

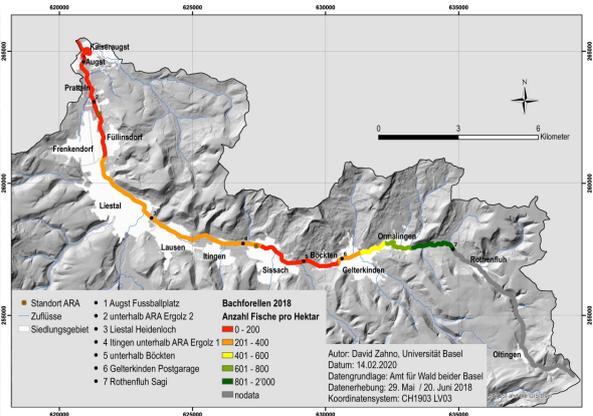
Universität  
Basel



GEOGRAPHIE BASEL  
GEOGRAFIA BASILEA  
GÉOGRAPHIE BÂLE  
GEOGRAFIA BASILEA  
GEOGRAPHY BASEL

# Die Ergolz als Forellengewässer erhalten — eine GIS-Studie

David Zahno



Masterarbeit  
MA Geographie  
Universität Basel  
Juli 2020

Betreuung:  
Dr. Juliane Krenz  
Prof. Dr. Nikolaus J. Kuhn

In Auftrag gegeben vom Amt für Wald beider Basel, vertreten durch Dr. Barbara I. Berli und Daniel Zopfi.

# Danksagung

Für die Unterstützung meiner Masterarbeit möchte ich mich bedanken bei:

Dr. Juliane Krenz für die Betreuung meiner Masterarbeit und die stete Unterstützung im Laufe des Arbeitsprozesses.

Prof. Dr. Nikolaus J. Kuhn für die Möglichkeit, die Masterarbeit in dessen Arbeitsgruppe schreiben zu dürfen.

Dr. Barbara Isabelle Berli als Schnittstelle zwischen den Ämtern und für die Besorgung diverser Daten.

Daniel Zopfi für die Zusammenarbeit bei der Ausarbeitung des Massnahmenkatalogs.

Dr. Jannis Epting und PhD Adrien Michel für die tatkräftige Unterstützung bezüglich den Zukunftsszenarien.

Dr. Marin Huser und der Fachgruppe unter der Leitung von Adrian Aeschlimann für das Einbringen diverser Ideen.

Stefanie Stutz, Regula Zahno und Stephan Zahno für das Gegenlesen und Korrigieren der Arbeit.

Meiner Familie und Freunden, die mich zu jeder Zeit der Masterarbeit unterstützt haben.

## Zusammenfassung

Im Zuge des Pilotprogramms des Bundes «Anpassung an den Klimawandel» lancierte das Schweizerische Kompetenzzentrum Fischerei SKF das Projekt «Wasserbau und Fischerei im (Klima-)Wandel». Dabei wird in fünf Teilprojekten nach Lösungsansätzen gesucht, wie die einheimischen Fischarten auch bei zunehmender Wärme und Niedrigwasser Lebensraum finden. In einem Teilprojekt soll die Ergolz als Forellengewässer erhalten bleiben. Die Ergolz durchfließt 14 Gemeinden, mündet in den Rhein und befindet sich ausschliesslich im Kanton Baselland. Dieser gilt im schweizweiten Vergleich als wasserarmer Kanton. Die Abflussverhältnisse sind dem Regime pluvial jurassien zugeordnet, da der Wasserhaushalt ausschliesslich durch Niederschläge mit einem sehr geringen Anteil an Schneeschmelze gebildet wird. Der grösste Teil der Ergolz gehört zur Forellenregion. Die kälteliebende Bachforelle (*Salmo trutta*) ist die Leitfischart dieser Fischregion. Sie bevorzugt sauerstoffreiches Wasser, das in den Sommermonaten nur kurzzeitig wärmer als 15 °C wird. Die letale Temperatur liegt je nach Sauerstoffgehalt bei 23 °C. Die Bachforelle lebt bereits heute mehrheitlich an der oberen Grenze ihres Temperaturtoleranzbereichs. Sie gerät zusätzlich durch das häufigere Auftreten der proliferativen Nierenkrankheit PKD, welche für die Tiere oft tödlich endet, stärker unter Druck. In der vorliegenden Studie erhält man in einem ersten Schritt anhand von Abfluss- und Temperaturdaten sowie Daten zur Fischdichte einen Gesamtüberblick der Ergolz über den Zeitraum 2009–2018. Dieser wird mit Hilfe von Berechnungen und Interpolationen visuell dargestellt. Er zeigt, dass die Bachforelle bereits heute stark unter Druck ist, unter anderem aufgrund einer tiefen Wasserführung und hohen Wassertemperaturen. Es wird zudem ersichtlich, welche negativen Auswirkungen das Austrocknen von Zuflüssen und Abschnitten der Ergolz selbst auf den Bachforellenbestand haben. In einem zweiten Schritt werden für zwei Abschnitte der Ergolz mit einem Massnahmenkatalog diverse Lösungsansätze präsentiert. Es sollen vermehrt Riffle-Pool-Sequenzen geschaffen und die Strukturvielfalt des Fliessgewässers durch den Einsatz von Buhnen, Störsteinen und Totholz erhöht werden. Diese Massnahmen sollen sowohl den Fortbestand der Bachforelle sichern als auch eine ganzjährige Wasserführung der Ergolz ermöglichen. Weiter werden Modellierungen zu möglichen Zukunftsszenarien für die Ergolz präsentiert. Dabei erhält man für die Zeiträume 2053–2065 und 2078–2090 Einblick in die Veränderungen von Abfluss und Wassertemperatur. Die Ergebnisse zeigen, dass die im Massnahmenkatalog vorgeschlagenen Lösungsansätze möglichst rasch umgesetzt werden müssen, wenn die Forellenregion in der Ergolz erhalten werden soll, denn durch die ganzjährige Erhöhung der Wassertemperatur verschiebt sich die Forellenregion flussaufwärts. Durch die daraus resultierende Verkleinerung der Forellenregion ist die Zukunft der Bachforelle in der Ergolz ohne gezielte Massnahmen äusserst fraglich.

# Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis .....	VI
Tabellenverzeichnis .....	VIII
Abkürzungsverzeichnis .....	IX
<b>1. Einleitung</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Biogeographischer Hintergrund</b> .....	<b>4</b>
2.1 Untersuchungsgebiet Ergolz .....	4
2.2 Fischregionen.....	8
2.2.1 Forellenregion .....	9
2.2.2 Äschenregion .....	12
2.2.3 PKD .....	12
2.3 Ökologische Komponenten in Fließgewässern .....	13
2.3.1 Abfluss .....	13
2.3.2 Wassertemperatur.....	13
2.4 Untersuchungsstrecken.....	14
2.4.1 Standort Augst Fussballplatz.....	16
2.4.2 Standort unterhalb ARA Ergolz 2.....	16
2.4.3 Standort Liestal Heidenloch.....	17
2.4.4 Standort Itingen unterhalb ARA Ergolz 1 .....	17
2.4.5 Standort unterhalb Böckten .....	18
2.4.6 Standort Gelterkinden Postgarage .....	18
2.4.7 Standort Rothenfluh Sagi .....	19
2.5 Modul-Stufen-Konzept Fische Stufe F .....	20
2.5.1 Parameter 1: Artenspektrum und Dominanzverhältnis.....	20
2.5.2 Parameter 2: Populationsstruktur der Indikatorarten .....	21
2.5.3 Parameter 3: Fischdichte der Indikatorarten .....	21
2.5.4 Parameter 4: Deformation bzw. Anomalien .....	22
2.6 Wasserbaukonzept.....	23
<b>3. «State of the art» .....</b>	<b>25</b>

