

# Ökologische Beurteilung von Wasserentnahmen an kleinen Fließgewässern

Endbericht – Teil I: Synthese



## **Impressum**

Medieninhaber, Verleger und Herausgeber:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien

Autor:innen Gesamtbericht und Teilbericht I Synthese: Georg Wolfram, Martin Kvarda, Elisabeth Sigmund, Franz Greimel, Daša Hlúbiková, Claudia Dienstl-Swoboda, Nella Ilinčić, Gabriel Pinter

Gesamtumsetzung: Georg Wolfram

Fotonachweis Cover: Purzelkamp – Martin Kvarda (DWS Hydro-Ökologie GmbH)

Wien, 2025. Stand: 30. Oktober 2025

### **Zitiervorschlag:**

Wolfram, G., M. Kvarda, E. Sigmund, F. Greimel, D. Hlúbiková, C. Dienstl-Swoboda, N. Ilinčić, G. Pinter (2025). Ökologische Beurteilung von Wasserentnahmen an kleinen Fließgewässern – Synthese. BMLUK, Wien.

### **Copyright und Haftung:**

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundesministeriums und der Autor:innen ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autor:innen dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an [abt-42@bmluk.gv.at](mailto:abt-42@bmluk.gv.at).

## Inhalt

<b>Abstract</b> .....	<b>4</b>
<b>1 Aufgabenstellung</b> .....	<b>6</b>
1.1 Hintergrund.....	6
1.2 Zielsetzung .....	7
1.3 Projektstruktur.....	8
<b>2 Forschungsfragen und Ergebnisse</b> .....	<b>10</b>
<b>3 Schlussfolgerungen</b> .....	<b>27</b>
<b>4 Empfehlungen</b> .....	<b>30</b>
4.1 Datenbasis und Monitoring .....	30
4.2 Beurteilung und Entscheidungsgrundlagen im Wasserrechtsverfahren.....	30
4.3 Kontrolle und Nachweis.....	31
4.4 Sensibilisierung und Bewusstseinsbildung .....	32
<b>5 Anhang</b> .....	<b>33</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b> .....	<b>34</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>35</b>
<b>Literaturverzeichnis</b> .....	<b>36</b>
<b>Abkürzungen</b> .....	<b>39</b>

# Abstract

Kleine, abflussschwache Fließgewässer spielen eine zentrale Rolle für den Wasserhaushalt und die Biodiversität Österreichs, sind jedoch besonders stark von klimatischen und anthropogenen Einflüssen betroffen. Vor dem Hintergrund steigender Temperaturen, zunehmender Trockenperioden und wachsender Nutzungsansprüche wurde 2023 ein interdisziplinäres Forschungsprojekt zur limnologischen Untersuchung solcher Gewässer initiiert. Ziel war es, Grundlagen für eine fachlich fundierte Beurteilung von Wasserentnahmen in kleinen Fließgewässern zu schaffen.

In Kooperation mit vier Bundesländern (NÖ, Bgld., Stmk., Ktn.) und in Abstimmung mit dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLUK) wurden 30 Standorte an 12 kleinen Fließgewässern in Ostösterreich untersucht. Erhoben wurden hydrologische, physikalisch-chemische und biologische Daten (Phytobenthos, Makrozoobenthos, Fische) ergänzt durch ökomorphologische Analysen. Schwerpunkt war die Bewertung der Auswirkungen von Wasserentnahmen und Summationseffekten auf die biologischen Qualitätselemente.

Die Ergebnisse zeigen, dass kleine Fließgewässer eine hohe natürliche Variabilität und zugleich eine ausgeprägte Sensitivität gegenüber Belastungen aufweisen. Wasserentnahmen, fehlende Beschattung und Teicheinflüsse führen häufig zu erhöhten Wassertemperaturen, reduzierter Sauerstoffdynamik und Veränderungen der Biozönosen. Das Phytobenthos reagierte signifikant auf hydrologische Belastungen, während Makrozoobenthos und Fische nur in Detailanalysen Unterschiede zwischen Voll- und Restwasserstrecken erkennen ließen. Hydrologische Messungen belegten verbreitet ein Abflussdefizit sowie lokal anthropogen bedingte Trockenphasen.

Insgesamt zeigten die Untersuchungen, dass viele der betrachteten Gewässer keinen guten ökologischen Zustand erreichen und Handlungsbedarf im Hinblick auf Wasserentnahmen, Landnutzung und Strukturdefizite besteht. Für eine belastbare Bewertung sind langfristige hydrologische Messreihen, verbesserte Datengrundlagen und angepasste Bewertungsmethoden erforderlich.

Aufbauend auf den Erkenntnissen des vorliegenden Projekts wurden Empfehlungen zur Verbesserung der Datenbasis, zur Beurteilung in Wasserrechtsverfahren, zu Kontrollen

und Monitoring sowie zur erhöhten Bewusstseinsbildung hinsichtlich der Sensibilität von kleinen Fließgewässern formuliert.

Das Projekt liefert eine umfassende, wissenschaftlich fundierte Basis zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen von Wasserentnahmen in kleinen Fließgewässern Österreichs und formuliert Empfehlungen für eine vorsorgende, datengestützte Wasserwirtschaft. Diese soll gewährleisten, dass auch kleine, bislang oft unberücksichtigte Gewässer künftig stärker in wasserwirtschaftliche Entscheidungsprozesse integriert werden.

# 1 Aufgabenstellung

## 1.1 Hintergrund

Die Jahresrückblicke meteorologischer Dienste weisen Jahr für Jahr neue Höchstwerte für Temperaturrekorde und Niederschlagsdefizite in Österreich aus. Seit dem Jahr 2000 gab es nur wenige Jahre, die hierzulande nicht zu warm oder zu trocken waren (Geosphere Austria 2025). Aufgrund der klimatischen Veränderungen nehmen Häufigkeit und Länge von Phasen der Trockenheit sowie von Hitzewellen zu (BMLRT 2021), was sich auch auf Menge und Qualität der Wasserführung in den Gewässern, aber auch die saisonale Charakteristik im Abflussverhalten auswirkt (APCC 2014, Feigl et al. 2025).

Langzeitdatenreihen lassen bereits – mit regionalen Unterschieden – deutlich abnehmende Trends im Abfluss vieler Fließgewässer erkennen (Blöschl et al. 2018). Zwar nahm auch der Jahresniederschlag in den letzten drei Jahrzehnten im Mittel für Österreich um etwa 80 mm/a zu, er wurde jedoch durch eine gestiegene Verdunstung aufgewogen. Bemerkenswert ist die Zunahme von Hochwässern, die in kleineren Einzugsgebieten ausgeprägter ist als in größeren Gebieten. Demgegenüber zeichnet sich in manchen Regionen, unter anderem in den Flachlandregionen Ost- und Südösterreichs, eine Verschärfung der Niederwassersituation ab (Blöschl et al. 2018, Laaha et al. 2025).

Zu den abnehmenden Abflüssen kommt österreichweit ein Anstieg der Wassertemperaturen hinzu. Dieser konnte bereits in der Vergangenheit beobachtet werden und es wird erwartet, dass sich dieser Anstieg in Zukunft weiter fortsetzen wird (ÖWAV 2014). Auch diesbezüglich sind die Regionen des Voralpenbereichs in Nord-, Ost- und Südösterreich im Besonderen betroffen. Da sie zudem am stärksten von Landwirtschaft geprägt sind, wird sich die Vulnerabilität der Fließgewässer dieser Regionen – auch angesichts des steigenden Wasserbedarfs für landwirtschaftliche Bewässerung und andere Nutzungen (BMK 2021) – während der sommerlichen Niederwasserzeit in Zukunft erhöhen (ACRP 2014).

Die beschriebene Entwicklung lässt vermuten, dass kleine und abflussschwache Fließgewässer im Besonderen von den klimatischen Veränderungen betroffen sind, auch wenn die Datenlage dazu oft unzureichend ist, um dies gesichert belegen zu können. So ist vermutlich die Erwärmung kleiner Fließgewässer überproportional stärker als jene größerer Gewässer. Weigelhofer et al. (2012) wiesen zudem auf die erhöhte stoffliche

Belastung kleiner Fließgewässer durch mangelnde Verdünnung von Einträgen aus dem (oft intensiv landwirtschaftlich genutzten) Umland hin.

In diesem Bezugsrahmen wurde 2023, ausgehend von Diskussionen zu Wasserentnahmen im Burgenland, ein länderübergreifendes Projekt initiiert, um grundlegende offene Fragen zur Limnologie kleiner Fließgewässer zu klären. Das Projekt wurde in Abstimmung mit den Ländern Niederösterreich, Burgenland, Steiermark und Kärnten sowie dem Bund entwickelt und vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft (BMLUK) aus Mitteln des Umweltförderungsgesetzes gefördert. Im Vorfeld zu diesem Projekt zeigte sich, dass es keine allgemein anerkannte Definition von „kleinen Fließgewässern“ gibt. Im NPG (2021) findet sich eine Klassifizierung der Fließgewässer Österreichs nach der Größe des Einzugsgebiets, wobei mehr als ein Viertel aller Oberflächenwasserkörper ein Einzugsgebiet  $<10 \text{ km}^2$  aufweist, viele weitere kleine aber auch nicht erfasst sind. In der Praxis werden kleine Fließgewässer auch nach dem Abfluss abgegrenzt, z. B. mit einem Mittelwasserabfluss von weniger als 50 L/s. Dieser Abgrenzung im Sinne einer Arbeitshypothese folgt auch der vorliegende Bericht.

## 1.2 Zielsetzung

Das Projekt soll Grundlagen erarbeiten, die in Wasserrechtsverfahren in der Beurteilung von Auswirkungen auf die ökologische Funktionsfähigkeit unter veränderten klimatischen Bedingungen herangezogen werden können. Ziel ist eine nachvollziehbare Darstellung der Sensitivität kleiner Fließgewässer gegenüber hydrologischen Eingriffen unter Berücksichtigung des Gewässertyps und der vorherrschenden Einflussfaktoren, um abschätzen zu können, ob und in welchem Ausmaß Entnahmen aus abflussschwachen Bächen zulässig sind. Drei Projektziele standen dabei im Vordergrund:

- Definition von kleinen Fließgewässern und Ausarbeitung einer typologischen Differenzierung kleiner Fließgewässer in Österreich
- Identifizierung der prägenden abiotischen Einflussfaktoren auf physikalisch-chemische und biologische Qualitätselemente und damit die ökologische Funktionsfähigkeit in abflussschwachen Gewässern unter Betrachtung von Summationseffekten auf Einzugsgebietsebene
- Erstellung einer fachlichen Grundlage zur Beurteilung von Wasserentnahmen aus abflussschwachen Gewässern in Hinblick auf die Sicherstellung des guten öko-

logischen Zustands unter Betrachtung der ausgearbeiteten Gewässerdifferenzierung und unter Berücksichtigung klimatischer Veränderungen

Zur Erfüllung der oben genannten Ziele wurden folgende Forschungsfragen formuliert:

- Ist die oben angeführte Abgrenzung von kleinen Fließgewässern als Gewässer mit einem Mittelwasserabfluss von weniger als 50 L/s sinnvoll oder ist eine andere Definition zielführend?
- Nach welchen Parametern kann eine Differenzierung der kleinen Fließgewässer in Hinblick auf Wasserentnahmen erfolgen?
- Welchen Einfluss haben die abiotischen Einflussfaktoren auf physikalisch-chemische und biologische Qualitätselemente und damit auf den ökologischen Zustand in abflussschwachen Fließgewässern unter Betrachtung von Summationseffekten auf Einzugsgebietsebene?
- Bezogen auf eine Auswahl kleiner Fließgewässer: Ist der gute ökologische Zustand in den ausgewählten Gewässern bzw. Oberflächenwasserkörpern derzeit gegeben?
- Nach welchen abiotischen und hydromorphologischen Kriterien können abflussschwache Fließgewässer als Fisch- oder Nicht-Fischlebensraum definiert werden?
- Wie wirken sich Wasserentnahmen im Einfluss unterschiedlicher Landnutzungsarten im Einzugsgebiet und in Abhängigkeit von den naturräumlichen Rahmenbedingungen auf die physikalisch-chemischen und biologischen Qualitätselemente aus?

