Ökologische Bewertung schwalldämpfender Maßnahmen sowie weiterführende Analysen und Modelle

zu Endbericht

SuREmMa

Sustainable River Management – Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen

Wien, Juli 2017



Text und Inhalt

Franz Greimel (Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BOKU, alpS), Bernhard Zeiringer (Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BOKU, alpS), Christoph Hauer (Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiver Wasserbau, BOKU), Patrick Holzapfel (Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiver Wasserbau, BOKU), Martin Fuhrmann (Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiver Wasserbau, BOKU), Martin Fuhrmann (Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiver Wasserbau, BOKU), Melanie Haslauer (Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BO-KU), Simon Führer (Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement BOKU), Norbert Höller (Zentraler Informatikdienst BOKU), Bettina Grün (Institut für Angewandte Statistik, Johannes Kepler Universität, Linz), Helmut Habersack (Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiver Wasserbau, BOKU), Stefan Schmutz (Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, BOKU)

Layout

Christin Haida (alpS)

Zitiervorschlag

Greimel, F., Zeiringer, B., Hauer, C., Holzapfel, P., Fuhrmann, M., Haslauer, M., Führer, S., Höller, N., Grün, B., Habersack, H. & S. Schmutz (2017): Technischer Bericht B - Ökologische Bewertung schwalldämpfender Maßnahmen sowie weiterführende Analysen und Modelle. Ergänzung zu Endbericht: Suremma, Sustainable River Management - Energiewirtschaftliche und umweltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender Maßnahmen. Forschungsbericht, Wien, Innsbruck, 69 Seiten.

Allgemeine Information

Projekttitel

 $SuREmMa - \underline{Su}stainable \underline{R}ivermanagement - \underline{E}nergiewirtschaftliche und u\underline{m}weltrelevante Bewertung möglicher schwalldämpfender \underline{Ma}Bnahmen$

Projektförderung

Das Projekt wurde innerhalb des österreichischen K1 Zentrums "alpS – Centre for Climate Change Adaptation" durchgeführt. Das K1 Zentrum alpS ist Teil des Förderprogramms COMET – Competence Centers for Excellent Technologies, gefördert durch das Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT), das Bundesministerium für Wissenschaft, Forschung und Wirtschaft (BMWFW), sowie durch die Länder Tirol und Vorarlberg. Das COMET Programm wird durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) abgewickelt.

Projektkonsortium

Das Projektkonsortium besteht aus alpS, e3 Consult und der Universität für Bodenkultur mit dem Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement (IHG) sowie dem Institut für Wasserwirtschaft, Hydrobiologie und konstruktiven Wasserbau (IWHW). Vertreter der Energiewirtschaft waren Kelag, ÖBB Infrastruktur, Österreichs Energie, Salzburg AG, Tiroler Wasserkraft AG, Verbund und Vorarlberger Illwerke AG. Das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) stand beratend zu Seite.

<u>Projektdaten</u>

Projektbeginn: 1.9.2014, Projektende: 31.3.2017

Inhaltliche Leitung: Stefan Schmutz, Jürgen Neubarth, Christoph Hauer, Helmut Habersack

Fachliche Unterstützung: Veronika Koller-Kreimel

Projektkoordination: Christin Haida, Katrin Schneider

Projektbearbeitung: Simon Führer, Martin Fuhrmann, Hansjörg Gober*, Bernhard Gotthardt*, Franz Greimel, Christoph Hauer, Melanie Haslauer, Daniel Hosp*, Patrick Holzapfel, Thomas Höckner*, Silvia Humer*, Fabian Jung, Gundula Konrad, Dieter Kreikenbaum, Gernot Ladinig, Thomas Luschnig*, Peter Matt*, Rupert Nocker*, Markus Pfleger*, Jürgen Neubarth*, Otto Pirker, Ludwig Piskernik*, Simon Preuschoff*, Walter Reckendorfer, Robert Reindl*, Hagen Schmöller*, Christoph Wulz*, Bernhard Zeiringer

* Mitglied der Arbeitsgemeinschaft Energiewirtschaft

Technischer Bericht B - Ökologische Bewertung schwalldämpfender Maßnahmen sowie weiterführende Analysen und Modelle

Autoren:

Franz Greimel¹, Bernhard Zeiringer¹, Christoph Hauer⁴, Patrick Holzapfel⁴, Martin Fuhrmann⁴, Melanie Haslauer¹, Simon Führer¹, Norbert Höller², Bettina Grün³, Helmut Habersack⁴ und Stefan Schmutz¹

¹Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, BOKU, Wien

²Zentraler Informatikdienst, BOKU, Wien

³Institut für Angewandte Statistik, Johannes Kepler Universität, Linz

⁴Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiver Wasserbau, BOKU, Wien

Inhaltsverzeichnis

In	haltsver	zeichnis	2
A	bbildung	sverzeichnis	2
Та	abellenv	erzeichnis	4
1	Erfas	ssung hydromorphologischer Verhältnisse	5
	1.1	Erfassung von Intensität und Auftrittszeitpunkt von Abflussschwankungen	5
	1.2	Longitudinale Intensitätsbetrachtung	7
	1.2.1	Identifikation von assoziierten Ereignissen	7
	1.2.2	Longitudinale Intensitätsmodellierung zwischen benachbarten Pegelstellen 1	0
	1.2.3 Pegelste	Sensibilitätsanalyse zur Longitudinalen Intensitätsmodellierung zwischen benachbarten ellen1	1
	1.2.4	Longitudinale Intensitätsmodellierung zwischen mehreren Pegelstellen 1	2
	1.3	Näherungsweise Bestimmung der resultierenden Wasserspiegeländerungen 1	4
	1.4	Morphologisches Variabilitätsscreening	21
	1.5	Auswirkungen von Gewässeraufweitungen	26
2	Weit	erführende Analysen und Modelle	7
	2.1	Larvenfenster	7
	2.2	Kostenschätzung morphologischer Maßnahmen 4	1
	2.3	2D Modellierung weiterer morphologischer Maßnahmen 4	4
3	Liter	atur	i3

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Grundlegende Systematik zur ökologischen Bewertung von schwalldämpfenden Maßnahmen 5
Abbildung 2: Ereignisdefinition und maßgebliche Parameter zu Beschreibung der Ereignisintensität
Abbildung 3: Übersichtsdarstellung eines fiktiven Fallbeispiels
Abbildung 4: Systemskizze zur Identifikation von Assoziierten Abstiegsereignissen (grau) zweier benachbarter Pegelstellen
Abbildung 5: Plausible (A-C) und unplausible (D) Regressionsmodelle zur Beschreibung der Intensitätsveränderung zwischen benachbarten Pegelstellen
Abbildung 6: Prozentuale Abweichungen der Modellergebnisse bei geringer (A) bzw. hoher Abweichungstoleranz (B)
Abbildung 7: Fiktives Fallbeispiel/Retentionskurven dQ/dt - Longitudinale Betrachtungsweise der Abflussänderungsgeschwindigkeit eingeleiteter Abstiegsereignisse mit unterschiedlicher Ausgangsintensität
Abbildung 8: Gruppenzugehörigkeit (Variablen: Seehöhe/Abflussspende) einzelner Teileinzugsgebiete gemäß Wasserbilanzmodell
Abbildung 9: Pegelschlüssel und Abflussbereiche
Abbildung 10: Nichtlineares Regressionsmodell zur näherungsweisen Bestimmung der spezifischen Wasserspiegeländerung (dWspez) für den Mittelwasserbereich von Fließgewässern

Abbildung 11: Nichtlineares Regressionsmodell zur näherungsweisen Bestimmung der mittleren Gewässerbreite in Cluster 4 (rot – Residuen (RB))
Abbildung 12: Empirisch ermittelter linearer Breitenfaktor
Abbildung 13: Fiktives Fallbeispiel/Retentionskurven dW/dt - Longitudinale Betrachtungsweise der Abstiegsgeschwindigkeit (cm/min) einzelner hydromorphologischer Szenarien
Abbildung 14: Prozentuale Ergebnisabweichung
Abbildung 15: Beispiel für die Anordnung von Messprofilen
Abbildung 16: Links: Verteilung der Fließgeschwindigkeiten aus der 2D-HN Modellierung an der Möll 23
Abbildung 17: Korrelation zwischen Variationskoeffizient der Breite und hydromorphologischen Index der Diversität
Abbildung 18: Box-Plot- Darstellung der ausgewerteten Variationskoeffizienten
Abbildung 19: Vertikale Abstiegsgeschwindigkeit in Abhängigkeit der Stationierung bei unterschiedlichen Breiten. 28
Abbildung 20: Absolute Differenzen der mittleren, vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten zur Referenzsohlbreite B10 in Abhängigkeit von Stationierung und Aufweitung im Szenario F klein
Abbildung 21: Relative Reduktionen (%) der mittleren, vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten in Abhängigkeit von Stationierung und Aufweitung
Abbildung 22: Änderung einer longitudinalen Retentionskurve in Abhängigkeit möglicher Aufweitungsszenarien
Abbildung 23: Absolute Differenzen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit für das hydrologische Szenario klein unter Anwendung des hydrologischen Wirkungsszenario C
Abbildung 24: Relative Reduktionen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit für das hydrologische Szenario klein unter Anwendung des hydrologischen Wirkungsszenario C
Abbildung 25: Absolute Differenzen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit für das hydrologische Szenario mittel im hydrologischen Wirkungsszenario F
Abbildung 26: Relative Reduktionen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit für das hydrologische Szenario mittel im hydrologischen Wirkungsszenario F
Abbildung 27: Absolute Differenzen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit für das hydrologische Szenario mittel im hydrologischen Wirkungsszenario C
Abbildung 28: Relative Reduktionen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit für das hydrologische Szenario mittel im hydrologischen Wirkungsszenario C
Abbildung 29: Vertikale Abstiegsgeschwindigkeiten im hydrologischen Szenario groß und Winter sowie den hydrologischen Wirkungsszenarien C und F
Abbildung 30: Vertikale Abstiegsgeschwindigkeiten im hydrologischen Szenario groß und Sommer sowie den hydrologischen Wirkungsszenarien C und F
Abbildung 31: Ermittelte Larvenfenster für die Fischarten Äsche (Thymallus thymallus) und Bachforelle (Salmo trutta) an ausgewählten schwallbelasteten Fließgewässern
Abbildung 32: Wassertemperaturverlauf ausgewählter Flüsse
Abbildung 33: Beispiel zur Berechnung des mittleren Aufweitungsfaktors
Abbildung 34: Standardisierte Habitatnutzung (SI) von 0+ Bachforellen (Salmo trutta)
Abbildung 35: Digitales Geländemodell (DGM) der Möll im Bereich der Mallnitzbachmündung 46
Abbildung 36: Vergleich der Habitat- Durchflussbeziehung zwischen Ist-Zustand und nach Implementierung der morphologischen Maßnahmen
Abbildung 37: Prozentualer Anteil an Gesamt - WUA des im Modell angebundenen und restrukturierten Mallnitzbaches

Abbildung 38: Modellierte Verteilung der Abstiegsgeschwindigkeiten für das Szeanrio F bei Mittelwasser 48
Abbildung 39: Profilweiser Vergleich des (2D) modellierten longitudinalen Verlaufs der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit zwischen Ist-Zustand und der Aufweitung entlang der Möll
Abbildung 40: DGM der Modellstrecke Ziller nach rechtsufrigem Einbau eines Boulder Clusters als Instream Structures (rot umgrenzter Bereich kennzeichnet den Auswertebereich für die Habitatmodellierung)
Abbildung 41: Links: Vergleich der Habitat- Durchflussbeziehung zwischen Ist-Zustand und nach Implementierung von Instream Structures; Rechts: Vergleich der modellierten Suitabilities
Abbildung 42: Digitales Geländemodell (DGM) der Ill
Abbildung 43: Vergleich der Habitat- Durchflussbeziehung zwischen Ist-Zustand (schwarze Linien) und nach Implementierung des Seitengerinnes (rote Linien)
Abbildung 44: Vergleich der modellierten Suitabilities für die Bachforelle (von oben nach unten: 0+, 1+ und 2+) zwischen Ist-Zustand und nach Implementierung des Seitengerinnes ins DGM
Abbildung 45: Modellierte Verteilung der Abstiegsgeschwindigkeiten für das Szenario F
Abbildung 46: Digitales Geländemodell (DGM) der Drau im Bereich Spittal an der Drau
Abbildung 47: Vergleich der Habitat- Durchflussbeziehung zwischen Ist-Zustand (schwarze Linien) und nach Anbindung und Absenkung eines Altarms (rote Linien)
Abbildung 48: Digitales Geländemodell (DGM) der Drau im Bereich Spittal an der Drau
Abbildung 49: Vergleich der Habitat- Durchflussbeziehung zwischen Ist-Zustand (schwarze Linien) und nach Aufweitung des Gleitufers (rote Linien)
Abbildung 50: Vergleich der modellierten Suitabilities für die Bachforelle

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ereignisbezogene Intensitäts- (Nr. 1-5) und Häufigkeitsparameter	5
Tabelle 2: Nichtlineare Regressionsmodelle (vgl. Formel 1) zur näherungsweisen Ermittlung der spezifischen Wasserspiegeländerung 16	5
Tabelle 3: Nichtlineare Regressionsmodelle (y=A*x ^B +ɛ) zur näherungsweisen Ermittlung der mittleren Gewässerbreite	3
Tabelle 4: Empirisch ermittelter linearer Breitenfaktor zur detaillierteren Berücksichtigung der Breitenverhältnisse	•
Tabelle 5: Zur Validierung herangezogene Modellstrecken. 24	ł
Tabelle 6: Verwendete hydrologische Szenarien zur Bestimmung der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit 28	3
Tabelle 7: Absolute vertikale Abstiegsgeschwindigkeiten bei unterschiedlicher Breite und Stationierung im Szenario F klein)
Tabelle 8: Differenzen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten zur Referenzbreite B10 bei unterschiedlichen Stationierungen 29)
Tabelle 9: Relative Differenzen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten zur Referenzbreite bei unterschiedlichen Stationierungen 30)
Tabelle 10: Hydrologische Eingangswerte f ür die Modellierung Szenario gro 32	2
Tabelle 11: Überblick der Laichzeiträume und errechneten Larvenfenster (erste krit. Phase))
Tabelle 12: Maximales, erhobenes Aufweitungspotenzial pro Fallbespiel als Flächenbedarf, Aushubvolumen und zugehöriger Aushubtiefe. 43	3

1 Erfassung hydromorphologischer Verhältnisse

Im Folgenden Kapitel werden die zur Bewertung der szenarien- und fallbeispielspezifischen hydromorphologischen Situation angewandten Modelle bzw. durchgeführten Analysen (vgl. Abbildung 1) im Detail erläutert.



Abbildung 1: Grundlegende Systematik zur ökologischen Bewertung von schwalldämpfenden Maßnahmen.

1.1 Erfassung von Intensität und Auftrittszeitpunkt von Abflussschwankungen

Folgendes Kapitel bezieht sich maßgeblich auf die Arbeit von Greimel et al. [15] - "A Method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations".

Abflussschwankungen können durch die Analyse von Abflussganglinien (z.B. Pegelstellen, Turbinendurchflüsse) erfasst werden. Zusammenhängende Abflussanstiege, bzw. Abflussrückgänge (oder Abflussabstiege) werden dabei als ein Ereignis oder eine Abflussschwankung bezeichnet (vgl. Abbildung 2). Die jeweilige Ereignisintensität eines An- oder Abstiegsereignisses sowie die Auftrittshäufigkeit kann durch mehrere Parameter quantifiziert werden (vgl. Abbildung 2, Tabelle 1). Zudem wird der Auftrittszeitpunkt von jedem Ereignis erfasst.



Abbildung 2: Ereignisdefinition und maßgebliche Parameter zu Beschreibung der Ereignisintensität (Q_{max} : Maximalabfluss des Ereignisses; Q_{tsn} Abflusswert eines bestimmten Zeitschrittes während des Ereignisses; Q_{tsn+1} : Abflusswert des darauffolgenden Zeitschrittes während des Ereignisses; Q_{min} : Minimalabfluss des Ereignisses; ts_b : Zeitschritt Ereignisbeginn; ts_e : Zeitschritt Ereignisende).

Nr.	Parameter	Acronym	Definition	Unit
1	Maximale Abflussänderungsge- schwindigkeit	MAFR	$max(abs((Q_{tsn+1}) - (Q_{tsn})))$	m ³ /s ²
2	Mittlere Abflussänderungsgeschwin- digkeit	MEFR	Amplitude/Dauer	m^{3}/s^{2}
3	Amplitude	AMP	Q _{max} - Q _{min}	m³/s
4	Sunk-Schwall-Verhältnis	FR	Q_{max}/Q_{min}	
5	Dauer	DUR	ts _e - ts _b	S
6	Anzahl	CNT	Tägliche Ereignisanzahl	

Tabelle 1: Ereignisbezogene Intensitäts- (Nr. 1-5) und Häufigkeitsparameter (z.B. Nr. 6): Definitionen und Einheiten.

 ts_b – Zeitschritt Eventbeginn, ts_e - Zeitschritt Eventende, Q_{max} - Maximalabfluss, Q_{min} - Minimalabfluss, Q_{tsn} - Abfluss eines bestimmten Zeitschrittes, Q_{tsn+1} - Abfluss des darauf folgenden Zeitschrittes, max – Maximum, abs – absolut, s – Sekunde (1 ts \triangleq 900 Sekunden oder 15 Minuten).

Als grundlegenden Schritt werden alle verfügbaren Abflusszeitreihen einer zu betrachteten Gewässerstrecke hinsichtlich der auftretenden Abflussschwankungen analysiert. Die Vorgangsweise wird anhand eines fiktiven Fallbeispiels gezeigt. Im Beispiel in Abbildung 3 sind die Häufigkeit und Intensität der Abflussschwankungen an vier Stellen punktuell bekannt (vgl. Abbildung 3: Krafthaus, 3 Pegelstellen).



Abbildung 3: Übersichtsdarstellung eines fiktiven Fallbeispiels zur Illustration der im SuREmMa Projekt entwickelten methodischen Herangehensweise (Hintergrundbild: Google Inc. – Google Earth 2016 (7.1.7.2606).

1.2 Longitudinale Intensitätsbetrachtung

Folgendes Kapitel bezieht sich maßgeblich auf die Arbeit von Greimel et al. [14] (in prep.) - "Longitudinal assessment of hydropeaking intensity and frequency based on multiple hydrograph curves – a method proposal".

Die Intensität von eingeleiteten Schwallwellen bleibt im Gewässer nicht konstant [18, 21]. Durch die spezifische Retentionswirkung des Flusses (z.B. auf die Abflussänderungsgeschwindigkeiten) und durch potentielle Auswirkungen von Zubringern (z.B. auf das Sunk-Schwall-Verhältnis) ist es unumgänglich, die Intensität der eingeleiteten Abflussschwankungen in einer longitudinalen Betrachtungsweise (Längsschnitt des betrachteten Gewässerabschnittes) darzustellen und zu beurteilen. Dafür ist es erforderlich, die vom Speicherkraftwerk ausgehenden Schwallwellen flussab zu verfolgen und die Veränderung der Intensität von Pegelstelle zu Pegelstelle zu erfassen. Die Intensitätsveränderung zwischen den benachbarten Pegelstellen lässt sich dabei durch Modelle beschreiben.

1.2.1 Identifikation von assoziierten Ereignissen

Zur Modellierung der Intensitätsveränderung von Abflussschwankungen zwischen benachbarten Pegelstellen ist es erforderlich, an beiden Pegelstellen assoziierte Ereignisse zu identifizieren. Assoziierte Ereignisse (AE) sind Abflussschwankungen einer übereinstimmenden Quelle, welche an zwei Pegelstellen ohne Einfluss anderer Abflussschwankungen oder Messartefakten ungestört aufgezeichnet wurden.

