



Wie viel „BIO“ braucht die Ökohydraulik? – Neue Ansätze und Modellentwicklungen für die integrative Wasserwirtschaft

Christoph Hauer · Michael Tritthart · Peter Flödl · Patrick Holzapfel · Günther Unfer · Wolfram Graf · Patrick Leitner · Helmut Habersack

Angenommen: 19. Januar 2024 / Online publiziert: 6. März 2024

© The Author(s) 2024

Zusammenfassung Die Modellierung von aquatischen Lebensräumen gewinnt durch die verschiedenen Zielvorgaben auf europäischer und somit auch nationaler Ebene immer mehr an Bedeutung. Neben den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie und den Zielen zum Ausbau der erneuerbaren Energieträger, inkl. Wasserkraft, sind es auch die neuen Strategien zur Biodiversität und die RED III-Verordnung, die eine integrative Betrachtung der Nutzung aber auch der Sanierung von Fließgewässern zwingend erforderlich machen. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, neue Ansätze der integrativen Modellierung von Lebensräumen in Bezug auf den Einfluss unterschiedlicher Aspekte der Wasserkraftnutzung zu präsentieren. Die Ergebnisse der numerischen Modelle zeigen, dass hier sowohl für Fragen des Sedimentmanagements bei Stauhaltungen von Kleinwasserkraftanlagen als auch bei Spülungen von Feinsedimenten generell ökologische

Optimierungen bzw. Abschätzungen der ökologischen Folgen möglich sind. Weiters liefern neue Habitatbewertungsmethoden die Möglichkeit, die Auswirkungen flussbaulicher Maßnahmen oder morphologischer Eigenschaften quantitativ in Bezug auf Schwall-Sunk-Einflüsse zu bewerten. Obwohl diese Prognosemodelle immer ausgereifter sind und immer mehr Prozesse abbilden können, zeigt die Gesamtdiskussion, dass es vor allem weiterhin Grundlagenforschung im Feld, als auch im Experiment braucht, um die integrative Modellierung mit den maßgeblichen biologischen Informationen auszustatten.

Schlüsselwörter Integrative Wasserwirtschaft · Nachhaltige Wasserkraft · Prognosewerkzeuge · Gewässerökologie

How much “bio” does ecohydraulics need? – New approaches and model developments for integrative water management

Abstract The modeling of aquatic habitats is becoming increasingly important due to the various targets at the European and therefore also at the national scale. In addition to the requirements of the Water Framework Directive and the goals for the expansion of renewable energy sources, including hydropower, it is also the new strategies for biodiversity and the RED III regulation that make an integrative view of the use and rehabilitation of river systems absolutely necessary. The aim of this work is to present new approaches for the integrative modelling of instream habitats for different aspects of hydropower use. The results of the numerical models show that ecological optimization and assessment of the ecological impacts are possible for both, (i) questions of

sediment management for impounded sections of small hydropower plants and (ii) for flushing of fine sediments in general. Furthermore, new habitat assessment methods provide the novel possibility to quantitatively assess the effects of river engineering measures in relation to hydropeaking. Although these predictive models are becoming increasingly sophisticated representing more and more processes, the overall discussion shows that basic research is still required in the field as well as on experimental basis in order to provide the integrative modelling approaches with the correct biological information.

Keywords Integrative water management · Sustainable hydropower · Forecasting tools · River ecology

1 Einleitung

Die „Ökohydraulik“ aber auch die „Ökohydrologie“ wurden als Schnittstelle zwischen den traditionellen Disziplinen des Wasserbaus, der Geomorphologie bzw. der Hydrologie und deren Einflussnahme auf die aquatische Ökologie und Biologie entwickelt (Nestler et al. 2007). Wie in Hauer (2014) beschrieben, wurde die Ökohydraulik ursprünglich als Unterdisziplin der Ökohydrologie definiert (Wood et al. 2007), obwohl sich die Ökohydraulik in den letzten drei Jahrzehnten aufgrund der in zweijährigem Turnus stattfindenden internationalen Symposien zunehmend als eigenständige Wissenschaftsdisziplin etabliert hat. Der wesentliche Unterschied der Ökohydraulik zur Ökohydrologie ist vor allem durch die Implementierung der Gerinneform (Morphologie) in die physikalische Prozessanalyse gegeben, wobei auch hier hydrologische Komponenten, wie z. B. die Überflutungsdauer von Bedeutung sind. Die Interaktion der Gerinnemor-

PD DI Dr. C. Hauer (✉) ·

Assoc. Prof. PD DI Dr. M. Tritthart ·
DI Dr. P. Flödl · DI Dr. P. Holzapfel ·
Univ.-Prof. DI Dr. Dr. h.c. H. Habersack
Institut für Wasserbau, Hydraulik und
Fließgewässerforschung, Christian
Doppler Labor für Sedimentforschung
und -management, Universität für
Bodenkultur Wien, Am Brigittenauer
Sporn 3, 1200 Wien, Österreich
christoph.hauer@boku.ac.at

DI Dr. G. Unfer ·
Assoc. Prof. Dr. W. Graf ·
DI Dr. P. Leitner

Institut für Hydrobiologie und
Fließgewässermanagement,
Christian Doppler Labor für
Dynamik von Meta-Ökosystemen
in regulierten Flusslandschaften,
Universität für Bodenkultur Wien,
Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien,
Österreich

phologie und der Abflussverhältnisse (hydraulisch oder hydrologisch) und die Analyse und Bewertung des physikalischen Lebensraums sind als Kern der Ökohydraulik zu verstehen (Hauer et al. 2012).

Ein wesentliches Instrument der Anwendung der Ökohydraulik bzw. der Implementierung in die Praxis bilden sogenannte Habitatmodelle als Bewertungs- und Prognosewerkzeuge, wie sich bestehende und zukünftige Veränderungen der Hydrologie und der Morphologie auf Zeigerorganismen auswirken (Parasiewicz und Dunbar 2001). Neben der „klassischen“ Anwendung der Habitatmodelle in Bezug auf Restwasserfragen (Melcher et al. 2018) haben sich in der Vergangenheit weitere Themenfelder im Bereich der ökologischen Bewertung und Optimierung von Wasserkraftanlagen ergeben, die für die integrative wasserwirtschaftliche Praxis von Bedeutung sind. Als die beiden Hauptthemen, sind hier (i) die Sedimentbewirtschaftung von Stauräumen und (ii) die Reduktion der Auswirkung von Schwall und Sunk zu nennen.

Sedimentdynamik und Sedimentkontinuum bilden als übergeordnete Prozesse gemeinsam mit dem Abflussgeschehen das Rückgrat unserer Fließgewässer (Hauer und Habersack 2022). Um mögliche Auswirkungen von Störungen des Sedimenthaushalts auf die aquatischen Biota zu bewerten, sind sowohl die Zeitskala als auch die Form der Auswirkungen (direkt oder indirekt) ausschlaggebend (Hauer et al. 2018a). Hier sind mittel- bis langfristige indirekte Auswirkungen aufgrund von Änderungen der physikalischen Umgebung (z. B. Änderungen in der Sedimentologie, Verlust von Laichplätzen) relevant, sowie direkte (hohe dynamische) Auswirkungen aufgrund von physiologischem Stress (z. B. hohe Trübung für Fische, Schwall-Sunk) oder Abdriftgefahr (z. B. für Makroinvertebraten). Störungen des Sedimentregimes hängen mit Defiziten oder Überschüssen in Bezug auf die Sedimentverfügbarkeit und den Sedimenttransport zusammen (z. B. Brooks und Brierley 2004; Sutherland et al. 2002). Insbesondere in alpinen Regionen sind die Auswirkungen von Sedimentdefizit für die teilweise und kontinuierlich fortschreitende Eintiefung der Fließgewässer und die damit verbundene Verschlechterung des ökologischen Zustands mitverantwortlich (Habersack und Piégay 2007). Im Zuge des Sedimentmanagements bei

Wasserkraftanlagen sind es vor allem die Sedimentüberschüsse, die Anlagenbetreiber vor technische und in der Folge vor ökologische Herausforderungen stellen, wenn es um die Weitergabe des Sediment flussab geht. In der Konsequenz sind Herausforderungen für die Praxis einerseits die Stauraumverlandungen, sowohl bei Speicher- und Laufkraftwerken, und andererseits das aktive Management, wie die (kurzfristige) Weitergabe von erhöhten Feinsedimentfrachten als Form des direkten Überschusses.