### **1.3 Projektstruktur**

Das Projekt wurde in sechs Arbeitspaketen (AP) umgesetzt. Die Ergebnisse wurden in sechs Teilberichte aufgeteilt (Tabelle 1).

Tabelle 1 Aufteilung der Ergebnisse der Arbeitspakete auf die Teilberichte

<b>AP</b>	<b>Fachgebiet</b>	<b>Teilbericht</b>
<b>AP1</b>	Untersuchungsgebiet	II
	Typologie	
	Hydromorphologie	
	Hydrologie	III
<b>AP2</b>	Wassertemperatur	IV
	Allgemeine physikalisch-chemische Parameter	
<b>AP3</b>	Phytobenthos	V
	Makrozoobenthos	
<b>AP4</b>	Fische	VI
<b>AP5</b>	Synthese	I
<b>AP6</b>	Projektmanagement	–

## 2 Forschungsfragen und Ergebnisse

Vor dem Hintergrund eines wachsenden Nutzungsdrucks – etwa durch landwirtschaftliche Bewässerung, energiewirtschaftliche Nutzung und Freizeitinteressen – tritt die Notwendigkeit einer fundierten Priorisierung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen verstärkt in den Vordergrund. Das gilt im Besonderen für vulnerable Systeme wie kleine, abflussschwache Fließgewässer. Diese unterliegen zwar denselben Umweltzielen wie größere Fließgewässer und auch die QZV Ökologie OG gilt grundsätzlich für alle Fließgewässer ungeachtet ihrer Größe, doch standen die kleinen Fließgewässer bisher nicht im Fokus des NGP oder des GZÜV-Monitorings.

Dabei erfüllen gerade diese oft wenig beachteten Bäche wesentliche Funktionen in den hydrologischen, stofflichen und biologischen Prozessen innerhalb größerer Einzugsgebiete. Sie tragen maßgeblich zur regionalen Biodiversität bei und reagieren besonders sensibel auf anthropogene Eingriffe und klimatische Extremereignisse (Beilfuss et al. 2003, Wohl 2017). Kleine Fließgewässer zeichnen sich zudem durch eine ausgeprägte natürliche Variabilität aus und oftmals mangelt es im Vergleich zu größeren Fließgewässern an einer soliden hydrologischen und gewässerökologischen Datengrundlage. Zwar sind die nationalen Bewertungsmethoden mehrheitlich auch für kleine Fließgewässer anwendbar, es ist aber zu prüfen, inwieweit sie angepasst oder weiterentwickelt werden müssen, um den Besonderheiten kleiner Fließgewässer gerecht zu werden.

Eine Frage, die sich in den letzten Jahren in der wasserwirtschaftlichen Praxis häufig stellte, ist jene nach der Zulässigkeit und ökologischen Vertretbarkeit von Wasserentnahmen aus kleinen, abflussschwachen Fließgewässern. Mit dem vorliegenden Projekt soll eine belastbare fachliche Grundlage dafür geschaffen werden. In einem mehrstufigen Untersuchungsdesign wurden an insgesamt 30 Standorten in Ostösterreich Fließgewässer aus fünf Bioregionen untersucht. Die Datenerhebung umfasste kontinuierliche hydrologische Messungen, monatliche physikalisch-chemische Analysen sowie Erhebungen biologischer Qualitätskomponenten gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Trotz des breiten fachlichen Ansatzes war das Projekt mit mehreren methodischen Einschränkungen konfrontiert: Die Auswahl der Standorte basierte vorwiegend auf Expert:inneneinschätzungen und verfügbaren Informationen im Wasserbuch, während systematische Vordaten weitgehend fehlten. Zudem zeigte sich, dass der Großteil der

untersuchten Gewässer nicht nur einer hydrologischen Belastung, sondern gleichzeitig mehreren anthropogenen Stressoren ausgesetzt war. Diese Multi-Stressor-Situationen erschweren eine eindeutige Zuordnung von Wirkungszusammenhängen und reduzieren die Aussagekraft einzelner Parameter. Darüber hinaus beeinträchtigten außergewöhnliche Hochwasserereignisse in Kärnten (2023) und im Burgenland (2024) den Ablauf der Freilandarbeiten und machten deutlich, dass im ursprünglichen Studiendesign saisonale Aspekte unzureichend berücksichtigt wurden. Dies konnte zumindest teilweise durch wiederholte Probenahmen an ausgewählten Standorten kompensiert werden.

Ungeachtet dieser Einschränkungen brachten die Untersuchungen wichtige Ergebnisse und vertieften unser Verständnis zum ökologischen Zustand kleiner Fließgewässer, zu den prägenden Einflussfaktoren und zur Reaktion bzw. Resilienz der Gewässer gegenüber hydrologischen Eingriffen. Die Erkenntnisse sind nachfolgend entsprechend den oben definierten Forschungsfragen zusammengefasst.

### **Ist die Definition von kleinen Fließgewässern als Gewässer mit einem jährlichen Mittelwasserabfluss von weniger 50 L/s neu zu bewerten?**

Die Festlegung von Schwellenwerten ist in der wasserwirtschaftlichen Praxis oft von zentraler Bedeutung, etwa für die Definition von Prüfpflichten oder die Ableitung von Maßnahmen im Gewässerbewirtschaftungsplan. Das betrifft auch kleine Fließgewässer, für die zu Beginn des vorliegenden Projekts ein mittlerer Abfluss von 50 L/s als Kriterium zur Abgrenzung angenommen wurde.

Unsere Untersuchungen zeigen grundsätzlich, dass kleine Fließgewässer eine erhöhte Variabilität der Abflussverhältnisse aufweisen, seien es ausgeprägte Niederwasserphasen oder Starkregenereignisse. Darauf deutet im Vergleich zu mittleren und größeren Flüssen auch die erhöhte saisonale Variabilität bestimmter allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter hin. Die biologischen Qualitätselemente spiegeln die hohe Vulnerabilität kleiner Fließgewässer gegenüber hydrologischen Eingriffen teilweise wider, etwa in der Veränderung der Artenzusammensetzung benthischer Diatomeen oder einer reduzierten Taxazahl beim Makrozoobenthos in Abschnitten mit episodisch fehlendem Oberflächenabfluss. Bei Fischen ist ein vergleichbarer Effekt über die eingeschränkte Wiederbesiedelung aus stromab gelegenen Gewässerstrecken zu beobachten.

Aus diesen Befunden lässt sich allerdings keine Bestätigung für einen bestimmten Schwellenwert der Gewässergröße ableiten, ab dem die Sensitivität merklich ansteigt.

Letztlich ist der Datensatz zu klein, um zu dieser Frage eine gesicherte Aussage machen zu können: Nur vier Standortpaare von Restwasser- und Vollwasserstrecken wiesen innerhalb des Messzeitraumes einen Mittelwasserabfluss  $<50$  L/s auf, während sieben Standortpaare einen höheren Mittelwasserabfluss hatten (gesamte Bandbreite 2 bis 307 L/s) – jeweils mit Wasserentnahmen in unterschiedlich hohem Ausmaß und mit unterschiedlichen Zusatzbelastungen.

Alternativ könnten kleine Fließgewässer auch anhand der Einzugsgebietsgröße oder mit Bezug zur Abflussspende abgegrenzt werden. Doch zeigen die untersuchten Gewässer auch hier eine hohe Spannweite. Zudem wäre jedenfalls eine regionale Differenzierung erforderlich, um den unterschiedlichen Verhältnissen in alpin geprägten Einzugsgebieten und solchen im Flachland Ostösterreichs gerecht zu werden.

Somit erlauben die Ergebnisse des vorliegenden Projekts zwar keine abschließende Beantwortung der Frage der Abgrenzung kleiner Fließgewässer anhand eines bestimmten Schwellenwerts. Angesichts der erhöhten Vulnerabilität abflussschwacher Gewässer erscheint der Ausgangswert eines Mittelwasserabflusses von 50 L/s aber als praktikable und pragmatische Orientierungshilfe. Der Schwellenwert deckt sich auch mit dem Ansatz im Regelblatt 407 (Empfehlungen für die Bewässerung) des ÖWAV (2025), in dem für „sehr kleine Gewässer“ mit einem Mittelwasserabfluss  $<50$  L/s besonders strenge Vorgaben formuliert werden.

Eine künftige Anpassung dieses Schwellenwerts kann mit wachsender Datenbasis erfolgen, ggfs. in Kombination mit anderen Kriterien wie der Einzugsgebietsgröße oder Kenntnis lokaler Einflussgrößen (z. B. Hydrogeologie) und unter Berücksichtigung von hydrologischen Veränderungen im Zuge des Klimawandels.

### **Nach welchen Parametern kann eine Differenzierung der kleinen Fließgewässer im Projektgebiet in Hinblick auf Wasserentnahmen erfolgen?**

Eine typologische Differenzierung von Oberflächengewässern ist gemäß EU-Wasserahmenrichtlinie erforderlich, um einheitliche, typspezifische Referenzbedingungen definieren zu können. Diese stellen eine wesentliche Grundlage für die gewässerökologische Bewertung und damit für die wasserwirtschaftliche Planung dar.

Die für österreichische Fließgewässer entwickelte Typologie berücksichtigt verschiedene Kriterien, die grundsätzlich auch für kleine Fließgewässer gelten. Es stellt sich allerdings

die Frage, ob die bloße Zugehörigkeit zu einem bestimmten Gewässertyp (z. B. nach Bio-region, Seehöhe oder Gewässergröße) für wasserwirtschaftliche Entscheidungen – etwa zur Genehmigung von Wasserentnahmen – ausreicht. Es könnte zur Erleichterung einer fachlichen Beurteilung in Wasserrechtsverfahren sinnvoll sein, auch Vorbelastungen und Nutzungen (z. B. landwirtschaftliche Bewässerung, Kleinkraftwerke, Freizeitdruck, Querbauwerke, Einleitungen) zu kategorisieren oder bestimmte Ausschlusskriterien oder Schwellenwerte zu definieren, ab denen eine Entnahme nicht oder nur sehr eingeschränkt zulässig ist.

