

# Modellgestützte Maßnahmenplanung zur Minderung von Schwellbetriebsauswirkungen auf Jungfische

Ianina Kopecki und Matthias Schneider

## 1 Zusammenfassung

Ergebnisse aus zahlreichen wissenschaftlichen Studien belegen, dass sich der Schwellbetrieb von Wasserkraftanlagen besonderes stark auf die Jungstadien von Fischen auswirkt. Ein maßgebender Aspekt ist das Stranden von Fischlarven, die während des Sunkvorgangs dem schnell zurückweichenden Wasser nicht folgen können. Das dabei entstehende Strandungsrisiko ist zum einen durch die Geschwindigkeit der Wasserspiegeländerung bestimmt, zum anderen spielen die Neigung der trockenfallenden Bereiche und deren Sohlstruktur eine wichtige Rolle.

Um den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie zu entsprechen, ist es für Wasserbehörden und Wasserkraftanlagenbetreiber wichtig, geeignete Strategien zur Minderung der ökologischen Auswirkungen des Schwellbetriebs zu entwickeln. Hierzu sind ökohydraulische Simulationen geeignet, da mit ihnen die Wirkungen schneller Abflussänderungen auf Gewässerorganismen quantitativ untersucht werden können.

Der vorliegende Beitrag beschreibt das Vorgehen zur Beurteilung des Schwellbetriebseinflusses auf das Larvenstadium der Äsche (*Thymallus thymallus*). Das Vorgehen stützt sich auf jüngste Erkenntnisse zur Auswirkung von Wasserspiegelsunkraten auf die Überlebenschancen von Fischlarven. Diese Informationen werden verknüpft mit den Ergebnissen aus instationären, hydrodynamisch-numerischen Modellierungen (HN-Modellierungen) für unterschiedliche Sunk-Szenarien. Dabei werden sowohl bestehende Schwall-Sunk-Regelungen beurteilt als auch angepasste betriebliche Regelungen mit einer Verringerung des Risikos für Jungfische entwickelt. Einen weiteren Aspekt der Studie stellen morphologische Maßnahmen zur teilweisen Kompensation von Schwall-Sunk-Auswirkungen dar.

Das Vorgehen ist beschrieben am Beispiel des Naturschutzgebiets der Litzauer Schleife. Dieser Flussabschnitt ist einer der letzten freifließenden Abschnitte des Lechs und durch Schwallauswirkungen betroffen. Die Ergebnisse der Studie im Auftrag des Wasserwirtschaftsamtes Weilheim stellen die Grundlage für die Entwicklung betrieblicher und morphologischer Maßnahmen dar. Sie ermöglichen eine Kosten-Nutzen-Analyse und die Bewertung unterschiedlicher Schwallanierungsvarianten.

## 2 Einführung

Die Wasserkraftnutzung mit Schwellbetrieb hat starke Auswirkungen auf Fließgewässerorganismen. Schnelle Änderungen der Tiefe, Strömungsgeschwindigkeit und Wassertemperatur als Folge von rapiden Abflussänderungen wirken sich negativ auf Fische, insbesondere Larven und Jungfische, sowie Laichplätze [Baumann & Klaus, 2003] und Kleinlebewesen der Gewässersohle [Caroline et al., 2012] aus. Wegen ihrer limitierten Schwimmkapazitäten sind Jungfische besonders stark gefährdet, einerseits durch Stranden in der Sunkphase, andererseits durch Abdriften in der Schwallphase [Schmutz et al., 2013].

Für die Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie sind in schwallbeeinflussten Gewässern Verbesserungsmaßnahmen zu entwickeln, die sowohl ökologisch wirksam als auch ökonomisch

tragbar sind. In diesem Zusammenhang unterscheiden Charmasson & Zinke [2011] betriebliche, bauliche und Kompensationsmaßnahmen. Betriebliche Maßnahmen bedeuten Beschränkungen für den Betrieb eines Wasserkraftwerks, indem der Schwallabfluss oder die Geschwindigkeit der erlaubten Abflussänderung reduziert werden, oder der Minimalabfluss (Sunkabfluss) erhöht wird. Bauliche Maßnahmen umfassen wasserbauliche Eingriffe wie Dämpfungsbecken und zusätzliche Wasserzufuhrkanäle o.ä. mit dem Ziel, die Abflussschwankungen zu glätten - durch vorübergehende Speicherung des Abflusses vor der Rückgabe ins Gewässer oder zeitweise Zusatzdotation. Betriebliche und bauliche Maßnahmen sind in der Regel teuer. Kompensationsmaßnahmen dagegen stellen Maßnahmen im Gewässer dar, welche dazu dienen, den Verlust an geeigneten Lebensräumen während des Schwallauszugleichen. In der Regel erfolgt dies durch morphologische Aufwertungen, welche bestimmte Typen von Habitaten zur Verfügung stellen. Die Herausforderung dabei ist, ökologisch effektive, wirtschaftlich sinnvolle und gleichzeitig möglichst nachhaltige Maßnahmen zu finden.

