Universität für Bodenkultur Wien
Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt

Institut für Hydrobiologie
und Gewässermanagement

Fischökologische Studie zur Pielach unter besonderer Berücksichtigung der Wassertemperatur

Eine Studie im Auftrag des niederösterreichischen Landesfischereiverbandes und des Revierverbandes IV – St. Pölten

Fischökologische Studie zur Pielach unter besonderer Berücksichtigung der Wassertemperatur

Wien, im April 2015

Auftraggeber:
Niederösterreichischer Landesfischereiverband
Goethestraße 2
3100 St. Pölten

Revierverband IV – St. Pölten
Rathausplatz 18
3100 St. Pölten

Auftragnehmer:
Universität für Bodenkultur Wien
Department Wasser, Atmosphäre, Umwelt
Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement
Institutsleiter: Ao. Univ. Prof. DI Dr. Stefan Schmutz
Max Emanuel-Straße 17, 1180 Wien

Autoren:
DI Florian Pletterbauer
DDI Kurt Pinter
DI Dr. Günther Unfer

Titelbild: Die Pielach im Bereich Neubacher Au (© Daniel Hayes)

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 1
1.1 Projekthintergrund 1
1.2 Thermales Regime von Fließgewässern 2
1.3 Ökologische Bedeutung der Wassertemperatur 3
1.4 Eingriffe ins thermische Regime 5
1.5 Temperaturpräferenzen von Fischarten 6
1.5.1 Bachforelle (*Salmo trutta fario*) 6
1.5.2 Regenbogenforelle *(Oncorhynchus mykiss)* 7
1.5.3 Äsche (*Thymallus thymallus*) 7
1.5.4 Huchen (*Hucho hucho*) 7
1.5.5 Nase (*Chondrostoma nasus*) 8
1.5.6 Aitel (*Squalius cephalus*) 8
2 Datengrundlagen 9
2.1 Beprobungsstrecken der Fischbestandserhebung 9
2.1.1 Strecke 1 - Pielachleitengegend 2
2.1.2 Strecke 2 – Warth 3
2.1.3 Strecke 3 – Völlerndorf 4
2.1.4 Strecke 4 – Kremnitzbachmündung 5
2.1.5 Strecke 5 – Neuhofen 6
2.1.6 Strecke 6 – Neubacher Au 7
2.2 Methodik der Fischbestandserhebung 8
2.3 Wassertemperatur 9
2.3.1 Pegel Hofstetten 9
2.3.2 Wassertemperatursonden 10
2.3.3 Klimadaten 11
2.4 Hydromorphologische Beeinträchtigungen 12
3 Ergebnisse 13
3.1 Fischbestand 13
3.1.1 Fischregionen 13
3.1.2 Metarhithral (Strecken 1 und 2) 14
3.1.3 Hyporhithral (Strecken 3 und 4) 17
3.1.4 Epipotamal (Strecken 5 und 6) 23
3.2 Durchfluss am Pegel Hofstetten 29
3.3 Wassertemperatur 30
3.3.1 Langzeittrend Wassertemperatur 30
3.3.2 Langzeittrend Durchfluss 32

3.3.3 Sommerliche Wärmephasen 33
3.3.4 Wärmephasen in der Zeitreihe am Pegel Hofstetten 36
3.3.5 Frühjahrserwärmung 38
3.3.6 Die Wassertemperaturen der Sondenmessungen Juli 2013 bis Juni 2014 39
3.3.7 Wassertemperaturen im Längsverlauf 41
3.3.8 Wärmephasen im Längsverlauf 45
3.4 Hydromorphologische Eingriffe 47
3.4.1 Morphologischer Zustand 47
3.4.2 Querbauwerke 48
3.4.3 Staue und Restwasserstrecken 51
4 Zusammenfassung & Diskussion 53
4.1 Zusammenfassung der fischökologischen Bestandserhebung 53
4.2 Thermales Regime 58
4.3 Anthropogene Nutzungen 60
4.4 Synthese 65
4.5 Fazit 72
5 Referenzen 74

1 Einleitung

1.1 Projekthintergrund

Die Bedeutung der Pielach als einer der wichtigsten Voralpenflüsse Niederösterreichs steht außer Frage. Die Unterschutzstellung weiter Bereiche des Unter- und Mittellaufs durch das Natura2000 Gebiet „Niederösterreichische Alpenvorlandflüsse und Pielachtal“, die direkte Anbindung an die Fließstrecke der Donau zwischen den Kraftwerken Melk und Altenwörth, oder der Umstand, dass in der Pielach eine der letzten nachweislich vitalen Huchenpopulationen existiert, unterstreichen dies.
Die Pielach bietet gerade im Unter- und Mittellauf weite Strecken mit morphologisch hochwertigem Habitat. Beispiele für Abschnitte mit typischen Lebensräumen sind u. a. die Neubacher Au oder Bereiche flussab von Prinzersdorf. Anthropogene Veränderungen wie Kontinuumsunterbrechungen, Regulierungen und Ausleitungsstrecken sind freilich trotzdem vorzufinden; systematische Veränderungen wie an anderen, benachbarten Gewässern (Melk, Erlauf, etc.) fanden jedoch nicht statt. Dennoch, Befischungsergebnisse aus den letzten Jahren zeigen, dass die Pielach nur im untersten Abschnitt von der Mündung bis zum ersten Wehr (Spielberger Wehr) einen guten fischökologischen Zustand aufweist (Unfer et al. 2012). Flussauf des Spielberger Wehrs wird nur noch der mäßige fischökologische Zustand erreicht.

Die nicht zufrieden stellende fischökologische Situation bei gleichzeitig hohem ökologischem Potential zeigt dringenden Handlungsbedarf an diesem Gewässer. Ziel der vorliegenden Studie war es, Datengrundlagen zu schaffen, mit deren Hilfe aktuelle Defizite und Bedrohungen abgebildet und potentielle Risiken zukünftiger Entwicklungen abgeschätzt werden. Zu diesem Zweck wurden fischökologische Daten für den gesamten Flusslauf generiert, mit denen die Entwicklung der Bestände der letzten 10 Jahren abgebildet werden kann. Des Weiteren wurde ein Fokus auf die Entwicklung der Wassertemperatur gelegt und diese im Kontext anthropogene Eingriffe betrachtet. Gerade von der Pielach ist bekannt, dass es in den letzten Jahren vermehrt Probleme mit erhöhten Wassertemperaturen, insbesondere in Restwasserstrecken, gab. So wurde seit 2003 zweimal ein Fischsterben im Zusammenhang mit sommerlichen Temperaturspitzen beobachtet, bei dem jeweils der Huchen besonders betroffen war (persönliche Mitteilung der ÖFG). Die Auswirkungen erhöhter Wassertemperaturen betreffen jedoch auch die Äsche, deren Lebensraum sich früher auch auf den Unterlauf der Pielach erstreckte, durch die Temperaturerhöhung jedoch flussauf verschoben wurde.

Bestehende und mögliche zukünftige anthropogene Eingriffe in die Pielach, wie die Entfernung von Ufervegetation, die Präsenz oder die Schaffung neuer Stau- oder Restwasserstrecken, oder andere das Temperaturregime beeinträchtigende Maßnahmen werden im Kontext dieser Studie, unter Berücksichtigung des Klimawandels, angesprochen.

1.2 Thermales Regime von Fließgewässern

Fließgewässer stellen dynamische Systeme dar, in denen eine Vielzahl an physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen parallel und fortlaufend stattfinden. In diesem chemo-physikalischen Gefüge von Fließgewässern stellt die Wassertemperatur einen elementaren Faktor dar, der räumlichen und zeitlichen Schwankungen unterliegt.

Nach Caissie (2006) wird das Temperaturregime eines Fließgewässers vornehmlich durch Energieaustauschprozesse in vier Wirkungsbereichen geprägt: (1) Atmosphäre, (2) Topographie, (3) Abfluss und (4) Flussbett. Die ersten beiden Bereiche umfassen Faktoren (z.B. Sonneneinstrahlung, Lufttemperatur, Beschattung, Ausrichtung zur Sonne), die primär an der Wasseroberfläche stattfinden, und den Energieaustausch zwischen Luft und Wasser umfassen. Der dritte Bereich Abfluss (z.B. Durchfluss, Gefälle) bestimmt die vorhandene Temperaturkapazität eines Flusses über das Volumen bzw. den Volumensstrom. Unter dem vierten Punkt sind Prozesse zu finden (z.B. Grundwasserzufluss, Wärmeleitung), die am bzw. im Gewässergrund stattfinden. Über den gesamten Lauf eines Flusses gesehen, dominieren Wirkungsmechanismen aus den ersten beiden Bereichen. Die bedeutendsten Prozesse dabei sind die Sonneneinstrahlung (kurzwellige Strahlung), die Wärmestrahlung (langwellige Strahlung), Energieflüsse durch Verdunstung sowie die Konvektion.

Trotz der Komplexität in Entstehung und Veränderung von Wassertemperaturen finden sich allgemein gültige Gesetzmäßigkeiten in Bezug auf thermische Prozesse in Fließgewässern. Die Grundlegendste darunter ist eine Zunahme der mittleren Temperaturen im Längsverlauf. Die Quelltemperatur entspricht in der Regel ca. der mittleren Jahreslufttemperatur und zeigt geringe tägliche aber auch jährliche Schwankungen. Energieeintrag flussab der Quelle führt zu einer Erwärmung des Gewässers. Dabei nähern sich die aktuelle Luft- und Wassertemperatur aneinander an. Die Temperaturzunahme im Längsverlauf ist jedoch nicht linear und hängt stark von der Gewässerdimension ab, d.h. in kleineren Flüssen ist die Zunahme größer. Weiters spielt im Erwärmungsprozess die Verteilung des vorhandenen Wasservolumens im Querschnitt und somit der Gewässertyp eine Rolle: Seichtes Wasser erwärmt sich schneller als tiefes, d.h. verzweigte Systeme mit vielen Seitenarmen und vielen

flachen Strukturen begünstigen die atmosphärisch bedingte Erwärmung aufgrund einer größeren Oberfläche, an der es zu Austauschprozessen zwischen Luft und Wasser kommen kann. Dieser grundlegende Erwärmungsgradient im Längsverlauf kann durch lokale Einwirkungen wie z.B. Zubringer oder Grundwassereintritte beeinflusst werden, wobei sowohl kühlende als auch erwärmende Veränderungen auftreten können. Einen Sonderfall stellen Seenausrinne dar, die mitunter eine longitudinale Abkühlung aufweisen können (z.B. Traun flussab von Gmunden).

Neben den räumlichen (longitudinalen) Unterschieden im thermalen Regime eines Flusses zeigt die Wassertemperatur Schwankungen im zeitlichen Verlauf. Dabei sind jahres- und tageszeitliche Schwankungen festzustellen. Am geringsten sind diese Schwankungen an der Quelle, am größten in flachen und sehr breiten Bereichen. Dementsprechend nehmen die täglichen Temperaturspannen im Längsverlauf zunächst bis zu dem Punkt zu, an dem die Erwärmung durch atmosphärische Prozesse aufgrund der zu großen Wassertiefe verhältnismäßig weniger wirksam wird. Dementsprechend können die Temperaturamplituden in großen Flüssen wieder abnehmen. Saisonal gesehen, sind die täglichen Tagesschwankungen im Frühjahr und Sommer am stärksten ausgeprägt. In den Wintermonaten herrschen generell Wassertemperaturen knapp über dem Gefrierpunkt vor. In gemäßigten Breiten liegt die Jahresamplitude der mittleren Monatsmittelwerte im Oberlauf immer unter 20°C, im Mittel- und Unterlauf darüber (Caissie 2006).

Im Querprofil eines Fließgewässers sind aufgrund der vorhandenen Turbulenz nur geringe Unterschiede zu finden. Lediglich in reich strukturierten Gewässern können sich merkbare Temperaturunterschiede zwischen der fließenden Welle im Hauptfluss und stagnierenden Flachwasserbereichen (Schotterbänke, Totholz- und Uferstrukturen, schwach durchströmte Buchten) ausbilden (Jungwirth et al., 2003).

1.3 Ökologische Bedeutung der Wassertemperatur

Die Wassertemperatur bildet in Wechselwirkung mit anderen Faktoren die abiotischen Rahmenbedingungen für den aquatischen Lebensraum innerhalb eines Flusses. Ökologisch wirksam, z.B. die Beeinflussung von Artvorkommen, sind sowohl die räumliche (longitudinale) als auch die zeitliche (täglich und jahreszeitlich) Komponente des thermalen Regimes. Nicht nur das Erreichen gewisser Temperaturen, sondern auch der Zeitpunkt, an dem gewisse Temperaturen erreicht werden spielt eine Rolle für aquatische Organismen.

Fische als wechselwarme Lebewesen sind nicht in der Lage ihre Körpertemperatur aktiv zu steuern und somit maßgeblich von ihrer Umgebungstemperatur beeinflusst. Die Wassertemperatur beeinflusst eine Reihe von physiologischen und biochemischen Prozessen von Fischen und aller ihrer Lebensstadien. Die Wassertemperatur kontrolliert die Stoffwechselrate (Enzymaktivität), limitiert den möglichen Abtransport oder die Nachlieferung von Stoffen, beeinflusst Nahrungsaufnahme, Fortpflanzungsfähigkeit sowie Resistenz gegenüber Krankheitserregern und kann Effekte anderer Faktoren maskieren (z.B. Wirkung von Giftstoffen). Schlussendlich fungiert die Wassertemperatur als leitender Faktor, da die Fische ihren Energiehaushalt zu optimieren versuchen und nach Bereichen mit optimalen Temperaturen streben, d.h. aktiv nach Habitaten mit passender Temperatur suchen. Die ultimative Reaktion des Fisches auf ungeeignete Temperatur ist der Tod (Küttel et al., 2002).

Prinzipiell werden Kalt- (mittlere Sommertemperatur 11-15°C), Kühl- (21-25°C) und Warmwasserarten (>27°C) unterschieden, dazu kommen arktische Arten (nie >10°C). Eine Limitation des Artvorkommens kann sowohl durch thermische Hoch- als auch Tiefwerte gegeben sein. Festzuhalten ist, dass Grenzwerte, die in der Literatur zu finden sind, keinesfalls als absolute Grenzwerte zu sehen sind. So spielt nicht nur die Temperatur als solche, sondern auch die Geschwindigkeit, mit welcher diese erreicht wird und die damit einhergehende Akklimatisationszeit für den Fisch eine entscheidende Rolle. Außerdem ist der Zeitraum, über welchen die Temperatur auftritt, von Bedeutung. Neben diesen thermalen Spezifika selbst spielen weitere biotische und abiotische Randbedingungen eine Rolle. So verfügen die verschiedenen Altersstadien wie auch unterschiedliche genetische Linien einer Art über unterschiedliche Anpassungspotentiale. Weiters ist es für adulte Fische ein Leichtes, aktiv geeignete Habitate innerhalb eines Gewässers aufzusuchen als für Eier oder Larven. Als abiotische Randbedingungen sind der Sauerstoffgehalt und die Wasserqualität zu nennen (Küttel et al., 2002).

Es gibt eine Reihe von Begriffen, um die unterschiedlichen Temperaturbereiche, die auf aquatische Organismen wirken, zu benennen. Der Letaltemperatur steht die Optimumtemperatur gegenüber. Erstgenannte ist die Temperaturschranke, ab dem die Organismen sterben. Die Optimumtemperatur umfasst den Bereich, in dem eine optimale Wachstumsrate festzustellen ist. Innerhalb dieser kann der Bereich der Vorzugs- oder Präferenztemperatur ausgewiesen werden – ein Bereich, den sich der Fisch bei Wahlfreiheit selbst wählt und besonders stark von der individuellen Akklimatisationszeit und genetischen Präposition abhängt. Zwischen Optimum- und Letaltemperatur befindet sich der Bereich des Suboptimums. In diesem Temperaturbereich treten Anzeichen von Stress auf, z.B.

verringerte Nahrungsaufnahme. Der longitudinale Temperaturgradient von der Quelle zur Mündung führt in Flüssen zu einer Abfolge von kaltwasserliebenden (oligotherm) hin zu warmwassertoleranten (mesotherm) Arten. Für die Ausprägung der Fischzönose scheinen die Letaltemperaturen weniger Rolle zu spielen als sogenannte subletale Effekte, z.B. die/eine Beeinträchtigung des Energiestoffwechsels (Reinartz 2007).

Zusammenfassend ist zu sagen, dass ungünstige Temperaturverhältnisse eine Vielfalt an negativen Auswirkungen auf Fische haben können. Die Untersuchungen dieser Arbeit fokussieren primär auf die Rolle von warmen, respektive anthropogen erhöhten Wassertemperaturen.

1.4 Eingriffe ins thermische Regime

Anthropogene Eingriffe betreffen Gewässer in vielfältiger Weise. Zumeist stehen dabei das Längskontinuum bzw. die Wanderbarkeit des Gewässers sowie hydromorphologische Eingriffe im Fokus von Untersuchungen. Folgende Eingriffe können auch eine Relevanz bezüglich einer möglichen Temperaturerhöhung haben: gestaute Abschnitte mit stagnierendem Abfluss an Querbauwerken, Verringerung des Durchflusses sowie die Reduktion der natürlichen Beschattung. Hinzu kommen klimatische Veränderungen, ausgelöst durch den globalen Klimawandel, die sowohl Temperatur als auch Niederschlag und somit den Durchfluss betreffen und in Wechselwirkung mit den anderen Eingriffen treten. Eine detaillierte Abschätzung über die langfristigen Folgen einer Temperaturerhöhung durch den Klimawandel ist aufgrund des vielschichtigen Wirkungsgefüges und der genetischen Plastizität von Fischen äußerst schwierig.

Stauhaltungen zeigen aufgrund ihrer flusstypverändernden Wirkung großen Einfluss auf aquatische Habitate. Die veränderten Strömungs-, Tiefen- und Sedimentverhältnisse führen per se zu einem völlig veränderten Habitatgefüge innerhalb des Wasserkörpers. Oberhalb des Querbauwerks können die veränderten Strömungsverhältnisse auch Auswirkungen auf die Wassertemperatur haben. Handelt es sich um eine Ausleitung, so kann das verringerte Abflussvolumen flussab des Querbauwerks Erwärmungsprozesse begünstigen. Die Effekte einer Abflussverringerung können dabei nicht in jedem Fall durch ausgleichende Maßnahmen wie z.B. zusätzliche Beschattung aufgehoben werden. Das Ausmaß der Effekte ist von Faktoren wie der geografischen Lage, dem Ausmaß der Abflussveränderung, den klimatischen Gegebenheiten sowie der Größe und Tiefe der Stauhaltung abhängig (Jungwirth et al., 2003).

Die Beschattung durch Ufervegetation stellt auch abseits von Ausleitungsstrecken einen wichtigen Faktor im Temperaturregime dar. Insbesondere in kleineren Gewässern, wo ein großer Anteil des Querschnitts durch Ufervegetation beschattet wird, kann diese eine Erwärmung deutlich hintanhalten. Die Entfernung von Ufervegetation kann somit eine Erwärmung des Gewässers nach sich ziehen. Zusätzlich sorgt die Ufervegetation für den Eintrag von organischem Material und spielt eine habitat- und strukturbildende Rolle im Gewässersystem.

1.5 Temperaturpräferenzen von Fischarten

Vorliegendes Kapitel dient als Informationsbasis, welche Temperaturbereiche in der Literatur für bestimmte Fischarten abgegrenzt werden. Es zeigt auch, dass eine endgültige Festlegung von Grenzwerten kaum möglich ist. Entweder es fehlt eine ausreichende Informationsgrundlage oder die vorhandenen Daten zeigen ein sehr heterogenes Bild, das eine Berücksichtigung des Untersuchungskontextes erfordert. Die vorliegenden Charakterisierungen beschreiben die thermischen Einnischungen und sollen letztendlich eine Diskussion möglicher thermisch bedingter Stresssituationen für Arten und ihrer Lebensstadien ermöglichen. Die Berücksichtigung der unterschiedlichen Lebensstadien ist vor allem in Hinblick auf bestandbildende Populationen von Interesse. Aufgrund der Ausrichtung der vorliegenden Studie werden vornehmlich die oberen Temperaturgrenzen behandelt. Die thermischen Charakterisierungen basieren primär auf der Arbeit von Küttel et al. (2002) und den darin enthaltenen Quellen. Dabei werden vor allem die generellen Temperaturansprüche beschrieben, ohne mögliche lokale Anpassungen zu berücksichtigen. Zusätzliche Quellen werden im Text zitiert.

1.5.1 Bachforelle (*Salmo trutta fario*)

Die Bachforelle kann bezüglich ihrer Temperaturpräferenzen als relativ gut erforscht bezeichnet werden. Die Eientwicklung findet unter 10°C mit geringen Mortalitätsraten statt. Ab 10°C mehren sich die Verluste und ab 15°C sterben alle Eier ab, wobei hier auch Grenzwerte von 12-13°C in der Literatur zu finden sind. Die Vorzugstemperatur von Juvenilen liegt in einem Bereich von 6-14°C. Für adulte Individuen werden 14-17°C als Vorzugsbereich ausgewiesen. Bezüglich der Maximaltemperaturen ist eine Vielzahl an Werten zu finden, die einen Bereich von 25 bis 30°C umspannen. Hier zeigt sich deutlich, je mehr Studien zu einer Art vorhanden sind, desto heterogener wird die Information.

1.5.2 Regenbogenforelle *(Oncorhynchus mykiss)*

Die Eier verfügen über einen Optimalbereich zwischen 8 und 11°C, sterben aber erst ab Temperaturen von 18°C ab. Das Optimum der Juvenilen liegt bei 17°C, die Letaltemperatur bei etwa 26°C. Ähnlich der Bachforelle ist für das Optimum der Adulten eine Vielzahl an Werten zu finden, die einen Bereich von 10 bis 22°C umspannen. Die Vorzugstemperatur liegt bei 16-19°C. Maximaltemperaturen über 25°C werden kritisch, wobei auch Maximaltemperaturen bis 30°C in der Literatur zu finden sind.

1.5.3 Äsche (*Thymallus thymallus*)

Die Eientwicklung findet in einem Temperaturbereich von 6 bis 13°C statt. Ab 14°C sterben Eier ab, über 16°C ist ein Totalausfall zu erwarten. Die Vorzugstemperatur ist zwischen 15 und 17°C zu finden, wobei ein optimales Wachstum von 4 bis 18°C zu beobachten ist. Bezüglich der Maximaltemperaturen von Adulten zeigt die Äsche eine größere Sensitivität. Der kritische Bereich wird mit 18 bis 24°C angegeben. Es ist davon auszugehen, dass Temperaturen über 25°C nicht toleriert werden. Schmitz & Schuman (1982) halten fest, dass Äschen nur in Gewässern vorkommen, deren mittlere Sommertemperatur 17 °C nicht übersteigt. Für die Fortpflanzung der Äsche ist ein besonders enger Optimalbereich von 6-8°C zu nennen.

1.5.4 Huchen (*Hucho hucho*)

Detaillierte Informationen zur thermalen Einnischung des Huchens sind kaum vorhanden. Insofern sind die hier angeführten Werte als grobe Charakterisierung zu verstehen. Lediglich für die Eientwicklung gibt es Laboruntersuchungen. Günstig sind Temperaturen zwischen 6 und 12°C, ein Optimum wird zwischen 9 und 10°C angegeben. Adulte tolerieren Temperaturen bis 20°C, wobei kurzfristige Spitzen bis 26-27°C wohl auch toleriert werden (Ratschan 2014). In der Literatur findet sich immer wieder die Angabe von Holcik et al. (1989), wonach in Huchenflüssen üblicherweise 15°C nicht überschritten werden. Diese Angabe erscheint, selbst wenn es sich um einen langjährigen Mittelwert handeln sollte, als äußerst fragwürdig.

1.5.5 Nase (*Chondrostoma nasus*)

Die Eier benötigen Temperaturen von 12 bis 17°C (bis 19°C). Adulte Fische bevorzugen einen Temperaturbereich zwischen 8 und 17°C. Weitere Angaben für den bevorzugten Bereich gehen bis 20°C.

1.5.6 Aitel (*Squalius cephalus*)

Die Eier sterben bei Temperaturen unter 16 und über 30°C. Eine Zunahme der Mortalitätsrate ist ab 24°C zu beobachten. Der Optimalbereich des Aitels liegt zwischen 8 und 25°C. Der kritische Bereich beginnt ab 27°C.

2 Datengrundlagen

2.1 Beprobungsstrecken der Fischbestandserhebung

Das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Studie umfasst mit Ausnahme der obersten Flusskilometer den gesamten Flusslauf der Pielach. Entlang des Gewässers wurden die Beprobungsstellen so gewählt, dass einerseits die Vergleichbarkeit mit früheren Datensätzen (Unfer und Jungwirth 2005; Zobl, 2001) gewährleistet ist und andererseits, dass die Fischzönose im Längsverlauf des Gewässers abgebildet wird. In Summe wurden entlang des Gewässerverlaufs sechs Befischungsstrecken gewählt (Abb. 1). Gemäß NGP (Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan) liegt Strecke 1 (Bereich Pielachleitengegend) im Epirhithral. Strecke 2 befindet sich in der Nähe der Ortschaft Warth und ist Teil des Metarhithrals. Strecke 3 (Völlerndorf) liegt im Hyporhithral. Strecke 4 (Kremnitzbachmündung) liegt an der Übergangszone vom Hyporhithral zum Epipotamal. Die Strecken 5 (Neuhofen) und 6 (Neubacher Au) sind in der Barbenregion lokalisiert. Alle Strecken liegen im Vollwasser der Pielach. Die Darstellung der Fischbestandsdaten erfolgt getrennt nach Befischungsstrecken sowie im Fall der Strecken 3 und 4 bzw. 5 und 6 in einer Gesamtbetrachtung für das Hyporhithral bzw. Epipotamal. Die Befischung der Strecken 1 und 2 erfolgte am 28.10.2013, jene der Strecken 3 bis 6 am 04. Und 05.11.2013.

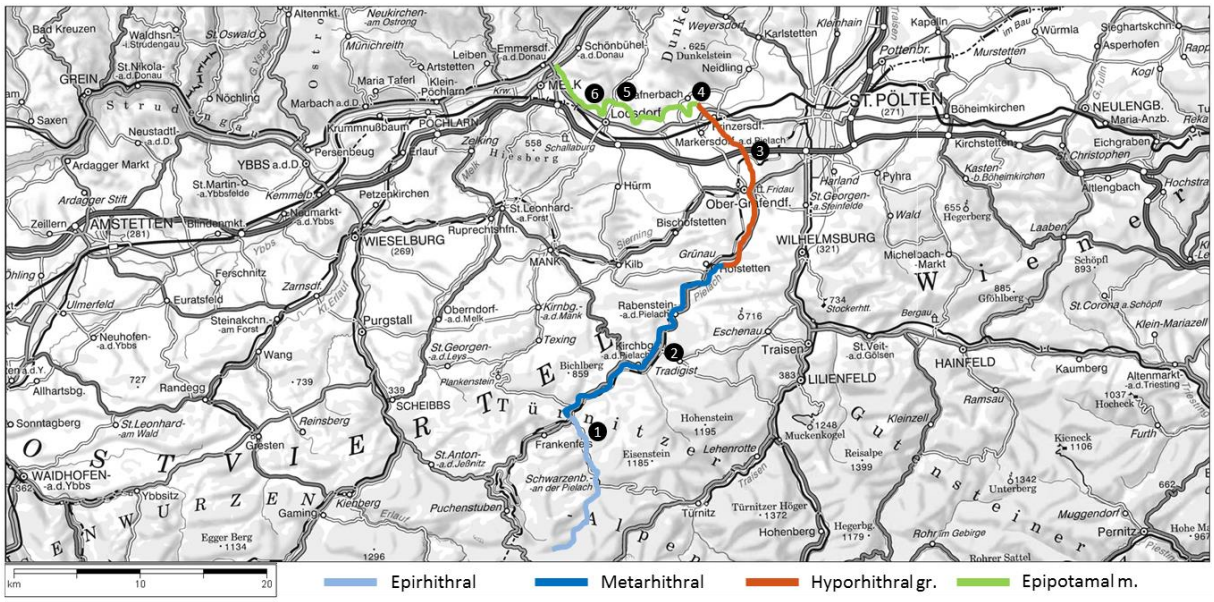


Abb. 1: Fischregionen (Quelle: NGP) und Lage der Befischungsstrecken. 1 Pielachleitengegend, 2 Warth, 3 Völlerndorf, 4 Kremnitzbachmündung, 5 Neuhofen, 6 Neubacher Au. [Kartengrundlage: ÖK 500, Quelle: BEV – Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen]

Aus fischökologischer Sicht deckt die Beprobung somit vier Fischregionen ab, wobei die Standardleitbilder der Kalkhoch- und Voralpen (Strecken 1 und 2) und des bayrisch-österreichischen Alpenvorlands und Flysch (Strecken 3 bis 6) anzuwenden sind (Tab. 1). Die derzeitige im NGP getroffene Einteilung der Fischregionen, wie auch die Leitbilder selbst, sind aus fachlicher Sicht jedoch zu hinterfragen bzw. aus Sicht der Autoren zu adaptieren. Folgende Vorschläge wurden für die untersuchten Bereiche getroffen (siehe auch Tab. 1):

- Strecke 1: Basierend auf der aktuell dokumentierten Fischzönose sowie aufgrund der Gewässerdimension (Abfluss, Gewässerbreite, Maximaltiefen, etc.) ist aus Sicht der Autoren für den Bereich Pielachleitengegend das Metarhithral anzuwenden.

- Strecke 3: Für den Bereich Völlerndorf (Hyporhithral gr.) gilt es, den Huchen als Leitart im Leitbild zu führen. Die derzeitige Einstufung als Begleitart ist als unzutreffend anzusprechen, da der Bereich Völlerndorf noch im zentralen Ausbreitungsgebiet des Huchens liegt. Historische Aufzeichnungen belegen, dass die obere Ausbreitungsgrenze zumindest beim Kirchberger Wehr lag (DFG 1888, siehe auch Ratschan 2014).

- Für die Strecken 5 und 6 werden im Leitbild „Epipotamal mittel“ sechs Änderungen empfohlen. Die Arten Elritze, Hecht und Rotauge werden aktuell als seltene Begleitart geführt. Eine Einstufung als Begleitart ist aus Sicht der Autoren zutreffender. Der Huchen, derzeit als seltene Begleitart gelistet, verdient jedenfalls eine Einstufung als Leitart (siehe oben). Die Bachforelle wird herabgestuft und als seltene Begleitart geführt. Als zusätzliche Art wird der Streber (*Zingel streber*) aufgenommen.

Tab. 1: Fischökologische Leitbild, Realfang und Artenverteilung für die sechs Beprobungsstellen.
** Adaptiertes bzw. neu zugewiesenes Leitbild. s= seltene Begleitart; b= Begleitart; l= Leitart*

Fischarten		Pielachleiten-gegend				Warth			Völlerndorf				Kremnitzbachm.				Neuhofen		Neubacher Au		Gesamt	
dt. Bez.	***wissensch. Bez.***	Epirhithral	*Metarhithral**	Stück	%	Metarhithral	Stück	%	Hyporhithral gr.	*Hyporhithral gr.**	Stück	%	Epipotamal m.	*Epipotamal m.**	Stück	%	Stück	%	Stück	%	**Stück**	**%**
Aalrutte	*Lota lota*		s			s			l	l			b	b								
Aitel	*Squalius cephalus*								b	b	72	16	l	l	135	53	6	3	41	14	**254**	**17**
Äsche	*Thymallus thymallus*		s	5	4	s	41	23	l	l	8	2	b	b	2	1	7	4	2	1	**65**	**4**
Bachforelle	*Salmo trutta fario*	l	l	34	30	l	107	59	l	l	13	3	b	s					1	0	**155**	**11**
Bachschmerle	*Barbatula barbatula*								l	l	17	4	b	b	2	1	4	2	9	3	**32**	**2**
Barbe	*Barbus barbus*								b	b	2	0,4	l	l	18	7	25	14	11	4	**56**	**4**
Bitterling	*Rhodeus amarus*												s	s								
Elritze	*Phoxinus phoxinus*								l	l	218	49	s	b	11	4	26	14	70	24	**325**	**22**
Flussbarsch	*Perca fluviatilis*								s	s			b	b								
Goldsteinbeißer	*Sabanejewia balcanica*												s	s								
Gründling	*Gobio obtusirostris*								b	b			b	b	5	2	40	22	17	6	**62**	**4**
Hasel	*Leuciscus leuciscus*								b	b			b	b								
Hecht	*Esox lucius*								s	s			s	b								
Huchen	*Hucho hucho*								b	l	2	0,4	s	l			1	1	1	0	**4**	**0,3**
Koppe	*Cottus gobio*	b	l	25	22	l	15	8	l	l	21	5	b	b	2	1	30	16	15	5	**108**	**7**
Laube	*Alburnus alburnus*												b	b								
Moderlieschen	*Leucaspius delineatus*												s	s								
Nase	*Chondrostoma nasus*								b	b			l	l	6	2	2	1	1	0	**9**	**1**
Neunauge	*Eudontomyzon mariae*								s	s			s	s								
Regenbogenforelle	*Oncorhynchus mykiss*			51	44		18	10			1	0,2			1	0			1	0	**72**	**5**
Rotauge	*Rutilus rutilus*												s	b								
Rotfeder	*Scardinius erythrophthalmus*												s	s								
Rußnase	*Vimba vimba*												s	s								
Schied	*Leuciscus aspius*												s	s								
Schneider	*Alburnoides bipunctatus*								b	b	91	20	l	l	71	28	41	22	127	43	**330**	**22**
Steinbeißer	*Cobitis elongatoides*												s	s			1	1			**1**	**0,1**
Strömer	*Telestes souffia*								b	b			s	s								
Weißflossengründling	*Romanogobio vladykovi*												s	s								
Zingel	*Zingel zingel*												s	s								
Streber	*Zingel streber*													s								
Gesamt				**115**	**100**		**181**	**100**			**445**	**100**			**253**	**100**	**183**	**100**	**296**	**100**	**1.473**	**100**
Fischarten (Anz.)				4	-		4	-			10	-			10	-	11	-	12	-	13	-
Leitarten Leitbild | Leitarten Nachweis				1 | 1	-		2 | 2	-			6 | 5	-			5 | 4	-	4 | 4	-	4 | 4	-	-	-
Begleitarten Leitbild | Begleitarten Nachweis				1 | 1	-		-	-			8 | 4	-			9 | 4	-	9 | 4	-	9 | 5	-	-	-
s. Begleitarten Leitbild| s. Begleitarten Nachweis				2 | 1	-		2 | 1	-			3 | 0	-			14 | 1	-	14 | 3	-	14 | 2	-	-	-
Leitarten Leitbild | Leitarten Nachweis*				*2 | 2*	-		-	-			*7 | 6*	-			*5 | 4*	-	*5 | 5*	-	*5 | 5*	-	-	-
Begleitarten Leitbild | Begleitarten Nachweis*				-	-		-	-			*7 | 3*	-			*11 | 5*	-	*11 | 5*	-	*11 | 5*	-	-	-
s. Begleitarten Leitbild| s. Begleitarten Nachweis*				*2 | 1*	-		-	-			*3 | 0*	-			*13 | 0*	-	*13 | 1*	-	*14 | 1*	-	-	-

2.1.1 Strecke 1 - Pielachleitengegend

Die im Oberlauf der Pielach gelegene Strecke (Abb. 2) ist 121 m lang. Die mittlere Flussbreite misst rund 7 m. Der hydromorphologische Zustand wird im aktuellen NGP (Entwurf 2014) als „gut“ eingestuft. Die Gewässersohle ist gut strukturiert, die Uferlinien sind teilweise reguliert. Ausreichend Ufervegetation sorgt für Beschattung und Sichtschutz. Das Strömungsbild ist heterogen und wird aufgrund der Lage der Strecke in den Türnitzer Alpen von höheren Fließgeschwindigkeiten dominiert.