Im Fachbericht Hydrologie (Teilbericht III) zeigen die untersuchten Gewässer eine generell erhöhte räumliche und zeitliche Variabilität der Abflusscharakteristik, selbst innerhalb klassischer Typgrenzen. Einige Gewässerabschnitte erwiesen sich mit längeren extremen Niederwasserphasen oder stellenweise versiegendem Oberflächenabfluss als quasi intermittierende Bäche – allerdings war dies in unseren Untersuchungsgewässern anthropogen bedingt und auch in anderen Bächen Österreichs könnte das temporäre Trockenfallen bis dato eher menschengemacht als natürlich sein. Einzelne Abflussbestimmungen lassen sich im Wasserrechtsverfahren schwer zur Grundlage einer Kategorisierung von Gewässern machen. Eine Typisierung anhand von Dauerlinien wäre grundsätzlich möglich, wird jedoch durch das Fehlen belastbarer Langzeitdaten deutlich erschwert. Obwohl das Abflussregime auf Grundlage der mittleren Monatsabflüsse mithilfe von Modellansätzen wie dem Wasserbilanzmodell des digitalen hydrologischen Atlas Österreichs plausibel eingestuft werden kann, zeigen die Ergebnisse der vorliegenden Studie, dass die hohe Variabilität der Abflusscharakteristik kleiner Gewässer nur anhand von Messzeitreihen akkurat erfasst werden kann.

Auch die physikalisch-chemischen Parameter (Teilbericht IV) – insbesondere Temperaturspitzen, Temperaturbandbreiten und Nährstoffbelastungen – zeigen weniger typ-, sondern vorwiegend nutzungsbedingte Muster. Besonders in landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten steigen etwa Nitrat- und Ammoniumwerte an. Eine Differenzierung nach der Landnutzung – etwa zwischen intensiv genutzten Agrarflächen und waldgeprägtem Einzugsgebiet – erscheint hier sinnvoll. Eine typologische Differenzierung anhand von Leitfähigkeit und Grundchemismus ist grundsätzlich möglich; diese ist bereits durch die typspezifischen Grenz- und Richtwerte gemäß QZV Ökologie OG abgedeckt.

Beim Makrozoobenthos und Phytobenthos (Teilbericht V) erwies sich die Zusammensetzung der Biozönosen teilweise typabhängig, teilweise waren sie deutlich von Strukturdefiziten sowie – in einigen Fällen – von Wasserführung und Restwasser beeinflusst.

Etliche der untersuchten Bäche zeigten klare Reaktionen auf kleinräumige Belastungen wie Teicheinfluss oder fehlende Beschattung, unabhängig vom übergeordneten Gewässertyp. Eine systematische Differenzierung der untersuchten Gewässer in Hinblick auf eine Beurteilung von Wasserentnahmen ist anhand der vorliegenden Daten nicht möglich.

Fische (Teilbericht VI) wurden in einigen der untersuchten Gewässerabschnitte nicht nachgewiesen – teils aufgrund natürlicher Gegebenheiten, etwa in Quellregionen außerhalb des Fischlebensraums, teils infolge anthropogener Einflüsse. Die fischökologischen Kriterien sind daher für eine typologische Differenzierung nur begrenzt geeignet. Sie liefern jedoch wertvolle Hinweise für eine habitatbezogene Abgrenzung – insbesondere im Hinblick auf die Anbindung an stromab gelegene Fischlebensräume.

Neben der hydrologischen Typologie wurden auch Informationen zur Nutzung der Einzugsgebiete (Teilbericht II) berücksichtigt. Quantitative Angaben zur Nutzung – insbesondere zu Wasserentnahmen – liegen jedoch nur eingeschränkt vor. Methodisch wäre es wenig sinnvoll, hydrologische Kriterien wie Entnahmen selbst als Grundlage für eine Typisierung heranzuziehen, da sie ja gerade Gegenstand der Bewertung sind. Bei ausreichender Datenlage sollte allerdings die Vorbelastung im Hinblick auf Summationseffekte in jedem Fall berücksichtigt werden. Insgesamt ist die Belastungssituation in den Einzugsgebieten sehr heterogen: Einige zeigen deutliche anthropogene Einflüsse, andere sind weitgehend naturnah. Für eine belastbare, systematische Typisierung ist der Datensatz zu klein. Selbst die in der ProFor-Studie vorgeschlagene Unterscheidung in Wald- und Wiesenbach lässt sich in den Ergebnissen dieser Studie nicht schlüssig abbilden. Dennoch scheint am ehesten noch die Landnutzung als Kriterium für eine Differenzierung geeignet. Damit sind Einflüsse auf stoffliche Einträge, physikalisch-chemische Parameter und letztlich auf benthische Qualitätselemente verknüpft.

Die klassische Typisierung gemäß EU-WRRL bleibt als Grundlage der ökologischen Bewertung unverzichtbar. Für die behördliche Praxis ist sie jedoch dort zu ergänzen, wo lokale Gegebenheiten und Nutzungsbedingungen zusätzliche Informationen liefern, die für die Entscheidungsfindung relevant sind. Dazu zählen hydrologische Charakteristika (z. B. perennierend vs. intermittierend) ebenso wie Nutzungen und Belastungsformen im Einzugsgebiet – stets unter der Prämisse, dass sie nicht die zu bewertenden Effekte vorwegnehmen, sondern eine differenzierte Einzelfallbewertung ermöglichen. Eine Kategorisierung von anthropogenen Nutzungen mit konkreten Richt- oder Schwellenwerten zur Erleichterung der wasserwirtschaftlichen Praxis erscheint jedoch wenig zielführend.

## **Bezogen auf eine Auswahl kleiner Fließgewässer: Ist der gute ökologische Zustand in den ausgewählten Gewässern bzw. Oberflächenwasserkörpern derzeit gegeben?**

Die Bewertung des ökologischen Zustands der untersuchten Fließgewässer war nicht das Hauptziel der vorliegenden Studie, zumal die methodischen Beschränkungen bei sehr kleinen und abflussschwachen Bächen bekannt waren. Dennoch sollten die 30 Untersuchungsstellen auch anhand der standardisierten nationalen Methoden bewertet werden. Die Ergebnisse der ökologischen Zustandsbewertung für die untersuchten biologischen Qualitätselemente und die unterstützenden Parameter (Hydromorphologie, allgemeine physikalisch-chemische Parameter) sind im Detail in den Teilberichten angeführt. Tabelle 2 fasst die Befunde zusammen, ergänzt um typbeschreibende Faktoren. Die Datenmatrix wurde auf die wesentlichen Ergebnisse reduziert und umfasst:

### Typbeschreibende Faktoren

- BioReg = Bioregion
- BiozR = biozönotische Region
- SH = Seehöhen-Klasse (<500 müA und >500 müA)
- EZG = Einzugsgebiet-Klasse (<10 km<sup>2</sup> und >10 km<sup>2</sup>)
- Gefälle = Klasse des mittleren Gefälles (<1 %, 1 bis 2 %, 2 bis 4 %, >4 %)

### Anthropogene Einflussfaktoren

- Hydrologie: RW = Wasserentnahmen laut Wasserbuch oder nach Befundaufnahme (Teilbericht II); MQRW<50%MQVW und NQRW<50%NQVW = aktueller Mittel-/Niederwasserabfluss liegt unter 50 % des jeweils zu erwartenden (Vollwasser-) abflusses; (zeitweise) Auftreten von trockenen Schnellen
- NQmin ≤ 1 L/s = zumindest zeitweise kein durchgehender Oberflächenabfluss (Messsonden, Teilbericht III)
- Ökomorphologische Bewertungen (Teilbericht II): Laufentwicklung, Strömung, Sohle/Substrat, Breiten- und Tiefenvarianz, Ufer, Durchgängigkeit, Pufferfunktion der Ufer
- Nutzungen im Einzugsgebiet: Teich und ARA = (Fisch)Teich bzw. kommunale oder betriebliche Abwasserreinigungsanlage im Einzugsgebiet vorhanden; CLC1>1,5 % und CLC2>60 % = zumindest 1,5 % des Einzugsgebiets mit Corine Land Cover Kategorie 1 (Siedlungsflächen) bzw. zumindest 60 % mit CLC Kategorie 2 (landwirtschaftliche Flächen)

- Überschreitungen von Richtwerten für den guten ökologischen Zustand bei allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern (Anlage H, QZV Ökologie OG): BSB5O2 = Biochemischer Sauerstoffbedarf oder Sauerstoffsättigung, NO3N = Nitrat-Stickstoff, WT = Wassertemperatur

Response-Variablen (ordinale Zustandsklassen; Angaben als Zwischenstufen zeigen nicht einen Grenzbereich z. B. gut/mäßig an, sondern die Bewertungen bei Vorliegen von mehr als einer Aufnahme)

- Phytobenthos (nur Diatomeen)
- Makrozoobenthos
- Fische (FIA): „–“ keine Aufnahme, „N“ = Nicht-Fischlebensraum, Nullfang wird nicht berücksichtigt
- FiscoKO: FIA ohne Berücksichtigung von Ko-Kriterien

In den meisten Gewässertypen zeigt sich nach dem One-out-all-out-Prinzip ein mäßiger oder schlechterer ökologischer Zustand und ergibt somit einen Handlungsbedarf, insbesondere an den Standorten in der Bioregion „Östliche Flach- und Hügelländer“. Die Zustandsklassen für PHB und MZB liegen überwiegend im Bereich gut und mäßig, wobei tendenziell bessere Bewertungen in höhere Lagen (z. B. >500 m ü. A.) gefunden wurden. Die Fischfauna weist in vielen Fällen eine noch schlechtere Bewertung auf (häufig Zustandsklasse 4 oder 5), eine etwas bessere, wenn das K.o.-Kriterium Biomasse nicht berücksichtigt wird (FiscoKO).

Das Ergebnis deutet auf gravierende hydrologische, strukturelle oder stoffliche Defizite und einen Handlungsbedarf zur Erreichung der Umweltziele hin. Ein einfach erkennbares Muster in der Gegenüberstellung von Einflussfaktoren und Bewertungsergebnis ist auf den ersten Blick nicht erkennbar, auch wenn z. B. Überschreitungen der allgemeinen physikalisch-chemischen Parameter tendenziell Stellen mit schlechteren PHB- und MZB-Bewertungen assoziiert sind. Wie in den Teilberichten ausgeführt, ist die Zustandsbewertung jedoch zumeist ein zu grobes Maß, um anthropogene Einflussfaktoren abzubilden und in einen Kausalzusammenhang zu bringen. Bei den Fischen ist die Bandbreite der Zustandsbewertungen zu gering, um ein klares Ergebnis zu erhalten.