Der vorliegende Beitrag beschreibt einen praxisorientierten, modellbasierten Ansatz, der

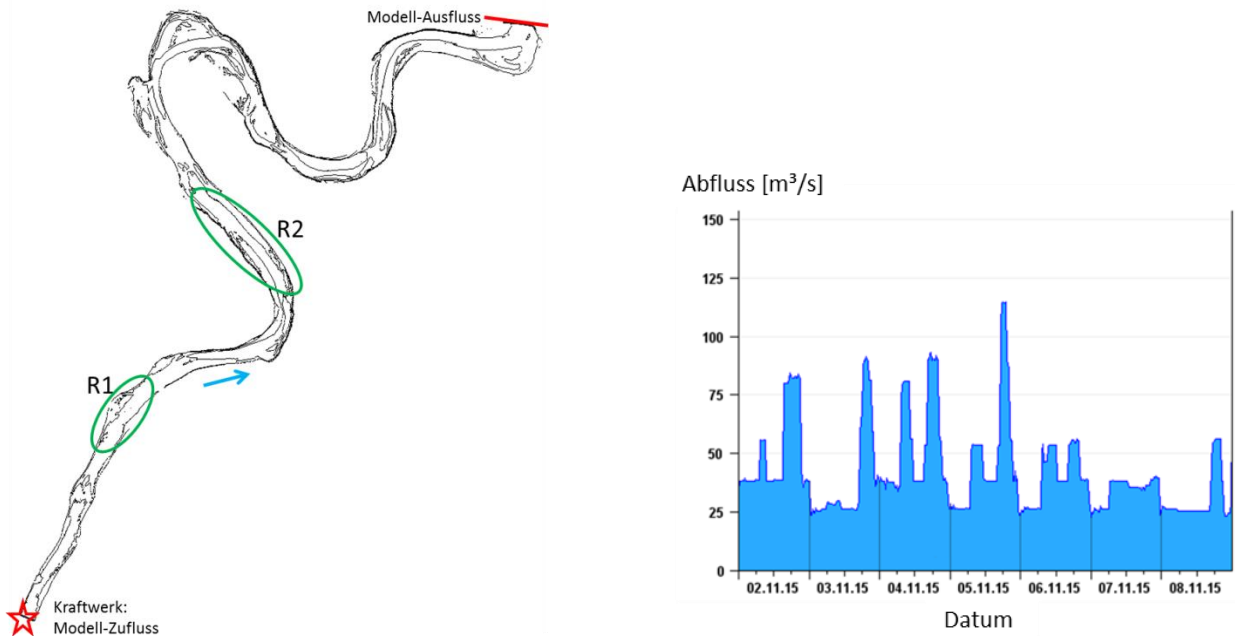
- a) der quantitativen Bestimmung der Auswirkungen des Schwallbetriebs auf Fische dient und
- b) die Entwicklung von morphologischen Kompensationsmaßnahmen für die Verbesserung der Fischlebensräume ermöglicht

Der Ansatz baut auf den Ergebnissen von instationären Modellierungen mit dem 2D-Hydraulikmodell SRH-2D [Lai, 2008] auf, das weitergehend als Grundlage für eine fuzzy-logische Habitatmodellierung [CASiMiR] dient. Bei der Modellierung werden neue Erkenntnisse aus der HYTEC Versuchsanlage in Österreich berücksichtigt [Schmutz et al., 2013]. Diese ermöglichen es, die Auswirkungen des Sunks auf Äschenlarven (*Thymallus thymallus*) durch die Berechnung eines Strandrungsrisikos zu quantifizieren.

### 3 Fallstudie

Die Studie untersucht Schwalleffekte innerhalb eines ca. 7 km langen und 80 bis 100 m breiten Flussabschnitts des bayerischen Lechs. Das oberhalb liegende Wasserkraftwerk ("Modell-Zufluss" in Abb. 1a) ist Teil einer Kraftwerkskette. Die Abflussschwankungen bewegen sich zwischen einem Basisabfluss von 25 (35) m<sup>3</sup>/s im Winter (Sommer) und einem maximalen Abfluss von 160 m<sup>3</sup>/s. Das untere Ende des Untersuchungsabschnitts („Modell-Ausfluss“ in Abb. 1a) bildet der Stau des nächsten Wasserkraftwerks.. Die Ergebnisse werden für die zwei Untersuchungsabschnitte R1 und R2, ca. 1.300 m bzw. 3.000 m unterhalb des einspeisenden/schwallerzeugenden Kraftwerks dargestellt.

