

**Monitoring von Laichgeschehen und Habitaten von Äsche
Thymallus thymallus und Huchen *Hucho hucho* an der
unteren Ybbs mithilfe von Drohnen**

Abschlussbericht

Autoren

**Lukas Kirchgäßner, Michael Grohmann, Thomas Hasler, Johannes
Kowal, Günther Unfer**

Fischereiverein "Die Bewirtschafter"

DIE BEWIRTSCHAFTER
Verein zur ökologisch orientierten,
fischereilichen Bewirtschaftung
von Fließgewässern

Wien, Dezember 2021

Zusammenfassung

Mit einer Drohne wurden Laichaktivitäten der Äsche ((*Thymallus thymallus*)) und des Huchens ((*Hucho hucho*)) in der Unteren Ybbs dokumentiert. Dabei wurde mit „Live-Bildern“ der Drohne während des Fluges nach Laichplätzen und laichenden Fischen gesucht. Die Wassertemperatur wurde während der gesamten Laichzeit mit Temperatursonden gemessen, um etwaige Rückschlüsse auf Zusammenhänge zwischen Wassertemperatur und Laichgeschehen ziehen zu können. Im zweiten Teil dieser Studie wurde eine drohnenbasierte Screening-Methode zur Kartierung der wichtigsten Lebensräume dieser beiden Arten entwickelt. Die Habitatverfügbarkeit für Jungfische wurde dabei zwischen einem regulierten und einem renaturierten Abschnitt der Unteren Ybbs verglichen, um den Erfolg der Renaturierungsmaßnahme zu bewerten. Es wurde festgestellt, dass Drohnen ein nützliches Werkzeug sowohl für die Beobachtung des Laichverhaltens und der Laichplätze, als auch für die Bereitstellung von hochauflösenden Luftbildern als Grundlage für die Kartierung von Lebensräumen sind. Obwohl eine eindeutige Unterscheidung von wenigen Dezimetern Unterschied in der Wassertiefe oder Fließgeschwindigkeit nicht möglich war, war eine Kartierung auf Mesohabitat-Ebene machbar und lieferte sowohl qualitative als auch quantitative Informationen über die Verfügbarkeit von Flachwasserbereichen, Furten, Kolken und Rinnen. Wir sind daher der Meinung, dass diese moderne Technologie ein leistungsfähiges Werkzeug für die Fließgewässerforschung, insbesondere auch für die fischereiliche Bewirtschaftung sein kann. Die Methode ist aber nicht als Ersatz, sondern vielmehr als Ergänzung zu traditioneller Feldarbeit zu sehen.

Danksagung

Wir sind sehr dankbar für die finanzielle Unterstützung dieser Studie durch den Landesfischereiverband Niederösterreich und den Fischereirevierversand III (NÖ).

Zweitens möchten wir uns bei Lukas Bauer, Bewirtschafter des Fischereireviere Ybbs B I/3, bedanken, der uns mit wertvollen Informationen über Laichplätze und Aktivitäten in seinem Abschnitt der Ybbs unterstützt hat.

Drittens möchten wir uns bei Kristof Reuther für seine ständige Unterstützung und den Crashkurs im Umgang mit Drohnen bedanken.

Contents

1	Einleitung	7
2	Untersuchungsgebiet	12
2.1	Die Ybbs	12
2.2	Die Fischfauna der Ybbs	12
2.3	Untersuchte Abschnitte	13
2.3.1	Renaturierung Winklarn	13
2.3.2	Regulierung Greimpersdorf	14
3	Material und Methoden	15
3.1	Die Indikatorarten	15
3.1.1	Die Äsche <i>Thymallus thymallus</i>	15
3.1.2	Der Huchen <i>Hucho hucho</i>	16
3.1.3	Definition der Habitat Klassen	16
3.2	Habitatkartierung	18
3.2.1	Referenzdaten	19
3.2.2	Hard- und Software	22
3.2.3	SfM und digitale Photogrammetrie	23
3.2.4	Visuelles Kartieren	23
3.2.5	Bewertung der Aufwertungsmaßnahme	24
3.3	Monitoring der Wassertemperatur	24
4	Ergebnisse	25
4.1	Flüge zur Suche von laichenden Fischen	25
4.2	Monitoring der Wassertemperatur	26
4.3	Habitatkartierung	26
4.3.1	Habitatverfügbarkeit	26
4.3.2	Validierung der Jungfischhabitate	33
5	Diskussion	34
5.1	Wassertemperatur-Monitoring	34
5.2	Flüge zur Laichfisch-Suche	34
5.3	Habitat Kartierung	35
5.3.1	Praktische Eignung der Methode	35
5.3.2	Evaluierung der Renaturierung	38
6	Zusammenfassung und Ausblick	40
	References	42

List of Figures

2.1	Mittlere monatliche Abflüsse vom Pegel Greimpersdorf in der Periode vom 01.01.2002 - 31.12.2018.	13
2.2	Untersuchungsgebiet an der Unteren Ybbs. Der Abschnitt, der zur Laichplatzsuche befliegen wurde, ist durch das schwarze Rechteck gekennzeichnet. Die Lage der Renaturierungsstelle bei Winklarn und der Kanalisierung bei Greimpersdorf ist rot hervorgehoben. Hintergrund: Open Street Map 2021.	14
3.1	Abfluss des Flusses Ybbs während der Projektlaufzeit. Pegelstation: Greimpersdorf. Die hellblaue Linie zeigt das untersuchte Niedrigwasserszenario (12 m ³ /s), die grüne Linie den Durchfluss während der beobachteten Laichaktivität (40 m ³ /s) und die graue Linie das untersuchte Hochwasserszenario (70 m ³ /s).	18
3.2	Transekt im Orthofoto, original (links) und digitalisiert mit Wassertiefen [cm] (rechts).	19
3.3	Luftballone an Metallstangen wurden zur Markierung verschiedener Lebensraumklassen verwendet.	20
3.4	Dieses Beispiel veranschaulicht die Schwierigkeiten bei der Kartierung von feinträumigen Lebensraumklassen. Wo ist die Grenze zwischen "flach und schnellfließend" (gelb) und "flach und mittelschnellfließend" (orange) zu ziehen?	21
4.1	Dokumentierte Laichplätze der Äsche, dargestellt als rot-weiße Punkte. Details aus den erstellten Orthomosaiken sind für die Laichplätze am Wasserkraftwerk Dorfmühle (links), an der Meerwiese (rechts) und an der Renaturierung Winklarn (Mitte) dargestellt.	25
4.2	Tagesamplitude der Wassertemperatur (links) und der Wassertemperatur (rechts) mit Laichaktivität von Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>) und Huchen (<i>Hucho hucho</i>), dargestellt durch blaue bzw. grüne vertikale Linien. Tage, an denen ein Monitoring durchgeführt wurde, aber keine Laichaktivität bei beiden Arten beobachtet wurde, sind mit einer roten vertikalen Linie gekennzeichnet.	26
4.3	Flächen der Flachwasserbereiche und Furten in Winklarn (W) und Greimpersdorf (G) während den untersuchten Abflussszenarien. Es ist anzumerken, dass in Greimpersdorf bei einem Abfluss von 17 m ³ /s keine Untersuchung durchgeführt werden konnte.	27
4.4	Kartierung der Habitatverfügbarkeit während Niederwassers im März in Winklarn. Diese Situation bildete die Grundlage für die Validierung der Jungtierhabitate.	28

4.5	Kartierte Habitatverfügbarkeit während der Laichzeit in Winklarn und Greimpersdorf. Rosa Flächen stellen die Lebensräume "Flachwasser", hellgrüne Flächen "Furten", dunkelgrüne Flächen "Rinner" und dunkelblaue Flächen "Kolk" dar. Rote Sterne markieren Gebiete, in denen Äschen vor dem Laichen beobachtet wurden.	29
4.6	Kartierte Habitatverfügbarkeit bei höherem Durchfluss in Winklarn und Greimpersdorf. Gelbe Flächen stellen potentiell Jungfischhabitat ohne Deckung dar, rosa Flächen potentiell Jungfischhabitat mit Deckung. Rote Punkte kennzeichnen die Standorte der visuellen Kartierung von Äschenlarven zur Habitatvalidierung.	30
4.7	Kartierte Habitatverfügbarkeit bei Niedrigwasser in Winklarn und Greimpersdorf. Rosa Flächen stellen die Habitate "Flachwasser", hellgrüne Flächen "Furten", dunkelgrüne Flächen "Rinner" und dunkelblaue Flächen "Pool" dar.	31
4.8	Vergleich der benetzten Fläche während der verschiedenen Abflusszenarien. Es sind nur Teile des Untersuchungsgebietes dargestellt. Für Greimpersdorf ist der Ausschnitt mit den größten Veränderungen dargestellt. . .	32
4.9	Ergebnisse der visuellen Kartierung von Äschenlarven. Die Häufigkeitsklasse der kartierten Larven ist durch Farbe und Größe des Probenpunkts dargestellt.	33

1 Einleitung

Die Biodiversität in Süßwasserökosystemen ist weltweit abnehmend (Bernhardt & Palmer, 2011) und Flüsse gehören zu den am stärksten gefährdeten Ökosystemen (Vörösmarty et al., 2010). Der Verlust und die Fragmentierung von Lebensräumen gelten dabei als die größte Bedrohung für die biologische Vielfalt (Brooks et al., 2002). In der nördlichen Hemisphäre ist der Verlust aquatischer Lebensräume das Resultat einer intensiven Degradierung der Flüsse, die im 19. Jahrhundert begann und im 20. Jahrhundert ihren Höhepunkt erreichte (Muhar et al., 2007). Hochwasserschutz, Schifffahrt, Energieerzeugung und Bewässerung waren und sind die treibenden Kräfte für die enormen Anstrengungen, die notwendig waren, um diese ehemals wilden und dynamischen Ökosysteme systematisch zu kanalisieren, aufzustauen und damit zu domestizieren (Gore & Shields, 1995; Kondolf, 1998). Renaturierungen von Fließgewässern sollen diesem Trend entgegenwirken (Bernhardt & Palmer, 2011; O’Neal et al., 2016) mit dem Ziel, die natürliche Funktionsweise eines Flussökosystems als vielfältiges und komplexes Netzwerk von Lebensräumen wiederherzustellen (Pedroli et al., 2002). An europäischen Flussläufen wurden in den letzten 30 Jahren zahlreiche Restaurierungsprojekte durchgeführt (Muhar et al., 2007; Lorenz et al., 2013; Szałkiewicz et al., 2018). Insbesondere mit der Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Parliament, 2000) begann eine neue Ära von gemeinschaftlichen Renaturierungsbemühungen (Haase et al., 2013; Smith et al., 2014). Dennoch ist Renaturierung eine relativ neue Disziplin (Ormerod, 2004; Roni et al., 2012), und erfordert hohe personelle und finanzielle Ressourcen (Szałkiewicz et al., 2018)). Aufgrund des jungen Alters dieser Disziplin der aquatischen Forschung haben die meisten der durchgeführten Restaurierungsmaßnahmen noch eher experimentellen Charakter (Gore & Shields, 1995). Daher ist es wichtig, die Ergebnisse von Renaturierungsprojekten zu evaluieren (Kondolf, 1998; Bash & Ryan, 2002), um die Effektivität zukünftiger Maßnahmen zu verbessern (Ormerod, 2004; Sternecker et al., 2013; Geist & Hawkins, 2016). Neben den Bewertungen, die im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV) durchgeführt werden, d. h. mit Schwerpunkt auf Veränderungen auf einer eher großen räumlichen Skala (Hering et al., 2015), wurden verschiedene Ansätze entwickelt, um den Sanierungserfolg auf kleineren räumlichen Skalen zu evaluieren. Dazu gehören die Verwendung hydromorphologischer Indizes (Förster et al., 2017; Belletti et al., 2018), hydraulische Modellierung (Gard, 2006; Hauer et al., 2008; Koljonen et al., 2013), funktionale Merkmale (Noble et al., 2007; Höckendorff et al., 2017) oder detaillierte Indikatormatrizen (Woolsey et al., 2007). Außerdem konzentrierte sich die Mehrheit der europäischen Studien auf die Auswirkungen der Renaturierung auf eine reduzierte Anzahl untersuchter Parameter, insbesondere auf Fische und Hydromorphologie (Muhar et al., 2007), ausschließlich auf die Hydromorphologie (Kristensen et al., 2011) oder nur auf Fische (Schmutz et al., 2016). Fische werden häufig als Indikatoren zur Bewertung hydromorphologischer Veränderungen verwendet (Lepori et al., 2005). Es besteht Einigkeit darüber, dass die fischökologische Reaktion stark von der Art der durchgeführten Renaturierungsmaßnahme abhängt (Pander & Geist, 2018), während es unterschiedliche

Ergebnisse hinsichtlich der Größe der Maßnahme gibt. Schmutz et al. (2014) fanden heraus, dass an einem großen Fluss wie der Donau die Größe der Renaturierungsmaßnahme einen Einfluss auf die Fischgemeinschaft hat, während Muhar et al. (2016) bei der Untersuchung mehrerer Renaturierungsprojekte an kleinen bis mittelgroßen Flüssen in Europa zu dem Schluss kamen, dass die Art der Renaturierung einen größeren Effekt auf den Erfolg hat als ihre Größe. Es besteht jedenfalls Einigkeit darüber, dass die Wiedervernetzung und Sanierung von Schlüsselhabitaten der Zielarten-Gemeinschaft notwendig ist, um eine nachhaltig wirksame Restaurierung zu erreichen (Lepori et al., 2005; Lyon et al., 2019). In vorliegender Studie wird der Begriff Schlüsselhabitat verwendet, um Lebensräume zu beschreiben, die entweder von Haus aus (natürlicherweise) in geringer Anzahl oder Ausdehnung in einem Gewässer(abschnitt) vorkommen oder aufgrund menschlicher Degradierung reduziert wurden. Das Vorhandensein bzw. auch die Häufigkeit dieser Schlüsselhabitats ist jedenfalls zentral im Lebenszyklus von Fischarten; fehlen diese oder sind Schlüsselhabitats stark reduziert, kommt es zu wesentlichen Engpässen („bottlenecks“) für die entsprechenden Populationen (Rosenfeld & Hatfield, 2006; Richardson et al., 2010; Camaclang et al., 2015). Durch die gezielte Verbesserung der Quantität und Qualität dieser Schlüsselhabitats im Rahmen von Renaturierungsprojekten, kann eine nachhaltige Verbesserung der Populationen zentraler Fischarten (z. B. Leitarten) erreicht werden (Schiemer et al., 2003; Van Looy et al., 2019).

Daher gelten sowohl Laich- als auch Jungfischhabitats als Schlüsselhabitats für viele rheophile Fischarten in Europa. Für die Fortpflanzung sind sie auf relativ schnell überflossene Kiesbänke mit sauberen Kieslückenträumen angewiesen, damit sich die Eier erfolgreich entwickeln können (Bardouet, 2001). Solche Kiesbänke befinden sich in der Regel in Furtbereichen und sind in kanalisierten und/oder aufgestauten Flussabschnitten aufgrund des beeinträchtigten Sedimenttransports und der verringerten Fließgeschwindigkeiten oft stark reduziert (Sukhodolov et al., 2009). Typische Larvenhabitats für rheophile Fische sind durch geringe Wassertiefe, langsame Fließgeschwindigkeiten und sanfte Uferneigungen gekennzeichnet (Sukhodolov et al., 2009; Stoffers et al., 2021). Solche Bereiche werden bei der Kanalisierung von Flüssen stark reduziert, flache Uferbereiche werden durch steil abfallende Uferböschungen ersetzt, wodurch Tiefe und Fließgeschwindigkeit zunehmen. Daher kann davon ausgegangen werden, dass Sanierungsmaßnahmen, die diese wichtigen Lebensräume wiederherstellen, sich mit größerer Wahrscheinlichkeit positiv auf die Fischgemeinschaft auswirken werden als solche, die dies nicht tun. Folglich kann die Ausdehnung und Verteilung von Schlüsselhabitats als potenzieller Indikator für den Sanierungserfolg in Bezug auf die Fischfauna verwendet werden. Obwohl die Verbesserung von Lebensräumen durch hydromorphologische Veränderungen nicht immer die gewünschte Wirkung erzielt (Jähnig et al., 2011), kann ein Screening von neu geschaffenen Schlüsselhabitats ein sinnvoller erster Schritt im Bewertungsprozess sein.

Die Identifizierung von Schlüsselhabitats ist daher für jede Form von Artenschutz von größter Bedeutung (Levin & Stunz, 2005; Rosenfeld & Hatfield, 2006; Richardson et al., 2010; Hitchman et al., 2018; Smialek et al., 2019). Für mehrere bedrohte rheophile Arten in Europa wurde ein verbesserter Reproduktionserfolg nach der Schaffung von ehemals fehlenden Laich- und Jungfischhabitats dokumentiert (Hauer et al., 2008; Lorenz et al., 2013; Schmutz et al., 2014, 2016; Stoffers et al., 2020). Andererseits hat das Einbringen von Strukturelementen in einem stark veränderten Fluss zu einer größeren Vielfalt und Verfügbarkeit von Habitats für adulte Fische geführt, aber keine demografische Veränderung innerhalb der Fischpopulation bewirkt und wurde demnach als nicht nachhaltig

angesehen (Pander & Geist, 2016).

Für kieslaichende rheophile Fischarten gelten sowohl Laich- als auch Jungfischhabitate als Schlüsselhabitats. Für die Fortpflanzung sind z. B. Äschen, Forellen, Huchen, Nasen etc. auf rasch überflossene Kiesbänke mit sauberen Kieslückenräumen angewiesen, damit sich die Eier erfolgreich entwickeln können (Bardonnnet, 2001). Solche Kiesbänke befinden sich in der Regel in Furtbereichen und sind in kanalisierten und/oder aufgestauten Flussabschnitten aufgrund des beeinträchtigten Sedimenttransports und der verringerten Fließgeschwindigkeiten oft stark reduziert (Sukhodolov et al., 2009). Typische Larvenhabitats für rheophile Fische sind durch geringe Wassertiefe, langsame Fließgeschwindigkeiten und sanfte Uferneigungen gekennzeichnet (Sukhodolov et al., 2009; Stoffers et al., 2021). Solche Bereiche werden bei der Regulierung von Flüssen stark reduziert, flache Uferbereiche werden durch steil abfallende Uferböschungen ersetzt, wodurch Tiefe und Fließgeschwindigkeit zunehmen. Sanierungsmaßnahmen, die diese wichtigen Teillebensräume wiederherstellen, wirken sich somit mit größerer Wahrscheinlichkeit positiv auf die Fischgemeinschaft aus als solche, die dies nicht tun. Folglich kann die Ausdehnung und Verteilung von Schlüsselhabitats als potenzieller Indikator für den Sanierungserfolg in Bezug auf die Fischfauna verwendet werden. Obwohl die Verbesserung von Lebensräumen durch hydromorphologische Veränderungen nicht immer die gewünschte Wirkung erzielt (Jähniq et al., 2011), kann ein Screening von neugeschaffenen Schlüsselhabitats ein sinnvoller erster Schritt im Bewertungsprozess sein.

Traditionell werden Habitatkartierungen im Feld durchgeführt. Die Vor-Ort-Kartierung ist heute ein Standardansatz für die Quantifizierung von Mesohabitats (Teillebensräumen) im Allgemeinen (Preis et al., 2008; Rinaldi et al., 2015), aber auch mit einem Fokus auf Habitats ausgewählter Indikatorfischarten (Becker & Ortlepp, 2020). Dieser Ansatz wird zunehmend durch Methoden der Luftbildinterpretation und andere Fernerkundungstechniken ergänzt (Bizzi et al., 2016). Die jüngsten technologischen Verbesserungen haben moderne Fernerkundungstechnologien in den Fokus der Flussforschung gerückt (Woodget et al., 2017). Insbesondere die Vorteile von Drohnen werden zunehmend erkannt: die Datenerfassung ist relativ kostengünstig, auch in schwierigem Gelände leicht anwendbar, genau, reproduzierbar und von beispielloser räumlicher und zeitlicher Auflösung (Carrivick & Smith, 2019). In Kombination mit dem so genannten Structure-from-Motion (SfM)-Algorithmus, der mehrere sich überlappende Bilder verwendet, um hochauflösende 3D-Raumdaten zu erzeugen (Westoby et al., 2012), bieten Drohnen eine einfache, verhältnismäßig kostengünstige und dennoch hochentwickelte Alternative zur traditionellen Habitatkartierung (Woodget et al., 2016). In der Flussforschung wurden Drohnen bereits für Sedimentanalysen eingesetzt (Carbonneau et al., 2004; Woodget & Austrums, 2017), zur Erkennung geomorphologischer Veränderungen (Rusnák et al., 2019; Woodget et al., 2019), zur bathymetrischen Modellierung (Lejot et al., 2007), zur Kartierung von Fischhabitats (Kalacska et al., 2019; Tamminga et al., 2015; Ventura et al., 2016) und zur Überwachung von Sanierungsmaßnahmen (Langhammer, 2019; Marteau et al., 2017). Alle Autoren bestätigten die Nützlichkeit von Drohnen und SfM für viele limnologische Anwendungen. Bislang gelten Wassertrübung, Strömungsturbulenz und Wassertiefe als die wichtigsten Einschränkungen dieser Methodik, da diese Faktoren die Erzeugung genauer (Höhen-)Daten aus RGB-Bildern behindern (Woodget et al., 2017). Während diese und andere Herausforderungen, wie z. B. Lichtbrechung oder ultrapräzise Georeferenzierung, bei bestimmten Anwendungen, wie z. B. der detaillierten hydraulischen

chen Modellierung, gelöst werden müssen, sind sie für andere Fragestellungen wiederum weniger problematisch (Carbonneau & Dietrich, 2017; Kalacska et al., 2019).