Um ausschließlich Ereignisse einer bestimmten Quelle verfolgen zu können (kraftwerks- bzw. quellenspezifische Intensitätsbetrachtung), wird damit begonnen, die Ursprungszeitreihe (z.B. Turbinenganglinie) und die erste Zeitreihe flussab der Einleitestelle hinsichtlich AE zu analysieren. Anschließend werden AE der ersten und zweiten Zeitreihe flussab der Einleitestelle identifiziert, wobei lediglich jene Ereignisse berücksichtigt werden, welche zwischen der Ursprungszeitreihe und der ersten Zeitreihe flussab der Einleitestelle als AE identifiziert wurden. Dieser Vorgang kann so lange fortgesetzt werden, bis keine ausreichende Anzahl an AE mehr identifiziert wird, um den weiteren Verlauf der Intensitätsveränderung zu beschreiben. Die Anzahl an AE muss flussab gesehen daher generell geringer werden (Aus theoretischer Sicht könnte die Anzahl an AE auch gleich bleiben, wenn alle Ereignisse unverändert beim flussab gelegenen Pegel ankommen würden, was in der Praxis allerdings sehr unwahrscheinlich ist.). Steigt die Anzahl an AE mit größerer Entfernung zur Schwall-Einleitestelle, werden einzelne Ereignisse mehrfach zugewiesen, wodurch die Zuweisung von AE jedenfalls als stark fehlerbehaftet anzusehen und demnach zu verwerfen ist.

Um AE identifizieren zu können, spielt der Auftrittszeitpunkt, die Fließzeit zwischen den Pegelstellen sowie die Abflussbedingungen am Beginn bzw. am Ende des Ereignisses eine wesentliche Rolle. Um möglichst aussagekräftige statistische Analysen durchführen zu können, ist es einerseits das Ziel so viele AE zu identifizieren wie möglich, wodurch ein großer Zeitreihenumfang generell von Vorteil ist. Andererseits führen Falschzuweisungen von AE zu einer erhöhten Modellunschärfe und sollten so weit als möglich vermieden werden.

Als erster Schritt zur Identifikation von AE zweier benachbarter Pegelstellen werden Abflussschwankungen mit sehr geringer Intensität (bzw. nicht relevante Abflussschwankungen wie z.B. Messartefakte in Zusammenhang mit der Messgenauigkeit einer Pegelstelle - vgl. Technischer Bericht A Abbildung 3 D – Tag 1, 2, 6, 7) von der weiteren Analyse ausgeschlossen. Dazu wird ein Schwellenwert bezogen auf die Amplitude der Abflussschwankungen definiert: Wenn die Amplitude geringer ausfällt, als 1,5% des mittleren Abflusses der Zeitreihe (MQ) wird die Abflussschwankung als nicht relevant ausgeschieden. Um AE durch Algorithmen identifizieren zu können, ist es als nächsten Schritt erforderlich ein Set von Kriterien zu definieren, welche automatisch verifiziert oder falsifiziert werden können:

Kriterium 1: Der Auftrittszeitpunkt eines Ereignisses muss näherungsweise übereinstimmen, wenn die Fließzeit zwischen den Pegelstellen vom Auftrittszeitpunkt bei der flussab gelegenen Zeitreihe subtrahiert wird (vgl. Abbildung 4 - 1).

Kriterium 2: Die Abflussverhältnisse am Beginn eines Ereignisses müssen näherungsweise übereinstimmen, wenn potentielle Zuflüsse zwischen den Pegelstellen von der flussab gelegenen Zeitreihe subtrahiert werden (vgl. Abbildung 4 - 4).

Kriterium 3: Die Amplitude des Ereignisses muss aufgrund des Kontinuitätsgesetzes näherungsweise übereinstimmen, wenn die Abflusswelle ein ausgeprägtes Plateau aufweist (Plateau > als 1-2 Stunden) (vgl. Abbildung 4 - 2, 3).

Zusätzlich ist im Fall von anthropogen erzeugten Abflussrückgängen davon auszugehen, dass die Abflussänderungsgeschwindigkeit im longitudinalen Verlauf jedenfalls abnehmen muss (nicht zwingend zutreffend auf Abflussanstiege). Die Auswirkungen von unvermeidbaren Ungenauigkeiten bzw. von geringfügigen Abweichungen zwischen den einzelnen Zeitreihen werden bezogen auf die einzelnen Kriterien in Form von maximal zulässigen Abweichungen berücksichtigt. Je großzügiger die maximal zulässigen Abweichungen definiert werden, desto mehr AE können prinzipiell identifiziert werden. Allerdings steigt mit der Abweichungstoleranz auch das Risiko von inkorrekten Zuweisungen, wodurch es erforderlich war, geeignete Abweichungstoleranzen in Form eines iterativen Prozesses zu ermitteln. Im Rahmen einer vorangehenden Sensitivitätsanalyse (vgl. Kapitel 1.2.3) konnten drei Ebenen maximal zulässiger Abweichungen abgeleitet werden (gering, mittel, hoch):

Zulässige Abweichungen - Kriterium 1: Die mittlere Fließzeit zwischen zwei Pegelstellen kann durch eine Kreuzkorrelationsanalyse ermittelt werden. Nachdem die mittlere Fließzeit vom Auftrittszeitpunkt der flussab gelegenen Zeitreihe subtrahiert wurde, darf die verbleibende Zeitdifferenz der Ereignismittelpunkte die einfache Fließzeit (gering), die eineinhalbfache Fließzeit (mittel) bzw. die zweifache Fließzeit (hoch) nicht überschreiten.

Zulässige Abweichungen - Kriterium 2: Die Differenz des Mittelwasserabflusses der analysierten Zeitreihen (ΔMQ) wird berechnet und zur Grenzwertdefinition herangezogen. Die Differenz der Abflusswerte am Ereignisbeginn darf nicht größer als 1 ΔMQ (gering), 1,5 ΔMQ (mittel) oder 2 ΔMQ (hoch) sein.

Zulässige Abweichungen - Kriterium 3: Zur Definition diesbezüglich zulässiger Abweichungen wird der maximale Kraftwerksdurchfluss herangezogen. Die Differenz der an den Pegelstellen gemessenen Ereignisamplituden darf 10% des maximalen Kraftwerksdurchflusses (gering), 15% des maximalen Kraftwerksdurchflusses (mittel) bzw. 20% des maximalen Kraftwerksdurchflusses (hoch) nicht überschreiten.

Wenn die Mittelwasserverhältnisse der benachbarter Pegelstellen näherungsweise übereinstimmen (Wenn zwischen den Pegelstellen also keine Zubringer vorhanden sind.) fallen die zulässigen Abweichungen hinsichtlich Kriterium 2 allerdings so gering aus, dass kaum noch AE identifiziert werden können: Auch sehr geringe Abflussdifferenzen bei prinzipiell stationären Abflussbedingungen (z.B. aufgrund von Grundwasserbeeinflussungen, kleinräumigen Niederschlägen und dergleichen) verhindern in diesem Fall die Identifikation von AE. Daher wird zusätzlich eingeführt, dass für Kriterium 2 die Grenzwerte gemäß Kriterium 3 herangezogen werden, wenn die Grenzwerte gemäß Kriterium 2 geringer ausfallen als die Grenzwerte gemäß Kriterium 3.



Abbildung 4: Systemskizze zur Identifikation von Assoziierten Abstiegsereignissen (grau) zweier benachbarter Pegelstellen (Q - Abfluss; t - Zeit; oben - Abflusswelle gemessen am flussab gelegenen Pegel; unten - Abflusswelle gemessen am flussab gelegenen Pegel; 1 - Fließzeit zwischen den Pegelstellen; 2 - Amplitude des flussab gemessenen Ereignisses; 3 - Amplitude des flussab gemessenen Ereignisses; 4 - Abflussdifferenz am Ereignisbeginn).

1.2.2 Longitudinale Intensitätsmodellierung zwischen benachbarten Pegelstellen

Nachdem zwischen den benachbarten Zeitreihen eine ausreichende Anzahl an Assoziierten Ereignisse identifiziert wurde (siehe oben), können die Intensitätsparameter der einzelnen Ereignisse (vgl. Tabelle 1) durch ein Streudiagramm gegenübergestellt und ein einfaches lineares Regressionsmodell angepasst werden. Zur Darstellung und Beschreibung der Modellgüte wird jeweils der quadrierte Korrelationskoeffizient (R²), das 95% Konfidenzintervall sowie das 95% Prognoseintervall berechnet.

Zur Veranschaulichung werden in Abbildung 5 beispielhaft vier Regressionsmodelle für den Parameter maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit von Abstiegsereignissen dargestellt, wobei im Diagramm A die Intensitätsveränderungen zwischen Turbine und erstem flussab gelegenen Pegel, im Diagramm B zwischen erstem und zweiten flussab gelegenen Pegel usw. dargestellt wird. Durch den weitgehend parallelen Verlauf von Konfidenzintervall (punktierte Linie) und Prognoseintervall (gestrichelte Linie) in den Diagrammen A, B und C ist erkennbar, dass anhand der jeweils identifizierten AE ein plausibles Modell zur Beschreibung der Intensitätsveränderungen zwischen den benachbarten Pegelstellen angepasst werden kann. Die einzelnen Modelle beschreiben einen durchgehend abnehmenden Intensitätsverlauf und das R² liegt etwa bei 0,8 (Das R² plausibler Modelle liegt generell etwa im Bereich zwischen 0,60 und 0,99.). Die vorhandene Modellunschärfe kann im Wesentlichen durch variable Abflussverhältnisse und den damit einhergehenden unterschiedlichen Retentionsbedingungen im Gewässer erklärt werden (Wenn der Zeitreihenumfang es zulässt (mehrere Jahre), können separate Modelle für Nieder- und Mittelwassersituationen bzw. erhöhten Abflusssituationen angepasst werden.). Abbildung 5 D zeigt den Fall, dass kraftwerksspezifische Abflussschwankungen nicht mehr weiter flussab verfolgt werden können. Es werden zwar noch einige AE identifiziert, jedoch lässt sich kein plausibles Modell mehr anpassen. Der Korrelationskoeffizient fällt auf 0,03 und sowohl Konfidenz- als auch Prognoseintervall weichen eindeutig von einem näherungsweise parallelen Verlauf ab. Es kann davon ausgegangen werden, dass es sich bei den verbliebenen AE um Falschzuweisungen handelt, welche aufgrund von simultan auftretenden Abflussschwankungen anderer Quellen zustande kommen können.

Zusammenfassend werden durch die identifizierten Assoziierten Ereignisse (vgl. Kapitel 1.2.1) Abflussschwankungen einer bestimmten Quelle flussab verfolgt und die jeweilige Intensitätsveränderung zwischen den einzelnen Pegelstellen anhand von einfachen linearen Regressionsmodellen erfasst. Dadurch kann der Intensitätsverlauf sämtlicher Abflussschwankungen im prinzipiell möglichen Intensitätsbereich des jeweiligen Kraftwerks (abhängig vom Ausbaudurchfluss) von Pegelstelle zu Pegelstelle modelliert werden.

Im Anhang zum Technischen Bericht B – Kapitel 1.1 sind sämtliche Modelle zwischen den zur Verfügung stehenden Zeitreihen der einzelnen Fallbeispiele angeführt, wobei für die Modellanpassung bei allen analysierten Pegelstellen ein übereinstimmender Zeitreihenumfang von mind. 12 Monaten im Zeitraum zwischen November 2014 und Jänner 2016 zur Verfügung stand.



Abbildung 5: Plausible (A-C) und unplausible (D) Regressionsmodelle zur Beschreibung der Intensitätsveränderung zwischen benachbarten Pegelstellen (x-Achse – flussab gelegener Pegel, y-Achse – flussauf gelegener Pegel) für den Parameter maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit von Abstiegsereignissen ((m³/s)15 min) basierend auf den jeweiligen Assoziierten Ereignissen (vgl. Kapitel 1.2.1) (durchgezogene Linie – modellierter Intensitätsverlauf, punktierte Linie – 95% Konfidenzintervall, strichlierte Linie – 95% Prognoseintervall).

1.2.3 Sensibilitätsanalyse zur Longitudinalen Intensitätsmodellierung zwischen benachbarten Pegelstellen

Bei der Definition der maximal zulässigen Abweichungen zur Identifikation von Assoziierten Ereignissen (AE) (gering/mittel/hoch - vgl. Kapitel 1.2.1) wurde so vorgegangen, dass sämtliche zur Verfügung stehenden Pegelpaare einer Schwallstrecke ausgehend vom schwalleinleitenden Kraftwerk (Quelle) mit unterschiedlichen Abweichungstoleranzen analysiert wurden. Die einzelnen Ebenen wurden anschließend dahingehend definiert, dass a) die Ebene "gering" bei einzelnen Fallbeispielen dazu führt, dass aufgrund der geringen akzeptierten Abweichungen vor allem bei von der Quelle weit entfernten Pegelpaaren keine AE mehr identifiziert werden können, obwohl die anderen Ebenen noch zu plausiblen Ergebnissen führen bzw. b) dass durch die Ebene "hoch" die Anzahl an AE bei flussab gelegenen Pegelpaaren aufgrund von zu großen akzeptierten Abweichungen in einzelnen Fallbeispielen zunimmt (Falschzuweisungen).

Zusammenfassend wurden die Ebenen (gering/mittel/hoch) so definiert, dass die Ebene "mittel" bei sämtlichen Ergebnissen zu zufriedenstellenden Ergebnissen führt, die Ebene "gering" oder "hoch" in den meisten Fällen ebenfalls angewandt werden kann, obwohl das Modell mit diesen Einstellungen in Einzelfällen bereits an seine Grenzen stößt.

Anschließend wurden die mit den Ebenen "gering" und "hoch" erzielten Modellergebnisse jeweils für Szenario F (100% des maximalen Kraftwerksdurchflusses werden innerhalb von 15min auf 0 reduziert – vgl. SuREmMa Forschungsbericht Kapitel 5.2) und Szenario C (25% des maximalen Kraftwerksdurchflusses werden innerhalb von 15min auf 0 reduziert – vgl. SuREmMa Forschungsbericht Kapitel 5.2) den Ergebnissen der Ebene "mittel" gegenüber gestellt, wobei hinsichtlich der Ebenen "gering" (vgl. Abbildung 6 – A) und "hoch" (vgl. Abbildung 6 – B) lediglich plausible Modelle berücksichtigt wurden. Die gemäß Anderson Darling Test normalverteilten Ergebnisabweichungen werden dabei in Prozent des Modellergebnisses der Ebene "mittel" dargestellt. Alle drei Ebenen kommen im Durchschnitt zum selben Ergebnis. Wenn man die Ebene "gering" oder "hoch" wählt, liegt im Vergleich zur Ebene "mittel" die Wahrscheinlichkeit einer Abweichung von maximal +-5% etwa bei 50%. In fast allen Fällen (95%) ist die Abweichung geringer als +-15%.

Zusammenfassend kann davon ausgegangen werden, dass die Ebene "mittel" jedenfalls zu zufriedenstellenden Ergebnissen führt. Allerdings können die zulässigen Abweichungen im Rahmen der drei Ebenen auch auf bestimmte Situationen angepasst und dementsprechend variiert werden, wenn sich anhand der identifizierten Assoziierten Ereignisse ein plausibles Modell anpassen lässt. Beispielsweise kann eine weitere Schwall-Einleitestelle oder ein gletscherbeeinflusster Zubringer zwischen den benachbarten Pegelstellen eine geringere Abweichungstoleranz erfordern, als wenn keine zusätzlichen Quellen von Abflussschwankungen vorhanden sind. In der vorliegenden Studie wurde jedoch ausnahmslos die Einstellung "mittel" angewandt.



Abbildung 6: Prozentuale Abweichungen der Modellergebnisse bei geringer (A) bzw. hoher Abweichungstoleranz (B) im Vergleich zur mittleren Abweichungstoleranz im Zuge der Identifikation von Assoziierten Ereignissen (Die Histogramm-Klassenbreite beträgt jeweils 4%.) (vgl. Kapitel 1.2.1).

1.2.4 Longitudinale Intensitätsmodellierung zwischen mehreren Pegelstellen

Die auf der Identifikation von Assoziierten Ereignissen basierenden Einzelmodelle zwischen benachbarten Pegelstellen wurden anschließend zu einem Gesamtmodell zusammengefasst. Die Intensität eines bestimmten Szenarios – z.B. Szenario F (100% des maximalen Kraftwerksdurchflusses werden innerhalb von 15min auf 0 reduziert - vgl. SuREmMa Forschungsbericht Kapitel 5.2) – wird als Ausgangsintensität festgelegt. Anschließend wird die Intensitätsveränderung zwischen Turbine und dem ersten flussab gelegenen Pegel durch das entsprechende Modell beschrieben. Der resultierende Intensitätswert beim ersten Pegel dient als Eingangsintensität für das Modell zwischen zweiten und dritten Pegel usw. bis das letzte plausible Modell erreicht wird. Somit wird bei den einzelnen Pegelstellen jeweils eine Stützstelle generiert, die anschließend herangezogen wird um letztendlich für die gesamte Gewässerstrecke ein nichtlineares Regressionsmodell (vgl. Formel 1) anzupassen, wobei x der Entfernung zum Kraftwerk (km), y der erwarteten Intensität, A bis D den iterativ anzupassenden Funktionsparametern und ε dem Modellfehler entspricht:

$$y = D + \frac{(A - D)}{1 + (\frac{x}{C})^{A}B} + \varepsilon$$
 Formel 1

Da die Modellergebnisse Rückschlüsse auf betriebsinterne vertrauliche Daten der Kraftwerksbetreiber ermöglichen, zeigt Abbildung 7 die Modellergebnisse für den Parameter maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit von eingeleiteten Abstiegsereignissen am Beispiel des fiktiven Fallbeispiels. Dabei wurden aus realen Verhältnissen abgeleitete Modelle herangezogen und die Lage der Pegelstellen sowie die Ausgangsintensität der einzelnen Szenarien an das fiktive Fallbeispiel angepasst. Das Diagramm zeigt somit eine auf realen Verhältnissen basierende repräsentative Situation. Im Anhang zum Technischen Bericht B – Kapitel 1.1 sind sämtliche Modelle sowie Diagrammdarstellungen der einzelnen Fallbeispiele angeführt, wobei R² – vergleichbar mit den in Abbildung 7 angepassten Kurven – bei sämtlichen Fallbeispielen ausnahmslos im Nahbereich von 1 liegt. Die maximale Kurvenkrümmung liegt abhängig von den fallbeispielspezifischen Begebenheiten (z.B. Flussdimension, Gewässermorphologie, Ausbaudurchfluss des Kraftwerkes) jeweils ungefähr in einem Bereich zwischen 3 und 15 km flussab der Schwall-Einleitestelle. Bis zu diesem Punkt verringert sich die maximale Abflussänderungsgeschwindigkeit der Abstiegsereignisse sehr stark. Anschließend verringert sich der Retentionseffekt zunehmend bis es spätestens ab etwa 30 km flussab der Einleitestelle zu einem geringfügig (annähernd linear) abnehmenden Kurvenverlauf kommt.



Abbildung 7: Fiktives Fallbeispiel/Retentionskurven dQ/dt - Longitudinale Betrachtungsweise der Abflussänderungsgeschwindigkeit eingeleiteter Abstiegsereignisse mit unterschiedlicher Ausgangsintensität (Szenario B-F – Die einzelnen Szenarien beziehen sich auf den Ausbaudurchfluss des Kraftwerkes (Qa) (Szenario C-F) bzw. auf einen Schwellenwert in Abhängigkeit zur Intensität natürlicher Ereignisse bei der Einleitestelle (Szenario B)) (Kreuze markieren die Lage der Pegelstellen).

