

ZEITLICHE VERÄNDERUNG DER BLAU-GRÜNEN BIODIVERSITÄT

ARTENZUNAHMEN BEI GLEICHZEITIGER HOMOGENISIERUNG

Die Studie dokumentiert gegenläufige Trends der α - und β -Diversität in zehn aquatischen und terrestrischen Artengruppen der Schweiz. Während die α -Diversität in den aquatischen und terrestrischen Gruppen zunimmt, nimmt die β -Diversität mehrheitlich ab. Diese Entwicklungen deuten darauf hin, dass sich häufige Arten eher ausbreiten, während seltene Arten meist nicht von dieser Zunahme profitieren.

Nicolas Martinez; Enrica Steiner; Tobias Roth, Hintermann & Weber AG
Christiane Ilg, VSA-Plattform «Wasserqualität»
Nele Schuwirth, Eawag

RÉSUMÉ

MODIFICATION TEMPORELLE DE LA BIODIVERSITÉ BLEUE-VERTE: AUGMENTATION D'ESPÈCES ET HOMOGÉNÉISATION CONCOMITANTES

L'étude analyse les tendances contraires de la diversité α et β dans dix groupes d'espèces aquatiques et terrestres en Suisse à l'aide de données de l'Observation nationale de la qualité des eaux de surface (NAWA) et du Monitoring de la biodiversité en Suisse (MBD). Alors que la diversité α (diversité moyenne des espèces par surface) augmente dans la plupart des groupes étudiés, la diversité β (variation de la composition des espèces entre les surfaces) est stable ou diminue. L'augmentation de la diversité α semble être due principalement à la propagation d'espèces fréquentes et capables de s'adapter. Une diversité β en diminution indique une homogénéisation des espèces apparentées. Les modèles sont similaires dans les systèmes aquatiques et terrestres, ce qui indique des processus sous-jacents comparables. L'étude souligne la nécessité d'une approche différenciée entre les niveaux de biodiversité pour une compréhension globale de l'évolution de celle-ci. Bien que l'augmentation de la diversité α semble positive, la stagnation ou la diminution de la diversité β met en évidence le fait que ce sont surtout les espèces largement répandues qui augmentent, tandis que la diversité des espèces apparentées diminue sur les différents sites.

Lizenz für Nicolas Martinez, nicolas.martinez44@yahoo.de, Rodersdorf

EINLEITUNG

Der Verlust biologischer Vielfalt zählt zu den grössten ökologischen und gesellschaftlichen Herausforderungen unserer Zeit [1, 2]. Um Entwicklungen der biologischen Vielfalt zu analysieren, Ursachen besser zu verstehen und Massnahmen zu ergreifen, sind verlässliche Daten von unterschiedlichen Lebensräumen und Artengruppen essenziell [3].

Grundsätzlich sollte eine vielfältige Landschaft mit zahlreichen unterschiedlichen Lebensräumen angestrebt werden. Diese Landschaft sollte nicht nur einzelne geschützte Lebensräume mit erhöhter Artenvielfalt aufweisen, sondern verschiedenartige Lebensräume, die an unterschiedlichen Standorten möglichst unterschiedliche Arten mit diversen Spezialisierungen und Eigenschaften beherbergen. Eine solche Landschaft weist entsprechend nicht nur eine hohe α -Diversität auf, welche die Anzahl der Arten pro Lebensraum dokumentiert, sondern auch eine hohe β -Diversität, welche die Vielfalt der Artenzusammensetzung zwischen den Lebensräumen misst. Eine ganzheitliche Naturschutzpolitik sollte sowohl die α - wie die β -Diversität fördern.

Tatsächlich zeigen α - und β -Diversität aber oft unterschiedliche Entwicklungen. Studien auf grossräumiger Ebene, etwa

Kontakt: Tobias Roth, roth@hintermannweber.ch

national, zeigen eine Zunahme der Artenanzahl. Diese ist teilweise, aber nicht nur, auf Neobiota zurückzuführen [4, 5]. Gewisse Arten profitieren von Schutzbestimmungen [6] oder, wie mehrere Entenarten in der Schweiz, von veränderten Nahrungsangeboten [7]. Auch der Klimawandel spielt dabei eine wichtige Rolle: Lokale α -Diversität kann durch wärme liebende Arten steigen, die einwandern, während kälteliebende Arten sich zumindest vorübergehend halten [8]. Oft profitiert dabei ein enges Set von Arten mit spezifischen Eigenschaften. Solche Veränderungen können dazu führen, dass die α -Diversität zwar steigt, die β -Diversität aber sinkt.

Obwohl aquatische und terrestrische Ökosysteme eng miteinander verknüpft und ähnlichen Umwelteinflüssen ausgesetzt sind [9], können sie sich sehr unterschiedlich entwickeln. So wurde in aquatischen Systemen teilweise eine Zunahme der Insektenbiomasse beobachtet, während terrestrische Gebiete Rückgänge verzeichnen [10]. Trotzdem werden Biodiversitätstrends in aquatischen und terrestrischen Systemen nur selten miteinander verglichen. Die vorliegende Studie vergleicht die Entwicklung der α - und β -Diversität von zehn taxonomischen Gruppen aus beiden Systemen basierend auf Daten des Biodiversitätsmonitorings Schweiz (BDM) und der Nationalen Beobachtung

Oberflächengewässerqualität (NAWA).

METHODEN

DATENGRUNDLAGE

Mit dem BDM¹ wird die langfristige Entwicklung der Artenvielfalt ausgewählter Organismengruppen in der Schweiz erfasst. Das Augenmerk wird dabei auf die Erhebung häufiger und verbreiteter Arten gerichtet, um fundierte Aussagen zur Entwicklung der Artenvielfalt in der «normalen» Landschaft zu machen – also in weit verbreiteten und häufig vorkommenden Landschafts- und Nutzungstypen.