Die typische tägliche Fluktuation des Abflusses im Winterhalbjahr zeigt Abb. 1b. An Werktagen treten in der Regel zwei Schwallereignisse auf, bei denen der Spitzenabfluss höher ist als am Wochenende, an dem des Öfteren kein Schwallbetrieb gefahren wird. Die Indikatorarten des Gewässerabschnitts sind die Äsche (*Thymallus thymallus*), die Nase (*Chondrostoma nasus*), die Barbe (*Barbus barbus*), der Döbel (*Leusciscus cephalus*) und der Huchen bzw. Donaulachs (*Hucho Hucho*) [Schnell, 2005].

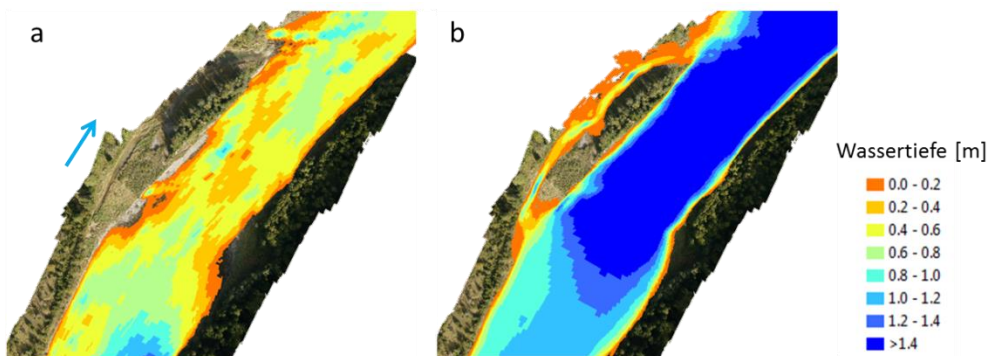


**Abb. 1** Schematische Darstellung des Untersuchungsabschnitts (a), typische Abflusskurve im Winterhalbjahr (b)

## 4 Methode

### 4.1 Hydrodynamisches Modell

Der gesamte Flussabschnitt wird mit dem 2D Hydraulikmodell SRH-2D [Lai, 2008] abgebildet. Die topographische Basis für das Modell bilden mehrere Datenquellen: zum Ersten mit einem grünen (wasserdurchdringenden) Laser vom Flugzeug aus erhobene Höhendaten, zum Zweiten terrestrisch mit einem Tachymeter erhobene Geländedaten und zum Dritten SfM (Structure from Motion) Informationen zu den besonders interessierenden Uferbereichen und Kiesbänken, die aus fotografischen Drohnenaufnahmen ermittelt wurden. Das unstrukturierte Berechnungsnetz besteht aus ca. 260.000 Elementen mit Kantenlängen zwischen 0,5 und 10 m. Eine besonders hohe Auflösung wird in den Flachwasserzonen mit potentiellen Larvenhabitaten gewählt. Das Modell wird durch Wasserspiegelmessungen für den Basisabfluss  $25 \text{ m}^3/\text{s}$  und kontinuierliche Wasserspiegelmessungen während eines mittleren Schwallereignisses (Sunkabfluss  $25 \text{ m}^3/\text{s}$  und Schwallabfluss  $90 \text{ m}^3/\text{s}$ ) kalibriert. Es kommt ein spezieller Ansatz für die wassertiefenabhängige Variation der Manning Rauheiten zum Einsatz, der zu sehr guter Übereinstimmung mit den Messdaten führt [Kopecki *et al.*, 2016].



**Abb. 2** Wassertiefen im Abschnitt R1: (a) beim Basisabfluss (Sunk)  $25 \text{ m}^3/\text{s}$  und (b) beim Schwallabfluss  $160 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Für die anfängliche Beurteilung der Larvenhabitate wurden stationäre hydrodynamische Berechnungen durchgeführt im Abflussbereich zwischen 25 m<sup>3</sup>/s und 160 m<sup>3</sup>/s. Zur Bewertung der Schwallauswirkungen wurden zusätzlich instationäre Berechnungen herangezogen. Abb. 2 zeigt, wie stark sich die Wassertiefen im Gewässer ändern, wenn der Abfluss vom Basiswert 25 m<sup>3</sup>/s auf den Spitzenwert 160 m<sup>3</sup>/s erhöht wird. Beim Sunkabfluss 25 m<sup>3</sup>/s (Abb. 2a) sind beträchtliche Bereiche des Hauptgewässers für Äschenlarven geeignet (orange, Wassertiefen 0 bis 0,2 m). Bei 160 m<sup>3</sup>/s dagegen (Abb. 2b) sind diese Bereiche deutlich in Richtung Ufer verschoben und der links angebundene Seitenarm bietet geeignete Lebensräume.