In dieser Studie wurden Drohnen für zweierlei Zielsetzungen verwendet. Erstens wurden die Laichplätze und Laichaktivitäten von Huchen (*Hucho hucho*) und Äsche (*Thymallus thymallus*) an der Ybbs bei Amstetten mit Hilfe von Live-Drohnenbildern beobachtet. Zweitens wurden hochaufgelöste Orthofotos eines renaturierten und kanalisierten Abschnitts der Ybbs bei mehreren Abflüssen erstellt. Diese Orthofotos wurden als Grundlage für die Kartierung der Habitate der beiden Fischarten verwendet. Durch den Vergleich der kartierten Habitatverfügbarkeit zwischen dem renaturierten und dem regulierten Abschnitt wurde schließlich der Erfolg der Renaturierungsmaßnahme bewertet. Diese Studie bot die Möglichkeit, die Leistungsfähigkeit dieser modernen Technologie für das Monitoring von Fischen, die Kartierung von Fischhabitaten und die Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen zu testen. Wie bereits erwähnt ist eine Evaluierung dringend erforderlich, um aus der Vergangenheit zu lernen und somit zukünftige Maßnahmen zu optimieren. Ziel dieser Studie war es, die Grenzen solch eines neuen Habitatkartierungsverfahrens auszuloten und dessen zeit- und kostensparendes Potenzial zu untersuchen. Dies könnte den Weg für eine neue Standard-Feldmethode der angewandten Limnologie ebnen. Das Screening verfügbarer Lebensräume mit einer für die Bewertung von Flusslebensräumen beispiellosen zeitlichen Datenabdeckung könnte nicht nur ein nützlicher erster Schritt für eine umfassende Bewertung von Sanierungsprojekten sein, sondern auch für viele andere limnologische Anwendungen, z. B. für die Planung von weiteren Maßnahmen. Darüber hinaus könnten die Ergebnisse sowohl für das Ökosystem der Ybbs als auch für andere alpine Flüsse von Nutzen sein, die eine ähnliche Geschichte der Degradierung und des Verlusts wichtiger Lebensräume aufweisen.

Konkret wurden folgende Forschungsfragen adressiert:

F1: *Bis zu welchem Detaillierungsgrad können verschiedene Habitate identifiziert und klar unterschieden werden, um eine Kartierung auf der Grundlage hochauflösender Orthofotos durchzuführen?*

F2: *Gibt es Unterschiede in der Habitatverfügbarkeit zwischen dem renaturierten und dem regulierten Abschnitt der Ybbs?*

F3: *Wo und wann laichen Äschen und Huchen im untersuchten Abschnitt der Unteren Ybbs?*

F4: *Inwiefern beeinflusst die Wassertemperatur das Laichgeschehen?*

Auf Grundlage dieser Forschungsfragen wurden folgende Hypothesen formuliert:

H1: *Die Verfügbarkeit von Fischhabitaten ist in dem renaturierten Abschnitt größer als im kanalisierten Abschnitt.*

H2: *Dieser Unterschied zeigt sich vor allem in der Verfügbarkeit von Laich- und Jungfischhabitaten.*

H3: *Das Laichgeschehen der Äsche ist vor allem durch tägliche Anstiege der Wassertem-*

peratur beeinflusst.

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Die Ybbs

Die Ybbs entspringt in den Nördlichen Niederösterreichischen Alpen, ihre Quelle liegt auf ca. 1300 m Höhe in der Region Großer Zellerhut. Die Gesamtlänge des Flusses beträgt 135 km mit einer Gesamteinzugsgebietsgröße von ca. 1.300 km² (Guttmann, 2019). Das Abflussregime ist nivo-pluvial, mit einer Abflussspitze im April/Mai, einer zweiten Spitze im Juli und einer dritten Spitze im Dezember (Unfer et al., 2011). Abbildung 2.1 zeigt die monatlichen Mittelwerte der Abflüsse am Pegel Greimpersdorf (HZB-Nr. 207688) für den Zeitraum vom 1. Januar 2002 bis 31. Dezember 2018. In diesem Zeitraum scheinen sich die Abflussspitzen verschoben zu haben, da die erste Spitze im März/April, die zweite Spitze im Juni und die dritte Spitze im Januar zu finden ist.

In ihrem Oberlauf pendelt die Ybbs in ihrem Tal bis zur Stadt Waidhofen, wo sie in einen tiefen Schluchtabschnitt mit steilen Konglomeratwänden eintritt (Guttmann, 2019). Nach dem Verlassen der Schlucht durchquert die Ybbs die Flyschzone, bis sie das Untersuchungsgebiet dieser Studie erreicht, wo sie sich größtenteils in den Sedimenten des Molassemeeres befindet (Muhar et al., 1996). Mit der Verbreiterung des Tales ändert sich auch der Charakter des Flusses. Aufgelagerte eiszeitliche Schotter führen zu einem verzweigten Flusstyp bis zur Einmündung in die Donau (Muhar et al., 1996). Dieser ehemals sehr dynamische Abschnitt der Ybbs ist seit Mitte des 20. Jahrhunderts reguliert und kanalisiert (Guttmann, 2019).

Wie in vielen anderen Alpenflüssen sind die Äschenbestände in der Ybbs in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen ((Uiblein et al., 2001; Mitterlehner et al., 2002)). Lebensraumzerschneidung und -verschlechterung durch Wasserkraftnutzung sind neben der Regulierung die Hauptgründe, wobei die Anwesenheit von Prädatoren wie Kormoran (*Phalacrocorax carbo*), Gänsesäger (*Mergus merganser*) und Fischotter (*Lutra lutra*) einen zusätzlichen Druck auf die bereits geschwächten Populationen ausübt (Mitterlehner et al., 2002). Dennoch scheinen sich die Äschenbestände in den letzten Jahren zu erholen, wie die jährlichen Bestandserhebungen (Kirchgäßner & Grohmann, 2020, 2021) unseres Vereines gezeigt haben.

2.2 Die Fischfauna der Ybbs

Auf dem größten Teil ihres Laufs ist die Ybbs ein typischer Fluss der Äschenzone (Hyporhithral groß). Nach der Einmündung ihres größten Nebenflusses, der Url, wechselt die biozönotische Region in die Barbenzone (Epipotamal). Die vorherrschende Fisch-Bioregion ist nach Angaben von Haunschmid et al. (2010) das bayerisch-österreichische Alpenvorland. Die Referenzfischartenliste für das untersuchte Gewässer umfasst insge-

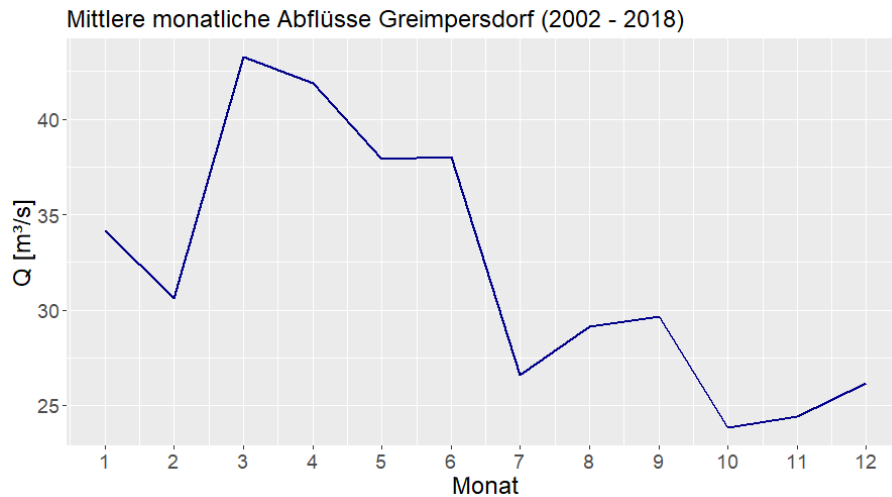


Figure 2.1: Mittlere monatliche Abflüsse vom Pegel Greimpersdorf in der Periode vom 01.01.2002 - 31.12.2018.

Table 2.1: Hydrologische Kennzahlen Pegel Greimpersdorf (HZB-Nr. 207688)

hydrologischer Parameter	Abfluss [m³/s]
MJNQT	8.88
MQ	31.5
HQ1	345
HQ2	460
HQ5	630
HQ10	750
HQ30	920
HQ100	1140

samt 18 Arten. Dominierende Arten sind die Äsche, daneben Huchen (*Hucho hucho*), Bachforelle (*Salmo trutta*), Koppe (*Cottus gobio*, Aalrutte (*Lota lota*)), Elritze (*Phoxinus phoxinus*) und Bachschmerle (*Barbatula barbatula*).

2.3 Untersuchte Abschnitte

Diese Studie konzentrierte sich auf unser Fischereirevier "Ybbs BII/3" zwischen Hausmening und Amstetten. Daneben wird auch das flussaufwärts gelegene Fischereirevier "Ybbs BI/3" intensiv überwacht. Das flussabwärts folgende Fischereirevier "Ybbs BI/1" hat ebenfalls Aufmerksamkeit erhalten, da sich hier die kanalisierte Vergleichsstrecke befindet.

2.3.1 Renaturierung Winklarn

Der untersuchte Renaturierungsstandort befindet sich zwischen Fluss-km 26,9 und 26,3 nahe der Siedlung Winklarn, flussaufwärts von Amstetten. Die Renaturierungsmaßnahme wurde im Jahr 2012 durchgeführt und besteht aus einer Aufweitung des Gerinnes und der

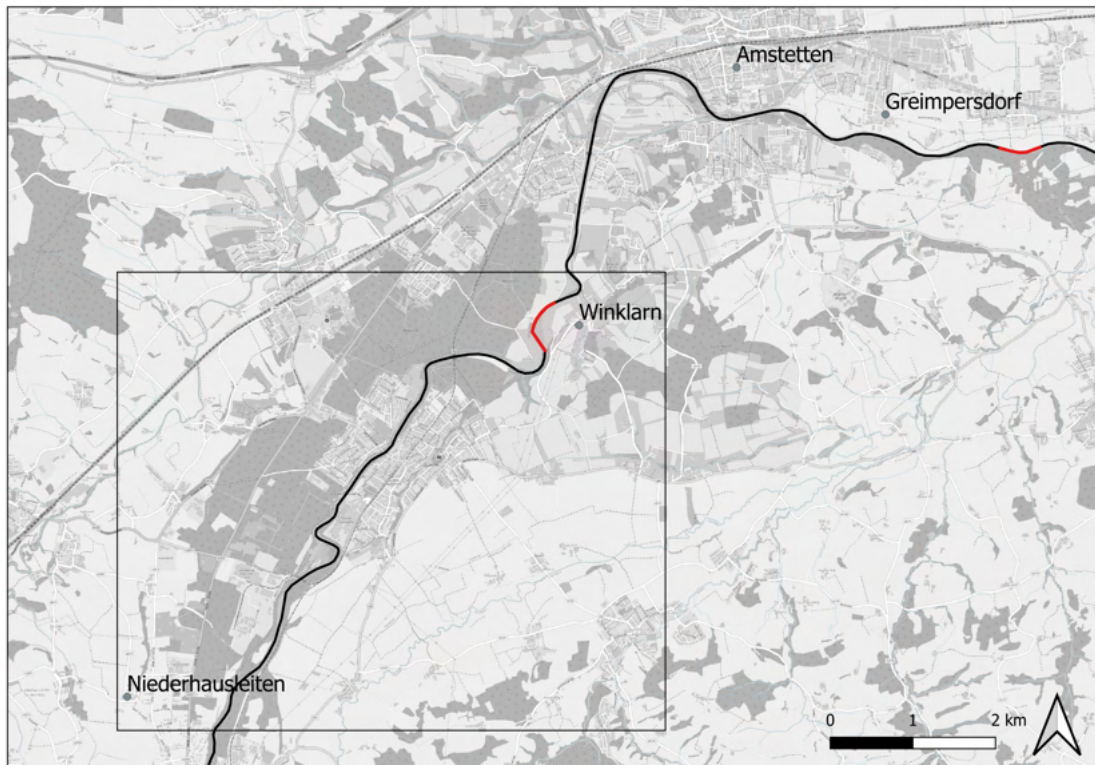


Figure 2.2: Untersuchungsgebiet an der Unteren Ybbs. Der Abschnitt, der zur Laichplatzsuche befliegen wurde, ist durch das schwarze Rechteck gekennzeichnet. Die Lage der Renaturierungsstelle bei Winklarn und der Kanalisierung bei Greimpersdorf ist rot hervorgehoben. Hintergrund: Open Street Map 2021.

Errichtung eines Seitenkanals (orographisch rechtsseitig) von ca. 500 m Länge (Eberstaller et al., 2014). Zusätzlich wurden im Hauptgerinne Buhnen und Chevrons angelegt, um dynamische Prozesse anzuregen. Da bettbildende Wasserstände erst im Jahr 2014 eintraten, wurde der neue Nebenarm zusätzlich umgestaltet. Diese geschah durch Tieferlegung des Gerinneeinlaufs, was zu einer höheren Dotation und damit zu einer höheren Sedimentfracht führte (Eberstaller et al., 2014). Das erste Hochwasserereignis nach dieser Umgestaltung im Sommer 2014 setzte dynamische Prozesse in Gang und führte zu hydromorphologischen Veränderungen des Geländes. Diese bestanden vor allem in der Ausbildung von Kolk-Furt-Sequenzen im Seitengerinne, die typisch für den ursprünglichen Flusstyp sind.

2.3.2 Regulierung Greimpersdorf

Für die Evaluierung der Renaturierung wurde ein regulierter Abschnitt flussab von Amstetten in der Nähe der Siedlung Greimpersdorf ausgewählt. Hier wurde der ursprünglich hochdynamische, verzweigte Abschnitt der Unteren Ybbs in den 1950er Jahren kanalisiert. In ihr enges Korsett gezwängt, folgt die Ybbs dort einem homogenen, geraden Gerinne, dessen Fließeigenschaften nur durch regelmäßig angelegte Sohlrampen unterbrochen werden, die als Schutz vor Sohleinschnitten errichtet wurden. Der ausgewählte Abschnitt hat eine Gesamtlänge von 550 m und enthält zwei Rampen.

3 Material und Methoden

3.1 Die Indikatorarten

Diese Studie konzentriert sich auf zwei rheophile Fischarten. Die Äsche und der Huchen gelten als (ursprünglich) dominante Fischarten im untersuchten Abschnitt der Ybbs und sind sowohl für den Naturschutz als auch für die Fischerei von großem Interesse. In den folgenden Kapiteln werden die Lebensraumansprüche dieser Indikatorarten dargestellt, da diese die Grundlage für die im Rahmen dieser Studie kartierten Lebensraumklassen bilden.

3.1.1 Die Äsche *Thymallus thymallus*

Die Äsche ist die Leitfischart in hyporhithralen Flüssen (Jungwirth et al., 2003) und damit eine der am häufigsten vorkommenden Salmonidenarten in Europa. Sie ist auf kalte, klare und saubere Gewässer mit einer hohen Heterogenität der vorkommenden Lebensräume angewiesen (Uiblein et al., 2001), um ihren Lebenszyklus zu vollziehen und gilt daher als guter Indikator für intakte Flusssysteme (Hanfland, 2002).

Die Äsche ist ein Frühjahrslaicher und legt ihre Eier an flachen, aber recht schnell überströmten Kiesbänken ab. Gönczi (1989) beschrieb mittlere Wassertiefen um 0,4 m und Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0,3 und 0,6 m/s, während Sempeski and Gaudin (1995) Tiefen zwischen 0,1 und 0,4 m und eine mittlere Geschwindigkeit von 0,5 m/s angab. Nykänen (2004) beschrieb breitere Bereiche für beide Parameter, mit beobachteten Tiefen zwischen 0,1 und 1,1 m und Geschwindigkeiten zwischen 0,4 und 0,7 m/s. In der Aare in der Schweiz wurde das Laichen in etwas tieferem Wasser (1,9 bis 2,3 m) mit langsameren Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,3 und 0,4 m/s dokumentiert (Mouton et al., 2008). Im Allgemeinen findet man geeignete Laichhabitats entweder in der Übergangszone zwischen Kolk und Furt oder in reinen Furt-Abschnitten (Hübner, 2003).

Nach dem Schlüpfen aus dem Kies suchen die Äschenlarven sofort Schutz in sehr flachen und fast stehenden Bereichen in Ufernähe, die oft - aber nicht immer - Feinsediment enthalten. Riley et al. (2006) beobachtete in den Jungfischhabitats der Äsche Tiefen zwischen 0,3 und 0,5 m und Geschwindigkeiten zwischen 0,1 und 0,2 m/s. Nykänen (2004) stellte fest, dass die langsame Fließgeschwindigkeit, in der Regel $< 0,1$ m/s, das beste Kriterium für die Charakterisierung von Jungfischhabitats ist. Die Wassertiefe schien weniger relevant zu sein und nahm mit dem Larvenwachstum zwischen 0,1 und 0,3 m bis 0,5 und 1,1 m zu. Dies steht im Einklang mit den Beobachtungen von Auer et al. (2011), der die allmähliche Habitatverschiebung der Äschenlarven zwischen Mai und September hin zu immer tieferen und schneller fließenden Habitats dokumentierten.

Adulte Äschen bevorzugen tiefere Flussabschnitte mit mittleren bis schnellen Fließgeschwindigkeiten, wie sie typischerweise in Kolken und Rinnern anzutreffen sind. (Greenberg & Svendsen, 1996; Mallet et al., 2000; Vehanen et al., 2003; Jungwirth et al., 2003).

Im Zuge der Kanalisierung der Alpenflüsse wurden flache und langsam fließende Bere-

iche sowie schnell fließende Kiesbänke sowohl in ihrer Größe als auch in ihrer Anzahl drastisch reduziert. Laich- und Jungtierhabitate können daher als wichtige Schlüsselhabitate für die Äsche angesehen werden, da auch in regulierten Flussabschnitten in der Regel geeignete Lebensräume für adulte Tiere vorhanden sind.

3.1.2 Der Huchen *Hucho hucho*

Der Huchen ist die größte Salmonidenart Mitteleuropas (Hanfland et al., 2015) und der wichtigste endemische Räuber in den Flüssen der Äschen- und Barbenregion im Donau-einzugsgebiet (Jungwirth et al., 2003). Er ist in hohem Maße von einer intakten Verknüpfung verschiedener Lebensräume im gesamten Flusskontinuum abhängig (Jungwirth et al., 2003). Daher ist die Fragmentierung und Degradierung von Lebensräumen die größte Bedrohung für die europäischen Populationen des Huchens (Witkowski et al., 2013). Die Unterbrechung des Kontinuums in Verbindung mit schwerwiegenden morphologischen Veränderungen in fast allen alpinen Flüssen führte zu einem starken Rückgang der Huchenbestände (Ratschan, 2014). Heute gibt es nur noch auf 10 Prozent seines ursprünglichen Verbreitungsgebietes selbsttragende Populationen (Jungwirth et al., 2003), weshalb diese Art als stark gefährdet gilt (Hanfland et al., 2015).

Wie die Äsche laicht auch der Huchen im Frühjahr (Hanfland et al., 2015). Das Weibchen gräbt die Laichgrube in schnell überströmte Kiesbänke (Holzer, 2011; Esteve et al., 2013). Am Laichplatz wurden Wassertiefen zwischen 0,4 und 1,0 m und Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,3 und 1,0 m/s dokumentiert (Holzer, 2011; Esteve et al., 2013; Hanfland et al., 2015). Die Substratgröße variierte zwischen 20 und 200 mm (Holzer, 2011). Die Laichgruben befinden sich häufig am Beginn eines Furtabschnitts (Holzer, 2011) sowohl im Hauptgerinne als auch in Nebenflüssen (Hanfland et al., 2015).

Zu Beginn sind juvenile Huchen auf gut strukturierte und eher langsam fließende Bereiche angewiesen, wie Buchten mit gröberem Substrat, Totholz, submerser Vegetation und ähnlichen Strukturen, die sowohl Schutz als auch ausreichend Nahrung bieten (Hanfland et al., 2015). Da es sich um eine räuberische Art handelt, können junge Huchen in fast jedem Jungfischhabitat anderer Arten wie Äschen oder Nasen überleben, sofern sie dort auch Schutz finden. Neben dem Problem der häufig mangelnden Durchgängigkeit gilt die Verfügbarkeit von Jungfischhabitaten als Engpass für viele Huchenpopulationen (Hanfland et al., 2015).