Wie unter Punkt 2.1 bereits erläutert, ist der Bereich laut NGP noch der Oberen Forellenregion zuzuordnen. Aus fachlicher Sicht und für die Bewertung des fischökologischen Zustandes nach Haunschmid et al. (2006) wird jedoch die Untere Forellenregion empfohlen. Aufgrund einzelner Aufweitungen wurde die Strecke mit drei Polstangen befischt.

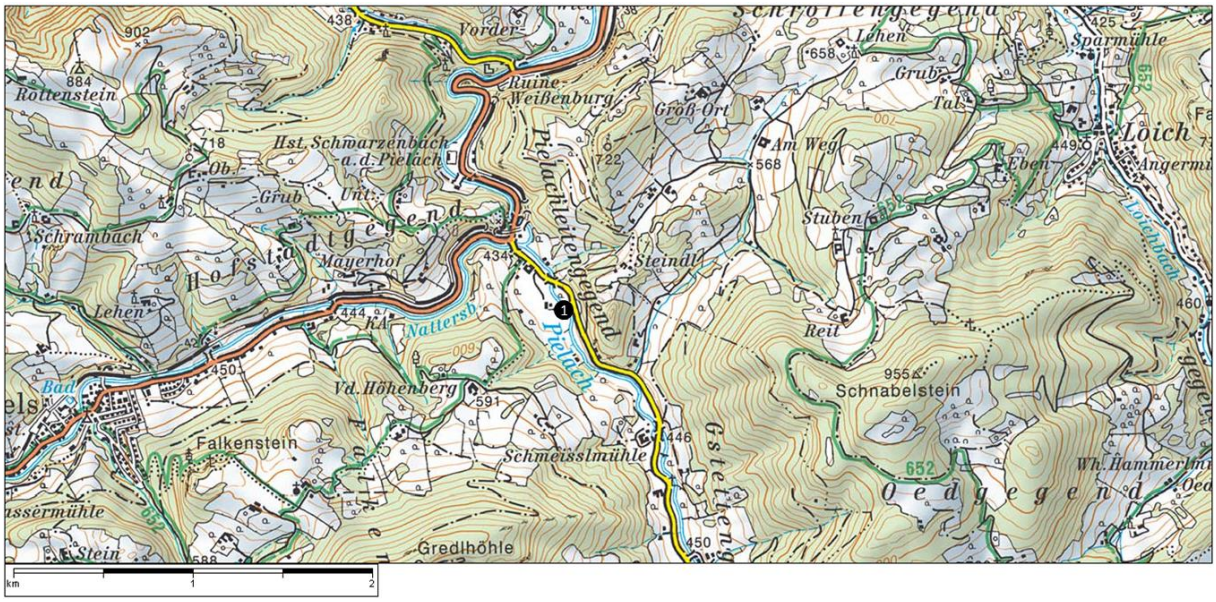


Abb. 2: Lage der Befischungsstrecke 1 Pielachleitengegend. [Kartengrundlage: ÖK 50, Quelle: BEV – Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen]. WP1: N47,984543005005 E15,362954037264 WP2: N47,9851969610899 E15,3620480373501

Abb. 3: Streckenfotos Strecke 1 – Pielachleitengegend

2.1.2 Strecke 2 – Warth

Strecke 2 liegt bei der Warther Straßenbrücke Richtung Hundsdorf (Abb. 4). Die befischte Strecke ist 153 m lang und im Mittel ca. 15 m breit. Der Abschnitt ist insgesamt als sehr homogen anzusprechen. Dies betrifft sowohl das Strömungsbild, die Choriotope, als auch die Breiten- und Tiefenvarianz. Die Fließgeschwindigkeit des befischten Bereichs ist beruhigt. Die Uferlinien sind teilweise gesichert, der Gewässerlauf wirkt begradigt. Ufervegetation ist nicht über den gesamten Streckenverlauf gegeben. Die Beschattung des Gewässerabschnitts ist als geringfügig einzustufen. Am unteren Ende der Befischungsstrecke und flussab davon (siehe rechtes Bild in Abb. 5) fehlt die Ufervegetation in weiten Teilen. Nennenswerte Strukturen als Fischlebensraum gibt es nur in Form von überhängender Vegetation bzw. Unterständen bei Wurzelstöcken und den teilweise unterspülten Ufern. Die hydromorphologische Zustandsbewertung des betrachteten Abschnitts fällt im NGP mit „mäßig“ aus.

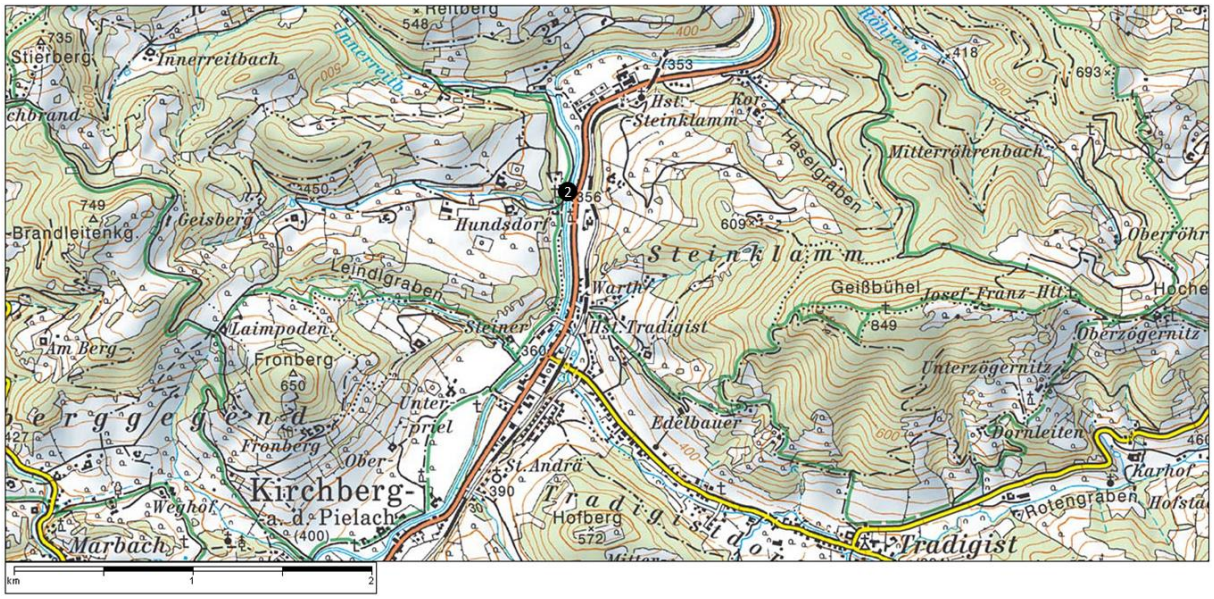


Abb. 4: Lage der Befischungsstrecke 2 Warth. [Kartengrundlage: ÖK 50, Quelle: BEV – Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen]. WP1: N48,046434978023 E15,451586963609 WP2: N48,0478709656745 E15,4518550168722

Abb. 5: Streckenfotos Strecke 2 – Warth

2.1.3 Strecke 3 – Völlerndorf

Diese Strecke befindet sich bereits in der Fischbioregion „Bayrisch - Österreichisches Alpenvorland und Flysch“. Beprobt wurde auf einer Länge von 175 m flussab der Straßenbrücke am Ortsrand von Völlerndorf (Abb. 6). Die mittlere befischte Breite liegt bei rund 18 m und erforderte den Einsatz von vier Polstangen. Dieser Abschnitt ist besser strukturiert als jener bei Warth.

Die Uferlinien werden durch die angrenzende Vegetation heterogen gestaltet. Es gibt viele Bereiche unterspülter Ufer bzw. Wurzelstöcke und krautige Vegetation, wo ausreichend Sichtschutz geboten wird. Ältere Baumbestände an der Uferlinie sorgen für einen besseren Kronenschluss und damit für mehr Beschattung als beispielsweise in Warth. Das Strömungsbild ist insgesamt beruhigt; einzelne Buchten sorgen für leichte Kehrströmungen. Die Tiefenvarianz ist besser ausgeprägt als in Warth. Am oberen Ende des befischten Abschnitts befinden sich zwei kleinere Kolke. Das Substrat wird von feinen Korngrößen (Grobkies, Kies, Sand) dominiert. Der hydromorphologische Zustand ist mit „gut“ eingestuft (NGP).

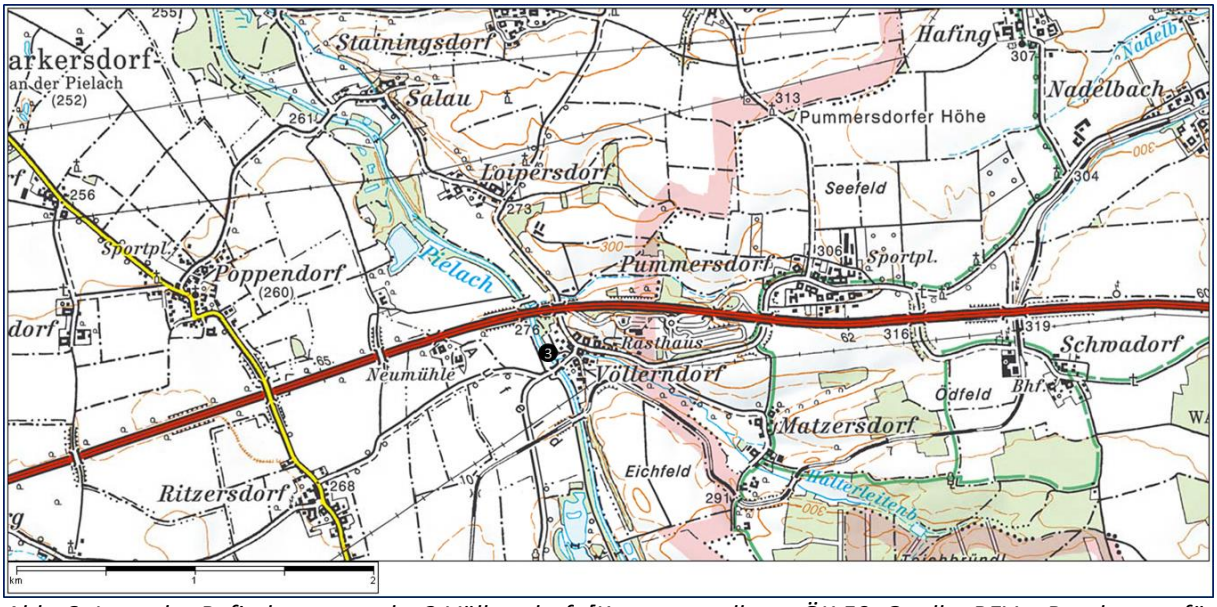


Abb. 6: Lage der Befischungsstrecke 3 Völlerndorf. [Kartengrundlage: ÖK 50, Quelle: BEV – Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen]. WP1: N48,174816984683 E15,547756981105 WP2: N48,1761770322918 E15,5464469734579

Abb. 7: Streckenfotos Strecke 3 – Völlerndorf

2.1.4 Strecke 4 – Kremnitzbachmündung

Am Übergang vom Hyporhithral zum Epipotamal mündet der Kremnitzbach auf Höhe der Ortschaft Pfaffing in die Pielach (Abb. 8). Direkt flussab der Mündung wurde die Pielach auf einer Länge von 147 m beprobt. Die mittlere Gewässerbreite liegt bei knapp 13 m. Befischt wurde mit vier Polstangen, wobei aufgrund der vorherrschenden Gewässertiefen auch vom Boot aus beprobt wurde. Der befischte Abschnitt liegt über weite Teile entlang einer Steilwand mit ausgeprägten Prall- und Gleituferhabitaten. Die Gewässertiefen und das Strömungsbild sind heterogen gestaltet.

Besonders der obere Abschnitt der Befischungsstrecke ist mit Totholz gut strukturiert. Zusätzlicher Sichtschutz durch angrenzende Vegetation ist nur geringfügig gegeben. Das Substrat ist ähnlich wie in Völlerndorf durch feinere Choriotoptypen bestimmt. Der

hydromorphologische Zustand wird im NGP mit „gut“ eingestuft. Zu erwähnen ist, dass unmittelbar bei der Kremnitzbachmündung das Abwasser einer angrenzenden Kläranlage einmündet.

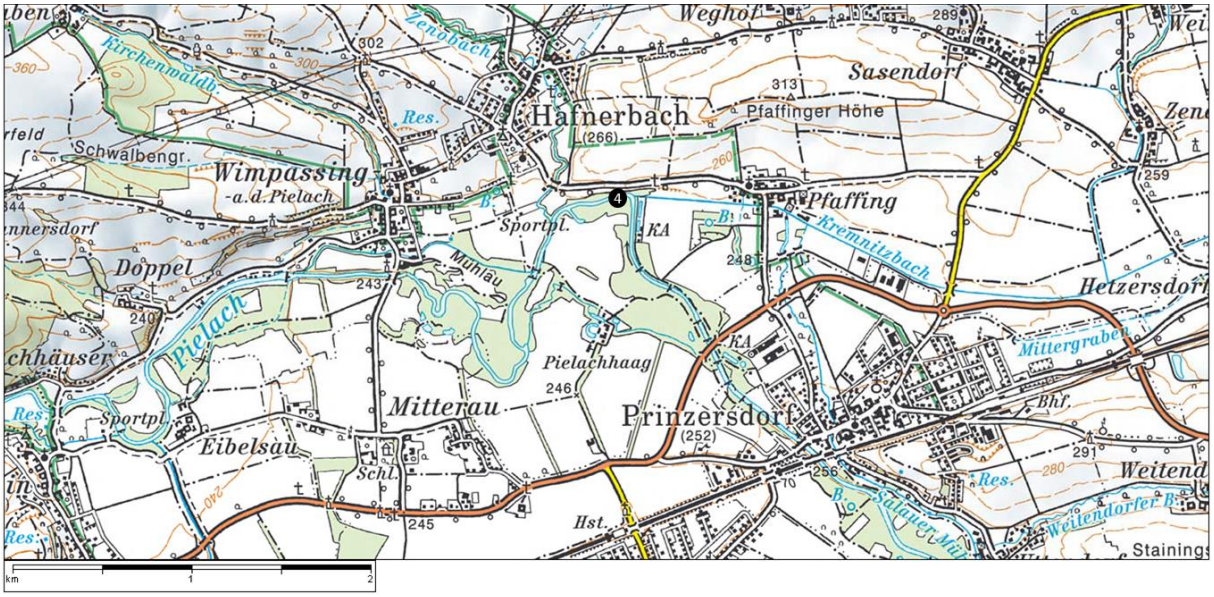


Abb. 8: Lage der Befischungsstrecke 4 Kremnitzbachmündung. [Kartengrundlage: ÖK 50, Quelle: BEV – Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen]. WP 1: N48,213214986026 E15,497970990837 WP2 N48,2131989765912 E15,4961889982223

Abb. 9: Streckenfotos Strecke 4 - Kremnitzbachmündung

2.1.5 Strecke 5 – Neuhofen

Einen knappen Kilometer flussauf des Neuhofner Wehrs wurde ein 185 m langer und im Mittel 23 m breiter Abschnitt beprobt. Die Strecke liegt am Ende einer Schluchtstrecke, wo die Pielach ein Felsplateau am Rande des Dunkelsteiner Waldes durchbrochen hat (Abb. 10). Die Befischung erfolgte mit vier Polstangen watend und vom Boot aus. Das Boot deckte dabei weite Bereiche ab, während das watende Team flussab flüchtende Fische abfing. Der hydromorphologische Zustand dieses Gewässerabschnitts wird im NGP mit „gut“ eingestuft. Die Gewässersohle zeichnet sich durch ein heterogenes Substratbild aus. Auch die Uferlinien

sind über weite Teile gut strukturiert. Alte Baumbestände sorgen für überhängende Vegetation mit Beschattungs- und Sichtschutzeffekt. Die Varianz der Maximaltiefen ist hoch. Das Strömungsbild ist gleichmäßig, wobei die Fließgeschwindigkeiten besonders im unteren Bereich der befischten Strecke niedrig sind; dies ist vermutlich darauf zurück zu führen, dass dieser Teil der Strecke bereits im Stauwurzelbereich des Neuhofner Wehrs liegt.

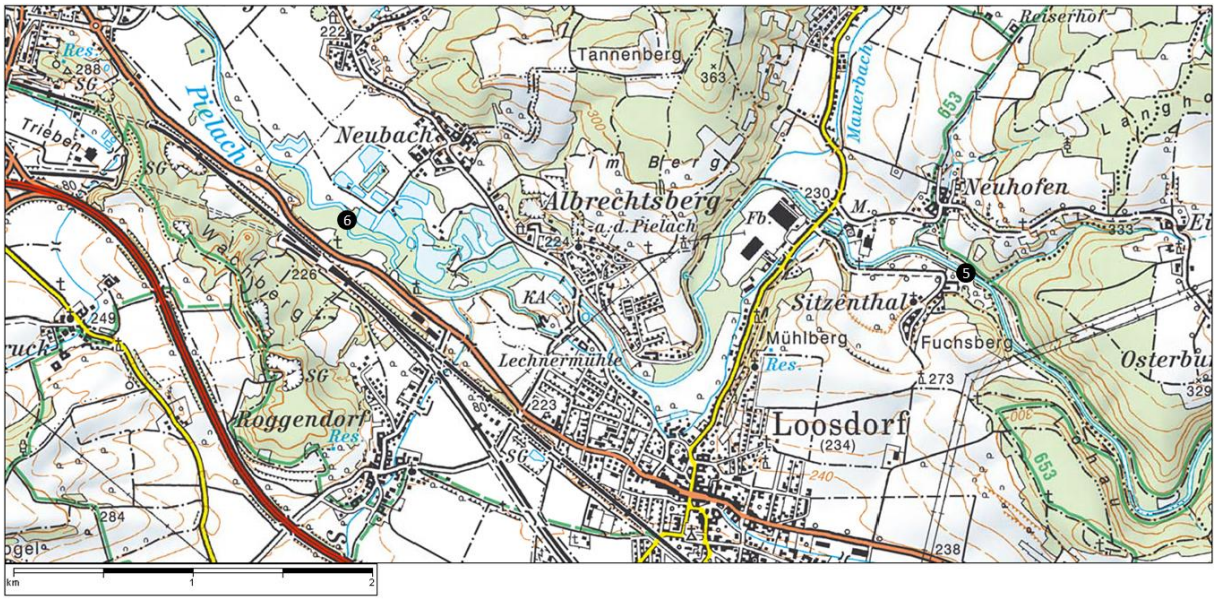


Abb. 10: Lage der Befischungsstrecke 5 Neuhofen und 6 Neubacher Au. [Kartengrundlage: ÖK 50, Quelle: BEV – Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen]. Neuhofen WP1: N48,213214986026 E15,497970990837 WP2: N48,2131989765912 E15,4961889982223. Neubacher Au WP1: N48,213705997914 E15,374770006165 WP2: N48,2150119822472 E15,3744720295071

Abb. 11: Streckenfotos Strecke 5 – Neuhofen (links), Strecke 6 – Neubacher Au (rechts)

2.1.6 Strecke 6 – Neubacher Au

Die Neubacher Au wurde bei einer durchschnittlichen Breite von 16 m mit 4 Polstangen auf einer Länge von 175 m beprobt. Die Strecke umfasst einen Kolk mit umfassenden Totholzansammlungen, einen Rinner mit unterspülten und gut strukturierten Ufern und eine rascher fließende Furt. Insgesamt bietet die Befischungsstrecke aufgrund der heterogenen

Lebensraumverhältnisse ausreichend Habitat für die aquatische Fauna des Epipotamals. Zusätzlich zu der quantitativen Fischbestandserhebung wurde flussauf der Befischungsstrecke mit dem Boot qualitativ beprobt. Dazu wurden tiefe Totholzbereiche mit der Polstange punktuell abgesucht. Der hydromorphologische Zustand der Neubacher Au wird im NGP mit „gut“ eingestuft.

2.2 Methodik der Fischbestandserhebung

Bei der Elektrobefischung und der darauf aufbauenden Datenauswertung kommen die Methoden von DeLury (1947) bzw. Seber und Le Cren (1967) zur Bestandsberechung zur Anwendung. Bei der DeLury-Methode werden die Untersuchungsstrecken in drei aufeinander folgenden Durchgängen (Runs), bei Seber und Le Cren in zwei aufeinander folgenden Durchgängen befischt. Aufgrund der abnehmenden Fangzahlen vom ersten bis zum letzten Durchgang kann auf den Gesamtbestand geschlossen werden.

Vor der Befischung wird die Untersuchungsstrecke am flussaufwärts gelegenen Ende abgesperrt. Dazu wird mit Hilfe eines feinmaschigen Netzes eine Absperrung errichtet. Die Absperrung verhindert ein Entkommen von Fischen aus der Untersuchungsstrecke in flussaufwärts liegende Bereiche. Im Anschluss an die Errichtung der Absperrung wird einige Zeit gewartet, bevor die Strecke in zwei oder drei Durchgängen befischt wird, wobei auf gleich bleibende Befischungsdauer und -intensität zu achten ist.

Die Befischungen an der Pielach wurden mit bis zu vier Rückenaggregaten (Leistung: 1,5 kW) und vier Polstangen- sowie vier Kescherführern durchgeführt. Zusammen mit den Kübelträgern bestand das Befischungsteam aus maximal 12 Personen. In den unteren drei Strecken (Kremnitzbachmündung, Neuhofen, Neuacher Au) wurde die Tiefenrinne, in der ein Waten nicht möglich war, zusätzlich von einem Schlauchboot aus beprobt.

Die Polführer haben darauf zu achten, dass das elektrische Feld immer die gesamte Flussbreite abdeckt. Bei der Befischung waten alle Polführer (bzw. fährt auch das Boot) auf gleicher Höhe flussauf. Die Methode erfordert ein erfahrenes und eingespieltes Team, das in der Lage ist, auch große Fischdichten quantitativ zu bewältigen. Bei der Befischung müssen alle vorkommenden Arten bzw. Stadien mit gleicher Intensität des Beprobungsaufwandes gefangen werden. Selektives Keschern größerer Fische ist unbedingt zu vermeiden. Die gefangenen Fische wurden entsprechend der abfolgenden Durchgänge (Runs) in getrennten Behältern gehältert. Im Anschluss wurden die Fische sofort vermessen, gewogen und für jeden Durchgang getrennt protokolliert. Abschließend wurden die Fische in die Strecke rückgesetzt.

Neben der Darstellung der typischen Bestandsmerkmale (Biomasse, Dichte, Populationsstruktur) ist die Bewertung des „Fischökologischen Zustandes“ der beprobten Bereiche gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie nach der nationalen Methode (Haunschmid et al. 2006) inkludiert. Die so erhobenen Daten werden mit bereits bestehenden Daten verglichen, um Entwicklungstendenzen feststellen zu können.

2.3 Wassertemperatur

Um den Verlauf der Wassertemperaturen an der Pielach darstellen zu können, finden in den Untersuchungen zwei Datensätze Verwendung: langjährige Daten vom Pegel Hofstetten sowie Daten für den gesamten Flusslauf für ein Jahr aus eigenen Aufzeichnungen des Instituts für Hydrobiologie und Gewässermanagements mittels Temperaturloggern. Um das Wirkungsgefüge des thermalen Regimes besser darstellen zu können, wurden zusätzlich klimatische Daten berücksichtigt.

2.3.1 Pegel Hofstetten

Der hydrographische Dienst des Landes Niederösterreich erfasst die Wassertemperaturen sowie den Durchfluss der Pielach an der Pegelstelle in Hofstetten kontinuierlich (Abb. 12). Die Pegelstelle (EZG-Größe 289,5 km²) weist eine Entfernung zur Quelle von 37 km auf und befindet sich somit ziemlich exakt in der Mitte des Pielach-Längskontinuums.

Das Referat ‚Hydrologie der Oberflächengewässer‘ des Amts der Niederösterreichischen Landesregierung hat die Daten für die Verwendung im Projekt bereitgestellt. Prinzipiell liegen die Werte mit Stundenauflösung vor, wobei die tatsächliche zeitliche Auflösung von der Aufzeichnungsmethodik abhängig ist. Wie in Tab. 2 zu sehen, wurden bis Ende 1987 Morgenmessungen vorgenommen. Bis 1997 kam ein analoger Datenschreiber zum Einsatz, auf Basis dessen ein Tagesmittelwert in die Datenbank einging. Beide Aufzeichnungsmethoden erlauben keine Auswertung des Tagesganges.

Erst mit dem Einsatz des digitalen Datenschreibers ist der volle Tagesgang der Temperaturen in der Datenbank des hydrographischen Dienstes darstellbar. Neben einer Datenlücke für die Jahre 2004 bis 2006 wurden im Jahr 2003 lediglich Morgentemperaturen erfasst. Zusätzlich zu den Wassertemperaturen sind auch die Durchflussdaten auf Basis von Tagesmittelwerten angefragt und verwendet worden.

Tab. 2: Übersicht der verwendeten Aufzeichnungsmethoden zur Erfassung der Wassertemperaturen am Pegel Hofstetten; Zahlenwerte: Zeitpunkt der Messung, TM: analoger Datenschreiber, DS: digitaler Datenschreiber, NA: Datenlücke

Zeitraum	Aufzeichnungsmethode
1976-1982	06:00
1983-1987	08:00
1988-1997	TM
1998-2002	DS
2003	08:00
2004-2006	NA
2007-2013	DS

2.3.2 Wassertemperatursonden

Die Messung der Wassertemperaturen erfolgte mit iButton-Loggern der Firma Maxim Integrated (DS1922L). Diese Logger ermöglichen eine lückenlose Messung und Speicherung der Umgebungstemperatur über einen längeren Zeitraum. Die Aufzeichnung erfolgte in einem stündlichen Intervall mit einer Auflösung von 0,0625°C. Diese Konfiguration erlaubte die Aufzeichnung über einen Zeitraum von 170 Tagen. Nach Ablauf des Aufzeichnungszeitraumes mussten die Sonden von den Projektmitarbeitern vor Ort ausgelesen und neu positioniert werden.

Die Temperaturlogger, die die Größe und Form einer Knopfzellenbatterie aufweisen, werden in eine olivenförmige Aluminiumkapsel (etwa 8 cm Länge und 3,5 cm Durchmesser) wasserdicht eingeschlossen. Die Kapsel weist an jedem Ende eine Lochbohrung auf, die eine Befestigung mittels Seil oder Kabelbinder ermöglichen.

Insgesamt 17 Kapseln mit Loggern, kurz Sonden genannt, erfassten die Wassertemperaturen im Längsverlauf der Pielach (Abb. 12). Die Positionierung der Sonden war erstens darauf auslegt, die Wassertemperaturentwicklung im Längsverlauf zu erfassen, und zweitens nach Möglichkeit den Einfluss von Stauhaltungen bzw. Restwasserstrecken abzuschätzen.

Die Sonden wurden am 9.7.2013 ausgebracht und nach Möglichkeit in einer Wassertiefe von etwa 40 cm an einer strömenden Stelle mit Hilfe eines Stahlnagels an der Gewässersohle fixiert. Die Aufzeichnungen umfassen ein volles Kalenderjahr beginnend mit 10.7.2013 (00:00 h) und endend mit 9.7.2014 (23:00 h).

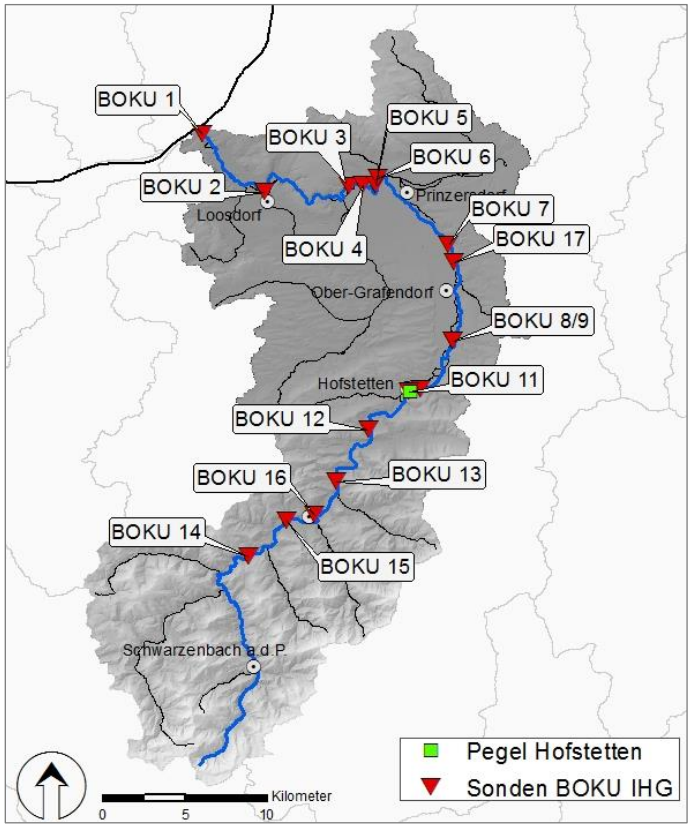


Abb. 12: Lage der Wassertemperaturlogger und des HZB Pegels im Längsverlauf der Pielach

2.3.3 Klimadaten

Die Wassertemperatur wird maßgeblich durch atmosphärische respektive klimatische Faktoren mitbeeinflusst. Dementsprechend finden auch klimatische Daten in den Analysen Anwendung. Die Daten stammen von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG). Es handelt sich einerseits um lokale Messdaten von der Wetterstation Lilienfeld, die eine lange Zeitreihe für klimatische Variablen aufweist, und andererseits um Daten aus dem ‚Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis' (INCA) System der ZAMG, das eine flächendeckende Abfrage von Klimaparametern erlaubt, allerdings erst Werte ab 2003 verfügbar hält.

Die Wetterstation Lilienfeld scheint aufgrund ihrer ähnlichen Höhenlage sowie der relativ geringen geografischen Entfernung zu Hofstetten gut geeignet, um die Daten für klimatische Vergleiche heranzuziehen. Die Wechselbeziehungen zwischen Klima und Wassertemperaturen werden vornehmlich am Pegel Hofstetten dargestellt. Da zeitlich hochaufgelöste Wassertemperaturwerte, die z.B. eine Evaluierung von Hitzephasen erlauben, erst ab 1998 vorliegen, werden die klimatischen Verhältnisse für denselben Zeitraum herangezogen.

2.4 Hydromorphologische Beeinträchtigungen

Fließgewässer weisen eine Vielzahl an menschlichen Eingriffen auf. Um diese in der Betrachtung der Pielach berücksichtigen zu können, sind Daten aus dem Nationalen Gewässermanagementplan (NGP 2009), kurz NGP, herangezogen worden. Der NGP stellt ein wichtiges Instrument zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in Österreich dar, zu dessen Erstellung alle Oberflächengewässer auch hinsichtlich ihrer anthropogenen Eingriffe erfasst wurden. Die Daten werden im Ministerium für ein lebenswertes Österreich (BMLFUW) zentral erfasst und über das Umweltbundesamt für die Projektarbeiten zur Verfügung gestellt.

Folgende Eingriffe im Fließgewässersystem der Pielach werden bilanziert: Morphologischer Zustand, Staue, Restwasser und Querbauwerke. Die Datenbearbeitung erfolgte in einem geografischen Informationssystem (GIS).

3 Ergebnisse

Das Kapitel fasst die Ergebnisse der Untersuchungen an der Pielach zusammen. Zunächst erfolgt die Beschreibung der Fischbestandserhebung, gefolgt von den Resultaten der Untersuchungen zu den Wassertemperaturen. Zuletzt erfolgt eine Bilanzierung der hydromorphologischen Beeinträchtigungen an der Pielach.

3.1 Fischbestand

3.1.1 Fischregionen

Der Flusslauf der Pielach umfasst gemäß NGP die drei Fischregionen des Rhithrals sowie das Epipotamal (Abb. 13). Das Epirhithral verfügt über den geringsten (~20%), das Metarhithral über den größten (~30%) Anteil am Flusslauf (Länge 73,7 km). Den Rest teilen sich Hyporhithral und Epipotamal zu gleichen Teilen.

Das Epirhithral erstreckt sich von der Quelle bis zur Nattersbachmündung, gefolgt vom Metarhithral, das flussauf von Hofstetten im Bereich der Grünsbachmündung endet. Das Hyporhithral ist bis zur Mündung des Kremnitzbaches flussab von Prinzersdorf ausgewiesen, von wo sich der Flusslauf als Epipotamal in Richtung Westen bis zur Mündung in die Donau durch die Landschaft schlängelt.

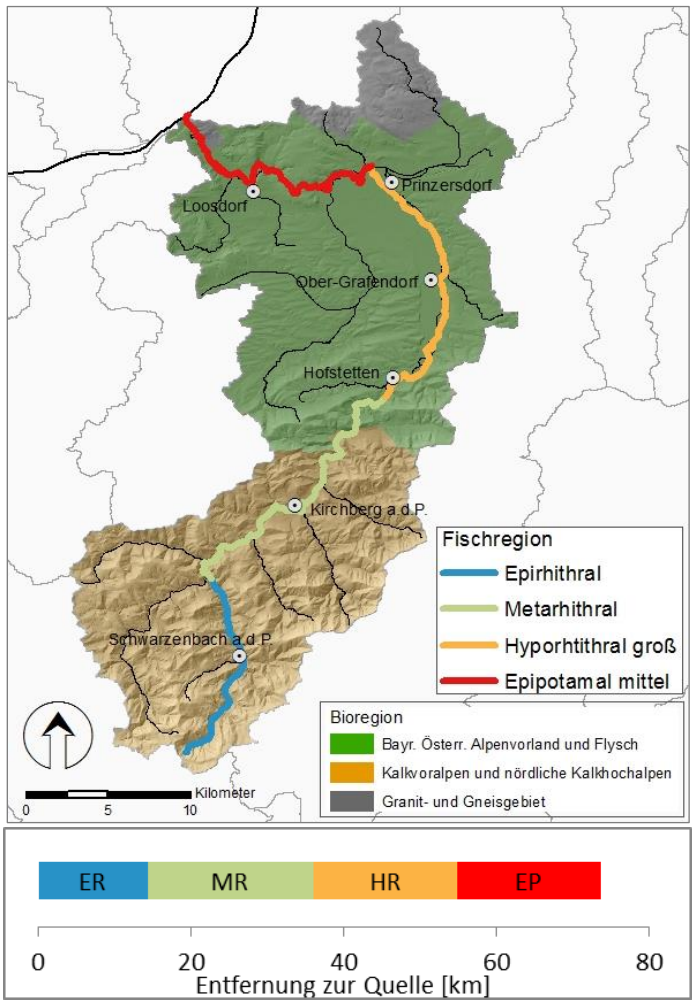


Abb. 13: Bioregionen im Einzugsgebiet der Pielach sowie Lage und Anteil der Fischregionen nach NGP entlang der Pielach

3.1.2 Metarhithral (Strecken 1 und 2)

3.1.2.1 Realfang

In der ersten Strecke wurden 115 und in der zweiten Strecke 181 Individuen aus je vier Arten gefangen (siehe Tab. 1). Die häufigste Art in Strecke 1 war die Regenbogenforelle mit einem Anteil von 44 % (Abb. 14). Von der Bachforelle wurden 34 Stück gefangen, was einem Anteil von 30 % entspricht. Neben der dritthäufigsten Art, der Koppe, wurden auch noch 5 subadulte bzw. adulte Äschen dokumentiert, wobei dieser Bereich der Pielach die oberste Ausbreitungsgrenze der Population darstellt. Bei Warth wird die Fischartenzusammensetzung klar von der Bachforelle dominiert. Die Regenbogenforelle spielt eine vergleichsweise untergeordnete Rolle (10 %), während die Äsche mit einem Anteil von 23 % gut vertreten ist. Die für das Leitbild des Metarhithrals relevanten Arten wurden mit Ausnahme der Aalrutte (seltene Begleitart) alle nachgewiesen (siehe Tab. 1). Laut den

Leitbildern der weiter flussab gelegenen Bereiche sollte die Aalrutte zusehends an Bedeutung gewinnen. Sie konnte aber bei keiner der beprobten Stellen nachgewiesen werden.