Das Programm umfasst drei Messnetze auf unterschiedlichen Skalen (vgl. Fig. 1), welche die ganze Schweiz abdecken und eine repräsentative Stichprobe ergeben: Das Messnetz zur Artenvielfalt in Landschaften besteht aus rund 500 Probestellen von je einem Quadratkilometer Ausdehnung. Auf einem genau vorgegebenen Wegstück durch diesen Quadranten (sog. Transekt) werden Gefässpflanzen (seit 2001), Tagfalter (seit 2003) und Brutvögel (seit 2001) erhoben. Die Brutvögel werden durch die *Schweizerische Vogelwarte Sempach* erfasst und sind mit dem Projekt «Monitoring Häufige Brutvögel» (MHB) koordiniert [11]. Das Messnetz zur Artenvielfalt in Lebensräumen umfasst rund 1450 Messpunkte von je

zehn Quadratmetern, verteilt in der gesamten Schweiz. Auf diesen Messstellen werden seit 2001 Gefässpflanzen, Moose und Mollusken erhoben. Das Messnetz zur Erhebung der Vielfalt von wirbelloser Kleinlebewesen in Fließgewässern (Makrozoobenthos) umfasst etwa 500 Abschnitte von ca. 5–100 Metern Länge in kleineren Fließgewässern. Erfasst wird das Makrozoobenthos seit 2010 auf Familienniveau gemäss «IBCH-Methode» [12] resp. Modul-Stufen-Konzept². Zusätzlich werden die Larven von Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen (sog. EPT-Artengruppe) bis auf Artniveau bestimmt. In allen drei Messnetzen wird jedes Jahr ein Fünftel aller Probestellen beprobt, d. h. jede Stelle wird nach fünf Jahren wieder beprobt.

Das Ziel der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität NAWA ist es, den Zustand und die Entwicklung der Oberflächengewässer in der Schweiz zu dokumentieren [7]. In NAWA TREND werden an insgesamt 130 über die ganze Schweiz verteilten Messstellen vier biologische Indikatoren gemäss Modul-Stufen Konzept [7] in einem 4-Jahresrhythmus untersucht (vgl. Fig. 1). Die ersten Erhebungen fanden 2012 statt, weitere Aufnahmen folgten 2015, 2019 und 2023. Im

¹ www.biodiversitymonitoring.ch

² <https://modul-stufen-konzept.ch>

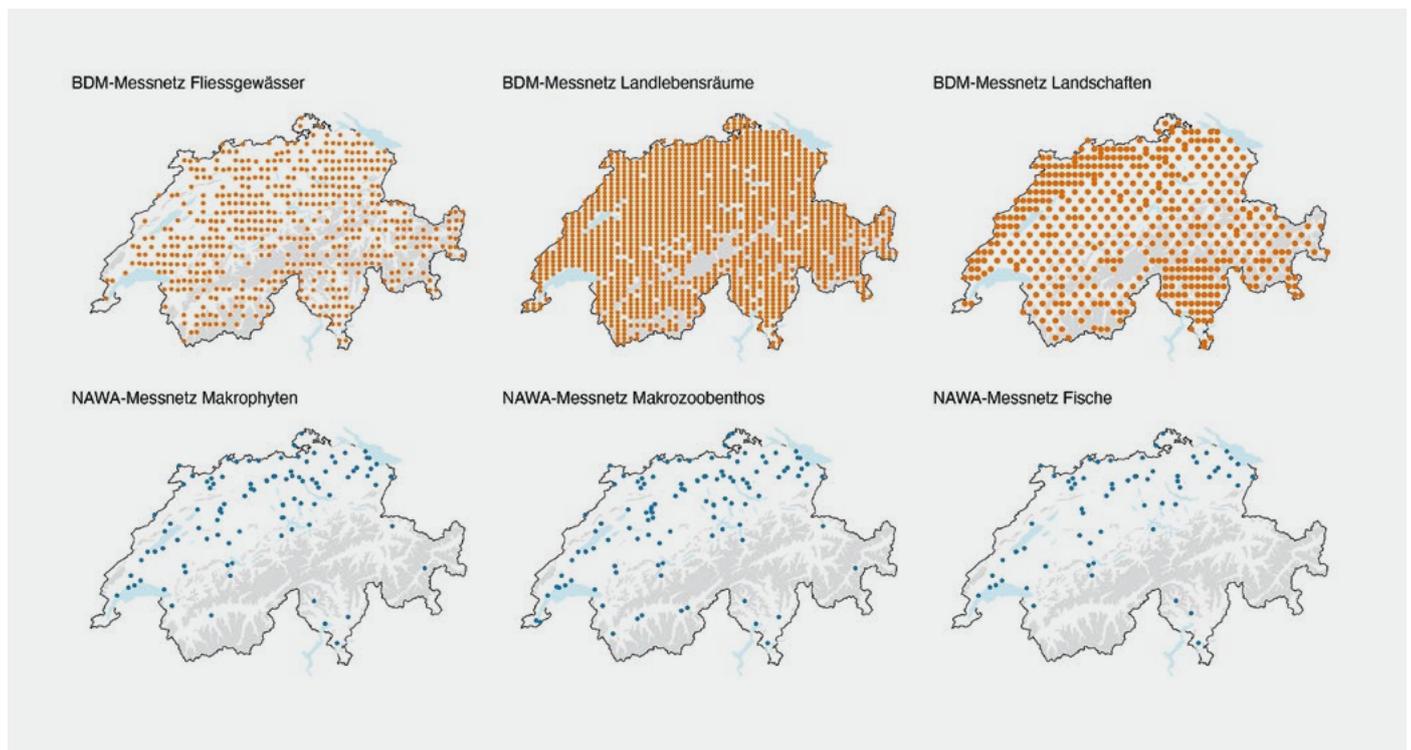


Fig. 1 Messnetze der beiden Programme Biodiversitätsmonitoring Schweiz (BDM) und der Nationalen Beobachtung Oberflächengewässerqualität (NAWA).