Generell gilt es festzuhalten, dass Organismen im Laufe der Evolution (selektive Prozesse) Eigenschaften entwickelt haben, die es ihnen ermöglichen, natürlich auftretende Katastrophenevents (Störungen) zu überleben. Für einige Organismen sind natürlich auftretende Störungen dienlich, wobei andere Organismen von ihnen abhängig sind (Lytle und Poff 2004). Allerdings liegen die starken und kurzfristigen Veränderungen von physikalischen Eigenschaften (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe) durch die Spitzenstromerzeugung, die als Schwall-Sunk (Sauterleute und Charmasson 2014) bezeichnet werden, außerhalb bisheriger evolutiver Anpassungsmöglichkeiten. Physiologische Grenzen von aquatischen Organismen (Fische/Makrozoobenthos) können hydraulisch bedingte Beschränkungen für (i) die Nutzung und (ii) möglicherweise den Widerstand gegen bestimmte Strömungsverhältnisse hervorrufen. Dabei beeinflusst zusätzlich die Temperatur sowohl die Physiologie der Fische (Larven) als auch die Physik der Strömungsbedingungen im jeweiligen Habitat (Herbing 2002). Insbesondere Jungfische verfügen in ihren frühen Lebensstadien über einen begrenzten Bereich geeigneter/nutzbarer Strömungsgeschwindigkeiten (Raleigh et al. 1984; Sempeski und Gaudin 1995) und eine bestimmte kritische Schwimmgeschwindigkeit, die nur kurzfristig aufrechterhalten werden kann. Somit ist es zur Überwindung von Einschränkungen und der negativen Auswirkungen von Schwall-Sunk nach physiologischen und verhaltensbezogenen Aspekten, die als Engpass in der Populationsdynamik wirken können, notwendig, eine gewisse hydraulische (nicht morphologische) Stabilität auf der funktionalen Lebensraumskala zu gewährleisten (vgl. Klassifizierung nach Schlosser 1982).

Ziel des vorliegenden Fachbeitrags ist es, neue Bewertungs- und Prognosewerkzeuge vorzustellen, um letztendlich eine ökologisch verträglichere Wasserkraftnutzung zu ermöglichen. Es werden dabei im Detail Erweiterungen bestehender Habitatmodelle in Bezug auf Sedimentbewirtschaftungsfragen, wie Geschiebe- und Schwebstoffmanagement, aber auch neue integrative Bewertungsansätze für die Auswirkungen von Sunk und Schwall vorgestellt. Eine abschließende Diskussion soll die derzeitigen Möglichkeiten in der integrativen Bewertung, aber auch zukünftige Weiterentwicklungen abrunden, um die zentrale Frage im Titel „Wie viel ‚Bio‘ braucht die ökohydraulische Modellierung?“ zu beantworten.

2 Methodik

Die Habitatmodellierung baut auf einer Verknüpfung von abiotischen und biotischen Kenngrößen auf. Die Beschreibung des Lebensraums erfolgt durch Ausweisung bestimmter lebensraumbeschreibender Parameter anhand von physikalischen Faktoren, die mit biologischen Eigenschaften bzw. ökologischen Anforderungen von Organismen in einer (funktionalen) Beziehung stehen (Lamouroux et al. 1998). In einem Fließgewässer sind das vor allem Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Sohlsubstrat. Durch die Poikilothermie der Fische kommt die Wassertemperatur noch als weiterer Schlüsselparаметer (z. B. Saisonalität) hinzu. Weitere direkte Einwirkungsfaktoren sind im Wasser transportierte Feststoffe, wobei hier vor allem hohe Schwebstoffkonzentrationen als schädlich für Gewässerorganismen angesehen werden (Kemp et al. 2011).

Die in dieser Arbeit vorgestellten Bewertungs- und Prognosewerkzeuge im Bereich der Sedimentbewirtschaftung an Wasserkraftanlagen sind zum Teil Erweiterungen der Habitatmodellierungssoftware HEM (Habitat Evaluation Model), welche an der Universität für Bodenkultur konzipiert (Hauer 2007), softwaretechnisch entwickelt (Tritthart et al. 2008) und validiert (Hauer et al. 2011) wurde. Auf diese Weise kann den spezifischen Herausforderungen, die bei der Modellierung von kleinen aber auch großen Flüssen – wie im Hauptstrom der Donau mit über 50 dokumentierten Fischarten – gerecht werden (Hauer et al. 2012). Die im Rahmen des CD-Labors für Se-

dimentforschung und -management entwickelten und in diesem Fachbeitrag vorgestellten Sub-Module beziehen sich (i) auf die Bewertung von Stauräumen (HEM-IMPOUNDMENT) und (ii) die Abschätzungen des Einflusses von erhöhten Schwebstoffkonzentrationen auf die Vitalität von Fischen (SED-FISH). Im Detail wird mit dem Modell HEM-IMPOUNDMENT ein neuartiges Vorhersagetool vorgestellt, das die Bewertung des ökologischen Zustands in Bezug auf das Makrozoobenthos in aufgestauten Bereichen flussauf von Querbauwerken ermöglicht. Die zwei wichtigsten Parameter sind hierbei (i) die Korngrößen der Deckschicht und (ii) die tiefengemittelten Strömungsgeschwindigkeiten, die aus einer validierten hydrodynamischen Simulation ermittelt werden (Tritthart et al. 2020). Das Habitatmodell wurde an drei österreichischen Flussläufen getestet und biologisch überprüft, wobei eines dieser Beispiele im vorliegenden Fachbeitrag vorgestellt wird (Schwarza/Niederösterreich). Das HEM-IMPOUNDMENT Tool dient dazu, (Teil-)Verlandungen von Stauräumen von Klein(st)wasserkraftwerken ökologisch zu bewerten und hier mögliche Management-Maßnahmen abzuleiten.

Es wird seit Jahren im Rahmen unterschiedlicher Monitorings dokumentiert, dass bei Spülungen von Wasserkraftanlagen bzw. Anlagen zur Wasserfassung mitunter hohe Schwebstoffkonzentrationen auftreten, welche potenziell schädlich für Organismen (Fische/Makrozoobenthos) in flussab gelegenen Abschnitten sind. Daher ist es gängige Praxis, Konzentrationsgrenzen als Auflagen in den Verfahren für aktive Sedimentbewirtschaftungsmaßnahmen festzulegen, z.B. bei Spülungen oder infolge von kontrollierten Speichersee-Entleerungen. Wie Messungen zeigen, gilt es allerdings eine erhebliche räumlich-zeitliche Variabilität der Schwebstoffkonzentrationen sowohl im Längsprofil von Flüssen als auch in Flussquerschnitten zu beachten (vgl. Hauer et al. 2020). Zur Berücksichtigung der Variabilität in Managementabläufen, wurde mit SED-FISH ein dreidimensionaler Schwebstoff-Modellierungs-Ansatz entwickelt, der einerseits diese räumliche Variabilität abbildet, und andererseits eine Bewertung der möglichen Auswirkungen auf die Gewässerökologie durchführt. Derzeit erfolgt eine Beurteilung der biologischen Auswirkungen

im Modell ausschließlich basierend auf den Arbeiten von Newcombe und Jensen (1996) und Schmutz (2003). Seit 2023 werden im Wasserbaulabor der BOKU neue Richtwerte mittels ethohydraulischer Untersuchungen innerhalb des CD-Labors für Sedimentforschung und -management ermittelt, um die bisherigen Werte hinsichtlich biologischer Beeinträchtigungen für einheimische Fische, wie (i) Bachforelle, (ii) Äsche und (iii) Koppe zu ergänzen.

