

**Lenkbuhnen als naturbasierte Lösung  
zur Gewässerstrukturierung in urbanen  
und räumlich beengten Bereichen  
– unter Berücksichtigung des Ufer- und  
Hochwasserschutzes**

Zur Erlangung des akademischen Grades eines  
DOKTORS DER INGENIEURWISSENSCHAFTEN (Dr.-Ing.)  
von der KIT Fakultät für  
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften

des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT)  
genehmigte  
DISSERTATION  
von

Andreas Christopher Thorald Müller, M.Sc.  
aus Karlsruhe

Tag der mündlichen Prüfung:  
26.07.2024

Referent: Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. mult. Franz Nestmann  
Korreferent: Prof. Dr.-Ing. habil. Boris Lehmann

Karlsruhe (2024)



## Kurzfassung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie fordert die Erreichung eines guten ökologischen Zustands bzw. des guten ökologischen Potenzials aller europäischen Fließgewässer bis spätestens 2027. Vor allem in urbanen Räumen und anderen räumlich beengten Bereichen bestehen erhebliche Probleme, diese Zielvorgaben zu erfüllen. Bei Umgestaltungsmaßnahmen muss ein Ausgleich zwischen verschiedenen Interessen, u.a. zwischen Hochwasserschutz, Trinkwasserversorgung, Freizeitnutzung und ökologischen Belangen, gefunden werden. Im urbanen Bereich kommen weitere Hindernisse bei der Wahl geeigneter Maßnahmen hinzu: Der Entwicklungskorridor ist, vor allem durch die umgebende Bebauung, im urbanen Bereich stark beengt. Dementsprechend ist eine eigendynamische Gewässerentwicklung nicht möglich. Aufgrund des hohen Schadenspotenzials im Hochwasserfall müssen Sohle und Ufer stabilisiert werden. Dieser Umstand schränkt die Möglichkeiten zur Umgestaltung des Gewässers stark ein.

Die Anwendung dauerhaft überströmter inklinanter Bühnenbauweisen, im deutschsprachigen Raum Lenkbuhnen genannt, könnte bei begrenztem Entwicklungsraum eine Möglichkeit darstellen, die Funktion des Fließgewässers als Lebensraum entscheidend zu verbessern. Die bisherige Forschung konzentriert sich auf die Anwendung von Lenkbuhnen zum Zwecke des Uferschutzes. Dementsprechend werden die Bemessungsgrößen alleine auf die Schutzwirkung hin festgelegt. Das Umfeld von Lenkbuhnen ist allerdings durch eine große Strömungsvielfalt und damit einhergehende Sedimentfraktionierungen und Tiefenvarianz gekennzeichnet. Ihr Einsatz bietet also das Potenzial zur Schaffung abwechslungsreicher Lebensräume und Verbesserung der ökologischen Bedingungen.

Gegenstand dieser Arbeit ist daher die Untersuchung der gewässerstrukturierenden Eigenschaften von Lenkbuhnen und die Ableitung von Planungshilfen für die Praxis unter Nutzung von Methoden auf dem Stand der Technik. Dies geschieht durch einen kombinierten ganzheitlichen Ansatz aus Freiland- und Laborversuchen und numerischen Untersuchungen. Es wurde ein multikriterieller Forschungsansatz zur Untersuchung von Lenkbuhnen als naturbasierte Lösung („nature-based solutions“) entwickelt, der neben der ökologischen Zielstellung auch den nutzungsbedingten Ansprüchen an die Bauweise sowie wirtschaftlichen Aspekten gerecht wird. Die ökologischen Auswirkungen wurden statistisch mit dem hydraulisch-morphologischen Index der Diversität und die Habitateignung für die drei Referenzfischarten Äsche, Barbe und Nase mit dem fuzzy-logischen Habitatmodell CASiMiR und nach den Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie in Baden-Württemberg untersucht. Daneben wurden auch die Auswirkungen der Lenkbuhnen auf die Sohltopographie, die Verfügbarkeit von Hochwasserschutzbereichen für die Fischfauna und die Hochwassersicherheit betrachtet und die Wirtschaftlichkeit der untersuchten Varianten verglichen.

Anhand eines Freilandversuchs konnte mit einem mehrjährigen Monitoringprojekt die generelle Eignung von Lenkbuhnen zur gewässerökologischen Aufwertung degradierter urbaner Fließgewässer gegenüber einer unbeeinflussten Referenzstrecke bei gleichzeitiger Verbesserung des Uferschutzes an einem Flachlandgewässer nachgewiesen werden.

Das Prozessverständnis der Bauweise wurde anhand eines Laborversuchs mit fester Sohle erweitert. Mit einer Parameterstudie konnte gezeigt werden, dass neben der Anordnung der Einbauten die Bemessungsparameter Höhe und das Verhältnis von Bühnenabstand zu Bühnenlänge die bestimmenden Parameter für die Bewertung des Uferschutzes, der Auswirkungen auf den Hochwasserschutz, der ökologischen Wirksamkeit und der Wirtschaftlichkeit der Bauweise bilden. Durch das Einbeziehen von Datensätzen aus einer weiteren Pilotuntersuchung und der Literatur konnten Schätzformeln

für den Wasserspiegelanstieg und die uferschützende Wirkung der Bauweise in Abhängigkeit der Froude-Zahl, dem Abstand, der Länge, dem verbauten Querschnittsanteil und der Anzahl der seriell angeordneten Lenkbuhnen für drei verschiedene Anordnungsvarianten abgeleitet werden. Damit stehen dem Planungingenieur Werkzeuge für die Vordimensionierung der Bauwerke zur Verfügung, die die weitere Verbreitung der Bauweise fördern.

Aus den Untersuchungen mit fester Sohle wurden zwei Vorzugsvarianten abgeleitet, die in Laborversuchen mit beweglicher Sohle mit den Varianten aus dem Freilandversuch und einer nach Stand der Technik dimensionierten Mittelwasserbuhne verglichen wurden. Anhand der Analyse der bauwerksnahen Kolke konnten Empfehlungen hinsichtlich der Einbindetiefe der Einbauten abgeleitet werden. Es konnte gezeigt werden, dass sich in allen Varianten mit Lenkbuhnen die Habitateignung, die Verfügbarkeit von Hochwasserschutzbereichen und der Uferschutz bei nur geringfügigem Anstieg der Wasserspiegellage gegenüber dem Ausgangszustand verbessern ließen. Die Wirkung der ein- und beidseitigen Varianten war dabei denen wechselseitiger Varianten überlegen. Sie wiesen bei deutlich geringeren Auswirkungen auf die Wasserspiegellage und geringeren Kosten nur leichte Abnahmen in Bezug auf die Anforderungskriterien hinsichtlich Uferschutz, Habitateignung und Schutzbereichen gegenüber von deutlich höheren Mittelwasserbuhnen auf.

Ein anschließender Methodenvergleich der drei Untersuchungsbausteine bestätigte die Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus den Einzeluntersuchungen. Es wurden Empfehlungen zur Fortentwicklung des Forschungsansatzes unter Einbeziehung von Methoden auf dem Stand der Forschung gegeben, so dass dieser zur Entwicklung weiterer naturbasierter Lösungen genutzt werden kann.

Mit der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass Lenkbuhnen wirkungsvolle Instrumente zur Gewässerstrukturierung in urbanen und anderen hydraulisch herausfordernden Bereichen darstellen und somit die Zielerreichung nach der Wasserrahmenrichtlinie fördern.

# Abstract

The European Water Framework Directive states that all European rivers must achieve good ecological status for all European rivers by 2027. Especially in urban environments, there are serious problems to reach this objective. River restoration is always a balance between different interests, e.g. flood protection, water supply, recreational use and ecological issues. In urban environments, the planning engineer is confronted with additional difficulties: The spatial conditions are restricted, especially through nearby buildings. Consequently, it isn't possible to develop watercourses through their own dynamics. Plus, the high catastrophic potential in the case of floods requires the stabilization of river bank and river bed. These facts significantly reduce the possibilities of river restoration.

The implementation of different construction methods of submerged groins, e.g. micro groins, could offer a possibility for improving the water body's function as a habitat in spatially restricted environments. Until now, research in this field has concentrated on the implementation of micro groins as a means for bank protection. Accordingly, its design parameters are determined only by the protective effect. However, by changes in the velocity distribution, they also initiate a structuring of the river bed. The surroundings of micro groins are characterized by flow diversity and thus a large variety of sediment distribution and hydraulic depths. Consequently, the implementation of micro groins has the potential to create diversely structured habitats. Thereby, the ecological status could be greatly improved.

The presented research project examines, if and how micro groins could be used as a method to improve river bed structures by a combined holistic approach of field and laboratory experiments and numerical modelling. The aim of this project is therefore the investigation of the bed-structuring effects of micro groins and the derivation of planning aids for practitioners using state-of-the-art-methods.

A multi-criteria research approach for the investigation of micro groins as nature-based solutions was developed, which, in addition to the ecological objectives, also considers the usage-related demands on the construction method as well as economic aspects. The ecological effects were investigated statistically with the hydro-morphological index of diversity and the habitat suitability for the three reference fish species grayling, barbell and nose was analysed with the fuzzy-logical habitat model CASiMiR and according to the specifications of the state study on water ecology in Baden-Württemberg. In addition, the effect of micro groins on the bed topography, the availability of flood protection areas for the fish fauna and on flood safety were also part of the investigations. Moreover, the economic viability of the variants was considered as well.

A field experiment at a lowland river was designed and investigated with a multi-year monitoring project. It could be shown that micro groins are generally suitable to improve the ecological status of a degraded urban watercourse compared to an unaffected reference reach. In addition to that, the bank protection was simultaneously improved as well.

The process understanding of the construction method was extended by means of a laboratory test with a fixed bed. A parameter study showed that, in addition to the arrangement of the groins, the design parameters height and the ratio of groin spacing to groin length are the determining parameters for the evaluation of bank protection, the effects on flood protection, the ecological effectiveness and the economic efficiency of the construction method. By incorporating additional data sets from another pilot study and the literature, estimation formulas for the water level rise and bank protection effect of the design as a function of Froude number, height, spacing, length, and number of

serially arranged micro groins could be derived for three different arrangement variants. This provides planning engineers with tools for the pre-dimensioning of the structures, which will promote the further propagation of the construction method.

Two preferential variants were derived from the laboratory experiments with a fixed bed. They were analysed in laboratory experiments with movable bed and compared to the variants from the field tests and a state-of-the-art designed groin for mean-flow conditions. On the basis of the analysis of the scouring processes close to the structure, recommendations could be derived with regard to the embedment depth of the micro groins. It could be shown that the habitat suitability, the availability of flood protection areas as well as the bank protection could be improved in all variants with micro groins with only a slight increase of the water level compared to the initial conditions. The effect of the one-sided and two-sided variants was superior to that of the alternating variants. They showed only slight decreases in relation to the design criteria with regard to bank protection, habitat suitability and flood protection areas compared to significantly higher mean-flow conditions groins, with significantly lower effects on the water level and lower costs.

A subsequent comparison of the methods of the research approach confirmed the comparability of the results from the individual studies. Recommendations were made for the further development of the research approach, incorporating current state of research methods, so that it can be used to develop further nature-based solutions in line with the guiding principles.

With the present work it could be shown that micro groins are effective instruments for river structuring in urban and other hydraulically challenging areas and thus promote the achievement of objectives according to the Water Framework Directive.

# Danksagung

Die vorliegende Dissertation entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) des Karlsruher Instituts für Technologie. Viele Leute haben das Gelingen dieser Arbeit ermöglicht. Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. mult. Franz Nestmann für die Übernahme des Hauptreferats. Das entgegengebrachte Vertrauen, die Unterstützung meiner Arbeit und die bei der Bearbeitung gewährten Freiheiten haben entscheidend zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

Des Weiteren möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr.-Ing. habil. Boris Lehmann für das Interesse an meiner Dissertation sowie die Übernahme des Zweitgutachters herzlich bedanken.

Prof. Dr. Florian Wittmann danke ich für den fruchtbaren Austausch zu den gewässerökologischen Aspekten meiner Arbeit und die erfolgreiche Zusammenarbeit bei den themenbezogenen Abschlussarbeiten! Prof. Dr.-Ing. Nils Huber hat mit seinen Denkanstößen zur abiotischen Wirksamkeitsbewertung und den methodenübergreifenden Bewertungsansätzen ebenso wertvolle Anregungen für meine Arbeit gegeben.

Der Hector Fellow Academy danke ich für die Förderung des Forschungsvorhabens. Ohne die finanzielle und fachliche Unterstützung, bereichert durch den interdisziplinären Austausch mit den anderen Nachwuchswissenschaftlern, hätte diese Arbeit nicht in dieser Form entstehen können.

Auf Institutsseite möchte ich zunächst Dr.-Ing. Frank Seidel für seine organisatorische Unterstützung beim Gelingen dieser Arbeit danken. Allen Kolleginnen und Kollegen des IWGs, vor allem meinen Abteilungs-Kollegen Mohamad Attieh, Dr.-Ing. Wendy Gonzales Otero, Christin Kannen, Dr.-Ing. Irina Klassen, Philipp Schultz und Dr.-Ing. Hussan Al Waqas danke ich für die stets gute und kollegiale Zusammenarbeit und die großartige gegenseitige Unterstützung. Besonders hervorheben will ich hier Christin Kannen und Dr.-Ing. Wendy Gonzales Otero, für den bereichernden gegenseitigen fachlichen Austausch und ihre wertvollen Anregungen zu meiner Arbeit.

Mein Dank gebührt den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Werkstattbereichs unter Leitung von Christopher Ulrich für ihre unermüdliche Arbeit bei der Entwicklung und dem Umbau des Versuchsstands. Einen besonderen Dank möchte ich auch Manfred Lösche für die Entwicklung der Steuerungs- und Messtechnik aussprechen. Auch bei Hans Schleisiek möchte ich mich für die vielfältige Hilfe rund um die IT-Infrastruktur herzlich bedanken. Dr.-Ing. Peter Oberle, Thomas Grafmüller und Fabian Knepper haben durch die Bereitstellung von Rechenkapazitäten und Betreuung rund um den Betrieb der numerischen Modelle auch zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen!

Allen studentischen Hilfskräften gebührt der Dank für die unersetzliche Mithilfe bei der Vorbereitung und Durchführung der Labor- und Freilandversuche. Auch haben einige Studierende mit ihrer Abschlussarbeit indirekt oder direkt zur vorliegenden Arbeit beigetragen. Diese sind im Anhang noch einmal zusammengestellt. Sofern Inhalte, die über die gewonnenen Rohdaten hinausgehen, aus diesen Arbeiten übernommen wurden, ist dies im Text durch Zitation vermerkt.

Für alle Projektpartner der Stadt Karlsruhe stellvertretend möchte ich mich bei Dipl.-Ing. (FH) Frank Lamm und Dipl.-Ing. (FH) Ute Heck vom Tiefbauamt Karlsruhe, Sachgebiet Gewässer, herzlich für die erfolgreiche Zusammenarbeit am Freilandversuch an der Alb bedanken.

Ich möchte mich außerdem herzlich bei Dr.-Ing. Katinka Koll und den Kollegen vom Leichtweiß-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig für den fruchtbaren Austausch und die Ausleihe von Messtechnik bedanken.

Der Instream River Training-Fachgruppe um Dr.-Ing. Matthias Mende, PD Dr.-Ing. Christine Sindelar, Otmar Grober, Niels Werdenberg, Horst Geiger und Erich Linsin möchte ich herzlich für den hilfreichen Austausch danken!

In Bezug auf die Habitatmodellierung habe ich vielfältig vom Wissen von apl.-Prof. Gregory Egger, Dr.-Ing. Matthias Schneider und Dr.-Ing. Ianina Kopecki profitieren können und bin dankbar für die engagierte Unterstützung bei Anwendung des CASiMiR-Software-Pakets.

Ich danke auch meinen Kolleginnen und Kollegen an der Bundesanstalt für Wasserbau Christina Baumgärtner, Fabian Beimowksi, Alexandra Emmert, Dr.-Ing. Irina Klassen, Dr.-Ing. Kilian Mouris, Jonas von Meltzer, Katharina Stickl und Peter Servouse für die kritische Durchsicht des Manuskripts und ihre wertvollen inhaltlichen Rückmeldungen. Bernd Hentschel danke ich für viele konstruktive Anmerkungen zum Aufbau und zur Durchführung von morphologischen Modellversuchen.

Zu guter Letzt möchte ich mich von ganzem Herzen bei meiner Familie und Freunden bedanken: Meine Freunde und Herzensmenschen haben mich die gesamte Promotionszeit erfolgreich motiviert gehalten und auch für die notwendige Ablenkung zur Entspannung gesorgt! Besonders danke ich meinen Eltern für den großen Rückhalt und die Hilfe in allen Lebenslagen, die fortwährende und tatkräftige Unterstützung meiner beruflichen Laufbahn und die kritische Durchsicht des Manuskripts. Mein Schwager Fabio hat mir durch vielfältige Hilfe im Alltag den Rücken freigehalten. Meiner Schwester Alisa, die mir stets ein großes Vorbild ist, danke ich für den Blick auf das Wesentliche, ihre Hilfe bei der graphischen Gestaltung der Arbeit und ihre wertvolle moralische Unterstützung!

Karlsruhe, im April 2024

Andreas Müller

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1	Ziel der Arbeit	1
1.2	Aufbau der Arbeit	2
<b>2</b>	<b>Revitalisierung von Fließgewässern</b>	<b>5</b>
2.1	Rechtlicher Rahmen für die Gewässerentwicklung	6
2.2	Auswirkungen des Gewässerausbaus	9
2.2.1	Morphodynamik und Habitate in natürlichen Fließgewässern	10
2.2.2	Einfluss des Gewässerausbaus auf chemisch-physikalische Faktoren und die Biozönose	15
2.2.3	Kumulierte Auswirkungen auf den ökologischen Zustand	20
2.3	Revitalisierung von Fließgewässern	22
2.4	Revitalisierung in urbanen und anderen räumlich beengten Fließgewässerabschnitten	29
2.5	Bewertung des Gewässerzustands	32
2.5.1	Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA	35
2.5.2	Hydraulisch-morphologischer Index der Diversität	36
2.5.3	Bewertung nach der Landesstudie Gewässerökologie in Baden-Württemberg	38
2.5.4	Grundlagen der physikalischen Habitatmodellierung	41
2.5.5	Fuzzy-logisches physikalisches Habitatmodell CASiMiR	48
2.6	Forschungsansatz zur Untersuchung von naturbasierten Lösungen (nature-based-solutions)	51
<b>3</b>	<b>Gewässerstrukturierung durch Buhnen</b>	<b>57</b>
3.1	Definition und Aufbau einer Buhne	58
3.2	Hydraulische Wirkungsweise	59
3.2.1	Hydraulische Wirkung umströmter Buhnen	59
3.2.2	Hydraulische Wirkung überströmter Buhnen	62
3.3	Morphologische Wirkung von Buhnen	64
3.4	Habitatangebot im Umfeld von Buhnen	69
3.5	Ökologisch orientierte Buhnenbauweisen	71
3.5.1	Kerb- und Knickbuhnen	71
3.5.2	Leitelemente	75

3.5.3	Dauerhaft überströmte Buhnen des Instream River Trainings	77
3.6	Stand des Wissens zu Lenkbuhnen	79
3.6.1	Umsetzungsbeispiele von Lenkbuhnen	80
3.6.2	Freilanduntersuchungen an Lenkbuhnen	80
3.6.3	Laboruntersuchungen an Lenkbuhnen	84
<b>4</b>	<b>Naturversuch an der Alb in Karlsruhe</b>	<b>92</b>
4.1	Beschreibung des Untersuchungsgebiets	93
4.2	Bestandsaufnahme	94
4.3	Planung und Umsetzung der Gewässerrevitalisierung	96
4.4	Entwicklung des Monitoringprogramms	99
4.4.1	Sohltopographie	101
4.4.2	Fließgeschwindigkeit	103
4.4.3	Substratsortierung	105
4.4.4	Fazit des Monitoringkonzepts	107
4.5	Ergebnisse des Monitorings	107
4.5.1	Sohltopographie	107
4.5.2	Fließgeschwindigkeit	115
4.5.3	Substratsortierung	119
4.5.4	Fazit des Monitorings	122
4.6	Hydraulisch-Morphologische Bewertung der dokumentierten Gewässerstrukturierung	122
4.7	Untersuchung der Habitateignung und Gewässerstrukturen	127
4.7.1	Auswahl der Referenzfischarten	128
4.7.2	Untersuchung mit dem Habitatmodell CASiMiR	129
4.7.3	Untersuchung anhand der Landesstudie Gewässerökologie	139
4.7.4	Vergleich des Habitatmodells CASiMir und der Bewertung nach der Landesstudie Gewässerökologie	145
4.8	Schutzbereiche bei Hochwasser	148
4.9	Fazit der Freilanduntersuchungen	152
<b>5</b>	<b>Laborversuche mit fester Sohle</b>	<b>155</b>
5.1	Methoden	155
5.1.1	Versuchsstand & Versuchssetup	156
5.1.2	Messtechnik & Regelungstechnik	157
5.1.3	Einbau der Buhnen und Wahl der Referenzvariante	159

5.1.4	Bewertungskriterien	160
5.2	Ergebnisse der Parameterstudie aus den Laborversuchen	162
5.2.1	Auswirkungen von Lenkbuhnen auf die Geschwindigkeitsverteilung und WSP-Lage	162
5.2.2	Einfluss von Buhnenbreite und Kopfform	165
5.2.3	Einfluss des Inklinationswinkels	166
5.2.4	Einfluss der projizierten Länge	168
5.2.5	Einfluss des Buhnenabstands	170
5.2.6	Einfluss der Buhnenhöhe	172
5.2.7	Zusammenfassung der Ergebnisse der Parameterstudie	174
5.3	Gewässerstrukturierung durch Lenkbuhnen am Kraichbach in Ubstadt-Weiher	175
5.3.1	Projektbeschreibung	175
5.3.2	Freilanduntersuchungen der Wehranlage	176
5.3.3	Untersuchungsmethode	181
5.3.4	Messgeräte und Dokumentation	182
5.3.5	Untersuchung der Strömungsbedingungen im Labor	182
5.3.6	Qualitative Bewertung des morphologischen Entwicklungspotenzials	188
5.3.7	Einfluss der Lenkbuhnenvarianten auf die Wasserspiegellage	189
5.3.8	Vergleich mit den Laboruntersuchungen an der Alb	192
5.3.9	Fazit der Untersuchungen am Kraichbach	193
5.4	Zusammenführung der Versuchsergebnisse	195
5.5	Vergleich mit Literaturangaben	198
5.5.1	WSP-Lagen	198
5.5.2	Uferschützende Wirkung	210
5.6	Diskussion und Fazit der Laboruntersuchungen mit fester Sohle	215
<b>6</b>	<b>Laborversuche mit beweglicher Sohle</b>	<b>219</b>
6.1	Methoden	220
6.1.1	Versuchsstand & Versuchssetup	220
6.1.2	Messtechnik	221
6.1.3	Versuchsvorbereitungen	222
6.1.4	Versuchsablauf	225
6.1.5	Auswahl der untersuchten Varianten	227
6.1.6	Beurteilungsparameter	227

6.1.7	Numerische Modellierung der Laborversuche für den Abflussbereich MNQ bis MQ und HQ2	228
6.1.8	Umsetzung der Landesstudie Gewässerökologie als MATLAB-Tool	228
6.2	Sensitivitätsanalyse der Mess-Auflösung und Meshgröße	231
6.2.1	Einfluss auf die Ergebnisse der morphologischen Laborversuche	231
6.2.2	Einfluss auf die Ergebnisse der numerischen Modellierung	232
6.2.3	Einfluss auf die Hydraulisch-morphologische Bewertung der dokumentierten Gewässerstrukturierung	234
6.2.4	Einfluss auf die Habitatbewertung mit CASiMiR	234
6.2.5	Einfluss auf die Untersuchung der Gewässerstrukturen gemäß den Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie	235
6.2.6	Einfluss auf die Schutzbereiche bei Hochwasser	237
6.2.7	Fazit der Sensitivitätsanalyse	238
6.3	Ergebnisse der morphologischen Laborversuche	239
6.3.1	Phänomenologische Beschreibung der morphodynamischen Wirkung von Lenkbuhnen	239
6.3.2	Gewässerstrukturierende Wirkung der Einbauten auf die Sohlmorphologie	241
6.3.3	Sohltopographische Kennwerte	244
6.3.4	Einfluss auf die Wasserspiegellage	257
6.3.5	Fazit der morphologischen Laborversuche	259
6.4	Ergebnisse der numerischen Modellierung der Laborversuche	260
6.4.1	Vergleichende Betrachtung der Geschwindigkeitsverteilung	260
6.4.2	Hydraulisch-morphologische Bewertung der dokumentierten Gewässerstrukturierung	263
6.5	Habitatuntersuchung mit CASiMiR	267
6.5.1	Einfluss des Abflusses	268
6.5.2	Einfluss der Sohlentwicklungszeit	269
6.5.3	Ergebnisse des Variantenvergleichs	271
6.5.4	Fazit der Untersuchungen mit CASiMiR	275
6.6	Untersuchung der Gewässerstrukturen gemäß den Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie	276
6.6.1	Einfluss des Abflusses	276
6.6.2	Einfluss Sohlentwicklungszeit	279
6.6.3	Ergebnisse des Variantenvergleichs	281
6.6.4	Fazit der Untersuchungen nach der Landesstudie Gewässerökologie	288
6.7	Schutzbereiche bei Hochwasser	290

6.7.1	Einfluss des Abflusses	290
6.7.2	Einfluss Sohlentwicklungszeit	291
6.7.3	Ergebnisse des Variantenvergleichs	293
6.7.4	Fazit der Untersuchung der Hochwasserschutzbereiche	297
6.8	Fazit der Laboruntersuchungen mit beweglicher Sohle	299
6.9	Abschließender Vergleich nach dem Forschungsansatz für naturbasierten Lösung	301
<b>7</b>	<b>Diskussion und Methodenvergleich</b>	<b>304</b>
7.1	Datengrundlage des methodenübergreifenden Vergleichs	304
7.2	Sohltopographie	305
7.3	Uferschutz	307
7.4	Hochwasserschutz	310
7.5	Exkurs: Numerische Modellierung des Wasserspiegelanstiegs durch Lenkbuhnen	311
7.6	Ökologie	313
7.6.1	Hydraulisch-Morphologische Bewertung der dokumentierten Gewässerstrukturierung	313
7.6.2	Untersuchung der Habitateignung mit CASiMiR	317
7.6.3	Untersuchung der Gewässerstrukturen gemäß den Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie	319
7.7	Schutzbereiche bei Hochwasser	322
7.8	Fazit des Methodenvergleichs des Forschungsansatzes	324
<b>8</b>	<b>Fazit und Ausblick</b>	<b>326</b>
8.1	Zusammenfassung und Fazit	326
8.2	Empfehlungen und Ausblick	328
	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>329</b>
	<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>356</b>
	<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>371</b>
	<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>373</b>
	<b>Symbolverzeichnis</b>	<b>375</b>
	<b>Anhang</b>	<b>379</b>
Anhang A	Abschlussarbeiten von Studierenden	379
Anhang B	Gewässerstrukturierung durch Buhnen	380
Anhang C	Naturversuch zur Gewässerstrukturierung durch Lenkbuhnen an der Alb in Karlsruhe	381
Anhang D	Laborversuche mit fester Sohle mit Lenkbuhnen	392
Anhang E	Laborversuche mit beweglicher Sohle	393

Anhang F Diskussion & Methodenvergleich

429

# 1 Einleitung

Durch den Klimawandel steht die Wissenschaft auch im Flussbau vor neuen Herausforderungen (LUBW, 2017). Die Zunahme von extremen Pegelständen und häufiger auftretende extreme Hochwasserereignisse erfordern neue und verstärkte Schutzmaßnahmen an den Gewässern. Hinzu kommt das Bestreben, Flüsse wieder naturnäher zu gestalten, um die Resilienz der Flussökosysteme angesichts des Klimawandels zu verbessern. Im Zuge der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist für sämtliche Fließgewässer in der Europäischen Union der gute ökologische Zustand bzw. im Falle erheblich veränderter Fließgewässer das gute ökologische Potenzial zu erreichen. Durch erhebliche Investitionen in Abwasserbehandlungsanlagen konnten die Wasserqualität und die biologische Gewässergüte vieler Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschlands in den letzten Jahrzehnten erheblich verbessert werden und vielerorts sogar das Ziel einer guten Wasserqualität und biologischen Gewässergüte erreicht werden (BMUV & UBA, 2022). Um die Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu verwirklichen, rückt auch die Gewässerstruktur, z.B. Laufentwicklung, Längsprofil und die Sohlen- und Uferstruktur als weiteres unverzichtbares Merkmal ökologisch intakter Fließgewässer mehr in den Fokus (Gebler, 2005).

Die meisten urbanen Fließgewässer weisen heute erhebliche strukturelle Mängel auf. In Baden-Württemberg sind 50 % der gesamten Gewässerstrecken mit Strukturgütekategorie 4 (stark verändert) und 5 (sehr stark bis vollständig verändert) eingestuft. Ein Großteil dieser Strecken entfällt auf die Ballungsräume (LUBW, 2008). Damit ist eine mangelnde Gewässerstruktur ein wesentliches Hindernis zur Erfüllung der Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Bedingt durch den beengten Entwicklungskorridor und vielfältige Nutzungen und Ansprüche, z.B. Hochwasserschutz, angrenzende Bebauung und Freizeitnutzung, stellt die Umgestaltung urbaner Fließgewässer jedoch oft eine große Herausforderung bezüglich der Erreichung des in der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderten guten ökologischen Zustands bzw. des guten ökologischen Potenzials dar.

Die Anwendung von Lenkbuhnen, einer Bauweise dauerhaft überströmter Niedrigwasserbuhnen, könnte eine Möglichkeit darstellen, die Funktion des Fließgewässers als Lebensraum entscheidend zu verbessern. Lenkbuhnen sind eine Maßnahme des Instream River Trainings. Dabei wird die Strömung durch die gezielte Induzierung von Sekundärströmungen mithilfe dauerhaft überströmter Einbauten so modifiziert, dass auf die Befestigung von Ufer und Sohle mit harten Verbau verzichtet werden kann (Mende & Sindelar 2010).

## 1.1 Ziel der Arbeit

Ziel der Arbeit ist es, Empfehlungen hinsichtlich des Bühnenlayouts und der Bemessungsgrößen von Lenkbuhnen zu geben, um unter Berücksichtigung des Ufer- und Hochwasserschutzes und ökonomischer Kriterien den ökologischen Nutzen der Bauweise zu maximieren (siehe Abbildung 1-1). Aufbauend darauf wird die Ableitung von Bemessungshilfen für planende Ingenieure angestrebt. Da der Transfer der Erkenntnisse in die Praxis die Zielstellung dieser Arbeit ist, sollen dafür Methoden identifiziert und empfohlen werden, die dem aktuellen Stand der Technik entsprechen.

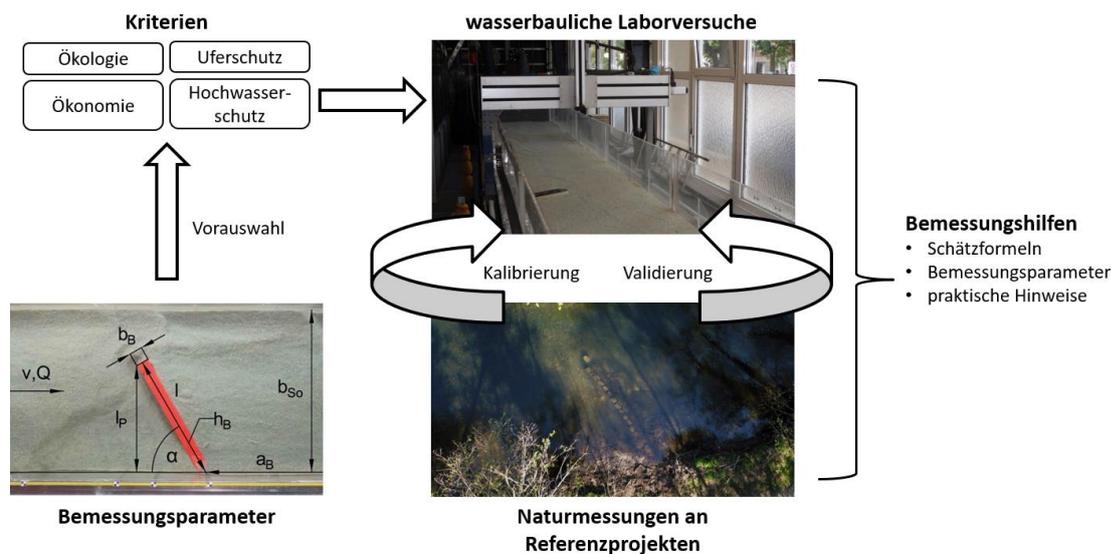


Abbildung 1-1: Forschungsansatz der vorliegenden Arbeit in Anlehnung an Müller (2018)

So kann ein wirksamer und schnell umsetzbarer Beitrag für die ökologische Verbesserung urbaner Fließgewässerabschnitte geleistet werden und somit die Erfüllung der Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie gefördert werden. Die von den Lenkbuhnen hervorgerufene Gewässerstrukturierung hätte so das Potenzial, den ökologischen Zustand in monotonen Gewässerstrecken wesentlich zu verbessern.

## 1.2 Aufbau der Arbeit

Die Arbeit lässt sich thematisch in mehrere Abschnitte aufteilen (siehe Abbildung 1-2): Im ersten Abschnitt, der das zweite und dritte Kapitel umfasst, wird der Stand des Wissens zu den Folgen des Gewässerausbaus auf die Hydraulik, Morphologie und das Habitatangebot von Fließgewässern zusammengefasst und mögliche Lösungsansätze zur ökologischen Aufwertung degradierter urbaner Fließgewässer aus ingenieurtechnischer Sicht dargestellt. Daraus wird ein wasserbaulicher Forschungsansatz auf Basis von Methoden, die dem Stand der Technik entsprechen, zur Evaluierung naturbasierter Lösungen (Synonym: leitbildkonforme Ersatzstrukturen) entwickelt. Eine anschließende Analyse von Buhnen aus hydraulischer, morphologischer und ökologischer Sicht legt die Grundlage für die Bemessung geeigneter Varianten von Lenkbuhnen.

Im zweiten Abschnitt von Kapitel vier bis sieben werden die durchgeführten Labor- und Felduntersuchungen zur Evaluierung der Eignung der Lenkbuhnen zur Gewässerstrukturierung beschrieben und die Ergebnisse diskutiert. Dieser Abschnitt umfasst ebenso die methodenübergreifende Diskussion der Ergebnisse und Schlussfolgerungen der Untersuchungen.

Der dritte Abschnitt in Kapitel 8 beinhaltet das Fazit der Arbeit. Die Inhalte der einzelnen Kapitel werden im Folgenden kurz vorgestellt.

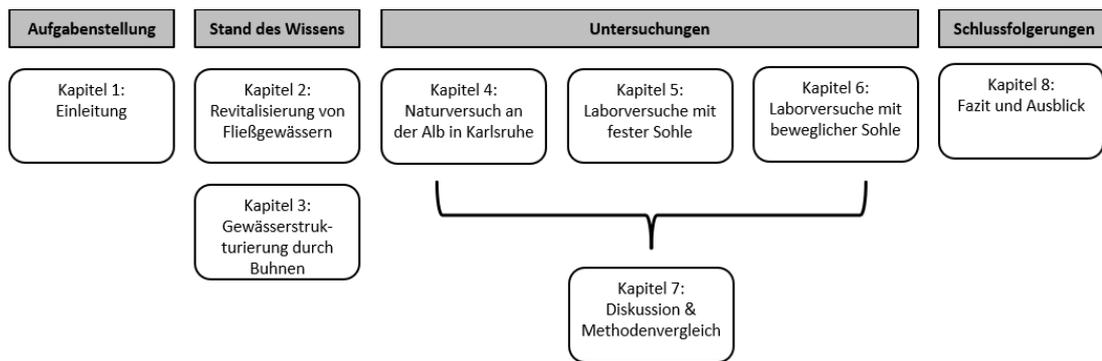


Abbildung 1-2: Gliederung der Arbeit

In Kapitel 1 wird die Arbeit vorgestellt, die zugrundeliegende Fragestellung erörtert, die Zielstellung und Methodik formuliert und die Gliederung der Arbeit dargelegt.

Kapitel 2 behandelt die Auswirkungen des jahrhundertelangen Gewässerausbau auf die Funktion der Fließgewässer als Lebensraum und den rechtlichen Rahmen für die Gewässerentwicklung. Ausgehend von einer historischen Übersicht über den Gewässerausbau werden die Auswirkungen der anthropogenen Änderungen auf die Gewässerstruktur und das Habitatangebot vorgestellt. Auch werden verschiedene Ansätze zur ökologischen Aufwertung degradierter Fließgewässerabschnitte präsentiert und die Besonderheiten und Grenzen der Revitalisierungsplanung in urbanen und anderen räumlich beengten Gewässerabschnitten herausgearbeitet. Es werden Bewertungsverfahren zur Analyse des ökologischen Zustands präsentiert, die vom planenden Wasserbauingenieur anwendbar sind. Anhand der vorgestellten Erkenntnisse wird ein Forschungsansatz zur Untersuchung naturbasierter Lösungen mit ingenieurwissenschaftlichen Methoden vorgestellt.

Die grundlegenden Charakteristiken und die Wirkungsweise von Buhnen werden im 3. Kapitel behandelt. Die hydraulische Funktionsweise und die daraus resultierenden morphodynamischen Änderungen des Gewässerbetts werden vorgestellt. Dabei werden die grundlegenden Unterschiede zwischen umströmten und überströmten Bauweisen herausgearbeitet. Die Eignung von Buhnen als Ersatzhabitate an ausgebauten Fließgewässern wird eruiert und verschiedene Bauweisen, die gezielt für eine Verbesserung des ökologischen Zustands entwickelt wurden, werden vorgestellt und verglichen. Dabei wird das Hauptaugenmerk auf Lenkbuhnen, einer Bauweise des Instream River Trainings, gelegt. Der Stand der Forschung zu Lenkbuhnen wird zusammengestellt.

Im 4. Kapitel wird die Versuchsstrecke zur Gewässerstrukturierung durch Lenkbuhnen, die im Rahmen eines Kooperationsprojekts mit dem Tiefbauamt Karlsruhe entstanden ist, vorgestellt. Die Entwicklung des Monitoringkonzepts anhand der herausgearbeiteten Bewertungsindikatoren wird mit den erzielten Ergebnissen präsentiert. Darauf aufbauend wird der zeitliche Verlauf des ökologischen Zustands des Versuches anhand verschiedener Bewertungsverfahren aufgezeigt.

Kapitel 5 umfasst die durchgeführten Laborversuche mit fester Sohle im Theodor-Rehbock-Laboratorium. Es wird eine Parameterstudie zum Einfluss der Bemessungsparameter auf die Bewertungskriterien Uferschutz, Hochwasserschutz, Ökologie und Ökonomie eruiert. Ein Vergleich mit anderen Versuchsreihen zu überströmten Buhnen aus der Literatur wird gezogen. Die Ergebnisse dienen anschließend der Ableitung von Schätzformeln für die Auswirkungen der Einbauten auf die Wasserspiegellage und den Uferschutz für die Ingenieurspraxis im Rahmen der Entwurfsplanung. Es werden zwei Ausführungsvorschläge zur Optimierung von Lenkbuhnen zur Gewässerstrukturierung abgeleitet.

Die erarbeiteten Ausführungsvorschläge werden im Kapitel 6 mithilfe von Laborversuchen mit beweglicher Sohle den im Naturversuch eingebauten Varianten gegenübergestellt und zusätzlich noch mit einem Referenzversuch und einer klassischen Mittelwasserbuhne verglichen. Das Monitoringkonzept aus dem Naturversuch wird auf die Laborbedingungen übertragen und die Ergebnisse daraus vorgestellt.

Die kapitel- und methodenübergreifende Diskussion der Ergebnisse wird in Kapitel 7 dargelegt und in Kapitel 8 das Fazit der Arbeit präsentiert.

## 2 Revitalisierung von Fließgewässern

*Anmerkung: Im folgenden Kapitel wurde in Teilen auf Versatzstücke aus der folgenden Arbeit zurückgegriffen:*

*Müller, A. (2016). Erstellen eines Gewässerentwicklungsplanes für die Renaturierung eines Abschnittes der Pfalz bei Karlsruhe [Masterarbeit]. Fachbereich Bau- und Umweltingenieurwissenschaften, Institut Wasserwirtschaft und Wasserbau, Fachgebiet Wasserbau und Hydraulik, Technische Universität Darmstadt.*

Schon vor Urzeiten begann der Mensch, sich die Fließgewässer zu Nutzen zu machen. Fließgewässer sind wichtige lineare Korridore, die verschiedenen Biotoptypen verbinden. Unveränderte Fließgewässer sind in der heutigen Landschaft jedoch nur noch selten anzutreffen (Verdonschot et al., 2013). In der nördlichen Hemisphäre sind alle großen Flüsse reguliert (Dynesius & Nilsson, 1994). Auch in der Bundesrepublik Deutschland sind die Fließgewässer zu einem großen Teil anthropogen beeinflusst. Laut Angaben von Umweltbundesamt (UBA) und der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2021) sind 35 % der Oberflächenwasserkörper so stark anthropogen überprägt, dass sie als erheblich veränderte Gewässer eingestuft werden. Darüber hinaus werden 17 % der Gewässer als künstlich klassifiziert.

Heute handelt es sich bei vielen Gewässersystemen um naturferne Abflusssysteme, die in ihrem Abflussverhalten und hydromorphologisch stark verändert sind. In Mitteleuropa existieren gegenwärtig folglich nur noch sehr wenige wirkliche Wildflüsse (Meyer, 2017). Zu Beginn des 21. Jahrhunderts waren in Deutschland nur noch zwei Prozent der Gewässer strukturell unverändert (Jähnig et al., 2011). Dadurch können sie ihre Funktionen im Naturhaushalt meist nur eingeschränkt erfüllen und bieten keinen Lebensraum für anspruchsvolle Artengemeinschaften mehr. Dementsprechend beherbergen sie vorwiegend anspruchslose Tier- und Pflanzenarten (Jähnig et al., 2011). Eine Verbesserung der ökologischen Funktionen der Fließgewässer hätte neben der Verbesserung der Lebensumstände für aquatische Lebensgemeinschaften auch das Potenzial als verbindendes Landschaftselement die Habitatfragmentierung in anderen Bereichen zu reduzieren (Wolter & Vilcinskas, 1997).

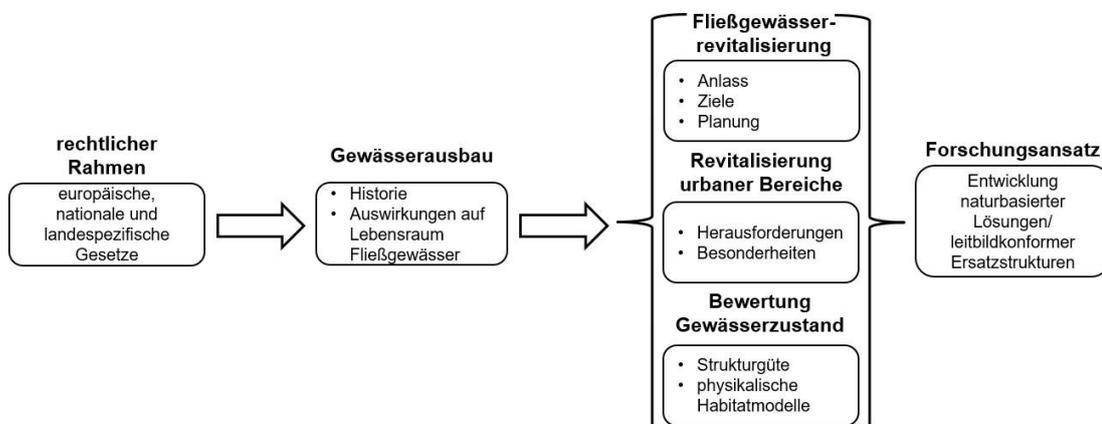


Abbildung 2-1: Schematischer Aufbau des Inhalts von Kapitel 2

In diesem Kapitel soll mit Fokus auf urbane Fließgewässer und andere räumlich beengte Gewässerabschnitte herausgearbeitet werden, welche Auswirkungen die anthropogenen Veränderungen und Nutzungen sowie die damit verbundenen Umgestaltungsmaßnahmen im Zuge des Gewässerausbaus auf die Fließgewässer haben (siehe Abbildung 2-1). Ausgehend von der Darstellung des rechtlichen Rahmens für die Gewässerentwicklung werden anhand eines historischen Überblicks des Gewässerausbaus die daraus resultierenden morphologischen und hydraulischen Änderungen im Fließgewässer vorgestellt. Auf dieser Grundlage werden die Auswirkungen der veränderten Lebensbedingungen auf die Biozönose abgeleitet. Die Revitalisierungsplanung hat zum Ziel, verlorene Ökosystemfunktionen durch gezielte Maßnahmen wiederherzustellen und so den ökologischen Zustand des umgestalteten Fließgewässerabschnitts zu verbessern. Der Abschnitt stellt die besonderen Herausforderungen einer Revitalisierung im urbanen Raum angesichts der komplexen Rahmenbedingungen heraus. Verschiedene Methoden zur Bewertung des ökologischen Gewässerzustands werden präsentiert und voneinander abgegrenzt. Zum Abschluss des Kapitels wird der entwickelte Forschungsansatz zur Untersuchung naturbasierter Lösungen präsentiert, der den Rahmen für die Untersuchungen in den kommenden Kapiteln darstellt.

### 2.1 Rechtlicher Rahmen für die Gewässerentwicklung

Dieses Unterkapitel gibt, mit Fokus auf die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), einen kurzen Überblick über die wichtigsten europäischen und nationalen Gesetze, die die Gewässerumgestaltung betreffen.

Aufgabe der WRRL ist „die Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers“ (Art. 1 WRRL). Das grundlegende Ziel der WRRL ist es, bis spätestens 2027 in ganz Europa einen guten chemischen und ökologischen Zustand aller Oberflächengewässer mit einem Einzugsgebiet von mehr als 10 km<sup>2</sup> sowie einen guten chemischen und mengenmäßigen Zustand der Grundwasserkörper zu erreichen.

Wichtige Ziele sind Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete und die Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung (Art. 1 WRRL). Auch das Anstreben eines stärkeren Schutzes und einer Verbesserung der aquatischen Umwelt durch Maßnahmen zur Reduzierung oder Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritär gefährlichen Stoffen gehören zu den Zielen nach Art. 1 WRRL.

Auf natürlichen Gegebenheiten beruhende Flussgebiete decken sich nicht mit Verwaltungs- oder Staatsgrenzen. Da nur eine ganzheitliche Betrachtung eines Flusses und dessen Gewässerhaushalt sinnvoll ist, legt die WRRL fest, dass die Gewässerbewirtschaftung auf Ebene der Flussgebietseinheiten zu erfolgen hat (Art. 13 WRRL). Diese werden unabhängig von Verwaltungseinheiten nach naturräumlichen und hydrologischen Gegebenheiten festgelegt und bestehen aus einem oder mehreren benachbarten Einzugsgebieten und den ihnen zugeordneten Grundwässern und Küstengewässern (Art. 2 Nr. 15 WRRL).

Die Umsetzung der Richtlinie basiert auf einer Bestandsaufnahme, im Rahmen derer die wichtigsten Grundlagen über die Oberflächengewässer und Grundwasserkörper in einem Einzugsgebiet zusammengestellt werden. In der Bundesrepublik Deutschland wurden im Rahmen der WRRL insgesamt rund 9 000 Oberflächenwasserkörper an Flüssen und Bächen mit einer Gesamtlängelänge von etwa 135 000 km definiert (BMUV & UBA, 2022). Der genaue Umfang der dabei zu erhebenden Daten wird im Anhang V der Wasserrahmenrichtlinie dargestellt.

Für die Einzugsgebiete der Flussgebietseinheiten sind Bewirtschaftungspläne zu erarbeiten, die in den jeweiligen Mitgliedsstaaten liegen. Im Falle grenzüberschreitender Flussgebietseinheiten ist auch ein grenzüberschreitender Bewirtschaftungsplan aufzustellen (Art. 3 Abs. 1-3 WRRL). Alle im Rahmen der Umsetzung der WRRL zu leistenden Arbeiten und Analysen sind in Bewirtschaftungsplänen zu dokumentieren, d.h. u.a. die Bestandsaufnahme, Bewertung der Gewässer und abgeleitete Maßnahmenprogramme (Anhang VII WRRL). Die Mitgliedsstaaten haben hierbei die aktive Beteiligung aller interessierten Stellen an der Aufstellung, Überprüfung und Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete zu fördern (Art. 14 WRRL). Die Bewirtschaftungspläne sind spätestens 15 Jahre nach Inkrafttreten der Richtlinie und danach im sechsjährigen Turnus zu prüfen und zu aktualisieren (Art. 13 Abs. 7 WRRL).

Innerhalb von 15 Jahren nach Inkrafttreten der Richtlinie, also bis Ende 2015, sollten sich die Oberflächengewässer in den Mitgliedsstaaten in einem „guten Zustand“ befinden (Art. 4 Abs. 1a WRRL). Die Zuordnung bestimmt sich hierbei aus biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Merkmalen (Anhang V WRRL). Der „gute Zustand“ bedeutet hierbei, dass das Gewässer nur wenig vom natürlichen Zustand des Gewässertyps abweicht und sämtliche EU-Normen zur Wasserqualität erfüllt werden (Art. 2 Nr. 18, 22 u. 24 WRRL)

Gemäß Art. 2 WRRL umfassen „künstliche Wasserkörper“ von Menschenhand geschaffene Oberflächenwasserkörper, wohingegen unter „erheblich veränderte Wasserkörper“ Oberflächenwasserkörper fallen, die durch physikalische Veränderungen durch den Menschen in ihrem Wesen erheblich verändert wurden. Im Gegensatz zu den natürlichen Oberflächengewässern müssen sie ein „gutes ökologisches Potenzial“ zusätzlich zum „guten chemischen Zustand“ erreichen. (vgl. Art. 4 Abs. 1 WRRL). Unter einem guten ökologischen Potenzial ist der gute Zustand zu verstehen, der aufgrund der von Menschen geschaffenen Randbedingungen erreicht werden kann. Guter chemischer Zustand heißt, dass kein Schadstoff in diesem Oberflächengewässer in einer höheren Konzentration als der in Anhang IX der WRRL festgelegten Umweltqualitätsnorm vorkommt.

Die biologische Bewertung des ökologischen Zustands von Flüssen gemäß Anhang V WRRL wird mittels folgender Organismengruppen vorgenommen:

- Phytoplankton (im Wasser treibende Algen)
- Makrophyten (höhere Wasserpflanzen) und Phytobenthos (am Gewässergrund lebende Algen)
- Benthische wirbellose Fauna (Kleintiere der Gewässersohle)
- Fische

Die hydromorphologischen Qualitätskomponenten umfassen Wasserhaushalt, Durchgängigkeit des Flusses und Morphologie, während sich die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten neben Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert usw. vor allem auf spezifische synthetische und nichtsynthetische Schadstoffe konzentrieren. (Anhang V WRRL)

Ergibt sich aus den Ergebnissen der Bestandsaufnahme, dass die Gewässer in den Flussgebietseinheiten den geforderten „guten Zustand“ bzw. das „gute ökologische Potenzial“ nicht erreichen, müssen die Mitgliedstaaten Maßnahmenprogramme auf Ebene der Flussgebietseinheiten planen, um die Zielerreichung sicherzustellen (Art. 11 WRRL).

Die ursprüngliche Frist zur Erreichung des guten ökologischen Zustands wurde in der WRRL bis zum Jahr 2015 gesetzt. Können die Ziele aus Gründen der technischen Durchführbarkeit, unverhältnismäßig hoher Kosten oder der natürlichen Gegebenheiten nicht innerhalb des Bewirtschaftungszeitraums von 15 Jahren erreicht werden, sind Fristverlängerungen von je sechs Jahren, d.h. bis 2021

bzw. bis 2027 möglich. Voraussetzung dafür ist, dass sich in dem Zeitraum der Zustand des beeinträchtigten Wasserkörpers nicht weiter verschlechtert. (vgl. Art 4 Abs. 4 WRRL)

Neben der Wasserrahmenrichtlinie sind bei Bau-, Pflege- und Unterhaltungsmaßnahmen an Fließgewässern sind unter anderem auch folgende europäische Richtlinien zu beachten:

- „Richtlinie des Rates 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rats vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten“, zuletzt geändert durch die Richtlinie 2019/1010/EU vom 5. Juni 2019 (Kurztitel: „Vogelschutz-Richtlinie“)
- Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, zuletzt geändert am 13. Mai 2013 (Kurztitel: „Fauna-Flora-Habitat- Richtlinie“ oder „FFH-Richtlinie“)

Die beiden Richtlinien bilden den rechtlichen Rahmen für den Schutz des „europäischen Naturerbes“, mit dem Ziel, ein zusammenhängendes ökologisches Netz von Schutzgebieten („NATURA 2000“) in der Europäischen Union zu schaffen (Patt et al., 2009).

Das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) setzt die europäische Wasserrahmenrichtlinie in nationales Recht um. Sein Zweck ist, „durch eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung die Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts, als Lebensgrundlage des Menschen, als Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie als nutzbares Gut zu schützen“ (§1 WHG). In Deutschland befinden sich die Flussgebietseinheiten Donau, Rhein, Maas, Ems, Weser, Elbe, Eider, Oder, Schlei/Trave und Warnow/Peene (§ 7 Abs. 1 WHG). Die Einstufung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials und des chemischen Zustands erfolgt in Deutschland nach der Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer, kurz Oberflächengewässerverordnung (OGewV) genannt.

Zum Gewässerausbau gibt das WHG vor, dass „Gewässer, die sich in einem natürlichen oder naturnahen Zustand befinden, in diesem Zustand erhalten bleiben [sollen] und nicht naturnah ausgebaute natürliche Gewässer sollen so weit wie möglich wieder in einen naturnahen Zustand zurückgeführt werden, wenn überwiegende Gründe des Wohls der Allgemeinheit dem nicht entgegenstehen“ (§ 6 Abs. 2 WHG).

Nach § 39 WHG umfasst die Unterhaltung eines oberirdischen Gewässers seine Pflege und Entwicklung als öffentlich-rechtliche Verpflichtung (Unterhaltungslast). Dazu gehören insbesondere

- die Erhaltung des Gewässerbettes, auch zur Sicherung eines ordnungsgemäßen Wasserabflusses,
- die Erhaltung der Ufer, insbesondere durch Erhaltung und Neuanpflanzung einer standortgerechten Ufervegetation, sowie die Freihaltung der Ufer für den Wasserabfluss,
- die Erhaltung der Schiffbarkeit von schiffbaren Gewässern mit Ausnahme der besonderen Zufahrten zu Häfen und Schiffsanlegestellen,
- die Erhaltung und Förderung der ökologischen Funktionsfähigkeit des Gewässers insbesondere als Lebensraum von wildlebenden Tieren und Pflanzen,
- die Erhaltung des Gewässers in einem Zustand, der hinsichtlich der Abführung oder Rückhaltung von Wasser, Geschiebe, Schwebstoffen und Eis den wasserwirtschaftlichen Bedürfnissen entspricht.

Auch im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) finden sich Vorgaben zur ökologischen Entwicklung der Fließgewässer. Gemäß § 1 Abs. 1 BNatSchG sind „Natur und Landschaft [...] auf Grund ihres eigenen Wertes und als Grundlage für Leben und Gesundheit des Menschen auch in Verantwortung für die künftigen Generationen im besiedelten und unbesiedelten Bereich nach Maßgabe der

nachfolgenden Absätze so zu schützen, dass die biologische Vielfalt, die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts einschließlich der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter sowie die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft auf Dauer gesichert sind“. Der Schutz schließt „auch die Pflege, die Entwicklung und, soweit erforderlich, die Wiederherstellung von Natur und Landschaft“ ein (§ 1 Abs. 1 BNatSchG). Bedeutsam für den naturnahen Ausbau von Fließgewässern ist der Grundsatz in § 1 Abs. 3 S.3 BNatSchG: „Binnengewässer [sind] vor Beeinträchtigungen zu bewahren und ihre natürliche Selbstreinigungsfähigkeit und Dynamik zu erhalten; dies gilt insbesondere für natürliche und naturnahe Gewässer einschließlich ihrer Ufer, Auen und sonstigen Rückhalteflächen; Hochwasserschutz hat auch durch natürliche oder naturnahe Maßnahmen zu erfolgen.“

## 2.2 Auswirkungen des Gewässerausbaus

Seit dem Aufkommen der ersten festen menschlichen Siedlungen waren Fließgewässer ein wesentlicher Einflussfaktor für die weitere Entwicklung menschlicher Gesellschaften. Frühe Zeugnisse für wasserbauliche Anlagen finden sich daher schon bei den Römern, den Ägyptern oder bei den antiken Hochkulturen an Euphrat und Tigris (Wölfel, 1990). Menschliche Siedlungen wurden bevorzugt an Fließgewässern begründet, um sie u.a. zur Bereitstellung von Trink- und Brauchwasser, Abführung von Abwasser, zur Fischerei oder für die Gewinnung von Wasserkraft nutzen zu können. Infolgedessen begann der Mensch, die Fließgewässer nach seinen Erfordernissen zu verändern, indem er zum Beispiel ihren Lauf festlegte oder aufstaute (Liu et al., 2014). Dies führte zu weitreichenden Eingriffen in die umgebende Landschaft und damit auch zu großräumigen und starken anthropogenen Einflüssen auf die Gewässersysteme (Vörösmarty et al., 2010).

Oft haben wasserwirtschaftliche Ausbaumaßnahmen, wie z. B. Laufkorrekturen, Profilausbau, Hochwasserschutz erst gewisse Nutzungen, z.B. Siedlungsgebiete, Industrieansiedlungen, Verkehrsflächen oder Landwirtschaft, in den gewässernahen Bereichen ermöglicht (Tittizer, 2004). Schifffahrt, Wasserkraftnutzung und Trinkwasser- und Prozesswasserbereitstellung sind nur einige Beispiele für anthropogene Nutzungen, welche die Fließgewässer beeinflussen (Konold et al., 2016; Tittizer & Schleuter, 1989).

Großflächige Umgestaltungen an natürlichen Fließgewässern zwecks der Entwässerung landwirtschaftlicher Flächen und Verbesserung der Schiffbarkeit begannen in Deutschland bereits im 15. Jahrhundert (Tönsmann, 1996). Flussnahe Flächen wurden gerodet, Auen trockengelegt und das Ufergehölz entfernt. So wurden die fruchtbaren Aueböden nutzbar gemacht (Leuschner & Ellenberg, 2017). Durch das Trockenlegen von Flächen entstand neuer Siedlungsraum und auch Krankheiten wie Malaria wurden zurückgedrängt. Zudem wiesen die flussnahen Siedlungen durch den guten Anschluss an die Transportwege große Vorteile für den Handel auf (Tönsmann, 1996).

Seit der Neuzeit hat sich der Gewässerausbau stark beschleunigt und die Gewässer wurden vielfältig beeinflusst und überprägt (Verdonschot et al., 2013). Im 19. Jahrhundert begann angesichts der rapiden Bevölkerungszunahme im Zuge der Industrialisierung auch der großflächige ingenieurtechnische Ausbau der Fließgewässer (Patt, 2018; Zerbe, 2019). Bis in die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts hielt sich die Auffassung, die Natur werde durch die menschliche Kultur erst vervollkommenet (Körner, 2001). Der ursprüngliche, landschaftsprägende Zusammenhang des Gewässers mit seinem Umland wurde zugunsten wirtschaftlicher Nutzung verändert und eingeschränkt. Die Fließgewässer wurden nutzungs- und sicherheitsorientiert umgestaltet (Minor, 2000). Vor allem mittlere und große Flüsse wurden hinsichtlich der Schiffbarkeit optimiert, um mit größeren Schiffen Waren schneller und günstiger transportieren zu können (Nobis et al., 2020).

Ein bekanntes Beispiel ist die Rheinbegradigung von 1817 bis 1876 unter Planung und Leitung des badischen Ingenieurs Johann Gottfried Tulla (1770-1828). Die jährlich wiederkehrenden Überschwemmungen in der Oberrheinebene verursachten damals immense Schäden. Durch die Begradigung hoffte man, bis dato nicht nutzbares Land in den Rheinniederungen nutzbar zu machen. Zeitgleich sollten sich dadurch die bisherigen Kosten für den Hochwasserschutz, v.a. die Deichunterhaltung reduzieren. Zudem sollten sich die Bedingungen für die Schifffahrt verbessern: Der Rhein sollte ganzjährig schiffbar sein, der Wasserweg sich verkürzen und dabei zugleich sicherer zu navigieren sein. Ein weiteres Ziel war, durch die Korrektur auch Krankheiten wie Malaria zurückdrängen zu können. Die Begradigung selbst geschah durch enge Leitkanäle, die durch die Mäander gestochen wurden. Die Öffnung des Durchstichs geschah bei möglichst hohem Wasserstand, um die Strömung des Rheins für das Freiräumen der vorgesehenen Abflussbreite von etwa 300 Metern zu nutzen. War dies geschehen, wurden die Ufer befestigt und die bisherigen Mäanderschlingen vom Hauptstrom abgetrennt (Kieser, 2003; Rösch, 2009).

Im 20. Jahrhundert hatte sich die Geschwindigkeit und Intensität, mit der Gewässer umgestaltet wurden, nochmals stark erhöht (Berger, 2018). Ende der 1960er Jahre war der Höhepunkt des rein technischen Gewässerausbaus erreicht. Natürliche Fließgewässer wurden kanalartig ausgebaut und im Zuge dessen begradigt und vertieft (Lüderitz & Jüpner, 2009). Normierte Böschungsprofile ermöglichten die einfache maschinelle Unterhaltung. Die höhere hydraulische Leistungsfähigkeit der eingetieften Fließgewässer bewirkte zusätzlich, dass diese im Hochwasserfall weniger häufig ausufernten und dadurch die Tiefenerosion weiter verstärkt wurde. Mit zahlreichen Querbauwerken wurde dieser Tendenz entgegengewirkt und die Uferböschungen zusätzlich befestigt. Um maximale Abflussleistung zu erreichen, waren die technische Ausbauförmungen durch gleichmäßige, möglichst glatte Gerinnequerschnitte gekennzeichnet. Die Folgen der Ausbaumaßnahmen waren eine schlechte Wasserqualität, ausgeprägtere Hochwässer und verstärkte Erosion, welche wiederum einen technischen Ausbau nach sich zogen (Jürging & Patt, 2005; Patt et al., 2009).

Als Folge des Gewässerausbaus entstanden Bäche und Flüsse mit monotonen Gewässerstrukturen und einheitlichen Strömungsmustern. Dadurch werden die Abfluss- sowie Geschiebe- und Sedimentdynamik stark beeinträchtigt (Wieprecht & Hartmann, 2010).

### 2.2.1 Morphodynamik und Habitate in natürlichen Fließgewässern

Fließgewässer lassen sich in Bezug auf ihre Dynamik und morphologische Entwicklung räumlich und zeitlich in verschiedenen Skalen betrachten. Auf der obersten Stufe steht das gesamte Einzugsgebiet, welches sich aus mehreren Flusssystemen zusammensetzt. Diese Flusssysteme unterteilen sich wiederum in unterschiedliche Flussabschnitte. Die Habitate befinden sich auf der untersten Stufe. Habitate sind die Lebensräume, in denen sich die Gewässerorganismen aufhalten. Sie werden räumlich durch die jeweilige Wassertiefe, Strömungsverhältnisse und Sohlsubstratgröße abgegrenzt. Es wird dabei zwischen Makro-, Meso- und Mikrohabitaten unterschieden (Jungwirth et al., 2003).

Dabei besteht ein direkter Zusammenhang zwischen der Erholungszeit eines Habitats und seiner räumlichen Dimension (siehe Abbildung 2-2). Je großräumiger die Betrachtungsebene, desto langsamer laufen die Veränderungsprozesse ab. Habitate formen sich beispielsweise in wenigen Monaten oder Jahren um, während sich Flussläufe über Jahrtausende verändern. Für die Veränderungsprozesse ist neben dem Klima und dem Untergrund der Abfluss und damit der Geschiebehaushalt ein bestimmender Parameter (Frissell et al., 1986; Jungwirth et al., 2003).

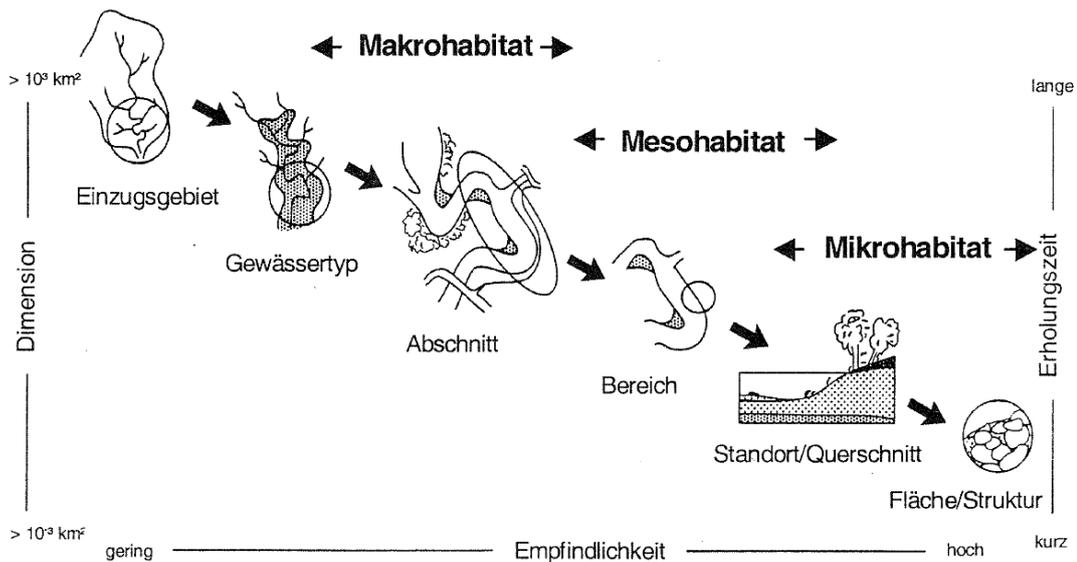


Abbildung 2-2: Darstellung der Fließgewässer nach Dimensionen und zugeordnete Habitats (Frisell et al. 1986, verändert nach Schneider, 2001)

Fließgewässer sind durch ein zeitlich wie räumlich vielfältiges, dynamisches Prozessgeschehen geprägt und werden im Wesentlichen von den geomorphologischen Gegebenheiten ihres Einzugsgebiets geprägt (Binder et al., 2016; Jungwirth et al., 2003). Ein kurzer Überblick über die verschiedenen Einflussfaktoren und ihre Wechselbeziehungen befindet sich in Abbildung 2-3.

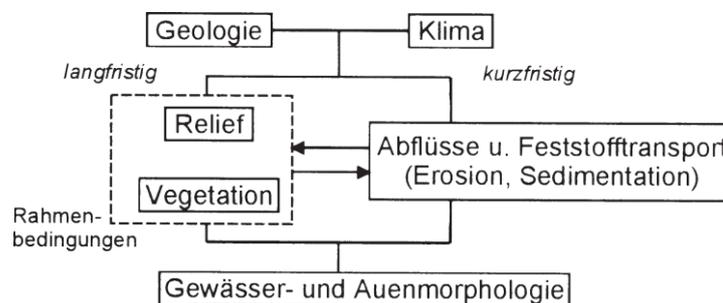


Abbildung 2-3: Einflussfaktoren der Fließgewässerentwicklung (Patt et al., 2009)

Auf der Makro-Ebene werden die Form und Größe des Gewässers und seiner Auen von Geologie, Klima und Topographie des Einzugsgebiets sowie der Landnutzung bestimmt. Wichtige Einflussfaktoren sind Klima, Geologie, Tektonik, Relief, Boden und Vegetation, und in Abhängigkeit davon, der Oberflächenabfluss und der Abtrag von Landflächen. Diese übergeordneten Faktoren haben direkten Einfluss auf die Hydrologie und somit auf die Abflussdynamik und den Sedimenttransport des Gewässers, welche seine Form aktiv gestalten (Frissell et al., 1986). Durch die zeitlichen Änderungen der Einflussfaktoren und die Rückkopplung der Morphologie mit der Strömung wird kein statisches Gleichgewicht erreicht, sondern es herrscht ein dynamisches morphologisches Gleichgewicht (Leopold & Wolman, 1957).

Unter diesen Bedingungen formen die Gewässer ihr Bett und die angrenzenden Talräume durch Erosion, Transport von Sedimenten und deren anschließende Deposition an anderer Stelle aus. Diese Dynamik sorgt für das Entstehen mesoskaliger Strukturen, wie z. B. Einschnittstiefe, Sedimentbeschaffenheit, Querschnittsform oder Riffle-Pool-Strukturen, welche sich in Zeiträumen von Monaten bis Dekaden entwickeln und verändern. Durch die Hydromorphologie des Gewässers werden

wiederum die mikroskaligen Bedingungen wie Hydraulik bzw. Fließgeschwindigkeiten, Wasserstände und Schubkräfte sowie die Substrate beeinflusst. Daraus ergibt sich ein großes Mosaik verschiedener Lebensräume, das einem kontinuierlichen Wandel unterworfen ist. Veränderungen lassen sich innerhalb von Tagen bis Wochen feststellen. Dementsprechend entwickeln sich charakteristische abiotische und biotische Strukturen (Berger, 2018; Frissell et al., 1986; Thomson et al., 2001).

In ihrer Funktion als Ökosysteme weisen Fließgewässer im Vergleich zu terrestrischen Ökosystemen und zu Stillgewässern große Unterschiede auf. Abflussbedingt sind sie durch lineare Strukturen charakterisiert. In natürlichen Fließgewässern sind daher alle Lebensräume von der Quelle bis zur Mündung durchgängig miteinander verbunden (Ellenberg & Leuschner, 2010). Als lang gestreckte Übergangszonen verbinden die Uferbereiche aquatische und terrestrische Systeme, so entsteht eine starke Vernetzung des Fließgewässers mit der Aue. Dies beinhaltet nicht nur den Wasserkörper selbst, sondern auch das Interstitial, die Uferbereiche und die Aue. Sie bieten somit große Austauschflächen mit dem terrestrischen Lebensraum, aber auch dem Untergrund und nicht zuletzt durch ihre große Wasseroberfläche mit der Atmosphäre. Dadurch sind vielfältige Migrations- und Austauschprozesse möglich. Neben dieser Längsvernetzung liegt natürlicherweise auch eine Quervernetzung vom freien Fließwasser bis zur Hartholzauve vor (Binder et al., 2016).

Fließgewässer sind wichtig für die Gesteins- und Nährstoffkreisläufe und verbinden als Bindeglieder verschiedene, zum Teil auch stark zeitlich und räumlich getrennte, Ökosysteme miteinander. Sie prägen und formen somit die umliegende Landschaft entscheidend mit (Botsch, 2018; H. Fischer, 2019; Nobis et al., 2020; Schmutz & Sendzimir, 2018). Ein natürliches Fließgewässer stellt von der Quelle bis zur Mündung ein Kontinuum dar, bei dem ein ständiger Individuen- und Artenaustausch stromauf und stromab stattfindet (Schuhmacher, 1991).

Da Fließgewässer natürlicherweise von Auwäldern begleitet werden, stellen sie somit auch Ausbreitungsbänder für alle auentypischen Arten dar und sorgen zudem für eine biologische Vernetzung angrenzender Ökosysteme (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1987; Zerbe, 2019).

Auen speisen bei anhaltendem Niedrigwasser des Flusses oder längeren Trockenperioden stehende Gewässer und wasserabhängige Landökosysteme mit Wasser. Daher bezeichnet man Fließgewässer auch als offene Ökosysteme mit einem ausgeprägten Stoff- und Energiedurchfluss. Sie besitzen eine wichtige Funktion als Sediment- und Nährstoffspeicher (Geist & Auerswald, 2016; Schönborn & Risse-Buhl, 2013). Dementsprechend haben flussaufwärts gelegene Abschnitte starken Einfluss auf flussabwärts gelegene Strecken. Dies ist der Grund dafür, dass Fließgewässer in der Regel von der Quelle bis zur Mündung vor allem physikalische und daraus resultierend auch biotische Gradienten aufweisen (Jungwirth et al., 2003; Jürging & Gröbmaier, 1996). Auen bieten Retentionsraum bei Hochwasser und schützen so das Hinterland vor Überflutung (Acreman et al., 2003; Jüpner, 2005). Sie weisen zudem eine hohe Biodiversität auf, da sie durch eine große Habitat-Heterogenität charakterisiert sind (Meyer, 2017).

Ökosysteme werden durch ihre individuellen Ökosystembausteine charakterisiert. In Bezug auf Fließgewässer sind dies hauptsächlich dynamische Bausteine wie beispielsweise Morphologie und Abflusssdynamik, aber sie werden auch durch andere Komponenten wie Nahrungsnetze sowie typische Flora und Fauna definiert. Die Ökosystembausteine sind von den naturräumlichen Eigenschaften des Einzugsgebietes beeinflusst: Entscheidend sind hier vor allem die Größe, des Einzugsgebietes, seine Geografie, Klima, Geologie, Relief, Boden und Vegetation. Daraus resultiert der oberflächennahe Abfluss sowie der Abtrag und die Anlandung von Landfläche. Eine hohe morphologische Dynamik ist das Resultat und ebenfalls charakteristisch für Fließgewässer (Ellenberg &

Leuschner, 2010; Schönborn & Risse-Buhl, 2013). Je vielfältiger die morphologischen Randbedingungen sind, desto höher auch die Diversität an Fließgeschwindigkeiten (Vargas-Luna et al., 2019).

Die Abflussdynamik ist die treibende Kraft der morphologischen Prozesse in einem Fließgewässer und beeinflusst so entscheidend die Standortfaktoren der einzelnen Habitats. Je diverser sich die Abflussdynamik darstellt, desto diverser sind auch die Habitats, die dadurch geprägt werden (Díaz-Redondo et al., 2017; Vargas-Luna et al., 2019).

Niedrig- und Mittelwasserabflüsse stellen wichtige Kenngrößen für die Ökosystemprozesse eines Fließgewässers dar. Für die Hydromorphologie sind hingegen die Hochwässer entscheidend. Sie haben eine hohe Relevanz für den Transport von Sedimenten, Nährstoffen und Pflanzen (Shi et al., 2017). Infolge des starken Strömungsgangriffs verlagert sich das Flussbett und es werden neue Sand- und Kiesbänke gebildet (Botsch, 2018; Pan et al., 2012). Durch die Quervernetzung mit der Aue wird diese periodisch mit mehr Wasser versorgt, was unerlässlich für die dortige Fauna und Flora ist (Meyer, 2017). Im Fließgewässer wird durch die Umlagerungen eine Vielzahl von Lebensräumen zerstört (Lozán et al., 2008). Die Lebensgemeinschaften haben sich an diese starke Zerstörung von Teil-Lebensräumen bei Hochwasser angepasst. Durch spezifische Sukzessionsabfolgen erneuert sich das Ökosystem innerhalb kürzester Zeit selbst. Diese hohe zeitliche und räumliche Dynamik ist eine der zentralen Eigenschaften von Flussökosystemen (Haidvogel et al., 2008; Schmutz & Sendzimir, 2018).

Kurzfristige, extreme morphologische Veränderungen werden durch Hochwässer mit einer Jährlichkeit von 50 bis 100 Jahren ausgelöst. Auch wenn bei diesen extremen Abflussereignissen große Mengen an Sediment bewegt werden, treten sie sehr selten auf. Kleinere Hochwässer, die alle 10 Jahre oder häufiger auftreten, haben eine mindestens ebenso bedeutende Rolle für die gewässermorphologische Entwicklung. In natürlichen Gewässern werden 98 bis 99 % des transportierten Sediments bei kleinen Hochwässern und geringeren Abflüssen transportiert (Wolman & Miller, 1960). Die größte Gestaltungswirkung tritt folglich nicht bei extremen Hochwässern, sondern bei mittleren Hochwasserabflüssen auf. Diese sogenannten bettbildenden Hochwässer wirken zudem länger und konzentrierter als ausufernde kurzzeitige Spitzen (Gebler, 2005). Die Überflutungsdynamik ist demnach eine treibende Kraft beim Stofftransport und der Ausbreitung von Organismen und trägt somit maßgeblich zu funktionierenden Nahrungsnetzen bei (Junk & Wantzen, 2004).

Im Verlauf des Fließkontinuums ändern sich die naturräumlichen Gegebenheiten und folglich auch die abiotischen Merkmale eines Fließgewässers. Sie spiegeln sich in den biologischen Gradienten für ein Fließgewässer, vor allem in Bezug auf den Abfluss von Hochwasserwellen, Sediment- und Nährstofftransport sowie Migration der wasser gebundenen Fauna wieder (Junk et al., 1989; Sedell et al., 1989). Daraus folgt eine kontinuierliche Veränderung der Standortverhältnisse und Biozönosen im Längsverlauf (Doretto et al., 2020).

Die Lebensraumfunktion wird durch unterschiedliche physikalische, chemische und biotische Faktoren geprägt. Durch Kombination der verschiedenen Faktoren gibt es in natürlichen Fließgewässern eine Vielzahl von unterschiedlichen Lebensgemeinschaften. Sie lassen sich auch durch bestimmte Faktoren oder Faktorenkombinationen in mehr oder weniger abiotisch oder biotisch klar definierte Fließabschnitte einteilen, z. B. in sogenannte Fischregionen (Ellenberg & Leuschner, 2010).

Zu den physikalischen Faktoren gehören beispielsweise Temperatur-, Lichtverhältnisse oder die im Gewässerbett vorhandenen morphologischen Strukturen. Zu den chemischen Faktoren zählen der Sauerstoffgehalt, gelöste anorganische Stoffe, vor allem Nährstoffe, während die biotischen Faktoren vor allem durch die Nahrungsketten, organischen Strukturen und die Durchgängigkeit geprägt sind. Für das Gewässer als Lebensraum hat der Eintrag von organischen Materialien durch Pflanzen, Sträucher und Bäume eine erhebliche Bedeutung. Die oben genannten Parameter können sich zudem dynamisch ändern, z.B. in Abhängigkeit der Jahreszeit oder des Tag- und Nachtrhythmus (Patt et al.,

2009). Der aquatische Lebensraum wird vor allem von Fischen, Invertebraten, Krebsen und Mollusken besiedelt. Daneben existieren in unmittelbarer Nähe zu Fließgewässern und deren Auen eine Vielzahl von Habitaten. Diese werden von verschiedenen Tieren unterschiedlichster Taxa als Lebensraum genutzt (Meyer, 2017).

In einem natürlichen Fließgewässer werden durch diese unterschiedlichen Strukturen abwechslungsreiche Strömungsmuster erzeugt und damit eine artenreiche Besiedlung ermöglicht (Binder et al., 2016). Die Sohlstruktur wird maßgeblich durch das natürliche Substrat und seine Diversität geprägt. Zusätzlich zu den mineralischen Substraten haben Detritus und Totholz eine große Bedeutung für die Entwicklung von Strukturen und damit auch von Habitaten. Auch höhere aquatische Pflanzen beeinflussen die Sohlstrukturen. Damit sind Sohl- und Uferstrukturen sowie Totholz in naturnahen Gewässern zugleich Ergebnis und Auslöser variierender Strömungs- und Sedimentationsverhältnisse (TLUG, 2011). Bei vielfältiger Ausprägung der Sohlmorphologie steigt die Diversität der verfügbaren Habitate an, dadurch steigt die Artenvielfalt im Gewässer (Amoros et al., 1987; Gostner, 2012; Hauer et al., 2008; Jungwirth et al., 2003; Parasiewicz et al., 2013).

Jungwirth (1981) konnte zeigen, dass die Breiten- und Tiefenvarianz mit der Diversität der Fischarten korrelieren. Das gilt auch für Fließgewässer außerhalb der Furkationszone, wo die regelmäßige Abfolge von Schnellen und Stillen und die tiefen Wasserbereiche an den Prallufeln bzw. Flachwasserzonen an den Gleitufeln ebenfalls eine hohe Tiefenvarianz bedingen. Miller et al. (2010) konnten anhand einer Meta-Analyse von 24 verschiedenen Studien nachweisen, dass Habitat-Heterogenität einen signifikanten positiven Effekt auf die Artenvielfalt von Makroinvertebraten aufweist. Die Abundanz wurde jedoch nur leicht positiv beeinflusst.

Bei aquatischen Makroinvertebraten korreliert die Substratvielfalt von Schlick bis zu grobem Kies positiv mit der Biomasse und der Artenzahl im Fließgewässer (Pan et al., 2012).

Das Selbstreinigungsvermögen in turbulenten Fließgewässerabschnitten ist größer als in langsam fließenden oder gestauten Abschnitten. Ein Großteil der Stoffwechselfvorgänge findet hier im Kies-Lücken-System an der Sohle statt. Eine gute Durchströmung führt zu einem hohen Selbstreinigungsvermögen. Durch den regen Kontakt der abzubauenen Stoffe mit dem Biofilm auf Steinen und Wurzeln werden Abbauprozesse beschleunigt (Neumann, 1979).

Flüsse und deren Auen gehören zu den artenreichsten Ökosystem in Mitteleuropa. Dadurch sind sie naturschutzfachlich sehr wertvoll (Ellenberg & Leuschner, 2010; Meyer, 2017). Sie bieten vielen besonders seltenen und gefährdeten Arten geeignete Lebensräume. Heute sind vor allem Flussauen Schutzgebiete für gefährdete Vögel, Reptilien, Amphibien und Wirbellose Habitats (F. M. R. Hughes et al., 2005; Konold et al., 2013, 2016; Scholz et al., 2015).

Durch die in der Vergangenheit stattgefundenen Ausbaumaßnahmen und die intensive Gewässerunterhaltung sind die meisten Gewässern heute strukturell stark beeinträchtigt. Unveränderte Fließgewässer sind in der heutigen Landschaft nur noch selten anzutreffen (Verdonschot et al., 2013). Die wasserbaulichen und siedlungswasserwirtschaftlichen Einflüsse stellen mögliche Hindernisse für die Entwicklung einer dem natürlichen Gewässertyp entsprechenden aquatischen Lebensgemeinschaft dar (DWA, 2009). Die Auswirkungen der Ausbaumaßnahmen werden in den nächsten beiden Unterkapiteln vorgestellt.

### 2.2.2 Einfluss des Gewässerausbaus auf chemisch-physikalische Faktoren und die Biozönose

In ausgebauten Fließgewässern werden alle wichtigen physikalischen und chemischen Faktoren mehr oder minder stark beeinflusst und damit die Konditionen für die jeweiligen Lebensräume mitunter extrem abgewandelt. Die Auswirkungen der wasserbaulichen Maßnahmen auf Hydraulik, Abflussdynamik und Morphologie haben letztlich auch einen großen Einfluss auf die ökologischen Prozesse im Fließgewässer (Baur, 2020).

Die durch den Ausbau von Fließgewässern bedingten weitreichenden und landschaftsprägenden Veränderungen führten zwangsläufig zu Veränderungen der natürlichen Hydraulik und damit auch zu Veränderungen in der Abflussdynamik. Als Konsequenz ändert sich die Morphologie des Fließgewässers sowie seiner Auen (Konold et al., 2013). Änderungen in der Hydrologie des Einzugsgebiets oder geomorphologischer Charakteristiken haben einen großen Einfluss auf die Habitatqualität auf der Mikro- und Mesoskala (Dunbar et al., 2010; Malmqvist & Rundle, 2002). Dadurch ist es in der Regel nicht möglich, dass sich eine dem guten ökologischen Zustand entsprechende Besiedlung entwickeln kann (Kamp et al., 2007; Verdonschot et al., 2013).

Die Durchgängigkeit von Fließgewässern und ihren Ufern ist Grundvoraussetzung für die Auf- und Abwärtswanderung aquatischer und amphibischer Organismen (siehe Kapitel 2.2.1). Wichtig ist daher die ausreichende Vernetzung der Teillebensräume unterschiedlicher Lebensstadien, da vor allem Fische ein ausgeprägtes Wanderverhalten zeigen. Sie wechseln beispielsweise je nach Stadium zwischen verschiedenen Teillebensräumen oder legen eine mehr oder weniger lange Laichwanderung zurück, um den passenden Standort für die Eiablage zu finden (Becker & Ortlepp, 2019; Schneider, 2001). Somit ist die Durchgängigkeit für ihren Schutz und die Wiederausbreitung nach Störereignissen unabdingbar. Eine besondere Einschränkung für die Fließgewässer stellen daher Querbauwerke dar, z.B. Stauwehre in Verbindung mit Energiegewinnung aus Wehranlagen zur landwirtschaftlichen Bewässerung sowie nicht naturnah gestaltete Querbauwerke zur Sohlenstabilisierung. Sie beeinträchtigen die biologische Durchgängigkeit der Fließgewässer und verhindern Fischwanderungen und Diasporetransport (Zerbe, 2019). Vor allem im urbanen Raum ist die Durchgängigkeit oft durch Bauwerke zur Energiegewinnung (Wehre, lange Durchlässe oder Verrohrungen) eingeschränkt (DWA, 2009, 2014).

In einem natürlichen Fließgewässer werden durch unterschiedliche Strukturen diverse Strömungsmuster erzeugt und damit eine artenreiche Besiedlung ermöglicht (Binder et al., 2016). Um eine maximale Abflussleistung zu erreichen, sind technische Ausbauförmungen jedoch durch gleichmäßige, möglichst glatte Gerinnequerschnitte gekennzeichnet (Patt et al., 2009). Durch in der Vergangenheit stattgefundene Ausbau- und Unterhaltungsarbeiten wurden die meisten ein natürliches Gewässer charakterisierenden morphologischen Gewässerstrukturen entfernt, wodurch die Sohle degradierter und begradigter Fließgewässer vergleichsweise eben ist (Brunke, 2012).

Vor allem diese durch die Umgestaltungsmaßnahme bedingte Homogenisierung der Gewässersohle, der Uferbereiche und des Flussschlauches hat zusammen mit der veränderten Abflussdynamik negative Folgen. Nach Untersuchungen von Kollmann et al. (2019) korreliert Homogenität negativ mit Biodiversität und Habitatvielfalt. Durch den Verlust der Habitatvielfalt nimmt die Zahl der Arten in einem Ökosystem ab, da die Artenzahl mit der potenziellen Anzahl der ökologischen Nischen, die besetzt werden können, gekoppelt ist. Infolgedessen sinkt die Anzahl der Tier- und Pflanzenarten im und an den Fließgewässern durch die wasserbaulichen Maßnahmen (Birnie-Gauvin et al., 2017; Kollmann et al., 2019). Besonders betroffen sind spezialisierte Arten, die sich an extreme ökologische

Nischen angepasst haben, aber oftmals konkurrenzschwach sind (Patt, 2016). Vor allem in kleinen Bächen sind die meisten Fischarten ausgewiesene Spezialisten (Gorman & Karr, 1978).

Die geringe Strukturvielfalt fördert so das Vorkommen von Ubiquisten und Neozoen, denn die einheitlichen hydraulischen Einflussgrößen setzen keine Spezialisierung voraus (Schmutz & Sendzimir, 2018). Langlebige und große Arten werden in ausgebauten Flussabschnitten zugunsten von kleinen, schnelllebigen Opportunisten verdrängt (Shields Jr. et al., 1994). Der Gewässerausbau führt schlussendlich zu verminderter Stabilität und Diversität aquatischer Ökosysteme (Gorman & Karr, 1978).

Vor allem Flachwasserzonen, die als Rückzugsgebiete und Kinderstuben für die Fischfauna dienen, sind in ausgebauten Gewässern nur noch selten vertreten. Sie finden sich nur noch in wenig strömungsexponierten Bereichen, wie Gleithängen in der Flusskurve und ausbaubedingten Sekundärhabitaten wie verlandete Bühnenfelder. Während Hochwasserereignissen verschlechtern sich dadurch für viele Arten die Lebensbedingungen in ausgebauten Fließgewässern. Erhöhte Fließgeschwindigkeiten, fehlende Einstände und die extrem hohe Schwebstoffbelastung stellen eine besondere Stressbelastung da, vor allem da Rückzugsräume in Form von strömungsberuhigten Bereichen fehlen: Diese wurden vor dem Gewässerausbau vor allem in den überschwemmten Auebereichen gefunden (Zauner & Schiemer, 1994).

Viele Fischarten benötigen Pool-Habitate und Unterstände, z.B. Totholz, also langsam fließende tiefe Habitate mit Sichtschutz für große Individuen und adulte Altersstadien. Diese bieten nicht nur Schutz vor Fressfeinden, sondern auch vor starken Strömungen besonders im Hochwasserfall (Becker & Ortlepp, 2019; Meffe & Sheldon, 1988). Ausgebaute Gewässerabschnitte stellen aufgrund fehlender Unterstände und Pool-Habitate, einheitlicher stabiler Sohlsubstrate und hoher Sedimentfrachten also schwierige Lebensräume für viele Fischarten dar (Shields Jr. et al., 1994).

Die Tiefenerosion und folgende Sohleintiefung hat starke Auswirkungen auf Fluss-Ökosysteme (Patt & Jüpner, 2020; Schmutz & Sendzimir, 2018; Schönborn & Risse-Buhl, 2013; Tönsmann, 1996; Valentin & Urban, 2020). Durch Flussbegradigungen wurde die Lauflänge vieler Fließgewässer gekürzt, z.B. um 187 km auf 866 km an der Oder (Zerbe, 2019). Infolge der daraus resultierenden Erhöhung des Fließgefälles steigt die Sohlschubspannung und damit initial die transportierte Feststoffmenge. Es entsteht ein monotones Fließgewässer mit geringer Tiefenvarianz und, durch die zunehmende Abpflasterung der Sohle bedingt, auch geringer Substratdiversität (Heimerl, 2017). Das Fließgewässer nähert sich strukturell einem Kanal an (Bondar-Kunze et al., 2016; Botsch, 2018). Die höhere Leistungsfähigkeit der eingetieften Fließgewässer bewirkt zusätzlich, dass diese im Hochwasserfall weniger häufig ausufern und dadurch die Tiefenerosion weiter verstärkt wird. Die räumliche Habitatdiversität nimmt ab und die Verbindung zwischen Flussschlauch und Vorland wird gestört. Durch die Trennung der Aue vom Fluss entstehen Altwasser und Altarme, die schnell verlanden oder als Kiesgruben ausgebaggert werden (Meyer, 2017). Altarmsysteme degenerieren zu weitgehend stagnierenden Stillgewässern, die nur bei hoher Wasserführung durchflossen werden. Shields Jr. et al. (1998) konnten zeigen, dass die durch Kanalisierung der Donau verstärkte Austiefung der Gewässersohle zu einer Reduktion der Tiefenvarianz führte. Dies wird durch fortlaufende Baggerungen in den Furten weiter gemindert und führte so zu weitreichenden Veränderungen in den Lebensgemeinschaften.

Shields Jr. et al. (1994) untersuchten drei von Tiefenerosion betroffene kanalisierte Flussabschnitte und verglichen diese mit einem naturnahen Referenzgewässer im Nordwesten von Mississippi in den USA: Sie konnten zeigen, dass die Habitatqualität in den kanalisierten Abschnitten kleiner war als im Referenzgewässer. Bei niedrigen Abflüssen sind tiefenerodierte Flüsse von flachen sandigen Habitaten mit mittleren bis hohen Froude-Zahlen geprägt. Im Gegensatz dazu bieten natürliche Fließgewässer höhere Wassertiefen, mehr Totholz und tiefe Kolke als Habitate. Dementsprechend waren im

ausgebauten Fließgewässer kleinere Fische und weniger Fischarten zu finden als im unbeeinflussten Referenzgewässer. Der Artenreichtum korrelierte dabei negativ mit der mittleren Froude-Zahl im Gewässerabschnitt, die als Indikator für die Verfügbarkeit von Pool-Habitaten bestätigt werden konnte (Shields Jr. et al., 1994).

Damit das Gewässer seinen Lauf nicht verlagert und die Uferböschungen trotz der fortschreitenden Eintiefung stabil bleiben, wurden diese mehr oder weniger stark befestigt. So kennzeichnet auch viele Vorländer der Fließgewässer eine Strukturarmut, da auf ihnen meist nur rasenartige Vegetationsformationen geduldet werden. Diese auf den Hochwasserabfluss ausgerichtete Nutzung muss durch die Gewässerunterhaltung aufwändig aufrechterhalten werden (Patt et al., 2009).

Durch Ufer- und Sohlbefestigung und auch Eindeichung wird die Geometrie des Gewässers fest vorgegeben und eine eigendynamische Entwicklung, die wieder zu einer Steigerung der Habitatvielfalt führen könnte, unterbunden. Zudem wird die Wasser-Land-Vernetzung unterbrochen (H. Fischer, 2019; Kaiser et al., 2018; Shields Jr. & Hoover, 1991). Es entstehen Bäche und Flüsse mit monotonen Gewässerstrukturen und einheitlichen Strömungsmustern. Dadurch werden Abfluss- sowie Geschiebe- und Sedimentdynamik stark beeinträchtigt (Wieprecht & Hartmann, 2010). Flache Bereiche mit geringen Fließgeschwindigkeiten, z.B. Sand- oder Kiesbänke als auch tiefe Kolke können sich durch die monotonen Strömungsbedingungen nicht ausbilden. Die Habitatvielfalt bleibt gering (Damm, 2020; Kollmann et al., 2019). Es kann sich in dem betroffenen Gewässerabschnitt kein feines Sohlmaterial mehr akkumulieren. Dies wirkt sich negativ auf die Substratvielfalt aus (Nobis et al., 2020).

Künstliche Ufer- und Sohlstrukturen wie Steinschüttungen oder Ufermauern wirken sich negativ auf die Fischfauna aus (Shields Jr. et al., 1994). In Flachlandflüssen konnte von Birnie-Gauvin et al. (2017) gezeigt werden, dass bis zu 40 % der Fischhabitate durch Verbauungen der Gewässersohle verloren gehen. Es zeigte sich, dass der Anteil der künstlichen Strukturen an der Uferlinie invers mit der Artenanzahl und der Anwesenheit gefährdeter rheophiler und limnophiler Fischarten korrelierte (Wolter, 2001). Juvenile Salmoniden profitieren zwar von einer Sicherung mit Wasserbausteinen. Jedoch besitzen derart geschützte Ufer weniger Uferanbrüche, Unterstände und Totholzvorkommen, daher werden andere Altersstadien von dieser Art der Ufersicherung negativ beeinflusst (Schmetterling et al., 2001). Uferschutzmaßnahmen verhindern laterale Erosion von Ufern. Diese Uferanbrüche haben jedoch eine wichtige Funktion als Unterstand und Sommerhabitat für Salmoniden (Beamer & Henderson 1998 zitiert in Schmetterling et al., 2001). Die Befestigung von Ufern und Böschungen führt zu einem Verlust der Habitate für Pionierpflanzen wie Weiden und Erlen und fördert das Aufkommen von Neophyten (Leuschner & Ellenberg, 2017). Dies führt zu einer Reduktion der Vermehrungshäufigkeit der auentypischen Vegetation um bis zu 70 % (van Oorschot et al., 2016).

Der kanalartige Ausbau der Fließgewässer und die damit verbundene Trennung von Aue und Fließgewässer führt zu zusätzlichen Problemen außerhalb des Fließgewässers selbst. Dadurch, dass die Verbindung von Fließgewässer und Auen nicht mehr intakt ist, entstehen aus den Auen, die keinen Zugang mehr zum Fließgewässer haben, Altgewässer und Altarme. Durch die geringere Verweilzeit der Hochwässer in den Auen sinkt die Grundwasserneubildung ab und es kommt zur Verlandung. Zudem trocknen die noch an den Fluss angebotenen Bereiche der Aue zunehmend aus. Dadurch geht die natürliche Funktion der Aue als Retentionsfläche, Wasserspeicher und Gebiete mit einer vielfältigen Biodiversität verloren. Dadurch, dass weniger Retentionsfläche vorhanden ist, werden die Abflüsse im Gewässerschlauch schneller abgeleitet. Daraus resultieren kürzere und zugleich höhere Abflussspitzen und häufigere und längere Niedrigwasserphasen (Konold et al., 2013; Meyer, 2017; Patt, 2016).

Durch unterschiedliche anthropogene Einflüsse wie die Entwässerung großer Bereiche, aufgrund des Hochwasserschutzes und eine ökonomisch orientierte Bewirtschaftung der Auwälder, wird zudem die natürliche Quergliederung der Aue gestört. Vor allem das Fehlen der Pioniervegetation, die wichtig für die longitudinale und laterale Vernetzung ist, hat schwere negative Auswirkungen auf das Ökosystem (van Oorschot et al., 2016) Hinzu kommt die historische Rodung von Auenwäldern zur Gewinnung fruchtbaren Ackerbodens (Meyer, 2017). Auen gehören dementsprechend zu den stark gefährdeten Ökosystemen. In Deutschland befinden sich nur noch ca. 10 % der Auen in einem naturnahen Zustand. Sie gelten als „stark gefährdet bis von vollständiger Vernichtung bedroht“ (Finck et al., 2017, 2017).

Angesichts der Begradigungen und die Befestigung der Flussufer sowie der Sohle hat sich in vielen mittleren und größeren Fließgewässern gezeigt, dass sich die typischen Fischregionen Richtung Quelle verschieben, da der charakteristische Ablauf der abiotischen und biotischen Gradienten im Längsprofil durch den Ausbau verloren geht (Patt, 2016).

Durch Baggerarbeiten im Zuge der Unterhaltung werden zudem die Lebensräume der sohlorientierten Organismen, u.a. Fische und Makrozoobenthos, vernichtet. Nach Abschluss der Arbeiten werden die neu geschaffenen Lebensräume in der ausgeräumten Sohle wieder besiedelt. Tittizer (1984) konnte anhand von Untersuchungen am Main und der bayerischen Donau zeigen, dass es nach dieser Störung jedoch zwei bis drei Jahre dauert, bis sich die typische Besiedlungsstruktur wiederinstellt.

Durch den Aufstau von Fließgewässern wird die Fließgeschwindigkeit oberhalb von Stauanlagen, Regelungsbauwerken und Wasserkraftanlagen reduziert und es entstehen Staubereiche. Viele Gewässer bilden heute durch die Aneinanderreihung von Wassernutzungen Stauketten. Bei Normal- und Niedrigwasser haben diese Bereiche die Charakteristik eines stehenden Gewässers und nur bei Hochwasser die eines Fließgewässers. Eine geringere Fließgeschwindigkeit bedeutet auch eine entsprechende Reduktion des Transportvermögens der Strömung und damit die Ablagerung von Feinsedimenten. (Graw & Berg, 2011; Patt, 2016). Die veränderten Bedingungen bieten den typischen Fließgewässerarten keinen passenden Lebensraum mehr. Typische Fließgewässerarten wie Barben oder Nase können sich hier nicht ansiedeln, sondern nur Ubiquisten wie beispielsweise Welse (Jürging, 1987). Durch die Querbauwerke werden zudem die natürlichen Feststofftransportprozesse innerhalb des Fließgewässerkontinuums unterbrochen (Damm, 2020; LfU, 2005). Dies begünstigt die weitere Eintiefung der Sohle unterstrom der Querbauwerke, sofern keine Kompensation in Form von Staurobspülungen oder Zugabe von Geschiebe nach der Staustufe erfolgt (Stiefel, 2020).

Staustufen und Wehre beeinträchtigen zudem die biologische Durchgängigkeit der Fließgewässer und verhindern Fischwanderungen und Diasporetransport (Ellenberg & Leuschner, 2010; Heimerl, 2017; Jiang et al., 2011). In ausgebauten Staubereichen kann die plötzliche Absenkung des Wasserstandes in der ablaufenden Hochwasserwelle dazu führen, dass Fische, welche in den Uferregionen nach Schutz gesucht haben, in den plötzlich trockenfallenden Bereichen gefangen werden und dort verenden (Zauner & Schiemer, 1994).

In schiffahrtlich genutzten Gewässern kommt die mechanische Belastung der Sohle und Uferzonen durch Sog und Schwalleinwirkung dazu. An flachen Schotterbänken wird die Wellenenergie der vorbeifahrenden Schiffe über eine lange Strecke abgebaut. Trotzdem treten unter den Jung- und Kleinfischen, die sich bevorzugt in diesen Bereichen aufhalten, starke Verluste auf, da sie schwimmschwach sind (Zauner & Schiemer, 1994).

Eine weitere große Rolle für die Entstehung und Verteilung aquatischer Lebensgemeinschaften spielt das Temperaturregime des Flussabschnitts. Die meisten Organismen, die in Binnengewässern leben sind wechselwarm, ihr Stoffwechsel und somit die Atmung, Verdauung, Wachstum, Reproduktion

etc. hängen wesentlich von der Wassertemperatur ab. Die verschiedenen Arten sind dabei auf unterschiedlich enge oder weite Temperaturspektren angepasst. (Jungwirth et al., 2003)

Gewässerbegleitende Vegetation führt durch die Beschattung vor allem im Sommer zu kühleren Wassertemperaturen. Die fehlende Beschattung führt zu völlig veränderten Strahlungsverhältnissen, da nun die Gewässer zur Vegetationszeit kaum mehr vor der Sonne geschützt sind. Die verstärkt einwirkende Sonnen- und Himmelsstrahlung stellt nun für die Primarproduktion keinen begrenzenden Faktor mehr dar und kann zu kräftigem Pflanzenaufwuchs führen. Dementsprechend erhöht sich auch der Anteil der Weidegänger in der Biozönose (siehe Abbildung 2-4 & TLUG, 2011). Gewässerbegleitende Gehölze bieten Lebensraum für verschiedene Altersstadien von terrestrischen und aquatischen Insekten, die als Fischfutter dienen. Zudem dienen sie im Hochwasserfall als Rückzugsort (Schmetterling et al., 2001).

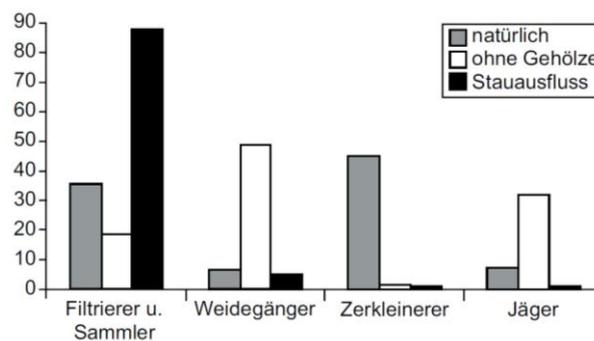


Abbildung 2-4: Verteilung der Ernährungstypen in einem Oberlauf im Frankenwald im natürlichen Zustand, ohne beschattende Gehölze und in der Ausflussbiozönose eines Aufstaus (Patt et al., 2009)

In Bezug auf die chemischen Veränderungen durch den Gewässerausbau stellen vor allem mögliche Stoffeinträge, z.B. durch gereinigte Abwässer, Müllentsorgung im Bauchlauf oder die Nutzung des Gewässers zum Spielen und Baden, für das Gewässer ein weiteres Risiko dar. Trotz hoch entwickelter Systeme von Kanalisation und Abwasserbehandlung können urbane Gebiete das Fließgewässer mit hohen Schadstoffkonzentrationen und Schmutzfrachten belasten. Besonders gravierende Veränderungen der Wasserqualität treten hierbei während der Entlastungen der Misch- und Trennkanalisation auf. Neben einer hygienischen Belastung der Gewässer, z. B. mit fäkal-coliformen Keimen, kann der Gewässerhaushalt mit sauerstoff-zehrenden Substanzen und Feststoffen belastet werden. Aber auch Altlasten können über das Grundwasser oder die Remobilisierung schadstoffbelasteter Sedimente die Gewässer beeinträchtigen. Durch den Eintrag von Feststoffen aus Kanalabschlägen kann zudem das Lückenraumsystem des Bachbetts verstopfen, womit es dort zu Sauerstoffmangel und infolgedessen zur Zunahme weniger anspruchsvoller Sedimentfresser innerhalb der den Gewässerboden bewohnenden Wirbellosenfauna kommen kann (DWA, 2009).

Der Sauerstoffhaushalt eines anthropogen beeinflussten Fließgewässers kann zudem durch Änderung der Fließverhältnisse, Erhöhung der Strahlungsverhältnisse angesichts fehlender Ufervegetation, Erhöhung der Wassertemperatur und Abwassereinleitungen und der damit einhergehenden Sauerstoffzehrung, stark negativ beeinflusst werden (Patt et al., 2009). Mit zunehmender Wassertemperatur nimmt nicht nur der Sauerstoffgehalt des Wassers ab, sondern der Sauerstoffbedarf der wechselwarmen Tiere erhöht sich zudem. Thermische Belastungen, z.B. in Form von Kühlwassereinleitungen, können daher sehr kritisch werden und ggf. zu Fischsterben führen (Jungwirth et al., 2003). Auch Änderungen der Strömungsverhältnisse, z.B. durch den Bau von Staustufen, beeinflussen die Temperaturverteilung sowie den Nähr- und Sauerstoffgehalt des Wassers (Graw & Borchart, 1999).

Schadstoffemissionen von Schiffen, z.B. durch häusliche Abwässer, ölhaltige Bilgenwässer oder toxische Unterwasseranstriche haben einen weiteren negativen Effekt auf die Fischfauna (Zauner & Schiemer, 1994).

Knighton (1998) zeigte, dass der Gewässerausbau zu einer schlechten Wasserqualität, ungewünschter Erosion und einer Verschärfung der Hochwasserabflüsse führen kann. Dies mündet im nächsten Schritt in weiteren technischen Ausbaumaßnahmen, infolge derer sich der ökologische Zustand vieler Fließgewässer im Laufe der Zeit immer weiter verschlechtert (Wieprecht & Hartmann, 2010).

Die Auswirkungen des Gewässerausbaus auf die Biozönose lassen sich am Beispiel der Fischfauna wie folgt zusammenfassen (Fausch et al., 1990; Schmutz & Sendzimir, 2018):

- Anzahl der einheimischen spezialisierten Fischarten sinkt
- Anzahl intoleranter Arten sinkt
- Anteil der Generalisten an der Gesamtzahl der Individuen steigt
- Anteil der Spezialisten wie Insektenfresser und der Fleischfresser am oberen Ende der Nahrungskette sinkt
- Anteil von Allesfressern nimmt zu
- Abundanz der Fische sinkt insgesamt
- zunehmendes Auftreten von Krankheiten, Parasiten und Missbildungen
- Anteil eingewanderter Fischarten nimmt zu

### 2.2.3 Kumulierte Auswirkungen auf den ökologischen Zustand

Die nachhaltigen Folgen des Gewässerausbaus auf den ökologischen Zustand der Fließgewässer werden in diesem Unterkapitel genauer beleuchtet.

Die massiven hydromorphologischen Belastungen und die daraus resultierenden ökologischen Defizite schlagen sich dementsprechend auch in der Bewertung nach WRRL nieder (siehe Abbildung 2-5). Das Umweltziel „guter ökologischer Zustand“ wird in den 3. Bewirtschaftungsplänen von 2021 derzeit nur von 13 % der Fließgewässer in der Bundesrepublik erreicht. Ein „gutes ökologisches Potenzial“ wird 4 % der erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper bescheinigt (BMUV & UBA, 2022). Dies bedeutet, dass ca. 87 % der natürlichen und 96 % der erheblich veränderten Oberflächengewässerkörper (OWK) die Vorgaben der WRRL noch nicht erreichen.

Die Änderungen der Bewertung des ökologischen Zustands und Potenzials zwischen den Jahren 2015 und 2021 zeigen nur minimale Verbesserungen in der Zielerreichung. Der Anteil der mit „sehr gut“ oder „gut“ bewerteten Oberflächengewässer ist zwischen dem 2. und 3. Berichtszeitraum der WRRL nur um 1,1 % gestiegen (BMUV & UBA, 2022).

Die beiden häufigsten Ursachen, dass ein „guter ökologischer Zustand“ nicht erreicht wird, sind nach BMUV & UBA (2022):

- zu hohe, meist aus der Landwirtschaft stammende Belastungen durch Nährstoffe, Feinsedimenteinträge und Pflanzenschutzmittel
- hydromorphologische Degradation der Gewässer durch Verbauung und Begradigung sowie die unterbrochene Durchgängigkeit der Fließgewässer.

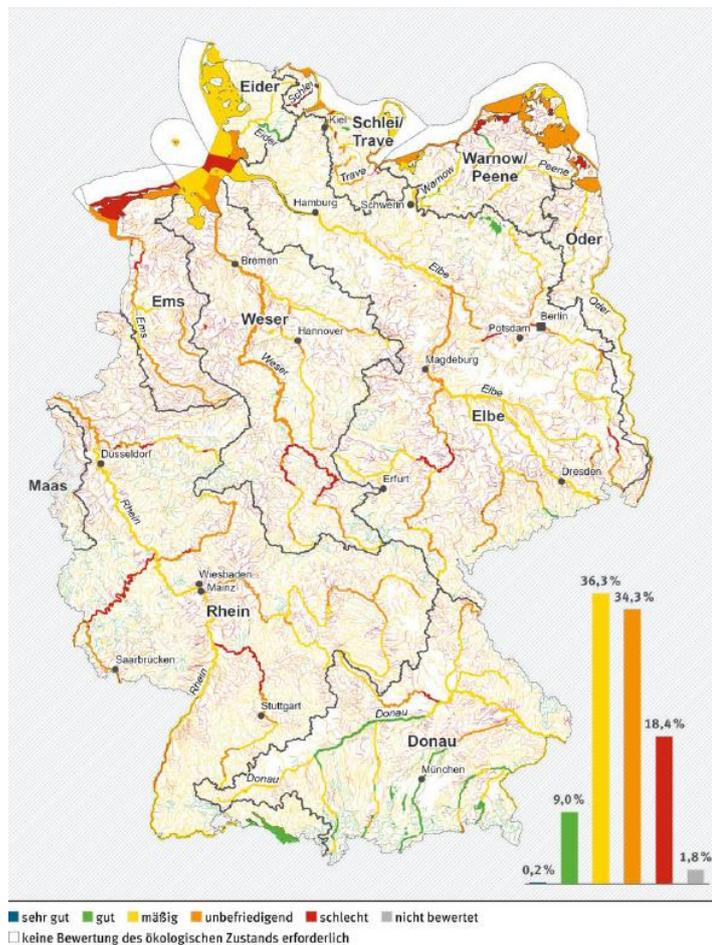


Abbildung 2-5: Ökologischer Zustand der natürlichen Fließgewässer und ökologisches Potenzial der erheblich veränderten und künstlichen Fließgewässer in Deutschland (BMUV & UBA, 2022)

Darüber hinaus werden 35 % aller OWK als erheblich verändert ausgewiesen (HMWB). Die Ausweisung als erheblich verändertes Gewässer setzt eine signifikante, anthropogen gesteuerte Verringerung der hydromorphologischen Qualität der Gewässer voraus. Daher liefert allein die Höhe des Anteils an erheblich veränderten Gewässern einen starken Hinweis auf das große Ausmaß hydromorphologischer Belastungen der deutschen Oberflächengewässer. Die Gründe, die zur Ausweisung als erheblich verändertes Gewässerabschnitt führen, gehen dabei zu 66 % auf die Entwässerung für die Landwirtschaft, zu 28 % auf die Urbanisierung und zu 19 % auf den Hochwasserschutz zurück, wobei auch mehrere Gründe parallel auftreten können (BMUV & UBA, 2022).

In Bezug auf alle Belastungsgruppen gelten nur 1 % aller OWK als unbelastet. In 85 % der untersuchten OWK treten mindestens zwei und in über 14 % der untersuchten Oberflächenwasserkörper mehr als sechs verschiedene Belastungen parallel auf. In Einzelfällen wurden bis zu 16 unterschiedliche Belastungen nachgewiesen, die das Erreichen des Bewirtschaftungsziels signifikant beeinflussen. Über 86 % der OWK sind von morphologischen Veränderungen und Abflussregulierungen betroffen. Dazu gehören gravierende Strukturdefizite (81 % der OWK) und Beeinträchtigungen der Durchgängigkeit (55 % der OWK) sowie des Wasserhaushalts (22 % der OWK) (UBA, 2022).

Diese Fakten unterstreichen die Bedeutung der Hydromorphologie für das Erreichen der Umweltziele der WRRL und die Notwendigkeit eines übergreifenden Austauschs zu den Herausforderungen der Maßnahmenumsetzung.

Die biologischen Qualitätskomponenten werden hingegen häufiger mit „gut“ oder besser bewertet. So wird z.B. das Phytoplankton in 45 % der OWK, das Makrozoobenthos in 42 % der OWK, das Makrophyten/Phytobenthos in 27 % der OWK und die Fischfauna in 24 % der OWK mit „gut“ oder „sehr gut“ bewertet (UBA & LAWA, 2021).

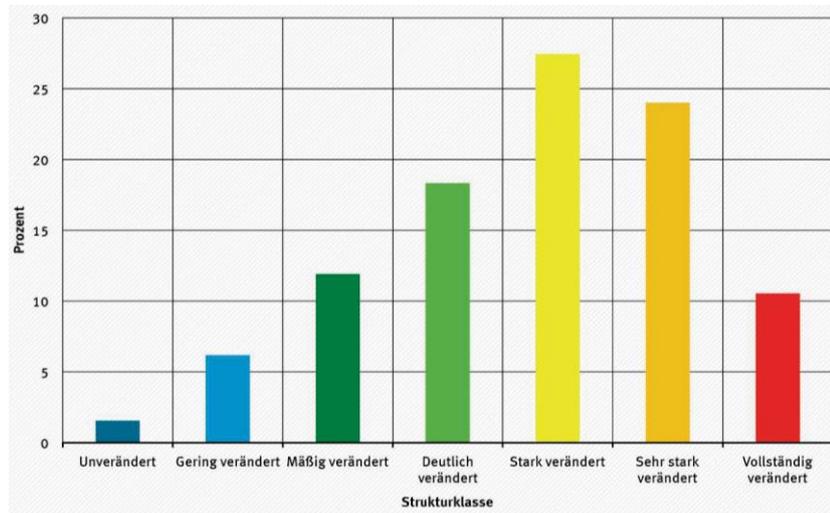


Abbildung 2-6: Ergebnis der siebenstufigen Gewässerstrukturkartierung für Deutschland (UBA, 2017)

Im Rahmen der WRRL wird die Hydromorphologie unter anderem anhand einer Gewässerstrukturkartierung (siehe auch Kapitel 2.5.1) erfasst und bewertet. Die Ergebnisse für den 2. Bewirtschaftungszyklus sind in Abbildung 2-6 dargestellt. Nur 1,6 % der Gewässer werden als „unverändert“ eingestuft. Weitere 18,2 % werden als „gering“ oder „mäßig verändert“ klassifiziert und würden so noch die Ziele der WRRL erreichen. Jedoch werden insgesamt mehr als 80 % der Fließgewässer in Deutschland als „deutlich verändert“ oder schlechter eingestuft (UBA, 2017).

Die Probleme bei der Zielerreichung der Vorgaben der EU- Wasserrahmenrichtlinie sind in erster Linie auf die hydromorphologischen Beeinträchtigungen der Fließgewässer durch den in der Vergangenheit stattgefundenen Ausbau und die jahrzehntelange Gewässerunterhaltung zurückzuführen. (Kamp et al., 2007). Dadurch kann sich keine dem guten ökologischen Zustand entsprechende Besiedelung der Fließgewässerstrecken entwickeln (Verdonschot et al., 2013).

In Deutschland gelten natürliche und naturnahe Fließgewässer laut der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen als „stark gefährdet bis von vollständiger Vernichtung bedroht“ (Finck, 2017). Studien zeigen, dass infolge der anthropogenen Eingriffe bis zu 65 % der aquatischen Habitate mittlerer bis hoher Bedrohung ausgesetzt sind (Vörösmarty et al., 2010). Zur Erreichung der durch die WRRL vorgegebenen Ziele ist durch den planenden Ingenieur die Auswahl passender wasserbaulicher Maßnahmen notwendig, durch die die fehlenden Funktionen des Gewässers wiederhergestellt werden.

### 2.3 Revitalisierung von Fließgewässern

Der rein nutzungsorientierte Umgang mit Fließgewässern befindet sich im Wandel. Die Ursachen hierfür sind vielgestaltig. Bis in die 1970er-Jahre wurden durch den Ausbau der Fließgewässer viele natürliche Überschwemmungsgebiete von der natürlichen Abflusssdynamik entkoppelt, um sie vermeintlich höherwertigen Nutzungen zuführen zu können. Der mit der intensiven Siedlungstätigkeit einhergehende Flächenverbrauch in Gewässernähe hat die Abflusssdynamik vielerorts nachteilig für

die Stadtentwicklung verändert. Die natürliche und sogar durch technische Maßnahmen gesteigerte Abflusskapazität der Gewässer ist häufig überlastet. Einengungen des Gewässerbettes, technischer Verbau der Ufer, Abkoppeln und Bebauen von Überflutungsräumen stellen Siedlungsentwässerung, Hochwasserschutz und Gewässerunterhaltung vor immer zunehmende und häufig kostenintensive Herausforderungen. Aus der Erkenntnis heraus, dass die Nutzung der gewässernahen Bereiche einer der Hauptgründe für die zunehmenden Hochwasserschäden ist, erfolgte in den letzten Jahrzehnten in immer größerem Umfang eine Sicherung der noch vorhandenen natürlichen Überschwemmungsgebiete für den Hochwasserabfluss. Dort wo möglich, wird heute sogar ein Rückbau der Hochwasserdeiche in Betracht gezogen (DWA, 2009; Jüring & Patt, 2005).

Auch ein zunehmendes Umweltbewusstsein infolge gesellschaftlicher Veränderungen hat dazu geführt, dass sich seit Ende des 20. Jahrhunderts die Wahrnehmung von Gewässern verändert hat. Diese Veränderung zeigt sich darin, dass Gewässer als bedeutsamer Teil unserer Natur und der Landschaft angesehen werden. Dieser gesellschaftlichen Wahrnehmung entsprechend, sollen sie sich in einem intakten ökologischen Zustand befinden (Burger, 2007; DWA, 2009). Der Grund dafür ist in der verstärkten öffentlichen Aufmerksamkeit hinsichtlich der sinkenden Artenvielfalt und Biodiversität in den letzten Jahrzehnten zu finden. Der Verlust oder Reduktion von vielen Ökosystemdienstleistungen, wie bei Fließgewässern der Hochwasserschutz und die Pufferwirkung für Schadstoffe, führt ebenso zu einer wachsenden Bedeutung der Revitalisierung von Fließgewässern (Damm, 2020; Zerbe, 2019). Auch vor dem Hintergrund des Klimawandels wird die Notwendigkeit, geeignete Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung zu entwickeln, deutlich (Intergovernmental Panel On Climate Change (Ippc), 2023; Kollmann et al., 2019).

Die organische Verschmutzung der Fließgewässer, u.a. aus häuslichem Abwasser oder durch Industrieleitungen, war im 20. Jahrhundert der dominierende Belastungsfaktor für den ökologischen Zustand der Fließgewässer. Sie konnte durch entsprechende Maßnahmen in der Vergangenheit immer weiter eingeschränkt werden. Durch hohe Investitionen in den Kläranlagenausbau wurde die Wasserqualität erheblich verbessert. Die strukturellen Defizite der Fließgewässer blieben jedoch lange unbeachtet (Jähnig et al., 2011).

Eine wesentliche Motivation zur Durchführung von Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung von Fließgewässern seitens der staatliche Akteure ist sicherlich die Verbesserung des ökologischen Zustandes entsprechend den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (Berger, 2018; BMUB & UBA, 2016).

Umgestaltungsmaßnahmen sind überall dort zur Erreichung des guten ökologischen Zustands erforderlich, wo in absehbarer Zeit keine natürliche Eigenentwicklung des Gewässers möglich ist. Beispiele hierfür sind die Wiederherstellung der Durchgängigkeit (Abstürze umbauen, Wehre umgehen, Verdolungen entfernen), die Sohlanbindung von Seitengewässern, die Entfernung von hartem Uferverbau oder die Anhebung der Sohle bei Tiefenerosion. Auch bei Umgestaltungsmaßnahmen ist das Eigenentwicklungspotenzial des Gewässers zu berücksichtigen, d.h. es sind nur die Voraussetzungen für die naturnahe Entwicklung zu schaffen, nicht aber das Gewässer in einen fertigen „scheinnatürlichen“ Zustand (P. Fischer, 2016; LfU, 2002).

Die Bewirtschaftungspläne zur Umsetzung der WRRL legen ein besonderes Augenmerk auf den hydromorphologischen Zustand der Flussgebietseinheiten. Bereits in den 1980ern Jahren wurde, basierend auf Verwaltungsvorschriften in den Bundesländern, festgelegt, die bisher reine Betrachtung der Fließgewässer hinsichtlich ihrer ökologischen Funktion über die chemische Wasserqualität hinaus zu verbessern und geeignete Bedingungen für naturnahe Funktionen und Lebensgemeinschaften durch hydromorphologische Maßnahmen zu erreichen (Jähnig et al., 2011).

Aufgrund der großen hydromorphologischen Defizite werden zurzeit viele Gewässer in Europa strukturell aufgewertet (Roni et al., 2008). In der Bundesrepublik Deutschland streben laut einer Literaturstudie von Kail & Wolter (2011) 78 % der Revitalisierungsmaßnahmen auf die Verbesserung der Gewässermorphologie hin. Eine Literaturstudie von Völker & Rehse (2019) kommt zu einem ähnlichen Ergebnis. Demnach wurden bis 2018 im Zuge der Maßnahmenprogramme der WRRL in Deutschland 82 000 hydromorphologische Maßnahmen geplant, davon 49 000 Maßnahmen mit Fokus auf die Morphologie.

Nach einer Abschätzung der LAWA wurde zwischen 2010 und 2021 fast 27 Mrd. Euro in die Umsetzung der WRRL in Deutschland investiert. Zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele in allen Wasserkörpern sind bis 2027 schätzungsweise Investitionen von weiteren ca. 35 Mrd. Euro notwendig (Deutscher Bundestag, 2021). In 83 % der OWK, die in den Regulierungsbereich der WRRL fallen, sind Maßnahmen zur Reduzierung der Belastungen aus Abflussregulierungen und morphologischen Veränderungen geplant (UBA, 2022). Für die Umsetzung von Revitalisierungsmaßnahmen werden davon bis 2027 8 Mrd. Euro investiert werden. Es wird geschätzt, dass nach Abschluss des dritten und letzten Bewirtschaftungszeitraums weitere 15 Mrd. Euro benötigt werden (Grambow, 2021).

Ziel dieser Maßnahmen ist es, die Habitatdiversität im und am Gewässer zu erhöhen, um eine Zunahme der Artenvielfalt in der Biozönose zu erreichen (siehe Kapitel 2.2.3). In einem Fließgewässer muss dazu eine hohe Anzahl an Kleinstlebensräumen geschaffen werden, um eine artenreiche Besiedlung zu ermöglichen (Berger, 2018).

Eine Maßnahme zur ökologischen Aufwertung zielt darauf ab, die Ökosysteme naturnäher zu gestalten, um so die Biodiversität zu erhöhen und natürliche Prozesse so unbeeinflusst wie möglich ablaufen zu lassen (Gebler, 2005; Kollmann et al., 2019; Patt, 2016). Natürliche bzw. naturnahe Ökosysteme mit einer hohen Biodiversität sind resilienter gegenüber Stress und Störung, d.h. sie sind in der Lage, sich selbst zu stabilisieren und nach Störung oder Stress ihre grundlegende Organisationsweise zu erhalten (Van Looy et al., 2019). Je diverser und artenreicher Ökosysteme sind, desto resistenter sind sie gegenüber Stresseinwirkungen (Meyer, 2017; Schmutz & Sendzimir, 2018). Viele der Störungseinflüsse wie z.B. Niedrigwasser und Trockenperioden hängen kausal zusammen und eine Intensivierung dieser ist als Folge des Klimawandels zu erwarten (Nobis et al., 2020; Zerbe, 2019).

Für die Maßnahmenplanung ist es notwendig, eine Referenz, ein Leitbild oder Benchmark zu definieren (Damm, 2020; Díaz-Redondo et al., 2017; Kollmann et al., 2019; Nobis et al., 2020). Referenzökosysteme müssen vor der Planung der eigentlichen Maßnahme zur Verfügung stehen. In Mitteleuropa gibt es jedoch kaum noch natürliche Fließgewässer, daher ist der Rückgriff auf eine räumliche Referenz schwierig. Daher existieren Referenzen und Leitbilder auf wissenschaftlicher Grundlage, auf die zurückgegriffen werden kann. Beispiele sind die Einteilung der Fließgewässer in Fischregionen (Fritsch, 1872; Schmutz et al., 2000), die LAWA-Fließgewässertypen (Pottgiesser & Sommerhäuser, 2008) oder lokal angepasste Gewässerleitbilder (Nadolny, 1994; Otto, 1991).

Welche Ziele mit einer Maßnahme erreicht werden sollen, hängt vom jeweiligen Leitbild und Referenzökosystemen ab. Jedoch kann aufgrund der vielfältigen und nachhaltigen anthropogenen Einflüsse der natürliche Zustand eines Ökosystems nicht immer komplett wiederhergestellt werden. In der Renaturierungsökologie existieren daher unterschiedliche Ansätze zur Entwicklung und Wiederherstellung von Ökosystemen. In Bezug auf Fließgewässer sind die Begriffe Renaturierung und Revitalisierung zu unterscheiden: Für den Begriff Renaturierung gibt es viele ähnliche Definitionen, deren Unterschiede häufig den Grad der Wiederherstellung, den Weg dorthin oder den geplanten Endzustand, also das Referenzökosystem betreffen. All diesen Definitionen gemeinsam ist, dass Renaturierung als aktiver Prozess zu einem natürlichen (Ausgangs-)Zustand beschrieben wird. Renaturierung ist die Unterstützung bei der Entwicklung oder Wiederherstellung eines durch den Menschen mehr

oder weniger stark degradierten bis völlig zerstörten naturraumtypischen Ökosystems in Richtung eines definierten Referenzzustands (Kollmann et al., 2019; Zerbe, 2019).

Im Gegensatz dazu wird der Begriff natürliche (passive) Regeneration verwendet, wenn sich degradierte Ökosysteme durch natürliche Sukzession selbst wiederherstellen, dieser Prozess also aus menschlicher Sicht passiv abläuft (Groll, 2017).

In Bezug auf Fließgewässer wurde dafür in den letzten Jahren der Begriff Revitalisierung geprägt, der teilweise fälschlicherweise als Synonym für den Begriff Renaturierung verwendet wird. Revitalisierungsmaßnahmen unterstützen dabei, dass sich in degradierten Gewässern verbesserte hydro-morphologische, geomorphologische und ökologische Prozesse entwickeln. So können verlorene, beschädigte oder gefährdete Elemente bzw. Strukturen eines natürlichen Gewässers ersetzt werden (Wohl et al., 2005). Sie beschränken sich dabei auf die aktive Wiederherstellung von bestimmten, einzelnen Ökosystemstrukturen. Daher ist eine Revitalisierung bei Weitem nicht so umfassend wie eine Renaturierung (Kollmann et al., 2019; Nobis et al., 2020; Zerbe, 2019). Bei solchen Maßnahmen kann es sich beispielsweise um das Anlegen von Kiesbänken als Fischhabitat oder auch den Rückbau von Uferbefestigungen handeln (Pander & Geist, 2016, 2018; Schmutz et al., 2015). Revitalisierung fördert also hauptsächlich die Wiederherstellung von einzelnen Ökosystemstrukturen und fördert derart die Habitatvielfalt, was die Voraussetzung für das Vorkommen von lebensraumtypischen Arten ist. Wie in Abbildung 2-7 dargestellt, werden Ökosystemfunktionen dabei ebenfalls positiv beeinflusst, jedoch nicht im gleichen Ausmaß wie bei einer Renaturierung (Kollmann et al., 2019).

Die dritte Form der Wiederherstellung von Ökosystem, die Rekultivierung ist hingegen wirtschaftlich orientiert. Sie beschränkt sich auf die Wiedernutzbarmachung von Ökosystemen, z.B. für Land-, Forstwirtschaft und Freizeitnutzung (Kollmann et al., 2019).

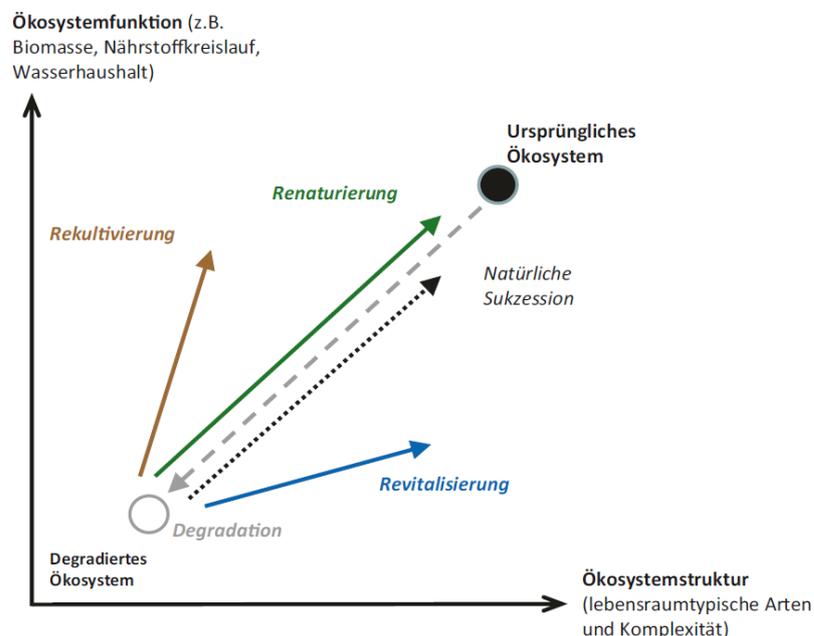


Abbildung 2-7: Abgrenzung von Renaturierung und Revitalisierung in Bezug auf Ökosystemfunktion und -struktur (Kollmann et al., 2019)

Beim Vergleich der Leitbilder und Referenzökosysteme mit dem aktuellen Zustand des Fließgewässers wird deutlich, dass je nach Stärke der Veränderung die Schäden teilweise oder komplett irreversibel sind bzw. eine nach menschlichem Maßstab sehr lange Zeit benötigen würden, sich zu regenerieren (Zerbe, 2019). Eine komplette Wiederherstellung des ursprünglichen Zustands ist also nur für

einen sehr kleinen Teil der Fließgewässer möglich. Ziele müssen vor diesem Hintergrund realistisch formuliert und auch erreichbar sein. Sie sind oftmals ein Kompromiss des Machbaren mit dem Erforderlichen (Kollmann et al., 2019; Zerbe, 2019). Hieraus wird auch ersichtlich, dass eine vollständige Rückführung der Fließgewässer in einen natürlichen Zustand in den dicht besiedelten Regionen Mitteleuropas meistens nicht möglich ist.

Die Planung von ökologischen Maßnahmen im Sinne der WRRL orientiert sich am ökologischen Zustand, dem Fließgewässertyp und den spezifischen Herausforderungen im jeweiligen Gewässerabschnitt. Der Abgleich des Ist-Zustandes mit dem angestrebten Entwicklungsziel bzw. mit dem Leitbild des jeweiligen Gewässertyps stellt den Ausgangspunkt für eine zielgerichtete Fließgewässerentwicklung dar. Der Unterschied zwischen dem Ist- und Soll-Zustand lässt Rückschlüsse auf die hydromorphologischen Belastungen zu, die es durch die gewählten Maßnahmen zu beseitigen gilt (UBA, 2022).

Das Ablaufschema für eine ökologische Planung umfasst nach Geist (2015) sieben Schritte:

1. Erfassung des Ist-Zustands (ökologische Bewertung) und historische Analyse der Eingriffe und Veränderungen
2. Eingrenzung der Problemursachen
3. Festlegung eines Referenzökosystems, Leitbildes oder Benchmark
4. Festlegung von Prioritäten
5. Konkrete Maßnahmen planen und durchführen
6. Bewertung und adaptives Management der Maßnahmen, Vergleich mit 3.
7. Publikation der Ergebnisse, Einbeziehung der Öffentlichkeit

Nur wenn Revitalisierungsmaßnahmen die Strukturen innerhalb des Fließgewässers wiederherzustellen, kann die verlorene ökologische Funktion langfristig wieder erfolgreich hergestellt werden (Kondolf, 2006). Daher müssen die Maßnahmen zielorientiert auf die jeweilige örtliche Situation und das untersuchte Fließgewässer zugeschnitten werden (Baur, 2020; Kollmann et al., 2019). Dazu ist eine langjährige Beobachtung der Gewässer auf Einzugsgebietsebene notwendig (Roni et al., 2008).

Entwicklungsziele im Rahmen der Gewässerentwicklung sind nach der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) (2002):

- Naturnaher Wasserhaushalt
  - Natürliches Abflussgeschehen / Gewässerdynamik (einschließlich Überflutung der Aue)
  - Integrierter Hochwasserschutz (Wasserrückhalt, Abflussverzögerung)
  - Entschärfung der Niedrigwasserproblematik (Mindestwasserregelung)
  - Nachhaltiger Schutz der Grundwasser-Vorkommen (Menge u. Qualität)
- Naturnahe Gewässerstrukturen
  - Naturnahe Linienführung / Laufentwicklung
  - Naturnahes Gewässerbett und Ufer
  - Ökologische Durchgängigkeit
  - Naturnaher Gehölzsaum
  - Naturnaher Gewässerrandstreifen
- Verbesserung der Lebensverhältnisse für Flora und Fauna im und am Gewässer
- Erlebbarkeit des Gewässers
- Erhalt kulturhistorisch wichtiger Bauwerke

Bei einer Revitalisierung sollte in erster Linie die Herstellung der natürlichen oder naturnahen Dynamik bei Abfluss und Feststofftransport und damit einhergehend eine natürliche oder naturnahe Morphologie angestrebt werden (Gebler, 2005; Kollmann et al., 2019; Vargas-Luna et al., 2019). Fließgewässer benötigen eine natürliche Abflussdynamik, damit sich hochwertige Strukturen entwickeln können. Durch den Feststofftransport, Umlagerungen und anschließende Sedimentation

entsteht eine Vielzahl unterschiedlicher Habitats, die sich positiv auf die Biodiversität auswirken und eine heterogene Sohlmorphologie und damit einen abwechslungsreichen Lebensraum schaffen. Solche Fließgewässer sind artenreicher im Vergleich zu anthropogen überprägten Wasserkörpern, wie zum Beispiel künstlichen Kanälen (Jungwirth et al., 1993; Poppe et al., 2016; Schmutz et al., 2016; Shields Jr. et al., 1998). Oscoz et al. (2005) konnten in intakten Fließgewässern eine um den Faktor 10 höhere Biomasse nachweisen als in Kanälen, bei gleichzeitig erhöhter Arten- und Individuenzahl. Zudem wiesen die dort untersuchten intakten Gewässerabschnitte eine naturnähere Altersstruktur der Fischpopulationen auf. Dementsprechend war die Anzahl großer Fische deutlich höher als in den kanalisierten Abschnitten.

Die negativen Auswirkungen des Gewässerausbaus auf die Fischfauna lassen sich vor allem auf fehlende Unterstände, fehlende gewässerbettprägende Strukturen, wie z.B. Kolke und Anlandungen und fehlende Rückzugsräume im Hochwasserfall zurückführen (Fausch et al., 1990). Bei einer Revitalisierung sollte daher ein besonderes Augenmerk auf die Wiederherstellung derartiger Strukturen durch die gewählten Maßnahmen gesetzt werden. Morphologische und strukturelle Veränderungen im Flusslauf spielen somit eine zentrale Rolle bei der ökologischen Aufwertung von Fließgewässern und wirken sich beispielsweise positiv auf Fische, Invertebraten und die Vegetation aus (Arlinghaus et al., 2002; Schmutz et al., 2016; Shields Jr. & Hoover, 1991).

Die Schaffung bzw. Anbindung an die Flussaue und die Vernetzung mit dem Umland ist von großer Bedeutung (Damm, 2020). Durch Schaffung oder Wiederanbindung der Flussaue lassen sich ihre ökologischen Funktionen wiederherstellen (Heimerl, 2017). Dazu zählen beispielsweise Stoffströme, Rückzugsräume der Fischfauna bei Hochwasser, Kinderstuben für larvale Altersstadien sowie Rückzugsräume für bedrohte Tier- und Pflanzenarten (Meyer, 2017). Durch die enge Verzahnung von Fluss und Aue profitieren beide Systeme. Fließgewässer mit intakt angebundener Aue sind artenreicher und resilienter (Geist & Hawkins, 2016; Meyer, 2017; Shi et al., 2017).

Rau & Peter (2011) führten im Rahmen des Forschungsprojektes „Integrales Flussgebietsmanagement“ an 10 kleineren zuvor kanalisierten Bächen in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein eine ökologische Erfolgskontrolle nach der Gewässerrevitalisierung durch. Für alle Revitalisierungsmaßnahmen konnten strukturelle Verbesserungen und eine größere Vielfalt der Makrohabitats aufgezeigt werden. Die vergrößerte Heterogenität des Lebensraumes der revitalisierten Strecken stand in direktem Zusammenhang mit den Fischdichten, die positiv beeinflusst wurden. Durch die höhere Qualität der Lebensräume für Fische erhöhte sich auch deren Artenvielfalt.

Roni et al. (2008) untersuchten auf Basis einer Literaturstudie den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen. Sie konnten zeigen, dass sich die Wiedervernetzung von Teilhabitats, der Anschluss der Aue an das Gewässer und Gewässereinbauten innerhalb der benetzten Flusssohle unter vielfältigen Bedingungen bewährt haben, um die Habitatqualität zu verbessern und lokal positiv auf die Fischpopulationen zu wirken. Maßnahmen, die auf die Wiederherstellung natürlicher Prozesse abzielten, wie z.B. wiederhergestellte Uferzonen, Verminderung des Sedimenteintrags aus dem Einzugsgebiet oder Dammrückbau zeigten auch positive Resultate. Jedoch kann es in diesem Fall Jahre oder Jahrzehnte dauern, bis sich Änderungen in den Lebensgemeinschaften zeigen und bisher wurden nur wenige langjährige Monitoringaktivitäten dieser Maßnahmen dokumentiert.

In einer Studie von Hering & Niemann (2012) wurden die Effekte von 37 verschiedenen Renaturierungsmaßnahmen auf unterschiedliche Organismengruppen untersucht. Sie konnten dabei aufzeigen, dass sich in den revitalisierten Fließgewässern die Anzahl von Mikro- und Mesohabitats stark erhöhten. Ebenso konnten sie in den revitalisierten Untersuchungsgebieten eine höhere Artenanzahl bei den Laufkäfern und Fischen gegenüber den nicht revitalisierten Abschnitten nachweisen. Während Artengruppen der Auen (Vegetation, Laufkäfer) unmittelbar auf Veränderungen der

Gewässermorphologie reagieren, verändern sich aquatische Lebensgemeinschaften (Fische, Makrozoobenthos, Wasserpflanzen) nur allmählich. Veränderungen der Wasserqualität, der Wassertemperatur, Sedimentbelastung und fehlende Quellpopulationen erschweren in vielen Fällen die Besiedlung renaturierter Strecken. Flankierende Maßnahmen im Einzugsgebiet (z.B. Gewässerrandstreifen) steigern daher die Erfolgsaussichten von Renaturierungen erheblich. Eine genauere Analyse der Zusammenhänge lässt sich in Januschke et al. (2009) finden.

Neben den hydromorphologischen Qualitätskomponenten müssen im Rahmen einer Revitalisierung auch die chemisch-biologischen Wasserparameter wie Nährstoffgehalt, Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und pH-Wert berücksichtigt werden (Kollmann et al., 2019). Sie werden meist von den hydromorphologischen Parametern beeinflusst. Daher verbessern sie sich in der Regel durch eine Revitalisierung, sofern es keine schädlichen Einträge, v. a. anthropogenen Ursprungs, gibt (Zerbe, 2019). Diese sind in mitteleuropäischen Fließgewässern jedoch weitverbreitet und stammen aus der Landwirtschaft, aus Kläranlagen oder sind bedingt durch andere menschliche Nutzungen. Die daraus resultierenden negativen Einflüsse, wie z.B. Nährstoffeinträge, Temperaturerhöhung, Sauerstoffzehrung und Wasserverschmutzung, sollten so durch flankierende Maßnahmen so minimal wie möglich gehalten und im Idealfall komplett beseitigt werden (Patt, 2016).

Für den Erfolg der Revitalisierung sind neben den abiotischen Faktoren, auf die sich in dieser Arbeit konzentriert wird, auch biotische Faktoren entscheidend. Lebensgemeinschaften bilden sich aufgrund der vorherrschenden abiotischen und biotischen Einflussfaktoren heraus, wenn die vorhandenen ökologischen Nischen besetzt werden (Nobis et al., 2020; Patt, 2016). Die Biozönosen regulieren sich selbst. Diese Regulation hat jedoch ihre Grenzen, wenn lokal ausgestorbene Tier- und Pflanzenarten ggf. erst wieder angesiedelt werden müssen (Kollmann et al., 2019). Durch den Menschen eingeschleppte Neophyten und Neozoen verändern die Biozönosen oftmals stark und haben ebenfalls negative Einflüsse auf das Ökosystem (Schöll et al., 2014).

Wie bei allen Formen der Landnutzung sind auch bei der Renaturierung bzw. Revitalisierung eine Reihe von Interessensgruppen beteiligt (Leach, 2002). Fließgewässer und Auen besitzen als zudem Erlebnisräume eine hohe Anziehungskraft und werden vielfältig genutzt, z.B. für Naturbeobachtungen, zum Schwimmen, Wassersport oder Angeln. Die Aufwertung ausgebauter, monotoner Gewässerstrecken trägt dabei zur Schaffung geeigneter Erholungsflächen für die Bevölkerung bei. Es gilt daher, die Bedürfnisse des Menschen und den Schutz der Natur in Einklang zu bringen (DWA, 2007). Neben den ökologischen Zielen haben z. B. eine artenreiche Flora und Fauna auch einen hohen Stellenwert in der Bevölkerung. (Lehmann & Schneider, 2011).

Daher sind bei einer Revitalisierung ökologische, soziale und wirtschaftliche Interessen, die sich vielfach überschneiden und oft kausal zusammenhängen, sowie ökonomische bzw. umweltökonomische Kosten-Nutzen-Faktoren neben den rechtlichen Aspekten zu beachten (Gebler, 2005; Kollmann et al., 2019; Patt, 2016; Zerbe, 2019).

Besonders in urbanen, dichtbesiedelten Gebieten ist neben den komplexen Randbedingungen häufig nicht genug Raum für umfassende Maßnahmen vorhanden. Daher sollen im nächsten Kapitel die Besonderheiten bei der Planung einer Revitalisierung im urbanen Bereich vorgestellt werden.

## 2.4 Revitalisierung in urbanen und anderen räumlich beengten Fließgewässerabschnitten

Im Gegensatz zum ländlichen Raum sind im urbanen Bereich die für die Revitalisierung erforderlichen Entwicklungsflächen meist nicht vorhanden (siehe Abbildung 2-8). Bei der Planung von Umgestaltungsmaßnahmen in solchen dichtbesiedelten Regionen ist eine Vielzahl von Anforderungen zu beachten. Diese umfassen u.a. die Sicherstellung des Hochwasserschutzes, Wiederherstellung natürlicher Abflussverhältnisse, Berücksichtigung von Stadtplanung und Denkmalschutz, Nutzung für Freizeit und Erholung, naturnahe Gewässerlaufgestaltung und Unterhaltungsformen sowie Akzeptanzförderung und Öffentlichkeitsbeteiligung (Lehmann, 2005; UBA, 2022).

Vor allem für die Naherholung attraktive Bereiche sind in urbanen Umgebungen schnell einem zunehmenden Nutzungsdruck durch die Bevölkerung ausgesetzt (Patt et al., 2009). Daher sind für den Erfolg einer Revitalisierungsmaßnahmen im urbanen Raum neben den ökologischen Belangen auch die gesellschaftlichen und ökonomischen Belange des Gewässers bei den Gewässerentwicklungszielen mit zu berücksichtigen (Lehmann & Schneider, 2011).



Abbildung 2-8: Anthropogene Nutzungen am Fließgewässer (Lehmann, 2005)

Die Fließgewässer stehen daher in unseren dicht besiedelten Gebieten besonders im Spannungsfeld zwischen den ökologischen Anforderungen und denen einer Kulturlandschaft. Die anthropogenen Ansprüche stellen für die Planung oftmals eine unveränderliche Randbedingung dar, an welche die Revitalisierungsmaßnahmen angepasst werden müssen. Da häufig kein Entwicklungsraum in der Aue zur Verfügung steht, können umfassende Maßnahmen zur eigenständigen Entwicklung des Gewässerabschnitts im Regelfall nicht durchgeführt werden (Jähnig et al., 2011).

Aus diesem Grund wird empfohlen, für urbane Fließgewässer anstatt des Leitbilds (siehe Kapitel 2.3) gewässertypische Referenz-Zustände als Entwicklungsziel zu definieren (F. König, 2011). Zentrale Anforderungen an urbane Fließgewässer aus gewässerökologischer Sicht sind nach DWA (2009):

- „Aufrechterhaltung bzw. Wiederherstellung der Durchgängigkeit
- Erhalt/Entwicklung wertvoller und schützenswerter Bereiche (Gewässerbett, Ufer, Umland) auch im Hinblick auf die Bedeutung für das Wiederbesiedlungspotenzial

- Schutz und Wiederausbreitung - insbesondere von gefährdeten und bedrohten – typischen Pflanzen- und Tierarten, Pflanzengesellschaften und Tiergemeinschaften sowie naturnahe Biotop (z.B. Quellen, Feuchtwiesen)
- Erhalt bzw. Schaffung von Möglichkeiten zu einer möglichst eigendynamischen Ufer- und Bachbettentwicklung mit Geschiebeumlagerung, natürlichem Lückenraumsystem des Bachbetts (Interstitial), Flach- und Tiefwasserbereichen und möglichst naturnaher Vegetation im unmittelbaren und weiteren Uferbereich, soweit der Hochwasserschutz hierdurch nicht beeinträchtigt wird
- Entwicklung anthropogen überformter Bereiche in Richtung größerer Naturnähe (z.B. durch Renaturierung mit Profilaufweitung zur Schaffung größerer Wasserwechselzonen, Ersatz standortfremder Gehölze durch standortgerechte Bestände)“

Infolge von Hochwasser können im urbanen Raum hohe Schäden entstehen. Deshalb werden Sohle und Ufer auch heute oftmals noch stabilisiert, was die Möglichkeiten zur Umgestaltung des Gewässers weiter stark einschränkt. Ein gängiger Lösungsansatz zur Stabilisierung des Gewässers ist die Befestigung von Ufer und Sohle. Dadurch entstehen jedoch häufig hohe ökonomische Kosten. Außerdem gehen damit weitere ökologische Nachteile einher, wie beispielsweise eine schlechte Wasser-Land-Vernetzung (Mende, 2014). Daraus entstehen deutlich ökologische Defizite in urbanen Fließgewässern, die durch die zusätzliche Entkopplung von den Auebereichen noch verstärkt werden. Vor diesem Hintergrund gewinnt insbesondere die Wiederherstellung von Sohlstrukturen und natürlichem Sohlsubstrat durch Revitalisierungsmaßnahmen an Bedeutung (Berger, 2018; G. Friedrich, 2012).

Umgestaltungsmaßnahmen sollten zum Ziel haben, die naturraumtypischen Bedingungen soweit wie möglich wiederherzustellen. Urbane Gewässerstrecken sind in ihrer Funktionsfähigkeit als Ökosystem zu erhalten bzw. zu entwickeln, daher sollen auch unter den meist räumlich beengten Bedingungen die Schlüsselfunktionen des Gewässers sichergestellt werden (Jüring & Patt, 2005):

- Längsdurchgängigkeit
- offene, unversiegelte Gewässersohle
- Durchgängigkeit zu Nebengewässern
- ökologisch strukturierte Uferbereiche; ggf. mit sogenannten „naturbasierten Lösungen“ bzw. „leitbildkonformen Ersatzstrukturen“

Es ist dabei generell besser, punktuelle, zielgerichtete Maßnahmen zu ergreifen, die eine starke positive und nachhaltige Auswirkung auf wenige oder einzelne der angesprochenen Ziele haben, als viele Maßnahmen, die nur schwache Auswirkungen und kurzzeitige Effekte auf die Entwicklung des gesamten Ökosystems aufweisen (A. Weber, 2016). Der Rückbau oder die komplette Entfernung von Uferbefestigungen ermöglicht wieder eine gewisse Eigendynamik des Gewässers und ist als signifikant positiv für rheophile Fischarten wie Barbe und Nase sowie viele Makrozoobenthosarten zu bewerten (Ramler & Keckeis, 2019). Der Entwicklungskorridor ist, vor allem durch die umgebende Bebauung, im urbanen Bereich oft stark beengt. Daher kommen häufig nur Einbauten im Gewässerbett für eine Umgestaltung in Frage. Beispiele für solche Maßnahmen sind z.B. sogenannte Instream Maßnahmen wie das Einbringen von Totholz oder Störsteinen. Mittel- und langfristig sind solche Maßnahmen jedoch weniger effektiv als großräumigere Maßnahmen (Pander & Geist, 2016, 2018). Daher sollten auch im urbanen Raum Umgestaltungsmaßnahmen, die wieder eine, wenn auch begrenzte, eigendynamische Entwicklung des Fließgewässerabschnitts ermöglichen, stets bevorzugt werden.

Die Möglichkeiten, dem Habitatverlust und der Degradation entgegenzuwirken, bestehen also in den meisten räumlich beengten Fließgewässerabschnitten darin, künstliche Strukturen herzustellen, die Ersatzlebensräume bieten, und verloren gegangene Strukturen der Lebensräume ersetzen.

Künstliche Habitatstrukturen werden im Tierschutz in terrestrischen aquatischen und maritimen Umgebungen eingesetzt, um das Überleben, Wachstum, Fortpflanzung und die Häufigkeit von gefährdeten Tierarten zu fördern. Sogenannte naturbasierte Lösungen (engl. „nature-based solutions“) verwenden und unterstützen Ökosystemprozesse, indem sie ökologische Funktionen fördern oder imitieren (Schröter et al., 2021).

Nach Watchorn et al. (2022) handelt es sich dabei um gezielt von Menschenhand erschaffenen Ersatz für natürliche Habitatstrukturen, die in degradierten, gestörten und veränderten Umgebungen eingesetzt werden. Das Wissen um die natürlichen Prozesse und eine sorgfältige Planung und konsequente Anpassungen der Strukturen im Zuge eines experimentellen Prozesses sind der Schlüssel zu einer erfolgreichen Umsetzung. Ein interdisziplinärer Ansatz ist für die Entwicklung geeigneter Strukturen hilfreich. Zu den aufgeführten Beispielen für diese künstlichen Habitatstrukturen gehören u.a. künstliche Steinbauten als Unterschlupf für Schlangen- und Gecko-Arten, künstlich angelegte Riffe, Nistboxen für Hörnchenbeutel in Australien, strukturierte Ziegel an Hafentwänden zur Schaffung komplexer Mikrohabitate für die marine Fauna und 3D-gedruckte Nester für Eulen.

Im Umfeld von Fließgewässern spricht man im deutschsprachigen Raum statt von naturbasierten Lösungen traditionell eher von „leitbildkonformen Ersatzstrukturen“ (Jürging & Patt, 2005). Unter dem Begriff werden Maßnahmen verstanden, die im Rahmen einer Revitalisierung eingesetzt werden können, um durch das Errichten bzw. Aufrechterhalten von Kleinbiotopen zumindest einige der Habitatfunktionen eines naturnahen Gewässers zu simulieren. Sie sind ein Zugeständnis an fehlenden Entwicklungsraum vor allem in urbanen Bereichen (Jürging & Patt, 2005; Pennekamp, 2019).

Naturbasierte Lösungen können naturnahe Strukturen weitgehend ersetzen und ihre Funktion übernehmen. So soll erreicht werden, dass auch anspruchsvollere Arten den betroffenen Abschnitt des Fließgewässers besiedeln können. Sie können z.B. die Funktion von Fischunterständen, Totholzansammlungen, Beschattung mit Falllaubeintrag oder Eiablagehabitaten übernehmen. Beispielhaft sind hierbei künstliche Fischunterstände zu nennen (Walser, 2017), Vorschüttungen vor Ufermauern, Alleebäume entlang urbaner Wasserläufe (Jürging & Patt, 2005) oder Wurzelstöcke (Pennekamp, 2019). Sie dienen als Rückzugsräume für Fauna und Flora innerhalb der Kulturlandschaft und haben die Funktion von Trittsteinbiotopen. Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung von urbanen Fließgewässerabschnitten durch naturbasierte Lösungen sind somit als Revitalisierung anzusehen.

Zika & Peter (2002) wiesen die positiven Auswirkungen der Ausbringung von künstlichen Totholzstrukturen, z.B. Raubäumen in kanalisiertem Flüssen auf die Habitate und Populationen von Forellen nach. Nach dem Einbringen der Totholzstrukturen waren Zunahmen in mittlerer Größe, Minimal- und Maximalgröße und Anzahl der gefangenen Regenbogenforellen und Bachforellen im Vergleich zum Kontrollabschnitt zu beobachten. Auch in der Wertach, einem Zufluss des Lech, konnte durch den Einbau von Wintereinständen aus Fichten und Strukturen aus Laubgehölzen im Uferbereich im Jahr 2000 eine große Zunahme im Fischbestand erzielt werden (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2009).

Kail (2004) konnte ebenso zeigen, dass der gezielte Einbau von Sturzbäumen bei durchschnittlichen Abflussereignissen innerhalb weniger Jahre zu einer signifikanten morphologisch-strukturellen Aufwertung des Gewässerabschnitts führen kann. Dadurch wurde die Gewässermorphologie auf einer Strecke von mehreren Zehner Metern hinter den eingebrachten Sturzbäumen signifikant verändert.

Bei der Revitalisierung ist zudem die sogenannte Strahlwirkung einzelner Maßnahmen mit zu berücksichtigen (siehe Abbildung 2-9). Sie beschreibt die positiven Effekte, die von kleinräumigen ökologisch wertvollen Bereichen auf großräumig degradierte Fließgewässerabschnitte ausgehen (Pennekamp, 2019). Sie wirkt durch Wanderung oder Drift von Tieren und Pflanzen aus diesen Bereichen in angrenzende ökologisch weniger wertvolle Abschnitte. Diese können so ebenfalls besiedelt

werden. Die Strahlwirkung lässt sich durch das Vorhandensein von Trittsteinen in Form von strukturverbessernden Maßnahmen kleineren Umfangs verlängern. Grundbedingung ist hier die biologische und strukturelle Durchgängigkeit (Pennekamp et al., 2020; Reiss & Schneider, 2018). Korridore zur Vernetzung der Biotope des urbanen Bereichs mit dem der freien Landschaft sind herzustellen und tragen damit zum genetischen Austausch zwischen den Populationen bei. So wird einer genetischen Verarmung in den urbanen Bereichen entgegengewirkt und die (Wieder-) Besiedelung nach Hochwasserereignissen sichergestellt (Lehmann & Schneider, 2011).

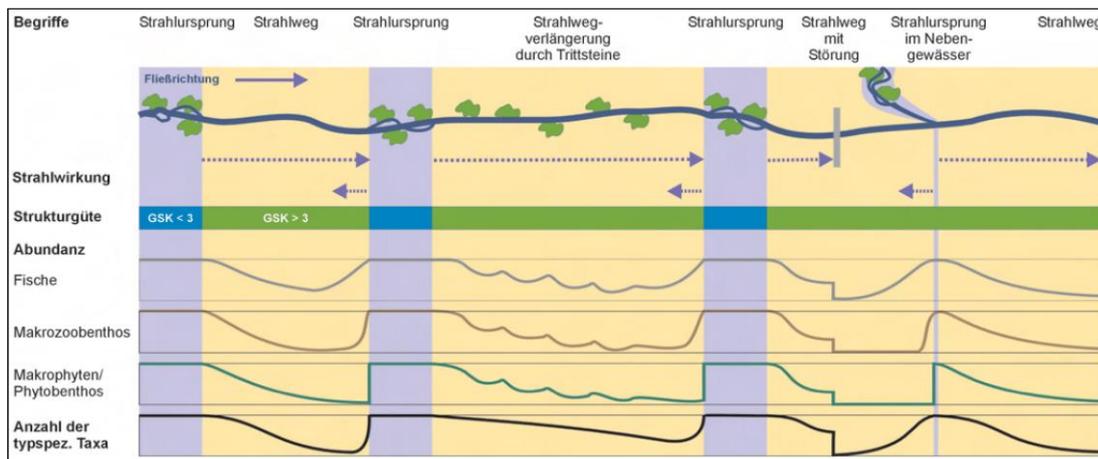


Abbildung 2-9: Strahlwirkung auf Abundanz und Anzahl der relevanten Organismen in einem Gewässersystem (Deutscher Rat für Landespflege, 2008)

Die Strahlwirkung kann eine Erklärung dafür liefern, dass die lokale Besiedlungsstruktur und die daraus abgeleitete Bewertung des ökologischen Zustands oft anders ist, als nach den örtlichen hydromorphologischen Bedingungen zu erwarten wäre. Trotz der negativen Veränderungen der Gewässerstruktur im urbanen Bereich unterscheidet sich die aquatische Fauna in manchen Fällen kaum von der Besiedlung der oberhalb und unterhalb in der freien Landschaft verlaufenden Gewässerabschnitte. Ungünstige Umfeldstrukturen werden durch konstante Eindrift und Aufwanderung im Gewässer selbst ausgeglichen (Deutscher Rat für Landespflege, 2008).

Auch der Schutz bestehender ökologisch intakter Teilbereiche in einem überwiegend strukturell defizitären Gewässer kann dazu beitragen, die aquatische Besiedlung der Gewässer aufzuwerten und zu stabilisieren (DWA, 2009). Insbesondere im dichter besiedelten Tiefland fehlen im urbanen Raum aber oftmals Strahlquellen, das heißt Gewässerstrecken mit biologisch reicher Besiedlung (G. Friedrich, 2012).

## 2.5 Bewertung des Gewässerzustands

Zur Bewertung des ökologischen Zustands ist eine Quantifizierung des ökologischen Zustands notwendig. Dazu lassen sich in der Literatur eine Vielzahl an Bewertungsverfahren finden, um den aktuellen Zustand des Gewässers zu bewerten. Auf diese Art und Weise lassen sich Maßnahmen zielgerichtet planen und im Anschluss an die Umsetzung der Erfolg derselbigen im Rahmen eines Monitoringprogramms kontrollieren (Belletti et al., 2015; Conallin et al., 2010; Kollmann et al., 2019). Die verwendeten Methoden und Ansätze sind sehr vielfältig (Belletti et al., 2015) und durch die Umsetzung der WRRL kam es zu einer starken Zunahme neuer Bewertungsmethoden (Moccia et al., 2020). Die erhobenen Parameter können u.a. hydrologischer (z.B. Niederschlag, Abfluss),

hydraulischer (z.B. Fließgeschwindigkeit, Schubspannung), morphologischer (z.B. Gewässerbreite, Sohlsubstrat), topographischer (z.B. Geländehöhe, Sohlneigung) aber auch physikalischer (z.B. Wassertemperatur) oder chemischer Natur sein (Nährstoffe) (Chen et al., 2019; Jähnig, 2004).

Im Folgenden wird zunächst ein Überblick über die verschiedenen Bewertungsmethoden gegeben und im Anschluss die im Rahmen dieser Arbeit angewandten Bewertungsverfahren beschrieben.

Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern lassen sich in zwei verschiedene Grundtypen unterscheiden: organismenbasierte Indizes und Ansätze, die auf abiotischen Parametern basieren.

Organismenbasierte Ansätze beurteilen die Eignung eines Fließgewässers für eine bestimmte Organismengruppe, z.B. Fische oder Makrozoobenthos, anhand derer die Eignung der Gesamtheit ermittelt wird (Graf et al., 2013). Fische werden regelmäßig als Indikator der Diversität an aquatischen Habitaten genutzt. Ihre zeitlich und räumlich variierenden Habitatansprüche sind umfassend beschrieben. Auch angesichts ihrer Position am Ende der Nahrungskette gehören sie zu den wichtigsten Indikatorarten, um die ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern zu beurteilen (Mouton et al., 2007; Schiemer, 2000).

Derlei Ansätze sind weit verbreitet und kommen auch bei der Bewertung des ökologischen Zustands im Rahmen der WRRL zum Einsatz (siehe Kapitel 2.1). Dort werden die Verfahren PhytoFluss 2.2 (Phytoplanktonarten), PHYLIN (Makrophyten und Phytobenthos), Perlodes (Makrozoobenthos) und FiBS (Fische) verwendet. Andere Beispiele umfassen das River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS) aus dem Vereinigten Königreich (Wright et al. 1998), der Canadian Ecological Flow Index (CEFI) (D. G. Armanini et al., 2011) und der Lotic Invertebrate Index for Flow Evaluation (LIFE) (Extence et al., 1999).

Der Vorteil organismenbasierter Ansätze liegt darin, dass sie in der Regel sehr gut auf verschiedene Arten von Fließgewässern anpassbar sind. Gleichzeitig bilden sie die realen Gegebenheiten vor Ort ab. Aber sie stellen nur eine Momentaufnahme zum Zeitpunkt der Untersuchung dar. Auch eine mangelnde Anzahl bzw. Repräsentativität der Probestellen bezogen auf das gesamte Fließgewässer, führt dazu, dass diese Ansätze in bestimmten Bereichen subjektiv sind (UBA & LAWA, 2021).

Abiotische Ansätze beurteilen die vorhandenen Habitate und Strukturen hingegen auf Grundlage von abiotischen Parametern, wie z.B. Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und dem vorhandenen Substrat. Die Datengrundlage kann dabei auf einer Bewertung von Experten anhand einer Begehung, in-situ Messungen, Fernerkundung oder auf numerischen Modellen basieren. Die Bewertung erfolgt durch den Vergleich des aktuellen Zustands mit den theoretischen Präferenzen der untersuchten Arten.

Für die Vorort-Bewertung mittels Kartierung oder Beurteilung der lokalen Situation ist ein hohes Fachwissen zur korrekten Durchführung der Begehungen notwendig. Die Einschätzungen sind durch den gegebenen Interpretationsspielraum und die Nutzung qualitativer Klassifizierungen, z.B. der Substrat- oder der Fließdiversität, teilweise subjektiv. Dafür lassen sich die Ergebnisse besser als bei rein datenbasierten Verfahren auf die lokalen Gegebenheiten anpassen. Es werden verschiedene physikalische und chemische Parameter ausgewählt und anhand einer visuellen Bewertung oder durch die Analyse von Proben mit Referenzzuständen verglichen. Einzelnen Bewertungskriterien, wie z.B. der Substratdiversität, wird anhand qualitativer Kriterien eine Bewertungszahl zugewiesen und anhand vorgegebener Verfahren miteinander zu einer Gesamtbewertung verrechnet (Parsons et al., 2020).

Aufgrund spezifischer Standortbedingungen sind derlei Methoden nicht immer auf verschiedene Naturräume übertragbar. Daher haben sich viele verschiedene Erhebungsmethoden herausgebildet, die auf die lokalen Gegebenheiten angepasst sind. Ein weit verbreiteter Ansatz sind die Verfahren zur

Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland (LAWA, 2000, 2002), die innerhalb der Bundesrepublik Deutschland Anwendung bei der Umsetzung der WRRL finden. Daneben existieren z.B. auch die Methodik der Landesstudie Gewässerökologie in Baden-Württemberg (Pennekamp, 2019), The River Habitat Survey (RHS) in England und Wales (Raven et al., 1997), der HABSCORE der US Environmental Protection Agency in den USA (Barbour & States, 1999) und das Australian River Assessment System (AUSRIVAS) (Parsons et al., 2020).

Datenbasierte abiotische Bewertungsverfahren bieten gegenüber dem vorgenannten Verfahren den Vorteil einer guten Reproduzierbarkeit und sind aufgrund der größeren Objektivität der Daten für einen weiteren Personenkreis anwendbar (Mühlmann, 2015; Schager & Peter, 2004).

Tharme (2003) untersuchte 207 unterschiedliche abiotische Bewertungsverfahren aus 44 Ländern im Rahmen einer Literaturstudie, aus der im Folgenden zitiert wird. Aufgrund der Erkenntnisse aus der Studie wurden die Bewertungsverfahren von Tharme (2003) in sechs Kategorien eingeteilt:

- hydrologische Methoden (29,5 %)
- hydraulische Methoden (11,1 %)
- Habitatbewertung (28,0 %)
- holistische Methoden (7,7 %)
- kombinierte Verfahren (16,9 %)
- andere Verfahren (6,8 %)

Hydrologische Methoden basieren auf der Nutzung verschiedener hydrologischer Datenreihen und dienen der Empfehlung eines ökologischen Mindestabflusses, z.B. an Kraftwerken oder Ausleitungstrecken, unter Berücksichtigung fischereiwirtschaftlicher Nutzung oder dem morphologischen Zustand der Fließgewässer (Tharme, 2003). In der Regel werden sie auf ganze Oberflächenwasserkörper oder große Fließgewässerabschnitte angewendet. Prominentes Beispiel für diese Kategorie ist die Tennant (Montana) Method nach Tennant (1976) und dem US Fish and Wildlife Service. Diese Methode bildet die Grundlage für ähnliche Bewertungsverfahren in vielen anderen Ländern. Ein anders Beispiel ist der Range of Variability Approach von Richter et al. (1997).

Der Begriff „hydraulische Bewertung“ wurde von Loar et al (1986) (zitiert in Tharme, 2003) geprägt. Er steht für Ansätze, die auf der Bewertung einfacher hydraulischer Variablen, wie beispielsweise dem benetzten Umfang und der maximalen Wassertiefe anhand von einer definierten Anzahl an Querprofilen basieren. Sie postulieren einen Zusammenhang zwischen diesen Bewertungsparametern und der Habitatqualität in einem Fließgewässerabschnitt. Es existiert ein Grenzwert des ausgewählten hydraulischen Parameters, der, wenn eingehalten, sicherstellt, dass auch nach Umgestaltungen die Integrität des Ökosystems sichergestellt ist. Sie gelten nach Dunbar et al. (1998) als Vorläufer der Habitatbewertungsverfahren. Beispielhaft seien hier die Asymmetrie nach A. D. Knighton (1981) oder der hydraulisch-morphologische Index der Diversität (Gostner & Schleiss, 2010) genannt.

Habitatbewertungsverfahren werden nach den Ergebnissen von Tharme (2003) auch als Mikrohabitat- oder Habitatmodelle bezeichnet. Sie basieren auf der detaillierten Analyse der Anzahl und Eignung verfügbarer Habitate der Zielart bei verschiedenen Abflüssen und verwenden hydrologische, hydraulische und biologische Eingangsdaten. Abflussbasierte Änderungen der Mikrohabitate werden mithilfe hydraulischer Modelle berechnet und basieren auf einer oder mehrerer hydraulischer Variablen, meist Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Sohlschubspannungen, sowie Substratzusammensetzung und Deckungsstrukturen. Die Simulationsdaten werden in Bezug gesetzt mit den präferierten alterstadiumspezifischen Habitatansprüchen der untersuchten Arten. Verbreitete Habitatmodelle sind u.a. PHABSIM (Bovee, 1982), CASiMiR (Schneider, 2001, 2001) und River2D (Steffler & Blackburn, 2002).

Holistische Methoden sind szenariobasierte Methoden und nach den Aussagen von Tharme (2003) diejenigen Methoden mit der größten Aussagekraft. Jedoch sind sie aufgrund der Komplexität der Wechselwirkungen für die meisten Projekte keine praktisch anwendbare Methode, da eine Vielzahl von Experten unterschiedlicher Fachkategorien benötigt werden und die Kosten und Komplexität der Analysen sehr groß sind. Derartige Untersuchungsmethoden umfassen neben der Analyse aller wesentlichen Komponenten des Ökosystems, d.h. u.a. der Ufervegetation, der Fischhabitats, der Hydraulik, der Hydrologie und des chemischen Zustands in verschiedenen Bereichen des untersuchten Gewässersystems, auch die Bewertung sozialer und wirtschaftlicher Aspekte durch Expertengremien. Dabei wird das gesamte Gewässer ganzheitlich betrachtet anstatt sich wie Habitatbewertungsverfahren auf die Anforderungen einzelner Taxa wie Fische oder Makroinvertebraten zu beschränken. Bekannte Methoden sind z.B. die Building Block Methodology (BBM) (King et al., 2002) oder Downstream Response to Imposed Flow Transformations (DRIFT) (King et al., 2002).

Die vorliegende Arbeit fokussiert sich auf die Bewertung des ökologischen Zustands anhand der Hydromorphologie. Der River Ecosystem Service Index (RESI) ergänzt die vorgestellten zustandsbasierten Bewertungsansätze durch eine funktionsorientierte und ganzheitliche Bewertung auf der Grundlage von Ökosystemleistungen (Podschun et al., 2018). Er betrachtet die Leistungen von Fluss- und Auenökosystemen für die Gesellschaft sektorenübergreifend als funktionale Einheit. Die Ökosystemdienstleistungen werden in den drei Hauptgruppen Versorgung, Regulation und Kultur erfasst und in einem integrativen Index dargestellt. Die Bewertung erfolgt dementsprechend abweichend von den Zielstellungen der Arbeit anhand der sozialen, ökologischen und wirtschaftlichen Auswirkungen der Planungsvarianten (Podschun et al., 2020).

Hydraulische Methoden und Habitatbewertungsverfahren sind auf die Forschungsfrage dieser Arbeit zugeschnitten. Für die vorliegende Arbeit wurden daher zwei verschiedene Bewertungsverfahren eingesetzt: die hydraulische Bewertung mit dem hydraulisch-morphologischen Index der Diversität (HMID) und das Habitatbewertungsverfahren CASiMiR. Daneben kommt das Bewertungsverfahren zur Vor-Ort-Untersuchung nach der Landesstudie Gewässerökologie (Pennekamp, 2019) zum Einsatz, welches zudem im Rahmen der Arbeit auch als datenbasiertes Habitatmodell umgesetzt wurde (siehe Kapitel 6.1.8).

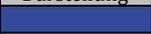
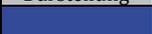
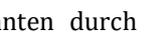
### 2.5.1 Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA

Der gute ökologische Zustand nach der WRRL wird sowohl über Organismengruppen und die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten des Gewässers gemessen als auch durch die hydromorphologischen Qualitätskomponenten bewertet. Letztere umfassen den Wasserhaushalt, die Durchgängigkeit und die morphologischen Bedingungen wie Tiefen- und Breitenvariation, Struktur und Substrat des Flussbetts und die Struktur der Uferzone. Die strukturellen Defizite an Fließgewässern werden durch die Fließgewässerstrukturgütekartierung erfasst. Dabei gilt, dass je weiter der aktuelle Bestand vom natürlichen Zustand abweicht, desto schlechter wird der ökologische Zustand des Fließgewässers eingestuft. Es gibt es fünf Zustandsklassen: sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend und schlecht (Jähnig, 2004; Verdonschot et al., 2013).

Gemäß der Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD nach LAWA (2000, 2002, 2019) wird unter dem Begriff der Gewässerstruktur alle räumlichen und materiellen Differenzierungen des Gewässersbetts und seines Umfelds verstanden, soweit sie hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam und für die ökologischen Funktionen des Gewässers und der Aue von Bedeutung sind. Dazu gehören u.a. die Parameter Laufentwicklung, Längsprofil, Querprofil, Sohlenstruktur, Uferstruktur und Gewässerumfeld (LAWA, 2000).

Das Übersichtsverfahren der LAWA ist überwiegend für die Erstellung landes- und bundesweiter Übersichtskarten bestimmt. Alle Parameter lassen sich mittels Karten und Luftbildern ableiten (LfU, 2001). Das LAWA-Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer wird auch Feinverfahren oder Vor-Ort-Verfahren genannt, weil zur Erfassung der einzelnen Parameter Datenerhebungen im Gelände vorgesehen sind. Die Erfassung gliedert sich in die Bereiche Sohle, Ufer und Land. Diesen werden die Hauptparameter Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlenstruktur, Querprofil, Uferstruktur und Gewässerumfeld zugeordnet, welche über 25 Einzelparameter erfasst und bewertet werden. Daraus leitet sich schrittweise die Gesamtbewertung ab. Die Abschnittslängen betragen 100 Meter (LfU, 2001). Für Baden-Württemberg wurde beispielsweise im Hinblick auf die Anforderungen der WRRL ein an das LAWA-Feinverfahren angepasstes Verfahren entwickelt. Die genaue Kartieranleitung findet sich in LUBW (2008). Die Bewertung erfolgt gemäß der LAWA-Einteilung in 7 verschiedenen Strukturgüteklassen, zusätzlich existiert analog zur biologischen Bewertung gemäß der WRRL eine 5-stufige Ergebnisdarstellung (siehe Tabelle 2-1)

Tabelle 2-1: Definition der Strukturgüteklassen für die Gewässerstrukturgütekartierung (LUBW, 2008)

Strukturklassen 7-stufig	7-stufige Zustandsklassen	farbige Darstellung	Strukturklassen 5-stufig	5-stufige Zustandsklassen	farbige Darstellung
1	unverändert		1	unverändert bis gering verändert	
2	gering verändert				
3	mäßig verändert		2	mäßig verändert	
4	deutlich verändert		3	deutlich verändert	
5	stark verändert		4	stark verändert	
6	sehr stark verändert				
7	vollständig verändert		5	sehr stark bis vollständig verändert	

Völker und Borchardt (2012) konnten durch die Analyse von 250 Datensätzen zum Makrozoobenthosvorkommen an der Mittelgebirgsbächen in Hessen jedoch zeigen, dass Gesamtstrukturgüte keinen eindeutigen Zusammenhang zu den Lebensgemeinschaften aufzeigte. Lediglich sieben der Einzelparameter des LAWA-Verfahrens haben einen signifikanten Einfluss auf die Makrozoobenthosbesiedelung:

- Querbänke
- Strömungsdiversität
- Tiefenvarianz
- Breitenvarianz
- Laufkrümmung
- Sohlensubstrat
- besondere Sohlenstrukturen

Daraus ergibt sich die Feststellung, dass feinere Bewertungsmethoden nötig sind, um als Planungsingenieur die Auswirkungen einer Umgestaltung abzuschätzen. Die Gewässerstrukturgütekartierung stellt aus diesem Grund, auch wenn in der WRRL auf größerer Skala verwendet, kein passendes Instrument zur Untersuchung der Veränderung der Gewässerstrukturen im Sinne der Ziele dieser Arbeit dar.

### 2.5.2 Hydraulisch-morphologischer Index der Diversität

Der hydraulisch-morphologische Index der Diversität (HMID) ermöglicht eine quantitative Beurteilung der Strukturvielfalt. Es werden geomorphologische und hydraulische Informationen kombiniert, um die ökologische Funktionsfähigkeit von Flüssen zu beurteilen (Gostner & Schleiss, 2010). Er ermöglicht, eine A-priori-Bewertung von Projekten anhand von numerischen Abflussmodellierungen. Durch statistische Analyse kann darauf aufbauend eine Optimierung vorgenommen werden

(Gostner & Schleiss, 2011). Der HMID kann für Planungszwecke auch Potenziale für die Habitatdiversität ausgeben (Gostner & Paternolli, 2018).

Der HMID wurde für kiesführende Alpenflüsse bzw. Gebirgsbäche entwickelt, die in ihrem Referenzzustand einen pendelnden, einen gewundenen oder einen verzweigten Verlauf aufweisen (Gostner & Schleiss, 2010).

Der Index leitet sich nach Gostner & Schleiss (2011) aus den folgenden Hypothesen ab:

- „Die Strukturvielfalt eines Fließgewässerabschnittes lässt sich mit Hilfe der hydraulischen Größen Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe sowie ihrer statistischen Parameter charakterisieren.
- Die statistischen Parameter der hydraulischen Größen können anhand einer mathematischen Definition in einer Maßzahl, dem HMID, kombiniert werden. Dieser vermag die Strukturvielfalt des aquatischen und semi- aquatischen Lebensraums eines Fließgewässerabschnittes zu charakterisieren.“

Die Ermittlung des HMID basiert auf der numerischen 2D-HN-Modellierung (Gostner & Schleiss, 2011) bzw. Feldmessdaten (Gostner, 2012; Stähly et al., 2018) bei Q180 bzw. über das Abflussspektrum von MNQ bis MQ (Gostner, 2012).

Gostner (2012) analysierte anhand der Untersuchungen von Feldmessungen an den Flüssen Bünz, Venoge und Sense die Korrelation zwischen Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Sohlschubspannung, Froude-Zahl und Reynoldszahl. Dabei wurde eine starke Korrelation zwischen der Fließgeschwindigkeit und den Größen Sohlschubspannung, Froude-Zahl und Reynolds-Zahl nachgewiesen. Die Korrelation zwischen Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit war hingegen gering.

Somit wurden Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe als Schlüsselvariablen zur Beschreibung der hydromorphologischen Heterogenität identifiziert und die berechneten Werte der Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen in den einzelnen Gitterzellen des numerischen Modells bzw. die Messwerte in den Feldkampagnen werden zur Berechnung des HMID herangezogen (siehe Gleichung 2-1). Er setzt sich aus den Teilvielfältigkeiten der Fließgeschwindigkeiten und der Wassertiefe zusammen:

$$HMID_{Abschnitt} = \prod_i V(i) = V_v * V_t = \left(1 + \frac{\sigma_v}{\mu_v}\right)^2 * \left(1 + \frac{\sigma_t}{\mu_t}\right)^2 \quad (2-1)$$

mit:

$V_v$	Teilvielfältigkeitsindex der Fließgeschwindigkeit [-]
$V_t$	Teilvielfältigkeitsindex der Wassertiefe [-]
$\sigma_v$	Standardabweichung der Fließgeschwindigkeit v [m/s]
$\sigma_t$	Standardabweichung der Wassertiefe t [m/s]
$\mu_v$	Mittelwert der Fließgeschwindigkeit v [m/s]
$\mu_t$	Mittelwert der Wassertiefe t [m/s]

Stähly et al. (2018) untersuchten anhand der drei Schweizer Flüsse Venoge, Bünz und Passer in der Schweiz mit unterschiedlichen Randbedingungen, wie sensitiv der HMID auf unterschiedliche hydraulische und morphologische Randbedingungen reagiert. Bei einer Verdopplung der Abstände zwischen den Messpunkten von 1 m auf 2 m in den einzelnen Querprofilen wich der HMID in der Mehrzahl der untersuchten Abschnitte um nicht mehr 10 % vom Referenz-Wert ab. Für einen Abschnitt mit

größerer Diversität reagiert der HMID sensibler und benötigt dichtere Eingangsdaten als bei homogeneren Abschnitten.

Vergleichende Untersuchungen des HMID von Gostner & Paternolli (2018) mit dem morphologischen Qualitätsindex (MQI), der aus 28 Indikatoren – hauptsächlich visuell – bestimmt wird, zeigen trotz unterschiedlicher Datengrundlagen gute Korrelationen. Auch die Gegenüberstellung des HMID mit dem multimetrischen Habitatsindex gemäß den Bewertungsprotokollen der USEPA (Barbour & States, 1999), der auf einer visuellen Bewertung basiert, zeigt nach Gostner & Schleiss (2010) eine durchweg gute Korrelation zwischen den beiden unterschiedlichen Indizes.

Der Wertebereich für den HMID bewegt sich in der Regel zwischen 1 und 15 (Stähly et al., 2018). In den Untersuchungen von Gostner & Schleiss (2011) wurden für kanalisierte Abschnitte der dort untersuchten Fließgewässer bei Mittelwasser HMID-Werte von 2,26 bis 4,41, für natürliche Abschnitte hingegen HMID-Werte zwischen 5,93 und 12,61 nachgewiesen. Für revitalisierte und teilkanalisierte Abschnitte wurden Werte von 5,42 bis 7,01 ermittelt. Der HMID wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit in den Kapiteln 4 bis 7 angewendet.

### **2.5.3 Bewertung nach der Landesstudie Gewässerökologie in Baden-Württemberg**

Die Landesstudie Gewässerökologie (LS GÖ) hat sich zum Ziel gesetzt, die Defizite der Fließgewässer in Baden-Württemberg hinsichtlich ihrer Gewässerstruktur und -morphologie zu ermitteln und darauf aufbauend Maßnahmen zur Verbesserung zu ermöglichen (Pennekamp, 2019). Sie wurde durch das Regierungspräsidium Tübingen erarbeitet.

Durch die LS GÖ sollen die Defizite der Fließgewässerstrecken landesweit einheitlich identifiziert werden und anschließend Verbesserungen geplant und priorisiert werden, um die Vorgaben der WRRL in Baden-Württemberg zu erfüllen (Pennekamp et al., 2020). Viele wasserbauliche Veränderungen können nicht zurückgebaut werden, da sie unter anderem auch dem Hochwasserschutz dienen oder durch die gewachsene Infrastruktur bedingt sind. Zudem sind die finanziellen sowie zeitlichen Mittel begrenzt. Daher ist es unmöglich, alle Strukturdefizite zu beheben. Die LS GÖ basiert daher auf dem Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept (siehe Kapitel 2.4). Sie hat die Intention, gezielt die ökologische Funktionsfähigkeit für die bisher defizitären biologischen Qualitätskomponenten nach WRRL zu verbessern. Wasserkörper, die sich bereits in einem guten Zustand befinden, werden nicht überplant (Pennekamp, 2019).

Im Rahmen dieses Unterkapitels wird sich auf die Bewertung des Ist-Zustands und die Defizitanalyse nach der LS GÖ konzentriert. Sie stellt darüber hinaus auch Ablaufschema und Maßgaben zur Maßnahmenplanung und -umsetzung zur Verfügung.

Die räumliche Einteilung der LS GÖ orientiert sich an sogenannten Betrachtungsräumen. Betrachtungsräume sind räumliche Einheiten zur Ermittlung und Bilanzierung des strukturellen Defizits und zur Planung von strukturverbessernden Maßnahmen. Sie sind nach fischökologischen Gesichtspunkten abgegrenzt. Ausgangspunkt dafür ist ein Gewässer 1. Ordnung innerhalb eines Flusswasserkörpers und die dort vorhandenen Referenzfischzönose. Unmittelbar angrenzende Gewässerabschnitte werden diesem bei ähnlicher Referenzfischzönose zugeschlagen. Für das Gewässer 1. Ordnung endet die räumliche Ausdehnung in der Regel an der Grenze des Wasserkörpers (Pennekamp, 2019).

Eine grundlegende Unterscheidung wird zwischen den restriktionsgeprägten Betrachtungsräumen mit hohem Anteil von Restriktionen und nicht restriktionsgeprägten Betrachtungsräumen, die nur durch wenige Restriktionen charakterisiert sind, vorgenommen (Pennekamp, 2019). Als

Restriktionsstrecken zählen diejenigen Bereiche, die nach der 7-stufigen Gewässerstrukturkartierung gemäß dem in Baden-Württemberg angepassten LAWA-Feinverfahren (siehe Kapitel 2.5.1) eine Gesamtstrukturgüteklasse von größer 4 aufweisen. Sie müssen zusätzlich als Strukturparameter „Prägende Nutzung“ den Eintrag Hochwasserschutz, Urbanisierung oder Wasserkraft aufweisen und zusätzlich oder alternativ als Strukturparameter „Flächennutzung“ Bebauung und Hochwasserschutzbauwerke aufführen. Für restriktionsgeprägte Betrachtungsräume wird zunächst geprüft, ob die Restriktionen beseitigt werden können. Ist das der Fall, wird die Maßnahmenplanung nach den Vorgaben für nicht restriktionsgeprägte Betrachtungsräume vorgenommen. Das Ziel der LS GÖ an restriktionsgeprägten Betrachtungsräumen ist, dass auf 50 % der Gewässerstrecke der Gewässer 1. Ordnung funktionsfähige Fischökotope für die jeweiligen Leitarten vorhanden sind. In nicht restriktionsgeprägten Betrachtungsräumen sollen 50 % der Gewässerstrecken eine Gewässerstrukturgüte von 1 bis 3 erreichen. Durch einen Soll-Ist-Vergleich wird der anschließende Revitalisierungsbedarf ermittelt (Pennekamp, 2019).

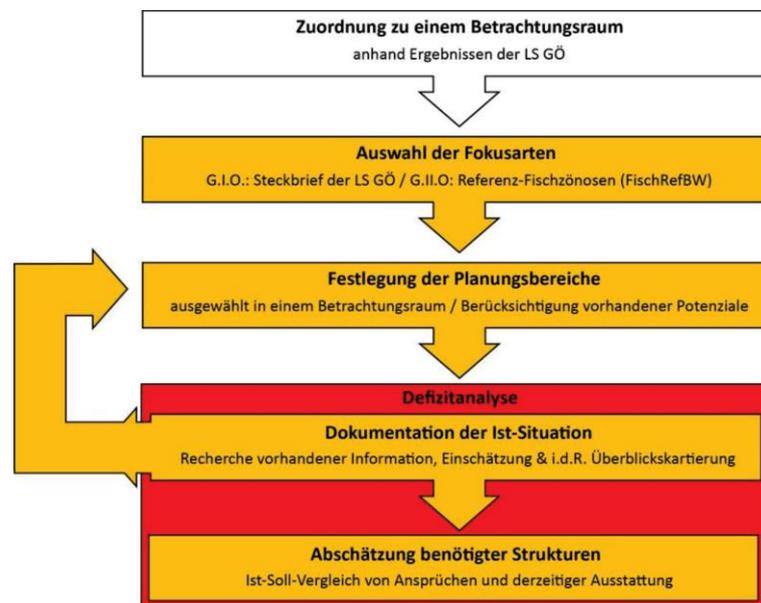


Abbildung 2-10: Arbeitsschritte zur Defizitanalyse im Rahmen der Landesstudie Gewässerökologie in Anlehnung an Pennekamp (2019)

In Abbildung 2-10 ist der für diese Arbeit relevante Ablauf der Defizitanalyse für restriktionsgeprägte Betrachtungsräume dokumentiert. Bei der Bearbeitung der LS GÖ wird zwischen den vom Land bewirtschafteten Gewässern 1. Ordnung und den von den Kommunen bewirtschafteten Gewässern 2. Ordnung differenziert. Mit der Bearbeitung der Gewässer 1. Ordnung wurde im Jahr 2016 begonnen. Die Durchführung für die Gewässer 2. Ordnung wurde nach Angaben des Regierungspräsidiums Karlsruhe (persönliche Mitteilung) im Jahr 2023 gestartet

Die Auswahl der Fokusarten geschieht für Gewässer 1. Ordnung anhand eines Steckbriefs in der LS GÖ. Für Gewässer 2. Ordnung werden die Referenz-Fischzönosen dafür herangezogen. Zur Verbesserung der Lebensbedingungen für Fische im Gewässer müssen nicht alle Arten der Referenz-Fischzönose herangezogen werden. Durch die Fokussierung auf eine Auswahl an anspruchsvollen Stellvertretern der Referenz-Fischzönose können die Bedingungen für die gesamte, gewässertypische Fischfauna verbessert werden. Folgende Arten wurden im Rahmen der Handreichung Fische als Fokusarten ausgewählt: Äsche, Bachforelle, Bachneunauge, Barbe, Groppe, Lachs, Nase, Seeforelle. Es

werden Richtwerte für artspezifische Lauflängen funktionsfähiger Fischökotope angegeben. Sie reichen von kleiner 0,1 km für Groppen bis 5 km für Barben und Nasen (Becker & Ortlepp, 2019).

Für die Fokusarten werden die wichtigsten hydromorphologischen Ansprüche zusammengestellt. Dabei wurden Angaben aus der Fachliteratur und vor allem aber die Experteneinschätzungen einer begleitenden Arbeitsgruppe (UAG Fische) für die baden-württembergischen Gewässer zugrunde gelegt. Die Bewertung wird anhand des Vorhandenseins von Strukturtypen überprüft, die in einem, gemäß Definition der LS GÖ, optimalen Fischökotop der untersuchten Fischart vorhanden sein müssen (Becker & Ortlepp, 2019).

Strukturtypen sind Gewässerstrukturen bzw. Kleinsthabitate wie etwa überströmte Kiesflächen, flache strömungsarme Uferbereiche oder Unterstände (siehe Abbildung 2-11). Je nach Fischart sind die Ausprägungen dieser Strukturen unterschiedlich, die LS GÖ legt bei der Bewertung einen Fokus auf die drei Parameter Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substrat. Diese werden detailliert beschrieben. Ebenso sind Mindestflächen der für die Bewertung zu berücksichtigenden Einzelstrukturen und der geforderte Flächenanteil zur Erfüllung der Vorgaben aus der LS GÖ definiert.

So wird z.B. die Struktur „flache, strömungsberuhigte Bereiche“ der Brütlinge der Barbe durch eine Wassertiefe von weniger als 20 cm und eine Fließgeschwindigkeit von kleiner 20 cm/s festgelegt. Gleichzeitig muss Feinsubstrat ohne Schlammauflage vorhanden sein. Es werden dabei in diesem Beispiel nur Einzelstrukturen mit einer Ausdehnung von 8 m<sup>2</sup> in die Auswertung einbezogen. Die Anforderungen für diese spezifische Struktur müssen für die Herstellung eines Barben-Ökotops auf einem Flächenanteil von 10 % der benetzten Gesamtfläche erfüllt werden (Becker & Ortlepp, 2019).

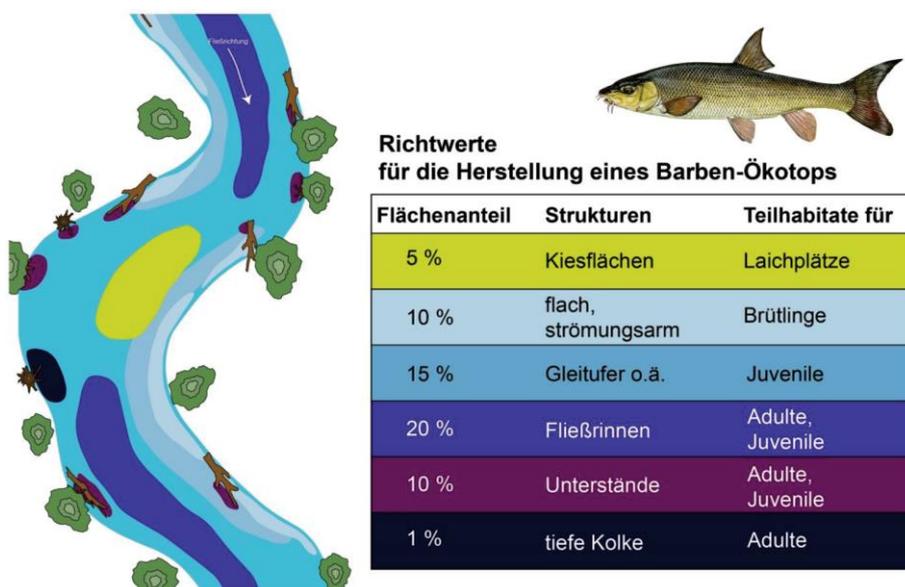


Abbildung 2-11: Beispiel für quantitative Angaben zur Mindestausstattung eines Barben-Ökotops in der Landesstudie Gewässerökologie (Becker & Ortlepp, 2019)

Durch Gewässerstrukturen werden Teilhabitate für Fische gebildet. Diese müssen in ausreichender Qualität, Anzahl und Größe vorhanden sein, um eine dauerhafte Besiedlung zu ermöglichen. Außerdem muss eine funktionelle Vernetzung der Teilhabitate vorliegen. Für jede Art müssen in restriktionsgeprägten Gewässern mindestens 50 % der geforderten Strukturtypen vorhanden sein, damit die Anforderungen der LS GÖ erfüllt sind. Je mehr Strukturtypen vorhanden sind, desto höher ist die artspezifische fischökologische Qualität des betrachteten Abschnitts (Becker & Ortlepp, 2019; Pennekamp, 2019). Problematisch ist aus ingenieurtechnischer Sicht, dass es keine Angaben gibt, wo in

der Wassersäule die geforderten Fließgeschwindigkeiten einzuhalten sind, z.B. grundnah, oberflächennah oder über die Wassertiefe gemittelt.

Die Erfassung der fischökologisch funktionsfähigen Strukturen wird durch eine Kartieranleitung für wattend begehbare Fließgewässer vorgegeben (Becker, 2019). Die Kartierung soll bei einem Abfluss von etwa Q182 oder bei MQ erfolgen und die entscheidenden fischökologisch funktionsfähigen Strukturen im betrachteten Gewässerabschnitt nach Quantität (Größe, Häufigkeit), Qualität (potenzielle Eignung als Teilhabitat) und Lage (Position, Verteilung) abschätzend erfassen. Die flächenmäßige Abgrenzung der Gewässerstrukturen erfolgt durch eine Voranalyse anhand von Orthophotos oder einer Drohnenbefliegung. Sie sollen anhand der eigentlichen Kartierung im Freiland überprüft und angepasst werden. Die Einhaltung der vorgegebenen strukturspezifischen Fließgeschwindigkeiten bzw. Wassertiefen soll geschätzt werden und kann durch ergänzend empfohlene Punktmessungen abgesichert werden. Es existieren genaue Anleitungen zu den Untersuchungen der einzelnen Strukturtypen. Die kartierten Strukturen werden u.a. durch Übersichts- und Detailfotos dokumentiert. Die abzugebenden Daten müssen einen Raumbezug aufweisen und durch Metadaten nach einem vorgegebenen Schema beschrieben sein (Becker, 2019).

### 2.5.4 Grundlagen der physikalischen Habitatmodellierung

Der Effekt der hydraulischen Größen auf die Habitatqualität wird seit mehr als drei Jahrzehnten mithilfe von physikalischer Habitatmodellierung untersucht (Bovee, 1982; Kolden et al., 2016). Sie kann nach Conallin et al. (2010) genutzt werden, um individuelle Beziehungen zwischen Biota und ihrem physikalischen Lebensraum zu identifizieren und biologische Reaktionen auf Veränderungen der Hydromorphologie vorherzusagen.

Der Zusammenhang zwischen der Gerinnehydraulik und dem Vorkommen von Organismen wird als „physikalisches Habitat“ bezeichnet. Physikalische Habitatqualität an Fließgewässern bezieht sich nach R. A. Brown & Pasternack (2009) auf den Eignungsgrad des Zusammenspiels der Größen Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Sohlsubstrat, eine bestimmte ökologische Funktion zu unterstützen. Es handelt sich um eine gängige Kennzahl zur Bewertung der bestehenden Abflussbedingungen aus ökologischer Sicht und dem Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen (Bovee et al., 1998; R. A. Brown & Pasternack, 2008; Pasternack et al., 2004).

In der Regel werden Fische zur Beurteilung der physikalischen Habitatqualität herangezogen (Mouton et al., 2007). Auch wenn andere Habitatfaktoren, u.a. die Wasserqualität und Wassertemperatur, ebenfalls den alterstadiumsspezifischen Lebensraum von Fischen und auch Makrozoobenthos bestimmen, konnte gezeigt werden, dass die physikalische Habitatqualität einen starken Prädiktor darstellt, vor allem, da sie direkt von den Abflussbedingungen beeinflusst wird (Boavida et al., 2013; R. A. Brown & Pasternack, 2009; Lobb & Orth, 1991). Zusätzlich beeinflussen auch das Sohlsubstrat und Deckungsstrukturen die Verteilung und den Bestand an Fischen (Gorman & Karr, 1978). In den meisten physikalischen Habitatmodellen werden daher Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Substrat und Deckungsstrukturen zur Charakterisierung und Bewertung der Mikrohabitate benutzt. Die Bedeutung anderer hydraulischer Variablen, wie z.B. Turbulenz, Wirbelstärke und kleinräumige Gradienten der Fließgeschwindigkeit wurde bisher nur selten untersucht (Kolden et al., 2016).

Physikalische Habitatmodelle prognostizieren keine Fischstandorte oder Abundanzen, sondern quantifizieren die Eignung eines Lebensraums auf ausgewählte Variablen. In Anbetracht ihrer breiten Anwendung sollte die Fähigkeit der Modelle zur Vorhersage ordnungsgemäß validiert werden und anhand von Felddaten, z.B. durch Befischungen kontrolliert werden (Boavida et al., 2013; Frissell et al., 1986).

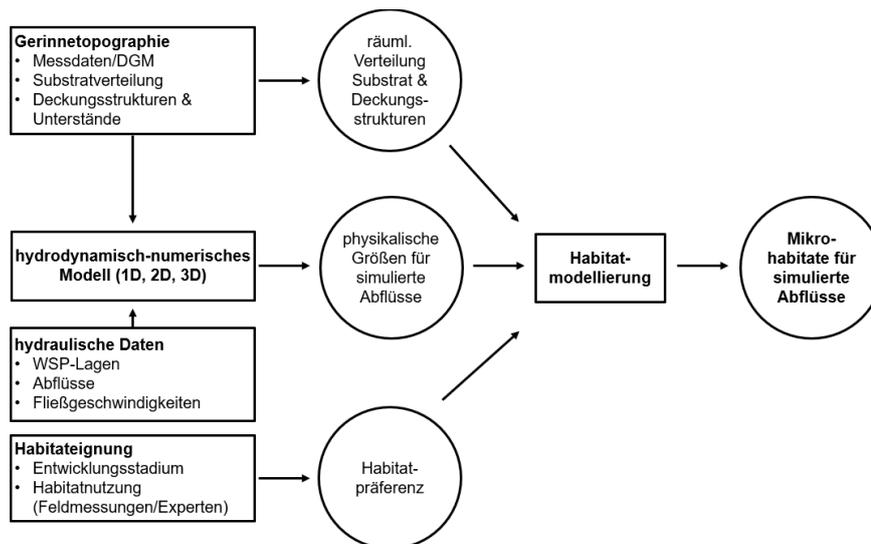


Abbildung 2-12: Aufbau eines physikalischen Habitatmodells in Anlehnung an Bovee et al. (1998)

Ein physikalisches Habitatmodell besteht aus zwei unterschiedlichen Teilmodellen: einem biologischen Teilmodell zur Bestimmung der Habitatansprüche der untersuchten Arten und einem hydraulischen Modell zur Ermittlung der Bewertungsparameter (siehe Abbildung 2-12). Die Komplexität des Modells wird durch die Anzahl der untersuchten Variablen bestimmt (Bovee et al., 1986).

### 2.5.4.1 Biologisches Teilmodell

Die biologischen Modelle enthalten einen zusammengesetzten Eignungsindex, den Habitat Suitability Index (HSI). Er drückt eine Habitatpräferenz aus, die die Häufigkeit beschreibt, mit der ein Individuum einer bestimmten Art ein Mikrohabitat besetzt. Das bedeutet, dass unter den verfügbaren Mikrohabitaten in der freien Natur Individuen bestimmte Habitate gegenüber anderen bevorzugen werden (Boavida et al., 2013). Der HSI wird aus der Bewertung der Einzelvariablen abgeleitet. Er ist ein Wert, der die Gesamtqualität des physischen Lebensraums in dem untersuchten Flussabschnitt darstellt (Bovee et al., 1986; Conallin et al., 2010; Jowett et al., 2008). Es existieren verschiedene Modellansätze zur Habitateignungsmodellierung. Die Verknüpfung zwischen Abiotik und Biologie kann über univariate oder multivariate Ansätze erfolgen (siehe Abbildung 2-13).

Die Erstellung von Präferenzkurven erfolgt nach Standardverfahren (Bovee et al., 1986; Harby et al., 2004). Es lassen sich drei verschiedene Kategorien unterteilen:

- Kategorie I: Indizes nach Expertenmeinung
- Kategorie II: Habitatnutzungsindizes
- Kategorie III: Habitatpräferenz-Indizes

Die Indizes nach Expertenmeinung (Kategorie I) werden anhand von Literaturangaben zur Lebensweise bzw. anhand von Expertenwissen abgeleitet. Habitatnutzungsindizes (Kategorie II) werden anhand von Felddaten gewonnen. Dazu wird die Häufigkeitsverteilung der untersuchten Arten und ihrer Altersstadien vor Ort gemessen und mit den Bewertungsvariablen korreliert. Die Habitatpräferenz-Indizes (Kategorie III) werden ebenfalls aus Felddaten gewonnen, aber sie berücksichtigen zusätzlich die begrenzte Verfügbarkeit bestimmter Habitate und verbessern so die Übertragbarkeit auf andere Gewässer.

Die univariate Verknüpfung ermittelt eine parameterspezifische Habitateignung über Präferenzkurven (engl. „Habitat suitability curves“, HSC). Sie beinhalten biologische Präferenzdaten hinsichtlich

Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Substrat oder Deckungsstrukturen für bestimmte Lebensstadien der untersuchten Arten. Es wird für jeden der Untersuchungsparameter ein Eignungsindex unter zu Hilfenahme von Funktionen ermittelt. Für jede HSC ergibt sich in der Bewertung eine Einzeleignung  $SI_i$  im Wertebereich von 0 (komplett ungeeignet) bis 1 (sehr gut geeignet). Die Verknüpfung der Parameter erfolgt über mathematische Operatoren (Produkt, arithmetischer/geometrischer Mittelwert, Minimum). Die Parameter werden bei diesem Ansatz getrennt voneinander betrachtet und somit auch keine Interaktionen betrachtet. Die Präferenzkurven sind art- und altersspezifisch und können auch saisonale Änderungen in der Habitatpräferenz berücksichtigen (Conallin et al., 2010; Jorde et al., 2001; Korman et al., 1994).

Univariate Methoden vernachlässigen Korrelationen zwischen den Bewertungsvariablen. So beeinflusst die Fließgeschwindigkeit direkt die Substratzusammensetzung. Nachteilig wirkt sich auch die gleichmäßige Gewichtung der Bewertungsvariablen in den meisten Methoden aus. Univariate Funktionen berücksichtigen zudem nicht das Zusammenspiel der Einzelfaktoren (Ahmadi-Nedushan et al., 2006; Schneider, 2001).

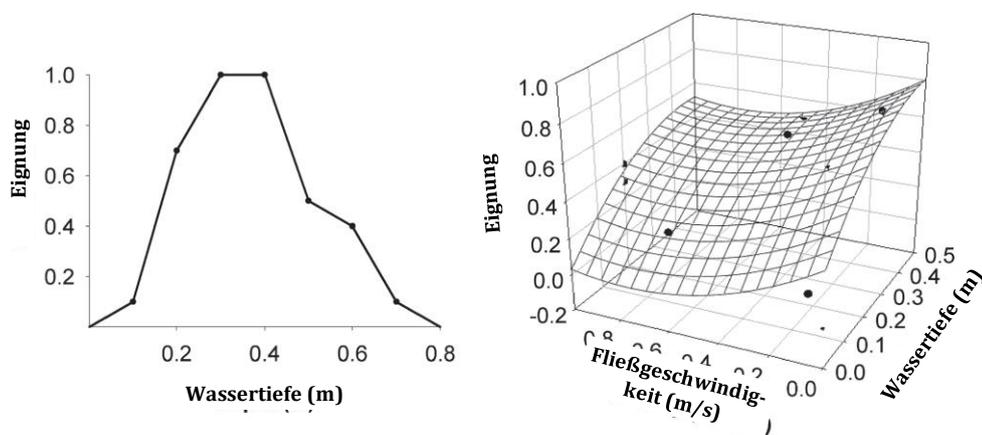


Abbildung 2-13: Vergleich univariater (links) und multivariater Präferenzkurven (rechts) in Anlehnung an Conallin et al. (2010)

Multivariate Methoden stellen die kombinierte Wirkung von Parametern auf die Habitateignung dar. Sie berücksichtigen die Wechselbeziehungen und die Korrelation zwischen den Bewertungsvariablen. Dies kann durch Fuzzy-Logik, neuronale Netze, Bayessche Methoden, Artificial Neural Networks oder statistische Methoden erfolgen. Artificial Neural Networks nutzen einen Trainingsalgorithmus, um datengetriebene Beziehungen zwischen den Inputdaten auf bekannte Outputdaten herzustellen. Sie werden im Kontext physikalischer Habitatmodelle jedoch als „Black Box“-Modelle kritisiert, da sie die Beziehungen zwischen den Variablen und ihre Gewichtung zueinander ignorieren (Ahmadi-Nedushan et al., 2006; Conallin et al., 2010).

Nach Ahmadi-Nedushan (2006) und Jorde et al. (2001) haben fuzzy-logische Modelle folgende Vorteile gegenüber univariaten Bewertungsmethoden: Der Ansatz ist anwendbar in Situationen mit wenigen Daten und erlaubt die Integration von qualitativem, multivariatem Expertenwissen. Neue Bewertungsvariablen können einfach zugefügt werden. Eine genauere Beschreibung fuzzy-logischer Habitatmodelle wird anhand des Habitatmodells CASiMiR im folgenden Kapitel 2.5.5 vorgenommen.

Die Ermittlung der Habitatansprüche kann datenbasiert und expertenbasiert erfolgen. Bei der datenbasierten Methodik werden große biologische Datenerhebungen, z.B. aus Befischungen statistisch ausgewertet und mit den hydraulischen Parametern korreliert. Im Vergleich zu weit verbreiteten Expertenbasierten Methoden, stellt dies einen hohen Aufwand dar. Expertenbasierte Methoden sind

in der Fischökologie weiter verbreitet (Radinger et al., 2017). Sie sind meist mit vergleichsweise geringem Aufwand durchführbar, aber beinhalten meist eher unscharfe und qualitative Informationen. Zudem unterliegen sie einer starken Subjektivität, da verschiedene Experten unterschiedliche Erfahrungswerte besitzen

Die zellbasierte Auswertung erfolgt, unabhängig vom Modelltyp, anhand der Datensätze der Bewertungsvariablen aus dem hydraulischen Teilmodell (siehe 2.5.4.2). Die zusammengesetzte Habitateignung („Habitat Suitability Index (HSI)“) einer Rechenzelle des Habitatmodells setzt sich aus den Einzeleignungen jeder der in die Auswertung einbezogenen Variablen zusammen (Bovee et al., 1998):

$$HSI_i = f(Q) = f(Variable_1, Variable_2, \dots, Variable_n) \quad (2-2)$$

mit:

HSI <sub>i</sub>	zusammengesetzte Habitateignung der betrachteten Zelle [-]
Q	Abfluss [m <sup>3</sup> /s]
Variable	im Modell genutzte Bewertungsvariable

Zellen mit einer zusammengesetzten Habitateignung größer als 0 wird eine gewisse Eignung für die untersuchte Fischart zugesprochen, bei einem Wert von größer 0,5 spricht man von einer guten Habitateignung (Kolden et al., 2016; Papaioannou et al., 2020).

Die integrierte und abflussabhängige Betrachtung der Ergebnisse erfolgt unter Zuhilfenahme des WUA („weighted usable area“) (Bovee et al., 1986). Dort werden die Einzelflächen anhand ihrer Habitateignung gewichtet. Habitate mit hoher Eignung werden entsprechend stärker gewichtet. Eine Berücksichtigung des flächenmäßigen Habitatbedarfs ist nicht möglich:

$$WUA = \sum_{i=1}^n A_i * HSI_i = f(Q) \quad (2-3)$$

mit:

WUA	gewichtete nutzbare Fläche [m <sup>2</sup> ]
A <sub>i</sub>	Zellgröße [m <sup>2</sup> ]
HSI <sub>i</sub>	zusammengesetzte Habitateignung der betrachteten Zelle [-]

Der WUA hat nach Jowett et al. (2008) einen typischen Verlauf. Er steigt meist von niedrigen zu höheren Abflüssen bis zu einem Maximum an. Im Anschluss kommt es durch die Überschreitung des optimalen Wertebereichs der einzelnen Bewertungsparameter zu einem Rückgang des WUA. Es existieren also zwei Teilbereiche der WUA-Kurve: ein monoton wachsender und monoton fallender Anteil der Funktion.

Die Normierung des WUA anhand der gesamten benetzten Fläche ermöglicht den Vergleich zwischen unterschiedlichen Untersuchungsgebieten und eliminiert den Einfluss der benetzten Fläche, der sich infolge einer Abflussänderung ergibt. Dadurch lässt sich der „Hydraulic Habitat Suitability Index“ (HHS) als Maßzahl zur Eignung des gesamten Untersuchungsgebiets ableiten (Conallin et al., 2010; Schneider, 2001):

$$HHS = \frac{1}{A_{ges}} \sum_{i=1}^n A_i * HSI_i = f(Q) \quad (2-4)$$

mit:

HHS	Hydraulic Habitat Suitability Index [-]
$A_{ges}$	benetzte Fläche [m <sup>2</sup> ]
$A_i$	Zellgröße der betrachteten Zelle [m <sup>2</sup> ]
$HSI_i$	zusammengesetzte Habitateignung der betrachteten Zelle [-]

#### 2.5.4.2 Hydraulisches Teilmodell

Boavida et al. (2013) zeigten auf, dass Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit meistens mithilfe numerischer Modelle ermittelt werden, während Substratverteilung und Unterstände visuell mittels Ortsbegehung erfasst werden. Hydraulische Modelle haben große Vorteile gegenüber Feldmessungen, da sie Abflussbedingungen beschreiben können, die im Untersuchungszeitraum nicht aufgetreten sind, eine hohe räumliche Auflösung vorweisen oder Abflüsse simulieren können, die, wie im Falle von Hochwässern, schwer flächig zu messen sind. Sie ermöglichen Szenariensimulationen und so die Optimierung von wasserbaulichen Maßnahmen aus ökologischer Sicht. Heutzutage werden die meisten physikalischen Habitatmodelle mit numerischen Modellen betrieben (Hardy, 1998; Jowett et al., 2008).

Ein wesentlicher Einflussfaktor ist die, von der Komplexität der Fließtopographie abhängige Wahl des numerischen hydraulischen (Teil-)Modells (Papaioannou et al., 2016). Da Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit die Schlüsselkomponenten zur Beschreibung der physikalischen Habitate sind, ist eine genaue Darstellung dieser Variablen im numerischen Modell für eine angemessene Bewertung von Revitalisierungsmaßnahmen entscheidend (Boavida et al., 2013; R. A. Brown & Pasternack, 2009; Melcher & Schmutz, 2010). Nach Bovee (1982) umfasst ein repräsentativer Teilabschnitt eines Gewässers eine Länge von etwa 10-15 Sohlbreiten, um alle grundlegenden Mesohabitate in einem Abschnitt vereinen und eine belastbare Habitatmodellierung durchführen zu können.

Die derzeitige Praxis numerischer Modellierung erfolgt in relativ langen Gerinneabschnitten und berücksichtigt in der Bathymetrie vor allem makroskalige Merkmale, wie Absturzbauwerke oder Brückendurchlässe. Aufgrund der häufigen Zielstellung der Modelle zur Modellierung des Hochwasserabflusses werden mesoskalige Elemente wie Felsbrocken oder Regelungsbauwerke normalerweise nicht berücksichtigt. Stattdessen wird die Gesamtwirkung dieser Hindernisse durch eine Anpassung der Rauheitswerte berücksichtigt. Dieser Ansatz ermöglicht eine genaue Vorhersage der durchschnittlichen Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten. Jedoch wird dadurch keine Information über die genauen Abflussmuster in räumlicher Nähe zu den Fließhindernissen geliefert. Gerade diese komplexen Geschwindigkeitsmuster sind wichtig für die Ökologie von Fließgewässern. Daher ist die korrekte Einbeziehung von hydraulischen Strukturen und Fließhindernissen für eine genaue Beschreibung der makro- und mesoskaligen Strömungsmuster erforderlich. Diese müssen hinsichtlich ihrer Lage und Höhe möglichst genau im Modell abgebildet werden. Die korrekte Abbildung der Bruchkanten dieser Objekte kann dabei auch nicht durch eine generell feinere Auflösung des Meshs (Rechengitter) ersetzt werden. Eine zusätzliche lokale Verfeinerung des Meshs im Umfeld von Hindernissen oder Flussregelungsbauwerken wirkt sich jedoch positiv auf die korrekte Abbildung der räumlichen Strömungsmuster aus (Boavida et al., 2013; Crowder & Diplas, 2000).

Im Vergleich zu 2D-Modellen wird die aus 1D-Modellen abgeleitete Habitataignung konstant überschätzt. Die Abweichung ist dabei bei geringen Abflüssen stärker ausgeprägt, da sich hier im 2D-Modell eine größere Differenzierung der Strömungsmuster besonders an Hindernissen ausprägt (R. A. Brown & Pasternack, 2009). 2D-HN-Modelle sind 1D-HN-Modellen zur Untersuchung der Habitataignung in vielerlei Hinsicht überlegen. Der wichtigste Aspekt ist ihr Potenzial, räumliche Variationen der hydraulischen Größen und Abflussmuster, die für die Gewässerfauna von großer Bedeutung sind, zu quantifizieren (R. A. Brown & Pasternack, 2009; Crowder & Diplas, 2000; Wyrick et al., 2014). Aus diesem Grund haben 2D-Modelle in den letzten Jahrzehnten die stärker limitierten 1D-Modelle verdrängt (Boavida et al., 2013; R. A. Brown & Pasternack, 2009).

Da in 2D-hydrodynamischen Modellen die dritte Dimension ignoriert wird, gehen wichtige Informationen über die Habitatqualität verloren. Es werden nur tiefengemittelte Werte berechnet. Daher wird der Nutzung von 3D Strömungsmodellen ein großes Potenzial zur Verbesserung der Vorhersage der Habitataignung attestiert. Die großen Unterschiede zwischen den 2D- und 3D-Modellen in Bezug auf Geschwindigkeit, Wirbelstärke und turbulente kinetische Energie werden als Erklärung für die Abweichung zwischen Habitatvorhersagen mit hydraulischen 2D-Modellen und den tatsächlichen Messungen gesehen. Die Herausforderung besteht vor allem darin, dass die ökologischen Funktionen bisher nicht mit den dreidimensionalen Strömungsgrößen korreliert wurden (Crowder & Diplas, 2000; Kolden et al., 2016). Eine Möglichkeit könnte sein, die Qualität der Strömungsdaten durch die vertikale Mittelung der Ergebnisse einer dreidimensionalen Modellierung zu verbessern, da es bisher keine Datengrundlage zur Errechnung des HSI in 3D-Form gibt (Kolden et al., 2016).

Ein weiterer wichtiger Einflussfaktor auf die Genauigkeit des numerischen Teilmodells ist neben dem gewählten Modelltyp in den zugrundeliegenden Daten zu finden. Es handelt sich zum einen um die bei der Kalibrierung des Modells verwendeten Randbedingungen, aber vor allem um das Digitale Geländemodell (DGM), das schlussendlich die hydraulische Charakteristik und damit die Habitatverfügbarkeit beeinflusst. Am bedeutendsten ist dabei die Genauigkeit des verwendeten DGMs und mögliche Fehler, die vor allem in Überlappungsbereichen zwischen verschiedenen Datensätzen auftreten können. Daneben haben die verwendeten Interpolationstechniken, die Punktdichte der verwendeten Messtechnik und eventuelle Messfehler Einflüsse auf das Ergebnis (Papaioannou et al., 2016).

Die Auflösung des digitalen Geländemodells und die Mesh-Auflösung im numerischen Modell haben Einfluss auf die Ergebnisse der Habitatmodellierung (Boavida et al., 2013; Crowder & Diplas, 2000; Kolden et al., 2016). Papaioannou et al. (2020) untersuchten den Einfluss verschiedener Kombinationen aus DGM- und Mesh-Auflösung mit einem hydraulischen 2D-Modell des Drosopigi-Flusses im Zentralbalkan anhand des WUAs und des WUA<sub>0,5</sub> am Beispiel zweier endemischer Fischarten. Es zeigte sich, dass eine Auflösung von 1 m<sup>2</sup> einen wichtigen Schwellenwert darstellt. Bei Auflösungen kleiner/gleich dem Schwellenwert wurden ähnliche Median-Werte für Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit erreicht. Der WUA war dabei für gröbere Auflösungen größer als für feine Auflösungen und stieg ab einer Auflösung größer 2,5 m<sup>2</sup> stark an. Die Auflösung des Mesh hatte dabei einen größeren Einfluss auf das Ergebnis als die Auflösung des DGMs.

Ein Literaturvergleich (siehe Tabelle 2-2) zeigt auf, dass bei Untersuchungen mithilfe physikalischer Habitatmodelle sehr fein aufgelöste Messdaten bei der Erstellung des DGMs zum Einsatz kommen und auch die numerischen Modelle sehr fein aufgelöst sind. Sie werden damit deutlich weniger ausgedünnt als zum Beispiel zum Zwecke des Hochwasserschutzes betriebene numerische Modelle (Grantham, 2013).

Tabelle 2-2: Vergleich der Mess-Auflösung und Mesh-Auflösung numerischer hydraulischer Modelle für die physikalische Habitatmodellierung

Autoren	Untersuchungsgebiet	Freilanddaten		numerisches Modell
		Länge [m]	Mess-Auflösung [Punkte/m <sup>2</sup> ]	Mesh-Auflösung [Punkte/m <sup>2</sup> ]
Boavida et al. (2013)	Ocreza, Portugal	100	1	7,1
R. A. Brown & Pasternack (2009)	Lewingston dam reach, Kalifornien, USA	350	1,4	k.A.
Crowder & Diplas(2000)	Feather River, Kalifornien, USA	400	25 Querprofile	0,8-40
Grantham (2013)	Gill Canyon, Kalifornien, USA	200	10	12
	Sausal Canyon, Kalifornien, USA	210	20	20
	Sausal Alluvial, Kalifornien, USA	195	25	20
Kolden et al. (2016)	North St. Vrain Creek, Colorado, USA	1 000	1,7-3,4	1,7-3,4
Papaioannou et al. (2020)	Drosopigi, Griechenland	710	0,1-11	0,1-11

### 2.5.4.3 Genauigkeit von physikalischen Habitatmodellen

Physikalischen Habitatmodelle haben seit den 2000er Jahren eine zunehmende Verwendung in der Planung ökologischer Maßnahmen gefunden. Daher ist es wichtig, ihre Genauigkeit zu untersuchen (Boavida et al., 2013; Pasternack et al., 2006).

Boavida et al. (2013) untersuchten die Ergebnisse einer numerischen Habitatmodellierung am Fluss Ocreza in Portugal mit River2D im Vergleich zu Freilandbeobachtungen. Beobachtete Fische wurden an ihrem Standort per Elektrofischung gefangen und das unmittelbare Umfeld in punkto Sohltopographie, Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Substrat sowie Unterstände per GPS aufgenommen. Auf diesen Daten aufbauend wurden HSC für die aufgefundenen Fischarten abgeleitet. Anschließend wurde der Gewässerabschnitt 2D numerisch modelliert. Es zeigte sich, dass die gemessenen und simulierten Wassertiefen sehr gut korrelierten. Bei Betrachtung der Fließgeschwindigkeit zeigte sich jedoch ein weniger deutlicher Zusammenhang. Dies stimmt mit den Erkenntnissen von Papaioannou et al. (2020) überein. Diese konnten in ihren Untersuchungen zeigen, dass die Fließgeschwindigkeiten stärker sensitiv auf Änderungen im numerischen Modell reagierten als die Wassertiefen. Insgesamt konnte das Habitatmodell von Boavida et al. (2013) die Freilandbeobachtungen gut wiedergeben. Weniger als 21 % der untersuchten Fische wurden in Gebieten gefunden, denen das Habitatmodell keine Habitateignung zuschrieb. Die Autoren empfehlen aufgrund dieser Erkenntnisse die Einbeziehung von Substrat und Deckungsstrukturen bei univariaten Methoden der Habitatmodellierung, da so die Genauigkeit der Habitatprognose gesteigert werden kann.

Die Unsicherheiten in den Ergebnissen der physikalischen Habitatmodellierung lassen sich auf die Unsicherheiten in den verschiedenen Teilmodellen zurückführen. Die Qualität der Ergebnisse eines physikalischen Habitatmodells ist dabei abhängig von der Qualität der Eingangsdaten. Folgende Faktoren haben dabei Einfluss auf die Qualität des Untersuchungsergebnisses:

- Eingangsdaten, z.B. Randbedingungen, DGM
- Art des hydraulischen Modells (1D, 2D oder 3D)
- interne Modellparameter
- Modellbeschränkungen

Der Diskretisierungsfehler des Modells ergibt sich aus der Art und Weise, wie die Gerinnetopographie im Modell dargestellt wird. Sie wird sowohl durch die Feldmessungen als auch durch die Spezifikationen des Meshs, z.B. dem Knotenabstand, beeinflusst (Crowder & Diplas, 2000).

Auch die biologischen Eingangsdaten haben nach Boavida et al. (2013) ihre eigenen Unsicherheiten. Die Ableitung der HSC kann durch inkorrekte Durchführung einer zugrunde liegenden Elektrofischung verfälscht werden. Auch eine zu geringe Anzahl an Individuen einer bestimmten Altersklasse kann zu statistischen Fehlinterpretationen führen (Bovee, 1982). Die Spannweite einer ökologischen Variablen kann zusätzliche Auswirkungen auf die Qualität des Ergebnisses haben. Wenn eine Art ein großes Spektrum einer Bewertungsvariable, z.B. der Wassertiefe, nutzen kann, wird die berechnete Habitateignung deutlich weniger von Ungenauigkeiten in der numerischen Modellierung beeinflusst als bei stenöken Arten, die nur über ein sehr kleines Eignungsfenster verfügen (Boavida et al., 2013).

Die Typologie des modellierten Fließgewässers hat auch Einfluss auf die Bewertung. Abflüsse in schnellfließenden Gewässern mit geringen Wassertiefen von weniger als einem Meter sind besonders fehleranfällig, da lokale Unebenheiten der Gewässersohle starken Einfluss auf die Geschwindigkeitsverteilung im Querschnitt aufweisen (Waddle 2010, zitiert in Grantham, 2013). In flachen Gewässerabschnitten entsprechen kleine absolute Differenzen in der Wassertiefe zudem großen relativen Fehlern. Mittlere absolute Fehler in der Fließtiefe von 0,05 – 0,07 m werden im Zuge der Habitatmodellierung noch als akzeptable Grenze angesehen (Grantham, 2013).

Zudem lässt sich die Habitateignung nicht alleine durch die hydraulischen Bedingungen abbilden. Daneben gehören auch Wanderhindernisse, Substratbedeckung und Deckungsstrukturen zu bestimmenden Faktoren der Habitateignung. Die vorgenannten Faktoren finden zunehmend Eingang in die Habitatbewertung. Darüber hinaus wirken sich auch andere, schwer zu quantifizierende, biologische Interaktionen, wie z.B. Nahrungsverfügbarkeit, zwischenartliche Konkurrenz und das Vorhandensein von Räubern und auch Wasserqualität und Wassertemperatur auf die Habitatwahl aus. Auch menschliche Nutzungen wie Freizeitschifffahrt können einen starken Einfluss ausüben, werden in der Habitatmodellierung bisher in den meisten Fällen aber nicht berücksichtigt (Kolden et al., 2016; Orth, 1995).

Der WUA bzw. HHS allein lässt keinen Rückschluss auf die Entwicklung der Abundanzen zu. Hardy (1998) und Jowett et al. (2008) konnten Beispiele zeigen, dass sich allein aus der Entwicklung der Kennzahlen WUA und HHS keine Rückschlüsse auf die Abundanzen der betrachteten Fischart ziehen lassen, da die oben genannten biologischen Interaktionen selbst bei optimaler berechneter Habitateignung die Abundanz begrenzen können.

### 2.5.5 Fuzzy-logisches physikalisches Habitatmodell CASiMiR

Das physikalische Habitatmodell CASiMiR (Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements) wurde ab den 1990er Jahren an der Universität Stuttgart am Institut für Wasserbau entwickelt, um die Lebensräume für aquatische Organismen, insbesondere Fische, zu untersuchen. Das Modell (siehe Abbildung 2-14) verarbeitet physikalische und biologische Parameter mittels eines fuzzy-logischen Ansatzes und integriert dabei zudem Expertenwissen (Noack et al., 2010; Noack, 2012; Schneider, 2001, 2001).

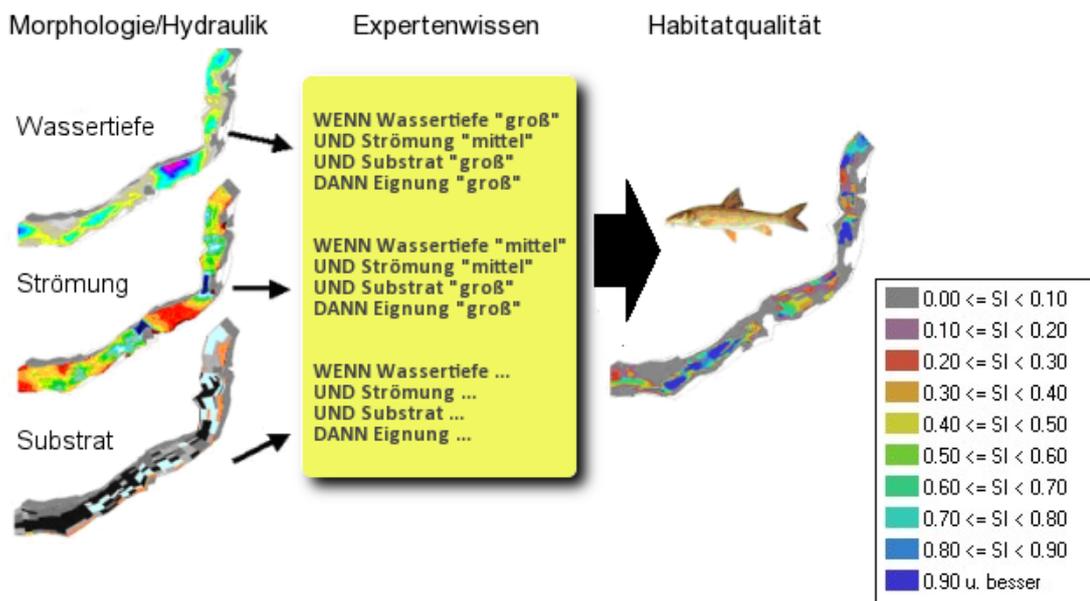


Abbildung 2-14: Schematische Darstellung der Habitatanalyse einer Untersuchungsstrecke mit CASiMiR mit Legende der Eignung (SI) von 0 bis 1 (Schneider et al., 2010)

CASiMiR wurde ursprünglich zur Untersuchung des Habitatangebots in Abhängigkeit des Mindestabflusses an Ausleitungsstrecken entwickelt. Die offene Struktur des Modells ermöglicht die Verknüpfung zu vielfältigen mehrdimensionalen, hydraulischen und morphodynamische Modellierungsumgebungen, die in der Lage sind, abiotische Umwelteinflüsse zu quantifizieren (Noack, 2012). Dementsprechend ist das Programm modular aufgebaut (sje Engineering GmbH et al., o. J.):

- CASiMiR hydro – Energieproduktion mit Wasserkraftanlagen
- CASiMiR vegetation - Auensukzession
- CASiMiR fish – Habitateignung Fische
- CASiMiR gis – Geoinformationssystem zur Habitatbeschreibung
- CASiMiR benthos – benthische Lebensräume

Aufgrund des großen Anwendungsbereiches wurde CASiMiR bereits zur Evaluierung und Planung vielseitiger Projekte verwendet. Die Anwendungsbeispiele reichen von der Untersuchung des Rückbaus von Wehren an der Zwalm in Belgien (Mouton et al., 2007), den Auswirkungen des Schwall-Sunk-Betriebs an Wasserkraftanlagen am Biobó in Chile (García et al., 2011), den Auswirkungen ökologischer Spülungen auf die Reproduktion der Bachforelle im Schweizer Nationalpark Engadin (Noack et al., 2017) bis zur Auswirkung von Ausbaggerungen am Auslauf der Thuner Sees in der Schweiz auf die Laichareale der Äsche (*Thymallus thymallus*) (Noack et al., 2010).

Die Auswirkungen geplanter Revitalisierungsmaßnahmen durch künstliche Totholzstrukturen und Uferbänke an der Panke in Berlin, einem erheblich veränderten urbanen Fließgewässer, wurden ebenfalls mit CASiMiR untersucht (Lange et al., 2015). Zingraff-Hamed et al. (2018) wiesen die gute Habitateignung für die verschiedenen Altersstadien der Nase (*Chondrostoma nasus*) an einem revitalisierten Abschnitt der Isar in der Münchener Innenstadt mit CASiMiR nach. Bei dieser Analyse wurde, neben den physikalischen Parametern Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substrat auch die Freizeitnutzung in die Bewertung der Habitateignung einbezogen.

Die Fuzzy-Set Theory wurde von Zadeh (1965) entwickelt. Ein Fuzzy-Set („unscharfe Menge“) ist demnach eine Klasse von Objekten mit einem Kontinuum von Zugehörigkeitsgraden. Solch ein Set wird durch eine charakteristische Zugehörigkeitsfunktion gekennzeichnet, die jedem Objekt einen

Zugehörigkeitsgrad zwischen 0 und 1 zuweist. Fuzzy-Logik erlaubt damit Zwischenzustände in Systemen. Dies ist in der ökologischen Modellierung vor allem deshalb bedeutsam, da Übergänge in der Ökologie graduell und nicht plötzlich erfolgen (Salski, 1992). Nach Ahmadi-Nedushan (2006) erlauben Habitatmodelle mit Fuzzylogik daher einen besseren Umgang mit Unsicherheiten in der Bewertung aquatischer Habitate als Ansätze über Präferenzkurven.