1.3 Näherungsweise Bestimmung der resultierenden Wasserspiegeländerungen

Abhängig von den hydraulischen Begebenheiten einer Gewässerstrecke (Flussgeometrie, Gefällsverhältnisse, Rauhigkeitsverhältnisse) resultieren aus bestimmten Abflussänderungen Wasserspiegelschwankungen in unterschiedlichem Ausmaß. Deshalb ist es erforderlich, die aus den Abflussänderungen resultierenden Wasserspiegeländerungen streckenspezifisch näherungsweise zu bestimmen, um diese anschließend zur ökologischen Bewertung der Auswirkungen anthropogen erzeugter Abflussschwankungen z.B. den kritischen Intensitätswerten hinsichtlich Strandungsrisiko gegenüberstellen zu können (vgl. SuREmMa Forschungsbericht Kapitel 5.1).

Dabei wird grundsätzlich davon ausgegangen, dass bei Gewässerstrecken mit ähnlicher Flussdimension und vergleichbarer Gewässergeometrie im Falle von übereinstimmenden Abflussschwankungen auch die resultierenden Wasserspiegeländerungen ähnlich ausfallen müssen. Um vergleichbare Gewässerstrecken in einzelne Gruppen zusammenzufassen, werden als ersten Schritt sämtliche Teileinzugsgebiete Österreichs (vgl. digitaler hydrologischer Atlas Österreich [6]) nach den Variablen "Seehöhe" und "mittlere jährliche Abflussspende" insgesamt 5 Clustern zugewiesen (vgl. Abbildung 8): In Cluster 1 werden Pegelstellen in (meist von Gletschern gespeisten) Hochgebirgsbächen der Zentralalpen zusammengefasst. In Cluster 2 fallen tendenziell Pegelstellen von Gebirgsflüssen im niederschlagsreichen Alpennordrand und in Vorarlberg. Cluster 3 bezieht sich im Wesentlichen auf Gebirgsflüsse in den Zentralalpen. Cluster 4 fasst Flüsse der großen Alpentäler (z.B. Inn, Drau, Isel, Möll, Enns, Mur, Mürz) bzw. Flüsse und Bäche des höher gelegenen Alpenvorlandes sowie des Granit- und Gneishochlandes zusammen. In Cluster 5 befinden sich Flüsse und Bäche des tiefer gelegenen Alpenvorlandes sowie Flachlandbäche und -flüsse (Klagenfurter- und Grazer Becken, Burgenland, Wiener Becken, Marchfeld, Weinviertel, Donautal).



Abbildung 8: Gruppenzugehörigkeit (Variablen: Seehöhe/Abflussspende) einzelner Teileinzugsgebiete gemäß Wasserbilanzmodell (Cluster 1 – Hochgebirgsbäche der Zentralalpen; Cluster 2 – Gebirgsflüsse des Alpennordrandes; Cluster 3 – Gebirgsflüsse der Zentralalpen; Cluster 4 – Flüsse und Bäche der großen Alpentäler, des höher gelegenen Alpenvorlandes und des Granit- und Gneishochlandes; Cluster 5 – Flüsse und Bäche des tiefer gelegenen Alpenvorlandes sowie Flachlandflüsse und -bäche).

Im nächsten Bearbeitungsschritt werden alle Pegelstellen, die sich innerhalb einer bestimmten Gruppe befinden, hinsichtlich der generellen Abflussverhältnisse beim Pegelprofil untersucht. Dabei werden sämtliche Pegelstellen im Nahbereich von Querbauwerken, in staubeeinflussten Gewässerstrecken, in Restwasserstrecken und in künstlichen Gewässern anhand von räumlichen GIS-Analysen (NGP-Datensatz – Querbauwerke, Staubeeinflussung, Restwasserstrecken [7]) sowie zusätzlicher Luftbildinterpretation identifiziert und von den weiteren Analyseschritten ausgeschlossen. Anschließend werden die Pegelschlüssel jener Pegelstellen, die sich in frei fließenden Gewässerstrecken befinden (N=269), in drei Abflussbereiche unterteilt, wie in Abbildung 9 beispielhaft für einen Pegelschlüssel dargestellt wird:

- Niederwasserbereich: Q₉₅ 3xQ₉₅
- Mittelwasserbereich: 3xQ₉₅ 2xMQ
- Hochwasserbereich: 2xMQ 5xMQ

Die Abflussbereiche wurden dementsprechend definiert, da sowohl die Kennzahl Q_{95} (Abflusswert, der im Mittel an 347 Tagen im Jahr (\triangleq 95%) überschritten wird) als auch MQ (Mittelwasserabfluss) durch das Wasserbilanzmodell gemäß Digitalem Hydrologischen Atlas Österreichs [6] flächendeckend für sämtliche Teileinzugsgebiete Österreichs näherungsweise bestimmt werden kann. Dadurch kann das beschriebene Modell im Anschluss auf sämtliche Teileinzugsgebiete übertragen werden. Anhand der Pegelschlüssel kann für jeden Abflussbereich die "mittlere spezifische Wasserspiegeländerung" (\triangleq der mittleren Wasserspiegeländerung bei einer Abflussänderung von 1 m³/s) mit der Einheit m/(m³/s) berechnet werden.



Abbildung 9: Pegelschlüssel (schwarze Linie) und Abflussbereiche (Niederwasserbereich (Q95 - 3xQ95) – dunkelgrau; Mittelwasserbereich (3xQ95 - 2xMQ) – mittelgrau; Hochwasserbereich (2xMQ - 5xMQ) – hellgrau) einer in einer freien Fließstrecke befindlichen Pegelstelle mit einem MQ von 25 m³/s (strichlierte Linie).

Durch nichtlineare Regressionsmodelle (vgl. Formel 1) kann anschließend in Abhängigkeit der Einzugsgebietsgröße (x) für jeden Cluster die mittlere spezifische Wasserspiegeländerung (y) getrennt für den Nieder-, Mittelund Hochwasserbereich näherungsweise bestimmt werden wie in Abbildung 10 beispielhaft für den Mittelwasserbereich von Cluster 4 dargestellt wird. In Tabelle 2 werden sämtliche Modelle der einzelnen Cluster und Abflussbereiche im Detail aufgelistet.



Abbildung 10: Nichtlineares Regressionsmodell zur näherungsweisen Bestimmung der spezifischen Wasserspiegeländerung (dW_{spez}) für den Mittelwasserbereich von Fließgewässern in Cluster 4 (rot – Residuen) (Ausschnitt – y-Achse aus Darstellungsgründen begrenzt).

Tabelle 2: Nichtlineare Regressionsmodelle (vgl. Formel 1) zur näherungsweisen Ermittlung der spezifischen Wasserspiegeländerung ($y \triangleq$ der mittleren Wasserspiegeländerung bei einer Abflussänderung von 1 m³/s) anhand der Einzugsgebietsgröße (x) im Nieder-, Mittel- und Hochwasserbereich unterschiedlicher österreichischer Fließgewässer (Cluster).

Cluster	Abflussbereich	N_{H}	EZG _{min} (km²)	EZG _{max} (km ²)	Modeltyp	Koeffizient 1 - A	Koeffizient 2 - B	Koeffizient 3 - C	Koeffizient 4 - D	R ²
1	NW	8	9	73	NL	1,13	0,51	5,29	0,00	0,43
1	MW	8	9	73	NL	2,31	0,78	0,37	0,00	0,91
1	HW	8	9	73	NL	0,55	1,21	3,24	0,01	0,92
2	NW	38	4	6120	NL	0,77	1,14	12,31	0,02	0,83
2	MW	38	4	6120	NL	19,36	0,71	0,01	0,01	0,73
2	HW	38	4	6120	NL	571,01	0,74	0,00	0,01	0,58
3	NW	36	11	2462	NL	0,87	1,15	16,49	0,02	0,90
3	MW	36	11	2462	NL	0,32	1,37	29,78	0,01	0,89
3	HW	36	11	2462	NL	0,18	1,29	39,52	0,01	0,83
4	NW	87	7	8504	NL	1,12	0,94	17,48	0,00	0,93
4	MW	87	7	8504	NL	0,61	0,91	0,91	0,00	0,92
4	HW	87	7	8504	NL	0,18	1,35	92,56	0,00	0,88
5	NW	100	6	104571	NL	289,04	0,71	0,01	0,01	0,90
5	MW	100	6	104571	NL	4,78	0,81	1,67	0,02	0,94
5	HW	100	6	104571	NL	1.21	0.75	4.85	0.01	0.94

 $\label{eq:NW-Niederwasserbereich, MW-Mittelwasserbereich, HW-Hochwasserbereich, N_H-Anzahl der Pegelstellen, EZG_{min} - minimale Einzugsgebietsgröße einer Pegelstelle, NL - nichtlinear, R² - quadrierter Korrelationskoeffizient; Cluster 1 - Hochgebirgsbäche der Zentralalpen; Cluster 2 - Gebirgsflüsse des Alpennordrandes; Cluster 3 - Gebirgsflüsse der Zentralalpen; Cluster 4 - Flüsse und Bäche der großen Alpentäler, des höher gelegenen Alpenvorlandes und des Granit- und Gneishochlandes; Cluster 5 - Flüsse und Bäche des tiefer gelegenen Alpenvorlandes sowie Flachlandflüsse und -bäche.$

Zusammenfassend werden durch die erläuterten Modelle für einen bestimmten Gewässerabschnitt die spezifischen Wasserspiegeländerungen im Nieder-, Mittel- und Hochwasserbereich anhand von Pegelprofilen in (hinsichtlich der Variablen Einzugsgebietsgröße, Abflussspende und Seehöhe) ähnlichen Gewässerstrecken abgeschätzt. Aus hydraulischer Sicht werden durch diese Modelle im Prinzip die Variablen (1) Gefälle, (2) Rauigkeit und (3) hydraulischer Radius von einem grundsätzlich vergleichbaren "mittleren Modellgewässer" übertragen. Die Modellergebnisse können weiter präzisiert werden, wenn man eine oder mehrere der hydraulischen Variablen genauer einstufen kann. Für eine exakte Einstufung des Gefälles würden hochauflösende Geländemodelle benötigt werden (z.B. Raster 1x1m), die in Österreich aktuell noch nicht flächendeckend zur Verfügung gestellt werden (Frei zugängliche Laserscans könnten diesbezüglich zukünftig Abhilfe schaffen.). Eine detaillierte Rauhigkeitsbestimmung ist aus heutiger Sicht lediglich durch eine Begehung des Gewässerabschnittes möglich -Schätzverfahren zur einzugsgebietsweiten Beschreibung der Substrat- und damit auch der Rauhigkeitsverhältnisse sind Gegenstand der Forschung, aktuell aber noch nicht verfügbar. Als dritte entscheidende hydraulische Variable kann allerdings der hydraulische Radius durch die Gewässerbreite substituiert werden, die auch für längere Gewässerstrecken durch Luftbildinterpretation vergleichsweise einfach und akkurat bestimmt werden kann.

Im abschließenden Bearbeitungsschritt wird daher zuerst für jeden Cluster die bei der jeweiligen Einzugsgebietsgröße zu erwartende Gewässerbreite (gemessen von Böschungsoberkante zu Böschungsoberkante) basierend auf den Breiten sämtlicher Pegelprofile modelliert. Dabei wird das Modell $y=A*x^B+\varepsilon$ angepasst, wobei y der Breite, x der Einzugsgebietsgröße, A und B den anzupassenden Funktionsparametern und ε dem Modellfehler entspricht (vgl. Abbildung 11, Tabelle 3). Die Residuen stellen die berechnete Differenz zwischen tatsächlicher und bei der jeweiligen Einzugsgebietsgröße erwarteter Breite dar.



Abbildung 11: Nichtlineares Regressionsmodell zur näherungsweisen Bestimmung der mittleren Gewässerbreite in Cluster 4 (rot – Residuen (R_B)).

Tabelle 3: Nichtlineare Regressionsmodelle ($y=A^*x^B+\epsilon$) zur näherungsweisen Ermittlung der mittleren Gewässerbreite (y) unterschiedlicher österreichischer Fließgewässer (Cluster) anhand der jeweiligen Einzugsgebietsgröße (x).

Cluster	$N_{\rm H}$	EZG _{min} (km ²)	EZG _{max} (km ²)	B _{min} (m)	B _{max} (m)	Modeltyp	Koeffizient 1 - A	Koeffizient 2 - B	R²
1	8	9	73	6	20	NL	4.31	0.25	0.23
2	38	4	6120	2	103	NL	1.84	0.43	0.85
3	36	11	2462	4	49	NL	1.17	0.46	0.79
4	87	7	8504	2	90	NL	0.81	0.51	0.87
5	100	6	104571	2	300	NL	0.81	0.46	0.80

 N_H – Anzahl der Pegelstellen, EZG_{min} – minimale Einzugsgebietsgröße einer Pegelstelle, EZG_{max} – maximale Einzugsgebietsgröße einer Pegelstelle, B_{min} – minimale Gewässerbreite eines Pegelprofils, B_{max} – maximale Gewässerbreite eines Pegelprofils, NL – nichtlinear, R^2 - quadrierter Korrelationskoeffizient; Cluster 1 – Hochgebirgsbäche der Zentralalpen; Cluster 2 – Gebirgsflüsse des Alpennordrandes; Cluster 3 – Gebirgsflüsse der Zentralalpen; Cluster 4 – Flüsse und Bäche der großen Alpentäler, des höher gelegenen Alpenvorlandes und des Granit- und Gneishochlandes; Cluster 5 – Flüsse und Bäche des tiefer gelegenen Alpenvorlandes sowie Flachlandflüsse und -bäche.

Wenn die erwartete Breite mit der tatsächlichen Breite weitgehend übereinstimmt, sollten sich keine Auswirkungen auf die spezifische Wasserspiegeländerung gemäß den Regressionsmodellen aus Tabelle 2 ergeben. Wenn aber die tatsächliche Breite größer/kleiner ist, als die erwartete Breite, ist davon auszugehen, dass auch die spezifische Wasserspiegeländerung aufgrund der vergleichswese größeren/kleineren Abflussfläche geringer/höher ausfallen muss. Demnach ist zu erwarten, dass die Residuen des Breitenmodells ($R_B = B_{beob} - B_{mod}$; vgl. Abbildung 11– rot) im direkten Zusammenhang mit den Residuen der spezifischen Wasserspiegeländerung ($R_{dW} =$ $dW_{spez-beob} - dW_{spez-mod}$; vgl. Abbildung 10 – rot) stehen. Dementsprechend werden die Residuen zwischen tatsächlicher (B_{beob}) und erwarteter Breite (B_{mod}) (als Ratio: R_B/B_{mod}) den Residuen zwischen tatsächlicher ($dW_{spez-mod}$) beob) und erwarteter spezifischen Wasserspiegeländerung ($dW_{spez-mod}$) (als Ratio: $R_{dW}/dW_{spez-mod}$) gegenübergestellt, um einen empirisch ermittelten linearen Breitenfaktor ableiten zu können (vgl. Abbildung 12, Tabelle 4).



Abbildung 12: Empirisch ermittelter linearer Breitenfaktor (punktierte Linie) basierend auf den Residuen ($R_B=B_{beob}-B_{mod}$) der tatsächlichen Breitenverhältnisse (B_{beob}) und erwarteter Breite (B_{beob}) sowie den Residuen ($R_{dW}=dW_{spez-beob}-dW_{spez-mod}$) der tatsächlichen spezifischen Wasserspiegeländerung ($dW_{spez-beob}$) und erwarteter spezifischen Wasserspiegeländerung ($dW_{spez-beob}$) und erwarteter spezifischen Wasserspiegeländerung ($dW_{spez-mod}$) für Pegelstellen in Cluster 4 bei mittleren Abflussverhältnissen.

Zusammenfassend bezieht sich der empirisch ermittelte Breitenfaktor auf die aus der Luftbildinterpretation bekannten tatsächlichen Breitenverhältnisse eines Gewässerabschnittes sowie den zu erwartenden Breitenverhältnissen bei einer bestimmten Einzugsgebietsgröße und adaptiert die geschätzte spezifische Wasserspiegeländerung aufgrund von etwaigen Breitendifferenzen: Ist beispielsweise bei einem Gewässerabschnitt in Cluster 4 die tatsächliche Gewässerbreite mit 5m (Bbeob=5m) nur halb so groß, wie bei der jeweiligen Einzugsgebietsgröße zu erwarten ist ($B_{mod}=10$ m) ($R_B/B_{mod}=-0.5$), ergibt sich (bei mittleren Abflussverhältnissen) ein Breitenfaktor von 0,2 (vgl. Abbildung 12). In diesem Fall wird die spezifische Wasserspiegeländerung gemäß den Regressionsmodellen in Tabelle 2 um 20% erhöht. Wenn die tatsächliche Breite im umgekehrten Fall mit 15 m um 5 m größer ist, als zu erwarten wäre ($R_B/B_{mod} = 0.5$), ergibt sich ein Breitenfaktor von -0.18 womit die spezifische Wasserspiegeländerung um 18% verringert wird (vgl. Abbildung 12). Die für die einzelnen Cluster und Abflussbereiche ermittelten Breitenfaktoren sind in Tabelle 4 aufgelistet, wobei für die Hochgebirgsbäche der Zentralalpen (Cluster 1) aufgrund der zu geringen Fallanzahl kein Breitenfaktor abgeleitet werden konnte. Anhand der Korrelationskoeffizienten wird ersichtlich, dass vor allem in Gewässern mit vergleichsweise geringem Gefälle (Cluster 5) durch abweichende Breitenverhältnisse ein Großteil der Residuen erklärt werden kann. Bei den anderen Clustern kann davon ausgegangen werden, dass neben dem hydraulischen Radius vor allem die vorhandene Rauigkeit sowie das Gefälle einen vergleichsweise großen Einfluss auf die spezifische Wasserspiegeländerung hat. Allerdings führt die Berücksichtigung der ermittelten Breitenfaktoren auch in diesen Clustern dazu, dass die modellierte spezifische Wasserspiegeländerung bei vergleichsweise hoher Gewässerbreite abnimmt, bzw. umgekehrt bei geringen Breitenverhältnissen zunimmt. Die Berücksichtigung des Breitenfaktors trägt somit auch in Cluster 2 bis 4 tendenziell zu einer höheren Modellgenauigkeit bei.

Tabelle 4: Empirisch ermittelter linearer Breitenfaktor zur detaillierteren Berücksichtigung der Breitenverhältnisse im Zuge der näherungsweisen Bestimmung von resultierenden Wasserspiegeländerungen für unterschiedliche österreichische Fließgewässer (Cluster).

Cluster	Abflussbereich	$N_{\rm H}$	EZG _{min} (km²)	EZG _{max} (km²)	Modeltyp	k	d	R²
2	NW	38	4	6120	L	-0,33	-0,02	0,11
2	MW	38	4	6120	L	-0,26	-0,05	0,09
2	HW	38	4	6120	L	-0,29	-0,06	0,06
3	NW	36	11	2462	L	-0,35	-0,03	0,19
3	MW	36	11	2462	L	-0,55	-0,05	0,22
3	HW	36	11	2462	L	-0,56	-0,05	0,14
4	NW	87	7	8504	L	-0,22	0,02	0,06
4	MW	87	7	8504	L	-0,37	0,02	0,11
4	HW	87	7	8504	L	-0,36	0,03	0,06
5	NW	100	6	104571	L	-0,73	-0,11	0,58
5	MW	100	6	104571	L	-0,91	-0,13	0,65
5	HW	100	6	104571	L	1,21	0,75	0,94

 N_H – Anzahl der Pegelstellen, EZG_{min} – minimale Einzugsgebietsgröße einer Pegelstelle, EZG_{max} – maximale Einzugsgebietsgröße einer Pegelstelle, L – linear, R² - quadrierter Korrelationskoeffizient; Cluster 2 – Gebirgsflüsse des Alpennordrandes; Cluster 3 – Gebirgsflüsse der Zentralalpen; Cluster 4 – Flüsse und Bäche der großen Alpentäler, des höher gelegenen Alpenvorlandes und des Granit- und Gneishochlandes; Cluster 5 – Flüsse und Bäche des tiefer gelegenen Alpenvorlandes sowie Flachlandflüsse und –bäche.