#### 4.2 Fischhabitat-Modell

Um die potentielle Verfügbarkeit und Qualität der Larvenhabitate zu beurteilen, wurde das Fuzzy-Logik-basierte CASiMiR Modell (GIS-Version) verwendet [CASiMiR]. Die Parameter für die Beschreibung der Larvenhabitate sind Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und zu einem geringeren Anteil das Sohlsubstrat. Die jungen Äschen in den ersten Lebenswochen (Mai bis Juli im bayerischen Lech) bevorzugen sehr flache, langsam fließende Zonen und können ihre Position nicht halten, wenn die Strömungsgeschwindigkeit 10 cm/s überschreitet. Ihr typischer Lebensraum sind flache Kiesbänke, die während Schwallereignissen den stärksten hydraulischen Veränderungen unterliegen. Die entsprechenden Habitatanforderungen werden durch Fuzzymengen und darauf aufbauende Regeln ausgedrückt. Ein Beispiel für eine Regel ist weiter unten für das Strandungsrisiko gegeben.

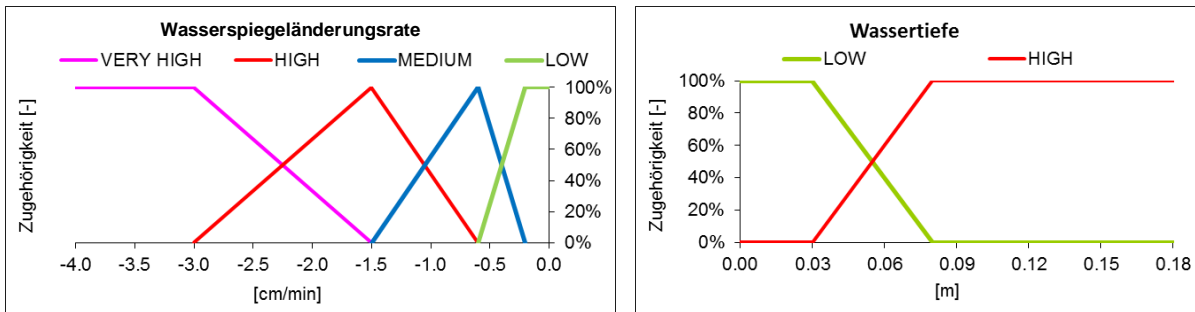
#### 4.3 Strandungsrisiko-Modell

Die Jungstadien der Äsche und vor allem Larven reagieren sehr empfindlich auf schnelle Änderungen der Umgebungsbedingungen. Aufgrund ihrer begrenzten Schwimmkapazitäten werden sie einerseits bei Abflusserhöhungen abgedriftet, bei rapidem Abfall des Abflusses landen sie andererseits leicht im Trockenen und verenden. Auch der Einschluss in kleinen Tümpeln führt oft zum Tod, selbst, wenn diese nicht komplett austrocknen, da Prädatoren wie Vögel dort leichten Zugang haben.

Schmutz et al. [2013] führten umfangreiche Experimente durch, um die Reaktion von Larven auf schnelle Abflussänderungen und die maßgeblichen Parameter herauszufinden. Die Rate der Wassertiefenänderung ist danach der Hauptfaktor für das Strandungsrisiko von Äschenlarven. Dieses Risiko wird allerdings nur akut bei geringen Wassertiefen. Demzufolge werden diese beiden Parameter als die maßgebenden im Strandungsmodell berücksichtigt. Die beiden genannten Parameter werden in Kategorien eingeteilt und durch Fuzzymengen definiert. Die verwendeten Fuzzymengen für die Wasserspiegeländerungsrate und die Wassertiefe sind in Abb. 3 dargestellt. Es ist abzulesen, dass ab einem Wert von -3,0 cm/min für die Wasserspiegeländerungsrate die Kategorie "Sehr Hoch" (VERY HIGH) mit einer Zugehörigkeit von 100% erreicht wird. Wenn also der Wasserspiegel mit 3 cm/min oder schneller fällt, wird diese Geschwindigkeit als sehr hoch bezeichnet. Unterhalb dieser Schwelle werden die Wasserspiegeländerungsraten den anderen Kategorien zugeordnet. Die besondere Eigenschaft des Fuzzy-Ansatzes ist, dass Werte gleichzeitig zu verschiedenen Kategorien gehören können, dann aber nicht zu 100% sondern mit sogenannten Teilzugehörigkeiten unter 100%. Die Fuzzymengen für "Geringe" (LOW) und "Große" (HIGH) Wassertiefe sind in Abb. 3 rechts dargestellt, die für die Wasserspiegeländerungsrate mit insgesamt vier Kategorien bzw. Fuzzymengen links. Alle Kombinationen der Kategorien von Wasserspiegeländerungsraten und Wassertiefen werden dann über ein Regelwerk verschiedenen Strandungsrisiken zugeordnet. Die Mengen und zugeordneten Regeln stellen die Basis für die fuzzy-logischen Berechnungen

dar. Als Ergebnis ermittelt das Modell ein Strandungsrisiko zwischen 0 (kein Risiko) und 1 (maximales Risiko).