Als drittes Bewertungsinstrument wird das Modell HEM-PEAK vorgestellt. Ziel dieses Post-Processing-Tools in Bezug auf die Bewertung von Schwall-Sunk ist es, „hydraulisch stabile Habitatverhältnisse“ auszuweisen. Es handelt sich um einen neuartigen Ansatz zur Bewertung des aquatischen Lebensraums, der eine Quantifizierung hydraulisch stabiler Lebensraumbedingungen in Schwall-Sunk-Strecken ermöglicht. Das HEM-PEAK-Modell bestimmt Bereiche, die sowohl bei Basisabfluss als auch für den Schwallabfluss gleiche, nämlich für die Organismen (v.a. Jungfische) nutzbare Habitateigenschaften hinsichtlich der (i) tiefengemittelten Fließgeschwindigkeit und (ii) Wassertiefe aufgrund von Habitatnutzungskurven aufweisen – nicht zu verwechseln mit morphologischer Stabilität, diese ist hier nicht beschrieben bzw. gewünscht. Weiters werden bei diesem Modellansatz Wasserwechselzonen in der Bewertung ausgeschlossen. Im Umkehrschluss impliziert der Ansatz mit der Ausweisung dieser beständigen Habitatverhältnisse bei Schwall-Sunk, dass Gewässerorganismen nicht in Wasserwechselzonen ausweichen, wo ein erhöhtes Strandrungsrisiko besteht. Das Modell kann auf der Mikro- und Meso-Einheitsskala angewendet werden. In der vorliegenden Studie wurde das Modell verwendet, um die Lebensräume von Bachforellen und Äschen im saisonalen Verlauf zu bewerten (Hauer et al. 2024). Das Modell wurde in Hauer et al. (2024) in 14 Fließgewässerstrecken getestet, um die Verfügbarkeit von beständigen Lebensraumbedingungen für Schwall/Sunk für unterschiedliche morphologische Typen bzw. Bioregionen zu ermitteln, wie z.B. gerade, gekrümmte, alternierende Kiesbänke und Bifurkationsstrecken sich auf die Verfügbarkeit dieser Habitate auswirken. Die Analyse erfolgt anhand von zwei Parametern, die numerisch berechnet werden können: (i) Flächen der nutzbaren hydraulisch

konstanten Habitatverhältnisse und (ii) die Größe der Wasserwechselzone (Risikoabweisung für das Stranden).

3 Ergebnisse

Die hier vorgestellten Ergebnisse beziehen sich auf konkrete Anwendungsfälle, die bereits größtenteils in internationalen Fachzeitschriften publiziert wurden bzw. sich im Druck befinden und in diesem Fachartikel auszugswise beschrieben werden.

3.1 HEM – IMPOUNDMENT (Tritthart et al. 2020)

Die Vorstellung des HEM-IMPOUNDMENT-Ansatzes erfolgt am Beispiel eines Kleinwasserkraftwerks an der Schwarza/NÖ. Die Auswertung nach dem HEM-Ansatz zeigt abflussabhängige Ergebnisse zur Vorhersage des ökologischen Zustands anhand dem biologischen Qualitätselement Makrozoobenthos basierend auf den modellierten Fließgeschwindigkeiten und den jeweiligen Korngrößen (Abb. 1). Die Ergebnisse zeigen, dass die Beurteilung des prognostizierten ökologischen Zustands des Indikators Makrozoobenthos von der Strömungsgeschwindigkeit abhängt, da der gesamte Stauraum mit kiesigem Substrat und somit hohem Nutzungspotenzial verfüllt ist (vgl. Abb. 1e, f). Nur durch die stark verringerte Fließgeschwindigkeit unmittelbar flussauf der Wehranlage wird ein mäßiger bzw. schlechter ökologischer Zustand vorhergesagt (Abb. 1a, b). Gleiches gilt für ufernahe Bereiche. Die Ergebnisse des präsentierten Fallbeispiels zeigen, dass bei Mittelwasser (Abb. 1e) die Habitatverfügbarkeit besser ist als bei Niederwasser (höhere Fließgeschwindigkeiten, Abb. 1f). Allerdings ist die vorhergesagte Flusslänge, die durch die Stauung ökologisch beeinträchtigt wird, bei beiden Abflüssen kleiner als die Staulänge gemäß dem Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP). Die Staustrecke gemäß Nationalem Wasserwirtschaftsplan stimmt bei Niederwasser mit der prognostizierten Staulänge von rund 421 m überein, verringert sich jedoch bei MQ auf 115 m und entspricht daher einer Reduktion um rund 73%. Somit prognostizieren die Modelle aufgrund von Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe geringere „Stauinflüsse“ in Abhängigkeit von den Abflussverhältnissen, als durch die ursprüngliche Einschätzung

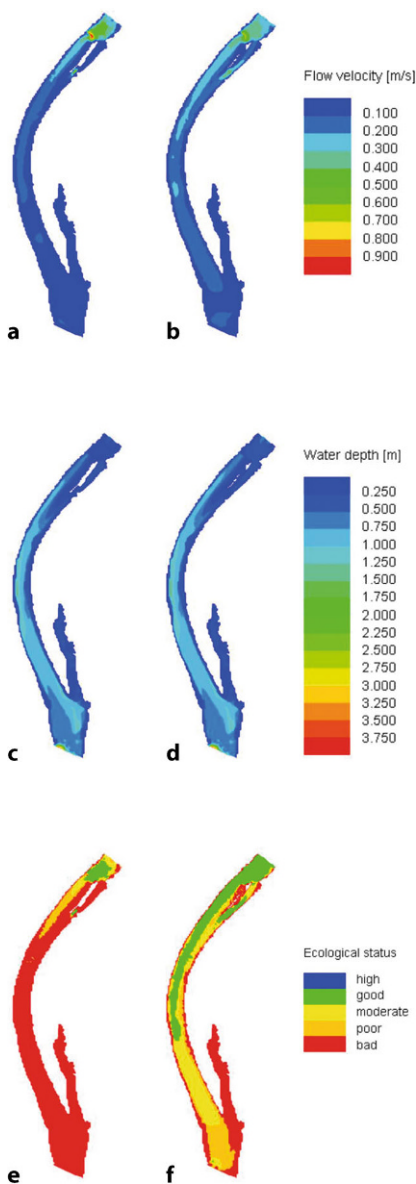


Abb. 1 Ergebnisse der Anwendung des Modells HEM-IMPONDMENT zur Bewertung eines Staus bei einem Kleinwasserkraftwerk an der Schwarza/Niederösterreich; Verteilung der tiefenge-mittelten Fließgeschwindigkeit bei **a** NQ und **b** MQ, der Wassertiefen bei **c** NQ und **d** MQ und der Prognose hinsichtlich des Zustands Makrozoobenthos gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie bei **e** NQ und **f** MQ

aufgrund der Kartierung angenommen wurde.

3.2 SED-FISH (Tritthart et al. 2019)

Das Modell SED-FISH ist ein integra-tives Werkzeug zur Bewertung von ak-tiven Sedimentbewirtschaftungsmaß-nahmen, wie Spülungen und natür-

lich hohen Schwebstoffführungen bei Hochwasser und ihren Auswirkungen auf Fischlebensräume. Es wurde am Beispiel des Tiroler Inns entwickelt und validiert. Abb. 2a zeigt Konturkarten von Schwebstoffkonzentrationen (SSC) in den Querschnitten CS1 und CS2 sowohl für ein Kalibrierungs- als auch ein Validierungsszenario, $Q = 141 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ bzw. $Q = 347 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Im Querschnitt CS1, der sich im unteren Teilbereich mit geringerem Sohlgefälle und feineren Korngrößen befindet, treten die maximalen Konzentrationen in der Nähe der Sohle und in Flussmitte auf, mit Werten um 400 mg l^{-1} für $Q = 141 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ und um 1400 mg l^{-1} für $Q = 347 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Von diesen Bereichen aus, in der die höchste Interaktion zwischen Suspension und Flussbett stattfindet, nehmen die Konzentrationen zur Oberfläche und zum Ufer hin nichtlinear ab. In Oberflächennähe liegen die Werte zwischen 1/3 und 1/2 der Maxima. Wobei in Ufernähe noch geringere Konzentrationen anzutreffen sind. Generell ist die hohe Dreidimensionalität der Schwebstoffverteilung hervorzuheben – eine Eigenschaft, die bisher nur ungenügend dokumentiert wurde und in der Praxis hinsichtlich ihrer unterschiedlichen Wirksamkeit auf Fische nicht beschrieben ist bzw. nur in einzelnen Studien diskutiert wurde (Hauer et al. 2020).