Unterschied zum BDM sind die Messstellen nicht gleichmässig über die Schweiz verteilt, sondern befinden sich vor allem im Mittelland und im Jura. Die Standorte wurden so ausgewählt, dass sie die verschiedenen Belastungszustände und Gewässertypen der Schweiz abbilden. Unbelastete Stellen und kleine Fließgewässer mit der Flussordnungszahl 1 und 2 sind untervertreten. Dafür deckt das Programm die mittelgrossen Gewässerunterläufe deutlich besser ab als das BDM [13].

BESCHREIBUNG DER MESSGRÖSSEN

Die Artenvielfalt pro Untersuchungsfläche ist einer der am häufigsten verwendeten Indikatoren zur Messung der Biodiversität. Es handelt sich dabei um die durchschnittliche Anzahl von Arten oder Taxa, die pro Untersuchungsfläche vorkommen. Der Indikator wird auch als α -Diversität bezeichnet. Zur Berechnung wird für jede Fläche separat die Anzahl der Arten gezählt, und der Mittelwert dieser Artenzahlen über alle untersuchten Standorte wird als Ergebnis verwendet (Fig. 2).

Je unterschiedlicher die Artenlisten sind, desto höher ist die β -Diversität. Zur Berechnung eines Indikators für die β -Diversität werden die Artenlisten (Präsenz-Absenz-Angaben) zweier Stichprobenflächen miteinander verglichen. Der prozentuale Anteil der unterschiedlichen Arten wird mit der Formel gemäss Figur 2 berechnet [14]. Im BDM wird dieser Indikator als «Vielfalt von Artgemeinschaften» bezeichnet [15]. Der Index wird für alle möglichen Kombinationen von zwei Stichprobenflächen berechnet. Der Mittel-

wert aller berechneten Indexwerte ergibt den Wert des Indikators. Ein Indikatorwert von 100 bedeutet eine maximale Vielfalt der Artgemeinschaften. Er liegt – rein hypothetisch – vor, wenn keine Art auf zwei miteinander verglichenen Flächen vorkommt. Ein Indikatorwert nahe bei 0 bedeutet, dass die Artgemeinschaften sehr einheitlich sind.

DATENAUFBEREITUNG UND STATISTISCHE ANALYSEN

Als Mass für die Präzision der mittleren Artenvielfalt wird jeweils der 95%-Vertrauensbereich berechnet. Bei der β -Diversität ergibt es hingegen wenig Sinn einen Vertrauensbereich für den mittleren Indikatorwert zu berechnen, da wegen den vielen paarweisen Vergleichen die Stichprobengrösse überschätzt und der Vertrauensbereich entsprechend zu klein ausfallen würde. Um dennoch eine Indikation der Datenstreuung zu liefern, ist in den Grafiken das 50%-Quantil dargestellt, innerhalb dessen 50% der paarweisen Vergleiche liegen.

Um allfällige Unterschiede im zeitlichen Trend des Makrozoobenthos zwischen den beiden Programmen zu untersuchen, wurde ein lineares Modell mit α - respektive β -Diversität als abhängige Variable verwendet, das Jahr als kontinuierliche Prädiktorvariable und das Programm als Faktor (NAWA = 0, BDM = 1). Es wurde getestet, ob es eine Interaktion zwischen Aufnahmejahr und Programm gab.

Um die Trends zwischen α - und β -Diversität einer Artengruppe vergleichen zu können, wurden die Indikatorwerte zunächst mit dem Wert des ersten Erhebungsjahres standardisiert. Dazu wur-

den alle Indikatorwerte durch den Wert des ersten Erhebungsjahres dividiert und das Ergebnis mit 100 multipliziert. Auf diese Weise beginnen sowohl die α - als auch die β -Diversität mit dem Wert 100 und zeigen anschliessend die prozentuale Veränderung im Vergleich zu diesem Startwert. Um zu quantifizieren, ob sich die Trends zwischen α - und β -Diversität unterscheiden, wurde ein multiples lineares Modell verwendet. In diesem Modell wurden die standardisierten Indikatorwerte als abhängige Variable sowie das Aufnahmejahr und der Indikatorwert ($0 = \alpha$ -Diversität, $1 = \beta$ -Diversität) als unabhängige Variablen genutzt. Getestet wurde, ob es eine Interaktion zwischen Aufnahmejahr und Indikatorwert gab.

Für jede Artengruppe wurden zudem die Veränderung des Besetzungsgrades (Anteil der Untersuchungsflächen mit Nachweisen der Art) der nachgewiesenen Arten berechnet. Dazu wurden nur die Aufnahmen der ersten und letzten Fünfjahresperiode (BDM) respektive des ersten und letzten Aufnahmejahres (NAWA) verwendet. Berücksichtigt wurden zudem nur die Aufnahmeflächen, die in beiden Erhebungsperioden bearbeitet wurden. Betrachtet wurden jeweils die zehn Arten pro Artengruppe mit den stärksten Veränderungen. Festgehalten wurde, wie viele davon zu- respektive abnahmen, und ob es sich dabei um häufige Arten handelte. Die Unterteilung der Arten in Häufigkeitsklassen erfolgte anhand des Besetzungsgrades in der Erstaufnahme: Als «häufige Art» wird das Drittel der Arten mit dem höchsten Besetzungsgrad bezeichnet, als «mittelhäufige Art» das Drittel der Arten mit einem mittleren Besetzungsgrad und als «seltene Art» das Drittel der Arten mit dem tiefsten Besetzungsgrad. Zu beachten ist, dass landesweit sehr seltenen Arten meist gar nie nachgewiesen werden und hier entsprechend nicht berücksichtigt sind.

