

Uferwälder fördern Biodiversität, Ökosystemprozesse und Stoffkreisläufe kleiner Bäche

Rebecca Oester (Zürich, Schweiz), Florian Altermatt (Dübendorf, Schweiz),
Andreas Bruder (Mendrisio, Schweiz)

Zusammenfassung

Uferzonen kleiner Fließgewässer sind zentrale Schnittstellen zwischen Land und Wasser. Diese Gebiete und die darin vorkommenden Arten übernehmen vielfältige ökologische Funktionen. Sie liefern Pflanzenmaterial für Nahrung und Habitate, regulieren Mikroklima und Nährstoffeinträge, und fördern dadurch die Biodiversität und Stoffkreisläufe in Bächen. Veränderungen der Ufervegetation, etwa durch landwirtschaftliche Nutzung, Entwaldung oder Flächenversiegelung, können diese Funktionen stören.

Wir untersuchten, wie sich unterschiedliche Ausprägungen der Ufervegetation (vorhandener vs. fehlender Uferwald) auf Nahrungsnetze, Ernährungsstrategien und ökologische Prozesse in kleinen Bächen auswirken. Zum einen untersuchten wir, wie sich die Zusammensetzung von laubnutzenden Makroinvertebraten sowie die Zersetzungsraten von Laubstreu (insbesondere die Laubfragmentierung durch Makroinvertebraten) zwischen bewaldeten und unbewaldeten Uferabschnitten unterscheiden. Zum anderen analysierten wir die Auswirkungen auf die Ernährung aquatischer Laubzersetzer anhand von stöchiometrischen und isotopischen Merkmalen.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass Bäche mit Uferwald eine deutlich höhere Anzahl, Diversität und Biomasse empfindlicher Taxa (Eintags-, Stein- und Köcherfliegen) sowie eine etwa dreimal höhere Laubstreu-Fragmentierung aufwiesen als Bäche ohne Uferwald. Fehlt der Uferwald, veränderten sich zudem die Unterschiede in der chemischen Signatur zwischen terrestrischem Laubstreu und aquatischen Laubzetzern, was auf eine Veränderung der Ernährung und Energieflüsse zwischen Laubstreu und dessen Konsumenten hinweist.

Diese Befunde unterstreichen die zentrale Bedeutung der Ufervegetation für Struktur und Funktion kleiner Fließgewässer. Für die wasserwirtschaftliche Praxis bedeutet dies, dass der Erhalt und die Wiederherstellung von Uferwäldern nicht nur zur Verbesserung der Wasserqualität und Beschattung beitragen, sondern auch essenziell sind für Biodiversität, Energieflüsse und ökologische Prozesse in Bächen. Naturnahe und vielfältige Uferwälder sollten daher als integraler Bestandteil von Maßnahmen zur ökologischen Gewässerentwicklung und zum Gewässerschutz betrachtet werden.

Schlagwörter: Makrozoobenthos, Nahrungsnetze, Gewässerraum, Laubabbau, Stöchiometrie, Stabile Isotope

DOI: 10.3243/kwe2026.04.001

Abstract

Riparian forests promote biodiversity, ecosystem processes and biogeochemical cycles in small streams

The riparian zones of small streams are key interfaces between land and water. These areas and their resident species perform a wide range of ecological functions. They supply plant material as food and habitat, regulate microclimate and nutrient inputs, and in doing so support biodiversity and biogeochemical cycles in streams. Changes to riparian vegetation, for example through agricultural use, deforestation or land sealing, can disrupt these functions.

We examined how different manifestations of riparian vegetation (existing vs. absent riparian forest) affect food webs, feeding strategies and ecological processes in small streams. On the one hand, we investigated how the composition of leafutilising macroinvertebrates and the decomposition rates of leaf litter (in particular leaf fragmentation by macroinvertebrates) differ between wooded and nonwooded bank sections. On the other hand, we analysed the impacts on the nutrition of aquatic leaf decomposers by means of stoichiometric and isotopic traits.

Our results show that streams with riparian forest had a significantly higher number, diversity and biomass of sensitive taxa (mayflies, stoneflies and caddisflies), as well as roughly three times higher leaf litter fragmentation, than streams without riparian forest. Where riparian woodland was absent, the differences in chemical signatures between terrestrial leaf litter and aquatic leaf decomposers also changed, indicating shifts in diet and energy flows between the litter and its consumers.

These findings highlight the fundamental importance of riparian vegetation for the structure and functioning of small running waters. For water management practice, this means that preserving and restoring riparian woodland not only helps to improve water quality and shading, but is also essential for biodiversity, energy flows and ecological processes in streams. Natural, structurally diverse riparian forests should therefore be treated as an integral component of measures for ecological river development and water body protection.

Keywords: Macrozoobenthos, food webs, watercourse corridor, leaf decomposition, stoichiometry, stable isotopes

1 Einleitung

Kleine Fließgewässer sind eng mit ihrer terrestrischen Umgebung verknüpft [1; Abbildung 1]. In den gemäßigten Zonen durchqueren Bäche natürlicherweise bewaldete Landschaften, deren Ufervegetation entscheidend zu ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit beiträgt [2, 3]. Uferwälder beschatten die Gewässer, bieten struktur- und habitatreiche Lebensräume, stabilisieren die Ufer, mindern Nährstoffeinträge und liefern organisches Material in Form von Laubstreu, Ästen und Wurzeln [4–6]. Diese Einträge stellen die wichtigste Energiequelle in heterotrophen (von Abbauprozessen abhängigen) Bächen dar [7, 8] und verknüpfen Land- und Wasser-Ökosysteme über den Austausch von Nährstoffen und Energie [9–11].

Die Zusammensetzung und Struktur der Ufervegetation beeinflussen maßgeblich die Lebensgemeinschaften im Gewässer [12, 13]. Makroinvertebraten, vor allem Insekten die als aquatische Larven und terrestrische Adulte beide Lebensräume nutzen, reagieren sensibel auf die Qualität und Vielfalt der Ufervegetation [7, 14]. Einige dieser Larven, insbesondere die sogenannten Laubzersetzer, ernähren sich von mikrobiell besiedelten Laubstreu und sind entscheidend für dessen Abbau [15, 16]. Ihre Aktivität ermöglicht auch die Weitergabe von Energie und Nährstoffen im Nahrungsnetz, die höhere trophische Ebenen, etwa Fische, Spinnen oder Vögel im Uferbereich versorgen [17–20].

Veränderungen der Ufervegetation, beispielsweise durch land- oder forstwirtschaftliche Nutzung oder gewässerbauliche Eingriffe, können diese Kopplung stören [12, 21]. Dies wirkt sich nicht nur auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften, sondern

auch auf die Energieflüsse und Nahrungsnetze an Land und im Wasser aus [22, 23]. Nach dem Prinzip der ökologischen Stöchiometrie führen Unterschiede zwischen der Zusammensetzung des Nahrungsangebots und des -bedarfs zu geringerem Wachstum und Fitness der Konsumenten und Veränderungen der Nährstoffkreisläufe [24]. Entsprechende Ernährungsungleichgewichte lassen sich anhand von Verhältnissen zwischen Kohlenstoff- und Stickstoffgehalten (C:N-Verhältnisse) und Isotopensignaturen erfassen und geben Aufschluss über diese stoffliche und trophische Land-Wasser-Verknüpfung [25].

