



Laichende Nasen. Foto: © Michel Roggo

Entwicklung der Fischbestände in kleinen und mittelgrossen Schweizer Fliessgewässern

Eine Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

10. August 2026

FISCHWERK
GMBH
FISCHBIOLOGIE • GEWÄSSERÖKOLOGIE • GEOINFORMATIK

 **Aquabios**
Aquatic Ecology


Timothy Alexander
AQUATIC CONSULTING

Versionen

Version	Datum	Status	Verteiler	Bemerkungen
1	03.03.2026	1. Entwurf	Projektteam	Generelle Korrekturen
2	23.04.2026	2. Entwurf	Projektteam	Sprachliche Korrekturen
3	27.05.2026	3. Entwurf	Projektteam	Anpassung Extremsommer 2026
4	10.08.2026	Endfassung	Projektteam	-

Impressum

Auftraggeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)
Abteilung Wasser
CH-3003 Bern

Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Auftragnehmer:

Fischwerk GmbH
Neustadtstrasse 7
6003 Luzern

Aquabios GmbH
Les Fermes 57
1792 Cordast

Timothy Alexander – Aquatic Consulting
Bernstrasse 23
3037 Herrenschanen

Autoren:

N. Achermann, Fischwerk GmbH
S. Rossbacher, Fischwerk GmbH
P. Vonlanthen, Aquabios GmbH
A. Roulin, Aquabios GmbH
T. Alexander, Aquatic Consulting

Begleitung BAFU:

Anne-Sophie Voisin
Bänz Lundsgaard-Hansen
Carmela Doenz
Oliver Selz

Verdankung:

Für die Unterstützung und Steuerung dieses Projekts danken wir Anne-Sophie Voisin, Bänz Lundsgaard-Hansen, Carmela Doenz und Oliver Selz vom Bundesamt für Umwelt (BAFU).

Zudem möchten wir den Fachbüros und Kantonen danken, welche uns bereitwillig mit Befischungsdatensätzen unterstützt haben.

Hinweis: Diese Studie/dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Zusammenfassung

Zielsetzung und Datengrundlage

Ziel dieser Arbeit war es, die langfristige Entwicklung der Fischbestände in Schweizer Fliessgewässern anhand verfügbarer quantitativer Elektrofischungsdaten zu analysieren. Dabei sollten schweizweite, fischregionsspezifische sowie artspezifische Trends identifiziert und in einen ökologischen Kontext eingeordnet werden.

Durch die Zusammenführung von Daten aus nationalen Programmen (insbesondere NAWA), kantonalen Monitorings sowie älteren, bislang nicht integrierten Datensätzen konnte ein umfassender Datensatz mit über 1'500 quantitativen Befischungen von 1981 bis 2024 ausgewertet werden. Trotz der heterogenen Datenstruktur erlaubte der Einsatz linearer gemischter Modelle eine mustererkennende Analyse langfristiger Entwicklungen unter Berücksichtigung räumlicher Unterschiede. Die Auswertungen spiegeln damit die Entwicklung der Fischbestände während der letzten rund 35 Jahre wider; Aussagen zu früheren historischen Entwicklungen sind auf Basis der verfügbaren Daten nicht möglich.“

Schweizweite und fischregionale Trends

Auf nationaler Ebene zeigt sich eine signifikante Zunahme der Fischdichte, während die Biomasse über die Zeit weitgehend stabil bleibt. Der zeitliche Trend erklärt nur einen kleinen Teil der Gesamtvarianz; deutlich prägender sind räumliche Unterschiede zwischen Standorten und Fischregionen. Dies verdeutlicht die hohe Bedeutung lokaler Gewässerbedingungen für die Bestandsentwicklung.

Auf Ebene der Fischregionen treten diese Muster der Zunahme der Fischdichte bei gleichbleibender Biomasse insbesondere in Gewässern der Forellen- und Äschenregion auf. In Gewässern der Barbenregion zeigen die Trends zwar ein ähnliches Muster wie in den übrigen Regionen, sind jedoch aufgrund der begrenzten Datengrundlage statistisch nicht gesichert.

Artspezifische Entwicklungen und Veränderungen der Längenzusammensetzung

Besonders ausgeprägt sind die Veränderungen auf Artniveau. Generalistische Arten wie Alet, Barbe und Schneider zeigen über alle Fischregionen hinweg signifikante Zunahmen der Dichte und teilweise auch der Biomasse. Demgegenüber weisen empfindliche Arten wie Forelle, Äsche und Trüsche überwiegend rückläufige Trends auf. Diese gegenläufigen Entwicklungen prägen die beobachteten Veränderungen der Artenzusammensetzung massgeblich.

Die Analyse der Längenzusammensetzung ergänzt dieses Bild. Bei mehreren Arten gehen Bestandszunahmen mit einer Abnahme der Medianlänge der gefangenen Fische einher, was darauf hindeutet, dass die Zunahmen in der Gesamtdichte primär durch kleinere Individuen innerhalb einer Art verursacht werden. Zusätzlich gewinnt der Anteil kleinwüchsiger Fischarten am Gesamtbestand an Bedeutung. Bei der Forelle ist der Bestandsrückgang zudem mit einem überproportionalen Verlust grosser Individuen verbunden. Damit verändern sich nicht nur die Häufigkeiten der Arten, sondern auch die populationsinternen Längenstrukturen der Fischgemeinschaften.

Biodiversität und funktionelle Zusammensetzung

Auch auf Ebene der Biodiversität zeigen sich konsistente Trends. Die lokale Artenvielfalt (Alpha-Diversität) nahm in Gewässern sämtlicher Fischregionen zu, besonders ausgeprägt in Gewässern der Forellen- und Äschenregion. Die Entwicklung der Unterschiede zwischen Fischgemeinschaften verschiedener Standorte (Beta-Diversität) unterscheidet sich hingegen regional: In Gewässern der Forellenregion nahm sie zu, während sie in solchen der Äschen- und Barbenregion abnahm. Insgesamt ist die beobachtete Entwicklung kritisch zu bewerten. Zwar nimmt auf lokaler Ebene die Artenzahl zu, die Biodiversität im Sinne vielfältiger und differenzierter Fischgemeinschaften entwickelt sich jedoch eher negativ, da sich die Gemeinschaften langfristig ähnlicher werden.

Die gildenbasierte Analyse stützt die kritische Entwicklung, denn sie deutet darauf hin, dass die Homogenisierung der Artgemeinschaften durch eine Verschiebung von spezialisierten und empfindlichen Arten hin zu generalistischen Arten verursacht wird.

Datenlücken bei seltenen und gefährdeten Arten

Auffallend in den Analysen war die geringe Datengrundlage für seltene und gefährdete Fischarten wie zum Beispiel die Nase oder die Dorngrundel. Die Mehrheit der gefährdeten Fischarten wurde in quantitativen Befischungen nur selten oder gar nicht nachgewiesen, sodass zu diesen Arten kaum belastbare Trends zu Dichte, Biomasse oder Grössenstruktur berechnet werden konnten. Dies schränkt die Aussagekraft der Analysen gerade für jene Arten ein, die aus naturschutzfachlicher Sicht besonders relevant wären. Die Auswahl von zukünftigen Monitoringstandorten sollte daher auch spezifisch auf diese seltenen Arten ausgerichtet sein. Zudem sollte bei nahverwandten oder kryptischen Arten eine möglichst genaue Bestimmung angestrebt werden und bei Bedarf durch genetische Methoden ergänzt werden.

Einordnung der Ergebnisse

Die Ergebnisse sprechen weniger für einen generellen Fischrückgang als vielmehr für eine strukturelle Umgestaltung der Fischgemeinschaften mit klaren Gewinner- und Verliererarten. Diese Resultate sind kongruent mit internationalen Studien, nationalen Beobachtungen und fachlicher Erfahrung. Deshalb muss davon ausgegangen werden, dass die beschriebenen Muster tatsächliche, grossräumige Entwicklungen widerspiegeln.

Die beobachteten Trends sind insgesamt gut mit bekannten ökologischen Reaktionen auf klimatische Veränderungen erklärbar, insbesondere im Zusammenhang mit steigenden Wassertemperaturen. Hier sei angemerkt, dass sämtliche Daten der vorliegenden Studie vor dem extrem heissen und trockenen Sommer 2026 gesammelt und ausgewertet wurden. Der Extremsommer 2026 dürfte die beobachtete Abnahme von kälteliebenden und empfindlichen Arten, wie Äschen und Forellen, nochmals beschleunigen. Wie stark und wie schnell sich solche Extremereignisse auf die Entwicklung des Gesamtfischbestands auswirken, werden künftige Untersuchungen wie die nächsten NAWA-Erhebungen 2027 zeigen. Klar scheint, dass der in der vorliegenden Studie dokumentierte Prozess der Veränderung der Schweizer Fischbestände nicht abgeschlossen ist.

Gleichzeitig lassen sich die Trends auch mit einer Zunahme anderer anthropogen bedingten Veränderungen erklären, die unabhängig vom Klimawandel zu einer Abnahme der Lebensraumqualität führen (z. B. Wasserqualität oder Gewässerstruktur). Eine robuste statistische Beweisführung hinsichtlich Ursachen der beobachteten Trends war aufgrund des sehr heterogenen Datensatzes jedoch schwierig. Ergänzende Analysen mit Landnutzungsdaten und modellierten Wassertemperaturen trugen z.B. nicht zur weiteren Aufklärung der zugrunde liegenden Prozesse bei.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass grossräumige Trends durch eine ausgeprägte standortspezifische Variabilität überlagert werden: Die Entwicklungen an einzelnen Gewässern können sehr unterschiedlich sein. Damit wird folgendes klar: aus den hier beobachteten generellen Trends lässt sich keine Aussage darüber machen, wie sich ein Gewässer im Einzelfall entwickelt. Ebenso ist es unmöglich, aufgrund eines in einem Gewässer festgestellten Trends auf die gesamtschweizerischen Entwicklungen zu schliessen.

Empfehlungen

Aufgrund der starken Zunahme der menschlichen Einflüsse auf Gewässer sind die Fische in der Schweiz im letzten Jahrhundert sehr stark unter Druck gekommen. Die vorliegende Analyse hat gezeigt, dass sich die Fischbestände trotz zahlreicher getroffener Massnahmen für natürlichere Gewässer in den letzten 30 Jahren nicht erholt haben. Insbesondere empfindliche und kältebedürftige Arten sind stark unter Druck und werden es angesichts von Extremsommern wie 2026 künftig noch mehr sein. Um empfindliche Arten trotz Klimawandel zu erhalten, sind naturnahe Gewässer zentral und weitere Massnahmen notwendig, um solche Gewässer zu erhalten bzw. wiederherzustellen. Die zentralen ökologischen Handlungsfelder sind bekannt und betreffen die Verbesserung von Hydrologie, Wasserqualität,

Temperaturregime und Lebensraumqualität. Massnahmen zur Vernetzung, zur ökologischen Sanierung der Wasserkraft sowie zur Revitalisierung sollten konsequent weitergeführt und intensiviert werden. Ein besonderer Fokus sollte dabei auf Massnahmen liegen, welche die Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässer abmildern, etwa durch die Stärkung des natürlichen Wasserrückhalts, die Wiederanbindung von Auen, eine naturnahe Gestaltung der Einzugsgebiete sowie durch Beschattung und strukturelle Aufwertungen zur Reduktion sommerlicher Temperaturextreme. Gewässer mit Vorkommen gefährdeter Arten sollten prioritär behandelt werden, wobei neben langfristigen Revitalisierungsprojekten auch lokal umsetzbare, kurzfristige Strukturmassnahmen von Bedeutung sind.

Die raschen lokalen Veränderungen der Fischbestände zeigen, wie wichtig das fischökologische Monitoring ist. NAWA bildet dafür eine erste wichtige und zentrale Grundlage und muss dringend fortgesetzt werden. Zusätzlich besteht ein klarer Bedarf an einer besseren Koordination der fischökologischen Monitoringprogramme. Mit der MSK-Methode Fische sollte schweizweit ein einheitlicher methodischer Standard angewendet werden. In Ergänzung zu NAWA braucht es an weiteren gezielt ausgesuchten Standorten Zeitreihen. Zukünftige Monitoringaktivitäten sollten alle grossen Einzugsgebiete, Fischregionen, Gewässer mit gefährdeten Arten sowie unterschiedliche Gewässergrössen oder Höhenlagen umfassend und systematisch abdecken. Dadurch könnte die langfristige Entwicklung der Fischbestände umfassender als heute dokumentiert werden und negative Trends frühzeitiger und vollständiger erkannt werden.

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	7
1.1	SITUATION DER FISCHBESTÄNDE IN DER SCHWEIZ	7
1.2	SITUATION DER FISCHBESTÄNDE AUSSERHALB DER SCHWEIZ	9
1.3	HISTORISCHE ENTWICKLUNG	9
1.4	FISCHE ALS INDIKATOR DES GEWÄSSERZUSTANDS	9
1.5	GESETZLICHE GRUNDLAGEN	10
1.6	AUFTRAG	10
2	VORGEHEN	12
2.1	ERSTELLUNG DES ZU UNTERSUCHENDEN DATENSATZES	12
2.2	AUFBEREITUNG DER DATEN	14
2.3	GRENZEN BEI DER INTERPRETATION DER DATEN	16
2.4	STATISTISCHER ANSATZ	17
3	SCHWEIZWEITE ENTWICKLUNG DER DICHTEN UND BIOMASSEN DES GESAMTFISCHBESTANDS	19
3.1	ZEITLICHE ENTWICKLUNG DER GESAMTDICHEN UND -BIOMASSEN	19
3.2	ENTWICKLUNG DER DICHTEN UND BIOMASSEN NACH FISCHREGION	22
3.3	ARTSPEZIFISCHE DICHTEN UND BIOMASSEN	24
4	MÖGLICHE URSACHEN FÜR DIE BEOBACHTETEN VERÄNDERUNGEN	35
4.1	ENTWICKLUNG DES FISCHBESTANDS VERSCHIEDENER GILDEN	35
4.2	EINFLUSS VERSCHIEDENER UMWELTFAKTOREN AUF DIE ENTWICKLUNG DER FISCHBESTÄNDE	39
5	ARTENSCHUTZ UND BIODIVERSITÄT	42
5.1	GEFÄHRDETE ARTEN	42
5.2	BIODIVERSITÄT DER FISCHFISCH IN DER SCHWEIZ	46
6	ENTWICKLUNG DER FISCHBESTÄNDE IN LANGZEITMONITORINGS	53
6.1	GENERELLE TRENDANALYSE VON LANGZEITDATEN	53
6.2	DICHTEN UND BIOMASSEN IN EINZELNEN GEWÄSSERN	54
7	EINORDNUNG DER ERGEBNISSE	58
7.1	VERÄNDERUNGEN SIND ART- UND GEWÄSSERSPEZIFISCH	58
7.2	RÜCKGANG SENSIBLER FISCHARTEN	58
7.3	KEINE HINWEISE AUF EINE FLÄCHENDECKENDE ERHOLUNG DER FISCHBESTÄNDE	59
7.4	MANGEL AN LANGZEITMONITORINGS ERSCHWERT DIE TRENDINTERPRETATION	59
7.5	AUSSAGEN GELTEN FÜR KLEINE BIS MITTELGROSSE FLIESSGEWÄSSER	60
8	EMPFEHLUNGEN	61
8.1	UMWELTMASSNAHMEN ZUR VERBESSERUNG VON HYDROLOGIE, TEMPERATUR UND LEBENSRAUM	61
8.2	AUSBAU UND KOORDINATION DER FISCHÖKOLOGISCHEN ÜBERWACHUNG	61
9	LITERATURVERZEICHNIS	63
10	ANHANG	66
10.1	ZUSÄTZLICHE AUSWERTUNGEN UND GRAFIKEN	66
10.2	MITTLERE BIOMASSEN ALLER NACHGEWIESENEN ARTEN PRO STANDORT	69
10.3	ARTENLISTE UND GILDEN	89
10.4	STATISTIK	90

1 Einleitung

1.1 Situation der Fischbestände in der Schweiz

1.1.1 Erkenntnisse aus Fangstatistiken

Die Entwicklung der Fischbestände in Schweizer Fliessgewässern wird seit mehreren Jahrzehnten intensiv untersucht und diskutiert. Es liegen Hinweise auf einen Rückgang der Fischbestände vor, wobei sich Ausmass, Geschwindigkeit und betroffene Artengruppen je nach Datengrundlage und Betrachtungsweise unterscheiden. Insgesamt besteht heute ein breiter Konsens darüber, dass viele Fischpopulationen in Fliessgewässern unter Druck stehen. Gleichzeitig ist jedoch die Aussagekraft der zugrunde liegenden Daten heterogen und teilweise eingeschränkt.

Ein wesentlicher Teil der Hinweise die auf einen Rückgang der Fischbestände hindeuten beruht auf Fangstatistiken (Friedl, 1999). Diese Daten zeigen seit den 1980er- und 1990er-Jahren in vielen Regionen der Schweiz deutliche Rückgänge der Fangzahlen, insbesondere bei den Forellen und den Äschen (Abbildung 1-1), aber auch bei karpfenartigen Fischen (Friedl, 1999). Diese Entwicklungen waren ein zentraler Auslöser für das nationale Forschungsprogramm Fischnetz, das erstmals systematisch die Ursachen des wahrgenommenen Forellentrückgangs untersuchte (Fischnetz, 2004). Die Analysen zeigten, dass der Rückgang der Forellenbestände nicht monokausal erklärbar ist, sondern auf ein Zusammenwirken mehrerer Stressoren zurückzuführen ist, darunter Defizite in der Gewässerstruktur, veränderte Abfluss- und Temperaturregime, Krankheitsdruck (z. B. PKD¹), stoffliche Belastungen sowie fischereiliche Einflüsse.



Abbildung 1-1. Ein schweizweiter Rückgang ist insbesondere in den Fangzahlen der Forelle (links) und der Äsche (rechts) nachgewiesen. Auf Grundlage dieser Beobachtungen wird auf rückläufige Bestände dieser Arten geschlossen. Fotos © Michel Roggo

Bereits im Rahmen von Fischnetz wurde jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen, dass Fangstatistiken nur bedingt Rückschlüsse auf tatsächliche Bestandsgrössen zulassen. Fangzahlen spiegeln primär den Ertrag der Fischerei wider und sind stark abhängig vom Befischungsdruck respektive Befischungsaufwand, von fischereilichen Präferenzen, von Reglementen, von Besatzpraktiken sowie von der Fangbarkeit einzelner Arten (Fischnetz, 2004). In der Schweiz konzentriert sich die Fischerei in kleinen und mittelgrossen Fliessgewässern zudem überwiegend auf wenige Zielarten, insbesondere Forellen und Äschen, sodass diese Arten in Fangstatistiken stark repräsentiert sind, während nicht oder kaum befischte Arten nicht abgebildet werden (Fischnetz, 2004).

Spätere Auswertungen der aufwandkorrigierten Anglerfangdaten bestätigten die langfristigen Rückgänge bei Forellen und Äschen in vielen Regionen und zeigten zugleich eine hohe räumliche Variabilität zwischen Gewässertypen und Einzugsgebieten (Mertens & Kury, 2018). Gleichzeitig wurde noch

¹ PKD: Proliferative Nierenkrankheit, eine durch Parasiten verursachte Fischkrankheit.

deutlicher, dass Fangstatistiken nur eingeschränkt geeignet sind, um Aussagen über die Entwicklung der gesamten Fischgemeinschaft zu treffen. Für viele Arten mit geringer fischereilicher Bedeutung oder geringer Fangbarkeit stellen Fangstatistiken keine belastbaren Daten dar, obwohl diese Arten für die ökologische Funktionsfähigkeit der Gewässer ebenfalls von zentraler Bedeutung sind.

1.1.2 Erkenntnisse aus Bestanderhebungen

Quantitative, standardisierte Elektrobefischungen ermöglichen eine genauere Erfassung von Fischbeständen als Fangstatistiken, da sie unabhängige Abundanz- und Biomassedaten liefern, die nur in geringem Masse von der Fangbarkeit oder dem Befischungsaufwand abhängig sind. Im Unterschied zu fangabhängigen Daten (z.B. CPUE aus Fischereistatistiken) werden hier Artenzusammensetzung, Dichte, Biomasse und Grössenstrukturen über ein definiertes, wiederholbares Protokoll erfasst, was die Vergleichbarkeit über Zeit und Raum stark verbessert (Zale et al., 2012).



Abbildung 1-2. Bei einer quantitativen Elektrobefischung wird ein Gewässerabschnitt am flussaufwärts gelegenen Streckenende abgesperrt (links) und mehrfach befischt (rechts); aus der Abnahme der Fangzahlen zwischen den Durchgängen werden Fischdichte und Biomasse des Bestands genau geschätzt. Fotos © Aquabios

Mit NAWA TREND Biologie (Modul Fische) steht in der Schweiz seit 2012 ein nationales Monitoring zur Verfügung, das auf solch standardisierten, quantitativen Erhebungen basiert und vergleichbare Bestandsdaten aus überwiegend kleinen bis mittelgrossen, watbaren Fliessgewässern liefert (Vonlanthen, P. et al., 2024). Die bisherigen Auswertungen zeigen, dass viele dieser Gewässer deutliche ökologische Defizite aufweisen und dass Fischgemeinschaften häufig von wenigen, generalistischen Arten dominiert werden, während anspruchsvollere Arten nur in geringen Dichten vorkommen oder ganz fehlen (Vonlanthen, P. et al., 2024). Seit 2012 konnte jedoch kein genereller Rückgang beim Fischbestand festgestellt werden, durchaus aber unterschiedliche Entwicklungen je nach Fischart (Vonlanthen, P. et al., 2024).

Nebst NAWA ist nur eine einzige Studie aus der Schweiz bekannt, mit welcher die Entwicklung des Fischbestands anhand von Daten aus quantitativen Befischungen beurteilt wurde. Allerdings wurde in dieser Studie lediglich die Forelle betrachtet und keine weitere Fischart (C. Zaugg et al., 2003). Die wenigen, meist kurzen und räumlich nicht repräsentativen Zeitreihen erlaubten es nicht, statistisch gesicherte Trends abzuleiten. Beobachtete Schwankungen liessen sich nicht von natürlicher Variabilität unterscheiden; lediglich im Tessin wurde eine Bestandszunahme beobachtet. Insgesamt konnte die Studie nicht belegen, dass rückläufige Fänge auf einen generellen Rückgang der Forellenbestände zurückzuführen sind. Zudem konnten keine klaren Hinweise in Richtung einer Zu- oder Abnahme der Bestände abgeleitet werden.

1.2 Situation der Fischbestände ausserhalb der Schweiz

Ausserhalb der Schweiz durchgeführte Untersuchungen zeigen, dass Fischbestände in Fliessgewässern in den letzten Jahrzehnten nicht generell zurückgehen. In mehreren grossräumigen Studien werden zunehmende, stabile und abnehmende Trends je nach Fischart nachgewiesen, was auf eine ausgeprägte Verschiebung im Artgefüge hindeutet, anstatt auf einen flächendeckenden Rückgang der Fischfauna (Danet et al., 2024; Friedrichs-Manthey et al., 2024).

Eine aktuelle Analyse standardisierter Elektrofischungsdaten aus Norddeutschland (2004–2020) zeigt beispielsweise, dass nur ein Teil der untersuchten Arten klare Abnahmetrends aufweist, während andere Arten stabil bleiben oder gar zunehmen (Friedrichs-Manthey et al., 2024). Dabei sind einheimische Arten häufiger rückläufig, während nicht-einheimische Arten überproportional oft positive Trends zeigen, was auf eine zunehmende Bedeutung invasiver Arten für die Zusammensetzung der Fischgemeinschaften hinweist. Über verschiedene Regionen hinweg wird zudem eine temperaturbedingte Verschiebung der Fischgemeinschaften beschrieben. Wärmetolerante Arten oder Arten mit höheren Laichtemperaturen zeigen tendenziell stabilere oder positive Entwicklungen, während kälteadaptierte Arten insbesondere in bereits warmen oder stärker anthropogen beeinflussten Gewässern unter Druck geraten. Diese sogenannte Thermophilisierung der Fischfauna wurde in mehreren Studien als konsistentes Muster identifiziert (Khaliq et al., 2024; Rumschlag et al., 2025; Xing et al., 2026).

Insgesamt zeigen verschiedene Studien übereinstimmend, dass sich die Fischfauna in Fliessgewässern Europas und Nordamerikas in einem dynamischen, richtungsabhängigen Wandel befindet, der weniger durch einen generellen Bestandsrückgang als durch Verschiebungen in Artenzusammensetzung und Herkunft der Arten geprägt ist.

Als wesentliche Ursachen für diese Veränderungen werden in der Literatur vor allem das Zusammenwirken von Klimawandel, invasiven Arten, hydromorphologischer Veränderung und Fragmentierung der Gewässer genannt, wobei deren relative Bedeutung stark zwischen Regionen und Gewässertypen variiert.

1.3 Historische Entwicklung

Bei der Interpretation der Ergebnisse der vorliegenden Studie ist zu berücksichtigen, dass diese lediglich Entwicklungen der letzten Jahrzehnte (ab 1980) abbilden und somit einen bereits stark anthropogen geprägten Zustand widerspiegeln. Historische Untersuchungen zeigen jedoch, dass wesentliche Veränderungen der Fischgemeinschaften bereits im 19. Jahrhundert einsetzten, insbesondere im Zuge der Industrialisierung, Gewässerkorrekturen und zunehmenden Verschmutzung (Haidvogel et al., 2015; Lenders, 2017). So führten Flussverbauungen, die Errichtung von Wehren und später Wasserkraftanlagen zu einem massiven Rückgang insbesondere wandernder Arten, während Habitatverlust und eine Verschlechterung der Wasserqualität die Fischbestände zusätzlich beeinträchtigten. Langfristige Rekonstruktionen in mehreren Regionen Europas deuten darauf hin, dass die ursprünglichen Bestände vieler Arten deutlich höher waren als heute und bereits über mehrere Jahrhunderte hinweg kontinuierlich abnahmen (Haidvogel et al., 2015). Vor diesem Hintergrund sind aktuelle Trends stets im Kontext dieser langfristigen Entwicklungen zu interpretieren und können eine bereits stark verschobene Ausgangssituation widerspiegeln.

1.4 Fische als Indikator des Gewässerzustands

Fliessgewässer und ihre Auen gehören in der Schweiz zu den vielfältigsten und ökologisch wertvollsten Lebensräumen. Sie bieten zahlreichen Tier- und Pflanzenarten wichtige Lebens-, Rückzugs- und Vernetzungsräume und sind damit zentral für die Erhaltung der biologischen Vielfalt. Gleichzeitig stehen diese Gewässer stark unter Druck. Zu den wichtigsten Belastungsfaktoren zählen Habitatverlust,

Gewässerverbauung und -fragmentierung, Verschmutzung, Wasserkraftnutzung sowie der Klimawandel (Bundesamt für Umwelt (BAFU), 2023). Der Biodiversitätsbericht des Bundesamts für Umwelt (2023) weist darauf hin, dass die Gefährdungslage zahlreicher Organismengruppen – darunter auch Fische – in den letzten Jahrzehnten zugenommen hat.

Fische sind zentrale Bestandteile aquatischer Ökosysteme und erfüllen wichtige ökologische Funktionen. Sie sind ein integraler Bestandteil von Nahrungsnetzen, tragen zur Regulierung von Nährstoffflüssen und Sedimentdynamiken bei und reagieren sensibel auf Veränderungen ihrer Umweltbedingungen. Folglich eignen sie sich in besonderem Masse als Indikatororganismen für den ökologischen Zustand von Fliessgewässern, da sie integrativ auf eine Vielzahl von Umweltfaktoren reagieren (BAFU (Hrsg.), 2024; Burkhardt-Holm, 2001; Karr, 1981). Aufgrund ihrer vergleichsweise langen Lebensdauer, ihrer Mobilität und ihrer Position in der Nahrungskette spiegeln Fischgemeinschaften nicht nur kurzfristige Belastungen, sondern auch langfristige und kumulative Einwirkungen auf das Gewässersystem wider. Die Überwachung der Fischbestände ist daher ein zentrales Instrument, um die ökologische Qualität der Gewässer zu beurteilen und die Wirksamkeit von Schutz- und Sanierungsmassnahmen zu überprüfen. Im Rahmen bereits getätigter Studien (z. B. NAWA) zeigen verschiedene Indikatoren eine Verschlechterung der Vielfalt und des Zustands der Fischfauna an. Die Folge daraus: Über 50 % der einheimischen Fisch- und Rundmaularten gelten in der Schweiz als gefährdet (B. Zaugg, 2022).

1.5 Gesetzliche Grundlagen

Das Bundesgesetz über die Fischerei (BGF; SR 923.0) hat gemäss Art. 1 BGF den Zweck, die Erhaltung, Förderung und nachhaltige Nutzung einheimischer Fischbestände sowie den Schutz ihrer Lebensräume sicherzustellen. Gemäss Art. 3 BGF sind die Kantone verpflichtet, die nachhaltige Nutzung der Fisch- und Krebsbestände zu regeln und dabei insbesondere die Artenvielfalt zu erhalten. Damit verbunden ist auch die Notwendigkeit, den Zustand der Fischbestände und Krebsbestände zu erfassen und zu beurteilen. Art. 11 BGF verpflichtet die Kantone zudem zur Beschaffung fischereilicher Grundlagen, insbesondere durch die Führung einer Fischereistatistik. Gemäss Art. 8 BGF sind Bund und Kantone verpflichtet, Massnahmen zur Verbesserung der Lebensbedingungen der Fische zu fördern.

Ergänzend verpflichtet das Gewässerschutzgesetz (GSchG; SR 814.20) in Art. 50 Bund und Kantone, die Wirksamkeit der Gewässerschutzmassnahmen zu überprüfen und die Öffentlichkeit regelmässig über den Zustand der Gewässer zu informieren.

Diese gesetzlichen Bestimmungen werden auf Verordnungsebene durch die Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei (VBGF; SR 923.01) konkretisiert, welche die Erhebung biologischer Daten, Wirkungskontrollen und die Berichterstattung regelt.

Mit dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt (Convention on Biological Diversity (United Nations, 1992)) hat sich die Schweiz verpflichtet, die biologische Vielfalt zu erhalten und deren Zustand regelmässig zu überwachen. Die nationale Umsetzung erfolgt über die Strategie Biodiversität Schweiz und deren Aktionsplan (BAFU, 2024), welche den Schutz und die Wiederherstellung aquatischer Ökosysteme ausdrücklich betonen.

1.6 Auftrag

In der Schweiz werden bereits seit Jahrzehnten standardisierte Aufnahmen des Fischbestandes für eine Vielzahl von Fragestellungen durchgeführt. Unter anderem auch quantitative Befischungen, bei denen der Fischbestand (Häufigkeit der einzelnen Arten und deren Biomasse) einer Gewässerstrecke präzise bestimmt werden kann. Diese Aufnahmen haben in der Regel als Ziel einzelne, meist lokal relevante

Fragestellungen zu bearbeiten. Bis heute wurden diese Daten jedoch nie zusammengetragen und übergreifend für alle Fischarten auf nationaler Ebene ausgewertet.

Vor diesem Hintergrund war das Ziel der vorliegenden Arbeit, alle verfügbaren Daten aus quantitativen Befischungen, die in der Schweiz in den vergangenen 45 Jahren durchgeführt wurden, systematisch zusammenzustellen, in einer Datenbank aufzubereiten und auszuwerten.

Auf der Basis dieser Daten sollten verschiedene Fragestellungen rund um die Schweizer Fischbestände in Fliessgewässern bearbeitet werden. Darunter:

- Wie entwickeln sich die Fischbestände in Schweizer Fliessgewässern gesamtheitlich?
- Gibt es Unterschiede in der Entwicklung zwischen den unterschiedlichen Fischregionen?
- Wie entwickeln sich einzelne Arten über die Zeit?
- Wie entwickelt sich die Biodiversität der Fischfauna in den Schweizer Fliessgewässern?
- Wie sieht die Entwicklung von Fischbeständen in einzelnen Gewässern mit Langzeitmonitorings aus und sind die Trends vergleichbar mit gesamtschweizerischen Veränderungen?
- Gibt es eindeutig auszumachende Ursachen, die die Entwicklungstrends erklären?

Die Arbeitsgemeinschaft Fischwerk, Aquabios und Aquatic Consulting wurde damit beauftragt, diese Arbeiten durchzuführen.

.

2 Vorgehen

2.1 Erstellung des zu untersuchenden Datensatzes

Die Qualität des zugrundeliegenden Datensatzes ist entscheidend für die Aussagekraft der darauf aufbauenden Auswertungen. Dementsprechend wichtig waren die Aufbereitung und Eingliederung sämtlicher Daten in eine standardisierte Datenbank. Um dies zu ermöglichen, wurden ausschliesslich Daten, welche die nachfolgenden Kriterien erfüllten, in die Datenbank aufgenommen:

- Die Befischung wurde quantitativ und in mind. 2 Befischungsdurchgängen durchgeführt.
- Informationen zur Fischart, deren Anzahl und mindestens deren Länge lagen für sämtliche gefangene Fische und getrennt nach Befischungsdurchgang vor.
- Die Befischungsstrecke musste eine repräsentative Länge² vorweisen und die befischte Fläche musste bekannt sein.
- Das Befischungsdatum musste bekannt sein.

Alle berücksichtigten Daten wurden in ein standardisiertes Format übertragen und in einer Datenbank abgelegt. Die Datenbankstruktur (Abbildung 2-1) entspricht dem Datenformat, welches auch im neuen MSK-Fische verwendet wird (BAFU (Hrsg.), 2024) und gemäss welchem auch die NAWA-Daten (Vonlanthen, P. et al., 2024) abgelegt sind. Auch weitere erhobene Daten sollen künftig in derselben Struktur bei InfoFauna abgelegt werden. Die Datenbank besteht aus vier Datenblättern, die über eindeutige Schlüssel miteinander verbunden sind:

- **Das Datenblatt „Location“** enthält standortspezifische Informationen, die über die Zeit konstant bleiben, wie z.B. geografische Koordinaten, Kanton, Fischregion, biogeografische Region, Einzugsgebiet, Gefälle, Höhe über Meer.
- **Das Datenblatt „Action“** ist über die Location-ID mit einem Standort verknüpft und dokumentiert die detaillierten Informationen der einzelnen quantitativen Befischungen. Dazu gehören z.B. das Befischungsdatum, die befischte Fläche, oder spezifische Umwelt- oder Einsatzbedingungen.
- **Das Datenblatt „Fish“** ist über die Action-ID mit dem Befischungsereignis verknüpft und enthält sämtliche Daten zu den gefangenen Fischen, darunter die Fischart, die Länge und das Gewicht der einzelnen Individuen sowie den Durchgang, in dem jeder Fisch gefangen wurde.
- **Das Datenblatt „DataOwner“** enthält schliesslich Informationen zur Herkunft bzw. zu den Besitzern der Daten und ist über die ID-Data Rights mit dem Befischungsereignis verknüpft.

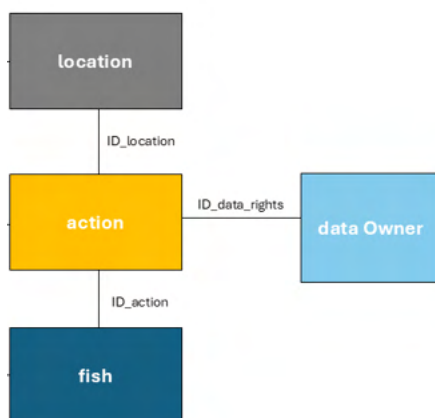


Abbildung 2-1. Vereinfachte Darstellung der Datenbankstruktur für quantitative Befischungen. Die Tabelle location enthält Informationen zu den Befischungsstandorten und ist über eine eindeutige Standort-ID (ID_location) mit den Befischungsereignissen (action) verknüpft. In der Tabelle action sind die einzelnen Befischungen mit einer eindeutigen Befischungs-ID (ID_action) erfasst. Die dabei erhobenen Fischdaten sind in der Tabelle fish abgelegt und den jeweiligen Befischungen zugeordnet. Angaben zu Datenrechten und Datenverantwortlichen werden in der Tabelle data owner geführt und über eine entsprechende ID (ID_data_rights) mit den Befischungsdaten verknüpft.

² Repräsentative Länge: mindestens die zehnfache Länge der benetzten Breite.

2.1.1 Verwendete Daten

Das BAFU hat für die Überarbeitung des Modulstufenkonzepts Fische (BAFU (Hrsg.), 2024) Daten zu quantitativen Befischungen von Fliessgewässern über weite Teile der Schweiz zusammengestellt. Dabei entstand ein Datensatz von 1'347 Befischungen. Dieser Datensatz enthielt bereits Daten aus dem NAWA-Programm, bei dem 50-66 Fliessgewässer in den Jahren 2012, 2015, 2019 und 2023 befischt wurden.

Damit lagen für den Zeitraum ab den 2000er Jahren bereits viele Daten vor. Aus den frühen 1990er und den 1980er Jahren hingegen waren es nur wenige, die den gewünschten Kriterien (siehe Kap. 2.1) entsprachen (Abbildung 2-2). In Folge gezielter Anfragen bei Berufskollegen hat sich gezeigt, dass doch einige Daten aus früheren Zeiten heute noch vorliegen. Diese mussten aber teilweise digitalisiert und allesamt in die Datenbank integriert werden.

Ein ähnliches Bild zeigte die geografische Verteilung der bereits vorliegenden Befischungsstandorte. So wiesen gewisse Landesteile sehr viele Befischungsdaten vor, während für andere kaum Daten vorhanden waren.

Deshalb wurden versucht, die Lücken gezielt zu schliessen. Insgesamt konnten durch dieses Vorgehen weitere 229 quantitative Befischungen in die Datenbank aufgenommen werden. Diese bestehen meist aus älteren Daten und teilweise auch langen Zeitreihen.

Die aktuelle Datenbank besteht demnach aus einer Zusammenstellung der folgenden Daten:

- Nationale Daten:
 - NAWA (2012 – 2023)
 - Wirkungskontrolle Revitalisierung (BAFU/EAWAG)
 - Testdatensatz MSK
 - Armin Peter (EAWAG/FishConsulting)
- Kantonale Daten
 - Kanton Bern
 - Kanton Freiburg
 - Kanton Uri
- Private Datenbanken diverser Fischökologie Büros

Insgesamt besteht der Datensatz aus 1'576 quantitativen Befischungen, die an 862 Standorten in 366 unterschiedlichen Fliessgewässern in der Schweiz durchgeführt wurden.

Die Abbildung 2-2 zeigt die geografische Verteilung der Standorte, für die Befischungsdaten zur Verfügung standen. Jeder Punkt repräsentiert einen befischten Abschnitt. Die Punkte sind zusätzlich entsprechend der Anzahl Jahre, in denen diese Abschnitte befischt wurden, eingefärbt.

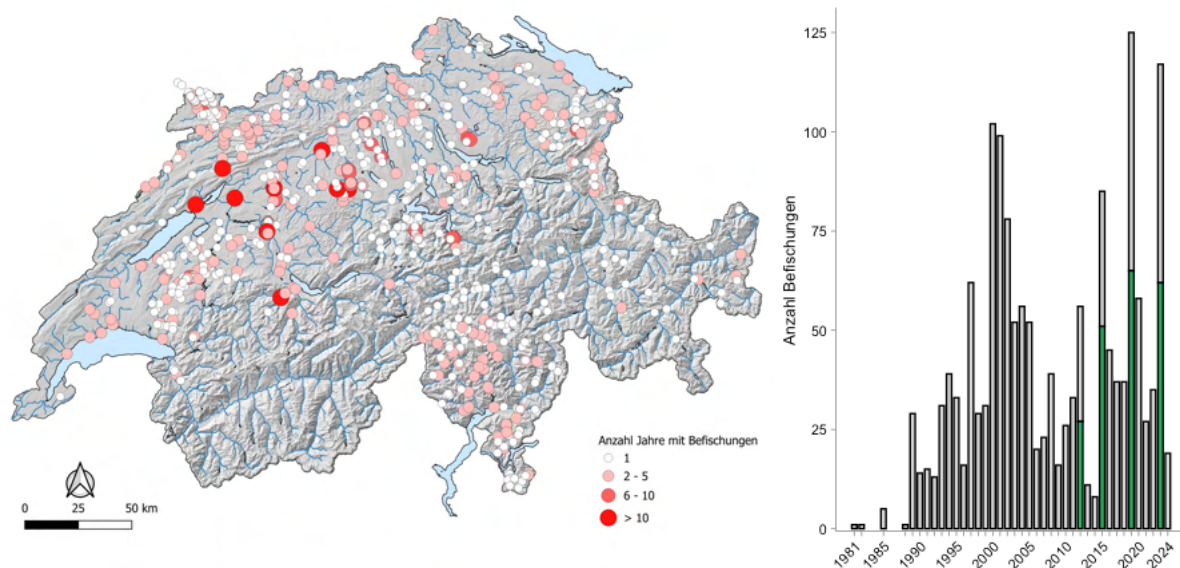


Abbildung 2-2: Links: Darstellung der geografischen Verteilung der Standorte, für die Befischungsdaten zur Verfügung standen. Jeder Punkt repräsentiert einen befischten Abschnitt. Die Punkte sind zusätzlich entsprechend der Anzahl Jahre, in denen diese Abschnitte befischt wurden, eingefärbt. Rechts: Anzahl der Befischungen pro Jahr. Erhebungen im Zusammenhang mit dem NAWA-Projekt sind grün eingefärbt.

2.2 Aufbereitung der Daten

Um die Vergleichbarkeit der resultierenden Erkenntnisse so gut wie möglich zu sichern, wurden für die Datenanalysen gewisse Anpassungen an Daten aus der Datenbank vorgenommen. Diese Anpassungen betrafen insbesondere die taxonomische Einteilung der Fischarten. Sogenannte «Schwesterarten», die aufgrund ihrer Morphologie nur schwer zu identifizieren sind und daher im Feld oftmals nicht immer gut auf Artniveau bestimmt werden konnten oder generell ähnliche ökologische Ansprüche haben (z.B. Elritzen, Gründlinge, südliche und nördliche Arten der Barbe, Forelle, Äsche, Strömer usw.), wurden deshalb für die Auswertungen zusammengefasst.

Sammelbezeichnungen wie «Cypriniden» oder «unbestimmte Fischart», die in der Datenbank ebenfalls oft vorkommen, wurden unter dem Begriff «andere Arten» zusammengefasst. Weiter wurden bei Forellen in den ursprünglichen Daten oftmals Seeforellen und Bachforellen unterschieden. Diese wurden für die Analysen unter der Bezeichnung «Forellen» zusammengefasst. Flusskrebse wurden aus allen Auswertungen ausgeschlossen da diese mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht systematisch miterfasst wurden.

2.2.1 Berechnung der Fischdichte und Biomasse

Die wichtigsten Vergleichsgrößen für die Analyse der Entwicklung von Fischbeständen sind artspezifische Dichten und Biomassen. Sie erlauben einen Häufigkeitsvergleich über Ort und Zeit. Eine Voraussetzung ist hierbei, dass die Dichten und Biomassen über alle Standorte hinweg gleich berechnet werden. Da bei Elektrobefischungen in der Regel nur ein Teil des tatsächlich vorhandenen Fischbestands gefangen wird, ist eine Schätzung erforderlich, um die effektive Dichte zu bestimmen. Zu diesem Zweck wurde, wie schon 2003 (C. Zaugg et al., 2003), die Methode nach Carle & Strub (Carle & Strub, 1978) angewandt, die sich für diesen Zweck bewährt hat und eine statistisch fundierte Schätzung der Populationsdichte ermöglicht. Die Berechnungen erfolgten mithilfe des R-Pakets «FSA» (Ogle et al., 2025) und wurden pro Strecke und pro Befischungsdurchgang für jede Art gefangene Anzahl angewandt.

Das Schätzungsverfahren nach Carle & Strub beruht auf der Annahme, dass die Anzahl gefangener Fische einer Art mit jedem Befischungsdurchgang abnimmt. Deshalb kann bei Befischungen, bei denen keine oder nur eine geringe Abnahme der Fangzahlen beobachtet wird, keine verlässliche Dichteschätzung durchgeführt werden. In solchen Fällen wurden die tatsächlichen Fangzahlen der Individuen verwendet – im Bewusstsein, dass die effektive Dichte dadurch unterschätzt wird. Dieses Vorgehen wird auch für die Berechnung der Fischdichten nach dem neuen Modulstufenkonzept Fische angewendet (BAFU (Hrsg.), 2024).

Die effektive Biomasse wurde berechnet, indem das Verhältnis zwischen der berechneten Individuenzahl und der tatsächlich gefangenen Individuenzahl mit der gemessenen Biomasse aus der jeweiligen Erhebung multipliziert wurde. Fehlende Gewichtsangaben einzelner Fische wurden anhand ihrer Länge unter Verwendung des mittleren Konditionsindex pro Art berechnet.

Um die Ergebnisse der Befischungen verschiedener Standorte miteinander vergleichen zu können, wurden die Ergebnisse auf die Fläche der jeweils befischten Strecken bezogen und auf eine Dichte (N/ha) bzw. Biomasse (kg/ha) pro Hektar hochgerechnet.

2.2.2 Herleitung der Fischregion

Eine der wichtigsten Bezugsgrößen bei Fischbestandsanalysen bildet die Fischregion der befischten Gewässer. Sie wirkt sich nicht nur auf die Auftretenswahrscheinlichkeit einer Art aus, sondern auch auf deren erwartbare Dichten und Biomassen (BAFU (Hrsg.), 2024; Degiorgi & Raymond, 2000; Verneaux, 1973, 1981). Es gibt verschiedene Möglichkeiten, die Fischregion eines Gewässerabschnitts herzuleiten. Die meisten nehmen Bezug auf das Streckengefälle in Abhängigkeit der benetzten Gerinnebreite (Huet, 1994) und nehmen eine kategorische Einteilung in Forellen-, Äschen-, Barben- und Brachsmenregion vor. Genauere Herangehensweisen berücksichtigen zudem auch die Wassertemperatur und die Höhenlage sowie weitere Parameter (BAFU (Hrsg.), 2024; ONEMA, 2010).

Da für viele der vorliegenden Befischungsstandorte die Fischregion nicht bekannt war und wenn doch, diese meistens nur in einer kategorischen Zuordnung vorlag, wurde entschieden, für die Analysen die kategorische Einteilung in Forellen-, Äschen- und Barben-/Brachsmenregion zu verwenden. Fehlende Angaben wurden ergänzt, indem in einem ersten Schritt das Gefälle bestimmt wurden. Wurde dabei über eine Distanz von ca. 0.5 km um den Befischungsstandort ein Gefälle von mehr als 10 ‰ festgestellt, so wurde die Fischregion «Forellenregion» für den betroffenen Gewässerabschnitt definiert. Die nach dieser einfachen Zuweisung übrig gebliebenen Befischungsstandorte wurden nach DVWK (1996) gemäss benetzter Breite und Gefälle in die entsprechenden Fischregionen zugeordnet (Tabelle 2-1).

Für Analysen, in denen die Fischregion eine entscheidende Rolle einnimmt, wurden sieben Standorte, die der Brachsmenregion zugewiesen wurden, ausgeschlossen, da diese aufgrund der zu geringen Stichprobengröße nicht für eine eigenständige Analyse ausreichten.

Tabelle 2-1. Verwendete Grundlage zur Zuordnung von Gewässerabschnitten zu einer Fischregion entsprechend ihrer Breite und ihrem Gefälle (basierend auf DVWK (1996) und Huet (1949)).

Fischregion	Gefälle [‰] für Breiten von				
	1 m	3 m	15 m	60 m	200 m
Forellenregion	50.0–12.5	25.0–7.5	17.5–6.0	12.5–4.5	–
Äschenregion	–	7.5–3.0	6.0–2.0	4.5–1.25	>0.75
Barbenregion	–	3.0–1.0	2.0–0.5	1.25–0.33	0.75–0.25
Brachsmenregion	12.5–0.0	1.0–0.0	0.5–0.0	0.33–0.0	0.25–0.00

2.2.3 Gildenzugehörigkeit

Fischgilden ordnen Arten anhand gemeinsamer ökologischer Eigenschaften und Anforderungen, wie etwa Strömungspräferenz, Laichsubstrat, Ernährungsweise oder der Nutzung bestimmter Strukturen (Schmutz et al., 2000) ein. Durch diese funktionale Einteilung lassen sich Arten mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen und Rollen im Gewässer zu übergeordneten Kategorien zusammenfassen. Eine Auswertung nach Gilden kann also sinnvoll sein, da Veränderungen in der funktionalen Zusammensetzung der Fischgemeinschaft aufgezeigt und damit Rückschlüsse auf strukturelle oder ökologische Veränderungen im Gewässer ermöglicht werden können.



Abbildung 2-3. Atlantische Forellen (links) und Bitterlinge (rechts) gehören unterschiedlichen Fischgilden an. Die Forelle z.B. leicht auf kiesigem Substrat und benötigt kühle Wassertemperaturen. Der Bitterling laicht in Muscheln und benötigt temperiertes Wasser. Fotos © Michel Roggo.

2.3 Grenzen bei der Interpretation der Daten

Der Datensatz umfasst quantitative Befischungen aus der gesamten Schweiz. Die räumliche Abdeckung sowie die Länge der Zeitreihen abschnittsspezifischer Erhebungen variieren jedoch je nach Standort und Region. Rund zwei Drittel der Gewässerabschnitte wurden nur einmal untersucht, während eine Untergruppe von Standorten (z.B. NAWA-Standorte) systematisch mehrfach beprobt wurden. Lediglich eine geringe Anzahl von Standorten wurde über viele Jahre hinweg wiederholt überwacht.

Neben der stark variierenden zeitlichen Kontinuität der Befischungen bestehen Unterschiede in der Datenverfügbarkeit bei der Aufgliederung der Gewässer nach Fischregion. Insbesondere in der Barbenregion ist die Anzahl der untersuchten Standorte deutlich geringer als in der Forellen- und Äschenregion. Die zeitliche Verteilung der Befischungen ist in Gewässern dieser Fischregion zudem ungleichmässig, was die Detektion langfristiger Trends erschwert. Entsprechend ist die Aussagekraft von Trendanalysen in schwächer beprobten Regionen eingeschränkt und die Vergleiche sind mit Vorsicht zu interpretieren.

Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass der Datensatz historisch gewachsen ist und sich Erhebungsfokus, Methodik und taxonomische Genauigkeit im Laufe der Zeit möglicherweise verändert haben. In früheren Befischungen lag der Schwerpunkt unter Umständen eher auf grösseren oder fischereilich relevanten Arten, während kleine, insbesondere sohl nah lebende oder schwer erfassbare Arten, wie z.B. Schmerlen, Groppen oder Bachneunaugen (Abbildung 2-4), möglicherweise weniger konsequent erfasst wurden³. Verbesserungen in Methodik, Bestimmungskennntnissen und eine erhöhte Standardisierung können daher zu einer erhöhten Nachweiswahrscheinlichkeit solcher Arten in jüngeren Daten beitragen, ohne zwingend reale Bestandsveränderungen zu widerspiegeln.

Diese ausgeprägte Heterogenität der Datengrundlage wirkt sich direkt auf die statistische Auswertung und deren Interpretation aus.

³ Dies war zudem ein Grund ausschliesslich Daten aus quantitativen Befischungen zu verwenden, da bei dieser Erhebungsmethode die Wahrscheinlichkeit jene Arten zu erwischen merklich steigt.



Abbildung 2-4. Groppen (links) und Bachneunaugen (rechts) sind mittels elektrischer Befischung nur schwer zu fangen, insbesondere wenn man sie nicht bewusst befischt. Fotos © Michel Roggo.

2.4 Statistischer Ansatz

2.4.1 Analyse zeitlicher Trends von Dichte und Biomasse

Vor diesem Hintergrund wurde der statistische Ansatz zur Auswertung der Daten so gewählt, dass er die Heterogenität der Datengrundlage bestmöglich berücksichtigt. Zur Analyse der Veränderungen der Gesamtdichte und Biomasse im Zeitverlauf wurden lineare (LM) und lineare gemischte Regressionsmodelle (LMM) verwendet (Bates et al., 2015; Zuur et al., 2009). Dichte und Biomasse wurden logarithmisch transformiert, um ihre schiefe Verteilung mit vielen niedrigen Werten und einigen wenigen sehr hohen Werten zu berücksichtigen und eine möglichst homogene Varianz über den gesamten Wertebereich zu erreichen.

Befischungsstrecke und Fischregion wurden als Zufallseffekte einbezogen, um systematische Unterschiede in der Fischbiomasse und -dichte zwischen Standorten und Fischregionen zu berücksichtigen (Details siehe Anhang Kap. 10.4). Lineare gemischte Modelle eignen sich für diese Fragestellung, da sie Unterschiede auf Standort- und Regionsebene berücksichtigen und alle verfügbaren Daten nutzen können, selbst wenn die Erhebungshäufigkeit zwischen den Standorten variiert (Bates et al., 2015; Zuur et al., 2009).

Zur Prüfung, ob die intensivere und systematischere Beprobung in NAWA-Gewässern die beobachteten zeitlichen Trends beeinflusst, wurde zusätzlich ein Interaktionsterm zwischen Beprobungsjahr und NAWA-Zugehörigkeit in die Modelle aufgenommen. Die Ergebnisse zeigen, dass NAWA-Daten die Stärke einzelner Trends beeinflussen können, der grundsätzliche Trendverlauf jedoch auch ausserhalb der NAWA-Gewässer vergleichbar bleibt (vgl. Anhang Kap. 10.4.8). Ergänzend wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt, um den Einfluss der Datenherkunft, Länge der Zeitreihe pro Standort und der zeitlichen Datengrundlage (Einfluss früher Erhebungsjahre) auf die modellierten Trends zu prüfen. Insgesamt zeigen die Analysen, dass die untersuchten Faktoren die Stärke der Trends teilweise beeinflussen, jedoch keine grundlegende Änderung der Trendrichtung bewirken. Eine Einschränkung auf strengere Kriterien (z. B. nur Standorte mit ≥ 3 Befischungen) hätte zudem zu einer deutlichen Reduktion der Stichprobengrösse und räumlichen Abdeckung geführt, weshalb auf eine explizite Berücksichtigung dieser Faktoren in den Modellen verzichtet wurde (vgl. Anhang Kap. 10.4.7).

2.4.2 Multivariate Analyse der Fischgemeinschaften

Mittels multivariater Analyse wurden Unterschiede in der Zusammensetzung der Fischgemeinschaften zwischen den Fischregionen (Forellen-, Äschen- und Barbenregion) sowie deren Entwicklung über die Jahrzehnte untersucht (Clarke & Gorley, 2015; Kruskal & Wish, 1978; Manly, 1994). Die Ergebnisse werden in einer zweidimensionalen Grafik dargestellt, in der jede Region und Dekade als Punkt erscheint (MDS basiert auf der euklidischen Entfernung der quadratwurzeltransformierten Fänge; vgl. Abbildung 3-7 in Kap. 3.3.2). Der Abstand zwischen den Punkten zeigt, wie ähnlich oder unterschiedlich sich die Fischgemeinschaften sind. Darüber hinaus werden diejenigen Arten angegeben, die eine besonders starke Übereinstimmung mit den beobachteten Unterschieden aufweisen.