ERGEBNISSE

VERGLEICH DER PROGRAMME

Beide Programme führen Erhebungen des Makrozoobenthos durch. Die α -Diversität nimmt bei beiden Programmen in der Untersuchungsperiode praktisch gleich stark zu, die β -Diversität ist im BDM konstant währenddem sie bei NAWA allenfalls leicht abnimmt (Fig. 3). Gemäss linearen Modellen zeigten die Programme sowohl für die α -Diversität (Interak-

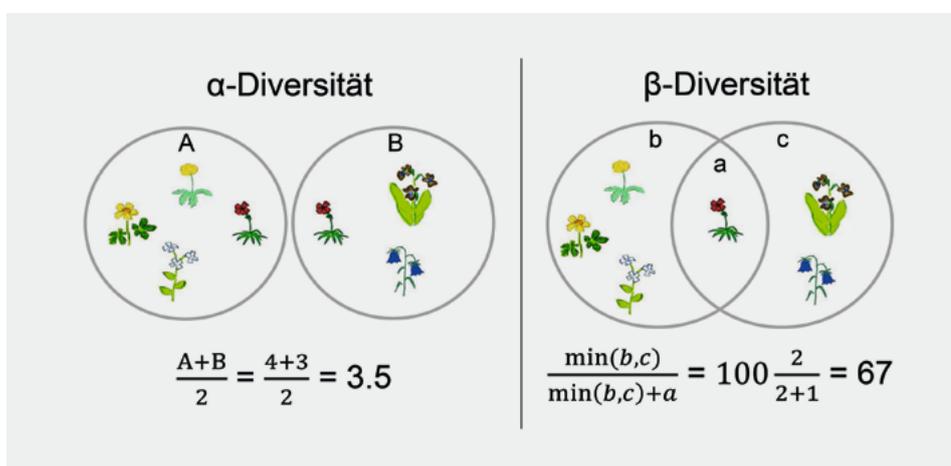


Fig. 2 Schematische Darstellung der Berechnung der mittleren Artenvielfalt bei zwei Untersuchungsflächen als Mass für die α -Diversität (links) und der Berechnung der Unähnlichkeit der Artenlisten zwischen denselben Untersuchungsflächen als Mass für die β -Diversität (rechts).

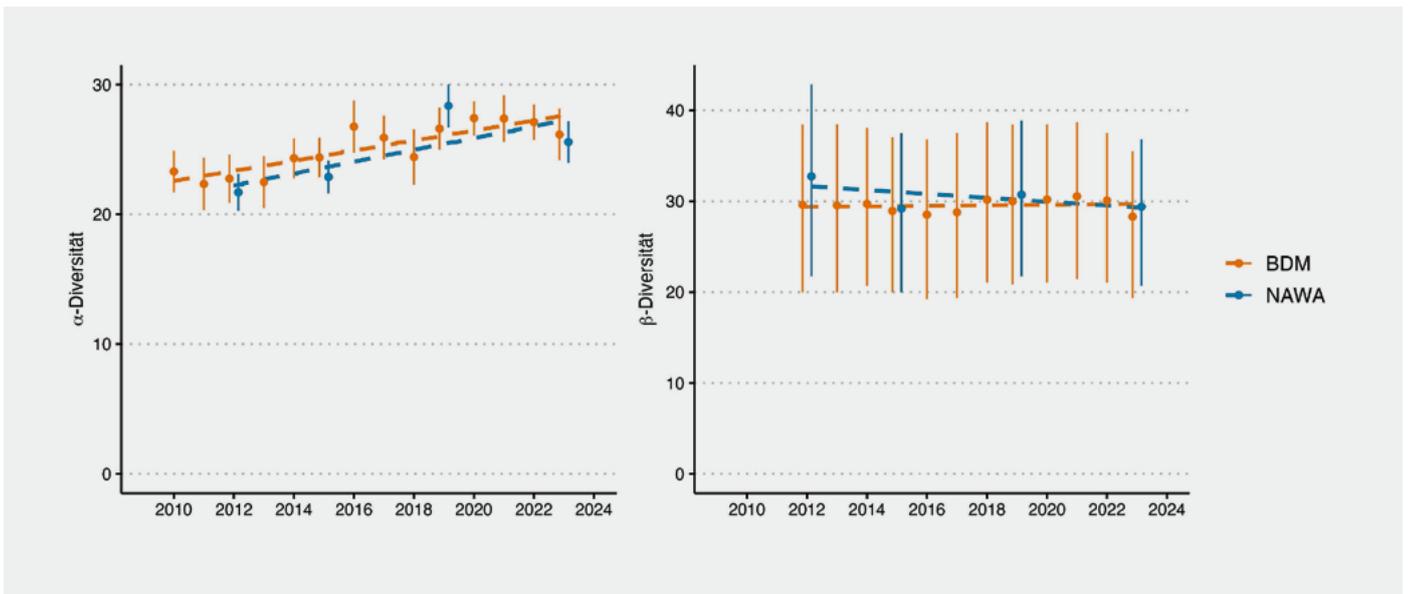


Fig. 3 Zeitliche Entwicklung der α -Diversität (links) und β -Diversität (rechts) des Makrozoobenthos im Vergleich zwischen den beiden Programmen (BDM und NAWA). Da das Makrozoobenthos mehrheitlich nur auf Familienniveau bestimmt wird, handelt es sich bei der α -Diversität um die Anzahl unterschiedlicher Familien und bei der β -Diversität um die Vielfalt der Familiengemeinschaften.

tion Jahr x Programm, $p = 0,715$) als auch für die β -Diversität ($p = 0,103$) ähnliche zeitliche Trends. Auch wenn der Fokus der beiden Messprogramme unterschiedlich ist, zeigt dies, dass Ergebnisse aus den beiden Programmen gut miteinander verglichen werden können. Gemäss linearen Modellen verläuft die zeitliche Entwicklung der α - und β -Diversität im BDM unterschiedlich (Interaktion Jahr x Indikator, $p = 0,001$). Im NAWA hingegen ist der Unterschied aufgrund der kleineren Stichprobe nicht statistisch signifikant ($p = 0,130$).