Der multivariate Fuzzy-Ansatz in CASiMiR lässt sich in vier Schritte aufteilen:

- Fuzzifizierung
- Regelsystem
- Inferenzmaschine
- Defuzzifizierung

(Noack, 2012; Schneider, 2001)

Den ersten Schritt in der Fuzzy-Logik stellt die Fuzzifizierung der ausgewählten Habitatvariablen dar. Dazu werden die einzelnen Habitatvariablen, z.B. Fließgeschwindigkeit oder Wassertiefe in mehrere Zugehörigkeitsfunktionen eingeteilt, die durch unscharfe, verbale Variablen, wie „gering“, „klein“, „mittel“ und „groß“ beschrieben werden (siehe Abbildung 2-15). Dabei gibt es keine starren Grenzen. Gegebene Fließgeschwindigkeiten können so z. B. in die Fuzzy-Menge „mittel“ oder „groß“ mit unterschiedlichen Anteilen eingeteilt werden.

Dabei wird der gesamte Wertebereich nicht nur von den im Feld bzw. dem Modell beobachteten Werten definiert, sondern auch durch den Bereich, der von der Zielart genutzt wird. Theoretisch können Zugehörigkeitsfunktionen durch beliebige Funktionen beschrieben werden. In der Praxis werden meistens Trapez- bzw. Dreieckfunktionen benutzt. In Abbildung 2-15 wird eine beispielhafte Zugehörigkeitsfunktion für die Fließgeschwindigkeit gezeigt. Eine Fließgeschwindigkeit von 0,5 m/s wird dort zu 75 % der Menge „MITTEL“ zugeordnet und gleichzeitig zu 25 % der Menge „GROSS“. Durch die Überlappungen der Zugehörigkeitsfunktionen erlaubt die Fuzzy-Theorie die geeignete Abbildung ökologischer Gradienten (Ahmadi-Nedushan et al., 2006; Noack, 2012; Noack et al., 2010).

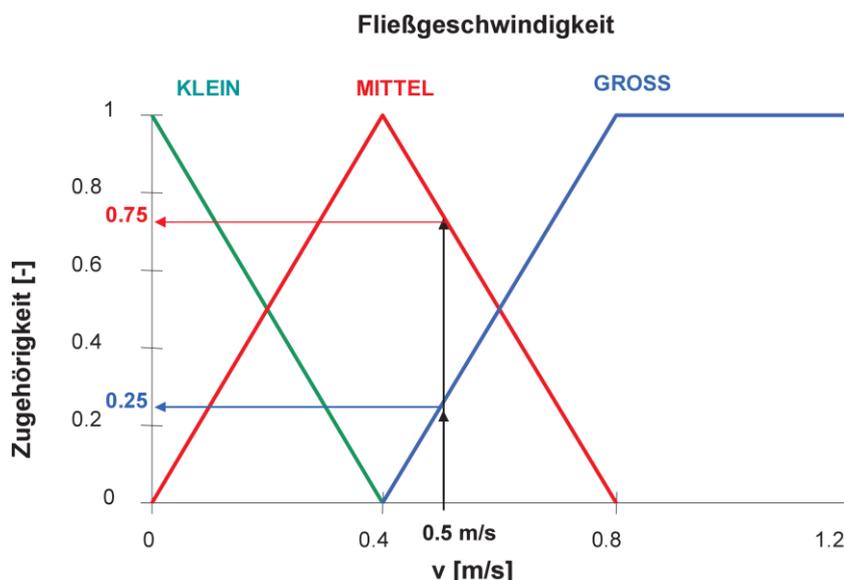


Abbildung 2-15: Beispiel für die Interpretation der verbalen überlappenden Zugehörigkeitsfunktionen für die Fließgeschwindigkeit (Noack et al., 2010)

Auf Basis der Fuzzifizierung müssen physikalisch-biologische Regelsysteme nach dem „WENN-DANN“-Prinzip aufgestellt werden. Eine Fuzzy-Regel besteht aus mehreren Habitatvariablen und einer Habitateignung. Ein Beispiel dafür aus Noack et al. (2010) ist:

*Wenn Strömung „KLEIN“ und Wassertiefe „KLEIN“ und Substrat „GROSS“, dann Habitateignung „MITTEL“*

Es sind für alle Kombinationen von hydraulischen und strukturellen Umgebungsparametern Inferenz-Regeln aufzustellen. Auf diese Weise kann Expertenwissen einfach übertragen werden und die Kombinationen der physikalischen Parameter angesprochen werden. Die Experten bestimmen, unter welchen Bedingungen die Lebensraumqualität als „gering“, „mittel“ oder „hoch“ einzuschätzen ist. Die verbale Formulierung der Regeln ähnelt der menschlichen Kommunikation und ist daher gut übertragbar. Damit wird eine größtmögliche Übereinstimmung in der Expertenmeinung erreicht. Das Regelwerk ist durch Messdaten und Beobachtungen an die vorhandenen Verhältnisse anzupassen. Dabei müssen die lokalen Bedingungen berücksichtigt werden. Dies kann durch Anpassung der Zugehörigkeitsfunktionen geschehen, ohne das gesamte Regelwerk neu aufzusetzen. Zusammengekommen bilden alle Regeln die Matrix der Inferenzmaschine. Das Regelwerk ist durch Messdaten und Beobachtungen an die vorhandenen Verhältnisse zu adaptieren (Ahmadi-Nedushan et al., 2006; Schneider, 2001).

Die Inferenzmaschine berechnet systematisch für das gesamte Regelwerk die Regelerfüllungsgrade anhand der Kombination der Eingangsparameter. Je besser eine Regel in den Untersuchungsparametern einer Zelle erfüllt wird, desto höher der Regelerfüllungsgrad. Für die Berechnung der Gesamteignung werden nur die Regeln berücksichtigt, die zumindest teilweise zutreffen. Regeln mit hohen Erfüllungsgraden werden entsprechend höher gewichtet als diejenigen mit geringem Erfüllungsgrad. Gebräuchliche Berechnungsarten umfassen z.B. die Min-max- und die Produkt-Inferenz-Methode. Das Ergebnis aus diesem Schritt liegt zunächst noch in Form einer Fuzzy-Menge vor (Noack et al., 2010; Schneider, 2001).

Um aus der Fuzzy-Menge eine eindeutige Zahl zu erhalten, wird der Prozess der Defuzzifizierung angewendet. In CASiMiR wird dafür die Schwertpunktansatz verwendet. Der Habitateignungswert der aktuell betrachteten Fläche ergibt sich dabei aus dem Flächenschwerpunkt der Einzelkomponenten aus der Fuzzy-Menge. Durch Normierung ergibt sich ein HSI zwischen 0 und 1. Der Prozess wird für jedes Einzelelement des Meshs im numerischen Modell wiederholt. Daraus ergibt sich eine räumliche Verteilung der HSI-Werte, die für weitere Analysen genutzt werden kann (Noack, 2012; Noack et al., 2010; Schneider, 2001).

## 2.6 Forschungsansatz zur Untersuchung von naturbasierten Lösungen (nature-based-solutions)

Der Wissenstand typgemäßer hydromorphologischer Planungen und Maßnahmenumsetzungen zu den häufigen und weit verbreiteten Gewässertypen hat sich in den letzten Jahren deutlich verbessert und es existieren zahlreiche Informations- und Schulungsangebote. Die Bundesländer stellen darüber hinaus eigene, oft sehr praxisnahe Handlungsanweisungen für naturnahe Bauweisen und eine umweltverträgliche Gewässerunterhaltung zur Verfügung. Dennoch mangelt es in den Planungsbüros und bei den Maßnahmenträger nach wie vor an entsprechender Kenntnis, welche Maßnahmen geeignet sind, um typgemäße Gewässerstrukturen zu entwickeln (UBA, 2022).

Der klassische Ansatz in der Revitalisierungsplanung ist in Abbildung 2-16 illustriert. Anhand der Analyse eines degradierten Fließgewässerabschnitts werden unter Berücksichtigung der örtlichen

Randbedingungen, wie zum Beispiel dem Hochwasserschutz, und den von den lokalen Behörden vorgegeben ökologischen Zielen die Anforderungen an die Planung spezifiziert. Angesichts der Erfahrungswerte des planenden Ingenieurs und der die Planung praktisch umsetzenden Wasserbauer werden potentiell geeignete Maßnahmentypen ausgewählt und im Rahmen der Umsetzung in das Gewässer eingebaut.



Abbildung 2-16: Klassischer Ansatz in der Revitalisierungsplanung in Anlehnung an Müller et al. (2022)

Jedoch wird der geforderte gute ökologische Zustand bzw. im Fall erheblich veränderter Fließgewässer, das gute ökologische Potenzial häufig nicht erreicht. Aus erfolgreichen und gescheiterten Umsetzungen wird empirisches Wissen um mögliche Verbesserungen der eingesetzten Bauweise im jeweiligen Kontext erarbeitet. Voraussetzung dafür ist eine solide Datengrundlage, z.B. aus Monitoringprogrammen. Dieser Wissensgewinn aus Fehlern ist jedoch, auch wegen der mangelhaften Datengrundlage, sehr langwierig und mit hohen Kosten verbunden: Es fehlen wissenschaftlich untersuchte Bauweisen, die die gewünschten morphodynamischen Veränderungen gezielt hervorrufen können, um geeignete Habitate für Fische und Makroinvertebraten zu schaffen. Dieser Umstand wird dadurch verschärft, dass nur ein kleiner Teil der Umgestaltungsmaßnahmen an Fließgewässern von einem systematischen Monitoring begleitet wird.

In dieser Arbeit wird daher ein alternatives Vorgehen vorgeschlagen, um mit Hilfe eines Forschungsansatzes zur gezielten Entwicklung naturbasierter Lösungen (engl. „nature-based solutions“) (siehe Kapitel 2.4) Bauweisen zu entwickeln, die die gewünschte morphodynamische Änderungen im Gewässerbett und passende Geschwindigkeitsverteilungen im Projektgebiet hervorrufen (siehe Abbildung 2-17).

Aufbauend auf Erfahrungswerten und anhand umgesetzter Projekte, die durch ein intensives Monitoringprogramm begleitet wurden, wird das praktische Ingenieurwissen gewonnen. Durch das parallele Studium der natürlichen Prozesse in Fließgewässern wird das notwendige interdisziplinäre öko-hydraulische Fachwissen von Biologen, Geoökologen und Ingenieuren gebildet. Am Ende des Forschungsvorhabens steht die Entwicklung einer naturbasierten Lösung, die die Erreichung des guten ökologischen Zustands gewährleistet.

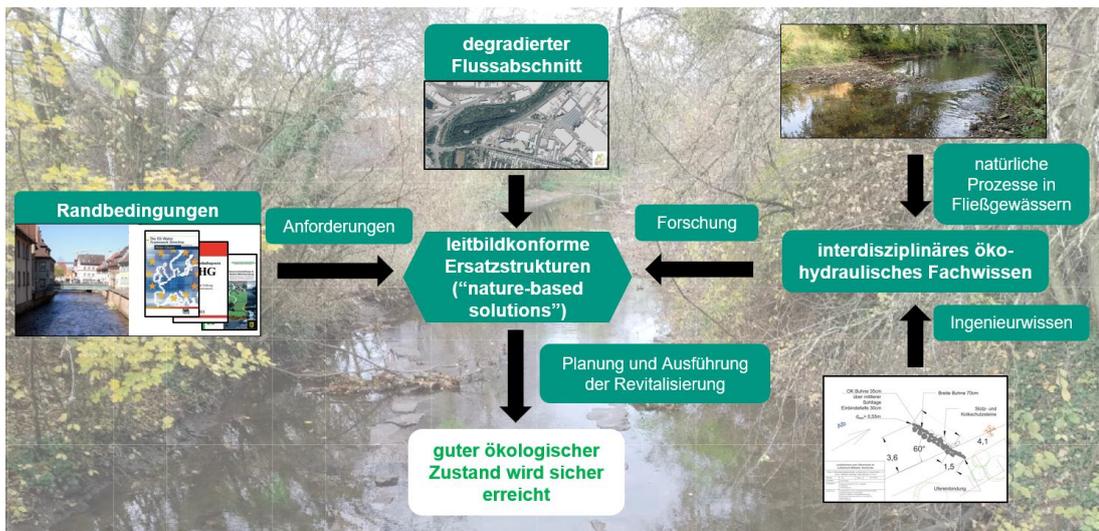


Abbildung 2-17: Forschungsansatz zur Entwicklung einer naturbasierten Lösung/leitbildkonformen Ersatzstruktur in Anlehnung an Müller et al. (2022)

Der Ablauf des eigentlichen Forschungsprojekts ist in Abbildung 2-18 dokumentiert. Anhand des erlangten öko-hydraulischen Fachwissens werden für die betrachtete Situation potentiell geeignete Bauweisen ermittelt und verglichen. Daraufhin werden eine oder mehrere Bauweisen, die sich als vielversprechend erweisen, weitergehend erforscht. Dies geschieht zunächst durch Laborversuche mit fester Sohle, die zur Vertiefung des hydraulischen Fachverständnisses in Form von systematischen Versuchen oder Parameterstudien durchgeführt werden. Grundlage der Untersuchungen sind für den angestrebten Anwendungsbereich repräsentative hydraulische Randbedingungen und auch Gerinnegeometrien für ein möglichst weites Spektrum unterschiedlicher Fließgewässertypen. Daher sollten allgemein bei solchen Untersuchungen sowohl Gewässer aus dem Flachland als auch aus den (Vor-)Gebirgszonen einbezogen werden.

Fokus ist in diesem Untersuchungsschritt die Identifizierung der Sensitivitäten der ausgewählten Bewertungsparameter durch Variation der verschiedenen Bemessungsparameter der Bauweisen und deren Auswirkungen auf die hydraulische Wirkung der untersuchten Bauweise. Wichtige abgeleitete Parameter sind hier die Fließgeschwindigkeitsverteilung und, in urbanen Räumen besonders wichtig, die Auswirkungen auf die Wasserspiegellage. Hinzu kommen öko-hydraulische Parameter zur Quantifizierung der Diversität der Abflussbedingungen. Dieser Untersuchungsschritt ist auch bei der Abwandlung bereits bekannter Bauweisen wichtig, da die Zielsetzung dieses Untersuchungsschritts oft konträr zu den klassischen flussbaulichen Maßnahmen ist. So werden beispielsweise Bühnengeometrien in der Regel derart entwickelt, dass es zu möglichst geringen Strömungsablösungen am Bühnenkopf kommt. Aus ökologischer Sicht könnte im genannten Fall jedoch gerade eine stärkere Strömungsablösung und damit potentiell stärkere Kolkbildung zur Gewässerstrukturierung erstrebenswert sein.

Ausgewählte Varianten mit vielversprechende Parameterkombinationen werden in Laborversuchen mit beweglicher Sohle weitergehend auf ganzheitliche Art und Weise untersucht. Sie bieten im Vergleich zu Freilanduntersuchungen den Vorteil, dass sich verschiedene Varianten in kurzer Zeit untersuchen lassen. Zudem lässt sich, im Gegensatz zum begrenzten Betrachtungszeitraum im Freiland, durch den Zeitmaßstab im gegenständlichen Modell auch die Langzeitwirkung der Varianten untersuchen.

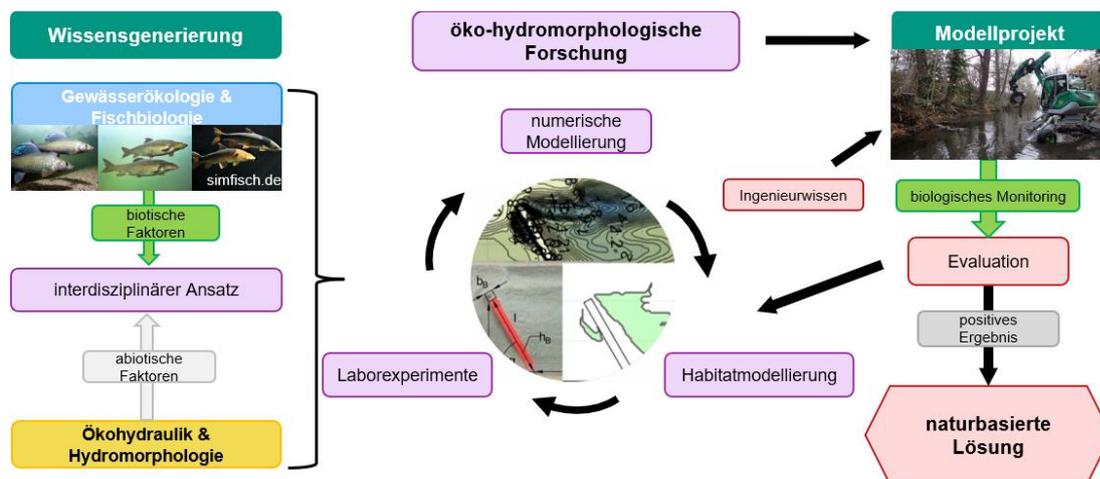


Abbildung 2-18: Ablauf der Entwicklung einer naturbasierten Lösung im Flussbau in Anlehnung an Müller et al. (2022)

Anhand der Daten aus dem Laborversuch lassen sich die Auswirkungen auf die Hydromorphologie bestimmen. Morphologische Änderungen im Vergleich zum Referenzzustand können quantifiziert und in Anlandungs- und Erosionsbereiche differenziert werden. In diesem Schritt werden auch andere, nicht ökologisch optimierte, Varianten in den Vergleich einbezogen, um Rückschlüsse auf die Übertragbarkeit des im vorherigen Schritt gewonnenen hydraulischen Wissens auf eine bewegliche Sohle zu ermöglichen. In dieser Arbeit werden die Versuche mit einer Einkornsohle nach dem Stand der Technik durchgeführt (siehe Kapitel 6).

Die im Rahmen der Versuche vermessene Bandbreite an Sohlmorphologien wird anschließend in numerischen Modellen für verschiedene relevante Abflusszenarien untersucht. Die ökologisch relevanten Abflüsse umfassen vor allem das Abflussspektrum von MNQ bis MQ (Schneider, 2001). Sie decken statistisch gesehen einen großen Teil des Abflusses über das Jahr gesehen ab. Auf Basis der dabei gewonnenen Daten, vor allem zur Verteilung der Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten, wird eine Habitatuntersuchung für Fische vorgenommen. Dadurch können Mängel in der Habitatausstattung des Referenzzustands identifiziert werden und die Verbesserungen durch Einbau der in Entwicklung befindlichen naturbasierten Lösung evaluiert werden. Zur Beurteilung der Eignung geschaffener strömungsgeschützter Rückzugsbereiche bei Hochwasser sollte ebenfalls zumindest ein Hochwasserabfluss simuliert werden. In der vorliegenden Arbeit kommt gemäß dem Stand der Technik ein 2D-hydrodynamisches Modell (2D-HN-Modell) zum Einsatz.

Dieser Entwicklungsablauf wird inkrementell durchlaufen, bis eine geeignete Kombination von Messungsparametern gefunden wurde. Anschließend erfolgt die Validierung der entwickelten Bauweisen anhand eines Modellprojekts im Freiland mit begleitendem biologischem Monitoring.

Das Vorgehen zur Entwicklung einer naturbasierten Lösung im Flussbau lässt sich anhand des oben geschilderten Forschungsansatzes in acht Schritte gliedern. Diese werden im Folgenden aufgezählt und für die vorliegende Arbeit angewandt. In dieser Aufzählung ist hinter jedem Bearbeitungsschritt in Klammern das Kapitel angegeben, in dem der Untersuchungsabschnitt durchgeführt wird.

1. Definition des Untersuchungsrahmens (Kapitel 2)
2. Ableitung der Bewertungsindikatoren (Kapitel 2)
3. Vorauswahl geeigneter Bauweisen (Kapitel 2)
4. theoretische Auseinandersetzung (Kapitel 3)
5. Freilanduntersuchungen an Referenzprojekten (Kapitel 4)
6. Laborversuche mit fester Sohle: hydraulische Optimierung (Kapitel 5)

7. Laborversuche mit beweglicher Sohle: ganzheitliche Analyse (Kapitel 6)
8. Methodenvergleich (Kapitel 7)
9. Umsetzung eines Referenzprojekts mit optimierter Bauweise (nicht Teil dieser Arbeit)

Zu Beginn wird die Fragestellung definiert und der Untersuchungsrahmen festgelegt. Dies lässt sich für diese Arbeit wie folgt zusammenfassen: Es handelt sich um urbane und anderweitig räumlich eingeschränkte Fließgewässerabschnitte, in denen kein Entwicklungsraum für eine grundlegende Umgestaltung des Flussschlauchs zur Verfügung steht. Die Ufer sind aufgrund des starken Strömungsangriffs im Hochwasserfall befestigt, z.B. durch Blocksatz, und steil ausgeprägt. Die gesuchten Maßnahmen beschränken sich also auf den Raum innerhalb der benetzten Gewässersohle. Die Wirkung der beabsichtigten Maßnahmen in Abschnitten unter Einfluss der Binnenschifffahrt wird in dieser Arbeit nicht betrachtet.



Abbildung 2-19: Urbane Gewässerabschnitte: Grabenzufluss des Serchio in Lucca, Italien (links), Alb in Ettlingen (Mitte links), Botteniga in Treviso, Italien (Mitte rechts), und Seine in Paris, Frankreich (rechts) (eigene Abbildung)

Beispiele für solche Gewässerabschnitte finden sich in Gewässern aller Größenskalen, wie in Abbildung 2-19 illustriert wird.

Aus dem vorhandenen Untersuchungsrahmen lässt sich durch Analyse der jeweiligen Gegebenheiten der Katalog an benötigten Bewertungskriterien entwickeln. Sie lassen sich in die Gruppen „Nutzung“, „Bauwerksstabilität“, „Ökologie“, „Randbedingungen“ und „Wirtschaftlichkeit“ zusammenfassen. Auf Basis der Projektanalyse lassen sich die Bewertungsindikatoren für die einzelnen Bewertungskriterien ableiten, die diese in der vorliegenden Arbeit repräsentieren (siehe Tabelle 2-3).

Tabelle 2-3: Ableitung der Indikatoren für die Optimierung von Strombauwerken in urbanen Bereichen

Bewertungskriterium	Symbol	Indikator
Nutzung		Uferschutz
Bauwerksstabilität		bauwerksnahe Kolkentiefe
Randbedingungen		Hochwasserschutz
Ökologie		hydromorphologische Diversität
		ökologische Kolkentiefe
		Substratsortierung
		Habitateignung
Ökonomie		Schutzbereiche bei Hochwasser
		Materialkosten

Aufgrund der in urbanen und anderen räumlich beengten Bereichen oft bis an die Gewässeroberkante reichenden Nutzung kann eine Erosion der Ufer nicht zugelassen werden. Daher muss mindestens der vor Maßnahmenumsetzung gewährleistete Uferschutz erhalten bleiben. Angesichts der vielfältigen Nutzungsanforderungen an innerstädtische Fließgewässer wäre aus Sicht der Naherholung und der Ökologie eine Änderung des Uferschutzes begrüßenswert, um so das Potenzial zur Umgestaltung, z.B. mit einer technisch-biologischen Ufersicherung, zu schaffen. Dadurch wird die Wasserwechselzone wieder mit dem Umland verknüpft und die Beschattung durch aufkommenden Bewuchs wirkt sich günstig auf die Wassertemperaturen im Sommer aus. Zudem bietet das Wurzelwerk Unterstandsmöglichkeiten für die Fischfauna.

Die hydraulische Bauwerksstabilität lässt sich durch die Kolkiefen am Bauwerk abbilden. Diese müssen minimiert bzw. baulich zumindest berücksichtigt werden, um zu verhindern, dass Schäden durch rückschreitende Kolkbildung die Integrität des Bauwerks gefährden. Ansonsten werden für die vorliegende Forschungsarbeit die untersuchten Varianten auf diejenigen beschränkt, für die die Stabilität nach Stand der Technik bzw. Stand des Wissens (siehe Kapitel 3.5.3) berechnet wurde.

Als Randbedingung ist in urbanen Bereichen die Berücksichtigung des Hochwasserschutzes unabdingbar. Vielerorts ist, auch durch den Klimawandel bedingt, kein oder nur sehr geringer hydraulischer Spielraum bei Bemessungshochwasser vorhanden. Daher muss der Wasserspiegelanstieg durch die geschickte Wahl der Bemessungsparameter der zu entwickelnden naturbasierten Lösung minimiert werden.

Die Ökologie lässt sich im vorliegenden Projekt durch zwei Indikatoren abbilden. Die Habitateignung bzw. die Schaffung geeigneter Gewässerstrukturen quantifiziert den Nutzen als Lebensraum. Die Schaffung von Schutzbereichen bei Hochwasser verhindert das Ausspülen der einzelnen Lebewesen aus der Umgestaltungsstrecke. Die hydromorphologische Diversität, die ökologische Kolktiefe und die Substratsortierung ergänzen die gewählten Indikatoren.

Da sich Personalkosten schwer abschätzen lassen, wird die Wirtschaftlichkeit durch die Materialkosten in Form von verbautem Material bestimmt.

Die Vorauswahl der geeigneten Bauweisen (3. Arbeitsschritt des Forschungsansatzes) engt den Untersuchungsrahmen zielgerichtet ein. Anhand der Bewertungskriterien bzw. Bewertungsindikatoren werden anwendbare Bauweisen identifiziert und qualitativ verglichen. Eine eigendynamische Entwicklung ist in urbanen Bereichen angesichts des eingeschränkten Entwicklungsraums nicht möglich (siehe Kapitel 2.4). Daher müssen sich die gewählten Maßnahmen auf den Flussschlauch beschränken.

In der vorliegenden Arbeit soll anhand von Lenkbuhnen, einer Form dauerhaft überströmter Niedrigwasserbuhnen, eine naturbasierte Lösung zur Gewässerstrukturierung in urbanen und auch anderen räumlich beengte Fließgewässerstrecken entwickelt werden (siehe Kapitel 1.1). Daher werden Buhnen im nächsten Kapitel genauer untersucht.

## 3 Gewässerstrukturierung durch Buhnen

Im kommenden Kapitel wird ein Überblick zu Buhnen gegeben, ihre hydraulische Wirkungsweise dargestellt und die morphologischen Auswirkungen sowie die Auswirkungen auf das Habitatangebot präsentiert. Das Kapitel umfasst somit den 4. Schritt „Theoretische Auseinandersetzung“ des in Kapitel 2.6 vorgestellten Forschungsansatzes.

Der Aufbau des Kapitels ist in Abbildung 3-1 dargestellt.

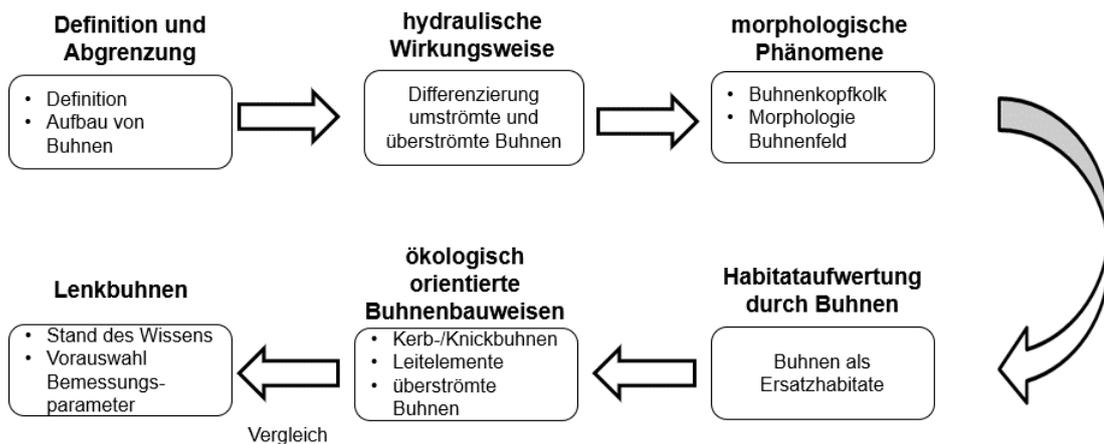


Abbildung 3-1: Schematischer Aufbau des Inhalts von Kapitel 3

Menschliche Eingriffe können das natürliche Gleichgewicht zwischen dem eingetragenen Sediment und der Transportkapazität des Gewässers beeinträchtigen. Der Bau von Regelungsbauwerken wird nötig, um ungewünschte Veränderungen in der Morphologie des betroffenen Fließgewässers zu unterbinden und den angestrebten Ausbauzustand beizubehalten (Yossef, 2002).

Regelungsbauwerke sind gemäß DIN 4054 Bauwerke zur Flussregelung. Sie umfassen Parallelwerke, Buhnen, Wellenbrecher, Grundschwellen und Sohlenschwellen. Sie werden zur Verbesserung der Wasserstands- und Strömungsverhältnisse errichtet. Aus China sind Flussbauten am Hwanhgo, dem Gelben Fluss, seit ca. 2 000 v. Chr. bekannt (Wölfel, 1990). Bis Ende des 18. Jahrhunderts fand die Flussregulierung nicht in größeren Zusammenhängen statt. Es wurden punktuelle Problemlösungen gesucht und man stützte sich auf das Prinzip von Versuch und Irrtum (Vischer, 2003). Die systematische wissenschaftliche Erforschung von Regelungsbauwerken nahm zu Beginn des 20. Jahrhunderts seinen Anfang (Engels, 1904; Neger, 1932).

Im Allgemeinen dient der Einbau von Regelungsbauwerken nach Yossef (2002) den folgenden Zielen:

- Erhöhung der Hochwassersicherheit
- Beeinflussung des Sedimenttransports
- Uferschutz
- Verringerung des Eisstaus
- Verbesserung der Bedingungen für die Schifffahrt

## 3.1 Definition und Aufbau einer Buhne

Bei Buhnen handelt es sich nach DIN 4054 um ein „quer zum Ufer liegendes Bauwerk zur seitlichen Begrenzung des Abflussquerschnitts und/oder zum Schutz des Ufers“. Abbildung 3-2 zeigt die Bestandteile einer Buhne in der Übersicht. Das wasserseitige Ende des Bauwerks wird als Buhnenkopf bezeichnet. Das in das Ufer eingebundene Ende der Buhnen ist die Buhnenwurzel. Die Krone der Buhne wird als Buhnenrücken bezeichnet. Das Buhnenfeld wird durch die Fläche zwischen zwei Buhnen definiert.

Der Einbau von Buhnen in ein natürliches Fließgewässer bewirkt eine wesentliche Änderung der hydraulischen, morphologischen und geometrischen Verhältnisse (Krebs, 2005). Buhnen werden konstruiert, um einen gewünschten Gewässerverlauf zu unterhalten, um Hochwasserschutz, Schiffbarkeit oder Erosion am Gewässer zu steuern (Patt et al., 2009; Samide & Beckstead, 1975). Während ursprünglich der Uferschutz und die Durchflussbündelung für die Schifffahrt im Vordergrund standen, kamen in den letzten Jahren auch die Forderungen aus Sicht des Natur- und Landschaftsschutzes hinzu (Kleinwächter et al., 2017). Gegenüber Längsbauwerken sind Buhnen mit geringerem baulichen Aufwand anpassbar, z.B. durch Verlängerung der Buhnenachse oder Anpassung des Buhnenkopfes, so dass sie sich auch an geänderte Randbedingungen anpassen lassen (Patt & Gonsowski, 2011).

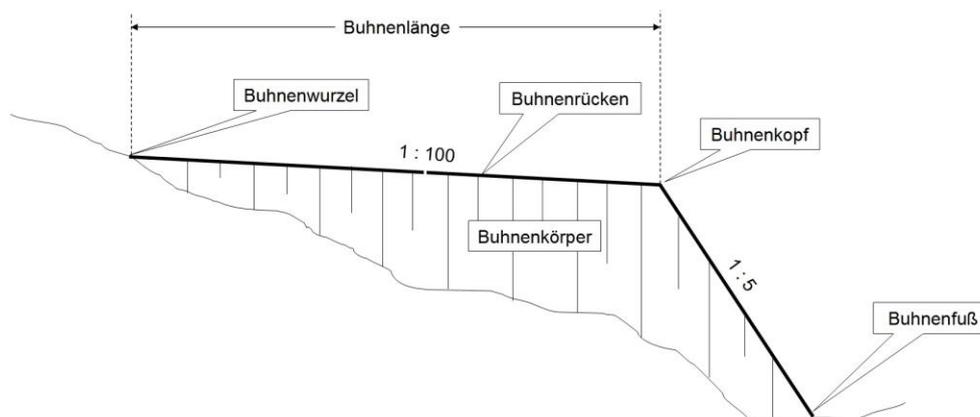


Abbildung 3-2: Begriffsdefinitionen an Buhnen, Längsschnitt (Kleinwächter et al., 2017)

Angesichts der zahlreichen Ausführungsvarianten von Buhnen lassen sich die verschiedenen Buhnentypen nach Przedwojski et al. (1995) und Samide & Beckstead (1975) wie folgt klassifizieren:

- Bauweise und Material
  - permeable Buhnen aus Pfählen, Bambus und Holz
  - impermeable Buhnen aus Steinen, Kies, Gabionen, Pflaster
- Überströmung und Umströmung in Abhängigkeit der Hydrologie
- Neigung zur Strömung
  - inklinante Buhnen: nach oberstrom geneigt
  - deklinante Buhnen: nach unterstrom geneigt
  - rechtwinklige Buhnen: orthogonal zum Ufer eingebaut
- Geometrie & Buhnenkopfgeometrie
  - gerade Buhnenachse, gebogene Buhnenachse, (invertiert) Hockey-Schläger Form, Flügelbuhnen, Knickbuhnen, T-förmige Buhnen

## 3.2 Hydraulische Wirkungsweise

Buhnen beeinflussen die Strömungsverhältnisse, indem sie den aktiven Fließquerschnitt einengen, wodurch die Fließgeschwindigkeit und Schubspannung im Hauptgerinne erhöht werden (Sukhodolov, 2014). Abfluss und Wasserstand bestimmen die Strömung an Gewässereinbauten. Solange der Wasserstand geringer ist als die Höhe des Buhnenrückens, wird die Buhne umströmt. Steigt der Wasserstand über den Buhnenrücken an, so findet eine Überströmung des Bauwerks statt. Die hydraulische Wirkung von umströmten und überströmten Buhnen unterscheiden sich gravierend voneinander. Im umströmten Fall findet der Moment- und Massenaustausch im Buhnenfeld vor allem in der Grenzschicht zwischen dem Buhnenfeld und der Hauptströmung statt. Bei überströmten Buhnen ist das Geschwindigkeitsfeld jedoch deutlich komplexer. Hier wird ein Teil des Abflusses über den Buhnenrücken abgeführt und es kommt zur Überlagerung mit dem Abfluss im Hauptgerinne (McCoy et al., 2007).

### 3.2.1 Hydraulische Wirkung umströmter Buhnen

Bei der Umströmung von Buhnen konzentriert sich der Abfluss durch den Querschnittsverbau auf den Flussschlauch. Es bildet sich im stromabwärts gelegenen Teil des Buhnenfelds ein großer, sich um die vertikale Achse drehender Primärwirbel aus (siehe Abbildung 3-3). Er wird dabei durch den Impulsaustausch an der Scherzone von der Hauptströmung angetrieben. Zusätzlich entstehen kleinere, sich gegenläufig drehende Sekundärwirbel in den Ecken des Buhnenfelds, die durch den Primärwirbel angetrieben werden. Die Scherzone zwischen dem Buhnenfeld und dem Hauptgerinne entsteht am Buhnenkopf und verbreitert sich in Richtung der nächsten Buhne nach unterstrom. Durch eine stark instationäre Wirbelbildung am Buhnenkopf kommt es darüber hinaus zur Bildung dynamischer vertikaler Wirbel, die stromabwärts wandern (Ambagts et al., 2020; Kleinwächter et al., 2017; Sukhodolov, 2014; Yossef & De Vriend, 2011).

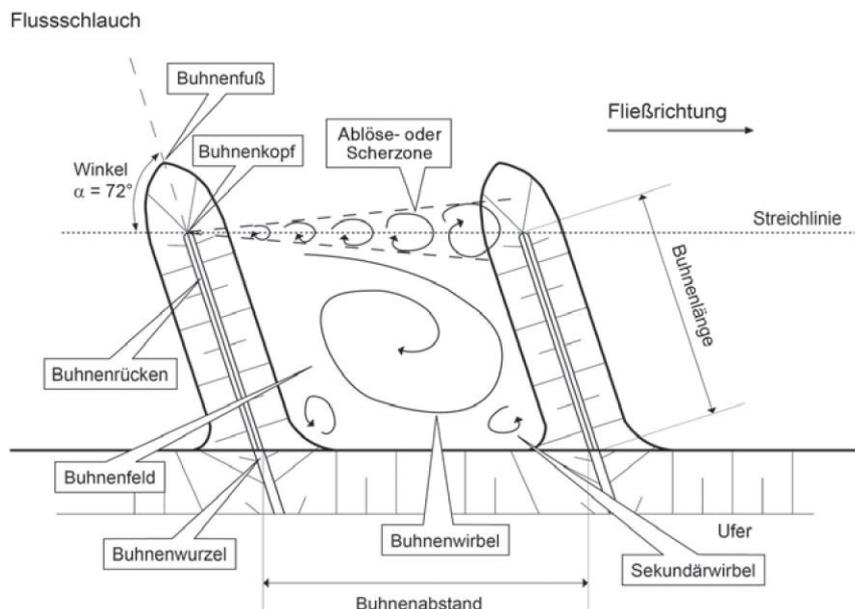


Abbildung 3-3: Begriffsdefinitionen und Strömungsvorgänge an umströmten Buhnen (Kleinwächter et al., 2017)

Die Scherzone verläuft in einem Winkel von  $6^\circ$  (Winkel 1927 zitiert in Wirtz, 2004) bis  $13^\circ$  (Ritzert, 2001) zu der Hauptströmung entlang der Streichlinie und hat ihren Ausgangspunkt an den

Buhnenköpfen. Entlang der Scherzone kommt es zu einem Energie- und Massenaustausch zwischen der Haupt- und der Buhnenfeldströmung. Dadurch erhöht sich der Strömungswiderstand. Die Verluste werden dabei primär durch die mit der Strömungseinschnürung einhergehenden Ablösungswirbel verursacht. Da die Abflussmenge konstant bleibt, muss sich die Fließgeschwindigkeit im Hauptgerinne erhöhen. Daher ist in den Buhnenfeldern das Wasserspiegelgefälle geringer als im Hauptstrom. Die Scherzone kann sich, in Abhängigkeit der Fließgeschwindigkeit und der Buhnengeometrie dabei um fünf bis sechs Buhnenlängen nach unterstrom erstrecken (Ambagts et al., 2020; Schleiermacher, 1956; Sukhodolov, 2014; W. S. j: Uijttewaal, 2005).

Sukhodolov et al. (2002) untersuchten die verschiedenen Typen von Buhnenwirbelsystemen umströmter Buhnen anhand von Laboruntersuchen an der TU Delft und Feldmessungen an der Elbe. Sie konnten zeigen, dass die Geschwindigkeitsverteilung in den Buhnenfeldern hauptsächlich von dem Abstands-Längen-Verhältnis der Buhnen-Länge  $L_{\text{Buhne}}$  zur Länge des Buhnenfelds  $L_{\text{Buhnenfeld}}$  bzw. dem Abstand zwischen zwei Buhnen abhängt. Ist der Quotient  $L_{\text{Buhnenfeld}}/L_{\text{Buhne}}$  kleiner als 0,5, dann formt sich eine Strömungszelle aus zwei übereinander liegenden Wirbeln aus (siehe Abbildung 3-4). Im Bereich zwischen 0,5 bis 2,0 bildet sich ein einzelner Wirbel aus. Für einen Quotienten größer als 2,0 bildet sich ein Zwei-Wirbel-System im Buhnenfeld aus. Dabei ist zu beachten, dass die serielle Anordnung von Buhnenfeldern die Scherzone zwischen dem Flussschlauch und dem Buhnenfeld beeinflusst. Die Strömungsbedingungen in der Scherschicht zwischen den beiden Kompartimenten ändert sich unterstrom des ersten Buhnenfelds und führt damit zu leicht abweichender Geschwindigkeitsverteilung im nächsten Buhnenfeld. Die komplexen morphologischen Strukturen, die sich durch instationäre Abflussbedingungen ausbilden, können zu Geschwindigkeitsverteilungen führen, die von den beobachteten Wirbelsystemen abweichen.

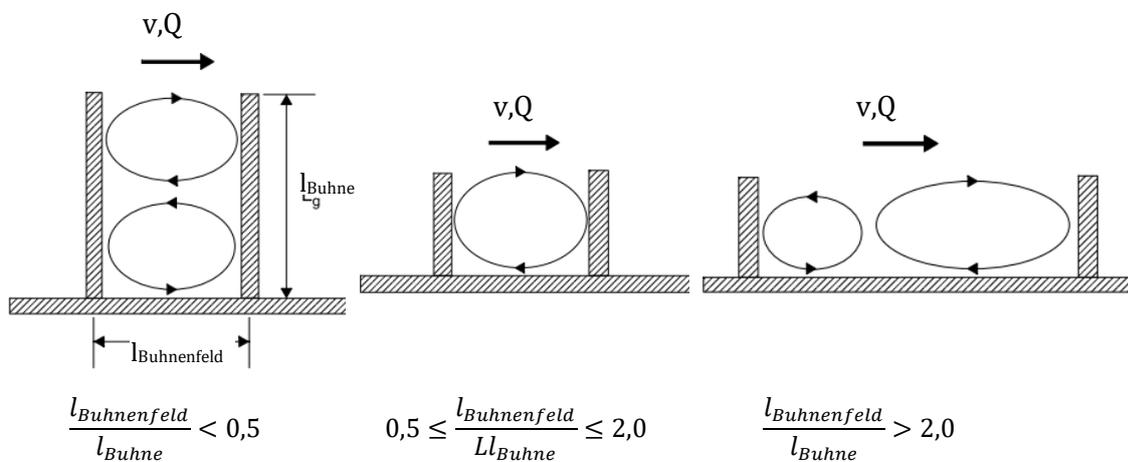


Abbildung 3-4: Strömungsmuster in den Buhnenfeldern umströmter Buhnen in Abhängigkeit des Abstand-Längen-Verhältnisses in Anlehnung an Sukhodolov et al. (2002)

Copeland (1983) hingegen beschreibt sechs verschiedene Arten von Strömungsmustern innerhalb eines Buhnenfelds, abhängig vom Anströmwinkel, mit dem der Hauptstrom auf den Buhnenkörper trifft. Diese werden zusätzlich von der Länge des Buhnenfelds beeinflusst (siehe Abbildung 3-5).

Sofern die Hauptströmung nicht in das Buhnenfeld eindringt, wird sie außerhalb des Buhnenfelds abgelenkt. Es entstehen entweder ein großer Wirbel (Typ 1) oder zwei entgegengesetzte Wirbel (Typ 2) in der Mitte des Buhnenfelds. Steigt der Abstand der Buhnen voneinander im Vergleich zu den beiden bisherigen Typen, so kann die Hauptströmung in das Buhnenfeld eindringen. Bei Typ 3 bildet sich dann ein zweiter Wirbel im Strömungsschatten der ersten Buhne. Der flussabwärts ausgeprägte Wirbel ist dabei stärker ausgebildet. Das Eindringen der Strömung in das Buhnenfeld kann

aber auch zur Auflösung des Buhnenwirbels führen und es entsteht eine starke Rückströmung (Typ 4).

Wenn die Hauptströmung von der oberstromigen Buhnen so abgelenkt wird, dass die Strömung in der Mitte des Buhnenfelds auf das Ufer tritt, dann bilden sich auf beiden Seiten des Buhnenfelds Wirbel aus, die das Ufer schützen (Typ 5). Wird der Abstand der Buhnen im Vergleich zu Typ 5 weiter vergrößert, so trifft die Strömung direkt auf das Ufer und es bildet sich nur noch der kleinere, oberstromige Wirbel aus (Typ 6).

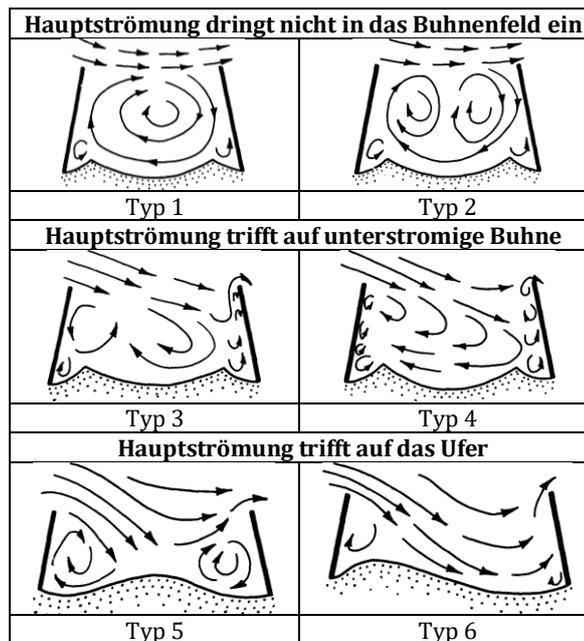


Abbildung 3-5: Strömungsmuster in Buhnenfeldern in Anlehnung an Copeland (1983)

Auch Uijtewaal et al. (2001) beschrieben die Bedeutung des Verhältnisses von Buhnenfeldlänge bzw. Buhnenabstand zu Buhnenlänge für die Austauschprozesse zwischen Buhnenfeld und Hauptstrom: Je größer die Buhnenfeldlänge, desto tiefer kann die Strömung in das Buhnenfeld eindringen.

Ritzert (2001) leitete die wesentlichen Einflussparameter auf die Erhöhung der Wasserspiegellage bei umströmten Buhnen mithilfe einer Dimensionsanalyse nach Buckingham (W. F. Hughes & Brighton, 1967) her. Er konnte zeigen, dass das Abstands-Längen-Verhältnis des Buhnenfelds und das Einschränkungmaß von Buhnenbreite zu Sohlbreite entscheidenden Einfluss auf das Widerstandsverhalten von Buhnen haben. Die Bedeutung des Abstands-Längen-Verhältnisses für das Widerstandsverhalten von Buhnen wird auch von Yossef (2005) bestätigt. Der Einfluss von Reynolds-Zahl und Froude-Zahl spielen nach Ritzert (2001) nur eine untergeordnete Rolle für die Änderung der Wasserspiegellagen durch Regelungsbauwerke. Dies wird durch die Aussagen von Kobus (1984) unterstützt, der für die Verluste durch Strömungsablösung an Wasserbauwerken nur eine schwache oder keine Abhängigkeit von der Reynolds-Zahl feststellt.

Die Rauheit innerhalb einer Buhnenstrecke kann nach der Einstein'schen Rauheitsüberlagerungsmethode (Einstein, 1934) in die Sohlrauheit und die Widerstandswirkung des Bauwerks aufgeteilt werden. Ritzert (2001) entwickelte Widerstandbeiwerte auf Basis hydraulischer Modellversuche.

Azinfar (2010, modifiziert) untersuchte anhand einer Dimensionsanalyse die Einflussfaktoren auf den Widerstandbeiwert seriell angeordneter umströmter Buhnen:

$$C_D = f\left(Re, Fr, \frac{l_{Buhne}}{b_{So}}, \frac{h_{Buhne}}{l_{Buhne}}, \Delta, \alpha\right) \quad (3-1)$$

mit:

Re	Reynolds-Zahl [-]
Fr	Froude-Zahl [-]
$l_{Buhne}$	Buhnenlänge [m]
$b_{So}$	Sohlbreite [m]
$h_{Buhne}$	Höhe der Buhne [m]
$\Delta$	Formbeiwert [-]
$\alpha$	Neigungswinkel der Buhne zum Ufer [°]

#### 3.2.2 Hydraulische Wirkung überströmter Buhnen

Überströmte Buhnen sind wesentlich schlechter und weniger untersucht als umströmte Buhnen. In der Literatur wird das unter anderem darauf zurückgeführt, dass der Bedarf für Untersuchungen von vielen Forschern als nicht so groß gesehen wird, da klassische Mittelwasser-Buhnen meist umströmt werden. Außerdem erfordern die Untersuchungen aufgrund der hohen Komplexität und Dreidimensionalität fortschrittliche Messmethoden oder leistungsfähige dreidimensionale Berechnungsmöglichkeiten (Yossef, 2002).

Die Abflussbedingungen im Buhnenfeld unterscheiden sich stark zwischen umströmten und überströmten Buhnen. Bei Umströmung bilden sich große horizontale Rezirkulationszellen, die über die Wassertiefe annähernd konstant sind. D.h. die Strömung ist quasi zweidimensional. Im überströmten Fall ist die Strömungsstruktur stark dreidimensional (Schnauder et al., 2015). Diese Dreidimensionalität der Strömung entsteht durch die Überlagerung der Abflussanteile über den Buhnenrücken mit der Umströmung des Bauwerks und der Strömungsablösung am Buhnenkopf (McCoy et al., 2007). Für überströmte Buhnen bildet sich daher die Scherzone in anderer Form aus als bei umströmten Buhnen. Sie hat eine konstante Breite, da durch die serielle Anordnung der Buhnen eine konstante Turbulenzintensität beibehalten wird und somit hohe Schubspannungen vorherrschen (Yossef & De Vriend, 2011).

Je größer die Höhe der Überströmung, desto stärker unterscheiden sich die hydraulischen Verhältnisse gegenüber denen bei umströmten Buhnen (siehe Abbildung 3-6). Die Ursache dafür liegt im abnehmenden Einfluss der Sohltopografie, einem größeren hydraulischen Radius und erhöhten Fließgeschwindigkeiten. Dies wirkt sich weiterhin auf den Energieentzug aus dem Hauptstrom aus: Daher herrschen bei deutlich überströmten Buhnen im Buhnenfeld Fließgeschwindigkeiten ähnlicher Größenordnung wie im Flussschlauch. Das Buhnenfeld ist dann Teil des Durchflussquerschnitts (Kleinwächter et al., 2017; Wirtz, 2004; Yossef & De Vriend, 2011).

Bei überströmten Buhnen können im Gegensatz zu umströmten Buhnen keine horizontalen Rezirkulationszellen beobachtet werden. Der Impulsaustausch durch den über den Buhnenrücken abgeführten Abflussanteil reicht aus, um den Massen- und Energieaustausch durch die Scherzone auszugleichen und damit eine Rezirkulation im Buhnenfeld zu unterbinden. Die Wirbelbildung im Buhnenfeld wird so bereits bei geringen Überströmungshöhen gestört und bei genügender Überströmung schlussendlich aufgelöst. Durch die unterschiedlichen Turbulenzmuster verschiebt sich der Punkt

der höchsten Turbulenz im Vergleich zum umströmten Fall weiter in Richtung des Hauptstromes (Schnauder et al., 2015; Yossef, 2004; Yossef & De Vriend, 2011).

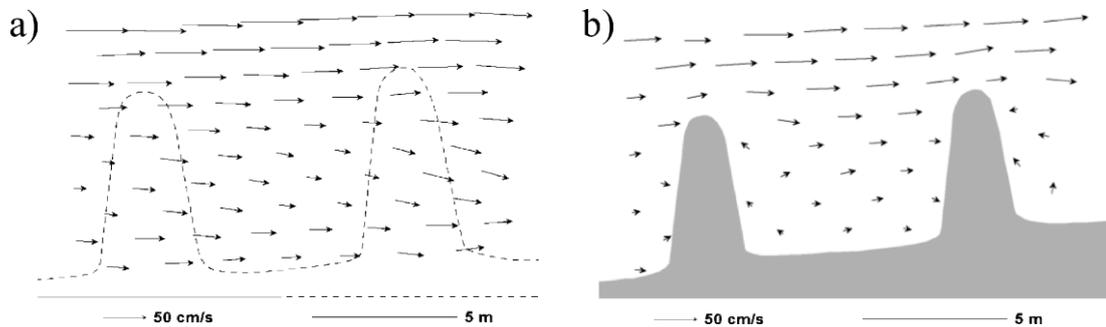


Abbildung 3-6: Geschwindigkeitsverteilung für überströmte Buhnen für a) oberflächennahe Vektoren (links) und b) sohlennahe Vektoren (rechts) (Schnauder et al., 2015)

Die Strömung über den Buhnenrücken wird zunächst senkrecht zur Buhnenachse gelenkt. Die Strömung löst sich am Buhnenrücken ab. Dadurch entsteht im Nachlauf eine langgestreckte Grundwalze mit waagrechter Achse quer zur Strömungsrichtung entlang der Lee-Seite des Bauwerks mit sohlennaher Rückströmung. Sie erstreckt sich fast über die gesamte Länge der Buhne bis zu dem Bereich, wo der Buhnenkopf die Strömungsverteilung beeinflusst (A. Armanini et al., 2010; Gehrig, 1958; Neger, 1932; Schnauder et al., 2015). Die Intensität der Walze ist dabei abhängig von der unterstromigen Böschungsneigung des Buhnenrückens. Bei gering überströmten Buhnen wirken diese wie lokale Wehre, wodurch es auch zu hydraulischen Fließwechseln kommen kann (Kleinwächter et al., 2017). Mit zunehmender Überströmungshöhe nimmt die Stärke der Grundwalze ab (Peng et al., 1997) und sie verschiebt sich nach unterstrom (Tominaga et al., 2001). Auf etwa  $\frac{3}{4}$  der Buhnenlänge verhält sich die Buhne dabei wie ein Wehr. D.h. der Abfluss ist in diesem Bereich zweidimensional und die Energieverluste ähneln denen eines Wehrs (Ambagts et al., 2020).

Durch den Aufstau am Buhnenkopf wird die Strömung in Richtung des Ufers beschleunigt. Dadurch treten die geringsten oberflächennahen Fließgeschwindigkeiten im Buhnenfeld auf und nicht direkt am Ufer (Schnauder et al., 2015).

Die Strömungsverteilung zwischen Buhnenfeld und Flussschlauch ist im überströmten Fall von mehreren Faktoren abhängig: Buhnengeometrie (Länge, Höhe, Neigungen, Kopfform und Rauheit), Überströmungshöhe, Längen-Abstands-Verhältnis des Buhnenfelds, Abfluss und Sohlrauheit (Ambagts et al., 2020). Die Wasserspiegellagen über den Buhnenfeldern verlaufen dabei in Fließrichtung nahezu stufenförmig. Das heißt, sie verlaufen in den Buhnenfeldern fast eben und über den Buhnen kommt es zu Sprüngen der Wasserspiegellage (Kleinwächter et al., 2017).

Azinfar & Kells (2008, modifiziert) beschrieben anhand von Laborversuchen das Widerstandsverhalten einer einzelnen überströmten rechtwinkligen Buhne wie folgt:

$$C_D = 1,62 * (1 - A_r)^{-2,40} * \left(\frac{h_{Buhne}}{l_{Buhne}}\right)^{-0,32} * \left(\frac{h_1}{h_{Buhne}}\right)^{-0,19} \quad (3-2)$$

mit:

$C_D$	Widerstandsbeiwert [-]
$A_r$	relative verbaute Querschnittsfläche, bezogen auf den Fließquerschnitt [-]
$h_{Buhne}$	Buhnenhöhe [m]

$l_{\text{Buhne}}$	Buhnenlänge [m]
$h_1$	Wassertiefe unterstrom der Buhne [m]

Eine weitere Formel zur Ermittlung des Widerstandsbeiwerts findet sich in Yossef (2005). Daneben existieren auch Formeln, die den Widerstand von überströmten Buhnen als Wehr beschreiben (Fritz & Hager, 1998).

Oak & Smith (1994, modifiziert) leiteten eine Formel zur Berechnung der Erhöhung der Wasserspiegellage durch eine einzelne überströmte Buhne auf Basis von 720 Laborversuchen aus Oak (1992) ab:

$$\frac{d_{\text{oberstrom}}}{d_{\text{unterstrom}}} = 1 + 3,9 * \left( \frac{d_{\text{unterstrom}}}{h_{\text{Buhne}}} \right)^{-2,4} * \left( \frac{l_p}{b_{\text{So}}} \right)^{1,6} * Fr_2^{1,5} \quad (3-3)$$

mit:

$d_{\text{oberstrom}}$	Wassertiefe oberstrom der Buhne [m]
$d_{\text{unterstrom}}$	Wassertiefe unterstrom der Buhne [m]
$l_p$	projizierte Buhnenlänge [m]
$b_{\text{So}}$	Sohlbreite [m]
$Fr_{\text{unterstrom Buhne}}$	Froude-Zahl unterstrom der Buhne [-]

Buhnen, die dicht genug aneinander liegen, beeinflussen sich gegenseitig. Daher ist bei gleichen Strömungsbedingungen der Widerstand einer jeden betrachteten Buhne in der Serie geringer als bei einer einzelnen Buhne (Azinfar, 2010). Ansätze zur Beschreibung des Widerstandsverhaltens seriell angeordneter überströmter Buhnen konnten in der Literatur nicht gefunden werden.

### 3.3 Morphologische Wirkung von Buhnen

Im vorherigen Unterkapitel wurde der Einfluss von Buhnen auf die Hydraulik in Abhängigkeit der Überströmung herausgearbeitet. Hinsichtlich der Dynamik und der langfristigen Entwicklung der Morphologie der Buhnenfelder sind die beiden Strömungszustände „Umströmen“ und „Überströmen“ in ihrer gegenseitigen Ergänzung und im gesamten langfristigen Jahresgang der Abflussereignisse zu betrachten (Kleinwächter et al., 2017).

Die Entwicklung der Höhenlage beweglicher Flusssohlen im Bereich von Regelungsbauwerken wird durch die folgenden Prozesse beeinflusst (Alexy, 2000):

1. Die langfristige („natürliche“), großräumige Eintiefung oder Erhöhung der Sohlenlagen im untersuchten Flussabschnitt
2. Die Sohleneintiefung infolge der Querschnittseinengung im Bereich der Einbauten (Einschnürungskolk)
3. Die lokale Erosion in Form von Kolken im Nahbereich der Einbauten

Die morphologischen Auswirkungen von Buhnen sind bis heute Gegenstand vieler Forschungsarbeiten und nicht vollständig erforscht (Faulhaber & Rommel, 2015; Harada et al., 2013; Kuhnle et al., 2002; Sukhodolov et al., 2002; Teraguchi et al., 2011).

Durch die Einengung des Querschnitts im Umfeld von Buhnen wird die Durchflussbreite verringert und damit die Wassertiefe erhöht. Dadurch steigen auch Schubspannungen an, so dass die

Gewässersohle im unverbauten Teil des Abflussquerschnitts stärker eingetieft wird, bis sich ein neuer Gleichgewichtszustand zwischen den Strömungsbedingungen und dem Sohlsubstrat eingestellt hat (Kleinwächter et al., 2017; Yossef, 2002).

Die Morphologie in den Buhnenfeldern ist nach Alexy (2000) und Kleinwächter et al. (2017) von folgenden Einflussfaktoren abhängig:

1. Geometrie des Flusses

Zu den maßgeblichen Wirkeinflüssen gehören hier u.a. die Trassierung, Flussbreite (Streichlinienabstand), die Geometrie der Vorländer, der Verlauf von Sommer- und Winterdeichen und die Lage der Buhnen in gerader Strecke am Prall- oder Gleitufer. Die Wechselwirkungen sind sehr komplex und können nicht allgemeingültig beschrieben werden.

2. Hydrologie

Die Größe und konkrete zeitliche Abfolge von Abflussereignissen hat große Auswirkungen auf die morphologische Entwicklung der Buhnenfelder. Neben dem normalen Jahresgang des Abflusses kommt vor allem den Extremereignissen besondere Bedeutung für die morphologische Ausbildung der Buhnenfelder zu (siehe auch Kapitel 2.2.1). So kommt es durch lange Trockenwetterperioden zu einer Befestigung des Sohlsubstrats durch das Wurzelwerk aufkommenden Bewuchses. Extreme Hochwasserereignisse können sowohl zum Ausräumen als auch zur Verlandung durch Ablagerung von an anderer Stelle mobilisierten Geschiebes eines Buhnenfelds führen.

3. Zusammensetzung des Sohl- und Geschiebmaterials im untersuchten Streckenabschnitt

Grobes Material befindet sich eher im Austausch mit der Sohle des dem Fluss zugewandten Teils des Buhnenfeldes, wohingegen feines Material im gesamten Buhnenfeld zu einer Veränderung der Sohlgeometrie führt. Wichtige Kennwerte des Sohlmaterials, die die Ausprägung der Morphologie im Umfeld von Buhnen beeinflussen sind, die Korngrößenverteilung, die spezifische Dichte, die Kornform, die Lagerung und Kohäsion des Sohlmaterial als auch der Geschiebeeintrag aus oberstromigen Abschnitten.

4. Geometrische Parameter der Buhnen und der Buhnenfelder

Die wichtigsten Einflussparameter sind das Verbauungsverhältnis, der Abstand der Buhnen in Fließrichtung, die Neigung der Buhnen zur Strömung, die Kopf- und Rücken­neigung und die Höhe der Buhnen (z.B. Niedrig- oder Mittelwasserbuhnen). Daneben spielen der bauliche Zustand sowie der aktuelle Zustand der Verlandung eine Rolle für die Morphologie der Buhnenfelder.

5. Grad des Bewuchses auf den Buhnen, in den Buhnenfeldern und auf den Vorländern

Durch starken Bewuchs des Buhnenfeldes wird die Erosion vermindert und die Verlandung gefördert.

6. Strömung

Die lokalen Erosionserscheinungen im Bereich von Buhnen sind abhängig von der Fließgeschwindigkeit, der Wassertiefe, dem Wasserspiegelgefälle, der Sohlrauheit und der Turbulenz.

Auch unterscheidet sich die Morphologie von umströmten und überströmten Buhnen. Bei Umströmung kommt es zur Kolkbildung am Buhnenkopf. Das mobilisierte Material wird im Buhnenfeld abgelagert. Im überströmten Fall kommt es durch die starke Turbulenzproduktion in der vertikalen Rezirkulationsphase an der Buhnenkrone zu hohen Schubspannungen und infolgedessen auch im Buhnenfeld zur Kolkbildung (Schnauder et al., 2015).

Sukhodolov et al. (2002) klassifizierten Buhnenfelder in morphologischer Hinsicht dementsprechend in sieben verschiedene Typen (siehe Abbildung 3-7). Ein nach unterstrom dreieckig ausgeprägtes Verlandungsmuster (Klasse 2) entsteht bei einem Strömungsmuster mit zwei Wirbeln, wobei der unterstromige Wirbel stark ausgeprägt ist und der oberstromige Wirbel nur schwache Fließgeschwindigkeiten aufweist. Für das oberstromige dreieckige Verlandungsmuster im Buhnenfeld (Klasse 3) sind die Stärken der beiden Wirbel hingegen vertauscht. Die wellenförmigen Anlandungen in Klasse 4 und Klasse 5 repräsentieren gut entwickelte, stromaufwärts gerichtete Wirbelmuster (Sukhodolov et al., 2002).

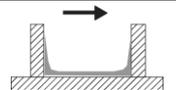
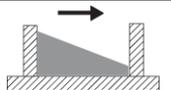
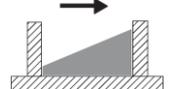
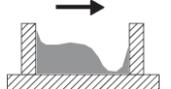
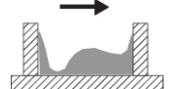
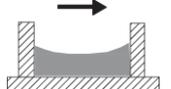
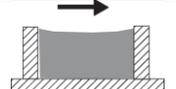
<b>Klasse 1: schwache Verlandung</b>		<b>Klasse 2: unterstromig verengte dreieckförmige Verlandung</b>	
<b>Klasse 3: oberstromig verengte dreieckförmige Verlandung</b>		<b>Klasse 4: unterstromig verengte wellenförmige Verlandung</b>	
<b>Klasse 5: oberstromig verengte wellenförmige Verlandung</b>		<b>Klasse 6: gleichmäßige, teilweise Verlandung</b>	
<b>Klasse 6: vollständige Verlandung</b>			

Abbildung 3-7: Klassifizierung der morphologischen Muster in Buhnenfeldern in Anlehnung an Sukhodolov et al. (2002)

Die sich am Buhnenkopf ablösende komplexe dreidimensionale turbulente Strömung führt entlang der Scherzone zur Kolkbildung (Wirtz, 2004). Die aus dem Buhnenfeld austretenden Wassermassen müssen unterstrom des Buhnenkopfes in Richtung Hauptgerinne umgelenkt werden (siehe Abbildung 3-8). Die entstehenden Walzen und Wirbel rufen daher im Nahbereich des Buhnenkopfes einen Kolk hervor (Neger, 1932). Diese dynamischen Kolke passen sich beständig an die aktuelle Strömungssituation an (Schleiermacher, 1956).

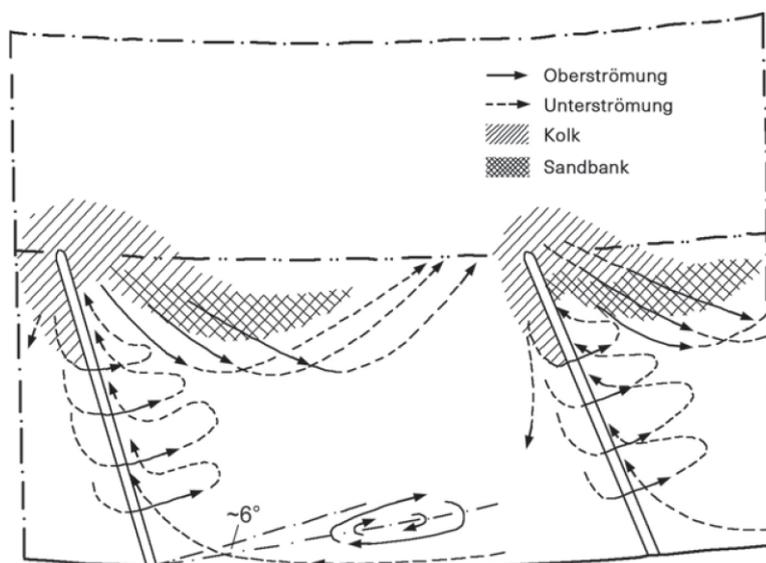


Abbildung 3-8: Kolk- und Sandbankbildung bei überströmten Buhnen nach Riepe (1930) (Kleinwächter et al., 2017)

Die Ausgestaltung des Buhnenkopfes, also seine Form und Neigung, haben entscheidenden Einfluss auf die Größe und Lage des Buhnenkopfkolkes (Kleinwächter et al., 2017). Eine steilere Neigung des

Buhnenkopfs bewirkt einen tieferen, größeren und näher am Bauwerk liegenden Kolk (Neger, 1932). Je feiner das Sohlmaterial, desto flacher muss der Buhnenkopf geneigt sein, um unerwünschte Erosion zu unterbinden (Kleinwächter et al., 2017). Im überströmten Zustand bilden sich ober- oder unterstrom des Bauwerks potentiell größere Kolkiefen aus als bei umströmten Buhnen. Dies ist durch die dreidimensionale und abwärtsgerichtete Strömung unterstrom des Buhnenrückens bedingt (Breusers & Raudkivi, 2020).

Klingeman et al. (1984) testeten verschiedene Buhnenlayouts in Laborversuchen mit beweglicher Sohle. Sie fanden heraus, dass der Orientierungswinkel der Buhne zur Strömung große Auswirkungen auf die Form und das Ausmaß des Kolkes haben.

Bei serieller Anordnung von Buhnen verändert sich die Sohle in ihrem Umfeld aufgrund der kumulierten Auswirkung der langen Einschnürung des Fließquerschnitts und der lokalen Kolke. Die Verengung der Gerinnebreite führt zu einer Erhöhung der Sohl Schubspannung. Das führt zu einer erheblichen Kolkbildung innerhalb des eingegengten Hauptstroms. Die durch eine Reihe von Buhnen hervorgerufene Eintiefung der Gerinnesohle könnte als Einschnürungskolk angesehen werden. Da sich jedoch am Buhnenkopf eine Scherzone ausbildet, unterscheidet sich die morphologische Wirkung der Buhnen deutlich von einer gleichmäßigen, festen Verengung des Fließquerschnitts. Jedoch wurde die kombinierte Wirkung bisher nur unzureichend erforscht (Yossef, 2002).

Die aufgewirbelten Feststoffe werden mit der Strömung entlang der Buhnengeometrie transportiert und zusätzlich zu den vom Fluss mitgeführten Sedimenten und Schwebstoffen ins Buhnenfeld transportiert. In den Buhnenfeldern hingegen kommt es durch die abnehmenden Fließgeschwindigkeiten zu Ablagerungen, wobei sich insbesondere das Feinmaterial in den Still- und Kehrwasserbereichen ablagert. Das während Niedrigwasserperioden im Buhnenfeld abgelagerte Sediment kann bei höheren Abflüssen, und damit auch höheren Schubspannungen, remobilisiert werden. Dadurch kann sich das Buhnenfeld wieder eintiefen. An den Ufern und insbesondere auf der stromab gelegenen Seite der Buhnen akkumulieren bei ablaufendem Hochwasser sowohl die von der Hochwasserwelle transportierten Feststoffe als auch solche aus den Kolken an Buhnenköpfen. Auf diese Weise können Sandbänke zwischen den Buhnenköpfen entstehen. Langfristig verlanden viele Buhnenfelder von den Ufern und den Bauwerken ausgehend (Kleinwächter et al., 2017; Neger, 1932)

Die uferschützende Wirkung der Buhnen nimmt mit steigendem Verhältnis von Buhnenabstand zu Buhnenlänge ab. Klingeman et al. (1984) konnten durch den Vergleich von Labor- und Freilandbeobachtungen zeigen, dass kurze Buhnen (Länge zu Abstand der Buhne= 1/5) die Erosion auf einer Strecke von 3,5- bis 5,5-mal der Buhnenlänge unterbinden. Lange Buhnen (Länge zu Abstand der Buhne= 0,5) schützten hingegen das Ufer zwar nur auf der 1,9 bis 3,5-fache Buhnenlänge, jedoch war der absolut geschützte Uferstreifen bei den langen Buhnen größer als bei kurzen Buhnen.

Die Eintiefung des Hauptgerinnes ist z.B. zur Erleichterung der Schifffahrt ein oft gewollter Effekt. Jedoch sind der Kolk am Buhnenkopf und die daraus folgenden Ablagerungen vom Sediment aus Gründen der Bauwerksstabilität und aufgrund möglicher Einschränkungen der Schifffahrt unerwünscht (W. S. j: Uijtewaal, 2005). Bei ausreichender Länge wirken sie als lokale Querschnittsaufweitung (Schleiermacher, 1956).

Die Entwicklung des bauwerksnahen Kolks entlang des Fußes am Buhnenkopf kann durch die Ausbildung einer natürlichen Abpflasterung verzögert bzw. vermindert werden. Diese Schicht besteht aus den größten Fraktionen des Sohlsubstrats (Copeland, 1983). Falls eine künstliche Kolkverfüllung vorgenommen wird, kommt es zu einer Anhebung des Wasserspiegels (Schleiermacher, 1956) Um die Kolkbildung von vornherein baulich zu reduzieren, werden die Buhnen vom Ufer zum Kopf hin mit Neigung eingebaut, um die Turbulenzbildung am Buhnenkopf zu reduzieren und somit das Erosionsvolumen zu reduzieren (A. Armanini et al., 2010).

Bei der Kolkbildung im Bereich von Flussbauwerken handelt es sich um äußerst komplizierte physikalische Prozesse. Diese werden von zahlreichen, oft nicht oder nur unzureichend quantifizierbaren Faktoren beeinflusst. Deshalb ist es nicht möglich, Kolkiefen analytisch zu bestimmen. Die Abschätzung der Erosion kann daher nur unter Zuhilfenahme empirischer Berechnungsverfahren, die für spezielle Randbedingungen zugeschnitten wurden, erfolgen. Aufgrund der eingeschränkten Übertragbarkeit der Ansätze auf die lokalen Verhältnisse unterscheiden sich die Rechenergebnisse der verschiedenen Methoden stark untereinander (Alexy, 2000).

Die Kolkiefen überströmter Buhnen bei unterschiedlichen Überströmungshöhen, variierenden Kronenhöhen und verschiedenen Buhnenlängen wurden von Elawady et al. (2001) im Labor mit einer Einkornsohle untersucht (siehe Abbildung 3-9). In allen untersuchten Konfigurationen wurde die maximale Kolktiefe oberwasserseitig der Buhne in Wandnähe festgestellt. Für längere Buhnen und niedrige Wassertiefen und damit geringere Überströmungshöhen sind die Kolke an überströmten Buhnen breiter als für kurze Buhnen und größere Wassertiefen. Bei einem großen Verbauungsgrad des Querprofils entstehen schmale Kolke, die am unterwasserseitigen Ende zur Erosion des Ufers führen können.

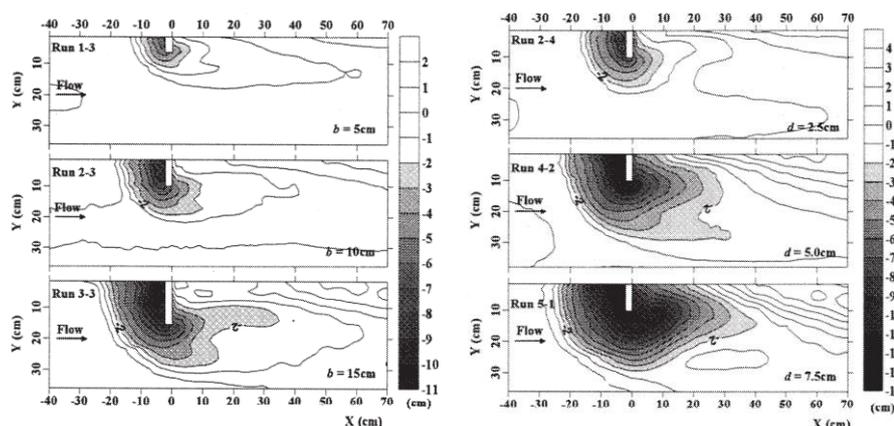


Abbildung 3-9: Kolkmuster bei unterschiedlicher Buhnenlänge (links) und unterschiedlicher Überströmungshöhe (rechts) (Elawady et al., 2001)

Die Kolktiefe, das Kolkvolumen und das Muster der Sohlmorphologie sind zudem abhängig vom Winkel zwischen der Buhnenachse und dem Ufer. Kuhne et al. (2002) konnten anhand von Laboruntersuchungen mit beweglicher Sohle mit einer Einkorn-Sohle zeigen, dass für eine inklinante Anordnung der Buhnen von  $45^\circ$  die Ufererosion minimiert wird, aber gleichzeitig das größte Kolkvolumen erzeugt wird. Deklinante Anordnungen hingegen führen zur Ufererosion.

H. Zhang et al. (2012) untersuchten im Labor den Einfluss einer Einzelbuhne auf die Kolkentwicklung bei unterschiedlichen Sohlmaterialien unter Klarwasserbedingungen. Sie konnten aufzeigen, dass sowohl der mittlere Korndurchmesser als auch die geometrische Abweichung der Kornverteilungskurve wichtige Parameter zur Charakterisierung der Sohlmorphologie sind. Die Studie konnte zeigen, dass bei homogenen Materialien die Kolkdimensionen größer sind als bei Korngemischen. Die Kolktiefe wird umso kleiner je größer die geometrische Standardabweichung der Kornverteilungslinie ist. Dabei kommt es zu einer dreidimensionalen Sortierung der Korngemische im Sohlsubstrat.

Dehghani et al. (2013) verglichen die Auswirkungen von geraden Buhnenköpfen und L-Kopf-Buhnen mit oberstromiger und unterstromiger Ausrichtung in Laborversuchen mit beweglicher Sohle aus einem Einkorn-Material. Dort konnte gezeigt werden, dass die Buhnenkopfform starke Auswirkungen auf die Kolkbildung hat. Die geringste Kolkbildung resultierte bei nach Oberwasser

ausgerichteten L-Köpfen mit einem Winkel von 60° zur Buhnenachse bzw. 110° bei nach Unterwasser gerichteten Köpfen. Damit bestätigen die Autoren die Erkenntnisse in Brown (1985). Die Ausrundung gerader Buhnenköpfe hilft zudem, die Kolktiefe am Bauwerkskopf zu minimieren.

Teraguchi et al. (2011) wiesen die gute Funktion permeabler Buhnengruppen mit einer Durchlässigkeit von 50 % bei der Reduzierung lokaler Kolke unter gleichzeitiger Fahrwassereintiefung im Vergleich zu undurchlässigen Buhnen gleicher Bauart nach.

Ferro et al. (2019, modifiziert) stellten eine funktionale Beziehung aller Parameter auf, welche die maximale Kolktiefe an Buhnen beeinflussen. Sie sind in der folgenden Formel unter Auslassung der grundlegenden physikalischen Größen zusammengefasst:

$$d_{s,max} = f(h, h_{\text{Buhne-WSP}}, h_{\text{Buhne}}, v_m, v_c, l_t, l_p, \alpha, \rho_s, d_{16}, d_{50}, d_{84}, b_{So}, Fr, I_s) \quad (3-4)$$

mit:

$h$	Wassertiefe [m]
$h_{\text{Buhne-WSP}}$	Wassertiefe von der Wasseroberfläche zur Buhnenoberfläche [m]
$h_{\text{Buhne}}$	Buhnenhöhe [m]
$v_m$	mittlere Fließgeschwindigkeit [m/s]
$v_c$	kritische Fließgeschwindigkeit des Sohlmaterials [m/s]
$l_t$	projizierte Buhnenlänge parallel zur Fließrichtung [m]
$l_p$	projizierte Buhnenlänge in Fließrichtung [m]
$\alpha$	Neigungswinkel der Buhne zum Ufer/ Inklinationswinkel [°]
$\rho_s$	Dichte des Sediments [kg/m <sup>3</sup> ]
$d_{16}$	16 %-Perzentil der Korngrößenverteilung [m]
$d_{50}$	Median der Korngrößenverteilung [m]
$d_{84}$	84 %-Perzentil der Korngrößenverteilung [m]
$b_{So}$	Sohlbreite [m]
$Fr$	Froude-Zahl [-]
$I_s$	Sohlgefälle [-]

### 3.4 Habitatangebot im Umfeld von Buhnen

Querbauwerke wie Buhnen führen zu einer Heterogenisierung der Fließbedingungen, indem das Gewässerbett hydraulisch in stark und schwach durchströmte Bereiche differenziert wird. Dies führt, wie in den vorausgegangenen Unterkapiteln bereits gezeigt wurde, zu einer Strukturierung der Gewässertopographie und zu einer Substratsortierung. Diese Vielfalt an Lebensbedingungen führt zu einem Zuwachs von Habitaten (siehe Kapitel 2.2.1).

In den Buhnenfeldern lassen sich nach Kleinwächter et al. (2017) im Vergleich zur Strommitte größere Arten- und Individuenvorkommen nachweisen. Dies ist in der grundsätzlich höheren Strukturdiversität im Buhnenfeld, die durch unterschiedliche Strömungsverhältnisse und Substrate

entsteht, bedingt. Buhnen und Buhnenfelder ersetzen auf diese Art als Sekundärbiotope die Funktionen des natürlichen Übergangsbereichs vom Fluss in die Aue. Vor allem die Kombination aus Stillwasserzonen und hohen Fließgeschwindigkeiten im Flussschlauch wirkt sich günstig auf die Diversität aus. In den Buhnenfeldern entstehen neue Lebensräume für stagnophile Organismen und Rückzugsräume für Insektenlarven. Gleichzeitig dienen sie als Laichplätze für Fische (Krebs, 2005). Auch einigen Pflanzenarten dienen sie als Trittsteine in benachbarte Ökosysteme (Brandes, 1998, 1999). So können Buhnenfelder dazu beitragen, auch in mittleren und großen ausgebauten Fließgewässern eine hohe Biodiversität zu erzielen (Schwartz & Kozerski, 2003).

Die Schaffung geeigneter Mikrohabitate für Fischlarven und Jungfische ist dabei sehr stark von der Morphologie des Flusses abhängig. Scholten (2013) konnte durch Untersuchungen an Buhnenfeldern der mittleren Elbe zeigen, dass geeignete Mikrohabitate an flach auslaufenden Uferzonen großflächig vorhanden sind. An steilen Ufern bilden sich die erforderlichen Stillwasserzonen hingegen nur sehr kleinflächig aus.

Im Allgemeinen lassen sich durch Buhnen und andere Querbauwerke bessere Ersatzhabitate schaffen als mit anderen Uferschutzmaßnahmen, wie z.B. Steinschüttungen (Shields Jr., Cooper, & Knight, 1995). Dies ist vor allem auf die nachhaltige Schaffung von Kolken zurückzuführen (Knight & Cooper, 1991; Shields Jr., Cooper, & Testa, 1995). Kanalisierte oder künstlich aufgeweitete Fließgewässer mit Sand- oder Kiessohle weisen bei Abflüssen unter Mittelwasser extrem niedrige Wassertiefen auf. Dementsprechend ist das dortige Ökosystem tiefenbegrenzt (C. M. Cooper & S. S. Knight, 1987; Knight & Cooper, 1991). Aquatische Lebensgemeinschaften reagieren daher sehr deutlich auf die Schaffung künstlicher großer, stabiler Kolke. Die positiven Auswirkungen der Buhnen auf das Habitatangebot sind dabei direkt mit dem Kolkvolumen verknüpft. Auch die Lebensgemeinschaft entwickelt sich dadurch in Richtung einer dem Referenztyp ähnlicheren Artenzusammensetzung (Schlosser, 1987).

Bischoff & Wolter (2001) konnten zeigen, dass Buhnenköpfe im speziellen ein geeignetes Habitat für strömungsliebende juvenile Fische sind. Die Buhnenfelder können zudem aufgrund der geschützten strömungsberuhigten Lage als Aufzuchtstube für Jungfische und Rückzugsraum bei Hochwasser dienen. Außerdem bieten sie geeignete Bedingungen für die Vermehrung planktonischer Algen, die wiederum als Nahrung dienen (Reynolds et al., 1991).

Shields Jr. et al. (1995) konnten deutliche Zunahmen der Abundanz, Größe, Biomasse und Artenzahl an Fischen in einem tief eingeschnittenen Fließgewässer nach dem Einbau von Buhnen feststellen. Die Biomasse erhöhte sich bis auf das 15-fache pro Messabschnitt. Gleichzeitig stieg die Abundanz der untersuchten Fischarten um das Dreifache an, bei gleichzeitigem Anstieg des Medians der Fischgröße um 50 %. Zusätzlich konnte die Artenzahl um 25 % gesteigert werden (Shields Jr., Cooper, & Knight, 1995). In Naturuntersuchungen von Knight & Cooper (Knight & Cooper, 1991) konnte an durch Buhnen geschützten Gewässerabschnitten hingegen sogar das 5,7-fache der Biomasse gefangen von Abschnitten mit Steinschüttung gefangen werden. Studien von Zika & Peter (1996) konnten ebenfalls eine Steigerung der Anzahl von großen sowie kleinen Fischen durch den Einbau von buhnenähnlichen Totholzstrukturen nachweisen. Dort wird der Grund vor allem darin gesehen, dass so die Überlebensrate kleiner Fische durch das Vorhandensein geeigneter Rückzugsräume im Kontrast zu Vergleichsgewässern gesteigert wird.

Bei Niedrigwasser bieten tiefe Kolke den Fischen günstige Lebensbedingungen und Schutz vor Sonneneinstrahlung (Graw & Berg, 2011).

Buhnen sind also in der Lage, in degradierten und naturfernen Fließgewässern Ersatzlebensräume für Fauna und Flora zu bieten. Das Ziel des planenden Ingenieurs muss es also gemäß den Zielstellungen der Arbeit (Kapitel 1.1) sein, eine Buhnengeometrie zu wählen, die neben geringen Bau- und

Unterhaltungskosten gleichzeitig den geforderten Uferschutz bietet und im Gewässerbett das größtmögliche Kolkvolumen hervorruft (Kuhnle et al., 1999).

Aus diesem Grund wurden in den vergangenen Jahren einige verschiedene Typen von Buhnen entwickelt, die neben den bautypspezifischen Funktionen, wie z.B. Uferschutz, Fahrrinnenvertiefung, auch eine positive ökologische Wirkung entfalten. Diese werden im kommenden Unterkapitel vorgestellt.

## 3.5 Ökologisch orientierte Buhnenbauweisen

Es wurde eine Vielzahl angepasster Buhnenbauformen zur Verbesserung des ökologischen Zustands von Fließgewässern entwickelt. Im Folgenden sollen einige Bauweisen vorgestellt werden und auf ihre Eignung zur Strukturierung urbaner und anderer räumlich beengter Gewässerabschnitte qualitativ beurteilt werden.

- Kerb- und Knickbuhnen (Hentschel et al., 2012; Kleinwächter et al., 2017)
- Leitelemente (Odgaard, 2009; Odgaard & Lee, 1984)
- Maßnahmen des Instream River Trainings und andere dauerhaft überströmte Buhnenbauweisen (Mende, 2014; Sindelar, 2011; Zaid, 2017)

### 3.5.1 Kerb- und Knickbuhnen

Um die Strukturvielfalt zur Verbesserung des ökologischen Potenzials an Flüssen zu erhöhen, wurde in einem Forschungsprojekt der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) in Karlsruhe und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) in Koblenz gemeinsam mit Universitäten und Ingenieurbüros untersucht, welche Möglichkeiten sich im Rahmen der Unterhaltung der Strombauwerke ergeben, um für flussgebietstypische Organismen die Lebensbedingungen zu verbessern. Die morphologische Dynamik, die Heterogenität der Buhnenfeldsohle und die Diversität der Fließgeschwindigkeit sollten erhalten bzw. noch verstärkt werden. Die Projektlaufzeit betrug 14 Jahre. Das Projekt umfasste sowohl Laboruntersuchungen als auch Naturuntersuchungen an der Elbe über einen Zeitraum von 10 Jahren (Hentschel et al., 2012; Kleinwächter et al., 2017).

Die meisten Buhnen an der Elbe wurden in inklinanter Bauweise hergestellt. Es handelt sich um gerade Dämme, die ca. 60° bis 85° (Sollwert= 72°) gegen die Fließrichtung geneigt sind. Die Abstände der Buhnen betragen im Mittel ca. 100 m, in einzelnen Fällen kann der Abstand auch erheblich größer (bis zu 200 m) bzw. erheblich kleiner (bis zu 60 m) sein. Diese Bauweise hat sich bei einem guten Ufer- und Deichschutz für eine Bündelung des Durchflusses in der Strommitte zur Verbesserung der Schifffahrtsverhältnisse über viele Jahrzehnte bewährt. Die Uferabschnitte zwischen den befestigten Buhnenbauwerken sind weitgehend ungesichert und weisen eine hohe geometrische Vielfalt auf, ebenso variiert der Verlandungsgrad der Buhnenfelder beträchtlich. Das Ziel des Projekts bestand darin, den Verlust an Lebensraum durch fortschreitende Verlandung der Buhnenfelder zu stoppen. Die zeitliche und räumliche Heterogenität der abiotischen Parameter Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Substrat sollte durch Anpassung der Regelbuhnen erhöht werden. Die hydraulische Funktion der Buhnen in Hinsicht auf Uferschutz und Abflussbündelung sollte dabei erhalten bleiben. Zusätzlich sollten die entwickelten Varianten hochwasserneutral sei und die Umbaumaßnahmen möglichst kostenneutral sein (Hentschel et al., 2012; Kleinwächter et al., 2017).

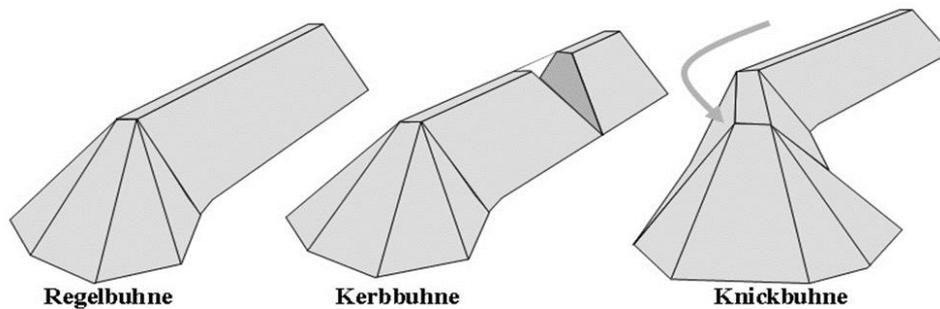


Abbildung 3-10: Darstellung von Regelbuhnen an der Elbe (links), Kerb- (Mitte) und Knickbuhnen (rechts) (Hentschel et al., 2012)

Die vorhandenen Buhnen wurden in Schadensklassen eingeteilt, für die jeweils alternative Umgestaltungsmöglichkeiten entwickelt wurden (Hentschel 2010). Daraus ließen sich zwei Grundtypen der Buhnenoptimierung entwickeln:

- **Typ 1: Knickbuhnen:** stark zerstörte Buhnen
- **Typ 2: Kerbbuhnen:** Sicherung und Modifikation von Buhnendurchrissen (Hentschel & Anlauf, 2002)

Die beiden neu entwickelten Buhnentypen (siehe Abbildung 3-10) wurden durch Labor- und Freilanduntersuchungen entwickelt und werden im Folgenden vorgestellt.

#### 3.5.1.1 Typ 1: Knickbuhnen

Bei den Buhnen an der Unteren Mittel-Elbe mit sehr großen Schäden war in der Regel die Uferanbindung an der Buhnenwurzel noch intakt. Die Schäden zeigten sich am Buhnenkopf und an den flussseitigen Teilen der Buhnenrücken. Da sich bei umströmten Buhnen ein Buhnenfeldwirbel mit relativ geringen Fließgeschwindigkeiten in den Buhnenfeldern ausbildet, sollte versucht werden, eine Geometrie für einen Buhnentyp zu entwickeln, bei dem genau hier bei höheren Abflüssen die Geschwindigkeit am größten ist. Knickbuhnen sollen die Strömung bei Überströmung in der Buhnenfeldmitte bündeln und so langfristig die Verlandung der Buhnenfelder verhindern. Ziel war es dabei, die morphologische Dynamik im Buhnenfeld zu erhöhen und die Verlandungstendenz zu vermindern (Hentschel, 2010; Kleinwächter et al., 2017).

Im Gegensatz zu inklinanten Regelbuhnen ergeben sich für die im Modell untersuchten Knickbuhnen bei der Umströmung der Buhnen andere Strömungsmuster (Kleinwächter et al., 2017) (siehe Abbildung 3-11 links). Der große Buhnenfeldwirbel wird kleiner und seine Achse verlagert sich leicht stromab und in Richtung Streichlinie. Im uferseitigen Bereich des Buhnenfeldes kommt es zur Ausbildung eines großen Sekundär- und eines kleineren Tertiärwirbels. Gegenüber der herkömmlichen Wirbelstruktur (siehe Kapitel 3.2) wird das Strömungsklima komplexer und vielfältiger.

Durch den veränderten Anströmwinkel kommt es nach Kleinwächter et al. (2017) im umströmten Fall infolge höherer Geschwindigkeiten zu einem höheren Energieumsatz im Bereich der lokalen Umlenkung der Strömung an der unterstromigen Buhne (siehe Abbildung 3-11 links). Im Buhnenfeld herrschen geringere Fließgeschwindigkeiten und es ist davon auszugehen, dass infolge des ermittelten geringeren Wasseraustausches auch weniger Feststoffe in das Buhnenfeld eingetragen werden. In den Laboruntersuchungen der BAW konnten keine signifikanten Veränderungen der Wasserspiegel im Flussschlauch im Vergleich zu den Regelbuhnen festgestellt werden.

Im überströmten Zustand wird bei Knickbuhnen der Abfluss in der Mitte der Buhnenfelder in der Achse der Knicke konzentriert (siehe Abbildung 3-11 rechts). Bei einer Gruppe von Knickbuhnen verstärkt sich dieser Effekt, die Geschwindigkeit erhöht sich von Feld zu Feld. Die Mitte des Buhnenfeldes, die bei mittleren Wasserständen wegen der geringen Fließgeschwindigkeiten am stärksten zur Verlandung neigt, ist bei Hochwasser durch die Knickbuhne dem größten Strömungsangriff ausgesetzt. Das kann zu einer verstärkten Remobilisierung von abgelagertem Material aus dem Buhnenfeld und somit zu einer insgesamt geringeren Buhnenfeldverlandung führen. Das geht einher mit einer größeren morphologischen Heterogenität und Dynamik. Die Geschwindigkeitszunahme ist im Vergleich zur Regelbuhne vor allem auf den Bereich des Knicks konzentriert. Die maximalen Geschwindigkeiten über der Buhne treten bei beiden Varianten am Kopf auf und sind nahezu unverändert. Durch die Strömungsbündelung über der Buhne kommt es zu einem stärkeren Strömungsangriff in der Buhnenmitte, der jedoch nicht höher ist als in der Nähe des Buhnenkopfes, so dass diese lokale Belastungszunahme in der Buhnenmitte nicht maßgeblich für die Standsicherheit des Bauwerkes wird (Kleinwächter et al., 2017).

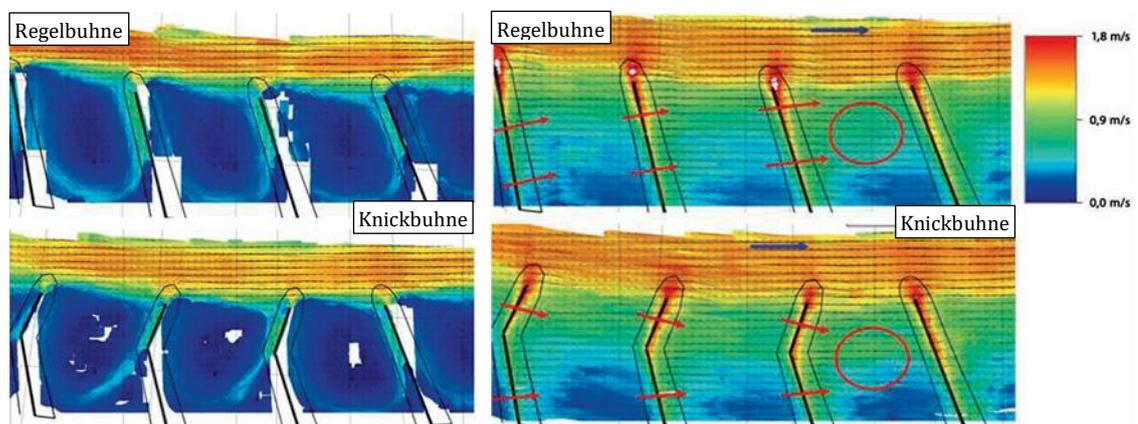


Abbildung 3-11: Vergleich des Strömungsmusters bei Regel- und Knickbuhnen im umströmten Zustand (links) und überströmten Zustand (rechts) mit Darstellung der Strömungsrichtung im Hauptstrom (blau) und im Buhnenfeld (rot) in Anlehnung an Kleinwächter et al. (2017)

#### 3.5.1.2 Typ 2: Kerbbuhnen

Bei Buhnen mit Durchrissen zeigten sich in den Buhnenfeldern vielfältige Strömungsmuster. Ziel war es, die Öffnungen in den Buhnenrücken gezielt so zu dimensionieren, dass eine große Vielfalt des Strömungsgeschehens in den Buhnenfeldern entstehen kann, ohne dass es zur Ausbildung einer ausgeprägten Nebenströmung kommt (Hentschel et al., 2012).

Von der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) wurden unterschiedliche Buhnengeometrien in Laborversuchen untersucht und optimiert (Hentschel et al., 2012; Kleinwächter et al., 2017). Hauptaugenmerk der Untersuchungen war, inwieweit die Größe und Anordnung der Kerben das Strömungsmuster in den Buhnenfeldern beeinflusst und welche Wasserspiegeländerungen im Hauptstrom zu erwarten sind. Es wurden sowohl einzelne Kerben als auch mehrere Kerben in aufeinander folgenden Buhnen untersucht. Die Lage der Kerbe wurde entsprechend den in der Natur auftretenden Schäden in Form von Durchrissen in dem betrachteten Streckenabschnitt der Elbe gewählt. In der Regel liegen die Durchrisse etwa bei einem Drittel der Buhnenlänge bezogen auf das Ufer. Es wurden Kerben mit Breiten von 12 m, 24 m und 36 m untersucht. Die Kerben mit einer Breite von 36 m entsprechen bei der hier untersuchten Buhnenlänge von ca. 100 m bereits einem Drittel der Länge des Bauwerkes. Die Sohle der Kerben wurde auf einer Höhe von etwa MW – 1,20 m angeordnet, so dass sie auch bei Abflüssen deutlich unter MW bereits durchströmt werden.

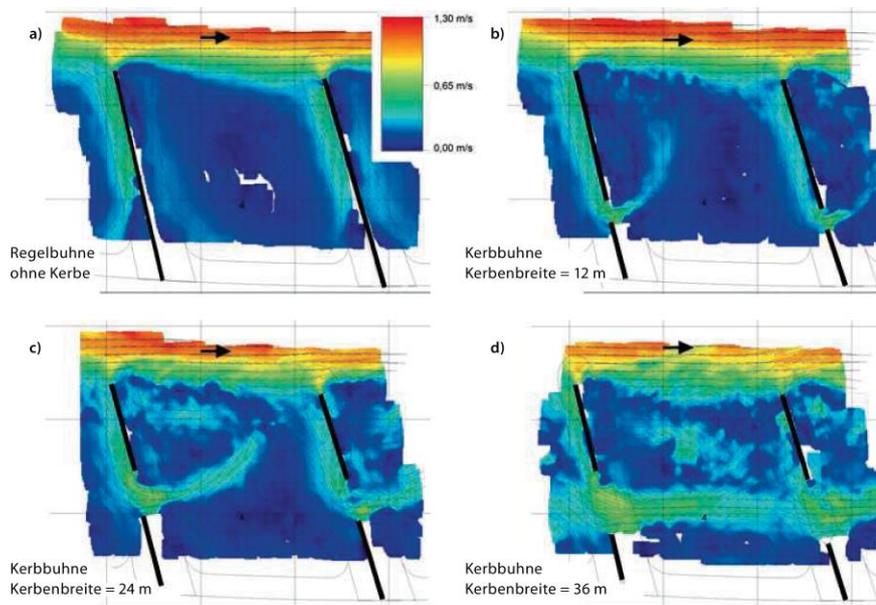


Abbildung 3-12: Strömungsmuster an der Wasseroberfläche bei Mittelwasser; a) umströmte Regelbuhnen; b–d) umströmte Kerbbuhnen mit unterschiedlichen Kerbengrößen (zeitliche Mittelungen von 3D-PTV Messungen) (Kleinwächter et al., 2017)

Die Analyse der Strömungsmuster (siehe Abbildung 3-12) zeigt, dass Kerbbuhnen die Strömungsvielfalt in Buhnenfeldern stark erhöhen. Relativ kleine Kerben von 12 m bis 24 m führen zu einem direkten Austausch zwischen zwei angrenzenden Buhnenfeldern und zu einer lokalen Erhöhung der Fließgeschwindigkeit, ohne dass der zentrale Buhnenfeldwirbel dadurch aufgelöst wird. Die Untersuchungen zeigten, dass bei einer Kerbenbreite von 12 m der Durchfluss auch bei mehreren Kerben in Folge bei den vorhandenen hydraulischen Verhältnissen (Flussbreite, Fließgeschwindigkeiten, Gefälle etc.) bei Mittelwasser maximal ca.  $4 \text{ m}^3/\text{s}$  beträgt, so dass die Veränderungen der Wasserspiegellagen bei dieser Kerbengröße unter dem vom zuständigen Wasserschiffahrtsamt Magdeburg vorgegebenen Maß von 2 cm liegen werden. Bei dieser Kerbengröße wird der Wirbel im Buhnenfeld bereits deutlich beeinflusst und abgelenkt (siehe Abbildung 3-12 rechts oben).

Bei einer Kerbenbreite von 24 m wird die Stabilität des zentralen Buhnenfeldwirbels bereits geschwächt und es kommt zu einer fluktuierenden Strömung, bei der sich auch immer wieder stabile Buhnenfeldwirbel bilden (siehe Abbildung 3-12 links unten). Ab einer bestimmten Größe der Kerben von etwa einem Drittel der Buhnenlänge wird der Massen- und Energieeintrag in das unterhalb liegende Buhnenfeld jedoch so groß, dass es zu einer „Kurzschlussströmung“ kommt. Die Extremvariante mit einer Kerbenbreite von 36 m führt so zu einer Nebenströmung, die sich jedoch periodisch auflöst und kurzfristig durch einen instabilen Buhnenfeldwirbel ersetzt wird (Kleinwächter et al., 2017).

Bei der Anlage neuer Kerben oder der Sicherung von mehreren, bereits vorhandenen Buhnendurchrissen in Folge besteht die Möglichkeit, dass sich eine Nebenströmung durch die Buhnenfelder ausbildet und damit auch der Buhnenfeldwirbel zerfällt. (siehe Abbildung 3-12 rechts unten). Bei überströmten Kerbbuhnen wird im Bereich der Kerben der Abfluss gebündelt, so dass direkt unterhalb der Kerben erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten auftreten. Diese sind verantwortlich für die an Kerbbuhnen charakteristischen Kolkbildungen stromab der Kerben (Hentschel et al., 2012; Kleinwächter et al., 2017).

#### 3.5.1.3 Fazit

In dem Forschungsprojekt konnte im Rahmen der Freilanduntersuchungen nachgewiesen werden, dass die beiden entwickelten alternativen Buhnenformen die hydraulische und morphologische Vielfalt in Buhnenfeldern erhöhen können, ohne dass sich kleine Gruppen oder einzelne umgestaltete Buhnen negativ auf die Fahrrinnenverhältnisse auswirken. Zudem konnte bei Freilanduntersuchungen an der Elbe gezeigt werden, dass bei Kerbbuhnen die Einkerbungen zur Erhöhung der Heterogenität der Pflanzengesellschaft geführt haben und die Entwicklung annueller Uferflure gefördert wurde. Die strukturelle Heterogenität und Dynamik in den Buhnenfeldern hat geeignete Lebensraumbedingungen sowohl für terrestrische als auch aquatische Organismen gefördert. Die Aussagen gelten eingeschränkt auch für die Knickbuhnen. Jedoch haben nicht alle Organismen gleichermaßen von einem bestimmten Buhnentyp profitiert, so dass Variationen der verwendeten Bauweisen aus ökologischer Sicht wünschenswert sind. (Kleinwächter et al., 2017)

Auch wenn in den Buhnenfeldern für Kerb- und Knickbuhnen die Eignung als Ersatzlebensraum nachgewiesen werden konnte, sind sie unter den in Kapitel 2.6 beschriebenen Randbedingungen des Untersuchungsrahmens dieser Arbeit nur dann anwendbar, wenn im betrachteten Projektgebiet bereits Mittelwasserbuhnen eingebaut sind. Ein Neubau derartig hoher Buhnen würde hingegen zu einer in urbanen Räumen oft nicht hinnehmbaren deutlichen Erhöhung der Wasserspiegellagen führen und somit das Bewertungskriterium „Randbedingungen“, dargestellt durch den Indikator „Hochwasserschutz“ nicht erfüllen. Es sind angesichts des oft geringen hydraulischen Spielraums in urbanen und anderen räumlich beengten Gewässerabschnitten flachere Bauweisen notwendig. Eine solche Bauweise soll im nächsten Unterkapitel vorgestellt werden.

#### 3.5.2 Leitelemente

Leitelemente (engl. „Iowa Vanes“ oder „Submerged Vanes“) sind strömungslenkende, vertikal aufgestellte Platten aus Beton oder Spundwänden, mit denen die sohnahen Strömungsverhältnisse und damit auch die Geschwindigkeitsverteilung und der Geschiebetransport innerhalb eines Gewässerabschnitts beeinflusst werden (Odgaard & Lee, 1984). Die Bauweise wurde entwickelt, um kostengünstig und ohne harten Uferverbau in Flusskurven die Krümmungserosion am Prallhang zu verhindern (Odgaard, 1988). Leitelemente werden in einem kleinen Winkel quer zur Strömung in die Gewässersohle eingebaut. (Odgaard & Lee, 1984)

Systematische Untersuchungen erfolgten ab den 1980er Jahren insbesondere am Iowa Institute of Hydraulic Research. Es handelt sich hierbei um schlanke, überströmbare Gewässereinbauten, die auch zur Vergrößerung der Wassertiefe in Gewässermitten und damit der Verbesserung der Bedingungen für die Schifffahrt eingesetzt werden (Odgaard & Spoljaric, 1986). Trotz der nachgewiesenen guten Wirksamkeit in Bezug auf Uferschutz und Geschiebemanagement konnte sich diese Bauweise in Europa nicht etablieren (Mende, 2014). Gründe dafür konnten in der Literatur nicht gefunden werden.

Leitelemente stellen rein technische Gewässereinbauten dar, da natürliche Materialien zur Erstellung des schlanken, einem Tragflügel ähnlichen Bauwerks ungeeignet sind. Bekannt sind Leitelemente aus Spundwänden (Odgaard & Wang, 1990), an Doppel-T-Stahlträgern befestigte Holzbohlen (Odgaard & Mosconi, 1987b), gerammte Holzpfähle (Odgaard & Wang, 1990) und Bambus (Nayan & Anupama, 2015). Daneben wurden bei Feldversuchen in Wisconsin, USA (Fitzpatrick et al., 2005) einfache, mit Bewehrungsstangen gegründete Leitelemente aus Polyethylen-Platten (HDPE) zum Uferschutz verwendet (siehe Abbildung 3-13).

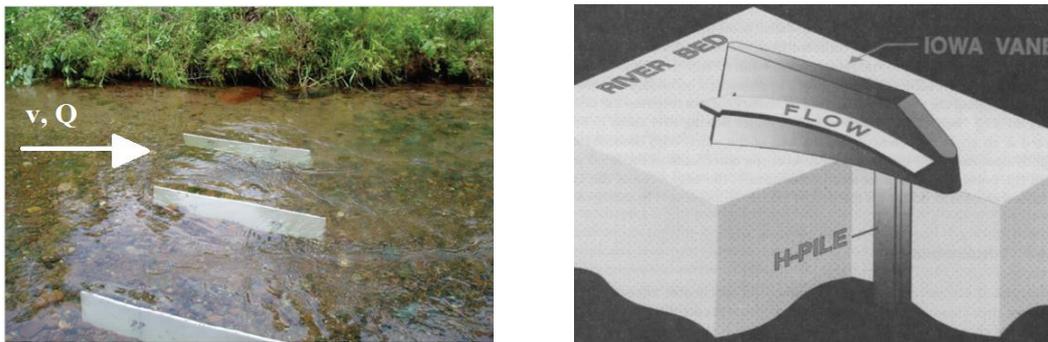


Abbildung 3-13: Iowa Vanes aus Polyethylen hoher Dichte im North Fish Creek, Wisconsin (links; in Anlehnung an Fitzpatrick et al. (Fitzpatrick et al., 2005) und Design einer Iowa Vane aus Beton (Odgaard, 2009)

Leitelemente werden inzwischen vor allem als doppelt gekrümmte Platten aus bewehrtem Beton hergestellt, die mit einer Pfahlgründung in der Gewässersohle verankert werden. Die zur Gewässerachse ausgerichtete Vorderkante ist abgerundet und im oberen Bereich angeschrägt (siehe Abbildung 3-13 rechts). Durch die Leitelemente wird eine Spiralströmung um die Längsachse induziert. Diese interagiert mit der Hauptströmung und beeinflusst auf diese Weise die Geschwindigkeitsverteilung und den Geschiebetransport im Gewässer (siehe Abbildung 3-14). Die Abrundung auf der strömungszugewandten Seite verhindert Strömungsablösungen bei höheren Abflüssen und Versetzungen mit Eis und Treibgut (Odgaard, 2009).

Es wird davon ausgegangen, dass die durch Leitelemente hervorgerufene Sekundärströmung analog zu den Randwirbeln an einem Tragflügel mit großem Seitenverhältnis entsteht. Eine umfassende Beschreibung der linearen Tragflächentheorie befindet sich in Odgaard (2009).

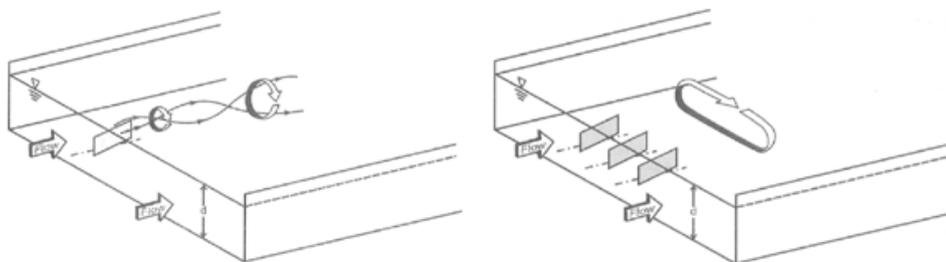


Abbildung 3-14: Schematische Darstellung des durch ein einzelnes Leitelement (links) und eine Gruppe von 3 Leitelementen hervorgerufenen Strömungsbildes (rechts) (Odgaard & Wang, 1991)

Die Kosten der Leitelemente werden auf etwa die Hälfte von dem beziffert, was eine vergleichbare Ufersicherung wie Blocksatz oder Steinschüttungen kostet (Odgaard, 2009). Die potentiell ökologisch wichtige Kolkbildung an den Elementen wird durch die Wahl kleiner Inklinationswinkel, d.h. geringer Winkel zwischen Uferlinie und Leitblechachse, möglichst vermieden (Mende, 2014). Da dadurch die beabsichtigte Gewässerstrukturierung, dargestellt durch das Bewertungskriterium „Ökologie“ und den Indikator „ökologische Kolktiefe“ und indirekt auch den Indikator „Habitateignung“, nachteilig beeinflusst wird, eignen sich Leitelemente daher nicht als Bauweise gemäß den Zielsetzungen dieser Arbeit.

Zudem kann es je nach verwendetem Material, zu Beschädigungen der Leitelemente durch mitgeführtes Geschiebe kommen. In North Fish Creek, Wisconsin, wurden während eines Hochwassers im

Jahr 2003 Steine aus einem Steilufer gelöst und zerstörten die dort installierten Leitelemente aus Polyethylen-Platten (Fitzpatrick et al., 2005). In Gebieten mit einer verstärkten Freizeitnutzung, vor allem Wassersport, besteht zudem an den scharfkantigen Leitelementen Verletzungsgefahr (Odgaard & Mosconi, 1987a). Die verwendeten Baumaterialien widersprechen zudem dem Prinzip des naturnahen Wasserbaus (Patt et al., 2009).

#### 3.5.3 Dauerhaft überströmte Buhnen des Instream River Trainings

Zur Stabilisierung von Fließgewässern bestehen grundsätzlich zwei Lösungsansätze. Der gängige Lösungsansatz ist die Anpassung des Gewässers (Ufer, Sohle) zur Erhöhung des Widerstands gegenüber den angreifenden Strömungskräften. Dieser Ansatz ist jedoch häufig mit hohen Kosten und ökologischen Nachteilen, z.B. einer schlechten Wasser-Land-Vernetzung, verbunden. Eine weniger bekannte Methode zur Verringerung der Beanspruchung ist die Induzierung großräumiger Sekundärströmungen, die mit der Hauptströmung interagieren (Mende, 2014).

Das Instream River Training (wörtlich übersetzt: Flussbau im Stromstrich) ist eine Form des Flussbaus, bei der die Strömung als Ursache für Ufer- und Sohlenerosionen durch die Induzierung einer oder mehrerer Sekundärströmungen modifiziert wird. Hierzu werden bereits bei Niedrigwasser überströmte Bauweisen innerhalb der benetzten Gewässersohle eingesetzt (Mende & Sindelar, 2010).

Schon bei Schauburger (1930) war nachzulesen:

*„Man kann durch kleinere Einbauten dort, wo diese zum Schutze von Kulturgütern unvermeidlich werden, gewisse Verbesserungen schaffen, doch wäre es falsch, eine Regulierung des Flusses von seinen Ufern aus durchführen zu wollen, also nur die Auswirkungen, nicht aber die Ursachen zu bekämpfen.“*

Bei diesem Ansatz wird die Strömung als wesentliche Ursache für morphologische Veränderungen und damit auch für Schäden identifiziert und dementsprechend modifiziert. Im Instream River Training werden diese Sekundärströmungen durch den Einbau von Leitelementen oder Leitbuhnen in die Gewässersohle hervorgerufen (Mende, 2014).

Je nach Anwendungsgebiet wird mit der Strömungsmodifizierung mindestens eines der folgenden Ziele verfolgt (Mende & Sindelar, 2010):

- Gewässerstabilisierung unter weitgehendem Verzicht auf massive Maßnahmen (z. B. Blocksatz)
- nachhaltiges Geschiebemanagement und
- Initialisierung von gewässermorphologischer Eigendynamik

Das Instream River Training umfasst viele verschiedene dauerhaft überströmte Bauweisen, u.a. inklinante und deklinante Strömungstrichter, Schneckenbuhnen, Hakenlenkbuhnen und Lenkbuhnen (siehe Abbildung 3-15). Eine weitere Anwendung finden Lenkbuhnen als Pendelrampen zur Umgestaltung von Abstürzen. Die Pendelrampe ist durch wechselseitig geneigte oder vertiefte Riegel gekennzeichnet, wodurch sich bei niedrigen und mittleren Abflüssen ein "pendelnder" Stromstrich ausbildet und damit ein verlängerter Fließweg entsteht. Mit der daraus resultierenden Verringerung des effektiven Gefälles und der Fließgeschwindigkeit wird - zusammen mit der Abflusskonzentration - auf einer Teilbreite die biologische Durchgängigkeit der Rampe optimiert (Mende & Sindelar, 2010). Für weitere Details zu dieser Bauweise sei auf die Forschung (Sindelar, 2011) verwiesen.

Otmar Gruber von der Baubezirksleitung Bruck an der Mur in der Steiermark, Österreich, entwickelte Anfang der 1990er Jahre mit der Lenkbuhne eine eigene Bauweise des Instream River Trainings.

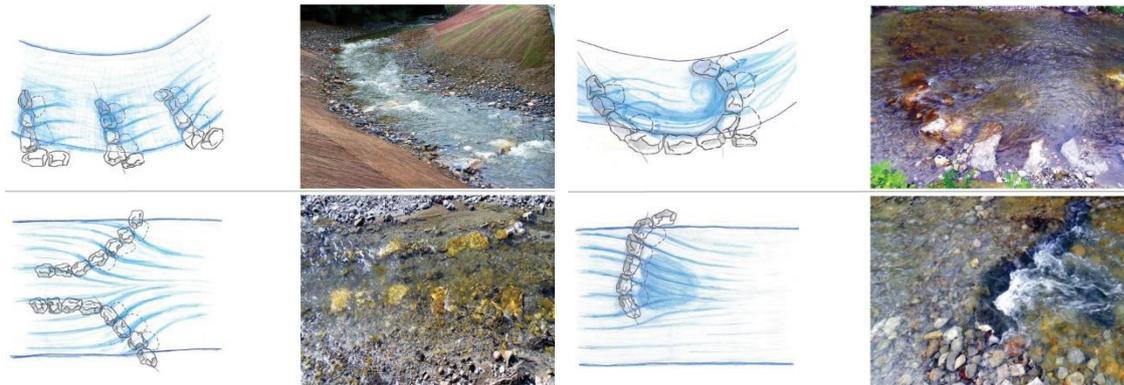


Abbildung 3-15: Verschiedene Bauweisen des Instream River Trainings: Lenkbuhnen (links oben), inklinanter Strömungstrichter (links unten), Schneckenbuhne oder auch Lenkschnecke (rechts oben) und inklinante Hakenlenkbuhne (rechts unten, in Anlehnung an Werdenberg, Meile, & Steiner, 2012)

Neben den hier aufgeführten Bauweisen gibt es weitere ähnliche Varianten von dauerhaft oder bereits bei Mittelwasser überströmten Buhnenbauweisen und anderen Gewässereinbauten aus Stein, die in den letzten Jahrzehnten vorwiegend für ökologische Zwecke, vor allem in den USA entwickelt wurden. Als Beispiel wären zu nennen die Rock Vanes, Stream Barbs und Bendway Weirs.

Bei Rock Vanes handelt es sich um mit den Lenkbuhnen vergleichbare Buhnen in flacher Bauweise. Sie haben mit 20-30° einen relativ kleinen Inklinationswinkel und sind nur im vorderen Teil, also nahe der Gewässermitte auch bei Niedrigwasser überströmt. Cross-Vanes erstrecken sich über das gesamte Querprofil eines Gewässers. Sie sind wie ein „U“ geformt, wobei die geschlossene Seite der Fließrichtung entgegen ausgerichtet ist (Johnson et al., 2001; Rosgen, 2001).

Stream Barbs werden in den USA seit den 1980er Jahren zur Strömunglenkung ins Gewässer eingebaut. Dabei handelt es sich um leicht schräge Querbauwerke, die vom Ufer aus in einem inklinanten Winkel von 20° bis 45° (Baird et al., 2015; Matsuura & Townsend, 2011) in Richtung der Gewässermitte ragen. Die Auslegung erfolgt derart, dass bei bordvollem Abfluss eine vollständige Überströmung gegeben ist (Baird et al., 2015). Sie werden zum Uferschutz und zur Habitatverbesserung eingebaut und fördern in ihrem Strömungsschatten das Aufkommen von Ufervegetation (Piper et al., 2001).

Die sogenannten Bendway Weirs sind dauerhaft überflutete Steinwälle, die in Flusskurven eingesetzt werden, um durch Strömunglenkung Erosionsschutz zu bieten. Sie werden vor allem zur Verbesserung der Schiffbarkeit eingebaut (Julien & Duncan, 2005).

Die von Rosgen (2001) entwickelten Bauweisen Cross-Vanes, W-Weirs und K-Hook-Vanes werden von einigen Autoren ebenfalls zum Instream River Training gezählt (Werdenberg, Meile, & Steiner, 2012).

Aus dem Vergleich mit den anderen beiden in diesem Unterkapitel untersuchten Bauweisen wird offensichtlich, dass dauerhaft überströmte Buhnen sich von den hier vorgestellten Buhnenvarianten am stärksten eignen, in urbanen und räumlich beengten Gewässerabschnitten eine ökologisch vorteilhafte Gewässerstrukturierung hervorzurufen. Vor allem der geringe Wasserspiegelanstieg (Mende, 2014) durch die flache Bauweise ist zur Erfüllung des Bewertungskriteriums „Randbedingungen“, abgebildet durch den Indikator „Hochwasserschutz“, entscheidend für die Auswahl dieser Bauweise.

Daher sollen Lenkbuhnen im nächsten Unterkapitel genauer untersucht werden und der Stand des Wissens zu dieser dauerhaft überströmten Buhnenbauweise dargelegt werden. In der vorliegenden Arbeit sollen nur Lenkbuhnen betrachtet werden.

## 3.6 Stand des Wissens zu Lenkbuhnen

Im diesem Unterkapitel werden der Wissensstand zur Bemessung von Lenkbuhnen durch Darstellung der bisherigen Forschungsergebnisse und die Empfehlungen aus der Praxis wiedergegeben.

Nach Sindelar & Mende (2009) ist der Begriff Lenkbuhne wie folgt definiert: „Die Lenkbuhne ist eine Buhnenbauweise, die bereits bei Niedrigwasserabfluss vollständig überströmt wird. Als wesentliches Merkmal induziert sie bei größeren Abflüssen eine Spiralströmung um die Längsachse in Fließrichtung und beeinflusst damit die Geschwindigkeitsverteilung und den Geschiebetransport.“ Die geringe Höhe der Lenkbuhnen in Kombination mit Eintiefungen außerhalb des Lenkbuhnenbereichs ermöglicht es, Lenkbuhnen auch unter stark beengten Platzverhältnissen wie in städtischen Gebieten einzusetzen (Mende, 2014).

Beim Bau von Lenkbuhnen kommt eine Vielzahl von natürlichen Materialien zum Einsatz (siehe Abbildung 3-6). Bei der Baubezirksleitung Bruck an der Mur werden sie aus unbehauenen Blocksteinen gebaut, die häufig mit lebenden Baustoffen zur Ufersicherung kombiniert werden. Unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten weisen die verwendeten Steine ein Volumen von 1,5 bis 3,0 m<sup>3</sup> auf, die Steine werden zu etwa 2/3 ihrer Höhe in die anstehende Sohle eingebunden (Grober, 1998).



Abbildung 3-16: Lenkbuhne aus Steinen an der Alb in Karlsruhe bei einem Abfluss von etwa MNQ (eigene Abbildung)

Bei Versuchen an der Brookbäke im Landkreis Oldenburg wurden Lenkbuhnen aus Totholzstämmen (NLWKN, 2001) und am Ellikerbach, Schweiz, auch gerammte Fichtenspaltpfähle als Baumaterial für die Lenkbuhnen eingesetzt (Mende & Sindelar, 2010). Sie sind im Vergleich zu Lenkbuhnen aus Blocksteinen jedoch aufwändiger in der Herstellung und werden eher als Fremdkörper wahrgenommen (Mende, 2014). An der Este in der Lüneburger Heide und dem Seevekanal in Niedersachsen wurden hingegen zur reinen Strukturierung des Gewässers Lenkbuhnen aus Geröll gebaut und oberstrom mit Kies angeschüttet (B. Tent & Tent, 2016; L. Tent, 2014).

### 3.6.1 Umsetzungsbeispiele von Lenkbuhnen

Lenkbuhnen wurden bereits in verschiedenen Umgebungen und zu unterschiedlichen Zwecken eingesetzt. Der kleine Voralpenfluss Taverna mit einem Bemessungshochwasser von  $38 \text{ m}^3/\text{s}$  wurde nach einem Hochwasser im Jahr 2007 innerhalb der Gemeinde Wünewill-Flamatt, Kanton Fribourg, zum Zwecke des Hochwasserschutzes und der Gewässerstrukturierung im Innenbereich mit Lenkbuhnen umgestaltet (Werdenberg, Meile, & Steiner, 2012). An der Eggrankkurve der Thur, einem rechtsseitigen Rheinzufluss in der Schweiz mit einem mittleren Abfluss von  $47 \text{ m}^3/\text{s}$  und einem hundertjährigen Abfluss  $HQ_{100} = 1400 \text{ m}^3/\text{s}$ , wurden Lenkbuhnen hingegen zum Schutz einer bestehenden Straße am Prallufer innerhalb eines Auengebietes im Schweizer Mittelland eingesetzt (Mende et al., 2014). Auch wird die Anwendung von Lenkbuhnen zur Optimierung der Anströmung von Wehranlagen untersucht (Müller & Seidel, 2019a). Werdenberg et al. (2012) nennen weitere Projektbeispiele aus der Schweiz.

In Tabelle 3-1 sind bekannte flussbauliche Projekte mit Maßnahmen des Instream River Trainings aus dem deutschsprachigen Raum zusammengefasst. Die Projekte wurden den passenden Ökoregionen gemäß den LAWA-Fließgewässertypen nach Pottgiesser & Sommerhäuser (2008) zugeordnet. Es wird ersichtlich, dass sich die meisten Projekte hierbei auf den Alpenraum konzentrieren. Vor allem fehlen bisher Erfahrungen und Umsetzungsbeispiele an Flachlandgewässern.

Tabelle 3-1: Überblick über umgesetzte Flussbauprojekte mit Maßnahmen des Instream River Training (Schmauderer, 2019)

Fließgewässer	Ökoregion	Land
Brookbäke	Norddeutsches Tiefland	Deutschland
Ellikerbach	Alpen- und Alpenvorland	Schweiz
Große Tulln	Zentrales Mittelgebirge	Österreich
Kainach	Dinarischer Westbalkan	Österreich
Mur	Alpen- und Alpenvorland	Österreich
Mürz	Alpen- und Alpenvorland	Österreich
Nidda	Mittelgebirge	Deutschland
Salza	Alpen- und Alpenvorland	Österreich
Seeve	Norddeutsches Tiefland	Deutschland
Taverna	Alpen- und Alpenvorland	Schweiz
Thur	Alpen- und Alpenvorland	Schweiz
Wiese	Mittelgebirge	Deutschland

Aus einem Vergleich der Verteilung der Fließgewässertypen in Deutschland nach dem Portal „gewaesser-bewertung.de“ des Umweltbundesamts mit Tabelle 3-1 wird deutlich, dass sich Projekte mit Lenkbuhnen vor allem auf die Fließgewässertypen Alpen-Vorland und teilweise das Mittelgebirge konzentrieren. Es befinden sich 10,0 % der deutschen Gewässerstrecken im Mittelgebirge und 47,2 % der Gewässerstrecken im Alpenvorland. Für die Flachlandgewässertypen des Norddeutschen Tieflands mit einem Anteil von 28,4 % der Gewässerstrecken hingegen existieren bisher nur rudimentäre Erfahrungen. In dem einzig bekannten Projekt in dieser Ökoregion an der Brookbäke stand zudem rein die gewässerstrukturierende Wirkung im Vordergrund und die uferschützende Wirkung wurde nicht getrennt betrachtet.

### 3.6.2 Freilanduntersuchungen an Lenkbuhnen

Einige der wasserbaulichen Projekte mit Lenkbuhnen und anderen dauerhaft überströmten Buhnenbauweisen werden von einem mittel- bis langfristigen Monitoring begleitet (siehe Zusammenstellung in Anhang B.1).

Beispielhaft ist hier das Projekt am Ellikerbach im Schweizer Kanton Zürich zu nennen, wo im Jahr 2008 im Rahmen einer Pilotmaßnahme in fünf Abschnitten des Gewässers Lenkbuhnen verbaut wurden. Das begleitende Monitoring zeigte in dem zuvor durch Monotonie geprägten Fließgewässer eine deutliche Zunahme der Strömungsdiversität und der Tiefenvarianz. Darüber hinaus belegten Elektrofischungen eine Verdopplung des Fischbestands nach Einbau der Lenkbuhnen (Mende, 2012). Die Zahl der großen Fische (Länge > 30 cm) verfünffachte sich sogar, was auf die neu entstandenen Kolke, die gute Fischeinstände darstellen, zurückgeführt wurde (Mende, 2012). Aufgrund von praktischen Erfahrungswerten gibt Mende (2014) eine Eintiefung der Sohle um etwa die doppelte Buhnenhöhe unter der neutrale Sohlenlage an.

Auch an dem Voralpenfluss Taverna im Schweizer Kanton Zürich lässt sich durch das Einbringen von Lenkbuhnen eine Zunahme der Habitatverfügbarkeit durch die Bildung von Kolken und Sandbänken beobachten (siehe Abbildung 3-17). Dort wurden zwischen 2011 und 2014 auf einer Strecke von 700 Meter 33 inklinante Lenkbuhnen, 5 Trichterbuhnen, 2 Schneckenbuhnen und 4 Hakenlenkbuhnen aus Blocksteinen eingebaut. Bei den renaturierten Abschnitten an der Taverna ließen sich im Vergleich zu klassischem Längsverbau aus Natursteinblöcken ca. 30 bis 50 % der Kosten einsparen (Werdenberg, Meile, Steiner, et al., 2012).

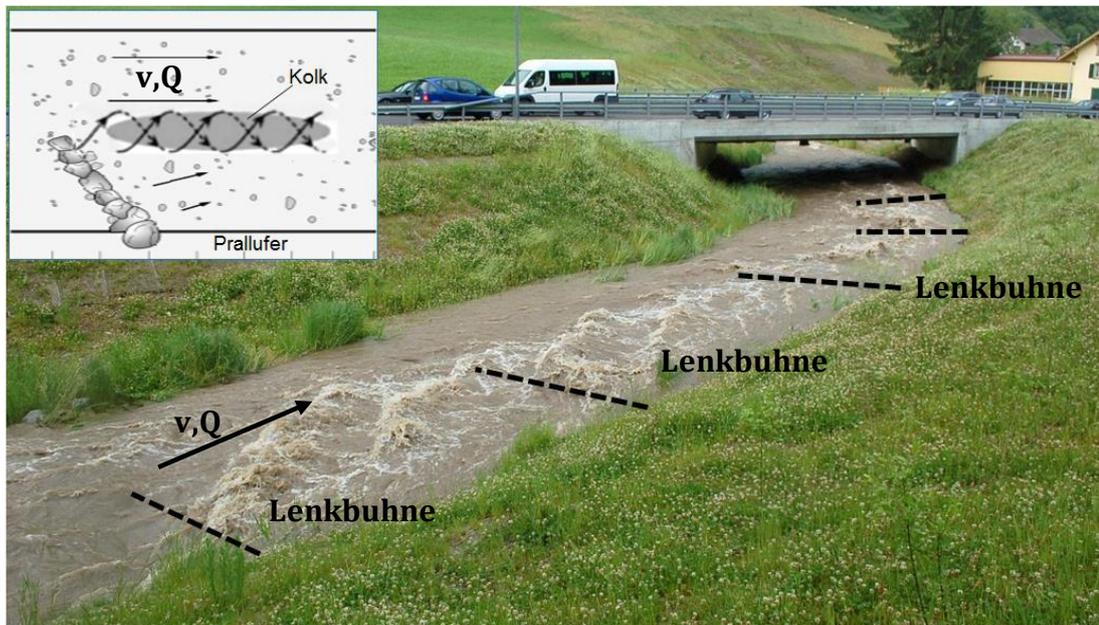


Abbildung 3-17: Hochwasserabfluss an der Taverna am 8. Juni 2012 in Anlehnung an Basler & Hoffman West AG (2018)

Von 2011 bis 2019 wurde das Projekt durch ein Monitoring Programm begleitet. Es wurden die Parameter Uferschutz, Ökomorphologie und Ökonomie betrachtet. Während des Monitorings traten mehrere Hochwasserereignisse mit Abflüssen von bis zu  $30 \text{ m}^3/\text{s}$  auf. Der Bemessungsabfluss der Umgestaltungsstrecke an der Taverna betrug  $38 \text{ m}^3/\text{s}$ . Dieser Abfluss entspricht etwa einem 10-30 jährlichen Hochwasserereignis (Basler & Hofmann West AG, 2018; Werdenberg, Meile, Steiner, et al., 2012).

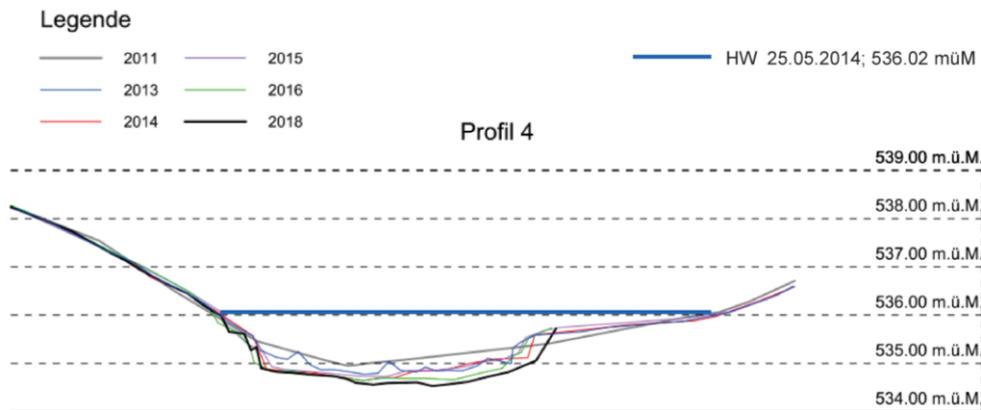


Abbildung 3-18: Zeitliche Veränderung des Querprofils 4 zwischen Lenkbuhne V und Lenkbuhne VI an der Taverna vom Jahr 2011 bis 2018 (Basler & Hofmann West AG, 2018)

Die Ergebnisse dieses Monitorings werden im Kommenden kurz zusammengefasst. Die uferschützende Wirkung wurde durch die Vermessung von Querprofilen dokumentiert. Es konnte gezeigt werden, dass die durch Lenkbuhnen geschützten Ufer im Betrachtungszeitraum stabil blieben (siehe Abbildung 3-18), während in der Referenzstrecke ohne Lenkbuhnen Seitenerosion bis zu 3 m, v.a. infolge des Hochwasserabflusses beobachtet wurde.

Die Ökomorphologie wurde durch flächige Vermessung einer kleinen Referenzfläche von 11 m Länge und 16 m Breite im Umfeld der Lenkbuhne V beurteilt (siehe Abbildung 3-19). In der ersten Vermessung im Juni 2013 zeigt sich die Ausbildung eines Kolkes unterstrom des Buhnenkopfes, während sich am geschützten Ufer Anlandungen bildeten. Diese Verteilung wurde als typische Lage von Kolk und Sedimentationsbereichen definiert. Der Kolkbereich wurde bis 2016 tiefer und breiter und wurde danach zunehmend wieder verfüllt. Zusätzliche Untersuchungen zur Substratsortierung an vier definierten Standorten waren nicht eindeutig. Im Jahr 2013 war noch eine klare Fraktionierung mit einer Schotterfahne unterstrom der Buhne zu beobachten (Basler & Hofmann West AG, 2018).

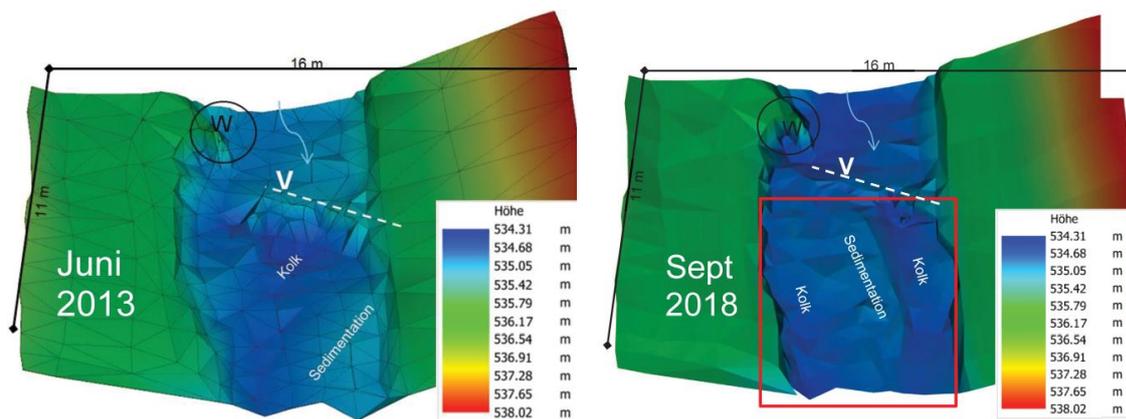


Abbildung 3-19: Sohlstrukturen im Umfeld der Lenkbuhnen zum Uferschutz an der Taverna, Schweiz, in Kombination mit einem Wurzelstock (W) (Basler & Hofmann West AG, 2018)

Im Jahr 2018 war der zu untersuchende Sedimentationsbereich am Prallufer einem Kolk gewichen und es hatte sich ein mittig vorgefundener Geschiebekegel aus grobem Sediment ausgebildet. Die Gründe für diese starke Änderung des Sohlusters konnten nicht gefunden werden. Die durch die Lenkbuhnen geschaffenen, relativ ausgedehnten Tiefzonen mit entsprechend kühlerem Wasser

wurden in den warmen Sommern als gewässerökologisch besonders vorteilhaft erwähnt. (Basler & Hofmann West AG, 2018)

Insbesondere durch die Schaffung von bis zu 0,7 m tiefen Kolken sowie lockeren Schotterfahnen konnten den Fischen im Projektgebiet an der Taverna wertvolle Einstandsmöglichkeiten und Laichgründe zur Verfügung gestellt werden. Die unverbauten Naturufer wurden zudem von Wildtieren als direkte Zugänge zum Fluss genutzt. Mit der Entwicklung der angepflanzten einheimischen Ufervegetation ist dort zu erwarten, dass die biologische Vielfalt im Gewässerraum künftig noch zunehmen wird (Werdenberg, Meile, Steiner, et al., 2012).

Werdenberg et al. (2012) und Werdenberg (2016) erarbeiteten Bemessungsempfehlungen für Lenkbuhnen zum Uferschutz in Flusskurven basierend auf Erfahrungswerten aus dem vorgestellten Projekt an der Taverna. Diese wurden für Gewässer mit einer Breite von über 1,5 m und einem Längsgefälle von 0 % bis 2,5 % abgeleitet. Es wurde ein Inklinationswinkel von ca. 60 ° und eine Höhe der Buhnen von 1/10 des Wasserstandes bei Bemessungshochwasser empfohlen. Der absolute Abstand  $a_x$  in Fließrichtung zwischen zwei Buhnen wird in Abhängigkeit des Verhältnisses zwischen Kurvenradius  $r$  und der Sohlbreite  $b_{so}$  wie folgt festgesetzt:

- für kleine Kurvenradien ( $r < 3 \cdot b_{so}$ ):  $a_x = 0,8$  bis  $1,0 \cdot b_{so}$
- für mittlere Kurvenradien:  $a_x = 1,5 \cdot b_{so}$
- für große Kurvenradien ( $r > 8 \cdot b_{so}$ ):  $a_x = 1,8$  bis  $2,0 \cdot b_{so}$

Aus praktischer Sicht haben sich als Baumaterial vor allem unbehauene, möglichst kubische Steine bewährt. Sie weisen eine erhöhte Standfestigkeit auf und ermöglichen einen guten Steinverbund. Durch die Wahl großer Steine, die mindestens bis zu ihrer halben Höhe in die anstehende Sohle eingebunden werden, kann vielfach auf einen zusätzlichen Stützstein zur Nachkolksicherung verzichtet werden. Dies erleichtert den Einbau, erhöht die Standsicherheit der Lenkbuhne und ermöglicht die Ausbildung verhältnismäßig tiefer, aus ökologischen Gründen gewünschter Bauwerkskolke (Mende, 2014).

Die Steingröße wird anhand von Erfahrungswerten festgelegt. Liegen keine Erfahrungswerte vor, können die erforderlichen Steingrößen durch Bemessungsansätze bzw. -diagramme festgelegt werden. Mende (2014) empfiehlt beispielsweise das Bemessungsdiagramm von Rosgen (2001). Entwickelt wurde es anhand der langjährigen Erfahrungswerte des Autors beim Bau verschiedener überströmter Buhnenarten in den USA (siehe Kapitel 4.3). Es ist gültig für kleinere Fließgewässer mit bordvollen Abflüssen zwischen 0,5 und 114 m<sup>3</sup>/s, mittleren bordvollen Wassertiefen zwischen 0,3 und 1,5 m und Sohl Schubspannungen bis 25 kg/m<sup>2</sup> (entspricht ca. 250 N/m<sup>2</sup>). Alternativ empfiehlt Mende (2014) das Verfahren zur Bemessung der erforderlichen Riegelsteingröße bei Riegelrampen der LfU (2000). Das Verfahren wird in der Fortschreibung des Leitfadens genauer beschrieben, siehe hierfür LUBW (2006).

Die Erfahrungen an den bisherigen Pilotstrecken zeigen, dass Lenkbuhnen neben dem bisher im Fokus stehenden Uferschutz und den Kosteneinsparungen auch ökologische Vorteile gegenüber einer klassischen Ufersicherung bieten. In Folge der induzierten Strömungsdiversifizierung wird eine Gewässerstrukturierung hervorgerufen, die das Potenzial hat, den ökologischen Zustand in monotonen Gewässerstrecken zu verbessern.

Die Anwendung von Lenkbuhnen könnte also nach dem bisherigen Stand des Wissens eine vielversprechende Möglichkeit darstellen, die Funktion des Fließgewässers als Lebensraum entscheidend zu verbessern und so auch in den restriktionsgeprägten urbanen Gewässerabschnitten die Zielerreichung gemäß der WRRL voranzutreiben. Jedoch ist der Umfang bzw. die Art der erhobenen Daten im Rahmen der bisherigen Monitoringaktivitäten, v.a. durch das Fehlen flächendeckender

Sohlkartierung mit ausreichender Punktdichte, noch nicht ausreichend, um die habitatverbessernde Wirkung der Maßnahmen damit nachweisen zu können.

#### 3.6.3 Laboruntersuchungen an Lenkbuhnen

Mende (2014) untersuchte die uferschützende Wirkung von Lenkbuhnen durch Laborversuche in einer geraden Rinne mit fester Sohle. Die Versuchsrinne war 20 m lang bei einer Breite von 0,5 m und einer Höhe von 0,6 m. Die Randbedingungen wurden dem Schwarzwaldfluss Wiese bei Lörrach entnommen und mit einem Maßstab von 1:18 auf das Model übertragen. Abgebildet wurde die halbe Sohlbreite der Wiese. Das Sohlgefälle wurde auf 2,7 ‰ festgesetzt und die Sohlrauheit wurde mithilfe einer verklebten Schicht aus Feinkies mit einer Körnung von 4 bis 11,2 mm hergestellt. Die Buhnen wurden aus wasserfestem Holz mit einem runden Kopf und horizontalem Rücken hergestellt.

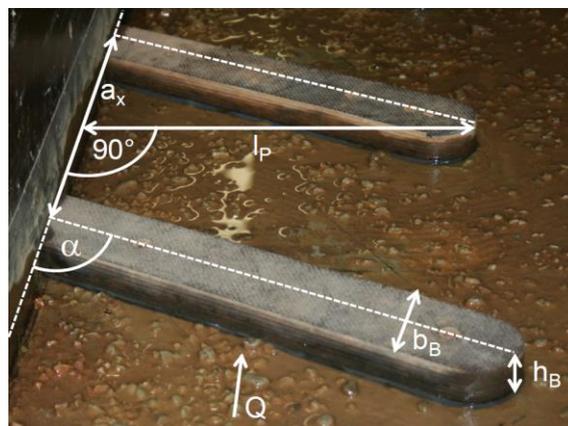


Abbildung 3-20: Bemessungsparameter von Lenkbuhnen (Mende, 2014)

In seinen Versuchen variierte Mende (2014) die Bemessungsparameter Lenkbuhnenabstand  $a_x$ , Inklinationswinkel  $\alpha$  und die auf die y-Achse der Rinne projizierte Lenkbuhnenlänge  $l_p$  in jeweils drei Werten bei vier verschiedenen Durchflüssen bzw. Wasserständen. Kopfform und Breite der Buhnen blieben bei allen Versuchen konstant.

Zur besseren Vergleichbarkeit wurden die Versuchsparameter in relative Parameter übertragen (siehe Tabelle 3-2 und Abbildung 3-20). Die für die gesamte vorliegende Arbeit gültigen relativen Parameter überströmter Buhnen werden im Folgenden definiert. Die relative Höhe setzt sich aus der Buhnenhöhe im Verhältnis zum Bemessungswasserstand zusammen:

$$H = \frac{h_{\text{Buhne}}}{h_{\text{Bemessung}}} \quad (3-5)$$

mit:

H	relative Buhnenhöhe [-]
$h_{\text{Buhne}}$	Höhe der Buhne [m]
$h_{\text{Bemessung}}$	Bemessungswassertiefe [m]

Der relative Abstand wird durch den Quotienten aus dem absoluten Abstand im Verhältnis zur Sohlbreite bestimmt:

$$A_x = \frac{a_x}{b_{So}} \quad (3-6)$$

mit:

- $A_x$  relativer Abstand zwischen zwei Lenkbuhnen in Fließrichtung [-]
- $a_x$  absoluter Abstand zwischen zwei Lenkbuhnen in Fließrichtung [m]
- $b_{So}$  Sohlbreite [m]

Die relative projizierte Länge  $L_P$  wird wie folgt definiert:

$$L_P = \frac{l_p}{b_{So}} = \frac{\sin \alpha * l_{Buhne}}{b_{So}} \quad (3-7)$$

mit:

- $L_P$  relative projizierte Länge der Lenkbuhne [-]
- $l_p$  absolute projizierte Länge der Lenkbuhne [m]
- $\alpha$  Inklinationswinkel der Lenkbuhne [°]
- $l_{Buhne}$  Länge der Lenkbuhne [m]
- $b_{So}$  Sohlbreite [m]

Tabelle 3-2: Relative Versuchparameter zur Untersuchung der gewässerschützenden Wirkung von Lenkbuhnen in den Versuchen von Mende (2014)

Parameter	Variable	Werte			
Höhe Buhne	H	1/10	1/8	1/6	1/4
projizierte Länge	$L_P$	1/10	1/5	3/10	
Inklinationswinkel	$\alpha$	30°	60°	90°	
Abstand	$A_x$	0,6	1,2	1,8	

Mende (2014) entwickelte Bemessungsdiagramme zur uferschützenden Wirkung von Lenkbuhnen (siehe Abbildung 3-21). Für die Charakterisierung der Buhnenvarianten nutze Mende (2014) als Parameter den relativen Abstand  $A_B$ , also den Quotient aus Lenkbuhnenabstand zur projizierten Länge:

$$A_B = \frac{a_x}{l_p} = \frac{A_x}{L_P} \quad (3-8)$$

mit:

- $A_B$  relatives Längen-Abstandsverhältnis zwischen zwei Buhnen [-]
- $a_x$  absoluter Abstand in Fließrichtung zwischen zwei Buhnen [m]
- $l_p$  absolute projizierte Länge der Buhne [m]
- $A_x$  relativer Abstand in Fließrichtung zwischen zwei Buhnen [-]
- $L_P$  relative projizierte Länge der Buhne [-]

Nach Mende (2014) ist der Einfluss der relativen Höhe H auf die induzierte Sekundärströmung und die Änderung der Geschwindigkeitsverteilung für  $\alpha = 60^\circ$  gering. Nur für sehr hohe Buhnen mit  $H = 1/4$  steigt die uferschützende Wirkung deutlich an und beträgt für  $A_B = 2$  über 45 %. Dementsprechend haben niedrigere Lenkbuhnen ( $H = 1/10$ ) nahezu die gleiche uferschützende Wirkung wie höhere. Je

niedriger eine Buhne, desto geringer ist auch ihr Materialbedarf. Daher wird empfohlen, diese möglichst niedrig zu bauen.

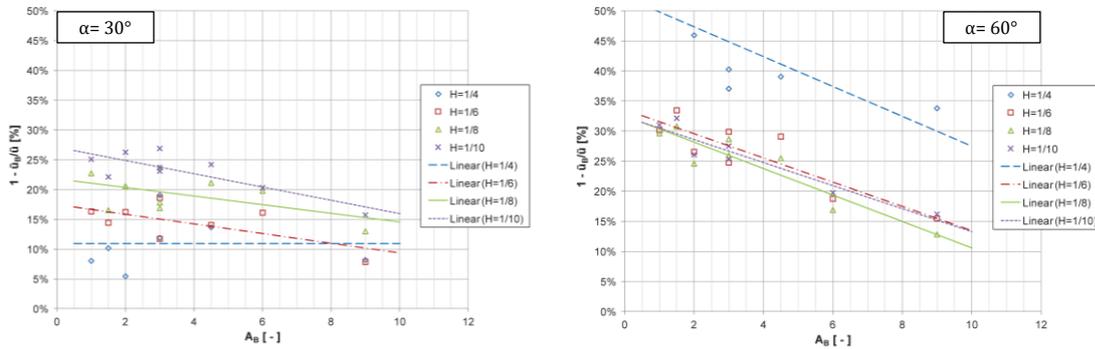


Abbildung 3-21: Änderung der ufernah tiefengemittelten Fließgeschwindigkeit in Abhängigkeit vom relativen Abstand  $A_B$  bei einem Inklinationwinkel von  $\alpha = 30^\circ$  (links) und  $\alpha = 60^\circ$  (rechts) in Anlehnung an Mende (2014)

Bei gleicher projizierter Länge ist die wahre Länge bei einem Inklinationwinkel von  $30^\circ$  um ca. 70 % größer als bei  $60^\circ$ . Da sich die Wirkung von Lenkbuhnen auf die Strömung zwischen  $30^\circ$  und  $60^\circ$  laut Mende (2014) nur geringfügig unterscheidet, der Materialbedarf und die damit verbundenen Baukosten jedoch bei  $30^\circ$  weit höher sind, wird für Lenkbuhnen ein Inklinationwinkel von  $60^\circ$  empfohlen. Lediglich bei sehr engen Kurven mit großen Quergeschwindigkeiten wird eingeräumt, dass  $30^\circ$ -Buhnen notwendig sein könnten, wenn  $60^\circ$ -Buhnen die kurveninduzierte Sekundärströmung nicht mehr neutralisieren können oder eine größere Sicherheit erforderlich ist (Mende, 2014)

Nach Mende (2014) stellt die in Grober (1998) gewählte Länge  $l_p \approx 2/3 b_{s0}$  für die meisten Lenkbuhnen in Flusskrümmungen einen guten Orientierungswert dar. Über  $2/3 b_{s0}$  hinaus gehende Buhnenlängen sollten laut Erfahrungswerten nur dann gewählt werden, wenn Ufererosion am Innenufer toleriert werden kann oder gewünscht ist. Untersucht wurden solche langen Lenkbuhnen in seinen Untersuchungen nicht.

Zusätzlich wurden von Mende (2014) Diagramme zur Abschätzung des von Lenkbuhnen verursachten Wasserspiegelanstiegs für Buhnen mit verschiedenen Abständen und Höhen entwickelt. Bei einem Inklinationwinkel von  $\alpha = 60^\circ$  und einer relativen Höhe von  $1/10$  ist gemäß diesen Versuchsergebnissen bei einem relativen Abstand größer 3 beispielsweise eine Zunahme der Wassertiefe in der Größenordnung von 1 % ( $A_B = 9$ ) bis 3 % ( $A_B = 3$ ) zu erwarten (siehe Abbildung 3-22). Dies entspricht nach der Darcy-Weisbach-Formel einem  $\Delta\lambda$  von ca. 0,01 ( $A_B = 9$ ) bis ca. 0,02 ( $A_B = 3$ ).

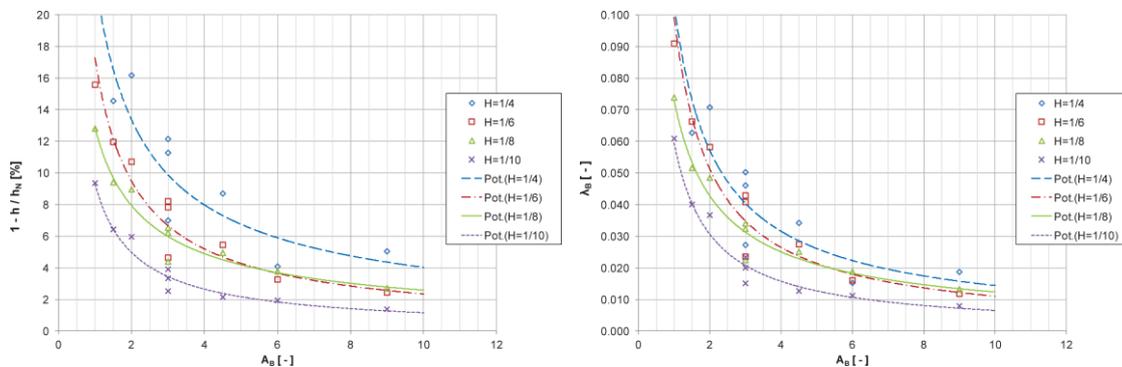


Abbildung 3-22: Anstieg der Wassertiefe  $h$  (links) und Widerstandsbeiwerts  $\lambda_B$  der Lenkbuhnen (rechts) in Abhängigkeit vom relativen Abstand bei einem Inklinationwinkel von  $\alpha = 60^\circ$  (Mende, 2014)

Möws & Koll (2014) untersuchten die Auswirkungen einer einzelnen Lenkbuhne auf das Geschwindigkeitsfeld und die Morphologie mit Laborversuchen in einer 20 m langen, 60 cm hohen und 90 cm breiten, horizontalen hydraulischen Rinne mit beweglicher Sohle. Als Sohlmaterial wurde eine 10 cm dicke Schicht aus einkörnigem Kies mit einer Körnung von 3,6 mm verwendet. Die Buhnen wurden anders als in den Versuchen von Mende (2014) nicht aus Holz, sondern aus verklebtem Kies der Körnung 12 bis 16 mm hergestellt. Die Buhne war 2,5 cm höher als das Bettmaterial, hatte eine Breite von 6 cm, und eine Länge von 36,5 cm. Der Inklinationswinkel war 60 %, damit betrug die projizierte Länge etwa 1/3 der Sohlbreite.

Ausgehend von der gleichen Buhne wurden von Möws & Koll (2014) jeweils vier verschiedene Abflusstiefen bei zwei verschiedenen Sohlneigungen von 1,5 ‰ und 3 ‰ untersucht.

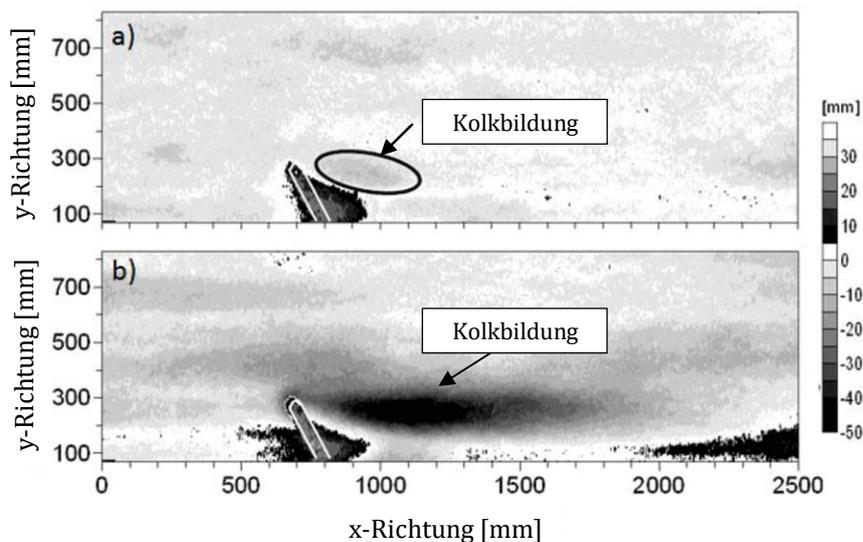


Abbildung 3-23: Sohlmorphologie für a) Experiment 3 mit Wassertiefe 20 cm und Sohlneigung 1,5 ‰ und b) Experiment 7 mit Wassertiefe 10 cm und Sohlneigung 3 ‰ in Anlehnung an Möws & Koll (2014)

In Abbildung 3-23 ist die Sohlmorphologie zweier Versuche von Möws & Koll (2014) dargestellt. In beiden Versuchen bildet sich unterstrom der Buhnenwurzel ein Anlandungsbereich aus. Dieses Material stammte den Beobachtungen der Autoren nach nicht aus dem Kolk, sondern wurde aus oberstromigen Bereichen mobilisiert und nach dem Transport über den Buhnenrücken dort abgelagert. Im Experiment 7 wurde zudem eine Ablagerung von Sediment oberstrom der Buhnenachse beobachtet. Diese Ablagerungsbereiche waren dabei auf diejenigen Teile des Fließquerschnitts beschränkt, die durch die projizierte Buhnenachse begrenzt waren. Außerdem bildete sich ein Kolk unterstrom der Lenkbuhne. Im unmittelbaren Umfeld des Buhnenkopfes wurde nur geringe Erosion beobachtet. Die maximale Kolkentiefe hingegen befand sich deutlich unterstrom des Buhnenkopfes. Möws & Koll (2014) schlussfolgerten daraus, dass die Kolkbildung kein Problem für die Standsicherheit des Bauwerks darstellt.

Die Lage der maximalen Kolkentiefe unterstrom des Buhnenkopfes widerspricht den bisherigen Forschungsergebnissen, die den Kolk direkt am Buhnenkopf verorten (Kuhnle et al., 2002). Möws & Koll (2014) führten den Unterschied im Erosionsmuster auf den runden Buhnenkopf, die unregelmäßige Oberfläche des Buhnenrückens und die flache Bauweise zurück.

Die Ergebnisse der verschiedenen Versuche wurden basierend auf dem Verhältnis der Sohl Schubspannung aus den Nullversuchen  $\tau_0$  mit der kritischen Sohl Schubspannung des Sohlmaterials  $\tau_{crit}$  verglichen (siehe Abbildung 3-24). Für die Versuche mit größerer Sohlneigung war die Kolkentiefe

höher als bei den Versuchen mit geringerer Neigung. So war z.B. der Kolk für  $\tau_0/\tau_{crit}=0,8$  um den Faktor 3,6 tiefer als im Versuch mit einer Sohlneigung von 1,5 ‰. Jedoch schien die maximale Kolk-tiefe bei den Versuchen mit der geringeren Sohlneigung kontinuierlich anzusteigen. Bei den Experi-menten mit höherer Neigung erreichte sie bei  $\tau_0/\tau_{crit}=1$  ein Plateau. Untersuchungen an Brücken-pfeilern zeigen jedoch, dass die maximale Kolk-tiefe in einkörnigem Sediment bei Klarwasser- und live-bed-Bedingungen für  $\tau_0/\tau_{crit}>1$  zu deutlich flacheren Kolken führt (Ettema et al., 2011).

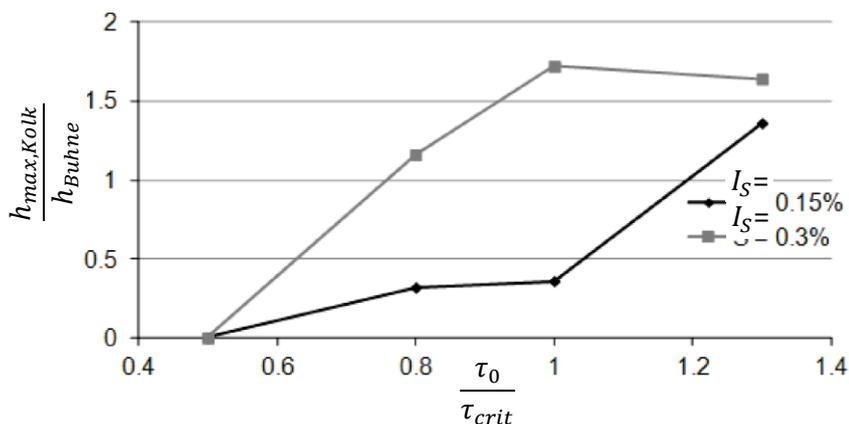


Abbildung 3-24: Verhältnis von maximaler Kolk-tiefe  $h_{max,Kolk}$  zur Buhnenhöhe  $h_B$  in Abhängigkeit der relativen Sohl-schubspannung  $\tau_0/\tau_{crit}$  und der Sohlneigung  $I_S$  (Möws & Koll, 2014)

Möws & Koll (2019) untersuchten die Auswirkungen von Buhnenfeldern überströmter Buhnen auf die Gerinnerauheit und Wasserspiegellage in Laborversuchen mit fester Sohle in einer Laborrinne aus Glas von 30 m Länge, 60 cm Breite und 70 cm Tiefe. Auf einer Länge von 15 m wurde eine Sohl-rauheit aus feinem Kies mit  $d_m = 3,64$  mm aufgeklebt. Zwei verschiedene Buhnenmodelle wurden be-nutzt und sowohl Länge der Buhnenfelder als auch die Anzahl der Buhnen variiert. Die Buhnenhöhe betrug 2,5 cm bei einer Breite von 6 cm und einer Länge von 20 cm. Der Inklinationswinkel wurde anhand der bisherigen Erkenntnisse aus der Literatur auf  $60^\circ$  festgelegt. Drei verschiedene Eintauch-tiefen der Einbauten wurden durch Anpassung des Wasserstands erzielt.

Die Autoren führten drei verschiedene Experimentreihen durch. In Experiment GF1 wurde für eine fixe Zahl von 15 Buhnen der Abstand zwischen den Buhnen variiert. Dementsprechend wuchs die Länge der Buhnenfeldgruppe mit dem Abstand der Einbauten an. Dieses Experiment umfasste so-wohl Buhnen aus verklebtem Kies der Korngröße 12-16 mm als auch Multiplex-Buhnen, mit scharfen Kanten. Alle anderen Versuchsreihen wurden nur mit Kiesbuhnen durchgeführt. Für GF2 wurde die Länge der Buhnenfeldgruppe mit 15 m konstant gehalten und, mit wechselndem Abstand zwischen den Buhnen, die Anzahl der Buhnen entsprechend angepasst. Experiment GF3 war ein Experiment mit beweglicher Sohle. Die Versuchsparameter sind in Tabelle 3-3 zusammengefasst und auf die re-lativen Einheitsparameter, die in dieser Arbeit verwendet werden, umgerechnet worden.

Tabelle 3-3: Relative Versuchsparameter zur Untersuchung der aufstauenden Wirkung von Lenkbuhnen in den Versu-chen von Möws & Koll (2019)

Parameter	Variable	Werte						
Höhe Buhne	H	1/6	1/4	1/2				
projizierte Länge	$L_p$	1/5						
Inklimationswinkel	$\alpha$	60°						
Abstand	$A_x$	0,17	0,21	0,25	0,33	0,42	0,58	1

Mit zunehmendem Abstand zwischen den Buhnen und folglich auch größerer Länge des gesamten Buhnenfelds erreichte der relative Anstieg des Wasserspiegels für die GF-1-Experimente einen

konstanten Wert. Bei den GF2-Versuchen hingegen konnte durch die festgelegte Länge des Buhnenfelds ein Maximum für einen bestimmten Buhnenabstand beobachtet werden, der mit zunehmendem Abstand wieder abnahm (siehe Abbildung 3-25). Der minimale Rückstauereffekt wurde von Möws & Koll (2019) dem Effekt einer einzelnen Buhne gleichgesetzt.

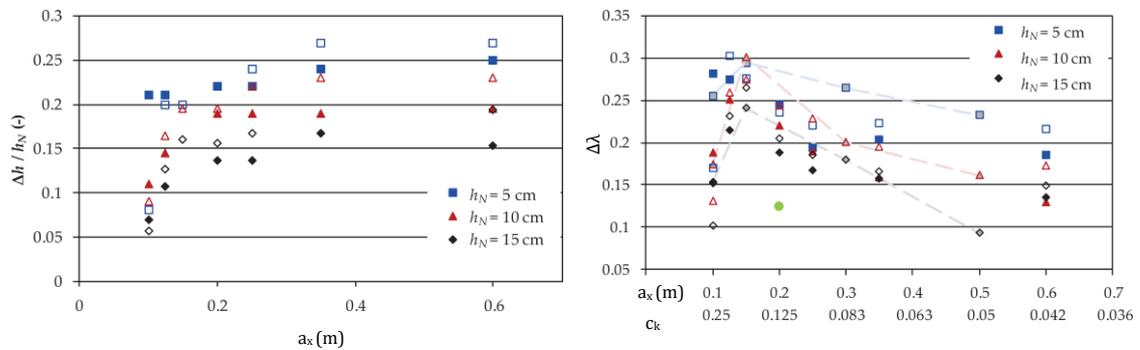


Abbildung 3-25: Relativer Anstieg des Wasserspiegels an Rinnenposition  $X = 6,9$  m (links) und Widerstandsbeiwert  $\Delta\lambda$  der Buhnenfelder (rechts) in Abhängigkeit des Buhnenabstands  $a_x$  und der Rauheitsdichte  $c_k$  (offene Symbole= Multiplex-Buhnen (GF1); gefüllte Symbole= Kiesbuhnen in GF2, schattierte Symbole= Kiesbuhnen in GF2, grüner Punkt= morphologisches Experiment GF3) in Anlehnung an Möws & Koll (Möws & Koll, 2019)

Der Umschlagspunkt vom steilen zum asymptotischen Anstieg der Wasserspiegellage in den GF1-Versuchen und dem Maximum in den GF2-Versuchen konnte von den Autoren bei dem Abstand  $a_x = 15$  cm zwischen den Buhnen verortet werden, an dem sich die hydraulischen Auswirkungen der Buhnen überlappten. Dort war der Abstand zwischen dem Kopf der unterstromigen Buhnen und der Buhnenwurzel der jeweils oberstromigen Buhnen so gering, dass sich die Wirkfelder der beiden Einbauten überlappten. Dadurch kann sich der Abfluss über den Buhnenrücken nicht mehr ungestört entwickeln, wie auch in Sukhodolov (2014) und Uijtewaal (2005) beschrieben. Mit zunehmendem Abstand zwischen den Einbauten nehmen die Energieverluste durch diese Interaktion ab. Man kann diesen Punkt als Übergang zwischen Form- und Flächenrauheit ansehen.

Der maximale Fließwiderstand wurde bei  $a_x = 0,125$  m und  $0,15$  m beobachtet. Je geringer die Wassertiefe  $h$  und je größer damit die relative Buhnenhöhe  $H$ , desto größer war der Fließwiderstand. Die Betrachtung des Rückstauereffekts nach Bauweise der Buhnen zeigte, dass für die abstrahierten Multiplex-Buhnen der Fließwiderstand höher war als bei der Bauweise aus Kies und damit auf der sicheren Seite liegt. Die Experimente mit konstanter Buhnenfeldlänge (GF2) führten zu größeren Widerstandsbeiwerten als die Experimente mit variabler Buhnenfeldlänge (GF1). Dies weist laut den Autoren darauf hin, dass die Abnahme des Gefälles der Energielinie mit steigendem Buhnenabstand für die variable Buhnenfeldlänge stärker ausgeprägt ist als für die feste Buhnenfeldlänge.

Anhand ihrer Versuchsergebnisse schlussfolgerten Möws und Koll (2019), dass sich der Strömungswiderstand von Lenkbuhnen gleicher relativer Höhe unter Anwendung der Rauheitsdichte  $c_k$  nach Dittrich (1998) wie folgt beschreiben lässt:

$$c_k = \frac{A'}{A_{\text{Buhnenfeld}}} = \frac{h_{\text{Buhne}} * l_p}{a_x * l_p} \quad (3-9)$$

mit:

$A'$  projizierte angeströmte Querschnittsfläche [ $\text{m}^2$ ]

$A_{\text{Buhnenfeld}}$  Grundfläche des Buhnenfelds [ $\text{m}^2$ ]

- $h_{\text{Buhne}}$  Höhe der Buhne [m]  
 $l_p$  absolute projizierte Länge der Buhne [m]  
 $a_x$  absoluter Abstand in Fließrichtung zwischen zwei Buhnen [m]

Möws und Koll (2019) führten exemplarisch für ein Versuchsset mit  $A_x = 1/3$ ,  $L_p = 1/3$  und  $H = 0,25$  ein Experiment mit beweglicher Sohle durch. Sediment, das von oberstrom transportiert wurde, wurde im Buhnenfeld abgelagert, während die Sohle im restlichen Querschnitt erodiert wurde. Entlang des Buhnenfeldes nahmen die erosiven Kräfte in Fließrichtung zu. Dies führte zur Erosion an den Buhnenköpfen in der Mitte des Buhnenfelds und auch am unteren Ende des Buhnenfelds in der Mitte des Querschnitts. Obwohl der blockierte Fließquerschnitt die Ablagerungen im Buhnenfeld im Vergleich zu den Versuchen mit fester Sohle deutlich vergrößerte, wurde die Rauheit gleichzeitig durch die Erosion der Sohle kompensiert. Durch die Anpassung der Sohltopographie an die hydraulischen Gegebenheiten betrug die aufstauende Wirkung nur 30 bzw. 40 % des Aufstaus in den Experimenten mit fester Sohle (siehe Abbildung 3-25).

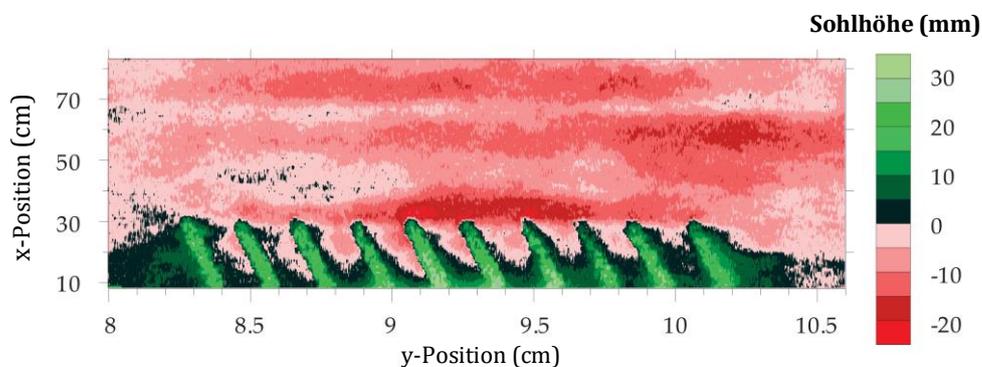


Abbildung 3-26: Sohltopographie am Ende des morphologischen Experiments für  $\alpha = 60^\circ$ ,  $A_x = 1/3$ ,  $L_p = 1/3$  und  $H = 0,25$  in Anlehnung an Möws & Koll (2019)

Die Untersuchungen von Mende (2014), Möws & Koll (2014) und Möws & Koll (2019) wurden in geraden Rinnen durchgeführt und lassen sich aufgrund der Sekundärströmung, der Querneigung des Wasserspiegels und dem Strömungsabriss nicht auf Flusskurven übertragen. Zaid (2017) untersuchte daher im Labor in Versuchen mit fester Sohle bei festem Ufer als auch beweglichem Ufer überströmte Buhnen in einem Kurvengerinne mit einem Radius-Breiten-Verhältnis von 1,5. Zur Optimierung der uferschützenden Wirkung wurden sequentiell die Bemessungsparameter Inklinationswinkel, Platzierung einer einzelnen Buhne, projizierte Länge, Buhnenbreite, den Abstand mehrerer Buhnen zueinander und verschiedene Anordnungsmuster der Buhnen variiert (siehe Tabelle 3-4).

Tabelle 3-4: Relative Versuchsparameter zur Untersuchung der uferschützenden Wirkung von Lenkbuhnen in den Versuchen von Zaid (2017)

Parameter	Variable	Werte			
Position 1. Buhne	-	Positionen entlang der Flusskurve			
projizierte Länge	$L_p$	1/6	1/4	1/3	
Inklinationswinkel	$\alpha$	50°	55°	60°	70°
Buhnenbreite	$B_B$	0,3*H		0,6*H	
Platzierung	-	graphische Methode und andere			

Es stellte sich heraus, dass die Platzierung der ersten Buhne einen großen Einfluss auf die uferschützende Wirkung hat. Die maximale Verminderung der Fließgeschwindigkeit am Außenufer wurde dann erreicht, wenn die Buhne direkt am Beginn der Kurve platziert wurde. Als Inklinationswinkel wird  $60^\circ$  empfohlen (Zaid & Koll, 2016).

Es stellte sich heraus, dass kurze Buhnen die gleiche uferschützende Wirkung wie längere Buhnen bieten, wenn die Anzahl der Buhnen erhöht wird. So waren beispielsweise drei lange Buhnen mit vier kurzen Buhnen ( $l_p = 40 \text{ cm}$ ) ersetzbar. Trotz höherer Anzahl der Buhnen ist das benötigte Volumen des Baumaterials in diesem Fall ein Drittel geringer (Zaid, 2017).

Auch konnte Zaid (2017) zeigen, dass bei kürzeren Buhnen die Beschleunigung des Abflusses über den Buhnenrücken geringer ist als bei langen Buhnen und dass weniger Oberflächenwellen beobachtet werden können. Dementsprechend wurde auch weniger Erosion im unmittelbaren Umfeld der Buhne beobachtet. Daher werden kurze Buhnen mit  $L_p = 1/6$  bis  $1/3$  empfohlen. Breitere Buhnen führten nicht zu einer größeren Reduktion der Fließgeschwindigkeit am Außenufer als schmale Buhnen, gleichzeitig führte die größere Beschleunigungsstrecke entlang des Buhnenrückens zu erhöhter Erosion an der Buhnenwurzel. Es wird empfohlen, eine Buhnenbreite von  $0,3$  bis  $0,6 \cdot H$  zu wählen.

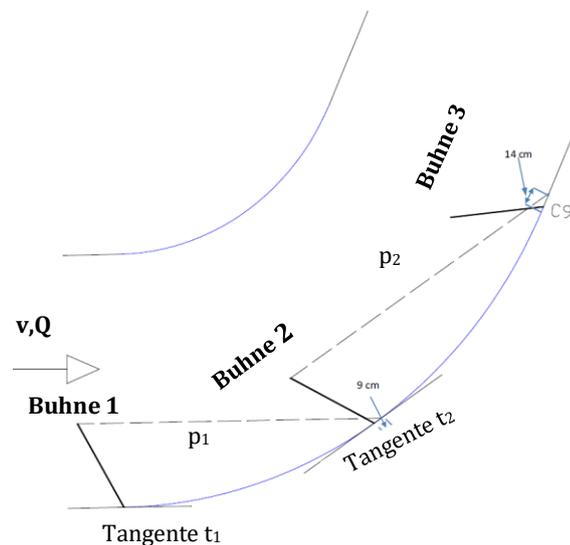


Abbildung 3-27: Geometrische Methode zur Positionierung der Buhnen in Anlehnung an Zaid (2017)

Zaid (2017) entwickelte eine geometrische Methode zur Ermittlung der Positionen der Buhnen in der Flusskurve (siehe Abbildung 3-27). Der Abstand zwischen zwei Buhnen ist abhängig von der projizierten Länge der Buhnen. Dabei haben lange Buhnen längere Abstände als kurze Buhnen. Die erste Buhne wird am Beginn der Kurve platziert. Die Position der nachfolgenden Buhne wird dann durch das Verschneiden der Parallelen  $p$  durch den Buhnenkopf zur Tangente des Flussufers an der Buhnenwurzel  $t$  der ersten Buhne bestimmt. Die letzte Buhne sollte stets am Ende der Kurve platziert werden. Zur Vermeidung der lokalen Erosion am Beginn der Kurve wird eine zusätzliche Buhne  $0,85 \cdot l_p$  unterstrom der ersten empfohlen.

Anhand der in diesem Unterkapitel präsentierten Erkenntnisse wurde gemäß den 4. Schritt „Theoretische Auseinandersetzung“ des in Kapitel 2.6 vorgestellten Forschungsansatzes eine Vorauswahl der Bemessungsparameter von Lenkbuhnen zur Umsetzung eines Freilandversuchs an der Alb in Karlsruhe im Rahmen eines Kooperationsprojekts vorgenommen. Das Projekt wird im nächsten Kapitel vorgestellt. Die Ergebnisse sind ebenfalls in die Planung der Versuche im Labormodell mit fester Sohle in Kapitel 5 eingeflossen und werden dort beschrieben.

## 4 Naturversuch an der Alb in Karlsruhe

An der Alb im Bereich des Lutherisch Wäldele im Karlsruher Stadtteil Mühlburg ist die bestehende Ufersicherung in einigen Abschnitten beschädigt und daher zu überprüfen. Die durch die angrenzende Bebauung beeinträchtigte Lage im Karlsruher Rheinhafengebiet und die Sicherstellung des Hochwasser- und Uferschutzes lassen eine Entfernung der Verbauung und daran anschließend eine eigendynamische Umgestaltung des Gewässers nicht zu. Im Rahmen eines Kooperationsprojektes zwischen dem Tiefbauamt der Stadt Karlsruhe und dem Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) des Karlsruher Instituts für Technologie sollte ein Konzept zur ökologisch verträglichen Ufersicherung im Projektgebiet erarbeitet werden.

Ziel des Naturversuchs ist es zu evaluieren, ob sich durch den Einbau von Lenkbuhnen die Gewässerstrukturierung im Flussschlauch verbessern lässt. Das Kapitel umfasst somit den 5. Schritt „Freilanduntersuchungen an Referenzprojekten“ des in Kapitel 2.6 vorgestellten Forschungsansatzes. Die einzelnen Untersuchungsbausteine dieses Kapitels sind in Abbildung 4-1 dargestellt.

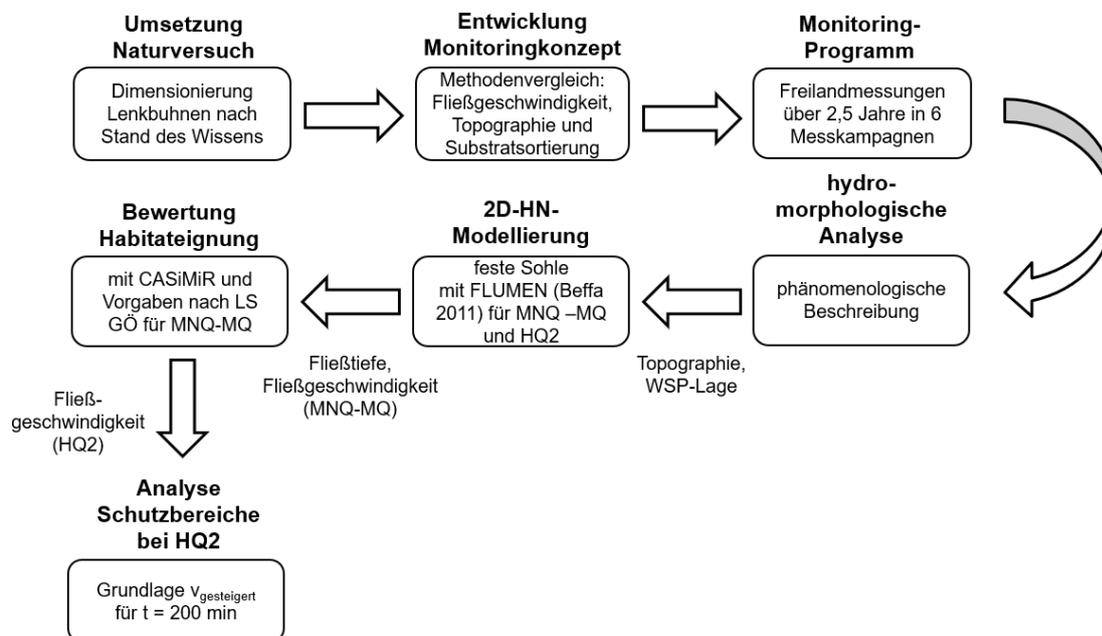


Abbildung 4-1: Schematischer Aufbau des Inhalts von Kapitel 4

In diesem Kapitel wird zunächst das Untersuchungsgebiet und die Versuchsstrecke zur Gewässerstrukturierung an der Alb in Karlsruhe beschrieben. Anschließend wird die Entwicklung des Monitoringkonzepts anhand eines Methodenvergleichs dargestellt und die Ergebnisse der Erhebung der Sohlmorphologie, Fließgeschwindigkeit und Substratsortierung während des Untersuchungszeitraums vorgestellt. Die gewonnenen Daten werden statistisch ausgewertet und dienen als Grundlage für die Bewertung mit den beiden Habitat- und Strukturbewertungsverfahren CASiMiR (Noack et al., 2013) und der baden-württembergischen Landesstudie Gewässerökologie (Becker & Ortlepp, 2019; Pennekamp, 2019), die in Kapitel 2.5 vorgestellt wurden. Die Untersuchungen werden durch die Analyse der Schutzbereiche bei Hochwasser komplettiert.

## 4.1 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

*Anmerkung: Die beiden folgenden Unterkapitel 4.1 bis 4.3 basieren auf der folgenden Veröffentlichung und wurde für die vorliegende Arbeit inhaltlich stark erweitert:*

*Müller, A. C. T., & Seidel, F. (2019b). Uferschutz und Gewässerstrukturierung an der Alb auf Höhe des Lutherisch Wäldele - Ergebnisbericht. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Karlsruher Institut für Technologie.*

Im Folgenden wird zunächst der naturräumliche Hintergrund der Alb zusammengefasst und anschließend das Untersuchungsgebiet vorgestellt.

Die Alb entspringt im Nordschwarzwald im Albtal südlich von Bad Herrenalb im Landkreis Calw auf einer Höhe von ca. 760 mNN. Anschließend fließt sie durch das Tal der Herrenalber Berge und des Albgaus, welches tief eingeschnitten ist, und tritt bei Ettlingen in die Vorbergzone ein. Beim Austritt in den Oberrheingraben hat die Alb einen Schwemmfächer ausgebildet (Bostelmann et al., 2004; Kirchenbauer & Warda, 1998). Auf ihrem weiteren Weg in der Rheinebene durchquert sie auf Karlsruher Gemarkung bei Rüppurr den Albschuttkegel und die Kinzig-Murg-Rinne. Danach schneidet sich die Alb in die Niederterrasse ein, durchfließt die Günther-Klotz-Anlage im südwestlichen Karlsruher Stadtgebiet und tritt anschließend bei Daxlanden in das Tiefgestade der Rheinniederung ein. Nach einer Lauflänge von mehr als 52 km mündet die Alb anschließend auf ca. 100 mNN bei Eggenstein-Leopoldshafen in den Rhein (Kirchenbauer & Warda, 1998; Renner, 2004). Ein Teil der Alb wurde zuvor schon beim Ölhafen durch die Albschleuse in den Rhein geleitet (Gorka & Roos, 2002).

Das Untersuchungsgebiet der Alb gehört bis zur Mündung in den Rhein zum Naturraum der Nördlichen Oberrheinniederung (LfU, 2010; Maniyar & Zapf, 2010). Ab Karlsruhe-Beiertheim verläuft die Alb als Flachlandgewässer der jungquartären Schotterflächen der Niederterrasse, die beim Verlauf der Alb die Hardplatte darstellt. Dabei bestehen die Schotterflächen aus steinig bis kiesig-sandigen Aufschüttungen der Gewässer der letzten Kaltzeit.

Bei Karlsruhe-Daxlanden (Appenmühle) erreicht die Alb die Rheinniederung. Von dort aus fließt sie zunächst als Tieflandfluss mit gewässerbegleitender Aue. Unterhalb der Einmündung des Federbachs wird der Verlauf der Alb stark vom Rhein bestimmt, sodass die Alb in ihrem restlichen Verlauf bis zur Mündung in den Rhein als kleiner Stromaue-Fluss des Rheins fließt (Briem, 1999; Kirchenbauer & Warda, 1998).

Die Alb hat einen relativ ausgeglichenen Abflussgang, da der Anteil des Oberflächenabflusses bei ca. 40 % liegt und der anstehende Buntsandstein sehr wasserdurchlässig ist (Adam & LfU, 2005). Der Abflussgang der Alb ist hauptsächlich von der Verdunstung abhängig, da die Niederschläge über das Jahr gesehen relativ gleichmäßig verteilt auftreten. Da die höchsten Monatsabflüsse von Februar bis April und die geringsten im Spätsommer auftreten, ist die Alb ein Fließgewässer mit pluvio-nivalem Abflussregime (Bostelmann & Nadolny, 2005). Die Spitzen der Monatsabflüsse sind am Ende des Winters bzw. zu Beginn des Frühlings von Februar bis April, die geringsten Abflüsse treten - den Daten der Hochwasservorhersagezentrale der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg nach - am Ende des Sommers auf. Dieses Abflussregime der Alb ist typisch für viele kleinere mitteleuropäische Flüsse außerhalb der Alpen.

Der für die Untersuchung herangezogene Alb-Abschnitt, der in Abbildung 4-2 grafisch dargestellt ist, liegt im Gewerbegebiet von Karlsruhe in der Nähe des Rheinhafens und ist ca. 1,3 km lang. Die Strecke beginnt im Stadtteil Mühlburg an der Grenze zum Stadtteil Daxlanden direkt bei der Ludwig-Dürr-Brücke, über welche die Daxlander Straße die Alb quert (Fluss-km 10,6) und endet auf Höhe des Sonnenbades (Fluss-km 9,3).

Der betrachtete Abschnitt der Alb lässt sich dem Leitbild für Flachlandauenbäche der holozänen Aufschüttungen (Forschungsgruppe Fließgewässer, 1994) und den Flachlandauenbächen der badischen Oberrheinebene (Nadolny, 1994) zuweisen. Die beiden Leitbilder weisen viele Gemeinsamkeiten auf, daher wurde der Referenzzustand für das Projektgebiet aus den beiden Leitbildern synthetisiert. Diese weisen eine mäandrierende Linienführung mit einer Wellenlänge von vier bis sieben Mal der bordvollen Gewässerbreite auf, je nach Quellregion und transportierten Substrat auch bis zu zehn Mal der bordvollen Gewässerbreite. Der Querschnitt ist kompakt und muldenförmig. Die Differenzierung der Sohle erfolgt durch Tiefenkolke in den Außenkurven. Das Substrat wird durch Sand mit einem Gewichtsanteil größer 50 % dominiert und besteht daneben aus Kies und Schlammablagerungen, vor allem in den Innenkurven. Ufergehölze, Totholz und Wasserpflanzen sind wesentliche Strukturelemente. Das Potenzial zur eigendynamischen Gewässerentwicklung wird als niedrig angegeben (Forschungsgruppe Fließgewässer, 1994; Nadolny, 1994).

Gemäß dem Infodienst „FischRefBW 2.0“ der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg ist für den angegebenen Abschnitt die in Tabelle 4-1 angegebene Referenz-Fischzönose gültig. Die Ansprüche der am untersuchten Abschnitt der Alb vorkommenden Fischfauna können nach Absprache mit der Fischereibehörde des RP Karlsruhe durch die drei Fokus-Fischarten Äsche, Barbe und Nase abgebildet werden.

Tabelle 4-1: Referenz-Fischzönose des Projektgebiets an der Alb (FischRef BW 2.0a)

Leitarten		typspezifische Arten	
Art	%-Anteil	Art	%-Anteil
Barbe	9,4	Elritze	4,0
Döbel, Aitel	9,4	Schmerle	4,0
Gründling	9,4	Bachforelle	3,5
Hasel	9,4	Groppe, Mühlkoppe	3,5
Nase	9,4	Äsche	3,0
Schneider	6,5	Barsch, Flussbarsch	2,5
Aal	6,0	Rotauge, Plötze	2,5
Ukelei, Laube	6,0	Atlantischer Lachs	2,0
		Hecht	2,0
		Dreistachliger Stichling (Binnenform)	1,4

Die Fangstatistiken der Angelvereine stellen aufgrund der einzuhaltenden Mindestmaße keine repräsentative Datengrundlage für die Fischpopulationen dar. In Baden-Württemberg, dient das fischbasierte Bewertungssystem fiBs dazu, die Bewertung von Fließgewässerstrecken gemäß der EU-WRRL vorzunehmen (Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. & Dußling, 2009). Ein Datensatz für das Untersuchungsgebiet existiert dort zwar nicht, dennoch dokumentieren repräsentative Elektrobefischungen aus dem Fischartenkataster Baden-Württemberg an der Alb an drei Probestellen mehrere Kilometer stromaufwärts Vorkommen der Fischarten Äsche und Nase. Das heißt, dass zwei der drei Fokusarten in der Alb nachgewiesen werden konnten.

## 4.2 Bestandsaufnahme

Die Alb stellt im Projektgebiet „Lutherisch Wäldele“ einen Tieflandfluss mit gewässerbegleitender Aue dar. Sie ist in dem Bereich stark durch Rückstau aus dem Rhein geprägt (siehe auch Gorka & Roos 2002). Nach Auskunft des Tiefbauamts tritt der Rückstauereffekt vor allem bei hohem Abfluss im Rhein bei gleichzeitig geringem Abfluss in der Alb auf. Laut Erfahrungswerten wirkt er sich dann bis ca. einen Kilometer oberstrom des Untersuchungsgebiets aus,

Gemäß der Bestandsaufnahme vor Ort im Rahmen des Kooperationsprojekts besteht das natürliche Sediment entsprechend dem Referenzzustand hauptsächlich aus grobem Sand bis feinen Kies mit Feinmaterialanteilen, v.a. Schlamm, der zur Kolmation der Gewässersohle führt. Vereinzelt befinden sich Steine aus der ehemaligen Ufersicherung auf der Gewässersohle. Aufgrund des geringen Potentials zur eigendynamischen Entwicklung macht sich das Fehlen von Totholz als Strömungsablenker noch stärker bemerkbar.

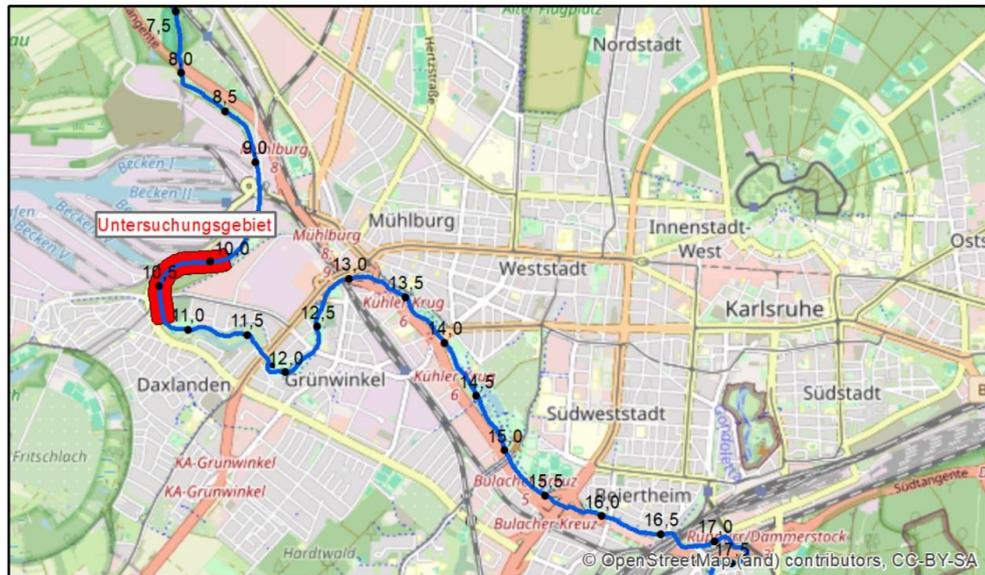


Abbildung 4-2: Lage des Untersuchungsgebietes (rot markiert) im Karlsruher Stadtteil Mühlburg (OpenStreetMap)

Die Maßnahmen wurden auf den Bereich zwischen Ludwig-Dürr-Brücke (Fluss-km 10,6) und dem Zusammentreffen der beiden Radwege an der Alb (Fluss-km 9,8) konzentriert (siehe auch Abbildung 4-4). Dort sind die aufgenommenen Schäden an der Ufersicherung am größten. Um trotzdem die Zielerreichung des guten ökologischen Zustands gemäß der WRRL voranzutreiben, sind alternative Maßnahmen zur Ufersicherung zu betrachten. Angestrebt wird die Wiederherstellung des Uferschutzes bei gleichzeitiger Verbesserung der Gewässerstruktur innerhalb des ca. 1,3 km langen Abschnitts der Alb zwischen Daxlander Straße und dem Heizkraftwerk West in Karlsruhe-Mühlburg im Rahmen der Unterhaltung. Die bestehende Ufersicherung auf Höhe des Lutherisch Wäldele soll eingebaut bleiben. Die umzusetzenden Maßnahmen sollen vor allem dem Schutz des linken steilen Ufers, das entlang der Südlichen Uferstraße verläuft, Rechnung tragen.

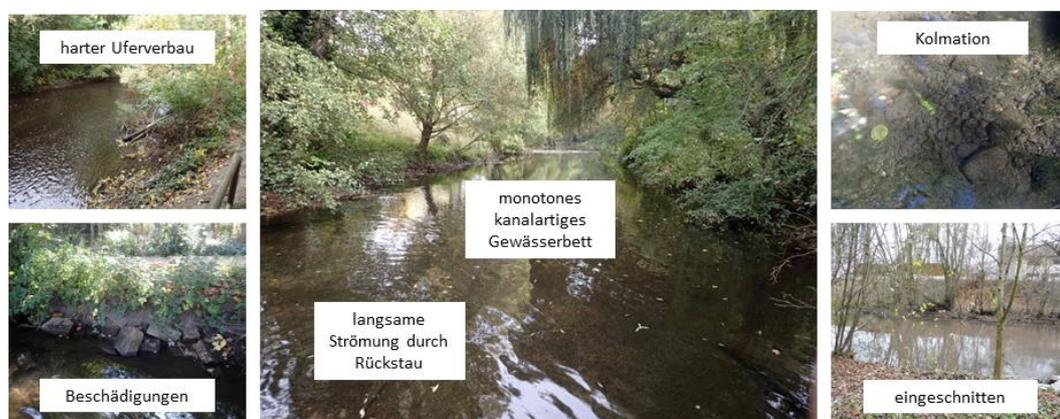


Abbildung 4-3: Eindrücke aus dem Untersuchungsgebiet während der Bestandsaufnahme

Das Gewässerumfeld ist stark genutzt und in unmittelbarer Umgebung dominieren große Gewerbegebiete (siehe Abbildung 4-4). Die Alb ist gegenüber der Umgebung um etwa 3 m eingetieft. Das Ufer wird links von einer steilen Böschung und der dahinterliegenden Rheinhafenstraße und Südlichen Uferstraße und rechts von einer relativ steilen Böschung, einem dahinterliegenden Fuß- und Radweg sowie dem daran angrenzenden Landschaftsschutzgebiet Lutherisch Wäldele begleitet. Der bestehende Fuß- und Radweg durfte nicht rückgebaut werden, daher war es nicht möglich, den Gewässerkorridor nach rechts in Richtung des FFH-Gebiets „Lutherisch Wäldele“ zu entwickeln. Eine aus ökologischer Sicht wünschenswerte eigendynamische Umgestaltung (siehe Kapitel 2.4) ist in diesem Abschnitt der Alb nicht möglich.

In der Projektstrecke herrscht nach Auskunft des Tiefbauamts Karlsruhes ein deutliches Geschiebedefizit vor, da durch Wehranlagen für den Hochwasserschutz und lokalem Aufstau der Alb zur Energiegewinnung, v.a. im Oberlauf die Geschiebedurchgängigkeit nicht gegeben ist.

### 4.3 Planung und Umsetzung der Gewässerrevitalisierung

Zur Wiederherstellung des Uferschutzes und zur gleichzeitigen Verbesserung der Gewässerstruktur wurden im betrachteten Albabschnitt 35 Buhnen in unterschiedlichen Konfigurationen ins Gewässer eingebracht. Der Einbau wurde im Zeitraum vom 23.11.2018 bis zum 30.11.2018 unter Bauleitung des Autors durchgeführt. Anhand des Referenzzustands der Alb wäre es wünschenswert gewesen, die Lenkbuhnen aus Totholz, wie z.B. in Mende (2012) beschrieben, herzustellen. Eine händische Montage von Spaltpfählen oder anderen Bauteilen erwies sich nach ersten praktischen Versuchen aufgrund der steilen Uferböschung als nicht möglich. Zusätzlich hätten Blöcke der Ufersicherung, die im Laufe der Jahrzehnte in das Flussbett gefallen sind, beim Einrammen möglicherweise zu Problemen geführt. Daher wurde im Rahmen dieses Projekts eine widerstandsfähigere Bauweise aus Steinen benötigt und entwickelt.

Ziel der Umgestaltung war es, durch den Einbau der Lenkbuhnen die ufernahe Fließgeschwindigkeit um mindestens 20 % zu verringern und bei der Bemessung der Lenkbuhnen die Richtwerte des Referenzzustandes für Flachlandauenbäche der holozänen Aufschüttungen gemäß Nadolny (1994) und der Forschungsgruppe Fließgewässer (1994) zu berücksichtigen. Die Bemessung erfolgte anhand des zum damaligen Zeitpunkt gültigen Stands des Wissens zu Lenkbuhnen (siehe Kapitel 3.5.3).

Die Monitoringkampagne wurde nach dem Before-After-Control-Impact Design (BACI) geplant (Smokorowski & Randall, 2017). Dabei erfolgt zusätzlich zum Vergleich des Zustands vor und nach Durchführung der Baumaßnahme in der Untersuchungsstrecke der Vergleich mit einer zuvor gewählten Referenzstrecke. Durch diese doppelte Vergleichsmöglichkeit lassen sich allgemeine Trends im Einzugsgebiet, z.B. durch ablaufende Hochwasser, vom Einfluss der Bauwerke trennen und reduzieren so die Wahrscheinlichkeit einer Fehlinterpretation.

Zur Anwendung des BACI-Designs wurde die Versuchsstrecke daher in einen Untersuchungsabschnitt nördlich der Brücke Daxlander Straße (Abschnitte 1 bis 6) mit einer Länge von ca. 800 m, und einen Referenzabschnitt südlich der Daxlander Straße (Abschnitt 0), die Referenzstrecke, eingeteilt (siehe Abbildung 4-4). Innerhalb der Untersuchungsstrecke wurden verschiedene Teilabschnitte mit unterschiedlichen Buhnenkonfigurationen festgelegt. Die Referenzstrecke befindet sich etwa 200 m flussaufwärts des Projektgebiets und hat eine Länge von ca. 80 m.

In den Abschnitten 1 und 4 wurden kurze Lenkbuhnen zur Gewässerstrukturierung nach den Empfehlungen in Mende (2014) für gerade Gewässerabschnitte ausgeführt. Der Abstand wurde auf 2 Gewässerbreiten festgelegt und lässt nach Mende (2014) die erforderliche Reduktion der ufernahen

Fließgeschwindigkeit erwarten. Gleichzeitig erfüllt der Abstand der Einbauten die dem Leitbild zugrundeliegende Mäanderform (siehe Kapitel 4.2). In Abschnitt 2 erfolgte der Entwurf nach Zaid (2017), während in Abschnitt 6 lange Lenkbuhnen zum Uferschutz nach Mende (2014) eingebaut wurden, jedoch wurde die projizierte Länge aus Hochwasserschutzgründen auf die Hälfte der Gewässerbreite beschränkt. Für die Abschnitte 3 und 5 wurden erstmals doppelseitige Lenkbuhnen auf jeder Seite mit einer projizierten Länge von 1/3 der Gewässerbreite entworfen. Die Dimensionierung der Buhnen erfolgte nach Mende (2014).

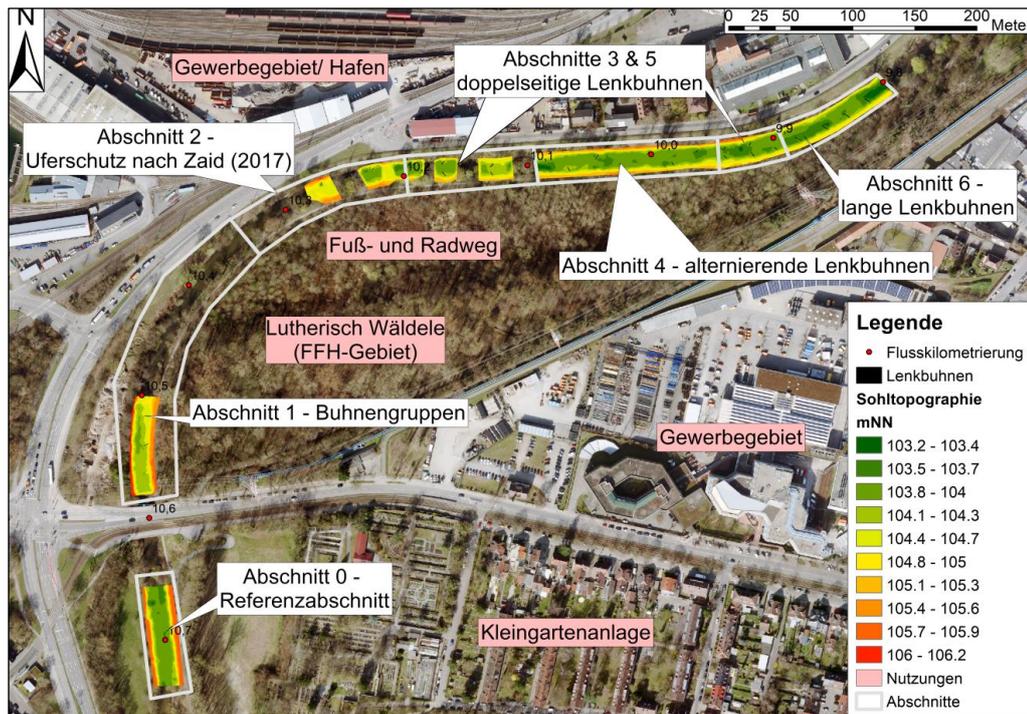


Abbildung 4-4: Übersicht des Untersuchungsgebiets mit Darstellung der Abschnitte (weiß) und der Nutzungen (rosa)

Die Zusammenfassung der verschiedenen Konfigurationen befindet sich in Tabelle 4-2. Die im Rahmen dieser Arbeit verwendete Definition der Bemessungsparameter für Lenkbuhnen kann Kapitel 3.6.3 entnommen werden. Der Buhnenkopf wurde nicht ausgerundet, wie es in der Literatur (S. A. Brown, 1985; Mende, 2014) empfohlen wird, um die Kolktiefe aus Gründen der Bauwerksstabilität zu minimieren. Es wurde stattdessen eine gerade Kopfform gewählt, um möglichst große, ökologisch wertvolle Kolke im Umfeld des Bauwerks hervorzurufen (siehe Kapitel 2.2).

Tabelle 4-2: Bemessungsgrößen der verschiedenen eingebauten Lenkbuhnenkonfigurationen in der Alb

Abschnitte	Anordnung	Inklinationswinkel $\alpha$	rel. Abstand $A_x$	rel. proj. Länge $L_p$	rel. Höhe $H$
1, 4	wechselseitig	60	2	1/3	0,1
2	einseitig	60	nach Zaid (2017)	1/4	0,33
3, 5	beidseitig	60	2	2/3	0,1
6	einseitig	60	2	1/2	0,1

Die geforderte Länge der Steine wurde gemäß der bisherigen Erkenntnisse zur empfohlenen Einbindetiefe von Lenkbuhnen von mindestens der halben Buhnenhöhe (Mende, 2014) und der maximalen Kolktiefe von ca. 1,7 mal der Buhnenhöhe gemäß der Versuche von Möws & Koll (2014) auf das

mindestens das dreifache der späteren Bühnenhöhe  $h_B$  festgelegt. Daher wurden Granitsteine mit einer Länge von 0,9 m bis 1,6 m und einer Breite von 0,2 m bis 0,6 m verwendet, welche durch einen Schreitbagger in den Untergrund verpresst wurden (siehe Abbildung 4-5). Dabei wurden aus landschaftsästhetischen Gründen diejenigen Steine handverlesen, die eine naturnahe Form aufwiesen. Die Anordnung der Bühnen im Projektgebiet ist Abbildung 4-4 zu entnehmen



Abbildung 4-5: Verwendete Granitbausteine (oben links) zur Verpressung im ufernahen Bereich (unten links) und fertiggestellte Lenkbuhne direkt nach dem Einbau (rechts)

Zur Bestimmung der absoluten Höhenlage geplanter Lenkbuhnen wurde entsprechend den praktischen Empfehlungen zum Einbau von Lenkbuhnen aus Mende (2014) (siehe Kapitel 4.4.1) anhand der Daten aus Sohlvermessung vor der Umgestaltung zunächst die Höhenlage der mittleren Sohlebene berechnet und dann die gewählte Höhe der Buhne addiert.

Für den Einbau der Lenkbuhnen wurde die unbeeinflusste Wasserspiegellage als Höhenreferenz verwendet. Dazu wurde vor dem Einbau jeder Buhne die aktuelle Wasserspiegellage entlang der Bühnenachse mithilfe eines Nivelliergeräts bestimmt. So konnte der notwendige Abstand des Bühnenrückens von der Wasseroberfläche zur Erreichung der gewünschten Bühnenhöhe einfach berechnet werden.

Die höheren Bühnen in der ersten Flusskurve (Abschnitt 2) und die längeren Bühnen in der zweiten Flusskurve (Abschnitt 6) wurden jeweils in der Außenkurve platziert, um dort weitere Erosion der Ufer zu unterbinden. In den geraden Abschnitten kamen wechselseitig angebrachte Bühnen zum Einsatz (Abschnitte 1 und 4), um einen pendelnden Stromstrich zu erreichen. Doppelseitige Bühnen (Abschnitte 3 und 5) dienten der Konzentration des Abflusses in der Gewässermitte und sollen lokale Eintiefungen hervorrufen.

In Abbildung 4-6 ist eine Buhne aus den Abschnitten 1, 3, 4 und 5 exemplarisch dargestellt und vermaßt. Im Gegensatz zur späteren Ausführung wurde in der Planungsskizze noch von zweireihigen Einbauten ausgegangen.

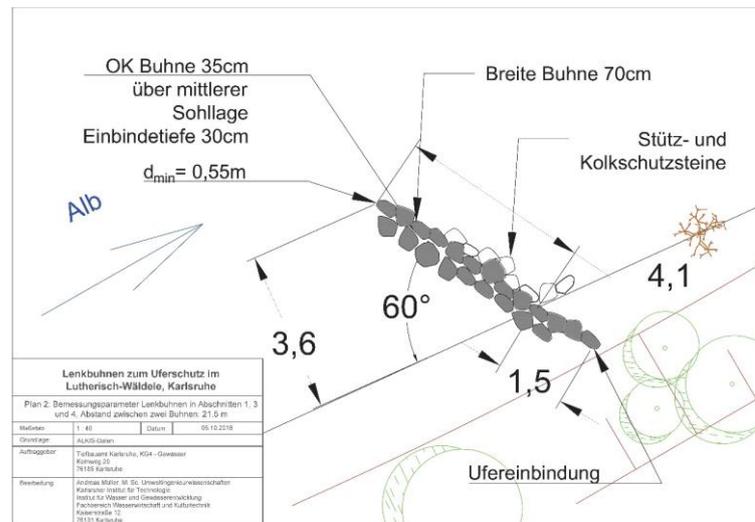


Abbildung 4-6: Bemessungsgrößen der Lenkbühnen in den Abschnitten 1, 3 und 4 (Müller & Seidel, 2019b)

## 4.4 Entwicklung des Monitoringprogramms

*Anmerkung: Das vorliegende Unterkapitel basiert auf der folgenden Veröffentlichung und wurde für die vorliegende Arbeit inhaltlich erweitert:*

Müller, A. C. T., Seidel, F., & Nestmann, F. (2021b). Vergleich verschiedener Monitoringmethoden von Gewässerstrukturen im Umfeld von Lenkbühnen (I. für W. und technische H. Technische Universität Dresden, Hrsg.; Nummer 65, S. 215–224). Technische Universität Dresden, Institut für Wasserbau und technische Hydromechanik. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/107547>

Wie in Kapitel 3.6.1 dargelegt, haben sich Lenkbühnen in den letzten Jahren in vielen Projekten an kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern als innovative Ufersicherungsmethode im Rahmen der Gewässerrevitalisierung etabliert (Mende, 2012; Werdenberg et al., 2014). Zu den ausgeführten Maßnahmen des Instream River Training existieren auch auf Grund der geringen Monitoringaktivitäten keine systematischen Erkenntnisse über die ökologischen Auswirkungen der Bauweise und von Lenkbühnen im Speziellen. Besonders zu Flachlandgewässern mit geringeren Gefällen liegen keine Erfahrungen vor.

Den im Zuge der Umsetzung der WRRL durchgeführten maßnahmenbegleitenden Erfolgskontrolle fehlt es bisher an gezielten Untersuchungsbausteinen, die an die Wirkung von naturbasierten Lösungen angepasst sind. Um Gesetzmäßigkeiten abzuleiten und Maßnahmen zu optimieren, sind solche Erfolgskontrollen jedoch von großer Relevanz (siehe Kapitel 2.6). Die Weiterentwicklung von maßnahmenbegleitenden Monitoringprogrammen ist daher unumgänglich. Für die Beurteilung der Entwicklung der Gewässerstrukturen im Projektgebiet wurden Tiefenvarianz, Strömungsdiversität und Substratsortierung erfasst (siehe Abbildung 4-7). Bei der Durchführung des Monitoringkonzepts wurden für jeden der genannten Parameter je zwei methodische Ansätze angewendet und miteinander verglichen. Die Methoden sollen im Folgenden gegenübergestellt werden.

Es wäre zu begrüßen gewesen, auch systematische Untersuchungen der Wasserspiegellagen durch kontinuierliche Aufzeichnungen vor Ort vorzunehmen, um so den Einfluss der Einbauten auf die Hochwassersicherheit ebenfalls zu untersuchen. Diese mussten jedoch aufgrund von andauerndem Vandalismus und Diebstahl der Messtechnik abgebrochen werden und sind daher nicht Teil dieses

Monitorings. Daher wurden nur Einzelmessungen der Wasserspiegellagen bei verschiedenen Abflüssen zur späteren Kalibrierung der numerischen Modelle vorgenommen.

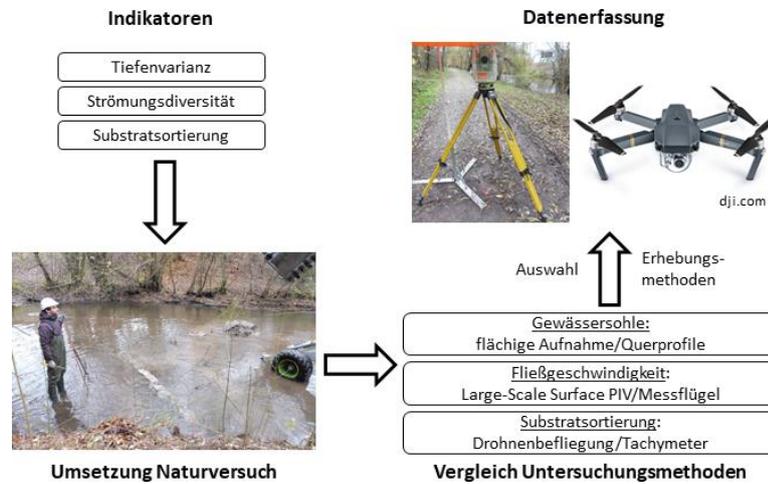


Abbildung 4-7: Schematische Darstellung der Entwicklung der Methodik des Monitoringkonzepts

Das vorliegende Unterkapitel konzentriert sich auf die Auswertung der Monitoringergebnisse in den Abschnitten 4 bis 6 des Projektgebiets von Fluss-km 10,1 bis Fluss-km 9,7. Die Länge der Teilstrecke entspricht damit den Literaturempfehlungen zu Habitatuntersuchungen (siehe Kapitel 2.5.4). Zusätzlich wurde flussaufwärts des Projektgebiets bei Fluss-km 10,75 in Abschnitt 0 die unbeeinflusste Referenzstrecke mit einer Länge von knapp 100 m untersucht. In den anderen Umgestaltungsbereichen wurden, v.a. aufgrund der dichten gewässerbegleitenden Vegetation, nur einzelne Buhnen und ihr Umfeld untersucht (Müller et al., 2021; Müller & Schmauderer, 2019). Die vorliegende Arbeit konzentriert sich nur auf die beiden erstgenannten Bereiche.

Die Abflussganglinie der Alb am oberstrom des Projektgebiet gelegenen Pegels Ettlingen während des Monitoringzeitraums vom September 2018 bis Mai 2021 wird in Abbildung 4-8 dargestellt.

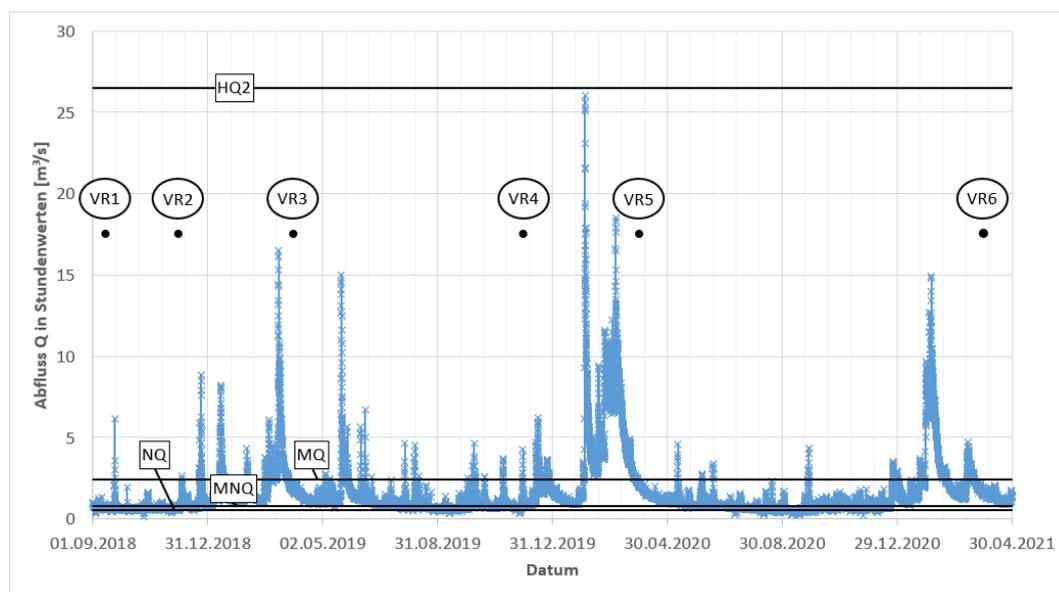


Abbildung 4-8: Abflussganglinie der Alb am Pegel Ettlingen während des Monitoringzeitraums nach Daten der HVZ Baden-Württemberg)

Es zeigt sich, dass vor allem die Sommermonate im Jahre 2019 und noch stärker im Jahr 2020 von einer außergewöhnlichen starken und andauernden Niedrigwasserlage betroffen waren. Im Jahr 2020 war diese beispielsweise mehr als acht Monate lang. Selbst der langjährige  $NQ = 0,53$  m/s aus dem Jahr 1991 im Referenzzeitraum 1964 bis 2016 wurde wiederholt unterschritten. Ausgeprägte Hochwässer traten am 16.03.2019 ( $\approx$  HQ1), 21.05.2019 ( $\approx$  HQ1), 23.02.2020 (HQ2), 06.03.2020 ( $\approx$  HQ1) und 03.02.2021 ( $\approx$  HQ1) auf.

Um den Erfolg der Baumaßnahme zu evaluieren, wird das Projekt durch ein auf zweieinhalb Jahre angesetztes Monitoringprogramm begleitet, das im Folgenden kurz vorgestellt wird. Zu Beginn der Erfolgskontrolle wurden die Messintervalle deutlich kürzer gewählt als gegen Ende, da direkt nach Umsetzung mit einer höheren Dynamik gerechnet werden kann. Darüber hinaus ist es so möglich, Fehlentwicklungen frühzeitig zu erkennen und diesen ggf. durch weitere Maßnahmen entgegenzuwirken (Berger, 2018).

Der Ist-Zustand und die morphologische Entwicklung im Projektgebiet wurden im Rahmen des Monitorings bisher zu sechs unterschiedlichen Zeitpunkten erfolgreich dokumentiert:

- September 2018: Ist-Zustand vor Durchführung der Baumaßnahme (VR1)
- Dezember 2018: Zustand unmittelbar nach Durchführung der Baumaßnahme (VR2)
- April 2019: Dokumentation nach einjährlichem Hochwasser HQ1 (VR3)
- Dezember 2019: Dokumentation nach Niedrigwasserperiode (VR4, abgebrochen)
- April 2020: Dokumentation nach zweijährlichem Hochwasser HQ2 (VR5)
- April 2021: Dokumentation nach zweijährlichem Hochwasser HQ2 (VR6)

Die Messkampagne VR4 im Dezember 2019 musste aufgrund technischer Defekte an den Messgeräten und den Einschränkungen während der COVID-Pandemie vorzeitig abgebrochen werden und wurde daher nicht in die Auswertung einbezogen.

In diesem Kapitel wird der Vergleich der Methoden vorgenommen und es werden die Vor- und Nachteile der untersuchten Messverfahren präsentiert. Der Vergleich erfolgte während VR1 und VR2 und wurde danach für einige Methoden exemplarisch weitergeführt.

### 4.4.1 Sohltopographie

Zur Evaluierung der Tiefenvarianz wurde die Gewässersohle mithilfe eines zielverfolgenden Tachymeters vom Typ Leica TCRA 1201 aufgenommen. Durch die starke Ufervegetation war die Nutzung eines GPS-Geräts in diesem Gebiet nicht möglich. Der Einsatz einer ADCP-Sonde oder eines Flächenrecholot war hingegen wegen der geringen Wassertiefe von teilweise weniger als 0,3 m nicht möglich.

Zuerst wurde die Sohle in einem Raster von etwa 0,5 m auf 0,5 m flächig aufgenommen. Der Messbereich erstreckte sich zwischen den Böschungsoberkanten zuzüglich eines mindestens 5 m breiten Streifens im Vorland. Der vermessene Bereich der Bühnenstrecke war 295 m lang. Die Referenzstrecke wies eine Länge von 85 m auf (siehe Kapitel 4.3). Prägnante Kolke und Anlandungen, die Böschungsunter- und -oberkanten wurden ebenso wie die Bühnenoberkante und der Bühnenfuß gemäß Boavida et al. (2013) und Crowder & Diplas (2000) separat eingemessen. Durch die Vor-Ort-Messung ist das Begehen in der Gewässersohle notwendig, dies kann bei unsachgemäßer Durchführung zur Verfälschung der Gewässersohle führen. Um eine Beeinträchtigung durch die Messungen zu vermeiden, wurde die Aufnahme entgegen der Fließrichtung durchgeführt. Insgesamt wurden dabei je Messkampagne etwa 15 000 Punkte in Bezug auf Lage und Höhe eingemessen. Die Vermessung

der Referenzstrecke und der Bühnenstrecke streckten sich dabei über einen Gesamtzeitraum von 14 Tagen.

Schwierig erwies sich hier der Einfluss der Ufervegetation. Aufgrund der Verschattung und dem im Vergleich zum umliegenden Gelände eingeschnittenen Flusslauf musste das Instrument häufig umgesetzt werden, um alle Bereiche des Flussschlauchs bei der Sohlaufnahme gleichmäßig abdecken zu können. Dadurch erhöht sich die Messzeit beträchtlich im Vergleich zur freien Landschaft. Aus allen vorliegenden Daten wurde anschließend ein flächiges Raster der Gewässersohle der Auflösung 0,25 m auf 0,25 m extrahiert. Als zweite Methode wurden im Umfeld ausgewählter Lenkbuhnen zusätzliche Querprofile mit dem Tachymeter aufgenommen.

Signifikante morphologische Änderungen konnten bereits nach dem zweijährlichen Hochwasser im Jahr 2020 mit VR5 in Form von ausgeprägten Kolken unterstrom des Bühnenkopfs festgestellt werden (siehe Abbildung 4-9). Diese erstrecken sich in Fließrichtung etwas über die Lage der Bühnenwurzel hinaus. Außerdem wurden ufernahe Anlandungen unterstrom der Bühnenwurzel beobachtet. Es zeigte sich, dass bei einem Abstand größer als einer Sohlbreite zwischen Bühnenwurzel und dem untersuchten Querprofil die Erosions- und Anlandungsbereiche im unmittelbaren Umfeld der Einbauten unterhalb der Nachweisgrenze lagen.

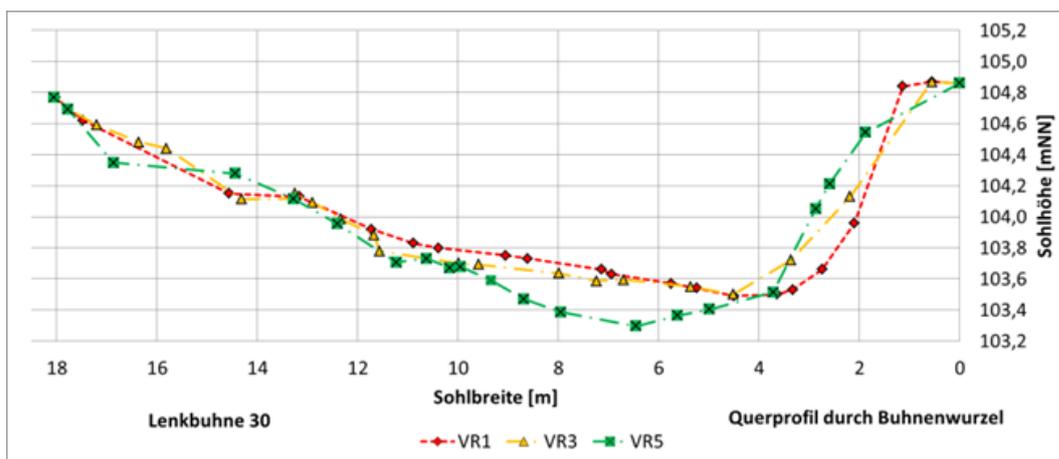


Abbildung 4-9: Zeitliche Entwicklung der Gewässersohle im Querprofil entlang der Bühnenwurzel von Lenkbuhne 30

Die flächige Aufnahme per Tachymeter ermöglichte im Gegensatz zur Messung von Querprofilen eine wesentlich höhere Dichte an Daten. Dafür ist sie deutlich zeitaufwändiger und für viele Fragestellungen zu umfangreich. Da die Sohltopographie eine spätere Eingangsgröße für die beabsichtigte 2D-HN-Modellierung und die Untersuchung der Habitateignung darstellt, wurde im vorliegenden Projekt die flächige Vermessung als Raster durchgeführt. Die Ergebnisse des Vergleichs sind in Tabelle 4-3 nochmal zusammengefasst.

Tabelle 4-3: Vergleich der Vor- und Nachteile der Monitoringmethoden für die Sohltopographie

flächige Aufnahme		Aufnahme von Querprofilen	
Vorteile	Nachteile	Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> <li>hohe Datendichte</li> <li>auch kleine Strukturen werden abgebildet</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>lange Messdauer</li> <li>häufiges Umsetzen des Instruments</li> <li>für viele Fragestellungen zu umfangreich (Datenvolumen)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>schnelle Durchführung</li> <li>einfache Vergleichbarkeit</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Gewässerstrukturen werden möglicherweise übersehen</li> <li>Frage der Repräsentativität</li> </ul>

#### 4.4.2 Fließgeschwindigkeit

Die Fließgeschwindigkeiten wurden jeweils als Querprofile eine Gewässerbreite ober- und unterstrom der Lenkbuhne sowie entlang der Bühnenwurzel mit Handgeräten gemessen. Es kamen ein Messflügel Kleinflügel C 2 der Firma OTT und ein magnetisch-induktives Strömungsmessgerät des Typs MF pro zum Einsatz. Für jedes Querprofil wurden über den gesamten Fließquerschnitt 12 Messsenkrechten in sechs Wassertiefen und an der Sohle aufgenommen. Die Abstände waren dementsprechend für jedes Querprofil und in Abhängigkeit der Wasserspiegellage individuell. Für das Querprofil entlang der Lenkbuhne 30 bei MQ in VR6 betragen beispielsweise der horizontale Abstand etwa 1,5 m und der vertikale Abstand 0,11 m.

Als Vergleich wurden im selben Bereich des Umfelds mehrerer Lenkbuhnen die Oberflächengeschwindigkeit unter Zuhilfenahme einer Drohne vom Typ DJI Mavic Pro Geschwindigkeitsmessungen per Large Scale Surface Particle Image Velocimetry (PIV) aufgenommen. Die Videos wurden mit einer Auflösung von 4.096 Pixeln mal 2.160 Pixeln aufgenommen. Als Tracer-Material wurden grobe Holzhackschnitzel mit einer Mindestgröße von 4 cm verwendet (Detert & Weitbrecht, 2015). Die Auswertung erfolgte mit dem Programm PIVlab (Thielicke & Stamhuis, 2014). Es wurden die folgenden Einstellungen verwendet: Der verwendete Algorithmus war Ensemble correlation. Die Größe der Interrogation area betrug 64 Pixel und es wurde eine Überlappung von 50 % festgelegt. Als Sub-pixel Schätzer wurde das 2D-Gauss-Verfahren genutzt. In PIVlab wurde die programmintern festlegbare extreme Korrelationsqualität eingestellt.

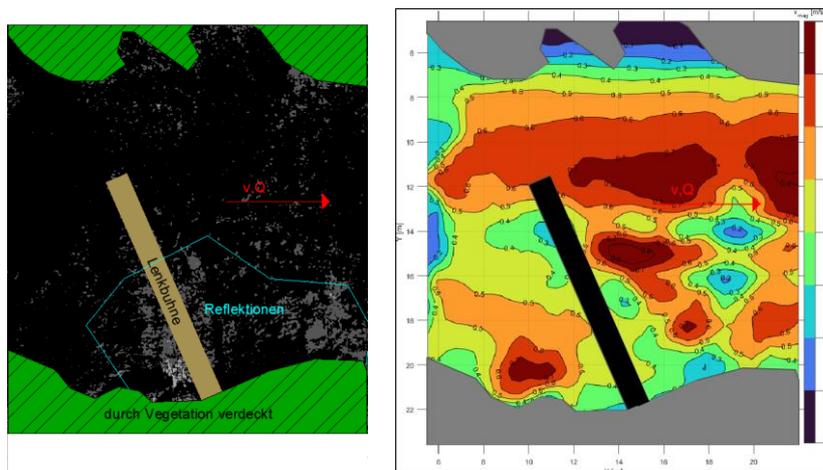


Abbildung 4-10: Vergleich des Seedings (hellgrau) der Holzhackschnitzel (links) mit dem Ergebnis der PIV-Messung an der einseitigen Lenkbuhne 30 in VR5 bei Mittelwasserabfluss (rechts; Müller et al., 2021)

Die Messung per PIV hatte aufgrund der Beschattung durch die stark vegetationsbestandenen Uferbereiche und durch schwierige Lichtverhältnisse angesichts der eingeschnittenen Lage des Untersuchungsgebiets nur eingeschränkte Aussagekraft. Trotz Nutzung eines Polfilters kam es durch Reflektionen an der Wasseroberfläche und Schwierigkeiten bei Erreichung einer homogenen Verteilung der Holzhackschnitzel zu Artefakten in der Auswertung. Auch die benötigte Sonneinstrahlung um bis auf die Sohle sehen zu können war sehr hoch, so dass bereits einzelne Wolken die Aufnahme störten. Der Messbereich musste dadurch auf die unmittelbare Umgebung der Bühnenachse begrenzt werden. In der beispielhaften Analyse des Seedings für Lenkbuhne 30 sind trotzdem deutliche Reflektionen entlang der Bühnenachse (siehe Abbildung 4-10 links) und im Endergebnis Artefakte durch unzureichendes Seeding der Partikel entlang von  $X=18$  m mit sehr geringer Fließgeschwindigkeit nahe 0 m/s zu sehen (siehe Abbildung 4-10 rechts).

Auch durch die Anfälligkeit der Drohne für Windböen wurden die möglichen Messtage noch stärker eingeschränkt und der Ablauf war durch die rechtliche Notwendigkeit, einen zertifizierten Drohnensteuerer einsetzen zu müssen, noch schwieriger zu planen.

Die Messung der Fließgeschwindigkeit mittels Handgerät hingegen war schnell und einfach zu verarbeiten. Jedoch war auch hier die Genauigkeit und Durchführung von Randbedingungen abhängig. Eventuelle Trübungen und mitgeführte Schwimmstoffe erschwerten schnell die Messung und der Bearbeiter musste stark auf die richtige Handhabung, v.a. die Ausrichtung des Messgeräts, achten. Die Messflügel-Messung bot jedoch im Vergleich zum PIV den Vorteil, die Verteilung der Fließgeschwindigkeit über die ganze Wassersäule abbilden zu können. Da für die Messung der direkte Zugang ins Gewässer notwendig ist, ist diese Methode nur auf wabare Gewässer, d.h. auf Niedrig- bis Mittelwasserbedingungen beschränkt. Der Vergleich zwischen den beiden Methoden ist in Tabelle 4-4 nochmals zusammengefasst.

Oberflächennahe Vergleichsmessungen mit dem Messflügel zeigen starke Abweichungen der Geschwindigkeitsverteilung zwischen den beiden Methoden. Zudem erwies sich Large Scale Surface PIV in puncto Messerfahrung, Handhabung, Materialkosten und Personalaufwand, quantifiziert in Personenstunden (PS), als deutlich aufwändiger als die Messung per Handgerät (siehe Tabelle 4-5). Es mussten neben dem Piloten der Drohne noch mindestens drei weitere Personen eingesetzt werden, um die Holzhackschnitzel gleichmäßig auf die Wasseroberfläche zu geben.

Tabelle 4-4: Vergleich der Vor- und Nachteile der Monitoringmethoden für die Fließgeschwindigkeit

flächige Aufnahme per PIV		Aufnahme von Querprofilen mit Handgerät	
Vorteile	Nachteile	Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> <li>flächige Auswertung der Strömungsverhältnisse</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Vegetation beschränkt Messbereich</li> <li>Aufwand (Kosten, Personal)</li> <li>Probleme durch Reflexionen</li> <li>kein homogenes Seeding</li> <li>nur Oberflächengeschwindigkeit messbar</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>gesamte Wassersäule messbar</li> <li>schnelle und einfache Durchführung</li> <li>höhere Genauigkeit</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>keine flächige Aufnahme</li> </ul>

Daher wurde das Monitoringprogramm mit der Aufnahme von Querprofilen per Handgerät durchgeführt. Das magnetisch-induktive Strömungsmessgerät MF pro bietet gegenüber dem Messflügel einige Vorteile: Durch das Fehlen beweglicher Teile ist die Messgenauigkeit deutlich weniger anfällig für mitgeführte Schwimmstoffe, Wasserpflanzenbewuchs oder versehentliche Sohlberührung, die die Messung verfälschen können. Die direkte Anzeige der gemessenen Fließgeschwindigkeit vereinfacht die Dokumentation und verhindert Übertragungs- und Umrechnungsfehler.