3 Schweizweite Entwicklung der Dichten und Biomassen des Gesamtfischbestands

Die in Kapitel 3 dargestellten Ergebnisse folgen einem hierarchischen Ansatz, um die heterogene Datenbasis schrittweise auszuwerten und die beobachteten Trends nachvollziehbar zu interpretieren. Zunächst werden übergeordnete, gesamtschweizerische Entwicklungen der Fischdichte und -biomasse dargestellt, die einen integralen Überblick über die zeitlichen Veränderungen liefern.

Darauf aufbauend werden die Ergebnisse stufenweise verfeinert, indem regionale Unterschiede zwischen Fischregionen sowie artspezifische und funktionelle Muster analysiert werden. Ergänzende Auswertungen zur Diversität und zu Standorten mit langen Zeitreihen ermöglichen es, die grossräumigen Trends weiter einzuordnen und deren Stabilität auf lokaler Ebene zu prüfen.

In der allgemeinen Einführung des Berichts wurde aufgezeigt, dass internationale Studien für Fliessgewässer in Europa und Nordamerika in den letzten Jahrzehnten weniger einen einheitlichen Bestandsrückgang als vielmehr übergeordnete Veränderungen in der Zusammensetzung und Struktur der Fischgemeinschaften beschreiben. Vor diesem Hintergrund dient Kapitel 3.1 dazu, zunächst zu prüfen, ob sich auf gesamtschweizerischer Ebene vergleichbare Grundmuster erkennen lassen.

3.1 Zeitliche Entwicklung der Gesamtdichten und -biomassen

Die hier dargestellten Analysen fokussieren also bewusst auf integrative Kenngrössen wie Gesamtdichte und Gesamtbiomasse über alle untersuchten Standorte hinweg. Diese Betrachtung erlaubt es, grossräumige zeitliche Entwicklungen zu identifizieren, ohne bereits regionale, artspezifische oder funktionelle Unterschiede zu berücksichtigen. Die Ergebnisse bilden damit die Ausgangsbasis für die nachfolgenden, stärker differenzierten Analysen und ermöglichen einen ersten Vergleich der Entwicklungen in der Schweiz mit den in der Literatur beschriebenen internationalen Trends.

Die Datenauswertung ergab eine signifikante mittlere Zunahme der Fischdichte von 2.8 % pro Jahr ($p < 0.001$). Demgegenüber konnte bei der Biomasse kein signifikanter Trend ($p = 0.30$) beobachtet werden (Abbildung 3-1).

Bei genauerer Betrachtung der Modelgüte, also wie gut das Modell die beobachtenden Daten insgesamt erklären kann, zeigt sich z.B., dass das Modell insgesamt (unter Einbezug der Zufallseffekte) etwa 76 % der Gesamtvarianz ($R^2 = 0.76$) erklärt. Der Anteil der Varianz, der durch die Zeit erklärt wird, ist hingegen gering ($R^2 = 0.04$). Damit wird deutlich, dass der überwiegende Teil der Varianz durch Unterschiede zwischen den befischten Standorten zustande kommt. Trotzdem ist der zeitliche Trend signifikant, und eine positive zeitliche Zunahme von 2.8 % pro Jahr kann als erheblich eingestuft werden.

Die Tatsache, dass sich die Biomasse und die Dichte über die Zeit nicht gleich entwickelt haben, dürfte darauf zurückzuführen sein, dass die Fischdichte mit der Zeit zwar zugenommen hat, die Fische jedoch im Schnitt kleiner werden. Dies kann zwei Gründe haben: Entweder kommen kleinere Individuen der bereits vorkommenden Arten heute häufiger vor als früher, während grössere adulte Tiere seltener geworden sind. Oder kleinere Fischarten haben generell zugenommen, während grössere Arten seltener geworden sind (vgl. Kap. 3.1.1). Allerdings gilt es zu berücksichtigen, dass zahlreiche weitere Faktoren diesen zeitlichen Trend der Fischdichte mitbestimmen können.

Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass sich die Fischdichte über die Jahre hinweg deutlich erhöht hat, die räumlichen Unterschiede zwischen den Standorten jedoch sehr gross sind. Dieses Ergebnis ist doch eher überraschend, da in der Schweiz aufgrund der Veränderungen in den Anglerfängen eher von einem allgemeinen Fischrückgang ausgegangen wurde (vgl. Kap. 1.1). Die Ergebnisse stimmen aber gut mit den internationalen Kenntnissen zur Entwicklung der Fischbestände der nördlichen Hemisphäre überein (vgl. Kap. 1.2).

Um das Ergebnis besser zu verstehen ist es daher wichtig, regionalspezifische Entwicklungen sichtbar zu machen.

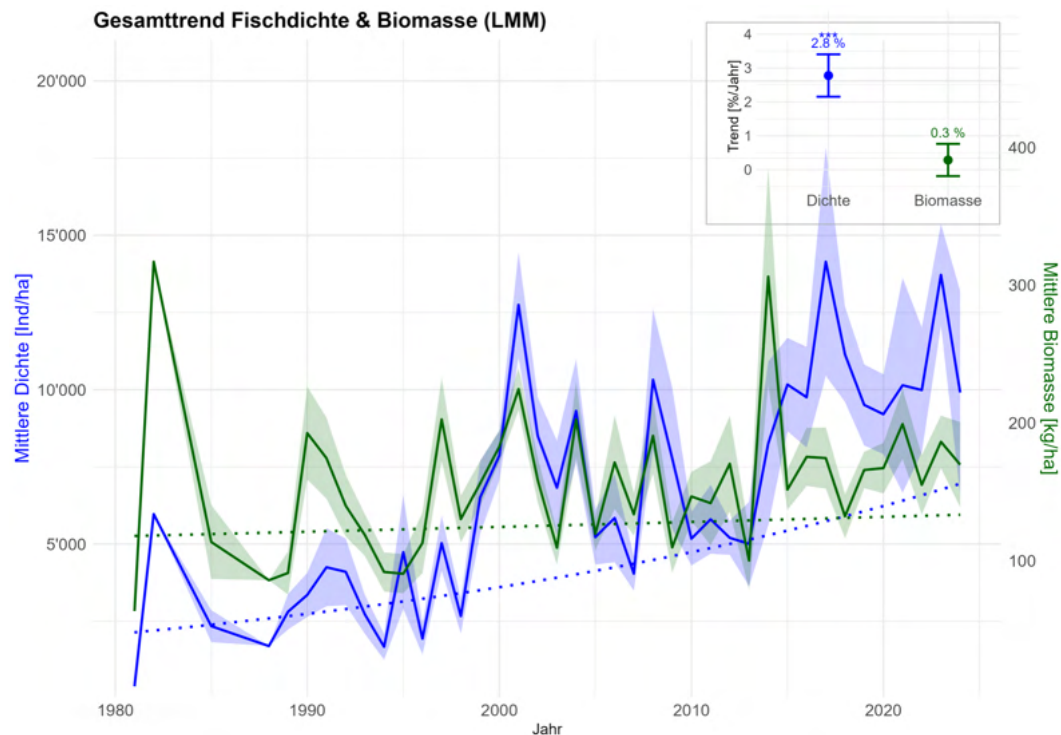


Abbildung 3-1: Zeitliche Entwicklung der mittleren Fischdichte (in Blau) sowie der Biomasse (in Grün) über alle Standorte hinweg. Die gepunkteten Linien zeigen den Trend des Modells⁴ (rücktransformiert), die schattierten Bereiche geben die Standardfehler (SE) der Mittelwerte an. Die Abbildung oben rechts zeigt den berechneten Trend des Modells mit dem 95% Konfidenzintervall (T-Linien), Sterne im Trendplot zeigen das Signifikanzniveau (***) $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$).

Kernaussagen:

Die Auswertungen zeigen, dass die Fischdichte schweizweit im Verlauf der letzten 40 Jahre zugenommen hat, während bei der Biomasse keine statistisch signifikante Veränderung festgestellt werden kann. Die Unterschiede der Fischdichte und der -biomasse zwischen einzelnen Standorten sind jedoch sehr ausgeprägt und überlagern die zeitlichen Trends.

Demnach ist ein gesamtheitlicher zeitlicher Trend bei der Dichte zwar klar und statistisch signifikant nachweisbar. Die Ergebnisse zeigen aber auch, dass lokale Rahmenbedingungen eine zentrale Rolle für die Ausprägung der Fischbestände spielen.

⁴ **Modellinterpretation:** Die Modelle liefern als zentrale Ausgabe einen Prozentwert, der die durchschnittliche jährliche relative Änderung über den gesamten Beobachtungszeitraum beschreibt. Dieser Wert zeigt, wie stark die Dichte oder Biomasse im Mittel pro Jahr zugenommen oder abgenommen hätte, wenn die Entwicklung über die Jahre hinweg konstant verlaufen wäre. Wichtig ist, dass sich die Zu- resp. Abnahme auf das jeweilige Vorjahr bezieht. Eine Veränderung von 5 % / Jahr bedeutet, dass sich die Dichte um 5 % gegenüber dem Vorjahr erhöht hat, nicht gegenüber dem ersten Jahr zu welchem Befischungsdaten vorliegen.

Zur Veranschaulichung kann ein einfaches Rechenbeispiel herangezogen werden: Angenommen, für die Dichte ergibt sich aus dem Modell ein mittlerer Trend von +5 % pro Jahr. Betrug die geschätzte mittlere Dichte zu Beginn des betrachteten Zeitraums beispielsweise 100 Individuen ha^{-1} , würde diese bei einer konstanten Entwicklung nach zehn Jahren auf rund 163 Individuen ha^{-1} ansteigen (100×1.05^{10}). Ein negativer Trend von -5 % pro Jahr würde im gleichen Zeitraum entsprechend zu einer Abnahme auf etwa 60 Individuen ha^{-1} führen. Die Modelle liefern keine exakten Vorhersagen einzelner Jahreswerte, sondern fassen die langfristige Entwicklung über den gesamten Beobachtungszeitraum statistisch zusammen. Diese Annahme ist für echte Populationen unrealistisch, da natürliche Bestände typischerweise Schwankungen unterliegen. Der angegebene Prozentwert ist somit als Schätzwert des mittleren Trends zu verstehen, also diejenige Änderungsrate, die unter Annahme eines konstanten Verlaufs am besten zu den beobachteten Daten passt.

Zusätzlich wird zu jedem Modell ein p-Wert berechnet. Er gibt an, wie wahrscheinlich es wäre, einen ähnlich starken oder stärkeren Trend zu beobachten, wenn in Wirklichkeit gar kein Trend vorhanden wäre. Kleine p-Werte (z. B. < 0.05) deuten darauf hin, dass die beobachtete Entwicklung statistisch signifikant ist, also mit hoher Wahrscheinlichkeit kein Zufallsergebnis darstellt. Die modellierten Änderungsraten dienen in erster Linie als Indikatoren für Richtung und Stärke des Trends. Ein positiver Wert weist auf eine Zunahme hin, ein negativer auf eine Abnahme. Grössere absolute Werte (z. B. +10 % gegenüber +5 %) deuten auf einen stärkeren Trend hin, ohne dass daraus direkte quantitative Veränderungen abgeleitet werden können. Falls kein statistisch signifikantes Ergebnis erreicht wird, heisst dies nicht zwingend, dass keine Veränderung stattgefunden hat. Es bedeutet lediglich, dass eine mögliche Veränderung mit den vorliegenden Daten nicht statistisch gesichert nachgewiesen werden kann.

3.1.1 Zeitliche Entwicklung der Medianlänge

Um der im Kapitel 3.1 aufgestellten These kleiner werdender Fische etwas näher zu kommen, wurde überprüft, wie sich die Grössen der gefangenen Fischarten mit der Zeit verändert haben (Tabelle 3-1).

Besonders relevant sind die Ergebnisse für Alet und Barbe. Beide Arten zeigen in einer späteren Analyse zunehmende Trends in Dichte und Biomasse, allerdings deutlich weniger ausgeprägt in der Biomasse (vgl. Kap. 3.3.3). Gleichzeitig wird eine signifikante Abnahme der Mediagrösse beobachtet. Beides deutet darauf hin, dass die Bestandszunahme dieser Arten vor allem durch kleinere Individuen verursacht wird und weniger durch eine Zunahme grosser Individuen.

Bei der Forelle ergibt sich ein konsistentes Muster. Sowohl Dichte als auch Biomasse nehmen in vergleichbarem Ausmass ab, was auf einen generellen Bestandsrückgang hindeutet (vgl. Kap. 3.3.3). Die zusätzliche Abnahme der Mediagrösse zeigt jedoch, dass dieser Rückgang nicht grössenneutral verläuft. Vielmehr deutet es darauf hin, dass insbesondere grössere Individuen überproportional verloren gingen und die Population zunehmend von kleineren Forellen geprägt ist. Damit liegt neben dem zahlenmässigen Rückgang auch eine Veränderung der Grössenstruktur vor.

Tabelle 3-1: Signifikante Entwicklungen der Mediagrössen ausgewählter Fischarten über die Zeit basierend auf linearen Modellen (LM). Der Modell-Startwert entspricht dem geschätzten Ausgangswert zu Beginn der Zeitreihe, während der Modellwert 2024 den vom Modell prognostizierten Wert am Ende des Untersuchungszeitraums darstellt. Die Sterne kennzeichnen das Signifikanzniveau (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$).

Fischart	Zeitspanne Erhebung	Modell Startwert [mm]	Modellwert 2024 [mm]	Änderung [mm/Jahr]	p-Wert	Entwicklung
Aal	1989-2023	426.6	652.0	6.3	**	↑
Alet	1989-2024	232.9	93.3	-3.9	***	↓
Barbe	1989-2024	268.6	107.8	-4.5	**	↓
Flussbarsch	1989-2024	158.2	113.4	-1.2	**	↓
Forellen	1981-2024	167.6	98.1	-1.6	***	↓
Groppe	1982-2024	96.4	62.2	-0.8	***	↓
Gründling	1985-2024	126.0	89.3	-0.9	**	↓
Nase	1990-2023	498.1	67.5	-12.3	***	↓
Rotfeder	1989-2023	179.1	80.4	-2.7	***	↓
Schleie	1990-2024	216.9	84.5	-3.8	**	↓
Sonnenbarsch	1995-2024	55.0	97.3	1.4	***	↑

Für den Aal zeigt sich ein gegenläufiges Bild mit einer signifikanten Zunahme der Mediagrösse. Eine mögliche Erklärung hierfür ist eine reduzierte Rekrutierung, wodurch der Bestand zunehmend von älteren und entsprechend grösseren Individuen dominiert wird. Diese Interpretation ist konsistent mit der bekannten Reduktion des Aalbesatzes in der Schweiz in den letzten Jahren und dem grossen Defizit der natürlichen Rekrutierung (Glasaale können kaum vom Meer in die Schweiz einwandern). Zudem gilt der Aal in der Schweiz seit 2021 als geschützt und wird nicht mehr befischt.

Der Trend bei der Nase ist besonders ausgeprägt und weist auf eine starke Abnahme der Mediagrösse hin. Dies lässt darauf schliessen, dass, sofern die Art überhaupt noch gefangen wird, vermehrt junge Individuen in den Fängen vertreten sind.

Bei der später folgenden Betrachtung der artspezifischen Veränderungen in Dichte und Biomasse (vgl. Kap. 3.3.3), kann allerdings auch beobachtet werden, dass gewisse Kleinfischarten, wie z.B. Schneider, Elritze, Strömer, Schmerle oder Gründling in ihrer Dichte und Biomasse zunehmen, während sich ihre Längenzusammensetzung nicht verändert hat. Folglich sehen wir sowohl den Trend, dass innerhalb verschiedener Arten die Individuen tendenziell kleiner werden, als auch den Trend, dass Kleinfischarten tendenziell häufiger werden. Die Erklärung des Umstands kleiner werdender Fische ist wohl auf einen Mix aus beiden Effekten zurückzuführen.

Kernaussagen:

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die zunehmende Fischdichte bei gleichzeitig stabiler Biomasse auf eine Verschiebung der Grössen- und Artenstruktur und auf eine Zunahme des Anteils von Kleinfischarten zurückzuführen ist. So scheinen innerhalb mehrerer Arten heute häufiger juvenile bzw. kleinere Individuen aufzutreten, während grosse adulte Tiere seltener werden. Andererseits hat der Anteil kleinwüchsiger Arten am Gesamtbestand zugenommen. Die beobachtete Entwicklung ist somit wahrscheinlich das Resultat einer Kombination aus beiden Effekten.

3.2 Entwicklung der Dichten und Biomassen nach Fischregion

Die getrennte Analyse der zeitlichen Entwicklung des Fischbestands nach Gewässern unterschiedlicher Fischregionen zeigt, dass der in der Gesamtanalyse festgestellte Trend nicht in allen Fischregionen gleichermaßen ausgeprägt ist (Abbildung 3-2):

- In Gewässern der **Forellenregion** Abbildung 3-2 wurde für die betrachteten 632 Gewässerabschnitte mit 1'000 Befischungen ein jährlicher Anstieg der Fischdichte von rund 2.8 % pro Jahr ($p < 0.001$) festgestellt, während sich die Biomasse gleichzeitig nicht verändert hat ($p = 0.12$).
- In Gewässern der **Äschenregion** nahm die Dichte ebenfalls um etwa 2.8 % pro Jahr ($p < 0.001$) zu. Hier flossen 162 Standorte mit 360 Befischungen in das Modell ein. Die Biomasse blieb über den untersuchten Zeitraum ebenfalls weitgehend konstant, ohne Hinweis auf eine signifikante, systematische Entwicklung.
- In Gewässern der **Barbenregion** zeigten sich demgegenüber keine statistisch signifikanten Trends, weder für die Dichte noch für die Biomasse. Wobei es hier anzumerken gilt, dass nur 60 Standorte mit 122 Befischungen in die Analyse einfließen. Aufgrund der geringen Stichprobengrösse ist die Aussagekraft dieses Befundes daher eingeschränkt und mit entsprechender Vorsicht zu interpretieren.

Demnach kann sowohl in Gewässern der Forellen- als auch der Äschenregion eine ähnliche Entwicklung des Gesamtfischbestands wie über alle Gewässer festgestellt werden. In Gewässern der Barbenregion hingegen ist der Stichprobenumfang zu gering, um eine aussagekräftige Schlussfolgerung zu ziehen. Der mit Abstand grösste Anteil der Befischungen stammt aus Gewässern der Forellenregion, mit rund 2.5-mal mehr Erhebungen als in Gewässern der Äschenregion und etwa 7.5-mal mehr als in Gewässern der Barbenregion. Entsprechend bildet der Datensatz die einzelnen Fischregionen nicht gleich detailliert ab, was bei der Interpretation fischregionaler Unterschiede berücksichtigt werden muss. Die Trends scheinen in Gewässern der Barbenregion jedoch weniger ausgeprägt zu sein als in Gewässern der oberen Fischregionen, weshalb anzunehmen ist, dass sich der Fischbestand dieser Gewässer weniger stark verändert hat.

Kernaussagen

Auf gewässertypologischer Ebene zeigt sich, dass keine der untersuchten Fischregionen eine eindeutige zeitliche Entwicklungsrichtung der Biomasse aufweist. Die Biomasse bleibt innerhalb aller Regionen über die Zeit stark variabel, ohne konsistente Zu- oder Abnahmetrends. Die Entwicklung der Fischdichte entspricht in Gewässern der Forellen- und Äschenregion weitgehend dem über alle Fischregionen hinweg beobachteten Gesamttrend. Gewässer dieser beiden Fischregionen prägen damit massgeblich den Verlauf der Dichteentwicklung im Gesamttrend, während in Gewässern der Barbenregion keine klare zeitliche Tendenz erkennbar ist.

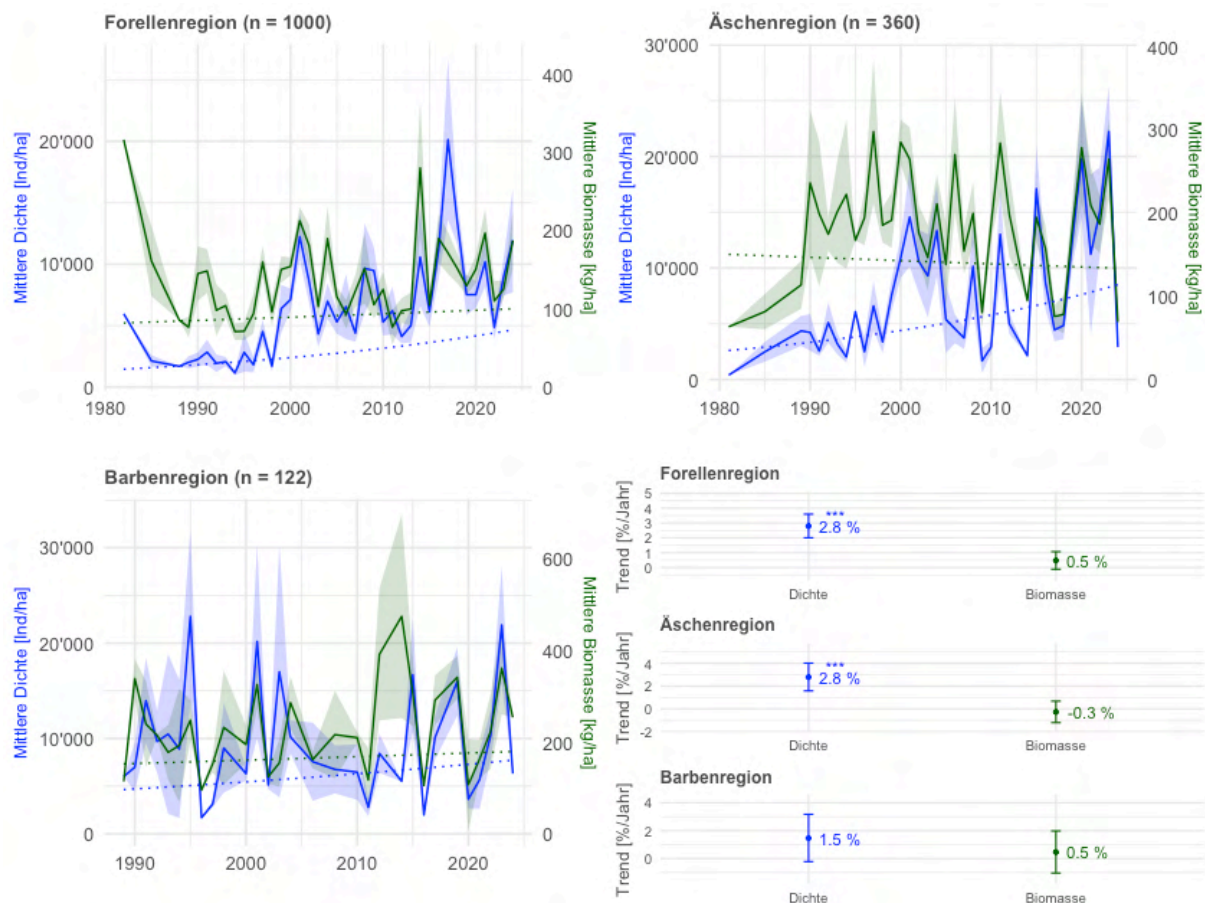


Abbildung 3-2: Zeitliche Entwicklungen der mittleren Fischdichte (in Blau) sowie der Biomasse (in Grün) in Standorten der Forellenregion (oben links), Äschenregion (oben rechts) und der Barbenregion (unten links). Die gepunkteten Linien zeigen den Trend des Modells (rücktransformiert), die schattierten Bereiche geben die Standardfehler (SE) der Mittelwerte an. Die Abbildung unten rechts zeigt den berechneten Trend des Modells mit dem 95% Konfidenzintervall (T-Linien), Sterne im Trendplot zeigen das Signifikanzniveau (*** p < 0.001, ** p < 0.01, * p < 0.05). Der Trend und die Signifikanz verändern sich nicht, wenn die ersten Jahre mit geringen Stichprobengrößen aus den Analysen ausgeschlossen werden.



Abbildung 3-3: Forellen (oben links), Äschen (oben rechts), Barben (unten links) und Brachsmen (unten rechts) sind sogenannten Leitfischarten, die den unterschiedlichen Fischregionen ihren Namen geben. Fotos © Michel Roggo.

3.3 Artspezifische Dichten und Biomassen

Eine artübergreifende Analyse kann zwar Aufschluss darüber geben, ob es heute mehr oder weniger Fische in unseren Fliessgewässern gibt. Sie sagt jedoch nichts darüber aus, wie sich die einzelnen Fischarten entwickelt haben. Die in der Schweiz vorkommenden Fischarten weisen sehr unterschiedliche Lebensraumanprüche auf. Entsprechend wichtig ist deshalb eine artspezifische Analyse der Bestände. Wenn wenig sensible Arten häufiger werden, wie dies z.B. in Norddeutschland der Fall ist (vgl. Kap. 1.2), hat dies für die Bewirtschaftung unserer Gewässer nicht dieselbe Bedeutung, wie wenn seltene, empfindliche und gefährdete Arten häufiger werden.

3.3.1 Schweizweite Entwicklung der Artenzusammensetzung

In einem ersten Schritt wurden deshalb die relativen Anteile der einzelnen Fischarten am Gesamtfang (nach Individuenzahl) sowie an der Gesamtbiomasse betrachtet. In einem zweiten Schritt wurden die zeitlichen Entwicklungen der einzelnen Arten untersucht.

Bei Betrachtung der prozentualen Anteile⁵ der zehn häufigsten Fischarten an der Gesamtzahl der Individuen zeigt sich eine deutliche Veränderung der Artenzusammensetzung über die letzten vier Jahrzehnte. In den frühen Zeitperioden (1980 – 2009) wurde die Fischgemeinschaft stark durch Forellen dominiert (Abbildung 3-4, links). Ab etwa 2009 ist ein kontinuierlicher Rückgang ihres relativen Anteils erkennbar; in den jüngsten Zeitgruppen liegt dieser nur noch bei etwa 10 %.

Gleichzeitig nehmen andere Arten, insbesondere Elritze, Barbe, Schmerle und Alet, im Zeitverlauf an relativer Bedeutung zu. Insgesamt deutet sich damit eine schrittweise Veränderung der Fischgemeinschaft hin zu einer gleichmässigeren Verteilung der Anteile auf mehrere Arten an. Die Anteile an der Gesamtzahl der Individuen werden stark durch Jungfische geprägt, da diese in der Regel die zahlenmässig grösste Kohorte darstellen. Diese Kohorte unterliegt jedoch starken jährlichen Schwankungen, weshalb die Fischbiomasse ein stabileres Mass zur Beurteilung langfristiger Veränderungen darstellt.

Die Betrachtung der relativen Biomasseanteile (Abbildung 3-4, rechts) zeigt allerdings einen vergleichbaren Trend. Über den gesamten Zeitraum hinweg bleibt die Forelle zwar die dominierende Art. Ihr Anteil nimmt jedoch ebenfalls ab 2009 abrupt und deutlich ab, bleibt im Anschluss aber relativ stabil. Im Gegenzug steigen die relativen Biomasseanteile von Barbe und Alet, aber auch von Elritze und Schmerle an.

Kernaussagen

Über die letzten vier Jahrzehnte zeigt sich eine deutliche Veränderung der relativen Artenanteile innerhalb der Fischgemeinschaft. Die Forelle dominierte über einen langen Zeitraum klar die Zusammensetzung der untersuchten Gewässer und stellte bis etwa 2009 den mit Abstand grössten Anteil sowohl an der Individuenzahl als auch an der Biomasse.

In der Folge kam es zu einem Rückgang ihres Anteils, der sich bis in die jüngere Vergangenheit fortsetzte und zuletzt nur noch rund 10 % der Fischdichte ausmachte. Parallel zu diesem Rückgang nahmen die Anteile mehrerer anderer Arten deutlich zu. Insbesondere Elritze, Alet und Barbe gewannen im selben Zeitraum sowohl hinsichtlich der Individuenzahl als auch der Biomasse an Bedeutung.

⁵ **Methodik:** Für die Berechnung der Artenanteile wurde aus den zuvor ermittelten Schätzzahlen des Carle & Strub-Modells (vgl. Kap. 3.1) durch Multiplikation mit den Flächen der Befischungstrecken und Aufsummierung über alle Befischungsstandorte der jeweilige Gesamtfang, resp. Gesamtbiomasse pro Jahr berechnet. Daraus wurden die Anteile der einzelnen Arten bestimmt. In Abbildung 3-4 sind jeweils die zehn anteilstärksten Arten am Gesamtfang und der Gesamtbiomasse dargestellt.

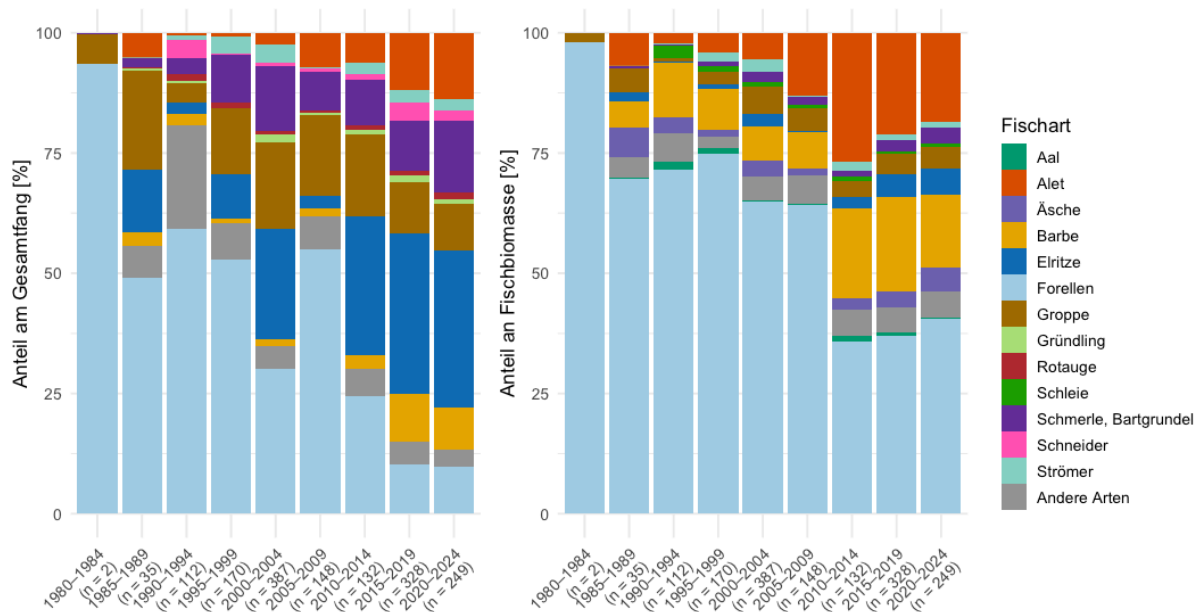


Abbildung 3-4: Anteile der zehn häufigsten Arten am Gesamtfang (links) und an der Gesamtfischbiomasse (rechts). Die Werte von Gesamtfang und Biomasse sind in Fünfjahresintervallen zusammengefasst. Unter den jeweiligen Zeitspannen ist die Anzahl der in die entsprechende Periode eingeflossenen Befischungen angegeben.



Abbildung 3-5. Der Anteil an Alet (links) und Elritzen (rechts) hat im Verlauf der letzten Jahrzehnte im Fischbestand der Schweizer Gewässer zugenommen. Fotos © Michel Roggo

3.3.2 Entwicklung der Artenzusammensetzung nach Fischregion

Um den Einfluss der Gewässertypologie auf die Artenzusammensetzung zu berücksichtigen, wurden die Analysen ebenfalls getrennt nach Fischregionen durchgeführt. Dabei zeigt sich, dass sich die Zusammensetzung der Fischgemeinschaften über die letzten Jahrzehnte in den verschiedenen Fischregionen deutlich verändert hat – sowohl in Bezug auf die Individuenzahl als auch auf die Biomasse (Abbildung 3-6).

In Gewässern der Forellenregion dominierten früher Forellen mit über 50 % der Individuen sowie einem noch höheren Anteil an der Biomasse. Im gesamten Zeitraum, aber besonders markant ab ca. 2015 ist Rückgang der Forellenanteile am Fischbestand erkennbar, begleitet von einem Anstieg anderer Arten wie Elritze, Alet, Schmerle und Barbe. Während die Forellenbiomasse trotz des Rückgangs dominant blieb, zeigt sich die Zunahme der Biomassenanteile anderer Arten merklich.

In Gewässern der Äschenregion verteilen sich die relativen Anteile in Bezug auf den Gesamtfang und Biomasse auf eine grössere Anzahl Arten. Auch in Gewässern dieser Fischregion war die Forelle jedoch

bis ca. in die 2000er-Jahre die häufigste Fischart mit dem höchsten Anteil an der Biomasse des Fischbestands. Nach 2000 nahm ihr Anteil kontinuierlich ab. Parallel dazu stiegen insbesondere die Anteile von Elritze, Alet und Barbe an. Wiederum zeigen also Gewässer der Äschenregion ein ähnliches Muster wie solche der Forellenregion.

Die Gewässer der Barbenregion weisen bereits ab den 1980er-Jahren eine heterogenere Artzusammensetzung auf. Während in den 1990er Jahren Forelle, Barbe, Schneider und Schmerle zahlenmässig häufiger vertreten waren, fällt ab etwa 2000 ein deutlicher Anstieg der Anteile von Alet und Gründling auf. Die Biomasseanteile verschieben sich ab etwa 2005 klar zugunsten von Alet und Barbe, begleitet von einer Abnahme der Biomasse von Forellen.

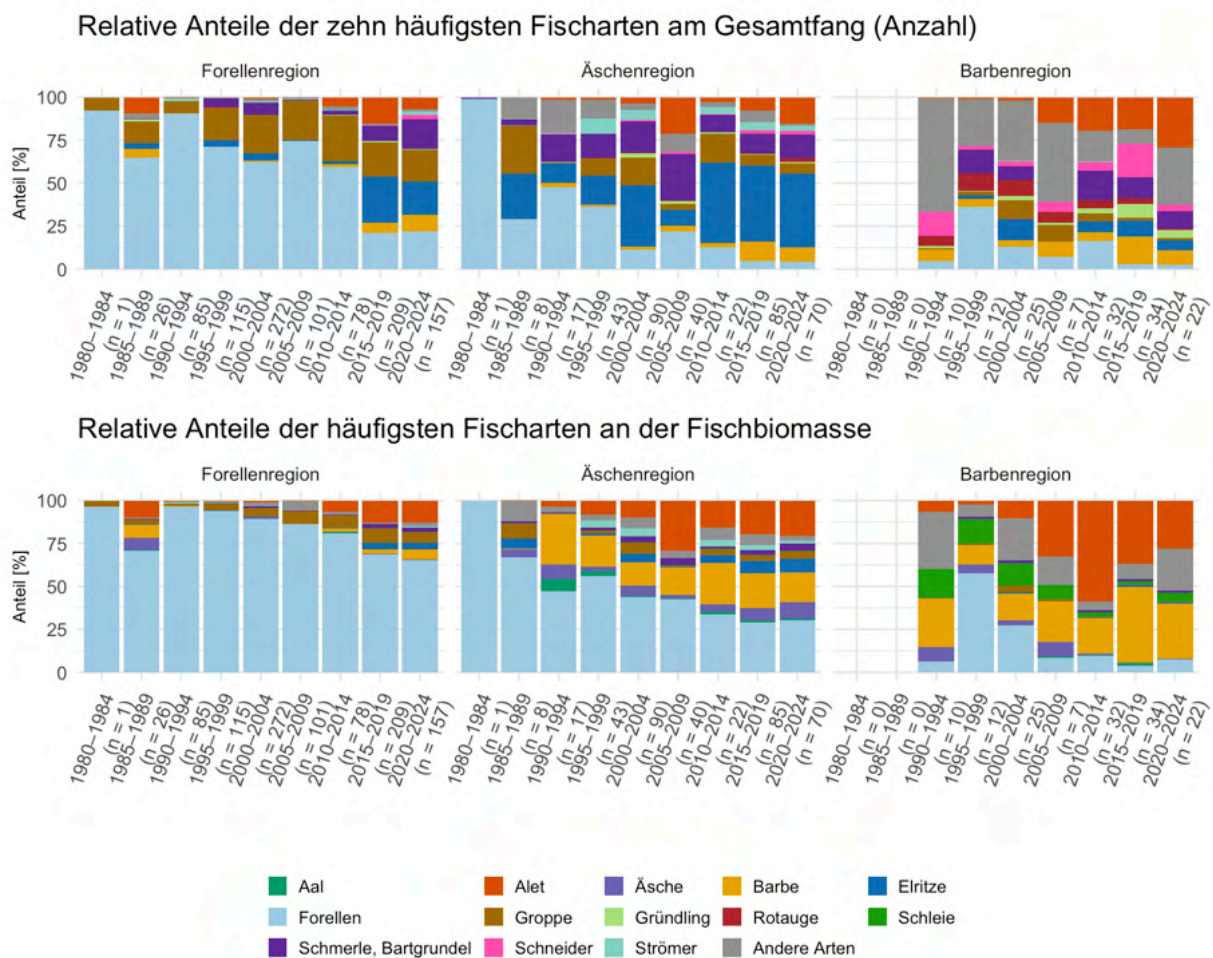


Abbildung 3-6: Anteile der zehn häufigsten Arten am Gesamtfang (Dichte oben, Biomasse unten) aufgeteilt nach Fischregionen (oben). Die Werte sind in Fünfjahresintervallen zusammengefasst. Unter den jeweiligen Zeitspannen ist die Anzahl der in die entsprechende Periode eingeflossenen Befischungen angegeben.

Diese Verschiebung im Artgefüge lässt sich auch mit einer multivariaten Darstellung veranschaulichen. So zeigt diese grafische Darstellung (Abbildung 3-7) relative Unterschiede in der Zusammensetzung der Fischgemeinschaften zwischen Fischregionen sowie deren Veränderung über mehrere Dekaden hinweg und ergänzt damit die Ergebnisse der vorangehenden Analyse. Entscheidend sind dabei die Abstände zwischen den einzelnen Punkten und die angegebene Richtung der Pfeile.

Die Darstellung lässt eindrücklich erkennen, wie über die Zeit eine Verschiebung innerhalb der Gemeinschaften stattfindet. Dabei nehmen die Anteile von Alet, Elritze, Barbe, Wels, Gründling und Stichling zu, während die Anteile von Forelle, Äsche, Schleie, Bitterling, Hecht und Brachse abnehmen (Abbildung 3-7). Erstaunlich ist hierbei insbesondere, dass sämtliche Pfeile der Fischregionen in dieselbe Richtung zeigen und somit eine Homogenisierung der Fischarten über sämtliche Fischregionen implizieren.

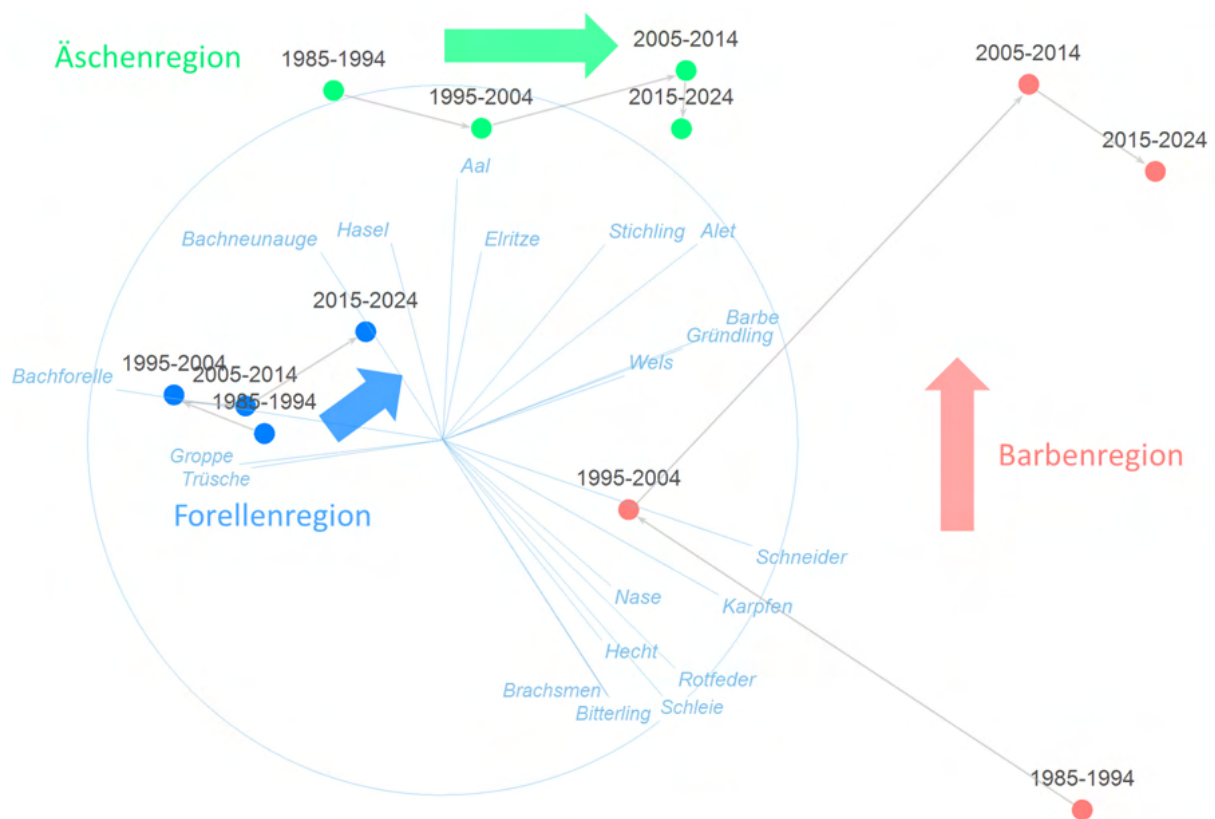


Abbildung 3-7. Unterschiede in der Zusammensetzung der Fischgemeinschaften (Biomasse) zwischen Forellen-, Äschen- und Barbenregion über mehrere Dekaden. Jeder Punkt steht für die mittlere Fischbiomasse einer Fischregion und Dekade, gemittelt über alle Gewässerabschnitte. Der Abstand zwischen Punkten gibt an, wie ähnlich oder unterschiedlich sich die Fischgemeinschaften sind. Pfeile zeigen die zeitliche Entwicklung innerhalb der Regionen. Hintergrundvektoren kennzeichnen Fischarten, die besonders stark mit den dargestellten Unterschieden zusammenhängen (deshalb fehlt z.B. die Äsche).

Kernaussagen:

In Gewässern der Forellenregion war die Fischgemeinschaft über einen langen Zeitraum klar von der Forelle geprägt. Deren Anteil am Fischbestand und auch der Anteil von anderen Arten wie z.B. der Äsche nahm in den letzten Jahren deutlich ab. Demgegenüber nahm der Anteil von Arten wie z.B. Barbe, Elritze und Alet zu. Ein ähnliches Muster ist über alle Fischregionen zu erkennen und deutet auf eine wachsende Homogenisierung der Fischartengemeinschaft hin.



Abbildung 3-8. Der relative Anteil von Welsen und Gründlingen am Fischbestand vieler Gewässer, insbesondere der Barbenregion, hat in den letzten Jahren zugenommen. Fotos © Michel Roggo.

3.3.3 Artspezifische Entwicklung des Gesamtfangs und der Gesamtbiomasse

Besonders interessant sind die Entwicklungen der effektiv an den einzelnen Gewässerstandorten lebenden Dichten und der Biomassen, wenn die Ergebnisse auf artspezifischer Ebene betrachtet werden. Dabei wird ersichtlich, welche Arten, die über alle Fischarten beobachtet Entwicklungen verursachen.

Für mehrere Arten zeigen die Modelle⁶ statistisch signifikante Veränderungen über die Zeit, was nahelegt, dass sich deren Bestand mit der Zeit deutlich verändert hat (Abbildung 3-9). Folgende Entwicklungen sind auffällig (Prozentangaben sind als jährliche Raten, also prozentuale Änderung pro Jahr zu lesen):

- Die stärksten signifikant negativen Trends zeigen sich bei der Trüsche (Dichte: -12.3% ; Biomasse -7.7%) sowie beim Aal (Dichte: -11.2% ; Biomasse -9.6%).
- Auch bei den Forellen (Dichte: -2.0% ; Biomasse: -2.1%) und Äschen (Dichte: -2.9% ; Biomasse: -1.5%) ist ein signifikanter Rückgang erkennbar.
- Weitere negative Entwicklungen betreffen einzelne Arten wie die Nase, die in den Modellen zumindest für die Biomasse ebenfalls signifikant rückläufig ist.
- Signifikante starke Zunahmen zeigen sich insbesondere beim Alet (Dichte: $+11.8\%$ / Biomasse: $+5.3\%$), beim Schneider (Dichte: $+10.5\%$ / Biomasse: $+2.5\%$) und bei der Barbe (Dichte: $+10.4\%$ / Biomasse: $+2.8\%$).
- Auch die Elritze (Dichte: $+8.4\%$ / Biomasse: $+3.2\%$), der Strömer (Dichte: $+5.4\%$ / Biomasse: $+2.5\%$), der Gründling (Dichte: $+3.8\%$ / Biomasse: $+1.4\%$), die Schmerle (Dichte: $+4.8\%$ / Biomasse: $+1.4\%$) und die Groppe (Dichte: $+3.1\%$ / Biomasse: $+1.0\%$) weisen signifikante Zunahmen auf.
- Weitere Arten mit signifikant positiven Trends in der Dichte sind der Stichling ($+5.1\%$) und die Schleie (Dichte: $+3.2\%$).
- Für weitere Arten ergeben die Modelle hingegen keine statistisch gesicherten Veränderungen, was auf weitgehend stabile Entwicklungen über den Beobachtungszeitraum hindeutet bzw. die Datengrundlage nicht ausreichte, um einen statistisch signifikanten Trend nachzuweisen.

Die hier festgestellten Entwicklungen zeigen deutlich, dass die übergeordneten Trends der Gesamtfischdichte und -biomasse nicht gleichermassen auf alle Arten übertragen werden können. Vielmehr wird sichtbar, dass die beobachteten Veränderungen im Gesamtbestand primär durch eine begrenzte Anzahl von Arten getragen werden, deren relative Bedeutung im Zeitverlauf deutlich zu- oder abnimmt. Damit bestätigt sich die in den Kapiteln 1.1 und 1.2 formulierten Grundmuster, wonach langfristige Veränderungen in Fischgemeinschaften weniger durch einen generellen Rückgang, sondern durch Verschiebungen in der Artenzusammensetzung geprägt sind.

Besonders relevant ist dabei die Entwicklung der Forelle. Während die prozentualen Veränderungen bei dieser Art geringer ausfallen als bei einigen anderen Arten, ist ihre Bedeutung aufgrund ihrer hohen Anteile an der Gesamtfischdichte und -biomasse in Gewässern der Forellen- und Äschenregion besonders hoch (vgl. Kap. 3.1). Ihr Rückgang stellt somit den vermutlich gewichtigsten abnehmenden Trend

⁶ **Methodik:** Fischarten, die zwar potenziell vorkommen, aber nicht gefangen wurden, bleiben im Datensatz zu einem Grossteil unberücksichtigt. Dies wirkt sich auf die Datenanalyse aus. Daher wurde der Datensatz systematisch ergänzt: Für jeden Standort wurde ein Artenset mit allen Arten, die in unserem Datensatz jemals an diesem Standort nachgewiesen wurden, erstellt. Anschliessend wurde für jede Befischung geprüft, welche dieser potenziellen Arten nicht gefangen wurden. Fall diese Situation auftrat, wurde in der entsprechenden Befischung eine Null ergänzt.

Dieses Vorgehen war nur bei Standorten mit mindestens zwei Beprobungsjahren möglich. Einzelbeprobungen trugen nur zur Schätzung des Ausgangsniveaus, nicht aber zur Modellierung der Trends bei. Um die Robustheit der Auswertungen sicherzustellen, wurden Fischarten mit sehr wenigen Nachweisen ausgeschlossen. In die Modellierung flossen daher nur Arten ein, die mindestens 18 Standorte mit Artnachweis aufwiesen. Diese Schwelle wurde gewählt, damit die Nase als wichtige prioritäre Art weiterhin in den Analysen verbleibt. Die explizite Berücksichtigung von Nullwerten (dokumentiertes Nicht-Vorkommen) führt dazu, dass sich Änderungen in der Häufigkeit des Auftretens einer Art direkt auf den geschätzten Trend auswirken. Tritt eine Art über mehrere Jahre hinweg nicht auf und wird in späteren Jahren regelmässig gefangen, verstärkt sich der positive Trend entsprechend. Diese Verstärkung ist methodisch gewollt, da sie reale Ausbreitungs- oder Etablierungsprozesse abbildet, sollte aber bei den zum Teil starken Trends bedacht werden. Gleichzeitig verhindert die systematische Ergänzung von Nullwerten, dass vereinzelte Nachweise einer Art, etwa sporadisches Auftreten in einzelnen Jahren mit anschliessendem Verschwinden, fälschlicherweise, als langfristiger Trend interpretiert werden. Durch die Einbindung der dokumentierten Nicht-Fänge werden solche kurzzeitigen Ereignisse im Modell relativiert und tragen nicht zu einem stabilen positiven oder negativen Jahrestrend bei.

dieser Analyse dar, während Aale und Trütschen nur in wenigen der beprobten Gewässer überhaupt vorkommen oder vorgekommen sind.

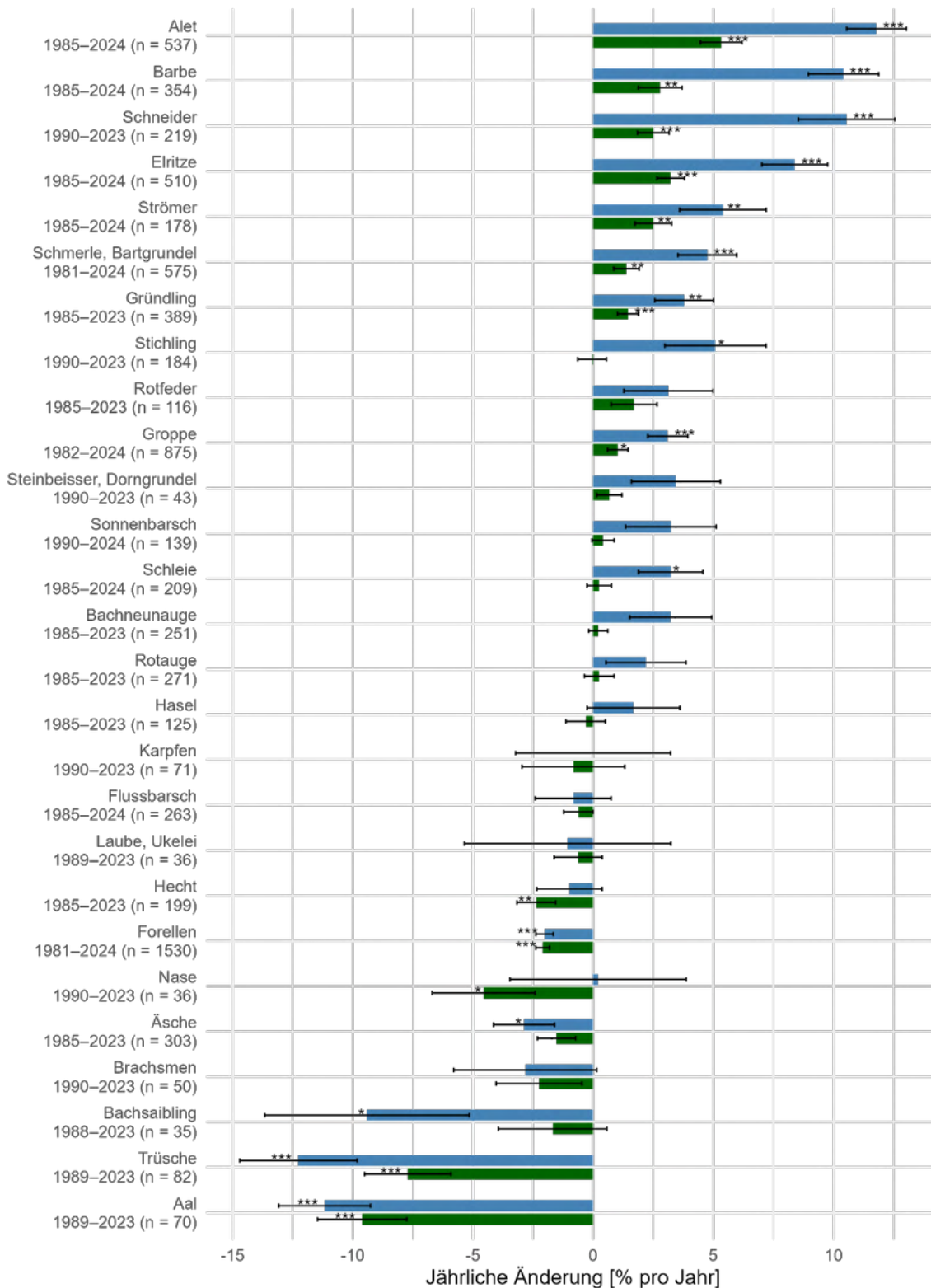


Abbildung 3-9: Dargestellt ist die modellierte jährliche prozentuale Änderung der Fischdichte (blau) und Biomasse (grün) für häufig vorgefundene oder fischbiologisch wichtige Fischarten. Auf der y-Achse sind die Fischarten mit dem jeweiligen Beobachtungszeitraum und der Anzahl Beobachtungen (n) angegeben, hierarchisch geordnet gemäss der Stärke der beobachteten jährlichen Veränderung. Die x-Achse zeigt die prozentuale Veränderung pro Jahr: Ein Wert von z. B. +2 % bedeutet, dass der Mittelwert im Folgejahr 2 % höher liegt als im Vorjahr. Fehlerbalken stellen den Standardfehler dar, Sterne zeigen das Signifikanzniveau (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$).

Die Ergebnisse zeigen insgesamt rückläufige Entwicklungen bei Arten, bei denen dies im schweizerischen Kontext bereits erwartet werden konnte, insbesondere bei Forelle und Äsche. Gleichzeitig treten auch deutliche Abnahmen bei weiteren Arten wie Aal und Trüsche auf. Während der Rückgang des Aals wegen des Einstellens von Besatzmassnahmen in der Schweiz nachvollziehbar erscheint, war eine ausgeprägte negative Entwicklung der Trüsche in dieser Form bislang weniger im Fokus der schweizweiten Wahrnehmung und stellt damit ein überraschendes Resultat dar.

Demgegenüber zeigen mehrere Arten deutliche Zunahmen. Besonders auffällig ist der starke Anstieg des Alets, dessen zunehmende Bedeutung in höher gelegenen Fischregionen auch aus praktischer Beobachtung bekannt ist. Die Zunahme des Alets erscheint daher nicht unerwartet, da diese Art vielerorts vermehrt in Abschnitten auftritt, in denen Forellenanteile abnehmen. Interessanterweise wird ein ähnliches Muster auch für die Barbe sichtbar, deren zunehmende relative Bedeutung in den untersuchten Daten ebenfalls deutlich hervortritt, obwohl dies nicht in gleichem Masse erwartet worden war.