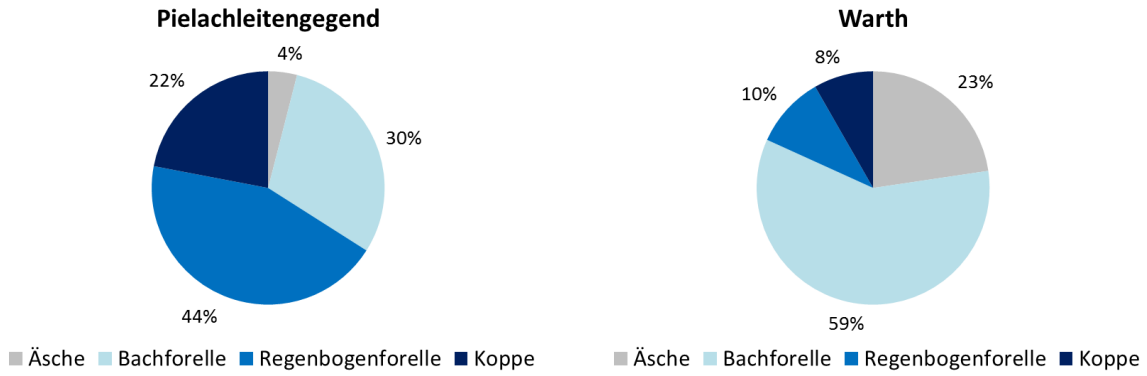


Abb. 14: Fischartenzusammensetzung der Strecken 1 (n= 115) und 2 (n= 181)

3.1.2.2 Populationsstrukturen

Der Populationsaufbau der Forellen lässt alle Jahrgänge erkennen (Abb. 15 und Abb. 17). Bei den Forellen und der Äsche ist es hochwasserbedingt (zahlreiche Abflussspitzen in der ersten Jahreshälfte 2013 - siehe Abb. 46) zu einem relativ starken Ausfall des 0+ Jahrgangs gekommen; die Reproduktion der Regenbogenforelle war aber doch noch deutlich erfolgreicher als jene der Bachforelle. Gleiches gilt für die Äsche, die vorwiegend in Warth gefangen wurde, wo auch einzelne Jungtiere (0+) vertreten waren (Abb. 16). Mit Ausnahme der Regenbogenforelle wurden auch größere Individuen gefangen (Äsche 46 cm; Bachforelle 48 cm). Von der Koppe wurden Individuen zwischen 4 und 11 cm dokumentiert (Abb. 18).

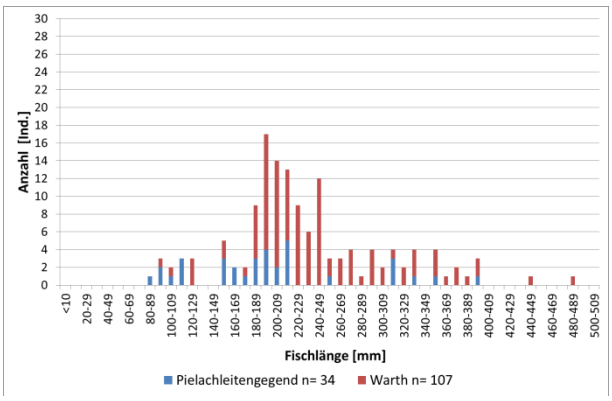


*Abb. 15: Populationsstruktur der **Bachforelle** im Metarhithral (Strecke 1 und 2)*

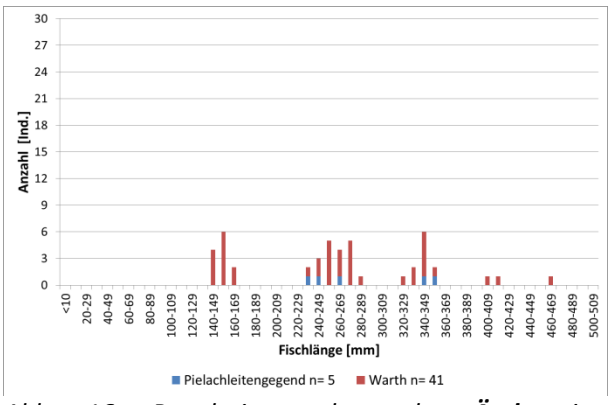


*Abb. 16: Populationsstruktur der **Äsche** im Metarhithral (Strecke 1 und 2)*

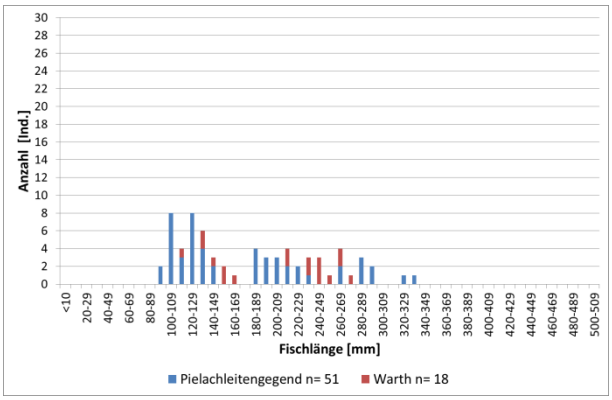


*Abb. 17: Populationsstruktur der **Regenbogenforelle** im Metarhithral (Strecke 1 und 2)*

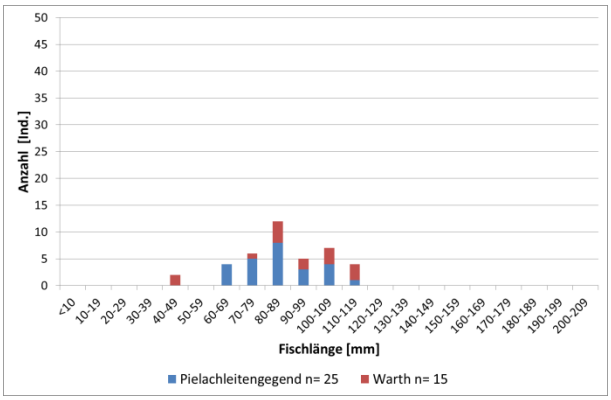


*Abb. 18: Populationsstruktur der **Koppe** im Metarhithral (Strecke 1 und2)*

3.1.2.3 Abundanz und Biomasse

Die Bestandsberechnung ergibt für Strecke 1 einen Gesamtfischbestand von 107 kg/ha und für Strecke 2 einen von 151 kg/ha (Tab. 3). Unter Berücksichtigung der Empfehlung, die Strecke 1 ebenfalls dem Metarhithral zuzuordnen (vgl. Kap. 2.1), wurde ein mittlerer Gesamtfischbestand von 129 kg/ha. berechnet. Die Individuendichten beider Strecken weichen nur leicht voneinander ab und liegen bei ca. 1.000 Ind./ha. Zu beachten ist freilich, dass die Verteilung der Biomasse zwischen den Strecken stark variiert. Die Regenbogenforelle, beispielsweise, ist in Warth lediglich mit 10 kg/ha vertreten, während sie in Pielachleitengegend deutlich stärker (44 kg/ha) und beinahe gleichauf mit der Bachforelle vorzufinden war.

Tab. 3: Individuendichte und Biomasse im Epirhithral (Strecke 1 und 2). Vergleich mit den Befischungsergebnissen aus dem Jahr 2000 (Unfer und Jungwirth, 2005). xx: Häufiges Vorkommen der Art dokumentiert

	2013						2000			
	Pielachleitengegend		Warth		Ø Metarhithral		Pielachleitengegend		Warth	
	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha
Äsche	61	13	200	40	131	27	-	-	884	85
Bachforelle	445	50	675	101	560	76	1.285	93	838	105
Regenbogenforelle	592	44	92	10	342	27	2.172	93	517	46
Koppe	336	4	144	2	240	3	xx	xx	xx	xx
Gesamt (ohne Koppe)	**1.098**	**107**	**967**	**151**	**1.033**	**129**	**3.457**	**186**	**2.239**	**236**

Der Vergleich mit den Befischungsdaten aus dem Jahr 2000 (Unfer und Jungwirth, 2005) ergibt deutlich niedrigere Bestandsdichten für beide Strecken im Jahr 2014. Die Abweichungen sind mit 79 kg/ha für Strecke 1 und mit 85 kg/ha für Strecke 2 zu beziffern, was jeweils einem ungefähren Rückgang von rund 40 % entspricht. Zu erwähnen ist, dass im Vergleich zur Befischung 2000 in Strecke 1 die Äsche mit 13 kg/ha nachgewiesen werden konnte.

3.1.2.4 Fischökologische Zustandsbewertung

Die fischökologische Zustandsbewertung für das Metarhithral (Strecken 1 und 2) ergibt bei der Gesamtbewertung mit einem Wert von 1,3 den sehr guten ökologischen Zustand (Tab. 4). Das ko-Kriterium der Biomasse (50 kg/ha) wird mit einer Gesamtbiomasse (inkl. Koppe) von 133 kg/ha bei weitem überschritten.

Bei einer getrennten Betrachtung der Strecken 1 und 2 ergibt die Gesamtbewertung der Strecke 1 – Pielachleitengegend ebenfalls einen sehr guten ökologischen Zustand (1,4), wenn das Epirhithral als Fischregion gewählt wird. Im Fall des Metarhithrals ergibt sich für die Strecke 1 ein Wert von 1,3, was ebenso dem sehr guten Zustand entspricht. Für die Strecke 2 – Warth rechnet sich bei der Gesamtbewertung ebenfalls ein Wert von 1,3 (sehr guter Zustand).

Tab. 4: Fischökologische Zustandsbewertung für das Metarhithral (Strecken 1 und 2)

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			ko-Kriterium Biomasse
	1273,0	**133,0**			**ok**
1. Artenzusammensetzung & Gilden	**Leitbild**	**Aktuell**	**Anteil/Differenz**	**Teilbewertung**	**Gesamt**
Arten					1,0
Leitarten	2	2	100	1	
Typische Begleitarten	0	0	0	0	
Seltene Begleitarten	2	1	50	1	
Ökologische Gilden					1,5
Strömung	1	1	0	1	
Reproduktion	3	2	1	2	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					**1,1**
2. Dominanz	**Leitbild**	**Aktuell**	**Differenz**	**Bewertung**	**Gesamt**
Fischregionsindex	**4**	**4**	**0,00**	1	**1,0**
3. Altersstruktur	**Leitbild**	**Aktuell**	**Anteil**	**Teilbewertung**	**Gesamt**
Leitarten	2	2	100	1,5	
Typische Begleitarten	0	0	0	0,0	
Altersstruktur					**1,5**
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					**1,30**

3.1.3 Hyporhithral (Strecken 3 und 4)

Strecke 4 – Kremnitzbachmündung liegt direkt am Übergang zwischen den Fischregionen Hyporhithral groß und Epipotamal. Um eine umfangreichere Bewertung des Hyporhithrals zu

ermöglichen, werden die Ergebnisse der Strecke Kremnitzbachmündung gemeinsam mit jenen der Strecke Völlerndorf betrachtet bzw. bewertet.

3.1.3.1 Realfang

In Strecke 3 – Völlerndorf wurden 445 Individuen aus 10 Arten gefangen (siehe Kap. 2.1., Tab. 1). Wie in Abb. 19 ersichtlich, setzt sich die Artenzusammensetzung vorwiegend aus den beiden Kleinfischarten Elritze (49 %) und Schneider (20 %), sowie aus dem Aitel (16 %) zusammen. Von den sechs im Standardleitbild „Hyporhithral groß“ gelisteten Leitarten, wurden mit Ausnahme der Aalrutte alle nachgewiesen. Von den Begleitarten wurden mitunter Aitel, Barbe und Steinbeißer dokumentiert. Der Huchen, der ebenfalls als Begleitart geführt wird, wurde mit 2 Individuen nachgewiesen. An dieser Stelle sei nochmals erwähnt, dass für das besagte Leitbild eine Adaptierung vorgeschlagen wird, die den Huchen als Leitart vorsieht (siehe Kap. 2.1). Für die weiteren im Leitbild gelisteten Begleitarten Gründling, Hasel, Nase und Strömer konnte in Völlerndorf kein Nachweis erbracht werden. Für Hasel und Strömer gilt dies auch für alle weiteren befischten Abschnitte. Nase und Gründling hingegen wurden bereits bei der flussab nächstgelegenen Strecke (Kremnitzbachmündung) dokumentiert. Für die seltenen Begleitarten Flussbarsch, Hecht und Neunauge gilt ebenfalls, dass weder in Völlerndorf noch in einer der weiter flussab gelegenen Strecken ein Nachweis erbracht werden konnte.

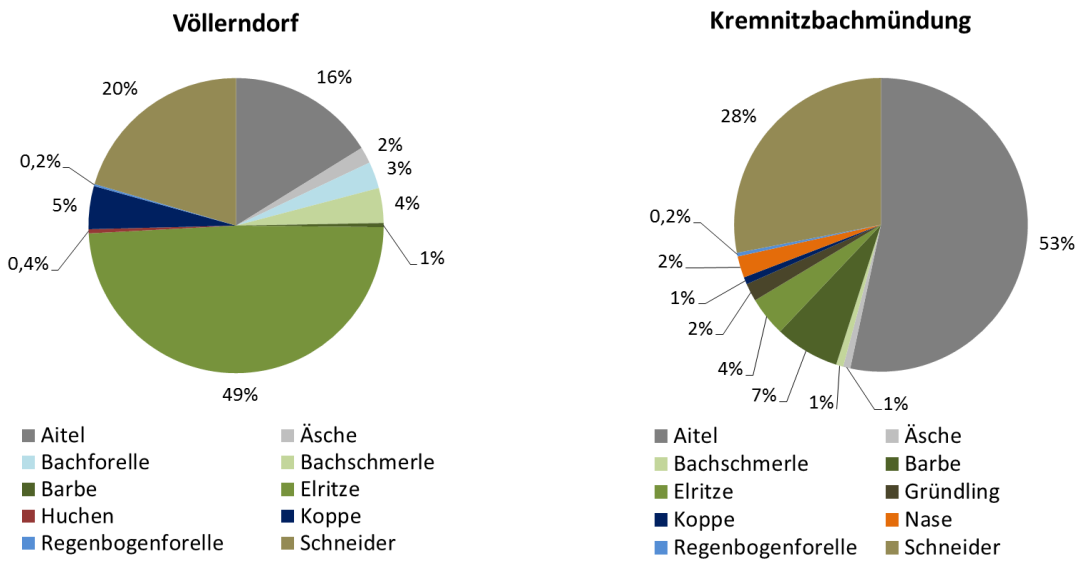


Abb. 19: Fischartenzusammensetzung der Strecken 3 (n= 445) und 4 (n= 253)

In Strecke 4 – Kremnitzbachmündung wurden 253 Individuen aus ebenfalls 10 Arten gefangen (siehe Tab. 1). Das Artenspektrum wird vor allem von den beiden Arten Aitel (53 %)

und Schneider (28 %) dominiert (Abb. 19). Wie eingangs erwähnt, liegt diese Strecke direkt am Übergang vom Hyporhithral zum Epipotamal.

Kommt das Leitbild des Epipotamals zur Anwendung, ist vor allem das Fehlen des Huchens als Leitart dieser Region zu betonen. Von den Begleitarten wurden Äsche, Bachschmerle, Gründling und Koppe nachgewiesen. Von insgesamt 14 seltenen Begleitarten wurde nur eine, die Elritze, nachgewiesen. Die Elritze sollte aus Sicht der Autoren als Begleitart im Epipotamal der Pielach gelistet sein. Aus Sicht des Leitbilds des Hyporhithrals ist vor allem das Fehlen der Leitarten Aalrutte, Bachforelle und Huchen zu betonen.

3.1.3.2 Populationsstrukturen

Von einigen in den Strecken 3 und 4 gefangenen Arten konnten nur Einzelnachweise erbracht werden. Der Vollständigkeit halber sind jedoch alle gefangenen Arten in den Abb. 20 bis Abb. 30 dargestellt. Ein Populationsaufbau der alle Altersklassen widerspiegelt und damit auf intakte Populationen schließen lässt, konnte für die Arten Schneider, Elritze, Barbe und Aitel erbracht werden.

Die Barbe lässt mit sehr geringen Stückzahlen einen typischen Altersaufbau vermissen; sie ist aber mit Jungtieren und adulten Individuen vertreten. Von Elritze und Schneider wurden nur sehr wenige 0+ Individuen dokumentiert, was aber damit zu haben kann, dass die Tiere zu klein waren, um sie erfolgreich zu keschern.

Die Salmonidenartigen wie Äsche, Huchen, Bachforelle und Regenbogenforelle lassen einen intakten Populationsaufbau vermissen. Geringe Stückzahlen sowie schwach ausgeprägte oder komplett fehlende Jahrgänge lassen besonders bei üblicherweise in größeren Dichten vorkommenden Arten wie der Äsche oder der Bachforelle auf deutliche Defizite schließen. Vom Huchen wurden zwei Individuen mit 16 und 63 cm nachgewiesen.

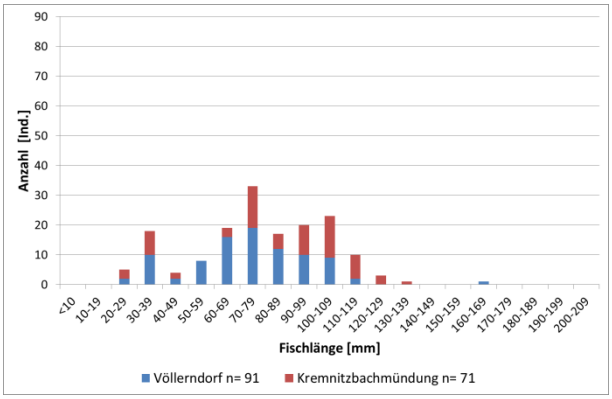


*Abb. 20: Populationsstruktur des **Schneiders** im Hyporhithral (Strecke 3, 4)*

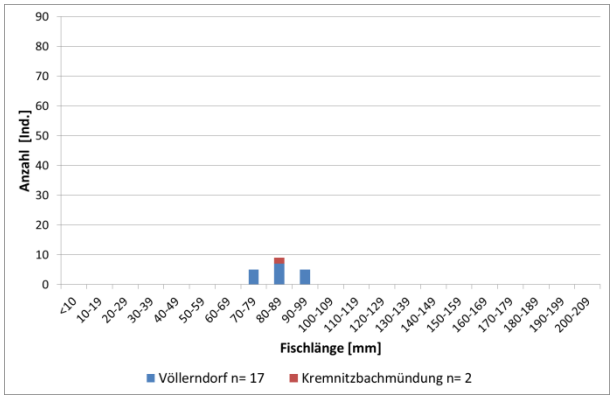


*Abb. 21: Populationsstruktur der **Bachschmerle** im Hyporhithral (Strecke 3, 4)*

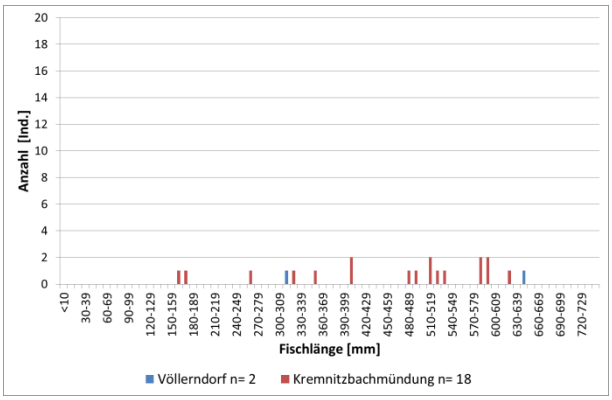


*Abb. 22: Populationsstruktur der **Barbe** im Hyporhithral (Strecke 3, 4)*

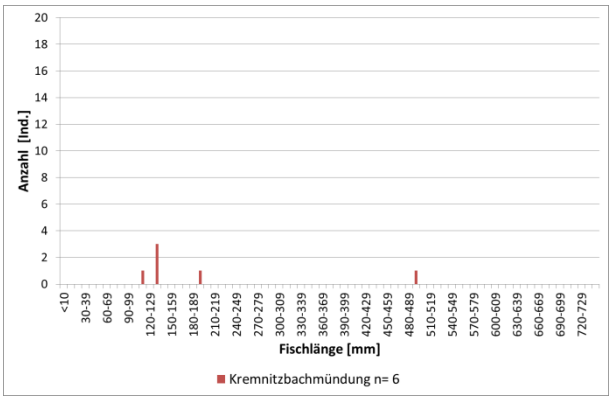


*Abb. 23: Populationsstruktur der **Nase** im Hyporhithral (Strecke 3, 4)*

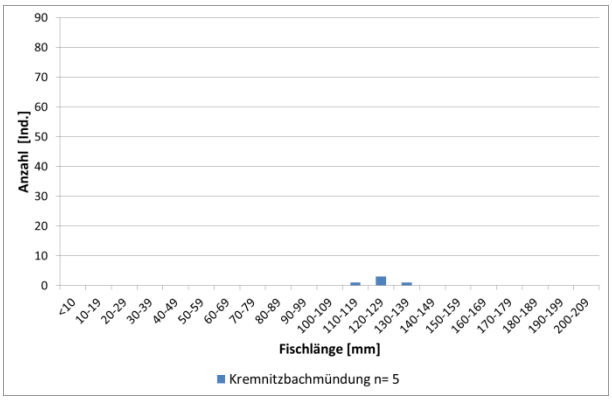


*Abb. 24: Populationsstruktur des **Gründlings** im Hyporhithral (Strecke 3, 4)*

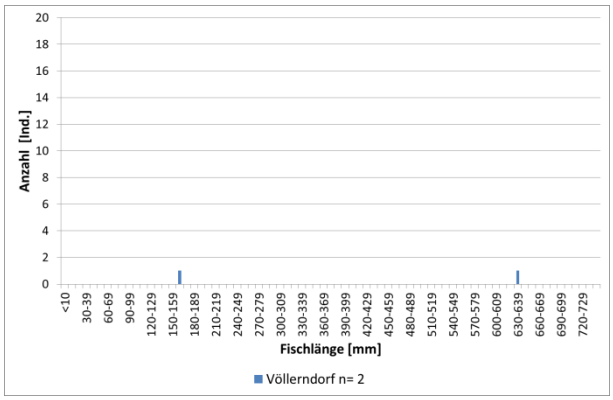


*Abb. 25: Populationsstruktur des **Huchens** im Hyporhithral (Strecke 3, 4)*

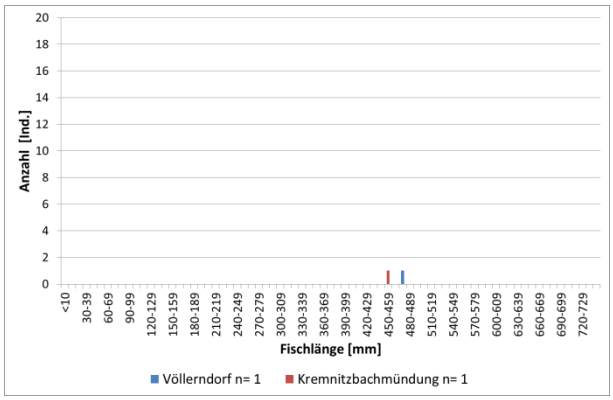


*Abb. 26: Populationsstruktur der **Regenbogenforelle** im Hyporhithral (Strecke 3, 4)*

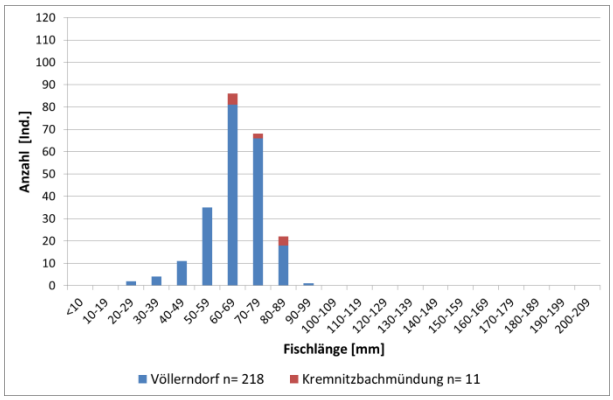


*Abb. 27: Populationsstruktur der **Elritze** im Hyporhithral (Strecke 3, 4)*

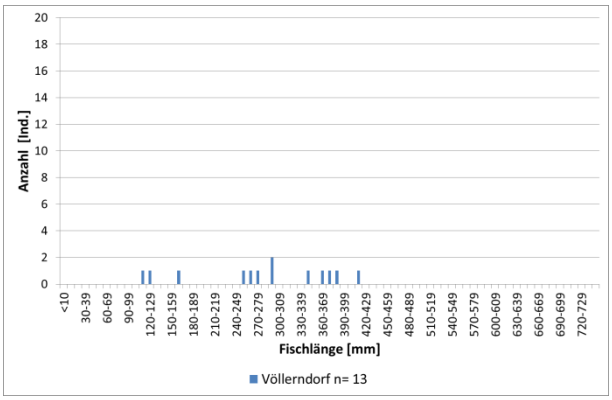


*Abb. 28: Populationsstruktur der **Bachforelle** im Hyporhithral (Strecke 3, 4)*

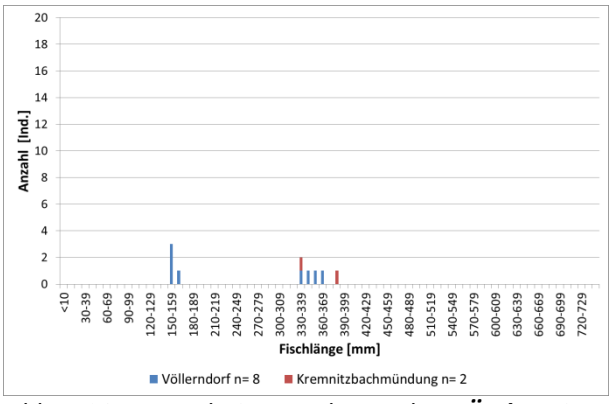


*Abb. 30: Populationsstruktur der **Äsche** im Hyporhithral (Strecke 3, 4)*

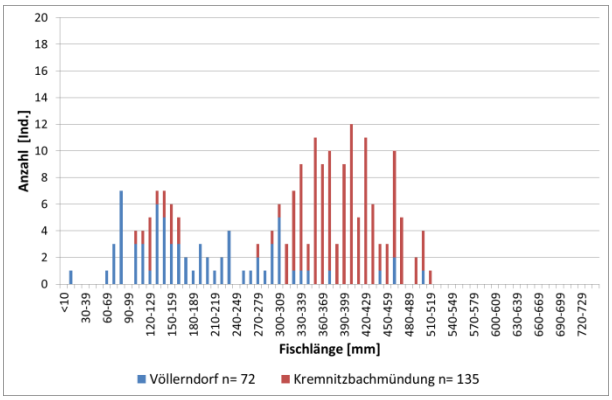


*Abb. 29: Populationsstruktur des **Aitels** im Hyporhithral (Strecke 3, 4)*

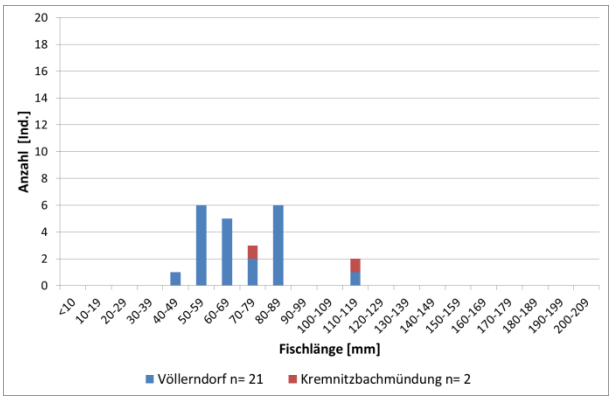


*Abb. 31: Populationsstruktur der **Koppe** im Hyporhithral (Strecke 3, 4)*

Abundanz und Biomasse

Die beiden betrachteten Strecken unterscheiden sich maßgeblich hinsichtlich der berechneten Biomassen (Tab. 5). Der Unterschied von rund 600 kg/ha kommt vorwiegend durch das Aitel (517 kg/ha) und durch die Barbe (174 kg/ha) in Strecke 4 zustande. Die überdurchschnittlich hohen Dichten dieser beiden Arten müssen im Zusammenhang mit der Einleitung der Kläranlage gesehen werden. Lässt man Aitel und Barbe bei der Berechnung der Biomasse in Strecke 4 weg, reduziert sich die Biomasse der verbleibenden Arten auf 25 kg/ha. Auch in Völlerndorf ist die Biomasse von 109 kg/ha vorwiegend auf das Aitel zurückzuführen. Die verbleibenden Arten kommen insgesamt auf 50 kg/ha. Die mittlere Biomasse der beiden Strecken ergibt einen Wert von 414 kg/ha; exklusive Aitel und Barbe lediglich von 34 kg/ha, womit vor allem auch die schwache Präsenz der Salmoniden verdeutlicht wird.

Der Vergleich mit älteren Befischungsdaten zeigt, dass die Biomasse 2014 mit 109 kg/ha in Völlerndorf deutlich niedriger ist als 1999 (305 kg/ha). Die 1999 bestandsbildenden Arten Äsche, Barbe und Huchen sind 2014 deutlich schwächer repräsentiert. Das restliche Artenspektrum betreffend, ist für 2013 das Fehlen der Nase und das erstmalige Vorkommen des Schneiders zu erwähnen.

An der Kremnitzbachmündung wurde diesmal zwar eine deutlich höhere Biomasse nachgewiesen; Nase und Huchen sind im Bestand jedoch deutlich zurückgegangen bzw. fehlen.

Tab. 5: Individuendichte und Biomasse im Hyporhithral (Strecke 3 und 4). Vergleich mit den Befischungsergebnissen aus den Jahren 2000 (Unfer und Jungwirth, 2005) und 1999 (Zobl, 2001). Gesamt[1]: Die Berechnung der Gesamtwerte berücksichtigt nur jene Arten, für die auch in den Vergleichsjahren 1999 und 2000 ein Bestand berechnet wurde. Gesamt[2]: die Berechnung berücksichtigt alle im Jahr 2013 berechneten Bestandsdaten. x: Vorkommen der Art dokumentiert; xx: Häufiges Vorkommen der Art dokumentiert

	2013						2000		1999	
	Völlerndorf		Kremnitzbachmündung		Ø Hyporhithral		Völlerndorf		Kremnitzbachmündung	
	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha
Aitel	534	59	763	517	648	288	177	61	131	88
Äsche	26	5	11	5	18	5	512	48	36	5
Bachschmerle	77	< 1	11	< 1	44	< 1	xx	xx	x	x
Barbe	6	8	268	174	137	91	233	132	66	74
Bachforelle	68	18	-	-	34	9	48	6	4	2
Elritze	749	2	59	< 1	404	1	xx	xx	xx	xx
Gründling	-	-	27	1	13	< 1	-	-	x	x
Huchen	6	9	-	-	3	5	44	42	11	27
Koppe	79	1	11	< 1	45	< 1	xx	xx	x	x
Nase	-	-	33	9	17	5	22	10	73	66
Regenbogenforelle	3	3	5	5	4	4	125	6	3	1
Schneider	751	3	660	5	705	4	-	-	x	x
Gesamt[1]	**643**	**104**	**1.080**	**710**	-	-	**1.161**	**305**	**324**	**263**
Gesamt[2]	**2.299**	**109**	**1.847**	**716**	**2.073**	**413**				

3.1.3.3 Fischökologische Zustandsbewertung

Die fischökologische Zustandsbewertung für das Hyporhithral (Strecken 3 und 4) ergibt bei der Gesamtbewertung mit einem Wert von 2,78 einen mäßigen ökologischen Zustand (Tab. 6). Vor allem das Fehlen seltener Begleitarten, als auch die Altersstruktur einzelner zentraler Arten dieser Region (Bachforelle, Äsche, Huchen) fallen bei der Bewertung negativ ins Gewicht. Berücksichtigt man den Vorschlag den Huchen als Leitart im Leitbild zu führen, so ergibt sich für die fischökologische Zustandsbewertung ein Wert von 2,70 was ebenfalls dem mäßigen Zustand entspricht.

Die getrennte Betrachtung der Strecken 3 und 4 ergibt für die Gesamtbewertung der Strecke 3 – Völlerndorf ebenfalls einen mäßigen ökologischen Zustand mit einem Wert von 2,81 (adaptiertes Leitbild = 2,91). In Strecke 4 – Kremnitzbachmündung wird für das Hyporhithral groß das ko-Kriterium Fischregionsindex aktiv. Die Bewertung fällt mit mäßig (3,0) aus. Kommt das Epipotamal zur Anwendung, ergibt sich ein Wert von 2,62 – mäßiger Zustand.

Tab. 6: Fischökologische Zustandsbewertung für das Hyporhithral mittel (Standardleitbild; Strecken 3 und 4)

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			ko-Kriterium Biomasse
	2072,0	**412,7**			**ok**
1. Artenzusammensetzung & Gilden	**Leitbild**	**Aktuell**	**Anteil/Differenz**	**Teilbewertung**	**Gesamt**
Arten					3,0
Leitarten	6	5	83	3	
Typische Begleitarten	8	6	75	1	
Seltene Begleitarten	3	0	0	5	
Ökologische Gilden					2,5
Strömung	3	3	0	1	
Reproduktion	6	3	3	4	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					**2,7**
2. Dominanz	**Leitbild**	**Aktuell**	**Differenz**	**Bewertung**	**Gesamt**
Fischregionsindex	**5,2**	**5,6**	**0,40**	2	**2,0**
3. Altersstruktur	**Leitbild**	**Aktuell**	**Anteil**	**Teilbewertung**	**Gesamt**
Leitarten	6	5	83	3,2	
Typische Begleitarten	8	6	75	3,0	
Altersstruktur					**3,1**
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					**2,78**

3.1.4 Epipotamal (Strecken 5 und 6)

3.1.4.1 Realfang

In Strecke 5 – Neuhofen wurden 183 Individuen aus 11 Arten gefangen (siehe Tab. 1 in Kap.2.1). Vor allem Kleinfischarten wie Gründling (22 %), Schneider (22 %), Koppe (16 %) und Elritze (14%) dominieren die Artenzusammensetzung, wenn auch in sehr geringen Stückzahlen von maximal 41 Individuen (Schneider). Die vier im Standardleitbild gelisteten Leitarten Aitel, Barbe, Nase und Schneider wurden nachgewiesen. Für den Huchen, der mit einem Individuum nachgewiesen wurde, wird eine Anpassung des Status von seltener Begleitart auf Leitart vorgeschlagen.