Zusammenfassend können durch die beschriebene Vorgehensweise die zu erwartenden spezifische Wasserspiegeländerungen von eingeleiteten Abflussschwankungen (Abbildung 7) für den Nieder-, Mittel- und Hochwasserbereich anhand der Parameter Einzugsgebietsgröße, Mittelwasserabfluss und mittlerer Gewässerbreite näherungsweise bestimmt werden (Abbildung 13). Im Anhang zum Technischen Bericht B – Kapitel 1.2 sind sämtliche Modelle der einzelnen Fallbeispiele angeführt.



Abbildung 13: Fiktives Fallbeispiel/Retentionskurven dW/dt - Longitudinale Betrachtungsweise der Abstiegsgeschwindigkeit (cm/min) einzelner hydromorphologischer Szenarien (B-F) bei mittleren Abflussverhältnissen.

Durch Multiplikation der spezifischen Wasserspiegeländerung mit der summierten Abflussänderung des jeweiligen Abflussbereiches und anschließender Aufsummierung der drei betrachteten Abflussbereiche kann die zu erwartende Pegeländerung des gesamten betrachteten Abflussspektrums (dW_{ges}) eines Gewässerabschnittes berechnet werden (vgl. Abbildung 9 y-Achse – grauer Bereich). Zur Modellvalidierung werden die Ergebnisse des hydrologischen Modells (dW_{ges}) den Werten aus 49 geeichten hydrodynamisch-numerischen Modellstrecken gegenübergestellt. Die gemäß Anderson Darling Test normalverteilten Ergebnisabweichungen werden dabei in Prozent des Modellergebnisses der hydrodynamisch-numerischen Modelle dargestellt (vgl. Abbildung 14). Im Mittel stimmen die Modellergebnisse überein. Die Wahrscheinlichkeit einer Abweichung von maximal +-10% liegt etwa bei 25%. In 50% der Fälle ist der Modellfehler des hydrologischen Modells kleiner als +- 20%. Abweichungen größer +-50% kommen kaum vor.



Abbildung 14: Prozentuale Ergebnisabweichung (x-Achse) von hydrologisch modellierten Pegeländerungen über das gesamte betrachtete Abflussspektrum (Q95 bis 5xMQ) im Vergleich zu den Ergebnissen hydrodynamisch-numerischer Modelle (N=49) (Die Histogramm-Klassenbreite beträgt jeweils 10%.).

Zusammenfassend kann das erläuterte hydrologische Modell herangezogen werden, um die resultierenden Wasserspiegeländerungen eines Gewässerabschnittes im Mittel näherungsweise korrekt zu bestimmen (vgl. Abbildung 13). Größere Abweichungen von bis zu rund +- 50% sind punktuell bzw. in einzelnen Profillagen vor allem in Gewässerstrecken mit vergleichsweise heterogenen Gefälls- und Rauhigkeitsverhältnissen (z.B. Kolk/Rinner/Furt-Sequenzen in alpin geprägten Gewässern) zu erwarten. Die minimale Abschnittslänge, für welche die mittleren resultierenden Wasserspiegeländerungen abgeschätzt werden, sollte daher mindestens einen repräsentativen Gewässerabschnitt (z.B. eine Kolk-Rinner-Furt Abfolge) betragen.

1.4 Morphologisches Variabilitätsscreening

Einleitung:

Im Rahmen des SuREmMa Projekts war es erforderlich, die morphologische Ausprägung der betrachteten Gewässerabschnitte insbesondere die hydromorphologische Vielfalt als Indikator für die potenzielle Habitatverfügbarkeit hinsichtlich aquatischer Organismen näher zu beschreiben. Dies wurde durch eine neu entwickelte Screeningmethode durchgeführt. Dabei ist anzumerken, dass es sich bei den im Zuge des Projekts untersuchten Gewässern ausnahmslos um alpine Fließgewässer handelt und somit über die Anwendbarkeit der Screeningmethodik bei anderen Flusstypen (z.B. Tieflandflüsse) aktuell keine Aussage getroffen werden kann.

Methodik:

Beim entwickelten "morphologischen Variabilitätsscreening" handelt es sich um eine einfach anwendbare Methode zur Quantifizierung der morphologischen Vielfalt, mit dem Ziel, potenzielle morphologische Defizite entlang der untersuchten Fallbeispiele objektiv anhand von Orthofotos ausweisen zu können. Allgemein sind Flussbegradigungen und Kanalisierungen als starke Beeinträchtigung im Sinne der Habitatvielfalt und Biodiversität zu sehen (vgl. Naiman, Decamps & McClain [30]). Sie führen zu einer drastischen Reduktion der Gewässertiefen- und -breitenvariabilität und somit auch zu einer starken Veränderung der hydraulischen Verhältnisse im Flussprofil (vgl. [37]).

Anhand von Luftbildern können morphologisch degradierte Fließgewässerstrecken von morphologisch naturnahen Strecken durch die Variabilität der Gewässerbreite unterschieden werden. Als beschreibender Parameter der morphologischen Vielfalt wurde daher der Variationskoeffizient (VK) der Gewässerbreite bei bordvollem Wasserstand ("active channel") gewählt.

Ermittlung Variationskoeffizient:

Der VK errechnet sich aus dem Verhältnis von Standardabweichung (σ) zu Mittelwert (μ) (vgl. Formel 2) und stellt ein standardisiertes Maß der Streuung dar. Mithilfe dieser statistischen Kennzahl ist es möglich, einen Vergleich von Datensätzen mit unterschiedlich großen Mittelwerten durchzuführen [1, 26], welche sich im Rahmen dieses Projektes aus den unterschiedlichen Breitenverhältnissen der betrachteten Fließgewässer ergeben.

σ	
VK=-	
μ	Formel 2
•	

Für das morphologische Variabilitätsscreening wurden die behandelten Fallbeispiele in 500 m Abschnitte (Betrachtungsfenster) unterteilt und daraus 10 Gewässerbreiten von Böschungsoberkante zu Böschungsoberkante bzw. die Gewässerbreite bei bordvollem Wasserstand gemessen. Abbildung 15 zeigt beispielhaft die Anordnung von Messprofilen zur Bestimmung des VK mithilfe von Betrachtungsfenstern.



Abbildung 15: Beispiel für die Anordnung von Messprofilen zur Bestimmung des VK mithilfe von Betrachtungsfenstern; links: Abschnitt mit niedriger morphologischer Vielfalt aus Fallbeispiel Ziller mit VK = 0,03 (Quelle Orthofoto: Basemap 11/2016); rechts: Abschnitt mit höherer morphologischer Vielfalt aus Fallbeispiel Möll mit VK = 0,32 (Quelle Orthofoto: Basemap 11/2016).

Je größer der Wert des VK, umso naturnäher bzw. heterogener (=hohe potentielle Habitatvielfalt und verfügbarkeit) ist die betrachtete Gewässerstrecke einzustufen. Umgekehrt weisen stark degradierte, wie z.B. kanalisierte Gewässer, einen VK nahe dem Wert 0 auf.

Validierung Variationskoeffizient der Breite:

Zur Validierung des VK der Gewässerbreite als Maß für die morphologische Heterogenität eines Gewässers wurde der von Gostner et al. [13] entwickelte hydromorphologische Index der Diversität (HMID) als Referenzgröße herangezogen. Der HMID stellt wie der Variationskoeffizient der Breite einen standardisierten Wert dar, er errechnet sich jedoch aus den Variationskoeffizenten von Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit nach folgender Formel:

$$HMID = \left(1 + \frac{\sigma_v}{\mu_v}\right)^2 * \left(1 + \frac{\sigma_d}{\mu_d}\right)^2$$
 Formel 3

Die Validierung des morphologischen Variabilitätsscreenings wurde durch 29 vorhandene 2D Modellstrecken (vgl. [20]) durchgeführt. Als Modellierungsdurchfluss wurde ein für die Strecke charakteristischer Abfluss gewählt, welcher dem 50 % Perzentil (Median) der jeweiligen Abflusszeitreihe entspricht. Bei der Auswahl der für die Validierung herangezogenen Strecken wurde darauf geachtet, dass die in den Fallbeispielen auftretende Streuung der morphologischen Gegebenheiten möglichst repräsentativ abgebildet wird.

Analog zur Auswertemethodik der Fallbeispiele wurden in den Modellstrecken zehn Breitenmessungen innerhalb eines 500 m Abschnittes durchgeführt und der VK der Breite ermittelt. Gleichzeitig wurde an denselben Querschnitten als Vergleichswert anhand der 2D Modelle der HMID berechnet. Die hierfür erforderlichen Parameter Wassertiefe und tiefengemittelte Fließgeschwindigkeit wurden im Gegensatz zu Gostner et al. [13] nicht auf Profilebene durch Feldmessungen erhoben, sondern flächig aus den Ergebnissen der durchgeführten 2D-HN-Modellierungen entnommen (Abbildung 16).



Abbildung 16: Links: Verteilung der Fließgeschwindigkeiten aus der 2D-HN Modellierung an der Möll, Rechts: Verteilung der Wassertiefen aus der 2D-HN Modellierung an der Möll.

Aus den modellierten Verteilungen beider Parameter wurde jeweils der Mittelwert und die Varianz berechnet und anschließend der HMID nach (Formel 3) bestimmt. Die dabei verwendete Klassenbreite der Verteilung betrug 0,10 m s⁻¹ bzw. 0,10 m. In weiter Folge wurde der so ermittelte HMID dem VK der Breite gegenübergestellt (Abbildung 17). Die zur Validierung herangezogenen Streckenabschnitte (N=29) sind in Tabelle 5 ersichtlich.

Gewässer	Anzahl
Alpenrhein	1
Bregenzer Ach	2
Drau	3
Enns	2
I11	2
Inn	4
Moell	13
Ziller	2
Moell Ziller	13 2

Tabelle 5: Zur Validierung herangezogene Modellstrecken.

Die Untersuchung der Beziehung zwischen VK der Breite und dem HMID nach Gostner et al. [13] zeigt einen deutlichen, linearen Zusammenhang, wobei ersichtlich ist, dass die Güte des Zusammenhangs bei niedrigem VK eine höhere ist, als bei einem hohen VK. Verbesserungen in der Aussagekraft des statistischen Zusammenhangs (R²) in Abbildung 17 würden ein zusätzliches Miteinbeziehen von Fließgewässerabschnitten mit höherer morphologischer Variabilität voraussetzen, welche jedoch zum aktuellen Zeitpunkt nicht zur Verfügung stehen. Vor allem bei hoher morphologischer Komplexität des betrachteten Fließgewässers ist eine genaue Abbildung von Strukturen (z.B. Kiesbänke, Buhnen, etc.) im Berechnungsnetz (bzw. DGM) des 2D HN Modells erforderlich, um eine exakte Modellierung der Gegebenheiten hinsichtlich der Fließgeschwindigkeits- und Tiefenverhältnisse durchführen zu können. (Anmerkung: Dieser Detaillierungsgrad ist in den verwendeten Modellen in ausreichendem Maße gegeben.)



Abbildung 17: Korrelation zwischen Variationskoeffizient der Breite (VK_Breite) und hydromorphologischen Index der Diversität (HMID) mit $R^2 = 0.68$

Ergebnisse:

Die unten dargestellte Grafik zeigt die berechneten Variationskoeffizienten sämtlicher im Projekt SuREmMa untersuchten 500 m Abschnitte. Die detaillierten Einstufungen der einzelnen Fallbeispiele befinden sich in Tabellenform im Anhang zum Technischen Bericht B – Kapitel 1.3.



Abbildung 18: Box-Plot- Darstellung der ausgewerteten Variationskoeffizienten aller 500 m Abschnitte unterteilt in die einzelnen untersuchten Gewässer der Fallbeispiele und gesamt.

Aus Abbildung 18 ist ersichtlich, dass sich die Flüsse Bregenzer Ach und Möll signifikant von den anderen Fallbeispielsgewässern unterscheiden. Bei der Bregenzerach zeigt sich eine höhere Bandbreite der ausgewerteten VK. Dies kann durch die unterschiedliche morphologische Ausprägung innerhalb der betrachteten Gewässerstrecke erklärt werden: Der obere Teil der Bregenzerach vom Dämpfungsbecken Langenegg/Alberschwende bis zum Querbauwerk Kennelbach zeichnet sich durch eine hohe Variabilität und einen als naturnah zu bezeichnenden Charakter aus (Schluchtstrecke). Ab dem Querbauwerk Kennelbach handelt es sich bis zur Seemündung um ein künstliches, überbreites Regelprofil (Trapez, Doppeltrapez), wodurch hier der VK durchgehend sehr gering ausfällt. Beim Fallbeispiel Möll ist in Abbildung 18 erkennbar, dass sich der Median des VK deutlich von den anderen Strecken unterscheidet. Der höhere Median ist ein deutlicher Indikator für einen insgesamt besseren morphologischen Zustand. Die weiteren Strecken zeigen einheitlich einen niedrigen Medianwert des VK (<0.1) und somit im Mittel eine starke morphologische Degradierung. Deutlich sind allerdings auch hier die Ausreißer zu erkennen, welche großteils aus bereits umgesetzten morphologischen Verbesserungsmaßnahmen resultieren.

1.5 Auswirkungen von Gewässeraufweitungen

Einleitung:

Abseits der hydrologischen Belastung von Fließgewässern sind im gesamten alpinen Raum nahezu alle Fließgewässer zusätzlich von anthropogen verursachten Eingriffen in deren struktureller Ausprägung betroffen (vgl. Abbildung 18). Vor allem Uferverbauungen und in der Vergangenheit durchgeführte Flussbegradigungen bzw. auch anthropogene Veränderungen des Feststoffhaushalts führten zu einer Degradierung der vormals vorhandenen morphologischen Komplexität und Dynamik und damit einhergehend zu einem Verlust an aquatischen und semi-aquatischen Lebensräumen. In morphologisch sehr stark belasteten Gewässerabschnitten ist daher davon auszugehen, dass eine hydrologische Sanierung der Schwallbelastung nur dann zu einer signifikanten Verbesserung der bewertungsrelevanten biologischen Qualitätskriterien führt, wenn auch Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässermorphologie umgesetzt werden (vgl. [20]).

Neben einzugsgebietsabhängigen Parametern wie z.B. Sedimentverfügbarkeit und unterschiedliche hydrologische Parameter stellt auf lokaler Ebene die dem Fließgewässer zur Verfügung stehende Umlagerungsbreite (im Talraum) eine wesentliche Voraussetzung für dessen Fähigkeit zur eigendynamischen Entwicklung (z.B. Ausformung von Kiesbänken, Buchtstrukturen etc) dar. Hier können Flussaufweitungen als eine geeignete morphologische Initial-Maßnahme zur Wiederherstellung der hydromorphologischen Diversität und in weiterer Folge zur Erhöhung der Habitatverfügbarkeit degradierter Gewässer herangezogen werden [16]. Voraussetzungen für die gewünschte Dynamisierung durch die Erweiterung der aktiven Gewässerbreite, sind ein (a) ausreichender Geschiebeeintrag aus dem Einzugsgebiet und (b) die Möglichkeit zur Sohlumlagerung durch ein naturnahes hydrologisches Regime (z.B. bettbildender Abfluss vergleichbar mit unbeeinflussten Bedingungen).

Wesentlich ist aus Sicht der Schwall-Hydraulik, dass eine Verbreiterung des Abflussquerschnitts im Gerinne lokal zu einer Verringerung der Wasserspiegeländerung zwischen Schwall- und Sunkabfluss führt (bei gleichbleibender Abflussänderung und Vergrößerung der Breite ergibt sich im Profil geometrisch eine Verringerung der resultierenden Wasserspiegeldifferenz) und sich somit positiv auf die für das Strandungsrisiko relevante vertikale Abstiegsgeschwindigkeit auswirkt.

Methodik:

Zur Quantifizierung der Auswirkungen einer künstlichen Vergrößerung der Gewässerbreite in Bezug auf die vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten wurden in dem vorliegenden Projekt (hinsichtlich Breite und Gefälle) repräsentative synthetische Gerinne erstellt, und die Änderungen der Abstiegsgeschwindigkeiten infolge unterschiedlicher Aufweitungsszenarien (2 bis 5-fach) mithilfe eindimensionaler (1D), hydrodynamisch-numerischer (HN) Modellierung (HecRas) ermittelt.

Eindimensionale HN-Strömungsmodelle zeigten bereits in der Vergangenheit eine breite Anwendungsbasis für unterschiedliche wasserbautechnische Fragestellungen bzw. Umweltstudien und Umweltgutachten [5, 11, 31]. Die physikalischen Grundgleichungen der Gewässerhydraulik, die in der Modellierung berücksichtigt werden müssen, sind: (1) die Massenerhaltung oder Kontinuitätsgleichung (Gleichung 1) und (2) die Energieerhaltung (Gleichung 2) [27]. Die im Projekt verwendete HEC-RAS Modellierungssoftware berechnet den Freispiegelabfluss in einem Fließgewässer mittels der eindimensionalen St. Venant Gleichungen, basierend auf einem Vier-Punkt impliziten Finiten Differenzen Schema. Dies ermöglicht die Modellierung größerer Zeitschritte im Vergleich zu expliziten numerischen Verfahren [25].

$$\frac{\delta A_T}{\delta t} + \frac{\delta Q}{\delta x} - q_I = 0$$
 Formel 4

wobei $Q(x,t) = Abfluss (m^3 s^{-1}), A_T = Flie \beta querschnitt (m^2), q_l = lateraler Zufluss pro Länge (m^2 s^{-1}).$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial QV}{\partial x} + gA\left(\frac{\partial z}{\partial x} + S_f\right) = 0$$
 Formel 5

wobei S_f = Energieliniengefälle (-), z = Wasserspiegel (m) (gleich z_0 + h (Wassertiefe des Kontrollvolumens)), V = Kontrollvolumen (m^3), g = Erdbeschleunigung (ms^{-2}).

Phänomene wie die Coriolis-Kraft und der Windeinfluss wurden vernachlässigt.

Um eine Retention des Scheitelabflusses (Dämpfung von Q_{max}) entlang der Modellstrecken zu vermeiden, wurde die Abflussganglinie für die instationäre 1-D Modellierung so gewählt, dass der Schwallabfluss ein ca. dreistündiges Plateau bildet, und dann, je nach Szenario (Szenariendefinition - vgl. SuREmMa Forschungsbericht Kapitel 5.2), in 15 (F) bzw. 60 min (C) auf den Sunkabfluss reduziert wird. Mit 3 unterschiedlichen Gefällssituationen (1 ‰, 5 ‰, 1 %) wurde die vorhandene Bandbreite innerhalb der Fallbeispiele (N=10) abgedeckt (Abbildung 19).



Abbildung 19: Vertikale Abstiegsgeschwindigkeit in Abhängigkeit der Stationierung bei unterschiedlichen Breiten (B=10 m, B=20 m) und Gefällen (0.001, 0.005, 0.01 [m/m]).