Überraschend und gleichzeitig bemerkenswert ist zudem, dass auch Arten wie Schneider und Strömer schweizweit zunehmende Trends zeigen. Diese Entwicklungen waren in dieser Form nicht zu erwarten und deuten darauf hin, dass sich die Zusammensetzung der Fischgemeinschaften nicht nur durch Verschiebungen dominanter Leitarten verändert, sondern auch durch Zunahmen weniger im Vordergrund stehender Kleinfischarten.

Die beobachteten Muster weisen dabei deutliche Parallelen zu den in Kapitel 1.2 diskutierten Ergebnissen aus Norddeutschland auf. Auch in dieser Studie wurde gezeigt, dass sich Fischgemeinschaften nicht einheitlich entwickeln, sondern dass einzelne heimische Arten zurückgehen, während andere – teilweise weniger empfindliche Arten – zunehmen. Gemeinsam ist beiden Datensätzen insbesondere, dass sich langfristige Veränderungen vor allem in sich verschiebenden Artenzusammensetzungen äussern und nicht als gleichgerichteter Trend über alle Arten hinweg. Die Richtungen der artspezifischen Trends sind in Norddeutschland und in der Schweiz jedoch nicht immer identisch.

Ähnliche Analysen wurden auch in Österreich vorgenommen, jedoch wurden die Ergebnisse bisher noch nicht publiziert. Im Rahmen eines Informationsaustauschs mit Fischereiforschenden in Österreich konnte uns aber mitgeteilt werden, dass gerade bei Äschen, Forellen und Trüschchen in Österreich sehr ähnliche Trends zu beobachten sind (pers. Mitteilung Prof. Dr. S. Schmutz). Für Karpfenartige wurde diese Analysen in Österreich bisher noch nicht durchgeführt, weshalb ein Vergleich derzeit noch nicht möglich ist.

Kernaussagen

Die artspezifischen Trendanalysen zeigen deutlich, dass die beobachteten Veränderungen des Gesamtfischbestands nicht gleichmässig über alle Arten verlaufen, sondern von wenigen dominanten Entwicklungen geprägt werden. Besonders auffällig ist der Rückgang der Forelle, die trotz vergleichsweise moderater prozentualer Abnahme aufgrund ihrer hohen Bedeutung in Forellen- und Äschenregion den wichtigsten negativen Trend darstellt. Daneben weisen auch Aal und Trüsche starke Rückgänge auf, wobei diese Arten insgesamt nur in einem kleineren Teil der analysierten Gewässer vorkommen.

Demgegenüber zeigen mehrere Arten deutliche Zunahmen, insbesondere Alet, Elritze und Barbe, deren Dichten und Biomassen in vielen Regionen signifikant ansteigen. Auch verschiedene Kleinfischarten wie Schneider, Schmerle oder Strömer nehmen tendenziell zu, wenn auch nicht immer statistisch gesichert.

Insgesamt verdeutlichen die Ergebnisse, dass sich die Fischgemeinschaften in Schweizer Fliessgewässern langfristig weniger durch einen einheitlichen Rückgang, sondern vielmehr durch eine Verschiebung der Artenzusammensetzung mit Gewinner- und Verliererarten verändern.



Abbildung 3-10. Nicht nur Forellen und Äschen sind von einem Bestandsrückgang in der Schweiz betroffen, sondern auch der Aal (links) und die Trüsche (rechts). Fotos © Michel Roggo.

3.3.4 Artspezifische Dichten und Biomassen nach Fischregion

Die Artenzusammensetzung der Fischgemeinschaften unterscheidet sich in Schweizer Fliessgewässern deutlich zwischen den verschiedenen Fischregionen. Diese Unterschiede sind einerseits eng mit den lokalen Umweltbedingungen verknüpft, welche die Lebensraumverfügbarkeit und die ökologische Eignung für bestimmte Arten bestimmen. Aus der Gewässertypisierung ist bekannt, dass insbesondere die Gewässergrösse, das Gefälle sowie das Temperaturregime zu den zentralen Einflussgrössen gehören, welche die Ausprägung der Fischregion und damit die potenzielle Artzusammensetzung massgeblich steuern.

Vor diesem Hintergrund werden die Bestandsentwicklungen in diesem Kapitel getrennt nach Fischregionen analysiert. Damit soll geprüft werden, ob die in Kapitel 3.3.3 beobachteten Trends in allen Fischregionen in ähnlicher Weise auftreten oder ob sich die Entwicklungen je nach Region unterscheiden. Eine solche differenzierte Betrachtung liefert Hinweise darauf, ob gewässertypologische Faktoren eine Rolle bei den beobachteten Verschiebungen in den Fischgemeinschaften spielen könnten.

Die nach Fischregion getrennten Auswertungen zeigen insgesamt, dass sich die in Kapitel 3.3.3 beschriebenen gesamtschweizerischen Trends in den meisten Regionen wiederfinden, jedoch in ihrer Stärke und Ausprägung variieren. In Abbildung 3-11 sind alle signifikanten Trends und in Abbildung 3-12 die Trends sämtlicher Fischarten dargestellt.

Gewässer der Forellenregion

In Gewässern der Forellenregion bestätigt sich dieses Muster besonders deutlich. Mehrere Arten, die auch im gesamtschweizerischen Trend zu den „Gewinnerarten“ zählen, weisen hier ausgeprägte Zunahmen auf. Auffällig ist insbesondere der starke Anstieg des Schneiders sowie die deutliche Zunahme von Alet, Gründling und Elritze (Abbildung 3-12, links). Diese Entwicklungen entsprechen dem allgemeinen Befund, dass vor allem häufige und wenig empfindliche Arten zunehmen.

Gleichzeitig zeigt sich in der Forellenregion ein signifikanter Rückgang der Forelle in Bezug auf ihre Biomasse von -0.8% pro Jahr. Für die Dichte konnte keine signifikante Abnahme festgestellt werden und zeigt somit die grosse Varianz der Entwicklung in unterschiedlichen Gewässern. Auch die Trüsche weist hier einen ausgeprägten negativen Trend auf und gehört damit zu den wenigen Arten mit klaren Abnahmen.

Insgesamt zeigt die Forellenregion somit eine besonders starke Umstrukturierung: Zunahmen wenig empfindlicher Arten gehen mit Rückgängen typischer Kaltwasserarten einher.

Gewässer der Äschenregion

Auch in Gewässern der Äschenregion zeigen sich die in Kapitel 3.3.3 beschriebenen gesamtschweizerischen Muster, teilweise sogar verstärkt. Mehrere Arten, die insgesamt zu den zunehmenden,

generalistischer Arten zählen, weisen hier signifikant positive Trends auf. Besonders deutlich ist erneut die Zunahme des Alets, dessen Dichte und Biomasse in der Äschenregion kontinuierlich ansteigen. Auch die Elritze und die Barbe nehmen signifikant zu, ebenso weitere Kleinfischarten wie Schneider oder Strömer, die insgesamt auf eine zunehmende Bedeutung dieser Artengruppen in Gewässern der Äschenregion hinweisen.

Demgegenüber fallen in Gewässern der Äschenregion die Rückgänge bei den klassischen Leitarten besonders deutlich aus. Die Äsche als charakteristische Leitfischart dieser Region weist einen signifikanten Rückgang in der Dichte auf, was besonders bemerkenswert ist, da diese Fischregion ihren Lebensraum-schwerpunkt darstellt. Auch die Forelle zeigt in der Äschenregion einen markanten negativen Trend sowohl in der Dichte als auch in der Biomasse, und dies stärker als in der Forellenregion.

Insgesamt zeigen damit auch Gewässer der Äschenregion eine ausgeprägte Umstrukturierung der Fischgemeinschaft: Rückgänge bei Forelle und Äsche stehen einer deutlichen Zunahme von Arten wie Alet, Barbe und Elritze gegenüber. Die Äschenregion stellt damit jene Fischregion dar, in der die gegenläufigen Trends zwischen Kaltwasser-Leitarten und wärmetoleranteren Gewinnerarten am stärksten sichtbar werden.

Gewässer der Barbenregion

In Gewässern der Barbenregion zeigen sich grundsätzlich vergleichbare Entwicklungen, jedoch deutlich weniger ausgeprägt und statistisch weniger eindeutig. Zwar nehmen auch hier Arten wie Alet, Schneider oder Stichling zu, doch fallen die positiven Trends insgesamt schwächer aus oder sind teilweise nicht mehr signifikant. Gleichzeitig treten Rückgänge der Forelle auch in dieser Region auf, was darauf hinweist, dass negative Trends bei Salmoniden nicht auf die Forellen- und Äschenregionen beschränkt bleiben.

Die geringere Eindeutigkeit der Trends dürfte mit der deutlich schlechteren Datengrundlage in Gewässern der Barbenregion zusammenhängen.

	Dichte				Biomasse			
	Gesamtrend	Forellenregion	Äschenregion	Barbenregion	Gesamtrend	Forellenregion	Äschenregion	Barbenregion
Alet	11.8***	14.9***	10.7***	11.7***	5.3***	7.6***	4.5***	5.9**
Schneider	10.5***	22.5***	9.4***	8.3*	2.5***	4.7**	1.6*	3.9*
Barbe	10.4***	19.8***	9.1***	7.3*	2.7**	5.7**	2.6*	0.5
Elritze	8.4***	10.6***	8.6***	1.8	3.2***	3.9**	3.3***	0.6
Strömer	5.4**	8.0	5.1*		2.5**	3.1	3.0**	
Gründling	3.8**	14.6***	1.6	4.0	1.4**	4.6***	0.4	2.7*
Stichling	5.0*		0.2	13.6***	-0.1		-0.6	1.4
Schmerle, Bartgrundel	4.7***	3.6	5.4***	4.0	1.4**	1.1	1.8**	0.2
Groppe	3.0***	3.0**	4.5**	-0.3	1.0*	0.7	2.0**	-0.0
Schleie	3.2*		5.2**	0.7	0.2		0.4	0.7
Nase	0.2				-4.6*			
Äsche	-2.8*	-0.2	-3.5*	-4.8	-1.5	-1.4	-0.8	-5.9**
Hecht	-0.7		-0.0	-6.1*	-2.0*		-2.3*	-4.9**
Forellen	-2.0***	-0.4	-4.8***	-7.2***	-2.1***	-0.8*	-4.3***	-5.5***
Bachsaibling	-9.4*				-1.7			
Trüsche	-11.7***	-12.4***			-7.2***	-7.4**		
Aal	-11.2***		-13.3***		-9.6***		-11.3***	

Abbildung 3-11: Zusammenstellung der signifikanten Gesamtrends der Fischarten und den jeweiligen Trends innerhalb der verschiedenen Fischregionen. Die Werte zeigen jeweils die prozentuale Veränderung pro Jahr gegenüber dem Vorjahr. Kombinationen mit nicht ausreichender Datenmenge für die Berechnung des Modells sind ausgegraut. Sterne zeigen das Signifikanzniveau (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$).

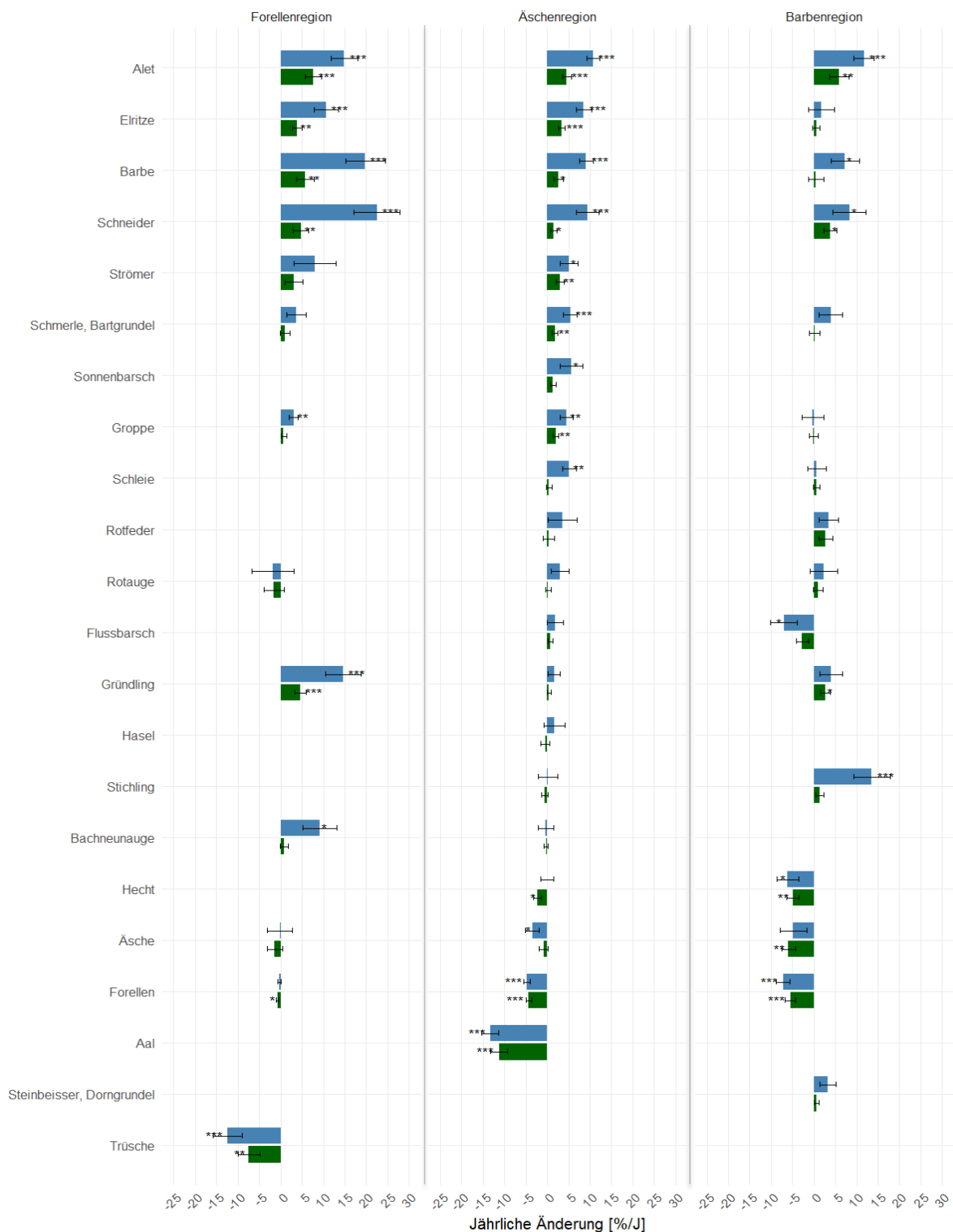


Abbildung 3-12: Dargestellt ist die jährliche prozentuale Änderung der Fischdichte (blau) und Biomasse (grün) für häufig vorgefundene oder fischbiologisch wichtige Fischarten in der Forellenregion (links), Äschenregion (mitte) und Barbenregion (rechts). Auf der y-Achse sind die Fischarten mit dem jeweiligen Beobachtungszeitraum und der Anzahl Beobachtungen (n) angegeben, hierarchisch geordnet gemäss der Stärke der beobachteten jährlichen Veränderung. Die x-Achse zeigt die prozentuale Veränderung pro Jahr. Fehlerbalken stellen den Standardfehler dar, Sterne zeigen das Signifikanzniveau (* p<0.05, **p<0.01, *** p<0.001)

Kernaussagen

Die nach Fischregionen getrennten Analysen bestätigen die in Kapitel 3.3.3 beschriebenen allgemeinen Entwicklungen: Die langfristigen Veränderungen des Fischbestands zeigen sich weniger als ein einheitlicher Rückgang, sondern als Verschiebung der Artenzusammensetzung mit klaren Gewinner- und Verliererarten.

Dabei treten deutliche fischregionsspezifische Muster auf (Abbildung 3-11): Positive Trends sind innerhalb derselben Art häufig in der Forellenregion am stärksten ausgeprägt und nehmen über die Äschen hin zur Barbenregion ab. Negative Entwicklungen zeigen hingegen ein gegenläufiges Muster und treten verstärkt in tieferen Fischregionen auf.

Auffällig ist insbesondere, dass vor allem wärmetolerante Arten wie Alet, Barbe und Schneider in den höher gelegenen Fischregionen (Forellen- und teilweise Äschenregion) deutlich zunehmen, während kältebedürftige Leitarten wie Forelle und Äsche insbesondere in tieferen Regionen (Barbenregion und teilweise Äschenregion) stärkere rückläufige Trends aufweisen.

Diese gegensätzlichen Entwicklungen deuten auf eine grossräumige Verschiebung entlang des Höhen- und Temperaturgradienten hin. Entsprechend legen die fischregionsspezifischen Trends nahe, dass die Gewässertemperatur als übergeordneter Treiber dieser Veränderungen eine zentrale Rolle spielen dürfte.



Abbildung 3-13. Wärmetolerante Arten wie Barbe und Schneider (oben) nehmen in den höher gelegenen Fischregionen deutlich zu, während kältebedürftige Leitarten wie Forelle und Äsche (unten) insbesondere in tieferen Fischregionen abnehmen. Fotos © Michel Roggo.

4 Mögliche Ursachen für die beobachteten Veränderungen

4.1 Entwicklung des Fischbestands verschiedener Gilden

Für das Verständnis langfristiger Veränderungen in Fischgemeinschaften ist es sinnvoll, funktionale Gruppen von Arten zu betrachten. Das sogenannte Gildenkonzept fasst Fischarten anhand gemeinsamer ökologischer Merkmale zusammen, etwa bezüglich Temperaturpräferenz, Laichsubstrat, Ernährung oder Wanderverhalten. Dadurch lassen sich übergeordnete Muster erkennen, die über einzelne Arten hinausgehen und Hinweise auf zugrunde liegende Ursachen für die Veränderungen der Artenzusammensetzung des Bestands geben können.

In diesem Kapitel wird deshalb geprüft, ob bestimmte Fischgilden systematisch unterschiedliche Trends aufweisen (Abbildung 4-1)⁷. Eine solche funktionale Perspektive ermöglicht es, potenzielle Zusammenhänge zwischen beobachteten Bestandsveränderungen und ökologischen Rahmenbedingungen besser einzuordnen.

4.1.1 Ernährungstyp als Adulttier

Beim Ernährungstyp als Adulttier zeigen die Ergebnisse über alle Fischregionen hinweg eine Verschiebung des Anteils an der Biomasse hin zu omnivoren Fischen. Diese haben hauptsächlich insektenfressende (insectivor/ benthivor) Fische und zu einem kleineren Teil herbivore und piscivore Fische ersetzt. Dieser Trend war in der Barbenregion am deutlichsten erkennbar.

4.1.2 Lebensdauer

Bezüglich der Lebensdauer ist kein genereller Trend in die eine oder andere Richtung erkennbar. Zwar zeigt sich auf den ersten Blick, dass sowohl lang- als auch kurzlebige Arten tendenziell zunehmen, während Arten mit mittlerer Lebensdauer abnehmen. Dieses Muster deutet jedoch darauf hin, dass in dieser Auswertung kein klarer funktionaler Zusammenhang mit der Langlebigkeit erkennbar ist. Vielmehr scheinen die Ergebnisse durch die Entwicklung einzelner Arten geprägt zu sein und damit eher artspezifische Trends abzubilden, als dass die Lebensdauer als übergeordnete Ursache eine zentrale Rolle spielt.

4.1.3 Strukturbezug

Beim Strukturbezug zeigen die Daten im Gesamttrend eine Verschiebung des Anteils von strukturgebundenen Fischarten hin zu mässig strukturgebundenen Fischarten. Dieser Trend war in der Äschenregion am deutlichsten, aber auch in der Forellenregion klar zu erkennen. In der Barbenregion und bei den struktungebundenen Arten konnten keine eindeutigen Trends nachgewiesen werden.

⁷ **Methodik:** Zur Untersuchung funktioneller Veränderungen in Fischgemeinschaften wurden die relativen Anteile verschiedener Gildenausprägungen – etwa hinsichtlich Temperaturpräferenz, Laichsubstrat oder Ernährungstyp – über die Zeit analysiert. Grundlage der Auswertung bildeten standardisierte Fischdaten mit Zuordnung der Arten zu funktionellen Gildenmerkmalen nach Schmutz et al. (2000). Für jede Kombination aus Gildenausprägung, Fischregion und Jahr wurde der prozentuale Anteil an der Gesamtbiomasse berechnet. Eine Tabelle zur Zuordnung der verschiedenen Fischarten zu den unterschiedlichen Gilden findet sich im Anhang (Kap. 10.3). Die zeitlichen Trends dieser Anteile wurden mittels linearer gemischter Modelle (LMM) berechnet. Dabei wurde der Effekt des Jahres als fester Effekt modelliert und der Standort als Zufallsfaktor berücksichtigt, um für Unterschiede zwischen den Befischungstrecken zu kontrollieren. Die Ausgabe des Modells entspricht der jährlichen Änderung des Anteils der jeweiligen Gildenausprägung in Prozent an der Gesamtbiomasse. Beispielsweise zeigte sich im Gesamttrend bei kältebedürftigen Arten (oligo-stenotherm) ein mittlerer Rückgang des Anteils an der Gesamtbiomasse von –0.60 % pro Jahr. Lag der Anteil im Jahr 2000 beispielsweise noch bei 20 %, wäre ihr Anteil bis zum Jahr 2020, bei linearer Entwicklung, auf rund 8 % gesunken.

4.1.4 Toleranz

Die Zuordnung zu Toleranzgilden erfolgt anhand der artspezifischen Sensitivität gegenüber Umweltveränderungen und spiegelt insbesondere Unterschiede in den Ansprüchen an Wasserqualität, Temperatur, Habitatstruktur und Reproduktionsbedingungen wider. Gerade bei dieser Gilde zeigen die Daten einen sehr eindeutigen Trend über alle Fischregionen hinweg. Der Anteil empfindlicher Arten hat gesamthaft deutlich zugunsten toleranter Arten abgenommen. Am stärksten war die Verschiebung in der Barbenregion. Diese Verschiebung zugunsten toleranter Arten entspricht den in Kapitel 1.2 beschriebenen übergeordneten Entwicklungen, wonach empfindliche Arten auch ausserhalb der Schweiz in vielen Fliessgewässern zurückgehen, während tolerantere Generalisten zunehmend an Bedeutung gewinnen.

4.1.5 Laichsubstrat

Bei der Laichsubstrat-Gilde waren die Verschiebungen insgesamt gering. Im Gesamttrend nahmen sandlaichende (psammophile) Arten sowie in Strukturen (speleophil) laichende Arten leicht zu, während Kieslaicher (lithophil) und im Freiwasser laichende (pelagophile) Arten geringfügig abnahmen. In der Forellenregion zeigte sich eine deutlichere Abnahme der Kieslaicher zugunsten speleophiler Arten. In der Äschenregion nahm der Anteil der Kieslaicher hingegen entgegen dem Gesamttrend zu. In der Barbenregion war vor allem ein Anstieg psammophiler Arten erkennbar. Der Rückgang pelagophiler Arten ist hier kaum von Relevanz, da davon im Wesentlichen der Aal betroffen ist, der nicht im Süsswasser laicht.

4.1.6 Strömungspräferenz

Bei der Strömungspräferenz zeigen die Daten im Gesamttrend eine Verschiebung der Anteile strömungsliebender Arten in Richtung indifferenter Arten. Der Trend zeigte sich auch über alle Fischregionen, wobei er in der Barbenregion am deutlichsten ausgeprägt war.

4.1.7 Temperaturpräferenz

Bei der Temperaturpräferenz zeigen die Daten ein sehr eindeutiges Bild über alle Fischregionen. Kältebedürftige Arten (oligo-stenotherm) haben im Gesamttrend deutlich zugunsten von wärmetoleranten Arten abgenommen. Am deutlichsten ist der Trend in der Äschenregion.

4.1.8 Zurückgelegte Distanz

Bei der Wanderdistanz zeigen die Daten eine deutliche Zunahme von Mitteldistanzwanderern, während vor allem Kurzdistanzwanderer abnehmen. Langdistanzwanderer haben ebenfalls abgenommen, sind allerdings nur durch zwei Arten vertreten, Aal und atlantischer Lachs. Der Rückgang ist vor allem auf den Rückgang des Aals zurückzuführen. Bei beiden Arten wird das Ergebnis vermutlich von Besatzmassnahmen gesteuert. Diese haben insbesondere beim Aal in den letzten Jahren deutlich abgenommen.

4.1.9 Einordnung der Ergebnisse

Die in diesem Kapitel beobachteten Gildentrends – verstärkte Zunahme von Generalisten, gleichzeitige Abnahme spezialisierter Arten – lassen sich gut in den Kontext der aktuellen wissenschaftlichen Literatur zu Klima- und Umweltveränderungen in Flussfischgemeinschaften einordnen. Klimaänderungen beeinflussen physikalische Rahmenbedingungen wie Wassertemperatur und Abflussregime, was bei Fischen direkte Auswirkungen auf Metabolismus, Wachstum, Reproduktion und Verbreitung hat (Dönni & Spalinger, 2018; Küttel et al., 2002) und allgemeine Verschiebungen in Gemeinschaften begünstigt. Solche grossräumigen Effekte zeigen sich auch international und äussern sich in Zunahmen wärmetoleranter Arten und gleichzeitigen Rückgängen bei kälteliebenden Arten in Fliessgewässern unter steigenden

Temperaturen (vgl. Kap 1.2). Diese Ergebnisse weisen stark darauf hin, dass die Auswirkungen des Klimawandels die massgebenden Treiber für die schweizweit beobachteten Veränderungen in den beobachteten Dichten und Biomassen der verschiedenen Fischarten sind und damit auch der Zusammensetzung der Fischbestände.

Allerdings darf dieses Ergebnis nicht darüber hinwegtäuschen, dass auf der Ebene einzelner Gewässer auch andere Umweltursachen eine entscheidende Rolle spielen. Dies zeigen z.B. die NAWA Untersuchungen (Vonlanthen, P. et al., 2024), im Rahmen derer zwar schweizweit keine generelle Veränderung der Fischbestände festgestellt wurde, lokal aber durchaus deutliche Verbesserungen, z.B. nach Revitalisierungen, oder Verschlechterungen, z.B. wegen der Wasserqualität, auftreten können.

Weiter zeigen auch die Ergebnisse der vorliegenden Studie, dass nicht alle wärmetoleranten Arten zwingend von den Effekten des Klimawandels profitieren. Die Nase zum Beispiel ist ein typischer Vertreter der Barbenregion und benötigt zumindest im Frühling ausreichend warmes Wasser für die Reproduktion (Dedual, 1990; Maier et al., 1995). Die Nase konnte schweizweit jedoch bisher nicht nachweisbar von der Gewässererwärmung profitieren. Weitere Umweltfaktoren beeinflussen demnach die Entwicklung der einzelnen Fischarten ebenfalls, auch wenn diese in einer schweizweiten Meta-Analyse nicht in dem Vordergrund treten, bzw. nicht zu erkennen sind.

Kernaussagen:

Eine Gildenanalyse wurde durchgeführt, um die in den vorhergehenden Kapiteln beschriebenen Veränderungen der Fischgemeinschaften funktionell einzuordnen und mögliche Ursachen besser zu verstehen. Durch die Zusammenfassung von Arten zu ökologischen Gilden lassen sich übergeordnete Muster erkennen, die über einzelne Arten hinausgehen und Hinweise auf zugrunde liegende Umweltveränderungen liefern.

Die Ergebnisse zeigen, dass insbesondere generalistische Arten tendenziell zunehmen, während spezialisierte und empfindlichere Arten häufiger rückläufige Entwicklungen aufweisen. Zudem deutet vieles darauf hin, dass die Auswirkungen des Klimawandels sehr wahrscheinlich massgebende Treiber für die schweizweit beobachteten Veränderungen in den Dichten und Biomassen der verschiedenen Fischarten sein dürften. Weitere Umwelteigenschaften und deren Veränderungen beeinflussen die Entwicklung der Fischbestände allerdings ebenfalls. Weil temperatursensitive Arten auch empfindlich auf andere menschliche Einflüsse reagieren, lassen sich die Einflüsse von Klima und anderen menschlichen Einflüssen nicht gut differenzieren.

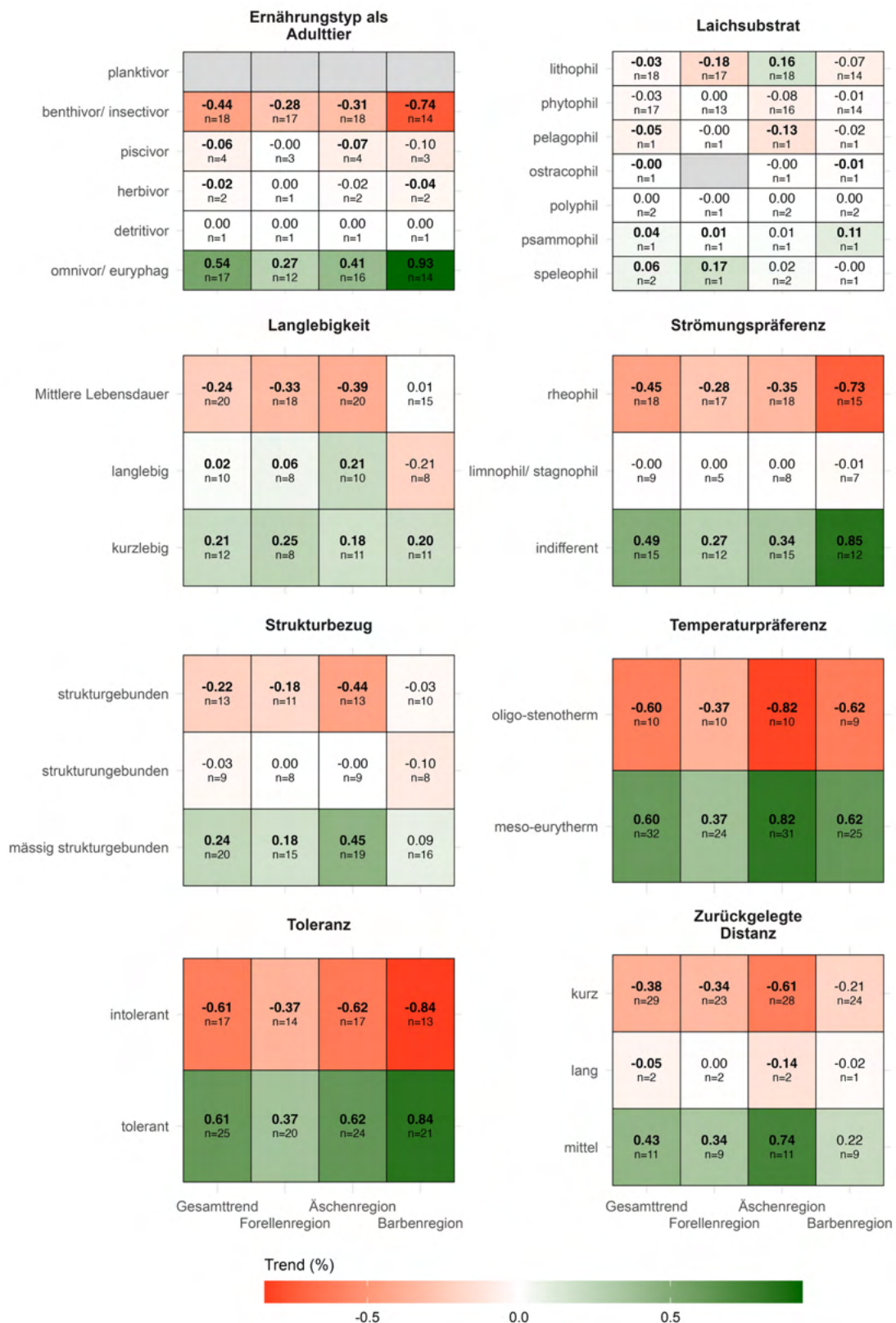


Abbildung 4-1: Die Heatmap zeigt die zeitlichen Trends der relativen Anteile verschiedener fischökologischer Gildenausprägungen an der Fischbiomasse. Berechnet wurde der Trend für die verschiedenen Fischregionen und der aus den Mittelwerten resultierende Gesamttrend. Positive Trendwerte (grün) deuten auf eine Zunahme des Anteils der jeweiligen Gilde im Zeitverlauf hin, negative Werte (rot) auf eine Abnahme. Graue Felder: Gildenausprägungen die nie vorkamen. Die Anzahl in die Auswertung eingeflossener Arten ist unter dem Trendwert angegeben (n=). Fettgedruckte Werte waren in den berechneten Modellen signifikant.

4.2 Einfluss verschiedener Umweltfaktoren auf die Entwicklung der Fischbestände

Zur Untersuchung möglicher Zusammenhänge zwischen der Entwicklung der Fischbestände und Umweltfaktoren wurden verschiedene explorative Analyseansätze getestet. Ziel war es zu prüfen, ob sich beobachtete Veränderungen in Fischdichte und Biomasse mit ausgewählten Umweltparametern in Beziehung setzen lassen.

Für die Analysen standen jedoch nur wenige Umweltinformationen zur Verfügung. Berücksichtigt werden konnten insbesondere die Gewässerbreite sowie die Höhenlage der Untersuchungsstandorte. Zentrale Umweltfaktoren wie Abfluss- und Wassertemperaturdaten lagen hingegen nur für wenige Standorte vor und konnten deshalb nicht systematisch in die Auswertungen einbezogen werden. Damit fehlt ausgerechnet jener Faktor, der in der Literatur und auch in der vorliegenden Arbeit als einer der wichtigsten Treiber für Veränderungen der Fischgemeinschaften gilt: die Erwärmung der Gewässer.

Die durchgeführten Analysen zeigten insgesamt wenig klare oder statistisch robuste Muster. Zwar deuteten die Ergebnisse darauf hin, dass die Fischdichte in grösseren Gewässern tendenziell stärker zunimmt als in kleineren (Abbildung 4-2). Aber obwohl mehrere der modellierten Trends signifikant waren, erwiesen sich die Unterschiede zwischen den Breitenklassen im Interaktionstest als nicht signifikant. Bezüglich der Biomasse sind hingegen allgemein keine signifikanten Veränderungen ersichtlich.

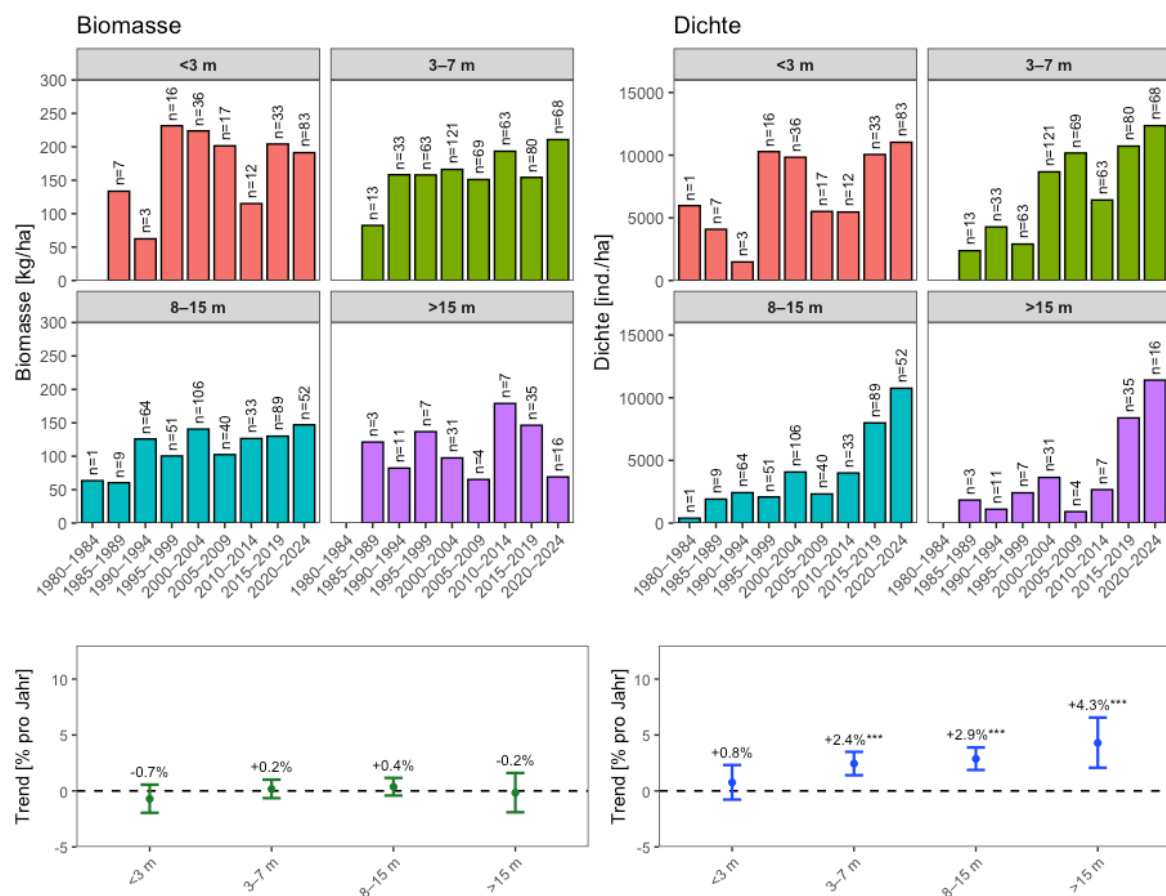


Abbildung 4-2: Entwicklung der mittleren Biomasse (links) und Dichte (rechts) in Abhängigkeit von der Gewässerbreitenklasse (<3 m, 3–7 m, 8–15 m, >15 m). Oben dargestellt sind die 5-Jahres-Mittelwerte (Balken) der Gesamtbiomasse [kg/ha] bzw. Gesamtdichte [Ind./ha] je Breitenklasse; die Zahlen über den Balken geben die Anzahl der Befischungsaktionen (n) pro Periode an. Unten sind die modellierten jährlichen Trends (% pro Jahr) aus linearen gemischten Modellen (log-transformiert, Zufallsfaktor: Standort) mit 95 %-Konfidenzintervallen dargestellt. Signifikanzniveaus: *** p < 0,001; ** p < 0,01; * p < 0,05; · p < 0,1.

Ähnliches gilt für die Fischdichte in Abhängigkeit der Höhenlage: In höher gelegenen Gewässern oberhalb von etwa 1000 m ü. M. schien die Fischdichte etwas stärker zuzunehmen als in tiefer gelegenen Abschnitten. Auch dieses Ergebnis ist jedoch statistisch nicht abgesichert, da sich die Unterschiede in der Höhenlage im Interaktionstest als nicht signifikant erwiesen. Bei der Biomasse hingegen zeigte sich ein differenzierteres Bild: Während in tieferen Lagen keine eindeutige zeitliche Veränderung festgestellt werden konnte, deutete sich in höher gelegenen Gewässern eine signifikante Zunahme an. Der Interaktionstest ergab, dass sich die Entwicklung der Biomasse in Gewässern > 1000 m.ü.M. signifikant von den tiefer gelegenen unterscheidet. Insgesamt weist dies auf eine gewisse Höhenabhängigkeit der Biomasseentwicklung hin, ohne dass sich daraus ein einheitlicher Trend über alle Höhenstufen ableiten lässt.

Ökologisch erscheint dieses Muster plausibel, da gerade höher gelegene Gewässer im Zuge der Erwärmung tendenziell produktiver werden könnten; ein kausaler Zusammenhang lässt sich auf Grundlage der vorliegenden Daten jedoch nicht abschliessend belegen. Zusätzlich war die Anzahl der Erhebungen über die Höhenstufen sehr unterschiedlich verteilt mit deutlich mehr Erhebungen in tieferen Lagen, was eine eindeutige Interpretation zusätzlich erschwert.

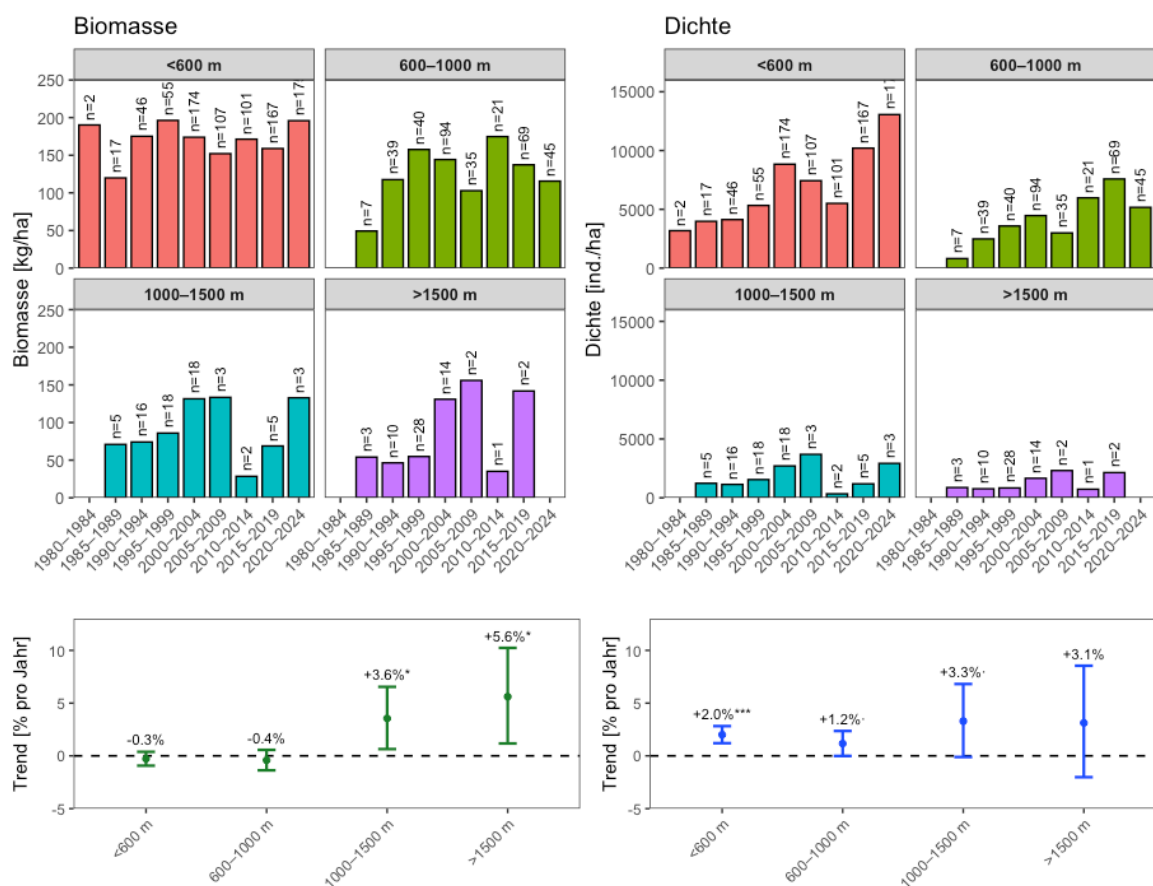


Abbildung 4-3: Entwicklung der 5-Jahres-Mittelwerte der Biomasse (links) und Dichte (rechts) in vier Höhenstufen (<600 m, 600–1000 m, 1000–1500 m, >1500 m). Balken zeigen die beobachteten Mittelwerte je Periode; die Zahlen über den Balken geben die Anzahl der Befischungsaktionen (n) an. Unten sind die modellierten jährlichen Trends (% pro Jahr) aus linearen gemischten Modellen (log-transformiert, Zufallsfaktor: Standort) mit 95 %-Konfidenzintervallen dargestellt. Signifikanzniveaus: *** p < 0,001; ** p < 0,01; * p < 0,05; · p < 0,1.

Ergänzend wurde geprüft, ob sich Fischdichte oder Biomasse unabhängig von zeitlichen Trends mit einzelnen Umweltfaktoren in Beziehung setzen lassen. Auch diese Analysen erwiesen sich als wenig aufschlussreich. Zwar zeigte sich ein signifikanter negativer Zusammenhang zwischen Bevölkerungsdichte und Fischbestand, insbesondere bei Arten wie Strömer, Hecht und Forelle, während für einzelne andere Arten eher positive Zusammenhänge beobachtet wurden. Insgesamt waren die zugrunde liegenden Daten jedoch zu heterogen und nicht ausreichend standardisiert, um daraus robuste ökologische Schlussfolgerungen abzuleiten.

Diese Auswertungen zeigen deutlich die Grenzen der verfügbaren Datengrundlage auf. Mit unregelmässig erhobenen Daten aus wechselnden Untersuchungsstandorten lassen sich nur sehr eingeschränkt belastbare Aussagen zum Einfluss von Umweltfaktoren auf die Entwicklung der Fischbestände treffen. Für solche Fragestellungen sind konsistente Langzeitdaten, die regelmässig und an denselben Standorten erhoben werden, deutlich besser geeignet. Programme wie NAWA zeigen, dass unter diesen Voraussetzungen aussagekräftige und ökologisch sinnvolle Ergebnisse erzielt werden können (Vonlanthen, P. et al., 2024).

Für zukünftige Analysen ist es daher erforderlich, dass Daten aus konsequenten, langfristigen Monitorings notwendig ist. Dieses sollte alle Fischregionen sowie die grossen Einzugsgebiete und biogeografischen Regionen der Schweiz abdecken, um natürliche von anthropogenen Einflüssen trennen zu können. Ebenso wichtig ist, dass neben systematischen Zeitreihendaten zur Fischfauna auch vergleichbare und kontinuierliche Daten zu zentralen Umweltfaktoren wie Wassertemperatur, Abfluss, Wasserqualität und Gewässermorphologie verfügbar sind. Nur so lassen sich die Ursachen von Bestandsveränderungen künftig fundiert und belastbar analysieren.

Kernaussagen:

Die getätigten Analysen zur Bestimmung des Einflusses von Umweltfaktoren auf die Fischbestände liefern kaum robuste Trends. So zeigen sich lediglich Tendenzen, dass die Fischbestände in grösseren und in höher gelegenen Gewässern eher zunehmen. Zu weiteren Umweltfaktoren fehlen weitgehend standardisierte Datengrundlagen und teils Daten mit einem ausreichend lokalen Bezug,

Folglich sollte, um künftige Ursachenanalysen voranzutreiben, sowohl das Monitoring zu Fischbestandserhebungen als auch jenes zu Umweltfaktoren deutlich ausgebaut und in systematischer Art und Weise erhoben werden.

5 Artenschutz und Biodiversität

5.1 Gefährdete Arten

Von den insgesamt 32 national als gefährdet eingestuften (VBGF 1–3) und in Fliessgewässern erwartbaren Fischarten wurden im vorliegenden Datensatz 13 Arten mindestens einmal nachgewiesen (Tabelle 5-1). Für acht dieser Arten lagen ausreichend häufige Beobachtungen vor, um eine Trendanalyse über den Untersuchungszeitraum durchzuführen (vgl. Kap. 3.3). Abbildung 5-1 zeigt die Standorte, an denen diese Arten vorkamen und deren mittlere Biomasse über die Zeitreihe (für sämtliche im Datensatz vorhandene Arten, sind dieselben Abbildungen im Anhang Kap 10.2 zu finden). Alleine der Umstand, dass ein Grossteil dieser Arten gar nicht nachgewiesen wurde und wenn, dann nur in seltenen Fällen so, dass verlässliche Trends ableitbar wären, zeigt auf, wie prekär die Situation rund um gefährdete Arten in der Schweiz aussieht. Es sei aber auch darauf hingewiesen, dass bei gewissen Arten die Problematik vorliegt, dass die taxonomische Bestimmung der Fische in den uns vorliegenden Daten nicht auf Artniveau vorlag (z.B. verschiedene Forellenarten, schwer unterscheidbare Nord-/Südarten resp. Schwester-Arten). Der präzisen Artbestimmung sollte deshalb in Zukunft mehr Aufmerksamkeit beigemessen werden.

Abbildung 5-2 illustriert zudem die räumliche Verteilung der Anzahl gefährdeter Fischarten (VBGF 0–3) innerhalb der biogeographischen Regionen der Schweiz. Nur sehr vereinzelt sind noch Standorte vorfindbar mit mehr als 3 gefährdeten Arten und wenn, dann mehrheitlich im Jura und im Mittelland. Dass speziell im Alpenraum kaum je eine gefährdete Art vorkommt, liegt hingegen eher daran, dass sich das Artenspektrum hier mehrheitlich an einer Forellenregion orientiert und auch natürlicherweise durch Forellen und gegebenenfalls Groppen geprägt ist.

Diese Ergebnisse heben ausserdem hervor, dass insbesondere bei seltenen Arten die Datengrundlage häufig nicht ausreicht, um eine verlässliche Beurteilung ihrer Bestandsentwicklung vorzunehmen. Gerade für diese Arten wäre eine belastbare Trendanalyse jedoch von zentraler Bedeutung, da sie aufgrund ihrer geringen Bestände besonders anfällig gegenüber zusätzlichen Belastungen sind und Veränderungen frühzeitig erkannt werden müssten, um geeignete Schutz- und Fördermassnahmen gezielt einleiten zu können.

Kernaussagen:

Von den 32 national als gefährdet eingestuften und in Fliessgewässern typischen Fischarten wurden im untersuchten Datensatz lediglich 13 Arten mindestens einmal nachgewiesen; für noch weniger Arten war die Datengrundlage ausreichend, um eine belastbare Trendanalyse durchzuführen. Dies verdeutlicht, dass insbesondere für seltene und stark gefährdete Arten die vorhandenen Daten häufig nicht ausreichen, um ihre Bestandsentwicklung zuverlässig zu beurteilen. Eine gezielte standardisierte Erhebung und die langfristige Durchführung von Monitorings dieser Arten sind daher notwendig, um Veränderungen frühzeitig zu erkennen und geeignete Schutzmassnahmen fundiert ableiten zu können.

Tabelle 5-1: Übersicht der 32 in Fließgewässern erwartbaren und als gefährdet eingestuften Fischarten der Schweiz, deren Gefährdungsstatus, deren Nachweise im Rahmen dieser Studie sowie, wo möglich, deren modellierter Trend. Zu beachten ist, dass bei verschiedenen Arten ein Nachweis auch aufgrund fehlender Artzuweisung im Datensatz nicht möglich war. Signifikanzniveaus: *** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; · $p < 0,1$.

Fischart	Status VBGF	IUCN- Status	# Nachweise Befischungen	# Nachweise Standorte	Modellierter Trend [% pro Jahr]
Aal	1	CR	51	24	Dichte: - 11.2 % ***; Biomasse: - 9.6 % ***
Alborella	1	CR	0	0	Nein
Apron	1	CR	0	0	Nein
Adriatische Äsche	1	CR	0	0	Nein
Adriatische Forelle	1	CR	0	0	Nein
Cobite mascherato	1	CR	0	0	Nein
Donauforelle	1	CR	0	0	Nein
Nase	1	CR	18	10	Dichte: +0.2 %; Biomasse: -4.6 % ***
Piccola lampreda	1	CR	0	0	Nein
Pigo	1	CR	0	0	Nein
Savetta	1	CR	0	0	Nein
Sofie	1	CR	2	1	Nein
Triotto	1	CR	0	0	Nein
Marmorataforelle	1	CR	0	0	Nein
Bachneunauge	2	EN	166	72	Dichte: +3.22 %; Biomasse: +0.2 %
Bitterling	2	EN	14	5	Dichte: -3.4 %; Biomasse: -0.8 %
Steinbeisser, Dorngrundel	2	EN	27	9	Dichte: +3.4 %; Biomasse: +0.7 %
Flussforelle	2	EN	0	0	Nein
Ghiozzo	2	EN	1	1	Nein
Seeforelle	2	EN	0	0	Nein
Zebraforelle	2	EN	0	0	Nein
Äsche	2	EN	197	91	Dichte: - 2.9 %*; Biomasse: - 1.5 %
Barbo	3	VU	4	3	Nein
Barbo canino	3	VU	7	6	Nein
Cagnetta	3	VU	2	1	Nein
Cavedano italiano	3	VU	5	4	Nein
Hundsbarbe	3	VU	0	0	Nein
Moderlieschen	3	VU	1	1	Nein
Sanguinerola italiana	3	VU	0	0	Nein
Scardola italiana	3	VU	0	0	Nein
Schneider	3	VU	155	76	Dichte: +10.5 %***; Biomasse: +2.5 %***
Strömer	3	VU	122	61	Dichte: +5.4 %; Biomasse: +2.5 %

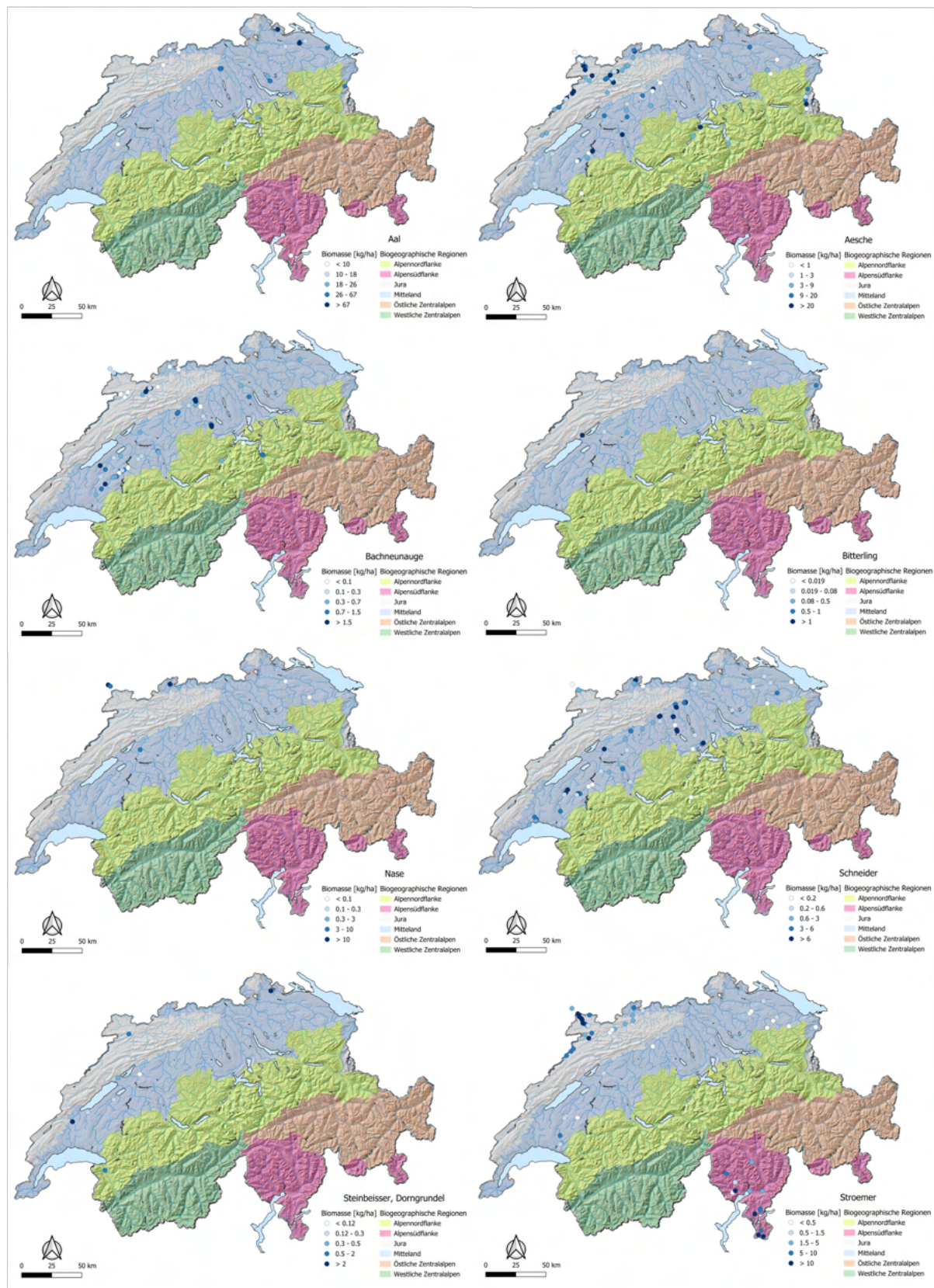


Abbildung 5-1: Räumliche Verteilung ausgewählter gefährdeter Fischarten (VBGF 1–3) in der Schweiz. Dargestellt sind die Arten Aal, Äsche, Bachneunauge, Bitterling, Nase, Schneider, Steinbeisser/Dorngrundel und Strömer. Die Punktfarbe entspricht der mittleren Biomasse über den gesamten Zeitraum pro Standort.