Die integrative Bewertung in SED-FISH erfolgt derzeit über eine Verschneidung mit den sogenannten „Severity of ill effects (SEV) index“ von Newcombe und Jensen (1996), einer Maßzahl für die potenzielle Schädigung. Für ausgewählte Szenarien am Inn ist in Abb. 2b der prozentuale Anteil des gesamten Wasservolumens in diesem Bereich, der den verschiedenen SEV-Klassen zugeordnet ist, zusammen mit einer Unterklassifizierung in Strömungsgeschwindigkeitsklassen dargestellt. Die SEV-Klassen sind in diesem Fachartikel nur beispielhaft für ausgewählte Ereignisse und geringe Konzentrationen angeführt. Die Ergebnisse sollen zeigen, dass mit diesem Ansatz eine Möglichkeit besteht, Prognosen hinsichtlich möglicher Einflüsse und bei höheren SEVs über ökologische Schädigung zu erhalten. Wobei – wie in der Diskussion im Detail ausgeführt – hier zukünftig nachgeschärfte, neue Richtwerte in Bezug auf einheimische Fischarten und -altersstadien angewendet werden sollen.

3.3 HEM-PEAK (Hauer et al. 2024)

In Abb. 3 werden Beispiele für hydraulisch stabile Habitateigenschaften für ausgewählte Schwall-Sunk-Szenarien auf Mesohabitatebene in der saisonalen Betrachtung von Frühling und Sommer präsentiert. Basierend auf den Analysen des gesamten Datensatzes von 14 Schwallstrecken in Hauer et al. (2024) können die Ergebnisse von hydraulisch konstanten/stabilen Habitateigenschaften auf Mesohabitatebene in (i) eigendynamisch entwickelte, (ii) naturnahe und (iii) künstliche hydraulisch stabile Lebensraumbedingungen eingeteilt werden. Als Beispiel für eigendynamisch entwickelte „hydraulic habitat stability areas“ (HHSAs) kann die Lebensraumverteilung an der Bregenzerach herangezogen werden (Abb. 3a). Innerhalb von Kontraktion und Expansion (durch anstehenden Fels) und der damit verbundenen Entwicklung einer Krümmungskiesbank flussabwärts, konnten HHSAs für beide Jahreszeiten mit variablen Basisabflussbedingungen dokumentiert werden (Frühjahr $28,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ /Sommer $15,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Auch am Inn existieren einige wenige HHSAs flussabwärts einer eigendynamisch entwickelten Krümmungskiesbank (Abb. 3c, d). Für die Drau werden naturnahe Lebensräume als Beispiel genannt. Der flussabwärts angebundene Seitenarm wurde künstlich angelegt, jedoch mit dem Ziel, die Lebensraumqualität entsprechend dem morphologischen Flusstyp („Leitbild“) zu verbessern. Der dritte Typ, jener mit künstlicher HHSAs, findet sich entlang des Inns (Abschnitt Telfs) in einem geraden Abschnitt mit Buhnen und rauem Blockwurf. Für diese technischen Merkmale wurden auch stromabwärts der Buhnen und entlang des groben Uferverbau konstante Lebensräume (HHSAs) für Schwall/Sunk berechnet. Diese künstlichen Strukturen bieten auch hydraulisch stabile Lebensraumbedingungen für verschiedene Basisabflüsse (Frühjahr $122,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ /Sommer $286,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Die Ergebnisse zeigen hier, wie auch bei den beiden anderen vorgestellten Ansätzen, eine theoretische Lebensraumeignung bzw. einen theoretischen Wirkungszusammenhang, der sich aus bekannten habitatbeschreibenden Nutzungsinformationen für Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit ergibt.

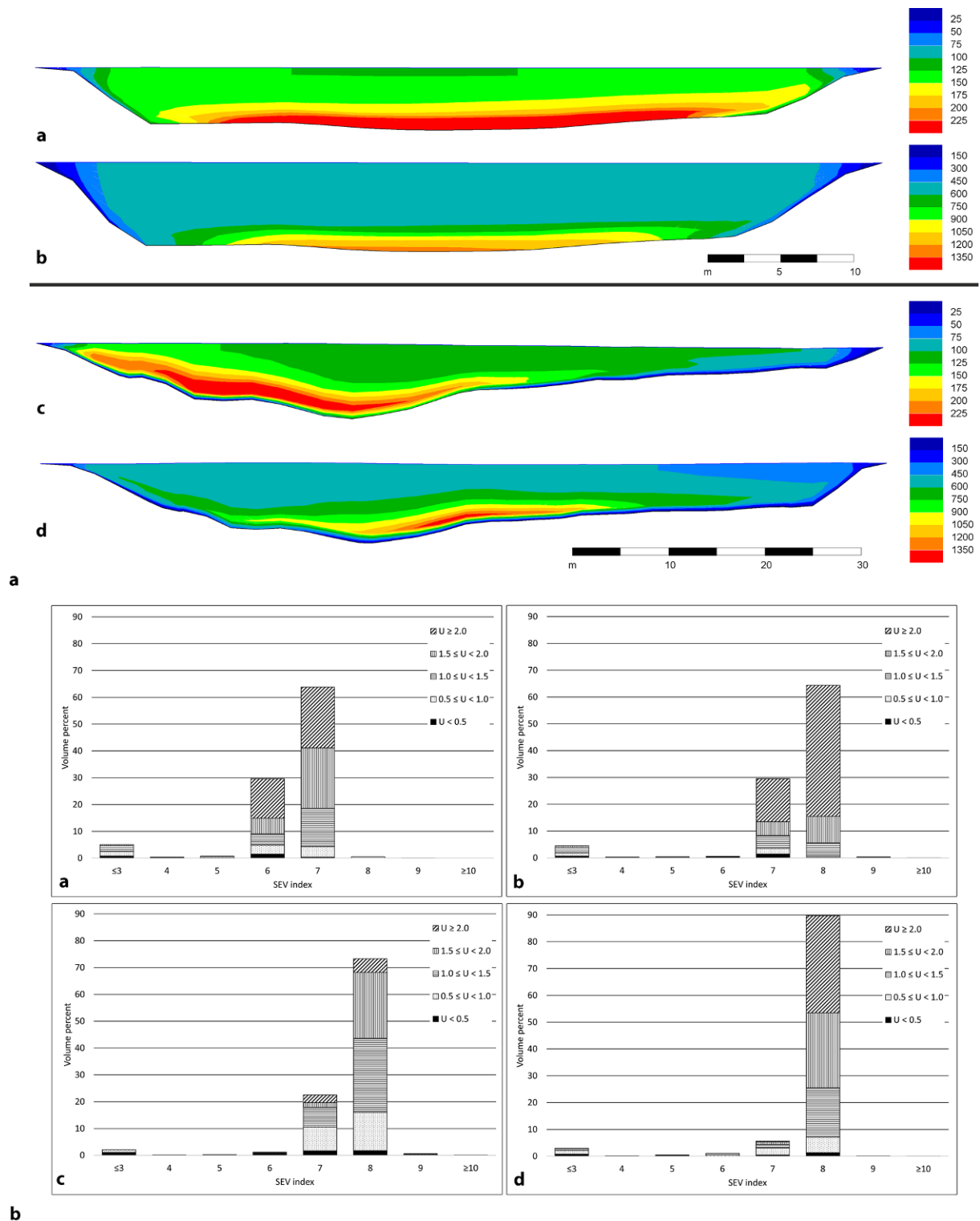


Abb. 2 **a** Konturenplots der modellierten SSC in Querschnitt 1 (oben) und Querschnitt 2 (unten): **a, c** Durchfluss $Q = 141 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; **b, d** $Q = 347 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; Für CS1 gilt eine vertikale Überhöhung um den Faktor 2 und für CS2 um den Faktor 5, **b** Klassifizierung der Teilvolumina des Wasserstroms nach SEV und korrespondierenden Fließgeschwindigkeiten U , berechnet für 24 h von **a** konstantem Abfluss $Q = 141 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, **b** konstantem Abfluss $Q = 347 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, **c** regenbedingtem Hochwasserabfluss und **d** stationärem Abfluss $Q = 141 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ mit einem konstanten SSC von 1000 mg l^{-1} aufgrund simulierter, flussaufwärts gelegener aktiver Sedimentbewirtschaftungsmaßnahmen