Um zusätzlich die Bandbreite an unterschiedlichen hydrologischen Situationen (Qmin) bzw. die variierenden Ausbaugrade der einzelnen KWs (ΔQ) zu berücksichtigen, wurden drei unterschiedliche hydrologische Szenarien erstellt und in die instationäre HN-Modellierung implementiert (Tabelle 6).

Tabelle 6: Verwendete hydrologische Szenarien zur Bestimmung der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit mithilfe der 1D - HN - Modellierung.

Szenario	$\operatorname{Qmin}(\mathrm{m}^{3}\mathrm{s}^{-1})$	$\Delta Q (m^3 s^{-1})$
klein	20	20
mittel	20	80
groß	132 bzw. 26	110

Die Wirksamkeit der unterschiedlichen morphologischen Aufweitungsszenarien in Bezug zur Veränderungen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit wurde auf Basis von Tabelle 7 bestimmt.

Tabelle 7: Absolute vertikale Abstiegsgeschwindigkeiten bei unterschiedlicher Breite und Stationierung im Szenario F klein, I = 0.001 (m/m). F 20+20 – Szenario F mit Qmin 20 (m^3s^{-1}) + ΔQ 20 (m^3s^{-1}); z.B.: B+10 – Aufweitung der Referenz-Sohlbreite (B) von 10 m um 10m.

F 20+20	B+10	B+20	B+30	B+40
(km)	$(\operatorname{cmmin}^{-1})$	$(\operatorname{cmmin}^{-1})$	$(\operatorname{cmmin}^{-1})$	$(\operatorname{cmmin}^{-1})$
5	0,74	0,55	0,49	0,38
10	0,52	0,38	0,34	0,25
15	0,42	0,34	0,27	0,20
20	0,36	0,29	0,23	0,17

Im nächsten Schritt wurden die absoluten Werte in Bezug zu der Referenzsohlbreite von 10 m gesetzt. Um beispielsweise Auswirkungen auf die Abstiegsgeschwindigkeit durch eine Verdoppelung der Breite an einer Stationierung bei Kilometer 5 zu erhalten, wird aus Tabelle 7 der Wert B10 bei 5 km, somit eine Reduktion um 0,74 cm min⁻¹ minus dem Wert bei B20 bei 5 km (0,55 cm⁻¹) gerechnet. Als Ergebnis erhält man die Differenz in Bezug auf die vertikale Abstiegsgeschwindigkeit, welche als Grundlage für die Tabelle 8 dient.

Tabelle 8: Differenzen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten zur Referenzbreite B10 bei unterschiedlichen Stationierungen. F klein, I = 0.001 (m/m). Szenario F mit Qmin 20 (m³s⁻¹) + ΔQ 20 (m³s⁻¹); z.B.: B+10 – Aufweitung der Referenz-Sohlbreite (B) von 10 m um 10m.

F 20+20 (km)	B+10 (cm min ⁻¹)	B+20 (cm min ⁻¹)	B+30 (cm min ⁻¹)	B+40 (cm min ⁻¹)
5	0,19	0,25	0,36	0,42
10	0,14	0,18	0,27	0,31
15	0,08	0,15	0,22	0,25
20	0,07	0,14	0,20	0,21

Eine grafische Darstellung der Ergebnisse aus der Tabelle 8 ist in Abbildung 20 ersichtlich.



Abbildung 20: Absolute Differenzen der mittleren, vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten zur Referenzsohlbreite B10 in Abhängigkeit von Stationierung und Aufweitung im Szenario F klein.

Zur Quantifizierung der modellierten Auswirkungen der Maßnahme Aufweitung in Bezug auf die vertikale Abstiegsgeschwindigkeit wurden die relativen Differenzen bzw. Reduktionen für die jeweiligen Aufweitungsszenarien gebildet (Tabelle 9). Abbildung 21 stellt die grafische Darstellung von Tabelle 9 dar.

Tabelle 9: Relative Differenzen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten zur Referenzbreite B10 bei unterschiedliche
Stationierungen. F klein, I = 0.001 (m/m). Szenario F mit Qmin 20 (m^3s^{-1}) + ΔQ 20 (m^3s^{-1}); z.B.: B+10 – Aufweitung de
Referenz-Sohlbreite (B) von 10 m um 10 m.

F 20+20	B+10	B+20	B+30	B+40
(km)	%	%	%	%
5	26,07	34,11	48,98	56,89
10	27,57	35,39	51,59	59,39
15	18,28	35,50	52,78	60,83
20	19,96	37,43	54,34	58,84



Abbildung 21: Relative Reduktionen (%) der mittleren, vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten in Abhängigkeit von Stationierung und Aufweitung im Szenario F klein (vgl. Tabelle 6).

Die modellierten relativen Reduktionen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten wurden in weiterer Folge herangezogen, um die jeweiligen Retentionskurven (dW / dt) der spezifischen Fallbeispiele in Abhängigkeit eines bestimmten Aufweitungsverhältnisses anzupassen.



Abbildung 22: Änderung einer longitudinalen Retentionskurve in Abhängigkeit möglicher Aufweitungsszenarien. Die Kurve "Szenario F" zeigt die longitudinale Retention der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit des morphologischen Istzustandes. Alle darunterliegenden Kurven zeigen die longitudinale Retention der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit infolge modellierter Aufweitungsszenarien.

Die in Abbildung 22 dargestellten Änderungen bezüglich der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten in Abhängigkeit von dem jeweiligen Aufweitungsszenario beziehen sich auf die gesamte Länge der untersuchten Strecke. Bei der fallbeispielbezogenen Auswertung wurden nur in jenen Teilbereichen eine Reduktion berücksichtigt, wo als morphologische Maßnahme eine Aufweitung potenziell möglich ist und zusätzlich der Variationskoeffizient der Breite unter 0,1 liegt (SuREmMa Forschungsbericht - Kapitel 5.4.). Dazu wurde der jeweilige Wert der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit um den modellierten Relativwert reduziert.

Als Ergebnis erhält man an Stellen, an denen Aufweitungen potentiell möglich sind, den reduzierten Wert der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit in Abhängigkeit vom lokal möglichen Aufweitungsverhältnis (doppelt oder dreifach).

Ergebnisse:

Die Ergebnisse der ersten Analysen zeigten, dass die absoluten Unterschiede zwischen den verschiedenen Gefällssituationen bezogen auf die vertikale Abstiegsgeschwindigkeit mit steigender Entfernung zur schwallverursachenden Turbine deutlich abnehmen und nur in unmittelbarer Nähe zur Turbine deutliche Differenzen aufweisen (Abbildung 19).

Es gilt jedoch darauf hinzuweisen, dass im Nahbereich der Turbine mitunter nicht plausible Ergebnisse berechnet wurden, die sich aufgrund der Randbedingungen in der Modellierung ergaben.

Die Ergebnisse aus der HN-Modellierung ermöglichen es, potenzielle Flussaufweitungen und deren Auswirkungen auf die vertikale Abstiegsgeschwindigkeit abzuschätzen bzw. zu prognostizieren. D.h. es können so genannte Retentionskurven (longitudinaler Verlauf der Wasserspiegellagenänderung (dW/dt)) aus den hydrologischen Modellen um die relativen Differenzen der Abstiegsgeschwindigkeit in Bezug auf die unterschiedlichen Aufweitungsszenarien systematisch angepasst bzw. versetzt werden. Bezüglich der relativen Differenzen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten, die dem Versatz der Retentionskurven entsprechen, zeigt sich, dass die prozentuellen Reduktionen mit zunehmendem Aufweitungsverhältnis, in allen Szenarien, einem strikt linearen Trend folgen ($R^2 > 0,9$). Nachfolgend in Abbildung 23 bis Abbildung 30 sind die Ergebnisse aller modellierten Szenarien, analog zum Kapitel Methodik, abgebildet. Eine Ausnahme bildet das Szenario groß, das, hinsichtlich der hydrologischen und morphologischen Dimensionen, lediglich das Fallbeispiel Drau repräsentiert. Für eine möglichst realitätsnahe Abbildung der Auswirkungen von Aufweitungen wurden hier als Referenzbreite (B) echte Profildaten sowie hydrologische Szenarien für Sommer und Winter aus einer Pegelzeitreihe abgeleitet (Abbildung 29 und Abbildung 30).

	Sommer	Winter
	(m ³ s ⁻¹)	(m ³ s ⁻¹)
\mathbf{Q}_{\min}	131.93	25.75
ΔQ	110	110

Tabelle 10: Hydrologische Eingangswerte für die Modellierung Szenario groß.

Untenstehend zeigen Abbildung 23 und Abbildung 24 die Ergebnisse für das hydrologische Szenario klein (Tabelle 6) im hydrologischen Wirkungsszenario C in grafischer Form:



Abbildung 23: Absolute Differenzen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit für das hydrologische Szenario klein unter Anwendung des hydrologischen Wirkungsszenario C.



Abbildung 24: Relative Reduktionen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit für das hydrologische Szenario klein unter Anwendung des hydrologischen Wirkungsszenario C.

Abbildung 25 bis Abbildung 28 zeigen die Ergebnisse der absoluten Differenzen und der relativen Reduktionen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit für das hydrologische Szenario mittel (Tabelle 6) infolge der hydrologischen Wirkungsszenarien C und F.



Abbildung 25: Absolute Differenzen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit für das hydrologische Szenario mittel im hydrologischen Wirkungsszenario F.



Abbildung 26: Relative Reduktionen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit für das hydrologische Szenario mittel im hydrologischen Wirkungsszenario F.



Abbildung 27: Absolute Differenzen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit für das hydrologische Szenario mittel im hydrologischen Wirkungsszenario C.



Abbildung 28: Relative Reduktionen der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit für das hydrologische Szenario mittel im hydrologischen Wirkungsszenario C.

Für das hydrologische Szenario groß (Tabelle 6) wurde an einer fallbeispielsbezogenen, repräsentativen Strecke mit dem vorherrschenden Gelände entsprechenden Profilen sowohl ein hydrologisches Szenario für den Sommer (angepasst an Szenario "groß") sowie zusätzlich ein hydrologisches Szenario für den Winter modelliert. Das "Winterszenario" zeichnet sich durch einen geringeren Basisabfluss Q_{min} aus. Analog zu den obenstehenden Szenarien wurden auch hier die hydromorphologischen Wirkungsszenarien C und F berücksichtigt. Die alternative grafische Darstellung soll eine Möglichkeit bieten, die absoluten Werte der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten im Kontext der im Projekt SuREmMa verwendeten Schwellenwerte zu betrachten:



Abbildung 29: Vertikale Abstiegsgeschwindigkeiten im hydrologischen Szenario groß und Winter sowie den hydrologischen Wirkungsszenarien C und F.



Abbildung 30: Vertikale Abstiegsgeschwindigkeiten im hydrologischen Szenario groß und Sommer sowie den hydrologischen Wirkungsszenarien C und F.

Die Ergebnisse der Modellierung im hydrologischen Szenario groß zeigen einen signifikanten Einfluss der Eingangsgröße Q_{min} (Unterschied Sommer zu Winter) auf das Ergebnis, vor allem im Nahbereich der Turbine. In den ersten Kilometern nach der Schwalleinleitung ist das zu erwartende Verbesserungspotential der Maßnahme Aufweitung in Bezug auf die vertikale Abstiegsgeschwindigkeit, hinsichtlich der angestrebten Grenzwerte, eher als gering einzuschätzen und steigert sich dann mit zunehmender Entfernung zur Einleitung.

Rahmenbedingungen Umsetzung:

Es gilt jedoch darauf hinzuweisen, dass die (gewässer-) morphologische Bewertung von diversen Aufweitungsszenarien im Projekt ausschließlich hinsichtlich der hydraulischen Wirksamkeit bezüglich einer Verringerung der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit erfolgt. Diese Vorgehensweise wurde gewählt, da die vertikale Abstiegsgeschwindigkeit als maßgebliche Einflussgröße für das Stranden von Fischlarven und Jungfischen identifiziert und als eine Schlüsselgröße in der notwendigen Schwallsanierung ausgewiesen wurde [34]. Jedoch gilt es zu berücksichtigen, dass Aufweitungen ohne die Möglichkeiten zur Gewährleistung der benötigten Umlagerungsdynamik bzw. Aufweitungen in Fließgewässerstrecken mit einem Geschiebedefizit (tlw. abgepflasterte Sohle) tendenziell einen flachen Sohl- und Ufergradienten ausbilden (Flachbett-Typ - vgl. [29], mit der Konsequenz, dass neben einem erhöhten Strandungsrisiko durch grobes Sohl- und Ufersubstrat (vgl. [21]) vor allem auch bereits geringe vertikale Abstiegsgeschwindigkeiten zu hohen lateralen Abstiegsgeschwindigkeiten führen können, welche als entscheidende (der lokalen Morphologie folgende) Einflussgröße hinsichtlich des Strandungsrisikos identifiziert wurden [19]. Weiters kann durch das generelle Konzept der Aufweitung ohne eine Berücksichtigung des Feststoffhaushalts keine Verbesserung der allgemeinen Habitat-Verfügbarkeit (z.B. Laichplätze, Adultfischhabitate) gewährleistet werden. Aus diesem Grund ist eine Bewertung des Feststoffhaushalts und der Geschiebedynamik eine Grundvoraussetzung für die Implementierung der Maßnahme "Aufweitung" im Bereich der Schwallsanierung. Die positiven Auswirkungen von Aufweitungen auf die vertikale Abstiegsgeschwindigkeit müssen den lokalen Rahmenbedingungen (unter der Berücksichtigung der Prozesse im Einzugsgebiet) angepasst werden, um das bereits vielfach validierte Konzept der positiven Auswirkung von Gewässeraufweitungen auf die aquatische und semi-aquatische Fauna zielgerichtet auch im Bereich der Schwallsanierung (Erreichung GÖP) um.

2 Weiterführende Analysen und Modelle

2.1 Larvenfenster

Fischlarven reagieren im Vergleich zu Jungfischen wesentlich sensibler gegenüber Schwall und erfordern daher niedrigere Schwellenwerte bei der Abstiegsgeschwindigkeit, um ein Stranden zu verhindern (siehe Kapitel ökologische Grundlagen). Fischlarven der Arten Bachforelle und Äsche treten jedoch nur im Frühjahr, im so genannten "Larvenfenster" auf. Mit einer zeitlichen Eingrenzung des Larvenfensters lassen sich die Voraussetzungen für die Definition einer gewässer- und organismenspezifisch angepassten temporären bzw. saisonalen Reduktion der Schwallbelastung schaffen.

Laichzeitpunkt, Schlupf und Entwicklungsdauer der Larve zum Jungfisch sind gewässerspezifisch und hängen v.a. mit der Wassertemperatur zusammen. Außerdem spielen genetisch bedingte Unterschiede (lokale Adaption) der Populationen eine Rolle. Grundlage einer ersten Abschätzung gewässerspezifischer Larvenfenster der Fischarten Äsche (*Thymallus thymallus*) und Bachforelle (*Salmo trutta*) war eine Befragung von Fischern und Bewirtschaftern der jeweiligen Flüsse, welche den Laichzeitraum der beiden Fischarten aufgrund von Beobachtungen zeitlich eingrenzen konnten (siehe Tabelle 11). Anhand dieser Laichzeiträume (Bachforelle im Herbst; Äsche im Frühjahr) wurde mittels Temperaturdaten der Flüsse (Tagesmittelwerte der letzten 10 Jahre, Pegeldaten Hydro-

graphischer Dienst Österreich) und den von der Temperatur abhängigen Entwicklungsphasen bzw. Wachstumsraten der beiden Fischarten der Beginn des Larvenstadiums errechnet. Dies erfolgte anhand der Berechnungsmethoden von Crisp [12] für die Bachforelle bzw. von Jungwirth und Winkler [24] für die Äsche mit welcher der Beginn des Schlupfzeitpunkts bzw. der Emergenz errechnet werden kann.

Nach dem angewandten Modell, wurde für die Bachforelle der durchschnittliche Schlupfzeitpunkt in Tagen $(D_{1,BF})$ abhängig von der Temperatur (T) wie folgt abgeleitet [12]:

 $\log_{10}D_{1 BF} = [-13,93061 * \log_{10}(T+80,0)] + 28,8392$

Der Zeitraum vom Schupf bis zur Emergenz (D_{2_BF}) wurde nach Crisp [12] mit Formel 7 errechnet:

 $D_{2_BF}=2,0*D_{1_BF}$

Die Quantität $100/D_2$ ergab hierbei das prozentuelle tägliche Wachstum bis zum Schlupf. Bei Aufsummierung der täglichen prozentuellen Wachstumsraten ergab sich der vorhergesagte Schlupf an dem Tag bei dem 100% erreicht wurden.

Für die Äsche wurde der durchschnittliche Schlupfzeitpunkt in Tagen ($D_{1_{-}\ddot{A}}$) mit folgender Formel [24] errechnet:

$D_{1_{\ddot{A}}} = 6484, 6/(T+5, 103)^{2,099}$	

Der Zeitraum zwischen Schlupf und Emergenz der Äschen wurde wesentlich kürzer angegeben, nämlich mit 4-7 Tagen [3, 4].

Der Beginn des Larvenfensters wurde als Zeitpunkt der Emergenz der Fischlarven aus dem Schotterkörper definiert. Die Dauer der allerersten kritischen Phase wurde anhand der durchgeführten Strandungsexperimente in der HyTEC Versuchsanlage in Lunz am See [2, 35] abgeschätzt. Während dieser ersten Phase sind die Fischlaven ganz besonders sensibel gegenüber Schwallbelastungen. Für die Äsche wurde dieser Zeitraum mit zwei Wochen und für die Bachforelle mit vier Wochen bemessen. Der Unterschied zwischen den beiden Arten ergibt sich daraus, dass beobachtet wurde, dass Äschenlarven ihr Reaktionsvermögen schneller verbessern als Bachforellenlarven. Es wurde ein Ansatz verfolgt, der versucht die allererste und somit kritischste Phase zu erfassen, welche durch physiologische Voraussetzungen der Fischlarven begründet ist. Anzumerken ist, dass der Zeitraum, in dem Fischlarven stranden können, natürlich auch darüber hinaus gegeben ist.

Die Dauer des Larvenfensters der beiden Fischarten ergibt sich folglich aus dem Zeitraum, in dem die Fischlarven aus dem Schotterkörper emergieren (abhängig von Laichzeitraum und Wassertemperatur) zuzüglich der Zeit, während der die Fischlarven als besonders sensibel gegenüber Schwallbelastungen eingeschätzt wurden.