Subadulte und adulte Huchen bevorzugen tiefe und langsam fließende Bereiche, wie sie Kolken bieten (Jungwirth et al., 2003; Hanfland et al., 2015). Der Wechsel von Jungfisch- zu Adulthabitat ist häufig mit einer stromabwärts gerichteten Wanderung verbunden (Jungwirth et al., 2003).

3.1.3 Definition der Habitat Klassen

Feine Skalierung

Auf der Grundlage der oben genannten Habitatanforderungen von Äsche und Huchen wurden insgesamt acht Mesohabitatklassen herausgearbeitet. Diese können weiter in fünf Klassen von Jungfischhabitaten und drei Klassen von Laichhabitaten unterteilt werden. Diese feinräumigen Klassen sind in der nachstehenden Tabelle aufgeführt.

Table 3.1: Fein skalierte Klassen für die wichtigsten Lebensräume von Äsche und Huchen, basierend auf den in der Literatur gefundenen Tiefen und Fließgeschwindigkeiten.

Lebensstadium	kurz	Tiefe [m]	Fließgeschwindigkeit [m/s]
Jungfisch	x_flach_x_langsam	0.1	<0.1
Jungfisch	flach_x_langsam	0.1 - 0.35	<0.1
Jungfisch	mittel_langsam	0.35 - 0.6	<0.3
Jungfisch	mittel_mittel	0.35 - 0.6	<0.5
Jungfisch	mittel_tief_mittel	0.6 - 1.0	<0.5
Laichfisch	flach_schnell	0.1 - 0.35	0.4 - 0.7
Laichfisch	mittel_schnell	0.35 - 0.6	0.3 - 0.7
Laichfisch	mittel_tief_schnell	0.6 - 1.0	0.3 - 0.7

Grobe Skalierung

Für den Fall, dass die feinräumigen Lebensraumklassen in den Luftbildern nicht unterscheidbar sind, wurden etwas gröbere Habitatklassen als Alternative festgelegt. Diese setzten sich aus den Mesohabitaten "Flachwasser", "Furt", "Rinner" und "Kolk" zusammen, wobei diese als *potenzielle* Jungfisch-, Laich- bzw. Adulthabitate zu betrachten sind. So decken "Flachwasser" und "Furt" die vorher genannten Schlüsselhabitate für die entscheidenden Lebensstadien von Äsche und Huchen ab, während "Rinner" und "Kolk" lediglich als Ergänzung hinzugefügt wurden, um auch die Verfügbarkeit von Adulthabitaten zu veranschaulichen.

Flachwasser

Diese Habitatklasse umfasst alle Bereiche, die vergleichsweise flach erscheinen, mit einer Wassertiefe von etwa 0,05 bis 0,6 m. Dies ist im Allgemeinen durch eine etwas hellere Farbe des Untergrundes zu erkennen, was auf eine geringere Wassertiefe hindeutet. Auch die Fließgeschwindigkeit ist gering, was entweder durch eine glatte Wasseroberfläche oder feinere Substratgrößen erkenntlich ist. Außerdem wird bei der Kartierung auch die Lage des Habitats berücksichtigt, z. B. haben geschützte Bereiche wie Buchten oder Gleithänge eine geringere Fließgeschwindigkeit als ihre Umgebung.

Furt

Diese Habitatklasse umfasst typische Furtabschnitte, die durch eher geringe Wassertiefen von etwa 0,1 bis 1,0 m und schnelle Fließgeschwindigkeiten von etwa 0,3 m/s bis 0,7 m/s gekennzeichnet sind (Hawkins et al., 1993). In den Luftbildern sind Furten an einer geriffelten Wasseroberfläche zu erkennen, was jedoch nicht immer der Fall ist, und an einer helleren Farbe des Kieses. Letzteres deutet auf eine schnelle Strömung hin, die das Algenwachstum verhindert, und/oder auf lockeres Substrat.

Rinner

Im Allgemeinen werden Rinner als Bereiche mit mittleren Wassertiefen und mittelschnellen Fließgeschwindigkeiten definiert (Hawkins et al., 1993). Wie im Abschnitt 3.1.1 erwähnt, sind Rinner ein typischer Lebensraum für (sub-)adulte Äschen. Im Luftbild erscheinen Rinner dunkler als z. B. nahe gelegene Furtabschnitte, da das Wasser tiefer ist. Die Wasseroberfläche ist häufig gewellt, manchmal auch glatt.

Kolk

Kolke sind durch eine große Wassertiefe und eine langsame Fließgeschwindigkeit (Hawkins et al., 1993) gekennzeichnet und werden als primärer Lebensraum von adulten Huchen, aber auch Äschen genutzt (siehe Abschnitt 3.1). Kolke sind aufgrund ihrer vergleichsweise dunklen Erscheinung wegen der großen Tiefe leicht zu erkennen, die Wasseroberfläche erscheint wegen der langsamen Fließgeschwindigkeiten meist ruhig.

Bereiche, die keinem der oben genannten Lebensraumtypen zugeordnet werden können, wurden als "sonstige" Habitate eingestuft.

3.2 Habitatkartierung

Für eine valide Untersuchung i) der Verfügbarkeit potenzieller wichtiger Habitate und ii) der Durchführbarkeit der Identifizierung und Kartierung dieser Habitate im Luftbild wurden Befliegungen zu verschiedenen Abflusssituationen durchgeführt. Diese Erhebungen wurden durch verschiedene Messungen und Beobachtungen vor Ort ergänzt, die als "Referenzdaten" verwendet wurden, um die Kartierung zu erleichtern und zu validieren. Tabelle 3.2 gibt einen Überblick über alle Erhebungsdaten und die vorherrschenden Abflüsse.

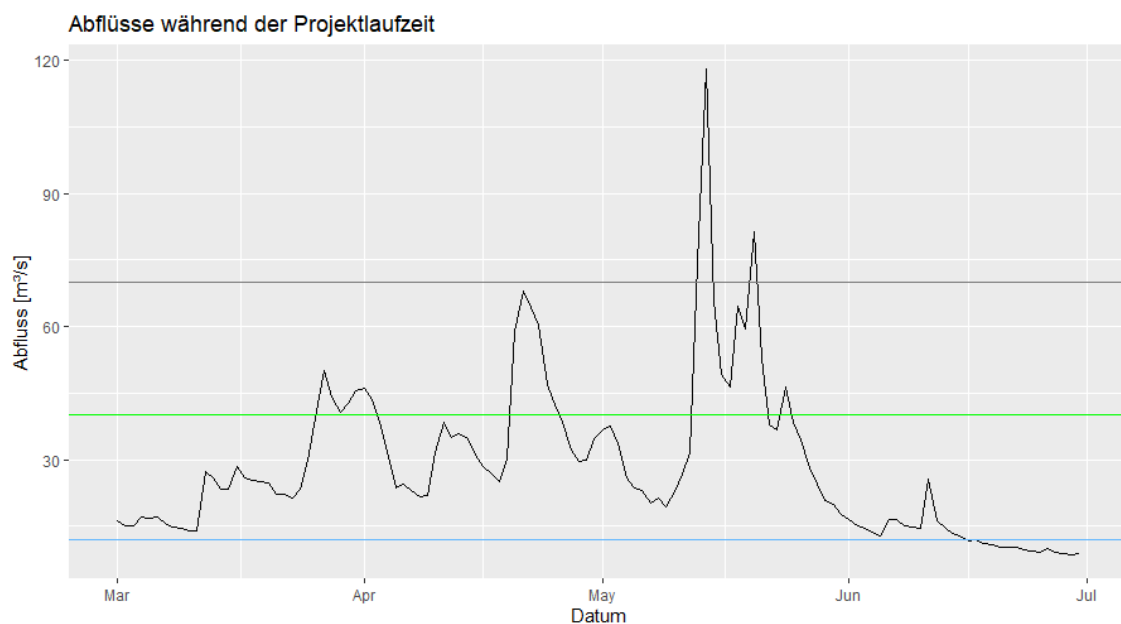


Figure 3.1: Abfluss des Flusses Ybbs während der Projektlaufzeit. Pegelstation: Greimpersdorf. Die hellblaue Linie zeigt das untersuchte Niedrigwasserszenario ($12 \text{ m}^3/\text{s}$), die grüne Linie den Durchfluss während der beobachteten Laichaktivität ($40 \text{ m}^3/\text{s}$) und die graue Linie das untersuchte Hochwasserszenario ($70 \text{ m}^3/\text{s}$).

Table 3.2: Untersuchungsdaten und Abflüsse. (W = Winklarn; G = Greimpersdorf)

Nr.	Datum	Q [m ³ /s]	Abschnitt	Aktivität
1	01.03.2021	19	W	Feinskalierte Kartierung; Erstellung Orthofoto
2	21.03.2021	17	W	Erstellung Orthofoto
3	27.03.2021	56	W	Drohnenflug zur Laichfischsuche
4	28.03.2021	50	W	Drohnenflug zur Laichfischsuche
5	29.03.2021	45	W	Drohnenflug zur Laichfischsuche
6	30.03.2021	46	W	Drohnenflug zur Laichfischsuche
7	31.03.2021	50	W	Drohnenflug zur Laichfischsuche
8	11.04.2021	40	W / G	Erstellung Orthofoto; Laichfischsuche
9	09.05.2021	19	W	Validierung Jungfischhabitats
10	19.05.2021	70	W / G	Erstellung Orthofoto
11	02.06.2021	12	W / G	Erstellung Orthofoto

3.2.1 Referenzdaten

Transekte der Wassertiefen

Als schnelle Referenz für die Interpretation unterschiedlicher Wassertiefen wurden kurz vor Beginn der Drohnenbefliegung hell gefärbte Metallscheiben in einer Reihe, ähnlich eines Transektes, auf dem Flussgrund platziert. An jeder Scheibe wurde die Wassertiefe gemessen. Diese Transekte befand sich im Uferbereich eines Furtbereichs im linken Arm der Renaturierung. Hier nahm die Wassertiefe vom Ufer bis zur Flussmitte kontinuierlich zu. Die Transekte wurden anschließend im GIS digitalisiert.

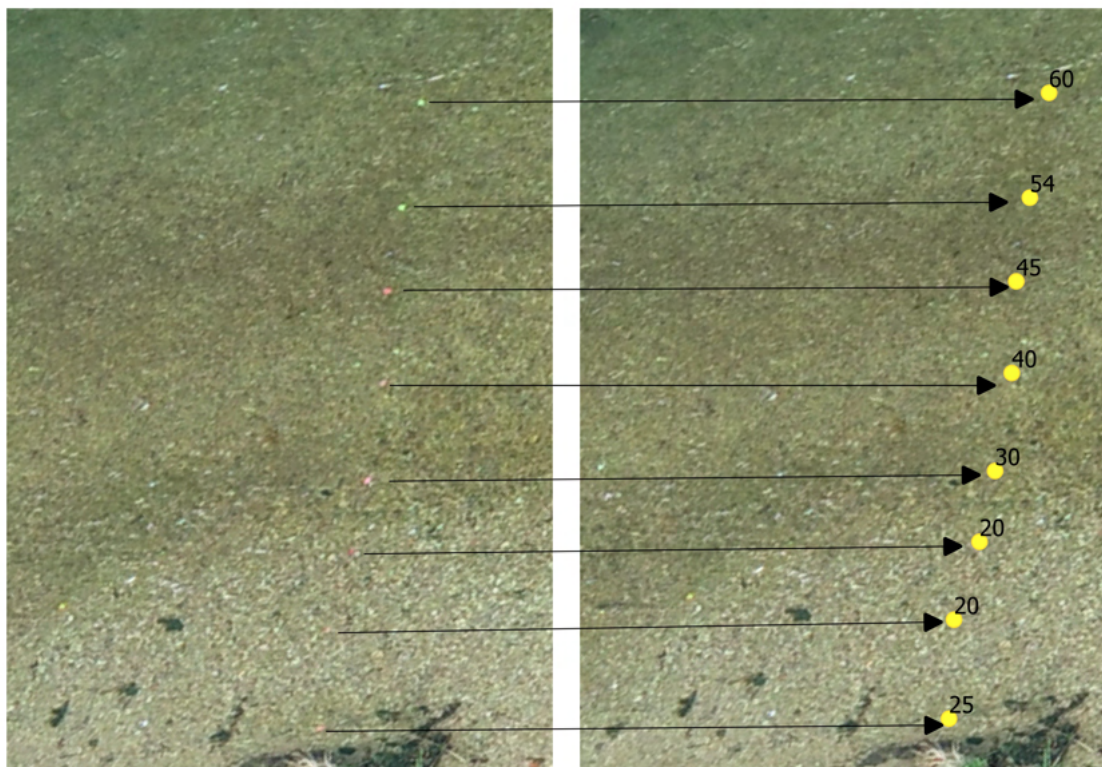


Figure 3.2: Transekt im Orthofoto, original (links) und digitalisiert mit Wassertiefen [cm] (rechts).

Kartierung der feinskalierten Habitatklassen

Am 1. März 2021 wurden die zuvor definierten Habitatklassen in der Flussaufweitung von Winklarn markiert. Pro Habitatklasse wurden bis zu drei "Trainingshabitate" identifiziert, mit Messungen der Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit validiert und anschließend markiert. Jeder Habitatklasse wurde eine individuelle Farbe zugewiesen, Luftballons jener Farbe wurden an einer Eisenstange befestigt, welche sodann im Substrat eingeschlagen wurde (siehe Abbildung 3.3). Die Idee hinter diesem Verfahren war die Generierung von Trainingshabitaten mit bekannter Tiefe und Fließgeschwindigkeit als Referenz-Daten, die durch die Markierung mit den farbigen Ballons im Orthofoto erkennbar sein sollten. Bei der eigentlichen Kartierung im GIS werden dann Gebiete, die hinsichtlich der Wasseroberfläche und der Substratfarbe ähnlich aussehen, denselben Habitatklassen zugeordnet wie ihre ähnlich erscheinenden Trainingshabitate. Ziel dieses Experiments war es, herauszufinden, ob die fein skalierten Habitatklassen im Orthofoto tatsächlich unterscheidbar sind, oder ob ein größerer Maßstab für eine sinnvolle Kartierung erforderlich ist.



Figure 3.3: Luftballone an Metallstangen wurden zur Markierung verschiedener Lebensraumklassen verwendet.

Bei der Untersuchung am 1. März zeigte sich jedoch, dass eine klare Unterscheidung zwischen den markierten feinträumigen Lebensraumklassen nicht möglich ist. Insbesondere die mitteltiefen Bereiche mit mittleren bis schnellen Fließgeschwindigkeiten erschienen im Orthofoto sehr ähnlich.

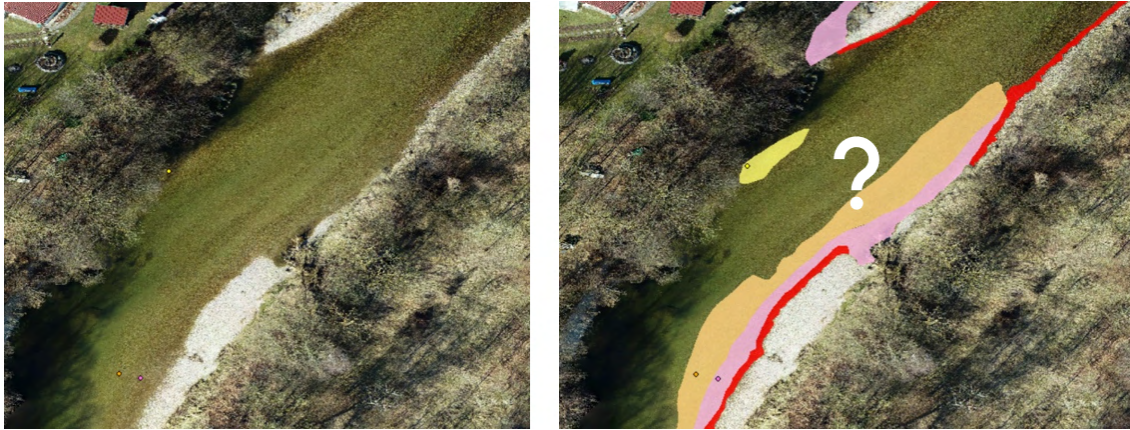


Figure 3.4: Dieses Beispiel veranschaulicht die Schwierigkeiten bei der Kartierung von feinräumigen Lebensraumklassen. Wo ist die Grenze zwischen "flach und schnellfließend" (gelb) und "flach und mittelschnellfließend" (orange) zu ziehen?

Das allgemeine Erscheinungsbild dieser Mesohabitate hing stark von der Substratfarbe und der Struktur der Wasseroberfläche ab. Schnelle Fließgeschwindigkeiten lassen sich durch eine geriffelte Wasseroberfläche erkennen, während glattere und glasige Oberflächen keinen optischen Unterschied zwischen z. B. 0,3 m/s und 0,6 m/s aufweisen. Auch die Tiefentransekte (siehe Abbildung 3.2) belegen die Schwierigkeit, zwischen nur wenigen Dezimetern Wassertiefe zu unterscheiden. Daher war eine Kartierung der fein skalierten Habitatklassen nicht möglich. Da dies bereits während der ersten Erhebung deutlich wurde, ist diese Vorgehensweise sogleich verworfen worden. Für die folgenden Untersuchungen wurde die Kartierung anhand der gröberen Klassen durchgeführt, da flache und langsam fließende Abschnitte, Furten, Kolke und Rinner relativ leicht ohne zusätzliche Messungen identifiziert werden konnten.

Qualitative Kartierung der Äschenlarven

Um herauszufinden, ob junge Äschen die Bereiche, die im Luftbild als potenzielle Jungfischhabitate kartiert wurden, auch tatsächlich nutzen, wurden Äschenlarven an 20 Probenahmestellen kartiert. Diese wurden gleichmäßig über die zuvor kartierten potenziellen Jungfischhabitate verteilt. Die Kartierung erfolgte visuell anhand von fünf Abundanzklassen (Tabelle 3.3).

Table 3.3: Abundanzklassen zum qualitativen Kartieren der Äschenlarven.

Klasse	Beobachtete Ind.
'keine'	0
'wenige'	< 10
'einige'	10 - 50
'viele'	50 - 100
'sehr viele'	> 100

Außerdem wurden die Larven auch *vor* der Erhebung bei höherem Abfluss von 70 m³/s am 15.05.2021 kartiert. Hier ging es darum, herauszufinden, welche Bereiche die Larven bei höherem Abfluss aufsuchten, und diese dann mit den farbigen Metallscheiben zu markieren. Da bei diesem Abfluss nur ein kleiner Teil der Sanierungsmaßnahme

zugänglich war, dienten diese Scheiben wiederum als optische Referenz für die Kartierung potenzieller Habitate für den gesamten Abschnitt.

Videomonitoring von laichenden Äschen und Huchen

Die ersten Laichaktivitäten von Äschen wurden von örtlichen Fischern gemeldet. Daraufhin wurden täglich Flüge zur Suche nach Laichfischen durchgeführt. Die verwendete Drohne war die DJI Mavic Air. Potenzielle Laichplätze wurden auf der Grundlage lokaler Kenntnisse und einer Vorauswahl mit Google Earth ausgewählt. Diese Abschnitte wurden dann mit der Drohne befliegen, wobei versucht wurde, das gesamte Gebiet mit verschiedenen Flughöhen und Kamerawinkeln zu erfassen. Die Live-Bilder der Drohne wurden in Echtzeit analysiert und im Falle von Fischaktivität mit der HD-Videoeinstellung aufgezeichnet. Die aufgezeichneten Videos wurden erneut gesichtet und auf echte Laichaktivität überprüft. Auf diese Weise konnten eindeutige Laichplätze identifiziert werden. Dieser Ansatz diente gleichzeitig als Grundlage für die Validierung der kartierten Laichgebiete im Rahmen der Habitatkartierung, siehe Abschnitt 3.2.

Ebenso wurde die Drohne als Hilfsmittel für die aktive Suche nach Anzeichen für potenzielle Laichgebiete eingesetzt. Diese wurden durch das Vorhandensein von Laichgruben angezeigt, die in der Regel eine hellere Farbe als das umgebende Substrat aufweisen, da das Sediment umgewälzt und somit "gereinigt" wird. Dies ist auch bei der Äsche zu erkennen, auch wenn Äschen keine tatsächlichen Laichgruben anlegen.

3.2.2 Hard- und Software

Die Luftbilder wurden mit zwei Drohnen aufgenommen: einer DJI Phantom 4 RTK (P4 RTK) und einer DJI Mavic Air (DJI, China). Erstere wurde speziell für Vermessungszwecke entwickelt und ist mit einem Real-Time-Kinematic (RTK) GPS ausgestattet, das eine relativ genaue Georeferenzierung der Bilder ermöglicht und somit die Anzahl der GCPs für die Nachkorrektur der geomatischen Produkte reduziert. Die technischen Daten der beiden Drohnen sind in Tabelle 3.4 aufgeführt. Für die Erstellung der geomatischen Produkte (Punktwolken und Orthomosaike) und die Nachbearbeitung wurde ein herkömmlicher Laptop mit einem Intel(R) Core(TM) i7-7500U CPU 2,70 GHz Prozessor und 7,85 Gb RAM verwendet. Geomatische Produkte wurden mit der Software Agisoft Metashape Professional (Version 1.7.1 build 11797, Agisoft, Russland) erstellt. Diese wurden dann in dem Open-Source-Geografischen Informationssystem (GIS) Quantum-GIS (QGIS) weiterverarbeitet.