In unserer Studie kombinierten wir verschiedene Ansätze in Freilandversuchen, um (1) den Einfluss der Ufervegetation auf die taxonomische und funktionelle Zusammensetzung, sowie Anzahl, Diversität und Biomasse, laubnutzender aquatischer Makroinvertebraten, (2) die Folgen von veränderter Ufervegetation und Nahrungsnetzen auf Laubabbauprozesse sowie (3) Unterschiede in trophischen Kopplungen und Ernährungsstrategien dieser laubnutzenden Makroinvertebraten zu analysieren. Dazu haben wir Netzbeutel mit Laub von verschiedenen Baumarten (Erle, *Alnus*

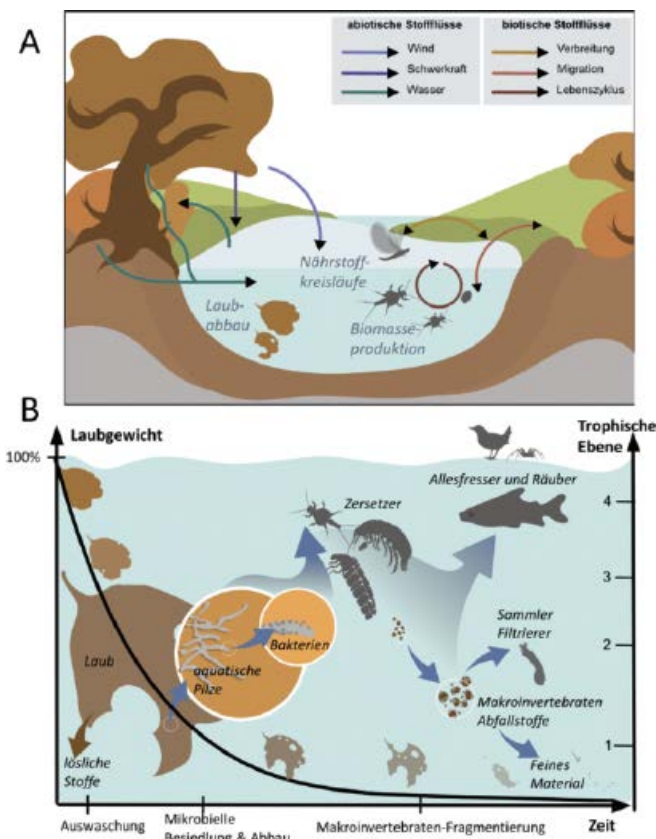


Abb. 1: Verbindungen zwischen aquatischen und terrestrischen Ökosystemen durch A) Stoffflüsse und Ökosystemfunktionen und B) aquatisch-terrestrische Nahrungsnetze.

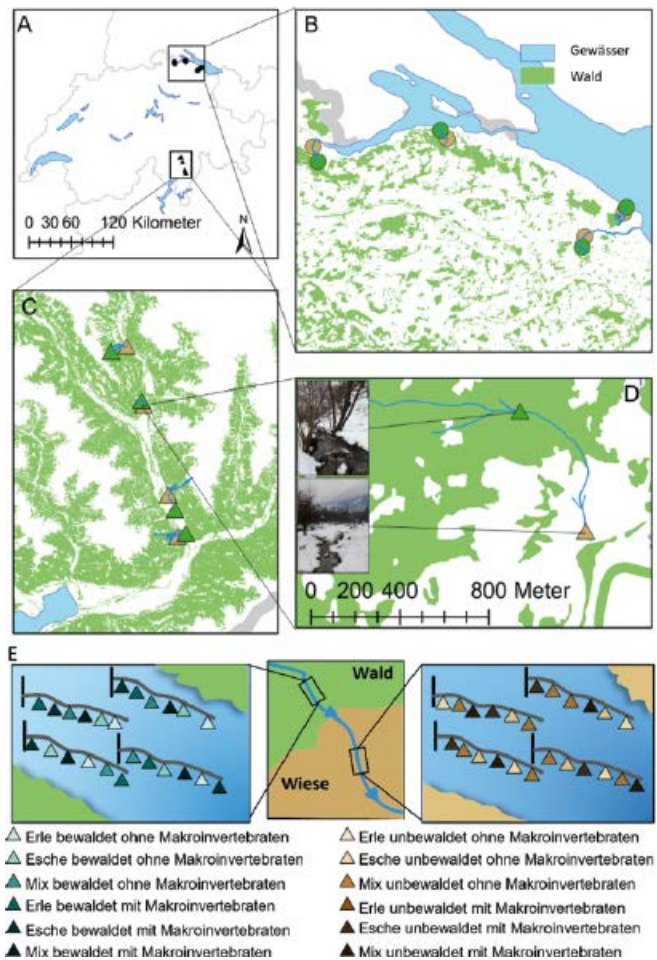


Abb. 2: Standorte der acht Bäche und Untersuchungsansatz. A) Karte mit den zwei Untersuchungsregionen in der Schweiz; B) Bäche in der nördlichen Region (Kreise); C) Bäche in der südlichen Region (Dreiecke); D) ein Bach mit einem gepaarten bewaldeten (grünes Dreieck) und unbewaldeten (braunes Dreieck) Standort; Landnutzungsdaten bereitgestellt von Swisstopo, (2007, 2010) und Karte erstellt mit ArcGIS Map (Version 10.7.1, ESRI). E) Untersuchungsansatz mit den verschiedenen Kombinationen der Netzbeutel. Grafik abgeändert von Oester et al. 2023, 2025 [28, 29]

Tabelle 1: Standortcharakteristika und Wasserparameter mit Mittelwerten (± 1 Standardabweichung), gruppiert nach Region und Ufervegetation im Winter 2021/22. Mehr Standortinformationen sind in Oester et al. 2023 [28] zu finden.

Region	Norden		Süden	
	bewaldet	unbewaldet	bewaldet	unbewaldet
Höhenmeter [m ü. M.]	487,6 \pm 74,3	467,4 \pm 40,6	417,2 \pm 241,5	390,4 \pm 211,1
Einzugsgebietsfläche [km ²]	2,0 \pm 1,0	2,3 \pm 2,0	3,2 \pm 2,2	3w6 \pm 1,8
Breite [cm]	183,3 \pm 62,6	93,6 \pm 26,1	304,8 \pm 173,1	274,4 \pm 131,2
Tiefe [cm]	10,7 \pm 2,6	15,1 \pm 7,2	13,7 \pm 3,8	17,5 \pm 1,8
Fließgeschwindigkeit [m s ⁻¹]	0,18 \pm 0,05	0,20 \pm 0,05	0,21 \pm 0,05	0,27 \pm 0,15
Beschattung [%]	31,1 \pm 3,5	7,9 \pm 6,5	29,1 \pm 5,4	5,5 \pm 5,9
Temperatur [°C]	5,1 \pm 0,7	5,6 \pm 0,9	3,3 \pm 0,6	3,3 \pm 0,4
Nitrat NO ₃ ⁻ -N [mg l ⁻¹]	4,2 \pm 1,6	3,8 \pm 2,2	0,7 \pm 0,1	0,7 \pm 0,1
Phosphat PO ₄ ³⁻ -P [µg l ⁻¹]	4,0 \pm 2,3	3,8 \pm 1,2	3,7 \pm 2,0	11,9 \pm 11,4
Gelöster organischer Kohlenstoff [mg l ⁻¹]	3,8 \pm 2,6	3,8 \pm 2,7	1,6 \pm 0,5	1,7 \pm 0,7
pH-Wert	7,1 \pm 0,1	7,2 \pm 0,1	8,1 \pm 0,1	7,9 \pm 0,3
Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	319 \pm 55	323 \pm 69	61 \pm 22	71 \pm 32
Sauerstoffsättigung [%]	97,7 \pm 0,8	97,7 \pm 2,5	100,2 \pm 0,4	100,9 \pm 1,5

glutinosa und Esche, *Fraxinus excelsior*) in acht Bächen der Nord- und Südschweiz ausgebracht, jeweils in Bachabschnitten mit bewaldeten und unbewaldeten Ufern.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete

Die Freilandversuche haben wir in acht Bächen (1.–3. Strahler-Ordnung) durchgeführt, in jeweils einem bewaldeten und einem unbewaldeten Abschnitt (Abbildung 2). Die unbewaldeten Abschnitte waren überwiegend von extensiv genutztem Grünland oder Weiden gesäumt, während die bewaldeten Abschnitte von Laubmischwäldern mit standorttypischen Arten inklusive Erle und Esche geprägt waren. Die Abschnitte lagen durchschnittlich rund 500 m voneinander entfernt. Vier Bäche befanden sich nördlich und vier südlich der Alpen. Neben den Unterschieden in der Uferbewaldung wiesen die ausgewählten Standorte keine wesentlichen anthropogenen Beeinträchtigungen oder Nährstoffbelastungen auf (Tabelle 1).

An allen 16 Untersuchungsstellen haben wir verschiedene physikalisch-chemische Parameter zu Beginn und Ende des Freilandversuchs gemessen (Tabelle 1). Die Wassertemperatur wurde stündlich mit Datenloggern aufgezeichnet und die Einzugsgebiete wurden aus GIS-Daten berechnet.