Formel 6

Formel 7

Formel 8

		Äsche		Ba	chforelle		Äsche & Bac	hforelle
Fluss	Laichzeitraum	erste krit. Phase	Dauer [Anzahl Tage]	Laichzeitraum	erste krit. Phase	Dauer [Anzahl Tage]	erste krit. Phase	Dauer [Anzahl Tage]
Bregenzerach	01.0530.06.	01.0602.08.	62	25.1107.12.	30.0502.07.	33	30.05 02.08.	64
III	20.0320.04.	09.0519.06.	41	01.1130.11.	17.0411.06.	55	17.04 19.06.	63
Ziller	01.0430.04.	19.0524.06.	36	01.1115.12.	19.0516.07.	58	19.05 16.07.	58
Oberer Inn (oh Innsbruck)	01.0430.04.	14.0520.06.	37	01.1131.12.	23.0518.07.	56	14.05 18.07.	65
Unterer Inn (uh Innsbruck)	15.0315.04.	26.0401.06.	36	01.1131.12.	01.0529.06.	59	26.04 29.06.	64
Obere Salzach (Mittersill)	01.0330.05.	01.0516.07.	76	01.1031.12.	30.0422.07.	83	30.04 22.07.	83
Saalach	15.0415.05.	23.0530.06.	38	15.1130.11.	24.0501.07.	38	23.05 01.07.	39
Gasteiner Ache	18.0315.05.	10.0510.07.	61	28.1006.01.	18.05. - 28.07.	71	10.05 28.07.	79
Wagrainer Ache	01.0430.04.	23.0525.06.	33	01.1031.12.	10.0528.07.	79	10.05 28.07.	79
Enns (Stein a. d. Enns)	20.0420.05.	31.0507.07.	37	01.1131.12.	25.0520.07.	56	25.05 20.07.	56
Große Mühl	20.0320.04.	05.0503.06.	29	01.1015.11.	24.0421.06.	58	24.04 21.06.	58
Kamp	15.0415.05.	15.0521.06.	37	01.1131.12.	27.0415.06.	49	27.04 21.06.	55
Erlauf	20.0320.04.	05.0511.06.	37	01.1131.12.	20.420.06.	61	20.04 20.06.	61
Mur (Murau)	27.0331.05.	12.0512.07.	61	01.1130.11.	30.0510.07.	41	12.05 12.07.	61
Zederhausbach	01.0507.05.	14.0604.07.	20	01.1131.12.	14.0604.08.	51	14.06 04.08.	51
Isel	31.0315.04.	19.0513.06.	25	01.1131.12.	15.0604.08.	50	19.05 04.08.	77
Möll	15.0331.05.	01.0512.07.	72	01.1131.12.	10.0505.07.	56	01.05 12.07.	72
Kleine Drau	25.0331.03.	06.0525.05.	19	01.1131.12.	16.0510.07.	55	06.05 10.07.	65
Drau (Sachsenburg)	23.0307.04.	25.0422.05.	27	01.1131.12.	22.0416.06.	55	22.04 16.06.	55
Minimum [Anzahl Tage]:			19			33		39
Mittelwert [Anzahl Tage]:			41			56		63
Maximum [Anzahl Tage]:			76			83		83

Tabelle 11: Überblick der Laichzeiträume und errechneten Larvenfenster (erste krit. Phase).

Die angewandte Methodik wurde gewählt, um eine erste gewässerspezifische Abschätzung der Larvenfensterzeiträume zu erhalten, ohne kostenintensivere Freilandarbeiten durchführen zu müssen. Dabei hat sich gezeigt, dass eine genaue Abgrenzung des Larvenfensters aufgrund der Datenlage nicht möglich ist. Dazu wären exakte Angaben zu den Laichzeiträumen der beiden Fischarten notwendig, welche derzeit für die meisten der bearbeiteten Gewässer nicht in ausreichender Genauigkeit vorliegen. Die derzeitige Datenlage ermöglicht daher lediglich eine näherungsweise Bestimmung des Larvenfensters beider Fischarten. Ein für alle untersuchten Fließgewässer gültiges Larvenfenster beider Fischarten liegt zwischen letzter Aprilwoche und Anfang August. Eine gewässerspezifische Reduktion dieses Zeitraumes wäre mittels Freilandaufnahmen möglich und bei konkret angedachten Schwallsanierungsmaßnahmen, die das Larvenfenster berücksichtigen, notwendig. Es ist möglich den gewässerspezifischen Zeitraum, in dem die Fischlarven schlüpfen, etwa ab Anfang März mittels Elektrobefischung im Gewässer zu erheben. Dies ermöglicht relativ genau, das Larvenfenster mithilfe des Wassertemperaturverlaufes des untersuchten Beprobungsjahres auf die Folgejahre zu übertragen. Genauso kann jährlich das mögliche Stranden der Fischlarven ab der letzten Aprilwoche observiert [36] und darauf aufbauend ein gewässerspezifisches Larvenfenster festgelegt werden.



Abbildung 31: Ermittelte Larvenfenster für die Fischarten Äsche (Thymallus thymallus) und Bachforelle (Salmo trutta) an ausgewählten schwallbelasteten Fließgewässern (betrachtete Gewässerabschnitte sind in Tabelle 11 vermerkt).

Die Larvenfenster wurden für 18 schwallbelastete Fließgewässer ermittelt und sind in Abbildung 31 dargestellt. In manchen Flüssen beginnt das Larvenfenster mit der Äsche, in anderen mit der Bachforelle. Ursache dafür ist einerseits der gewässerspezifische Wassertemperaturverlauf vom Bachforellen-Laichzeitraum im Herbst bis zum Frühjahr, der die Entwicklung der Eier fördert oder auch hemmt (bei sehr tiefen Wassertemperaturen entwickeln sich die Eier kaum) und andererseits die Unterschiede in den Entwicklungsraten beider Fischarten. Bei gleicher Temperatur entwickeln sich Äschen schneller als Bachforellen [24]. Beispielsweise dauert die Entwicklung von der Eiablage bis zum Schlupf bei konstanten 8°C 29 Tage bei der Äsche und fast doppelt so lang, nämlich 54 Tage bei der Bachforelle. Hinzu kommt, dass Äschen nur 4 – 7 Tage nach erfolgtem Schlupf emergieren [3, 4] und Bachforellen einen wesentlich längeren Zeitraum zwischen Schlupf und Emergenz im Schotterkörper verbringen [12].

Der Wassertemperaturverlauf ausgewählter Fließgewässer ist in Abbildung 32 dargestellt. Der Verlauf der Temperatur hat auf die Entwicklung der Eier einen großen Einfluss. Im Vergleich zu den anderen Flüssen ist die Isel im Jahresverlauf besonders kalt. Die Drau, in welche die Isel mündet, ist in ihrem Jahresverlauf der Isel sehr ähnlich, allerdings um 2-4°C wärmer. Die Bregenzerach ist im Winter ähnlich temperiert wie die Salzach oder der Inn (oberhalb Innsbruck). Zum Sommer hin wird sie aber ab etwa Mai bedeutend wärmer.



Abbildung 32: Wassertemperaturverlauf ausgewählter Flüsse (Tagesmittelwerte der letzten 10 Jahre, Pegeldaten Hydrographischer Dienst Österreich).

Die Datenanalyse der einzelnen Gewässer ergab eine mittlere Larvenfensterdauer von 63 Tagen für beide Fischarten. Dies betrifft beispielsweise die III, welche im Winterhalbjahr kaum Temperaturen unter 4°C und somit das früheste Larvenfenster aufweist. Das kürzeste Larvenfenster beträgt 39 Tage für die Saalach. Hier überschneiden sich Äschen- und Bachforellen-Larvenfenster fast zur Gänze. Der längste Zeitraum mit 83 Tagen ergab sich für die Obere Salzach im Bereich Mittersill, da hier sehr lange Laichzeiträume angegeben wurden, nämlich für die Äsche von März bis Mai und für die Bachforelle von Oktober bis Dezember (vgl. Tabelle 11).

Werden ausschließlich die Larvenfenster der Äsche betrachtet, so beträgt die durchschnittliche Dauer 41 Tage. Dies trifft beispielsweise für die III zu. Die kürzeste Dauer wurde mit 19 Tagen für die Kleine Drau (oberhalb der Iselmündung) errechnet. Das längste Larvenfenster ergab sich mit 76 Tagen für die Obere Salzach. Die gewässerspezifischen Analysen der Bachforelle ergaben ein mittleres Larvenfenster mit 56 Tagen beispielsweise für die Oberen Inn, die Enns (bei Stein an der Enns) oder die Möll. Das kürzeste ergab sich mit 33 Tagen für die Bregenzerach und das längste mit 83 Tagen wiederum für die Obere Salzach. Die kürzesten Larvenfenster ergaben ein sich aufgrund kurzer und präzise angegebener Laichzeiten.

2.2 Kostenschätzung morphologischer Maßnahmen

Einleitung:

Um die Investitionskosten für Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässermorphologie jenen Kosten für bauliche oder betriebliche Maßnahmen der Schwallsanierung gegenüberstellen zu können, wurden diese gemäß einer einheitlichen Vorgangsweise für alle Fallbeispiele abgeschätzt.

Methodik:

Grundsätzlich setzen sich die Kosten für eine künstliche Flussaufweitung aus den Kosten für den Erwerb der erforderlichen Fläche plus die spezifischen Baukosten für die Umsetzung der Maßnahme zusammen. Die im Projekt verwendeten Kosten für den Grunderwerb K_G (\notin /m²) und die Kosten für die nachfolgende bauliche Umsetzung K_B (\notin /m³) beziehen sich auf Erfahrungswerte der Wasserbauabteilung des Landes Oberösterreich. Die Kosten für den Aushub berücksichtigen zusätzlich die Errichtung der Baustelle und etwaige Kosten für die Deponie des Aushubs.

Auf Basis von Luftbildern wurden in einem ersten Schritt Flächen, die für eine potenzielle Aufweitung entlang der Fallbeispiele infrage kommen, erhoben. Dabei wurden jene Flächen entlang eines Gewässers als potenziell verfügbar eingestuft, die keine höhere Infrastruktur (Siedlungen, Industrie, Straßen, etc.) aufweisen und als Grün- oder Ackerland genutzt werden. Weiters wurde für die Kostenschätzung die gesamte Gewässerlänge der Fallbeispiele in 500 m Abschnitte unterteilt und für jeden Teilabschnitt die **aufweitbare Länge** L_{aw} , dessen **mittlerer Aufweitungsfaktor** X_{aw} (Abbildung 33) und die **Aufweitungsfläche** A_{aw} ermittelt (Formel 10). Dabei wurde je nach Verfügbarkeit mit einer Aufweitung um eine **Gewässerbreite** B ($X_{aw} = 2$) oder bis zu 2 Gewässerbreiten (links- und rechtsufrig $\rightarrow X_{aw} = 3$) innerhalb eines Teilabschnittes gerechnet. Mögliche Aufweitungen mit einem Faktor > 3 wurden unabhängig von der Flächenverfügbarkeit für die Kostenschätzung nicht berücksichtigt.



Abbildung 33: Beispiel zur Berechnung des mittleren Aufweitungsfaktors Xaw innerhalb eines Teilabschnittes gemäß Formel 9; FKM = Flusskilometer, L = Länge.

$$X_{awi} = \frac{((L_1 + L_3) * 2 + L_2 * 3)}{L_{awi}}$$
 Formel 9

$$A_{aw_i}(m^2) = L_{aw_i} * (X_{aw_i} * B-B)$$

Die **spezifischen Grundstückskosten** für den Flächenerwerb innerhalb eines Teilabschnittes ergaben sich somit aus $A_{aw}*K_G \in$. Für die Ermittlung der spezifischen Baukosten war es notwendig, über eine **erforderliche Aushubtiefe** t_A den Flächenbedarf in ein Volumen ($A_{aw}*t_A$) umzurechnen. Dabei wurde die halbe Differenz aus Höhe Böschungsoberkante und Höhe Flusssohle aus Flussprofilen des jeweiligen Fallbeispiels, welche im Rahmen

Formel 10

dieses Projekts vermessen wurden, als erforderliche Aushubtiefe angenommen. Diese Vorgangsweise ermöglicht es, über die Einschnitt-Tiefe des Gewässers ins Gelände, die spezifischen Baukosten einer Flussaufweitung den örtlichen Gegebenheiten anzupassen. Weiters wurde dabei angenommen, dass für die Umsetzung einer solchen morphologischen Maßnahme im Mittel das halbe Volumen, ausgehend vom Produkt aus aufweitbare Länge L_{aw} und Einschnitt-Tiefe, als erforderlicher Aushub im Sinne einer Initialmaßnahme ausreicht.

Somit ergeben sich die **spezifischen Baukosten** für die bauliche Umsetzung einer morphologischen Maßnahme aus $A_{aw}*t_A*K_B$ und zusammengefasst die jeweiligen **spezifischen Gesamtkosten** einer morphologischen Maßnahme aus $A_{aw}*(K_G+K_B*t_A)$ innerhalb eines Teilabschnittes. Um die spezifischen Gesamtkosten der gesamten betrachteten Gewässerlänge eines Fallbeispiels zu erhalten, war es notwendig die spezifischen Gesamtkosten der einzelnen Teilabschnitte aufzusummieren (Formel 11).

spezifische Gesamtkosten Fallbeispiel (
$$\notin$$
) = $\sum_{i=1}^{n} A_{aw_i} * (K_G + K_B t_A)$ Formel 11

Die Kostenschätzung für eine Sanierung der Gewässermorphologie in Bezug auf die Reduktion der Abstiegsgeschwindigkeit am jeweiligen Fallbeispiel ist somit wesentlich von folgenden 3 Faktoren abhängig: (1) der potenziell verfügbaren Fläche entlang des Fallbeispiels, (2) der lokalen Gewässerbreite und (3) der Differenz aus Höhe Böschungsoberkante und Höhe Flusssohle.

Ergebnisse:

Tabelle 12 zeigt den im Projekt berechneten und aufsummierten Flächenbedarf bzw. das erforderliche Aushubvolumen für potenzielle Aufweitungen entlang der behandelten Fallbeispiele.

Tabelle 12: Maximales,	erhobenes	Aufweitungspot	enzial pro	Fallbespiel	als Flächenbed	larf, Aushubvo	olumen un	d zugehöri§	ger
Aushubtiefe.									

Fallbeispiel	Flächenbedarf gesamt (m ²)	Aushubvolumen gesamt (m ³)	Aushubtiefe (m)
III	135 440	406 320	3,0
Möll	505 600	758 400	1,5
Obere Drau	2 461 800	4 923 600	2,0
Untere Drau	1 129 500	2 823 750	2,5
Salzach Wald	141 500	212 250	1,5
Salzach Uttendorf	464 200	928 400	2,0
Salzach Hollersbach	262 400	524 800	2,0
Salzach Kaprun	221 500	443 000	2,0
Ziller Mayerhofen	229 527	344 291	1,5
Ziller Gerlos	762 300	1 143 450	1,5
Bregenzerach	0	0	-

2.3 2D Modellierung weiterer morphologischer Maßnahmen

Einleitung:

Um die Wirksamkeit einzelner morphologischer Maßnahmen hinsichtlich Schwallbelastungen im Detail zu überprüfen, wurden in bestehende 2D-HN-Modelle morphologische Maßnahmen implementiert und mithilfe der Habitatmodellierung die damit einhergehende Änderung der Habitatverfügbarkeit untersucht. Die dabei verwendeten Digitalen Geländemodelle (DGM) wurden im Rahmen von vorausgegangen Schwallprojekten erstellt. Zusätzlich zur Habitatmodellierung wurden ausgewählte morphologische Maßnahmen hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die vertikale Abstiegsgeschwindigkeit durch einen Vergleich mit dem morphologischen Ist-Zustand untersucht. Mithilfe der zweidimensionalen, tiefengemittelten HN-Modellierung war es möglich, die auftretenden vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten bei instationärem Abfluss (Übergang von Schwall- zu Sunkabfluss) an den einzelnen Knoten des Rechennetzes zu ermitteln und flächig darzustellen. Dabei wurden die Wasserspiegeldifferenzen zwischen zwei aufeinanderfolgenden Zeitschritten an jedem Knotenpunt berechnet und durch die Zeitdifferenz beider Zeitschritte dividiert (ΔWasserspiegel/ΔZeit).

Um fachlich fundierte Aussagen hinsichtlich der Habitatverfügbarkeit eines zu untersuchenden Gewässerabschnittes treffen zu können, war es notwendig, eine Verschneidung der Gewässermorphologie bzw. den vorherrschenden hydraulischen Verhältnisse mit bestimmten Zeigerorganismen durchzuführen. Als Zeigerart wurde die Bachforelle gewählt. Die Bachforelle kommt in Österreich in allen untersuchten schwallbeeinflussten Gewässern als Leitfischart oder häufige Begleitart vor [7]. Weiters zeigt die Verbreitung der Bachforelle in den alpinen Fließgewässern ein breites Spektrum an nutzbaren Lebensräumen. Nach unten in der Längszonierung ist meist das Temperaturregime limitierend, im Bereich der Zubringer bzw. Gebirgsseen konnten Bachforellen bis in eine Seehöhe von 2300 m ü. A. nachgewiesen werden [32]. Ein weiterer Grund für die Wahl dieser Fischart war in der Tatsache begründet, dass die meisten österreichischen Flüsse mit Schwallbelastung in der Äschen- bzw. Forellenregion liegen [23].

Eine Annahme der Habitatmodellierung als integratives Bewertungsverfahren zwischen Gewässermorphologie und Ökologie war, dass sich die Ansprüche in Bezug auf die Habitatnutzung der 0+, 1+, 2+ Bachforellen in allen untersuchten Abschnitten nicht unterscheiden. Aufgrund dieser Annahme wurden generalisierte Nutzungskurven basierend auf Expertenwissen und vorhandener Literatur [17, 22, 28] entwickelt, um eine mögliche Variabilität zwischen den Fließgewässern zu berücksichtigen.

Nutzungskurven, als Form der standardisierten Häufigkeitsverteilung mit einem numerischen Wert zwischen 0 und 1 [33], wurden für die Zeigerart Bachforelle im Altersstadium 0+, 1+ und 2+ in das Untersuchungsdesign implementiert. Nutzungsindizes (SI) und Nutzungskurven liefern hinsichtlich eines singulären abiotischen Parameters (z.B. Fließgeschwindigkeit) generelle Informationen der Habitatnutzung und werden bei der Standardisierung an der häufigsten genutzten Klasse relativiert bewertet [9, 10]. Innerhalb des Forschungsprojektes "Su-REmMa" wurde sowohl die Wassertiefe als auch die zweidimensionale-tiefengemittelte Fließgeschwindigkeit mittels der multiplikativen Verknüpfung der Nutzungsindizes [8] in die sogenannte Mikrohabitatevaluierung integriert.

Formel 12

			Ι
$SI_{total} = SI_d \cdot SI_v$	zusammengefasst	$SI_{total} =$	$\prod SI_i$
			<i>i</i> =1

mu:	
SI_d	Nutzungsindex Wassertiefe
SI_{v}	Nutzungsindex Fließgeschwindigkeit
SI _{total}	Nutzungsindex total
SI_i	Nutzungsindex variabel



Abbildung 34: Standardisierte Habitatnutzung (SI) von 0+ Bachforellen (*Salmo trutta*); (a) SI für Wassertiefe (m), (b) SI für 2D-tiefengemittelte Fließgeschwindigkeit (ms⁻¹).

Um quantitative Aussagen der Habitatänderungen in Abhängigkeit des Durchflusses und abhängig der fiktiv gesetzten Maßnahme (verändertes DGM) treffen zu können, wurde die Methode der gewichteten nutzbaren Flächen (Weighted Usable Areas, WUAs, [8] als Funktion von Elementanzahl und kumulativen Nutzungsindizes für jedes benetzte Element gewählt (Formel 13).

$$WUA = \sum_{i=1}^{n} HSI_{i} \cdot A_{i}$$

mit:

n Anzahl der Modellelemente

HSIi Habitatnutzungs-Index gesamt: SI Fließgeschwindigkeit * SI Wassertiefe (-)

Ai Fläche der einzelnen Zellen (m²)

Um auch die Vergleichbarkeit der einzelnen Fallbeispiele bzw. den lokalen Strukturen untereinander zu ermöglichen, wurden die Ergebnisse zusätzlich in Prozent der benetzten Fläche ausgewiesen (HHS = Hydraulic Habitat Suitability).

Formel 13

Beispiel Möll - Aufweitung und Restrukturierung eines Zubringers

Methodik:

Anhand von folgendem Beispiel soll mithilfe der Habitatmodellierung aufgezeigt werden, wie sich die Habitatverfügbarkeit für die Zeigerart Bachforelle infolge morphologischer Maßnahmen potenziell ändern könnte. Hierfür wurde innerhalb des DGM der Möll einerseits die verfügbare Flussbreite (von Böschungsoberkante zu Böschungsoberkante) um den Faktor 2 bis 3 erhöht und andererseits ein linksufriger Zubringer (Mallnitzbach) bis ca. 100 m flussauf von der Mündung aufgeweitet und auf Sohlniveau angebunden. Im Bereich des aufgeweiteten Zubringers wurden zusätzlich Furt/Kolk Strukturen ins Berechnungsnetz implementiert. Abbildung 35 zeigt das für die Habitatmodellierung herangezogene Höhenmodell vor und nach dessen Bearbeitung.