Tabelle 2 Datenmatrix der Typfaktoren, Einflussfaktoren und Bewertungsergebnisse für alle 30 Untersuchungsstellen. Erläuterungen im Text

Gewässer	Erl	Rump	Teich	Dobra	PurzI	PurzII	ThalII	ThalI	Läng	Koll	Kosas	StMarg	Kalch	Schir
Stelle														
BioReg	FH				GG		BR		KV		IB			FH
BiozR	Metarhithral													
SH	<500 müA	>500 müA	<500	>500 müA	<500	>500 müA	>500 müA	<500 müA	<500 müA	>500	<500 müA	>500	<500 müA	<500 müA
EZG	<1%	>10 km²	1-2%	<1%			2-4%			>4%	<10 km²		1-2%	
Typold	Gefälle													
Hydro	RW	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	MQRW<50%MQWW													
	NQRW<50%NQWW		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Trockene Schnellen		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Ökom	Laufentw	1 2 2	2 2 2	3 2 2	2 1 3	2 2 2	2 1 2	2 3 1	1 1 1	2 3 2	2 3 4	4 4 4	1 1 2	1 1 1
	Strömung	3 3 3	2 3 3	4 4 4	3 2 4	4 3 3	2 2 2	2 2 2	2 2 2	3 3 3	3 3 4	4 4 4	2 2 2	2 2 2
	Sohle/Sub	1 3 3	2 2 2	3 3 3	2 1 2	2 2 2	3 2 1	2 1 1	2 2 2	2 2 2	2 3 2	2 2 2	2 2 2	1 1 1
	B-Var	2 2 2	2 2 2	3 2 2	2 1 2	2 2 2	2 2 2	2 2 2	2 2 2	2 2 2	2 2 2	2 3 2	2 2 2	2 2 2
	T-Var	2 3 2	2 3 2	4 4 4	2 2 2	2 3 3	3 3 2	2 2 2	2 2 2	2 2 2	2 3 2	2 3 3	2 2 2	2 2 2
	Ufer	2 2 2	2 2 2	2 2 2	2 1 3	3 3 3	3 3 3	3 3 3	2 2 2	2 2 2	2 2 2	2 4 3	3 3 3	2 2 2
	Durchgäng	2 - -	5 5 5	2 2 2	4 - 4	2 4 4	4 4 4	- - -	- - -	5 5 5	4 3 5	3 5 3	3 5 3	2 5 -
	Ufer Funkt	1 3 3	2 2 2	2 2 2	3 1 1	2 3 4	4 2 2	2 2 2	2 2 2	4 2 2	1 4 1	5 3 3	1 1 1	1 1 2
	Teich	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	ARA													
EZG	Nutz	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Nutz	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
PhC	Teich	+		+										
	RW		?											
	WT	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	BSB5/O2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	NO3-N													
BQf ZfL	PHB	2 3 3	2 2-3	4 3-4	2-3 2-3	2 2 2	2 2 2	2 2-3 3 3	2-3 2-3	2 3 2	1 1 1	2 2 2	2-3 3 2-3	2 3 3
	MZB	3 3 3	3 4 3	4 3 4	3 2 2	2 2 2	2 2 2	2-3 2-3 2 2	2 2 2	2 2 2	2-3 3 2	2 2 2	3 3 3	2 2 2
	Fisch	- - -	5 5 4	4 4 4	5 4 5	5 5 4	4 5 5	5 5 5	4 3 3	N N N	N N N	N 5 N	5 5 N	5 N 5
	Fischo.KO	- - -	5 5 2	2 2 2	3 3 3	5 3 4	4 4 4	3 5 5	3 3 3	N N N	N N N	N 3 N	5 5 N	5 N 2
Nat.schutz	- - -		+											

## **Welchen Einfluss haben die abiotischen Einflussfaktoren auf physikalisch-chemische und biologische Qualitätselemente und damit auf den ökologischen Zustand in abflussschwachen Fließgewässern unter Betrachtung von Summationseffekten auf Einzugsgebietsebene?**

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden statistische Analysen auf Ebene der einzelnen Qualitätselemente durchgeführt. Sie sind in den Teilberichten IV bis VI zusammengefasst. Nachfolgend werden die Ergebnisse einer abschließenden und zusammenfassenden statistischen Analyse zugeführt.

Ein erster Zugang zur Fragestellung erfolgte über statistische Regressionsmodelle, in denen die Beziehungen zwischen potenziellen Einflussgrößen (z. B. hydromorphologische Belastungen, punktuelle Belastungen, Nährstoffeinträge) und den biologischen Bewertungsgrößen untersucht werden. Zur Analyse wurde eine ordinale logistische Regression durchgeführt (Funktion `clm()` im R-Paket `ordinal`; Agresti 2010, Christensen, 2019). Diese Methode eignet sich für Zielgrößen mit ordinalem Skalenniveau, wie sie bei der ökologischen Bewertung vorliegen. Die Methode schätzt die Wahrscheinlichkeit, dass eine Beobachtung einer bestimmten oder einer schlechteren Zustandsklasse zugeordnet wird. In jedem Modell wurden jeweils vollständige Datensätze berücksichtigt. Einige Einflussgrößen konnten in bestimmten Modellen nicht berücksichtigt werden, da sie zu numerischen Problemen führten (z. B. perfekte Trennung, fehlende Variation).

Bei einem rein statistischen Ansatz ist zu beachten, dass viele Einflussfaktoren nicht unabhängig voneinander sind. So können etwa Teicheinträge mit erhöhter Wassertemperatur oder Nährstoffkonzentrationen mit bestimmten Landnutzungsmustern korreliert sein. Zudem muss zwischen anthropogenen Einflussfaktoren und typbeschreibenden Parametern wie Gewässergröße, Gefälle oder Bioregion unterschieden werden. Letztere können die biologischen Bewertungen mitprägen, ohne notwendigerweise Ausdruck anthropogener Belastung zu sein.

Die statistische Analyse liefert somit zwar erste Hinweise auf systematische Zusammenhänge, kann aber keine ökologische Bewertung im engeren Sinn ersetzen. In einem zweiten Schritt erfolgt daher eine vergleichende Betrachtung der Reaktionen verschiedener biologischer Qualitätselemente (BQE) auf einzelne und kombinierte Belastungsfaktoren. Dies mit Bezug zu den Detailauswertungen, wie sie zu den drei BQE im Teilbericht V (PHB, MZB) und im vorliegenden Teilbericht VI (Fische) vorgenommen wurden.

In dem gewählten statistischen Modell wurden als Response-Variablen die Zustandsklassen der biologischen Bewertung herangezogen. Diese Zielgrößen liegen in ordinalen Zustandsklassen vor (1 = „sehr gut“ bis 5 = „schlecht“, gegebenenfalls mit Zwischenstufen, wenn mehr als eine Aufnahme vorliegt, z. B. 2,5 für „gut bis mäßig“).

Als potenzielle Einflussgrößen wurden die oben angeführten abiotischen Parameter einbezogen und wie folgt ordinal umgewandelt:

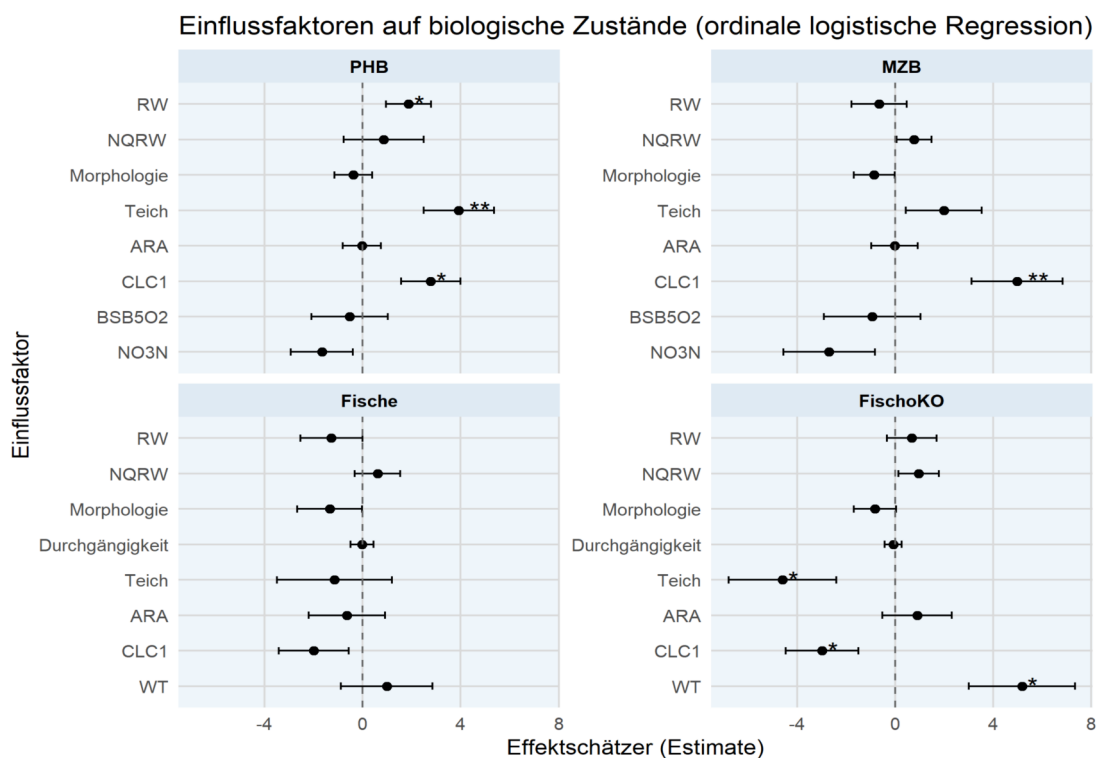
- RW: 0 = keine Wasserentnahmen, 1 = Wasserentnahmen (gemäß Wasserbuch bzw. Vor-Ort-Befund);
- MQRW und NQRW = aktueller Mittel-/Niederwasserabfluss liegt unter 50 % des jeweils zu erwartenden (Vollwasser-)abflusses: 0 = nein, 1 = ja;
- Durchgängigkeit: 0 = fischpassierbar, 1 = fischunpassierbare Querelemente (nur für Fische relevant und getestet);
- Morphologie: Mittelwert der Bewertungskriterien aus Teilbericht II, auf ganze Zahlen gerundet;
- Teich und ARA: Teicheinfluss bzw. ARA im Einzugsgebiet vorhanden (1) oder nicht vorhanden (0);
- BSB5O2, NO3N, WT: Richtwertüberschreitungen ja (1) oder nein (0) (WT nur für Fische getestet, BSB5O2 und NO3N nur für PHB und MZB getestet);
- CLC1, CLC2: Überschreitung der oben angegebenen Prozentwerte ja (1) oder nein (0)

Das Ergebnis der ordinalen logistischen Regressionsanalyse ist im Detail im Anhang (Tabelle 3) wiedergegeben. Zur Visualisierung wurde für jedes BQE ein sog. Effektschätzer-Diagramm erstellt. Dargestellt sind die geschätzten Effekte (Estimates) der einzelnen Einflussfaktoren auf die Zustandsklasse. Die X-Achse zeigt die Stärke und Richtung des Einflusses: Ein positiver Wert (rechts der Null-Linie) weist darauf hin, dass der betreffende Einflussfaktor mit einer höheren (also schlechteren) Zustandsklasse assoziiert ist. Ein negativer Wert bedeutet hingegen, dass der Faktor tendenziell mit einer besseren Zustandsklasse verbunden ist. Die horizontalen Fehlerbalken stellen die 95 %-Konfidenzintervalle dar. Statistisch signifikante Effekte sind durch entsprechende Sternsymbole kenntlich gemacht.

Die statistische Auswertung zeigt nur für das Phytobenthos einen signifikanten Zusammenhang zwischen hydrologischer Belastung (RW, nach Voreinteilung) und dem ökologischen Zustand (Abbildung 1 links oben). Dieses Ergebnis ist insofern bemerkenswert, als Diatomeen nach gängiger Vorstellung vorrangig auf stoffliche Belastungen reagieren und

weniger direkt auf hydrologische Veränderungen ansprechen (vgl. Sensitivität gemäß QZV Ökologie OG). Allerdings sind derartige Stressoren oft eng mit anderen Faktoren wie Temperatur, Sauerstoffdynamik oder trophischen Effekten verbunden (vgl. Bunn und Arthington 2002). Der Effekt ist also nicht unplausibel und kann als Beleg für indirekte Wirkmechanismen bei geringer Wasserführung angesehen werden. Er bestätigt zudem neuere Studien (z. B. Cantonati et al. 2022, 2023), nach denen Diatomeen auch hydrologische Prozesse widerspiegeln. Die Detailauswertungen im Teilbericht V unterstreichen dies: es konnten einerseits eine signifikante direkte Beziehung zwischen minimalem Abfluss und der Artenzusammensetzung hergestellt werden, andererseits ließen sich die Wasserentnahmen über die Wirkkette „Abfluss – Phosphor – Trophieindex“ als indirekte Faktoren identifizieren.