2.2 Versuchsdesign

Im Winter 2021/22 haben wir an jedem Standort Laub in Netzbeuteln mit groben und feinen Maschen (Maschenweite 10 mm bzw. 0,25 mm) ausgelegt, die die Besiedlung durch Mikroorganismen und Makroinvertebraten ermöglichten beziehungsweise nur jene durch Mikroorganismen (Abbildung 2E). Pro Standort haben wir 24 Beutel ausgelegt, jeweils mit 5 g frisch abgefallenem und anschließend getrocknetem Laub von Erle oder Esche (getrocknet bei 40 °C, 48 h) sowie die Mischung beider Arten (je 2,5 g), wobei sämtliches Laub aus derselben Region und von wenigen Bäumen stammte, um eine möglichst einheitliche Laubqualität zu gewährleisten und die Effekte der Laubqualität und deren Mischung untersuchen zu können [30]. Die Beutel blieben je nach Standort drei bis fünf Wochen im Gewässer und wurden eingesammelt als jeweils etwa 50 % der schneller zersetzenden Laubart (Esche) abge-

baut waren. Damit wurde eine vergleichbare Zersetzungsphase zwischen den Standorten gewährleistet. Anschließend haben wir die Beutel vorsichtig geborgen und im Labor verarbeitet.

2.3 Erfassung der Makroinvertebraten

Nach der Entnahme haben wir das verbleibende Laubmaterial pro Beutel über einem 250 µm-Sieb gewaschen und die Makroinvertebraten in 98 % Ethanol konserviert. Die Individuen bestimmten wir unter dem Binokular bis zur niedrigsten möglichen taxonomischen Stufe (nach Tachet et al. (2010) [31]; überwiegend Gattung- oder Artebene). Für jedes Taxon haben wir die Nahrungspräferenzen gemäß der *freshwaterecology.info*-Datenbank [32] bestimmt (von einer Skala von 0 – 10). Für jeden Netzbeutel und jedes darin vorkommende Taxon wurden die Körperlängen von mindestens zehn Individuen gemessen; darauf basierend wurden die Trockenmassen über artspezifische Längen-Gewichts-Beziehungen berechnet [33] und zur Gesamtbiomasse aufsummiert.

2.4 Zersetzungsraten

Die Laubzersetzung haben wir als Masseverlust während des Freilandversuchs berechnet. Dazu haben wir das Laub erneut bei 40 °C getrocknet und gewogen. Die Zersetzungsrate k haben wir aus dem exponentiellen Zerfallsmodell $m_t = m_0 e^{-kt}$ berechnet, wobei m_0 das Anfangsgewicht und m_t die Restmasse nach t Wachstumsgradtagen (das heißt Summe der durchschnittlichen Tagestemperaturen über die Dauer des Freilandversuchs) war. Für die Beurteilung des Beitrags der Makroinvertebraten haben wir zusätzlich die Fragmentierungsrate (λ_F) nach Lecerf (2017) berechnet

$$\lambda_F = k_c - \frac{k_f - k_c}{\ln(k_f) - \ln(k_c)}$$

das heißt der Anteil des Masseverlusts durch Fraß und mechanische Zerkleinerung am Gesamtablaubbau berechnet durch die Unterschiede zwischen den jeweiligen Abbauraten in den grobmäschigen (k_c) und feinmäschigen (k_f) Netzbeuteln.

2.5 Ergosterol-, Stöchiometrie- und Isotopenanalysen

Zur Erfassung der mikrobiellen Aktivität während des Freilandversuchs haben wir die Pilzbiomasse über den Ergosterolgehalt quan-

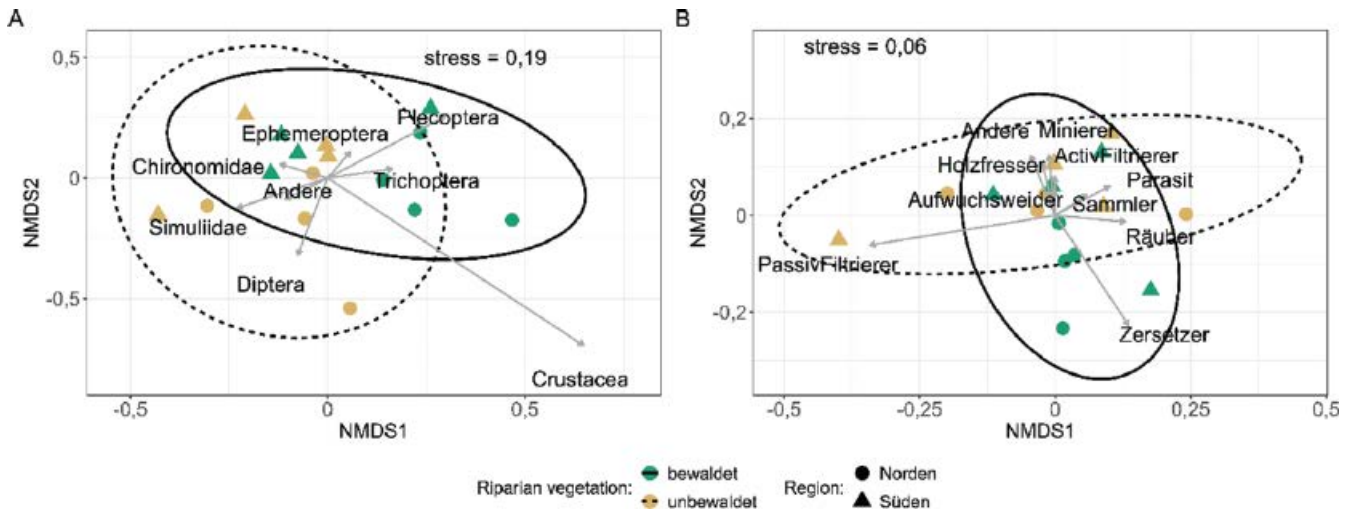


Abb. 3: NMDS-Ordinationen ($n = 16$) und Verteilung der taxonomischen A) und funktionalen B) Zusammensetzung der Makroinvertebratengemeinschaften aus den Netzbeuteln. Zur Übersichtlichkeit werden nur Ordnungs- oder Familiennamen dargestellt, die Ordination wurde allerdings auf der genauesten taxonomischen Ebene erstellt. In den NMDS-Diagrammen kennzeichnen grüne Symbole bewaldete Standorte, braune Symbole unbewaldete Standorte; Kreise repräsentieren nördliche und Dreiecke südliche Standorte. Durchgezogene Ellipsen umfassen Gemeinschaften aus bewaldeten Bächen, gestrichelte Ellipsen diejenigen aus unbewaldeten Bächen (95 %-Konfidenzintervall). „Andere“ in A) umfassen Taxa aus Bivalvia, Coleoptera, Gastropoda, Hirudinea und Hydracarina und „Andere“ in B) umfassen Taxa, welche keinem der übrigen Ernährungstypen eindeutig zugeordnet werden können. Abbildung verändert aus Oester et al. (2023) [28].

tifiziert [35]. Hierzu haben wir Laubscheiben ($\varnothing 1$ cm) aus dem Laubmaterial geschnitten, gefriergetrocknet und gewogen. Danach haben wir Ergosterol mit Methanol extrahiert, über Festphasenextraktion (Sep-Pak® Vac tC18) aufgereinigt, und mittels UHPLC bei 282 nm quantifiziert. Die Pilzbiomasse auf den Laubscheiben berechneten wir mit einem Umrechnungsfaktor von 5,5 mg Ergosterol \triangleq 1 g Pilzbiomasse [35].

Für die Analyse der trophischen Beziehungen zwischen Ressourcen (Laub) und den dominanten Laubzersetzergruppen (Steinfliegen, Köcherfliegen, Bachflohkrebse) haben wir die Verhältnisse zwischen Kohlenstoff- und Stickstoffgehalten sowie die relative Häufigkeit der stabilen Kohlenstoffisotope ($\delta^{13}\text{C}$) des Laubs und der Tiere gemessen [36, 37]. Hierfür haben wir Laub und Makroinvertebraten getrennt nach Art und Netzbeutel zerkleinert, getrocknet (60 °C, 48 h), in Zinnkapseln eingewogen und anschließend mit einem Elementaranalysator gekoppelt an ein Isotopenverhältnis-Massenspektrometer (EA-IRMS) gemessen.