Tabelle 4-5: Vergleich der Geschwindigkeitsmessung per Messflügel und LSPIV, Aufwand in Personalstunden (PS)

Method	Vorbereitung	notwendiges Fachwissen	Messzeit pro Buhne	Zeitaufwand Postprocessing	Verbrauchsmaterial
Handgerät	0,5 PS/Buhne	gering	2 PS	vernachlässigbar	keines
Large Scale Surface PIV	3 PS/Buhne + Beschaffung & Transport des Seeding-Materials	hoch	5 PS	2 PS/Buhne	2,5 Bigbags Holzhackschnitzel/Buhne

### 4.4.3 Substratsortierung

Der Effekt des Einbaus der Lenkbuhnen auf die Substratsortierung wurde per Luftbild mit Drohnenbefliegung und händischer Vermessung der Sedimentflächen per Tachymeter erfasst (siehe Tabelle 4-6). Die Trübung der Alb durch mitgeführte Feinsedimente erschwerte bei beiden Verfahren die Durchführung.

Tabelle 4-6: Vergleich der Vor- und Nachteile der Monitoringmethoden für die Substratsortierung

flächige Aufnahme (Luftbild)		Aufnahme von Querprofilen	
Vorteile	Nachteile	Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> <li>flächige Aufnahme möglich</li> <li>weitgehend wasserstandsunabhängig</li> <li>objektiv</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Vegetation beschränkt Messbereich</li> <li>wetterabhängig</li> <li>aufwändige Genehmigung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>unabhängig von Verschattung durch Vegetation</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Probleme bei Lagebestimmung</li> <li>bearbeiterabhängig</li> <li>nur bei niedrigem Wasserstand durchführbar</li> </ul>

Die Dokumentation des Sohlsubstrats erfolgte mit derselben Drohne wie in Kapitel 3.2 flächendeckend für das gesamte Referenz- und Projektgebiet mithilfe Fotos mit einer Auflösung von 4 000 Pixeln mal 3 000 Pixeln. Es wurde eine Überlappung von 50 % sichergestellt. Da die Drohne über kein eigenes GPS-Modul verfügte, wurde der Lagebezug über händisch ausgebrachte und mit dem Tachymeter eingemessene Referenzpunkte hergestellt. Über die Lage der Buhnenkanten konnte die Referenzierung kontrolliert werden. Dennoch konnten durch die starke Beschattung nur kleine Teilbereiche der Projektstrecke im Umfang von etwa 10 % des gesamten Gebiets dokumentiert werden. In der gesamten Buhnenstrecke waren lediglich drei Lenkbuhnen und ihr direktes Umfeld ohne Verdeckung aufnehmbar.



Abbildung 4-11: Vergleich der Substratsortierung an Lenkbuhne 30 (links) und Lenkbuhne 21 (rechts) in VR3 anhand des Luftbilds der Drohnenbefliegung und der händischen Abgrenzung zwischen den Substratflächen per Tachymeter

Hinsichtlich der Erhebung der Substratverteilung erwies sich die Drohnenbefliegung mit anschließender Georeferenzierung gegenüber der Dokumentation mit Tachymeter aus dem Wasserkörper heraus trotzdem als zielführender. Bei der händischen Messung führten Spiegelungen und zusätzliche Trübungen durch aufgewirbeltes Sediment zu großen Problemen bei der Lagebestimmung. Zudem war die Erhebung stark abhängig vom jeweiligen Bearbeiter. Vor allem die ausgezogenen Sand- und Schlammfahnen entlang des Ufers wurden bei der händischen Erfassung übersehen, wie in Abbildung 4-11 für Lenkbuhne 30 in VR3 zu sehen ist. Dies schlägt sich auch in den zugeordneten

Flächen der einzelnen Substrattypen nieder (siehe Tabelle 4-7). Im digitalisierten Luftbild sind die erfassten Sand- und Totholzflächen von 4 m<sup>2</sup> bzw. 3,5 m<sup>2</sup> fast doppelt so groß wie bei der Abgrenzung vor Ort. Die feinkiesige Deckschicht hingegen wurde bei der Ableitung aus dem Luftbild viel kleiner angesetzt. Im Feld ist hier der Vorteil gegeben, dass mit einem Erkundungsstab auch haptisch Rückschlüsse aus dem anstehenden Sohlmaterial gewonnen werden können.

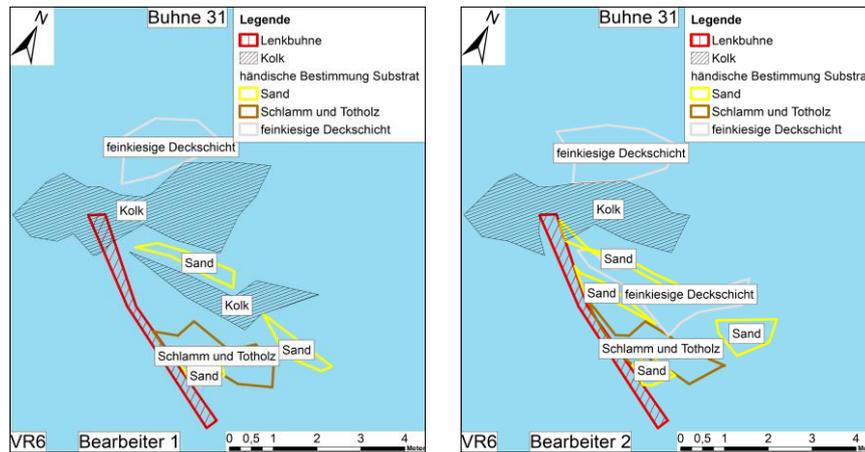


Abbildung 4-12: Vergleich der Substratsortierung an Lenkbuhne 31 in VR6 bei händischer Abgrenzung per Tachymeter durch zwei verschiedene Bearbeiter

Zudem war die händische Vermessung stark abhängig vom Bearbeiter, wie in Abbildung 4-12 beispielhaft illustriert wird. Vor allem die Größe der Kolke mit größerem Material mit 9,2 m<sup>2</sup> bzw. 5,5 m<sup>2</sup> und der feinkiesigen Deckschicht mit 2,2 m<sup>2</sup> bzw. 4,8 m<sup>2</sup> wurden im vorliegenden Beispiel an Buhne 31 während VR6 von den beiden Bearbeitern sehr unterschiedlich abgesteckt. Die Bestimmung der Sandflächen waren hingegen ähnlich, aufgrund ihrer hellen kontrastreichen Farbe sind sie aus dem Wasserkörper heraus auch einfach zu entdecken. Dennoch zeigt ein Vergleich mit der Luftbilddauswertung, dass die Flächen dort deutlich größer angesetzt wurden.

Tabelle 4-7 Vergleich der zugeordneten Substrattypen für die beiden Erhebungsmethoden

Substrattyp	VR3 - Buhne 30		VR6 - Buhne 31		
	Bearbeiter 1	digitalisiertes Luftbild	Bearbeiter 1	Bearbeiter 2	digitalisiertes Luftbild
	[m <sup>2</sup> ]	[m <sup>2</sup> ]	[m <sup>2</sup> ]	[m <sup>2</sup> ]	[m <sup>2</sup> ]
Sand	2,0	4,0	1,5	2,0	4,6
Schlamm und Totholz	1,8	3,5	1,8	1,7	1,5
feinkiesige Deckschicht	12,2	16,3	2,2	4,8	1,3
Kolk	2,2	nicht bestimmbar	9,2	5,5	nicht bestimmbar

Aufgrund der Schwächen der beiden genannten Methoden und da diese zudem wegen der lokalen Randbedingungen, vor allem der großen Verschattung durch die Vegetation im Fall der Luftbilder, nicht flächig einsetzbar waren, wurde die Substratsortierung im Rahmen dieser Arbeit alternativ nach einem Punktesystem beurteilt. Dafür wurden die die charakteristischen Elemente der Substratverteilung an Lenkbuhnen herausgearbeitet:

- Anlandung von Schlamm und Totholz nahe dem Ufer,
- Sandfahne entlang dem Ufer,

- Sandfahne oder größere freie Sandfläche auf Höhe der Bühnenachse.

Für jedes einer Ortsbegehung im Anschluss an die Aufnahme der Sohltopographie nachgewiesene Element wurde ein Punkt vergeben und die Sortierung anschließend mit „keine Sortierung“ (0 Punkte) über „leichte Sortierung“ (1-2 Punkte) bis zu „starker Sortierung“ (3 Punkte) bewertet. Die in Abbildung 4-11 gezeigten Beispiele wurden dementsprechend mit 3 Punkten für Lenkbühne 30 und 1 Punkt für Lenkbühne 21 bewertet.

#### 4.4.4 Fazit des Monitoringkonzepts

Für die Versuchsstrecke an der Alb konnte ein angepasstes Monitoringkonzept für Lenkbühnen basierend auf dem Stand der Technik entwickelt werden.

Zur Dokumentation der Tiefenvarianz hat sich die flächige Vermessung aufgrund der hohen Datendichte als genauer gegenüber der reinen Vermessung von Querprofilen erwiesen. Sie ist jedoch deutlich zeitaufwändiger. Daher wird für zukünftige Projekte empfohlen, im unmittelbaren Umfeld der Lenkbühnen Querprofile in hoher Dichte in einem Abstand von maximal einer halben Sohlbreite aufzunehmen. So können die charakteristischen Kolk- und Anlandungsbereiche nahe dem Bühnenkopf bzw. unterstrom der Bühnenwurzel wirtschaftlich abgebildet werden.

Die Geschwindigkeitsmessung mit dem Messflügel erwies sich in dem Gebiet mit hohem Baumbestand als deutlich genauer und effizienter als Large Scale Surface PIV. Das angesprochene Verfahren ist zudem nur auf Oberflächengeschwindigkeiten begrenzt, während der Messflügel auch in der Tiefe messen kann. Daher wird die Messflügelmessung zur Dokumentation der Strömungsdiversität empfohlen.

Für die Substratsortierung konnte kein zufriedenstellendes Verfahren zur flächigen Evaluierung des Parameters gefunden werden. In frei einsehbaren Bereichen bewährte sich die Drohnenbefliegung und wird daher bei geeigneten Randbedingungen empfohlen. Da die Befliegung bei eingeschränkten Sichtbedingungen nicht flächendeckend möglich ist, wird die Substratsortierung mit einem Punktsystem für das Vorhandensein bestimmter Charakteristika in der Substratverteilung zusätzlich evaluiert.

Es zeigte sich, dass sich die untersuchten Parameter vor allem im Bereich einer Gewässerbreite vor bis einer Gewässerbreite nach der Bühnenwurzel stark verändern. Daher wird empfohlen, sich im Rahmen zukünftiger Monitoringaktivitäten an Lenkbühnen auf diese Bereiche zu konzentrieren.

## 4.5 Ergebnisse des Monitorings

Nach der Auswahl der geeigneten Monitoringmethoden im vorherigen Unterkapitel werden die Ergebnisse des Monitorings für Sohltopographie, Fließgeschwindigkeit und Substratsortierung vorgestellt.

### 4.5.1 Sohltopographie

Bei der Durchführung der Messungen wurde in den einzelnen Vermessungsrunden eine durchschnittliche Punktdichte von etwa 3-4 Punkten pro  $m^2$  erreicht. Damit wurden die Empfehlungen aus der Literatur, u.a. von Kolden (2016) und Papaioannou et al (2020) zur räumlichen Auflösung von Messdaten der Sohltopographie zum späteren Zwecke der Habitatmodellierung eingehalten.

Die Daten wurden mit dem Programm ArcGIS der Firma Esri aufbereitet. Für die Rastererstellung wurde das Interpolationsverfahren Empirical Bayesian Kriging genutzt (M. König & Koll, 2019; Y. Zhang et al., 2016). Als Rastergröße wurde 0,125 m auf 0,125 m verwendet.

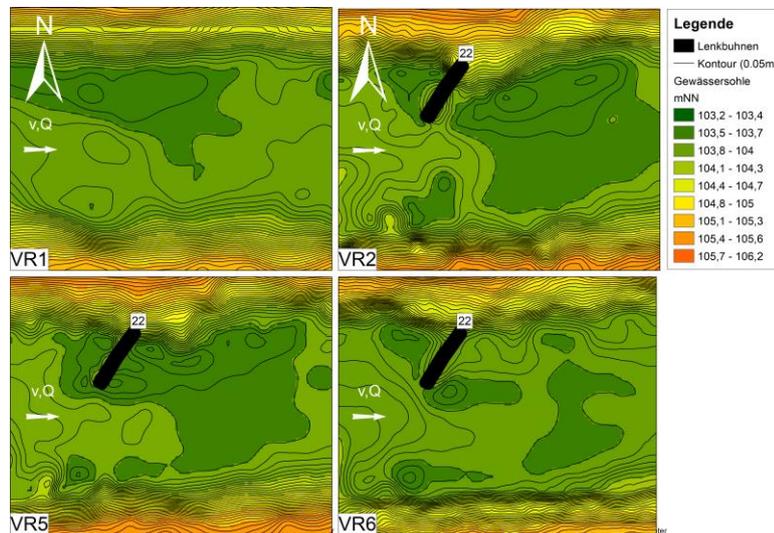


Abbildung 4-13: Zeitliche Entwicklung der Sohlmorphologie an Lenkbuhne 22 in Abschnitt 4 von VR1 nach VR6

Nach dem Einbau der Lenkbuhnen konnten sehr schnell erste gewässerstrukturierende Effekte beobachtet werden. Dies wird in Abbildung 4-13 am Beispiel der Lenkbuhne 22 im Abschnitt 4 mit wechselseitiger Anordnung demonstriert.

Bereits eine Woche nach Einbau der Lenkbuhnen konnte während der 2. Vermessungsrunde (VR2) eine Anlandung von Material an den Buhnenwurzeln beobachtet werden. Die Anlandungen blieben auch nach den Hochwässern in VR3 und VR5 stabil. Damit konnte die uferschützende Wirkung der Bauweise dokumentiert werden. Im direkten Umfeld des Buhnenkopfes bildeten sich Kolke aus. Durch die strömungsverlagernde Wirkung der Einbauten kam es trotz der geringen Länge von nur einem Drittel der Sohlbreite zu leichter Erosion am gegenüberliegenden Ufer. Im Verlauf des Monitorings kam es im Umfeld der Lenkbuhnen noch zu Umlagerungen, die sich aber trotz der Hochwässer nur marginal veränderten.

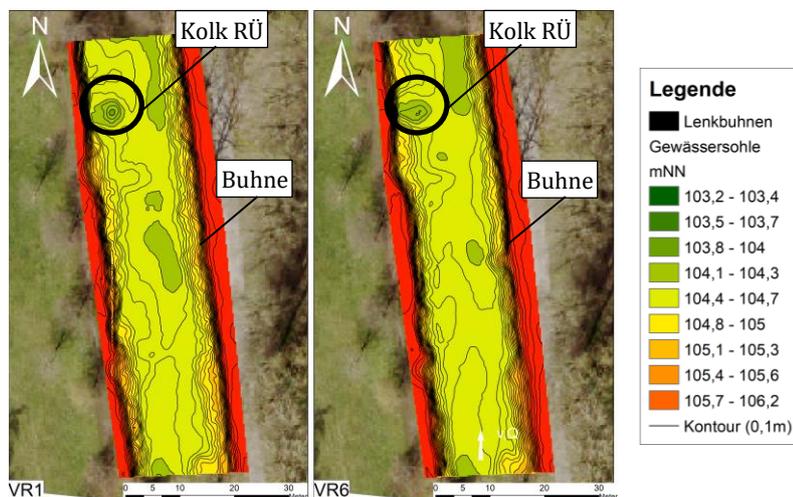


Abbildung 4-14: Entwicklung der Sohlmorphologie in der Referenzstrecke von VR1 (links) nach VR6 (rechts)

In Abbildung 4-14 wird der Vergleich der Sohlmorphologie in der Referenzstrecke zwischen VR2 und VR6 gezeigt. Hier kam es im Gegensatz zur Bühnenstrecke im Untersuchungszeitraum zu keinen bedeutenden morphologischen Änderungen. Der tiefe Kolk am linken Flussufer ist auf Einleitungen eines Regenwasserüberlaufs der nahen Rheinhafenstraße am linken Flussufer mittels einer Rohrleitung zurückzuführen. Ebenso befindet sich eine Stummelbühne auf Mittelwasserniveau etwa in der Mitte des Gebiets, die ebenfalls einen Kolk hervorruft. Dieser hat sich von VR2 nach VR6 deutlich verkleinert. Ansonsten ist die Sohle im Referenzgebiet sehr eben und es fanden nur minimale Umlagerungen der Sohle im Beobachtungszeitraum statt. Die Ufer fallen sehr steil zum Flussschlauch hin ab.

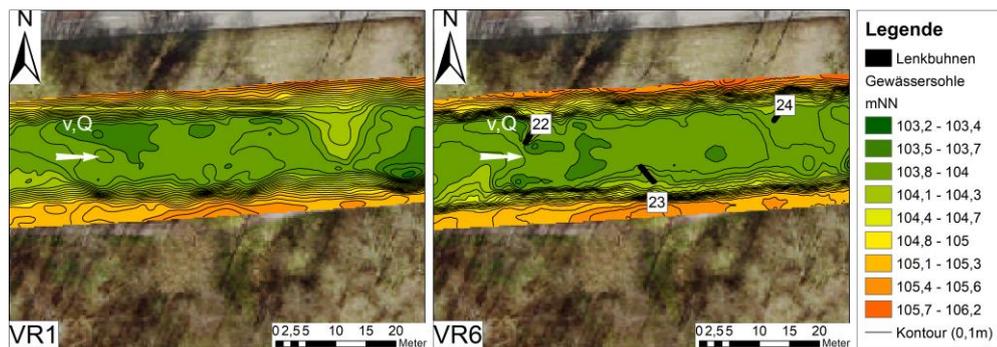


Abbildung 4-15: Entwicklung der Sohlmorphologie in Abschnitt 4 mit wechselseitigen Lenkbuhnen von VR1 nach VR6

In Abbildung 4-15 ist die zeitliche Entwicklung in Abschnitt 4 dargestellt. Vor der Umgestaltung lässt sich in etwa auf Höhe des späteren Einbauorts der Lenkbuhne 24 der Absturz (engl. „riffle“) eines sich in Entwicklung befindlichen Riffle-Pool- Systems erkennen.

Nach der Umgestaltung hat sich dort die Sohltopographie grundlegend verändert: Die Riffle-Struktur ist stark erodiert und hat sich weitgehend an die umliegende Gewässersohle angepasst. Außerdem ist zu sehen, dass sich auch an den Standorten von Lenkbuhne 22 bis 24 an den Bühnenwurzeln Anlandungen entwickelt haben. An den Bühnenköpfen ist jedoch, anders als erwartet, keine signifikante Kolkbildung aufgetreten. Nur an Lenkbuhne 22 ist ein Kolk am Bühnenkopf zu beobachten. Dieser ist jedoch nur etwa 0,2 m tief.

Ziel der wechselseitigen Lenkbuhnen war es, einen geschwungenen Verlauf der Alb hervorzurufen, dies kann anhand der Messdaten jedoch bisher nicht beobachtet werden.

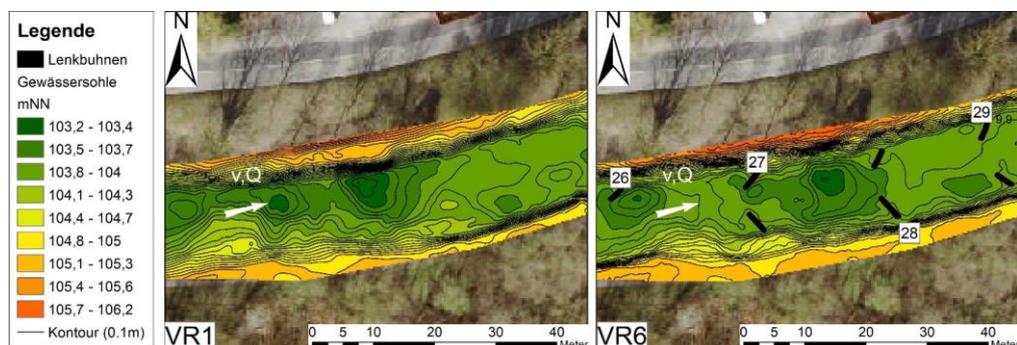


Abbildung 4-16: Entwicklung der Sohlmorphologie in Abschnitt 5 mit doppelseitigen Lenkbuhnen von VR1 nach VR6

Die Entwicklung der Sohlmorphologie in Abschnitt 5 mit doppelseitigen Lenkbuhnen ist in Abbildung 4-16 dokumentiert. Die morphologischen Änderungen dort sind größer als im oberstromigen Abschnitt 4. Die ursprünglich vorhandene Anlandung gegenüber dem späteren Einbauort von

Lenkbuhne 26 ist 1,5 Jahre später durch die Strömungslenkung der letzten wechselseitigen Lenkbuhne 26 und die Abflussbündelung in Abschnitt 5 auf die Gewässermitte teilweise erodiert. Durch die Konzentration des Abflusses in Gewässermitte hat sich auch der Kolk zwischen den Lenkbuhnen 27 und 28 von der Innenseite des Ufers mehr in die Gewässermitte verlagert. Die Anlandung im Bereich des späteren Einbauorts von Lenkbuhne 28 ist von VR1 zu VR6 auch verschwunden. Eine deutliche Rinnenbildung in der Gewässermitte ist jedoch noch nicht zu beobachten. Der bisherige Zeitraum des Monitorings ist für gewässermorphologische Betrachtungen jedoch noch zu kurz, um eindeutige Aussagen treffen zu können (Detering, 2012; Kern, 1994)



Abbildung 4-17: Entwicklung der Sohlmorphologie in Abschnitt 6 mit langen Lenkbuhnen von VR1 nach VR6

Nach den beiden zweijährlichen Hochwässern im Untersuchungszeitraum ist in Abschnitt 6 deutlich zu erkennen, dass durch die Lenkbuhnen die Anlandung am Außenufer gefördert wurde, während es am Innenufer zu leichten Erosionserscheinungen kam (siehe Abbildung 4-17).

Die uferschützende Wirkung der Bauweise konnte damit nachgewiesen werden und die weitere Erosion Richtung Radweg gestoppt werden. Im direkten Umfeld der Einbauten lassen sich zwei verschiedene Phänomene betrachten: So wird Lenkbuhne 30 von Sediment überdeckt und ist damit hydraulisch nicht mehr wirksam. Im Umfeld der freiliegenden Bühnenköpfe der Lenkbuhnen 31 und 32 kommt es hingegen zur Ausbildung von Kolken, die eine Tiefe von bis zu 68 cm erreichen können. Im Fall von Lenkbuhne 31 erstreckt sich der Kolk um fast eine halbe Sohlbreite nach unterstrom, während er bei Lenkbuhne 32 räumlich deutlich stärker auf das unmittelbare Umfeld des Bühnenkopfs begrenzt ist. Am Innenufer wurde durch die Verlagerung des Stromstrichs Material abgetragen. Die Uferlinie hat sich bei Mittelwasser dabei um bis zu 0,5 m in Richtung Innenufer verschoben. Die Tiefenvarianz hat sich im Untersuchungszeitraum erhöht.

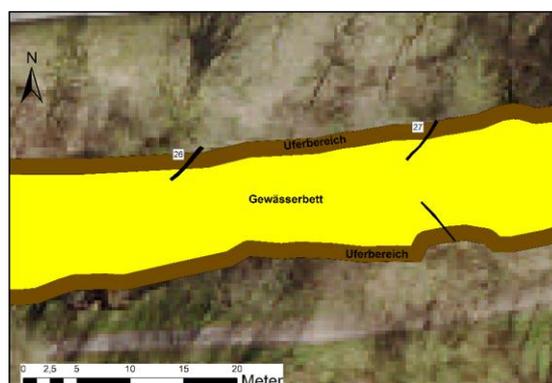


Abbildung 4-18: Abgrenzung der Teilkompimente Uferbereich (braun) und Gewässerbett (gelb) des vermessenen Flussquerschnitts für die statistische Analyse der Sohlvermessung

Die einzelnen Abschnitte wurden statistisch hinsichtlich des Uferschutzes und der Gewässerstrukturierung ausgewertet. Dafür wurde der Querschnitt der Alb in einen linken und rechten Uferbereich und das Gewässerbett eingeteilt, wie in Abbildung 4-18 exemplarisch dargestellt. Die Breite der ufernahen Bereiche wurde jeweils auf 10 % der Sohlbreite festgelegt. Ausgangspunkt war die in der ersten Monitoringrunde VR1 aufgenommene untere Böschungskante vor Umsetzung der Umgestaltung.

Bei der Analyse der ufernahen Bereiche in Abbildung 4-19 zeigte sich, dass es sowohl im geraden Bereich der Bühnenstrecke (Abschnitte 4 bis 5) als auch im Kurvenbereich (Abschnitt 6) zu signifikanten Anlandungen im Uferbereich gekommen ist. In VR2 sind bereits minimale Anlandungen von im Mittel 0,13 m auf der rechten, durch die Lenkbuhnen geschützte, Seite der Kurvenstrecke erkennbar. Die Verschiebung des Stromstrichs Richtung Innenufer hat auch auf das gegenüberliegende Ufer deutliche Auswirkungen. Dort sinkt die mittlere Sohlage um bis zu 0,26 m gegenüber dem Ausgangszustand. Durch das HQ1 vor der VR2 nimmt die Differenzierung der Ufer noch zu. Die Anlandungen am rechten Ufer steigen auf 0,26 m, während sich die Erosion am Innenufer verstärkt und auf 0,33 m ansteigt. Im weiteren Lauf des Monitorings nehmen die Änderungen der Sohlagen in den Uferbereichen der Kurvenstrecke wieder leicht ab. In VR6 kann auf der geschützten Uferseite eine mittlere Anlandung von 0,23 m im Vergleich zum Zustand vor der Umgestaltung nachgewiesen werden, während das gegenüberliegende Ufer um 0,27 m erodiert wird.

Für die gerade Strecke der Bühnenstrecke hingegen bleibt die mittlere Anlandung beider Ufer in der Zeit nach dem Projektstart bis VR5 mit 0,08 m bis 0,09 m annähernd konstant. Sie nimmt in VR5 jedoch sprunghaft auf 0,13 m zu. Damit ist sie deutlich niedriger als in der Kurvenstrecke.

In der Referenzstrecke kam es im selben Zeitraum hingegen nur zu minimalen Änderungen des Gewässerbetts im Uferbereich, die in der Größenordnung von einem bis maximal zwei cm und damit im Rahmen der Messgenauigkeit lagen.

Die Anlandungen in der Bühnenstrecke sind demnach nicht auf großräumige Trends in der Projektstrecke zurückzuführen und korrelieren direkt mit dem Einbau der Lenkbuhnen. Die uferstützende Wirkung der Bauweise kann damit also bestätigt werden.

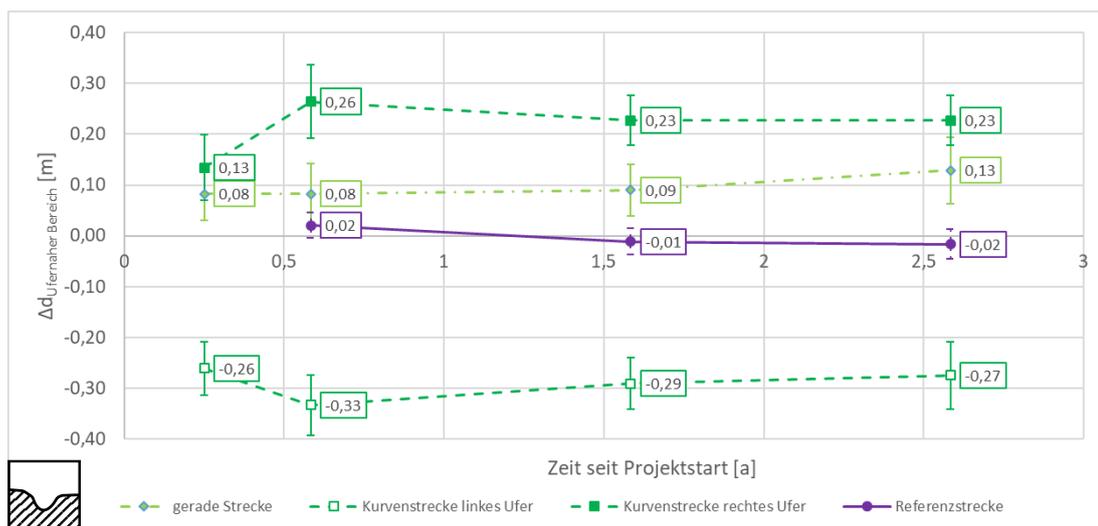


Abbildung 4-19: Zeitliche Entwicklung der gemittelten Sedimentation der Uferbereiche im Vergleich zu VR1

Die Kolktiefe am Bühnenkopf ist ein wichtiges Kriterium für die Einbindetiefe der Bauweise und daher eine wichtige Bemessungsgröße für die Auswahl des geeigneten Baumaterials. Es wurde für jedes

der Teilgebiete und jede Vermessungsrunde die maximale Kolktiefe ermittelt (siehe Abbildung 4-20). Sie ist wie folgt definiert:

$$d_{Kolk,max} = d_{Sohle} - d_{mittlere\ Sohlebene} \quad (4-1)$$

mit:

$d_{Kolk,max}$  maximale Kolktiefe [m]

$d_{Sohle}$  Sohlhöhe [mNN]

$d_{mittlere\ Sohlebene}$  nach Mende (2014) berechnete mittlere Sohlhöhe [mNN] am Einbauort der Buhnen

Um etwaige Falschaussagen zu verhindern, wurde in der Referenzstrecke der tiefe Kolk des Regenwasserüberlaufs nicht in die Auswertungen einbezogen.

Es zeigt sich deutlich, dass die maximale Kolktiefe im Referenzgebiet mit 0,10 m bis 0,15 m deutlich geringer ist als in der Buhnenstrecke (siehe Abbildung 4-20). Dort erreicht sie 0,23 m bis 0,34 m im geraden Teilabschnitt und 0,50 m bis 0,68 m im Kurvenabschnitt.

Während der Beobachtungszeit steigt in der Kurvenstrecke der Buhnenstrecke die maximale Kolktiefe kontinuierlich an. Insgesamt nimmt sie um 0,18 m zu. In der geraden Strecke schwankt die maximale Kolktiefe hingegen und ist in VR5 deutlich niedriger als zu den anderen Zeitpunkten.

Der zeitliche Verlauf der Kolkiefen entspricht den hydrologischen Randbedingungen. Nach Ablauf der beiden zweijährlichen Hochwässer vor VR3 und VR6 nimmt die Kolktiefe beide Male sowohl in den beiden Abschnitten der Buhnenstrecke als auch in der Referenzstrecke zu. In VR5 nehmen die Kolkiefen in allen Teilbereichen wieder ab. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass das hydrologische Jahr vor der Messkampagne stark von Niedrigwasserbedingungen geprägt war und sich dementsprechend viel Sediment abgelagerte.

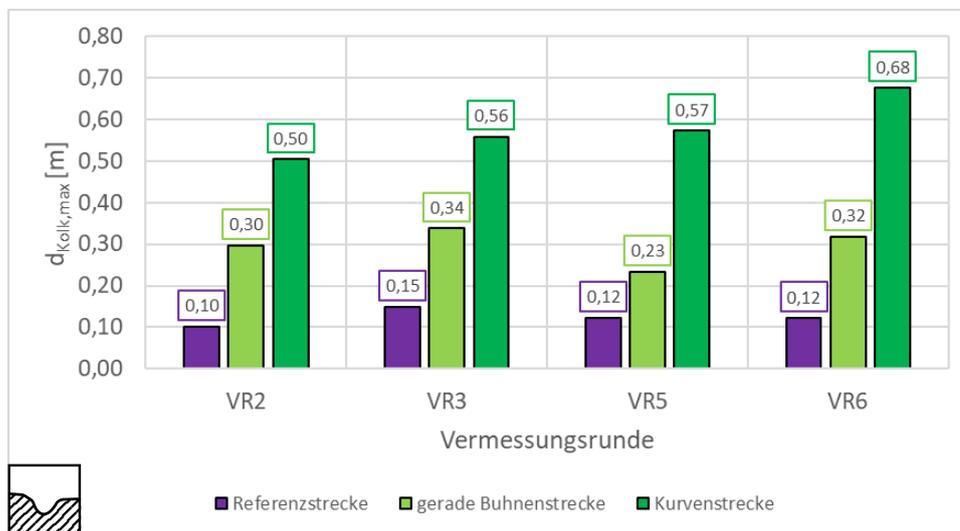


Abbildung 4-20: Vergleich der maximalen Kolktiefe zwischen den verschiedenen Vermessungsrunden für die gerade Buhnenstrecke, die Kurvenstrecke und die Referenzstrecke

Aus der Entwicklung der maximalen Kolkiefen und der Anlandungen in den Uferbereichen kann abgeleitet werden, dass es durch den Einbau der Lenkbuhnen zu einer morphologischen Differenzierung der Sohle gekommen ist.

In Abbildung 4-21 ist die Entwicklung der Sedimentvolumina pro Meter Untersuchungsstrecke im Vergleich zum ersten Messzeitpunkt während des Monitoringprogramms für die Bühnenstrecke (Bezug auf VR1) und die Referenzstrecke (Bezug auf VR2) aufgetragen. Die absoluten Werte befinden sich in Anhang C.1.

Direkt nach Umgestaltung der Bühnenstrecke zeigen sich nur minimale Änderungen der Sedimentmengen im Flussschlauch von  $14 \text{ m}^3$  bzw.  $0,05 \text{ m}^3/\text{m}$  bzw.  $2 \text{ mm}$  (flächengemittelt). Dies ist deutlich unter der Messgenauigkeit. Daran kann nachgewiesen werden, dass beim Einbau der Lenkbühnen keine baubetrieblich bedingten Veränderungen der Sedimentvolumina erfolgt sind.

Die Änderung der Sedimentvolumina im Vergleich zum Ausgangszustand steigt in VR5 nach dem einjährigen Hochwasser stark auf  $0,39 \text{ m}^3/\text{m}$  bzw.  $116 \text{ m}^3$  an. Dies entspricht einer mittleren Änderung von  $1,9 \text{ cm}$  bezogen auf die Gesamtfläche der Bühnenstrecke.

Nach dem HQ2 steigt der Wert nochmals stark auf  $205 \text{ m}^3$  bzw.  $0,70 \text{ m}^3/\text{m}$  an. Zwischen VR5 und VR6 wird netto wieder Sohlmaterial im Flussschlauch abgelagert, so dass die Änderung des Sedimentvolumens in Bezug auf VR1 vor Einbau der Bühnen wieder auf  $187 \text{ m}^3$  bzw.  $0,64 \text{ m}^3/\text{m}$  zurückgeht. Daran kann der Einfluss der langen Niedrigwasserperiode festgestellt werden.

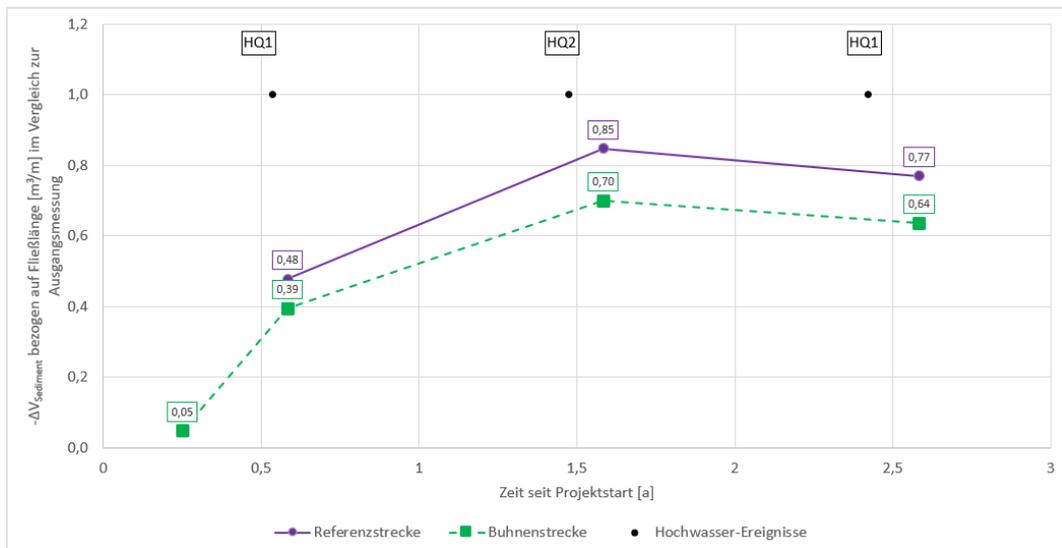


Abbildung 4-21: Vergleich der zeitlichen Veränderung der Sedimentvolumina im Flussschlauch in der Bühnen- und Referenzstrecke im Verlauf des Monitoringzeitraums

Für die Referenzstrecke zeigt sich ein sehr ähnlicher Verlauf. In VR3 hat das Sedimentvolumen im Flussschlauch im Vergleich zur Referenz in VR2 durch das HQ1 um  $39 \text{ m}^3$  bzw.  $0,48 \text{ m}^3/\text{m}$  abgenommen. Wie auch in der Bühnenstrecke kommt es durch das zweijährliche Hochwasser vor VR5 zu einem weiteren starken Austrag von Sediment aus dem betrachteten Gebiet. Im Vergleich zur Referenz ist ein Defizit von  $69 \text{ m}^3$  bzw.  $0,85 \text{ m}^3/\text{m}$  zu verzeichnen. In VR6 kommt es ebenfalls durch die lange Niedrigwasserperiode im Sommer 2020 bedingt zur Ablagerung von Sediment in der Untersuchungsstrecke und das Defizit beträgt nur noch  $63 \text{ m}^3$  bzw.  $0,77 \text{ m}^3/\text{m}$ .

Der Vergleich der beiden unterschiedlichen Untersuchungsstrecken zeigt, dass sich sehr gut vergleichbare Muster in der Sedimentbilanz beobachten lassen. Dabei ist das Defizit in der Bühnenstrecke jeweils geringer als in der Referenzstrecke. Das durch die hydraulische Wirkung der Lenkbühnen remobilisierte Sediment führte also nicht zu einem verstärkten Austrag gegenüber den unbeeinflussten Abschnitten der Alb. Die Charakterisierung des gesamten Projektgebiets als Erosionsstrecke von

Seiten des Tiefbauamts Karlsruhe kann anhand der vorliegenden Analyse der Sedimentvolumina bestätigt werden.

Die im Rahmen des Freilandversuchs gewonnenen Erkenntnisse zur sohlstrukturierenden Wirkung von Lenkbuhnen sind in Abbildung 4-22 zusammengefasst. Durch den Einbau der Lenkbuhnen kommt es entlang des Buhnenkopfes und auf der oberstromigen Seite des Buhnenrückens zur Ausbildung eines engen tiefen Kolks. Dieser erstreckt sich auf etwa  $2/3$  der Buhnenlänge vom Buhnenkopf aus in Richtung Ufer. Entlang der Grundwalze unterstrom des Buhnenrückens kommt es zur Anlandung von Sediment in einer Mächtigkeit von einer halben Buhnenhöhe bis etwa auf die Höhe der Buhnenoberkante. Gleichzeitig wird das Ufer durch parabelförmige Ablagerungen ausgehend von der Buhnenachse bis zum Ufer geschützt. Die Ablagerung hat eine Länge von bis zu einer halben Sohlbreite und nimmt in ihrer Breite nach unterstrom ab. Eine weitere Ablagerung findet sich etwa eine halbe Gewässerbreite unterstrom des Buhnenkopfes auf etwa halber Höhe der Buhnenachse. Richtung Gewässermittle wird sie von einem weiteren tiefen Kolk bezeichnet. Dessen Ausdehnung zieht sich, wenn auch flacher ausgebildet vom Buhnenkopf aus immer breiter werdend nach unterstrom.

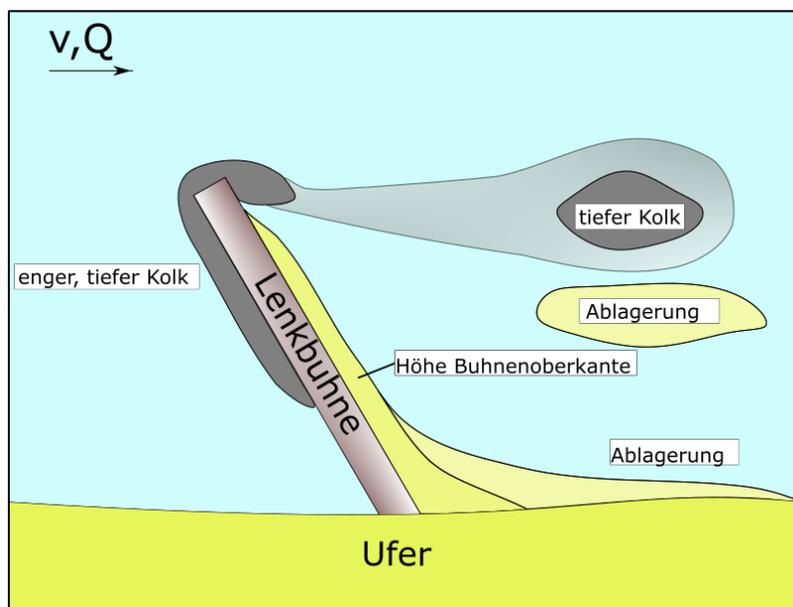


Abbildung 4-22: Qualitative Darstellung der Sohltopographie im Umfeld einer Lenkbuhne anhand der im Freilandversuch gewonnenen Erkenntnisse

Auch wenn sich die Projektgebiete Alb und die Taverna in unterschiedlichen Naturräumen mit anderen Sohlsubstraten und hydraulischen Randbedingungen befinden und daher nur bedingt vergleichbar sind, sind die Einbauhöhen der Lenkbuhnen von 0,1 m bis 0,2 m an der Taverna (Werdenberg et al. 2012) und 0,23 m an der Alb ähnlich. Für die Taverna wurden Kolkstiefen von bis zu 0,7 m dokumentiert. Diese Größenordnung kann hier bestätigt werden.

Die Analyse der Sohlmorphologie zeigt, dass sich durch den Einbau der Lenkbuhnen bereits nach weniger als drei Jahren in ihrem direkten Umfeld signifikante Änderungen zum Ausgangszustand ergeben haben. Es konnten durch die Sohlvermessung sowohl die uferstützende Wirkung der Bauweise durch Anlandungen an der Böschungsunterkante als auch die Bildung von größeren Auskolkungen an der Gewässersohle dokumentiert werden. Die im direkten Umfeld von Lenkbuhnen häufig beobachtete Entstehung von Fort-Kolk-Sequenzen, z.B. an der Taverna (Basler & Hofmann West AG 2013), war im Untersuchungsgebiet hingegen noch nicht auszumachen.

### 4.5.2 Fließgeschwindigkeit

Für jede untersuchte Buhnenanordnung wurde eine repräsentative Beispielsbuhne untersucht. Ein wesentliches Auswahlkriterium hierfür war, dass die Anströmung der Buhnen nicht durch Störkörper wie z.B. ufernahe Bäume oder Landzungen beeinflusst wird.

Anhand der aufgestellten Kriterien wurden folgende Buhnen ausgewählt: Die beidseitige Buhne 17 in Abschnitt 3, die wechselseitige Buhne 24 in Abschnitt 4 und Buhne 30 als einseitige lange Buhne in Abschnitt 6. Buhne 17 lag als einzige der Einbauten nicht in der Buhnenstrecke. Die beiden wechselseitigen Lenkbuhnenpaare 27 und 28 in Abschnitt 5 waren aufgrund der besonderen morphologischen Situation durch die große Landzungen gegenüber Buhne 26 stark von der Topographie beeinflusst und wurden daher als weniger geeignet angesehen.

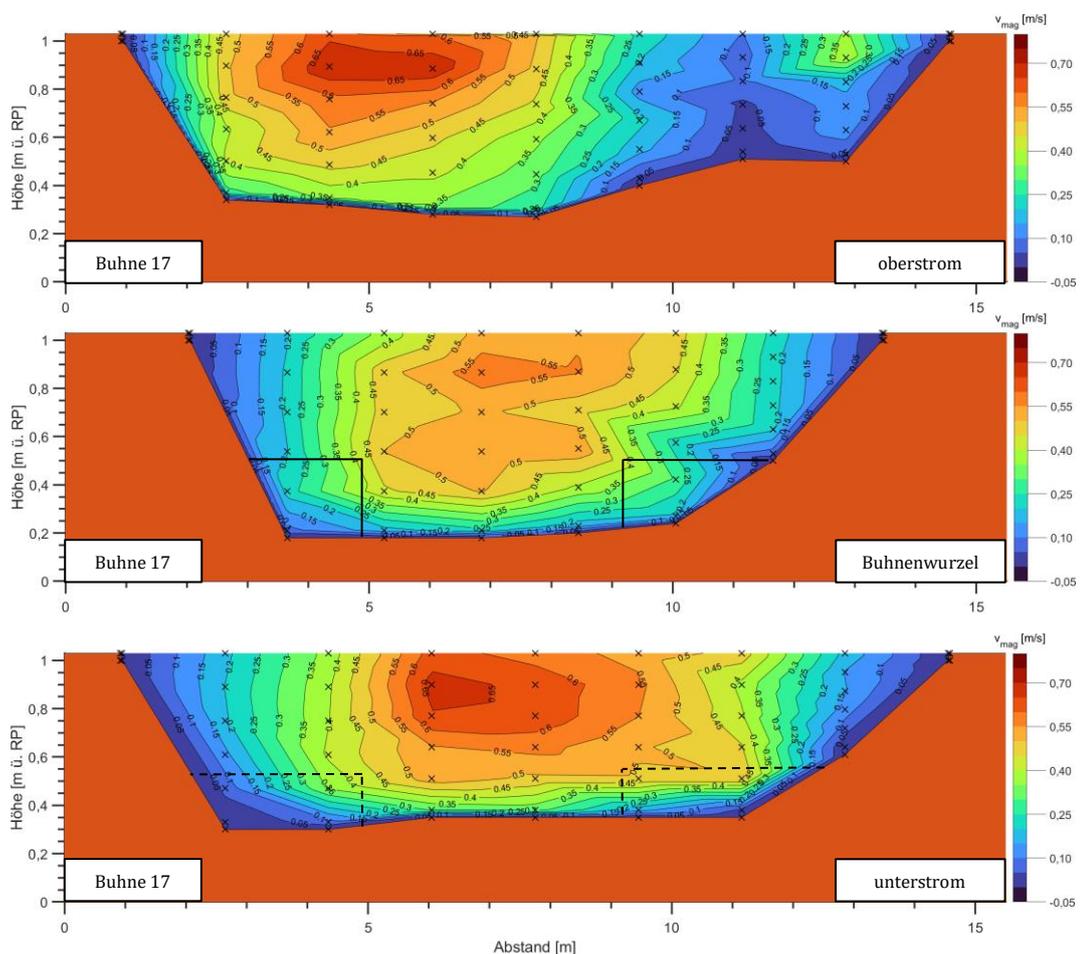


Abbildung 4-23: Geschwindigkeitsverteilung an der beidseitigen Lenkbuhne 17 (schwarz) in VR6 für den Bereich einer Sohlbreite oberstrom (oben), entlang der Buhnenwurzel (Mitte) und einer Sohlbreite unterstrom (unten) bei MQ

Die Fließgeschwindigkeiten wurden für MNQ und MQ an den ausgewählten Einbauten jeweils eine Sohlbreite vor und nach der Buhne sowie entlang der Buhnenwurzel aufgenommen. Die Messung für VR6 erfolgte bei Mittelwasser (Alb Pegel Ettlingen: Abfluss  $2,39 \text{ m}^3/\text{s}$ , Wasserstand  $0,55 \text{ m}$ ) am 19. und 20. Februar 2021 sowie bei mittlerem Niedrigwasser (Alb Pegel Ettlingen: Abfluss  $0,80 \text{ m}^3/\text{s}$ , Wasserstand  $0,36 \text{ m}$ ) am 1. Juni 2021. Ein Vergleich der Wirkung der verschiedenen Buhnentypen

für VR6 bei MQ befindet sich in Abbildung 4-23 bis Abbildung 4-25. Die Darstellungen für MNQ befinden sich in Anhang C.1.2.

Für Buhne 17 zeigt sich im Profil oberstrom der Einbauten eine deutliche Konzentration des Abflusses auf der linken Gewässerseite (siehe Abbildung 4-23). Im Profil an der Buhnenwurzel wandert der Stromstrich deutlich in Gewässermitte. Entlang der Buhnenkanten zeigen sich die Ablösungen der Strömung deutlich. Es kommt zwischen den beiden Buhnenköpfen auch zu einer erhöhten Fließgeschwindigkeit entlang der Gewässersohle. Die größte Fließgeschwindigkeit ist hingegen etwa auf Höhe von 3/4 der Wassertiefe, von der Sohle aus gemessen, zu beobachten. Eine Gewässersohlbreite unterstrom des Einbauorts der Lenkbuhnen ist die Abflusskonzentration in Gewässermitte nochmals deutlicher festzustellen. Jedoch wandert das lokale Geschwindigkeitsmaximum wieder leicht in Richtung linkes Ufer.

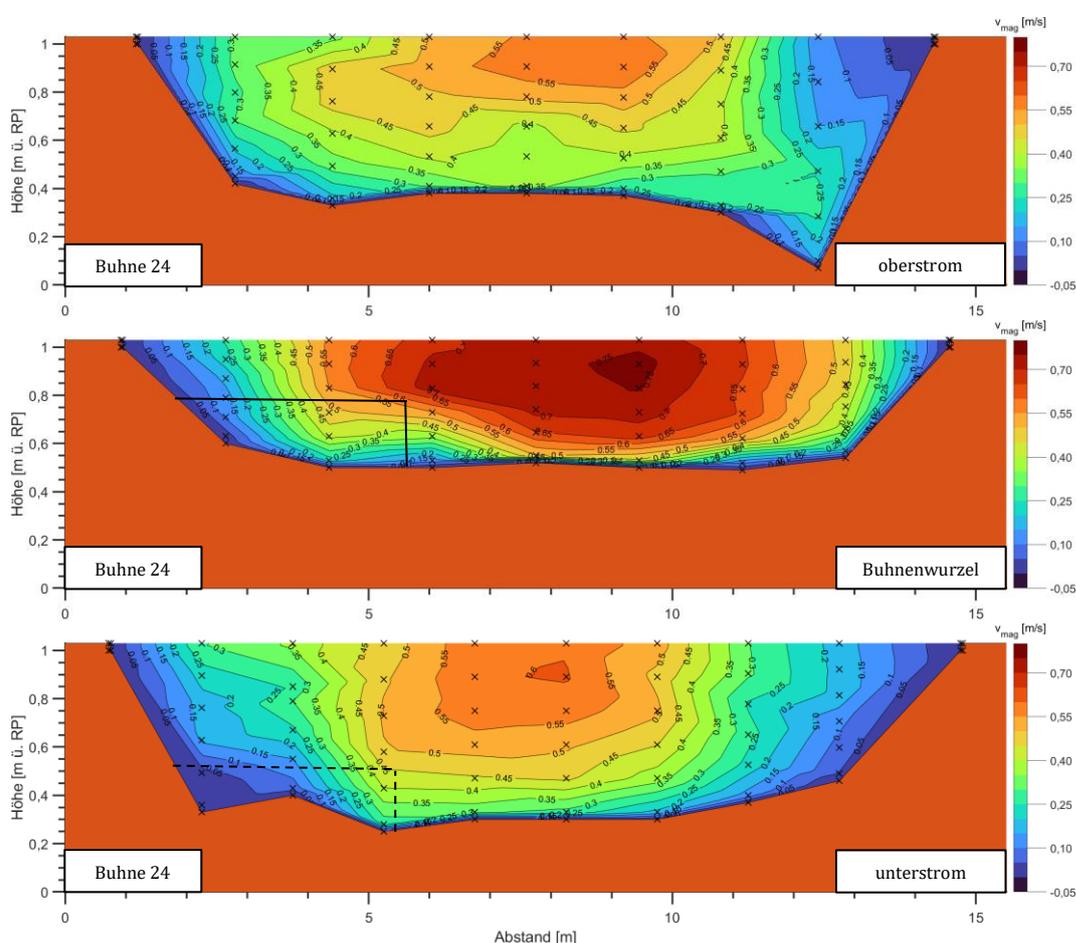


Abbildung 4-24: Geschwindigkeitsverteilung an der wechselseitigen Lenkbuhne 24 (schwarz) in VR6 für den Bereich eine Sohlbreite oberstrom (oben), entlang der Buhnenwurzel (Mitte) und eine Sohlbreite unterstrom (unten) bei MQ

Bei der wechselseitig angeordneten Buhne 24, deren Geschwindigkeitsverteilung in Abbildung 4-24 gezeigt wird, zeigt sich trotz einer Einkerbung nahe dem rechten Ufer auch eine ausgeglichene Verteilung der Fließgeschwindigkeiten. Der Querschnitt entlang der Buhnenwurzel ist deutlich kompakter und weist daher insgesamt höhere Fließgeschwindigkeiten auf. Hier ist abermals die Fließgeschwindigkeit entlang des Buhnenkopfs erhöht und sorgt in Sohlhöhe für die vom Buhnenkopf ausgehende Auskolkung, die in Kapitel 4.5.1 beobachtet wurde. Das Geschwindigkeitsmaximum

wandert leicht in Richtung des gegenüberliegenden Ufers und schützt so das buhnenseitige Ufer. Dies ist unterstrom in Form einer kleinen Anlandung im Strömungsschatten der Buhne zu erkennen. Entgegen der Erkenntnisse für die beidseitige Buhne 17 entspricht dort die Geschwindigkeitsverteilung bereits wieder weitgehend dem Ausgangszustand. Nur direkt entlang des geschützten Ufers ist noch eine Reduktion der Fließgeschwindigkeit zu beobachten. Daraus kann die Vermutung abgeleitet werden, dass die Wirkungslänge bei den wechselseitig angeordneten kurzen Buhnen als geringer zu betrachten ist als bei den beidseitigen Varianten mit doppelter Länge.

Auch im oberstromigen Profil der langen Buhne zum Uferschutz in der Flusskurve der Buhnenstrecke ist die Geschwindigkeitsverteilung noch ziemlich symmetrisch (siehe Abbildung 4-25). Auf der linken Uferseite lässt sich die Anlandung an der Innenkurve erkennen. An der Buhnenwurzel ist die Fließgeschwindigkeit deutlich reduziert. Auch hier ist die Fließgeschwindigkeit unterstrom des Buhnenkopfes infolge der Wirbelablösung entlang der Kante erhöht. In Ufernähe ist die Fließgeschwindigkeit etwa um 0,1 m/s gegenüber dem Profil oberstrom reduziert. Diese Fläche erstreckt sich über eine Länge von etwa einem Meter. Unterstrom der Buhnen ist die Geschwindigkeitsverteilung immer noch stark von der Buhne beeinflusst. Vor allem im Strömungsschatten der Buhne sind die Fließgeschwindigkeiten deutlich reduziert und die Anlandung am Innenufer ist deutlich flacher als in den beiden vorherigen Profilen. Von allen drei untersuchten Varianten weist die lange einseitige Bauweise die größte Wirkung auf das Strömungsgeschehen auf.

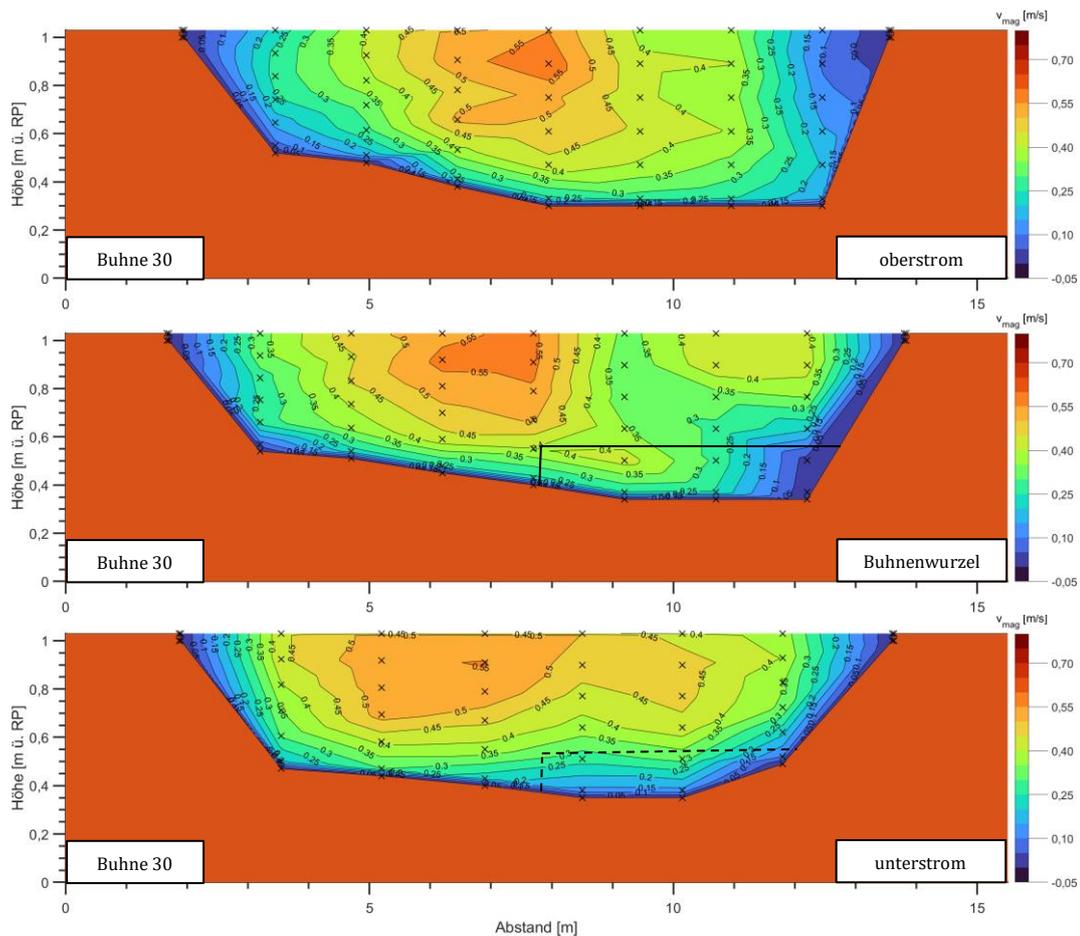


Abbildung 4-25: Geschwindigkeitsverteilung an der einseitigen Lenkbuhne 30 (schwarz) in VR6 für den Bereich eine Sohlbreite oberstrom (oben), entlang der Buhnenwurzel (Mitte) und eine Sohlbreite unterstrom (unten) bei MQ

Für den weiteren Vergleich wurden die gemessenen Fließgeschwindigkeiten anschließend agglomeriert und analog zur Untersuchung der Sohltopographie in Kapitel 4.5.1 in die Kompartimente linkes Ufer, Gewässerbett und rechtes Ufer aufgeteilt (siehe auch Abbildung 4-18). Die beiden Uferbereiche umfassten daher jeweils 10 % der Gewässerbreite, der restliche Teil des Querprofils wurde dem Gewässerbett zugeordnet. Um die uferschützende Wirkung zu beurteilen, wurde jeweils die mittlere Fließgeschwindigkeit des jeweiligen Kompartiments ober- und unterstrom der Buhnen verglichen (siehe Abbildung 4-26).

Es zeigt sich, dass, wie bereits aus der Querprofilardarstellung abgeleitet, die lange Lenkbuhne 30 den stärksten Einfluss auf die Geschwindigkeitsverteilung aufweist. Am geschützten rechten Ufer wird die Fließgeschwindigkeit um 23 % reduziert, während sie in der Mitte des Querschnitts mit 7 % nur leicht ansteigt. Am Innenufer nimmt sie um etwa 40 % zu. Die Zunahme am linken Ufer ist damit deutlich größer als die Abnahme am rechten Ufer. Allerdings müssen hier zur Einordnung auch die geringen Absolutwerte der am linken Ufer gemessenen Fließgeschwindigkeiten von bis zu 0,2 m/s betrachtet werden, so dass kleine absolute Schwankungen große relative Änderungen bei der Auswertung bedingen. Die beidseitige Buhne zeigt wie erwartet, eine relativ symmetrische Abnahme der Fließgeschwindigkeit an den Ufern von 23 % bzw. 27 %, wohingegen die Fließgeschwindigkeit um ca. 12 % in der Gewässermitte zunimmt. Die wechselseitige angeordnete Lenkbuhnen 24 weist dementsprechend eine Reduktion von 21 % am geschützten Ufer auf. Die Fließgeschwindigkeiten in Gewässermitte und am gegenüberliegenden Ufer steigen um etwa denselben Betrag.

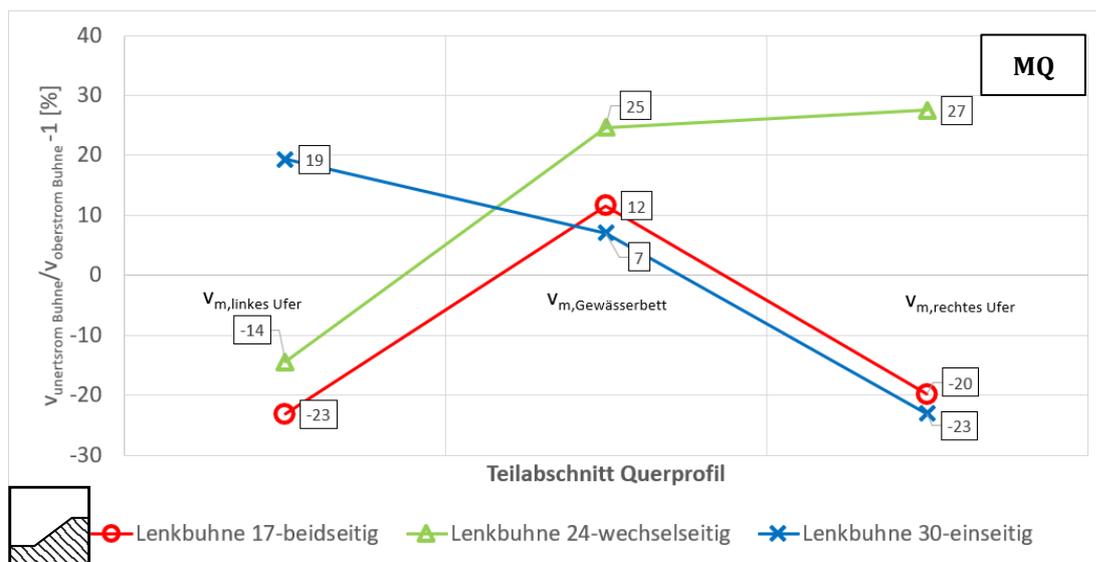


Abbildung 4-26: Vergleich der Änderung in der Fließgeschwindigkeit für die Lenkbuhnen 17, 24 und 30 aufgeteilt in die Kompartimente linkes Ufer, Gewässerbett und rechtes Ufer bei MQ in VR6

Folglich kann aus der Analyse der Fließgeschwindigkeiten der in der Literatur (Mende, 2014; Werdenberg, Meile, & Steiner, 2012; Werdenberg, Meile, Steiner, et al., 2012) dokumentierte uferschützenden Einfluss bestätigt werden, Trotz der flachen Bauweise rufen die Einbauten eine signifikante Veränderung des Geschwindigkeitsprofils hervor. Das Ausmaß hängt dabei maßgeblich von der Anströmfläche der Einbauten ab. Für die beidseitige und einseitige Anordnung war die ufernahe Geschwindigkeit demnach deutlich stärker von den Einbauten beeinflusst als für die kurze wechselseitige Variante. Im Gegensatz zu dieser war auch die Wirklänge dieser Varianten länger. Für die wechselseitige Lenkbuhne 24 war der Einfluss auf die Geschwindigkeitsverteilung bereits eine Sohlbreite unterstrom der Buhnenwurzel deutlich reduziert.

### 4.5.3 Substratsortierung

Die Substratsortierung wurde in der Bühnenstrecke an jeder Lenkbühne bzw. in VR1 an der späteren Position der Einbauten mit dem in Abschnitt 4.4.3 beschriebenen qualitativen Bewertungsverfahren erhoben. Um die unterschiedlichen hydraulischen Randbedingungen in der Umgestaltungsstrecke zu analysieren, wurde sie wiederum in einen geraden Teil (Abschnitt 4) und den Kurvenbereich (Abschnitte 5 und 6) aufgeteilt. An der Referenzstrecke wurden im selben Abstand fünf Beobachtungspunkte eingerichtet an denen analog die Substratsortierung erhoben wurde. In VR2 wurde die Substratsortierung nicht betrachtet, um Fehlinterpretationen durch Störungen des Sohlsubstrats infolge des Einbaus der Bühnen auszuschließen.

Auffällig ist, dass die Anzahl der nicht einsehbaren Beobachtungspunkte im Lauf des Monitoringprogramms Schwankungen ausgesetzt war. Dies ist an mehreren Punkten festzumachen: Die Vegetationsbedeckung schwankte in Abhängigkeit der Unterhaltungsmaßnahmen des Tiefbauamts und der Jahreszeit und war zudem abhängig von den Witterungs- und Lichtverhältnissen. Auch die Abflussbedingungen hatten Einfluss auf die Sichtbarkeit. Nach Regenereignissen erschwerte die Trübung der Alb durch die mitgeführten Feinsedimente die Beobachtung des Sohlmaterials. Für die vorliegende Analyse wurden daher analog zur Untersuchung der Sohltopographie und der Fließgeschwindigkeit in der Umgestaltungsstrecke nur der gerade Teilabschnitt und der Kurvenabschnitt der Bühnenstrecke berücksichtigt. In diesen Bereichen waren alle Lenkbühnen während des Monitoringzeitraums einsehbar.

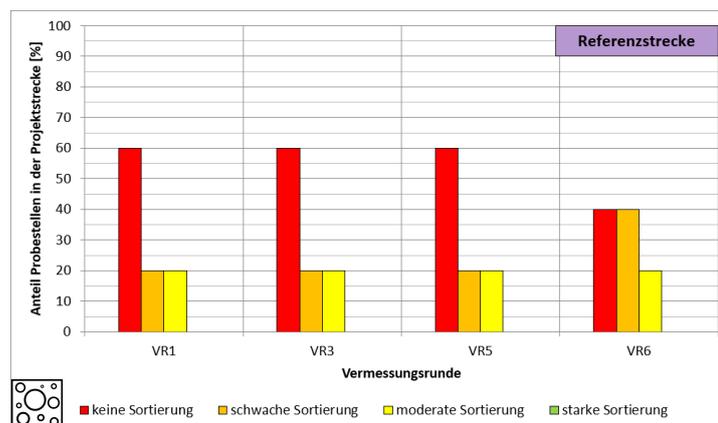


Abbildung 4-27: Zeitliche Entwicklung der Substratsortierung in der Referenzstrecke

In der Referenzstrecke blieb die Substratverteilung im Untersuchungszeitraum nahezu konstant und es sind nur minimale Sortierungseffekte zu beobachten (siehe Abbildung 4-27).

Im Ausgangszustand weisen drei der Untersuchungsstellen und damit ein Anteil von 60 % keine Sortierung auf und jeweils eine Messstelle weist schwache bzw. moderate Sortierung (jeweils 20 %) auf. Diese Bewertung bleibt auch für VR3 und VR5 bestehen. Nur nach Ablauf des zweiten zweijährlichen Hochwassers im Betrachtungszeitraum vor VR6 ist an zwei zusätzlichen Messtellen eine schwache Sortierung beobachtbar an denen vorher keine Sortierung festzustellen war. Nach Abschluss des Monitorings war damit an jeweils 40 % der Messtellen keine oder nur schwache Sortierung festzustellen und bei 20 % der Messtellen eine moderate Sortierung.

In der gesamten Bühnenstrecke hingegen verbessert sich der Grad der Substratsortierung ab dem Einbau der Lenkbühnen deutlich, wie in Abbildung 4-28 dargestellt ist. Sowohl in der geraden Bühnenstrecke als auch in der Kurvenstrecke waren vor Einbau der Lenkbühnen in VR1 Bereiche ohne

oder mit schwacher Sortierung zu 43 % bzw. 67 % vertreten. Daneben treten in der geraden Strecke Bereiche schwacher Sortierung mit einem Anteil von 57 % auf. In der Kurvenstrecke tritt neben 22 % schwach sortierten Probestellen auch an 11 % der Probestellen eine moderate Sortierung auf.

Nach Abschluss des Einbaus der Lenkbuhnen verschiebt sich die Verteilung der Substratsortierung in der geraden Strecke in Richtung moderate und starke Sortierung. In VR3 sind die Anteile der einzelnen Sortierungsklassen bereits annähernd ausgeglichen. D.h. jeweils 29 % der Lenkbuhnen weisen keine, moderate oder starke Sortierung auf, während 14 % der Lenkbuhnen schwache Sortierung aufweisen. Trotz des zweijährlichen Hochwassers zwischen VR3 und VR5 nimmt die Substratsortierung anschließend wieder ab. In VR5 ist an jeweils 43 % der Lenkbuhnen entweder keine Sortierung mehr oder nur noch schwache Sortierung zu beobachten. Der Anteil an Lenkbuhnen mit starker Sortierung sinkt auf 14 %. Eine mögliche Erklärung kann darin gefunden werden, dass einige der Einbauten in der geraden Strecke infolge der Umlagerungen während des Hochwassers anschließend nicht mehr hydraulisch wirksam waren und daher auch keine Substratsortierung mehr induzieren können. In VR6 erhöht sich trotz der langen Niedrigwasserperiode der Grad der Substratsortierung dort wieder. Dies ist vor allem am Anteil moderat sortierter Lenkbuhnen zu sehen. Er steigt auf 57 % an, die anderen Sortierungsgrade kommen auf einen Anteil von jeweils 14 %. Ein klarer zeitlicher Trend ist an dieser Teilstrecke also nicht zu beobachten. Jedoch wird deutlich, dass sich der Grad der Sortierung im Vergleich zum Ausgangszustand durch den Einbau der Lenkbuhnen verbessert hat.

Auch in der Kurvenstrecke verbessert sich die Substratsortierung durch den Einbau der Lenkbuhnen. In VR3 weisen bereits 44 % der Probestellen eine starke Substratsortierung auf. Diese befinden sich vor allem im unterstromigen Bereich dieser Teilstrecke, wo die strömungslenkende Wirkung der Einbauten durch die serielle Wirkung der Einbauten am stärksten ist. Der Anteil an Lenkbuhnen ohne Sortierung sinkt stark auf 22 % ab. Der Anteil schwach sortierten Sohlsubstrats im Umfeld von Lenkbuhnen bleibt ebenso wie beim moderat sortieren Sohlmaterial konstant. Durch das zweijährliche Hochwasser nimmt die Substratsortierung in VR5 im Gegensatz zur geraden Strecke der Buhnenstrecke stark zu. 78 % der Lenkbuhnen weisen nun in ihrem Umfeld eine starke Sortierung auf und 22 % eine moderate Sortierung. In VR6 verstärkt sich dieser Trend noch. Nun ist an 89 % der Probestellen eine starke Sortierung festzumachen und an nur noch 11 % der Lenkbuhnen eine moderate Sortierung. In der Kurvenstrecke konnte nach Einbau der Lenkbuhnen also eine kontinuierlich zunehmende Sortierung der Bestandteile des Sohlsubstrats beobachtet werden.

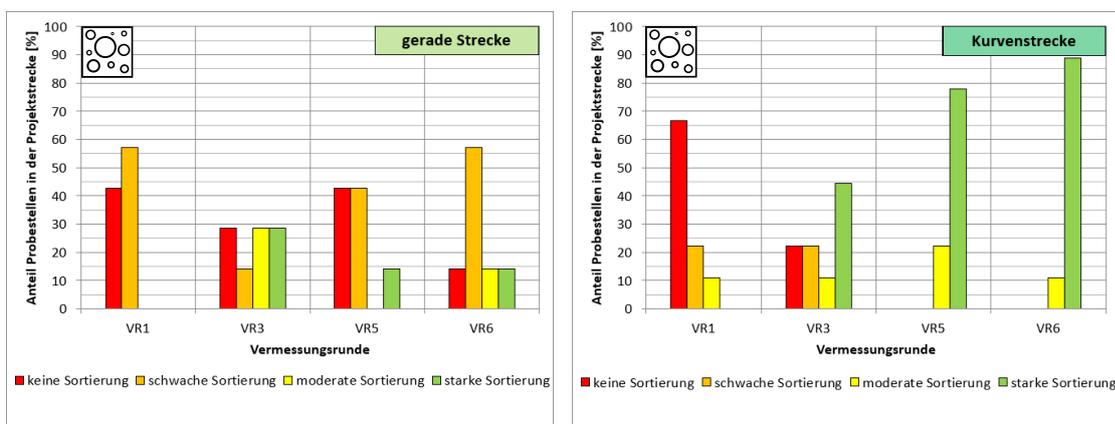


Abbildung 4-28: Zeitliche Entwicklung der Substratsortierung in der Buhnenstrecke, aufgeteilt in die gerade Strecke (links) und die Kurvenstrecke (rechts)

Mit dem bisherigen Monitoring lässt sich nicht eindeutig klären, ob sich die entstandenen Gewässerstrukturen dauerhaft etablieren oder nur eine Momentaufnahme nach den abgelaufenen

Hochwässern darstellen (siehe Abbildung 4-29). So wäre es möglich, dass sich die durch den erhöhten Abfluss entstandenen Kolke während der Niedrigwasserperioden wieder mit Feinmaterial auffüllen. Aufgrund des Umstandes, dass das Lutherisch Wäldele als FFH-Gebiet ausgewiesen ist, war eine Befliegung in der Vegetationsperiode rechtlich nicht möglich. Daher wurden die Untersuchungen durch die Dauerbetrachtung der Lenkbuhne 30 in der Bühnenstrecke mithilfe einer Wildtierkamera und durch regelmäßige Begehungen einmal im Monat über ein Jahr ergänzt. Hierbei war visuell zu erkennen, dass die freien Sandflächen durch die Lenkbuhnen zumindest in der Kurvenstrecke ganzjährig freigehalten werden konnten, sich in den Niedrigwasserperioden jedoch weniger nach unterstrom erstreckten. Die Ausdehnung nahm hierbei um geschätzte 30 % ab. Die Bereiche direkt um die Buhne wurden zumindest nach visueller Wahrnehmung weiterhin zuverlässig vor Kolmation geschützt.



Abbildung 4-29: Dokumentation des zeitlichen Verlaufs der Substratsortierung an Lenkbuhne 30 in der Kurvenstrecke vom März 2019 (links) bis März 2021 (rechts)

Die Substratverteilung stützt hiermit die Erkenntnisse, die aus der Geschwindigkeitsmessung gewonnen wurden. Durch Lenkbuhnen lässt sich die Substratsortierung im Gewässerbett verbessern. Es entstehen verschiedene Bereiche mit Schlamm und Totholz nahe dem Ufer, eine Sandfahne entlang der Bühnenachse und etwa auf halber Höhe der Buhne parallel zur Fließrichtung und Bereiche größeren Substrats nahe dem Lenkbuhnenkopf in den ausgekolkten Bereichen. In Abbildung 4-30 befindet sich eine schematische Zeichnung der im Monitoring gesammelten Erkenntnisse zur Substratsortierung an Lenkbuhnen. Zur Ableitung genauere Aussagen sind jedoch weitere Untersuchungen notwendig.

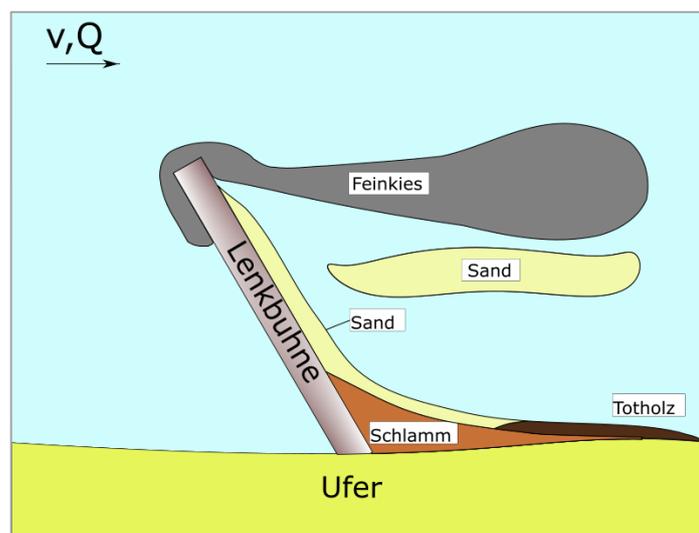


Abbildung 4-30: Qualitative Darstellung der Substratsortierung im Umfeld einer Lenkbuhne anhand der im Freilandversuch gewonnenen Erkenntnisse

#### 4.5.4 Fazit des Monitorings

Im Rahmen des Monitoringprogramms an der Alb wurde der Einfluss von Lenkbuhnen auf die Hydromorphologie des Untersuchungsgewässers untersucht. Es konnten bereits ein halbes Jahr nach Einbau der Lenkbuhnen erstmals signifikante gewässerstrukturierende Effekte beobachtet werden. Während des gesamten Untersuchungsablaufs von knapp drei Jahren haben sich sowohl die Tiefenvarianz, die Strömungsdiversität als auch die Substratsortierung in der Alb durch den Einbau der Lenkbuhnen gegenüber dem Ausgangszustand im Vergleich mit einem unbeeinflussten Referenzabschnitt erhöht. Dabei zeigte sich, dass die Ausprägung der verschiedenen Parameter abhängig war von der Konfiguration und Lage der Buhnen. Im Kurvenabschnitt waren die Änderungen der Parameter stets deutlicher als in der geraden Teilstrecke. Ob dies an den längeren Lenkbuhnen oder an der Kurvenlage liegt, kann anhand der vorliegenden Untersuchung alleine nicht festgemacht werden.

Die Bauwerksstabilität der eingerammten Lenkbuhnen war innerhalb des Untersuchungszeitraumes gegeben. Die Bauwerke waren durch die große Einbindetiefe trotz der tiefen Buhnenkopfkolke fast ausnahmslos lagestabil. Es kam nur an einer der Lenkbuhnen in Abschnitt 2 zu einer Verformung des Bauwerks. Dort wurden die beiden außenliegenden Steine durch den starken Strömungsangriff bei HQ2 aus der senkrechten Lage verschoben, verblieben aber dennoch an Ort und Stelle.

Eine abschließende Beurteilung des Erfolgs der Baumaßnahme ist nach nur zweieinhalb Jahren nach Abschluss der Umgestaltung noch nicht möglich. Um einen neuen stabilen Gleichgewichtszustand zu erreichen müssen langjährige gewässermorphologische Beobachtungen durchgeführt werden (Detering 2012, Kern 1994). Bisher sind nur kleinere Hochwässer bis HQ2 im Untersuchungsgebiet aufgetreten. Da auch der Abfluss eine maßgebliche Einflussgröße für die Gewässerentwicklung darstellt, gilt es, den Einfluss der Lenkbuhnen auf die Gewässermorphologie nach Eintritt größerer Hochwasserereignisse erneut zu evaluieren.

## 4.6 Hydraulisch-Morphologische Bewertung der dokumentierten Gewässerstrukturierung

*Anmerkung: Das folgende Unterkapitel basiert auf der folgenden Veröffentlichung und wurde für die vorliegende Arbeit inhaltlich stark erweitert:*

Müller, A. C. T., Seidel, F., & Nestmann, F. (2021a). Untersuchung der durch Lenkbuhnen hervorgerufenen Habitatvielfalt. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 14(4), 236–242. <https://doi.org/10.3243/kwe2021.04.004>

*Aufgrund neuer Erkenntnisse zur Hydrologie der Versuchsstrecke seit der Veröffentlichung des Artikels sind die Zahlenwerte in dieser Arbeit und in der genannten Veröffentlichung nur bedingt vergleichbar.*

Zur vertieften hydraulischen Analyse wurde auf Basis der aus dem Monitoring hervorgegangenen Daten für die Referenzstrecke in Abschnitt 0 und die Buhnenstrecke mit Lenkbuhnen innerhalb der Abschnitte 4 bis 6, jeweils ein hydraulisches 2D-HN-Modell für alle Untersuchungszeitpunkte von VR1 bis VR6 (siehe Kapitel 4.3) mit dem Programm FLUMEN (Beffa, 2014) aufgestellt. Der Modelbereich umfasste jeweils die Messbereiche der Sohltopographie (siehe Kapitel 4.4.1) zuzüglich eines etwa 5 m breiten Streifens beidseitig der Böschungsoberkanten.

Das Programm FLUMEN löst die 2D-Flachwassergleichungen mit einer expliziten Zellenmittelpunkt-Finite-Volumen-Methode und Flux-Difference Splitting nach Roe. Das Programm verwendet ein unstrukturiertes Dreiecksnetz (Beffa, 2014). Das Preprocessing wurde mit dem institutseigenen

Programm FlowGIS durchgeführt (Musall, 2011). Die Bühnen wurden entsprechend der Erkenntnisse aus Kapitel 2.5.4.1 explizit in der Topographie durch eine entsprechend feine Auflösung des Meshs abgebildet und als feste Bruchkanten in das Modell eingefügt (Patzwahl et al., 2008). Eine Lenkbühne umfasste in Fließrichtung zwischen drei bis fünf Elemente. Entlang der Bühnenachse waren es, auch in Abhängigkeit der Bühnenvariante, teils 10 bis 15 Elemente.

Die Modelle wurden mithilfe von Abfluss- und Wasserspiegelmessungen im Bereich von mittlerem Niedrigwasser bis Abflüsse größer als Mittelwasser kalibriert und validiert. Zwei Abflussereignisse von  $Q_1 = 1 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $\approx \text{MNQ}$ ) und  $Q_3 = 6,29 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $> \text{MQ}$ ) dienten zur Kalibrierung der Modelle. Der Abfluss wurde im Projektgebiet auf Höhe der Brücke Daxlander Straße unter Zuhilfenahme eines Messflügels Kleinflügel C 2 der Firma OTT mit der Sechspunktmethod mit 12 Senkrechten aufgenommen. Der Wasserstand wurde je nahe am oberstromigen Ende der beiden Teilstrecken Referenzstrecke und Bühnenstrecke mit einem Nivelliergerät und den während der Sohlvermessung angebrachten Festpunkten vorgenommen. Validiert wurden die Modelle mithilfe eines Abflussereignisses von  $Q_2 = 1,82 \text{ m}^3/\text{s}$  im Bereich zwischen MNQ und MQ. Die Kalibrierung erfolgte individuell für jede Vermessungsrunde getrennt. Es wurden insgesamt neun verschiedene numerische Modelle erstellt. Die Genauigkeit bei der Validierung betrug im Mittel etwa einen Zentimeter.

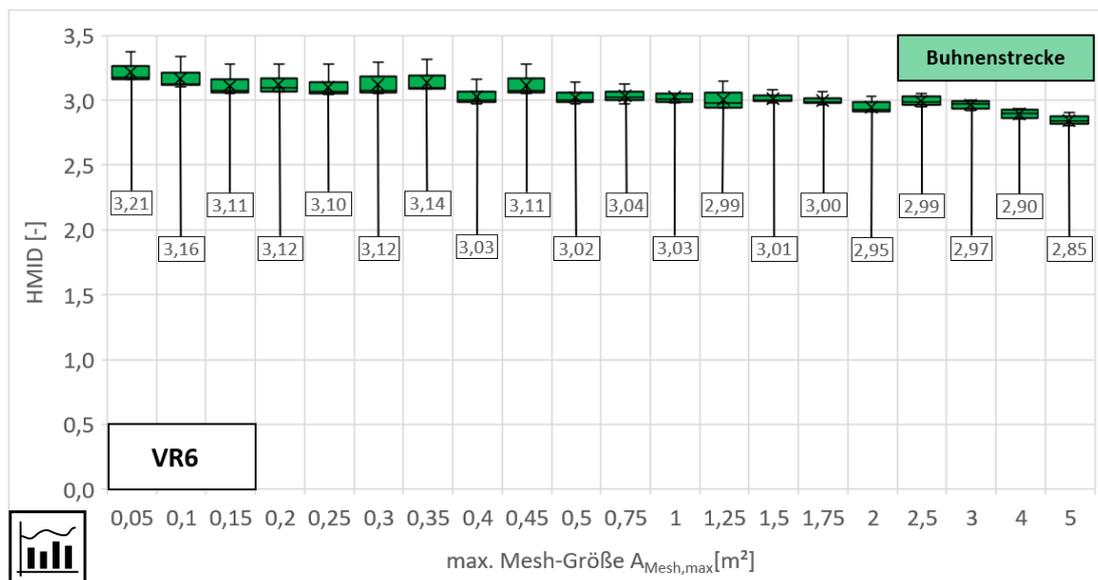


Abbildung 4-31: Sensitivität des HMIID auf die max. Mesh-Größe im numerischen Modell am Beispiel der Bühnenstrecke in VR6

Anhand der Sohltopographie von VR6 für die Umgestaltungsstrecke vom März 2021 wurde eine Sensitivitätsanalyse hinsichtlich der maximalen Mesh-Größe bei der Gitternetzerstellung vorgenommen (siehe Abbildung 4-31). Es wurden entsprechend den Ergebnissen der Literaturrecherche in Kapitel 41 maximale Mesh-Größen zwischen  $0,05 \text{ m}^2$  und  $5 \text{ m}^2$  untersucht (siehe Tabelle 2-2). Die Bewertung der Simulationsergebnisse wurde mit dem HMIID (siehe Kapitel 2.5.2) als Bewertungskriterium vorgenommen. Der HMIID steigt mit abnehmender Mesh-Größe an, da die komplexen Strömungsstrukturen besser aufgelöst werden.

Der stärkste Anstieg des mittleren HMIID über das Abflussspektrum zeigt sich dabei zwischen der sehr groben Auflösung von  $5 \text{ m}^2$  bis  $2,5 \text{ m}^2$ . Für Auflösungen kleiner  $1,25 \text{ m}^2$  nimmt die Schwankungsbreite des HMIID über das untersuchte Abflussspektrum stark zu. Ein Indiz, dass in der statistischen Auswertung die veränderte Strömungsstruktur bei den unterschiedlichen Abflüssen bei der gewählten Mesh-Größe angemessen abgebildet werden kann und nicht mehr allein die

großräumigen Strömungsmuster die Bewertung beeinflussen. Ab einer Auflösung von  $0,35 \text{ m}^2$  oder kleiner nehmen die Schwankungen im HMID nachhaltig ab; auch wenn sie für die beiden feinsten Auflösungen  $0,05 \text{ m}^2$  und  $0,10 \text{ m}^2$  erneut zunehmen. Dort werden vor allem die flachen Uferbereiche nochmals detaillierter abgebildet und beeinflussen so die Verteilung der Extremwerte der Wassertiefe.

Als maximale Elementgröße wurde anhand der Stabilität des HMID im Vergleich zur nächstkleineren Auflösung  $0,15 \text{ m}^2$ , auch unter Berücksichtigung der Erkenntnisse aus Kapitel 2.5.4 und den Erkenntnissen in Kapitel 6.4.2 sowie der Empfehlungen zur Nutzung numerischer Modelle zur Habitatbewertung aus Kapitel 2.5.4,  $0,2 \text{ m}^2$  gewählt. Die Berechnungen wurden dementsprechend für sechs Abflüsse zwischen  $MNQ=1,22 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $MQ=3,23 \text{ m}^3/\text{s}$  durchgeführt (LUBW, 2007). Um die unterschiedlichen hydraulischen Randbedingungen in der Bühnenstrecke zu analysieren, wurde sie analog zu Kapitel 4.5 in einen geraden Teil (Abschnitt 4) und den Kurvenbereich (Abschnitte 5 und 6) aufgeteilt.

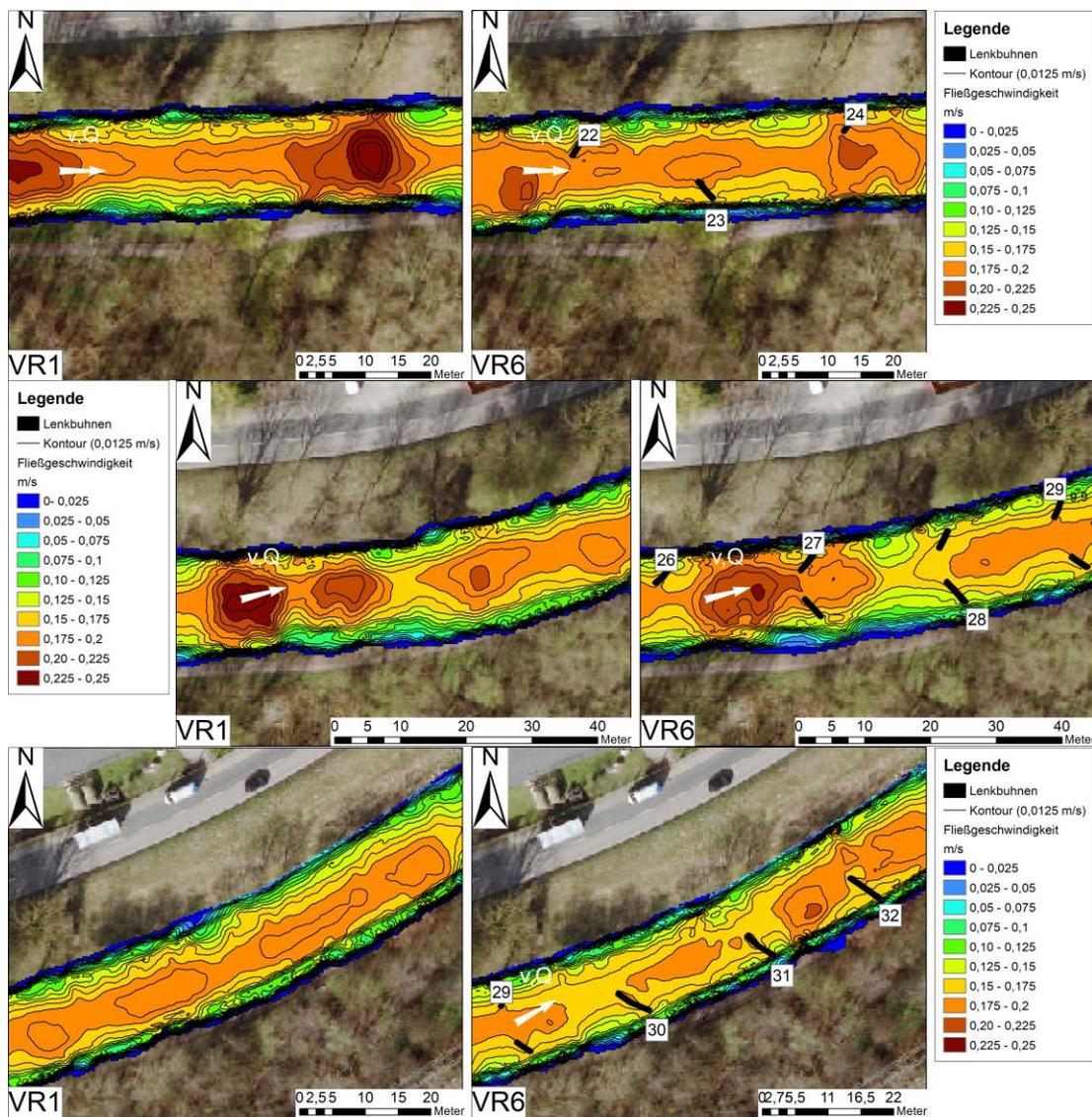


Abbildung 4-32: Entwicklung der Geschwindigkeitsverteilung in der Umgestaltungsstrecke von Vermessungsrunde 1 (vor Einbau der Lenkbuhnen) im September 2018 bis zur Vermessungsrunde 6 (2,5 Jahre nach Einbau der Lenkbuhnen) im März 2021 für MQ

Es ist zu beobachten, dass sich durch den Einbau der Lenkbuhnen die Geschwindigkeitsverteilung im Gerinne deutlich verändert hat (siehe Abbildung 4-32). Am Anfang der Bühnenstrecke in der geraden Strecke in Abbildung 4-32 (oben) konnte jedoch nicht, wie beabsichtigt, durch die alternierenden Lenkbuhnen das Pendeln des Stromstrichs im Gewässerbett hervorgerufen werden. Unterstrom der Bühnenköpfe bilden sich strömungsberuhigte Bereiche. Die höchsten Fließgeschwindigkeiten treten wie zu erwarten an der Ablösungszone an den Bühnenköpfen auf. Zuvor war dort in VR1 eine weitgehend monotone Verteilung über das Querprofil zu beobachten. Jedoch wurde durch den Absturz des Riffle-Pool Systems, nahe dem späteren Einbauort von Lenkbuhne 24, vor Einbau der Bühnen auch eine Differenzierung der Geschwindigkeitsverteilung in Längsrichtung vorgenommen.

Vor Einbau der Lenkbuhnen (VR1) ist in Abbildung 4-32 (Mitte) keine klare Aussage zur Geschwindigkeitsverteilung zu erkennen. Auf halber Strecke zwischen den beiden späteren Lenkbuhnen 26 und 27 befindet sich ein kleiner Sohlabsturz, kombiniert mit einer simultanen Verengung des Abflussquerschnitts kommt es dort zu hohen Fließgeschwindigkeiten. In VR6 hat sich die Geschwindigkeitsverteilung stark geändert. An der doppelseitigen Lenkbuhne 27 ist die Abflusskonzentration in der Gewässermitte am deutlichsten von den drei untersuchten Einbauten zu erkennen. Unterstrom der beiden Teilbauwerke bilden sich Rückstromzonen aus. Die höchsten Fließgeschwindigkeiten treten, analog zu den Freilandmessungen in Kapitel 4.5.2, im Bereich bis zu einer halben Gewässerbreite nach unterstrom in Gewässermitte auf. Auch an den Lenkbuhnen 28 und 29 ist eine deutliche Differenzierung des Abflusses im Querprofil erkennbar.

Im Bereich der durch lange Lenkbuhnen geschützten Kurve in Abbildung 4-32 (unten) ist im Ausgangszustand in VR1 erwartungsgemäß eine starke Strömung nahe dem Außenufer zu beobachten. In VR6 wird durch die Lenkbuhnen der Stromstrich deutlich Richtung Innenufer verlagert. Entlang dem Außenufer fließt nur noch ein geringer Abflussanteil. Das globale Geschwindigkeitsmaximum ist auch hier an den Bühnenköpfen zu finden. Im Vergleich der drei Abschnitte sind die Fließgeschwindigkeiten in diesem Abschnitt am größten. Auffällig ist auch das Auftreten eines lokalen Geschwindigkeitsmaximums nahe der Bühnenwurzeln.

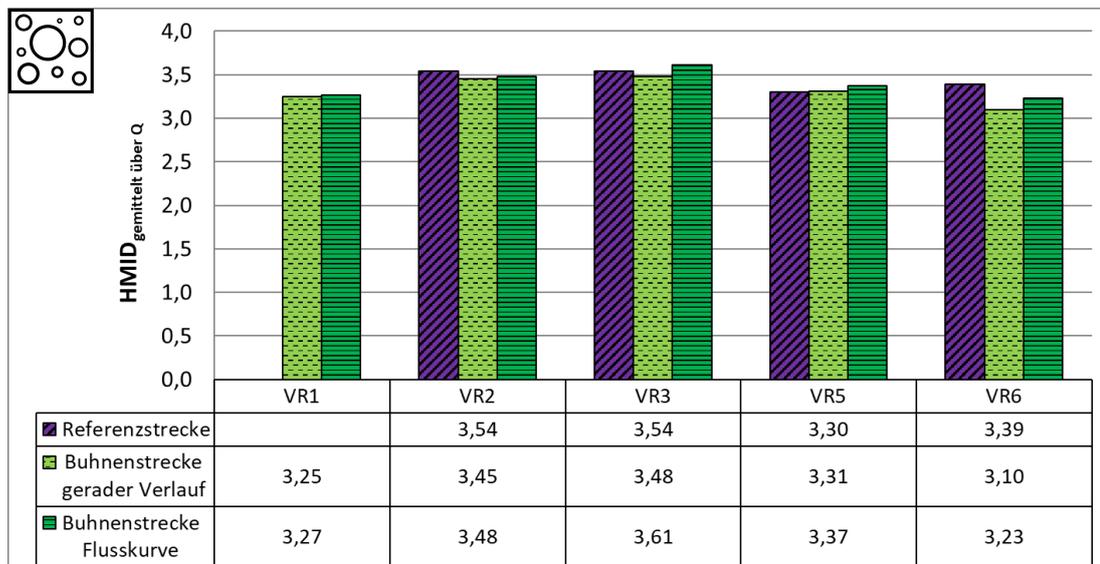


Abbildung 4-33: Zeitliche Entwicklung des HMID für die Referenzstrecke und die Umgestaltungsstrecke

Auf Basis der berechneten Wassertiefen und Fließgeschwindigkeitsverteilungen wurde die Bewertung der entstandenen Gewässerstrukturen durchgeführt. Die Bewertung der statistischen Daten

wurde in mithilfe des hydraulisch-morphologischen Index der Diversität (siehe Kapitel 2.5.2) vorgenommen.

In der Referenzstrecke bleibt der HMID während der ersten beiden durchgeführten Untersuchungen in VR2 und VR3 mit 3,54 konstant (siehe Abbildung 4-33). Danach nimmt er in VR5 leicht auf 3,30 ab und erreicht in VR6 nach leichter Steigerung wieder 3,39. Also ist der HMID in der Referenzstrecke während des Untersuchungszeitraums gesunken.

In VR1 sind die HMID für die Buhnenstrecke im geraden Bereich in Abschnitt 4 und für den Bereich der Flusskurve in Abschnitt 5 und 6 mit 3,25 bzw. 3,27 gut vergleichbar. Durch den Einbau der Lenkbuhnen steigt der HMID in der Buhnenstrecke nach Abschluss der Baumaßnahme an. Für den geraden Bereich in Abschnitt 4 ist der Anstieg von VR1 nach VR2 auf 3,45 überraschend stark, da die Alb in diesem Bereich bereits stark durch Riffle-Pool-Systeme gegliedert war, die im Zuge der Baumaßnahmen zerstört wurden. Demnach wäre eigentlich zu erwarten gewesen, dass der HMID dort sinkt. In der Flusskurve ist der HMID in VR2 mit 3,48 fast identisch.

Nach dem ersten einjährigen Hochwasser (VR3) steigt der HMID im geraden Abschnitt nur noch minimal an und erreicht 3,48. Eine mögliche Erklärung dafür ist die zunehmende Konsolidierung der durch die Baumaßnahmen bedingten Störungen in der Gewässersohle. In der Flusskurve kommt es hingegen zu einem weiteren Anstieg des HMID auf 3,61.

Der HMID nimmt überraschenderweise infolge des vor VR5 abgelaufenen zweijährlichen Hochwasser wieder ab und erreicht nur noch 3,31 (gerader Abschnitt) bzw. 3,37 (Flusskurve). Transportkörper und Sohlenmorphologie passen sich dem Abfluss an. Am Fallbeispiel der Elbe konnte bereits nachgewiesen werden, dass bei höheren Abflüssen die Dünenhöhe und damit die Variabilität der Sohloberfläche im Vergleich zu Mittelwasser abnehmen kann (Wang et al., 2002). Die Abnahme hält nach dem Niedrigwasserjahr 2020 weiter an. Für den geraden Abschnitt wird in VR6 nur noch ein über das Abflussspektrum gemittelter HMID von 3,10 erreicht. Dieser Wert ist noch unter dem Ausgangswert dieses Abschnitts in VR1. Für die Flusskurve ist die Abnahme geringer und dort wird noch ein Wert von 3,23, aber ebenfalls unter dem Ausgangsniveau erreicht. Der Rückgang des HMID in den beiden umgestalteten Abschnitten korrespondiert also mit der Entwicklung in der Referenzstrecke.

Die berechneten HMID-Werte sind vergleichbar mit Angaben aus der Literatur für kanalisierte Abschnitte (Gostner & Schleiss, 2011). Außerdem nimmt der HMID in der Referenzstrecke mit zunehmendem Abfluss stark ab. Dies ist ein weiteres Indiz für die Charakteristik von teilverbauten und kanalisierten Fließgewässerabschnitten (siehe Kapitel 2.5.2).

In Tabelle 4-8 sind die Variabilität von Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe sowie der HMID nebst den Teilvielfältigkeitsindizes  $V_v$  und  $V_t$  des Mittelwasserabflusses von  $MQ = 3,23 \text{ m}^3/\text{s}$  für die verschiedenen Untersuchungszeitpunkte aufgetragen.

Die Detailanalyse der Ergebnisse zeigt auf, dass sich durch die Einbauten zunächst vor allem die Geschwindigkeitsverteilung diversifiziert hat.  $V_v$  stieg in der gesamten Buhnenstrecke deutlich an und nahm erst nach dem zweijährlichen Hochwasser zwischen VR3 und VR5 wieder ab.  $V_t$  änderte sich im geraden Abschnitt der Buhnenstrecke jedoch nur leicht. Die mittlere Wassertiefe in der Kurvenstrecke nahm durch die Kolkbildung an den Buhnenköpfen nicht zu, dafür stieg die Standardabweichung der Wassertiefen. Dadurch nahm  $V_t$  bis VR3 zunächst signifikant zu und blieb auch in VR6 mit 2,04 noch deutlich über dem Ausgangswert von 1,92 in VR1. Dies ist ein eindeutiges Indiz der zunehmenden Strukturierung der Gewässersohle.

Die mittlere Fließgeschwindigkeit nahm nach Einbau der Lenkbuhnen in der Buhnenstrecke um bis zu 10 % ab, während die Wassertiefe gleichzeitig minimal zunahm. Dies ist auf den aufstauenden Effekt der Einbauten auf die Wasserspiegellage zurückzuführen.

Tabelle 4-8: Analyse Mittelwerte und Standardabweichung ( $\pm$ ) der hydraulischen Variablen Fließgeschwindigkeit  $v$  und Wassertiefe  $h$ , sowie der Teilvielfältigkeitsindizes des HMID für  $MQ=3,23 \text{ m}^3/\text{s}$ 

MQ= 3,23 m <sup>3</sup> /s Untersuchungszeitpunkt		VR1	VR2	VR3	VR5	VR6
Buhnenstrecke gerader Verlauf	v	0,21 ± 0,06	0,2 ± 0,07	0,19 ± 0,07	0,19 ± 0,06	0,19 ± 0,05
	h	0,91 ± 0,06	0,94 ± 0,07	0,96 ± 0,07	0,93 ± 0,06	0,96 ± 0,05
	V <sub>v</sub> [-]	1,68	1,85	1,86	1,75	1,68
	V <sub>t</sub> [-]	1,93	1,94	1,92	1,87	1,95
	HMID [-]	3,25	3,56	3,55	3,26	3,26
Buhnenstrecke Flusskurve	v	0,21 ± 0,06	0,18 ± 0,07	0,17 ± 0,07	0,18 ± 0,06	0,18 ± 0,06
	h	0,91 ± 0,35	0,93 ± 0,44	0,91 ± 0,44	0,92 ± 0,42	0,97 ± 0,41
	V <sub>v</sub> [-]	1,69	1,88	1,88	1,75	1,75
	V <sub>t</sub> [-]	1,92	2,17	2,21	2,13	2,04
	HMID [-]	3,26	4,05	4,13	3,69	3,54
Referenzstrecke	v	keine Mes- sung	0,12 ± 0,05	0,12 ± 0,05	0,11 ± 0,04	0,12 ± 0,05
	h		1,03 ± 0,32	1,01 ± 0,33	0,99 ± 0,33	1,03 ± 0,32
	V <sub>v</sub> [-]		2,01	1,99	1,85	1,96
	V <sub>t</sub> [-]		1,73	1,76	1,77	1,72
	HMID [-]		3,48	3,50	3,27	3,35

Die unterschiedlichen Auswirkungen auf Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit zeigen sich stark in dem Verlauf des HMID. Analog zum Verlauf der Teilvielfältigkeiten  $V_v$  und  $V_t$  steigt in beiden Teilabschnitten der Buhnenstrecke der HMID bis VR3 stark an und geht dann abrupt wieder auf das Ausgangsniveau zurück. In der Flusskurve werden dabei mit einem maximalen HMID von 4,13 deutlich höhere Werte erreicht als im geraden Abschnitt mit 3,56.

In der Referenzstrecke konnten hingegen keine signifikanten Änderungen in der statistischen Verteilung der Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen beobachtet werden. Dennoch spiegeln sich die minimalen Schwankungen der Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen im Laufe des Monitoringprogramms im HMID wider.

Im Vergleich der beiden Abschnitte fällt auf, dass sich die numerisch berechnete mittlere Fließgeschwindigkeit und die mittlere Wassertiefe in der Referenzstrecke von der Buhnenstrecke unterscheiden. Im Allgemeinen herrschen hier geringe Fließgeschwindigkeiten und höhere Wassertiefen als in der Buhnenstrecke vor.

Der hydraulische-morphologische Index der Diversität stieg während der Beobachtungszeit durch den Einbau der Lenkbuhnen gegenüber der Referenzstrecke merklich an. Bisher bleibt offen, ob sich der HMID im Bereich der Flusskurve stärker als im geraden Bereich der Umgestaltungsstrecke erhöht hat, weil in diesem Bereich längere Lenkbuhnen eingebaut wurden oder ob sich die Gewässerstrukturierung in Kurvenbereichen generell stärker durch Lenkbuhnen beeinflussen lässt.

## 4.7 Untersuchung der Habitataignung und Gewässerstrukturen

Für den Nutzen als Habitat ist nicht nur die statistische Variabilität wichtig, sondern das Zusammenspiel aus Fließgeschwindigkeit, passender Wassertiefe, Substrat und weiterer Aspekte wie z.B. das Vorhandensein von Unterständen oder die Wassertemperatur (siehe Kapitel 2).

Im folgenden Kapitel werden daher die beiden in Kapitel 2.5 vorgestellten Verfahren zur Habitat- und Strukturbewertung, CASiMiR und das Verfahren der Landesstudie Gewässerökologie aus Baden-Württemberg, angewendet, um die ökologischen Auswirkungen der Lenkbuhnen an der Versuchsstrecke zu beurteilen.

### 4.7.1 Auswahl der Referenzfischarten

Die Auswahl der untersuchten Fischarten orientierte sich an den Referenz-Fischzönosen im Projektgebiet. Äsche, Barbe und Nase sind in der Literatur oft herangezogenen Modellfischarten zur Habitatbewertung von Fließgewässern (Britton & Pegg, 2011; Morina et al., 2016; Mouton et al., 2008). Alle drei genannten Arten gehören zudem zu den in der Landesstudie Gewässerökologie bestimmten Fokusarten (Becker & Ortlepp, 2019). Die Fokusarten sind geeignet, stellvertretend für die anderen Mitglieder ihrer jeweiligen Referenz-Fischzönose die Bewertung einer Gewässerstrecke aus hydro-morphologischer Sicht herzuleiten. Sie sind in Abbildung 4-34 dargestellt. Die einzelnen Modellorganismen und ihre Ansprüche an den Lebensraum werden im Folgenden kurz vorgestellt.



Abbildung 4-34: Ausgewählte Referenzfischarten: Äsche (links), Barbe (Mitte) und Nase (rechts) (simfisch.de)

#### 4.7.1.1 Äsche

Die Äsche (*Thymallus thymallus*) gehört zur Familie der Salmoniden. Sie ist eine rheophile Fischart, die kleine und mittelgroße Fließgewässer mit hohen Fließgeschwindigkeiten von 0,77 bis 1,10 m/s bevorzugt, und Leitfischart der Äschenregion im Oberlauf eines Fließgewässers (Mallet et al., 2000).

Äschen präferieren in Abhängigkeit ihres Altersstadiums naturnahe Gewässerabschnitte mit flachen Kiesbänken für die juvenilen Altersstadien und stark durchströmte Fließrinnen für adulte Exemplare in den Sommermonaten. Im Winterhalbjahr suchen die adulten Exemplare langsam durchströmte, tiefere Bereiche mit Deckungsstrukturen auf und reagieren daher sensibel auf Wanderhindernisse (Nykanen et al., 2001; Vehanen et al., 2003). In der Regel wandern Äschen lediglich kurze Strecken zwischen unterschiedlichen Teilhabitaten. Sie können daher nur in den Fließgewässerabschnitten stabile Bestände ausbilden, in denen alle altersspezifisch benötigten Teilhabitate in benötigter Qualität, Quantität und Vernetzung vorhanden sind (Becker & Ortlepp, 2019; Pennekamp, 2019). Äschen stellen außerdem hohe Ansprüche hinsichtlich der Laichhabitate, die gut durchströmt und frei von Feinsedimenten sein müssen, damit Eier und Brütlinge mit ausreichend Sauerstoff versorgt werden. Untergetauchte Strukturen am Flussufer, z.B. Wurzeln, stellen wichtige Unterstände für die Äsche dar (Boavida et al., 2013).

Da sie zudem sehr empfindlich auf Lebensraumveränderungen reagieren, werden sie häufig als Modellfischart zur Beurteilung der Qualität von Laichplätzen herangezogen (Fukuda et al., 2013; Mouton et al., 2008).

#### 4.7.1.2 Barbe

Die Barbe (*Barbus barbus*) gehört zur Familie der Karpfenartigen, die auch als Cypriniden bezeichnet werden. Sie ist Leitfisch der Barbenregion im Mittel- bis Unterlauf von Fließgewässern und kommt hauptsächlich in Fließgewässern vor. Sie lebt bodenorientiert und ernährt sich von Plankton und Makrophyten vom Gewässergrund (Britton & Pegg, 2011).

Daneben ist sie auch ein guter Modellorganismus für ökologische Fragestellungen, denn die Barbe benötigt im Laufe ihres Lebenszyklus unterschiedlichste Habitate. Juvenile Barben bevorzugen die ruhigen Randbereiche des Gewässers, während mit fortschreitendem Alter Teilhabitate mit zunehmend höheren Fließgeschwindigkeiten bevorzugt werden. Barben bevorzugen daher strukturreiche Gewässerabschnitte mit Totholz und vielfältigen Deckungsstrukturen und dementsprechend unterschiedlichen Strömungsverhältnissen. Eine stabile Barben-Population benötigt bis zu 5 km lange biologisch durchgängige Flussabschnitte. Die Ortswechsel der Barbe finden nicht nur zur Fortpflanzung statt, sondern auch zur Nahrungssuche. Ist die Durchgängigkeit nicht vorhanden, so kann sich auf Dauer keine nachhaltig stabile Population entwickeln (Capra et al., 2017, 2018; Gutmann Roberts et al., 2020; Melcher & Schmutz, 2010; Pennekamp, 2019; Santos et al., 2018). Dadurch ist sie ein geeigneter Modellorganismus, um die Strukturvielfalt und Habitatqualität eines Gewässerabschnitts zu bewerten (Schiemer, 2000).

Aufgrund ihrer bodenorientierten Ernährungsweise ist sie auch in zahlreichen Studien, v.a. aus Großbritannien, als Bioindikator eingesetzt worden, um Schadstoffe; wie z.B. Schwermetalle, nachzuweisen und ihre Verteilung im Gewässer zu bewerten, da sie diese über die Nahrung aufnimmt und im Körper akkumuliert (Morina et al., 2016).

### 4.7.1.3 Nase

Die Nase (*Chondrostoma nasus*) gehört wie die Barbe ebenfalls zu den Cypriniden. Aufgrund ihres komplexen Lebenszyklus eignet sie sich besonders als Modellorganismus zur Beurteilung der Habitatqualität in einem Fließgewässer (Nagel et al., 2020). Sie benötigt noch längere intakte Gewässerabschnitte als die Barbe, zudem unterscheiden sich die Anforderungen an den Lebensraum während der verschiedenen Altersstadien stark. Zum Laichen werden schnell überströmte, flache kiesig-steinerige Bereiche bevorzugt. Juvenile Nasen benötigen Deckungsstrukturen, z.B. Wurzelstrukturen und flache Kiesbänke mit niedriger Fließgeschwindigkeit, als Lebensraum (Boavida et al., 2013; Hauer et al., 2008; Santos et al., 2018; C. Weber et al., 2009). Diese werden im Herbst und Winter auch von den adulten Exemplaren aufgesucht. Im Sommer benötigen sie jedoch ab einer Größe von 25 cm Strukturen mit hohen Fließgeschwindigkeiten von mehr als 1 m/s und grobem Substrat mit einem Durchmesser von mehr als 15 cm. Diese großen Unterschiede der verschiedenen Umweltfaktoren innerhalb der Nasenökotope macht die Nase zu einem guten Modellorganismus, vor allem zur Beurteilung der morphologischen Diversität eines Gewässerabschnitts (Nagel et al., 2020).

## 4.7.2 Untersuchung mit dem Habitatmodell CASiMiR

Mit dem Programm CASiMiR (siehe Kapitel 2.5.5) wurde die Habitateignung der Buhnen- und Referenzstrecke für die gewählten Referenzarten Barbe und Nase sowie die Äsche untersucht. Die Fuzzysets für die Referenzfischarten Barbe und Nase wurden vom Büro SJE Engineering zur Verfügung gestellt, für die Äsche wurde vom Büro HYDRA Mürle & Ortlepp GBR ein Datenset vorbereitet und im Rahmen dieser Arbeit in CASiMiR umgesetzt.

Grundlage für die Untersuchung mit CASiMiR waren die berechneten Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten der numerischen Modelle aus Kapitel 4.6. Die Mesh-Größe in CASiMiR wurde entsprechend der maximalen Elementgröße der numerischen Modelle in FLUMEN eingestellt. Da die Daten zur Substratsortierung nicht flächig verfügbar waren (siehe Kapitel 4.5.1), wurden die Fuzzysets so angepasst, dass die Regeln das Substrat nicht berücksichtigten. Für die jeweilige Kombination aus Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit wurde dabei stets die beste Eignung aus allen angegebenen Substratklassen für das resultierende Fuzzyset angenommen. Auf diese Weise wurde das Habitatmodell unabhängig von Substratdaten. Eine Festlegung auf die niedrigste Eignung der Fuzzysets

hätte hingegen z.B. bedeutet, dass Bereiche deren hydraulische Variablen sich durch den Einbau der Lenkbuhnen verbessern, weiterhin genauso wie im Ausgangszustand bewertet werden könnten. Dadurch wäre der Einfluss der Umgestaltung unterschätzt worden.

Da sich die benetzte Fläche zwischen den beiden Teilgebieten Referenzstrecke und Bühnenstrecke unterscheidet, wurde für den Vergleich der Ergebnisse zwischen den verschiedenen Zeitpunkten des Monitorings nicht auf den WUA zurückgegriffen, sondern der HHS genutzt.

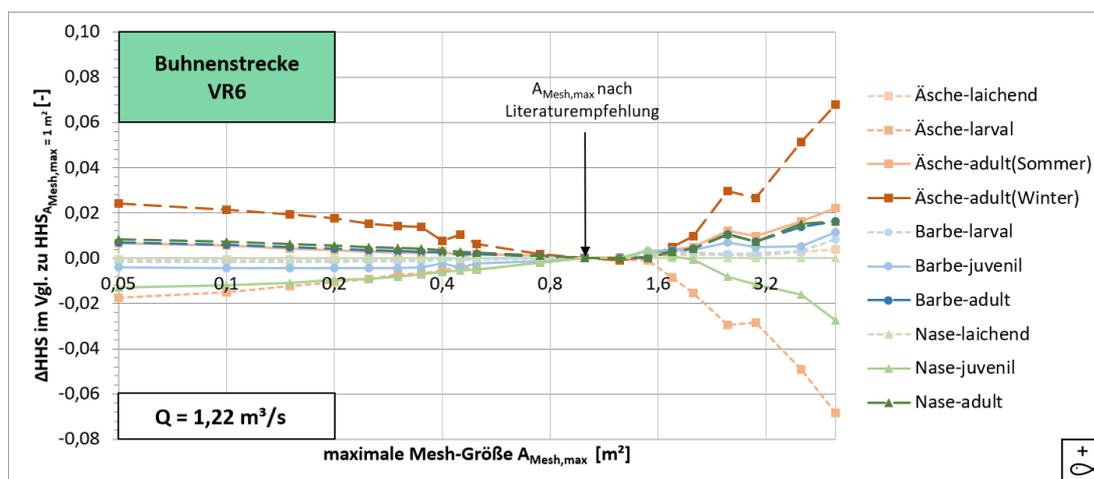


Abbildung 4-35: Evaluation der Änderung der Habitategignung HHS in Abhängigkeit von der Mesh-Auflösung in FLUMEN im Vergleich zu einem Mesh mit maximaler Mesh-Größe von  $1 \text{ m}^2$  für  $\text{MNQ} = 1,22 \text{ m}^3/\text{s}$

Es wurde eine Sensitivitätsanalyse hinsichtlich des Einflusses der maximalen Mesh-Größe  $A_{\text{Mesh,max}}$  auf das Ergebnis anhand der Sohltopographie der Bühnenstrecke in VR6 durchgeführt. Die maximale Mesh-Größe in FLUMEN wurde von  $0,05 \text{ m}^2$  bis  $5 \text{ m}^2$  variiert. In Abbildung 4-35 befindet sich die Analyse der Abhängigkeit des HHS von der maximalen Mesh-Größe für MNQ und in Abbildung 4-36 für MQ. Dazu wurde der berechnete HHS in Bezug zur aus der Literatur (siehe Kapitel 2.5.4) empfohlenen Mindestgröße von  $A_{\text{Mesh,max}} = 1 \text{ m}^2$  gesetzt. Die weiteren Analysen für das restliche Abflussspektrum befinden sich im Anhang C.2.1.

Für den MNQ-Abfluss fällt auf, dass der HHS ausgehend vom Referenzwert mit zunehmender maximaler Mesh-Größe stark zunimmt. Dies trifft mit Ausnahme der juvenilen Nase und der larvalen Äsche auf alle untersuchten Fischarten und Altersstadien zu. Bei Mesh-Größen kleiner  $1 \text{ m}^2$  ist mit feinerer Auflösung ebenfalls für den größten Teil der untersuchten Fischfauna eine Zunahme der Eignung zu beobachten. Diese fällt jedoch kleiner aus, als in der anderen Richtung.

Dieser Umstand kann auf folgende Entwicklung zurückgeführt werden: Je gröber die Auflösung, desto stärker wird im Vergleich zu einer mittleren Auflösung die hydraulische Differenzierung innerhalb der untersuchten Bühnenstrecke. Durch die Vergrößerung der gemessenen Sohltopographie kommt es zu einem relativen Anwachsen der flachen Uferbereiche. Dies liegt darin begründet, dass es mit zunehmendem Abstand der vermaschten Sohlpunkte zum Ufer beim Gleichbleiben der Randwerte zu einer Abflachung der im Modell repräsentierten Uferneigung kommt. Zudem werden vor allem lokale Extrema, z.B. die Strömungsablösung am Bühnenkopf bei unzureichender räumlicher Auflösung der umgebenen Sohlstrukturen verstärkt.

Wird die Auflösung von einem mittleren Wert ausgehend weiter verfeinert, so vollzieht sich vielmehr eine Differenzierung innerhalb des Stromstrichs und der flachen Uferbereiche. Es werden nun auch die feinsten Sohlstrukturen abgebildet. Dadurch werden die gemessenen Extrema in Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe besser repräsentiert.

Die Entwicklung ist für den MQ-Abfluss umso ausgeprägter (siehe Abbildung 4-36). Durch die generell höhere Wassertiefe bei diesem Abfluss herrschen deutlich homogenere Abflussbedingungen vor und durch einen generellen Anstieg der Fließgeschwindigkeit fehlen die ruhigen, strömungsgeschützten Bereiche im Vergleich zum MNQ. Bei MNQ ist der Abfluss zudem deutlich stärker in Gewässermitte konzentriert als bei MQ.

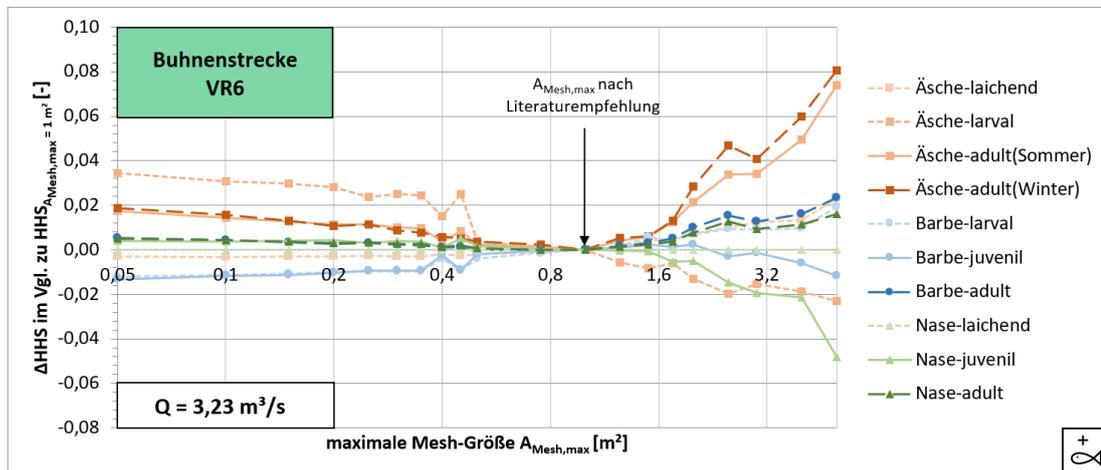


Abbildung 4-36: Evaluation der Änderung der Habitateignung HHS in Abhängigkeit von der Mesh-Auflösung in FLUMEN im Vergleich zu einem Mesh mit maximaler Mesh-Größe von  $1 \text{ m}^2$  für  $MQ = 3,23 \text{ m}^3/\text{s}$

Es ist zu erkennen, dass eine kleinere Mesh-Größe als die in Kapitel 4.6 aus der Sensitivitätsanalyse für den HMID bestimmte Auflösung von  $0,2 \text{ m}^2$  keine signifikanten Auswirkungen mehr auf das berechnete Ergebnis aufweist. Bei gröberen Auflösungen als  $1 \text{ m}^2$  sind jedoch deutliche Unterschiede im Vergleich zum feinmaschigen Berechnungsnetz zu beobachten. Diese betragen bis zu  $\Delta HHS = 0,11$ . Größere Auflösungen erlauben es zudem nicht, die Gradienten der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeiten richtig abzubilden. Dies verdeutlicht nochmals die Notwendigkeit, bei Habitatbewertungsverfahren auf hohe Datenaufösungen zu achten, wie auch schon u.a. von Papaioannou et al (2020) oder Grantham (2013) empfohlen wird (siehe Kapitel 2.5.4).

Ergänzend wurde eine Sensitivitätsuntersuchung der Fuzzy-Logik in CASiMiR vorgenommen. Dazu wurden die Grenzen der einzelnen Zugehörigkeitsfunktionen von Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit variiert und jeweils um 20 % verbreitert bzw. verengt, um die Auswirkungen der Genauigkeit bei der Festlegung der Fuzzysets abzubilden. Breitere Fuzzysets bedeuten eine stärkere Überlappung der Zugehörigkeitsfunktionen und dementsprechend geringere Auswirkungen der Änderungen der hydraulischen Variablen auf das Bewertungsergebnis. Die Ableitung der Ergebnisse wurde anschließend für VR1 und VR6 für die Buhnenstrecke vorgenommen.

In Abbildung 4-37 sind die Auswirkungen der Änderungen in den Fuzzysets für die adulte Barbe in VR1 beispielhaft aufgeführt. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Bewertung der Buhnenstrecke sehr stark durch die Anpassung der Fuzzysets beeinflusst wird. In den Ausgangsdaten sind die Bereiche mit guter Eignung von 0,5 oder höher räumlich stark beschränkt und treten hauptsächlich nur an drei abgegrenzten Bereichen in der Buhnenstrecke auf. Für die um 20 % verbreiterten Fuzzysets verschwinden diese Bereiche völlig, während sie in den um 20 % verengten Fuzzysets einen fast durchgehenden Bereich in der Gewässermitte darstellen.

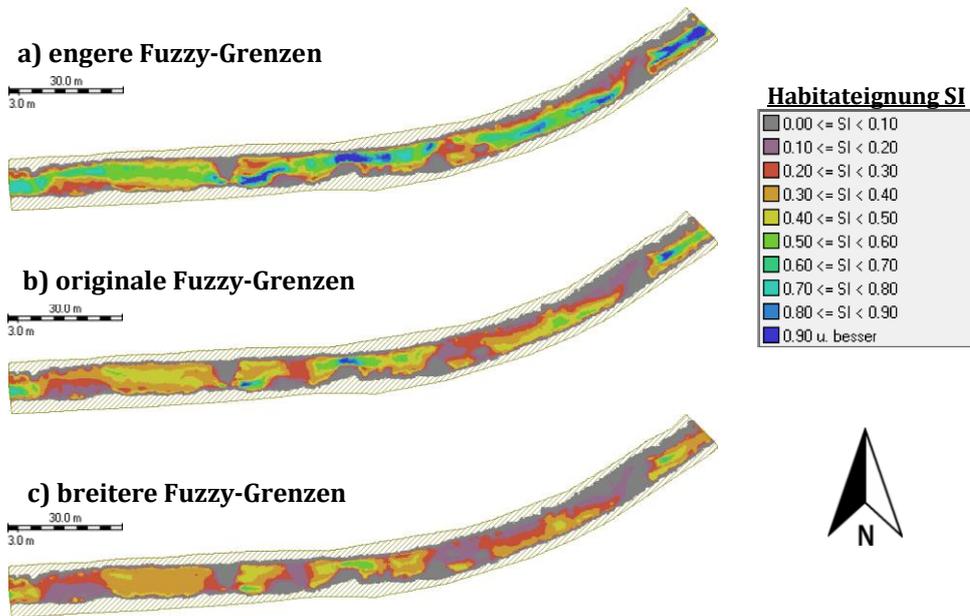


Abbildung 4-37: Vergleich der Habitateignung der Buhnenstrecke bei  $MNQ = 1,22 \text{ m}^3/\text{s}$  für die adulte Barbe für a) um 20 % verengte Fuzzy-Grenzen (oben), b) die Default-Werte (Mitte) und c) um 20 % breitere Fuzzy-Grenzen (unten) in VR1

Je breiter die einzelnen Gruppen, desto geringer fällt der HHS aus. So beträgt der mittlere HHS für die Äsche in der Buhnenstrecke in VR1 für die um 20 % enger gefassten Zugehörigkeitsfunktionen 0,34, mit der originalen Funktion 0,29 und bei der um 20 % breiteren Zugehörigkeitsfunktion 0,24. Dies zeigt deutlich die Variabilität der Habitatbewertung in Abhängigkeit der Eingangsdaten auf. Für Barbe und Nase fallen die Änderungen deutlich geringer aus.

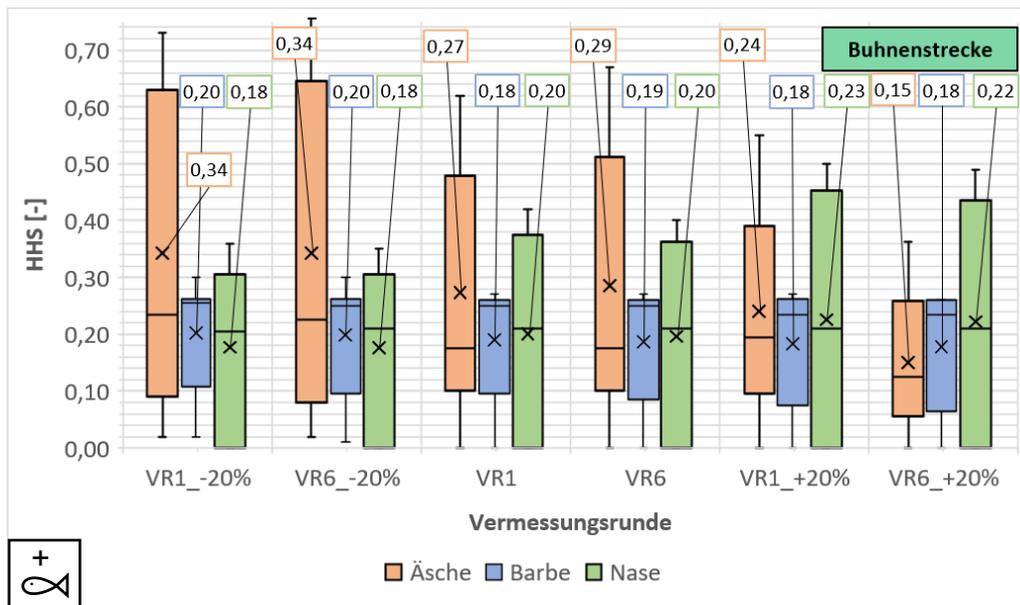


Abbildung 4-38: Evaluation der Änderung der Habitateignung HHS für die Buhnenstrecke in Abhängigkeit von der Genauigkeit der Festlegung der Fuzzysatzgrenzen für um 20 % engere und 20 % breitere Zuordnungen

Die Daten wurden anschließend für die einzelnen Fischarten gemittelt. Anhand der Ergebnisse in Abbildung 4-38 zeigt sich deutlich, dass die Variationen der Abgrenzungen in den Fuzzysets größere Auswirkungen auf die berechnete Habitataignung haben als die Änderungen in den Habitataignungen zwischen den einzelnen VR.

Es zeigt sich bei allen drei untersuchten Fischarten eine Änderung in der Spannweite der HHS-Werte über das Abflussspektrum. Für die Äsche nehmen die Schwankungen bei engerer Definition der Zugehörigkeitsfunktionen zu. Die Barbe verhält sich gegenüber geänderter Zugehörigkeitsfunktionen sehr indifferent. Bei der Nase hingegen nimmt die Bandbreite an berechneten HHS-Werten für einen größeren Überlappungsbereich in der Zugehörigkeitsfunktion zu.

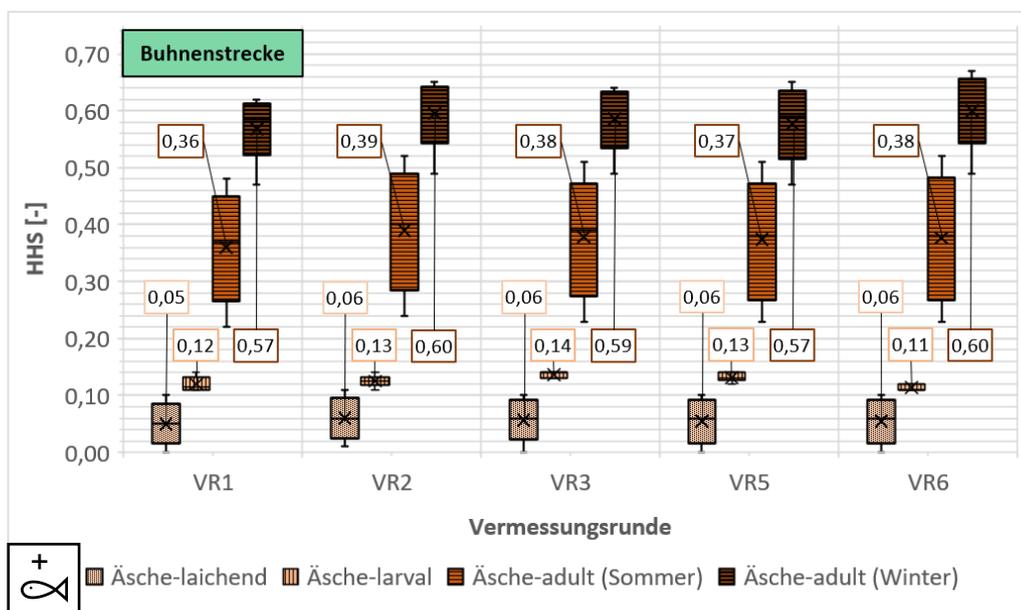


Abbildung 4-39: Zeitliche Entwicklung der Habitataignung in der Bühnenstrecke nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Äsche anhand des HHS von MNQ bis MQ

Die Detailergebnisse der Analyse der einzelnen Fischarten und ihrer untersuchten Altersstadien sind in Abbildung 4-39 bis Abbildung 4-43 im zeitlichen Verlauf für die Bühnenstrecke zusammengefasst. Es wird der Abflussbereich von MNQ bis MQ gemeinsam betrachtet.

Bei der Äsche (siehe Abbildung 4-39) nimmt der mittlere HHS ( $HHS_m$ ) für den laichenden Zustand von VR1 nach VR2 nur minimal von 0,05 auf 0,06 zu und bleibt dann bis Ende der Untersuchung konstant. Für die larvale Äsche zeigt sich zunächst von VR1 bis VR3 ein leichter konstanter Anstieg des  $HHS_m$  von 0,12 auf 0,14. Im Anschluss geht der mittlere HHS dann wieder auf 0,11 in VR6 zurück.

Ein ähnlicher Verlauf zeigt sich für die adulte Äsche im Sommer. Der  $HHS_m$  steigt von VR1 auf VR2 um 0,03 und geht dann graduell wieder auf 0,37 nahe dem Ausgangswert zurück, um in VR6 nochmal minimal auf 0,38 anzusteigen. Auch für die adulte Äsche im Winter kommt es durch den Einbau der Lenkbuhnen zunächst zu einer Zunahme des mittleren HHS auf bis zu 0,60 und damit um 0,03 höher als im Ausgangszustand. Auch wenn die Eignung ab VR3 zunächst wieder zurückgeht, ist der  $HHS_m$  am Ende des Monitoringprogramms mit 0,60 wieder signifikant höher als für den Ausgangszustand.

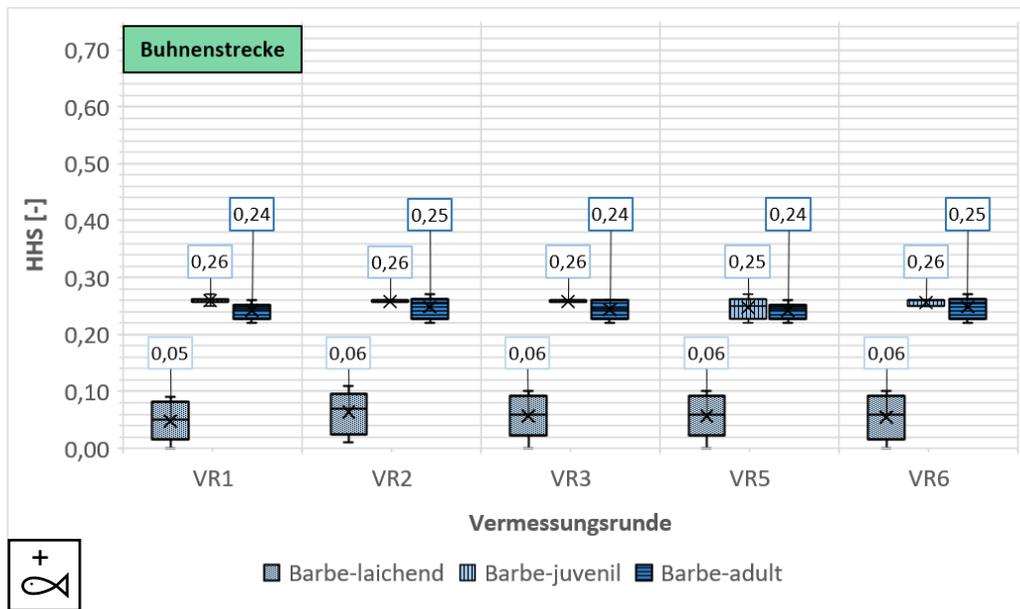


Abbildung 4-40: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Bühnenstrecke nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Barbe anhand des HHS von MNQ bis MQ

Die zeitliche Entwicklung der der Habitateignung für die Barbe befindet sich in Abbildung 4-40. Für die laichende Barbe zeigt sich ein  $HHS_m$  von 0,05 im larvalen Zustand zu Beginn der Untersuchung in VR1. Er bleibt durch den Einbau der Bühnen annähernd konstant und beträgt in den folgenden untersuchten Messzeitpunkten bis zum Ende des Monitoringprogramms 0,06. Für den juvenilen Zustand kommt es durch den Einbau der Bühnen zu keinen dauerhaften Veränderungen des über das Abflussspektrum gemittelten HHS. Der Wert bleibt annähernd konstant bei 0,26. Lediglich die Schwankungsbreite nimmt gegenüber dem Ausgangszustand leicht zu. Das Verhalten des HHS für die adulte Barbe ist ähnlich. Es kommt zu minimalen Schwankungen des mittleren HHS zwischen 0,24 und 0,25, wobei die Schwankungsbreite nach Einbau der Bühnen leicht zunimmt.

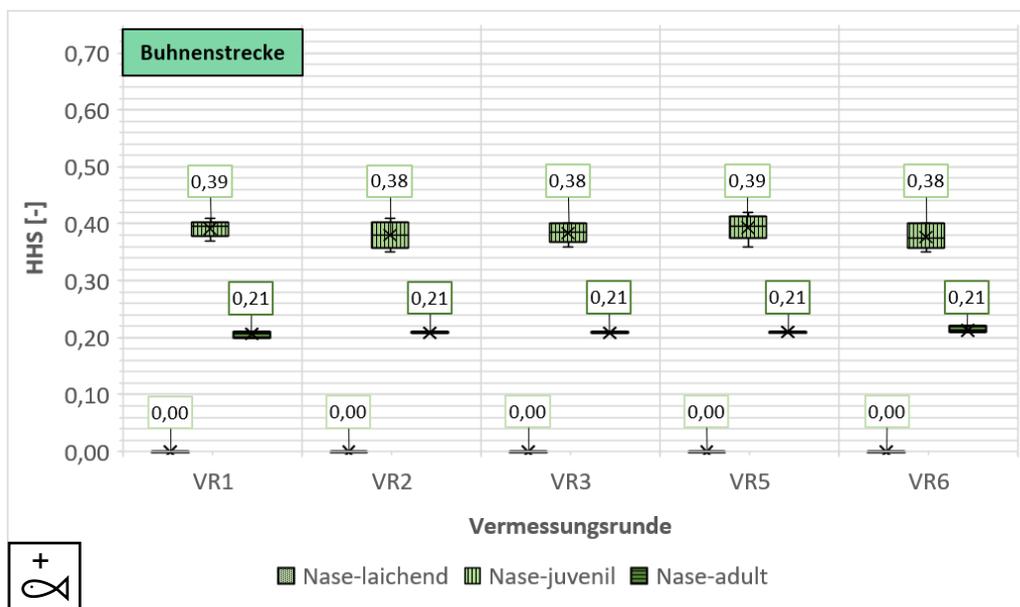


Abbildung 4-41: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Bühnenstrecke nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Nase anhand des HHS von MNQ bis MQ

Die Betrachtung der Habitatbewertung der Nase in Abbildung 4-41, zeigt für die laichende Nase über den Beobachtungszeitraum keine geeigneten Lebensräume. Für die juvenile Nase ist die statistische Verteilung des HHS über die gesamte Untersuchungszeit mit einem Mittelwert von 0,21 konstant und zeigt nur minimale Änderungen in der Schwankungsbreite. Auch für die adulte Nase lassen sich nur minimale Änderungen des mittleren HHS über den Betrachtungszeitraum nachweisen. Er schwankt zwischen 0,38 und 0,39.

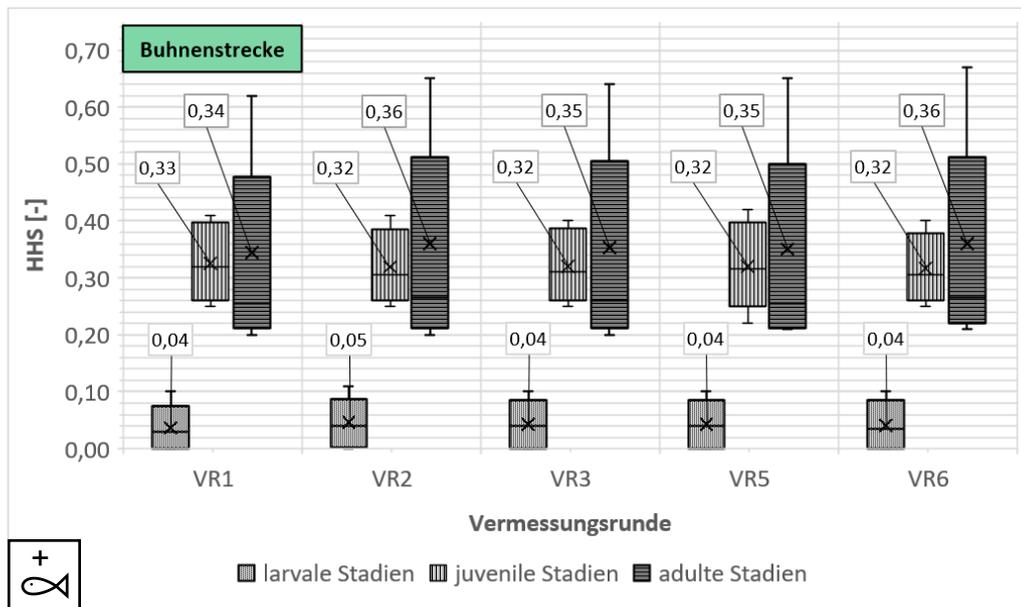


Abbildung 4-42: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Buhnenstrecke nach CASiMiR anhand des HHS agglomeriert nach Altersstadium von MNQ bis MQ

In Abbildung 4-42 wurden die vorhandenen Daten nach dem untersuchten Altersstadium agglomeriert neu ausgewertet. Hier zeigt sich, dass die Eignung über die Fischarten hinweg betrachtet für die larvalen und laichenden Stadien und auch die juvenilen Stadien stagniert. Für die adulten Stadien zeigt sich hingegen eine minimale Zunahme des mittleren HHS von 0,34 auf 0,36.

Werden die Habitateignungen nach Fischart ausgewertet, zeigen sich unter Berücksichtigungen von Unsicherheiten nur minimale Änderungen der Habitateignung ohne einen klaren Trend (siehe Abbildung 4-43). Der HHS<sub>m</sub> steigt für die Äsche um 0,02 und die Barbe um 0,01. Für die Nase ist er konstant.

Es wäre zu erwarten gewesen, dass sich nach der Installation der Einbauten Änderungen an der Habitateignung in der Buhnenstrecke ergeben. Vor allem bei den juvenilen Fischarten hätten sich größere Änderungen durch die zunehmende Verfügbarkeit langsam durchströmter Flachwasserbereiche ergeben müssen. Auch die bisherige Tiefenbegrenzung der Lebensräume durch die monotone Gewässersohle des Ausgangszustands wurde durch die Kolkbildung an den Buhnenköpfen abgemildert und hätte das Potenzial, so die Lebensbedingungen für juvenile und adulte Altersstadien zu verbessern. Jedoch lässt sich dies nicht mit der Entwicklung der HHS-Werte belegen.

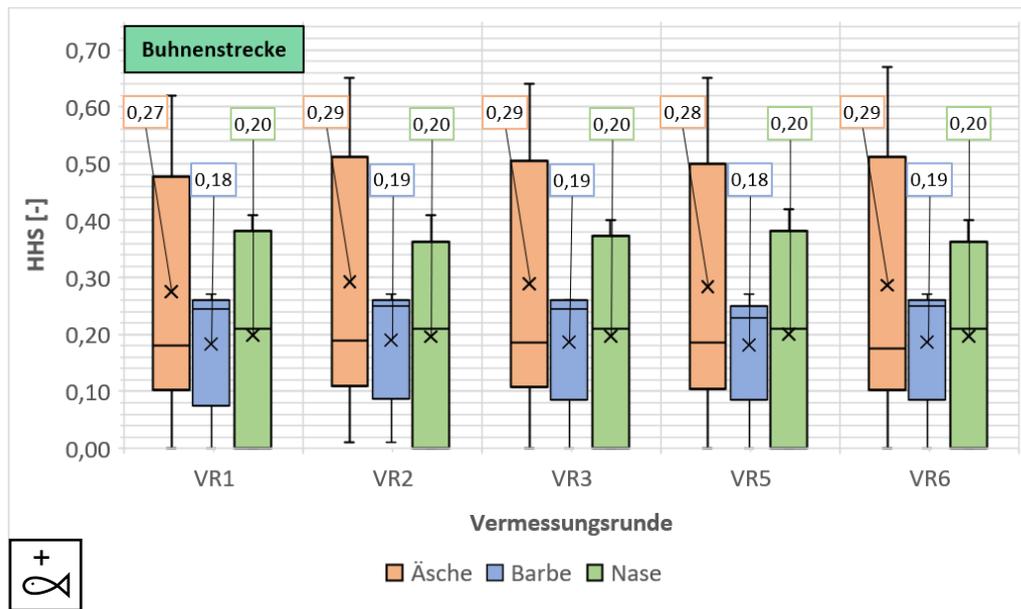


Abbildung 4-43: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Bühnenstrecke nach CASiMiR anhand des HHS aggregiert nach Fischart von MNQ bis MQ

Dennoch lässt sich zusammenfassen, dass sich in der Bühnenstrecke durch den Einbau der Lenkbuhnen nur minimale Veränderungen der mit CASiMiR berechneten Habitateignungen ergeben haben. Ein möglicher Grund dafür wäre, dass durch die Zerstörung der sich entwickelnden Riffle-Pool-Strukturen vor allem in der geraden Bühnenstrecke infolge des Buhneneinbaus die eigentlich positive hydromorphologische Wirkung der Einbauten statistisch kompensiert wurde. Daher wurden analoge Auswertungen für die beiden Teilabschnitte der Bühnenstrecke durchgeführt (siehe Anhang C.2.2 und Anhang C.2.3). Dort können jedoch keinerlei derartige Entwicklungen nachgewiesen werden. Die Unterschiede in der Habitatbewertung zwischen den beiden Teilabschnitten sind marginal. Im geraden Abschnitt werden jedoch tendenziell höhere HHS für juvenile und adulte Stadien berechnet.

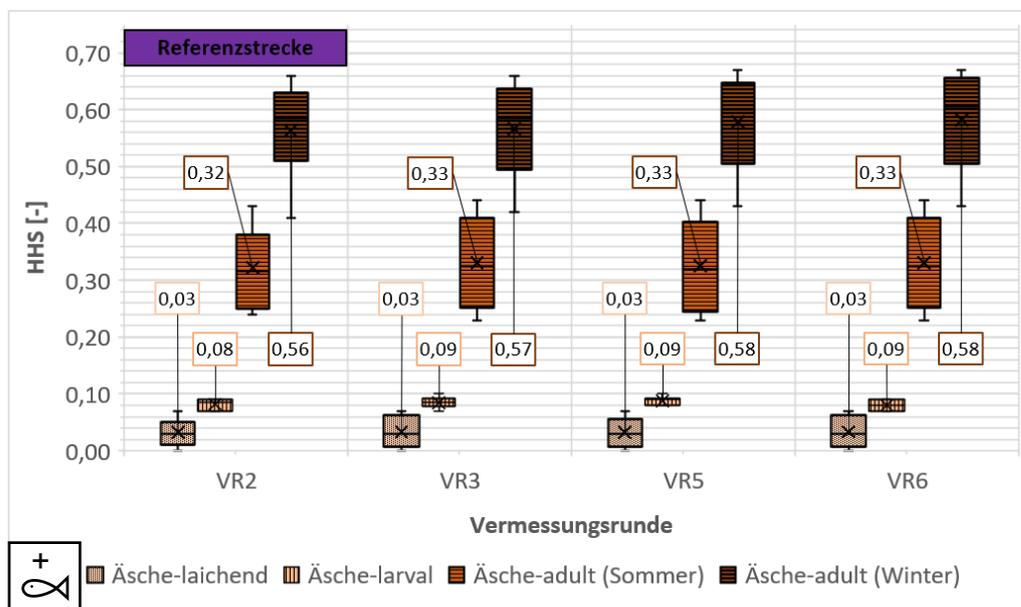


Abbildung 4-44: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung nach CASiMiR in der Referenzstrecke für die verschiedenen Altersstadien der Äsche anhand des HHS von MNQ bis MQ

Durch ähnliche hydromorphologische Voraussetzungen (siehe 4.6) sind die Habitateignungen in der Referenzstrecke denen in der Versuchsstrecke theoretisch vergleichbar (siehe Abbildung 4-44 bis Abbildung 4-46). Durch die Normierung des WUA auf den HHS (siehe Kapitel 2.5.4) werden die Ergebnisse trotz deutlich geringerer Fläche der Referenzstrecke mit der Bühnenstrecke vergleichbar.

Die Darstellungen der zeitlichen Entwicklung des HHS in der Referenzstrecke für die Äsche befindet sich in Abbildung 4-44. Die mittlere Habitateignung im Ausgangszustand in VR2 ist für die laichende Äsche mit 0,03 gut vergleichbar mit dem HHS<sub>m</sub> der Bühnenstrecke von 0,05 zum gleichen Zeitpunkt. Im zeitlichen Verlauf bleiben der mittlere HHS und die Schwankungsbreite der HHS-Werte über den Abfluss für die laichende Äsche konstant. Der mittlere HHS der larvalen Äsche in VR2 ist mit 0,08 in der Referenzstrecke deutlich kleiner als mit 0,12 in der Bühnenstrecke. Auch für dieses Altersstadium kommt es nur zu minimalen Änderungen des mittleren HHS auf 0,09 für VR3 bis VR6. Für die adulte Äsche im Sommer ist der mittlere HHS in VR2 an der Bühnenstrecke mit 0,36 höher als im Ausgangszustand der Referenzstrecke mit 0,32. Auch hier bleibt dieser im zeitlichen Verlauf in der Referenzstrecke annähernd konstant und steigt nur minimal auf 0,33 an.

Für die adulte Äsche im Winter gibt es zwischen der Bühnenstrecke und der Referenzstrecke nur geringe Unterschiede in der Bewertung der Habitatqualität. Für die Referenzstrecke beträgt der HHS<sub>m</sub> 0,56 in VR2 und 0,57 zum gleichen Zeitpunkt in der Bühnenstrecke. Von VR2 bis VR6 sind nur geringfügige Änderungen in der Referenzstrecke zu beobachten und in VR6 wird ein HHS<sub>m</sub> von 0,58 erreicht.

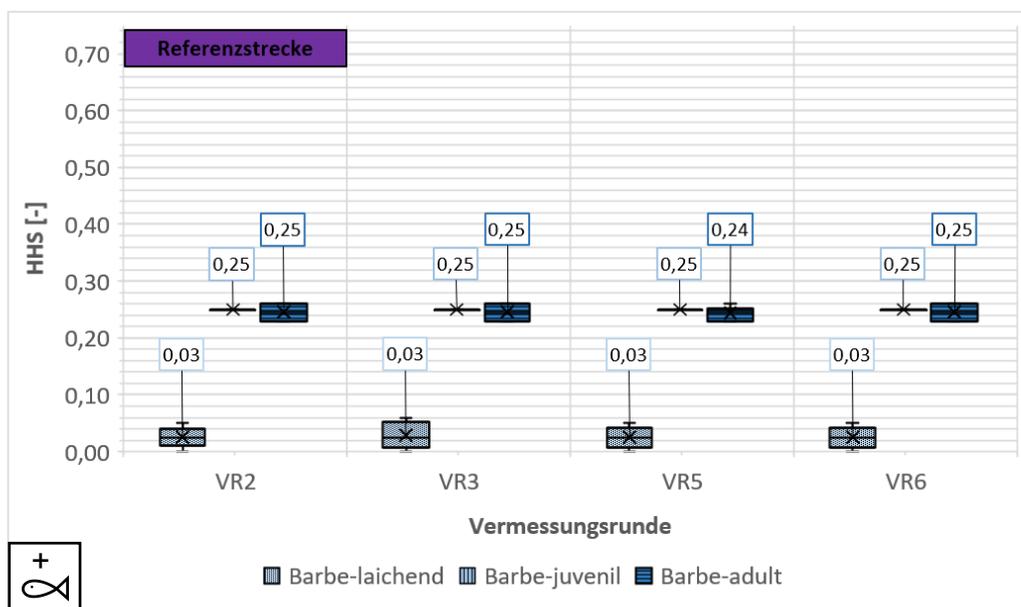


Abbildung 4-45: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung nach CASiMiR in der Referenzstrecke für die verschiedenen Altersstadien der Barbe anhand des HHS von MNQ bis MQ

Die Analyse des HHS an der Referenzstrecke für die Barbe befindet sich in Abbildung 4-45. Für die laichende Barbe sind die Habitateignungen in der Referenzstrecke mit einem mittleren HHS von 0,03 gut vergleichbar mit der Bühnenstrecke. Dort beträgt der HHS<sub>m</sub> 0,05. Im zeitlichen Verlauf kommt es in der Referenzstrecke zu keinen Änderungen der Verteilung des HHS für die laichende Barbe. Die juvenile Barbe weist in der Referenzstrecke in VR2 einen mittleren HHS von 0,25 auf und ist damit fast mit dem entsprechenden Wert aus der Bühnenstrecke mit HHS<sub>m</sub> = 0,26 identisch. In der Referenzstrecke bleibt der Wert im zeitlichen Verlauf danach konstant. Auch für die adulte Barbe sind die

HHS<sub>m</sub> in VR2 mit 0,25 für die Referenzstrecke und 0,24 für die Bühnenstrecke fast identisch. In der Referenzstrecke kommt es im zeitlichen Verlauf nur zu minimalen Schwankungen von bis zu 0,01.

Die zeitliche Entwicklung des HHS der Nase für die Referenzstrecke ist in Abbildung 4-46 dargestellt. Die Habitateignung für die laichende Nase beträgt dabei konstant 0,00 und entspricht damit der Bewertung der Bühnenstrecke. Für die juvenile Nase ist der HHS<sub>m</sub> in VR2 mit 0,35 in der Referenzstrecke deutlich kleiner als in der Bühnenstrecke mit 0,39. Er bleibt bis VR6 konstant. Für die adulte Nase sind die Werte in der Bühnenstrecke in VR2 mit 0,21 ebenfalls sehr ähnlich zu 0,22 in der Referenzstrecke. Auch für dieses Altersstadium gibt es für die Referenzstrecke keine Änderungen der HHS-Verteilung im zeitlichen Verlauf.

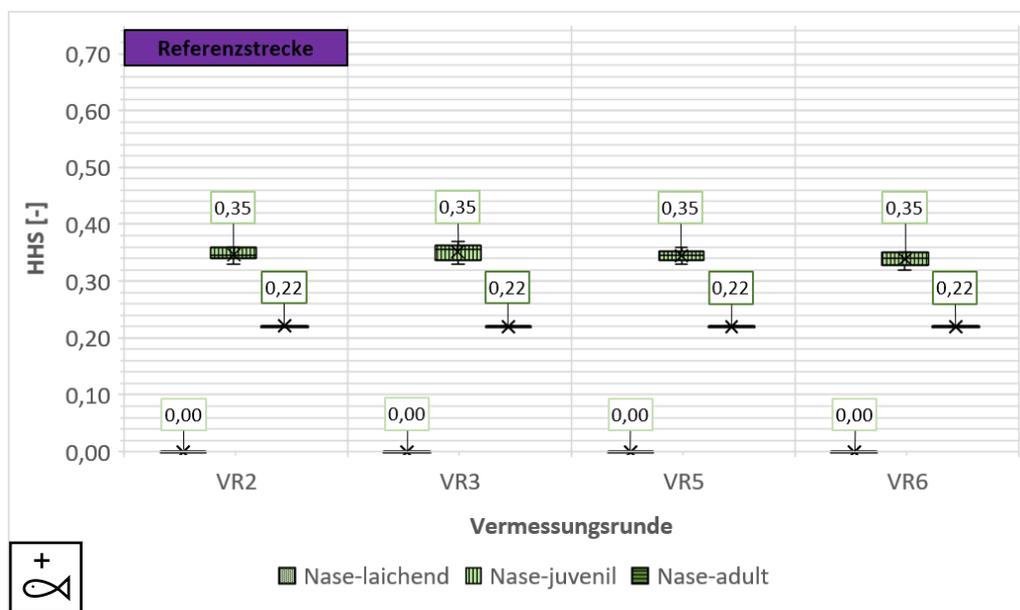


Abbildung 4-46: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung nach CASiMiR in der Referenzstrecke für die verschiedenen Altersstadien der Nase anhand des HHS von MNQ bis MQ

Für die Untersuchung der Habitateignungen der Referenzstrecke agglomeriert nach Altersstadien und Fischarten wird auf den Anhang C.2.4 verwiesen. Analog zur Detailanalyse für die einzelnen Fischarten weist der HHS in der nach Altersstadien abgegrenzten Analyse nur minimale Änderungen im zeitlichen Verlauf auf. Der HHS<sub>m</sub> schwankt maximal um  $\Delta\text{HHS}_m = 0,01$ . Das gleiche Bild zeigt sich bei der Auswertung nach Fischarten.

Für einen abschließenden Vergleich im Sinne des Before-After-Control-Impact Designs sind in Abbildung 4-47 die über den Abfluss und die Fischart gemittelten Habitateignungen, dargestellt. Es werden die berechneten HHS-Werte für Bühnenstrecke und Referenzstrecke nochmals direkt gegenübergestellt.

Es ist zu erkennen, dass sich aus den vorliegenden Daten keine deutlichen Trends ableiten lassen. Für die Bühnenstrecke lässt sich ein minimal positiver Trend ableiten. Dieser ist aber nicht größer als die Schwankungsbreite in der Habitateignung in der Referenzstrecke. Die höheren mittleren HHS-Werte in der Bühnenstrecke für Äsche und Nase sind bereits vor Einbau der Lenkbuhnen nachweisbar und daher nicht auf diese zurückzuführen. Sie können entweder in der weiter vorangeschrittenen morphologischen Entwicklung dieser Abschnitte, wie an den Riffle-Pool-Strukturen erkennbar, oder der leicht abweichenden Ufergeometrie, bedingt durch stärkere Beschädigung der Ufersicherung, begründet sein.

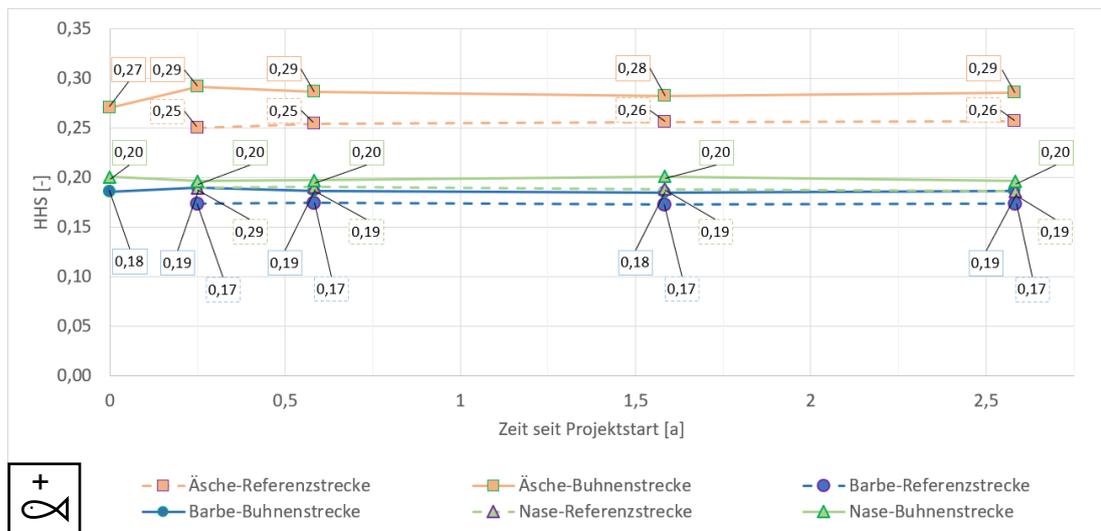


Abbildung 4-47: Vergleich der Entwicklung der Habitateignung in der Referenz- und der Buhnenstrecke während des Monitorings von MNQ bis MQ

Es lässt sich also zusammenfassen, dass sich die im Rahmen des Monitoringprogramms dokumentierten Änderungen der Sohlmorphologie und Fließgeschwindigkeit nicht in den Ergebnissen von CASiMiR widerspiegeln.

### 4.7.3 Untersuchung anhand der Landesstudie Gewässerökologie

In Kooperation mit der Abteilung Aueninstitut des Instituts für Geographie und Geoökologie wurde die Bewertung des Projektgebiets nach der Methodik der Landesstudie Gewässerökologie (LS GÖ) (siehe Kapitel 2.5.3) im Rahmen einer gemeinsamen Abschlussarbeit vorgenommen (Pfirrmann, 2021).

Die Aufnahme und Bewertung der Strukturtypen nach der LS GÖ erfolgte im Gelände nach dem Entwurf der Methode für „Fischökologisch funktionsfähige Strukturen in Fließgewässern, Kartieranleitung für watend begehbare Fließgewässer“ (Becker, 2019; Becker & Ortlepp, 2019). Da dort bisher keine Methodik für die Auswertung vorgestellt wurde, erfolgte die Erarbeitung dieser Methode im Rahmen der Masterarbeit.

Mithilfe der Daten des Monitoringprogramms wurden die einzelnen Strukturtypen der LS GÖ in der Buhnenstrecke und der Referenzstrecke analog zu üblichen Methoden aus der Vegetationskartierung dokumentiert. Anhand einer Begehung und den vorhandenen Daten des Monitorings wurden vorab die einzelnen Flächen abgegrenzt und planmäßig erfasst. Mehrere Begehungen und die Ergebnisse der Sohlvermessung der VR6 bildeten die Grundlage für die Erfassung der Strukturtypen. Diese wurden in dem Programm ArcGIS abgebildet und anhand dieser Datenlage eine Vorauswahl der in der Buhnen- und Referenzstrecke vorhandenen Strukturtypen getroffen. Die nach den Vorgaben der LS GÖ notwendige Filterung der ermittelten Teilstrukturen entsprechend der korrespondierenden Mindestfläche wurde anhand der mit ArcGIS berechneten Fläche vorgenommen (Becker & Ortlepp, 2019). Um Ungenauigkeiten in der Erfassung abzubilden, wurde hierfür eine Toleranz von 10 % der Mindestfläche berücksichtigt.

Für die Fischarten Äsche, Barbe und Nase sind die nach LS GÖ relevanten Strukturtypen in Tabelle 4-9 zusammengefasst.

Tabelle 4-9: Strukturtypen nach LS GÖ für die Fischarten Äsche, Barbe und Nase (Becker & Ortlepp, 2019)

Strukturtyp	Fischart
überströmte Kiesflächen	Äsche, Barbe, Nase
flache, strömungsberuhigte Bereiche	Äsche, Barbe, Nase
flach abfallende, angeströmte Bereiche	Äsche, Barbe, Nase
Fließrinnen	Äsche, Barbe, Nase
ruhig durchflossene Fließrinne	Nase
Wintereinstände (Kolke)	Äsche
tiefe, große Kolke	Barbe
Unterstände beim Laichplatz	Äsche
Unterstände bzw. kleinflächige Unterstände	Äsche, Barbe, Nase

Für die Äsche waren sieben Strukturtypen relevant, für Barbe und Nase waren es jeweils sechs. Die Überprüfung, ob die Bedingungen eines Strukturtyps im Rahmen der Begehung im April 2021 nachgewiesen werden konnten, erfolgte durch einen Ist-Soll Vergleichs. Dabei wurden die aktuell vorhandenen Strukturen (Ist) mit den optimalen Strukturen (Soll) nach LS GÖ verglichen. In der Versuchsstrecke konnten acht verschiedene Strukturtypen identifiziert werden und es wurden 52 potentielle Teilflächen ausgewiesen und vor Ort überprüft. An der Referenzstrecke hingegen konnten nur zwei Strukturtypen erfasst werden, denen sechs Flächen zugeordnet wurden.

In Abbildung 4-48 sind exemplarisch für den Bereich der Kurvenstrecke die potentiellen Teilflächen dargestellt. Vor Ort wurden anschließend für jede angesetzte Teilfläche die Parameter Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Substrat, wie in der LS GÖ empfohlen, abgeschätzt. Zusätzlich wurde die Fließgeschwindigkeit mit dem magnetisch-induktiven Strömungsmessgerät MF pro gemessen und die Wassertiefe mithilfe einer Nivellierlatte erfasst. Dadurch war ein Vergleich der Genauigkeit des in der Landesstudie vorgesehenen Schätzverfahrens möglich. Die Messdauer betrug bei beiden Freilandmessungen inklusive Vorbereitung knapp einen Arbeitstag.



Abbildung 4-48: Ermittelte potentielle Teilflächen der fischartübergreifenden Strukturtypen nach LS GÖ vor Messung der hydraulischen Größen im Bereich der Kurvenstrecke der Bühnenstrecke in VR6

Der Vergleich der gemessenen und geschätzten Untersuchungsgrößen Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe für alle im Rahmen der Begehung vorab erfassten Strukturen ist in Anhang C.2.4

quantifiziert. Es zeigt sich, dass die Unterschiede bei der Fließgeschwindigkeit bis 0,4 m/s und in der Wassertiefe bis zu 22 cm betragen. Vor allem in den beiden Extrema, d.h. den flachen Bereichen nahe dem Ufer und auch den Kolken, wurden die Fließgeschwindigkeit und die Wassertiefe oft falsch geschätzt. Dies sind jedoch gerade die Bereiche, die für die korrekte Zuordnung der einzelnen Strukturtypen wichtig sind. Für die weitere Auswertung im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden daher die gemessenen Werte zugrunde gelegt. Das in der Handreichung empfohlene Schätzverfahren kann nach diesen Erkenntnissen aufgrund der großen Bearbeiterabhängigkeit als nicht empfehlenswert beschrieben werden.

Messdaten zur Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit sind laut den vorliegenden Erkenntnissen daher Schätzwerten eindeutig vorzuziehen. Daher wäre es zweckdienlich, wenn in der Landesstudie Gewässerökologie in der weiteren Bearbeitung genauer spezifiziert werden würde, wo die für die Bewertung maßgebenden Fließgeschwindigkeiten in der Wassersäule herrschen sollen (siehe hierzu auch Kapitel 2.5.3). Für die vorliegende Untersuchung wurde die Fließgeschwindigkeit in der Mitte der Wassersäule herangezogen.

Die einzelnen gefundenen Strukturen wurden mit den vorgegebenen Mindestflächen verglichen, ggf. gefiltert und anschließend aufsummiert. Die Auswertung der Strukturtypen befindet sich in Abbildung 4-49 bis Abbildung 4-52. Bei der Aufbereitung der Daten zeigte sich, dass durch die harten Grenzwerte in der LS GÖ die Bewertung sehr sensibel auf die hydraulischen Eingangsdaten, d.h. gemessene Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten, reagierte. Um diesen Umstand zu verdeutlichen, sind im Folgenden auch die potentiell geeigneten Bereiche angegeben, die sich um maximal 10 % von den gegebenen Wertebereichen unterscheiden.

In Abbildung 4-49 ist der Vergleich der vier gemeinsamen, wenn auch in Abhängigkeit der Fischart mit unterschiedlichen hydraulischen Grenzwerten versehenen, Strukturtypen für die Bühnenstrecke dargestellt.

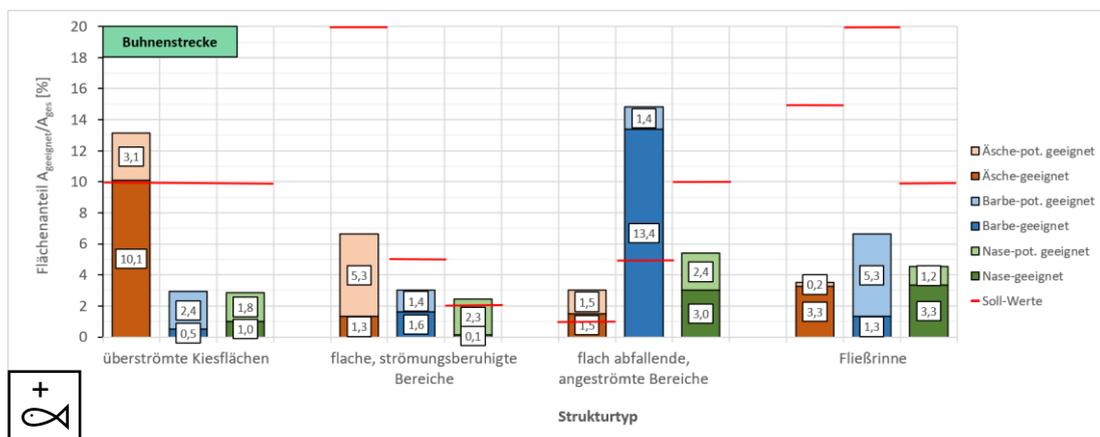


Abbildung 4-49: Beurteilung der vier gemeinsamen Strukturtypen für Äsche, Barbe und Nase nach der Landesstudie Gewässerökologie für die Bühnenstrecke

Für den Strukturtyp „überströmte Kiesflächen“ wird für die Äsche ein Flächenanteil von 10,1 % bzw. 13,4 % bei Einbeziehung der potentiell geeigneten Flächen erreicht. Für Barbe und Nase ist der potentiell geeignete Flächenanteil mit 2,4 % (Barbe) bzw. 1,8 % (Nase) deutlich größer als der geeignete Flächenanteil mit 0,5 % (Barbe) bzw. 1,0 % (Nase).

Der Flächenanteil der Äsche für „flache, strömungsberuhigte Bereiche“ beträgt 1,3 % bei reiner Betrachtung der geeigneten Teilflächen bzw. 6,6 % bei Einbeziehung der potentiell geeigneten Teilflächen. Bei der Barbe sind 1,6 % der benetzten Fläche geeignet und zusätzlich 1,4 % potentiell

geeignet. Bei der Nase fällt auf, dass der potentiell geeignete Flächenanteil mit 2,3 % ein deutlich größeres Ausmaß erreicht als der geeignete Flächenanteil mit 0,1 %.

In Bezug auf den Strukturtyp „flach abfallende, angeströmte Bereiche“ sind für die Äsche jeweils 1,5 % der Gesamtfläche geeignet bzw. potentiell geeignet. Bei der Barbe nimmt der Strukturtyp mit 13,4 % der Gesamtfläche einen signifikanten Flächenanteil ein, dazu kommen 1,4 % der Fläche, die potentiell geeignet sind. Bei der Nase sind 3,0 % der Fläche der Bühnenstrecke für diesen Strukturtyp geeignet und 2,4 % potentiell geeignet.

In Bezug auf die „Fließrinne“ wurde ein Flächenanteil von 3,3 % als geeignet für die Äsche befunden. Zusätzlich hatten 0,2 % der Gesamtfläche eine potentielle Eignung. 1,3 % der Fläche erfüllten die Anforderungen dieses Strukturtyps angepasst an die Barbe und weitere 5,3 % der Fläche waren potentiell geeignet.

Die in der LS GÖ geforderten Soll-Werte werden damit für die Äsche für den Strukturtyp „überströmte Kiesflächen“ und für Äsche und Barbe für „flach abfallende, angeströmte Bereiche“ erreicht. Außerdem werden die Anforderungen des Strukturtyps „flache, strömungsberuhigte Bereiche“ für die Nase erfüllt, sofern man die potentiellen Flächen mitzählt. Es ist deutlich zu sehen, dass die Einbeziehung der potentiell geeigneten Bereiche eine große Auswirkung auf die Bewertung hat. So wird beispielsweise der Anteil der flachen, strömungsberuhigten Bereiche für die Äsche damit mehr als vervierfacht genauso wie die Fließrinnen der Barbe.

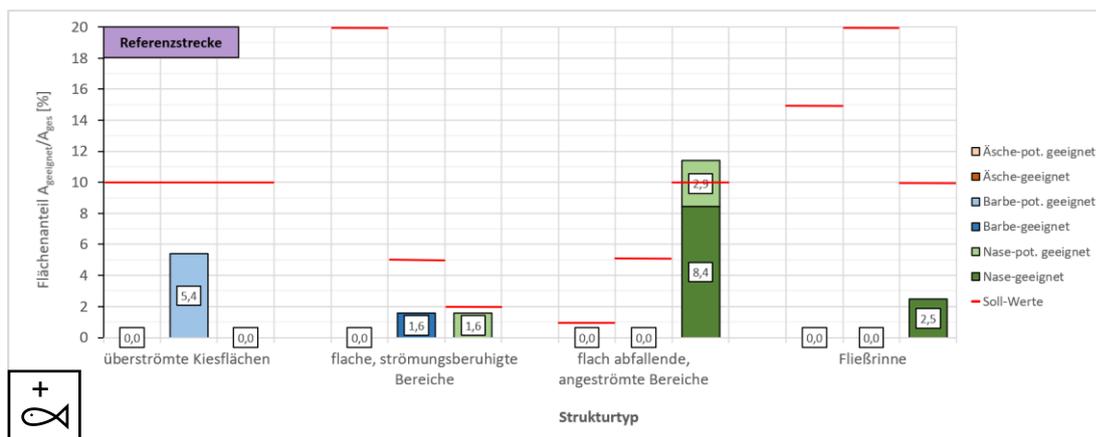


Abbildung 4-50: Beurteilung der vier gemeinsamen Strukturtypen für Äsche, Barbe und Nase nach der Landesstudie Gewässerökologie für die Referenzstrecke

Bei der Analyse der für die drei untersuchten Fischarten gemeinsamen Strukturtypen in der Referenzstrecke (siehe Abbildung 4-50) fällt auf, dass die geeigneten Flächen insgesamt im Vergleich zur Bühnenstrecke deutlich geringer sind. Für viele Strukturtypen sind sogar keine geeigneten Flächenanteile vorhanden.

Der Strukturtyp „überströmte Kiesflächen“ konnte für Äsche und Nase nicht nachgewiesen werden. Für die Barbe erfüllten 5,4 % der Fläche potentiell die Eignung dieses Strukturtyps.

„Flache, strömungsberuhigte Bereiche“ konnten für die Äsche nicht gefunden werden. Die Anforderungen der Barbe werden auf 1,6 % der Fläche voll erfüllt. Bei der Nase weisen ebenfalls 1,6 % der Fläche eine potentielle Eignung auf.

In Bezug auf den Strukturtyp „flach abfallende, angeströmte Bereiche“ waren für Äsche und Barbe keine Teilflächen nachweisbar. Für die Nase konnte auf 8,4 % der benetzten Fläche die Eignung

nachgewiesen werden und die erweiterten Grenzwerte für potentielle Eignung wurden auf einem zusätzlichen Flächenanteil von 2,9 % erfüllt.

Es werden in der Referenzstrecke nur die Vorgaben für „flach abfallende, angeströmte Bereiche“ für die Nase eingehalten und das auch nur, wenn die Potenzialflächen ebenfalls hinzugezogen werden. Dieser Strukturtyp ist auch der Einzige der einen größeren Flächenanteil aufweist als in der Bühnenstrecke. In der Referenzstrecke wurden Habitate nur an der deklinanten Totholzbuhne auf Mittelwasserbuhne an der rechten Uferseite und an dem Regenwasserüberlauf nahe dem unterstromigen Ende des Teilgebiets festgestellt.

Die Einzel-Strukturtypen in der Bühnenstrecke sind in Abbildung 4-51 zusammengefasst. Der Strukturtyp „Unterstände“ der Äsche wird auf 1,6 % der Fläche erfüllt und zusätzlich auf 1,4 % der Fläche werden die Vorgaben für eine potentielle Eignung eingehalten. In Bezug auf „Wintereinstände (Kolke)“ der Äsche sind es 0,1 % (geeignet) bzw. 2,3 % (potentiell geeignet). „Unterstände am Laichplatz“ wurden für die Äsche auf 1,5 % (geeignet) und ebenfalls 1,5 % (potentiell geeignet) der Gesamtfläche nachgewiesen.

Der Strukturtyp „kleinflächige Unterstände“ wurde auf 3,3 % der Fläche nachgewiesen. Zusätzlich wiesen 1,2 % der Fläche eine potentielle Eignung auf. Der zweite Strukturtyp der Barbe „offene, große Kolke“ weist Werte von 1,9 % (geeignet) und 0,6 % (potentiell geeignet) auf.

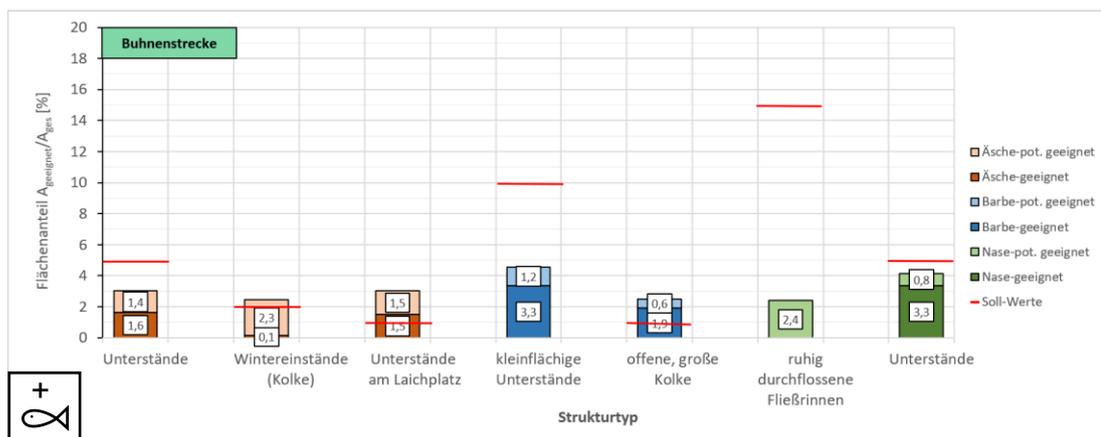


Abbildung 4-51: Beurteilung der Einzel-Strukturtypen für Äsche, Barbe und Nase nach der Landesstudie Gewässerökologie für die Bühnenstrecke

Auf 2,4 % der benetzten Fläche wurde eine potentielle Eignung für den Strukturtyp „ruhig durchflossene Fließrinne“ der Nase festgestellt. Zusätzlich konnte der Strukturtyp „Unterstände“ auf 3,3 % der Fläche nachgewiesen werden und daneben noch auf 0,8 % der Fläche eine potentielle Eignung festgestellt werden.

Bei den Einzel-Strukturtypen werden die Vorgaben für „Unterstände am Laichplatz“ und unter Beachtung der Potenzialflächen ebenso für „Wintereinstände (Kolke)“ für die Äsche erfüllt. Für die Barbe wird der Typ „offene, große Kolke“ erfüllt. Auch für die anderen Strukturtypen sind in der Bühnenstrecke geeignete Teilflächen vorhanden.

Die Analyse der Flächenanteile der Einzel-Strukturtypen für die Referenzstrecke befindet sich in Abbildung 4-52.

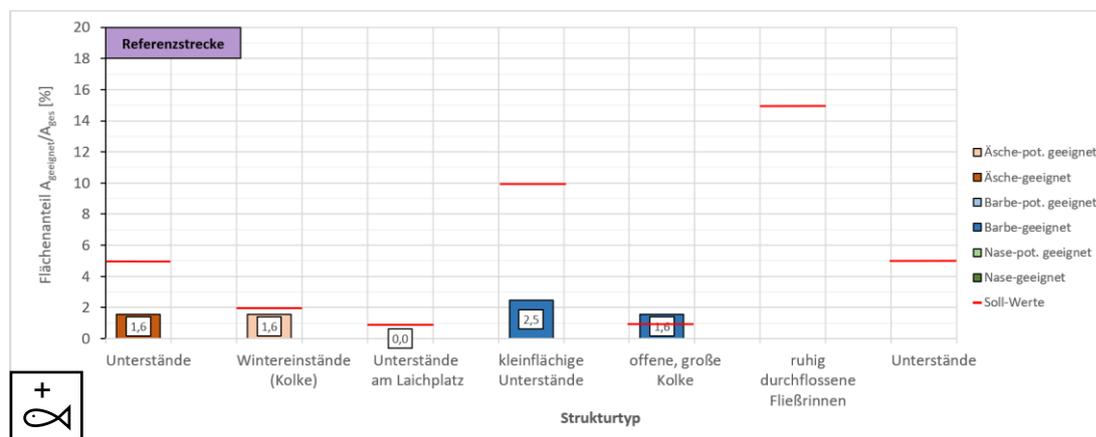


Abbildung 4-52: Beurteilung der Einzel-Strukturtypen für Äsche, Barbe und Nase nach der Landesstudie Gewässerökologie für die Referenzstrecke

„Unterstände“ der Äsche lassen sich in der Referenzstrecke auf 1,6 % der Fläche nachweisen. Der Strukturtyp „Wintereinstände (Kolke)“, ebenfalls der Äsche, hat lediglich auf 1,6 % der Fläche eine potentielle Eignung. Der dritte in dieser Abbildung betrachtete Strukturtyp der Äsche „Unterstände am Laichplatz“ konnte nicht nachgewiesen werden.

Für die Barbe konnte auf 2,5 % der Fläche der Strukturtyp „kleinflächige Unterstände“ beobachtet werden. „Offene; große Kolke“ waren auf 1,5 % der Fläche vorhanden.

Die beiden weiteren Strukturtypen „ruhig durchflossene Fließrinne“ und „Unterstände“ der Nase konnten in der Referenzstrecke nicht aufgefunden werden.

Auch die Einzel-Strukturtypen werden damit in der Referenzstrecke deutlich schlechter bewertet als in der Bühnenstrecke. Hier werden nur die Vorgaben des Strukturtyps „offene, große Kolke“ eingehalten. Dies ist direkt auf die Regenwassereinleitungsstelle zurückzuführen. Ohne diese künstlich induzierte Struktur wäre die Bewertung der Referenzstrecke hier noch schlechter ausgefallen. Bei Berücksichtigung der Potenzialflächen wird die Vorgabe für den Strukturtyp „Wintereinstände (Kolke)“ mit 1,6 % Flächenanteil nur knapp unterschritten.

Zusammengefasst werden in der Bühnenstrecke für die Äsche vier Strukturtypen und damit mehr als die Hälfte der untersuchten Strukturtypen nachgewiesen. Die Vorgaben an ein Äschenökotop laut der LS GÖ werden damit in der Bühnenstrecke erfüllt. Für die Barbe und Nase werden nur je zwei Strukturtypen aufgeführt und damit die Vorgaben knapp nicht erfüllt.

Für die Referenzstrecke lassen sich insgesamt nur zwei Strukturtypen nachweisen: „flach abfallende, angeströmte Bereiche“ für die Nase und „offene, große Kolke“ für die Barbe. Folglich werden die Vorgaben aus der LS GÖ hier für keine der untersuchten Fischarten eingehalten. Ohne die Aufwertung der Referenzstrecke infolge der an der Totholzstufe und dem Regenwasserüberlauf induzierten morphologischen Umlagerungen wäre die Bewertung nochmal deutlich schlechter ausgefallen.

Zum weiteren Vergleich der beiden Untersuchungsstrecken wurden alle einzelnen potentiell geeigneten und alle geeigneten Strukturen den jeweiligen Altersstadien zugeordnet und aufsummiert (siehe Abbildung 4-53). Für die Äsche weisen nominell in der Bühnenstrecke 36,5 % der Gesamtfläche eine Eignung nach LS GÖ auf im Vergleich zu nur 10,3 % in der Referenzstrecke. Bei der Barbe sind es 48,6 % (Bühnenstrecke) zu 17,5 % (Referenzstrecke). Auch für die Nase ist die Summe geeigneter Teilflächen nach LS GÖ in der Bühnenstrecke mit 37,5 % deutlich größer als in der Referenzstrecke mit 13,4 %.

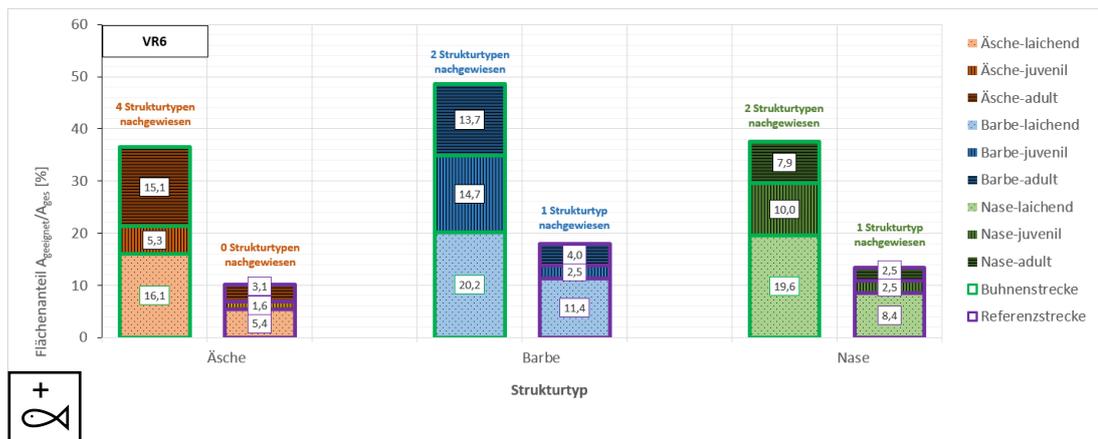


Abbildung 4-53: Vergleich der agglomerierten geeigneten und potentiell geeigneten Flächen der analysierten Strukturtypen für die untersuchten Fischarten aufgeteilt nach Bühnen- und Referenzstrecke für VR6

Auf die beiden Untersuchungsstrecken bezogen zeigt sich also, dass in der Bühnenstrecke bei allen drei untersuchten Fischarten die Flächen mit Eignung für eines der Altersstadien etwa dreifach so hoch sind wie in der Referenzstrecke. Auch wenn die Vorgaben der LS GÖ für die Bühnenstrecke aktuell nur für die Äsche erfüllt wurden, zeigt sich daran, dass Lenkbuhnen eine deutliche Verbesserung im Strukturangebot in ausgebauten Fließgewässern hervorrufen können.

Die Kolke an den Bühnenköpfen in der Untersuchungsstrecke lassen sich eindeutig auf die Einbauten zurückführen. Auch die großen überströmten Kiesflächen lassen sich wahrscheinlich auch den Lenkbuhnen zuordnen, da im Bereich der Bühnenstrecke vorher keine oder nur sehr geringe Sortierung des Sohls substrats nachweisbar war (siehe Kapitel 4.5.3). Durch die Verschiebung des Stromstrichs in Richtung Gewässermittle hat sich dort die Fließgeschwindigkeit erhöht und zum Abtrag von Feinsubstrat geführt. Da die Landesstudie zum Projektstart noch nicht veröffentlicht war, wurde sie für VR6 zum ersten Mal durchgeführt, weswegen kein aussagekräftiger direkter zeitlicher Vergleich möglich ist.

#### 4.7.4 Vergleich des Habitatmodells CASiMiR und der Bewertung nach der Landesstudie Gewässerökologie

Um die beiden verschiedenen Bewertungsverfahren zur ökologischen Eignung von Gewässerabschnitten vergleichen zu können, wurden die jeweiligen auf die Gesamtfläche bezogenen geeigneten und potentiellen Flächenanteile der LS GÖ altersstadiumsspezifisch agglomeriert und mit dem ebenfalls in Prozentwerte umgerechneten HHS in VR6 gemeinsam dargestellt (siehe Abbildung 4-54).

Der in Abbildung 4-54 dargestellte Ergebnisvergleich illustriert, dass CASiMiR wesentlich mehr Flächen als geeignet erfasst als die Methodik nach der Landesstudie Gewässerökologie. Dies wird vor allem bei Betrachtung der adulten Altersstadien ersichtlich. In der Bühnenstrecke ist die Habitateignung für adulte Nasen in CASiMiR fast sechsfach so hoch wie nach der Landesstudie ermittelt. Auch bei den Laichstadien beträgt der Unterschied immerhin noch bis zu 64 %, auch wenn hier der absolute Unterschied wesentlich geringer ist. Diese Unterschiede sind auf die unterschiedliche Methodik der beiden Bewertungsverfahren zurückzuführen:

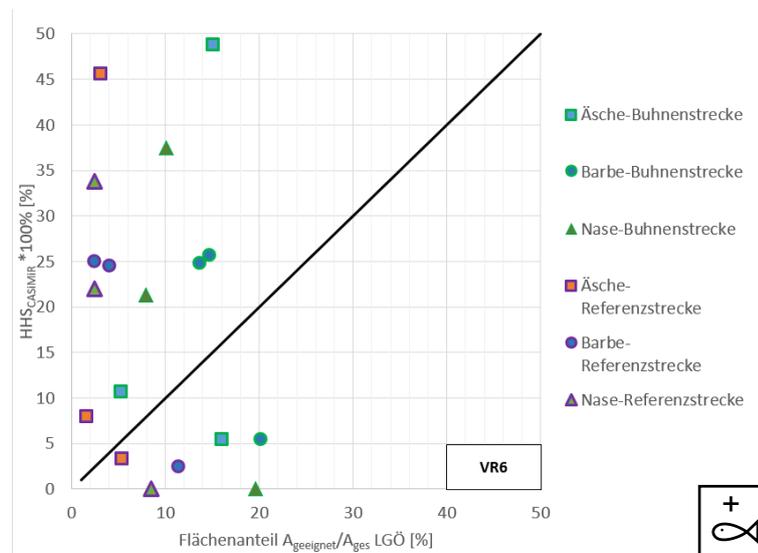


Abbildung 4-54: Gegenüberstellung der nach der Methode der LS GÖ und CASiMiR geeigneten Flächenanteile für die Fischarten Äsche, Barbe und Nase agglomeriert nach Altersstadien in den beiden Untersuchungsgebieten

Die LS GÖ gibt für jeden Strukturtyp feste Grenzwerte vor. Werden diese nicht eingehalten, wird auch bei kleinen Abweichungen die Struktur als ungeeignet bewertet. Das heißt, dass der Validität der von den Experten zusammengestellten Ansprüche der einzelnen Fischarten hinsichtlich Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und Sohlsubstrat eine hohe Bedeutung zukommt. Die große Abhängigkeit der Ergebnisse von der Landesstudie Gewässerökologie wird deutlich, wenn man die potentiell geeigneten Flächen betrachtet. Bei einer Verbreiterung der Ansprüche um 10 %, steigt beispielsweise die geeignete Fläche des Strukturtyps „Fließrinne“ für die Barbe von einem Ausgangszustand von 1,3 % um 5,3 %. Zudem wird in der LS GÖ für jeden Strukturtyp eine Mindestfläche festgelegt. Unterschreitet eine Struktur diesen Grenzwert, wird sie in die Auswertung nicht miteinbezogen.

CASiMiR bietet gegenüber der LS GÖ den Vorteil, dass die Fuzzy-Logik unklare Daten und die graduellen Übergänge in der Ökologie (siehe Kapitel 2.5.5) besser abbilden kann. Hingegen stellt die reine statistische Betrachtung eine große Fehlerquelle in der Habitatgröße dar. Eine Mindestgröße von Habitaten fehlt bisher in der Berechnung des Programms. So wird ein hypothetisches Gewässer mit 10 000 gut geeigneten einzelnen und weit über das Untersuchungsgebiet verteilten Rasterzellen im Berechnungsnetz genauso gut bewertet, wie ein Gewässer, in dem diese Rasterzellen in direktem räumlichem Zusammenhang auftreten. Zudem konnte aufgrund der schwierigen örtlichen Randbedingungen keine flächige Klassifizierung des Substrats vorgenommen werden. Da dieser Faktor in den Fuzzy-Regeln stets auf die optimistischste Variante angesetzt wurde, liegt es nahe, dass CASiMiR die Habitateignung tendenziell überschätzt, wie auch in der Literatur angemerkt wird, z.B. bei Crowder & Diplas (2000).

Die individuellen Fuzzysets in CASiMiR ermöglichen es, die Bewertung an die jeweiligen örtlichen Verhältnisse anzupassen und zum Beispiel individuelle Präferenzen von verschiedenen Phänotypen der untersuchten Fischarten zu berücksichtigen. Dadurch ist die Bewertung jedoch stark abhängig vom Expertenwissen des beauftragten Fischereibiologen und ggf. an die lokale Datenlage über die vorhandene Population gebunden. Das Ergebnis der Untersuchungen hängt dabei schwer von der Qualität der Eingangsdaten ab. Es sollte daher anschließend plausibilisiert werden. Der planende Wasserbauingenieur ist also auf externes Fachwissen angewiesen bzw. auf die lokale Verfügbarkeit geeigneter Datensets.

Auch in der Landesstudie Gewässerökologie bleibt der Abgleich vom Ist- und Soll-Zustand eine teilweise subjektive Einschätzung. Der Bearbeiter legt vor den Messungen die zu kartierenden Strukturen anhand seiner Erfahrungen fest und bestimmt ihr Ausmaß. Die Untersuchung von Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Substrat erfolgt dann zur Überprüfung, ob die vorab festgelegte Struktur, die gesetzten Anforderungen erfüllt oder in ihrer Gesamtheit verworfen wird. Das Schätzen von Parametern ist in der Ökologie weit verbreitet (Kollmann et al., 2019; Rädinger et al., 2017; Wegscheider et al., 2021), so werden in der Vegetationsökologie beispielsweise Artenanzahl, -kombination und die vertikale Schichtung von Pflanzen einer Fläche mittels der Methode von Braun-Blanquet geschätzt (Leuschner & Ellenberg, 2017). Das Schätzen der vorgenannten Parameter bietet somit neben den unklaren Ausmaßen der zu untersuchenden Strukturen ein zusätzliches Fehlerpotenzial, wie im Vergleich aus Kapitel 4.7.3 und auch in der Literatur, z.B. in Kollmann et al., 2019, schon gezeigt wurde.

Selbst bei Messung der Untersuchungsparameter bei Anwendung der LS GÖ besteht die Frage darin, ob der Messort repräsentativ für die gesamte Teilfläche ausgewählt wurde und ob bei leicht abweichender Festlegung dieses Standorts eine andere Bewertung resultiert wäre.

Die Landesstudie Gewässerökologie bietet den Vorteil, dass eine von Experten ausgearbeitete einheitliche Wissensgrundlage existiert, die auf lokale baden-württembergische Verhältnisse angepasst ist und nur noch angewendet werden muss. Bei dem Vorgehen nach LS GÖ erweist sich die Begehung jedoch als schwierig in der Durchführung. Bereits bei einem mittelgroßen Fließgewässer 2. Ordnung wie der Alb war es in den Kolkbereichen schwierig, die Messdaten zu erheben. Bei Gewässern 1. Ordnung mit deutlich höher zu erwartenden Wassertiefen stellt sich dieses Problem nochmals größer dar.

Sind die passenden Datensätze verfügbar, bieten sich in der Anwendung von CASiMiR deutliche Vorteile in der Durchführung der Untersuchungen. Die Habitatbewertung mit CASiMiR kann direkt in den Workflow des Planungsingenieurs einbezogen werden, indem die für die Planung aufgesetzten numerischen Modelle in einem zusätzlichen Schritt mit dem Programm analysiert werden. Weitere zeitaufwändige Untersuchungen im Freiland werden dann nicht mehr benötigt.

Ein Problem, das beide Habitatmodelle eint, ist bisher die Erfassung der Fließgeschwindigkeit. So ist beispielsweise für die Habitateignung adulter Äschen die bodennahe Fließgeschwindigkeit zur Habitatbewertung entscheidend, während sich juvenile Exemplare lieber im Freiwasser aufhalten (siehe Kapitel 4.7.1). Das entsprechend dem Stand der Technik verwendete 2D-Modell FLUMEN hingegen gibt nur tiefengemittelte Fließgeschwindigkeiten aus. Auch Rückzugsräume bei Hochwasserbedingungen oder extreme Niedrigwasserereignisse sind in beiden Modellen bisher nicht betrachtet worden.

Auch die Vernetzung der (Teil-)Habitate wird in beiden Verfahren nicht berücksichtigt. In der LS GÖ existieren zwar einige qualitative Angaben zur relativen Lage der Strukturen zueinander und Übersichten mit idealisierten Ökotopten. So sollten z.B. für die Nase flache, strömungsberuhigte Bereiche, die von den Brütlingen aufgesucht werden, unterstrom einer als Laichplatz nutzbaren überströmten Kiesfläche liegen. Konkrete Angaben zu maximalen Abständen werden jedoch auch hier nicht gemacht. Einzige Ausnahme stellen die „Unterstände am Laichplatz“ der Äsche dar, die einen Abstand von maximal 50 m zum Laichplatz haben sollten. In CASiMiR bestehen keine Verbindungen zwischen den einzelnen Zellen, da hier ein strikt statistisches Verfahren zum Einsatz kommt.

Es muss auch erwähnt werden, dass die hier verwendeten Habitatbewertungsverfahren nicht alle relevanten Parameter abbilden können. Neben den untersuchten physikalischen Parametern existiert jedoch auch beispielsweise noch die Temperatur, die vor dem Hintergrund des Klimawandels vor allem im Sommer einen wichtigen Einflussfaktor darstellt. Der damit zusammenhängende O<sub>2</sub>-

Gehalt ist für viele Fischarten jedoch von großer Bedeutung, da Fische wechselwarme Tiere sind (Bender et al., 2017; Küttel et al., 2002; Melcher et al., 2013). Die durch das Bauwerk erhöhte Turbulenz könnte theoretisch zu einem stärkeren Eintrag von Sauerstoff in den Wasserkörper führen. Den Lenkbuhnen könnte in diesem Zusammenhang eine gewisse temperaturregulierende Wirkung zugeschrieben werden, die auf den Schattenwurf des Bauwerks und auch die tiefen Kolke im Umfeld des Bühnenkopfes basiert. Kühleres Wasser in Kolkbereichen wäre ein möglicher Rückzugsort für die Fischfauna bei Temperaturstress. Hierzu fehlen bisher Belege aus Messdaten, eine Verminderung des Temperaturstresses wäre aus fischökologischer Sicht zu begrüßen (Todd et al., 2008).

Chemische Parameter zur Wasserqualität fehlen ebenso in den beiden Modellen. Auch biologische Faktoren, wie ein geeignetes Nahrungsangebot oder die Berücksichtigung von Räuber-Beute-Beziehungen werden in den beiden Verfahren nicht berücksichtigt. So kommen im Untersuchungsgebiet an der Alb regelmäßig Komorane vor, die nach Angaben des Angelpächters „Angelverein Daxlanden 1921 e.V.“ vom Knielinger See kommend, starke Auswirkungen auf die Fischpopulation haben.

Es ist zudem wichtig, klarzustellen, dass beide Verfahren kein Funktionsmonitoring darstellen. Es werden nur die Strukturen betrachtet, die für eine mögliche Population der untersuchten Fischart von Bedeutung sind (siehe auch Kapitel 2.5).

## 4.8 Schutzbereiche bei Hochwasser

Grundlage für die Beurteilung der Schutzbereiche waren die numerischen Modelle der Referenz- und Bühnenstrecke (siehe Kapitel 4.6). Diese wurden mithilfe der Daten aus einer Wasserspiegelmessung während des zweijährlichen Hochwassers am 03.02.2020, die analog zu Kapitel 4.6 durchgeführt wurde, neu kalibriert.

Tabelle 4-10: Grenzwerte für die Analyse der Schutzbereiche bei Hochwasser für Äsche, Barbe und Nase auf Basis der gesteigerten Fließgeschwindigkeit für  $t > 200$  min

Fischart	Stadium	$L_{\text{Fisch}}$	Quelle	$V_{\text{gesteigert}}$	Quelle
		[cm]		[m/s]	
Äsche	larval-juvenil	< 15,0	Clough et al. (2004)	0,42	Clough et al. (2004)
Äsche	juvenil	15,0-27,5	Clough et al. (2004)	0,6	Clough et al. (2004)
Äsche	adult	> 27,5	Clough et al. (2004) DWA (2014) Taugbøl et al. (2019)	0,65	Clough et al. (2004)
Barbe	larval-juvenil	< 10,0	Clough et al. (2004)	0,60	Clough et al. (2004)
Barbe	juvenil	10,0-15,0	Clough et al. (2004)	0,72	Clough et al. (2004)
Barbe	adult	> 15,0	Clough et al. (2004) DWA (2014)	0,80	Clough et al. (2004)
Nase	larval	1,3	Flore et al. (2001))	0,103	(Flore et al., 2001))
Nase	juvenil	7,1	Lepič et al. (2019) Reckendorfer et al. (2001)	0,46	berechnet nach Wolter & Arlinghaus (2004)
Nase	adult	0,45-0,6	DWA (2014) Epple et al. (2020)	0,90	berechnet nach Wolter & Arlinghaus (2004)

Die Grenzwerte für die zulässigen Fließgeschwindigkeiten wurden mithilfe einer Literaturrecherche ermittelt. Es wurden Daten zur Dauerschwimmgeschwindigkeit der untersuchten Fischarten Äsche, Barbe und Nase mit den Altersstadien larval, juvenil und adult gesucht. Für diese konnten jedoch in der Literatur keine Daten zur Dauerschwimmgeschwindigkeit gefunden werden. Daher wurde für die vorliegende Analyse der Schutzbereiche bei Hochwasser die gesteigerte Schwimmgeschwindigkeit, die über 200 Minuten und mehr aufrechterhalten werden kann, herangezogen. Soweit möglich wurden Versuchsdaten dafür herangezogen. Wenn keine Versuchsdaten zur Verfügung standen,

wurde anhand der Fischgröße mithilfe der Näherungsformeln von Wolter & Arlinghaus (2004) zur Berechnung der gesteigerten Schwimmgeschwindigkeit gerechnet. Die dazugehörigen Daten sind in Tabelle 4-10 zusammengestellt.

Die Analyse wurde auf Basis eines MATLAB-Tools anhand der Ergebnisse einer FLUMEN-Berechnung für das am 03.02.2020 abgelaufene HQ2= 26,4 m<sup>3</sup>/s umgesetzt. Als minimale geeignete Wassertiefe wurden 0,05 m angesetzt. Für die größenabhängige Filterung der geeigneten Teilflächen wurden 0,125 m<sup>2</sup> festgelegt. Das MATLAB-Programm wurde in erweiterter Form auch zur Umsetzung der LS GÖ anhand numerischer Daten verwendet und wird in Kapitel 6.1.8 genauer beschrieben.

Die qualitative Analyse der Schutzbereiche zeigt am Beispiel der larvalen Barbe, dass sich trotz Einbau der Lenkbuhnen die Schutzbereiche weiterhin entlang des Ufers konzentrieren (siehe Abbildung 4-55). Jedoch sind sie durch die strömunglenkende Wirkung der Buhnen stärker ausgeprägt und reichen weiter hinein in die Gewässermittle. Sie erstrecken sich in etwa vom Rand des Fließquerschnitts bis zu den Buhnenwurzeln.

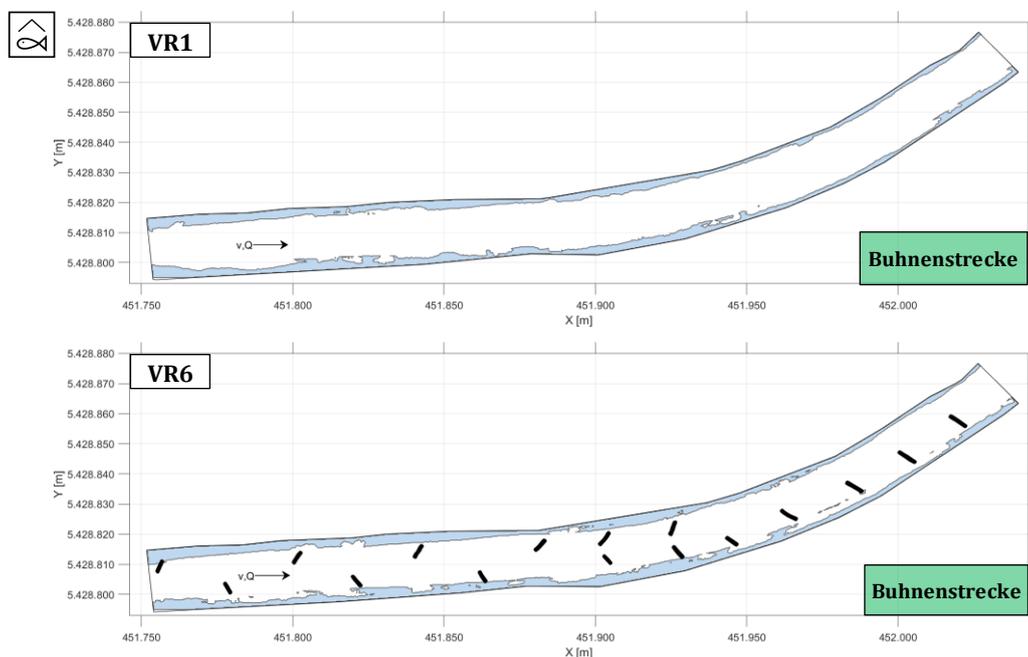


Abbildung 4-55: Vergleich der Schutzbereiche bei Hochwasser (blau) in der Buhnenstrecke für die larvale Barbe für HQ2

Beim Vergleich der Entwicklung der Schutzbereiche bei Hochwasser für die drei untersuchten Lebensstadien der Äsche zeigen sich in der Referenzstrecke nur minimale Schwankungen im Verlauf des Erhebungszeitraums: Der Anteil geeigneter Fläche für larvale Äschen schwankt zwischen 29 % bis 31 %. Für juvenile Äschen sind es 41 % bis 43 % der Gesamtfläche. Die adulten Äschen haben nach der Berechnung 44 % bis 47 % der Gesamtfläche als hydraulisch geeignete Schutzbereiche zur Verfügung.

Es zeigt sich eine kleine zeitliche Abhängigkeit der Schutzbereiche in der Buhnenstrecke. Nach Einbau der Buhnen steigt der geschützte Flächenanteil im Vergleich zu VR1 für alle Altersstadien um bis zu 4 % der Gesamtfläche an. Diese Entwicklung kehrt sich für die larvale Äsche mit zunehmender Beobachtungsdauer jedoch wieder um und sinkt bis VR6 auf 7 % der Gesamtfläche und damit leicht unter das Ausgangsniveau. Für die juvenile Äsche sinkt nach VR2 der Flächenanteil ebenfalls leicht ab, bleibt mit 22 % der Gesamtfläche jedoch höher als der Ausgangswert in VR1. Für die adulte Äsche

hingegen bleiben die Schutzbereiche nach dem Anstieg von VR1 zu VR2 jedoch im weiteren Zeitverlauf konstant.

Für alle untersuchten Altersstadien sind die Flächenanteile der jeweiligen Schutzbereiche deutlich höher als in der Buhnenstrecke. So beträgt z.B.  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{gesamt}}$  bei der larvalen Äsche in VR1 0,31 in der Referenzstrecke bzw. 0,08 in der Buhnenstrecke. Dies ist vor allem auf die unterschiedliche Ausdehnung der Schutzbereiche an den Ufern zurückzuführen. Die Ufer in der Buhnenstrecke sind steiler als in der Referenzstrecke, wodurch der Anteil flacher und dementsprechend schwach durchströmter Teilbereiche in der Referenzstrecke größer ist.

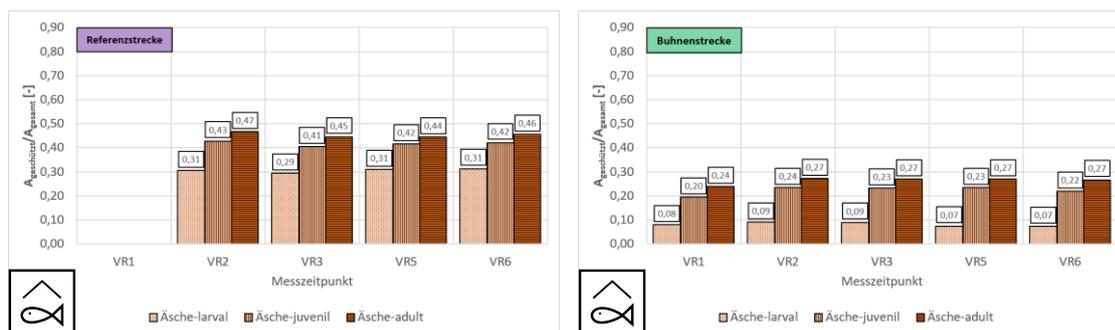


Abbildung 4-56: Vergleich des zeitlichen Verlaufs der Schutzbereiche bei Hochwasser für die Äsche zwischen Referenzstrecke und Buhnenstrecke für HQ2

In Abbildung 4-57 ist die Analyse der Hochwasserschutzbereiche für die Altersstadien der Barbe dargestellt. Die Betrachtung der zeitlichen Änderungen offenbart, dass der Anteil der Schutzbereiche in der Referenzstrecke sehr konstant ist. Für die larvale Barbe sinkt der bei Hochwasser als Rückzugsbereich geeignete Flächenanteil  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{gesamt}}$  von VR2 bis VR6 minimal von 0,43 auf 0,41 ab. Für die juvenile Barbe schwankt er ebenso minimal zwischen 0,50 bis 0,52. Für die adulte Barbe ist  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{gesamt}}$  mit 0,55 bis 0,57 ebenfalls sehr stabil.

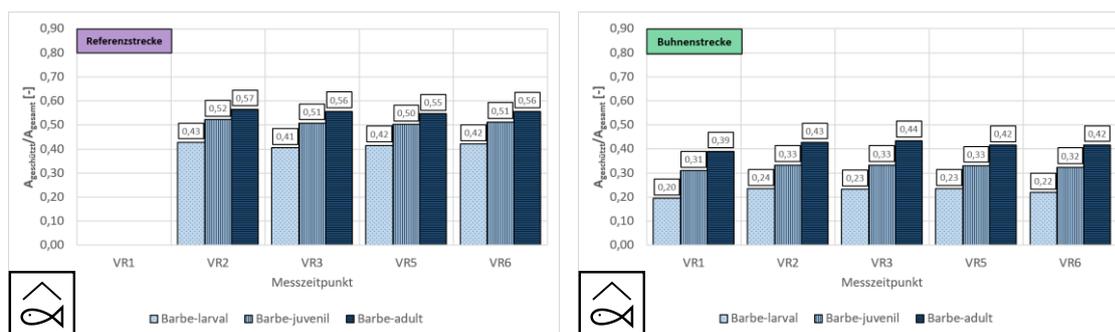


Abbildung 4-57: Vergleich des zeitlichen Verlaufs der Schutzbereiche bei Hochwasser für die Barbe zwischen Referenzstrecke und Buhnenstrecke für HQ2

In der Buhnenstrecke sind die geschützten Flächenanteile durchgehend geringer als diejenigen in der Referenzstrecke. Von VR1 zu VR2 steigt durch den Einbau der Buhnen für alle drei Altersstadien der Flächenanteil leicht um 2 % bis 4 % der Gesamtfläche der Untersuchungsgebiete an. Für alle drei Altersstadien kommt es nach VR2 bis VR6 zu minimaler Abnahme von  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{gesamt}}$  von 0,24 auf 0,22 (larvale Barbe), 0,33 auf 0,32 (juvenile Barbe) bzw. 0,43 auf 0,42 (adulte Barbe) Ebenso wie bei der Untersuchung der Hochwasserschutzbereiche der Äsche sind die größeren Flächenanteile in der Referenzstrecke auf die unterschiedliche Ausdehnung der Uferbereiche zurückzuführen.

Der Vergleich der Schutzbereiche bei Hochwasser für die Nase befindet sich in Abbildung 4-58. Wie anhand der unterschiedlichen gesteigerten Schwimgeschwindigkeiten zu erwarten ist, steigt der Anteil der geeigneten Rückzugsbereiche bei Hochwasser mit dem Altersstadium stark an.

Über die Dauer des Monitoringzeitraums zeigen sich nur minimale Veränderungen in der Referenzstrecke für die geschützten Flächenanteile. Für die larvale Nase steigt  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{gesamt}}$  von VR2 bis VR 6 von 0,04 auf 0,06 minimal an. Für die larvale Nase und die adulte Nase bleiben die Flächenanteile mit ca. 0,32 bis 0,34 (larvale Nase) bzw. 0,63 bis 0,64 (adulte Nase) ebenfalls annähernd konstant.

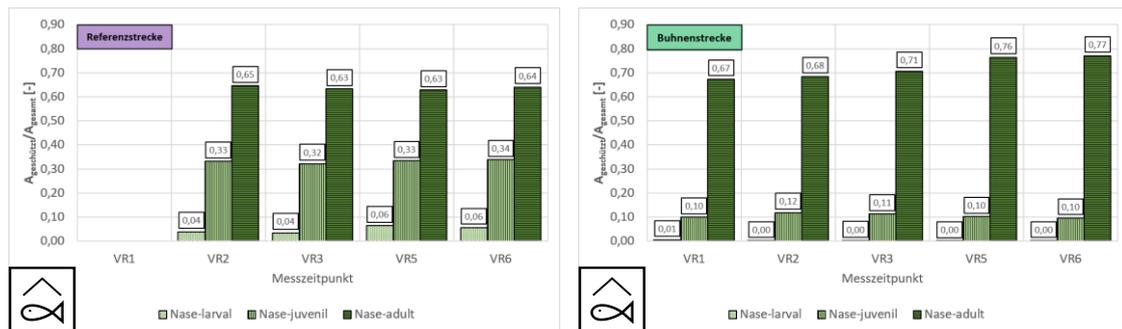


Abbildung 4-58: Vergleich des zeitlichen Verlaufs der Schutzbereiche bei Hochwasser für die Nase zwischen Referenzstrecke und Bühnenstrecke für HQ2

In der Bühnenstrecke zeigen sich deutliche Unterschiede zur Referenzstrecke. Für die larvale Nase sind die Unterschiede mit maximal einem Prozent der durchströmten Fläche vernachlässigbar. Sie nimmt durch den Einbau der Lenkbuhnen ab, sodass näherungsweise keine geeigneten Schutzbereiche mehr nachgewiesen werden können. Bei der juvenilen Nase steigt  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{gesamt}}$  direkt nach Einbau der Lenkbuhnen von 0,10 auf 0,12 an, nimmt mit der Zeit jedoch wieder ab und entspricht danach mit 0,10 wieder dem Ausgangswert vor der Umgestaltung. Für die adulte Nase ist hingegen ein deutlicher Anstieg der Schutzbereiche zu beobachten. Einem minimalen Anstieg direkt nach Einbau der Lenkbuhnen in VR2 von  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{gesamt}}$  auf bis zu 0,67 folgt eine kontinuierliche Zunahme der Rückzugsbereiche auf 0,77 in VR6 und übertrifft damit den entsprechenden Flächenanteil in der Referenzstrecke deutlich.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass es durch den Einbau der Lenkbuhnen für die meisten der untersuchten Kombinationen aus Fischarten und Altersstadien zu einer leichten Vergrößerung der Schutzbereiche in der Bühnenstrecke für die Indikatorfischarten bei Hochwasser gekommen ist. Direkt nach dem Einbau kam es zu einer temporären Erhöhung der geschützten Flächenanteile gegenüber dem Ausgangszustand. Nach dem zweijährlichen Hochwasser war jedoch für einige untersuchte Altersstadien ein Rückgang auf die Ausgangswerte zu beobachten.

Der Vergleich offenbart für die Referenzstrecke fast durchgehend einen größeren Anteil an geeigneten Schutzbereichen verglichen mit der durchströmten Gesamtfläche. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die meisten der Rückzugsflächen im Bereich der Uferböschung anzutreffen sind. Die Vermessungsdaten offenbaren, dass sich die Breite der Uferböschung zwischen den beiden Teilstrecken unterscheidet. Für die Referenzstrecke beträgt sie auf der linken Uferseite zwischen 1,5 m bis 2,5 m und auf der rechten Uferseite etwa 2,5 m bis 3 m. In der Bühnenstrecke hingegen ist sie auf beiden Uferseiten mit etwa 1,0 m bis 1,5 m kleiner. Die ungleichen Randbereiche der Strömung beeinflusst also das Berechnungsergebnis stark.

## 4.9 Fazit der Freilanduntersuchungen

Im Rahmen des Monitoringprogramms an der Alb in Karlsruhe wurde über zweieinhalb Jahre der Einfluss verschiedener Lenkbuhnenvarianten auf die Hydromorphologie des Untersuchungsgewässers untersucht. Es konnten nach Einbau der Lenkbuhnen gewässerstrukturierende Effekte beobachtet werden (siehe Kapitel 4.5). Insgesamt haben sich sowohl die Tiefenvarianz, die Strömungsdiversität als auch die Substratsortierung in der Alb durch den Einbau der Lenkbuhnen erhöht.

Mithilfe der alternierenden Lenkbuhnen in Abschnitt 4 konnte das beabsichtigte Pendeln des Stromstrichs nicht erreicht werden (siehe Kapitel 4.5). Dennoch wurde eine Diversifizierung der Geschwindigkeitsverteilung zwischen den Ufern und der Gewässermitte erreicht. Die doppelseitigen Lenkbuhnen in Abschnitt 5 bewirkten trotz der geringen Höhe eine deutliche Konzentration des Abflusses in Gewässermitte. Auch die uferschützende Wirkung konnte durch die stattgefundenen Anlagen nahe den Buhnenwurzeln für alle Varianten bestätigt werden. Durch die langen Lenkbuhnen in der Flusskurve von Abschnitt 6 konnte der Stromstrich stark in Richtung Innenufer verschoben werden und die diesbezüglichen Aussagen von Laborexperimenten zum Uferschutz durch Lenkbuhnen aus der Literatur aus Kapitel 3.5.3 bestätigt werden (Mende, 2014; Zaid, 2017).

Der hydraulische-morphologische Index der Diversität stieg während der Beobachtungszeit durch den Einbau der Lenkbuhnen zunächst signifikant um bis zu 0,34 an (siehe Kapitel 4.6). Jedoch kam es im Nachgang des während des Untersuchungszeitraums aufgetretenen zweijährlichen Hochwassers sowohl in der Buhnen- als auch der Referenzstrecke zu einem temporären deutlichen Rückgang des HMID um bis zu 0,24. Dabei blieb der HMID im Bereich der Flusskurve jedoch höher als im geraden Abschnitt am Anfang der Buhnenstrecke. Bisher bleibt offen, ob sich der HMID im Bereich der Flusskurve stärker als im geraden Bereich der Umgestaltungsstrecke erhöht hat, weil in diesem Bereich längere Lenkbuhnen eingebaut wurden oder ob sich die Gewässerstrukturierung in Kurvenbereichen generell stärker durch Lenkbuhnen beeinflussen lässt.

Die Bewertung durch die beiden angewendeten Habitatbewertungsverfahren CASiMiR und der Methodik nach der Landesstudie Gewässerökologie (siehe Kapitel 4.7) zeigt, dass die eingebauten Lenkbuhnen die Habitatvielfalt und -qualität des untersuchten Albabschnittes für die Referenzfischarten Äsche, Barbe und Nase verbessert haben. Anhand der Untersuchung mit CASiMiR konnten keine signifikanten Änderungen der Habitateignung durch die Umgestaltung nachgewiesen werden. Auch zwischen den beiden Teilabschnitten war die Bewertung sehr ähnlich. Ob dieser Umstand an den Fuzzysets oder an der Methodik des Programms festzumachen ist, ist unklar. Nach der Methodik der Landesstudie Gewässerökologie konnten hingegen deutlichere Änderungen am Vorhandensein geeigneter Gewässerstrukturen zwischen der Buhnenstrecke und der Referenzstrecke identifiziert werden. Die Änderungen sind dabei jedoch nicht so stark ausgefallen, wie angesichts der Ergebnisse für die Änderungen der Fließgeschwindigkeit, Sohltopographie und Substratsortierung zu erwarten gewesen wären.

Der Umstand, dass in den Untersuchungen mit CASiMiR keine deutlicheren Verbesserungen der Habitateignung erkennbar waren, könnte auch damit zusammenhängen, dass in der vorgestellten Untersuchung aufgrund der starken Vegetationsbedeckung keine flächenmäßigen Angaben zur Substratverteilung vorlagen. Der Parameter wurde daher aus den Untersuchungen ausgeklammert. Er ist aber für Äsche, Barbe und Nase in verschiedenen Lebensstadien von Bedeutung (Britton & Pegg, 2011; Hauer et al., 2008; Mallet et al., 2000; Melcher & Schmutz, 2010).

Die Analyse der Schutzbereiche bei Hochwasser in Kapitel 4.8 zeigte kurzfristige positive Auswirkungen des Einbaus der Lenkbuhnen und lässt auf das Vorhandensein strömungsberuhigter Bereiche schließen. Mit zunehmender Dauer des Monitorings nahmen diese jedoch wieder leicht ab. Ein

Vergleich mit der Referenzstrecke zeigte, dass diese Änderungen eindeutig auf den Einbau der Buhnen zurückzuführen waren und infolge des im Beobachtungszeitraum aufgetretene zweijährliche Hochwasser wieder zerstört wurden.

Im Zuge des Monitoringprogramms konnte ebenfalls die Bauwerkstabilität der innovativen Einbindung der Lenkbuhnen in die Sohle mittels Rammverfahren (siehe Kapitel 4.3 und Kapitel 4.5.4) für die ersten Hochwasserereignisse nachgewiesen werden.

Eine abschließende Beurteilung des Erfolgs der Baumaßnahme ist zweieinhalb Jahre nach Abschluss der Umgestaltung noch nicht möglich. Im betrachteten Zeitraum sind nur kleinere Hochwässer bis HQ2 im Untersuchungsgebiet aufgetreten. Um einen neuen dynamischen Gleichgewichtszustand zu erreichen, müssen längere gewässermorphologische Beobachtungen über mehrere Jahre durchgeführt werden (Detering, 2012; Kern, 1994). Daher gilt es, den Einfluss der Lenkbuhnen auf die Gewässermorphologie und die Gewässerstrukturen auch künftig nach Eintritt größerer Hochwasserereignisse erneut zu evaluieren. Zusätzliche biologische Untersuchungen sollten zeigen, ob die beobachteten Lebensräume auch besiedelt werden.

Infolge des Freilandversuchs konnte die grundsätzliche Eignung von Lenkbuhnen als Werkzeug zur Gewässerstrukturierung auch in räumlich beengten Gewässerabschnitten herausgearbeitet werden. Die Änderungen waren jedoch nicht so stark wie anhand der Literaturrecherche erwartet. Zudem ist der mögliche Untersuchungszeitraum im Freiland begrenzt. In den Kapiteln 5 und 6 werden daher, den Freilandversuch ergänzend, gemäß dem in Kapitel 2.6 erklärten Forschungsansatz Untersuchungen in hydraulischen Experimenten mit fester und beweglicher Sohle im Theodor-Rehbock-Wasserbaulaboratorium beschrieben. Diese haben zum Ziel, den Einfluss der Bemessungsparameter auf die gewässerstrukturierende Wirkung zu bestimmen und Ansätze für die Optimierung der Bauweise zu gewinnen.



## 5 Laborversuche mit fester Sohle

In Kapitel 4 konnte gezeigt werden, dass sich durch Lenkbuhnen eine ökologisch vorteilhafte Gewässerstrukturierung hervorrufen lässt, daher soll anhand von Laborversuchen das Wissen zum hydraulischen Verhalten überströmter Buhnenbauweisen verbessert werden. Im Labor können im Gegensatz zum Freilandversuch schnell und einfach verschiedene Varianten untersucht werden. Außerdem lassen sich die Randbedingungen, z.B. der Abfluss, gezielt anpassen und Störeinflüsse, wie z.B. Vandalismus ausschließen. Diese Untersuchungen sollen dann als Basis der Optimierung dienen.

Das Kapitel umfasst somit den 6. Schritt „Laborversuche mit fester Sohle: hydraulische Optimierung“ des in Kapitel 2.6 vorgestellten Forschungsansatzes.



Abbildung 5-1: Schematischer Aufbau des Inhalts von Kapitel 5

In Abbildung 5-1 ist das Vorgehen bei der experimentellen Optimierung der Bauweise in dieser Arbeit dargestellt. Ausgehend von den bisherigen Erkenntnissen zu überströmten Buhnenbauweisen im Allgemeinen und Lenkbuhnen im Speziellen wird eine Referenzvariante entwickelt. Ausgehend von deren Bemessungsparametern wird eine Parameterstudie durchgeführt. Dazu wird ein einzelner Parameter, z.B. die Länge der Lenkbuhnen, isoliert von den anderen Parametern betrachtet und innerhalb eines definierten Wertebereichs variiert. Die Bewertung erfolgt anhand der gleichen Kriterien wie im Naturversuch in Kapitel 4. Sie werden in konkrete Beurteilungskriterien umgesetzt und berechnet.

Die Ergebnisse der Parameterstudie werden anhand einer Machbarkeitsstudie eingeordnet und validiert. Damit werden die Vorzugsvarianten, die in Kapitel 6 mit den in der Alb eingebauten Bauweisen verglichen werden soll, ermittelt. Die Einordnung der Erkenntnisse in den aktuellen Stand des Wissens zu überströmten Buhnenbauweisen erfolgt im Anschluss daran.

Die Entwicklung von Schätzformeln zur uferschützenden Wirkung und zum Einfluss auf die Wasserspiegellage mit dem planenden Ingenieur bzw. der planenden Ingenieurin als Zielgruppe bildet den Abschluss des Kapitels.

### 5.1 Methoden

Ziel der Laboruntersuchungen ist die Durchführung einer Parameterstudie anhand der hydraulischen Randbedingungen des Naturversuchs an der Alb. Die geringe Sohlneigung an Flachlandflüssen stellt hohe Anforderungen an die Mess- und Regelungstechnik, daher wird im Folgenden zunächst genauer auf die Untersuchungsmethodik und Messtechnik eingegangen werden.

### 5.1.1 Versuchsstand & Versuchssetup

Es wurden hydraulische Modellversuche mit fester Sohle in einer 17,5 m langen und einen Meter breiten Plexiglasrinne im Theodor-Rehbock-Wasserbaulaboratorium KIT entworfen.

Da Trägheits- und Schwerekräfte die zu untersuchenden Prozesse maßgeblich beeinflussen, wird das Modell nach dem Froude'schen Ähnlichkeitsgesetz betrieben. Der Maßstab der Laborversuche beträgt 1:15. Dabei wurde eine feste Sohle aus feinen Gummiriefenmatten mit einer Tiefe von 2 mm eingesetzt. Die Gummiriefenmatten wurde auf Metallplatten geklebt und auf der Sohle des Versuchsstands eingebracht, um so die Sohlrauheit an der Versuchsstrecke nachzustellen.

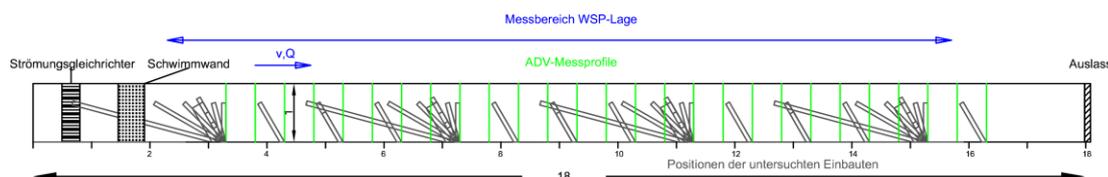


Abbildung 5-2: Übersicht des Versuchsstand für die Versuche mit fester Sohle mit Darstellung der untersuchten Einbauten mit einseitiger Anordnung

Die Versuche wurden in zwei Gruppen eingeteilt: Die Hauptversuche basieren auf der Bühnenstrecke des Naturversuchs in Abschnitt 4 zwischen Fluss-km 9,9 und 10,1 der Alb. Die vom Umfang her abgespeckten Sensitivitätsversuche basieren auf der Referenzstrecke und dem Abschnitt 1 des Projektgebiets auf Höhe der Brücke Daxlander Straße bei Fluss-km 10,6. Sie sollen die Sensitivität der Bauweisen gegenüber geänderten Randbedingungen aufzeigen.

Für die Hauptversuche wurde dementsprechend eine Neigung von 1,4 ‰ eingestellt, die Sensitivitätsversuche wurden mit einer Neigung von 0,9 ‰ durchgeführt. Das HQ100 beträgt in diesem Bereich 77,42 m<sup>3</sup>/s (BAW, 1986). Aufgrund umfangreicher Umgestaltungen der Alb im innerstädtischen Bereich Karlsruhes während der letzten Jahrzehnte wurde der dazugehörige Wasserstand mithilfe eines eindimensionalen HEC-RAS-Modells neu berechnet. Grundlage für die Kalibrierung dieses Modells waren Messdaten des Tiefbauamts Karlsruhe.

Tabelle 5-1: Zusammenfassung der Versuchsrandbedingungen für die Haupt- (HV) und Sensitivitätsversuche (SV) mit fester Sohle im Realmaßstab

Abflussereignis	HQ2		HQ100	
	$h_{\text{untere RB}}$ [m]	$Q$ [m <sup>3</sup> /s]	$h_{\text{untere RB}}$ [m]	$Q$ [m <sup>3</sup> /s]
HV	1,68	26,40	3,38	33,54
SV	-	-	3,38	77,42

Für die Hauptversuche wurde der im Hauptgerinne verbleibende Restabfluss anhand des Modells auf 33,54 m<sup>3</sup>/s bestimmt. In Abschnitt 0 des Freilandversuchs (siehe Kapitel 4.3) bleibt für die Sensitivitätsversuche der gesamte Abfluss im Hautgerinne. Die Randbedingungen der HQ2-Versuche wurden anhand des zweijährlichen Hochwasserereignisses an der Alb im Februar 2020 festgelegt. Der Abfluss wurde vom Pegel Ettlingen abgeleitet und durch Wasserstandsmessungen im Untersuchungsgebiet ergänzt. Die Versuchsbedingungen sind in Tabelle 5-1 nochmals zusammengefasst.