Abbildung 1 Ergebnisse ordinaler logistischer Regressionsanalysen zum Einfluss abiotischer Faktoren auf biologische Qualitätskomponenten



Dargestellt sind Effektschätzer (Punkte) mit 95 %-Konfidenzintervallen (Balken) für die geprüften Einflussgrößen. Sterne markieren signifikante Effekte (\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$ ). Positive Werte deuten auf eine Verschlechterung des Zustands bei Vorhandensein bzw. Anstieg des jeweiligen Faktors hin, negative Werte auf eine Verbesserung. Parameter BSB5O2 und NO3N nur für PHB und MZB, Durchgängigkeit und WT nur für Fische und FischoKO getestet

Für das Makrozoobenthos war auf Ebene der Zustandsbewertung kein signifikanter Zusammenhang mit dem Parameter RW (Entnahmen laut Wasserbuch) und ebenso dem erhobenen Niederwasserkriterium NQRW zu erkennen. Auch die detailliertere Auswertung im Teilbericht V zeigte, dass hydrologische Belastungen nur in einigen Punkten – Gesamtaxazahl, Ähnlichkeiten der Standortpaare, detaillierte Artenanalyse zur Unterscheidung von Bächen mit unterschiedlich langen hydrologischen Extremsituationen – eine gewisse Erklärungskraft hatten. Deutlichere Zusammenhänge ergaben sich mit strukturellen Defiziten und stofflichen Einträgen (Teicheinfluss), in der ordinalen Regressionsanalyse auch mit dem Sauerstoffregime (Abbildung 1 rechts oben). Ein möglicher methodischer Erklärungsansatz liegt in der eingeschränkten Anwendbarkeit der nationalen Bewertungsmethode für Einzugsgebiete unter 10 km<sup>2</sup> und, wie im nationalen Leitfaden ausgeführt, der beschränkten Aussagekraft bei hydrologischen Belastungen. Dabei stellt sich aber auch die Frage nach dem geeigneten Probenahmezeitpunkt zur Erfassung hydrologischer Belastungen. Da im vorliegenden Projekt die Bewertungen überwiegend auf einer einmaligen Beprobung basierten, war der Zeitpunkt möglicherweise nicht in allen Fällen ideal – etwa aufgrund unterschiedlicher zeitlicher Abstände zur letzten Störung.

Abgesehen von den methodischen Einschränkungen könnten die beobachteten Ergebnisse beim MZB auf eine gewisse Resistenz gegenüber den hydrologischen Belastungen sowie auf eine vergleichsweise hohe Resilienz der Lebensgemeinschaften hinweisen, also eine rasche Erholung nach hydrologischem Stress. Entsprechende Mechanismen zur Resilienz wurden für Makrovertebraten in temporären oder niederschlagsdominierten Fließgewässern wiederholt beschrieben (Lake 2003, Ledger und Milner 2009). Plausibel erscheint das z. B. am Thalbach, wo aus einem kleinen Zubringer eine schnelle Rekolonisierung der (durch extremes Niederwasser betroffenen) Restwasserstrecke erfolgt sein könnte. Die Rolle von Refugialhabitaten und Zubringern als Quellen der Wiederbesiedlung ist auch bei kleinen Fließgewässern nicht zu unterschätzen (vgl. Boulton 2003, Stubbington et al. 2017).

Auch für die Fischfauna zeigte sich kein signifikanter Zusammenhang mit dem Faktor RW, sofern das Biomassekriterium mitberücksichtigt wird. Dies ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass Fischdaten nur für 20 der insgesamt 30 untersuchten Gewässerabschnitte vorliegen – an 10 Stellen war entweder keine Befischung möglich oder eine Bewertung erschien nicht zielführend, da die befischte Strecke außerhalb oder im Grenzbereich zum Fischlebensraum lag. Zusätzlich besteht bei den verfügbaren Daten nur eine geringe Streuung der Zustandsklassen (mäßig bis schlecht), was die statistische

Trennschärfe stark einschränkt (McCullagh und Nelder 1989). Zudem reagieren fischbasierte Bewertungssysteme oft verzögert auf strukturelle Belastungen, insbesondere wenn die Fischgemeinschaft von toleranten oder generalistischen Arten dominiert wird (Pinna et al. 2023). Dadurch können selbst gravierende Eingriffe in die Habitatstruktur oder das Abflussregime unzureichend abgebildet werden. Die im Modell beobachteten tendenziell positiven Effekte von Teichen bzw. der damit verbundenen Wassertemperatur auf die Bewertung der Fischfauna waren nur dann signifikant, wenn das Ko-Kriterium Biomasse nicht berücksichtigt wurde. Ökologisch lässt sich dieser Zusammenhang plausibel erklären: Teiche können die Artenzahl im Vorfluter erhöhen, etwa durch wärmeliebende oder standortfremde Arten. Solche Effekte führen häufig zu einem vermeintlich besseren Bewertungsergebnis, obwohl sie ökologisch nicht zwingend eine Verbesserung darstellen (Haase et al. 2013).

Bei den Fischen ist in kleinen Bächen auch die Populationsgröße ein ökologisch relevanter Aspekt. Kleine Fischpopulationen sind allein durch ihre geringe Individuenzahl besonders sensitiv gegenüber Störungen. Lokale Belastungen, etwa durch Gülleunfälle, aber auch ein vorübergehendes Trockenfallen von Bachabschnitten, können einen individuenarmen Bestand auslöschen. Die Erholung solcher Populationen hängt dann wesentlich von der Wiederbesiedlungsmöglichkeit ab, wobei insbesondere die Anbindung stromabwärts gelegener Gewässerstrecken entscheidend ist. Ist diese Verbindung durch Querbauwerke oder morphologische Defizite unterbrochen, bleibt eine natürliche Wiederbesiedelung langfristig aus (Schmutz et al. 2010), selbst wenn sich die physikalisch-chemischen Bedingungen zwischenzeitlich verbessert haben und der Lebensraum grundsätzlich geeignet wäre.

Die Ergebnisse zeigen, dass abiotische Belastungen in abflussschwachen Fließgewässern unterschiedlich auf biologische Qualitätskomponenten wirken. Ein signifikanter Zusammenhang mit hydrologischer Beeinträchtigung wurde auf Ebene der Zustandsbewertung nur für das Phytobenthos festgestellt und in den Detailauswertungen bestätigt und untermauert. Für Makrozoobenthos und Fische könnten methodische Einschränkungen und die geringe Fallanzahl die mit dem verfügbaren Datensatzes nicht nachweisbaren Zusammenhänge erklären.

Auch wenn sich die abiotischen Einflussfaktoren auf Ebene des ökologischen Zustands nur teilweise widerspiegelten, so belegten die darüberhinausgehenden Detailauswertungen sehr wohl einen Zusammenhang zwischen zoobenthischer Besiedlung und Wasserentnahmen (siehe Teilberichte V). Sowohl beim MZB als auch bei den Fischen zeigten sich

aber letztlich deutlichere Effekte bei strukturellen Defiziten und dem Teicheinfluss. Dies unterstreicht die Relevanz kumulativer Belastungen auf Einzugsgebietsebene und die besondere Sensibilität abflussschwacher Fließgewässer in Multi-Stressor-Situationen.

### **Nach welchen abiotischen und hydromorphologischen Kriterien können abflussschwache Fließgewässer als Fisch- oder Nicht-Fischlebensraum definiert werden?**

Der grundsätzliche Zusammenhang zwischen Gewässergröße und Fischhabitat ist evident (Vannotte et al. 1980, Colvin et al. 2018). Es leuchtet ein, dass sehr kleine und abflussschwache Gewässer irgendwann allein aufgrund zu geringer Wassertiefe für Fische kaum mehr als Lebensraum in Frage kommen. Kleinste Oberläufe werden meist nicht dauerhaft besiedelt, u.a. wegen fehlender Durchgängigkeit, Trockenfallen oder geringer Tiefe (Meyer et al. 2007).

In der vorliegenden Studie wurden einige Gewässer nach den Befunden vor Ort und unter Einbeziehung der typologischen und abiotischen Eigenschaften als außerhalb des Fischlebensraums charakterisiert. Es handelte sich dabei um Gewässer mit einem Einzugsgebiet <5 km<sup>2</sup>, die mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht dauerhaft von Fischen besiedelt werden. Dieser Wert kann nicht als allgemeine Grenze herangezogen werden und ersetzt keine hydromorphologische Einzelfallbeurteilung. Bereits im Alpenvorland trifft man häufig auf Gewässer mit kleinerem Einzugsgebiet (aber größerer Abflussspende), die sehr wohl als Fischlebensraum in Frage kommen. Ein Einzugsgebiet unter 5 km<sup>2</sup> kann in Ostösterreich aber als pragmatischer Schwellenwert zur vorläufigen Beschreibung von Gewässer im Grenzbereich zum Fischlebensraum herangezogen werden.

Gleichwohl ist eine klare Grenzziehung zwischen Fischlebensraum und Nicht-Fischlebensraum in der Praxis selten möglich. Vielmehr handelt es sich häufig um ein Kontinuum, bei dem sich die fischökologische „Eignung“ eines Gewässers mit jahreszeitlichen, hydrologischen und morphologischen Bedingungen verändert. Die Frage nach einer Grenze des Fischlebensraums gewinnt aber im Rahmen der ökologischen Bewertung und des Gewässermanagements an Bedeutung – etwa bei der Anwendung des fischbasierten Index, der Formulierung von Erhaltungszielen oder der Festlegung von Mindestwasserführungen. In solchen Kontexten ist eine pragmatische, typisierende Abgrenzung zwar hilfreich, darf aber den dynamischen Charakter kleiner Fließgewässer nicht unzulässig vereinfachen.

Unabhängig davon ist zu betonen und ergibt sich aus den Ergebnissen des vorliegenden Projekts, dass auch Gewässer im Grenzbereich zum Fischlebensraum aus fischökologischer Sicht wertvolle Ökosysteme darstellen. Auch wenn kleine, potenziell intermittierende Bachoberläufe meist keine stabilen Fischpopulationen aufweisen, so sind sie doch für die Fortpflanzung und Fischbiodiversität von Bedeutung – etwa als Jungfischhabitate für Salmoniden oder Lebensräume naturschutzfachlich wertvoller Kleinfischarten. Sie sind zugleich ökologisch wichtige Habitate für andere Organismengruppen (Dieterich und Anderson 2000, Richardson 2019, Wohl et al. 2019).

Somit ist eine grobe typisierende Einstufung basierend auf der Einzugsgebietsgröße, ergänzt um Gefälle und Höhenlage, zwar als praktikables Instrument zur Erstabschätzung heranzuziehen, dies freilich nur in den hier behandelten Bioregionen und für Gewässer mit geringer Abflusspende. Eine abschließende fischökologische Bewertung von Bächen mit einem Einzugsgebiet von deutlich unter 10 km<sup>2</sup> erfordert aber immer den Einzelfall- abgleich mit aktuellen Habitatbedingungen, Fischvorkommen und hydrologischen Parametern. Ergibt die Prüfung der abiotischen und biologischen Befunde, dass der Fish Index Austria gemäß nationaler Methodik im Grenzbereich zum Fischlebensraum nicht anwendbar ist, so ist in einem zweiten Schritt zu klären, ob das Gewässer zumindest als Jungfischlebensraum oder als Lebensraum für Kleinfischarten Bedeutung hat.