Table 3.4: Specs of the used UAV models (source: dji.com).

	P4 RTK	Mavic Air
Gewicht	1391 g	430 g
Ortung	GPS + Galileo + GLONASS	GPS + GLONASS
Sensor	1" CMOS; 20 MP	1/2.3" CMOS; 12 MP
Linse	84°; 8.8 mm/ 24 mm; F2.8-F11	85°; 35 mm/ 24 mm; F2.8
max. Bildgröße'	4864x3648 (4:3); 5472x3648 (3:2)	4056x3040 (4:3); 4056x2280 (16:9)
ISO	100 - 12800	100 - 3200
Belichtungszeit (el.)	8 s - 1/8000 s	8 s - 1/8000 s
Belichtungszeit (mech.)	8 s - 1/2000 s	/

3.2.3 SfM und digitale Photogrammetrie

Die Erzeugung von 3D-Raumdaten aus mehreren sich überlappenden Bildern mit Hilfe des SfM-Algorithmus ist seit den 1990er Jahren bekannt, aber im Bereich der Geowissenschaften noch relativ neu (Westoby et al., 2012). Der Prozess der "digitalen Photogrammetrie" besteht aus mehreren Schritten: Nach dem Laden der sich überlappenden Bilder in die Softwareumgebung werden die Bilder zunächst anhand ihrer geografischen Lage und erkennbarer Merkmale in den Bildern ausgerichtet. Zweitens wird aus den spektralen Informationen der ausgerichteten Bilder eine lose Punktwolke errechnet. Die lose Punktwolke bildet die Grundlage für die Berechnung i) einer dichten Punktwolke ii) eines Meshs iii) eines Modells oder iv) eines DEM. In den meisten Studien wurde auch die dichte Punktwolke berechnet (Kalacska et al., 2019; Watanabe & Kawahara, 2016; Langhammer, 2019; Woodget et al., 2016, 2017; Carrivick & Smith, 2019). Dieser Schritt ist jedoch sehr rechenintensiv und nimmt den weitaus größten Teil der Bearbeitungszeit in Anspruch (Casado et al., 2015). Für diese Studie wurde dieser Schritt daher ausgelassen und das geomatische Endprodukt, das Orthofoto, aus einem auf der losen Punktwolke basierenden Meshs berechnet. Dies erwies sich für die Zwecke dieser Studie als völlig ausreichend. Ein Vergleich mit einem Orthofoto, das aus einer dichten Punktwolke generiert wurde, ergab keine sichtbar besseren Ergebnisse.

Die in dieser Studie verwendeten Orthofotos wurden mit zwei verschiedenen Arten von Bildern berechnet. Die Bilder für die Renaturierungsbewertung wurden nach einem vorprogrammierten Flugplan mit der P4 RTK aufgenommen. Mit der Einstellung '2D-Photogrammetrie' wurden in einem ersten Programmschritt die Vermessungsgebiete Winklarn und Greimpersdorf festgelegt. Abhängig von der gewünschten Vermessungshöhe berechnet die Software der P4 RTK automatisch den Flugweg und die Anzahl der Bilder, die für eine qualitativ hochwertige Abdeckung des Vermessungsgebiets erforderlich sind. Die programmierte Vermessung kann gespeichert und leicht reproduziert werden. Im Feld wird die Vermessung hochgeladen und dann automatisch von der P4 RTK durchgeführt. Bei niedrigem Batteriestand unterbricht die P4 RTK automatisch den Flug und kehrt zum Ausgangspunkt zurück. Nach Wechseln der Akkus kehrt die Drohne automatisch an den Abbruchpunkt zurück und vervollständigt den Auftrag. Die Gesamtzahl der für jede Untersuchung aufgenommenen Bilder schwankte zwischen 251 und 253 in Winklarn und 204 und 205 in Greimpersdorf. Die Gesamtverarbeitungszeit für die Erstellung der Orthofotos betrug etwa 55 Minuten in Winklarn und 45 Minuten in Greimpersdorf. Die Flughöhe betrug 60 m und die resultierenden Orthofotos hatten eine räumliche Auflösung von 1,9 cm/Pixel. Zusätzlich wurden Screenshots von den Monitoringflügen mit beiden UAVs für die Erstellung von Orthofotos verwendet. Im Vergleich zur 2D-Photogrammetrie-Erhebung war die Auflösung der resultierenden Orthofotos zwar geringer, aber immer noch ausreichend, um alle wichtigen Habitatmerkmale im Rahmen der Kartierung zu identifizieren.

3.2.4 Visuelles Kartieren

Die Habitatkartierung erfolgte im GIS durch manuelle Interpretation der Orthofotos. Zunächst wurde die gesamte benetzte Fläche digitalisiert. Dann wurden die unterschiedlichen Fischhabitate visuell anhand ihres optischen Erscheinungsbildes (Pixelfärbung) und der fachlichen Einschätzung des Kartierenden identifiziert. Für erstere wurden die markierten Trainingshabitate und Wassertiefen-Transekte als optische Referenz verwendet. Gebi-

ete, die im Orthofoto ähnlich aussehen, wurden der gleichen Habitatklasse zugeordnet. Außerdem fließt ökologisches Wissen des Kartierenden zu den Habitatpräferenzen von Äsche und Huchen in die Interpretation der Luftbilder mit ein (z.B. das Feinsubstrat auf geringe Fließgeschwindigkeiten hinweist und daher kein geeigneter Laichplatz vorhanden ist). Generell wurden Habitate nur dort eingezeichnet, wo sie deutlich sichtbar waren. Wenn Bereiche aufgrund von Schatten oder überhängender Vegetation nicht einsehbar waren, wurden sie keiner Lebensraumklasse zugeordnet, um Unsicherheiten generell gering zu halten. Bei der Darstellung und Diskussion der Kartierungsergebnisse wird der Begriff Habitatverfügbarkeit für die Verteilung der kartierten Mesohabitate verwendet, von denen angenommen wird, dass sie eine ökologische Funktion als Lebensraum für verschiedene Lebensstadien aufweisen (siehe Unterabschnitt 3.1.3).

3.2.5 Bewertung der Aufwertungsmaßnahme

Für die Bewertung der Aufwertungsmaßnahme wurde die Habitatverfügbarkeit zwischen Winklarn und Greimpersdorf verglichen. Der Vergleich wurde sowohl qualitativ (Vorhandensein/Abwesenheit von Lebensräumen) als auch quantitativ (Gesamtfläche und Anteil der Lebensräume) durchgeführt. Die Ergebnisse werden mit Hilfe der deskriptiven Statistik dargestellt.

3.3 Monitoring der Wassertemperatur

Die Wassertemperatur wurde an der Renaturierungsstelle bei Winklarn zwischen dem 21. März und dem 3. Mai alle 15 Minuten mit einem Blattfisch TEMP Temperatursensor gemessen. Um sicherzustellen, dass das Gerät bei potenziellen Hochwasserereignissen nicht verloren geht, wurde es zwischen den Felsblöcken einer Buhne in einer Wassertiefe platziert, die bei einem durchschnittlichen jährlichen Abfluss von 31,5 m³/s (Land Niederösterreich) etwa 50 Zentimetern entspricht.

4 Ergebnisse

4.1 Flüge zur Suche von laichenden Fischen

Insgesamt wurden vier Äschenlaichplätze und ein Huchenlaichplatz identifiziert. Zwei Standorte befinden sich im Fischereirevier "Ybbs BI/3" - einer im Auslauf des Turbinenkolks flussabwärts des Kraftwerks "Dorfmühle" bei Niederhausleiten, der zweite zwischen der Eisenbahnbrücke und der Renaturierungsmaßnahme flussaufwärts von Hausmening. An der erstgenannten Stelle wurde für beide Arten das Laichen nachgewiesen. Die beiden anderen verbliebenen Laichplätze der Äsche befanden sich an der Meerwiese und im linken Seitenarm der Renaturierung in Winklarn, die beide Teil des Fischereireviers Ybbs BII/3 sind. Die Standorte aller Laichplätze sind in Abbildung 4.1 zu sehen.

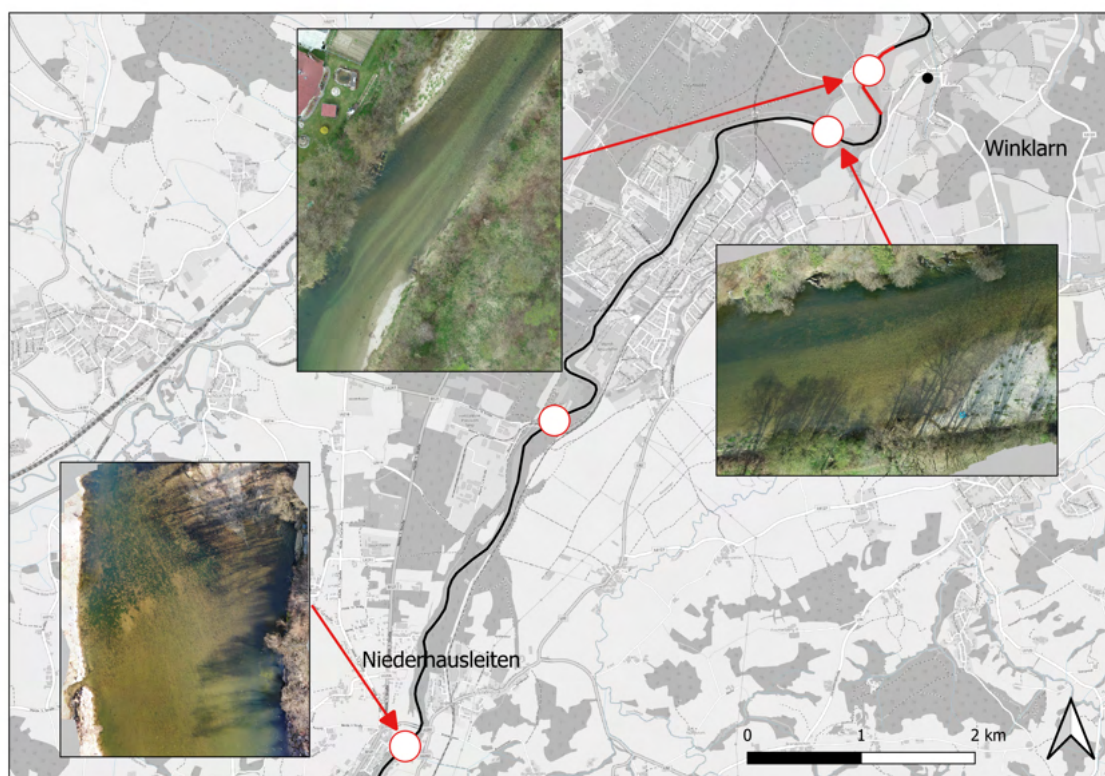


Figure 4.1: Dokumentierte Laichplätze der Äsche, dargestellt als rot-weiße Punkte. Details aus den erstellten Orthomosaiken sind für die Laichplätze am Wasserkraftwerk Dorfmühle (links), an der Meerwiese (rechts) und an der Renaturierung Winklarn (Mitte) dargestellt.

4.2 Monitoring der Wassertemperatur

Die während des Untersuchungszeitraums gemessene Wassertemperatur variierte zwischen 2,5 °C am 21. März und 13,5 °C am 30. April. Die täglichen Amplituden lagen hierbei im Bereich von weniger als 1 °C bis hin zu 3,5 °C. Während dem Untersuchungszeitraum wurden drei ausgeprägte Maxima der Wassertemperatur beobachtet. Eines Ende März, eines Mitte April und eines Ende April. Die tägliche Amplitude der Wassertemperatur war mäßig (Pearsons $R=0,567$) mit der mittleren täglichen Wassertemperatur korreliert. Es konnten passend zu den Maxima der Tagestemperatur drei Maxima für die Tagesamplitude der Temperatur beobachtet werden. Vier der fünf beobachteten Laichgeschehen fanden im Zeitraum zwischen dem 24. März und 10. April statt, in dem die Wassertemperaturen von 4 °C auf 11 °C anstiegen. Hier folgten auf zwei Laichereignisse der Äsche zwei Laichereignisse des Huchens. Während des zweiten Temperaturmaximas konnte keine Laichaktivität beobachtet werden. Ende April konnte noch ein ungewöhnlich spätes Laichgeschehen des Huchens beobachtet werden. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass die Überwachung der Laichaktivität auf die Tage (Tabelle 3.2) beschränkt war, die durch die vertikalen Linien in Abbildung 4.2 angegeben sind.

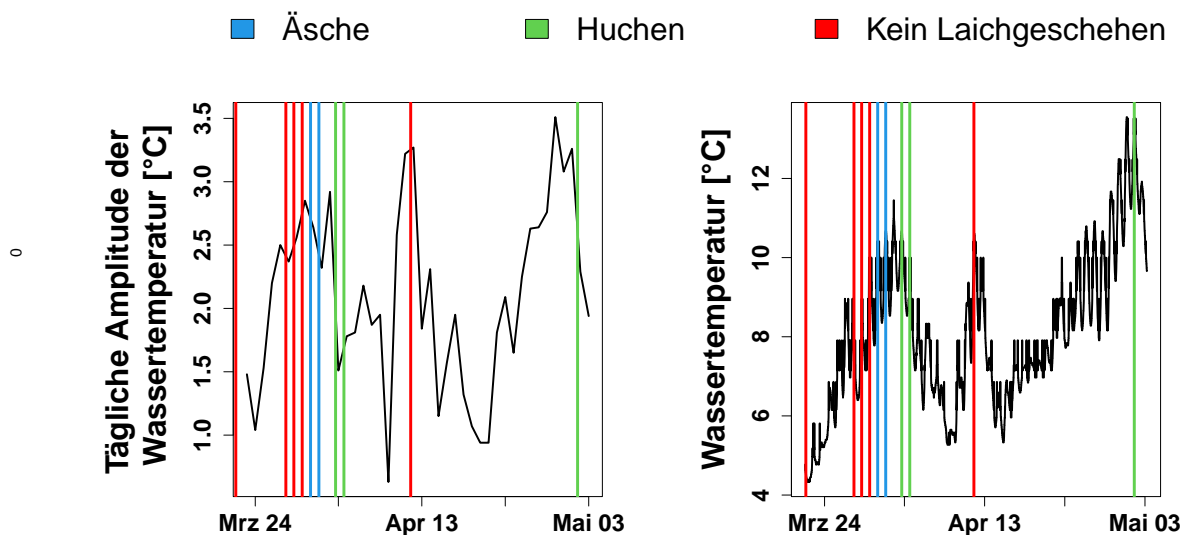


Figure 4.2: Tagesamplitude der Wassertemperatur (links) und der Wassertemperatur (rechts) mit Laichaktivität von Äsche (*Thymallus thymallus*) und Huchen (*Hucho hucho*), dargestellt durch blaue bzw. grüne vertikale Linien. Tage, an denen ein Monitoring durchgeführt wurde, aber keine Laichaktivität bei beiden Arten beobachtet wurde, sind mit einer roten vertikalen Linie gekennzeichnet.

4.3 Habitatkartierung

4.3.1 Habitatverfügbarkeit

Um einen allgemeinen Überblick über die jeweiligen Ergebnisse zu erhalten, wird die kartierte Habitatverfügbarkeit in Flächenklassen [%] für beide Untersuchungsgebiete und die drei untersuchten Abflussszenarien in der nachstehenden Tabelle 4.1 dargestellt. Die genaue Größe der kartierten Habitate und ihr Anteil werden in den folgenden Unterkapiteln dargestellt.

Insgesamt waren Flachwasser- und Furtbereiche in Winklarn bei allen Abflüssen häufiger als in Greimpersdorf. Während der Anteil der Flachwasserbereiche bei 40 m³/s am höch-

sten war (10 - 15 %), hatten die Furt-Bereiche bei Niedrigwasser den höchsten Anteil (40 - 45 %). Kolke waren an beiden Standorten in gleichen Flächenklassen zu finden, während Rinner in Greimpersdorf häufiger vorkamen als in Winklarn. An beiden Standorten nahmen die Flächenklassen der Rinner mit zunehmendem Abfluss zu.

Table 4.1: Habitatverfügbarkeit in Flächenklassen [%] bei Winklarn und Greimpersdorf während den untersuchten Abflussszenarien.

Habitat	Winklarn				Greimpersdorf		
	12 m ³ /s	17 m ³ /s	40 m ³ /s	70 m ³ /s	12 m ³ /s	40 m ³ /s	70 m ³ /s
Flachwasser	5 - 10	5 - 10	10 - 15	5 - 10	1 - 5	< 1	0
Furt	40 - 45	40 - 45	30 - 35		1 - 5	0	
Kolk	10 - 15	10 - 15	10 - 15		10 - 15	10 - 15	
Rinner	5 - 10	5 - 10	10 - 15		20 - 25	30 - 35	
Sonstige	25 - 30	25 - 30	30 - 35	90 - 95	60 - 65	50 - 55	100

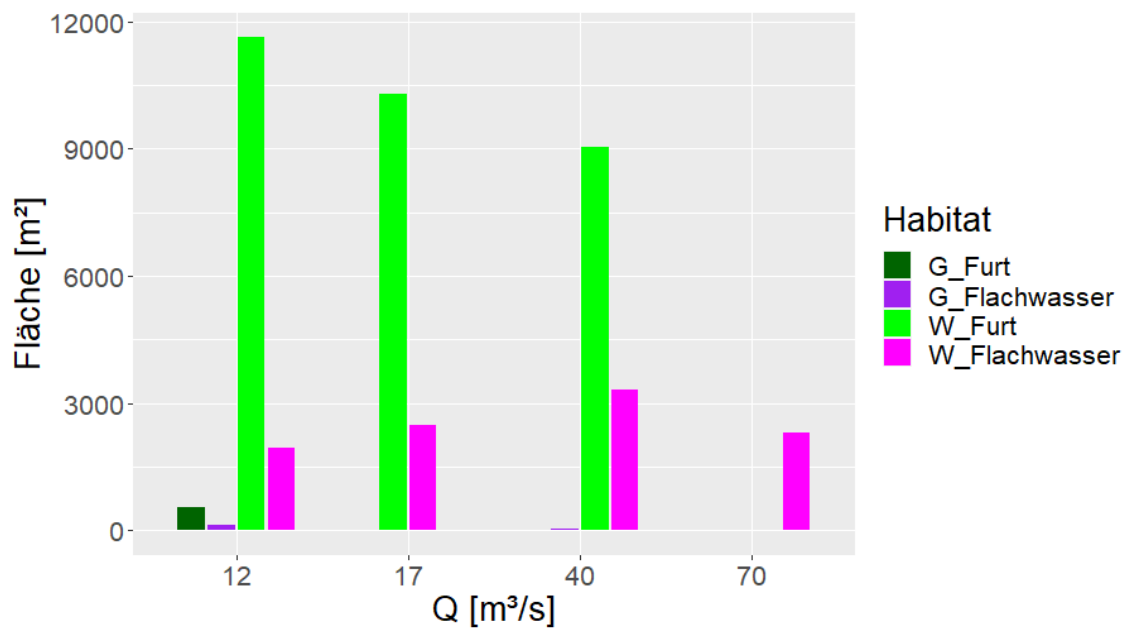


Figure 4.3: Flächen der Flachwasserbereiche und Furten in Winklarn (W) und Greimpersdorf (G) während den untersuchten Abflussszenarien. Es ist anzumerken, dass in Greimpersdorf bei einem Abfluss von 17 m³/s keine Untersuchung durchgeführt werden konnte.

Niederwasser-Durchfluss 17 m³/s

Die erste Niedrigwassersituation im März wird nur für Winklarn gezeigt, da starker Wind den Start der Drohne in Greimpersdorf verhinderte. Daher wird diese Situation nicht für den Vergleich der Habitatverfügbarkeit zwischen den Standorten herangezogen. Da die Validierung der kartierten Jungfischhabitate auf dieser Abflusssituation beruhte, wird sie dennoch dargestellt.