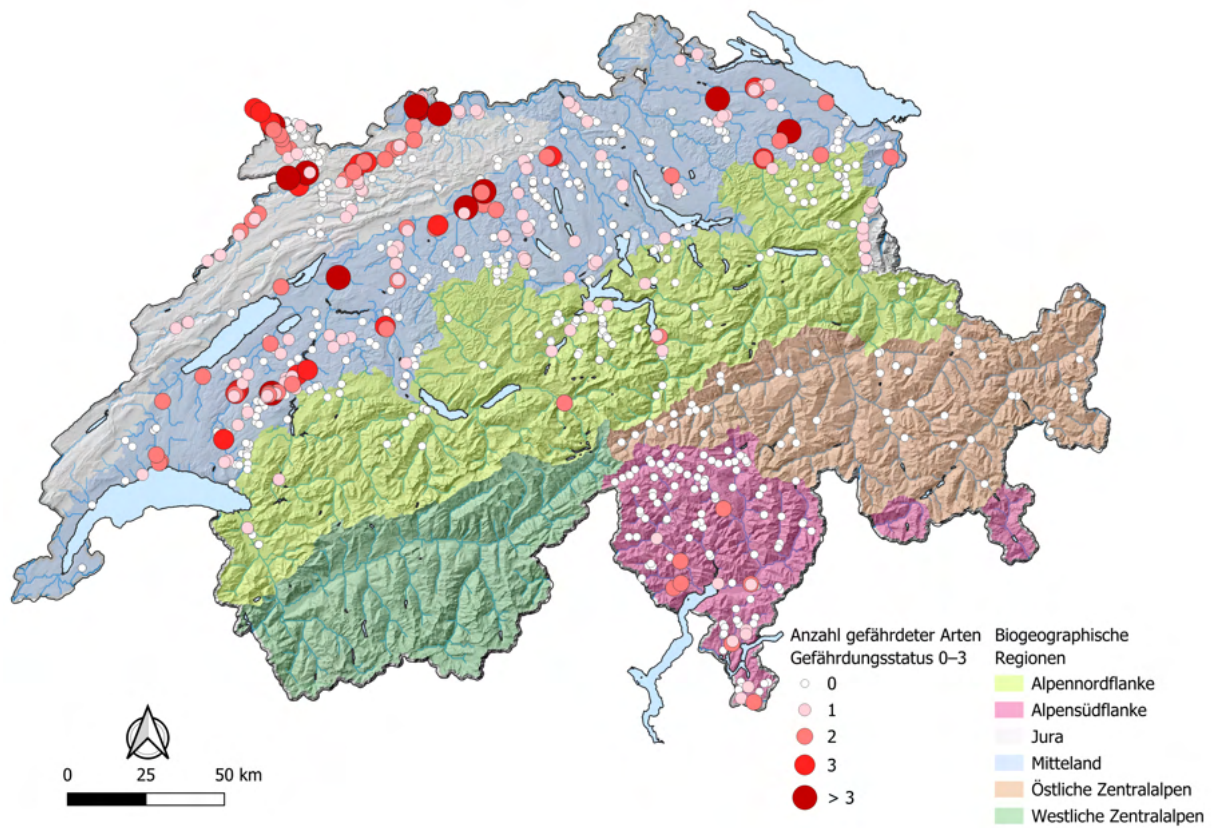


Abbildung 5-2: Räumliche Verteilung der Anzahl gefährdeter Fischarten (VBGF 0–3) pro Befischungsstandort in der Schweiz. Die Punktgrösse und Farbintensität geben die Anzahl gefährdeter Arten je Standort an.

5.2 Biodiversität der Fische in der Schweiz

Die Konzepte von Alpha- und Beta-Diversität sind weit verbreitete Kenngrößen zur Einschätzung der Biodiversität einer Organismengruppe und dienen dazu, die Struktur biologischer Gemeinschaften kompakt zu beschreiben (Roth & Martinez, 2023). Sie ermöglichen es, Veränderungen der Biodiversität sowohl auf lokaler Ebene als auch im räumlichen Zusammenhang zu erfassen.

Die Alpha-Diversität beschreibt die Artenvielfalt innerhalb eines Standorts und gibt damit Auskunft über die lokale Vielfalt einer Fischgemeinschaft. Die Beta-Diversität beschreibt demgegenüber die Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen Standorten und zeigt, wie heterogen oder homogen Fischgemeinschaften räumlich – und gegebenenfalls auch zeitlich – aufgebaut sind. In Kombination erlauben beide Masse eine differenzierte Beurteilung, ob Veränderungen der Biodiversität vor allem auf lokale Zu- oder Abnahmen von Arten oder auf eine zunehmende Angleichung bzw. Differenzierung zwischen Standorten zurückzuführen sind.

Für die vorliegenden Auswertungen wurden ausschliesslich einheimische Fischarten berücksichtigt; Neozoen wurden ausgeschlossen. Dadurch liegt der Fokus auf der Entwicklung der natürlichen Fischgemeinschaften. Gebietsfremde Arten können Diversitätsmasse beeinflussen, da ihr Auftreten häufig durch relativ junge Ausbreitungsprozesse geprägt ist und dadurch Trends überlagern kann, die für die Bewertung der einheimischen Fischfauna von zentraler Bedeutung sind.

5.2.1 Verteilung der Alpha-Diversität

Erwartungsgemäss ist die Artenzahl (Abbildung 5-3) in den tiefergelegenen Regionen (z.B. Jura, Mittelland) höher als an den topografisch mehrheitlich höhergelegenen Gebieten (Alpenregion). In diesen tiefergelegenen Regionen liegen die meisten Gewässer, die zur Barbenregion, bzw. zur Äschenregion gezählt werden und entsprechend artenreicher sind als Gewässer der Forellenregion (Degiorgi & Raymond, 2000).

Im Gegensatz dazu weisen die höhergelegenen Gewässer, insbesondere der östlichen und westlichen Zentralalpen sowie des nördlichen Teils des Tessins, überwiegend niedrige durchschnittliche Artenzahlen auf. Diese Gewässer gehören überwiegend der Forellenregion an.

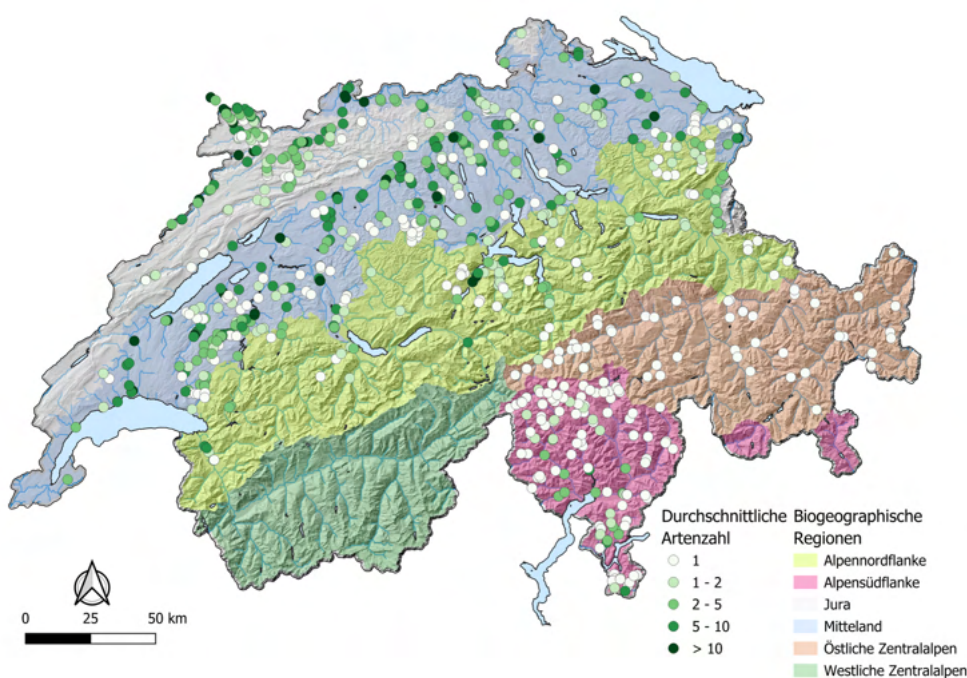


Abbildung 5-3. Anzahl an den verschiedenen befischten Standorten nachgewiesener Fischarten.

5.2.2 Entwicklung der Alpha-Diversität

Da je nach Stichprobengröße starke jährliche Schwankungen der Alpha-Diversität beobachtet werden, wurde für die Darstellung der Entwicklung der Alphadiversität jeweils ein Mittelwert über 5-Jahres-Intervalle berechnet (Abbildung 5-4, oben links). Das zugrunde liegende Auswertungsmodell zeigt einen statistisch signifikanten positiven Trend in der Alpha-Diversität über alle untersuchten Gewässer.

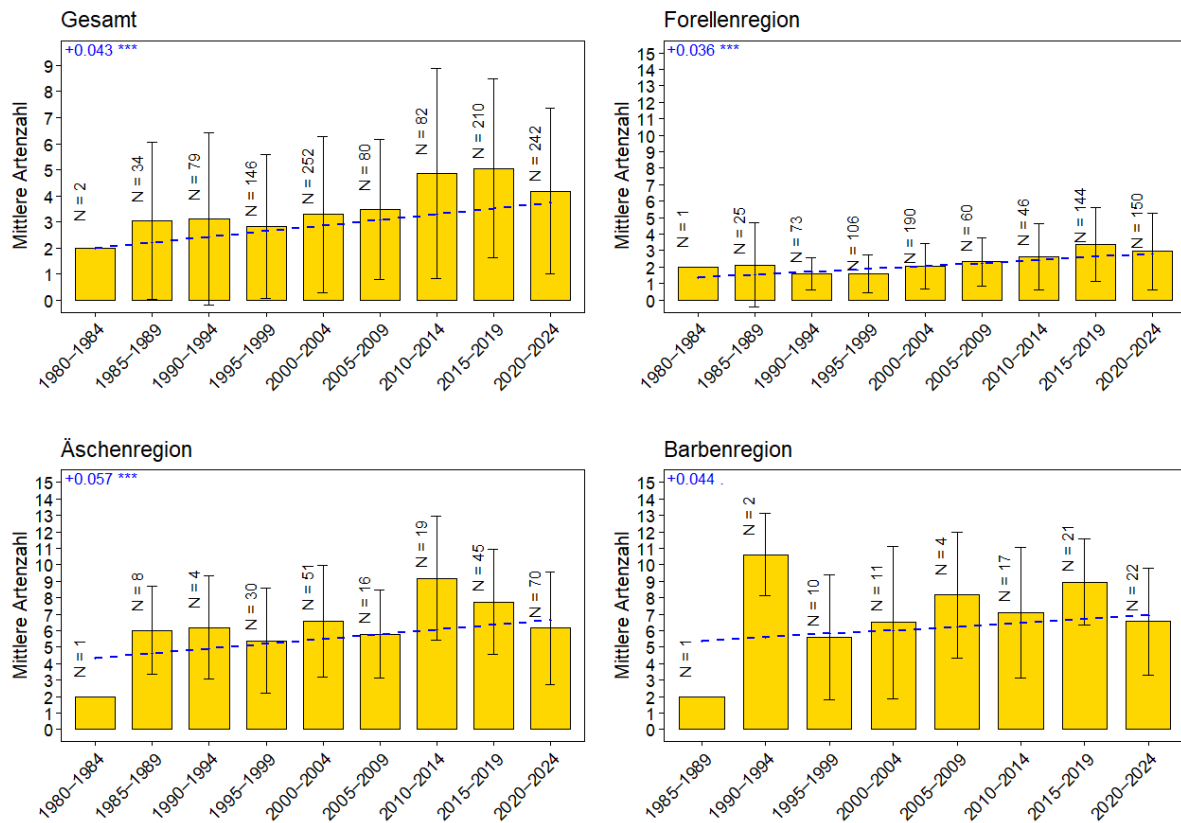


Abbildung 5-4: Zeitliche Entwicklungen der mittleren Alpha-Diversität pro Strecke (5-Jahres-Mittel $\pm$ 1 SD) insgesamt (oben links) sowie getrennt nach Fischregionen. Die gestrichelte blaue Linie zeigt den Trend des LMM. Die blaue Zahl gibt die geschätzte Änderung der Artenzahl pro Jahr an (Arten/Jahr). Über den Balken ist die Anzahl der berücksichtigten Standorte (N) angegeben. Sterne zeigen das Signifikanzniveau (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$)

Um zu verstehen, ob dieser Trend nur in gewissen Gewässertypen stattfindet und den Gesamttrend damit massgeblich beeinflusst, wurde dieselbe Analyse auch für jede Fischregion separat durchgeführt (Abbildung 5-4):

- **In Gewässern der Forellenregion** wurde mit einem Mittelwert von 2.39 Arten wie erwartet die geringste Artenzahl beobachtet. Das Modell zeigt auch in der Forellenregion einen statistisch signifikanten Anstieg der Artenzahl.
- **In Gewässern der Äschenregion** lag die mittlere Artenzahl bei 6.18 Arten. Das LMM weist erneut auf einen signifikant positiven Trend hin.
- **In Gewässern der Barbenregion** lag die mittlere Artenzahl über alle Jahre bei 7.36 Arten. Das LMM zeigt diesmal lediglich eine leicht positive Steigung, die jedoch statistisch knapp nicht signifikant ist.

Insgesamt deuten diese Ergebnisse auf eine deutliche Zunahme der Artenzahl und damit der Alpha-Diversität in den meisten Gewässern hin⁸. Dabei ist diese Zunahme in Gewässern der Forellenregion im Verhältnis zur durchschnittlichen Artenzahl am stärksten ausgeprägt.

Die räumliche Verteilung der Standorte mit mindestens zwei Beprobungen und deren Entwicklung hinsichtlich der Alpha-Diversität zeigt (Abbildung 5-5), dass zwar insgesamt ein Trend einer Zunahme der Artenzahl beobachtet werden kann, dies allerdings bei weitem nicht für jedes untersuchte Gewässer der Fall ist. So stehen den 101 Standorten mit einer Erhöhung der Alpha-Diversität, 48 Standorte mit einem Rückgang sowie 110 Standorte mit einer stabilen Alpha-Diversität gegenüber. Zudem zeigt die geografische Darstellung, dass kein spezifisches geografisches Muster dieser Veränderungen zu erkennen ist.

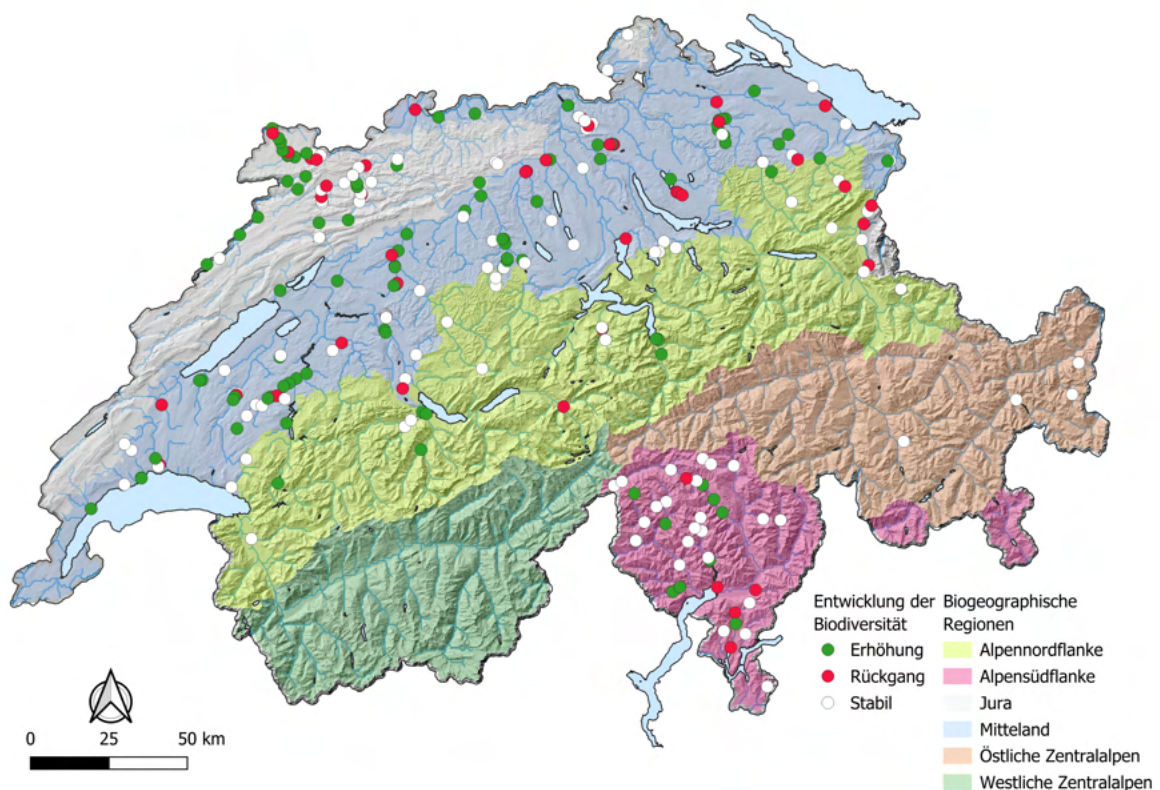


Abbildung 5-5: Räumliche Verteilung der Entwicklungen der Alpha-Diversität an untersuchten Standorten mit mindestens zwei Erhebungen in der Schweiz. Punkte zeigen Standorte mit Erhöhung (grün), Rückgang (rot) oder stabiler Alpha-Diversität (weiss). Die farblich hinterlegten Flächen kennzeichnen die biogeografischen Regionen der Schweiz.

⁸ Der Beginn des NAWA-Programms 2012 könnte durch die Befischung diverserer Gewässer zum Anstieg geführt haben. Eine Überprüfung durch Ausschluss der NAWA-Daten ergab jedoch sehr ähnliche Ergebnisse. Dementsprechend kann davon ausgegangen werden, dass die systematische Untersuchung des NAWA-Projektes nicht die Ursache für den Anstieg ist

5.2.3 Entwicklung der Beta Diversität

Die Beta-Diversität beschreibt die Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen Standorten. In der vorliegenden Analyse wurde die Sørensen-basierte Gesamt-Beta-Diversität (β_{sor}) nach Baselga (2010) in eine Turnover-Komponente (β_{sim}) und eine Nestedness-Komponente (β_{sne}) zerlegt (Abbildung 5-6)⁹.

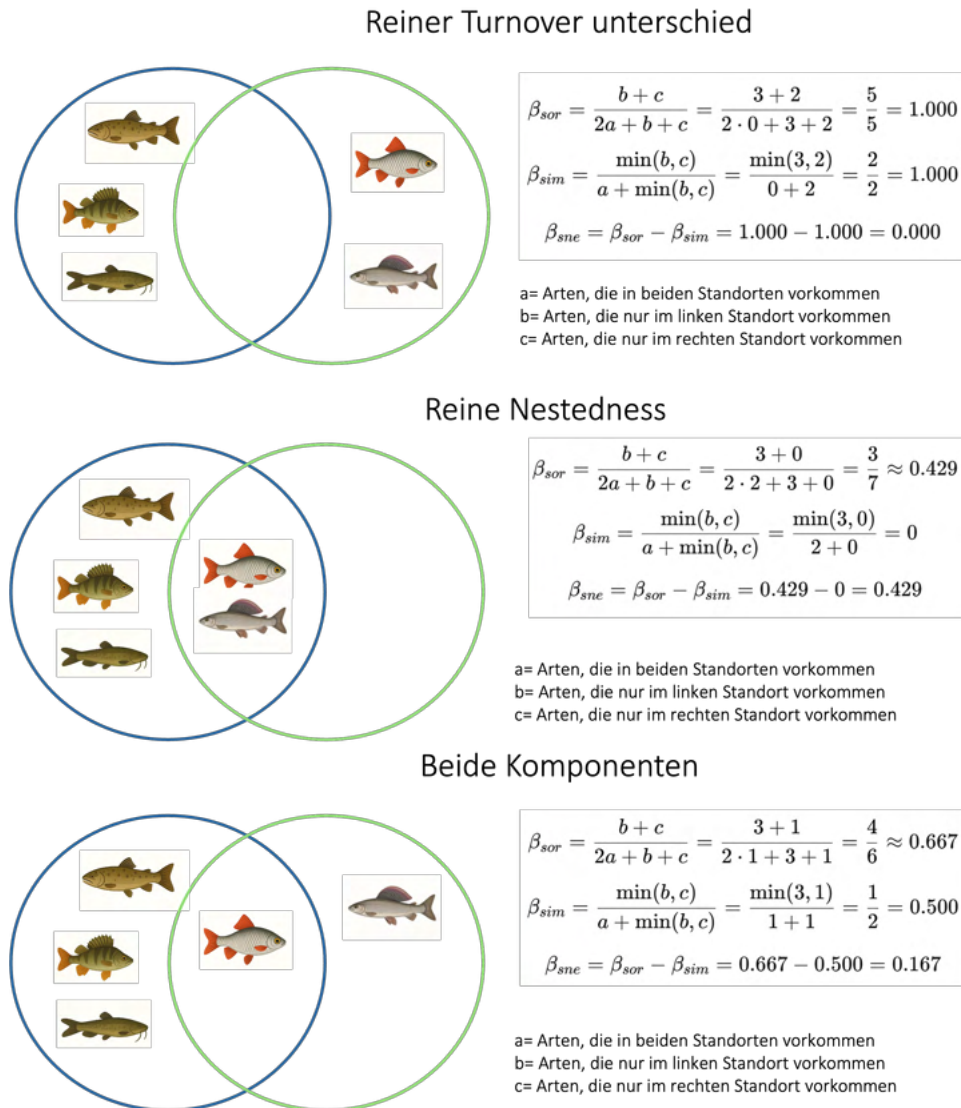


Abbildung 5-6: Schematische Darstellung der Zerlegung der Beta-Diversität nach Baselga (2010) anhand dreier idealtypischer Situationen zwischen zwei Untersuchungsstandorten. Dargestellt sind (oben) ein Fall reinen Artentauschs (Turnover), bei dem sich die Standorte ausschliesslich in der Artenzusammensetzung unterscheiden, (Mitte) ein Fall reiner Nestedness, bei dem ein Standort eine Teilmenge der Arten des anderen darstellt, sowie (unten) ein gemischter Fall, in dem sowohl Artentausch als auch unterschiedliche Artenzahlen zur Gesamt-Beta-Diversität beitragen. Für jedes Szenario sind die Gesamt-Beta-Diversität nach Sørensen (β_{sor}), die Turnover-Komponente (β_{sim}) und die Nestedness-Komponente (β_{sne}) angegeben. Die Fischsymbole veranschaulichen das Vorkommen einzelner Arten an den jeweiligen Standorten (KI-generierte Bilder).

⁹ **Methodik:** Eine grafische Illustration der verschiedenen Komponenten findet sich in Abbildung 5-6. Die Betrachtung der Beta-Diversität über alle verfügbaren Daten hinweg ist methodisch wenig sinnvoll, da die Datengrundlage aus zahlreichen, nicht systematisch wiederholten Befischungen besteht. Die berechnete Unähnlichkeit der Artenzusammensetzung hängt daher stark davon ab, welche Gewässertypen und Standorte in einem bestimmten Jahr beprobt wurden. Jahre mit räumlich ähnlichen Untersuchungsstandorten weisen entsprechend geringere mittlere Betadiversität auf als Jahre mit stark unterschiedlichen Standorten, unabhängig von tatsächlichen zeitlichen Veränderungen der Fischgemeinschaften. Um diesen räumlich bedingten Stichprobeneffekten zu begegnen und zeitliche Entwicklungen besser interpretieren zu können, wurde die Beta-Diversität getrennt nach Fischregionen analysiert. Die zeitliche Entwicklung der drei Betadiversitätskomponenten wurde für jede Fischregion auf Basis jährlicher Mittelwerte mittels linearer Modelle untersucht.

Während die Turnover-Komponente Auskunft darüber gibt, ob Arten ersetzt werden (= Artenaustausch), beschreibt die Nestedness-Komponente Unterschiede in der Artenzahl infolge von Artenverlusten oder -gewinnen (= Verschachtelung: Population A hat nur eine Teilmenge der Arten von Population B). Alle drei Indizes nehmen Werte zwischen 0 und 1 an.

In Gewässern der **Forellenregion** nahm die Gesamt-Beta-Diversität signifikant zu. Diese Zunahme wurde sowohl durch eine steigende Turnover- als auch durch eine deutlich stärkere Nestedness-Komponente getragen, was auf zunehmende Unterschiede in der Artenzahl zwischen den Standorten hindeutet. Das heisst: die Standorte der Forellenregion werden sich unähnlicher, weil an gewissen Standorten neue Fischarten dazukommen, an anderen hingegen nicht.

In Gewässern der **Äschenregion** zeigte sich hingegen ein signifikanter Rückgang der Gesamt-Beta-Diversität, der vor allem durch eine Abnahme der Turnover-Komponente verursacht wurde. Dieses Muster weist auf eine zunehmende Homogenisierung der Artenzusammensetzung zwischen den Standorten hin, während sich Unterschiede in der Artenzahl leicht verstärkten. Das heisst wiederum: Standorte der Äschenregion werden sich immer ähnlicher, weil zum einen seltene Arten verschwinden, zum anderen aber an vielen Standorten dieselben Arten hinzukommen.

Ein ähnliches, jedoch statistisch nicht signifikantes Muster wurde in der **Barbenregion** beobachtet, wo die Gesamt-Beta-Diversität ebenfalls abnahm, hauptsächlich infolge eines Rückgangs der Turnover-Komponente.

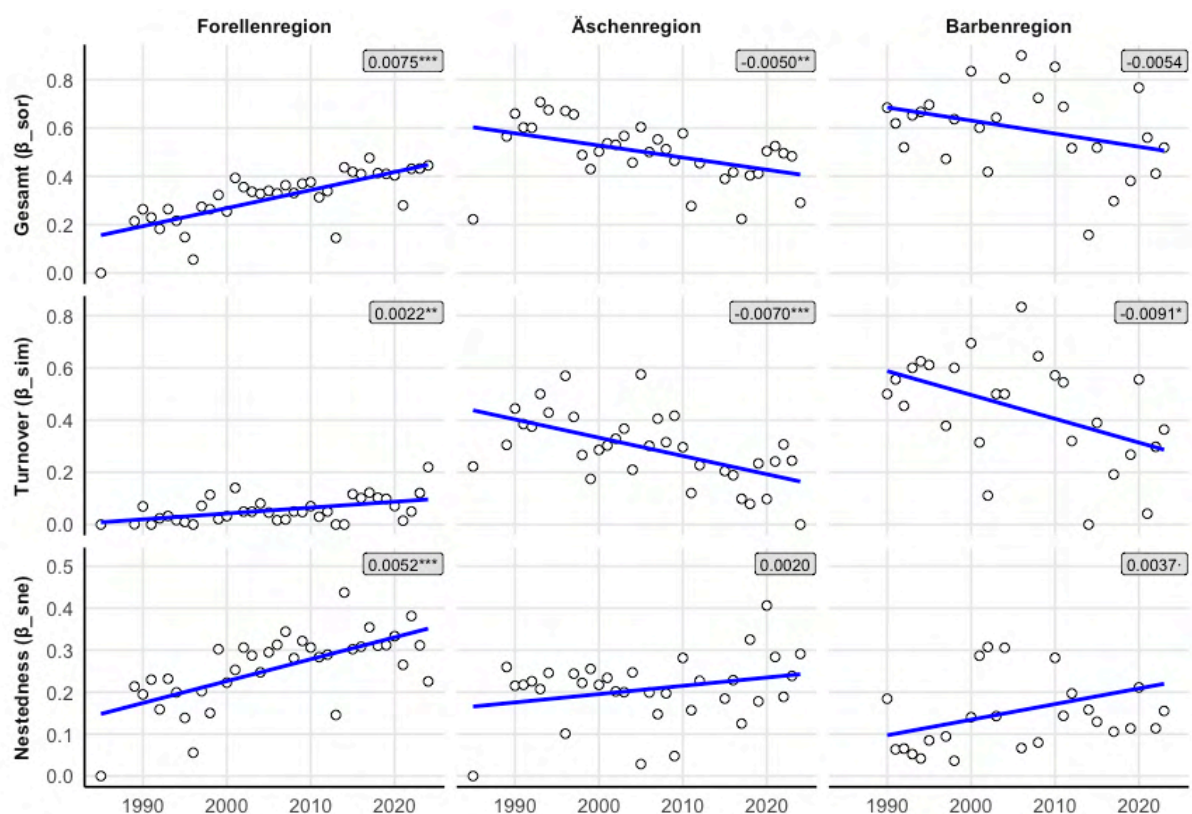


Abbildung 5-7. Entwicklung der Beta Diversität und ihrer Komponenten (Modell Sørensen) in den drei Fischregionen. Dargestellt sind lineare Modelle (LM). Die blauen Linien zeigen die modellierten Trends über die Zeit, die Zahlen in den grauen Kästchen geben die geschätzte jährliche Steigung an (*** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$).

5.2.4 Synthese Diversitäts-Indizes

Die gemeinsame Betrachtung von Alpha- und Beta-Diversität ermöglicht eine differenzierte Einordnung der zeitlichen Veränderungen der Fischgemeinschaften. Während die Alpha-Diversität Veränderungen der mittleren Artenzahl pro Standort beschreibt, gibt die Beta-Diversität Auskunft darüber, wie stark sich die Artenzusammensetzung zwischen den Standorten unterscheidet. Erst im Zusammenspiel beider Diversitätsmasse lässt sich beurteilen, ob beobachtete Veränderungen vorwiegend durch die Ausbreitung bereits weit verbreiteter Arten, durch das punktuelle Auftreten/ Verschwinden lokal begrenzter Arten oder durch eine Angleichung bzw. Differenzierung der Fischgemeinschaften geprägt sind (Abbildung 5-8).

In Gewässern der Forellenregion zeigt die gemeinsame Betrachtung von Alpha- und Beta-Diversität einen gleichzeitigen Anstieg beider Diversitätsmasse. Die mittlere Artenzahl pro Standort nimmt zu, während sich die Artenzusammensetzung zwischen den Gewässern mit der Zeit stärker unterscheidet. Dieses Muster deutet darauf hin, dass zusätzliche Arten nicht flächendeckend in Gewässer der Forellenregion einwandern, sondern vor allem lokal an einzelnen Standorten dazugekommen sind.

Die Artentrendanalyse der vorangegangenen Kapitel weist besonders bei Alet, Barbe und Schneider deutliche Zunahmen auf. Es ist daher wahrscheinlich, dass diese Arten wesentlich zu den beobachteten Veränderungen der Alpha- und Beta-Diversität in der Forellenregion beigetragen haben. Da sie in Gewässern dieser Fischregion weiterhin nur an wenigen Standorten vorkommen, erhöhen sie die mittlere Artenzahl, ohne zu einer generellen Vereinheitlichung der Fischgemeinschaften zu führen. Die Zerlegung der Beta-Diversität stützt diese Interpretation: Der Anstieg der Beta-Diversität in der Forellenregion ist überwiegend auf eine Zunahme der Nestedness-Komponente zurückzuführen. Dies weist darauf hin, dass einige Standorte artenreicher werden, während die grundlegende Artenzusammensetzung weitgehend erhalten bleibt.

In Gewässern der Äschenregion zeigt sich ein anderes Muster. Die Alpha-Diversität nimmt deutlich zu, während die Beta-Diversität im Zeitverlauf zurückgeht. Die mittlere Artenzahl pro Standort steigt somit an, während sich die Fischgemeinschaften zwischen den einzelnen Gewässern zunehmend angleichen. Die Artentrendanalyse weist in der Äschenregion mehrere positive Trends auf, unter anderem bei Alet, Barbe und Schneider, aber auch bei weiteren bereits weit verbreiteten Arten. Diese Zunahmen betreffen überwiegend Arten, die in der Region bereits an vielen Standorten präsent sind, und führen daher zu einer Erhöhung der lokalen Artenzahl über grosse Teile der Gewässer dieser Fischregion hinweg. Gleichzeitig zeigen einzelne, eher lokal begrenzte Arten (Bsp. Forellen und Äschen) rückläufige Trends oder verschwinden an einzelnen Standorten. Die Baselga-Zerlegung zeigt, dass der Rückgang der Beta-Diversität in der Äschenregion vor allem auf eine Abnahme der Turnover-Komponente zurückzuführen ist. Dies weist darauf hin, dass sich die Artenzusammensetzung der Standorte zunehmend angleicht. Die beobachteten Veränderungen lassen sich somit als Kombination aus einer flächigen Zunahme häufiger Arten und dem Wegfall standortspezifischer Arten interpretieren. Beide Prozesse tragen dazu bei, dass die Alpha-Diversität zunimmt, während die Fischgemeinschaften insgesamt homogener werden (Abnahme Beta-Diversität).

In Gewässern der Barbenregion entspricht das Zusammenspiel von Alpha- und Beta-Diversität grundsätzlich dem in der Äschenregion beobachteten Muster. Die zugrunde liegenden Veränderungen sind jedoch weniger ausgeprägt und statistisch weniger eindeutig.

Gesamtheitlich und unter Beizug der Erkenntnisse aus Kapitel 3.3.2 lässt sich daraus auch ableiten, dass die Umweltbedingungen innerhalb dieser Fischregionen sich immer ähnlicher werden (sinkende Turnover-Komponente) und dies mit degradierten Lebensräumen und hohen Störungen zusammenhängt (steigende Nestedness-Komponente). Deshalb werden die Fischgemeinschaften sich tendenziell immer ähnlicher und spezialisierte Fischarten verschwinden mehr und mehr (äussert sich in einer steigenden Nestedness-Komponente).

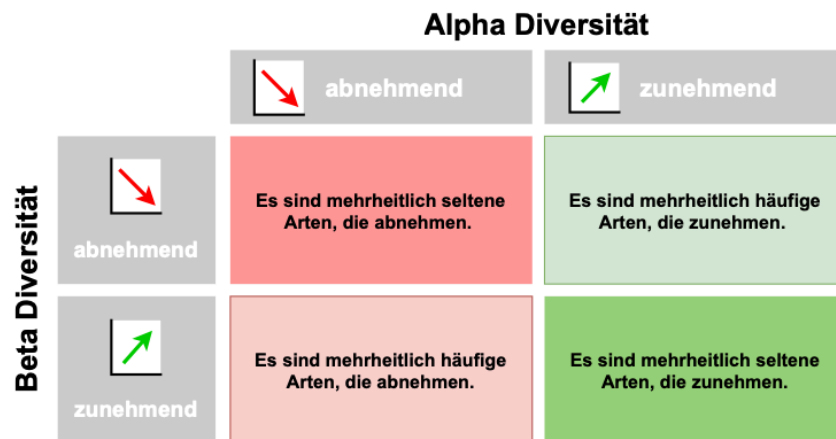


Abbildung 5-8. Interpretationshilfe für die Ergebnisse der Alpha- und Beta Diversität (Grafik aus (Roth & Martinez, 2023)). Es gilt zu beachten, dass «häufig» und «selten» sich auf den betrachteten Perimeter/ Fischregion beziehen und nicht auf die Seltenheit einer Art in der gesamten Schweiz.

Kernaussagen:

Die Alpha-Diversität nimmt in den untersuchten Fliessgewässern im Zeitverlauf insgesamt zu, das heisst, die mittlere Artenzahl pro Standort steigt. Dieses auf den ersten Blick positive Resultat bedeutet jedoch nicht automatisch eine ökologische Aufwertung oder eine naturnähere Fischfauna. Die artspezifischen Analysen zeigen vielmehr, dass die Zunahme häufig durch wenig empfindliche und teilweise in den jeweiligen Fischregionen ursprünglich nicht erwartete Arten getragen wird, während empfindlichere oder seltenere Arten zurückgehen.

Die Entwicklung der Beta-Diversität in Gewässern der Forellenregion weist darauf hin, dass die Fischgemeinschaften unterschiedlicher werden (Beta-Diversität nimmt zu), weil an gewissen Standorten neue Arten dazukommen, an anderen hingegen (noch) nicht.

In Gewässern der Äschenregion und Barbenregion deutet die Entwicklung der Beta-Diversität darauf hin, dass sich die Fischgemeinschaften zwischen den Gewässern zunehmend angleichen. Dies spricht für eine Homogenisierung, bei der standortspezifische seltene Arten eher verschwinden und neu auftretende Arten meist an vielen Standorten gleichzeitig vorkommen.

Insgesamt ist die beobachtete Entwicklung daher kritisch zu bewerten: Die lokale Artenzahl nimmt zwar zu, die Biodiversität im Sinne vielfältiger und differenzierter Fischgemeinschaften entwickelt sich jedoch eher negativ, da die Gemeinschaften langfristig einander ähnlicher werden und sich die Zusammensetzung zugunsten generalistischer Arten verschiebt.

6 Entwicklung der Fischbestände in Langzeitmonitorings

6.1 Generelle Trendanalyse von Langzeitdaten

Am aussagekräftigsten für Trendanalysen sind Monitoringdaten, die über lange Zeiträume hinweg regelmässig an denselben Standorten erhoben werden. Die vorliegende Zusammenstellung (vgl. Tabelle 6-1) zeigt jedoch, dass diese Voraussetzung im Datensatz nur in sehr begrenztem Umfang erfüllt ist. Von insgesamt 860 untersuchten Standorten wurden lediglich 12 so häufig beprobt, dass eine statistische Zeitreihenanalysen für die einzelnen Standorte möglich ist. Als Kriterium wurde dabei festgelegt, dass eine Strecke mindestens zehnmal untersucht worden sein muss.

Tabelle 6-1: Übersicht über die Standorte mit mehr als zehn Beprobungen. Zusätzlich ist der Zeitpunkt der ersten und der letzten Erhebung, sowie die Anzahl beprobter Jahre angegeben.

Gewässername	Ort / Abschnitt	Erstes Jahr	Letztes Jahr	Anzahl Jahre
Alte Aare	Lyss	1990	2019	14
Chirel	Diemtigen	1990	2023	18
Giesse	Belp	1990	2023	19
Grissachmooskanal	Gals	1990	2023	16
Murg	Murgenthal	1990	2023	17
Schüss	La Heutte	1990	2023	21
Urtenen	Schalunen	1990	2012	22
Buechwigger	Willisau	2000	2012	10
Luthern	Rufswil	1998	2008	11
Dorfbach	Altdorf	2001	2011	10
Giessen	Altdorf	2001	2023	14
Klostergraben	Seedorf	2001	2019	13

Von den zwölf Standorten mit einem Langzeitmonitoring liegen sieben im Kanton Bern, drei im Kanton Uri und zwei im Kanton Luzern. Nur acht Standorte verfügen über Erhebungen in den letzten 10 Jahren, sechs aus dem Kanton Bern und zwei aus dem Kanton Uri. Um zu sehen, ob die Entwicklungen über alle Befischungen hinweg auch an den Standorten mit langen Zeitreihen beobachtet werden können, wurde dasselbe Modell (LMM mit Standort und Fischregion als zufällige Effekte) hier angewandt.

Das Modell zeigte keinen signifikanten Trend in der Entwicklung der Dichte über die Zeit hinweg. Der geschätzte Effekt war minimal (-0.07% pro Jahr) und statistisch nicht signifikant. Im Gegensatz dazu zeigte das Modell für die Biomasse einen signifikanten negativen Trend. Die mittlere Biomasse nahm im Zeitraum der Untersuchungen um rund -2.81% pro Jahr ab.

Die Ergebnisse des Modells für die 12 Standorte decken sich folglich nicht mit jenen die über alle Befischungen hinweg beobachtet werden können. Dort ergab dasselbe Modell einen signifikanten Anstieg der Dichte von $+2.8\%$ pro Jahr, während für die Biomasse keine signifikanten Änderungen errechnet wurden. Die Entwicklungen widersprechen sich sogar. Zu beachten ist dabei die kleine Zahl an Standorten, für die ein solches Modell nur bedingt geeignet ist. In der Auswertung über alle Standorte hinweg flossen rund 860 Standorte in das Modell ein, hier waren es lediglich zwölf.

Kernaussagen:

Für nur zwölf Standorte liegen ausreichend Langzeitdaten vor. Für diese Standorte zeigte das LMM keinen signifikanten Trend in der Dichte (-0.07% pro Jahr), jedoch einen signifikanten Rückgang der Biomasse von rund -2.81% pro Jahr. Dieses Ergebnis steht im Widerspruch zur Gesamtauswertung aller rund 860 Standorte, wo die Dichte signifikant zunahm ($+2.8\%$ pro Jahr) und die Biomasse keinen signifikanten Trend zeigte.

6.2 Dichten und Biomassen in einzelnen Gewässern

Eine detaillierte Trendanalyse getrennt nach Fischregionen ist in diesem Fall aufgrund der geringen Stichprobengrösse nicht sinnvoll. Stattdessen wurde der beobachtete Trend auf Ebene der einzelnen Standorte genauer untersucht. Durch die verhältnismässig häufigen Probenahmen an diesen Standorten (mindestens zehn Erhebungen pro Standort) war es möglich, für jede Strecke ein lineares Modell zu berechnen und damit die standortspezifische Entwicklung der Fischdichte und Biomasse abzuschätzen. Während die Entwicklungen der Fischdichten im Anschluss aufgezeigt werden, befinden sich die Entwicklungen der Biomassen der einzelnen Arten an diesen Standorten im Anhang.

6.2.1 Gewässer der Forellenregion

In Gewässern der Forellenregion zeigten fünf der sieben Standorte einen rückläufigen Trend bei der Fischdichte, zwei hingegen eine Zunahme (Abbildung 6-1). Keiner dieser Trends erreichte jedoch statistische Signifikanz. Lediglich der Rückgang im Dorfbach UR mit -13.36% pro Jahr war nur knapp nicht signifikant. Bei der Biomasse ergab sich ein ähnliches Bild: Fünf Standorte wiesen negative, zwei Standorte positive Trends auf. Der Dorfbach (UR), wies hierbei einen signifikanten Rückgang der Biomasse von -13.70% pro Jahr auf.

Auf den ersten Blick scheinen diese Ergebnisse im Widerspruch zu den in Kapitel 3 dargestellten Befunden zu stehen. Betrachtet man allerdings, um welche Gewässer es sich hierbei handelt, wird rasch deutlich, dass es sich durchwegs um Standorte handelt, an denen die Forelle die dominierende und häufigste Fischart darstellt. Genau für die Forelle wurde in Kapitel 3 schweizweit ein signifikant negativer Trend festgestellt. Dieser Rückgang spiegelt sich entsprechend auch in den hier dargestellten standortspezifischen Analysen zumindest teilweise wider.

Die detaillierte Betrachtung einzelner Gewässer zeigt gleichzeitig auch auf, dass dieser negative Trend nicht zwangsläufig überall in gleicher Weise auftritt. Es gibt durchaus Standorte, an denen der Forellenbestand in den letzten Jahrzehnten stabil geblieben ist oder sogar zugenommen hat. In den unten dargestellten Beispielen fällt dabei insbesondere die Buechwigger auf – ein kleines Gewässer am obersten Ende des Einzugsgebiets der Wigger –, in dem sich eine positive Entwicklung des Bestands abzeichnet.

6.2.2 Gewässer der Äschenregion

In Gewässern der Äschenregion lagen Zeitreihendaten für drei Standorte vor (Abbildung 6-2). In der Belper Giesse (BE) zeigte sich in der Dichte eine knapp nicht signifikante negative Entwicklung (-3.07% pro Jahr), während die Biomasse signifikant abnahm (-4.72% pro Jahr, $p < 0.05$). Die Belper Giesse ist ein grundwassergespiesener Flussnebenlauf der Aare und liegt zwischen Thun und Bern. Der untersuchte Abschnitt wurde im Jahr 2016 revitalisiert (Fischereiinspektorat Bern, 2023). Dennoch sind die einst dominierende Forelle sowie die Begleitart Äsche inzwischen praktisch verschwunden. Heute wird der Fischbestand von Barben dominiert, begleitet von wenigen Schmerlen, Alet und Hechten. Sowohl hinsichtlich der Artenzusammensetzung als auch der Fischdichte ist der Zustand der Giesse als unbefriedigend einzustufen (Fischereiinspektorat Bern, 2023). Die Ursachen sind bislang nicht abschliessend geklärt.

In der Murg nahm die Fischdichte signifikant zu ($+2.27\%$ pro Jahr, $p < 0.05$), während die Biomasse leicht, jedoch nicht statistisch gesichert abnahm (-1.01% pro Jahr, $p > 0.05$). Die Murg ist aufgrund ihrer Anbindung an die Aare ein sehr artenreiches Gewässer; insgesamt wurden 15 Arten nachgewiesen. Es dominieren Barben, Groppen, Schmerlen und Elritzen, während Forellen nur noch vereinzelt vorkommen. Positiv hervorzuheben ist ein weiterhin ansprechender Bestand an Äschen (Fischereiinspektorat Bern, 2023).

In der Urtenen zeigten sich über die Zeit kaum Veränderungen. In den Befischungsergebnissen dominierten Forellen und Stichlinge, begleitet von Alet, Groppen, Äschen, Schmerlen, Gründling und Zander.

Erfreulich ist der Nachweis von Äschen in jüngeren Erhebungen, der 2023 den höchsten Wert seit Messbeginn darstellt (Fischereiinspektorat Bern, 2023).

Insgesamt zeigen auch diese drei Standorte ein ähnliches Bild wie die Gewässer der Forellenregion: Die Entwicklungen sind lokal unterschiedlich, und negative Trends treten nicht überall gleich stark auf. Besonders auffällig bleibt jedoch die Belper Giesse. In der der Fischbestand, mit Ausnahme der Dichte im 2023 (hoher Anteil juveniler Karpfenartiger Fische) trotz Revitalisierung deutlich abgenommen hat

6.2.3 Gewässer der Barbenregion

In Gewässern der Barbenregion lagen lediglich für zwei Standorte ausreichend lange Datenreihen vor. Beide zeigten positive Trends in der Fischdichte und der Biomasse, die jedoch nicht statistisch gesichert sind (Abbildung 6-3). Die Alte Aare ist mit 19 gezählten Arten überaus artenreich. Nebst dem Strömer sind auch Bachneunaugen und Schneider als Rote-Liste-Arten zu nennen. Die einst bestandsrelevanten Forellen und Äschen kommen nur noch in sehr geringen Dichten vor (Fischereiinspektorat Bern, 2023).

Der Grissachmooskanal ist ein begradigter Kanal im Grossen Moos. Der Pflanzenbewuchs auf der Sohle und den benetzten Böschungen ist sehr dicht. Der Kanal wird hydraulisch über Wehranlagen reguliert: In Niederschlagsperioden dient er zur Entwässerung der angrenzenden Landwirtschaftsflächen. In Trockenperioden wird das Wasser zurückgehalten, der Grundwasserpegel eingestaut und das Oberflächenwasser des Kanals für die Bewässerung der landwirtschaftlichen Kulturen verwendet. Trotz dieser einschneidenden Regulierung weist der Grissachmooskanal eine hohe Individuendichte und Artenzahl auf (Fischereiinspektorat Bern, 2023). Auffallend war jedoch, dass der Bestand durch Kleinfische dominiert wird.

Kernaussagen:

Die Auswertungen der Langzeitmonitorings auf Stufe der einzelnen Gewässer bestätigen grundsätzlich die in der Gesamtauswertung beobachteten Trends: Kältebedürftige Arten nehmen tendenziell ab, während wärmetolerante Arten häufiger werden. Gleichzeitig zeigen die detaillierten Zeitreihen jedoch deutlich, dass der übergeordnete Trend nicht auf alle Gewässer gleichermassen zutrifft. Einzelne Standorte weisen stabile oder sogar zunehmende Forellenbestände auf. Ebenso wird klar, dass aus den Entwicklungen einzelner Gewässer keine allgemein gültigen, schweizweiten Aussagen abgeleitet werden können und umgekehrt. Die Ergebnisse unterstreichen damit die hohe Bedeutung lokaler Standortbedingungen und zeigen, dass grossräumige Trends zwar erkennbar sind, die tatsächliche Entwicklung der Fischbestände jedoch stark gewässerspezifisch geprägt ist.

Forellenregion

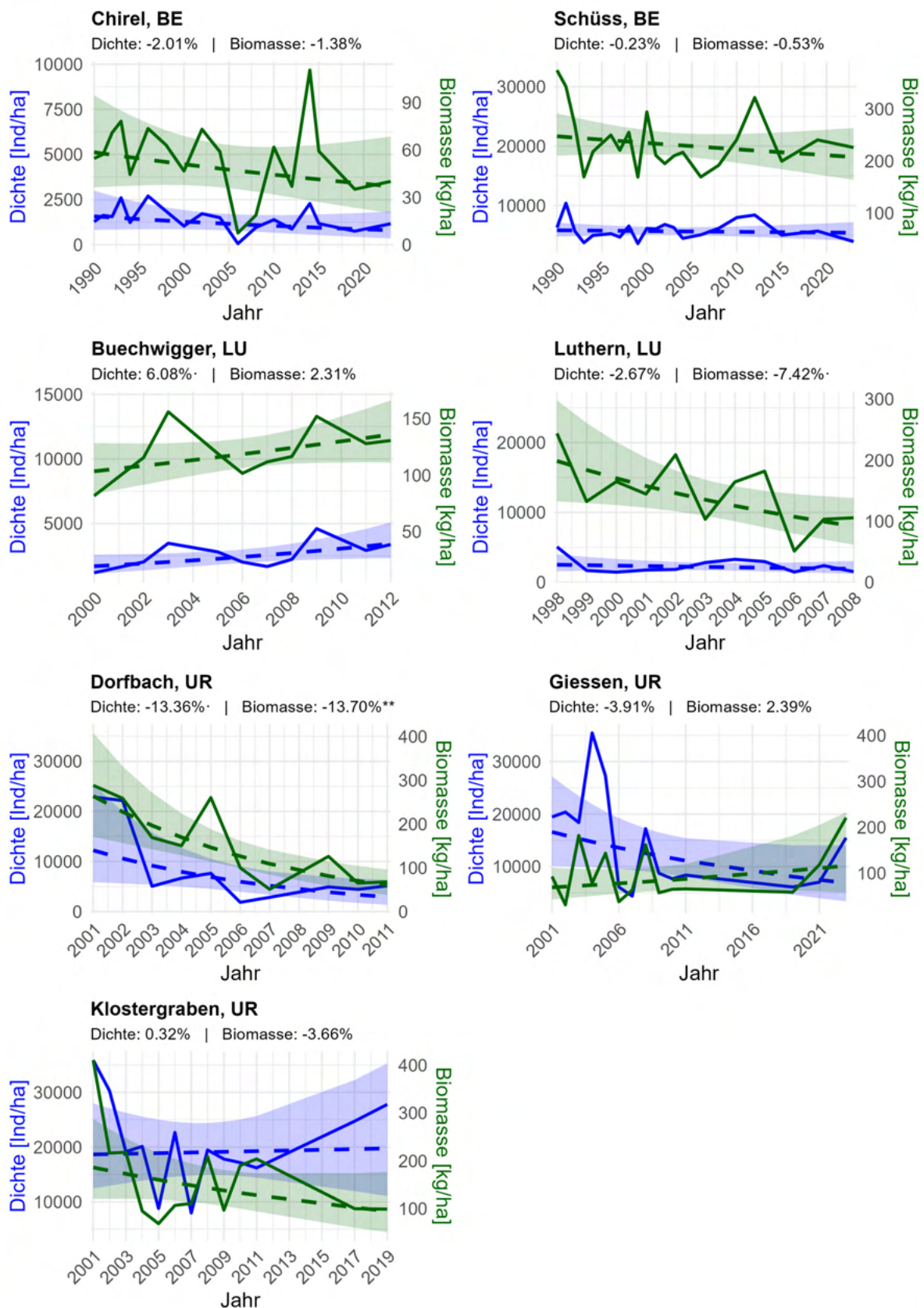


Abbildung 6-1: Ergebnisse der linearen Modelle für die sieben Gewässer mit langen Zeitreihen in der Forellenregion. Lediglich der Dorfbach in Uri zeigt einen signifikanten Trend (** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$). Die %-Veränderung gibt an, wie viel sich die Dichte bzw. die Biomasse pro Jahr im Mittel verändert hat.

Äschenregion

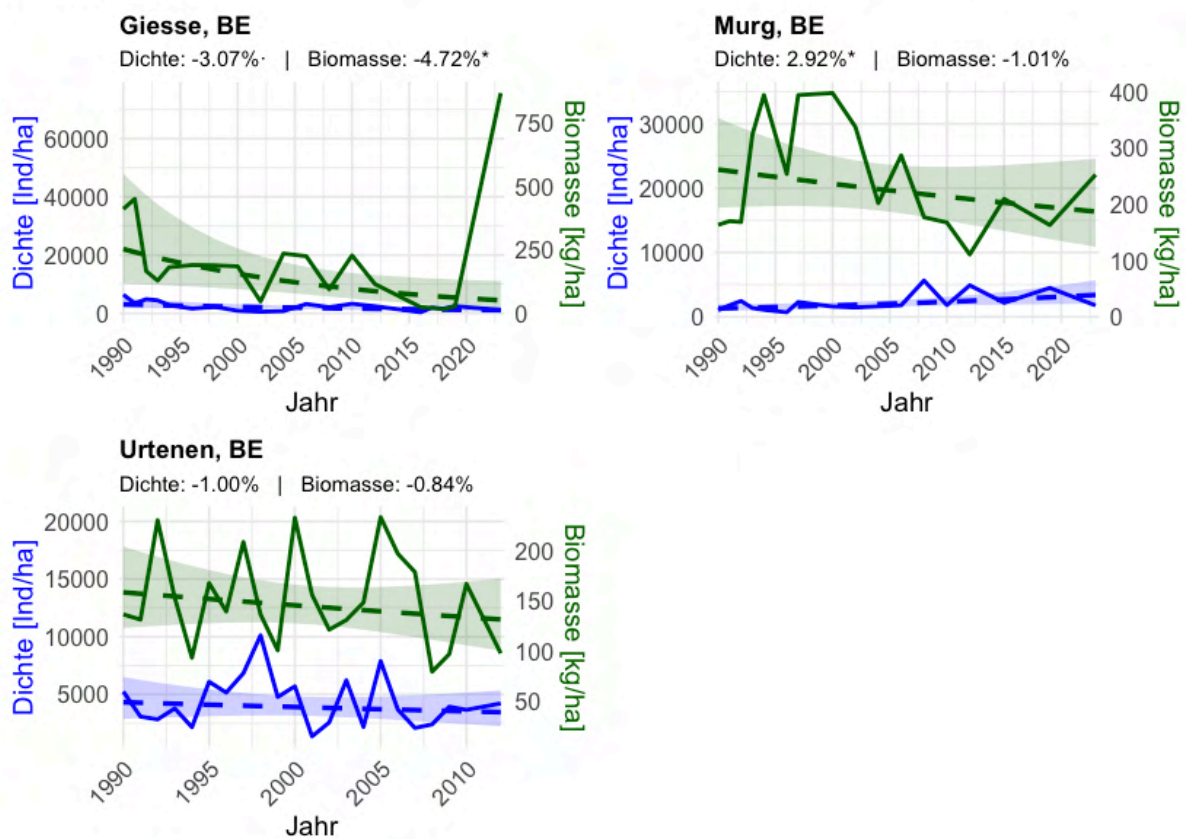


Abbildung 6-2: Ergebnisse der linearen Modelle für die drei Gewässer mit langen Zeitreihen in der Äschenregion. Der Giesse in Belp zeigt eine signifikante Abnahme der Biomasse, die Murg in Bern eine signifikante Zunahme der Dichte. Alle anderen Trends sind nicht signifikant (**p < 0.01, *p < 0.05). Die %-Veränderung gibt an, wie viel sich die Dichte bzw. die Biomasse pro Jahr im Mittel verändert hat.