<b>4. Methodik</b> .....	<b>30</b>
4.1 Gesamtbild der Ergolz seit 2009.....	30
4.2 Massnahmenkatalog .....	32
4.3 Zukunftsszenarien .....	33
4.3.1 Schweizer Klimaszenarien CH2018 .....	34
4.3.2 Skalierung der stündlichen Auflösung .....	36
4.3.3 Alpine3D .....	36
4.3.4 StreamFlow .....	37
<b>5. Resultate</b> .....	<b>39</b>
5.1 Gesamtbild der Ergolz seit 2009.....	39
5.1.1 Abfluss .....	39
5.1.2 Wassertemperatur.....	41
5.1.3 Fischdichte .....	43
5.2 Massnahmenkatalog .....	53
5.2.1 Standort Augst – unterhalb Hülftenfall .....	53
5.2.2 Standort Itingen.....	57
5.2.3 Standort Liestal – Lausen.....	61
5.3 Zukunftsszenarien .....	64
5.3.1 RCP2.6 .....	65
5.3.2 RCP4.5 .....	66
5.3.3 RCP8.5 .....	67
<b>6. Diskussion</b> .....	<b>68</b>
6.1 Ergebnisdiskussion .....	68
6.2 Reflexionen .....	81
<b>7. Fazit</b> .....	<b>84</b>
<b>8. Ausblick</b> .....	<b>85</b>
<b>9. Literaturverzeichnis</b> .....	<b>A</b>
<b>10. Anhang</b> .....	<b>AA</b>
10.1 Koordinaten.....	AA
10.2 Gesamtbild der Ergolz seit 2009.....	AA

10.2.1	Wassertemperatur.....	AA
10.2.2	Fischdichte.....	CC
10.2.3	Abfischungen .....	EE
10.3	Zukunftsszenarien.....	FF
<b>11.</b>	<b>Erklärung zur wissenschaftlichen Redlichkeit .....</b>	<b>II</b>

# Abbildungsverzeichnis

<b>Abb. 1:</b> Übersichtskarte Einzugsgebiet der Ergolz .....	5
<b>Abb. 2:</b> Ökomorphologische Zustandsklassen und Wanderhindernisse in der Ergolz .....	6
<b>Abb. 3:</b> Wanderhindernisse Ergolz: Hülftenfall in Pratteln (A) und Kesselfall Liestal (B).....	6
<b>Abb. 4:</b> Algenbildung beim Auslauf der ARA Ergolz 1 unterhalb von Sissach .....	7
<b>Abb. 5:</b> Fischregionen nach M. Huet.....	8
<b>Abb. 6:</b> Wohlbefinden der Bachforelle je nach Wassertemperatur.....	9
<b>Abb. 7:</b> Forellenregion.....	11
<b>Abb. 8:</b> Übersichtskarte der Datenlogger in der Ergolz.....	15
<b>Abb. 9:</b> Standort Augst Fussballplatz .....	16
<b>Abb. 10:</b> Standort unterhalb ARA Ergolz 2 .....	16
<b>Abb. 11:</b> Standort Liestal Heidenloch .....	17
<b>Abb. 12:</b> Standort Itingen unterhalb ARA Ergolz 1 .....	17
<b>Abb. 13:</b> Standort unterhalb Böckten .....	18
<b>Abb. 14:</b> Standort Gelterkinden Postgarage.....	18
<b>Abb. 15:</b> Standort Rothenfluh Sagi.....	19
<b>Abb. 16:</b> Messung für Wassertemperatur am Standort Liestal (links) und für Abfluss am Standort Ormalingen (rechts) .....	19
<b>Abb. 17:</b> Biogeographische Regionen der Schweiz.....	20
<b>Abb. 18:</b> Ökologische Zustandsklasse und farbliche Darstellung .....	22
<b>Abb. 19:</b> Revitalisierungsmassnahmen durchgeführt (A) und geplant (B) an der Ergolz auf dem Streckenabschnitt Liestal – Böckten .....	24
<b>Abb. 20:</b> Hydrometrische Messstationen als Basis für die 52 Einzugsgebiete .....	25
<b>Abb. 21:</b> Beispielhafte Darstellung der Lufttemperatur im Referenzzeitraum und den damit verglichenen Zukunftszeiträume nach CH2018 .....	35
<b>Abb. 22:</b> Module der Alpine3D-Simulation.....	37
<b>Abb. 23:</b> Vorgehen für die Vorhersage von Abfluss und Wassertemperatur in einem exemplarischen Einzugsgebiet nach Gallice et al. ....	38
<b>Abb. 24:</b> Übersicht über den jährlichen Niedrigwasserabfluss $Q_{347}$ .....	39
<b>Abb. 25:</b> Entwicklung der Wassertemperatur am Standort Böckten für den Zeitraum 2009–2018 .....	41
<b>Abb. 26:</b> Durchschnitt der Wassertemperatur nach Quartalen und Jahren am Standort Böckten .....	43
<b>Abb. 27:</b> Bewertung des Verhältnisses zwischen Jungtieren und adulten Bachforellen sowie der Individuendichte der Jungtiere nach «Modul-Stufen-Konzept Fische Stufe F» .....	44
<b>Abb. 28:</b> Bewertung der Individuendichte der Bachforelle nach «Modul-Stufen-Konzept Fische Stufe F» .....	45

<b>Abb. 29:</b> Individuendichte der adulten Bachforelle im Jahr 2010 .....	46
<b>Abb. 30:</b> Individuendichte der adulten Bachforelle im Jahr 2014 .....	47
<b>Abb. 31:</b> Individuendichte der adulten Bachforelle im Jahr 2018 .....	48
<b>Abb. 32:</b> Anzahl adulte Bachforellen/ha .....	49
<b>Abb. 33:</b> Individuendichte der Groppe in den Jahren 2010, 2014 und 2018 .....	50
<b>Abb. 34:</b> Anzahl Groppen/ha im Zeitraum 2010–2018.....	51
<b>Abb. 35:</b> Untersuchungsstrecken für mögliche Massnahmen.....	53
<b>Abb. 36:</b> Untersuchungsstrecke Augst - unterhalb Hülftenfall.....	54
<b>Abb. 37:</b> Impressionen der Untersuchungsstrecke Augst – unterhalb Hülftenfall.....	55
<b>Abb. 38:</b> Wirkung vorgeschlagener Massnahmen .....	57
<b>Abb. 39:</b> Untersuchungsstrecke Itingen .....	58
<b>Abb. 40:</b> Impressionen der Untersuchungsstrecke Itingen .....	60
<b>Abb. 41:</b> Revitalisierter Abschnitt zwischen Liestal und Lausen .....	61
<b>Abb. 42:</b> Elemente der Revitalisierung zwischen Liestal und Lausen .....	62
<b>Abb. 43:</b> Verfügbare Standorte der modellierten Zukunftsszenarien .....	64
<b>Abb. 44:</b> Veränderungen von Abfluss Q (%) und Temperatur T (°C) der Ergolz am Standort reach49 nach den Emissionsszenarien (RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5).....	65
<b>Abb. 45:</b> Modellierter Abfluss der möglichen Emissionsszenarien (RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5) für den Standort reach49 .....	66
<b>Abb. A46:</b> Entwicklung der Wassertemperatur am Standort Augst für den Zeitraum 2009–2018 .....	BB
<b>Abb. A47:</b> Individuendichte der adulten Bachforelle im Jahr 2012.....	CC
<b>Abb. A48:</b> Individuendichte der adulten Bachforelle im Jahr 2016.....	CC
<b>Abb. A49:</b> Individuendichte der Groppe im Jahr 2012 .....	DD
<b>Abb. A50:</b> Individuendichte der Groppe im Jahr 2016 .....	DD
<b>Abb. A51:</b> Veränderungen von Abfluss Q (%) und Temperatur T (°C) der Ergolz am Standort reach45 nach den Emissionsszenarien (RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5) .....	FF
<b>Abb. A52:</b> Veränderungen von Abfluss Q (%) und Temperatur T (°C) der Ergolz am Standort reach53 nach den Emissionsszenarien (RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5) .....	FF
<b>Abb. A53:</b> Veränderungen von Abfluss Q (%) und Temperatur T (°C) der Ergolz am Standort reach69 nach den Emissionsszenarien (RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5) .....	GG
<b>Abb. A54:</b> Modellierter Abfluss der möglichen Emissionsszenarien (RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5) für die Standorte reach45 (oben), reach53 (Mitte) und reach69 (unten) .....	HH