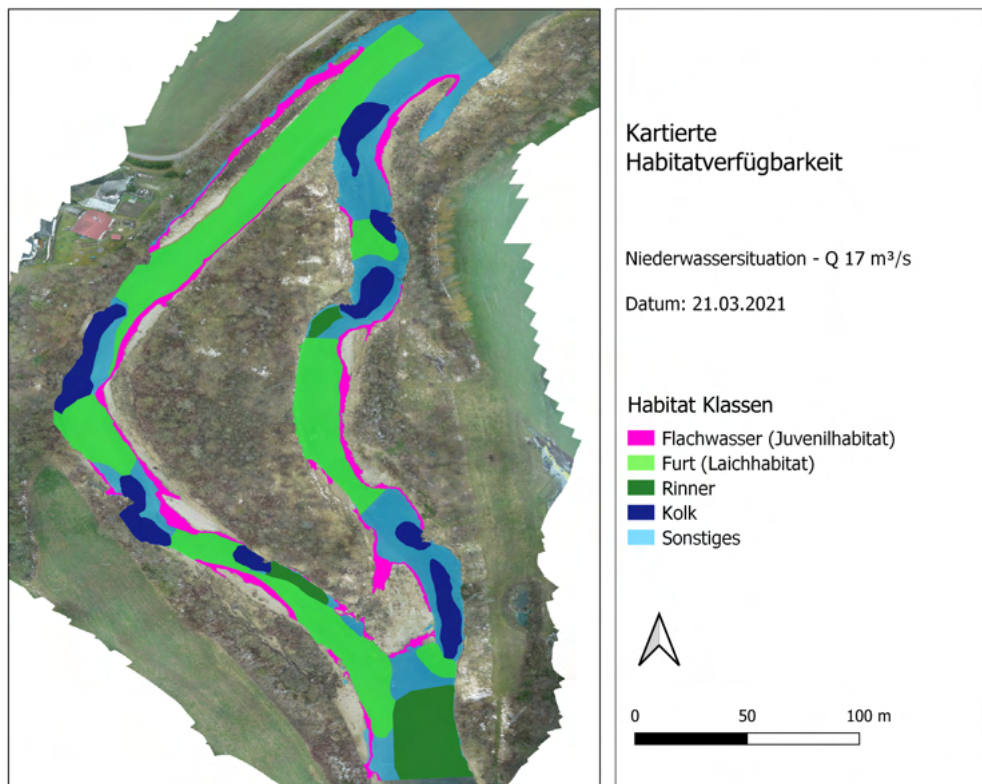


Figure 4.4: Kartierung der Habitatverfügbarkeit während Niederwassers im März in Winklarn. Diese Situation bildete die Grundlage für die Validierung der Jungtierhabitate.

Furten nehmen den größten Anteil ein, gefolgt von "Sonstigen" Habitaten und Kolken. Flachwasserbereiche und Rinner sind beide in ähnlichem, aber eher geringem Umfang vorhanden.

Table 4.2: Habitatverfügbarkeit in Winklarn bei einem Abfluss von 17 m³/s (Pegel Greimpersdorf).

Winklarn			
Habitat	Fläche[m ²]	Fläche[%]	Flächenklasse[%]
Flachwasser	2485	10	5 - 10
Furt	10284	41	40 - 45
Kolk	3092	12	10 - 15
Rinner	2132	8	5 - 10
Sonstige	7289	29	25 - 30

Mittelwasser-Durchfluss zur Zeit des Laichens 40 m³/s

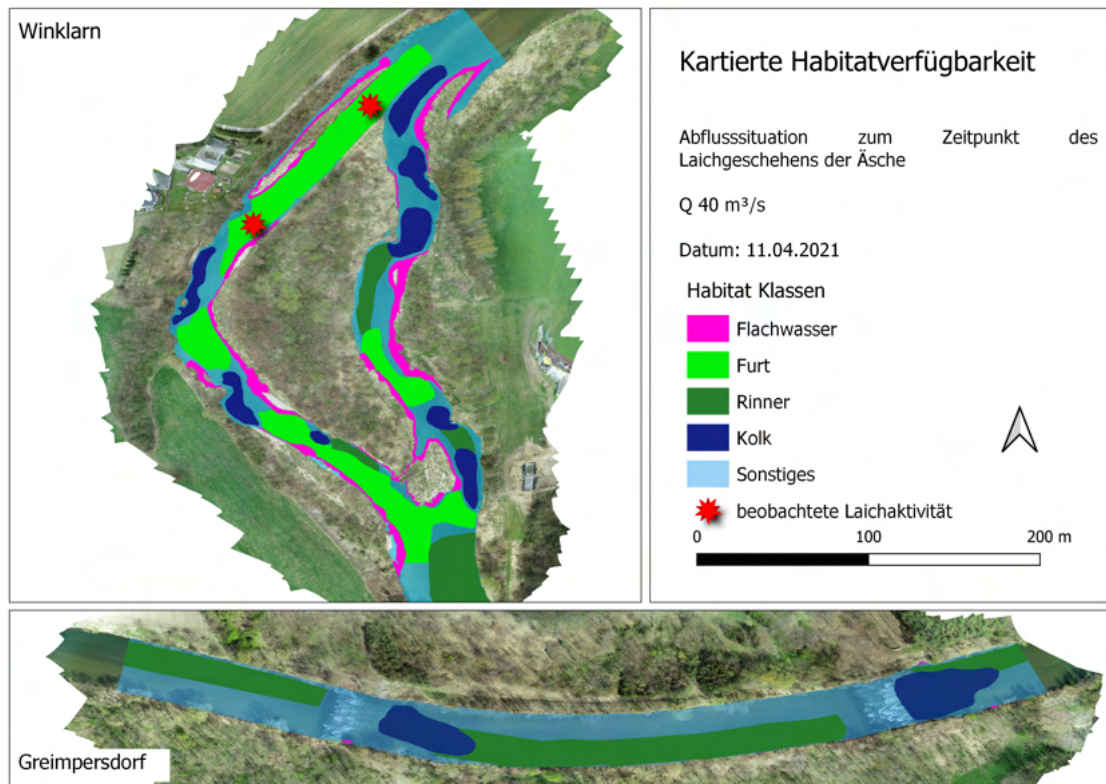


Figure 4.5: Kartierte Habitatverfügbarkeit während der Laichzeit in Winklarn und Greimpersdorf. Rosa Flächen stellen die Lebensräume "Flachwasser", hellgrüne Flächen "Furten", dunkelgrüne Flächen "Rinner" und dunkelblaue Flächen "Kolk" dar. Rote Sterne markieren Gebiete, in denen Äschen vor dem Laichen beobachtet wurden.

Äschen laichten vom 29. März bis 1. April bei einem Durchfluss von etwa 40 m³/s. In Winklarn waren Flachwasserbereiche, Kolke und Rinner zu gleichen Teilen vorhanden (10 - 15 %), während Furten dominierten (30 - 35 %). In Greimpersdorf fehlten Furten, Flachwasserbereiche waren nur in sehr geringem Umfang vorhanden (< 1 %). Kolke hatten den gleichen Anteil wie in Winklarn und es dominierten Rinner (30 - 35 %). In Winklarn haben "sonstige" Habitate den gleichen Anteil wie Furten, während er in Greimpersdorf die dominierende Habitatklasse ist.

Table 4.3: Habitatverfügbarkeit bei Winklarn und Greimpersdorf bei einem Abfluss von 40 m³/s (Pegel Greimpersdorf).

Habitat	Winklarn			Greimpersdorf		
	Fläche[m ²]	Fläche[%]	Flächenklasse[%]	Fläche[m ²]	Fläche[%]	Flächenklasse[%]
Flachwasser	3335	12	10 - 15	34	< 1	<1
Furt	9026	32	30 - 35	0	0	0
Kolk	3706	13	10 - 15	3299	13	10 - 15
Rinner	2992	11	10 - 15	8362	33	30 - 35
Sonstige	9298	33	30 - 35	13694	54	50 - 55

Hoher Durchfluss 70 m³/s

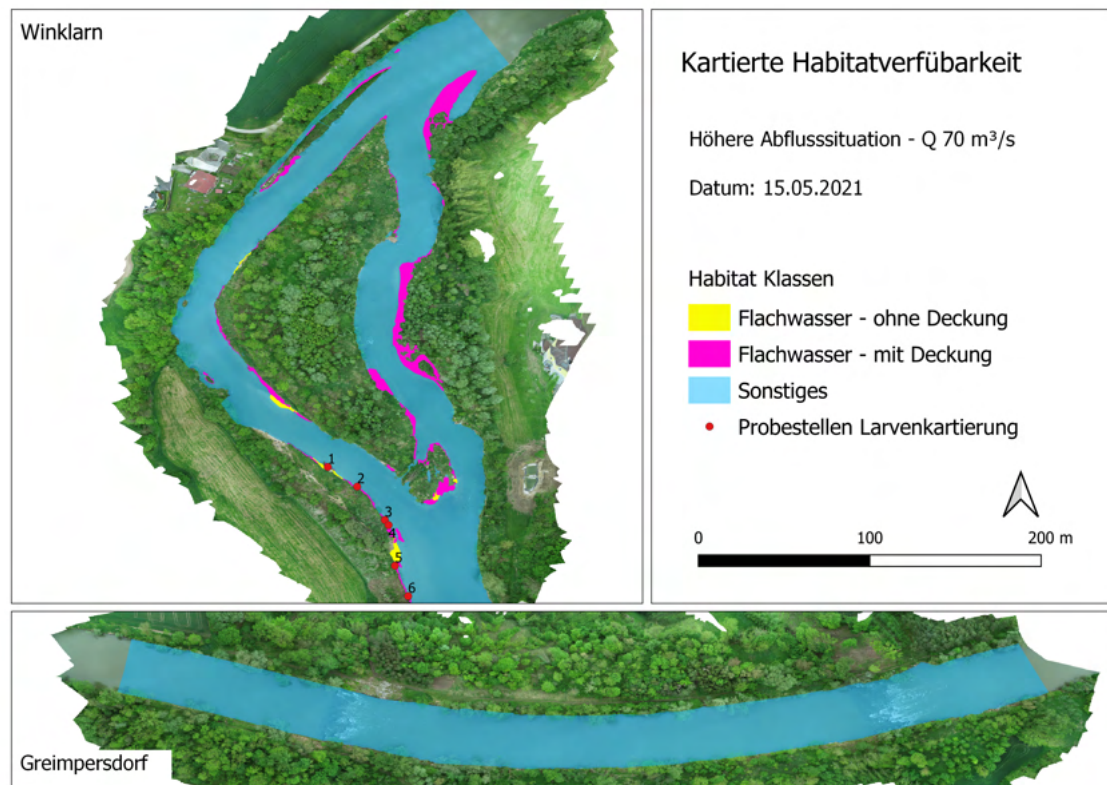


Figure 4.6: Kartierte Habitatverfügbarkeit bei höherem Durchfluss in Winklarn und Greimpersdorf. Gelbe Flächen stellen potentielles Jungfischhabitat ohne Deckung dar, rosa Flächen potentiellen Jungfischhabitat mit Deckung. Rote Punkte kennzeichnen die Standorte der visuellen Kartierung von Äschenlarven zur Habitatvalidierung.

Während der Situation mit höherem Abfluss waren in Winklarn beide Jungfischhabitatkategorien ("Deckung"/"ohne Deckung") vorhanden. Konnte die Ybbs seitlich ausufernd, so wurden flache Uferwiesen überflutet und boten aufgrund der geringeren Fließgeschwindigkeiten einen idealen Lebensraum für Fischlarven. Neben diesen flachen Habitaten konnten keine der anderen Mesohabitate identifiziert werden, so dass "sonstige" Habitate mit einem Anteil von über 90 % dominieren. In Greimpersdorf wurden keine Flachwasserbereiche oder andere Mesohabitate identifiziert, sodass der gesamte Abschnitt als "sonstiges" Habitat eingestuft wurde.

Table 4.4: Habitatverfügbarkeit in Winklarn und Greimpersdorf bei einem Abfluss von 70 m³/s (Pegel Greimpersdorf).

Habitat	Winklarn			Greimpersdorf		
	Fläche[m ²]	Fläche[%]	Flächenklasse[%]	Fläche[m ²]	Fläche[%]	Flächenklasse[%]
Flach_Deckung	2117	7	5 - 10	0	0	0
Flach_keine D	191	1	1 - 5	0	0	0
Sonstige	28054	92	90 - 95	25449	100	100

Niederwasser-Durchfluss 12 m³/s

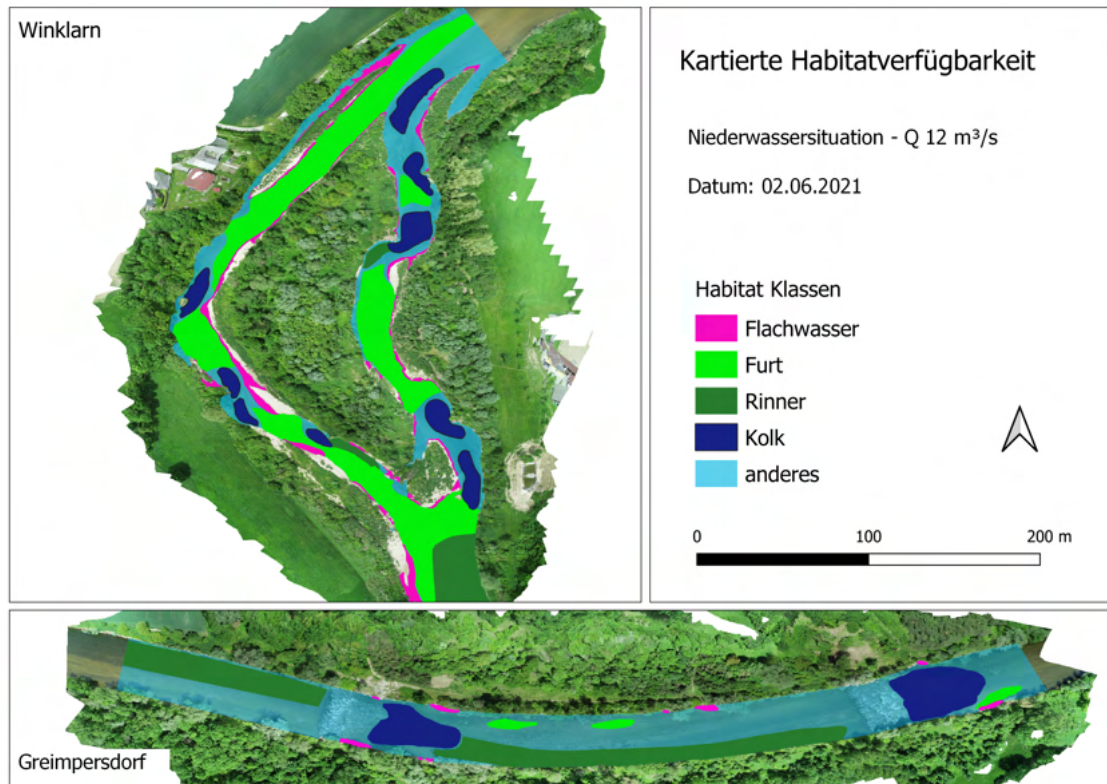


Figure 4.7: Kartierte Habitatverfügbarkeit bei Niedrigwasser in Winklarn und Greimpersdorf. Rosa Flächen stellen die Habitate "Flachwasser", hellgrüne Flächen "Furten", dunkelgrüne Flächen "Rinner" und dunkelblaue Flächen "Pool" dar.

In Winklarn hat der Anteil der Furtbereiche zugenommen (40 - 45 %), die Flachwasserbereiche und Rinner haben abgenommen (5 - 10 %) und die Kolke hatten den gleichen Anteil wie zur Zeit des Laichgeschehens bei 40 m³/s. In Greimpersdorf hat die geringe Wasserführung zur Ausbildung von Flachwasser- und Furtbereichen geführt, wenn auch in geringem Umfang (1 - 5 %). Wie in Winklarn hatten Kolke ungefähr die gleiche Ausdehnung wie bei 40 m³/s, während Rinner um zwei Flächenklassen abgenommen haben. Sonstige Habitate hatten in Winklarn den gleichen Anteil wie bei 17 m³/s, während sie in Greimpersdorf mit einem Anteil von über 60 % dominierten.

Table 4.5: Habitatverfügbarkeit in Winklarn und Greimpersdorf bei einem Abfluss von 12 m³/s (Pegel Greimpersdorf).

Habitat	Winklarn			Greimpersdorf		
	Fläche[m ²]	Fläche[%]	Flächenklasse[%]	Fläche[m ²]	Fläche[%]	Flächenklasse[%]
Flachwasser	1938	8	5 - 10	137	1	1 - 5
Furt	11623	45	40 - 45	545	2	1 - 5
Kolk	3127	12	10 - 15	3196	13	10 - 15
Rinner	2182	8	5 - 10	5919	24	20 - 25
Sonstige	6902	27	25 - 30	15051	61	60 - 65

Benetzte Oberfläche

Mit Blick auf die benetzten Flächen wird der Unterschied zwischen der Renaturierung in Winklarn und dem kanalisiertem Abschnitt in Greimpersdorf deutlich. Bei einem Abfluss von $12 \text{ m}^3/\text{s}$ betrug die benetzte Fläche an beiden Standorten ca. 25000 m^2 . Bei einem erhöhten Abfluss von $40 \text{ m}^3/\text{s}$ nahm die benetzte Fläche in der kanalisiertem Strecke nur um ca. 2 % (541 m^2) auf 25389 m^2 zu. Im Gegensatz dazu nahm die benetzte Fläche in Winklarn um ca. 10 % (2585 m^2) auf 28375 m^2 . Eine weitere Erhöhung des Abflusses auf $70 \text{ m}^3/\text{s}$ führte zu einem noch stärker divergierenden Ergebnis. Im kanalisiertem Abschnitt war eine minimale Zunahme der benetzten Fläche auf 25449 m^2 zu erkennen. Dies entspricht einer Zunahme der benetzten Fläche von insgesamt nur 2,5 % bei einem Abfluss von $12 \text{ m}^3/\text{s}$. In Winklarn war im Gegenteil dazu eine Gesamtzunahme von 18 % (4590 m^2) zu beobachten.

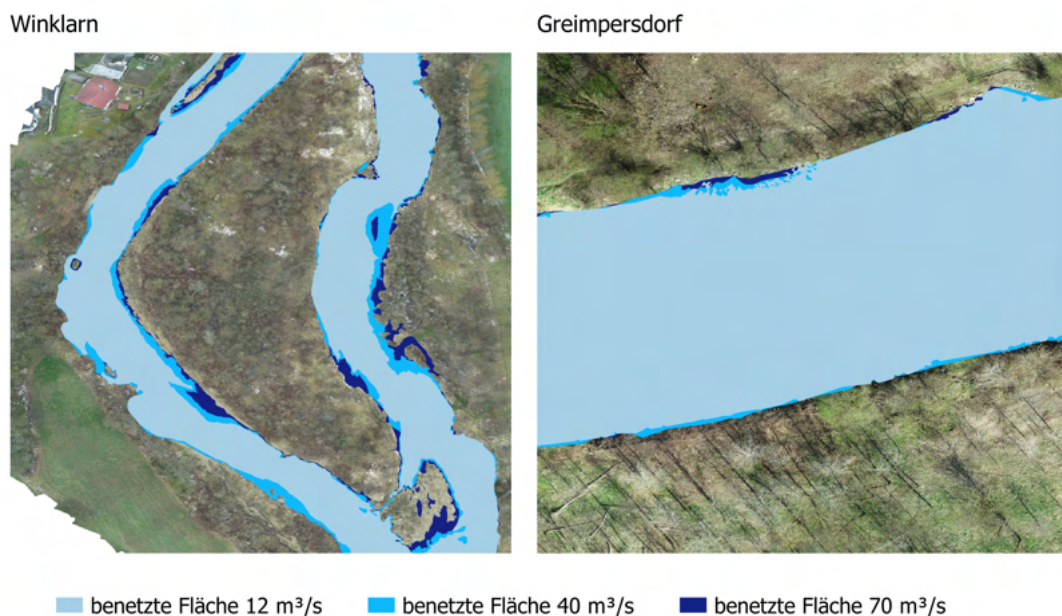


Figure 4.8: Vergleich der benetzten Fläche während der verschiedenen Abflussszenarien. Es sind nur Teile des Untersuchungsgebietes dargestellt. Für Greimpersdorf ist der Ausschnitt mit den größten Veränderungen dargestellt.

Table 4.6: Benetzte Oberfläche für beide Untersuchungsstandorte bei den drei Abflussszenarien.

Durchfluss [m^3/s]	Benetzte Oberfläche [m^2]	
	Winklarn	Greimpersdorf
12	25772	24848
40	28357	25389
70	30362	25449

4.3.2 Validierung der Jungfischhabitate

Äschenlarven wurden am 9. April bei einem Abfluss von $19 \text{ m}^3/\text{s}$ in Winklarn visuell kartiert. Es wurden Larven an 15 der 20 Probenahmestellen in Abundanzklassen von "wenig" bis "viel" gefunden. Die Lage der Probenahmestellen und die Kartierungsergebnisse sind in der nachstehenden Karte dargestellt.