2.6 Statistische Analysen

Die Datenanalysen erfolgten mit der Statistiksoftware R (Version 4.1.2; R Core Team 2020). Zur Untersuchung der Unterschiede der taxonomischen und funktionalen (im Bezug auf Nahrungspräferenzen) Zusammensetzung der Makroinvertebratengemeinschaften zwischen bewaldeten und unbewaldeten Standorten haben wir nicht-metrische multidimensionale Skalierungen (NMDS) und Permutationsanalysen (PERMANOVA) durchgeführt (mit Bray-Curtis-Distanzen und dem *vegan* Paket [39]). Unterschiede in der Abundanz, Shannon-Diversität (Diversitätsindex, welcher sowohl die Anzahl unterschiedlicher Taxa als auch deren Häufigkeit berücksichtigt) und Biomasse der Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera), Köcherfliegen (Trichoptera), der sogenannten EPT-Taxa, sowie Laubzersetzer haben wir mit linearen gemischten Modellen (LMM) analysiert. Dabei wurde die Ufervegetation als erklärende Variable getestet, während der Bach und Standort als Zufallsfaktoren mitberücksichtigt wurden.

Die Beziehungen zwischen dem Zustand der Ufervegetation und den jeweiligen Fragmentierungsraten (λ_r) sowie Parametern der Makroinvertebratengemeinschaften (Abundanz, Shannon-Diversität, Biomasse) haben wir durch Modelle (LMM) mit festen

Effekten für Vegetationstyp, Region und Laubart beschrieben, wobei auch hier der Bach und Standort als Zufallsfaktoren mitberücksichtigt wurden. Zusätzlich haben wir für stöchiometrische und isotopische Daten Bayes'sche Strukturgleichungsmodelle (SEM) berechnet (Paket *brms*; [40]), um direkte und indirekte Effekte der Ufervegetation auf Ressourcen (Erle und Esche) und Konsumenten (Bachflohkrebse: *Gammarus fossarum*, Steinfliegen: *Capnia* spp., *Leuctra* spp., *Nemoura* spp., *Protonemura* spp. und Köcherfliegen: Limnephilini, Limnephilidae Gruppe Auricollis) zu quantifizieren. Wir haben alle Modelle auf Konvergenz, und die Residuen auf Homogenität und Normalverteilung geprüft.

3 Ergebnisse

3.1 Zusammensetzung der Makroinvertebratengemeinschaften

In den eingesetzten Netzbeuteln befanden sich insgesamt 22070 Individuen von Makroinvertebraten von 89 Taxa. Zwölf Taxa wurden als Laubzersetzer klassifiziert, darunter Steinfliegen der Gattungen: *Capnia* spp., *Nemoura* spp., *Protonemura* spp., Köcherfliegen wie: *Athripsodes* spp., verschiedene Limnephiliden, *Micrasema* spp., *Sericostoma* spp., Bachflohkrebse: *Gammarus* spp. sowie Vertreter der Zweiflügler: Limoniidae. Die Familie der

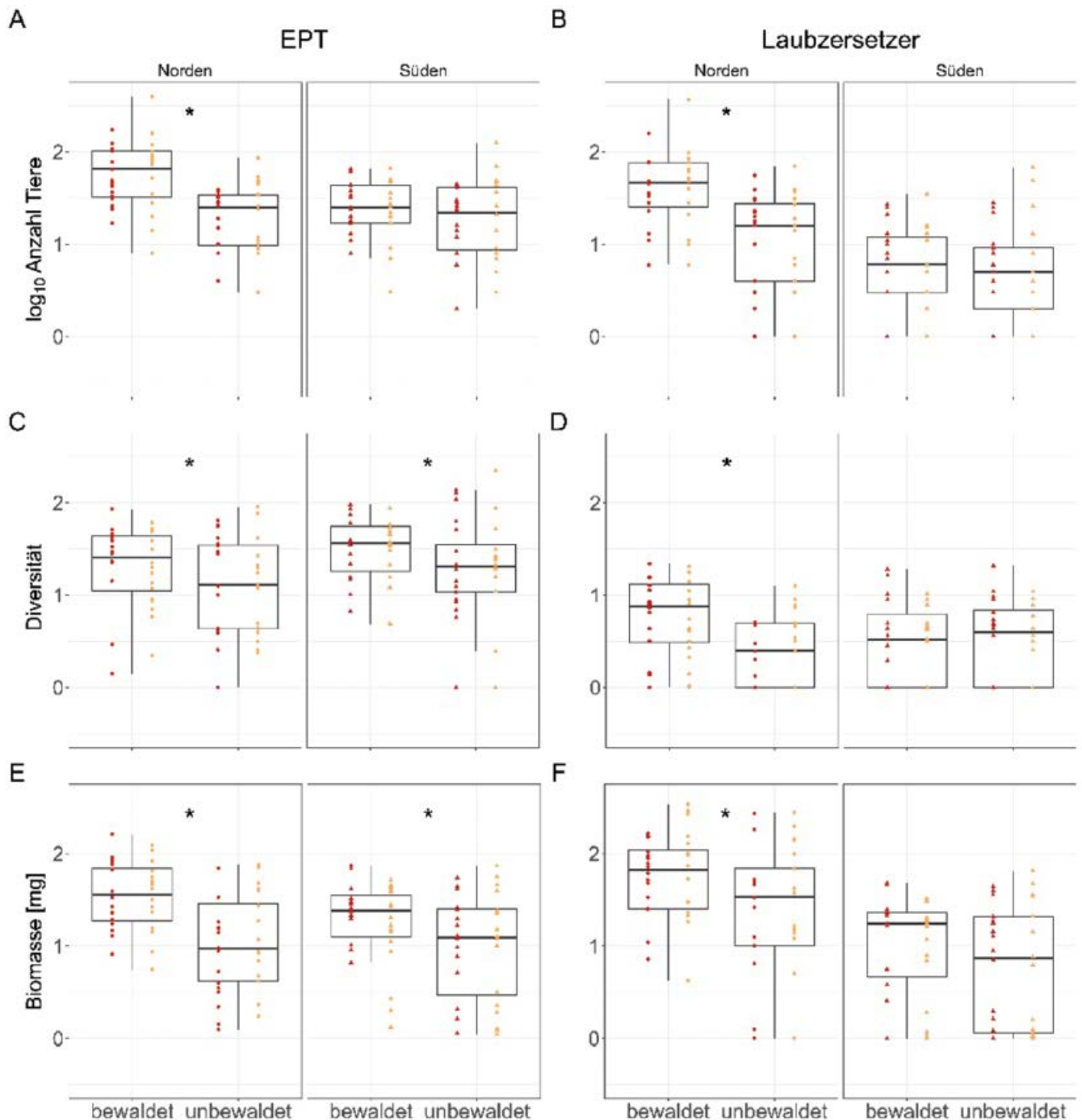


Abb. 4: Boxplots von A) EPT-Anzahl, B) Laubzersetzer-Anzahl, C) EPT-Shannon-Diversität, D) Laubzersetzer-Shannon-Diversität, E) EPT-Biomasse und F) Laubzersetzer-Biomasse pro Netzbeutel zwischen Bachabschnitten mit bewaldeter und unbewaldeter Ufervegetation sowie zwischen den biogeographischen Regionen (rot: Erlenlaub; orange: Eschenlaub; Kreise: Norden; Dreiecke: Süden). Asteriske kennzeichnen statistisch signifikante Unterschiede (LMM). Abbildung verändert aus Oester et al. (2023) [28].

Nemouridae (Steinfliegen) war an den meisten Standorten die zahlenmäßig dominante Laubzersetzergruppe und umfasste durchschnittlich rund 79 % aller Laubzersetzerindividuen.