## Tabellenverzeichnis

<b>Tab. 1:</b> Einteilung in Fischregion nach Huet .....	14
<b>Tab. 2:</b> Beurteilung der natürlichen Reproduktion der Bachforelle nach Schager & Peter ....	21
<b>Tab. 3:</b> Beurteilung der Bachforellendichte (Ind./ha) nach Schager & Peter .....	21
<b>Tab. 4:</b> Numerische Darstellung des $Q_{347}$ für den Zeitraum 2009–2018 sowie 1984–2013 ...	40
<b>Tab. 5:</b> Durchschnittlicher Jahresabfluss am Standort Liestal.....	40
<b>Tab. 6:</b> Monatliche Wassertemperaturmaxima von 2009–2018 am Standort Böckten .....	42
<b>Tab. 7:</b> PKD-Risiko: Anzahl Tage über 15 °C (ab 29. Tag in Folge) .....	43
<b>Tab. 8:</b> Habitatcharakterisierung der Untersuchungsstrecke Augst – unterhalb Hülftenfall nach Schager & Peter .....	56
<b>Tab. 9:</b> Habitatcharakterisierung der Untersuchungsstrecke Itingen nach Schager & Peter	58
<b>Tab. 10:</b> Habitatcharakterisierung der Untersuchungsstrecke zwischen Liestal und Lausen nach Schager & Peter .....	61
<b>Tab. A11:</b> Verortung der Datenlogger und Abwasserreinigungsanlagen entlang der ErgolzAA	
<b>Tab. A12:</b> Monatliche Wassertemperaturmaxima von 2009–2018 am Standort Augst .....	AA
<b>Tab. A13:</b> Abfischungen gemäss Zopfi seit 2009 .....	EE

## **Abkürzungsverzeichnis**

AUE = Amt für Umweltschutz und Energie BL

AKL = Amt der Kärntner Landesregierung

AWS = Akademien der Wissenschaften Schweiz

BAFU = Bundesamt für Umwelt

BMLFUW & ÖWAV = Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasser-  
kraft & Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband

BUWAL = Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft

ESRI = Environmental Systems Research Institute

EURO-CORDEX = Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment - European

FIBER = Schweizerische Fischereiberatungsstelle

GSchG = Gewässerschutzgesetz

LANAT = Amt für Landwirtschaft und Natur

NCCS = National Centre for Climate Services

RCP = Representative Concentration Pathways

SaNa = Sachkundenachweis Fischerei

SKF = Schweizerisches Kompetenzzentrum Fischerei

SLF = Eidgenössisches Institut für Schnee- und Lawinenforschung

VJFW = Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen

WFN = Wasser Fisch Natur AG

# 1. Einleitung

Der ausserordentlich trockene Sommer 2018 liefert ein Musterbeispiel, wie das künftige Klima in der Schweiz aussehen könnte. Wie durch die Klimaszenarien CH2018 vom Netzwerk des Bundes für Klimadienstleistungen NCCS bestätigt, «werden die Sommer in Zukunft tendenziell trockener und wärmer, die Winter regenreicher und schneeärmer» (SKF 2019). Eine erhöhte Lufttemperatur führt zu einer Erhöhung der Wassertemperatur (Michel et al. 2020). Diese Entwicklung ist für Fische verheerend. Besonders stark sind die Lebensräume der Bachforelle (*Salmo trutta*) und der Äsche (*Thymallus thymallus*) von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen (Melcher et al. 2013). Durch den Anstieg der Wassertemperatur verkleinern sich die Lebensräume von kaltwasserliebenden Arten und es findet eine Habitatverlagerung flussaufwärts statt (Melcher et al. 2013). Dies geht einher mit einem Anstieg von wärmeliebenden Arten. Zudem muss mit einer Zunahme von temperatursensitiven Fischkrankheiten gerechnet werden (Burkhardt-Holm 2009).

Der Bund finanziert im Rahmen des Pilotprogramms «Anpassung an den Klimawandel» fünf Teilprojekte des Schweizerischen Kompetenzzentrum Fischerei SKF, die Lösungsansätze suchen, damit die einheimischen Fischarten auch in Zukunft bei Niedrigwasser und Wärme Lebensraum finden. Neben der Berücksichtigung der einheimischen Fischarten beim Hochwasserschutz und den Revitalisierungen sollen die Fischer explizit miteinbezogen werden, so dass sie von Betroffenen zu Beteiligten werden. Zudem wäre es wünschenswert, dass die kantonalen Behörden in Zukunft «Massnahmen zum Erhalt der vorherrschenden Fischarten kennen und fachgebietsübergreifend anwenden» können (SKF 2019).

Mit der Beteiligung der Kantone Aargau, Bern, Freiburg und Baselland sollen die Projekte durch Informationsveranstaltungen und Workshops im Zeitraum 2019 bis 2021 umgesetzt werden.

## Kanton Aargau: Wasserbau

In diesem Teilprojekt begleitet die Berner Fachhochschule Burgdorf (Fachbereich Bauingenieurwesen, Lehrstuhl Wasserbau) das Projekt wissenschaftlich. Es wird untersucht, inwiefern die Aspekte Trockenheit und Wärme in den Wasserbau integriert sind. Man möchte herausfinden, wie «wasserbauliche Eingriffe für Hochwasserschutz und Revitalisierungen» umgesetzt werden müssen, damit kälte- und sauerstoffliebende Fische zukünftig keine existenziellen Probleme mit Klimaveränderungen wie Trockenheit und Wärme haben (SKF 2019). Dabei sollen wasserbauliche Empfehlungen formuliert werden, die trotz den klimatischen Veränderungen einen Erhalt der Fische fördern (SKF 2019).

### Kantone Bern und Freiburg: Wie weiter an der Sense?

Das zweite Teilprojekt wird von den Kantonen Bern und Freiburg gemeinsam durchgeführt. Weil die Bachforellen in der Sense unterhalb von Zumholz in der Nähe von Plaffeien grösstenteils verschwunden sind (LANAT 2019), hat die Fischereibehörde beschlossen, nur noch oberhalb von Zumholz den Besatz mit Jungfischen durchzuführen (SKF 2019). Hier werden nun die Entwicklungen der Fischbestände in der Sense in den kommenden Jahren überwacht. Eine zentrale Frage, die dabei beantwortet werden soll, ist, «was es für die Fischer bedeutet, wenn angestammte Arten verschwinden und neue Arten auftauchen» (SKF 2019).

### Auswirkungen auf die behördliche Praxis

Ein weiteres Teilprojekt untersucht, wie die Behörden voneinander lernen und Synergien verknüpfen können. Dabei wird die Praxis der Kantone untersucht und die Auswirkungen auf die Organisationsstrukturen (z.B. Betrieb von Aufzuchtanlagen) analysiert (SKF 2019).

### Teilprojekt des Schweizerischen Fischerei-Verbandes

Dieses Teilprojekt verfolgt das Ziel, dass den Fischerinnen und Fischern sowie den Behörden die Wichtigkeit von vernetzten und dynamischen Gewässern aufgezeigt wird. Hierbei sollen mögliche Anpassungen in der Ausbildung formuliert werden, welche dieses Wissen direkt vermitteln (SKF 2019; Aeschlimann 2020).

### Kanton Baselland: Die Ergolz als Forellengewässer erhalten

Im Kanton Baselland geht das Teilprojekt der Frage nach, ob die Forellenregion in der Ergolz trotz Klimaveränderung erhalten werden kann. Dabei spielen Lebensraumaufwertungen, genügend Beschattung und vor allem genügend Wasserführung in den niederschlagsarmen Perioden eine zentrale Rolle (SKF 2019).