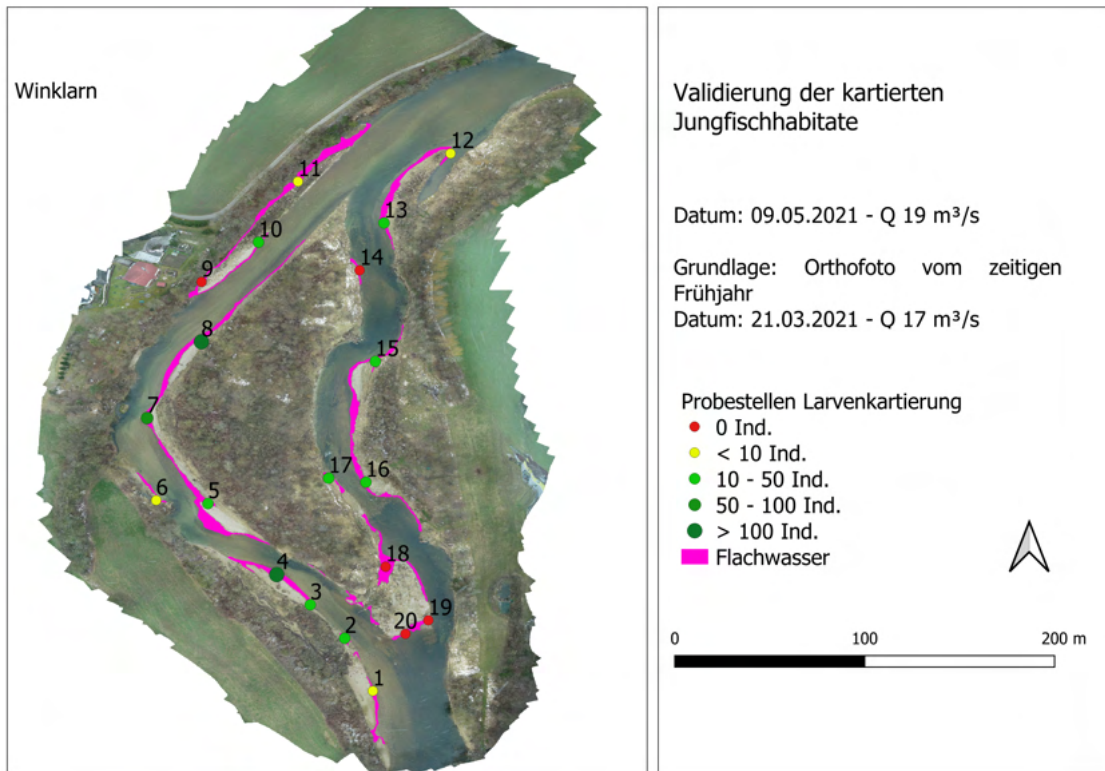


Figure 4.9: Ergebnisse der visuellen Kartierung von Äschenlarven. Die Häufigkeitsklasse der kartierten Larven ist durch Farbe und Größe des Probenpunkts dargestellt.

5 Diskussion

5.1 Wassertemperatur-Monitoring

Da alle vier beobachteten Laichgeschehen am Ende von Perioden stattfanden, in denen die Wassertemperatur erheblich angestiegen war, könnte ein solcher Anstieg einer der Faktoren gewesen sein, die die Laichaktivität auslösten. Diese Annahme steht im Einklang mit Darchambeau and Poncin (1997), die feststellten, dass Äschen nur in einem bestimmten Bereich von Wassertemperaturen laichten, ähnlich zu den beobachteten Wassertemperaturen in dieser Studie. Außerdem dokumentierten Hauer and Unfer (2021), dass die Laichaktivität deutlich zunahm, wenn die Wassertemperatur im Laufe eines Tages anstieg. Die geringe Stichprobengröße von zwei bis drei beobachteten Laichereignissen für jede der beiden Arten im selben Fluss reicht jedoch nicht aus, um einen solchen kausalen Zusammenhang zu belegen. Da außerdem die absolute Wassertemperatur und ihre Tagesamplitude korreliert waren, ist es nicht möglich, eine Aussage darüber zu treffen, welcher Aspekt der Wassertemperatur als Auslöser für das Laichverhalten diene. Für zukünftige Studien wird daher eine häufigere Beobachtung der Laichplätze empfohlen. Auch eine gleichzeitige Beobachtung von Laichplätzen wäre sehr wichtig, da dies mehr Informationen über die möglichen Auslösefaktoren für das Laichen von Äsche und Huchen liefert. Detaillierte populationsökologische Untersuchungen zum Laichverhalten waren aber auch nicht Ziel vorliegender Studie.

5.2 Flüge zur Laichfisch-Suche

Die erzielten Ergebnisse zeigen, dass Drohnen erfolgreich zur Ortung von laichenden Fischen und Laichplätzen eingesetzt werden können. Da jede Drohne nur einen begrenzten Aktionsradius hat, sind Kenntnisse über die Anforderungen an die Laichhabitats der Zielarten erforderlich, um eine Vorauswahl potenzieller Laichgebiete zu treffen. Während der Suchflüge traten einige Einschränkungen auf, auf die im Folgenden eingegangen wird. Obwohl Polarisationsfilter verwendet wurden, war es nicht immer möglich, Fische im Wasser zu erkennen, wenn die Sonne tief stand und hell schien, da dies zu starken Reflexionen auf der Wasseroberfläche führt. Das Gleiche gilt für Bedingungen mit starker Bewölkung, was einen Blick unter die Oberfläche ebenso erschwert. Windige Bedingungen sind ebenfalls eine Herausforderung, da der Wind Wellen und eine gekräuselte Wasseroberfläche erzeugt, was es schwierig macht, Fische oder Laichaktivitäten unter Wasser zu erkennen. Wenn Fische mit einer Drohne gefunden wurden, hing es von der Art und dem Grad der Laichaktivität ab, wie empfindlich die Fische auf die über ihnen fliegende Drohne reagierten. Bei dieser Methode muss der Drohnenpilot darauf achten, dass er laichende Fische nicht erschreckt und verscheucht. Als ideale Wetterbedingungen gelten entweder eine leichte Wolkendecke, die zu einer guten Lichtverteilung und geringen Reflexionen auf dem Wasser führt, oder ein sonniger Tag mit hoch stehender Sonne. Je nach den Bedingungen sollten verschiedene Polfilter auf der Drohne angebracht wer-

den. Da Polarisationsfilter einen Teil des Lichts verbrauchen, muss die Belichtung an die verschiedenen Filter angepasst werden. Im Allgemeinen ist der Einsatz einer Drohne zur Ortung von laichenden Fischen sehr effektiv, wenn sie richtig eingesetzt wird. Im Vergleich zur "klassischen" Methode, bei der man am Fluss entlangläuft und nach laichenden Fischen Ausschau hält, kann eine Drohne viel Zeit und eventuell auch Kosten sparen. Wie bereits erwähnt, verkürzt die Kenntnis möglicher Laichplätze den Prozess und macht die Suchflüge effektiver.

5.3 Habitat Kartierung

5.3.1 Praktische Eignung der Methode

Allgemeine Beschränkungen

Obwohl die Vorteile von Drohnen, wie die schnelle und kostengünstige Generierung von hochauflösenden, räumlichen Daten in schwierigem Gelände (Woodget et al., 2017; Carrivick & Smith, 2019), zunächst überwältigend anmuten können, hat auch diese Methode ihre Grenzen und ist nicht als "Allheilmittel" für zukünftige Aufgaben in der ökologischen Forschung zu sehen (Buters et al., 2019). Die erste Einschränkung, die zu nennen ist, mag offensichtlich erscheinen, ist aber dennoch von großer Bedeutung: Wenn die Kartierung allein auf Luftbildern basiert, können nur die Bereiche kartiert werden, die von der Kamera auch gesehen werden. Sind Teile des Flusses aufgrund von überhängender Vegetation oder Schatten nicht einsehbar, ist eine Identifizierung potenzieller Habitate unmöglich. Daher sind Orthofotos zu bevorzugen, die an bewölkten Wintertagen mit noch wenig oder gar keiner Vegetation erstellt wurden, da diese Bedingungen zu einer gleichmäßigen Beleuchtung und der bestmöglichen Sicht auf das Untersuchungsgebiet führen. Diese Fotos können bei der Interpretation zukünftiger Aufnahmen unter ungünstigeren Bedingungen eine große Hilfe sein, wenn bestimmte Merkmale, z.B. der Verlauf der Uferlinie, durch üppige Sommervegetation verdeckt sind. Das Gleiche gilt für die Wassertrübung - je klarer das Wasser ist, desto mehr Details unter Wasser sind zu erkennen. Bilder, die während einer Niedrigwasserperiode im Winter mit klarem Wasser aufgenommen wurden, können bei der Interpretation von Situationen mit höherem Durchfluss und damit oft stärkerer Trübung hilfreich sein. Neben diesen Faktoren ist der Wind ein weiterer Faktor, der sowohl den Drohnenflug selbst als auch die Interpretation der erzeugten Bilder einschränken kann, indem er entweder die Drohne während des Fluges behindert oder die Identifizierung von Unterwasserdetails aufgrund einer stark gekräuselten Wasseroberfläche erschwert. All diese Feststellungen decken sich mit den Beobachtungen anderer Wissenschaftler*innen (Woodget, 2015; Carbonneau & Dietrich, 2017; Rivas Casado et al., 2017; Carrivick & Smith, 2019; Kalacska et al., 2019) und sind der Methode eigen. Weiter war auch festzustellen, dass die Art und Zusammensetzung des Substrats einen großen Einfluss auf das Aussehen der Wassertiefe hat. Wenn z. B. Kies aufgrund von benthischen Algen eine dunklere Farbe aufweist, erscheinen diese Bereiche viel tiefer als Bereiche mit ähnlicher Tiefe, jedoch mit frisch gedrehtem und daher "sauberem" Kies. Dasselbe gilt für Bereiche mit eher dunklem Feinsediment oder in Bereichen, bei denen der Großteil des Substrats eine ähnlich aussehende, hellere Farbe hat, wie es während der sommerlichen Niedrigwasserlage in Winklarn der Fall war. Die Verwendung der wenigen Tiefentransekte (siehe Abbildung 3.2) als schnelle Bodenreferenz für die Tiefeninterpretation erwies sich zwar als Erleichterung, aber dennoch nicht als zufriedenstellende Lösung für dieses Problem, da in manchen Situationen viel mehr Transekte erforderlich wären, um alle Substrat-Tiefen-Kombinationen am Standort vollständig zu erfassen. Viele

Transecte würden den Zeitaufwand im Feld erhöhen und damit dem ursprünglichen Ziel einer schnellen Kartierungsmethode widersprechen. Das unterstreicht den Sinn und die Notwendigkeit ausreichenden Vorwissens des Kartierenden (Expertenurteil), um einen Kompromiss zwischen schneller, verlässlicher und kostengünstiger Kartierung einerseits und einem potentiellen Verlust von Detailinformationen andererseits zu finden.

Expertenurteil und Subjektivität der Kartierenden

Wie bei jeder anderen manuell durchgeführten Kartierungsmethode werden die Ergebnisse dieser hier vorgeschlagenen Screening-Methode zumindest bis zu einem gewissen Grad durch das Expertenurteil und/oder die Subjektivität der Kartierenden beeinflusst. Entsprechendes Vorwissen zur Ökologie der ausgewählten Indikatorarten und des Untersuchungsgebiets, in Verbindung mit der Detailgenauigkeit bei der Nachbearbeitung, beeinflusst die Ergebnisse der Kartierung. Im Rahmen der Modellierung der hydraulischen Habitateignung der Elritze (*Phoxinus phoxinus*) fanden Radinger et al. (2017) heraus, dass Experten ein hohes Maß an Übereinstimmung über entweder sehr gut geeignete oder völlig ungeeignete Habitate hatten, während größere Uneinigkeit bezüglich der Habitateignung zwischen den beiden Extremen zu finden war. Daher kann es je nach Fragestellung sinnvoll sein, fein skalierte Klassen zu summieren bzw. Klassen mit hoher Unsicherheit aus den Analysen herauszunehmen. Außerdem ist bekannt, dass auch die Interpretation von Luftbildern grundsätzlich einem hohen Maß an Subjektivität unterliegt (Van Coillie et al., 2014). Um Unterschiede und Unsicherheiten in der Bildinterpretation zu reduzieren und damit die Kartierung so einheitlich wie möglich zu gestalten, wurde die Nachbearbeitung immer von derselben Person durchgeführt. Als Nebeneffekt erwies sich dies auch als sehr zeiteffizient, da die Kartierung selbst vergleichsweise wenig Zeit in Anspruch nahm, sobald das Auge der Kartierenden für das Erkennen bestimmter Habitatmerkmale geschult war.

Darüber hinaus schien die Darstellung der kartierten Habitate in Flächenklassen zusätzlich zu absoluten Quadratmetern ein sinnvoller Weg zu sein, um auch bei unterschiedlichen Kartierenden ähnliche und reproduzierbare Ergebnisse zu erzielen. Da die relativen Häufigkeiten der Lebensräume als Ergebnis dieser Screening-Methode und als Grundlage für eine erste Evaluierung der Renaturierung ausreichend sind, ist diese Herangehensweise aus unserer Sicht zufriedenstellend.

Einen ähnlichen Ansatz wählten die Autoren Thompson et al. (2021), die in ihrer Studie kritische Fischlebensräume - in diesem Fall zurückbleibende Kolke während der Trockenzeit - über 19 km Flusslänge kartierten. Sie kamen zu dem Schluss, dass die Anteile der verfügbaren Kolke für die Beantwortung ihrer Forschungsfragen völlig ausreichend waren, und verzichteten daher auf eine Validierung der Kartierungsdaten im Feld.

Eine weitere Möglichkeit, das Expertenurteil zu reduzieren, wäre der Einsatz einer automatisierten Klassifikation. Das bedeutet, dass jedes Pixel des Orthofotos allein aufgrund seiner spektralen Information einer Klasse zugeordnet wird. Dies hat sich in früheren Studien als erfolgreicher Ansatz erwiesen (Casado et al., 2015; Ventura et al., 2016; Kuhn et al., 2021). Allerdings war das Untersuchungsgebiet dieser Studien zugegebenmaßen viel größer als bei der vorliegenden Untersuchung. Darüber hinaus benötigen automatisierte Klassifikationen - insbesondere sogenannte "Supervised Classifications" - eine recht große Menge an "Trainingsdaten", die vor der Durchführung der Klassifikation erzeugt werden müssen. So haben beispielsweise Kuhn et al. (2021) im Durchschnitt 142 Trainingspolygone pro Erhebungsabschnitt verwendet. Dies schien zwar für den verfolgten Forschungsansatz nützlich zu sein, erfordert aber auch einen erheblichen Zeitaufwand. Dies wurde für diese Studie als nicht notwendig erachtet, zumal Kuhn et

al. (2021) die Korrektheit der Klassifikation noch manuell überprüften. Nichtsdestotrotz könnte die automatisierte Klassifikation zukünftig durchaus eine ideale Möglichkeit für eine zeitsparende Nachbearbeitung bei gleichzeitigem Wegfall des Expertenurteils darstellen und sollte daher für limnologische Drohnen-Anwendungen stärker in den Fokus rücken.

Detailgenauigkeit der Information

Die vorliegende Studie zeigte, dass eine Differenzierung und damit eine Kartierung der zuvor definierten, literaturbasierten feinskalierte Habitatklassen durch Interpretation der Orthofotos alleinig nicht möglich ist. Daraufhin erfolgte eine Kartierung auf Mesohabitatebene, wobei den Habitaten "Flachwasser" und "Furt" die fischökologische Funktion als Jungfisch- bzw. Laichhabitat zugesprochen wurde. Ein zu vereinfachter Ansatz? Wir denken nein, decken doch diese beiden Lebensraumklassen jene Habitate ab, die für die kritischen Lebensstadien von Äsche und Huchen entscheidend sind. Obwohl die Hochskalierung der kartierten Habitate einen Verlust an detaillierten Informationen über Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit mit sich bringt, wird davon ausgegangen, dass die erforderliche Kombination dieser Parameter und damit geeignete Schlüsselhabitate irgendwo innerhalb der kartierten Bereiche vorhanden sind. Da sich Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit mit dem Abfluss ändern, wird sich die exakte Lage der Schlüsselhabitate bei sich ändernden Abflussbedingungen in den meisten Fällen ebenfalls ändern. Dasselbe gilt für die Habitatansprüche der Larven im Laufe ihrer Entwicklung, denn auch sie verlagern sich mit zunehmendem Alter/Größe in tiefere und schneller fließende Mikrohabitate (Auer et al., 2011; Wolter et al., 2016; Stoffers et al., 2021). Die explizite Lage eines Schlüsselhabitats auf der Mikroskala kann daher als Funktion sowohl des Abflusses als auch der Larvenentwicklung beschrieben werden. Da die Drohnen-Untersuchungen nur Momentaufnahmen einer sich dynamisch verändernden Situation sind, erscheint das Konzept der großräumigen Kartierung von Bereichen, welche diese sich ständig verschiebenden Schlüsselhabitate mit hoher Wahrscheinlichkeit umfassen, angemessen.

Validierung der kartierten Habitate

Dass an 75 % der Probenahmestellen Äschenlarven gefunden wurden spricht für ein korrektes Erkennen der potenziellen Jungfischhabitate im Orthofoto. Darüber hinaus bedeutet der fehlende Nachweis von Larven an den übrigen fünf Probenahmestellen nicht zwangsweise, dass diese Bereiche als Juvenilhabitat ungeeignet waren, da sie durchaus von älteren Larvenstadien oder während anderer Abflüsse aufgesucht werden könnten. Da die Kartierung der Äschenlarven jedoch nur in Flachwasserbereichen durchgeführt wurde, kann kein Vergleich mit anderen Gewässerbereichen gezogen werden. Dies führt natürlich zu einer gewissen Verzerrung bzw. einem sogenannten Bias der Larvenkartierung, da im Grunde keine Nullprobe zur Verfügung steht. Trotzdem sei angemerkt, dass eine visuelle Kartierung von den teils winzigen Äschenlarven in anderen Bereichen, wie z. B. schnell fließenden Furten, tieferen Rinnen oder Kolken, wiederum kaum durchführbar ist. Eine derartige Validierung müsste mit erheblichem Mehraufwand und speziellem E-Befischungsgerät durchgeführt werden, eine kostengünstige optische Kartierung ist dazu freilich nicht möglich.

Da eine Gruppe von Äschen während der Laichfischsuche beim "Vorspiel" in einem der als potenzielle Laichhabitate kartierten Furtbereich beobachtet wurden spricht dies ebenfalls für ein richtiges Erkennen dieser zumindest potenziellen Habitate im Luftbild (siehe Abbildung 4.5).

Damit hat sich die angewandte Kartierungsmethode nicht nur als sinnvoll erwiesen, sondern auch als erfolgreich in der qualitativen und quantitativen Darstellung der Verfügbarkeit von (Schlüssel-)Habitaten, aber auch anderer Parameter, die für die Gewässerforschung von Interesse sind, wie z.B. die benetzte Wasserfläche.

5.3.2 Evaluierung der Renaturierung

Ursprüngliches Konzept

Die Bewertung der Renaturierung basiert auf der Annahme, dass zuvor fehlende Schlüsselhabitate geschaffen werden müssen, um einen demografischen Wandel innerhalb der Fischgemeinschaft wieder zu induzieren, sofern die Renaturierung langfristig aus fischökologischer Sicht erfolgreich sein soll (Gore & Shields, 1995; Keeley & Slaney, 1996; Lepori et al., 2005; Lyon et al., 2019). Wie bei vielen anderen regulierten Flüssen in Europa (Hauer et al., 2008; Lorenz et al., 2013; Schmutz et al., 2014; Stoffers et al., 2020) sind die wichtigsten Habitate für Salmonidenarten der Unteren Ybbs aller Wahrscheinlichkeit nach sowohl Laich- als auch Jungfischhabitate. Wie im vorangegangenen Abschnitt dargelegt, werden die kartierten Habitatklassen "Furt" und "Flachwasserbereiche" als potenzielle Laich- bzw. Jungfischhabitate angesehen.

Habitatverfügbarkeit in den Untersuchungsstrecken

Beim Vergleich der Verfügbarkeit dieser Habitate zwischen der Renaturierung in Winklarn und der regulierten Strecke in Greimpersdorf (siehe Tabelle 4.1) wird deutlich, dass der Anteil beider Habitatklassen am renaturierten Standort bei allen untersuchten Abflusssituationen höher ist. In Greimpersdorf ist das potenzielle Laichhabitat bis auf wenige Quadratmeter während der Niedrigwasserphase nicht vorhanden. Dasselbe gilt für den potenziellen Jungfischlebensraum, der bei Niedrigwasser nur zu einem sehr geringen Anteil und zum Zeitpunkt des Laichgeschehens sogar noch weniger vorhanden war. Der größte Unterschied zeigt sich jedoch bei höherem Wasserstand. Höhere Abflüsse stellen für Fischlarven eine besonders kritische Situation dar, und Bereiche, in denen sie Unterschlupf finden können, sind für ihr Überleben von größter Bedeutung. Solche Bereiche waren in Winklarn noch vorhanden, in Greimpersdorf jedoch nicht. Ein Blick auf Abbildung 4.3 macht deutlich, dass der potenzielle Lebensraum für Jungfische im renaturierten Abschnitt sowohl bei Niedrig- als auch bei Hochwasser gleich groß war. Da in Greimpersdorf die benetzte Oberfläche von 12 m³/s auf 70 m³/s nur um 2,4 % zunahm - im Gegensatz zu 17,8 % in Winklarn (siehe Abbildung 4.8 und Tabelle 4.6) - kann davon ausgegangen werden, dass die Fließgeschwindigkeiten in der Regulierungsstrecke drastisch angestiegen sind, was zu einer äußerst bedrohlichen Situation für jegliche Fischlarven führt (Verdriftung). (Harvey, 1987; Bischoff & Wolter, 2001; Lojkásek et al., 2005). Im Allgemeinen entsprechen die kartierten Anteile der Habitatklassen den Erwartungen und stimmen mit der Literatur überein. Hauer et al. (2013) beobachtete ebenfalls eine Zunahme von Flachwasser- und Furthabitaten bei abnehmendem Abfluss, während Kolke relativ konstant blieben. Diese Ergebnisse sprechen für die allgemeine Eignung der Methode.