Das Standardleitbild sieht im weiteren neun Begleitarten vor, von denen vier (Koppe, Gründling, Bachschmerle und Äsche) gefangen wurden. Von den 14 seltenen Begleitarten des Standardleitbilds konnten neben dem Huchen nur der Steinbeißer und die Elritze dokumentiert werden. Mit Ausnahme der Bachforelle konnten auch in der letzten Befischungsstrecke (Neubacher Au) keine der im Leitbild angeführten Arten nachgewiesen werden.

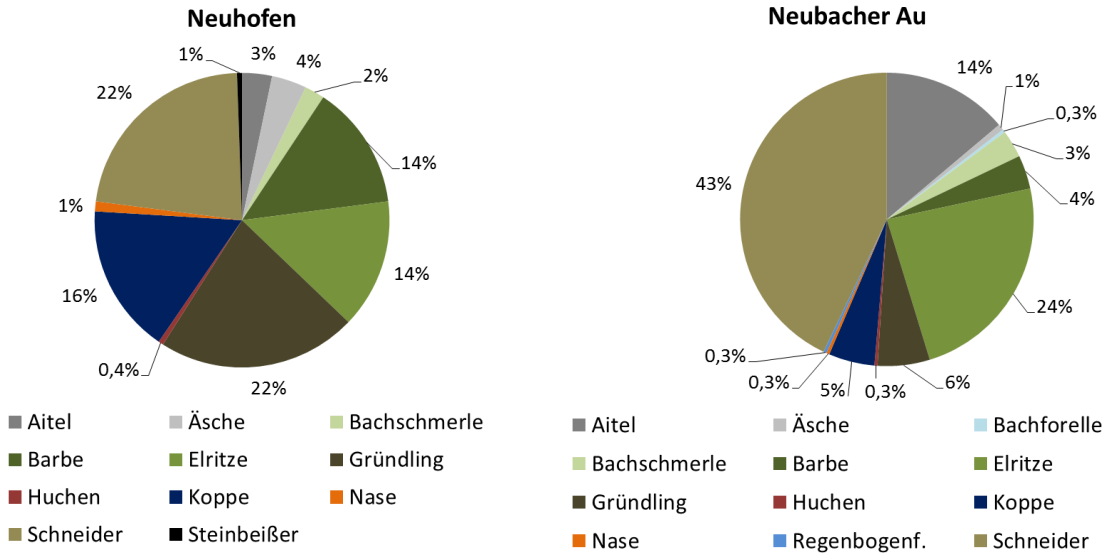


Abb. 32: Fischartenzusammensetzung der Strecken 5 (n= 183) und 6 (n= 296)

Befischungsstrecke 6 – Neubacher Au wird mit 127 von insgesamt 296 gefangenen Individuen sehr stark vom Schneider dominiert (43 %). Das restliche Artenspektrum setzt sich aus 11 weiteren Arten zusammen, von denen teilweise nur Einzelnachweise (Nase, Huchen, Bachforelle, Regenbogenforelle) erbracht wurden. Elritze und Aitel wurden in etwas größeren Stückzahlen von bis zu 70 Individuen gefangen. Das Artenspektrum der Neubacher Au deckt sich damit weitgehend mit dem in Strecke 5.

Die qualitative Beprobung vom Boot aus ergab aus Sicht des Artenspektrums keine weiteren nennenswerten Ergebnisse. In den Totholzstrukturen wurden neben bereits genannten Kleinfischarten 5 Aitel (max. Länge 50 cm), 2 Barben (max. Länge 63 cm) und eine Regenbogenforelle (50 cm) gefangen.

3.1.4.2 Populationsstrukturen

Von einigen in den Strecken 5 und 6 gefangenen Arten konnten nur Einzelnachweise erbracht werden. Der Vollständigkeit halber sind jedoch alle gefangenen Arten in den Abb. 33 bis Abb. 45 dargestellt. Von den im Standardleitbild geführten Leitarten weist der Schneider einen intakten Populationsaufbau auf (Abb. 33). Jungfische (0+) dürften in ausreichendem Maß vorhanden sein, sind aber aufgrund der Größenklasse zwischen zwei und fünf cm nur unzureichend dokumentiert worden. Von den Leitarten Aitel (Abb. 44) und Barbe (Abb. 35) wurden Individuen aller Altersklassen dokumentiert. Die geringen Stückzahlen lassen aber einen intakten Populationsaufbau beider Arten vermissen und zeigen, dass nur an jeweils einem der beiden betrachteten Befischungsstandorten ein Populationsaufbau bestehend aus mehreren Altersklassen abgebildet werden konnte. Von der Nase (Abb. 36) wurden ausschließlich Jungfische in sehr geringer Stückzahl

dokumentiert. Vom Huchen wurde in jeder Strecke je ein adultes Individuum mit gut 70 cm gefangen (Abb. 40).Bachschmerle (Abb. 34), Koppe (Abb. 38), Gründling (Abb. 39) und Elritze (Abb. 42) zeigen einen intakten Populationsaufbau mit allen Altersklassen. Für die Bachforelle (Abb. 43) und die Regenbogenforelle (Abb. 41) wurden nur Einzelnachweise erbracht, die keinen Populationsaufbau erkennen lassen. Die Äsche ist mit juvenilen bis adulten Individuen vertreten, womit auf eine erfolgreiche Reproduktion geschlossen werden kann. Allerdings sind auch hier die Stückzahlen äußerst gering (Abb. 45). Vom Steinbeißer wurde ein adultes Individuum gefangen (Abb. 37).

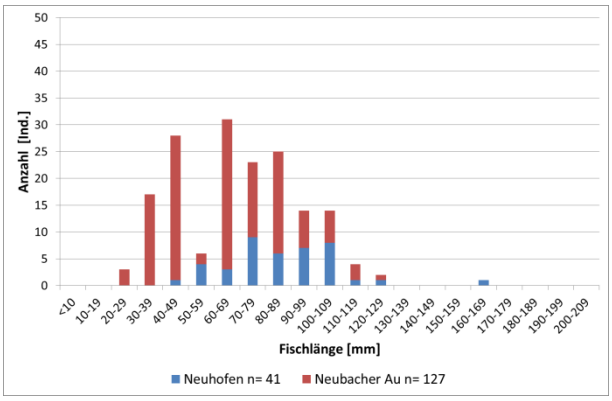


*Abb. 33: Populationsstruktur des **Schneiders** im Epipotamal (Strecke 5, 6)*

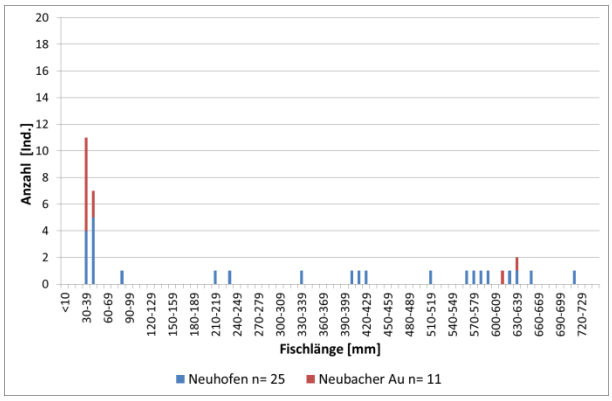


*Abb. 35: Populationsstruktur der **Barbe** im Epipotamal (Strecke 5, 6)*

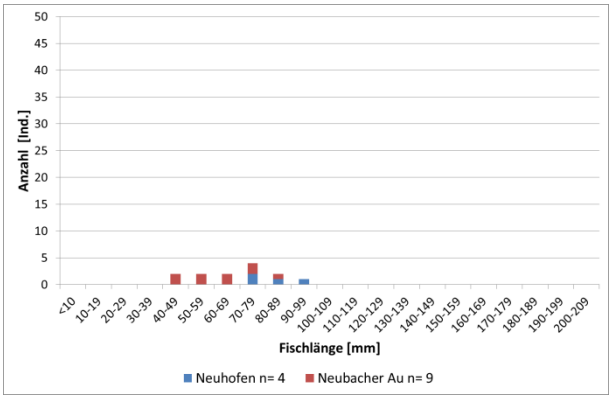


*Abb. 34: Populationsstruktur der **Bachschmerle** im Epipotamal (Strecke 5, 6)*

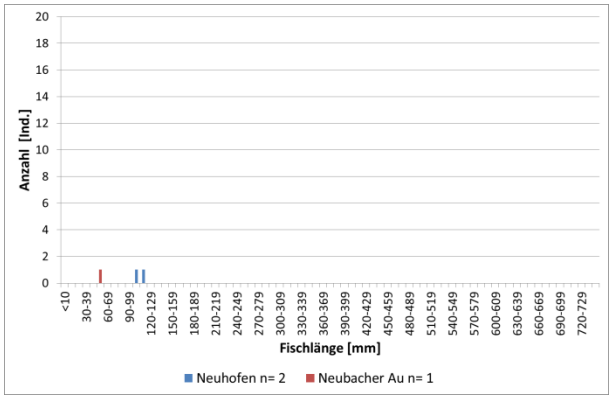


*Abb. 36: Populationsstruktur der **Nase** im Epipotamal (Strecke 5, 6)*

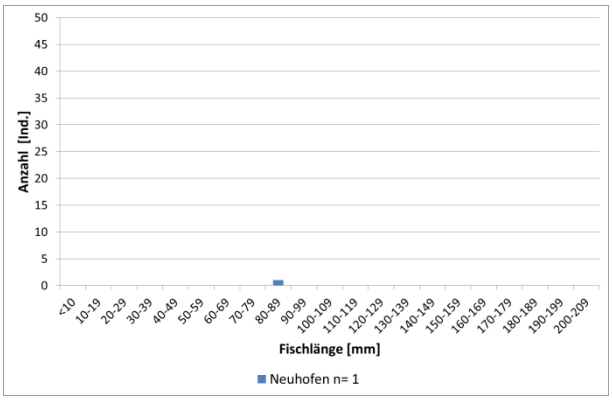


*Abb. 37: Populationsstruktur des **Steinbeißers** im Epipotamal (Strecke 5, 6)*

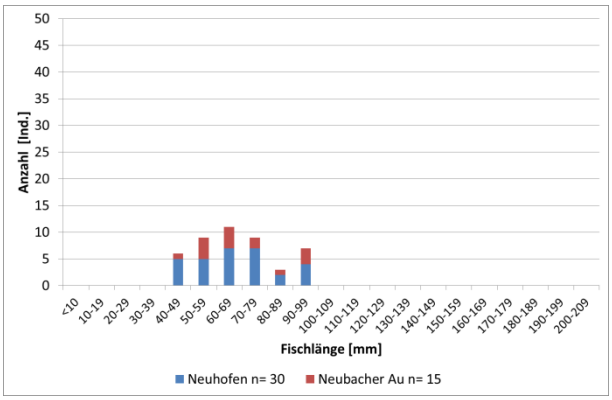


*Abb. 38: Populationsstruktur der **Koppe** im Epipotamal (Strecke 5, 6)*

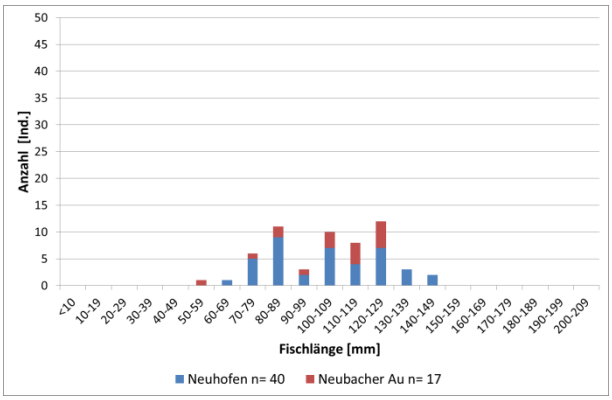


*Abb. 39: Populationsstruktur des **Gründlings** im Epipotamal (Strecke 5, 6)*

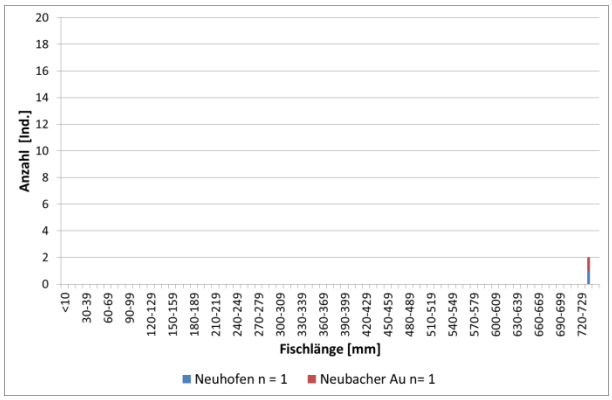


*Abb. 40: Populationsstruktur des **Huchens** im Epipotamal (Strecke 5, 6)*

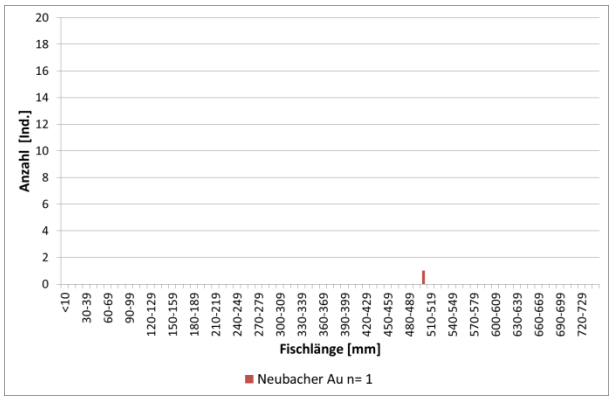


*Abb. 41: Populationsstruktur der **Regenbogenforelle** im Epipotamal (Strecke 5, 6)*

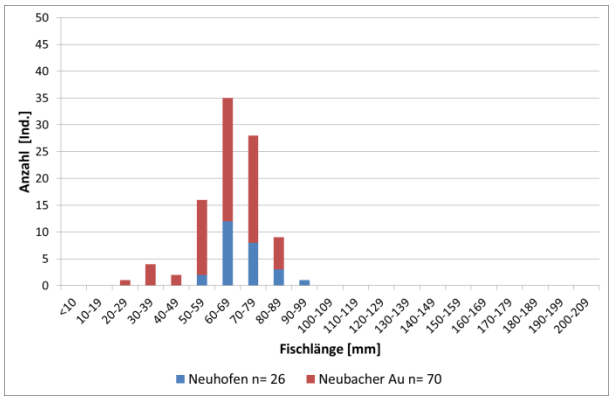


*Abb. 42: Populationsstruktur der **Elritze** im Epipotamal (Strecke 5, 6)*

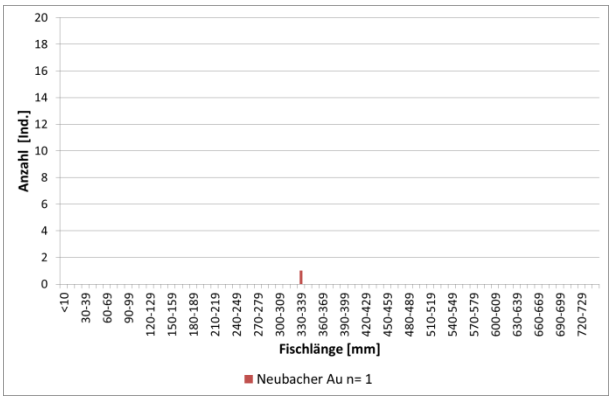


*Abb. 43: Populationsstruktur der **Bachforelle** im Epipotamal (Strecke 5, 6)*

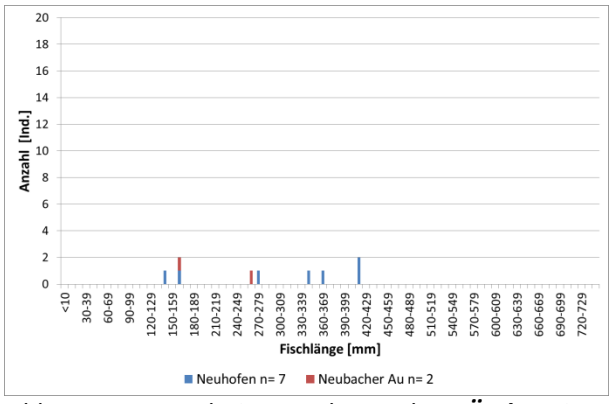


*Abb. 45: Populationsstruktur der **Äsche** im Epipotamal (Strecke 5, 6)*

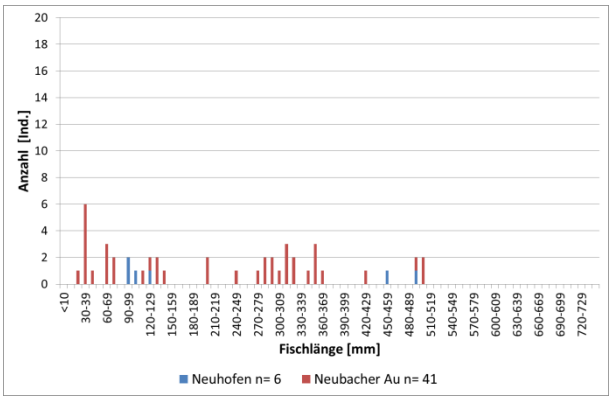


*Abb. 44: Populationsstruktur des **Aitels** im Epipotamal (Strecke 5, 6)*

3.1.4.3 Abundanz und Biomasse

Die berechnete Gesamtbiomasse ist mit 52 kg/ha bzw. 74 kg/ha in beiden Strecken sehr gering (Tab. 7). Von den Leitarten weisen lediglich die Barbe mit 54 kg/ha in Neuhofen und das Aitel in der Neubacher Au mit 32 kg/ha einen nennenswerten Bestand auf. Die Nase als weitere Leitart ist in beiden Strecken mit weniger als 1 kg/ha vertreten. Deutliche Unterschiede zwischen den beiden Strecken tun sich bei den beiden Kleinfischarten Elritze und Schneider auf, die in der Neubacher Au mit gut 400 Ind./ha bzw. knapp 700 Ind./ha vertreten waren und in Neuhofen deutlich darunter lagen. Auch beim Aitel weichen die Bestandsdichten der beiden Strecken relativ stark voneinander ab

Der Vergleich mit älteren Befischungsdaten zeigt, dass die Fischbestände deutlich zurückgegangen sind. Die mittlere Gesamtbiomasse von 58 kg/ha liegt weit unter jener des Jahres 1999, wo 329 kg/ha festgestellt wurden. Der Rückgang trifft auf beide Strecken zu; in der Neubacher Au fällt er noch deutlicher aus als in Neuhofen. Betroffen sind die Arten Aitel, Barbe, Huchen und Nase. Das Artenspektrum betreffend konnten in Neuhofen im Unterschied zu 1999 Bachforelle, Hasel und Karpfen nicht nachgewiesen werden.

Tab. 7: Individuendichte und Biomasse im Epipotamal (Strecke 5 und 6). Vergleich mit den Befischungsergebnissen aus dem Jahr 1999 (Zobl, 2001). Gesamt[1]: Die Berechnung der Gesamtwerte berücksichtigt nur jene Arten, für die auch im Vergleichsjahr 1999 ein Bestand berechnet wurde. Gesamt[2]: die Berechnung berücksichtigt alle im Jahr 2013 berechneten Bestandsdaten. x: Vorkommen der Art dokumentiert; xx: Häufiges Vorkommen der Art dokumentiert

	2013						1999					
	Neuhofen		**Neubacher Au**		**Ø Epipotamal**		**Neuhofen**		**Neubacher Au**		**Ø Epipotamal**	
	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha	Ind./ha	kg/ha
Aitel	19	7	161	32	90	20	182	116	248	143	215	130
Äsche	20	7	7	1	13	4	64	8	63	8	64	8
Bachschmerle	9	< 1	29	< 1	19	< 1	x	x	x	x	-	-
Barbe	65	51	43	< 1	54	25	81	89	84	89	83	89
Bachforelle	-	-	4	2	2	1	10	3	9	3	10	3
Elritze	61	< 1	442	1	252	< 1	x	x	x	x	-	-
Gründling	110	2	57	1	84	1	x	x	x	x	-	-
Hasel	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-
Huchen	2	6	4	13	3	9	18	37	26	77	22	57
Karpfen	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	-	-
Koppe	73	1	71	< 1	72	< 1	xx	xx	x	x	-	-
Nase	5	< 1	4	< 1	4	< 1	63	41	59	41	61	41
Regenbogenforelle	-	-	x	x	-	-	7	1	7	1	7	1
Schneider	105	1	669	2	387	1	x	x	x	x	-	-
Steinbeißer	2	< 1	-	-	1	< 1	x	x	-	-	-	-
Gesamt[1]	**111**	**71**	**222**	**47**	**164**	**58**	**425**	**295**	**496**	**362**	**461**	**329**
Gesamt[2]	**469**	**74**	**1.491**	**52**	**980**	**63**						

3.1.4.4 Fischökologische Zustandsbewertung

Die fischökologische Zustandsbewertung des Epipotamals (Strecken 5 und 6) ergibt bei der Gesamtbewertung mit einem Wert von 2,28 einen guten ökologischen Zustand (Tab. 8). Mit der mittleren Gesamtbiomasse von 63 kg/ha wird das ko-Kriterium Biomasse (50 kg/ha) knapp überschritten. Die schlechteste Teilbewertung betrifft den Aspekt der Altersstruktur, wo besonders die typischen Begleitarten mit einem Wert von 3,9 unbefriedigend abschneiden. Unter Berücksichtigung der vorgeschlagenen Änderungen des Leitbilds verschlechtert sich der fischökologische Zustand auf den Wert von 2,66. Dies bedeutet auch eine Verschlechterung auf den mäßigen ökologischen Zustand.

Die nach Strecken getrennte Bewertung ergibt für Neuhofen einen Wert von 2,47, was gerade noch dem guten Zustand entspricht. Die Berechnung nach dem adaptierten Leitbild ergibt den mäßigen fischökologischen Zustand (2,82). In der Neubacher Au liegt die Biomasse mit 52,5 kg/ha sehr knapp über dem ko-Kriterium; der berechnete Wert für den fischökologischen Gesamtzustand beläuft sich auf 2,42, womit der gute Zustand erreicht ist. Nach dem adaptierten Leitbild kommt man auf den mäßigen Zustand (2,78).

Tab. 8: Fischökologische Zustandsbewertung für das Epipotamal (Standardleitbild; Strecken 5 und 6)

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz	Biomasse			ko-Kriterium
	981,4	**62,8**			**ok**
1. Artenzusammensetzung & Gilden	**Leitbild**	**Aktuell**	**Anteil/Differenz**	**Teilbewertung**	**Gesamt**
Arten					1,7
Leitarten	4	4	100	1	
Typische Begleitarten	9	5	56	2	
Seltene Begleitarten	15	3	20	2	
Ökologische Gilden					3,5
Strömung	5	3	2	3	
Reproduktion	7	4	3	4	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					**1,9**
2. Dominanz	**Leitbild**	**Aktuell**	**Differenz**	**Bewertung**	**Gesamt**
Fischregionsindex	**5,7**	**5,4**	**0,30**	1	**1,0**
3. Altersstruktur	**Leitbild**	**Aktuell**	**Anteil**	**Teilbewertung**	**Gesamt**
Leitarten	4	4	100	2,5	
Typische Begleitarten	9	5	56	3,9	
Altersstruktur					**3,0**
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					**2,28**

3.2 Durchfluss am Pegel Hofstetten

Abb. 46 zeigt das Abflussgeschehen an der Pielach für den Zeitraum November 20012 bis Juli 2014. Die mittlere Abflussmenge der Pielach beträgt am Pegel Hofstetten 6,5 m³/s (Tab. 9). Das Hochwasser im Mai 2014 mit einem Maximaldurchfluss von 330 m³/s und einem Wasserstand von 4,5 m entsprach einem HQ50, wobei davon auszugehen ist, dass die Hochwasserintensität flussauf des Pegels stärker und flussab schwächer ausgeprägt war.

Tab. 9: Übersicht der Jährlichkeit von Durchflusswerten am Pegel Hofstetten; die HQ-Werte stellen den Maximalwert dar

Häufigkeit	Q [m³/s]
MQ	6,5
HQ1	90
HQ2	130
HQ5	180
HQ10	230
HQ30	300
HQ100	370

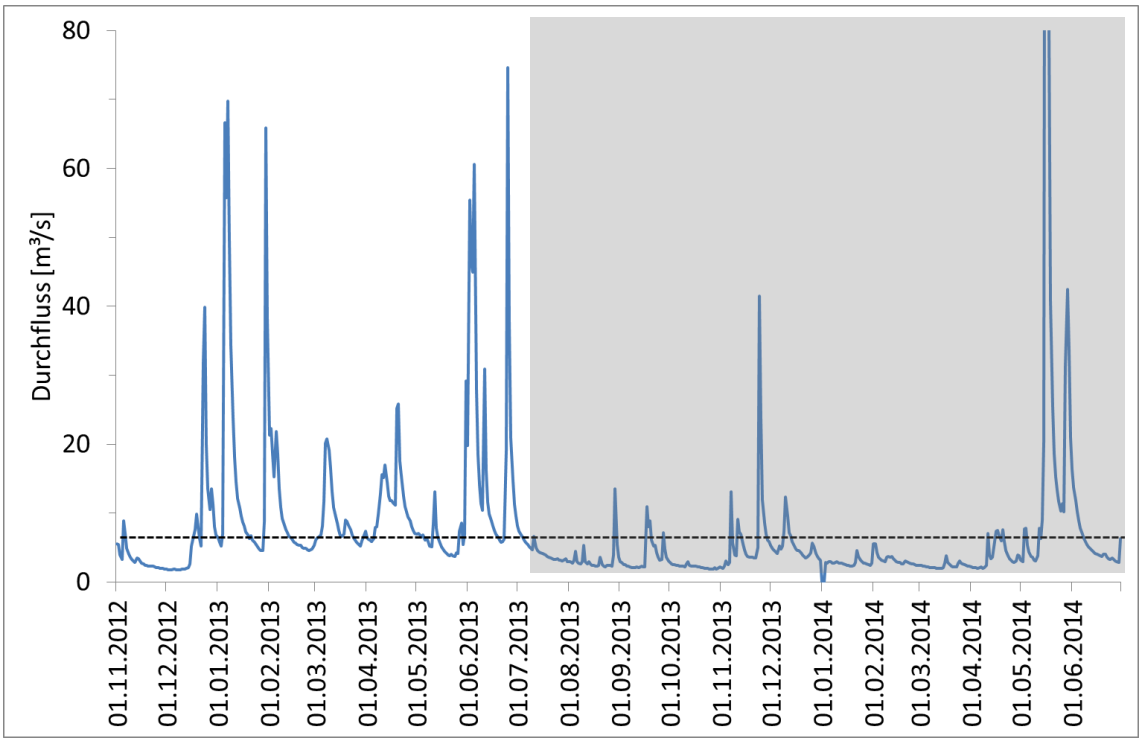


Abb. 46: Durchfluss am Pegel Hofstetten (November 2012 bis Juli 2014) auf Basis von Tagesmittelwerten. Der Aufzeichnungszeitraum der Wassertemperatursonden (Juni 2013 bis Juli 2014) ist grau hinterlegt. Maximalabfluss (etwa 300 m³/s) im Mai 2014 nicht sichtbar

3.3 Wassertemperatur

Die folgenden Kapitel zeigen die Ergebnisse aus den Untersuchungen der Wassertemperaturdaten. Zunächst werden der Langzeittrend von Wassertemperatur und Durchfluss sowie Charakteristika von sommerlichen Wärmephasen und der Frühjahrserwärmung am Pegel Hofstetten gezeigt. Darauf folgen die Resultate aus den eigenen Sondenmessungen im Längsverlauf.

3.3.1 Langzeittrend Wassertemperatur

Für die Darstellung der langjährigen Entwicklung wird die Zeitreihe vom Pegel Hofstetten herangezogen. Die Zeitreihen für Wassertemperatur und Durchfluss umfassen den Zeitraum 1.1.1976 bis 30.6.2014, wobei die Daten eine Lücke von 1.6.2004 bis 31.12.2006 aufweisen.

Um eine Vergleichbarkeit für die gesamte Zeitreihe zu erhalten, erfolgt die Trenddarstellung der mittleren Monatstemperaturen auf Basis von Morgenwerten (7h). In Bezug auf den natürlichen Tagesgang der Wassertemperaturen entsprechen diese Werte am ehesten einem Tagesminimumwert. Die in Tab. 2 gezeigten Unterschiede in der Messmethodik spielen hier eine wichtige Rolle. So sind die Werte des analogen Datenschreibers nicht direkt

mit den Morgenmessungen sowie den 7h-Werten des digitalen Datenschreibers vergleichbar. In Abb. 47 sind die Daten des analogen Datenschreibers der Vollständigkeit halber enthalten, aber nicht für die Erstellung des linearen Trends berücksichtigt.

Zunächst zeigt Abb. 47 die jahreszeitlichen Schwankungen des Wassertemperaturregimes. Die Amplitude der Monatsmittelwerte bewegt sich zwischen +0°C im Winter und etwa 17°C im Sommer (der Maximalwert im Sommer 1992 basiert auf Tagesmittel- und nicht Morgenwerten). Die Monatsmittelwerte weisen einen leicht steigenden Trend auf. Augenscheinlich ist, dass die mittlere Wassertemperatur seit 1998 nicht mehr unter 1,5°C gefallen ist.

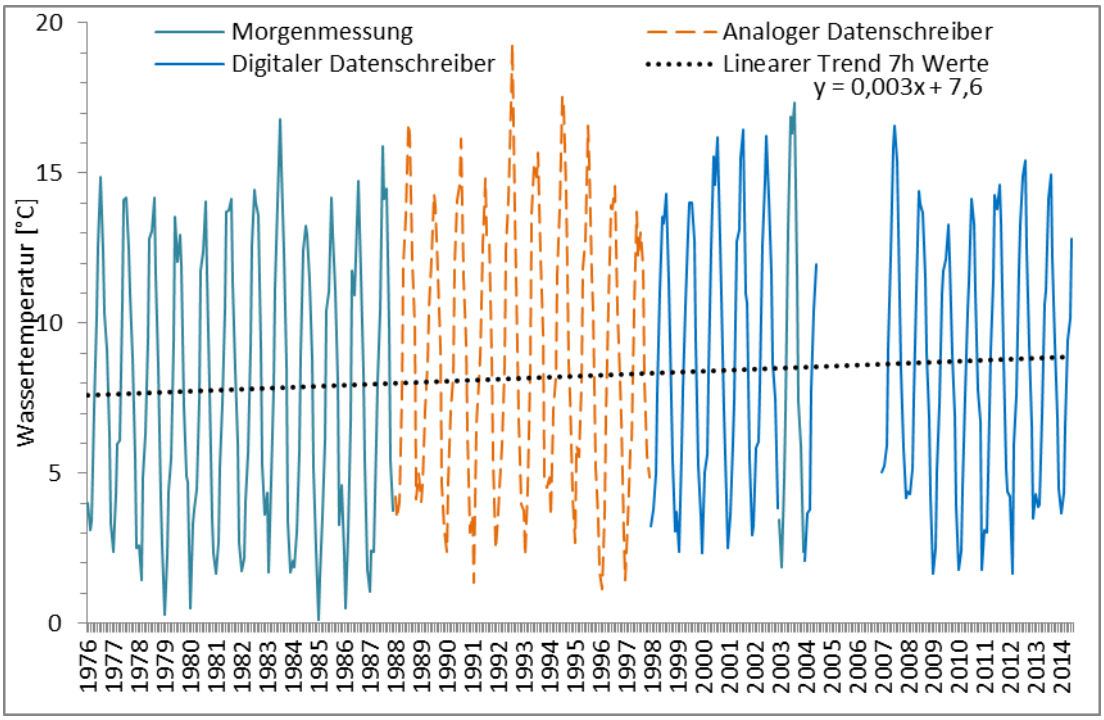


Abb. 47: Mittlere monatliche 7h-Wassertemperatur an der Pegelstelle Hofstetten im Zeitraum 1976 bis 2014 mit linearer Trendlinie, für 2004 bis 2006 sind keine Werte verfügbar

Die sommerlichen Monatsmittelwerte (Juni, Juli, August) werden in Abb. 48 dargestellt. Für alle drei Monate zeigt sich ein steigender Trend, der stärker ausgeprägt ist als der für den gesamten Jahreszyklus (vgl.Abb. 47). Den stärksten Anstieg weist dabei der Monat August auf. Den wärmsten Juni-Durchschnitt erreichte das Jahr 2003 mit 16,9°C gefolgt von 2007 (15,8°C) und 2000 (15,6°C). Der wärmste Juli wurde im Jahr 1983 (16,8°C) erfasst. Die Jahre 2007 (16,6°C) sowie 2003 und 2002 (beide 16,3°C) folgen. Der wärmste August ist wieder im Jahr 2003 mit 17,3°C zu finden. 2001 (16,5°C) und 2000 (16,2°C) folgen mit etwas Abstand. Nur der Mittelwert für Juli 2009 (12,1°C) befindet sich unter einem der geringsten neun Werte. Alle anderen sind vor 1988 aufgezeichnet worden. Auffällig ist, dass im Zeitraum

1976-1987 zumeist der Juli durchschnittlich wärmer war als der August. Dieses Bild kehrt sich im Zeitraum 1997-2013 um.

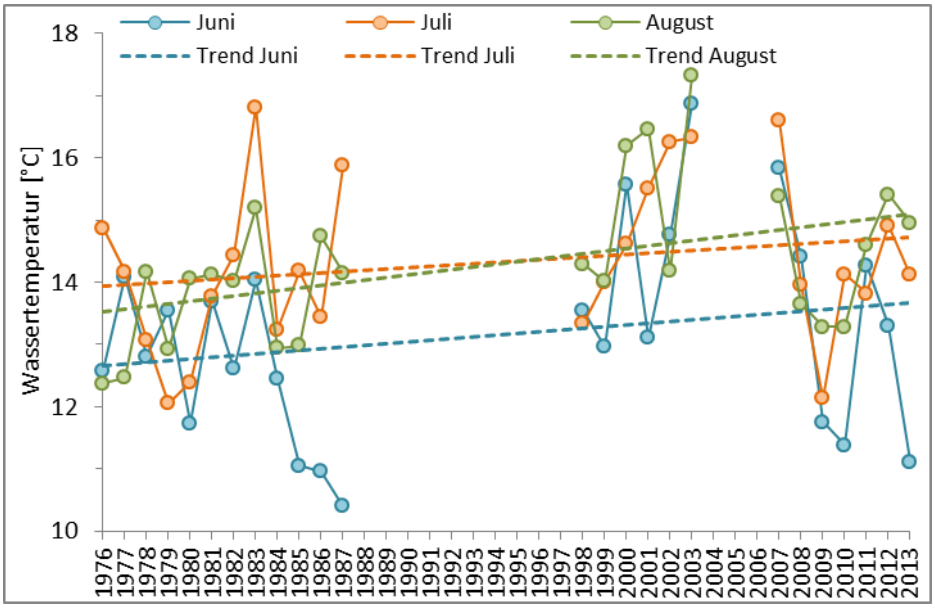


Abb. 48: Langfristige Entwicklung der mittleren Wassertemperaturen in Juni, Juli, August auf Basis von Morgenwerten; die Werte von 1988-1997 wurden aufgrund der Messmethodik nicht berücksichtigt, für 2004 bis 2006 sind keine Messewerte verfügbar

3.3.2 Langzeittrend Durchfluss

Der Vergleich der mittleren, minimalen und maximalen Jahresdurchflüsse (auf Basis von Tagesmittelwerten) für den Zeitraum 1951 bis 2014 (inkl. 30.6.) erlaubt eine grobe Abschätzung, wie sich die Abflussverhältnisse an der Pielach entwickelt haben. Dabei zeigt sich für alle drei Parameter ein fallender Trend (Abb. 49). Das langjährige Durchflussmittel über den gesamten Zeitraum beträgt 6,5 m³/s, das durchschnittliche Minimum 1,8 m³/s und das durchschnittliche Maximum 80,6 m³/s. Die Abbildung zeigt zu Beginn (1951-1975) und gegen Ende (1990-2014) der Aufzeichnungen abflussstärkere Phasen. Sind es für den Zeitraum 1951–1975 15, und den Zeitraum 1991–2014 8 Maximalabflüsse, die größer als der langjährige Durchschnitt waren, so ist für den Zeitraum 1976–1990 kein Abfluss erfasst, der diesen Durchschnittswert überschritten hat (Höchstwert 1985 Qmax=73,3 m³/s).