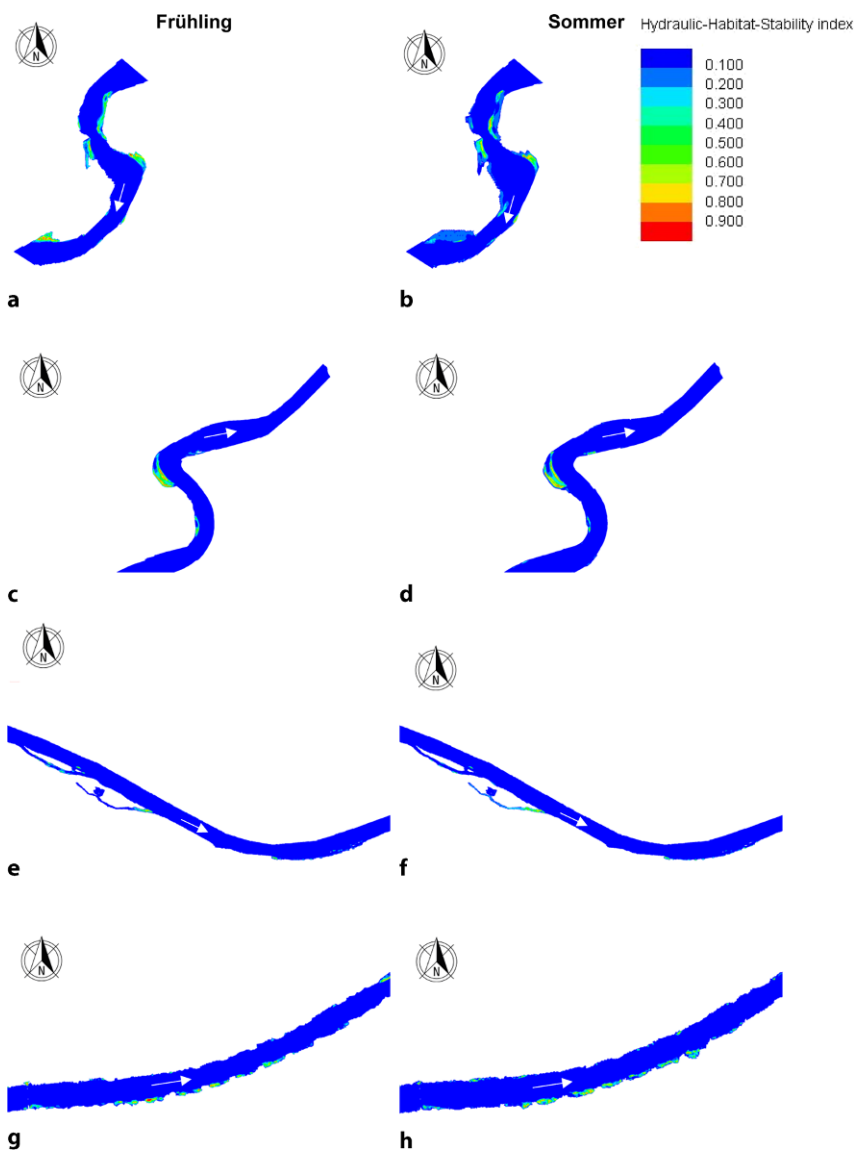


Abb. 3 Hydraulisch stabile Habitatverhältnisse für die Zeigerart Bachforelle 0+; **a, b** Bregenzerach (Schluchtstrecke), **c, d** Inn (Abschnitt Haiming), **e, f** Drau (Abschnitt Rosenheim) und **g, h** Inn (Abschnitt Telfs); modifiziert aus Hauer et al. (2024)

4 Diskussion

Die Zielvorgaben der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie zur Erreichung des „guten ökologischen Zustandes“ bzw. des „guten ökologischen Potenzials“ und die gleichzeitig forcierten Ausbauziele zur nachhaltigen Energieproduktion inkl. der Wasserkraft unterstreichen die Notwendigkeit, quantitative und qualitative Lebensraumaspekte in Fließgewässern gemeinsam zu untersuchen bzw. zu bewerten. Die in dieser Arbeit vorgestellten Erweiterungen im Bereich von Bewertungs- und Prognosewerkzeugen können für diese Analysen und den daraus folgenden

Diskussionen in Detailspekten wichtige Grundlagen liefern.

Am Beispiel des Modells HEM-IMPOUNDMENT (Tritthart et al. 2020) sind folgende Aspekte in der Implementierung von Bedeutung: Das neue Prognose-Tool befasst sich mit wichtigen Fragen beim Management von Klein(st)wasserkraftwerken. Das Sedimentmanagement für Kleinwasserkraftwerke war bisher mit Spülungen (Crosa et al. 2010), Baggerungen (Hauer et al. 2018b), Auswirkungen von Feinsedimentablagerungen und qualitativen Verunreinigungen (Todorova et al. 2016) sowie allgemeinen Diskussionen über die Sedimentkontinuität (Sindelar

et al. 2017) verbunden. Der hier vorgestellte neue Bewertungsansatz beinhaltet jedoch zwei neue Sichtweisen, die bei der Planung von Kleinwasserkraftwerken unter dem Aspekt der eigendynamischen Entwicklung von Fließgewässern berücksichtigt werden können (mitunter sollten). Zum einen ist ein Laufwasserkraftwerk (Kleinwasserkraftwerk) so konzipiert, dass es nur den Zufluss für die Stromerzeugung nutzt (abzüglich der Abflüsse für Fischaufstiegshilfe und Restwasser) (Anagnostopoulos und Papantonis 2007). Daher besteht aus technischer Sicht keine Notwendigkeit, dass flussauf des Querbauwerks hohe Wassertiefen vorherrschen. Durch diese technischen Randbedingungen kann eine eigendynamische Entwicklung im Stauraum ermöglicht werden. Es ist ein grundlegendes flussmorphologisches Prinzip, dass Fließgewässer immer einen morphologischen Gleichgewichtszustand anstreben (vgl. Thorne 2002; Leopold et al. 2020). Um hier flussauf von Querbauwerken diese Eigenschaften eines Gleichgewichtszustands zu erreichen, trägt die Gestaltung des Stauraums wesentlich dazu bei. Zeitlich am Beginn sind Feinsedimentablagerungen im Zusammenhang mit niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten wahrscheinlicher, welche nachweislich negative Entwicklungen hinsichtlich der Individuendichte, Biomasse und Zönosenstruktur von Makroinvertebraten zeigen (Jones et al. 2012). Abhängig vom Sedimentangebot und -transport (auch abhängig von der Korngröße) entwickeln sich die gestauten Abschnitte jedoch schrittweise in Richtung Gleichgewichtszustand (bei ausschließlich Feinmaterial geschieht dies reduzierter bzw. tritt mitunter nicht auf). Dies führt wiederum zu günstigen Bedingungen für benthische Organismen (größeres Substrat und höhere Fließgeschwindigkeiten), wie für den ausgewählten Untersuchungsstandort (Tritthart et al. 2020) gezeigt werden konnte. Dieser Ansatz des Managements eignet sich vor allem für Klein(st)wasserkraftwerke (z. B. <1 MW), da bei größeren Stauhaltungen der Rückhalt von Geschiebe zu einem Sedimentdefizit in den Unterliegerstrecken mit all den ökologisch und wasserbaulich bekannten Problemen führt. Aus diesem Grund muss die Sedimentdurchgängigkeit immer als Teil von ökologischen Verbesserungen mitüberlegt oder ggf. priorisiert werden.

Rund um die Dreidimensionalität der Schwebstoffverteilung und die möglichen Auswirkungen auf Fische bedarf es einer detaillierten Diskussion. Neben anthropogen bedingten hohen SSCs treten auch bei natürlichen Hochwasserereignissen hohe Schwebstoffkonzentrationen im Rahmen der natürlichen Bandbreite auf. Solche Ereignisse sind sehr häufig und werden in Zeiten der Gletscherschmelze noch häufiger (Hauer et al. 2020). Überdies müssen die Werte von Newcombe und Jensen (1996) kritisch hinterfragt werden, da bei einer nachweislichen Schwebstoffkonzentration von 1 g l^{-1} über die Dauer eines Monats (Bsp. Inn) bereits ein bedeutender Fischrückgang zu verzeichnen wäre.