### **Wie wirken sich Wasserentnahmen im Einfluss unterschiedlicher Landnutzungsarten im Einzugsgebiet und in Abhängigkeit von den naturräumlichen Rahmenbedingungen auf die physikalisch-chemischen und biologischen Qualitätselemente aus?**

Im Rahmen des Projekts konnten unterschiedliche Auswirkungen von Wasserentnahmen auf die biologischen Qualitätselemente festgestellt werden, wenn auch auf Ebene der Zustandsbewertung anhand des verfügbaren Datensatzes nur beim Phytobenthos statistisch signifikant. So zeigten sich z. B. beim Makrozoobenthos Hinweise auf eine Beeinflussung durch hydrologische Extremereignisse: anhand der Gesamttaxazahl, über Ähnlichkeitsanalysen zwischen Standortpaaren und eine verminderte Diversität in Bächen mit einer häufigeren oder länger andauernden Unterbrechung des Oberflächenabflusses. Bäche mit längeren Phasen ohne durchgehenden Oberflächenabfluss (Typ A) wiesen eine Rumpfzönose auf, während solche mit kürzeren, aber wiederkehrenden Niederwasserphasen (Typ B) eine an die hydrologischen Umstände angepasste, aber doch schon stabile Zönose entwickeln konnten. Diese Differenzierung der Bäche mit unterschiedlichem Niederwasser-Regime unterstreicht, dass neben dem bloßen Auftreten die Dauer und

Wiederholung hydrologischer Extremereignisse für das biologische System von grundlegender Bedeutung sind.

Die Verknüpfung dieser hydrologisch bedingten Beeinträchtigungen mit der Landnutzung im Einzugsgebiet erwies sich jedoch als methodisch schwierig. Zwar konnte für einzelne Parameter – etwa die Überschreitung von Richtwerten bei physikalisch-chemischen Parametern – ein Zusammenhang mit intensiv genutzten Agrarflächen oder Teicheinfluss hergestellt werden, doch ist die Wirkung solcher landnutzungsbedingten Belastungen häufig kleinräumig strukturell überlagert. So zeigten etwa Bachabschnitte mit vergleichbarer Landnutzung teils deutliche Unterschiede in der biologischen Bewertung – beeinflusst durch Uferbeschattung und Gewässerstruktur. Dies erschwert eine einfache Generalisierung.

Dennoch lassen sich verschiedene Aspekte herausarbeiten, bei denen eine erweiterte Betrachtung der Landnutzung im Zusammenspiel mit hydrologischer Belastung und naturräumlichen Bedingungen ökologisch relevant ist. So etwa bei der fischökologischen Bewertung: Hier sind neben hydrologischen Extremereignissen auch anthropogene Barrieren entscheidend. Es ist denkbar, dass Fischgemeinschaften in kleineren Gewässern infolge wiederholten Trockenfallens dezimiert wurden – die Wiederbesiedelung wird dann nicht nur durch erneute Extremereignisse, sondern vor allem durch Wanderhindernisse verhindert. Selbst wenn Fische den betroffenen Bachabschnitt später (aus spärlich vorhandenen Refugialräumen) wiederbesiedeln, dominieren häufig nur Jungfische oder Generalisten – ein Hinweis auf eine instabile oder frühzeitige Entwicklungsphase der Fischgemeinschaft. Diese Dynamik wird durch die Gewährleistung der Fischdurchgängigkeit und die strukturelle Ausstattung der Wanderstrecke entscheidend mitgeprägt.

Ein weiterer Aspekt ist die Ufervegetation, insbesondere im Hinblick auf ihre Beschattungsfunktion. Die im Projekt erhobenen physikalisch-chemischen Daten lassen erkennen, dass unbeschattete Bachabschnitte im Sommer erhöhte Wassertemperaturen aufweisen – mit potenziellen Auswirkungen auf biologische Qualitätselemente. Auch wenn diese Effekte in den biologischen Daten nicht immer direkt nachweisbar waren, erscheint ein ökologischer Einfluss wahrscheinlich. Gerade in kleinen, flacheren Gewässern mit geringem Abfluss ist die thermische Pufferkapazität begrenzt, sodass Temperaturspitzen direkt in die Biozönose eingreifen können.

Für das Qualitätselement Phytobenthos ergab die statistische Analyse einen signifikanten Zusammenhang zwischen hydrologischer Belastung und dem ökologischen Zustand. Es ist

anzunehmen, dass diese Wirkung teils direkt durch die Wasserführung, teils aber durch indirekte Einflüsse wie Konzentration gelöster Stoffe, Sauerstoffdynamik oder erhöhte Temperatur vermittelt wird – also Faktoren, die wiederum mit Einträgen aus dem Einzugsgebiet oder der unmittelbaren morphologischen Ausprägung der Ufer in Verbindung stehen (vgl. Weigelhofer et al. 2019). Die Herkunft dieser Einträge konnte im Projekt nicht immer eindeutig geklärt werden. Teilweise ist davon auszugehen, dass diffuse Einträge aus der Landwirtschaft eine Rolle spielen, teils sind vermutlich (nicht bekannte) punktuelle Belastungen ursächlich. Dieser Befund spiegelt möglicherweise teilweise methodische Einschränkungen wider, da die Vorgaben zur Probenahme von Diatomeen darauf ausgelegt sind, hydrologische Variabilität zu unterdrücken und vorrangig Nährstoffsignale zu erfassen. Ungeachtet dessen lassen die Phytobenthos-Bewertungen Auswirkungen der Wasserentnahmen erkennen.

Der Einfluss von Teichen erwies sich als besonders deutlich: Sowohl beim Phytobenthos und Makrozoobenthos als auch bei den Fischen konnte eine systematische Veränderung der biologischen Bewertung im Zusammenhang mit Teicheinfluss festgestellt werden – ein Hinweis auf kumulative Effekte, die von hydrologischen bis zu stofflichen Veränderungen reichen.

Die Projektbefunde zeigen, dass Wasserentnahmen in kleinen Fließgewässern nicht isoliert betrachtet werden können. Ihre Wirkung entfaltet sich im Kontext weiterer abiotischer, morphologischer und nutzungsbezogener Einflussfaktoren – mit zum Teil additiven oder verstärkenden Effekten. Während direkte Effekte auf biologische Qualitätskomponenten begrenzt erscheinen mögen, treten deutliche Beeinträchtigungen bei kumulativer Belastung oder bei häufiger Wiederholung hydrologischer Extremereignisse zutage. Die Rolle der Landnutzung ist dabei ambivalent: als Quelle potenzieller Einträge oder Strukturdefizite wirksam, aber in ihrer Wirkung schwer von anderen Faktoren zu trennen. Besonders deutlich sind jedoch die Auswirkungen kombinierter Belastungen – etwa durch Wasserentnahmen in Verbindung mit Teicheinfluss, fehlender Beschattung oder Barrieren für die Fischwanderung. Diese Ergebnisse bestätigen die bereits zuvor gezogene Schlussfolgerung, dass eine differenzierte, einzelfallbezogene Bewertung unabdingbar ist – insbesondere in kleinräumig heterogenen Systemen wie abflussschwachen Fließgewässern. Für die wasserwirtschaftliche Praxis bedeutet dies, dass Ansuchen zu Wasserentnahmen im Zusammenhang mit der Belastungssituation des gesamten Einzugsgebiets, der vorhandenen Nutzungsstruktur sowie der naturräumlichen Ausstattung zu bewerten sind, immer mit Blick auf mögliche Summationseffekte.

# 3 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse des Projekts zeigen, dass kleine Fließgewässer besonders sensibel sind. Die Lebensgemeinschaften reagieren in unterschiedlichem Ausmaß auf hydrologische Extremereignisse, beispielsweise in Verschiebungen von einzelner Bewertungs-Metrics oder in Form von Summationseffekten von stofflicher und hydrologischer Belastung. Kleine Fließgewässer spielen zudem eine bedeutende ökologische Rolle hinsichtlich der Biodiversität. Das manifestiert sich im Auftreten von Rote-Liste-Arten unter den benthischen Wirbellosen und Fischen. Die Vielzahl an Einflussfaktoren, die auf diese Gewässer einwirken, sowie ihre starke zeitliche und räumliche Dynamik erfordern in der Beurteilung einzelner anthropogener Stressoren eine differenzierte Betrachtung. Viele der aufgezeigten Effekte lassen sich nicht eindimensional auf eine bestimmte Belastung zurückführen, sondern sind Ausdruck komplexer Wechselwirkungen zwischen hydrologischen, morphologischen und nutzungsbedingten Einflussfaktoren.

Gerade bei abflussschwachen Fließgewässern zeigt sich, dass bereits scheinbar geringfügige Eingriffe – wie punktuelle Wasserentnahmen, Teichausleitungen oder fehlende Uferbeschattung – erhebliche Auswirkungen auf die ökologischen Qualitätskomponenten haben können. Diese Störungen wirken nicht isoliert, sondern entfalten ihre Wirkung oft in Kombination mit anderen Belastungen. Die beobachteten Reaktionen des Makrozoobenthos belegen, dass auch temporäre Veränderungen im Abflussregime – etwa episodische versus länger andauernde extreme Niederwasserphasen – die Biozönosen beeinflussen und verändern können. Während in Bächen mit kurzzeitiger Unterbrechung des oberflächigen Abflusses noch relativ stabile und diversifizierte Gemeinschaften vorkamen, zeigten Bäche mit längeren extremen Niederwasserphasen eine deutlich verarmte Rumpfbesiedlung. Die Resilienz der zoobenthischen Gemeinschaft zur Wiederbesiedlung hängt demnach von Dauer, Häufigkeit und Ausprägung der Extremereignisse, aber auch der strukturellen und funktionalen Anbindung an Refugialräume ab. Diese Aspekte sind bei der Bewertung der ökologischen Integrität kleiner Gewässer zu berücksichtigen.

Die im Projekt erhobenen Daten waren ein wichtiger erster Schritt zur Schließung bestehender Wissenslücken. Besonders aufschlussreich waren dabei die kontinuierlichen Erhebungen zu Wasserstand und Wassertemperatur. Sie erlaubten nicht nur eine differenzierte Analyse der hydrologischen Dynamik, sondern zeigten auch auf, wie stark

sich diese Parameter innerhalb kurzer Zeiträume verändern können. Daraus ergab sich allerdings auch eine zentrale methodische Herausforderung: Der Zusammenhang zwischen abiotischen Parametern und biologischer Reaktion ist schwer herzustellen, wenn Zeitdauer und Intensität des Impacts nicht exakt bekannt sind. Vor allem bei Einzelaufnahmen biologischer Qualitätselemente ist die Wahrscheinlichkeit, eine Reaktion auf einen vergangenen Impact zu erfassen, gering.