Im Rahmen dieser Masterarbeit wird auf der Basis von Wassertemperatur- und Abflussdaten sowie Daten ökologischer Berichte (AUE & VJFW BL 2011–2018; WFN 2018) ein Überblick der ökologischen Gesamtsituation der Ergolz seit 2009 mit Fokus auf den Fischbestand erstellt. Karten und Grafiken sollen die Veränderungen aufzeigen und eine qualitative Analyse zulassen. Durch eine Analyse des Gewässerbetts an ausgewählten Strecken entlang der Ergolz soll ein Massnahmenkatalog entstehen. Dieser soll aufzeigen, welche Massnahmen baulicher, ökologischer oder auch gesellschaftlicher Art eingeleitet werden können, um die Bachforelle zu erhalten und die Wasserführung in der Ergolz ganzjährig zu garantieren. Durch die

Verwendung unterschiedlicher Emissionsszenarien (RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5), die in Folge eines Forschungsprojekts an der EPFL Lausanne auf einen kleineren Massstab projiziert wurden, sollen zudem mögliche Zukunftsszenarien für die Ergolz aufgezeigt werden. Die folgenden Leitfragen sollen beantwortet werden:

- Wie hat sich die Situation der Ergolz seit 2009 in Bezug auf Abfluss, Wassertemperatur und Fischdichte verändert?
- Mit welchen Veränderungen wird die Ergolz aufgrund der möglichen Zukunftsszenarien konfrontiert?
- Mit welchen Massnahmen kann die Bachforelle erhalten und eine ganzjährige Wasserführung der Ergolz gewährleistet werden?
- Hat die Forellenregion eine Zukunft in der Ergolz?

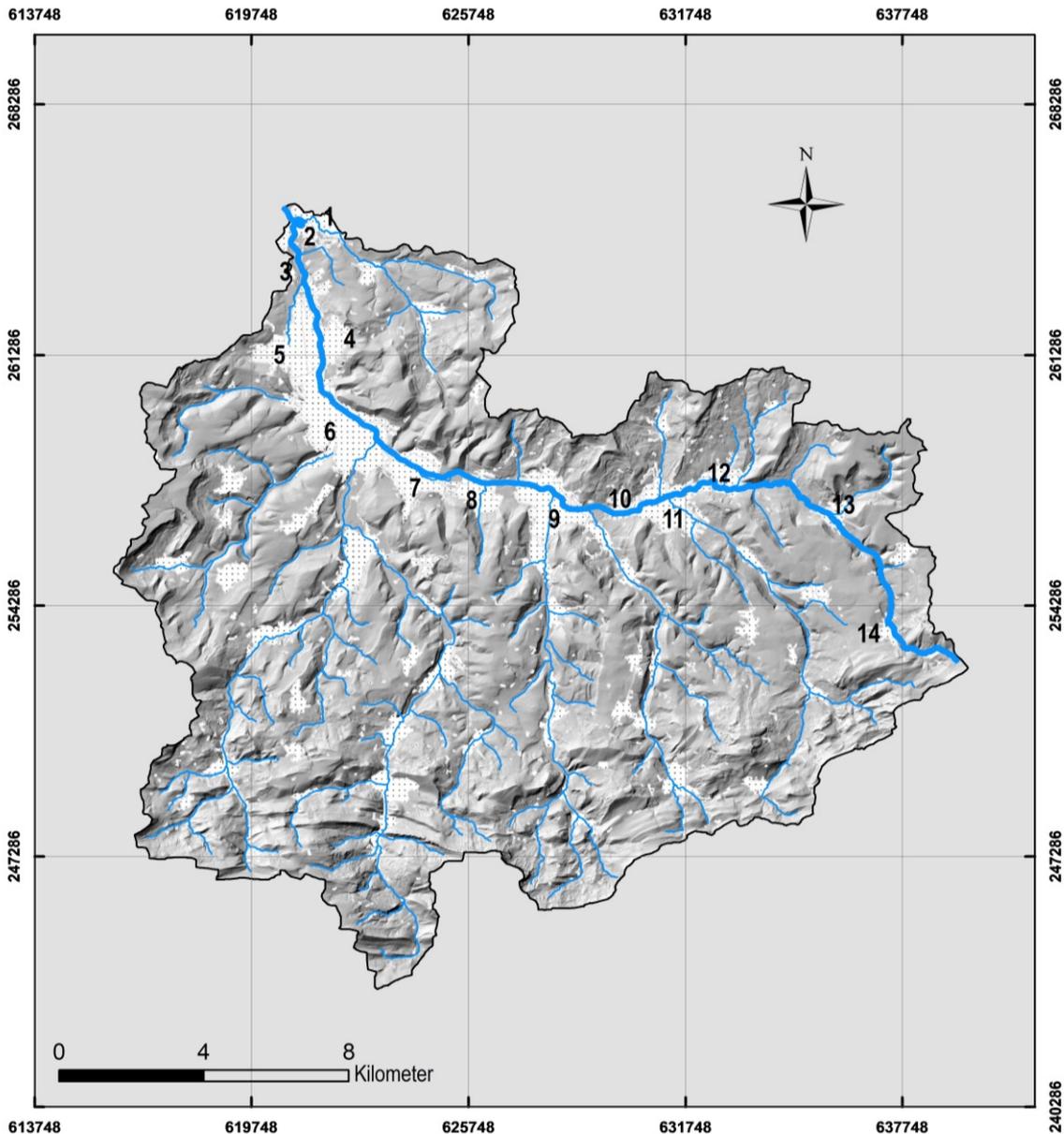
## 2. Biogeographischer Hintergrund

In diesem Kapitel wird in einem ersten Schritt das Untersuchungsgebiet vorgestellt. Nach der Beschreibung der Fischregionen und deren Leitarten werden die beiden zentralen Komponenten in Fließgewässern, Abfluss und Wassertemperatur, erläutert. Anschliessend werden die Untersuchungsstrecken, das «Modul-Stufen-Konzept Fische Stufe F» sowie das Wasserbaukonzept vorgestellt.

### 2.1 Untersuchungsgebiet Ergolz

Die Ergolz entspringt im Faltenjura im Gebiet Geissflue auf 960 m ü. M. an der Grenze zwischen den Kantonen Baselland und Solothurn (WFN 2018). Ihr Einzugsgebiet ist 299 km<sup>2</sup> gross, liegt mehrheitlich im Tafeljura und sogar ausschliesslich im Kanton Baselland (WFN 2018; Epting & Huggenberger 2016; AUE 2005). Dabei handelt es sich im schweizweiten Vergleich um einen wasserarmen Kanton. Die Wasserreserven sind so gering, dass es bei längerer Trockenheit im Sommer zur Austrocknung diverser Bäche kommt (Auckenthaler et al. 2017). Gleichwohl werden etwas mehr als 45 % des Einzugsgebiets der Ergolz landwirtschaftlich genutzt. Der Anteil der Siedlungsfläche liegt bei ca. 11 % (Epting & Huggenberger 2016). Der jährliche Niederschlag im Einzugsgebiet (Periode 1984–2013) lag zwischen 1034 mm und 1224 mm. Rund 50 % des Niederschlags gehen durch Evapotranspiration verloren. Der Wasserhaushalt wird ausnahmslos durch Niederschläge gebildet, wobei die Schneeschmelze nur einen kleinen Anteil ausmacht (Auckenthaler et al. 2017). Deshalb entsprechen die Abflussverhältnisse dem Regime pluvial jurassien nach Pardé (1933). Das Maximum der monatlichen Abflusssummen ist in den Wintermonaten und das Minimum zwischen Juli und Oktober (Auckenthaler et al. 2017; Scherrer AG 2016).

Die Ergolz durchfliesst 14 Gemeinden (Abb. 1). Nachdem das Gewässer Oltingen (Ort 14, Abb. 1) verlassen hat, wird das Gefälle geringer. Infolge der Geschiebeführung hat sich bei Rothenfluh eine schmale Schwemmebene gebildet. Diese vergrössert sich bei Gelterkinden und wird bei Liestal wieder schmaler. Nach dem Kesselfall bei Liestal durchströmt die Ergolz bis zur Mündung eine abgesenkte Schwemmebene (AUE 2005). Durch diverse Zuflüsse wie der Eibach in Gelterkinden, der Homburgerbach in Sissach sowie die Frenke in Liestal wächst eine beträchtliche Abflussmenge (3700 l/s, AUE 2005) heran, die nach einer Fließstrecke von rund 30 km in Augst auf einer Höhe von 261 m ü. M. in den Rhein mündet (WFN 2018; AUE 2005).