Durch das geringe Gefälle der Untersuchungsstrecke von nur 2,4 cm auf der gesamten Rinnenlänge bedingt, waren die Anforderungen an die Genauigkeit der Versuche sehr hoch. Der Versuchsstand wurde daher flächig vermessen. Es zeigten sich dabei deutliche Unterschiede in der Höhenlage des Versuchsstands zwischen dem gefüllten und ungefüllten Zustand (siehe Abbildung 5-3). Zuerst fällt auf, dass durch die Auflast des Wassers während dem Betrieb des Versuchsstands die Höhenlage

abnimmt. Zusätzlich ist der Verlauf der Höhenlage homogener. Dennoch bestehen Unterschiede von bis zu 3 mm zur Soll-Lage bei der eingestellten Neigung.

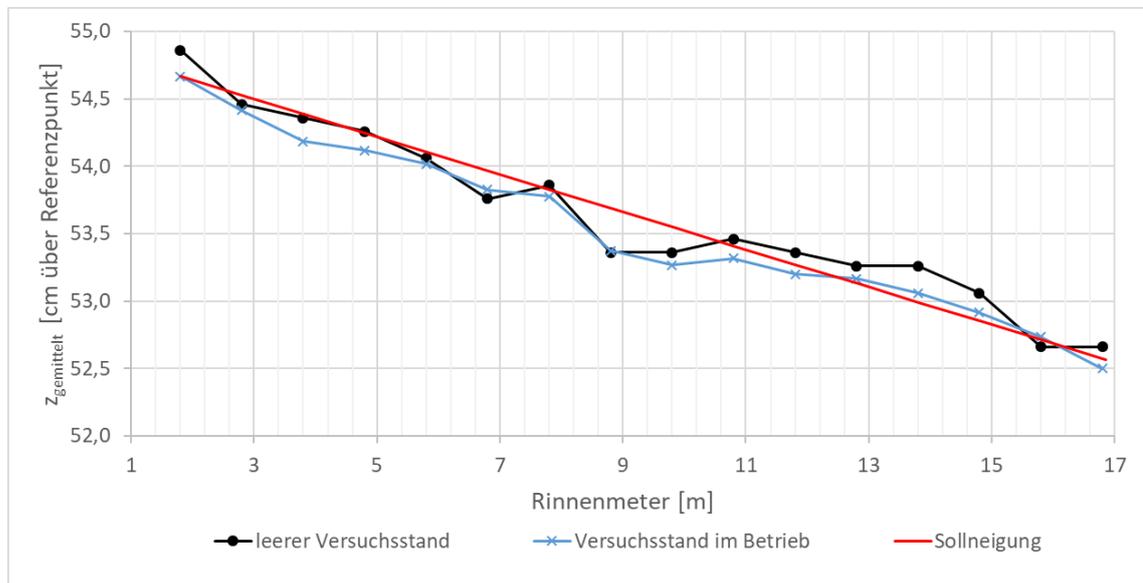


Abbildung 5-3: Vergleich der breitengemittelten Höhenlage des Bodens des Versuchsstands zwischen leeren Versuchsstand und im Betrieb vor der Optimierung

Vorhandene Abweichungen von der Soll-Neigung wurden mithilfe der Stützen des Rinnenkorpus gehoben. Verbleibende Unebenheiten konnten durch gezielten Unterbau der auf die Metallplatten aufgeklebten Gummiriefenmatten ausgeglichen werden. Zusätzlich wurde die Schiene des Messwagens ausnivelliert. Dadurch konnten Korrekturwerte angebracht werden, um einen konstanten Versatz zwischen Rinnenboden und der Position des Messgeräts sicherzustellen.

### 5.1.2 Messtechnik & Regelungstechnik

Das dreidimensionale Geschwindigkeitsfeld wurde mit einem Nortek Vectrino Plus, das auf einem automatischen Messwagen befestigt war, gemessen. Die Geschwindigkeitsmessungen wurden mit einer Frequenz von 200 Hz und einer Messzeit von 60 s durchgeführt. Die Datenverarbeitung erfolgte mit den Programmen VectrinoPlus und WinADV. Die folgenden Einstellungen wurden dabei zum Filtern der Rohdaten genutzt: eine minimale Korrelation der Messwerte von 70 % und ein Signal-Rauschen-Verhältnis von 10 dB oder besser.

Die Geschwindigkeiten wurden in 24 Querprofilen im Abstand von einer halben Sohlbreite, also 0,5 m, von  $X=3,3$  m bis 16,3 m gemessen. Jedes Querprofil beinhaltete 11 Vertikalen zwischen  $Y=0,075$  m und  $Y=0,925$  m. Insgesamt wurden sieben Ebenen zwischen  $Z=3,5$  cm und 20 cm (Hauptversuche und Sensitivitätsversuche für HQ100) bzw. 7 Ebenen zwischen  $Z=3,5$  cm und 9,2 cm (Hauptversuche bei HQ2) aufgenommen. Da in der obersten Messebene die z-Komponenten der Geschwindigkeiten, vor allem im Umfeld der Buhnen, aufgrund der starken Wasserspiegelschwankungen gefiltert werden mussten, wurden die Geschwindigkeiten in dieser Schicht nur zweidimensional ausgewertet.

Die Geschwindigkeitsmessungen wurden durch Tracermessungen zur Visualisierung der Strömung im Nahfeldbereich der Einbauten ergänzt.

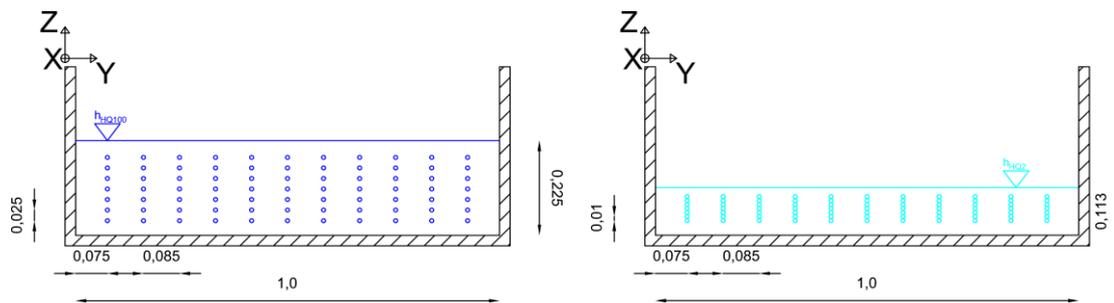


Abbildung 5-4: Messraster der Geschwindigkeitsmessung per ADV für HQ100-Fall (links, dunkelblau) und HQ2-Fall (rechts, cyan) für HV- und SV-Versuche; Angaben in Meter

Die Wasserspiegellage wurde mithilfe von 5 Ultraschallsonden der Firma Sick vom Typ UM18-212126111 aufgenommen. Diese wurden beginnend mit der ersten Sonde bei  $Y = 0,1$  m im Abstand von 20 cm auf einer Traverse montiert. Die Auflösung der Sonden beträgt laut Herstellerangaben 0,069 mm bei einer Wiederholungsgenauigkeit von 0,15 %. Die Sonden arbeiten mit einer Messfrequenz von 380 kHz und bieten die Möglichkeit der Temperaturkompensation. Die Querprofile wurden im Abstand von 0,1 m aufgenommen. Dadurch wird eine große Datendichte bei geringer Messzeit gewährleistet. Die Messdauer pro Profil betrug 10 Sekunden. Es wurden hierbei 10 Messwerte pro Sekunde aufgezeichnet. Aus technischen Gründen war der Messbereich der Ultraschallmessungen entlang der Rinne abweichend von dem Messnetz der ADV-Messungen auf den Bereich von  $X = 2,3$  m bis 15,7 m beschränkt (siehe Abbildung 5-2).

Bei der Messung der Wasserspiegellage mit den Ultraschallmesssonden galt es, aufgrund der niedrigen Neigung der Laborrinne und den hohen Anforderungen an die Messgenauigkeit, Fehlereinflüsse gezielt zu reduzieren. Erschütterungen durch den Laborbetrieb, z.B. bei Betrieb oder Umbau anderer Versuchsstände, hatten messbare Auswirkungen auf die Wasserspiegellage. Der Betrieb anderer Versuchsstände an derselben Pumpanlage sorgte zudem für stärkere Schwankungen des Zuflusses, daher wurden die Messungen der Wasserspiegellagen außerhalb der Betriebszeiten der anderen Versuchsstände gelegt.

Ultraschallsensoren senden ein Ultraschallsignal auf die Wasseroberfläche aus und ermitteln den Abstand zwischen Sensor und Wasseroberfläche über die Laufzeit des reflektierten Signals. Die Laufzeit des Signals ist von der Schallgeschwindigkeit (ca. 340 m/s in Luft) und damit von der Temperatur, der Luftfeuchtigkeit und dem Luftdruck abhängig (Hentschel, 2015). Die Messgenauigkeit der Ultraschallsensoren am Versuchsstand wird also durch Sonneneinstrahlung sowie tageszeitliche und jahreszeitliche Temperaturschwankungen der Außenluft und des Wassers beeinflusst. Um diese zu minimieren, wurden zum einen die nahen Fenster verschattet, der Versuchsstand gegen Zugluft geschützt sowie vor jedem Versuch die Sonden neu kalibriert. Die Wasserspiegelmessungen wurden zusätzlich in Sets konstanter Randbedingungen eingeteilt. Im Rahmen dieser Sets wurden jeweils ein oder mehrere Parameter untersucht. Für jedes Set wurde ein eigener Nullversuch als Referenz durchgeführt und alle Versuche des jeweiligen Sets direkt im Anschluss durchgeführt, so dass vergleichbare äußere Bedingungen herrschten.

Die Auswertung aller Messungen und die Darstellung der Ergebnisse erfolgten mithilfe von mehreren selbstentwickelten MATLAB-Skripten.

### 5.1.3 Einbau der Buhnen und Wahl der Referenzvariante

Grundlage der Parametervariationen ist die Referenzbuhne, die nach Mende (2014) dimensioniert wurde (Abbildung 5-5). Sie besitzt im Labormaßstab einen Inklinationswinkel  $\alpha$  von  $60^\circ$ , eine projizierte Länge  $l_P$  von 66,7 cm d.h.  $2/3$  der Sohlbreite  $b_{So}$ , eine Breite  $b_B$  von 7 cm und eine Höhe  $h_B$  von 2,3 cm, also entsprechend  $0,1 \cdot h_{HQ100}$ . Die Kopfform ist in Anlehnung an die Buhnen in der Alb eckig ausgebildet (siehe Kapitel 4.3). Die Buhnen werden seriell einseitig in der Rinne eingebaut. Die erste Lenkbuhne wird jeweils mit der rechten Kante der Buhnenwurzel an der Position  $X = 3,3$  m befestigt. Die Versuche mit Referenzbuhne werden im Folgenden als Referenzversuche (RV) bezeichnet.

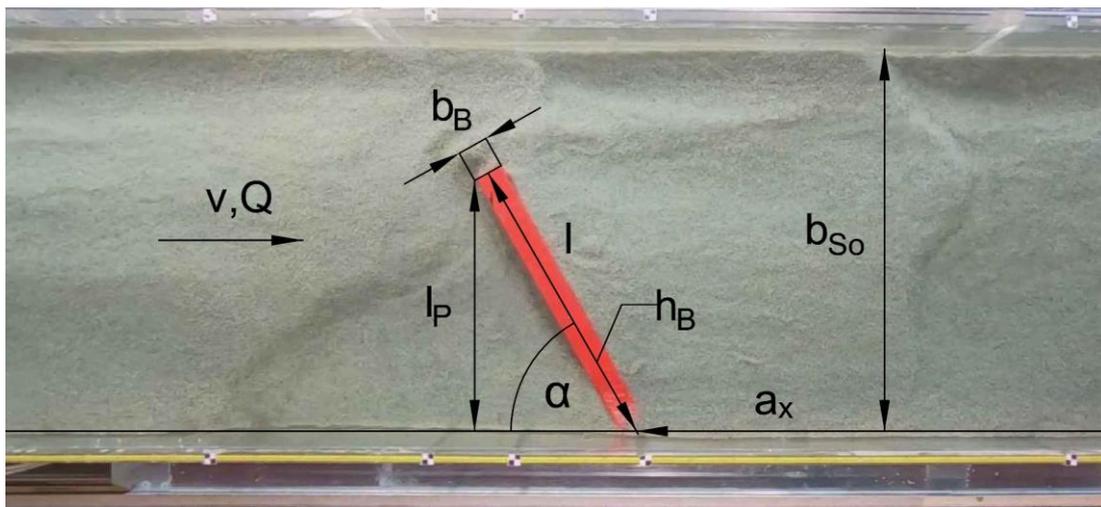


Abbildung 5-5: Referenz-Lenkbuhne mit absoluten Bemessungsgrößen in Anlehnung an Mende (2014)

Die absoluten Bemessungsgrößen wurden entsprechend den Ausführungen in Kapitel 3.6.3 in relative Parameter umgerechnet. In den Versuchen werden ausgehend von der Referenzbuhne die Parameter Inklinationswinkel  $\alpha$ , relative projizierte Länge  $L_P$ , relative Höhe  $H$ , der relative Abstand zur nächsten Buhne  $A_x$ , die absolute Breite  $b_B$  und die Kopfform der Buhnen variiert und deren Einfluss auf das Strömungsfeld und die Funktionsweise der Lenkbuhnen im Vergleich zum Nullversuch (NV) ohne Einbauten untersucht (siehe Tabelle 5-2).

Tabelle 5-2: Zusammenstellung der relativen Versuchsparameter für die Laborversuche mit fester Sohle für die Hauptversuche (alle Werte) und die Sensitivitätsversuche (mit \* markiert)

Parameter	Variable	Werte					
		einseitig*		beidseitig		wechselseitig	
Anordnung	-	einseitig*		beidseitig		wechselseitig	
Kopfform	-	rund			eckig		
Breite Buhne	$b_B$	$d_m$ n. Mende (2014)*			$3 \cdot d_m$ n. Mende (2014)		
Höhe Buhne	$H$	1/10	1/5		3/10	2/5	
projizierte Länge	$L_P$	1/4*	1/3*	1/2*	2/3*	3/4*	
Inklinationswinkel	$\alpha$	$15^\circ$	$30^\circ$ *	$45^\circ$ *	$60^\circ$ *	$75^\circ$ *	
Abstand	$A_x$	1	2	3	4	6	12

Im Gegensatz zu den Hauptversuchen wurde für die Sensitivitätsversuche (SV) nur ein reduziertes Untersuchungsprogramm gefahren. Es wurde nur die einseitige Anordnung getestet und die projizierte Länge von  $1/4$  bis  $3/4$  sowie der Inklinationswinkel von  $30^\circ$  bis  $75^\circ$  variiert. Zusätzlich wurden für spätere Vergleiche mit dem Freilandversuch die drei Varianten aus der Buhnenstrecke an der

Versuchsstrecke an der Alb eingebaut (siehe Kapitel 4.3) und dem Versuchsset der jeweiligen Anordnungen zugeordnet. Zusätzlich wurde eine einseitig angeordnete Mittelwasserbuhne mit  $\alpha = 90^\circ$ ,  $L_P = 1/3$ ,  $A_X = 4$  und  $H = 0,3$ . zum späteren Vergleich eingebaut. Ihre Bemessungsparameter wurden aus Angaben der Bundesanstalt für Wasserbau zu Buhnen am Oberrhein (Hentschel, persönliche Mitteilung), Empfehlungen zum Bau von Buhnen zur Gewässerstrukturierung in hochwassergefährdeten Lagen aus einem Praxishandbuch (Gebler, 2005) und anhand von Erfahrungswerten (Nadolny, persönliche Mitteilung) festgelegt. Sie wurde einseitig in Abstand  $A_X = 2$  angeordnet und mit einer relativen Höhe  $H = 0,3$  und einer relativen projizierten Länge  $L_P = 1/3$  gebaut.

Die Lenkbuhnen und deren Anordnung wurden als Fertigteile aus aufgerauten PVC-Platten erstellt und mit einem Zapfensystem in das Modell eingebaut. Die Kanten wurden dabei auf eine Breite von 0,5 cm abgefast, um starke Strömungsablösungen an den scharfen Kanten zu unterbinden, die dem natürlichen Verhalten im Freiland nicht entsprechen. Höhere Einbauten wurden durch das Aufeinanderstecken mehrerer flacher Varianten realisiert.

### 5.1.4 Bewertungskriterien

Gemäß den Zielsetzungen der Arbeit (siehe Kapitel 1.1) und dem in Kapitel 2.6 entwickelten Forschungsansatz sollen bei der Untersuchung der Lenkbuhnenkonfigurationen die festgesetzten Bewertungskriterien beachtet werden. Für jedes Kriterium wurde eine Bewertungsgröße festgesetzt:

- **Ökologie:** HMID nach Gostner & Schleiss (2011)
- **Uferschutz:** Reduktion der ufernahen tiefengemittelten Fließgeschwindigkeit  $v_{Ufer}$
- **Hochwasserschutz:** Veränderung des Widerstandsbeiwerts  $\lambda$  nach Darcy-Weisbach
- **Ökonomie:** benötigtes Bauvolumen für die Lenkbuhne umgerechnet pro geschütztem Meter Ufer

Die einzelnen Bewertungskriterien werden im Folgenden dargelegt. Die Berechnung des HMID wird bereits in Kapitel 2.5.2 beschrieben.

Die Reduktion der ufernahen Fließgeschwindigkeit wird aus dem Verhältnis der mittleren ufernahen Fließgeschwindigkeit mit Lenkbuhnen  $v_{Ufer, Versuch}$  zur mittleren ufernahen Fließgeschwindigkeit in den fünf Nullversuchen ohne Buhnen  $v_{Ufer, NV, gemittelt}$  berechnet:

$$\Delta v_{Ufer} = \frac{v_{Ufer, Versuch} - v_{Ufer, NV, gemittelt}}{v_{Ufer, NV, gemittelt}} * 100\% \quad (5-1)$$

mit:

$\Delta v_{Ufer}$  relative Veränderung der ufernahen Fließgeschwindigkeit [%]

$v_{Ufer, Versuch}$  tiefengemittelte ufernahe Fließgeschwindigkeit im betrachteten Versuch [m/s]

$v_{Ufer, NV, gemittelt}$  tiefengemittelte ufernahe Fließgeschwindigkeit, aus fünf Nullversuchen [m/s]

Ziel für den Uferschutz ist es, die mittlere ufernahe Fließgeschwindigkeit zu minimieren. Zeitgleich soll es aber auch lokal zu keiner Verschlechterung des Uferschutzes entlang der Fließstrecke kommen. Daher darf die ufernahe Fließgeschwindigkeit an keiner Stelle mehr als die Messgenauigkeit zunehmen. Dieses Bewertungskriterium ist vor allem für die einseitige Buhnenanordnung relevant.

Der Ermittlung des Widerstandsbeiwerts  $\lambda$  der Lenkbuhnen wird angelehnt an das in Möws & Koll (2019) vorgestellte Verfahren durchgeführt:

Die Fließgeschwindigkeiten wurden für jedes gemessene Querprofil höhen- und tiefengemittelt und anschließend linear auf das Messraster der Wasserspiegellagen interpoliert. Die Wasserspiegellagen wurden ebenfalls für jedes Querprofil gemittelt. Daraus wurde der Energielinienverlauf bestimmt. Das Energieliniengefälle  $I_E$  wird zwischen dem höchsten Punkt der Energielinien im Vorlauf der Buhnenstrecke und dem tiefsten Punkt der Energielinie im Nachlauf der Buhnenstrecke bestimmt:

$$I_E = \frac{\Delta z + h_o + \frac{u_{m,o}}{2 * g} - (h_u + \frac{u_{m,u}}{2 * g})}{x_u - x_o} \quad (5-2)$$

mit:

$I_E$	Neigung der Energielinie [-]
$u_{m,o}$	mittlere Fließgeschwindigkeit oberstrom des Lenkbuhnenbereichs [m/s]
$u_{m,u}$	mittlere Fließgeschwindigkeit unterstrom des Lenkbuhnenbereichs [m/s]
$\Delta z$	geodätische Höhe, bezogen auf das Ende des Messbereichs [mR0]
$x_o$	x-Wert oberstrom des Lenkbuhnenbereichs [m]
$x_u$	x-Wert unterstrom des Lenkbuhnenbereichs [m]

Der Widerstandsbeiwert der gesamten Lenkbuhnenstrecke  $\lambda_{ges}$  lässt sich nach Chow (1959) bestimmen aus:

$$\lambda_{ges} = \frac{8 * g * I_E}{Q^2} * \frac{(b_{so} * h_m)^3}{b_{so} + 2 * h_m} \quad (5-3)$$

mit:

$\lambda_{ges}$	Widerstandsbeiwert der gesamten Versuchsrinne [-]
$g$	Erdbeschleunigung [m/s <sup>2</sup> ]
$Q$	Abfluss [m <sup>3</sup> /s]
$I_E$	Energieliniengefälle [-]
$b_{so}$	Sohlbreite [m]
$h_m$	mittlere Wassertiefe aus $h_m = \frac{h_o + h_u}{2}$

Der Widerstandsbeiwert der Lenkbuhnen wurde danach durch Rauheitsüberlagerung wie folgt berechnet (Einstein & Banks 1950):

$$\Delta \lambda = \lambda_{Buhne} = \lambda_{ges} - \lambda_{NV,gemittelt} \quad (5-4)$$

mit:

$\lambda_{Buhne}$	Widerstandsbeiwert Lenkbuhne [-]
$\lambda_{ges}$	Widerstandsbeiwert der Versuchsrinne inkl. Lenkbuhnen [-]
$\lambda_{NV,gemittelt}$	Widerstandsbeiwert der Versuchsrinne aus dem dazugehörigen Nullversuch [-]

Die Bewertung der Wirtschaftlichkeit der untersuchten Varianten wurde anhand des notwendigen Bauvolumens der Lenkbuhnen vorgenommen. Diese wird zur Normierung auf die geschützte Uferlänge, dargestellt durch den Buhnenabstand in Fließrichtung  $A_x$ , bezogen. Für eine bessere Vergleichbarkeit wird im Folgenden angenommen, dass die Größe der einzelnen Steinquader gemäß den Empfehlungen Mendes (2014) anhand des Strömungsangriffs bemessen wird (siehe Kapitel 3.5.3 und damit die Breite der Buhnen für gleiche Randbedingungen konstant ist. Als Grundlage für den

relativen Vergleich der verschiedenen Varianten wird das Bauvolumen der Referenzbuhne angesetzt. Dabei wird angenommen, dass die Uferereinbindung für alle Varianten gleich ausgeführt wird.

$$\frac{V}{A_x} = \frac{l_p * b_B * h_{Buhne}}{\sin \alpha * a_x} \quad (5-5)$$

mit:

V	benötigtes Steinvolumen für eine Lenkbuhne [m <sup>3</sup> ]
A <sub>x</sub>	relativer Abstand der Buhnen [m]
l <sub>p</sub>	absolute projizierte Buhnenlänge [m]
b <sub>B</sub>	absolute Breite der Lenkbuhnen [m]
h <sub>Buhne</sub>	absolute Höhe der Buhnen über der mittleren Sohlebene [m]
α	Inklinationswinkel der Buhne [°]

## 5.2 Ergebnisse der Parameterstudie aus den Laborversuchen

Im vorliegenden Unterkapitel wird zunächst anhand des Referenzversuchs der allgemeine Einfluss der Lenkbuhnen auf die Geschwindigkeitsverteilung und die Wasserspiegellage herausgearbeitet. Anschließend werden parameterweise die Ergebnisse der Parameterstudie und ihre Bewertung vorgestellt. Alle Größen werden, soweit nicht anders angegeben, in Naturwerten wiedergegeben.

### 5.2.1 Auswirkungen von Lenkbuhnen auf die Geschwindigkeitsverteilung und WSP-Lage

Das Strömungsfeld im Nahfeld der Lenkbuhnen wird vor allem durch die Interaktion des umströmten Buhnenkopfes und des rechtwinklig überströmten Buhnenrückens geprägt (siehe Abbildung 5-6). Der am Buhnenkopf abgelöste Strömungsanteil und der beschleunigte Abfluss unterstrom der Buhnenachse interagieren und führen so zur Bildung einer Sekundärströmung. Die Grenzschicht im Nahbereich des Buhnenkopfs wird zunächst durch zweidimensionale Wirbel geprägt. Mit zunehmender Interaktion der beschleunigten Wasserteilchen, die den Buhnenrücken überströmen, nimmt der dreidimensionale Charakter der Wirbelbildung zu. Derart kommt es zu beschleunigtem Abfluss im Flussschlauch und einer verzögerten Strömung im Buhnenfeld. Die Grenzschicht ist dennoch wesentlich schwächer ausgeprägt als bei umströmten Buhnen.

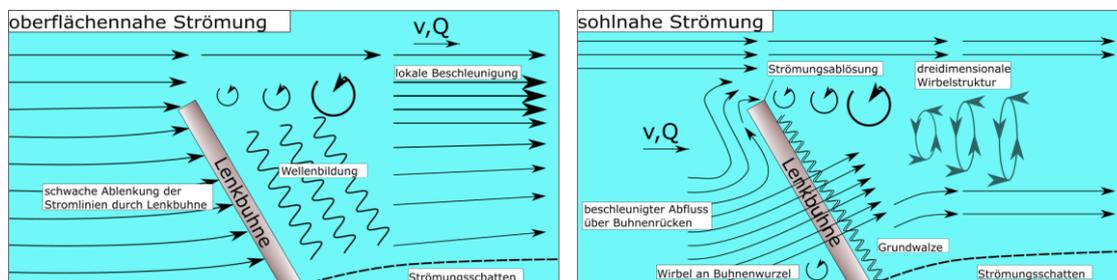


Abbildung 5-6: Vergleich der Fließgeschwindigkeitsverteilung der oberflächennahen Strömung (links) und der sohlennahen Strömung (rechts) im Nahbereich einer Lenkbuhne

Aufgrund der geringen Höhe der Buhnen unterscheidet sich das Strömungsgeschehen über die Wassertiefe vor allem zwischen dem oberflächennahen und dem sohnahen Bereich unterhalb der Buhnenoberkante. Oberflächennah ist zu erkennen, dass es durch die Beschleunigung des Abflusses über dem Buhnenrücken zur Wellenbildung im Nahbereich des Bauwerks kommt. Sohnah hingegen bildet sich eine Grundwalze auf der Lee-Seite des Buhnenkörpers aus. Infolge der Ablenkung der Stromlinien liegt das Ufer im Strömungsschatten und wird hydraulisch entlastet. Direkt oberstrom der Buhnenwurzel bildet sich hingegen ein kleiner rückströmender Wirbel aus.

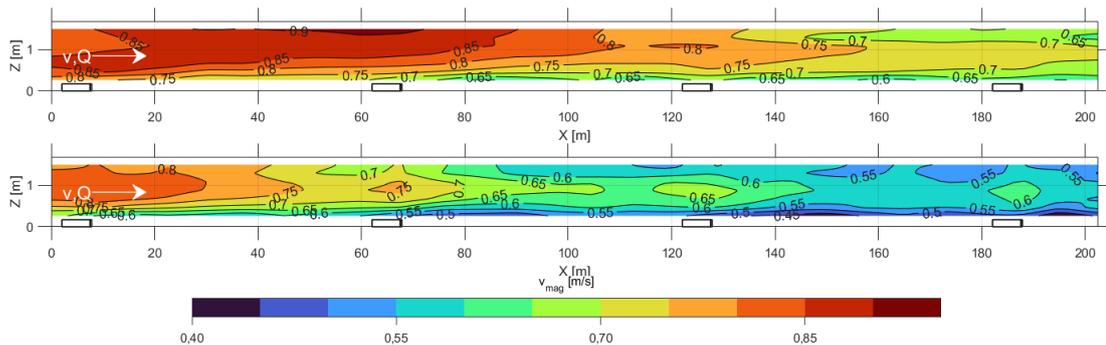


Abbildung 5-7: Vergleich der Fließgeschwindigkeitsverteilung im Längsschnitt mit Schnitt entlang der linken Seite für  $Y = 0,925$  (oben) und entlang der rechten Seite für  $Y = 0,075$  (unten) für den RV bei HQ100, Seitenansicht

Beim Vergleich der Fließgeschwindigkeiten in Längsrichtung wird der uferschützende Effekt der Lenkbuhnen offenbar. Dieser Sachverhalt ist in Abbildung 5-7 für das hundertjährige Hochwasser dargestellt. Über dem Buhnenrücken lässt sich die Entwicklung eines Wirbels an der Wasseroberfläche beobachten. Direkt oberstrom der Buhne hingegen herrscht am Rand eine strömungsgeschützte Zone. In der Gewässermitte hingegen herrschen allgemein höhere Geschwindigkeiten als am Rand vor. Auch der Wirbel in Streichlinie des Buhnenkopfs erstreckt sich über die gesamte Wassertiefe und wirkt sich noch bis zu zwei Gewässerbreiten unterstrom der Buhnenwurzel aus.

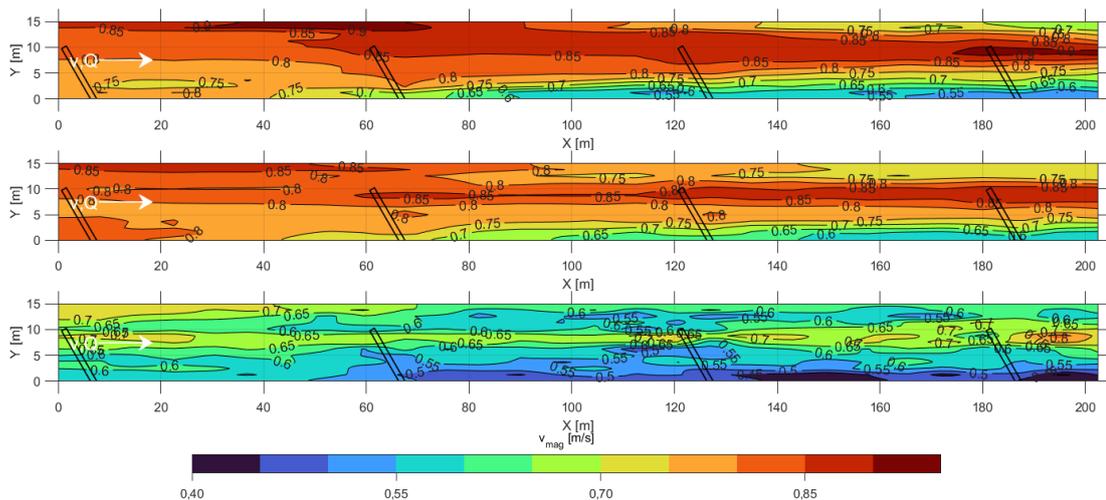


Abbildung 5-8: Vergleich der Geschwindigkeitsverteilung für den RV im oberflächennahen Bereich (oben), in der mittleren Wassertiefe (Mitte) und sohnah (unten)

In Abbildung 5-8 lässt deutlich erkennen, dass es durch den Einbau der Buhnen zu einer diversen Verteilung der Fließgeschwindigkeiten in allen Schichten des Wasserkörpers kommt. Entlang der geschützten Uferseite bilden sich deutlich geringere Fließgeschwindigkeiten aus als auf der gegenüberliegenden Seite. Der dreidimensionale Charakter des Strömungsbilds, wie in er in der Literatur für überströmte Buhnenbauweisen aufgegriffen wird (siehe Kapitel 3.2), ist angesichts der großen Überströmungshöhen der Lenkbuhnen außerhalb des Nahbereichs des Buhnenkörpers, wie in Abbildung 5-6 dargestellt, nur schwach ausgeprägt. Daher kann zur Bewertung der uferschützenden Wirkung der Lenkbuhnen eine Mittelung der Fließgeschwindigkeiten erfolgen.

Um den Einfluss der Lenkbuhnen auf die Geschwindigkeitsverteilung zu dokumentieren, ist in Abbildung 5-9 ein Vergleich zwischen der Geschwindigkeitsverteilung im Nullversuch (NV), also ohne Buhnen, und RV dargestellt. Im Vergleich des RV mit einem Versuch ohne Einbauten ist hierbei deutlich zu erkennen, dass durch die Lenkbuhne eine Reduzierung der Fließgeschwindigkeit am Ufer erfolgt. Diese nimmt von Buhne zu Buhne stark zu. Im Nachlauf von Lenkbuhne 1 sind nur kleine Veränderungen in der Geschwindigkeitsverteilung im Bereich von wenigen Prozent zu beobachten. Sie nehmen an den Buhnenköpfen dann um 5 % (Lenkbuhne 2), 10 % (Lenkbuhne 3) und bis zu 15 % bei Lenkbuhne 4 zu. Analog wird die Fließgeschwindigkeit am geschützten Ufer von 5 % (Lenkbuhne 1) zu bis zu 10 % (Lenkbuhne 2) auf 15 % (Lenkbuhne 3) reduziert.

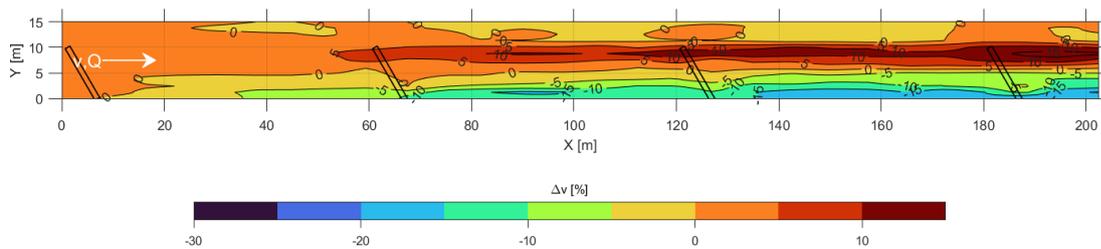


Abbildung 5-9: Vergleich der tiefengemittelten Geschwindigkeitsverteilung für RV bei HQ100 mit den gemittelten Werten der Nullversuche NV1 bis NV5

Zur Abschätzung der Genauigkeit der Versuche wurden Wiederholungsversuche durchgeführt. Dazu wurden unter den Bedingungen der Hauptversuche fünf Nullversuche bei gleichen äußeren Randbedingungen durchgeführt und miteinander verglichen. Die Wiederholungsgenauigkeit einer Einzelpunktmessung mit der ADV-Sonde lag bei durchschnittlich 2,4 % oder 0,005 m/s im Labormaßstab.

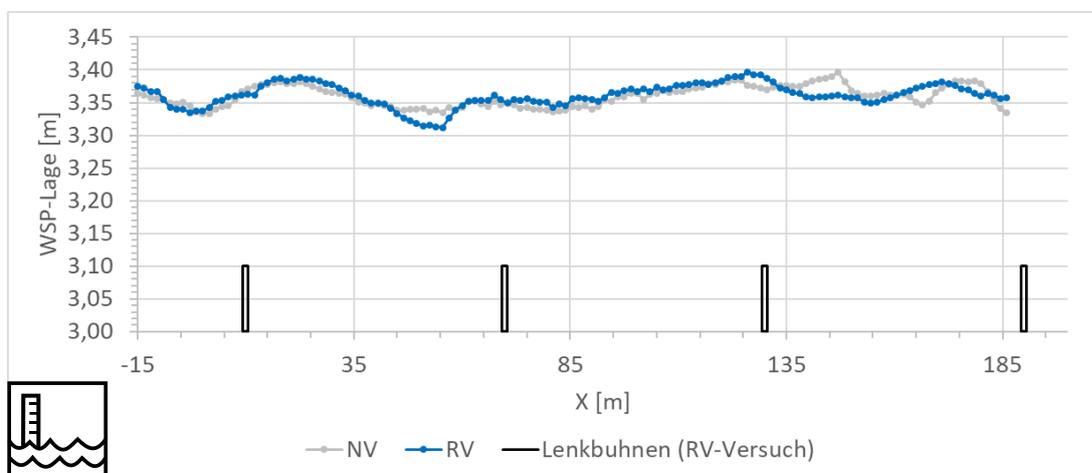


Abbildung 5-10: Vergleich der profilweise gemittelten Wasserspiegellage zwischen einer Messung des Nullversuchs NV und dem Referenzversuch RV mit Verortung der im RV eingebauten Lenkbuhnen (schwarz)

Die Wasserspiegellage zeigt nur schwache Unterschiede zwischen dem Referenzversuch und einem dazugehörigen Nullversuch (siehe Abbildung 5-10). Trotz der aufstauenden Wirkung der Lenkbuhnen gibt es auch Bereiche, in denen die Wasserspiegellage im Vergleich zum Nullversuch sinkt, z.B. bei  $X=45\text{ m}$  bis  $55\text{ m}$ . Es kann im Allgemeinen kein expliziter Zusammenhang zwischen der Lage der Lenkbuhnen und dem Wasserspiegelverlauf abgeleitet werden. Die Aussagen von Kleinwächter et al. (2017) zu einer annähernd horizontalen Wasserspiegellage in den Bühnenfelder und sprungartigem Verlauf über den Bühnenrücken können nicht bestätigt werden.

Auch für die Wasserspiegelmessungen wurden Wiederholungsversuche zur Bestimmung der Messgenauigkeit durchgeführt. Die Varianz der Wasserspiegellagenmessungen bei der Bestimmung der Steigung der Energielinie resultierte in Schwankungen des  $\lambda$ -Wertes für die Laborrinne ohne Lenkbuhnen von 0,022. Der mittlere gemessene HMID für die fünf Nullversuche betrug 1,26, bei einer Wiederholungsgenauigkeit von  $\Delta\text{HMID}_{\text{NV}}=0,016$ .

### 5.2.2 Einfluss von Bühnenbreite und Kopfform

Es wurden für alle drei gewählten Anordnungen (einseitig=1S, beidseitig=2S, wechselseitig=1,5S) sowohl eckige als auch runde Kopfformen untersucht. Zusätzlich wurde für die einseitige Anordnung eine Variante mit dreimal so breiten Bühnen ( $3*d_m$  nach Mende) untersucht.

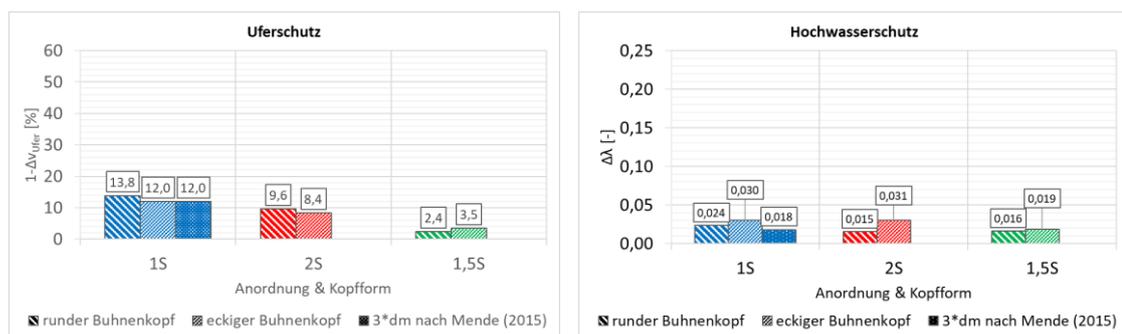


Abbildung 5-11: Einfluss der Kopfform und der Breite von Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung (links) und die Wasserspiegellage (rechts)

Es zeigte sich, dass weder Kopfform noch Breite der Bühnen einen nachweisbaren Einfluss auf den Uferschutz, bewertet durch die Änderung der ufernahen Fließgeschwindigkeit (siehe Kapitel 5.1.4) oder den Hochwasserschutz haben (siehe Abbildung 5-11). Für die einseitige Anordnung ist die Reduktion der ufernahen Fließgeschwindigkeit mit 13,8 % bei einem runden Bühnenkopf maximal. Zwar fällt die Geschwindigkeitsreduktion bei einseitigen eckigen Lenkbuhnen im Vergleich zur runden Ausführung um 1,8 % geringer aus, diese Unterschiede sind jedoch im Bereich der Wiederholungsgenauigkeit. Eine breitere Bühne führt hier trotz der dreifach längeren Beschleunigungsstrecke der Strömung über den Bühnenrücken nicht zu messbaren Unterschieden in der uferschützenden Wirkung. Die uferschützende Wirkung der beidseitigen Anordnung ist mit 9,6 % für den runden Bühnenkopf und 8,4 % für den eckigen Bühnenkopf geringer als bei der einseitigen Anordnung. Nochmal geringer fallen die Änderungen der ufernahen Fließgeschwindigkeit bei der wechselseitigen Anordnung aus. Sie betragen 2,4 % für den runden Bühnenkopf und 3,5 % für den eckigen Bühnenkopf.

Auch in Bezug auf den Hochwasserschutz sind die kleinen Schwankungen des  $\Delta\lambda$ -Werts im Bereich der Wiederholungsgenauigkeit. Bei einseitiger Anordnung betragen die Rauheitsänderungen  $\Delta\lambda$  0,024 (runder Bühnenkopf), 0,030 (eckiger Bühnenkopf) und 0,018 (dreifache Bühnenbreite). Für die beidseitige Anordnung beträgt die zusätzliche Rauheit durch Einbau der Bühnen 0,015 für den

runden Bühnenkopf und 0,031 für den eckigen Bühnenkopf. Bei der wechselseitigen Anordnung sind es 0,016 für den runden Bühnenkopf und 0,019 beim eckigen Bühnenkopf. Für alle untersuchten Anordnungen sind die zusätzlichen Rauheiten im Vergleich zum Nullversuch beim runden Bühnenkopf minimal geringer. Die Unterschiede zwischen den Varianten sind dabei aber deutlich unter der Wiederholungsgenauigkeit.

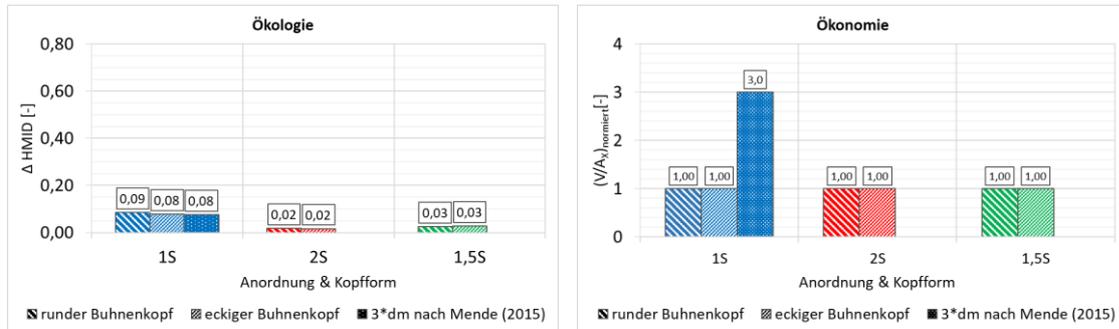


Abbildung 5-12: Einfluss der Kopfform und der Breite von Lenkbuhnen auf Geschwindigkeitsdiversität (links) und die Ökonomie (rechts)

Ein sehr ähnliches Bild ergibt sich bei Betrachtung des HMIDs. Die Schwankungen zwischen den einzelnen Varianten mit rundem oder eckigem Bühnenkopf bzw. einfacher oder dreifacher Breite sind minimal (siehe Abbildung 5-12). Die Lenkbuhnenkonfiguration mit dreifacher Breite schneidet aus ökonomischer Sicht am schlechtesten ab und benötigt entsprechend drei Mal mehr Bauvolumen pro geschütztem Meter Ufer als die Referenzvariante.

Es zeigt sich also, dass die Kopfform der Buhne und die Breite nur untergeordneten Einfluss auf die Bewertungskriterien haben. Da eckige Bühnenköpfe für einen stärkeren Strömungsabriss und damit auch stärkere Kolkbildung sorgen (S. A. Brown, 1985), wurden daher für die weiteren Versuche nur noch eckige Kopfformen betrachtet. Eine breitere Buhne benötigt mehr Baumaterial, ohne die Wirkung der Bauweise zu verbessern. Daraus kann experimentell bestätigt werden, dass die Breite der Buhne, wie in der Literatur (Mende, 2014) bereits anhand von Praxiserfahrungen empfohlen, alleine anhand von Stabilitätskriterien der Einbauten festgelegt werden kann.

### 5.2.3 Einfluss des Inklinationswinkels

Es zeigt sich, dass der Inklinationswinkel einen signifikanten Einfluss auf die uferschützende Wirkung der Lenkbuhnen hat (siehe Abbildung 5-13 links).

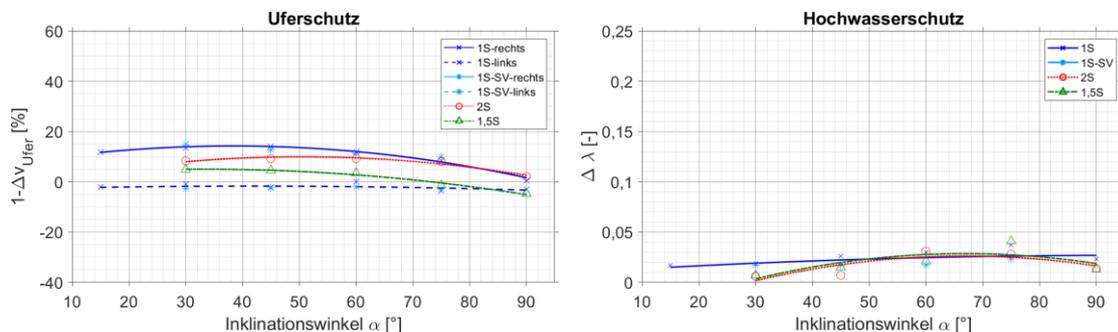


Abbildung 5-13: Einfluss des Inklinationswinkels α von Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung (links) und die Wasserspiegellage (rechts)

Die Geschwindigkeitsreduktion am zu schützenden bzw. den zu schützenden Ufern beträgt zwischen 0,5 % und 15,0 % für einseitige Buhnen, 2,1 % und 9,2 % für beidseitige Buhnen und -4,8 % und 4,9 % für wechselseitige Buhnen.

Für die einseitigen Lenkbuhnen ist die Geschwindigkeitsreduktion für einen Winkel von 45° mit 15,0 % maximal. Dafür kommt es hier zu einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit auf der gegenüberliegenden Uferseite. Für Inklinationswinkel zwischen 15° und 60° beträgt die Erhöhung der Fließgeschwindigkeit mit maximal 2,4 % der Wiederholungsgenauigkeit der ADV-Messung. Ab einem Winkel von 75° wird diese dann mit bis zu 3,5 %iger Erhöhung der Fließgeschwindigkeit auf der linken Uferseite überschritten. Die Übereinstimmung zwischen den HV- und SV-Versuchen für die einseitige Anordnung ist als sehr gut zu bezeichnen, so liegt beispielsweise für Buhnen mit einem Inklinationswinkel von 60° die Reduktion der Ufergeschwindigkeit bei 12,0 % (HV) zu 11,4 % (SV).

Die beidseitigen Lenkbuhnen haben im Vergleich zu einseitigen Buhnen bei gleichem Inklinationswinkel eine etwa 5 % geringere Geschwindigkeitsreduktion. Diese bewegt sich im Wertebereich von 9,2 % bei 60° bis 2,1 % bei 90°.

Für die alternierenden Lenkbuhnen fällt die Geschwindigkeitsreduktion nochmal um ca. 4 % bis 5 % geringer aus als bei der doppelseitigen Anordnung und beträgt maximal 4,9 % bei einem Inklinationswinkel von 30° und nimmt mit zunehmendem Winkel beständig ab. Für einen Inklinationswinkel von 90° nimmt die Fließgeschwindigkeit an den beiden Ufern sogar um 4,8 % zu. Der große Vorteil der beid- und wechselseitigen Anordnung ist die schützende Wirkung für beide Ufer.

Die Geschwindigkeitsreduktion am zu schützenden Ufer ist für einseitige und wechselseitige Lenkbuhnen bei 30° am stärksten. Nur für beidseitige Buhnen liegt die maximale Geschwindigkeitsreduktion für den Winkel von 60° vor. Mit zunehmendem Inklinationswinkel nimmt die Geschwindigkeitsreduktion für alle drei Anordnungstypen ab und ist bei 90 Grad minimal.

Auf die Hochwasserspiegellage haben alle untersuchten Varianten nur minimalen Einfluss, wie in Abbildung 5-13 rechts dargestellt ist. Die Unterschiede in der aufstauenden Wirkung der Lenkbuhnen zwischen den untersuchten Varianten ist dabei stets im Bereich der Messgenauigkeit von  $\Delta\lambda = 0,014$ . Lediglich für 75° ist bei allen drei Anordnungen eine leichte Erhöhung von  $\Delta\lambda$  auf 0,028 bis 0,041 zu beobachten. Jedoch ist der Unterschied zu den anderen Inklinationswinkeln auch hier nur minimal höher als die Wiederholungsgenauigkeit.

Für einen Inklinationswinkel von 60° lässt sich durch die Koppelung der Versuchsets HV und SV der Einfluss der Randbedingungen betrachten. Es wurden Rauheitserhöhungen um  $\Delta\lambda$  von 0,030 (HV-1S) und 0,017 (SV) ermittelt. Auch hier liegen die Unterschiede im Bereich der Messgenauigkeit. Der Inklinationswinkel hat folglich einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Wasserspiegellage.

Auf den HMID haben die Einbauten mit allen Inklinationswinkeln einen positiven Einfluss (siehe Abbildung 5-14 links). Wie bei den bisher betrachteten Bewertungskriterien hat der Winkel auch hier einen sehr schwachen Einfluss. Für die einseitigen Varianten ist die Zunahme des HMID gegenüber dem Nullversuch jedoch stets größer als für die beiden anderen Anordnungen und bewegt sich zwischen 0,05 und 0,08 für die Winkel kleiner 90°. Für 90° ist die Zunahme des HMID mit 0,01 deutlich geringer.

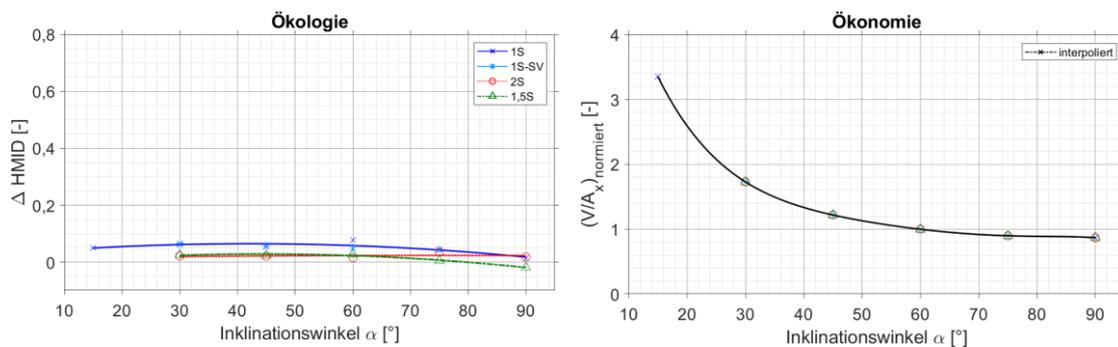


Abbildung 5-14: Einfluss des Inklinationswinkels  $\alpha$  von Lenkbuhnen auf Geschwindigkeitsdiversität (links) und die Ökonomie (rechts)

Für die beidseitige Anordnung ist  $\Delta$ HMID deutlich geringer als bei einseitiger Anordnung und bewegt sich zwischen 0,02 und 0,04. Auch hier ist die Zunahme des HMID mit 0,01 am geringsten und unterschreitet die Wiederholungsgenauigkeit.

Der gleiche Sachverhalt gilt für die wechselseitige Anordnung. Hier nimmt bei 90° der HMID sogar um 0,02 im Vergleich zum Referenzversuch ab. Für die anderen Inklinationswinkel bewegen sich die  $\Delta$ HMID-Werte um 0,03. Für  $\alpha = 75$  ist jedoch bereits keine Änderung des HMID mehr nachzuweisen.

Bei allen untersuchten Varianten fällt der Zuwachs des HMID für den 90°-Winkel am geringsten aus. Für die anderen untersuchten Winkel sind keine messbaren Unterschiede festzustellen. Der Sensitivitätsvergleich zeigt hier abermals mit einem  $\Delta$ HMID von 0,08 für 60°-Buhnen im Hauptversuch zu 0,06 im Sensitivitätsversuch den geringen Einfluss der Randbedingungen auf.

In Abbildung 5-14 rechts ist der Zusammenhang zwischen Inklinationswinkel und dem benötigten Bauvolumen dargestellt. Der Inklinationswinkel hat einen großen Einfluss auf das benötigte Baumaterial, so benötigt eine 30°-Buhne 73 % mehr Material als eine 60°-Buhne. Daher gilt, je näher der Winkel an 90° ist, desto wirtschaftlicher ist die Bauweise. Bei höheren Winkeln ist die weitere Materialersparnis jedoch gering und beträgt bei 90° nur noch 10 % im Vergleich zum Referenzversuch mit 60°.

Es hat sich gezeigt, dass der Inklinationswinkel nur einen geringen Einfluss auf die Bewertungsparameter ausübt. Diese sind größtenteils im Bereich der Messgenauigkeit. Unterschiede zeigen sich vor allem für die Inklinationswinkel 75° und 90°. Dort nehmen die uferschützende Wirkung und die Fließdiversität im Vergleich zu geringeren Winkeln ab. Lenkbuhnen mit 60° bieten große Materialersparnisse im Vergleich zu kleineren Inklinationswinkeln bei vergleichbarer Wirkung.

## 5.2.4 Einfluss der projizierten Länge

Die uferschützende Wirkung der Lenkbuhnen (siehe Abbildung 5-15 links) steigt mit zunehmender relativer projizierter Länge  $L_P$  an. Sie hat vor allem bei den beidseitigen und wechselseitigen Anordnungen einen starken Einfluss auf die uferschützende Wirkung. Wechselseitige und beidseitige Buhnen mit einer projizierten Länge  $L_P$  von 0,25 bis 0,33 haben nur minimalen Einfluss auf den Uferschutz. Die gemessenen Reduktionen der Fließgeschwindigkeit bewegen sich zwischen 0,8 % bis 2,1 % (2S) und 0,2 % bis 1,8 % (1,5S). Sie liegen damit unter der Messgenauigkeit. Mit zunehmender Länge nimmt für beidseitige und wechselseitige Anordnungen die uferschützende Wirkung linear zu. Die Messwerte bewegen sich zwischen 5,2 % für  $L_P = 0,5$  und 8,6 % für  $L_P = 0,75$  bei beidseitigen Buhnen und 1,9 % für  $L_P = 0,5$  und 3,5 % für  $L_P = 0,67$  bei wechselseitigen Buhnen.

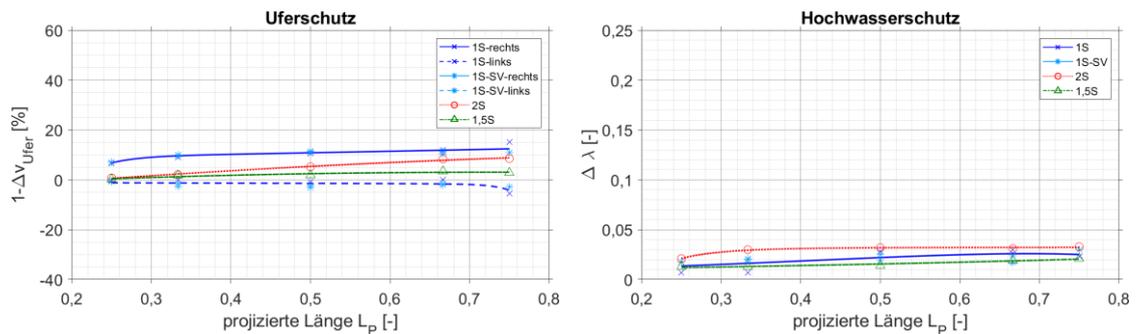


Abbildung 5-15: Einfluss der relativen projizierten Länge  $L_p$  von Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung (links) und die Wasserspiegellage (rechts)

Bei der einseitigen Anordnung ist der lineare Zusammenhang zwischen projizierter Länge und der uferschützenden Wirkung weniger stark ausgeprägt. Zwischen  $L_p = 0,25$  und  $0,33$  ist eine starke zusätzliche Reduktion der ufernahen Fließgeschwindigkeit zu beobachten. Für weiter steigende Buhnenlängen reduziert sich die ufernahe Fließgeschwindigkeit weiter, aber deutlich langsamer als bei den anderen beiden Anordnungen. Die Reduktion der ufernahen Fließgeschwindigkeit steigt von  $6,5\%$  für  $L_p = 0,25$  auf  $15,2\%$  für  $L_p = 0,75$  an. Am gegenüberliegenden Ufer wird die ufernahe Fließgeschwindigkeit bei einseitigen Lenkbuhnen zwischen  $L_p = 0,25$  bis  $0,67$  nur minimal erhöht und überschreitet die Messgenauigkeit nicht. Für  $L_p = 0,75$  kann mit einer dokumentierten  $5,5\%$ igen Erhöhung der Fließgeschwindigkeit am gegenüberliegenden Ufer jedoch eine deutliche Veränderung festgestellt werden.

Die Rauheit des Gerinnes steigt analog zur uferschützenden Wirkung mit zunehmender projizierter Länge leicht an (siehe Abbildung 5-15 rechts). Sie liegt zwischen  $\Delta\lambda = 0,007$  bis  $0,030$  (1S),  $\Delta\lambda = 0,021$  bis  $0,033$  (2S) und  $\Delta\lambda = 0,013$  bis  $0,021$  (1,5S). Für wechselseitige Buhnen ist die Zunahme der Rauheit mit steigender projizierter Länge dabei geringer als für die anderen beiden Anordnungen. Ab einer projizierten Länge von  $0,75$  übersteigt die durch die Lenkbuhnen hervorgerufenen zusätzliche Rauheit die Messgenauigkeit von  $0,014$ . Jedoch ist der Unterschied zwischen den verschiedenen untersuchten projizierten Längen im Bereich der Messgenauigkeit.

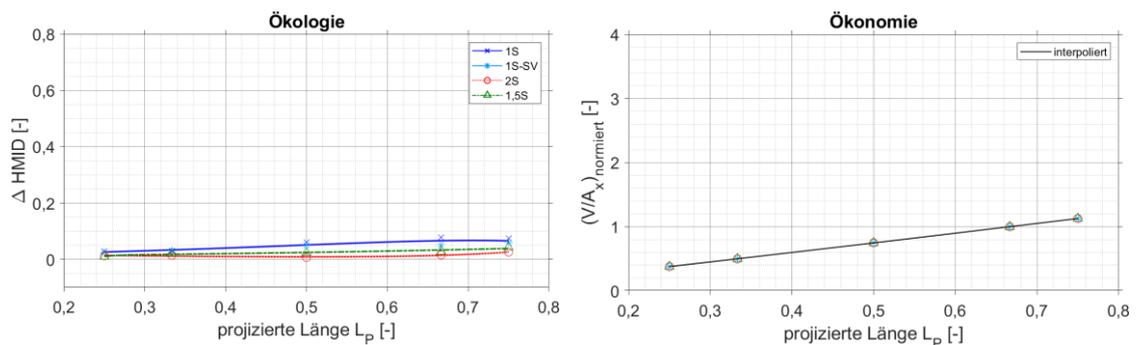


Abbildung 5-16: Einfluss der relativen projizierten Länge  $L_p$  von Lenkbuhnen auf Geschwindigkeitsdiversität (links) und die Ökonomie (rechts)

Der Anstieg des HMID, der in Abbildung 5-16 dargestellt ist, zeigt für alle untersuchten Anordnungen einen linearen Zusammenhang mit der projizierten Länge. Wie bereits bei der Untersuchung des Inklinationwinkels in Kapitel 5.2.3, ist auch hier die Zunahme des HMID im Vergleich zum gemittelten Nullversuch für die einseitige Anordnung maximal. Der HMID nimmt hier von 0,029 für  $L_p = 0,25$  auf 0,075 für  $L_p = 0,75$  zu. Die Übereinstimmung der HV- und SV-Versuche ist auch hier als sehr gut zu bezeichnen. Bei  $L_p = 0,75$  beträgt  $\Delta\text{HMID}$  0,075 (HV) bzw. 0,059 (SV). Für die beidseitige Anordnung steigt der HMID bei  $L_p = 0,25$  um 0,01 an, während er bei  $L_p = 0,75$  um 0,03 steigt. Bei der wechselseitigen Anordnung bewegen sich die Werte zwischen  $\Delta\text{HMID} = 0,01$  für  $L_p = 0,25$  bis auf 0,04 für  $L_p = 0,75$ .

Bei Betrachtung des Baumaterials zeigt sich ein linearer Zusammenhang mit der Bühnenlänge. Je kürzer die Bühnen gebaut werden, desto wirtschaftlicher wird die Bauweise (siehe Abbildung 5-16 rechts).

Es ist also festzuhalten, dass eine größere Lenkbühnenlänge den Uferschutz und die Diversität im Gewässer verbessert, jedoch werden ab einem  $L_p$  von 0,75 mögliche negative Auswirkungen auf die Wasserspiegellage offenbar. Bei einseitigen Bühnen kommt es hierbei auch zu unerwünschter Erhöhung der Fließgeschwindigkeit am gegenüberliegenden Ufer. Bei einseitigen Lenkbühnen sollte also die projizierte Länge der Gewässerbreite 0,67 nicht überschreiten, um mögliche Erosion am Gegenufer zu vermeiden. Dies stimmt mit den Empfehlungen aus der Praxis von Grober (1998), Mende (2012) und Werdenberg et al. (2012) überein.

Die Sensitivitätsversuche bestätigen auch hier den geringen Einfluss der Randbedingungen auf die Wirkweise der Lenkbühnen. Ihre Länge sollte also auf maximal 67 % der Gewässerbreite beschränkt werden, wie bereits in der Praxis empfohlen wird (Mende, 2014; Werdenberg, Meile, & Steiner, 2012; Werdenberg, Meile, Steiner, et al., 2012)

### 5.2.5 Einfluss des Bühnenabstands

In Abbildung 5-17 wird der Einfluss des auf die Gewässerbreite bezogenen Abstands  $A_x$  zwischen den Lenkbühnen auf die uferschützende Wirkung der Bauweise untersucht. Für alle drei Anordnungen steigt die uferschützende Wirkung mit sinkendem Abstand zwischen den Einbauten stark an.

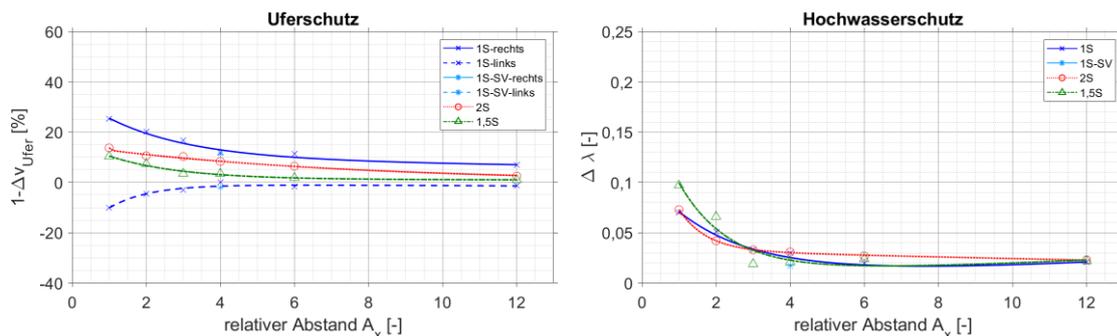


Abbildung 5-17: Einfluss des relativen Bühnenabstands  $A_x$  von Lenkbühnen auf die uferschützende Wirkung (links) und die Wasserspiegellage (rechts)

Wie bereits bei Betrachtung des Winkels und der projizierten Bühnenlänge ist die Wirkung der einseitigen Bühne hier abermals am stärksten. Für einen Abstand von  $A_x = 1$  wird die mittlere ufernahe Fließgeschwindigkeit am geschützten Ufer um 25,2 % reduziert. Während für die beidseitige und wechselseitige Anordnung bei einem relativen Abstand von 12 keine uferschützende Wirkung mehr

nachweisbar ist, so ist für die einseitige Anordnung immer noch eine Reduktion von 6,8 % nachweisbar. Jedoch steigt für Abstände kleiner als 2 Gewässerbreiten zwischen zwei Buhnen die Fließgeschwindigkeit auf der gegenüberliegenden Uferseite stark an. Für  $A_x = 3$  liegt der Wert noch unter dem geforderten Grenzwert und beträgt für  $A_x = 2$  bereits 4,5 % und bei  $A_x = 1$  schon 10,1 %. Beide Werte überschreiten den gewählten Grenzwert von 2,4 %, der der Wiederholungsgenauigkeit der Versuche entspricht.

Aus diesem Grund sollte für einseitige Buhnen der Abstand nicht kleiner als drei Gewässerbreiten gewählt werden, sofern keine nachteilige Beeinflussung des Uferschutzes am gegenüberliegenden Ufer toleriert werden kann. Jedoch sollte dabei bedacht werden, dass in dieser Untersuchung nur Lenkbuhnen mit einer einzelnen projizierten Länge  $L_P = 2/3$  analysiert wurden. Wie bei der Untersuchung der Buhnenlänge in Kapitel 5.2.4 gezeigt, ist die Änderung der Fließgeschwindigkeit am gegenüberliegenden Ufer stark abhängig von der projizierten Buhnenlänge, daher muss dieser Zusammenhang für kürzere Buhnen nicht zwangsweise Gültigkeit besitzen.

Bei den anderen beiden Anordnungen besteht das Problem der Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten nicht, da hier die Buhnen auf beiden Seiten des Gerinnes angeordnet sind. Die Reduktion der Fließgeschwindigkeiten bewegen sich hier bei der beidseitigen Anordnung zwischen 2,5 % für  $A_x = 12$  und 13,7 % für  $A_x = 1$ . Der Maximalwert für die wechselseitige Anordnung beträgt für  $A_x = 1$  10,4 % und nimmt für  $A_x = 12$  auf 1 % ab.

Analog zur Entwicklung der uferschützenden Wirkung steigt die Rauheit im Gerinne mit verringertem Abstand auch stark an (siehe Abbildung 5-17 rechts). Auch hier ist  $A_x = 3$  der Kippunkt, ab dem sich die Rauheit stark erhöht. Für die einseitige Anordnung steigt der Wert hier auf 0,033 und erhöht sich bei abnehmendem Abstand auf 0,051 für  $A_x = 2$  und 0,07 für  $A_x = 1$ . Bei den beidseitigen und wechselseitigen Lenkbuhnen ist der Sachverhalt ähnlich. Auch hier steigt nach  $A_x = 3$  mit  $\Delta\lambda = 0,033$  (2S) und 0,019 (1,5S) die Rauheit bis  $A_x = 1$  stark auf 0,073 (2S) bzw. 0,097 (1,5S).

Anhand der Daten scheint der Einbau von beidseitigen und wechselseitigen Buhnen bei geringen Abständen eine leicht höhere Steigerung der Rauheit hervorzurufen als die einseitigen Buhnen. Jedoch sind die Unterschiede, z.B. für  $A_x = 1$  mit  $\Delta\lambda = 0,062$  für einseitige Buhnen zu  $\Delta\lambda = 0,097$  für wechselseitige Buhnen so gering, dass dieser Sachverhalt auch durch die Messgenauigkeit beeinflusst sein könnte.

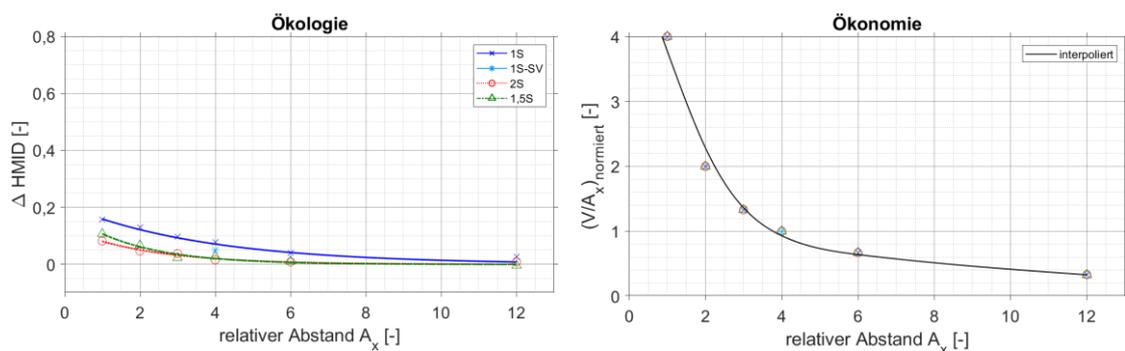


Abbildung 5-18: Einfluss des relativen Buhnenabstands  $A_x$  von Lenkbuhnen auf Geschwindigkeitsdiversität (links) und die Ökonomie (rechts)

Der in Abbildung 5-18 (links) dargestellte Verlauf des  $\Delta \text{HMID}$  in Abhängigkeit des Buhnenabstands zeigt eine starke Beeinflussung der Fließdiversität durch den Buhnenabstand. Wie in den bisherigen Untersuchungen auch, ist sie für die einseitige Anordnung am höchsten. Die Änderung des HMIDs im Vergleich zum Nullversuch steigt mit abnehmendem Abstand stark an. Für große Abstände  $A_x = 12$

ist er mit 0,026 (1S), 0,009 (2S) und -0,004 (1,5S) im Falle der beiden letztgenannten Anordnungen unter der Nachweisgrenze. Für die einseitige Anordnung ist die Zunahme gegenüber den Nullversuchen dennoch überraschend. Für wechsel- und beidseitige Anordnung ist die Erhöhung der hydraulisch-morphologischen Diversität etwa gleich. Überraschend ist hierbei, dass für relative Abstände kleiner 4 für doppelseitige und wechselseitige Anordnungen kaum Auswirkungen auf den HMID festzustellen sind, während der HMID für einseitige Buhnen bereits stark ansteigt. Die Maximalwerte werden für den minimalen untersuchten  $A_x = 1$  erzielt und betragen 0,157 (1S), 0,082 (2S) und 0,107 (1,5S). Der Abstand von Lenkbuhnen sollte also unter den gegebenen hydraulischen Randbedingungen möglichst klein gewählt werden, um eine höhere Diversität zu erzielen.

Der Materialbedarf, der in Abbildung 5-18 rechts dargestellt ist, steigt mit zunehmendem Abstand exponentiell an. Aus wirtschaftlicher Sicht sollte der Abstand also möglichst groß gewählt werden.

Lenkbuhnen sollten aus Sicht des Uferschutzes und der Ökologie mit möglichst geringem Abstand gebaut werden, um eine maximale Wirkung zu entfalten. Gleichzeitig limitieren die negativen Auswirkungen der aufstauenden Wirkung auf den Hochwasserschutz und ökonomische Zwänge die mögliche Verringerung des Abstands. Der relative Abstand  $A_x = 3$  stellt hierbei den Übergang zwischen den beiden konträren Anforderungen dar.

### 5.2.6 Einfluss der Buhnenhöhe

Die uferschützende Wirkung steigt für alle drei Anordnungen mit zunehmender Höhe der Buhnen stark an (siehe Abbildung 5-19). Wie schon bei der Untersuchung der anderen Parameter sind die Geschwindigkeitsreduktionen für die einseitige Anordnung am größten, dann folgt die beidseitige Anordnung. Für wechselseitige Anordnung ist die Reduktion der ufernahen Fließgeschwindigkeit am geringsten von den drei untersuchten Anordnungen.

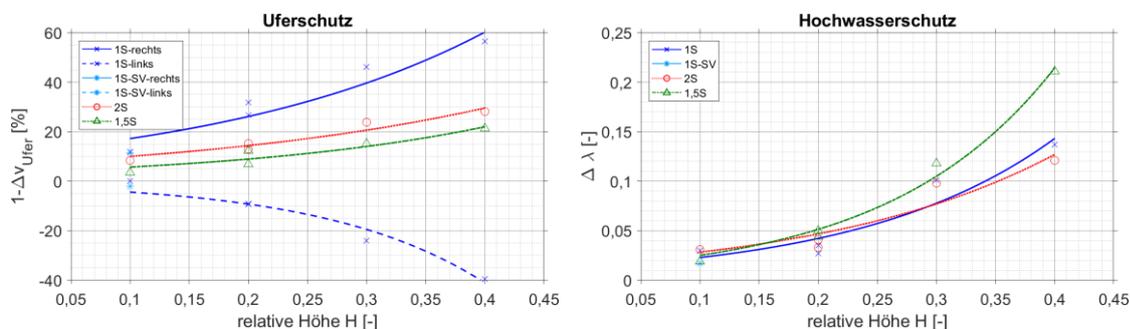


Abbildung 5-19: Einfluss der relativen Höhe H von Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung (links) und die Wasserspiegellage (rechts)

Für eine relative Höhe H von 0,4 betragen die Maxima 56,5 % für die einseitige Anordnung, 28,2 % für die beidseitige Anordnung und 21,3 % für die wechselseitige Anordnung. Es zeigt sich, dass für die einseitige Anordnung die im Rahmen dieser Arbeit aufgestellten Bewertungskriterien nur für Buhnen einer relativen Höhe von 0,1 eingehalten werden, wenn es am gegenüberliegenden Ufer nicht zu einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit kommen soll. Für eine relative Höhe von 0,2 beträgt die Zunahme der Fließgeschwindigkeit dort bereits 9,4 % und steigt über 24,1 % für H= 0,3 bis auf 39,6 % für H= 0,4. Für die beidseitige Anordnung steigt die Reduktion der ufernahen Fließgeschwindigkeit von 8,4 % für H= 0,1 auf 15,3 % für H= 0,2 über 23,9 % für H= 0,3 auf bis zu 23,8 % für die maximale relative Höhe von 0,4. Die relative Veränderung der Fließgeschwindigkeit ist für die

wechselseitige Anordnung mit 3,5 % bei  $H = 0,1$ , 12,3 % bei  $H = 0,2$ , 15,2 % für  $H = 0,3$  und 21,3 % für  $H = 0,4$  stets mehrere Prozentpunkte niedriger.

In der Untersuchung der relativen Höhe sind auch die beiden an der Alb eingebauten Varianten bzw. die Referenzbühne für HQ2 miteinbezogen. Dadurch ist es möglich, den Einfluss der unterschiedlichen hydraulischen Randbedingungen für eine relative Höhe von  $H = 0,2$  zu betrachten. Für die beidseitige Anordnung ist die Übereinstimmung zwischen den beiden Teilversuchen, d.h. eine Bühne mit doppelter Höhe wie die Referenzbühne bei HQ100-Bedingungen und eine Bühne mit einfacher Höhe bei HQ2-Bedingungen mit 15,3 % zu 12,9 % sehr gut. Auch bei den einseitigen Versuchen ist die ufernahe Reduktion der Fließgeschwindigkeit bei gleicher  $H$  mit 28,1 % (HQ2-Fall) und 31,7 % (HQ100-Fall) sehr ähnlich und entspricht in etwa der Wiederholungsgenauigkeit. Bei der alternierenden Anordnung sind die Ergebnisse mit 12,3 % (HQ100-Fall) zu 9,6 % (HQ2-Fall) ebenfalls gut vergleichbar.

Die Rauheitsänderung steigt infolge des Einbaus höherer Bühnen ebenfalls schnell an (siehe Abbildung 5-19 (rechts)). Für  $H = 0,2$  ist  $\Delta\lambda$  mit 0,035 (1S), 0,033 (2S) und 0,044 (1,5S) im Vergleich zum Referenzversuch nur leicht angestiegen. Diese Werte sind alle noch im Bereich der Messgenauigkeit gegenüber  $H = 0,1$  erhöht. Für  $H = 0,3$  sind die Änderungen  $\Delta\lambda$  mit 0,101 (1S), 0,098 (2S) und 0,118 (1,5S) fast dreimal so groß. Für wechselseitige angeordnete Lenkbühnen ist die Erhöhung auf  $\Delta\lambda = 0,211$  und damit der daraus folgende Anstieg der Wasserspiegellage durch die Einbauten für  $H = 0,4$  am höchsten im Vergleich zu den anderen Anordnungen. Einseitige Bühnen sorgen mit  $\Delta\lambda = 0,136$  nur für eine etwa halb so große Erhöhung der Rauheit. Dies ist abzüglich der Messgenauigkeit mit  $\Delta\lambda = 0,121$  bei beidseitig angeordneten Bühnen gleichzusetzen.

Auch der HMID steigt mit zunehmender Bühnenhöhe stark an (siehe Abbildung 5-20 links). Analog zu den anderen Parametern ist er für die einseitige Anordnung deutlich höher als für die beiden anderen Konfigurationen. Es fällt auf, dass der Zusammenhang zwischen den einzelnen Messergebnissen hier deutlich weniger stark ausgeprägt ist als bei den bisherigen Betrachtungen. Beid- und wechselseitige Anordnungen liegen abermals in ähnlichen Wertebereichen.

Der Bedarf an Baumaterial ist direkt proportional zur Bühnenhöhe (siehe Abbildung 5-20 rechts) und damit ein wichtiger Anhaltspunkt zur ökonomischen Optimierung der Bauweise.

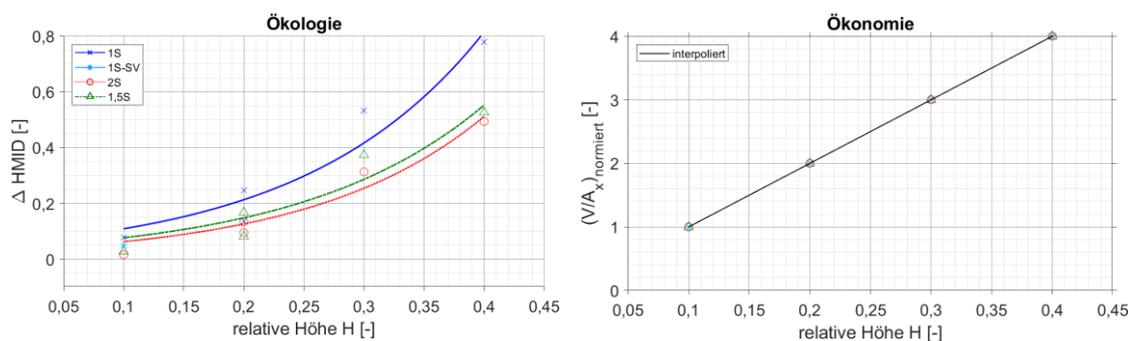


Abbildung 5-20: Einfluss der relativen Höhe  $H$  von Lenkbühnen auf Geschwindigkeitsdiversität (links) und die Ökonomie (rechts) am Beispiel der Referenzbühne

Es hat sich gezeigt, dass die Bühnenhöhe von allen untersuchten Parametern den stärksten Einfluss auf die Bewertungskriterien ausübt und daher den maßgeblichen Parameter zur Bemessung darstellt. Eine Erhöhung der Bühnenhöhe hat bis zum Wert  $H = 0,2$  mit Ausnahme der Wirtschaftlichkeit ausschließlich positive (Uferschutz, HMID) oder neutrale Auswirkungen (Hochwasserschutz).

Jedoch ist bei einseitigen Buhnen dann zu beachten, dass es am gegenüberliegenden Ufer zu einer wahrnehmbaren und unerwünschten Erhöhung der Fließgeschwindigkeit kommt. Wenn diese, wie in der vorliegenden Arbeit, ausgeschlossen werden muss, so ist die relative Höhe der Lenkbuhne auf 0,1 zu beschränken. Für die beidseitige und die wechselseitige Anordnung gilt diese Einschränkung nicht, hier können Höhen bis  $H= 0,2$  gewählt werden ohne die Hochwassersicherheit signifikant stärker zu beeinträchtigen als durch flachere Buhnen mit  $H= 0,1$ . Dennoch ist zu merken, dass es auch hier zu weiteren Änderungen in der Wasserspiegellage kommt.

Hiermit kann also den Erkenntnissen von Mende (2014) widersprochen werden, der der Höhe der Lenkbuhnen nur einen geringen Einfluss auf den Uferschutz eingeräumt hat und daher aus Gründen des Hochwasserschutzes und der Wirtschaftlichkeit nur flache Buhnen empfohlen hat.

### 5.2.7 Zusammenfassung der Ergebnisse der Parameterstudie

Im Rahmen der Parameterstudie konnte der Einfluss der einzelnen Bemessungsparameter auf die aufgestellten Bewertungskriterien Ökologie, Uferschutz, Hochwasserschutz und Ökonomie anhand der jeweils ausgewählten Bewertungskriterien herausgearbeitet werden. Es hat sich hierbei gezeigt, dass die projizierte Länge  $L_p$ , der relative Abstand zwischen den Buhnen  $A_x$  und die relative Höhe  $H$  die maßgebenden Einflussparameter sind.

Der Inklinationswinkel hat nur moderate Auswirkungen auf die Bewertung der einzelnen Kriterien, solange die Buhne gegen die Strömung geneigt und nicht senkrecht oder annähernd senkrecht zur Uferlinie verläuft. Daher sind Inklinationswinkel kleiner oder gleich  $60^\circ$  zu bevorzugen. Der  $60^\circ$ -Winkel hat hierbei deutliche positive Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit. Die Breite der Buhne und die Kopfform hatten nur vernachlässigbare Auswirkungen auf die Bewertung.

Beim Vergleich der beiden Randbedingungen für den HV- und SV-Fall und auch den HQ100- und den HQ2-Fall zeigten sich durchweg sehr gute Übereinstimmungen in der Ausprägung der einzelnen Bewertungskriterien bezogen auf die identischen Bemessungsparameter. Die Bauweise ist also nicht als empfindlich gegenüber den hydraulisch unterschiedlichen Gegebenheiten in Flachlandgewässern einzustufen. Die Ergebnisse werden in Tabelle 5-3 nochmals qualitativ verglichen.

Tabelle 5-3: Klassifizierung des Einflusses der Bemessungsparameter von Lenkbuhnen auf die Bewertungskriterien Ökologie, Uferschutz, Hochwasserschutz und Ökonomie von „0= indifferent“ bis „++= sehr stark“

<b>Bewertungs- kriterium</b>	<b>Ökologie</b>	<b>Uferschutz</b>	<b>Hochwasserschutz</b>	<b>Ökonomie</b>
<b>Bemessungs- parameter</b>				
Winkel $\alpha$	0	+	0	++
projizierte Länge $L_p$	0	+	+	0
rel. Abstand $A_x$	+	+	+	++
rel. Höhe $H$	++	++	++	++
rel. Breite $B$	0	0	0	0
Kopfform	0	0	0	0

## 5.3 Gewässerstrukturierung durch Lenkbuhnen am Kraichbach in Ubstadt-Weiher

*Anmerkung: Das vorliegende Unterkapitel basiert auf der folgenden Veröffentlichung und wurde für die vorliegende Arbeit inhaltlich erweitert:*

*Müller, A. C. T., & Seidel, F. (2020). Laboruntersuchungen zur Gewässerstrukturierung durch Lenkbuhnen am Kraichbach in Ubstadt-Weiher—Ergebnisbericht. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Karlsruher Institut für Technologie.*

Die Ergebnisse der Parameterstudie haben aufgezeigt, dass die gewählten Bewertungsparameter insensitive auf die Veränderung der Randbedingungen zwischen den Haupt- und Sensitivitätsversuchen reagieren. Für die nun folgende Untersuchung der Übertragbarkeit der Studienergebnisse auf weitere Fließgewässer im Flachland soll in diesem Unterkapitel auf die Ergebnisse einer Machbarkeitsstudie zur Anwendung von Lenkbuhnen zur Gewässerstrukturierung am Kraichbach eingegangen werden. Dabei wird geprüft, ob mit den Ergebnissen die Schlussfolgerungen aus der Parameterstudie validiert werden können.

### 5.3.1 Projektbeschreibung

Der Kraichbach bei Ubstadt-Weiher weist viele typische hydromorphologische Defizite der Flachlandflüsse in der Oberrheinebene auf: stark verschlammte Sohle, keine Breiten- und Tiefenvarianz und gleichförmige Strömungsverhältnisse. Bei der Hochwasserschutzplanung am Kraichbach bei Ubstadt-Weiher sollen die ökologischen Belange mitberücksichtigt werden. In einem längeren Abschnitt sollen deshalb die Dämme vom Gewässer abgerückt werden, so dass es Spielraum für eine naturnähere Entwicklung des Kraichbachs gibt.



Abbildung 5-21: Lage des Untersuchungsgebiets (rot markiert) westlich von Stettfeld (google maps)

In anderen Abschnitten können die Deiche nicht oder nur geringfügig abgerückt werden, so z.B. im 282 Meter langen Abschnitt von Fluss-km 25,7 bis 25,9 zwischen den Ortsteilen Stettfeld und Weiher. Dieser Abschnitt liegt zwischen der DB-Bahnbrücke und der Zufahrt zur Kläranlage Ubstadt-Weiher (siehe Abbildung 5-21). Dort sollen nach Empfehlungen des Ingenieurbüros ALAND, unter Beibehaltung der geraden Linienführung mithilfe von Einengungen neue Ufer- und Sohlstrukturen entstehen. Abbildung 5-22 zeigt beispielhaft eine Engstelle zwischen Pfeilern einer ehemaligen Wehranlage am

Kraichbach. An dieser Stelle wurden vom Büro ALAND gewässerstrukturierende Effekte und ein Freiräumen der kiesigen Sohle von zuvor abgelagerten Feinsedimenten beobachtet.

Das Regierungspräsidium Karlsruhe, vertreten durch das Referat 53.1 – „Gewässer I. Ordnung – Hochwasserschutz und Gewässerökologie, Planung und Bau“ hatte das Institut für Wasserbau und Gewässerentwicklung beauftragt zu untersuchen, ob durch den Einbau doppelseitiger Lenkbuhnen auch an anderen Stellen am Kraichbach eine vergleichbare Gewässerstrukturierung wie in der untersuchten Engstelle hervorgerufen werden kann. Dazu sollte das Geschwindigkeitsfeld für den Planungszustand des Gewässerprofils von Ende November 2019 ohne Buhnen und für verschiedene Varianten mit Lenkbuhnen weitergehend untersucht werden.

Ziel war es, innerhalb des Gewässerschlauchs diejenigen Bereiche zu identifizieren, in denen aufgrund der hydraulischen Randbedingungen potentiell eine Gewässerstrukturierung initiiert werden kann. Dabei sollte auch der Einfluss der Einbauten auf den Wasserspiegel betrachtet werden.

### 5.3.2 Freilanduntersuchungen der Wehranlage

Im ersten Schritt wurden die hydraulischen Randbedingungen an der erwähnten ehemaligen Wehranlage am Kraichbach im Bruch bei Stettfeld analysiert (siehe Abbildung 5-22). Sie befindet sich etwa bei Fluss-km 30,8, unterstrom der Mündung des Unterfeldgrabens. Es wurden mithilfe eines Messflügels der Firma Ott an drei Profilen im Umfeld der Wehranlage Geschwindigkeitsmessungen vorgenommen. Dazu wurden für jedes Querprofil jeweils 10 Messsenkrechten nach der Sechspunktmethode aufgenommen. Die Messung wurde am 22. Mai 2020 vorgenommen, dementsprechend war die Entwicklung der Makrophyten bereits weit fortgeschritten und die Pflanzen erreichten stellenweise fast die Wasseroberfläche. Am oberstrom gelegenen Pegel Ubstadt herrschte zu diesem Zeitpunkt mit  $Q = 0,77 \text{ m}^3/\text{s}$  ein Abfluss zwischen MNQ und MQ. Zusätzlich wurden die Querprofile per Nivellement von den Dammkronen aus aufgenommen. Dabei wurde zwischen der Schlammauflage und der festen Gewässersohle unterschieden. Es wurden drei Querprofile aufgenommen (siehe Abbildung 5-23):

- Querprofil 1: eine Gewässerbreite oberstrom der Pfeiler der Wehranlage
- Querprofil 2: direkt durch die Pfeiler der ehemaligen Wehranlage
- Querprofil 3: eine Gewässerbreite unterstrom der Wehranlage



Abbildung 5-22: Kraichbach bei ca. Fluss-km 30,8; Überreste der Pfeiler einer ehemaligen Wehranlage

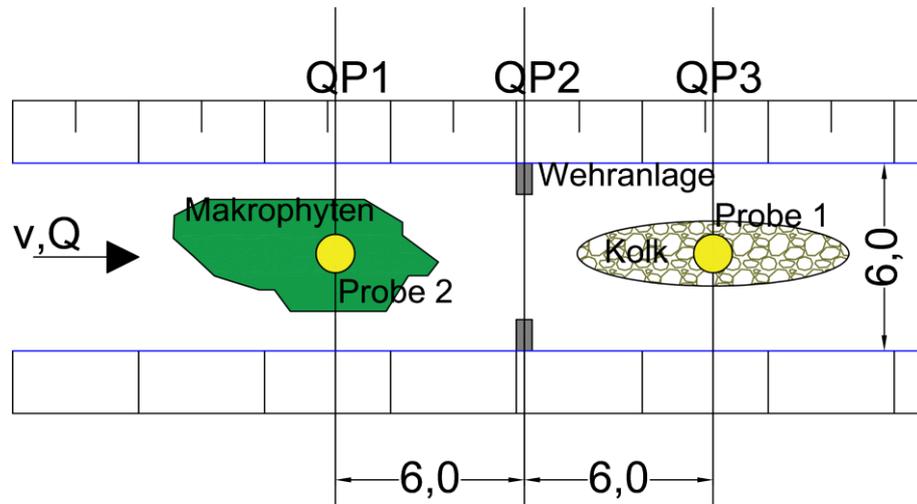


Abbildung 5-23: Lageplan der Querprofile an der Referenzstelle bei ca. Fluss-km 30,8, Angaben in [m]

Die Ergebnisse der Geschwindigkeitsmessungen werden im Folgenden analysiert (siehe Abbildung 5-24).

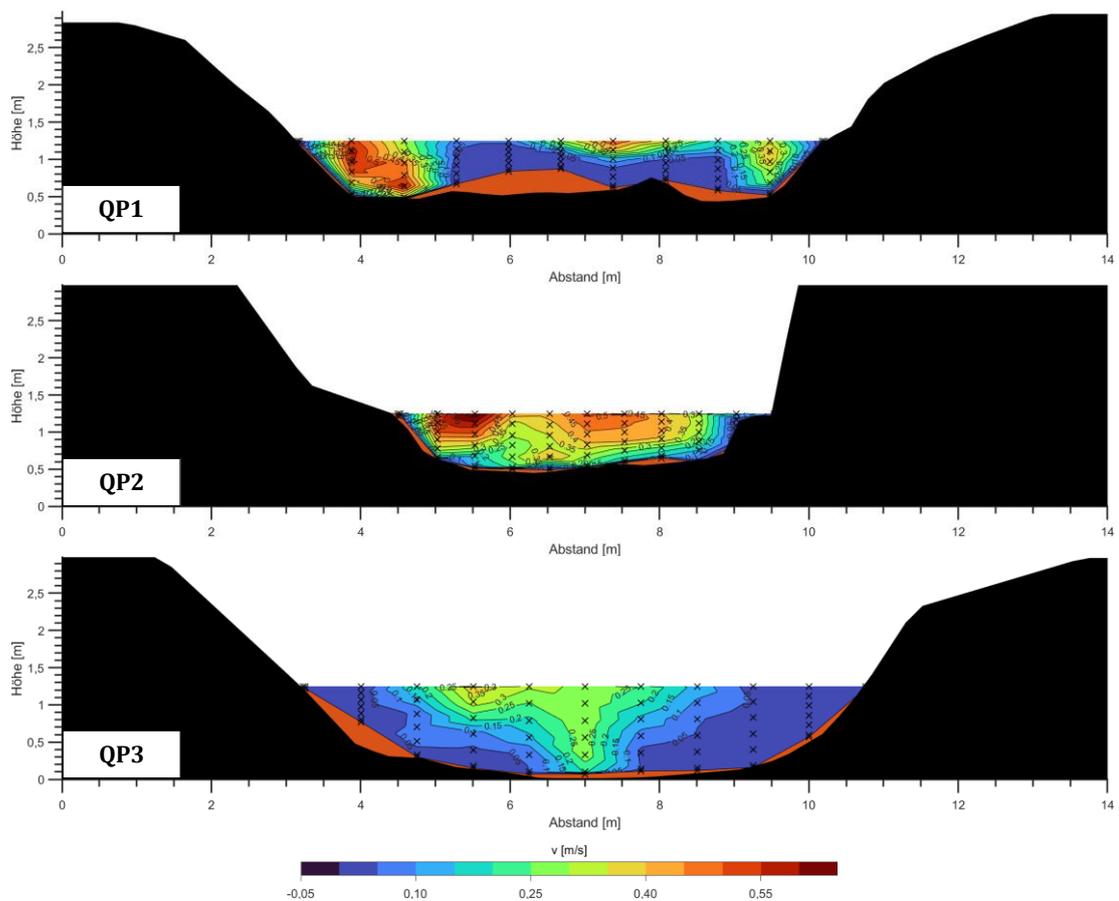


Abbildung 5-24: Geschwindigkeitsverteilung in den Querprofilen 1 (oben), 2 (Mitte) und 3 (unten) bei  $Q = 0,77 \text{ m}^3/\text{s}$  im Umfeld der ehemaligen Wehranlage mit Darstellung des Querprofils und der Schlammablagerungen (braun markiert), Blick in Fließrichtung

Das oberstrom der Wehrpfeiler gelegene Querprofil 1 ist dabei durch ausgedehnte Makrophytenbestände gekennzeichnet, die in der Vegetationsperiode den effektiven Querschnitt stark ein sehr gering und führt dementsprechend zu starken Ablagerungen von Feinsediment zwischen Station 4,5 m und 7,5 m sowie 8 m und 9,5 m des Querprofils. Dementsprechend ist der Abfluss stark auf die ufernahen und vegetationsfreien Bereiche konzentriert. Innerhalb der Makrophytenbestände war die Messung stark behindert.

Querprofil 2 befindet sich genau zwischen den Pfeilern der ehemaligen Wehranlage (siehe Abbildung 5-24 Mitte). Diese engen den Fließquerschnitt ca. um ein Drittel, also etwa 2 m gegenüber Querprofil 1 ein. Dort waren die Schlammablagerungen bereits deutlich geringer ausgeprägt und der Abfluss homogener über den Fließquerschnitt verteilt als in Querprofil 1. Die aus der Anströmung hervorgerufene Konzentration des Abflusses am linken Ufer in Querprofil 1 wirkte sich noch aus. Im dritten Querprofil, das in Abbildung 5-24 (unten) dargestellt ist, war die Wassertiefe mit 1,15 m durch den mittig entstandenen Kolk deutlich höher als in den vorherigen Profilen. Dort betrug sie 0,73 m (QP1) und 0,76 m (QP2). Der Abfluss war klar in Gewässermitte konzentriert. Die Sohle war freigespült und mit einer Auflage aus Sand mit feinkiesigen Anteilen versehen. Leichte Schlammauflagen konnten dennoch im Strömungsschatten der beiden Wehrpfeiler an den beiden Rändern des Querprofils dokumentiert werden. Der Bereich hoher Fließgeschwindigkeiten in Gewässermitte entsprach mit einer Breite von knapp vier Metern dem freien Abflussquerschnitt in Querprofil 2. In den oberstrom durch die Wehrpfeiler blockierten Teilen des Abflussquerschnitts bildeten sich in Querprofil 3 Rückströmzonen. Das Querprofil 3 ist in Abbildung 5-24 dokumentiert.

Der Vergleich der Fließgeschwindigkeiten über die Querprofile ist in Abbildung 5-25 zu sehen. Hierfür wurden die Fließgeschwindigkeiten tiefengemittelt und über die relative Sohlbreite aufgetragen. In QP 1 zeigt sich durch die Makrophyten eine heterogene Verteilung der Fließgeschwindigkeiten mit einer deutlichen Strömungskonzentration auf den linken Uferbereich. Die Bereiche zwischen Station 4,0 m und 7,5 m in Querprofil 1 ohne gemessene Fließgeschwindigkeit werden in Realität jedoch schwach durchströmt. Auch die Konzentration des Abflusses in Gewässermitte in Querprofil 3 wird dort offensichtlich. In Querprofil 3 treten deutlich geringere Fließgeschwindigkeiten auf als in Querprofil 2.

Dieser Umstand ist mit der Messmethode des eingesetzten Messflügels zu erklären. Im Strömungsschatten der Wehrpfeiler wird die Flügelschaukel durch die am Bauwerk abgelösten Turbulenzballen sowohl positiv in Fließrichtung gedreht als auch in die entgegengesetzte Richtung. Das Gerät registriert aber nur die Umdrehungen in Fließrichtung. Zusätzlich kann der Flügel nur die Geschwindigkeitskomponente parallel zur Fließrichtung auswerten. Die horizontalen und vertikalen Geschwindigkeiten, die vor allem im turbulenten Nachlauf der Pfeiler auftreten, können mit dem Gerät nicht gemessen werden. Dadurch wird der Betrag der Geschwindigkeit in diesen Bereichen unterschätzt. Auch in den durch Makrophyten überwucherten Bereichen wurden bei der Messung systematische Fehler gemacht. Durch die Größe des Propellers kann der Abfluss durch die Pflanzen, auch wegen der ausgedehnten Bedeckung, mit einer Messflügelmessung nicht ermittelt werden.

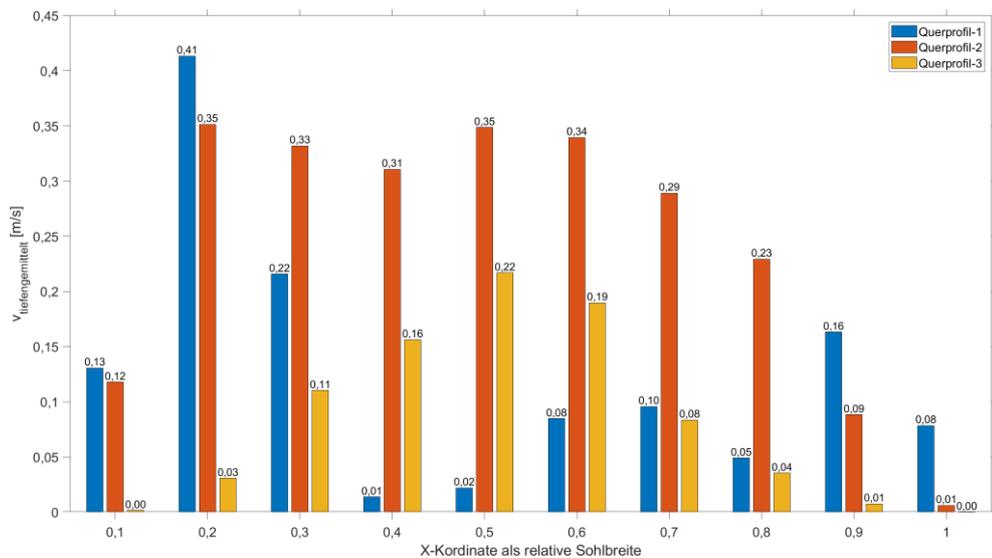


Abbildung 5-25: Vergleich der tiefengemittelten Fließgeschwindigkeiten über das Querprofil für die Freilandmessungen

Durch die Messflügelmessungen hat sich gezeigt, dass im unbeeinflussten Zustand die Strömungsverhältnisse im Kraichbach stark durch die Makrophyten geprägt sind. Die Verringerung der Fließgeschwindigkeit durch die dichten Wasserpflanzenbestände führt in den betroffenen Bereichen zur Ablagerung des Feinsediments. In den unbeeinflussten Teilen des Fließquerschnitts kommt es hingegen zur Konzentration des Abflusses. Durch die Einengung in Folge der Wehrpfeiler wird das Geschwindigkeitsprofil vergleichmäßigt und die Strömung in der Gerinnemitte konzentriert. Durch die lokal erhöhte Fließgeschwindigkeit unterstrom der Pfeiler entstand ein Kolk mit größerem Substrat. An den Rändern des Querprofils 3 kam es hingegen zu Rückströmzonen, wo sich das Feinsediment anlagern konnte.

Zusätzlich wurden bei den Freilanduntersuchungen zwei Sedimentproben per Greifschaufel entnommen (siehe Abbildung 5-26). Die erste Probe wurde aus den schlammigen Bereichen in Querprofil 1 gezogen, die zweite Probe aus der Mitte des Kolks in Querprofil 3. Die genaue Lage der Entnahmestellen ist in Abbildung 5-23 gekennzeichnet.



Abbildung 5-26: Sedimentprobe 1 aus dem Kolkbereich in Querprofil 3 unterstrom der ehemaligen Wehranlage (links) und Sedimentprobe 2 aus dem verschlammten Bereich in Querprofil 1 oberstrom der ehemaligen Wehranlage (rechts)

Die Proben wurden qualitativ klassifiziert. Probe 1 aus dem Kolk war geprägt durch Mittel- bis Grobsand mit einem großen Anteil an Feinkies. Feinmaterialanteile waren ebenso vorhanden, wie auf dem linken Teil der Abbildung der Probe zu erkennen ist. Probe 2 wurde als schlammiger Schluff

eingestuft. Für eine genauere quantitative Betrachtung des Sohlmaterials und seines Erosionsverhaltens wären weitergehende Untersuchungen notwendig, z.B. in Form einer Schlämmanalyse des Materials oder eines Freilandversuch mit der HIPPO-Sonde, die speziell für die Untersuchung des Remobilisationsverhaltens von Feinsedimenten am KIT entwickelt wurde. Auf Basis der qualitativen Einstufung des Sediments wurde für Probe 1 gemäß den Angaben aus der DIN19661-2 als untere Grenze eine kritischen Sohlschubspannung von  $6 \text{ N/m}^2$  für eine grobsandige Sohle angesetzt Die obere Grenze wurde als festgelagertes und langanhaltend überströmtes Kies-Sand-Gemisch betrachtet und eine kritische Sohlschubspannung von  $9 \text{ N/m}^2$  angesetzt. Für Probe 2 wurde eine Literaturrecherche zu kritischen Sohlschubspannungen von Schlamm- und Feinsedimenten durchgeführt (siehe Tabelle 5-4).

Die Betrachtung der kritischen Sohlschubspannung für Schlammablagerungen zeigt eine deutliche Spanne in den veröffentlichten Angaben. Diese ist auf die individuellen Schlammeigenschaften, wie z.B. Dichte, Korngröße, Konsolidierung, Kohäsion oder biochemische Eigenschaften zurückzuführen, die abhängig von Untersuchungsgebiet und Schlammentnahmepunkt stark variieren können.

Tabelle 5-4: Literaturwerte zu kritischen Sohlschubspannungen unterschiedlicher Schlammmuntersuchungen (Seidel et al. 2012, ergänzt)

Autor	Untersuchungsgebiet	Schlammtyp	Untersuchungsart	$\tau_{\text{krit}}$ [N/m <sup>2</sup> ]
Aberle et al. (2003)	Fluss bei Christchurch, Neuseeland	mäßig konsolidierter dichter Fluid Mud	In-Situ (transportables Gerinne)	~ 0,1 – 0,5
Araújo et al. (2008)	Cavado, Portugal	0 – 0,3 mm	Laborversuche (Kreisgerinne)	~ 0,05 – 0,6
Ravens & Gschwend (1999)	Quincy Bay, Boston Harbor, USA	Probe1: $d_{50}=0,06 \text{ mm}$	in-Situ (transportables Gerinne)	~ 0,015 – 0,12
		Probe2: $d_{50}=0,03 \text{ mm}$		~ 0,04 – 0,09
		Probe3: $d_{50}=0,05 \text{ mm}$		~ 0,03 – 0,08
Schaaf et al. (2006)	Golfe de Fos (Rhône), France	0 – 5 mm	Laborversuche (Kreisgerinne)	~ 0,02 – 0,05
			in-Situ (ADCP/Messboje)	
Westrich et al. (2000)	Neckarstauhaltung Lauffen, Deutschland	Neckarsediment	Laborversuche	~ 0,5 – 2 (10)
DIN19661-2	k.A.	lockerer Schlamm	k.A.	2,5
DIN19661-2	k.A.	festgelagerter Schlamm	k.A.	12

Unter Vernachlässigung der extremen Ausreißer ergibt sich ein möglicher Wertebereich von ca.  $0,05 \text{ N/m}^2$  bis  $2,5 \text{ N/m}^2$ . Da das vorliegende Material aus Probe 2 konsolidiert und festgelagert war, wurde, angelehnt an die Untersuchungen von Westrich et al. (2000) von Neckarsediment,  $2,0 \text{ N/m}^2$  für die kritische Sohlschubspannung angesetzt.

Die Angaben zur kritischen Sohlschubspannung konnten in den Laboruntersuchungen im nächsten Kapitel mit den vorhandenen hydraulischen Randbedingungen abgeglichen werden und somit herausgearbeitet werden, in welchen Bereichen des Gerinnes es zu Erosion des Materials kommen könnte. Durch den Vergleich des Planungszustand ohne Lenkbuhnen und den untersuchten Varianten sind dadurch Vergleiche des morphologischen Entwicklungspotenzials möglich.

### 5.3.3 Untersuchungsmethode

Im Zusammenhang mit den Untersuchungen wurden insgesamt zwei Varianten von Lenkbuhnen untersucht. Die Festlegung der Varianten wurde gemeinsam mit dem Ingenieurbüro ALAND durchgeführt. Es wurden drei Paare beidseitiger Lenkbuhnen mit einem Inklinationswinkel  $\alpha$  von  $60^\circ$  und einer projizierten Länge  $L_P$  pro Teilbuhne von  $1/3$  der Sohlbreite ausgewählt. Dementsprechend waren  $2/3$  der Gewässerbreite durch die Buhnen verbaut. Die Grundgeometrie wurde in zwei verschiedenen Höhen entworfen. Für die erste Variante wurde die Buhnenhöhe nach den Ergebnissen der Parameterstudie auf  $1/10$  des Bemessungswasserstandes (BHW) festgelegt. Die Höhe der zweiten Variante wurde auf  $3/10$  des BHW angesetzt. Die Lenkbuhnen und deren Anordnung wurden als Fertigteile aus PVC-Platten erstellt und mit einem Zapfensystem in das Modell eingebaut. Der Abstand zwischen den Buhnen wurde nach Absprache mit dem Büro ALAND in Anlehnung an gewässertypspezifische Referenzzustände einheitlich auf 40 Meter festgelegt. Die Buhnen wurden an den Rinnenmetern 4,5 m, 9,5 m und 14,5 m eingebaut.

Weiter wurde festgelegt, dass die Untersuchungen für das einjährige Hochwasser  $HQ1 = 3,0 \text{ m}^3/\text{s}$  als auch für das Bemessungshochwasser  $BHQ = 12,7 \text{ m}^3/\text{s}$  durchzuführen sind (Besprechung am 28.11.19). Durch die Begrenzung des Maximalabflusses durch Hochwasserschutzmaßnahmen entspricht das Bemessungshochwasser am Kraichbach auf Höhe der DB-Brücke etwa einem  $HQ10$ . Der Wasserspiegel wird stark durch das unterstrom gelegene Schneidmühlwehr beeinflusst. Zusätzlich wurde auch die Nullvariante ohne Buhnen für beide Abflüsse untersucht. Das Sohlgefälle der Versuche wurde gemäß den hydraulischen Berechnungen des Ingenieurbüros Wald+Corbe vom 3. Mai 2019 für alle Versuche auf  $I_{\text{Sohle}} = 0,4 \text{ ‰}$  festgelegt.

Die hydraulischen Modellversuche sollen sich auf das Hauptgerinne konzentrieren. Die Abflussaufteilung zwischen Hauptgerinne und Vorland wurde daher mithilfe eines HEC-RAS Modells berechnet. Grundlage waren die vorläufigen Pläne der erweiterten Grundalternative I des Ingenieurbüros Wald+Corbe für das Querprofil vom 21.11.19. Das Profil wurde mit dem angesetzten Wasserspiegelgefälle von  $0,4 \text{ ‰}$  auf die gesamte Länge des Projektgebiets nach oberstrom verlängert und mit den im Plan angegebenen Wasserständen  $HW1 = 110,8 \text{ mNN}$  und  $BHW = 111,6 \text{ mNN}$  kalibriert. Dadurch ergab sich folgende Abflussaufteilung:

- bei  $HQ1$ : 100 % des Abflusses im Hauptgerinne; entspricht  $3,0 \text{ m}^3/\text{s}$
- bei  $BHQ$ : 74 % des Abflusses im Hauptgerinne; entspricht  $9,4 \text{ m}^3/\text{s}$

Für den weiteren Bericht wird die Bezeichnung  $BHQ$  synonym mit dem Abflussanteil von 74% des Bemessungsabflusses im Hauptgerinne verwendet. Ein Überblick über die verschiedenen untersuchten Varianten befindet sich in Tabelle 5-5.

Tabelle 5-5: Übersicht der untersuchten Varianten in den Kraichbach-Versuchen

Variante	Beschreibung	Abfluss	Höhe Buhnen
KV-NV (HQ1)	Nullversuch	HQ1	keine
KV-flach (HQ1)	flache Lenkbuhnen	HQ1	niedrig
KV-hoch (HQ1)	hohe Lenkbuhnen	HQ1	hoch
KV-NV (BHQ)	Nullversuch	BHQ	keine
KV-flach (BHQ)	flache Lenkbuhnen	BHQ	niedrig
KV-hoch (BHQ)	hohe Lenkbuhnen	BHQ	hoch

### 5.3.4 Messgeräte und Dokumentation

Die Untersuchungen wurden in derselben Rinne wie die Hauptversuche und die Sensitivitätsversuche an der Alb durchgeführt, siehe hierzu Kapitel 5.1.2. Sofern nicht anders angegeben, wurden die gleichen Untersuchungsmethoden wie bei den Hauptversuchen gewählt.

Die hier vorgestellten Untersuchungen wurden im Gesamtmodell mit dem Modellmaßstab von 1:8 durchgeführt. Die Geschwindigkeiten wurden in 24 Querprofilen im Abstand von einer halben Sohlbreite, also 0,5 m, gemessen. Jedes Querprofil beinhaltete 11 Vertikalen zwischen  $Y = 0,075$  m und  $Y = 0,925$  m. Insgesamt wurden 5 Ebenen zwischen  $Z = 3,5$  cm und 14 cm (Versuche bei HQ1) bzw. 9 Ebenen zwischen  $Z = 3,5$  cm und 21 cm (Versuche bei BHQ) aufgenommen. Da in der obersten Messenebene die z-Komponenten der Geschwindigkeiten, vor allem im Umfeld der Buhnen, aufgrund der starken Wasserspiegelschwankungen gefiltert werden mussten, wurden die Geschwindigkeiten in dieser Schicht nur zweidimensional ausgewertet.

Die Wasserspiegellage wurde mithilfe von 5 Ultraschallsonden aufgenommen, die beginnend bei  $Y = 0,1$  m im Abstand von 20 cm auf einer Traverse montiert wurden. Die Daten wurden in x-Richtung im Abstand von 0,25 m aufgenommen. Aus technischen Gründen war der Messbereich der Ultraschallmessungen entlang der Rinne abweichend von dem Messnetz der ADV-Messungen auf den Bereich von  $X = 2,5$  m bis 14,1 m beschränkt.

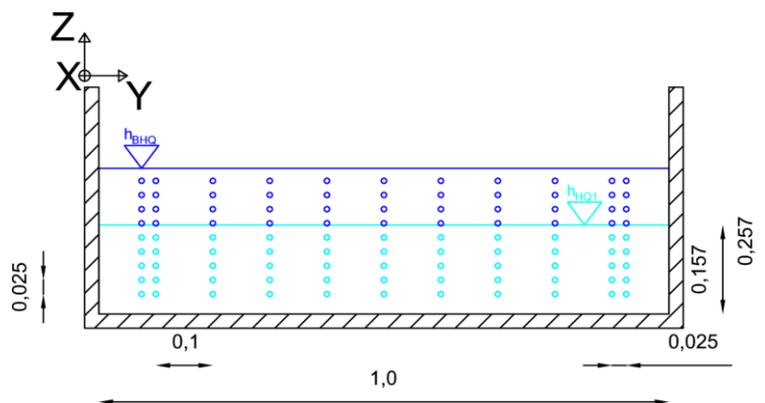


Abbildung 5-27: Messraster der Geschwindigkeitsmessung für die KV-Versuche für den HQ1-Fall (cyan) und BHQ-Fall (dunkelblau)

### 5.3.5 Untersuchung der Strömungsbedingungen im Labor

In diesem Unterkapitel werden ausgewählte Ergebnisse der Untersuchungen detailliert vorgestellt. Neben der Betrachtung der Wasserspiegellagen wird dabei vor allem auf die Beeinflussung des Strömungsfeldes und daraus möglicherweise resultierender morphologischer Änderungen der Gewässersohle durch die Lenkbuhnen eingegangen. Alle Größenangaben in diesem Kapitel erfolgen im Realmaßstab.

Im Folgenden wird die Fließgeschwindigkeitsverteilung für die einzelnen Versuche im Detail vorgestellt. Da die Aufgabe der Buhnen vor allem darin besteht, die geschaffenen Strukturen ganzjährig von Feinablagerungen freizuhalten, erfolgt die Darstellung der Wirkmechanismen der Einbauten im Folgenden mit Konzentration auf das einjährige Hochwasser.

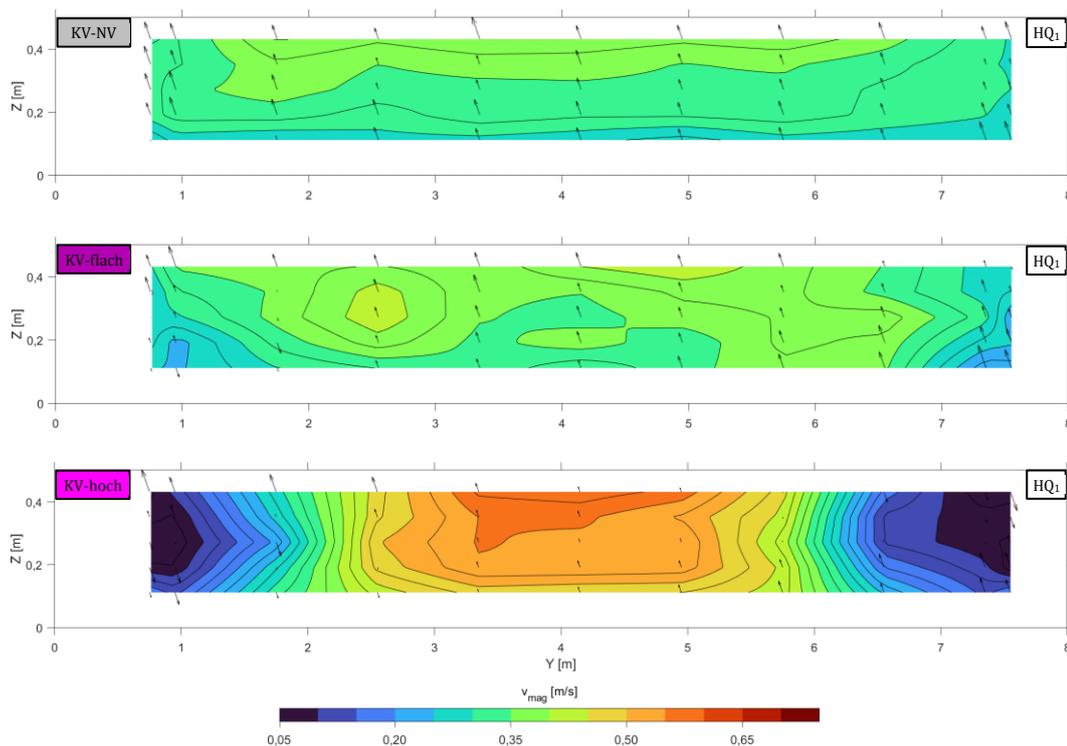


Abbildung 5-28: Darstellung der Geschwindigkeitsverteilung im Querprofil  $X = 15,0$  m für HQ1, eine halbe Sohlbreite unterstrom der Position der 3. Lenkbuhne für KV-Nullversuch (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten), Blick in Fließrichtung

Abbildung 5-28 zeigt einen Vergleich der Geschwindigkeitsverteilung zwischen dem Nullversuch KV-NV, flachen (KV-flach) und hohen Lenkbuhnen (KV-hoch) für den HQ1-Fall. Der Nullversuch zeigt die typische Geschwindigkeitsverteilung in einem Rechteckquerschnitt mit niedrigen Geschwindigkeiten an den Berandungen und höheren Geschwindigkeiten in Gewässermitte. Durch den Einbau der Buhnen ändert sich die Geschwindigkeitsverteilung für den HQ1-Fall im Querprofil  $X = 15$  m am unterstromigen Rand der Versuchsrinne deutlich im Vergleich zum Referenzzustand im Nullversuch. Es findet eine deutliche Konzentrierung des Abflusses in der Mitte des Gerinnes statt. Sie ist für die hohen Einbauten stärker ausgeprägt als für die flachen Lenkbuhnen. Die maximale Fließgeschwindigkeit steigt von  $0,40$  m/s (KV-NV) über  $0,42$  m/s (KV-flach) auf  $0,59$  m/s (KV-hoch). Parallel nimmt die minimale Fließgeschwindigkeit deutlich ab. Sie sinkt von  $0,27$  m/s für KV-NV auf  $0,21$  m/s für KV-flach auf  $0,05$  m/s bei KV-hoch.

Abbildung 5-29 zeigt eine Draufsicht der tiefengemittelten Fließgeschwindigkeiten bei einem einjährigen Hochwasser für die drei Fälle (Nullversuch, flache Buhnen, hohe Buhnen). Der Ist-Zustand ohne Buhnen im Kraichbach, repräsentiert durch KV-NV, zeigt sich bei Betrachtung der tiefengemittelten Geschwindigkeiten als sehr homogen mit nur geringen Geschwindigkeitsschwankungen (vgl. Abbildung 5-29).

Durch den Einbau der flachen Lenkbuhnen wird die Strömung bereits stark diversifiziert. Es bilden sich zwei linienhafte Strukturen erhöhter Fließgeschwindigkeiten auf Höhe der Buhnenköpfe aus. Die Ausprägung der Zonen nimmt von Buhne 1 nach Buhne 2 stark zu. Noch stärker ist dieser Effekt für die hohen Buhnen aus KV-hoch ausgeprägt. Hier entsteht eine deutliche Gliederung des Querschnitts. Durch die Lenkbuhnen werden in Gewässermitte die Fließgeschwindigkeiten deutlich

erhöht und im Strömungsschatten der Lenkbuhnen liegen deutlich niedrigere Geschwindigkeiten vor. Die analoge Darstellung für BHQ befindet sich in Anhang D.1.1.

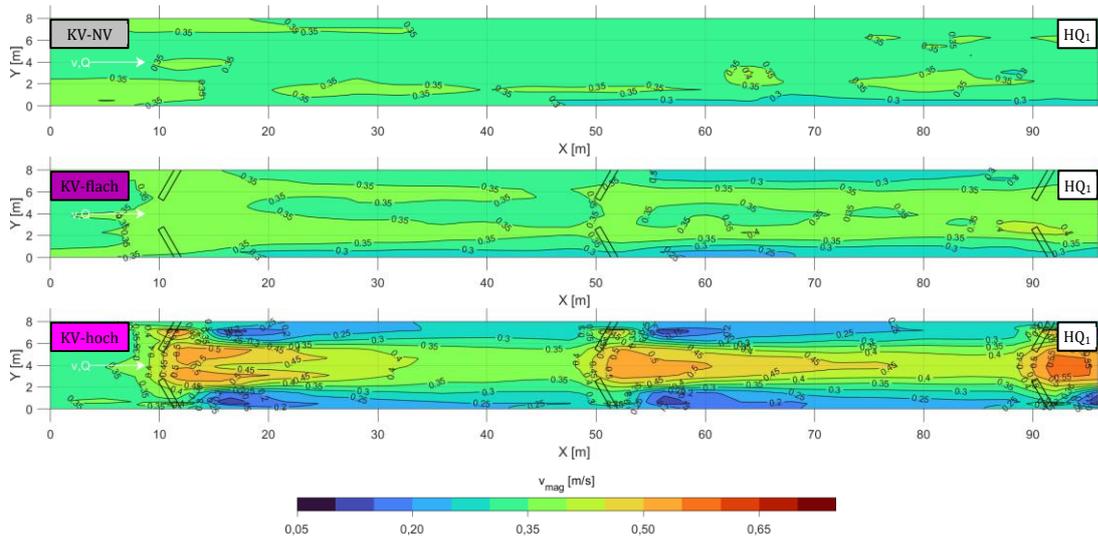


Abbildung 5-29: Tiefengemittelte Geschwindigkeitsverteilung für HQ1 für KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten) für HQ1, Draufsicht

Die analoge Darstellung für BHQ befindet sich in Anhang D.1.1. Dort lässt sich auch für den Bemessungswasserabfluss BHQ dasselbe Muster beobachten. Auch hier bildet sich das vorher angesprochene Strömungsmuster mit höherer Buhnenhöhe stärker aus als bei den flachen Buhnen. Insgesamt ist die Strömungsverteilung auch deutlich stärker akzentuiert als in den Versuchen für HQ1. Für KV-hoch (BHQ) lässt sich ab der zweiten Buhne eine Zone hoher Fließgeschwindigkeit beobachten, die sich räumlich von den beiden Buhnenköpfen aus etwa eine Gewässerbreite nach unterstrom fortsetzt. Im Strömungsschatten der Buhnenwurzeln bildet sich eine Zone mit geringen Fließgeschwindigkeiten aus.

Noch deutlicher wird dieser Effekt beim Vergleich der Fließgeschwindigkeiten in Längsrichtung. Dieser Sachverhalt ist in Abbildung 5-30 für das Bemessungshochwasser dargestellt. Es lässt sich über den Buhnenrücken die Entwicklung eines Wirbels an der Wasseroberfläche beobachten. Direkt oberstrom der Buhne hingegen herrscht am Rand eine strömungsgeschützte Zone. In der Gewässermitte aber herrschen allgemein höhere Geschwindigkeiten als am Rand vor und auch der Wirbel in der gedachten Verlängerung des Buhnenkopfs erstreckt sich über die gesamte Wassertiefe und wirkt sich noch bis zu zwei Gewässerbreiten unterstrom der Buhnenwurzel aus.

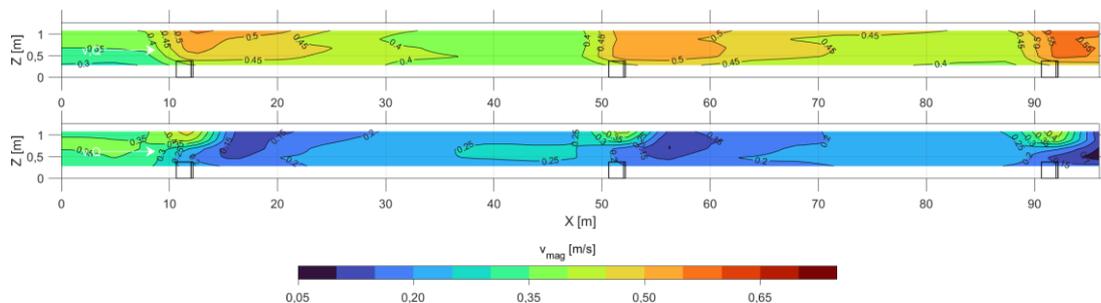


Abbildung 5-30: Vergleich der Fließgeschwindigkeitsverteilung im Längsschnitt für HQ1 für KV-hoch mit Schnitt entlang der Gewässermitte bei  $Y=0,5$  m (oben) und entlang der rechten Seite bei  $Y=0,075$  m (unten)

Ein zusammenfassender Vergleich der prozentualen Geschwindigkeitsänderungen im Vergleich zum jeweiligen Referenzversuch befindet sich in Tabelle 5-6.

Tabelle 5-6: Vergleich der Geschwindigkeitsänderungen in Gewässermitte und am Ufer im Vergleich zu den Referenzversuchen KV-NV (HQ1) und KN-NV(BHQ)

Versuch	Abfluss	$\Delta v_{\text{Gewässermitte}}$ [%]	$\Delta v_{\text{Ufer}}$ [%]
KV-flach	HQ1	18,3	-9,3
KV-flach	BHQ	39,4	-31,9
KV-hoch	HQ1	4,3	-5,4
KV-hoch	BHQ	20,4	-17,5

Für die Ausbildung strukturierter Gewässersohlen ist die sohnnahe Strömung maßgebend. Ein Vergleich der sohnnahen Geschwindigkeitsverteilung für HQ1 ist in Abbildung 5-31 aufgeführt. In Anhang D.1.2 ist die Verteilung der sohnnahen Fließgeschwindigkeiten für BHQ dargestellt.

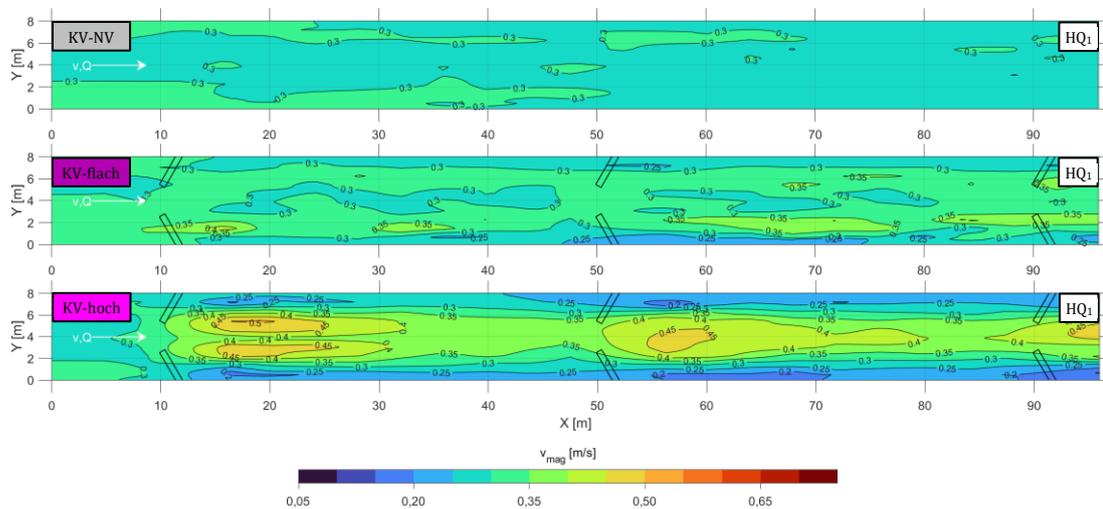


Abbildung 5-31: Sohnnahe Geschwindigkeitsverteilung für HQ1 mit KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten), Draufsicht

Abbildung 5-31 ist zu erkennen, dass sich das Strömungsmuster der tiefengemittelten Daten auf die Sohle übertragen lässt. Dies bestätigt die Erkenntnis, die bereits bei den Hauptversuchen gemacht wurde. Der Einbau der Buhnen bewirkt an der Sohle eine Konzentration der Strömung in Gewässermitte und ist bei BHQ stärker ausgeprägt als bei HQ1. Genauso ist die Erhöhung der Fließgeschwindigkeit in Mitte des Gewässers für die hohen Buhnen stärker ausgeprägt als bei den flachen Buhnen. Durch Anwendung des logarithmischen Geschwindigkeitsprofils nach Nikuradse (1932) wurde mithilfe der beiden sohnnahen Messpunktebenen für jeden Punkt die Sohlschubspannungsgeschwindigkeit ermittelt.

$$u(z) = \frac{u_*}{\kappa} * \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) + C \tag{5-6}$$

mit:

- u Fließgeschwindigkeit [m/s]
- z Höhe über Sohle [m]
- z<sub>0</sub> dynamische Rauheitslänge [m]
- u\* Schubspannungsgeschwindigkeit [m/s]

$\kappa$  von Kármán-Konstante, zu 0,4 gewählt [-]

C Integrationskonstante des turbulenten Geschwindigkeitsprofils [-]

Die Sohlschubspannung konnte anschließend aus der Sohlschubspannungsgeschwindigkeit ermittelt werden:

$$\tau_{\text{Sohle}} = \rho * u_*^2 \quad (5-7)$$

In Abbildung 5-32 ist zu erkennen, dass die eingebauten Lenkbuhnen in beiden Höhen zu einer starken Erhöhung der Schubspannung in Gewässermitte führen. Für die höhere Lenkbuhne ergibt sich eine deutlichere Konzentration und ein Zusammenwachsen der Bereiche erhöhter Schubspannungen. Diese Bereiche starten von der Öffnung zwischen den Buhnenköpfen und bleiben bis zur nächsten Buhne bestehen. Die maximale Schubspannung im Untersuchungsbereich in Gewässermitte, analog definiert zu Kapitel 4.4.1, steigt von 1,7 N/m<sup>2</sup> für den Nullversuch KV-NV auf über 2,3 N/m<sup>2</sup> für KV-flach und überschreitet damit lokal die kritische Sohlschubspannung des abgelagerten Schlamms. Für KV-hoch steigt die Sohlschubspannung auf 3,9 N/m<sup>2</sup> nochmal deutlich an und könnte damit potenziell zu weiträumigem Freiräumen der Sohle vom abgelagerten Feinmaterial führen.

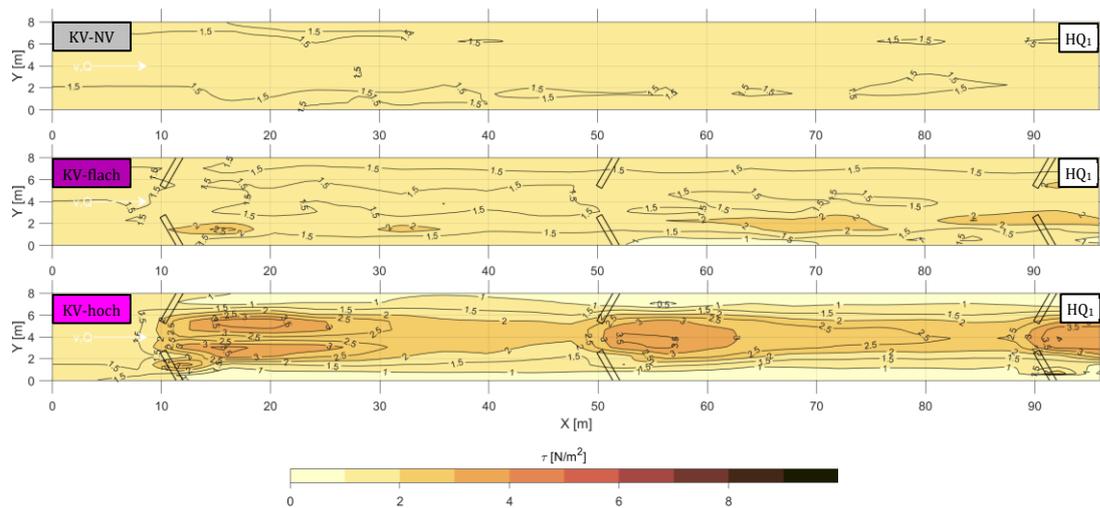


Abbildung 5-32: Sohlschubspannungsverteilung für HQ1 in KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten), Draufsicht

Noch deutlicher sind die Auswirkungen der Lenkbuhnen auf die Sohlschubspannungen bei BHQ. Auch hier führen die flachen Buhnen bereits zu einer signifikanten Erhöhung der Sohlschubspannungen (siehe Abbildung 5-33). Jedoch ist der Effekt erst ab der zweiten Lenkbuhne zu bemerken. Bei der hohen Variante hingegen sind die Sohlschubspannungen bereits an den Buhnenköpfen der ersten Buhnenpaars deutlich größer als im Referenzversuch für das Bemessungshochwasser. Analog zu den Bedingungen bei HQ1 wachsen auch hier die Zonen erhöhter Sohlschubspannungen zusammen. Die Maximalwerte in Gerinnemitte verändern sich im BHQ-Fall weniger deutlich als im HQ1-Fall. Sie betragen 6,2 N/m<sup>2</sup> für den KV-NV, 6,6 N/m<sup>2</sup> für KV-flach und 9,3 N/m<sup>2</sup> für KV-hoch.

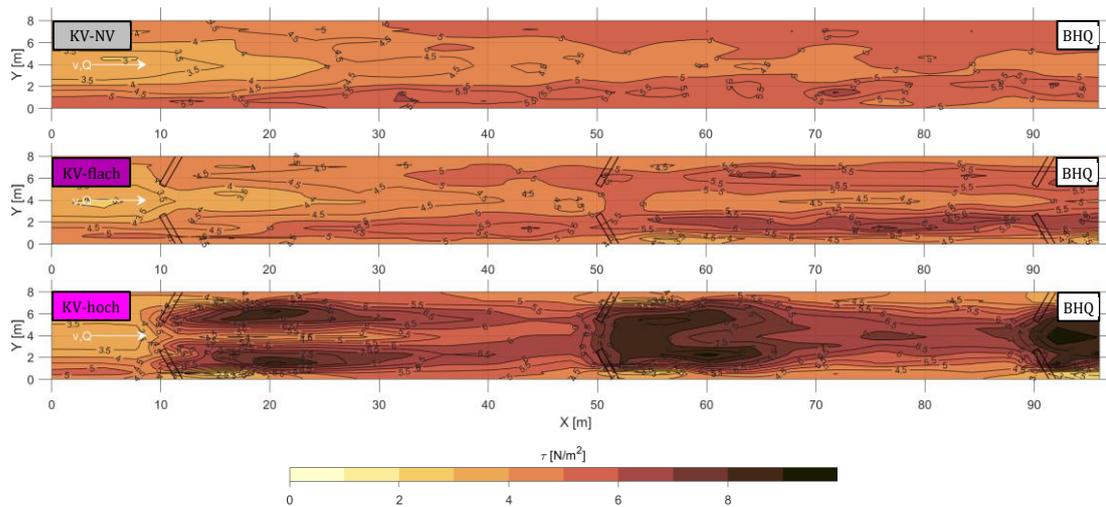


Abbildung 5-33: Sohl Schubspannungsverteilung für BHQ in KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten), Draufsicht

In Abbildung 5-34 ist die Verteilung der Sohl Schubspannung in Längsrichtung gemittelt über den gesamten Querschnitt dargestellt. Es wurden die prozentualen Änderungen im Vergleich zum Nullversuch V1 berechnet.

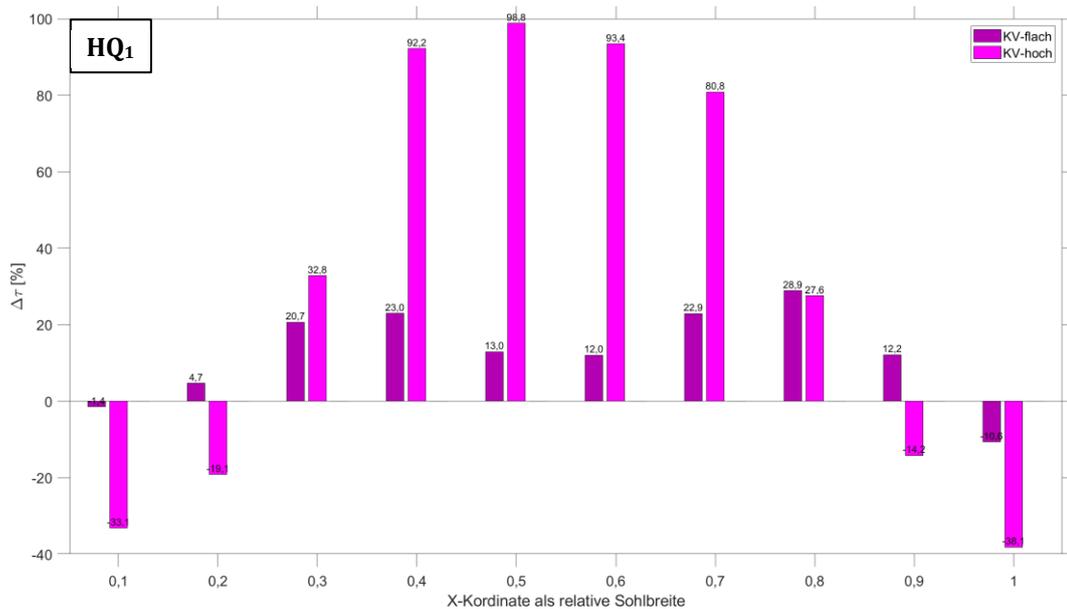


Abbildung 5-34: Veränderung der in Längsrichtung gemittelten Sohl Schubspannungen im Querprofil durch Einbau der doppelseitigen Lenkbuhnen bei HQ1 im Vergleich zum Referenzversuch KV-NV

Wie in Abbildung 5-34 zu erkennen ist, führt der Einbau der niedrigen Buhnen zu einer rechnerischen maximalen Erhöhung der Sohl Schubspannung um 28,9 %, während der Einbau der hohen Buhnen annähernd zu einer Verdopplung der Sohl Schubspannungen führt. Auffällig ist auch, dass es für die flachen Buhnen zwei Geschwindigkeitsmaxima auf Höhe der Buhnenköpfe gibt, in deren Mitte die Sohl Schubspannung jedoch deutlich weniger stark erhöht wird. Bei den hohen Buhnen hingegen bildet sich eine deutliche Konzentrierung in Gewässermitte aus.

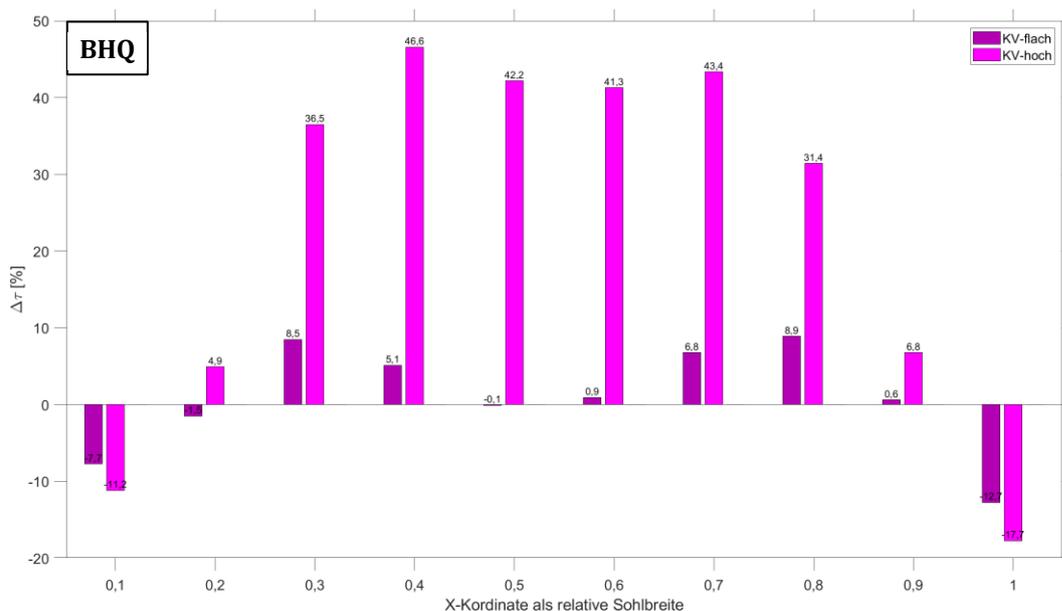


Abbildung 5-35: Veränderung der in Längsrichtung gemittelten Sohl Schubspannungen im Querprofil durch Einbau der doppelseitigen Lenkbuhnen bei BHQ im Vergleich zum Referenzversuch KV-NV

Der Vergleich mit den Bedingungen bei BHQ in Abbildung 5-35 offenbart, dass die Erhöhung der Sohl Schubspannung im Vergleich zum einjährigen Hochwasser niedriger ausfällt. Sie beträgt maximal 46,8 %. Auffällig ist auch, dass die Konzentrierung des Abflusses in Gewässermittle für beide Buhnentypen bei diesem Abfluss geringer ausfällt als für HQ1. Auch im BHQ-Fall werden die Sohl Schubspannungen an den Ufern reduziert. Die Absenkung der Sohl Schubspannungen an den Gewässerrändern ist aus Sicht des Uferschutzes auch zu begrüßen und stellt einen zusätzlichen Nutzen der Bauweise dar.

Der Grund für dieses Phänomen kann in der größeren relativen Buhnenhöhe  $H$ , gefunden werden. Dieser beträgt für die HQ1 Versuche für die flachen Buhnen 0,13 und die hohen Buhnen 0,491, wohingegen die Kennzahl für die BHQ-Versuche bei flachen Buhnen 0,1 und für die hohen Buhnen 0,3 beträgt. Dadurch verändert sich entsprechend auch das Verhältnis des verbauten zur unverbauten Querschnittsfläche. Die Einengung des Fließquerschnitts sinkt also mit zunehmendem Abfluss und führt dadurch zu einer geringeren Konzentration des Abflusses in Gewässermittle.

### 5.3.6 Qualitative Bewertung des morphologischen Entwicklungspotenzials

Zur Identifikation der potentiellen Erosionsflächen auf der Gewässersohle wurde die abgeleitete Sohl Schubspannungsverteilung mit den ermittelten kritischen Schubspannungen für die beiden Sedimentproben verschnitten. Die Ergebnisse befinden sich in Abbildung 5-36 und Abbildung 5-37. Im Referenzzustand wird bei HQ1 kein Sediment umgelagert und die gesamte Sohle ist mit Schlamm bedeckt. Durch den Einbau der flachen Lenkbuhnen entstehen die ersten potentiellen Umlagerungsbereiche an der Sohle. Sie liegen auf einer gedachten Verbindungslinie zwischen den Buhnenköpfen einer Uferseite. Für die hohen Lenkbuhnen ergeben sich deutlich größere Umlagerungsbereiche, die sich in der Gewässermittle in einem gedachten Korridor zwischen den beidseitig angebrachten Lenkbuhnenköpfen erstrecken. Das größere Sediment wird im HQ1-Fall nicht bewegt.

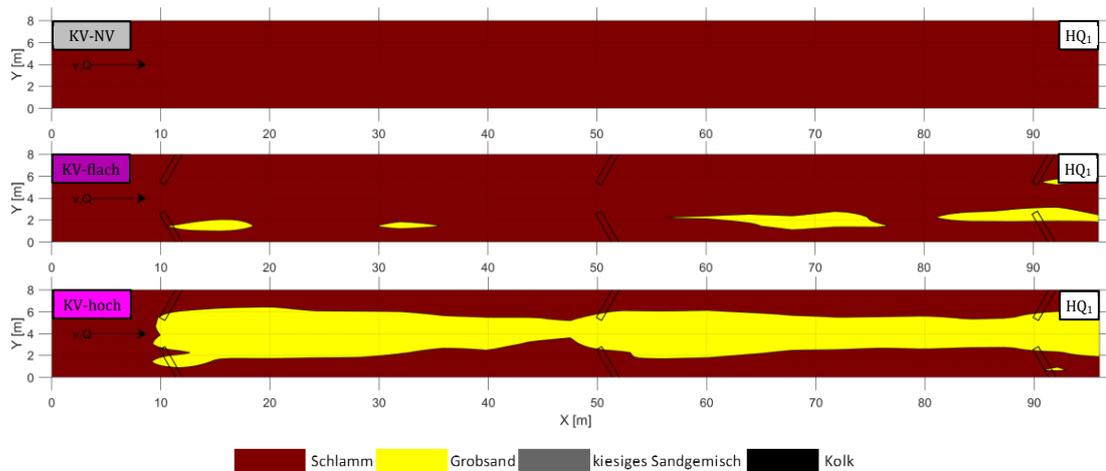


Abbildung 5-36: Vergleich der potentiellen Substratverteilung für HQ1 in KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten) mit Darstellung der möglichen Kolkbildung (schwarz)

Für das Bemessungshochwasser kann potenziell der Schlamm auf der gesamten Sohle umgelagert werden. Auch das gröbere Sediment aus Probe 1 kann umgelagert werden. Während dies für den Referenzversuch kaum geschieht, gibt es durch den Einbau der flachen Buhnen bereits größere potentielle Umlagerungen. Für die hohen Lenkbuhnen aus dem sechsten Versuch ergeben sich die stärksten potentiellen Effekte der Gewässerstrukturierung. Unterstrom der 3. Lenkbuhne kommt es zu möglichen Auskolkungen in den größeren Bestandteilen aus Probe 1, der sandig-kiesigen Gewässersohle, die sich analog zum Kolk der untersuchten ehemaligen Wehranlage in der Mitte des Gewässerquerschnitts ausbilden könnten.

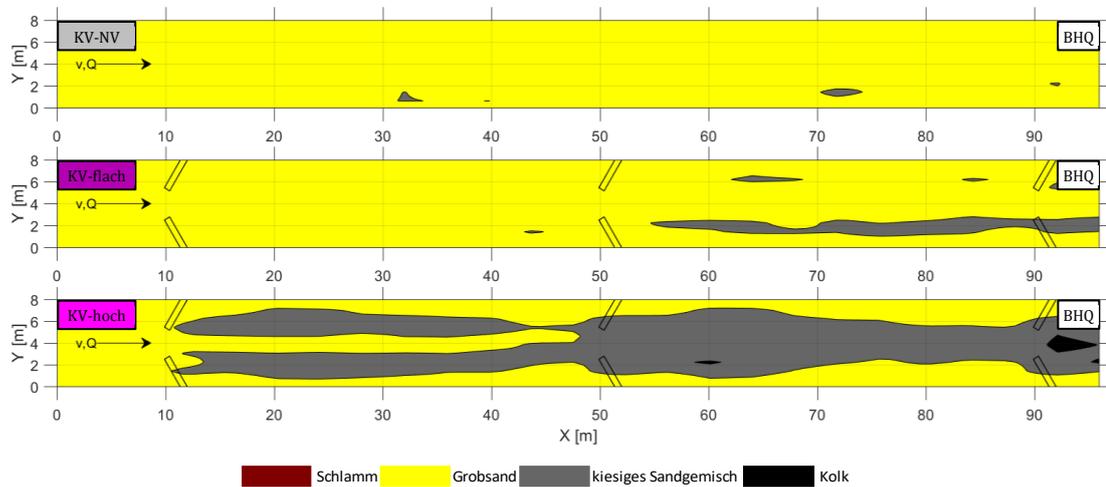


Abbildung 5-37: Vergleich der potentiellen Substratverteilung für BHQ in KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten) mit Darstellung der möglichen Kolkbildung (schwarz)

### 5.3.7 Einfluss der Lenkbuhnenvarianten auf die Wasserspiegellage

Für den HQ-1 Fall zeigt sich bei Betrachtung der relativen Wasserspiegeländerungen, dass sich infolge des Einbaus der Lenkbuhnen vier Aufstaubereiche im Vergleich zu KV-NV herausbilden (siehe Abbildung 5-38). Die Wasserspiegellage steigt um bis zu 2,6 % für die flache Ausführung der

Lenkbuhnen bzw. 4,0 % für die hohe Ausführung. Die Lage ist bei den beiden Varianten KV-flach und KV-hoch jeweils identisch, jedoch ist die individuelle Erhöhung unterschiedlich. Für die hohen Lenkbuhnen ist die Erhöhung des Wasserspiegels direkt oberstrom der ersten und dritten Lenkbuhne dabei deutlich höher als bei den flachen Lenkbuhnen. Dennoch bleibt die maximale Wasserspiegelerhöhung mit 3,2 cm im Realmaßstab deutlich unter der im Vorlauf des Projekts definierten erlaubten Wasserspiegelerhöhung von 10 cm.

Im Bereich oberhalb der ersten Lenkbuhne zeigt sich kumuliert der Einfluss der Einbauten auf den Wasserspiegel oberstrom der Projektstrecke. Am Modellrand liegt der Wasserstand für beide Lenkbuhnenvarianten niedriger als für den Nullversuch. Im HQ1-Fall (siehe Abbildung 5-38) beträgt der maximale Wasserspiegelanstieg zwischen Rinnenrand und der Position der ersten Lenkbuhne 2,5 mm im Labormaßstab bzw. 2 cm im Realmaßstab für die flachen Buhnen und 5 mm bzw. 4 cm im Realmaßstab für die hohen Buhnen. Auch für den BHQ-Fall wird der vorgegebene Grenzwert mit 5 cm (KV-flach) und 3 cm (KV-hoch) im Realmaßstab unterschritten. Der Einfluss der Lenkbuhnen auf den Wasserspiegelanstieg oberstrom unterschreitet also sowohl für den HQ1-Fall also auch den BHQ-Fall den vorgegebenen Grenzwert von 10 cm in der Projektstrecke deutlich.

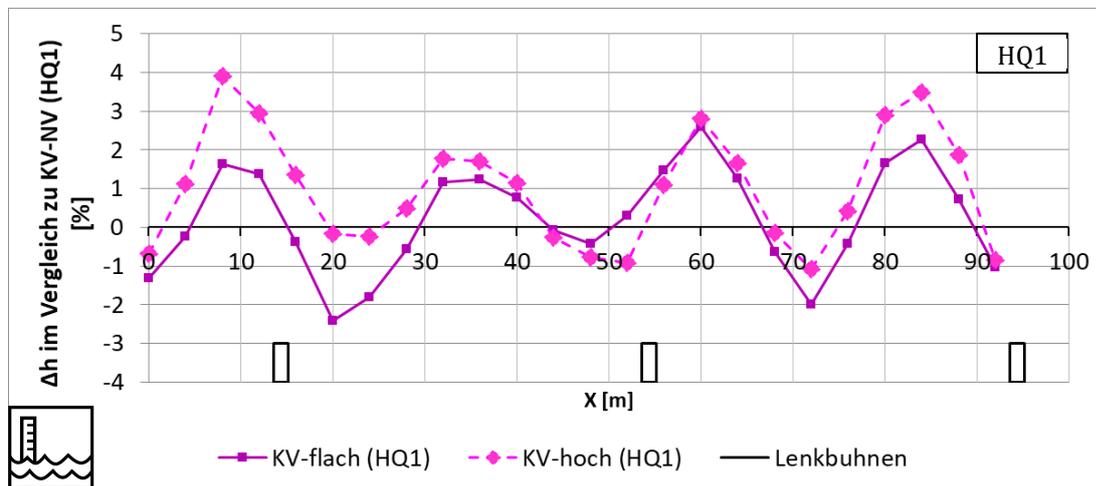


Abbildung 5-38: Relative Unterschiede in der Wasserspiegellage für die HQ1-Versuche im Vergleich zum Nullversuch

Für den in Abbildung 5-39 dargestellten BHQ-Fall beträgt die maximale Differenz zum Nullversuch 4,7 cm im Realmaßstab. Das heißt, dass der maximal zulässige Wasserspiegelanstieg auch hier nicht überschritten wird. Hinsichtlich des Verlaufs lassen sich hingegen im Gegensatz zu den HQ1-Versuchen keine klaren Zusammenhänge aufzeigen. Die Wasserspiegeländerungen sind für die flachen Lenkbuhnen stärker ausgeprägt als für die hohen Lenkbuhnen. Die Maximal-Werte betragen 2,3 % für die flachen Lenkbuhnen und 1,6 % für die hohen Lenkbuhnen.

Für die Beurteilung der Hochwasserneutralität sind die maximalen Auswirkungen der Lenkbuhnen auf den Wasserspiegel entscheidend. Sie wurden getrennt nach den großräumigen Auswirkungen auf das Einzugsgebiet oberhalb der Projektstrecke zwischen X= 0 m bis 15 m und den lokalen Auswirkungen innerhalb der Buhnenstrecke zwischen 15 m und 100 m statistisch ausgewertet. (siehe Tabelle 5-7).

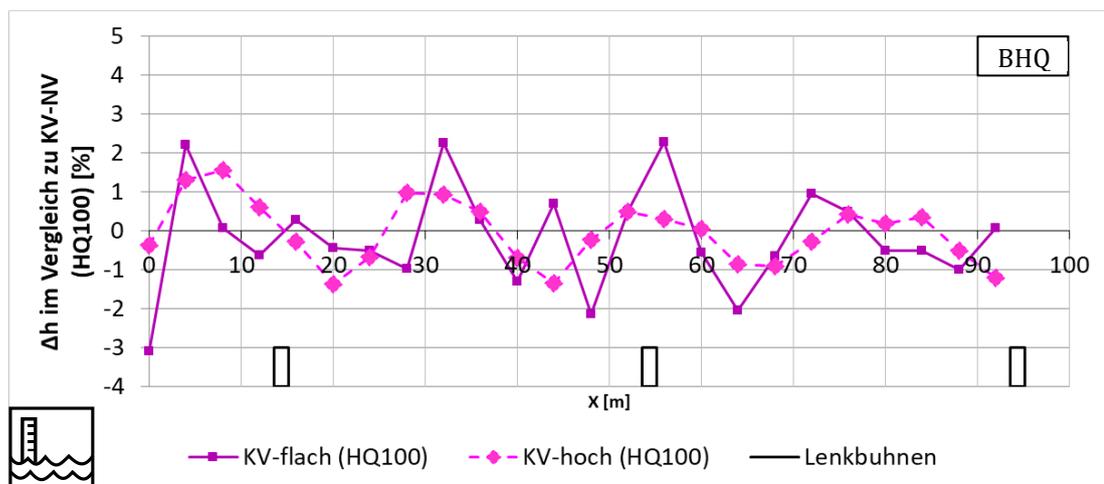


Abbildung 5-39: Relative Unterschiede in der Wasserspiegellage für die BHQ-Versuche im Vergleich zum NV

Im Bereich oberhalb der ersten Lenkbuhne zeigt sich kumuliert der Einfluss der Einbauten auf den Wasserspiegel oberstrom der Projektstrecke. Am Modellrand liegt der Wasserstand für beide Lenkbuhnenvarianten niedriger als für den Nullversuch. Im HQ1-Fall (siehe Abbildung 5-38) beträgt der maximale Wasserspiegelanstieg zwischen Rinnenrand und der Position der ersten Lenkbuhne 2,5 mm im Labormaßstab bzw. 2 cm im Realmaßstab für die flachen Buhnen und 5 mm bzw. 4 cm im Realmaßstab für die hohen Buhnen. Auch für den BHQ-Fall wird der vorgegebene Grenzwert mit 5 cm (KV-flach) und 3 cm (KV-hoch) im Realmaßstab unterschritten. Der Einfluss der Lenkbuhnen auf den Wasserspiegelanstieg oberstrom unterschreitet also sowohl für den HQ1-Fall also auch den BHQ-Fall den vorgegebenen Grenzwert von 0,1 m in der Projektstrecke deutlich.

Tabelle 5-7: Vergleich der maximalen lokalen Wasserspiegellagenänderung durch Einbau der Buhnen im Vergleich zu den Referenzversuchen

Vergleich mit	HQ1 -Nullversuch		BHQ -Nullversuch	
	KV-flach	KV-hoch	KV-flach	KV-hoch
$\Delta h_{\max, \text{Projektstrecke}} [\%]$	2,7	4,0	2,3	1,6
$\Delta h_{\max, \text{Projektstrecke, real}} [\text{m}]$	0,03	0,05	0,05	0,03
$\Delta h_{\text{m, oberstrom}} [\%]$	0,4	2,0	0,5	1,6
$\Delta h_{\text{m, oberstrom, real}} [\text{m}]$	0,02	0,04	0,05	0,03

Durch lokale Erhöhungen der Wasserspiegellage innerhalb der Umgestaltungsstrecke könnten lokale Hochwasserschutzmaßnahmen, z.B. durch Anpassung der Dammhöhe, notwendig werden. Bei Betrachtung von Tabelle 5-7 zeigt sich, dass die durch die Einbauten verursachten Änderungen der Wasserspiegellage innerhalb der Projektstrecke stärker sind als die Auswirkungen nach oberstrom. Der maximale lokale Unterschied innerhalb der Lenkbuhnenstrecken von KV-flach und KV-hoch zum dazugehörigen Nullversuch beträgt etwa 6 mm. Dies entspricht ca. 5 cm im Realmaßstab und ist damit ebenfalls geringer als die geforderte Maximalerhöhung des Wasserspiegels um 0,1 m.

Die lokalen maximalen WSP-Erhöhungen betragen für die Versuche mit flachen Lenkbuhnen 2,7 % (HQ1) bzw. 2,3 % (BHQ). Für die hohen Lenkbuhnen nehmen sie von 4,0 % im HQ1-Fall auf 1,6 % im BHQ-Fall ab. Durch den niedrigeren relativen verbauten Querschnittsanteil im BHQ-Fall im Vergleich zu HQ1 sinkt der Wasserspiegelanstieg für die höheren Buhnen also deutlicher von HQ1 zu BHQ als für die flacheren Varianten. Das gleiche Schema lässt sich für die prozentualen Auswirkungen auf den Wasserspiegelanstieg oberstrom beobachten. Hier steigt jedoch der Wasserspiegelanstieg der flachen Buhnen vom HQ1- zum BHQ-Fall. Diese Abweichung ist angesichts der geringen absoluten Wasserspiegelunterschiede anhand der Messgenauigkeit erklärbar.

Die Betrachtung der Wasserspiegellagen für die untersuchten Varianten zeigt, dass die vorgesehene maximale Wasserspiegelerhöhung von 0,1 m im Projektgebiet und nach oberstrom von keiner der beiden untersuchten Varianten überschritten wird. Da die Laboruntersuchungen mit nur drei seriell angeordneten Lenkbuhnen durchgeführt wurden, lassen sich die Ergebnisse jedoch nicht ohne weiteres auf längere Gewässerstrecken mit einer größeren Anzahl als der am Kraichbach geplanten Lenkbuhnen skalieren.

### 5.3.8 Vergleich mit den Laboruntersuchungen an der Alb

Zur Untersuchung der Übertragbarkeit der Ergebnisse der Kraichbachuntersuchungen wurden diese den Ergebnissen aus den Hauptversuchen gegenübergestellt. Dazu wurden die Versuche anhand derselben Bewertungskriterien für Uferschutz, Hochwasserschutz, Ökologie und Ökonomie nochmals ausgewertet (siehe Abbildung 5-40 bis Abbildung 5-41). Der Parameter Ökonomie ist ein rein rechnerischer Parameter und wird daher im folgenden Vergleich nicht miteinbezogen.

Trotz der leicht abweichenden relativen Abstände zwischen den Hauptversuchen mit  $A_x$  von 4 und einem  $A_x$  von 5 in den Kraichbachversuchen ist in Abbildung 5-40 (links) eine gute Übereinstimmung zwischen den beiden Versuchssets festzustellen. Wie angesichts des größeren Abstands in den KV-Versuchen zu erwarten ist, sind die gemessenen Änderungen der ufernahen Geschwindigkeiten dort geringer als in den Hauptversuchen. Für  $H=0,1$  beträgt der Unterschied 5,4 % (KV) zu 8,4 % (HV), während er bei  $H=0,3$  ansteigt und für den KV-Versuch 17,5 % beträgt und im HV-Versuch 23,8 % beträgt. Der ermittelte Zusammenhang zwischen der relativen Höhe und der Änderung der ufernahen Fließgeschwindigkeit ist im KV-Versuch genauso stark wie in den HV-Versuchen. Die Reduktion der ufernahen Fließgeschwindigkeit steigt hier bei  $H=0,164$  auf 9,3 % und nimmt danach exponentiell auf 17,5 % für  $H=0,3$  und 31,9 % für  $H=0,491$  zu.

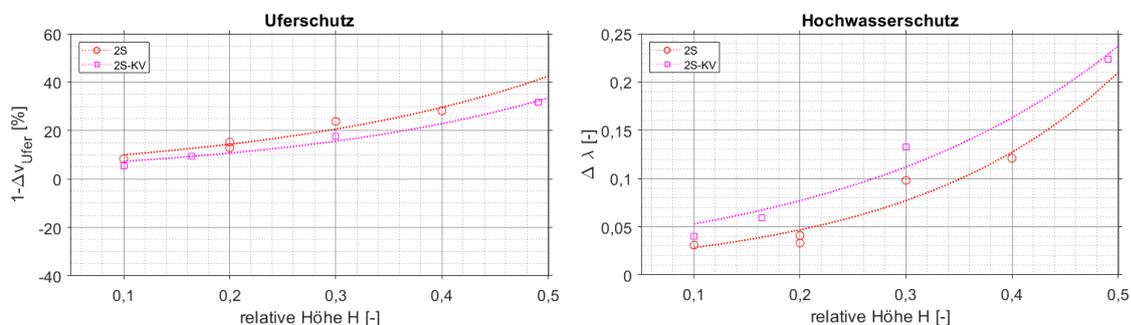


Abbildung 5-40: Einfluss der relativen Höhe  $H$  von beidseitigen Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung (links) und die Wasserspiegellage (rechts) für die Hauptversuche mit  $A_x=4$  und die Kraichbach-Versuche mit  $A_x=5$

Auch die zusätzliche Rauheit durch die Lenkbuhnen hat eine gute Übereinstimmung zwischen den beiden analysierten Versuchssets (siehe Abbildung 5-40 rechts). Die Unterschiede belaufen sich im Mittel auf  $\Delta\lambda=0,04$  zwischen den KV- und den HV-Versuchen. Der Verlauf der  $\Delta\lambda$ -Werte für die KV-Versuche ist dabei im Vergleich zum Verlauf der  $\Delta\lambda$ -Werte im beidseitigen HV-Versuch parallel verschoben. Die zusätzliche Rauheit erhöht sich bei  $H=0,1$  um  $\Delta\lambda=0,04$  und steigt für  $H=0,2$  auf 0,06. Danach ist ein starker Anstieg des  $\Delta\lambda$ -Werts von 0,13 für  $H=0,3$  auf 0,22 für  $H=0,491$  zu beobachten.

Bei der Betrachtung des Parameters „Ökologie“ (siehe Abbildung 5-41) zeigt sich für  $H<0,3$  eine gute Übereinstimmung der beiden Versuchsreihen. Für  $H=0,1$  beträgt die Änderung des HMID in beiden Fällen 0,03 und für  $H=0,2$  steigt der HMID um 0,10 (KV-Versuch) bzw. 0,13 (HV-Versuch) im

Vergleich zum jeweiligen Nullversuch. Für höhere H-Werte nimmt der Unterschied zwischen den beiden Versuchssets stark zu. Hier steigt der  $\Delta \text{HMID}$ -Wert auf 0,22 ( $H= 0,3$ ) und 0,62 ( $H= 0,491$ ).

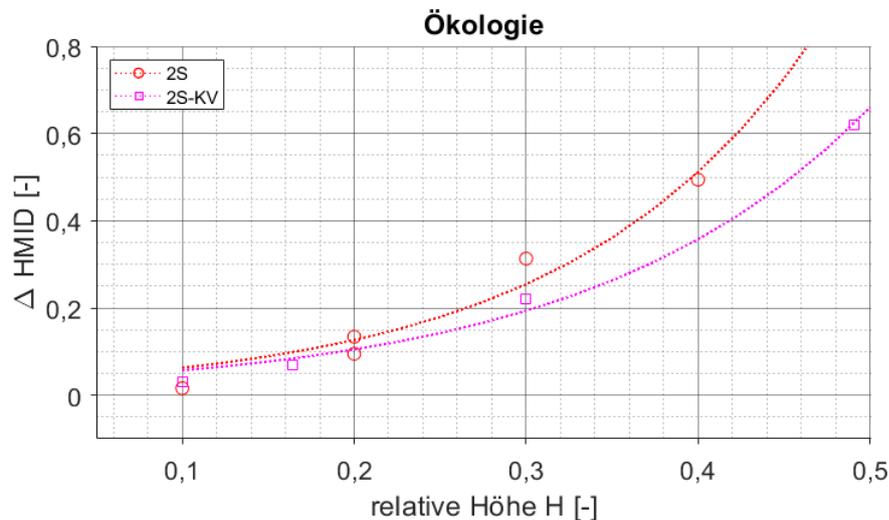


Abbildung 5-41: Einfluss der relativen Höhe H von beidseitigen Lenkbuhnen auf Geschwindigkeitsdiversität für die Hauptversuche mit  $A_x= 4$  und die Kraichbach-Versuche mit  $A_x= 5$

Die Ergebnisse aus der Parameterstudie aus Kapitel 5.3 konnten für beidseitige Lenkbuhnen mit den Untersuchungen am Kraichbach also bestätigt werden.

### 5.3.9 Fazit der Untersuchungen am Kraichbach

Am Kraichbach in Ubstadt-Weiher auf Höhe der DB-Brücke bei Stettfeld sollen unter räumlich begrenzten Bedingungen Maßnahmen zur Gewässerstrukturierung, insbesondere zum Freiräumen der kolmatierten Gewässersohle, entwickelt werden. An einem verfallenen Wässerungwehr im Oberlauf des Untersuchungsgebiets wurde die durch die Einengung des Fließquerschnitts hervorgerufene Strukturierung der Gewässersohle untersucht. Die hydraulischen Randbedingungen an diesem Referenzabschnitt wurden mithilfe von Messflügelmessungen und durch die Vermessung von Querprofilen im Umfeld des Bauwerks aufgenommen. Es wurden zwei Sedimentproben, eine aus dem schlammigen Anlandungsbereichen oberstrom des Wehres und eine aus dem Kolk unterstrom des Wehres entnommen. Sie wurden qualitativ als Schlamm-/Schluffgemisch und festgelagertes Sand-Kiesgemisch klassifiziert.

Durch den Einbau der beiden Lenkbuhnenvarianten wurden folgende Ergebnisse erzielt:

- Veränderung der Geschwindigkeitsverteilung

Für die beiden untersuchten Lenkbuhnenvarianten nimmt die Fließgeschwindigkeit an den Rändern ab, während sie in Richtung Gewässermitte zunimmt. Für die flache Lenkbuhne existieren zwei räumlich getrennte Bereiche hoher Geschwindigkeiten auf Höhe der Buhnenköpfe. Direkt in der Mitte des Gewässers gibt es jedoch keine größeren Abweichungen der Geschwindigkeitsverteilung gegenüber dem Referenzversuch. Für die hohen Lenkbuhnen hingegen bildet sich in der Mitte des Gerinnes eine einzige zusammenhängende Zone erhöhter Fließgeschwindigkeiten aus. An den Rändern des Querprofils wird die Fließgeschwindigkeit noch stärker reduziert als bei der flachen Variante. Die durch die höheren Buhnen hervorgerufene Abflusskonzentration in Gewässermitte, weist dieselben Charakteristika auf, wie das Querprofil 3 unterhalb des Wehrpfeilers bei den Freilandmessungen (vgl. Abbildung 5-28).

- Bewertung des morphologischen Entwicklungspotenzials

Durch die Verschneidung der aus den ADV-Messungen abgeleiteten Sohlschubspannungen mit den kritischen Sohlschubspannungen der gewonnen Sedimentproben wurden potenziell morphologisch aktive Bereiche der Gewässersohle für das einjährige Hochwasser und das Bemessungshochwasser identifiziert. Durch die Erhöhung der sohlnahen Geschwindigkeit wurde in Gewässermitte die Sohlschubspannung durch Einbau der Lenkbuhnen für die flache Variante bei einjährlichem Hochwasser um maximal 31 % erhöht. Für die hohen Lenkbuhnen ergab sich dort eine knapp 98 %ige Erhöhung der Schubspannung.

Während des einjährigen Hochwassers kommt es im Referenzzustand ohne Buhnen zu keiner Umlagerung des Feinsediments. Durch die flachen Lenkbuhnen würde das Feinmaterial, das in Probe 2 festgestellt wurde, in Teilbereichen entlang der Achsen der Buhnenköpfe umgelagert. Nur durch den Einbau der höheren Lenkbuhnen konnten großflächige mögliche Umlagerungsbereiche in der gesamten Gewässermitte hervorgerufen werden. Beim Bemessungshochwasser kann das Feinmaterial für alle Versuchsanordnungen bewegt werden. Für die flache Ausführung der Lenkbuhnen kommt es analog zum HQ1-Fall zu Umlagerungen des gröbereren Sediments aus Probe 1 in kleineren Bereichen entlang der Buhnenköpfe. Für die höhere Variante kommt es großflächig zu potentiellen Umlagerungen und auch kleinräumigen Auskolkungen der größten Sedimentanteile.

- Veränderung der Wasserspiegellage

Die Auswirkungen der Einbauten auf die mittlere Wasserspiegellage waren angesichts einer Erhöhung von maximal 0,7 % für die beiden untersuchten Abflüsse und Lenkbuhnenvarianten vernachlässigbar. Oberstrom des Projektgebiets erhöht sich der Wasserspiegel bei BHQ lokal um maximal 2,2 % bei den flachen Lenkbuhnen und 1,6 % bei den hohen Lenkbuhnen. Zusammenfassend zeigen die Untersuchungen zu den Wasserspiegellagen, dass mit beiden baulichen Varianten der Lenkbuhnen die Auswirkung auf den Wasserspiegel gering ist. Die Erhöhungen des Wasserspiegels oberstrom als auch innerhalb der Projektstrecke liegen deutlich unterhalb der geforderten Grenze von 0,1 m.

Mit den Versuchen konnte deutlich aufgezeigt werden, dass mit Maßnahmen des Instream River Trainings die schwierigen hydromorphologischen Randbedingungen am Kraichbach beeinflusst und verbessert werden können. Gegenüber den Referenzversuchen konnte eine deutliche Erhöhung der Diversität in der Geschwindigkeitsverteilung erreicht werden. Ebenso hat die deutliche Erhöhung der Fließgeschwindigkeit in Gewässermitte um 18,3 % (flache Lenkbuhnen) bzw. 39,4 % (hohe Lenkbuhnen) bei einjährlichem Hochwasser das Potenzial, die Gewässersohle von Schlammablagerungen freizuhalten. Die signifikante Reduktion der ufernahen Fließgeschwindigkeiten um bis 32 % bei HQ1 bzw. 17 % bei BHQ ist hinsichtlich einer ergänzenden Anwendung der Bauweise für den Uferschutz als zusätzlicher Nutzen anzusehen.

Durch die hohen Lenkbuhnen wurde, sowohl in Bezug auf die Geschwindigkeitsverteilung als auch die Sohlschubspannungsverteilung, eine potenziell deutlichere Gewässerstrukturierung erzielt als mit der flachen Variante. Da beide untersuchten Varianten die maximal vorgegebene Wasserspiegelerhöhung von 0,1 m einhalten, sind die hohen Lenkbuhnen daher im vorliegenden Beispiel als Vorzugsvariante anzusehen.

Die Klassifizierung des untersuchten Sediments hat großen Einfluss auf die Ausdehnung der potenziell morphologisch aktiven Sohlbereiche. Die vorliegende qualitative Einstufung kann nur Anhaltspunkte für die Sedimenteigenschaften liefern. Zur besseren Einstufung der kritischen Sohlschubspannung anhand von Literaturdaten wird eine intensive quantitative Analyse des Sohlmaterials, z.B. in Form einer Schlämmanalyse empfohlen. Die Bestimmung der kritischen Geschwindigkeit könnte auch direkt mithilfe der HIPPO-Sonde im Rahmen eines Freilandversuchs

erfolgen. Auch ist durch den bisherigen Ansatz der sohlstabilisierende Einfluss der Vegetation noch nicht berücksichtigt.

Die vorliegenden Untersuchungen wurden nur für eine Grundgeometrie der Lenkbuhnen in zwei verschiedenen Höhen bei konstantem Abstand der Einbauten zueinander nachgewiesen. Der Vergleich mit den Ergebnissen für beidseitig angeordnete Lenkbuhnen aus den Hauptversuchen (siehe Kapitel 5.2) zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen den verschiedenen Settings und lässt damit den Rückschluss zu, dass diese Ergebnisse sich auf Flachlandgewässer im Allgemeinen übertragen lassen.

Das Versuchssetting mit fester Sohle erlaubt keinen direkten Transfer der als morphologisch aktiv gekennzeichneten Bereiche der Gewässersohle in die Freilandbedingungen. Die Rückkoppelungen zwischen Morphologie und Hydraulik können mit der aktuellen Untersuchung nur anhand einer theoretischen Betrachtung der Sohl Schubspannungen erfolgen. Versuche mit beweglicher Sohle (siehe Kapitel 6) könnten diese Wissenslücke schließen.

Mit den Versuchen konnte deutlich aufgezeigt werden, dass mit Maßnahmen des Instream River Trainings die schwierigen hydromorphologischen Randbedingungen am Kraichbach beeinflusst und verbessert werden können. Gegenüber den Nullversuchen konnte eine deutliche Erhöhung der Diversität in der Geschwindigkeitsverteilung und der potentiellen Sohlstruktur erreicht werden.

## 5.4 Zusammenführung der Versuchsergebnisse

Für den bereits aus anderen Untersuchungen, u.a. Mende (2014) oder Ritzert (2001) bekannte Verhältnis der Bühnenfeldlänge zur Bühnenfeldbreite, also  $A_x$  zu  $L_p$  lässt sich ein guter funktioneller Zusammenhang für  $H=0,1$  für die Versuchssets HV, SV und KV herausarbeiten. Dieser lässt sich stringent auf alle vier Bewertungskriterien anwenden (siehe Abbildung 5-42 bis Abbildung 5-45). Zusätzlich wurde die in Kapitel 5.1.3 beschriebene Mittelwasserbuhne in den Vergleich einbezogen.

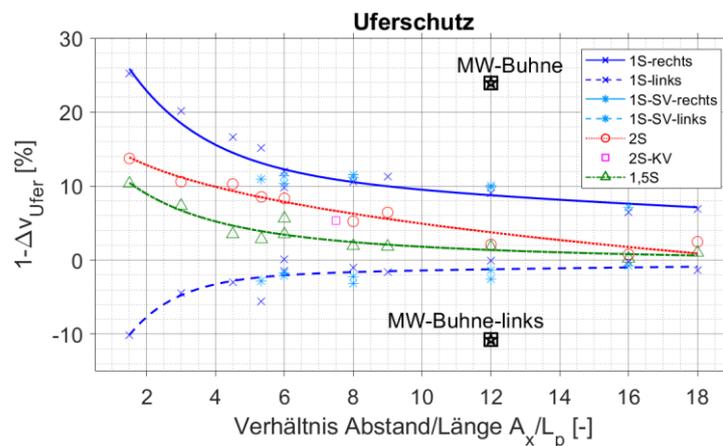


Abbildung 5-42: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung für  $H=0,1$

Wie in Abbildung 5-42 zu erkennen ist, steigt die uferschützende Wirkung der Lenkbuhnen für alle drei Anordnungen mit abnehmendem Abstand zur Länge-Verhältnis exponentiell an. Für die einseitige Anordnung ist die Reduktion der ufernahen Fließgeschwindigkeit am größten. Am zweitgrößten ist sie für die beidseitige Anordnung. Dort beträgt sie etwa die Hälfte der einseitigen Anordnung, z.B. für  $A_x/L_p=1,5$  mit 13,7 % (2S) zu 25,9 % (1S). Dafür schützt die beidseitige Anordnung beide Uferseiten gleichermaßen, während die einseitige Anordnung zu einer Erhöhung der

Fließgeschwindigkeit am gegenüberliegenden Ufer führen kann. Für  $A_x/L_p \leq 6$  steigt die Fließgeschwindigkeit dort stark an und überschreitet die als Kriterium gesetzte Messgenauigkeit ab  $A_x/L_p \leq 4$ . Für die wechselseitige Anordnung ist die uferschützende Wirkung von den untersuchten Anordnungen am geringsten und hat für  $A_x/L_p = 1,5$  mit 10,4 % Geschwindigkeitsreduktion den gleichen Wert wie für eine beidseitige Anordnung bei  $A_x/L_p = 4$  oder  $A_x/L_p = 8$  bei einseitiger Anordnung.

Die Mittelwasserbuhne hat eine vergleichbare uferschützende Wirkung wie die einseitige Lenkbuhne mit dem minimalen untersuchten Abstand-Längen-Verhältnis von 1,5. Sie führt zu einer Verringerung der Fließgeschwindigkeit am geschützten Ufer um 24,0 %. Auch die Erhöhung der Fließgeschwindigkeit am gegenüberliegenden Ufer ist mit 10,7 % bei der Mittelwasserbuhne zu 10,1 % im Rahmen der Messgenauigkeit identisch. Da die Mittelwasserbuhne gleichzeitig dreifach so hoch gebaut ist, deutet dieser Umstand darauf hin, dass ein Zusammenhang des verbauten Querschnittanteils mit der uferschützenden Wirkung besteht. Das Ergebnis aus den Kraichbach-Untersuchungen für  $A_x/L_p = 7,5$  stimmt gut mit den Ergebnissen für die beidseitigen Lenkbuhnen aus den Hauptversuchen überein.

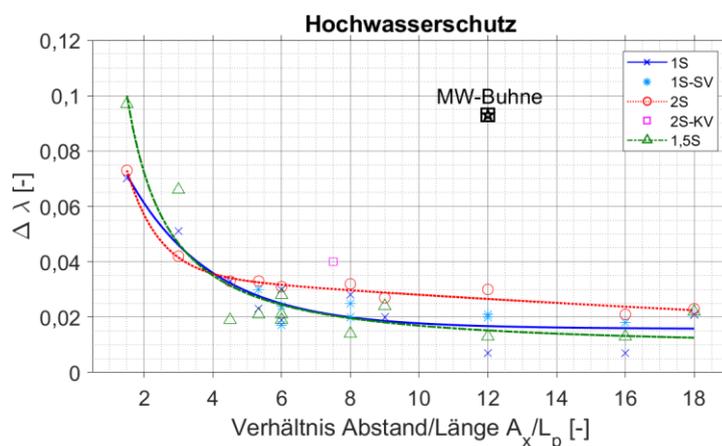


Abbildung 5-43: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von Lenkbuhnen auf die Wasserspiegellage für  $H = 0,1$

Auch die Rauheitsänderung des Gerinnes steigt analog zur uferschützenden Wirkung mit abnehmendem Abstand zu Länge-Verhältnis exponentiell an (siehe Abbildung 5-43). Auffallend ist, dass für die beidseitige Anordnung die zusätzliche Rauheit für  $A_x/L_p > 6$  höher ausfällt als für die beiden anderen Anordnungen, deren Verläufe sich in etwa entsprechen. Für alle Anordnungen steigt die Rauheit für  $A_x/L_p$  unter 4,5 stark an und überschreitet dann ab  $A_x/L_p = 3$  den festgelegten Grenzwert von  $\Delta \lambda = 0,022$ . Der  $\Delta \lambda$ -Wert ist bei kleinem Abstand-Längen-Verhältnis wechselseitig angeordneter Lenkbuhnen größer als bei der ein- und beidseitigen Anordnung, deren Werte sich im Rahmen der Wiederholungsgenauigkeit überschneiden. Die Maximalwerte für  $\Delta \lambda$  betragen 0,070 (1S), 0,073 (2S) und 0,097 (1,5S).

Die Rauheit aus dem KV-Versuch ist höher als für die beidseitigen Lenkbuhnen an der Parameterstudie, dennoch ist die Abweichung  $\Delta \lambda \approx 0,01$  im Bereich der Messgenauigkeit. Die unterschiedlichen hydraulischen Randbedingungen der beiden Versuchsettings der HV- und KV-Versuche können in diesem Vergleich noch nicht berücksichtigt werden und führen möglicherweise zu diesen Abweichungen.

Die MW-Buhne führt, bedingt durch ihre größere relative Höhe, zu einer größeren Erhöhung der relativen Rauheit als die vergleichbaren Lenkbuhnen. Die zusätzliche Rauheit durch den Einbau der

Mittelwasserbuhne von 0,09 ist vergleichbar mit der maximalen Rauheit bei wechselseitiger Anordnung für  $A_x/L_p = 1,5$ .

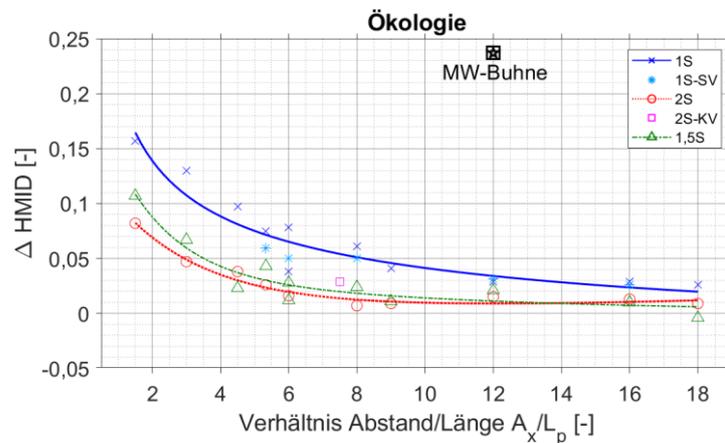


Abbildung 5-44: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von Lenkbuhnen auf Geschwindigkeitsdiversität für  $H = 0,1$

Analog zu den bereits betrachteten Bewertungsparametern Uferschutz und Hochwasserschutz steigt auch die Änderung des HMID mit abnehmendem Abstand zu Länge-Verhältnis exponentiell an (siehe Abbildung 5-44). Am stärksten sind die Änderungen des HMIDs im Vergleich zum Nullversuch durch den Einbau einseitiger Lenkbuhnen. Die Ergebnisse der HV- und SV-Versuche weisen im Bereich  $5,33 \leq A_x/L_p \leq 6$  größere Abweichungen von bis zu 0,04 auf. Für beidseitige und wechselseitige Lenkbuhnen stimmt der Verlauf des  $\Delta$ HMID-Werts zwischen  $A_x/L_p = 6$  bis  $A_x/L_p = 8$  sehr gut überein. Für kleinere Verhältnisse steigt die Änderung des HMID-Werts für wechselseitige Buhnen stärker an als für beidseitige Buhnen und beträgt maximal 0,11. Der Maximalwert für die einseitige Anordnung beträgt mit 0,16 etwa 47 % mehr. Bei der beidseitigen Anordnung ist  $\Delta$ HMID<sub>max</sub> mit 0,08 knapp 23 % geringer.

Die Erhöhung des HMID-Werts in dem Kraichbach-Versuch für  $A_x/L_p = 7,5$  weicht nur unwesentlich vom interpolierten Zusammenhang mit dem Abstand-Längen-Verhältnis ab und beträgt 0,03. Die maximale Veränderung des HMID-Werts ließ sich mit  $\Delta$ HMID = 0,24 für die Mittelwasserbuhne beobachten. Sie war damit etwa 50 % höher als das Maximum für die einseitige Anordnung.

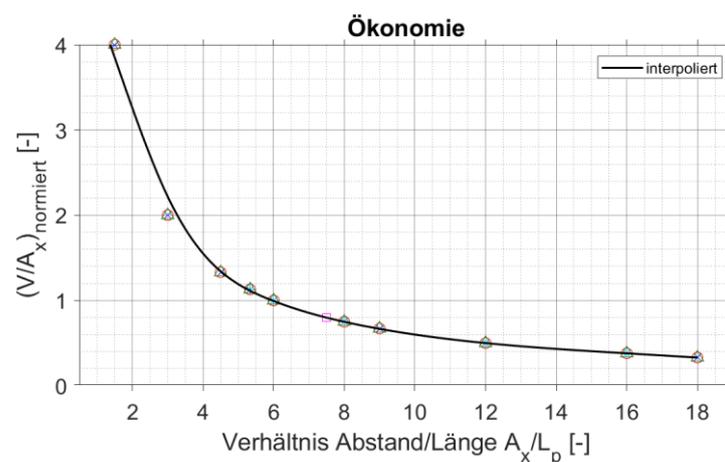


Abbildung 5-45: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von Lenkbuhnen auf die Ökonomie für  $H = 0,1$

Das benötigte Bauvolumen hat einen exponentiellen Zusammenhang mit dem Verhältnis  $A_X/L_P$  (siehe Abbildung 5-45).

Aus den neuen Erkenntnissen zu Lenkbuhnen lässt sich die Auswahl zweier Vorzugsvarianten zur Untersuchung mit beweglicher Sohle ableiten: Die Untersuchung der Buhnenhöhe hatte gezeigt, dass ausgehend von flachen Lenkbuhnen mit  $H=0,1$  eine Verdopplung der Höhe der Einbauten noch zu keiner zusätzlichen Erhöhung des Widerstandsbeiwerts führt. Die doppelseitige Anordnung zeigt bei gleichem Bauvolumen und vergleichbaren Auswirkungen auf die Hochwasserspiegellage stärkere positive Wirkung in Bezug auf Uferschutz und Ökologie als die wechselseitige Anordnung. Sie ist daher gegenüber der wechselseitigen Anordnung zu bevorzugen, wenn die Einbauten gewässerschützende Wirkung auf beide Uferseiten haben soll. Aufgrund der Vorgaben hinsichtlich des Hochwasserschutzes innerhalb der vorliegenden Arbeit kann ein Abstand-Längen-Verhältnis von 4,5 nicht unterschritten werden. Die erste Vorzugsvariante umfasst daher eine doppelseitig angeordnete Lenkbuhnen mit einem Abstand-Längen-Verhältnis von 4,5 und einer relativen Höhe von 0,2.

Bei einseitigen Lenkbuhnen kommt es jedoch für  $H=0,2$  zu unerwünschter Erhöhung der Fließgeschwindigkeit am gegenüberliegenden Ufer. Daher muss die relative Höhe auf 0,1 beschränkt bleiben. Eine einseitige Anordnung von Lenkbuhnen mit einem Inklinationwinkel von  $60^\circ$ , einem Abstand-Längen-Verhältnis von 4,5 und einer relativen Höhe von 0,1 wird daher als zweite Vorzugsvariante gewählt.

## 5.5 Vergleich mit Literaturangaben

Die Ergebnisse der vorliegenden Parameterstudie zu Lenkbuhnen und die Untersuchungen am Kraichbach werden im Folgenden in den Stand des Wissens zu überströmten Buhnenbauweisen eingeordnet. Dazu wird ein Vergleich mit den Literaturangaben durchgeführt. Dies stellt die Grundlage zur Ableitung von Schätzformeln zur uferschützenden Wirkung und den Einfluss der Lenkbuhnen auf die Wassertiefe dar.

### 5.5.1 WSP-Lagen

Zum Vergleich des Einflusses von Lenkbuhnen auf die Wasserspiegellage mit Literaturangaben wurden im ersten Schritt die Datensätze von Mende (2014) und von Möws & Koll (2019) herangezogen.

Bei der Analyse der Rauheiten von Lenkbuhnen bei konstantem  $H=0,1$  zeigte sich eine gute Übereinstimmung des Verlaufs der zusätzlichen Rauheit durch die Lenkbuhnen zwischen der vorliegenden Untersuchung und den Angaben von Mende (2014) in Abhängigkeit des Abstand-zu-Längen-Verhältnisses. Trotzdem zeigen sich kleine Abweichungen (siehe Abbildung 5-46). Allgemein werden von Mende (2014) die Rauheiten als geringer angegeben. Er verwendete zur Beurteilung des Anstiegs der Wassertiefe den Mittelwert von drei Messstationen im Vorlauf des Einbaubereichs der Lenkbuhnen. In der vorliegenden Arbeit wird jedoch die maximale Steigung der Energielinie zwischen Vorlauf- und Nachlaufbereich mit dem Verfahren von Möws & Koll (2019) verwendet, um Ergebnisse auf der sicheren Seite zu erhalten (siehe Kapitel 5.1.4). Dementsprechend wird die berechnete Rauheitsänderung in der vorliegenden Untersuchung größer angegeben als mit der Methodik von Mende (2014).

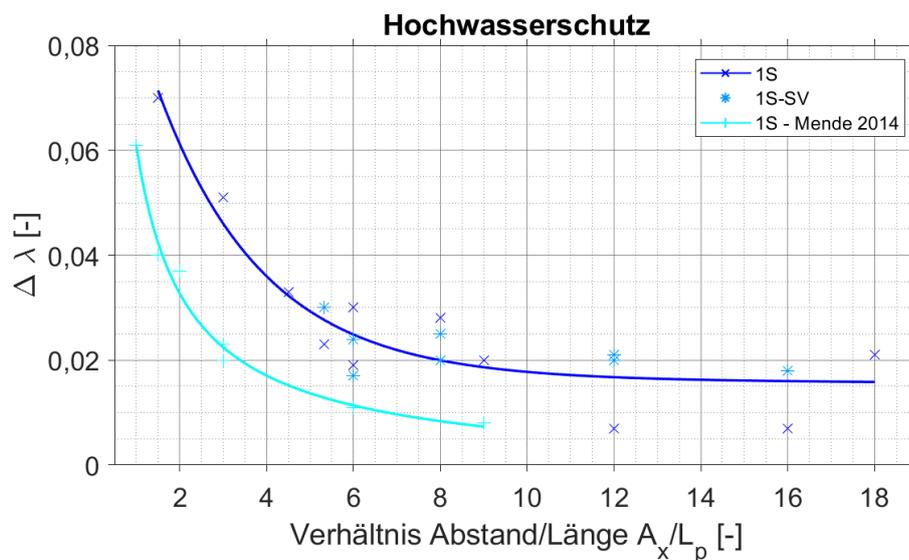


Abbildung 5-46: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von einseitigen Lenkbuhnen auf die Wasserpiegellage für  $H=0,1$  im Vergleich zu Mende (2014) für einen Inklinationswinkel von  $60^\circ$

Quantitativ bewegen sich die Abweichungen zwischen den Ergebnissen von Mende (2014) und den in dieser Arbeit erhobenen Versuchsdaten mit  $\Delta\lambda \approx 0,01$  in etwa im Bereich der Messgenauigkeit des Versuchsstands von  $\lambda = 0,014$ . Die Passgenauigkeit der beiden Untersuchungen ist für flache Lenkbuhnen mit  $H=0,1$  folglich als sehr gut zu bewerten.

Die Einbeziehung der relativen Buhnenhöhe als weiteren Eingangsparameter ermöglicht einen zusätzlichen Vergleich mit den Daten von Möws & Koll (2019) (siehe Abbildung 5-47). Da in den Untersuchungen von Möws & Koll (2019) (siehe Kapitel 3.6.3) nur die Gesamtrauheiten des untersuchten Versuchsaufbaus angegeben sind, wurde die Rauheit der Rinne ohne Lenkbuhnen mithilfe der angegebenen Normalabflusstiefe aus der umgeformten Darcy-Weisbach-Gleichung zurückgerechnet.

$$\lambda_{NA} = \frac{8 * g * I_S}{Q^2} * \frac{(b_{So} * h_{NA})^3}{b_{So} + 2 * h_{NA}} \quad (5-8)$$

mit:

$\lambda_{NA}$	Widerstandsbeiwert bei Normalabfluss [-]
$g$	Erdbeschleunigung [ $m/s^2$ ]
$I_S$	Sohlneigung des Versuchsstands [-]
$Q$	Abfluss [ $m^3/s$ ]
$b_{So}$	Sohlbreite der Versuchsrinne [m]
$h_{NA}$	Wassertiefe bei Normalabfluss [m]

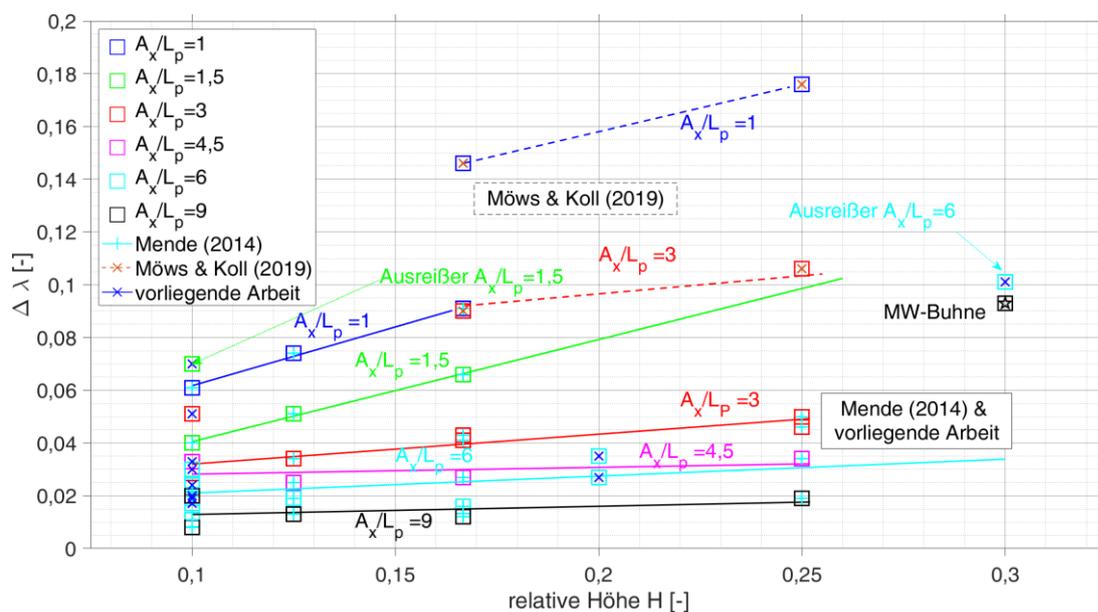


Abbildung 5-47: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von einseitigen Lenkbuhnen unterschiedlicher relativer Höhen auf die Wasserspiegellage für einen Inklinationswinkel von  $60^\circ$

Es zeigt sich ein linearer Zusammenhang zwischen der relativen Höhe der Lenkbuhne und der zusätzlichen Rauheit durch ihren Einbau im Gerinne auf. Die Daten der vorliegenden Untersuchung stimmen dabei sehr gut mit den Daten Mendes (2014) überein. Jedoch fallen zwei Ausreißer auf: Für  $H = 0,1$  und  $A_x/L_p = 1,5$  ist die ermittelte Rauheit aus dieser Arbeit deutlich höher als bei Mende (2014), wie sich auch in Abbildung 5-47 bereits beobachten lässt. Dies ist möglicherweise auf Messfehler zurückführbar. Außerdem weicht für  $H = 0,3$  und  $A_x/L_p = 6$  die gemessene zusätzliche Rauheit durch die Buhneneinbauten mit  $0,10$  deutlich vom ermittelten linearen Zusammenhang zwischen  $H = 0,1$  bis  $H = 0,25$  ab. Anhand des bis dahin linearen Zusammenhang wäre eine Rauheit von etwa  $0,03$  zu erwarten gewesen. Da die Mittelwasserbuhne eine vergleichbare Rauheitswirkung bei gleicher Buhnenhöhe wie die Lenkbuhne hat, scheint es sich in dem Fall nicht um einen Ausreißer in den Messwerten zu handeln. Es wäre möglich, dass sich infolge der größeren Buhnenhöhe der Strömungscharakter ändert und vom beobachteten zweidimensionalen Charakter der Strömung um stark überströmte Lenkbuhnen abweicht und sich zunehmende eine dreidimensionale Charakteristik entwickelt. Dieser Gedankengang wird dadurch unterstützt, dass ab einer relativen Höhe von  $H = 0,3$  auch die uferschützende Wirkung der Lenkbuhnen rapide ansteigt. Das lässt auf eine mögliche Änderung der Strömungsverhältnisse zurückschließen. Diese Hypothese müsste durch zusätzliche Untersuchungen belegt werden.

Es wurde analog zu den Erkenntnissen von Möws & Koll (2019) ein weiterer Vergleich der drei Versuchssets anhand der Rauheitsdichte  $c_k$  nach Dittrich (1998) (siehe Gleichung 3-9) durchgeführt (siehe Abbildung 5-48). Es zeigt sich, dass die von Möws & Koll (2019) angegebenen Rauheiten deutlich höher als die in dieser Arbeit und bei Mende (2014) berechneten Rauheiten durch die Lenkbuhnen sind. Auch der von Möws & Koll (2019) beobachtete Kippunkt der hydraulischen Wirkung von überströmten Buhnen zwischen Form- und Flächenrauheit bei ca.  $c_k = 0,18$  lässt sich weder in den Daten von Mende (2014) noch bei Einbeziehung der vorliegenden Laborversuche bestätigen. Dort zeigt sich ein kleines Maximum der Rauheitswerte bei Belegdichten kleiner  $0,1$ . Dieses ist jedoch nur schwach ausgeprägt für die relativen Höhen  $0,1$  und  $0,25$  zu beobachten. Das Minimum liegt im Bereich  $c_k$  von  $0,1$  bis  $0,2$  und damit in dem Bereich in dem laut Möws & Koll (2019) die Rauheit maximal

sein sollte. Mit zunehmender Rauheitsdichte steigt die Rauheit im kombinierten Set von Mende (2014) und der vorliegenden Arbeit etwa linear an.

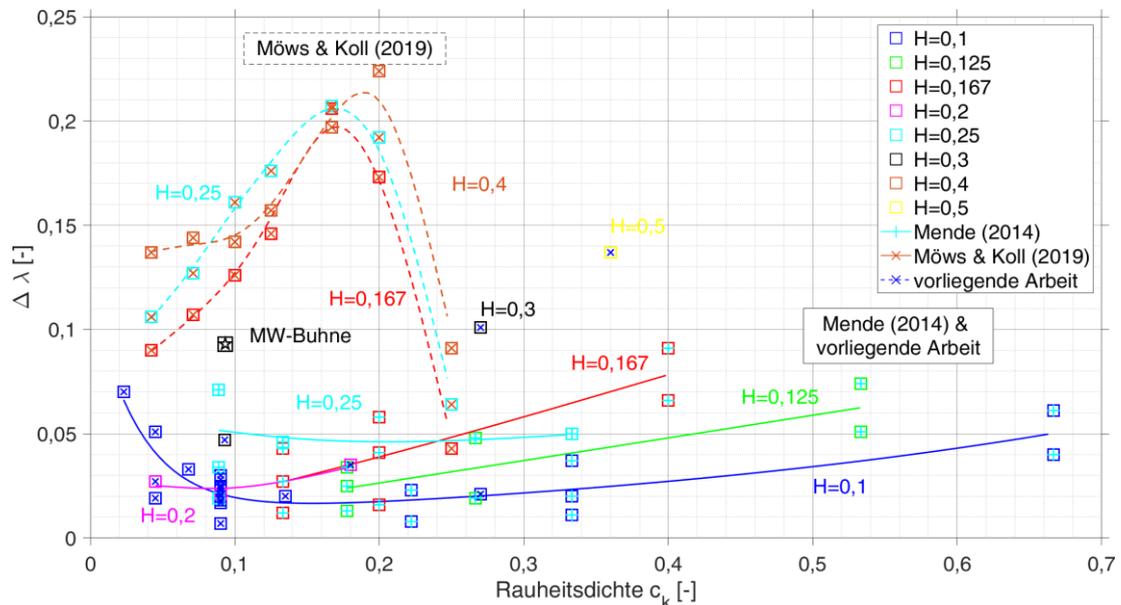


Abbildung 5-48: Einfluss der Rauheitsdichte  $c_k$  von Lenkbuhnen unterschiedlicher relativer Höhe auf die Wasserspiegellage

Überraschenderweise zeigen hingegen die Versuchsdaten aus der vorliegenden Untersuchung für  $H = 0,3$  eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen von Möws & Koll (2019) auf. Auch die Mittelwasserbuhne mit  $H = 0,3$  zeigt eine gute Übereinstimmung mit Möws & Koll (2019) auf. Dennoch zeigt die große Bandbreite von beobachteten Rauheiten bei konstanter Rauheitsdichte z.B. für  $c_k = 0,089$  von  $\Delta\lambda = 0,034$  bis  $0,071$  bei  $H = 0,25$  oder  $c_k = 0,045$  von  $\Delta\lambda = 0,019$  bis  $0,051$  für  $H = 0,1$  eine große Bandbreite der zugeordneten Rauheiten bei konstanter Belegdichte auf. Bei der Berechnung der Rauheitsdichte kürzt sich die projizierte Buhnenlänge aus der Berechnung heraus. Jedoch konnte in der vorliegenden Parameterstudie gezeigt werden, dass die Länge der Buhnen einen, wenn auch moderaten Einfluss, auf die Wasserspiegellage hat. Möws & Koll (2019) verwendeten in ihren Untersuchungen Lenkbuhnen konstanter Länge, so dass dieser Parameter sich in ihren Untersuchungen nicht widerspiegelt.

Zudem variieren die Fr-Zahlen in den Versuchen von Möws & Koll (2019) in Abhängigkeit der relativen Höhe. Die Versuche wurden mit den gleichen Einbauten bei unterschiedlichen Wassertiefen und Durchflüssen durchgeführt. Mende (2014) führte seine Versuche auf ähnliche Weise durch. Dort waren die Unterschiede in den Froude-Zahlen aber deutlich niedriger. In der vorliegenden Arbeit wurden dahingegen die unterschiedlichen relativen Höhen bei gleicher Froude-Zahl untersucht. Möws & Koll (2019) wiesen zusätzlich im Vergleich zudem die größten Froude-Zahlen auf. Aus diesem Vergleich lässt sich daher schlussfolgern, dass die hydraulischen Randbedingungen die Auswirkungen von Lenkbuhnen auf die Wasserspiegellage beeinflussen.

### 5.5.1.1 Entwicklung einer Schätzformel

Die obigen Vergleiche zeigen, dass die bisherigen Ansätze aus der Literatur zu den Zusammenhängen des Wasserspiegellanstiegs mit den Bemessungsparametern von Lenkbuhnen nicht ausreichen, um eine Abschätzung zu ermöglichen. Auch die Abflussbedingungen müssen in die Analyse einbezogen werden.

Zur Ableitung der Schätzformel wurde neben den im Rahmen der vorliegenden Arbeit gewonnenen Datensätzen auf Ergebnisse von Azinfar (2010), Brauer (2013), Mende (2014) und Möws & Koll (2019) zurückgegriffen. Da die originalen Daten - mit Ausnahme der Ergebnisprotokolle von Brauer (2013) - nicht zur Verfügung standen, wurden die Daten aus den veröffentlichten Diagrammen digitalisiert und die Wassertiefe anhand der Angaben zu den Versuchsrandbedingungen zurückgerechnet. Die Daten von Brauer (2013) basieren im Gegensatz zu den anderen Datensätzen aus Versuchen mit fester Sohle auf Daten mit beweglicher Sohle und auch die Bühnen waren nicht mit rechteckigem Querschnitt, sondern einem Querschnitt aus einem gleichseitigen Dreieck ausgebildet.

Der Vergleich der Datensätze (siehe Tabelle 5-8) zeigt auf, dass die in dieser Analyse verwendeten Randbedingungen und Bühnenkennwerte einen sehr breiten Bereich abdecken und sich gut ergänzen. Die Sohlneigung betrug 0,4 ‰ bis 3,0 ‰. Die Randbedingungen der Versuchssets aus der vorliegenden Arbeit lagen dabei im unteren bis mittleren Bereich dieses Wertespektrums. Die Versuchssets von Mende (2014) und Möws & Koll (2019) liegen hingegen am oberen Ende der Sohlneigungen, während die Datensätze von Azinfar (2010) und Brauer (2013) im Mittelfeld lagen. Die untersuchten Froude-Zahlen deckten mit 0,09 bis 0,64 einen weiten Bereich ab. Die Daten aus der vorliegenden Arbeit und von Brauer (2013) decken hier den unteren bis mittleren Bereich von 0,09 bis 0,30 ab. Die Versuche von Azinfar (2010), Mende (2014) und Möws & Koll (2019) hingegen fanden alle in einem engen Bereich von 0,50 bis 0,64 statt.

Hinsichtlich der relativen Bühnenhöhe wurden die flachsten Bühnen von der vorliegenden Arbeit und Mende (2014) betrachtet. Azinfar (2010) und Brauer (2013) betrachteten die höchsten Bühnen mit  $H$  bis zu 0,83 bzw. 0,74. Der Wertebereich für  $H$  betrug insgesamt 0,10 bis 0,83.

Der verbaute Querschnittsanteil umfasst 2 % bis 47 % des Fließquerschnitts. Er war für die Versuche von Azinfar (2010), Mende (2014) und Möws & Koll (2019) im unteren Bereich der angegebenen Spannweite angesiedelt. Die Versuche aus der vorliegenden Arbeit und von Brauer (2013) erstreckten sich über den Großteil des Wertespektrums.

Das Abstands-Längen-Verhältnis beinhaltet Werte von 0,6 bis 18,0, also sowohl sehr kleine als auch große Abstände zwischen den Bühnen. Die Versuche von Mende (2014) konzentrierten sich dabei auf einen sehr kleinen Wertebereich von 0,6 bis 1,8. Die anderen Untersuchungen umfassten größtenteils kleine bis mittlere Abstands- zu Längenverhältnissen. Nur die Datensätze aus der vorliegenden Arbeit und die Ergebnisse von Azinfar (2010), umfassen den Großteil des angegebenen Wertespektrums.

Die Datensätze umfassen Versuche mit zwei bis 16 Bühnen. Die Daten aus der vorliegenden Arbeit sowie die Daten von Mende (2014) und Möws & Koll (2019) wurden mit einer sehr unterschiedlichen Anzahl von Bühnen durchgeführt. Azinfar (2010) und Brauer (2013) untersuchten hingegen nur maximal zwei bzw. bis zu vier seriell angeordnete Bühnen.

Sowohl Mende (2014) als auch die vorliegende Arbeit variierten den Inklinationswinkel der Bühnen. Möws & Koll (2019) beschränkten sich auf Bühnen mit einem Inklinationswinkel von 60°. Azinfar (2010) und Brauer (2013) untersuchten nur rechtwinklig angeordnete Bühnen.

Während die anderen Arbeiten eine konstante Bühnenfeldlänge mit einer variablen Anzahl Bühnen überprüften, untersuchten Azinfar (2010) und die Versuche des Subsets GF1 von Möws & Koll (2019) eine feste Anzahl von Bühnen mit variablem Abstand und damit auch variabler Bühnenfeldstrecke.

In den Versuchen von Möws & Koll (2019) hat sich gezeigt, dass ab einer Unterschreitung des Längen-/Breitenverhältnisses des Bühnenfelds  $A_x/L_p$  von 0,5 der Übergang von Flächen- zur Einzelrauheit der überströmten Bühnen stattfindet. Alle kleineren Werte für  $A_x/L_p$  in denen die hydraulische Wirkung der Einbauten als Flächenrauheit ausgeprägt ist, wurden daher in dieser Analyse nicht

beachtet. Von den Versuchen von Möws & Koll (2019) wurden nur die Versuchssets GF1 und GF2 für Bühnen aus Kies in die Auswertung einbezogen. Der Versuch GF3 mit morphologischem Setup wurde nicht in diese Auswertung einbezogen. Die statistische Auswertung erfolgte mittels eines selbstentwickelten MATLAB-Tools, das auf Methoden der Statistics and Machine Learning Toolbox aufbaut.

Tabelle 5-8: Vergleich der Randbedingungen und Kennwerte der Bühnen in Versuchen zur Analyse der rückstauenden Wirkung von überströmten Bühnen

Versuchsset	I <sub>Sohle</sub>	Fr		H		A <sub>Bühne</sub> /A <sub>ges</sub>		A <sub>x</sub> /L <sub>p</sub>		n <sub>Bühnen</sub>		α	
		min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
	[‰]	[-]		[-]		[-]		[-]		[-]		[°]	
HV-1S	1,4	0,13	0,30	0,10	0,40	0,03	0,30	1,5	18,0	2	13	15	90
HV-2S	1,4	0,13	0,30	0,10	0,40	0,03	0,30	1,5	18,0	2	13	15	90
HV-1,5S	1,4	0,13	0,30	0,10	0,40	0,03	0,30	1,5	18,0	2	13	15	90
SV	0,9	0,27	0,27	0,10	0,10	0,03	0,08	5,3	12,0	2	4	30	75
KV	0,4	0,09	0,13	0,10	0,49	0,07	0,34	5,0	5,0	3	3		60
Mende (2014)	2,7	0,50	0,56	0,10	0,25	0,02	0,15	0,6	1,8	4	11	30	90
Möws & Koll (2019)	3,0	0,55	0,64	0,17	0,50	0,06	0,17	0,8	4,2	4	16		60
Azinfar (2010)	1,0	0,55	0,56	0,50	0,83	0,13	0,21	1,0	15,0	2	2		90
Brauer (2013)	1,3	0,14	0,30	0,18	0,74	0,03	0,47	1,7	6,8	2	4		90
gesamt	0,4 -3,0	0,09	0,64	0,10	0,83	0,02	0,47	0,6	18,0	2	16	15	90

Es wurde die Eignung von sieben verschiedenen vorhandenen Ansätzen zur Berechnung der Erhöhung der Wassertiefe durch verschiedene Arten Einbauten und Querschnittseinengungen auf ihre Eignung, den Wasserspiegelanstieg infolge des Einbaus von überströmten Bühnen zu berechnen, untersucht. Dabei wurde auf Verfahren, die in der Praxis Anwendung finden, als auch wissenschaftliche Ansätze zurückgegriffen.

Im Folgenden werden die im Vergleich angewendeten Ansätze und Berechnungsalgorithmen erläutert. Sie wurden für den Vergleich jeweils rekursiv von unterstrom beginnend entsprechend der Anzahl der im zugrundeliegenden Versuch eingebauten Bühnen wiederholt. Der Verbauungsgrad des Fließquerschnitts wurde entsprechend der projizierten Querschnittsfläche der Bühnen festgesetzt.

Als erster Ansatz wurde das Kontinuitätsgesetz (Chow, 1959) untersucht:

$$Q = v * A \tag{5-9}$$

mit:

v<sub>m</sub> mittlere Fließgeschwindigkeit im Querschnitt [m/s]

A durchströmter Fließquerschnitt [m<sup>2</sup>]

Hierbei wurde davon ausgegangen, dass sich die Wassertiefe analog zum durch die Bühne blockierten Fließquerschnitt erhöht, d.h. die mittlere Fließgeschwindigkeit konstant bleibt.

Es zeigte sich, dass das Kontinuitätsgesetz je nach gewählten Randbedingungen den Wasserspiegelanstieg abwechselnd über- und unterschätzt (siehe Abbildung 5-49 links). Für die Versuchsergebnisse von Azinfar (2010), Mende (2014) und das Subset GF1 von Möws & Koll (2019) lässt sich noch ein zufriedenstellender Zusammenhang erahnen. Für die Messwerte aus der vorliegenden Arbeit sowie die Daten von Brauer (2013) überschätzen die berechneten Werte deutlich den Wasserspiegelanstieg infolge der überströmten Bühnen. Für das Versuchsset GF2 von Möws & Koll (2019) mit variabler Bühnenfeldlänge bei gleichbleibender Bühnenanzahl unterschätzt das Kontinuitätsgesetz den Einfluss der Bühnen hingegen deutlich. Dies zeigt auf, dass das Kontinuitätsgesetz sich nicht, wie oft in der Praxis angesetzt, für eine erste Abschätzung des Wasserspiegelanstiegs durch überströmte

Buhnen eignet. Der Korrelationskoeffizient beträgt nur 0,41 und die mittlere Standardabweichung beläuft sich auf 9,9 %.

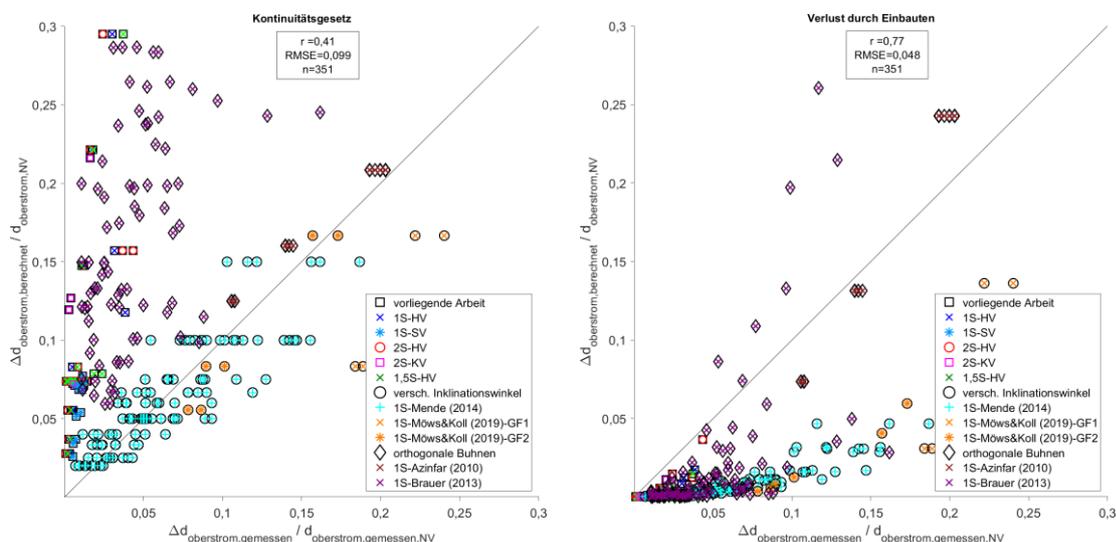


Abbildung 5-49: Regressionsanalyse zwischen den Messwerten und dem Kontinuitätsgesetz (links) und dem Ansatz für Verluste durch Einbauten aus der Rohrhydraulik für die Wasserspiegellage

Analog zum Kontinuitätsgesetz wurde auch die Energieverlusthöhe  $h_v$  durch Einbauten berechnet (Chow, 1959; Jirka & Lang, 2009). Der Verlustbeiwert durch die zusätzlichen von der Buhne hervorgerufenen turbulente Fließwiderstände wurde nach Zanke (2013) gemäß dem Ansatz von Verlusten durch Einbauten und Nischen aus der Rohrhydraulik wie folgt berechnet:

$$\xi = \frac{c}{\left(\frac{A_{\text{Fließquerschnitt}}}{A_{\text{Störkörper}}} - 1\right)^2} \tag{5-10}$$

mit:

- $A_{\text{Fließquerschnitt}}$  unbeeinflusster Fließquerschnitt unterstrom der Buhne [m<sup>2</sup>]
- $A_{\text{Störkörper}}$  projizierte Querschnittsfläche der Buhne [m<sup>2</sup>]
- $c$  Korrekturbeiwert, nach Zanke (2013) zu 1,2 gewählt [-]

Dieser Ansatz unterschätzt die Auswirkungen der Buhnen auf die Wasserspiegellage massiv (siehe Abbildung 5-49 rechts). Mit Ausnahme der Versuche von Azinfar (2010), die für mittlere Wasserspiegelerhöhungen von etwa 15 % bis 25 % eine zufriedenstellende Übereinstimmung aufzeigen. Einzelne Versuche von Brauer (2013) werden hingegen unterschätzt. Fraglich ist, ob die auf Fließgewässer übertragene geforderte Randbedingung der Ursprungsformel  $b_{\text{Störkörper}} \ll b_{\text{so}}$  in diesem Anwendungsbeispiel eingehalten wird und daher die Unterschätzung der Wasserspiegellagen auftritt. Wahrscheinlich ergibt sich deshalb nur ein Korrelationskoeffizient von 0,77 aus dem Vergleich der Messdaten mit den berechneten Änderungen der oberstromigen Wasserspiegellagen. Die mittlere Standardabweichung beträgt 4,8 %.

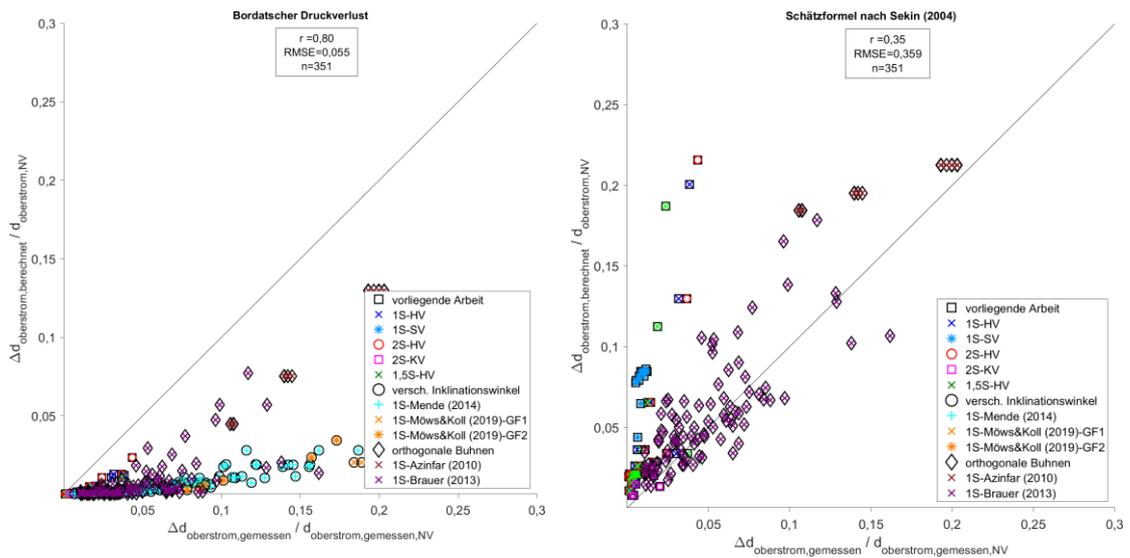


Abbildung 5-50: Regressionsanalyse zwischen den Messwerten und dem Bordatschen Stoßverlust (links) und der Schätzformel nach Sekin (2004) (rechts) für die Wasserspiegellage

Der Bordatsche Druckstoß bzw. der lokale Verlust infolge eines Querschnittsübergangs aus der Rohrhydraulik wird in Abbildung 5-50 (rechts) mit den Versuchsdaten verglichen (Jirka & Lang, 2009; Zanke, 2013, modifiziert). Der Verlustbeiwert zur Berechnung der Verlusthöhe wird wie folgt berechnet:

$$\xi = \left( \frac{A_E}{A_{\text{Fließquerschnitt}}} - 1 \right)^2 \quad (5-11)$$

mit:

$\xi$  Verlustbeiwert [-]

$A_E$  Fließquerschnitt in der hypothetischen Engstelle durch die projizierte Bühnenfläche [m<sup>2</sup>]

$A_{\text{Fließquerschnitt}}$  unbeeinflusster Fließquerschnitt unterstrom der Bühne [m<sup>2</sup>]

Der angegebene Verlustbeiwert wurde zur Berechnung der Verlusthöhe mit der Darcy-Weisbach-Gleichung genutzt. Die Ergebnisse der Regressionsanalyse für den Bordatschen Druckverlust zeigen ein ähnliches Bild wie für die Verluste durch Einbauten. Jedoch werden hier die Wasserspiegellagen in allen Datensätzen deutlich unterschätzt. Die Daten von Azinfar (2010) und Brauer (2013) zeigen noch die beste Übereinstimmung mit dem Ansatz. Jedoch unterschreiten auch hier die berechneten Änderungen der Wasserspiegellage die Messwerte in einer Größenordnung von etwa 40-60 %. Dennoch beträgt der Korrelationskoeffizient 0,80 bei einer mittleren Standardabweichung von 5,5 %.

Seckin (2004, modifiziert) entwickelte eine Schätzformel für den Rückstau-Effekt von Brückendurchlässen in Fließgewässern in Abhängigkeit der Froude-Zahl und des verbauten Querschnitts. Diese wurde wie folgt auf die vorliegende Fragestellung übertragen:

$$\frac{d_{\text{oberstrom Buhne}}}{d_{\text{unterstrom Buhne}}} = 1 + 0,25 * \left( \frac{Fr_{\text{unterstrom Buhne}}}{1 - \frac{A_{\text{Buhne}}}{A}} \right)^{1,98} \quad (5-12)$$

mit:

- $d_{\text{oberstrom}}$  Wassertiefe oberstrom der Buhne [m]
- $d_{\text{unterstrom}}$  Wassertiefe unterstrom der Buhne [m]
- $Fr_{\text{unterstrom Buhne}}$  Froude-Zahl unterstrom der Buhne [-]
- $A_{\text{Buhne}}$  projizierter Querschnitt der Buhne [m<sup>2</sup>]
- $A$  gesamter durchströmter Fließquerschnitt [m<sup>2</sup>]

Die Schätzformel nach Seckin (2004) überschätzt den Einfluss der Lenkbuhnen auf die Wasserspiegellage für die Mehrheit der in diesem Vergleich benutzten Datensätze massiv. Für die Versuche von Mende (2014), die in Abbildung 5-50 (rechts) ebenso wie die Datensätze von Möws & Koll (2019) aus Übersichtlichkeitsgründen überwiegend nicht mehr dargestellt werden konnten, beträgt die Differenz zwischen berechneter und gemessener Wasserspiegellage z.B. bis zu 76 % der ursprünglichen Wassertiefe. Die Ergebnisse für die Datensätze von Brauer (2013) stimmen jedoch als einzige gut mit den Messwerten überein. Insgesamt zeigt sich nur eine geringe Korrelation von 0,35 zwischen den berechneten Wasserspiegellagen und den dazugehörigen Messwerten bei einer mittleren Standardabweichung von 35,9 %.

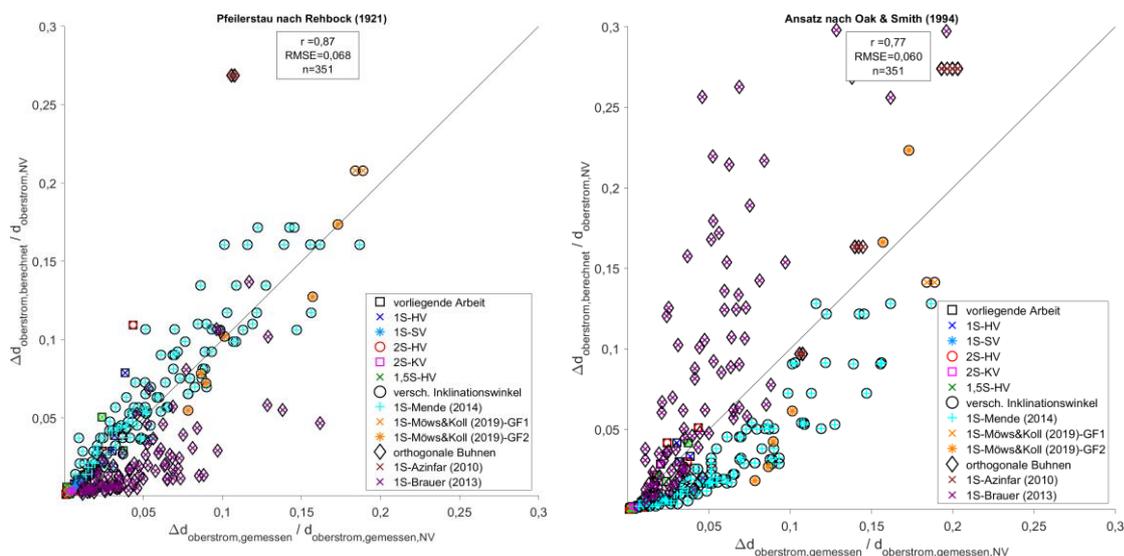


Abbildung 5-51: Regressionsanalyse zwischen den Messwerten und dem Pfeilerstau nach Rehbock (1921) (links) und dem Ansatz nach Oak & Smith (1994) für die Wasserspiegellage

Der Pfeilerstau nach Rehbock (1921, zitiert in Zanke, 2013, modifiziert) wurde zur Berechnung der aufstauenden Wirkung eines einzelnen Brückenpfeilers entworfen.

$$\frac{\Delta h}{h_2} = c(\alpha_{\text{Rehbock}}, \delta) Fr_2 (1 + Fr_{\text{unterstrom Buhne}}^2) \quad (5-13)$$

$$c(\alpha_{Rehbock}, \delta) = \frac{1}{10} [\delta - \alpha_{Rehbock}(\delta - 1)] * [2\alpha + 5\alpha^2 + 45\alpha^4] \quad (5-14)$$

$$\alpha_{Rehbock} = 1 - \frac{A_E}{A_{Fließquerschnitt}} \quad (5-15)$$

mit:

$Fr_{\text{unterstrom Buhne}}$	Froude-Zahl im unverbauten Gerinne (unterwasserseitig) [-]
$\alpha_{Rehbock}$	Grad der Verbauung nach Rehbock [-]
$\delta$	Pfeilerformbeiwert (3,9 für rechteckige Pfeiler ohne Kantenausrundung, 2,1 für halbkreisförmig ausgerundete Pfeilerenden) [-]
$A_E$	verbleibender Fließquerschnitt in der Engstelle [m <sup>2</sup> ]
$A_{\text{Fließquerschnitt}}$	unbeeinflusster Fließquerschnitt unterstrom der Buhne [m <sup>2</sup> ]

Es zeigt sich eine sehr gute Korrelation von 0,87 zwischen den berechneten Wasserspiegellagen und den dazugehörigen Messwerten. Die Übereinstimmung ist vor allem für die in der vorliegenden Arbeit erhobenen Daten und die Daten von Mende (2014) und die beiden Versuchssets von Möws & Koll (2019) sehr groß. Die Messwerte von Brauer (2013) werden dagegen etwas zu gering berechnet und die Daten von Azinfar (2010) durch diesen Berechnungsansatz deutlich überschätzt. Im Gegensatz zu allen anderen Ansätzen lässt sich durch den Pfeilerformbeiwert die Kopfform der Buhne berücksichtigen und dadurch vor allem die Genauigkeit der Berechnung der Wassertiefe für die vorliegende Arbeit steigern, die als einzige runde Bühnenköpfe untersucht.

Der Ansatz von Oak & Smith (1994) zur Berechnung des Wasserspiegelanstiegs infolge einer einzelnen überströmten Buhne wurde bereits in Kapitel 3.2.2 vorgestellt. Es ergibt sich ein Korrelationskoeffizient von 0,77 bei einer mittleren Standardabweichung von 6 %. Für die geringe Genauigkeit sind vor allem große Abweichungen der Datensets von Azinfar (2010) und Brauer (2013) verantwortlich. Deren berechnete Änderungen der Wassertiefe überschreiten die Messwerte um bis zu 40 % (Azinfar, 2010) bzw. etwa 200 % (Brauer, 2013). Ohne diese Datensets würde sich der Korrelationskoeffizient auf 0,88 erhöhen und die mittlere Standardabweichung auf 2,3 % der Wassertiefe verringern.

Die beiden vielversprechendsten Ansätze, der Pfeilerstau nach Rehbock (1921) und der Ansatz nach Oak & Smith (1994) berücksichtigen neben den Bemessungsparametern der Bühnen sowohl die Froude-Zahl als auch den Grad der Verbauung.

Unter Einbeziehung der Erkenntnisse aus der Parameterstudie (siehe Kapitel 5.2) wurden zur Entwicklung der Schätzformel für überströmte, seriell eingebaute Bühnen ebenso die Anzahl der Bühnen, der Inklinationwinkel als auch das Abstands- zu Längenverhältnis herangezogen. Es wurden verschiedene Kombinationen von expliziten und rekursiven Berechnungsansätzen der ausgewählten Variablen durchgeführt. Ein explizites nichtlineares Regressionsmodell nach dem Potenzgesetz erwies sich hierbei einer Potenzreihe gegenüber als deutlich präziser. Dabei bestätigte sich die bessere Eignung des Grades der Verbauung gegenüber der Bühnenhöhe zur Ableitung der Formel.

Für Lenkbühnen mit einem Inklinationwinkel von 60°, wie in Kapitel 5.3.9 empfohlen, gilt daher.

$$\frac{\Delta d}{d_{NV}} = 1,29 * Fr^{1,87} * \left(\frac{A_X}{L_P}\right)^{-0,14} * n^{0,44} * A_r^{0,85} \quad (5-16)$$

mit:

$\Delta d$	Differenz der Wassertiefe zum Nullversuch [m]
$d_{NV}$	Wassertiefe im Nullversuch [m]
Fr	Froude-Zahl vor Einbau der Buhnen [-]
$A_x$	relativer Abstand zwischen zwei Buhnen [-]
$L_p$	relative projizierte Länge der Buhne [-]
n	Anzahl der Buhnen [-]
$A_r$	relative verbaute Querschnittsfläche, bezogen auf den Fließquerschnitt [-]

Der Gültigkeitsbereich der Formel entspricht:

- $0,09 \leq Fr \leq 0,64$
- $0,10 \leq H \leq 0,50$
- $0,02 \leq A_r \leq 0,34$
- $0,60 \leq A_x/L_p \leq 16$
- $2 \leq n_{Buhnen} \leq 18$
- $\alpha = 60^\circ$

Die in diesem Wertebereich validen Versuchssets aus dieser Arbeit, von Mende (2014) und von Möws & Koll (2019) zeigen eine sehr gute Korrelation von 0,98. Die Standardabweichung beträgt hier 0,7 % der Wassertiefe im Nullversuch (siehe Abbildung 5-52). Nur für die wechselseitige Lenkbuhne mit  $H=0,4$  aus den HV-Versuchen wird der WSP-Anstieg um etwa den Faktor 3 unterschätzt.