Die jährlichen Minimalabflüsse verteilen sich hier gleichmäßiger über den Aufzeichnungszeitraum: 1983 (Qmin=0,17 m³/s), gefolgt von 1968 (Qmin=0,6), 1992 (Qmin=0,97) und 2003 (Qmin=1,02) stellen die durchflussschwächsten Jahre dar. Im Gegensatz dazu sind die Jahre 2014 (Qmax=239 m³/s), 1953 (Qmax=187), 1951 (Qmax=174) und 2009 (Qmax=170) als Jahre mit den größten Maximaldurchflüssen auszumachen.

Relativ trockene Jahre mit geringem mittlerem Durchfluss übers gesamte Jahr waren 1983 (QM=3,8 m³/s) gefolgt von 1978 (Qm=3,9), sowie 2003 und 1984 (Qm=4,1). Eher feuchte Jahre mit einem hohen durchschnittlichen Jahresdurchfluss waren 1965 (Qm=10,5 m³/s), 1993 (Qm=9,5), 2009 (Qm=9,4), sowie 1956, 1955, 1966, 1970,1958 und 2013 (Qm für alle zwischen 8,5 und 9,0). Auch diese Verteilung unterstreicht die eher feuchten Phasen zu Beginn und gegen Ende der Zeitreihe.

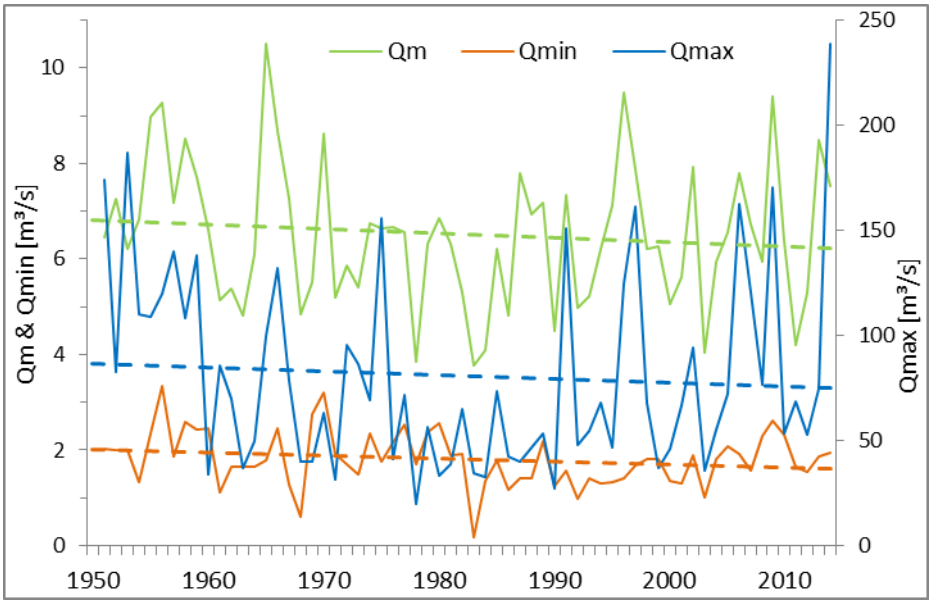


Abb. 49: Langzeittrend von mittlerem, minimalem und maximalem Durchfluss pro Jahr am Pegel Hofstetten für den Zeitraum 1951 bis 2014

3.3.3 Sommerliche Wärmephasen

Die Qualitätskontrolle der HZB-Wassertemperaturaufzeichnungen am Pegel Hofstetten zeigte, dass die Daten für den Sommer 2003 keine kontinuierliche Messreihe darstellen können. Wie in Abb. 50 zu erkennen ist, zeigt sich ab Anfang Juli im Vergleich zum Jahr 2013 eine deutlich reduzierte Tagesamplitude sowie verhältnismäßig niedrige Temperaturen, die für einen Hitzesommer wie den im Jahr 2003 nicht zu erwarten sind. Die geringe tägliche Temperaturschwankung ist am ehesten auf eine Interpolation von täglichen Einzelwerten (Morgenmessungen) zurückzuführen. Dementsprechend schien eine Berücksichtigung der Daten aus dem Sommer 2003 für eine Auswertung hinsichtlich Extremereignisse, sprich täglicher Maximalwerte, nicht sinnvoll. Für Analysen der Morgenwerte wurden die Daten aus 2003 verwendet.

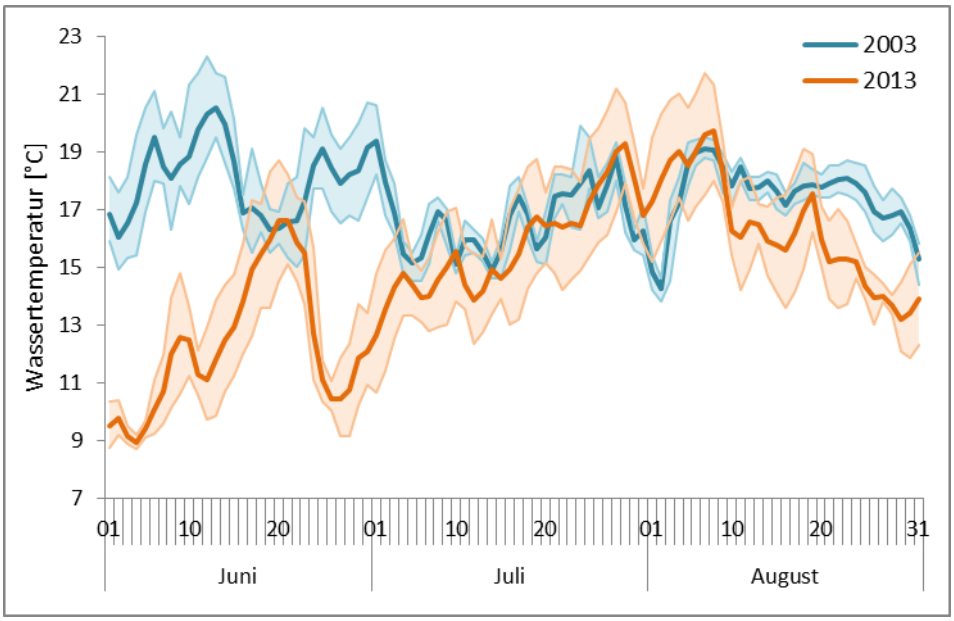


Abb. 50: Vergleich der sommerlichen Tageswassertemperaturen auf Basis von Mittelwerten (dicke Linie) sowie dem Schwankungsbereich zwischen Minimum und Maximum (schraffierter Bereich) für 2003 und 2013 an der Pegelstelle Hofstetten

Die bisherigen Darstellungen, basierend auf den gemessenen Werten am Pegel Hofstetten, zeigen die Datenlücke in Bezug auf maximale Wassertemperaturen für das heiße Jahr 2003 auf. Da zumindest die Morgenmessungen für das Jahr 2003 vorhanden waren, haben wir diese in Kombination mit Durchfluss- und Klimavariablen herangezogen, um die maximalen Wassertemperaturen im Sommer 2003 anhand eines multivariaten Regressionsmodells zu berechnen. Das Ergebnis wird in Abb. 51 dargestellt. Diese zeigt den Verlauf der täglichen Maximaltemperaturen lt. Modell für das Jahr 2003 sowie, zur Modellvalidierung, die Temperaturverläufe der Jahre 2007 und 2013 sowohl auf Basis der Messwerte als auch lt. Modellberechnung. Die Validierung zeigt, dass das Modell eine sehr gute Abschätzung ermöglicht.

Im Vergleich zu 2007 werden zwar nicht ganz so hohe Maximalwerte erreicht, doch zeigt sich ein durchwegs hohes Temperaturniveau über einen längeren Zeitraum, von Anfang Juni bis Ende August. So werden bereits vor dem 15. Juni mehr als 22°C erreicht. Darauf folgend steigen die absoluten Temperaturen nicht mehr ganz so hoch, fallen aber den gesamten Sommer bis Ende August fast nicht mehr unter 16°C und befinden sich über weite Teile des August im Bereich von 20°C . Das Jahr 2007 zeigt einen ähnlich warmen Verlauf für Juni, mit einem ähnlichen Spitzenwert in der zweiten Monatshälfte, sowie Juli, bleibt jedoch im August deutlich hinter den Werten des Jahres 2003 zurück.

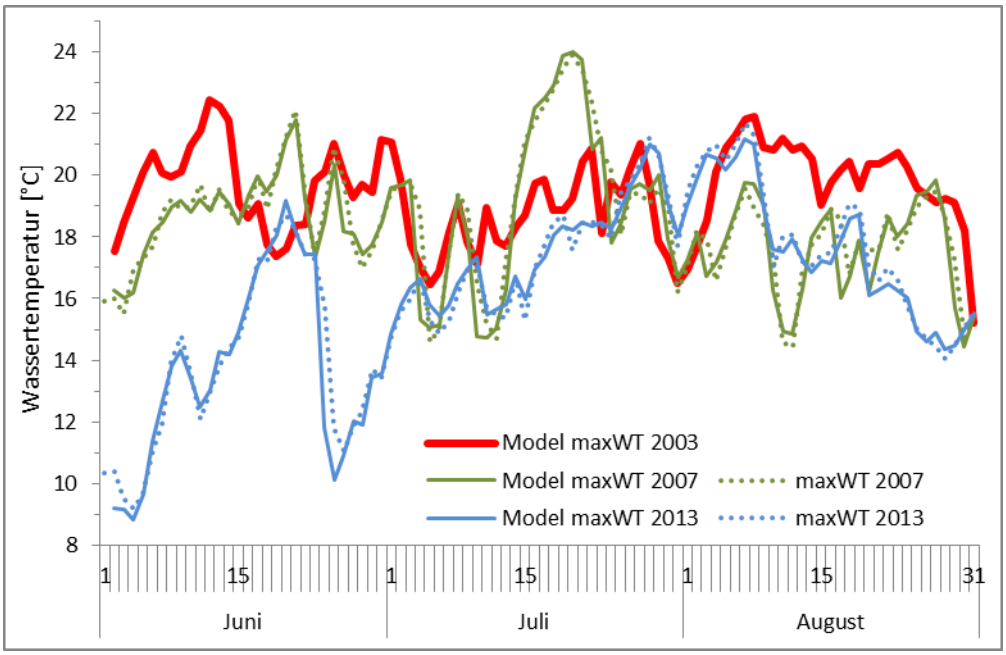


Abb. 51: Abschätzung der maximalen Wassertemperaturen im Sommer 2003 auf Basis eines Regressionsmodells sowie Modellvalidierung über den Vergleich gemessene/prognostizierte Werte in den Jahren 2007 und 2013

Wie bereits in der Einleitung angesprochen, hängt die Wassertemperatur in einem Gewässer sehr stark von atmosphärischen Einflüssen ab. Abb. 52 veranschaulicht dieses Wirkungsgefüge zwischen Wassertemperatur, Durchfluss und den klimatischen Variablen Lufttemperatur und Globalstrahlung.

Zunächst wird klar ersichtlich, dass die maximalen Wassertemperaturen deutlich über 20°C liegen. Eine Wassertemperatur von 24,1°C im Juni 2011 stellt den höchsten Messewert dar. Obwohl die maximalen Lufttemperaturen im August oft auch über denen des Julis liegen, so finden sich im August kaum die größten Maximalwerte. Nur die Jahre 2009, 2012 und 2013 weisen im August höhere Maximaltemperaturen auf. In den Jahren 2000 und 2011 sind die Maximalwerte für Juli und August praktisch ident. Im Jahr 2003 wird der Maximalwert bereits im Juni erreicht, doch sind die Werte für Juli und August beide sehr hoch.

Augenscheinlich wird die Rolle des verfügbaren Wassers dargestellt durch mittlere sowie minimale Durchflussmengen. Reduziert sich der Durchfluss von Juli zu August, so kann auch die maximale Wassertemperatur steigen (z.B. 2012). Getrieben werden die Temperaturschwankungen durch die Globalstrahlung, welche mit wenigen Ausnahmen im August ein niedrigeres Niveau aufweist als im Juni und Juli.

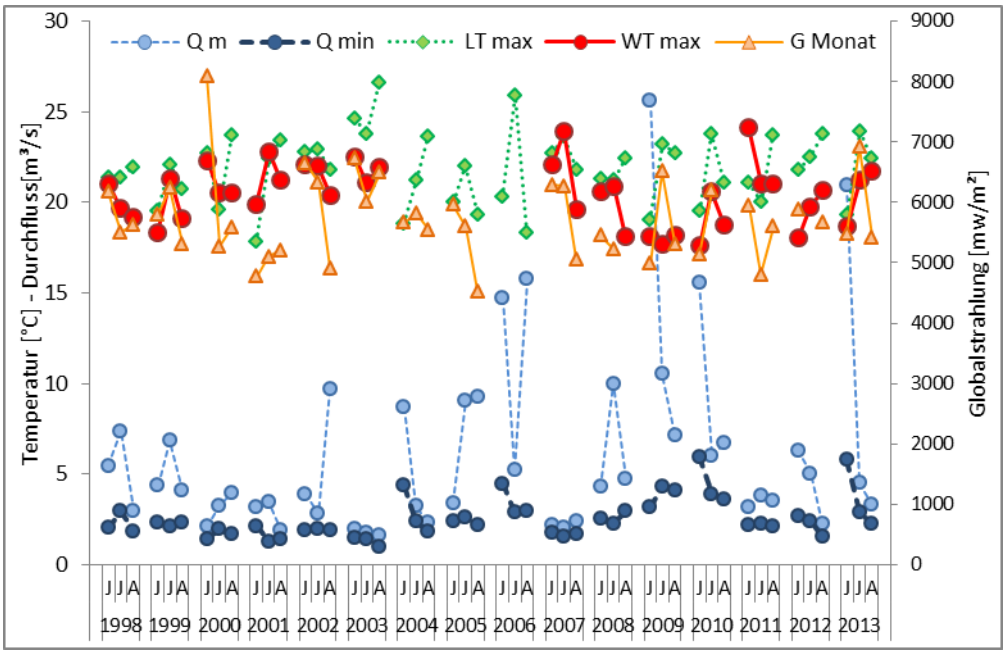


Abb. 52: Vergleich der Monatswerte von maximaler Wassertemperatur, mittlerem und minimalem Durchfluss (beides Pegel Hofstetten), maximaler Lufttemperatur sowie der Monatssumme der Globalstrahlung (ZAMG Station Lilienfeld) für die Monate Juni, Juli, August im Zeitraum 1998 bis 2013; maximale Wassertemperaturen für 2003 aus Basis des Regressionsmodells, maximale Wassertemperaturwerte für die Jahre 2004 bis 2006 fehlen

3.3.4 Wärmephasen in der Zeitreihe am Pegel Hofstetten

Nachdem bisher die Einzelwerte zu den mittleren und maximalen Wassertemperaturen im Fokus gestanden haben, zeigt die folgende Darstellung (Abb. 53), wie oft bestimmte Grenzwerte der Wassertemperaturen innerhalb der Monate Juli und August überschritten wurden; Juli und August deshalb, weil dieser Zeitraum einen direkten Vergleich mit den Daten der Sondenmessungen im Sommer 2013 erlauben.

In Abb. 53 wird dafür die Zeitreihe am Pegel Hofstetten herangezogen. In den heißen Jahren 2003, 2007 und 2013 bleibt die Maximaltemperatur immer über 14°C. In diesen Jahren liegt selbst der Anteil an Tagen mit einer Maximaltemperatur zwischen 14° und 16°C unter 20% (im Jahr 2003 unter 5%). Im Gegensatz dazu verfügen die Tage, an denen die Temperatur zumindest auf 18°C oder höher steigt, über einen Anteil von mehr als 50% (im Jahr 2003 >80%). Dies ist auch für 2001 der Fall, das genauso wie das Jahr 2002 in dieser Bilanzierung ein besonders heterogenes Bild zeigt: Auf der einen Seite sind in beiden Fällen sehr hohe Werte über 22°C zu finden, auf der anderen Seite aber auch nennenswerte Anteile von Tagen, die nicht über 16°C erreichten (2001 >10%, 2002 >30%).

Die Extremwerte über 22°C fehlen im Sommer 2003, doch erreichten die Wassertemperaturen an mehr als 40% der Tage zumindest 20°C und an weiteren 40%

zumindest 18°C – in beiden Fällen die höchsten Anteile in diesen Temperaturbereichen innerhalb der Zeitreihe. Ein Trend zu mehr wärmeren Tagen ist aufgrund der beschränkten Datenverfügbarkeit nicht zu erkennen.

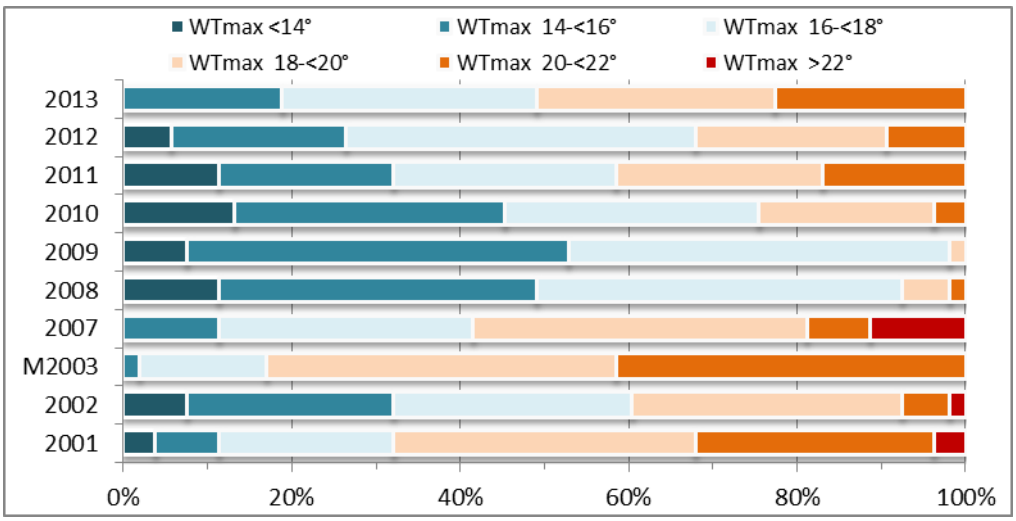


Abb. 53: Anteil der Tage in einem Bereich der täglichen Maximaltemperaturen der Monate Juli und August im Zeitraum 2001-2013 am Pegel Hofstetten; für 2003 finden die Daten aus dem Regressionsmodell Eingang, die Jahre 2004-2006 fehlen

In einem dynamischen System werden die letalen Temperaturen für Fische zumeist nicht unmittelbar erreicht. So sind es eher Temperaturen im suboptimalen (bzw. subletalen) Bereich, welche für die Organismen eine Stresssituation darstellen. Dabei spielt nicht nur das Erreichen oder Überschreiten eines Schwellenwertes eine Rolle für die nachteilige Wirkung, sondern auch die Dauer (wie lange) und die Häufigkeit (wie oft) ein erhöhtes Temperaturniveau auftritt.

Um solche Wärmephasen darzustellen, sind die täglichen Mittelwerte der Wassertemperaturen in sogenannte ‚Heatmaps' umgewandelt worden. Diese Darstellungsform zeigt anhand von Farbcodes, in welchem Bereich die mittlere Temperatur an einem Tag gelegen hat. Wird eine gewisse Temperatur über mehrere Tage hinweg erreicht oder überschritten, bilden sich Balken, die eine Phase mit erhöhtem Temperaturniveau verdeutlichen. In Abb. 54 sind Phasen, in denen an mindesten drei Tagen hintereinander eine Durchschnittstemperatur von 18°C oder mehr (Farbcodes gelb/orange/rot) erreicht wurden, mit einem schwarzen Rahmen hervorgehoben. Dementsprechend zeigt die Darstellung nicht nur, ob es eine Wärmephase gab, sondern auch, wie oft diese innerhalb einer Saison aufgetreten sind.

Hier zeigt sich der Hitzesommer 2003 in seiner vollen Intensität. Obwohl weder die wärmsten Temperaturen (Juli 2007) erreicht werden und auch nicht die meisten Wärmephasen auftreten (5x im Jahr 2000), so sind die vier Wärmephasen in ihrer Dauer (5-22 Tage) und Intensität (alle vier Phasen mit Temperaturen über 20°C) unerreicht. Die fünf Wärmephasen des Jahres 2000 sind alle ähnlich kurz. Eine intensive Wärmephase ist im Juli 2007 über 10 Tage aufgetreten, mit Werten über 22°C. Abb. 54 zeigt auch die kühlen Jahre sehr deutlich, allen voran 2009, in dem die Tagesdurchschnittstemperatur von nicht einmal 17°C erreicht wird. Ebenso sind die Sommer der Jahre 1998, 1999, 2008 und 2010 als kühl anzusehen.

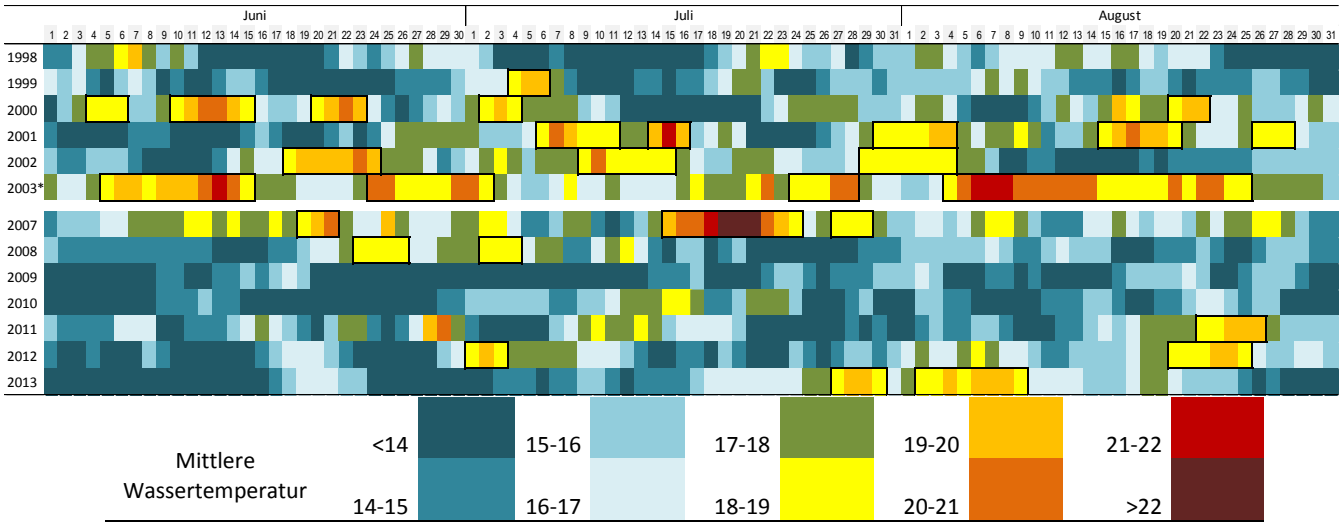


*Abb. 54: Heatmap der mittleren Wassertemperaturen im Zeitraum 1998 – 2013 in den Monaten Juni, Juli und August, *= berechnete Werte für 2003 basierend auf dem Regressionsmodell*

3.3.5 Frühjahrserwärmung

Neben Wärmephasen und Maximaltemperaturen im Sommer, ist die Wassererwärmung im Frühjahr ein ökologisch wichtiger Faktor, weil er die Entwicklung der heranreifenden Eier, die in diesem Zeitraum stattfindet, entscheidend mitbeeinflusst. Ein Indikator für die Erwärmung des Wassers im Frühjahr ist das Überschreiten von Schwellenwerten wie 10°, 12° oder 14°C. Dementsprechend ist in jedem Jahr der Zeitreihe jener Tag ermittelt worden, an dem die entsprechende Temperatur zum ersten Mal gemessen wurde. Der 31.März ist zum Beispiel der 90. Tag im Jahr, der 30. April der 120. Für alle drei Schwellenwerte ergibt sich ein fallender Trend, d.h. die Frühjahrserwärmung findet durchschnittlich früher statt und die entsprechende Temperatur wird zu einem früheren Zeitpunkt erreicht (Abb. 55).

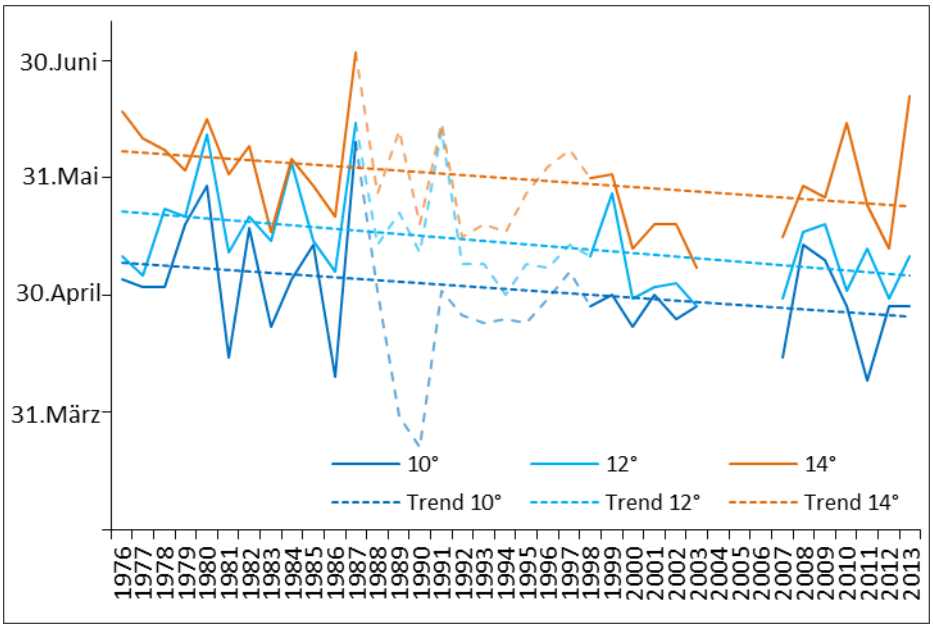


Abb. 55: Tag im Jahr an dem 10°, 12° bzw. 14°C Wassertemperatur im Zeitraum 1976 bis 2013 überschritten wurden; die Jahre 1988-1997 zur Vollständigkeit eingezeichnet, aber nicht für die Trendberechnung berücksichtigt worden

3.3.6 Die Wassertemperaturen der Sondenmessungen Juli 2013 bis Juni 2014

Insgesamt zeichneten 17 Sonden die Wassertemperaturen im Längsverlauf der Pielach auf. Eine Sonde wurde während des ersten Halbjahres (Juli 2013-Feb 2014) - vermutlich von Badegästen im Sommer - entfernt und war bereits im September nicht mehr auffindbar. Für diese Sonde konnten keine Daten ausgelesen werden. Weitere acht Sonden warennach dem starken Hochwasser im Frühjahr 2014 (50-jährige Einstufung am Pegel Hofstetten), also während des zweiten Aufzeichnungshalbjahres (Feb 2014-Juli 2014), nicht mehr auffindbar.

So konnte an acht Positionen an der Pielach die Wassertemperatur über ein volles Jahr aufgezeichnet und ausgelesen werden. Die Messreihe eines Datenloggers umfasst für das gesamte Aufzeichnungsjahr 8.760 Einzelwerte (für 8 Sonden ergibt das etwa 70.000 einzelne Messwerte). Die Aufzeichnungen von 13 Sonden lieferten verwertbare Datenreihen für den Zeitraum Juli 2013 bis Februar 2014.

Trotz der Bemühungen die Sonden möglichst ähnlich hinsichtlich Wassertiefe und Strömungsverhältnisse zu positionieren, konnten störende Einwirkungen (wie z.B. Grundwasserbeeinflussung) teilweise erst nach der Auslesung bzw. während der Datenkontrolle festgestellt werden. Als Beispiel ist hier die Sonde im Vollwasser unterhalb der Ausleitung bei Hafnerbach anzuführen. In den Daten der Vollwassersonde fehlt der typische Tagesgang der Wassertemperaturen komplett, der bei der Vergleichssonde, die wenige hundert Meter flussauf positioniert war, sehr deutlich zu erkennen ist (Abb. 56).

Selbst in der Hitzephase Anfang August steigt die gemessene Temperatur kaum über 15°C. Bei insgesamt drei Sonden kam es zu solchen Einwirkungen, welche die Wassertemperaturwerte als nicht repräsentativ erscheinen ließen.

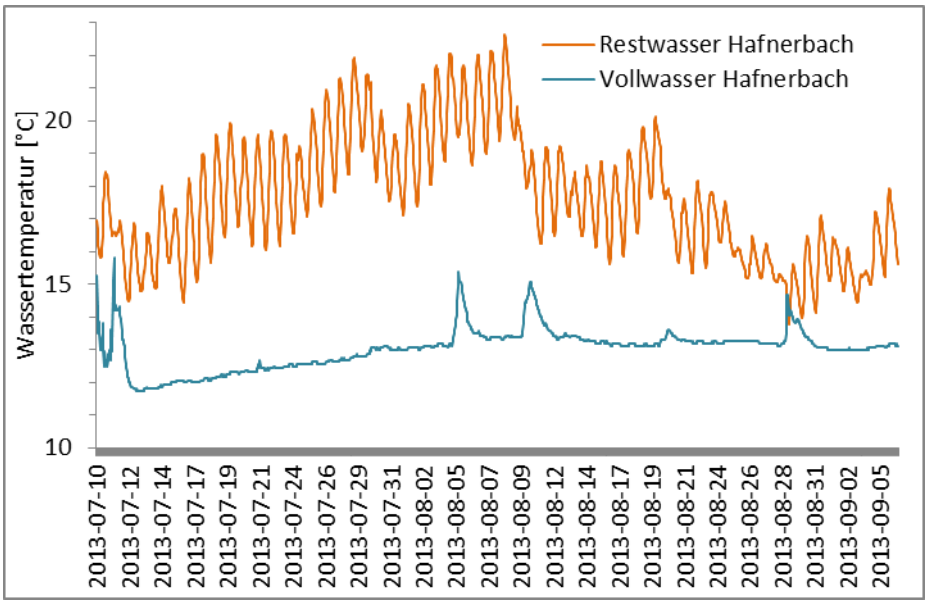


Abb. 56: Vergleich zweier Sonden im Abschnitt der Restwasserstrecke Hafnerbach: eine mit und eine ohne Grundwassereinfluss

Dementsprechend stehen je nach Untersuchungszeitraum 8 (Juli 2013 bis Juni 2014) bzw. 13 (Juli 2013 bis Anfang Februar 2014) Probenpunkte zur Verfügung (Tab. 10). Der kürzere Beobachtungszeitraum deckt eine Länge von 55 km ab, für das volle Aufzeichnungsjahr sind es immerhin noch knappe 50 km (bei einer Flusslänge von 70 km).

Tab. 10: Liste der Wassertemperatursonden mit Standortbezeichnung und Vermerk des verfügbaren Aufzeichnungszeitraums

Interne Sondennummer	Standort	Entfernung zur Quelle (km)	Juli 2013 - Februar 2014	Juli 2013- Juni 2014
BOKU 14	uh. Nattersbachmündung	14,9	•	
BOKU 15	oh. Kirchberg	18,6	•	
BOKU 16	Kirchberg	21,2	•	•
BOKU 12	Mainburg	29,3	•	
BOKU 11	Hofstetten	33,5	•	•
BOKU 09	Klangen	38,9	•	•
BOKU 17	Ebersdorf	44,0	•	
BOKU 07	Völlerndorf	45,1	•	•
BOKU 06	Stauwurzel Hafnerbach	51,7	•	•
BOKU 05	Stau Hafnerbach	52,2	•	•
BOKU 04	Wimpassing	54,0	•	•
BOKU 02	Albrechtsberg	63,2	•	
BOKU 01	Mündung	69,3	•	•

3.3.7 Wassertemperaturen im Längsverlauf

Das folgende Kapitel verdeutlicht unterschiedliche Charakteristika des Temperaturgradienten im Längsverlauf der Pielach. Zuerst erfolgt eine Gegenüberstellung der Wassertemperaturen zwischen Metarhithral und Epipotamal (Abb. 57), um den Gradienten der Wassertemperaturen für den Ober- und Unterlauf der Pielach über das gesamte Aufzeichnungsjahr darzustellen. Danach werden die mittleren, minimalen und maximalen Wassertemperaturen der Sommermonate Juli und August (Abb. 58) sowie jene der Wintermonate Dezember und Jänner (Abb. 59) gegenübergestellt. Zuletzt wird die Veränderung des longitudinalen Gradienten im Zeitraum Juli bis Dezember (Abb. 60) auf Basis von Monatsmittelwerten veranschaulicht.

Der Vergleich Ober- und Unterlauf zeigt, dass im Metarhithral, unterhalb der Nattersbach-Mündung, die Wassertemperaturen nie 20°C oder mehr erreicht werden (Abb. 57). Im Epipotamal, nahe der Mündung in die Donau, liegt die Maximaltemperatur im August 2013 bei knapp 24°C. Deutlich zu erkennen ist der größere Schwankungsbereich der täglichen Wassertemperaturen im oberen Fließgewässerabschnitt, sobald die Erwärmung durch größere Sonneneinstrahlung angetrieben wird. Das heißt, dass der Wärmeeintrag tagsüber in der Nacht durch nachkommendes kaltes Wasser kompensiert wird und die Erwärmung mindert.

Im Winter (von Ende November bis Februar) sind die Wassertemperaturen in beiden Flussabschnitten praktisch ident. Die wärmste Phase des Aufzeichnungsjahres ist Anfang August 2013 zu finden. Die kälteste Phase befindet sich Anfang Februar 2014.