VERGLEICH DER ARTENGRUPPEN

Die α -Diversität zeigt seit dem jeweiligen Messbeginn in sieben der zehn untersuchten Artengruppen eine Zunahme. Besonders deutlich ist die Zunahme bei den terrestrischen Artengruppen Tagfaltern, Brutvögeln und Gefässpflanzen auf Landschafts-Ebene. Dem gegenüber gibt es bei der β -Diversität einzig bei den Fischen möglicherweise eine Zunahme, wobei die Unsicherheitsbereiche aufgrund der geringen Anzahl Arten sehr hoch ist (Fig. 4). Das Muster ist bei den Fischen zudem nicht robust und hängt von der Auswahl der untersuchten Strecken und der betrachteten Zeitspanne ab [16]. Entsprechend gibt es bei mindestens sechs der neun in Figur 5 dargestellten Artengruppen eine gegensätzliche Entwicklung zwischen α - und β -Diversität. Nimmt man die Entwicklung beim Makrozoobenthos aus Figur 3 dazu, ist eine

gegenläufige Entwicklung bei sieben von zehn untersuchten Artengruppen zu beobachten.

Werden für jede Artengruppe die zehn Arten mit den absolut stärksten Veränderungen zwischen der ersten und letzten Erhebung (Zu- oder Abnahmen) betrachtet, so nimmt die grosse Mehrheit dieser Arten zu. Gleichzeitig sind nicht die seltenen, sondern die mittelhäufigen Arten diejenigen mit dem grössten Anteil an abnehmenden Arten (Tab. 1).

DISKUSSION

Ein auffälliges Muster in den untersuchten Daten ist, dass bei sieben von zehn untersuchten Artengruppen die Ent-

wicklung der beiden Messgrössen für die Artenvielfalt – α -Diversität (Anzahl Arten pro Standort) und β -Diversität (Unterschiede zwischen Standorten) – signifikant unterschiedlich verläuft. Dies betrifft sowohl terrestrische Organismen wie Vögel, Tagfalter, Mollusken und Gefässpflanzen als auch aquatische Gruppen wie Wasserpflanzen, EPT- (Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen) und die Gesamtmenge des Makrozoobenthos. Eine steigende α -Diversität wird meist als positiv bewertet, da dies auf eine lokale Zunahme der Artenvielfalt hindeutet. Eine Ausnahme bilden Fälle, in denen der Anstieg primär durch anspruchslose Generalisten oder Neobiota verursacht wird. Bei den im vorliegenden Artikel unter-

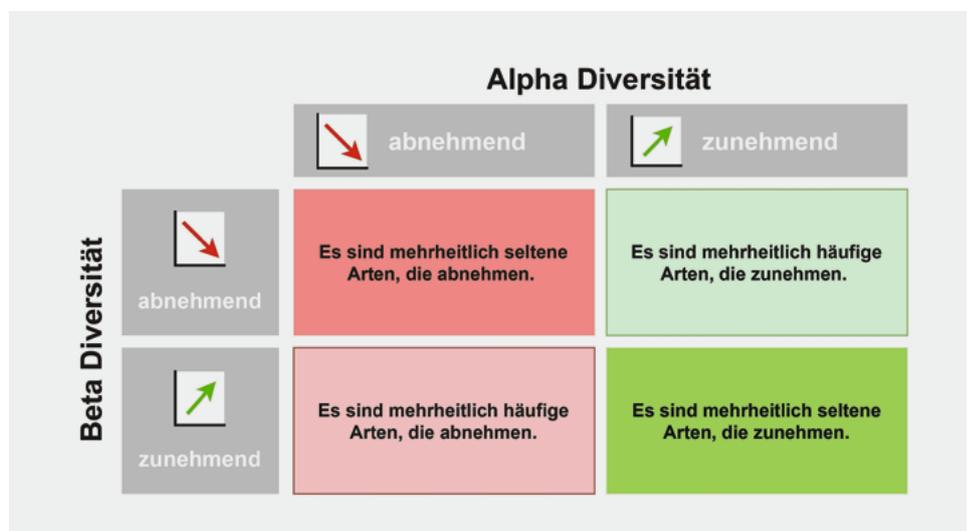


Fig. 4 Schematische Darstellung der möglichen Veränderungen von α - und β -Diversität.