Barbenregion

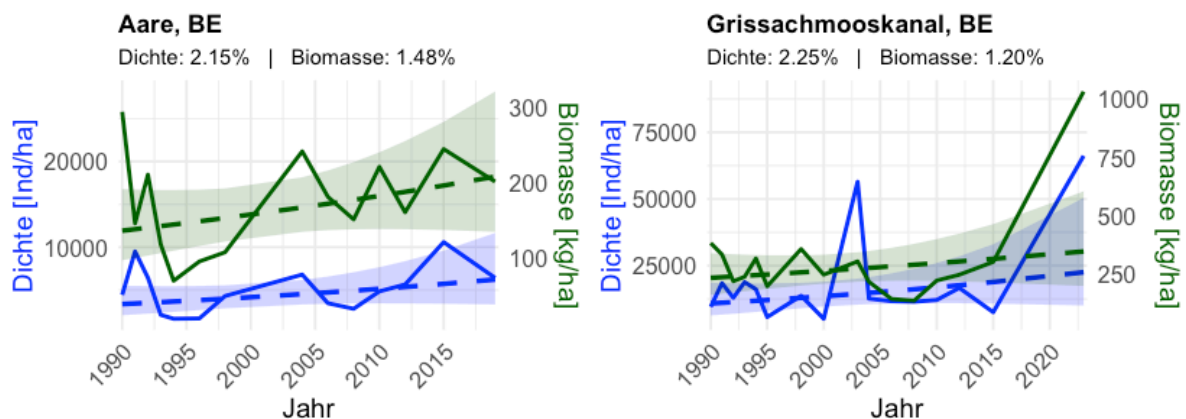


Abbildung 6-3: Ergebnisse der linearen Modelle für die zwei Gewässer mit langen Zeitreihen in der Barbenregion. Keines der Gewässer zeigt einen signifikanten Trend. Die %-Veränderung gibt an, wie viel sich die Dichte bzw. die Biomasse pro Jahr im Mittel verändert hat.

7 Einordnung der Ergebnisse

7.1 Veränderungen sind art- und gewässerspezifisch

Die im Rahmen dieser Studie getätigten Analysen erlauben eine differenzierte Einordnung der Entwicklung der Fischgemeinschaften in untersuchten Gewässern der Schweiz für die letzten ca. 40 Jahre. Entgegen der allgemeinen Wahrnehmung, wonach die Fischbestände in der Schweiz generell und flächendeckend zurückgehen (vgl. Kap. 1.1), zeigen die vorliegenden Ergebnisse keine allgemeine Abnahme der Fischbestände über alle Arten hinweg. Vielmehr weisen zahlreiche Fischarten stabile oder sogar zunehmende Trends in Dichte und Biomasse auf. Vergleichbare Befunde werden auch in anderen europäischen Studien beschrieben, in denen langfristige Veränderungen der Fischgemeinschaften weniger als genereller Rückgang, sondern vielmehr als Verschiebung der Artenzusammensetzung interpretiert werden (vgl. Kap. 1.2).

Diese Verschiebung wird in den vorliegenden Auswertungen besonders durch artspezifische Trends sichtbar. Über mehrere Fischregionen hinweg zeigen insbesondere Alet, Schneider und Barbe überwiegend positive Entwicklungen in Dichte und Biomasse und tragen damit wesentlich zu den beobachteten Veränderungen der Fischgemeinschaften bei. Demgegenüber weisen empfindliche Arten wie Forellen, Äschen oder Trüschchen in den untersuchten Daten häufiger negative Trends auf. Insgesamt sprechen die Resultate somit weniger für einen pauschalen Bestandsrückgang als für eine Umstrukturierung der Fischfauna, bei der einzelne Arten merklich gewinnen, während andere deutlich rückläufig sind.

Die Biodiversitätsanalysen stützen diese Einordnung und zeigen weiter, dass eine Zunahme der Artenzahl nicht per se als positive Entwicklung zu bewerten ist. In vielen Gewässern nahm sowohl die Alpha- als auch die Beta-Diversität zu. Bei differenzierter Analyse zeigt sich jedoch, dass diese Zunahmen wahrscheinlich vor allem durch die Ausbreitung generalistischer Arten zustande kommt, während sich die grundlegende, fischregionstypische Artenzusammensetzung nicht verändert. Die beobachtete Zunahme der Alpha-Diversität ist daher nicht als qualitative Verbesserung der Biodiversität zu werten, sondern spiegelt vielmehr eine lokale Anreicherung durch einige, ökologisch wenig anspruchsvolle Arten wider, die gleichzeitig zu einer stärkeren räumlichen Heterogenität zwischen den Standorten führt. Die Auswertung der ökologischen Gilden bestätigt diese Interpretation auf funktioneller Ebene. Die Veränderungen der Fischgemeinschaften sind nicht nur taxonomischer Natur, sondern spiegeln sich auch in einer Verschiebung funktioneller Gruppen wider. Dabei nimmt die Bedeutung generalistischer Arten zu, während spezialisierte, empfindliche Arten relativ und teilweise absolut an Bedeutung verlieren.

7.2 Rückgang sensibler Fischarten

Der beobachtete Rückgang sensibler Arten steht vermutlich zumindest teilweise in Zusammenhang mit steigenden Wassertemperaturen. Diese sind nicht immer ausschliesslich klimatisch bedingt, sondern werden durch weitere Faktoren wie Warmwassereinleitungen, ARA-Einleitungen, fehlende Beschattung, veränderte Abflussregime oder den Verlust von Retentionsräumen (Thema Grundwasserrückhalt, Schwammlandschaft) beeinflusst. Während der globale Klimawandel nicht direkt beeinflussbar ist, bestehen auf lokaler und regionaler Ebene konkrete Handlungsmöglichkeiten, um die Lebensbedingungen für kältebedürftige und spezialisierte Arten zu verbessern.

Aber auch andere lokal wirkende Umwelteigenschaften und deren oftmals menschlich beeinflussten Veränderungen wirken sich auf die Entwicklung der Fischbestände aus. Da kältebedürftige Arten oftmals auch empfindlich gegenüber anderen menschlichen Einflüssen und Veränderungen reagieren, lassen sich klimatische Einflüsse und weitere Einflussfaktoren nicht ohne weiteres differenzieren.

Eine eindeutige Ursache für die beobachteten Muster zu finden, war aufgrund dessen und der begrenzten räumlichen und zeitlichen Auflösung der Datengrundlagen (insbesondere jene der Umweltdaten) schwierig. Zudem wurden die Daten nicht mit einem wissenschaftlich fundierten experimentellen

Design erhoben, was den Nachweis von Zusammenhängen erschwert. Auch wurde der Einfluss der Fischerei nicht explizit untersucht, da dies im Rahmen einer separaten Studie vorgenommen wird (Alexander et al., noch nicht veröffentlicht).

In diesem Kontext ist ausserdem zu betonen, dass die beobachteten Entwicklungen weder für alle Fischarten noch für alle Gewässer gleichermassen gelten. Die Analysen zeigen, dass sich Fischgemeinschaften je nach Art, Fischregion und sogar zwischen einzelnen Gewässern unterschiedlich entwickeln können. Die Auswertungen der verfügbaren Langzeit-Monitoringstandorte sowie die Ergebnisse des NAWA-Programms verdeutlichen diese ausgeprägte standortspezifische Variabilität. Eine rein grossräumige Betrachtung greift daher zu kurz. Um negative Entwicklungen rechtzeitig zu erkennen und gezielt Gegenmassnahmen ergreifen zu können, ist eine lokale Betrachtung einzelner Gewässer unumgänglich. Dazu sind allerdings entsprechende Erhebungen sowie eine fundierte Einordnung der Ergebnisse notwendig.

7.3 Keine Hinweise auf eine flächendeckende Erholung der Fischbestände

Die Ergebnisse zeigen, dass die Fischbestände in der Mehrheit der untersuchten Schweizer Fliessgewässer insgesamt nicht abgenommen haben. Die Fischdichte nimmt im Mittel leicht zu, während sich die Biomasse über den betrachteten Zeitraum kaum verändert. Gleichzeitig ist jedoch eine deutliche Verschiebung der Artenzusammensetzung festzustellen, insbesondere durch den Rückgang empfindlicher und kältebedürftiger Arten und die Zunahme weniger empfindlicher Arten. Die Analysen liefern damit keine Hinweise auf eine flächendeckende Erholung der Fischgemeinschaften, sondern deuten vielmehr auf eine anhaltende strukturelle Umgestaltung dieser hin.

Inwiefern die in den vergangenen Jahrzehnten umgesetzten Massnahmen im Gewässerschutz – wie Revitalisierungen, Sanierungen im Bereich Wasserkraft oder Verbesserungen der Wasserqualität – bereits zu grossräumig messbaren Veränderungen der Fischbestände beigetragen haben, lässt sich mit den vorliegenden Daten nicht eindeutig beurteilen. Insbesondere zahlreiche Revitalisierungsprojekte zeigen allerdings lokale Verbesserungen (Breitenstein & Hoppler, o. J.; Vonlanthen, 2020; Vonlanthen et al., 2021).

Nationale Monitoringprogramme wie NAWA zeigen demgegenüber, dass ein grosser Teil der Schweizer Fliessgewässer weiterhin teils massive ökologische Defizite aufweist (Vonlanthen, P. et al., 2024). Die bisherigen Ergebnisse unterstreichen daher die Notwendigkeit Anstrengungen zur Verbesserung des Gewässerzustands konsequent fortzuführen und weiter auszubauen.

7.4 Mangel an Langzeitmonitorings erschwert die Trendinterpretation

Die vorliegenden Ergebnisse sind vor dem Hintergrund der bekannten Einschränkungen der Datengrundlage zu interpretieren. Aufgrund der heterogenen Erhebungsfrequenz, der begrenzten Anzahl echter Langzeitreihen sowie der fehlenden systematischen Erfassung zentraler Umweltfaktoren entsprechen die Daten keinem idealen experimentellen Design. Die statistischen Auswertungen liefern daher primär Hinweise auf übergeordnete Entwicklungsmuster.

Diese methodischen Grenzen sind jedoch transparent dokumentiert (vgl. Kap 2.3) und wurden bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt. Entscheidend ist, dass die beobachteten Trends in eine Richtung weisen, die sowohl durch die bestehende wissenschaftliche Literatur (vgl. Kap 1.2) als auch durch aktuelle Erkenntnisse aus vergleichbaren Studien erwartet wird. Insbesondere die Abnahme empfindlicher, kältebedürftiger Arten und die Zunahme generalistischer Arten entspricht den in zahlreichen Arbeiten beschriebenen Reaktionen von Fischgemeinschaften auf veränderte Temperatur- und Umweltbedingungen.

Darüber hinaus decken sich die Ergebnisse auch mit dem fachlichen Erfahrungswissen und der subjektiven Wahrnehmung von Fachpersonen vor Ort, die an vielen untersuchten Gewässern ähnliche Entwicklungen beobachten. Die Übereinstimmung zwischen statistischen Analysen, Literaturbefunden und

praktischer Erfahrung spricht dafür, dass die identifizierten Muster nicht zufällig sind, sondern reale grossräumige Entwicklungen abbilden.

Insgesamt können die Ergebnisse und daraus abgeleiteten Schlussfolgerungen daher trotz der methodischen Einschränkungen als robust im Sinne einer konsistenten und plausiblen Gesamtaussage bewertet werden. Sie liefern eine belastbare Grundlage für die Einordnung der aktuellen Entwicklung der Fischgemeinschaften in Schweizer Fliessgewässern und für weiterführende Fragestellungen im Rahmen zukünftiger, systematischer Monitoringprogramme.

Allerdings muss hier klar festgehalten werden, dass die Analyse lediglich die rezente Entwicklung der Fischbestände widerspiegelt. Die Datenmenge aus den 1980er Jahren war gering, sodass die Trends im Wesentlichen auf Daten der letzten 35 Jahre beruhen. Vor 1980 lagen keine Daten vor. Dies bedeutet wiederum, dass die hier festgestellten Entwicklungen auch nur für diesen Zeitraum gelten. Die Resultate sagen also nichts darüber aus, wie sich die Fischbestände z.B. im Verlauf des gesamten 20. Jahrhundert entwickelt haben (vgl. Kap. 1.3).

7.5 Aussagen gelten für kleine bis mittelgrosse Fliessgewässer

In der vorliegenden Analyse wurden ausschliesslich Daten aus quantitativen Elektrobefischungen berücksichtigt. Dies hat den Vorteil, dass der Fischbestand in den untersuchten Gewässern präzise erfasst und quantifiziert werden kann. Dieser methodische Ansatz ist jedoch auch mit einem gewichtigen Nachteil verbunden: Nicht watbare Gewässer können nicht quantitativ befischt werden. Entsprechend sind grosse Flüsse in den Analysen nicht enthalten. Die hier gewonnenen Ergebnisse lassen sich daher nicht ohne Weiteres auf grössere Gewässer wie Rhein, Rhône, Reuss, Aare oder Limmat übertragen.

Dass es auch in diesen grossen Flüssen in den letzten Jahrzehnten zu Veränderungen im Artengefüge gekommen ist, dürfte unbestritten sein. Insbesondere haben die Bestände empfindlicher und kältebedürftiger Arten auch dort abgenommen. Weniger eindeutig ist hingegen, ob diese Rückgänge – wie in kleineren und mittelgrossen Gewässern – durch eine gleichzeitige Zunahme generalistischer Arten kompensiert wurden.

Die Jungfischuntersuchungen der Jahre 2023 und 2024 im Hochrhein zeigen beispielsweise insgesamt einen deutlichen Rückgang der Fischdichten im Vergleich zu früheren Erhebungen (Hesselschwerdt et al., 2025). Das Monitoring am Hochrhein basiert auf regelmässig durchgeführten, standardisierten Jungfischuntersuchungen, die als nicht-quantitative Punktbefischungen entlang des Längsverlaufs des Flusses durchgeführt werden. Ziel dieses Monitorings ist es, zeitliche Veränderungen der Fischgemeinschaft zu erfassen, insbesondere hinsichtlich relativer Dichten, Artenzusammensetzung und der Entwicklung einzelner Bestände.

Ein vergleichbares Monitoring wurde auch in der Aare unterhalb des Bielersees durchgeführt (Hesselschwerdt et al., 2023). Hier zeigt sich ein teilweise anderes Bild als im Rhein. Zwar lässt sich auch in der Aare eine Verschiebung des Artengefüges mit dem Rückgang empfindlicher und kältebedürftiger Arten nachweisen. Gleichzeitig wurde jedoch eine Zunahme generalistischer Arten festgestellt, was wiederum gut mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit für kleinere und mittelgrosse Fliessgewässer übereinstimmt.

Demnach ist es wahrscheinlich, dass auch in den grossen Flüssen ähnliche Prozesse die generelle Entwicklung des Fischbestands beeinflussen, und ebenso ist es wahrscheinlich, dass die Erwärmung der Gewässer sich auf das Artengefüge auswirkt. Es bleibt aber unsicher, ob wärmetolerante Arten generell ebenfalls zugenommen haben, wie dies in kleineren Gewässern der Fall ist.

8 Empfehlungen

Die Ergebnisse dieser Arbeit verdeutlichen, dass sowohl mehr ökologische Massnahmen zur Verbesserung der Gewässerlebensräume als auch eine erhöhte Qualität und Systematik der Monitoringdaten zur Dokumentation der langfristigen Entwicklungen der Fischbestände erforderlich sind.

8.1 Umweltmassnahmen zur Verbesserung von Hydrologie, Temperatur und Lebensraum

Insgesamt sollten Massnahmen zur morphologischen Aufwertung und zur Vernetzung sowie die Sanierungen der negativen Auswirkungen der Wasserkraft konsequent weitergeführt und deutlich intensiviert werden, um die Resilienz der Fischgemeinschaften zu erhöhen. Im Rahmen dieser Massnahmen sollten zwei Schwerpunkte besonders gezielt verfolgt werden:

a) **Kältebedürftige Fischarten:**

Ein zentraler Handlungsbedarf besteht bei Massnahmen, die den natürlichen Wasserrückhalt in der Landschaft stärken. Die Förderung von natürlicher Wasserretention und die Wiederanbindung von Auen können dazu beitragen Abflüsse in Trockenperioden zu stützen und Temperaturextreme abzumildern (Fuchs et al., 2025).

Darüber hinaus sollte – dort, wo es dem Gewässertyp entspricht – eine naturnahe Beschattung durch Ufergehölze gefördert werden, um die sommerliche Erwärmung kleiner und mittelgrosser Fliessgewässer zu reduzieren (Aeschlimann, 2021; Mende & Sieber, 2021).

Ebenso sind morphologische Verbesserungen notwendig: Gewässer sollten weniger stark eingetieft sein, damit sie häufiger ausufern können, der Abfluss verzögert wird und mehr Wasser in das Grundwasser infiltrieren kann. Solche Massnahmen tragen zur Stabilisierung des Wasserhaushalts und zur Aufwertung wichtiger Lebensraumstrukturen bei.

b) **Gefährdete Fischarten:**

Viele der gefährdeten Arten kommen nur noch an sehr wenigen Standorten vor. An diesen Gewässern sollten prioritär Umweltmassnahmen umgesetzt werden. Neben grossen Revitalisierungsprojekten sind auch kleinere, lokal umsetzbare Strukturierungsmassnahmen im Gerinne sinnvoll. Beispiele sind die Förderung von Totholz, die Schaffung von Strömungs- und Tiefenvariabilität oder die Aufwertung von Uferbereichen. Solche Massnahmen können rasch wirksam sein und sind besonders relevant, da in den kommenden Jahrzehnten bei weitem nicht alle Gewässerabschnitte umfassend revitalisiert werden können (SFV, 2016). Ausserdem profitiert von solchen Massnahmen stets auch der gesamte Fischbestand. Ziel ist es schlussendlich, natürliche/ naturnahe Umweltbedingungen und damit Lebensraum für eine standorttypische Biodiversität zu schaffen.

8.2 Ausbau und Koordination der fischökologischen Überwachung

Neben Umweltmassnahmen besteht in der Schweiz ein klarer Bedarf an einem Ausbau des fischökologischen Monitorings. Insbesondere für die Beurteilung langfristiger Entwicklungen und für eine frühzeitige Erkennung negativer Trends sind zusätzliche, räumlich homogener verteilte und zeitlich konsistente Erhebungen erforderlich. Das BAFU hat diesbezüglich mit dem NAWA-Programm einen ersten wichtigen Schritt gemacht. Zudem wurde mit MSK Fische eine neue standardisierte Bewertungsmethode entwickelt, mit der sich der Zustand des Fischbestands in watbaren Gewässern gut beurteilen lässt (BAFU (Hrsg.), 2024). Dabei sollte auch der Artbestimmung mehr Aufmerksamkeit gewidmet werden, sodass auch nicht einfach bestimmbare «Schwester»-Arten in den Monitorings erfasst werden.

NAWA liefert also einen wichtigen Grundbaustein, wird jedoch alleine nicht ausreichen, um schweizweit die Entwicklung der Fischbestände vollumfänglich zu dokumentieren. Die Kantone sollten sensibilisiert werden, zusätzliche eigenständige Monitorings zu entwickeln, idealerweise angelehnt an NAWA (z.B. Erhebungszyklen von 4 Jahren). Dabei ist insbesondere darauf zu achten, dass alle grossen Einzugsgebiete (Rhein, Rhone, Po, Inn), alle Fischregionen sowie unterschiedliche Gewässergrössen und Höhenlagen berücksichtigt werden. Ein besonderes Augenmerk sollte zudem auf Gewässer mit Vorkommen gefährdeter Arten gelegt werden. Arten wie Nase oder Äsche sollten gezielter überwacht werden, um Bestandsveränderungen frühzeitig zu erkennen und geeignete Schutz- und Fördermassnahmen ableiten zu können.

Das BAFU könnte hierbei eine koordinierende Rolle übernehmen und die Kantone stärker für ein schweizweit abgestimmtes Vorgehen sensibilisieren – vergleichbar mit der internationalen Koordination der EU im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Darüber hinaus sind eine zentrale Erfassung und Verwaltung der erhobenen Daten von grosser Bedeutung. Die geplante Datenbank bei Infofauna/CSCF stellt hierfür eine wichtige Grundlage dar. Langfristig sollten alle Akteure verpflichtet werden, ihre erhobenen Daten in einer zentralen Datenbank abzulegen, beispielsweise als Bestandteil von Bewilligungsaufgaben für Befischungen.

Schliesslich wäre es sinnvoll, fischökologische Erhebungen stärker mit relevanten Umweltdaten zu verknüpfen. Ergänzende Informationen zu Morphologie, Wasserqualität, Abflussregime und insbesondere Wassertemperatur sind entscheidend, um biologische Trends besser erklären und Massnahmen ableiten zu können. Ein einfacher Ansatz diesbezüglich wäre die Sicherstellung einer Koordination der Standortauswahl, sodass Befischungsstandorte möglichst mit bestehenden Monitoringstandorten für Wasserqualität, Abfluss und Temperatur übereinstimmen oder gezielt ergänzt werden. Nach Möglichkeit ist auch eine zeitliche Koordination der Monitorings im Hinblick auf entstehende Zeitreihen anzustreben. Befischungen im Zusammenhang mit der Wirkungskontrolle Revitalisierungen könnten diesbezüglich besonders spannend sein, da sowohl Zeitpunkte, Erhebungsstandorte als auch die Morphologie in standardisierter Weise festgelegt resp. erhoben werden.

9 Literaturverzeichnis

- Aeschlimann, A. (2021). Fischgerechter Wasserbau im Lichte des Klimawandels. *VAW Mitteilungen* 263: *Wasserbau-Symposium 2021-Wasserbau in Zeiten von Energiewende, Gewässerschutz und Klimawandel*, 539–548.
- BAFU. (2024). *Aktionsplan Strategie Biodiversität Schweiz Phase 2 / 2025-2030* (S. 91). Bundesamt für Umwelt.
- BAFU (Hrsg.). (2024). *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer—Fische (Stand 2024)* (Umwelt Vollzug, Wasser). Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- Baselga, A. (2010). *Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity*. *Global Ecology and Biogeography* 19(1): 134-143.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1). <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Breitenstein, M., & Hoppler, L. (o. J.). *Wirkungskontrolle I - Revitalisierung Wieseunterlauf—Modul Habitat—Modul Fische* (Tierbauamt des Kantons Basel Stadt). WFN - Wasser Fisch Natur AG.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU). (2023). *Biodiversität in der Schweiz—Zustand und Entwicklung*. Umwelt-Zustand Nr. 2306. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Burkhardt-Holm, P. (2001). Der Fisch—Wie lässt er sich als Indikator für die Qualität seiner Umwelt einsetzen? *GAIA*, 10, 6–15.
- Carle, F. L., & Strub, M. R. (1978). A new method for estimating population size from removal data. *Biometrics*, 621–630.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2015). *PRIMER v7: User Manual/Tutorial* [Software]. PRIMER-E.
- Danet, A., Giam, X., Olden, J. D., & Comte, L. (2024). Past and recent anthropogenic pressures drive rapid changes in riverine fish communities. *Nature Ecology & Evolution*, 8(3), 442–453.
- Dedual, M. (1990). *Biologie et problèmes de dynamique de population du nase (Chondrostoma nasus nasus) dans la Petite-Sarine*. Université de Fribourg.
- Degiorgi, F., & Raymond, J. C. (2000). *Guide technique—Utilisation de l'ichtyofaune pour la détermination de la qualité globale des écosystèmes d'eau courante*.
- Dönni, W., & Spalinger, L. (2018). *Wassertemperatur und Fische in Fliessgewässern. Grundlagenbericht zum Faktenblatt Temperatur*. Bundesamt für Umwelt.
- DVWK. (1996). *Merkblatt 232/1996—Fischaufstiegsanlagen—Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle*. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK).
- Fischereiinspektorat Bern. (2023). *Überwachungsprogramm an Fischbeständen ausgewählter Gewässer im Kanton Bern—Resultate der Abfischkampagne 2023*. Fischereiinspektorat des Kantons Bern.
- Fischnetz. (2004). *Dem Fischrückgang auf der Spur. Schlussbericht*. Trägerschaft des Projektes «Fischnetz».
- Friedl, C. (1999). *Fischrückgang in schweizerischen Fliessgewässern* (Mitteilungen zur Fischerei Nr. 63, S. 32). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
- Friedrichs-Manthey, M., Bowler, D. E., & Freyhof, J. (2024). Freshwater fish in mid and northern German rivers—Long-term trends and associated species traits. *Science of the Total Environment*, 957, 177759.
- Fuchs, A.-L., Eh, F., Brögli, M., Schmid, D., & Edman, O. (2025). *Schwammlandschaft—Herausforderungen und Möglichkeiten der praktischen Umsetzung*.
- Haidvogel, G., Hoffmann, R., Pont, D., Jungwirth, M., & Winiwarter, V. (2015). Historical ecology of riverine fish in Europe. *Aquatic Sciences*, 77(3), 315–324.
- Hesselschwerdt, J., App, P., & Bosch, N. (2023). *Biologische Untersuchung Aare zwischen Bielersee und Rhein 2022*. HYDRA AG.
- Hesselschwerdt, J., App, P., Bosch, N., & Oexle, S. (2025). *Koordinierte Biologische Untersuchungen im Hochrhein 2023/2024—Fachbericht Makrozoobenthos und Jungfische*. Bundesamtes für Umwelt (BAFU).

- Huet, M. (1994). The evaluation of the fish productivity in fresh waters (The coefficient of productivity k). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 524–528.
- Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6, 21–27.
- Khaliq, I., Rixen, C., Zellweger, F., Graham, C. H., Gossner, M. M., McFadden, I. R., Antão, L., Brodersen, J., Ghosh, S., Pomati, F., & others. (2024). Warming underpins community turnover in temperate freshwater and terrestrial communities. *Nature communications*, 15(1), 1921.
- Kruskal, J. B., & Wish, M. (1978). *Multidimensional scaling*. Sage Publications.
- Küttel, S., Peter, A., & Wüest, A. (2002). *Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer* (Rhône-Thur Projekt). EAWAG.
- Lenders, H. R. (2017). Fish and fisheries in the Lower Rhine 1550–1950: A historical-ecological perspective. *Journal of Environmental Management*, 202, 403–411.
- Maier, K. J., Zeh, M., Ortlepp, J., Zbinden, S., & Hefti, D. (1995). Verbreitung und Fortpflanzung der in der Schweiz vorkommenden Chondrostoma-Arten. *Mitteilungen zur Fischerei*, 53.
- Manly, B. F. J. (1994). *Multivariate statistical methods: A primer, 2nd edition*. Chapman and Hall.
- Mende, M., & Sieber, P. (2021). *Wie halten wir unsere Fließgewässer kühl? Untersuchung von Temperatureinflüssen und Visualisierung des Temperaturverlaufs in Fließgewässern/ Ableitung von Massnahmenvorschlägen zur Kühlung unserer Fließgewässer im Hinblick auf die Klimaerwärmung* (S. 17). IUB Engineering/sieber & liechti.
- Mertens, M., & Küry, D. (2018). *Auswertung Anglerfangdaten 14 Jahre nach Fischnetz*.
- Ogle, D. H., Doll, J. C., Wheeler, P., & Dinno, A. (2025). *FSA: Simple Fisheries Stock Assessment Methods* (Version 0.9.6) [Software]. <https://fishr-core-team.github.io/FSA/>
- ONEMA. (2010). *Les typologies des cours d'eau*. ONEMA.
- Roth, T., & Martinez, N. (2023). *Entwicklung der Biodiversität in Schweizer Bächen und Flüssen – Pilotstudie mit NAWADaten—Unter Berücksichtigung der Bioindikatoren Kieselalgen, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische* (Im Auftrag der VSA-Plattform Wasserqualität, S. 36). Hintermann und Weber AG.
- Rumschlag, S. L., Gallagher, B., Hill, R., Schäfer, R. B., Schmidt, T. S., Woods, T., Kopp, D., Dumelle, M., Rohr, J. R., De Laender, F., & others. (2025). Diverging fish biodiversity trends in cold and warm rivers and streams. *Nature*, 647(8090), 656–662.
- Schmutz, S., Kaufmann, M., Vogel, B., & Jungwirth, M. (2000). *Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern*.
- SFV. (2016). *Fischer schaffen Lebensraum—Instream Restaurieren—Gewässeraufwertung mit einfachen Massnahmen*. Schweizerischer Fischereiverband SFV.
- United Nations. (1992). *Convention on Biological Diversity*. Convention on Biological Diversity. <https://www.cbd.int/convention/>
- Verneaux, J. (1973). *Cours d'eau de Franche-Comté (massif du Jura)—Recherches écologiques sur le réseau Hydrographique du Doubs—Essai de biotypologie*. Université de Besançon.
- Verneaux, J. (1981). Les poissons et la qualité des cours d'eau. *Annales scientifiques de l'université de franche-comté Besançon*, 4, 33–41.
- Vonlanthen, P. (2020). *Wirkungskontrolle Revitalisierung Bünz—Gewässermorphologie und Fische im Abschnitt Hendschiken* (Auftraggeber: Kanton Aargau, Abteilung Landschaft und Gewässer und Abteilung Gewässer und Wald, Sektion Jagd und Fischerei). Aquabios GmbH.
- Vonlanthen, P., Achermann, N., Rossbacher, S., Dönni, W., Guthruf, J., Gousskov, A., Zaugg, C., Plomb, J., & Alexander, T. (2024). *NAWA TREND Biologie—4. Kampagne (2023)—Fachbericht Fische* (Bundesamt für Umwelt (BAFU), S. 81). argeNOWA.
- Vonlanthen, P., Sarbach-Remund, N., & Kreienbühl, T. (2021). *Wirkungskontrolle Revitalisierung Wigger—Gewässermorphologie, Fische und Makrozoobenthos* (Auftraggeber: Kanton Aargau, Abteilung Landschaft und Gewässer und Abteilung Gewässer und Wald, Sektion Jagd und Fischerei). Aquabios GmbH.

- Xing, X., Cui, H., Sobkowiak, K., & Graf, R. (2026). Divergent impact of warming on fish habitat in Polish rivers. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 26(4), 100788. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2026.100788>
- Zale, A. V., Parrish, D. L., & Sutton, T. M. (2012). *Fisheries Techniques—Third Edition*. American Fisheries Society.
- Zaugg, B. (2022). *Rote Liste der Fische und Rundmäuler—Gefährdete Arten der Schweiz*. (Umwelt-Vollzug Nr. 2217, S. 37). Bundesamt für Umwelt (BAFU); info fauna (CSCF). Aktualisierte Ausgabe.
- Zaugg, C., Dönni, W., Kaufmann, R., & Staub, E. (2003). *Zeitreihen von Bachforellenbeständen in repräsentativen Gewässerstrecken der Schweiz* (Bericht im Auftrag der BUWAL, Sektion Fischerei, S. 37). BUWAL, Sektion Fischerei, Bern.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>

10 Anhang

10.1 Zusätzliche Auswertungen und Grafiken

10.1.1 Gildentrends nach Dichte

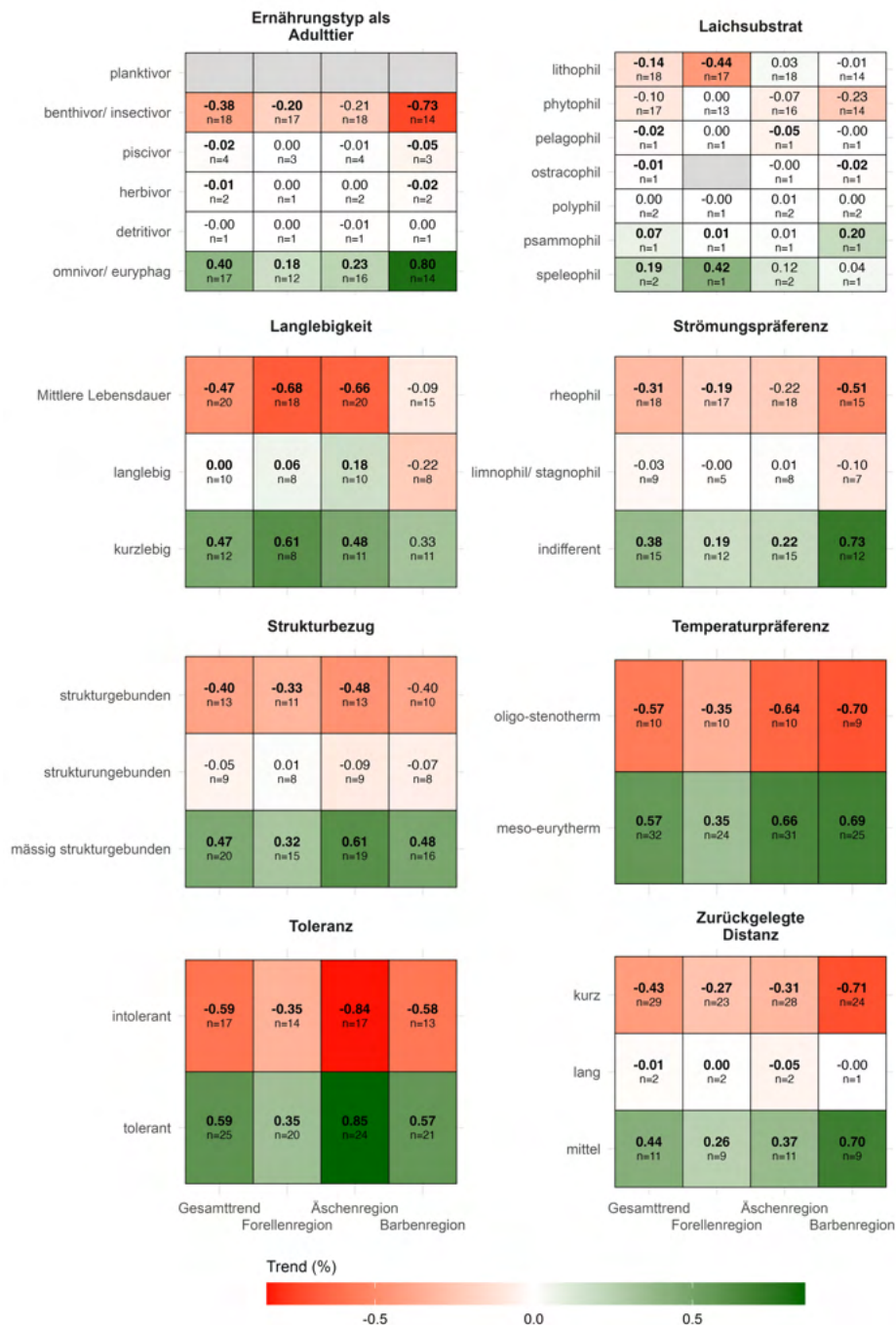


Abbildung 10-1: Die Heatmap zeigt die zeitlichen Trends der relativen Anteile verschiedener fischökologischer Gildenausprägungen am Gesamtfang (total der Individuen). Berechnet wurde der Trend für die verschiedenen Fischregionen und der aus den Mittelwerten resultierende Gesamtrend. Positive Trendwerte (grün) deuten auf eine Zunahme des Anteils der jeweiligen Gilde im Zeitverlauf hin, negative Werte (rot) auf eine Abnahme. Graue Felder: Gildenausprägungen die nie vorkamen. Die Anzahl in die Auswertung eingeflossener Arten ist unter dem Trendwert angegeben (n=). Fettgedruckte Werte waren in den berechneten Modellen signifikant.

10.1.2 Entwicklungen der Fischarten an Standorten mit langen Zeitreihen

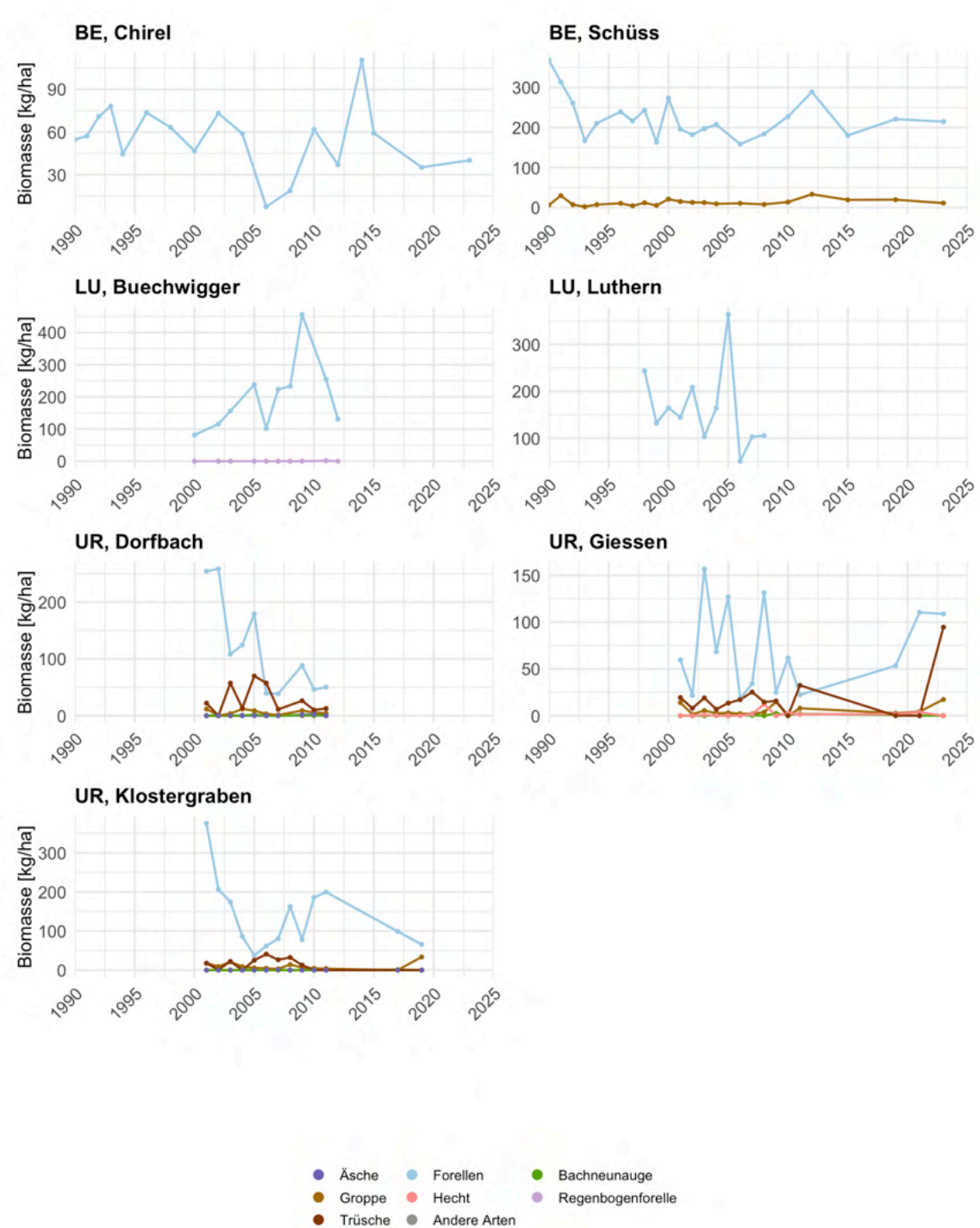


Abbildung 10-2: Entwicklung der Biomasse der jeweils fünf häufigsten Fischarten an Standorten mit langen Datenreihen in der Forellenregion.

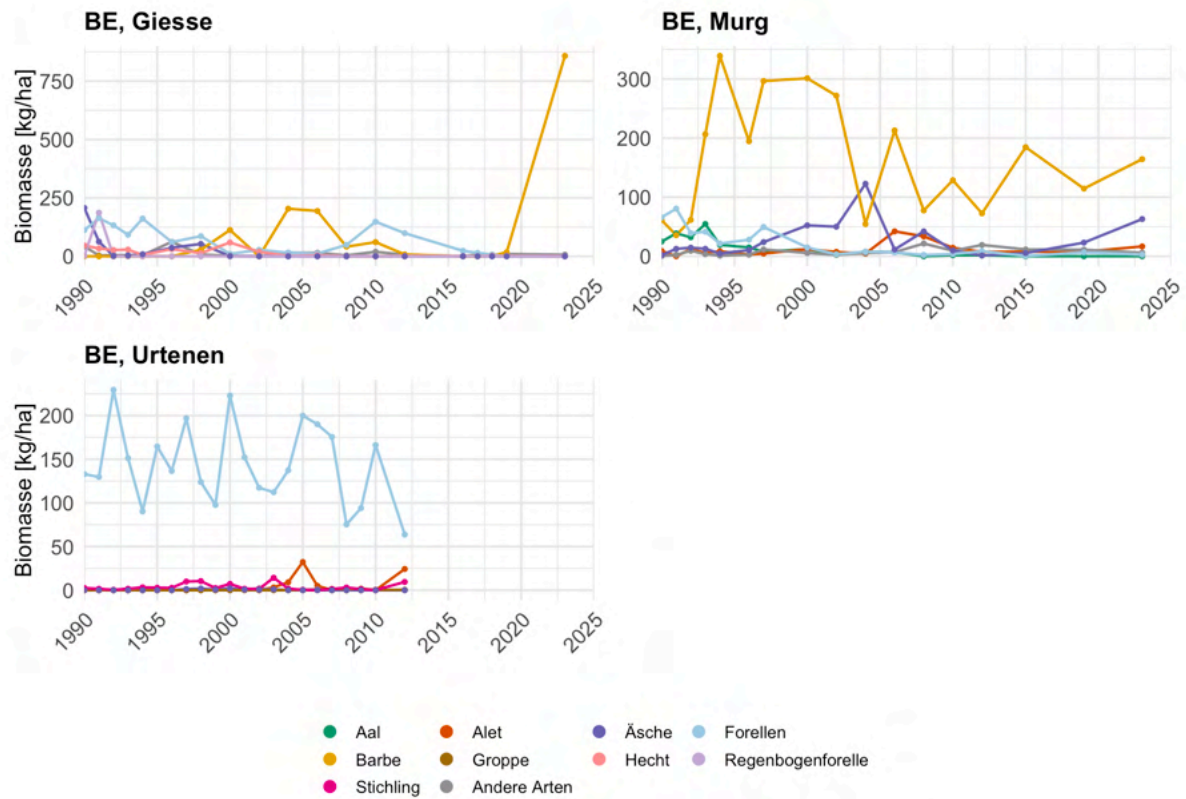


Abbildung 10-3:Entwicklung der Biomasse der jeweils fünf häufigsten Fischarten an Standorten mit langen Datenreihen in der Äschenregion.

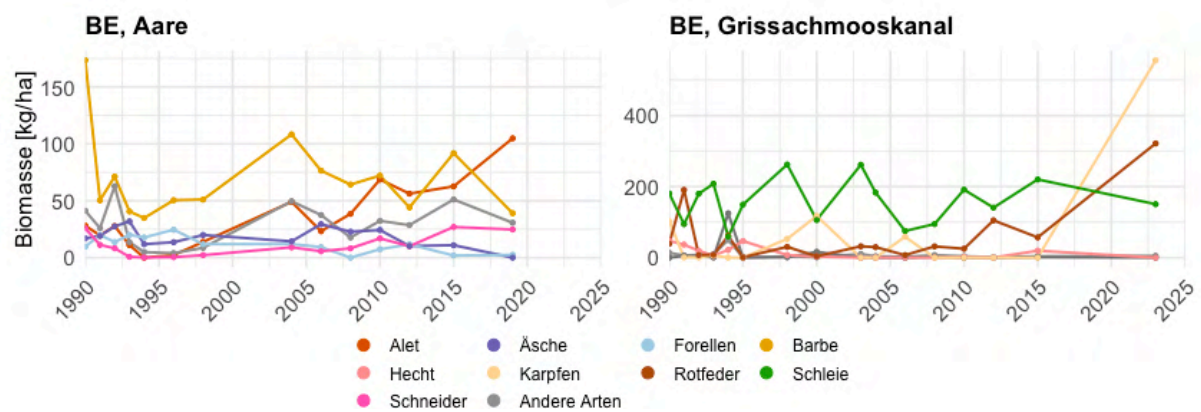
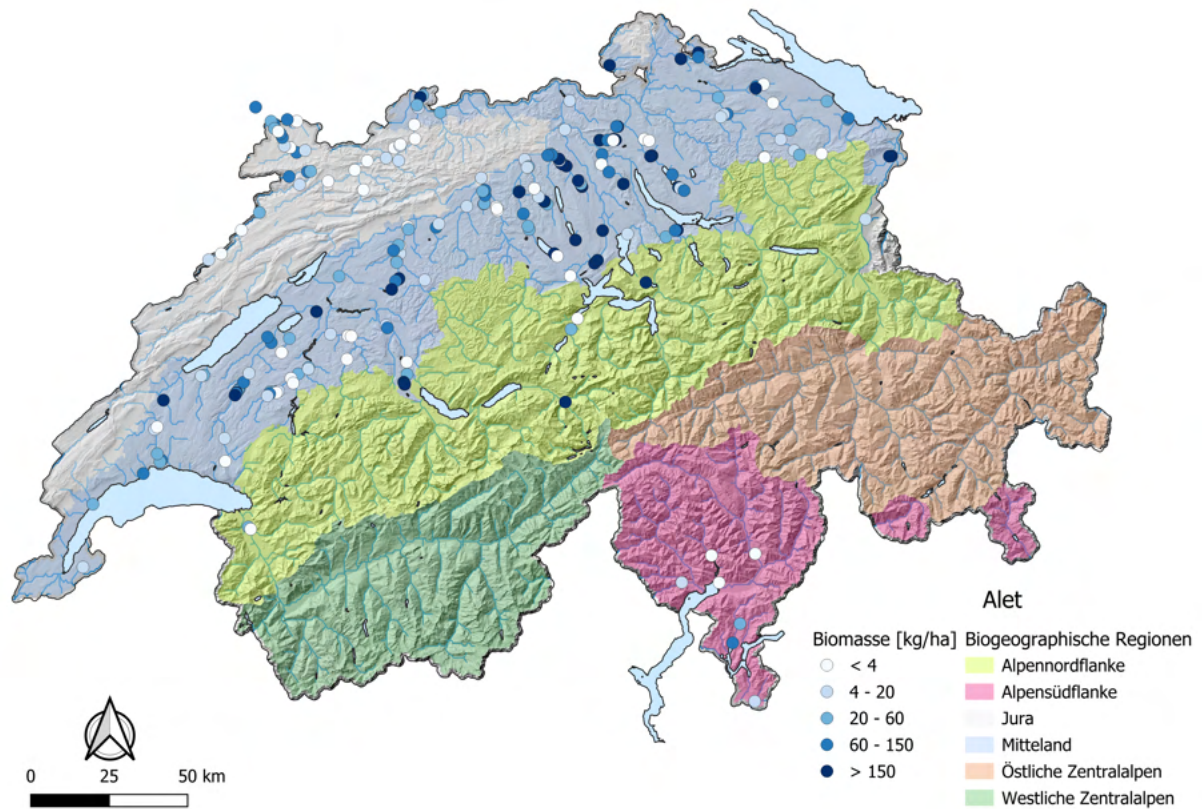
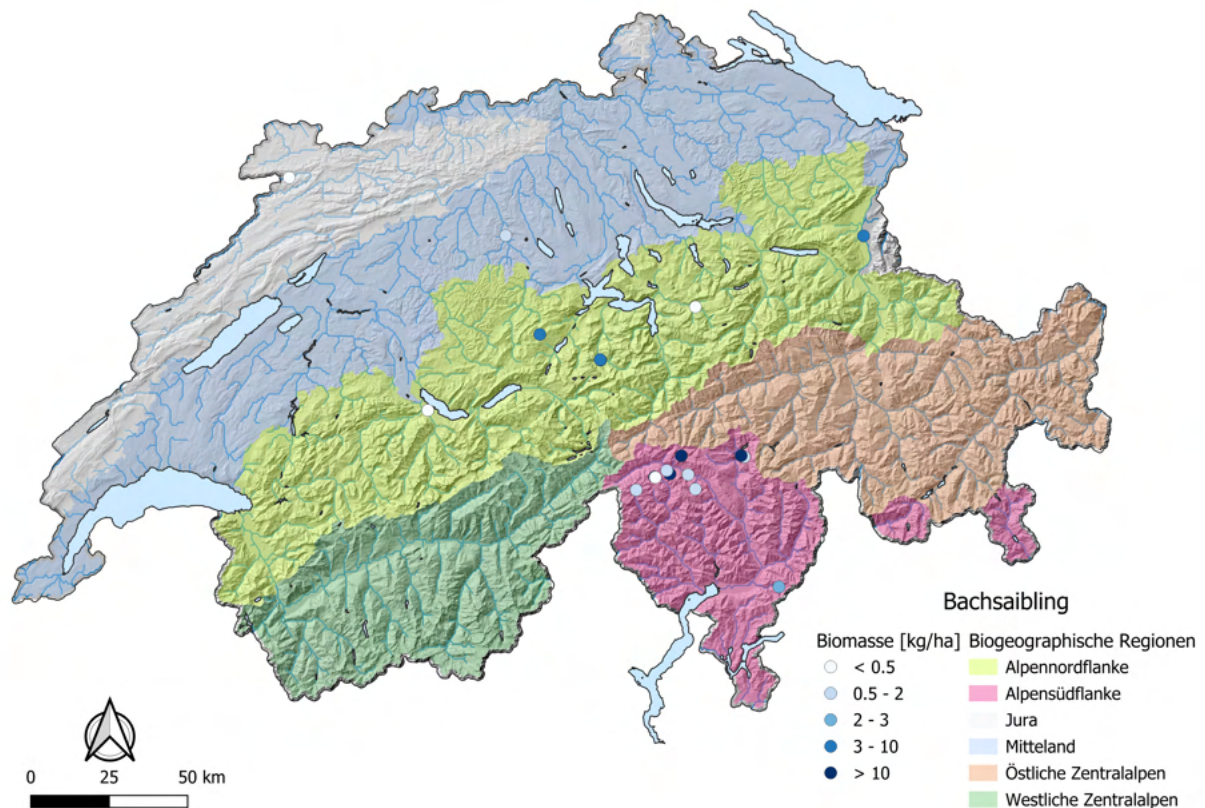
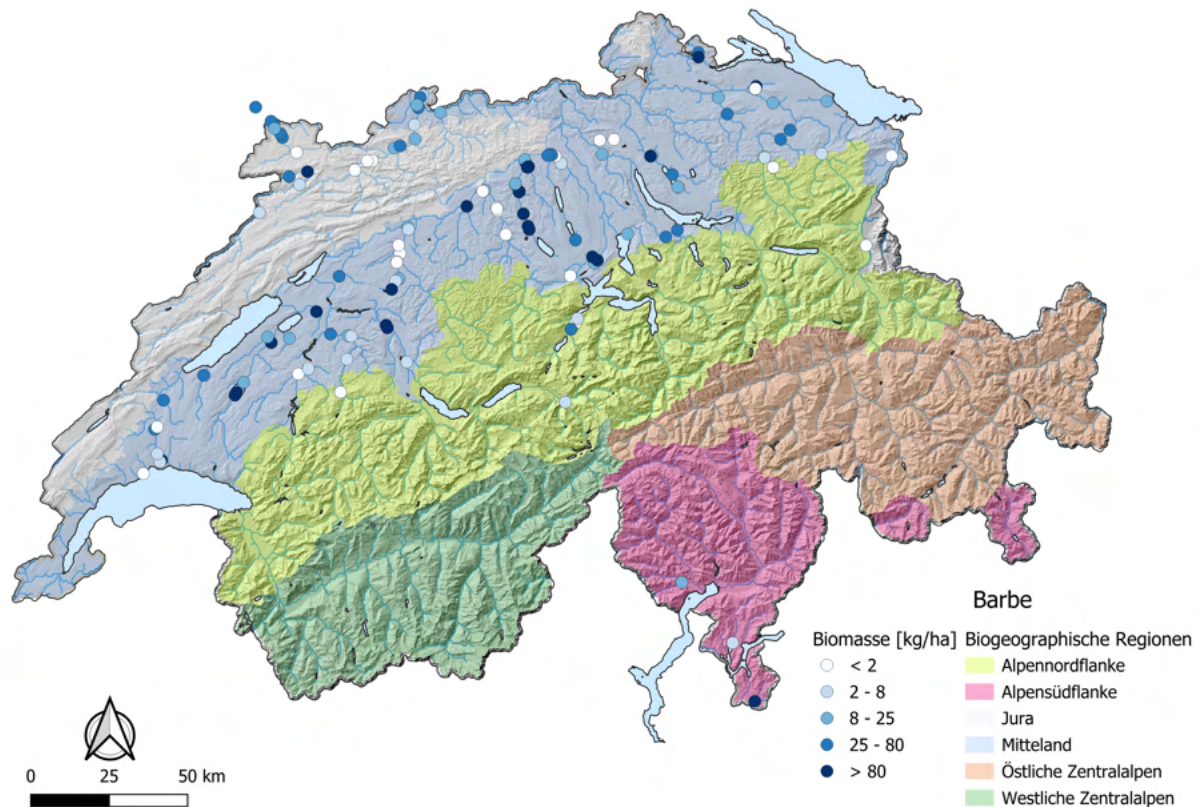
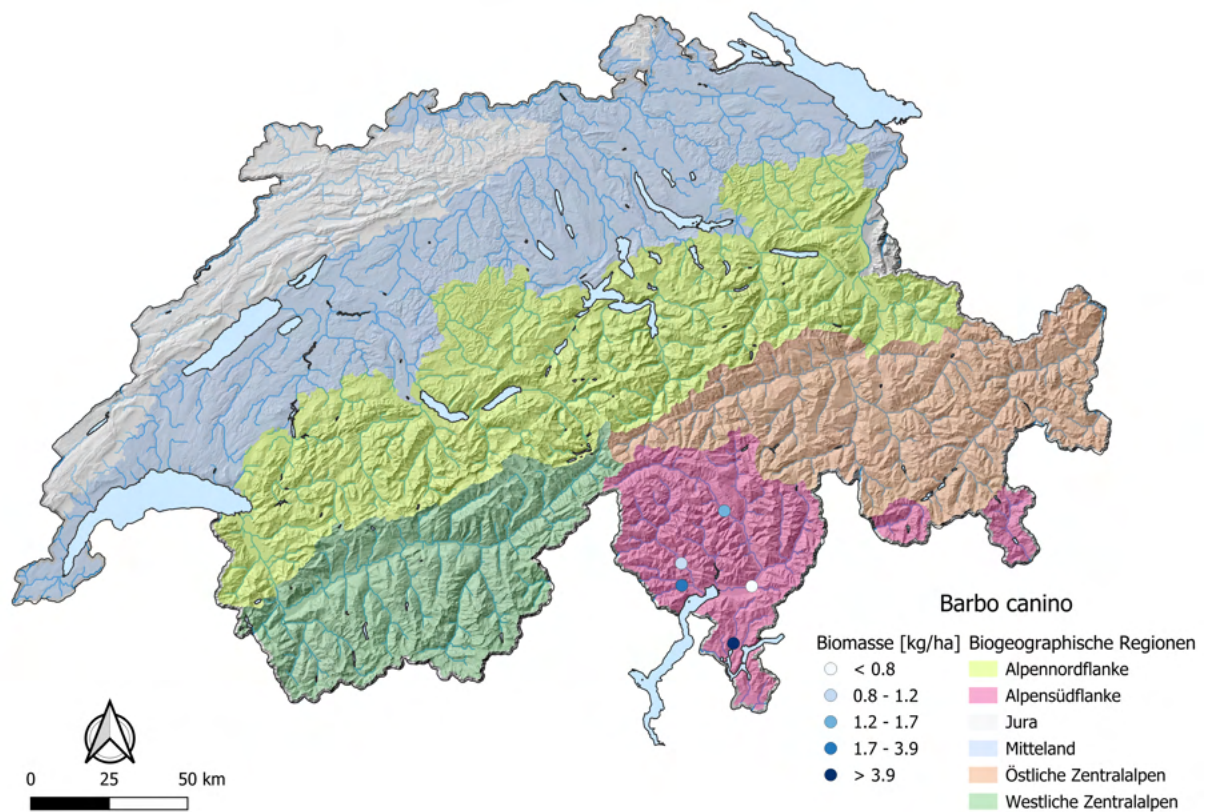
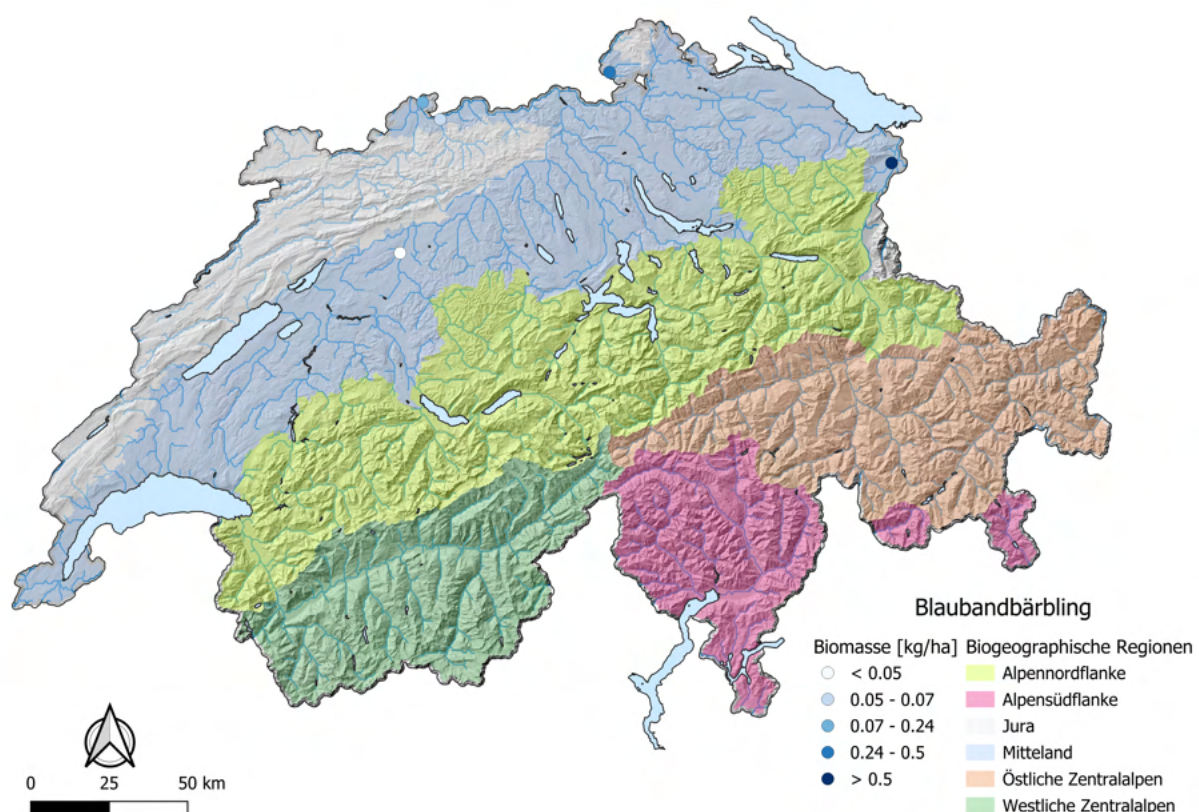
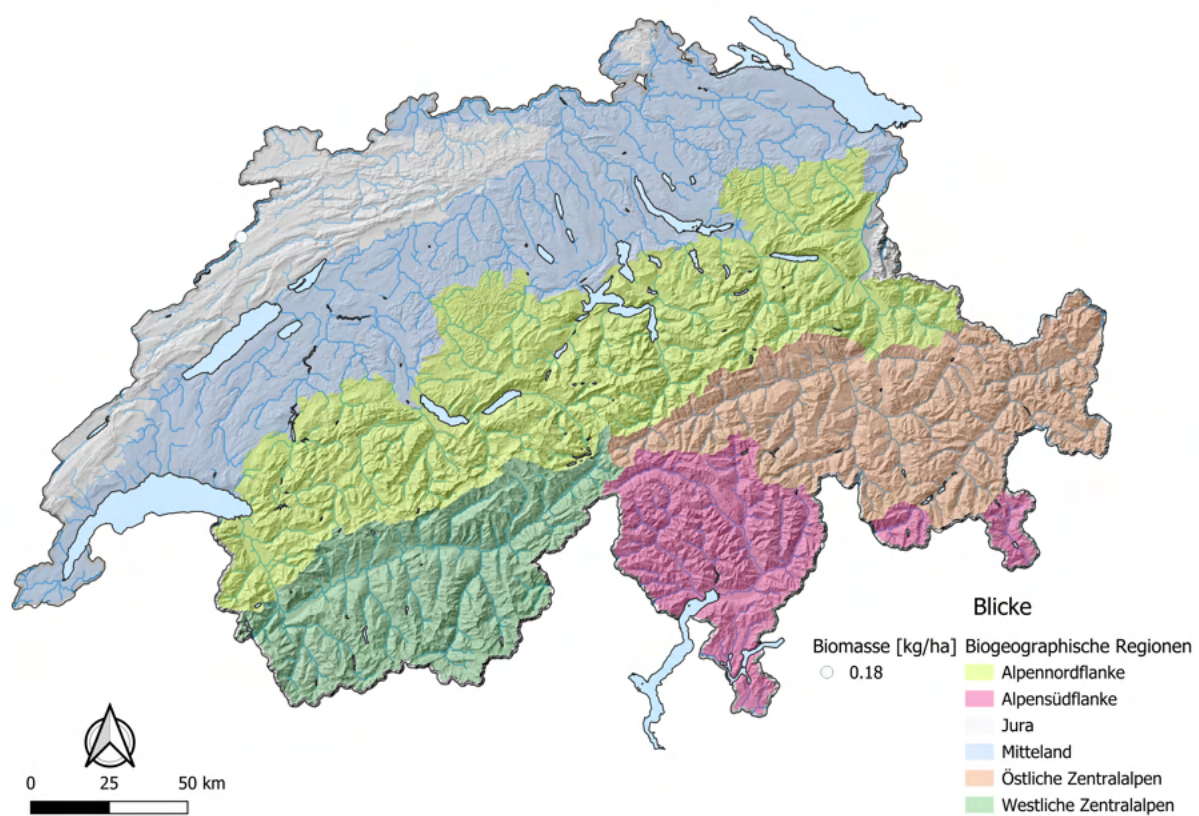