Die taxonomische Zusammensetzung der Makroinvertebraten in den Netzbeuteln (getestet auf der genauesten taxonomischen Auflösung) unterschied sich deutlich zwischen bewaldeten und unbewaldeten Uferabschnitten (Abbildung 3A). Taxa der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) traten häufiger in bewaldeten Abschnitten auf, wobei sich keine signifikanten Unterschiede zwischen Nord- und Südregion oder Interaktionen zwischen Region und Vegetationstyp zeigten. In den nördlichen Gewässern traten Bachflohkrebse (*Gammarus* spp.) auf, die in den südlichen Gewässern fehlten. Auch auf funktioneller Ebene zeigte sich dieses Muster: Eine Analyse, die ausschließlich auf der funktionellen Einteilung nach Nahrungspräferenzen basierte, ergab höhere Werte der Zersetzergruppe an bewaldeten Standorten.

Sowohl die Anzahl, die Shannon-Diversität als auch die Biomasse der EPT-Taxa und der Laubzersetzer waren in bewaldeten im Vergleich zu unbewaldeten Standorten erhöht, insbesondere in der Nordregion (Abbildung 4). Die mittlere EPT-Anzahl pro Beutel lag bei 97 Individuen in bewaldeten und bei 24 Individuen in unbewaldeten nördlichen Standorten. Ähnliche, jedoch weniger ausgeprägte Muster zeigten sich in der Südregion. Die Shannon-Diversität und Biomasse der EPT-Taxa waren ebenfalls höher in bewaldeten Gewässerabschnitten. Die durchschnittliche Shannon-Diversität der EPT reichte von 0 bis 2,35, entsprechend 1 bis 13 Taxa pro Beutel. Die Biomasse pro Beutel variierte zwischen 0,1 und 162 mg, mit im Mittel deutlich höheren Werten in bewaldeten Standorten. Auch die Laubzersetzer zeigten eine höhere Anzahl der Individuen und Diversitäten in bewaldeten als in unbewaldeten Standorten, insbesondere in der Nordregion. Die mittlere Laubzersetzer-Anzahl lag zwischen 0 und 660 Individuen pro Beutel, mit einem

Mittelwert von rund 77 Individuen in bewaldeten nördlichen Abschnitten. Die Shannon-Diversität der Laubzersetzer betrug maximal 1,34 und war in bewaldeten Gewässern fast doppelt so hoch wie in unbewaldeten.

3.2 Zersetzungsraten

Die Zersetzungsraten des Laubs unterschieden sich deutlich zwischen Vegetationstypen und Blattarten. In bewaldeten Standorten waren die Fragmentierungsraten im Mittel etwa dreimal höher als in unbewaldeten Abschnitten (Tabelle 2). Sowohl Erle als auch Esche zersetzten sich schneller in Gegenwart von Uferwald, wobei Eschenlaub generell höhere Fragmentierungsraten als Erlenlaub aufwies. Unsere Daten zeigten einen signifikanten Einfluss des Vegetationstyps auf die Fragmentierungsraten, unabhängig davon, ob Laubzersetzer-Anzahl, -Diversität oder -Biomasse ins Modell einbezogen wurden. Diese Variablen hatten im Vergleich zur Ufervegetation und Laubart nur geringe direkte Effekte auf die Fragmentierungsraten.

3.3 Stöchiometrie und Isotopensignaturen von Ressourcen und Konsumenten

Der Vegetationstyp beeinflusste die chemische Zusammensetzung des Laubs und der Konsumenten deutlich, jedoch in unterschiedlicher Richtung (Abbildung 5, 6). In unbewaldeten Abschnitten zeigten Laub sowie Köcherfliegen-Laubzersetzer signifikant niedrigere C:N-Verhältnisse aufgrund höherer Stickstoffgehalte (%N), während die Stöchiometrie der Steinfliegen und Bachflohkrebse unverändert blieb. Bachflohkrebs- und Steinfliegen-Laubzersetzer wiesen dagegen in unbewaldeten Standorten niedrigere $\delta^{13}\text{C}$ -Werte auf als in bewaldeten, was auf Unterschiede in den Kohlen-

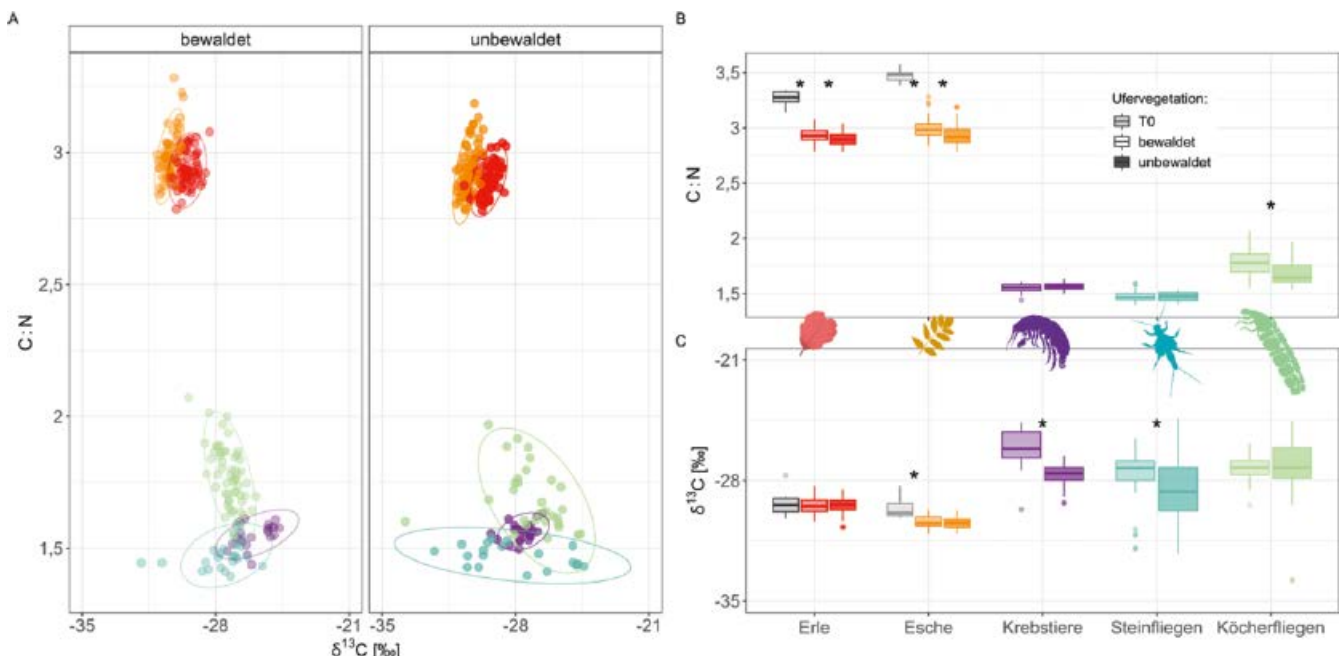


Abb. 5: Gesamteffekte des Ufervegetationstyps auf A) die C:N-Verhältnisse (ln-molare Verhältnisse) und die $\delta^{13}\text{C}$ -Signaturen der Laubstreugemeinschaft zwischen bewaldeten und unbewaldeten Standorten (Ellipsen zeigen den 95 %-Konfidenzbereich), B) die C:N-Verhältnisse (ln-molare Verhältnisse) und C) die $\delta^{13}\text{C}$ -Signaturen von Erle, Esche sowie von laubzersetzenden Bachflohkrebsen, Steinfliegen und Köcherfliegen. Farben in A gelten wie in B dargestellt. T0 kennzeichnet die Werte beim Startzeitpunkt für die verschiedenen Laubarten. Asterische kennzeichnen statistisch signifikante Unterschiede (d. h. 0 ist nicht in den Konfidenzintervallen enthalten). Abbildung verändert aus Oester et al. (2024) [41].

Tabelle 2: Abbauraten k_c (grob), k_f (fein), λ_f (Fragmentierung) sowie Massenverluste der anfänglichen 5 g Laubstreu (Mittelwerte ± 1 SD) pro Wachstumsgradtag [dd⁻¹].