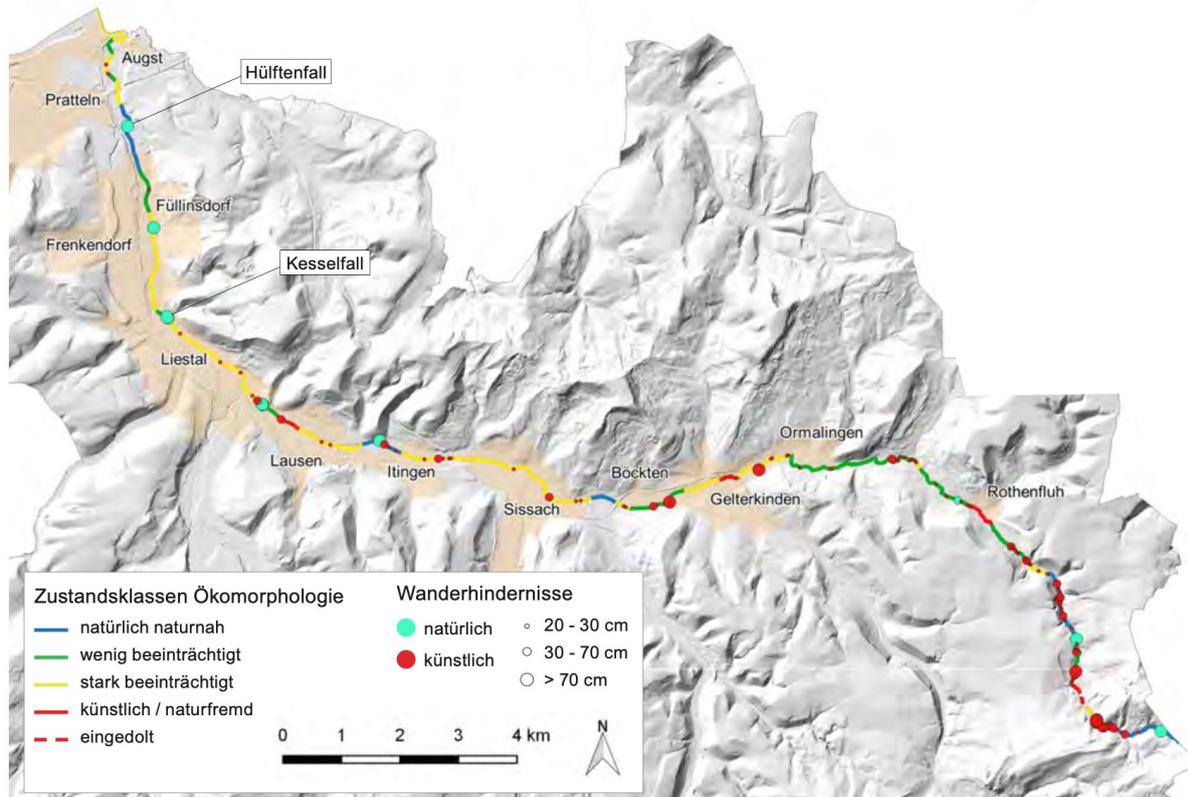


 Ergolz	3 Pratteln	9 Sissach	Autor: David Zahno, Universität Basel Datum: 10.01.2020 Datengrundlage: Amt für Wald beider Basel Koordinatensystem: CH1903 LV03
 Zuflüsse	4 Füllinsdorf	10 Bockten	
 Siedlungsgebiet	5 Frenkendorf	11 Gelterkinden	
<b>Orte</b>	6 Liestal	12 Ormalingen	
1 Kaiseraugst	7 Lausen	13 Rothenfluh	
2 Augst	8 Itingen	14 Oltingen	

**Abb. 1:** Übersichtskarte Einzugsgebiet der Ergolz (eigene Darstellung, Hintergrundkarte: Airbus, USGS, NGA, NASA, CGIAR, NCEAS, NLS, OS, NMA, Geodatastyrelsen, GSA, GSI and the GIS User Community)

Wie viele andere Flüsse in der Schweiz wurde auch die Ergolz im 20. Jahrhundert begradigt, um landwirtschaftlich fruchtbare Landflächen zu gewinnen (Epting & Huggenberger 2016). Dadurch verkürzte sich die Fliessstrecke und es führte zu einer erhöhten Erosion der Flusssohle (WFN 2018; Epting & Huggenberger 2016). Der Oberlauf bis nach Ormalingen gilt als

naturnah (WFN 2018). Gleichwohl gibt es auch in diesem Bereich diverse künstliche Wanderhindernisse (Abb. 2).



**Abb. 2:** Ökomorphologische Zustandsklassen und Wanderhindernisse in der Ergolz (WFN 2018: 4)

Ab Ormalingen (Ort 12, Abb. 1) durchfließt die Ergolz vornehmlich Siedlungsgebiet. Der geomorphologische Zustand gilt dann mehrheitlich als sehr beeinträchtigt. Im Rahmen des Baus der Umfahrungsstrasse HPL wurde die Ergolz auf der Höhe von Füllinsdorf revitalisiert. Der Kesselfall bei Liestal und der Hülfenfall in Pratteln (Abb. 3) sind zwei natürliche Wanderhindernisse (WFN 2018).



**Abb. 3:** Wanderhindernisse Ergolz: Hülfenfall in Pratteln (A) und Kesselfall Liestal (B) (eigene Darstellung, April 2020)

In der Ergolz wechseln sich aufgrund der geologischen Standortgegebenheiten (Falten- und Tafeljura) grundwasser-exfiltrierende und oberflächenwasser-infiltrierende Prozesse ab. Der Grundwasserkörper wird häufig durch Felsstufen getrennt (Epting & Huggenberger 2016). In dem von Epting & Huggenberger (2016) untersuchten Gebiet auf der Höhe der Gemeinden Füllinsdorf und Frenkendorf dominiert der oberflächenwasser-infiltrierende Prozess und bildet einen Grossteil der Grundwasserneubildung. So steigt während eines Hochwassers der Grundwasserspiegel nach vier Stunden um ca. 1 m an (Epting & Huggenberger 2016). Die Durchlässigkeit des Flussbetts bzw. die Infiltration von Oberflächenwasser wird durch abgelagertes Feinmaterial verringert (Epting & Huggenberger 2016). Grundsätzlich gestaltet sich die Berechnung von Grundwasserneubildung als schwierig. Es gibt grosse Unsicherheiten bei der Messung der Niedrigabflüsse und bei der Berechnung der Verdunstung (Auckenthaler et al. 2017).

Zurzeit gibt es im Einzugsgebiet der Ergolz vier regionale und 13 lokale Kläranlagen. In den kommenden Jahrzehnten wird eine Reduktion dieser lokalen Kläranlagen angestrebt (Huser 2017). Der Einfluss der Kläranlagen ist bedeutend für die Ergolz und deren Fischfauna. Als Beispiel dafür ist auf die erhöhte Algenbildung (Abb. 4) beim Ausfluss der ARA Ergolz 1 hinzuweisen.