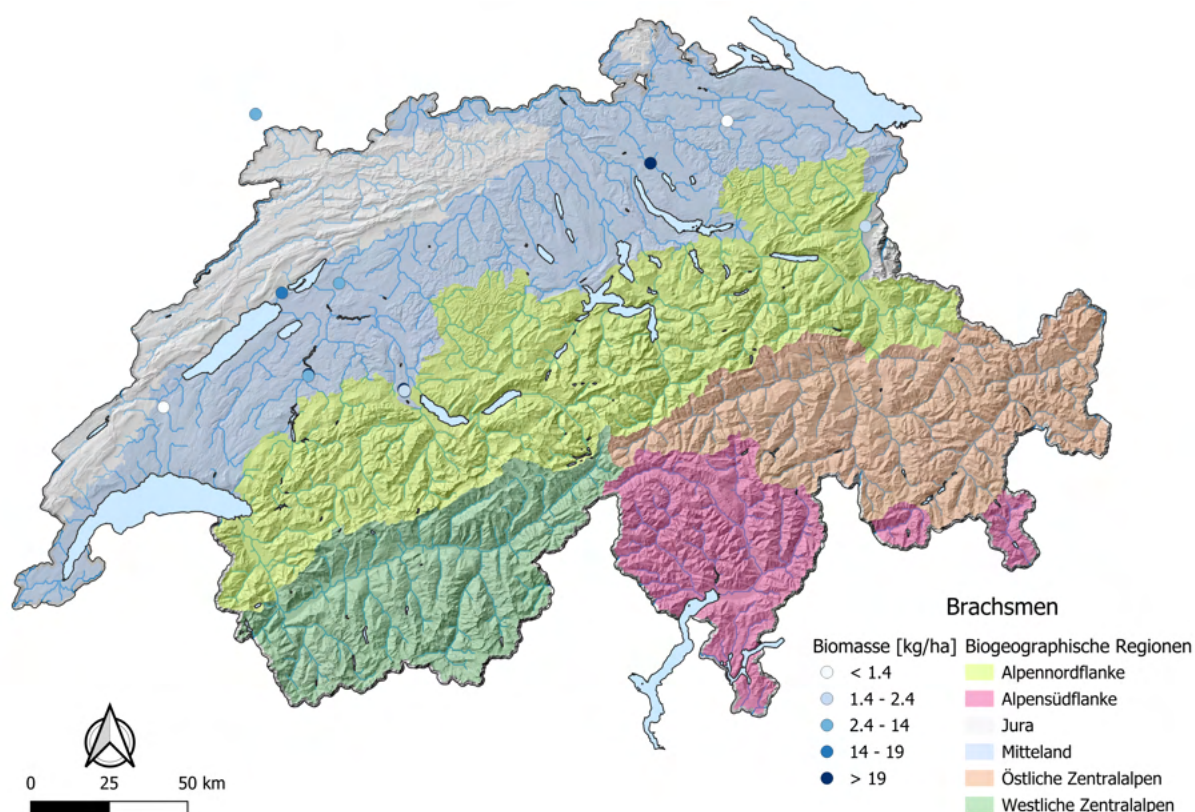
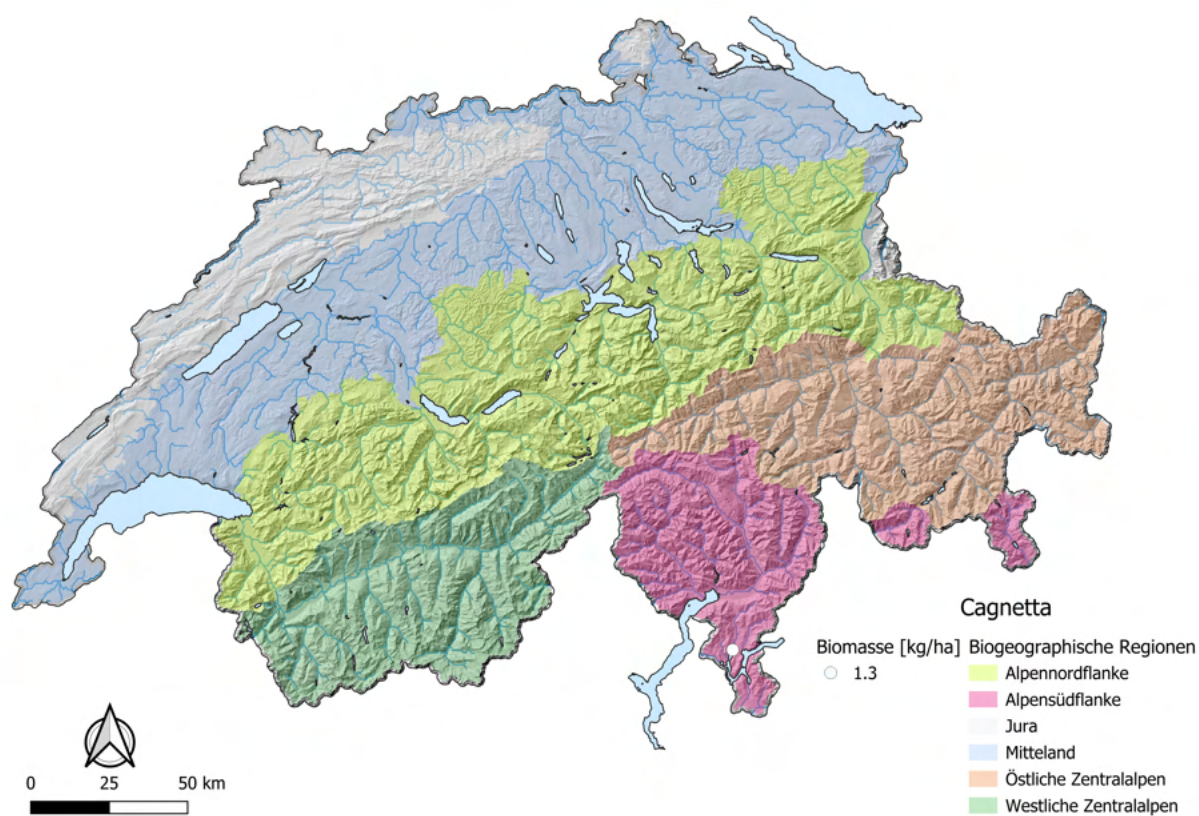
Abbildung 10-4:Entwicklung der Biomasse der jeweils fünf häufigsten Fischarten an Standorten mit langen Datenreihen in der Barbenregion.

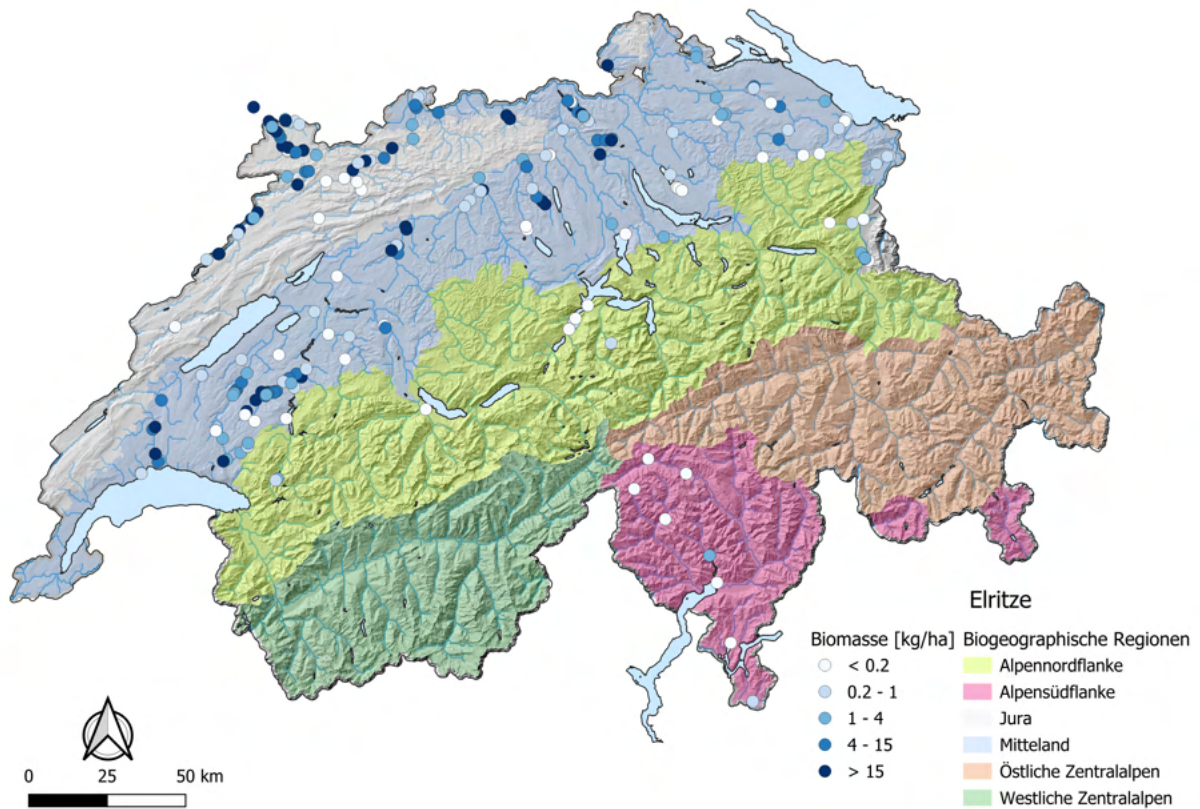
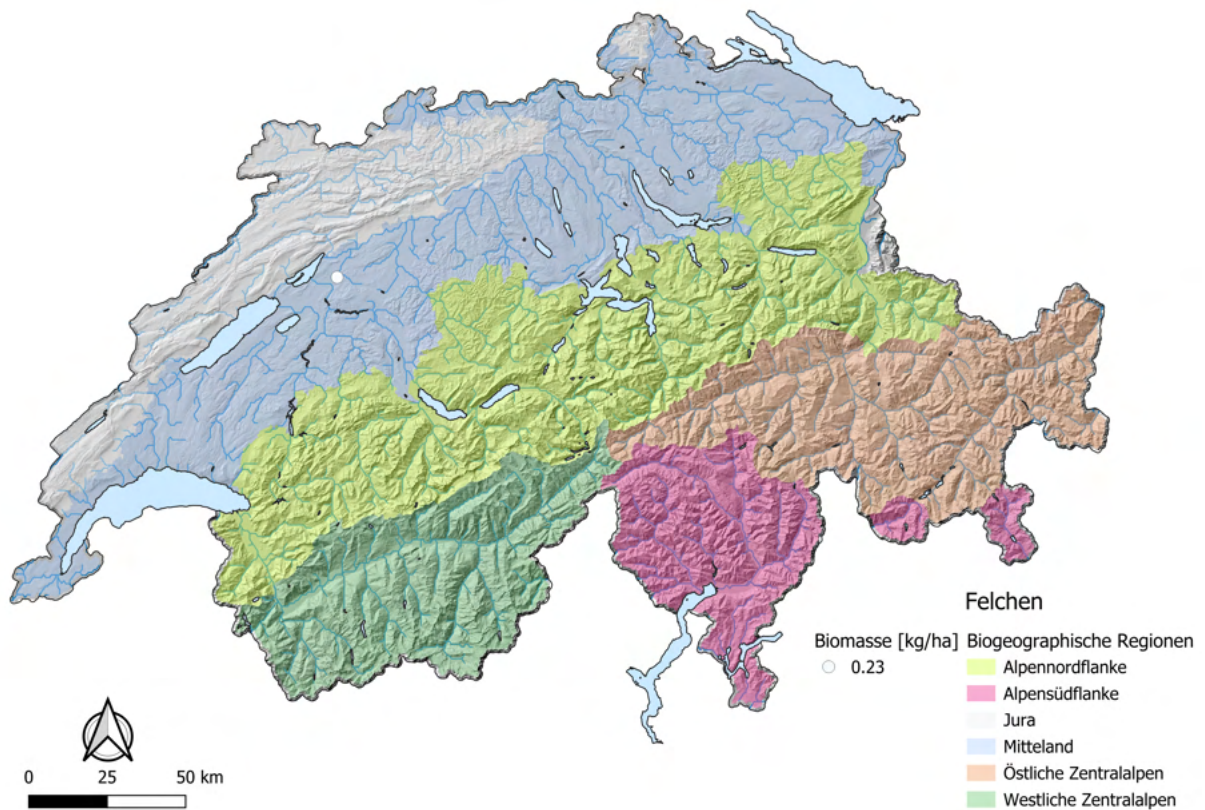
10.2 Mittlere Biomassen aller nachgewiesenen Arten pro Standort

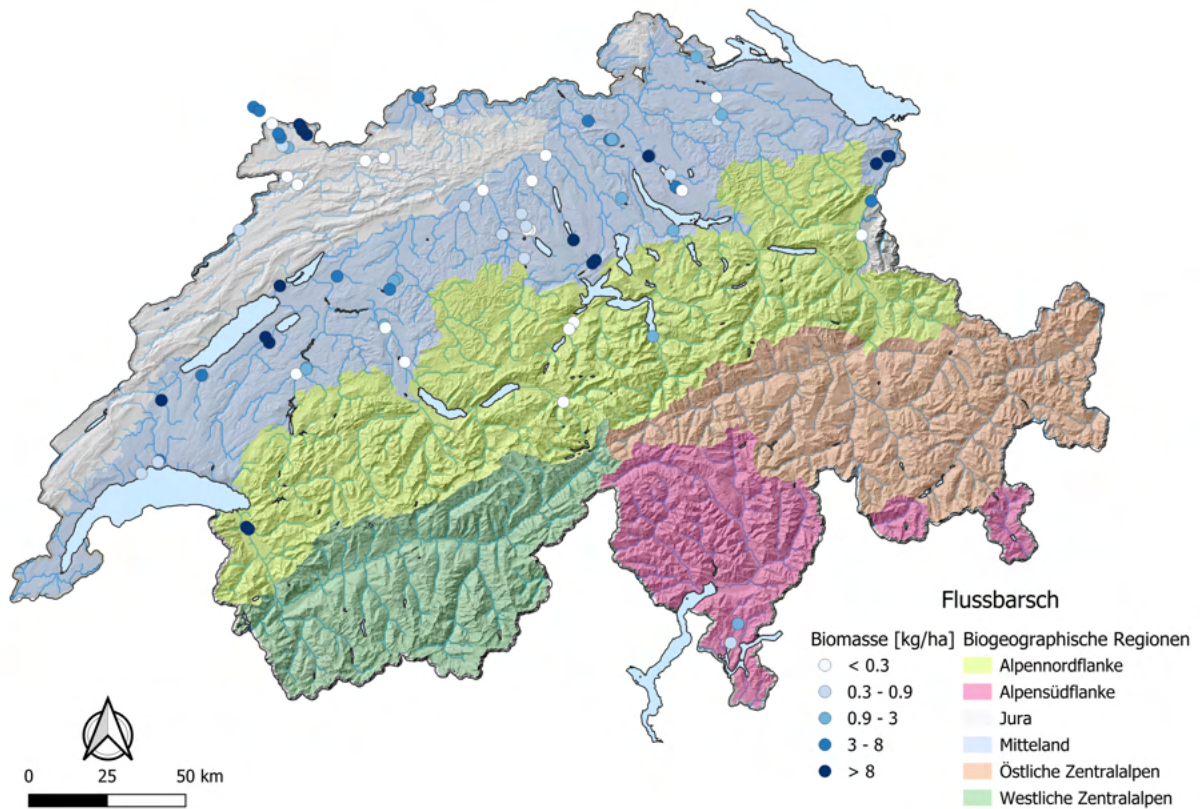
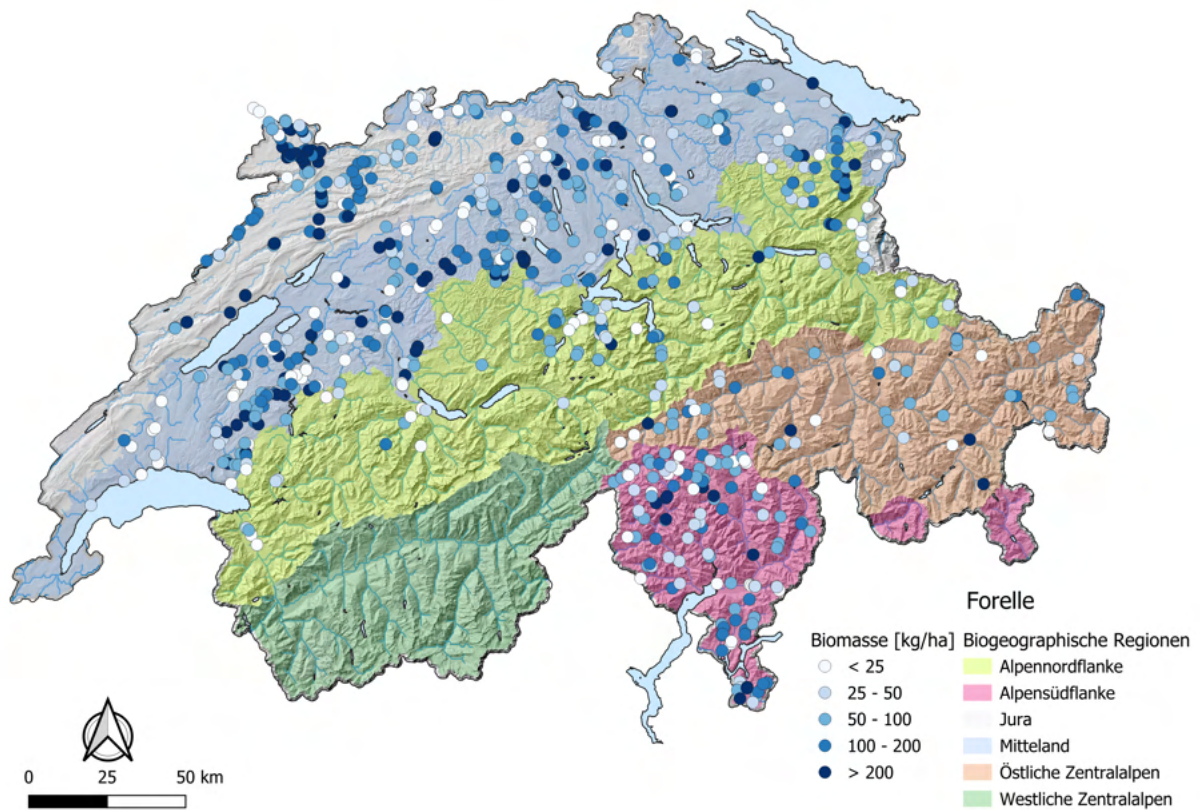


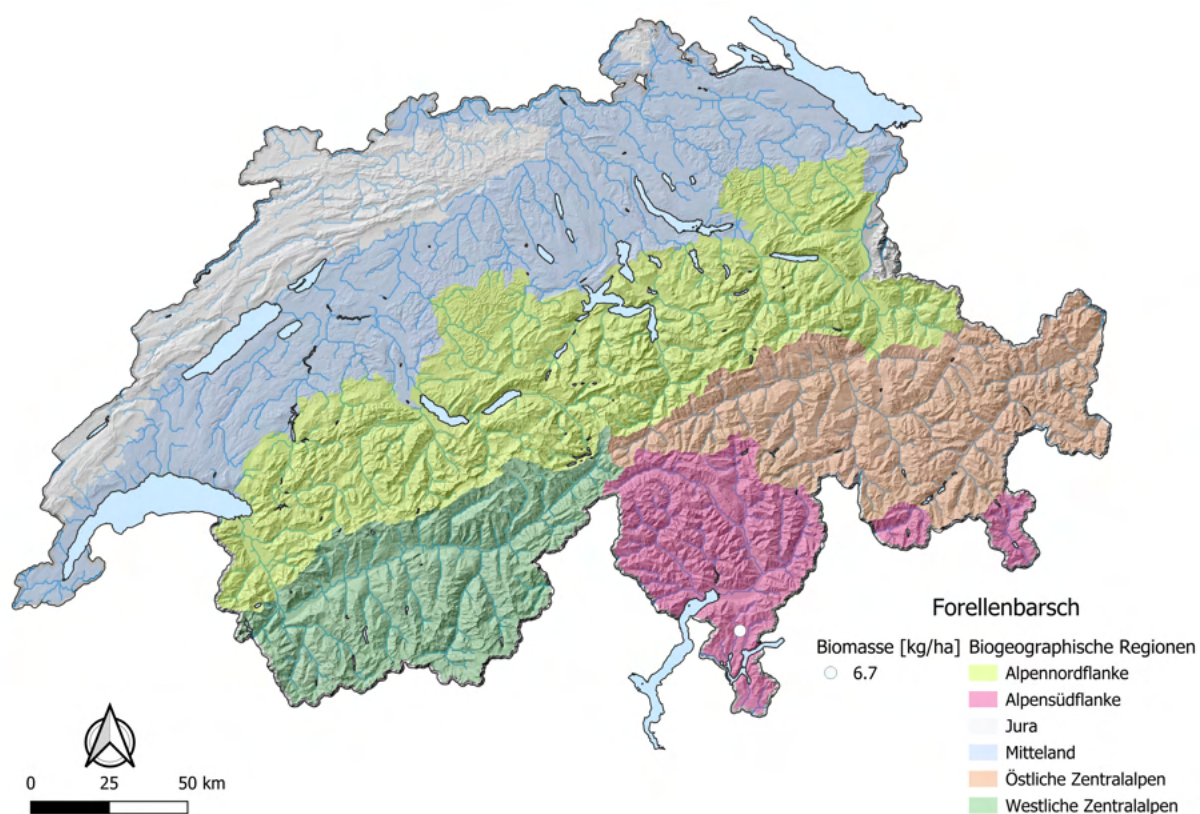
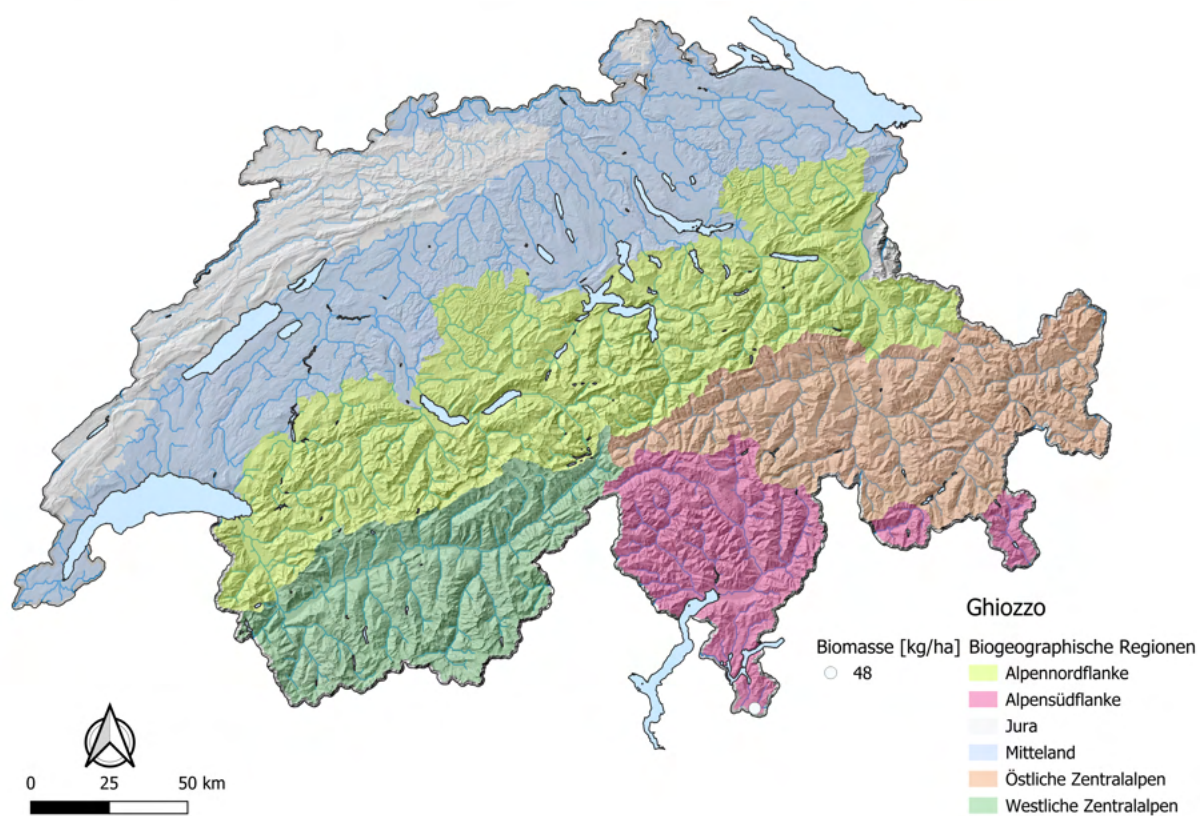


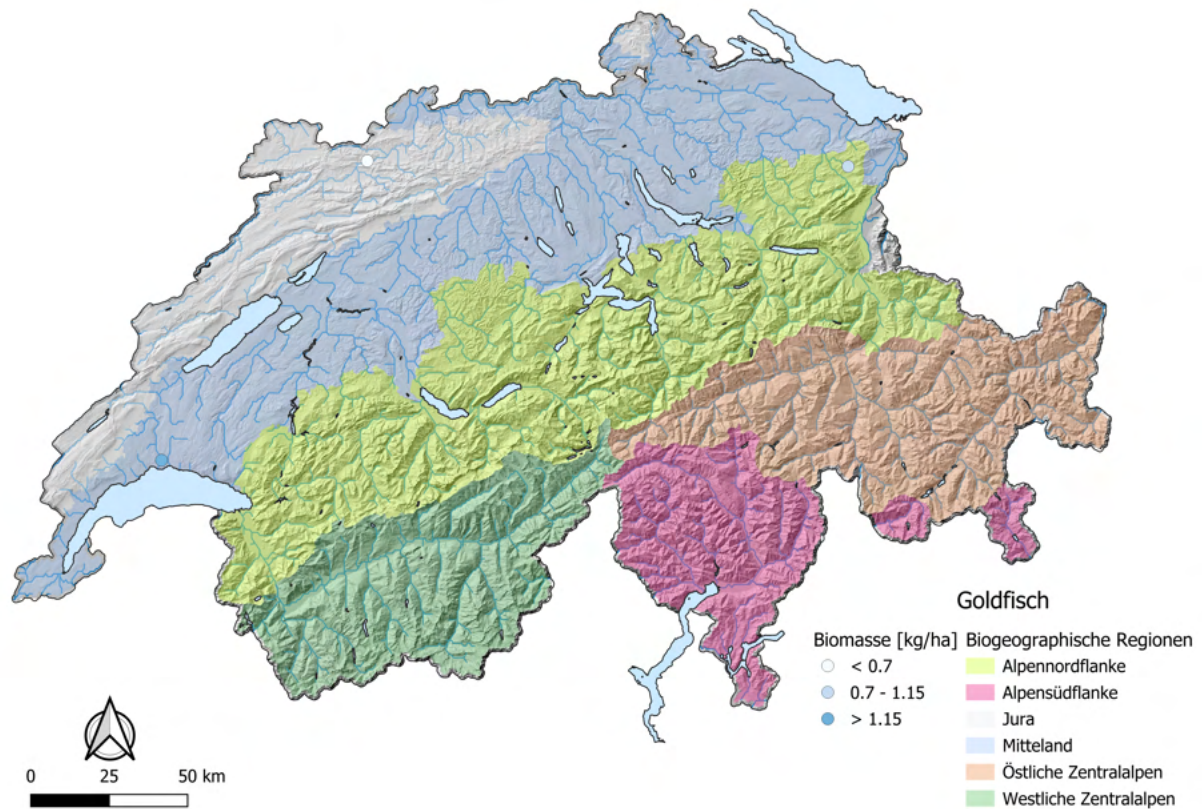
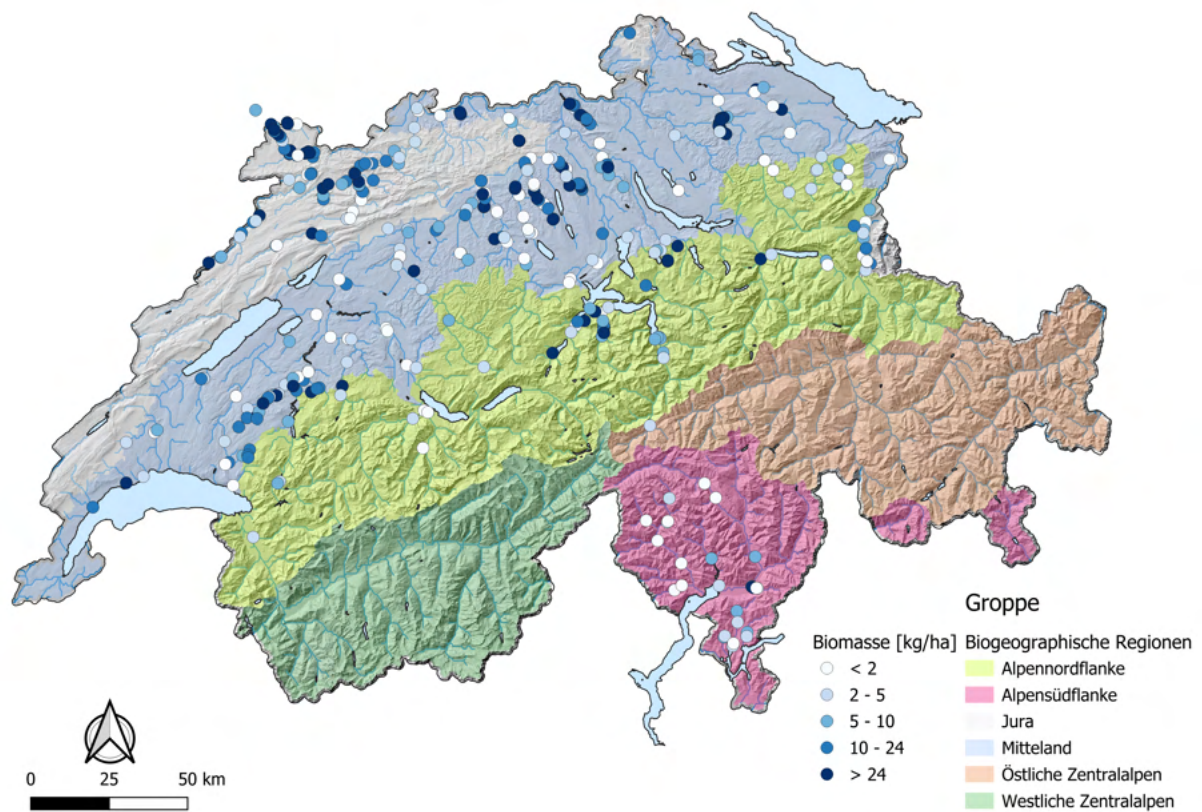


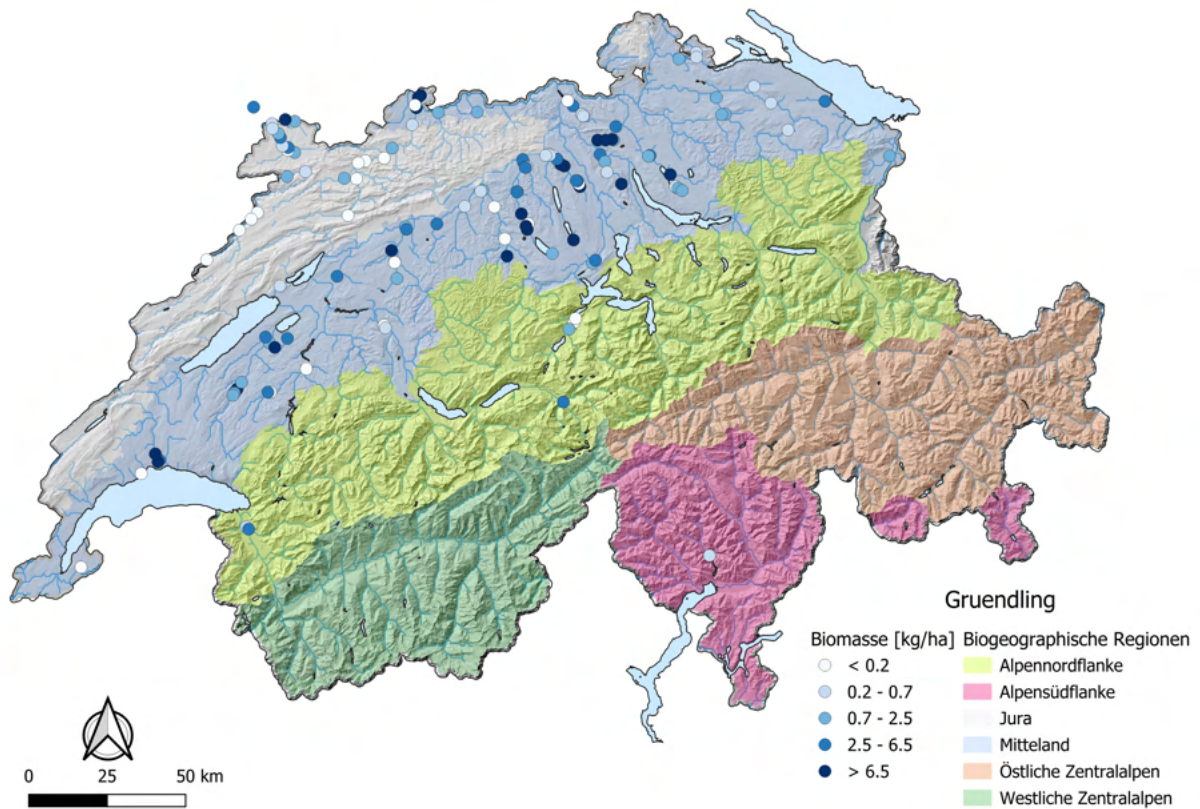
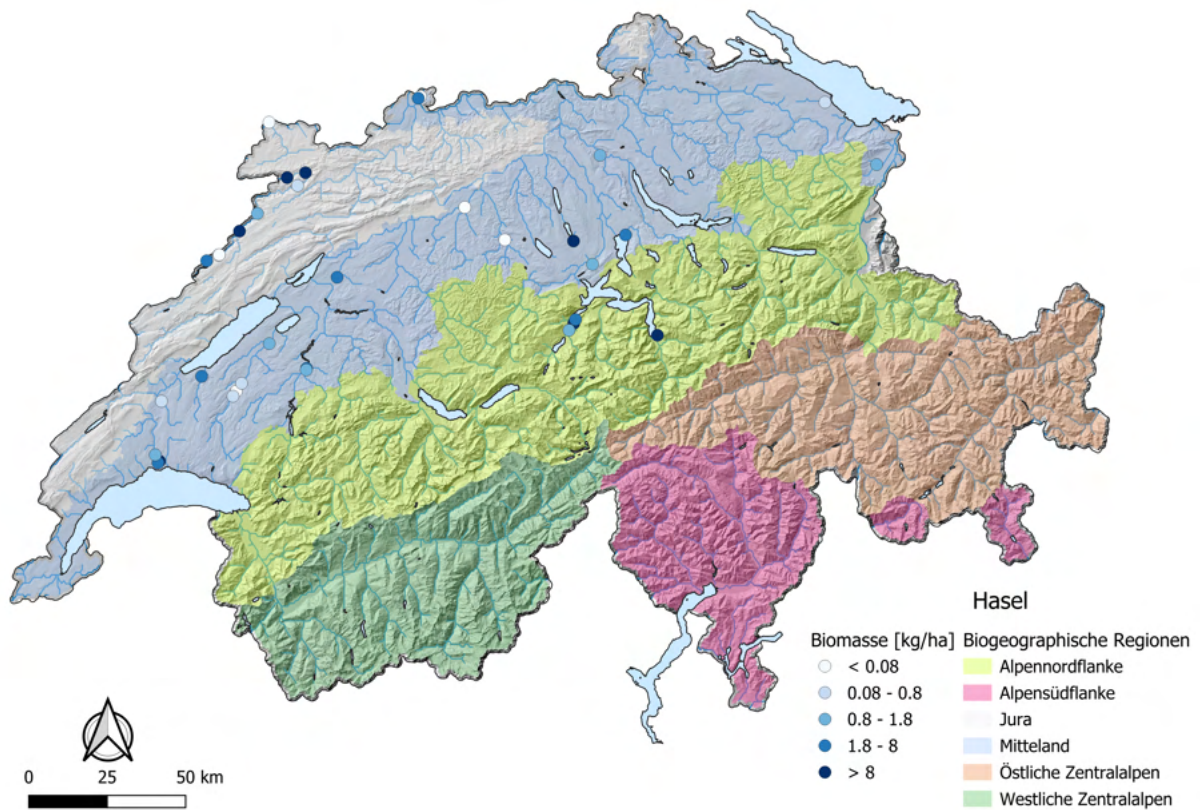


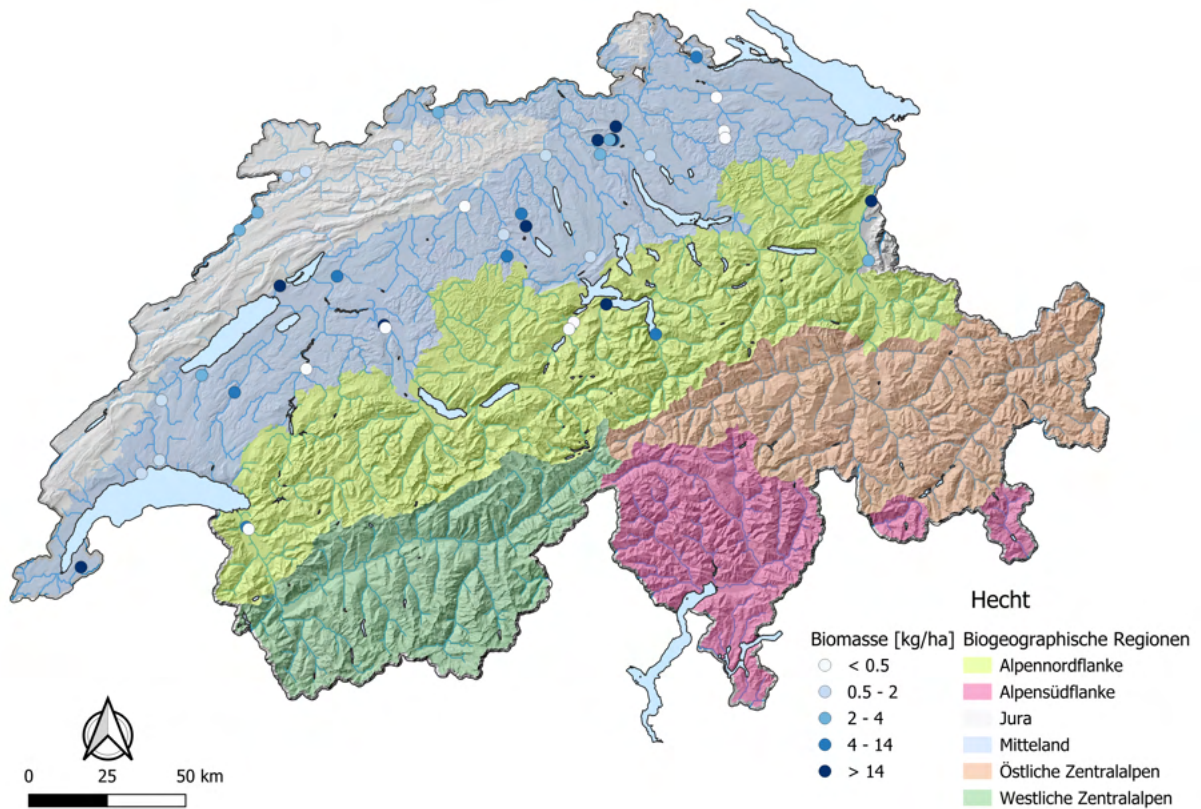
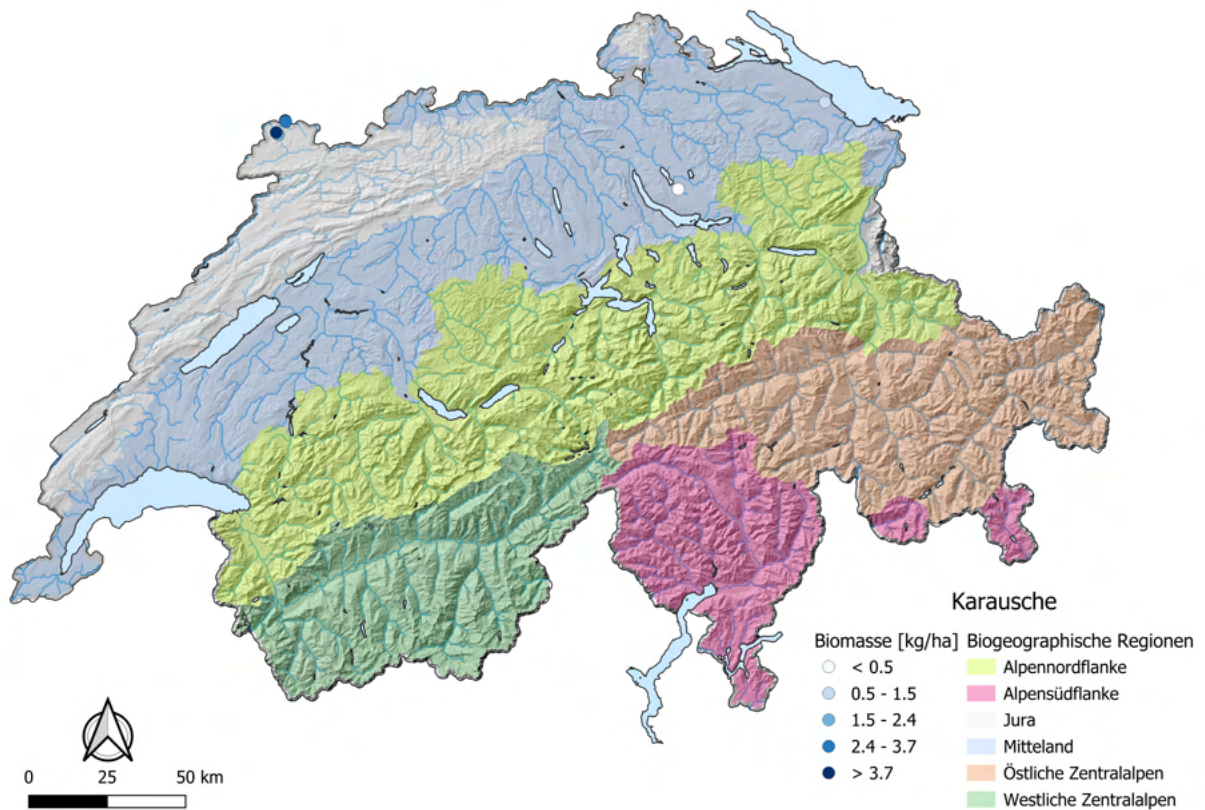


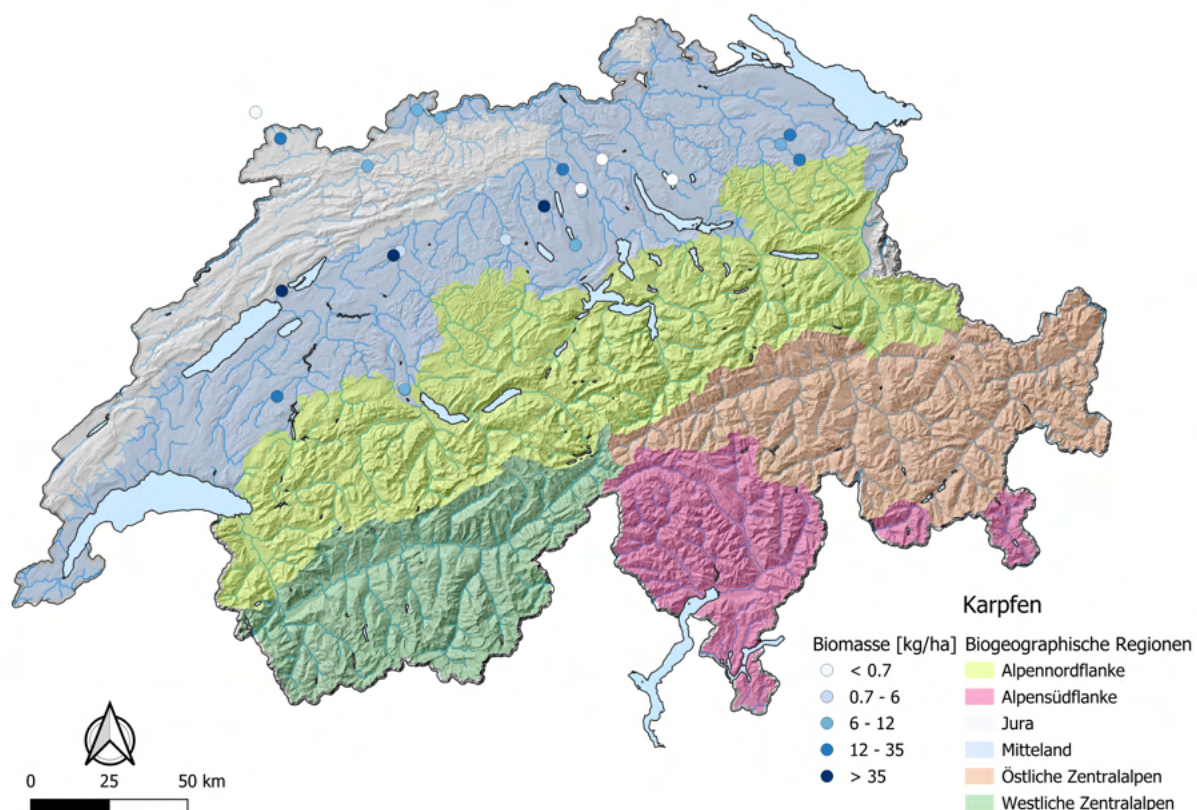
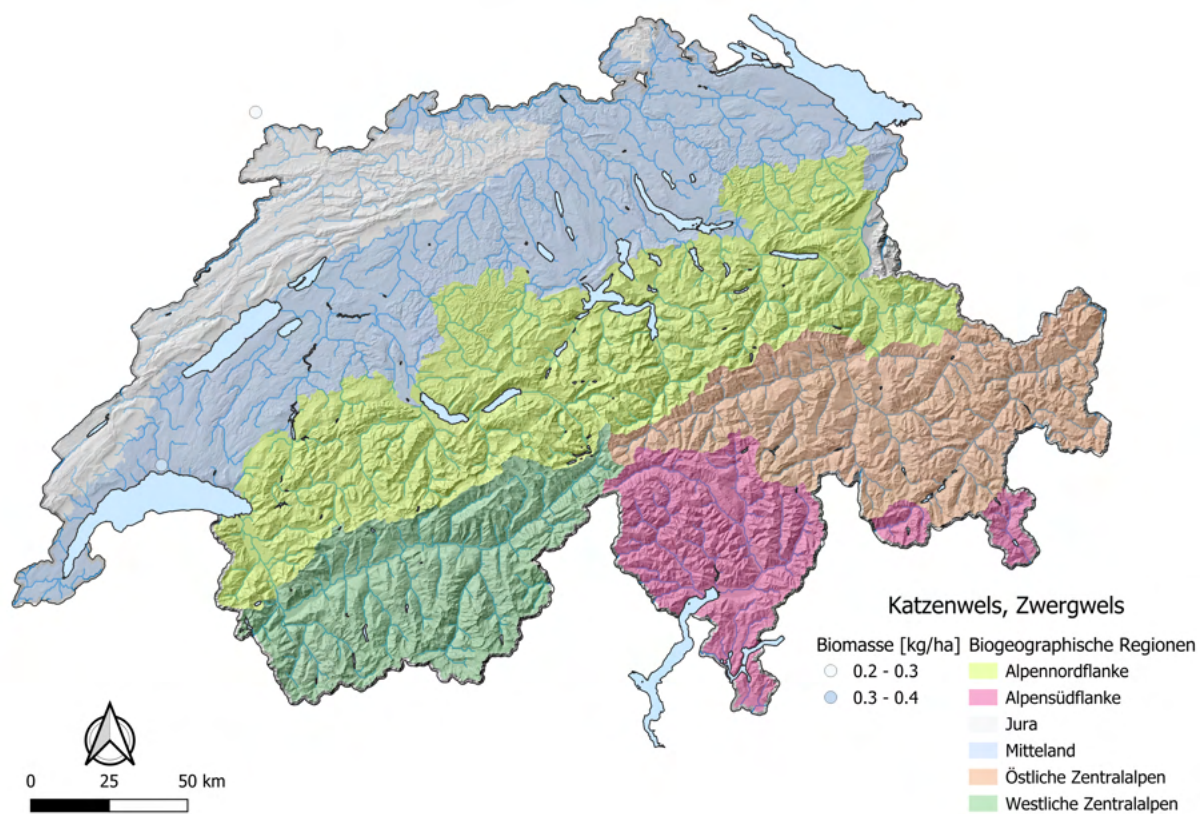