Ein Beispiel für eine Regel (in diesem Fall die mit dem höchsten Strandungsrisiko) ist im Folgenden gegeben: WENN Wasserspiegeländerungsrate „SEHR HOCH“ UND Wassertiefe „GERING“ DANN Strandungsrisiko „SEHR HOCH“.

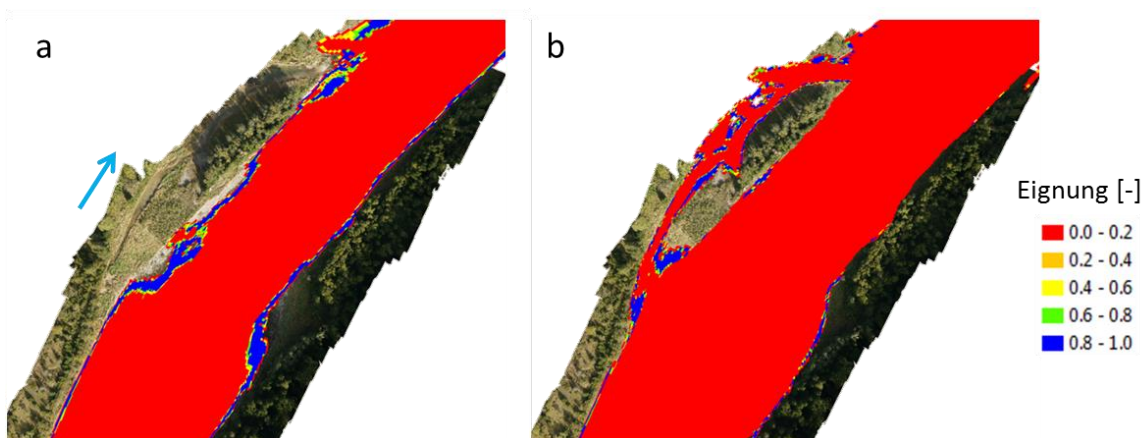


**Abb. 3** Fuzzymengen für die Parameter Wasserspiegeländerungsrate (li.) u. Wassertiefe (re.)

## 5 Ergebnisse

### 5.1 Fischhabitate

Die stationäre Habitatmodellierung zeigt, wie sich Verfügbarkeit und Qualität der Larvenhabitate mit dem Abfluss ändern. Beim Basisabfluss von  $25 \text{ m}^3/\text{s}$  (Abb. 4a) gibt es erhebliche Anteile geeigneter Habitate auf beiden Seiten des Hauptarms (blau gefärbte Bereiche). Mit steigendem Abfluss verlagern sich diese Lebensräume in Richtung Flussufer und bei  $160 \text{ m}^3/\text{s}$  sind die geeigneten Flächen erheblich reduziert, der nun angeschlossene Seitenarm bietet Schutz für die Jungfische (Abb. 4b). Berücksichtigt man, dass Schwallereignisse täglich mindestens einmal auftreten, besteht bei schnellem Fallen des Abflusses ein erhebliches Risiko der Larven auf den flachen Ufern zu stranden oder in einem der nur periodisch angeschlossenen Seitenarme eingeschlossen zu werden, wo sie durch Sauerstoffmangel oder Räuber gefährdet sind.