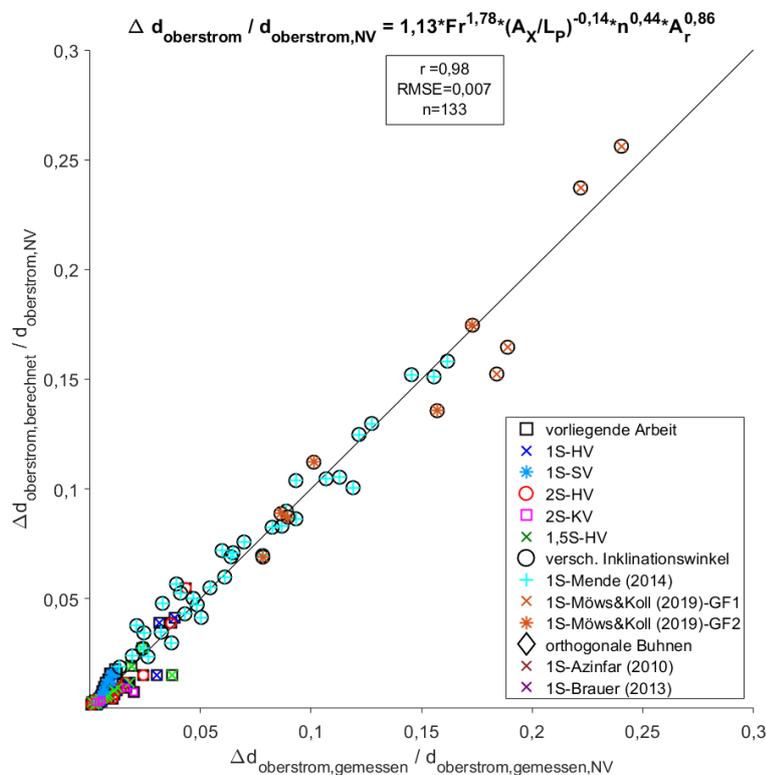


Abbildung 5-52: Regressionsanalyse der Schätzformel für den Wasserspiegelanstieg für inklinante überströmte Buhnen mit  $\alpha = 60^\circ$

Die Einbeziehung des Inklinationwinkels  $\alpha$  ermöglicht den Vergleich mit den in den Versuchen von Azinfa (2010) und Brauer (2013) verwendeten orthogonalen Bühnen trotz deren von inklinant geeigneten Bühnen leicht abweichendem hydraulischen Verhaltens. Es wurden nur Bühnen mit einem Inklinationwinkel von  $30^\circ$  bis  $90^\circ$  berücksichtigt (siehe Kapitel 5.2.3). Zudem lassen sich weitere Versuche aus dieser Arbeit und von Mende (2014) in den Vergleich einbeziehen. Er ist in Abbildung 5-53 dargestellt. Dafür wurde die Formel (5-16) um den Inklinationwinkel  $\alpha$  erweitert und die einzelnen Faktoren und Exponenten neu berechnet:

$$\frac{\Delta d}{d_{NV}} = 0,41 * Fr^{1,63} * \left(\frac{A_x}{L_p}\right)^{0,04} * n^{0,35} * A_r^{1,04} * \alpha^{0,33} \quad (5-17)$$

Der Gültigkeitsbereich der Formel entspricht:

- $0,09 \leq Fr \leq 0,64$
- $0,10 \leq H \leq 0,83$
- $0,02 \leq A_r \leq 0,47$
- $0,6 \leq A_x/L_p \leq 18$
- $2 \leq n_{Bühnen} \leq 16$
- $\alpha = 30^\circ - 90^\circ$

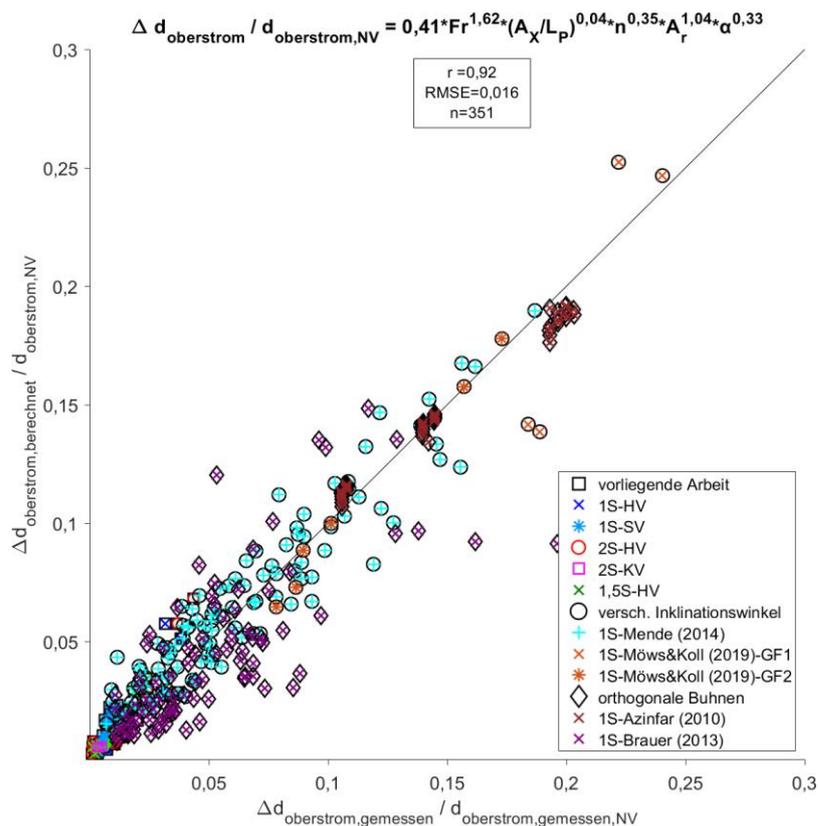


Abbildung 5-53: Regressionsanalyse der Schätzformel für den Wasserspiegelanstieg für inklinante und orthogonale überströmte Bühnen

Es zeigt sich weiterhin eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den berechneten und gemessenen Erhöhungen der Wassertiefe mit  $r = 0,92$ . Dennoch fällt sie niedriger aus als bei isolierter Betrachtung der inklinant geeigneten Bühnen-Varianten. Vor allem die mittlere Standardabweichung erhöht sich

stark auf 1,6 %, Dennoch zeigt der Vergleich zwischen den Daten aus fünf verschiedenen untersuchten Versuchseinrichtungen und zehn Versuchssets unterschiedlicher Autoren deutlich auf, dass für den Wasserspiegelanstieg von überströmten Buhnen die entscheidenden Parameter eindeutig identifiziert wurden.

Die Versuchsergebnisse von Brauer (2013) weichen am stärksten von allen untersuchten Datensätzen von den Messdaten ab. Zwei der Datenpunkte weichen hier um bis zu 50 % von den Messwerten ab. Der Grund hierfür ist möglicherweise in den Versuchsbedingungen zu finden. Brauer (2013) dokumentierte starke Schwankungen der Messergebnisse zwischen den einzelnen Versuchsdurchläufen sowohl hinsichtlich der Wasserspiegellage als auch in Hinblick auf die Abweichungen in den Abflussbedingungen zwischen eingestelltem Durchfluss und gemessenem Durchfluss. Zudem wurde in diesen Versuchen auch Buhnen untersucht, die geometrisch wesentlich von den anderen Datensätzen abweichen. Zusätzlich handelt es sich um Untersuchungen mit beweglicher Sohle, während den anderen Datensätzen Versuchsreihen mit fester Sohle zugrunde liegen.

Die Anordnung der Buhnen hat mit Ausnahme der Varianten mit  $H > 0,2$  nur einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Genauigkeit der vorgestellten Schätzformel. Im Rahmen der in dieser Untersuchung betrachteten Bemessungsparameter bis zu einem blockierten Querschnitt von 0,47 ist die Übereinstimmung sehr gut. Ohne weitere Versuche sollte jedoch von einer unkontrollierten Übernahme der Formel für größere Verbau-Verhältnisse beid- und wechselseitiger Lenkbuhnen abgesehen werden, da sich die Strömungsmuster zwischen den drei Anordnungsvarianten einseitig, beidseitig und wechselseitig deutlich unterscheiden. Zudem ist der Gültigkeitsbereich der Formel zu beachten.

### 5.5.2 Uferschützende Wirkung

Während in der vorliegenden Arbeit die uferschützende Wirkung mithilfe der über die gesamte Rinne Länge gemittelten Fließgeschwindigkeit evaluiert wird, verwendete Mende (2014) (siehe Kapitel 3.6.3), den stationären Bereich der ufernahen Fließgeschwindigkeit in Längsrichtung als Grundlage für die Berechnung der uferschützenden Wirkung. Diese wurde dann angesetzt, wenn sich die Fließgeschwindigkeit innerhalb der Buhnenstrecke nur noch minimal ändert. Dieses Kriterium ist für einen externen Vergleich schwer nachzubilden. In der Arbeit von Mende (2014) ist jedoch ein Beispiel für eine Lenkbuhne mit  $H = 0,1$  aufgeführt. (siehe Abbildung 5-54)

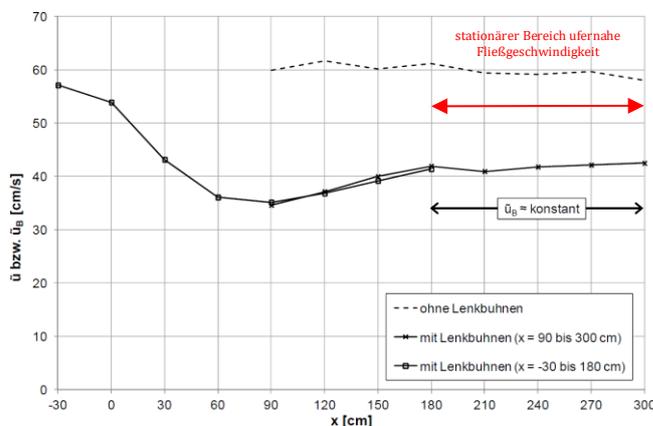


Abbildung 5-54: Entwicklung der tiefengemittelten Fließgeschwindigkeit in Fließrichtung mit Lenkbuhnen  $\bar{u}_B$  und ohne Lenkbuhnen  $\bar{u}$  in den Untersuchungen von Mende (2014) (Beispiel:  $\alpha = 60^\circ$ ,  $A_x = L_p = 3/5$ ,  $H = 1/10$ ;  $y = 3$  cm) in Anlehnung an Mende (2014)

Im vorliegenden Beispiel aus den Untersuchungen von Mende (2014) wurden nur die Fließgeschwindigkeiten im Bereich  $x = 180 \text{ cm}$  bis  $240 \text{ cm}$  bzw.  $3,75$  bis  $4,95 \cdot b_{s0}$  nach der ersten Buhne für die Ermittlung der uferschützenden Wirkung gemittelt. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit gesammelten Versuchsdaten wurden daher dementsprechend neu ausgewertet und dann mit den Ergebnissen von Mende (2014) verglichen (siehe Abbildung 5-55). Angesichts der unterschiedlichen Auswertemethoden wurden nach Mende (2014) höhere Geschwindigkeitsänderungen am Ufer berechnet als bei der Mittelung der Fließgeschwindigkeiten über die gesamte Fließstrecke. Für den Referenzversuch mit  $A_x/L_p = 6$  aus der vorliegenden Arbeit wurde mit der Methode von Mende (2014) z.B. eine Verringerung der ufernahen Geschwindigkeit von  $15,7 \%$  statt  $11,7 \%$  bei der Mittelung der Geschwindigkeitsänderung über die gesamte Fließstrecke berechnet.

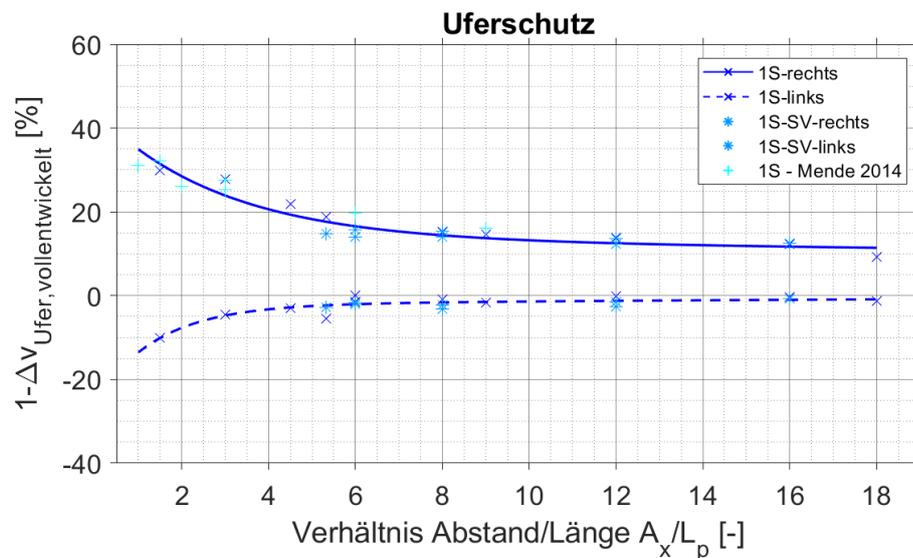


Abbildung 5-55: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von einseitigen Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung anhand der Änderung der vollentwickelten Strömung für  $H = 0,1$  im Vergleich zu (Mende, 2014) für  $\alpha = 60^\circ$

Für  $H = 0,1$  zeigt sich bei Anwendung der oben beschriebenen Methode zur Berechnung der Änderung der ufernahen Fließgeschwindigkeit eine sehr gute Übereinstimmung der Versuchsergebnisse aus der vorliegenden Arbeit mit den Erkenntnissen von Mende (2014). Für  $A_x/L_p = 3$  beträgt die von Mende (2014) gemessene Reduktion der ufernahen Fließgeschwindigkeit im Bereich der vollentwickelten Strömung beispielsweise  $25,3 \%$ , während in der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Versuchsreihe  $27,5 \%$  Reduktion ermittelt wurden. Für die Fließgeschwindigkeit am gegenüberliegenden Ufer sind bei Mende (2014) keine Messwerte vorhanden. Jedoch findet sich dort die Angabe, dass auch für die längste untersuchte Lenkbuhne mit  $L_p = 0,6$  bei kleinem Abstand-Längen-Verhältnis eine maximale Zunahme der tiefengemittelten Fließgeschwindigkeit von  $10 \%$  beobachtet werden konnte. Dies stimmt mit den Messdaten aus der vorliegenden Arbeit überein. Hier wurde für  $A_x/L_p = 1,5$  eine Zunahme der ufernahen Fließgeschwindigkeit am gegenüberliegenden Ufer von  $10,1 \%$  beobachtet.

Für fünf verschiedene relative Verhältnisse von Abstand zur Länge der Lenkbuhnen lassen sich Messdaten in der vorliegenden Untersuchung und in Mende (2014) zueinander in Beziehung setzen. Die Einbeziehung der relativen Höhe als Vergleichskriterium ermöglicht den Vergleich von 28 Datensätzen aus den beiden angesprochenen Untersuchungen (siehe Abbildung 5-56). Trotz der unsicheren Abgrenzung der vollentwickelten Strömung anhand des von Mende (2014) gegebenen Beispiels, zeigt sich eine gute Übereinstimmung zwischen den beiden Untersuchungen. Die uferschützende

Wirkung steigt mit kleinerem  $A_x/L_p$ -Verhältnis und, entgegen der Schlussfolgerung von Mende (2014), auch mit steigender relativer Höhe exponentiell an.

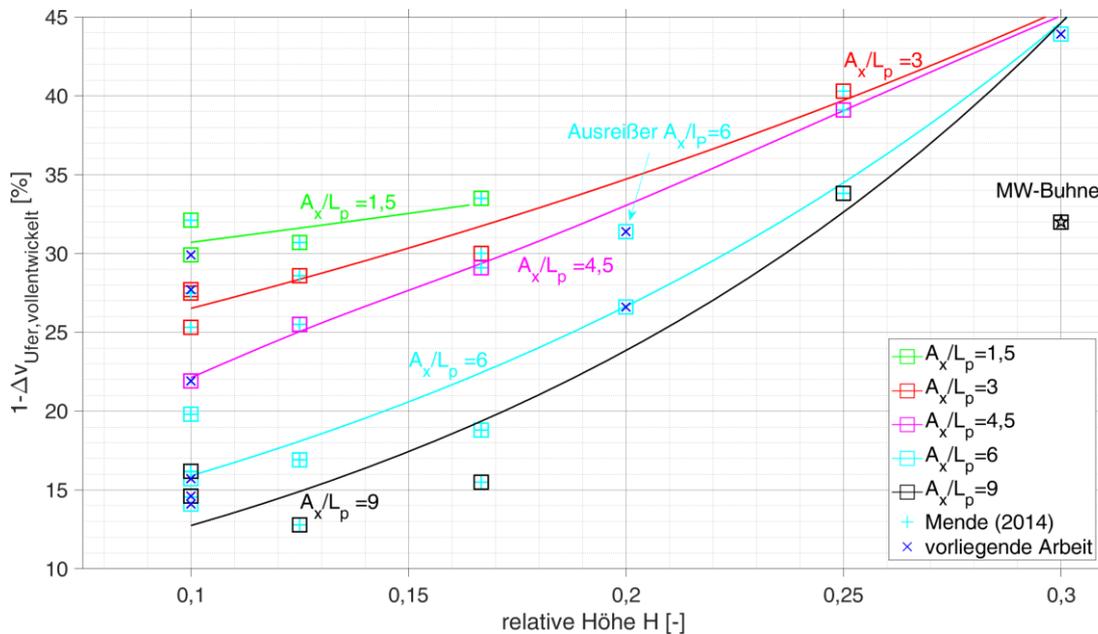


Abbildung 5-56: Vergleich der uferschützenden Wirkung von Lenkbuhnen anhand der Änderung der vollentwickelten Strömung in Abhängigkeit des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von einseitigen Lenkbuhnen unterschiedlicher relativer Höhen

Zwischen den in dieser Untersuchung erhobenen Daten und den Angaben von Mende (2014) finden sich Abweichungen von bis zu 5 %. Vor allem für die Kurve  $A_x/L_p = 6$  bei der relativen Höhe 0,2 findet sich hier ein Ausreißer, aber auch für  $H = 0,1$  sind deutliche Unterschiede in den Daten zu verzeichnen. Die Mittelwasserbuhne weist trotz ihrer großen relativen Höhe von 30 % der Wassertiefe nur ähnliche uferschützende Wirkung wie eine flache Lenkbuhne mit  $H = 0,1$  und einem geringeren Abstand zu Länge-Verhältnis von 3 auf. Dies lässt den Rückschluss zu, dass analog zu den Erkenntnissen bei Untersuchung der Wasserspiegellage (siehe Kapitel 5.5.1) das Abstands-Längen-Verhältnis als alleiniger Einflussfaktor auf die uferschützende Wirkung bei steigender Buhnenhöhe entgegen der Erkenntnisse von Mende (2014) nicht mehr ausreicht. Es sind zusätzliche Einflussparameter zu beachten. Außer der Froude-Zahl ist auch die Anzahl der Buhnen als zusätzlicher Einflussfaktor auf die Länge der Buhnenfeldstrecke zwischen den hier vorgestellten Untersuchungen unterschiedlich und daher zu berücksichtigen.

Wie in 5.2.3 herausgearbeitet, hat der Inklinationswinkel einen großen Einfluss auf die uferschützende Wirkung. Aufgrund der Anzahl der zur Verfügung stehenden Datensätze und wirtschaftlicher Vorteile wurden zur Entwicklung einer Schätzformel zur uferschützenden Wirkung für Lenkbuhnen nur Inklinationswinkel von  $60^\circ$  berücksichtigt. Bei der Entwicklung der Schätzformel wurde nach der gleichen Methode wie bei der Schätzformel zum Einfluss auf die Wasserspiegellage vorgegangen. Ein explizites nichtlineares Regressionsmodell nach dem Potenzgesetz erwies sich abermals als präziser als z.B. rekursive Ansätze.

$$\frac{\Delta v_{Ufer,vollentwickelt}}{v_{Ufer,NV}} = 293,60 * Fr^{-0,14} * A_x^{-0,51} * L_p^{0,30} * H^{0,81} * n^{-0,32} \quad (5-18)$$

Für einseitige Lenkbuhnen zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung der Messwerte mit der Schätzformel (siehe Abbildung 5-57). Es wurde ein Korrelationskoeffizient von 0,88 und eine mittlere Standardabweichung von 3,7 % berechnet. Die Werte der einseitigen Hauptversuche und der Sensitivitätsversuche stimmen für überlappende Bereiche gleicher Fließgeschwindigkeitsänderungen sehr gut überein. Die Daten von Mendé (2014) weichen dabei etwas stärker ab. Entgegen der bisherigen Erkenntnisse auf der Literatur zeigt sich, dass der Koeffizient von  $A_x/L_p$  hier nicht proportional ist, sondern den Abstand  $A_x$  stärker gewichtet.

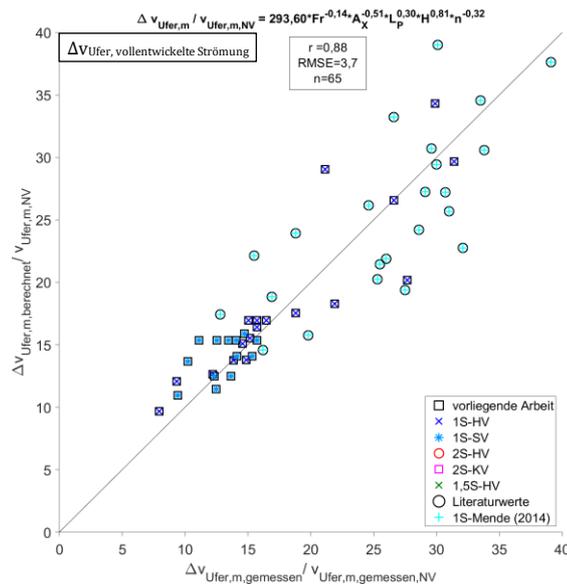


Abbildung 5-57: Regressionsanalyse zwischen den Messwerten und der Schätzformel zur uferschützenden Wirkung von einseitigen Lenkbuhnen anhand der Änderung der vollentwickelten Strömung für einen Inklinationswinkel von 60°

Bisher wurde nur die vollentwickelte Strömung und damit die obere Grenze der Abnahme der Fließgeschwindigkeit in einer Buhnenfeldstrecke von Lenkbuhnen betrachtet. Die für die praktische Anwendung der Bauweise wichtigere mittlere Änderung der Fließgeschwindigkeit für einseitige Buhnen wurde anhand der Daten der HV- und SV-Versuche, ebenfalls beschränkt auf den Inklinationswinkel von 60°, wie folgt berechnet:

$$\frac{\Delta v_{\text{geschütztes Ufer},m,1S}}{v_{\text{geschütztes Ufer},m \text{ für } NV}} = 323,85 * Fr^{-0,22} * A_x^{-0,47} * L_p^{0,64} * H^{1,06} * n^{-0,19} \quad (5-19)$$

Es zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung der abgeleiteten Formel mit den Versuchsdaten (siehe Abbildung 5-58 links). Der Korrelationskoeffizient beträgt 0,97 und die mittlere Standardabweichung ergibt sich zu 1,9 %. Am Beispiel des Referenzversuchs wird z.B. die Änderung der mittleren ufernahen Fließgeschwindigkeit am geschützten Ufer auf 13,6 % berechnet. Aus den Messdaten ergibt sich ein Wert von 12,0 %.

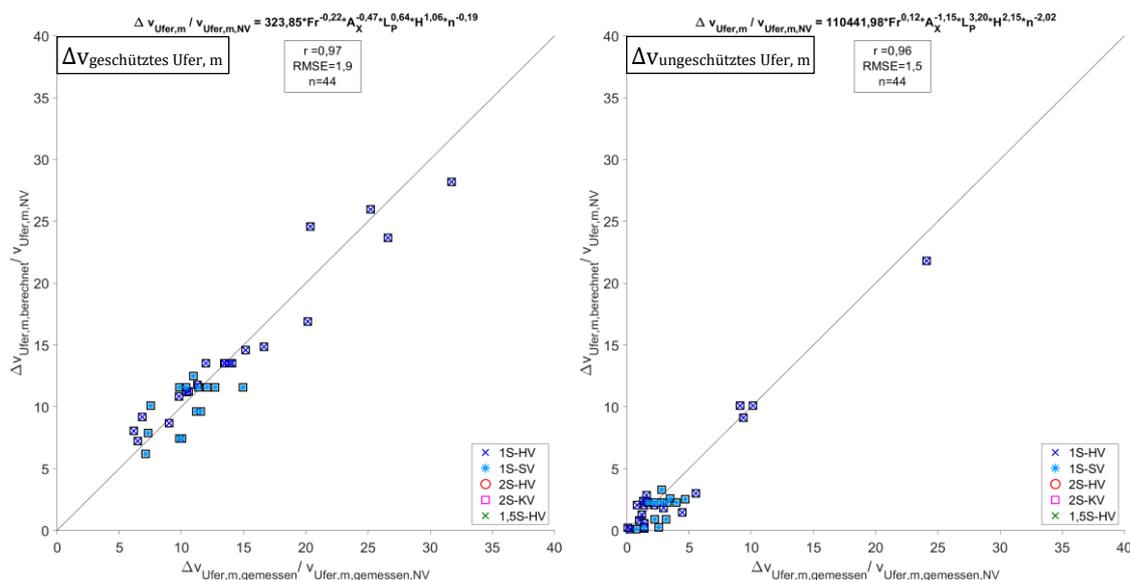


Abbildung 5-58: Regressionsanalyse zwischen den Messwerten und der Schätzformel zur mittleren Änderung der ufernahen Fließgeschwindigkeit an einseitig angeordneten Lenkbuhnen am geschützten Ufer für einen Inklinationwinkel von 60°

Zusätzlich wurde mit dem gleichen Ansatz auch eine Schätzformel für die Berechnung der erhöhten Fließgeschwindigkeit am ungeschützten Ufer für einseitig angeordnete Buhnen mit einem Inklinationwinkel von 60° entwickelt. Sie lautet wie folgt:

$$\frac{\Delta v_{\text{ungeschütztes Ufer},m,1S}}{v_{\text{ungeschütztes Ufer},m} \text{ für } NV} = 110.441 * Fr^{0,12} * A_x^{-1,15} * L_p^{3,20} * H^{2,15} * n^{-2,02} \quad (5-20)$$

Auch hier zeigt sich anhand eines Korrelationskoeffizienten von 0,96 bei einer mittleren Standardabweichung von 1,5 % eine sehr gute Übereinstimmung mit den Versuchsdaten (siehe Abbildung 5-52 rechts). Für den Referenzversuch in den HV-Versuchen wurde beispielweise eine Reduktion der ufernahen Fließgeschwindigkeit am ungeschützten Ufer von 0,4 % gemessen. Anhand der Formel berechnet sich ein Schätzwert von 2,0 %. Es sollte jedoch beachtet werden, dass die Formel (5-20) aufgrund der geringen Datendichte nicht für  $\Delta v_{Ufer,m,gemessen} / v_{Ufer,m,gemessen,NV} > 10\%$  unreflektiert übernommen wird. Hier werden noch weitere Daten benötigt, um die Ergebnisse zu verallgemeinern.

Für beid- und wechselseitige Lenkbuhnenanordnungen stehen keine Vergleichswerte aus der Literatur zur Verfügung. Dennoch zeigt die Übertragung des Ansatzes der Schätzformel in Gleichung 5-19 auf die vorhandenen Versuchsergebnisse mit einem Korrelationskoeffizient von jeweils 0,96 für die beiden Anordnungen und einer mittleren Standardabweichung von 1,8 % bei beidseitiger Anordnung und 1,2 % bei wechselseitiger Anordnung eine gute Übereinstimmung (siehe Abbildung 5-59). Für beidseitige Anordnung ergibt sich folgende Schätzformel:

$$\frac{\Delta v_{Ufer,m,2S}}{v_{Ufer,m} \text{ für } NV} = 162,26 * Fr^{0,33} * A_x^{-0,41} * L_p^{0,78} * H^{0,94} * n^{0,34} \quad (5-21)$$

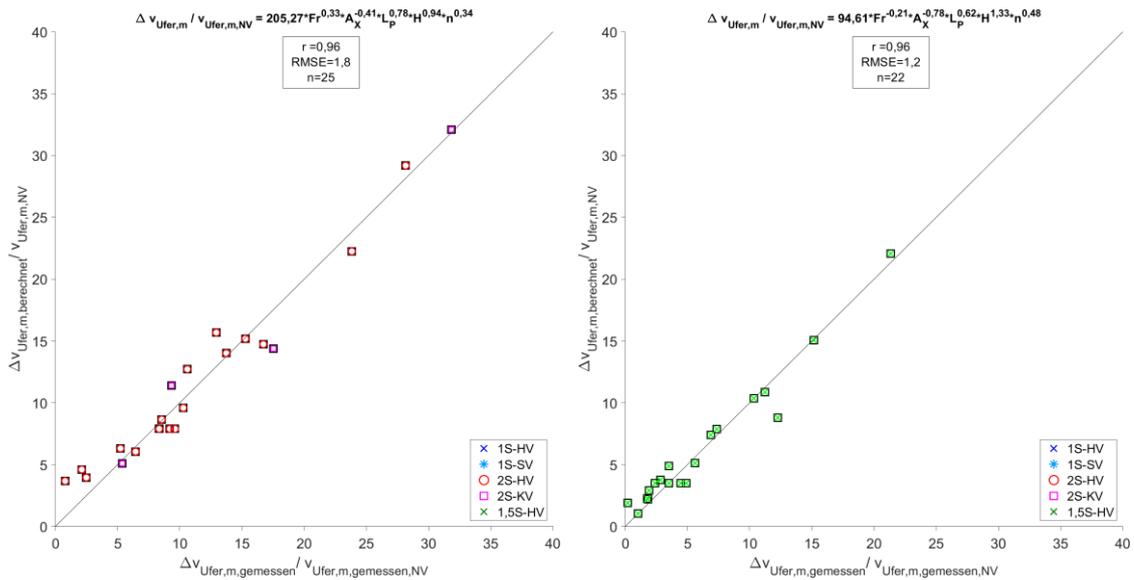


Abbildung 5-59: Regressionsanalyse zwischen den Messwerten und der Schätzformel zur mittleren Änderung der ufernahen Fließgeschwindigkeit an beidseitig angeordneten (links) und wechselseitig angeordneten Lenkbuhnen (rechts) für einen Inklinationswinkel von 60°

Im Vergleich zur Gleichung 5-19 für einseitige Buhnen zeigt sich ein etwa doppelt so großer Einfluss der projizierten Buhnenlänge und ein gesteigerter Einfluss der Buhnenhöhe auf die uferschützende Wirkung. Gleichzeitig nimmt die Auswirkung des Buhnenabstands ab.

Für wechselseitig angeordnete Lenkbuhnen ergibt sich folgender Zusammenhang zwischen der uferschützenden Wirkung und den berücksichtigten Einflussgrößen:

$$\frac{\Delta v_{Ufer,m,1,5S}}{v_{Ufer,m} \text{ für } NV} = 94,61 * Fr^{-0,21} * A_x^{-0,78} * L_p^{0,62} * H^{1,33} * n^{0,48} \quad (5-22)$$

Es zeigt sich für diese Anordnung der stärkste Einfluss der Buhnenhöhe und Buhnenanzahl auf die uferschützende Wirkung. Dahingegen ist der Einfluss von  $A_x$  und  $L_p$  ähnlich und entspricht damit näherungsweise dem aus der Literatur bekannten Abstands- zu Längenverhältnis.

## 5.6 Diskussion und Fazit der Laboruntersuchungen mit fester Sohle

Durch die Untersuchungen von Lenkbuhnen in einem Laborexperiment mit fester Sohle wurden wichtige Erkenntnisse zum Einfluss der Gestaltung von Lenkbuhnen auf den Uferschutz, den Hochwasserschutz, die Ökologie und die Wirtschaftlichkeit gewonnen. Folgende Parameter wurden hierbei betrachtet:

- Kopfform & Buhnenbreite  $b_B$

Die Untersuchung der Kopfform und der Buhnenbreite zeigte bei beiden Bemessungsparametern keine nachweisbaren Effekte auf die Bewertungsparameter Uferschutz, Hochwasserschutz und Ökologie außerhalb der erfassten Messgenauigkeit.

Aus wirtschaftlicher Sicht ist es zweckdienlich, die Lenkbuhnen mit möglichst geringem Materialaufwand zu bauen. Also kann die Breite der Lenkbuhnen auf diejenige Steingröße beschränkt werden, die aus Standsicherheitsgründen des Bauwerks benötigt wird und ein einreihiger Aufbau gewählt werden. Da durch den Einbau der Lenkbuhnen eine Gewässerstrukturierung hervorgerufen werden soll, kann eine eckige Kopfform gewählt werden, die zu einer stärkeren Kolkbildung am Bühnenkopf führt. Diese konnte angesichts der festen Sohle des Versuchsstands in diesem Kapitel noch nicht berücksichtigt werden.

- Inklinationswinkel  $\alpha$

Der Inklinationswinkel zeigte in der Parameterstudie nur geringe Auswirkungen auf die Bewertungsparameter. Jedoch zeigte sich ab einem Winkel größer  $60^\circ$ , dass die uferschützende Wirkung der Bauweise abnahm und für rechtwinklig angeordnete Buhnen minimal war. Kleinere Winkel von  $30^\circ$  oder  $45^\circ$  führen zwar in Falle einer einseitigen oder wechselseitigen Anordnung zu einer weiteren leichten Steigerung der uferschützenden Wirkung, dafür nimmt der Materialbedarf stark zu und steigt im Vergleich zu einer  $60^\circ$ -Bauweise um 73 % bzw. 22 %. Daher sind Inklinationswinkel von  $60^\circ$  zu bevorzugen.

Diese Erkenntnisse lassen sich mit der Literatur untermauern. Mende (2014) bestätigt, die leicht stärkere uferschützende Wirkung von  $30^\circ$ -Buhnen gegenüber  $60^\circ$ -Varianten. Auch hinsichtlich des Wasserspiegelanstiegs lassen sich bei Mende (2014) nur minimale Unterschiede in den Widerstandsbeiwerten der Lenkbuhnen unterschiedlicher Inklinationswinkel finden.

- projizierte Länge  $L_P$

Für alle Bewertungsparameter zeigte sich im Rahmen der Parameterstudie ein linearer Zusammenhang mit der projizierten Länge der Lenkbuhne. Aus Gründen des Uferschutzes und der Ökologie ist es also vorteilhaft, möglichst lange Einbauten zu wählen. Aus Gründen der Hochwasserschutzes und der Ökonomie sind Lenkbuhnen dagegen möglichst kurz zu wählen. Die hydraulischen Auswirkungen auf die Wasserspiegellage sind jedoch gering und bewegen sich zwischen der kleinsten untersuchten Länge von  $L_P = 0,25$  und  $L_P = 0,75$  mit  $\Delta\lambda = 0,022$  noch im Bereich der Messgenauigkeit. Für eine projizierte Länge von 0,75 kommt es bei einseitiger Anordnung zu einer ungewollten Erhöhung der Fließgeschwindigkeit am gegenüberliegenden Ufer. Daher sollten einseitige Lenkbuhnen nur bis  $L_P = 2/3$  gewählt werden. Auch bei beidseitiger und wechselseitiger Anordnung wird diese projizierte Länge empfohlen, da die Änderungen der Fließgeschwindigkeiten und der Fließdiversität kleiner sind als die Messgenauigkeit und sich damit der Nutzen einer größeren projizierten Länge nicht sicher nachweisen lässt.

Damit konnten die bisherigen Empfehlungen aus praktischen Erfahrungswerten (Grober, persönliche Mitteilung, Grober, 1998; Werdenberg, Meile, & Steiner, 2012) und Ergebnisse aus früheren Laboruntersuchungen (Mende, 2014) bestätigt werden, dass über  $2/3 b_{s0}$  hinaus gehende Bühnenlängen nur dann gewählt werden sollten, wenn Ufererosion am Innenufer toleriert werden kann oder gewünscht ist.

- relativer Abstand  $A_x$

Der relative Abstand wirkte sich stark auf alle Bewertungsparameter aus. Mit abnehmendem Abstand zwischen den Einbauten nahm die uferschützende Wirkung stark zu. Es konnte gezeigt werden, dass die uferschützende Wirkung auch bei größeren Abständen von  $A_x \leq 6$  noch deutlich vorhanden ist. In der Literatur wurden, z.B. bei Mende (2014) mit  $A_x \leq 1,8$  oder bei Möws & Koll (Möws & Koll, 2019) mit  $A_x \leq 1$ , bisher deutlich kürzere Abstände untersucht und empfohlen.

- relative Höhe  $H$

Die relative Höhe hat den stärksten Einfluss aller Bemessungsparameter auf die gewählten Bewertungsparameter. Die Wirkung auf den Uferschutz, den Hochwasserschutz und die Ökologie steigt dabei mit zunehmender Höhe exponentiell an, während die Materialkosten nur linear zunehmen. Es ist also zielführend, die Lenkbuhnen so hoch zu bauen, wie es die lokalen Randbedingungen des Hochwasserschutzes erlauben, um ihre Wirkung zu optimieren. Die Wasserspiegellage steigt dabei erst ab  $H = 0,3$  deutlich an. Die uferschützende Wirkung und die Fließdiversität nehmen jedoch bereits beim Übergang von  $H = 0,1$  auf  $H = 0,2$  signifikant zu.

Damit konnte die Aussage von Mende (2014) widerlegt werden, wonach die Höhe der Einbauten nur geringe Auswirkungen auf die uferschützende Wirkung und die WSP-Lage hat. Der starke Einfluss der relativen Höhe auf die WSP-Lage konnte auch im Vergleich mit den Daten der vorliegenden Arbeit für die Versuchsergebnisse von Mende (2014) herausgearbeitet werden.

- Anordnung

Die einseitige Anordnung schneidet auf den ersten Blick in allen Bewertungsparametern besser ab als die beid- und wechselseitige Anordnung.

In Bezug auf den Uferschutz ist jedoch zu beachten, dass mit einseitig angeordneten Lenkbuhnen nur ein Ufer geschützt wird. Das gegenüberliegende Ufer wird durch eine mögliche Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten ggf. zusätzlich angegriffen. Beidseitige und wechselseitige Lenkbuhnen schützen beide Uferseiten gleichermaßen. Für beidseitige angeordnete Lenkbuhnen wird die ufernahe Fließgeschwindigkeit allerdings stärker reduziert als für die wechselseitig angeordnete Variante. Daher ist die Bewertung des Uferschutzes situationsabhängig.

Kann durch eine beidseitige Anordnung eine Entlastung der Ufer erreicht werden, die dazu führt, dass beide Ufer umgestaltet werden können, ist sie hinsichtlich des ökologischen Potenzials der Uferumgestaltung gegenüber der einseitigen Anordnung im Vorteil. In dem Fall, dass die Reduzierung der ufernahen Fließgeschwindigkeit durch beidseitige Anordnung nicht ausreicht, kann eine einseitige Anordnung genutzt werden, um zumindest die Umgestaltung an einem Ufer zu ermöglichen. Auch wenn aufgrund der vorhandenen Nutzungen nur ein Ufer zur Umgestaltung in Frage kommt, ist eine einseitige Anordnung zu bevorzugen.

Die Rauheitserhöhung unterscheidet sich für alle Anordnungen meist nur um die Messgenauigkeit von  $\Delta\lambda = 0,022$ . Nur für hohe Lenkbuhnen mit  $H \geq 0,3$  lässt sich für wechselseitige Lenkbuhnen eine deutlich höhere Rauheit nachweisen als für die anderen beiden Anordnungen.

Die Fließdiversität ist für die einseitige Anordnung stets am höchsten. Es bilden sich deutlich abgesetzte strömungsberuhigte Bereiche auf der geschützten Seite aus und dementsprechend variieren die Extrema der Geschwindigkeitsverteilung stärker als bei der beid- und wechselseitigen Anordnung.

Auf die Wirtschaftlichkeit hat die Anordnung keine Auswirkungen. Dabei ist zu beachten, dass in der vorliegenden Studie die notwendige Uferereinbindung nicht beachtet wurde. Deren Kosten sind bei beidseitiger Anordnung an jedem Einbauort doppelt so groß als bei der einseitigen und der wechselseitigen Anordnung.

- Verallgemeinerung und Übertragung der Ergebnisse der Parameterstudie auf andere Randbedingungen

Anhand der Laboruntersuchungen konnten die projizierte Länge  $L_P$ , der Abstand  $A_x$  und die relative Höhe  $H$  als bestimmende Bemessungsgrößen sowohl für die uferschützende Wirkung als auch für die Fließdiversität bestimmt werden.

Mithilfe einer Regressionsanalyse konnte aufgezeigt werden, dass die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit sich auf weitere Versuche mit überströmten Buhnen von Azinfar (2010), Brauer (2013), Mendes (2014) und Möws & Koll (2019), die zusammen einen weiten Bereich von Bemessungsparametern und Randbedingungen repräsentieren, übertragen lassen. Dadurch konnte die Gültigkeit der abgeleiteten Erkenntnisse aus der Parameterstudie nochmals bestätigt und verallgemeinert werden. Dabei zeigte sich, dass anders als bisher in der Literatur oft angemerkt wurde (siehe Kapitel 3.2), auch Randbedingungen, wie z.B. die Froude-Zahl, nicht zu vernachlässigende Auswirkungen auf die hydraulische Wirkungsweise überströmter Buhnen in Hinsicht auf Uferschutz und Wasserspiegellage ausüben.

Aus dem Datensatz der hier vorgestellten Laborversuche wurden durch den Vergleich mit Literaturdaten Schätzformeln für die Reduzierung der mittleren ufernahen Fließgeschwindigkeit innerhalb einer mit inklinanten Lenkbuhnen geschützten Flussstrecke und für die Erhöhung der Wasserspiegellagen entwickelt. Für beide Größen sind - abgeleitet aus dimensionstheoretischen Betrachtungen und statistischen Analysen - die Froude-Zahl, die relative Buhnenhöhe, der verbaute Querschnittsanteil, der relative Abstand zwischen zwei Buhnen, die projizierte Länge, das Buhnen-Längen-Verhältnis und die Anzahl der Buhnen die relevanten Eingangsdaten. Die Ergebnisse der Schätzformel zur Erhöhung der WSP-Lage sind als auf der sicheren Seite anzusehen, da die zugrundeliegenden Versuchsdaten mit vereinfachten Geometrien durchgeführt wurden und die Versuche von Möws & Koll (2019) gezeigt haben, dass für realitätsnähere und unregelmäßigere Geometrien der Einfluss auf die WSP-Lage im Vergleich geringer ist.

Die gute Übereinstimmung der früheren Untersuchungen an überströmten Buhnen mit der vorliegenden Arbeit lassen den Rückschluss zu, dass die gewonnenen Erkenntnisse für Fließgewässer mit geringen oder moderaten Sohlneigungen im Bereich  $0,4 ‰ \leq I_{\text{Sohle}} \leq 3,0 ‰$ , übertragen werden können. Somit konnten durch die Untersuchungen entscheidende Werkzeuge entwickelt werden, die dem Planungingenieur in der Praxis die Bemessung von Lenkbuhnen erleichtern und ihm bereits in der Vorplanung eine überschlägige Bemessung der hydraulischen Wirkung von Lenkbuhnen ermöglicht. Dadurch wird die weitere Verbreitung dieser Bauweise erleichtert, die praktischen Erfahrungen zur Anwendung von Lenkbuhnen, die sich bisher vor allem auf das Voralpenland konzentriert, werden erweitert und wichtige Erkenntnisse zur Anwendung in Flachlandbereichen geliefert.

Mithilfe der erzielten Ergebnisse wurden zwei optimierte Varianten entwickelt, die im folgenden Kapitel vorgestellt und anhand von Laborversuchen mit beweglicher Sohle im Vergleich zu den an der Alb eingebauten Varianten auf ihre Eignung zur ökologisch vorteilhaften Gewässerstrukturierung untersucht werden.

## 6 Laborversuche mit beweglicher Sohle

Die Versuche mit fester Sohle aus dem vorherigen Kapitel haben gezeigt, dass sich Lenkbuhnen vor allem hinsichtlich ihrer uferschützenden Wirkung und Auswirkung auf die Wasserspiegellage noch optimieren lassen. Im Freilandversuch in Kapitel 4 zeigte sich zudem deutlich, dass die Lenkbuhnen zwar messbare Auswirkungen auf die Morphologie in der Versuchsstrecke ausübten, sich die Habitatvielfalt jedoch mit den genutzten Bewertungsverfahren weniger stark veränderten als erwartet. Die unterschiedlichen Anströmsituationen und Störgrößen, wie z.B. Makrophyten oder Vandalismus, erlauben im Freiland keinen direkten Vergleich der einzelnen eingebauten Varianten. Daher wurden morphologische Versuche entwickelt, um verschiedene Varianten direkt vergleichen zu können. Der Aufbau des Kapitels ist in Abbildung 6-1 dargestellt. Das Kapitel umfasst somit den 7. Schritt „Laborversuche mit beweglicher Sohle: ganzheitliche Analyse“ des in Kapitel 2.6 vorgestellten Forschungsansatzes.

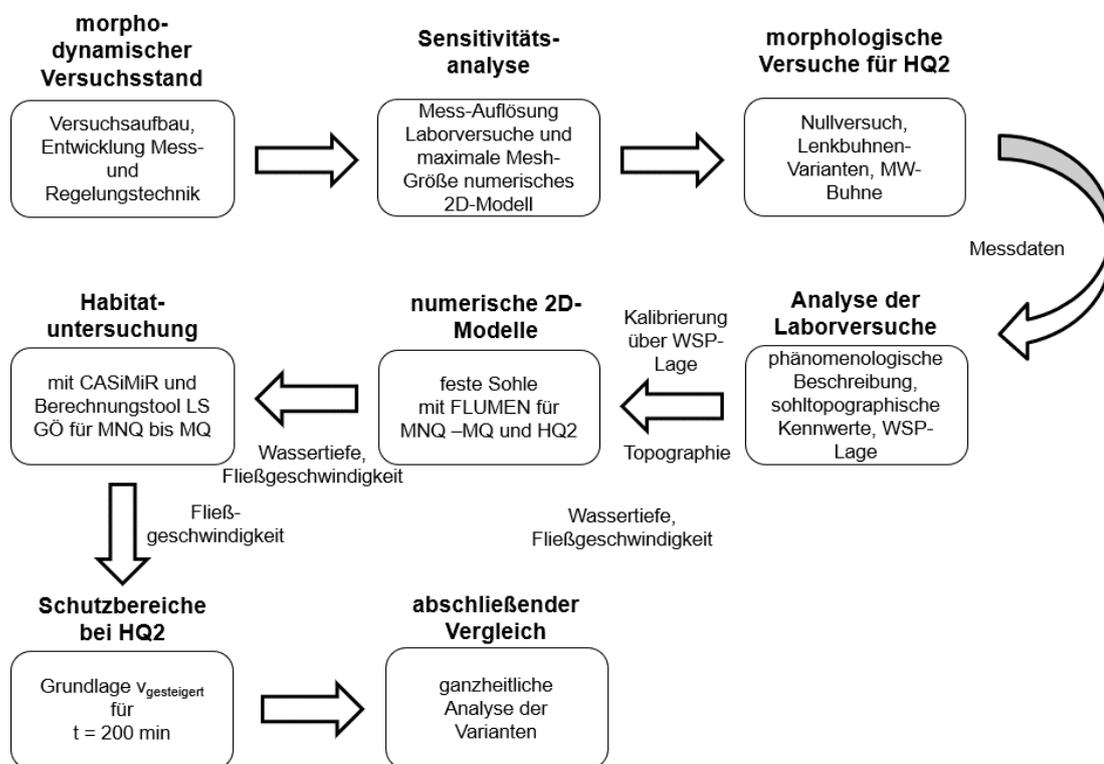


Abbildung 6-1: Schematischer Aufbau des Inhalts von Kapitel 6

Zunächst wird die für die Laborversuche entwickelte Mess- und Regelungstechnik vorgestellt und die Randbedingungen der Versuche beschrieben. Eine Sensitivitätsanalyse arbeitet den Einfluss der Mess-Auflösung im Laborversuch und der maximalen Mesh-Größe im numerischen Modell heraus.

Die Ergebnisse der Versuche mit beweglicher Sohle werden vorgestellt, um das Prozessverständnis für die morphologische Wirkung von Lenkbuhnen zu erweitern. Es erfolgt die genaue Analyse der Sohltopographie und der Auswirkungen auf die Wasserspiegellage. Diese sind Grundlage für den Aufbau numerischer Modelle der Versuchsrinne im Realmaßstab der Naturuntersuchungen. Mit den dabei gewonnenen Daten erfolgt eine hydromorphologische Analyse und die Habitatuntersuchung

sowie die Ermittlung der Schutzbereiche für die Fischfauna. Das Kapitel wird mit dem Variantenvergleich hinsichtlich der Bewertungskriterien abgeschlossen

## 6.1 Methoden

Entwicklung und Aufbau des morphologischen Versuchsstandes stellen einen der zentralen Aspekte der vorliegenden Arbeit dar. Da es in der Literatur auch nur selten genauere Angaben zur Versuchstechnik bei Versuchen mit beweglicher Sohle gibt, so z.B. in Hentschel (2014), sollen im Folgenden der Versuchsaufbau, die Randbedingungen und die Mess- und Regelungstechnik zunächst genauer vorgestellt werden. Im Anschluss daran werden der Versuchsablauf und die untersuchten Varianten erörtert. Die abgeleiteten numerischen Modelle der Laborversuche werden im Anschluss vorgestellt. Zum Abschluss des Unterkapitels wird das MATLAB-Tool zur Umsetzung der Landesstudie Gewässerökologie anhand numerischer Daten beschrieben.

### 6.1.1 Versuchsstand & Versuchssetup

Die morphologischen Versuche wurden in derselben Rinne wie die Versuche mit fester Sohle durchgeführt (siehe Kapitel 5.1). Die Gummiriefenmatte der Versuche mit fester Sohle wurde im Versuchsstand belassen. Sie sorgt für die notwendige Verzahnung des Sohlsubstrats mit dem Boden des Versuchsstands.

Grundlage für die Festlegung der Randbedingungen der Versuche war die Versuchsstrecke für Lenkbahnen an der Alb (siehe Kapitel 4). Analog zu den Hauptversuchen mit fester Sohle (siehe Kapitel 5.1.1) wurde im Versuchsstand eine Neigung von 1,4 ‰ eingestellt.

Ein HQ2-Abfluss wurde als bettbildendes Hochwasser (siehe Kapitel 2.2.1) untersucht und stellt die Vergleichbarkeit der Laborversuche mit dem Freilandversuch sicher. Es ist der höchste Abfluss, der während des Monitorings am Freilandversuch (siehe Kapitel 4.3) aufgetreten ist. Zusätzlich wurden (siehe Kapitel 6.4) drei weitere Durchflüsse von  $Q_1 = 1,0 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $Q_2 = 1,82 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $Q_3 = 6,20 \text{ m}^3/\text{s}$  untersucht, um Daten für die spätere Kalibrierung der numerischen Modelle zu erzeugen. Sie entsprechen den Kalibrierereignissen des Freilandversuchs (siehe genaue Beschreibung in Kapitel 4.6). Die im Freiland gemessene Wassertiefe wurde als untere Randbedingung im Versuchsstand eingestellt (siehe Tabelle 6-1)

Tabelle 6-1: Zusammenfassung der Versuchsrandbedingungen für die Versuche mit beweglicher Sohle, Angabe  $h_{URB}$  in Meter über Rinnennull (mR0)

Q <sub>1</sub> (≈MNQ)		Q <sub>2</sub> (MNQ-MQ)		Q <sub>3</sub> (>MQ)		HQ2	
d [m]	Q [m <sup>3</sup> /s]	d [m]	Q [m <sup>3</sup> /s]	d [m]	Q [m <sup>3</sup> /s]	d [m]	Q [m <sup>3</sup> /s]
0,42	1,00	0,47	1,82	0,86	6,20	1,68	26,40

Das Sediment im Versuchsstand wurde passend zum natürlichen Substrat aus dem Referenzprojekt gewählt (siehe Abbildung 6-2). Im betroffenen Abschnitt der Alb besteht die Sohle hauptsächlich aus sandigem Material, hauptsächlich Mittel- bis Feinsand, mit kiesigen Bestandteilen. Dazu kommen große Schlammablagerungen in den strömungsberuhigten Bereichen an den Innenufern (siehe Kapitel 4.1).

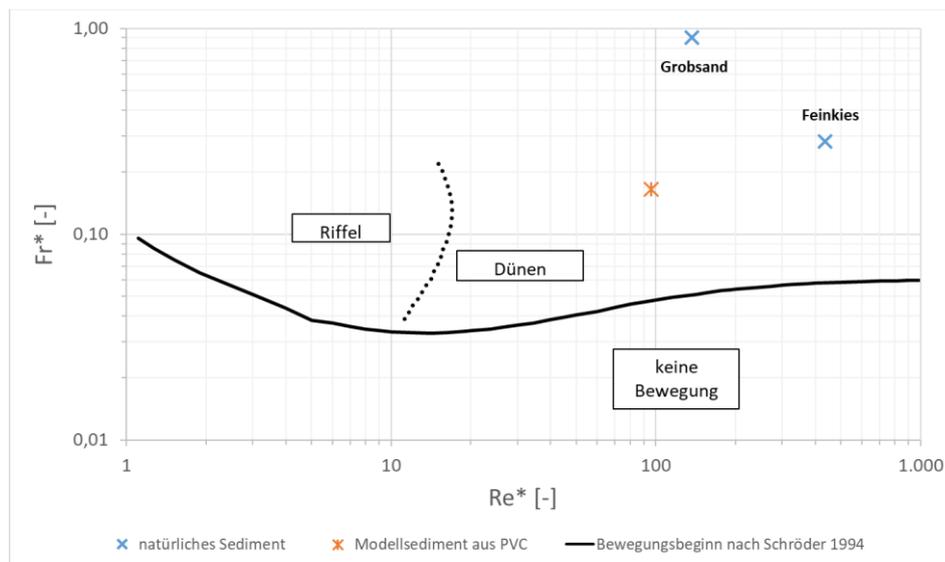


Abbildung 6-2: Shields-Diagramm mit Vergleich der sedimentologischen Kenngrößen zwischen den Freilandbedingungen und Modelldaten

Als Sohlsubstrat in der Laborrinne wurde ein PVC-Einkornmaterial mit einer Dichte von  $1.300 \text{ kg/m}^3$  und einem Korndurchmesser von  $3,1 \text{ mm}$  gewählt. Das Granulat repräsentiert auf die Natur übertragen einen sedimentologischen Korndurchmesser von  $1,8 \text{ mm}$  und entspricht von seinem Verhalten damit Grobsand. Die Relation des sedimentologischen Korndurchmesser zwischen Natur und Modell ist mit  $1,1$  nahe dem von Ettmer et al. (2017) geforderten  $D^*$ -Kriterium zur Auswahl geeigneter Modellsedimente. Wesentlicher Parameter für die Ähnlichkeit der Sohlformen ist zudem das Shields-Diagramm (siehe Abbildung 6-2). Dort ist eine gute Übereinstimmung des Sohltransportverhaltens zwischen dem Modellsediment aus PVC und den beiden Hauptbestandteilen des natürlichen Sohlsubstrats Grobsand und Feinkies zu erkennen.

Bisherige Erfahrungen aus der Literatur zeigen, dass sich die Sohle infolge des Einbaus von Lenkbuhnen um ungefähr die doppelte Bühnenhöhe unter die neutrale Sohlenlage eintiefen wird (Mende, 2014; Möws & Koll, 2014). Die Erfahrungen aus dem Freilandversuch (siehe Kapitel 4.5.1) haben hingegen gezeigt, dass für sandgeprägte Tieflandflüsse auch größere Kolk-tiefen auftreten können. Da die bisherigen Untersuchungen zudem auf runden Kopfformen mit wahrscheinlich geringerer Kolkbildung als die gewählten eckigen Varianten und auf gröberes Substrat als in dieser Arbeit verwendet beschränkt sind (siehe Kapitel 3.5.3), wurde die Dicke der Substratschicht maximiert und entsprechend dem minimal notwendigen Freibord der Versuchsrinne auf  $18,6 \text{ cm}$  bzw. ca. 7 Bühnenhöhen bezogen auf die Referenzvariante festgesetzt.

Da es sich bei dem betrachteten Abschnitt der Alb laut Auskunft des Tiefbauamts Karlsruhe um eine Strecke mit Sedimentdefizit handelt, wurden die morphologischen Versuche für das zweijährliche Hochwasser unter Klarwasserbedingungen durchgeführt. Das Sediment wird am Auslauf des Versuchsstandes wieder aufgefangen. Dort wird es durch eine Schmutzwasserpumpe mit Wasser zurück in den Einlaufbereich gepumpt, mithilfe eines Siebes entwässert und in einem Behälter gespeichert.

### 6.1.2 Messtechnik

Die Sohlmorphologie wurde mit dem Ultraschallmesssystem SeaTek 5 MHz Ultrasonic Ranging System der Firma Seatek aufgenommen. Der Hersteller gibt die Messgenauigkeit mit  $1 \text{ mm}$  an, diese Angabe wird in der Literatur bestätigt (H. Friedrich et al., 2005; Venditti et al., 2016).

Die Messauflösung der Sohltopographie wurde auf Basis einer Sensitivitätsanalyse bestimmt (siehe Kapitel 6.2). Es wurden auf einer Traverse 32 Sondenköpfe in einem Abstand von 3 cm befestigt und so die gleichmäßige Erfassung der gesamte Sohlbreite des Versuchsstands ermöglicht. In einem Abstand von 2 cm wurden Querprofile der Sohlage im Bereich von Rinnenmeter 2,6 m bis 15,9 m gemessen (siehe Abbildung 6-3). Die Messzeit pro Profil betrug 15 Sekunden. Sie wurde anhand von Dauermessungen an repräsentativen Profilen abgeleitet, und ist lang genug, um mögliche kurzfristige Schwankungen der Sohliefen durch aufgewirbeltes PVC-Partikeln zum Zeitpunkt der Messung auszugleichen. Die Messdaten wurden mithilfe eines selbstentwickelten MATLAB-Skriptes ausgewertet. Die Wasserspiegellage wurde mithilfe des gleichen Setups wie in den Versuchen mit fester Sohle aufgenommen (siehe Kapitel 5.1.2). Auch der Messbereich von  $X= 2,3$  m bis 15,7 m war identisch (siehe Abbildung 6-3).

Die Fließgeschwindigkeit war im Laborversuch aufgrund der hohen Dynamik der Sohlmorphologie nicht messbar und musste daher numerisch abgeleitet werden (siehe Kapitel 6.1.7). Durch die numerische Ableitung der Fließgeschwindigkeit steht diese zudem flächig zur Verfügung und bildet so auch die für die ökologische Wirkung der Maßnahmen wichtigen kleinräumigen Strömungsmuster zuverlässig ab (siehe Kapitel 2.5.4.2).

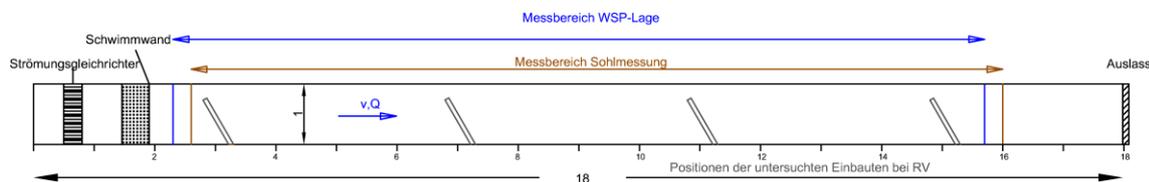


Abbildung 6-3: Übersicht des Versuchsstand für die Versuche mit beweglicher Sohle mit Darstellung der Einbauten für die RV-Variante, Angaben in Meter

### 6.1.3 Versuchsvorbereitungen

Einheitliche Randbedingungen sind für die Vergleichbarkeit der Versuche von großer Bedeutung. Vor jedem Versuch wurde die Substratschicht auf eine einheitliche Dicke von 18,6 cm mithilfe eines selbstentwickelten Abzugsgeräts angepasst. Das Gerät wird auf den Schienen des Verfahrenswagens aufgesetzt und gewährleistet damit eine homogene Verteilung des Sohlsubstrats. Im unmittelbaren Umfeld der eingebauten Buhnen wurde es mithilfe einer Maurerkelle händisch angepasst.

Die Ablaufklappe des Versuchsstands wurde vor dem Einfüllen des Wassers geschlossen und das trockene Substrat wurde dann mit einer Sprüheinrichtung durchnässt (siehe Abbildung 6-4 rechts). Für die gleichmäßige Benetzung des Substrats wurden Brauseaufsätze von Gießkannen verwendet, die an einen Niederdruckwasserhahn angeschlossen wurden. Sie verteilen das Wasser gleichmäßig und mit geringem Druck, so dass es zu keinen ungewünschten Umlagerungen des Sediments durch die Bewässerung des Sohlsubstrats kommt.

Die Buhnenköpfe der eingebauten Varianten und ihre unmittelbare Umgebung wurden jeweils mit einer Schutzplatte aus Metall (engl. „protection plates“) vor der starken Strömung beim Anlaufen des Versuchsstands geschützt (siehe Abbildung 6-4 links). Es zeigte sich hier, dass durch Aufkleben des Granulats auf dem Metallstück die erosionshemmende Wirkung im Umfeld des Einbauteils durch die Angleichung der Oberflächenrauheit deutlich verbessert werden konnte. Die Kanten der Platten wurden zusätzlich abgeflacht, um dort Strömungsablösungen zu verhindern. Die Größe der Platten wurde anhand von Vorversuchen ermittelt und betrug oberstrom der Buhnenachse etwa zwei Buhnenbreiten und unterstrom der Buhnenachse etwa vier Buhnenbreiten.



Abbildung 6-4: Schutzplatten aus Metall zur Vermeidung unerwünschter Sedimentumlagerungen während des Befüllvorgangs (links) und Bewässerungsvorrichtung für die morphologischen Versuche (rechts)

Der Ablauf des Versuchsstandes wurde mit einem verfahrbaren Schütz verschlossen, das den Ablauf der Rinne wasserdicht abdämmt. Mithilfe eines Schlauchs wurde zuerst von unterstrom Wasser in den Versuchsstand eingebracht und der Versuchsstand etwa zur Hälfte befüllt. Der Zulauf von oberstrom wurde hinzugeschaltet und mit einer automatischen Steuerung schrittweise bis auf 15 l/s erhöht und die Rinne komplett gefüllt. Das Schütz am Auslauf wurde daraufhin in mehreren Abschnitten stückweise gezogen, ohne dass sich das Sediment im Versuchsstand umlagerte und nach jeder Änderung abgewartet, bis sich der Wasserstand in der Rinne wieder stabilisiert hatte. War der Zielwasserstand erreicht, wurden die Schutzplatten von den Lenkbuhnen entfernt und der gewünschte Abfluss eingestellt. Ab diesem Zeitpunkt startete die Versuchszeit.

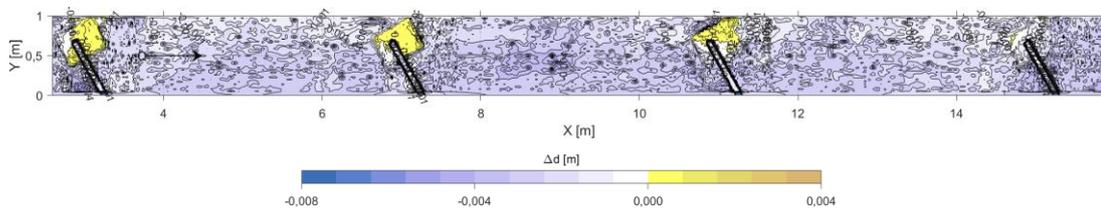


Abbildung 6-5: Abweichung der gemessenen von der theoretischen Sohltopographie am Beispiel des vorbereiteten Referenzversuchs RV-1 (oben) und RV-2 (unten) direkt vor Versuchsbeginn

In Abbildung 6-5 wird anhand des Referenzversuchs die Genauigkeit der Ausgangsbedingungen des eingebauten Sohlmaterials analysiert. Dazu wurde unmittelbar nach Erreichen der Versuchszeit eine Messung der Sohltopographie bei verringertem Abfluss von 15 l/s vorgenommen. Dadurch konnte die Sohltopographie mit nur minimalen Einflüssen der Strömung aufgenommen werden. Es zeigt sich, dass mit der entwickelten Methodik sehr genau die gewünschte Ausgangslage des Sohlsubstrats erreicht werden konnte. Generell ist die Sohlage im gesamten Versuchsstand einheitlich zu niedrig. Die größten Abweichungen nach oben sind im unmittelbaren Umfeld der Einbauten zu finden. Dabei handelt es sich jedoch um die noch eingebauten Schutzplatten an den Bühnenköpfen. Die maximalen Abweichungen im restlichen Bereich der Rinne betragen 5 mm und treten an den Bühnenwurzeln auf. Die mittlere Abweichung beträgt jedoch nur - 2 mm. Die Abweichungen treten also gehäuft in denjenigen Bereichen auf, die von Hand eingebaut wurden.

Es wurden Vorversuche zur Ermittlung der Versuchszeit durchgeführt. Die zeitliche Entwicklung eines Kolks ist am Beispiel eines Pfeilerkolkes von Melville & Chiew (1999, modifiziert) anhand der folgenden Größen beschrieben worden:

$$t_e = f \left( \frac{v_m}{v_c}, \frac{D}{d_{50}}, \frac{y}{D}, \sigma_g \right) \quad (6-1)$$

mit:

$t_e$	Entwicklungszeit für die Ausbildung der Gleichgewichtskolkentiefe [s]
$v_m$	mittlere Fließgeschwindigkeit im unbeeinflussten Querschnitt [m/s]
$v_c$	kritische Fließgeschwindigkeit des Sediments [m/s]
$D$	Pfeilerdurchmesser [m]
$\sigma_g$	Standardabweichung der Korngrößenverteilung [m]
$d_{50}$	Median der Korngrößenverteilung [m]
$y$	mittlere Wassertiefe im unbeeinflussten Querschnitt [m]

Nach Melville (1992) sind die grundlegenden Phänomene der Kolkbildung an Brückenpfeilern und Bühnen identisch und sie lassen sich auch nach Kothyari & Ranga Raju (2001) aufeinander übertragen. Da im Versuchsstand ein Einkornmaterial verwendet wurde, waren im vorliegenden Versuch die Quotienten aus  $v_m/v_c$  und  $y/D$  bestimmend. Zur Ermittlung der Versuchszeit wurden für den Referenzversuch an allen vier eingebauten Bühnen Dauermessungen an einem Querprofil durch die Abrisskante am Bühnenkopf über 72 h durchgeführt. Diese wurden anschließend in 15 min Abschnitte aufgeteilt ausgewertet (siehe Abbildung 6-6).

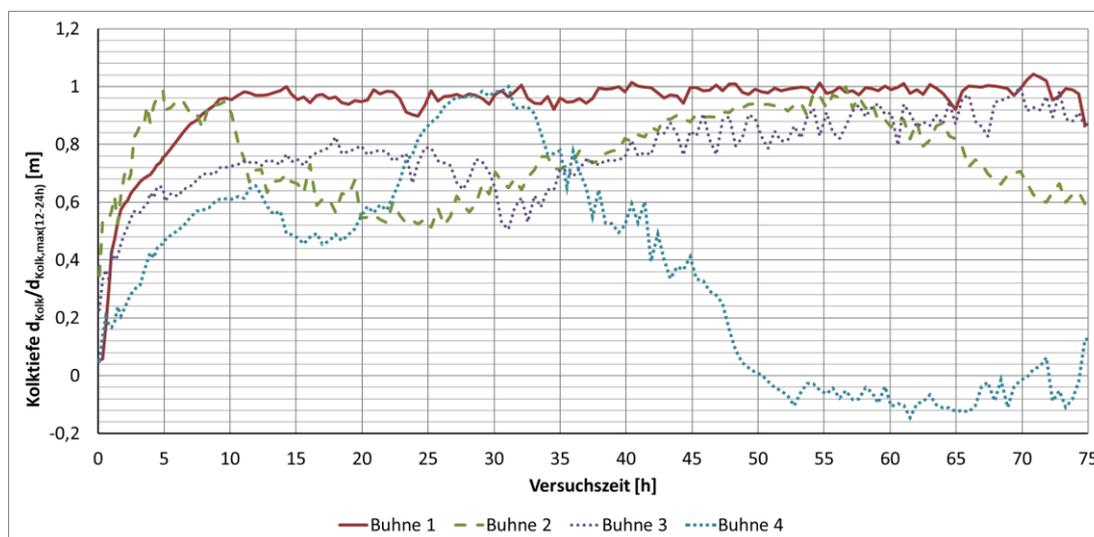


Abbildung 6-6: Zeitliche Entwicklung der Kolkentiefe für die Langzeitmessung anhand des Referenzversuchs

Es zeigt sich der aus der Literatur u.a. bei Melville & Chiew (1999) für Pfeiler oder bei Pandey et al. (2021) für umströmte Bühnen bekannte typische logarithmische Verlauf der Kolkentiefe. Dieser ist bis ca.  $t = 10$  h sehr steil und flacht dann ab. Durch die hohe zeitliche Auflösung sind auch nach dem Erreichen von  $d_{\text{Kolk,max}}$  regelmäßige Schwankungen der Kolkentiefe zu beobachten. Diese sind auf Hangrutschungen innerhalb des Kolkes zurückzuführen. Auch kam es vereinzelt zum Oszillieren von

einzelnen PVC-Partikeln im direkten Umfeld des Bühnenkopfs bis diese schlussendlich ausgetragen wurden.

Da an Lenkbühne 1 die Klarwasserbedingung herrscht, ist sie für die Festlegung der Versuchszeit bestimmend. In der Literatur existieren viele Ansätze zur Bestimmung der „equilibrium depth“, z. B. von Grimaldi (2005), Kothyari et al. (2007) oder Fael et al. (2016), die zumeist für Pfeiler an Brücken entwickelt wurden. Als Gleichgewichtsbedingung wird eine maximale Änderung der Kolktiefe anhand geometrischer oder visueller Parameter verwendet. Für die vorliegende Arbeit wurde der Ansatz von Melville & Chiew (1999) angewendet. Dort ist die Entwicklungszeit  $t_e$  eines Pfeilerkolkes dann erreicht, wenn die Zunahme der Kolktiefe 5 % des Pfeilerdurchmesser im darauffolgenden 24h-Stunden-Intervall nicht überschreitet.

$$\frac{d(d_{se})}{dt} \leq \frac{0.05 * D}{24 h} \quad (6-2)$$

mit:

D Pfeilerdurchmesser [m]

$d_{se}$  Kolktiefe unter Gleichgewichtsbedingungen [m]

Da die Formel von Melville & Chiew (1999) für Pfeiler entwickelt wurde, wurde der Ansatz nach Kannen et al. (2022) zur Übertragung auf das vorliegende Versuchssetup benutzt. Dort wird der Pfeilerdurchmesser D, angelehnt an die Definition der Re-Zahl, als hydraulisch maßgebende Größe interpretiert. Dementsprechend erfolgt die Umrechnung für überströmte Einbauten, also auch Lenkbühnen, nach Kannen et al. (2022):

$$D_{eq} = \frac{w_s * h_s}{y} = \frac{l_p * h_B}{y} \quad (6-3)$$

mit:

$D_{eq}$  äquivalenter Pfeilerdurchmesser [m]

$w_s$  Breite der hydraulischen Struktur [m]

$h_s$  Höhe der hydraulischen Struktur [m]

y mittlere Wassertiefe im unbeeinflussten Querschnitt [m]

$l_p$  projizierte Bühnenlänge [m]

$h_B$  Höhe der eingebauten Bühnen [m]

Die Zielgröße für die Entwicklungszeit wird bereits nach ca. 2,5 h das erste Mal erreicht. Jedoch erreicht sie erst im Zeitraum 12 h bis 24 h das erste Mal für eine 12 h Periode das festgelegte Kriterium. Daher wurde gemäß den Vorhaben von Melville & Chiew (1999) die Versuchszeit auf 48 h festgesetzt.

#### 6.1.4 Versuchsablauf

Nach dem Erreichen des in Kapitel 6.1.3 beschriebenen einheitlichen Ausgangszustands wurde der erste Messzyklus gestartet. Ein Messzyklus umfasste die folgenden Einzelschritte

- Messung der oberstromigen Wasserspiegellage, Messzeit 15 min
- Messung der Sohltopographie

- Messung der flächigen Wasserspiegellagen

Um die Variabilität der Sohlstrukturen über die Versuchszeit abzudecken, wurde insgesamt fünf Mal zu den folgenden Zeitpunkten gemessen:

- Messung 1: 0 h Versuchsdauer
- Messung 2: 12 h Versuchsdauer
- Messung 3: 24 h Versuchsdauer
- Messung 4: 36 h Versuchsdauer
- Messung 5: 48 h Versuchsdauer

Da es sich beim Sedimenttransport um einen stochastischen Prozess handelt wurde jeder Versuch gemäß Literaturempfehlungen mindestens drei Mal wiederholt (Faulhaber, 2007; Hentschel, 2007, 2014). Nur RV wurde zur Erprobung des Messkonzepts fünf Mal untersucht. Für 2S-opt hingegen wurde aufgrund der fehlenden Eignung der Variante lediglich einmal die Versuchsdurchführung abgeschlossen.

Die Messaufgaben des Versuchsstands wurden durch Kombination eines programmierbaren Verfahrenswagens mit einer LabView-Anwendung automatisiert. Im Vergleich zur händischen Messung bzw. dem händischen Steuern und Auslösen der Messtechnik bietet die überwachte Automatisierung bedeutende Vorteile.

Die maßgebliche Zeiteinsparung bei den Messaufgaben ermöglicht es erst, in überschaubaren Zeiträumen eine hohe Mess-Auflösung zu erreichen. Bei zu langer Messdauer würde sich vor allem die Sohltopographie während des Messvorgangs zu stark verändern. Die Messung muss schneller voranschreiten als die Morphologie, die gemessen werden soll, da es sonst zur Artefaktbildung kommt. Dementsprechend kann die Messdichte nicht beliebig erhöht werden.

Zudem wird durch die programmierte Steuerung der Bearbeitereinfluss eliminiert, eine gleichbleibende Genauigkeit erzielt und damit die Vergleichbarkeit der Einzelmessungen verbessert. Auch lassen sich mit der programmgesteuerten Auslösung der Messungen die Messzeitpunkte genauer einhalten. Die ereignisgesteuerte Auslösung der Messungen führte bei den vorliegenden Untersuchungen zu Unterschieden der Gesamtlaufzeit von maximal 10 Minuten. Bezogen auf die Versuchszeit sind die Abweichungen der festgelegten Messzeitpunkte geringer als 0,3 %.

Durch die Automatisierung wird eine höhere Datendichte bei gleichzeitig geringerem Personaleinsatz ermöglicht. Sie fördert zudem die Objektivität und Vergleichbarkeit der Messdaten.

Durch die Abwesenheit von Kontrollpersonen ergibt sich gleichzeitig auch der Bedarf, kritische Fehler auch ohne menschliche Eingriffe rechtzeitig abzufangen. Ein Überwachungssystem für den Versuchsstand zur Abfangung kritischer Fehler wurde aufgebaut. Dies bestand aus verschiedenen Komponenten:

- Software-Routinen zum automatischen Abfangen wiederkehrender Fehler im Messablauf
- elektronische Kontrollsysteme zur Überwachung des Messvorgangs & Status der Versuchsrinne
- physikalische Barrieren zum Schutz der Versuchstechnik vor Schäden
- Notstromkreislauf für die Steuerungstechnik
- akustische und elektronische Warnmeldungen bei Versuchsbetrieb außerhalb der Normparameter

Durch Einsatz des Überwachungssystems konnte die Zuverlässigkeit des Versuchsablaufs stetig verbessert werden und konstante Versuchszeiten und Randbedingungen garantiert werden.

### 6.1.5 Auswahl der untersuchten Varianten

Es wurden alle an der Versuchsstrecke für Lenkbuhnen eingebauten Varianten (siehe Kapitel 4.3) und zwei aus den Untersuchungen mit fester Sohle abgeleitete Vorzugsvarianten (siehe Kapitel 5.6) untersucht.

Zusätzlich wurde zum Vergleich ein Nullversuch durchgeführt und eine einseitig im rechten Winkel zum Ufer angeordnete Mittelwasserbuhne wie in Kapitel 5 untersucht. Die einzelnen Parameter der Varianten und ihre im Folgenden benutzte Kurzbezeichnung sind in der Tabelle 6-2 zusammengefasst. Die im Rahmen dieser Arbeit allgemeingültige Definition der Bemessungsparameter für Lenkbuhnen kann Kapitel 3.6.3 entnommen werden.

Tabelle 6-2: Bemessungsparameter der in den Versuchen mit beweglicher Sohle untersuchten Lenkbuhnen-Varianten

Kurzbezeichnung	Herkunft	Anordnung	$\alpha$ [°]	$L_p$ [-]	$A_x$ [-]	$H$ [-]	$n_{\text{Buhnen}}$
NV	Nullversuch ohne Einbauten						
RV	Literatur	einseitig	60		4	1/10	4
1S-Alb	Freilandversuch	einseitig	60	1/2	2	1/10	7
2S-Alb	Freilandversuch	beidseitig	60	2/3	2	1/10	7
1,5S-Alb	Freilandversuch	wechselseitig	60	1/3	2	1/10	7
1S-opt	Versuche mit fester Sohle	einseitig	60	2/3	3	1/10	5
2S-opt	Versuche mit fester Sohle	beidseitig	60	2/3	2	1/5	7
MW-Buhne	Literatur	einseitig	90	1/3	4	3/10	4

Die Einbauten wurden für diese Versuchsreihe aus Multiplex-Platten gefertigt und mit demselben Stecksystem wie bei den Versuchen mit fester Sohle am Rinnenboden befestigt. Analog zur Versuchsreihe mit fester Sohle (siehe Kapitel 5.1.3) wurden auch hier die Kanten abgefast.

### 6.1.6 Beurteilungsparameter

Die ganzheitliche Analyse nach dem in Kapitel 2.6 entwickelten Forschungsansatz erfolgte gemäß den dort vorgestellten Bewertungskriterien, die aus den Zielsetzungen der Arbeit (siehe Kapitel 1.1) abgeleitet wurden. Sie sind mit den jeweils verknüpften Indikatoren im Folgenden aufgeführt:

- **Nutzung:** Uferschutz - Reduktion der ufernahen tiefengemittelten Fließgeschwindigkeit  $v_{\text{Ufer}}$  (Messwerte aus den Laborversuchen mit fester Sohle in Kapitel 5.2 bzw. berechnet gemäß Gl. (5-19) bis Gl. (5-17))
- **Bauwerksstabilität:** bauwerksnahe Kolkentiefe (Kapitel 6.3.3)
- **Randbedingungen:** Hochwasserschutz - Einfluss auf die Wasserspiegellage,
- **Ökologie:** HMID nach Gostner & Schleiss (2011) (Kapitel 6.4.2), Habitatuntersuchung mit CASiMiR (Kapitel 6.5), Untersuchung der Gewässerstrukturen gemäß den Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie (Kapitel 6.6), Schutzbereiche bei Hochwasser (Kapitel 6.7)
- **Ökonomie:** benötigtes Bauvolumen für die Lenkbuhne, gerechnet pro geschütztem Meter Ufer (berechnet nach Gl. (5-5))

### 6.1.7 Numerische Modellierung der Laborversuche für den Abflussbereich MNQ bis MQ und HQ2

Die gemessene Sohltopographie und Wasserspiegellagen aus den einzelnen Versuchen wurde gemäß dem in Kapitel 2.6 entwickelten Forschungsansatz der vorliegenden Arbeit für das Aufstellen numerischer Modelle genutzt. Sie bilden die Grundlage für Bewertung der Indikatoren des Bewertungskriteriums „Ökologie“. Das Vorgehen ist analog zum Monitoringprogramm des Freilandversuchs an der Alb (siehe Kapitel 4.6).

Jedes Versuchsset, bestehend aus Variante, Versuchswiederholung und dazugehörigem Messzeitpunkt, wurde einzeln ausgewertet. Eine Mittelwertbildung der Sohltopographie aus den einzelnen Datensets hätte die morphologischen Extremwerte, d.h. Anlandungen und Kolke, gemindert. Diese stellen jedoch gerade diejenigen Bereiche dar, die für Jungfische und adulte Exemplare von besonderer Bedeutung im Fließgewässer sind und, durch die jahrhundertelange Umgestaltung bedingt, in urbanen und räumlich beengten Bereichen fehlen.

Für jede Variante wurde dementsprechend pro Versuchswiederholung und Messzeitpunkt ein eigenes numerisches Modell aufgesetzt. Sie wurden analog zu den im Naturversuch dargestellten Modellen mit FLUMEN (Beffa 2014) umgesetzt (siehe Kapitel 4.6). Auf diese Art und Weise konnten auch die Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen für weitere Abflüsse untersucht werden. Es wurden im Rahmen der Sensitivitätsanalyse in Kapitel 6.2 Mesh-Auflösungen von  $0,05 \text{ m}^2$  bis  $5 \text{ m}^2$  untersucht.

Die erste Kalibrierung der numerischen Modelle erfolgte für das HQ2. Hierfür wurden die Messdaten der Versuche herangezogen. Die Daten wurden für die Analyse der Schutzbereiche bei Hochwasser genutzt (siehe Kapitel 6.7).

Im Laborversuch wurde der für die Hydromorphologie entscheidende Hochwasserabfluss HQ2 untersucht. Jedoch stellen Niedrig- und Mittelwasserabflüsse die wichtigen Kenngrößen für die Ökosystemprozesse eines Fließgewässers dar. Die Verteilung der Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten bei diesen Abflüssen ist entscheidend für die ökologische Wirkung der Maßnahmen (siehe Kapitel 2.2.1). Sie werden für die Habitatuntersuchungen mit CASiMiR in Kapitel 6.5 und die Analyse der Gewässerstrukturen nach den Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie in Kapitel 6.6 benötigt. Auch die hydraulisch-morphologische Bewertung in Kapitel 6.4.2 wurde auf Basis dieser Daten vorgenommen.

Diese Modelle wurden anhand der Versuche bei  $Q_1$  und  $Q_3$  kalibriert und mit  $Q_2$  validiert (siehe Angaben in Kapitel 6.1.1). Es wurden sechs Abflüsse zwischen MNQ und MQ simuliert. So standen für jeden Versuch, mit Ausnahme von 2S-opt, mindestens drei Versuchswiederholungen mit fünf Messzeitpunkten bei sechs Abflüssen zwischen NQ und MQ zur Verfügung. Die Umriss der Bühnen wurden gemäß den Literaturempfehlungen zur Habitatmodellierung als Bruchkanten aufgeführt (siehe Kapitel 2.5.4).

### 6.1.8 Umsetzung der Landesstudie Gewässerökologie als MATLAB-Tool

Die Methodik nach der Landesstudie Gewässerökologie (LS GÖ) (siehe Kapitel 2.5.3) ist auf die Begehung von Freilandgewässern ausgelegt. Der planende Wasserbau-Ingenieur verfügt zudem nicht über die Fachkenntnisse eines Gewässerökologen. Auch ließ sich z.B. die Bewertung nach der Landesstudie Gewässerökologie nicht mehr für den Ausgangszustand am Freilandversuch vor einer Umgestaltung (siehe Kapitel 2.5.3) durchführen, da die Methodik zu diesem Zeitpunkt noch nicht entwickelt war. Dennoch werden Planungswerkzeuge zur Abschätzung der Auswirkungen

wasserbaulicher Maßnahmen auf den ökologischen Zustand und das Habitatangebot benötigt. Die LS GÖ wurde daher zu einem rein numerischen Bewertungsverfahren weiterentwickelt.

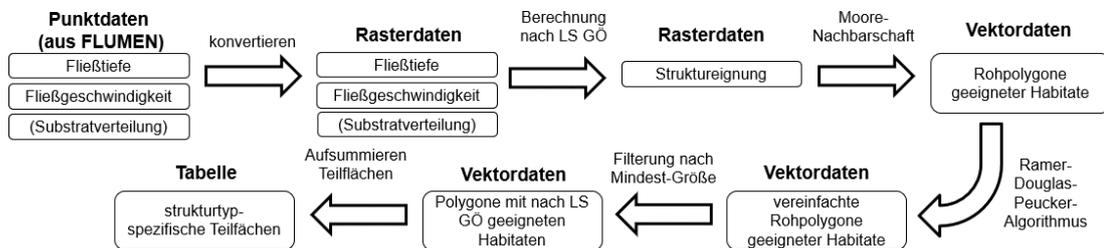


Abbildung 6-7: Ablaufschema des MATLAB-Tools zur Umsetzung der Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie auf Basis numerischer Daten

Der schematische Aufbau des entwickelten MATLAB-Tools ist in Abbildung 6-7 dargestellt. Die numerischen Modelle der Laborversuche für den MQ dienten als Eingangsdaten. Die von FLUMEN berechenbaren Verteilungen der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit lassen sich vom Programm als Punktdaten ausgeben. Sie werden in MATLAB eingeladen und in Rasterdaten umgewandelt. Aus der Kombination der beiden Bewertungsgrößen lässt sich die individuelle Eignung jeder Rasterzelle herausarbeiten.

Für die Berücksichtigung der Mindestgrößen für die einzelnen Strukturtypen wird die zusammenhängende Fläche jedes Polygons gleicher Eignung benötigt. Daher wurden die Rasterzellen agglomeriert und die Abgrenzungen der Teilbereiche mit der Moore-Nachbarschaft (Uguz et al., 2016) abgeleitet. Dabei wird davon ausgegangen, dass einzelne Pixel des Rasters sich berühren und damit Teil des gleichen Objekts sind, wenn sich ihre Kanten oder Ecken berühren. Die Punktdichte der resultierenden Polygone wurden zur Beschleunigung der Berechnung nach dem Ramer-Douglas-Peucker-Algorithmus vereinfacht (Douglas & Peucker, 1973; Ramer, 1972). Um die Beeinflussung der Polygonform durch die Vereinfachung zu minimieren, wurde die maximale erlaubte Abweichung auf 1 mm festgelegt.

Das entwickelte Tool filtert anschließend die einzelnen Eignungspolygone nach der in der LS GÖ vorgegebenen strukturspezifischen Mindestgröße. Die Flächen der einzelnen Polygone werden anschließend strukturspezifisch aufsummiert und als Tabelle exportiert. Der resultierende Datensatz erlaubt dann die Bewertung der Erreichung der Ziele gemäß der Landesstudie Gewässerökologie. Die Zwischenergebnisse der einzelnen Bearbeitungsschritte sind in Abbildung 6-8 grafisch dargestellt.

Gegenüber der in der LS GÖ festgelegten Methodik bietet die Bewertung mit numerischen Modellen den Vorteil, dass sie objektiv ist und kein limnologisches Fachwissen zur Beurteilung der Strukturtypen benötigt wird.

Um eine abrupte Filterung von Teilflächen mit nur minimaler Abweichung von den vorgegebenen Grenzwerten abzuschwächen, wurden auch Flächen mit einer maximal 10-prozentigen Abweichung von den vorgegebenen strukturspezifischen Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen in die Auswertung einbezogen. Dadurch wird zudem der Einfluss des Schätzens der Parameter im Freiland abgebildet (siehe Kapitel 4.7.3). Diese so ermittelten zusätzlichen Teilflächen werden in die Berechnung der Mindestgröße einer bestehenden Teilfläche einbezogen, wenn sie direkt angrenzen. Allerdings gehen sie nur mit 50 % ihrer Größe in die Bewertung des geforderten Flächenanteils eines Strukturtyps an der Gesamtfläche ein.

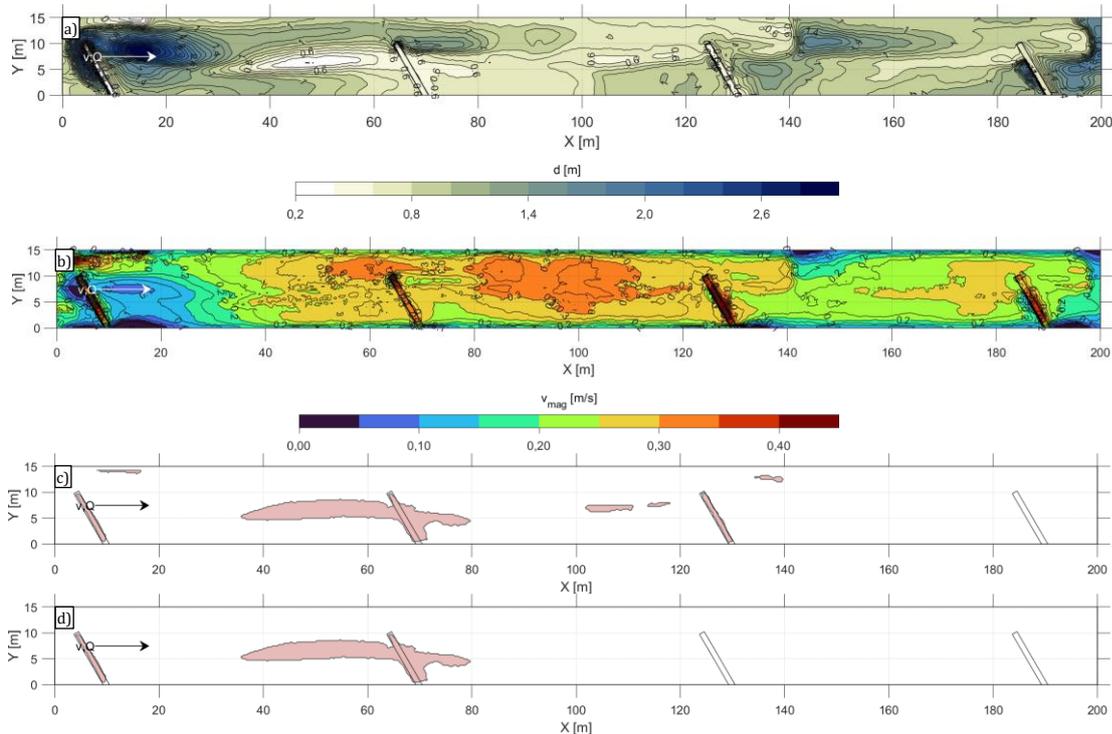


Abbildung 6-8: Geschwindigkeitsverteilung (a), Wassertiefenverteilung (b), Rohbewertung der Habitateignung (c) und gefilterte Habitateignung für den Strukturtyp „flach abfallende, angeströmte Bereiche“ der Äsche (d) für den Versuch RV 1-5

Für die vorliegende Auswertung ist es notwendig, zwischen denjenigen Strukturtypen, die von ihrer hydraulischen Funktion definiert werden, und denjenigen, die vom Substrat oder der Unterstandsfunktion definiert werden, zu unterscheiden. Für folgende Strukturtypen sind nach den Angaben in der LS GÖ die hydraulischen Randbedingungen ausschlaggebend:

- flache, strömungsberuhigte Bereiche (Äsche, Barbe, Nase)
- flach abfallende, angeströmte Bereiche (Äsche, Barbe, Nase)
- Fließrinnen (Äsche, Barbe, Nase)
- Wintereinstände (Kolke) (Äsche)
- tiefe, große Kolke (Barbe)
- ruhig durchflossene Fließrinnen (Nase)

Diese lassen sich mit der präsentierten Methodik gut auswerten und in ihrer ökologischen Funktion evaluieren. Bei den nachfolgenden Strukturtypen ist das Substrat oder das Vorhandensein geeigneter Deckungsstrukturen maßgebend für die ökologische Funktion und die Hydraulik von geringerer Bedeutung:

- überströmte Kiesflächen\* (Äsche, Barbe, Nase)
- Unterstände bzw. kleinflächige Unterstände\* (Äsche, Barbe, Nase)
- Unterstände beim Laichplatz\* (Äsche)

Für diese Strukturtypen kann anhand der rein hydraulischen Betrachtung nur das Potenzial für die Entstehung geeigneter Teilflächen angegeben werden, die sich bei Vorhandensein geeigneten Substrats im Falle des Strukturtyps „überströmte Kiesflächen\*“ bzw. von Deckungsstrukturen bei den anderen Strukturtypen fischökologisch als nutzbar erweisen könnten.

Die Anforderungen für eine Struktur wurden als erfüllt definiert, wenn der Mittelwert der geeigneten Flächenanteile  $A_{\text{geeignet}}/A_{\text{ges}}$  der betrachteten Struktur über alle Versuchswiederholungen und Messzeitpunkte mindestens den von der LS GÖ geforderten Mindestflächenanteil erfüllt.

Die Sensitivitätsanalyse, die im Folgenden vorgestellt wird, wurde am Beispiel des Referenzversuchs getrennt nach den Einflussfaktoren Abfluss, der Sohlentwicklungszeit und der Kombination aus Mesh-Auflösung des numerischen Modells und Mess-Auflösung im Laborversuch vorgenommen.

## 6.2 Sensitivitätsanalyse der Mess-Auflösung und Meshgröße

Es wurden Sensitivitätsuntersuchungen zum Einfluss der Mess-Auflösung im Laborversuch auf die verschiedenen Bewertungsparameter angestellt. Dafür wurde die erste Versuchsdurchführung der Variante RV zu Messzeitpunkt 5 (MZP), abgekürzt mit RV 1-5, herangezogen.

Im Folgenden wird der Einfluss der Mess-Auflösung im Laborversuch und der maximalen Mesh-Größe im numerischen Modell auf die untersuchten Fragestellungen und Parameter beschrieben.

Die obere Grenze der Messauflösung der aufgenommenen Querprofile war durch die maximale Sondenanzahl von 32 Sonden des Ultraschallmesssystems und die Breite der Versuchsrinne limitiert. Der minimale Abstand zwischen zwei Querprofilen in Längsrichtung wurde durch die Transportgeschwindigkeit des Sohlmaterials, die maximal zur Verfügung stehende Zeit für Sohl- und Wasserspiegelmessung zwischen zwei Messzeitpunkten, die Dauer der Sohlmessung pro Querprofil, und die Bewegungsgeschwindigkeit des Messwagens limitiert.

Tabelle 6-3: Untersuchte Messauflösungen der Sohltopographie in der Sensitivitätsanalyse

Name	Querprofil		Abstand Querprofile
	Anzahl Messwerte	Abstand quer	Abstand längs
	[pro Querprofil]	[cm]	[cm]
volle Mess-Auflösung	32	3	2
halbe Mess-Auflösung	16	6	4
geviertelte Mess-Auflösung	8	12	8

Die Mess-Auflösung der Sohltopographie wurde in drei Konfigurationen untersucht (siehe Tabelle 6-3). Der Einfluss der Mess-Auflösung wurde durch künstliche Reduktion der Anzahl der Messsensoren von voller Auflösung mit 32 Sonden pro Messquerschnitt, auf halbe Auflösung mit 16 Sonden pro Messquerschnitt und geviertelter Auflösung mit 8 Sonden pro Messquerschnitt mit zusätzlicher Halbierung bzw. Viertelung der Anzahl aufgenommener Querprofile ermittelt.

Die maximale Mesh-Auflösung wurde von  $0,05 \text{ m}^2$  bis  $5 \text{ m}^2$  variiert (siehe auch Kapitel 4.7.2). Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind im Folgenden getrennt nach den zur Bewertung der Varianten genutzten Indikatoren aufgeführt.

### 6.2.1 Einfluss auf die Ergebnisse der morphologischen Laborversuche

Die Auswirkung der Mess-Auflösung auf die Aussagegenauigkeit der erfassten Sohltopographie wird in Abbildung 6-9 beispielhaft anhand des Versuchs RV-1 zum Messzeitpunkt 5 illustriert.

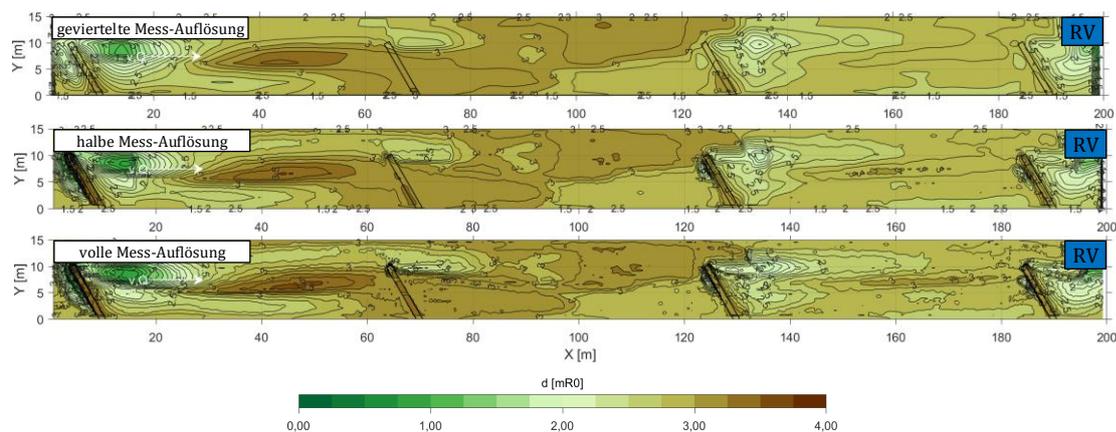


Abbildung 6-9: Auswirkung der Mess-Auflösung auf die gemessene Sohtopographie für RV 1-5

Die grundlegenden Strukturen, wie z.B. die Lage der Kolke am und unterstrom des Bühnenkopfs sowie die Anlandungsbereiche, werden bei allen Messungen ähnlich abgebildet. Je größer die Auflösung, desto stärker werden die Strukturen bei der Interpolation jedoch geglättet. Beispielsweise sind die feinen Ablagerungen zwischen  $X = 100$  m und  $120$  m bei  $Y = 5$  m bis  $15$  m in der vollen Mess-Auflösung noch deutlich zu erkennen. Bei halber Mess-Auflösung nehmen sie in ihrer Ausdehnung und Höhe bereits deutlich ab und für die geviertelte Mess-Auflösung ist nur noch ein einzelnes Rudiment nah dem linken Ufer vorhanden.

Durch den größeren Abstand der einzelnen Messpunkte zueinander werden die jeweiligen Extrema bei Halbierung bzw. Viertelung der Mess-Auflösung nur unzureichend wiedergegeben. Die Kolke und Anlandungen werden dadurch flacher. Bei geviertelter Auflösung ist der Kolk an Bühne 1 beispielsweise knapp  $30$  cm flacher als in voller Auflösung. Auch die unterstrom davon befindliche Anlandung verliert mehr als  $15$  cm an Höhe im Vergleich zur vollen Mess-Auflösung.

### 6.2.2 Einfluss auf die Ergebnisse der numerischen Modellierung

In Abbildung 6-10 ist zunächst die Auswirkung der Mess-Auflösung auf die in FLUMEN simulierte Fließgeschwindigkeiten beispielhaft an RV 1-5 dargestellt.

Es zeigt sich, dass die Auswirkungen der Mess-Auflösung bei Beibehaltung der Bühnenabmessungen als klare Bruchkanten im Modell (siehe Erläuterung in Kapitel 6.1.7) in vielen großen Bereichen nur vernachlässigbare Auswirkungen auf die Geschwindigkeitsverteilung im numerischen Modell haben. Jedoch ist vor allem an der ersten Lenkbühne ein deutlicher Unterschied zu beobachten. Hier ist die Fließgeschwindigkeit im Kolk in der vollen Mess-Auflösung deutlich geringer als in den beiden anderen Mess-Auflösungen. Auch die Ausdehnung des lokalen Geschwindigkeitsmaximums auf der linken Uferseite unterstrom Lenkbühne 2 erscheint bei der vollen Mess-Auflösung deutlich stärker gestaucht. Jedoch weist das Strömungsmuster zwischen der geviertelten und vollen Mess-Auflösung nur minimale Unterschiede auf. Je größer die Mess-Auflösung, desto glatter und deutlicher sind die Abgrenzungen zwischen den einzelnen Strömungsmustern.

## 6 Laborversuche mit beweglicher Sohle

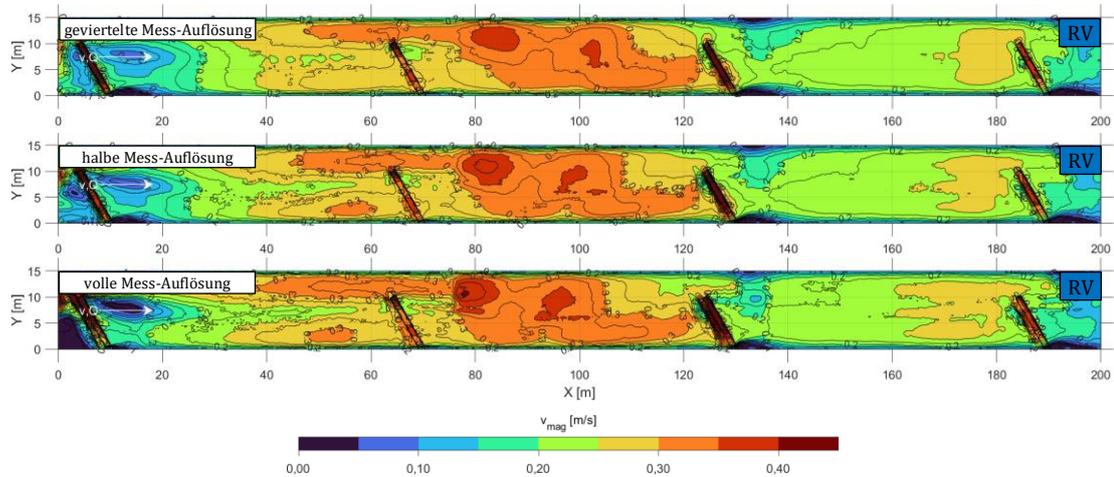


Abbildung 6-10: Geschwindigkeitsverteilung im numerischen Modell von RV 1-5 für MQ-Bedingungen in Abhängigkeit der Mess-Auflösung bei einer maximalen Mesh-Größe von  $0,005 \text{ m}^2$

Der Vergleich der Geschwindigkeitsverteilung für den minimalen Wert der maximalen Mesh-Größe  $A_{\text{Mesh,max}}$  von  $0,05 \text{ m}^2$ , den von Papaïannou et al. (2019) empfohlenen Wert von  $1 \text{ m}^2$  und den in dieser Analyse gewählten maximalen Wert von  $5 \text{ m}^2$  findet sich in Abbildung 6-11. Auch für diesen Vergleich wurden die Buhnen wieder als Bruchkanten ins Modell eingebaut.

Es ist zu sehen, dass die Änderung von  $A_{\text{Mesh,max}}$  deutlich stärkere Auswirkungen auf die Geschwindigkeitsverteilung ausübt als bei der Mess-Auflösung. Am auffälligsten ist diese Veränderung bei Betrachtung der Gerinnemitte zwischen  $X = 20 \text{ m}$  bis  $60 \text{ m}$ . Da in den gröberen Auflösungen die Anlandung, die sich zwischen der Buhnenwurzel von Buhne 1 zum Buhnenkopf von Buhne 2 erstreckt, nicht korrekt in der Sohltopographie abgebildet wird, ändert sich hier die Strömung. Bei den gröberen Auflösungen konzentriert sich der Abfluss hier etwa in Gewässermitte, während in der feinen Auflösung von  $0,05 \text{ m}^2$  der Hauptanteil des Abflusses um eben diese Anlandung herumfließt.

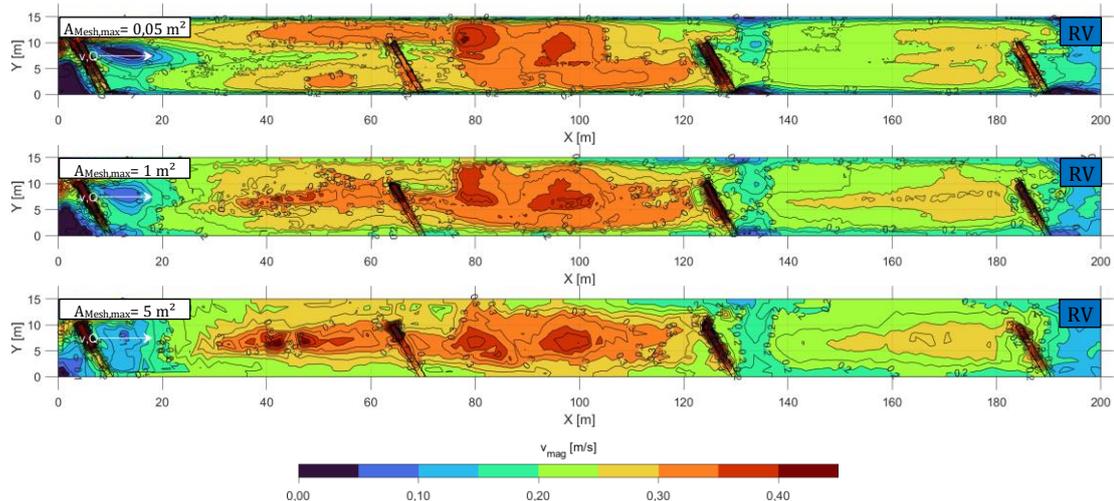


Abbildung 6-11: Geschwindigkeitsverteilung im numerischen Modell von RV 1-5 bei MQ-Bedingungen in Abhängigkeit der maximalen Mesh-Größe

Aus den beiden Vergleichen kann also wiedergegeben werden, dass sich die maximale Mesh-Größe stärker auf die Geschwindigkeitsverteilung auswirkt als die Mess-Auflösung.

### 6.2.3 Einfluss auf die Hydraulisch-morphologische Bewertung der dokumentierten Gewässerstrukturierung

In Abbildung 6-12 wird die Sensitivitätsanalyse des HMID für die numerischen Modelle der Versuche mit beweglicher Sohle am Beispiel von RV 1-5 vorgenommen. Die Analyse der dazugehörigen Teilvielfältigkeitsindices der Wassertiefe  $V_t$  und der Fließgeschwindigkeit  $V_v$  ist in Anhang E.1 zu finden.

Die Werte für den HMID schwanken zwischen 3,32 und 3,70. Mit Abnahme von  $A_{\text{Mesh,max}}$  nimmt der HMID zu, da die Fließgeschwindigkeitsverteilung hydraulisch präziser abgebildet wird. Analog nimmt mit abnehmender Mess-Auflösung ebenfalls der HMID zu, da Extremwerte der Sohltopographie wie die Kolke am Bühnenkopf und die Anlandungsbereiche aus den Laborversuchen besser in den Daten abgebildet werden. Die beiden vorgestellten Trends in den Daten sind für  $A_{\text{Mesh}} > 1\text{m}^2$  deutlicher ausgeprägt als für die groben Auflösungen am anderen Ende des Wertespektrums. Bei grober Mess-Auflösung werden die Kontouren der Sohltopographie nur rudimentär wiedergegeben. Daher ermöglicht eine höhere Auflösung des Berechnungsgitters nur noch bedingt eine Zunahme der Informationsdichte, die aus der Sohltopographie wiedergegeben werden kann.

Die Betrachtung nach Teilvielfältigkeitsindices zeigt deutliche Unterschiede bezüglich  $V_v$  und  $V_t$  auf. Der Wertebereich von  $V_v$  schwankt nur leicht zwischen 1,73 und 1,80. Deutlich stärker wirkt sich die Änderung von  $A_{\text{Mess}}$  und  $A_{\text{Mesh,max}}$  auf den  $V_t$  aus. Hier ist ein eindeutiger Trend zu erkennen, dass mit kleineren Mesh-Größen und kleinerer Auflösung der  $V_t$  durch die bessere Abbildung der Extrema in der Sohltopographie stetig zunimmt. Der Wertebereich für  $V_t$  beträgt 1,90 bis 2,09 und hat damit eine größere Auswirkung auf die Sensitivität des HMID als der  $V_v$ .

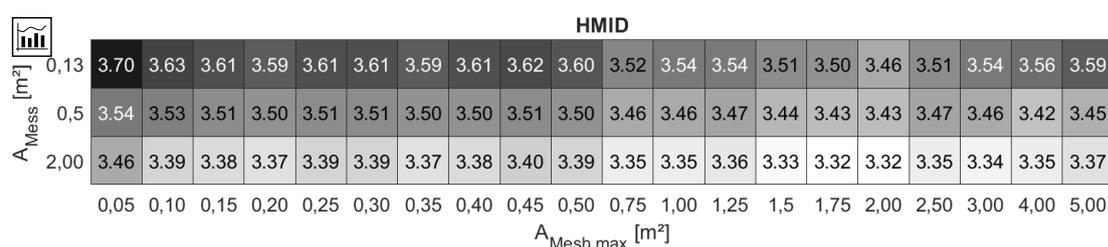


Abbildung 6-12: Sensitivitätsanalyse des Hydraulischen Index der Diversität in Abhängigkeit der Mess-Auflösung und maximalen Mesh-Größe für RV 1-5

### 6.2.4 Einfluss auf die Habitatbewertung mit CASiMiR

Der Einfluss von Mess-Auflösung und Mesh-Größe auf die Habitatbewertung mit CASiMiR wird in Abbildung 6-15 exemplarisch für die folgenden Kombinationen von Fischarten und Altersstadien untersucht: laichende Äsche, juvenile Barbe und adulte Nase. Die Daten für alle anderen Fischarten bzw. deren Altersstadien sind im Anhang E.2 zusammengestellt.

Es zeigen sich nur minimale Auswirkungen der Mesh-Größe und Mess-Auflösung auf den HHS. Für die laichende Äsche schwankt der HHS zwischen 0,11 und 0,12. Dabei sind die HHS-Werte am geringsten für eine maximale Mesh-Größe von  $5\text{m}^2$ . Auch für sehr feine Auflösungen  $0,05\text{m}^2$  bis  $0,10\text{m}^2$  ist bei einer Mess-Auflösung von  $2\text{m}^2$  ein Minimum des HHS zu beobachten, während bei gleicher Mesh-Größe für die Mess-Auflösung von  $0,13\text{m}^2$  ein Maximum zu beobachten ist.

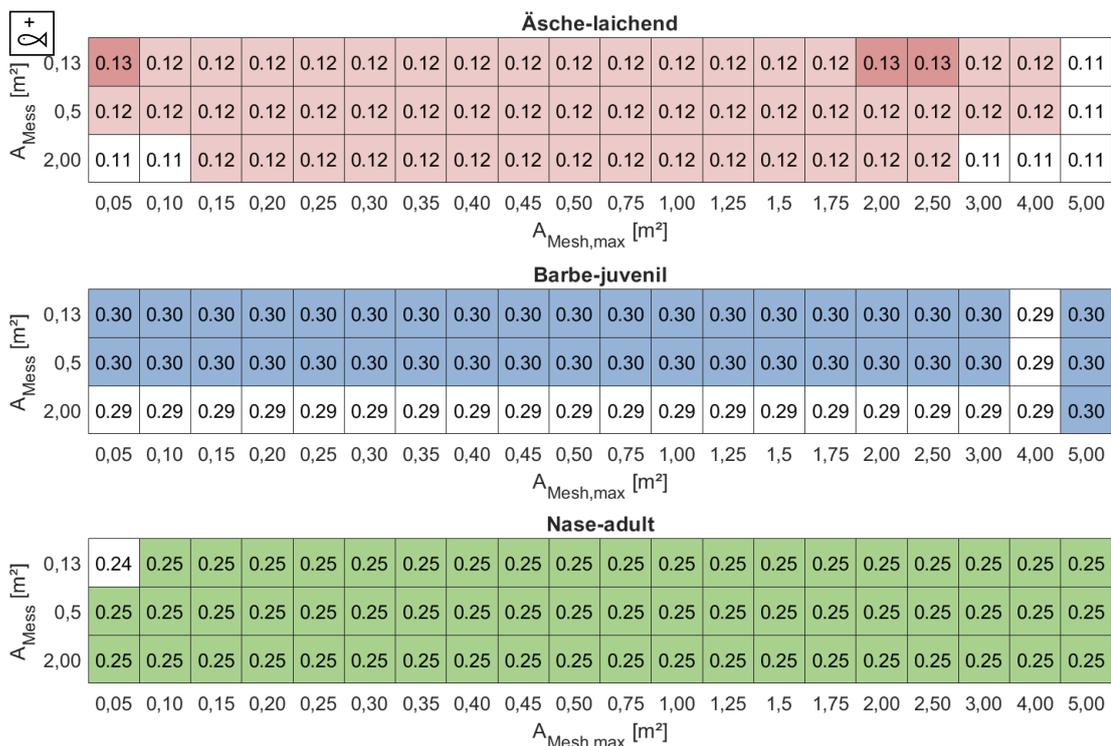


Abbildung 6-13: Untersuchung der Sensitivität der Habitateignung HHS nach CASiMiR in Abhängigkeit von Mess-Auflösung und der maximalen Mesh-Größe für RV 1-5

Für die juvenile Barbe lässt sich ebenfalls ein Minimum im Bereich der groben Mesh-Größe von 4 m<sup>2</sup> beobachten. Gleichzeitig ist hier die Habitateignung für die Mess-Auflösung von 2 m<sup>2</sup> am geringsten. Für die adulte Nase ist der HHS nahezu unabhängig von Mesh-Größe und Mess-Auflösung. Für A<sub>Mess</sub>= 0,13 m<sup>2</sup> und A<sub>Mesh,max</sub>= 0,05 m<sup>2</sup> lässt sich der minimale HHS von 0,24 beobachten.

Mithilfe der Sensitivitätsanalyse konnte gezeigt werden, dass CASiMiR insensitiv auf die zeitlichen Veränderungen der Sohlmorphologie als auch auf die Mess-Auflösung und die Mesh-Größe reagiert. Die Bewertung macht sich in den im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Varianten hauptsächlich an den globalen hydraulischen Bedingungen fest. Die Mess-Auflösung und die Mesh-Größe haben demzufolge nur einen sehr geringen Einfluss auf die Habitatbewertung mit CASiMiR.

### 6.2.5 Einfluss auf die Untersuchung der Gewässerstrukturen gemäß den Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie

Der Einfluss von Mess-Auflösung und Mesh-Größe auf die Bewertung der Gewässerstrukturen gemäß den Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie ist in Abbildung 6-15 exemplarisch für die Strukturtypen „Fließrinne“ der Äsche, „tiefer, große Kolk“ der Barbe und „flach abfallende, angeströmte Bereiche“ der Nase dargestellt. Die Daten für alle anderen Fischarten bzw. Altersstadien sind in Anhang E.3 zusammengestellt.

Der Flächenanteil der Fließrinnen für die Äsche steigt mit abnehmender Mesh-Größe deutlich an. So ist er bei einer Mess-Auflösung von 0,13 m<sup>2</sup> für eine maximale Mesh-Größe von 0,05 m<sup>2</sup> dreimal so groß wie für 5 m<sup>2</sup>. Dabei zeigen sich periodische Schwankungen der ermittelten Flächenanteils bei Betrachtung einer konstanten Mess-Auflösung. Für grobe Mess-Auflösungen werden die Fließrinnen nicht in ihrer vollkommen Ausdehnung nach unterstrom abgebildet und bestehen daher aus

mehreren Teilflächen. Daher wird eine größere Anzahl an Teilflächen durch der Filterung nach Mindestgröße von der Auswertung ausgeschlossen als bei den feineren Auflösungen.

Ein nur geringer Einfluss von Mesh-Größe und Mess-Auflösung zeigt sich für den Strukturtyp „tiefe, große Kolke“ der Barbe. Dieser Umstand ist auf den geringen Flächenanteil dieses Strukturtyps insgesamt zurückzuführen. Lediglich für Mesh-Größen größer 2,5 m<sup>2</sup> ist ein Unterschied im Vergleich zu feineren Auflösungen festzustellen. Zudem ändert sich die Ausdehnung der Struktur durch Schwankungen der Mesh-Größe und Mess-Auflösung nur in ihren Randbereichen. Zusammen mit der geringen Mindestgröße der Teilflächen ist die Bewertung daher sehr stabil.

Für „flach abfallende angeströmte Bereiche“ für die Nase zeigt sich ein ähnliches Schwankungsmuster wie für die Fließrinnen der Äsche. Hier steigt der ermittelte Flächenanteil von 7 % bei einer maximalen Mesh-Größe von 5 m<sup>2</sup> bei allen drei Mess-Auflösungen mit abnehmender maximaler Mesh-Größe bis zu einer Mesh-Größe von 1,25 m<sup>2</sup> auf bis zu 12 % stark an. Daraufhin fällt er plötzlich stark wieder auf 7 % ab, um dann wieder, in Abhängigkeit der Mess-Auflösung, bis 0,35 m<sup>2</sup> bzw. 0,4 m<sup>2</sup>, wieder deutlich auf bis 12 % zu zunehmen. Gefolgt von einem weiteren Minimum nimmt der Flächenanteil dann wieder leicht bis auf 10 % zu.

Die Gründe sind hier ähnlich wie bei den Fließrinne für die Äsche. Durch eine zu grobe Mesh-Größe werden die entstandenen Einzelstrukturen nur in Fragmenten erfasst. Zusätzlich bedingt die Filterung nach einer absoluten Mindestfläche, dass bei grobem Mesh ein größerer Anteil der Einzelstrukturen von der weiteren Auswertung ausgeschlossen wird als bei einem feineren Mesh. Die Auswirkungen sind dennoch geringer als im ersten Beispiel, da für die Fließrinne der Äsche mit 40 m<sup>2</sup> eine größere Mindestfläche als für die „flach abfallenden Bereiche“ der Nase mit 20 m<sup>2</sup> gefordert wird.

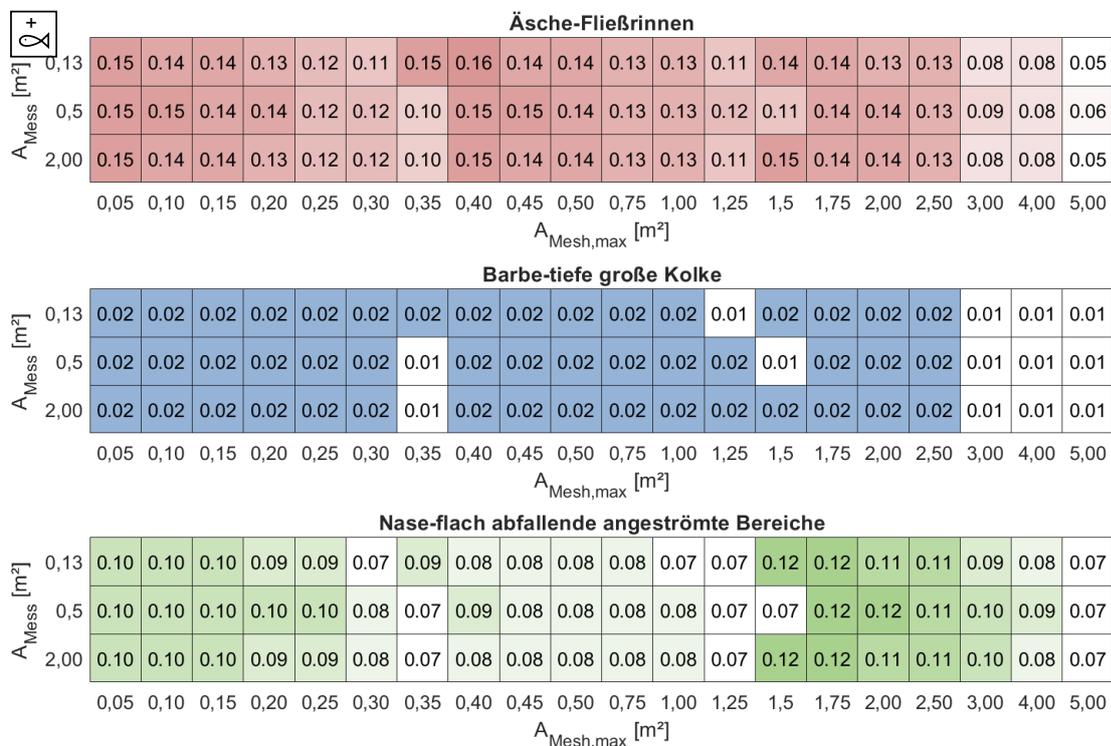


Abbildung 6-14: Untersuchung der Sensitivität der berechneten Flächenanteile dreier ausgewählter Strukturtypen nach LS GÖ in Abhängigkeit von Mess-Auflösung und max. Mesh-Größe für RV 1-5

Es lässt sich schlussfolgern, dass die Auswirkungen der Mess-Auflösung deutlich kleiner sind, als bei Variationen der Mesh-Größe. Selbst bei einer Reduktion der Mess-Auflösung von 32 Punkten pro Querschnitt bei  $A_{\text{Mess}} = 0,13 \text{ m}^2$  auf 8 Punkte pro Querschnitt und  $A_{\text{Mess}} = 2,00 \text{ m}^2$  sind nur kleine Änderungen in den Flächenanteilen der Strukturtypen zu verzeichnen. Bei einer zu groben Mess-Auflösung können die Gewässerstrukturen hingegen nicht in ihrer Gesamtheit erfasst werden und die hydraulischen Zusammenhänge zwischen den Einbauten sowie anderen morphologischen Extrempunkten wie Kolken und Anlandungsbereichen gehen dann verloren.

### 6.2.6 Einfluss auf die Schutzbereiche bei Hochwasser

Der Einfluss von Mess-Auflösung und Mesh-Größe auf die Schutzbereiche bei Hochwasser ist in Abbildung 6-15 exemplarisch für die larvale Äsche, die juvenile Barbe und die adulte Nase dargestellt. Die Daten für alle anderen Fischarten bzw. Altersstadien sind im Anhang E.4 zusammengestellt.

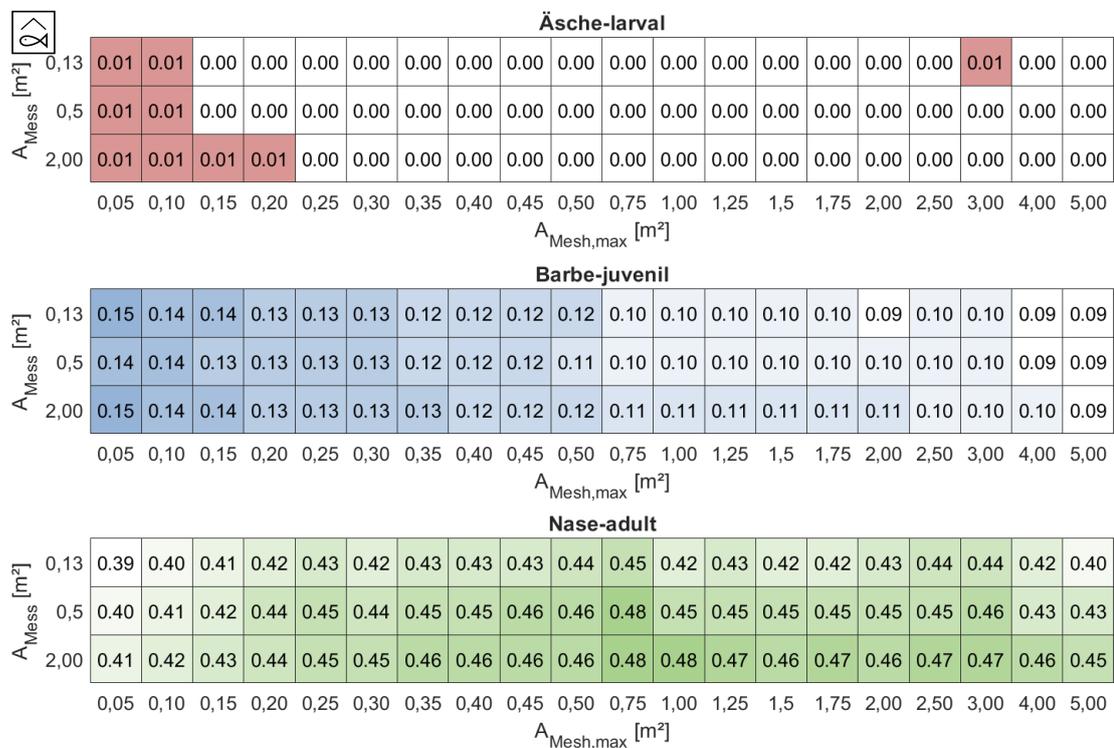


Abbildung 6-15: Untersuchung der Sensitivität des Anteils der Hochwasser-Schutzbereiche an der Gesamtfläche in Abhängigkeit von Mess-Auflösung und max. Mesh-Größe

Für die larvale Äsche beträgt der Flächenanteil der Schutzbereiche maximal 0,01. Mit Ausnahme eines Einzelwertes von 0,01  $A_{\text{geschützt}}$  zu  $A_{\text{ges}}$  für eine Mess-Auflösung von  $0,13 \text{ m}^2$  bei einer Mesh-Größe von  $3 \text{ m}^2$  sind Schutzbereiche nur für Mesh-Größen kleiner  $0,20 \text{ m}^2$  zu beobachten. Nur bei dieser geringen Auflösung scheinen die extrem flachen und sehr langsam durchströmten Uferbereiche unmittelbar an der Rinnenbegrenzung abgebildet zu werden.

Bei der juvenilen Barbe steigt der Anteil der Hochwasserschutzbereiche von den groben zu den feinen Auflösungen von 0,09 auf bis zu 0,15 an. Hierbei ist zu beachten, dass für die groben Mesh-Auflösungen größer als  $2 \text{ m}^2$  die Fließgeschwindigkeitsverteilungen im Nahbereich der Buhnen durch Artefaktbildung stark verzerrt werden und sich dadurch auch eine räumlich stark abweichende Verteilung der Hochwasserschutzbereiche ergibt.

Für die adulte Nase zeigt sich kein klarer Zusammenhang zwischen Mess-Auflösung, maximaler Mesh-Größe und dem Anteil der Hochwasserschutzbereiche an der Gesamtfläche. Der größte Flächenanteil der Hochwasserschutzbereiche bei HQ2 ergibt sich mit 0,45 bis 0,48 für mittlere Mesh-Größen um  $0,75 \text{ m}^2$ . Die kleinsten Anteile von 0,38 bis 0,40 finden sich für die Extreme in den Mesh-Größen. Auch hier beeinflusst die mangelhafte Abbildung der Geschwindigkeitsverteilung im Umfeld der Buhne bei groben Auflösungen die Bewertung der Schutzbereiche.

Im Gegensatz zu den Erkenntnissen der Sensitivitätsanalyse für die beiden Habitatbewertungsverfahren (siehe Kapitel 6.2.4 und Kapitel 6.2.5) zeigt sich bei der Untersuchung des Einflusses der Messauflösung ein gegenteiliges Bild. Die Sensitivitätsanalyse wies kleine Auswirkungen der Variation der Messauflösung auf das Vorhandensein geeigneter Schutzbereiche bei mittleren und groben Mesh-Auflösungen auf. Hinsichtlich der Mesh-Auflösung zeigte sich eine Zunahme der geschützten Bereiche von den groben zu den feinen Auflösungen. Die Auswirkungen der Mess-Auflösung war weniger stark als die der Mesh-Auflösung. Hier zeigt sich ein umgekehrter Trend: Bei der größten untersuchten Mess-Auflösung von  $2 \text{ m}^2$  war der Flächenanteil der Hochwasserschutzbereiche im Gerinne minimal größer als in den beiden anderen untersuchten Auflösungen  $0,5 \text{ m}^2$  und  $0,13 \text{ m}^2$ . Bedingt durch die gröbere Mess-Auflösung sind die flachen Uferbereiche im Querprofil breiter repräsentiert als bei feinen Auflösungen. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass bei größerer Auflösung die Anlandungsbereiche in Ufernähe aufgrund des größeren Abstands zwischen den im Querprofil gemessenen Messpunkten beim Interpolieren des Rasters weiter in Richtung Gewässermitte gezogen werden. Dadurch schiebt sich die Ausdehnung der Rückzugsbereiche leicht in Richtung Gewässermitte und führt zu einem größeren Flächenanteil an der Gesamtfläche.

### 6.2.7 Fazit der Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse hat gezeigt, dass sich die Mesh-Größe der numerischen Modelle stärker auf die Bewertungsergebnisse der untersuchten Indikatoren auswirkt als die Messauflösung. Eine feine Messauflösung in Kombination mit einem groben Mesh bringt also keinen Genauigkeitsgewinn, da die hydraulischen Bedingungen nur unzureichend vom numerischen Modell abgebildet werden können.

Zudem wurde deutlich, dass für ökologische Untersuchungen an Fließgewässern deutlich feinere Auflösungen der numerischen Modelle benötigt werden als bei Untersuchungen zum Hochwasserschutz. Damit können die Erkenntnisse der Literaturrecherche (siehe Kapitel 2.5.4.1) bestätigt werden. Ab einer Mesh-Auflösung von kleiner als  $1 \text{ m}^2$  nehmen die Schwankungen der ermittelten Kennwerte deutlich ab. Dies bestätigt die Empfehlungen von Papaioannou et al. (2020). Jedoch kommt es vor allem bis zu Mesh-Größen von etwa  $0,2 \text{ m}^2$  weiterhin zu Veränderungen der berechneten Habitateignung bzw. der berechneten Schutzbereiche bei Hochwasser. Folglich muss bei Vergleichen verschiedener Varianten darauf geachtet werden, dass die Auflösungen der Berechnungsgitter vergleichbar bleiben.

Die Vergleiche dieses Unterkapitels und die Erkenntnisse aus der Literatur zeigen zudem, dass die Auflösungen der Messdaten und des Meshs des numerischen Modells sich in einem ähnlichen Wertebereich befinden müssen. Durch eine hohe Messauflösung können vor allem im Vergleich zur Rinnebreite kleineren Extrembereich wie tiefe Kolke am Bühnenkopf und Anlandungen vor allem am Ufer besser abgebildet werden.

Anhand der aus den Sensitivitätsuntersuchungen gezogenen Erkenntnisse erfolgte, auch unter Berücksichtigung der Erkenntnisse aus Kapitel 4.7.2 und der weiteren Erkenntnisse der

Sensitivitätsanalysen in Kapitel 6.3.2, der Variantenvergleich mit voller Mess-Auflösung und einer maximalen Mesh-Auflösung von  $0,2 \text{ m}^2$ . Die Mess-Auflösung entsprach  $0,21 \text{ m}^2$ .

### 6.3 Ergebnisse der morphologischen Laborversuche

Im vorliegenden Unterkapitel werden die Ergebnisse der Laborversuche für HQ2 vorgestellt. Es erfolgt zunächst die phänomenologische Beschreibung der morphodynamischen Wirkung der Einbauten. Anschließend werden die Auswirkungen der verschiedenen Varianten auf die Gewässerstruktur vorgestellt. Sohltopographische Kennwerte zu den Kolkiefen und Anlandungshöhen, die für den Einsatz der Bauweise in der Praxis wichtig sind, werden ebenfalls aus den Ergebnissen abgeleitet. Zum Anschluss des Unterkapitels werden die Auswirkungen auf die Wasserspiegellage untersucht.

#### 6.3.1 Phänomenologische Beschreibung der morphodynamischen Wirkung von Lenkbuhnen

Die hydraulischen Auswirkungen von Lenkbuhnen wurden anhand von Tracerversuchen mit Kaliumpermanganat zur Strömungsvisualisierung dokumentiert. Beobachtungen und Dokumentation der Umlagerungen durch Videoaufnahmen kamen zur Untersuchung der morphologischen Auswirkungen zum Einsatz.

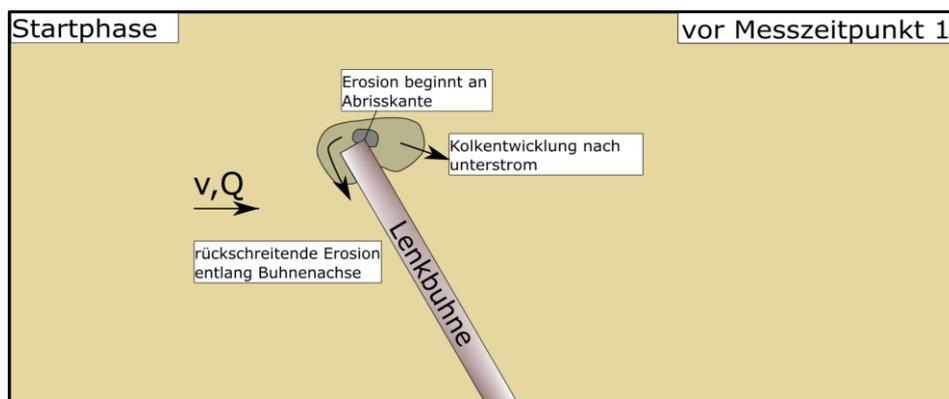


Abbildung 6-16: Morphologische Prozesse an Lenkbuhnen in der Startphase der Kolkbildung am Beispiel des RV-Versuchs

Die Erosion beginnt in der Startphase an der strömungsabgewandten Kante des Buhnenkopfes (siehe Abbildung 6-16). Dort bildet sich ein vertikaler Wirbel aus. Mit Beginn des Versuchs werden zuerst einzelne Sedimentkörner aus dem Verband gerissen. Es beginnt sich ein einzelner, zuerst lokal sehr begrenzter Kolk im direkten Umfeld der Abrisskante zu entwickeln. Dieser verbreitert sich allmählich und entwickelt sich zunächst nach oberstrom um den Buhnenkopf herum. Schlussendlich dehnt er sich entlang der der strömungszugewandten Seite der Buhnenachse in Richtung Ufer aus. Zusätzlich findet etwas verzögert eine Ausdehnung des Kolkes vom Buhnenkopf nach unterstrom statt. Es löst sich der bauwerksnahe Kolk in der Entwicklungsphase (siehe Abbildung 6-17) und wandert leicht in Richtung Ufer verschoben vom Bauwerk weg.

Das oberstrom der betrachteten Buhne transportierte Sediment wird zunächst in lateraler Richtung weitertransportiert. Durch den Teil des Abflusses der über dem Buhnenrücken beschleunigt wird, entsteht eine Spiralbewegung der Strömung, die das Sediment transportiert. Durch die Überlagerung

der beiden Teilströmungen entsteht dabei eine charakteristische Struktur unterstrom der Buhnen: eine örtlich scharf begrenzte Ablagerung von Sohlmaterial, die von zwei Kolken flankiert wird.

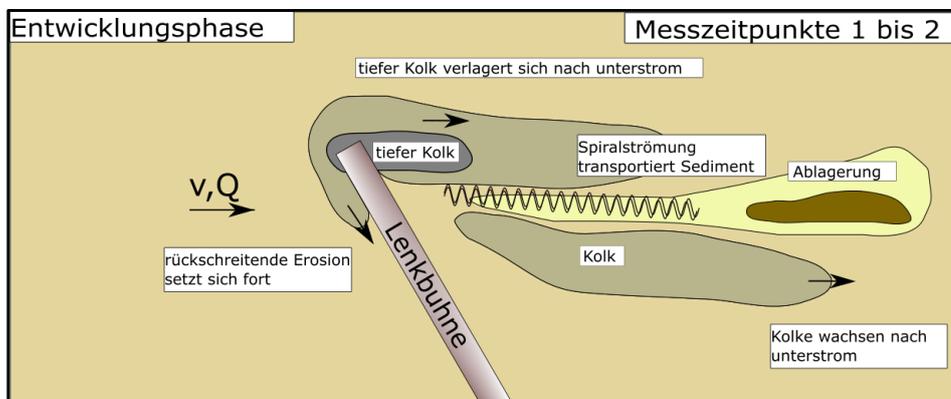


Abbildung 6-17: Morphologische Prozesse an Lenkbuhnen in der Entwicklungsphase der Kolkbildung am Beispiel des RV-Versuchs

Der bauwerksnahe Kolk dehnt sich in alle Raumrichtungen weiter aus. Er wandert entlang der Buhnenachse in Richtung Ufer und gleichzeitig nimmt seine Ausdehnung nach oberstrom zu. Parallel dazu nimmt die Kolktiefe zu. Die beiden bauwerksfernen Kolke unterstrom des Bauwerks bewegen sich in Fließrichtung weiter. Die genaue Abgrenzung zwischen bauwerksnahen und bauwerksfernen Kolk wird in Kapitel 6.3.3 vorgenommen. Der uferfernere Kolk ist deutlich stärker ausgeprägt und nimmt an Tiefe zu. Der ufernahe Kolk bleibt deutlich flacher. Die initial entstandene Ablagerung von Sediment zwischen den beiden Kolken dehnt sich zunehmend nach unterstrom aus und wird dabei flacher.

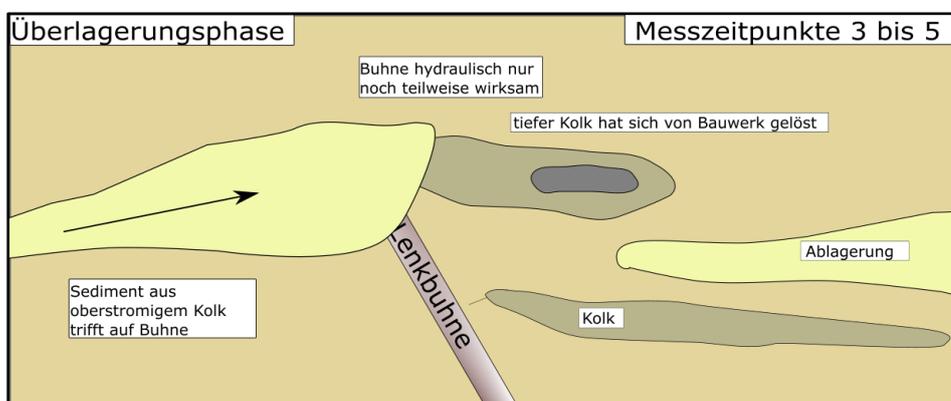


Abbildung 6-18: Morphologische Prozesse an Lenkbuhnen in der beginnenden Überlagerungsphase am Beispiel des RV-Versuchs

In der Überlagerungsphase (siehe Abbildung 6-18) treffen die aus den Buhnenfeldern gelösten Sedimentablagerungen als Kegel schlussendlich auf den Kopf der nächsten Buhne. Dadurch können zeitweise deren Kolkbereiche auch komplett sedimentiert werden und sogar das gesamte Bauwerk von Sediment überlagert werden. In diesem Zustand ist das Bauwerks hydraulisch nicht mehr wirksam, bis es periodisch von der Strömung wieder freigeräumt wird. Der ufernahe Bereich der Buhnenachse bleibt dabei aufgrund der Bewegungsrichtung des mobilisierten Sediments größtenteils frei von zusätzlichen Ablagerungen. Durch spätere Wechselwirkungen entstehen vielfältige Formen der Sohltopographie. Es existieren viele verschiedene Zustände zwischen mit Sediment überlagerten und freigeräumten Lenkbuhnen.

### 6.3.2 Gewässerstrukturierende Wirkung der Einbauten auf die Sohlmorphologie

Im Folgenden wird die gewässerstrukturierende Auswirkung der Lenkbuhnen anhand der Versuchsdaten aus den morphologischen Laborversuchen illustriert.

In Abbildung 6-19 und Abbildung 6-20 wird die großräumige zeitliche Sohlentwicklung in der Versuchsrinne während des RV-Versuchs und des NV-Versuchs analysiert. Es wird jeweils die erste Wiederholung der Versuche zu den fünf verschiedenen Messzeitpunkten dargestellt.

Für den RV-Versuch ist zu erkennen, dass die morphologischen Effekte an der ersten Lenkbuhne am stärksten ausgeprägt sind (siehe Abbildung 6-19). Hier herrschen Klarwasserbedingungen vor, daher ist hier auch die Kolkentiefe ab Messzeitpunkt 2 größer als an den stromabwärts folgenden Buhnen. Bei diesen kommt es zum (teilweisen) Auffüllens des bauwerksnahen Kolks durch das von der stromaufwärts befindlichen Buhne mobilisierte Geschiebe. Im weiteren Verlauf der Versuchszeit werden die Kolke temporär wieder freigeräumt. Sie bleiben aber deutlich flacher als der Flachwasserkolk an der ersten Lenkbuhne. Die lokalen flachen Dünen werden deutlich von den großräumigeren Strukturen, die die Lenkbuhnen geschaffen haben, überlagert.

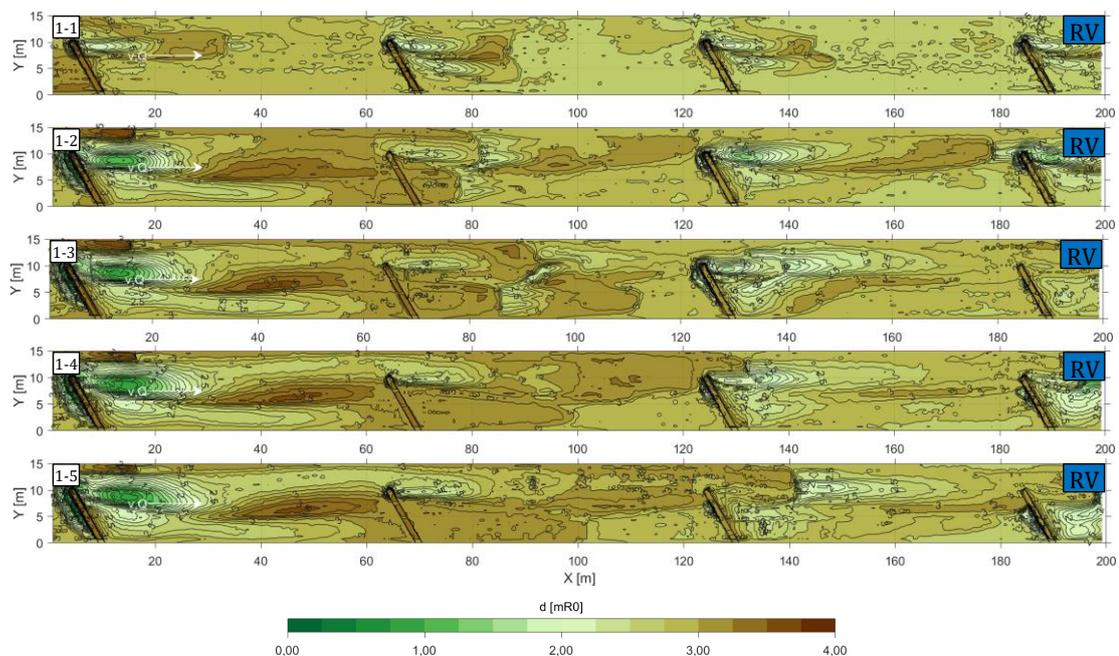


Abbildung 6-19: Zeitliche Entwicklung der Sohltopographie für den Referenzversuch RV, Wdh. 1

Im Vergleich dazu zeigen sich für den in Abbildung 6-20 dargestellten Nullversuch im zeitlichen Verlauf nur minimale Veränderungen. Vor allem kleinere Riffeln und Dünen wandern durch die Rinne. Die Sohloberfläche ist im Vergleich zum Referenzversuch sehr monoton. Die stärksten Umlagerungen zeigen sich am oberstromigen Rand der Versuchsrinne. Sie entstehen durch die langsame Erosion der Sohlpartikel an der oberen Kante der Vorlaufstrecke infolge der Klarwasserbedingungen.

## 6 Laborversuche mit beweglicher Sohle

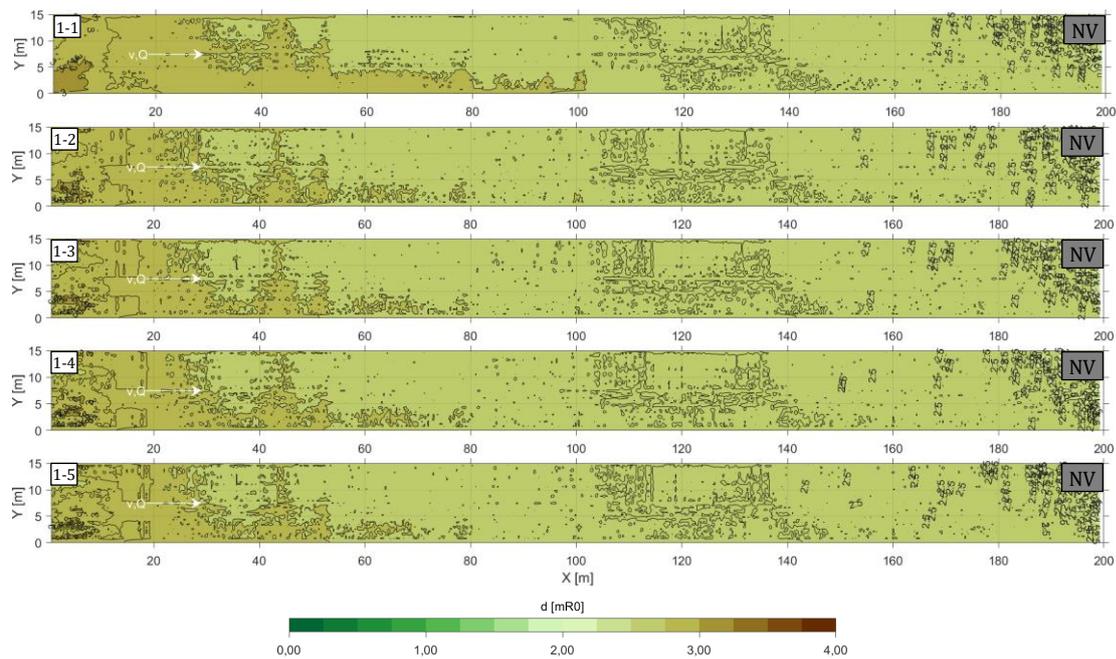


Abbildung 6-20: Zeitliche Entwicklung der Sohltopographie für den Nullversuch NV, Wdh. 1

Die Abgrenzung der generellen Wirkungsweisen der verschiedenen untersuchten Varianten wird in Abbildung 6-21 und Abbildung 6-22 anhand der Messdaten am Ende der Versuchszeit zu Messzeitpunkt 5 (MZP) illustriert. Dort sind die Sohlentwicklungen nach Buhnenvariante differenziert und über die Anzahl der Versuche bei HQ2-Bedingungen gemittelt dargestellt.

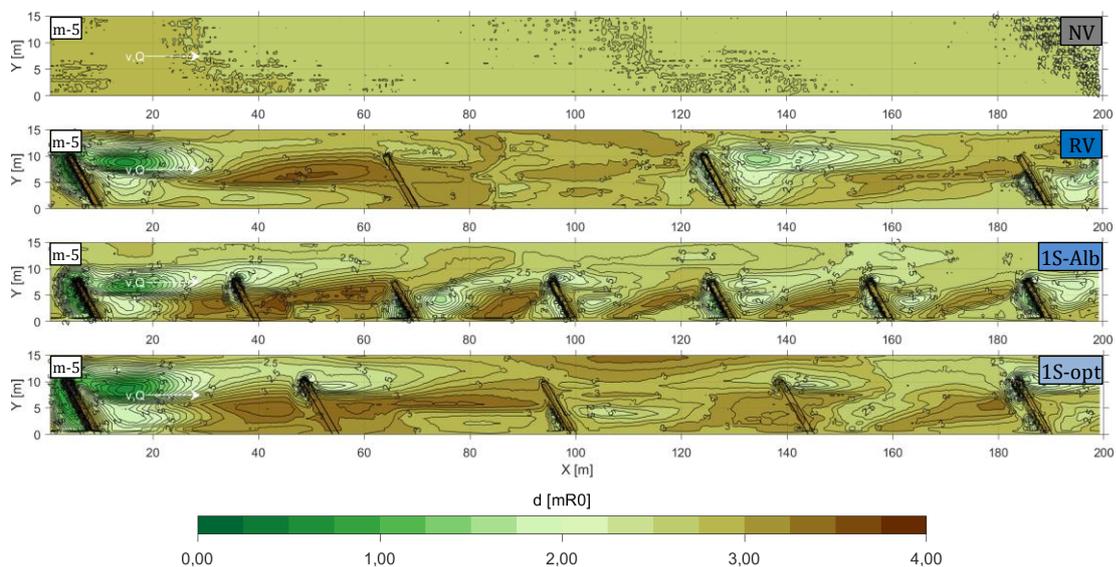


Abbildung 6-21: Vergleich der aus allen Versuchen gemittelten Sohlmorphologie am Ende der Versuchszeit zu Messzeitpunkt 5, differenziert nach Varianten für NV, RV, 1S-Alb und 1S-opt

Der Nullversuch (NV) zeigt keine Entwicklung differenzierter Sohlstrukturen auf. Hier herrschen großkammige, sehr flache Dünen mit überlagerten kleinen Riffel-Strukturen vor (siehe Abbildung 6-21). Die Sohlmorphologie ist sehr monoton.

In der Referenzvariante (RV) findet im Verlauf der Versuchsstrecke ein Wechsel zwischen Bühnenkopfkolken und Sediment-überlagerten Bühnenköpfen statt. Das Sediment wurde dafür aus dem vorangegangenen Bühnenkopf erodiert und nach unterstrom transportiert. Für die Variante 1S-Alb, deren Bühnenlänge geringer ist als in der Referenzvariante, herrschen hingegen an jeder Lenkbühne mit Ausnahme von Lenkbühne 3 Kolke an den Bühnenköpfen vor. Das Muster der Sedimentfahne zwischen den Bühnen ist abhängig von Länge und Abstand der Bühnen. Während es sich in den RV-Versuchen hierbei um eine Linie von etwa der halben Höhe der projizierten Bühnenachse bis zum Kopf der unterstromigen Bühne handelte, war bei den 1S-Alb-Versuchen mit halbiertem Abstand und verringerter Bühnenlänge eine deutliche Ausdehnung dieser Ablagerung von der Bühnenwurzel der betrachteten Bühne bis zum Bühnenkopf der nächsten Bühne zu erkennen. Die Sedimentfahne hat sich durch die Reduzierung von Bühnenabstand und Bühnenlänge verbreitert und mehr in Richtung Bühnenwurzel verlagert.

Der bauwerksferne Teil des Bühnenkopfkolks der ersten Bühne bei 1S-Alb erstreckt sich von der Ablösekannte am Bühnenkopf leicht in Richtung des geschützten Ufers nach unterstrom. Der ufernahe Kolk im Bühnenfeld ist nur für die Lenkbühnen 3 bis 7 vorhanden und vom Bühnenkopfkolk durch eine scharf begrenzte kammartige Anlandung abgegrenzt. Er bildet sich ufernah unterstrom der Bühnenwurzel aus.

Für 1S-opt stellen die beobachtbaren Sohlstrukturen eine Mischung aus RV und 1S-Alb dar. Die Sedimentfahnen zwischen den Bühnen verlaufen hier für die ersten drei Bühnen annähernd parallel zur Hauptströmung und ähneln somit den Ergebnissen aus RV. Zwischen Bühne 4 und Bühne 5 verlagert sich die Sedimentfahne jedoch wieder wie in 1S-Alb Richtung Ufer. Für diese Variante lassen sich, mit Ausnahme von Bühne 3, an jeder Bühne deutliche Bühnenkopfkolke beobachten. Der zweite, ufernahe Kolk im Bühnenfeld ist hier nur sehr schwach ausgeprägt.

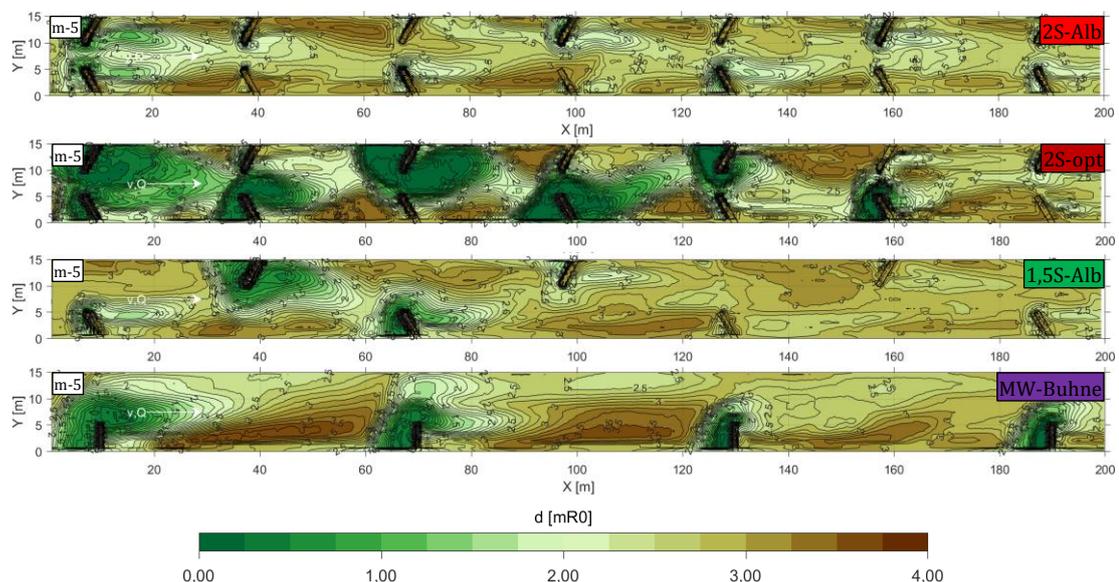


Abbildung 6-22: Vergleich der aus allen Versuchen gemittelten Sohlmorphologie am Ende der Versuchszeit differenziert nach Varianten für 2S-Alb, 2S-opt, 1,5S-Alb und MW-Bühne

Für die beidseitigen Varianten ergibt sich ein grundsätzlich anderes Muster an Sohlstrukturen (siehe Abbildung 6-22). Durch die Konzentration des Abflusses auf die Gewässermitte kommt es hier zu Beginn der Versuchszeit zur Erosion. Dabei bilden sich zwei separate Kolke. Sie entstehen durch die gegenläufigen Sekundärströmungen, die sich durch die Ablösungen der gegenüberliegenden

Lenkbuhnen entwickeln. Dadurch wird das erodierte Sediment zunächst in der Mitte des Querschnitts konzentriert und von dort in das unterstromige Bühnenfeld transportiert, wo sie sich symmetrisch direkt oberstrom der folgenden Bühne abgelagern. Während der Versuchslaufzeit wirken sich kleine Unregelmäßigkeiten in der Sohltopographie dabei immer stärker aus. Dadurch kommt es zu schlussendlich zu einer im Fall von 2S-Alb etwas schwächeren und im Fall von 2S-opt sehr deutlich ausgeprägten Pendelbewegung des Stromstrichs um jeweils eine Seite einer doppelseitigen Bühne (siehe auch die zeitliche Darstellung für 2S-Alb, Wdh. 1, in Anhang E.5).

Zu MZP 5 sind nur noch an der Bühne 1 Klarwasserbedingungen zu beobachten. Die Sohlablagerungen werden in der Versuchsstrecke nach unterstrom hin breiter und lagern sich näher am Ufer ab. Die Pendelbewegung bedingt eine alternierende Entwicklung entlang des Stromverlaufs. Auf der einen Seite des Gerinnes sind im Bühnenfeld moderate Anlandungen zu beobachten, auf der anderen Seite befindet sich unterstrom der Bühnenachse ein tiefer Kolk der von einer Anlandung direkt oberstrom der nachfolgenden Bühnen abgelöst wird. Diese Verteilung ist für 2S-opt im Vergleich zu 2S-Allb deutlicher stärker ausgeprägt.

Für die wechselseitige Variante 1,5S-Alb bildet sich eine andere Struktur aus: Durch die kurze Bühnenlänge bedingt, entsteht im direkten Umfeld der Lenkbühne ein ausgeprägter Erosionsbereich. Dieser erstreckt sich im Gegensatz zu den Varianten mit einseitiger oder doppelseitiger Anordnung und gleicher Bühnenhöhe, also RV, 1S-Alb, 1S-opt und 2S-Alb, auch von der Bühnenachse nach oberstrom. Die starke Erosion an der zweiten und dritten Lenkbühne führt zur Mobilisierung großer Mengen Sediment. Dadurch werden die weiteren Bühnen überlagert. Das führt dazu, dass für die unterstromigen Lenkbuhnen die Kolkiefen zunehmend geringer werden. Die Auflandungen befinden sich abweichend zu den anderen Varianten, mit Ausnahme von 2S-opt, direkt angrenzend an die Kolke. Sie verlaufen parallel zum und nahe am Ufer.

Die Mittelwasserbühne zeigt aufgrund der gleichen Bühnenlänge wie 1,5S-Alb eine ähnliche Verteilung der Erosionsbereiche. Jedoch konzentriert sich die Erosion hier deutlich auf den Bereich direkt oberstrom der Bühnenachse. Anlandungsbereiche treten analog zu den einseitigen Lenkbühnenvarianten im Bühnenfeld auf und sind ebenfalls parallel zur Hauptströmung ausgerichtet. Bühne 2 und Bühne 4 weisen hier die Besonderheit auf, dass ein Teil des Kolks sich zum anderen Ufer erstreckt.

Anders als in den Versuchen von Möws & Koll (2019) kommt es zu keiner auffälligen Ausbildung von Ablagerungen am geschützten Ufer. Außerdem, sind vermutlich durch die Dünenbildung, die morphologischen Änderungen nicht nur auf das Bühnenfeld beschränkt, sondern erstrecken sich zudem, wenn auch in geringerem Maße, auf die andere Seite des Querschnitts.

### 6.3.3 Sohltopographische Kennwerte

Entscheidende Kenngrößen zur Beurteilung der gewünschten morphologischen Wirkung der Bauweise sind analog zu Kapitel 4.5.1 die Kolktiefe und die Anlandungen. Es wurde dafür eine räumliche Abgrenzung der Kolke in die zwei verschiedenen Typen bauwerksnaher und bauwerksferner Kolkvorgenommen:

Als bauwerksnahe Kolke wurden diejenigen Kolke definiert, die sich in einem maximalen lateralen Abstand von der doppelten Bühnenbreite um das Bauwerk befinden. Es handelt sich hier um Bühnenkopfkolke im engeren Sinne. Sie beeinflussen maßgeblich die Standsicherheit des Bauwerks und legen so die notwendige Einbindetiefe des Baumaterials in die Sohle fest.

Wie im vorherigen Unterkapitel gezeigt, existiert bei Lenkbuhnen neben den bei umströmten Bühnenbauweisen bekannten Kolken direkt am Kopf des Bauwerks noch ein zweiter Kolk unterstrom

des Bauwerks. Dieser bauwerksferne Kolk wird im Folgenden als ökologischer Kolk bezeichnet. Die Kolkentiefe außerhalb der unmittelbaren Umgebung der Lenkbühne stellt aus fischereiwirtschaftlicher Sicht eine wichtige Größe dar und dient z.B. als Anhaltspunkt für die Schaffung von geeigneten Übersommerungshabitaten (siehe Kapitel 3.4). Im Gegenteil zum bauwerksnahen Kolk ist der ökologische Kolk für die Standsicherheit des Bauwerks nicht relevant. Alle Kolke außerhalb des bereits definierten Nahbereichs werden zu dieser Gruppe von Kolken gezählt.

Daneben wurde die ufernahe Anlandung, die vor allem Bedeutung für den Uferschutz besitzt und als Jungfischhabitat bzw. Rückzugsbereich bei Hochwasser fungieren kann, untersucht. Die ausgewerteten Bereiche erstrecken sich auf beiden Seiten des Gerinnes vom jeweiligen Uferbereich über eine Breite von jeweils 10 % der gesamten Gerinnebreite in Richtung der Rinnenmitte. Die vorgestellten Definitionen sind in Abbildung 6-23 nochmals zusammengefasst.

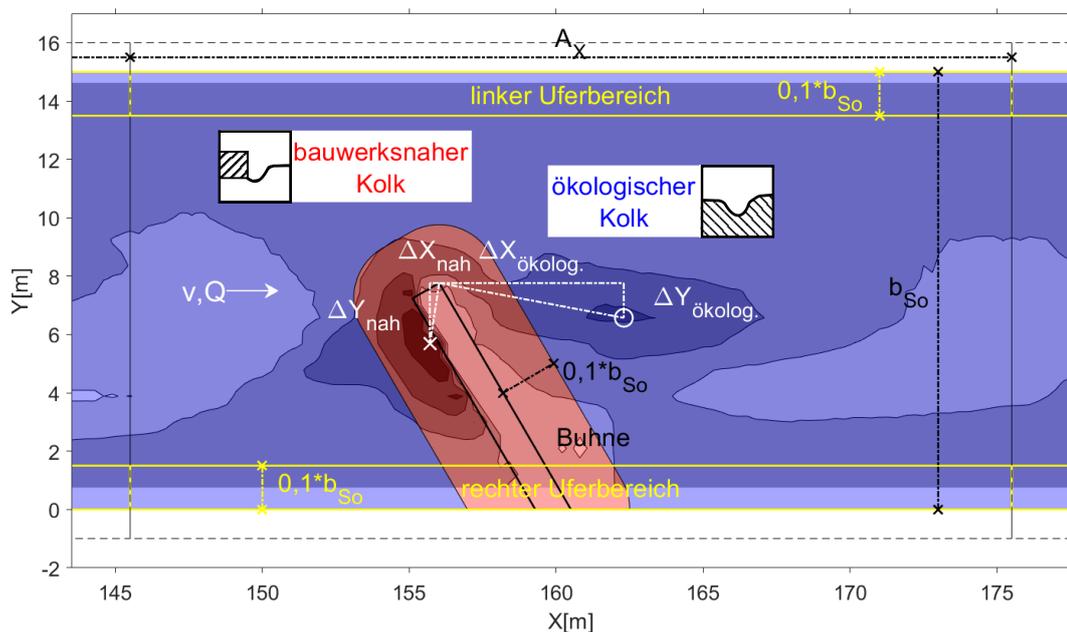


Abbildung 6-23: Definition der verschiedenen Auswertebereiche der Sohltopographie für die Versuche mit beweglicher Sohle

Die Entwicklung der bauwerksnahen Kolkiefen über die Zeit ist am Beispiel der RV-Versuche in Abbildung 6-24 dargestellt. Dazu wurden die Kolkiefen der vier Lenkbühnen für jeden Messzeitpunkt über alle durchgeführten Versuchswiederholungen gemittelt.

Es ist zu erkennen, dass erwartungsgemäß zu MZP 1, an dem sich die Kolkentwicklung noch in der Startphase befindet, die Streuung der Kolkiefen mit 0,71 m bis 1,52 m im Vergleich zu späteren Messzeitpunkten noch sehr gering ist. Zu MZP 2 steigt die mittlere bauwerksnahe Kolkiefe von 1,14 m auf 1,41 m an und nimmt bis zu MZP 5 nur noch leicht auf 1,59 m zu. Die Extrema in der Verteilung der Kolkiefen steigen dabei im Vergleich zum ersten Messzeitpunkt. Die Schwankung der bauwerksnahen Kolkiefen nimmt im zeitlichen Verlauf immer weiter zu, da es zu vielfältigen sohltopographischen Übergangszuständen zwischen freigespülten und mit Sediment überströmten Bühnenköpfen kommt. Zum letzten Messzeitpunkt beträgt der Wertebereich zwischen 0,23 m bis 2,79 m.

Ein vergleichbares Bild bietet sich bei Betrachtung der ökologischen Kolkiefen im zeitlichen Verlauf, der ebenfalls in Abbildung 6-24 dargestellt ist und analog zur bauwerksnahen Kolkiefe ausgewertet wurde. Auch hier steigt die Schwankungsbreite der festgestellten ökologischen Kolkiefen mit der Versuchsdauer an. Von MZP 1 nach MZP 2 kommt es so zu einem starken Anstieg der mittleren

ökologischen Kolkentiefe von 1,04 m auf 1,37 m. Mit zunehmender Versuchsdauer differenziert sich die Sohle weiter in Kolk- und Anlandungsbereiche aus und die maximale beobachtete Kolkentiefe steigt von 1,49 m zu MZP 1 auf bis zu 2,59 m zu MZP 5 an. Gleichzeitig nimmt das Verhältnis von minimaler ökologischer Kolkentiefe zu maximaler ökologischer Kolkentiefe von 1:3,6 für MZP 1 auf 1:5,9 für MZP 5 zu.

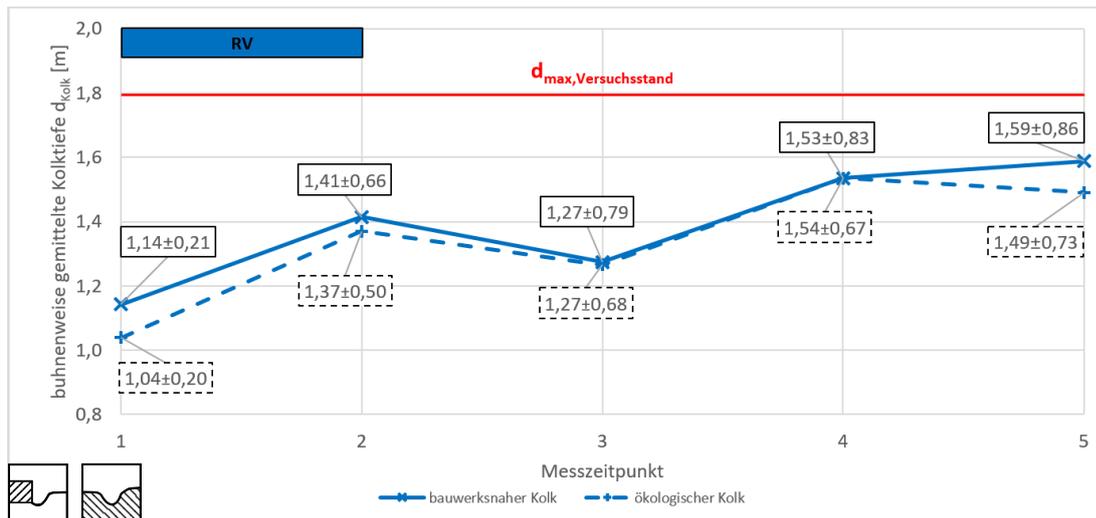


Abbildung 6-24: Zeitlicher Verlauf der mittleren bauwerksnahen und der ökologischen Kolkentiefe mit Darstellung der Standardabweichung für die RV-Versuche

Der Vergleich der bauwerksnahen Kolkentiefe mit der ökologischen Kolkentiefe offenbart, dass sich die maximale Kolkentiefe bauwerksnah einstellt. Jedoch ist z.B. in MZP 5 die gemittelte ökologische Kolkentiefe nur 0,10 m geringer als die bauwerksnahe Kolkentiefe.

Die Wiederholungsgenauigkeit wird in Anhang E.7 für die fünf Versuche des Referenzversuchs gegenübergestellt. Hier fällt auf, dass sich die Versuchswiederholungen in zwei Gruppen trennen lassen. Die Wiederholungen 1 und 4 weisen sehr ähnliche minimale, mittlere und maximale Kolk-tiefen auf. Die Wiederholungen 2, 3 und 5 weisen im Vergleich sowohl eine höhere mittlere Kolk-tiefe als auch eine größere Schwankung der Extremwerte auf. Dabei fällt auf, dass sich Form des Kolks an der ersten Lenkbuhne in den beiden Gruppen unterscheidet. Für die Wiederholungen 1 und 4 ist er breiter ausgebildet als in den anderen drei Wiederholungen. Dementsprechend sind die Sedimentfahnen, die sich von der ersten Lenkbuhne nach unterstrom ziehen, weniger stark ausgeprägt. Dadurch beeinflussen sie die Buhnenkopfkolke an den weiteren Buhnen weniger stark als in den Wiederholungen 2, 3 und 5. Die zeitliche Abfolge aus Sedimentbedeckung und Freiräumen der Buhnenköpfe (siehe Kapitel 6.3.1) fällt damit schwächer aus.

Das gleiche Muster lässt sich auch bei dem ebenfalls in Anhang E.7 gezeigten Vergleich der ökologischen Kolkentiefe der RV-Versuche beobachten. Auch hier sind die statistischen Parameter in den beiden vorgenannten Gruppen ähnlich. Der große Unterschied besteht jedoch darin, dass die minimalen Kolk-tiefen für den ökologischen Kolk größer sind als beim bauwerksnahen Kolk. Die Kolk-tiefen ändern sich zeitlich, wie in Kapitel 6.3.2 beschrieben, in Abhängigkeit der Wechselwirkung der Hydraulik mit dem von oberstrom in das Buhnenfeld eingetragenen Sediment. Die Überlagerung der Buhnenköpfe mit Sediment hat, aufgrund der räumlichen Distanz vom Buhnenkopf, folglich geringere Auswirkungen auf die ökologische Kolk-tiefe als auf die bauwerksnahe Kolk-tiefe.

Die Schwankungen der beiden unterschiedenen Kolk-tiefen zwischen den einzelnen Zeitschritten unterstreicht die Bedeutung von mehreren Messungen pro Versuch und der Versuchswiederholung für

eine korrekte Abbildung der Änderungen der Sohlmorphologie durch Lenkbuhnen. Auch für die Stabilität der Lenkbuhnen sind mehrere Untersuchungen zielführend. So wäre beispielweise bei reiner Betrachtung der bauwerksnahen Kolkentiefe für die Wiederholung 1 des Referenzversuch die maximale Kolkentiefe um 13 % niedriger ausgefallen.

Die Wiederholungsgenauigkeit wurde, getrennt nach bauwerksnaher und ökologischer Kolkentiefe, varianten-, messzeitpunkts- und bunnenspezifisch wie folgt berechnet:

$$\Delta d_{Kolk, Variante, MZP, Buhne} = d_{Kolk, Variante, MZP, Buhne} - d_{Kolk, Variante, MZP, Wdh., Buhne} \quad (6-4)$$

mit:

$\Delta d_{Kolk, Variante, MZP, Buhne}$	Wiederholungsgenauigkeit des untersuchten Kolktyps an der betrachteten Buhne zum gegebenen Messzeitpunkt [m]
$d_{Kolk, Variante, MZP, Buhne}$	Kolkentiefe des untersuchten Kolkstyps an der betrachteten Buhne zum gegebenen Messzeitpunkt [m]
$d_{Kolk, Variante, MZP, Wdh., Buhne}$	Kolkentiefe des untersuchten Kolkstyps an der betrachteten Buhne zum gegebenen Messzeitpunkt in der betrachteten Versuchswiederholung [m]

Die Verteilung der Wiederholungsgenauigkeiten lässt sich Abbildung 6-25 für die bauwerksnahe Kolkentiefe entnehmen. In Abbildung 6-26 ist die gleiche Darstellung für die ökologische Kolkentiefe zu sehen. Es lässt sich in beiden Fällen keine eindeutige Verteilung der Messwerte nachweisen. Die Verteilung der einzelnen berechneten Wiederholungsgenauigkeiten weist in beiden Fällen drei Maxima auf: Ein lokales Maximum befindet sich im Bereich minimaler Abweichungen von -0,05 m bis 0,05 m. Die anderen Maxima finden sich am Rand der Verteilung für die Minima und Maxima kleiner bzw. größer als -0,15 m bzw. 0,15 m.

Die Randmaxima sind für die bauwerksnahe Kolkentiefe deutlich stärker ausgeprägt als für die ökologische Kolkentiefe. Das globale Maximum der ökologischen Kolkentiefe befindet sich am oberen Rand der Verteilung im Histogramm. Die Betrachtung der ökologischen Kolkentiefe hingegen offenbart die Lage des globalen Maximums deutlich im Bereich der Wiederholungsgenauigkeiten von -0,05 m bis 0 m.

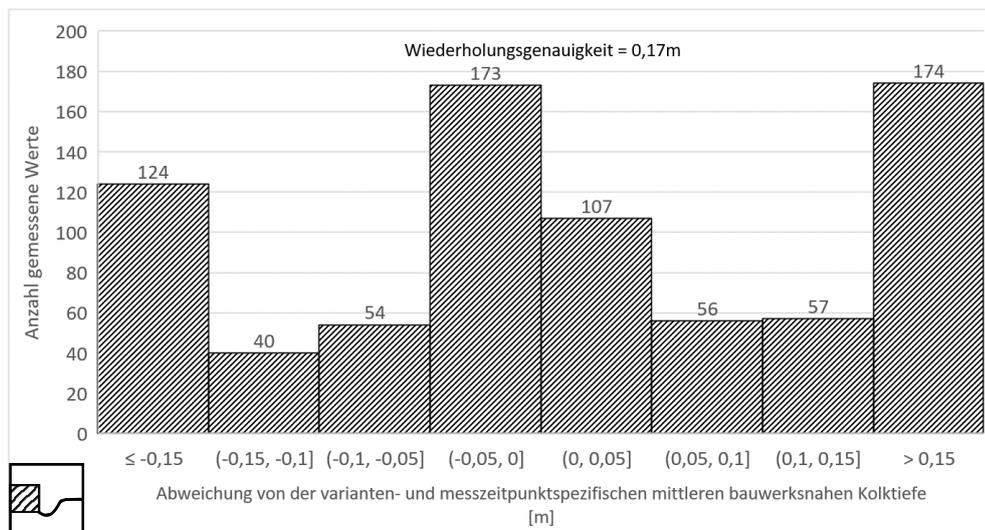


Abbildung 6-25: Darstellung der Wiederholungsgenauigkeiten für die Untersuchung der bauwerksnahen Kolkentiefe

Die Wiederholungsgenauigkeit der bauwerksnahen Kolktiefe beträgt 0,17 m. Für die ökologische Kolktiefe beträgt sie 0,12 m.

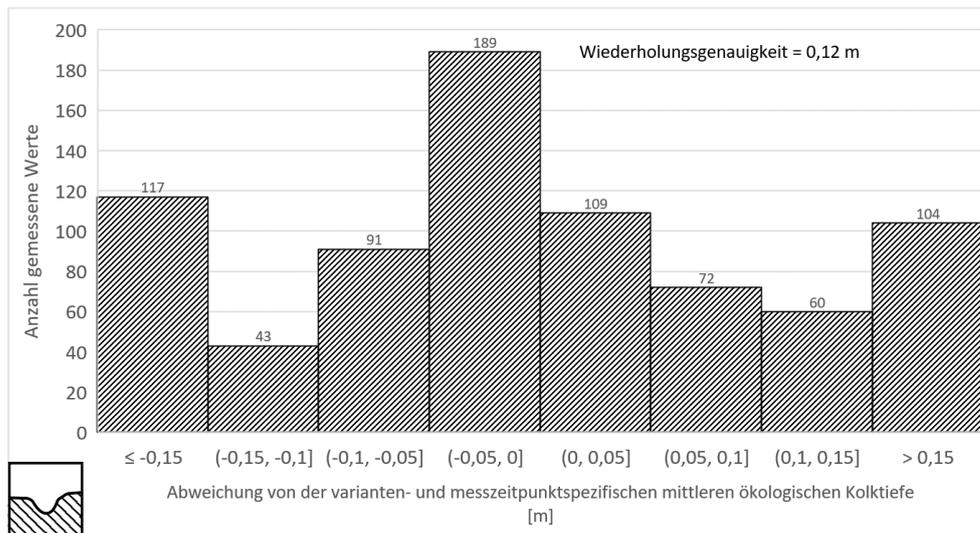


Abbildung 6-26: Darstellung der Wiederholungsgenauigkeiten für die Untersuchung der ökologischen Kolktiefe

Der Vergleich der Verteilung der bauwerksnahen Kolk-tiefen zwischen den acht untersuchten Varianten wird in Abbildung 6-27 vorgenommen. Es zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten. In MZP 5 kommt es, bedingt durch den zunehmenden Sedimentaustrag, vereinzelt zum Sohldurchbruch am Klarwasserkolk an Buhne 1. Daher waren für jede der Lenkbuhnen-Varianten als auch für MW Einzelmessungen in der Höhe der im Versuchsstand maximal vorhandenen Kolk-tiefe von 2,79 m beobachtbar.

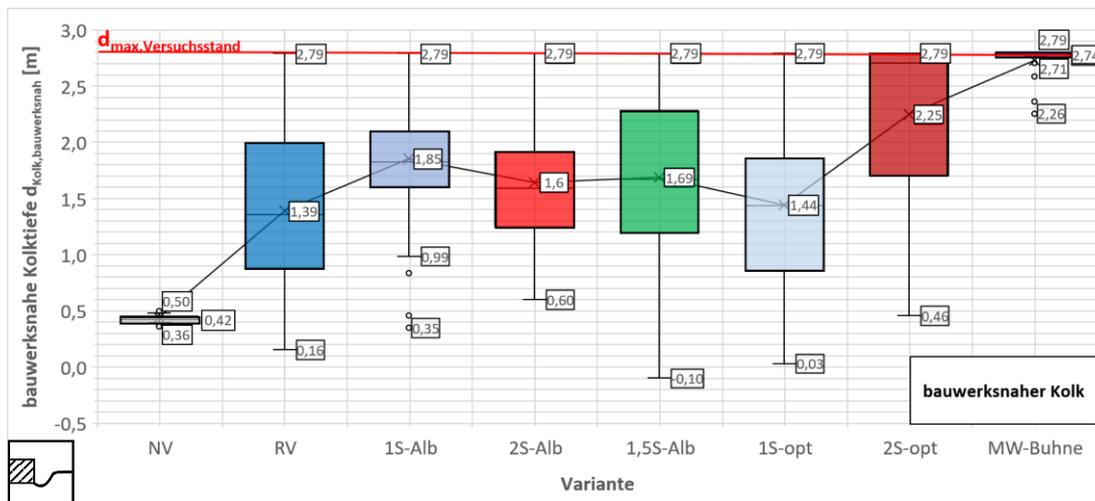


Abbildung 6-27: Analyse der maximalen bauwerksnahen Kolk-tiefen und der Varianz der bauwerksnahen Kolk-tiefen in den MV-Versuchen relativ zur Buhnenhöhe

Die Bandbreite der Kolk-tiefen ist für den Nullversuch deutlich am geringsten und beträgt zwischen 0,36 m und 0,50 m im Vergleich zum Ausgangszustand. Für die Variante 1,5S-Alb ist die Bandbreite am größten. Sie beträgt in dieser Varianten minimal -0,10 m, also einer Anlandung über dem mittleren Sohlniveau und maximal 2,79 m, also der maximalen Kolk-tiefe im Versuchsstand. Die mittleren Kolk-tiefen sind bei den Varianten geringerer Bauwerkshöhe in einer ähnlichen Größenordnung von

1,39 m bis 1,69 m. Für die Varianten mit einseitiger Bauwerksanordnung zeigt sich hier ein Anstieg der Kolktiefe mit der Anzahl der Lenkbuhnen. Für RV mit  $A_x=4$  (vier Lenkbuhnen) beträgt die mittlere Kolktiefe 1,39 m und nimmt für 1S-opt mit  $A_x=3$  (fünf Lenkbuhnen) auf 1,44 m zu. Am höchsten ist sie bei 1S-Alb mit 1,85 m mit  $A_x=2$  (sieben Lenkbuhnen).

Am höchsten sind die mittleren bauwerksnahen Kolkiefen für 2S-opt mit 2,25 m und für die MW-Buhne mit 2,74 m. Für die MW-Buhne zeigt die statistische Verteilung von  $d_{\text{Kolk,bauwerksnah}}$  an, dass die Kolkiefen stark durch die Höhe der Sedimentschicht beeinflusst sind. Bei einer größeren Mächtigkeit des Sediments wären hier wahrscheinlich noch größere Kolkiefen nachzuweisen.

Die ökologische, aus allen durchgeführten Versuchen gemittelte, Kolktiefe  $d_{\text{Kolk,ökologisch}}$ , wird in Abbildung 6-28 dargestellt. Für den Nullversuch beträgt die maximale Kolktiefe im gesamten Messausschnitt 0,48 m der Bühnenhöhe und ist zwischen den verschiedenen Wiederholungsversuchen und im zeitlichen Verlauf sehr konstant. Sie beträgt minimal 0,36 m. Im Referenzversuch RV hat sie sich auf 2,59 m mehr als verfünffacht. Für die Varianten mit einseitiger Bauwerksanordnung sinkt entgegen den Erkenntnissen für die bauwerksnahe Kolktiefe die mittlere maximale Kolktiefe mit abnehmendem Abstand zwischen den Einbauten von 1,34 m für  $A_x=4$  auf 1,27 m für  $A_x=3$  bis auf 1,21 m für  $A_x=2$ . Für den RV ist dabei die Streuung der abgeleiteten Werte deutlich größer als für die anderen Varianten. Die maximale Kolktiefe des Versuchsstands wird nicht erreicht.

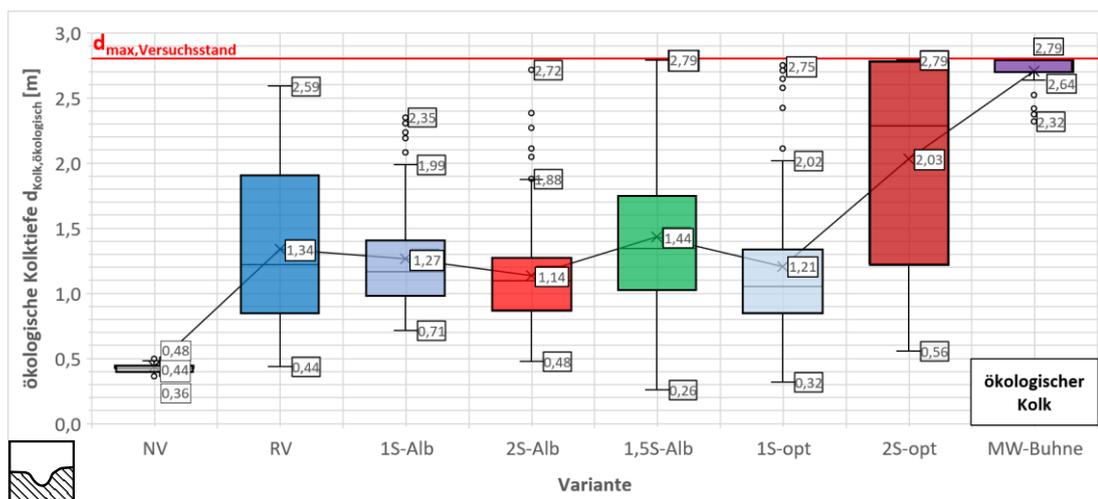


Abbildung 6-28: Analyse der mittleren ökologischen Kolkiefen und der Varianz der mittleren Kolkiefen in den MV-Versuchen relativ zur Bühnenhöhe

Die ökologische Kolktiefe der Variante mit wechselseitigen Einbauten 1,5S-Alb ist mit 1,44 m minimal größer als für die Varianten mit einseitigen Einbauten. Jedoch ist die Schwankungsbreite zwischen 0,26 m und 2,79 m für das 25 %-Perzentil deutlich größer als für die einseitigen Varianten.

Für 2S-Alb ist  $d_{\text{Kolk,ökologisch}}$  mit 1,14 m von allen flachen Varianten am geringsten. Sie zeigt jedoch auch eine geringe Bandbreite von Kolkbreiten. Die mittlere ökologische Kolktiefe steigt für die doppelt so hohe Variante 2S-opt auf 2,03 m an. Analog zur Auswertung der bauwerksnahen Kolkiefen ist die Verteilung hier auch deutlich durch die Höhe der Sedimentschicht im Versuchsstand beeinflusst. Am größten sind die ökologischen Kolkiefen mit 2,64 m für die MW-Buhne. Auch hier kommt es zu einer deutlichen Limitierung der Kolkiefen durch den Versuchsstand

Für RV, 2S-opt und MW-Buhne sind die Unterschiede zwischen bauwerksnaher Kolktiefe und ökologischer Kolktiefe gering. Sie betragen etwa 20 cm. Für die anderen Varianten zeigen sich hingegen

größere Abweichungen und betragen im Mittel 50 cm. Dabei sind die bauwerksnahen Kolk-tiefen statistisch größer als die ökologischen Kolk-tiefen.

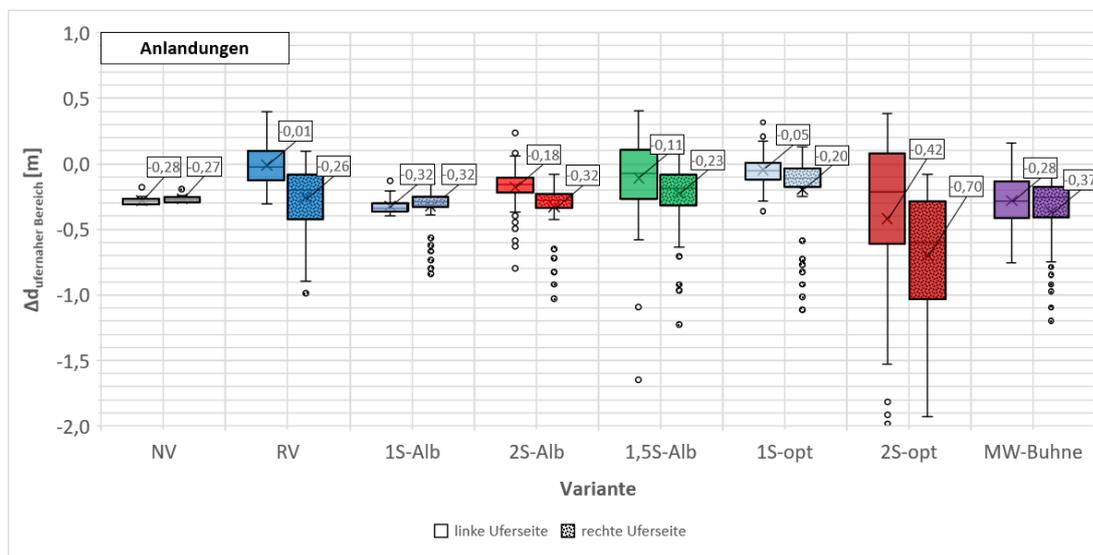


Abbildung 6-29: Analyse der ufernahen Anlandungen in den MV-Versuchen differenziert nach Uferseite

Die Analyse der ufernahen Anlandungen wird in Abbildung 6-29 durchgeführt. Dazu wird die Differenz der pro Bühnenfeld und Uferseite gemittelten Sohlhöhe mit dem Ausgangszustand des Nullversuchs im selben Bereich zu Versuchsstart vorgenommen:

$$\Delta d_{ufernah,Buhne,MZP} = d_{ufernah,Buhne,MZP} - d_{ufernahe,NV,Ausgangszustand} \quad (6-5)$$

mit:

$\Delta d_{ufernah, Buhne, MZP}$	Anlandung in der untersuchten Uferregion zum gegebenen Messzeitpunkt [m]
$d_{m, ufernah, Buhne, MZP}$	mittlere Sohlhöhe in der untersuchten Uferregion der betrachteten Buhne zum gegebenen Messzeitpunkt [mR0]
$d_{m, ufernah, NV, Ausgangszustand}$	mittlere Sohlhöhe in der untersuchten Uferregion im Ausgangszustand des Nullversuchs [mR0]

Im Nullversuch ist eine Erosion von im Mittel 28 cm an den Ufern festzustellen. Diese ist gleichmäßig auf beide Uferseiten verteilt. Bei den einseitigen Bauweisen sind kleine Unterschiede in den Anlandungshöhen zwischen der geschützten rechten Uferseite und der ungeschützten linken Uferseite auszumachen. Für RV ist mit -0,01 m durchschnittlich keine Änderung der Sohlhöhen am Ufer entlang der Bühnenwurzel zu verzeichnen. Jedoch erhöht sich im Vergleich zum Nullversuch die Schwankungsbreite der Veränderungen in der Sohlage gegenüber dem Ausgangszustand. Eine ufer-schützende Anlandung ist hier entgegen der Erwartungen nicht nachweisbar. Dies kann auf den Verlauf des Sedimentfächers zwischen der Bühnenachse und dem jeweils unterstrom befindlichen Bühnenkopf zurückgeführt werden. Es entstehen zwar Anlandungsbereiche im Bühnenfeld, diese sind jedoch uferfern. Dennoch kommt es zu einer Erhöhung der Sohlhöhe am gegenüberliegenden Ufer. Sie steigt im Vergleich zum NV im Mittel um 0,28 m an.

Die Differenzierung der morphologischen Entwicklung der Uferbereiche fällt für 1S-opt geringer aus als für RV. Am linken Ufer nimmt die Erosion um 0,23 m gegenüber dem Nullversuch ab und an der

rechten Uferseite wird die Erosion um 0,07 cm gebremst. Für 1S-Alb sind die Sohllagen im Uferbereich wie im Nullversuch annähernd gleichverteilt, jedoch um 0,04 m niedriger als im Nullversuch.

Für die beidseitige Variante 2S-Alb ist trotz der symmetrischen Lage der Einbauten durch das zunehmende Pendeln des Stromstrichs während der Versuchslaufzeit auch eine ungleichmäßige Entwicklung der Uferbereiche nachzuweisen. Am linken Ufer vermindert sich die Erosion im Vergleich zum Nullversuch um 0,10 m und am rechten Ufer nimmt sie um 0,05 m zu. Sehr ähnliche Erkenntnisse ergeben sich bei Betrachtung von 1,5S-Alb. Hier sind die ufernahen Sohllagen jedoch etwas höher als bei 2S-Alb.

Für 2S-opt zeigen sich die größten Veränderungen in den Uferbereichen. Hier kommt es wiederum leicht asymmetrisch zu einer deutlich stärkeren Erosion als im Nullversuch und die Höhenlage am linken Ufer nimmt um 0,42 m gegenüber dem Ausgangszustand ab. Auf der rechten Seite sind es sogar 0,70 m gegenüber dem Ausgangszustand.

Eine Verringerung der Sohllagen zeigt sich für die MW-Buhne nur am rechten Ufer. Hier nimmt die mittlere Sohllage durch die starken Auskolkungen im unmittelbaren Nahbereich der Bauwerke ab, obwohl es zwischen den Bühnen eindeutig zur Ablagerung von Sediment kommt.

Dabei ist die Anlandungshöhe auf der geschützten Seite für den RV-Versuch mit 0,63 m größer als auf dem linken Ufer, wo es zu einer minimalen Anlandung von 0,08 m kommt. Für den Versuch 1S-Alb hingegen ist die Verteilung der Anlandungen zwischen den beiden Uferbereichen symmetrisch und entspricht einer Abnahme von 0,13 m. Beim Versuch 1S-opt zeigt sich ebenfalls an beiden Uferseiten eine Ablagerung, die am linken geschützten Ufer mit 0,41 m leicht höher ist als am ungeschützten Ufer mit 0,25 m.

Für die Installation einer eventuell benötigten Kolksicherung ist das Wissen um die genaue Lage des bauwerksnahen Kolkes wichtig. Dazu wurde nach Varianten getrennt die Lage der maximalen Kolk-tiefe analog zu der Definition der sohltopographischen Kennwerte in Abbildung 6-23 ausgewertet.

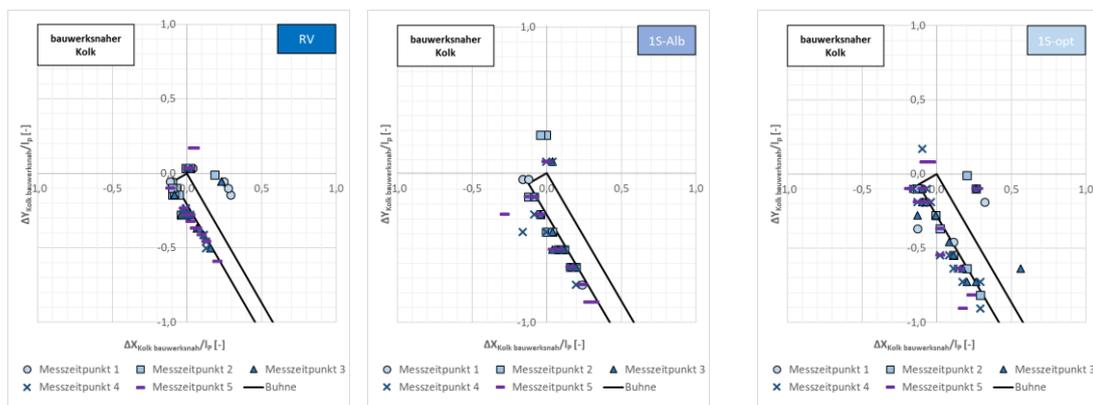


Abbildung 6-30: Lage des bauwerksnahen Kolkes für die einseitigen Varianten RV (links), 1S-Alb (Mitte) und 1S-opt (rechts)

In Abbildung 6-30 ist die Auswertung für die einseitigen Varianten RV, 1S-Alb und 1S-opt zusammengefasst. Für RV ist zu erkennen, dass während Messzeitpunkt 1 noch vereinzelt die maximale Kolk-tiefe unterstrom des Bühnenkopfs zu verorten ist. Für alle späteren Zeitschritte konzentrieren sich die maximalen bauwerksnahen Kolk-tiefen eindeutig auf der Luv-Seite der Bühnen. Sie sind etwa ab der halben Bühnenlänge vom Ufer bis zum Bühnenkopf konzentriert und befinden sich direkt entlang der Unterkante der Bühne.

Für 1S-Alb sind die maximalen bauwerksnahen Kolkstiefen ebenfalls eindeutig auf der Luv-Seite des Bauwerks zu finden. Zu Beginn der Untersuchung in den MZP 1 und 2 ist die Lage des maximalen bauwerksnahen Kolks entlang der oberen Bühnenkante zu lokalisieren. Mit zunehmender Versuchszeit legt er sich dann an die Bühnenunterkante auf der Luv-Seite an. Abweichend von RV erstreckt sich der Bereich auch deutlich in die Ufernähe. Dieses Phänomen ist ebenso für 1S-opt zu beobachten. Daraus kann abgeleitet werden, dass für die praktische Bauausführung von Lenkbuhnen eine geeignete Ufersicherung entlang einer projizierten Linie der Bühne entlang des Ufers erforderlich ist. Auch für 1S-opt befindet sich, mit Ausnahme weniger Ausreißer, die Lage des maximalen bauwerksnahen Kolks stets an der Luv-Seite des Bauwerks.

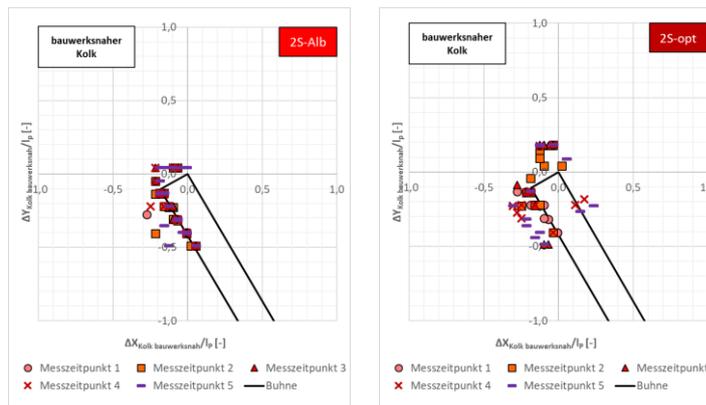


Abbildung 6-31: Lage des bauwerksnahen Kolks für die beidseitigen Varianten 2S-Alb (links) und 2S-opt (rechts)

Die Analyse für die beiden untersuchten beidseitigen Varianten ist in Abbildung 6-31 dargestellt. Hier zeigt sich analog zu den einseitigen Varianten auch eine eindeutige Konzentration der Bereiche mit maximaler bauwerksnaher Kolkstiefe auf der Luv-Seite der Einbauten. Für 2S-Alb sind sie eindeutig an der Bühnenunterkante orientiert. Für 2S-opt sind auch Bereiche im weiteren Umkreis des Bauwerks betroffen. Ein zeitlicher Trend kann hier nicht identifiziert werden. Die Lage des tiefsten Punkts des bauwerksnahen Kolks befindet sich dabei stets in der uferabgewandten Hälfte des Bauwerks und lässt darauf schließen, dass die Gefahr einer Ufererosion für diese Varianten geringer ist als für die beiden einseitigen Varianten 1S-Alb und 1S-opt.

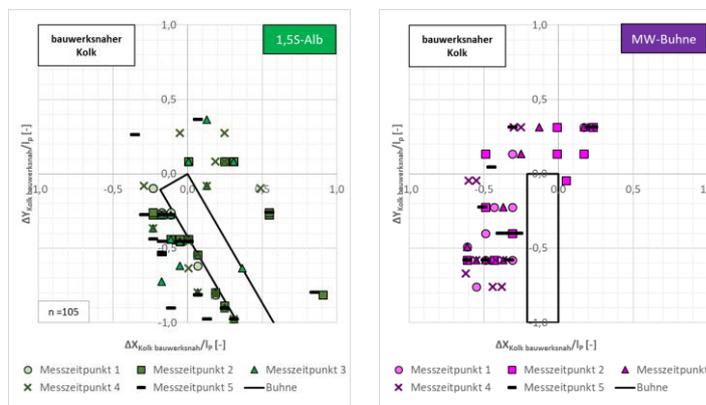


Abbildung 6-32: Lage des bauwerksnahen Kolks für die Varianten 1,5S-Alb (links) und die MW-Bühne (rechts)

Die Analyse für 1,5S-Alb und MW-Bühne befindet sich in Abbildung 6-32. Für 1,5S-Alb ist die Verteilung der maximalen bauwerksnahen Bauwerkstiefen im Vergleich zu den anderen Lenkbuhnen

deutlich weniger räumlich konzentriert. Auch wenn sich eine Häufung der berechneten Werte im Luv-Bereich nachweisen lässt, kommt es auch im Lee-Bereich des Bauwerks zur Ausbildung der maximalen Kolkentiefe. Ein relevanter zeitlicher Trend lässt sich hierbei aus den vorhandenen Daten nicht herleiten. Die maximalen Kolke befinden sich teilweise direkt am Ufer. Für MW-Buhne befinden sich die maximalen bauwerksnahen Kolk-tiefen wie bei den flacheren Lenkbuhnen im Luv-Bereich des Bauwerks. Sie sind hier jedoch deutlich weiter gestreut und erstrecken sich auch in horizontaler Richtung noch bis zu 0,25 Bühnenlängen unterstrom des Bühnenkopfes. Sie sind dabei in einem Abstand von mindestens 25 % der Bühnenlänge vom Ufer verortet.

Die Analysen für die ökologische Kolk-tiefe wurden analog zur Auswertung der bauwerksnahen Kolk-tiefe durchgeführt. In Abbildung 6-33 sind die Ergebnisse für die einseitigen Varianten graphisch ausgewertet. Für RV zeigt sich eine sehr homogene Verteilung der Kolk-lagen entlang einer um ca. 0,1 projizierten Bühnenlängen vom Bühnenkopf in Richtung Bühnenwurzel versetzten Gerade. Mit zunehmender Versuchsdauer verschiebt sich der Kolk nach unterstrom mit einem Abstand, der in der Mehrheit der erhobenen Werte dem etwa 1,5-fachen der projizierten Bühnenlänge entspricht.

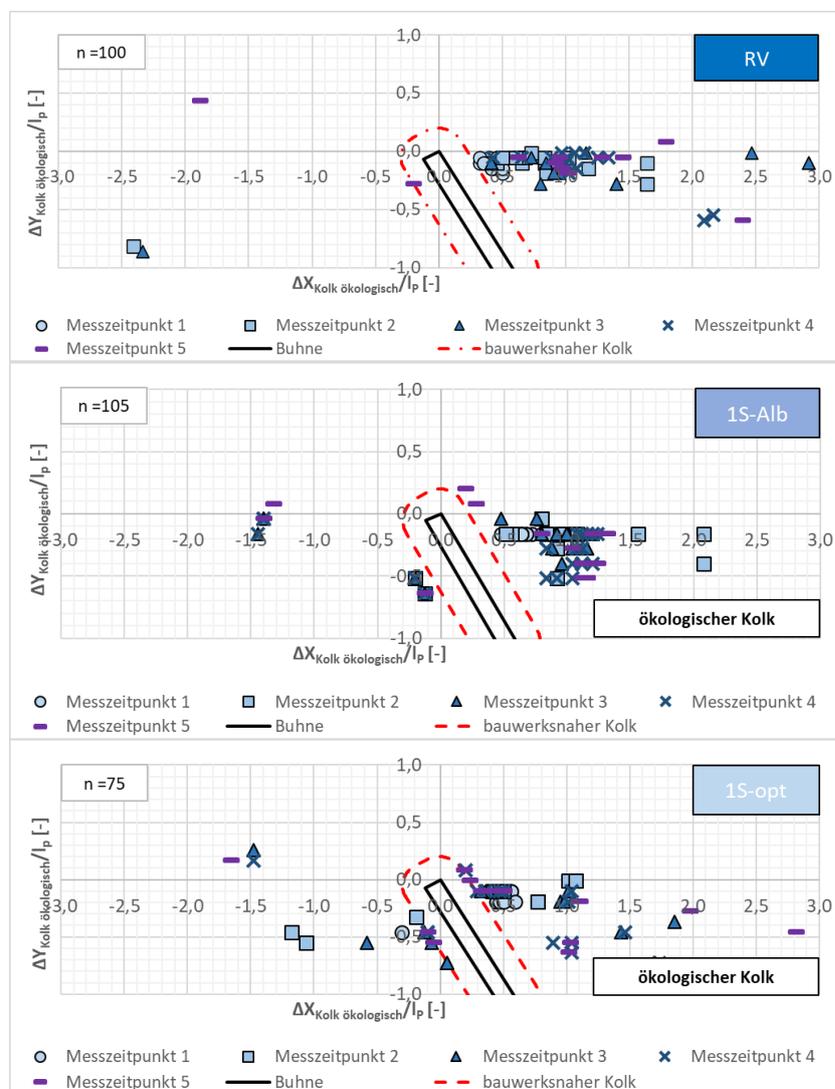


Abbildung 6-33: Lage des ökologischen Kolks für die einseitigen Varianten RV (oben), 1S-Alb (Mitte) und 1S-opt (unten)

Für 1S-Alb ist die Verteilung deutlich weniger eindeutig. Auch wenn sich hier ebenfalls ein Großteil der abgeleiteten Werte unterstrom des Bühnenkopfes konzentriert, sind auch Mittelpunkte ökologischer Kolke oberstrom des Bauwerks zu finden. Zudem ist die Verteilung der Lagepunkte über das Querprofil deutlich breiter gestreut und um bis zu einer halben projizierten Bühnenlänge zur Bühnenwurzel hin versetzt. Mit zunehmender Versuchsdauer entfernen sich die ökologischen Kolke weiter vom Bauwerk, teilweise nach oberstrom, aber hauptsächlich in Bereich unterstrom des Bühnenkopfes. Die horizontalen Abstände vom Bühnenkopf fallen etwas kleiner aus als bei RV.

Ein sehr ähnliches Bild zeigt die Auswertung von 1S-opt. Die ökologischen Kolke konzentrieren sich hier stärker als bei 1S-Alb auf den Bereich unterstrom des Bühnenkopfes, aber zeigen stärkere Schwankungen in der Verteilung als RV. Der Bereich unterstrom des Bühnenkopfes schließt den Hauptteil der Kolkpositionen ein, erstreckt sich von dort vertikal mit bis zu 0,2-mal der projizierten Bühnenlänge auch deutlich stärker in Richtung Ufer. Der horizontale Abstand des Großteiles der ermittelten Lagepositionen ist mit einem Abstand von maximal etwa einer projizierten Bühnenlänge kürzer als bei den anderen beiden untersuchten einseitigen Varianten.

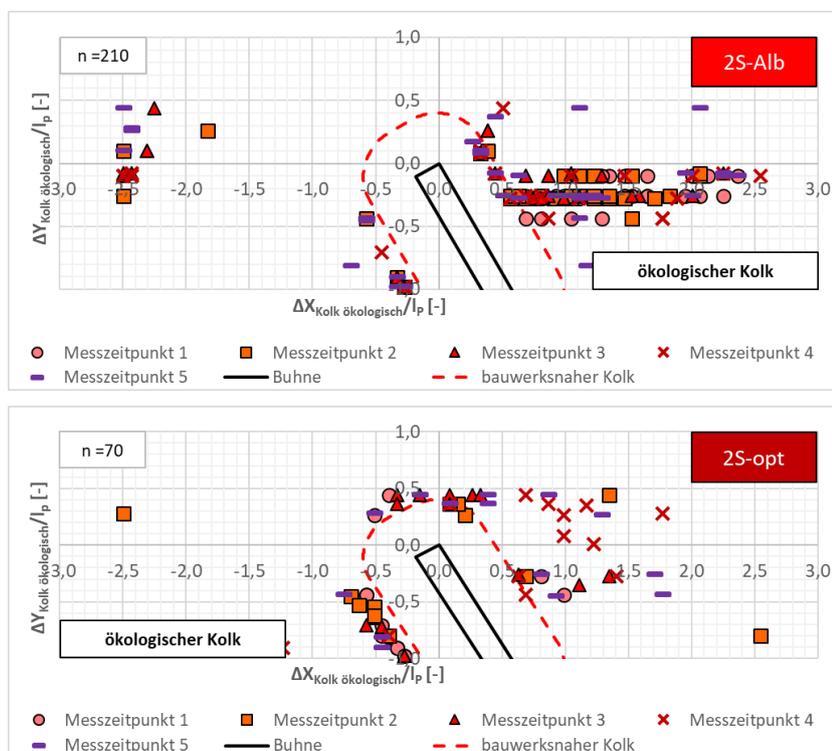


Abbildung 6-34: Lage des ökologischen Kolks für die beidseitigen Varianten 2S-Alb (oben) und 2S-opt (unten)

Die Lage des ökologischen Kolkes für die beiden untersuchten beidseitigen Anordnungen ist in Abbildung 6-34 dargestellt. Bis auf wenige Ausreißer konzentrieren sich für 2S-Alb die ökologischen Kolke auch deutlich unterstrom des Bühnenkopfes. Der horizontale Abstand zum Bühnenkopf beträgt bis zu zwei projizierten Bühnenlängen. Im zeitlichen Verlauf des Versuchs schwankt die Lage des ökologischen Kolks stärker als zu Beginn des Versuchs. Durch die zunehmenden Überlagerungsprozesse in der Sohltopographie kommt es zu einer Individualisierung der Sohlentwicklungprozesse um jede Bühne. Für 2S-opt ist der ökologische Kolk nicht mehr eindeutig in der Lage definiert wie bei den anderen bisher vorgestellten Varianten. Die Position des ökologischen Kolks schmiegt sich vielmehr an die definierten Grenzbereiche zum bauwerksnahen Kolk an. Dies ist ein Indiz dafür,

dass sich mit zunehmender Höhe der Lenkbuhnen die beiden Kolkbereiche zu einem Tiefenzug verbinden. Die Lage des ökologischen Kolks für die Varianten 1,5S-Alb und MW-Buhne wird in Abbildung 6-35 verglichen. Für 1,5S-Alb zeigt sich analog zu den anderen Varianten mit geringerer Bauwerkshöhe eine eindeutige Konzentration der Lage der ökologischen Kolk unterstrom des Buhnenkopfs in einem Abstand von dem 0,5- bis 2-fachen der projizierten Buhnenlänge, jedoch sind hier auch Ausreißer zu finden. Sie sind vor allem entlang der luvseitigen Berandung zum bauwerksnahen Kolk zu beobachten. Für die MW-Buhne zeigt sich hingegen eine komplett unterschiedliche Verteilung der ökologischen Kolke. Sie sind eindeutig luvseitig der Berandung zum Definitionsbereich des bauwerksnahen Kolks verteilt.

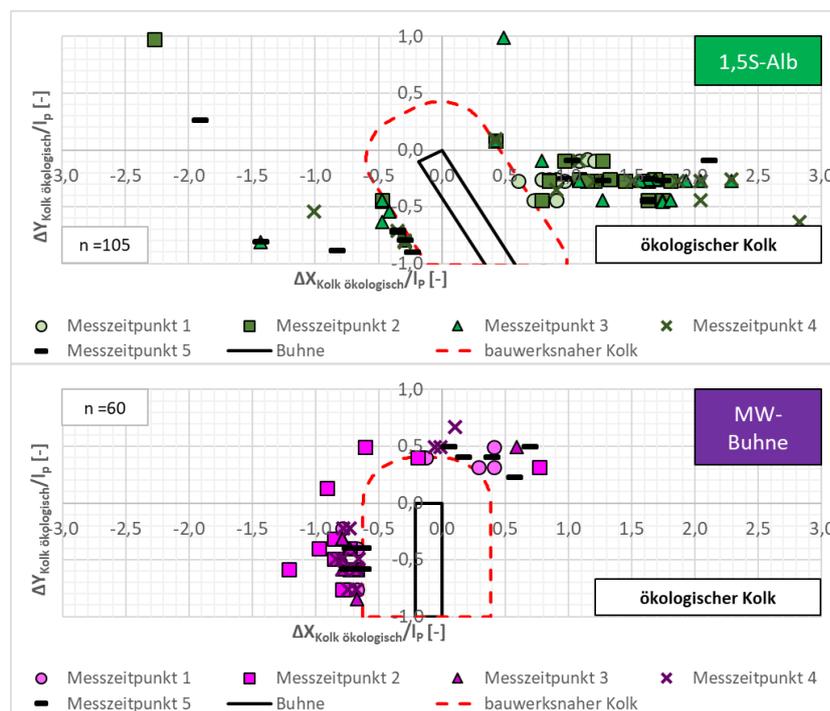


Abbildung 6-35: Lage des ökologischen Kolks für die Varianten 1,5S-Alb (oben) und MW-Buhne (unten)

Tabelle 6-4 fasst für jede Variante die mittlere Lage der Kolktypen zusammen. Die Lage der bauwerksnahen Kolke ist in allen untersuchten Varianten sehr ähnlich und auf der Luv-Seite des Buhnenkopfes verortet. Sie ist leicht in Richtung Ufer versetzt. Die größten Lageunterschiede treten bei der MW-Buhne auf.

Tabelle 6-4: Zusammenstellung der mittleren Lage der bauwerksnahen und ökologischen Kolke gemäß der Definition aus Abbildung 6-23

Variante	bauwerksnaher Kolk		ökologischer Kolk	
	$\Delta X_{nah}$	$\Delta Y_{nah}$	$\Delta X_{ökologisch}$	$\Delta Y_{ökologisch}$
	$[*]_{l_p, Buhne}$	$[*]_{l_p, Buhne}$	$[*]_{l_p, Buhne}$	$[*]_{l_p, Buhne}$
RV	0,02	-0,19	0,85	-0,12
1S-Alb	0,03	-0,38	0,65	-0,24
2S-Alb	-0,09	-0,25	0,65	-0,22
1,5S-Alb	0,03	-0,42	0,70	-0,12
1S-opt	0,07	-0,31	0,46	-0,24
2S-opt	-0,12	-0,13	0,24	-0,19
MW-Buhne	-0,28	-0,19	-0,49	-0,25

Hinsichtlich der Lage des ökologischen Kolks zeigen sich Unterschiede zwischen den flachen und inklinant geneigten Varianten, also RV, 1S-Alb, 1S-opt, 2S Alb und 1,5S-Alb auf der einen Seite und den doppelt so hoch gebauten Varianten 2S-opt und der MW-Buhne auf der anderen Seite. Für die erstgenannten Varianten beträgt  $\Delta X_{\text{ökologisch}}$  zwischen 0,46 bis 0,85 und  $\Delta Y_{\text{ökologisch}}$  weist einen Wertebereich von -0,24 bis -0,12 auf. Für 2S-opt und der MW-Buhne beläuft sich  $\Delta X_{\text{ökologisch}}$  auf Werte zwischen -0,49 und 0,24 und  $\Delta Y_{\text{ökologisch}}$  beträgt -0,19 bis -0,25. Vor allem hinsichtlich der Lage in Fließrichtung entscheiden sich diese beiden Gruppen voneinander.

Bei den flachen Varianten löst sich der ökologische Kolk mit zunehmender Versuchsdauer immer weiter vom bauwerksnahen Kolk ab. Für die beiden letztgenannten Varianten 2S-opt und MW-Buhnen gibt es nur einen einzelnen Kolk um den Buhnenkopf, der dafür eine größere räumliche Ausbreitung vorweist.

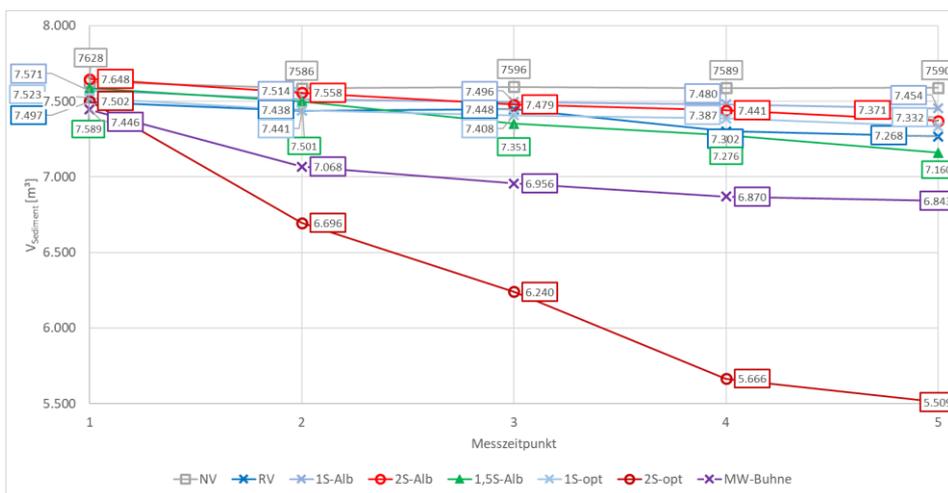


Abbildung 6-36: Zeitliche Entwicklung des gemittelten Sedimentvolumens im Versuchsstand für die untersuchten Varianten

Die Auswirkungen der Einbauten auf den Sedimenthaushalt des untersuchten Gerinnes sind in Abbildung 6-36 im zeitlichen Verlauf dargestellt.

Bereits ab dem zweiten Zeitschritt zeigt sich eine deutliche Differenzierung auf: Die flachen Varianten zeigen weiterhin nur geringe Unterschiede und das verbliebene Sedimentvolumen entscheidet sich nur um bis zu 2 % gegenüber dem Nullversuch. Für die MW-Buhne und vor allem 2S-opt kommt es zu diesem Zeitpunkt bereits zu einem großen Austrag von Sediment aus dem Untersuchungsgebiet. Dieser beschleunigt sich für 2S-opt noch bis MZP 4. Zu diesem Zeitpunkt wird für diese Variante ungefähr der Gleichgewichtszustand erreicht. Dies ist später als für die anderen Varianten. Die Versuchszeit ist dennoch ausreichend. Für MW-Buhne nimmt der Sedimentaustrag bereits ab MZP 3 stark ab. Zum Ende der Versuchszeit unterscheiden sich die flachen Varianten hinsichtlich des im Versuchsstand verbliebenen Sedimentvolumens nur leicht vom Nullversuch. Für 1,5S-Alb ist die ausgetragene Sedimentmenge allerdings leicht höher als für RV, 1S-Alb, 1S-opt und 2S-Alb.

Damit ergeben sich mittlere Sohländerungen zwischen 0,01 m (NV) und 0,66 m (2S-opt) am Ende der Versuchszeit.

### 6.3.4 Einfluss auf die Wasserspiegellage

In Abbildung 6-37 ist der Vergleich der zeitlichen Entwicklung der Wasserspiegellage am oberen Rand des Messbereichs oberstrom der Bühnenfeldstrecke zwischen dem Nullversuch und dem Referenzversuch angegeben.

Im MZP 1 zeigen sich die stärksten Schwankungen der Wasserspiegellage. Dieser Umstand ist zum einen auf die noch nicht abgeschlossene Anpassung der Sohlmorphologie an die hydraulischen Randbedingungen zurückzuführen. Zum anderen ist in diesem Fall die Steuerung der unteren Randbedingungen möglicherweise noch nicht asymptotisch an die vorgegebenen Werte angepasst, sondern weist noch minimale Schwankungen auf.

Für den Nullversuch ist mit zunehmender Versuchsdauer eine minimale Abnahme der Wasserspiegellage erkennbar. Diese hat sich nach dem 2. Zeitschritt mit 4,51 m über dem Referenznullpunkt schon annähernd stabilisiert. Im weiteren Verlauf des Versuchs nimmt die Schwankungsbreite der Wasserspiegellagen für NV noch weiter ab.

Für den Referenzversuch hingegen nimmt die Wasserspiegellage in MZP 2 im Vergleich zum Versuchsstart noch um 0,03 m zu. Der Höhe des Wasserspiegels ist hierbei im 2. Zeitschritt maximal und nimmt danach leicht auf im Mittel 4,56 mR0 ab. Die Sohlmorphologie passt sich also, wie z.B. bei Leopold & Wolman (1957) nachzulesen, infolge der äußeren Einwirkungen durch den Einbau der Lenkbuhnen energetisch optimiert an die Strömung an (siehe auch Kapitel 2.2.1). Die Schwankungsbreite der Wasserspiegellagen nimmt dementsprechend mit der Versuchszeit ab und erreicht ab MZP 3 ein dynamisches Gleichgewicht.

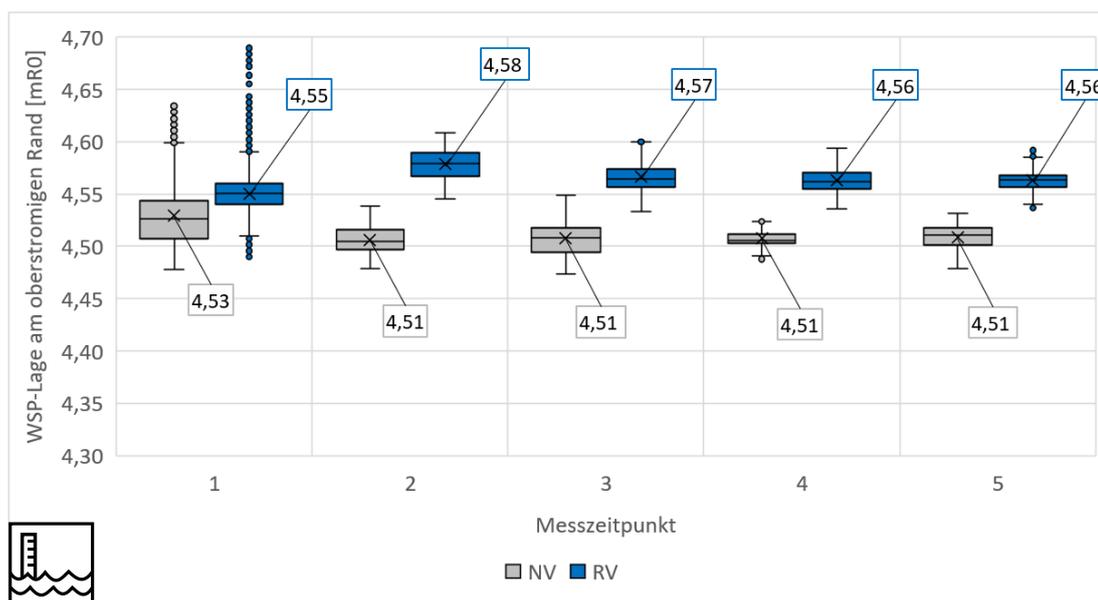


Abbildung 6-37: Vergleich der zeitlichen Entwicklung der Wasserspiegellage für die MV-Versuche zwischen NV- und RV-Versuch

Der Vergleich zwischen den unterschiedlichen Varianten befindet sich in Abbildung 6-38. Dafür wurden alle Messwerte für den jeweiligen Messzeitpunkt über die gemessenen Wiederholungen gemittelt. Für die meisten Varianten ist analog zum Referenzversuch ein Anstieg der Wasserspiegellage nach MZP 1 mit anschließendem leichten Absink über die Zeit zu beobachten. Nur für die Variante 1,5-Alb steigt die Wasserspiegellage mit zunehmender Versuchsdauer konstant an.

Die Varianten 2S-opt, MW-Buhne und 1,5S-Alb zeigen mit Wasserspiegelanstiegen von 0,19 m, 0,14 m und 0,1 m den größten Effekt auf die Hochwassersicherheit. Das heißt diese Varianten haben einen merklichen Effekt auf die Hochwassersicherheit.

Die anderen Varianten sind mit einer aufstauenden Wirkung von etwa 5 cm für die einseitigen Varianten und 7 cm für die beidseitige Variante 2S-Alb vergleichbar und deutlich geringer. Die unterschiedlichen Buhnenabstände zwischen den einseitigen Varianten üben nur einen vernachlässigbaren Effekt auf die Wasserspiegellage aus.

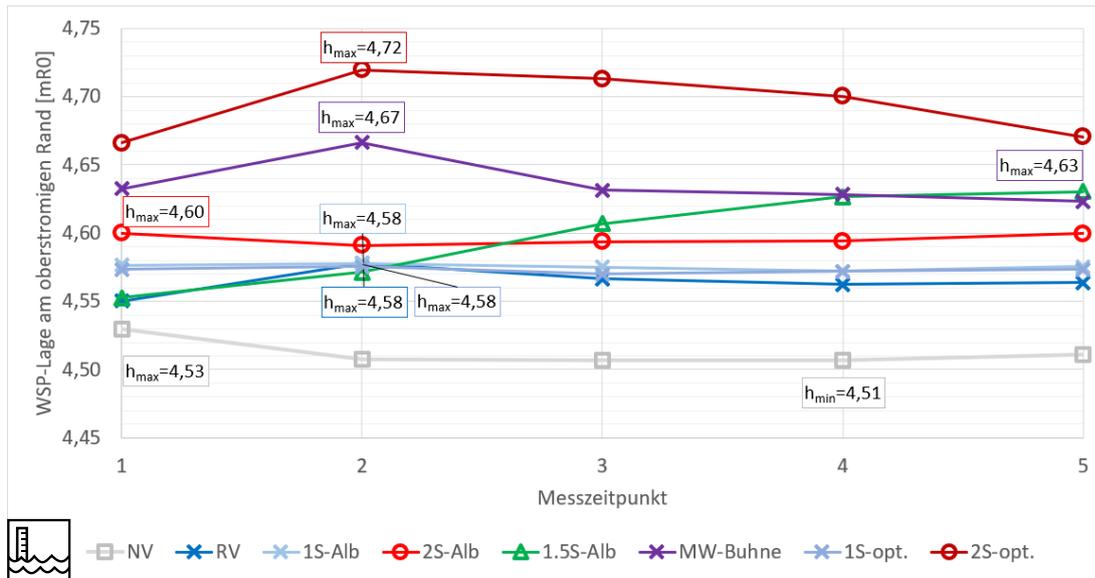


Abbildung 6-38: Verlauf der gemittelten Wasserspiegellagen für die MV-Versuche differenziert nach Messzeitpunkt

Die Kennzahl für die Auswirkungen der Einbauten auf die Wasserspiegellage wurde wie folgt definiert:

$$KeZa_{Hochwasserschutz} = \frac{d_{max,variante} - d_{min,NV}}{d_{min,NV}} \quad (6-6)$$

mit:

$KeZa_{Hochwasserschutz}$	Kennzahl für die Analyse der Auswirkungen auf die Wasserspiegellage
$d_{max,variante}$	maximale mittlere Wassertiefe der untersuchten Varianten, auf einen Messzeitpunkt bezogen [m]
$d_{min,NV}$	minimale mittlere Wassertiefe des Nullversuchs, auf einen Messzeitpunkt bezogen [m]

Der Vergleich der Kennzahlen für den Hochwasserschutz befindet sich in Abbildung 6-39. Die Änderungen der Wassertiefen sind anhand der vorliegenden Daten für die Varianten RV, 1S-Alb und 1S-opt mit Werten zwischen 6,3 cm bis 6,6 cm bzw. einer Erhöhung der Wassertiefe um 3,7 % bis 3,8 % annähernd identisch. Sie sind im Vergleich zu den anderen untersuchten Varianten dabei am geringsten.

Für 2S-Alb beträgt die Erhöhung der Wassertiefe 8,7 cm bzw. 5,1 %. Deutlich höher ist die aufstauende Wirkung von 1,5S-Alb mit 11,8 cm bzw. 6,9 % gegenüber der minimalen Wassertiefe in NV. Am zweithöchsten sind die Werte für die MW-Buhne mit 15,4 cm bzw. 9 %. Mit deutlichem Abstand am

größten sind die Auswirkungen von 2S-opt auf die Wassertiefe. Sie steigt gegenüber der minimalen Wassertiefe im Nullversuch um 20,7 cm bzw. 12,1 % an.

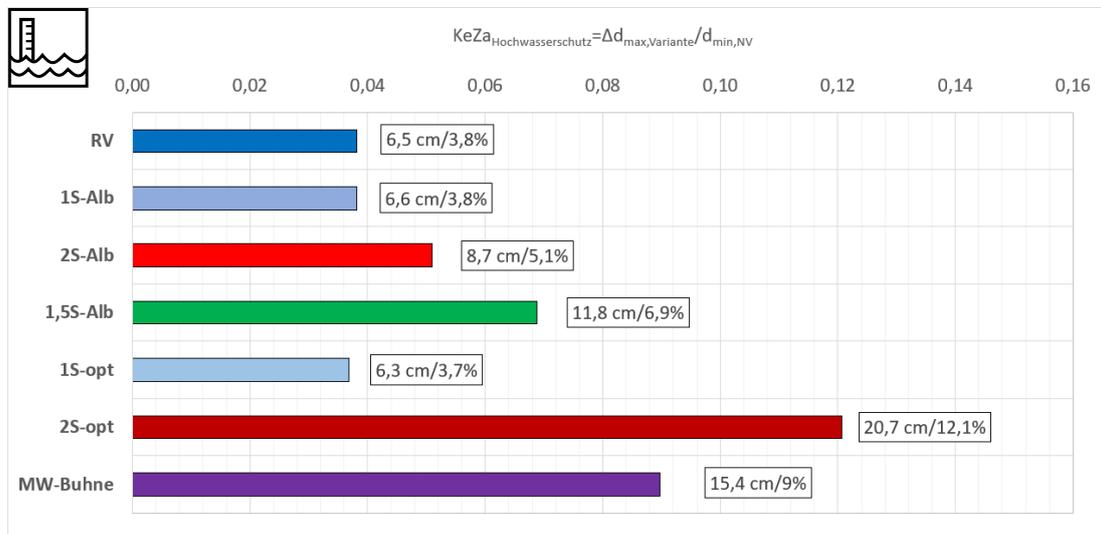


Abbildung 6-39: Kennzahlenvergleich der Änderung der Wasserspiegellagen im Vergleich zu NV für die im Rahmen der MV-Versuche untersuchten Varianten

### 6.3.5 Fazit der morphologischen Laborversuche

Die Untersuchung der Gewässerstrukturierung durch Lenkbuhnen in den Laborversuchen mit beweglicher Sohle offenbarte vielfältige Auswirkungen auf die Gewässerstruktur. Die Sohle konnte durch die Einbauten vielfältig strukturiert werden. Hierbei entstanden diverse Muster aus Auskolkungs- und Anlandungsbereichen mit hoher zeitlicher Variabilität.

Der Nachweis von Auskolkungen im Luv-Bereich der Buhne bedingt die Planung einer lokalen Ufersicherung in diesem Bereich, um auch langfristig ein Hinterspülen der Buhnenwurzel zu unterbinden, sofern mit dem Einbau der Lenkbuhnen gleichzeitig eine Entnahme der Ufersicherung verbunden werden soll. Dies stimmt mit den Erkenntnissen ergänzender Untersuchungen bei HQ100-Bedingungen in Müller et al. (2020a, 2020b) und Müller & Pereira Ziesmann (2019) überein.

Die Untersuchung der Kolk-tiefen offenbarte trotz anderslautender Hinweise aus der Literatur zu inklinanten Buhnen, z.B. von Kuhnle et al. (2002) oder Elawady et al. (2001), dass es bei Lenkbuhnen und anderen dauerhaft überströmten Buhnenbauweisen trotz der scharfen Geometriekanten nicht ausschließlich zu einer Kolkbildung am Buhnenkopf kommt. Zusätzlich entsteht ein in dieser Arbeit als „ökologischer Kolk“ betitelter zweiter Kolk unterstrom des Buhnenkopfs, leicht in Richtung Ufer versetzt. Dieser weist Kolk-tiefen ähnlicher Größenordnung wie der bauwerksnahe Kolk auf. Dadurch wird die Gewässersohle großflächig strukturiert und damit potentiell vielfältigere Lebensbedingungen im Flussschlauch geschaffen. Für die Varianten mit größerer Bauwerkshöhe 2S-opt und MW-Buhne hingegen konnten keine zwei getrennten Kolke ausgemacht werden. Hier verbinden sich die zwei Kolkbereiche zu einem einzelnen tieferen Kolk.

Die bauwerksnahe Kolk-tiefe ist eine wichtige Kenngröße für die Planung einer Revitalisierung mit Lenkbuhnen und ermöglicht die Wahl einer ausreichenden Gründung zum Zwecke der Bauwerksstabilität. Hierfür sind weitere Untersuchungen mit variierenden hydraulischen Randbedingungen und Substraten notwendig, um zu einer wirtschaftlichen Bemessung der Gründungstiefe zu kommen. Das Zulassen der Auskolkung im Bereich des Buhnenkopfs führt durch die damit einhergehende

Aufweitung des Fließquerschnitts auch zu einer Verminderung des aufstauenden Effekts der Einbauten auf die Wasserspiegellage. Nachhaltig initiierte Tiefenzüge im Gewässerlauf haben zudem eine Bedeutung für die ökologische Funktionsfähigkeit von Gewässerläufen. Diese Bedeutung nimmt vor dem Hintergrund des Klimawandels, z.B. als Rückzugsbereich bei Niedrigwasser, zu.

Die Untersuchung des durch die Einbauten mobilisierten Sedimentvolumens offenbart große Unterschiede zwischen den untersuchten Varianten. Dies ist ein wichtiger Anhaltspunkt für den Planungsingenieur. Denn gerade in urbanen Räumen ist die Gefahr der Verlegung von Brückenquerschnitten durch Ablagerungen oder die fachgemäße und rechtzeitige Bewirtschaftung von Sedimentfallen von großer Bedeutung. Sonst kann es durch die Förderung von Verklausungen zu einer Verschärfung der Hochwasserproblematik kommen. Die untersuchten Varianten mit flachen Lenkbuhnen erwiesen sich hierbei als deutlich weniger kritisch als die anderen Varianten mit hohen Lenkbuhnen oder kurzen Mittelwasserbuhnen. In den Lenkbuhnen-Varianten wurde das annähernde Gleichgewicht im Sedimenthaushalt bereits nach kurzer Zeit erreicht. Die mobilisierten Sedimentvolumina stiegen gegenüber dem Nullversuch nur leicht an. In den Varianten 2S-opt und MW-Buhne hingegen kam es über den gesamten Verlauf der Versuche zu einem etwa linearen Sedimentaustrag, der um ein Mehrfaches gegenüber dem Ausgangszustand im Nullversuch anstieg.