In der Literatur werden verschiedene Zahlen zu negativen oder sogar tödlichen Auswirkungen von hohen Schwebstoffkonzentrationen (SSC-Werte) auf Fische angeführt. Beispielsweise wird die Hypoxie als kritischer Faktor genannt, wenn die Schwebstoffkonzentrationen 30 g l^{-1} übersteigen, was in der Folge zu einem gelösten Sauerstoffanteil (DO) von $<2 \text{ mg l}^{-1}$ führt (Staub 2000). Darüber hinaus haben Crosa et al. (2010) in ihrer Arbeit vorgeschlagen, dass Schwebstoffkonzentrationen generell unter 10 g l^{-1} liegen sollten, um negative Auswirkungen auf Ökosysteme in Alpenbächen zu vermeiden. Experimentelle Überprüfungen dieser Arbeiten sind jedoch kaum vorhanden. Aus diesem Grund braucht es neben den einzelnen Studien auch umfangreiche Arbeiten, um die derzeit verwendeten Richtwerte für einheimische Fische zu überprüfen. Daher wurden im Zuge des CD-Labors für Sedimentforschung und -management, die sogenannten „Sediment Impact Assessment Flumes (SIAFs)“ im neuen Wasserbaulabor der BOKU errichtet. Diese sind bereits seit Juni 2023 in Betrieb (Abb. 4). Mittels einer aufrechten Bewilligung für entsprechende Tierversuche werden vorläufig bis Oktober 2024 Versuche hinsichtlich der Verträglichkeit/Belastbarkeit von unterschiedlicher Konzentration und Dauer für (i) Bachforellen (*Salmo trutta*), (ii) Äsche (*Thymallus thymallus*) und (iii) Koppe (*Cottus gobio*) durchgeführt. Die SIAFs bestehen aus einer Versuchsrinne und Möglichkeiten zur Hälterung und Nachbeobachtung der Fische. In allen Einheiten können die Wassertiefe (über die Wassermenge) und Fließgeschwindigkeit variabel (durch die Drehzahl des Antriebs-

motors) im Kreislaufbetrieb eingestellt werden (Abb. 4). Zwischengeschaltete Kühler ermöglichen die Regelung der Wassertemperaturen in einem Bereich von 3°C bis 32°C . Wassertemperatur und Sauerstoff werden dabei in regelmäßigen Abständen gemessen.

Stabilität im Management von Flusssystemen wird kontrovers diskutiert. Einerseits ist die Stabilität von Flüssen im Hinblick auf die Reduktion des Schadens durch Hochwasser mitunter eine technische Anforderung (z.B. Rosgen 2001; Thomson und Townsend 1979). Andererseits sind Habitatdynamik und damit verbunden großflächige Umlagerungen wichtige Prozesse, die für die ökologische Funktionsfähigkeit von Flussökosystemen zwingend erforderlich sind (Townsend et al. 1997; Ward et al. 2002). Trotz der wichtigen eigendynamischen Entwicklung, die sich aus dem Zusammenspiel von Hydrologie und Sedimentdynamik ergibt, sind auch stabilere Phasen über bestimmte Zeiträume wesentlich. Diese Phasen bestimmen die flusstypspezifische Individuendichte und Biomasse von Organismen auf den verschiedenen trophischen Ebenen (Huxel und McCann 1998). In der vorliegenden Arbeit wurde ein Ansatz präsentiert (zusammengefasst aus Hauer et al. 2024), der sich mit der Qualität von hydraulisch stabilen Habitaten in Sunk- und Schwallstrecken befasst. Entwickelt aus dem Grund, dass es für hydrologische Veränderungen durch Sunk und Schwall vor allem für Fische aufgrund physiologischer Einschränkungen keine evolutionäre Anpassung geben kann. Deshalb ist es für das zukünftige Schwall-Management – einschließlich der Setzung indirekter Maßnahmen (Greimel et al. 2018) – zwingend erforderlich, geeignete Lebensräume unter der Bezeichnung „Habitatbeständigkeit“ innerhalb der hydrologischen Rahmenbedingung von Schwall-Sunk zu sichern und zu fördern. Die vorgestellte Studie zeigt diese beständigen Lebensraumbedingungen erstmals quantitativ, umgesetzt im neuen HEM-PEAK-Modell. Dieser Bewertungsansatz ermöglicht es, die Auswirkungen von Schwall-Sunk im Vergleich zur Referenzsituation bei Basisabfluss zu quantifizieren. Die Zusammenfassung der Ergebnisse des HEM-PEAK-Ansatzes in Hauer et al. (2024) zeigte deutlich, dass sich Flussaufweitungen generell positiv auf die Verfügbarkeit beständiger Habitatbedingungen auswirken (hydraulische Entlastung –

geringere Fließgeschwindigkeitsänderungen), und zwar unabhängig vom gewässermorphologischen Typ. Flussmorphologische Dynamik ist somit in den Aufweitungen gegeben, die immer wieder eigendynamisch zu hydraulisch konstanten/stabilen Habitatbedingungen führen. Selbst wenn es im Bereich von Aufweitungen zur flächigen Zunahme von Wasserwechselzonen kommt, zeigen die Ergebnisse, dass es wichtig ist, auch in Schwall-Sunk-Strecken den nötigen Platz zur eigendynamischen Entwicklung zu geben.

Um die im Titel zentral aufgeworfene Frage „Wie viel ‚Bio‘ braucht die Modellierung?“ zu beantworten, ist aufgrund der erfolgten Diskussion der drei neuen Modellerweiterungen folgende Antwort zulässig: „In all jenen Bereichen, in denen die Quantität (Verfügbarkeit funktionaler Habitate) eine Maßzahl in Bezug auf das Vorkommen von Zeigerorganismen ist.“ Dies bedeutet, dass auf allen trophischen Ebenen der Gewässerökologie, in denen Veränderungen der Umwelt messbar und parametrisierbar sind und diese unmittelbar gekoppelt mit den Lebensraumverhältnissen stehen, die Habitatmodellierung ein wichtiges Werkzeug darstellen kann. Bewusst wird hier „darstellen kann“ verwendet, da nicht alle Fragestellungen der integrativen Bewirtschaftung unserer Gewässer diesen quantitativen Aspekt tatsächlich benötigen und sich diese Untersuchungen im Detail ökonomisch zu Buche schlagen. Außerdem hat man noch nicht alle Prozesse und Wirkungen auf die funktionalen Habitate in der Form erfasst, sodass diese in Bewertungsmodelle eingearbeitet werden können. Hier ist vor allem die Grundlagenforschung in Zukunft gefragt, um durch „ethohydraulische“ Untersuchungen, wie am Beispiel der vorgestellten „Sediment Impact Assessment Flumes“, die Wirkungszusammenhänge klar und vor allem für einheimische Gewässerorganismen zu definieren. Die Ethohydraulik wird dabei durch die Verschneidung der Ethologie (griechisch: Erforschung des Verhaltens von Tieren) und der Hydraulik (griechisch: Lehre von den bewegten Flüssigkeiten) definiert. Adam und Lehmann (2008) definierten drei Phasen für „ethohydraulische“ Untersuchungen bzw. wissenschaftliche Arbeiten: (1) Analyse der hydraulischen Natursituation und Modellierung der Natursituation im Labor (Pre-Processing). Dabei sind unter an-