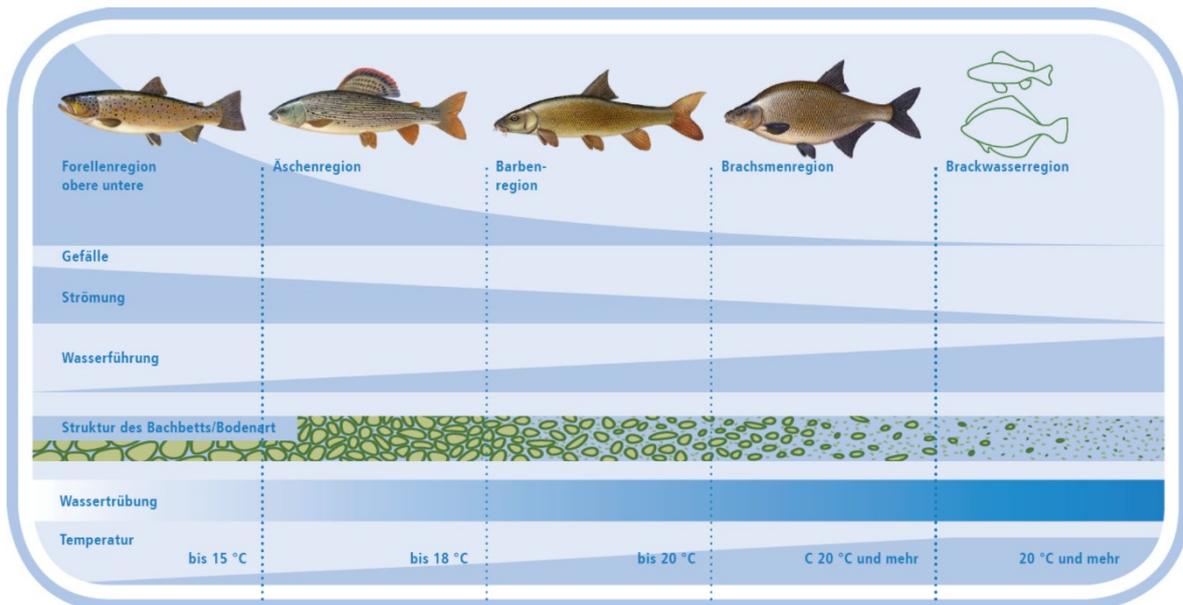


**Abb. 4:** Algenbildung beim Auslauf der ARA Ergolz 1 unterhalb von Sissach (eigene Darstellung, April 2020)

Sie ist das Resultat eines hohen Nährstoffeintrags. Miteinher geht ein erhöhter Sauerstoffverbrauch, wie er bei einer Messung am 24. April 2020 um 9:00 Uhr festgestellt wurde. Oberhalb des Auslaufs der ARA konnte im Bachwasser ein Sauerstoffgehalt von 11.61 mg/l festgestellt werden. Demgegenüber steht im Auslauf der ARA ein Sauerstoffgehalt von 9.10 mg/l. Ebenfalls konnte ein Temperaturunterschied von 1.5 °C festgestellt werden. Das Bachwasser oberhalb der ARA-Einleitung war 12.1 °C warm, das Wasser im ARA-Auslauf 13.6 °C. Gleichwohl wird im weiteren Verlauf der Arbeit auf eine Berücksichtigung dieser Komponente verzichtet. Aufgrund deren Bedeutung werden die ARA-Standorte in den Karten trotzdem ausgewiesen.

## 2.2 Fischregionen

Die Schweizer Gewässer lassen sich in vier Fischregionen unterteilen (Abb. 5). Im bis zu 15 °C warmen und sauerstoffreichen Wasser liegt die stark abfallende Forellenregion, deren Untergrund durch grobkörnigen Kies gebildet ist. Die angrenzende Äschenregion hat eine kiesige Gewässersohle und erlaubt Wassertemperaturen bis 18 °C. Danach folgt bei niedrigerer Strömung die Barbenregion mit einer erhöhten Wasserführung und Temperaturen bis 20 °C. Die Brachsenregion kommt mit hohen Wassertemperaturen von über 20 °C gut zurecht.



**Abb. 5:** Fischregionen nach M. Huet (1949) (SaNa 2020)

Für die Fische ist neben dem Parameter Wassertemperatur auch die Dimension des Gewässers zentral (Melcher et al. 2013). In manchen Gewässern fehlen einzelne Regionen aufgrund anthropogener Eingriffe (u. a. Begradigungen) oder natürlicher Verhältnisse wie Einspeisung von kaltem Grundwasser. Diese Einspeisung ist in gewissen Tieflandbächen dafür verantwortlich, dass die Wassertemperatur die Marke von 10 °C nicht überschreitet (Schager & Peter 2004).

Die folgenden Faktoren sind gemäss AUE & VJFW BL (2015b: 105) für die Fischfauna eines Gewässers zentral:

- Gestaltung des Lebensraums
- Durchwanderbarkeit des Gewässers (Vernetzung)
- Wasserqualität
- Menschliche Aktivitäten (Wassernutzung, Schadenfälle, etc.)
- Fischkrankheiten wie PKD
- Fischereiliche Bewirtschaftung

- Frassdruck von Prädatoren

### 2.2.1 Forellenregion

Im bis zu 15 °C warmen und sauerstoffreichen Wasser der Forellenregion leben neben der Bachforelle (*Salmo trutta*) als Leitart dieser Fischregion auch die Begleitarten Groppe (*Cottus gobio*) und Elritze (*Phoxinus phoxinus*).

#### Bachforelle

Die Bachforelle (*Salmo trutta*) ist eine der bedeutendsten Fischarten in der Schweiz (Berli et al. 2014). Ihr natürliches Verbreitungsgebiet befindet sich in grossen Teilen Europas (Gerstmeier & Romig 1998). Sie bildet die Leitart der sogenannten Forellenregion (Huet 1954). Die Bachforelle bevorzugt ein Gefälle zwischen 0.15 und 5 %, sowie sauerstoffreiches Wasser, das auch in den Sommermonaten nicht für eine längere Zeit über 15 °C warm ist (Abb. 6) (Elliott et al. 2013).

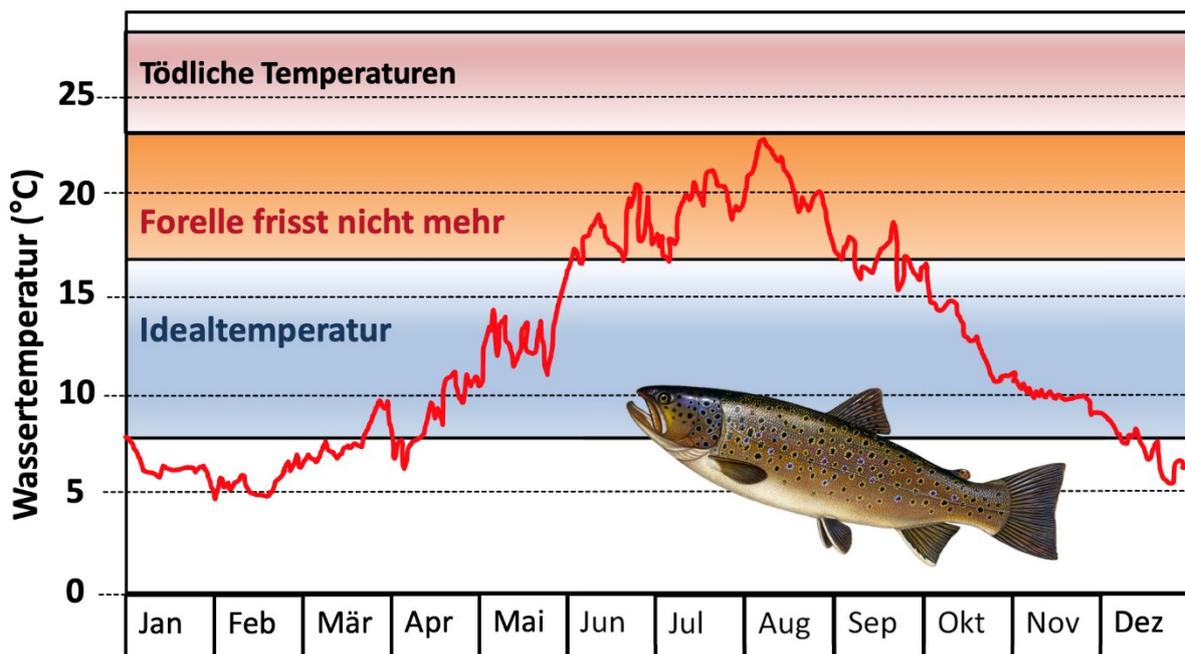


Abb. 6: Wohlbefinden der Bachforelle je nach Wassertemperatur (SaNa 2020)