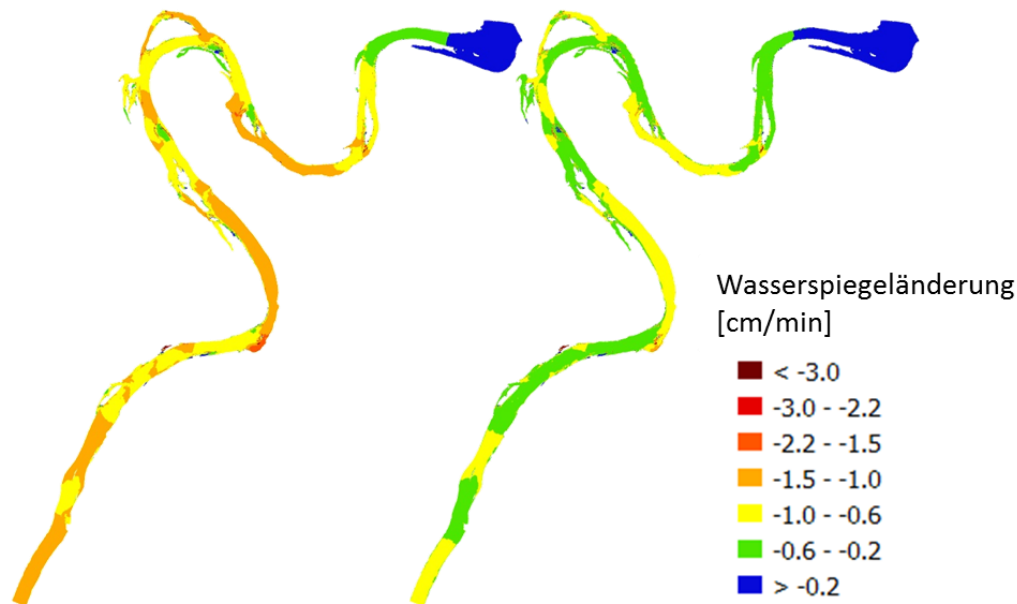
**Abb. 4** Larvenhabitate im Untersuchungsabschnitt R1: (a) beim Basisabfluss  $25 \text{ m}^3/\text{s}$  und (b) beim maximalen Schwallabfluss  $160 \text{ m}^3/\text{s}$

## 5.2 Auswirkung des Schwallrückgangs auf Fische

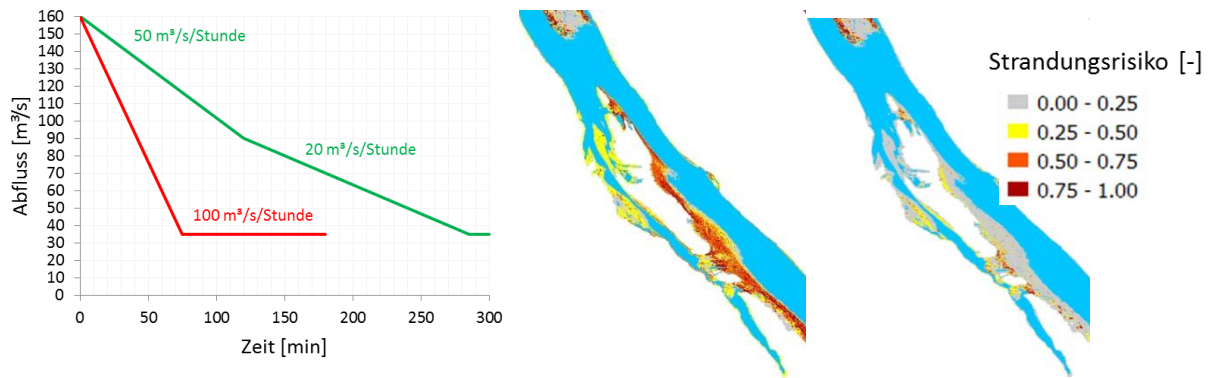
Durch die Berechnung der maximalen Änderungsraten des Wasserspiegels und damit der Wassertiefen während Schwallereignissen in jeder Zelle des Modells ist es möglich, die Bereiche mit dem höchsten Strandrungsrisiko für Fische abzuschätzen. Abb. 5 zeigt, dass die Änderungsraten der Wasserspiegel stark davon abhängig sind, wie schnell der Abfluss reduziert wird. Wenn die Abflussänderungsrate am Kraftwerk von 100 m<sup>3</sup>/s pro Stunde (Abb. 5, li.) auf 50 m<sup>3</sup>/s pro Stunde (Abb. 5, re.) reduziert wird, verringern sich die Wasserspiegeländerungsraten in fast 50% des Gewässerabschnittes auf Werte unter 0,6 cm/min. Dieser Wert wurde in den Experimenten von Schmutz et al [2013.] als ein Grenzwert ermittelt, ab dem nur noch ein geringes Strandrungsrisiko für Äschenlarven besteht. Als interessantes Ergebnis zeigen die Modellierungen, dass die Flussmorphologie einen größeren Einfluss auf das Strandrungsrisiko hat als der Abstand zum Krafthaus, wo der Abfluss zugegeben wird.