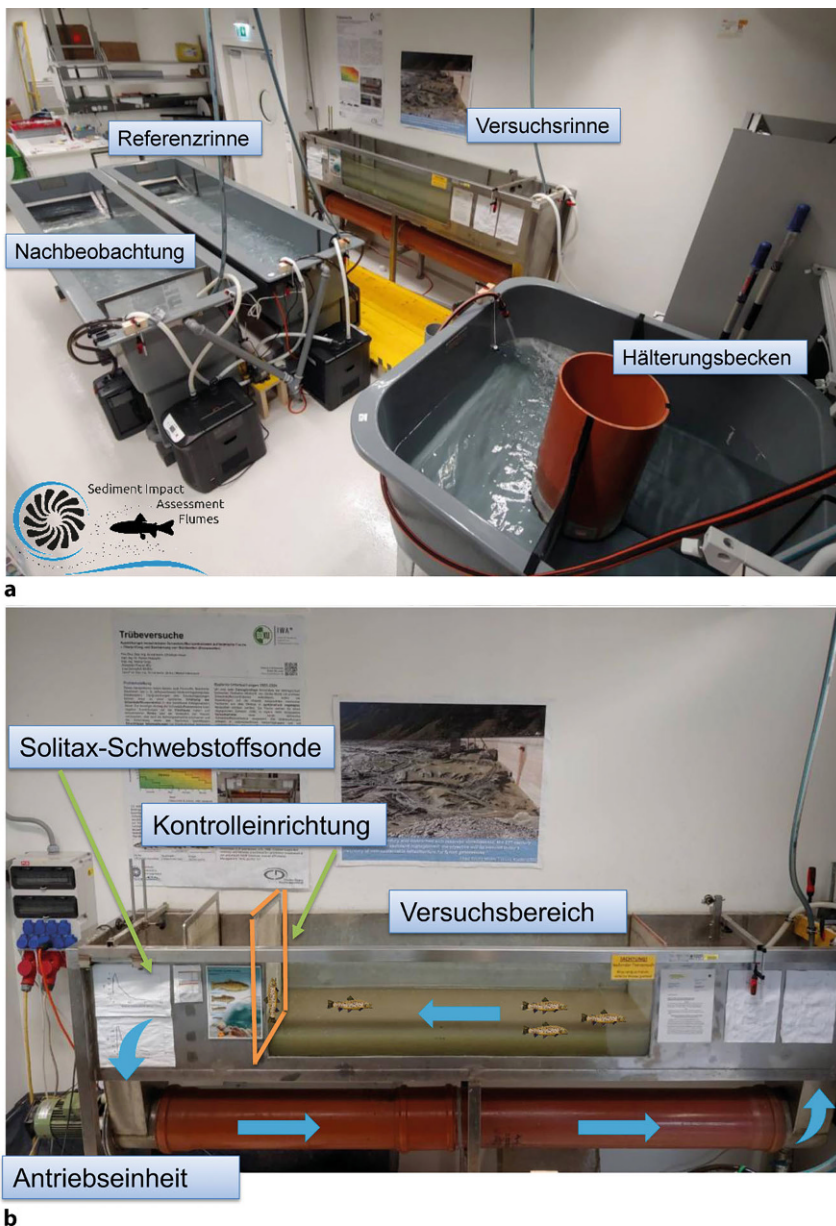


Abb. 4 Sediment Impact Assessment Flumes (SIAFs) im neuen Wasserbaulabor der BOKU Wien: **a** generelle Versuchsanordnung für die ethohydraulischen Untersuchungen hinsichtlich bestehender und neuer Richtwerte für verträgliche Schwebstoffkonzentrationen für einheimische Fische, **b** Versuchsrinne, die mit schwebstoffbeladenem Wasser im Kreislauf betrieben wird, mit allen wesentlichen Komponenten der Untersuchung (Überwachung von Sauerstoff und Temperatur hier nicht eingezeichnet) (Fotos: A. Plasser)

derem Fließgeschwindigkeit, Turbulenz oder auch Schwebstoffkonzentrationen in einem Maßstab 1:1 im Laborversuch anzustreben bzw. Voraussetzung, (2) Leberdierbeobachtung und Erfassung der hydraulischen Signatur, wobei ein Fokus auf ein reproduzierbares Verhalten der gewählten Zeigerarten unter bestimmten Umweltfaktoren liegt (z.B. Fließgeschwindigkeit) und

(3) die Implementierung der Ergebnisse in der wasserbaulichen Praxis. In diesem abschließenden Schritt fließen die Erkenntnisse aus den Versuchen in konkrete Planungs- und Bemessungsvorgaben wasserbaulicher Projekte (z.B. Fischwanderhilfen) oder in die Entwicklung von Prognosewerkzeugen (Habitatmodellierung) ein. Somit wird es in Zukunft unbedingt erforder-

lich sein, die Natur im Feld und in experimenteller Umgebung (Bsp. neues Wasserbaulabor der BOKU Wien) gleichermaßen zu studieren, um die notwendigen Informationen für die Entwicklung von Prognosewerkzeugen zu erarbeiten. Auch diese Notwendigkeit bestimmt, „wie viel ‚Bio‘“ die Modellierung/Ökohydraulik letztendlich braucht. Die Validierung der Prognose des ökologischen Zustands auf Basis des biologischen Qualitätselements Makrozoobenthos hat gezeigt, dass der real ermittelte Zustand der untersuchten Stauräume teilweise besser war, als durch die Annahmen im Modell prognostiziert wurde. Dennoch bestehen weitere wesentliche Forschungsdefizite, da Effekte aufgrund bioregionaler Unterschiede sowie kumulativer Beeinflussungen durch Stauketten zu wenig untersucht wurden, um generelle Prognosemodelle abschließend evaluieren zu können. Zudem wurde der ökologische Zustand ausschließlich auf Basis der weitaus größeren Screening-Methode ermittelt, wodurch die Ergebnisse aufgrund der Unterbewertung von saprobiellen Zeigerorganismen möglicherweise verfälscht werden. Die Modelle können wesentlich dazu beitragen, ein besseres Verständnis von prozesshaften Entwicklungen zu gewinnen. Die Weiterentwicklung und Schärfung der Ergebnisse kann jedoch nur auf Basis einer ökologischen Evaluierung vor Ort erfolgen. Abschließend ist anzumerken, dass die Erkenntnisse aus dem Feld die Notwendigkeit unterstreichen, dass Grundlagenforschung im Bereich „Bio“ ein fixer Bestandteil der integrativen Modellentwicklung aber auch -validierung sein muss.

5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Habitatmodellierung ist seit mittlerweile zwei Jahrzehnten als wichtiger Bestandteil der integrativen Wasserwirtschaft in Österreich anzusehen. Die in diesem Fachartikel präsentierte Form der Erweiterungen einzelner Modellansätze ist die Reaktion auf die Notwendigkeit, aktuelle Fragen der internationalen Gesetzgebung und Richtlinien hinsichtlich Sedimentbewirtschaftung sowie der Bewertung und Verbesserung von Schwall-Sunk-Auswirkungen zu beantworten. Aufgrund der vorgestellten und diskutierten Ergebnisse wird es in Zukunft sowohl besser möglich sein, eigendynamische Entwicklungsprozesse

se in Staubereichen von Kleinwasserkraftanlagen ökologisch zielgerichtet zu optimieren, als auch die Auswirkungen von Spülungen mittels des vorgestellten integrativen Bewertungsansatzes besser zu prognostizieren. Weiters können erstmals indirekte Schwall-Sunk-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit quantitativ bewertet werden. Obwohl diese Prognosemodelle immer ausgereifter werden und zunehmend mehr Prozesse abbilden können, zeigt die Gesamtdiskussion, dass es weiterhin Grundlagenforschung im Feld, und in experimenteller Umgebung braucht, um die integrative Modellierung mit den adäquaten biologischen Informationen auszustatten.

Danksagung Die dieser Arbeit zugrunde liegenden Forschungen wurden in Teilen im Rahmen des Christian Doppler Labors für Sedimentforschung

und -management durch die Christian Doppler Forschungsgesellschaft finanziert. Wir bedanken uns weiters für die finanzielle Unterstützung durch das Bundesministerium für Digitalisierung und Wirtschaftsstandort und die Nationalstiftung für Forschung, Technologie und Entwicklung.

Funding Open access funding provided by University of Natural Resources and Life Sciences Vienna (BOKU).

Open Access Dieser Artikel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und

angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Artikel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.

Weitere Details zur Lizenz entnehmen Sie bitte der Lizenzinformation auf <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>.