Auf der Grundlage der Ergebnisse können beide Hypothesen akzeptiert werden, da i) sich der renaturierte Abschnitt in Winklarn in der Habitatverfügbarkeit von der Regulierungsstrecke in Greimpersdorf unterscheidet und ii) dieser Unterschied auf einem

höheren Anteil an Jungfisch- und Laichhabitaten beruht. In Winklarn wurden ehemals fehlende Schlüsselhabitats durch den Renaturierungsprozess erfolgreich wiederhergestellt, was durch Feldbeobachtungen nachgewiesen werden konnte. Es kann daher gesagt werden, dass dieses Renaturierungsprojekt zumindest für die Leitfischart Äsche die gewünschte Wirkung hatte und daher als erfolgreich angesehen werden kann.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Mit Hilfe von Drohnen wurden an der Ybbs zwischen dem Kraftwerk Dorfmuhle und der Renaturierung in Winklarn vier Laichplätze der Äsche und ein Laichplatz des Huchens dokumentiert. Die Drohnen erwiesen sich als nützliches Instrument zur Überwachung der Fischaktivität, insbesondere in schwer zugänglichen Flussabschnitten. Die kurze Reichweite der Mavic Air Drohne und schwierige Wetterbedingungen erwiesen sich als die größten Einschränkungen dieser Methode. Bei richtigem Einsatz sind Drohnen jedoch ein gut geeignetes Monitoring-Instrument, welches laichende Fische und ihre Laichplätze nicht negativ beeinflusst. In Bezug auf die Wassertemperaturdaten lässt sich sagen, dass alle beobachteten Laichereignisse am Ende von Perioden auftraten, in denen die Wassertemperatur deutlich gestiegen war, was mit der Literatur übereinstimmt. Die Quantität und Qualität der gesammelten Daten (Überwachung des Laichens und der Wassertemperatur) reicht jedoch nicht aus, um nachzuweisen, ob die tägliche Amplitude oder der absolute Anstieg der Wassertemperatur als Auslöser für die Laichaktivität wirkten. Dazu wären häufigere und sogar gleichzeitige Beobachtungen aller möglichen Laichplätze erforderlich gewesen, was den Aufwand für die Feldarbeit deutlich erhöht hätte.

Das zweite Ziel dieser Studie war die Entwicklung einer drohnengestützten Screening-Methode für die Kartierung von Fischhabitaten, welche einen schnellen und kostengünstigen Überblick über die vorkommenden Habitate geben soll und leicht reproduzierbar ist. Mit dieser Methode lassen sich Unterschiede in der Habitatverfügbarkeit zwischen mehreren Flussabschnitten, aber auch verschiedenen Abflusssituationen sowohl qualitativ als auch quantitativ leicht darstellen.

Es zeigte sich, dass die manuelle Interpretation der hochaufgelösten Orthofotos zufriedenstellende Ergebnisse lieferte und auf zeitaufwändige Feldarbeiten, wie z.B. Mehrfachmessungen von Tiefe und Fließgeschwindigkeit, zusätzlichen Referenzmessungen oder die Erstellung von Höhenmodellen, verzichtet werden konnte. Es stellte sich jedoch heraus, dass einige zusätzliche Referenzierungen eine große Hilfe für den gesamten Kartierungsprozess waren, ohne den Zeitaufwand im Feld übermäßig zu erhöhen. Insbesondere die Verwendung von farbigen Metallscheiben als optische Referenz für die Erscheinung unterschiedlicher Wassertiefen erwies sich als effektives Mittel zur Erleichterung der Kartierung im GIS und ist daher sehr zu empfehlen. Darüber hinaus ist zumindest eine Begehung des Untersuchungsgebiets vor Ort für die Bildinterpretation sehr hilfreich, um einen guten Eindruck von den vorhandenen Habitatmerkmalen zu erhalten. Obwohl die erzeugten Orthofotos eine sehr hohe räumliche Auflösung (1,9 cm/Pixel) aufweisen und daher mehr Details erkennen lassen als alle anderen Luftbilder, ist die Kenntnis darüber, wie die fotografierten Gebiete in Wirklichkeit aussehen, nach wie vor eine entscheidende Voraussetzung dafür, dass das Auge der Kartierenden "geschult" wird. Da eine Reihe von äußeren Umständen (Sonneneinstrahlung, Wind, Trübung, Vegetation) einen direkten Einfluss auf die Qualität der Kartierung haben, hat es sich als sehr empfehlenswert erwiesen, zumindest eine Aufnahme bei optimalen Bedingungen (bedeckter Himmel,

niedriges und klares Wasser, wenig Vegetation) als Grundlage für weitere Aufnahmen durchzuführen. Dann lassen sich wichtige Informationen, wie die Abgrenzung der Uferlinie oder die Substratzusammensetzung, am besten erkennen und folglich digitalisieren. Mit der hier entwickelten Screening-Methode konnten die Habitatklassen "Flachwasserbereiche", "Furt", "Rinner" und "Kolk" in den Luftbildern unterschieden werden, so dass eine Kartierung dieser Klassen zufriedenstellend möglich war. Die kartierten Bereiche der beiden erstgenannten Klassen wurden dann als potenzieller Lebensraum für Jungfische bzw. als Laichhabitat angenommen. Die kartierten Jungfischhabitate wurden durch eine traditionelle Vor-Ort-Kartierung von Äschenlarven validiert. Die Verwendung einer solchen Validierung als zusätzliche Referenz wird daher unbedingt empfohlen.

Um die Ergebnisse so einheitlich wie möglich zu halten, wurde die Kartierung immer von derselben Person durchgeführt. Die kartierten Habitate wurden in Flächenklassen mit 5 %-Intervallen dargestellt, anstatt sich auf die absolute Anzahl der kartierten Quadratmeter zu konzentrieren. Dieser Ansatz erscheint sinnvoll, da er verhindert, dass kleinere Fehler bei der Identifizierung von Habitaten oder der Digitalisierung in der Gesamtbewertung zu stark ins Gewicht fallen. Da die entwickelte Methode ein schnelles Screening der verschiedenen Fischhabitate ermöglichen soll, wurde die Konzentration auf die relativen Häufigkeiten der verfügbaren Habitate mit diesem System als mehr als ausreichend angesehen. Nichtsdestotrotz stellt die absolute Quadratmeterzahl der kartierten Habitate eine gute Größe für einen echten quantitativen Vergleich der Habitatverfügbarkeit zwischen Flussabschnitten und Abflussszenarien dar.

Durch den Vergleich der Habitatverfügbarkeit bei drei Abflussszenarien, die von Niedrigwasser bis zu Hochwasser reichen, zwischen einem regulierten und einem renaturierten Flussabschnitt der Ybbs wurde die entwickelte Methode zur Bewertung des Renaturierungsprojekts angewandt. Potenzielle Jungfisch- und Laichhabitate wurden bei allen Abflusssituationen in der Renaturierungsstrecke in mittleren bis hohen Anteilen nachgewiesen, während sie in der regulierten Strecke fast nicht vorhanden waren. Da diese Habitate für eine nachhaltige Verbesserung der Populationen der beiden Zielarten Äsche und Huchen von entscheidender Bedeutung sind, wurde das Renaturierungsprojekt als erfolgreich bewertet, da diese wichtigen Habitate wiederhergestellt werden konnten.

References

- Auer, S., Unfer, G., Leitner, P., & Graf, W. (2011). *Der Einfluss von Schwallbetrieb auf den Fischbestand der Oberen Drau* (Technischer Bericht). Universität für Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department Wasser, Atmosphäre, Umwelt.
- Bardonnet, A. (2001, February). Spawning in swift water currents: Implications for eggs and larvae. *River Systems*, *12*(2-4), 271–291. doi: 10.1127/lr/12/2001/271
- Bash, J. S., & Ryan, C. M. (2002, June). Stream Restoration and Enhancement Projects: Is Anyone Monitoring? *Environmental Management*, *29*(6), 877–885. Retrieved 2020-11-15, from <http://link.springer.com/10.1007/s00267-001-0066-3> doi: 10.1007/s00267-001-0066-3
- Becker, A., & Ortlepp, J. (2020, April). *Fischökologisch funktionsfähige Strukturen in Fließgewässern. Methodik zur Herleitung des notwendigen Maßnahmenbedarfs zur Schaffung von funktionsfähigen Lebensräumen für die Fischfauna in den Gewässern Baden-Württembergs* (Handreichung). Wiesloch: Regierungspräsidium Tübingen. Geschäftsstelle Gewässerökologie.
- Belletti, B., Nardi, L., Rinaldi, M., Poppe, M., Brabec, K., Bussetini, M., ... Surian, N. (2018, January). Assessing Restoration Effects on River Hydromorphology Using the Process-based Morphological Quality Index in Eight European River Reaches. *Environmental Management*, *61*(1), 69–84. Retrieved 2020-11-09, from <http://link.springer.com/10.1007/s00267-017-0961-x> doi: 10.1007/s00267-017-0961-x
- Bernhardt, E. S., & Palmer, M. A. (2011, September). River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation. *Ecological Applications*, *21*(6), 1926–1931. Retrieved 2020-11-09, from <http://doi.wiley.com/10.1890/10-1574.1> doi: 10.1890/10-1574.1
- Bischoff, A., & Wolter, C. (2001, March). The flood of the century on the River Oder: effects on the 0+ fish community and implications for floodplain restoration. *Regulated Rivers: Research & Management*, *17*(2), 171–190. Retrieved 2021-10-20, from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/rrr.612> doi: 10.1002/rrr.612
- Bizzi, S., Demarchi, L., Grabowski, R. C., Weissteiner, C. J., & Van de Bund, W. (2016, January). The use of remote sensing to characterise hydromorphological properties of European rivers. *Aquatic Sciences*, *78*(1), 57–70. Retrieved 2021-01-26, from <http://link.springer.com/10.1007/s00027-015-0430-7> doi: 10.1007/s00027-015-0430-7
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R., ... Hilton-Taylor, C. (2002, August). Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology*, *16*(4), 909–923. Retrieved 2020-12-01, from <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x> doi:

- 10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x
- Buters, T. M., Bateman, P. W., Robinson, T., Belton, D., Dixon, K. W., & Cross, A. T. (2019, May). Methodological Ambiguity and Inconsistency Constrain Unmanned Aerial Vehicles as A Silver Bullet for Monitoring Ecological Restoration. *Remote Sensing*, *11*(10), 1180. Retrieved 2020-12-22, from <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/10/1180> doi: 10.3390/rs11101180
- Camaclang, A. E., Maron, M., Martin, T. G., & Possingham, H. P. (2015, April). Current practices in the identification of critical habitat for threatened species: Identifying Critical Habitat. *Conservation Biology*, *29*(2), 482–492. Retrieved 2021-09-21, from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/cobi.12428> doi: 10.1111/cobi.12428
- Carbonneau, P. E., & Dietrich, J. T. (2017, March). Cost-effective non-metric photogrammetry from consumer-grade sUAS: implications for direct georeferencing of structure from motion photogrammetry. *Earth Surface Processes and Landforms*, *42*(3), 473–486. Retrieved 2020-12-28, from <http://doi.wiley.com/10.1002/esp.4012> doi: 10.1002/esp.4012
- Carbonneau, P. E., Lane, S. N., & Bergeron, N. E. (2004, July). Catchment-scale mapping of surface grain size in gravel bed rivers using airborne digital imagery: Mapping Grain Size in Gravel Bed Rivers. *Water Resources Research*, *40*(7). Retrieved 2020-12-28, from <http://doi.wiley.com/10.1029/2003WR002759> doi: 10.1029/2003WR002759
- Carrivick, J. L., & Smith, M. W. (2019, January). Fluvial and aquatic applications of Structure from Motion photogrammetry and unmanned aerial vehicle/drone technology. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, *6*(1), e1328. Retrieved 2020-12-04, from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/wat2.1328> doi: 10.1002/wat2.1328
- Casado, M., Gonzalez, R., Kriechbaumer, T., & Veal, A. (2015, November). Automated Identification of River Hydromorphological Features Using UAV High Resolution Aerial Imagery. *Sensors*, *15*(11), 27969–27989. Retrieved 2021-01-13, from <http://www.mdpi.com/1424-8220/15/11/27969> doi: 10.3390/s151127969
- Darchambeau, F., & Poncin, P. (1997). Field observations of the spawning behaviour of european grayling. *Journal of Fish Biology*, *51*(5), 1066-1068. Retrieved from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1095-8649.1997.tb01545.x> doi: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1997.tb01545.x>
- Eberstaller, J., Frangez, C., & Haider, M. (2014, July). *LIFE+ "Mostviertel-Wachau" Monitoring Flusssaufweitung Ybbs*. (Technischer Bericht). Wien.
- Esteve, M., Unfer, G., Pinter, K., & Doadrio, I. (2013, January). Spawning behaviour of Danube huchen from three Austrian rivers. *Archives of Polish Fisheries*, *21*(3), 169 – 177. Retrieved 2021-02-19, from <https://www.degruyter.com/doi/10.2478/aopf-2013-0014> doi: 10.2478/aopf-2013-0014
- Förster, J., Halle, M., & Müller, A. (2017, August). Entwicklung eines Habitatindex zur Beurteilung biozönotisch relevanter Gewässerstrukturen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, *10*(8), 466–471. Retrieved 2020-11-09, from <https://doi.org/10.3243/kwe2017.08.002> doi: 10.3243/kwe2017.08.002
- Gard, M. (2006, September). Modeling changes in salmon spawning and rearing habitat associated with river channel restoration ¹. *International Journal of River Basin Management*, *4*(3), 201–211. Retrieved 2020-11-15, from

- <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15715124.2006.9635289>
doi: 10.1080/15715124.2006.9635289
- Geist, J., & Hawkins, S. J. (2016, September). Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges: Aquatic restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26(5), 942–962. Retrieved 2021-01-27, from <http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.2702> doi: 10.1002/aqc.2702
- Gore, J. A., & Shields, F. D. (1995, March). Can Large Rivers Be Restored? *BioScience*, 45(3), 142–152. doi: 10.2307/1312553
- Greenberg, L., & Svendsen, P. (1996). Availability of Microhabitats and their Use by Brown Trout (*Salmo trutta*) and Grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojman, Sweden. *Regulated Rivers: Research & Management*(12), 287 – 303.
- Guttmann, S. (2019). Ybbs. In *Rivers of the Alps. Diversity in Nature and Culture*. (1. Auflage ed., p. 512). Bern: Haupt Verlag.
- Gönczi, A. P. (1989, January). A study of physical parameters at the spawning sites of the european grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Regulated Rivers: Research & Management*, 3(1), 221–224. Retrieved 2020-12-21, from <http://doi.wiley.com/10.1002/rrr.3450030121> doi: 10.1002/rrr.3450030121
- Haase, P., Hering, D., Jähnig, S. C., Lorenz, A. W., & Sundermann, A. (2013, March). The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia*, 704(1), 475–488. Retrieved 2020-11-09, from <http://link.springer.com/10.1007/s10750-012-1255-1> doi: 10.1007/s10750-012-1255-1
- Hanfland, S. (2002). *Erfolgskontrolle von praxisüblichen Besatzmaßnahmen mit Äschen (Thymallus thymallus) in ausgewählten südbayerischen Fließgewässern*. (Dissertation). Technische Universität München. Department für Tierwissenschaften. Arbeitsgruppe Fischbiologie., München
- Hanfland, S., Ivanc, M., Ratschan, C., Schnell, J., Schubert, M., & v. Siemens, M. (2015). *Der Huchen. Ökologie, aktuelle Situation, Gefährdung*. München: Landesfischereiverband Bayern e.V.
- Harvey, B. C. (1987, November). Susceptibility of Young-of-the-Year Fishes to Downstream Displacement by Flooding. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116(6), 851–855. Retrieved 2021-10-20, from [http://doi.wiley.com/10.1577/1548-8659\(1987\)116<851:SOYFTD>2.0.CO;2](http://doi.wiley.com/10.1577/1548-8659(1987)116<851:SOYFTD>2.0.CO;2) doi: 10.1577/1548-8659(1987)116<851:SOYFTD>2.0.CO;2
- Hauer, C., & Unfer, G. (2021). Spawning activity of european grayling (*thymallus thymallus*) driven by interdaily water temperature variations: Case study gr. mühl river/austria. *River Research and Applications*, 37(6), 900-906. Retrieved from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/rra.3816> doi: <https://doi.org/10.1002/rra.3816>
- Hauer, C., Unfer, G., Holzmann, H., Schmutz, S., & Habersack, H. (2013, February). The impact of discharge change on physical instream habitats and its response to river morphology. *Climatic Change*, 116(3-4), 827–850. Retrieved 2021-02-20, from <http://link.springer.com/10.1007/s10584-012-0507-4> doi: 10.1007/s10584-012-0507-4
- Hauer, C., Unfer, G., Schmutz, S., & Habersack, H. (2008, August). Morphodynamic

- Effects on the Habitat of Juvenile Cyprinids (*Chondrostoma nasus*) in a Restored Austrian Lowland River. *Environmental Management*, 42(2), 279–296. Retrieved 2020-11-09, from <http://link.springer.com/10.1007/s00267-008-9118-2> doi: 10.1007/s00267-008-9118-2
- Haunschmid, R., Schotzko, N., Honsig-Erlenburg, W., Schmutz, S., Spindler, T., Unfer, G., ... Sasano, B. (2010). *Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A1 - Fische*. (Leitfaden). Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Sektion VII.
- Hawkins, C. P., Kershner, J. L., Bisson, P. A., Bryant, M. D., Decker, L. M., Gregory, S. V., ... Young, M. K. (1993, June). A Hierarchical Approach to Classifying Stream Habitat Features. *Fisheries*, 18(6), 3–12. Retrieved 2021-11-23, from [http://doi.wiley.com/10.1577/1548-8446\(1993\)018<0003:AHATCS>2.0.CO;2](http://doi.wiley.com/10.1577/1548-8446(1993)018<0003:AHATCS>2.0.CO;2) doi: 10.1577/1548-8446(1993)018<0003:AHATCS>2.0.CO;2
- Hering, D., Aroviita, J., Baatrup-Pedersen, A., Brabec, K., Buijse, T., Ecke, F., ... Kail, J. (2015). Contrasting the roles of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: a field study of 20 European restoration projects. *Journal of Applied Ecology*, 10.
- Hitchman, S. M., Mather, M. E., Smith, J. M., & Fencl, J. S. (2018, January). Identifying keystone habitats with a mosaic approach can improve biodiversity conservation in disturbed ecosystems. *Global Change Biology*, 24(1), 308–321. Retrieved 2021-05-07, from <http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.13846> doi: 10.1111/gcb.13846
- Holzer, G. (2011). Habitatbeschreibung von Huchenlaichplätzen an der Pielach. *Österreichs Fischerei*(64/2011), 54 – 69.
- Höckendorff, S., Tonkin, J. D., Haase, P., Bunzel-Drüke, M., Zimball, O., Scharf, M., & Stoll, S. (2017, October). Characterizing fish responses to a river restoration over 21 years based on species' traits: Fish Responses to River Restoration. *Conservation Biology*, 31(5), 1098–1108. Retrieved 2020-11-15, from <http://doi.wiley.com/10.1111/cobi.12908> doi: 10.1111/cobi.12908
- Hübner, D. (2003). *Die Abblanch- und Interstitialphase der Äsche (Thymallus thymallus L.)*. Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen. (Dissertation). Philipps-Universität Marburg, Marburg/Lahn.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Muhar, S., Moog, O., & Schmutz, S. (2003). *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern* (No. 2113). Wien: Facultas. (OCLC: 76520312)
- Jähmig, S. C., Lorenz, A. W., Hering, D., Antons, C., Sundermann, A., Jedicke, E., & Haase, P. (2011, September). River restoration success: a question of perception. *Ecological Applications*, 21(6), 2007–2015. Retrieved 2020-11-09, from <http://doi.wiley.com/10.1890/10-0618.1> doi: 10.1890/10-0618.1
- Kalacska, M., Lucanus, O., Sousa, L., Vieira, T., & Arroyo-Mora, J. (2019, January). UAV-Based 3D Point Clouds of Freshwater Fish Habitats, Xingu River Basin, Brazil. *Data*, 4(1), 9. Retrieved 2020-12-21, from <http://www.mdpi.com/2306-5729/4/1/9> doi: 10.3390/data4010009
- Keeley, E. R., & Slaney, P. A. (1996). *Quantitative Measures of Rearing And Spawning Habitat Characteristics For Stream-Dwelling Salmonids: Guidelines For Habitat Restoration* (Tech. Rep. No. 4).
- Kirchgäßner, L., & Grohmann, M. (2020, April). *Fischbestandserhebung Ybbs BII/3. Hausmening bis Amstetten*. (Kurzbericht). Wien: Fischereiverein "Die Bewirtschafter".