## 5.3 Betriebliche Maßnahmen

Die Analyse der Strandrungsrisikokarten und der entsprechenden Schwall-Regimes ermöglicht es, betriebliche Regelungen mit reduziertem Risiko für Fischlarven zu entwickeln. Ein kombiniertes Schwallregime, welches im Bereich zwischen 160 und 90 m<sup>3</sup>/s die Abflussänderung auf 50 m<sup>3</sup>/s pro Stunde beschränkt und zwischen 90 bis 35 m<sup>3</sup> die Abflussänderung auf 20 m<sup>3</sup>/s beschränkt (Abb. 6a), verringert die Risikoflächen für Larven auf 25 % des Ursprungswertes (Abb. 6c). Bei der momentan zugelassenen Änderungsrate von 100 m<sup>3</sup>/s pro Stunde haben die meisten flachen Ufer des Hauptarms ein Strandrungsrisiko von bis zu 100 % (Abb. 6b).



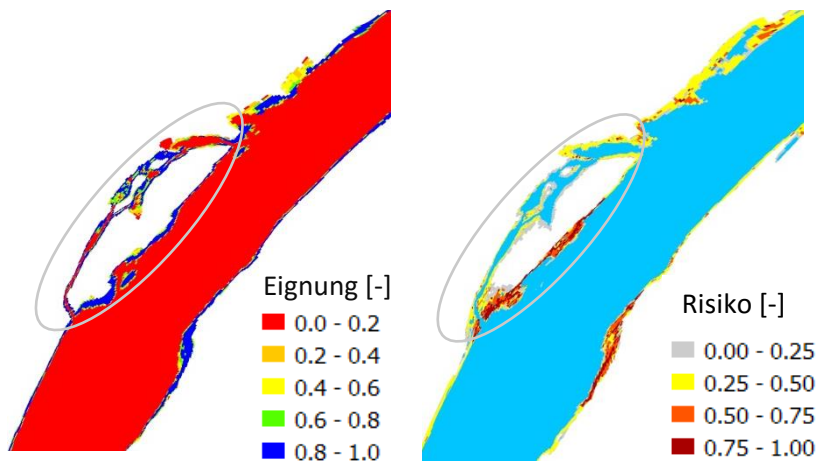
**Abb. 5** Maximale Wasserspiegeländerungsraten bei Sunkereignissen mit konstanter Abflussänderungsraten: 100 m<sup>3</sup>/s pro Stunde (li.) und 50 m<sup>3</sup>/s pro Stunde (re.)



**Abb. 6** Aktuell zugelassenes (rot) und vorgeschlagenes (grün) Abflussänderungsregime (li.); Strandungsrisiko für Larven im Untersuchungsabschnitt R2: für das derzeitige Regime mit einer Rate von 100 m<sup>3</sup>/s pro Stunde (mi.), für das vorgeschlagene Regime mit Raten zw. 50 u. 20 m<sup>3</sup>/s pro Stunde (re.)

#### 5.4 Strukturelle Maßnahmen

Weber et al. zeigen, dass bestimmte Flussstrukturen besonders günstig zu sein scheinen im Hinblick auf die Verminderung von Schwallauswirkungen. Diese Strukturen können Fischschädigungen reduzieren, für den Fall, dass betriebliche Maßnahmen nicht im erforderlichen Umfang umgesetzt werden können. Wird z.B. der vorhandene Seitenarm in der Untersuchungstrecke R1 permanent angebunden, sinkt nicht nur das Strandungsrisiko für Fischlarven (Abb. 7 re.). Es werden auch zusätzliche Habitate für Jungfische und Larven geschaffen, die permanent genutzt werden können. Die Lage der Maßnahme ist im vorliegenden Fall besonders günstig, da sich direkt oberhalb potentielle Laichgründe befinden.



**Abb. 7** Habitateignungen (li.) und Strandungsrisiko für Lärven nach permanentem Anschluss eines momentan nur periodisch angebandenen Seitenarms Strecke R1

#### 5.5 Maßnahmenpriorisierung

Die unter 5.3 beschriebene betriebliche Maßnahme mit einer Senkung der Abflussänderungsrate auf 50 bis 20 m<sup>3</sup>/s pro Stunde ist eine prioritäre Maßnahme, da mit ihr ein niedriges bis vernachlässigbares Strandungsrisiko für Äschenlarven innerhalb des gesamten Flussabschnittes erreicht werden kann. Allerdings könnte die dargestellte Änderung des Regimes nicht oder nicht in vollem Umfang umsetzbar sein, da das Kraftwerk in ein Gesamtsystem von mehreren Anlagen eingebunden und die Fähigkeit auf schnelle Schwankungen im Energiebedarf zu reagieren zu erhalten ist. Als Alternative könnte eine

Kombination aus betrieblichen und strukturellen Maßnahmen gewählt werden. Es ist allerdings zu beachten, dass strukturelle Maßnahmen voraussichtlich nur für einen begrenzten Zeitraum ihre volle Wirkung entfalten werden, da der Lech im betrachteten Abschnitt zwar eine deutliche reduzierte Morphodynamik aufweist, aber nach extremen Hochwasserereignissen dennoch mit einer deutlichen Veränderung der Gewässermorphologie zu rechnen ist. Nach derartigen Ereignissen sind also strukturelle Maßnahmen gegebenenfalls zu erneuern.