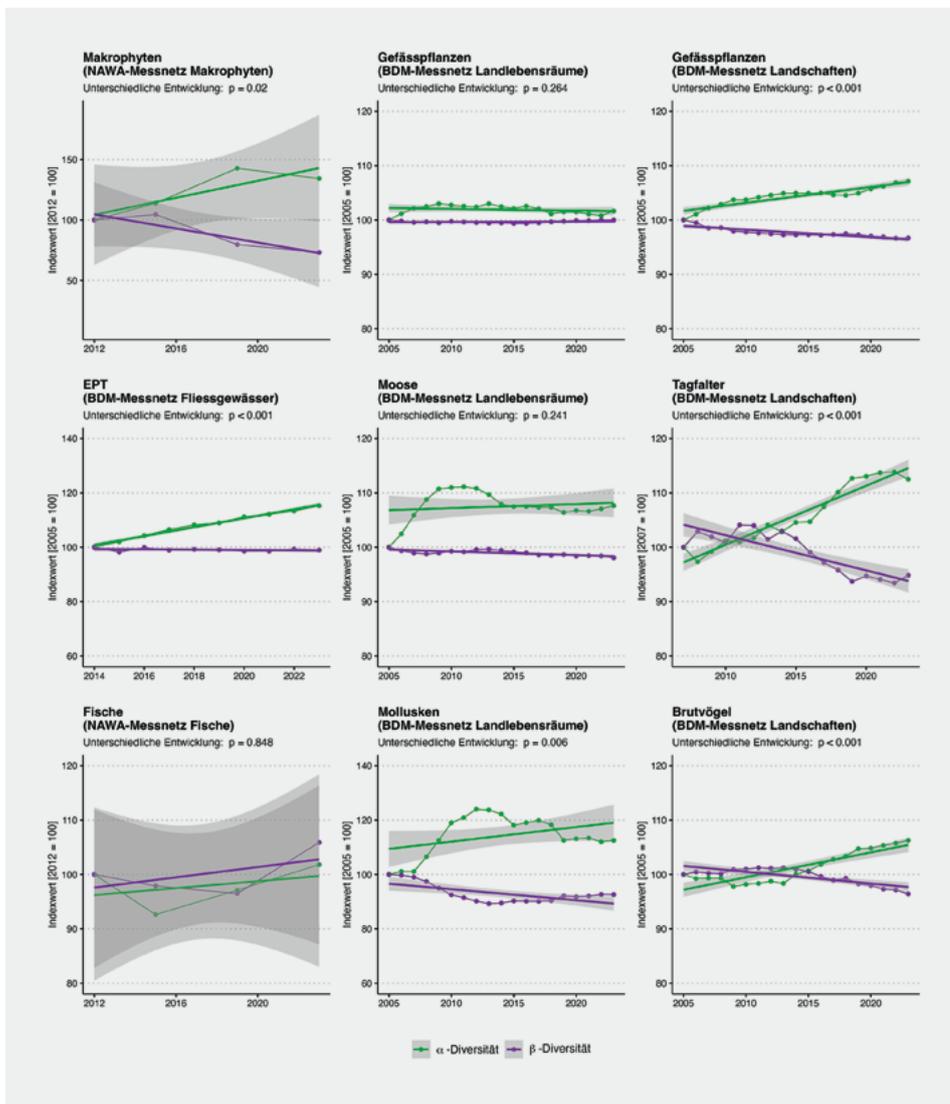


Fig. 5 Zeitliche Entwicklung der α -Diversität (grün) und β -Diversität (violett) für die in BDM und NAWA untersuchten Artengruppen. Man beachte die teilweise unterschiedlichen Zeitachsen. Nicht dargestellt ist das Makrozoobenthos (vgl. Fig. 3). Da im BDM die Untersuchungsflächen nur alle fünf Jahre erhoben werden, basiert jeder Datenpunkt bei den BDM-Artengruppen auf einer Fünfjahresperiode (2005 entspricht 2001–2005; 2006 entspricht 2002–2006 usw.).

suchten Artengruppen und Datenreihen sind Neobiota zumindest gegenwärtig nicht für die beobachteten Entwicklungen verantwortlich. Bei allen Artengruppen waren unter den zehn Arten mit den stärksten Veränderungen keine Neobiota. Insgesamt machen Neobiota bei den untersuchten Artengruppen gegenwärtig weniger als 1% der Artnachweise aus. Eine Ausnahme bilden die Gefäßpflanzen (3,5% aller Artbeobachtungen auf Landschaftsebene).

Die β -Diversität ist schwieriger zu interpretieren als die α -Diversität. Am besten erfolgt eine Bewertung nur im Zusammenhang mit der α -Diversität. Verschiedene Muster sind dabei denkbar (vgl. Fig. 4):

SOWOHL α - ALS AUCH β -DIVERSITÄT NEHMEN ZU

Entspricht einer lokalen Zunahme der Artenvielfalt bei gleichzeitig steigender Differenzierung der Artenlisten zwischen Standorten. Dies deutet darauf hin, dass vor allem seltene Arten zunehmen – ein aus naturschutzpolitischer Sicht wünschenswertes Szenario, da sowohl die Qualität wie auch die Diversität der Lebensräume steigt. In unseren Daten ist dieses Muster bei keiner Artengruppe zu sehen.

SOWOHL α - ALS AUCH β -DIVERSITÄT NEHMEN AB

In diesem Fall verlieren die einzelnen Standorte Arten, wobei sich die Artenlisten parallel zunehmend angleichen. Somit verschwinden vor allem seltene Arten, die nur an wenigen Standorten

	10 Arten mit den stärksten Veränderungen		Häufigkeitsklasse mit dem höchsten Anteil an Abnahmen
	Zunahme (häufige Arten)	Abnahme (häufige Arten)	
Pflanzen (Landschaft)	10 (8)	0 (0)	mittelhäufige Arten
Tagfalter	10 (6)	0 (0)	mittelhäufige Arten
Brutvögel	7 (5)	3 (3)	seltene Arten
Moose	10 (9)	0 (0)	seltene Arten
Pflanzen (Lebensraum)	7 (7)	3 (3)	mittelhäufige Arten
Mollusken	10 (10)	0 (0)	mittelhäufige Arten
EPT	10 (10)	0 (0)	mittelhäufige Arten
Makrophyten	4 (3)	6 (3)	mittelhäufige Arten
Fische	7 (5)	3 (1)	mittelhäufige Arten