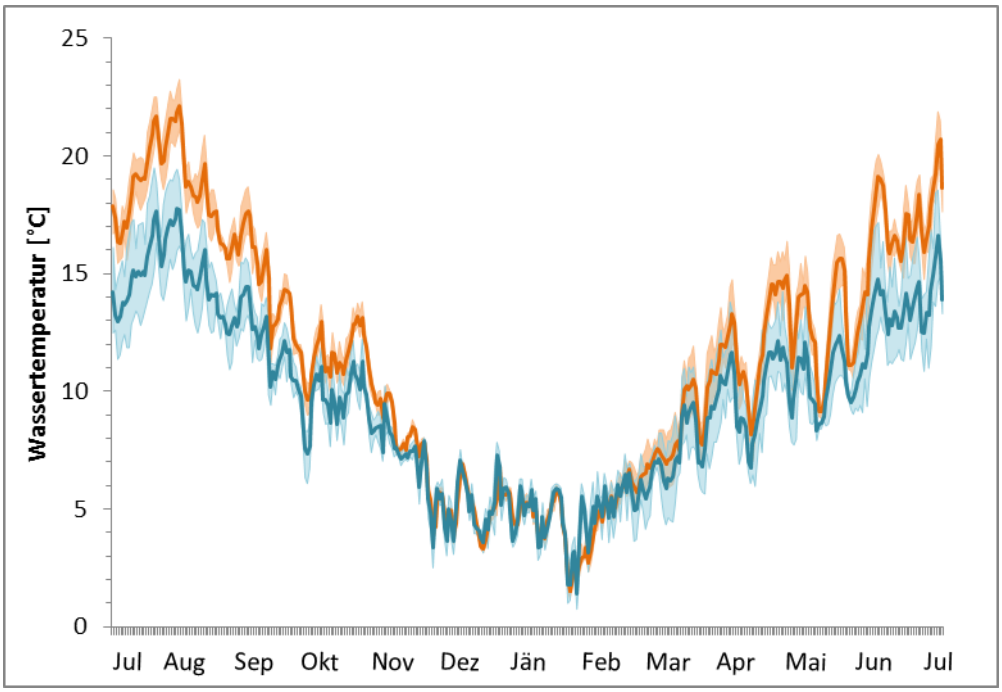


Abb. 57: Vergleich der Wassertemperaturen (täglicher Mittelwert und Schwankungsbereich) im Metarhithral (Kirchberg; blau) und Epipotamal (Mündung, orange)

Generell wies der August die höheren Maximaltemperaturen im Aufzeichnungszeitraum auf. Nur im Oberlauf waren die Maximaltemperaturen von Juli und August auf gleichem Niveau (Abb. 58). Die mittleren und minimalen Wassertemperaturen waren im August über den gesamten Gewässerlauf geringer als im Juli. Der Unterschied zwischen Juli und August ist für die minimalen Temperaturen im Mittellauf (Entfernung zur Quelle 30-45km) am größten.

Die größten Maximaltemperaturen treten bei km 50 auf, dem Flussabschnitt flussab der Kremnitzbachmündung. Die Temperaturen fallen daraufhin ab und steigen erst zur Mündung hin wieder etwas an. Die Anpassungslinie zeigt einen konvexen Verlauf. Diese Konvexität ist im August stärker ausgeprägt als im Juli. Für Mittel- und Minimumtemperaturen sind die größten Werte am weitesten flussab, vor der Mündung, zu finden. Für den Mittelwert wird noch eine leichte Erhöhung im Bereich von km 50 festgestellt, die beim Minimalwert aber nicht mehr auffällt. Die Anpassungslinien zeigen eine leichte Krümmung, aber bei weitem nicht so stark wie für die Maximalwerte. Für die August-Minimalwerte zeigt sich ein fast linearer Trend.

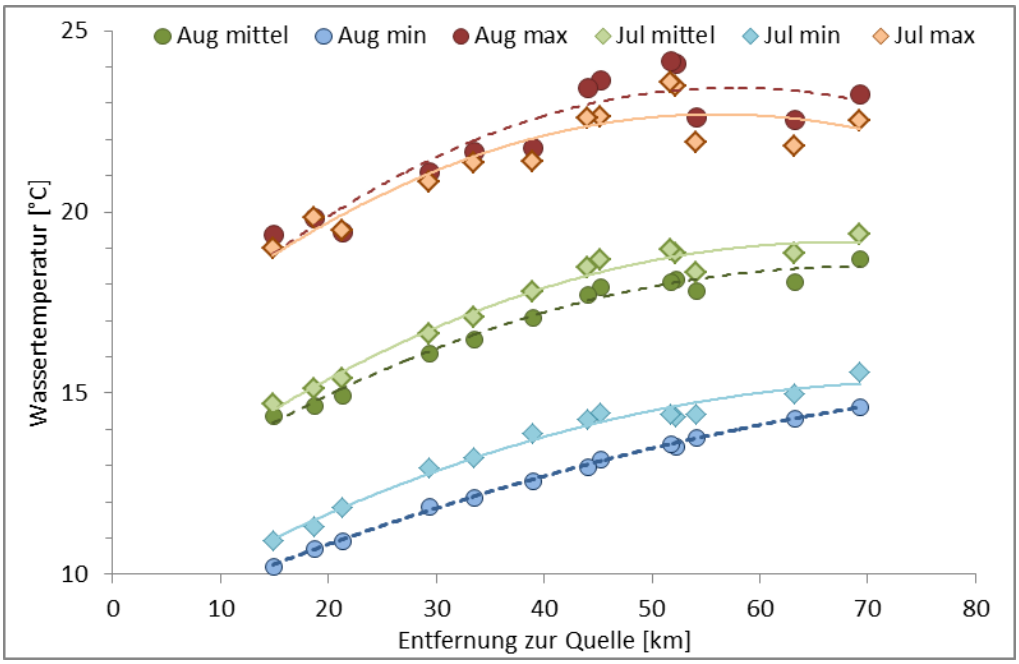


Abb. 58: Monatsmittelwert, -minimum und -maximum der Wassertemperaturen im Längsverlauf der Pielach im Juli und August 2013 mit polynomischer Anpassungslinie

Ein völlig anderes Bild zeigt sich im Winter (Abb. 59). Für die Maximalwerte im Dezember ergibt sich ein fallender Trend im Längsverlauf, der sich aber stets in einem Bereich zwischen 7 und 8°C hält. Der Maximalwert im Jänner ist praktisch konstant im Längsverlauf, auch wenn der Mündungsbereich einen etwas geringeren Wert aufweist als der Oberlauf. Die Mittelwerte sind in beiden Monaten am oberen und unteren Ende des Flusslaufs etwa gleich. Über den Längsverlauf sind jedoch Schwankungen nach oben und unten zu identifizieren, die vor allem im Jänner einen konkaven Trend entstehen lassen. Dieses Bild stellt sich für die Minimalwerte ähnlich dar, wobei hier sehr wohl im Mündungsbereich höhere Werte auftreten als im Oberlauf.

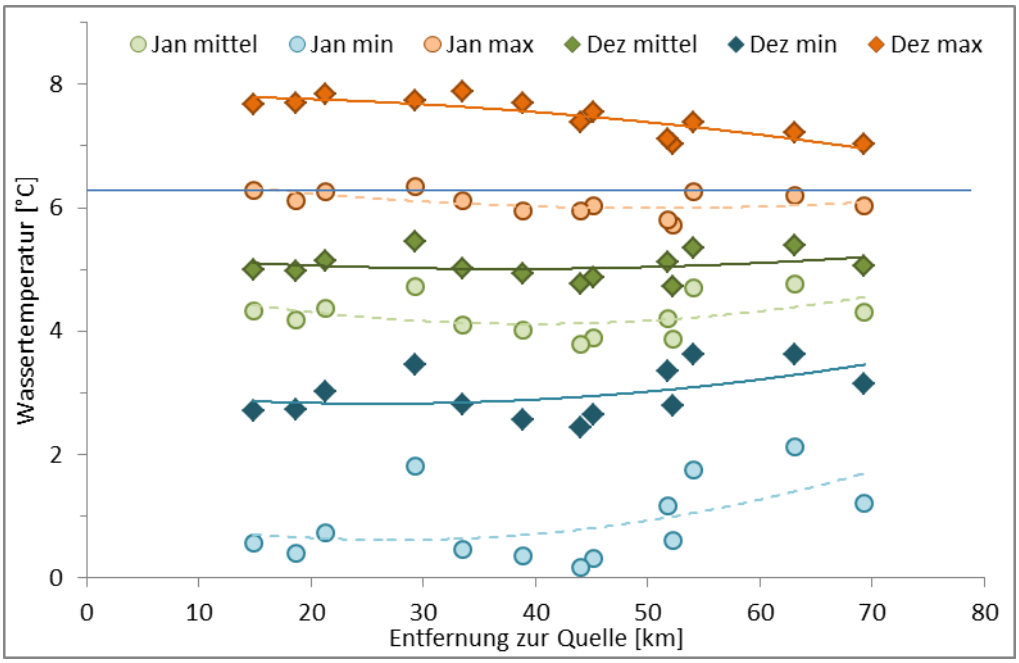


Abb. 59: Monatsmittelwert, -minimum und -maximum der Wassertemperaturen im Längsverlauf im Dezember 2013 und Jänner 2014 mit polynomischer Anpassungslinie

Um die Verschiebung des longitudinalen Gradienten über die Monate zu verdeutlichen, zeigt Abb. 60 die Entwicklung der Monatsmittelwerte durchgehend von Juli bis Dezember 2013. Zunächst zeigt sich, dass die Wassertemperaturzunahme im saisonalen Verlauf von Sommer bis Winter deutlich abflacht - ergibt sich für Juli und August ein Gradient von knapp 5°C, so liegen die Mittelwerte im Dezember praktisch auf demselben Niveau.

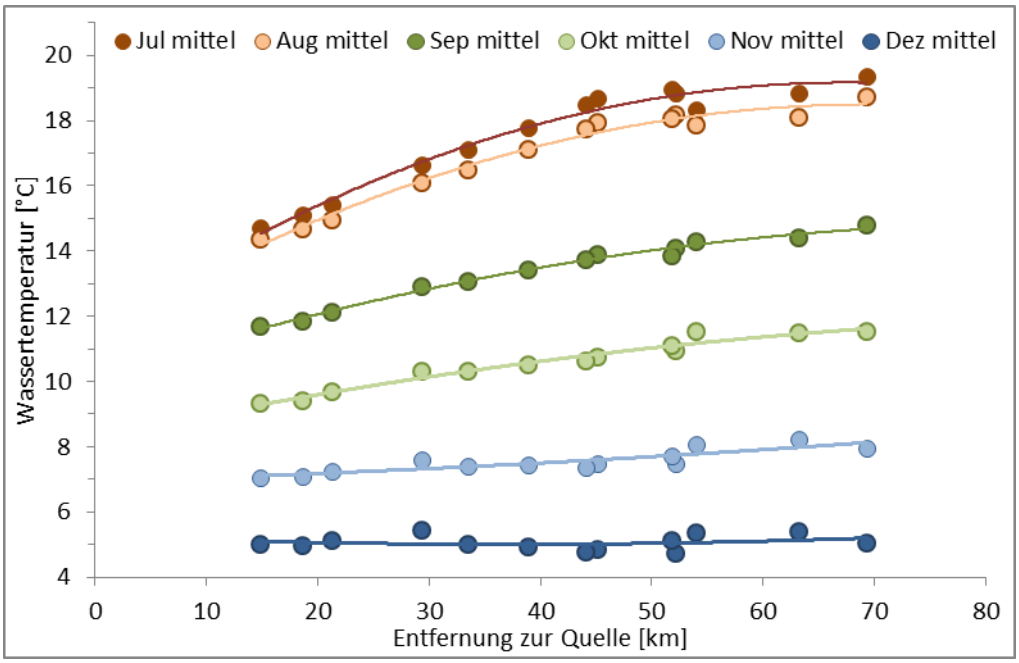


Abb. 60: Monatsmittelwerte der Wassertemperaturen im Längsverlauf in den Monaten Juli bis Dezember 2013.

3.3.8 Wärmephasen im Längsverlauf

Nach der Auswertung der Wärmephasen am Pegel Hofstetten (vgl. Kap. 3.3.4) werden nun die Wärmephasen im Längsverlauf auf Basis der Sondenaufzeichnungen näher betrachtet. Die Darstellung erfolgt zunächst anhand der relativen Überschreitungsdauer von Schwellenwerten (Abb. 61) gefolgt von der Heatmap-Darstellung (Abb. 62) der Wassertemperaturen im Längsverlauf.

Die Darstellung der Überschreitungsdauern von Maximaltemperaturen im Längsverlauf (Abb. 61) unterstreicht den longitudinalen Gradienten aus Kap.3.3.7. Abschnitte mit kühlen Temperaturen (<14°C) sind nur im oberen Bereich bis Mainburg zu finden. Ab Mainburg treten vermehrt Maximaltemperaturen über 20°C auf. Ab Ebersdorf erreichen die Maximaltemperaturen über 22°C. Der Anteil nimmt wie zu erwarten bis Hafnerbach zu, verringert sich dann allerdings wieder im Abschnitt von Wimpassing bis Albrechtsberg, um knapp vor der Mündung wieder knapp 20% Anteil zu erreichen. Anzumerken ist hier, dass die Sonde in Albrechtsberg und Wimpassing in größerer Wassertiefe positioniert waren, als jene im Bereich Hafnerbach.

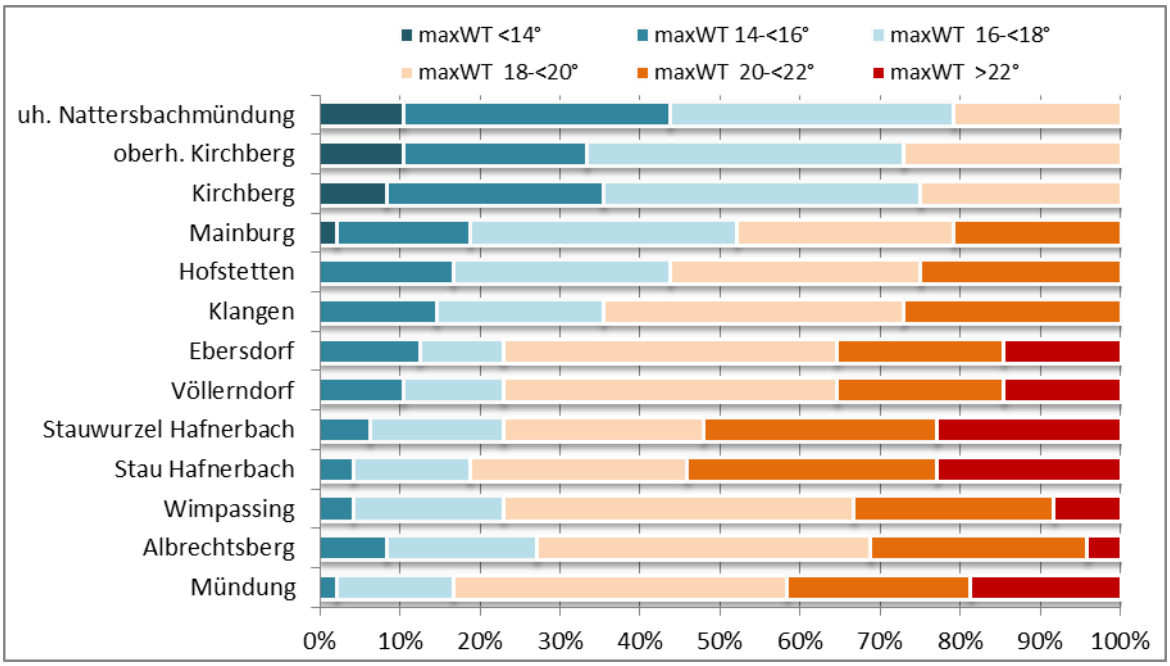


Abb. 61: Anteile der Tage in einem Bereich der maximalen Tagestemperaturen im Juli und August 2013 im Längsverlauf der Pielach

Die Heatmap (Abb. 62) zeigt sehr klar wie sich Warmphasen im Längsverlauf entwickeln und mit zunehmender Flusslänge längere Zeiträume einnehmen. Die Abbildung zeigt sechs Sonden, die den Flusslauf von Kirchberg bis zur Mündung abdecken. Eine kurze Wärmephase ist bereits im Juni zu erkennen, wobei nur im untersten Abschnitt ein Zeitraum von mehr als drei Tagen die mittlere Wassertemperatur über 18 °C liegt. Im Oberlauf (Kirchberg,

Hofstetten) werden zur selben Zeit im Mittel 15 °C nicht überschritten. Im Mittellauf bzw. am Übergang zum Unterlauf (Völlerndorf, Wimpassing) werden 18 °C nur kurz überschritten (1 bzw. 2 Tage). Eine längere Wärmephase, die auf weiten Strecken des Flusskontinuums auftritt, zeigt sich in der Zeit von Mitte Juli bis Mitte August. Nur im Bereich Kirchberg bleibt die tägliche Durchschnittstemperatur unter 18°C. Bereits in Hofstetten treten zwei längere Phasen (4 und 8 Tage) auf, in denen die Durchschnittstemperatur nicht unter 18°C fällt. Im Mündungsbereich dauert diese Wärmephase ohne Unterbrechung von 18. Juli bis 20. August und umfasst 34 Tage. Im Abschnitt Klangen bis Wimpassing ist diese Phase ebenso deutlich länger als 2 Wochen.

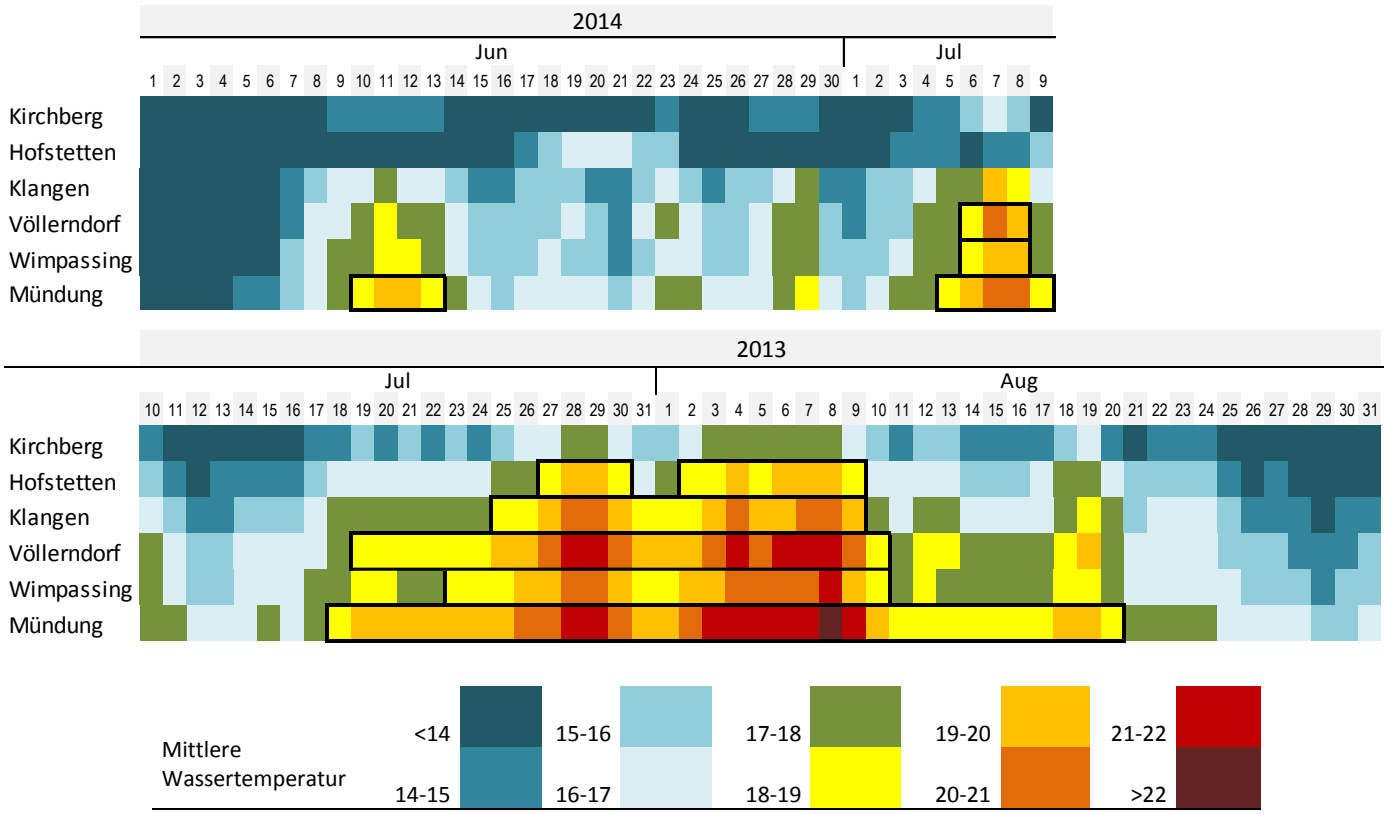


Abb. 62: ‚Heatmap' der mittleren Wassertemperaturen im Längsverlauf der Pielach in den Monaten Juni (2014) sowie Juli und August (2013)

3.4 Hydromorphologische Eingriffe

Die folgenden Kapitel geben einen Überblick zu Art und Intensität von hydromorphologischen Eingriffen an der Pielach. Dafür werden der morphologische Zustand, Anzahl und Art von Querbauwerken, sowie Länge und Anzahl von Stauhaltungen und Restwasserstrecken ausgewertet.

3.4.1 Morphologischer Zustand

Die Auswertung des morphologischen Zustandes zeigt ein überwiegend gutes Bild an der Pielach. Selbst im Bereich der Siedlungsgebiete Ober Grafendorf und Prinzersdorf wird ein guter morphologischer Zustand ausgewiesen (Abb. 63). Keiner der morphologischen Bewertungsparameter weist lt. NGP eine schlechte Bewertung auf. Insbesondere der Bewertungsparameter Sohldynamik ist im gesamten Flusslauf in einem guten bzw. sogar überwiegend sehr guten Zustand (Abb. 64). Die Laufentwicklung verfügt im Hyporhithral über einen geringen Anteil in unbefriedigendem Zustand. Für die Uferdynamik bzw. Uferbegleitvegetation zeigen sich vor allem im Oberlauf (Epi- und Metarhithral) größere Streckenanteile in einem mäßigen oder unbefriedigenden Zustand mit einer entsprechenden Auswirkung auf die morphologische Gesamtbewertung.

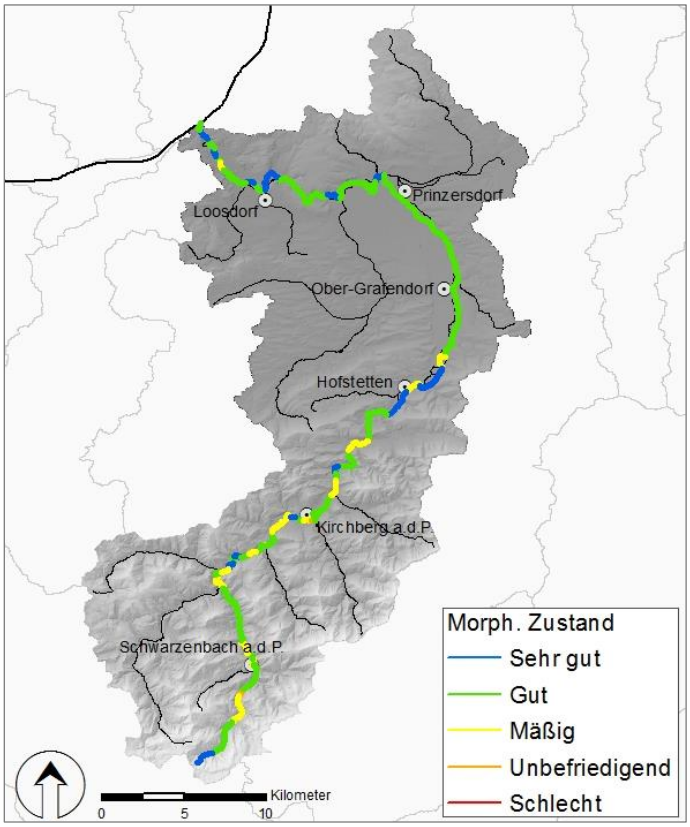


Abb. 63: Morphologischer Zustand lt. NGP an der Pielach

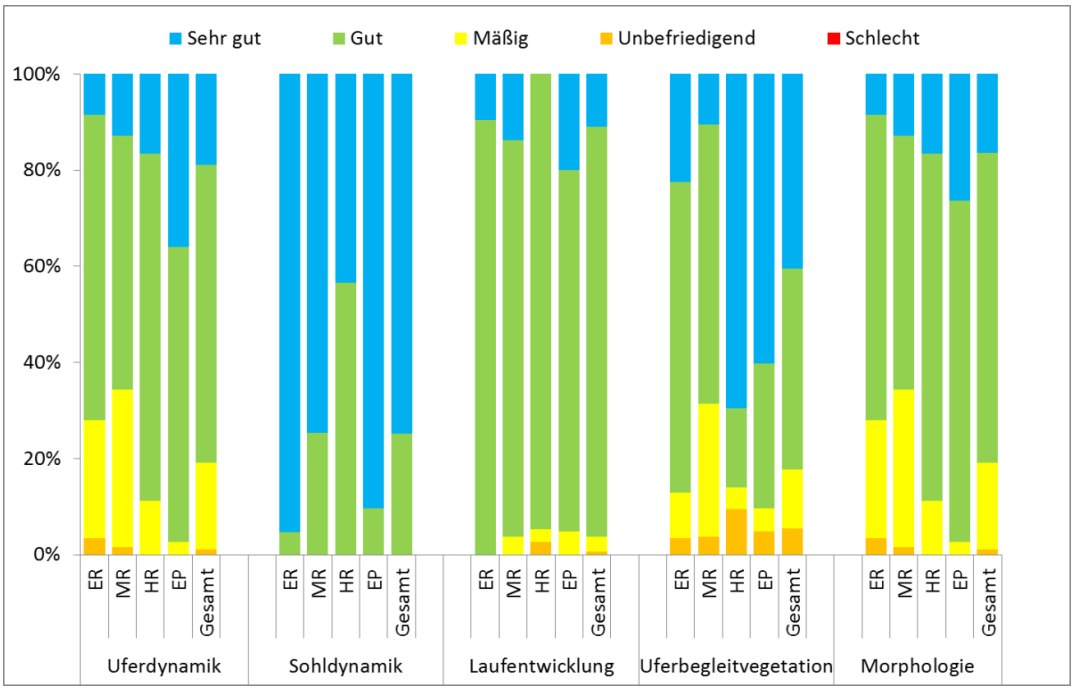


Abb. 64: Bilanzierung des morphologischen Zustandes sowie der einzelnen Bewertungsparameter in den Fischregionen basierend auf der Morphologie-Zustandsbewertung nach NGP, ER=Epirhithral, MR=Metarhithral, HR=Hyporhithral; EP=Epipotamal

3.4.2 Querbauwerke

Im gesamten Längsverlauf der Pielach finden sich zahlreiche Querbauwerke, die vornehmlich der Wasserkraftnutzung oder dem Hochwasserschutz (Sohlschwellen) dienen (Abb. 65). Durchschnittlich ist alle 0,6 km ein Querbauwerk an der Pielach zu finden. Dieser Wert ist im Metarhithral und Epipotamal geringer (0,3) und im Epirhithral deutlich höher (1,0) (Tab. 11). Im obersten Abschnitt flussab der Quelle sind die erfassten Querbauwerke keinem Zweck zugeordnet. In Bezug auf die Passierbarkeit zeigt sich im Längslauf ein gegensätzliches Bild: sind im Epipotamal alle Querbauwerke als passierbar eingestuft (inkl. Spielberger Wehr), so findet sich im Epirhithral kein einzig Überwindbares.

Insgesamt ist der Großteil der Querbauwerke dem Zweck der Wasserkraftnutzung gewidmet (~50%, Tab. 11). Lediglich im Mittellauf überwiegen hochwasserschutzbezogene Barrieren, die im Bereich von Ober Grafendorf eine dichte Abfolge von Querbauwerken bilden. Bezüglich der Sohlschwellen (Hochwasserschutz) ist festzuhalten, dass der Lokalaugenschein gezeigt hat, dass diese einerseits in ihrer Existenz und andererseits in Bezug auf ihre Passierbarkeit nicht homogen in den Daten des NGP erfasst sind, d.h. Sohlschwellen ähnlicher Ausführung und Dimension unterschiedlich als passierbar eingestuft sind oder nicht. Auch die Erfassung, wann eine Sohlschwelle in den NGP-Datensatz aufgenommen wird und wann nicht, scheint variabel.

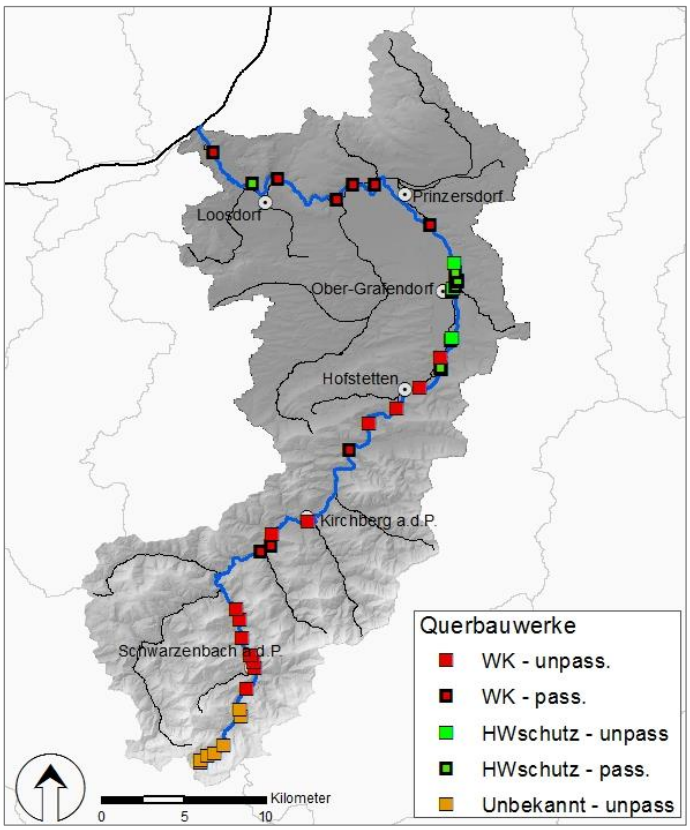


Abb. 65: Lage und Verwendungszweck der Querbauwerke an der Pielach sowie ihre Passierbarkeit

Tab. 11: Bilanzierung der Querbauwerke nach ihrem Verwendungszweck und der Passierbarkeit je Fischregion, ER=Epirhithral, MR=Metarhithral, HR=Hyporhithral; EP=Epipotamal

Fischregion	Wasserkraft		Hochwasserschutz		Unbekannt	Gesamt	QB/km
	nicht pass.	pass.	nicht pass.	pass.	nicht pass.		
ER	7				8	15	1,0
MR	4	3				7	0,3
HR	2	2	3	8		15	0,8
EP		5		1		6	0,3
Gesamt	13	10	3	9	8	43	0,6

Abb. 66 - Abb. 68 geben einen Eindruck von den unterschiedlichen Querbauwerken, die an der Pielach zu finden sind. Die Aufnahmen wurden bei Mittelwasser gemacht.

Abb. 66: Spielberger Wehr, linksufrige FAH, NGP Einstufung: passierbar (links); aufgelöste Sohlrampe Albrechtsberg, passierbar (rechts)

Abb. 67: Sohlschwelle Ebersdorf, unpassierbar (links); Sohlrampe Klangen, unpassierbar (rechts)

Abb. 68: Wehr Weinburg, unpassierbar (links); Wehr Hofstetten, unpassierbar (rechts)

3.4.3 Staue und Restwasserstrecken

Im Gegensatz zur morphologischen Zustandsbewertung, die hauptsächlich im Oberlauf der Pielach Defizite ausweist, zeigt die Evaluierung der Stau- und Restwasserstrecken verstärkt Belastungen für den Mittel- (Hyporhithral) und Unterlauf (Epipotamal) auf (Abb. 69). An dieser Stelle ist anzumerken, dass sich die bildliche Darstellung der verhältnismäßig kurzen Staustrecken in der Abbildung nicht optimal gestaltet. Trotzdem ist das verstärkte Auftreten von Stauhaltungen im unteren Flussabschnitt augenscheinlich. Dieser Eindruck wird durch die Bilanzierung (Abb. 70) pro Fischregion unterstrichen. Von 13 erfassten Stauhaltungen befinden sich zehn im Hyporhithral oder Epipotamal. Über 80% der gestauten Strecken befinden sich in diesen beiden Flussabschnitten.

Bezüglich der Restwasserstrecken ist dieser Anteil sogar noch höher (87%). Die absolut längsten Stau- und Restwasserstrecken befinden sich jeweils im Hyporhithral mit Längen von 325 m (Stau am Wehr Hofstetten) bzw. 6,2 km (Ausleitung Ober Grafendorf). Nur knapp 18% der gestauten Längen bzw. 13% der Ausleitungsstrecken befinden sich im Epi- und Metarhithral. Anteilsmäßig sind fast 70% des Hyporhithrals als Restwasserstrecke geführt, die zu Beginn der Ausleitung zusätzlich über einen Stau verfügen. Dies führt zu einem direkten Wechsel zwischen Stau und Restwasser. Dieses Schema wiederholt sich im Epipotamal, wo zwischen Kremnitzbachmündung und Roggenbach vier Wehre mit Stauhaltungen und anschließender Ausleitung auf etwas mehr als 10 km Fließstrecke zu finden sind.