Hier liegt einer der größten Optimierungspunkte für künftige Untersuchungen: Längere Zeitreihen und kontinuierliche Messdaten – idealerweise im Längsverlauf von Gewässern – sowie eine insgesamt wesentlich höhere Anzahl an Untersuchungsstellen würden die Interpretation erheblich verbessern. Erste Ansätze dazu wurden mit den Standortpaaren und den vier Messstellen am Purzelkamp umgesetzt. Ergänzend wäre der Einsatz weiterer kontinuierlich erfassender Sensoren vielversprechend: Leitfähigkeit etwa zur Detektion kurzfristiger Einträge (z. B. nach Starkregen und Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen, aber auch bei Öffnung von Wehren kleiner Stauräume), Trübungssensoren zur Erfassung der Schwebstofffrachten oder UV-Spektrometer zur Charakterisierung gelöster Inhaltsstoffe (z. B. DOC, Wasserfärbung). Auch einfache visuelle Systeme wie Zeitraffer- oder Wildkameras könnten wertvolle Zusatzinformationen liefern, etwa zu Trockenfallen, Rückstaubildung oder Vegetationsentwicklung.

Der Betrieb solcher Systeme kann freilich aufwändig sein, sowohl in Bezug auf die Wartung als auch das Datenmanagement. Für den Routinebetrieb sind sie daher mitunter weniger gut geeignet, wohl aber im Rahmen projektbezogener Monitoringprogramme oder für gezielt ausgewählte Dauerstationen, z. B. mit einer Laufzeit von zumindest einigen Jahren.

Offen bleiben auch zentrale fachliche Fragen, etwa zum Zusammenspiel von Oberflächen- und Grundwasser. Die Rolle der Evapotranspiration im unmittelbaren Gewässerumfeld, insbesondere in flachen Bachsystemen mit hohem Vegetationsanteil, könnte sich als bedeutend für die Wasserführung herausstellen. Hier sind vertiefende hydrologische Studien erforderlich. Nicht im Zentrum dieses Projekts, aber für die Praxis relevant, ist zudem die Frage nach der Art der Wasserentnahme: Punktuelle Entnahme, Dauerentnahme, temporäres Aufstauen – diese Unterschiede haben direkte Auswirkungen, etwa auf die Fischdurchgängigkeit.

Eine große Herausforderung stellt die quantitative Erfassung von Wasserentnahmen dar. Die Erfahrung aus dem Projekt zeigt, dass verfügbare Informationen nicht immer ver-

lässlich sind und Manipulationen vorkommen. Eine genaue Erhebung ist jedoch unverzichtbar, um die Auswirkungen auf die ökologische Funktionsfähigkeit realistisch einschätzen zu können (vgl. Wolfram und Fürnweiger 2017, Wolfram et al. 2025).

Auch methodisch ergeben sich weitere Fragen: In unserer Studie wurden mehrfach Veränderungen im Artengefüge als Folge anthropogener Belastungen beobachtet, die nicht zwangsläufig zu einer schlechteren Zustandsbewertung führten. Das bedeutete jedoch keinesfalls, dass sie irrelevant sind. Vielmehr besteht die Möglichkeit, dass sich solche Effekte auf unterliegende Gewässerabschnitte auswirken. Dieser Zusammenhang ist bislang kaum untersucht, allerdings ist das aktuelle Monitoringsystem auch nicht darauf ausgelegt, da es auf mittlere und größere Gewässer fokussiert ist. Zudem basiert die Bewertungsmethode bei Bächen mit einem Einzugsgebiet unter 10 km<sup>2</sup> teils auf Expert Judgement. Eine vertiefende methodische Prüfung ist daher sinnvoll – und für kleine Gewässer auch gemäß Leitfaden des BMLUK essenziell. Auf Grundlage der vorliegenden Studie sollte dabei auch das Phytobenthos wieder stärker in den Blickwinkel rücken. Beim Makrozoobenthos erscheint eine stärkere Berücksichtigung der Diversität und der Besiedlungsdichten sinnvoll, dies durchaus im Bewusstsein der großen zeitlichen Variabilität von Abundanz und Biomasse und der damit verbundenen methodischen Unsicherheiten. Der Ansatz von Vergleichsstellen mit und ohne Wasserentnahmen wie im vorliegenden Projekt erscheint in diesem Zusammenhang besonders vielversprechend. Dabei sollte der Probenahmezeitpunkt kritisch hinterfragt werden (vgl. Graf et al. 2019). Erschwerend kommt hier allerdings zum Tragen, dass Zeitpunkt und Dauer von hydrologischen Extremperioden insbesondere bei kleinen Gewässern im Vorhinein oft nur unzureichend eingegrenzt werden können. Die Entwicklung belastbarer Alternativen zur gegenwärtigen Bewertungsmethodik erfordert hier weitere Forschung unter Einbeziehung von Referenzstellen an unbelasteten Fließgewässern.

Das vorliegende Projekt hat einen wesentlichen Beitrag zur Bewertung abflussschwacher Fließgewässer geleistet, viele Fragen aber erst angestoßen. Um diese Lücken zu schließen, braucht es mehr Daten: eine höhere Anzahl an Untersuchungsstellen, längere Beobachtungszeiträume, um mehrjährige Abflusszeitreihen erfassen zu können, und neue methodische Ansätze. Es ist aber auch ein verstärktes Bewusstsein für die Komplexität dieser ökologisch besonders empfindlichen Systeme erforderlich, nicht zuletzt angesichts ihrer funktionalen Bedeutung für unterliegende Gewässerabschnitte, die oft indirekt von lokalen Eingriffen und hydrologischen Veränderungen in Flussoberläufen betroffen sind.

# 4 Empfehlungen

## 4.1 Datenbasis und Monitoring

Die Ergebnisse dieses Projekts unterstreichen den Bedarf an erweiterten Datenreihen zur hydrologischen und ökologischen Charakterisierung kleiner Fließgewässer:

- Es braucht kontinuierliche hydrologische Messungen, um zeitliche Dynamiken und Extremereignisse (Trockenphasen, Starkregen) realistisch abzubilden.
- Für biologische Qualitätskomponenten sollten die Vorgaben zum Probenahmezeitpunkt flexibler gehandhabt werden, insbesondere in intermittierenden oder stark dynamischen Gewässern. Gegebenenfalls ist auf Ebene der Metrics eine Anpassung der Bewertungsmethodik für Gewässer <10 km<sup>2</sup> sinnvoll.
- Um regionale Unterschiede zu berücksichtigen und besser einordnen zu können, sind Erhebungen in anderen Bioregionen, insbesondere im alpinen Raum, erforderlich.
- Es existieren vereinzelt Daten aus UVEs oder wasserrechtlichen Verfahren, die derzeit nicht öffentlich zugänglich sind. Diese Daten sollten künftig (nach Abschluss der jeweiligen Verfahren) zentral verfügbar gemacht werden, wie dies ansatzweise bereits derzeit für das Qualitätselement Fische erfolgt. Ob es dazu eine Anpassung der gesetzlichen Grundlage braucht, ist abzuklären.

## 4.2 Beurteilung und Entscheidungsgrundlagen im Wasserrechtsverfahren

Angesichts der hohen Sensitivität kleiner Fließgewässer gegenüber anthropogenen Eingriffen empfehlen sich für die Praxis folgende Grundsätze:

- Eine Wasserentnahme darf nur dann genehmigt werden, wenn sie – bei nachweislicher ökologischer Verträglichkeit – durch belastbare Daten abgesichert werden kann.
- Der Gewässertyp (insbesondere in Bezug auf Strömungs- und die physikalisch-chemischen Verhältnisse) darf durch Entnahmen nicht verändert werden. Das natürliche Abflussregime muss erhalten bleiben: Typische Hoch-, Mittel und Niederwasserperioden sollen von der Entnahme nicht wesentlich beeinflusst werden

und insbesondere Niederwasserperioden sollten nicht ausgedehnt bzw. verschärft werden. Ein Trockenfallen oder punktuelles Versiegen des Oberflächenabflusses aufgrund von Wasserentnahmen ist auszuschließen. Die Einhaltung der in § 13 Abs 2 Zi 2 QZV Ökologie beschriebenen Bedingungen ist zu prüfen.

- Für sehr kleine Gewässer sollte grundsätzlich keine Entnahme genehmigt werden. Als pragmatischer Schwellenwert wird ein Mittelwasserabfluss von 50 L/s vorgeschlagen.
- Für Gewässer mit einem Einzugsgebiet  $<10 \text{ km}^2$  ist im Einzelfall zu prüfen, ob der Abschnitt als Fischlebensraum oder als Nicht-Fischlebensraum zu werten ist. In Ostösterreich dürften Bäche mit Einzugsgebiet  $<5 \text{ km}^2$  nur selten als Fischlebensraum anzusehen sein und erscheint die Anwendung der nationalen Bewertungsmethodik (Fisch Index Austria) für diese Gewässer nicht zielführend. Sehr wohl können aber auch kleinste Gewässer für Jungfische oder (naturschutzfachlich potenziell wertvoll) Kleinfischarten von Bedeutung sein.
- Auch für kleine Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet  $<10 \text{ km}^2$  und/oder MQ  $<50 \text{ L/s}$  sind die Richtwerte gemäß QZV Ökologie OG, Anlage G, grundsätzlich anzuwenden. Dies gilt in Hinblick auf Wasserentnahmen auch dann, wenn diese Richtwerte zeitweise in der Regel auch natürlicherweise nicht erreicht werden. In diesen Perioden sollten Entnahmen grundsätzlich nicht genehmigt werden.
- Eine Entnahme darf nicht zur Unterbrechung des Fließkontinuums führen (vgl. Weninger et al. 2025). Im Fischlebensraum sind die Möglichkeiten zur Fischwanderung bis zum nächsten größeren Zubringer sicherzustellen.
- Bei Vorkommen von besonders schützenswerten Arten (z. B. Steinbeißer) sind erhöhte Anforderungen zu stellen und Wasserentnahmen entsprechend strenger zu beurteilen.
- Eine Option für ökologisch verträgliche Wasserentnahmen aus kleinen Fließgewässern könnte die Ausleitung ab Mittelwasserführung und Speicherung im Nebenschluss sein. Dies unter Einhaltung der zuvor erwähnten Vorgaben gemäß Anlage G, der Einhaltung des Wanderkontinuums und des Erhalts der hydrologischen Grundcharakteristik zur Abflusssdynamik.

### 4.3 Kontrolle und Nachweis

Jede genehmigte Entnahme sollte durch feste Entnahmehauwerke erfolgen und dokumentiert werden, z. B. durch Wasserzähler, digitale Durchflussmesser oder Wasserstandsgrenzmarken. Die entsprechenden Daten müssen von außen einsehbar und der Gewässeraufsicht zugänglich sein.

- Wo eine solche Dokumentation fehlt, sind eine hydrologische Beweissicherung mittels Drucksonden (ober- und unterhalb der Entnahmestelle) und biologische Vergleichsuntersuchungen stromauf und stromab der Entnahme vorzusehen (analog z. B. den Kläranlagen-Untersuchungen in Niederösterreich). Die Beurteilung dieser Beweissicherung sollte dabei nicht auf die Bewertung des ökologischen Zustands beschränkt sein, sondern auch eine qualitative Beurteilung der Benthoszönose einschließen.
- Eine Wiederverleihung befristeter Wasserentnahmen sollte nur bei Vorlage entsprechender hydrologischer Daten (im Sinne des zuvor Geschriebenen) und dem Nachweis der ökologischen „Unbedenklichkeit“ erfolgen.