Tab. 1 Arten mit den stärksten Veränderungen innerhalb der untersuchten Artengruppen. Die Veränderungen wurden basierend auf dem Anteil der besetzten Aufnahme­flächen in der ersten und letzten Erhebungsperiode berechnet. In der zweiten und dritten Spalte werden nur die zehn Arten mit den stärksten Veränderungen betrachtet. Angegeben ist jeweils die Anzahl der Arten mit Zu- respektive Abnahmen und in Klammern jeweils die Anzahl der häufigen Arten. Alle nachgewiesenen Arten wurden pro Artengruppe aufgrund des Anteils besetzter Aufnahme­flächen in der ersten Erhebungsperiode in drei gleich grosse Häufigkeitsklassen eingeteilt.

vorkamen. Die Landschaft wird artenärmer und monotoner: Lebensräume verschwinden aus der Landschaft und die restlichen Lebensräume verlieren an Qualität. Dieses Szenario ist aus naturschutzpolitischer Sicht besonders problematisch. Gegenwärtig ist bei keiner der untersuchten Artengruppen eine derartige Entwicklung festzustellen.

α -DIVERSITÄT SINKT, β -DIVERSITÄT STEIGT

Ein solches Muster wird durch den Rückgang häufiger Arten verursacht, während seltene Arten bestehen bleiben. Denkbar wäre dies bei einer Verschlechterungen in der Normallandschaft, während in Schutzgebieten die Qualität gehalten werden kann. Gegenwärtig ist bei keiner der untersuchten Artengruppen eine derartige Entwicklung festzustellen.

α -DIVERSITÄT STEIGT, β -DIVERSITÄT BLEIBT STABIL ODER SINKT

Ein solches Muster wird beobachtet, wenn primär häufige Arten zunehmen und die Artenlisten zwischen den Standorten in folgedessen homogener werden. Dieses Muster ist gegenwärtig bei den meisten hier bearbeiteten Artengruppen zu beobachten und deutet auf Verbesserungen in der Normal-Landschaft hin.

Wenn man jeweils die Arten mit den höchsten Zunahmen betrachtet, fällt auf, dass es sich mehrheitlich um robuste, anpassungsfähige Arten handelt, die bereits häufig waren und sich weiter ausbreiten. Bei den Fischen verzeichnet der Alet (*Squalius cephalus*, Fig. 6) die höchste Zunahme. Diese Art ist widerstandsfähig gegenüber Krankheiten und Verschmutzungen und kommt zudem gut mit warmen Temperaturen und niedrigem Sauerstoffgehalt zurecht [17].

Auch das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), das bei den Makrophyten die Liste anführt, ist weit verbreitet und gilt als robust und anpassungsfähig [18].

Bei den EPT sind es mehrheitlich Artkomplexe, die die Liste anführen, was die Interpretation schwierig macht. *Habrophlebia lauta* und *Ephemera danica* (Fig. 7) sind die Einzelarten mit den grössten Zunahmen. Als weit verbreitete, häufige Arten und passen sie gut ins Bild: *E. danica* besiedelt ein breites Spektrum von Gewässern, von kleineren Bächen bis zu Seeufern [19], während *H. lauta* als wenig empfindlich gegenüber Umweltveränderungen gilt [20]. Beide Arten sind jedoch nach wie vor auf saubere Ge-



Fig. 6 Der Alet (*Squalius cephalus*) kommt gut mit warmen Temperaturen und niedrigem Sauerstoffgehalt zurecht und nimmt in der Schweiz zu. (© AdobeStock)



Fig. 7 Die Dänische Eintagsfliege (*Ephemera danica*) ist mit einer Flügelspanne von bis zu 4 cm eine sehr grosse Eintagsfliegenart. (© www.inaturalist.org/observations/217256846)

wässer und einen ausreichenden Sauerstoffgehalt angewiesen [21].

Auch bei den Tagfaltern ist der Spitzenreiter wohlbekannt: der Zitronenfalter (*Gonepteryx rhamni*). Er wird allerdings dicht gefolgt vom Kurzschwänzigen Bläuling (*Cupido argiades*) der in der Schweiz noch vor 30 Jahren als äusserst selten galt, mittlerweile aber stark zugenommen hat. Diese Art zeigt sich ebenfalls wenig wählerisch in Bezug auf ihren Lebensraum und besiedelt extensives Grasland aber auch Ruderalstandorte, natur-

nahe Gärten und Waldränder. Es wird angenommen, dass sie vom wärmeren Klima profitiert [22].

Die gemeinsame Interpretation von α - und β -Diversität liefert damit eine Erklärung für den scheinbaren Widerspruch zwischen steigenden Artenzahlen und hohen Anteilen gefährdeter Arten. Während die Zunahme häufiger Arten die α -Diversität steigert, bleiben seltene Arten oft weiterhin bedroht. Zudem besteht angesichts der festgestellten Entwicklungen die Gefahr, dass aktuell noch mittel-

DANKSAGUNG

Die Autoren und Autorinnen danken dem BAFU für das Bereitstellen der Daten aus dem BDM und NAWA und für die Finanzierung der Arbeiten. Jérôme Frei und Bänz Lundsgaard-Hansen haben wertvolle Kommentare zum Manuskript gegeben. Ohne den grossen Einsatz der zahlreichen Mitarbeitenden im Feld und Labor wären die beiden Monitoringprogramme nicht möglich. Dafür möchte das Autorenteam ihnen seinen herzlichen Dank aussprechen.

häufige Arten in Zukunft noch seltener werden. Eine kürzlich durchgeführte Metaanalyse zeigte den direkten Einfluss menschlicher Nutzungen auf solche Muster [23].