Region	Vegetation	Laubart	k_c [dd ⁻¹]	Massenverlust grob [g]	k_f [dd ⁻¹]	Massenverlust fein [g]	λ_f [dd ⁻¹]
Norden	bewaldet	Erle	5,69 \pm 2,04	2,19 \pm 0,59	3,41 \pm 0,49	1,49 \pm 0,18	1,27 \pm 1,04
		Esche	11,13 \pm 4,05	3,29 \pm 0,66	6,17 \pm 0,89	2,387 \pm 0,29	2,76 \pm 1,92
	unbewaldet	Erle	4,15 \pm 0,66	1,87 \pm 0,17	3,35 \pm 0,54	1,57 \pm 0,16	0,42 \pm 0,11
		Esche	7,43 \pm 1,58	2,81 \pm 0,23	5,56 \pm 0,63	2,33 \pm 0,22	0,99 \pm 0,62
Süden	bewaldet	Erle	4,99 \pm 0,90	2,11 \pm 0,25	4,02 \pm 0,68	1,78 \pm 0,08	0,51 \pm 0,30
		Esche	7,99 \pm 1,91	2,89 \pm 0,31	6,56 \pm 0,74	2,57 \pm 0,14	0,74 \pm 0,56
	unbewaldet	Erle	4,76 \pm 0,79	2,03 \pm 0,19	4,37 \pm 0,66	1,90 \pm 0,15	0,20 \pm 0,05
		Esche	7,81 \pm 0,87	2,88 \pm 0,19	7,42 \pm 0,75	2,79 \pm 0,25	0,20 \pm 0,21

stoffquellen hinweist. Insgesamt war die Pilzbiomasse auf dem Laub in unbewaldeten Abschnitten höher. Während des Freilandversuchs stiegen die Stickstoffgehalte des Laubs um etwa 1 % an, und die C:N-Verhältnisse sanken entsprechend, insbesondere bei Esche (Abbildung 5). Die $\delta^{13}C$ -Werte des Eschenlaubs verschoben sich im Mittel um $-0,85$ ‰, während jene des Erlenlaubs unverändert blieben. Dadurch zeigte sich am Ende des Freilandversuchs ein leichter Unterschied von etwa 1 ‰ zwischen den beiden Laubarten.

Die Gewebe der Laubzersetzer wiesen im Vergleich zum von Mikroorganismen besiedeltem Laub etwa halb so hohe C:N-Verhältnisse auf, was deutliche Ernährungsungleichgewichte zwischen Ressourcen und Konsumenten aufzeigt. Diese Ungleichgewichte waren am deutlichsten zwischen Bachflohkrebsen und ih-

ren Ressourcen in unbewaldeten Standorten. Auch Steinfliegen zeigten dort größere $\delta^{13}C$ -Differenzen, während Köcherfliegen eine entgegengesetzte Tendenz mit geringeren Unterschieden in bewaldeten Abschnitten aufwiesen. Allerdings fanden wir keine indirekten Effekte von Ufervegetation über Gewichts- oder Biomasseveränderungen zu den C:N-Verhältnissen oder den Werten von $\delta^{13}C$ (Abbildung 6).

4 Diskussion

Unsere Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Ufervegetation einen zentralen Einfluss auf die Struktur und die ökologischen Prozesse von Lebensgemeinschaften in kleinen Fließgewässern hat. In bewaldeten Abschnitten befanden sich eine höhere Anzahl Individu-

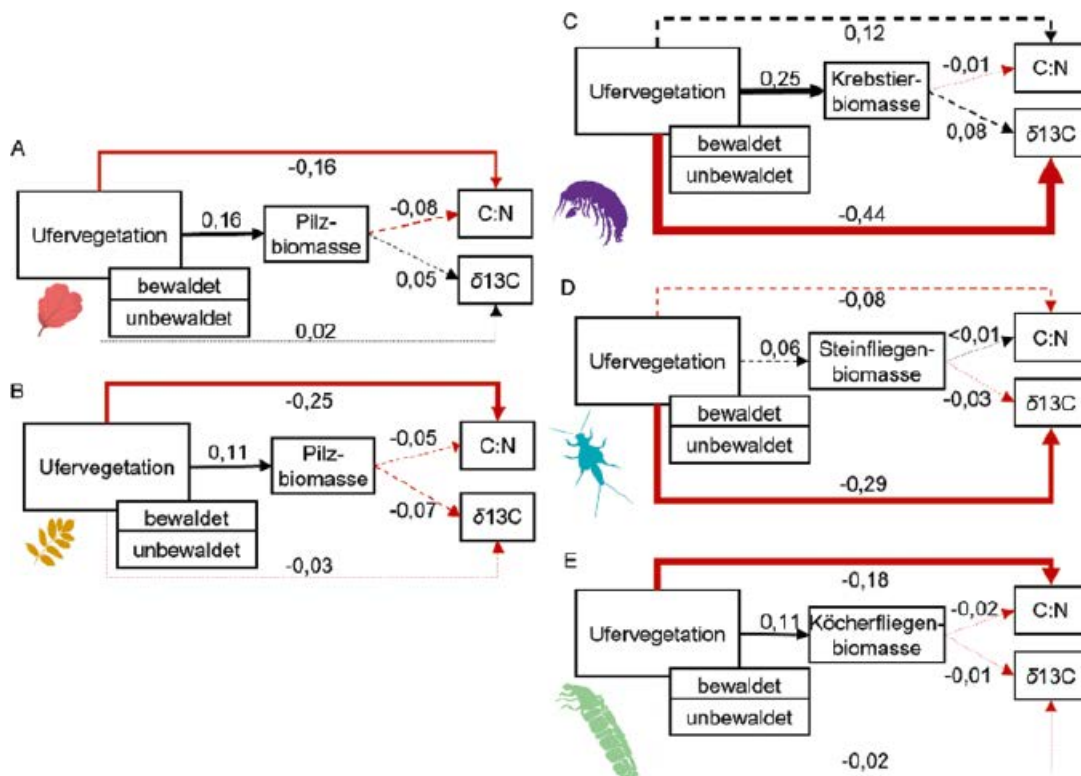


Abb. 6: Pfadanalyse (basierend auf SEM) der direkten und indirekten (über die Konsumentenmasse: entweder Pilzbiomasse oder Biomasse der drei Zersetzer-Gruppen) Effekte der Ufervegetationstypen auf: A) Erle, B) Esche, C) Laub zersetzende Bachflohkrebs, D) Steinfliegen und E) Köcherfliegen. Durchgezogene Pfade zeigen starke Evidenz für die jeweiligen Beziehungen (d. h. 0 ist nicht in den Konfidenzintervallen enthalten), während gestrichelte Pfade keine Evidenz für Effekte darstellen. Rote Pfade zeigen negative, schwarze Pfade positive Zusammenhänge. Pfeile vom Ufervegetationstyp beziehen sich auf Unterschiede zwischen bewaldeten (Referenz) und unbewaldeten Standorten. Die Werte entlang der Pfade entsprechen skalierten Werten (d. h. je höher der Betrag des Wertes, desto dicker der Pfeil). Abbildung verändert aus Oester et al. (2024) [41].

en, Diversität und Biomassen empfindlicher Arten wie jene der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT) sowie funktioneller Gruppen wie Laubzersetzer. Gleichzeitig war der Abbau von Laubstreu, gemessen als Fragmentierungsrate, in bewaldeten Abschnitten rund dreimal höher als in unbewaldeten. Fehlt der Uferwald, verändert sich auch die chemische Zusammensetzung und energetische Kopplung zwischen terrestrischem Laub und aquatischen Konsumenten, was auf eine „Neuverdrahtung“ der Energieflüsse hinweist. Damit zeigt sich, dass die Ufervegetation nicht nur die Gemeinschaftszusammensetzung, sondern auch wichtige ökologische Prozesse wie den Abbau organischen Materials und trophische Interaktionen steuert.