Die Auswirkungen auf die Wasserspiegellage bei HQ2 waren für die untersuchten flachen Lenkbuhnen-Varianten trotz der stark strukturierten Sohle (mit Ausnahme der wechselseitigen Variante 1,5S-Alb) mit einer Zunahme der Wassertiefe um 3,7 % bis 5,1 % der minimalen Wassertiefe im Nullversuch deutlich geringer als für die MW-Buhne mit 9 %. Dabei ist zu beachten, dass die vorliegenden Versuche den Anstieg der WSP-Lage bei einem gewässerbettprägenden Hochwasser betrachtet haben. Das Bemessungshochwasser weist im vorliegenden Beispiel eine doppelt so große Wassertiefe wie das untersuchte HQ2 auf. Entsprechend der größeren Überströmhöhe sind in diesem Fall, gemäß der Erkenntnisse aus Kapitel 5.5.1, nochmals deutlich geringere Auswirkungen auf die WSP-Lage zu erwarten.

## 6.4 Ergebnisse der numerischen Modellierung der Laborversuche

In diesem Unterkapitel werden die Ergebnisse der Geschwindigkeitsverteilung aus den numerischen Modellen über das betrachtete Abflussspektrum und die untersuchten Varianten präsentiert. Sie stellen die Datengrundlage für die spätere Bewertung der Habitatqualität (siehe Kapitel 6.5 und Kapitel 6.6) und der Schutzbereiche bei Hochwasser dar (siehe Kapitel 6.7) dar.

### 6.4.1 Vergleichende Betrachtung der Geschwindigkeitsverteilung

In Abbildung 6-40 ist beispielhaft die Geschwindigkeitsverteilung für die erste Wiederholung der Variante RV zu Messzeitpunkt 5 über das untersuchte Abflussspektrum zwischen MNQ und MQ abgebildet. Auch wenn die Fließgeschwindigkeiten mit zunehmendem Abfluss ansteigen, bleibt das grundlegende Abflussmuster über das gesamte Abflussspektrum erhalten. Lediglich die Beträge der Fließgeschwindigkeiten ändern sich. Daher kann geschlussfolgert werden, dass die Strömungsmuster um Lenkbuhnen im anvisierten Abflussspektrum sehr stabil sind.

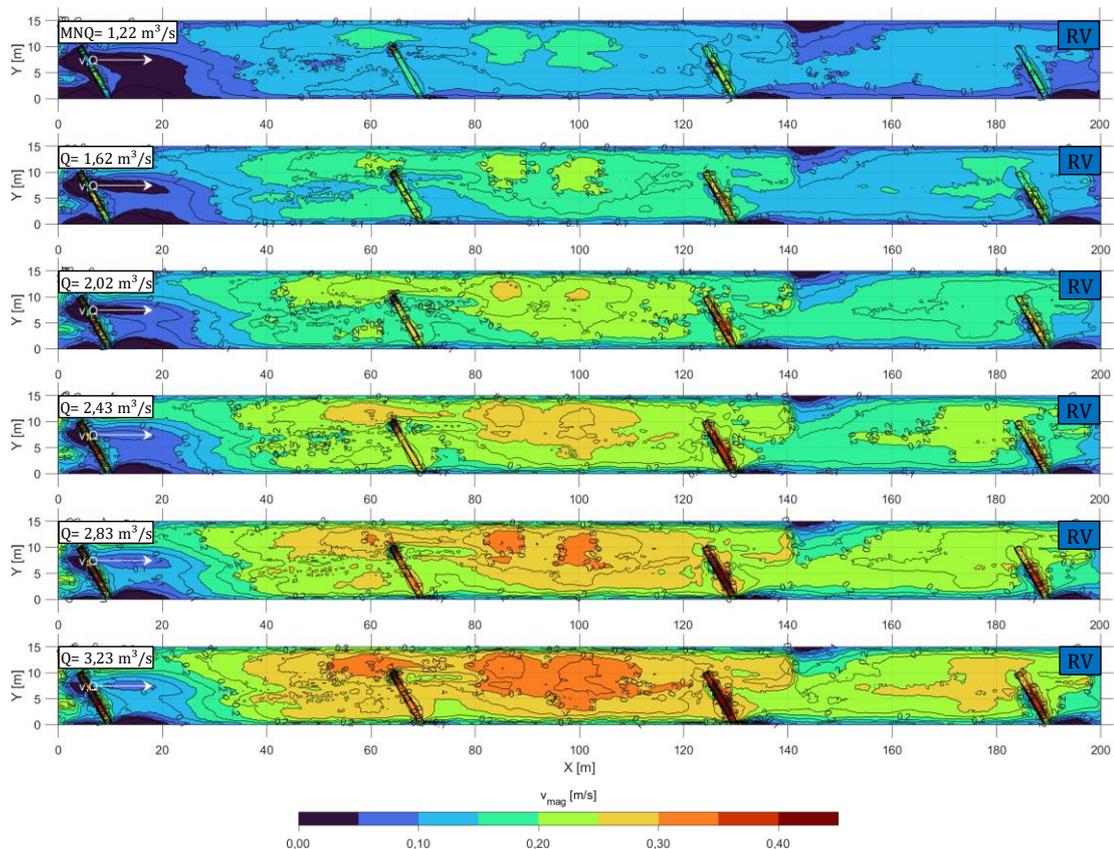


Abbildung 6-40: Geschwindigkeitsverteilung im numerischen Modell von RV 1-5 in Abhängigkeit des Abflusses bei voller Mess-Auflösung und maximaler Meshgröße von  $0,05 \text{ m}^2$

Der Vergleich der Geschwindigkeitsverteilung bei MQ zwischen den Varianten NV und den einseitigen Varianten RV, 1S-Alb und 1S-opt ist in Abbildung 6-41 dargestellt. Für diesen Vergleich wurde für jede Variante zu jeder Wiederholung das numerische Modell für MZP 5 ausgewertet. Aus Übersichtlichkeitsgründen wurden rein zu Darstellungszwecken die erhaltenen Fließgeschwindigkeiten gemittelt, so dass ein direkter optischer Vergleich der Strömungsmuster zwischen den Varianten möglich ist.

Für den Nullversuch zeigt sich eine eindeutige Konzentration des Abflusses in Gewässermitte (siehe Abbildung 6-41). Zu den Rändern des Gerinnes hin nimmt die Fließgeschwindigkeit aufgrund der Haftbedingung ab. Bis auf kleine Abweichungen nahe den Umlagerungen am Einlauftrand ist die Fließgeschwindigkeit sehr uniform verteilt. Es ist keine Differenzierung in verschiedene Abflussbereiche erkennbar.

Die einseitigen Varianten zeigen vor allem für 1S-Alb und 1S-opt eine deutliche Konzentration des Abflusses auf der linken Seite der simulierten Rinne analog zu den Erkenntnissen aus den Versuchen mit fester Sohle (siehe Kapitel 5.2.1).

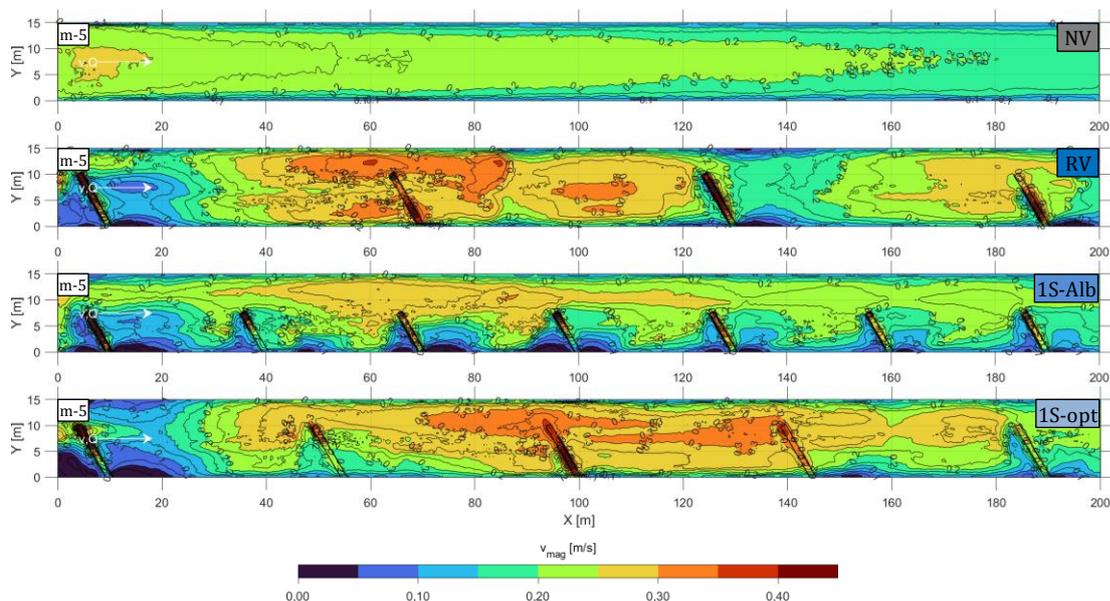


Abbildung 6-41: Vergleich der aus allen Versuchen gemittelten Geschwindigkeitsverteilung aus den numerischen Modellen von Messzeitpunkt 5, differenziert nach Varianten für NV, RV, 1S-Alb und 1S-opt für MQ

Auch in RV gibt es eine Konzentration des Abflusses auf der linken Seite im Bereich  $X=0$  m bis  $X=120$  m. Stromab dieses Bereichs erinnert die Geschwindigkeitsverteilung vielmehr an den Pool eines Riffle-Pool Systems mit einer Beschleunigung des Abflusses an der Engstelle zwischen dem Bühnenkopf und der Gerinnebewandung. Unterstrom der Bühnenwurzeln bilden sich ufernahe strömungsberuhigte Bereiche aus. In RV sind diese nur an den Lenkbuhnen 1, 2 und 4 deutlich zu beobachten. Für die Variante 1S-Alb sind die strömungsberuhigten Bereiche am stärksten ausgeprägt. Für 1S-opt sind sie für die Lenkbuhnen 2 und 3 nur schwach ausgeprägt, in den anderen Lenkbuhnen aber deutlicher zu beobachten.

Für die restlichen Varianten ist die Geschwindigkeitsverteilung für die gleichen Randbedingungen in Abbildung 6-42 dargestellt. Sie zeigt für die beidseitigen Varianten eine deutliche Differenzierung der Geschwindigkeitsverteilung zwischen dem Flussschlauch und den Bühnenfeldern auf. Der Abfluss konzentriert sich auf die Gewässermittle, während in den Bühnenfeldern eine deutlich niedrigere Fließgeschwindigkeit zu beobachten ist. Die größten Fließgeschwindigkeiten treten dabei direkt oberstrom der Bühnenköpfe auf. Während die Fließgeschwindigkeitsverteilung für 2S-Alb annähernd symmetrisch zur Achse durch die Gerinnemittle ist, pendelt der Stromstrich in 2S-opt durch die wechselseitige Verlagerung der stärksten Erosionsbereiche (siehe Kapitel 6.3.2) zwischen den beiden Ufern hin und her, ohne jedoch am unmittelbaren Uferbereich zu einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit zu führen.

Das angestrebte Pendeln des Stromstrichs in 1,5S-Alb (siehe Kapitel 4.3) konnte hingegen nur bedingt nachgewiesen werden. Es ist zu beobachten, dass Bereiche mit der größten Fließgeschwindigkeit sich hier mit wenigen Ausnahmen auch oberstrom des Bühnenkopfs befinden. Jedoch sind sie nur leicht von der Mittelachse der Rinne verschoben. Während sich an den ersten drei Lenkbuhnen zwischen  $X=0$  m und  $X=60$  m durch die starke Umlagerung des Sohlmaterials in diesem Bereich eine deutlich strömungsgeschützte Zone im Umfeld der Bühnen ausbildet, ist dies für den weiteren Fließweg nur noch deutlich schwächer zu beobachten. Näherungsweise kann die Fließgeschwindigkeitsverteilung für diese Variante mit dem grundlegenden Verteilungsmuster niedriger und hoher

Fließgeschwindigkeiten für die beidseitigen Varianten verglichen werden, nur mit einer schwächeren Differenzierung.

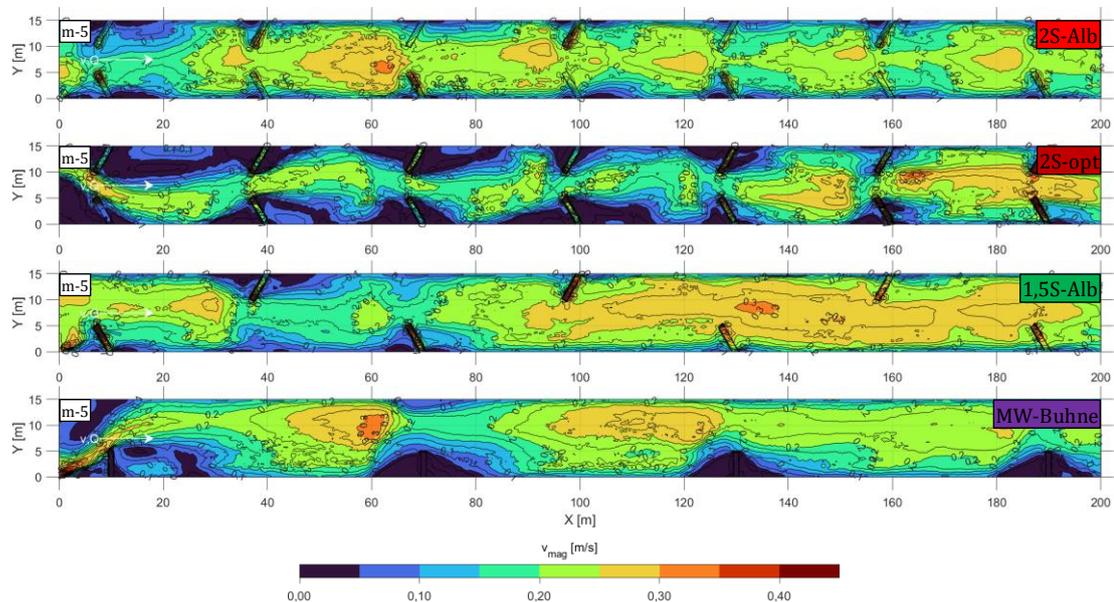


Abbildung 6-42: Vergleich der aus allen Versuchen gemittelten Geschwindigkeitsverteilung aus den numerischen Modellen von Messzeitpunkt 5, differenziert nach Varianten für 2S-Alb, 2S-opt, 1,5S-Alb und MW-Buhne für MQ

Für die MW-Buhne zeigen sich, zusammen mit der Variante 2S-opt, die deutlichsten Auswirkungen auf die Fließgeschwindigkeitsverteilung. Im Umfeld der Buhnen sind deutliche strömungsberuhigte Bereiche zu beobachten. Diese sind allerdings nicht wie bei den Varianten mit Lenkbuhnen in vergleichsweise flachen Uferbereichen, sondern den tiefen Kolken um die Buhnen zu verorten. Gleichzeitig bilden sich in horizontaler Richtung vom Buhnenkörper etwa eine Sohlbreite nach oberstrom versetzt, Zonen mit erhöhter Fließgeschwindigkeit aus. Diese sind trotz der geringen Länge der Mittelwasserbuhnen von nur einem Drittel der Gerinnebreite stark Richtung gegenüberliegendes Ufer verschoben und lassen daher negative Auswirkungen auf die Erosionsstabilität der dortigen Ufer vermuten.

Die Analyse der Geschwindigkeitsverteilung aus den numerischen Modellen hat trotz der geringen Höhe der Lenkbuhnen deutliche Unterschiede zum Nullversuch ohne Buhnen aufgezeigt. Dabei bilden sich je nach Anordnung der Lenkbuhnen unterschiedliche Strömungsmuster aus.

#### 6.4.2 Hydraulisch-morphologische Bewertung der dokumentierten Gewässerstrukturierung

Der Vergleich der zeitlichen Entwicklung des über die Versuchswiederholungen gemittelten Teilvielfältigkeitsindizes der Wassertiefe  $V_t$  und der Fließgeschwindigkeit  $V_v$ , die zur Berechnung des HMID-Werts (siehe Kapitel 2.5.2) benutzt werden, befindet sich für den MQ-Abfluss in Abbildung 6-43. Dort zeigt sich, dass im Ausgangszustand des RV-Versuchs die eingebauten Lenkbuhnen die Fließgeschwindigkeiten mit 1,43 zu 1,39 nicht deutlich stärker differenziert sind als im Nullversuch. Jedoch steigt der  $V_v$ -Wert im zeitlichen Verlauf etwa linear auf bis zu 1,77 an, während er im Nullversuch konstant bleibt. Dies zeigt, dass die Diversifizierung der Fließgeschwindigkeiten zu großen Teilen von der Strukturierung der Gewässersohle erzielt wird und die Einbauten selbst nur eine geringere

Auswirkung darauf haben. Vielmehr initiieren die Sohländerungen eine weitere hydraulische Differenzierung.

Für den Nullversuch bleibt der Teilvielfältigkeitsindex der Wassertiefen  $V_t$  mit 1,17 über die gesamte Versuchsdauer konstant. Für den RV-Versuch steigt er noch stärker als der  $V_v$ -Wert von 1,43 zu MZP 1 auf 2,10 am Ende der Versuchsdauer an. Auffällig ist dabei, dass der Wert von  $V_t$  zunächst sprunghaft von 1,43 (MZP 1) auf 1,85 (MZP 2) ansteigt und danach mit 1,88 (MZP 3) stagniert. Im Anschluss folgt abermals ein Anstieg auf 2,01 (MZP 4), der wiederum von einer leichten Zunahme auf 2,10 (MZP 5) gefolgt wird.

Der Verlauf von  $V_{t,RV}$  und  $V_{v,RV}$  hat zudem unterschiedliche Charakteristiken.  $V_{t,RV}$  verläuft sprunghaft, während  $V_{v,RV}$  gleichmäßiger zunimmt. Jedoch ist auch hier eine Stagnation zwischen MZP 2 und MZP 3 beobachtbar. Dies stärkt die Aussage, dass die hydraulische Diversität vor allem von der Entwicklung der Sohltopographie geprägt wird. Als Resultat steigt der HMID-Wert für den Referenzversuch stark von MZP 1 mit 2,39 bis auf 3,95 zu MZP 5.

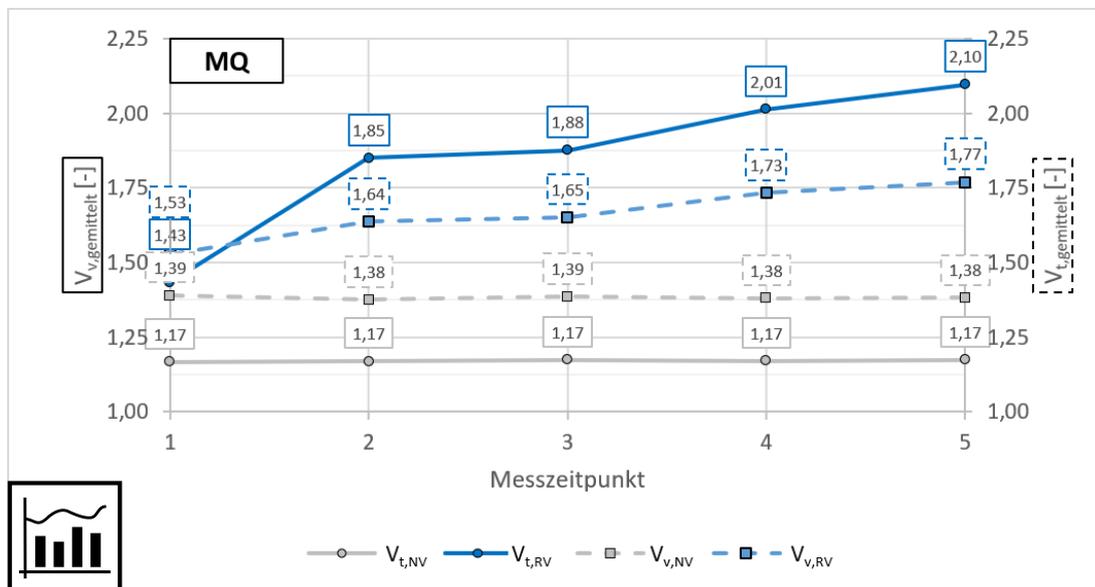


Abbildung 6-43: Vergleich der Entwicklung der Teilvielfältigkeitsindizes des HMID zwischen NV- und RV für MQ-Abfluss

In Abhängigkeit des Abflusses zeigt sich für den Referenzversuch wie zu erwarten, dass der HMID-Wert mit zunehmendem Abfluss und damit steigender Wassertiefe sinkt (siehe Abbildung 6-44).

Der HMID nimmt von 3,70 für MNQ auf 3,19 für MQ ab. Die vergleichende Betrachtung der Wiederholungen des RV-Versuchs zeigt deutliche Schwankungen des über den Messzeitraum gemittelten HMIDs zwischen 3,18 und 3,67 auf. Diese sind größer als die Auswirkungen der Mess-Auflösung im Versuch und der Mesh-Auflösung im numerischen Modell. Dies zeigt eindeutig die Bedeutung von Wiederholungsversuchen auf, um statistisch die Bandbreite der hydraulisch-morphologischen Diversität abzubilden.

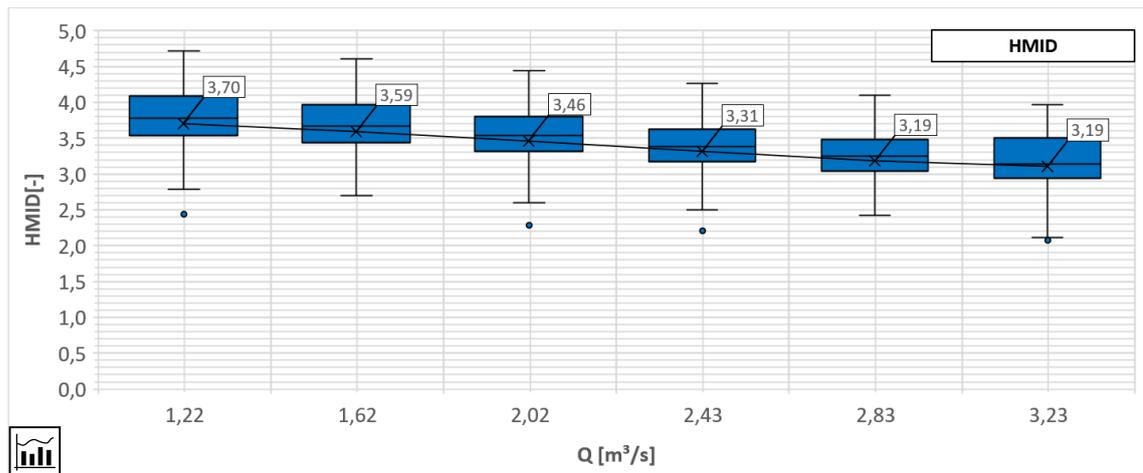


Abbildung 6-44: Abflussabhängige Entwicklung des HMIDs für die fünf Sets an Referenzversuchen für  $A_{Mess} = 0,13 \text{ m}^2$  und  $A_{Mesh, max} = 0,05 \text{ m}^2$

Die Analyse der Wiederholungsgenauigkeit des HMIDs wird in Abbildung 6-45 dargestellt. Sie wurde wie folgt berechnet:

$$\Delta HMID_{Variante, MZP} = HMID_{Variante, Wdh., MZP} - HMID_{Variante, m, MZP} \quad (6-7)$$

mit:

- $\Delta HMID_{Variante, MZP}$  Wiederholungsgenauigkeit des HMIDs der betrachteten Variante zum gegebenen Messzeitpunkt [-]
- $HMID_{Variante, Wdh., MZP}$  HMID-Wert der betrachteten Variante in der analysierten Wiederholung des Versuchs zum gegebenen Messzeitpunkt [-]
- $HMID_{Variante, m, MZP}$  gemittelter HMID der betrachteten Variante zum gegebenen Messzeitpunkt [-]

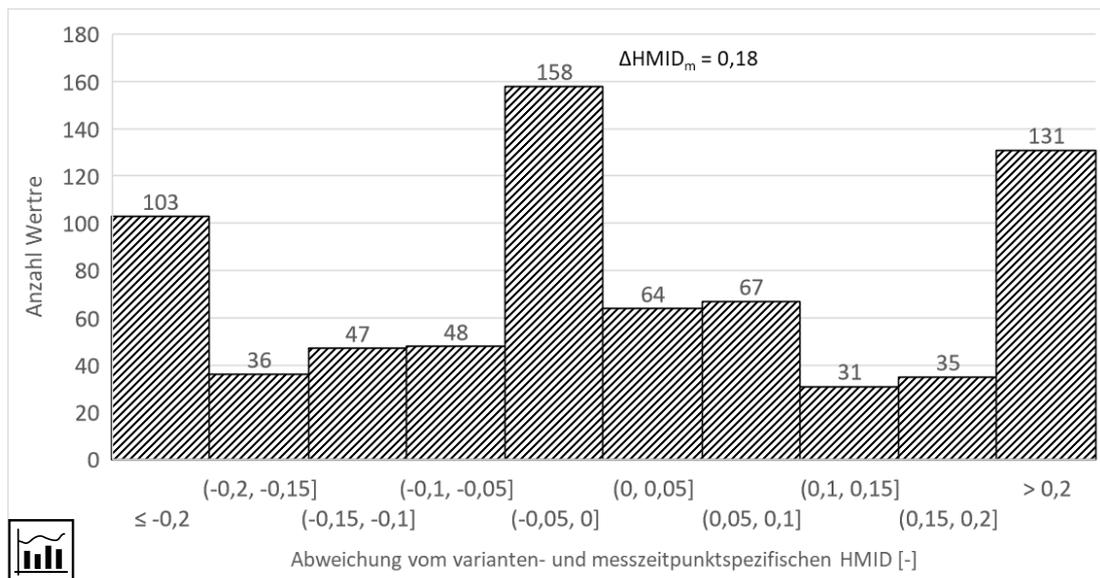


Abbildung 6-45: Darstellung der Wiederholungsgenauigkeiten für die Untersuchung HMID

Die mittlere Wiederholungsgenauigkeit berechnet sich auf 0,18 (siehe Abbildung 6-45). Für die meisten Datenpaare ergibt sich eine Wiederholungsgenauigkeit zwischen -0,05 bis 0. Jedoch gibt es auch viele Schwankungen, die eine  $\Delta$ HMID-Wert kleiner bzw. größer 0,2 aufweisen.

In Abbildung 6-46 ist der Vergleich des HMID-Werts zwischen den untersuchten Varianten aufgeführt.

Für den NV-Versuch ist der mittlere HMID mit 1,67 mit weitem Abstand am niedrigsten. Die einseitigen Varianten RV, 1S-Alb und 1S-opt sowie 2S-Alb bewegen sich alle in einem ähnlichen Wertebereich von ca. 3,2 bis 3,7. Diese Schwankungsbreite ist nur unwesentlich höher als die Wiederholungsgenauigkeit und zeigt daher keine eindeutigen Unterschiede zwischen den Varianten auf. Jedoch fällt auf, dass für RV und 1S-opt der Wertebereich der berechneten HMID-Werte größer ist als für 1S-Alb und 2S-Alb.

Für 1,5-Alb ist der Mittelwert des HMID mit 4,05 etwas höher als bei den vorgenannten Varianten. Hier ist der Wertebereich jedoch für alle Varianten am größten. Für die MW-Buhne ergibt sich ein signifikant höherer gemittelter HMID von 4,91 bei deutlich kleinerer Schwankungsbreite als für 1,5S-Alb. Am größten ist der HMID für den Versuch 2S-opt mit 6,85. Er schwankt für diese Variante zwischen 5,63 und 8,03 und übertrifft die meisten anderen beobachteten HMID-Werte mit Ausnahme der Maxima für die MW-Buhne.

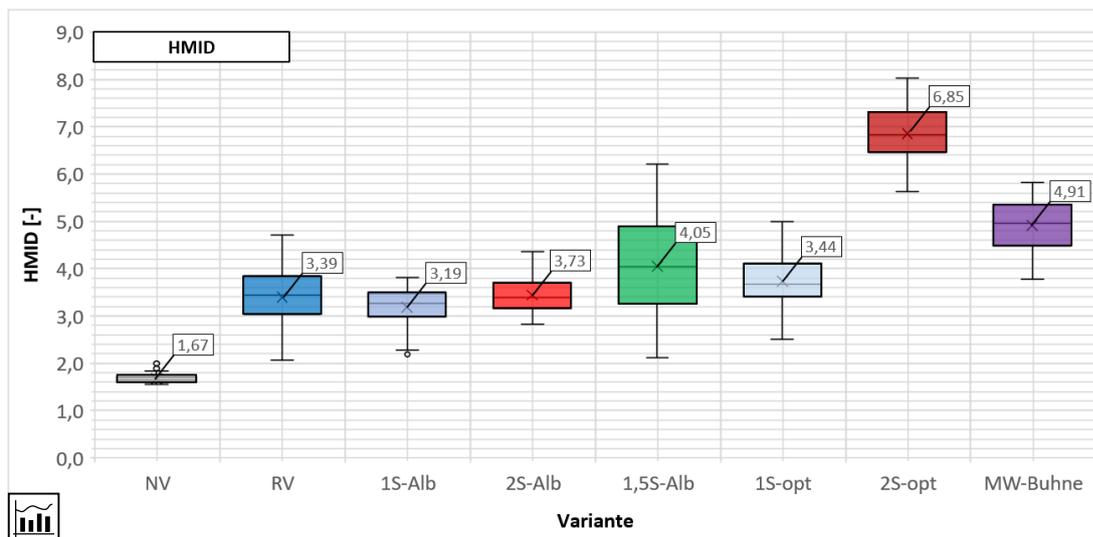


Abbildung 6-46: Vergleich der Verteilung der HMID-Werte zwischen den untersuchten Varianten für alle betrachteten Sets an Versuchen und alle Abflüsse

In Abbildung 6-47 wird die Verteilung der Teilvielfältigkeitsindizes für die Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit der untersuchten Varianten vorgenommen. Es lassen sich drei verschiedene Teilbereiche abgrenzen, die einen ähnlichen Zusammenhang zwischen den beiden Teilvielfältigkeitsindizes aufweisen: der Nullversuch, die flachen Lenkbuhnenvarianten RV, 1S-Alb, 2S-Alb, 1,5S-Alb und 1S-opt inklusive der Mittelwasserbuhnen und die Variante 2S-opt.

Die Daten des Nullversuch zeigen nur eine geringe Entwicklung der Wertepaare von  $V_v$  und  $V_t$  über die Zeit und das untersuchte Abflussspektrum. Dahingegen zeigen die anderen sieben Varianten für den gleichen Messzeitpunkt ein großes Band für  $V_t$  an.  $V_v$  hingegen variiert in deutlich geringerem Maße und weist eine geringe zeitliche, sondern vielmehr eine abflussspezifische Abhängigkeit auf.

Die größte Entwicklung findet, wie auch schon bei isolierter Betrachtung von RV in Abbildung 6-44 herausgearbeitet wurde, zwischen dem ersten und zweiten Messzeitpunkt statt. Deutliche Unterschiede in  $V_t$  für die einzelnen Messzeitpunkte zeigen die zunehmende Gewässerstrukturierung während des Versuchsablaufs an und bestimmen maßgeblich die Entwicklung des HMID.

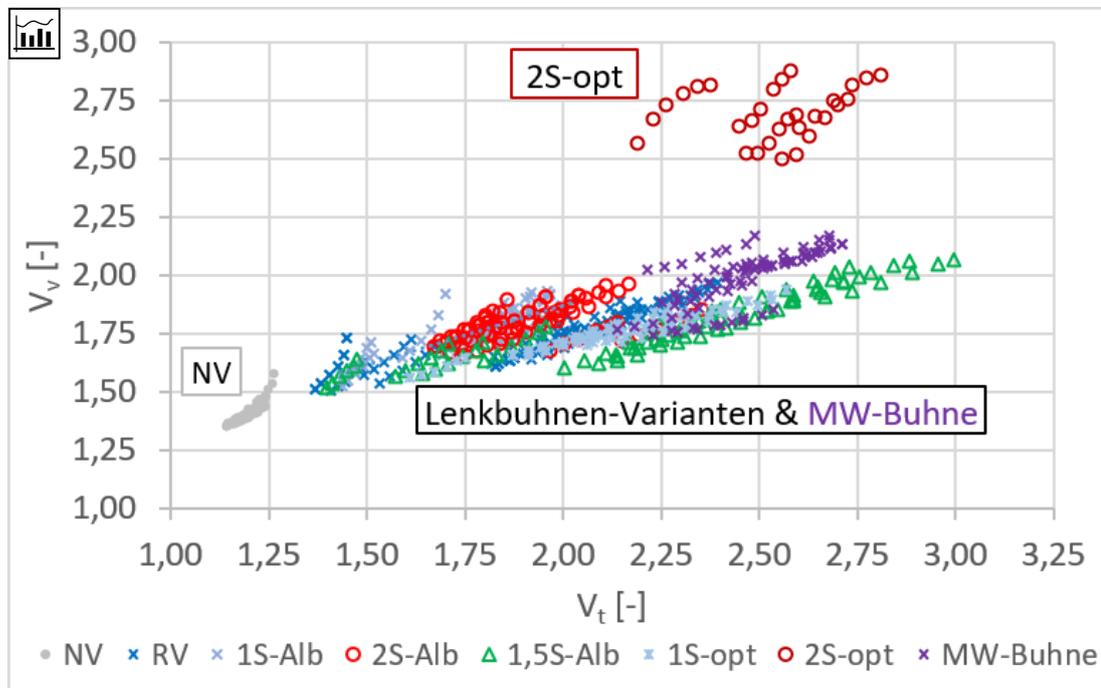


Abbildung 6-47: Vergleich der Teilvielfältigkeitsindizes des HMID für die untersuchten Varianten

Die Variante 2S-opt verhält sich stark abweichend von den anderen Varianten.  $V_v$  liegt hier mit ca. 2,5 bis 3,0 deutlich höher als bei den anderen Varianten. Dies ist auf die gegenüber den flachen Varianten größere Höhe der Einbauten und damit stärkere hydraulische Differenzierung innerhalb des Fließquerschnitts zurückzuführen. Zwar ist auch die MW-Buhne höher gebaut als die anderen Varianten. Aufgrund der geringeren Querschnittsfläche ist der Einfluss der Buhnenhöhe für diese Variante jedoch deutlich schwächer und führt gegenüber den anderen Varianten nur zu einer leichten Erhöhung von  $V_{v,min}$  von etwa 1,50 auf 1,75.

Der gelegentliche Durchschlag der Kolke auf die Gewässersohle für 2S-opt könnte diese Verteilung maßgeblich beeinflussen. Das genaue Ausmaß dieses Effekts müsste jedoch mit erneuten Versuchen mit größerer Dicke der Sedimentschicht untersucht werden und kann nicht allein mit den vorliegenden Daten beantwortet werden.

## 6.5 Habitatuntersuchung mit CASiMiR

Die Habitatmodellierung in CASiMiR wurde analog zu den Freilanduntersuchungen an der Versuchsstrecke in Kapitel 4.7.2 durchgeführt. Grundlage waren die in Kapitel 6.1.7 beschriebenen numerischen Modelle der Laborversuche für den Abflussbereich von MNQ bis MQ.

Am Beispiel von RV wurden die Einflussfaktoren Abfluss und Sohlentwicklungszeit betrachtet. Zusätzlich wurde die Wiederholungsgenauigkeit untersucht. Der Vergleich der Varianten bildet den Abschluss des Unterkapitels.

### 6.5.1 Einfluss des Abflusses

Für die Äsche zeigt sich, dass die Habitateignung nach CASiMiR für alle Altersstadien mit Ausnahme der laichenden adulten Exemplare sehr sensitiv auf den Abfluss reagiert und näherungsweise linear ansteigt (siehe Abbildung 6-48). Die Schwankungen zwischen den einzelnen Versuchswiederholungen nehmen mit zunehmendem Abfluss zu. Sie sind jedoch nur für die beiden adulten Lebensstadien relevant.

Die Habitateignung für adulte Barben im Sommer steigt von 0,28 bei  $MNQ = 1,022 \text{ m}^3/\text{s}$  auf 0,64 bei  $MQ = 3,323 \text{ m}^3/\text{s}$  an. Für adulte Barben ist sie im Winter bei gleichen Abflüssen mit 0,47 bei  $MNQ$  bzw. 0,78 bei  $MQ$  nochmals höher. Für larvale Äschen ist der HHS mit 0 bis 0,04 sehr gering und nur bei  $MNQ$  ergeben sich mit einem HHS von 0,04 Werte deutlich über Null.

Auch wenn sich die morpho-hydraulischen Bedingungen im Referenzversuch für mehrere Lebensstadien eignen, stellt die Verfügbarkeit geeigneter Larval-Habitate und die geringe Eignung und Verfügbarkeit von Laichhabitaten hier einen Flaschenhals hinsichtlich der Etablierung einer nachhaltigen Population für die Äsche dar.

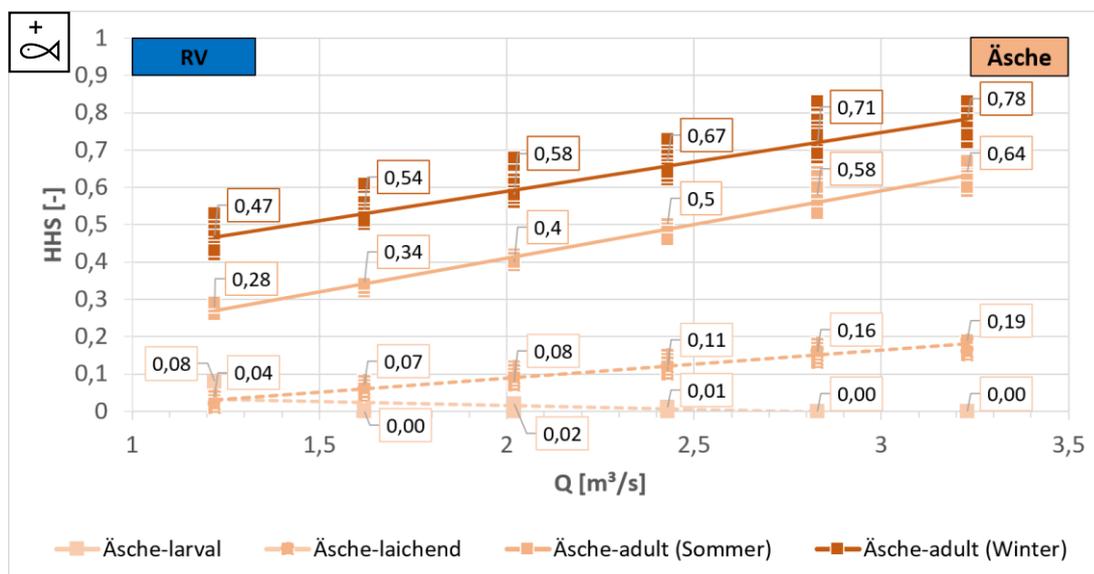


Abbildung 6-48: Entwicklung des HHS für die Äsche in Abhängigkeit des Abflusses für RV

Die laichende Barbe zeigt sich ebenfalls sensitiv gegenüber dem Abfluss und der HHS steigt mit zunehmendem Abfluss deutlich an (siehe Abbildung 6-49). Der HHS bewegt sich zwischen 0,04 ( $MNQ$ ) und 0,18 ( $MQ$ ). Die juvenilen und adulten Altersstadien sind deutlich indifferenter gegenüber dem Abfluss und zeigen nur kleine Auswirkungen auf die Habitateignung im Bereich  $MNQ$  und  $MQ$ . So beträgt der HHS für die juvenile Barbe bei  $MNQ$  0,3 und sinkt mit zunehmendem Abfluss bis auf 0,26 bei  $MQ$  ab. Für die adulte Barbe ist eine umgekehrte Entwicklung von  $HHS_{MNQ} = 0,25$  nach  $HHS_{MQ} = 0,33$  zu beobachten.

Die Habitateignungen für die juvenile und adulte Barbe bewegen sich in ähnlichen Wertebereichen. Ähnlich wie bei der Äsche, ist die Eignung für das larvale Stadium am geringsten und damit potenziell begrenzend für die Population.

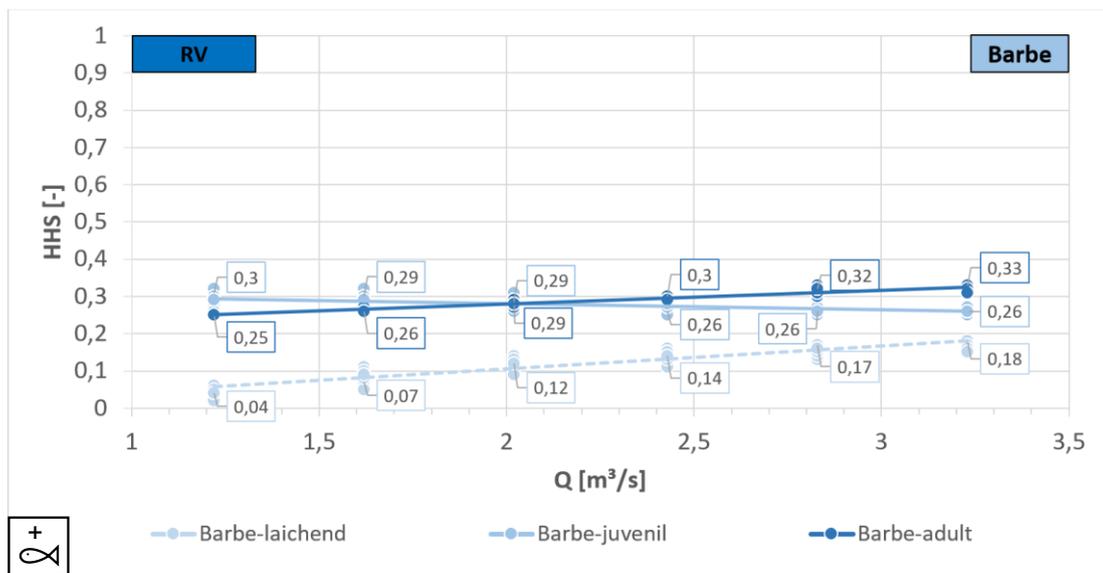


Abbildung 6-49: Entwicklung des HHS für die Barbe in Abhängigkeit des Abflusses für RV

Für die Nase zeigt sich für das juvenile Stadium ein HHS von 0,47, der mit steigendem Abfluss linear auf bis zu 0,27 abnimmt (siehe Abbildung 6-50). Für die adulte Nase hingegen stagniert der HHS und bewegt sich zwischen 0,22 (MNQ) bis 0,25 (MQ). Sie reagiert also sehr indifferent auf den Abfluss. Es zeigt sich für den RV-Versuch keine Eignung des Untersuchungsbereichs nach CASiMiR für die laichende Nase. D.h. das Laichstadium stellt hier den eindeutigen Flaschenhals der Population dar.

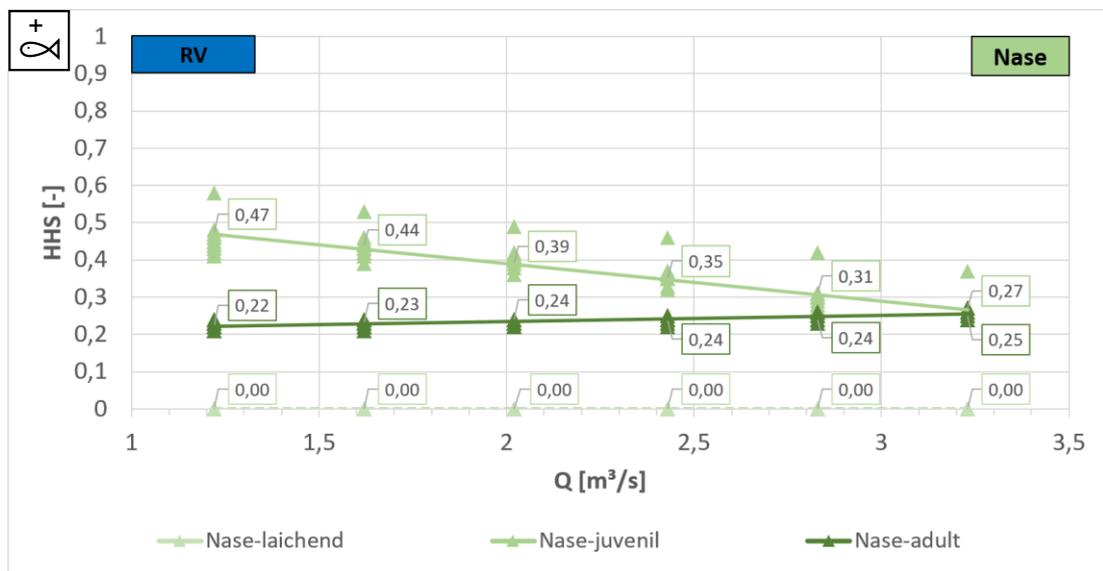


Abbildung 6-50: Entwicklung des HHS für die Nase in Abhängigkeit des Abflusses für RV

### 6.5.2 Einfluss der Sohlentwicklungszeit

Im Folgenden wird der Einfluss der Sohlentwicklungszeit auf den HHS anhand der Berechnungen in CASiMiR am Beispiel der RV-Variante vorgestellt.

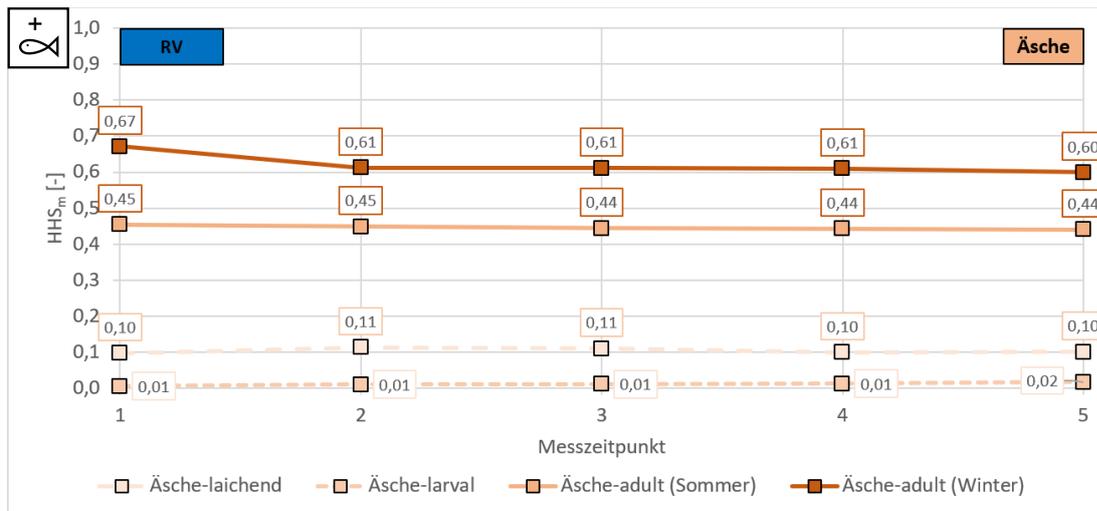


Abbildung 6-51: Zeitliche Entwicklung des HHS für die Altersstadien der Äsche

Die Darstellung der zeitlichen Entwicklung des HHS für die Äsche ist in Abbildung 6-51 zusammengefasst. Für die laichende Äsche sind über die gesamte Sohlentwicklungzeit nur minimale Schwankungen des HHS zwischen 0,10 und 0,11 zu beobachten. Für die larvale Äsche ist die Habitateignung zu MZP 1 minimal und beträgt nur 0,01. Sie steigt unwesentlich auf bis zu 0,02 zu MZP 2. Für die adulte Äsche im Sommer bleibt der HHS während der fünf Messzeitpunkte annähernd konstant und sinkt kaum wahrnehmbar von 0,45 zu MZP 1 auf 0,44 zu MZP 5. Bei der adulten Äsche im Winter hingegen zeigt sich zwischen MZP 1 und MZP 2 eine Verminderung des HHS um 0,06 auf 0,61. Dieser sinkt zu MZP 5 nochmals ganz leicht auf 0,60 ab.

Die zeitliche Komponente in der Habitateignung ist für die Äsche also mit Ausnahme der adulten Äsche im Winter nur schwach ausgeprägt.

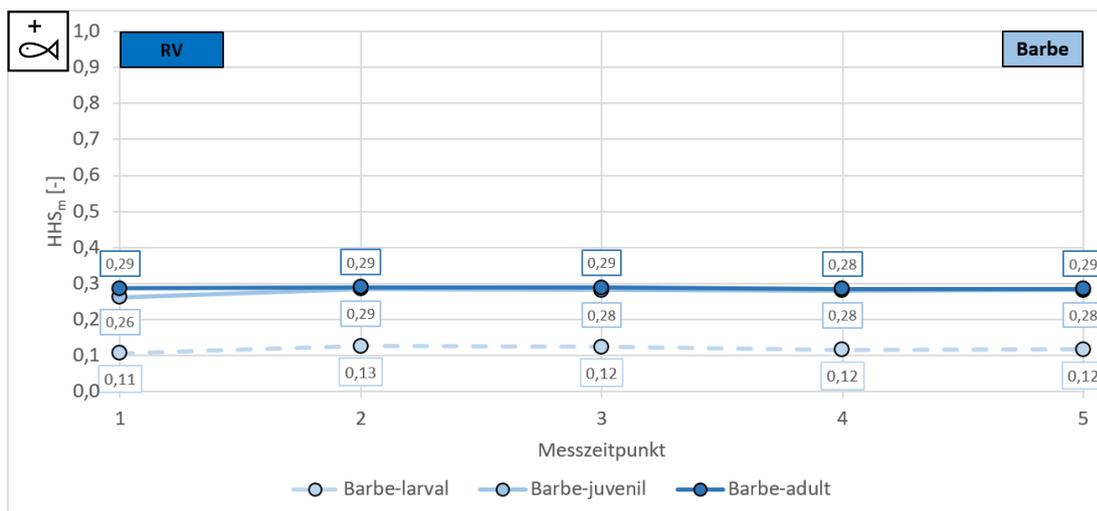


Abbildung 6-52: Zeitliche Entwicklung des HHS für die Altersstadien der Barbe

Die Analyse des HHS im zeitlichen Verlauf ist in Abbildung 6-52 dargestellt. Für die larvale Barbe zeigt sich zwischen MZP 1 und MZP 2 ein minimaler Anstieg von 0,11 auf 0,13. Bis MZP 5 sinkt der HHS wieder auf 0,12 ab. Ein ähnlicher Verlauf zeigt sich auch für die juvenile Barbe. Hier steigt der HHS von 0,26 in MZP 1 auf 0,29 in MZP 2, um dann wieder minimal auf 0,28 abzufallen. Für die adulte

Barbe schwankt der HHS nur minimal zwischen 0,28 und 0,29 im zeitlichen Verlauf. Wie bei der Äsche, hat die sich im Laufe der Versuchszeit zunehmende Differenzierung der Sohltopographie und Geschwindigkeitsverteilung nur minimalste Auswirkungen auf den HHS der untersuchten Altersstadien der Barbe.

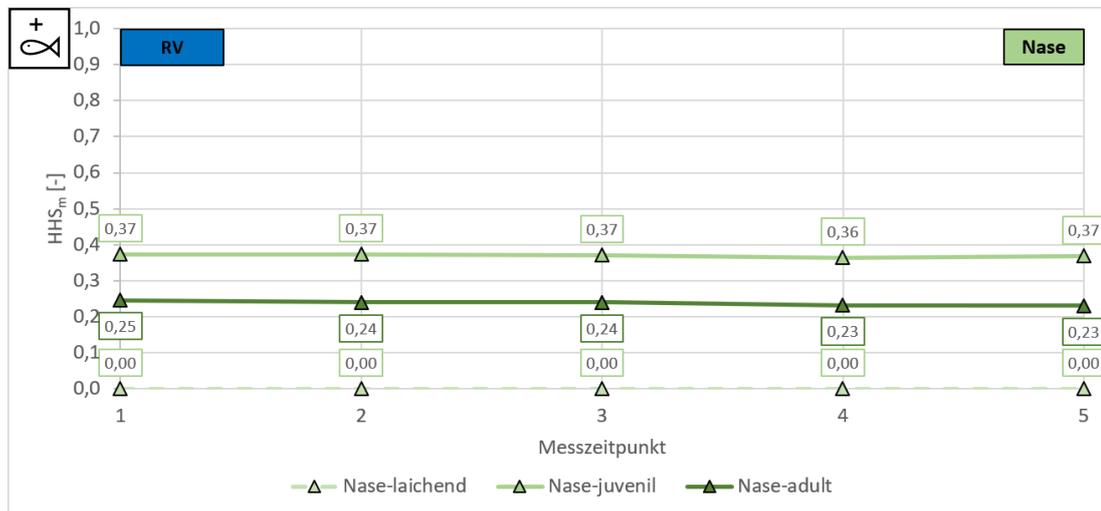


Abbildung 6-53: Zeitliche Entwicklung des HHS für die Altersstadien der Nase

Für die laichende Nase beträgt der HHS über die gesamte Versuchsdauer konstant 0. Für die juvenile Nase ist von Messzeitpunkt 1 zu Messzeitpunkt 5 eine minimale kontinuierliche Abnahme von 0,25 auf 0,23 zu beobachten. Dahingegen ist der HHS für die adulte Nase annähernd konstant und schwankt lediglich zwischen 0,36 und 0,37. Auch für die Nase reagiert der berechnete HHS sehr indifferent auf die Änderungen der Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten über die Versuchszeit.

Mit Ausnahme der adulten Äsche im Winter war die zeitliche Komponente des mit CASiMiR berechneten HHS sehr gering. Das bedeutet im Umkehrschluss, dass sich die hydromorphologischen Veränderungen, die infolge der Substratumlagerung im Versuchsstand entstehen, nur unwesentlich in der berechneten Habitateignung niederschlagen. Die Bewertung in CASiMiR ist also in dem untersuchten Setting sehr stabil und hauptsächlich von der generellen Verteilung der Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen abhängig und bildet die kleinflächigeren Veränderungen in der Sohlmorphologie und Fließgeschwindigkeitsverteilung nicht ab.

### 6.5.3 Ergebnisse des Variantenvergleichs

Die Analyse der Wiederholungsgenauigkeit lässt sich Abbildung 6-54 entnehmen. Sie wurde varianten- und messzeitpunktspezifisch für jede der drei untersuchten Fischarten wie folgt berechnet:

$$\Delta HHS_{Art,Altersstadium,MZP} = HHS_{Art,Altersstadium,MZP} - HHS_{Art,Altersstadium,Wdh.,MZP} \quad (6-8)$$

mit:

$\Delta HHS_{Art,Altersstadium,MZP}$

Wiederholungsgenauigkeit des betrachteten fischartspezifischen HHS zum gegebenen Messzeitpunkt

$HHS_{Art,Altersstadium,Wdh.,MZP}$

betrachteter fischartspezifischer HHS in der analysierten Wiederholung zum gegebenen Messzeitpunkt [-]

## 6 Laborversuche mit beweglicher Sohle

HHS<sub>Art,Altersstadium,MZP,gemittelt</sub>

fischartspezifischer HHS zum gegebenen Messzeitpunkt über alle Versuchswiederholungen gemittelt [-]

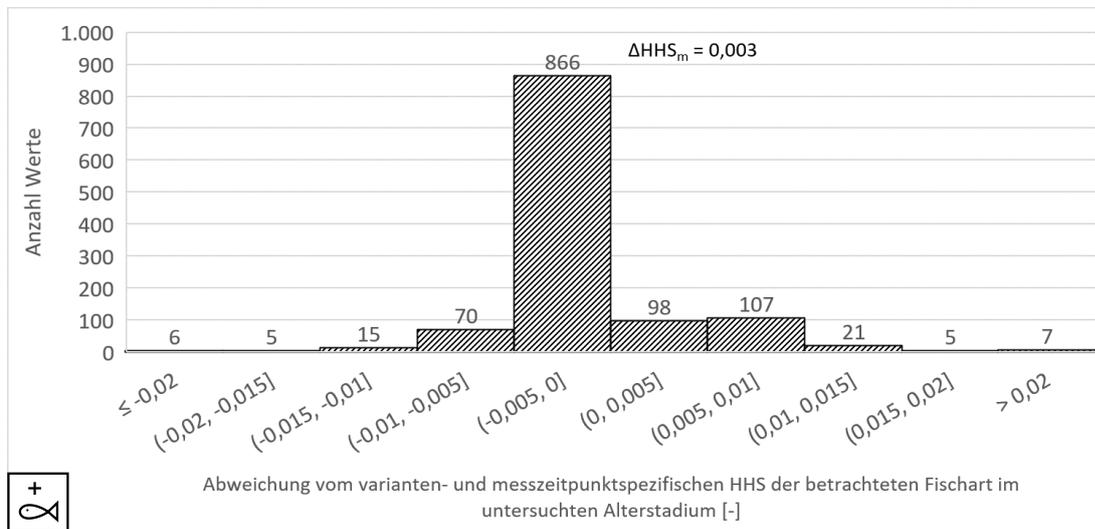


Abbildung 6-54: Darstellung der Wiederholungsgenauigkeiten für die Untersuchung des HHS mit CASiMiR

Als Grundlage zur späteren Bewertung des Variantenvergleichs wurde die Wiederholungsgenauigkeit analysiert (siehe Abbildung 6-54). Aus der Auswertung der Daten ist zu erkennen, dass der Großteil der berechneten HHS-Werte im Vergleich zum jeweiligen fischart- und altersstadiumsspezifischen Vergleichswert des jeweils entsprechenden Messzeitpunkts im Betrag nur um maximal 0,01 abweicht. Damit ergibt sich rechnerisch eine mittlere Wiederholungsgenauigkeit von 0,003. Die Detailanalyse für die RV-Variante befindet sich in Anhang E.9.

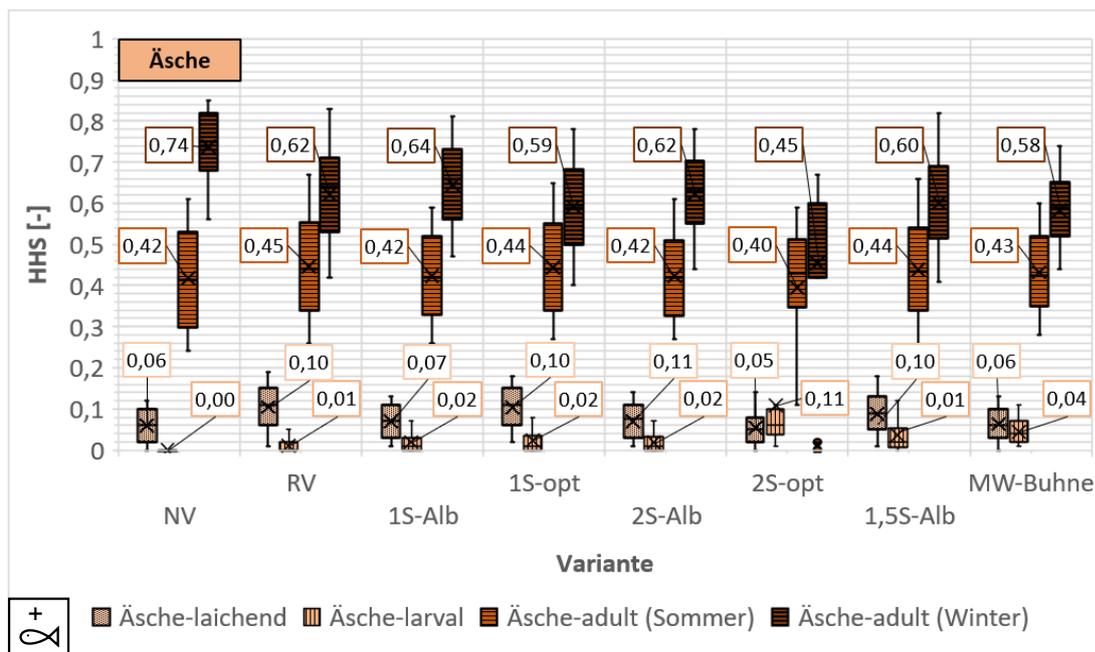


Abbildung 6-55: Vergleich des HHS der untersuchten Varianten für die Äsche

Die Ergebnisse des Variantenvergleichs für die Äsche befinden sich in Abbildung 6-55. Für den Nullversuch zeigt sich hier eine geringe Habitategnung von durchschnittlich 0,06. Dieser Wert steigt für

die Varianten RV, 1S-Alb, 1S-opt, 2S-Alb und 1,5-Alb leicht auf 0,07 (1S-Alb) bis zu 0,11 (2S-Alb) an. Für 2S-opt und MW-Buhne stagniert der Wert hingegen bzw. nimmt minimal ab auf 0,05 für 2S-opt ab.

Für die larvalen Äschen zeigt die Berechnung keine Eignung für den NV-Versuch an. Hier ist das Bild umgekehrt zum Laichstadium: Für die Varianten 2S-opt und MW-Buhne beläuft sich der HHS auf einen mittleren Wert von 0,11 bzw. 0,04. Bei den anderen Varianten sind hingegen nur minimale Steigerungen auf bis zu 0,02 im Vergleich zum NV-Versuch zu beobachten.

Die Habitateignung für adulte Äschen im Sommerhalbjahr wird vom Einbau verschiedener Lenkbuhnenvarianten nur minimal beeinflusst. Hier schwanken die HHS-Werte zwischen 0,40 (2S-opt) bis 0,45 (RV) im Vergleich zu 0,42 im Nullversuch. Auch die Schwankungsbreiten der HHS-Werte bleiben vergleichbar. Nur für die Variante 2S-opt zeigen sich größere Schwankungen der Habitateignung im betrachteten Abflussspektrum nach unten gegenüber dem Nullversuch und damit eine Verschlechterung der Habitateignung.

Auch für das Winterhalbjahr zeigt die mittlere Habitateignung für adulte Äsche für 2S-opt einen Rückgang von  $\Delta HHS = 0,29$  gegenüber dem Nullversuch an. Insgesamt zeigt der Nullversuch von allen Varianten den höchsten mittleren HHS mit 0,74. Demgegenüber steht eine leicht verminderte Eignung bei den anderen Varianten von 0,58 bis 0,64. Zwischen den Varianten existieren dabei also kleine, aber nicht entscheidende Unterschiede. Bei allen Varianten mit Ausnahme von 2S-opt bleibt die Eignung für adulte Äschen (Winter) also auf einem sehr hohen Niveau.

Insgesamt zeigen sich für die Äsche nur kleine Veränderungen des HHS zwischen den Varianten. Allgemein werden durch den Einbau der Lenkbuhnen bzw. Buhnen laut der vorliegenden Analyse die Bedingungen zum Laichen und für larvale Äschen leicht verbessert.

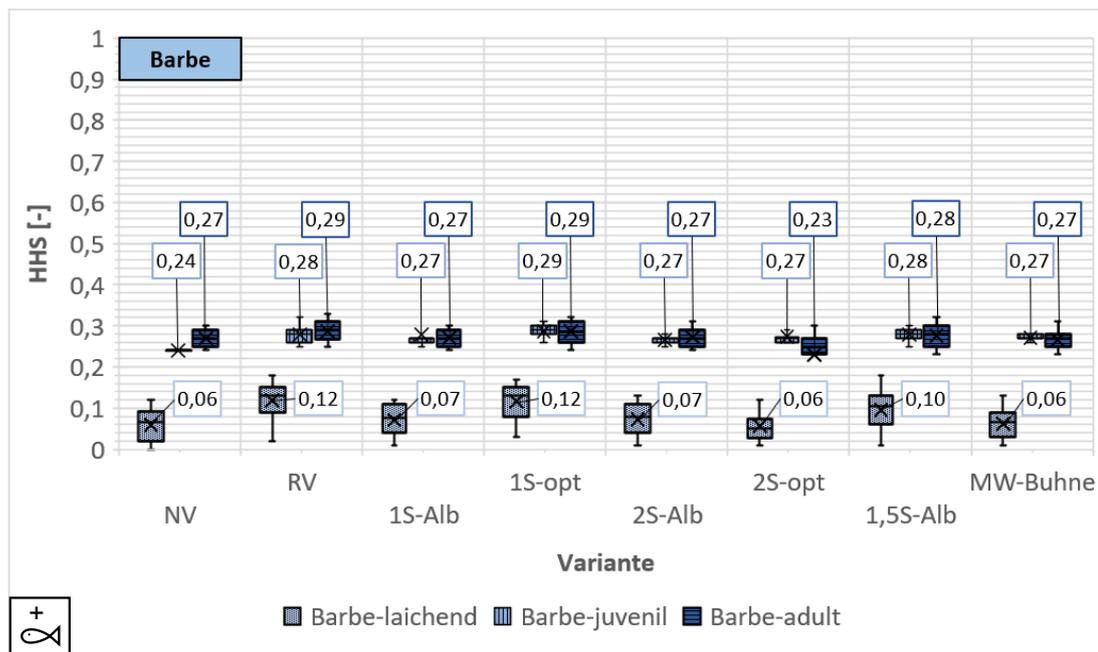


Abbildung 6-56: Vergleich des HHS der untersuchten Varianten für die Barbe

Die errechneten HHS-Werte für die einzelnen Varianten sind in Abbildung 6-56 für die Barbe zusammengestellt. Für die laichenden Barben zeigt sich für die Varianten 2S-opt bzw. MW-Buhne keine Änderung der über den Abfluss und Versuchswiederholungen gemittelten Habitateignung im

Vergleich zum NV-Versuch mit 0,06. Für die Varianten 1S-Alb und 2S-Alb zeigen sich nur minimale Änderungen auf 0,07, die nicht deutlich über die Wiederholungsgenauigkeit rausgehen. Für RV, 1S-opt und 1,5-Alb hingegen zeigen sich deutlichere Anstiege des HHS um 0,04 bis 0,06.

Für die juvenile Barbe beträgt der HHS im Nullversuch 0,20. Er steigt für alle Varianten mit Buhnen bzw. Lenkbuhnen leicht an und beträgt zwischen 0,27 und 0,29. Auch hier lässt sich trotz der deutlichen Sohlumlagerungen im Zuge des Einbaus der Lenkbuhnen bzw. Buhnen kein deutlicher Unterschied in der Habitategnung erkennen.

Für die adulte Barbe zeigen sich zwischen dem Nullversuch NV mit einem HHS von 0,27 und den Varianten 1S-Alb, 2S-Alb, 2S-opt und MW-Buhne keine Unterschiede in der Eignung. Für 1,5S-Alb steigt der HHS minimal auf 0,28 und RV bzw. 1S-opt auf 0,29. Dieser minimale Anstieg führt aber auch zu einer stärkeren Schwankung des HHS-Werts. Für 2S-opt sinkt der HHS-Wert für die adulte Barbe auf 0,23. Auf die Habitategnung der Barbe haben die durch die Lenkbuhnen bzw. die Mittelwasserbuhne bewirkten Änderungen in der Verteilung der Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen also nur vernachlässigbare Effekte.

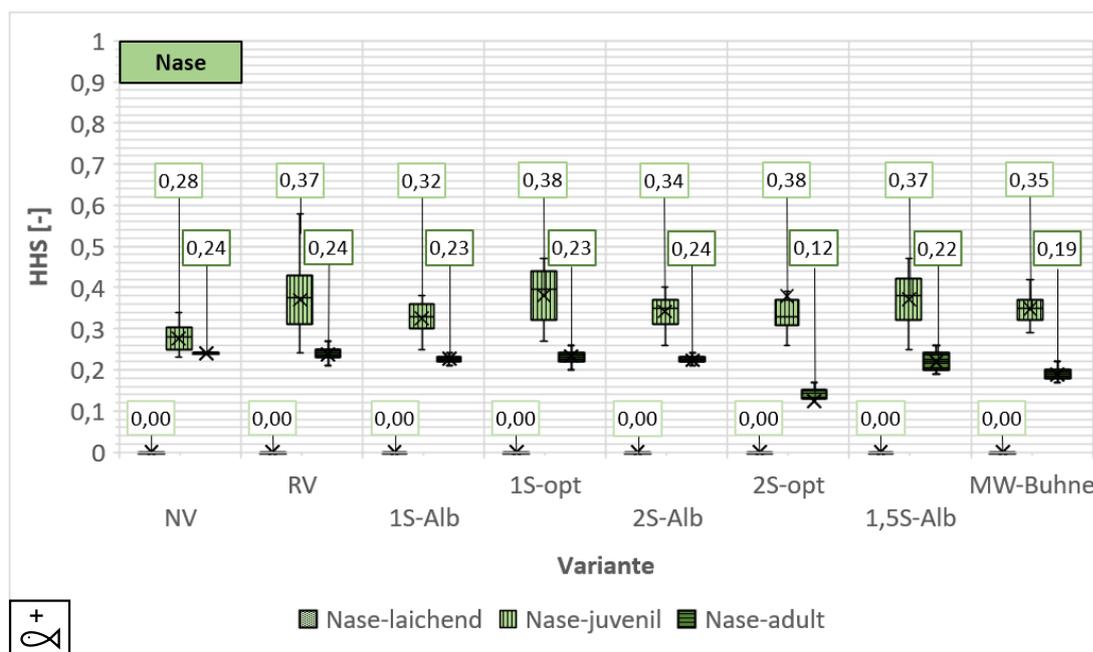


Abbildung 6-57: Vergleich des HHS der untersuchten Varianten für die Nase

Der Vergleich der HHS-Werte für die Nase befindet sich in Abbildung 6-57. Für alle Varianten inklusive dem NV liegt der HHS für die laichende Nase bei 0. Es ist rechnerisch anhand der vorhandenen Daten nicht mit Reproduktion innerhalb des Untersuchungsgebiets zu rechnen. Analog zur Äsche und Barbe ist hier bzw. bei den larvalen Altersstadien der Flaschenhals für die Population zu finden.

Die Eignung für die juvenile Barbe verbessert sich bei allen Varianten im Vergleich zum Nullversuch. Er steigt auf 0,32 (1S-Alb) bis 0,38 (1S-opt & 2S-opt) im Vergleich zu 0,28 für NV. Dabei ist kein klarer Zusammenhang zwischen dem HHS und der Anordnung der Buhnen oder dem Abstand zwischen den einzelnen Bauwerken zu erkennen. Trotz sehr unterschiedlicher Sohltopographie ist er beispielsweise für 1S-opt und 2S-opt identisch.

Für die adulte Nase sinkt der gemittelte HHS-Wert für 2S-opt deutlich um 0,12 und für MW-Buhne um 0,05 gegenüber dem Nullversuch. Für alle anderen Varianten bleibt er im Vergleich zum

Nullversuch mit 0,22 (1,5S-Alb) bis 0,24 (RV & 2S-Alb) unter Berücksichtigung der Wiederholungsgenauigkeit annähernd konstant.

### 6.5.4 Fazit der Untersuchungen mit CASiMiR

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich die beobachteten Änderungen in der Sohltopographie und in der Verteilung der Fließgeschwindigkeit nicht in der Habitatbewertung mit CASiMiR widerspiegeln. Die nach dem ersten Messzeitpunkt noch stattfindenden Umlagerungen sind zu gering, um in der Bewertung abgebildet zu werden. Für die laichenden und juvenilen Altersstadien konnten minimale Änderungen beobachtet werden. Diese bewegen sich für alle untersuchten Varianten in ähnlichen Wertebereichen und lassen sich nicht auf eine bestimmte Anordnung oder ein unterschiedliches Bühnen-Längen-Verhältnis zurückführen. Ausnahme davon sind die Varianten 2S-opt und MW-Bühne, die im Vergleich zu den anderen Varianten geringere HHS-Werte aufweisen und fallweise auch zur Verschlechterung der Habitateignung gegenüber dem Nullversuch führen.

Zum Zwecke des Variantenvergleichs wurde für jede Variante eine summarische Kennzahl bestimmt. Sie setzt sich aus dem über Abfluss, Wiederholung und Messzeitpunkt gemittelten HHS der Habitateignung für die drei untersuchten Fischarten Äsche, Barbe und Nase und die jeweilig untersuchten Altersstadien zusammen. Dabei wurden zur Bewertung der adulten Äsche nur die im Vergleich zum Winterstadium geringeren Werte für die Habitatansprüche im Sommer zugrunde gelegt. Die Berechnung erfolgt mithilfe der Gleichung

$$KeZa_{HHS} = \frac{\sum_1^{n_{Fischarten}} (HHS_{Art, Altersstadium, gemittelt})}{HHS_{max, ges}} \quad (6-9)$$

mit:

- KeZa<sub>CASiMiR</sub> Kennzahl für die Analyse der Habitateignung mit CASiMiR [-]
- $n_{Fischarten}$  Anzahl der untersuchten Fischarten und deren Altersstadien [-]
- $HHS_{Art, Altersstadium, gemittelt}$  über Abfluss, Wiederholung und Messzeitpunkt gemittelter HHS des betrachteten Altersstadiums der untersuchten Fischart [-]
- $HHS_{max, ges}$  Summe des maximal möglichen HHS für die  $n_{Fischarten}$

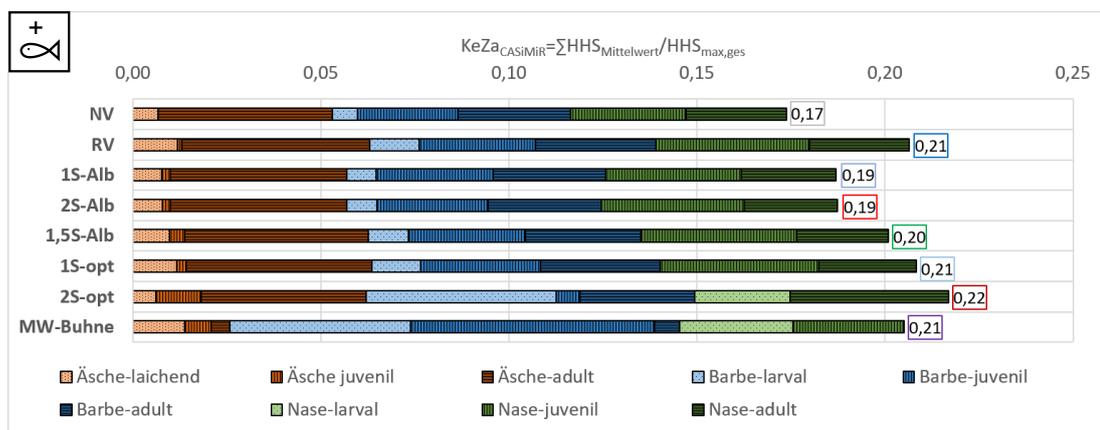


Abbildung 6-58: Kennzahlenvergleich der Untersuchung der Habitateignung mit CASiMiR für die im Rahmen der MV-Versuche untersuchten Varianten

Der Vergleich der Kennzahlen befindet sich in Abbildung 6-58. Zwischen dem Nullversuch und den Varianten mit Bühnen existieren nur leichte Unterschiede in der Höhe der  $KeZa_{HHS}$ . Für NV wurde ein Wert von 0,17 ermittelt, für die anderen Varianten schwankt der Wert zwischen 0,19 und 0,22. Am geringsten sind die Steigerungen im Vergleich zum Nullversuch für 1S-Alb und 2S-Alb mit  $\Delta KeZa_{HHS} = 0,02$ . Darauf folgt 1,5S-Alb mit einer Steigerung auf 0,20. Für RV, 1S-opt und MW-Bühne beträgt die  $KeZa_{CASiMiR}$  0,21. Das Maximum wird mit 0,22 für 2S-opt erreicht.

Durch alle untersuchten Varianten konnte also mit der Habitatmodellierung mit CASiMiR eine leichte Verbesserung der mittleren Habitatqualität erreicht werden.

## 6.6 Untersuchung der Gewässerstrukturen gemäß den Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie

Zur vergleichenden Untersuchung der Entstehung geeigneter Gewässerstrukturen nach den Vorgaben der baden-württembergischen Landesstudie Gewässerökologie wurde für die Bewertung der Gewässerstrukturen aus den Laborversuchen das in Kapitel 6.1.8 beschriebene MATLAB-Tool genutzt.

In diesem Unterkapitel wird zunächst der Einfluss von Abfluss und Sohlentwicklungszeit auf die Gewässerstrukturen herausgearbeitet. Die Analyse der Wiederholungsgenauigkeit bildet im Anschluss die Basis für den Variantenvergleich.

### 6.6.1 Einfluss des Abflusses

Die Ermittlung der Gewässerstrukturen nach der Methodik der Landesstudie Gewässerökologie wird nur für den mittleren Abfluss MQ durchgeführt. Daher ist es wichtig zu untersuchen, wie sensitiv die Bewertungsparameter auf Abflussänderungen reagieren. Bei der Freilandbegehung kann der Abfluss nicht vorhergesagt werden und es ist in der Methodik der LS GÖ auch keine Abflussmessung vorgesehen. Daher kommt dem Verständnis der Abflusssensitivität eine besonders hohe Bedeutung zu.

Dafür wurde für den RV-Versuch anhand der vorliegenden Daten aus den fünf Versuchswiederholungen mit zu je fünf Zeitpunkten aufgenommener Sohltopographie die Untersuchung bei  $MQ = 3,23 \text{ m}^3/\text{s}$  um zwei weitere Abflüsse  $MQ_{\text{sens,minus}} = 2,91 \text{ m}^3/\text{s}$  (MQ minus 10 %) und  $MQ_{\text{sens,plus}} = 3,55 \text{ m}^3/\text{s}$  (MQ plus 10 %) ergänzt. Die dazugehörigen unteren Randbedingungen in den numerischen Modellen zur Abflusssensitivität wurden aus der Q-h-Beziehung abgeleitet. Daraus war ein realitätsnaher Vergleich mit den Bedingungen im Freiland möglich.

Der Vergleich für die Äsche befindet sich in Abbildung 6-59. Für die das hydraulische Potenzial zur Etablierung des Strukturtyps „überströmte Kiesflächen“ und des Strukturtyps „flache, strömungsberuhigte Bereiche“ der Äsche konnte für keinen der drei untersuchten Abflüsse nach dem Filtern nach Mindestgrößen eine geeignete Teilfläche nachgewiesen werden. Für den Strukturtyp „flach abfallende angeströmte Bereiche“ nimmt der geeignete Flächenanteil mit dem Abfluss ab. Durch die steigende Wassertiefe nimmt der Anteil flacher Bereiche, vor allem entlang der Bühnachsen und Ablagerungskegel unterstrom der Bühnenköpfe, im Gerinne stark ab und konzentriert sich beim höchsten Abfluss  $MQ_{\text{sens,plus}} = 3,55 \text{ m}^3/\text{s}$  nur noch auf die große Ablagerung unterstrom der ersten Bühne. Entgegengesetzt verläuft die Entwicklung für die Fließrinne. Der geeignete Flächenanteil nimmt von 5,6 % für  $MQ_{\text{sens,minus}}$  auf 23,9 % für  $MQ_{\text{sens,plus}}$  stark zu. Hier ist der Grund für die rapide Zunahme geeigneter Teilflächen vor allem in der Verfügbarkeit von tiefen Gewässerzügen mit ausreichender Wassertiefe zu finden.

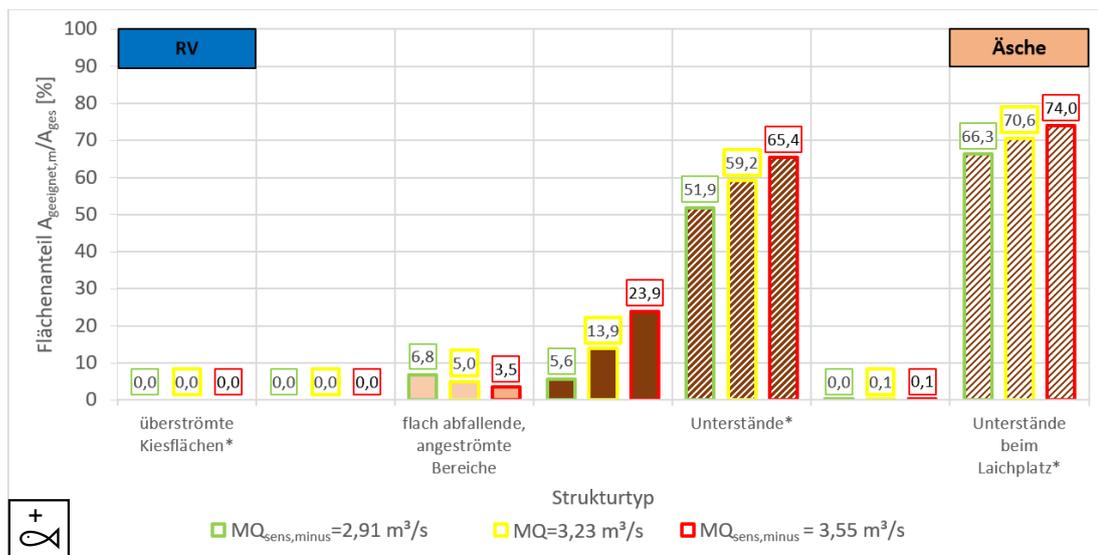


Abbildung 6-59: Abhängigkeit der geeigneten Flächenanteils der Strukturtypen der Äsche nach LS GÖ vom Mittelwasserabfluss

Das hydraulische Potenzial für den Strukturtyp „Unterstände“ nimmt ebenfalls mit dem Abfluss zu und beträgt zwischen 51,9 % und 65,4 % der Gesamtfläche. Für diesen Strukturtyp ist ebenfalls die reine Verteilung der Wassertiefen entscheidend, da sich nahezu die gesamte Rinnenfläche innerhalb der vorgegebenen Spanne von Fließgeschwindigkeiten von 0,2 m/s bis 0,5 m/s befindet.

Auch beim „Wintereinstand (Kolk)“ sind rein die Wassertiefen für die Eignung der Strukturteilflächen entscheidend. Hier konzentrieren sich die passenden Teilbereiche auf den Bereich unmittelbar ober- und unterstrom der Kante des ersten Bühnenkopfes mit den größten Kolk-tiefen. Der Flächenanteil  $A_{\text{geeignet}}/A_{\text{ges}}$  ist äußerst gering und schwankt nur minimal mit dem Abfluss. Er beträgt zwischen 0,0 % für  $MQ_{\text{sens,minus}}$  und 0,1 % für  $MQ_{\text{sens,plus}}$ .

Für den letzten untersuchten Strukturtyp der Äsche, „Unterstände beim Laichplatz“ waren moderate Steigerungen des Flächenanteils über das untersuchte Abflussspektrum von 66,3 % bis 74,0 % zu beobachten. Dieser ubiquitäre Strukturtyp reagiert also deutlich insensitiver auf die Abflussänderungen als die anderen Strukturtypen der Äsche.

Der Vergleich für die Barbe ist in Abbildung 6-60 dargestellt. Für das hydraulische Potenzial zur Etablierung des Strukturtyps „überströmte Kiesflächen“ konnte mit zunehmendem Abfluss eine Zunahme von 5,5 % für  $MQ_{\text{sens,minus}}$  auf 16,4 % der Gesamtfläche für  $MQ_{\text{sens,plus}}$  nachgewiesen werden. Geeignete Teilflächen des Strukturtyps „flache, strömungsberuhigte Bereiche“ konnten für keinen der drei untersuchten Abflüsse ermittelt werden.

Der Flächenanteil der „flach abfallenden, angeströmten Bereiche“ nimmt mit zunehmendem Abfluss ab und halbiert sich zwischen dem kleinsten und dem größten untersuchten Abfluss. Der Flächenanteil der „ruhig durchflossene(n) Fließrinne“ nimmt entgegen erster Erwartungen mit zunehmendem Abfluss zu und steigt von 29,6 % für  $MQ_{\text{sens,minus}}$  über 34,9 % für MQ auf 40,9 % für  $MQ_{\text{sens,plus}}$  an.

Das hydraulische Potenzial für das Vorhandensein von „kleinflächigen Unterständen“ ist für MQ mit 66,1 % sehr groß. Es hängt etwa linear mit dem Abfluss zusammen und sinkt dementsprechend für  $MQ_{\text{sens,minus}}$  auf 57,4 % bzw. steigt für  $MQ_{\text{sens,plus}}$  auf 73,1 %.

Die „tiefen großen Kolke“ reagieren wenig sensitiv auf die Abflussänderung. Die hydraulischen Anforderungen werden in Bezug auf die Fließgeschwindigkeit für diesen Strukturtyp im Großteil der

Rinnen erfüllt. Bedingt durch die zunehmende Wassertiefe steigt der Flächenanteil von  $MQ_{sens,minus}$  mit 2,1 % auf 2,4 % für MQ und weiter auf 2,5 % für  $MQ_{sens,plus}$  an.

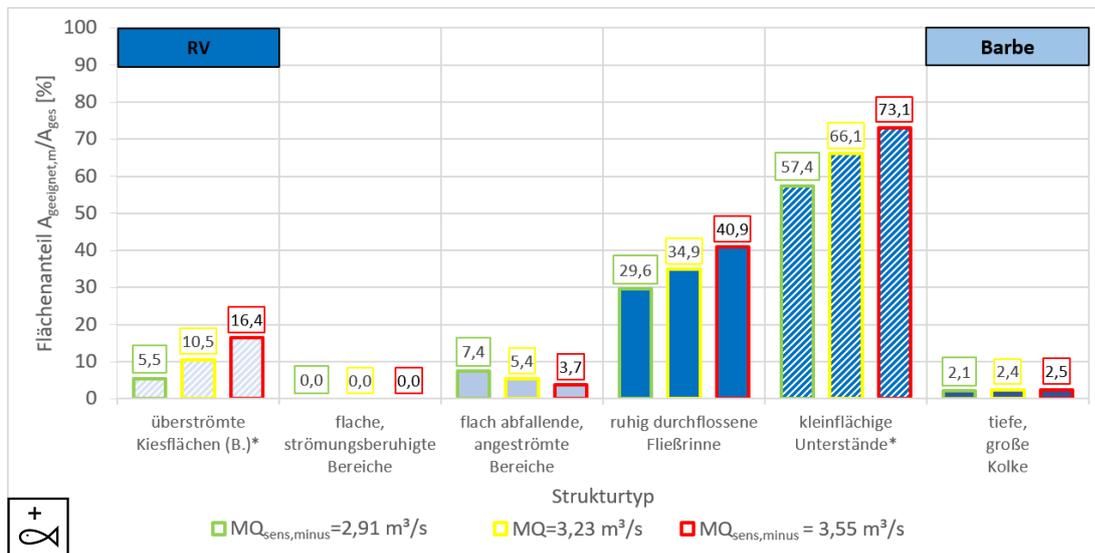


Abbildung 6-60: Abhängigkeit der geeigneten Flächenanteils der Strukturtypen der Barbe nach LS GÖ vom Mittelwasserabfluss

Mit Ausnahme der „tiefen, großen Kolke“ reagieren auch die Strukturtypen der Barbe deutlich auf Änderungen des Abflusses. Dabei zeigt sich - wie auch schon für die Äsche -, dass die Änderungen der Wassertiefe infolge der Abflussänderungen größere Auswirkungen auf die Verteilung der Strukturen haben, als die veränderten Fließgeschwindigkeiten.

Der Vergleich der geeigneten Flächenanteile in Abhängigkeit des MQ-Abflusses ist für die Nase in Abbildung 6-61 zusammengefasst.

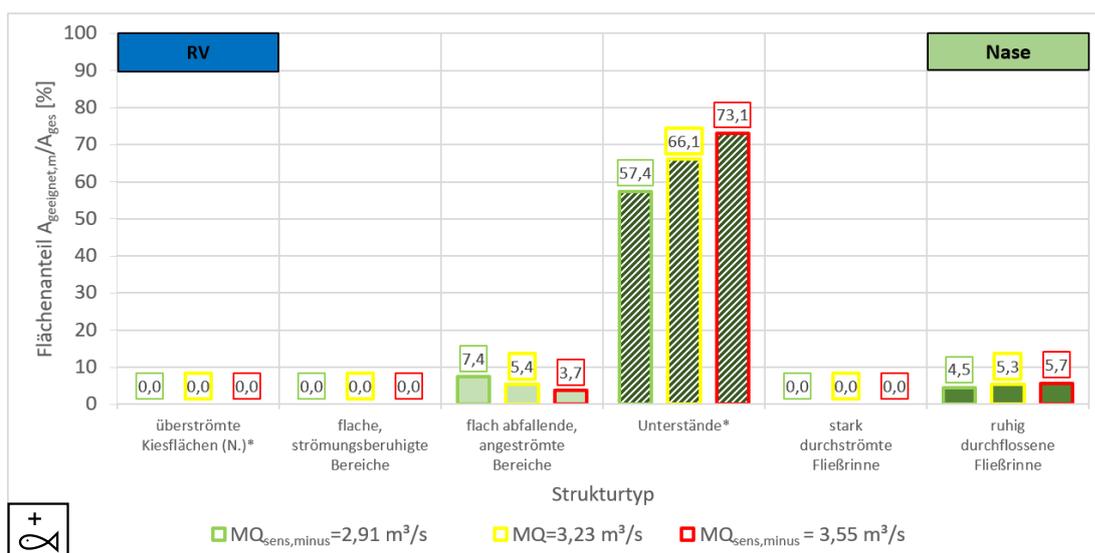


Abbildung 6-61: Abhängigkeit der geeigneten Flächenanteils der Strukturtypen der Nase nach LS GÖ vom Mittelwasserabfluss

Für das hydraulische Potenzial des Strukturtyps „überströmte Kiesflächen“ lassen sich keine geeigneten Teilflächen nachweisen. Auch für die beiden Strukturtypen „flache, strömungsberuhigte

Bereiche“ und „stark durchströmte Fließrinne“ lässt sich für den RV-Versuch keine Teilfläche für die untersuchten Abflüsse nachweisen.

Das hydraulische Potenzial für den Strukturtyp „Unterstände“ entspricht aufgrund identischer hydraulischer Vorgaben den Erkenntnissen für die Barbe. Der Strukturtyp „ruhig durchflossene Fließrinne“ reagiert nur wenig sensitiv auf den Abfluss und bewegt sich zwischen 4,5 % für  $MQ_{sens,minus}$  bis 5,7 % für  $MQ_{sens,plus}$ .

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Bewertung der geeigneten Flächenanteile nach LS GÖ vor allem bei denjenigen Strukturtypen, die mehr hinsichtlich der Wassertiefe als der Fließgeschwindigkeit bewertet werden, sensitiv auf den Abfluss zum Bewertungszeitpunkt reagiert. Dabei zeigt sich außerdem, dass die Änderungen der Wassertiefen deutlicher ausfallen als die der Fließgeschwindigkeiten.

### 6.6.2 Einfluss Sohlentwicklungszeit

Der Einfluss der Sohlentwicklungszeit auf die Verfügbarkeit der verschiedenen Strukturtypen nach LS GÖ der einzelnen Fischarten wird im Folgenden am Beispiel der RV-Variante analysiert.

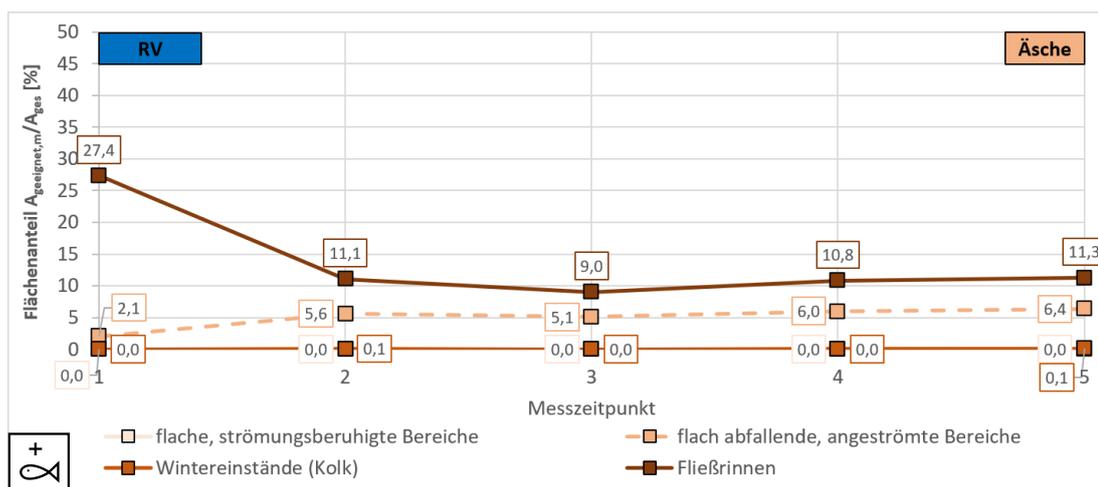


Abbildung 6-62: Zeitliche Entwicklung der geeigneten Flächenanteils der Strukturtypen der Äsche nach LS GÖ

In Abbildung 6-62 wird die zeitliche Entwicklung der Strukturtypen der Äsche analysiert. „Flache, strömungsberuhigte Bereiche“ können über die gesamte Sohlentwicklungszeit nicht nachgewiesen werden. Auch der Strukturtyp „Wintereinstände (Kolk)“ ist nur zu MZP 2 in minimalem Ausmaß mit einem Flächenanteil von 0,1 % nachweisbar.

Der Flächenanteil des Strukturtyps „flach abfallende, angeströmte Bereiche“ steigt von einem Anteil von 2,1 % an der Gesamtfläche zu MZP 1 auf 5,6 % zu MZP 2 deutlich an. Danach folgt noch eine moderate Steigerung bis auf 6,4 % zu MZP 5. Für die „stark durchströmten Fließrinnen“ führt der Einbau der Lenkbuhnen in RV zu einer rapiden Abnahme des Flächenanteils von 27,4 % im Ausgangszustand in MZP 1 auf minimal 9 % in MZP 3. Danach kommt es wieder zu einer leichten Zunahme bis auf 11,3 % in MZP 5.

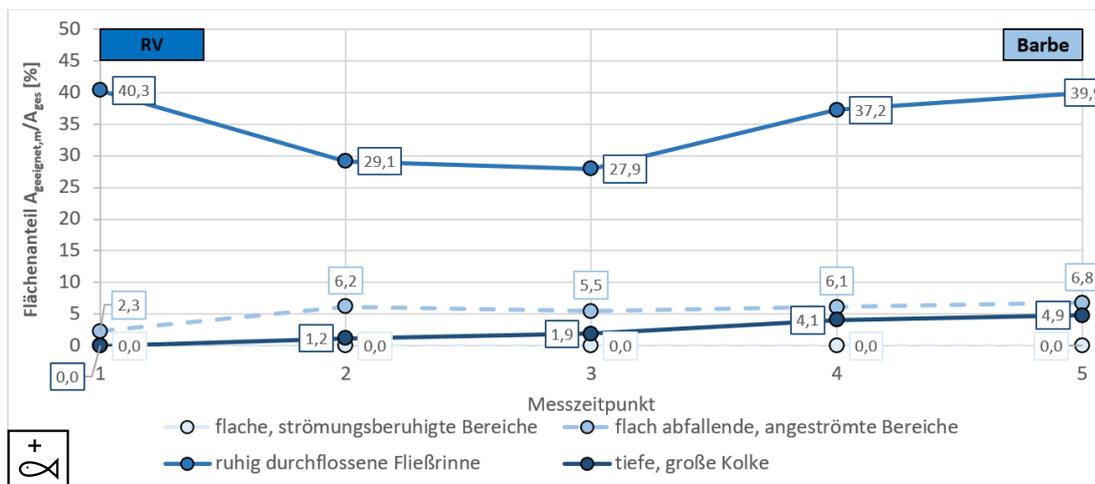


Abbildung 6-63: Zeitliche Entwicklung der geeigneten Flächenanteils der Strukturtypen der Barbe nach LS GÖ

Für die Barbe ist der Strukturtyp „flache, strömungsberuhigte Bereiche“ über die gesamte betrachtete Entwicklungszeit nicht nachweisbar. Für die „flach abfallenden, angeströmten Bereiche“ kommt es zu einem vergleichbaren Verlauf wie für den äquivalenten Strukturtyp der Äsche. Es kommt von MZZP 1 zu MZZP 2 zu einem starken Anstieg des Flächenanteils von 2,3 % auf 6,2 % und im Anschluss danach noch zu einem kleinen weiteren Anstieg auf 6,8 %.

Der Anteil der „ruhig durchflossenen Fließrinne“ sinkt analog zu den Fließrinnen der Äsche zunächst stark von 40,3 % auf 29,1 % ab. Beim Schritt nach MZZP 3 sinkt  $A_{geeignet,m}/A_{ges}$  weiter leicht auf 27,9 % ab. Mit zunehmender morphologischer Differenzierung über die erfasste Sohlentwicklungszeit steigt der Flächenanteil jedoch wieder konstant an und erreicht zu MZZP 5 mit 39,9 % annähernd wieder das Ausgangsniveau.

Die Entwicklung der Strukturtypen für die Nase in der Variante RV befindet sich in Abbildung 6-64. Die Strukturtypen „flache, strömungsberuhigte Bereiche“ und „stark durchströmte Fließrinne“ lassen sich nicht nachweisen, während die „flach abfallenden, angeströmten Bereiche“ aufgrund identischer Anforderungen den gleichen Verlauf wie für die Barbe aufweisen. Zu MZZP 1 lässt sich keine Teilfläche des Strukturtyps „ruhig durchflossene Fließrinne“ nachweisen. Der Flächenanteil steigt ab MZZP 2 an und erreicht in MZZP 4 9,9 %, um dann wieder leicht auf 8,7 % abzufallen.

Die Analyse der zeitlichen Entwicklung der Strukturtypen nach LS GÖ offenbart, dass sich die fortschreitende morphologische Differenzierung mit zunehmender Versuchszeit deutlich in der Bewertung niederschlägt. Das Bewertungsverfahren bildet die deutlichen Änderungen der Sohltopographie und der Geschwindigkeitsverteilung ab.

Für die vom flächenmäßigen Anteil größten Strukturtypen schnell durchflossener Fließrinne zeigt sich im zeitlichen Verlauf eine Abnahme der geeigneten Teilflächen. Für alle anderen Strukturtypen steigt unabhängig von der betrachteten Fischart der Flächenanteil der Strukturtypen im Zuge anhaltender Umlagerungen an.

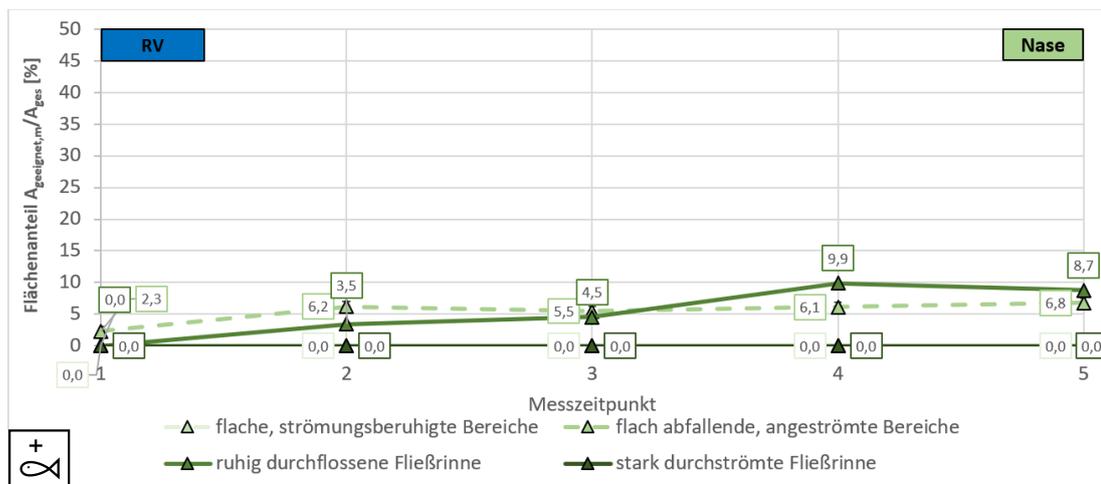


Abbildung 6-64: Zeitliche Entwicklung der geeigneten Flächenanteils der Strukturtypen der Nase nach LS GÖ

### 6.6.3 Ergebnisse des Variantenvergleichs

Die detaillierte räumliche Verteilung der Gewässerstrukturen nach den Vorgaben der LS GÖ ist in Anhang E.10 für die acht untersuchten Varianten gegliedert nach Fischart und Strukturtypen zusammengestellt.

Zur Analyse der Wiederholungsgenauigkeit wurden für jeden Messzeitpunkt jeder Variante die Mittelwerte der nach den Vorgaben der LS GÖ hydraulisch berechneten Strukturtypen berechnet und für jede Versuchswiederholung die Abweichung von diesem Mittelwert berechnet:

$$\Delta A_{Strukturtyp, Art, MZP} = A_{Strukturtyp, Art, MZP} - A_{Strukturtyp, Art, Wdh., MZP} \quad (6-10)$$

mit:

$\Delta A_{Strukturtyp, Art, MZP}$  Wiederholungsgenauigkeit des betrachteten fischartspezifischen Strukturtyps zum gegebenen Messzeitpunkt [%]

$A_{Strukturtyp, Art, Wdh., MZP}$  geeigneter Flächenanteil des betrachteten fischartspezifischen Strukturtyps in der analysierten Wiederholung zum gegebenen Messzeitpunkt [%]

$A_{Strukturtyp, Art, MZP, gemittelt}$  geeigneter Flächenanteil des betrachteten fischartspezifischen Strukturtyps zum gegebenen Messzeitpunkt, über alle Versuchswiederholungen gemittelt [%]

Die Ergebnisse dieser Analyse sind in Abbildung 6-65 als Histogramm dargestellt. Es zeigt sich eine deutliche Konzentration der Abweichungen auf den Bereich von -1 % bis 1 % der Gesamtfläche der Versuchsrinne. Bemerkenswert ist die hohe Anzahl der Abweichungen größer 5 %. Diese gehen auf starke Veränderungen in den potentiell geeigneten Strukturtypen zurück, die weniger durch die hydraulischen Eigenschaften, als vielmehr durch die Unterstandsfunktion oder das anstehende Substrat definiert werden. Dementsprechend beträgt  $\Delta A_{Strukturtyp, m}$  nur 0,8 % der Gesamtfläche im Gegensatz zu 2,4 % der Gesamtfläche für  $\Delta A_{Potenzial für Strukturtyp, m}$  für die Strukturtypen, die nicht hauptsächlich durch die Hydraulik bestimmt werden.

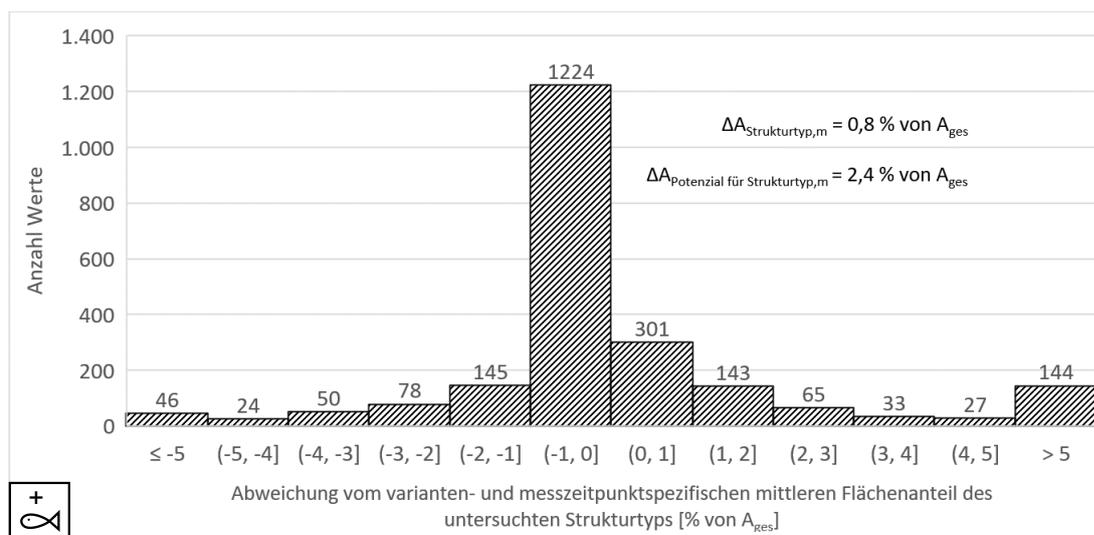


Abbildung 6-65: Darstellung der Wiederholungsgenauigkeiten für die Untersuchung der Gewässerstrukturen nach LS GÖ

Die Auswirkungen des Filterns der ermittelten Teilgebietsflächen der untersuchten Gewässerstrukturen nach LS GÖ (siehe Kapitel 2.5.3 und Kapitel 6.1.8) anhand der dort vorgegebenen Mindestflächen ist in Abbildung 6-66 nach Variante differenziert dargestellt.

Durch die Normierung der Größe der gefilterten Teilflächen mit der gewässerstrukturtypsspezifischen Mindestfläche lässt sich die Auswirkung der Größenfilterung differenzieren. Es fällt auf, dass für den Nullversuch die Auswirkung des Filterns auf die Bewertung der Zielerfüllung nach LS GÖ die geringsten Auswirkungen hat. Für NV sind 90 % der gefilterten Teilflächen kleiner als 5 % der geforderten Mindestfläche. Für die anderen Varianten hingegen schwankt dieser Wert zwischen 43 % für 2S-Alb und 75 % für MW-Buhne.

Im Nullversuch beträgt der Anteil der durch die Filterung in der Bewertung nicht berücksichtigten Teilflächen mit einer Größe von  $\geq 25$  % der Mindestfläche 1 %. Bei den anderen Varianten steigt dieser Wert bei den anderen Varianten stark an und beträgt zwischen 5 % für die MW-Buhne bis 22 % für den RV-Versuch.

Die mittlere Abweichung der Flächenanteile nach Filterung ist für die untersuchten Varianten im Folgenden aufgezählt:

- NV: 2,3 %
- RV: 35,4 %
- 1S-Alb: 27,0 %
- 2S-Alb: 23,7 %
- 1,5S-Alb: 25,9 %
- 1S-opt: 26,2 %
- 2S-opt: 12,4 %
- MW-Buhne: 10,4 %

Es fällt auf, dass sich die Varianten diesbezüglich in drei Gruppen einteilen lassen: den NV-Versuch mit minimalen Auswirkungen, dann die Varianten 2S-opt und MW-Buhne mit moderaten Auswirkungen und die anderen Varianten mit signifikanten Auswirkungen des Filterns auf die nach LS GÖ bestimmten Flächenanteile der Gewässerstrukturen.

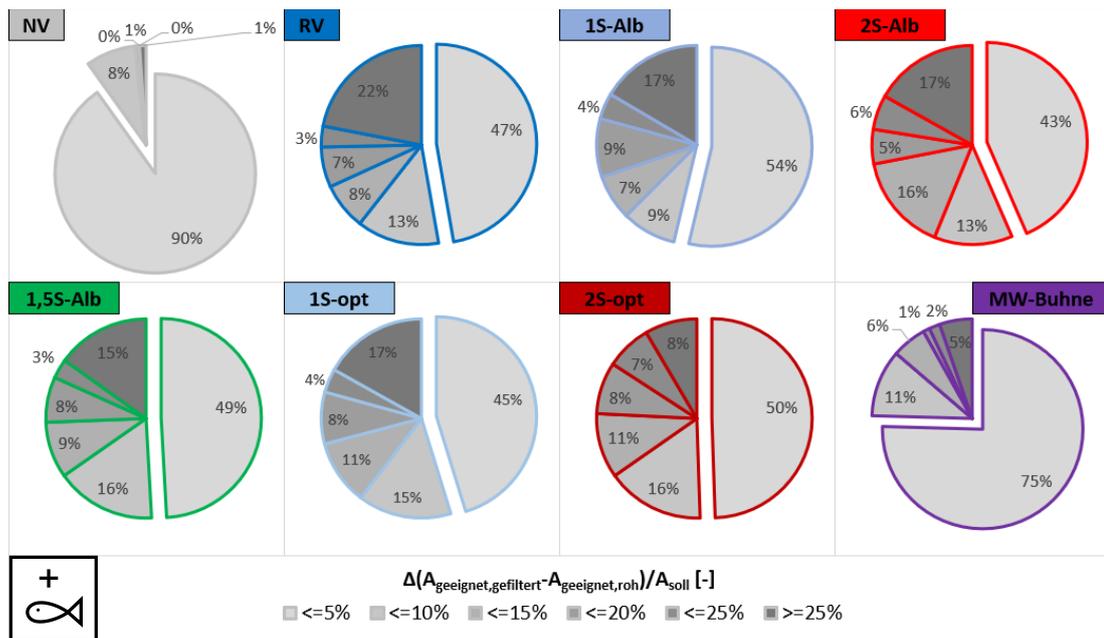


Abbildung 6-66: Variantenspezifischer Vergleich der normierten Größe gefilterten Flächenanteile geeigneter Teilflächen der untersuchten Gewässerstrukturen nach LS GÖ

Die Filterung nach Mindestflächen hat also starke Auswirkungen hinsichtlich der ermittelten Flächenanteile der untersuchten Strukturtypen abseits des Nullversuchs. Daraus kann schlussgefolgert werden, dass die positiven Auswirkungen der Einbauten auf die Qualität der Gewässerstrukturen noch größer sind, als sie anhand des Bewertungsschemas ermittelt werden.

Der Vergleich des geeigneten Flächenanteils nach LS GÖ für die Äsche befindet sich in Abbildung 6-67. Für den Strukturtyp „flache, strömungsberuhigte Bereiche“ sind für keine der Varianten geeignete Strukturen nachzuweisen.

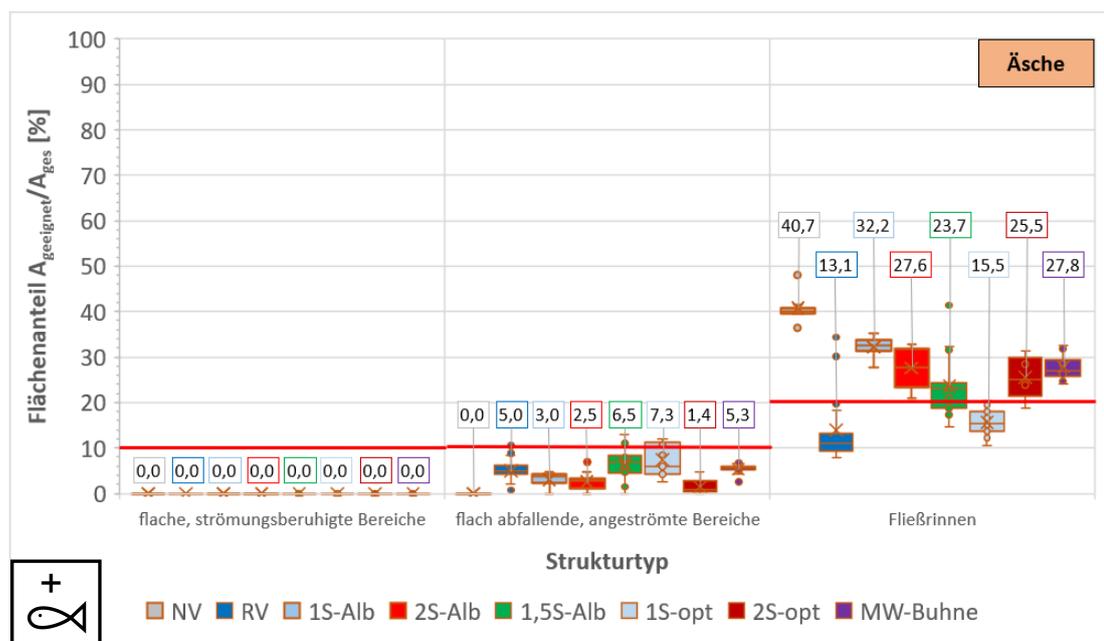


Abbildung 6-67: Vergleich des Flächenanteils geeigneter Strukturen nach LS GÖ für die Äsche

Für den Nullversuch ist das auch für „flach abfallende, angeströmte Bereiche“ der Fall. Hier zeigt sich für alle Varianten ein Anstieg geeigneter Strukturen. Der Flächenanteil beträgt 1,4 % (2S-opt) bis 7,3 % (1S-opt). Gemittelt wird damit für keine der Varianten der geforderte Flächenanteil erreicht, es zeigt sich aber ein deutlicher Anstieg.

Der Anteil des Strukturtyps „Fließrinnen“ beträgt im Nullversuch 40,7 %. Er sinkt durch den Einbau der Bühnenbauwerke für alle Varianten ab. Mit Ausnahme der einseitigen Varianten RV und 1S-opt werden die Vorgaben für die Struktur aus der Landesstudie Gewässerökologie jedoch weiterhin erfüllt. Diese unterschreiten mit  $A_{\text{geeignet,m}}/A_{\text{ges}}$  von 13,1 % (RV) und 15,5 % (1S-opt) den geforderten Mindestflächenanteil von 20 %. Die Zunahme langsam durchströmter Bereiche für diese beiden Varianten spiegelt sich in der Abnahme stark durchströmter tiefer Bereiche wider.

Die Analyse der für die Barbe identischen Strukturtypen befindet sich in Abbildung 6-68. Analog zu den Ergebnissen für die Äsche fehlen auch hier in allen Varianten geeignete „flache, strömungsberuhigte Bereiche“.

Auch hier führt der Einbau der Bühnen zu einer deutlichen Zunahme des Flächenanteils „flach abfallender, angeströmter Bereiche“. Er beträgt zwischen 4,2 % (1S-Alb) und 10,6 % (1,5S-Alb). Für NV sind hingegen keine geeigneten Teilflächen nachweisbar. Die Verteilung der Flächenanteile korreliert näherungsweise mit der Verteilung für die Äsche.

Auch für die „stark durchströmte Fließrinne“ entspricht die Rangfolge der Varianten bezüglich der geeigneten Flächenanteile der aus der Strukturuntersuchung für die Äsche. Für den Nullversuch lassen sich über 85,6 % der Gesamtfläche diesem Strukturtyp zuordnen. Dieser Wert sinkt für die Varianten teilweise beträchtlich auf bis zu 32,5 % für 1S-opt ab. Für die beidseitigen Varianten mit starker Strömungskonzentration in Gewässermitte und die MW-Bühne ist der Anteil der Fließrinnen mit Ausnahme von 1S-Alb höher als bei den anderen Varianten. Für RV und 1,5S-Alb ist die Schwankungsbreite der Flächenanteile dabei am höchsten.

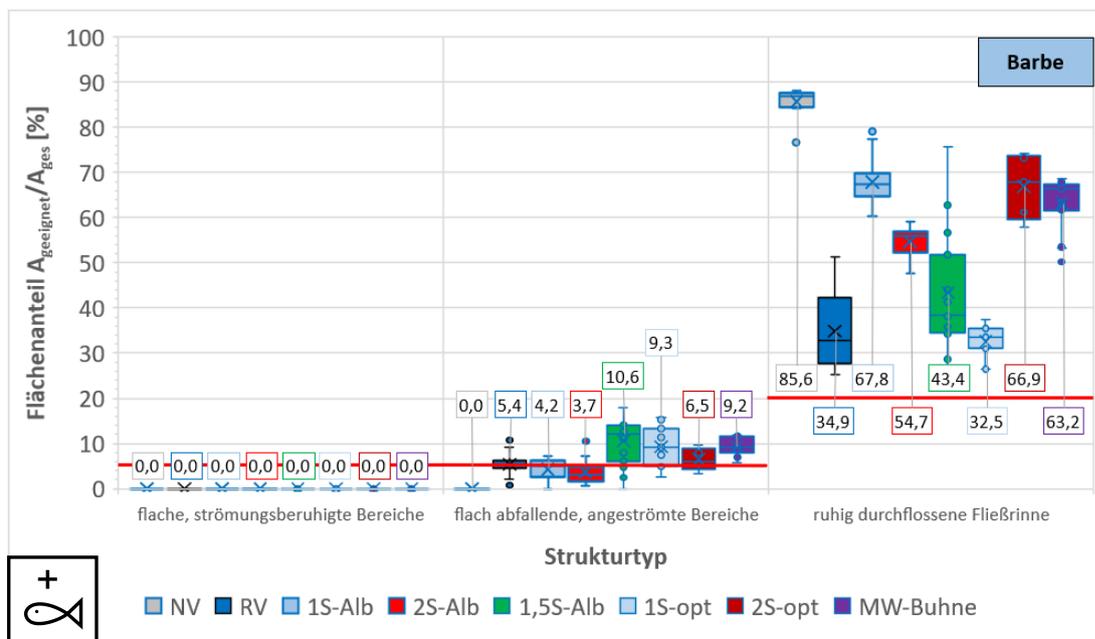


Abbildung 6-68: Vergleich des Flächenanteils geeigneter Strukturen nach LS GÖ für die Barbe

Der Variantenvergleich für die Nase zeigt für den Strukturtyp „flache, strömungsberuhigte Bereiche“ für den Nullversuch analog zu den Erkenntnissen bei den anderen beiden Fischarten keine geeigneten Strukturen auf (siehe Abbildung 6-69).

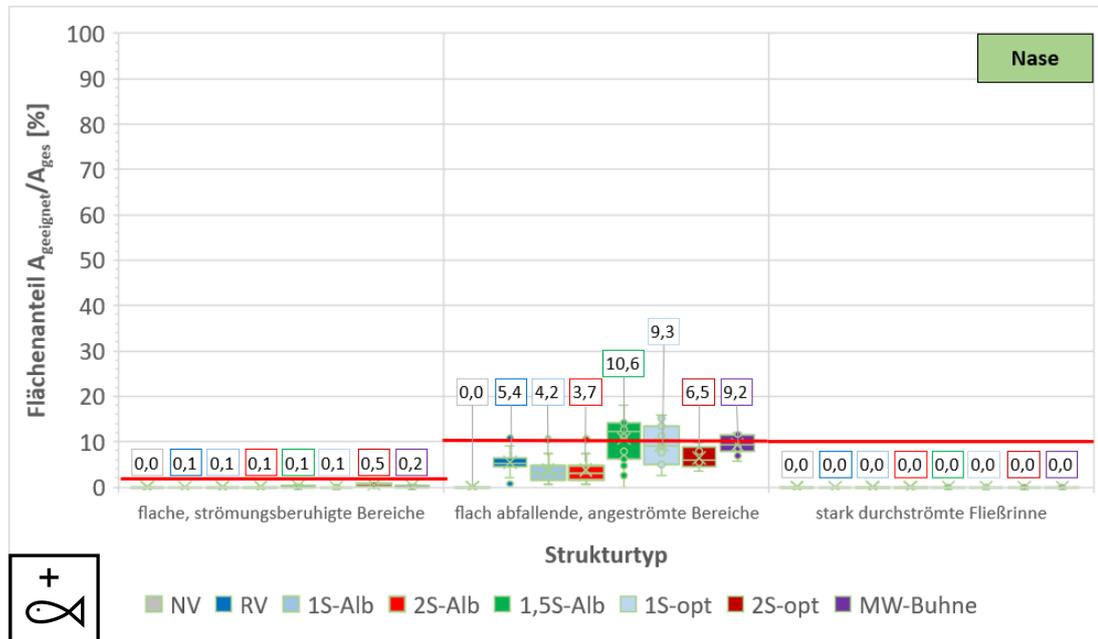


Abbildung 6-69: Vergleich des Flächenanteils geeigneter Strukturen nach LS GÖ für die Nase

Für die Varianten zeigen sich jedoch rechnerisch winzige Flächenanteile von 0,1 %, die sich für die beiden Varianten 2S-opt und MW-Buhne mit höheren Einbauten auf 0,5 % bzw. 0,2 % erhöhen. Diese Flächenanteile sind viel zu niedrig, um den von der LS GÖ geforderten Mindestflächenanteil zu erfüllen, zeigen aber auf, dass sich strömungsberuhigte Bereiche ausgebildet haben. Die Bewertung der „flach abfallenden, angeströmten Bereiche“ ist aufgrund analoger hydraulischer Vorgaben wie bei der Barbe identisch zu dieser.

Da die Nase wesentlich strömungsliebender ist als die anderen beiden Referenzfischarten lassen sich weder für den Nullversuch noch für die untersuchten Varianten geeignete Strukturen des Strukturtyps „stark durchströmte Fließrinne“ nachweisen.

Ein Vergleich weiterer Strukturtypen für die drei untersuchten Fischarten ist in Abbildung 6-70 zu finden. Für die Äsche befinden sich im Nullversuch keine geeigneten Kolke als Winterunterstände im Untersuchungsgebiet. Für die flachen Varianten RV, 2S-Alb, 1,5S-Alb und 1S-opt entstehen geeignete Strukturen. Diese sind mit 0,1 % bis 0,5 % Flächenanteil aber zu klein, um die Vorgaben von 2 % zu erfüllen. Für 2S-opt steigt der Anteil dieses Strukturtyps deutlich auf 4,3 % und erfüllt die Vorgaben der LS GÖ. Auch für die MW-Buhne zeigt sich eine deutliche Steigerung des Flächenanteils auf 1,4 %, jedoch ohne im Mittel die geforderten Flächenanteile zu erreichen. Die beiden höheren Buhnenvarianten haben also analog zu den Erkenntnissen aus der Auswertung der Sohltopographie (siehe Kapitel 6.3.3) zur Ausbildung relevanter Kolkstrukturen mit ausreichender Tiefe und auch Teilflächengröße geführt.

Ähnliche Erkenntnisse liefert die Betrachtung des Strukturtyps „tiefe, große Kolke“ der Barbe. Im Nullversuch sind keine geeigneten Teilflächen vorhanden. Hier erfüllen alle Varianten im Mittel der ermittelten Flächenanteile die Vorgabe von 2 % der Gesamtfläche. Für die flachen ein- und beidseitigen Varianten bewegen sich die Flächenanteile in einem ähnlichen Wertebereich von 2,1 % (1S-

Alb) bis 2,9 % (1S-opt). Die wechselseitige Variante 1,5S-Alb hat mit 4,4% im Mittel einen höheren Flächenanteil dieses Strukturtyps als bei den anderen flach ausgeprägten Varianten mit  $H = 0,1$ , weist aber auch eine größere Schwankungsbreite auf. Wie bei Betrachtung der „Wintereinstände (Kolk)“ der Äsche, sind auch hier die größten Flächenanteile für die beiden höheren Varianten 2S-opt und MW-Buhne zu finden. Für 2S-opt beträgt der Flächenanteil 23,8 % und für MW-Buhne 13,1 % und ist damit trotz der großen Schwankung der Werte deutlich über den von der LS GÖ geforderten 2 % Mindestflächenanteil.

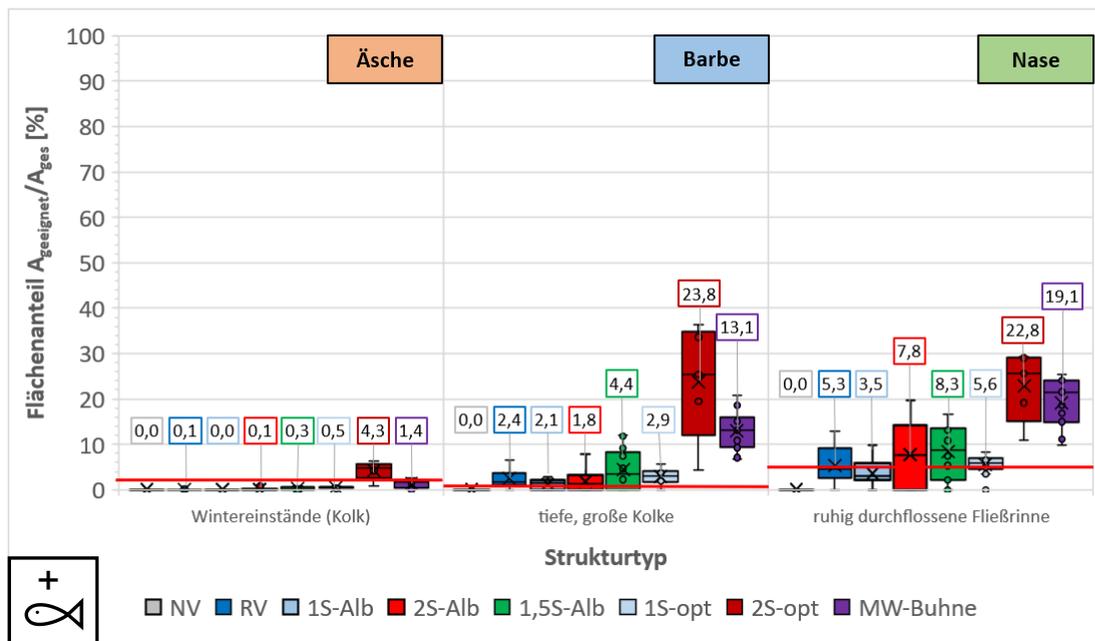


Abbildung 6-70: Vergleich des Flächenanteils geeigneter Strukturen nach LS GÖ für Äsche, Barbe und Nase

Für den Nullversuch konnte in keinem der Datensets eine geeignete Teilfläche der „ruhig durchflossenen Fließrinne“ für die Nase nachgewiesen werden. Für alle Varianten mit Buhnenbauwerken hingegen zeigt sich eine sehr deutliche Steigerung der Flächenanteile auf 3,5 % (RV) bis 22,8 % (2S-opt). Im Mittelwert werden hier für die Varianten RV, 2S-Alb, 1,5S-Alb, 1S-opt, 2S-opt und MW-Buhne die Anforderungen an die Mindestflächenanteile aus den Vorgaben der LS GÖ erfüllt. Es zeigen sich große Schwankungen der Werte für alle Varianten.

Im Folgenden werden die Untersuchungen derjenigen Strukturtypen, die entscheidend durch die Funktion als Unterstand bzw. das Vorhandensein geeigneter Substratverteilungen definiert sind, vorgestellt.

Für die Äsche (siehe Abbildung 6-71) zeigt sich dabei, dass für die überströmten Kiesflächen mit Ausnahme eines minimalen Anstiegs auf 0,1 % für 2S-opt keine geeigneten Flächenanteile vorhanden sind. Die hydraulischen Randbedingungen als Voraussetzung für geeignete Unterstände werden für alle Varianten im Vergleich zum Nullversuch, wo 51,9 % der Fläche für das Unterbringen von Unterständen geeignet sind, um 4,1 % (RV) bis 30,8 % (2S-opt) verringert. Die Flächenanteile sind jedoch in allen Fällen deutlich größer als die Vorgabe von 5 % aus der LS GÖ. Es kommt durch den Einbau der Lenkbuhnen bzw. Buhnen also zu keinen nachteiligen Auswirkungen auf das potenzielle Angebot an Unterständen.

Ein ähnliches Schema lässt sich für die Unterstände am Laichplatz beobachten. Im Nullversuch bietet näherungsweise das gesamte Untersuchungsgebiet (99,7 % von  $A_{ges}$ ) geeignete hydraulische

Bedingungen für die Schaffung geeigneter Strukturen. Dieser Flächenanteil sinkt in den Varianten auf minimal 65,2 % ab (1S-opt). In Anbetracht des geforderten Flächenanteils von 1 % des Untersuchungsgebiets ist auch hier nicht von negativen Einflüssen auszugehen.

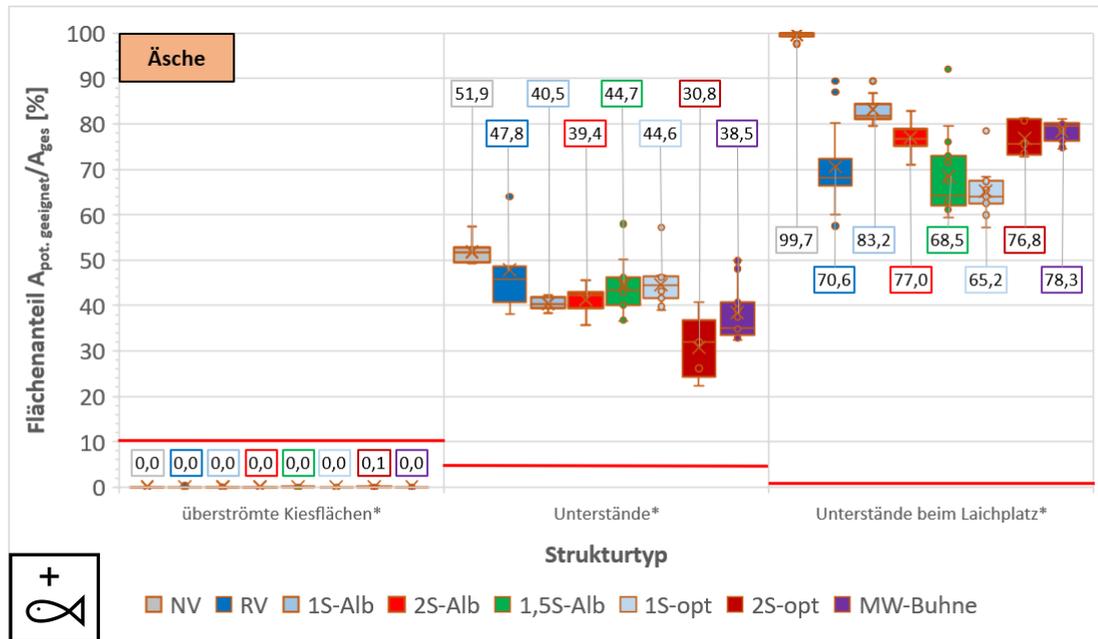


Abbildung 6-71: Vergleich des potentiellen Flächenanteils anhand der hydraulischen Voraussetzungen für Strukturen nach LS GÖ für die Äsche

Für den Strukturtyp „kleinflächige Unterstände“ der Barbe und „Unterstände“ der Nase zeigt sich aufgrund der übereinstimmenden Grenzwerte für die hydraulischen Größen ein identisches Bild (siehe Abbildung 6-72). Im Nullversuch bieten 52,0 % der Untersuchungsfläche geeignete hydraulische Bedingungen zur Schaffung geeigneter Strukturen. Für die Varianten 1S-Alb, 2S-opt und MW-Buhne sinkt dieser Anteil gegenüber dem Ausgangszustand auf bis zu 33,4 % für 2S-opt ab. Bei allen anderen Varianten steigert sich die Verfügbarkeit geeigneter Teilflächen zur Bereitstellung von Unterständen. Am größten ist der Flächenanteil für RV mit 66,1 %. Nichtsdestotrotz ist für alle untersuchten Varianten der berechnete Flächenanteil mit passenden hydraulischen Randbedingungen deutlich größer als die geforderten 10 % von  $A_{ges}$  mit kleinflächigen Unterständen im gesamten Untersuchungsgebiet.

Für den Strukturtyp „überströmte Kiesflächen“ der Barbe wird ein Flächenanteil von 5 % gefordert. Alleine bezogen auf geeignete hydraulische Randbedingungen wird dieser Anteil mit über alle Wiederholungen und Messzeitpunkte gemittelten 0,1 % im Nullversuch nicht erreicht. Für alle Varianten steigt der hydraulisch geeignete Flächenanteil an und beträgt im Mittel zwischen 0,2 % (MW-Buhne) und 10,5 % (RV). RV erfüllt damit im Mittel die geforderten Vorgaben hinsichtlich des Mindestflächenanteils. Auch für 1S-opt ist mit 7,2 % ein großer Flächenanteil zu beobachten, selbst wenn diese Variante die Vorgaben im Mittel knapp nicht erfüllt. Dennoch werden sie für das obere Quartil der Messwerte eingehalten.

Für den Strukturtyp „überströmte Kiesflächen“ der Nasen konnten aufgrund abweichender Grenzwerte hingegen in keiner der untersuchten Varianten mit (Lenk-)Buhnen und auch nicht im Nullversuch geeignete hydraulische Randbedingungen identifiziert werden.

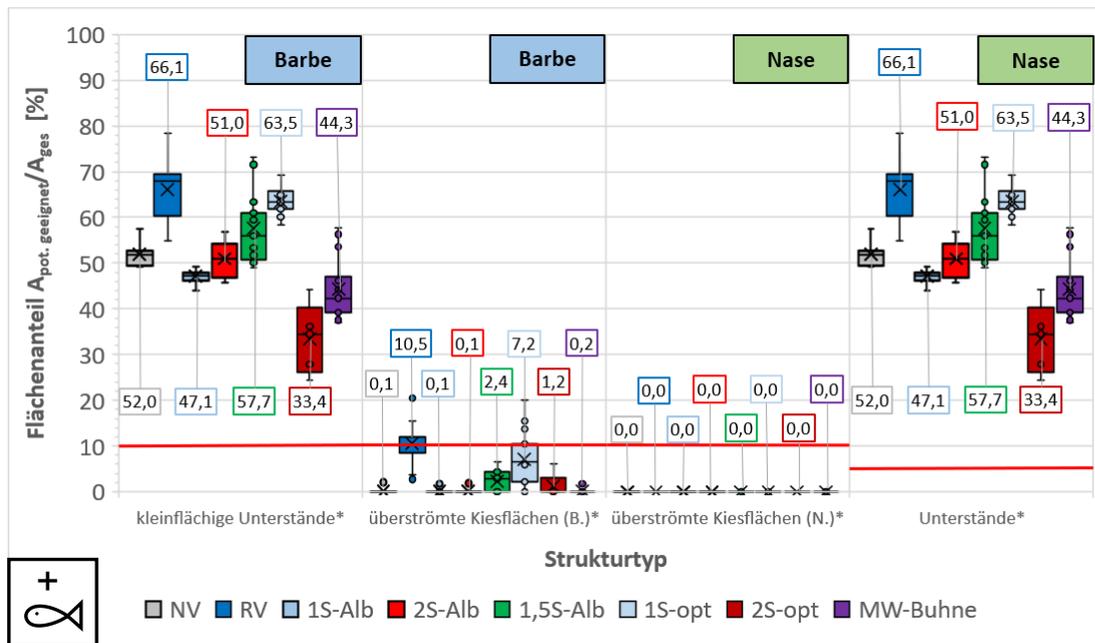


Abbildung 6-72: Vergleich des potentiellen Flächenanteils anhand der hydraulischen Voraussetzungen für Strukturen nach LS GÖ für Barbe und Nase

### 6.6.4 Fazit der Untersuchungen nach der Landesstudie Gewässerökologie

Die Untersuchung der Varianten hat gezeigt, dass sich im Vergleich zum Nullversuch für die meisten Strukturtypen Verbesserungen in den berechneten Flächenanteilen ergeben haben. Verschlechterungen ergaben sich vor allem für diejenigen Strukturtypen, die bereits vor der Installation der Einbauten ubiquitär im Projektgebiet vorhanden waren. Diese waren jedoch so gering, dass davon keine generellen Beeinträchtigungen auf das Vorhandensein der untersuchten Strukturtypen zu erwarten sind. Es konnten keine allgemeinen Gesetzmäßigkeiten zwischen den Varianten beobachtet werden, die sich auf den Abstand zwischen den Einbauten, ihre Höhe oder ihre Anordnung zurückführen ließen.

Tabelle 6-5: Vergleich der erfüllten Vorgaben der Strukturtypen nach LS GÖ zwischen den Varianten in den MV-Versuchen

Variante	Äsche		Barbe		Nase	
	7 Strukturtypen (4 untersucht, 3 hyd. Potenzial)		6 Strukturtypen (4 untersucht, 2 hyd. Potenzial)		6 Strukturtypen (4 untersucht, 2 hyd. Potenzial)	
	Vorgaben erfüllt	geeignete Flächen vorhanden	Vorgaben erfüllt	Teilflächen vorhanden	Vorgaben erfüllt	Teilflächen vorhanden
NV	1	0	1	0	0	0
RV	0	3	2	1	0	2
1S-Alb	1	1	2	1	0	2
2S-Alb	1	2	2	1	0	2
1,5S-Alb	1	2	2	1	0	3
1S-opt	0	3	2	1	0	3
2S-opt	2	1	2	1	1	2
MW-Buhne	1	2	2	1	1	2

Die Ergebnisse der Untersuchung der Varianten nach den Vorhaben der Landesstudie Gewässerökologie sind in Tabelle 6-5 zusammengefasst. Dort wird protokolliert, wie viele Strukturtypen für die jeweilige Fischart dabei die vorgegebenen Grenzwerte erreichen. Dabei wurden die Strukturtypen,

von denen lediglich das hydraulische Potenzial geprüft werden konnte, nicht berücksichtigt. Ein Grenzwert wurde als erreicht definiert, wenn er vom Mittelwert des jeweiligen Ergebnisses überschritten wird.

Es ist zu erkennen, dass in NV lediglich für je einen Strukturtypen die Vorgaben der LS GÖ in der vorliegenden Analyse erfüllt wurden. Weitere Teilflächen für andere Strukturtypen konnten nicht nachgewiesen werden. Für RV konnten hingegen bereits für drei Strukturtypen der Äsche geeignete Teilflächen verortet werden. Für die Barbe wurden in RV für zwei Strukturtypen die Vorgaben erfüllt und für einen weiteren geeignete Teilflächen ermittelt. Auch für die Nase konnte im Fall zweier Strukturtypen das Vorhandensein geeigneter Teilflächen nachgewiesen werden.

Am besten erfüllt die Variante 2S-opt die Vorgaben: Für die Äsche werden die Vorgaben zweier Strukturtypen erfüllt und für einen weiteren Strukturtyp sind geeignete Teilflächen vorhanden. Das Gleiche gilt für die Barbe. Für die Nase wird für einen Strukturtyp die Vorgabe aus der LS GÖ erfüllt, weitere zwei Strukturtypen weisen geeignete Teilflächen auf.

Zum übersichtlichen Vergleich der acht untersuchten Varianten wurde für jeden Versuch eine summarische Kennzahl bestimmt. Sie setzt sich aus den mittleren berechneten Flächenanteilen der zwölf hydraulisch geprägten Strukturtypen (siehe Auflistung in Unterkapitel 6.1.8) aller drei Referenzfischarten Äsche, Barbe und Nase zusammen. Dabei wurde der anrechenbare Flächenanteil auf den geforderten Mindestflächenanteil des betrachteten Strukturtyps beschränkt, um den übermäßigen Einfluss einzelner besonders großflächig geschaffener Strukturtypen auf das Gesamtergebnis zu vermindern.

$$KeZa_{LGÖ} = \sum_1^{n\text{Strukturtypen}} \left( \frac{A_{\text{geeignet, Mittelwert}}}{A_{\text{soll}}} \right) \quad (6-11)$$

mit:

$KeZa_{LS\ GÖ}$	Kennzahl für die Analyse der Strukturtypen nach LS GÖ
$n\text{Strukturtypen}$	Anzahl der untersuchten Strukturtypen
$A_{\text{geeignet, Mittelwert}}$	Mittelwert des Flächenanteils der nach LS GÖ untersuchten Struktur
$A_{\text{soll}}$	Mindestfläche der untersuchten Struktur an der Gesamtfläche zur Erfüllung der Vorgaben der LS GÖ

Die Ergebnisse der Berechnung befinden sich in Abbildung 6-73. Dort ist gut zu erkennen, dass durch alle Einbauten die Vielfalt der nachgewiesenen Gewässerstrukturtypen stark ansteigt. Die mit Abstand größte  $KeZa_{LS\ GÖ}$  lässt sich mit 5,85 von maximal 12 Punkten für die MW-Buhne nachweisen. Die Varianten 2S-Alb, 1S-opt und 2S-opt weisen mit  $KeZa_{LS\ GÖ}$  von 4,46, 4,39 bzw. 4,34 ebenfalls hohe Werte auf. Die beiden anderen einseitigen Varianten werden niedriger bewertet. Hierbei ist der Wert für RV mit einem  $A_x$  von 4 mit 3,67 größer als für 1S-Alb mit  $A_x = 2$ . Weit abgeschlagen ist 1,5S-Alb mit 2,45. Der Wert ist jedoch weiterhin größer als für den NV mit 2,00. Auch werden für 1,5S-Alb sechs verschiedenen Strukturtypen nachgewiesen im Vergleich zu nur zwei für den NV-Versuch.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich für alle untersuchten Varianten die Vielfalt und Ausprägung von Gewässerstrukturen nach LS GÖ deutlich gegenüber dem Nullversuch erhöht hat und so eine ökologisch vorteilhafte Gewässerstrukturierung nachgewiesen werden konnte.

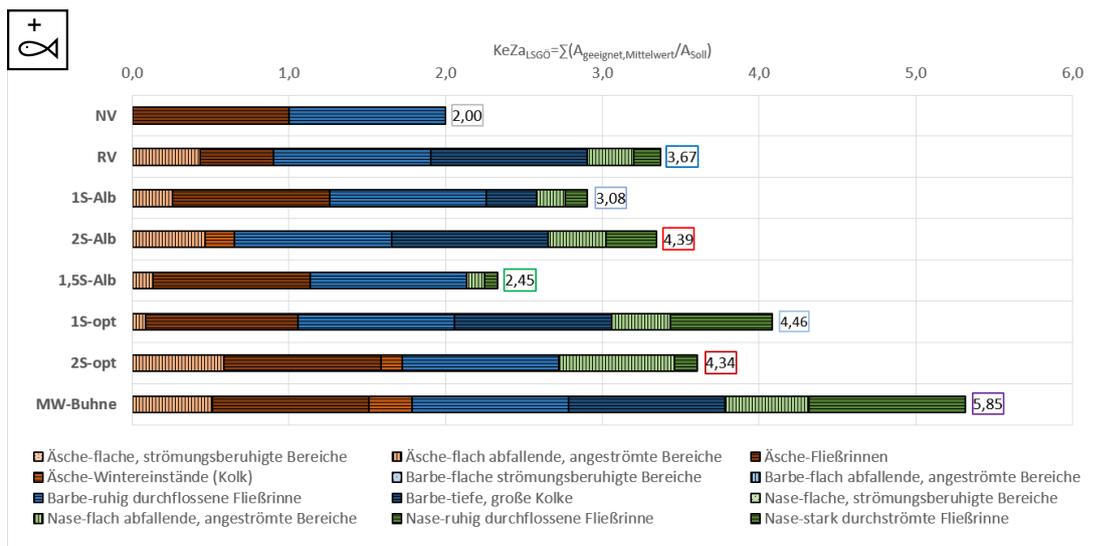


Abbildung 6-73: Kennzahlenvergleich der Analyse der Gewässerstrukturen nach LS GÖ für die im Rahmen der MV-Versuche untersuchten Varianten

## 6.7 Schutzbereiche bei Hochwasser

Die Untersuchung der Schutzbereiche bei Hochwasser erfolgte mit der gleichen Methodik wie in Kapitel 4.8 beschrieben. Es wurden die bereits für den Freilandversuch, ebenfalls in Kapitel 4.8, abgeleiteten Grenzwerte zur Beurteilung der Schwimmfähigkeit der einzelnen Fische in den jeweiligen Altersstadien herangezogen. Es wurden die in Kapitel 6.1.7 beschriebenen numerischen Modelle, kalibriert auf das HQ2, genutzt.

### 6.7.1 Einfluss des Abflusses

Zur Beurteilung der Sensitivität der Ausprägung der Schutzbereiche bei Hochwasser wurden für alle Sohltopographien der Variante RV zwei zusätzliche Abflüsse untersucht. Der Abfluss bei HQ2 wurde dazu um 10 % erhöht bzw. verringert. Die untere Randbedingung wurde beibehalten, um mit diesen Testfällen Ungenauigkeiten in der Abflussbestimmung bei den Hochwasserbedingungen abzubilden.

In Abbildung 6-74 sind die über die jeweils 25 numerischen Modelle der RV-Variante gemittelten geschützten Flächenanteile für HQ2-Bedingungen aufgetragen. Wie zu erwarten, sinkt mit zunehmendem Abfluss der Anteil der Rückzugsbereiche durch die in dieser Sensitivitätsanalyse folgende Erhöhung der Fließgeschwindigkeit. Für die juvenile Äsche halbiert sich  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  für  $HQ2_{\text{sens,minus}} = 23,76 \text{ m}^3/\text{s}$  mit 0,08 auf 0,04 für HQ2. Bei Steigerung des Abflusses auf  $HQ2_{\text{sens,plus}} = 29,04 \text{ m}^3/\text{s}$  halbiert sich der Wert nochmals auf 0,02. Das gleiche Schema lässt sich auch für die larvale Äsche, die adulte Äsche, die larvale Barbe und die juvenile Nase beobachten. Für die larvale Nase lässt sich für keinen der untersuchten Abflüsse das Vorhandensein geeigneter Rückzugsbereiche bei Hochwasser nachweisen. Für die juvenile Barbe, die adulte Barbe und die adulte Nase sind ebenfalls starke Rückgänge von  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  nachzuweisen. Sie betragen von  $HQ2_{\text{sens,minus}}$  zu HQ2 und  $HQ2_{\text{sens,plus}}$  zwischen 61 % bis 65 %.

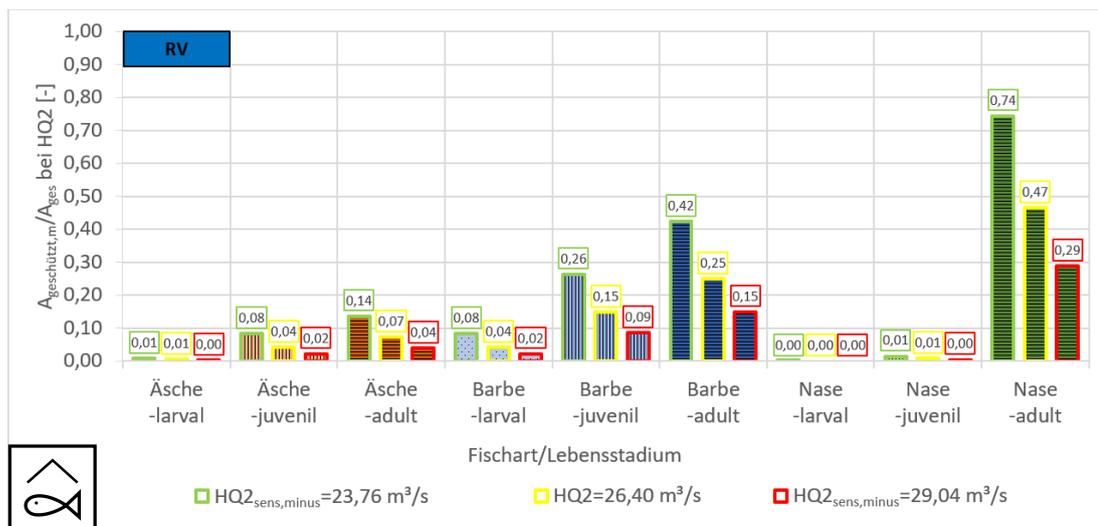


Abbildung 6-74: Abhängigkeit der Schutzbereiche bei Hochwasser vom Hochwasserabfluss

Die Veränderung der Fließgeschwindigkeiten wirken sich sehr stark auf die Verfügbarkeit von Hochwasserschutzbereichen aus. Die unterstrom der Lenkbuhnen in den Kolken und in den strömungsgeschützten Bereichen zusätzlich geschaffenen Rückzugsbereiche nehmen mit zunehmender Fließgeschwindigkeit in ihrer Ausdehnung ab und es kommt zu einer zunehmenden Konzentrierung der verbleibenden geeigneten Rückzugsbereiche auf die unmittelbaren Uferbereiche.

### 6.7.2 Einfluss Sohlentwicklungszeit

Bei Betrachtung der zeitlichen Entwicklungen der Hochwasserschutzbereiche für die Äsche zeigt sich ein leichter Anstieg im zeitlichen Verlauf (siehe Abbildung 6-75).

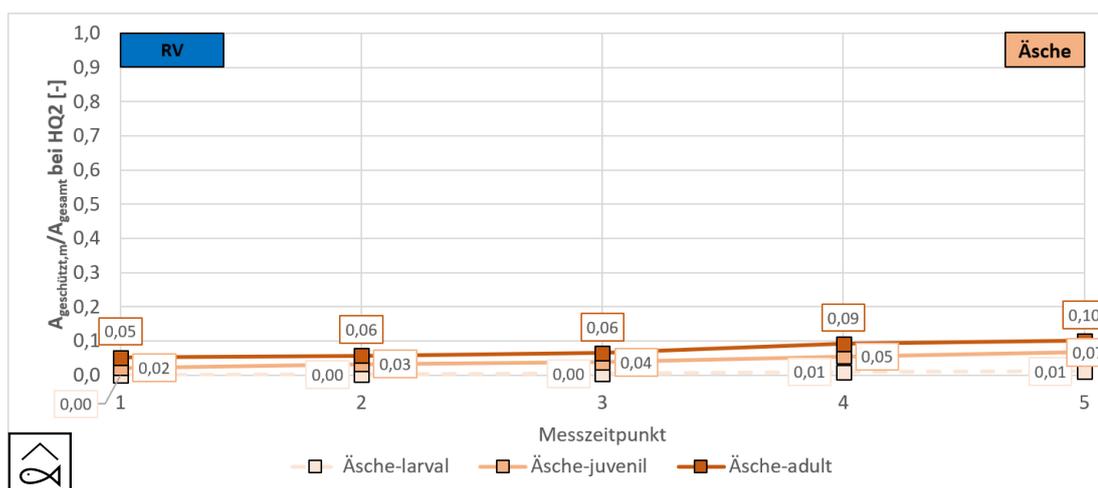


Abbildung 6-75: Zeitliche Entwicklung der gemittelten hydraulisch geschützten Flächenanteile der Äsche bei HQ2 für die Variante RV

Da die Dauerschwimmgeschwindigkeit mit der Größe der Fische zunimmt, steigt für alle hier betrachteten Fischarten der Anteil der hochwassergeschützten Bereiche mit dem Alter an. Für die larvale Äsche sind zum MZP 1 keine geschützten Flächen vorhanden. Zum MZP 5 hat sich auf 0,01 der Gesamtfläche ein hydraulisch wirksamer Schutzbereich gebildet.

Für die juvenile Äsche beträgt der Flächenanteil der Hochwasserschutzbereiche 0,02 zum MZP 1 und steigert sich dann annähernd linear auf 0,07 in MZP 5. Adulte Äschen finden am ersten Messzeitpunkt bei HQ2 auf 0,05 der Gesamtfläche hydraulisch günstige Bedingungen vor. Dieser Flächenanteil verdoppelt sich bis zu MZP 5. Während für das larvale und juvenile Altersstadium ein etwa linearer Verlauf der hydraulisch geschützten Flächenanteile abgeleitet werden kann, kommt es hier zwischen MZP 3 und MZP 4 zu einem Sprung im Verlauf der geschützten Flächenanteile und im Anschluss danach bis MZP 5 nur noch zu einem minimalen Anstieg.

Auch für die Barbe zeigt sich im zeitlichen Verlauf eine höhere Verfügbarkeit von Rückzugsbereichen bei Hochwasser auf (siehe Abbildung 6-76). Für die larvale Barbe wird der Flächenanteil der hydraulisch geeigneten Rückzugsbereiche von 0,02 zu MZP 1 auf 0,07 in MZP 5 mehr als verdreifacht. Er nimmt näherungsweise linear über die Zeit zu.

Für die juvenile Barbe zeigt sich hingegen kein linearer Verlauf. Vergleichbar mit der adulten Äsche kommt es bis zu MZP 3 nur zu minimalen Verbesserungen in der Verfügbarkeit von Hochwasserschutzräumen von 0,12 auf 0,13 der Gesamtfläche. In MZP 4 kommt es zu einem Sprung von  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{gesamt}}$  von 0,05 in MZP 3 auf nun 0,18. Danach kommt es nur noch zu einem minimalen Anstieg auf 0,19 in MZP 5.

Ein ähnliches Bild zeigt sich bei Betrachtung des zeitlichen Verlaufs der Flächenanteile der Hochwasserschutzbereiche für die adulte Barbe: Von MZP 1 bis MZP 3 steigt er von 0,19 auf 0,23 der Gesamtfläche. Zu MZP 4 kommt es zu einem Sprung auf 0,31 der Gesamtfläche und in MZP 5 wieder einer minimalen Abnahme auf 30 %.

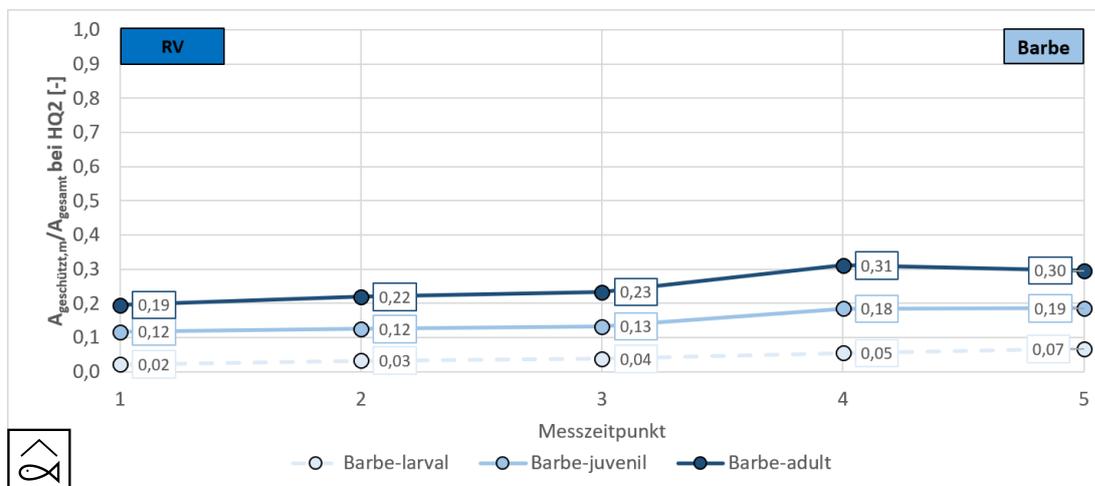


Abbildung 6-76: Zeitliche Entwicklung der gemittelten hydraulisch geschützten Flächenanteile bei HQ2 der Barbe für die Variante RV

Für die Nase sind in der RV-Variante keine geeigneten Rückzugsbereiche für das larvale Altersstadium nachweisbar.

Für die juvenile Nase sind im zeitlichen Verlauf nur minimale Änderungen nachweisbar und der Flächenanteil beträgt zwischen 0,36 und 0,37 an der Gesamtfläche. Aufgrund der guten Schwimmfähigkeit der Nase ist er damit sogar höher als bei der adulten Barbe.

Für die adulte Nase zeigt sich ein ähnlicher zeitlicher Verlauf, wie er schon z.B. bei der adulten Äsche beobachtet wurde: Zwischen MZP 1 und MZP 3 stagniert der hochwassergeschützte Flächenanteil bei 0,45 bzw. nimmt in MZP 2 auf 0,44 minimal ab. Zu MZP 4 kommt es zu einem starken Anstieg von  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{gesamt}}$  auf 0,51, gefolgt von einer leichten Abnahme auf 0,48 zu MZP 5.

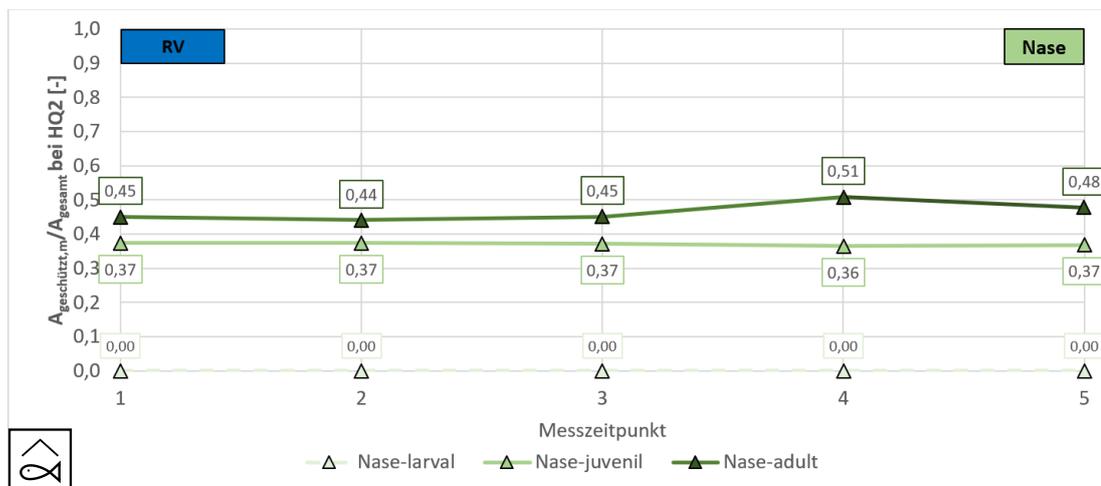


Abbildung 6-77: Zeitliche Entwicklung der gemittelten hydraulisch geschützten Flächenanteile bei HQ2 der Nase für die Variante RV

Die morphologische Differenzierung über die Messzeit schlägt sich auch in einer moderaten Erhöhung des Angebots von geeigneten Rückzugsbereichen bei Hochwasser für die untersuchten drei Indikatorfischarten nieder. Es entstehen vor allem in den Anlandungsbereichen unterstrom der Lenkbuhnen zusätzliche Rückzugsbereiche im Vergleich zum Nullversuch. Durch die strömungslenkende Wirkung werden zudem die Ufer entlastet und es kommt auch zu einer Zunahme der Rückzugsbereiche in Richtung Gewässermittle. Auffallend ist, dass die Verfügbarkeit von Schutzräumen bis inklusive MZZP 3 in vielen Fällen nur moderat ansteigt bis es in MZZP 4 zu einem sprunghaften Anstieg kommt. Der leichte Rückgang für MZZP 5 überrascht zunächst. Jedoch nimmt durch die Untersuchung bei Klarwasserbedingungen mit zunehmender Versuchslaufzeit das Sedimentvolumen am oberstromigen Ende des Versuchsstands, das den Geschiebetransport in der gesamten Rinne nährt, ab. Die komplexen Sohlmuster wandern daraufhin in verringerter Ausprägung nach unterstrom. Damit nimmt auch die Eignung der Sohlstrukturen als Rückzugsbereich ab.

### 6.7.3 Ergebnisse des Variantenvergleichs

In diesem Unterkapitel werden die Ergebnisse des Variantenvergleich hinsichtlich der Ausbildung von Schutzbereichen bei Hochwasser nach Fischart getrennt aufgeführt.

Die Analyse der Wiederholungsgenauigkeit lässt sich Abbildung 6-78 entnehmen. Sie wurde varianten- und messzeitpunktspezifisch für jede der drei untersuchten Fischarten wie folgt berechnet:

$$\Delta A_{Art,Alterstadium,MZZP} = A_{Art,Alterstadium,Wdh.,MZZP} - A_{Art,Alterstadium,MZZP} \quad (6-12)$$

mit:

$\Delta A_{r,Art,Alterstadium,MZZP}$  Wiederholungsgenauigkeit der relativen betrachteten fischartspezifischen Schutzbereiche zum gegebenen Messzeitpunkt [-]

$A_{r,Art,Alterstadium,Wdh.,MZZP}$  geeigneter Flächenanteil der fischartspezifischen Schutzbereiche in der analysierten Wiederholung zum gegebenen Messzeitpunkt [-]

$A_{r,Art,MZZP,gemittelt}$  geeigneter Flächenanteil der fischartspezifischen Schutzbereiche zum gegebenen Messzeitpunkt über alle Versuchswiederholungen gemittelt [-]

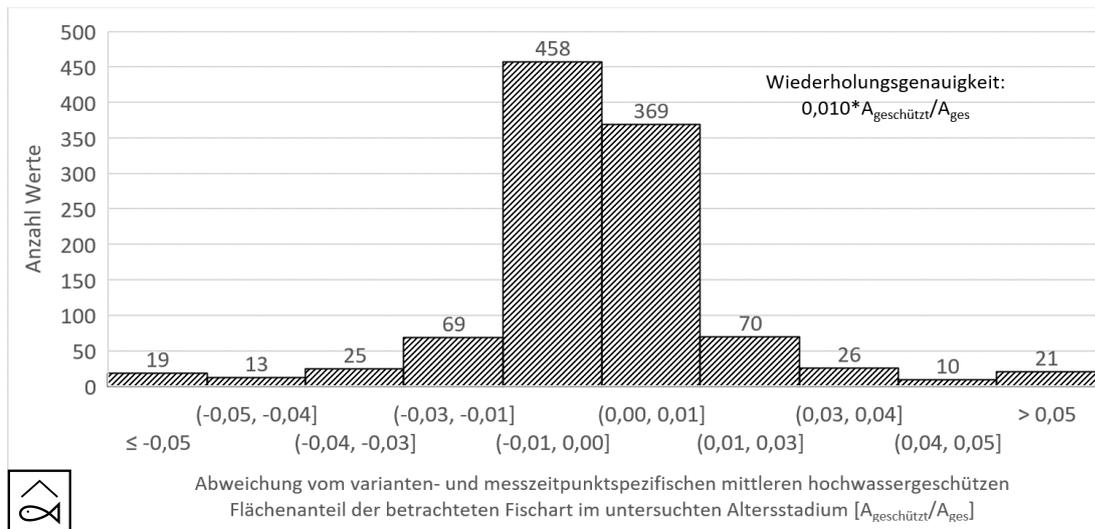


Abbildung 6-78: Darstellung der Wiederholungsgenauigkeiten für die Untersuchung der Schutzbereiche bei Hochwasser

Es zeigt sich, dass der Großteil der Abweichungen wiederholter Berechnungen der Hochwasserschutzbereiche im Bereich zwischen  $-0,03 A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  und  $+0,03 A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  liegt. Rechnerisch lässt sich eine mittlere Wiederholungsgenauigkeit von  $0,002 A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  ableiten. Sie ist damit deutlich geringer als die Wiederholungsgenauigkeit des HHS der Habitatuntersuchung mit CASiMiR mit 0,03 und bei der Untersuchung der Gewässerstrukturen nach LS GÖ mit 0,8 % vom maximalen Betrag des jeweiligen Bewertungskriteriums. Die Detailanalyse für die RV-Variante befindet sich in Anhang E.10.

Im Ausgangszustand des Nullversuchs sind für larvale und juvenile Äschen keine Rückzugsbereiche bei Hochwasser vorhanden (siehe Abbildung 6-79). Auch für die adulten Äschen ist der mittlere Flächenanteil mit 0,02 sehr gering. Für die untersuchten Varianten lässt sich für alle Altersstadien der Äsche eine Verbesserung der Verfügbarkeit von Schutzräumen nachweisen.

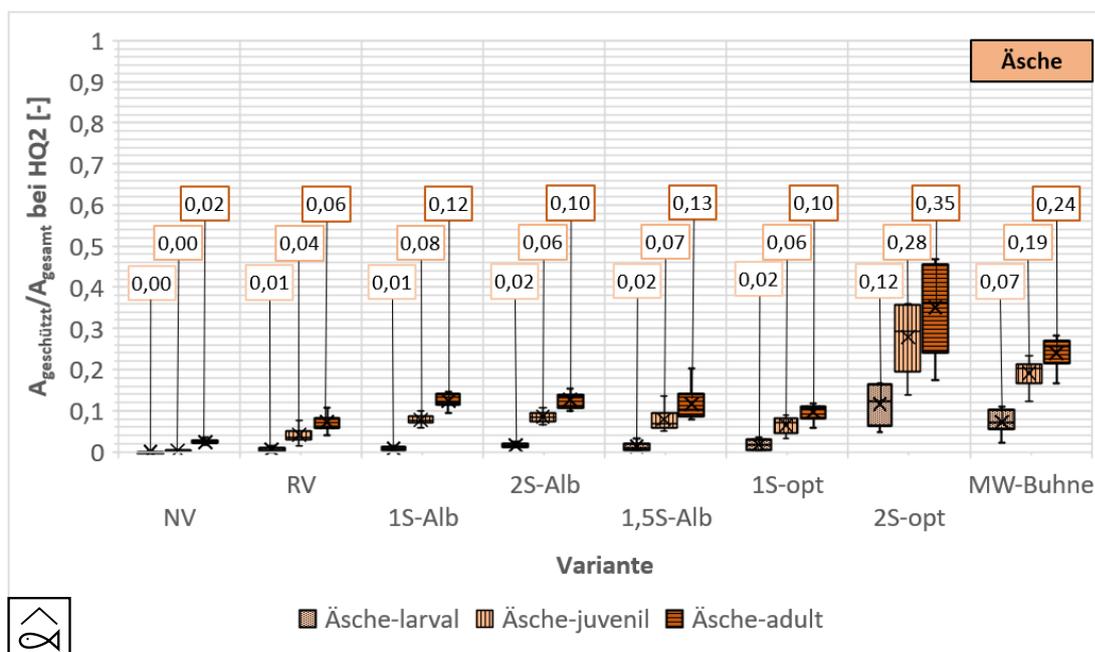


Abbildung 6-79: Anteil der Hochwasserschutzbereiche an der Gesamtfläche für die Äsche differenziert nach Varianten

Für die larvale Äsche liegt die Erhöhung der geeigneten Flächenanteile für die Varianten RV, 1S-Alb, 2S-Alb, 1S-Alb und 1S-opt auf Werte von 0,01 bis 0,02 über der Wiederholungsgenauigkeit. Die beiden höher gebauten Bühnenvarianten 2S-opt und MW-Bühne zeigen hingegen deutlichere Unterschiede zum NV auf. Hier steigt der mittlere hydraulisch geeignete Flächenanteil  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  für die larvale Äsche auf 0,12 in 2S-opt bzw. 0,07 für die MW-Bühne. Auffällig ist, dass für die flachen Varianten die Schwankungsbreite der nachgewiesenen Rückzugsbereiche über die Sohlvariabilität sehr gering ist. Für die anderen Varianten schwanken die ermittelten Werte deutlich und reichen von 0,05 bis 0,17 für 2S-opt bzw. 0,02 bis 0,11 für MW-Bühne. Sie steigen dabei mit zunehmender Versuchsdauer bzw. morphologischer Entwicklungszeit an. Die strömungsgeschützten Bereiche befinden sich schwerpunktmäßig direkt unterstrom der Bühnenwurzeln entlang des Ufers. Bei den beidseitigen Varianten sind sie durch die Auflandung oberstrom der Bühnenachsen dort in ufernahen Bereichen zu finden.

Für die juvenile Äsche zeigen sich deutlichere Steigerungen der mittleren geschützten Flächenanteile auf bis zu 0,04 (RV) bis 0,08 (1S-Alb) für die flachen Varianten. Hier zeigt sich ein leichter Trend in Abhängigkeit des Abstands zwischen den Einbauten ab. Für die einseitigen Varianten steigt der geschützte Flächenanteil von 0,04 für RV mit  $A_x = 4$  über 0,06 für 1S-opt mit  $A_x = 3$  auf 0,08 für 1S-Alb mit  $A_x = 2$ . Die Abhängigkeit der Fläche des Schutzbereichs von der Entwicklung der Sohlmorphologie ist für die meisten dieser Varianten mit  $\Delta A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  von etwa 0,04 sehr gering. Sie ist für 1,5S-Alb im Vergleich jedoch mit 0,09 deutlich größer. Die beiden höheren Varianten zeigen - wie schon für die larvale Äsche - eine größere Steigerung der Verfügbarkeit von Schutzbereichen bei HQ2 im Vergleich zum Nullversuch auf, als die flachen Varianten. Für 2S-opt steigt der mittlere Flächenanteil auf 0,28 und für die MW-Bühne auf 0,19 an. Während der Schwankungsbereich  $\Delta A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  für MW-Bühne mit 0,11 mit der Größe von 1S-opt und 1,5S-Alb vergleichbar ist, so ist er bei 2S-opt mit  $\Delta A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  mit 0,22 doppelt so groß. Die Schutzwirkung der Einbauten und umgelagerten Sohltopographie ist zwar im Mittel höher als für die flachen Varianten anzusetzen, jedoch sehr stark abhängig von der morphologischen Entwicklungszeit des jeweiligen Hochwassers. Sie sind in den gleichen Bereichen wie die Schutzbereiche für die larvale Äsche zu finden, jedoch stärker ausgeprägt und erstrecken weiter in Richtung Gewässermitte und dehnen sich in den beidseitigen Varianten auch an der Luv-Seite der Bühnenachse aus.

Aufgrund der größeren Schwimmstärke sind für die adulte Äsche bereits 2 % der Gesamtfläche im Nullversuch als Rückzugsbereich vorhanden. Es ergibt sich ein analoges Bild zur Betrachtung der juvenilen Äsche. Für die flachen Varianten werden gemittelte Flächenanteile von 0,06 (RV) bis 0,12 (1S-Alb) abgeleitet. Die Abhängigkeit der hydraulischen Schutzbereiche ist für die einseitigen Bühnen in RV, 1S-Alb und 1S-opt ebenso vom Abstand der Bühnen wie bei den juvenilen Äschen gegeben. Abermals ist die Schutzwirkung der Variante 2S-opt mit im Mittel  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  von 0,35 geschützter Flächen von allen untersuchten Varianten am Größten. Darauf folgt die MW-Bühne mit einem Wert von 0,24. Die Schwankungsbreite  $\Delta A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  beträgt für die MW-Bühne 0,11 und ist dabei mit der Variante 1,5S-Alb vergleichbar. Die größte Schwankungsbreite tritt wiederholt bei 2S-opt auf. Das Minimum liegt für  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{gesamt}}$  bei 0,18 und das Maximum bei 0,47. Neben den Uferbereichen, die dem larvalen und juvenilen Stadium Rückzugsbereiche bieten, sind geeignete Teilflächen des Gerinnes auch in den Kolken entlang der Bauwerke und den ökologischen Kolken unterstrom der Bauwerke nachweisbar.

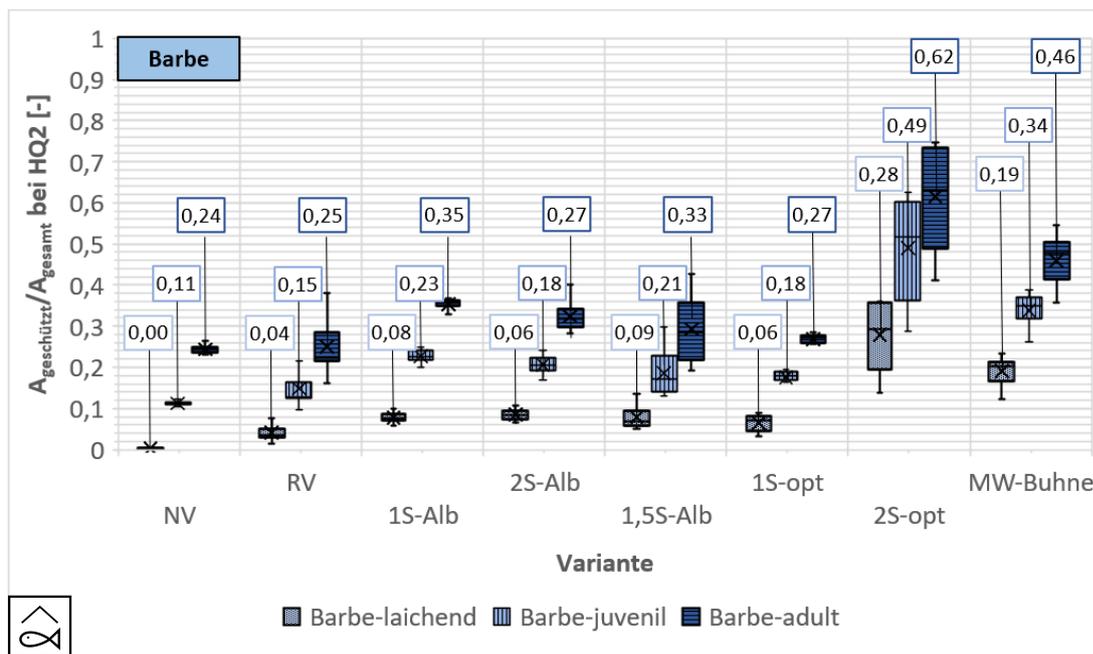


Abbildung 6-80: Anteil der Hochwasserschutzbereiche an der Gesamtfläche für die Barbe differenziert nach Varianten

Auch für die larvale Barbe fehlen im Ausgangszustand Rückzugsbereiche bei Hochwasser (siehe Abbildung 6-80). Analog zur Untersuchung der Äsche steigt durch den Einbau der Bühnenbauwerke die gemittelte Verfügbarkeit von Rückzugsbereichen an. Das in den vorherigen Untersuchungen beobachtete Muster der Abhängigkeiten zwischen Bühnenabstand und geschützter Fläche für alle drei Altersstadien bestätigt werden. Am stärksten sind die Rückzugsbereiche mit einem Flächenanteil von 0,28 abermals für 2S-opt ausgeprägt. Auch MW-Buhne zeigt mit durchschnittlich 0,19 einen hohen Flächenanteil an Rückzugsbereichen. Die anderen Varianten bewegen sich mit 0,04 (RV) bis 0,09 (2S-Alb) in geringeren Wertebereichen. Die Steigerung liegt dabei sehr deutlich über der Wiederholungsgenauigkeit. Räumlich ist die Verteilung ähnlich wie bei der adulten Äsche.

Für die juvenile Barbe ist im Nullversuch im Mittel ein Anteil von 0,11 der Untersuchungsfläche ein geeigneter Rückzugsbereich. Abermals ist im Vergleich der Varianten die geschützte Fläche bei 2S-opt mit 0,49 gefolgt von MW-Buhne mit  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  von 0,34 am größten. Aber auch bei den anderen Varianten gibt es Steigerungen von  $A_{\text{geschützt}}$  um 0,04 (RV) bis 0,12 (1S-Alb) bezogen auf die Gesamtfläche. Diese Varianten und MW-Buhnen zeigen geringe Schwankungen der berechneten geschützten Flächenanteile auf. Für 2S-opt ergeben sich jedoch sehr starke Schwankungen zwischen 0,29 und 0,63. Auch erstrecken sich die Schutzbereiche entlang eines Bands an den Ufern und im ausgekolkten Bereich im Umfeld der Bühnen. Für die beidseitigen Varianten wird die größte Ausbreitung von etwa 25 % der Gewässerbreite unterstrom der Bühnenachse erreicht und wird nach unterstrom geringer.

Die Änderungen der Hochwasserschutzbereiche durch Einbau der Bühnen sind für die adulte Barbe niedriger ausgeprägt. Im Ausgangszustand sind mit gemittelt 0,24  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  bereits ein signifikanter Bereich hydraulisch derart beschaffen, dass sich adulte Barbe bei Hochwasser hier vor dem Verdriften schützen können. Die Varianten RV, 1S-Alb, und 2S-opt zeigen im Vergleich dazu minimale Veränderungen auf 0,25 bis 0,27. Diese sind im Bereich bzw. kurz oberhalb der Wiederholungsgenauigkeit. Deutliche Steigerungen zeigen 1S-Alb und 1,5S-Alb mit einer Zunahme des Flächenanteils des Schutzbereiches auf 0,35 bzw. 0,33. Im Fall von 1,5S-Alb weisen die ermittelten Werten jedoch eine starke Schwankung um bis zu 0,24  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  auf. Ähnliche Schwankungsbreiten treten für MW-Buhne mit  $\Delta A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  von 0,18 auf. Diese nehmen für die am besten bewertete Variante

2S-opt mit einem mittleren geschützten Flächenanteil von 0,62 nochmals deutlich zu. Für diese Variante schwanken die einzelnen berechneten Werte von 0,41 bis 0,75 der Gesamtfläche. Vor allem im Umfeld der Kolke nehmen die Schutzbereiche gegenüber dem juvenilen Altersstadium deutlich zu.

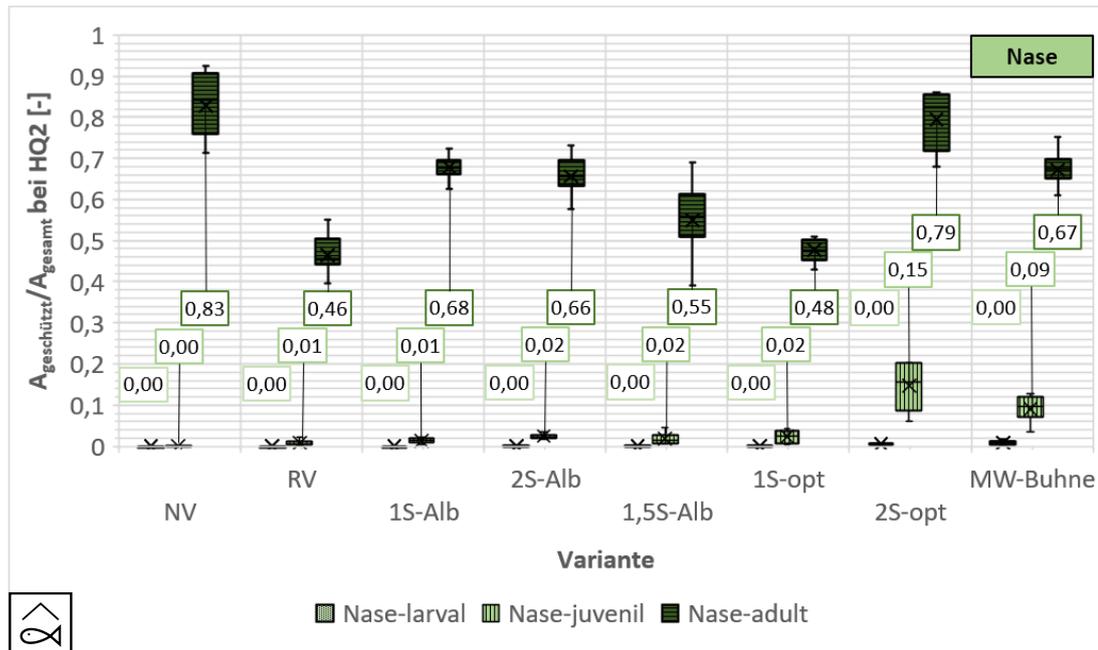


Abbildung 6-81: Anteil der Hochwasserschutzbereiche an der Gesamtfläche für die Nase differenziert nach Varianten

Auch für die larvale Nase existieren im Ausgangszustand ohne Einbauten keine geeigneten Rückzugsflächen bei Hochwasser (siehe Abbildung 6-81). Bedingt dadurch, dass die Nase im Vergleich zu Äsche und Barbe im larvalen Zustand schwimmschwächer ist, kann durch die Einbauten keine Verbesserung erzielt werden. Analog zur larvalen Nase existiert im NV auch für die juvenile Nase kein Rückzugsbereich mit geeigneten hydraulischen Bedingungen. Durch die MW-Buhne und 2S-opt lässt sich eine deutliche Steigerung auf 0,09  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  bzw. 0,15  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  erzielen. Die anderen Varianten zeigen hingegen mit einer Steigerung um 0,01 bzw. 0,02 nur Änderungen im Bereich der Wiederholungsgenauigkeit. Die Schutzbereiche befinden sich im direkten ufernahen Umfeld der Bühnenwurzeln.

Für die adulte Nase sind durch ihre große Dauerschwimmgeschwindigkeit über 200 Minuten bereits im Ausgangszustand im Großteil des Flussschlauches geeignete hydraulische Randbedingungen vorhanden.  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  beträgt im Mittel 0,83, zeigt aber einen großen Wertebereich über die Versuchswiederholungen und Messzeitpunkte auf. Durch die Differenzierung der Fließbedingungen kommt es zum Rückgang der Schutzbereiche durch den Einbau der Bühnen in denjenigen Bereichen der Ablösezone des Bühnenkopfwirbels. Dennoch sind für die am schlechtesten bewertete Variante RV mit 46 % der Gesamtfläche weiterhin sehr viele Rückzugsbereiche vorhanden. Damit kann geschlossen werden, dass hinsichtlich adulter Exemplare keine entscheidende Verschlechterung eintritt.

#### 6.7.4 Fazit der Untersuchung der Hochwasserschutzbereiche

Für alle untersuchten Varianten zeigte sich eine Verbesserung des Angebots von Schutzbereichen durch den Einbau der Bühnen bzw. Lenkbühnen. Das Angebot an Schutzbereichen nahm dabei in

Folge der zunehmenden morphologischen Differenzierung der Sohle über die Versuchsdauer zu. Nur für die schwimmstarke adulte Barbe kam es zahlenmäßig zu einer Abnahme der im Nullversuch ubiquitär vorhandenen Schutzbereiche. Da bezogen auf die gemittelte geschützte Fläche nur eine Abnahme auf minimal 46 % der Gesamtfläche nachzuweisen war, ist dennoch in jedem Fall eine genügende Ausstattung für Rückzugsbereiche in diesem Fall vorhanden und es kann von keiner nachteiligen Beeinflussung ausgegangen werden.

Die Varianten 2S-opt und MW-Buhnen schnitten in den Analysen durchgehend am besten ab. Jedoch war vor allem für 2S-opt eine große Schwankungsbreite der über die Messzeit nachgewiesenen Schutzbereiche vorhanden, die diese hohen gemittelten Flächenanteile im Vergleich zu den anderen untersuchten Varianten mit geringer Schwankungsbreite relativiert. Bei Betrachtung der jeweils minimalen Flächenanteile negierte sich der Vorteil dieser Variante bzw. nahm stark ab.

Am größten waren die Verbesserungen für die juvenilen und adulten Stadien. Für das Larvalstadium der Äsche war die Verbesserung nicht statistisch signifikant und sollte daher weiteruntersucht werden. Bezüglich der larvalen Barbe konnte in allen Varianten eine Verbesserung nachgewiesen werden. Für die larvale Nase kam es zu keinen Änderungen im Angebot von Hochwasserrückzugsbereichen.

Als Kennzahl für die Schutzbereiche bei Hochwasser wurden die Mittelwerte der für die jeweilige Fischart und das betrachtete Lebensstadium berechneten hochwassergeschützten Flächenanteile herangezogen und für die drei untersuchten Fischarten und Lebensstadien aufsummiert.

$$KeZa_{Schutzbereich\ HW} = \sum_1^{n_{Fischarten}} \left( \frac{A_{geschützt}}{A_{ges}} \right) \quad (6-13)$$

mit:

$KeZa_{Schutzbereich\ HW}$	Kennzahl für die Schutzbereiche bei Hochwasser [-]
$n_{Fischarten}$	Anzahl der untersuchten Fischarten und deren Altersstadien [-]
$A_{geschützt}$	gemäß dem Schwimmvermögen der betrachteten Fischart im jeweiligen Lebensstadium hochwassergeschützte Fläche [m <sup>2</sup> ]
$A_{ges}$	durchströmte Fläche [m <sup>2</sup> ]

Der Kennzahlenvergleich für die acht untersuchten Varianten in den MV-Versuchen ist Abbildung 6-82 zu entnehmen. Für NV wurden nur für vier der neun untersuchten Kombinationen aus Fischart und Altersstadium, vor allem für die adulten Lebensstadien, geschützte Teilflächen nachgewiesen. In den Varianten mit Einbauten wurden jeweils für mindestens acht dieser Kombination Schutzbereiche ermittelt. Für 2S-opt wurden sogar für alle untersuchten Kombinationen geeignete Flächen berechnet.

Der größte Wert für  $KeZa_{Schutzbereich\ HW}$  beträgt 3,08 Punkte von maximal 9 Punkten für 2S-opt. Für 2S-opt und MW-Buhne sind die entstandenen Schutzbereiche für larvale und juvenile Stadien mit Abstand größer als bei den anderen Varianten.

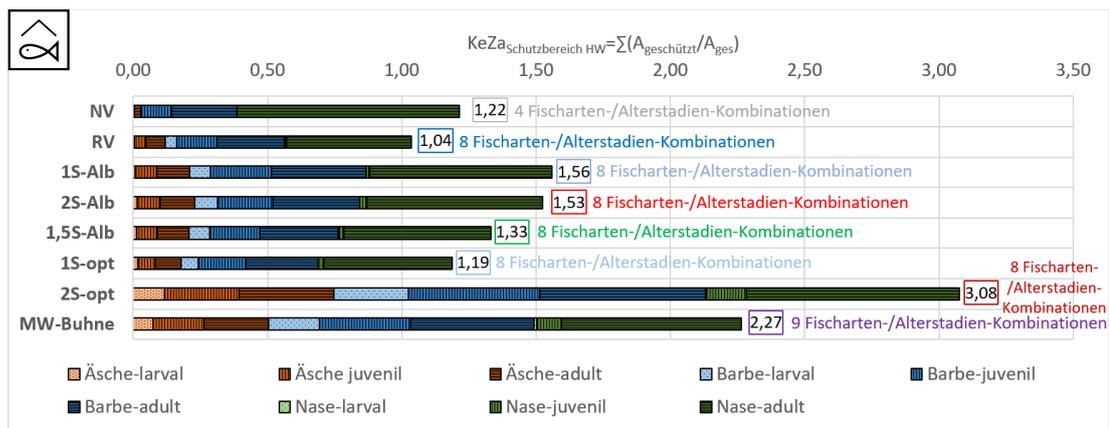


Abbildung 6-82: Kennzahlenvergleich der Schutzbereiche bei Hochwasser für die im Rahmen der MV-Versuche untersuchten Varianten

Der zweithöchste Wert war mit 2,27 bei ebenfalls acht Fischart-/Lebensstadium-Kombinationen für die MW-Buhne zu verbuchen. Mit 1,53 bzw. 1,56 etwa gleich hoch war  $KeZa_{Schutzbereich HW}$  für 1S-Alb und 2S-Alb. Auch 1,5S-Alb weist mit 1,33 einen höheren Wert für  $KeZa_{Schutzbereich HW}$  als die Nullvariante auf. Diese weist einen Wert von 1,22 auf. Für die beiden verbliebenen Varianten RV und 1S-opt fällt die Kennzahl für die Schutzbereiche bei Hochwasser mit 1,04 bzw. 1,19 niedriger aus. Jedoch ist bei diesem Vergleich zu berücksichtigen, dass sich für RV und 1S die geänderten hydraulischen Verhältnisse dafür gesorgt haben, dass für mehr Fischarten bzw. Lebensstadien geeignete Schutzbereiche vorhanden sind. Zudem ist die Abnahme der  $KeZa_{Schutzbereich HW}$  vor allem auf das Sinken des Flächenanteils von geschützten Bereichen für die adulte Nase zurückzuführen. Diese sind für NV auf 83 % der Gesamtfläche vorhanden. Für RV und 1S-opt mit 46 % bis 48 % sind die Flächenanteile zwar deutlich geringer, aber dennoch nach wie vor auf einem signifikanten Anteil der Gesamtfläche vorhanden.

Aus der Analyse kann schlussgefolgert werden, dass durch den Einbau die Größe der Hochwasserschutzbereiche vor allem für larvale und juvenile Fische steigt bzw. diese überhaupt erst geschaffen werden.

### 6.8 Fazit der Laboruntersuchungen mit beweglicher Sohle

Der Laborversuch mit beweglicher Sohle ermöglichte den Vergleich der ausgewählten Varianten von Lenkbuhnen mit einer Mittelwasserbuhnenvariante und einem Nullversuch bei klar definierten Randbedingungen. Im Vergleich zum Naturversuch konnten so Störgrößen eliminiert werden und bei einheitlicher Anströmung die Einflüsse verschiedener Varianten auf die Sohltopographie und das Habitatangebot herausgearbeitet werden.

Es konnten trotz der geringen Höhe der Einbauten deutliche morphologische Änderungen gegenüber dem Nullversuch beobachtet werden. Dadurch konnte zusätzlich zum Naturversuch in Kapitel 4 gezeigt werden, dass Lenkbuhnen deutliche Auswirkungen auf die Gewässerstruktur ausüben.

Im Gegensatz zur kurzen Mittelwasserbuhne konnten für die Lenkbuhnen-Varianten die Entstehung zweier Kolke beobachtet werden. Ein tieferer, bauwerksnaher Kolk am Buhnenkopf, wie er auch an der Mittelwasserbuhne zu beobachten war und ein zweiter, ökologisch wirksamer Kolk unterstrom des Buhnenkopfs, der leicht in Richtung anstehendes Ufer versetzt ist. Dieser entsteht durch das Aufeinandertreffen der Strömungsablösung am Buhnenkopf mit dem beschleunigten Abfluss des

Buhnenrückens. Der bauwerksnahe Kolk ist entscheidend für die Auslegung der Bauwerkssicherung und erfordert ggf. eine Nachkolkssicherung unter dem Bauwerk. Hier wurden, je nach Variante, gemittelte Kolkiefen bis zum 5,6-fachen der Bühnenhöhe beobachtet. Der flächenmäßig größere ökologische Kolk bietet Potenzial als Rückzugsbereich vor Prädatoren oder bei Niedrigwasser. Diese Erkenntnis widerlegt die bisherige Erkenntnis aus der Literatur, die für scharfkantige, simple Geometrien von überströmten Bühnen davon ausgeht, dass sich für diese nur ein deutlich zu identifizierender Bühnenkopfkolk ausbildet (Elawady et al., 2001; Kuhnle et al., 2002).

Bei den beidseitigen Varianten kommt es, anders als erwartet, nicht zur Ausbildung eines tiefen Kolkes in der Mitte der beiden Bauwerksteile. Vielmehr entstehen durch die Gegenläufigkeit der beiden Ablösungswirbel initial zwei einzelne Kolke, die von einer scharfen Sedimentfahne in ihrer Mitte getrennt sind. Das Geschiebe wird zwischen den beiden Wirbeln gefangen gehalten. Mit vermehrter Beobachtungsdauer kommt es durch Schwankungen der Fließgeschwindigkeit zum Pendeln des Stromstrichs. Es entsteht eine mondformige Rinne um jeweils einen Bühnenkopf mit Ausbildung einer starken Ablagerung im Strömungsschatten der gegenüberliegenden Bühne und einer schwächeren Ablagerung an der stärker angeströmten Bühnenseite.

Für die praktische Anwendung der Bauweise ist zudem die großflächige Auskolkung auf der Luv-Seite der Lenkbühnen ebenfalls von Bedeutung. Sie verdeutlicht die Bedeutung einer guten Uferbindung in diesem Bereich, vor allem in Hinblick auf das Bemessungshochwasser, wie auch schon in Müller & Pereira Ziesmann (2019) und Müller et al. (2020a) angemerkt.

Die morphologischen Änderungen wirkten sich stark auf die berechnete hydraulisch-morphologische Diversität aus. Für alle Varianten konnte ein deutlicher Anstieg des HMID nachgewiesen werden. Über die Versuchslaufzeit nahm die Diversität der Gewässersohle und Geschwindigkeitsverteilung dabei deutlich zu. Hierbei nahm die Änderung der Variabilität der Wassertiefen schneller zu als die der Fließgeschwindigkeit.

Die Auswirkungen auf die Wasserspiegellage bei HQ2 waren für die untersuchten flachen Lenkbühnen-Varianten, mit Ausnahme von 1,5S-Alb, trotz der stark strukturierten Sohle (mit Ausnahme der wechselseitigen Variante 1,5S-Alb) mit einer Zunahme der Wassertiefe um 6,3 cm bis 8,7 cm gegenüber der minimalen Wassertiefe im Nullversuch deutlich geringer als für die ebenfalls untersuchte kurze Mittelwasserbühne mit 15,4 cm für die Variante 2S-opt mit 20,7 cm. Die Variante 1,5S-Alb platziert sich mit einem Anstieg der Wassertiefe von 11,8 cm in der Mitte des Wertebereichs. Dieser Anstieg ist deutlich höher als bei den anderen flachen Varianten. Durch die vereinfachte geometrische Abbildung der Lenkbühnen in den Laborversuchen ist nach Möws & Koll (2019) davon auszugehen, dass die Ergebnisse auf der sicheren Seite einzuschätzen sind.

Bei der Habitatbewertung mit CASiMiR spiegelten sich die Änderungen der Fließgeschwindigkeitsverteilung und der Sohltopographie nur leicht in der Habitatbewertung nach CASiMiR wider. Dennoch konnte für alle untersuchten Varianten eine Verbesserung der Habitateignung gegenüber dem Nullversuch nachgewiesen werden. Zudem konnte aufgezeigt werden, dass vor allem die laichenden und larvalen Altersstadien von den Einbauten profitieren könnten. Die mittlere Eignung der adulten Stadien nahm dafür ab, verblieb jedoch weiterhin auf hohem Niveau.

Die Umsetzung der Landesstudie Gewässerökologie ermöglicht es, die ökologischen Auswirkungen von wasserbaulichen Maßnahmen zukünftig auch per Computer-Tool zu beurteilen. Für die Untersuchung der Gewässerstrukturen nach den Vorgaben der LS GÖ zeigte sich eine deutliche Zunahme der Flächenanteile für die meisten Strukturtypen gegenüber dem Ausgangszustand ohne Einbauten. Lediglich der Flächenanteil für das hydraulische Potenzial der verschiedenen Strukturtypen von Unterständen wurde in den Varianten leicht negativ beeinflusst. Diese sind jedoch weiterhin ubiquitär

im Flussschlauch anzutreffen und daher hat diese Änderung keine praxisrelevanten Auswirkungen auf die Möglichkeit, geeignete Unterstände zu schaffen.

In Bezug auf das Vorhandensein von Schutzbereichen bei Hochwasser war für alle untersuchten Varianten eine positive Wirkung der Einbauten zu verzeichnen. Vor allem für juvenile und adulte Stadien der untersuchten Indikatorfischarten konnte eine Zunahme des Anteils hochwassergeschützter Bereiche am Beispiel der untersuchten hydraulischen Bedingungen bei HQ2 nachgewiesen werden.

### 6.9 Abschließender Vergleich nach dem Forschungsansatz für naturbasierte Lösungen

Ein abschließender Vergleich der Varianten wird in Abbildung 6-83 vorgenommen. Grundlage dieses multikriteriellen Vergleichs sind, gemäß dem in Kapitel 2.6 präsentierten Forschungsansatz für naturbasierte Lösungen bzw. leitbildkonforme Ersatzstrukturen, die Bewertungskriterien Ökologie (Habitateignung, Schutzbereiche bei Hochwasser), Nutzung (Uferschutz), Randbedingungen (Hochwasserschutz) und die Ökonomie.

Für die Beurteilung der Habitateignung wurde die  $KeZa_{LS\ G\ddot{o}}$  herangezogen (siehe Kapitel 6.6.4). Das Habitatmodell CASiMiR hat sich in diesem Kapitel und Kapitel 4 als insensitiv gegenüber den vielfältigen kleinräumigen Auswirkungen der Lenkbuhnen erwiesen.

Die Schutzbereiche bei Hochwasser wurden anhand der  $KeZa_{Schutzbereiche\ HW}$  aus Kapitel 6.7.4 beurteilt.

Der Uferschutz wurde mittels der gemessenen Verminderung der ufernahen Fließgeschwindigkeit in den Hauptversuchen in Kapitel 5 quantifiziert. Da die Variante 2S-opt in den Hauptversuchen nicht untersucht wurde, wurde hier  $\Delta_{vUfer,m}$  anhand der im gleichen Kapitel hergeleiteten Formel (5-21) berechnet.

Der Hochwasserschutz wurde mithilfe von  $KeZa_{Hochwasserschutz}$  aus Kapitel 6.3.4 beurteilt. Dabei ist zu beachten, dass bei einer möglichen Uferumgestaltung auch die veränderte Rauheit der Ufer beachtet werden muss. Lenkbuhnen ermöglichen durch die Strömungsentlastung der Ufer potentiell einer naturnähere Ufergestaltung. Die zusätzliche Rauheit durch aufkommenden Bewuchs ist bei Betrachtung der Hochwassersicherheit unbedingt miteinzuberechnen. Der ökonomische Vergleich wurde mithilfe des nach Formel (5-5) berechneten Quotienten aus benötigtem Buhnenvolumen pro geschütztem Meter Ufer vorgenommen.

Es zeigt sich, dass für die untersuchten Varianten mit Lenkbuhnen vor allem Verbesserungen in Bezug auf die Habitateignung, die Schutzbereiche bei Hochwasser und den Uferschutz im Vergleich zum Nullversuch berechnet wurden. Es lassen sich hierbei drei Gruppen mit ähnlichen Bewertungsergebnissen herausarbeiten.

Die Variante 1,5S-Alb schneidet am schlechtesten ab. Die Habitateignung und Schutzbereiche bei Hochwasser werden gegenüber dem Nullversuch NV unwesentlich besser bewertet. Deutlich vorteilhaft im Vergleich zu NV ist jedoch der zusätzliche Uferschutz. Nachteilig sind die Auswirkungen auf den Hochwasserschutz und die zusätzlichen Baukosten. Im Vergleich zu den anderen Varianten kann 1,5S-Alb daher nicht zur Ausführung im Rahmen von Projekten empfohlen werden.

# 6 Laborversuche mit beweglicher Sohle

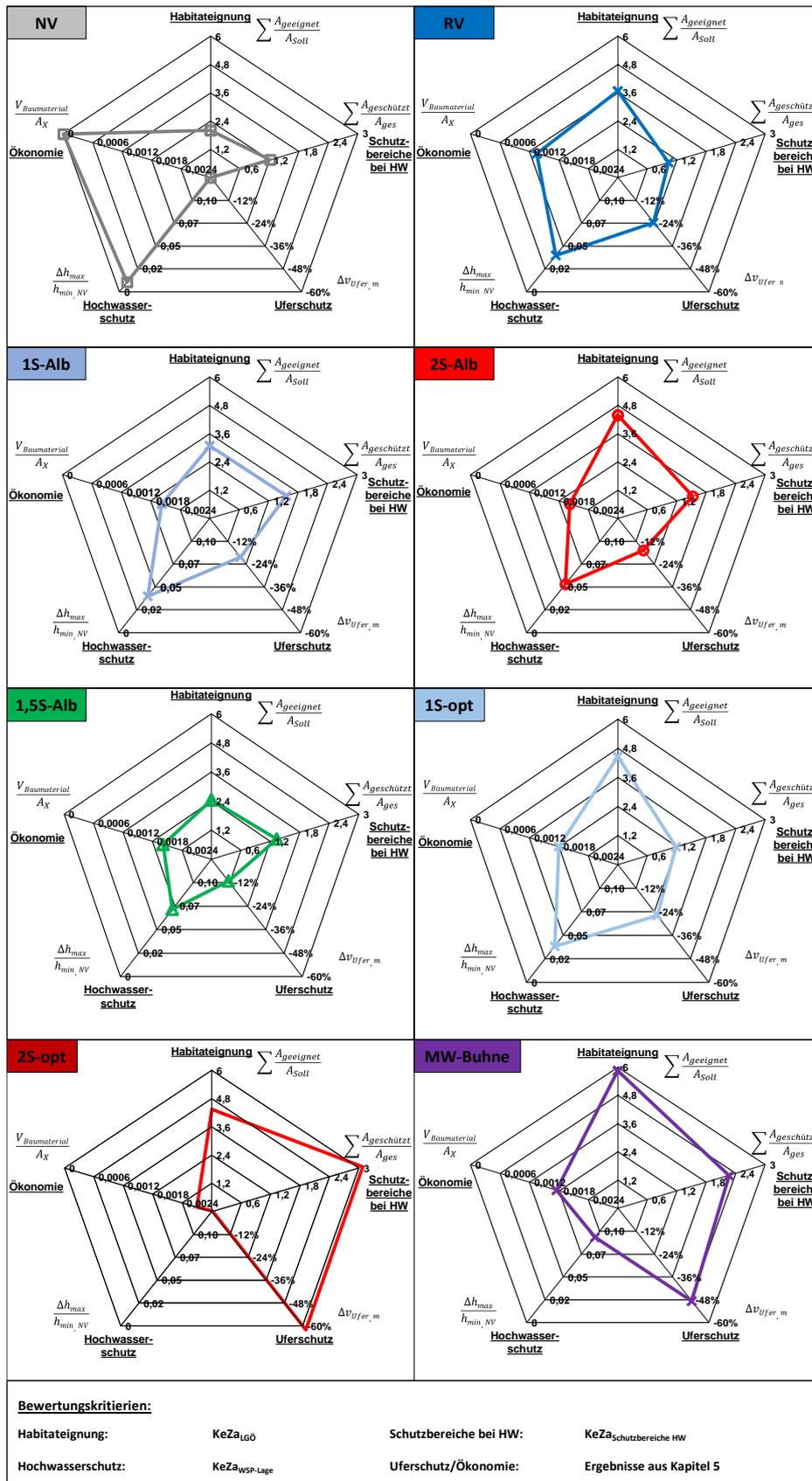


Abbildung 6-83: Multikriterieller Vergleich der acht in den MV-Versuchen untersuchten Varianten

Die zweite Gruppe umfasst die Varianten 2S-opt und MW-Buhne. Diese weisen hinsichtlich der Bewertungskriterien Verbesserungen in den Kriterien Habitateignung, Schutzbereiche bei Hochwasser und Uferschutz auf. MW-Buhne schneidet in Bezug auf die Habitateignung und die Ökonomie besser ab als 2S-opt. Die zweite Variante bietet dafür positivere Auswirkungen bei den Schutzbereichen bei Hochwasser und dem Uferschutz. In Bezug auf den Hochwasserschutz kommt es bei beiden Varianten zu einer signifikanten Erhöhung der Wasserspiegellagen gegenüber dem Nullversuch. Angesichts des großen Volumens der Einbauten sind sie auch ökonomisch schlechter zu bewerten. Die Variante MW-Buhne schneidet jedoch für diese zwei Bewertungskriterien etwas besser ab als 2S-opt. Aufgrund der im urbanen Bereich oft sehr kritischen Lage des Hochwasserschutzes sollten die beiden Varianten daher nur dort eingesetzt werden, wo auch die entsprechenden hydraulischen Reserven vorhanden sind. Sie können daher nur eingeschränkt empfohlen werden.

Die dritte Gruppe umfasst die flachen ein- und beidseitig angeordneten Varianten RV, 1S-Alb, 2S-Alb und 1S-opt. Sie bieten gegenüber dem Nullversuch allesamt deutliche Verbesserungen hinsichtlich der Bewertungskriterien Habitateignung, Schutzbereiche bei HW und Uferschutz. Die Kosten sind gegenüber den anderen drei untersuchten (Lenk-)Buhnen-Varianten gleich hoch oder geringer. Gleichzeitig erfolgt nur eine vergleichsweise geringe Auswirkung auf die Wasserspiegellagen bei Hochwasser. Die Auswahl der im konkreten Projekt vorzugsweise anzuwendenden Variante sollte sich dabei am Projektschwerpunkt orientieren. 2S-Alb bietet gegenüber den einseitigen Varianten Vorteile hinsichtlich der Habitateignung und teilweise auch den Schutzbereichen bei Hochwasser. Sie bedingt aber eine etwas größere Erhöhung der Wasserspiegellage. Beide Ufer profitieren hier von hydraulischer Entlastung und damit dem Potenzial, alternative Formen der Ufersicherung zu wählen.

Dafür ist bei den einseitigen Varianten die uferschützende Wirkung an nur einem geschützten Ufer größer und kann hier, zumindest auf einer Flussseite, größere Spielräume für z.B. den Einsatz technisch-biologischer Ufersicherungen erwirken. Hinsichtlich der Varianten aus der dritten Gruppe muss also stets eine Einzelfallentscheidung hinsichtlich der Eignung für das jeweilige Projekt gefällt werden.

Anhand der Zielstellungen und den in der vorliegenden Arbeit erzielten Erkenntnissen werden also die Varianten der dritten Gruppe, RV, 1S-Alb, 1S-opt und 2S-Alb empfohlen. Dabei ist es bei einer Gewässerrevitalisierung wichtig, sich nicht ausschließlich auf eine Bauweise festzulegen. Die Analysen in der vorliegenden Arbeit haben gezeigt, dass die vorgestellten Varianten von Lenkbuhnen vielfältige Vorteile für die Gewässerstrukturierung bieten, jedoch als alleinige Maßnahme nicht ausreichen, um in räumlich beengten urbanen Gewässerstrecken die ökologischen Vorgaben der LS GÖ komplett zu erfüllen. Der Schlüssel zu einer erfolgreichen Revitalisierung liegt in der Kombination verschiedener Bauweisen und gezielter Schaffung unterschiedlicher geprägter Teilbereiche in der Projektstrecke.

In Anbetracht der hohen Variabilität der Sohltopographie während der Experimente sind noch weitere Experimente mit einer größeren Bandbreite von Bemessungsparametern notwendig, um die Ergebnisse weiter zu systematisieren und quantifizieren. Weitergehende Forschung mit anderen hydraulischen Randbedingungen, z.B. angepasst an das Voralpenland, wäre wünschenswert, um die Übertragbarkeit der Aussagen, die in dieser Arbeit allein anhand von Flachlandgewässern getroffen wurden, auf andere Fließgewässertypen prüfen zu können.

## 7 Diskussion und Methodenvergleich

Die kapitelübergreifende Diskussion wird anhand der Indikatoren Uferschutz, Hochwasserschutz, Habitateignung und Schutzbereiche bei Hochwasser des in Kapitel 2.6 entwickelten Forschungsansatzes für naturbasierte Lösungen bzw. leitbildkonforme Ersatzstrukturen vorgenommen (siehe Abbildung 7-1). Zusätzlich wurde die Sohltopographie zwischen den Freilandversuchen und MV-Versuchen verglichen.

Das Ziel dieses Kapitels ist die Untersuchung der Übertragbarkeit der in dieser Arbeit gewonnenen Erkenntnisse zu Lenkbuhnen zwischen den drei benutzten Untersuchungsmethoden Freilandversuch, Laborversuch mit fester Sohle und Laborversuch mit beweglicher Sohle. Zusätzlich werden aus diesem Vergleich Empfehlungen zur Verbesserung des Forschungsansatzes herausgearbeitet.

Das Kapitel umfasst somit den 8. Schritt „Methodenvergleich“ des in Kapitel 2.6 vorgestellten Forschungsansatzes.

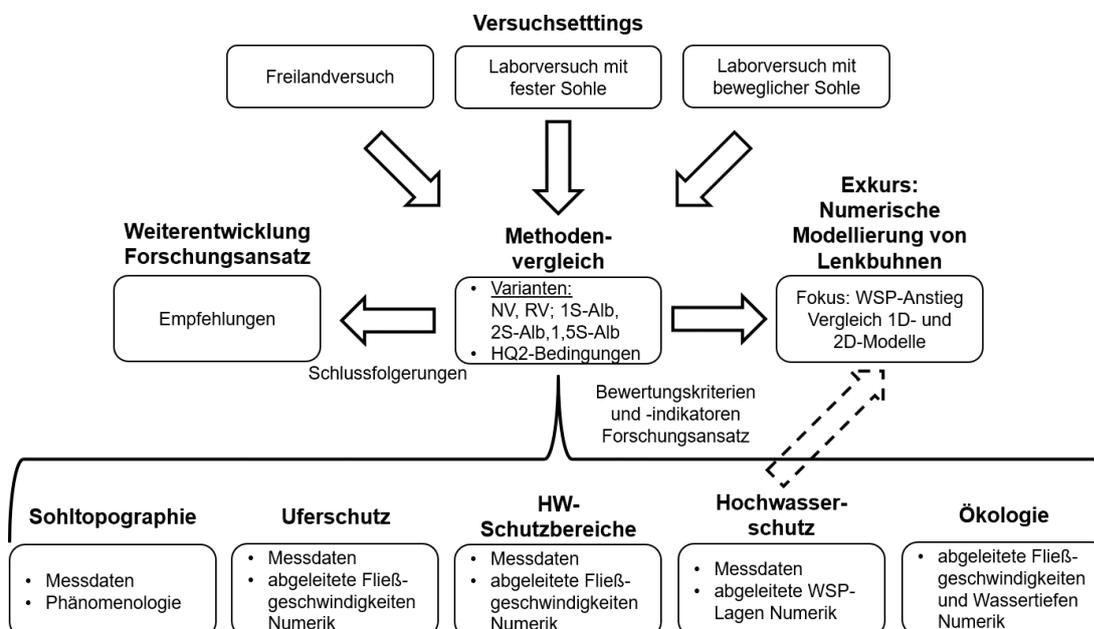


Abbildung 7-1: Schematischer Aufbau des Inhalts von Kapitel 7

### 7.1 Datengrundlage des methodenübergreifenden Vergleichs

Als Grundlagen für den Vergleich wurden die folgenden Varianten herangezogen (siehe Kapitel 6.1.5): der Nullversuch NV, die einseitig angeordneten Lenkbuhnen in 1S-Alb, die beidseitig angeordneten Lenkbuhnen in 2S-Alb und die wechselseitig angeordneten Lenkbuhnen in 1,5S-Alb. Alle Varianten wurden sowohl in den Versuchen mit fester Sohle als auch in den Versuchen mit beweglicher Sohle untersucht. Der gerade Abschnitt der Buhnenstrecke des Freilandversuchs bietet aufgrund der dort verbauten Buhnenkonfiguration 1,5S-Alb eine Vergleichsmöglichkeit mit den beiden Typen von Laborversuchen. Für einzelne Vergleiche wurden zusätzlich auch die anderen Varianten aus Kapitel 6 herangezogen. Aus allen drei Untersuchungsbausteinen standen für die untersuchten Varianten

Messdaten zur Sohltopographie, der Wasserspiegellage und für den Freilandversuch und die Laborversuche mit fester Sohle zusätzlich Fließgeschwindigkeiten zur Verfügung.

Zur direkten Gegenüberstellung der Einflüsse des Versuchssettings wurden entsprechende numerische Modelle auf Basis der Topographien aus dem Freiland und aus den Versuchen mit fester und beweglicher Sohle aufgestellt bzw. aus den vorherigen Kapiteln herangezogen. Es wurden die Varianten NV, RV, 1S-Alb, 2S-Alb und 1,5-Alb unter MNQ bis MQ und unter HQ2-Bedingungen als 2D-HN-Modelle in FLUMEN umgesetzt bzw. die gewonnenen Datensätze aus den vorangegangenen Kapiteln verwendet.

Grundlage für die Sohltopographie der Versuche mit fester Sohle (HV-Versuche) war eine einheitliche geneigte Sohle entsprechend der Sohlneigung des Versuchstands in Kapitel 5. Die Randbedingungen der numerischen Modelle wurden entsprechend den Laborversuchen mit fester Sohle (siehe Kapitel 5.1.1) festgelegt.

Bei den Versuchen mit beweglicher Sohle (MV-Versuche) wurde analog zu Kapitel 6.1.7 für jede Versuchswiederholung und jeden Messzeitpunkt des MV-Versuchs ein eigenes Modell aufgestellt. Dabei wurden die gleichen Einstellungen und Randbedingungen wie in den Laborversuchen zugrunde gelegt. Für die Versuche NV, 1S-Alb, 2S-Alb und 1,5S-Alb wurden also 15 verschiedene Modelle erstellt. Für den Versuch RV wurden durch die größere Anzahl durchgeführter Versuche entsprechend 25 Modelle aufgesetzt. Grundlage der verschiedenen Berechnungsgitter war die während des morphologischen Versuchs gemessene Sohltopographie (siehe Kapitel 6.3). Die Modelle für die MV-Versuche entsprechen damit denjenigen zur Untersuchung der Schutzbereiche bei Hochwasser für die Laborversuche mit beweglicher Sohle aus Kapitel 6.7.

Als Datengrundlage für die Freilandversuche wurde im Rahmen dieses Methodenvergleichs die gerade Strecke der Bühnenstrecke herangezogen (siehe Kapitel 4.3). Die Daten aus VR1 bildeten die Nullvariante ohne Bühnen, im Folgenden mit „FL-NV“ bezeichnet, und die Daten der darauffolgenden Vermessungsrunden des Monitoringprogramms bildeten die Variante „FL-gerade B.“.

## 7.2 Sohltopographie

Die morphologischen Erscheinungen im Umfeld der Lenkbühnen im Freilandversuch (siehe Kapitel 4.5.1) und in den Laborversuchen mit beweglicher Sohle (siehe Kapitel 6.3) zeigen eine gute Übereinstimmung. In beiden Fällen kommt es zur Ausbildung zweier klar unterscheidbarer Kolke etwa auf Höhe des Bühnenkopfs: einem räumlich stark begrenzten bauwerksnahen Kolk und einem ausgedehnteren Kolk weiter unterstrom der Bühne, dessen tiefster Punkt sich in einem Abstand von etwa 50 % – 65 % der Bühnenlänge befindet.

Die Ablagerung etwa in der Mitte des Bühnenfelds ist auch in beiden Untersuchungsvarianten nachweisbar. Jedoch ist sie unter Laborbedingungen hinsichtlich ihrer Ausprägung und Ausdehnung deutlich stärker. Der zweite Auskolkungsbereich, der in den Laborversuchen zwischen der langgezogenen Ablagerung und dem Ufer zu beobachten ist, konnte hingegen im Freiland nicht nachgewiesen werden.

Anders als anhand der Einschätzung des morphologischen Entwicklungspotenzials in den Untersuchungen am Kraichbach (siehe Kapitel 5.3.6) kommt es in den Laborversuchen mit beweglicher Sohle zwischen den Bühnenköpfen nicht zur Ausbildung eines einzigen tiefen Kolks. Vielmehr kommt es zur Ausbildung zweier separater Kolke. Sie entstehen durch die gegenläufigen Sekundärströmungen, die dort durch die Ablösungen entstehen und mit den durch die Überströmung des Bühnenrückens

induzierten Sekundärströmungswalzen interagieren. Dadurch wird das erodierte Sediment in der Mitte des Querschnitts konzentriert.

Dahingegen ist die Ablagerung entlang der Bühnenachse unter Laborbedingungen nicht aufgetreten. Hier kam es im Freiland zur Ablagerung von feinerem Material, vor allem Sand. Auch die ufernah verlaufende Ablagerungszunge von der Bühnenwurzel nach unterstrom konnte im Labor nicht beobachtet werden. In der geraden Bühnenstrecke im Freiland zeigen sich während der Untersuchung Anlandungen zwischen 0,08 m und 0,13 m im Vergleich zum Ausgangszustand. Trotz der phänomenologischen Abweichungen zeigte sich in den Versuchen mit beweglicher Sohle in den zeitlich gemittelten Änderungen von 0,04 m bis 0,17 m gegenüber dem Nullversuch eine gute Übereinstimmung dieser Kenngröße.

Die große Variabilität der Sohlmuster an den einzelnen Bühnen ließ sich in beiden Setups nachweisen. Es kam zu vielfältigen Überlagerungszuständen zwischen hydraulisch wirksamen Bühneneinbauten mit deutlicher Kolkbildung und mit Sediment überlagerten hydraulisch unwirksamen Bühnen ohne klare Muster in der Sohltopographie.

Beim Vergleich der Erkenntnisse zur Sohlmorphologie im Umfeld von Lenkbühnen muss bedacht werden, dass die Untersuchungen im Labor bei stationären Bedingungen durchgeführt wurden. Hier wurde die Morphologie, die infolge eines Abflusses bei HQ2-Bedingungen entstanden ist, als Grundlage für die Untersuchungen im Abflussbereich von MNQ bis MQ benutzt.

Im Freiland hingegen herrschen instationäre Abflussbedingungen vor. Dadurch kommt es zwischen höheren Abflussereignissen zur Ablagerung von Geschiebe und Schwebstoff in den weniger strömungsexponierten Bereichen. Im Untersuchungszeitraum herrschten in den Jahren 2020 und 2021 sehr ausgeprägte Niedrigwasserphasen. Dadurch konnte zudem aufkommender Bewuchs die Ablagerungen im Strömungsschatten der Lenkbühnen stabilisieren und so bei höheren Abflussbereichen vor Erosion schützen. Dementsprechend ist zu vermuten, dass die Ablagerungen entlang der Bühnenachse und dem Ufer im Freiland bei niedrigen Abflüssen entstanden sind, die im Labor nicht abgebildet wurden.

Im Labor wurde zudem nur der Geschiebetransport mit einem Einkorn-Substrat untersucht. Die ufernahen Ablagerungen im Freiland setzten sich hingegen, wie z.B. in Abbildung 4-29 gezeigt, vor allem aus abgelagerten Schwebstoffen und Totholz zusammen.

Dementsprechend unterscheiden sich auch die Kolkiefen zwischen Freiland und Labor. Im Freiland wurden im Untersuchungszeitraum in der geraden Bühnenstrecke mit wechselseitig angeordneten Bühnen maximale Sohländerungen und damit Auskolkungen gegenüber dem Ausgangszustand von 0,23 m bis 0,34 m beobachtet. In den Laborversuchen mit beweglicher Sohle lag der Unterschied in der mittleren Kolktiefe zwischen dem entsprechenden Versuch 1,5S-Alb und NV bei 0,97 m für die bauwerksnahen Kolkiefen und 0,90 m für die ökologische Kolkiefen. Sie war also etwa um den Faktor 3 bis 4 größer als im Freiland.

Auch wenn die Laborversuche mit beweglicher Sohle gemäß den Zielstellungen dieser Arbeit nach Stand der Technik ausgeführt wurden, können im Laborversuch mit einem Einkornsubstrat wichtige Prozesse in und auf der Gewässersohle wie Substratsortierung und Sohlabpflasterung, die sich aus dem gesamten Korngrößenspektrum des bewegten Sediments ergeben, nicht abgebildet werden. Morphologische Laboruntersuchungen mit Mehrkorn-Gemischen befinden sich derzeit in der Erforschung (Ettmer et al., 2017, 2021). Die Ergänzung des Forschungsansatzes um morphologische Versuche mit Mehrkornsubstraten könnte die realitätsgetreue Abbildung der Sohltopographie in zukünftigen Untersuchungen daher wesentlich verbessern.

Die Passgenauigkeiten der Geschwindigkeitsverteilungen aus den HV-Versuchen bei HQ2-Bedingungen und den Entwicklungen der Sohltopographie in den äquivalenten MV-Versuchen sind zu Versuchsbeginn als gut einzuschätzen. Die morphologischen Veränderungen der Sohle beginnen an den Bühnenköpfen, also genau in denjenigen Bereichen, die in den Versuchen mit fester Sohle die höchsten Fließgeschwindigkeiten aufweisen. Mit zunehmender Versuchsdauer beeinflusst dann die geänderte Sohltopographie die Geschwindigkeitsverteilung und führt zu deutlichen Abweichungen vom ursprünglichen Strömungsbild.

Auch die Sohltopographie des ersten MZP für Variante 2S-Alb der MV-Versuche aus Kapitel 6 und Anhang E.5 bei HQ2-Bedingungen und die qualitative Einschätzung zur Substratverteilung in den KV-Versuchen mit fester Sohle bei HQ1- bzw. BHQ-Bedingungen aus Kapitel 5.3 weist trotz unterschiedlicher hydraulischer Randbedingungen und abweichendem relativen Abstand zwischen den Einbauten viele Übereinstimmungen auf. Durch die beiden gegenläufigen Ablösewirbel entstehen unterstrom der Bühnenköpfe Erosionsbereiche. Im direkten Lee-Bereich der Bühnenachse hingegen kommt es zur Ablagerung bzw. bleibt das bestehende feine Sohlsubstrat in Form von Schlamm (HQ1-Bedingung) oder Sand (BHQ-Bedingung) ortsfest.

### 7.3 Uferschutz

Zum Vergleich der uferschützenden Wirkung der Bauweise bei HQ2-Bedingungen in den einzelnen Untersuchungsmethoden wurden die Messergebnisse des HV-Versuchs (siehe Kapitel 5) und die numerischen Modelle der HV- und MV-Versuche sowie das numerische Modell des geraden Abschnitts der Bühnenstrecke im Freilandversuch (siehe Kapitel 6.4 bzw. Kapitel 4.6) entsprechend dem Vorgehen bei der Berechnung der uferschützenden Wirkung von Lenkbühne in Kapitel 5.1.4 ausgewertet und mit der in Kapitel 5.5.1 entwickelten Schätzformeln Gl. (5-14) und Gl. (5-15) verglichen.

Für die MQ-Bedingungen wurde der Vergleich zwischen den Messdaten aus dem Freiland (siehe Kapitel 4.5.2), der Schätzformel (siehe Gl. 5-19 bis Gl. 5-22), den numerischen Modellen der MV-Versuche (siehe Kapitel 6.4) und der geraden Bühnenstrecke des Freilandversuchs (siehe Kapitel 4.6) vorgenommen. Dazu wurden die Messdaten des Freilandversuchs linear auf den gleichen Uferabstand wie in den HV-Versuchen interpoliert.

Für die numerischen Modelle wurden die ufernahen Fließgeschwindigkeiten mithilfe eines MATLAB-Skripts aus den Simulationsergebnissen entnommen. Für die MV-Versuche bildete die Variante NV den Vergleichswert. Für die numerischen Modelle der Freilanduntersuchung bildete FL-NV, das Modell des geraden Abschnitts der Bühnenstrecke für VR1, also vor Einbau der Bühnen, die Bewertungsgrundlage der uferschützenden Wirkung.

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt in Abbildung 7-2 bis Abbildung 7-3. Der Vergleich zur Änderung der ufernahen Fließgeschwindigkeit am nicht geschützten Ufer für die einseitigen Varianten ist Anhang F.1 zu entnehmen.

Für die HQ2-Bedingungen sind die Daten Abbildung 7-2 zu entnehmen. Es ist eine gute Übereinstimmung zwischen den Messdaten der HV-Versuche und der Schätzformel zu erkennen. Die mittlere Abweichung beträgt für das geschützte Ufer 0,1 %. Für 1S-Alb ist die Abweichung zwischen den Messdaten und der Schätzformel mit -4,1 % am größten, für 1,5S-Alb ist sie mit 0,5 % am geringsten. Auch für das nicht geschützte Ufer zeigt die Formel eine gute Übereinstimmung zwischen HV-Versuchen und Schätzformel mit 9,1 % zu 10,1 % (RV) und 1,6 % zu 2,9 % (1S-Alb). Im Mittel beträgt die Abweichung hier 1,2 %.

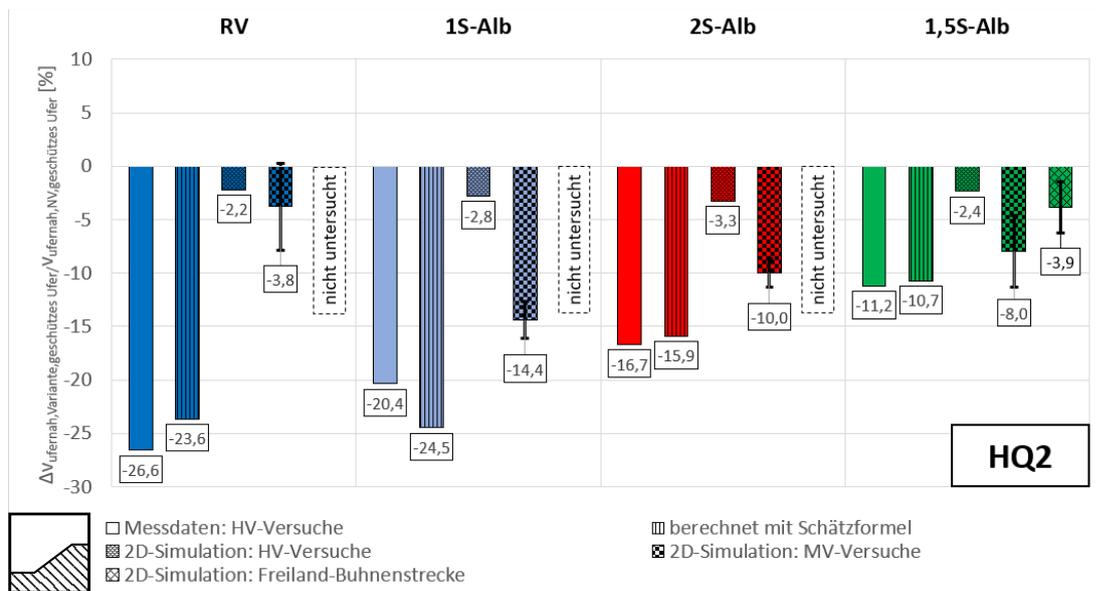


Abbildung 7-2: Vergleich der Bewertung der uferschützenden Wirkung der untersuchten Varianten anhand von Messdaten, Schätzformel und numerischer Modelle der HV-, MV-Versuche und des Freilandversuchs bei HQ2

Die HV-Versuche zeigen deutlich niedrigere Veränderungen der ufernahen Fließgeschwindigkeiten als sie den Messdaten zu entnehmen sind. Für RV beträgt die Reduktion der Fließgeschwindigkeit hier beispielsweise nur 2,2 % im Vergleich zu 26,6 % in den Messdaten. Am geringsten ist der Unterschied zu den Messdaten für 1,5S-Alb. Die uferschützende Wirkung wird hier aber immer noch um 8,8 % geringer abgebildet als in den Messdaten.

In den numerischen Modellen der MV-Versuche zeigen sich vor allem für die Variante RV starke Schwankungen in Abhängigkeit der Versuchsdauer und -wiederholung. Im Mittel zeigt sich hier eine Reduktion der ufernahen Fließgeschwindigkeit um 3,8 %. Die Standardabweichung beträgt hier 4,0 %. Die aus der 2D-Simulation der MV-Versuche abgeleiteten Änderungen der ufernahen Fließgeschwindigkeit sind durchgehend geringer als in den Messdaten der HV-Versuche.

Der Vergleich zwischen dem HV-Versuch und dem numerischen Modell des Freilandversuchs zeigt noch deutlichere Unterschiede auf. Im HV-Versuch für 1,5S-Alb beträgt die gemessene Abnahme der ufernahen Fließgeschwindigkeit 11,2 %, während die berechnete Fließgeschwindigkeitsänderung anhand des Freilandmodells im Mittel nur um 3,0 % sinkt.

Anhand des Vergleichs wird offensichtlich, dass die Abweichungen der ufernahen Fließgeschwindigkeiten von den Messdaten unter Laborbedingungen umso größer sind, je stärker sich das Untersuchungssetting von einem abstrahierten geraden Gerinne, wie es im Labor untersucht wurde, unterscheidet. Dementsprechend sind die Abweichungen für den Freilandversuch größer als für den MV-Versuch.

Dabei ist auch zu beachten, dass neben der untersuchten Topographie auch die Strömungsbedingungen nur eingeschränkt vergleichbar sind: Im Laborversuch wurden dreidimensionale Fließgeschwindigkeiten ausgewertet und gemittelt. In den numerischen 2D-HN-Modellen hingegen wird die dritte Dimension vernachlässigt. Daher kann aus diesem Vergleich nicht mit Sicherheit darauf zurückgeschlossen werden, ob die Abweichungen zwischen den drei genannten Untersuchungsarten hinsichtlich der ufernahen Fließgeschwindigkeiten auf die morphologischen Änderungen durch den Einbau der Lenkbuhnen oder der Wahl des numerischen Modelltyps zurückzuführen sind. Der Fakt, dass der prozentuale Fehler in der Abbildung der ufernahen Fließgeschwindigkeiten für die Modelle der MV-

Versuche geringer ist als in den HV-Versuchen, lässt jedoch vermuten, dass das Problem der numerischen Modelle weniger die Abbildung der angepassten Strömungsverteilung infolge der Änderungen der Sohlmorphologie sind, sondern dass vielmehr die hydraulischen Auswirkungen der Lenkbuhnen mit den gewählten Modellansätzen nur bedingt darstellbar sind.

Der zweite Vergleich der uferschützenden Wirkung der Lenkbuhnen bei MQ-Bedingungen wird in Abbildung 7-3 vorgenommen.

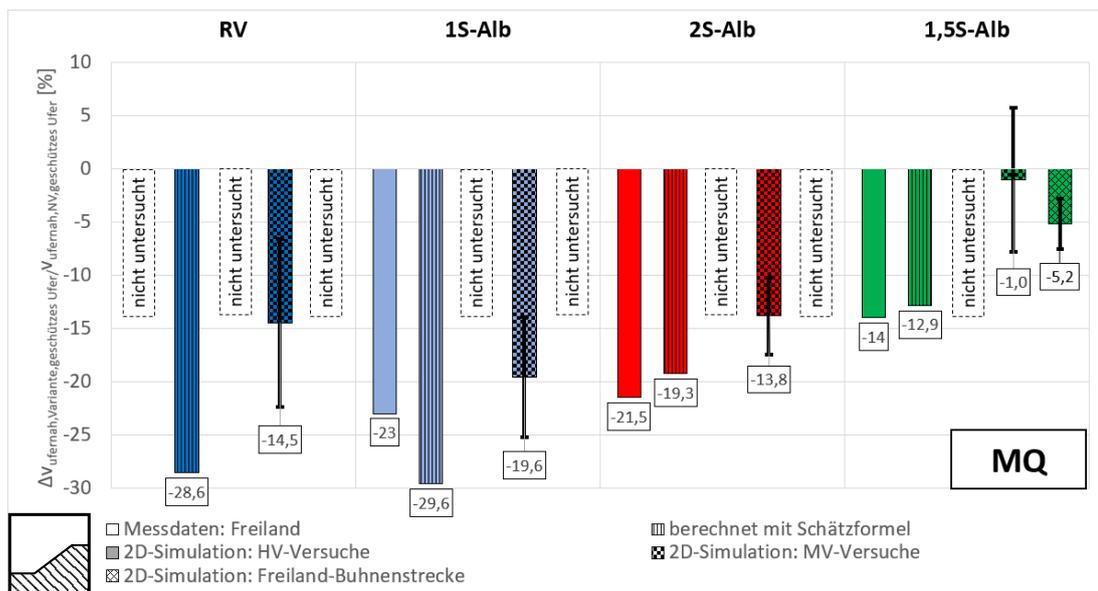


Abbildung 7-3: Vergleich der Bewertung der uferschützenden Wirkung der untersuchten Varianten anhand von Messdaten, Schätzformel und numerischer Modelle der HV-, MV-Versuche und des Freilandversuchs bei MQ

Es zeigt sich eine gute Übereinstimmung zwischen den Messdaten aus dem Freiland und der Schätzformel. Die größte Abweichung zwischen den beiden Methoden ist wieder für die Variante 1S-Alb nachweisbar. Im Freiland sinkt die ufernahe Fließgeschwindigkeit durch den Einbau der Lenkbuhne gegenüber dem eine Sohlbreite stromaufwärts befindlichen Referenzprofil um 23 %. Nach der Schätzformel würde eine Abnahme um 29,6 % berechnet werden. Für die anderen Varianten sind die Abweichungen mit 2,2 % (2S-Alb) bzw. 1,1 % (1,5S-Alb) deutlich geringer. Die Schätzformel kann also auch die Geschwindigkeitsänderungen im Freiland zufriedenstellend abbilden.