## **6 Schlussfolgerungen**

Die skizzierte Methodik zur Untersuchung von Schwallenflüssen basiert auf der Verknüpfung eines hydraulischen 2D-Modells mit einem Fischhabitat- und darauf aufbauend einem Strandrungsrisiko-Modell. Es werden die aus Laborexperimenten ermittelten spezifischen Ansprüche von Fischlarven während sich schnell ändernden Abflüssen berücksichtigt. Der entwickelte Ansatz ermöglicht eine quantitative, wissenschaftlich fundierte Bewertung der Schwall-Auswirkungen auf Fische. Dadurch kann die Beeinträchtigung von Flussabschnitten durch den Schwellbetrieb von Wasserkraftanlagen ermittelt werden.

Die Bewertung erfolgt über die Identifizierung geeigneter Larvenhabitate und deren Gefährdung als Folge von schnellen Wasserspiegeländerungen. Durch die Analyse verschiedener Schwallenszenarien und morphologischer Varianten können Strategien für die Minderung von Schwallauswirkungen entwickelt werden. Diese können betriebliche, bauliche und Kompensationsmaßnahmen beinhalten. Die Wirkung von Maßnahmen kann durch Variation der Flussbettkonfiguration und Anpassung der Randbedingungen des hydraulischen Modells überprüft werden. Das zur Verfügung stehende Modell stellt objektive Informationen für die Beurteilung von Schwallauswirkungen und liefert wichtige Grundlagen für ein nachhaltiges Gewässermanagement.

Die Umsetzung der für die Fallstudie vorgeschlagenen betrieblichen und flussmorphologischen Maßnahmen in Kombination mit einem Fisch-Monitoring wäre ein wichtiger Schritt, um die Prozesse und Mechanismen der ökologischen Auswirkungen des Schwellbetriebs eingehender zu studieren und weitere Erkenntnisse zu gewinnen.

## **Danksagung**

Für die Unterstützung der Untersuchungen bedanken sich die Autoren beim Wasserwirtschaftsamt Weilheim und bei der Uniper AG (ehemals E.ON).

## **Literatur**

- Baumann P. & Klaus I. (2003). Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. Mitteilungen zur Fischerei MFI Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, Switzerland, p. 112.
- CASiMiR Model: [www.casimir-software.com](http://www.casimir-software.com)
- Carolli M., Bruno M. C., Siviglia A. & Maiolini B. (2012). Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. *River Research and Applications*, 28: 678-691.
- Charmasson J. & Zinke P. (2011). Mitigation measures against hydropeaking effects. *EnviPEAK Publications*. Sintef Energy Research Norway, p. 51.



- Charmasson J. & Zinke P. (2011). Mitigation measures against hydropeaking effects. EnviPEAK Publications. Sintef Energy Research Norway, p. 51.
- Kopecki I., Schneider M., Tuhtan J. (2016). Depth-dependent roughness in non-stationary 2D hydrodynamic modelling for hydropeaking assessment. 11th ISE, Melbourne, 7th - 12th February 2016, submitted
- Schmutz S., Fohler N., Friedrich T., Fuhrmann M., Graf W., Greimel F., Höller N., Jungwirth M., Leitner P., Moog O., Melcher A., Müllner K., Ochsenhofer G., Salcher G., Steidl C., Unfer G., Zeiringer B. (2013): Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. BMFLUW, Wien.
- Schneider, M. (2001): Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen. Dissertation, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau, Heft 108, Universität Stuttgart, 158 S.
- Schnell, J. (2005): Gewässerökologische Auswirkungen des Schwellbetriebs am Lech im Bereich des Naturschutzgebietes „Litzauer Schleife“. Projekt im Rahmen einer Diplomarbeit an der Humboldt Universität zu Berlin und der TU-München AG Fischbiologie. Landesfischereiverband Bayern e.V., München.
- Weber C., Schneider M., Junker J., Kopecki I., Alexander T. (2015): Modelling fish habitat dynamics in hydropeaking rivers considering different morphology and habitat requirements - Current state, needs for improvement, and guidelines for application. Final report for Swiss Federal Office of Energy SFOE, Research Programme Hydropower.

### **Anschrift der Verfasser**

Dr.-Ing. Ianina Kopecki  
Dr.-Ing. Matthias Schneider  
SJE - Ecohydraulic Engineering GmbH  
Viereichenweg 12, D-70569 Stuttgart  
Deutschland

kopecki@sjeweb.de  
schneider@sjeweb.de