Um die Auswirkung einer Flussaufweitung zusätzlich zur flächigen Betrachtung auch auf den longitudinalen Verlauf der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten mittels 2D-HN-Modellierung mit dem morphologischen Ist-Zustand (Referenz) vergleichen zu können, wurde die Gewässerbreite der Möll im Modell auf eine Länge von rund 18 km um das 2 bis 3-fache erhöht. Ausgenommen davon wurden Bereiche mit höherer Infrastruktur wie z.B. Siedlungsgebiete. Hier gleicht die Gewässerbreite dem Ist-Zustand. Die für die Berechnung verwendete Abflussganglinie entspricht dem absteigenden Ast eines Schwallereignisses basierend auf dem Szeanrio F bei Mittelwasser. Dabei wurde der Schwallabfluss ($Q = 50 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$) über einem Zeitraum von 4 Stunden am Modelleinlauf konstant gehalten um eine mögliche Durchfluss - Retention des Schwallabflusses entlang der Strecke zu vermeiden. Im Gegensatz zu flächigen Auswertung der Abstiegsgeschwindigkeiten wurde hier aufgrund der Größe des Rechenmodells eine profilweise Auswertung gewählt. Insgesamt wurden 19 Profile entlang der Gewässerstrecke in Abständen von je einem Kilometer für Auswertung herangezogen.



Abbildung 35: Digitales Geländemodell (DGM) der Möll im Bereich der Mallnitzbachmündung; links: Ist-Zustand; rechts: DGM nach Implementierung von morphologischen Maßnahmen.

Ergebnisse:

Die Modellierung der Habitat - Durchflussbeziehung am untersuchten Abschnitt der Möll zeigt, dass aufgrund der ins Modell implementierten morphologischen Maßnahmen (Aufweitung und Zubringeranbindung) die potenzielle Habitatverfügbarkeit aller untersuchten Altersstadien im gesamten betrachteten Abflussspektrum deutlich zunimmt (Abbildung 36). Die höchsten Zunahmen an WUA (Δ WUA) treten für die 0+ Bachforelle im unteren Abflussspektrum bei einem Q von 5 m³s⁻¹ mit +2947 m² gefolgt von +2817 m² bei einem Q von 10 m³s⁻¹ auf. Mit steigendem Durchfluss nimmt das Plus an WUA für die juvenile Bachforellen ab, übersteigt aber jene Habitatverfügbarkeit des Ist-Zustandes um ein Vielfaches (min. Faktor = 3,5 bei Q = 75 m³s⁻¹; max. Faktor = 12,3 bei Q = 40 m³s⁻¹). Ähnlich wie bei der 0+ Bachforelle steigt der Zuwachs an nutzbaren Habitaten für die 1+ Fische bis zu einem Q von 15 m³s⁻¹ (+7451 m²) an und fällt darüber hinaus wieder ab. Im Vergleich zur Ausgangssituation liegen die modellierten Werte für die WUA um den Faktor 3,1 bis 9,1 höher. Für die adulten Fische (2+) bedeutet die ins Modell implementierte Aufweitung selbst bei niederer Wasserführung eine Zunahme an WUA (+1134 m² bzw. Faktor 1,2 bei Q = 5 m³s⁻¹). Diese steigert sich weiter bis zu einem Durchfluss von 40 m³s⁻¹ auf +12727 m² und fällt bis 75 m³s⁻¹ auf einen immer noch sehr hohen Wert von +8740 m² ab.



Abbildung 36: Vergleich der Habitat- Durchflussbeziehung zwischen Ist-Zustand (schwarze Linien) und nach Implementierung der morphologischen Maßnahmen (rote Linien); (a) für die 0+ Bachforelle; (b) für die 1+ Bachforelle; (c) für die 2+ Bachforelle (WUA Weighted Usable Areas, HHS Hydraulic Habitat Suitability).

Wertet man die Anbindung und Restrukturierung des Zubringers getrennt vom aufgeweiteten Abschnitt der Möll aus, so wird ersichtlich, dass mit zunehmendem Abfluss in der Möll die verfügbaren Habitate für die 0+ und 1+ Bachforellen im Zubringer bezogen auf das Gesamtsystem prozentuell zunehmen (Abbildung 37). Zurückzuführen ist dies auf die im Modell bewusst konstant gehaltenen Abflussbedingungen des Zubringers (Q = konst. = 2,5 m³s⁻¹). Dies zeigt die Bedeutung bzw. das Potenzial eines nicht schwallbelasteten Zubringers als geschütztes Jungfischhabitat.



Abbildung 37: Prozentualer Anteil an Gesamt - WUA des im Modell angebundenen und restrukturierten Mallnitzbaches.

Abbildung 38 zeigt eine Gegenüberstellung der modellierten Abstiegsgeschwindigkeiten zwischen dem Ist-Zustand der Möll im Bereich der Mallnitzbachmündung und dem veränderten, aufgeweiteten Modell. Modelliert wurde der Übergang von Schwall ($Q = 50 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$) zu Sunk ($Q = 27 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$) mit einem dQ/dt entsprechend dem Szenario F bei Mittelwasser. Die auftretenden Abstiegsgeschwindigkeiten im morphologischen Ist-Zustand betragen im Mittel 0,70 cm min⁻¹, hingegen jene der Aufweitung 0,43 cm min⁻¹. Dies entspricht einer mittleren Reduktion um 39 %. Weiters kann gesagt werden, dass die flächige Verteilung der modellierten Abstiegsgeschwindigkeiten für den Ist-Zustand einem deutlich heterogeneren Muster als die der Aufweitung folgt. Zusätzlich fällt am rechten Bild auf, dass sich infolge einer Buchtstruktur (flussab einer Kiesbank) lokal niedrigere Abstiegsgeschwindigkeiten (ca. 0,2 – 0,3 cm min⁻¹) ausbilden. Innerhalb des Zubringers kommt es in beiden Fällen aufgrund der im Modell stationär gehaltenen Abflussverhältnisse, zu keinen wesentlichen Wasserspiegeländerungen.



Abbildung 38: Modellierte Verteilung der Abstiegsgeschwindigkeiten für das Szeanrio F bei Mittelwasser (MQ); links: Ist-Zustand; rechts: Nach Implementierung einer Flussaufweitung.

Abbildung 39 zeigt einen profilweiser Vergleich des (2D) modellierten longitudinalen Verlaufs der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit zwischen Ist-Zustand und der Aufweitung entlang der Möll. Zusätzlich sind entlang der Sekundärachse die benetzten Breiten beider Modelle dargestellt. Die Ergebnisse zeigen einen deutlichen Zusammenhang zwischen der benetzten Breite und den auftretenden Abstiegsgeschwindigkeiten. Je höher die Zunahme der benetzten Breite, desto größer fällt die Reduktion der Abstiegsgeschwindigkeit aus. Des Weiteren zeigen die Ergebnisse, dass in den Bereichen wo keine Aufweitung im Modell vorgenommen wurde, die Abstiegsgeschwindigkeiten sich von jenen des Ist-Zustandes kaum unterscheiden. Daraus lässt sich schließen, dass eine Erhöhung der Gewässerbreite sich vor allem lokal auf eine Reduktion auf dWsp/dt auswirkt und der Beitrag der Retention für flussab gelegene Profile marginal ist.



Abbildung 39: Profilweiser Vergleich des (2D) modellierten longitudinalen Verlaufs der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit zwischen Ist-Zustand und der Aufweitung entlang der Möll basierend auf Szenario F bei Mittelwasser (MQ).

Schlussfolgerung:

Durch die im Modell durchgeführte Verbreiterung des Abflussquerschnitts an der Möll konnte mithilfe der Habitatmodellierung eine deutliche Zunahme an potenziell verfügbaren Habitaten für alle untersuchten Altersklassen der Bachforelle aufgezeigt werden. Als wesentlich ist dabei herauszustreichen, dass die modellierten Zunahmen an verfügbaren Lebensraum über ein breites Abflussspektrum wirksam sind und somit ein positiver Effekt sowohl bei verschiedenen Sunk- als auch Schwallabflüssen zu erwarten wäre. Untersucht wurde der Zusammenhang zwischen Durchfluss und Habitatverfügbarkeit bis zu einem Q von 70 m³ s⁻¹, wobei das am Pegel Flattach durch den Hydrographischen Dienst ausgewiesene HQ₁ bei 90 m³ s⁻¹ liegt. Außerdem hat die getrennte Bewertung der Habitatverfügbarkeit des Zubringers gezeigt, dass die Bedeutung (relativer Anteil) der Habitate für die 0+ und 1+ Bachforelle im Zubringer trotz der Aufweitung und Verbesserung der Situation in der Möll mit steigendem Abfluss in der Möll zunimmt. Zusätzlich unterliegen diese Habitate keinem Strandungsrisiko. Weitere ökologische Verbesserungen infolge der Zubringerrestrukturierung bzw. Wiederanbindung wie z.B. neu geschaffene Laichplätze und die Wiederherstellung der Durchgängigkeit werden hier durch die Habitatmodellierung nicht abgebildet sind aber im Rahmen eines Maßnahmenkonzepts miteinzubeziehen.

Auch konnte mithilfe der 2D – HN – Modellierung eine deutliche Abnahme der auftretenden vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten durch die Aufweitung festgestellt werden, wobei bei der flächigen Auswertung auch lokale Unterschiede (Buchtstruktur) in der Größe der Abstiegsgeschwindigkeit zu beobachten waren. Die longitudinale Betrachtung zeigte hingegen, dass die Reduktion der Abstiegsgeschwindigkeit infolge einer Flussaufweitung im Wesentlichen lokal (im aufgeweiteten Profil) wirkt und kaum Auswirkungen auf die Abstiegsgeschwindigkeit an flussab gelegenen Querprofilen zur Folge hat.

Beispiel Ziller - Instream Structures

Methodik:

Der Einbau von sogenannten "Instream Structures" (z.B. Einbringung von grobblockigen Strukturelementen) kann zu einer lokalen Erhöhung der Heterogenität bezüglich Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit führen. Um die Wirksamkeit dieser Maßnahme im Kontext von Schwallbelastungen mithilfe der Habitatmodellierung überprüfen zu können, wurden in das DGM eines ausgewählten Gewässerabschnitt des Zillers rechtsufrig insgesamt 21 Boulder (grobblockige Strukturelemente) mit einen durchschnittlichen Volumen von 1 bis 2 m³ eingebaut. Die unten dargestellte Abbildung 40 zeigt das mittels Habitatmodellierung untersuchte veränderte Höhenmodell am Ziller (Bereich Ramsau).



Abbildung 40: DGM der Modellstrecke Ziller nach rechtsufrigem Einbau eines Boulder Clusters als Instream Structures (rot umgrenzter Bereich kennzeichnet den Auswertebereich für die Habitatmodellierung).

Ergebnisse:

Die folgende Auswertung der Habitatmodellierung bezieht sich ausschließlich auf einen Teilbereich des rechten Ufers (rot dargestellter umgrenzter Bereich im linken Bild von Abbildung 40) und nicht auf die gesamte Fläche der Modellstrecke. Infolge des rechtsufrigen Einbaus von Instream Structures, kommt es zu einer geringfügigen Erhöhung des potenziell nutzbaren Lebensraums für die 0+ Bachforelle. Die höchsten Zunahmen an WUA treten im unteren Bereich des untersuchten Abflussspektrums bei einem Q von 15 m³s⁻¹ (+26 m² bzw. Faktor 1,4) auf. Mit zunehmendem Abfluss verkleinern sich die nutzbaren 0+ Habitate, bis sie bei einem Q von 95 m³s⁻¹ nahezu gänzlich verschwinden. Auch bei den 1+ Bachforellen kommt es durch das Einbringen der blockigen Strukturelemente im niedrigen Abflussbereich zu den höchsten Zunahmen an WUA (bei Q = 5 m³s⁻¹ / +180 m²; bei Q = 10 m³s⁻¹ / +172 m²). Steigt der Durchfluss weiter an, so nimmt die positive Wirkung auf die Habitatverfügbarkeit der 1+ Fische in Form von absoluter WUA ab. Dennoch sind die nutzbaren Flächen um ein Vielfaches höher als im Vergleich zum Ist-Zustand. Die größte Wirksamkeit dieser morphologischen Maßnahme konnte jedoch vor

allem für die adulten Fische (2+) beobachtet werden. Hier nimmt die WUA bei einem Q von 15 m³s⁻¹ mit +486 m² am stärksten zu (Faktor = 3,4) (siehe Abbildung 41d). Das Plus an verfügbaren Lebensraum fällt bis zu einem Durchfluss von 45 m³s⁻¹ (+409 m²) nur sehr flach linear ab, darüber hinaus sinkt der Zugewinn an WUA infolge der Maßnahme wesentlich steiler. Trotz des steileren Abfalls ab einem Q > 45 m³s⁻¹, beträgt die Höhe der modellierten WUA ein Vielfaches im Vergleich zur Ausgangssituation (min. Faktor = 6 bei Q = 55 m³s⁻¹; max. Faktor = 12 bei Q = 95 m³s⁻¹).



Abbildung 41: *Links*: Vergleich der Habitat- Durchflussbeziehung zwischen Ist-Zustand (schwarze Linien) und nach Implementierung von Instream Structures (rote Linien); (a) für die 0+ Bachforelle; (b) für die 1+ Bachforelle; (c) für die 2+ Bachforelle; *Rechts*: (d) Vergleich der modellierten Suitabilities der 2+ Bachforelle zwischen Ist-Zustand und nach Implementierung von Instream Structures bei $Q = 15 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ (WUA Weighted Usable Areas, HHS Hydraulic Habitat Suitability).

Schlussfolgerung:

Die rechtsufrig eingebrachten Strukturelemente führen im modellierten Beispiel nur zu einem geringfügigen Anstieg in der Habitatverfügbarkeit für die 0+ und 1+ Bachforelle. Als deutlich wirksamer erwies sich das rechtsufrige Einbringen von Bouldern in die Ziller-Strecke hingegen für die Adultfische. Des Weiteren haben die Modellierungsergebnisse gezeigt, dass es bereits bei einem Abfluss von 20 m³s⁻¹ zu einem Überströmen der meisten Boulder kommt. Ab einem Q von 45 m³s⁻¹ ist hingegen der gesamte Boulder-Cluster überströmt. Infolge dessen nimmt hier die Wirksamkeit dieser Maßnahme mit steigendem Q ab. D.h., dass das Einbringen von solchen "Instream Structures" und die damit verbundene Verbesserung von nutzbaren Habitaten, neben der Konformität mit dem Leitbild, immer im Kontext des maximalen möglichen Turbinendurchflusses des oberliegenden Kraftwerks betrachtet werden müssen. Zusätzlich sei an dieser Stelle angemerkt, dass die Positionierung der Boulder-Gruppe im Gewässer einen wesentlichen Einfluss auf die Wirksamkeit (hinsichtlich veränderter Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit) der Maßnahme hat. Im vorliegenden Beispiel wurden die Strukturelemente in einen Bereich mit einem für die Strecke sehr hohen spezifischen Durchfluss gelegt. Durch die Einengung des Abflussquerschnittes kommt es flussauf zu einer Erhöhung des Wasserspiegels und einer Verminderung der auftretenden Fließgeschwindigkeiten. Als weitere wesentliche Rahmenbedingung für die mittel- bis langfristige Wirksamkeit dieser Maßnahme, ist ein natürlich oder anthropogen verringerter Feststoffeintrag in die Gewässerstrecke, anzusehen (Transportkapazität >> Materialeintrag). Eine zu hohe Sohldynamik in der Gewässerstrecke kann mitunter die Wirksamkeit der Maßnahme verringern.

Beispiel III – Seitenarm

Methodik:

Zur Überprüfung der Wirksamkeit einer weiteren morphologischen Maßnahme wurde ein 700 m langer, linksufriger Seitenarm mit einem mittleren Solgefälle von 4,3 ‰ in ein HN – Modell der III integriert. Das mittlere Gefälle des Seitenarms gleicht jenem des Hauptgerinnes. Durch die höhere Lauflänge des Seitenarms lag das Sohlniveau im Bereich der Einmündung daher niedriger. Weiters wurden die Profile zur Erstellung des Seitengerinnes (N=35) so gestaltet, dass sich infolge der Interpolation zwischen den Profilen eine Furt – Kolk Abfolge im Längenschnitt ergab. Zur Überprüfung der Wirksamkeit dieser Maßnahme wurde auch hier eine Habitat-Durchfluss Beziehung mithilfe der Software HEM berechnet und anschließend mit dem Ist-Zustand verglichen. Zusätzlich wurden die Auswirkungen auf die auftretende vertikale Abstiegsgeschwindigkeit Im Haupt- und Seitengerinne mithilfe der 2D-HN-Modellierung untersucht.



Abbildung 42: Digitales Geländemodell (DGM) der Ill; links: Ist-Zustand; rechts: DGM nach Implementierung eines Seitengerinnes.

Ergebnisse:

Durch die Schaffung des linksufrigen Seitengerinnes konnten für alle Altersstadien der Bachforelle deutliche Zunahmen an WUA über das gesamte untersuchte Abflussspektrum festgestellt werden. Die WUA der 0+ Bachforelle folgte einem ähnlichen Verlauf wie zuvor, hat sich jedoch im Mittel verdoppelt (mittl. Faktor = 2,1; min. Faktor = 1,5; max. Faktor = 3,4). Ein ähnlicher Effekt auf die Habitat-Durchfluss-Beziehung konnte auch für die 1+ und 2+ Fische festgestellt werden. Die modellierten Habitatflächen der sub-adulten Bachforelle (1+) sind durchschnittlich um den Faktor 2,3 höher (min. Faktor = 1,9; max. Faktor = 2,8) als jene des Ist-Zustandes und bei den Adulten im Mittel um das 2,4 fache (min. Faktor = 1,3; max. Faktor = 2,9). Die in Abbildung 43 dargestellten Kurven der Hydraulic Habitat Suitability (WUA bezogen auf die gesamte benetzte Fläche) zeigen außerdem, dass die Zunahme der Habitatverfügbarkeit aller untersuchten Altersstadien nicht ausschließlich aus der neu geschaffenen (durch die Implementierung des Seitenarms ins DGM) benetzten Fläche resultieren.



Abbildung 43: Vergleich der Habitat- Durchflussbeziehung zwischen Ist-Zustand (schwarze Linien) und nach Implementierung des Seitengerinnes (rote Linien); (a) für die 0+ Bachforelle; (b) für die 1+ Bachforelle; (c) für die 2+ Bachforelle (WUA Weighted Usable Areas, HHS Hydraulic Habitat Suitability).



Abbildung 44: Vergleich der modellierten Suitabilities für die Bachforelle (von oben nach unten: 0+, 1+ und 2+) zwischen Ist-Zustand und nach Implementierung des Seitengerinnes ins DGM; links: bei $Q = 24 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$; rechts: bei $Q = 92 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$.