Die numerischen Modelle der MV-Versuche zeigen abermals große Unterschiede mit den Messdaten auf. Die Abweichungen sind jedoch, mit Ausnahme von 1,5S-Alb, geringer als für die HQ2-Bedingungen. Die Überströmungshöhe der Lenkbuhnen ist bei MQ deutlich geringer als bei HQ2. Daher ist der dreidimensionale Charakter der Strömung im Buhnenfeld deutlich schwächer ausgeprägt, wie schon z.B. bei Yossef & De Vriend (2011) zu lesen. Die Fehler, die bei Verwendung eines numerischen 2D-Modells in der Abbildung der Strömung entstehen, sind dementsprechend geringer als bei stärkerer Überströmung. Daraus kann geschlossen werden, dass der Fehlereinfluss des numerischen Modells stärker ist als die unterschiedliche Topographie zwischen MV-Versuch und dem Freilandversuch.

Diese Annahme wird durch den Umstand gestützt, dass die Abweichung des numerischen Modells des Freilandversuchs geringer ausfällt als für den MV-Versuch. Jedoch sind die Abweichungen zwischen einer 14-prozentigen Abnahme der ufernahen Fließgeschwindigkeit in den Messdaten mit im Mittel einer 5,2-prozentigen Abnahme im numerischen Modell trotzdem sehr deutlich. Die Unterschiede können also auf die Wahl des numerischen Modells zurückgeführt werden.

Die Untersuchungen in Müller et al. (2020b) zeigen auf, dass die ufernahen Geschwindigkeitsverteilungen im Umfeld von Lenkbuhnen für Laborversuche mit fester und beweglicher Sohle gute Übereinstimmung aufweisen. Auch im vorliegenden Unterkapitel weisen die beiden Typen von Laboruntersuchungen große Übereinstimmungen auf.

Es lässt sich insgesamt zusammenfassen, dass die Schätzformel die Änderung der ufernahen Fließgeschwindigkeiten für Freiland- und Laborbedingungen abbilden kann. Für die numerischen Modelle treten hingegen signifikante Unterschiede zu den Messdaten auf. Dennoch ist die relative Wirkung der uferschützenden Wirkung der Varianten zueinander vergleichbar.

Die Wahl eines 3D-HN-Modells könnte die Vorhersage der Geschwindigkeitsverteilung am Ufer verbessern. Auch wenn der vorliegende Forschungsansatz sich auf die Anwendung von Methoden auf dem Stand der Technik beschränkt, wird eine derartige Ergänzung der Untersuchungsmethodik als vielversprechend angesehen, um die Genauigkeit der Ergebnisse weiter zu verbessern. Dadurch, dass in der vorliegenden Arbeit vergleichende Untersuchungen aller Varianten in den verschiedenen Settings vorgenommen wurden, handelt es sich um einen systematischen Fehler, der die Aussagekraft der aus den numerischen Modellen abgeleiteten Empfehlungen nicht verringert.

## 7.4 Hochwasserschutz

Der erste Vergleich der Auswirkungen der Lenkbuhnen auf die Hochwassersicherheit ist in Abbildung 7-4 aufgeführt. Dort werden die Änderungen der Wassertiefen durch Einbau der Lenkbuhnen gegenüber dem jeweiligen Nullversuch anhand von Messdaten der HV-Versuche (siehe Kapitel 5.2) und der MV-Versuche (siehe Kapitel 6.3.4) gezeigt. Es wird ein Vergleich der gemittelten Messdaten mit der in Kapitel 5.5.1 entwickelten Schätzformel Gl. (5-22) vorgenommen.

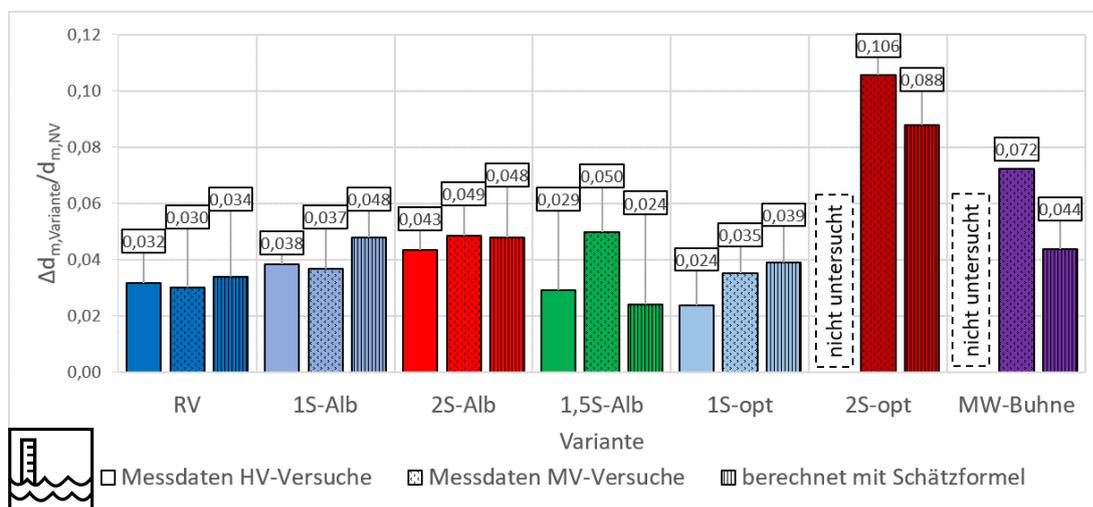


Abbildung 7-4: Auswirkungen der untersuchten Varianten auf die Wasserspiegellage, differenziert nach Versuchssetting

Die Vergleiche des Wasserspiegelanstiegs zeigen eine gute Übereinstimmung zwischen den Versuchssettings. Für RV ergibt sich z.B. unter HQ2-Bedingung ein Anstieg der mittleren Wassertiefe  $\Delta d_m$  gegenüber dem Nullversuch von 3,2 % im HV-Versuch und 3,0 % im MV-Versuch. Der berechnete Wert der Schätzformel stimmt mit 3,4 % gut mit den Messdaten überein. Mit Ausnahme von 2S-opt zeigt sich eine höhere oberstromige Änderung der Wasserspiegellage in den MV-Versuchen als in den HV-Versuchen. Dieser Umstand erklärt sich durch die höhere Rauheit in den MV-Versuchen,

hervorgerufen durch die abwechslungsreiche Sohltopographie. Zudem ist die Art der Rauheit in beiden Versuchen unterschiedlich. In den HV-Versuchen besteht der Boden des Versuchsstands aus regelmäßig gerieften Gummimatten. Im MV-Versuch hingegen handelt es sich um vergleichbar gekörntes Substrat.

Mit Ausnahme von 1,5S-Alb wird die Einschätzung der Wasserspiegelerhöhung einer Variante im Vergleich zu einer anderen auch nicht davon beeinflusst, ob die Untersuchung im Labor mit fester oder beweglicher Sohle stattgefunden hat. Anhand dieser Erkenntnisse kann geschlussfolgert werden, dass sich die Änderung der Wasserspiegellagen durch den Einbau von Lenkbuhnen von den HV-Versuchen zwecks einer ersten überschlägigen Abschätzung auf die MV-Versuche übertragen lässt.

Für die genaue Nachweisführung von Planungsprojekten wird dennoch empfohlen, projektspezifische numerische Modellierung einzusetzen, um das Ausmaß der WSP-Erhöhung durch die Einbauten einzuschätzen. Ein kurzer Exkurs dazu wird im folgenden Unterkapitel vorgenommen. In diesem Zusammenhang muss auch erwähnt werden, dass es durch die Umgestaltung der Ufer, die durch den Einbau von Lenkbuhnen ermöglicht werden kann, auch zu einer Veränderung der Ufer-Rauheit kommt. Dies ist z.B. beim Ersatz einer hydraulisch glatten Ufermauer durch eine technisch-biologische Ufersicherung der Fall. Dies muss bei der Berechnung der Auswirkungen auf die Wasserspiegellagen bedacht werden und ist in den vorliegenden Berechnungen noch nicht berücksichtigt.

### **7.5 Exkurs: Numerische Modellierung des Wasserspiegelanstiegs durch Lenkbuhnen**

Im Rahmen der Umgestaltung eines Fließgewässers ist von Seiten des planenden Ingenieurs regelmäßig der Nachweise der Hochwasserneutralität der gewählten Maßnahmen gegenüber den Behörden nachzuweisen.

Die numerische Modellierung überströmter Buhnen ist aufgrund des dreidimensionalen Strömungscharakters und der starken Turbulenzbildung im Umfeld der Einbauten sehr herausfordernd. In einer Gewässerstrecke bereits eingebaute Buhnen lassen sich bei vorhandenen Messdaten in der Kalibrierung des numerischen Modells durch eine entsprechende Rauheitsbelegung oder mithilfe von Verlustansätzen mit empirischen Koeffizienten berücksichtigen. Deren Prognosefähigkeit ist jedoch oft fehlerbehaftet. Eine mögliche Variante, den Einbau zusätzlicher Buhnen zu berücksichtigen, ist die exakte geometrische Abbildung der Einbauten im Berechnungsnetz. Sie wird vor allem in 3D-HN-Modellen angewendet (Ambagts et al., 2020).

Ziel dieses Exkurses ist es, erste Erkenntnisse zu liefern, wie genau sich die Auswirkungen von Lenkbuhnen durch rein geometrische Abbildung in 1D- und 2D-HN-Modellen reproduzieren lassen und wie sich die Wahl des Modelltyps auf die korrekte hydraulische Berücksichtigung der Lenkbuhnen in numerischen Modellen auswirkt. Es soll am Beispiel von den dem Stand der Technik entsprechenden numerischen 2D-HN-Modellen aus FLUMEN und 1D-HN-Modellen in HEC-RAS gezeigt werden, wie exakt sich auf diese Art und Weise die Auswirkungen von Lenkbuhnen auf die Wasserspiegellage abbilden lassen.

Zu diesem Zweck wurden folgende Versuche herangezogen: Der Nullversuch NV und Referenzversuch RV sowie die drei an der Alb eingebauten Lenkbuhnenvarianten 1S-Alb, 2S-Alb und 1,5S-Alb. Zusätzlich wurden die Varianten 2S-opt und MW-Buhnen aus den MV-Versuchen herangezogen.

Die numerischen Modelle der HV-Versuche basieren auf der gemessenen Topographie der leeren Versuchsrinne (siehe Kapitel 5.1). Die Lenkbuhnen wurden nachträglich geometrisch eingefügt. Für

die MV-Versuche wurde die gemessene Sohltopographie mitsamt der eingebauten Lenkbuhnen aus Kapitel 6.1.7 genutzt.

Für den folgenden Vergleich wurden die numerischen Modelle der HV- und MV-Versuche in FLUMEN für HQ2-Bedingungen neu kalibriert: Die Wasserspiegeländerungen oberstrom der Lenkbuhnenstrecke wurden für alle untersuchten Versuchsdurchführungen und Messzeitpunkte der jeweiligen Variante gemittelt und der Nullversuch als Referenzwert definiert. Die Rauheit der NV-Modelle wurde an die Messdaten angepasst und alle anderen Varianten mit der gemittelten berechneten Rauheit der NV-Modelle ausgestattet.

Zusätzlich zu den 2D-numerischen Untersuchungen in FLUMEN wurden 1D-Modelle mit HEC-RAS für die HV-Versuche erstellt. Die gemessene Sohltopographie der Versuchsrinne und die hydraulische Randbedingungen wurden aus den Laborversuchen mit fester Sohle übernommen (siehe Kapitel 5.1). Die Buhnen wurden mit der Funktion inline-structures numerisch abgebildet. Es wurden Zwischenprofile im Abstand von 0,05 m (Realmaßstab) erstellt. Die Rauheiten aller betrachteten Modelle wurden auf die Rauheit des dazugehörigen NV-Versuchs kalibriert.

3D-numerische Modelle sind durch die aufwändige Modellerstellung und die für die Berechnung benötigten hohen Rechenkapazitäten bisher hauptsächlich auf Hochschulen oder auf Detailbetrachtungen an Wasserbauwerken wie Wehren und Schleusen begrenzt. Aktuell werden sie noch nicht zur Hochwassermodellierung in Planungsbüros verwendet. Daher wurden sie in diesen Vergleich nicht miteinbezogen. Mit steigenden Rechenleistungen wird aber prognostiziert, dass sich ihr Einsatz in Zukunft stark verbreiten wird (Oertel & Bung, 2014).

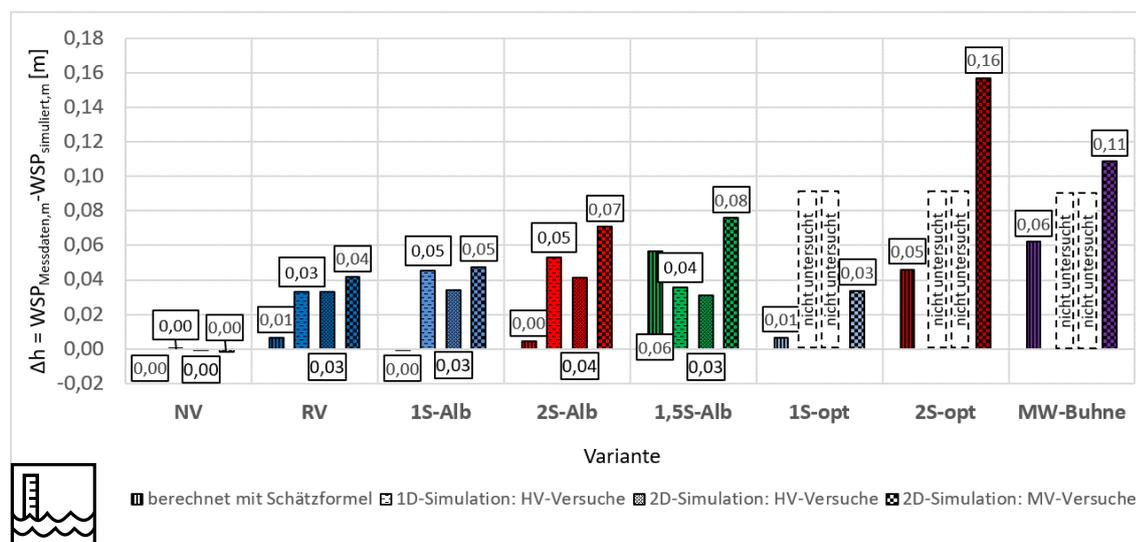


Abbildung 7-5: Vergleich der WSP-Lage der numerischen Modelle der HV-Versuche mit den Messdaten

Der Vergleich der numerisch abgeleiteten und mit der Schätzformel aus Kapitel 5.5.1 berechneten Wasserspiegellagen für die MV- und HV-Versuche im Vergleich zu den jeweiligen Messdaten befindet sich in Abbildung 7-5.

Die Schätzformel hat, wie bereits in Kapitel 7.4 gezeigt, eine gute Übereinstimmung mit den Messdaten. Die Abweichungen von den Messdaten betragen zwischen weniger als 0,01 m (1S-Alb, 2S-Alb) und 0,06 m (1,5S-Alb, MW-Buhne). Sie sind im Vergleich zu den anderen eingesetzten Methoden am geringsten.

Für die numerischen Modellen der HV-Versuche zeigt sich sowohl im 1D-Fall als auch im 2D-Fall in allen Vergleichsvarianten eine starke Unterschätzung der Auswirkungen der eingebauten Lenkbühne auf die WSP-Lage. Für RV beträgt der Anstieg der WSP-Lage im Vergleich zu NV in den HV-Versuchen beispielsweise 3,6 cm. In den numerischen Modellen beträgt er hingegen nur 0,3 cm (2D-Modell) bzw. 0,5 cm (1D-Modell). Die 1D-Modelle weisen am oberstromigen Rand um 0,03 m (RV) bis 0,05 m (1S-Alb, 2S-Alb) geringere Wassertiefen auf als in den Messdaten. Für die 2D-Modelle in FLUMEN sind die Abweichungen nur unwesentlich geringer.

Die größten Abweichungen zwischen Mess- und Simulationsdaten treten für die MV-Versuche auf. Sie betragen für diejenigen Varianten, die auch in den anderen Untersuchungsmethoden analysiert wurden, bis zu 0,08 m für 1,5S-Alb. Die berechneten Werte sind hier abermals alle geringer als die gemessenen Änderungen der WSP-Lage. Für die beiden zusätzlich betrachteten Varianten 2S-opt und MW-Bühne werden sie um 0,16 m bzw. 0,11 m unterschätzt. Die Abweichungen sind mit größerer Bühnenhöhe folglich noch größer als für die vorgenannten flachen Varianten RV, 1S-Alb, 2S-Alb und 1,5S-Alb.

Die Turbulenz um die Einbauten wird in den numerischen 2D- und 1D-Modellen stark abstrahiert, da der dreidimensionale Charakter der Strömung durch die genutzten Modellansätze nicht abgebildet werden kann. Die Ablösungsvorgänge am Bühnenkopf und, je nach Höhe der Überströmung, auf dem Bühnenrücken auftretende Fließwechsel lassen sich mit den beiden eingesetzten Modelltypen numerisch nicht abbilden (Musall, 2011). Durch den höheren Grad der Abstraktion bedingt, ist der Anstieg der Wasserspiegellage im 1D-Modell geringer als im 2D-Modell.

Nach Musall (2011) treten mehrdimensionalen Strömungen oft nur lokal auf, im vorliegenden Beispiel vor allem im Nachbereich der Bühne. Sie müssen je nach geforderter Zielgröße und Betrachtungsmaßstab daher oftmals nicht exakt abgebildet werden. Die Wahl von geeigneten Rauheits- oder Verlustansätzen könnte so die Genauigkeit der berechneten Wasserspiegellagen verbessern. Auch der Vergleich der Genauigkeit verschiedener 2D-hydrodynamischer Modelle mit unterschiedlichen Turbulenzmodellen könnte hierzu weitere Erkenntnisse liefern. Alternativ könnten die Bühnen auch über subgrid-energy losses im Berechnungsgitter abgebildet werden (Ambagts et al., 2020). Hier besteht noch Forschungsbedarf, um die Wirkung solch dauerhaft überströmter Einbauten in den bestehenden numerischen Modellen zuverlässig abbilden zu können.

## 7.6 Ökologie

Das Bewertungskriterium Ökologie wurde anhand des HMID (siehe Kapitel 2.5.2), der Bewertung der Gewässerstrukturen nach LS GÖ (siehe Kapitel 2.5.3) und der Habitataignung mit CASiMiR (siehe Kapitel 2.5.5) untersucht. Grundlage für den folgenden Vergleich sind die numerischen Modelle der Varianten NV, RV, 1S-Alb, 2S-Alb und 1,5S-Alb aus den MV-Versuchen (siehe Kapitel 6.4) und FL-NV und FL-gerade B. aus den Freilandversuchen (siehe Kapitel 4.6).

### 7.6.1 Hydraulisch-Morphologische Bewertung der dokumentierten Gewässerstrukturierung

In diesem Unterkapitel wird der statistische Vergleich anhand des HMID für die HV-Versuche mit fester Sohle mit den MV-Versuchen mit beweglicher Sohle für HQ2-Bedingungen verglichen. Für den Untersuchungsbaustein „Laborversuche mit fester Sohle“ wurden die tiefengemittelten Messdaten der Fließgeschwindigkeiten, die während des Versuchs gemessenen Wassertiefen und die

numerischen Modelle in FLUMEN für die HV-Versuche in den Vergleich einbezogen. Für die „Laborversuche mit beweglicher Sohle“ wurden die Ergebnisse der numerischen Modellierung der MV-Versuche genutzt.

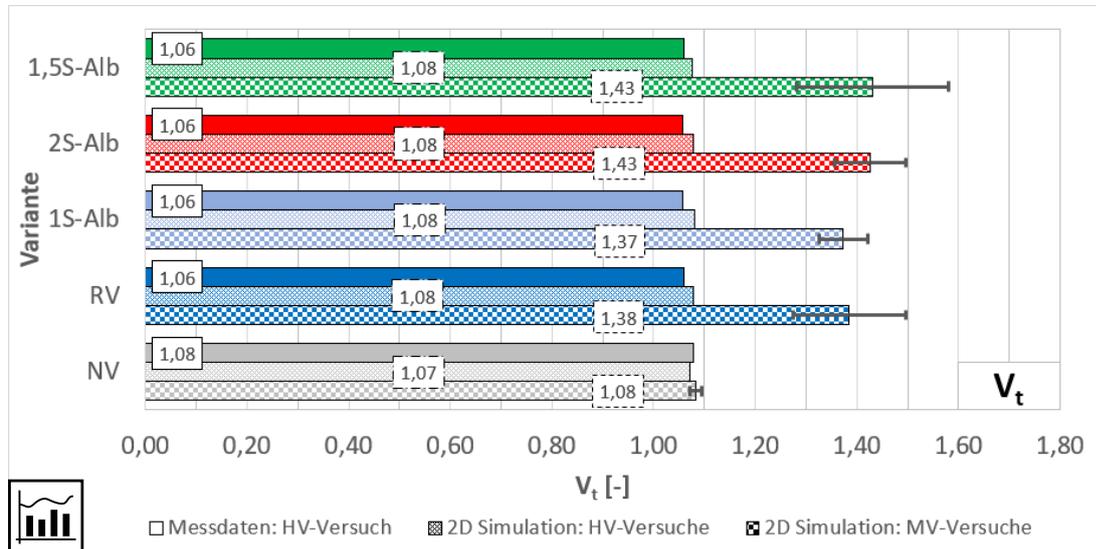


Abbildung 7-6: Vergleich der Teilvielfältigkeitsindizes  $V_t$  zwischen den tiefengemittelten Messdaten des HV-Versuchs und den numerischen Modellen der HV- und MV-Versuche

In Abbildung 7-6 werden die Teilvielfältigkeitsindizes der Wassertiefe  $V_t$  miteinander verglichen. Es zeigen sich große Übereinstimmungen zwischen den Messdaten des HV-Versuchs und den numerischen Modellen. Erwartungsgemäß sind die Werte für das numerische Modelle etwas größer, da aufgrund der deutlich erhöhten Auflösung von  $0,20 \text{ m}^2$  bzw.  $0,013 \text{ m}^2$  im Labormaßstab die Bereiche im Umfeld der Einbauten, wo die größten Wasserspiegelschwankungen zu erwarten sind, deutlich detaillierter abgebildet werden als durch die 135 Querprofile mit je fünf Messwerten im Laborversuch.

Für die numerischen Modelle der HV-Versuche ist der Wertebereich von  $V_t$  mit 1,07 für NV bis 1,08 für die Varianten mit Lenkbuhnen sehr klein. Auch bei den tiefengemittelten Messdaten der Wasserspiegelsonden, aus denen mit der Geometrie des Versuchsstandes die Wassertiefen abgeleitet wurden, ist der Wertebereich mit 1,06 für die meisten Varianten bzw. 1,08 für NV überschaubar. Überraschend ist, dass dort für den NV-Versuch die größte Diversität der Wassertiefen nachgewiesen wird.

Für die MV-Versuche ist  $V_t$  deutlich größer als in den anderen beiden Settings, da durch die morphodynamischen Prozesse auf der beweglichen Sohle eine Differenzierung der Sohle in Erosions- und Anlandungsbereiche möglich ist. Zudem ist hier der Wertebereich deutlich größer als in den anderen beiden Untersuchungsarten. So schwankt der mittlere  $V_t$  zwischen 1,08 für den NV-Versuch und 1,43 für 2S-Alb und 1,5S-Alb.

Für die Nullversuche sind die berechneten  $V_t$  in allen drei untersuchten Settings mit 1,08 bis 1,09 sehr ähnlich. Auch lassen sich hier im MV-Versuch nur sehr geringe Schwankungen nachweisen.

Erwartungsgemäß lässt sich daraus schlussfolgern, dass der Einbau von Lenkbuhnen vor allem in den Versuchen mit beweglicher Sohle Einfluss auf die Diversität der Wassertiefe ausübt.

Die Teilvielfältigkeiten der Fließgeschwindigkeit  $V_v$  werden in Abbildung 7-7 betrachtet. Für die Messdaten des HV-Versuchs beträgt der  $V_v$  im Nullversuch 1,14. Durch den Einbau der Lenkbuhnen

steigt er stark an und beträgt zwischen 1,24 (1,5S-Alb) und 1,31 (2S-Alb). Der Anstieg des HMIDs beträgt damit bis zu 0,17.

Für die tiefengemittelten Messdaten zeigen sich nur leichte Unterschiede zur vorangegangenen Auswertung. Der NV wird hier mit einem  $V_v$  von 1,10 und damit etwas geringer als in den dreidimensionalen Original-Messdaten beurteilt. Für 1,5S-Alb zeigt sich ein  $V_v$  von 1,22, der für RV bis auf 1,26 ansteigt. Die größte Fließdiversität wird 1S-Alb mit 1,29 und 2S-Alb mit 1,30 zugerechnet. Der Unterschied zwischen dem NV und den Varianten beträgt also bis zu 0,20. Der Unterschied zur dreidimensionalen Auswertung der gemessenen Fließgeschwindigkeiten bewegt sich zwischen 0,01 (1S-Alb, 2S-Alb) und 0,04 (NV).

Es zeigt sich für die numerischen Modelle der HV-Versuche, dass auch hier die einzelnen Lenkbunnen-Varianten auf die Bewertung des Parameters nur vernachlässigbare Auswirkungen haben. Der  $V_v$  bewegt sich zwischen 1,11 und 1,12 für alle untersuchten Varianten. Für NV beträgt er im Vergleich dazu mit 1,10 nur minimal weniger. Hier zeigt sich, wie bereits in der vergleichenden Analyse der uferschützenden Wirkung in Kapitel 7.3, dass die Strömung um die Einbauten im numerischen Modell von den Messdaten abweicht.

Für die Simulation der MV-Versuche wird der mittlere  $V_v$  mit 1,22 im Vergleich zu den anderen drei analysierten Settings maximal. Er steigt vergleichbar mit den gemittelten Messdaten des HV-Versuchs um bis zu 0,17 auf 1,39 für RV und 2S-Alb an. 1S-Alb und 1,5S-Alb werden mit 1,34 bzw. 1,32 hingegen etwas schwächer beurteilt. Die Schwankungsbreiten sind geringer als beim  $V_v$ . Daraus kann schlussgefolgert werden, dass die Geschwindigkeitsverteilung über die Versuchsdauer stabiler bleibt als die Sohlmorphologie, die die lokale Wassertiefe bestimmt.

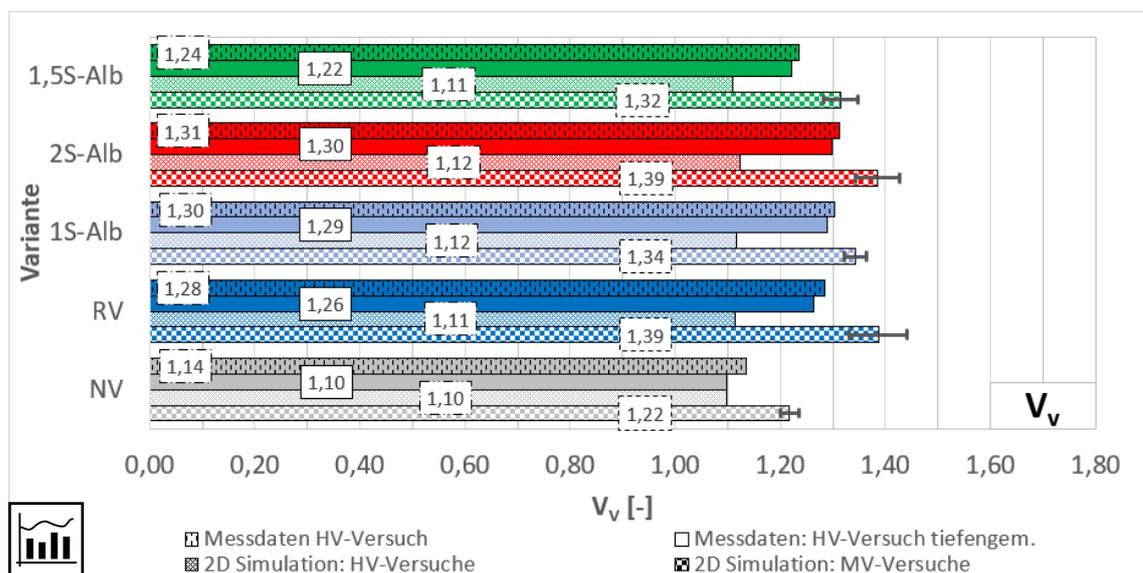


Abbildung 7-7: Vergleich der Teilvielfältigkeitsindizes  $V_v$  zwischen den tiefengemittelten Messdaten des HV-Versuchs und den numerischen Modellen der HV- und MV-Versuche

Der Vergleich der resultierenden HMID-Werte befindet sich in Abbildung 7-8. Es ist zu erkennen, dass sich für alle Datensätze der HMID im Vergleich zum passenden Nullversuch deutlich erhöht.

Für die Messdaten des HV-Versuchs beträgt er 1,23 für NV. Für die Varianten mit Lenkbunnen beträgt er 1,31 (1,5S-Alb) bis 1,39 (2S-Alb).

Für die tiefengemittelten Daten fallen die Zahlen nur minimal geringer aus und betragen 1,18 für den Nullversuch NV und zwischen 1,30 für 1,5S-Alb bis 1,37 für 2S-Alb. Die Reihenfolge der Varianten

nach HMID-Wert geordnet bleibt dabei identisch. Die Steigerungen des HMID fallen im Vergleich mit  $\Delta\text{HMID}_{\text{max, Messdaten tiefengem.}} = 0,19$  minimal größer aus als in den Originaldaten mit  $\Delta\text{HMID}_{\text{max, Messdaten}} = 0,16$ .

In den Daten aus der Numerik für den HV-Versuch ist der HMID für den Nullversuch mit 1,18 genauso groß wie bei den tiefengemittelten Messdaten. Die Anstiege des HMID für die Varianten sind aber deutlich geringer und betragen nur 0,01 (1,5S-Alb) bis 0,03 (2S-Alb). Die Rangfolge der Versuche untereinander ist identisch zu den Messdaten. Daraus kann abermals abgeleitet werden, dass in der numerischen 2D-Modellierung die Strömungsmuster um die überströmten Einbauten im Laborversuch nicht vollumfänglich abgebildet werden können, wie bereits in Kapitel 7.5 angemerkt.

Bei der Berechnung des HMID für die MV-Versuche anhand der numerischen Daten kommt es für den Nullversuch zu einem mittleren HMID von 1,32. Dies ist nur wenig höher als für den HV-Versuch. Der Anstieg des HMID für die Varianten fällt sehr stark auf. Sie steigen auf 1,84 (1S-Alb) bis 1,98 (2S-Alb) an. Hier zeigt sich eine andere Reihung als bei den anderen beiden Settings. Bedingt durch den hohen  $V_t$  weist 1,5S-Alb hier den zweithöchsten Wert auf und nicht 1S-Alb. 1S-Alb wird hingegen noch als weniger divers eingestuft als RV. Diese Unterscheide sind vor allem im großen mittleren  $V_t$  der Variante 1,5S-Alb begründet, die aus dem zeitweisen Sohldurchschlag auf den Boden der Versuchsrinne resultiert. Allerdings sind die Schwankungen in diesem Untersuchungsbaustein auch deutlich größer als für die anderen Varianten.

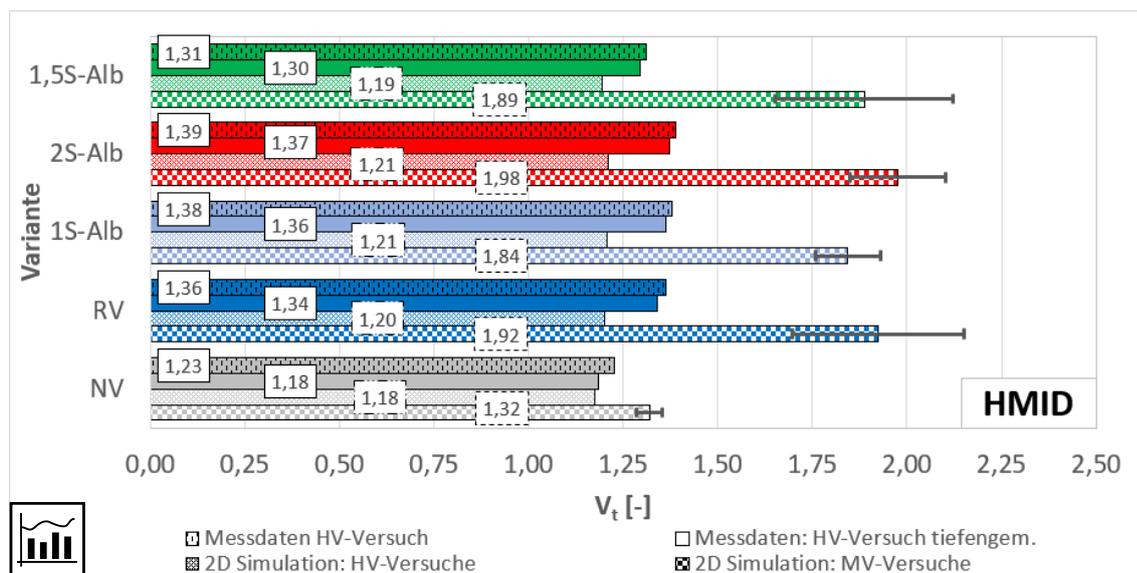


Abbildung 7-8: Vergleich des HMID zwischen den tiefengemittelten Messdaten des HV-Versuchs und den numerischen Modellen der HV- und MV-Versuche

Der Vergleich zeigt, dass die Verteilung der HMID-Werte für alle drei Datensätze, die auf den Untersuchungen mit fester Sohle im Labor basieren in einer vergleichenden Bewertung der fünf untersuchten Varianten gleiche Ergebnisse erzielen. Das heißt, ein Vergleich der Diversität der Fließgeschwindigkeitsverteilung ist aus diesen Untersuchungen gleichberechtigt möglich.

Die Erweiterung der Untersuchungen um eine morphologische Komponente führt jedoch zu unterschiedlichen Schlussfolgerungen. Bei Betrachtung des  $V_v$  existieren in der qualitativen Bewertung der Fließdiversität nur geringe Abweichungen zur rein hydraulischen Betrachtung. Hier wird lediglich die Platzierung von RV und 1S-Alb im Vergleich zu den Untersuchungen mit fester Sohle vertauscht.

In Kombination mit der Differenzierung der Sohlmorphologie kommt es jedoch zu Wechselwirkungen, die eine mögliche Schlussfolgerung von einer diversen Fließgeschwindigkeitsverteilung auf eine ebenso vielfältige Sohlmorphologie nicht erlauben. Dies ist für Variante 1,5S-Alb erkennbar. Aufgrund der starken Auskolkung im direkten Umfeld des Bühnenkopfs steigt der  $V_t$  während der Versuchszeit stark an und führt damit zu einem höheren HMID-Wert im Vergleich zur Variante 1S-Alb, was in den anderen Settings nicht beobachtet werden konnte.

Der Vergleich der NV in den vier untersuchten Settings zeigt, dass die Bewertung des  $V_t$  sehr stabil ist und sich gut übertragen lässt. Bei den Fließgeschwindigkeiten zeigen sich jedoch starke Unterschiede in den Werten für  $V_v$  von bis zu 0,12.

Die  $V_t$ -Werte für 1,5S-Alb steigen vor allem in den letzten beiden Messzeitpunkten des Laborversuchs mit beweglicher Sohle stark an. Dies ist wahrscheinlich auf den Durchschlag des lokalen Bühnenkopfkolks an der ersten Buhne auf die Rinne des Versuchsstands und die damit verbundenen flächigere Auskolkung im Umfeld des Bauwerks zurückführbar. Dies vergrößert die lokale Wassertiefe sehr stark und führt zu einem starken Anstieg der Standardabweichung der Wassertiefen.

Eine dickere Sedimentauflage und damit die Vermeidung des lokalen Kolkdurchschlags an der ersten Lenkbuhne für 1,5S-Alb in einzelnen Durchläufen des MV-Versuchs hätte möglicherweise dazu führen können, dass es zu einer Angleichung des HMIDs im Vergleich zu den anderen vier Varianten gekommen wäre. Es kann aber nur spekuliert werden, ob auf diese Art und Weise die Abfolge der Bewertung der Varianten untereinander analog zu den anderen Untersuchungsbausteine ausgefallen wäre.

### 7.6.2 Untersuchung der Habitateignung mit CASiMiR

Für die vergleichende Untersuchung der Habitateignungen mit CASiMiR wurden die numerischen Modelle FL-NV und FL- gerade B. der Freilandversuche und NV und 1,5S-Alb der MV-Versuche herangezogen und für den Abflussbereich MNQ bis MQ ausgewertet. Die genutzten Untersuchungsparameter lassen sich Kapitel 4.7.2 für die Freilandversuche bzw. Kapitel 6.5 für die Laborversuche entnehmen. Der Vergleich ist in Abbildung 7-9 darstellt.

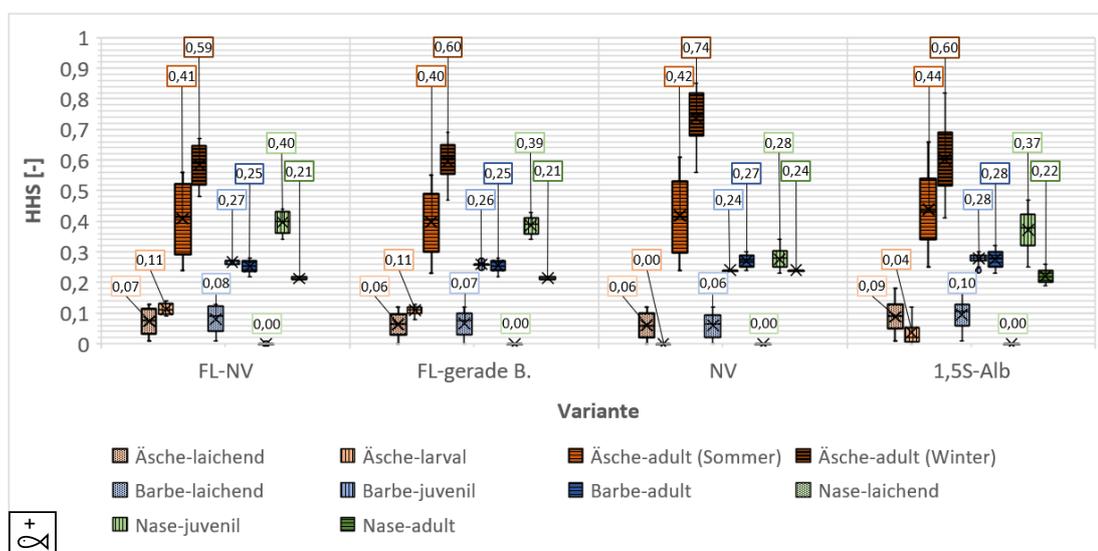


Abbildung 7-9: Vergleich der Habitateignung nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Äsche, Barbe und Nase anhand des HHS

Für die laichende Äsche sind die HHS-Werte zwischen den beiden Untersuchungsbausteinen Freilandversuch und Laborversuch mit beweglicher Sohle gut vergleichbar. Jedoch kommt es in der Variante 1,5S-Alb des Laborversuchs zu einem Anstieg des  $HHS_m$  um 0,03 gegenüber NV. Diese ist im Freiland nicht zu beobachten. Für die larvale Äsche kommt es zu deutlichen Unterschieden in der mittleren Bewertung der Habitatqualität. Im Freiland ist der HHS mit 0,11 nahezu konstant. Im Laborversuch hingegen kommt es zu einem Anstieg des mittleren HHS von 0,00 (NV) auf 0,04 (1,5S-Alb).

Für die adulte Äsche im Sommer bleibt der Unterschied im HHS zwischen dem FL-NV und FL-gerade B. mit Mittelwerten von 0,41 zu 0,40 vernachlässigbar. Die Eignung im NV des Laborversuchs ist mit einem durchschnittlichen HHS von 0,42 gut mit den Freilandbedingungen vergleichbar. Für 1,5S-Alb steigt der mittlere Wert des HHS auf 0,44 an. Für die adulte Äsche im Winter zeigt sich ebenfalls eine gute Übereinstimmung des  $HHS_m$  zwischen FL-NV, FL-gerade B. und 1,5S-Alb mit 0,59 bis 0,60. Jedoch ist der Mittelwert des HHS für NV mit 0,74 deutlich größer und weist auch stärkere Schwankungen über das untersuchte Abflussspektrum auf und steigt zudem mit laufender Versuchsdauer an.

Auch für die Barbe zeigen sich gute Übereinstimmungen der Ergebnisse in den beiden Untersuchungsbausteinen Freilandversuch und Laborversuch. Für die laichende Barbe bleibt der mittlere HHS im Freiland mit 0,07 bis 0,08 nahezu konstant. Im NV-Versuch ist der Wert mit 0,06 gut vergleichbar. Im Versuch 1,5S-Alb hingegen kommt es zu einer kleinen Erhöhung auf 0,10. Die gemittelten HHS-Werte der juvenilen Barbe schwanken im Freilandversuch zwischen 0,27 (FL-NV) und 0,26 (FL-gerade B.). Für den Laborversuch entsprechend werden Werte von 0,24 (NV) und 0,28 (1,5S-Alb) ermittelt. Für die adulte Barbe werden im Freiland mittlere Werte für beide Varianten HHS-Werte von 0,25 erzielt. Im Laborversuch sind sie mit 0,27 (NV) und 0,28 (1,5S-Alb) geringfügig höher.

In Bezug auf die laichende Nase wird in beiden Settings und allen untersuchten Varianten übereinstimmend ein HHS von 0,00 berechnet. Für die juvenile Nase sind im Freilandversuch mittlere HHS-Werte von 0,40 (FL-NV) bzw. 0,39 (FL-gerade B.) zu beobachten. Für NV ist der  $HHS_m$  mit 0,28 deutlich niedriger und steigt für 1,5-Alb auf mit den Freilandversuchen vergleichbare 0,37 an. Bei der adulten Nase liegt wieder eine bessere Vergleichbarkeit zwischen Freilandversuch und Laborversuch vor. Für den jeweiligen Nullversuch liegen die durchschnittlichen Werte bei 0,21 (FL-NV) bzw. 0,24 (NV) und für die Variante mit wechselseitigen Buhnen bei 0,22 (FL- gerade B.) bzw. 0,22 (1,5S-Alb).

Es zeigen sich also sehr gute Übereinstimmungen zwischen den Untersuchungsbausteinen. Die Verbesserungen der Habitateignung nach Einbau der Lenkbuhnen ist für den Laborversuch dabei stets stärker ausgeprägt. Dies ist vor allem in der etwas stärker ausgeprägten Strukturierung der Gewässersohle begründet, die aus der Verwendung eines Einkorn-Substrats als Sohlmaterial im Labor resultiert. Dementsprechend sind die Schwankungsbreiten der HHS-Werte für die Laborversuche auch stärker ausgeprägt als im Freiland. Sie sind vor allem abhängig vom Messzeitpunkt im Versuch. Auch hier könnte die Verwendung von Mehrkorn-Substratgemischen bei den Versuchen mit beweglicher Sohle die bereits sehr gute Vergleichbarkeit zwischen den Untersuchungsbausteinen noch weiter verbessern.

Zudem war die Sohlmorphologie des geraden Abschnitts der Buhnenstrecke im Freilandversuch in VR1 bereits weit in der Entwicklung eines Riffle-Pool-Systems gediehen. Dessen Strukturen wurden durch den Einbau der Lenkbuhnen zerstört. Dadurch kommt es zu einer leichten Abnahme der HHS-Werte für diesen Bereich im zeitlichen Verlauf des Monitorings.

Die Unterschiede in der Habitateignung für die larvale Äsche lassen sich darauf zurückführen, dass diese sehr stark flache Bereiche mit deutlich reduzierter Strömung präferiert. Diese sind, bedingt

durch die geneigte Uferböschung, im Freilandversuch stärker vertreten als in der senkrecht geneigten Laborrinne abgebildet werden kann. Der Effekt macht sich umgekehrt für die adulte Äsche bemerkbar. Diese bevorzugt stärker durchströmte Bereiche mit großer Wassertiefe. Im rechteckigen Gerinne werden diese für NV deutlich ausgedehnter dargestellt als für FL-NV. Zudem geht der Laborversuch von einer ebenen Gerinnesohle als Ausgangspunkt aus, während der Hochwasserabfluss im Freiland auf eine bereits strukturierte Sohle trifft. Gleiches trifft auf die Abweichungen für die juvenile Barbe, die mittlere Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten bevorzugt, zu.

Eine adäquate Repräsentation der geneigten Böschung könnte also analog zu den Erkenntnissen bei Vorhersage der möglichen Hochwasserschutzbereiche die Aussagekraft der Untersuchungen weiter steigern.

### 7.6.3 Untersuchung der Gewässerstrukturen gemäß den Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie

Der Vergleich der Bewertung der Gewässerstrukturen zwischen dem Freilandversuch und den Laborversuchen erfolgte analog zu den vorangegangenen Unterkapiteln: Die Referenzbedingungen vor Umgestaltung mit Lenkbuhnen werden anhand der Beobachtungen der geraden Strecke der Bühnenstrecke (siehe Kapitel 4.7.2) in VR1 vor Umsetzung der Maßnahme (FL-NV) mit den nachfolgenden VR verglichen (FL-gerade B.) und den Daten der Versuche NV und 1,5S-Alb aus den MV-Versuchen (siehe Kapitel 6.5) gegenübergestellt.

Der Vergleich für die Gewässerstrukturen der Äsche befindet sich in Abbildung 7-10. Für das hydraulische Potenzial des Strukturtyps „überströmte Kiesflächen“ lassen sich in beiden Untersuchungsbausteinen und allen Varianten keine geeigneten Strukturen nachweisen. Ähnliches gilt für den Strukturtyp „flache strömungsberuhigte Bereiche“ für FL-NV, NV und 1,5S-Alb. Hier kommt es jedoch für FL-gerade B. zu einem mittleren Flächenanteil von 0,4 %.

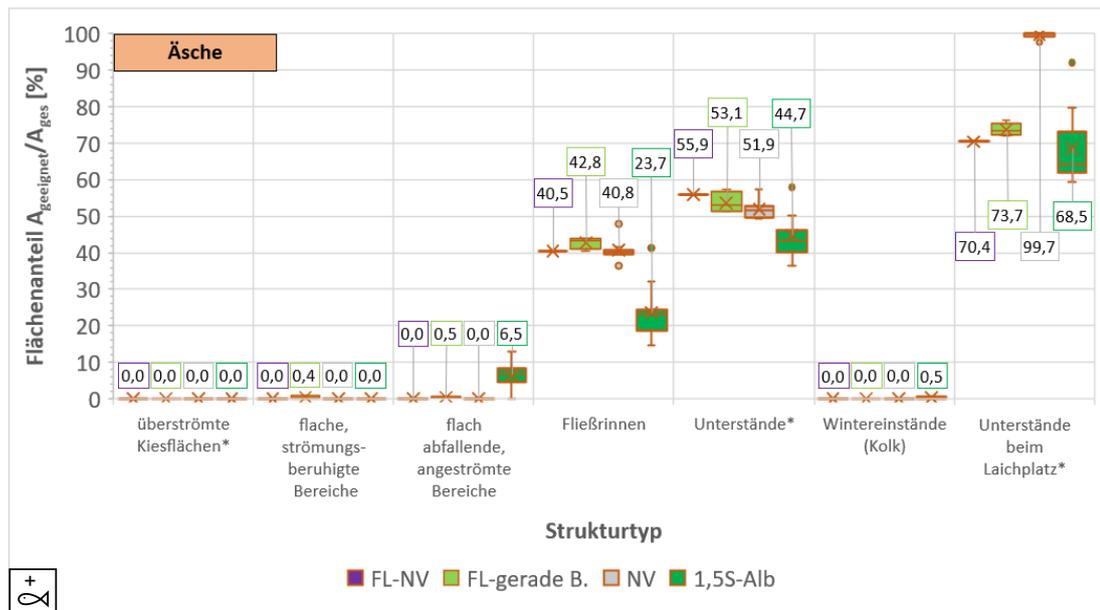


Abbildung 7-10: Vergleich des Flächenanteils geeigneter Strukturen nach LS GÖ für die Äsche zwischen Freiland- und Laborversuch mit beweglicher Sohle

Für „flach abfallende, angeströmte Bereiche“ lassen sich für den Ausgangszustand bzw. Nullversuch im Freiland und Labor auch keine Strukturen nachweisen. Durch Einbau der Lenkbuhnen kommt es im Fall von FL-gerade B. zu einem kleinen Anstieg auf einen mittleren geeigneten Flächenanteil auf 0,5 %. Diese ist für 1,5S-Alb mit 6,5 % deutlich größer.

Für die Fließrinnen zeigt sich mit 40,5 % (FL-NV) bzw. 40,8 % (NV) mittleren Flächenanteil eine gute Vergleichbarkeit in der Ausgangslage. Im Freilandversuch steigt er auf 42,8 % für FL-gerade B. an. Für 1,5S-Alb sinkt er hingegen auf 23,7 %. Für „Wintereinstände (Kolk)“ können im Ausgangszustand übereinstimmend keine Gewässerstrukturen nachgewiesen werden. Im Laborversuch kommt es nach Einbau der Lenkbuhnen abweichend von den Freilanduntersuchungen zur Ausbildung dieses Strukturtyps auf durchschnittlich 0,5 % der Gesamtfläche.

Beim hydraulischen Potenzial des Strukturtyps „Unterstände am Laichplatz“ kommt es beim mittleren Flächenanteil für den Naturversuch zu einer Steigerung von 70,4 % (FL-NV) auf 73,7 % (FL-gerade B.). Für NV ist dieser Strukturtyp hingegen mit 99,7 % näherungsweise ubiquitär vorhanden. Für 1,5S-Alb kommt es analog zu „Unterstände“ zu einem Abfall des mittleren Flächenanteil auf nur noch 68,5 %. Auch hier unterscheiden sich, wie bereits für den Strukturtyp „Fließrinne“ die Entwicklung der passenden Strukturen zwischen Freiland und Labor.

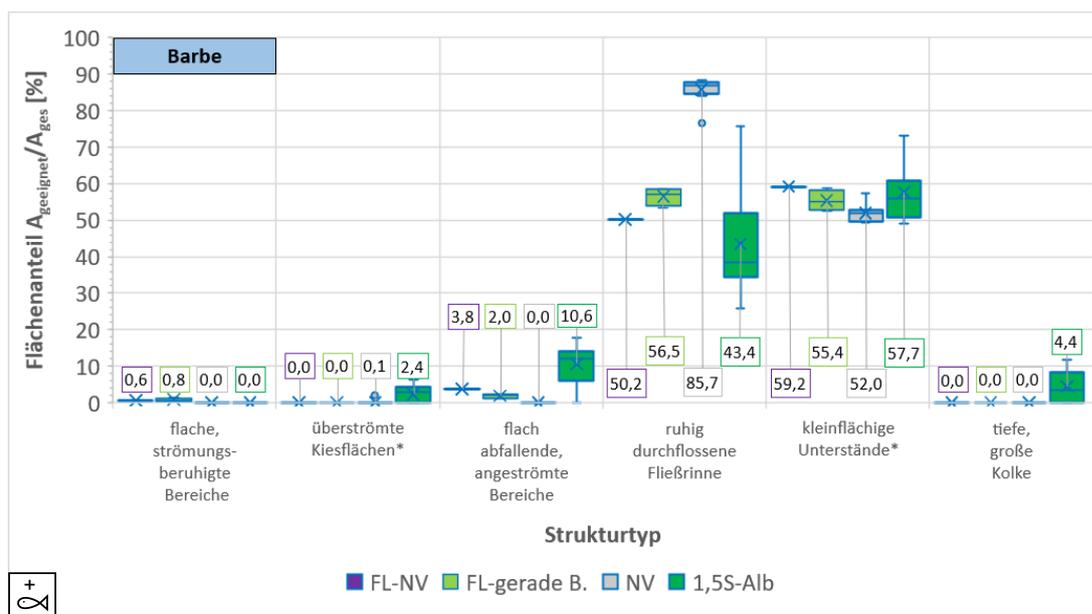


Abbildung 7-11: Vergleich des Flächenanteils geeigneter Strukturen nach LS GÖ für die Barbe zwischen Freiland- und Laborversuch mit beweglicher Sohle

Die Verfügbarkeit von geeigneter Gewässerstrukturen für die Barbe wird in Abbildung 7-11 verglichen.

Vor Einbau der Lenkbuhnen sind für FL-NV auf 0,6 % der Fläche Teilstrukturen geeigneter Größe nachweisbar. Für 1,5S-Alb entstehen auch durch die Lenkbuhnen keine geeigneten neuen Strukturen. In diesem Fall ist die Ausdehnung der Teilflächen zu gering, um in der Bewertung Berücksichtigung zu finden. Für FL-gerade B. hingegen steigt der mittlere Flächenanteil auf 0,8 % an. Sie befinden sich vor allem direkt entlang der Uferkante.

Die Untersuchung des hydraulischen Potenzials für „überströmte Kiesflächen“ offenbart im Ausgangszustand ebenfalls für FL-NV keine geeigneten Strukturen, für NV beträgt der Anteil 0,1 %. Durch die Lenkbuhnen wird ein mittlerer Flächenanteil von 0,5 % (FL-NV) bzw. 2,4 % (1,5S-Alb)

erreicht. Für „flache abfallende, angeströmte Bereiche“ sinkt der mittlere Flächenanteil im Freiland von 3,8 % für FL-NV auf 2,0 % in FL-gerade B.. Im Laborversuch steigt er hingegen von 0,0 % für NV auf 10,6 % für 1,5S-Alb.

Für die „ruhig durchflossene Fließrinne“ beträgt der mittlere Flächenanteil 50,2 % ohne Buhnen im Freilandversuch. Mit Buhnen steigt er hier auf 56,5 % leicht an. Im Laborversuch hingegen ist er im NV mit 85,7 % deutlich größer und sinkt für 1,5S-Alb bei einer Spannweite über Versuchswiederholung und MZP auf 43,4 % ab. Das hydraulische Potenzial des Strukturtyps „kleinflächige Unterstände“ weist für FL-NV einen mittleren Flächenanteil von 59,2 % auf und sinkt für FL-gerade B. leicht auf 55,4 % ab. Im Laborversuch steigt es durch Lenkbuhnen hingegen an, wie der Vergleich von NV mit 52,0 % zu 57,7 % für 1,5S-Alb zeigt. Der Strukturtyp „tiefe, große Kolke“ lässt sich im Freiland und für den NV-Versuch im Labor nicht nachweisen. Für 1,5S-Alb hingegen zeigt sich ein mittlerer Flächenanteil von 4,4 %.

Der Vergleich der Strukturtypen der Nase befindet sich in Abbildung 7-12.

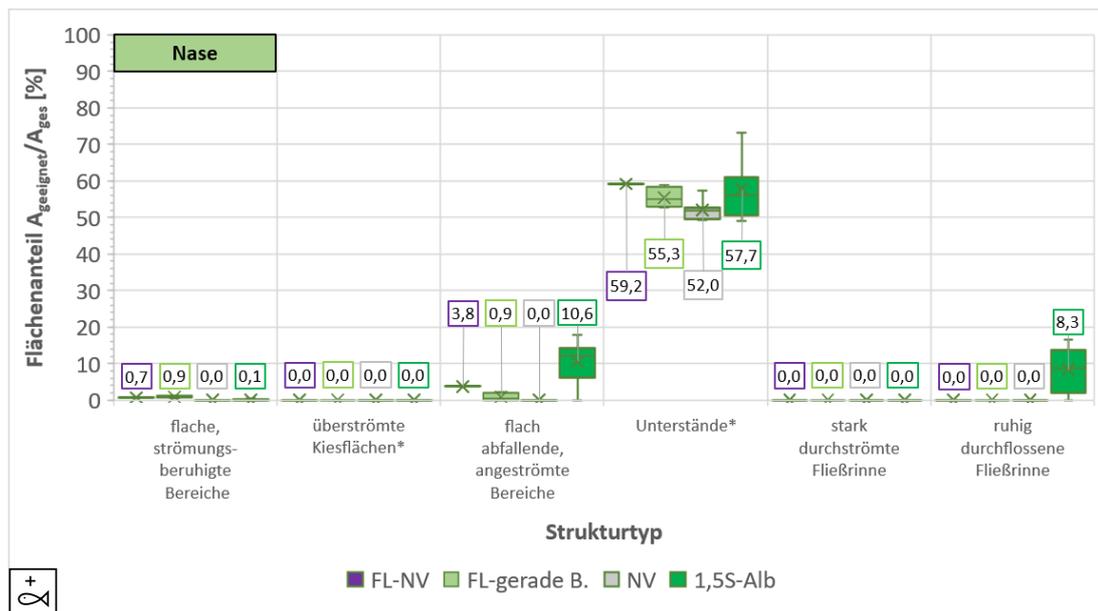


Abbildung 7-12: Vergleich des Flächenanteils geeigneter Strukturen nach LS GÖ für die Nase zwischen Freiland- und Laborversuch mit beweglicher Sohle

„Flache strömungsberuhigte Bereiche“ weisen in FL-NV einen mittleren Flächenanteil von 0,7 % auf, für FL-gerade B. ist der Wert mit 1,1 % höher. Für den Laborversuch sind die Unterschiede sehr gering. Für NV lassen sich keine geeigneten Teilflächen nachweisen, für 1,5S-Alb wird mit 0,1 % nur ein sehr geringer Wert nachgewiesen.

Ein hydraulisches Potenzial für „überströmte Kiesflächen“ lässt sich für keines der beiden Settings nachweisen. Die Untersuchung des Strukturtyps „flach abfallende, angeströmte Bereiche“ offenbart einen Abfall des mittleren Flächenanteil für FL-gerade B. im Vergleich zu FL-NV von 3,8 % auf 0,9 %. Für das Laborsetting ist hingegen ein Anstieg von 0,0 % auf 10,9 % der Gesamtläche im Vergleich von NV zu 1,5S-Alb zu verzeichnen. Die Untersuchung des hydraulischen Potenzials für „Unterstände“ zeigt, dass der mittlere Flächenanteil für FL-NV mit 59,2 % größer ist als für FL-gerade B. mit 55,4 % nach Einbau der Lenkbuhnen. Für die Laborversuche ist die Entwicklung umgekehrt. Für NV beträgt der Wert 52,0 %, während er für 1,5S-Alb bei 57,7 % liegt.

Für den Strukturtyp „stark durchströmte Fließrinne“ kann in keinem der beiden Untersuchungsbausteine ein geeigneter Flächenanteil ermittelt werden. Bei der „ruhig durchflossenen Fließrinne“ hingegen gibt es nur für 1,5S-Alb geeignete Teilflächen, die sich im Mittel auf 8,3 % der Gesamtfläche belaufen.

Der Vergleich der beiden Untersuchungssettings offenbart, dass Strukturtypen mit geringen Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten, z.B. der „flachen, strömungsberuhigten Bereiche“ für alle drei Fischarten, im Freilandversuch flächendeckender nachgewiesen werden können als im Laborversuch. Dennoch lassen sich ähnliche Trends beobachten: das Vorhandensein derartiger Teilflächen nimmt entlang der Bühnenwurzeln in beiden Fällen zu. Der Unterschied besteht hingegen, so wie auch im Vergleich der mit CASiMiR berechneten Habitateignung beschrieben, in der Ausbildung der Böschung, wo sich im Freilandversuch dementsprechende Bereiche deutlich flächenmäßiger nachweisen lassen.

Die Unterschiede in der Entwicklung der Strukturtypen „Fließrinnen“ sowie „Unterstände am Laichplatz“ der Äsche und „ruhig durchflossenen Fließrinne“ der Barbe können auf das Querprofil und die Ausgangsbedingungen in den Laborversuchen zurückgeführt werden. Es handelt sich hier um Strukturtypen, die große Wassertiefen voraussetzen. Hier hat zum einen die andere Form der Uferböschung einen begrenzenden Einfluss auf die Ausprägung dieser Strukturen im Freilandversuch, zum anderen ist für den Laborversuch eine ebene Sohle der Ausgangszustand bei stationären Untersuchungsbedingungen. Also bilden sich deutlich homogenere Fließbedingungen aus, als bei der vorgeprägten Sohle im Freilandversuch. Daher kommt es auch mit zunehmender Versuchslaufzeit zu einer graduellen Annäherung der Flächenanteile im Laborversuch an die Daten des Freilandversuchs.

Im Vergleich zu den Untersuchungen mit CASiMiR zeigen sich deutlichere Unterschiede in der Bewertung zwischen dem Ausgangszustand und den jeweiligen Varianten mit Lenkbuhnen in den beiden betrachteten Untersuchungsbausteinen. Durch die Fuzzy-Logik in CASiMiR kommt es zu graduellen Übergängen zwischen den verschiedenen Eignungen. Bei der Bewertung nach LS GÖ hingegen kommt es trotz dem eingeführtem Übergangsbereich (siehe Erläuterung in Kapitel 6.1.8) zu abrupteren Übergängen zwischen der ermittelten Teilflächen, wie auch die Sensitivitätsanalyse in Kapitel 6.6.1 gezeigt hat. Zusätzlich hat bei der Untersuchung nach LS GÖ die Filterung der ermittelten Teilflächen nach Mindestgröße weitere Auswertungen auf die Bewertung.

### 7.7 Schutzbereiche bei Hochwasser

Grundlage des Methodenvergleichs für die Hochwasserschutzbereiche waren die kalibrierten numerischen Modelle der MV-Versuche (siehe Kapitel 6.7) und der geraden Strecke der Bühnenstrecke (siehe Kapitel 4.8) für HQ2-Bedingungen. In Abbildung 7-13 werden die Ergebnisse für den Vergleich der Hochwasserschutzbereiche dargestellt.

Für den Freilandversuch werden für die larvale Äsche Schutzflächen auf 10 % der Gesamtfläche nachgewiesen. Nach Einbau der Lenkbuhnen kommt es zu leichten Schwankungen der Verfügbarkeit von Schutzbereichen, die sich im Mittel aber nicht auswirken. Dahingegen sind unter Laborbedingungen keine Schutzbereiche nachweisbar. Bezogen auf die juvenile Äsche kommt es unter Freilandbedingungen zu einem leichten Anstieg der Schutzbereiche  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  von 0,23 auf 0,28. Auch unter Laborbedingungen kommt es zu einem Anstieg der Schutzbereiche. Im Nullversuch sind keine Schutzbereiche nachweisbar, für 1,5S-Alb beträgt der Mittelwert 0,08. Ein ähnliches Bild ergibt sich für die adulte Äsche mit einer Zunahme von 0,27 (FL-NV) auf 0,31 (FL-gerade B.) in den Freilanddaten und von 0,02 (NV) auf 0,12 (1,5S-Alb).

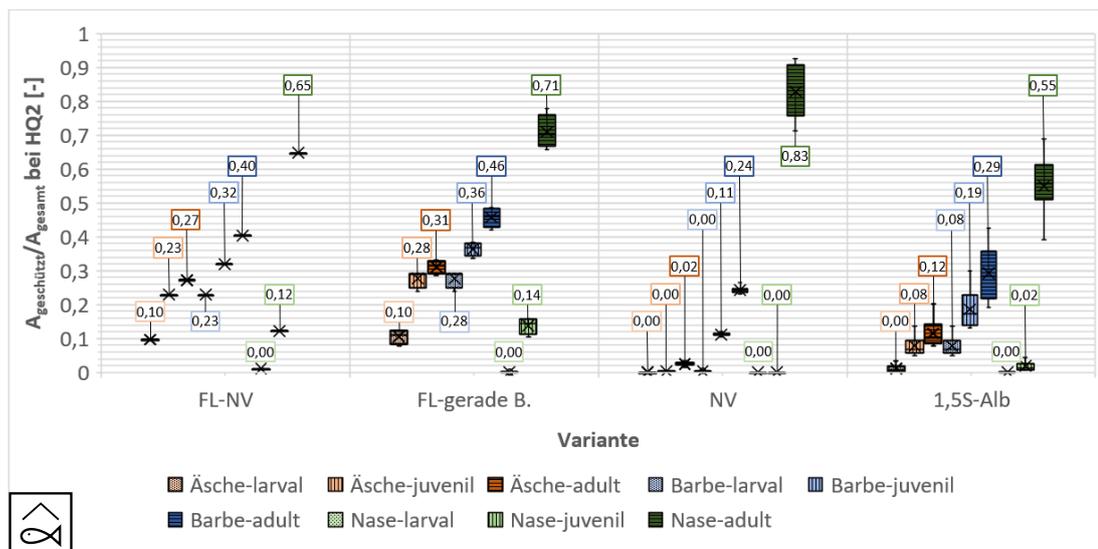


Abbildung 7-13: Vergleich der Entwicklung der Hochwasserschutzbereiche für Äsche, Barbe und Nase zwischen Freilandversuch und den MV-Versuchen bei HQ2

Für die Äsche sind die Schutzbereiche in der Ausgangslage also nicht vergleichbar, jedoch steigert sich die Verfügbarkeit hydraulisch geeigneter Bereiche in vergleichbarem Maß in den beiden Untersuchungsarten mit Ausnahme der larvalen Äsche.

Für die larvale Barbe steigt beim Freilandversuch  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  von 0,23 auf im Mittel 0,28 im Untersuchungszeitraum. Im Laborversuch sind im Nullversuch keine Schutzbereiche nachweisbar. Für 1,5S-Alb steigt der Anteil auf 0,08 an. Im Ausgangszustand des Freilandversuch zeigt sich bereits ein Anteil  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  von 0,32 für die juvenile Barbe, um dann leicht auf im Mittel 0,36 während der Untersuchungsdauer anzusteigen. Im Laborversuch ist der Anteil der Schutzbereiche an der Gesamtfläche mit 0,11 abermals deutlich niedriger. Jedoch steigt er in 1,5S-Alb auch wieder deutlich auf 0,19 an. Bei der adulten Barbe ist im Freiland eine Steigerung bei  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  von 0,40 (FL-NV) auf 0,46 (FL-gerade B.) zu verzeichnen. Auch hier ist die Ausgangslage im Laborversuch mit 0,24 deutlich niedriger und steigt dann um einen vergleichbaren Betrag auf im Mittel 0,29 an. Jedoch ist hier die Schwankungsbreite der Werte in den einzelnen Zeitschritten und Versuchswiederholungen sehr hoch und reicht von 0,19 bis 0,43.

Die Erkenntnisse aus dem Vergleich der Schutzbereiche der Äsche treffen also auch für die Barbe zu.

Für die larvale Nase können in keinem der beiden Versuchssettings Schutzbereiche nachgewiesen werden. Für die juvenile Nase steigt im Freiland der Anteil der Schutzbereiche an der Gesamtfläche von 0,12 in FL-NV auf mittlere 0,14 in FL-gerade B. an. Eine identische Steigerung zeigt sich in den entsprechenden MV-Versuchen. Jedoch sind hier im NV keine Schutzbereiche nachweisbar und dementsprechend beträgt der mittlere Anteil  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}$  bei 1,5S-Alb nur 0,02.

Deutliche Unterschiede in der Verfügbarkeit von Schutzräumen zeigen sich für die adulte Nase: Im Freiland steigt der Anteil von 0,65 im Ausgangszustand auf 0,71 zu den nachfolgenden Untersuchungszeitpunkten an. Dort zeigt sich eine große Spannweite der Ergebnisse von 0,66 bis 0,78. Für den Nullversuch unter Laborbedingungen sind, unter Berücksichtigung einer großen Spannweite des gemittelten Ergebnisses, mit  $A_{\text{geschützt}}/A_{\text{ges}}=0,83$  die Schutzbereiche erstmals größer als im Freilandversuch. In der Variante 1,5S-Alb sinkt die Verfügbarkeit dann, bei großen Unterschieden je nach Messzeitpunkt und Versuchswiederholung, im Mittel auf 0,55 ab. Für die Nase konnten durch den

Methodenvergleich also, mit Ausnahme des adulten Altersstadiums, ähnliche Erkenntnisse erzielt werden wie für die beiden anderen Fischarten.

Im Vergleich der Ergebnisse aus dem Freiland mit dem Laborversuch mit beweglicher Sohle fällt auf, dass die Schutzbereiche im Freiland deutlich größer ausfallen als im Labor. Der entscheidende Unterschied zwischen den Querprofilen besteht darin, dass im Freiland die Uferböschung durch das ursprüngliche Ausbauprofil der Alb in Trapezform flach abfällt anstatt senkrecht wie im Laborversuch. Auch wenn der Abfluss bei HQ2 im Freiland etwa bordvoll ist und noch nicht ausufernd, kommt es so zu einer Aufweitung des durchflossenen Querschnitts. Dadurch stehen vor allem in der Referenzstrecke bei steigendem Wasserstand mehr flache, wenig durchströmte Bereiche am Gewässerrand zur Verfügung als im Laborversuch. Hier sind die flachen Bereiche auf die Anlandungen und Transportkörper im Flussschlauch beschränkt. Deswegen sind die Schutzbereiche in der Referenzstrecke an der Alb gemäß den Erkenntnissen aus Kapitel 4.8 auch größer als in der Bühnenstrecke, wo die Ufer deutlich steiler ausfallen.

Dementsprechend verteilen sich die Schutzbereiche im Freiland anders als im Labor, wie sich am Vergleich von Abbildung 4-55 und Abbildung 7-14 am Beispiel der larvalen Barbe illustrieren lässt. Im Laborversuch verteilen sich die Hochwasserschutzbereiche dicht entlang der Uferlinie und dort verstärkt im direkten Umfeld der Bühnenwurzel. Im Freilandversuch hingegen verteilen sie sich fast ausschließlich entlang der Uferböschung und nur bedingt entlang der Böschungsunterkante, an der die Bühnen errichtet wurden.

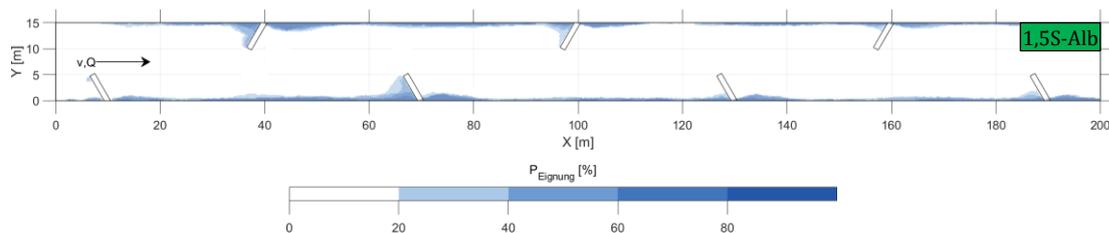


Abbildung 7-14: Statistische Verteilung der Hochwasserschutzbereiche der larvalen Barbe im Versuch 1,5S-Alb

Daraus lassen sich zwei Erkenntnisse ableiten: Erstens sollten zur Weiterentwicklung des Forschungsansatzes bei den Laborversuchen in hydraulischen Rinnen geböschte Ufer eingebaut werden, sofern sie auch im umgesetzten Referenzprojekt vorhanden sind, um so die Übertragbarkeit zwischen den Untersuchungsbausteinen Freiland- und Laborversuch zu verbessern. Zweitens zeigt der Vergleich die Bedeutung der uferschützenden Wirkung der Lenkbühnen nochmals auf. Die Möglichkeit, durch die Strömunglenkung möglichst auf senkrechte Ufermauer verzichten zu können und z.B. mit technisch-biologischer Ufersicherung eine geneigte Böschung zu realisieren, verbessert nochmals die Verfügbarkeit von Schutzräumen.

## 7.8 Fazit des Methodenvergleichs des Forschungsansatzes

Fokus dieser Arbeit war die Untersuchung der gewässerstrukturierenden Wirkung von Lenkbühnen. Der hierfür entwickelte Forschungsansatz zur ganzheitlichen Beurteilung naturbasierter Lösungen, hier Lenkbühnen, umfasst explizit nur Untersuchungsmethoden und Werkzeuge auf dem aktuellen Stand der Technik (siehe Kapitel 2.6). Dementsprechend erfolgten die Messungen, die im Rahmen des Monitoringprogramms am Freilandversuch durchgeführt wurden, ausschließlich mit etablierten terrestrischen Verfahren. Die Laborversuche mit beweglicher Sohle wurden mit einem Einkorn-

Material durchgeführt und die numerischen Untersuchungen zur Habitataignung und den Schutzbereichen bei Hochwasser erfolgten mit einem etablierten 2D-hydrodynamischen Verfahren.

Es konnte gezeigt werden, dass sich die Ergebnisse zwischen den drei Untersuchungsmethoden Naturversuch (Kapitel 4), Laborversuch mit fester Sohle (Kapitel 5) und Laborversuch mit beweglicher Sohle (Kapitel 6) gut übertragen lassen. Im Vergleich der untersuchten Varianten untereinander lieferte die Auswertung der Bewertungskriterien unabhängig von der Untersuchungsmethode ähnliche Ergebnisse. D.h. dass beispielweise für 2S-Alb die Auswirkungen auf die Wasserspiegellage unabhängig vom Laborversuch mit fester bzw. beweglicher Sohle oder der numerischen Modellierung stets größer waren als für RV. Analog zeigte die Untersuchung der Schutzbereiche bei Hochwasser unabhängig von Freiland- oder Laborversuch eine Zunahme der Verfügbarkeit von Schutzräumen für die Fischfauna bei Hochwasser.

Der Methodenvergleich in diesem Kapitel zeigte dennoch einige Aspekte zur Weiterentwicklung des im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Ansatzes unter Einbeziehung von Methoden auf dem erweiterten Stand der Forschung.

Vor allem bei überströmten Bauweisen könnte die numerische 3D-HN-Modellierung die Prognosefähigkeit hinsichtlich des Uferschutzes und der Hochwassersicherheit für die zu entwickelnde naturbasierten Lösung verbessern. Dadurch wäre es mit Hilfe hybrider Modellierung möglich, die Anzahl der arbeitsintensiven Laborversuche mit fester Sohle zu reduzieren und nur eine Auswahl von Konfigurationen im Labor zu untersuchen bzw. diesen Schritt vollständig durch rein numerische Untersuchungen zu ersetzen. Die genauere Abbildung der Geschwindigkeitsverteilung würde zudem die Genauigkeit der hydraulischen Einschätzung der Habitataignung erhöhen und so eine bessere Vergleichbarkeit mit den Freilandbedingungen sicherstellen.

Die Substratsortierung konnte in diesem Vergleich nur im Freiland untersucht werden. Aktuelle Weiterentwicklungen im Bereich von Laboruntersuchungen mit beweglicher Sohle befassen sich auch mit der Untersuchung von Korngemischen (Ettmer et al., 2017). Die damit zusätzlichen Daten zur Substratverteilung würden mehrere Verbesserungen des Forschungsansatzes erlauben: Zum einen kann mit der Substratsortierung ein weiterer wichtiger morphologischer Prozess als Bewertungskriterium hinzugeführt werden. Zudem ermöglicht eine Mehrkornsohle im Versuchsstand eine bessere Abbildung der natürlichen bettbildenden Prozesse durch eine gegenüber einer Einkornsohle deutlich realitätsnähere Korngrößenverteilung des Sohlmaterials. Durch die Abbildung von Deckwerksbildung könnten zudem die natürlichen Kolkiefen besser abgebildet werden.

Eine Nutzung bildbasierter Verfahren könnte bei gleichzeitiger Nutzung mehrfarbiger Substratgemische im Laborversuch in Zukunft zudem ermöglichen, das Substrat in die Auswertungen der Habitataignung bzw. der Untersuchung der Gewässerstrukturen nach LS GÖ miteinzubeziehen. Dadurch würde sich auch die Genauigkeit der Habitatmodellierung mit CASiMiR bzw. dem im Projekt jeweils eingesetzten Habitatmodell verbessern und so nach Boavida et al. (2013) die Ergebnisse der Untersuchung des Bewertungskriteriums Ökologie weiter verbessert werden.

Insgesamt konnte durch die Anwendung von drei unterschiedlichen Untersuchungsmethoden die positive Auswirkung der Lenkbuhne auf die Bewertungskriterien Ökologie und Schutzbereiche bei Hochwasser nachgewiesen werden. Die im Vergleich zu Mittelwasserbuhnen geringen Auswirkungen auf die Wasserspiegellage ermöglichen den Einsatz auch in hydraulisch schwierigen Bereichen. Damit wurde ein wirkungsvolles Werkzeug zur Gewässerstrukturierung in urbanen und räumlich beengten Bereichen entwickelt und für Flachlandgewässer dimensioniert.

## 8 Fazit und Ausblick

Im vorliegenden Kapitel werden die Erkenntnisse aus der vorliegenden Arbeit über alle Untersuchungsbausteine zusammengefasst, die daraus folgenden Schlussfolgerungen für die praktische Anwendung von Lenkbuhnen vorgestellt und das Fazit gezogen. Empfehlungen für weitere Arbeiten hinsichtlich der ökologischen Aufwertung von urbanen Fließgewässern und ein Ausblick schließen die Arbeit ab.

### 8.1 Zusammenfassung und Fazit

In der vorliegenden Arbeit konnte nachgewiesen werden, dass Lenkbuhnen einen wichtigen Beitrag zur Gewässerstrukturierung in urbanen Bereichen bieten können.

Der Nachweis erfolgte mithilfe einer ganzheitlichen Analyse anhand eines neu entwickelten Forschungsansatzes zur Untersuchung von naturbasierten Lösungen bzw. leitbildkonformen Ersatzstrukturen (siehe Kapitel 2). Anhand einer Literaturstudie zu den Auswirkungen des Gewässerausbaus und der Möglichkeiten von Gewässerrevitalisierungen im urbanen Raum wurden die Nutzung (Uferschutz), Bauwerksstabilität (bauwerksnahe Kolktiefe), Ökologie (hydraulisch morphologischer Index der Diversität, ökologische Kolkentiefe Substratsortierung, Habitataignung, Schutzbereiche bei Hochwasser), Randbedingungen (Hochwasserschutz) und Ökonomie (Bauwerksvolumen) als entscheidende Bewertungskriterien identifiziert. Im Rahmen des Ansatzes wurde die Eignung der Bauweise für die vorliegende Fragestellung zunächst an einem Referenzprojekt im Freiland grundlegend nachgewiesen und anschließend die Bauweise im Labor unter vergleichbaren Randbedingungen optimiert. Dabei wurden sowohl Messdaten als auch numerische Untersuchungen eingesetzt. Durch die Kombination der verschiedenen Untersuchungsmethoden ließen sich belastbare Erkenntnisse ableiten.

Es wurde ein Freilandversuch an der Alb bei Karlsruhe mit verschiedenen Lenkbuhnenvarianten umgesetzt und von einem zweieinhalb Jahre langen Monitoringprogramm nach dem Before-After-Control-Impact Design begleitet (siehe Kapitel 4). Die Bemessung der Varianten erfolgte anhand des Stands des Wissens aus Kapitel 3. Wie die guten praktischen Erfahrungen gezeigt haben, erweitert das erstmals eingesetzte innovative Rammverfahren beim Einbau der Bauteile der Lenkbuhnen die bisher verbreiteten Bauausführungsvarianten aus Totholz bzw. großen Felsbrocken und ermöglicht so schlanke materialsparende Bauwerke mit großer Beständigkeit. Die gezielt wählbare Einbindetiefe sorgt zudem für eine große Bauwerksstabilität.

Die Ergebnisse des Monitoringprogramms zeigten einen positiven Effekt der Lenkbuhnen auf die Diversität der Sohltopographie und der Substratsortierung. Auch die Verfügbarkeit von Schutzräumen bei Hochwasser konnte durch den Einbau erhöht werden. Das physikalische Habitatmodell CASiMiR zeigte nur geringe Änderungen während des Beobachtungszeitraums. Dahingegen konnten anhand der vergleichenden Bewertung der Buhnenstrecke und der Referenzstrecke nach den Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie aus Baden-Württemberg deutlich positive Auswirkungen auf die Gewässerstrukturen im Freiland nachgewiesen werden. Die gewässerstrukturierenden Effekte waren für die beiden Varianten mit langen einseitigen Lenkbuhnen bzw. beidseitig angeordneten Lenkbuhnen am stärksten ausgeprägt.

Im Rahmen von Laborversuchen mit fester Sohle anhand der Randbedingungen des Freilandversuchs und einem weiterem Referenzprojekt (Kapitel 5), wurde die Bauweise anhand einer

Parameterstudie für die Bewertungskriterien bzw. -indikatoren Uferschutz, Hochwasserschutz, Ökologie und Ökonomie optimiert. Es konnte herausgearbeitet werden, dass die Höhe, der Abstand und die Länge der Buhnen den stärksten Einfluss auf die Bewertungsparameter ausüben. Dabei konnten die bisherigen, aus der Praxis bekannten Empfehlungen hinsichtlich der maximalen Buhnenlänge zur Vermeidung von Erosion am gegenüberliegenden Ufer bestätigt werden. Die Auswirkungen der Buhnenhöhe auf die Wasserspiegellage bei Hochwasser waren in der vorliegenden Arbeit jedoch deutlich größer als bisher in der Literatur dargestellt.

Die relevanten dimensionslosen Parameter von Lenkbuhnen wurden im Rahmen der Parameterstudie identifiziert. Unter Einbezug von Literaturdaten konnten mit den gewonnenen Datensätzen aus den Laboruntersuchungen Schätzformeln zum Einfluss von Lenkbuhnen auf den Wasserspiegelanstieg und die uferschützende Wirkung abgeleitet werden. Die projizierte Anströmfläche, das Abstands-Längenverhältnis und die Anzahl der hintereinander angeordneten (Lenk-)Buhnen sind zusammen mit dem Inklinationswinkel die entscheidenden geometrischen Eingangsparameter für eine verlässliche Abschätzung der hydraulischen Wirkung. Im Rahmen der Analyse konnte gezeigt werden, dass die hydraulischen Randbedingungen entgegen dem Stand des Wissens doch nachweisbare Auswirkungen auf die hydraulische Wirkungsweise überströmter Buhnenbauweisen haben. Die zusätzliche Einbeziehung der Froude-Zahl in die Regressionsanalyse führte zu einer erhöhten Genauigkeit der abgeleiteten Formeln gegenüber der alleinigen Verwendung der Bemessungsparameter. Die Formeln können in einem weiten Anwendungsgebiet für Fließgewässer mit geringer bis moderater Sohlneigung von bis zu 3,0 % angewendet werden und ermöglichen dem Planungsingenieur so eine einfache Abschätzung der hydraulischen Auswirkungen der Lenkbuhnen während der Planungsphase.

Anhand von Laborversuchen mit beweglicher Sohle konnten Empfehlungen zur notwendigen Einbindetiefe der Lenkbuhnen in die Sohle infolge der Kolkbildung am Buhnenkopf gegeben werden (siehe Kapitel 6). Dadurch wird die weitere Verbreitung der Bauweise gefördert und dem planenden Ingenieur eine einfache Vorbemessung der Einbauten ermöglicht. Die hydromorphologischen Analysen offenbarten dabei zusätzlich die Notwendigkeit einer Ufersicherung im direkten Umfeld der Lenkbuhne auf der Luv-Seite aufgrund möglicher Erosion. Die Wirkung der ein- und beidseitigen Varianten war dabei denen wechselseitiger Varianten überlegen und zeigte bei deutlich geringeren Auswirkungen auf die Wasserspiegellage und geringeren Kosten nur leichte Abnahmen in Bezug auf die Anforderungskriterien hinsichtlich Uferschutz, Habitateignung und Schutzbereiche gegenüber von deutlich höheren Mittelwasserbuhnen.

Ein ausführlicher Vergleich der Untersuchungsmethoden in Kapitel 7 bestätigte die gute Übertragbarkeit der Ergebnisse zwischen den drei Untersuchungsmethoden Naturversuch, Laborversuch mit fester Sohle und Laborversuch mit beweglicher Sohle. Es konnte im Rahmen des Vergleichs übereinstimmend gezeigt werden, dass Lenkbuhnen als naturbasierte Lösungen bzw. leitbildkonforme Ersatzstrukturen eine vielversprechende Möglichkeit darstellen, eine Verbesserung der Gewässerstruktur auch bei räumlich beengten Verhältnissen im urbanen Raum zu erreichen. Sie eignen sich durch ihren Mehrfachnutzen für die Gewässerstrukturierung, durch die Schaffung von Schutzbereichen bei Hochwasser und durch die gleichzeitige Verbesserung des Uferschutzes als Maßnahme zur Förderung der Zielerreichung des guten ökologischen Zustands bzw. des guten ökologischen Potenzials gemäß der Wasserrahmenrichtlinie.

Es konnte damit am Beispiel von Lenkbuhnen gezeigt werden, dass künstliche Strukturen in Form wissenschaftlich abgeleiteter naturbasierter Lösungen auch im Wasserbau ein probates Mittel sind, um den ökologischen Zustand in schwierigen anthropogen überprägten Bereichen auch ohne vorhandenen Entwicklungsraum zu verbessern. Dadurch stehen den Planern weitere Werkzeuge zur

Verfügung, der Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie auch in räumlich beengten Gewässerabschnitten näherzukommen.

### 8.2 Empfehlungen und Ausblick

Der Wissenstand zu Lenkbuhnen konnte durch Erforschung der theoretischen Grundlagen und ergänzende praktische Empfehlungen entscheidend erweitert werden. Die Fortsetzung des im Rahmen der Arbeit entwickelten Monitoring-Programms an der Versuchsstrecke an der Alb wird empfohlen. Es könnte in Zukunft nach dem Ablauf von Hochwasserereignissen mit höheren Jährlichkeiten weitere wichtige Erkenntnisse zur gewässerstrukturierenden Wirkung von Lenkbuhnen liefern. Zudem wäre dadurch die Beobachtung der langfristigen hydromorphologischen Auswirkungen möglich.

Dabei sollte beachtet werden, dass es alleine durch Ersatzstrukturen nicht möglich ist, alle ökologischen Schwachstellen eines Fließgewässers zu beheben. Sie können einen ausreichenden Gewässerentwicklungsraum, welcher weitreichende eigendynamische Prozesse, wie Laufverlagerung und Aueodynamik ermöglicht und Schadstoffeinträge reduziert, nicht ersetzen. Wenn Raum zur eigendynamischen Entwicklung des Fließgewässers vorhanden ist, sollte dieser stets genutzt werden.

Zur Weiterentwicklung der Bauweise bietet sich auch zukünftig noch ein großes Betätigungsfeld für die wissenschaftliche Forschung. Zur weiteren Verallgemeinerung der in dieser Arbeit präsentierten Erkenntnisse sollten ähnliche Untersuchungen auch für andere Randbedingungen, v.a. angelehnt an Gebirgsstrecken, durchgeführt werden, um die Bemessungsempfehlungen für weitere Naturräume zu differenzieren und erweitern. Es wird zudem angeregt, dabei ein langfristig angelegtes Referenzprojekt umzusetzen, das zusätzlich durch ein biologisches Monitoring ergänzt wird, um die ökologisch vorteilhafte Wirkung der Bauweise auch aus fischbiologischer Sicht untersuchen zu können. Auf diese Art kann die im Forschungsansatz enthaltene Forderung, die Eignung der optimierten Bauweisen auch im Freiland nachzuweisen, erfüllt werden und ihre Überlegenheit gegenüber dem aktuellen Stand der Technik nachgewiesen werden.

Der im Zuge der Arbeit entwickelte Forschungsansatz zur Ableitung naturbasierter Bauweisen bietet vielfältige Anknüpfungsmöglichkeiten zur weiteren Entwicklung wissenschaftlich fundierter Bauweisen zur ökologischen Aufwertung degradierter Fließgewässer mit schwierigen hydraulischen Randbedingungen. Durch den ganzheitlichen Ansatz aus Freiland- und Laboruntersuchungen entstehen belastbare Erkenntnisse zur Optimierung und Neuentwicklung von multifunktionellen Bauwerken im Flussbau. Deren Anwendung gewinnt vor allem hinsichtlich des Klimawandels zunehmend an Bedeutung.

## Literaturverzeichnis

- Aberle, J., Nikora, V., McLean, S., Doscher, C., McEwan, I., Green, M., Goring, D., & Walsh, J. (2003). Straight Benthic Flow-Through Flume for In Situ Measurement of Cohesive Sediment Dynamics. *Journal of Hydraulic Engineering*, 129(1), 63–67. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2003\)129:1\(63\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2003)129:1(63))
- Acreman, M. C., Riddington, R., & Booker, D. J. (2003). Hydrological impacts of floodplain restoration: A case study of the River Cherwell, UK. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(1), 75–85. <https://doi.org/10.5194/hess-7-75-2003>
- Adam, T., & LfU (Hrsg.). (2005). *Das Albtal: Natur und Kultur vom Schwarzwald bis zum Rhein*. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Verlag Regionalkultur.
- Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Bérubé, M., Robichaud, É., Thiémonge, N., & Bobée, B. (2006). A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. *River Research and Applications*, 22(5), 503–523. <https://doi.org/10.1002/rra.918>
- Alexy, M. (2000). Ermittlung der Kolk-tiefen und der erforderlichen Sohlenbefestigung im Bereich einer Brückenbaustelle in der Elbe. *Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau*, 82, 81–95.
- Ambagts, L. R., Platzeck, F. W., Baron, M., & Yossef, M. F. M. (2020). *Numerical modelling approaches for flow near groynes—Comparison with experiments* (W. S. J. Uijttewaai, Hrsg.; Bd. 2020, S. 1268–1276). Taylor & Francis Group. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/109591>
- Amoros, C., Roux, A. L., Reygrobellet, J. L., Bravard, J. P., & Pautou, G. (1987). A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers: Research & Management*, 1(1), 17–36. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450010104>
- Araújo, M. A. V. C., Teixeira, J. C. F., & Teixeira, S. F. C. F. (2008). Application of laser anemometry for measuring critical bed shear stress of sediment core samples. *Continental Shelf Research*, 28(20), 2718–2724. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.09.011>
- Arlinghaus, R., Engelhardt, C., Sukhodolov, A., & Wolter, C. (2002). Fish recruitment in a canal with intensive navigation: Implications for ecosystem management. *Journal of Fish Biology*, 61(6), 1386–1402. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb02484.x>
- Armanini, A., Sartori, F., Tomio, G., Cerchia, F., & Vergnani, M. (2010). *Analysis of a fluvial groynes system on hydraulic scale model* (Bundesanstalt für Wasserbau, A. Dittrich, K. Koll, J. Aberle, & P. Geisenhainer, Hrsg.; S. 1177–1184). Bundesanstalt für Wasserbau. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/99766>
- Armanini, D. G., Horrigan, N., Monk, W. A., Peters, D. L., & Baird, D. J. (2011). Development of a benthic macroinvertebrate flow sensitivity index for Canadian rivers. *River Research and Applications*, 27(6), 723–737. <https://doi.org/10.1002/rra.1389>
- Azinfar, H. (2010). *Flow Resistance and associated backwater effect due to spur dikes in open channels* [Dissertation]. Department of Civil and Geological Engineering, University of Saskatchewan.
- Azinfar, H., & Kells, J. A. (2008). Backwater Prediction due to the Blockage Caused by a Single, Submerged Spur Dike in an Open Channel. *Journal of Hydraulic Engineering*, 134(8), 1153–1157. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2008\)134:8\(1153\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:8(1153))

- Baird, D. C., Fotherby, L., Klumpp, C. C., & Sculock, S. M. (2015). *Bank Stabilization Design Guidelines—Report No. SRH-2015-25, Albuquerque Area Office Science and Technology Policy and Administration (Manuals and Standards) Yuma Area Office* (U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Technical Service Center Denver, Colorado, Hrsg.).
- Barbour, M. T., & States, U. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish* (2. Aufl.). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Washington, DC. <http://purl.access.gpo.gov/GPO/LPS3733>
- Basler & Hofmann West AG. (2018). *Erfolgskontrolle Lenkbuhnen an der Taverna -Abschlussbericht 2018*.
- Baur, W. H. (2020). *Renaturierung kleiner Fließgewässer mit ökologischen Methoden in Berg- und Hügelland: Anregungen zum konkreten Handeln* (3. Auflage). LFVBW GmbH.
- BAW. (1986). *Gutachten: Hochwasserschutz Alb / Knielingen—Grünwinkel—Hydraulische Berechnung der Alb*. Bundesanstalt für Wasserbau.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt. (2009). *Totholz bringt Leben in Flüsse und Bäche* (2. Aufl.).
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.). (1987). *Grundzüge der Gewässerpflege*. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft.
- Becker, A. (2019). *Landesstudie Gewässerökologie Baden Württemberg: Fischökologisch funktionsfähige Strukturen in Fließgewässern—Kartieranleitung für watend begehbare Fließgewässer—Methode zur Erfassung von fischökologisch funktionsfähigen Strukturen in Fließgewässern Baden-Württembergs* (Regierungspräsidium Tübingen Geschäftsstelle Gewässerökologie, Hrsg.).
- Becker, A., & Ortlepp, J. (2019). *Landesstudie Gewässerökologie Baden-Württemberg: Fischökologisch funktionsfähige Strukturen in Fließgewässern—Methodik zur Herleitung des notwendigen Maßnahmenbedarfs zur Schaffung von funktionsfähigen Lebensräumen für die Fischfauna in den Gewässern Baden—Württemberg im Rahmen der Landesstudie Gewässerökologie—Handreichung* (Regierungspräsidium Tübingen Geschäftsstelle Gewässerökologie, Hrsg.).
- Beffa, C. (2014). *FLUMEN v2.3*.
- Belletti, B., Rinaldi, M., Buijse, A. D., Gurnell, A. M., & Mosselman, E. (2015). A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environmental Earth Sciences*, 73(5), 2079–2100. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3558-1>
- Bender, S., Butts, M., Hagemann, S., Smith, M., Vereecken, H., & Wendland, F. (2017). *Der Einfluss des Klimawandels auf die terrestrischen Wassersysteme in Deutschland—Eine Analyse ausgesuchter Studien der Jahre 2009 bis 2013*. Climate Service Center Germany.
- Berger, V. (2018). *Ansätze zur Quantifizierung des Renaturierungserfolgs: Beispielhafte Betrachtungen in sandgeprägten Tieflandbächen*. Shaker Verlag.
- Binder, W., Patt, H., Kiel, E., Pottgiesser, T., Sommerhäuser, M., Koenzen, U., & Kurth, A. (2016). Natürliche Fließgewässer, Typologie der Fließgewässer. In *Fließgewässer- und Auenentwicklung: Grundlagen und Erfahrungen* (S. 5–74). Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-48449-4>
- Birnie-Gauvin, K., Aarestrup, K., Riis, T. M. O., Jepsen, N., & Koed, A. (2017). Shining a light on the loss of rheophilic fish habitat in lowland rivers as a forgotten consequence of barriers, and its implications for management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 27(6), 1345–1349. <https://doi.org/10.1002/aqc.2795>
- Bischoff, A., & Wolter, C. (2001). Groyne-heads as potential summer habitats for juvenile rheophilic fishes in the Lower Oder, Germany. *Limnologica*, 31(1), 17–26. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(01\)80043-8](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(01)80043-8)

- BMUB, & UBA. (2016). *Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015*. Umweltbundesamt; Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.
- BMUV, & UBA. (2022). *Die Wasserrahmenrichtlinie – Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen*. Umweltbundesamt; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz.
- Boavida, I., Santos, J. M., Katopodis, C., Ferreira, M. T., & Pinheiro, A. (2013). Uncertainty in predicting the fish-response to two-dimensional habitat modelling using field data. *River Research and Applications*, 29(9), 1164–1174. <https://doi.org/10.1002/rra.2603>
- Bondar-Kunze, E., Ivankovic, M., Funk, A., Trauner, D., Keckeis, H., & Hein, T. (2016). Grundlegende Erkenntnisse im Rahmen des Pilotprojekt Bad Deutsch-Altenburg – Die Bedeutung der Stromsohle und Uferzonen für ökologische Prozesse und Artengemeinschaften an einem stark regulierten Fluss, der Donau. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 68(5–6), 239–247. <https://doi.org/10.1007/s00506-016-0311-x>
- Bostelmann, R., & Nadolny, I. (Hrsg.). (2005). Morphologie und Hydrologie der Alb. In *Das Albtal. Natur und Kultur vom Schwarzwald bis zum Rhein*. Verlag Regionalkultur.
- Bostelmann, R., Renner, J., & Nadolny, I. (2004). *Gewässerentwicklungsplan der Alb in Ettlingen (Erläuterungsbericht)*. ALAND - Arbeitsgemeinschaft Landschaftsökologie.
- Botsch, B. (2018). *Morphologie von Sandbänken in fließenden Gewässern und Bühnenfeldern: Laterale Sedimentation und natürliche Korngrößensortierung – eine Homologie-Hypothese*. Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-57566-6>
- Bovee, K. D. (1982). *A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology*. IFIP No. 12 (Report 82/26; FWS/OBS). USGS Publications Warehouse. [http://pubs.er.usgs.gov/publication/fwsobs82\\_26](http://pubs.er.usgs.gov/publication/fwsobs82_26)
- Bovee, K. D., Fish, N. E. C. (U S., Service), W., Fish, U. S., & Service, W. (1986). *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology*. National Ecology Center, Division of Wildlife and Contaminant Research, Fish and Wildlife Service, U.S. Dept. of the Interior Washington, DC.
- Bovee, K. D., Lamb, B. L., Bartholow, J. M., Stalnaker, C. B., Taylor, J., & Henriksen, J. (1998). *Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology* (Report 1998-0004; Information and Technology Report, S. 138). USGS Publications Warehouse. <http://pubs.er.usgs.gov/publication/itr19980004>
- Brandes, D. (1998). Vegetationsökologische Untersuchungen an wasserbaulich bedingten linearen Strukturen. *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten*, 5, 185–197. <https://doi.org/10.24355/DBBS.084-200511080100-256>
- Brandes, D. (1999). Bidentetea-Arten an der mittleren Elbe: Dynamik, räumliche Verbreitung und Soziologie. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften*, 5(4), 781–809. <https://doi.org/10.24355/DBBS.084-200511080100-225>
- Brauer, E. J. (2013). *The effect of dikes on water surfaces in a mobile bed* [Masterarbeit]. University of Illinois at Urbana-Champaign.
- Breusers, H. N. C., & Raudkivi, A. J. (2020). *Scouring* (1. Aufl.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003079477>
- Briem, E. (1999). *Die Gewässerlandschaften Baden-Württembergs* (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU), Hrsg.).
- Britton, J. R., & Pegg, J. (2011). Ecology of European Barbel *Barbus Barbus*: Implications for River, Fishery, and Conservation Management. *Reviews in Fisheries Science*, 19(4), 321–330. <https://doi.org/10.1080/10641262.2011.599886>

- Brown, R. A., & Pasternack, G. B. (2008). Engineered channel controls limiting spawning habitat rehabilitation success on regulated gravel-bed rivers. *Geomorphology*, 97(3–4), 631–654. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.09.012>
- Brown, R. A., & Pasternack, G. B. (2009). Comparison of methods for analysing salmon habitat rehabilitation designs for regulated rivers. *River Research and Applications*, 25(6), 745–772. <https://doi.org/10.1002/rra.1189>
- Brown, S. A. (1985). *Design of spur type streambank stabilization structures* (U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration, Hrsg.).
- Brunke, M. (2012). Furten und Kolke in Fließgewässern des Tieflands: Morphologie, Habitatfunktion für Fische und Renaturierungsmaßnahmen. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 56(2012), 100–110. [https://doi.org/10.5675/HYWA\\_2012,3\\_1](https://doi.org/10.5675/HYWA_2012,3_1)
- Burger, S. (2007). Bünz: Vom Kanal zum dynamischen Bach. *Umwelt Aargau*, 37, 9–15.
- C. M. Cooper & S. S. Knight. (1987). Fisheries in man-made pools below grade-control structures and in naturally occurring scour holes of unstable streams. *Journal of Soil and Water Conservation*, 42(5), 370.
- Capra, H., Pella, H., & Ovidio, M. (2018). Individual movements, home ranges and habitat use by native rheophilic cyprinids and non-native catfish in a large regulated river. *Fisheries Management and Ecology*, 25(2), 136–149. <https://doi.org/10.1111/fme.12272>
- Capra, H., Plichard, L., Bergé, J., Pella, H., Ovidio, M., McNeil, E., & Lamouroux, N. (2017). Fish habitat selection in a large hydropeaking river: Strong individual and temporal variations revealed by telemetry. *Science of The Total Environment*, 578, 109–120. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.155>
- Chen, X., Wang, Y., & Ni, J. (2019). Structural characteristics of river networks and their relations to basin factors in the Yangtze and Yellow River basins. *Science China Technological Sciences*, 62(11), 1885–1895. <https://doi.org/10.1007/s11431-019-9531-0>
- Chow, V. T. (1959). *Open-channel hydraulics*. McGraw-Hill.
- Clough, S. C., Lee-Elliott, I. E., Turnpenny, A. W. H., Holden, S. D. J., & Hinks, C. (2004). *Swimming speeds in fish: Phase 2*. Environment Agency.
- Conallin, J., Boegh, E., & Jensen, J. K. (2010). Instream physical habitat modelling types: An analysis as stream hydromorphological modelling tools for EU water resource managers. *International Journal of River Basin Management*, 8(1), 93–107. <https://doi.org/10.1080/15715121003715123>
- Copeland, R. R. (1983). *Bank Protection Techniques Using Spur Dikes* (U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Hrsg.).
- Crowder, D. W., & Diplas, P. (2000). Using two-dimensional hydrodynamic models at scales of ecological importance. *Journal of Hydrology*, 230(3), 172–191. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00177-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00177-3)
- Damm, C. (2020). Leitbilder für die Renaturierung von Flussauen schaffen. *ESKP-Themenspezial: Biodiversität*, 126–129. <https://doi.org/10.2312/ESKP.2020.1.6.1>
- Dehghani, A. A., Azamathulla, H. Md., Hashemi Najafi, S. A., & Ayyoubzadeh, S. A. (2013). Local scouring around L-head groynes. *Journal of Hydrology*, 504, 125–131. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.020>
- Detering, U. (2012). Morphologische Veränderungen an der Lippe. *Natur in NRW*, 1(2012).
- Detert, M., & Weitbrecht, V. (2015). A low-cost airborne velocimetry system: Proof of concept. *Journal of Hydraulic Research*, 53(4), 532–539. <https://doi.org/10.1080/00221686.2015.1054322>

- Deutscher Bundestag. (2021). Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Steffi Lemke, Dr. Bettina Hoffmann, Lisa Badum, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN (Drucksache 19/25751) zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. In *Drucksache des Deutschen Bundestages 19/26097*, 25.01.2021.
- Deutscher Rat für Landespflege. (2008). Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege*, 81.
- Díaz-Redondo, M., Egger, G., Marchamalo, M., Hohensinner, S., & Dister, E. (2017). Benchmarking Fluvial Dynamics for Process-Based River Restoration: The Upper Rhine River (1816-2014): Historical Fluvial Dynamics in the Upper Rhine. *River Research and Applications*, 33(3), 403–414. <https://doi.org/10.1002/rra.3077>
- Dittrich, A. (1998). *Wechselwirkung Morphologie/Strömung naturnaher Fliessgewässer: Bd. 1998 (Habilitationsschrift)*. Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen, Universität Karlsruhe.
- Doretto, A., Piano, E., & Larson, C. E. (2020). The River Continuum Concept: Lessons from the past and perspectives for the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(11), 1853–1864. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0039>
- Douglas, D. H., & Peucker, T. K. (1973). Algorithms for the reduction of the number of points required to represent a digitized line or ist caricature. *Cartographica: The International Journal for Geographic Information and Geovisualization*, 10(2), 112–122. <https://doi.org/10.3138/FM57-6770-U75U-7727>
- Dunbar, M. J., Gustard, A., Acreman, M. C., & Elliot, C. R. N. (1998). *Overseas Approaches to Setting River Flow Objectives*. Environment Agency.
- Dunbar, M. J., Warren, M., Extence, C., Baker, L., Cadman, D., Mould, D. J., Hall, J., & Chadd, R. (2010). Interaction between macroinvertebrates, discharge and physical habitat in upland rivers. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(S1), S31–S44. <https://doi.org/10.1002/aqc.1089>
- DWA (Hrsg.). (2007). *Merkblatt-M 603: Freizeit und Erholung an Fließgewässern* (Stand: Oktober 2007). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- DWA (Hrsg.). (2009). *Merkblatt-M609-1: Entwicklung urbaner Fließgewässer. Teil 1: Grundlagen, Planung und Umsetzung* (Stand: Juni 2009). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser u. Abfall.
- DWA (Hrsg.). (2014). *Merkblatt M-509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke—Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung* (Stand: Mai 2014). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser u. Abfall.
- Dynesius, M., & Nilsson, C. (1994). Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third of the World. *Science*, 266(5186), 753–762. <https://doi.org/10.1126/science.266.5186.753>
- Einstein, A. (1934). Der hydraulische oder Profil-Radius. *Schweizerische Bauzeitung*, 103/104. <https://doi.org/10.5169/SEALS-83166>
- Elawady, E., Michiue, M., & Hinokidani, O. (2001). Movable bed scour around submerged spur-dikes. *Annual Journal of Hydraulic Engineering, JSCE*, 45, 373–378. <https://doi.org/10.2208/prohe.45.373>
- Ellenberg, H., & Leuschner, C. (2010). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht* (6. Aufl.). Verlag Eugen Ulmer.
- Engels, H. (1904). *Untersuchungen über die Wirkungen der Strömungen auf sandigem Boden unter dem Einfluss von Querbauten*. Verlag von Wilhelm Ernst & Sohn.

- Epple, T., Friedmann, A., Wetzel, K.-F., & Born, O. (2020). The life-cycle of Nase (*Chondrostoma nasus*) before and after the construction of hydropower plants in the river Iller (Bavaria, Germany) and its migration behavior through fish-bypass channels. *Danube news*, 41(22), 1–8.
- Ettema, R., Constantinescu, G., & Melville, B. (2011). *Evaluation of Bridge-Scour Research: Abutment and Contraction Scour Processes and Prediction* (National Cooperative Highway Research Program, Transportation Research Board, National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, Hrsg.). Transportation Research Board. <https://doi.org/10.17226/22841>
- Ettmer, B., Hentschel, B., & Link, O. (2021). Neue Wege in der experimentellen morphodynamischen Modellierung durch die Verwendung von Kunststoffgranulat-Sieblinien. *Wasserwirtschaft*, 111(5), 16–22.
- Ettmer, B., Hentschel, B., & Orlik, S. (2017). Geschiebetransport im gegenständlichen Modell: Neue Ansätze zur naturähnlichen Abbildung komplexer morphodynamischer Prozesse. In Bundesanstalt für Wasserbau (Hrsg.), *Wasserbauliche Herausforderungen an den Binnenschiffahrtsstraßen* (S. 73–78). Bundesanstalt für Wasserbau. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/104385>
- Extence, C., Balbi, D., & Chadd, R. (1999). River Flow Indexing Using British Benthic Macroinvertebrates: A Framework for Setting Hydroecological Objectives. *Regulated Rivers - Research & Management*, 15(6), 545–574. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199911/12\)15:63.O.CO;2-W](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199911/12)15:63.O.CO;2-W)
- Fael, C., Lança, R., & Cardoso, A. (2016). Effect of pier shape and pier alignment on the equilibrium scour depth at single piers. *International Journal of Sediment Research*, 31(3), 244–250. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2016.04.001>
- Faulhaber, P. (2007). Neue Methoden der aerodynamischen Modellierung flussbaulicher Fragestellungen. *Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau*, 90, 47–74.
- Faulhaber, P., & Rommel, J. (2015). Messungen von Topografie und Strömung in Bühnenfeldern der deutschen Binnenelbe. *Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen* 53, 469–478. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/103405>
- Fausch, K. D., Lyon, J., Karr, J. R., & Angermeier, P. L. (1990). Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8, 123–144.
- Ferro, V., Shokrian Hajibehzad, M., Bejestan, M. S., & Kashefipour, S. M. (2019). Scour around a Permeable Groin Combined with a Triangular Vane in River Bends. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 145(3), 04019003. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0001380](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0001380)
- Finck, P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U., & Ssymank, A. (2017). *Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands: Dritte fortgeschriebene Fassung 2017* (Naturschutz, Hrsg.; 2017. Aufl.). Landwirtschaftsvlg Münster.
- Fischer, H. (2019). Wieviel Eigendynamik braucht die Ökologie? In Bundesanstalt für Wasserbau (Hrsg.), *Verkehrswasserbau und Ökologie – Erfolge, Synergien, Konflikte* (S. 11). Bundesanstalt für Wasserbau. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/106741>
- Fischer, P. (2016). *Fluviale Morphodynamik und eigendynamische Entwicklung: Untersuchungen an einem naturnahen Umgehungsbach im Auwald zwischen Neuburg und Ingolstadt*. <https://opus4.kobv.de/opus4-ku-eichstaett/frontdoor/index/index/docId/349>
- Fitzpatrick, F. A., Peppler, M. C., Schwar, H. E., Hoopes, J. A., & Diebel, M. W. (2005). *Monitoring Channel Morphology and Bluff Erosion at Two Installations of Flow-Deflecting Vanes, North Fish Creek, Wisconsin, 2000–03*. U.S. Geological Survey.
- Flore, L., Keckeis, H., & Schiemer, F. (2001). Feeding, energetic benefit and swimming capabilities of 0? Nase (*Chondrostoma nasus* L.) in flowing water: An integrative laboratory approach. *Large Rivers*, 12(2–4), 409–424. <https://doi.org/10.1127/lr/12/2001/409>

- Forschungsgruppe Fließgewässer. (1994). *Fließgewässertypologie: Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein - Odenwald und Oberrheinebene*. Ecomed-Verlag.
- Friedrich, G. (2012). Gewässerrenaturierung – mit welchen Zielen? *Natur in NRW*, 1(2012), 8–10.
- Friedrich, H., Melville, B., Coleman, S., Nikora, V., & Clunie, T. (2005). Three-Dimensional measurement of laboratory submerged bed forms using moving probes. *31st IAHR Congress, Seoul Südkorea*, 396–404.
- Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E., & Hurley, M. D. (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10(2), 199–214. <https://doi.org/10.1007/BF01867358>
- Fritsch, A. J. (1872). *Die Wirbeltiere Böhmens. Ein Verzeichnis aller bisher in Böhmen beobachteten Säugetiere, Vögel, Amphibien und Fische*.
- Fritz, H. M., & Hager, W. H. (1998). Hydraulics of Embankment Weirs. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(9), 963–971. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1998\)124:9\(963\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1998)124:9(963))
- Fukuda, S., De Baets, B., Waegeman, W., Verwaeren, J., & Mouton, A. M. (2013). Habitat prediction and knowledge extraction for spawning European grayling (*Thymallus thymallus* L.) using a broad range of species distribution models. *Environmental Modelling & Software*, 47, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.04.005>
- García, A., Jorde, K., Habit, E., Caamaño, D., & Parra, O. (2011). Downstream environmental effects of dam operations: Changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications*, 27(3), 312–327. <https://doi.org/10.1002/rra.1358>
- Gebler, R.-J. (2005). *Entwicklung naturnaher Bäche und Flüsse: Maßnahmen zur Strukturverbesserung ; Grundlagen und Beispiele aus der Praxis*. Verlag Wasser und Umwelt.
- Gehrig, W. (1958). Der Verbau von Übertiefen und die Erhaltung des Fahrwassers. *Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau*, 11, 20–34.
- Geist, J. (2015). Seven steps towards improving freshwater conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 25(4), 447–453. <https://doi.org/10.1002/aqc.2576>
- Geist, J., & Auerswald, K. (2016). Synergien im Gewässer-, Boden-, Arten- und Klimaschutz am Beispiel von Flussauen. *Wasserwirtschaft*, 11, 11–16.
- Geist, J., & Hawkins, S. J. (2016). Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: Current progress and future challenges. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 942–962. <https://doi.org/10.1002/aqc.2702>
- Gorka, M., & Roos, P. (2002). *Gewässerentwicklungsplan der Alb (Gemarkungsgebiet der Stadt Karlsruhe)*. Büro für Gewässerökologie.
- Gorman, O. T., & Karr, J. R. (1978). Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology*, 59(3), 507–515. <https://doi.org/10.2307/1936581>
- Gostner, W. (2012). *The Hydro-Morphological Index of Diversity: A planning tool for river restoration projects* [Dissertation]. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Gostner, W., & Paternolli, M. (2018). Lebensraumqualität von Fließgewässern: Morphologische oder hydraulische Indizes? *Wasserwirtschaft*, 108(2–3).
- Gostner, W., & Schleiss, A. (2010). Der hydraulisch-morphologische Index der Diversität: Ein Indikator für die ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. *Beiträge zum 15. Gemeinschafts-Symposium der Wasserbau-Institute TU München, TU Graz und ETH Zürich*, 124, 1–10.

- Gostner, W., & Schleiss, A. (2011). Der hydromorphologische Index der Diversität—«eine Messlatte für das ökologische Potenzial von Hochwasserschutzprojekten». *Wasser Energie Luft*, 4, 327–336.
- Graf, W., Chovanec, A., Hohensinner, S., Leitner, P., Schmidt-Kloiber, A., Stubauer, I., Waringer, J., & Ofenböck, G. (2013). Das Makrozoobenthos als Indikatorgruppe zur Bewertung großer Flüsse unter Einbeziehung auenökologischer Aspekte. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 65(11–12), 386–399. <https://doi.org/10.1007/s00506-013-0117-z>
- Grambow, M. (2021, 27.01). *Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie—Sicht der LAWA*. Hydromorphologie-IV-Workshops, Digitale Veranstaltung 26./27.01.2021.
- Grantham, T. E. (2013). Use of hydraulic modelling to assess passage flow connectivity for salmon in streams: Hydraulic modelling of fish passage flows. *River Research and Applications*, 29(2), 250–267. <https://doi.org/10.1002/rra.1591>
- Graw, M., & Berg, R. (2011). *Ökologische Bewertung von Fließgewässern* (5. Auflage). Vereinigung Deutscher Gewässerschutz (VDG) e.V.
- Graw, M., & Borchardt, D. (1999). *Ein Bach ist mehr als Wasser: Materialien für einen fächerverbindenden, projektorientierten Unterricht zum Thema Ökologie und Schutz von Fließgewässern*. Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten.
- Grimaldi, C. (2005). *Non-conventional countermeasures against local scouring at bridge piers* [Dissertation]. University of Calabria.
- Grober, O. (1998). *Ökologisch orientierte Gewässerinstandhaltungen mit naturnaher dynamischer Landschaftseingliederung nach Grundsätzen von V. Schauburger in der Region Mariazell an der Salza und ihren Nebenbächen*. Zusammenstellung der Baubezirksleitung Bruck an der Mur, Österreich.
- Groll, M. (2017). The passive river restoration approach as an efficient tool to improve the hydromorphological diversity of rivers – Case study from two river restoration projects in the German lower mountain range. *Geomorphology*, 293, 69–83. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.05.004>
- Gutmann Roberts, C., Bašić, T., Britton, J. R., Rice, S., & Pledger, A. G. (2020). Quantifying the habitat and zoogeomorphic capabilities of spawning European barbel *Barbus barbus*, a lithophilous cyprinid. *River Research and Applications*, 36(2), 259–279. <https://doi.org/10.1002/rra.3573>
- Haidvogel, G., Preis, S., Hohensinner, S., Muhar, S., & Poppe, M. (2008). Flüsse in Österreich—Lebensadern für Mensch, Natur und Wirtschaft. In *Flüsse in Österreich* (S. 32–43). StudienVerlag.
- Harada, M., Takaoka, H., Oishi, T., Kayaba, Y., & Fujita, Y. (2013). Characteristics of bed deformation around submerged upstream-pointing groins for different angle. *Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. B1 (Hydraulic Engineering)*, 69, I\_1189-I\_1194. [https://doi.org/10.2208/jscejhe.69.I\\_1189](https://doi.org/10.2208/jscejhe.69.I_1189)
- Harby, A., Baptist, M., Dunbar, M. J., & Schmutz, S. (Hrsg.). (2004). *COST Action 626: State-of-the-art in data sampling, modelling analysis and applications of river habitat modelling*. European Aquatic Modelling Network.
- Hardy, T. B. (1998). The future of habitat modeling and instream flow assessment techniques. *Regulated Rivers: Research & Management*, 14(5), 405–420. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199809\)14:5<405::AID-RRR510>3.0.CO;2-0](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199809)14:5<405::AID-RRR510>3.0.CO;2-0)
- Hauer, C., Unfer, G., Schmutz, S., & Habersack, H. (2008). Morphodynamic Effects on the Habitat of Juvenile Cyprinids (*Chondrostoma nasus*) in a Restored Austrian Lowland River. *Environmental Management*, 42(2), 279–296. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9118-2>
- Heimerl, S. (Hrsg.). (2017). *Biologische Durchgängigkeit von Fließgewässern: Ausgewählte Beiträge aus der Fachzeitschrift WasserWirtschaft*. Springer Vieweg.

- Hentschel, B. (2007). Hydraulische Flussmodelle mit beweglicher Sohle. *Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau*, 90, 25–46.
- Hentschel, B. (2010). Modifikation von Stromregelungsbauwerken unter ökologischen Gesichtspunkten am Beispiel der Bundeswasserstraßen Elbe und Oder. In V. Lüderitz, R. Jüpner, & A. Dittrich (Hrsg.), *Beiträge zum Institutskolloquium „Auswirkungen von Eingriffen in Fließgewässern“*. Shaker-Verlag.
- Hentschel, B. (2014). *Einsatz gegenständlicher Modelle für morphologische Fragestellungen*. 65–70.
- Hentschel, B. (2015). *Messungen des Wasserspiegels in gegenständlichen Modellen*. 53, 69–78. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/103367>
- Hentschel, B., & Anlauf, A. (2002). Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Bühnenformen auf die Lebensräume in Bühnenfeldern der Elbe. *Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements*, 10. *Magdeburger Gewässerschutzseminar*, 199–202.
- Hentschel, B., Henning, M., & Hüsener, T. (2012). Morphologie an Bühnenfeldern—Natur- und Laboruntersuchungen. *Wasserbausymposium 2012, der TU München, der ETH Zürich und der TU Graz, 12.-15.09.2012, Graz, Österreich*, 403–410. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/100817>
- Hering, D., & Niemann, A. (2012). Renaturierungen: Erfolgskontrolle. *Natur in NRW*, 1(2012), 22–23.
- Hughes, F. M. R., Colston, A., & Mountford, J. O. (2005). Restoring Riparian Ecosystems: The Challenge of Accommodating Variability and Designing Restoration Trajectories. *Ecology and Society*, 10(1), art12. <https://doi.org/10.5751/ES-01292-100112>
- Hughes, W. F., & Brighton, J. A. (1967). *Fluid Dynamics* (2nd ed). McGraw-Hill.
- Intergovernmental Panel On Climate Change (Ippc). (2023). *Climate Change 2022 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (1. Aufl.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>
- Jähmig, S. C. (2004). *Comparison between Multiple-channel and Single-channel Stream Sections—Hydromorphology and Benthic Macroinvertebrates* [Dissertation]. Fachbereichs Biologie und Geographie, Universität Duisburg-Essen.
- Jähmig, S. C., Hering, D., & Sommerhäuser, M. (2011). *Fließgewässer-Renaturierung heute und morgen—EG Wasserrahmenrichtlinie, Maßnahmen und Effizienzkontrolle*. Schweizerbart Science Publishers.
- Januschke, K., Sundermann, A., Antons, C., Haase, P., Lorenz, A., & Hering, D. (2009). Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands. *Deutscher Rat für Landespflege*, 82, 23–39.
- Jiang, X., Xiong, J., Xie, Z., & Chen, Y. (2011). Longitudinal patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in a Chinese river system: A test for river continuum concept (RCC). *Quaternary International*, 244(2), 289–295. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2010.08.015>
- Jirka, G. H., & Lang, C. (2009). *Einführung in die Gerinnehydraulik* (2. Aufl.). Universitätsverlag Karlsruhe.
- Johnson, P. A., Hey, R. D., Tessier, M., & Rosgen, D. L. (2001). Use of Vanes for Control of Scour at Vertical Wall Abutments. *Journal of Hydraulic Engineering*, 127(9), 772–778. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2001\)127:9\(772\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2001)127:9(772))
- Jorde, K., Schneider, M., Peter, A., & Zoellner, F. (2001, Januar 1). Fuzzy based Models for the Evaluation of Fish Habitat Quality and Instream Flow Assessment. *Proceedings of the 2001 International Symposium on Environmental Hydraulics*.

- Jowett, I., Hayes, J., & Duncan, M. (2008). A Guide to Habitat Survey Methods and Analysis. *NIWA Science and Technology Series*, 54.
- Julien, P. Y., & Duncan, J. R. (2005). *Optimal design criteria of bendway weirs from numerical simulations and physical model studies* (Colorado State University, Civil Engineering, Hrsg.).
- Jungwirth, M. (1981). *Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände*. Forschungsarbeiten des Bundesministeriums für Land und Forstwirtschaft, Eigenverlag.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S., & Schmutz, S. (Hrsg.). (2003). *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas.
- Jungwirth, M., Moog, O., & Muhar, S. (1993). Effects of river bed restructuring on fish and benthos of a fifth order stream, melk, Austria. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8(1-2), 195-204. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450080122>
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In *Proceedings of the international large river symposium* (S. 110-127). Canadian Department of Fisheries and Oceans.
- Junk, W. J., & Wantzen, K. (2004). The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches and Applications—An Update. In *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries (LARS2)* (Bd. 2).
- Jüpner, R. (Hrsg.). (2005). *Hochwassermanagement*. Shaker.
- Jürging, P. (1987). Landschaftsökologische Untersuchungen bei Flusstauseen. *Wasserwirtschaft*, 77(6), 284-287.
- Jürging, P., & Gröbmaier, W. (1996). Gewässer und ihre Lebensgemeinschaften. *Wasser-Abwasser - Praxis(WAP)*, 3, 46-50.
- Jürging, P., & Patt, H. (Hrsg.). (2005). *Fließgewässer- und Auenentwicklung: Grundlagen und Erfahrungen*. Springer Verlag.
- Kail, J. (2004). *Geomorphic Effects of Large Wood in Streams and Rivers and Its Use in Stream Restoration: A Central European Perspective* [Dissertation]. Fachbereich Biologie und Geografie, Universität Duisburg-Essen.
- Kail, J., & Wolter, C. (2011). Analysis and evaluation of large-scale river restoration planning in Germany to better link river research and management. *River Research and Applications*, 27(8), 985-999. <https://doi.org/10.1002/rra.1382>
- Kaiser, K., Keller, N., Brande, A., Dalitz, S., Hensel, N., Heußner, K., Kappler, C., Michas, U., Müller, J., Schwalbe, G., Weiße, R., & Bens, O. (2018). A large-scale medieval dam-lake cascade in central Europe: Water level dynamics of the Havel River, Berlin-Brandenburg region, Germany. *Geoarchaeology*, 33(2), 237-259. <https://doi.org/10.1002/gea.21649>
- Kamp, U., Binder, W., & Hölzl, K. (2007). River habitat monitoring and assessment in Germany. *Environmental Monitoring and Assessment*, 127(1-3), 209-226. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9274-x>
- Kannen, C., Seidel, F., & Franca, M. J. (2022). *Discussion of various equilibrium concepts on scouring around hydraulic structures*. River Flow 2022, the 11th International Conference on Fluvial Hydraulics. November 8-10, 2022, Kingston and Ottawa, Canada.
- Kern, K. (1994). *Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung: Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern*. Springer Verlag.
- Kieser, C. (2003). „Kein Strom oder Fluss hat mehrere Arme nötig“. Denkmale zum Gedenken an Johann Gottfried Tulla, den „Bändiger des wilden Rheins“. *Denkmalpflege in Baden-Württemberg – Nachrichtenblatt der Landesdenkmalpflege*, Bd. 32(3), 231-234. <https://doi.org/10.11588/NBDPFBW.2003.3.12383>

- King, J., Sabet, H., Brown, C., & Hirst, S. (2002). *Lesotho Highlands Water Project—Final report: Summary of main findings for Phase 1 development* (Metsi Consultants, Hrsg.). Lesotho Highlands Development Authority.
- Kirchenbauer, S., & Warda, R. (Hrsg.). (1998). *Die Alb: Ein Fluß im Wechselspiel zwischen Mensch und Natur*. Badenia-Verlag.
- Kleinwächter, M., Schröder, U., Rödiger, S., Hentschel, B., & Anlauf, A. (Hrsg.). (2017). *Alternative Bühnenformen in der Elbe: Hydraulische und ökologische Wirkungen*. Schweizerbart.
- Klingeman, P. C., Kehe, S. M., & Owusu, Y. A. (1984). *Streambank erosion protection and channel scour manipulation using rockfill dikes and gabions* (Water Resources Research Institute Oregon State University, Hrsg.).
- Knight, S. S., & Cooper, C. M. (1991). Effects of bank protection on stream fishes. *Proceedings of the Fifth Federal Interagency Sedimentation Conference*, 13.34-13.39.
- Knighton, A. D. (1981). Asymmetry of river channel cross-sections: Part I. Quantitative indices. *Earth Surface Processes and Landforms*, 6(6), 581–588. <https://doi.org/10.1002/esp.3290060607>
- Knighton, D. (1998). *Fluvial Forms and Processes* (2. Aufl.). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780203784662>
- Kobus, H. (Hrsg.). (1984). *Wasserbauliches Versuchswesen* (2., rev. Aufl.). Parey.
- Kolden, E., Fox, B. D., Bledsoe, B. P., & Kondratieff, M. C. (2016). Modelling Whitewater Park Hydraulics and Fish Habitat in Colorado: Whitewater Park Hydraulics and Fish Habitat. *River Research and Applications*, 32(5), 1116–1127. <https://doi.org/10.1002/rra.2931>
- Kollmann, J., Kirmer, A., Tischew, S., Hölzel, N., & Kiehl, K. (2019). *Renaturierungsökologie*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-54913-1>
- Kondolf, G. M. (2006). River Restoration and Meanders. *Ecology and Society*, 11(2). <https://doi.org/10.5751/ES-01795-110242>
- König, F. (2011). *Methode zur hydromorphologischen und soziokulturellen Bewertung urbaner Fließgewässer* [Dissertation]. Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften, Karlsruher Institut für Technologie (KIT).
- König, M., & Koll, K. (2019). Nutzung von hydromorphologischen Parametern zur Evaluierung eines Renaturierungsprojekts. In Bundesanstalt für Wasserbau (Hrsg.), *21. Treffen junger WissenschaftlerInnen* (S. 113–118). Bundesanstalt für Wasserbau. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/106570>
- Konold, W., Böcker, R., & Hampicke, U. (2013). *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege: Kompendium zu Schutz und Entwicklung von Lebensräumen und der Landschaften*. Wiley-VCH.
- Konold, W., Kiel, E., Brux, H., Schirmer, M., Scholle, J., Binder, W., Patt, H., von Keitz, S., Schrenk, G., Schackers, B., & Podraza, P. (2016). Mensch und Fließgewässer. In H. Patt (Hrsg.), *Fließgewässer- und Auenentwicklung: Grundlagen und Erfahrungen* (S. 77–174). Springer Berlin Heidelberg.
- Korman, J., Perrin, C. J., & Lekstrum, T. (1994). *A Guide for the Selection of Standard Methods for Quantifying Sportfish Habitat Capability and Suitability in Streams and Lakes of British Columbia*. Limnotek Research and Development Inc.
- Körner, S. (2001). *Theorie und Methodologie der Landschaftsplanung, Landschaftsarchitektur und sozialwissenschaftlichen Freiraumplanung vom Nationalsozialismus bis zur Gegenwart*. <https://doi.org/10.14279/depositonce-4797>
- Kothyari, U. C., Hager, W. H., & Oliveto, G. (2007). Generalized Approach for Clear-Water Scour at Bridge Foundation Elements. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(11), 1229–1240. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2007\)133:11\(1229\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2007)133:11(1229))

- Kothyari, U. C., & Ranga Raju, K. G. (2001). Scour around spur dikes and bridge abutments. *Journal of Hydraulic Research*, 39(4), 367–374. <https://doi.org/10.1080/00221680109499841>
- Krebs, M. (2005). *Untersuchung instationärer oszillierender Strömungen in buhnenverbauten Flussabschnitten und ihre Bedeutung für morphodynamische Berechnungen*. Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt.
- Kuhnle, R. A., Alonso, C. V., & Shields, F. D. (2002). Local Scour Associated with Angled Spur Dikes. *Journal of Hydraulic Engineering*, 128(12), 1087–1093. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2002\)128:12\(1087\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2002)128:12(1087))
- Kuhnle, R. A., Alonso, C. V., & Shields Jr., F. D. (1999). Geometry of scour holes associated with 90 degree spur dikes. Technical note. *Journal of Hydraulic Engineering*, 125(9), 972–978.
- Küttel, S., Peter, A., & Wüest, A. (2002). *Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer*. Rhône Revitalisierung.
- Lange, C., Schneider, M., Mutz, M., Haustein, M., Halle, M., Seidel, M., Sieker, H., Wolter, C., & Hinkelmann, R. (2015). Model-based design for restoration of a small urban river. *Journal of Hydro-Environment Research*, 9(2), 226–236. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2015.04.003>
- LAWA (Hrsg.). (2000). *Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland: Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer; Empfehlung* (1. Aufl.). Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuch-Verlag.
- LAWA (Hrsg.). (2002). *Gewässerstrukturtkartierung in der Bundesrepublik Deutschland: Übersichtsverfahren* (1. Aufl.). Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuchverlag.
- LAWA (Hrsg.). (2019). *LAWA-Verfahrensempfehlung zur Gewässerstrukturtkartierung: Verfahren für kleine bis mittelgroße Fließgewässer* (Zweite überarbeitete und erweiterte Auflage). Kulturbuch-Verlag GmbH.
- Leach, W. D. (2002). Surveying Diverse Stakeholder Groups. *Society & Natural Resources*, 15(7), 641–649. <https://doi.org/10.1080/08941920290069245>
- Lehmann, B. (2005). *Empfehlungen zur naturnahen Gewässerentwicklung im urbanen Raum—Unter Berücksichtigung der Hochwassersicherheit* [Dissertation]. Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften, Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH).
- Lehmann, B., & Schneider, S. (2011). *Hochwassersichere Entwicklung und Unterhaltung von Fließgewässern im urbanen Bereich—Maßnahmen und ihre hydraulischen Wirkungen* (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Hrsg.).
- Leopold, L. B., & Wolman, M. G. (1957). *River channel patterns: Braided, meandering, and straight* (Report 282B; Professional Paper, S. 50). USGS Publications Warehouse. <https://doi.org/10.3133/pp282B>
- Lepič, P., Blecha, M., & Kozák, P. (2019). Intensive Winter Culture of *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758) and *Vimba vimba* (Linnaeus, 1758) for Spring Restocking. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 20, 97–102.
- Leuschner, C., & Ellenberg, H. (2017). *Ecology of Central European Non-Forest Vegetation: Coastal to Alpine, Natural to Man-Made Habitats: Vegetation Ecology of Central Europe, Volume II*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-43048-5>
- LfU (Hrsg.). (2000). *Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern – Raue Rampen und Verbindungsgewässer*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- LfU (Hrsg.). (2001). *Gewässerstrukturtkartierung in Baden-Württemberg*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- LfU (Hrsg.). (2002). *Gewässerentwicklung in Baden-Württemberg: Teil 3 – Arbeitsanleitung zur Erstellung von Gewässerentwicklungsplänen*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

- LfU (Hrsg.). (2005). *Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern: Leitfaden Teil 1—Grundlagen* (1. Aufl.). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- LfU (Hrsg.). (2010). *Naturräume Baden-Württembergs*. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LfU).
- Liu, X., Beyrend-Dur, D., Dur, G., & Ban, S. (2014). Effects of temperature on life history traits of *Eodiaptomus japonicus* (Copepoda: Calanoida) from Lake Biwa (Japan). *Limnology*, 15(1), 85–97. <https://doi.org/10.1007/s10201-013-0417-9>
- Lobb, M. D., & Orth, D. J. (1991). Habitat Use by an Assemblage of Fish in a Large Warmwater Stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 120(1), 65–78. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1991\)120<0065:HUBAAO>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1991)120<0065:HUBAAO>2.3.CO;2)
- Lozán, J. L., Graßl, H., Jendritzky, G., Karbe, L., & Reise, K. (Hrsg.). (2008). *Warnsignal Klima: Gesundheitsrisiken ; Gefahren für Menschen, Tiere und Pflanzen*. Verlag Wissenschaftliche Auswertungen.
- LUBW. (2006). *Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern: Leitfaden Teil 2—Umgebungsgewässer und fischpassierbare Querbauwerke* (1. Aufl.). Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.
- LUBW. (2007). *MNQ- und MQ-Abflusslängsschnitt – Alb (bis oberhalb Federbach)*. Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg.
- LUBW (Hrsg.). (2008). *Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg: Feinverfahren* (Stand 12/2008, 1. Aufl.). Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.
- LUBW. (2017). *Themenheft Klima*. Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg; Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft.
- Lüderitz, V., & Jüpner, R. (2009). Renaturierung von Fließgewässern. In S. Zerbe & G. Wiegleb (Hrsg.), *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa* (S. 95–124). Spektrum Akademischer Verlag. [https://doi.org/10.1007/978-3-8274-2161-6\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-8274-2161-6_4)
- Malcherek, A. (2019). *Fließgewässer: Hydraulik, Hydrologie, Morphologie und Wasserbau*. Springer Fachmedien Wiesbaden. <https://doi.org/10.1007/978-3-658-27000-1>
- Mallet, J. P., Lamouroux, N., Sagnes, P., & Persat, H. (2000). Habitat preferences of European grayling in a medium size stream, the Ain river, France. *Journal of Fish Biology*, 56(6), 1312–1326. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2000.tb02145.x>
- Malmqvist, B., & Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 29(2), 134–153. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000097>
- Maniyar, M., & Zapf, P. (2010). *Umweltbericht 2010 der Stadt Ettlingen*. Institut für Geographie und Geoökologie, Universität Karlsruhe (TH).
- Matsuura, T., & Townsend, R. (2011). Stream-barb installations for narrow channel bends—A laboratory study. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 31, 478–486. <https://doi.org/10.1139/104-017>
- McCoy, A., Constantinescu, G., & Weber, L. (2007). A numerical investigation of coherent structures and mass exchange processes in channel flow with two lateral submerged groynes. *Water Resources Research*, 43(5). <https://doi.org/10.1029/2006WR005267>
- Meffe, G. K., & Sheldon, A. L. (1988). The Influence of Habitat Structure on Fish Assemblage Composition in Southeastern Blackwater Streams. *American Midland Naturalist*, 120(2), 225. <https://doi.org/10.2307/2425994>

- Melcher, A. H., Pletterbauer, F., Kremser, H., & Schmutz, S. (2013). Temperaturansprüche und Auswirkungen des Klimawandels auf die Fischfauna in Flüssen und unterhalb von Seen. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 65(11–12), 408–417. <https://doi.org/10.1007/s00506-013-0118-y>
- Melcher, A. H., & Schmutz, S. (2010). The importance of structural features for spawning habitat of nase *Chondrostoma nasus* (L.) and barbel *Barbus barbus* (L.) in a pre-Alpine river. *River Systems*, 19(1), 33–42. <https://doi.org/10.1127/1868-5749/2010/019-0033>
- Melville, B. W. (1992). Local Scour at Bridge Abutments. *Journal of Hydraulic Engineering*, 118(4), 615–631. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1992\)118:4\(615\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1992)118:4(615))
- Melville, B. W., & Chiew, Y.-M. (1999). Time Scale for Local Scour at Bridge Piers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 125(1), 59–65. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1999\)125:1\(59\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1999)125:1(59))
- Mende, M. (2012). Instream River Training – Naturnaher Flussbau mit minimalem Materialeinsatz. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 5(10), 537–543.
- Mende, M. (2014). *Naturnaher Uferschutz mit Lenkbuhnen: Grundlagen, Analytik und Bemessung* [Dissertation]. Fakultät für Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften, Technische Universität Braunschweig.
- Mende, M., Pellandini, S., Grober, O., Lüthi, P., & Oplatka, M. (2014). *Ökologische Aufwertung der Thur an der Eggrankkurve bei Andelfingen ZH*. 106(2), 123–128.
- Mende, M., & Sindelar, C. (2010). Instream River Training—Lenkbuhnen und Pendelrampen. *Beiträge zum 15. Gemeinschafts-Symposium der Wasserbau-Institute TU München, TU Graz und ETH Zürich vom 1.-3. Juli 2010 in Wallgau*, 35–44.
- Meyer, T. (2017). *Ökologie mitteleuropäischer Flussauen*. Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-55455-5>
- Miller, S. W., Budy, P., & Schmidt, J. C. (2010). Quantifying Macroinvertebrate Responses to In-Stream Habitat Restoration: Applications of Meta-Analysis to River Restoration. *Restoration Ecology*, 18(1), 8–19. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00605.x>
- Minor, H.-E. (2000). *Fliessgewässer im nächsten Jahrtausend: Raumbedarf - Zielkonflikte* [Text/html,application/pdf,text/html]. <https://doi.org/10.5169/SEALS-940256>
- Moccia, D., Salvadori, L., Ferrari, S., Carucci, A., & Pusceddu, A. (2020). Implementation of the EU ecological flow policy in Italy with a focus on Sardinia. *Advances in Oceanography and Limnology*, 11(1). <https://doi.org/10.4081/aiol.2020.8781>
- Morina, A., Morina, F., Djikanović, V., Spasić, S., Krpo-Četković, J., Kostić, B., & Lenhardt, M. (2016). Common barbel (*Barbus barbus*) as a bioindicator of surface river sediment pollution with Cu and Zn in three rivers of the Danube River Basin in Serbia. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(7), 6723–6734. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5901-9>
- Mouton, A. M., Schneider, M., Depestele, J., Goethals, P. L. M., & De Pauw, N. (2007). Fish habitat modelling as a tool for river management. *Ecological Engineering*, 29(3), 305–315. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.11.002>
- Mouton, A. M., Schneider, M., Peter, A., Holzer, G., Müller, R., Goethals, P. L. M., & De Pauw, N. (2008). Optimisation of a fuzzy physical habitat model for spawning European grayling (*Thymallus thymallus* L.) in the Aare river (Thun, Switzerland). *Ecological Modelling*, 215(1–3), 122–132. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.02.028>
- Möws, R., & Koll, K. (2014). Influence of a single submerged groyne on the bed morphology and the flow field. *River Flow 2014 - International Conference on Fluvial Hydraulics*.
- Möws, R., & Koll, K. (2019). Roughness Effect of Submerged Groyne Fields with Varying Length, Groyne Distance, and Groyne Types. *Water*, 11(6), 1253. <https://doi.org/10.3390/w11061253>

- Mühlmann, H. (2015). *Leitfaden zur hydromorphologischen Zustandserhebung in Fließgewässern* (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Hrsg.).
- Müller, A. (2016). *Erstellen eines Gewässerentwicklungsplanes für die Renaturierung eines Abschnittes der Pfinz bei Karlsruhe [Masterarbeit]*. Fachbereich Bau- und Umweltingenieurwissenschaften, Institut Wasserwirtschaft und Wasserbau, Fachgebiet Wasserbau und Hydraulik, Technische Universität Darmstadt.
- Müller, A. C. T. (2018). Gewässerstrukturierung in urbanen Bereichen durch Lenkbuhnen. *Tagungsband zum 20. Treffen junger WissenschaftlerInnen deutschsprachiger Wasserbauinstitute vom 29. bis 31. August 2018 in Darmstadt*, 30–33.
- Müller, A. C. T., Kannen, C., Seidel, F., & Franca, M. J. (2022, März 27). *Use of nature-based solutions for the enhancement of river habitats—Transfer of practical experience to scientifically optimized solutions*. EGU General Assembly 2022. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu22-4742>
- Müller, A. C. T., & Pereira Ziesmann, L. O. (2019). Morphologische Versuche zur Ableitung einer hydraulischen und geometrischen Definition von Lenkbuhnen. In Bundesanstalt für Wasserbau (Hrsg.), *21. Treffen junger WissenschaftlerInnen* (S. 89–94). Bundesanstalt für Wasserbau. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/106533>
- Müller, A. C. T., & Schmauderer, I. (2019). Gewässerstrukturmaßnahmen mittels Lenkbuhnen—Erste Erfahrungen aus einem Pilotprojekt an der Alb in Karlsruhe. In Bundesanstalt für Wasserbau (Hrsg.), *21. Treffen junger WissenschaftlerInnen* (S. 95–100). Bundesanstalt für Wasserbau. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/106534>
- Müller, A. C. T., & Seidel, F. (2019a). *Beeinflussung der Anströmung an der Wehranlage Platzspitz durch Lenkbuhnen—Hydraulische Modelluntersuchungen*. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Karlsruher Institut für Technologie.
- Müller, A. C. T., & Seidel, F. (2019b). *Uferschutz und Gewässerstrukturierung an der Alb auf Höhe des Lutherisch Wäldele—Erhebung des Ist-Zustands, Maßnahmenentwicklung und Beschreibung des Monitoringprogramms—Ergebnisbericht*. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Karlsruher Institut für Technologie.
- Müller, A. C. T., & Seidel, F. (2020). *Laboruntersuchungen zur Gewässerstrukturierung durch Lenkbuhnen am Kraichbach in Ubstadt-Weiher—Ergebnisbericht*. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Karlsruher Institut für Technologie.
- Müller, A. C. T., Seidel, F., & Nestmann, F. (2020a). Influence of length of micro groins on bed morphology in a straight channel. *Proceedings of the 1st IAHR Young Professionals Congress 17-18 November 2020*, 182–183.
- Müller, A. C. T., Seidel, F., & Nestmann, F. (2020b). The effect of micro groins on riverbed structures – Comparison of the velocity distribution in experiments with fixed and mobile bed. *River Flow 2020: Proceedings of the 10th Conference on Fluvial Hydraulics (Delft, Netherlands, 7-10 July 2020)*, 1–9.
- Müller, A. C. T., Seidel, F., & Nestmann, F. (2021a). Untersuchung der durch Lenkbuhnen hervorgerufenen Habitatvielfalt. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 14(4), 236–242. <https://doi.org/10.3243/kwe2021.04.004>
- Müller, A. C. T., Seidel, F., & Nestmann, F. (2021b). *Vergleich verschiedener Monitoringmethoden von Gewässerstrukturen im Umfeld von Lenkbuhnen* (I. für W. und technische H. Technische Universität Dresden, Hrsg.; Nummer 65, S. 215–224). Technische Universität Dresden, Institut für Wasserbau und technische Hydromechanik. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/107547>

- Musall, M. (2011). *Mehrdimensionale hydrodynamisch-numerische Modelle im praxisorientierten und operationellen Einsatz* [Dissertation]. Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften, Karlsruher Institut für Technologie (KIT).
- Nadolny, I. (1994). *Morphologie und Hydrologie naturnaher Flachlandbäche unter gewässertypologischen Gesichtspunkten—Gewässermorphologische und hydrologische Grundlagen für naturgemäßen Wasserbau und ökologische Gewässerentwicklung*. Mitteilungen des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung 189, Universität Karlsruhe.
- Nagel, C., Pander, J., Mueller, M., & Geist, J. (2020). Substrate composition determines emergence success and development of European nase larvae (*Chondrostoma nasus* L.). *Ecology of Freshwater Fish*, 29(1), 121–131. <https://doi.org/10.1111/eff.12500>
- Nayan, S., & Anupama, N. M. (2015, November 7). *Paper 173-RCC Jack Jetty and Bamboo Submerged Vanes Application for Navigation Fairway in Ganga River of India*. SMART RIVERS 2015, Buenos Aires, Argentinien.
- Neger, R. (1932). *Die Entwicklung des Buhnenbaus in den deutschen Stromgebieten*. Verlag von Wilhelm Ernst & Sohn.
- Neumann, H. (1979). Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften und das Selbstreinigungsvermögen von Fließgewässern. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen*, 6, 123–161.
- Nikuradse, J. (1932). Gesetzmäßigkeiten der turbulenten Strömung in glatten Rohren. *VDI Forschungsheft*, 356, 1–6.
- NLWKN. (2001). *Revitalisierung der Kimmer-Brookbäke—Abschlussbericht* (Naturschutzstiftung Landkreis Oldenburg, Hrsg.).
- Noack, M. (2012). *Modelling approach for interstitial sediment dynamics and reproduction of gravel-spawning fish*. Mitteilungen des Instituts für Wasser- und Umweltsystemmodellierung 214, Universität Stuttgart.
- Noack, M., Ortlepp, J., & Wieprecht, S. (2017). An Approach to Simulate Interstitial Habitat Conditions During the Incubation Phase of Gravel-Spawning Fish. *River Research and Applications*, 33(2), 192–201. <https://doi.org/10.1002/rra.3012>
- Noack, M., Schneider, M., & Wieprecht, S. (2010). *Optimierung von wasserbaulichen Maßnahmen im Fließgewässer unter Einsatz von multivariater fuzzy-Logischer Habitatmodellierung*. Dresdner Wasserbaukolloquium 2010 „Wasserbau und Umwelt: Anforderungen, Methoden, Lösungen“, Dresden.
- Noack, M., Schneider, M., & Wieprecht, S. (2013). The Habitat Modelling System CASiMiR: A Multivariate Fuzzy Approach and its Applications. In I. Maddock, A. Harby, P. Kemp, & P. Wood (Hrsg.), *Ecohydraulics* (S. 75–91). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118526576.ch4>
- Nobis, K., Schumann, M., Lehmann, B., & Linke, H.-J. (2020). *Die Anwendung der ländlichen Bodenordnung bei der Renaturierung und naturnahen Entwicklung von Fließgewässern*. Springer Fachmedien Wiesbaden. <https://doi.org/10.1007/978-3-658-30253-5>
- Nykanen, M., Huusko, A., & Maki-Petays, A. (2001). Seasonal changes in the habitat use and movements of adult European grayling in a large subarctic river. *Journal of Fish Biology*, 58(2), 506–519. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb02269.x>
- Oak, A. G. (1992). *Backwater rise due to a submerged spur* [Masterarbeit]. University of Saskatchewan.
- Oak, A. G., & Smith, C. D. (1994). Backwater effect due to overtopping spur dike. *Proceedings of the Annual Conference of the Canadian Society for Civil Engineering, Winnipeg, 1-4 June 1994*.

- Odgaard, A. J. (1988). *Construction and evaluation of submerged vanes for stream control* (Iowa Institute of Hydraulic Research; The University of Iowa, Hrsg.).
- Odgaard, A. J. (2009). *River training and sediment management with submerged vanes*. ASCE Press.
- Odgaard, A. J., & Lee, H.-Y. (1984). *Submerged vanes for flow control and bank protection in streams* (Iowa Institute of Hydraulic Research; The University of Iowa, Hrsg.).
- Odgaard, A. J., & Mosconi, C. E. (1987a). *Streambank protection by Iowa Vanes* (Iowa Institute of Hydraulic Research; The University of Iowa, Hrsg.).
- Odgaard, A. J., & Mosconi, C. E. (1987b). Streambank Protection by Submerged Vanes. *Journal of Hydraulic Engineering*, 113(4), 520–536. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1987\)113:4\(520\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1987)113:4(520))
- Odgaard, A. J., & Spoljaric, A. (1986). Sediment Control by Submerged Vanes. *Journal of Hydraulic Engineering*, 112(12), 1164–1180. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1986\)112:12\(1164\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1986)112:12(1164))
- Odgaard, A. J., & Wang, Y. (1990). *Sediment control in bridge waterways* (Iowa Institute of Hydraulic Research; The University of Iowa, Hrsg.).
- Odgaard, A. J., & Wang, Y. (1991). Sediment Management with Submerged Vanes. I: Theory. *Journal of Hydraulic Engineering*, 117(3), 267–267. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1991\)117:3\(267\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1991)117:3(267))
- Oertel, M., & Bung, D. B. (2014). Numerische Strömungssimulation von Fließgewässern – Wo stehen wir und was werden wir im Laufe der nächsten Jahre erreichen? *Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen* 50, 19–30. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/103425>
- Orth, D. (1995). Food web influences on fish population responses to instream flow. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture*, 337/338/339, 317–328.
- Oscos, J., Leunda, P. M., Miranda, R., García-Fresca, C., Campos, F., & Escala, M. C. (2005). River channelization effects on fish population structure in the Larraun river (Northern Spain). *Hydrobiologia*, 543(1), 191–198. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-7422-2>
- Otto, A. (1991). *Grundlagen einer morphologischen Typologie der Bäche*. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik 180, Universität Karlsruhe.
- Pan, B., Wang, Z., Xu, M., & Xing, L. (2012). Relation between stream habitat conditions and macroinvertebrate assemblages in three Chinese rivers. *Quaternary International*, 282, 178–183. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2011.06.008>
- Pander, J., & Geist, J. (2016). Can fish habitat restoration for rheophilic species in highly modified rivers be sustainable in the long run? *Ecological Engineering*, 88, 28–38. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.006>
- Pander, J., & Geist, J. (2018). The Contribution of Different Restored Habitats to Fish Diversity and Population Development in a Highly Modified River: A Case Study from the River Günz. *Water*, 10(9), 1202. <https://doi.org/10.3390/w10091202>
- Pandey, M., Valyrakis, M., Qi, M., Sharma, A., & Lodhi, A. S. (2021). Experimental assessment and prediction of temporal scour depth around a spur dike. *International Journal of Sediment Research*, 36(1), 17–28. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.03.015>
- Papaoannou, G., Loukas, A., Vasiliades, L., & Aronica, G. T. (2016). Flood inundation mapping sensitivity to riverine spatial resolution and modelling approach. *Natural Hazards*, 83(S1), 117–132. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2382-1>
- Papaoannou, G., Papadaki, C., & Dimitriou, E. (2020). Sensitivity of habitat hydraulic model outputs to DTM and computational mesh resolution. *Ecohydrology*, 13(2). <https://doi.org/10.1002/eco.2182>

- Parasiewicz, P., Ryan, K., Vezza, P., Comoglio, C., Ballestero, T., & Rogers, J. N. (2013). Use of quantitative habitat models for establishing performance metrics in river restoration planning: Habitat model based restoration performance metrics. *Ecohydrology*, 6(4), 668–678. <https://doi.org/10.1002/eco.1350>
- Parsons, M., Thoms, M., & Norris, R. (2020). *Australian River Assessment System: Review of Physical River Assessment Methods—A Biological Perspective*. Environment Australia.
- Pasternack, G. B., Gilbert, A. T., Wheaton, J. M., & Buckland, E. M. (2006). Error propagation for velocity and shear stress prediction using 2D models for environmental management. *Journal of Hydrology*, 328(1–2), 227–241. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.12.003>
- Pasternack, G. B., Wang, C. L., & Merz, J. E. (2004). Application of a 2D hydrodynamic model to design of reach-scale spawning gravel replenishment on the Mokelumne River, California: Spawning Gravel Replenishment. *River Research and Applications*, 20(2), 205–225. <https://doi.org/10.1002/rra.748>
- Patt, H. (Hrsg.). (2016). *Fließgewässer- und Auenentwicklung: Grundlagen und Erfahrungen*. Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-48449-4>
- Patt, H. (2018). *Naturnaher Wasserbau: Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern*. Springer Fachmedien Wiesbaden. <https://doi.org/10.1007/978-3-658-22478-3>
- Patt, H., & Gonsowski, P. (2011). *Wasserbau—Grundlagen, Gestaltung von wasserbaulichen Bauwerken und Anlagen* (7. Aufl.). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-11963-7>
- Patt, H., & Jüpner, R. (Hrsg.). (2020). *Hochwasser-Handbuch: Auswirkungen und Schutz*. Springer Fachmedien Wiesbaden. <https://doi.org/10.1007/978-3-658-26743-8>
- Patt, H., Jürging, P., & Kraus, W. (2009). *Naturnaher Wasserbau—Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern*. Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-76981-1>
- Patzwahl, R., Jankowski, J., & Lege, T. (2008, Januar 1). *Very high resolution numerical modelling for inland waterway design*. International Conference on Fluvial Hydraulics (River Flow 2008), Izmir, Türkei.
- Peng, J., Kawahara, Y., & Tamai, N. (1997). *Numerical analysis of three-dimensional turbulent flows around submerged groynes*. 27th IAHR congress, San Francisco, USA.
- Pennekamp, S. (2019). *Landesstudie Gewässerökologie—Landesweite Grundlagen und Methodik zur Planung und Priorisierung hydromorphologischer Maßnahmen in Fließgewässern in Zuständigkeit der Landesbetriebe Gewässer—Kurzbericht* (Geschäftsstelle Gewässerökologie, Hrsg.).
- Pennekamp, S., Reiss, J., & Huber, V. (2020). Die Landesstudie Gewässerökologie in Baden-Württemberg. *Naturschutz-Info*, 1–2, 76–79.
- Pfirrmann, J. (2021). *Vergleich von ökologischen Habitatbewertungsverfahren zur Beurteilung der Habitatqualität einer Versuchsstrecke für Lenkbuhnen an der Alb in Karlsruhe-Mühlburg* [Masterarbeit]. KIT-Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften, Karlsruher Institut für Technologie.
- Piper, K. L., Hoag, J. C., Allen, H. H., Durham, G., Fischenich, J. C., & Anderson, R. O. (2001). *Bioengineering as a Tool for Restoring Ecological Integrity to the Carson River*. U. S. Army Engineer Research and Development Center.

- Podschun, S. A., Fischer-Bedtke, C., Albert, C., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Hartje, V., Hoffmann, T. G., Kasperidus, H. D., Mehl, D., Pusch, M., Ritz, S., Rumm, A., Schulz-Zunkel, C., Stammel, B., Thiele, J., Venohr, M., ... Scholz, M. (2020). Einführung in den River Ecosystem Services (RESI)—Ansatz. In *River ecosystem service index (RESI): Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen*. Hrsg.: Christine Fischer-Bedtke, Helmut Fischer, Dietmar Mehl, Simone A. Podschun, Martin Pusch, Barbara Stammel & Mathias Scholz (Bd. 2, S. 5–16). Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ).
- Podschun, S. A., Hornung, L., Leibniz-Institut Für Gewässerökologie Und Binnenfischerei, & Schmidt, M. (2018). *Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten RESI - Anwenderhandbuch* [Application/pdf]. <https://doi.org/10.4126/FRL01-006410777>
- Poppe, M., Kail, J., Aroviita, J., Stelmaszczyk, M., Gietczewski, M., & Muhar, S. (2016). Assessing restoration effects on hydromorphology in European mid-sized rivers by key hydromorphological parameters. *Hydrobiologia*, 769(1), 21–40. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2468-x>
- Pottgiesser, T., & Sommerhäuser, M. (2008). *Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen—Steckbriefe und Anhang*.
- Przedwojski, B., Błażejowski, R., & Pilarczyk, K. W. (1995). *River training techniques: Fundamentals, design and applications*. CRC Press.
- Radinger, J., Kail, J., & Wolter, C. (2017). Differences among Expert Judgments of Fish Habitat Suitability and Implications for River Management: Expert Judgment of Fish Habitat Suitability. *River Research and Applications*, 33(4), 538–547. <https://doi.org/10.1002/rra.3109>
- Ramer, U. (1972). An iterative procedure for the polygonal approximation of plane curves. *Computer Graphics and Image Processing*, 1(3), 244–256. [https://doi.org/10.1016/S0146-664X\(72\)80017-0](https://doi.org/10.1016/S0146-664X(72)80017-0)
- Ramler, D., & Keckeis, H. (2019). Effects of large-river restoration measures on ecological fish guilds and focal species of conservation in a large European river (Danube, Austria). *Science of The Total Environment*, 686, 1076–1089. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.373>
- Rau, C., & Peter, A. (2011). Fliessgewässerrevitalisierungen – Das grosse Potenzial kleiner Bäche. *Wasser Energie Luft*, 103(1), 43–48.
- Raven, P. J., Fox, P., Everard, M., Holmes, H. T. H., & Dawson, H. F. (1997). River Habitat Survey: A new system to classify rivers according to their habitat quality. In *Freshwater Quality: Defining the indefinable* (Bd. 8, S. 215–234). Scottish Natural Heritage, Univ. of Sterling.
- Ravens, T. M., & Gschwend, P. M. (1999). Flume Measurements of Sediment Erodibility in Boston Harbor. *Journal of Hydraulic Engineering*, 125(10), 998–1005. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1999\)125:10\(998\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1999)125:10(998))
- Reckendorfer, W., Keckeis, H., Tutu, V., Winkler, G., Zornig, H., & Schiemer, F. (2001). Diet shifts in *O+ nase, Chondrostoma nasus*: Size-specific differences and the effect of food availability. *Large Rivers*, 12(2–4), 425–440. <https://doi.org/10.1127/lr/12/2001/425>
- Reiss, J., & Schneider, A. (2018). *Landesstudie Gewässerökologie – Analyse statistischer Zusammenhänge MZB – Struktur / Landnutzung: Erläuterungen zur statistischen Analyse der Zusammenhänge zwischen Feinstruktur und Landnutzung und der Makrozoobenthos-Besiedelung an Fließgewässern im Rahmen der Landesstudie Gewässerökologie*. Büro am Fluss e.V.; Infrastruktur & Umwelt - Professor Böhn und Partner.
- Renner, J. (2004). *Eigendynamische Entwicklung der Alb im Nordschwarzwald. Morphologische Untersuchungen an einem Mittelgebirgsbach im Buntsandstein*. Karlsruher Berichte zur Geographie und Geoökologie.

- Reynolds, C. S., Carling, P. A., & Beven, K. J. (1991). Flow in river channels: New insights into hydraulic retention. *Archiv für Hydrobiologie*, 121(2), 171–179. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/121/1991/171>
- Richter, B., Baumgartner, J., Wigington, R., & Braun, D. (1997). How much water does a river need? *Freshwater Biology*, 37(1), 231–249. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00153.x>
- Ritzert, F. (2001). *Einfluß von Regelungsbauwerken auf die Wasserspiegellagen in Flüssen* [Dissertation]. Fakultät für Bauingenieur- und Vermessungswesen. Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH).
- Roni, P., Hanson, K., & Beechie, T. (2008). Global Review of the Physical and Biological Effectiveness of Stream Habitat Rehabilitation Techniques. *North American Journal of Fisheries Management*, 28(3), 856–890. <https://doi.org/10.1577/M06-169.1>
- Rösch, N. (2009). Die Rheinbegradigung durch Johann Gottfried Tulla. *zfv Zeitschrift für Geodäsie, Geoinformation und Landmanagement*, 134(4), 242–248.
- Rosgen, D. L. (2001). The Cross-Vane, W-Weir and J-Hook Vane Structures...Their Description, Design and Application for Stream Stabilization and River Restoration. *Wetlands Engineering and River Restoration 2001*, 1–22. [https://doi.org/10.1061/40581\(2001\)72](https://doi.org/10.1061/40581(2001)72)
- Salski, A. (1992). Fuzzy knowledge-based models in ecological research. *Ecological Modelling*, 63(1–4), 103–112. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(92\)90064-L](https://doi.org/10.1016/0304-3800(92)90064-L)
- Samide, G. W., & Beckstead, G. R. E. (1975). *Design Considerations for Stream Groynes*. Environmental Engineering Support Services.
- Santos, J. M., Rivaes, R., Boavida, I., & Branco, P. (2018). Structural microhabitat use by endemic cyprinids in a Mediterranean-type river: Implications for restoration practices. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(1), 26–36. <https://doi.org/10.1002/aqc.2839>
- Schaaff, E., Grenz, C., Pinazo, C., & Lansard, B. (2006). Field and laboratory measurements of sediment erodibility: A comparison. *Journal of Sea Research*, 55(1), 30–42. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2005.09.004>
- Schager, E., & Peter, A. (2004). *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer Fische Stufe F (flächendeckend)* (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Hrsg.).
- Schauberger, V. (1930). Temperatur und Wasserbewegung. *Wasserwirtschaft*, 20, 428.
- Schiemer, F. (2000). Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia*, 422/423, 271–278. <https://doi.org/10.1023/A:1017086703551>
- Schleiermacher, E. (1956). Geschwindigkeits-Verlagerung in Querschnitten mittels Buhnen oder Leitwerken. *Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau*, 6, 1–9.
- Schlösser, I. J. (1987). A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams. In W. J. Matthews, D. C. Heins, & American Society of Ichthyologists and Herpetologists (Hrsg.), *Community and evolutionary ecology of North American stream fishes* (1. Aufl., S. 17–24). University of Oklahoma Press.
- Schmauderer, I. (2019). *Beurteilung der Habitatevernünftung von Lenkbuhnen am Beispiel der Alb in Karlsruhe-Mühlburg* [Masterarbeit]. Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften, Karlsruher Institut für Technologie.
- Schmetterling, D. A., Clancy, C. G., & Brandt, T. M. (2001). Effects of Riprap Bank Reinforcement on Stream Salmonids in the Western United States. *Fisheries*, 26(7), 6–13. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2001\)026<0006:EORBRO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2001)026<0006:EORBRO>2.0.CO;2)

- Schmutz, S., Bakken, T. H., 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(8), 919–930. <https://doi.org/10.1002/rra.2795>
- Schmutz, S., Jurajda, P., Kaufmann, S., Lorenz, A. W., Muhar, S., Paillex, A., Poppe, M., & Wolter, C. (2016). Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European rivers. *Hydrobiologia*, 769(1), 67–78. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2354-6>
- Schmutz, S., Kaufmann, M., Vogel, B., Jungwirth, M., & Muhar, S. (2000). A Multi-level concept for fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia*, 422/423, 279–289. <https://doi.org/10.1023/A:1017038820390>
- Schmutz, S., & Sendzimir, J. (Hrsg.). (2018). *Riverine Ecosystem Management: Science for Governing Towards a Sustainable Future*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3>
- Schnauder, I., Rüter, N., & Anlanger, C. (2015). Feldexperimente und Messungen der Strömung um Buhnen. *Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen* 53, 395–404. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/103398>
- Schneider, M. (2001). *Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen*. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau 108 der Universität Stuttgart.
- Schneider, M., Noack, M., Gebler, T., & Kopecki, I. (2010). *Handbuch für das Habitatsimulationsmodell CASiMiR - Modul: CASiMiR-Fish Base Version*. Schneider & Jorde Ecological Engineering GmbH.
- Schöll, F., Haybach, A., & Olls-Eggers, T. (2014). Aquatische Neozoen (Makrozoobenthos) in Fließgewässern Deutschlands. In W. Calmano, M. Hupfer, H. Fischer, & H. Klapper (Hrsg.), *Handbuch Angewandte Limnologie: Grundlagen - Gewässerbelastung - Restaurierung - Aquatische Ökotoxikologie - Bewertung - Gewässerschutz* (1. Aufl.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9783527678488>
- Scholten, H. M. (2013). *Fischlarven und Jungfische in den Buhnenfeldern der mittleren Elbe—Modellierung und Prognose der Habitatverfügbarkeit* [Dissertation]. Fachbereich Biologie der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften, Universität Hamburg.
- Scholz, M., Stab, S., Dziock, F., & Henle, K. (Hrsg.). (2015). *Lebensräume der Elbe und ihrer Auen: Mit 31 Tabellen* (Nachdruck der 1. Auflage 2005). Schweizerbart.
- Schönborn, W., & Risse-Buhl, U. (2013). *Lehrbuch der Limnologie* (2., vollständig überarbeitete Auflage). Schweizerbart.
- Schröter, B., Brillinger, M., Gottwald, S., Guerrero, P., Henze, J., Ott, E., Schmidt, S., & Albert, C. (2021). *Planung naturbasierter Lösungen in Flusslandschaften*. oekom verlag. <https://doi.org/10.14512/9783962388485>
- Schuhmacher, H. (Hrsg.). (1991). *Urbane Gewässer: Mit Beiträgen zu: Limnologie, Stadtökologie, Stadt- und Grünplanung, Wasserwirtschaft und Wasserrecht, Klima, Boden und Grundwasser, Umweltinformation und -pädagogik, Geschichte und Philosophie*. Westarp-Wiss.
- Schwartz, R., & Kozerski, H.-P. (2003). Entry and Deposits of Suspended Particulate Matter in Groyne Fields of the Middle Elbe and its Ecological Relevance. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 31(45), 391–399. <https://doi.org/10.1002/aheh.200300496>
- Seckin, G. (2004). A simple formula for estimating backwater at bridge constrictions. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 31(4), 561–568. <https://doi.org/10.1139/l04-024>
- Sedell, J., Richey, J., & Swanson, F. (1989). The river continuum concept: A basis for the expected ecosystem behavior of very large rivers? *Proceedings of the International Large River Symposium*, 106.

- Shi, L., Wang, Y., Jia, Y., Lu, C., Lei, G., & Wen, L. (2017). Vegetation Cover Dynamics and Resilience to Climatic and Hydrological Disturbances in Seasonal Floodplain: The Effects of Hydrological Connectivity. *Frontiers in Plant Science*, 8, 2196. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.02196>
- Shields Jr., F. D., Cooper, C. M., & Knight, S. S. (1995). Experiment in stream restoration. *Journal of Hydraulic Engineering*, 121(6), 494–502.
- Shields Jr., F. D., Cooper, C. M., & Testa, S. (1995). Towards Greener Riprap: Environmental Considerations from Microscale to Macroscale. In C. R. Thorne, S. R. Abt, F. V. J. Barends, S. T. Maynard, & K. W. Pilarczyk (Hrsg.), *River, coastal, and shoreline protection: Erosion control using riprap and armourstone* (S. 557–574).
- Shields Jr., F. D., & Hoover, J. J. (1991). Effects of channel restabilization on habitat diversity, Twentymile Creek, Mississippi. *Regulated Rivers: Research & Management*, 6(3), 163–181. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450060303>
- Shields Jr., F. D., Knight, S. S., & Cooper, C. M. (1994). Effects of channel incision on base flow stream habitats and fishes. *Environmental Management*, 18(1), 43–57. <https://doi.org/10.1007/BF02393749>
- Shields Jr., F. D., Knight, S. S., & Cooper, C. M. (1998). Rehabilitation of Aquatic Habitats in Warmwater Streams Damaged by Channel Incision in Mississippi. *Hydrobiologia*, 382(1/3), 63–86. <https://doi.org/10.1023/A:1003485021076>
- Sindelar, C. (2011). *Design of a Meandering Ramp* [Dissertation]. Fakultät für Bauingenieurwissenschaften, Technische Universität Graz.
- Sindelar, C., & Mende, M. (2009). Lenkbuhnen zur Strukturierung und Stabilisierung von Fließgewässern. *Wasserwirtschaft*, 99(1–2), 70–75. <https://doi.org/10.1007/BF03241524>
- sje Engineering GmbH, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, & eb&p Umweltbüro GmbH. (o. J.). *CASiMiR - Computer Aided Simulation Model for Instream Flow and Riparia*. Abgerufen 20. Juni 2023, von [http://casimir-software.de/data/Flyer\\_Casimir\\_Deutsch.pdf](http://casimir-software.de/data/Flyer_Casimir_Deutsch.pdf)
- Smokorowski, K. E., & Randall, R. G. (2017). Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *FACETS*, 2(1), 212–232. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0058>
- Stähly, S., Gostner, W., Franca, M., Robinson, C., & Schleiss, A. (2018). *Analysis of the sensitivity of the hydromorphological index of diversity, HMID*. 8th International Symposium on Environmental Hydraulics (ISEH 2018) 04.06.2018, Indiana, USA.
- Steffler, P., & Blackburn, J. (2002). *River2D, Two-Dimensional Depth Averaged Model of River Hydrodynamics and Fish Habitat, Introduction to Depth Averaged Modeling and User's Manual*. University of Alberta.
- Stiefel, R. (2020). *Nachhaltige betriebliche Wasserwirtschaft: Konzept des Prozesswasserkreislaufs inklusive Energie- und Wertstoffrückgewinnung*. Springer Fachmedien Wiesbaden. <https://doi.org/10.1007/978-3-658-29789-3>
- Sukhodolov, A. N. (2014). Hydrodynamics of groyne fields in a straight river reach: Insight from field experiments. *Journal of Hydraulic Research*, 52(1), 105–120. <https://doi.org/10.1080/00221686.2014.880859>
- Sukhodolov, A. N., Uijtewaal, W. S. J., & Engelhardt, C. (2002). On the correspondence between morphological and hydrodynamical patterns of groyne fields. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(3), 289–305. <https://doi.org/10.1002/esp.319>
- Taugbøl, A., Olstad, K., Bærum, K. M., & Museth, J. (2019). Swimming performance of brown trout and grayling show species-specific responses to changes in temperature. *Ecology of Freshwater Fish*, 28(2), 241–246. <https://doi.org/10.1111/eff.12447>

- Tennant, D. L. (1976). Instream Flow Regimens for Fish, Wildlife, Recreation and Related Environmental Resources. *Fisheries*, 1(4), 6–10. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1976\)001<0006:IFRFFW>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1976)001<0006:IFRFFW>2.0.CO;2)
- Tent, B., & Tent, L. (2016). Instream Restaurieren – jüngere Beispiele aus Hamburgnahen Fließgewässern. *Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen* 57, 57, 319–330. <https://hdl.handle.net/20.500.11970/103337>
- Tent, L. (2014, Februar 11). *Technische Möglichkeiten der Fließgewässerentwicklung bei fehlender Flächenverfügbarkeit – Varianten des Instream-Restaurierens*. ATA-NNA-Fachtagung „Kleinmaßnahmen zur naturnahen Entwicklung von Fließgewässern – Finanzierungswege, Konzepterstellung, Hinweise zur Umsetzung“ 11.02.2014.
- Teraguchi, H., Nakagawa, H., Kawaike, K., Baba, Y., & Zhang, H. (2011). Effects of hydraulic structures on river morphological processes. *International Journal of Sediment Research*, 26(3), 283–303. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(11\)60094-2](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(11)60094-2)
- Tharme, R. E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, 19(5–6), 397–441. <https://doi.org/10.1002/rra.736>
- Thielicke, W., & Stamhuis, E. J. (2014). PIVlab – Towards User-friendly, Affordable and Accurate Digital Particle Image Velocimetry in MATLAB. *Journal of Open Research Software*, 2. <https://doi.org/10.5334/jors.bl>
- Thomson, J. R., Taylor, M. P., Fryirs, K. A., & Brierley, G. J. (2001). A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11(5), 373–389. <https://doi.org/10.1002/aqc.467>
- Tittizer, T. (1984). *Die Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf den biologischen Zustand der Donau, erläutert am Beispiel der Donau—Kurzreferat*. Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung (IAD), 24. Arbeitstagung, Szentendre, Ungarn.
- Tittizer, T. (2004). Binnenschifffahrt, Schifffahrtsstraßen. In U. Hampicke, R. Böcker, & W. Konold (Hrsg.), *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege* (S. 1–10). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. <https://doi.org/10.1002/9783527678471.hbnl1999032>
- Tittizer, T., & Schleuter, A. (1989). Über die wasserbaulicher Maßnahmen auf die biologischen Verhältnisse in den Bundeswasserstraßen. *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*, 33(3/4), 91–97.
- TLUG. (2011). *Handbuch zur naturnahen Unterhaltung und zum Ausbau von Fließgewässern*. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie.
- Todd, A. S., Coleman, M. A., Konowal, A. M., May, M. K., Johnson, S., Vieira, N. K. M., & Saunders, J. F. (2008). Development of New Water Temperature Criteria to Protect Colorado’s Fisheries. *Fisheries*, 33(9), 433–443. <https://doi.org/10.1577/1548-8446-33.9.433>
- Tominaga, A., Ijima, K., & Nakano, Y. (2001). Flow Structures around Submerged Spur Dikes. *Proceedings of 29th IAHR Congress, Theme D, vol 1*, 421–427.
- Tönsmann, F. (1996). *Sanierung und Renaturierung von Fließgewässern*. Herkules-Verlag.
- UBA. (2017). *Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung*. Umweltbundesamt.
- UBA (Hrsg.). (2022). *In der Diskussion: Hydromorphologie. Ergebnisse der UBA Workshopreihe Abschlussbericht*. Umweltbundesamt.
- UBA, & LAWA. (2021). *Gewässerbewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie*. [dataset].
- Uguz, S., Akin, H., Siap, I., & Sahin, U. (2016). On the irreversibility of Moore cellular automata over the ternary field and image application. *Applied Mathematical Modelling*, 40(17–18), 8017–8032. <https://doi.org/10.1016/j.apm.2016.04.027>

- Uijttewaal, W. S. j: (2005). Effects of Groyne Layout on the Flow in Groyne Fields: Laboratory Experiments. *Journal of Hydraulic Engineering*, 131(9), 782–791.  
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2005\)131:9\(782\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2005)131:9(782))
- Uijttewaal, W. S. j., Lehmann, D., & Mazijk, A. V. (2001). Exchange Processes between a River and Its Groyne Fields: Model Experiments. *Journal of Hydraulic Engineering*, 127(11), 928–936.  
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2001\)127:11\(928\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2001)127:11(928))
- Valentin, F., & Urban, W. (Hrsg.). (2020). *Wasserwesen, Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik: Technik – Organisation – Wirtschaftlichkeit*. Springer Fachmedien Wiesbaden.  
<https://doi.org/10.1007/978-3-658-29502-8>
- Van Looy, K., Tonkin, J. D., Floury, M., Leigh, C., Soininen, J., Larsen, S., Heino, J., LeRoy Poff, N., Delong, M., Jähnig, S. C., Datry, T., Bonada, N., Rosebery, J., Jamoneau, A., Ormerod, S. J., Collier, K. J., & Wolter, C. (2019). The three Rs of river ecosystem resilience: Resources, recruitment, and refugia: The three Rs of river resilience: Resources, Recruitment and Refugia. *River Research and Applications*, 35(2), 107–120. <https://doi.org/10.1002/rra.3396>
- van Oorschot, M. V., Kleinhans, M., Geerling, G., & Middelkoop, H. (2016). Distinct patterns of interaction between vegetation and morphodynamics. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41(6), 791–808. <https://doi.org/10.1002/esp.3864>
- Vargas-Luna, A., Duró, G., Crosato, A., & Uijttewaal, W. (2019). Morphological Adaptation of River Channels to Vegetation Establishment: A Laboratory Study. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 124(7), 1981–1995. <https://doi.org/10.1029/2018JF004878>
- Vehanen, T., Huusko, A., Yrjänä, T., Lahti, M., & Mäki-Petäys, A. (2003). Habitat preference by grayling (*Thymallus thymallus*) in an artificially modified, hydropeaking riverbed: A contribution to understand the effectiveness of habitat enhancement measures. *Journal of Applied Ichthyology*, 19, 15–20.
- Venditti, J. G., Lin, C.-Y. M., & Kazemi, M. (2016). Variability in bedform morphology and kinematics with transport stage. *Sedimentology*, 63(4), 1017–1040. <https://doi.org/10.1111/sed.12247>
- Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., & Dußling, U. (Hrsg.). (2009). *Handbuch zu fiBS - Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS* (2. Aufl.).
- Verdonschot, P. F. M., Spears, B. M., Feld, C. K., Brucet, S., Keizer-Vlek, H., Borja, A., Elliott, M., Kernan, M., & Johnson, R. K. (2013). A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. *Hydrobiologia*, 704(1), 453–474.  
<https://doi.org/10.1007/s10750-012-1294-7>
- Vischer, D. L. (2003). *Die Geschichte des Hochwasserschutzes in der Schweiz—Von den Anfängen bis ins 19. Jahrhundert*. Bundesamt für Wasser und Geologie BWG.
- Völker, J., & Borchardt, D. (2012). Einfluss der Hydromorphologie auf Gewässerlebensgemeinschaften. *Natur in NRW*, 1(2012).
- Völker, J., & Rehse, C. (2019). *Analyse und Bewertung der Maßnahmen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Bezug auf hydromorphologische Herausforderungen—Abschlussbericht* (Sachverständigenrat für Umweltfragen, Hrsg.).
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & Davies, P. M. (2010). Erratum: Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 468(7321), 334–334.  
<https://doi.org/10.1038/nature09549>
- Walser, B. (2017, 19.10). *Die Revitalisierung der Elz*. Vitale Gewässer in Baden-Württemberg, Pforzheim.

- Wang, Y., Büchele, B., & Nestmann, F. (2002). Wirkung instationären Abflussverhaltens und von Buhnen auf den Dünentransport in der Elbe (in wasserbaulichen Laborversuchen). In F. Nestmann, B. Büchele, & Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik (Hrsg.), *„Morphodynamik der Elbe“: Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD*. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH).
- Watchorn, D. J., Cowan, M. A., Driscoll, D. A., Nimmo, D. G., Ashman, K. R., Garkaklis, M. J., Wilson, B. A., & Doherty, T. S. (2022). Artificial habitat structures for animal conservation: Design and implementation, risks and opportunities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 20(5), 301–309. <https://doi.org/10.1002/fee.2470>
- Weber, A. (2016). *Comparative evaluation of selected hydro-morphological rehabilitation measures for aquatic organisms in urban waterways* [Dissertation]. Department of Biology, Chemistry and Pharmacy, Freie Universität Berlin.
- Weber, C., Schager, E., & Peter, A. (2009). Habitat diversity and fish assemblage structure in local river widenings: A case study on a swiss river. *River Research and Applications*, 25(6), 687–701. <https://doi.org/10.1002/rra.1176>
- Wegscheider, B., Linnansaari, T., Ndong, M., Haralampides, K., St-Hilaire, A., Schneider, M., & Curry, R. A. (2021). Fish habitat modelling in large rivers: Combining expert opinion and hydrodynamic modelling to inform river management. *Journal of Ecohydraulics*, 1–19. <https://doi.org/10.1080/24705357.2021.1938251>
- Werdenberg, N. (2016, November 10). *Uferschutz und Gerinnestrukturierung mit IRT*. DWA-Seminar: Bauen mit dem Fluss / Instream River Training. Minimaler Materialeinsatz durch gezielte Nutzung der Strömungskräfte., Karlsruhe.
- Werdenberg, N., Meile, T., & Steiner, R. (2012). *Erfahrung mit Lenkbuhnen bei Hochwasserschutz und Renaturierung. Instream River Training am Voralpenfluss Taverna*. 533–540.
- Werdenberg, N., Meile, T., Steiner, R., & Basler & Hofmann West AG. (2012). Strömunglenkung an der unteren Taverna- Neue Wege im naturnahen Flussbau. *Aqua & Gas*, 4, 12–17.
- Werdenberg, N., Mende, M., & Sindelar, C. (2014). Instream river training: Fundamentals and practical example. *Proceedings of the International Conference on Fluvial Hydraulics, RIVER FLOW 2014*, 1571–1577. <https://doi.org/10.1201/b17133-208>
- Westrich, B., Haag, I., & Kern, U. (2000). *Mobilität von Schadstoffen in den Sedimenten staugeregelter Flüsse Dynamik und Bilanzierung von Schwebstoffen und Schwermetallen in einer Stauhaltungskette*. Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft, Universität Stuttgart.
- Wieprecht, S., & Hartmann, S. (2010). Gewässermorphologie: Ein maßgebender Parameter für die Habitatqualität von Fließgewässern. In P. Rutschmann (Hrsg.), *Wasserbau in Bewegung ... von der Statik zur Dynamik—Beiträge zum 15. Gemeinschafts-Symposium der Wasserbau-Institute TU München, TU Graz und ETH Zürich* (S. 45–54).
- Wirtz, C. (2004). *Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Buhnenfeldern der unteren Mittel-Elbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung* [Dissertation]. Fachbereich Geowissenschaften, Freie Universität Berlin.
- Wohl, E., Angermeier, P. L., Bledsoe, B., Kondolf, G. M., MacDonnell, L., Merritt, D. M., Palmer, M. A., Poff, N. L., & Tarboton, D. (2005). River restoration. *Water Resources Research*, 41(10). <https://doi.org/10.1029/2005WR003985>
- Wölfel, W. (1990). *Wasserbau in den alten Reichen*. Verlag für Bauwesen.
- Wolman, M. G., & Miller, J. P. (1960). Magnitude and Frequency of Forces in Geomorphic Processes. *The Journal of Geology*, 68(1), 54–74. <https://doi.org/10.1086/626637>

- Wolter, C. (2001). Conservation of fish species diversity in navigable waterways. *Landscape and Urban Planning*, 53(1), 135–144. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00147-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00147-X)
- Wolter, C., & Arlinghaus, R. (2004). Burst and critical swimming speeds of fish and their ecological relevance in waterways. *Berichte des IGB*, 20, 77–93.
- Wolter, C., & Vilcinskis, A. (1997). Perch (*Perca fluviatilis*) as an indicator species for structural degradation in regulated rivers and canals in the lowlands of Germany. *Ecology of Freshwater Fish*, 6(3), 174–181. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1997.tb00160.x>
- Wyrick, J. R., Senter, A. E., & Pasternack, G. B. (2014). Revealing the natural complexity of fluvial morphology through 2D hydrodynamic delineation of river landforms. *Geomorphology*, 210, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.12.013>
- Yossef, M. F. M. (2002). *The effect of groynes on rivers: Literature review*. Delft University of Technology, Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Section of Hydraulic Engineering.
- Yossef, M. F. M. (2004). The effect of the submergence level on the resistance of groynes—An experimental investigation. *Advances in Hydro-science and-Engineering, Proceedings of the 6th International Conference on Hydro-science and-Engineering, Brisbane, Australia*.
- Yossef, M. F. M. (2005). *Morphodynamics of rivers with groynes* [Dissertation]. Technical University Delft.
- Yossef, M. F. M., & De Vriend, H. J. (2011). Flow Details near River Groynes: Experimental Investigation. *Journal of Hydraulic Engineering*, 137(5), 504–516. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000326](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000326)
- Zadeh, L. A. (1965). Fuzzy sets. *Information and Control*, 8(3), 338–353. [https://doi.org/10.1016/S0019-9958\(65\)90241-X](https://doi.org/10.1016/S0019-9958(65)90241-X)
- Zaid, B. A. (2017). *Development of Design Guidelines for Shallow Groynes* [Dissertation]. Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig.
- Zaid, B. A., & Koll, K. (2016). Sensitivity of the Flow to the Inclination of a Single Submerged Groyne in a Curved Flume. *GeoPlanet: Earth and Planetary Sciences, Hydrodynamic and Mass Transport at Freshwater Aquatic Interfaces*, 245–254. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-27750-9\\_20](https://doi.org/10.1007/978-3-319-27750-9_20)
- Zanke, U. (2013). *Hydraulik für den Wasserbau* (3. Aufl). Springer Vieweg.
- Zauner, G., & Schiemer, F. (1994). Auswirkungen der Schifffahrt auf die Fischfauna großer Fließgewässer. *Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum*, 8, 271–285.
- Zerbe, S. (2019). *Renaturierung von Ökosystemen im Spannungsfeld von Mensch und Umwelt: Ein interdisziplinäres Fachbuch*. Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-58650-1>
- Zhang, H., Nakagawa, H., & Mizutani, H. (2012). Bed morphology and grain size characteristics around a spur dyke. *International Journal of Sediment Research*, 27(2), 141–157. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(12\)60023-7](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(12)60023-7)
- Zhang, Y., Xian, C., Chen, H., Grieneisen, M. L., Liu, J., & Zhang, M. (2016). Spatial interpolation of river channel topography using the shortest temporal distance. *Journal of Hydrology*, 542, 450–462. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.09.022>
- Zika, U., & Peter, A. (1996). Totholz als Strukturelement in Fließgewässern: Auswirkungen von gezielt eingebrachtem Totholz auf die Bachmorphologie und den Fischbestand. *BUWAL, Vollzug Umwelt Mitteilungen zur Fischerei*, 58(1996).
- Zika, U., & Peter, A. (2002). The introduction of woody debris into a channelized stream: Effect on trout populations and habitat. *River Research and Applications*, 18(4), 355–366. <https://doi.org/10.1002/rra.677>

Zingraff-Hamed, A., Noack, M., Greulich, S., Schwarzwälder, K., Wantzen, K., & Pauleit, S. (2018). Model-Based Evaluation of Urban River Restoration: Conflicts between Sensitive Fish Species and Recreational Users. *Sustainability*, *10*(6), 1747. <https://doi.org/10.3390/su10061747>

In der vorliegenden Arbeit wurden die wahrnehmungseinheitlichen und farbenblind-freundlichen wissenschaftlichen Farbpaletten von Fabio Crameri verwendet:

Crameri, F. (2018). Scientific colour maps. Zenodo. <http://doi.org/10.5281/zenodo.1243862>

# Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Forschungsansatz der vorliegenden Arbeit in Anlehnung an Müller (2018)	2
Abbildung 1-2: Gliederung der Arbeit	3
Abbildung 2-1: Schematischer Aufbau des Inhalts von Kapitel 2	5
Abbildung 2-2: Darstellung der Fließgewässer nach Dimensionen und zugeordnete Habitate (Frisell et al. 1986, verändert nach Schneider, 2001)	11
Abbildung 2-3: Einflussfaktoren der Fließgewässerentwicklung (Patt et al., 2009)	11
Abbildung 2-4: Verteilung der Ernährungstypen in einem Oberlauf im Frankenwald im natürlichen Zustand, ohne beschattende Gehölze und in der Ausflussbiozönose eines Aufstaus (Patt et al., 2009)	19
Abbildung 2-5: Ökologischer Zustand der natürlichen Fließgewässer und ökologisches Potenzial der erheblich veränderten und künstlichen Fließgewässer in Deutschland (BMUV & UBA, 2022)	21
Abbildung 2-6: Ergebnis der siebenstufigen Gewässerstrukturkartierung für Deutschland (UBA, 2017)	22
Abbildung 2-7: Abgrenzung von Renaturierung und Revitalisierung in Bezug auf Ökosystemfunktion und -struktur (Kollmann et al., 2019)	25
Abbildung 2-8: Anthropogene Nutzungen am Fließgewässer (Lehmann, 2005)	29
Abbildung 2-9: Strahlwirkung auf Abundanz und Anzahl der relevanten Organismen in einem Gewässersystem (Deutscher Rat für Landespflege, 2008)	32
Abbildung 2-10: Arbeitsschritte zur Defizitanalyse im Rahmen der Landesstudie Gewässerökologie in Anlehnung an Pennekamp (2019)	39
Abbildung 2-11: Beispiel für quantitative Angaben zur Mindestausstattung eines Barben-Ökotops in der Landesstudie Gewässerökologie (Becker & Ortlepp, 2019)	40
Abbildung 2-12: Aufbau eines physikalischen Habitatmodells in Anlehnung an Bovee et al. (1998)	42
Abbildung 2-13: Vergleich univariater (links) und multivariater Präferenzkurven (rechts) in Anlehnung an Conallin et al. (2010)	43
Abbildung 2-14: Schematische Darstellung der Habitatanalyse einer Untersuchungsstrecke mit CASiMiR mit Legende der Eignung (SI) von 0 bis 1 (Schneider et al., 2010)	49
Abbildung 2-15: Beispiel für die Interpretation der verbalen überlappenden Zugehörigkeitsfunktionen für die Fließgeschwindigkeit (Noack et al., 2010)	50
Abbildung 2-16: Klassischer Ansatz in der Revitalisierungsplanung in Anlehnung an Müller et al. (2022)	52
Abbildung 2-17: Forschungsansatz zur Entwicklung einer naturbasierten Lösung/leitbildkonformen Ersatzstruktur in Anlehnung an Müller et al. (2022)	53
Abbildung 2-18: Ablauf der Entwicklung einer naturbasierten Lösung im Flussbau in Anlehnung an Müller et al. (2022)	54

Abbildung 2-19: Urbane Gewässerabschnitte: Grabenzufluss des Serchio in Lucca, Italien (links), Alb in Ettlingen (Mitte links), Botteniga in Treviso, Italien (Mitte rechts), und Seine in Paris, Frankreich (rechts) (eigene Abbildung)	55
Abbildung 3-1: Schematischer Aufbau des Inhalts von Kapitel 3	57
Abbildung 3-2: Begriffsdefinitionen an Buhnen, Längsschnitt (Kleinwächter et al., 2017)	58
Abbildung 3-3: Begriffsdefinitionen und Strömungsvorgänge an umströmten Buhnen (Kleinwächter et al., 2017)	59
Abbildung 3-4: Strömungsmuster in den Buhnenfeldern umströmter Buhnen in Abhängigkeit des Abstand-Längen-Verhältnisses in Anlehnung an Sukhodolov et al. (2002)	60
Abbildung 3-5: Strömungsmuster in Buhnenfeldern in Anlehnung an Copeland (1983)	61
Abbildung 3-6: Geschwindigkeitsverteilung für überströmte Buhnen für a) oberflächennahe Vektoren (links) und b) sohlennahe Vektoren (rechts) (Schnauder et al., 2015)	63
Abbildung 3-7: Klassifizierung der morphologischen Muster in Buhnenfeldern in Anlehnung an Sukhodolov et al. (2002)	66
Abbildung 3-8: Kolk- und Sandbankbildung bei überströmten Buhnen nach Riepe (1930) (Kleinwächter et al., 2017)	66
Abbildung 3-9: Kolkmuster bei unterschiedlicher Buhnenlänge (links) und unterschiedlicher Überströmungshöhe (rechts) (Elawady et al., 2001)	68
Abbildung 3-10: Darstellung von Regelbuhnen an der Elbe (links), Kerb- (Mitte) und Knickbuhnen (rechts) (Hentschel et al., 2012)	72
Abbildung 3-11: Vergleich des Strömungsmusters bei Regel- und Knickbuhnen im umströmten Zustand (links) und überströmten Zustand (rechts) mit Darstellung der Strömungsrichtung im Hauptstrom (blau) und im Buhnenfeld (rot) in Anlehnung an Kleinwächter et al. (2017)	73
Abbildung 3-12: Strömungsmuster an der Wasseroberfläche bei Mittelwasser; a) umströmte Regelbuhnen; b–d) umströmte Kerbbuhnen mit unterschiedlichen Kerbengrößen (zeitliche Mittelungen von 3D-PTV Messungen) (Kleinwächter et al., 2017)	74
Abbildung 3-13: Iowa Vanes aus Polyethylen hoher Dichte im North Fish Creek, Wisconsin (links; in Anlehnung an Fitzpatrick et al. (Fitzpatrick et al., 2005) und Design einer Iowa Vane aus Beton (Odgaard, 2009)	76
Abbildung 3-14: Schematische Darstellung des durch ein einzelnes Leitelement (links) und eine Gruppe von 3 Leitelementen hervorgerufenen Strömungsbildes (rechts) (Odgaard & Wang, 1991)	76
Abbildung 3-15: Verschiedene Bauweisen des Instream River Trainings: Lenkbuhnen (links oben), inklinanter Strömungstrichter (links unten), Schneckenbuhne oder auch Lenkschnecke (rechts oben) und inklinante Hakenlenkbuhne (rechts unten, in Anlehnung an Werdenberg, Meile, & Steiner, 2012)	78
Abbildung 3-16: Lenkbuhne aus Steinen an der Alb in Karlsruhe bei einem Abfluss von etwa MNQ (eigene Abbildung)	79
Abbildung 3-17: Hochwasserabfluss an der Taverna am 8. Juni 2012 in Anlehnung an Basler & Hoffman West AG (2018)	81
Abbildung 3-18: Zeitliche Veränderung des Querprofils 4 zwischen Lenkbuhne V und Lenkbuhne VI an der Taverna vom Jahr 2011 bis 2018 (Basler & Hofmann West AG, 2018)	82

Abbildung 3-19: Sohlstrukturen im Umfeld der Lenkbuhnen zum Uferschutz an der Taverna, Schweiz, in Kombination mit einem Wurzelstock (W) (Basler & Hofmann West AG, 2018)	82
Abbildung 3-20: Bemessungsparameter von Lenkbuhnen (Mende, 2014)	84
Abbildung 3-21: Änderung der ufernahen tiefengemittelten Fließgeschwindigkeit in Abhängigkeit vom relativen Abstand $A_B$ bei einem Inklinationswinkel von $\alpha = 30^\circ$ (links) und $\alpha = 60^\circ$ (rechts) in Anlehnung an Mende (2014)	86
Abbildung 3-22: Anstieg der Wassertiefe $h$ (links) und Widerstandsbeiwerts $\lambda_B$ der Lenkbuhnen (rechts) in Abhängigkeit vom relativen Abstand bei einem Inklinationswinkel von $\alpha = 60^\circ$ (Mende, 2014)	86
Abbildung 3-23: Sohlmorphologie für a) Experiment 3 mit Wassertiefe 20 cm und Sohlneigung 1,5 ‰ und b) Experiment 7 mit Wassertiefe 10 cm und Sohlneigung 3 ‰ in Anlehnung an Möws & Koll (2014)	87
Abbildung 3-24: Verhältnis von maximaler Kolkentiefe $h_{\max, \text{Kolk}}$ zur Bühnenhöhe $h_B$ in Abhängigkeit der relativen Sohlschubspannung $\tau_0/\tau_{\text{crit}}$ und der Sohlneigung $I_S$ (Möws & Koll, 2014)	88
Abbildung 3-25: Relativer Anstieg des Wasserspiegels an Rinnenposition $X = 6,9$ m (links) und Widerstandsbeiwert $\Delta\lambda$ der Bühnenfelder (rechts) in Abhängigkeit des Bühnenabstands $a_x$ und der Rauheitsdichte $c_k$ (offene Symbole= Multiplex-Buhnen (GF1); gefüllte Symbole= Kiesbuhnen in GF2, schattierte Symbole= Kiesbuhnen in GF2, grüner Punkt= morphologisches Experiment GF3) in Anlehnung an Möws & Koll (Möws & Koll, 2019)	89
Abbildung 3-26: Sohltopographie am Ende des morphologischen Experiments für $\alpha = 60^\circ$ , $A_x = 1/3$ , $L_P = 1/3$ und $H = 0,25$ in Anlehnung an Möws & Koll (2019)	90
Abbildung 3-27: Geometrische Methode zur Positionierung der Bühnen in Anlehnung an Zaid (2017)	91
Abbildung 4-1: Schematischer Aufbau des Inhalts von Kapitel 4	92
Abbildung 4-2: Lage des Untersuchungsgebietes (rot markiert) im Karlsruher Stadtteil Mühlburg (OpenStreetMap)	95
Abbildung 4-3: Eindrücke aus dem Untersuchungsgebiet während der Bestandsaufnahme	95
Abbildung 4-4: Übersicht des Untersuchungsgebiets mit Darstellung der Abschnitte (weiß) und der Nutzungen (rosa)	97
Abbildung 4-5: Verwendete Granitbausteine (oben links) zur Verpressung im ufernahen Bereich (unten links) und fertiggestellte Lenkbuhne direkt nach dem Einbau (rechts)	98
Abbildung 4-6: Bemessungsgrößen der Lenkbuhnen in den Abschnitten 1, 3 und 4 (Müller & Seidel, 2019b)	99
Abbildung 4-7: Schematische Darstellung der Entwicklung der Methodik des Monitoringkonzepts	100
Abbildung 4-8: Abflussganglinie der Alb am Pegel Ettlingen während des Monitoringzeitraums nach Daten der HVZ Baden-Württemberg)	100
Abbildung 4-9: Zeitliche Entwicklung der Gewässersohle im Querprofil entlang der Bühnenwurzel von Lenkbuhne 30	102
Abbildung 4-10: Vergleich des Seedings (hellgrau) der Holzhackschnitzel (links) mit dem Ergebnis der PIV-Messung an der einseitigen Lenkbuhne 30 in VR5 bei Mittelwasserabfluss (rechts; Müller et al., 2021)	103

Abbildung 4-11: Vergleich der Substratsortierung an Lenkbuhne 30 (links) und Lenkbuhne 21 (rechts) in VR3 anhand des Luftbilds der Drohnenbefliegung und der händischen Abgrenzung zwischen den Substratflächen per Tachymeter	105
Abbildung 4-12: Vergleich der Substratsortierung an Lenkbuhne 31 in VR6 bei händischer Abgrenzung per Tachymeter durch zwei verschiedene Bearbeiter	106
Abbildung 4-13: Zeitliche Entwicklung der Sohlmorphologie an Lenkbuhne 22 in Abschnitt 4 von VR1 nach VR6	108
Abbildung 4-14: Entwicklung der Sohlmorphologie in der Referenzstrecke von VR1 (links) nach VR6 (rechts)	108
Abbildung 4-15: Entwicklung der Sohlmorphologie in Abschnitt 4 mit wechselseitigen Lenkbuhnen von VR1 nach VR6	109
Abbildung 4-16: Entwicklung der Sohlmorphologie in Abschnitt 5 mit doppelseitigen Lenkbuhnen von VR1 nach VR6	109
Abbildung 4-17: Entwicklung der Sohlmorphologie in Abschnitt 6 mit langen Lenkbuhnen von VR1 nach VR6	110
Abbildung 4-18: Abgrenzung der Teilkompartimente Uferbereich (braun) und Gewässerbett (gelb) des vermessenen Flussquerschnitts für die statistische Analyse der Sohlvermessung	110
Abbildung 4-19: Zeitliche Entwicklung der gemittelten Sedimentation der Uferbereiche im Vergleich zu VR1	111
Abbildung 4-20: Vergleich der maximalen Kolkentiefe zwischen den verschiedenen Vermessungsrunden für die gerade Bühnenstrecke, die Kurvenstrecke und die Referenzstrecke	112
Abbildung 4-21: Vergleich der zeitlichen Veränderung der Sedimentvolumina im Fluss Schlauch in der Bühnen- und Referenzstrecke im Verlauf des Monitoringzeitraums	113
Abbildung 4-22: Qualitative Darstellung der Sohltopographie im Umfeld einer Lenkbuhne anhand der im Freilandversuch gewonnenen Erkenntnisse	114
Abbildung 4-23: Geschwindigkeitsverteilung an der beidseitigen Lenkbuhne 17 (schwarz) in VR6 für den Bereich eine Sohlbreite oberstrom (oben), entlang der Bühnenwurzel (Mitte) und eine Sohlbreite unterstrom (unten) bei MQ	115
Abbildung 4-24: Geschwindigkeitsverteilung an der wechselseitigen Lenkbuhne 24 (schwarz) in VR6 für den Bereich eine Sohlbreite oberstrom (oben), entlang der Bühnenwurzel (Mitte) und eine Sohlbreite unterstrom (unten) bei MQ	116
Abbildung 4-25: Geschwindigkeitsverteilung an der einseitigen Lenkbuhne 30 (schwarz) in VR6 für den Bereich eine Sohlbreite oberstrom (oben), entlang der Bühnenwurzel (Mitte) und eine Sohlbreite unterstrom (unten) bei MQ	117
Abbildung 4-26: Vergleich der Änderung in der Fließgeschwindigkeit für die Lenkbuhnen 17, 24 und 30 aufgeteilt in die Kompartimente linkes Ufer, Gewässerbett und rechtes Ufer bei MQ in VR6	118
Abbildung 4-27: Zeitliche Entwicklung der Substratsortierung in der Referenzstrecke	119
Abbildung 4-28: Zeitliche Entwicklung der Substratsortierung in der Bühnenstrecke, aufgeteilt in die gerade Strecke (links) und die Kurvenstrecke (rechts)	120

Abbildung 4-29: Dokumentation des zeitlichen Verlaufs der Substratsortierung an Lenkbuhne 30 in der Kurvenstrecke vom März 2019 (links) bis März 2021 (rechts)	121
Abbildung 4-30: Qualitative Darstellung der Substratsortierung im Umfeld einer Lenkbuhne anhand der im Freilandversuch gewonnenen Erkenntnisse	121
Abbildung 4-31: Sensitivität des HMID auf die max. Mesh-Größe im numerischen Modell am Beispiel der Bühnenstrecke in VR6	123
Abbildung 4-32: Entwicklung der Geschwindigkeitsverteilung in der Umgestaltungsstrecke von Vermessungsrunde 1 (vor Einbau der Lenkbuhnen) im September 2018 bis zur Vermessungsrunde 6 (2,5 Jahre nach Einbau der Lenkbuhnen) im März 2021 für MQ	124
Abbildung 4-33: Zeitliche Entwicklung des HMID für die Referenzstrecke und die Umgestaltungsstrecke	125
Abbildung 4-34: Ausgewählte Referenzfischarten: Äsche (links), Barbe (Mitte) und Nase (rechts) (simfisch.de)	128
Abbildung 4-35: Evaluation der Änderung der Habitateignung HHS in Abhängigkeit von der Mesh-Auflösung in FLUMEN im Vergleich zu einem Mesh mit maximaler Mesh-Größe von 1 m <sup>2</sup> für MNQ = 1,22 m <sup>3</sup> /s	130
Abbildung 4-36: Evaluation der Änderung der Habitateignung HHS in Abhängigkeit von der Mesh-Auflösung in FLUMEN im Vergleich zu einem Mesh mit maximaler Mesh-Größe von 1 m <sup>2</sup> für MQ= 3,23 m <sup>3</sup> /s	131
Abbildung 4-37: Vergleich der Habitateignung der Bühnenstrecke bei MNQ= 1,22 m <sup>3</sup> /s für die adulte Barbe für a) um 20 % verengte Fuzzy-Grenzen (oben), b) die Default-Werte (Mitte) und c) um 20 % breitere Fuzzy-Grenzen (unten) in VR1	132
Abbildung 4-38: Evaluation der Änderung der Habitateignung HHS für die Bühnenstrecke in Abhängigkeit von der Genauigkeit der Festlegung der Fuzzysatzgrenzen für um 20 % engere und 20 % breitere Zuordnungen	132
Abbildung 4-39: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Bühnenstrecke nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Äsche anhand des HHS von MNQ bis MQ	133
Abbildung 4-40: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Bühnenstrecke nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Barbe anhand des HHS von MNQ bis MQ	134
Abbildung 4-41: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Bühnenstrecke nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Nase anhand des HHS von MNQ bis MQ	134
Abbildung 4-42: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Bühnenstrecke nach CASiMiR anhand des HHS aggregiert nach Altersstadium von MNQ bis MQ	135
Abbildung 4-43: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Bühnenstrecke nach CASiMiR anhand des HHS aggregiert nach Fischart von MNQ bis MQ	136
Abbildung 4-44: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung nach CASiMiR in der Referenzstrecke für die verschiedenen Altersstadien der Äsche anhand des HHS von MNQ bis MQ	136
Abbildung 4-45: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung nach CASiMiR in der Referenzstrecke für die verschiedenen Altersstadien der Barbe anhand des HHS von MNQ bis MQ	137

Abbildung 4-46: Zeitliche Entwicklung der Habitataignung nach CASiMiR in der Referenzstrecke für die verschiedenen Altersstadien der Nase anhand des HHS von MNQ bis MQ	138
Abbildung 4-47: Vergleich der Entwicklung der Habitataignung in der Referenz- und der Buhnenstrecke während des Monitorings von MNQ bis MQ	139
Abbildung 4-48: Ermittelte potentielle Teilflächen der fischartübergreifenden Strukturtypen nach LS GÖ vor Messung der hydraulischen Größen im Bereich der Kurvenstrecke der Buhnenstrecke in VR6	140
Abbildung 4-49: Beurteilung der vier gemeinsamen Strukturtypen für Äsche, Barbe und Nase nach der Landesstudie Gewässerökologie für die Buhnenstrecke	141
Abbildung 4-50: Beurteilung der vier gemeinsamen Strukturtypen für Äsche, Barbe und Nase nach der Landesstudie Gewässerökologie für die Referenzstrecke	142
Abbildung 4-51: Beurteilung der Einzel-Strukturtypen für Äsche, Barbe und Nase nach der Landesstudie Gewässerökologie für die Buhnenstrecke	143
Abbildung 4-52: Beurteilung der Einzel-Strukturtypen für Äsche, Barbe und Nase nach der Landesstudie Gewässerökologie für die Referenzstrecke	144
Abbildung 4-53: Vergleich der agglomerierten geeigneten und potentiell geeigneten Flächen der analysierten Strukturtypen für die untersuchten Fischarten aufgeteilt nach Buhnen- und Referenzstrecke für VR6	145
Abbildung 4-54: Gegenüberstellung der nach der Methode der LS GÖ und CASiMiR geeigneten Flächenanteile für die Fischarten Äsche, Barbe und Nase agglomeriert nach Altersstadien in den beiden Untersuchungsgebieten	146
Abbildung 4-55: Vergleich der Schutzbereiche bei Hochwasser(blau) in der Buhnenstrecke für die larvale Barbe für HQ2	149
Abbildung 4-56: Vergleich des zeitlichen Verlaufs der Schutzbereiche bei Hochwasser für die Äsche zwischen Referenzstrecke und Buhnenstrecke für HQ2	150
Abbildung 4-57: Vergleich des zeitlichen Verlaufs der Schutzbereiche bei Hochwasser für die Barbe zwischen Referenzstrecke und Buhnenstrecke für HQ2	150
Abbildung 4-58: Vergleich des zeitlichen Verlaufs der Schutzbereiche bei Hochwasser für die Nase zwischen Referenzstrecke und Buhnenstrecke für HQ2	151
Abbildung 5-1: Schematischer Aufbau des Inhalts von Kapitel 5	155
Abbildung 5-2: Übersicht des Versuchsstand für die Versuche mit fester Sohle mit Darstellung der untersuchten Einbauten mit einseitiger Anordnung	156
Abbildung 5-3: Vergleich der breitengemittelten Höhenlage des Bodens des Versuchsstands zwischen leeren Versuchsstand und im Betrieb vor der Optimierung	157
Abbildung 5-4: Messraster der Geschwindigkeitsmessung per ADV für HQ100-Fall (links, dunkelblau) und HQ2-Fall (rechts, cyan) für HV- und SV-Versuche; Angaben in Meter	158
Abbildung 5-5: Referenz-Lenkbuhne mit absoluten Bemessungsgrößen in Anlehnung an Mende (2014)	159
Abbildung 5-6: Vergleich der Fließgeschwindigkeitsverteilung der oberflächennahen Strömung (links) und der sohlennahen Strömung (rechts) im Nahbereich einer Lenkbuhne	162
Abbildung 5-7: Vergleich der Fließgeschwindigkeitsverteilung im Längsschnitt mit Schnitt entlang der linken Seite für $Y= 0,925$ (oben) und entlang der rechten Seite für $Y= 0,075$ (unten) für den RV bei HQ100, Seitenansicht	163

Abbildung 5-8: Vergleich der Geschwindigkeitsverteilung für den RV im oberflächennahen Bereich (oben), in der mittleren Wassertiefe (Mitte) und sohnah (unten)	163
Abbildung 5-9: Vergleich der tiefengemittelten Geschwindigkeitsverteilung für RV bei HQ100 mit den gemittelten Werten der Nullversuche NV1 bis NV5	164
Abbildung 5-10: Vergleich der profilweise gemittelten Wasserspiegellage zwischen einer Messung des Nullversuchs NV und dem Referenzversuch RV mit Verortung der im RV eingebauten Lenkbuhnen (schwarz)	164
Abbildung 5-11: Einfluss der Kopfform und der Breite von Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung (links) und die Wasserspiegellage (rechts)	165
Abbildung 5-12: Einfluss der Kopfform und der Breite von Lenkbuhnen auf Geschwindigkeitsdiversität (links) und die Ökonomie (rechts)	166
Abbildung 5-13: Einfluss des Inklinationswinkels $\alpha$ von Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung (links) und die Wasserspiegellage (rechts)	166
Abbildung 5-14: Einfluss des Inklinationswinkels $\alpha$ von Lenkbuhnen auf Geschwindigkeitsdiversität (links) und die Ökonomie (rechts)	168
Abbildung 5-15: Einfluss der relativen projizierten Länge $L_P$ von Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung (links) und die Wasserspiegellage (rechts)	169
Abbildung 5-16: Einfluss der relativen projizierten Länge $L_P$ von Lenkbuhnen auf Geschwindigkeitsdiversität (links) und die Ökonomie (rechts)	169
Abbildung 5-17: Einfluss des relativen Buhnenabstands $A_X$ von Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung (links) und die Wasserspiegellage (rechts)	170
Abbildung 5-18: Einfluss des relativen Buhnenabstands $A_X$ von Lenkbuhnen auf Geschwindigkeitsdiversität (links) und die Ökonomie (rechts)	171
Abbildung 5-19: Einfluss der relativen Höhe $H$ von Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung (links) und die Wasserspiegellage (rechts)	172
Abbildung 5-20: Einfluss der relativen Höhe $H$ von Lenkbuhnen auf Geschwindigkeitsdiversität (links) und die Ökonomie (rechts) am Beispiel der Referenzbuhne	173
Abbildung 5-21: Lage des Untersuchungsgebiets (rot markiert) westlich von Stettfeld (google maps)	175
Abbildung 5-22: Kraichbach bei ca. Fluss-km 30,8: Überreste der Pfeiler einer ehemaligen Wehranlage	176
Abbildung 5-23: Lageplan der Querprofile an der Referenzstelle bei ca. Fluss-km 30,8, Angaben in [m]	177
Abbildung 5-24: Geschwindigkeitsverteilung in den Querprofilen 1 (oben), 2 (Mitte) und 3 (unten) bei $Q=0,77 \text{ m}^3/\text{s}$ im Umfeld der ehemaligen Wehranlage mit Darstellung des Querprofils und der Schlammablagerungen (braun markiert), Blick in Fließrichtung	177
Abbildung 5-25: Vergleich der tiefengemittelten Fließgeschwindigkeiten über das Querprofil für die Freilandmessungen	179
Abbildung 5-26: Sedimentprobe 1 aus dem Kolkbereich in Querprofil 3 unterstrom der ehemaligen Wehranlage (links) und Sedimentprobe 2 aus dem verschlammten Bereich in Querprofil 1 oberstrom der ehemaligen Wehranlage (rechts)	179
Abbildung 5-27: Messraster der Geschwindigkeitsmessung für die KV-Versuche für den HQ1-Fall (cyan) und BHQ-Fall (dunkelblau)	182

Abbildung 5-28: Darstellung der Geschwindigkeitsverteilung im Querprofil $X= 15,0$ m für HQ1, eine halbe Sohlbreite unterstrom der Position der 3. Lenkbuhne für KV-Nullversuch (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten), Blick in Fließrichtung	183
Abbildung 5-29: Tiefengemittelte Geschwindigkeitsverteilung für HQ1 für KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten) für HQ1, Draufsicht	184
Abbildung 5-30: Vergleich der Fließgeschwindigkeitsverteilung im Längsschnitt für HQ1 für KV-hoch mit Schnitt entlang der Gewässermittle bei $Y= 0,5$ m (oben) und entlang der rechten Seite bei $Y=0,075$ m (unten)	184
Abbildung 5-31: Sohlnahe Geschwindigkeitsverteilung für HQ1 mit KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten), Draufsicht	185
Abbildung 5-32: Sohlschubspannungsverteilung für HQ1 in KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten), Draufsicht	186
Abbildung 5-33: Sohlschubspannungsverteilung für BHQ in KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten), Draufsicht	187
Abbildung 5-34: Veränderung der in Längsrichtung gemittelten Sohlschubspannungen im Querprofil durch Einbau der doppelseitigen Lenkbuhnen bei HQ1 im Vergleich zum Referenzversuch KV-NV	187
Abbildung 5-35: Veränderung der in Längsrichtung gemittelten Sohlschubspannungen im Querprofil durch Einbau der doppelseitigen Lenkbuhnen bei BHQ im Vergleich zum Referenzversuch KV-NV	188
Abbildung 5-36: Vergleich der potentiellen Substratverteilung für HQ1 in KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten) mit Darstellung der möglichen Kolkbildung (schwarz)	189
Abbildung 5-37: Vergleich der potentiellen Substratverteilung für BHQ in KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten) mit Darstellung der möglichen Kolkbildung (schwarz)	189
Abbildung 5-38: Relative Unterschiede in der Wasserspiegellage für die HQ1-Versuche im Vergleich zum Nullversuch	190
Abbildung 5-39: Relative Unterschiede in der Wasserspiegellage für die BHQ-Versuche im Vergleich zum NV	191
Abbildung 5-40: Einfluss der relativen Höhe $H$ von beidseitigen Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung (links) und die Wasserspiegellage (rechts) für die Hauptversuche mit $A_x= 4$ und die Kraichbach-Versuche mit $A_x= 5$	192
Abbildung 5-41: Einfluss der relativen Höhe $H$ von beidseitigen Lenkbuhnen auf Geschwindigkeitsdiversität für die Hauptversuche mit $A_x= 4$ und die Kraichbach-Versuche mit $A_x= 5$	193
Abbildung 5-42: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung für $H= 0,1$	195
Abbildung 5-43: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von Lenkbuhnen auf die Wasserspiegellage für $H= 0,1$	196
Abbildung 5-44: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von Lenkbuhnen auf Geschwindigkeitsdiversität für $H= 0,1$	197
Abbildung 5-45: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von Lenkbuhnen auf die Ökonomie für $H= 0,1$	197

Abbildung 5-46: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von einseitigen Lenkbuhnen auf die Wasserspiegellage für $H= 0,1$ im Vergleich zu Mende (2014) für einen Inklinationswinkel von $60^\circ$	199
Abbildung 5-47: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von einseitigen Lenkbuhnen unterschiedlicher relativer Höhen auf die Wasserspiegellage für einen Inklinationswinkel von $60^\circ$	200
Abbildung 5-48: Einfluss der Rauheitsdichte $c_k$ von Lenkbuhnen unterschiedlicher relativer Höhe auf die Wasserspiegellage	201
Abbildung 5-49: Regressionsanalyse zwischen den Messwerten und dem Kontinuitätsgesetz (links) und dem Ansatz für Verluste durch Einbauten aus der Rohrhydraulik für die Wasserspiegellage	204
Abbildung 5-50: Regressionsanalyse zwischen den Messwerten und dem Bordatschen Stoßverlust (links) und der Schätzformel nach Sekin (2004) (rechts) für die Wasserspiegellage	205
Abbildung 5-51: Regressionsanalyse zwischen den Messwerten und dem Pfeilerstau nach Rehbock (1921) (links) und dem Ansatz nach Oak & Smith (1994) für die Wasserspiegellage	206
Abbildung 5-52: Regressionsanalyse der Schätzformel für den Wasserspiegelanstieg für inklinante überströmte Buhnen mit $\alpha= 60^\circ$	208
Abbildung 5-53: Regressionsanalyse der Schätzformel für den Wasserspiegelanstieg für inklinante und orthogonale überströmte Buhnen	209
Abbildung 5-54: Entwicklung der tiefengemittelten Fließgeschwindigkeit in Fließrichtung mit Lenkbuhnen $\bar{u}_B$ und ohne Lenkbuhnen $\bar{u}$ in den Untersuchungen von Mende (2014) (Beispiel: $\alpha = 60^\circ$ , $A_x=L_P= 3/5$ , $H= 1/10$ ; $y= 3$ cm) in Anlehnung an Mende (2014)	210
Abbildung 5-55: Einfluss des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von einseitigen Lenkbuhnen auf die uferschützende Wirkung anhand der Änderung der vollentwickelten Strömung für $H= 0,1$ im Vergleich zu (Mende, 2014) für $\alpha= 60^\circ$	211
Abbildung 5-56: Vergleich der uferschützenden Wirkung von Lenkbuhnen anhand der Änderung der vollentwickelten Strömung in Abhängigkeit des relativen Verhältnisses von Abstand zur Länge von einseitigen Lenkbuhnen unterschiedlicher relativer Höhen	212
Abbildung 5-57: Regressionsanalyse zwischen den Messwerten und der Schätzformel zur uferschützenden Wirkung von einseitigen Lenkbuhnen anhand der Änderung der vollentwickelten Strömung für einen Inklinationswinkel von $60^\circ$	213
Abbildung 5-58: Regressionsanalyse zwischen den Messwerten und der Schätzformel zur mittleren Änderung der ufernahen Fließgeschwindigkeit an einseitig angeordneten Lenkbuhnen am geschützten Ufer für einen Inklinationswinkel von $60^\circ$	214
Abbildung 5-59: Regressionsanalyse zwischen den Messwerten und der Schätzformel zur mittleren Änderung der ufernahen Fließgeschwindigkeit an beidseitig angeordneten (links) und wechselseitig angeordneten Lenkbuhnen (rechts) für einen Inklinationswinkel von $60^\circ$	215
Abbildung 6-1: Schematischer Aufbau des Inhalts von Kapitel 6	219
Abbildung 6-2: Shields-Diagramm mit Vergleich der sedimentologischen Kenngrößen zwischen den Freilandbedingungen und Modelldaten	221

Abbildung 6-3: Übersicht des Versuchsstand für die Versuche mit beweglicher Sohle mit Darstellung der Einbauten für die RV-Variante, Angaben in Meter	222
Abbildung 6-4: Schutzplatten aus Metall zur Vermeidung unerwünschter Sedimentumlagerungen während des Befüllvorgangs (links) und Bewässerungsvorrichtung für die morphologischen Versuche (rechts)	223
Abbildung 6-5: Abweichung der gemessenen von der theoretischen Sohltopographie am Beispiel des vorbereiteten Referenzversuchs RV-1 (oben) und RV-2 (unten) direkt vor Versuchsbeginn	223
Abbildung 6-6: Zeitliche Entwicklung der Kolkentiefe für die Langzeitmessung anhand des Referenzversuchs	224
Abbildung 6-7: Ablaufschema des MATLAB-Tools zur Umsetzung der Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie auf Basis numerischer Daten	229
Abbildung 6-8: Geschwindigkeitsverteilung (a), Wassertiefenverteilung (b), Rohbewertung der Habitateignung (c) und gefilterte Habitateignung für den Strukturtyp „flach abfallende, angeströmte Bereiche“ der Äsche (d) für den Versuch RV 1-5	230
Abbildung 6-9: Auswirkung der Mess-Auflösung auf die gemessene Sohltopographie für RV 1-5	232
Abbildung 6-10: Geschwindigkeitsverteilung im numerischen Modell von RV 1-5 für MQ-Bedingungen in Abhängigkeit der Mess-Auflösung bei einer maximalen Mesh-Größe von 0,005 m <sup>2</sup>	233
Abbildung 6-11: Geschwindigkeitsverteilung im numerischen Modell von RV 1-5 bei MQ-Bedingungen in Abhängigkeit der maximalen Mesh-Größe	233
Abbildung 6-12: Sensitivitätsanalyse des Hydraulischen Index der Diversität in Abhängigkeit der Mess-Auflösung und maximalen Mesh-Größe für RV 1-5	234
Abbildung 6-13: Untersuchung der Sensitivität der Habitateignung HHS nach CASiMiR in Abhängigkeit von Mess-Auflösung und der maximalen Mesh-Größe für RV 1-5	235
Abbildung 6-14: Untersuchung der Sensitivität der berechneten Flächenanteile dreier ausgewählter Strukturtypen nach LS GÖ in Abhängigkeit von Mess-Auflösung und max. Mesh-Größe für RV 1-5	236
Abbildung 6-15: Untersuchung der Sensitivität des Anteils der Hochwasser-Schutzbereiche an der Gesamtfläche in Abhängigkeit von Mess-Auflösung und max. Mesh-Größe	237
Abbildung 6-16: Morphologische Prozesse an Lenkbuhnen in der Startphase der Kolkbildung am Beispiel des RV-Versuchs	239
Abbildung 6-17: Morphologische Prozesse an Lenkbuhnen in der Entwicklungsphase der Kolkbildung am Beispiel des RV-Versuchs	240
Abbildung 6-18: Morphologische Prozesse an Lenkbuhnen in der beginnenden Überlagerungsphase am Beispiel des RV-Versuchs	240
Abbildung 6-19: Zeitliche Entwicklung der Sohltopographie für den Referenzversuch RV, Wdh. 1	241
Abbildung 6-20: Zeitliche Entwicklung der Sohltopographie für den Nullversuch NV, Wdh. 1	242
Abbildung 6-21: Vergleich der aus allen Versuchen gemittelten Sohlmorphologie am Ende der Versuchszeit zu Messzeitpunkt 5, differenziert nach Varianten für NV, RV, 1S-Alb und 1S-opt	242

Abbildung 6-22: Vergleich der aus allen Versuchen gemittelten Sohlmorphologie am Ende der Versuchszeit differenziert nach Varianten für 2S-Alb, 2S-opt, 1,5S-Alb und MW-Bühne	243
Abbildung 6-23: Definition der verschiedenen Auswertebereiche der Sohltopographie für die Versuche mit beweglicher Sohle	245
Abbildung 6-24: Zeitlicher Verlauf der mittleren bauwerksnahen und der ökologischen Kolkttiefe mit Darstellung der Standardabweichung für die RV-Versuche	246
Abbildung 6-25: Darstellung der Wiederholungsgenauigkeiten für die Untersuchung der bauwerksnahen Kolkttiefe	247
Abbildung 6-26: Darstellung der Wiederholungsgenauigkeiten für die Untersuchung der ökologischen Kolkttiefe	248
Abbildung 6-27: Analyse der maximalen bauwerksnahen Kolkttiefen und der Varianz der bauwerksnahen Kolkttiefen in den MV-Versuchen relativ zur Bühnenhöhe	248
Abbildung 6-28: Analyse der mittleren ökologischen Kolkttiefen und der Varianz der mittleren Kolkttiefen in den MV-Versuchen relativ zur Bühnenhöhe	249
Abbildung 6-29: Analyse der ufernahen Anlandungen in den MV-Versuchen differenziert nach Uferseite	250
Abbildung 6-30: Lage des bauwerksnahen Kolks für die einseitigen Varianten RV (links), 1S-Alb (Mitte) und 1S-opt (rechts)	251
Abbildung 6-31: Lage des bauwerksnahen Kolks für die beidseitigen Varianten 2S-Alb (links) und 2S-opt (rechts)	252
Abbildung 6-32: Lage des bauwerksnahen Kolks für die Varianten 1,5S-Alb (links) und die MW-Bühne (rechts)	252
Abbildung 6-33: Lage des ökologischen Kolks für die einseitigen Varianten RV (oben), 1S-Alb (Mitte) und 1S-opt (unten)	253
Abbildung 6-34: Lage des ökologischen Kolks für die beidseitigen Varianten 2S-Alb (oben) und 2S-opt (unten)	254
Abbildung 6-35: Lage des ökologischen Kolks für die Varianten 1,5S-Alb (oben) und MW-Bühne (unten)	255
Abbildung 6-36: Zeitliche Entwicklung des gemittelten Sedimentvolumens im Versuchsstand für die untersuchten Varianten	256
Abbildung 6-37: Vergleich der zeitlichen Entwicklung der Wasserspiegellage für die MV-Versuche zwischen NV- und RV-Versuch	257
Abbildung 6-38: Verlauf der gemittelten Wasserspiegellagen für die MV-Versuche differenziert nach Messzeitpunkt	258
Abbildung 6-39: Kennzahlenvergleich der Änderung der Wasserspiegellagen im Vergleich zu NV für die im Rahmen der MV-Versuche untersuchten Varianten	259
Abbildung 6-40: Geschwindigkeitsverteilung im numerischen Modell von RV 1-5 in Abhängigkeit des Abflusses bei voller Mess-Auflösung und maximaler Meshgröße von 0,05 m <sup>2</sup>	261
Abbildung 6-41: Vergleich der aus allen Versuchen gemittelten Geschwindigkeitsverteilung aus den numerischen Modellen von Messzeitpunkt 5, differenziert nach Varianten für NV, RV, 1S-Alb und 1S-opt für MQ	262

Abbildung 6-42: Vergleich der aus allen Versuchen gemittelten Geschwindigkeitsverteilung aus den numerischen Modellen von Messzeitpunkt 5, differenziert nach Varianten für 2S-Alb, 2S-opt, 1,5S-Alb und MW-Bühne für MQ	263
Abbildung 6-43: Vergleich der Entwicklung der Teilvielfältigkeitsindizes des HMID zwischen NV- und RV für MQ-Abfluss	264
Abbildung 6-44: Abflussabhängige Entwicklung des HMIDs für die fünf Sets an Referenzversuchen für $A_{\text{Mess}} = 0,13 \text{ m}^2$ und $A_{\text{Mesh, max}} = 0,05 \text{ m}^2$	265
Abbildung 6-45: Darstellung der Wiederholungsgenauigkeiten für die Untersuchung HMID	265
Abbildung 6-46: Vergleich der Verteilung der HMID-Werte zwischen den untersuchten Varianten für alle betrachteten Sets an Versuchen und alle Abflüsse	266
Abbildung 6-47: Vergleich der Teilvielfältigkeitsindizes des HMID für die untersuchten Varianten	267
Abbildung 6-48: Entwicklung des HHS für die Äsche in Abhängigkeit des Abflusses für RV	268
Abbildung 6-49: Entwicklung des HHS für die Barbe in Abhängigkeit des Abflusses für RV	269
Abbildung 6-50: Entwicklung des HHS für die Nase in Abhängigkeit des Abflusses für RV	269
Abbildung 6-51: Zeitliche Entwicklung des HHS für die Altersstadien der Äsche	270
Abbildung 6-52: Zeitliche Entwicklung des HHS für die Altersstadien der Barbe	270
Abbildung 6-53: Zeitliche Entwicklung des HHS für die Altersstadien der Nase	271
Abbildung 6-54: Darstellung der Wiederholungsgenauigkeiten für die Untersuchung des HHS mit CASiMiR	272
Abbildung 6-55: Vergleich des HHS der untersuchten Varianten für die Äsche	272
Abbildung 6-56: Vergleich des HHS der untersuchten Varianten für die Barbe	273
Abbildung 6-57: Vergleich des HHS der untersuchten Varianten für die Nase	274
Abbildung 6-58: Kennzahlenvergleich der Untersuchung der Habitateignung mit CASiMiR für die im Rahmen der MV-Versuche untersuchten Varianten	275
Abbildung 6-59: Abhängigkeit der geeigneten Flächenanteils der Strukturtypen der Äsche nach LS GÖ vom Mittelwasserabfluss	277
Abbildung 6-60: Abhängigkeit der geeigneten Flächenanteils der Strukturtypen der Barbe nach LS GÖ vom Mittelwasserabfluss	278
Abbildung 6-61: Abhängigkeit der geeigneten Flächenanteils der Strukturtypen der Nase nach LS GÖ vom Mittelwasserabfluss	278
Abbildung 6-62: Zeitliche Entwicklung der geeigneten Flächenanteils der Strukturtypen der Äsche nach LS GÖ	279
Abbildung 6-63: Zeitliche Entwicklung der geeigneten Flächenanteils der Strukturtypen der Barbe nach LS GÖ	280
Abbildung 6-64: Zeitliche Entwicklung der geeigneten Flächenanteils der Strukturtypen der Nase nach LS GÖ	281
Abbildung 6-65: Darstellung der Wiederholungsgenauigkeiten für die Untersuchung der Gewässerstrukturen nach LS GÖ	282
Abbildung 6-66: Variantenspezifischer Vergleich der normierten Größe gefilterten Flächenanteile geeigneter Teilflächen der untersuchten Gewässerstrukturen nach LS GÖ	283
Abbildung 6-67: Vergleich des Flächenanteils geeigneter Strukturen nach LS GÖ für die Äsche	283

Abbildung 6-68: Vergleich des Flächenanteils geeigneter Strukturen nach LS GÖ für die Barbe	284
Abbildung 6-69: Vergleich des Flächenanteils geeigneter Strukturen nach LS GÖ für die Nase	285
Abbildung 6-70: Vergleich des Flächenanteils geeigneter Strukturen nach LS GÖ für Äsche, Barbe und Nase	286
Abbildung 6-71: Vergleich des potentiellen Flächenanteils anhand der hydraulischen Voraussetzungen für Strukturen nach LS GÖ für die Äsche	287
Abbildung 6-72: Vergleich des potentiellen Flächenanteils anhand der hydraulischen Voraussetzungen für Strukturen nach LS GÖ für Barbe und Nase	288
Abbildung 6-73: Kennzahlenvergleich der Analyse der Gewässerstrukturen nach LS GÖ für die im Rahmen der MV-Versuche untersuchten Varianten	290
Abbildung 6-74: Abhängigkeit der Schutzbereiche bei Hochwasser vom Hochwasserabfluss	291
Abbildung 6-75: Zeitliche Entwicklung der gemittelten hydraulisch geschützten Flächenanteile der Äsche bei HQ2 für die Variante RV	291
Abbildung 6-76: Zeitliche Entwicklung der gemittelten hydraulisch geschützten Flächenanteile bei HQ2 der Barbe für die Variante RV	292
Abbildung 6-77: Zeitliche Entwicklung der gemittelten hydraulisch geschützten Flächenanteile bei HQ2 der Nase für die Variante RV	293
Abbildung 6-78: Darstellung der Wiederholungsgenauigkeiten für die Untersuchung der Schutzbereiche bei Hochwasser	294
Abbildung 6-79: Anteil der Hochwasserschutzbereiche an der Gesamtfläche für die Äsche differenziert nach Varianten	294
Abbildung 6-80: Anteil der Hochwasserschutzbereiche an der Gesamtfläche für die Barbe differenziert nach Varianten	296
Abbildung 6-81: Anteil der Hochwasserschutzbereiche an der Gesamtfläche für die Nase differenziert nach Varianten	297
Abbildung 6-82: Kennzahlenvergleich der Schutzbereiche bei Hochwasser für die im Rahmen der MV-Versuche untersuchten Varianten	299
Abbildung 7-1: Schematischer Aufbau des Inhalts von Kapitel 7	304
Abbildung 7-2: Vergleich der Bewertung der uferschützenden Wirkung der untersuchten Varianten anhand von Messdaten, Schätzformel und numerischer Modelle der HV-, MV-Versuche und des Freilandversuchs bei HQ2	308
Abbildung 7-3: Vergleich der Bewertung der uferschützenden Wirkung der untersuchten Varianten anhand von Messdaten, Schätzformel und numerischer Modelle der HV-, MV-Versuche und des Freilandversuchs bei MQ	309
Abbildung 7-4: Auswirkungen der untersuchten Varianten auf die Wasserspiegellage, differenziert nach Versuchssetting	310
Abbildung 7-5: Vergleich der WSP-Lage der numerischen Modelle der HV-Versuche mit den Messdaten	312
Abbildung 7-6: Vergleich der Teilvielfältigkeitsindizes $V_t$ zwischen den tiefengemittelten Messdaten des HV-Versuchs und den numerischen Modellen der HV- und MV-Versuche	314
Abbildung 7-7: Vergleich der Teilvielfältigkeitsindizes $V_v$ zwischen den tiefengemittelten Messdaten des HV-Versuchs und den numerischen Modellen der HV- und MV-Versuche	315