4.1 Einfluss der Ufervegetation auf Gemeinschaft und Prozesse

In bewaldeten Gewässerabschnitten profitieren Makroinvertebraten von einem höheren Eintrag abgestorbenen Pflanzenmaterials (Laubstreu, Äste) sowie von stabileren Temperatur- und Lichtverhältnissen [23, 42]. Laubzersetzer-Arten der Köcherfliegen, Steinfliegen und Bachflohkrebsen, aber auch Pilze und viele andere Artengruppen nutzen dieses Material als Nahrung und Habitat [32, 37]. Durch ihre Aktivität produzieren sie aber auch feine Nahrungspartikel und sichern den Stofffluss im Nahrungsnetz [7, 20]. Unbewaldete Abschnitte bieten weniger Habitatstruktur und geringere Nahrungsqualität, was die Vielfalt der Lebensgemeinschaften und die Intensität der Stoffflüsse verringert [42, 43]. Eine aktuelle Meta-Analyse von über 100 Studien belegt, dass Veränderungen im Gewässerraum, wie zum Beispiel Abholzung, intensive Forstwirtschaft, oder landwirtschaftliche Nutzung, weltweit aquatische Biodiversität und ökologische Prozesse beeinträchtigen [21]. Unsere Ergebnisse bestätigen dieses Muster, zeigen jedoch auch, dass seine Ausprägung regional variieren kann: An Standorten nördlich der Alpen waren die Effekte der Ufervegetation deutlicher als an Standorten südlich der Alpen, vermutlich aufgrund der ausgeprägten Unterschiede in der Wasserchemie, vor allem aufgrund der geologischen Bedingungen (Kalkgestein im Norden vs. Silikatgestein im Süden), aber auch der Anwesenheit von Schlüsselarten wie den Bachflohkrebsen, zwischen diesen beiden biogeographischen Regionen. Damit wird klar, dass der Einfluss der Ufervegetation standortabhängig ist und lokale Bedingungen bei der Planung von Bewirtschaftungs- und Revitalisierungsmaßnahmen gezielt berücksichtigt werden müssen.

4.2 Trophische und stoffliche Zusammenhänge

Nebst der Struktur der Lebensgemeinschaft beeinflusst die Ufervegetation auch die Qualität und Zusammensetzung der Nah-

rungsressourcen. In unbewaldeten Abschnitten wiesen Blätter höhere Stickstoffgehalte und damit geringere C:N-Verhältnisse auf, was auf stärkere mikrobielle Konditionierung hinweist. Mögliche Ursachen könnten auf leicht erhöhte Mengen gelösten Stickstoffs, positive Wechselwirkungen zwischen aquatischen Pilzen und Aufwuchsalgen (welche in unbewaldeten Abschnitten höhere Biomassen hatten), oder erhöhte Aktivität von Makroinvertebraten, die über Bioturbation und Exkretion Nährstoffkreisläufe anregen, hinweisen [44, 45]. Die Laubzersetzer reagierten jedoch unterschiedlich: Köcherfliegen spiegelten die veränderten Nährstoffverhältnisse des Laubes wider, was auf eine enge Nahrungsabhängigkeit und mögliche Spezialisierung hindeutet. Die Isotopensignaturen von Steinfliegen und Bachflohkrebsen deuten dagegen eine Nutzung alternativer Nahrungsquellen (zum Beispiel Algen) und damit flexiblere Ernährungsstrategien an. Dies deutet auf eine teils geringere trophische Kopplung zwischen Ressource und Konsument oder verstärkt omnivores Verhalten in unbewaldeten Gewässern hin, mit potenziellen Folgen für Nahrungsnetzstabilität und Energieflüsse [22, 36]. Damit wird klar, dass Veränderungen der Ufervegetation nicht nur strukturelle und funktionelle, sondern auch artspezifische Effekte entlang der Nahrungskette und Nährstoffdynamiken verursachen können [10, 25] und somit Auswirkungen auf viele verschiedene Facetten der Biodiversität von Waldbächen haben.

4.3 Relevanz für Gewässerbewirtschaftung

Für die Praxis bedeutet dies: Naturnahe Uferwälder fördern nicht nur den Lebensraum empfindlicher aquatischer und terrestrischer Arten, sondern stabilisieren ganze Nahrungsnetze, indem sie sowohl die taxonomische als auch die funktionelle Vielfalt mehrerer trophischen Ebenen unterstützen [21, 46]. Sie liefern organisches Material, regulieren Mikroklima und Nährstoffhaushalt, und sichern dadurch zentrale ökologische Prozesse entlang der gesamten Nahrungskette, vom mikrobiellen Abbau bis zur Aktivität der höheren Konsumenten wie Makroinvertebraten und schlussendlich der Wirbeltiere [9, 13, 25]. Besonders in kleinen Fließgewässern sind diese Prozesse auch im Winter entscheidend, wenn Laubfall und die Aktivität der Laubzersetzer den Energie- und Stofffluss im System bestimmen und viele dieser Pilz- und Makroinvertebratenarten sehr aktiv sind [43, 46].

Die Erhaltung und Wiederherstellung natürlicher Ufervegetation sollte daher ein fester Bestandteil der Gewässerbewirtschaftung und -revitalisierung sein [47, 48]. Selbst kleinräumige Eingriffe, etwa das Entfernen von Ufergehölzen oder Bepflanzen mit standortfremden Baumarten, können messbare Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften und ihre ökologischen Prozesse haben [23]. Eine konsequente Einbindung der natürlichen Ufervegetation

Beilagenhinweis



Bitte beachten Sie die Beilage in dieser Ausgabe

- HochwasserKompetenzCentrum e.V., 51109 Köln
- Flyer Hafenstädte im Wandel [↓](#)

in Planungs- und Unterhaltsarbeiten ist somit zentral, um die Biodiversität sowie die ökologische Funktionsfähigkeit und Resilienz unserer Gewässer langfristig zu sichern [49, 50].

Danksagung

Wir danken E. Cereghetti, F. Cerroti, L. Sturm und A. R. Esmaili für ihre Unterstützung bei der Feldarbeit sowie J. Colombo, S. Lötscher, G. Frei, L. Thomas-Sleiman, M. Laurent und S. Hürlemann für die Hilfe im Labor. Außerdem sind wir N. Dubois und I. Brunner für die Unterstützung bei den stabilen Isotopen- und Stöchiometriemessungen, M. Moretti, P. dos Reis Oliveira und P. Omena für ihre wissenschaftlichen Anregungen sowie allen Grundeigentümer:innen, deren Grundstücke wir für den Zugang zu unseren Probestellen betreten durften, sehr dankbar. Wir bedanken uns herzlich bei H. Fischer und J. Rüegg für ihr wertvolles Feedback und die konstruktiven Inputs während der Ausarbeitung dieses Artikels.

Finanzielle Unterstützung:

Dieses Projekt wurde durch den Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der Wissenschaftlichen Forschung (SNF, Projektnummern IZBRZ3_186311 an AB und 310030_197410 an FA) sowie die Blue-Green Biodiversity Initiative der Eawag und WSL finanziell unterstützt.

Anzeige

TIPPS ZUM THEMA



Seminar

Praxisseminar für naturgemäße lebende Bauweisen
14./15. April 2026
Oberkirch
590,00 € / 500,00 €**



Seminar

Lebensadern der Landschaft - Die Rolle natürlicher Auen in der Gewässerentwicklung
7. Mai 2026
Burkhardtsdorf
395,00 € / 330,00 €**



DWA-M 612

Gewässerrandstreifen - Uferstreifen - Gewässerentwicklungskorridore: Grundlagen und Funktionen, Hinweise zur Gestaltung, Beispiele
Mai 2020
103 Seiten, A4
Print 152,00 €*
E-Book 132,00 €*
Kombi 191,50 €*
* Fördernde Mitglieder erhalten 20% Rabatt
** Mitgliederpreis