#### 4.4 Sensibilisierung und Bewusstseinsbildung

- Bei Behörden, Sachverständigen und Gewässeraufsicht ist das Bewusstsein zu schärfen, dass auch kleine Fließgewässer ökologisch relevant (und rechtlich zu beachten) sind – unabhängig davon, ob sie als Oberflächenwasserkörper ausgewiesen sind oder nicht.
- Kleine Gewässer dürfen nicht „unter dem Radar“ verschwinden. Wir empfehlen daher, ausgewählte kleine Gewässer in die Monitoringprogramme von Bund oder Ländern aufzunehmen. Dies auch vor dem Hintergrund, dass kleine Gewässer auch seitens der Fischerei oft unberücksichtigt bleiben, sofern sie nicht z. B. als Aufzuchtgewässer für Bachforellen wahrgenommen werden.
- Auch gegenüber Inhaber:innen von Wasserrechten ist eine Sensibilisierung gegenüber den von ihnen genutzten Gewässern notwendig und erscheint eine bessere Aufklärung über Rechte und Pflichten sinnvoll.
- Schließlich sollte auch in der Öffentlichkeit und z. B. auf Gemeindeebene das Bewusstsein gestärkt werden, dass kleine Fließgewässer Biodiversitätshotspots sein können, aber auch als Retentionsräume im (passiven) Hochwasserschutz eine Rolle spielen.
- Beobachtungen im Projekt – etwa willkürliche Aufstauungen, illegale Ausleitungen, Einleitungen oder Ablagerung von Grünschnitt an den Böschungen – zeigen ein erhebliches Defizit an Umweltbewusstsein im Umgang mit kleinen Fließgewässern. Informationskampagnen, Schulungen und Öffentlichkeitsarbeit sollten hier gezielt ansetzen.

# 5 Anhang

Tabelle 3 Modellergebnisse der ordinalen logistischen Regression für die biologischen Qualitätselemente (BQE) PHB, MZB, Fische und FiscoKO. Aufgeführt sind Effektschätzer (Estimate), Standardfehler, z- und p-Werte der Einflussgrößen

BQE	Predictor	Estimate	Std.Error	z.value	Pr(> z )
PHB	RW	1,8758	0,9189	2,0414	0,0412
PHB	NQRW	0,8640	1,6354	0,5283	0,5973
PHB	Morphologie	-0,3804	0,7754	-0,4906	0,6237
PHB	Teich	3,9255	1,4293	2,7465	0,0060
PHB	ARA	-0,0292	0,7826	-0,0373	0,9702
PHB	CLC1	2,7802	1,2157	2,2869	0,0222
PHB	BSB5O2	-0,5291	1,5618	-0,3387	0,7348
PHB	NO3N	-1,6647	1,2645	-1,3165	0,1880
Fische	RW	-1,2721	1,2671	-1,0039	0,3154
Fische	NQRW	0,6065	0,9315	0,6511	0,5150
Fische	Durchgängigkeit	-0,0274	0,4701	-0,0583	0,9535
Fische	Morphologie	-1,3455	1,3302	-1,0115	0,3118
Fische	Teich	-1,1573	2,3465	-0,4932	0,6219
Fische	ARA	-0,6412	1,5623	-0,4104	0,6815
Fische	WT	0,9848	1,8689	0,5269	0,5982
Fische	CLC1	-1,9911	1,4223	-1,4000	0,1615
FiscoKO	RW	0,6716	1,0067	0,6671	0,5047
FiscoKO	NQRW	0,9513	0,8280	1,1488	0,2506
FiscoKO	Durchgängigkeit	-0,0839	0,3493	-0,2402	0,8102
FiscoKO	Morphologie	-0,8294	0,8590	-0,9655	0,3343
FiscoKO	Teich	-4,5989	2,2001	-2,0904	0,0366
FiscoKO	ARA	0,8928	1,4139	0,6314	0,5278
FiscoKO	WT	5,1696	2,1640	2,3888	0,0169
FiscoKO	CLC1	-2,9841	1,4887	-2,0045	0,0450
MZB	RW	-0,6606	1,1231	-0,5882	0,5564
MZB	NQRW	0,7676	0,7088	1,0830	0,2788
MZB	Morphologie	-0,8592	0,8333	-1,0311	0,3025
MZB	Teich	1,9778	1,5492	1,2767	0,2017
MZB	ARA	-0,0281	0,9537	-0,0295	0,9765
MZB	CLC1	4,9717	1,8500	2,6875	0,0072
MZB	BSB5O2	-0,9385	1,9640	-0,4779	0,6328
MZB	NO3N	-2,6979	1,8617	-1,4491	0,1473

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Aufteilung der Ergebnisse der Arbeitspakete auf die Teilberichte .....	9
Tabelle 2 Datenmatrix der Typfaktoren, Einflussfaktoren und Bewertungsergebnisse für alle 30 Untersuchungsstellen. Erläuterungen im Text .....	17
Tabelle 3 Modellergebnisse der ordinalen logistischen Regression für die biologischen Qualitätselemente (BQE) PHB, MZB, Fische und FischeKO. Aufgeführt sind Effektschätzer (Estimate), Standardfehler, z- und p-Werte der Einflussgrößen..	33

## **Abbildungsverzeichnis**

Abbildung 1 Ergebnisse ordinaler logistischer Regressionsanalysen zum Einfluss abiotischer Faktoren auf biologische Qualitätskomponenten.....	20
--	----

## Literaturverzeichnis

**Agresti, A.**, 2010. Analysis of Ordinal Categorical Data. 2<sup>nd</sup> Edition. Wiley.

**APCC**, 2014. Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14). Austrian Panel on Climate Change (APCC), Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien.

**Beilfuss, R., J. Meyer, L. Kaplan, D. Newbold, D. Strayer, C. Woltemade, J. Zedler, Q. Carpenter, R. Semlitsch, M. Watzin und P. Zedler**, 2003. Where Rivers are Born: The Scientific Imperative for Defending Small Streams and Wetlands.  
<https://www.americanrivers.org/report/small-streams-wetlands/>

**Blöschl, G., A. Blaschke, K. Haslinger, M. Hofstätter, J. Parajka, J. Salinas und W. Schöner**, 2018. Auswirkungen der Klimaänderung auf Österreichs Wasserwirtschaft – ein aktualisierter Statusbericht. Österr. Wasser- und Abfallw. 70 (9-10): 462-473.

**BMLRT**, 2021. Dritter Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan. Wien.

**Boulton, A. J.**, 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. Freshwater Biology, 48 (7): 1173–1185.

**Bunn, S. E. und A. H. Arthington**, 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. Environmental Management, 30 (4): 492–507.

**Christensen, R. H. B.**, 2019. Ordinal—Regression Models for Ordinal Data. R package version 2019.12-10.

**Dieterich, M. und N. H. Anderson**, 2000. The invertebrate fauna of summer-dry streams in western Oregon. Archiv für Hydrobiologie 147 (3): 273–295.

**Feigl, M., C. Klingler und A. Bichler**, 2025. Wasserverfügbarkeit in Österreichs Fließgewässern. Datengrundlagen und erste Analysen für eine nachhaltige Gewässernutzung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Klima- und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft, Wien.

**Geosphere Austria.** Klimainformation.

<https://geosphere.at/de/themen/klima/klimainformation>, zuletzt abgerufen am 8. September 2025 um 12:20.

**Haase, P., S. U. Pauls, K. Schindehütte und A. Sundermann,** 2013. The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates and macrophytes. *Hydrobiologia* 704: 475–488.

**Lake, P. S.,** 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, 48 (7): 1161–1172.

**Ledger, M. E. und A. M. Milner,** 2009. Early succession of stream invertebrates in glacier-fed rivers: rates, patterns and processes. *Freshwater Biology* 54 (2): 352–369.

**McCullagh, P. J. A. und Nelder,** 1989. *Generalized Linear Models* (2nd ed.). Chapman und Hall.

**Meyer, J., D. Strayer, J. Wallace, S. Eggert, G. Helfman und N. Leonard,** 2007. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *JAWRA* 43: 86–103 doi:10.1111/j.1752-1688.2007.00008.x.

**ÖWAV,** 2014. Expert:innenpapier „Klimawandelauswirkungen und Anpassungsstrategien in der österreichischen Wasserwirtschaft“. Erstellt vom ÖWAV-Arbeitsausschuss „Forum Klimawandel“.

**ÖWAV,** 2025. Empfehlungen für die landwirtschaftliche Bewässerung, 2. vollst. überarb. Aufl. ÖWAV-Regelblatt 407, Wien.

**Pinna, M., A. Melcher, R. Schinegger und S. Schmutz,** 2023. Fish-based assessment of hydromorphological degradation in small to medium-sized European rivers: Current state and future directions. *Science of the Total Environment* 883: 163580.

**Richardson, J. S.,** 2019. Biological diversity in headwater streams. *Water* 11 (2): 366.

**Schmutz, S., B. Guse, G. Unfer, C. Wiesner und M. Jungwirth,** 2010. Ecological effects of water abstraction in Austrian rivers. *Fundamental and Applied Limnology*, 176 (2): 141–160.

**Stubbington, R., A. J. Boulton, T. Datry, K. Fritz, C. Leigh, R. Vander Vorste und C. G. Westwood**, 2017. Biomonitoring of intermittent rivers and ephemeral streams: a review of methods and future research directions. *Inland Waters* 7 (4): 583–610.

**Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell und C. E. Cushing**, 1980. The River Continuum Concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37: 130-137.

**Weigelhofer, G., N. Kreuzinger, K. Schilling, S. Muhar, S. Preis, G. Pohl und T. Hein**, 2012. Leitfaden zur Verbesserung der Wasserqualität in abflussschwachen Gewässeroberläufen im Weinviertel. Bericht des ETZ-Projekts „ProFor Weinviertel – Jižní Morava“ - Deutsche Version. Studie i.A. des Amtes der NÖ Landesregierung, Abteilung Wasserwirtschaft, Wien, Lunz.

**Weigelhofer, G. und M. Tritthart**, 2019. Austrocknung von Bächen – eine Gefahr für die Wasserqualität? *Österr Wasser- und Abfallw* 71 doi:10.1007/s00506-019-0580-2.

**Weninger, T., M. Hasenhündl, J. Loicht, A. Bichler, P. Strauss und M. Hengl**, 2025. Wasserentnahmen aus kleinen Fließgewässern. Praxisanleitung und Musterbautypen für Österreich. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Petzenkirchen - Mondsee, 43.

**Wohl, E.**, 2017. The significance of small streams. *Frontiers of Earth Science* 11 doi:10.1007/s11707-017-0647-y.

**Wolfram, G. und G. Fürnweger**, 2017. Hydrologische und limnologische Untersuchungen im Gewässersystem Schwechat und Badener Mühlbach. Studie i.A. des Amtes der NÖ Landesregierung, Wien.

**Wolfram, G., W. Stockinger, N. Ilinčić, D. Koller, G. Kum, C. Dienstl-Swoboda und G. Pinter**, 2025. Summationseffekte von Wasserentnahmen am Beispiel Kalter Gang und Triesting. Studie i.A. des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung, Gruppe Wasser, Abteilung Wasserwirtschaft.

## Abkürzungen

APCC	Austrian Panel on Climate Change
BMLRT	Bundesministeriums für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus
BMLUK	Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Klima und Umweltschutz, Regionen und Wasserwirtschaft
BioReg	Bioregion
BiozR	biozönotische Region
EZG	Einzugsgebiet
FIA	Fish Index Austria
GZÜV	Gewässerzustandsüberwachungsverordnung
KFG	Stellencode „Kleine Fließgewässer“
NGP	Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan
OG	Oberflächengewässer
QZV	Qualitätszielverordnung
SH	Seehöhe