Trotz ihren hohen Ansprüchen ist sie sehr anpassungsfähig und zeigt deshalb ein hohes Mass an Variabilität bezüglich Morphologie und Verhalten. Es verwundert somit nicht, dass sie eine Vielzahl unterschiedlicher Gewässertypen bewohnt. Dazu gehören neben Gebirgsbächen auch grosse Flüsse und diverse Seen (Jungwirth et al. 2003). Bachforellen verbringen einen Tag in mehreren unterschiedlichen Habitaten, wobei sie bei Sonnenaufgang und -untergang am aktivsten sind (Chaston 1969). Sie bevorzugen Standorte mit Strömungs- und Sichtschutz,

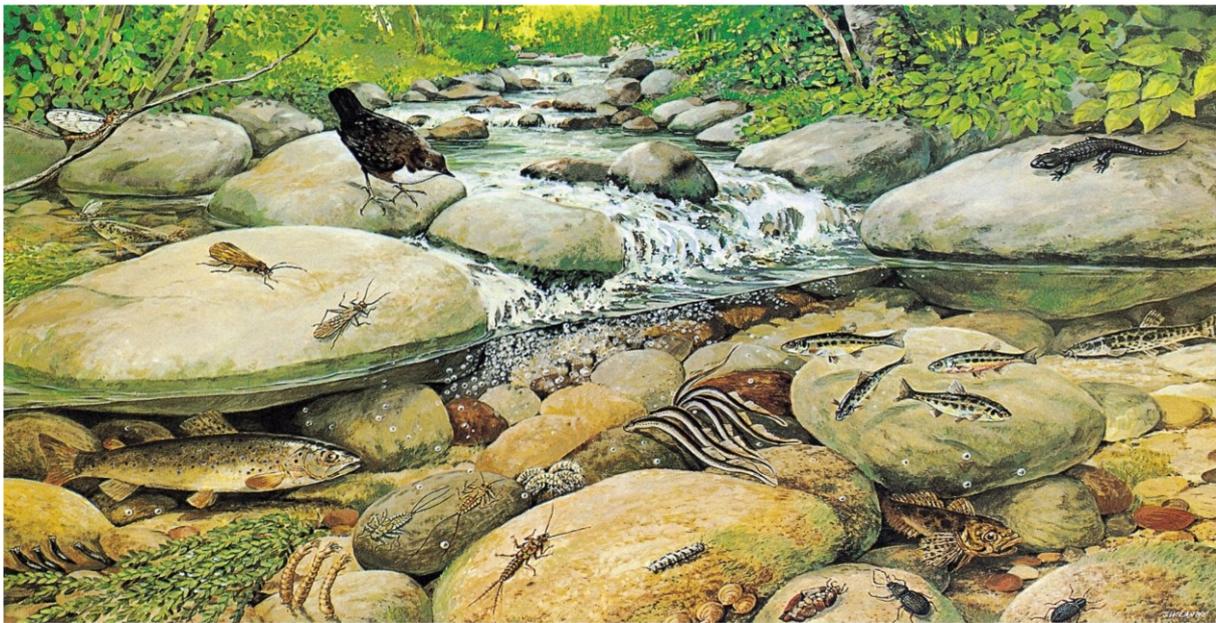
die zugleich nahe an einem stärker strömenden Bereich liegen, wo eine optimale Versorgung durch Driftorganismen gewährleistet ist. Beschattung und eingetauchte Ufervegetation bieten dafür die optimale Struktur, während Schlamm, Sand und Feinkies eher gemieden werden. Jungtiere präferieren seichtes Gewässer, meist in den Zuflüssen eines Hauptgewässers und kommen mehrheitlich in Gruppen vor. Ältere Tiere sind weitgehend Einzelgänger und verteidigen ihr Territorium im Hauptgewässer durch direktes und rasches aufeinander Zuschwimmen (Jungwirth et al. 2003).

Die Reproduktionsmöglichkeit, die Wassertemperatur und der Sauerstoffgehalt wirken als limitierende Faktoren im Leben der Bachforelle. Für adulte Bachforellen gilt die Temperaturspanne von 7–19 °C als optimal. Die älteren Forellen bevorzugen kühleres Wasser (Jungwirth et al. 2003). Wie auf Abb. 6 zu sehen ist, gehen höhere Temperaturen mit einer Einschränkung der Nahrungsaufnahme einher. Je nach Sauerstoffgehalt variiert die Letaltemperatur und kann bereits bei 23 °C erreicht sein (Jungwirth et al. 2003). Die Grösse und das Wachstum der Bachforelle variieren je nach Gewässertyp sehr stark. Es gibt Individuen mit einer Körperlänge von 50 cm. Die Bachforelle ernährt sich mehrheitlich von wirbellosen Tieren, aber auch von Beutefischen (Jungwirth et al. 2003). Die Wachstumsrate wird durch die Wassertemperatur bestimmt (Elliott et al. 1995) und nimmt mit zunehmender Dichte an Individuen ab (Hinz & Wiley 1997).

Die Geschlechtsreife wird gegen Ende des zweiten Lebensjahres erreicht. Die Bachforelle vergräbt ihre befruchteten Eier zwischen November und Januar in ca. 30 cm hohem Wasser (Jungwirth et al. 2003). Das Wasser sollte dabei nicht wärmer als 12 °C sein (Frost & Brown 1967). Zudem gilt eine Wassertemperatur zwischen 1 und 9 °C als ideal für das Überleben der Jungtiere (Jungwirth & Winkler 1984). Die Mortalität von Jahrgang zu Jahrgang liegt gemäss Jungwirth et al. (2003) bei rund 50 %. Laichgruben befinden sich an gut durchströmten Stellen im freibeweglichen Kies. Damit sie vor Geschiebebetrieb durch Hochwasser geschützt sind, werden sie mit Kies überdeckt (Jungwirth et al. 2003). Eine mögliche Zunahme von Winterhochwasser stellt eine reelle Gefahr für die Bachforelle dar, da die Laichgruben zerstört werden können (WFN 2018). Weiter können feine Sedimentpartikel die Kiemen der Jungtiere verstopfen. Zudem sind die Temperaturverhältnisse im ersten Sommer massgebend für deren Fortbestand (Burkhardt-Holm 2009; Berry et al. 2003). Gerade in kleinen Gewässern mit hoher Sauerstoffkonzentration gibt es eine hohe Dichte von 0<sup>+</sup>-Bachforellen (Jungtiere im ersten Lebensjahr), die mit zunehmender Gewässergrösse und Wassertemperatur abnimmt (Eklöv et al. 1999).

Da die Bachforelle bereits mehrheitlich am oberen Limit ihres Temperaturtoleranzbereichs lebt, gerät sie durch eine zusätzliche Erwärmung in Konkurrenz mit wärmetoleranteren Arten wie der Äsche oder der Barbe (Hari et al. 2006; Burkhardt-Holm 2009). Die Forellenregion

würde sich deshalb lokal weiter flussaufwärts verbreiten, was durch diverse Verbauungen jedoch nicht möglich ist (Fischnetz 2004). Deshalb versucht man durch Aufforstung von Ufergehölzen eine starke Erwärmung der Bäche in Hitzeperioden zu verhindern (Burkhardt-Holm 2009). Ein weiterer Effekt der Erwärmung ist die Verkürzung der Entwicklungszeit von 91 Tagen auf neu 77 Tage. Leider sind deren Konsequenzen schwer abschätzbar, da sich die Natur (beispielsweise Futtertiere) mitentwickelt. Gleichzeitig gibt es Faktoren wie das Tageslicht, welches als nicht veränderbarer Faktor wirkt. Nichtsdestotrotz konnte man eine Vorverschiebung des Schlupfzeitpunkts um etwa 14 Tage erkennen (Hari et al. 2006).