- Kirchgäßner, L., & Grohmann, M. (2021, February). *Fischbestandserhebung Ybbs BIII/3. Hausmening bis Amstetten*. (Kurzbericht). Wien: Fischereiverein "Die Bewirtschafter".
- Koljonen, S., Huusko, A., Mäki-Petäys, A., Louhi, P., & Muotka, T. (2013, May). Assessing Habitat Suitability for Juvenile Atlantic Salmon in Relation to In-Stream Restoration and Discharge Variability: Assessing Salmon Habitat Restoration. *Restoration Ecology*, *21*(3), 344–352. Retrieved 2020-11-15, from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1526-100X.2012.00908.x> doi: 10.1111/j.1526-100X.2012.00908.x
- Kondolf, G. (1998). Lessons learned from river restoration projects in California. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*(8), 39–52.
- Kristensen, E. A., Baattrup-Pedersen, A., & Thodsen, H. (2011, November). An evaluation of restoration practises in lowland streams: Has the physical integrity been recreated? *Ecological Engineering*, *37*(11), 1654–1660. Retrieved 2020-11-09, from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857411002321> doi: 10.1016/j.ecoleng.2011.06.043
- Kuhn, J., Casas-Mulet, R., Pander, J., & Geist, J. (2021). Assessing Stream Thermal Heterogeneity and Cold-Water Patches from UAV-Based Imagery: A Matter of Classification Methods and Metrics. , 20.
- Land Niederösterreich. (2021). *Amt der Niederösterreichischen Landesregierung - Abteilung Landesamtsdirektion*. <https://www.noel.gv.at/wasserstand//de/Messstellen>. (Accessed: 2021-10-06)
- Langhammer, J. (2019, March). UAV Monitoring of Stream Restorations. *Hydrology*, *6*(2), 29. Retrieved 2020-12-22, from <https://www.mdpi.com/2306-5338/6/2/29> doi: 10.3390/hydrology6020029
- Lejot, J., Delacourt, C., Piégay, H., Fournier, T., Trémélo, M.-L., & Allemand, P. (2007, October). Very high spatial resolution imagery for channel bathymetry and topography from an unmanned mapping controlled platform. *Earth Surface Processes and Landforms*, *32*(11), 1705–1725. Retrieved 2020-12-21, from <http://doi.wiley.com/10.1002/esp.1595> doi: 10.1002/esp.1595
- Lepori, F., Palm, D., Brännäs, E., & Malmqvist, B. (2005, December). Does Restoration of Structural Heterogeneity in Streams Enhance Fish and Macroinvertebrate Diversity? *Ecological Applications*, *15*(6), 2060–2071. Retrieved 2020-11-15, from <http://doi.wiley.com/10.1890/04-1372> doi: 10.1890/04-1372
- Levin, P. S., & Stunz, G. W. (2005, July). Habitat triage for exploited fishes: Can we identify essential “Essential Fish Habitat?”. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *64*(1), 70–78. Retrieved 2021-05-07, from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0272771405000405> doi: 10.1016/j.ecss.2005.02.007
- Lojkásek, B., Lusk, S., Halačka, K., Lusková, V., & Drozd, P. (2005, October). The Impact of the Extreme Floods in July 1997 on the Ichthyocenosis of the Oder Catchment Area (Czech Republic). *Hydrobiologia*, *548*(1), 11–22. Retrieved 2021-10-20, from <http://link.springer.com/10.1007/s10750-005-3644-1> doi: 10.1007/s10750-005-3644-1
- Lorenz, A. W., Stoll, S., Sundermann, A., & Haase, P. (2013, December). Do adult and YOY fish benefit from river restoration measures? *Ecological Engineering*, *61*, 174–181. Retrieved 2020-11-09, from

- <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S092585741300373X>
doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.09.027
- Lyon, J. P., Bird, T. J., Kearns, J., Nicol, S., Tonkin, Z., Todd, C. R., ... Bradshaw, C. J. A. (2019, June). Increased population size of fish in a lowland river following restoration of structural habitat. *Ecological Applications*, 29(4), e01882. Retrieved 2020-11-15, from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/eap.1882> doi: 10.1002/eap.1882
- Mallet, J. P., Lamouroux, N., Sagnes, P., & Persat, H. (2000, June). Habitat preferences of European grayling in a medium size stream, the Ain river, France. *Journal of Fish Biology*, 56(6), 1312–1326. Retrieved 2021-05-07, from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1095-8649.2000.tb02145.x> doi: 10.1111/j.1095-8649.2000.tb02145.x
- Marteau, B., Vericat, D., Gibbins, C., Batalla, R. J., & Green, D. R. (2017, March). Application of Structure-from-Motion photogrammetry to river restoration: Application of SfM Photogrammetry to River Restoration. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(3), 503–515. Retrieved 2020-12-22, from <http://doi.wiley.com/10.1002/esp.4086> doi: 10.1002/esp.4086
- Mitterlehner, C., Guttman, S., Hinterleitner, F., Peninger, H., Unfer, G., & Hintersteiner, R. (2002). Die Äsche (*Thymallus thymallus* L.) in der Ybbs: Derzeitiger Bestand, Gefährdungsursachen und Empfehlungen für Schutzmaßnahmen. , 21.
- Mouton, A. M., Schneider, M., Peter, A., Holzer, G., Müller, R., Goethals, P. L., & De Pauw, N. (2008, July). 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. Retrieved 2020-12-21, from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380008000859> doi: 10.1016/j.ecolmodel.2008.02.028
- Muhar, S., Januschke, K., Kail, J., Poppe, M., Schmutz, S., Hering, D., & Buijse, A. D. (2016, April). Evaluating good-practice cases for river restoration across Europe: context, methodological framework, selected results and recommendations. *Hydrobiologia*, 769(1), 3–19. Retrieved 2020-11-09, from <http://link.springer.com/10.1007/s10750-016-2652-7> doi: 10.1007/s10750-016-2652-7
- Muhar, S., Jungwirth, M., Unfer, G., Wiesner, C., Poppe, M., Schmutz, S., ... Habersack, H. (2007). Restoring riverine landscapes at the Drau River: successes and deficits in the context of ecological integrity. In *Developments in Earth Surface Processes* (Vol. 11, pp. 779–803). Elsevier. Retrieved 2020-11-09, from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0928202507111640> doi: 10.1016/S0928-2025(07)11164-0
- Muhar, S., Kainz, M., Kaufmann, M., & Schwarz, M. (1996). *Ausweisung flusstypspezifisch erhaltener Fliessgewässerabschnitte in Österreich. 1: Bundesflüsse lt. § 8 WBFG*. Wien.
- Noble, R. A. A., Cowx, I. G., Goffaux, D., & Kestemont, P. (2007, December). Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology*, 14(6), 381–392. Retrieved 2020-11-24, from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2400.2007.00575.x> doi:

- 10.1111/j.1365-2400.2007.00575.x
- Nykänen, M. (2004). *Habitat Selection by Riverine Grayling, Thymallus thymallus L.* (Dissertation). University of Jyväskylä.
- Ormerod, S. (2004, November). A golden age of river restoration science? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(6), 543–549. Retrieved 2020-11-15, from <http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.663> doi: 10.1002/aqc.663
- O’Neal, J. S., Roni, P., Crawford, B., Ritchie, A., & Shelly, A. (2016, May). Comparing Stream Restoration Project Effectiveness Using a Programmatic Evaluation of Salmonid Habitat and Fish Response. *North American Journal of Fisheries Management*, 36(3), 681–703. Retrieved 2020-11-09, from <http://doi.wiley.com/10.1080/02755947.2016.1165773> doi: 10.1080/02755947.2016.1165773
- Pander, J., & Geist, J. (2016, March). Can fish habitat restoration for rheophilic species in highly modified rivers be sustainable in the long run? *Ecological Engineering*, 88, 28–38. Retrieved 2020-11-09, from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857415303220> doi: 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), 18. doi: doi:10.3390/w10091202
- Parliament, E. (2000). *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy.*
- Pedroli, B., de Blust, G., van Looy, K., & van Rooij, S. (2002). Setting targets in strategies for river restoration. *Landscape Ecology*(17 (Suppl. 1)), 5 – 18.
- Preis, S., Muhar, S., Hesse, A., Drexler, S., & Pohl, G. (2008, July). *Evaluierung flussbaulich-ökologischer Maßnahmen an Lech und Zubringern im Rahmen des Life-Natur Projektes „Wildflusslandschaft Tiroler Lech“ Gesamtbericht „Aquatisch-terrestrische Lebensräume“. Teil I.* (Gesamtbericht No. 3). Wien: Universität für Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department Wasser, Atmosphäre, Umwelt.
- Radinger, J., Kail, J., & Wolter, C. (2017, May). 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. Retrieved 2021-01-27, from <http://doi.wiley.com/10.1002/rra.3109> doi: 10.1002/rra.3109
- Ratschan, C. (2014). Aspekte zur Gefährdung und zum Schutz des Huchens in Österreich. , 21.
- Richardson, J. S., Taylor, E., Schluter, D., Pearson, M., & Hatfield, T. (2010, July). Do riparian zones qualify as critical habitat for endangered freshwater fishes? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(7), 1197–1204. Retrieved 2021-09-21, from <http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/F10-063> doi: 10.1139/F10-063
- Riley, W. D., Ives, M. J., Pawson, M. G., & Maxwell, D. L. (2006, August). Seasonal variation in habitat use by salmon, *Salmo salar*, trout, *Salmo trutta* and grayling, *Thymallus thymallus*, in a chalk stream. *Fisheries Management and Ecology*, 13(4), 221–236. Retrieved 2020-12-21, from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2400.2006.00496.x> doi:

10.1111/j.1365-2400.2006.00496.x

- Rinaldi, M., Belletti, B., Comiti, F., Bussetini, M., Mao, L., & Gurnell, A. M. (2015). The Geomorphic Units survey and classification System (GUS). In *Deliverable 6.2, Part 4, REFORM (REstoring rivers FOR effective catchment Management), a Collaborative project (large-scale integrating project) funded by the European Commission within the 7th Framework Programme under Grant Agreement 282656* (p. 134). s.
- Rivas Casado, M., González, R., Ortega, J., Leinster, P., & Wright, R. (2017, September). Towards a Transferable UAV-Based Framework for River Hydromorphological Characterization. *Sensors*, 17(10), 2210. Retrieved 2021-03-23, from <http://www.mdpi.com/1424-8220/17/10/2210> doi: 10.3390/s17102210
- Roni, P., Liermann, M., Muhar, S., & Schmutz, S. (2012, September). Monitoring and Evaluation of Restoration Actions. In P. Roni & T. Beechie (Eds.), *Stream and Watershed Restoration* (pp. 254–279). Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd. Retrieved 2020-11-15, from <http://doi.wiley.com/10.1002/9781118406618.ch8> doi: 10.1002/9781118406618.ch8
- Rosenfeld, J. S., & Hatfield, T. (2006, March). Information needs for assessing critical habitat of freshwater fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(3), 683–698. Retrieved 2021-09-21, from <http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/f05-242> doi: 10.1139/f05-242
- Rusnák, M., Sládek, J., Pacina, J., & Kidová, A. (2019, September). Monitoring of avulsion channel evolution and river morphology changes using UAV photogrammetry: Case study of the gravel bed Ondava River in Outer Western Carpathians. *Area*, 51(3), 549–560. Retrieved 2020-12-22, from <http://doi.wiley.com/10.1111/area.12508> doi: 10.1111/area.12508
- Schiemer, F., Keckeis, H., & Kamler, E. (2003). The early life history stages of riverine fish: ecophysiological and environmental bottlenecks. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*(133), 439 – 449.
- Schmutz, S., Jurajda, P., Kaufmann, S., Lorenz, A. W., Muhar, S., Paillex, A., ... Wolter, C. (2016, April). Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European rivers. *Hydrobiologia*, 769(1), 67–78. Retrieved 2020-11-09, from <http://link.springer.com/10.1007/s10750-015-2354-6> doi: 10.1007/s10750-015-2354-6
- Schmutz, S., Kremser, H., Melcher, A., Jungwirth, M., Muhar, S., Waidbacher, H., & Zauner, G. (2014, May). Ecological effects of rehabilitation measures at the Austrian Danube: a meta-analysis of fish assemblages. *Hydrobiologia*, 729(1), 49–60. Retrieved 2020-11-24, from <http://link.springer.com/10.1007/s10750-013-1511-z> doi: 10.1007/s10750-013-1511-z
- Sempeski, P., & Gaudin, P. (1995, August). Habitat selection by grayling-I. Spawning habitats. *Journal of Fish Biology*, 47(2), 256–265. Retrieved 2021-05-02, from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1095-8649.1995.tb01893.x> doi: 10.1111/j.1095-8649.1995.tb01893.x
- Smialek, N., Pander, J., & Mueller, M. (2019). Do We Know Enough to Save European Riverine Fish?—A Systematic Review on Autecological Requirements During Critical Life Stages of 10 Rheophilic Species at Risk. , 18.

- Smith, B., Clifford, N. J., & Mant, J. (2014, May). The changing nature of river restoration: Changing nature of river restoration. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1(3), 249–261. Retrieved 2020-11-15, from <http://doi.wiley.com/10.1002/wat2.1021> doi: 10.1002/wat2.1021
- Sternecker, K., Wild, R., & Geist, J. (2013). Effects of substratum restoration on salmonid habitat quality in a subalpine stream. *Environ Biol Fish*, 11.
- Stoffers, T., Buijse, A. D., Verreth, J. A. J., & Nagelkerke, L. A. J. (2021, September). Environmental requirements and heterogeneity of rheophilic fish nursery habitats in European lowland rivers: Current insights and future challenges. *Fish and Fisheries*, faf.12606. Retrieved 2021-09-21, from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/faf.12606> doi: 10.1111/faf.12606
- Stoffers, T., Collas, F., Buijse, A., Geerling, G., Jans, L., van Kessel, N., ... Nagelkerke, L. (2020, October). 30 years of large river restoration: How long do restored floodplain channels remain suitable for targeted rheophilic fishes in the lower river Rhine? *Science of The Total Environment*, 142931. Retrieved 2020-11-15, from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969720364615> doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142931
- Sukhodolov, A., Bertoldi, W., Wolter, C., Surian, N., & Tubino, M. (2009, October). Implications of channel processes for juvenile fish habitats in Alpine rivers. *Aquatic Sciences*, 71(3), 338–349. Retrieved 2021-09-21, from <http://link.springer.com/10.1007/s00027-009-9199-x> doi: 10.1007/s00027-009-9199-x
- Szałkiewicz, E., Jusik, S., & Grygoruk, M. (2018, January). Status of and Perspectives on River Restoration in Europe: 310,000 Euros per Hectare of Restored River. *Sustainability*, 10(1), 129. Retrieved 2020-11-15, from <https://www.mdpi.com/2071-1050/10/1/129> doi: 10.3390/su10010129
- Tamminga, A., Hugenholtz, C., Eaton, B., & Lapointe, M. (2015, March). Hyper-spatial Remote Sensing of Channel Reach Morphology and Hydraulic Fish Habitat Using an Unmanned Aerial Vehicle (UAV): A First Assessment in the Context of River Research and Management: REMOTE SENSING USING UAVS. *River Research and Applications*, 31(3), 379–391. Retrieved 2020-12-04, from <http://doi.wiley.com/10.1002/rra.2743> doi: 10.1002/rra.2743
- Thompson, P. D., Vasquez, E. A., Gowing, I., Edgar, T., Neville, A., & Jones, A. (2021, June). Unmanned Aerial Vehicle Technology Proves an Effective and Efficient Technique for Identifying Critical Native Fish Habitat. *North American Journal of Fisheries Management*, 41(3), 616–625. Retrieved 2021-06-30, from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/nafm.10567> doi: 10.1002/nafm.10567
- Uiblein, F., Jagsch, A., Honsig-Erlenburg, W., & Weiss, S. (2001, December). Status, habitat use, and vulnerability of the European grayling in Austrian waters. *Journal of Fish Biology*, 59(sa), 223–247. Retrieved 2020-12-21, from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1095-8649.2001.tb01388.x> doi: 10.1111/j.1095-8649.2001.tb01388.x
- Unfer, G., Hauer, C., & Lautsch, E. (2011, September). The influence of hydrology on the recruitment of brown trout in an Alpine river, the Ybbs River, Austria: Trout-Recruitment-Hydrology. *Ecology of Freshwater Fish*, 20(3), 438–448. Retrieved 2021-11-23, from

- <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1600-0633.2010.00456.x>
doi: 10.1111/j.1600-0633.2010.00456.x
- Van Coillie, F. M., Gardin, S., Anseel, F., Duyck, W., Verbeke, L. P., & De Wulf, R. R. (2014, January). Variability of operator performance in remote-sensing image interpretation: the importance of human and external factors. *International Journal of Remote Sensing*, 35(2), 754–778. Retrieved 2021-09-06, from <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01431161.2013.873152> doi: 10.1080/01431161.2013.873152
- Van Looy, K., Tonkin, J. D., Flourey, M., Leigh, C., Soininen, J., Larsen, S., ... Wolter, C. (2019, February). 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. Retrieved 2021-05-07, from <http://doi.wiley.com/10.1002/rra.3396> doi: 10.1002/rra.3396
- Vehanen, T., Huusko, A., Yrjänä, T., Lahti, M., & Mäki-Petäys, A. (2003, February). 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(1), 15–20. Retrieved 2020-12-21, from <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1439-0426.2003.00354.x> doi: 10.1046/j.1439-0426.2003.00354.x
- Ventura, D., Bruno, M., Jona Lasinio, G., Belluscio, A., & Ardizzone, G. (2016, March). A low-cost drone based application for identifying and mapping of coastal fish nursery grounds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 171, 85–98. Retrieved 2021-01-12, from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0272771416300300> doi: 10.1016/j.ecss.2016.01.030
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., ... Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*(467), 555 – 561.
- Watanabe, Y., & Kawahara, Y. (2016). UAV Photogrammetry for Monitoring Changes in River Topography and Vegetation. *Procedia Engineering*, 154, 317–325. Retrieved 2020-12-22, from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1877705816318719> doi: 10.1016/j.proeng.2016.07.482
- Westoby, M., Brasington, J., Glasser, N., Hambrey, M., & Reynolds, J. (2012, December). ‘Structure-from-Motion’ photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, 179, 300–314. Retrieved 2020-12-22, from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169555X12004217> doi: 10.1016/j.geomorph.2012.08.021
- Witkowski, A., Bajić, A., Treer, T., Hegediš, A., Marić, S., Šprem, N., ... Kapusta, A. (2013, January). Past and present of and perspectives for the Danube huchen, *Hucho hucho* (L.), in the Danube basin. *Archives of Polish Fisheries*, 21(3). Retrieved 2021-11-23, from <https://www.degruyter.com/doi/10.2478/aopf-2013-0010> doi: 10.2478/aopf-2013-0010
- Wolter, C., Buijse, A. D., & Parasiewicz, P. (2016, February). Temporal and Spatial Patterns of Fish Response to Hydromorphological Processes: Fishes Response to Hydromorphology. *River Research and Applications*, 32(2), 190–201. Re-

- trieved 2021-01-27, from <http://doi.wiley.com/10.1002/rra.2980> doi: 10.1002/rra.2980
- Woodget, A. S. (2015). Quantifying physical river habitat parameters using hyperspatial resolution UAS imagery and SfM-photogrammetry. , 414.
- Woodget, A. S., & Austrums, R. (2017, July). Subaerial gravel size measurement using topographic data derived from a UAV-SfM approach. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(9), 1434–1443. Retrieved 2020-12-28, from <http://doi.wiley.com/10.1002/esp.4139> doi: 10.1002/esp.4139
- Woodget, A. S., Austrums, R., Maddock, I. P., & Habit, E. (2017, July). Drones and digital photogrammetry: from classifications to continuums for monitoring river habitat and hydromorphology. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 4(4), e1222. Retrieved 2020-12-04, from <http://doi.wiley.com/10.1002/wat2.1222> doi: 10.1002/wat2.1222
- Woodget, A. S., Dietrich, J. T., & Wilson, R. T. (2019, October). Quantifying Below-Water Fluvial Geomorphic Change: The Implications of Refraction Correction, Water Surface Elevations, and Spatially Variable Error. *Remote Sensing*, 11(20), 2415. Retrieved 2020-12-28, from <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/20/2415> doi: 10.3390/rs11202415
- Woodget, A. S., Visser, F., Maddock, I. P., & Carbonneau, P. E. (2016, November). The Accuracy and Reliability of Traditional Surface Flow Type Mapping: Is it Time for a New Method of Characterizing Physical River Habitat? *River Research and Applications*, 32(9), 1902–1914. Retrieved 2020-12-04, from <http://doi.wiley.com/10.1002/rra.3047> doi: 10.1002/rra.3047
- Woolsey, S., Capelli, F., Gonser, T., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., ... Peter, A. (2007, April). A strategy to assess river restoration success. *Freshwater Biology*, 52(4), 752–769. Retrieved 2020-11-09, from <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2427.2007.01740.x> doi: 10.1111/j.1365-2427.2007.01740.x