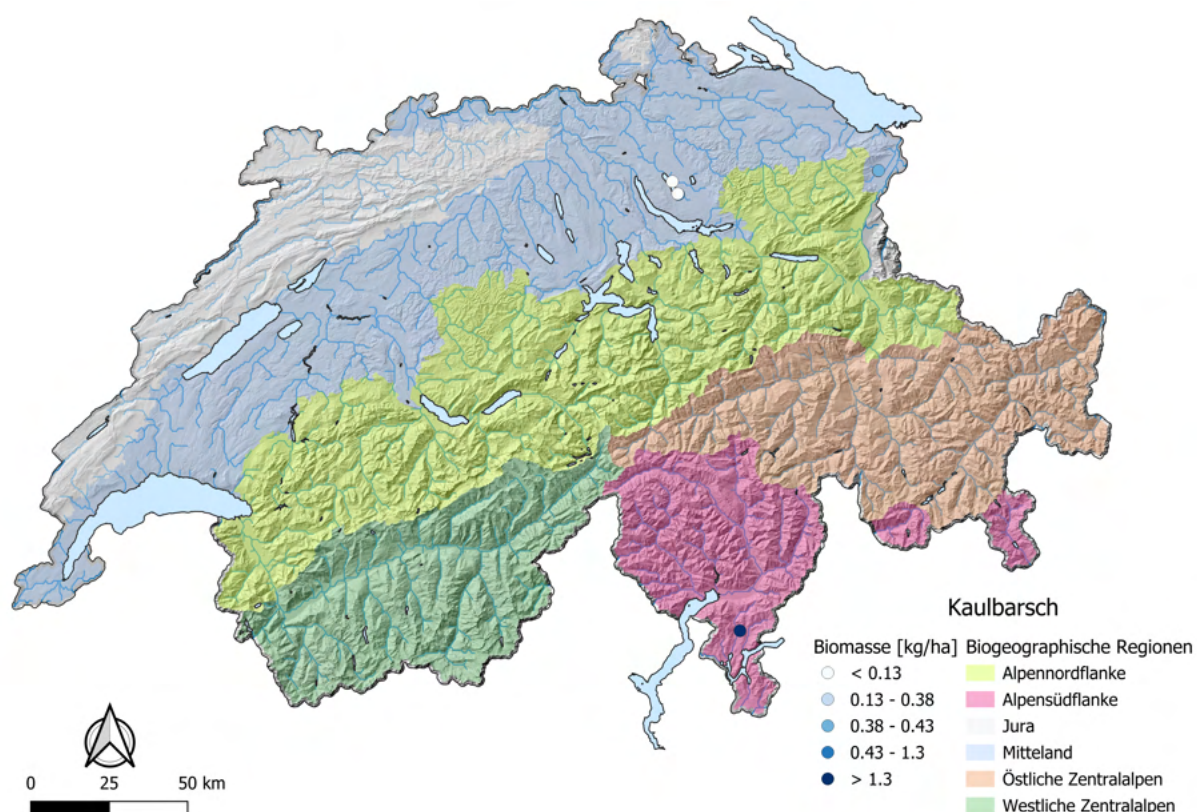
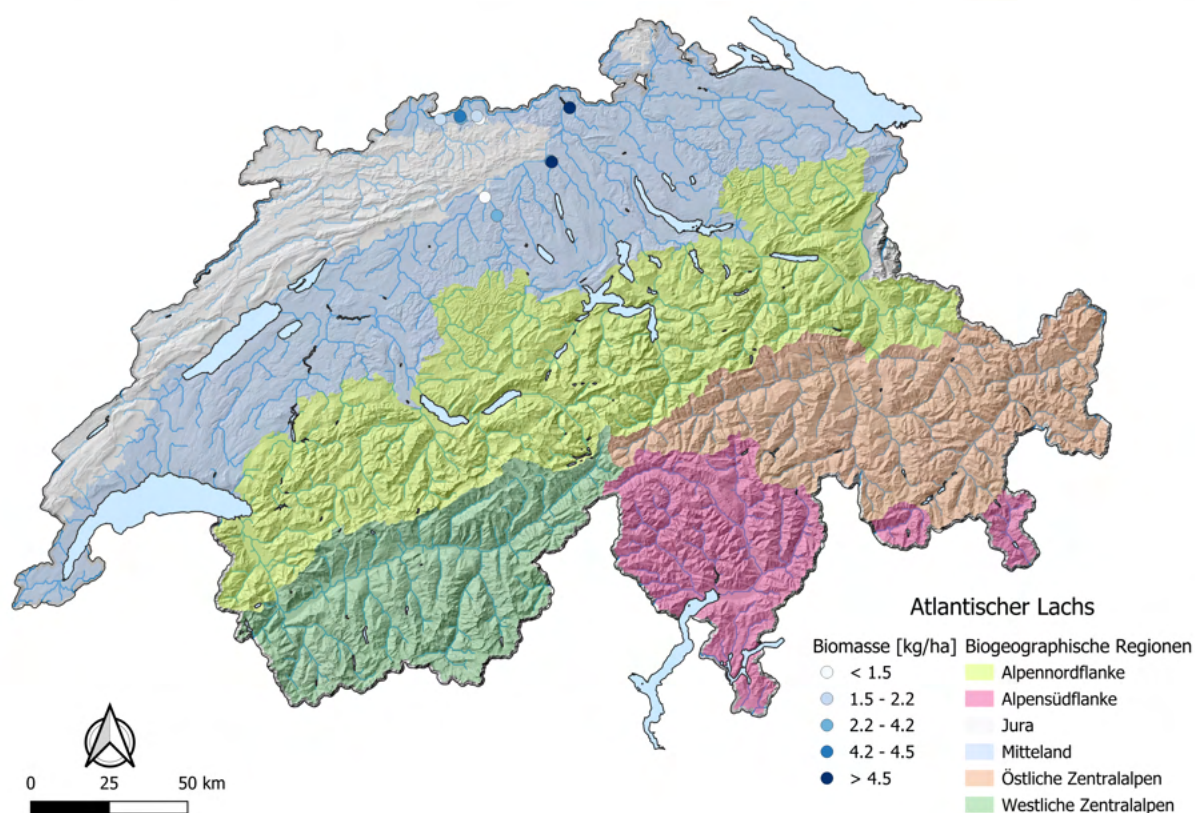


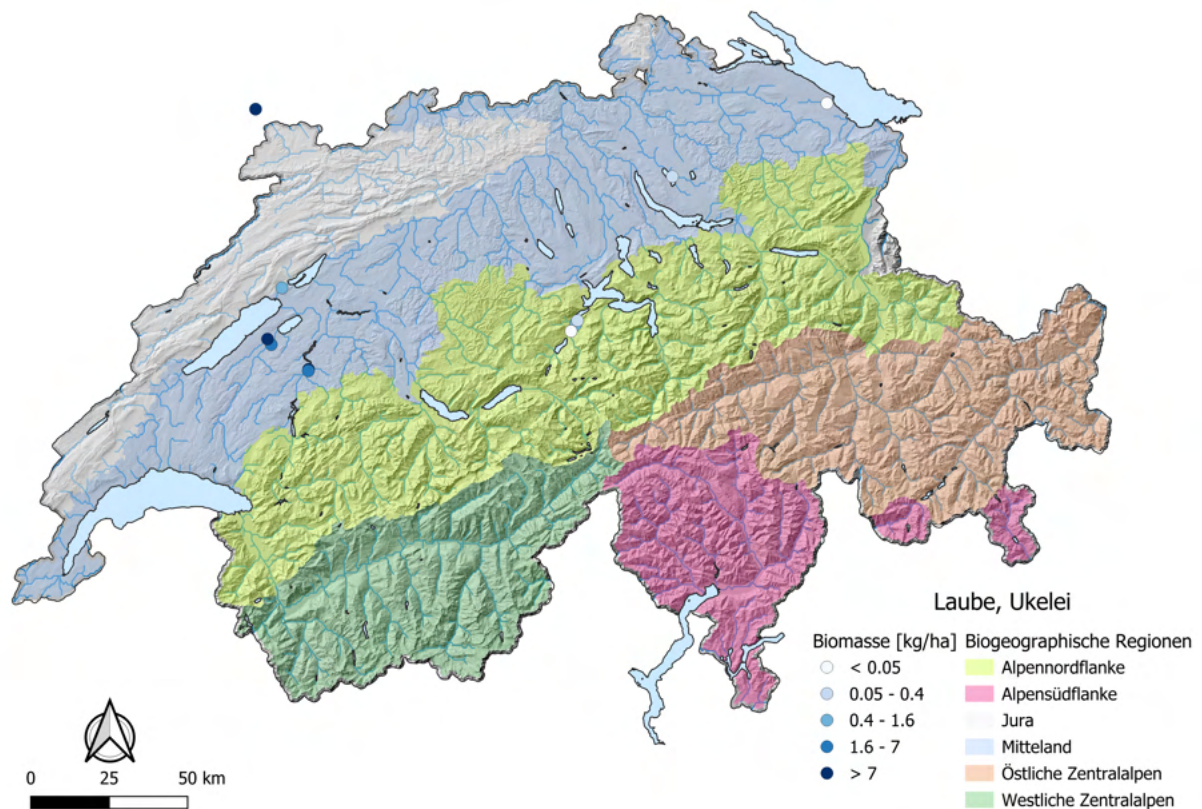
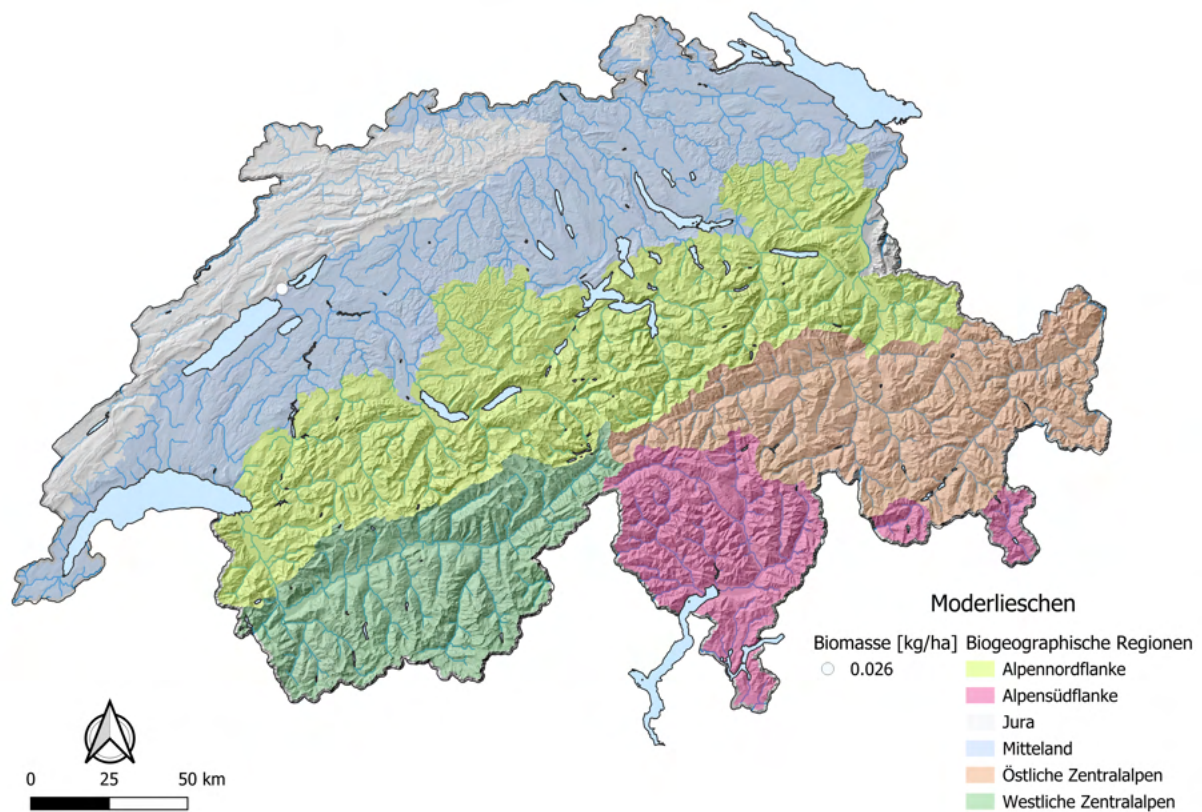


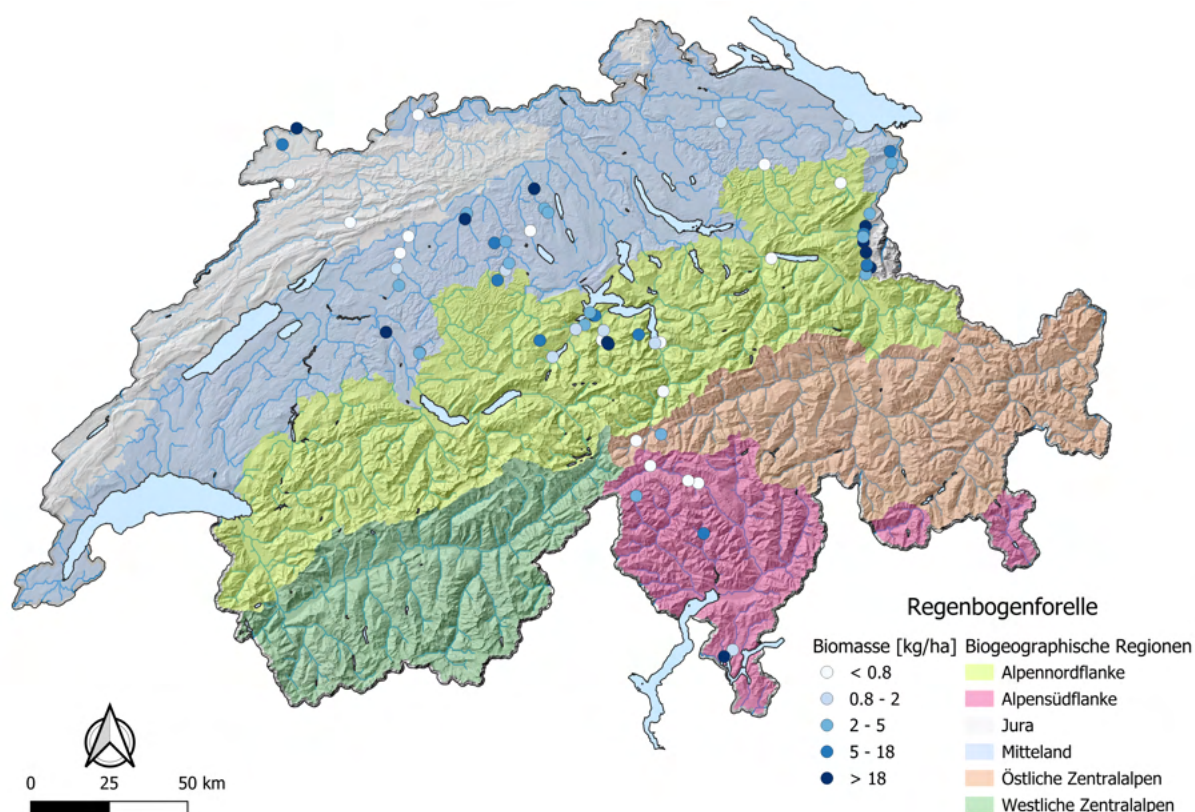
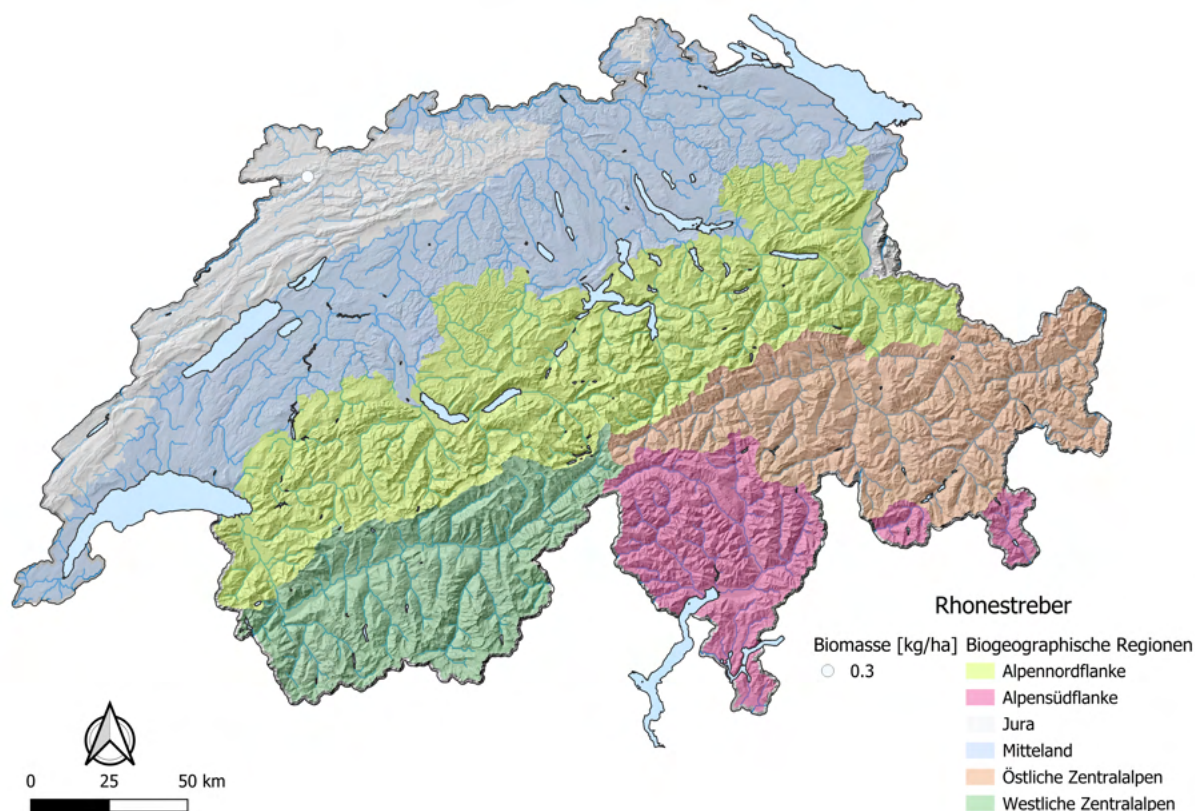


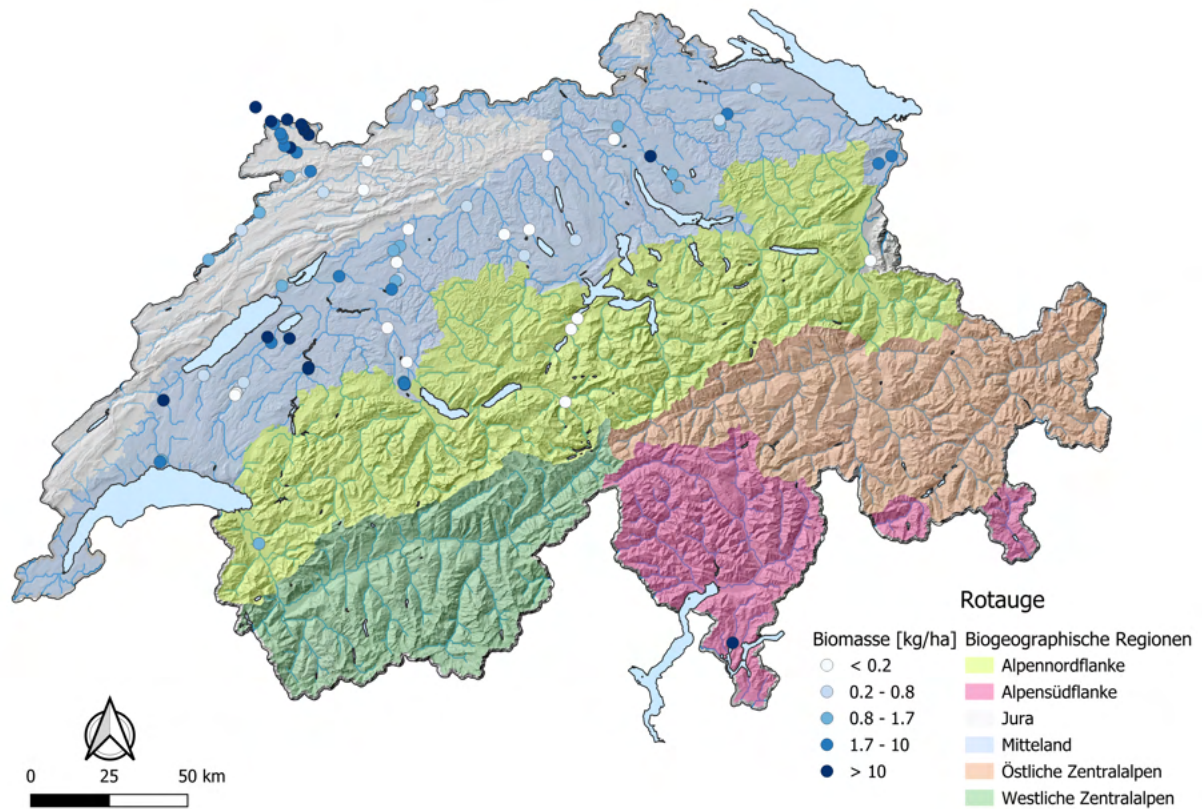
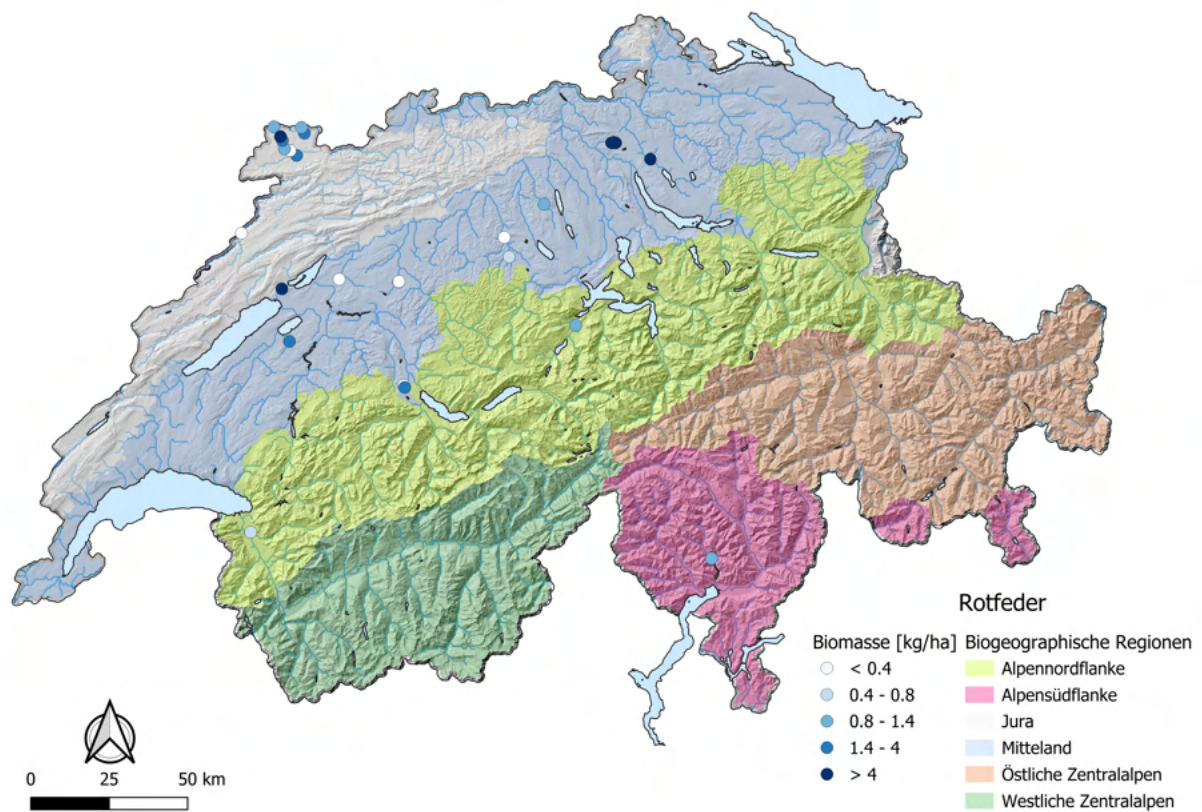


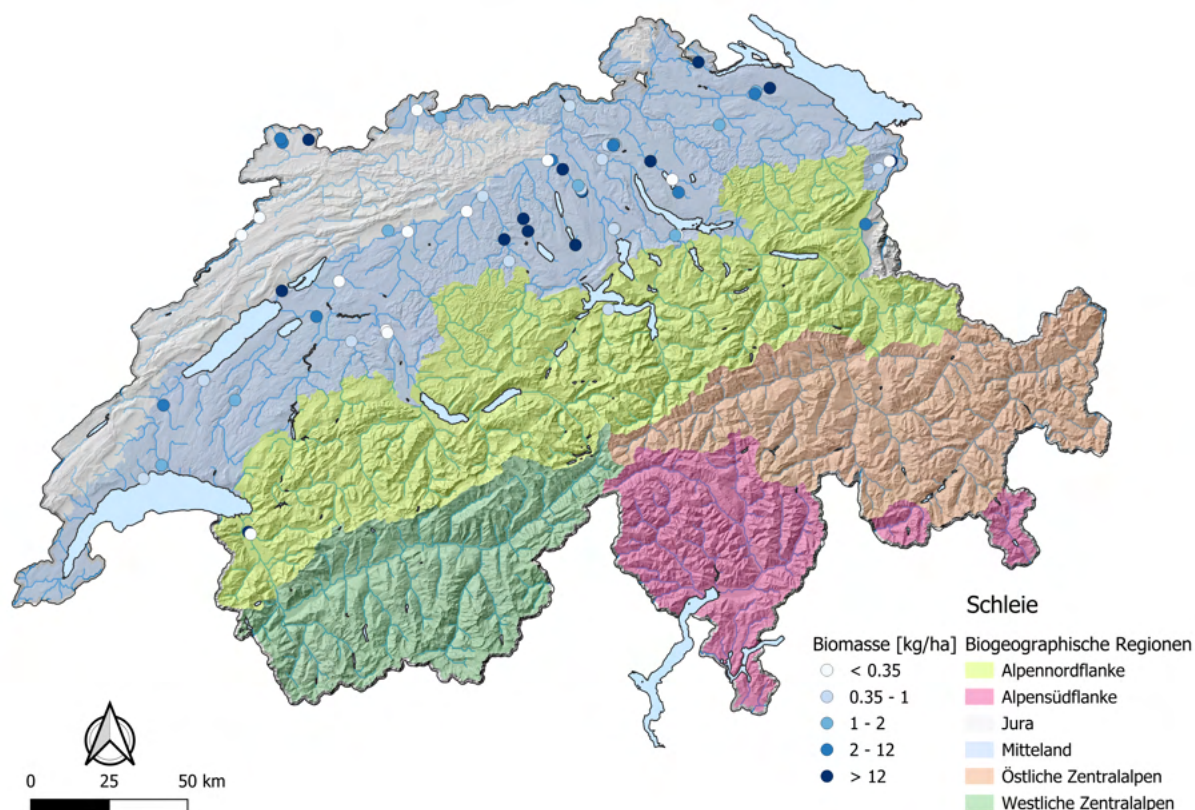
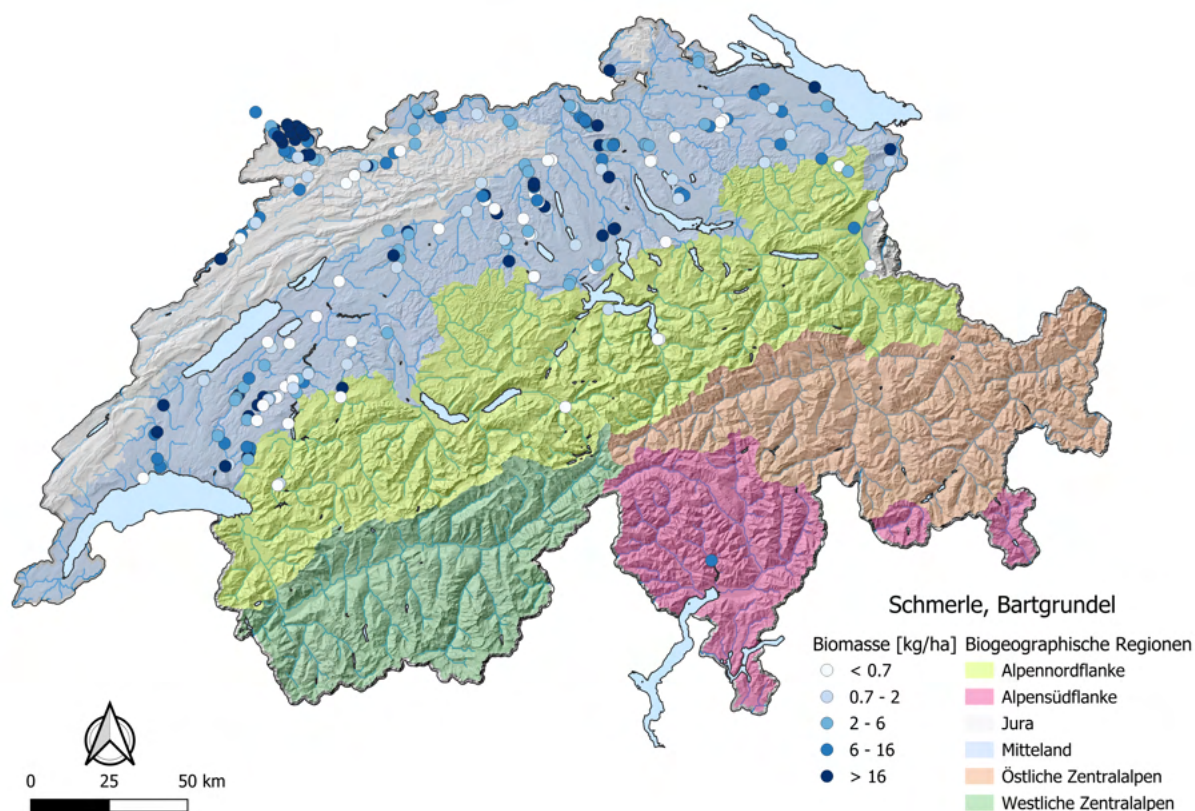


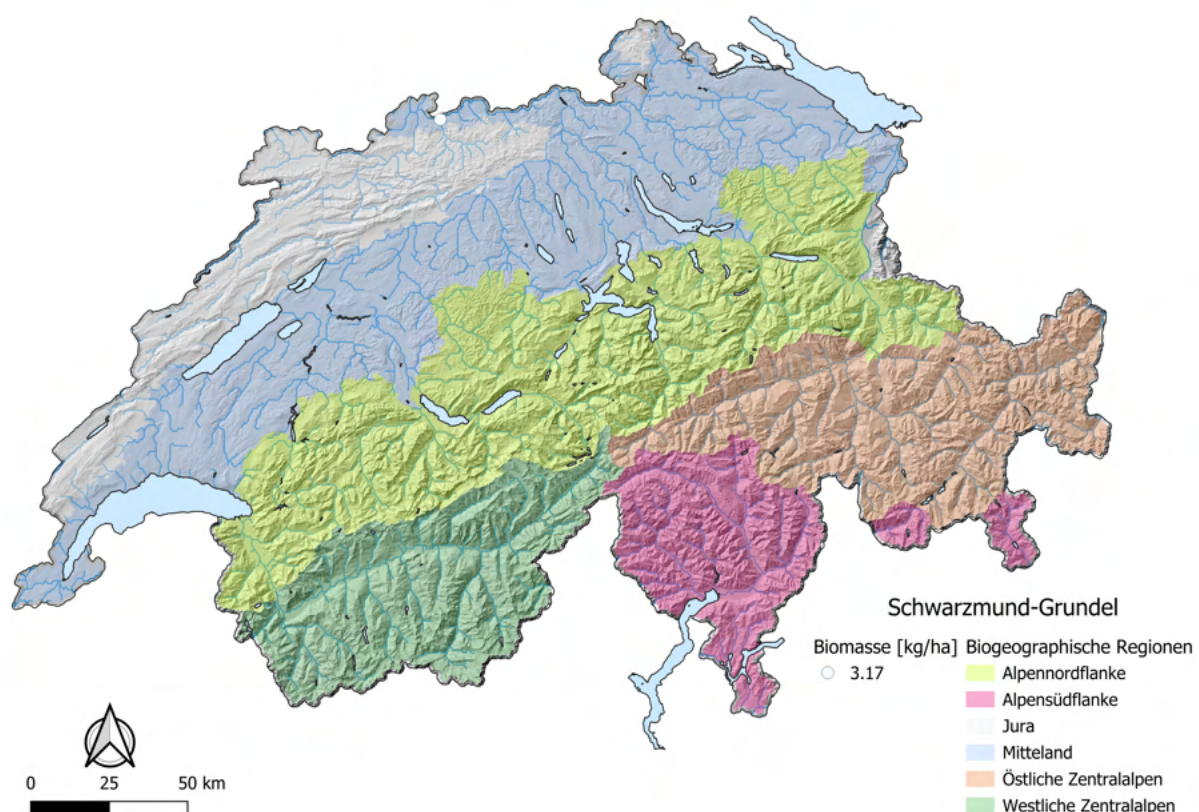
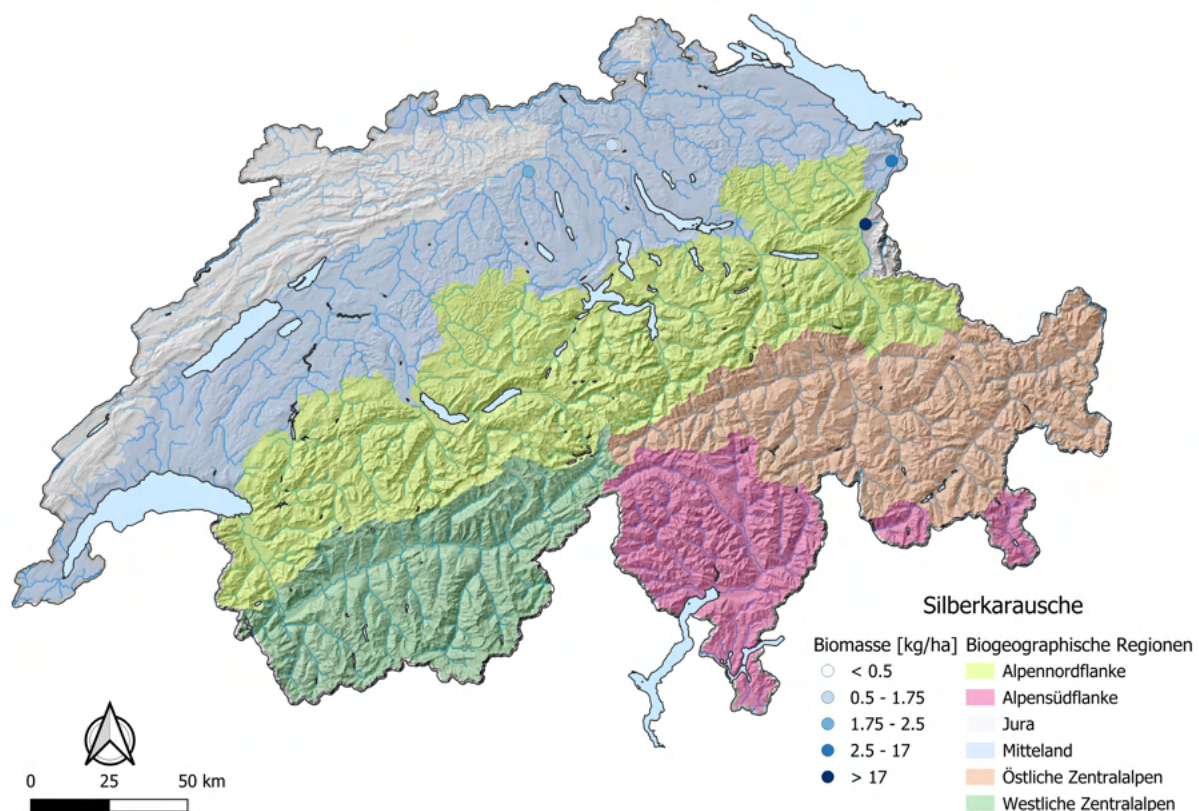


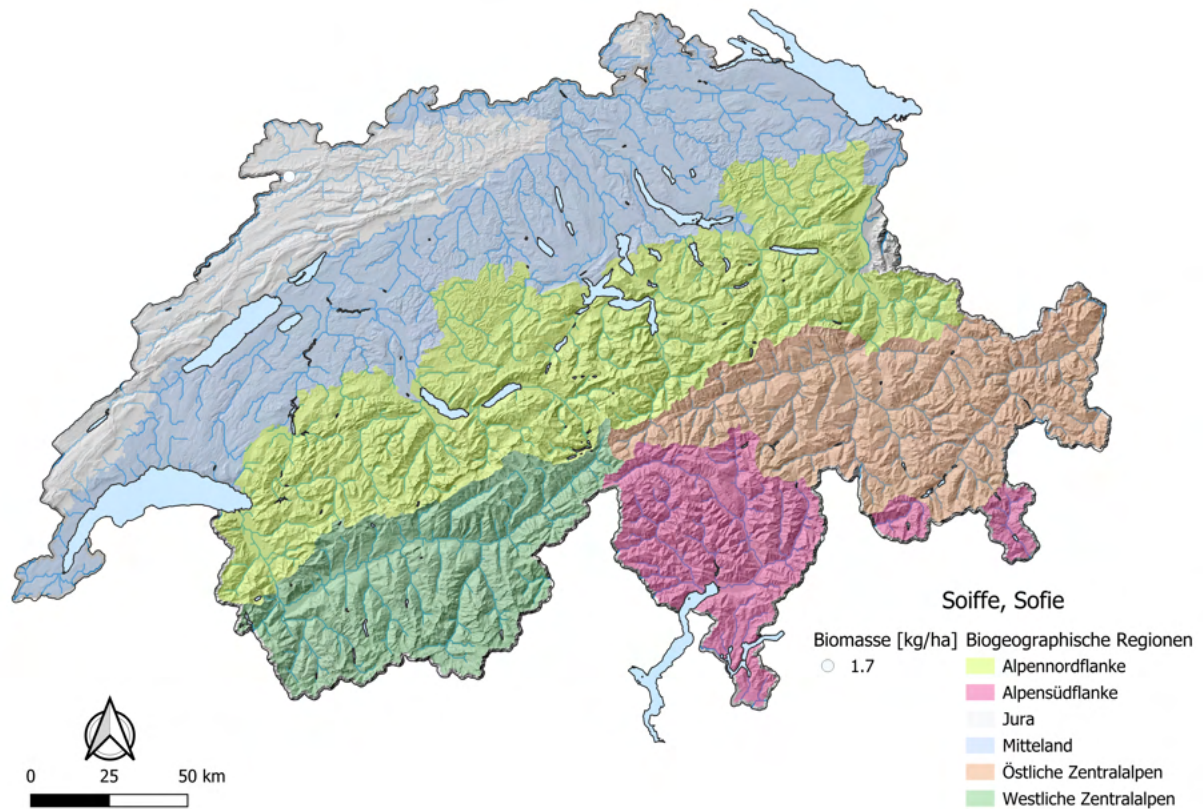
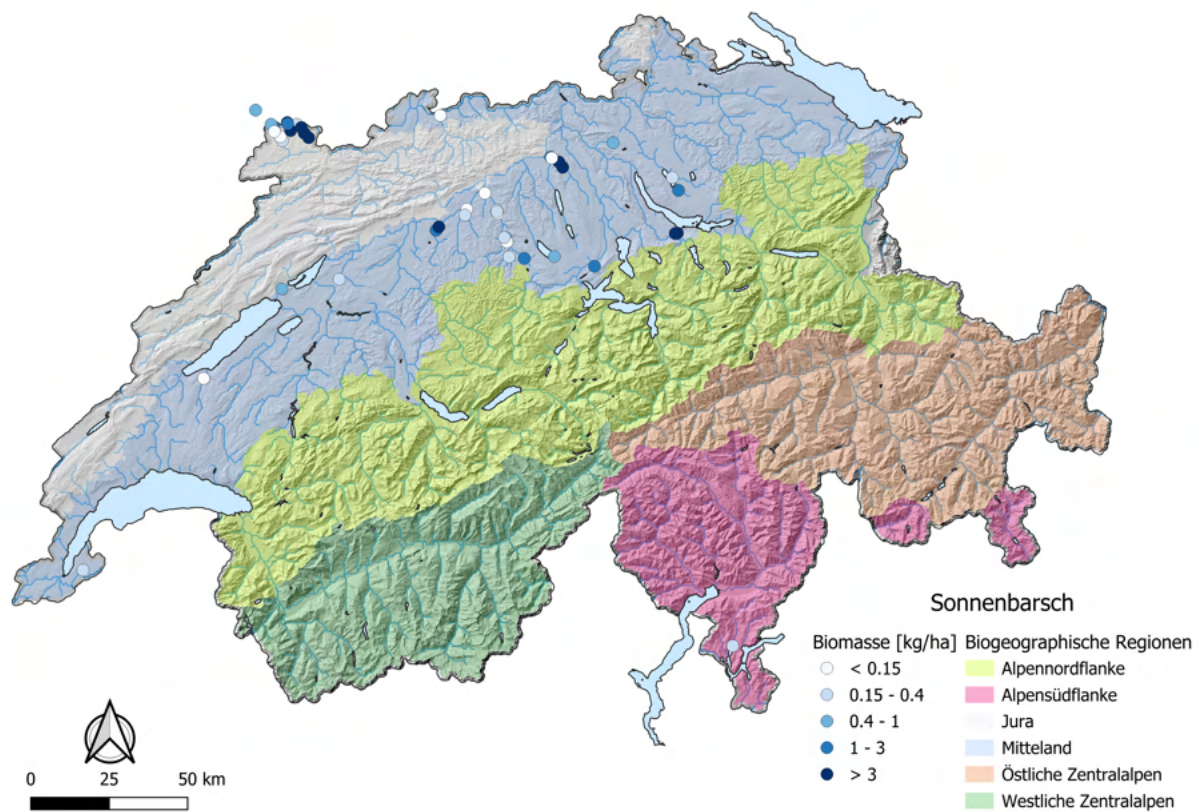


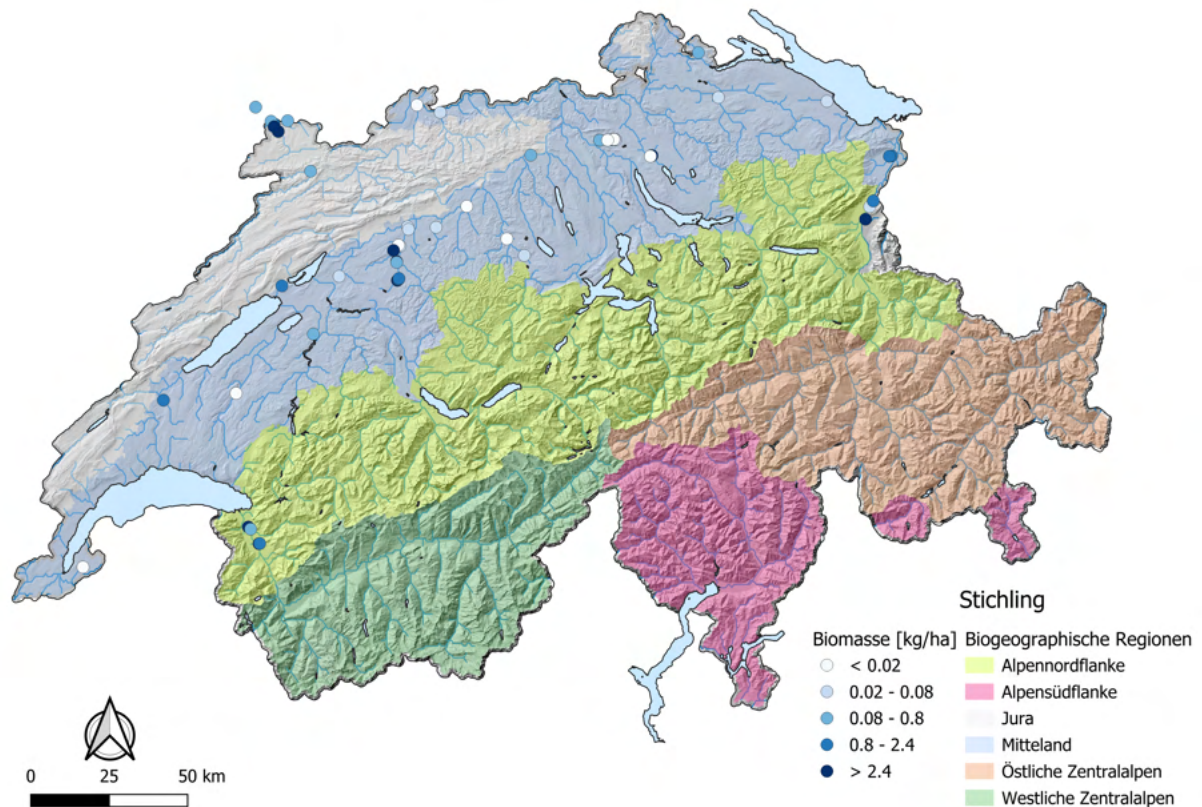
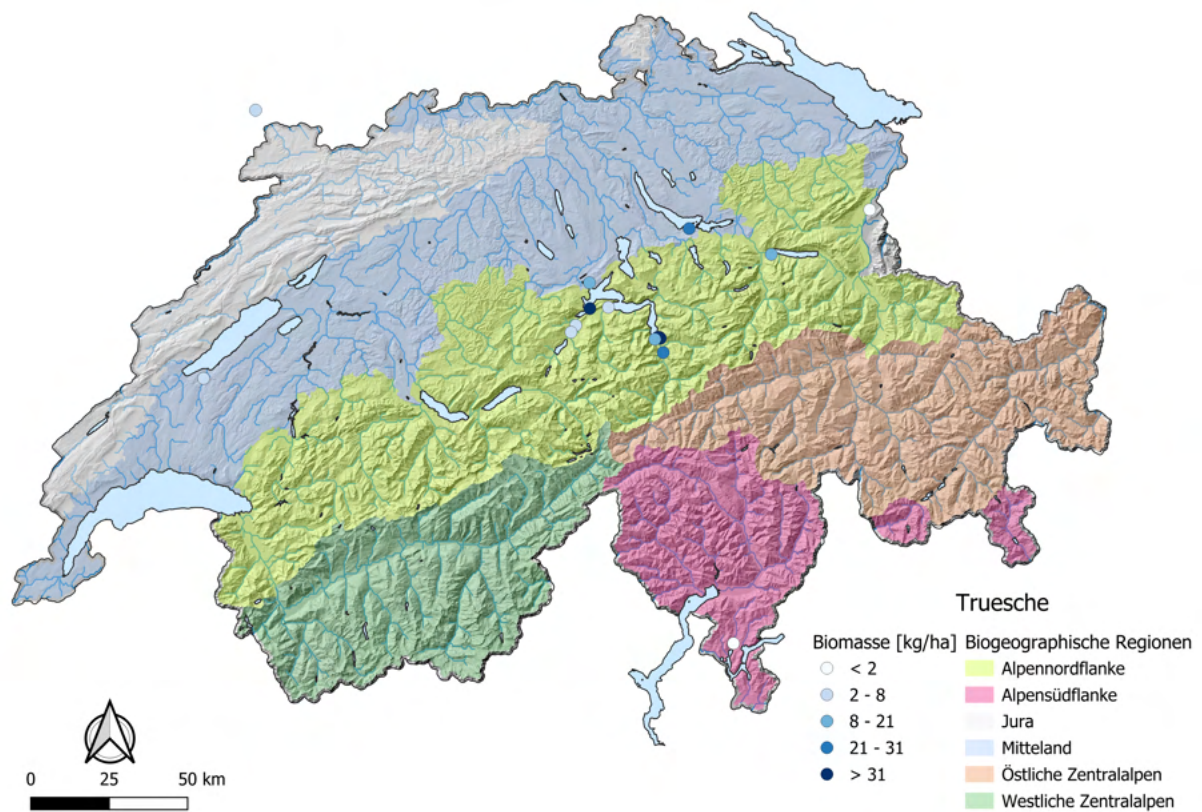


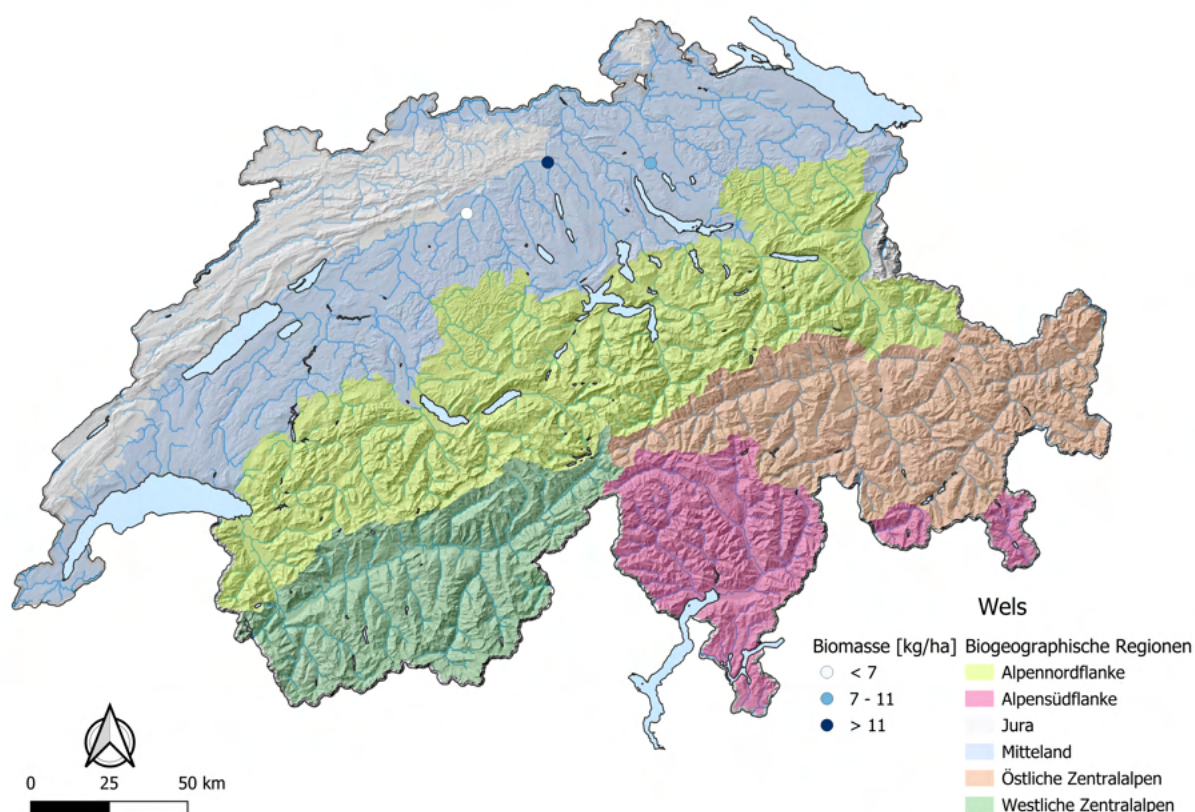
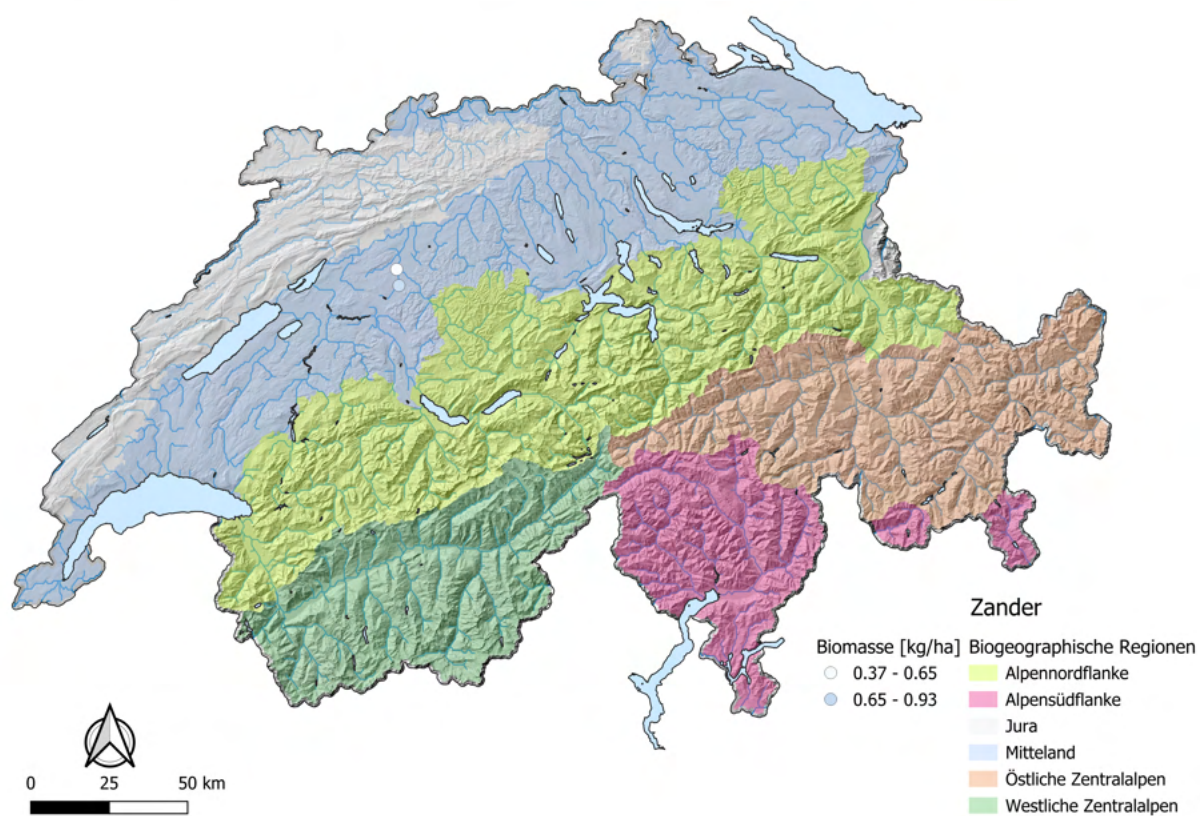