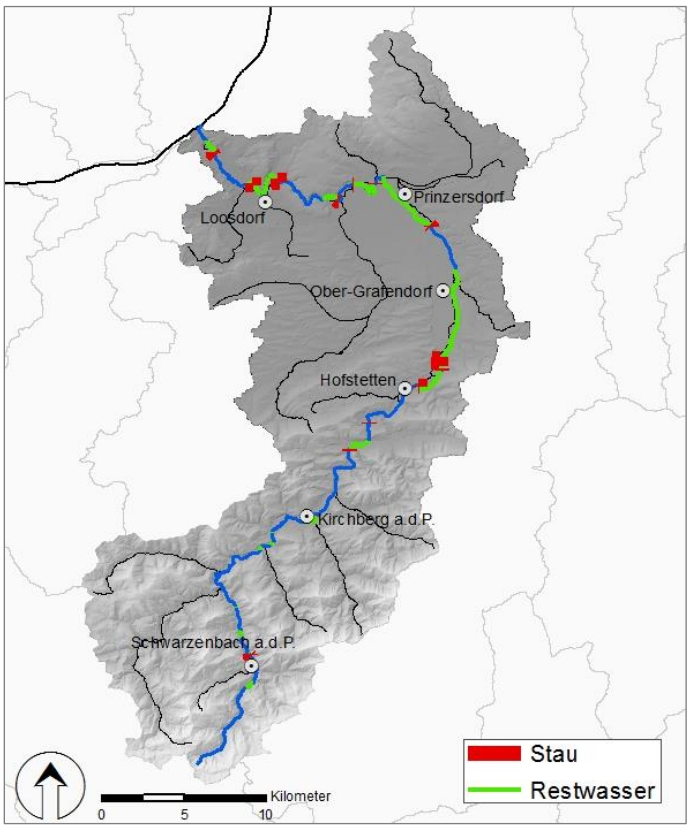


Abb. 69: Lage der Staue und Restwasserstrecken an der Pielach

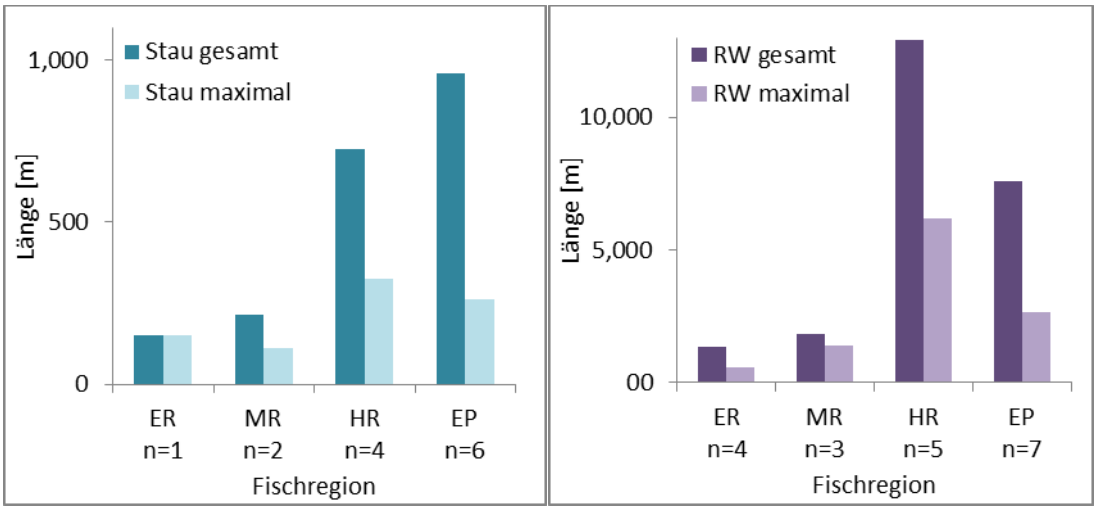


Abb. 70: Gesamt- und Maximallängen von Stau- (links) und Restwasserstrecken (rechts) in den Fischregionen der Pielach; ER=Epirhithral, MR=Metarhithral, HR=Hyporhithral; EP=Epipotamal

4 Zusammenfassung & Diskussion

4.1 Zusammenfassung der fischökologischen Bestandserhebung

Die Pielach wurde im Rahmen der vorliegenden Studie an sechs Stellen zwischen dem Oberlauf und dem Unterlauf beprobt. Für eine adäquate Bewertung des fischökologischen Zustandes ist aus Sicht der Autoren eine Adaption der fischökologischen Leitbilder notwendig. Basierend auf der in Befischungsstrecke 1 – Pielachleitengegend festgestellten Fischzönose sowie aufgrund der dort vorherrschenden Gewässerdimensionen wird eine Verlängerung des Metarhithrals, indiziert durch den Äschenbestand, bis zumindest in den befischten Bereich vorgeschlagen. Weitere Änderungen betreffen die Einstufung einzelner Arten bzw. die Artenzusammensetzung der Leitbilder „Hyporhithral groß“ und „Epipotamal mittel“ (siehe Tab. 1).

Den Befischungen zufolge weist nur der Oberlauf intakte fischökologische Verhältnisse auf (Tab. 12). Die im Mittellauf beprobten Stellen zeigen dringenden Handlungsbedarf an; gleiches gilt für den Unterlauf. Hier wird nach dem Standardleitbild zwar der gute Zustand berechnet, mit der Adaption des Leitbildes verschlechtert sich der Zustand auf „mäßig“, was den tatsächlichen Gegebenheiten aus fachlicher Sicht entspricht. Die Defizite des Fischbestands im Mittel- und Unterlauf resultieren primär aus den Parametern Altersaufbau und Artenspektrum.

Tab. 12: Übersicht über die Ergebnisse der fischökologischen Zustandsbewertungen und der dokumentierten Biomassen

	Metarhithral		**Hyporhithral groß**		**Epipotamal mittel**	
	Strecke 1	Strecke 2	Strecke 3	Strecke 4	Strecke 5	Strecke 6
Standardleitbild	Sehr gut	Sehr gut	Mäßig	Mäßig	Gut	Gut
Adapt. Leitbild	Sehr gut	Sehr gut	Mäßig	Mäßig	Mäßig	Mäßig
Standardleitbild	Sehr gut		Mäßig		Gut	
Adapt. Leitbild	Sehr gut		Mäßig		Mäßig	
kg/ha	129		413		63	

Die Populationsstruktur der gefangenen Äschen, Huchen, Nasen und Barben des Hyporhithrals bzw. Epipotamals (Abb. 71 bis Abb. 74) verdeutlichen, wie weit diese Arten unter ihrem Potential liegen. Die Abbildungen beinhalten alle Individuen, die in den vier Strecken des Hyporhithrals bzw. Epipotamals auf einer Gesamtlänge von knapp 700 m gefangen wurden. Die Stückzahlen sind sehr gering; keine der Arten lässt einen intakten Populationsaufbau erkennen; das Fehlen mehrerer Jahrgänge lässt vermuten, dass die Reproduktion in keinem der letzten Jahre erfolgreich gewesen sein kann, was wiederum bei

Äsche, Huchen und Nase auf das Fehlen und die sehr geringe Dichte an adulten Tieren zurückzuführen ist. Auch beim Aitel fällt auf, dass trotz der Präsenz adulter Tiere die Jahrgänge 0+ und 1+ nur schwach ausgeprägt sind, also einen typischen Populationsaufbau vermissen lassen (Abb. 75). Der 1+ Jahrgang ist dennoch deutlich besser ausgeprägt als bei Nase und Barbe.

Der Vermutung, dass die Reproduktion der Cypriniden mangelhaft ist, wäre entgegen zu halten, dass im Zuge der Ausbringung der Temperatursonden (Juli 2013) große Jungfischdichten in der Pielach beobachtet wurden. Über den Verbleib der Tiere kann nur spekuliert werden. Natürliche Mortalität, vor allem aber auch Abwanderung und die unzureichende Möglichkeit der Wiederbesiedelung am Spielberger Wehr können einen teilweisen Ausfall des Jahrgangs erklären. Die wenige Monate nach der Sichtung dokumentierte Bestandssituation kann aber auch damit nicht vollständig erklärt werden.

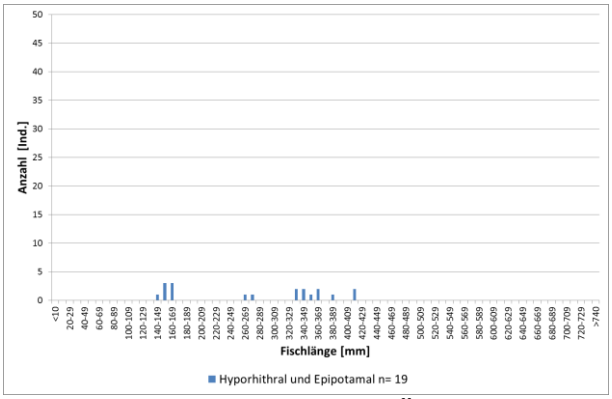


*Abb. 71: Populationsstruktur der **Äsche** im Mittel- und Unterlauf (Strecke 3 bis 6)*

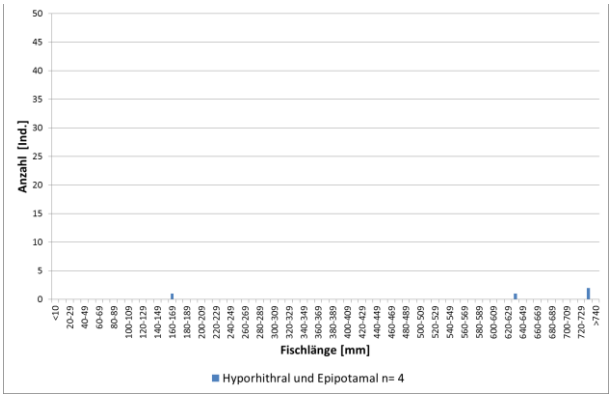


*Abb. 72: Populationsstruktur des **Huchens** im Mittel- und Unterlauf (Strecke 3 bis 6)*

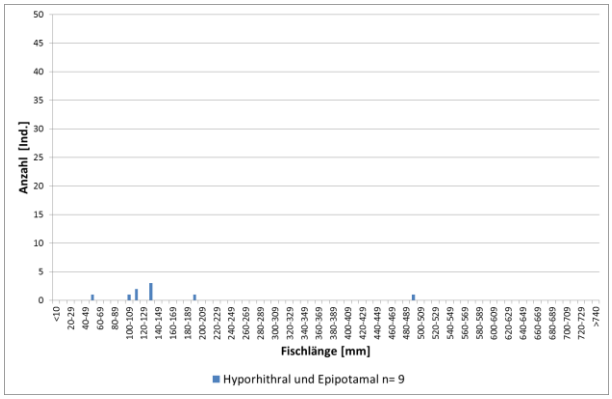


*Abb. 73: Populationsstruktur der **Nase** im Mittel- und Unterlauf (Strecke 3 bis 6)*

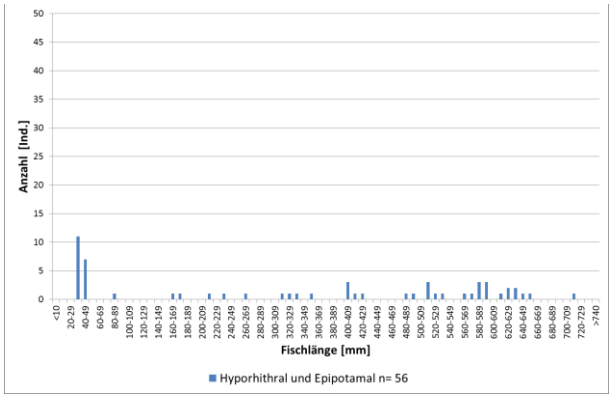


*Abb. 74: Populationsstruktur der **Barbe** im Mittel- und Unterlauf (Strecke 3 bis 6)*

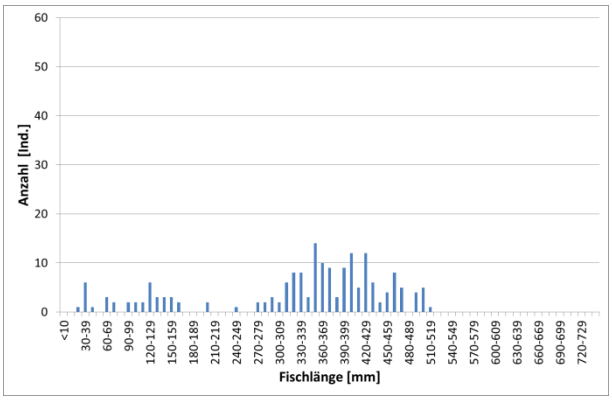


*Abb. 75: Populationsstruktur des **Aitels** im Mittel- und Unterlauf (Strecke 3 bis 6)*

Hinsichtlich des Artenspektrums ist festzuhalten, dass 17 der in den Leitbildern geführten Arten nicht nachgewiesen werden konnten (Tab. 13). Das vollständige Fehlen dieser Arten ist aufgrund des Beprobungsaufwandes nicht gesichert. Umfangreichere Befischungen wären notwendig, um ein vollständiges Bild über die Fischzönose der Pielach zu erhalten. Des Weiteren gilt für einzelne Arten wie bspw. den Schied, dass diese nur zur Reproduktionszeit die Pielach aufsuchen. Diesbezüglich ist aber nochmals die mangelhafte Migrationsmöglichkeit am ersten Wehr der Pielach zu erwähnen. Für stagnophile Arten, wie Rotfeder oder Moderlieschen ist davon auszugehen, dass die Lebensraumbedingungen der Pielach nur mehr unzureichend gegeben sind, um Bestände auszubilden, da Bereiche mit stagnierendem Wasser fehlen .

Tab. 13: Fischarten, die in den adaptierten Leitbildern der Pielach angeführt sind, aber im Zuge der Befischungen nicht nachgewiesen werden konnten. M= Metarhithral; H= Hyporhithral groß; E= Epipotamal; s= seltene Begleitart; b= Begleitart; l= Leitart.

dt. Bez.	wissensch. Bez.	Rhehophilie	M	H	E	dt. Bez.	wissensch. Bez.	Rhehophilie	H	E
Aalrutte	*Lota lota*	eurytop	s	l	b	Schied	*Leuciscus aspius*	rheophil A		s
Flussbarsch	*Perca fluviatilis*	eurytop		s	b	Strömer	*Telestes souffia*	rheophil A	b	s
Hecht	*Esox lucius*	eurytop		s	b	Weißflossengründling	*Romanogobio vladykovi*	rheophil A		s
Laube	*Alburnus alburnus*	eurytop			b	Zingel	*Zingel Zingel*	rheophil A		s
Rotauge	*Rutilus rutilus*	eurytop			b	Streber	*Zingel streber*	rheophil A		s
Goldsteinbeißer	*Sabanejewia balcanica*	rheophil A			s	Bitterling	*Rhodeus amarus*	stagnophil		s
Hasel	*Leuciscus leuciscu*	rheophil A		b	b	Moderlieschen	*Leucaspius delineatus*	stagnophil		b
Neunauge	*Eudontomyzon mariae*	rheophil A		s	s	Rotfeder	*Scardinius erythrophthalmus*	stagnophil		s
Rußnase	*Vimba vimba*	rheophil A			s					

Neben den Aspekten Altersaufbau und Artenspektrum ist nochmals auf die festgestellten Biomassewerte einzugehen. Auch wenn in keiner Strecke der Grenzwert von 50 kg/ha unterschritten wurde, so sind doch deutliche Bestandseinbußen festgestellt worden. Im Fall der untersten beiden Strecken liegen die Werte sogar knapp am ko-Kriterium. Lediglich in Strecke 4 – Kremnitzbachmündung konnte eine Zunahme der Biomasse verzeichnet werden. Die hohen Werte von Aitel und Barbe täuschen jedoch wie erwähnt über den ansonsten ebenfalls klaren Rückgang der weiteren Arten hinweg. Im Folgenden soll nochmals auf die zentralen Arten der Pielach im Detail eingegangen werden.

- Für die **Bachforelle** in der Pielach haben die Befischungen ein heterogenes Bild ergeben. Im Oberlauf ist ein Rückgang von rund 40 kg/ha (entspricht einem Rückgang von 46 %) dokumentiert worden. Diese Veränderung kann auf natürliche Populationsschwankungen zurückzuführen sein. Das Ausmaß des Rückgangs sowie die Tatsache, dass auch die Regenbogenforelle Einbußen von 50 kg/ha (entspricht einem Rückgang von 52 %) erfahren hat, deuten jedoch auf den Einfluss des Fischotters hin, der seit einigen Jahren auch den Oberlauf der Pielach besiedelt. Insgesamt kann festgehalten werden, dass die Bestandsituation sowie der Altersaufbau der Bachforelle im Oberlauf eine vitale Population guten Bestands widerspiegelt. Im Mittel- und Unterlauf sind die Forellenbestände unverändert niedrig. Besonders der Mittellauf vermisst intakte Bestände. Dies wird durch GZÜV-Erhebungen (GZÜV-Niederösterreich/Fische. FW30900557/Pielach/Prinzersdorf und FW30900547/Pielach/Hofstetten - Grünau) in den Restwasserstrecken bei Hofstetten und Prinzersdorf bestätigt. Im Jahr 2009 wurde in den genannten Bereichen ein Biomassewert von jeweils nur 5 kg/ha dokumentiert, was deutlich unter dem Potential der besagten Bereiche liegt und auf die Restwassersituationen zurückzuführen sein wird. In den Jahren 1977/78 wurden bei Warth bzw. Völlerndorf noch hohe (bis zu 115 kg/ha) Bachforellendichten gefunden (Unfer und Jungwirth 2005). Wie in Unfer und Jungwirth (2005) jedoch beschrieben, wurden die Bestände in den 70er Jahren „durch Besatz mit fangfähigen Bachforellen hoch gehalten“.

- Die Bestandssituation der **Äsche** in der Pielach ist insgesamt als sehr bedenklich zu bezeichnen. Bei Strecke 2 – Warth handelt es sich um den einzigen Abschnitt, in dem ein nennenswerter Äschenbestand (40 kg/ha) nachgewiesen werden konnte; gegenüber dem Vergleichsjahr (2000) hat er sich jedoch halbiert. Gleiches gilt für Völlerndorf, wo die derzeitige Situation nur mehr 5 kg am Hektar ergibt. In den 70er Jahren wurden in Völlerndorf noch 86 kg/ha errechnet. Im Jahr 2000 immerhin 48 kg/ha (Unfer & Jungwirth 2005). Sowohl alle weiteren Daten der gegenständlichen Studie als auch der oben genannten GZÜV-Erhebungen ergeben verschwindend geringe Bestände mit Werten unter 10 kg/ha; eine Situation, die auch 2000 bereits gegeben war. Auch im Fall der Äsche gilt, dass die Daten der Vergleichsjahre durch Besatzmaßnahmen beeinflusst sein könnten. Des Weiteren unterliegen Äschenbestände naturgemäß starken Schwankungen. Die Situation in Warth (1978 – 30 kg/ha | 2000 – 85 kg/ha | 2013 – 40 kg/ha) könnte demnach auch rein auf natürliche Schwankungen zurückzuführen sein. In Summe ist jedoch festzuhalten, dass sich die Bestände im Hyporhithral bzw. Epipotamal nicht erholt, sondern wie im Fall von Völlerndorf verschlechtert haben.

- Wie oben bereits erwähnt, wäre eine umfangreichere Bestandserhebung über längere Abschnitte notwendig, um ein repräsentatives Bild der **Huchenpopulation** zu erhalten. Die punktuelle Befischung eines weitläufigen Ausbreitungsgebietes lässt nur bedingt Rückschlüsse auf den Bestand eines Spitzenprädators wie den Huchen zu. Der Vergleich der unteren vier befischten Bereiche zeigt jedoch überall einen Rückgang der Biomasse von durchschnittlich 38 kg/ha an (entspricht einem mittleren Rückgang von knapp 87 %). Unfer und Jungwirth (2005) berichten von 27 Huchen aller Alterskassen (17 0+ Ind.), gefangen in verschiedenen Bereichen der Pielach auf einer Gesamtlänge von 365 m. Dem gegenüber stehen 4 Huchen der aktuellen Befischung, gefangen auf 700 m (siehe Abb. 72). Auch von Seiten der Fischerei wird über rückläufige Bestände berichtet (Ratschan 2014). Insgesamt stellt sich also eine Situation dar, die hinsichtlich der Bedeutung der Pielach als eines der letzten „Huchengewässer“ Österreichs dringenden Handlungsbedarf aufzeigt.

- Eine weitere Art, die bedenkliche Bestandsrückgänge aufweist, ist die **Nase**. Einzelfänge konnten in der vorliegenden Studie erbracht werden. Verglichen mit den Daten der Jahre 1999 bzw. 2000 handelt es sich bei den aktuellen Nachweisen um Reliktbestände. Bereits in den Vergleichsjahren konnten nur mehr Biomassen von bis zu 66 kg/ha dokumentiert werden. Der höchste Biomassewert der gegenständlichen Studie liegt in Völlerndorf bei 9 kg/ha. Diesen Ergebnissen zufolge ist die Nase eine weitere Art, die von der Lebensraumsituation – insbesondere der mangelnden Migrationsmöglichkeit am Spielberger Wehr – und potentiellen anderen Stressoren wie Räuberdruck stark betroffen scheint.

- Die **Barbe** liegt in drei der vier relevanten Abschnitte im Mittel um 88 kg/ha (entspricht einem mittleren Rückgang von 82 %) unter den in den Jahren 1999/2000 festgehaltenen Bestandsdichten und kommt dort durchschnittlich auf 11 kg/ha. Strecke 4 – Kremnitzbachmündung bildet mit einer Bestandszunahme eine Ausnahme, die aber vor dem Hintergrund der Entwicklung in den restlichen Strecken zu relativieren ist. In der Gesamtbetrachtung, auch unter Berücksichtigung des Altersaufbaus (Abb. 74), ist die Situation der Barbe noch besser zu beurteilen als jene der Nase. Als zufriedenstellend kann aber auch deren Situation nicht bezeichnet werden.

- Das als anpassungsfähig bekannte **Aitel** hat lediglich in den im Epipotamal befischten Strecken deutliche Bestandseinbußen um 100 kg/ha zu verzeichnen. Beachtlich ist die Zunahme in Strecke 4 – Kremnitzbachmündung. Diese ist wie erwähnt vor dem Hintergrund der fehlenden Räuber (Huchen) und dem Nährstoffeintrag durch die

Kläranlage zu sehen. Die Situation im Epipotamal zeigt jedoch Probleme an. Die Vermutung, dass es Defizite im Lebensraum geben könnte, steht im Widerspruch zur vorherrschenden Strukturvielfalt und dem als „gut“ ausgewiesenen hydromorphologischen Zustand. Obwohl das Aitel im Unterschied zu Nase und Barbe eine sehr strukturgebundene Lebensweise hat, aber ähnliche Bestandseinbußen im Epipotamal anzeigt wie die beiden anderen genannten Arten, muss von Räuberdruck als potentiellem Stressor und Ursache für den Rückgang ausgegangen werden. Ein weiterer Unterschied zu Nase und Barbe sind, wie oben besprochen, die dokumentierten Jungfischdichten.

4.2 Thermales Regime

Das thermale Regime eines Fließgewässers ist Teil eines komplexen Wirkungsgefüges, das eine Vielzahl von Prozessen miteinschließt. Diese Komplexität und Vielfalt an Faktoren stehen in direktem Gegensatz zu mono-kausalen Rückschlüssen. Dementsprechend können Veränderungen im thermalen Regime nur sehr schwer durch die Wirkung eines einzelnen Faktors z.B. Ausleitungen und Stauhaltungen oder Klimawandel allein erklärt werden (Reinartz 2007). Eine Entwirrung des Wirkungsgeflechts ist nur mit Hilfe einer ganzheitlichen Betrachtung zu meistern. Dementsprechend wurde in vorliegender Studie eine Vielzahl an Datensätzen herangezogen, um diese vielschichtige Thematik aus mehreren Blickwinkeln zu beleuchten.

Die Auswertung der langfristigen Wassertemperaturen und der Sondenmessungen zeigten

- einen Temperaturgradienten im untersuchten Flussabschnitt von knapp 5°C im Juli und August mit Spitzenwerten im August 2013 von 19°C im Ober- und knapp 24°C im Unterlauf.

- einen steigenden Trend in den Monatsmittelwerten, der für die Sommermonate stärker ausgeprägt ist, bei gleichzeitig fallendem Trend der Durchflussmenge (der Trend für Maximalabflüsse ist als konstant zu sehen).

- längere Zeiträume an der Pegelstelle Hofstetten, in denen die Wassertemperaturen für kaltstenotherme Arten in einem kritischen Bereich liegen.

- dass die Erwärmung des Gewässers im Frühjahr tendenziell früher einsetzt, was auch in Zusammenhang mit milderen Wintern und reduziertem nivalen Abfluss zu sehen ist.

- einen ‚Wärme-Überhang' an der Grenze von Hyporhithral und Epipotamal – flussab Kremnitzbachmündung.
- dass in Hitzephasen auf weiten Strecken die Wassertemperaturen im Stressbereich für Kaltwasserliebende Arten liegen.

Der longitudinale Gradient in den Wassertemperaturen wurde mit Hilfe der Messsonden prinzipiell zufriedenstellend erfasst. Eine unmittelbare Erfassung der Wirkung von Restwasserstrecken und/oder Stauhaltungen scheint im Zuge des vorliegenden Projektes nur bedingt möglich. Bereits die vorangehende Formulierung lässt erkennen, dass auch hier mehrere Prozesse ineinander greifen, insbesondere beruhigte Strömungsverhältnisse mit größeren Wassertiefen im Stau bzw. Durchflussreduktion und reduzierte Wassertiefen in der Restwasserstrecke. Für eine quantitative Erfassung der Effekte wäre eine wesentlich dichtere Erfassung der Wassertemperaturen an der Pielach notwendig. Für quantitative Auswertungen wäre eine größere Stichprobe unbedingt erforderlich. Zusätzlich ist anzumerken, dass es auch innerhalb von Restwasserstrecken zu differenzieren gilt. So sind an der Pielach sowohl sehr lange als auch eher kurze Restwasserstrecken zu finden. Aber nicht nur die Streckenlänge spielt eine Rolle, sondern auch die Entnahmemenge sowie die morphologische Beschaffenheit (Beschattung, Wassertiefen) in der Restwasser- aber auch der Ausleitungsstrecke. Ähnlich verhält es sich für Staustrecken.

Die Sonneneinstrahlung und advektiver Wärmeaustausch mit der Luft zeigten sich als zentrale Faktoren im thermalen Regime der Pielach, das heißt extreme Wassertemperaturen treten primär klimatisch bedingt auf. In der langjährigen Zeitreihe traten die Jahre 2003 (lange und viele Hitzephasen) und 2007 (höchsten Maximalwerte) als besonders heiß hervor.

Die treibende Wirkung der Sonneneinstrahlung zeigt sich ebenso in den Sondenmessungen an den Messpunkten in Ebersdorf und Völlerndorf im Mittellauf der Pielach. Beide Sonden zeigten im Sommer deutliche Erwärmung mit vergleichsweise hohen Maximaltemperaturen, begünstigt durch die Gewässerdimension sowie die Nord-Süd Ausrichtung des Gewässerlaufes. Im Gegensatz dazu waren die Minimaltemperaturen (die entkoppelt von der Sonneneinstrahlung am Morgen auftreten) auf einem geringeren Niveau.

Bei Betrachtung der Wassertemperaturen im Längsverlauf der Pielach sind die hohen Temperaturen am Übergang von Mittel- zum Unterlauf (von Völlerndorf bis Wimpassing) auffällig. Die Autoren führen dies primär auf zwei Wirkungsmechanismen zurück. Bis zur Mündung des Kremnitzbaches (flussauf von Wimpassing) verläuft die Pielach in Süd-Nord Richtung. Demzufolge kann selbst bei vorhandener Ufervegetation die Sonne den Großteil des Gewässerlaufes im Sommer stark bestrahlen. Weiters befindet sich der Bereich mit dem

größten Temperaturüberhang (lt. Sondenmessung flussauf des Wehrs in Hafnerbach) unterhalb ausgedehnter Restwasserstrecken. Im Abschnitt bei Ober-Grafendorf sowie im Bereich Prinzersdorf befinden sich die beiden längsten Ausleitungsstrecken an der Pielach. Eine Begünstigung von Erwärmungsprozessen dadurch ist naheliegend. Nicht außer Acht zu lassen ist die Einmündung des Kremnitzbaches. Dieser Bach verläuft über weite Strecken mit wenig bis keiner Beschattung und lässt eine erhöhte Temperaturfracht vermuten. Um den Effekt von Zubringern besser abschätzen zu können, sind weitere Untersuchungen dringend notwendig. In den Sondenmessungen zeigen sich jedenfalls flussab des Hafnerbacher Wehrs Abkühlungsprozesse. Diese sind begünstigt durch einen Ost-West-Verlaufs des Gewässers sowie vermutlich durch Grundwassereintritte (zwei der Sonden, bei denen Grundwasserbeeinflussung eindeutig zu erkennen waren, befanden sich in diesem Bereich).

Hinsichtlich der Erwärmung im Frühjahr war ein fallender Trend zu beobachten, d.h. die Temperaturen überschreiten 10°C tendenziell früher. Unter Berücksichtigung des steigenden Trends der Monatsmittelwerte über das Jahr, ist die zeitigere Frühjahrserwärmung auch deshalb in Zusammenhang mit weniger kalten Wintern mit weniger Schneefall und dementsprechend reduziertem nivalem Abfluss zu sehen. .

4.3 Anthropogene Nutzungen

Aus morphologischer Sicht stellt sich die Pielach mit kleinräumigen Ausnahmen als intaktes Fließgewässer dar. Insbesondere im Unterlauf (flussab Kremnitzbach-Mündung) ist die morphologische Intaktheit des Gewässers hervorzuheben, die über lange Bereiche geeignete Teillebensräume bietet. Im Gegensatz dazu stehen eine Vielzahl an Querbauwerken, Stauhaltungen und Restwasserführungen, die zwischen Hofstetten und Neuhofen zu finden sind. Aus Sicht der Autoren scheinen die ausgewiesenen Staulängen lt. NGP eher knapp bemessen; visuelle Stichproben anhand von Luftbildern legen nahe, dass die Längen, an denen Fließgeschwindigkeitsreduktionen auftreten, deutlich größer sind.

Vom Epipotamal flussauf ins Hyporhithral weisen die Querbauwerke an der Pielach lt. NGP durchwegs Fischwanderhilfen auf, die als passierbar eingestuft sind. Eine volle Wanderbarkeit und somit longitudinale Konnektivität der Pielach ist dennoch ernsthaft zu hinterfragen. Die Fischwanderhilfe am so genannten Spielberger Wehr wurde im Rahmen des LIFE-Projekts „Lebensraum Huchen“ errichtet und im Anschluss einem Monitoring unterzogen. Dieses Monitoring zeigte eindeutig eine eingeschränkte Funktionsfähigkeit. Obwohl dies bereits 2004 durch Zitek et al. aufgezeigt wurde, ist eine Umgestaltung bis jetzt nicht durchgeführt worden. Die Notwendigkeit und Forderung nach einer Revitalisierung der

Wanderhilfe wurde von Unfer et al. (2012) nochmals unterstrichen. Als letztes Querbauwerk flussauf der Flussmündung stellt das Spielberger Wehr einen neuralgischen Punkt für eine Vernetzung der Fließgewässersysteme Donau und Pielach sowie für eine flussauf-gerichtete Fischmigration innerhalb der Pielach dar.

Durch die Neugestaltung der Pielachmündung im Zuge des LIFE+ Projekts „Mostviertel-Wachau“, wird eine Verbindung zur freien Fließstrecke der Donau in der Wachau hergestellt. Damit ist die Pielach als Laichhabitat für Huchen, Nasen und Barben bei geeigneten Wasserständen zugänglich. Solange das Spielberger Wehr jedoch nur eingeschränkt passierbar ist, wird eine Vielzahl an potentiellen Laichplätzen nicht erreichbar bleiben. Insofern besteht aus Sicht der Autoren dringender Handlungsbedarf, um die Kontinuumsproblematik am Spielberger Wehr nachhaltig zu lösen.

Im Zuge eines Lokalaugenscheins wurden die Fischwanderhilfen an der Pielach zusätzlich zur Information aus dem NGP durch die Autoren hinsichtlich der potentiellen Wanderbarkeit evaluiert. Die Erfassung vor Ort zeigte, dass oft punktuelle, neuralgische Stellen innerhalb der Wanderhilfen zu finden sind, die eine volle Passierbarkeit, zumindest temporär, einschränken können. Als solche sind vor allem sehr flach durchflossene Bereiche (Wassertiefe <10 cm aufgrund von Sedimentation) oder Verklausungen durch Treibholz, wie z.B. in der Fischwanderhilfe am Neuhofner Wehr (Abb. 76), zu nennen. Verringerte Durchflüsse, wie sie in Verbindung mit Hitzephasen auftreten, können an solchen Stellen für eine Unpassierbarkeit sorgen. Entsprechende Instandhaltungs- respektive Pflegemaßnahmen sind anzuraten.

Abb. 76: Verklausung in der FAH zum Neuhofner Wehr / Stöber Mühle im Sommer 2014

Neben der eingeschränkten Wanderbarkeit beeinflussen Ausleitungen und Staue auch das thermale Regime. In Ausleitungsstrecken besteht ein verringertes Wasservolumen, in Stauen eine reduzierte Fließgeschwindigkeit. Beides kann zu Erhöhungen der sommerlichen Wassertemperatur beitragen (Goosef et al., 2005). Hinsichtlich der Staue ist anzumerken, dass die größeren Wassertiefen der Erwärmung entgegenwirken. Im Bereich der Stauwurzel sowie zu Beginn des eigentlichen Staus ist mit einer stärkeren Auswirkung der reduzierten Fließgeschwindigkeit, also mit einem Übergewicht an zusätzlicher Erwärmung zu rechnen.

Als weiterer schwer wiegender menschlicher Eingriff ins Temperaturregime gilt eine reduzierte Beschattung, ausgelöst durch die Entfernung der Ufervegetation. Entsprechend dem morphologischen Zustand (Kategorie Uferbegleitvegetation) sowie den eigenen Aufnahmen im Zuge des Lokalaugenscheines, ist die Beschattungssituation an der Pielach derzeit insofern zufriedenstellend, als dass weitgehend zumindest dünne Vegetationsstreifen vorhanden sind. Neben der Dichte spielen jedoch auch die Höhe und der Kronenschluss der Ufervegetation eine Rolle für die Beschattung des Gewässers. Diesbezüglich wird bei der Analyse von Luftbildern klar, dass Gewässerabschnitte mit alten, ausgewachsenen Baumbeständen an der Pielach über weite Teile fehlen. In Abb. 77 wird klar ersichtlich, dass der Kronenschluss bei alten Baumbeständen für deutlich mehr Beschattung sorgt, als es bei jüngeren Ufergehölzstreifen der Fall ist. Für die über weite Bereiche von Süd nach Nord fließende Pielach, wäre ein Kronenschluss jedenfalls von Bedeutung. Hinzu kommt, dass besonders im Bereich von Siedlungsgebieten oder entlang von Straßen die Vegetation teilweise komplett fehlt oder nur in geringen Dichten vorhanden ist.
Lokale, im Zuge von Pflegemaßnahmen durchgeführte Rodungen, bedeuten eine über viele Jahre ausbleibende Beschattung des Gewässers und sollten zukünftig möglichst vermieden

werden. An heißen Sommertagen können bereits wenige hundert Meter ohne Beschattung zu einem maßgeblichen Energieeintrag und somit zu einer zusätzlichen Erwärmung führen.

In Bezug auf zusätzliche Erwärmung durch reduzierte Beschattung ist unbedingt auf den möglichen Wärmeeintrag durch Zubringer hinzuweisen. Zubringerbäche wie der Kremnitzbach oder die Sierning verfügen über geringe Abflussmengen sowie Wassertiefen und bahnen sich ihren Verlauf hauptsächlich durch Agrarflächen. Die Beschattung ist dabei eher gering. In möglichen Maßnahmenplanungen, um Erwärmungsprozesse abzumildern, sind, diese Zubringer daher ebenfalls zu berücksichtigen.