Literatur

- [1] Hynes, H.B.N. (1975) The stream and its valley. *SIL Proceedings*, 1922–2010 19, 1–15
- [2] Vannote, R.L. et al. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 130–137
- [3] Burdon, F.J. et al. (2020) Assessing the Benefits of Forested Riparian Zones: A Qualitative Index of Riparian Integrity Is Positively Associated with Ecological Status in European Streams. *Water* 12, 1178
- [4] Wallace, J.B. et al. (1997) Multiple Trophic Levels of a Forest Stream Linked to Terrestrial Litter Inputs. *Science* 277, 102–104
- [5] Marks, J.C. (2019) Revisiting the Fates of Dead Leaves That Fall into Streams. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 50, 547–568
- [6] Oester, R. et al. (2021) Erstfund von *Potamophilus acuminatus* (Fabricius, 1792) für die Schweiz (Coleoptera, Elmidae). *Entomo Helvetica* 14, 141–144
- [7] Cummins, K.W. et al. (1989) Shredders and Riparian Vegetation. *BioScience* 39, 24–30
- [8] Marcarelli, A.M. et al. (2011) Quantity and quality: unifying food web and ecosystem perspectives on the role of resource subsidies in freshwaters. *Ecology* 92, 1215–1225
- [9] Baxter, C.V. et al. (2005) Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology* 50, 201–220
- [10] Gounand, I. et al. (2018) Cross-ecosystem carbon flows connecting ecosystems worldwide. *Nature Communications* 9, 4825
- [11] Scherer-Lorenzen, M. et al. (2022) Pathways for cross-boundary effects of biodiversity on ecosystem functioning. *Trends in Ecology & Evolution* 37, 454–467
- [12] Allan, J.D. (2004) Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35, 257–284
- [13] Ferreira, V. et al. (2023) Ecosystem services provided by small streams: an overview. *Hydrobiologia* 850, 2501–2535
- [14] Clarke, A. et al. (2008) Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology* 53, 1707–1721
- [15] Graça, M.A.S. (2001) The Role of Invertebrates on Leaf Litter Decomposition in Streams – a Review. *International Review of Hydrobiology* 86, 383–393
- [16] Hieber, M. and Gessner, M.O. (2002) Contribution of Stream Detritores, Fungi, and Bacteria to Leaf Breakdown Based on Biomass Estimates. *Ecology* 83, 1026–1038
- [17] Fukui, D. et al. (2006) Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. *Journal of Animal Ecology* 75, 1252–1258
- [18] Twining, C.W. et al. (2016) Omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids support aerial insectivore performance more than food quantity. *PNAS* 113, 10920–10925
- [19] Kowarik, C. et al. (2021) Cross-Ecosystem Linkages: Transfer of Polyunsaturated Fatty Acids From Streams to Riparian Spiders via Emergent Insects. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9, 707570
- [20] Shipley, J.R. et al. (2024) Consumer biodiversity increases organic nutrient availability across aquatic and terrestrial ecosystems. *Science* 386, 335–340
- [21] Oester, R. et al. (2025) A global synthesis on land-cover changes in watersheds shaping freshwater detrital food webs. *Global Change Biology* 31, e70380
- [22] Leberfinger, K. et al. (2011) The importance of terrestrial resource subsidies for shredders in open-canopy streams revealed by stable isotope analysis. *Freshwater Biology* 56, 470–480
- [23] Ferraz, M.A. et al. (2025) Upstream Deforestation and Nonnative Crops Affect Leaf Breakdown and Aquatic Invertebrate Assemblages in Streams. *Freshwater Biology* 70, e70102
- [24] Sterner, R.W. and Elser, J.J. (2002) Ecological stoichiometry: The biology of elements from molecules to the biosphere. In *Ecological Stoichiometry*, Princeton University Press
- [25] Cross, W.F. et al. (2003) Consumer-resource stoichiometry in detritus-based streams. *Ecology Letters* 6, 721–732
- [26] Swisstopo (2007) Vector 25 Gewässernetz. Bundesamt für Landestopographie (Art.30 Geo IV)

- [27] Swisstopo (2010) Vector 25. Bundesamt für Landestopographie (Art.30 Geo IV)
- [28] Oester, R. *et al.* (2023) Leaf-associated macroinvertebrate assemblage and leaf litter breakdown in headwater streams depend on local riparian vegetation. *Hydrobiologia* 850, 3359–3374
- [29] Oester, R. *et al.* (2025) Riparian Forests and Macroinvertebrates Support Multiple Ecosystem Processes Across Temperate and Tropical Streams. *Ecosystems* 29, 3
- [30] Bruder, A. *et al.* (2014) Litter decomposition in a temperate and a tropical stream: the effects of species mixing, litter quality and shredders. *Freshwater Biology* 59, 438–449
- [31] Tachet, H. *et al.* (2010) *Invertébrés d'eau douce – systématique, biologie, écologie*, CNRS Éditions
- [32] Schmidt-Kloiber, A. and Hering, D. (2015) www.freshwaterecology.info – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators* 53, 271–282
- [33] Benke, A.C. *et al.* (1999) Length-Mass Relationships for Freshwater Macroinvertebrates in North America with Particular Reference to the Southeastern United States. *Journal of the North American Benthological Society* 18, 308–343
- [34] Lecerf, A. (2017) Methods for estimating the effect of litterbag mesh size on decomposition. *Ecological Modelling* 362, 65–68
- [35] Gessner, M.O. (2020) Ergosterol as a Measure of Fungal Biomass. In *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide* (Bärlocher, F. *et al.*, eds), pp. 247–255, Springer International Publishing
- [36] Burdon, F.J. *et al.* (2020) Mechanisms of trophic niche compression: Evidence from landscape disturbance. *Journal of Animal Ecology* 89, 730–744
- [37] Frainer, A. *et al.* (2016) Stoichiometric imbalances between detritus and detritivores are related to shifts in ecosystem functioning. *Oikos* 125, 861–871
- [38] R Core Team (2024) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing
- [39] Oksanen, J. *et al.* (2019) vegan: Community Ecology Package
- [40] Bürkner, P.-C. *et al.* (2021) brms: Bayesian Regression Models using “Stan”
- [41] Oester, R. *et al.* (2024) Riparian forests shape trophic interactions in detrital stream food webs. *Functional Ecology* 38, 2196–2206
- [42] England, L.E. and Rosemond, A.D. (2004) Small reductions in forest cover weaken terrestrial-aquatic linkages in headwater streams. *Freshwater Biology* 49, 721–734
- [43] Little, C.J. and Altermatt, F. (2018) Landscape configuration alters spatial arrangement of terrestrial-aquatic subsidies in headwater streams. *Landscape Ecology* 33, 1519–1531
- [44] Danger, M. *et al.* (2013) Benthic algae stimulate leaf litter decomposition in detritus-based headwater streams: a case of aquatic priming effect? *Ecology* 94, 1604–1613
- [45] Chakraborty, A. *et al.* (2022) Macroinvertebrates as engineers for bioturbation in freshwater ecosystem. *Environmental Science and Pollution Research* 29, 64447–64468
- [46] Richardson, J.S. and Danehy, R.J. (2007) A Synthesis of the Ecology of Headwater Streams and their Riparian Zones in Temperate Forests. *Forest Science* 53, 131–147
- [47] Weber, C. *et al.* (2018) Goals and principles for programmatic river restoration monitoring and evaluation: collaborative learning across multiple projects. *WIREs Water* 5, e1257
- [48] dos Reis Oliveira, P.C. *et al.* (2020) Over forty years of lowland stream restoration: Lessons learned? *Journal of Environmental Management* 264, 110417
- [49] Dudgeon, D. *et al.* (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81, 163–182
- [50] Harrison, I. *et al.* (2018) The freshwater biodiversity crisis. *Science* 362, 1369–1369

Autor*innen

Rebecca Oester^{* 1) 2) 3) 4)}, Florian Altermatt^{2) 3)}, Andreas Bruder¹⁾

¹⁾ Institut für Microbiologie, Fachhochschule Südschweiz via Flora Ruchat Roncati 15, CH-6850 Mendrisio Schweiz

²⁾ Institut für Evolutionsbiologie und Umweltwissenschaften, Universität Zürich, Winterthurerstrasse 190, CH-8057 Zürich, Schweiz

³⁾ Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs Aquatische Ökologie Überlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf Schweiz

⁴⁾ Universität Hamburg, Fachbereich Biologie Ohnhorststraße 18, 22609 Hamburg

E-Mail: rebecca.oester@uni-hamburg.de
florian.altermatt@eawag.ch
andreas.bruder@supsi.ch

*Korrespondenzautorin

KW

www.dwa.info/mediadatenkw

Startklar für den großen Auftritt?

IFAT-Ausgabe II der KW

- KW Korrespondenz Wasserwirtschaft Ausgabe Mai vom 29. April – Anzeigenschluss 8. April
- dazu Onlinewerbung GFA-News.de: Banner, Sponsored News, VideoAds...

Infos unter dwa.info/mediadaten oder GFA | Monika Kramer | +49 2242 872-130 | anzeigen@dwa.de



IFAT- Freitickets sichern:
ifat.de/de/messe/tickets/
Ticket-Code: DWA_KA_KW