10.3 Artenliste und Gilden

NUSP	Deutsch	Lateinisch	Strömungspräferenz	Strukturbezug	Temperaturpräferenz	Laichsubstrat	Ernährungstyp als Adulttier	Zurückgelegte Distanz	Toleranz	Langlebigkeit
70003	Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	indifferent	strukturgebunden	meso-eurytherm	pelagophil	omnivor/ euryphag	lang	tolerant	Mittlere Lebensdauer
70022	Aesche	<i>Thymallus thymallus</i>	rheophil	mässig strukturgebunden	oligo-stenotherm	lithophil	benthivor/ insectivor	mittel	intolerant	Mittlere Lebensdauer
70050	Alet	<i>Squalius cephalus</i>	indifferent	strukturgebunden	meso-eurytherm	lithophil	omnivor/ euryphag	mittel	tolerant	Mittlere Lebensdauer
70012	Atlantische Forelle - Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>	rheophil	strukturgebunden	oligo-stenotherm	lithophil	benthivor/ insectivor	kurz	intolerant	Mittlere Lebensdauer
70013	Atlantische Forelle - Seeforelle	<i>Salmo trutta</i>	rheophil	strukturgebunden	oligo-stenotherm	lithophil	benthivor/ insectivor	mittel	intolerant	Mittlere Lebensdauer
70010	Atlantischer Lachs	<i>Salmo salar</i>	rheophil	strukturgebunden	oligo-stenotherm	lithophil	benthivor/ insectivor	lang	intolerant	Mittlere Lebensdauer
70001	Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>	rheophil	strukturgebunden	oligo-stenotherm	lithophil	detrivor	mittel	intolerant	Mittlere Lebensdauer
70018	Bachsbling	<i>Salvelinus fontinalis</i>	rheophil	strukturgebunden	oligo-stenotherm	lithophil	benthivor/ insectivor	kurz	intolerant	Mittlere Lebensdauer
70035	Barbe	<i>Barbus barbus</i>	rheophil	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	lithophil	benthivor/ insectivor	mittel	intolerant	langlebig
70037	Barbo	<i>Barbus plebejus</i>	rheophil	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	lithophil	benthivor/ insectivor	mittel	intolerant	langlebig
70054	Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	limnophil/ stagnophil	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	ostracophil	herbivor	kurz	intolerant	kurzlebig
70066	Blaubandbaerbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	limnophil/ stagnophil	strukturgebunden	meso-eurytherm	polyphil	omnivor/ euryphag	kurz	tolerant	kurzlebig
70031	Brachsmen	<i>Abramis brama</i>	indifferent	strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	omnivor/ euryphag	mittel	tolerant	langlebig
70079	Cagnetta	<i>Salaria fluviatilis</i>	limnophil/ stagnophil	strukturgebunden	meso-eurytherm	speleophil	benthivor/ insectivor	kurz	intolerant	kurzlebig
70194	Cavedano italiano	<i>Squalius squalius</i>	indifferent	strukturgebunden	meso-eurytherm	lithophil	omnivor/ euryphag	mittel	tolerant	Mittlere Lebensdauer
70668	Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	rheophil	mässig strukturgebunden	oligo-stenotherm	lithophil	benthivor/ insectivor	kurz	tolerant	kurzlebig
70072	Flussbarsch, Egli	<i>Perca fluviatilis</i>	indifferent	strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	benthivor/ insectivor	kurz	tolerant	Mittlere Lebensdauer
70040	Goldfisch	<i>Carassius auratus</i>	limnophil/ stagnophil	strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	omnivor/ euryphag	kurz	tolerant	langlebig
70081	Groppe	<i>Cottus gobio</i>	rheophil	strukturgebunden	oligo-stenotherm	speleophil	benthivor/ insectivor	kurz	intolerant	kurzlebig
70045	Gruending	<i>Gobio gobio</i>	rheophil	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	psammophil	benthivor/ insectivor	kurz	tolerant	kurzlebig
70049	Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	rheophil	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	lithophil	omnivor/ euryphag	kurz	intolerant	Mittlere Lebensdauer
70023	Hecht	<i>Esox lucius</i>	indifferent	strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	piscivor	kurz	tolerant	langlebig
70039	Karausche	<i>Carassius carassius</i>	limnophil/ stagnophil	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	omnivor/ euryphag	kurz	tolerant	Mittlere Lebensdauer
70030	Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	indifferent	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	omnivor/ euryphag	kurz	tolerant	langlebig
70064	Katzenwels, Zwergwels	<i>Ameiurus spp.</i>								
70073	Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	indifferent	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	lithophil	benthivor/ insectivor	kurz	tolerant	Mittlere Lebensdauer
70033	Laube, Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	indifferent	strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	omnivor/ euryphag	kurz	tolerant	kurzlebig
70042	Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	rheophil	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	lithophil	herbivor	mittel	intolerant	Mittlere Lebensdauer
70015	Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	rheophil	mässig strukturgebunden	oligo-stenotherm	lithophil	benthivor/ insectivor	mittel	intolerant	Mittlere Lebensdauer
70055	Rotaue	<i>Rutilus rutilus</i>	indifferent	strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	omnivor/ euryphag	kurz	tolerant	Mittlere Lebensdauer
70058	Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	limnophil/ stagnophil	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	omnivor/ euryphag	kurz	tolerant	Mittlere Lebensdauer
70059	Schleie	<i>Tinca tinca</i>	limnophil/ stagnophil	strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	omnivor/ euryphag	kurz	tolerant	langlebig
70062	Schmerle, Bartgrundel	<i>Barbatula barbatula</i>	rheophil	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	lithophil	benthivor/ insectivor	kurz	tolerant	Mittlere Lebensdauer
70032	Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	rheophil	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	lithophil	benthivor/ insectivor	kurz	intolerant	kurzlebig
70650	Schwarzmund-Grundel	<i>Neogobius melanostomus</i>								
70065	Silberkarausche, Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	indifferent	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	omnivor/ euryphag	kurz	tolerant	langlebig
70076	Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	limnophil/ stagnophil	strukturgebunden	meso-eurytherm	polyphil	benthivor/ insectivor	kurz	tolerant	kurzlebig
70060	Steinbeisser, Dorngrundel	<i>Cobitis taenia</i>	rheophil	strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	benthivor/ insectivor	kurz	tolerant	kurzlebig
70071	Stichling	<i>Gasterosteus gymnotus</i>	indifferent	strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil*	omnivor/ euryphag	kurz	tolerant	kurzlebig
70052	Strigione	<i>Telestes muticellus</i>	rheophil	strukturgebunden	meso-eurytherm	lithophil	benthivor/ insectivor	kurz	intolerant	Mittlere Lebensdauer
70051	Stroemer	<i>Telestes souffia</i>	rheophil	mässig strukturgebunden	oligo-stenotherm	lithophil	benthivor/ insectivor	kurz	intolerant	Mittlere Lebensdauer
70070	Truesche	<i>Lota lota</i>	indifferent	strukturgebunden	oligo-stenotherm	lithophil	piscivor	mittel	intolerant	langlebig
70063	Wels	<i>Silurus glanis</i>	indifferent	strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	piscivor	kurz	tolerant	langlebig
70074	Zander	<i>Sander lucioperca</i>	indifferent	mässig strukturgebunden	meso-eurytherm	phytophil	piscivor	kurz	tolerant	langlebig

10.4 Statistik

10.4.1 Aufbereitung der Rohdaten:

Für die Auswertungen wurden drei zentrale Datensätze verwendet:

- (1) Standortinformationen (ID Location),
- (2) Befischungsdaten der Fischfänge sowie (ID Fish)
- (3) Informationen zu den einzelnen Befischungsaktionen (ID Action).

Diese Datensätze wurden zusammengeführt, bereinigt und zu analysefähigen Kenngrössen aufbereitet.

Ausschliessung fehlender Werte

Textlich codierte fehlende Werte („NA“ als Zeichenkette) wurden systematisch in echte fehlende Werte (NA) überführt, um eine korrekte Weiterverarbeitung in R zu gewährleisten. Einträge wurden ausgeschlossen, wenn:

- keine Individuenzahl (N_Ind) vorlag
- keine gültige Befischungs-ID vorhanden war.

Zusammenführung und Bereinigung der Rohdaten

Zur Vermeidung systematischer Verzerrungen durch unterschiedliche Schreibweisen, Synonyme oder sprachliche Varianten wurden Artnamen vereinheitlicht. Mehrere Bezeichnungen wurden zu einer konsistenten Fischartenbezeichnung zusammengeführt. Die vorgenommenen Umbenennungen sind in Tabelle 10-1 dokumentiert.

Tabelle 10-1: Auflistung der Bezeichnungen für Arten, die im Rahmen der Datenaufbereitung umbenannt wurden.

Ursprüngliche Bezeichnung	Neue Bezeichnung
Alet	Alet
Cavedano italiano	Alet
Barbo	Barbe
Strigione	Strömer
Phoxinus sp.	Elritze
Flussbarsch, Egli	Flussbarsch
andere Arten (-> Bemerkungen)	unbestimmte Arten
Unbestimmte Fischart standorttypisch	unbestimmte Arten
Unbestimmte Fischart	unbestimmte Arten
Jungfische Cypriniden	unbestimmte Arten
Jungfisch Cypriniden	unbestimmte Arten
Andere Arten	unbestimmte Arten
Flussneunauge	Bachneunauge
Cobite italiano	Steinbeisser, Dorngrundel
Atlantische Forelle - Bachforelle	Forelle

Aggregation der Fangdaten

Die Fangdaten wurden auf Ebene folgender Kombinationen aus dem Datensatz mit den Befischungsdaten aggregiert:

- Standort
- Befischungsaktion
- Fischart
- Befischungsdurchgang

Für jede Kombination wurden berechnet:

- die Summe der Individuen
- die Summe der Biomasse

Zusätzlich wurden standortbezogene Parameter (z. B. Fläche, Gewässertyp, Fischregion, Einzugsgebiet, Gefälle, Höhenlage) aus den anderen Datensätzen ergänzt.

Ergänzung fehlender Durchgänge

In mehreren Fällen war die dokumentierte Anzahl Befischungsdurchgänge unvollständig oder inkonsistent mit den tatsächlich vorhandenen Fangdurchgängen aus den Befischungsprotokollen.

Zur Standardisierung wurde folgendes Verfahren angewendet:

1. Bestimmung des maximal vorhandenen Durchgangs je Befischung anhand des Befischungsprotokolls
2. Vergleich mit der dokumentierten Anzahl Durchgängen.
3. Festlegung der gültigen Durchgangszahl als Maximum beider Werte.
4. Erzeugung vollständiger Durchgangsfolgen von 1 bis # Durchgänge
5. Ergänzung fehlender Fänge mit 0. (Bsp. Art wurde in Durchgang 1 gefangen nicht aber in Durchgang 2 → 0)

Dadurch wurde sichergestellt, dass für jede Art und Befischung vollständige Fangsequenzen vorlagen.

10.4.2 Populationsschätzung nach Carle & Strub

Für Befischungen mit mindestens zwei dokumentierten Durchgängen wurde die Populationsgrösse nach dem Verfahren von Carle & Strub (1978) geschätzt. Die Berechnung erfolgte in R unter Verwendung des Pakets FSA, wobei die Schätzlogik entsprechend dem Maximum-Likelihood-Ansatz für Mehrfachbefischungen implementiert wurde. Für jede Art und Befischungsaktion wurde zunächst ein Fangvektor gebildet, der die Fangzahlen der einzelnen Durchgänge (pass_1, pass_2, ...) enthält.

Aus den Fangzahlen der aufeinanderfolgenden Durchgänge wurde zunächst für jedes Durchgangspaar eine lokale Fangwahrscheinlichkeit berechnet:

$$p_i = 1 - \frac{C_{i+1}}{C_i}$$

wobei C_i die Fangzahl im Durchgang i darstellt.

Die mittlere Fangwahrscheinlichkeit wurde als arithmetisches Mittel dieser lokalen Schätzwerte bestimmt:

$$\hat{p} = \text{mean}(p_i)$$

Auf Basis dieser Fangwahrscheinlichkeit wurde die Populationsgrösse $\hat{N}$ nach folgender Beziehung geschätzt:

$$\hat{N} = \frac{\sum C_i}{1 - (1 - \hat{p})^k}$$

wobei k die Anzahl der Durchgänge ist.

Für Befischungen mit weniger als zwei Durchgängen wurde keine Populationsschätzung durchgeführt. Da Populationsschätzungen bei niedriger Fangwahrscheinlichkeit instabil oder stark verzerrt sein können, wurde ein Schwellenwert von $p_{krit}=0.2$ definiert.

Falls $\hat{p} < 0.2$ oder keine Schätzung möglich war, wurden die beobachteten Fangzahlen verwendet.

Falls $\hat{p} \geq 0.2$, wurden die geschätzten Populationsgrössen weiterverwendet.

Die jeweils verwendete Berechnungsart wurde im Datensatz dokumentiert.

10.4.3 Berechnung von Dichte- und Biomassekennwerten

Auf Basis der beprobten Fläche (m^2) wurden alle Kenngrössen flächenstandardisiert und auf Hektarmass ($10'000 m^2$) bezogen.

Individuendichte

Reale Dichte:

$$D_{real} = \frac{N_{Ind}}{Surface}$$

Geschätzte Dichte:

$$D_{est} = \frac{\hat{N}}{Surface}$$

Je nach Qualitätskriterium (Fangwahrscheinlichkeit) wurde entweder die reale oder die geschätzte Dichte als finale Kenngrösse verwendet. Dieses Vorgehen ist analog zur Dichteschätzung in FishAssess.

Biomasse

Die Biomasse lag ursprünglich in Gramm vor und wurde in Kilogramm umgerechnet.

Reale Biomasse pro Hektar:

$$B_{real} = \frac{Gewicht_{sum}}{Surface \cdot 1000}$$

Geschätzte Biomasse pro Hektar:

Da keine direkte Biomassenschätzung aus dem Carle-&-Strub-Modell erfolgt, wurde die geschätzte Biomasse proportional zur Populationsschätzung skaliert:

$$B_{est} = \left(\frac{\hat{N}}{N_{Ind}} \right) \cdot \frac{Gewicht_{sum}}{Surface \cdot 1000}$$

Damit wird angenommen, dass die mittlere Individuenmasse der gefangenen Individuen repräsentativ für die Gesamtpopulation ist. Analog zur Dichte wurde abhängig vom Qualitätskriterium entweder die reale oder die geschätzte Biomasse als finale Kenngrösse verwendet.

10.4.4 Modellwahl für die Analysen von Dichte und Biomasse:

Zur Analyse zeitlicher Trends der Fischdichte und Biomasse wurden vier Modellstrukturen miteinander verglichen (Tabelle 10-2). Diese umfassen ein einfaches lineares Modell (LM), zwei lineare gemischte Modelle mit zufälligen Intercepts für die Strecke allein bzw. für Strecke und Fischregion sowie ein log-transformiertes lineares gemischtes Modell mit zufälligen Intercepts für Strecke und Fischregion.

Die Modellgüte wurde anhand von AIC, BIC, Log-Likelihood sowie des marginalen und konditionalen Bestimmtheitsmasses (R^2) bewertet (Tabelle 10-3). Für beide Zielvariablen – Dichte und Biomasse – zeigen die Ergebnisse eine klare Überlegenheit der log-transformierten gemischten Modelle mit zufälligen Effekten für Strecke und Fischregion. Diese Modelle weisen die niedrigsten AIC- und BIC-Werte sowie

die höchsten Log-Likelihoods auf, was auf die beste Balance zwischen Modellanpassung und Modellkomplexität hinweist.

Zudem zeigt das konditionale R^2 , dass ein grosser Teil der erklärten Varianz durch die Berücksichtigung standort- und regionsspezifischer Unterschiede aufgefangen wird. Gleichzeitig bleibt das marginale R^2 gering, was darauf hindeutet, dass der übergeordnete zeitliche Trend im Vergleich zur räumlichen Heterogenität nur einen kleinen Teil der Gesamtvarianz erklärt. Dies unterstreicht die Notwendigkeit, räumliche Strukturen explizit im Modell zu berücksichtigen.

Die logarithmische Transformation der Zielvariablen verbessert die Modellanpassung zusätzlich, indem sie die rechtsschiefe Verteilung von Dichte- und Biomassewerten ausgleicht und eine Interpretation der Jahreseffekte als relative jährliche Änderungsraten ermöglicht.

Aufgrund dieser Ergebnisse wurde für alle weiteren Analysen das folgende Modell verwendet:

$$\log(\text{Response}) \sim \text{Jahr} + (1 \mid \text{Strecke}) + (1 \mid \text{Fischregion})$$

Tabelle 10-2: Aufbau der vier getesteten Modelle

Modelltyp	Formel
LM	Response ~ Year
LMM Strecke	Response ~ Year + (1 Strecke)
LMM Strecke + Fischregion	Response ~ Year + (1 Strecke) + (1 Fischregion)
Log-LMM Strecke + Fischregion	log(Response) ~ Year + (1 Strecke) + (1 Fischregion)

Tabelle 10-3: Modellgütekennzahlen (AIC, BIC, Log-Likelihood, marginales und konditionales R^2) der vier getesteten Modellstrukturen für Biomasse und Dichte. Die Ergebnisse belegen eine deutliche Überlegenheit der log-transformierten gemischten Modelle mit zufälligen Intercepts für Strecke und Fischregion.

Variable	Modell	AIC	BIC	LogLik	R^2 marginal	R^2 konditional
Biomasse	Log-LMM Strecke + Fischregion	3787.21	3813.75	-1888.61	0.000	0.751
Biomasse	LMM Strecke + Fischregion	19047.69	19074.23	-9518.85	0.001	0.626
Biomasse	LMM Strecke	19101.85	19123.08	-9546.93	0.004	0.566
Biomasse	LM	19349.75	19365.67	-9671.87	0.002	–
Dichte	Log-LMM Strecke + Fischregion	4534.71	4561.25	-2262.36	0.032	0.757
Dichte	LMM Strecke + Fischregion	32165.51	32192.05	-16077.76	0.026	0.400
Dichte	LMM Strecke	32180.79	32202.02	-16086.39	0.032	0.390
Dichte	LM	32338.55	32354.48	-16166.28	0.032	–

10.4.5 Gesamt- und Fischregiontrends von Dichte und Biomasse

Aggregation der Daten

Die Auswertung wurde in mehreren Stufen aggregiert, um Mehrfachaktionen innerhalb eines Jahres konsistent zu behandeln und eine einheitliche Modellbasis für gemischte Modelle zu erhalten:

1) Summen pro Befischungsaktion

Zunächst wurden alle Fänge innerhalb einer Befischungsaktion zu einem Gesamtwert zusammengefasst:

- Dichte = Summe *Dichte* pro *Befischung*
- Biomasse = Summe *Biomasse* pro *Befischung*

2) Jahresmittelwerte für deskriptive Zeitreihenplots

Für die Visualisierung des Gesamttrends wurden aus den befischungsbasierten Summen Jahresmittelwerte über Aktionen gebildet:

- Mittelwert pro Jahr für Dichte und Biomasse,
- Standardfehler (SE) pro Jahr als $sd/\sqrt{n}$; bei $n=1$ wurde $SE=0$ gesetzt, um Darstellungsabbrüche zu vermeiden.

3) Modell-Datensatz Standort × Jahr × Fischregion

Für die gemischten Modelle wurde ein aggregierter Datensatz erstellt, in dem innerhalb eines Standortes und Jahres pro Befischung aggregiert wurde. Damit entsteht je Standort-Jahr genau ein Wert für Dichte und Biomasse (Modellbasis für LMMs).

Modelle

Zur Schätzung langfristiger Trends wurden lineare gemischte Modelle (LMMs) mit Zufallsintercepten verwendet (R-Paket lme4, Funktion lmer). Die Zielvariablen wurden log-transformiert:

Gesamttrend (alle Fischregionen gemeinsam):

- $\log(\text{Dichte}) \sim \text{Jahr} + (1 \mid \text{Standort}) + (1 \mid \text{Fischregion})$
- $\log(\text{Biomasse}) \sim \text{Jahr} + (1 \mid \text{Standort}) + (1 \mid \text{Fischregion})$

Fischregionsspezifische Trends (je Fischregion separat):

- $\log(\text{Dichte}) \sim \text{Jahr} + (1 \mid \text{Standort})$
- $\log(\text{Biomasse}) \sim \text{Jahr} + (1 \mid \text{Standort})$

Der jeweils vom Modell berechnete Wert wurde rücktransformiert, um eine prozentuale Änderungsrate pro Jahr zu erhalten:

$$\text{Prozentänderung pro Jahr} = (\exp(\beta_{\text{Jahr}}) - 1) \times 100$$

10.4.6 Artenanalysen

Gesamttrend pro Art

Für jede Fischart (bzw. aggregierte Artgruppe) wurden separate LMMs gerechnet, sofern die Kriterien für einen Minimaldatenumfang erfüllt waren (Mindestanzahl Beobachtungen: 30 und Mindestanzahl positiver Werte: 18).

Modell:

- $\log(x + 1) \sim \text{Jahr} + (1 \mid \text{Standort}) + (1 \mid \text{Fischregion})$

Trend pro Art und Fischregion

Analog wurden Trends je Fischregion separat geschätzt:

- $\log(x + 1) \sim \text{Jahr} + (1 \mid \text{Standort})$

Trendinterpretation: Analog Gesamttrend als $(\exp(\beta) - 1) \times 100$ in %/Jahr

10.4.7 Sensitivitätsanalyse

Sensitivitätsanalyse: Anzahl Befischungsjahre und Ausschluss frühere Befischungen

Zur Beurteilung der Robustheit der geschätzten Trends wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Dabei wurde untersucht, inwiefern die Resultate durch (i) die Anzahl Befischungsjahre pro Standort sowie (ii) den Einbezug früher Erhebungsjahre beeinflusst werden.

Im Ausgangsmodell wurden alle verfügbaren Standorte berücksichtigt (≥ 1 Befischungsjahr). Ergänzend wurden die Analysen auf Teilmengen des Datensatzes beschränkt, bei denen nur Standorte mit mindestens zwei bzw. drei Befischungsjahren einbezogen wurden.

Die Ergebnisse zeigen, dass die geschätzten Trends der Fischdichte über alle Filterstufen hinweg konsistent positiv bleiben, wobei die Trendstärke mit zunehmender Einschränkung der Datengrundlage leicht abnimmt. Die Trends der Biomasse sind hingegen weniger stabil und variieren je nach Filterstufe, insbesondere bei strengeren Kriterien (≥ 3 Jahre).

Die marginalen R^2 -Werte nehmen mit zunehmender Einschränkung der Datengrundlage ab, während die konditionalen R^2 -Werte weitgehend stabil bleiben. Dies deutet darauf hin, dass der zeitliche Trend insgesamt nur einen kleinen Teil der Gesamtvarianz erklärt, während standortspezifische Unterschiede den dominierenden Anteil der Variation ausmachen. Die Abnahme der erklärten Varianz des Trends bei strengeren Filtern ist vermutlich auf die reduzierte Stichprobengrösse zurückzuführen.

Insgesamt zeigen die Resultate, dass die Hauptergebnisse, insbesondere für die Fischdichte, robust gegenüber der zugrunde liegenden Stichprobenstruktur sind (Tabelle 10-4).

Zusätzlich wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, bei der frühe Befischungsjahre schrittweise ausgeschlossen wurden. Dazu wurden die Modelle einmal mit allen verfügbaren Daten und einmal nur mit Daten ab einem definierten Startjahr berechnet und die resultierenden Trends direkt verglichen.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die geschätzten Trends durch den Ausschluss früher Befischungen insgesamt nur geringfügig verändern. Die Richtung der Trends bleibt in allen betrachteten Fällen erhalten. Für die Fischdichte ergeben sich lediglich moderate Änderungen in der Trendstärke, während die Biomassetrends teilweise stärker reagieren, jedoch ohne grundsätzliche Richtungsänderung.

Die stärksten Abweichungen wurden in der Äschenregion beobachtet, während der Gesamttrend sowie die Trends in der Forellen- und Barbenregion weitgehend stabil bleiben.

Diese Resultate sprechen dafür, dass die beobachteten Trends nicht primär durch frühe Erhebungsjahre (vor 1990) bestimmt werden, sondern die zeitliche Entwicklung auch in den neueren Datensätzen konsistent erkennbar ist (Tabelle 10-5).

Sensitivitätsanalyse: Einfluss der Datenquelle

Zur Untersuchung, ob die Datenquelle (d. h. wer die Daten erhoben hat) einen Einfluss auf die Trendanalysen hat, wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Dazu wurden drei Modellvarianten verglichen: ein Basismodell ohne Berücksichtigung der Datenquelle (M0), ein Modell mit Datenquelle als zusätzlichem festen Effekt (M1) sowie ein Modell mit einer Interaktion zwischen Jahr und Datenquelle (M2). Die Modellvergleiche zeigten eine deutliche Verbesserung der Modellgüte durch die Einbeziehung der Datenquelle (z. B. für Dichte: AIC von 4640 in M0 auf 4461 in M2). Likelihood-Ratio-Tests bestätigten sowohl einen signifikanten Haupteffekt der Datenquelle als auch eine signifikante Interaktion mit dem Jahr (alle $p < 0.001$). Dies weist darauf hin, dass sich sowohl die Niveaus als auch die zeitlichen Trends zwischen den Datenquellen unterscheiden.

Die im Interaktionsmodell (M2) geschätzten Trends verdeutlichen diese Heterogenität: Für die Dichte reichen die Trends von -9.0% (WIKO) bis $+22.9\%$ (FORNAT) pro Jahr, für die Biomasse von -12.6% bis $+12.5\%$ pro Jahr. Einzelne Datenquellen zeigen damit stark abweichende Entwicklungen. Auffällig ist insbesondere die Datenquelle WIKO mit deutlich negativen Trends. Dies ist plausibel, da es sich hierbei überwiegend um Erhebungen im Kontext von Revitalisierungsprojekten handelt, die gezielt an ökologisch beeinträchtigten Gewässerabschnitten durchgeführt werden.

Obwohl die Sensitivitätsanalyse somit klare Unterschiede zwischen den Datenquellen aufzeigt, führt die explizite Berücksichtigung der Datenquelle im Modell nur zu geringfügigen Änderungen der

übergeordneten Trendabschätzungen. Der geschätzte Dichtetrend reduziert sich beispielsweise von 2.78 % auf 2.31 % pro Jahr, bleibt jedoch signifikant und in seiner Grössenordnung vergleichbar. Für die Biomasse ergeben sich in beiden Modellvarianten keine signifikanten Trends.

Die Unterschiede zwischen den Datenquellen hängen wahrscheinlich auch damit zusammen, dass die Daten aus unterschiedlichen Regionen und Zeiträumen stammen. Die Berücksichtigung der Datenquelle im Modell verändert die Ergebnisse nur geringfügig, macht das Modell aber komplexer und schwieriger zu interpretieren. Deshalb wird das ursprüngliche Modell als ausreichend robust angesehen. Insgesamt zeigt die Sensitivitätsanalyse, dass potenzielle Einflüsse der Datenquelle geprüft wurden, die zentralen Ergebnisse jedoch gegenüber dieser Modellannahme stabil sind.

Tabelle 10-4: Einfluss der Mindestanzahl Befischungsjahre pro Standort (n = 1–3) auf die geschätzten Trends der Fischdichte und Biomasse sowie auf die Modellgüte (LMM).

Region	Variable	Filter	n_sites	Trend [%/J]	95%-CI	p-Wert	Sig.	R ² marginal	R ² conditional
Gesamttrend	Dichte	n = 1	853	2.78	[2.15 ; 3.40]	<0.001	***	0.044	0.695
Gesamttrend	Bio-masse	n = 1	853	0.29	[-0.19 ; 0.76]	0.239		0.001	0.714
Gesamttrend	Dichte	n = 2	256	2.05	[1.23 ; 2.88]	<0.001	***	0.022	0.674
Gesamttrend	Bio-masse	n = 2	256	-0.22	[-0.84 ; 0.40]	0.482		0.000	0.696
Gesamttrend	Dichte	n = 3	126	1.29	[0.33 ; 2.27]	0.009	**	0.009	0.625
Gesamttrend	Bio-masse	n = 3	126	-0.72	[-1.41 ; -0.02]	0.044	*	0.005	0.674
Forellenregion	Dichte	n = 1	632	2.80	[2.01 ; 3.60]	<0.001	***	0.045	0.720
Forellenregion	Bio-masse	n = 1	632	0.47	[-0.12 ; 1.07]	0.116		0.002	0.716
Äschenregion	Dichte	n = 1	162	2.79	[1.58 ; 4.02]	<0.001	***	0.052	0.552
Äschenregion	Bio-masse	n = 1	162	-0.27	[-1.21 ; 0.67]	0.572		0.001	0.614
Barbenregion	Dichte	n = 1	59	1.47	[-0.21 ; 3.18]	0.090		0.021	0.607
Barbenregion	Bio-masse	n = 1	59	0.46	[-1.03 ; 1.98]	0.546		0.002	0.750
Forellenregion	Dichte	n = 2	170	1.19	[0.09 ; 2.30]	0.035	*	0.008	0.683
Forellenregion	Bio-masse	n = 2	170	-0.44	[-1.28 ; 0.40]	0.302		0.002	0.696
Äschenregion	Dichte	n = 2	63	3.06	[1.54 ; 4.60]	<0.001	***	0.053	0.548
Äschenregion	Bio-masse	n = 2	63	-0.36	[-1.44 ; 0.73]	0.518		0.002	0.490
Barbenregion	Dichte	n = 2	23	2.34	[0.27 ; 4.46]	0.030	*	0.043	0.649
Barbenregion	Bio-masse	n = 2	23	0.99	[-0.67 ; 2.69]	0.247		0.012	0.653
Forellenregion	Dichte	n = 3	69	-0.63	[-2.00 ; 0.76]	0.375		0.002	0.671
Forellenregion	Bio-masse	n = 3	69	-1.37	[-2.35 ; -0.38]	0.007	**	0.018	0.686
Äschenregion	Dichte	n = 3	46	2.83	[1.20 ; 4.48]	<0.001	***	0.045	0.529
Äschenregion	Bio-masse	n = 3	46	-0.53	[-1.70 ; 0.65]	0.376		0.003	0.502
Barbenregion	Dichte	n = 3	11	2.20	[-0.01 ; 4.46]	0.056		0.041	0.665
Barbenregion	Bio-masse	n = 3	11	0.63	[-1.13 ; 2.42]	0.487		0.007	0.533

Tabelle 10-5: Vergleich der geschätzten Trends der Fischdichte und Biomasse zwischen vollständigem Datensatz und Datensätzen mit Ausschluss früher Befischungsjahre vor 1990.

Region	Variable	Trend (alle Daten) [%/J]	Trend (ab Jahr 1990) [%/J]	Differenz %
Gesamttrend	Dichte	2.78	2.48	-0.30
Gesamttrend	Biomasse	0.29	0.01	-0.28
Forellenregion	Dichte	2.80	2.70	-0.10
Forellenregion	Biomasse	0.48	0.38	-0.10
Äschenregion	Dichte	2.79	2.06	-0.73
Äschenregion	Biomasse	-0.27	-1.07	-0.80
Barbenregion	Dichte	1.47	1.52	+0.05
Barbenregion	Biomasse	0.47	0.43	-0.04

10.4.8 Interaktionstests mit NAWA-Daten

Zur Untersuchung, ob sich die zeitlichen Trends von Dichte und Biomasse zwischen NAWA- und Nicht-NAWA-Gewässern unterscheiden, wurden Interaktionstests auf Basis linearer gemischter Modelle durchgeführt. Diese Tests dienen der formalen Prüfung, ob die jährliche Änderungsrate der Zielvariablen gruppenabhängig ist und somit Hinweise auf einen Einfluss der systematischen NAWA-Befischung auf die geschätzten Trends vorliegen (Tabelle 10-6)

Die Interaktionstests basieren auf einer Erweiterung der Grundmodelle um einen Interaktionsterm zwischen Jahr (kontinuierliche Variable) und NAWA-Zugehörigkeit (binärer Faktor). Die Modellstruktur lässt sich wie folgt darstellen:

$$\log(\text{Response}) \sim \text{Jahr} \times \text{NAWA} + (1|\text{Strecke}) + (1|\text{Fischregion})$$

wobei Response die Dichte bzw. Biomasse darstellt.

Die logarithmische Transformation der Zielvariablen gewährleistet eine Annäherung an Normalverteilung und erlaubt die Interpretation der Koeffizienten als relative jährliche Änderungsraten. Die zufälligen Intercepts für Strecke und Fischregion modellieren standort- und fischregionenspezifische Unterschiede im Ausgangsniveau.

Der Interaktionsterm $\text{Jahr} \times \text{NAWA}$ testet die Nullhypothese, dass die zeitliche Steigung in NAWA- und Nicht-NAWA-Gewässern identisch ist. Ein signifikanter Interaktionseffekt weist darauf hin, dass sich die zeitliche Entwicklung zwischen den beiden Gruppen unterscheidet, während ein nicht signifikanter Effekt auf vergleichbare Trendverläufe hindeutet.

Die Interaktionstests wurden sowohl für die Gesamtanalyse über alle Fischregionen hinweg als auch getrennt nach Fischregionen durchgeführt. Für jede Analyse wurden die gruppenspezifischen Trends (NAWA und Nicht-NAWA) sowie deren Differenz in Prozent pro Jahr berechnet (Tabelle 10-7). Die Signifikanzbewertung erfolgte anhand des p-Werts des Interaktionsterms; zur Kontrolle des Fehlers durch multiples Testen wurden die p-Werte zusätzlich mittels False-Discovery-Rate-(FDR)-Korrektur adjustiert. Die beschriebenen Interaktionstests wurden zusätzlich auf Artebene durchgeführt, um zu prüfen, ob sich die zeitlichen Trends einzelner Fischarten zwischen NAWA- und Nicht-NAWA-Gewässern unterscheiden. Ziel dieser Analysen war es zu untersuchen, ob artspezifische Entwicklungen konsistent über den gesamten Datensatz hinweg auftreten oder ob sie primär durch die NAWA-Teilmenge geprägt sind. Für jede Fischart wurden separate lineare gemischte Modelle mit Interaktionsterm zwischen Jahr und NAWA-Zugehörigkeit geschätzt. Die Modelle basierten auf logarithmierten Dichte- bzw. Biomassewerten ($\log(\text{Response} + 1)$) und enthielten zufällige Intercepts für Befischungsstrecke sowie Fischregion, um artspezifische Unterschiede in der räumlichen Struktur zu berücksichtigen. Die Modellform ist analog der Gesamtanalyse.

Tabelle 10-6: Ergebnisse der Interaktionstests (Year × NAWA) für die zeitlichen Trends von Dichte und Biomasse auf Gesamt- und Fischregionsebene. Dargestellt sind die geschätzten jährlichen Trends (% pro Jahr) getrennt für Nicht-NAWA- und NAWA-Gewässer, deren Differenz (NAWA – Nicht-NAWA) sowie der p-Wert des Interaktionsterms. Zusätzlich angegeben sind der FDR-korrigierte p-Wert, die Anzahl der Beobachtungen (n), der betrachtete Zeitraum sowie das marginale und konditionale Bestimmtheitsmass (R^2) der jeweiligen Modelle.

Ebene	Variable	Trend Nicht-NAWA [%/J]	Trend NAWA [%/J]	Trend-Differenz [%/J]	p (Interaktion)	p (FDR)	n	Zeitraum	R^2 marginal	R^2 konditional
Gesamt	Dichte	2.62	5.60	2.98	0.042	0.085	1482	1981–2024	0.042	0.697
Gesamt	Biomasse	0.36	–0.14	–0.50	0.641	0.783	1482	1981–2024	0.001	0.714
Äschen-region	Dichte	2.00	11.20	9.17	0.0035	0.014	360	1981–2024	0.109	0.570
Äschen-region	Biomasse	–0.37	–1.00	–0.63	0.777	0.783	360	1981–2024	0.008	0.615
Barben-region	Dichte	0.96	3.59	2.62	0.449	0.599	122	1989–2024	0.086	0.613
Barben-region	Biomasse	0.67	–3.35	–4.03	0.142	0.569	122	1989–2024	0.043	0.768
Forellen-region	Dichte	3.01	3.62	0.61	0.739	0.739	1000	1982–2024	0.046	0.715
Forellen-region	Biomasse	0.66	1.02	0.37	0.783	0.783	1000	1982–2024	0.014	0.714

Die Interaktionstests zeigen insgesamt nur geringe Unterschiede zwischen NAWA- und Nicht-NAWA-Gewässern für die zeitlichen Trends von Dichte und Biomasse. Auf Gesamtebene ist für die Dichte ein schwach signifikanter Interaktionseffekt erkennbar, der nach FDR-Korrektur jedoch nicht mehr signifikant ist, während für die Biomasse kein Unterschied zwischen den beiden Datensätzen besteht. Auf Ebene der Fischregionen zeigt sich lediglich in der Äschenregion ein signifikanter Interaktionseffekt für die Dichte, mit deutlich stärkeren positiven Trends in NAWA-Gewässern. In den übrigen Fischregionen sowie für die Biomasse treten keine signifikanten Unterschiede zwischen NAWA- und Nicht-NAWA-Trends auf.

Tabelle 10-7: Ergebnisse der Interaktionstests (Jahr × NAWA) für Fischarten mit signifikanten oder tendenziellen Unterschieden ($p < 0.1$) zwischen NAWA- und Nicht-NAWA-Gewässern.

Fischart	Variable	Trend Nicht-NAWA [%/J]	Trend NAWA [%/J]	Trend-Differenz [%/J]	p (Interaktion)	p (FDR)	Richtung Nicht-NAWA	Richtung NAWA	n	Zeitraum
Hasel	Biomasse	-0.31	-7.24	-7.32	0.0367	0.297	Abnahme	Abnahme	125	1985–2023
Elritze	Biomasse	3.22	6.68	3.60	0.0433	0.297	Zunahme	Zunahme	513	1985–2024
Aal	Biomasse	-9.61	-20.20	-11.20	0.0444	0.297	Abnahme	Abnahme	70	1989–2023
Gründling	Biomasse	1.43	4.20	2.95	0.0693	0.297	Zunahme	Zunahme	390	1985–2024
Groppe	Biomasse	1.01	-1.12	-2.78	0.0904	0.297	Zunahme	Abnahme	882	1982–2024
Schneider	Biomasse	2.51	5.71	3.48	0.0952	0.297	Zunahme	Zunahme	219	1990–2023
Alet	Dichte	11.80	25.80	15.30	0.0005	0.011	Zunahme	Zunahme	540	1985–2024
Schleie	Dichte	3.24	20.50	18.10	0.0008	0.011	Zunahme	Zunahme	212	1985–2024
Gründling	Dichte	3.82	15.50	12.40	0.0098	0.088	Zunahme	Zunahme	390	1985–2024
Barbe	Dichte	10.40	18.60	9.51	0.0548	0.294	Zunahme	Zunahme	355	1985–2024
Groppe	Dichte	3.04	-1.83	-6.50	0.0553	0.294	Zunahme	Abnahme	882	1982–2024
Rotfeder	Dichte	3.13	-14.70	-18.60	0.0653	0.294	Zunahme	Abnahme	116	1985–2023
Forellen	Dichte	-2.02	-4.20	-2.70	0.0991	0.382	Abnahme	Abnahme	1535	1981–2024

Die Interaktionstests auf Artebene zeigen, dass sich die zeitlichen Trends zwischen NAWA- und Nicht-NAWA-Standorte für die meisten Arten nicht signifikant unterscheiden, nachdem für multiples Testen (FDR) korrigiert wurde. Signifikante bzw. grenzwertige Interaktionseffekte treten vor allem bei der Dichte einzelner Arten auf (insbesondere Alet, Schleie und Gründling), wobei die Trends in den NAWA-Gewässern jeweils stärker positiv ausfallen als in den übrigen Standorten. Für die Biomasse zeigen sich zwar bei mehreren Arten nominal signifikante Unterschiede ($p < 0.1$), diese bleiben jedoch nach FDR-Korrektur nicht robust. Insgesamt deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die NAWA-Kampagne für einzelne Arten – insbesondere in der Dichte – eine Verstärkung bestehender Trends bewirkt haben könnte, ohne jedoch das allgemeine Trendmuster über alle Arten grundlegend zu verändern.

10.4.9 Statistische Methodik der Gildenanalyse

Datenaggregation

Die Zuordnung der Fischarten zu funktionellen Gilden erfolgte gemäss Schmutz et al. (2000).

Die flächenbezogenen Dichte- (Ind/ha) und Biomassewerte (kg/ha) wurden zunächst in absolute Werte überführt, indem sie mit der beprobten Fläche multipliziert wurden. Dadurch ergaben sich absolute Individuenzahlen bzw. Biomassemengen pro Art und Befischung. Anschliessend wurden die absoluten Werte auf Ebene Jahr $\times$ Fischregion $\times$ Befischungsstrecke $\times$ Gildenausprägung aggregiert, indem die Beiträge aller zugehörigen Arten summiert wurden.

Fehlende Kombinationen wurden explizit ergänzt und mit dem Wert Null belegt, um vollständige Zeitreihen pro Gildenausprägung sicherzustellen.

Zur Analyse der relativen Zusammensetzung wurden die aggregierten absoluten Werte innerhalb jeder Kombination aus Jahr, Fischregion und Befischungsstrecke in prozentuale Anteile umgerechnet. Der modellierte Zielwert ist somit:

Anteil einer Gildenausprägung an der Gesamtindividuenzahl bzw. Gesamtbiomasse eines Standorts und Jahres.

Trendmodellierung

Für jede Kombination aus:

- Gildenkategorie
- Gildenausprägung
- Fischregion

wurde ein separates Trendmodell berechnet.

Als Standardmodell wurde ein lineares gemischtes Modell (LMM) verwendet:

- Anteil $\sim$ Jahr+ (1 | Standort)

Dabei wurde:

- Jahr als fester Effekt modelliert,
- die Befischungsstrecke (Standort) als zufälliger Intercept berücksichtigt.

Modellstabilität:

Für jede Modellanpassung wurde geprüft, ob ein singulärer Fit oder numerische Konvergenzprobleme vorlagen. In Fällen singulärer Modelle oder fehlender Stabilität wurde automatisch auf ein einfaches lineares Modell ohne Zufallseffekt zurückgegriffen.

Interpretation der Trends

Da keine Log-Transformation verwendet wurde, entspricht der geschätzte Jahreseffekt einer linearen Änderung in Prozentpunkten pro Jahr.

10.4.10 Methodenbeschreibung: Trends nach Höhenstufen und Gewässerbreitenklassen

Datengrundlage und Aggregation

Innerhalb jeder Befischung wurden die Dichte- und Biomassebeiträge aller Arten zu einem Gesamtwert aufsummiert. Falls an einem Standort in einem Jahr mehrere Befischungen durchgeführt wurden, wurden diese zu einem mittleren Jahreswert pro Standort zusammengeführt. Dadurch lag für jede Kombination aus Standort und Jahr genau ein Wert für Dichte und Biomasse vor.

Höhenstufenanalyse

Die Höhenlage der Standorte (in Meter über Meer) wurde in folgende Klassen eingeteilt:

- < 600 m. ü. M.
- 600–1000 m. ü. M.
- 1000–1500 m. ü. M.
- > 1500 m. ü. M.

Die Klasseneinteilung erfolgte intervallbasiert; die Untergrenze ist jeweils eingeschlossen.

Zur Untersuchung, ob sich zeitliche Trends zwischen Höhenstufen unterscheiden, wurden lineare gemischte Modelle geschätzt. Im additiven Modell (Jahr + Klassenvariable) wird ein gemeinsamer zeitlicher Trend für alle Klassen angenommen. Die Klassen unterscheiden sich dabei lediglich im Ausgangsniveau, nicht jedoch in der Steigung über die Zeit.

Im Interaktionsmodell (Jahr $\times$ Klassenvariable) wird zusätzlich geprüft, ob sich die zeitlichen Trends zwischen den Klassen unterscheiden. Ein signifikanter Interaktionsterm zeigt an, dass die Steigung des Trends je Klasse unterschiedlich ist. Der Vergleich beider Modelle erlaubt somit die Unterscheidung zwischen reinen Niveauunterschieden und tatsächlich unterschiedlichen zeitlichen Entwicklungen.

- Folgende Modellvarianten wurden berechnet:
- $\text{Log}(\text{Dichte}) \sim \text{Jahr} + \text{Höhenstufe} + (1 \mid \text{Standort})$
- $\text{Log}(\text{Dichte}) \sim \text{Jahr} \times \text{Höhenstufe} + (1 \mid \text{Standort})$
- $\text{Log}(\text{Biomasse}) \sim \text{Jahr} + \text{Höhenstufe} + (1 \mid \text{Standort})$
- $\text{Log}(\text{Biomasse}) \sim \text{Jahr} \times \text{Höhenstufe} + (1 \mid \text{Standort})$

Der Modellvergleich erfolgte mittels Likelihood-Ratio-Test (LRT) auf Basis von Maximum-Likelihood-Schätzungen (ML), da sich die Fixed-Effect-Struktur zwischen den Modellen unterscheidet. Die Teststatistik basiert auf der Differenz der $-2 \log$ -Likelihood-Werte und folgt unter der Nullhypothese keiner Interaktion approximativ einer χ^2 -Verteilung mit Freiheitsgraden entsprechend der Parameterdifferenz (Zuur et al. (2009)).

Für die Dichte ergab sich kein signifikanter Interaktionseffekt zwischen Jahr und Höhenklasse ($\chi^2(3) = 2.33$, $p = 0.507$). Die zeitliche Entwicklung der Dichte kann somit als über alle Höhenstufen hinweg einheitlich betrachtet werden.

Für die Biomasse zeigte sich hingegen ein signifikanter Interaktionseffekt (Likelihood-Ratio-Test: $\chi^2(3) = 13.26$, $p = 0.004$). Auch der Type-III-Wald-Test bestätigte die Signifikanz der Interaktion ($\chi^2(3) = 13.27$, $p = 0.004$). Dies weist darauf hin, dass sich die zeitlichen Trends der Biomasse zwischen den Höhenklassen signifikant unterscheiden.

Interpretation der Trends

Aus dem Interaktionsmodell wurden für jede Höhenstufe separate Steigungen geschätzt. Die geschätzten Jahreseffekte wurden exponentiell rücktransformiert und als prozentuale Veränderung pro Jahr angegeben.

Analyse nach Gewässerbreitenklassen

Die Gewässerbreite (in Meter) wurde in folgende Klassen eingeteilt:

- < 3 m
- 3–7 m
- 8–15 m
- > 15 m

Die Klasseneinteilung erfolgte intervallbasiert; die Untergrenze ist jeweils eingeschlossen.

Die Modellstruktur entspricht der Höhenanalyse, wobei anstelle der Höhenstufe die Breitenklasse als kategoriale Variable verwendet wurde.

Berechnet wurden:

- $\text{Log}(\text{Dichte}) \sim \text{Jahr} + \text{Breitenklasse} + (1 \mid \text{Standort})$
- $\text{Log}(\text{Dichte}) \sim \text{Jahr} \times \text{Breitenklasse} + (1 \mid \text{Standort})$
- $\text{Log}(\text{Biomasse}) \sim \text{Jahr} + \text{Breitenklasse} + (1 \mid \text{Standort})$
- $\text{Log}(\text{Biomasse}) \sim \text{Jahr} \times \text{Breitenklasse} + (1 \mid \text{Standort})$

Auch hier wurde das additive Modell mit dem Interaktionsmodell verglichen, um unterschiedliche Trends zwischen Breitenklassen zu testen.

Für die Dichte ergab der Modellvergleich einen grenzwertigen Interaktionseffekt ($\chi^2(3) = 7.76$, $p = 0.051$). Der entsprechende Wald-Test bestätigte diesen Befund ($\chi^2(3) = 7.77$, $p = 0.051$). Damit bestehen lediglich schwache Hinweise auf unterschiedliche zeitliche Entwicklungen zwischen den Breitenklassen. Allerdings unterschieden sich die Breitenklassen signifikant im mittleren Niveau der Dichte ($\chi^2(3) = 8.02$, $p = 0.046$).

Für die Biomasse ergab sich weder im Modellvergleich ($\chi^2(3) = 2.19$, $p = 0.535$) noch im Wald-Test ($\chi^2(3) = 2.17$, $p = 0.538$) ein signifikanter Interaktionseffekt. Auch Niveauunterschiede zwischen den Breitenklassen waren nicht nachweisbar. Die Biomasse zeigt somit keine systematischen Unterschiede in den zeitlichen Trends in Abhängigkeit von der Gewässerbreite.

10.4.11 Methodik der Alpha-Diversitätsanalyse

Datenaggregation

Die Alpha-Diversität wurde als Artenzahl pro Standort und Jahr definiert.

Grundlage bildeten Präsenz-/Absenz-Informationen der Fischarten bzw. Artgruppen. Innerhalb jeder Kombination aus: Standort × Jahr. Es wurden Mehrfachnachweise derselben Art entfernt, sodass jede Art pro Standort und Jahr maximal einmal berücksichtigt wurde. Die Alpha-Diversität entspricht somit der Anzahl unterschiedlicher Arten, die an einem Standort in einem bestimmten Jahr nachgewiesen wurden.

Vor der Berechnung wurden Neozoen und Arten, die lediglich besatzbasiert auftreten (u. a. Sonnenbarsch, Regenbogenforelle, Blaubandbärbling, Katzenwels/Zwergwels, Schwarzmund-Grundel, Silberkarausche/Giebel, Zander sowie Atlantischer Lachs) ausgeschlossen.

Trendmodellierung (Gesamtanalyse)

Zur Untersuchung langfristiger Trends wurde ein lineares gemischtes Modell geschätzt:

- $\text{Alpha-Diversität} \sim \text{Jahr} + (1 \mid \text{Standort}) + (1 \mid \text{Fischregion})$

Dabei wurde:

- Jahr als kontinuierlicher fester Effekt modelliert,
- der Standort als zufälliger Intercept zur Berücksichtigung wiederholter Messungen,
- die Fischregion als zusätzlicher zufälliger Intercept zur Abbildung regionaler Strukturunterschiede berücksichtigt.

Der geschätzte Jahreseffekt beschreibt die lineare Änderung der Artenzahl pro Jahr.

Grafische Darstellung

Für die Visualisierung wurden zusätzlich 5-Jahres-Intervalle gebildet. Innerhalb jedes Intervalls wurde der Mittelwert der Alpha-Diversität berechnet.

Die dargestellte Trendlinie basiert auf den festen Effekten des oben beschriebenen LMM. Zur besseren Vergleichbarkeit mit den aggregierten Mittelwerten wurde die Trendlinie einmalig vertikal verschoben, sodass sie im frühesten Intervall durch den beobachteten Mittelwert verläuft. Diese Anpassung diente ausschliesslich der Visualisierung und beeinflusst nicht die geschätzte Steigung.

10.4.12 Methodik der Beta-Diversitätsanalyse (BDM-Dissimilarität)

Datenaggregation

Die Beta-Diversität wurde auf Grundlage von Präsenz-/Absenz-Daten berechnet.

Für jede Kombination aus Jahr × Fischregion wurde eine Standort × Arten-Matrix erstellt, in der das Vorkommen einer Art an einem Standort mit 1 und das Nichtvorkommen mit 0 codiert wurde.

Berechnung der Dissimilarität

Für jedes Jahr und jede Fischregion wurden alle möglichen Standortpaare gebildet. Für jedes Paar wurden bestimmt:

- a = Anzahl gemeinsam vorkommender Arten
- b = Arten nur an Standort 1
- c = Arten nur an Standort 2

Darauf basierend wurden nach Baselga (2010) drei Sørensen-basierte Komponenten berechnet:

- Gesamt-Beta-Diversität (β_{sor})
- Turnover-Komponente (β_{sim})
- Nestedness-Komponente (β_{sne})

Sørensen-Dissimilarität:

$$\beta_{sor} = \frac{b + c}{2a + b + c}$$

Turnover-Komponente (β_{sim}):

$$\beta_{sim} = \frac{\min(b, c)}{a + \min(b, c)}$$

Nestedness-Komponente (β_{sne}):

$$\beta_{sne} = \beta_{sor} - \beta_{sim}$$

Die paarweisen Dissimilaritätswerte wurden anschliessend pro Jahr und Fischregion gemittelt, sodass ein mittlerer Beta-Diversitätswert pro Jahr und Fischregion resultierte.

Für jede Fischregion wurde anschliessend ein lineares Modell geschätzt:

$\text{Beta} \sim \text{Jahr}$

10.4.13 Übersicht der verwendeten Modelle

Tabelle 10-8: Modellübersicht der durchgeführten Trendanalysen

Analyse	Zielgrösse	Modelltyp	Random Effects
Gesamttrend Dichte/Biomasse	log(Dichte), log(Biomasse)	LMM	Standort (+ Region)
Artenanalyse	log(Dichte+1), log(Biomasse+1)	LMM	Standort (+ Region)
Gildenanalyse	Anteil	LMM	Standort
Alpha-Diversität	Artenzahl	LMM	Standort + Region
Beta-Diversität	mittlere Dissimilarität	LM	keine
Höhenstufenanalyse (Dichte/Biomasse)	log(Dichte), log(Biomasse)	LMM mit Interaktion (Jahr × Höhenstufe)	Standort
Breitenklassenanalyse (Dichte/Biomasse)	log(Dichte), log(Biomasse)	LMM mit Interaktion (Jahr × Breitenklasse)	Standort