Abbildung 45 zeigt eine Gegenüberstellung der (2D) modellierten Abstiegsgeschwindigkeiten zwischen dem Ist-Zustand der III und dem veränderten Modell mit integriertem linksufrigem Seitengerinne. Modelliert wurde der Übergang von Schwall ($Q = 92 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$) zu Sunk ($Q = 24 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$) mit einem dQ/dt entsprechend dem Szenario F. Die auftretenden Abstiegsgeschwindigkeiten bei Ist-Zustand betragen im Mittel 1,1 cm min⁻¹ hingegen jene im Hauptgerinne nach Implementierung der morphologischen Maßnahme nur 0,86 cm min⁻¹. Dies entspricht einer mittleren Reduktion um 22 %. Betrachtet man nur das Seitengerinne, so wird ersichtlich, dass die dort auftretenden vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten noch einmal um 39 % im Vergleich zum Ist-Zustand reduziert sind. Die durchschnittliche Abstiegsgeschwindigkeit im Seitengerinne beträgt 0,67 cm min⁻¹.



Abbildung 45: Modellierte Verteilung der Abstiegsgeschwindigkeiten für das Szenario F bei einem Basisabfluss von 24 m3s-1; links: Ist_Zustand; rechts: Nach Implementierung des Seitengerinnes.

Schlussfolgerung:

Die Modellierung der potenziellen Habitatverfügbarkeit infolge der Implementierung des linksufrigen Seitenarms zeigt eine maßgebliche Verbesserung der Situation für die Bachforelle (betrifft alle untersuchten Altersklassen) über das gesamte, modellierte Abflussspektrum. Dabei bietet die im Seitenarm auftretende, im DGM ausgeführte Abfolge von Furt / Kolk- Sequenzen ideale abiotische Lebensraumbedingungen für die untersuchte Zeigerart. Bei niedrigen Abflüssen treten optimale Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten für die Adulttiere innerhalb der Kolke an den Prallufern auf, während jene Habitate für die 1+ Fische am Übergang zwischen Kolk und Gleitufer vorzufinden sind. Die höchsten theoretischen Nutzungen für die 0+ Bachforelle entlang des Seitenarms sind hingegen vor allem im ufernahen Bereich der Gleitufer aufzufinden. Steigt der Durchfluss, so wandern die Flächen mit hoher Habitatqualität in Richtung der Gleitufer (siehe Abbildung 44). Ein weiterer Grund für die starke Zunahme an modellierter Habitatverfügbarkeit ist, dass nahezu konstant über den gesamten untersuchten Abflussbereich 25% des Gesamtdurchflusses über den Seitenarm fließen. Dies hat eine deutliche Reduktion der auftretenden Fließgeschwindigkeiten innerhalb des "Hauptgerinnes" der Ill zur Folge. Aufgrund dessen ist die modellierte Habitatverfügbarkeit auch im Hauptgerinne höher als im Vergleich zum modellierten Ist-Zustand. Des Weiteren konnte mithilfe der 2D - HN - Modellierung aufgezeigt werden, dass die Verbreiterung des hydraulisch wirksamen Abflussquerschnittes eine Reduktion der auftretenden vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten zur Folge hat und die modellierten Abstiegsgeschwindigkeiten im Seitenarm niedriger als im Vergleich zum Hauptarm ausfallen. D.h., die sich dort befindlichen modellierten Habitatflächen unterliegen zusätzlich einem geringeren Strandungsrisiko als jene Habitate im Hauptgerinne der Ill.

Beispiel Drau – Anbindung Altarm

Methodik:

An der Drau wurde im Bereich von Spittal ein bestehender, aber mit dem Hauptstrom nicht verbundener Altarm im DGM abgesenkt und beidseitig angebunden. Da sich die Anbindung am linksufrigen Innenbogen befindet, wurden zusätzlich, um die Einströmbedingungen bei Niederwasser zu verbessern, zwei rechtsufrige, inklinante Buhnen im Bereich des Einlaufs gesetzt. Mithilfe der Habitatmodellierung wurde in weiter Folge die Auswirkung dieser morphologischen Maßnahme auf die Habitatverfügbarkeit der Bachforelle überprüft.



Abbildung 46: Digitales Geländemodell (DGM) der Drau im Bereich Spittal an der Drau; links: Ist-Zustand; rechts: DGM nach Anbindung und Absenkung eines Altarms.

Ergebnisse:

Die Ergebnisse der Habitatmodellierung zeigen, dass es zwar für alle Altersklassen zu Zunahmen in der Habitatverfügbarkeit kommt, diese aber eher als verhältnismäßig klein einzustufen sind. Am stärksten können die adulten Bachforellen bei höheren Abflüssen von der Anbindung des Seitenarms profitieren, wobei anzumerken ist, dass die Verfügbarkeit der Habitate dieser Altersklasse bereits im Ist-Zustand hoch war.



Abbildung 47: Vergleich der Habitat- Durchflussbeziehung zwischen Ist-Zustand (schwarze Linien) und nach Anbindung und Absenkung eines Altarms (rote Linien); (a) für die 0+ Bachforelle; (b) für die 1+ Bachforelle; (c) für die 2+ Bachforelle (WUA Weighted Usable Area, HHS Hydraulic Habitat Suitability).

Schlussfolgerung:

Aus Sicht der Habitatverfügbarkeit sind die zu erwartenden Verbesserungen infolge der oben beschriebenen morphologischen Maßnahme am untersuchten Beispiel eher als gering einzustufen. Dies ist einerseits auf den gestreckten, unstrukturierten Verlauf des Seitenarms zurückzuführen und andererseits darauf, dass der prozentuale Anteil am Gesamtdurchfluss im Seitengerinne relativ gering ausfällt. D.h., bei Schwallabfluss (bzw. bei höheren Abflüssen) findet nur eine minimale Entlastung des Hauptstromes hinsichtlich auftretender Fließgeschwindigkeiten und Wasserspiegeländerungen statt. Eine Abnahme der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeiten ist daher aus denselben Gründen nicht zu erwarten. Hingegen sind die Fließgeschwindigkeiten im Seitengerinne bei höherer Wasserführung aufgrund der gestreckten Linienführen in etwa gleich hoch wie jene im Hauptgerinne. Die Funktion als Refugialhabitat bei Schwallabfluss für juvenile und sub-adulte Fische wäre daher nicht gegeben. Als zusätzlich ungünstig kann die Einlaufsituation des Seitenarms am linken Gleitufer betrachtet werden.

Beispiel Drau – Aufweitung Gleitufer

Methodik:

Alternativ zur morphologischen Maßnahme der Altarmanbindung wurde die Regulierung im Innenbogen (Gleitufer) des Modells aufgehoben und aufgeweitet. Bei dieser Variante musste ein einstiger linksufriger Altarm zugunsten einer langen, flachen Kiesbank am Gleitufer weichen. Die Neigung der Kiesbank im veränderten Model beträgt in etwa 3%. Die unten dargestellte Abbildung 48 zeigt einen Vergleich zwischen dem DGM des Ist-Zustandes und der im Model durchgeführten Aufweitung des Gleitufers.



Abbildung 48: Digitales Geländemodell (DGM) der Drau im Bereich Spittal an der Drau; links: Ist-Zustand; rechts: DGM nach Aufweitung des Gleitufers.

Ergebnisse:

Die Modellierung der durchflussbezogenen Habitate der oben beschriebenen morphologischen Maßnahme zeigt, dass die beiden Kurven der 0+ WUA ab etwa einem Durchfluss von 50 m³s⁻¹ einem unterschiedlichen Verlauf folgen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass ab diesem Durchfluss die Flussregulierung des Ist-Zustandes eine Zunahme der benetzten Breite im Gegensatz zur Aufweitung verhindert. Während die Habitatverfügbarkeit im Falle des Ist-Zustandes ab hier abfällt, bleibt jene infolge der durchgeführten Aufweitung annähernd konstant. Bei Q = 190 m³s⁻¹ ist die WUA der 0+ Bachforelle 1373 m² ca. 3,5-mal so hoch als zuvor. Die WUA der 1+ Fische liegt zwar im Bereich zwischen 30 und 70 m³s⁻¹ in Folge der Maßnahme etwas niedriger, darüber hinaus fallen die potenziell nutzbaren Habitatflächen aber deutlich flacher ab und bleiben deutlich über dem Niveau des Ist-Zustandes (+1708 m² bzw. Faktor 1,9 bei Q = 200 m³s⁻¹). Auch für die weit weniger schwallsensitiven adulten Bachforellen steigt durch die Aufweitung die Habitatverfügbarkeit ab einem Durchfluss von 90 m³s⁻¹. Die Zunahme fällt aber relativ zur Ausgangssituation deutlich geringer als bei den 0+ und 1+ Fischen aus (+2786 m² bzw. Faktor 1,4 bei Q = 200 m³s⁻¹).



Abbildung 49: Vergleich der Habitat- Durchflussbeziehung zwischen Ist-Zustand (schwarze Linien) und nach Aufweitung des Gleitufers (rote Linien); (a) für die 0+ Bachforelle; (b) für die 1+ Bachforelle; (c) für die 2+ Bachforelle (WUA Weighted Usable Areas, HHS Hydraulic Habitat Suitability).



Abbildung 50: Vergleich der modellierten Suitabilities für die Bachforelle (von oben nach unten: 0+, 1+ und 2+) zwischen Ist-Zustand (links) und nach Aufweitung (rechts) bei $Q = 200 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$.

Schlussfolgerung:

Die untersuchte morphologische Maßnahme zeichnet sich vor allem durch eine konstante Bereitstellung von nutzbaren Habitaten über ein großes Abflussspektrum aus. Durch den flachen Gradienten der Kiesbank am Gleitufer findet von der Wasseranschlagslinie in Richtung Flussmitte ein stetiger Anstieg an Wassertiefe und Fließgeschwindigkeiten statt. Diese Situation bietet den Juvenilstadien der Bachforelle geeignete abiotische Bedingungen in Ufernähe, aber auch für ältere Organismen oder Adultstadien findet sich geeigneter Lebensraum mit entsprechendem Abstand vom Ufer für die untersuchte Zeigerart (Abbildung 50).

Zusammenfassung

Um die Wirksamkeit einzelner morphologischer Maßnahmen hinsichtlich Schwallbelastungen im Detail zu überprüfen, wurden in bestehende 2D-HN-Modelle morphologische Maßnahmen implementiert und mithilfe der Habitatmodellierung die damit einhergehende Änderung der Habitatverfügbarkeit untersucht. Als Zeigerart wurde die Bachforelle (0+, 1+, 2+) gewählt, weil sie in Österreich in allen untersuchten schwallbeeinflussten Gewässern als Leitfischart oder häufige Begleitart vorkommt [7]. Zusätzlich wurden bestimmte Maßnahmentypen hinsichtlich der Änderung der vertikalen Abstiegsgeschwindigkeit (dWsp/dt) mithilfe des 2D-HN-Modells untersucht. Folgende Maßnahmentypen wurden dabei untersucht: Flussaufweitungen (Drau, Möll), Schaffung eines Seitengerinnes (III, Drau), Anbindung eines einseitig angebunden Seitenarms (Drau), Restrukturierung und Anbindung von Zubringern (Möll, Mallnitzbach) sowie der Einbau von "Instream Structures" (Ziller). Die beiden zuerst genannten Maßnahmentypen unterscheiden sich wesentlich von allen anderen dahingehend, dass neben einer deutlichen Zunahme an nutzbarem Lebensraum für alle untersuchten Altersklassen der Bachforelle auch eine Reduktion der lokal auftretenden vertikalen Sunkgeschwindigkeit nachgewiesen werden konnte.

Weiters konnte aufgezeigt werden, wie wichtig die Bereitstellung von zusätzlichen Habitaten durch die Anbindung von nicht schwallbelasteten Zubringern für das Gesamtsystem ist. Zusätzliche ökologische Verbesserungen infolge der Zubringerrestrukturierung bzw. Wiederanbindung wie z.B. neu geschaffene Laichplätze wurden zwar durch die Habitatmodellierung nicht abgebildet, sind aber im Rahmen einer Schwallsanierung unbedingt mitzudenken bzw. zu berücksichtigen.

An dieser Stelle soll des Weiteren darauf hingewiesen werden, dass der Erfolg jeder einzelnen untersuchten Maßnahme in der praktischen Umsetzung auch hier maßgebend von übergeordneten Randbedingungen wie Feststoffdynamik und der vorherrschenden Hydrologie abhängt und daher die Wahl des Maßnahmentyps immer unter Berücksichtigung der Prozesse im Einzugsgebiet zu treffen ist. So kann z.B. der Einbau von sogenannten "Instream Structures" (z.B. Einbringung von grobblockigen Strukturelementen) zu einer lokalen Erhöhung der Heterogenität bezüglich Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit führen bzw. auch nachhaltig nutzbare Jungfischhabitate bei Sunk und Schwall mit einem geringen Strandungsrisiko gewährleisten. Als Rahmenbedingung für die mittel- bis langfristige Wirksamkeit dieser Maßnahme ist ein natürlich oder anthropogen verringerter Feststoffeintrag in die Gewässerstrecke als Voraussetzung anzusehen (Transportkapazität >> Materialeintrag). Hingegen sind für eine gewünschte morphodynamische Entwicklung bestimmter Sohlformen infolge einer Flussaufweitung (z.B. dynamische Kiesbänke) ein ausreichender Geschiebeeintrag aus dem Einzugsgebiet sowie die Möglichkeit zur Sohlumlagerung durch ein naturnahes hydrologisches Regime entscheidend.

3 Literatur

- Abdi H. (2010) Coefficient of variation. In: Salkind N. J. (Hrsg) Encyclopedia of research design, London, S 169–171
- Auer S., Fohler N., Zeiringer B., Führer S., Schmutz S. (2014) Experimentelle Untersuchungen zur Schwallproblematik - Drift und Stranden von Äschen und Bachforellen während der ersten Lebensstadien. Forschungsbericht
- 3. Bardonnet A., Gaudin P. (1990) Diel pattern of first downstream post-emergence displacement in grayling, Thymallus thymallus (L., 1758). Journal of Fish Biology 37:623–627
- 4. Bardonnet A., Gaudin P., Thorpe J. E. (1993) Diel rhythm of emergence and of first displacement downstream in trout (Salmo trutta), Atlantic salmon (S. salar) and grayling (Thymallus thymallus). Journal of Fish Biology 43:755–762
- 5. Bhallamudi S. M., Chaudhury M. H. (1991) Numerical modelling of aggradation and degradation in Alluvial channels. ASCE Journal of Hydraulic Engineering 119:1145–1164
- 6. BMLFUW (2007) Digitaler Hydrologischer Atlas Österreichs, Wien
- BMLFUW (2010) Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009. NGP 2009. I BMLFUWUW. 4.1.2/0011-I/4/2010, Wien
- 8. Bovee K. D. (1986) Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology. Biological report 86. US Fish and Wildlife Service
- 9. Bovee K. D., Cochnauer T. (1977) Development and evaluation of weighted criteria, probability-of-use curves for instream flow assessments. Fisheries, Instream Flow Information Paper 3
- Bozek M. A., Rahel F. J. (1992) Generality of microhabitat suitability models for young Colorado cutthroat trout (Onchorynchus clarki pleuriticus) across sites and among years in Wyoming streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49:552–564
- Correia L., Krishnappan G., Graf W. (1992) Fully coupled unsteady mobile boundary flow model. ASCE Journal of Hydraulic Engineering 118:476–494
- 12. Crisp D. T. (2000) Trout and salmon. Ecology, conservation, and rehabilitation. Blackwell Science, Oxford
- 13. Gostner W., Alp M., Schleiss A., Robinson C. (2013) The hydro-morphological index of diversity: a tool for describing habitat heterogeneity in river engineering projects. Hydrobiologia 712(1):43–60
- Greimel F., Zeiringer B., Führer S., Holzapfel P., Fuhrmann M., Höller N., Hauer C., Schmutz S. (in Bearbeitung) Longitudinal assessment of hydropeaking intensity and frequency based on multiple hydrograph curves a method proposal
- Greimel F., Zeiringer B., Höller N., Grün B., Godina R., Schmutz S. (2016) A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations. Hydrological Processes 30:2063–2078
- Habersack H., Klösch M. (2012) Monitoring und Modellierung von eigendynamischen Aufweitungen an Drau, Mur und Donau. Österreichische Wasser-und Abfallwirtschaft 64(7-8):411–422
- 17. Harris D. D., Hubert W. A., WEsche T. A. (1992) Habitat use by Young-of-Year brown trout and effects on weighted useable area. Rivers 3:99–105
- 18. Hauer C., Schober B., Habersack H. (2013) Impact analysis of river morphology and roughness variability on hydropeaking based on numerical modelling. Hydrological Processes 27:2209–2224
- 19. Hauer C., Siviglia A., Zolezzi G. (2017) Hydropeaking in regulated rivers. From process understanding to design of mitigation measures. Science of The Total Environment 579:22–26

- 20. Hauer C., Unfer G., Graf W., Holzapfel P., Leitner P. (2013) Grundlagenuntersuchungen und Methodikentwicklung zur Bewertung des Wasserkraft-Schwalls bei unterschiedlichen Flusstypen. Österreichische Wasser-und Abfallwirtschaft 65(9-10):324–338
- 21. 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
- 22. Heggenes, Bagliniere, J.L., Cunjak R. (1999) Spatial niche variability for young Atlantic salmon (Salmo salar) and Brown trout (Salmo trutta) in lotic environments. Ecology of Freshwater Fish 8:1–21
- 23. Jungwirth M., Haidvogel G., Moog O., Schmutz S. (2003) Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas
- 24. Jungwirth M., Winkler H. (1984) The temperature dependence of embryonic development of grayling (Thymallus thymallus), danube salmon (Hucho hucho), arctic char (Salvelinus alpinus) and brown trout (Salmo trutta fario). Aquaculture 38:315–327
- 25. Liggett J. A., Cunge J. A. (1975) Numerical methods of solution of the unsteady flow equations. In: Mahmood K., Yevjevich V. (Hrsg) Unsteady flow in open channels, Fort Collins, USA, S 89–179
- 26. Lovie P. (2005) Coefficient of variation. Encyclopedia of statistics in behavioral science. Wiley, Chichester
- 27. Mahmood K., Yevjevich V. (Hrsg) (1975) Unsteady flow in open channels. Water resources, Vol I, Fort Collins, USA
- 28. Mäki-Petäys A., Muatka T., Huusko A., Tikkanen P., Kreivi P. (1997) Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, Salmo trutta, in a northern boreal river. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54:520–530
- 29. Montgomery D., Buffington J. (1997) Channel-reach morphology in mountain drainage basins. Geological Society of America Bulletin 109(5):596–611
- 30. Naiman R., Décamps H., McClain M., Likens G. (2005) Riparia-ecology, conservation, and management of streamside communities, Burlington
- Niekerk A., van Vogel K. R., Slingerland R. L., Bridge J. S. (1992) Routing of heterogeneous size-density sediments over a movable stream bed: Model development. ASCE Journal of Hydraulic Engineering 118:246–263
- 32. Peter A. (1987) Untersuchungen über die Populationsdynamik der Bachforelle (Salmo trutta fario) im System der Wigger, mit besonderer Berücksichtigung der Besatzproblematik. Dissertation Nr. 8307, Eidgenössische Technische Hochschule
- Raleigh R. F., Zuckermann L. D., Nelson P. C. (1986) Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: brown trout,. U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service, National Ecology Center, Biological report
- Schmutz S., Bakken T., Friedrich T., Greimel F., Harby A., Jungwirth M., Melcher A., Unfer G., Zeiringer B. (2015) Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropeaking rivers of Austria. River Research and Applications 31:919–930
- 35. 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, Wien
- 36. Unfer G., Hauer C., Lautsch E. (2011) The influence of hydrology on the recruitment of brown trout in an Alpine river, the Ybbs River, Austria. Ecology of Freshwater Fish 20:438–448

 Werth S., Weibel D., Alp M., Junker J., Karpati T., Peter A., Scheidegger C. (2011) Lebensraumverbund Fliessgewässer: Die Bedeutung der Vernetzung. Wasser Energie Luft 3:224–234