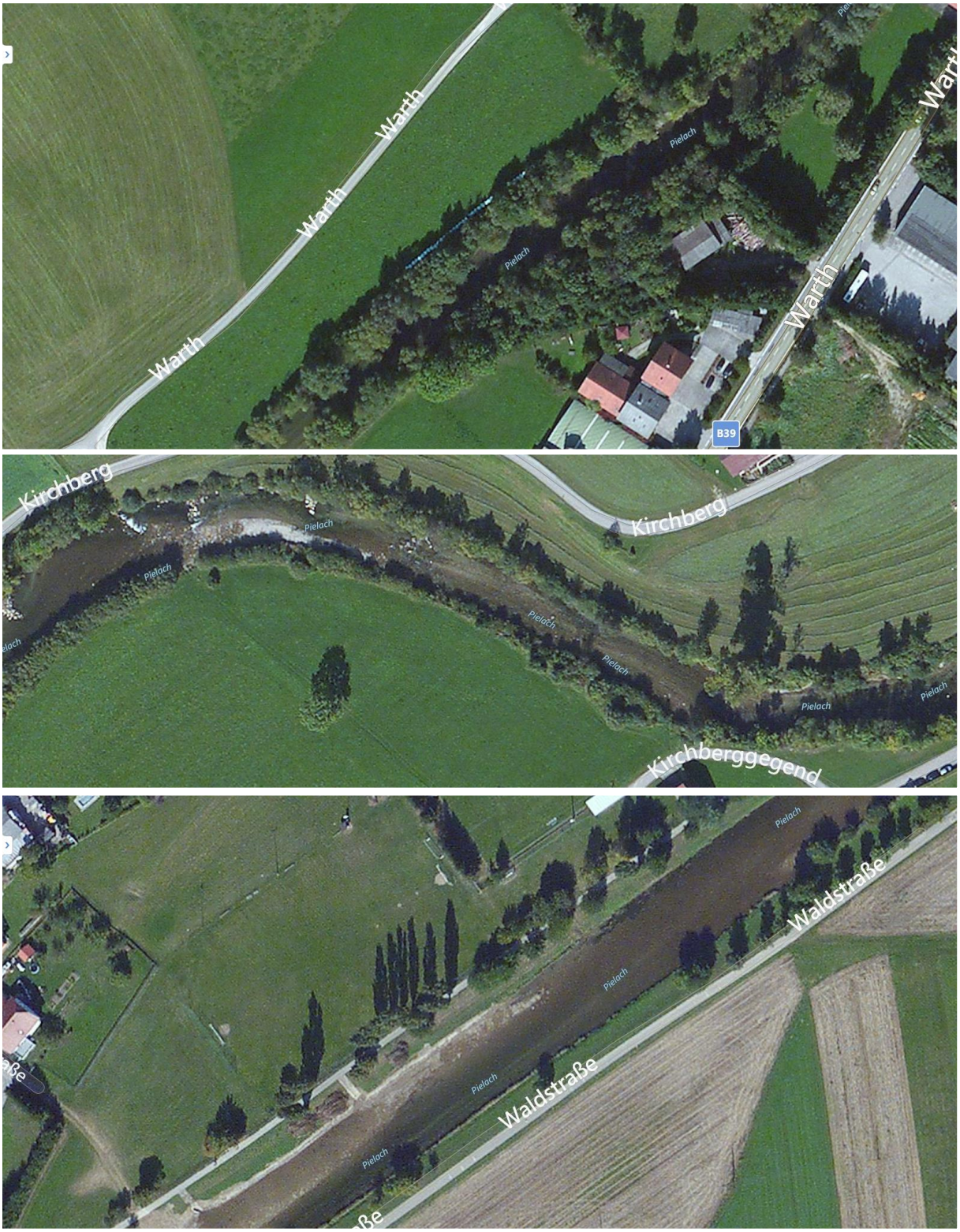


Abb. 77: Drei unterschiedliche Situationen der Beschattung bzw. des Kronenschlusses im Mittellauf der Pielach. Oben: Ein alter Baumbestand sorgt für Kronenschluss und starke Beschattung. Mitte: Mäßige Beschattung aufgrund junger Ufervegetationsbestände. Unten: Keine Beschattung aufgrund fehlender Ufervegetation

4.4 Synthese

Temperaturveränderungen wirken sich immer auf die biologischen Prozesse und somit auch auf Fische aus. Die Physiologie sowie Verhaltensweise von Fischen hängt direkt von der Wassertemperatur ab. In den meisten Fällen ist jedoch der Nachweis der direkten Auswirkungen eines einzelnen Eingriffs auf das thermale Regime schwierig, solange der Einfluss auf die Temperatur nicht überdurchschnittlich stark ist (z.B. Kühlwassernutzung bei Kraftwerken).

Unterschiedliche Studien belegen, dass Fische bei erhöhten Temperaturen aktiv kühlere Habitate aufsuchen (Torgersen et al., 1999; Elliott, 2000). Studien, die sich mit Erwärmung, ausgelöst durch den Klimawandel, beschäftigen, verweisen dabei zumeist auf eine flussaufgerichtete Migration zur Kompensation der erhöhten Temperaturen (Matulla et al., 2007; Comte et al., 2012). Aber nicht nur die flussauf gerichtete Wanderung ist eine Möglichkeit, Hitzephasen zu überdauern bzw. langfristig zu entkommen. Ebenso dienen tiefere Stellen (Pools), die kühler sind, als wichtige Refugialräume. Neben der größeren Wassertiefe können hier Grundwassereintritte zusätzlich für lokale Kühlung sorgen. Refugialhabitate stellen somit wichtige Funktionsräume in Fließgewässern dar (Ebersole et al., 2003). Die morphologische Intaktheit eines Gewässers hinsichtlich Sohldynamik und Laufentwicklung, wie sie im Epipotamal der Pielach gegeben ist, begünstigt die Verfügbarkeit solcher Refugialhabitate. Dementsprechend stellt die Erreichbarkeit und Vernetzung dieser Funktionsräume einen zentralen Punkt dar.

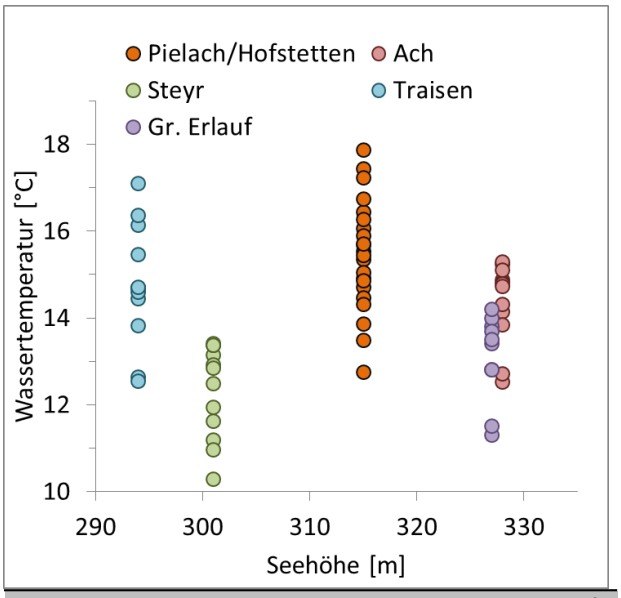
In den Ergebnissen der Fischbestanderhebung zeigt sich, dass die bestandsbildenden Arten im unteren Abschnitt generell schwach repräsentiert sind. Dieses Defizit kann in Verbindung mit den Faktoren Wassertemperatur und Konnektivität stehen. Wie bereits diskutiert, verfügen die Querbauwerke zwar fast alle über Wanderhilfen, dieser Umstand garantiert jedoch nicht die volle Konnektivität der Teillebensräume, die für die unterschiedlichen Arten und ihre Lebensstadien zu unterschiedlichen Zeitpunkten notwendig sind.

Fließgewässer weisen eine längszonale Gliederung auf, die sich in den Fischregionen ausdrückt. Die Fischzönosen der einzelnen Regionen setzen sich dabei aus Artengruppen mit gleichen bzw. ähnlichen charakteristischen ökologischen Ansprüchen, den sogenannten ökologischen Gilden, zusammen. Dementsprechend gibt es auch thermale Präferenzen, d.h. Arten, die kältere Wassertemperaturen bevorzugen und solche, die wärmere Temperaturen benötigen. Ein Temperaturanstieg wirkt sich auf kaltstenotherme Arten negativ aus, wie sie häufig in der Familie der Salmoniden zu finden sind (z.B. Bachforelle, Huchen oder Äsche), da die erhöhte Temperatur potentiellen Lebensraum ungeeignet macht. Alle Leitbilder der

Fischregionen an der Pielach beinhalten eine dieser Salmoniden-Arten: Vom Epi- und Metarhithral, wo die Bachforelle dominiert, übers Hyporhithral, wo die Äsche besonders häufig vorkommt, zum Epipotamal, wo der Huchen eine prominenter Vertreter ist. Die Verbreitungsgrenzen der Arten sind natürlich an die Einteilung der Fischregionen gebunden, doch geben sie einen Eindruck darüber, welche Arten wo häufig zu erwarten sind.

Wie in der Fischbestandserhebung bereits aufgezeigt, ist die derzeitige Einstufung der Fischregionen an der Pielach nach Meinung der Autoren jedenfalls zu überarbeiten. Diese Tatsache wird durch die Resultate der Wassertemperaturuntersuchungen bestärkt. So sind das Fehlen der Bachforelle und das Aufkommen des Schneiders (2000 nicht nachgewiesen, 2013 nachgewiesen) im Mittel- und Unterlauf als Indizien für eine temperaturbedingte Verschiebung der Zönose zu sehen.

Als voralpiner Fluss mit submontanem Quellgebiet verfügt die Pielach, nach Meinung der Autoren, ohnehin über eine wärmere Basis im thermalen Regime. Dies unterstreicht ein Vergleich von fünf voralpinen Flüssen (Abb. 78). Die Temperaturmessstellen befinden sich alle im Hyporhithral mit ähnlicher Seehöhenlage. Die Pielach erreicht die höchsten Monatsmittelwerte, obwohl z.B. die Traisen niedriger gelegen ist und ein größeres Einzugsgebiet aufweist. In Bezug auf die Fischregionen bedeutet dies, dass eine Verschiebung der Fischregionsgrenzen flussauf aus Sicht der Temperaturen plausibel ist.



Fluss	Ort	Seehöhe [m]	EZG-Größe [km²]
Pielach	Hofstetten	315	289
Ach	Mamling	328	315
Steyr	Pergern	301	898
Traisen	Windpassing	294	733
Gr. Erlauf	Scheibbs	327	324

Abb. 78: Vergleich der mittleren Wassertemperaturen in den Sommermonaten Juni, Juli, August (Zeitraum 2002-2012; ohne 2003-2006) in voralpinen Flüssen des Hyporhithrals in ähnlichen Seehöhenlagen; die Tabelle zeigt die verwendeten Messstellen mit Seehöhe und Einzugsgebietsgröße; Datenquelle: http://ehyd.gv.at bzw. Amt der NÖ Landesregierung

Dieser Verdacht wird durch die vorliegenden Sondenmessungen im Längsverlauf der Pielach unterstrichen, auch wenn der Sommer der Aufzeichnungsperiode als eher warm einzustufen war. Melcher et al. (2013) berechneten typische Wassertemperaturen für die Fischregionen in Österreich (ohne Berücksichtigung der Höhenlage oder Ökoregion). Auf Basis eines Wassertemperaturmodells wurden Wassertemperaturen für Flussabschnitte berechnet, an denen Fischbestandserhebungen vorlagen. Für die Fangzahlen der Fischbestandserhebungen wurde der Fischregionsindex berechnet und den Wassertemperaturen gegenübergestellt (Abb. 79). Die modell-basierten Ergebnisse zeigen einen geringen Temperaturgradienten zwischen Meta- (mittlere Juli-/Augustwassertemperatur zwischen 12 und 13°C) und Hyporhithral (mittlere Juli-/Augustwassertemperaturen zwischen 12,5 und 14°C) sowie einen deutlicheren Unterschied zwischen Hyporhithral (16-17°C) und Epipotamal (18-19°C).

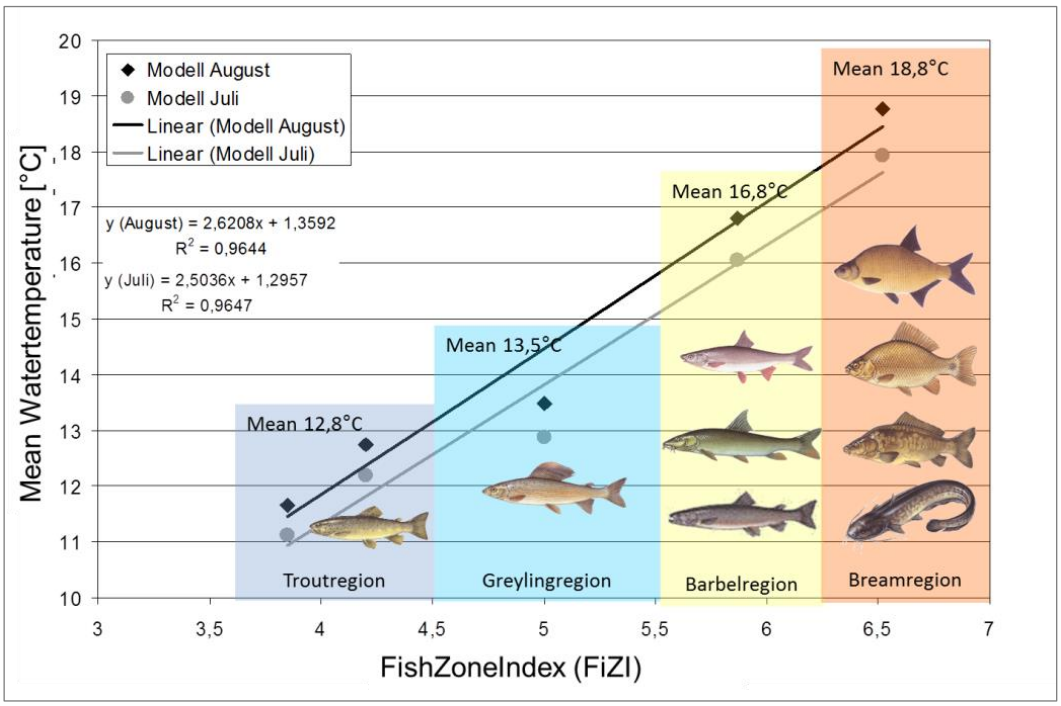


Abb. 79: Modellierte mittlere Wassertemperaturen für Juli und August in den Fischregionen nach Melcher et. al. 2013

Eine Gegenüberstellung der modellierten Wassertemperaturen in den Fischregionen nach Melcher et al. (2013) mit den gemessenen Wassertemperaturen im August 2013 an der Pielach gibt deutliche Hinweise, dass eine Verschiebung hinsichtlich der Wassertemperaturen an der Pielach bereits auftritt. Über die gesamte Flusslänge weist die Gegenüberstellung eine Verschiebung um zumindest eine Fischregion aus (Abb. 80). Anzumerken sind folgende Punkte: Der August 2013 war überdurchschnittlich warm. Weiters weisen Fischregionsindizes auf Basis von Fischbestanderhebungen oftmals einen Rhithralisierungseffekt auf. Dementsprechend wären die Temperaturbereiche, die durch die jeweilige Fischregion abgedeckt werden, breiter und würden sich in Richtung höherer Temperaturen ausdehnen. Diese beiden Hintergründe schwächen die Intensität der Verschiebung, die auf den ersten Blick in der Gegenüberstellung sehr stark erscheint, zwar ab, dennoch bleiben die Wassertemperaturen in der Pielach auf einem überdurchschnittlich hohen Niveau, insbesondere im Hyporhithral.

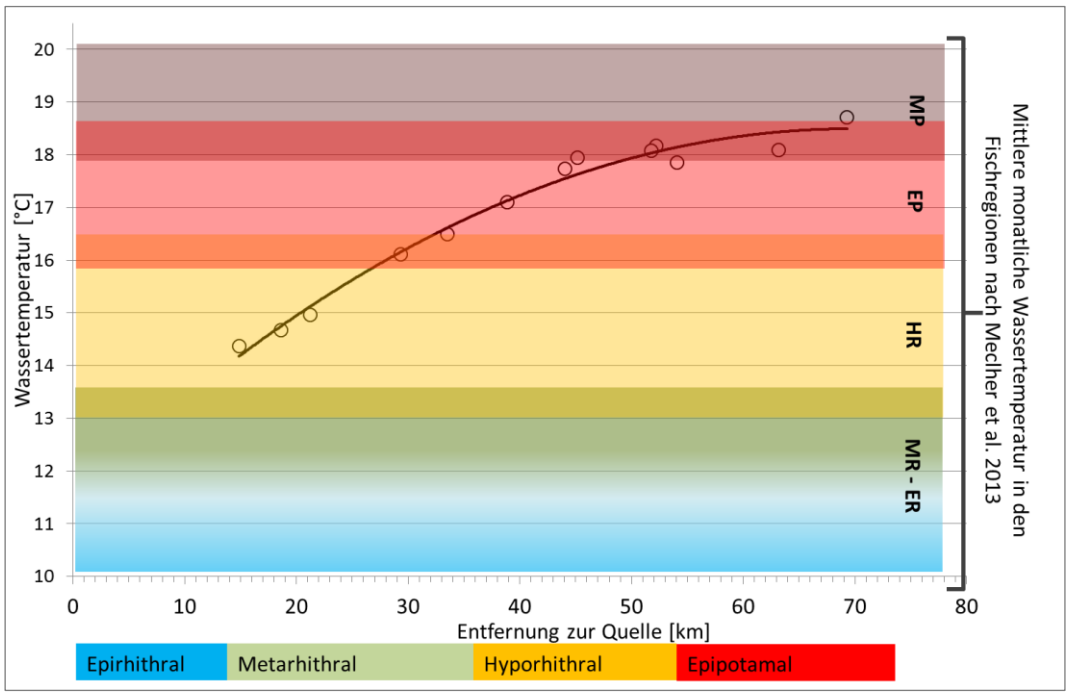


Abb. 80: Gemessene Monatsmittelwerte im August 2013 im Längsverlauf der Pielach (Kreise), modellierte Bereiche der Wassertemperaturen in den Fischregionen nach Melcher et al. (2013) - färbig hinterlegte Bereiche - sowie die Fischregionen nach NGP an der Pielach – färbige Streifen unterhalb der x-Achse

Diese Hinweise auf eine temperaturbedingte Verschiebung werden durch die Daten der Fischbestandserhebungen durchaus bestärkt: Die Bachforelle ist im Hyporhithral schwach vertreten und wurde im Bereich Kremnitzbachmündung 2013 nicht nachgewiesen. Im Gegensatz dazu trat der Schneider, der 2000 im Bereich Völlerndorf gar nicht gefangen wurde, 2013 in großen Stückzahlen in diesem Abschnitt auf. Ebenso zeigte die Äsche in den aktuellen Bestandsdaten einen größeren Bestand im Metarhithral als im Hyporhithral, wobei in den aktuellen Auswertungen das Metarhithral bereits weiter flussauf gezogen wurde. Den NGP-Daten entsprechend wäre die Beprobungsstelle Pielachleitengegend als Epirhithral eingestuft, eine Fischregion in dem ein Äschenvorkommen als vollkommen untypisch anzusehen ist.

Die Pielach beherbergt neben der Mur die aktuell wohl bedeutendste und größte eigenständige Huchenpopulation Österreichs (Schmutz et al, 2010; Ratschan, 2014). Verlässliche Zahlen für eine Ermittlung der Bestände an adulten Exemplaren liegen für die Pielach nicht vor. Schmutz et al. (2002) errechnen einen Adultfischbestand von gut 160 Individuen für die untersten 21 km der Pielach. Alles in allem ist von einem aktuellen Adultfischbestand der Pielach von ca. 300 bis maximal 400 Exemplaren zwischen der Mündung in die Donau und Mainburg (ca. 40 km) auszugehen. Angelehnt an Ratschan (2014), sind in Abb. 81 die langjährigen Monatsmittelwerte der Wassertemperaturen (2001-2011) in österreichischen Huchengewässern dargestellt. Für die Zwecke dieser Studie

wurden die Werte der Pielach am Pegel Hofstetten aus der Zeitreihe des Messpegels (2001-2011) sowie Monatsmittelwerte für den Mündungsbereich der Pielach aus den eigenen Messungen (2013/2014) ergänzt. Der Temperaturbereich der Huchengewässer liegt im Juli und August zwischen ca. 10°C in der Isel und etwa 18°C in der Donau (Kienstock). Die Pielach nimmt hier bereits an der Pegelstelle Hofstetten mit fast 16°C im Juli und August eine Position am wärmeren Ende des Temperaturgradienten ein. Die Monatsmittelwerte im Mündungsbereich im Zeitraum 2013/2014 liegen bereits darüber. Bei der Betrachtung der Maximaltemperaturen wäre der Unterschied zwischen Pielach und Donau mit deutlich höheren Werten in der Pielach, wohl noch stärker ausgeprägt. Aufgrund des wesentlich größeren Wasservolumens der Donau ist der Tagesgang der Wassertemperaturen nicht so stark ausgeprägt (Jungwirth et al., 2003). Das heißt, die Erwärmung tagsüber und die Abkühlung nachts sind schwächer ausgeprägt. Dementsprechend ist die Temperaturamplitude in der Donau trotz eines ähnlichen Mittelwertes deutlich geringer als jene der Pielach. Die vorliegenden Daten verdeutlichen, dass die thermale Situation an der Pielach für den Huchen als kritisch einzustufen ist. Der sommerliche Mittelwert (Juni, Juli, August) liegt in Hofstetten ziemlich genau bei 15°C, die nach Holcik et al. (1988) als Grenzwert für ein Huchengewässer zu sehen sind; flussab liegen die Temperaturen durchwegs über diesem Grenzwert.

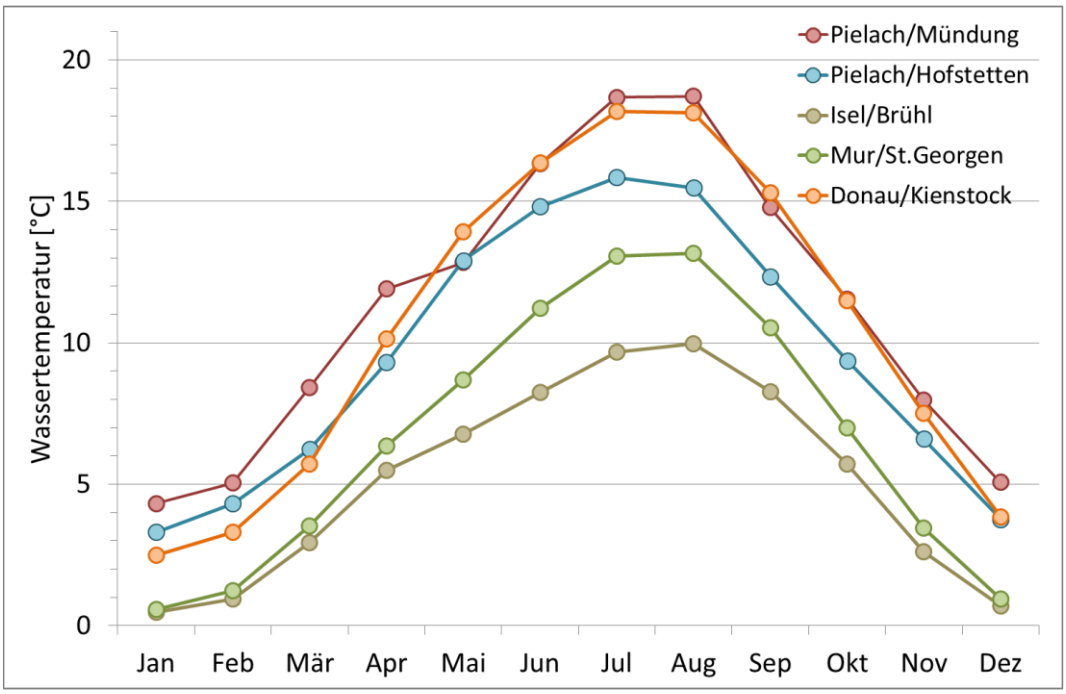


Abb. 81: Langjährige Monatsmittelwerte der Wassertemperaturen im Zeitraum 2001 bis 2011 in Huchengewässern (verändert nach Ratschan 2014); Datenquelle: http://ehyd.gv.at bzw. Amt der NÖ Landesregierung, Werte für Pilach/Mündung aus eigenen Messungen 2013/2014

Seit 2003 wurden bereits zweimal Fischsterben beobachtet, die mit sommerlichen Temperaturspitzen einhergingen. Davon war in erster Linie das Schutzgut Huchen betroffen, von dem mehrere Dutzend Laichfische zugrunde gingen (persönliche Mitteilung der ÖFG 1880). Abgesehen von den physiologischen Auswirkungen der Erwärmung auf die Fischart, sind hier synökologische Effekte nicht außer Acht zu lassen. So können zum Beispiel andere Raubfischarten innerhalb der Zönose unter wärmeren Bedingungen konkurrenzstärker werden als der Huchen, was wiederum zu einer verringerten Fitness der Huchen-Individuen und somit zu einer verringerten Stressresistenz führen würde. Dies wurde etwa in bayerischen Gewässern beobachtet, wo der Wels als dominante Raubfischart auftritt (Ratschan, 2014).

Aus fischereilicher Sicht ist die rechtzeitige Planung und Umsetzung von Maßnahmen zur Abmilderung und Anpassung hinsichtlich Erwärmung von größter Wichtigkeit. Hier ist zu bedenken, dass thermale Veränderungen zunächst langsam und kontinuierlich vor sich gehen. Lediglich bei unvorhersehbaren Extremereignissen (wie im Sommer 2003) wird die Problematik unmittelbar und kurzfristig, dafür aber umso dramatischer augenscheinlich. Um negative Auswirkungen von Extremereignissen hintanzuhalten, ist die Vernetzung der Flussabschnitte und Teillebensräume weitest möglich zu gewährleisten. Diesbezüglich ist eine freie Wanderbarkeit des Längskontinuums von größter Wichtigkeit. Die entsprechende Ausführung von Wanderhilfen an Querbauwerken sowie die Gewährleistung von ausreichender Restwasserdotation in Ausleitungsstrecken bilden hier zentrale Punkte.

4.5 Fazit

Die vorliegende Studie zeigt deutlich, dass die Pielach bereits jetzt ein verhältnismäßig warmes Fließgewässer ist. Aus den erhobenen Daten geht hervor, dass dies einerseits auf natürliche Umstände (Geomorhologie, Exposition, etc) zurückzuführen ist, aber ebenso durch die Auswirkungen anthropogener Eingriffe noch wesentlich verstärkt wird. Hinsichtlich des aufgrund des Klimawandels zu erwartenden Temperaturanstiegs sind Eingriffe, die zu einer weiteren Erwärmung der Pielach führen, aus fischökologischer Sicht jedenfalls zu vermeiden. Ein weiterer Ausbau der Wasserkraft, die Schaffung weiterer Stau- bzw. Restwasserstrecken, oder die Rodung von Ufergehölzstreifen sind hier als potentielle Risiken zu nennen. In diesem Zusammenhang ist auch zu berücksichtigen, dass unter Umständen geplante Gewässerreveitalisierungs- bzw. Profilaufweitungsmaßnahmen so auszuführen wären, dass weiterer Verlust von Ufervegetation und damit Beschattung jedenfalls hintan gehalten werden muss, um eine weitere Erwärmung jedenfalls zu vermeiden. Vielmehr gilt es, Maßnahmen zu setzten, die eine Verbesserung der Situation bewirken. Die chronische Belastung durch erhöhte Wassertemperaturen wirkt sich dauerhaft und negativ auf die Fitness der Individuen und Population aus. Thermale Veränderungen wirken bereits deutlich vor dem Verschwinden einer Art auf die Fischzönose. Das Verschwinden einer Art ist als die allerletzte Reaktion in der Zönose zu sehen, die zu einem Zeitpunkt stattfindet, an dem die Revision nur unter größten Anstrengungen möglich ist. Insofern sind einerseits fortlaufende Untersuchungen, die eine genaue Beobachtung und noch bessere Beschreibung des thermalen Regimes und seiner anthropogen bedingten Veränderungen beinhalten, anzuraten. Andererseits ist mit der Umsetzung von Schutzmaßnahmen ehest möglich zu beginnen. Dazu zählt, wie erwähnt, die Optimierung der Durchgängigkeit an Migrationshindernissen, um Kompensationswanderungen zu ermöglichen; des Weiteren wäre der Erhalt oder die Wiedererrichtung von Ufergehölzstreifen am Hauptgerinne wie auch an Zubringern und Ausleitungsstrecken dringend erforderlich. In diesem Kontext soll nochmals betont werden, dass in zukünftigen Studien auch ein Fokus auf die Rolle kleiner Zubringerbäche gelegt werden muss. Situationen wie am Kremnitzbach, wo die Ufervegetation über weite Teile komplett fehlt, wurden bis dato noch nicht untersucht, sind aber mit hoher Wahrscheinlichkeit von großem Einfluss auf das Temperaturregime des Vorfluters.

Ein weiteres augenscheinliches Problem an der Pielach besteht in den weiterhin niedrigen bzw. reduzierten Fischbeständen. Die Ergebnisse dieser Studie legen nahe, dass es, neben temperaturbedingten Verschiebungen der Fischregionen und Einschränkungen der Durchwanderbarkeit, auch noch einen bedeutenden Einfluss von Fischprädatoren geben muss. Die im Oberlauf dokumentierten Bestandsrückgänge sind mit großer

Wahrscheinlichkeit dem Fischotter zuzuschreiben. Die Situation im Oberlauf ist aber noch nicht als dramatisch einzustufen. Im Unterschied dazu ist die Situation im Mittel- und Unterlauf sehr bedenklich und deutet sehr stark auf die Präsenz und den Einfluss anderer Prädatoren wie den Gänsesäger und den Kormoran hin. Persönlichen Mitteilungen zufolge werden Gänsesäger tatsächlich immer wieder in großen Dichten von mehreren Dutzend Tieren an der Pielach gesichtet. Die Angaben zum Nahrungsbedarf von Gänsesägern liegen zwischen 280 und 500 g bzw. gemittelt 300 g Nahrung pro Tag (Aqua-Sana 2005). Bei den beschriebenen Dichten und unter Berücksichtigung der weiteren Einflussnahme durch Kormorane, ist von bedeutenden Auswirkungen dieser fischfressenden Vögel auf die Fischbestände auszugehen.

5 Referenzen

Aqua-Sana (2005): Die Entwicklung der Gänsesäger in der Schweiz (im Vergleich zu Graureiher und Kormoran). Aqua-Sana Gwässerökologie und Fischereifragen, Ulmiz

Caissie, D. (2006): The thermal regime of rivers: a review. Freshwater Biology, 51: 1389–1406.

Comte, L., Buisson, L., Daufresne, M., Grenouillet, G. (2012): Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: observed and predicted trends. Freshwater Biology 58: 625–639.

DeLury, D.B. (1947): On the Estimation of Biological Populations. Biometrics 3:145–164.

Deutschösterreichische Fischerei-Gesellschaft (DFG) (1888): Angelfischerei in der Pielach. Herausgegeben vom Oesterreichischen Fischerei-Vereine. Wien, Selbstverlag des Oesterr. Fischerei Vereines.

Deutsch, K., Haunschmid, R., Kreuzinger, N., Prinz, H. (2015): Leitfaden zur typspezifischen Bewertung der allgemein physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern gemäß WRRL. Hrsg.: BMLFUW Sektion VII, Wien.

Ebersole, J. L., Liss, W. J., Frissell, C.A. (2003): Cold Water Patches in Warm Streams: Physicochemical Characteristics and the Influence of Shading. Journal of the American Water Resources Association 39: 355–368.

Elliott, J.M. (2000): Pools as refugia for brown trout during two summer droughts: trout responses to thermal and oxygen stress. Journal of Fish Biology, 56, 938 - 948.

Gooseff, M.N., Strzepek, K., Chapra, S.C. (2005): Modeling the potential effects of climate change on water temperature downstream of a shallow reservoir, Lower Madison River, MT. Climatic Change, 68, 331 - 353.

Haunschmid, R., G. Wolfram, T. Spindler, W. Honsig-Erlenburg, R. Wimmer, A. Jagsch, E. Kainz, K. Hehenwarter, B. Wagner, R. Konecny, R. Riedmüller, G. Ibel, B. Sasano und N. Schotzko (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Wien, Schriftenreihe des BAW. Band 23; 104pp.

Holcik, J., Hensel, K., Nieslanik, J, Skacel, L. (1988): The Eurasian Huchen, Hucho hucho, Largest Salmon of the World. — Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster: 296pp.

Jungwirth, M., Haidvogl, G.; Moog, O.; Muhar, S. und Schmutz, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag. 547pp.

Küttel, S., Peter, A., Wüst, A. (2002): Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fliessgewässer. EAWAG, Kastanienbaum.

Matulla, C., Schmutz, S., Melcher, A., Gerersdorfer, T., Haas, P. (2007): Assessing the impact of a downscaled climate change simulation on the fish fauna in an Inner-Alpine River. International Journal of Biometeorology 52: 127–137.

Melcher, A., Pletterbauer, F., Kremser, H., Schmutz, S. (2013): Temperaturansprüche und Auswirkungen des Klimawandels auf die Fischfauna in Flüssen und unterhalb von Seen. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft: 1–10.

NGP (2009): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung IV/3 - Nationale und internationale Wasserwirtschaft, Wien.

Ratschan, C. (2014): Aspekte zur Gefährdung und zum Schutz des Huchens in Österreich. In: Wöss, E. (Red.): Süßwasserwelten. Limnologische Forschung in Österreich. Denisia 33, Kataloge des Oberösterreichischen Landesmuseums, Linz. 443-462.

Reinartz, R. (2007): Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns; Literaturstudie im Auftrag des Bayrischen Landesamtes für Umwelt, Referat 57/Gewässerökologie.

Schmitz, W., Schuman, G. O. (1982): Die sommerlichen Wassertemperaturen der Äschenzone mitteleuropäischer Fließgewässer. Archiv für Hydrobiologie 95, 435-443.

Schmutz, S., Wiesner, C., Preis, S., Muhar, S., Unfer, G., Jungwirth, M. (2010): Beurteilung der ökologischen Auswirkungen eines weiteren Wasserkraftausbaus auf die Fischfauna der Mur. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19A, Graz.

Schmutz, S., A. Zitek, S. Zobl, M. Jungwirth, N. Knopf, E. Kraus, T. Bauer, T. Kaufmann (2002): Integrated Approach to the Conservation and Restoration of Danube salmon, Hucho hucho, Populations in Austria. Freshwater Fish Conservation – Options for the Future. In:

Collares-Pereira, M. J. , I. G. Cowx, M. M. Coelho, (Eds.): Frehwater Fish Conservation – Options for the Future, Fishing New Book, Oxford: 157 – 171.

Seber, G.A.F., Le Cren, E.D. (1967): Estimating Population Parameters from Catches Large Relative to the Population. Journal of Animal Ecology 36:631–643.

Torgersen, C.E., Price, D.M., Li, H.W., McIntosh, B.A. (1999): Multiscale thermal refugia and stream habitat associations of Chinook salmon in Northeastern Oregon. Ecological Applications, 9, 301 - 319.

Unfer, G., Jungwirth, M. (2005): Fischökologische Bestandsaufnahme an acht niederösterreichischen Fließgewässern. In: Festschrift anlässlich des 125-Jährigen Bestehens. Österreichische Fischereigesellschaft gegr. 1880.

Unfer, G., Pinter, K., Haslauer, M., Schmutz, S. und Jungwirth, M. (2012): Naturschutzfachliche Beurteilung der gewässerökologischen Auswirkungen des geplanten Ybbs-Kraftwerkes „Ferschnitz“ im Natura 2000-Gebiet „Niederösterreichische Alpenvorlandflüsse und Pielachtal“ unter besonderer Berücksichtigung des Huchens (Hucho hucho), Wien.

Zitek, A., Schmutz, S., Jungwirth, M. (2004): Fischökologisches Monitoring an den Flüssen Pielach, Melk und Mank - im Rahmen des EU-LIFE Projektes "Lebensraum Huchen". Endbericht. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement. Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt. Universität für Bodenkultur Wien.

Zobl, S. (2001): Fischökologische Ist-Bestandsaufnahme in Pielach und Melk. Für das Life Projekt „Lebensraum Huchen“. Diplomarbeit am Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement. Universität für Bodenkultur, Wien.