Literatur

- Adam, B., Lehmann, B. (2011): Ethohydraulik – Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 351 pp.
- Anagnostopoulos, J. S., & Papanonis, D. E. (2007): Optimal sizing of a run-of-river small hydropower plant. Energy conversion and management, 48(10), 2663–2670.
- Brooks, A. P., & Brierley, G. J. (2004): Framing realistic river rehabilitation targets in light of altered sediment supply and transport relationships: lessons from East Gippsland, Australia. Geomorphology, 58(1–4), 107–123.
- Crosa, G., Castelli, E., Gentili, G., & Espa, P. (2010): Effects of suspended sediments from reservoir flushing on fish and macroinvertebrates in an alpine stream. Aquatic Sciences, 72, 85–95.
- Greimel, E., Schülting, L., Graf, W., Bondar-Kunze, E., Auer, S., Zeiringer, B., & Hauer, C. (2018): Hydropeaking impacts and mitigation. Riverine ecosystem management, 8, 91–110.
- Habersack, H., & Piégay, H. (2007): 27 River restoration in the Alps and their surroundings: past experience and future challenges. Developments in earth surface processes, 11, 703–735.
- Hauer, C. (2007): River Morphological- & Morphodynamic Aspects in Habitat Modelling and River Rehabilitation. PhD thesis, 223pp.
- Hauer, C. (2014): ÖKOHYDRAULIK. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 66(5-6), 157–158.
- Hauer, C., & Habersack, H. (2022): The importance of sediment dynamics in possible lines of tensions between aquatic ecology and hydropower use. WasserWirtschaft, 112(2-3), 18–22.
- Hauer, C., Unfer, G., Schmutz, S., Habersack, H. (2007): The importance of morphodynamic processes at riffles used as spawning grounds during incubation time of nase (*Chondrostoma nasus*). Hydrobiologia 579: 15–27.
- Hauer, C., Unfer, G., Tritthart, M., Formann, E., Habersack, H. (2011): Variability of mesohabitat characteristics in riffle-pool reaches: testing an integrative evaluation concept (FGC) for MEM-Application: River Research and Application 27: 403–430.
- Hauer, C., Keckeis, H., Tritthart, M., Liedermann, M., & Habersack, H. (2012): Optimierung der Habitatmodellierung an großen Fließgewässern unter Berücksichtigung von flussmorphologischen Prozessen auf unterschiedlichen Skalen. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, 64(11-12), 553–563.
- Hauer, C., Unfer, G., Holzapfel, P., Haimann, M., & Habersack, H. (2014): Impact of channel bar form and grain size variability on estimated stranding risk of juvenile brown trout during hydropeaking. Earth Surface Processes and Landforms, 39(12), 1622–1641.
- Hauer, C., Leitner, P., Unfer, G., Pulg, U., Habersack, H., & Graf, W. (2018a): The role of sediment and sediment dynamics in the aquatic environment. Riverine Ecosystem Management: Science for Governing Towards a Sustainable Future, 151–169.
- Hauer, C., Wagner, B., Aigner, J., Holzapfel, P., Flödl, P., Liedermann, M., ... & Habersack, H. (2018b): State of the art, shortcomings and future challenges for a sustainable sediment management in hydropower: A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 98, 40–55.
- Hauer, C., Haimann, M., Holzapfel, P., Flödl, P., Wagner, B., Hubmann, M., ... & Schletterer, M. (2020): Controlled reservoir draw-down—challenges for sediment management and integrative monitoring: an Austrian case study—part A: reach scale. Water, 12(4), 1058.
- Hauer, C., Unfer, G., Holzapfel, P., Tritthart, M. (2024): Hydraulic habitat stability analysis with HEM-Peak: A novel approach for the assessment of hydropeaking impacts and mitigation measure design. River Research and Application. In print.
- Herbing, I. H. V. (2002): Effects of temperature on larval fish swimming performance: the importance of physics to physiology. Journal of Fish Biology, 61(4), 865–876.
- Huxel, G. R., & McCann, K. (1998): Food web stability: the influence of trophic flows across habitats. The American naturalist, 152(3), 460–469.
- Jones, J. I., Murphy, J. E., Collins, A. L., Sear, D. A., Naden, P. S., & Armitage, P. D. (2012): The impact of fine sediment on macro-invertebrates. River research and applications, 28(8), 1055–1071.
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P., & Jones, I. (2011): The impacts of fine sediment on riverine fish. Hydrological processes, 25(11), 1800–1821.
- Lamouroux, N., Capra, H., & Pouilly, M. (1998): Predicting habitat suitability for lotic fish: linking statistical hydraulic models with multivariate habitat use models. Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management, 14(1), 1–11.
- Leopold, L. B., Wolman, M. G., Miller, J. P., & Wohl, E. E. (2020): Fluvial processes in geomorphology. Courier Dover Publications.
- Lytle, D. A., & Poff, N. L. (2004): Adaptation to natural flow regimes. Trends in ecology & evolution, 19(2), 94–100.
- Melcher, A., Hauer, C., & Zeiringer, B. (2018): Aquatic habitat modeling in running waters. Riverine ecosystem management: Science for governing towards a sustainable future, 129–149.
- Nestler, J.M., Goodwin, R.A., Smith, D.L., Anderson, J.J. (2007): A mathematical and conceptual framework for ecohydraulics. In Wood, P.J., Hannah, D.M., Sadler, J.P. (eds.) Hydroecology and Ecohydrology: Past, present and Future, John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK; pp. 205–224.
- Newcombe, C. P., & Jensen, J. O. (1996): Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. North American Journal of Fisheries Management, 16(4), 693–727.
- Parasiewicz, P., & Dunbar, M. J. (2001): Physical habitat modelling for fish-. Arch. Hydrobiol. Suppl., 1352(4), 239–268.
- Raleigh, R. E., Zuckerman, L. D., & Nelson, P. C. (1984): Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: brown trout. Western Energy and Land Use Team, Division of Biological Services, Research and Development, Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior.
- Rosgen, D. L. (2001): A stream channel stability assessment methodology. In Proceedings of the seventh federal interagency sedimentation conference (Vol. 1).

- Sauterleute, J. E., & Charmasson, J. (2014):** A computational tool for the characterisation of rapid fluctuations in flow and stage in rivers caused by hydropeaking. *Environmental modelling & software*, 55, 266–278.
- Schlosser, I. J. (1982):** Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological monographs*, 52(4), 395–414.
- Schmutz, S. (2003):** Einfluss erhöhter Schwebstoffkonzentration und Trübe auf Fische, Literaturstudie; Auftraggeber Niederösterreichischer Landesfischerverband. 80 S.
- Sempeski, P., & Gaudin, P. (1995):** Habitat selection by grayling-II. Preliminary results on larval and juvenile daytime habitats. *Journal of Fish Biology*, 47(2), 345–349.
- Sindelar, C., Schobesberger, J., & Habersack, H. (2017):** Effects of weir height and reservoir widening on sediment continuity at run-of-river hydropower plants in gravel bed rivers. *Geomorphology*, 291, 106–115.
- Staub, E. (2000):** Effects of sediment flushing on fish and invertebrates in Swiss Alpine Rivers. In *Int. Workshop and Symposium*, Toyama, Japan, 2000.
- Sutherland, A. B., Meyer, J. L., & Gardiner, E. P. (2002):** Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. *Freshwater Biology*, 47(9), 1791–1805.
- Thomson, S., & Townsend, D. L. (1979):** River erosion and bank stabilization—north Saskatchewan River, Edmonton, Alberta. *Canadian Geotechnical Journal*, 16(3), 567–576
- Thorne, C. R. (2002):** Geomorphic analysis of large alluvial rivers. *Geomorphology*, 44(3-4), 203–219.
- Todorova, Y., Lincheva, S., Yotinov, I., & Topalova, Y. (2016):** Contamination and ecological risk assessment of long-term polluted sediments with heavy metals in small hydropower cascade. *Water resources management*, 30, 4171–4184.
- Townsend, C. R., Scarsbrook, M. R., & Dolédec, S. (1997):** The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnology and oceanography*, 42(5), 938–949.
- Tritthart, M., Hauer, C., Liedermann, M., Habersack, H. (2008):** Computer-aided mesohabitat evaluation, part II—model development and application in the restoration of a large river. In: Altinakar, M.S., Kokpinar, M.A., Darama, Y., Yegen, E.B., Harmancioglu, N. (Eds.), *International Conference on Fluvial Hydraulics*, 1885–1893.
- Tritthart, M., Haimann, M., Habersack, H., & Hauer, C. (2019):** Spatio-temporal variability of suspended sediments in rivers and ecological implications of reservoir flushing operations. *River Research and Applications*, 35(7), 918–931.
- Tritthart, M., Flödl, P., Habersack, H., & Hauer, C. (2020):** HEM Impoundment—A numerical prediction tool for the water framework directive assessment of impounded river reaches. *Water*, 12(4), 1045.
- Ward, J. V., Tockner, K., Arscott, D. B., & Claret, C. (2002):** Riverine landscape diversity. *Freshwater biology*, 47(4), 517–539.
- Wood, P. J., Hannah, D. M. & Sadler, J. P. (2007):** Hydroecology and Ecohydrology: An introduction. In Wood, P.J., Hannah, D.M., Sadler, J.P. (eds.) *Hydroecology and Ecohydrology: Past, present and Future*, John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK; pp. 205–224.

Hinweis des Verlags Der Verlag bleibt in Hinblick auf geografische Zuordnungen und Gebietsbezeichnungen in veröffentlichten Karten und Institutsadressen neutral.