Abbildung 7-8: Vergleich des HMID zwischen den tiefengemittelten Messdaten des HV-Versuchs und den numerischen Modellen der HV- und MV-Versuche	316
Abbildung 7-9: Vergleich der Habitateignung nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Äsche, Barbe und Nase anhand des HHS	317
Abbildung 7-10: Vergleich des Flächenanteils geeigneter Strukturen nach LS GÖ für die Äsche zwischen Freiland- und Laborversuch mit beweglicher Sohle	319
Abbildung 7-12: Vergleich des Flächenanteils geeigneter Strukturen nach LS GÖ für die Nase zwischen Freiland- und Laborversuch mit beweglicher Sohle	321
Abbildung 7-13: Vergleich der Entwicklung der Hochwasserschutzbereiche für Äsche, Barbe und Nase zwischen Freilandversuch und den MV-Versuchen bei HQ2	323
Abbildung 7-14: Statistische Verteilung der Hochwasserschutzbereiche der larvalen Barbe im Versuch 1,5S-Alb	324



# Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Definition der Strukturgüteklassen für die Gewässerstrukturgütekartierung (LUBW, 2008)	36
Tabelle 2-2:	Vergleich der Mess-Auflösung und Mesh-Auflösung numerischer hydraulischer Modelle für die physikalische Habitatmodellierung	47
Tabelle 2-3:	Ableitung der Indikatoren für die Optimierung von Strombauwerken in urbanen Bereichen	55
Tabelle 3-1:	Überblick über umgesetzte Flussbauprojekte mit Maßnahmen des Instream River Training (Schmauderer, 2019)	80
Tabelle 3-2:	Relative Versuchsparameter zur Untersuchung der gewässerschützenden Wirkung von Lenkbuhnen in den Versuchen von Mende (2014)	85
Tabelle 3-3:	Relative Versuchsparameter zur Untersuchung der aufstauenden Wirkung von Lenkbuhnen in den Versuchen von Möws & Koll (2019)	88
Tabelle 3-4:	Relative Versuchsparameter zur Untersuchung der uferschützenden Wirkung von Lenkbuhnen in den Versuchen von Zaid (2017)	90
Tabelle 4-1:	Referenz-Fischzönose des Projektgebiets an der Alb (FischRef BW 2.0a)	94
Tabelle 4-2:	Bemessungsgrößen der verschiedenen eingebauten Lenkbuhnenkonfigurationen in der Alb	97
Tabelle 4-3:	Vergleich der Vor- und Nachteile der Monitoringmethoden für die Sohltopographie	102
Tabelle 4-4:	Vergleich der Vor- und Nachteile der Monitoringmethoden für die Fließgeschwindigkeit	104
Tabelle 4-5:	Vergleich der Geschwindigkeitsmessung per Messflügel und LSPIV, Aufwand in Personalstunden (PS)	104
Tabelle 4-6:	Vergleich der Vor- und Nachteile der Monitoringmethoden für die Substratsortierung	105
Tabelle 4-7:	Vergleich der zugeordneten Substrattypen für die beiden Erhebungsmethoden	106
Tabelle 4-8:	Analyse Mittelwerte und Standardabweichung ( $\pm$ ) der hydraulischen Variablen Fließgeschwindigkeit $v$ und Wassertiefe $h$ , sowie der Teilvielfältigkeitsindizes des HMID für $MQ= 3,23 \text{ m}^3/\text{s}$	127
Tabelle 4-9:	Strukturtypen nach LS GÖ für die Fischarten Äsche, Barbe und Nase (Becker & Ortlepp, 2019)	140
Tabelle 4-10:	Grenzwerte für die Analyse der Schutzbereiche bei Hochwasser für Äsche, Barbe und Nase auf Basis der gesteigerten Fließgeschwindigkeit für $t > 200$ min	148
Tabelle 5-1:	Zusammenfassung der Versuchsrandbedingungen für die Haupt- (HV) und Sensitivitätsversuche (SV) mit fester Sohle im Realmaßstab	156
Tabelle 5-2:	Zusammenstellung der relativen Versuchsparameter für die Laborversuche mit fester Sohle für die Hauptversuche (alle Werte) und die Sensitivitätsversuche (mit * markiert)	159

Tabelle 5-3:	Klassifizierung des Einflusses der Bemessungsparameter von Lenkbuhnen auf die Bewertungskriterien Ökologie, Uferschutz, Hochwasserschutz und Ökonomie von „o= indifferent“ bis „+++ sehr stark“	174
Tabelle 5-4:	Literaturwerte zu kritischen Sohlschubspannungen unterschiedlicher Schlammuntersuchungen (Seidel et al. 2012, ergänzt)	180
Tabelle 5-5:	Übersicht der untersuchten Varianten in den Kraichbach-Versuchen	181
Tabelle 5-6:	Vergleich der Geschwindigkeitsänderungen in Gewässermitte und am Ufer im Vergleich zu den Referenzversuchen KV-NV (HQ1) und KN-NV(BHQ)	185
Tabelle 5-7:	Vergleich der maximalen lokalen Wasserspiegellagenänderung durch Einbau der Buhnen im Vergleich zu den Referenzversuchen	191
Tabelle 5-8:	Vergleich der Randbedingungen und Kennwerte der Buhnen in Versuchen zur Analyse der rückstauenden Wirkung von überströmten Buhnen	203
Tabelle 6-1:	Zusammenfassung der Versuchsrandbedingungen für die Versuche mit beweglicher Sohle, Angabe $h_{URB}$ in Meter über Rinnennull (mR0)	220
Tabelle 6-2:	Bemessungsparameter der in den Versuchen mit beweglicher Sohle untersuchten Lenkbuhnen-Varianten	227
Tabelle 6-3:	Untersuchte Messauflösungen der Sohltopographie in der Sensitivitätsanalyse	231
Tabelle 6-4:	Zusammenstellung der mittleren Lage der bauwerksnahen und ökologischen Kolke gemäß der Definition aus Abbildung 6-23	255
Tabelle 6-5:	Vergleich der erfüllten Vorgaben der Strukturtypen nach LS GÖ zwischen den Varianten in den MV-Versuchen	288

# Abkürzungsverzeichnis

<b>Abkürzung</b>	<b>Bedeutung</b>
1S	einseitige Anordnung von Lenkbuhnen
1,5S	wechselseitige Anordnung von Lenkbuhnen
2D-HN-Modell	2-dimensionales hydrodynamisches Modell
2S	beidseitige Anordnung von Lenkbuhnen
3D-HN-Modell	3-dimensionales hydrodynamisches Modell
ADV	Accoustic Doppler Velocimeter
BAW	Bundesanstalt für Wasserbau
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BHW	Bemessungswasserstand
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
DGM	Digitales Geländemodell
HHS	Hydraulic Habitat Suitability Index
HMID	hydraulisch-morphologischer Index der Diversität
HSC	Präferenzkurve (engl.: „Habitat suitability curve“)
HSI	Habitateignungsindex (engl.: „Habitat Suitability Index“)
HV	Hauptversuche der Laborversuche mit fester Sohle
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LfU	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
LS GÖ	Landesstudie Gewässerökologie
LUBW	Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
MZP	Messzeitpunkt
MV	Laborversuche mit beweglicher Sohle
MW	Mittelwasser
NatSchG	Naturschutzgesetz Baden-Württemberg
NV	Nullversuch
OWK	Oberflächenwasserkörper
PS	Personenstunden

QP	Querprofil
RV	Referenzversuch
SV	Sensitivitätsversuche der Laborversuche mit fester Sohle
TBA	Tiefbauamt
TLUG	Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz
UBA	Umweltbundesamt
VR	Vermessungsrunde im Monitoringprogramm an der Alb
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie

# Symbolverzeichnis

Symbol	Einheit	Bedeutung
A	[m <sup>2</sup> ]	durchströmter Fließquerschnitt
A <sub>Bühne</sub>	[m <sup>2</sup> ]	auf die Gewässerbreite projizierter Querschnitt der Bühne
A <sub>Bühnenfeld</sub>	[m <sup>2</sup> ]	Grundfläche des Bühnenfelds
A <sub>E</sub>	[m <sup>2</sup> ]	verbleibender Fließquerschnitt in der hypothetischen Engstelle durch die projizierte Bühnenfläche
A <sub>Fließquerschnitt</sub>	[m <sup>2</sup> ]	unbeeinflusster Fließquerschnitt unterstrom der Bühne
A <sub>geeignet,Mittelwert</sub>	[m <sup>2</sup> ]	Mittelwert des Flächenanteils der nach LS GÖ untersuchten Struktur
A <sub>ges</sub>	[m <sup>2</sup> ]	durchströmte Fläche
A <sub>geschützt</sub>	[m <sup>2</sup> ]	gemäß dem Schwimmvermögen der betrachteten Fischart im jeweiligen Lebensstadium hochwassergeschützte Fläche
A <sub>Mess</sub>	[m <sup>2</sup> ]	Mess-Auflösung
A <sub>Mesh,max</sub>	[m <sup>2</sup> ]	maximale Mesh-Größe
A <sub>r</sub>	[-]	relative verbaute Querschnittsfläche, bezogen auf den Fließquerschnitt
A <sub>r,Art,MZP,gemittelt</sub>	[-]	geeigneter Flächenanteil der fischartspezifischen Schutzbereiche zum gegebenen Messzeitpunkt über alle Versuchswiederholungen gemittelt
A <sub>r,Art,Altersstadium,Wdh.,MZP</sub>	[-]	geeigneter Flächenanteil der fischartspezifischen Schutzbereiche in der analysierten Wiederholung zum gegebenen Messzeitpunkt
A <sub>soll</sub>	[%]	Mindestfläche der untersuchten Struktur an der Gesamtfläche zur Erfüllung der Vorgaben der LS GÖ
A <sub>Störkörper</sub>	[m <sup>2</sup> ]	projizierte Querschnittsfläche der Bühne [m <sup>2</sup> ]
A <sub>Strukturtyp,Art,MZP,gemittelt</sub>	[%]	geeigneter Flächenanteil des betrachteten fischartspezifischen Strukturtyps zum gegebenen Messzeitpunkt über alle Versuchswiederholungen gemittelt
A <sub>Strukturtyp,Art,Wdh.,MZP</sub>	[%]	geeigneter Flächenanteil des betrachteten fischartspezifischen Strukturtyps in der analysierten Wiederholung zum gegebenen Messzeitpunkt
A'	[m <sup>2</sup> ]	projizierte angeströmte Querschnittsfläche
a <sub>x</sub>	[m]	absoluter Abstand zwischen zwei Bühnen
A <sub>x</sub>	[-]	relativer Abstand zwischen zwei Bühnen
b <sub>Bühne</sub>	[m]	absolute Breite der Lenkbühnen
b <sub>So</sub>	[m]	Sohlbreite
b <sub>Störkörper</sub>	[m]	Breite des Störkörpers in Fließrichtung
c	[-]	Korrekturbeiwert bei Berechnung der hydraulischen Verluste durch Einbauten
C	[-]	Integrationskonstante des turbulenten Geschwindigkeitsprofils nach Nikuradse (1932)
C <sub>D</sub>	[-]	Widerstandsbeiwert

D	[m]	Pfeilerdurchmesser
d <sub>16</sub>	[m]	16 %-Perzentil der Korngrößenverteilung
d <sub>50</sub>	[m]	Median der Korngrößenverteilung
d <sub>84</sub>	[m]	84 %-Perzentil der Korngrößenverteilung
D <sub>eq</sub>	[m]	äquivalenter Pfeilerdurchmesser
d <sub>Kolk,max</sub>	[m]	maximale Kolkentiefe
d <sub>Kolk,Variante,MZP,Buhne</sub>	[m]	Kolkentiefe des untersuchten Kolktyps an der betrachteten Buhne zum gegebenen Messzeitpunkt
d <sub>Kolk,Variante,MZP,Wdh.,Buhne</sub>	[m]	Kolkentiefe des untersuchten Kolktyps an der betrachteten Buhne zum gegebenen Messzeitpunkt in der betrachteten Versuchsdurchführung
d <sub>Sohle</sub>	[mNN]	Sohlhöhe
d <sub>m</sub>	[m]	mittlerer Steindurchmesser einer Buhne
d <sub>m,ufernah,Buhne,MZP</sub>	[mR0]	mittlere Sohlhöhe in der untersuchten Uferregion der betrachteten Buhne zum gegebenen Messzeitpunkt
d <sub>m,ufernah,NV,Ausgangszustand</sub>	[mR0]	mittlere Sohlhöhe in der untersuchten Uferregion im Ausgangszustand des Nullversuchs
d <sub>max, Variante</sub>	[m]	maximale mittlere Wassertiefe der untersuchten Varianten, auf einen Messzeitpunkt bezogen
d <sub>min, NV</sub>	[m]	minimale mittlere Wassertiefe des Nullversuchs, auf einen Messzeitpunkt bezogen
d <sub>mittlere Sohlebene</sub>	[mNN]	nach Mende (2014) berechnete mittlere Sohlhöhe am Einbauort der Buhnen
d <sub>NV</sub>	[m]	Wassertiefe im Nullversuch
h <sub>oberstrom</sub>	[m]	Wassertiefe oberstrom der Buhne
d <sub>unterstrom</sub>	[m]	Wassertiefe unterstrom der Buhne
Fr	[-]	Froude-Zahl
Fr <sub>unterstrom Buhne</sub>	[-]	Froude-Zahl unterstrom der Buhne
g	[m/s <sup>2</sup> ]	Erdbeschleunigung
H	[-]	relative Buhnenhöhe
h <sub>2</sub>	[m]	Wassertiefe unterstrom der Buhne
h <sub>Buhne</sub>	[m]	absolute Höhe der Buhnen über der mittleren Sohlebene
h <sub>m</sub>	[m]	mittlere Wassertiefe
h <sub>NA</sub>	[m]	mittlere Wassertiefe bei Normalabfluss
h <sub>s</sub>	[m]	Höhe der hydraulischen Struktur
h <sub>v</sub>	[m]	Verlusthöhe
HHS	[-]	Hydraulic Habitat Suitability Index (hydraulische Habitateignung)
HHS <sub>Art,Altersstadium,gemittelt</sub>	[-]	über Abfluss, Wiederholung und Messzeitpunkt gemittelter HHS des betrachteten Altersstadiums der untersuchten Fischart
HHS <sub>Art, Altersstadium, MZP, gemittelt</sub>	[-]	fischartspezifischer HHS zum gegebenen Messzeitpunkt, über alle Versuchswiederholungen gemittelt
HHS <sub>Art, Altersstadium, Wdh., MZP</sub>	[-]	betrachteter fischartspezifischer HHS in der analysierten Wiederholung zum gegebenen Messzeitpunkt
HHS <sub>max,ges</sub>	[-]	Summe des maximal möglichen HHS für die n <sub>Fischarten</sub>
HMID <sub>Variante,m,MZP</sub>	[-]	mittlerer HMID der betrachteten Variante zum gegebenen Messzeitpunkt

HMID <sub>Variante, Wdh.MZP</sub>	[-]	HMID-Wert der betrachteten Variante in der analysierten Wiederholung des Versuchs zum gegebenen Messzeitpunkt
HSI	[-]	Habitat eignungsindex (engl. „Habitat Suitability Index“)
I <sub>E</sub>	[-]	Energieliniengefälle
I <sub>S</sub>	[-]	Sohlgefälle
KeZa <sub>CASiMiR</sub>	[-]	Kennzahl für die Analyse der Habitat eignung mit CASiMiR
KeZa <sub>Hochwasserschutz</sub>	[-]	Kennzahl für die Analyse der Auswirkungen auf die Wasserspiegellage
KeZa <sub>LS GÖ</sub>	[-]	Kennzahl für die Analyse der Strukturtypen nach LS GÖ
KeZa <sub>Schutzbereich HW</sub>	[-]	Kennzahl für die Schutzbereiche bei Hochwasser
L <sub>Buhne</sub>	[m]	Länge der Buhnen von Buhnenwurzel bis Wurzelkopf
L <sub>Buhnenfeld</sub>	[m]	siehe a <sub>x</sub>
L <sub>Fisch</sub>	[m]	Länge des betrachteten Fisches
l <sub>p</sub>	[m]	absolute projizierte Länge der Buhne
L <sub>p</sub>	[-]	relative projizierte Länge der Buhne
l <sub>t</sub>	[m]	projizierte Buhnenlänge parallel zur Fließrichtung
n <sub>Buhnen</sub>	[-]	Anzahl der Buhnen
n <sub>Fischarten</sub>	[-]	Anzahl der untersuchten Fischarten und deren Altersstadien
n <sub>Strukturtypen</sub>	[-]	Anzahl der untersuchten Strukturtypen
Q	[m <sup>3</sup> /s]	Abfluss
Re	[-]	Reynolds-Zahl
t <sub>e</sub>	[s]	Entwicklungszeit für die Ausbildung der Gleichgewichtskolktiefe
u	[m/s]	lokale Fließgeschwindigkeit
u*	[m/s]	Schubspannungsgeschwindigkeit
u <sub>m,o</sub>	[m/s]	mittlere Fließgeschwindigkeit oberstrom des Lenkbuhnenbereichs
u <sub>m,u</sub>	[m/s]	mittlere Fließgeschwindigkeit unterstrom des Lenkbuhnenbereichs
V	[m <sup>3</sup> ]	benötigtes Steinvolumen für eine Lenkbuhne
v <sub>c</sub>	[m/s]	kritische Fließgeschwindigkeit des Sohlmaterials
v <sub>gesteigert</sub>	[m/s]	gesteigerte Schwimmgeschwindigkeit über 200 min
v <sub>m</sub>	[m/s]	mittlere Fließgeschwindigkeit
V <sub>t</sub>	[-]	Teilvielfältigkeitsindex der Wassertiefe
V <sub>v</sub>	[-]	Teilvielfältigkeitsindex der Fließgeschwindigkeit
V <sub>Ufer,Versuch</sub>	[m/s]	tiefengemittelte ufernahe Fließgeschwindigkeit im betrachteten Versuch
V <sub>Ufer.NV,gemittelt</sub>	[m/s]	tiefengemittelte ufernahe Fließgeschwindigkeit, aus fünf Nullversuchen
W <sub>s</sub>	[m]	Breite der hydraulischen Struktur
WUA	[m <sup>2</sup> ]	gewichtete nutzbare Fläche (engl. „weighted usable area“)
x <sub>o</sub>	[m]	x-Wert oberstrom des Lenkbuhnenbereichs
x <sub>u</sub>	[m]	x-Wert unterstrom des Lenkbuhnenbereichs

y	[m]	mittlere Wassertiefe im unbeeinflussten Querschnitt
z	[m]/[mR0]	Höhe über der Sohle/ geodätische Höhe, bezogen auf das Ende des Messbereichs
z <sub>0</sub>	[m]	dynamische Rauheitslänge
α	[°]	Neigungswinkel der Buhne zum Ufer/Inklinationswinkel
δ	[-]	Pfeilerformbeiwert
Δ	[-]	Formbeiwert
ΔA <sub>r,Art, Altersstadium, MZP</sub>	[-]	Wiederholungsgenauigkeit der betrachteten fischartspezifischen Schutzbereiche zum gegebenen Messzeitpunkt
ΔA <sub>r,Strukturtyp,Art,Messzeitpunkt</sub>	[-]	Wiederholungsgenauigkeit des betrachteten fischartspezifischen Strukturtyps zum gegebenen Messzeitpunkt
Δd	[m]	Differenz der Wassertiefe zum Nullversuch
Δd <sub>Kolk,Variante,MZP,Buhne</sub>	[m]	Wiederholungsgenauigkeit des untersuchten Kolktyps an der betrachteten Buhne zum gegebenen Messzeitpunkt
Δd <sub>ufernah,Buhne,MZP</sub>	[mR0]	Anlandung in der untersuchten Uferregion zum gegebenen Messzeitpunkt
ΔHHS <sub>Art,Altersstadium,MZP</sub>	[-]	Wiederholungsgenauigkeit des betrachteten fischartspezifischen HHS zum gegebenen Messzeitpunkt
ΔHMID <sub>Variante,MZP</sub>	[-]	Wiederholungsgenauigkeit des HMIDs der betrachteten Variante zum gegebenen Messzeitpunkt
Δv <sub>Ufer</sub>	[%]	relative Veränderung der ufernahen Fließgeschwindigkeit
Δz	[m]	Höhenunterschied
κ	[-]	von Kármán-Konstante
λ <sub>Buhne</sub>	[-]	Widerstandsbeiwert (Lenk-)Buhne
λ <sub>ges</sub>	[-]	Widerstandsbeiwert der gesamten Versuchsrinne
λ <sub>NA</sub>	[-]	Widerstandsbeiwert bei Normalabfluss
λ <sub>NV,gemittelt</sub>	[-]	gemittelter Widerstandsbeiwert der Versuchsrinne aus dem dazugehörigen Nullversuch(en)
μ <sub>v</sub>	[m/s]	Mittelwert der Fließgeschwindigkeit v
μ <sub>t</sub>	[m/s]	Mittelwert der Wassertiefe t
ρ <sub>s</sub>	[kg/m <sup>3</sup> ]	Dichte des Sediments
ξ	[-]	Verlustbeiwert
σ <sub>g</sub>	[m]	Standardabweichung der Korngrößenverteilung
σ <sub>t</sub>	[m/s]	Standardabweichung der Wassertiefe t
σ <sub>v</sub>	[m/s]	Standardabweichung der Fließgeschwindigkeit v

# Anhang

## Anhang A Abschlussarbeiten von Studierenden

Tabelle A- 1: Übersicht über die betreuten Abschlussarbeiten mit Bezug zur vorliegenden Arbeit

	Name	Titel	Jahr
Bachelor-Thesen	Anne Wohltmann	Vergleich der Geschwindigkeitsverteilung an Lenkbuhnen in Versuchen mit fester Sohle	2019
	Alina Bastian	Evaluation der Habitateignung von Lenkbuhnen mit CASiMiR anhand von Labordaten	2020
	Lilith Koenen	Ableitung einer Wasserstand-Abfluss-Beziehung für die Alb in Mühlburg	2020
	Charlotte Hönnige	Vergleich der uferschützenden Wirkung von Lenkbuhnen anhand physikalischer Versuche mit fester Sohle	2021
Studien-Projekte	Ann-Kathrin Mayer	Beurteilung der Entwicklung der Gewässerstrukturen an einer Versuchsstrecke für Lenkbuhnen an der Alb in Karlsruhe-Mühlburg	2020
	Johannes Hilpert	Untersuchungen der Auswirkungen von verschiedenen Lenkbuhnen auf Wasserstand und Strömung in der Versuchsrinne des Theodor-Rehbock-Wasserbaulaboratoriums	2020
	Maria Fernanda Sobierajski Gisi	Investigation of the effect of micro groins on the water level	2020
Master-Thesen	Ines Schmauderer	Beurteilung der Habitateignung von Lenkbuhnen am Beispiel der Alb in Karlsruhe-Mühlburg	2019
	Larissa Ortrun Pereira Ziesmann	Ableitung einer hydraulischen und geometrischen Definition von Lenkbuhnen	2019
	Julián Bocanegra Gutiérrez	Assessment of the development of renaturation measures using structural indices and habitat modelling	2020
	Jan Pfirrmann	Vergleich von ökologischen Habitatbewertungsverfahren zur Beurteilung der Habitatqualität einer Versuchsstrecke für Lenkbuhnen an der Alb in Karlsruhe-Mühlburg	2021
	Yannick Pierre Reich	Analyse der Auswirkungen von überströmten Lenkbuhnen im Hochwasserfall mittels mehrdimensionaler numerischer Strömungsmodelle	2021

# Anhang B Gewässerstrukturierung durch Buhnen

## Anhang B.1 Übersicht Monitoring an Projekten mit dauerhaft überströmten Buhnenbauweisen

Tabelle B- 1: Analyse ausgewählter Monitoring-Projekte an dauerhaft überströmten Buhnenbauweisen

Gewässername	Maßnahme		umgesetzte Bauweise	Zeitraum Monitoring	Monitoring		Quelle
	MQ [m <sup>3</sup> /s]	Land			Jahr der Umsetzung	untersucht wurde	
North Fish Creek	k.A.	USA	2004	2000-2003	Entwicklung spezifischer Querprofile	9-malige Vermessung der Querprofile mit elektronischem Theodolit	Fitzpatrick et al. (2014)
Ellikerbach bei Zürich	EZG 19 km <sup>2</sup>	Schweiz	2008	jeweils 3 Monate vor und nach Einbau	Wasserspiegel Entwicklung der Querprofile Geschwindigkeitsmessungen	7-malige Untersuchung Steilufer, Messung anhand von Referenzpunkten und deren Abstand von der Uferkante Fotos, Aufnahme von Querprofilen	Mende (2012)
Mürz	20	Österreich	k.A.	2006-2007	Entwicklung Fischbestand Sohlmorphologie	Elektrofischung Vermessung von 6 Querprofilen Ultraschallmessung und ADCP-Messgerät	Friedrich (2008)
Stübmingsbach	k.A.	Österreich	k.A.	3 Jahre, zwei Untersuchungen pro Jahr	Geschwindigkeitsverteilung zum Rückschluss auf Ökologie Sohlmorphologie	Sohlvermessungen, Korngößenverteilung in den Becken bei Niedrigwasser, Daten in 2D Zweipunktmethode nach Krebs Bio-Frequenz-Analyse, Wasserproben	Mende & Sindelar (2010)
Brookhäcke	k.A.	Deutschland	k.A.	k.A.	Fischpopulation Gewässermorphologie	Festlegung vom Baprobungsstrecke keine Angaben qualitative Aufnahmen bei Begehungen, Vermessung einzelner Bereiche Ermittlung der Flächenanteile naturnaher Biotypen	NLWKN (2011)
East Nishinabotna River	k.A.	USA	k.A.	1985-1987	Vegetation	Entwicklung von Indikatoren Dauerbeobachtungsflächen zur Vegetationsentwicklung	Odgaard & Mosconi (1987)
San Juan River	k.A.	USA	1996	2000	Morphologie	keine Angaben	Rosgen (2001)
Ganga River	k.A.	Indien	2009-2010	2005-2012	Verteilung der Sohlhöhen im Umfeld der Gross-Vane Buhne Morphologie	Isotachen im Umfeld der J-Hook Buhne Satellitenbilder	Nayan & Ampapana (2015)
Kainach bei Dobl	10	Österreich	2006	1. Monat vor und 2 Monate nach Fertigstellung	Querprofile Geschwindigkeitsverteilung	ADCP-Boot (siehe Literatur) ADCP-Messgerät Raster für jedes Querprofil	Sindelar & Mende (2009)
Mur bei St. Stefan	70	Österreich	2005	2004-2007	Querprofile Sohlveränderungen und Geschwindigkeitsverteilung nach Hochwasser Fischpopulation	Aufnahme der Sohle in 7 Querprofilen im Abstand 40-60 Meter ADCP-Sonde ermöglicht 2D Aufnahme der Sohlmorphologie und Geschwindigkeitsverteilung im Querprofil Fischökologische Erfolgskontrolle Streifenbefischung	Sindelar & Mende (2009) Pinter et al. (2009)
Taverna	EZG 54 km <sup>2</sup>	Schweiz	k.A.	2011-2017	Morphologie	Photografische Dokumentation, Filmdokumentation, jährliche Vermessung in 3D	Werlenberg et al. (2012)
Salza	16	Österreich	k.A.	k.A.	Geschwindigkeitsverteilung Fischpopulation	Geschwindigkeitsmessung mit Messflügel in Verbindung mit Vermessung der Profilmunkte über ein Nivelliergerät keine Angaben	Güth (2005)
Scherlibach bei Bern	k.A.	Schweiz	2007 und 2008	k.A.	Morphologie	Videodokumentation und 3D-Gewässermodellierung	Mende & Gassmann (2009)
Große Tulln	0,45	Österreich	k.A.	k.A.	Fischpopulation	Reusenmonitoring	Sindelar & Knoblauch (2009)

## Anhang C Naturversuch zur Gewässerstrukturierung durch Lenkbuhnen an der Alb in Karlsruhe

### Anhang C.1 Ergebnisse des Monitorings

#### Anhang C.1.1 Untersuchung der Sedimentbilanz

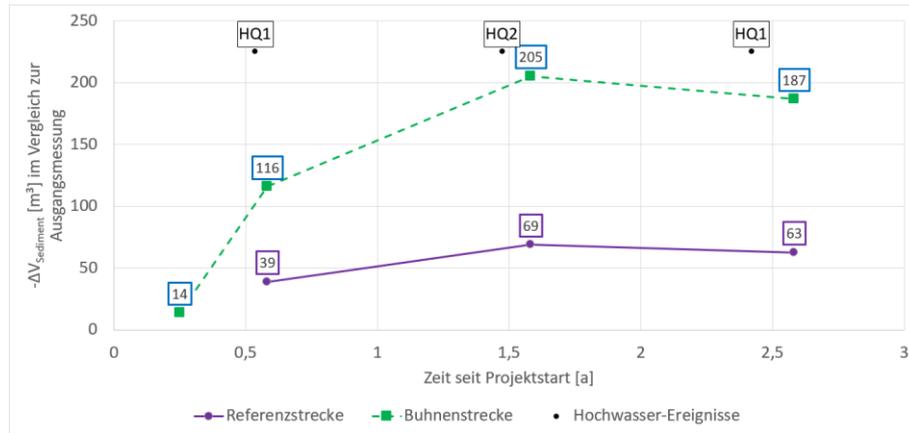


Abbildung C-1: Vergleich der zeitlichen Veränderung der Sedimentvolumina im Flussschlauch in der Buhnen- und Referenzstrecke im Verlauf des Monitoringzeitraums

#### Anhang C.1.2 Untersuchung der Fließgeschwindigkeit für MNQ

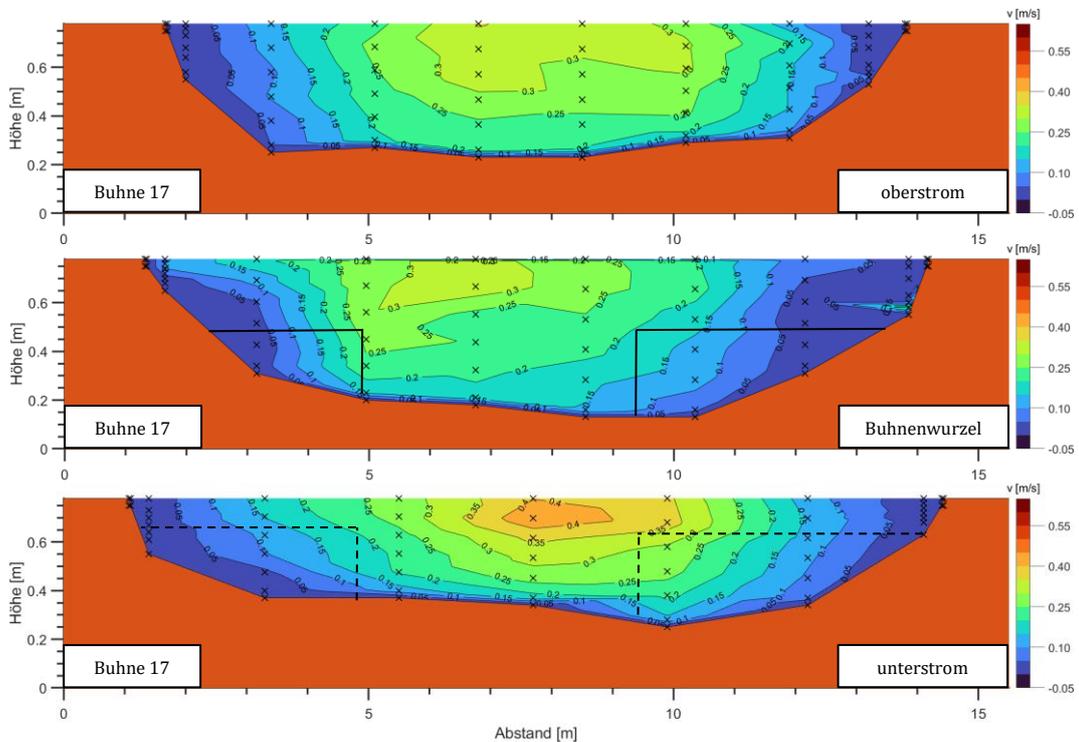


Abbildung C-2: Geschwindigkeitsverteilung an der beidseitigen Buhne 17 (schwarz) in VR6 für MNQ für den Bereich einer Sohlbreite oberstrom (oben), entlang der Buhnenwurzel (Mitte) und einer Sohlbreite unterstrom (unten)

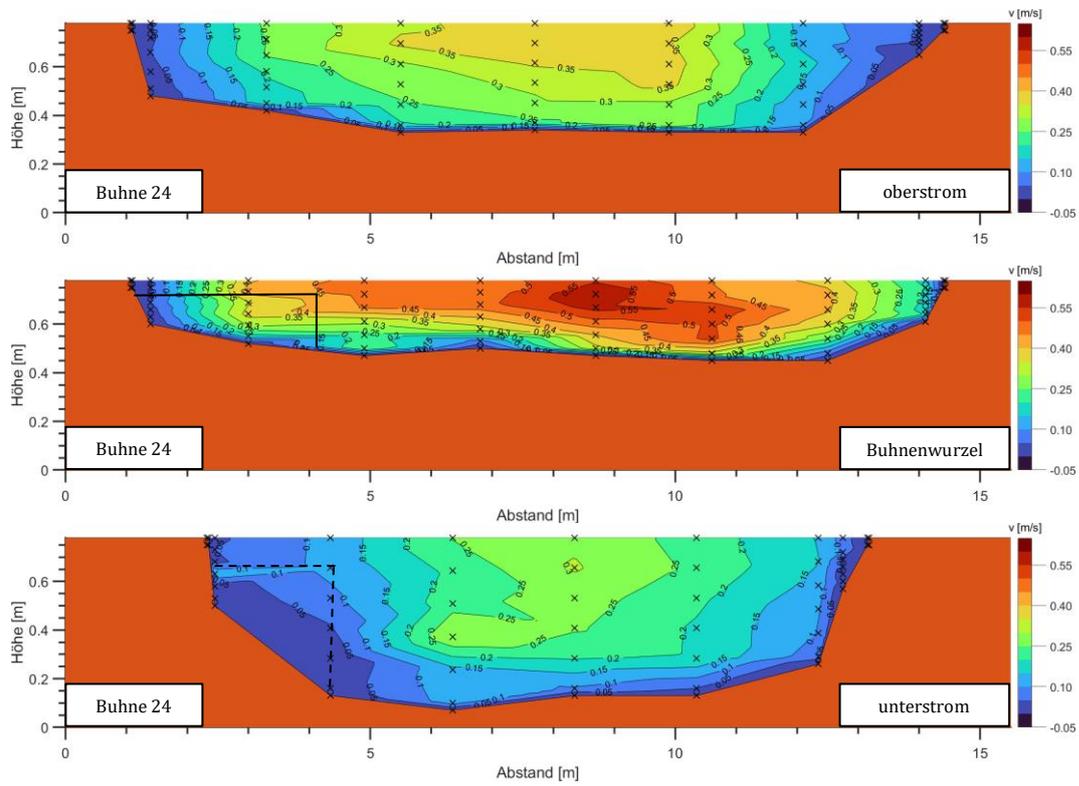


Abbildung C- 3: Geschwindigkeitsverteilung an der wechselseitigen Buhne 24 (schwarz) in VR6 für den Bereich eine Sohlbreite oberstrom (oben), entlang der Buhnenwurzel (Mitte) und eine Sohlbreite unterstrom (unten)

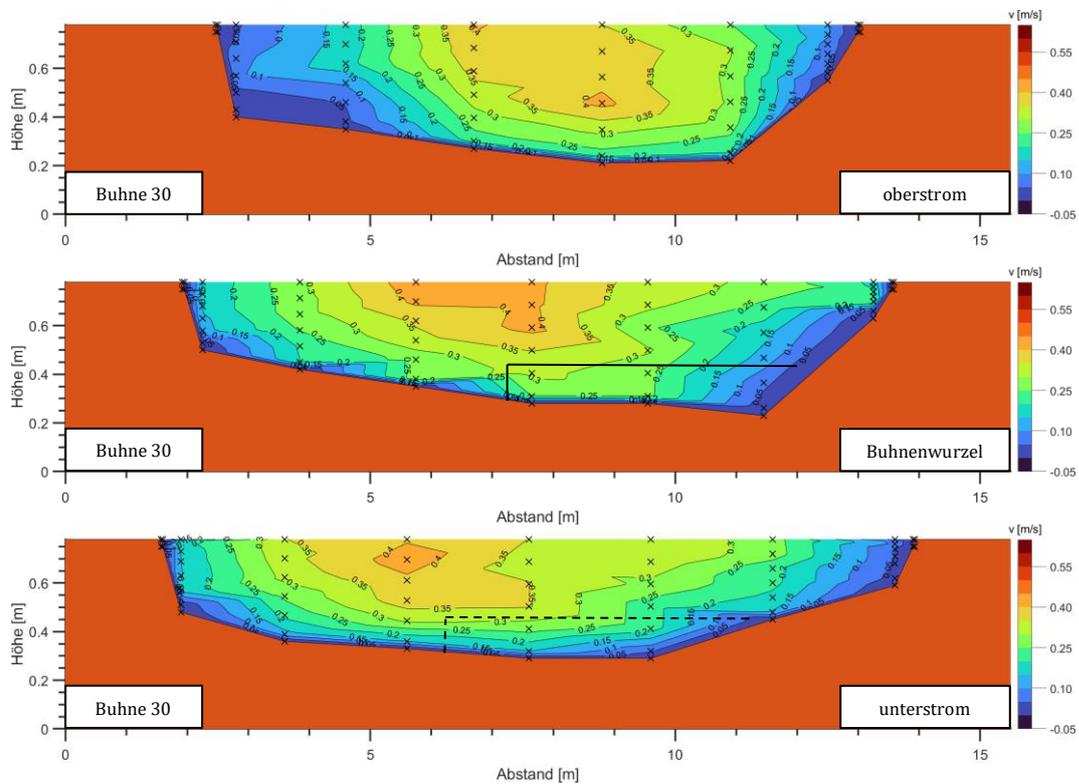


Abbildung C- 4: Geschwindigkeitsverteilung an der einseitigen Buhne 30 (schwarz) in VR6 für MNQ für den Bereich eine Sohlbreite oberstrom (oben), entlang der Buhnenwurzel (Mitte) und eine Sohlbreite unterstrom (unten)

## Anhang C.2 Untersuchung der Habitataignung mit Habitatmodellen

### Anhang C.2.1 Sensitivitätsanalyse für das Habitatmodell CASiMiR – Abfluss und Meshgröße

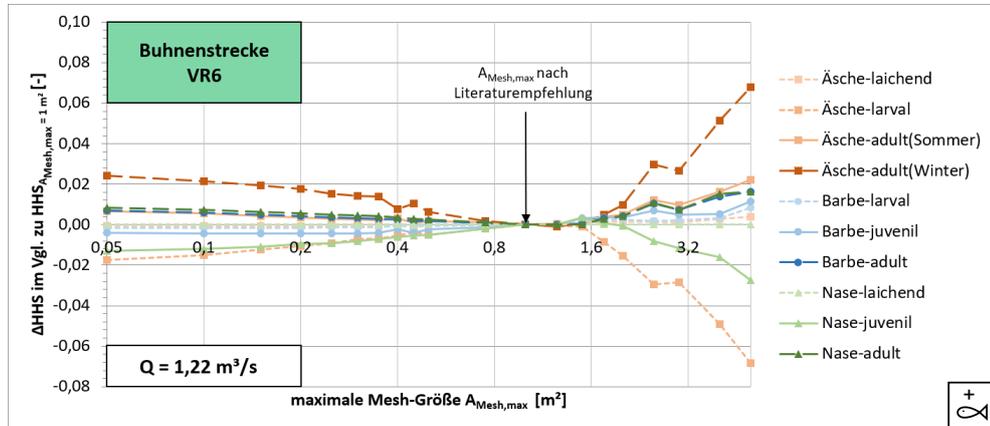


Abbildung C- 5: Evaluation der Änderung der Habitataignung HHS in Abhängigkeit von der Mesh-Auflösung in FLUMEN im Vergleich zu einem Mesh mit maximaler Mesh-Größe von 1 m<sup>2</sup> für Q = 1,22 m<sup>3</sup>/s

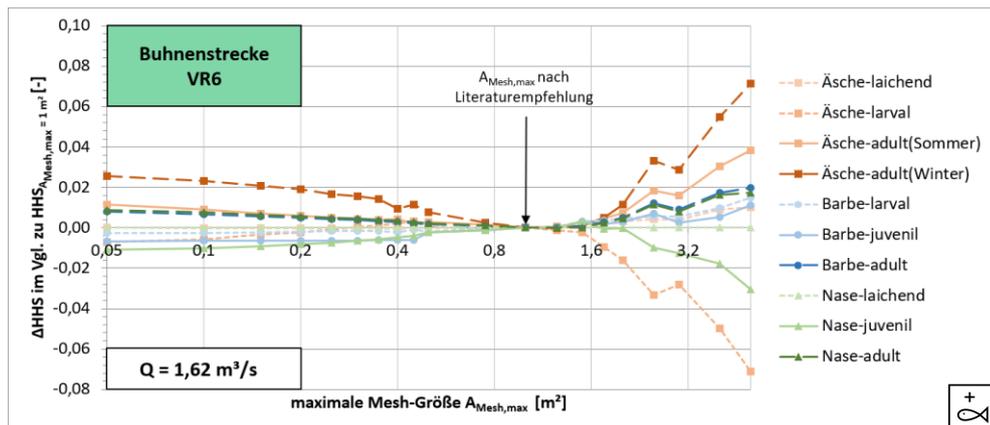


Abbildung C- 6: Evaluation der Änderung der Habitataignung HHS in Abhängigkeit von der Mesh-Auflösung in FLUMEN im Vergleich zu einem Mesh mit maximaler Mesh-Größe von 1 m<sup>2</sup> für Q = 1,62 m<sup>3</sup>/s

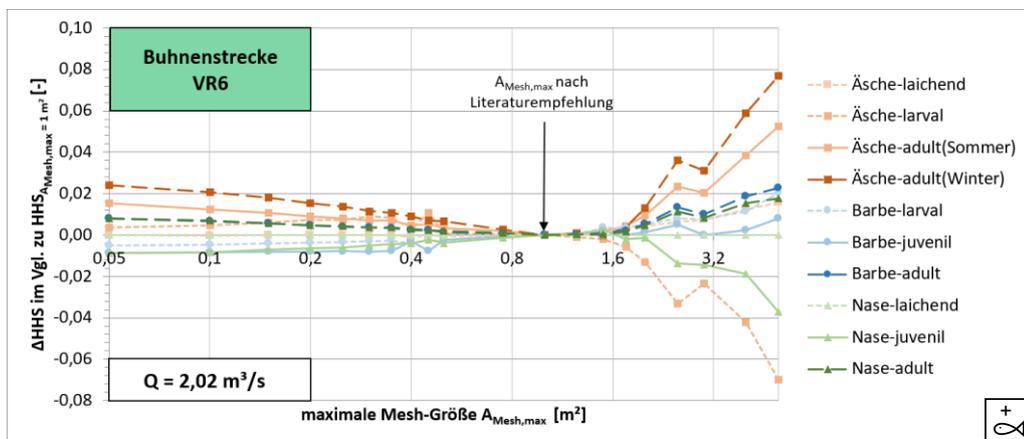


Abbildung C- 7: Evaluation der Änderung der Habitataignung HHS in Abhängigkeit von der Mesh-Auflösung in FLUMEN im Vergleich zu einem Mesh mit maximaler Mesh-Größe von 1 m<sup>2</sup> für Q = 2,02 m<sup>3</sup>/s

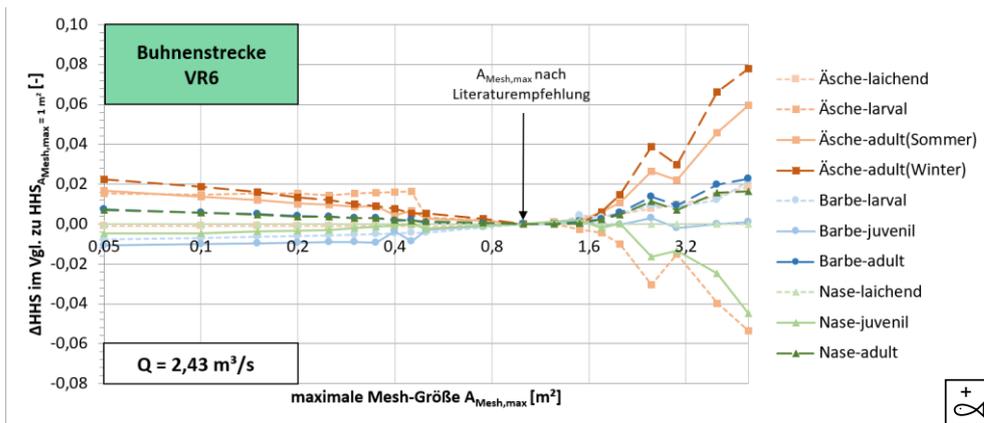


Abbildung C- 8: Evaluation der Änderung der Habitateignung HHS in Abhängigkeit von der Mesh-Auflösung in FLUMEN im Vergleich zu einem Mesh mit maximaler Mesh-Größe von 1 m<sup>2</sup> für Q= 2,43 m<sup>3</sup>/s

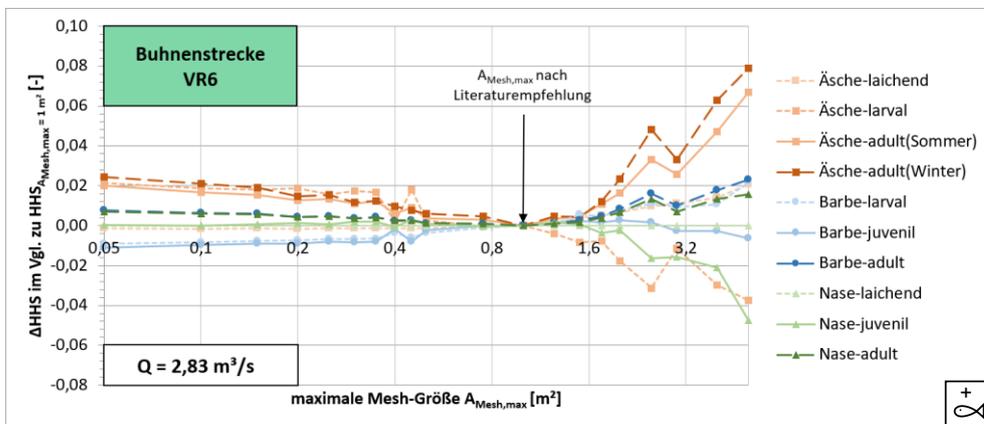


Abbildung C- 9: Evaluation der Änderung der Habitateignung HHS in Abhängigkeit von der Mesh-Auflösung in FLUMEN im Vergleich zu einem Mesh mit maximaler Mesh-Größe von 1 m<sup>2</sup> für Q= 2,83 m<sup>3</sup>/s

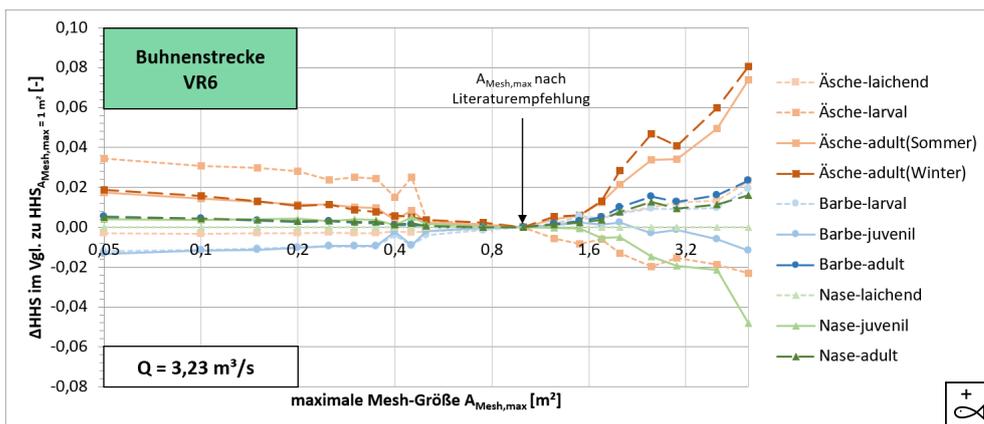


Abbildung C- 10: Evaluation der Änderung der Habitateignung HHS in Abhängigkeit von der Mesh-Auflösung in FLUMEN im Vergleich zu einem Mesh mit maximaler Mesh-Größe von 1 m<sup>2</sup> für Q= 3,23 m<sup>3</sup>/s

Anhang C.2.2 Ergebnisse der Untersuchung der Buhnenstrecke-gerader Verlauf mit CASiMiR

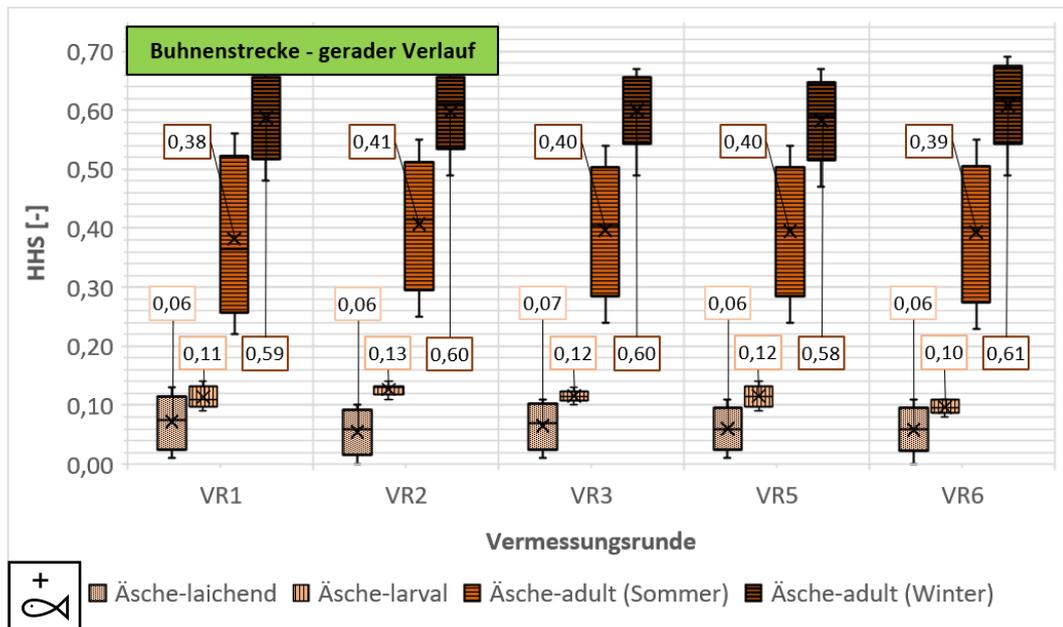


Abbildung C- 11: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Buhnenstrecke-gerader Verlauf nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Äsche anhand des HHS

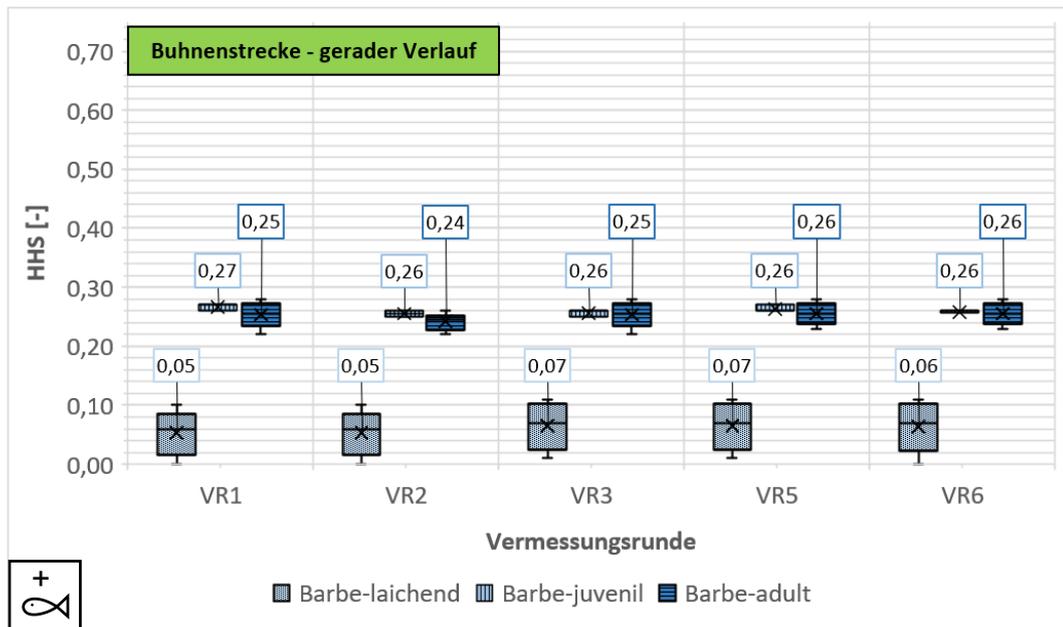


Abbildung C- 12: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Buhnenstrecke-gerader Verlauf nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Barbe anhand des HHS

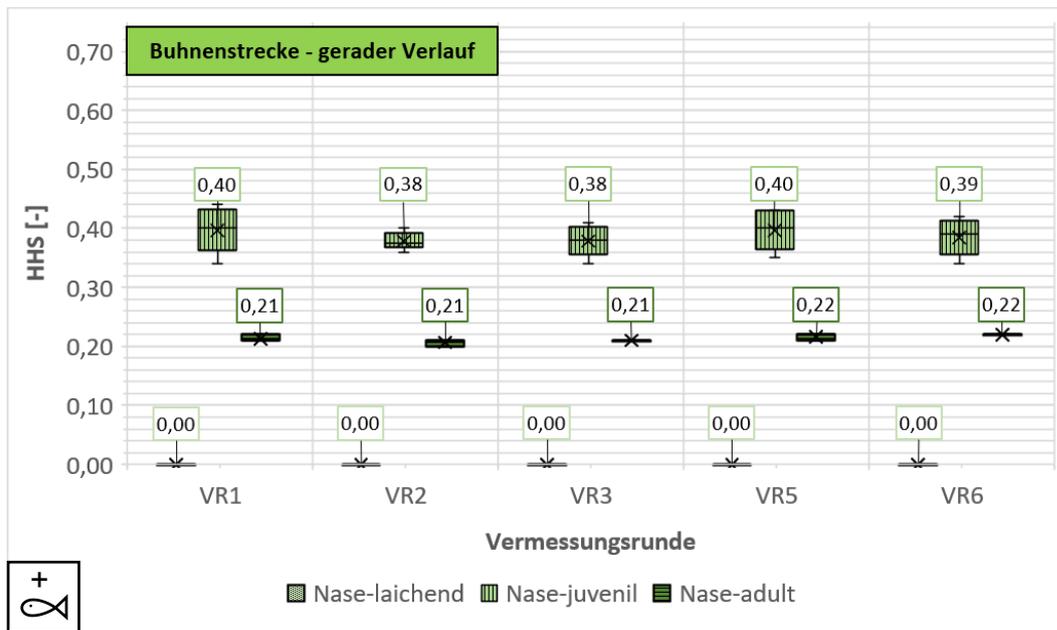


Abbildung C- 13: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Bühnenstrecke-gerader Verlauf nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Nase anhand des HHS

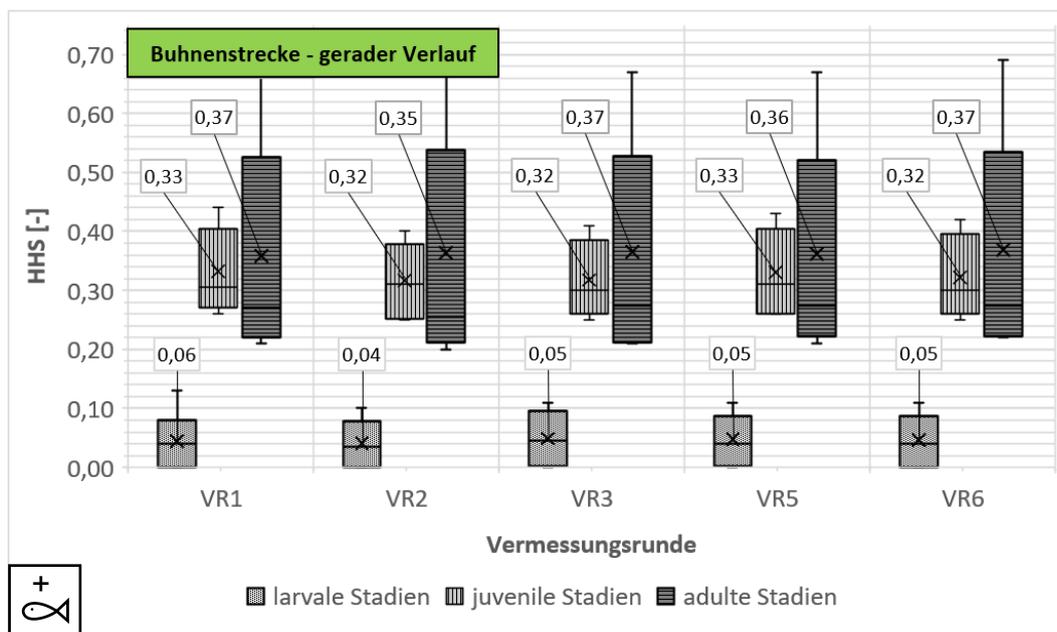


Abbildung C- 14: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Bühnenstrecke-gerader Verlauf nach CASiMiR anhand des HHS agglomeriert nach Altersstadium

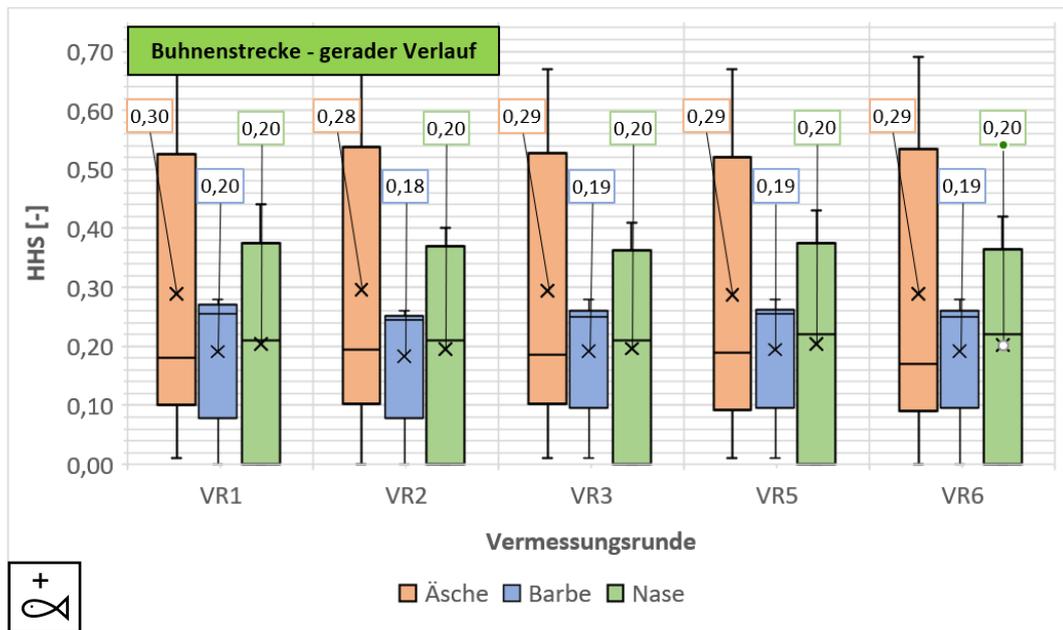


Abbildung C- 15: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Buhnenstrecke-gerader Verlauf nach CASiMiR anhand des HHS agglomeriert nach Fischart

**Anhang C.2.3 Ergebnisse der Untersuchung der Buhnenstrecke-Flusskurve mit CASiMiR**

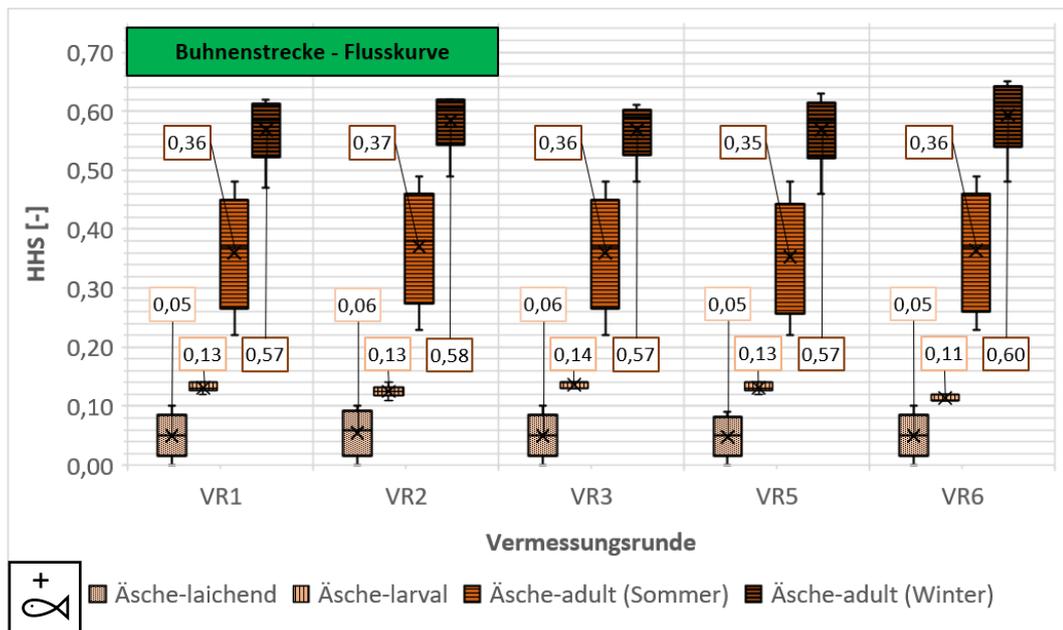


Abbildung C- 16: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Buhnenstrecke-Flusskurve nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Äsche anhand des HHS

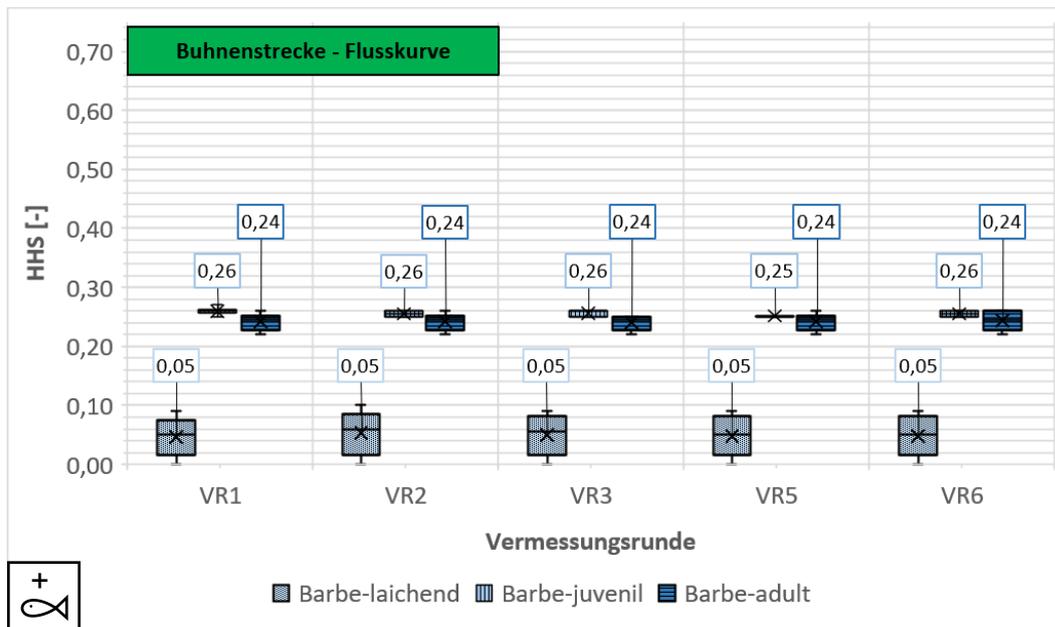


Abbildung C- 17: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Buhnenstrecke-Flusskurve nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Barbe anhand des HHS

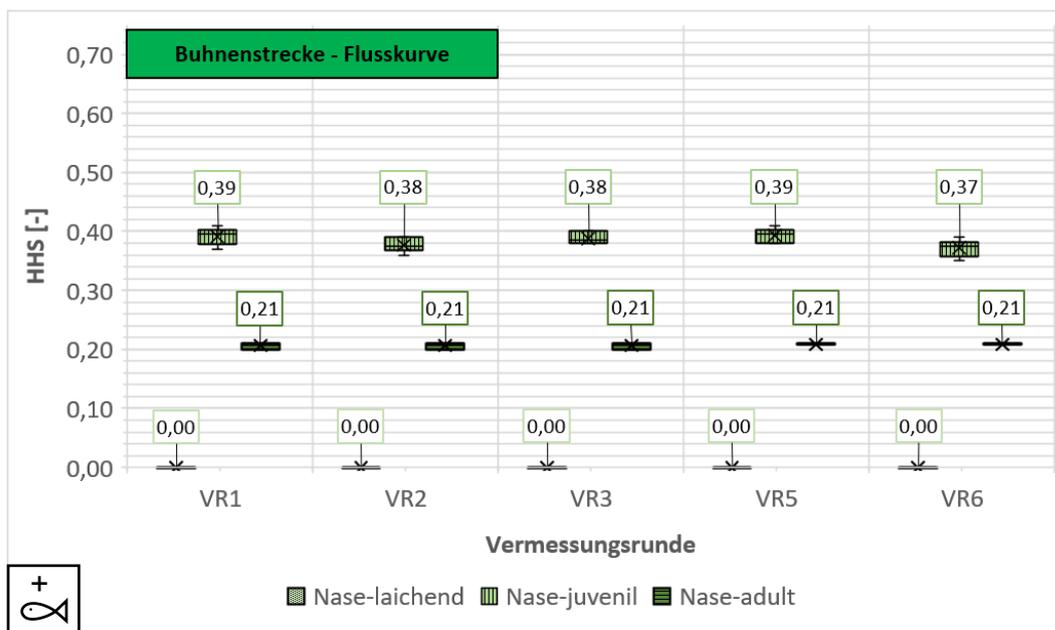


Abbildung C- 18: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Buhnenstrecke-Flusskurve nach CASiMiR für die verschiedenen Altersstadien der Nase anhand des HHS

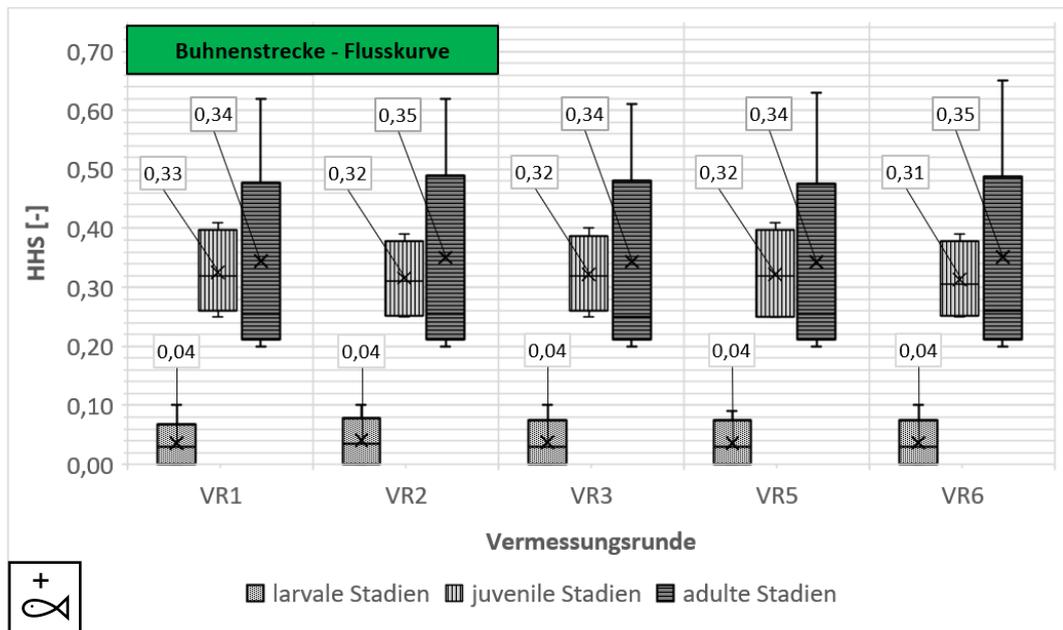


Abbildung C- 19: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Bühnenstrecke-Flusskurve nach CASiMiR anhand des HHS agglomeriert nach Altersstadium

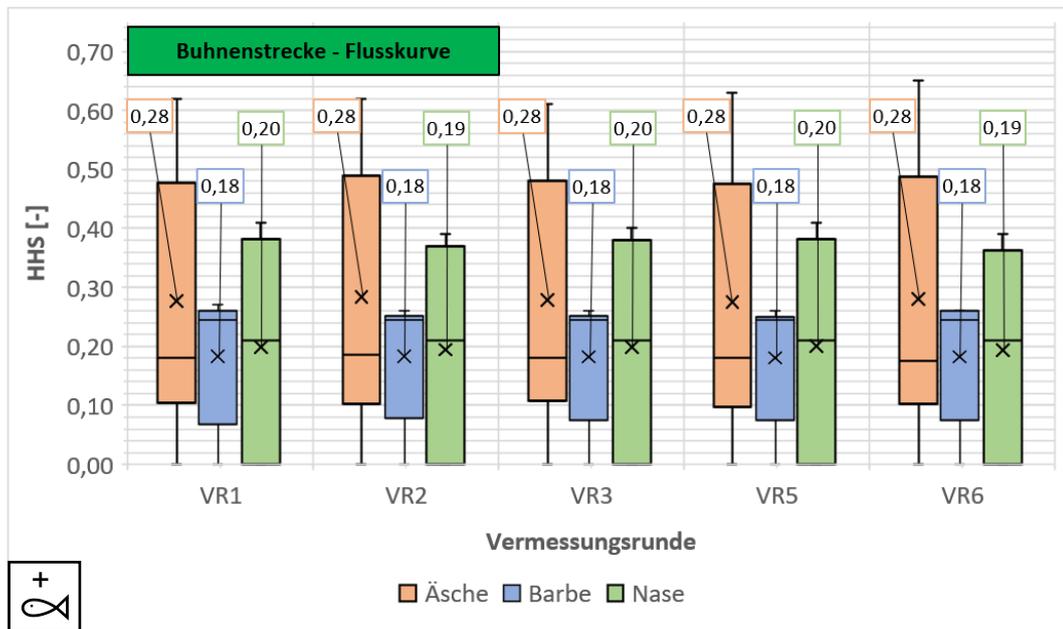


Abbildung C- 20: Zeitliche Entwicklung der Habitateignung in der Bühnenstrecke-Flusskurve nach CASiMiR anhand des HHS agglomeriert nach Fischart

Anhang C.2.4 Ergebnisse der Untersuchung der Referenzstrecke mit CASiMiR

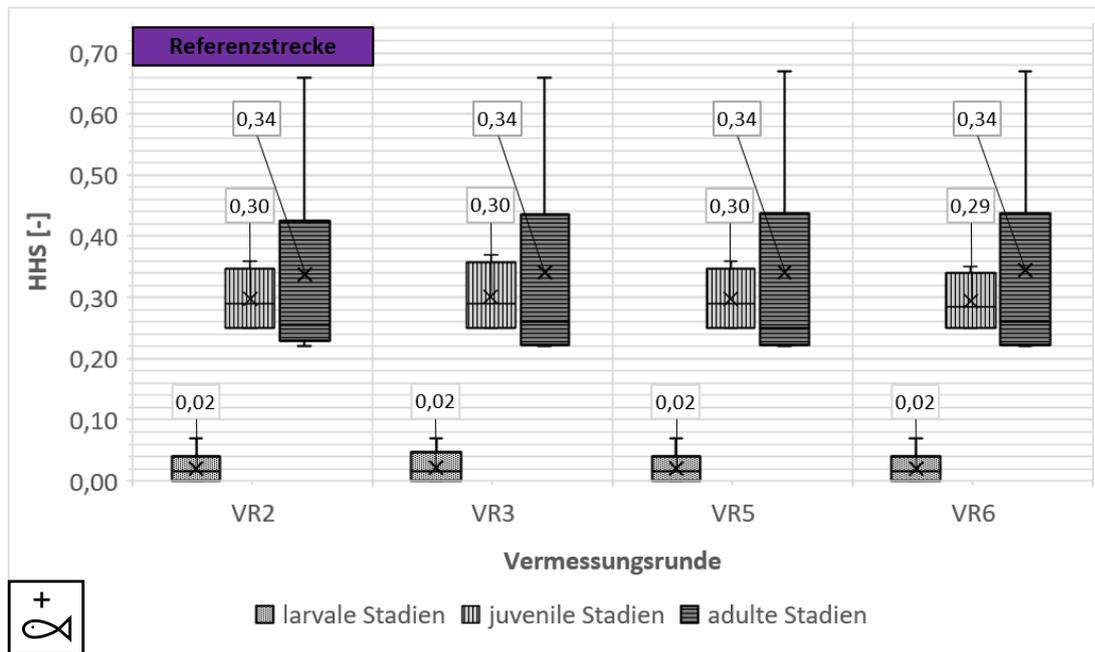


Abbildung C- 21: Zeitliche Entwicklung der Habitataignung in der Referenzstrecke nach CASiMiR anhand des HHS aggregiert nach Altersstadium

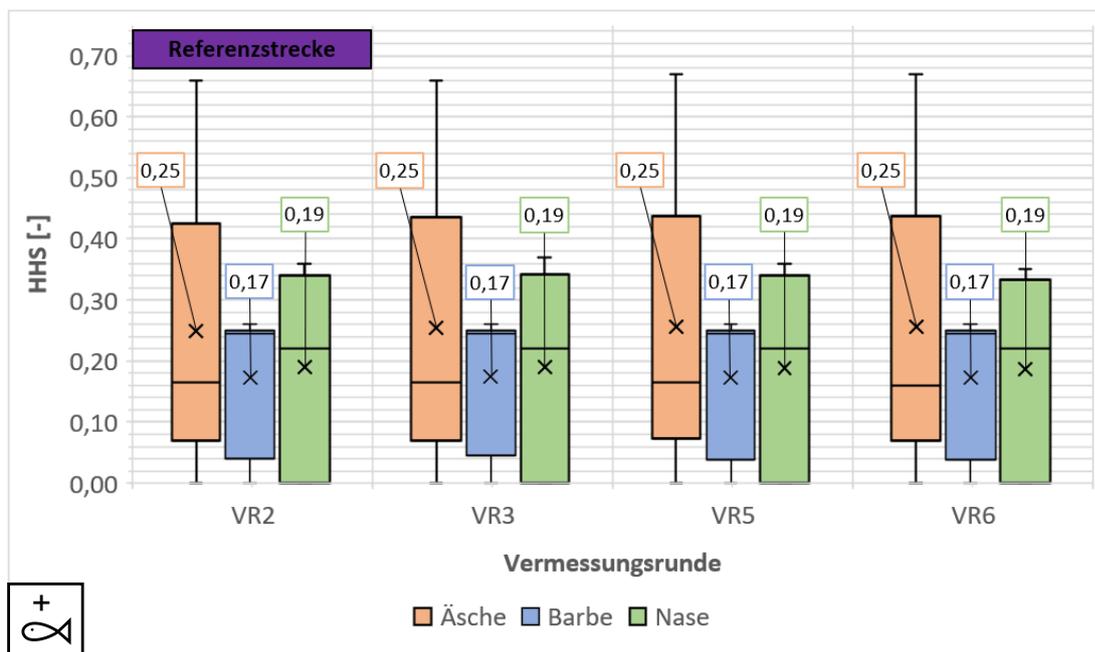


Abbildung C- 22: Zeitliche Entwicklung der Habitataignung in der Referenzstrecke nach CASiMiR anhand des HHS aggregiert nach Fischart

### Anhang C.2.5 Sensitivitätsanalyse für die Erhebung nach den Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie

Tabelle C- 1: Vergleich der geschätzten mit den gemessenen hydraulischen Daten während der Erhebung nach den Vorgaben der Landesstudie Gewässerökologie in VR6

Struktur ID	Abschnitt	Strukturtyp	Unterschied zwischen gemessenen und geschätzten hydraulischen Daten			
			$\Delta v$ [m/s]	$\Delta v$ [%]	$\Delta h$ [m]	$\Delta h$ [%]
DeckSt1	Buhnenstrecke	Deckungsstrukturen und Unterstände	0,02	7	0,14	28
DeckSt2	Buhnenstrecke	Deckungsstrukturen und Unterstände	0,06	8	-0,01	-1
DeckSt3	Buhnenstrecke	Deckungsstrukturen und Unterstände	0,09	45	-0,08	-16
DeckSt4	Buhnenstrecke	flache, angeströmte Bereiche	-0,4	-50	-0,09	-9
FlachA1	Buhnenstrecke	flache, angeströmte Bereiche	0,02	7	-0,05	-14
FlachA2	Buhnenstrecke	flache, angeströmte Bereiche	0,03	6	-0,05	-13
FlachA3	Buhnenstrecke	flache, angeströmte Bereiche	-0,04	-20	0,19	63
FlachA4	Buhnenstrecke	flache, angeströmte Bereiche	-0,19	-42	0,04	10
FlachA5	Buhnenstrecke	flache, angeströmte Bereiche	0,04	27	0,08	27
FlachA6	Buhnenstrecke	flache, angeströmte Bereiche	0	0	0,14	28
FlachA7	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	-0,06	-13	0	0
FlachB1	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	0,01	7	0,13	52
FlachB10	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	0,04	13	0,05	20
FlachB11	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	0,02	20	0,11	55
FlachB12RS	Referenzstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	-0,16	-36	0,05	25
FlachB13RS	Referenzstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	0	0	-0,11	-28
FlachB14RS	Referenzstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	0,05	100	-0,1	-25
FlachB15RS	Referenzstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	-0,01	-20	-0,05	-25
FlachB16RS	Referenzstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	-0,07	-70	-0,12	-40
FlachB17	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	-0,08	-40	0,01	5
FlachB18	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	-0,01	-10	0,03	30
FlachB19	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	-0,02	-20	0	0
FlachB2	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	0,02	20	0,13	52
FlachB3	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	-0,03	-10	-0,07	-18
FlachB4	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	0,04	40	-0,1	-25
FlachB5	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	0,01	100	0,09	18
FlachB6	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	0,08	80	0,17	38
FlachB7	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	0,01	13	-0,01	-3
FlachB8	Buhnenstrecke	flache, strömungsberuhigte Bereiche	0,09	60	-0,05	-17
FlachB9	Buhnenstrecke	Fließrinnen (ruhig und schnell durchflossen)	0,01	20	0,19	127
FließrR2	Buhnenstrecke	Fließrinnen (ruhig und schnell durchflossen)	-0,12	-27	-0,17	-34
FließrR3	Buhnenstrecke	Fließrinnen (ruhig und schnell durchflossen)	-0,03	-6	-0,03	-6
FließrR4	Buhnenstrecke	Fließrinnen (ruhig und schnell durchflossen)	-0,04	-7	0,06	12
FließrS1	Buhnenstrecke	überströmte Kiesflächen	0,01	1	-0,09	-10
Kiesfl1	Buhnenstrecke	überströmte Kiesflächen	-0,15	-22	0,12	24
Kiesfl2	Buhnenstrecke	überströmte Kiesflächen	0,08	7	0,11	55
Kiesfl3	Buhnenstrecke	überströmte Kiesflächen	0,16	36	-0,02	-5
Kiesfl4	Buhnenstrecke	überströmte Kiesflächen	0,11	28	0,06	15
Kiesfl5	Buhnenstrecke	überströmte Kiesflächen	-0,27	-32	0,05	13
Kiesfl6	Buhnenstrecke	Kolke	0,17	34	-0,08	-18
Kolk1	Buhnenstrecke	Kolke	-0,01	-7	0	0
Kolk10	Buhnenstrecke	Kolke	0,09	20	0,2	40
Kolk11	Buhnenstrecke	Kolke	-0,01	-20	0,14	18
Kolk12	Buhnenstrecke	Kolke	0,04	9	0,08	16
Kolk13	Buhnenstrecke	Kolke	-0,09	-30	0,05	5
Kolk14	Buhnenstrecke	Kolke	-0,05	-11	0,1	20
Kolk15	Buhnenstrecke	Kolke	-0,09	-11	0,05	5
Kolk16	Buhnenstrecke	Kolke	-0,26	-33	0,04	4
Kolk18RS	Referenzstrecke	Kolke	0,11	24	0,03	7
Kolk19RS	Referenzstrecke	Kolke	-0,14	-40	0	0
Kolk2	Buhnenstrecke	Kolke	0,05	25	0,04	4
Kolk21	Buhnenstrecke	Kolke	-0,37	-53	-0,02	-2
Kolk3	Buhnenstrecke	Kolke	-0,19	-54	0,11	17
Kolk4	Buhnenstrecke	Kolke	-0,15	-15	0,22	9
Kolk5	Buhnenstrecke	Kolke	0,15	75	0,01	1
Kolk6	Buhnenstrecke	Kolke	-0,06	-13	-0,12	-15
Kolk7	Buhnenstrecke	Kolke	-0,09	-12	0,1	13
Kolk8	Buhnenstrecke	Kolke	-0,06	-60	0,05	8

## Anhang D Laborversuche mit fester Sohle mit Lenkbuhnen

### Anhang D.1 Untersuchungen am Kraichbach

#### Anhang D.1.1 Tiefengemittelte Geschwindigkeitsverteilung für BHQ

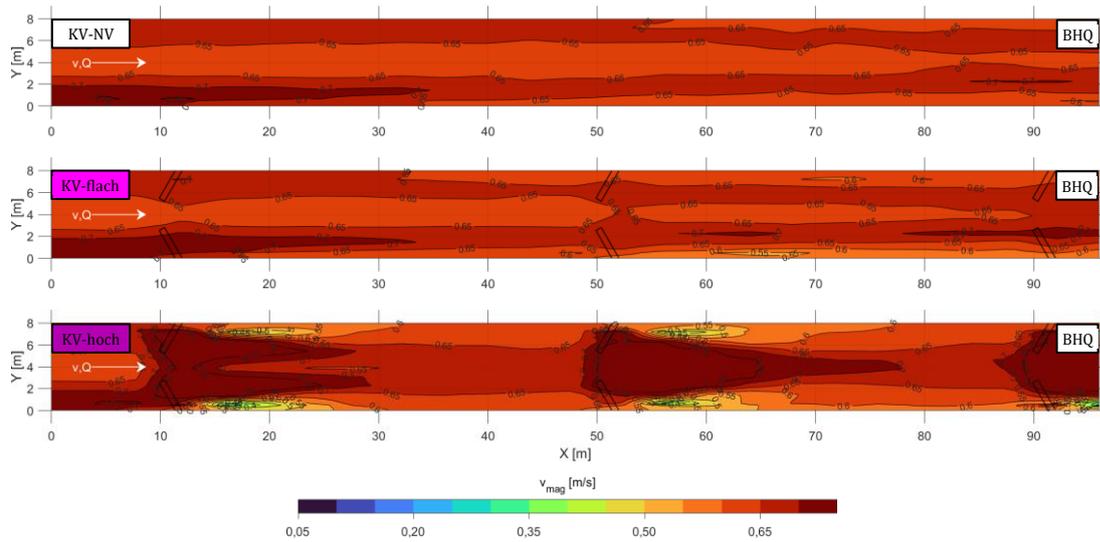


Abbildung D- 1: Tiefengemittelte Geschwindigkeitsverteilung für BHQ für KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten), Draufsicht

#### Anhang D.1.2 Sohlnahe Geschwindigkeitsverteilung für BHQ

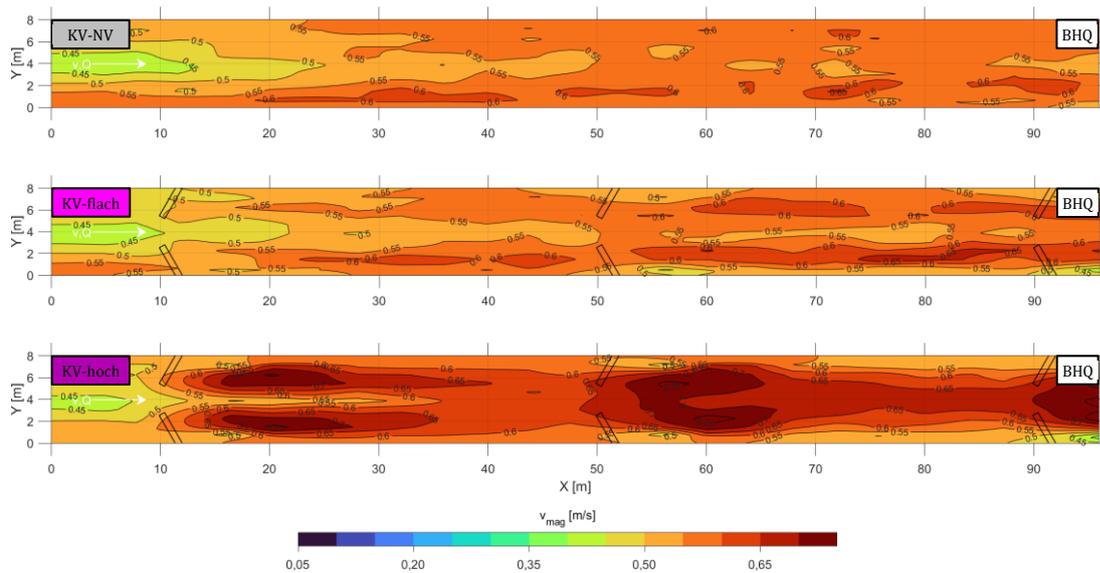


Abbildung D- 2: Sohlnahe Geschwindigkeitsverteilung für BHQ mit KV-NV (oben), KV-flach (Mitte) und KV-hoch (unten), Draufsicht

## Anhang E Laborversuche mit beweglicher Sohle

### Anhang E.1 Sensitivitätsanalyse HMID in den MV-Versuchen



		$v_t$																			
$A_{Mess}$ [m <sup>2</sup> ]	0,13	2,09	2,06	2,06	2,05	2,06	2,05	2,05	2,05	2,05	2,04	2,03	2,02	2,00	2,00	2,00	2,00	1,99	1,99	1,99	
	0,5	2,01	2,02	2,02	2,01	2,01	2,02	2,01	2,01	2,01	2,01	2,00	1,99	1,99	1,98	1,97	1,97	1,98	1,95	1,95	1,94
	2,00	1,96	1,95	1,94	1,94	1,94	1,95	1,94	1,94	1,94	1,94	1,93	1,93	1,93	1,92	1,92	1,92	1,92	1,90	1,90	1,90
		0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,35	0,40	0,45	0,50	0,75	1,00	1,25	1,5	1,75	2,00	2,50	3,00	4,00	5,00
		$A_{Mesh,max}$ [m <sup>2</sup> ]																			

Abbildung E- 1: Sensitivitätsanalyse des Teilvielfältigkeitsindex der Wassertiefe  $v_t$  in Abhängigkeit der Mess-Auflösung und maximalen Mesh-Größe für die Variante RV, Wdh. 1, Messzeitpunkt 5 der MV-Versuche



		$v_v$																			
$A_{Mess}$ [m <sup>2</sup> ]	0,13	1,77	1,76	1,75	1,75	1,76	1,75	1,75	1,76	1,76	1,76	1,74	1,75	1,77	1,75	1,75	1,74	1,75	1,78	1,79	1,80
	0,5	1,76	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,73	1,74	1,75	1,74	1,74	1,74	1,75	1,77	1,76	1,77
	2,00	1,76	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,74	1,75	1,75	1,74	1,74	1,74	1,73	1,73	1,73	1,74	1,75	1,76	1,77
		0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,35	0,40	0,45	0,50	0,75	1,00	1,25	1,5	1,75	2,00	2,50	3,00	4,00	5,00
		$A_{Mesh,max}$ [m <sup>2</sup> ]																			

Abbildung E- 2: Sensitivitätsanalyse des Teilvielfältigkeitsindex der Fließgeschwindigkeit  $v_v$  in Abhängigkeit der Mess-Auflösung und maximalen Mesh-Größe für die Variante RV, Wdh. 1, Messzeitpunkt 5 der MV-Versuche

### Anhang E.2 Sensitivitätsanalyse CASiMiR in den MV-Versuchen



		Äsche-larval																			
$A_{Mess}$ [m <sup>2</sup> ]	0,13	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02
	0,5	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02
	2,00	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02
		0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,35	0,40	0,45	0,50	0,75	1,00	1,25	1,5	1,75	2,00	2,50	3,00	4,00	5,00
		$A_{Mesh,max}$ [m <sup>2</sup> ]																			

		Äsche-adult (Sommer)																			
$A_{Mess}$ [m <sup>2</sup> ]	0,13	0,46	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,46	0,46	0,46	0,46	0,47	0,46	0,45	0,46	0,44	
	0,5	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,45	0,46	0,45	0,45	0,44	
	2,00	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,45	0,45	0,45	0,44	0,44	0,43	
		0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,35	0,40	0,45	0,50	0,75	1,00	1,25	1,5	1,75	2,00	2,50	3,00	4,00	5,00
		$A_{Mesh,max}$ [m <sup>2</sup> ]																			

		Äsche-adult (Winter)																			
$A_{Mess}$ [m <sup>2</sup> ]	0,13	0,60	0,61	0,61	0,61	0,61	0,61	0,61	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,61	0,62	0,61	0,60	0,61	0,60	
	0,5	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,62	0,62	0,62	0,62	0,62	0,61	0,62	0,60	
	2,00	0,62	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,62	0,62	0,61	0,61	0,60	
		0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,35	0,40	0,45	0,50	0,75	1,00	1,25	1,5	1,75	2,00	2,50	3,00	4,00	5,00
		$A_{Mesh,max}$ [m <sup>2</sup> ]																			

Abbildung E- 3: Sensitivitätsanalyse des HHS der Altersstadien der Äsche in Abhängigkeit der Mess-Auflösung und maximalen Mesh-Größe für die Variante RV, Wdh. 1, Messzeitpunkt 5 der MV-Versuche

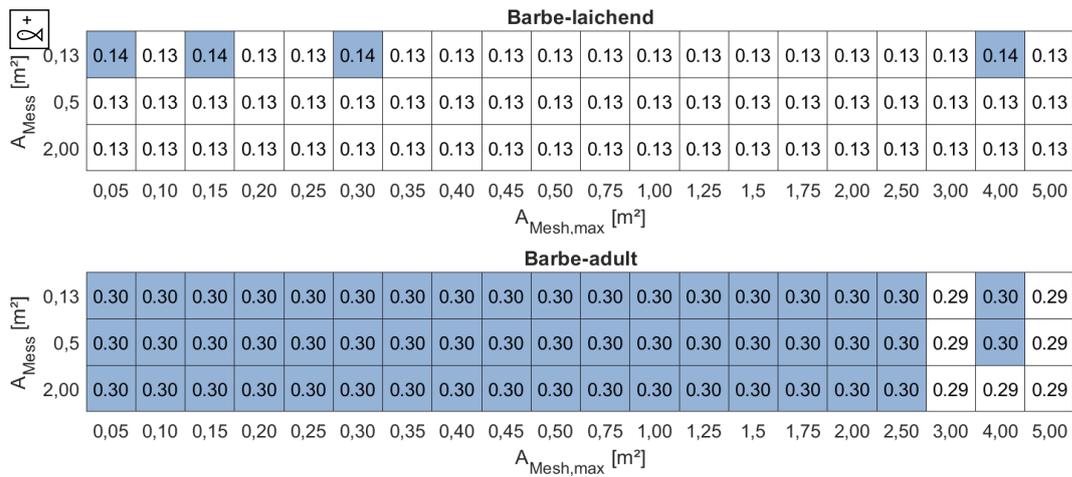


Abbildung E- 4: Sensitivitätsanalyse des HHS der Altersstadien der Barbe in Abhängigkeit der Mess-Auflösung und maximalen Mesh-Größe für die Variante RV, Wdh. 1, Messzeitpunkt 5 der MV-Versuche

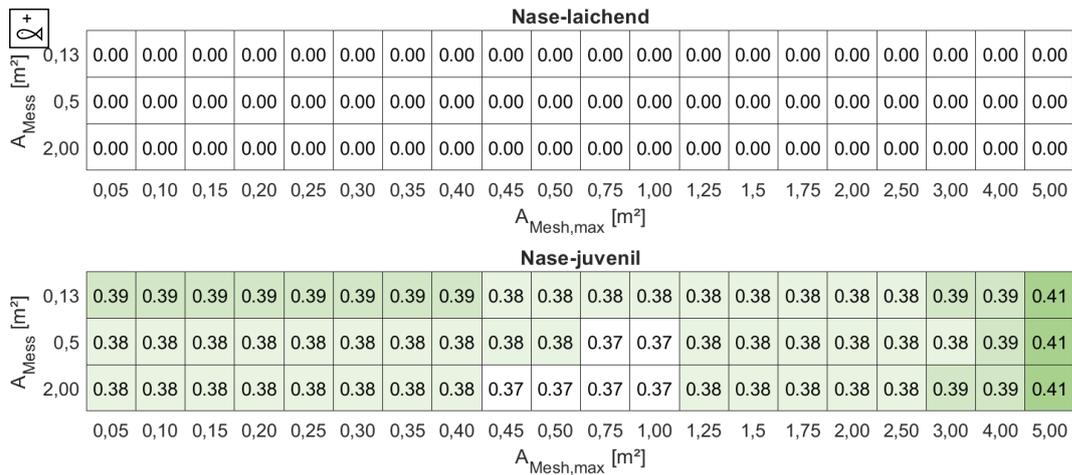


Abbildung E- 5: Sensitivitätsanalyse des HHS der Altersstadien der Nase in Abhängigkeit der Mess-Auflösung und maximalen Mesh-Größe für die Variante RV, Wdh. 1, Messzeitpunkt 5 der MV-Versuche

### Anhang E.3 Sensitivitätsanalyse Gewässerstrukturen nach LS GÖ

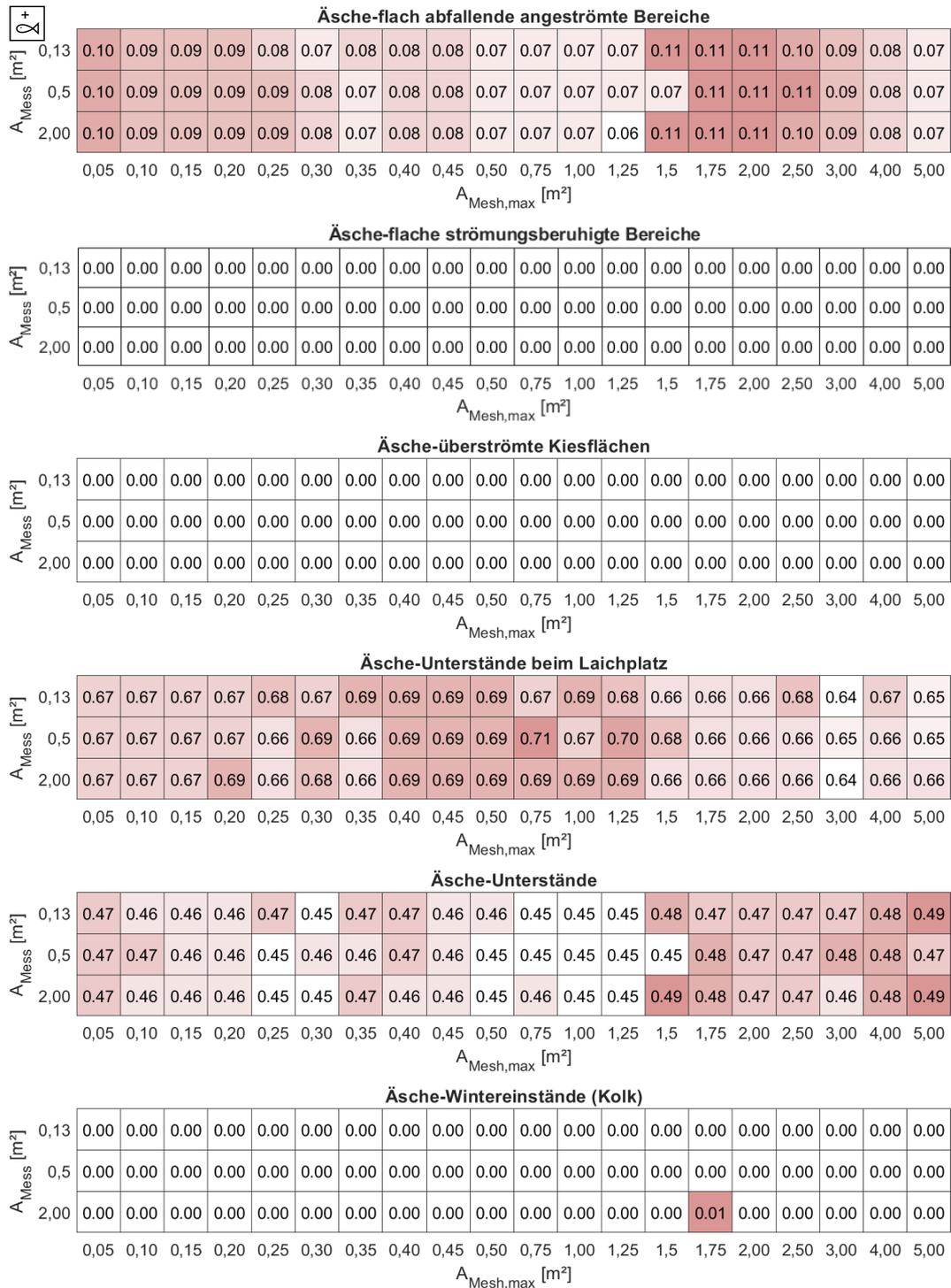


Abbildung E- 6: Sensitivitätsanalyse der berechneten Flächenanteile der restlichen Strukturtypen nach LS GÖ der Äsche in Abhängigkeit von Mess-Auflösung und max. Mesh-Größe für die Variante RV Wdh. 1, Messzeitpunkt 5 der MV-Versuche

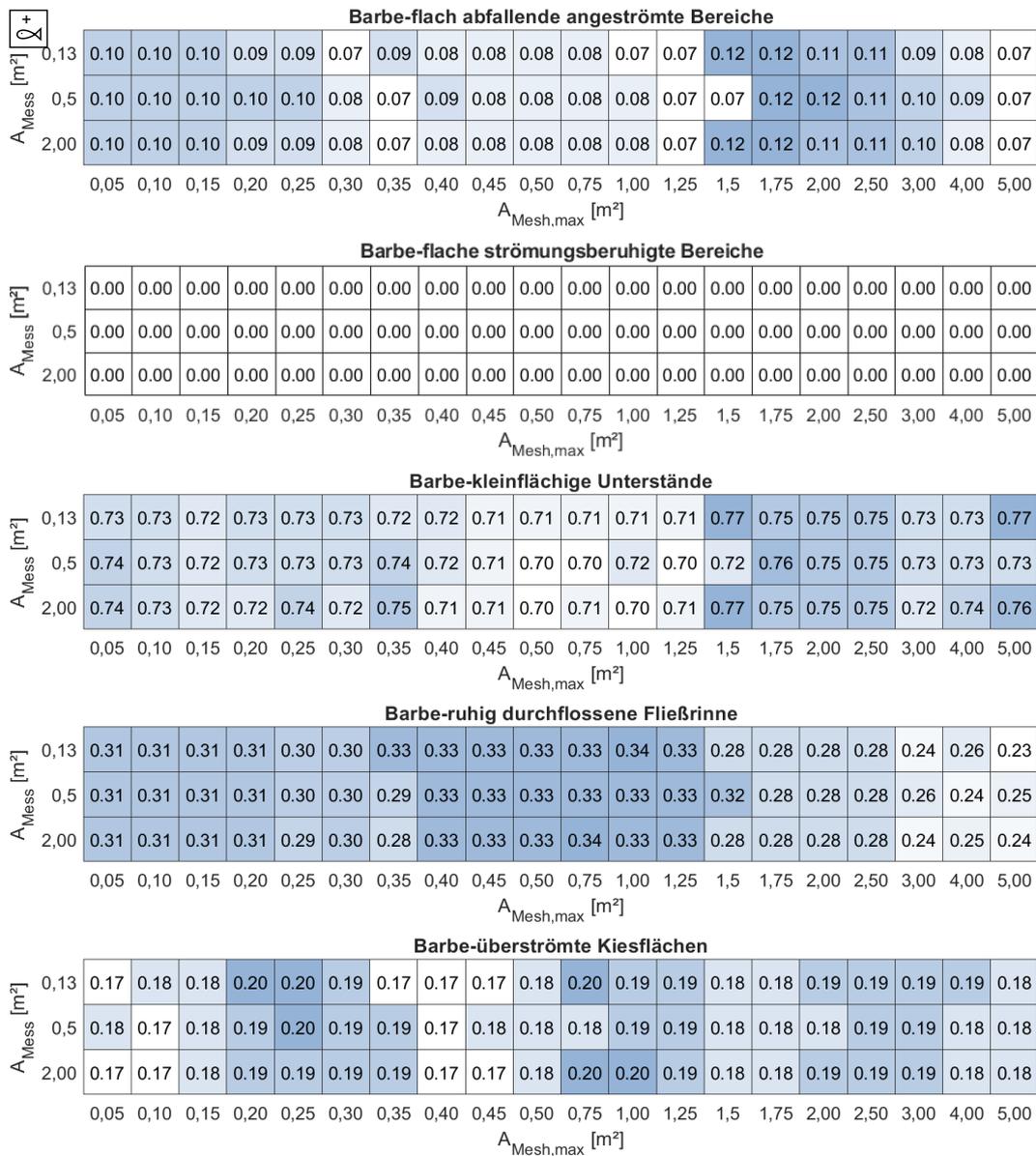


Abbildung E- 7: Sensitivitätsanalyse der berechneten Flächenanteile der restlichen Strukturtypen nach LS GÖ der Barbe in Abhängigkeit von Mess-Auflösung und max. Mesh-Größe für die Variante RV Wdh. 1, Messzeitpunkt 5 der MV-Versuche

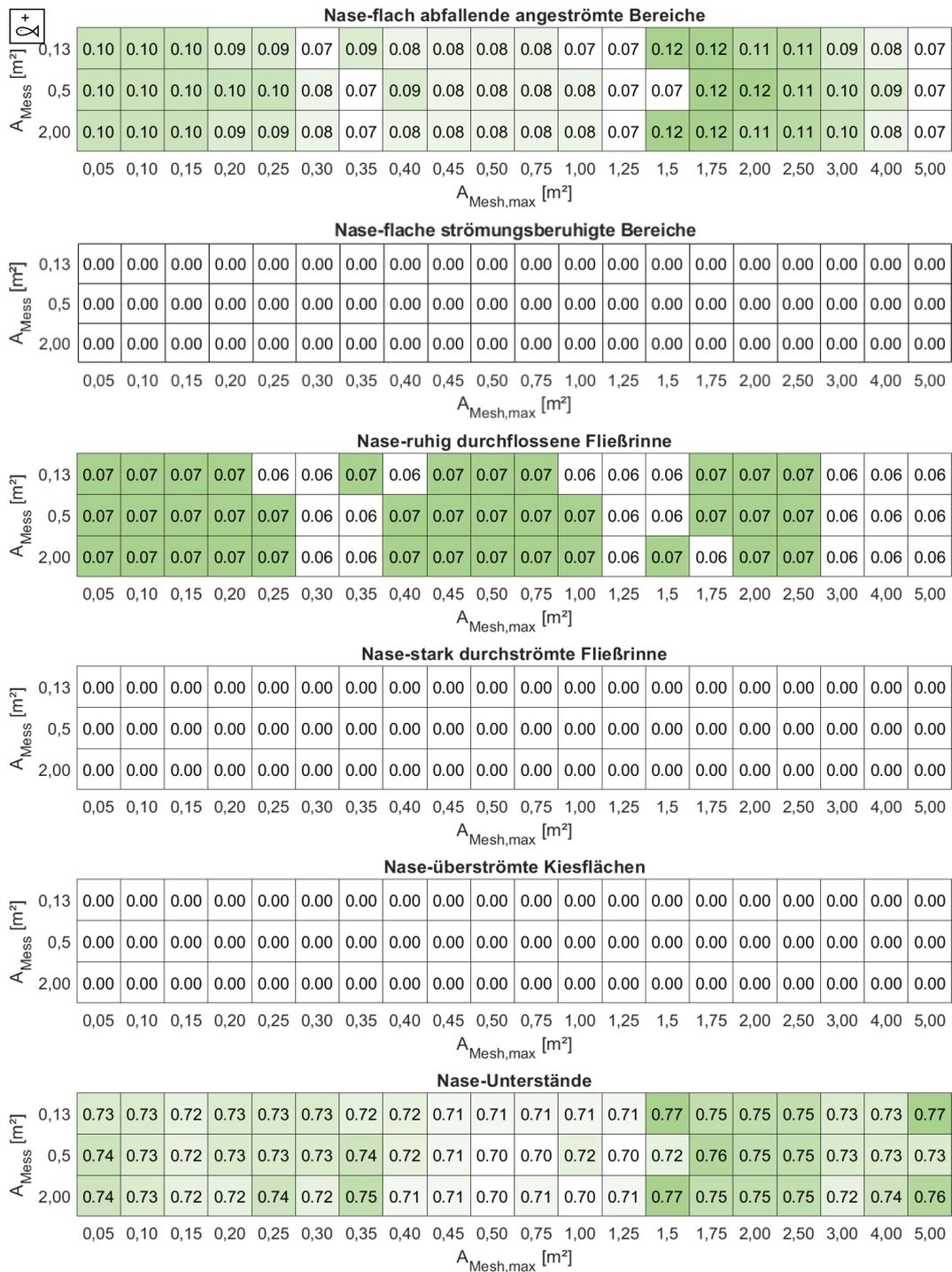


Abbildung E- 8: Sensitivitätsanalyse der berechneten Flächenanteile der restlichen Strukturtypen nach LS GÖ der Nase in Abhängigkeit von Mess-Auflösung und max. Mesh-Größe für die Variante RV, Wdh.1, Messzeitpunkt 5 der MV-Versuche





### Anhang E.6 Wiederholungsgenauigkeit der Sohlmorphologie für die RV-Variante

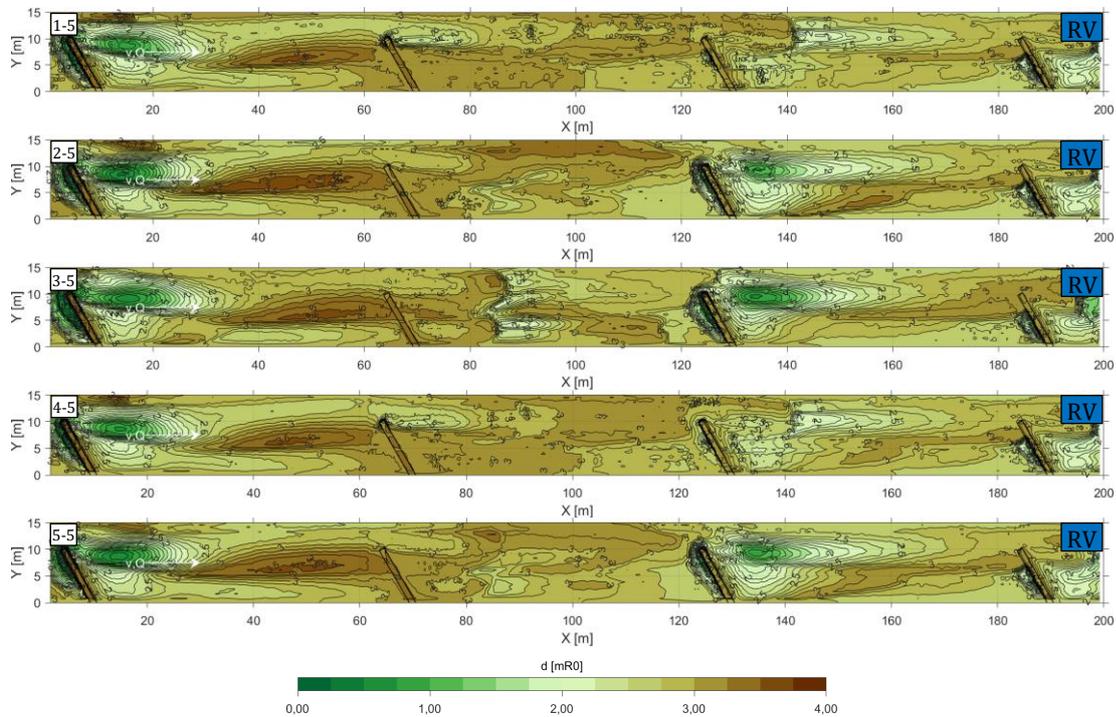


Abbildung E- 13: Vergleich der Wiederholungsgenauigkeit der Sohlmorphologie zu Messzeitpunkt 5 für die Variante RV

### Anhang E.7 Wiederholungsgenauigkeit der Kolkiefen für die RV-Variante

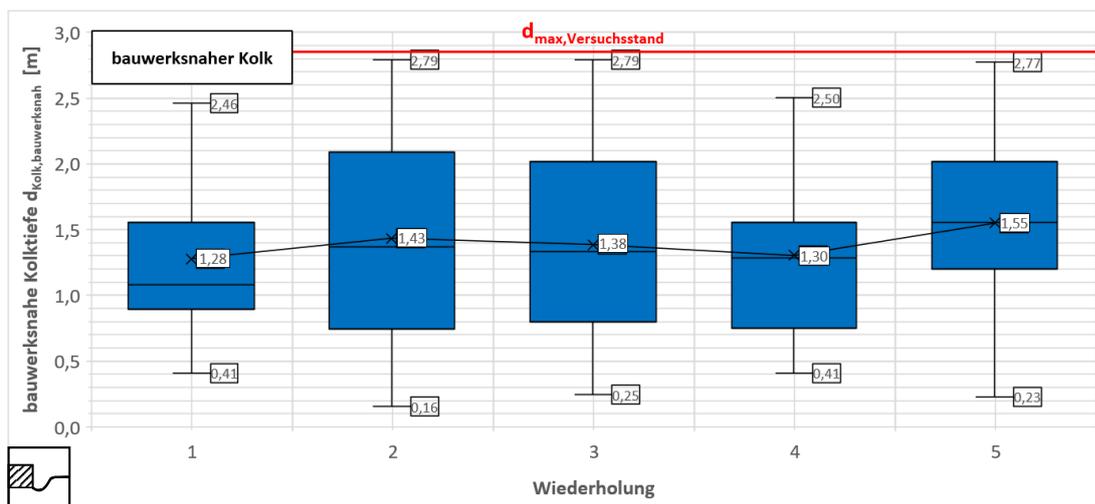


Abbildung E- 14: Vergleich der Wiederholungsgenauigkeit der bauwerksnahen Kolkiefe für die Variante RV

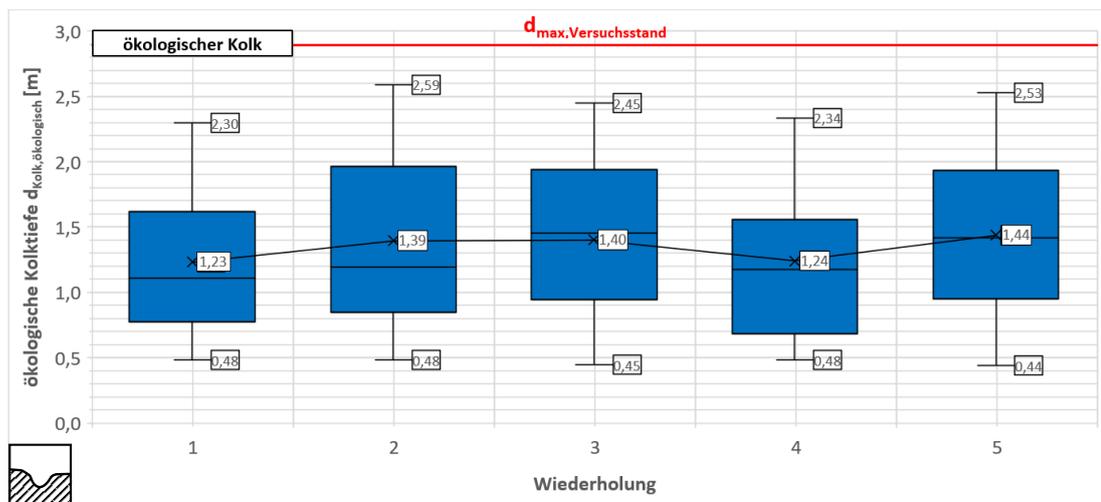


Abbildung E- 15: Vergleich der Wiederholungsgenauigkeit der ökologischen Kolktiefe für die Variante RV

### Anhang E.8 Wiederholungsgenauigkeit der Fließgeschwindigkeitsverteilung für die RV-Variante

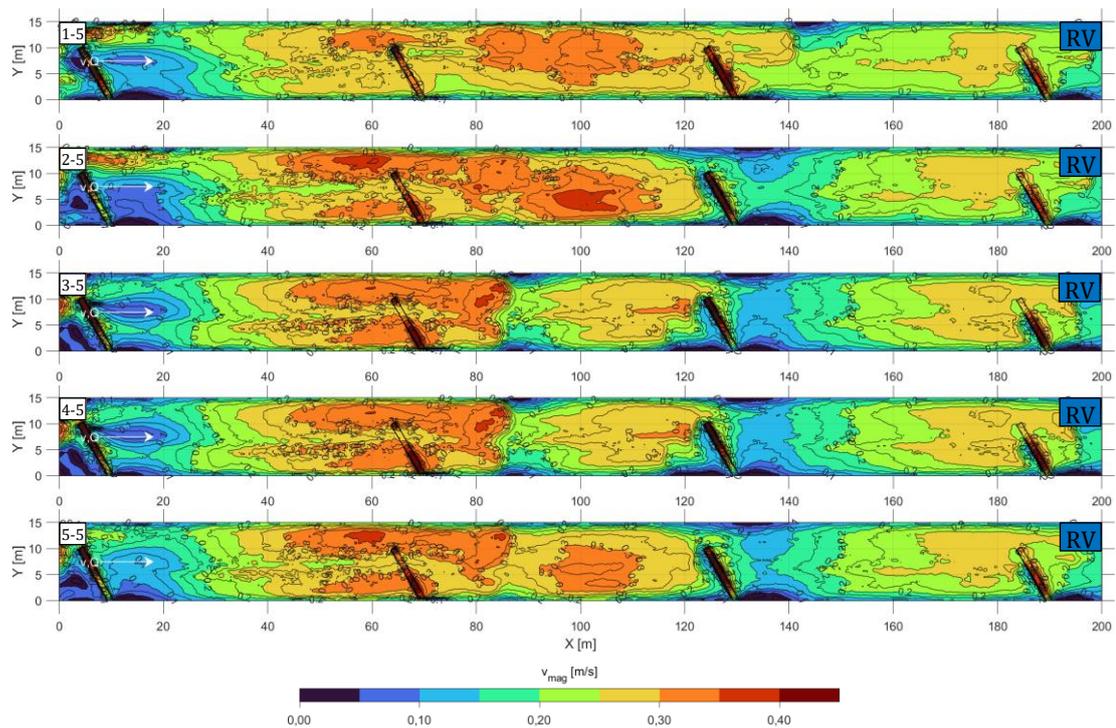


Abbildung E- 16: Vergleich der Wiederholungsgenauigkeit der Fließgeschwindigkeitsverteilung zu Messzeitpunkt 5 für die Variante RV

Anhang E.9 Wiederholungsgenauigkeit CASiMiR in den MV-Versuchen

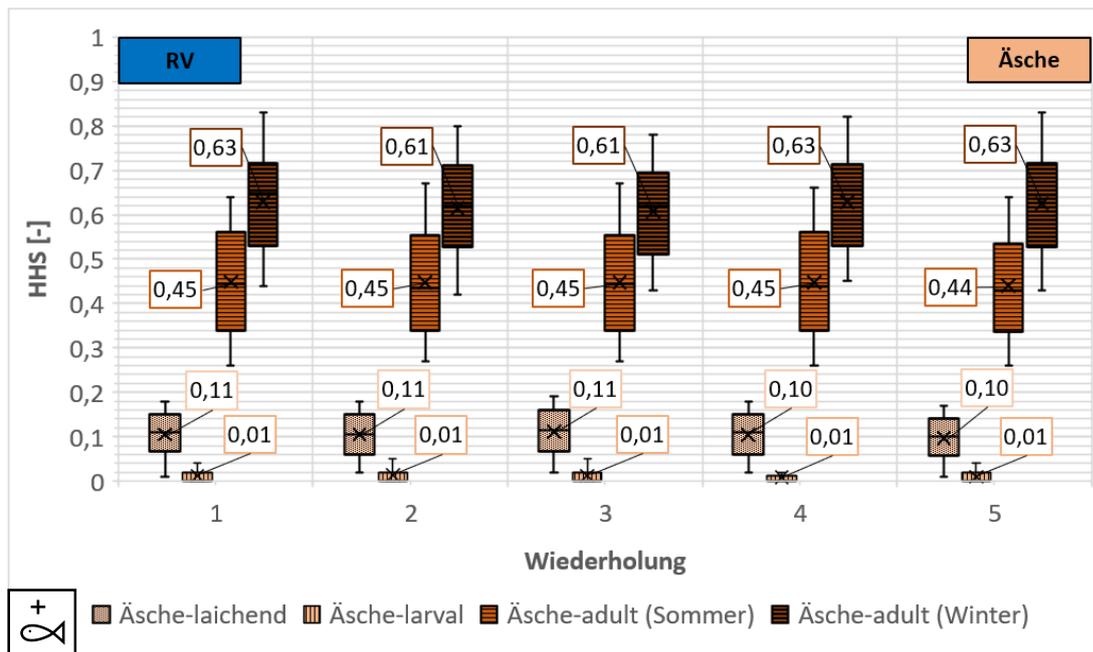


Abbildung E- 17: Analyse der Wiederholungsgenauigkeit für die Untersuchung des HHS mit CASiMiR für die Äsche anhand der RV-Variante

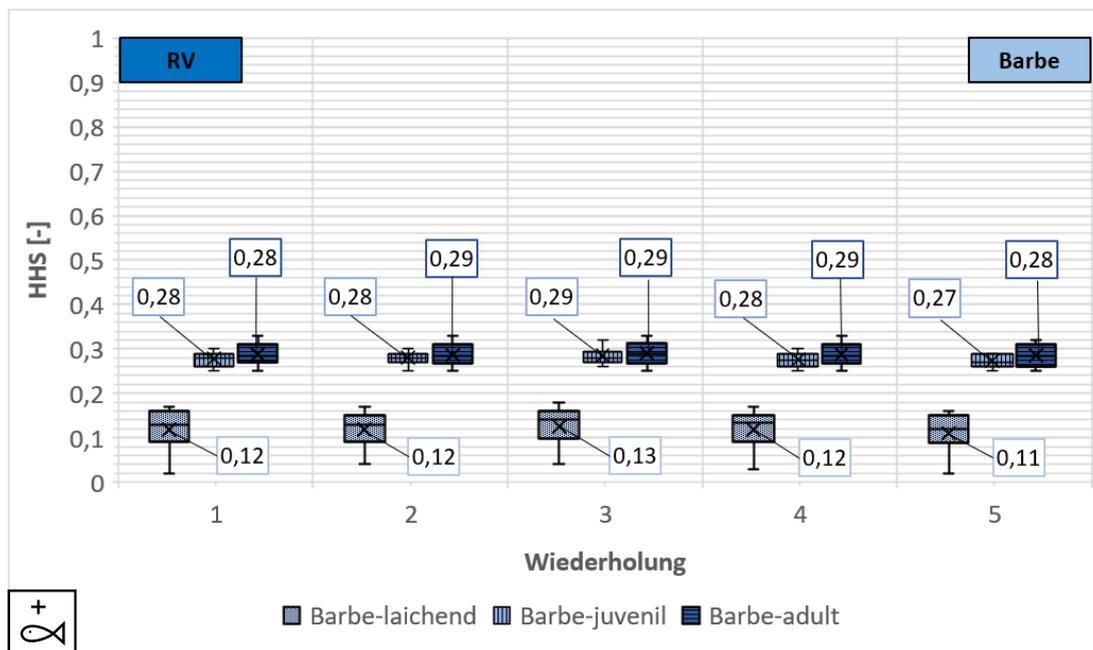


Abbildung E- 18: Analyse der Wiederholungsgenauigkeit für die Untersuchung des HHS mit CASiMiR für die Barbe anhand der RV-Variante

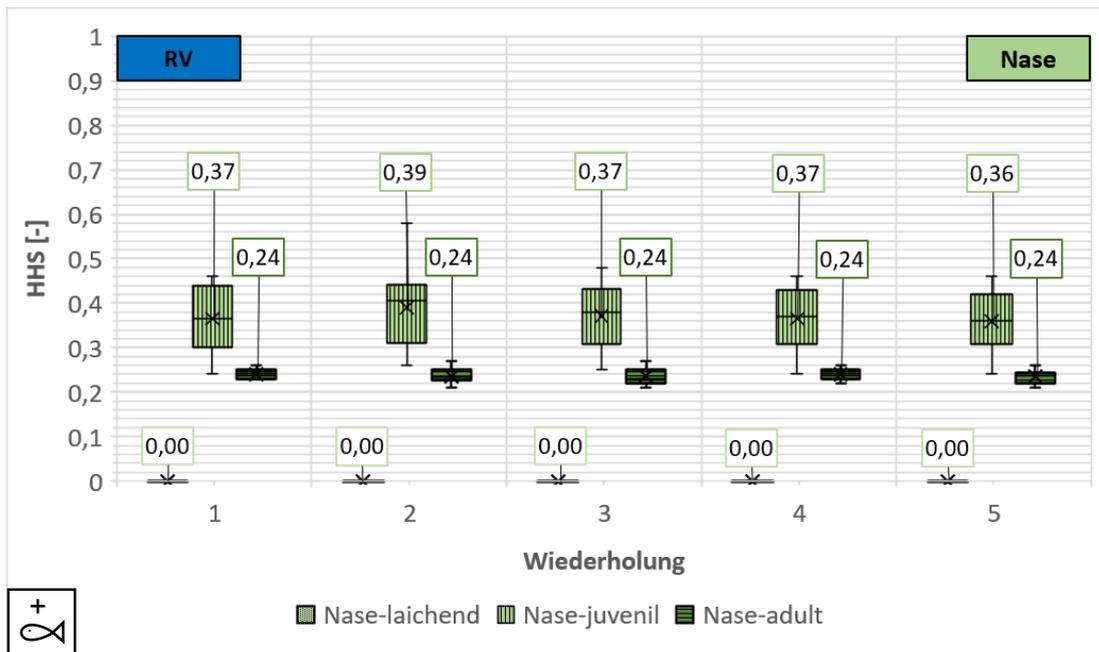


Abbildung E- 19: Analyse der Wiederholungsgenauigkeit für die Untersuchung des HHS mit CASiMiR für die Nase anhand der RV-Variante

## Anhang E.10 Räumliche Verteilung von Gewässerstrukturen nach den Vorgaben der LS GÖ

### Anhang E.10.1 Statistische Verteilung der Gewässerstrukturen nach LS GÖ für Versuch NV

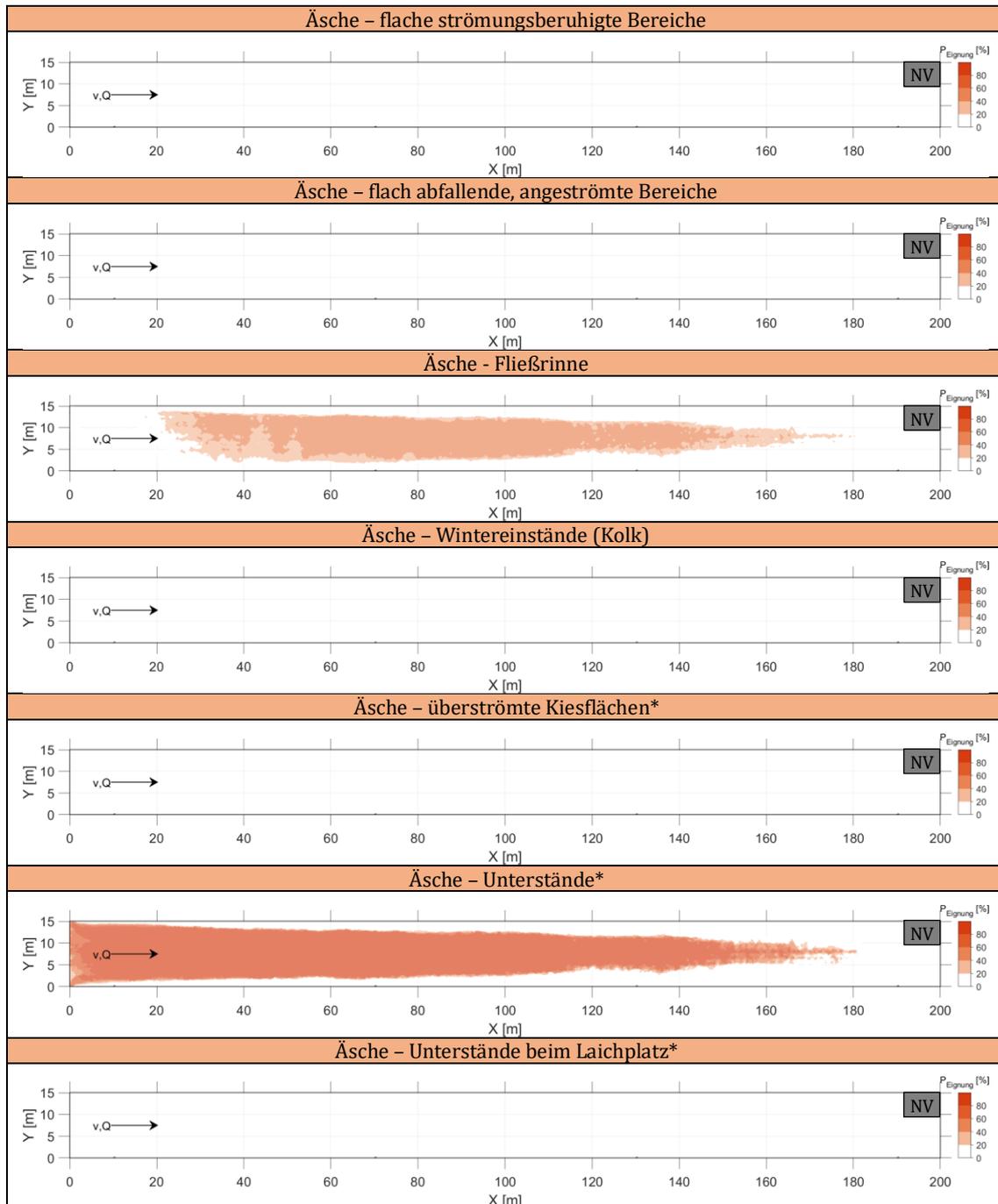


Abbildung E- 20: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Äsche im Versuch NV

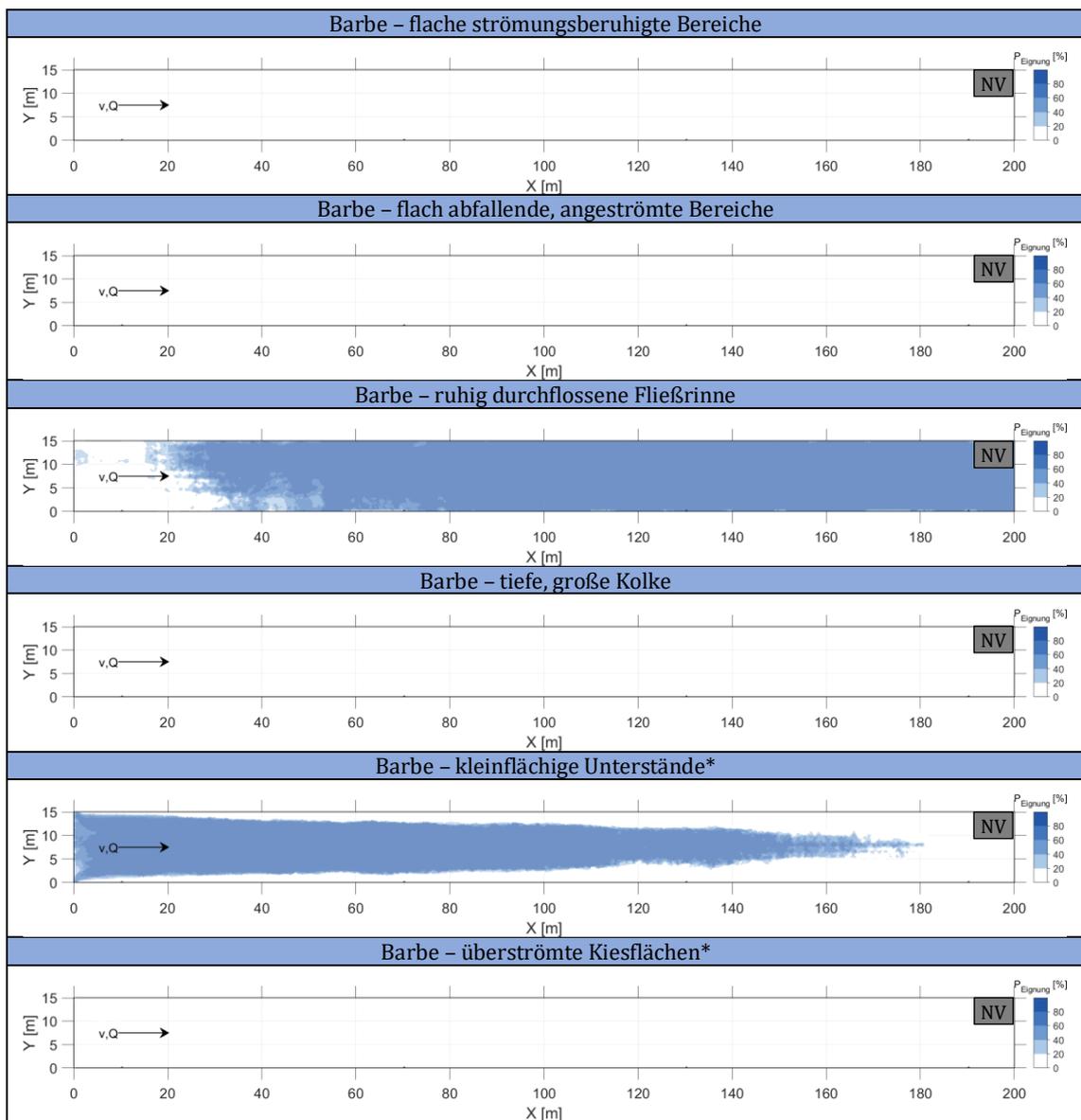


Abbildung E- 21: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Barbe im Versuch NV

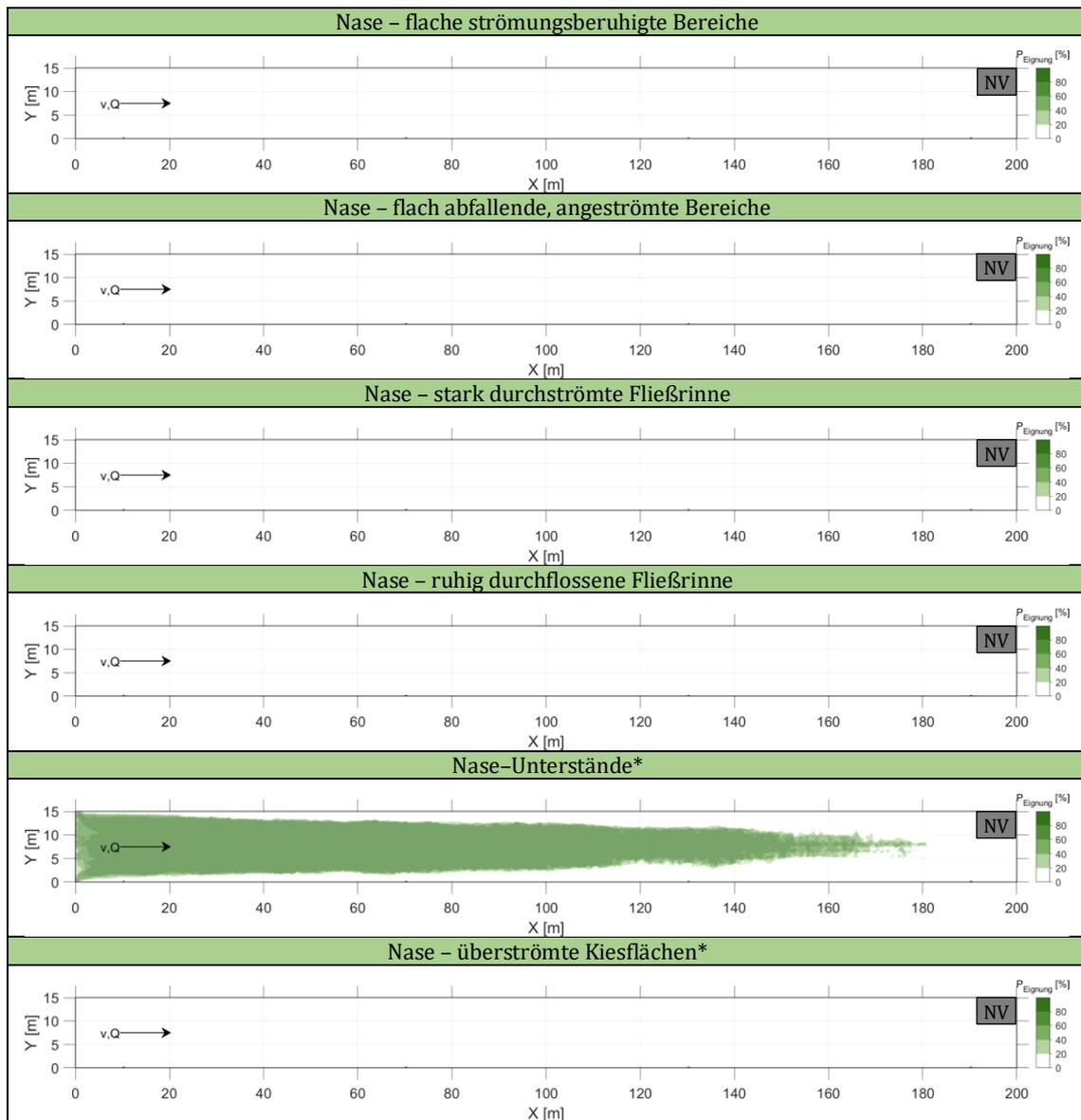


Abbildung E- 22: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Nase im Versuch NV

Anhang E.10.2 Statistische Verteilung der Gewässerstrukturen nach LS GÖ für Versuch RV

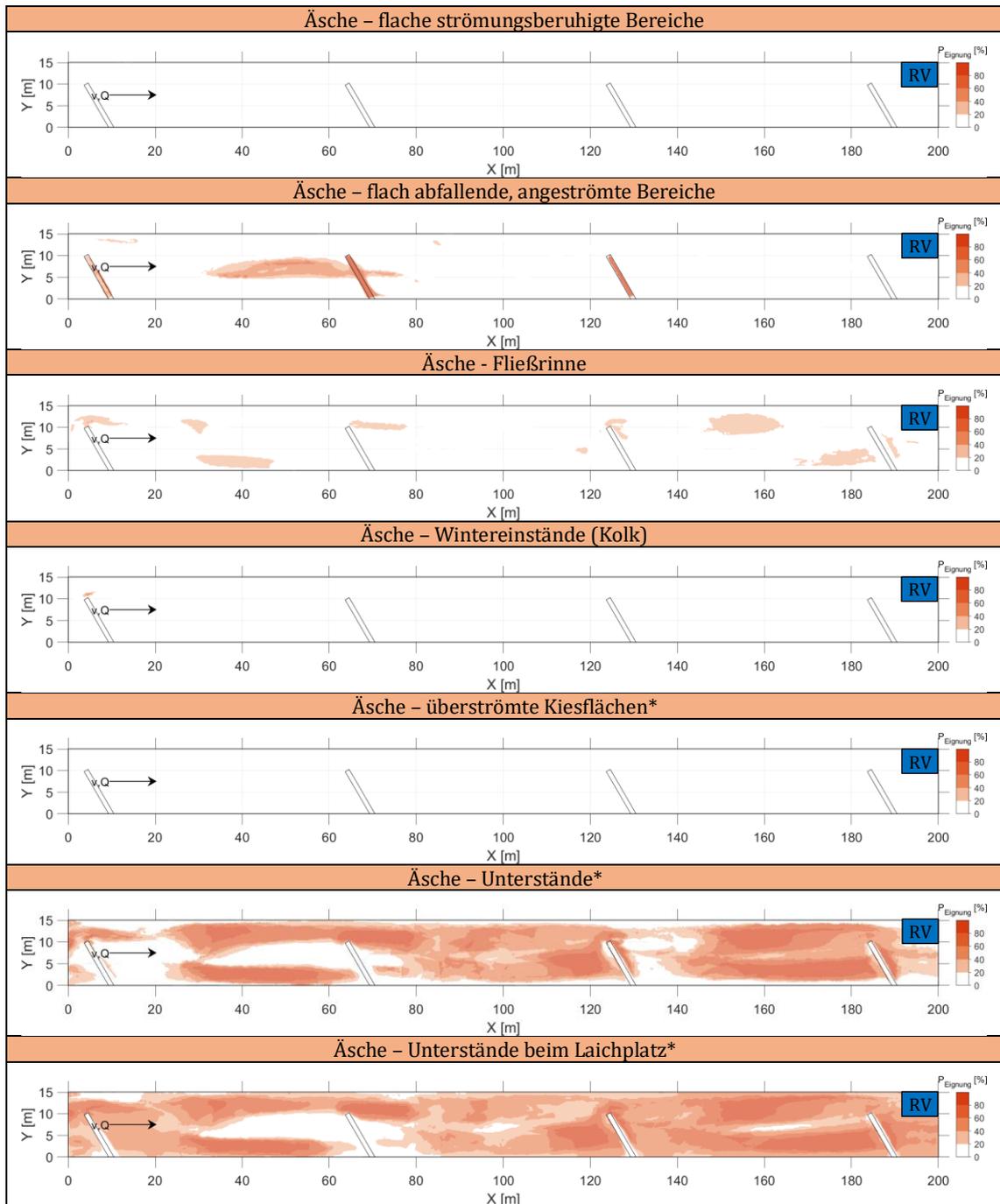


Abbildung E- 23: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Äsche im Versuch RV

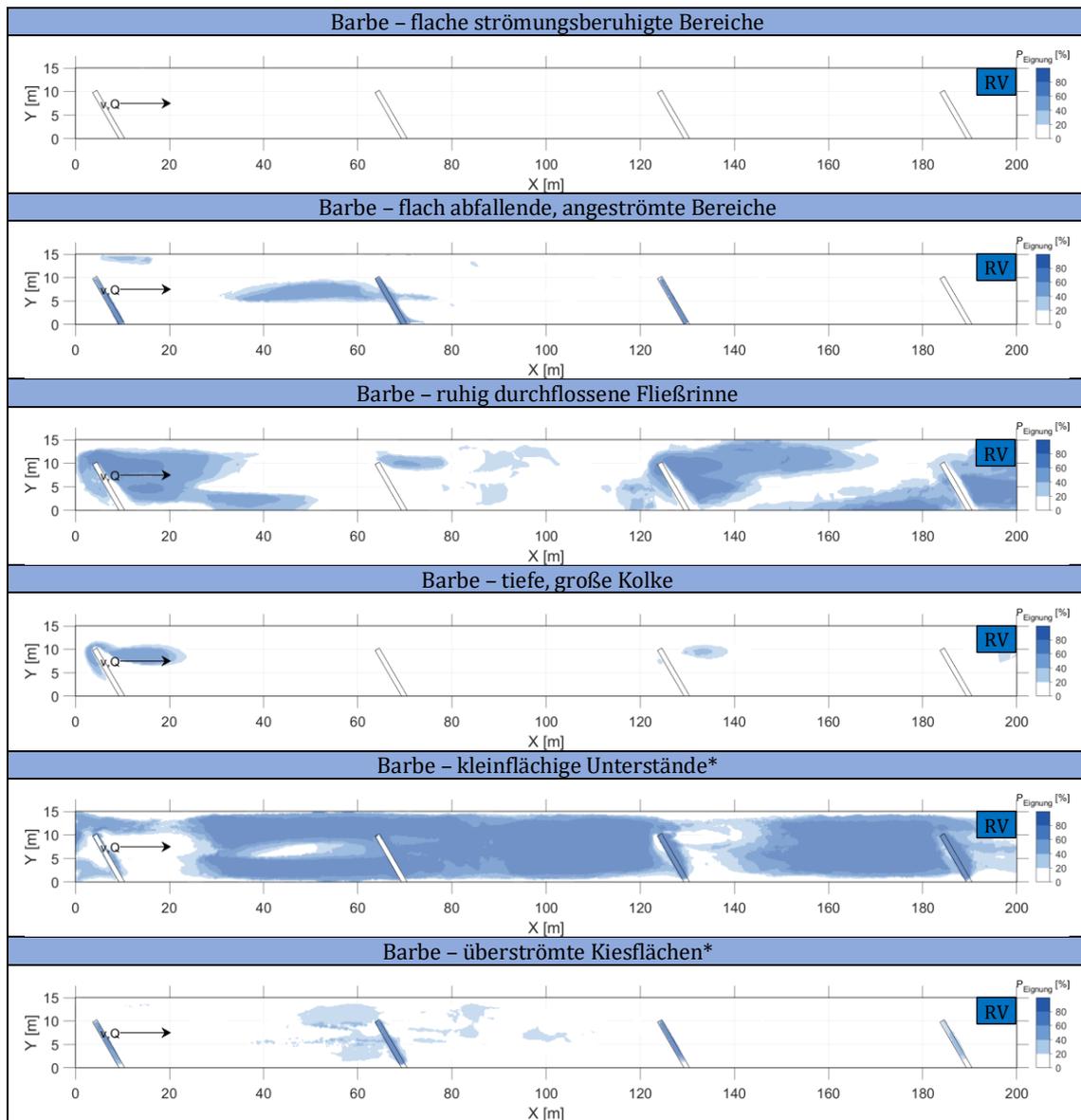


Abbildung E- 24: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Barbe im Versuch RV

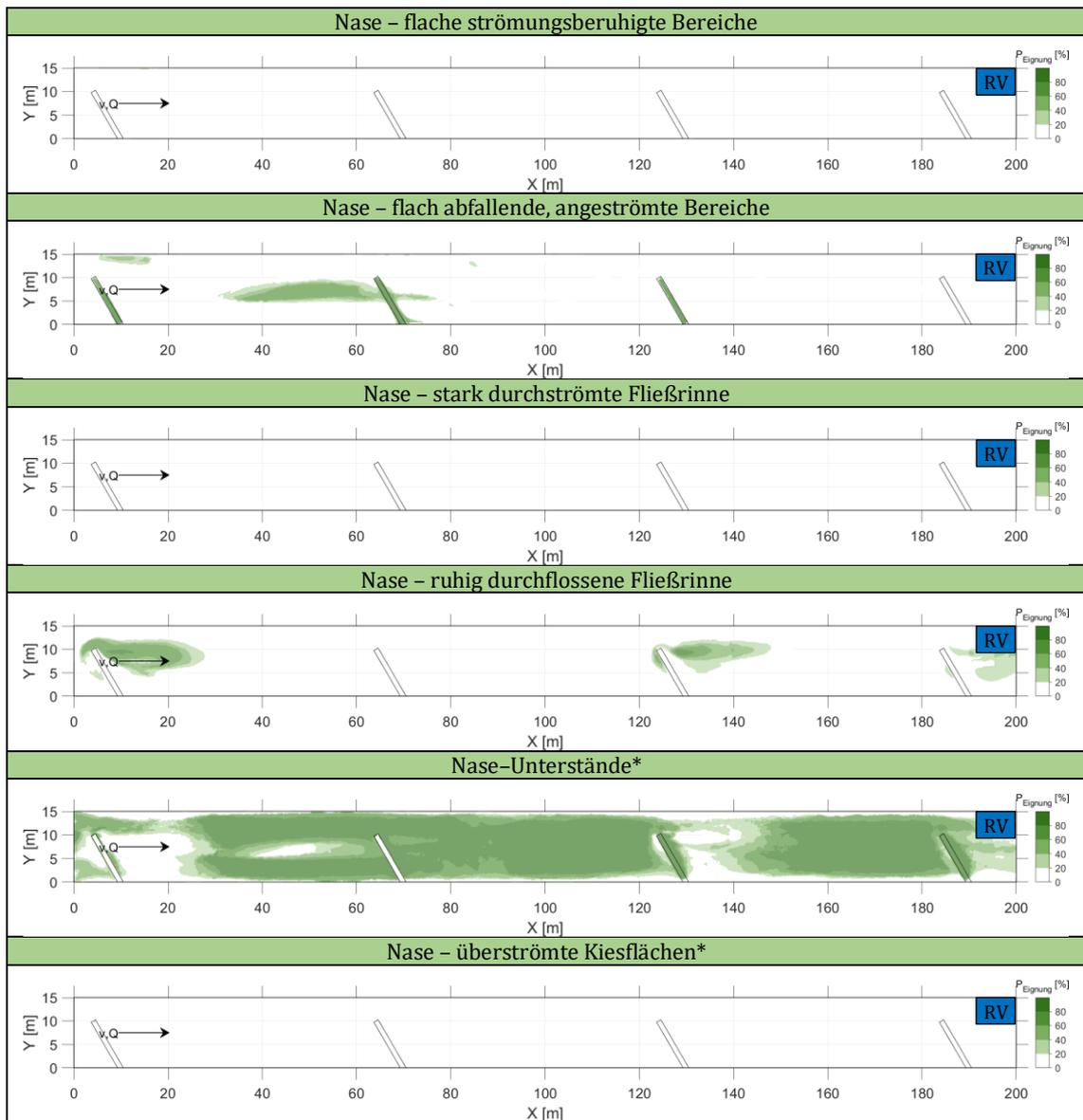


Abbildung E- 25: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Nase im Versuch RV

Anhang E.10.3 Statistische Verteilung der Gewässerstrukturen nach LS GÖ für Versuch 1S-Alb

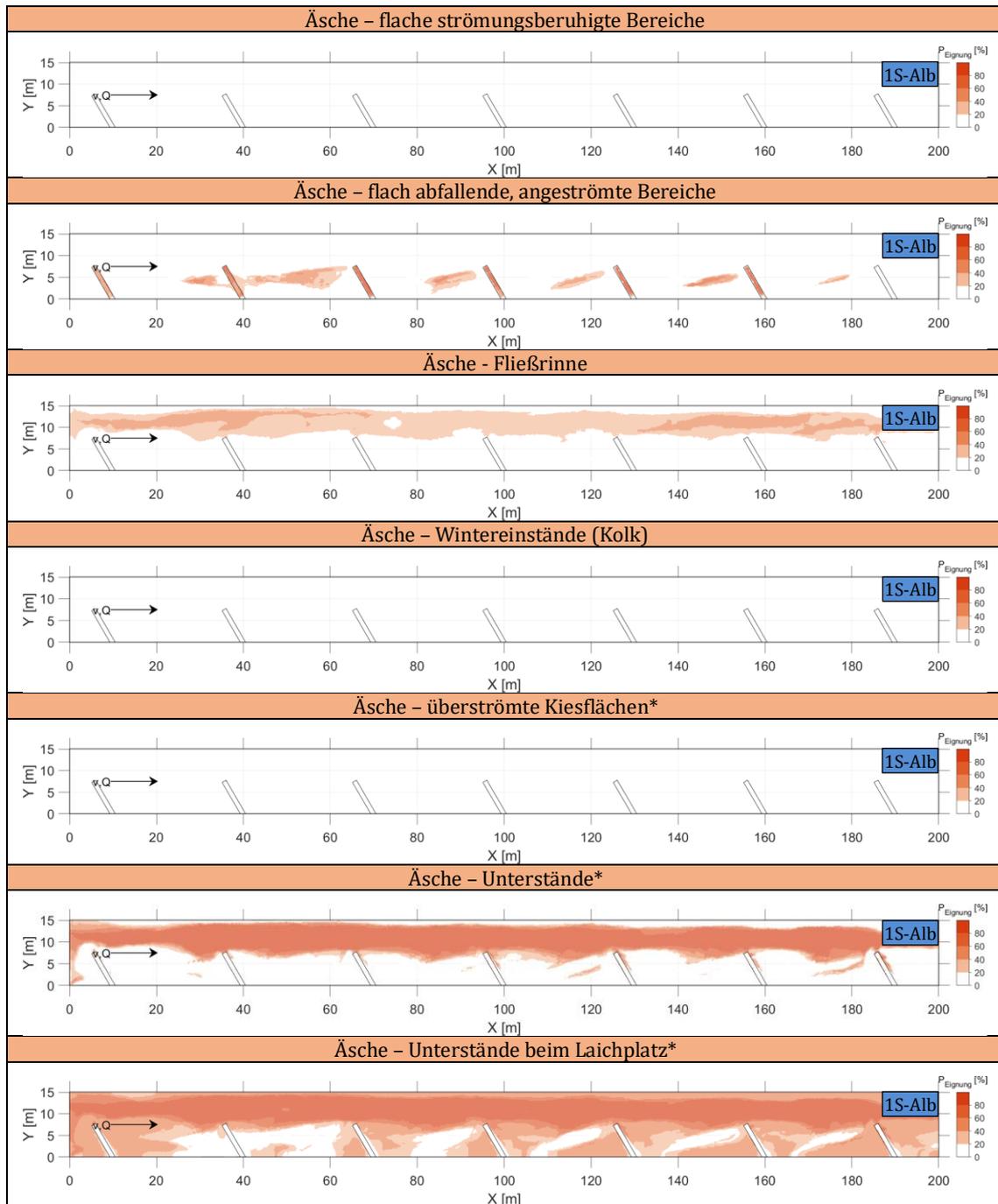


Abbildung E- 26: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Äsche im Versuch 1S-Alb

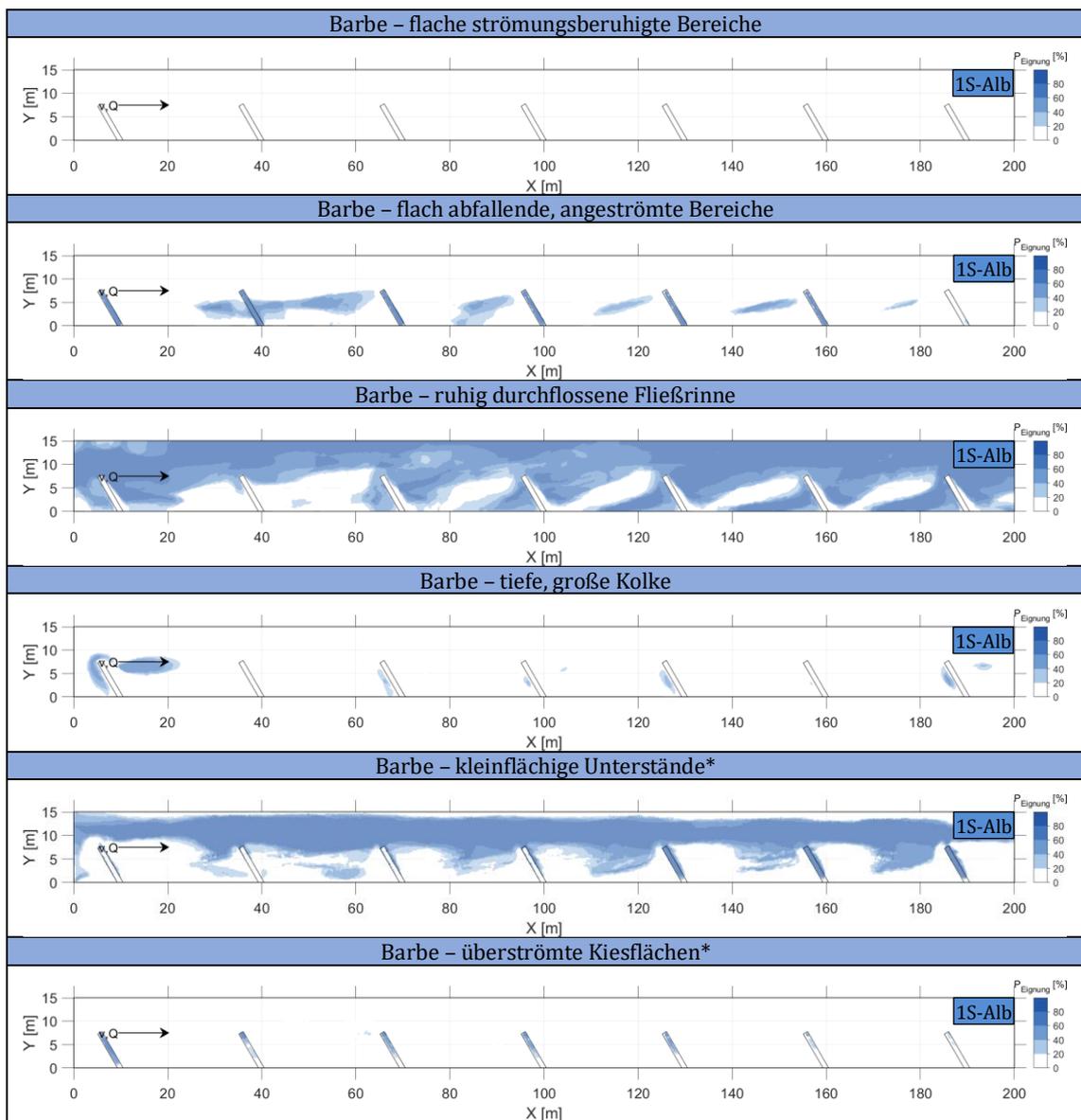


Abbildung E- 27: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Barbe im Versuch 1S-Alb

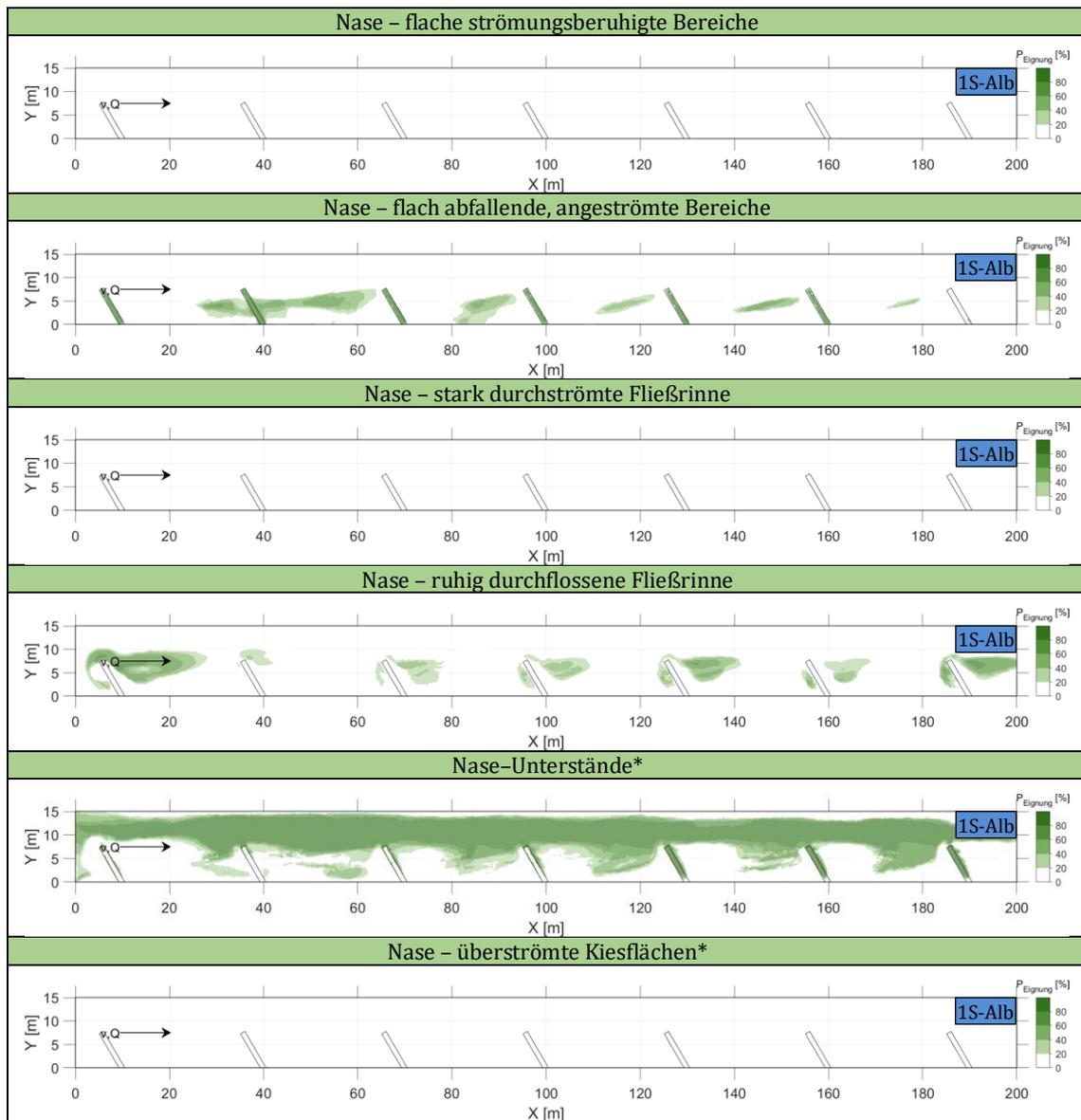


Abbildung E- 28: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Nase im Versuch 1S-Alb

Anhang E.10.4 Statistische Verteilung der Gewässerstrukturen nach LS GÖ für Versuch 2S-Alb

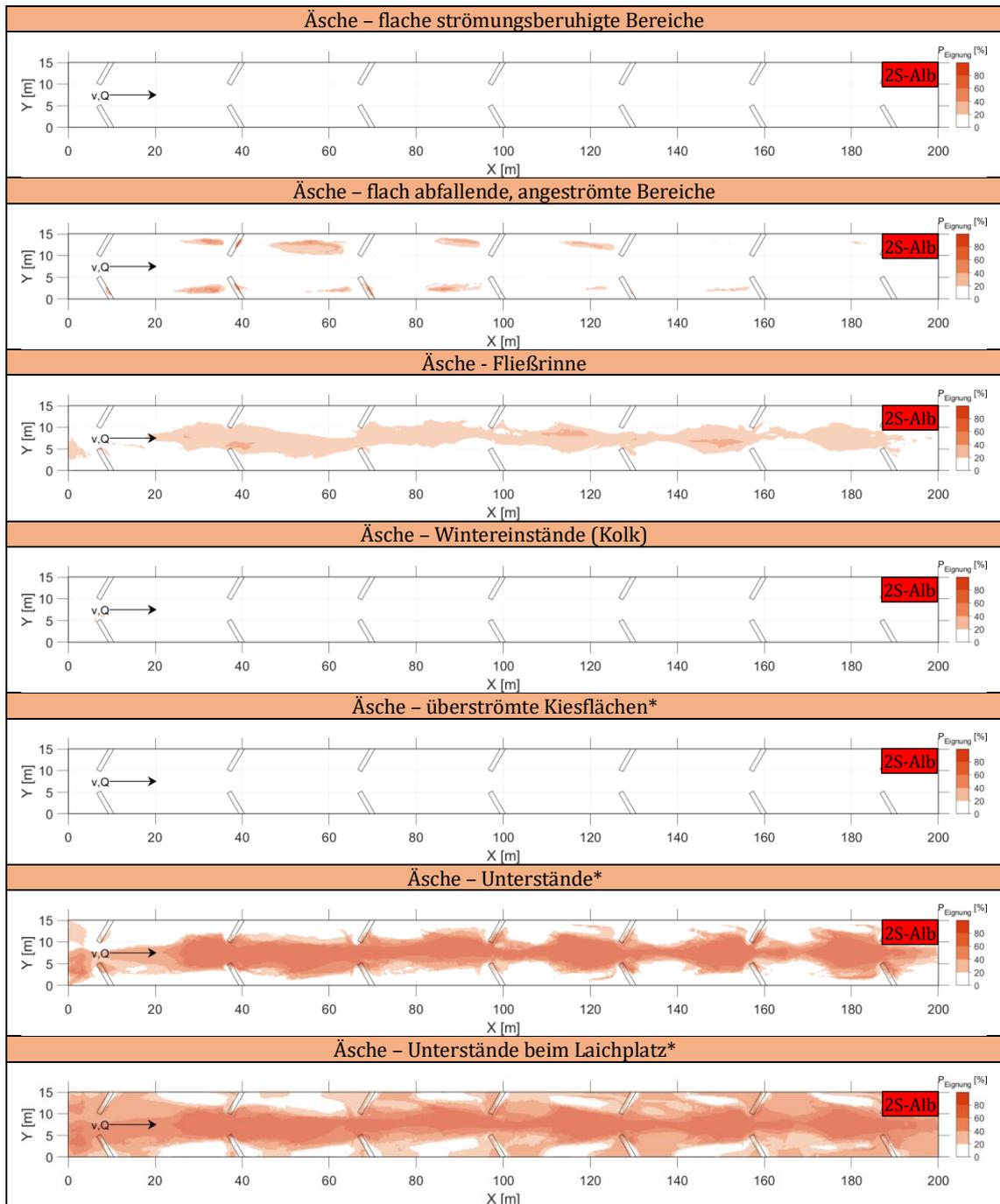


Abbildung E- 29: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Äsche im Versuch 2S-Alb

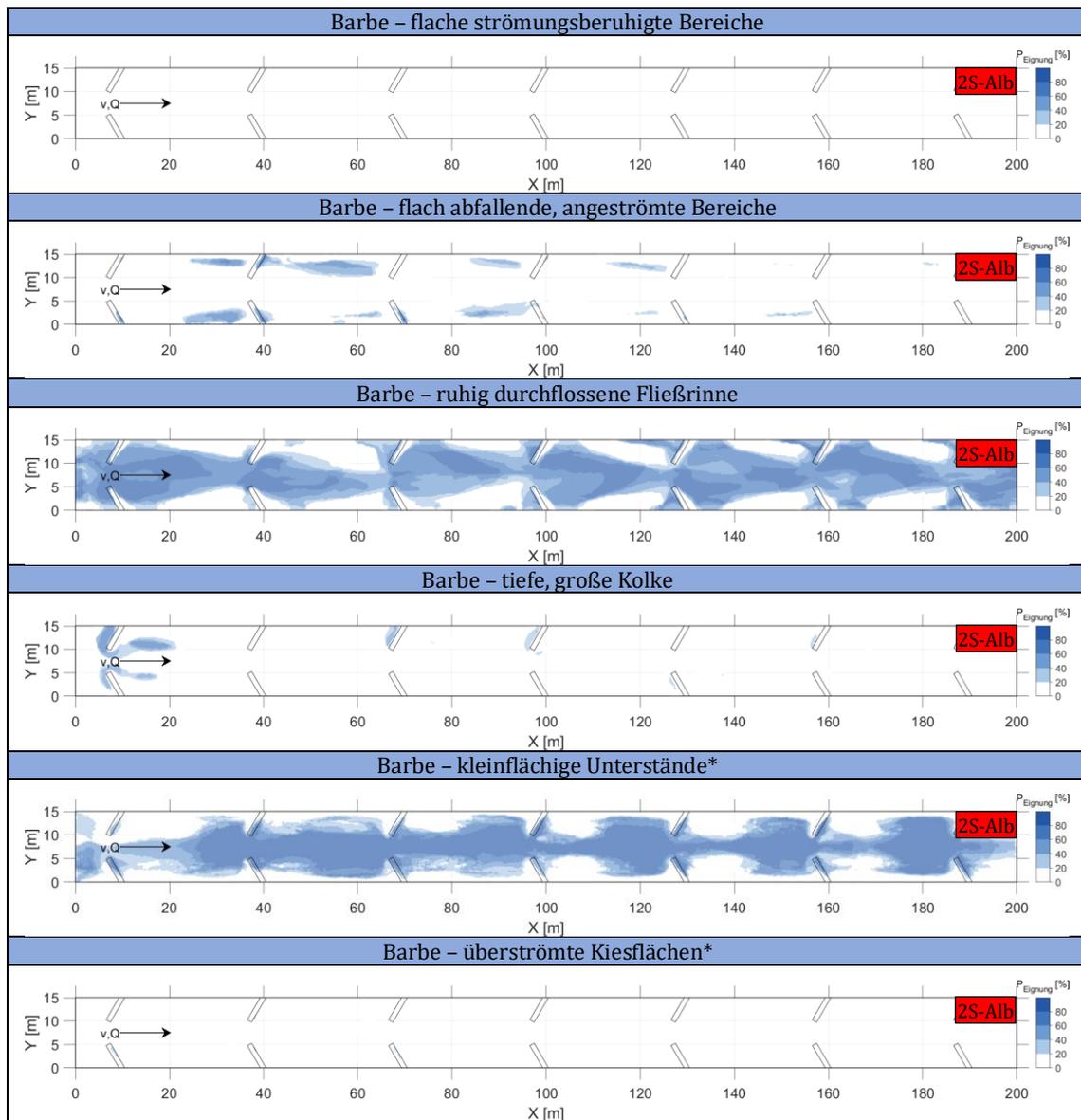


Abbildung E- 30: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Barbe im Versuch 2S-Alb

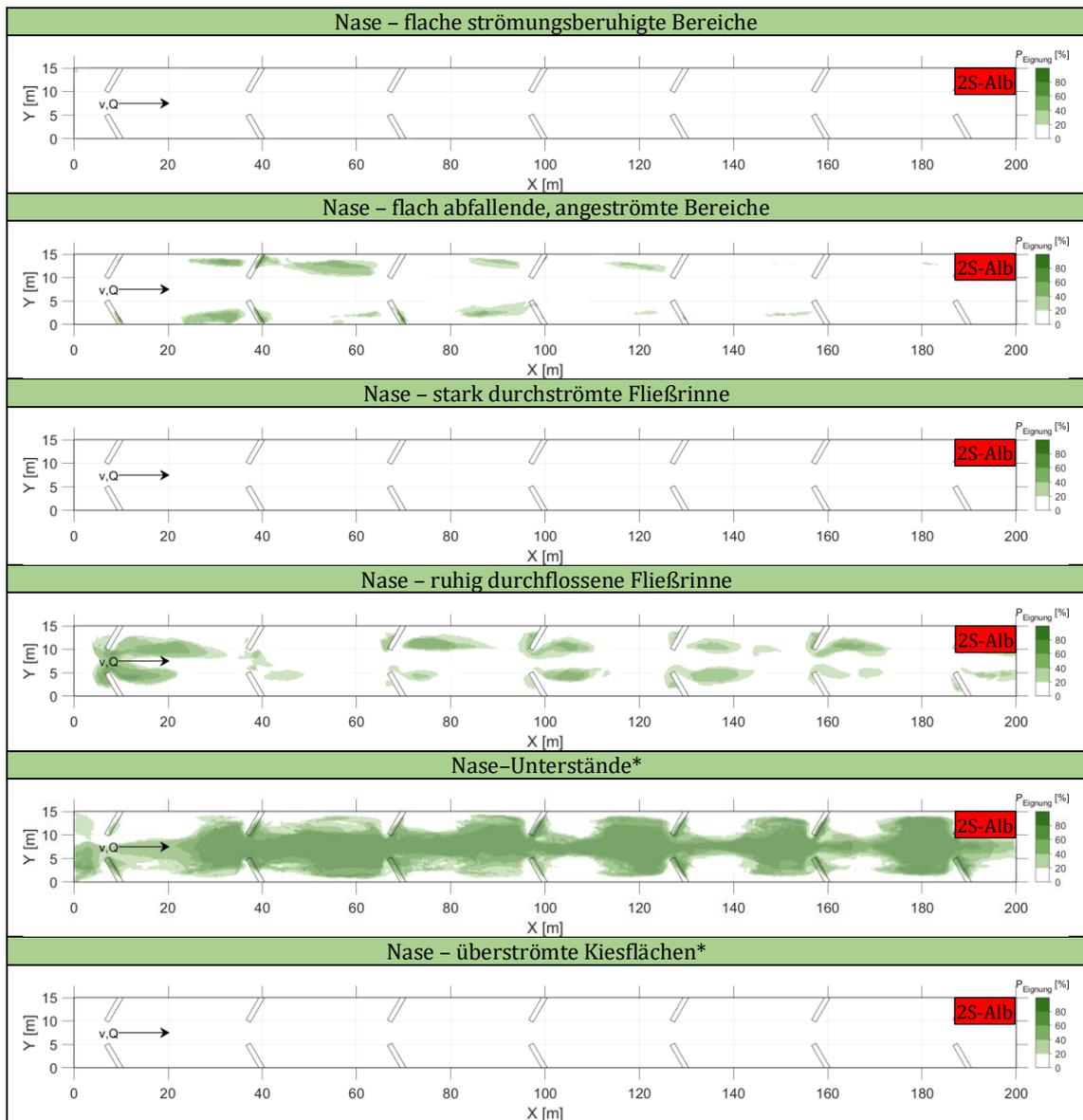


Abbildung E- 31: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Nase im Versuch 2S-Alb

Anhang E.10.5 Statistische Verteilung der Gewässerstrukturen nach LS GÖ für Versuch 1,5S-Alb

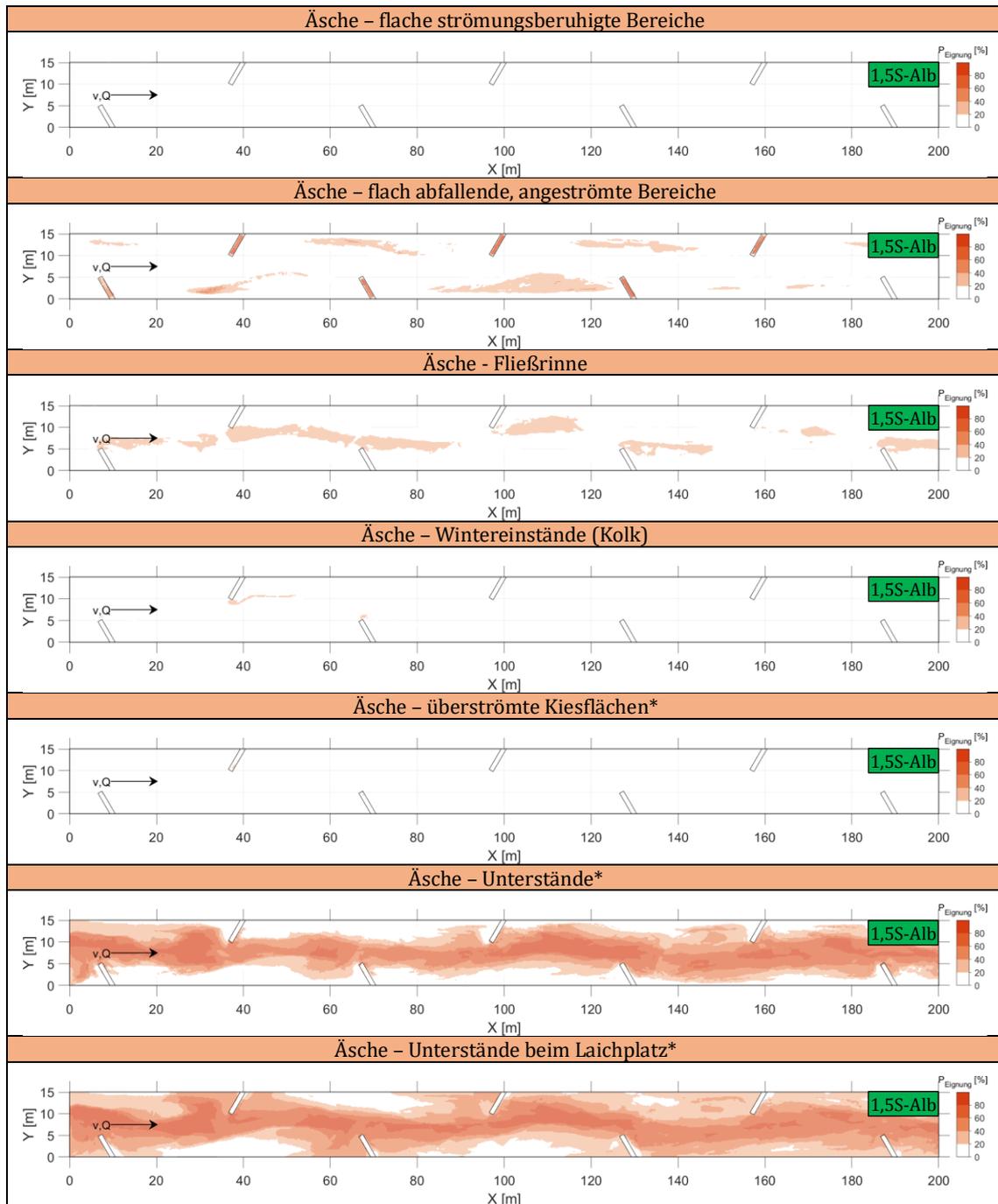


Abbildung E- 32: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Äsche im Versuch 1,5S-Alb

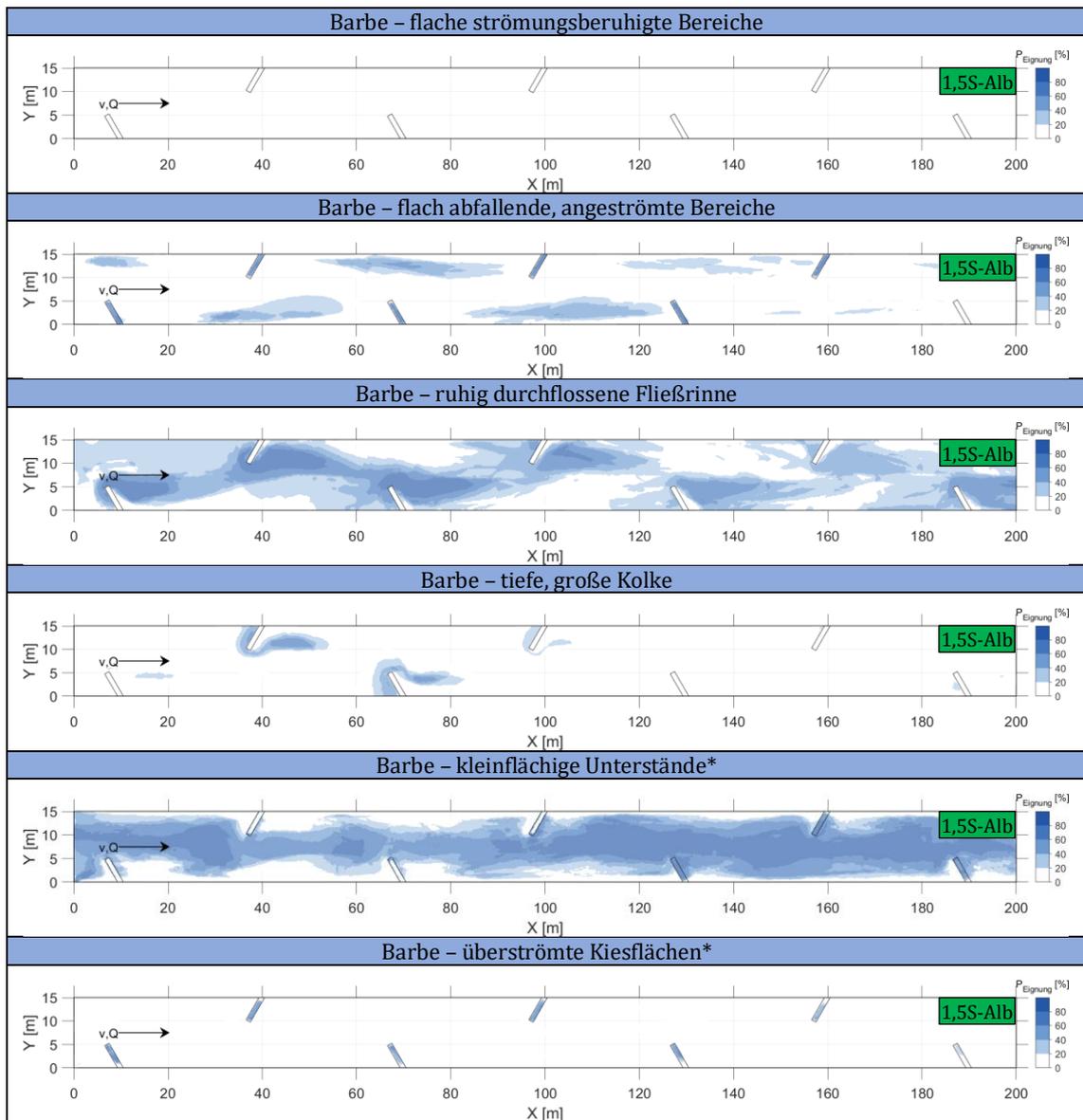


Abbildung E- 33: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Barbe im Versuch 1,5S-Alb

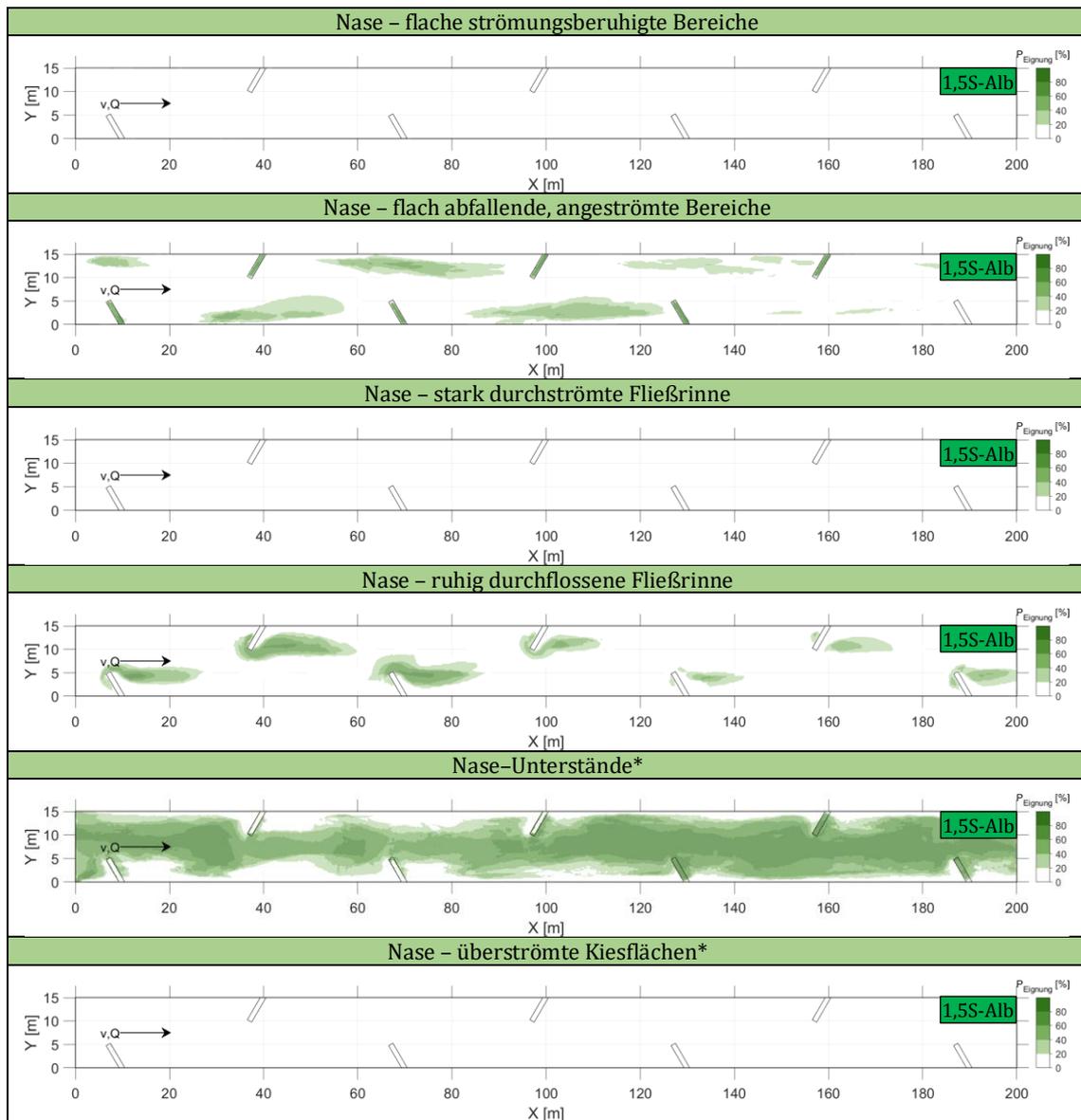


Abbildung E- 34: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Nase im Versuch 1,5S-Alb

Anhang E.10.6 Statistische Verteilung der Gewässerstrukturen nach LS GÖ für Versuch 1S-opt

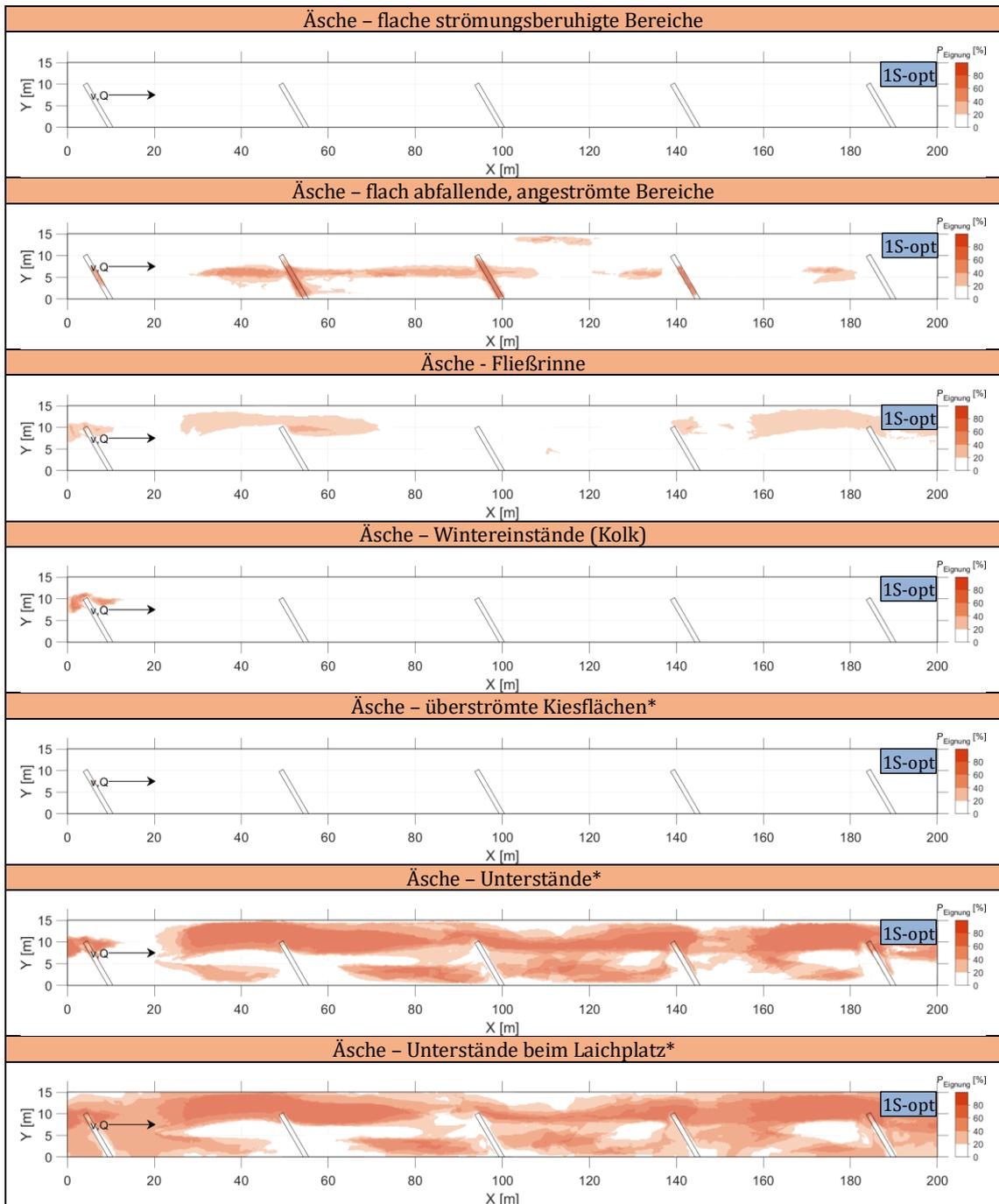


Abbildung E- 35: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Äsche im Versuch 1S-opt

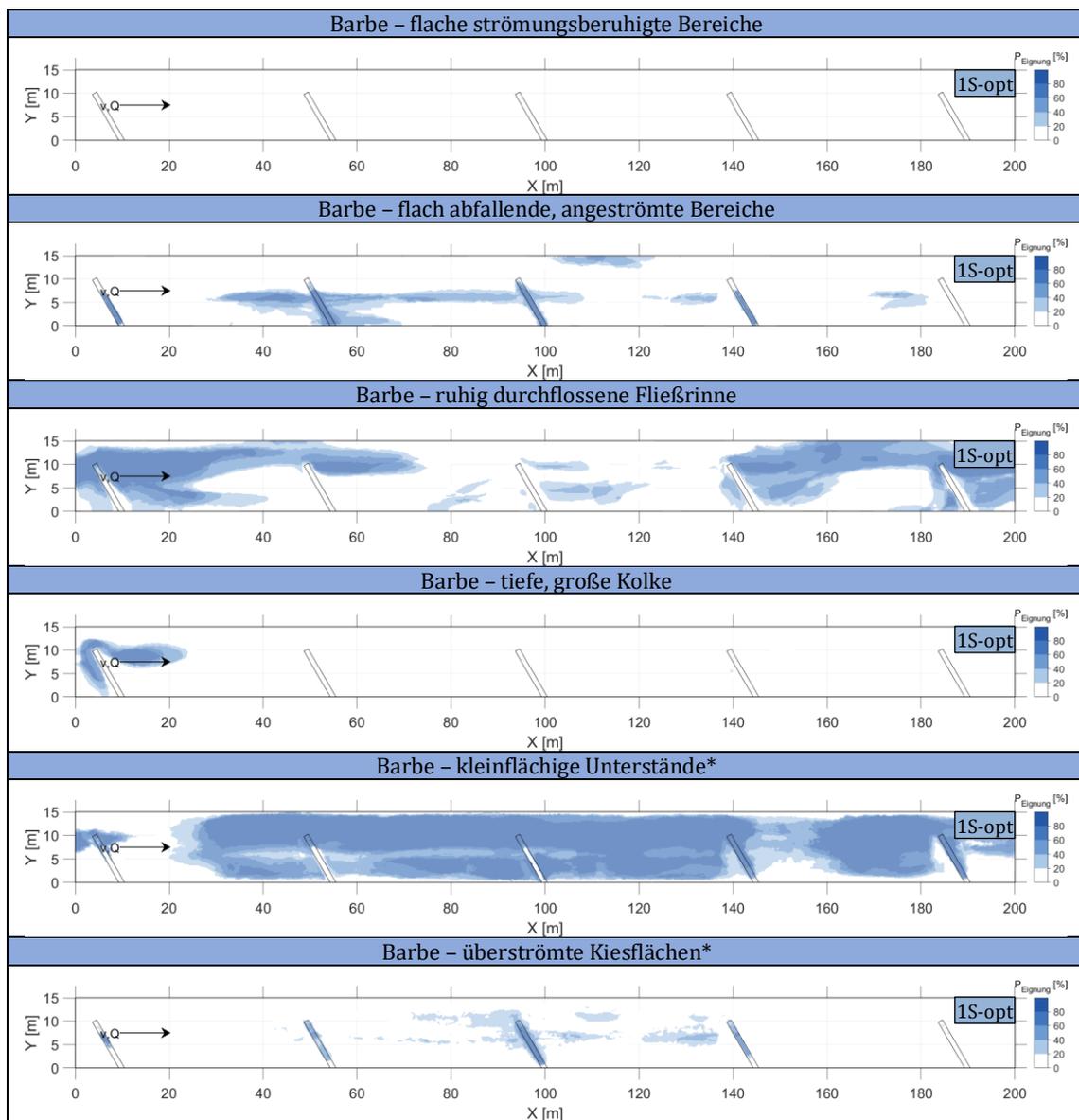


Abbildung E- 36: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Barbe im Versuch 1S-opt

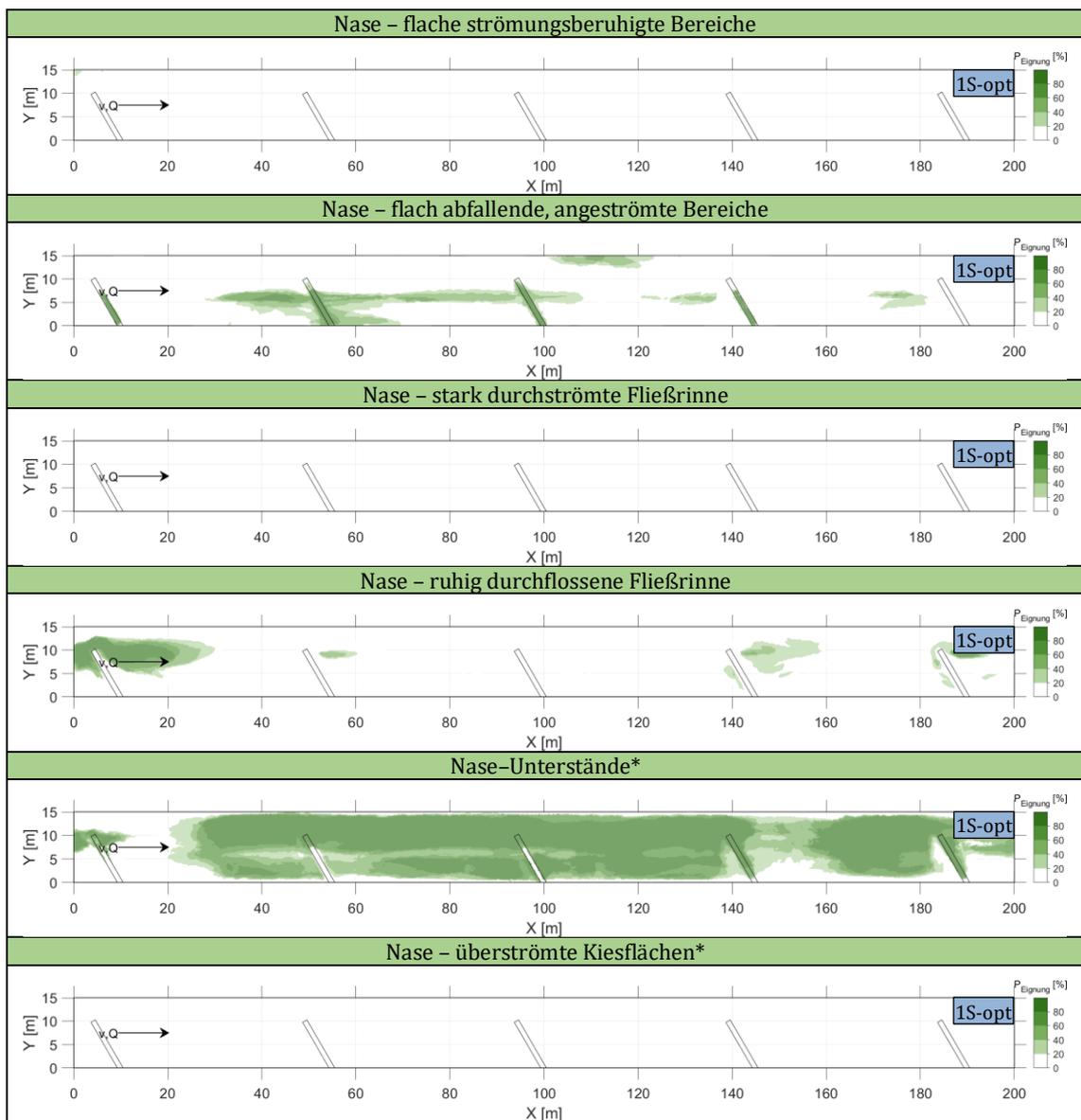


Abbildung E- 37: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Nase im Versuch 1S-opt

Anhang E.10.7 Statistische Verteilung der Gewässerstrukturen nach LS GÖ für Versuch 2S-opt

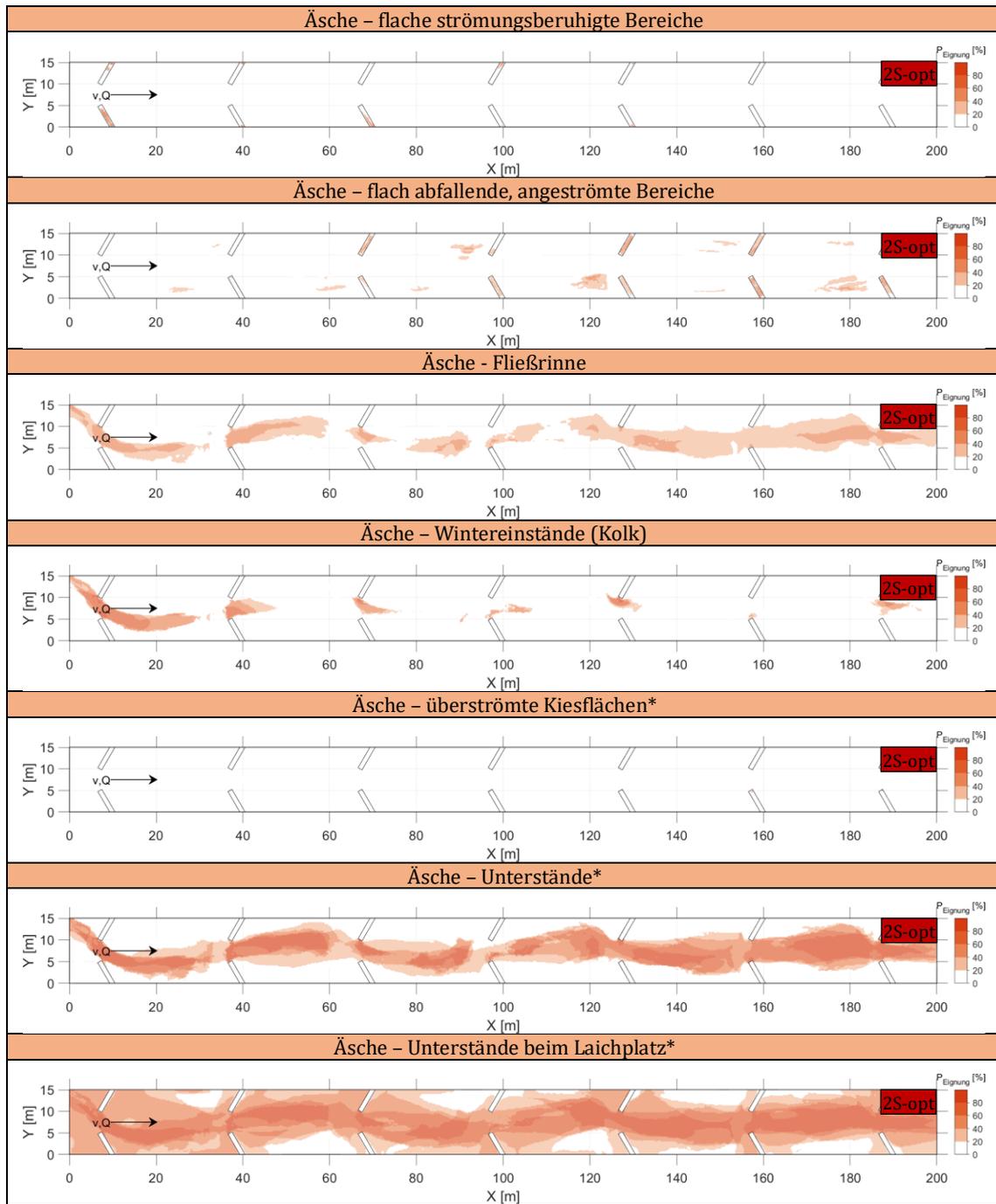


Abbildung E- 38: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Äsche im Versuch 2S-opt

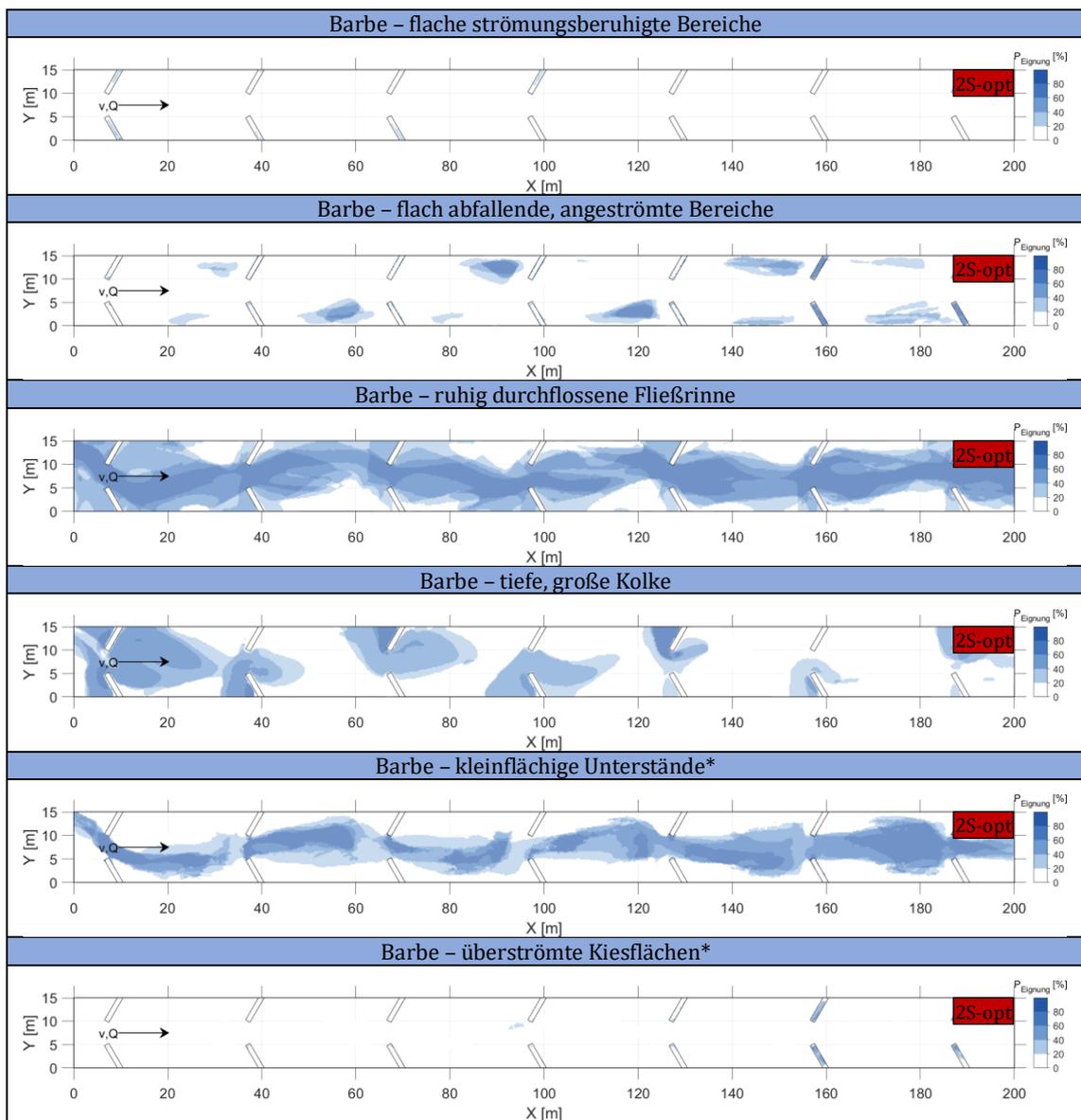


Abbildung E- 39: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Barbe im Versuch 2S-opt

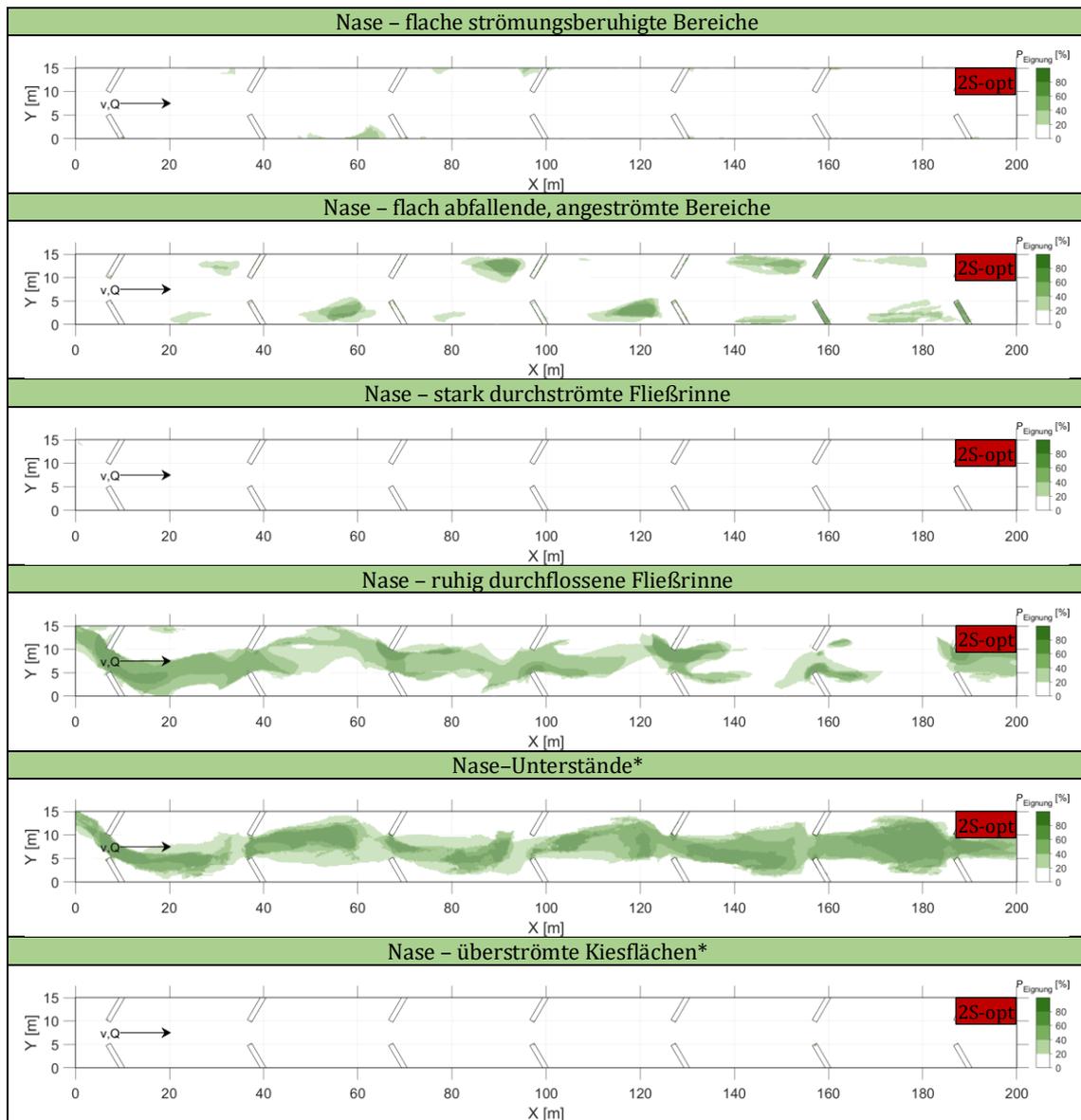


Abbildung E- 40: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Nase im Versuch 2S-opt

Anhang E.10.8 Statistische Verteilung der Gewässerstrukturen nach LS GÖ für Versuch MW-Buhne

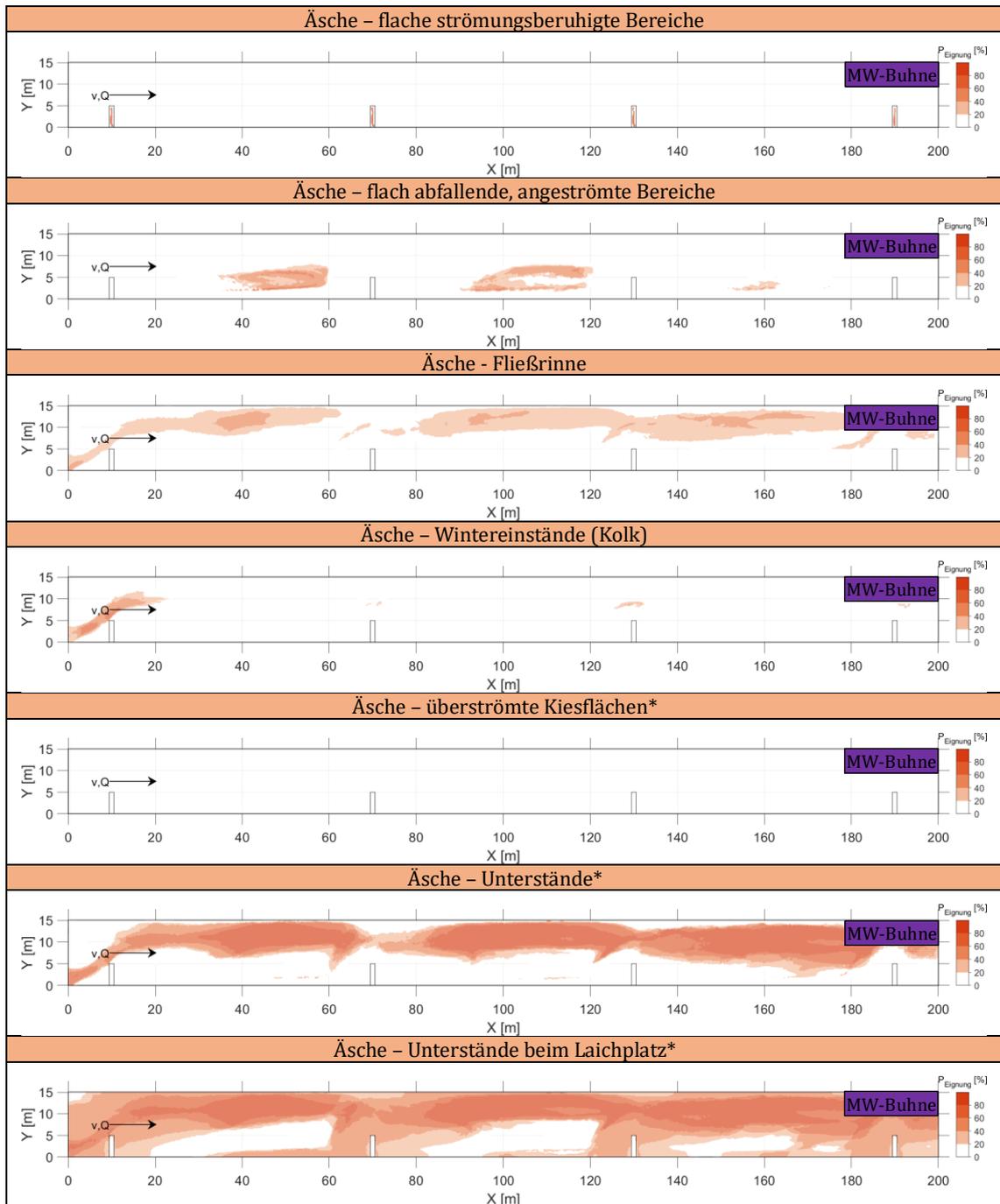


Abbildung E- 41: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Äsche im Versuch MW-Buhne

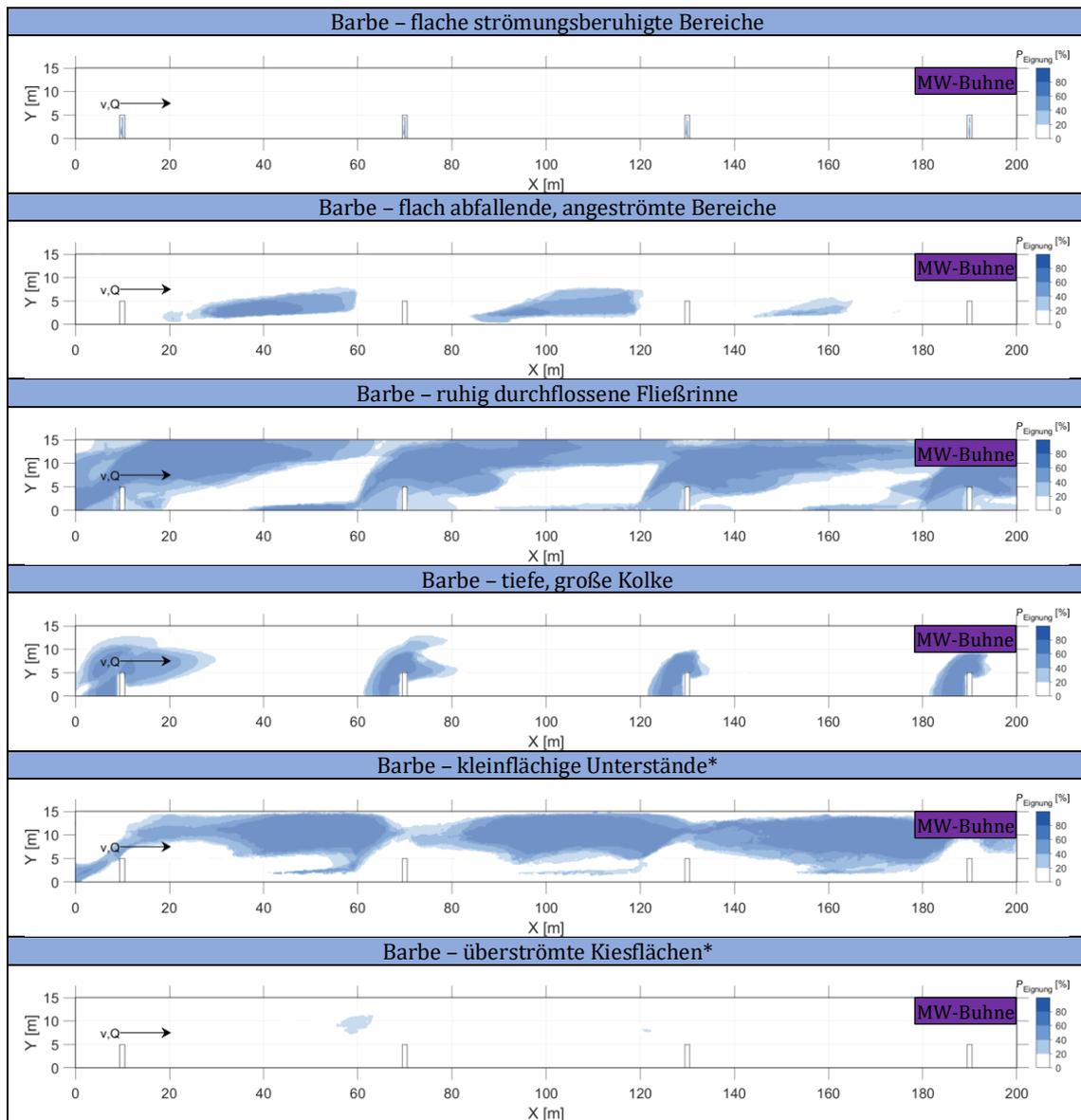


Abbildung E- 42: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Barbe im Versuch MW-Buhne

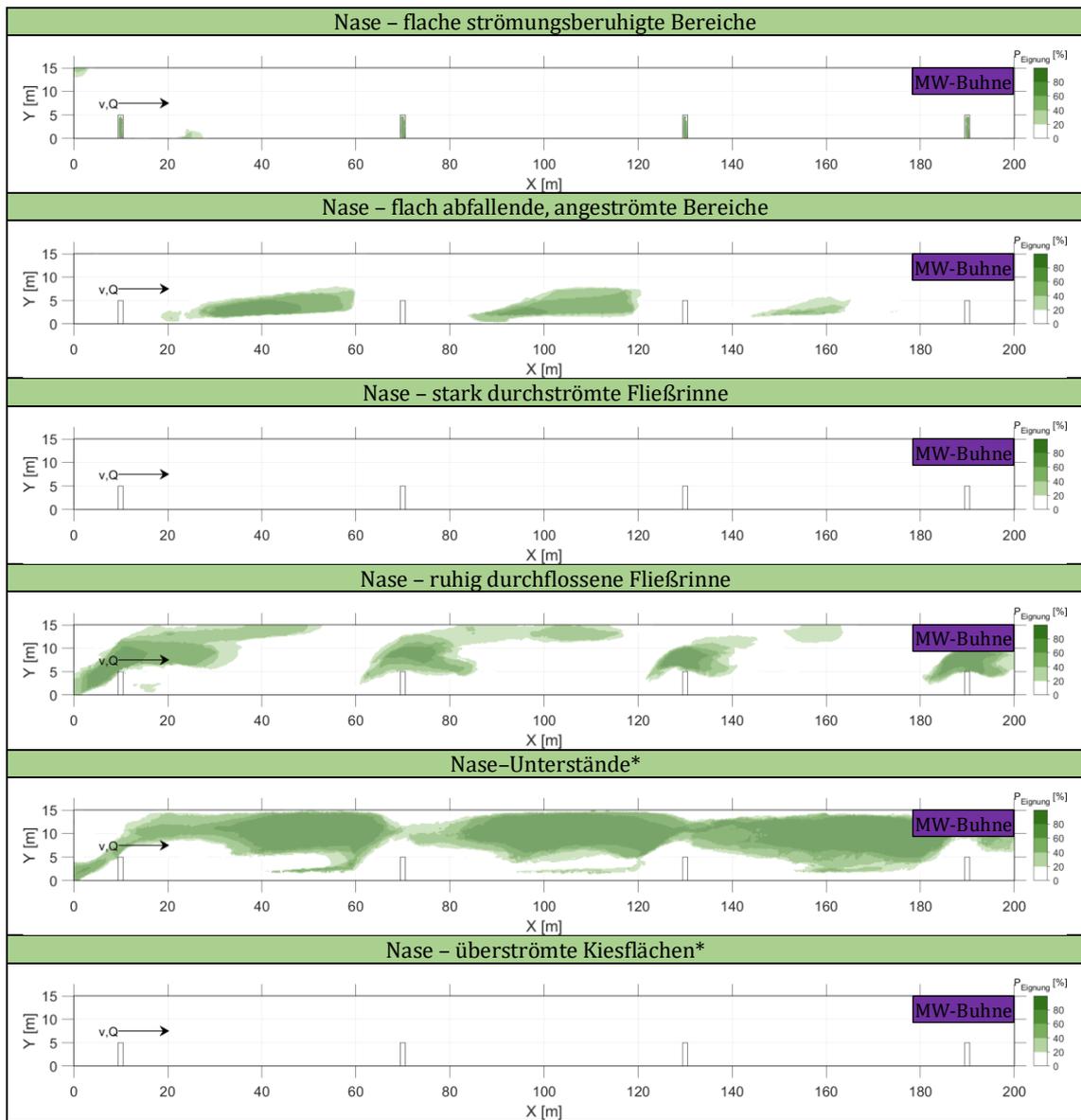


Abbildung E- 43: Statistische Verteilung der nach den Vorgaben der LS GÖ untersuchten Gewässerstrukturen der Nase im Versuch 2S-opt

### Anhang E.11 Wiederholungsgenauigkeit Schutzbereiche bei Hochwasser in den MV-Versuchen

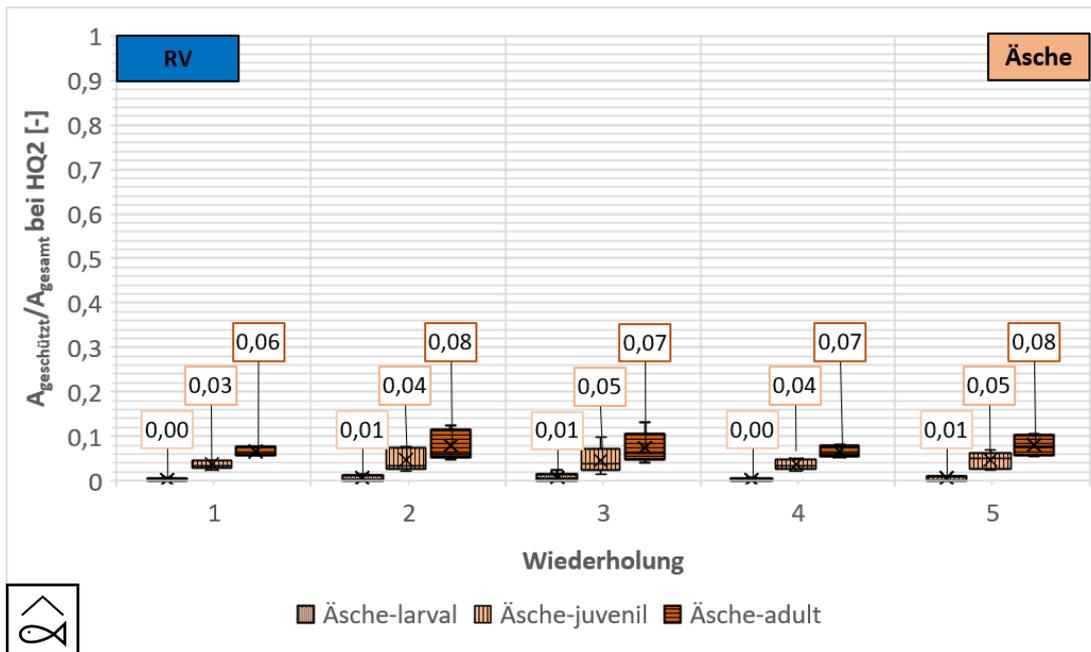


Abbildung E- 44: Analyse der Wiederholungsgenauigkeit für die Untersuchung der Schutzbereiche bei Hochwasser für die Äsche anhand der RV-Variante

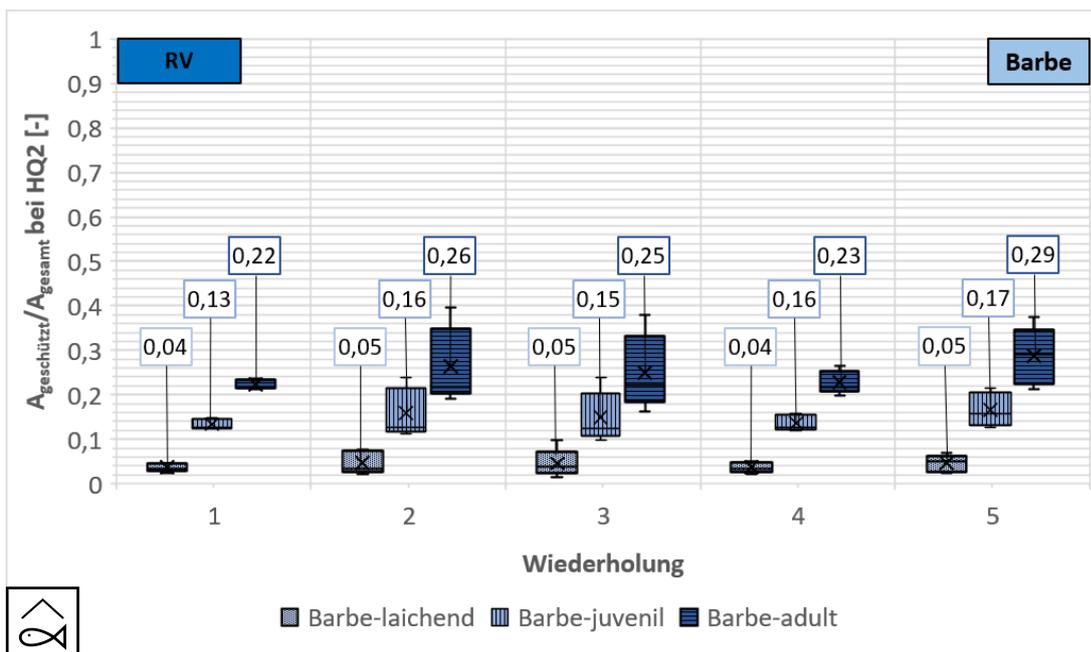


Abbildung E- 45: Analyse der Wiederholungsgenauigkeit für die Untersuchung der Schutzbereiche bei Hochwasser für die Barbe anhand der RV-Variante

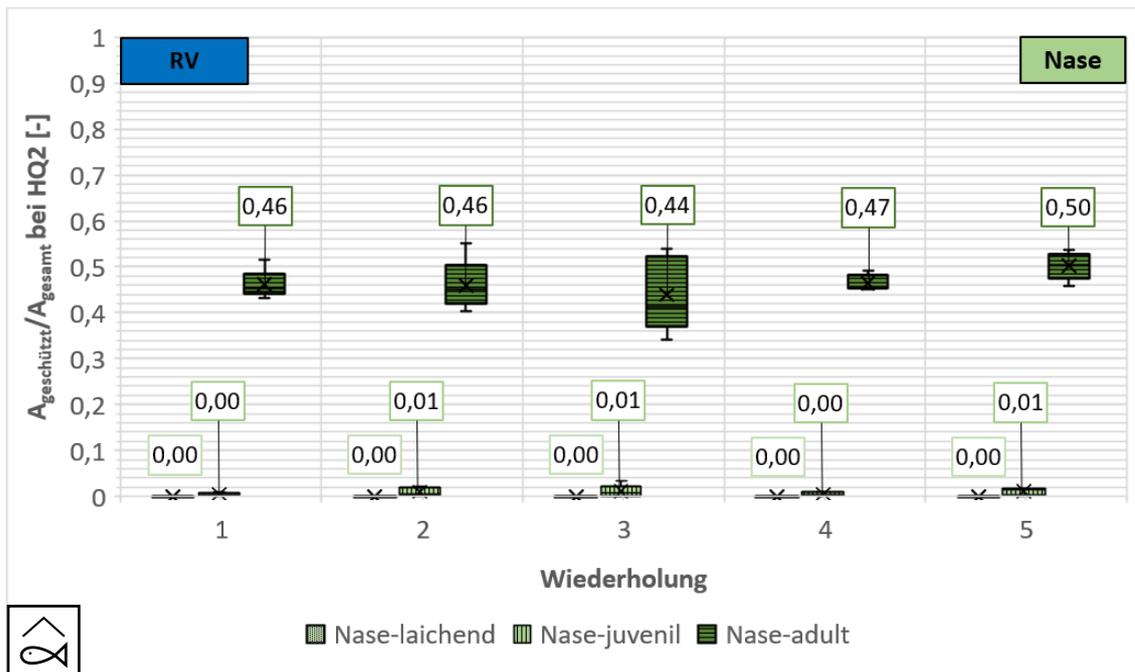


Abbildung E-46: Analyse der Wiederholungsgenauigkeit für die Untersuchung der Schutzbereiche bei Hochwasser für die Nase anhand der RV-Variante

## Anhang F Diskussion & Methodenvergleich

### Anhang F.1 Uferschutz

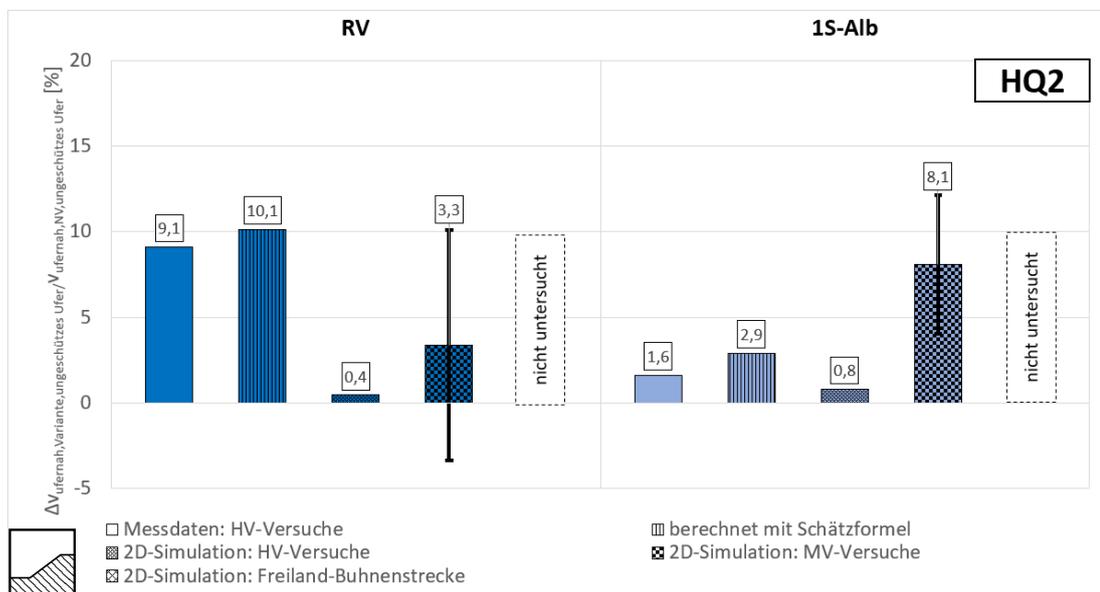


Abbildung F-1: Vergleich der Änderung der Fließgeschwindigkeiten am nicht geschützten Ufer der untersuchten Varianten anhand von Messdaten, Schätzformel und numerischer Modelle der HV-, MV-Versuche und des Freilandversuchs bei HQ2

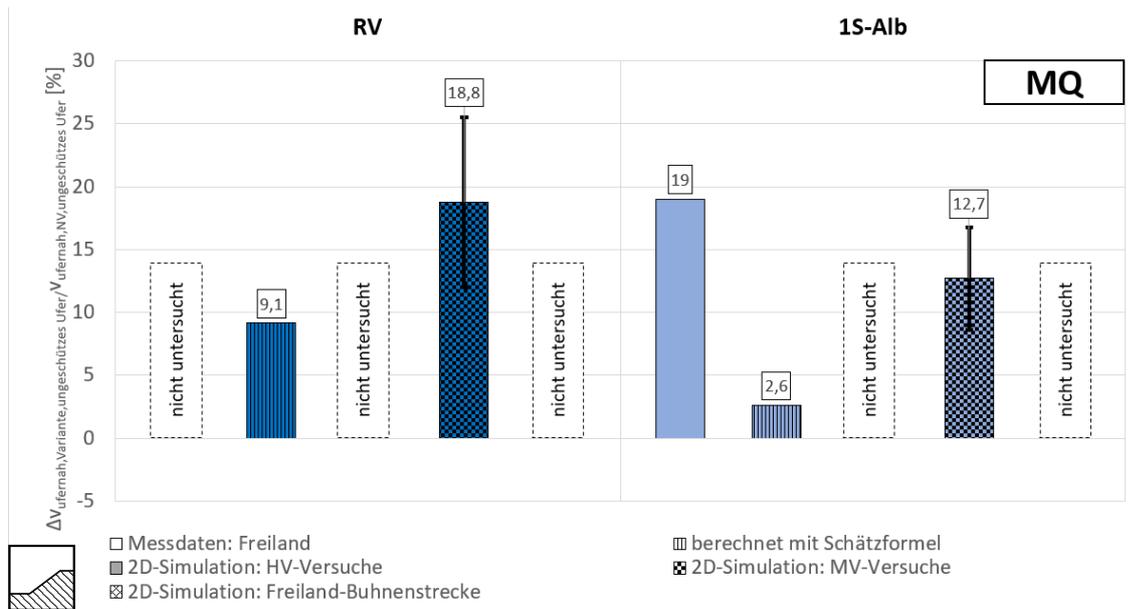


Abbildung F- 2: Vergleich der Änderung der Fließgeschwindigkeiten am nicht geschütztes Ufer der untersuchten Varianten anhand von Messdaten, Schätzformel und numerischer Modelle der HV-, MV-Versuche und des Freilandversuchs bei MQ