Ein zentraler Aspekt der Biodiversität ist dabei aber noch nicht berücksichtigt: Die hier verwendeten Messgrössen α - und β -Diversität basieren auf der Präsenz resp. Absenz der einzelnen Arten. Es spielt somit keine Rolle, ob eine Art lokal nur mit einem Individuum vertreten oder ob eine gesunde Population vorhanden ist. So zeigen detailliertere Untersuchungen, welche neben den vorkommenden Arten weitere Parameter wie Bestandsdichte und Alterszusammensetzung, aber auch das Vorkommenspotenzial berücksichtigen, dass an einer Mehrheit der untersuchten NAWA-Stellen die Artenzusammensetzung der Fische nicht standorttypisch ist, dass zu wenig Fischindividuen vorhanden sind und es von verschiedenen Arten nicht genügend Jungfische gibt [7, 24]. Zusätzlich kommt bei dieser Artengruppe hinzu, dass mehrere Arten innerhalb der letzten 100 Jahre komplett aus der Schweiz verschwunden sind [25]. In der vorliegenden Studie wurden lediglich die aktuellen und nicht die vermutlich grossen Verluste der Vergangenheit abgebildet [26].

Die beobachteten Zunahmen der α -Diversität und die gleichbleibende Abnahme oder Stagnation der β -Diversität zeigen, dass vor allem die häufigen Arten zunehmen und sich ausbreiten. Hingegen gibt es insbesondere bei den mittelhäufigen Arten verschiedene Arten, die nicht

im Fokus von Artförderungsmassnahmen stehen und die von den gegenwärtigen Umweltveränderungen negativ beeinflusst werden.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] BAFU (2023): Biodiversität in der Schweiz. Zustand und Entwicklung. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern
- [2] IPBES u. a. (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services [Internet]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3553579>
- [3] Magurran, A.E. et al. (2010): Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. *Trends in Ecology & Evolution*, 25, 574–82. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.06.016>
- [4] Martinez, N. et al. (2009): Deutliche Zunahme wildlebender Tierarten in der Schweiz seit 1900. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 41, 12
- [5] Knaus, P. et al. (2018): Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016: Verbreitung und Bestandsentwicklung der Vögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein. Schweizerische Vogelwarte
- [6] Howard, C. et al. (2023): Local colonisations and extinctions of European birds are poorly explained by changes in climate suitability. *Nat Commun* 14, 4304. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-39093-1>
- [7] BAFU (2022): Gewässer in der Schweiz. Zustand und Massnahmen. Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern
- [8] Rumpf, S.B. et al. (2019): Extinction debts and colonization credits of non-forest plants in the European Alps. *Nature Communications*, 10, 4293. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12343-x>
- [9] Moor, H. et al. (2021): Biodiversitätsschutz dank Ökosystem-übergreifendem Denken. *Forschungsinitiative blau-grüne Biodiversität (BGB)*. *Aqua & Gas*, 12
- [10] Van Klink, R. et al. (2020): Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science*, 368, 417–20. <https://doi.org/10.1126/science.aax9931>
- [11] Schmid, H. et al. (2004): Überwachung der Bestandsentwicklung häufiger Brutvögel in der Schweiz. *Swiss Ornithological Institute Sempach*
- [12] BAFU (Hrsg.). (2019): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Makrozoobenthos – Stufe F (flächendeckend). Stand 2019
- [13] Gebert, F. et al. (2022): Zeitliche Trends von Makroinvertebraten. *Kantonale und nationale Monitoringdaten im Vergleich*. *Aqua & Gas*, 10, 76–82
- [14] Bühler, C.; Roth, T. (2011): Spread of common species results in local-scale floristic homogenization in grassland of Switzerland: Floristic homogenization in Swiss grassland. *Diversity and Distributions*, 17, 1089–98. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00799.x>
- [15] Koleff, P. et al. (2003): Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, 72, 367–82. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00710.x>
- [16] Vonlanthen, P. et al. (2023): NAWA TREND Biologie – 4. Kampagne. Fachbericht Fische. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)
- [17] Schweizerischer Fischerei-Verband (2021): Alet – Fisch des Jahres 2021. S. 12
- [18] Usták, S. et al. (2012): Anbau von Rohrglanzgras *Phalaris arundinacea* L. für die Biogaserzeugung. *Forschungsinstitut für Ackerbau, Wissenschaftliche Forschungsinstitution, Prag*. S. 3
- [19] Sartori, M.; Landolt, P. (1999): Atlas de distribution des éphémères de Suisse (Insecta, Ephemeroptera). *Centre suisse de cartographie de la faune*
- [20] Pleskot, G. (1953): Zur Ökologie der Leptophlebiiden (Ins., Ephemeroptera). *Öst zool*, 45–107
- [21] Jandry, J. et al. (2014): Ephemeroptera communities as bioindicators of the suitability of headwater streams for restocking with white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*. *Ecological Indicators*, 46, 560–5. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.07.005>
- [22] Wermeille, E. et al. (2014): Rote Liste Tagfalter und Widderchen. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2012. Bundesamt für Umwelt, Bern; Schweizer Zentrum für die Kartografie der Fauna, Neuenburg. *Umwelt-Vollzug*, 97
- [23] Keck, F. et al. (2025): The global human impact on biodiversity. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/s41586-025-08752-2>
- [24] Ninck, L. et al. (2019): Nawa trend Biologie. 3. Kampagne (2019). Fachbericht Fische. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)
- [25] BAFU und info fauna (2022): Rote Liste der Fische und Rundmäuler. Gefährdete Arten der Schweiz. Aktualisierte Ausgabe 2022. S. 37. Report No.: Nr. 2217
- [26] Lachat, T. et al. (2010): Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Ist die Talsohle erreicht? Haupt, Zürich
- [27] Vonlanthen, P. et al. (2023): NAWA TREND BIOLOGIE – 4. KAMPAGNE (2023). Fachbericht Fische. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)