**Abb. 7:** Forellenregion. Links: Bachforelle (*Salmo trutta*), rechter unterer Bildrand: Groppe (*Cottus gobio*), oberhalb Groppe: Elritzen (*Phoxinus phoxinus*) (Blinker 2020)

### Begleitarten

Die Groppe (*Cottus gobio*) ist eine Begleitart der Forellenregion. Sie bevorzugt kühles, sauerstoffreiches Wasser und lebt am Gewässerboden. Typische Merkmale sind die fehlende Beschuppung am Körper und die grosse Maulspalte. Sie kann sich durch ihre graubraun bis braune Färbung (Abb. 7) hervorragend dem Untergrund anpassen. Die Lebenserwartung variiert je nach Wärme des Gewässers. In einem warmen Gewässer rechnet man mit einer Lebensdauer von zwei bis vier Jahren, in kalten Gewässern können es bis zu 10 Jahre sein. Im März beginnt die Laichzeit und das vom Männchen gut unterscheidbare kleinere Weibchen produziert dabei 50–1000 Eier. Eine der grössten Gefahren für die Groppe ist die Verschlammlung des Gewässerbetts, was beispielsweise durch den Bau einer Schwelle entstehen kann (Dressmann et al. 2011). Die Groppe ist nur teilweise Nahrungskonkurrent der Bachforelle.

Dies liegt daran, da sie sich aufgrund ihrer benthischen Lebensweise mehrheitlich durch Bodennahrung verköstigt (Crisp 1963). Trotzdem übt die Groppe einen starken Räuberdruck auf die Larven und Jungfische der Bachforelle aus (Jungwirth et al. 2003).

Die Elritze (*Phoxinus phoxinus*) ist eine weitere Begleitart der Forellenregion. Ihr Einfluss ist jedoch vernachlässigbar, auch wenn 0<sup>+</sup>-Bachforellen ihnen aktiv ausweichen (Héland 1973).

### 2.2.2 Äschenregion

Die Äsche (*Thymallus thymallus*), als Leitfischart der Äschenregion kommt vorwiegend im Mittellauf alpiner Gewässer vor. Sie ist Teil der Familie der Salmonidae (Lachsartigen) und legt ihre Eier im Gegensatz zur Bachforelle oberflächlich ins Sediment. Sie nutzt dabei ehemalige Bachforellenlaichplätze (Jungwirth et al. 2003). In der Äschenregion kommt die Bachforelle als Begleitart vor. Diese werden dort jedoch aus Artenschutzgründen nicht speziell gefördert, da die Äsche auf der Roten Liste der Fische und Rundmäuler der Schweiz den Gefährdungsstatus «verletzlich» trägt und dadurch einen speziellen Schutz genießt (Kirchhofer et al. 2007). Die Bachforelle gilt gemäss Kirchhofer et al. (2007) als «potenziell gefährdet». Somit hat die Besetzung der Bachforelle in diesen Gewässerbereichen keine Priorität (Zopfi 2016). Die Äsche bevorzugt gegenüber Bachforellen grössere Gewässer (Küttel et al. 2002) mit niedriger Strömung und ist etwas resistenter gegenüber hohen Temperaturen (bis 18 °C).

### 2.2.3 PKD

Auslöser der Proliferativen Nierenkrankheit PKD ist der Parasit *Tetracapsuloides bryosalmonae*. Die Bachforellen können sich ab einer Wassertemperatur von 8 °C infizieren. Der klinische Ausbruch variiert je nach Wassertemperatur und erfolgt erst, wenn eine Wassertemperatur von 15 °C über zwei bis vier Wochen Einzug hält (Burkhardt-Holm 2009). Es ist somit nicht verwunderlich, dass die Anzahl an PKD-Infektionen in niedrigeren und dementsprechend wärmeren Höhenlagen deutlich höher ist (Hari et al. 2006; Fischer et al. 2017). Bei 18 °C können bis zu 85 % der Tiere an der Infektion sterben. Tiefere Temperaturen verlangsamen den Krankheitsverlauf deutlich, was dementsprechend zu einer höheren Überlebenschance führt (Scherrer AG 2016). Der PKD-Befall ist gerade bei Sömmerlingen (Jungfische, die einen Sommer alt sind) besonders stark (Jungwirth et al. 2003; Bettge et al. 2009; Schmidt-Posthaus et al. 2015). Fischer et al. (2017) liefern Hinweise, wonach der PKD-Befall unterhalb ARA-Einleitungen grösser ist, da verbesserte Umweltbedingungen für den Erreger vorliegen.

## 2.3 Ökologische Komponenten in Fließgewässern

### 2.3.1 Abfluss

Der Abfluss ist entscheidend für die Ausbildung und Entwicklung von Flusssystemen. Dabei wirken Schleppkräfte auf das Gewässerbett und sorgen für Veränderungen. Die Abflussmenge und der zeitliche Verlauf werden unter anderem durch Geologie, klimatische Verhältnisse und Vegetation beeinflusst (Jungwirth et al. 2003). Die Grösse des Einzugsgebiets und menschliche Eingriffe sind weitere Bestimmungsfaktoren (Hütte 2000; Mader et al. 1996). Die schweizweit am meisten verbreitete Kennzahl für Niedrigwasserabflüsse ist  $Q_{347}$ . Es handelt sich hierbei um einen Abflusswert, der an 347 Tagen im Jahr überschritten wird (Aschwanden 1990; Aschwanden & Kan 1999; Naef et al. 2015; Auckenthaler et al. 2017). Er bildet die Grundlage für die Berechnung der Rest- bzw. Dotierwassermenge. Diese entscheidet über die mögliche Wasserentnahme in Fließgewässern (Auckenthaler et al. 2017; Scherrer AG 2016).

### 2.3.2 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur bildet eine der bedeutendsten ökologischen Komponenten in Fließgewässern. Sie ist abhängig von den atmosphärischen Bedingungen, der Hydrologie und der Beschaffenheit des Gewässerbetts (Caissie 2006). Der Eintrag von Grund- oder Quellwasser hat einen grossen Einfluss auf die Wassertemperatur (Malicky 1978). Für die Temperatur des Quellwassers dient die mittlere Jahreslufttemperatur als Orientierungswert. Deshalb fungiert Quellwasser im Sommer als kühlender und im Winter als wärmender Faktor für die Wassertemperatur. Die täglichen Schwankungen der Wassertemperatur sind geringer als diejenigen der Lufttemperatur. Die hohe spezifische Wärme des Wassers unterbindet ein schnelles Erwärmen oder Abkühlen der Wassermassen. Aufgrund der Fließbewegung existiert keine spezifische Schichtung wie bei Seen, deshalb haben Fließgewässer bis zu einer Tiefe von zehn Metern eine homogen temperierte Wassermasse (Jungwirth et al. 2003). Mit zunehmender Entfernung vom Ursprung nimmt im Sommer die tägliche Variabilität der Wassertemperatur zu (Statzner & Higler 1985). In der Luft ist 30-mal mehr Sauerstoff verfügbar als im Wasser (Jungwirth et al. 2003). Die Sauerstoffsättigung in einem Gewässer nimmt mit zunehmender Wassertemperatur ab (Reiser 1979; Jungwirth et al. 2003). Gleichzeitig erhöht sich auch der Bedarf respektive der Verbrauch von Sauerstoff bei Fischen. Bei erwachsenen Bachforellen ist nicht unbedingt die Wassertemperatur, sondern der fehlende Sauerstoff Ursache für deren Ableben (Jungwirth et al. 2003).

## 2.4 Untersuchungsstrecken

Weil im Hitzesommer 2003 mehrere Stellen der Ergolz austrockneten und dadurch ein Zusammenbruch der Fischpopulation folgte, wurden Förderungsmassnahmen getroffen, um im oberen Teil der Ergolz eine «naturnahe, artenreiche Fischfauna» aufzubauen (WFN 2018: 3). Die Entwicklung wird dabei in einem 2-Jahresintervall beobachtet und auf sieben Abschnitten der Ergolz dokumentiert (WFN 2018).

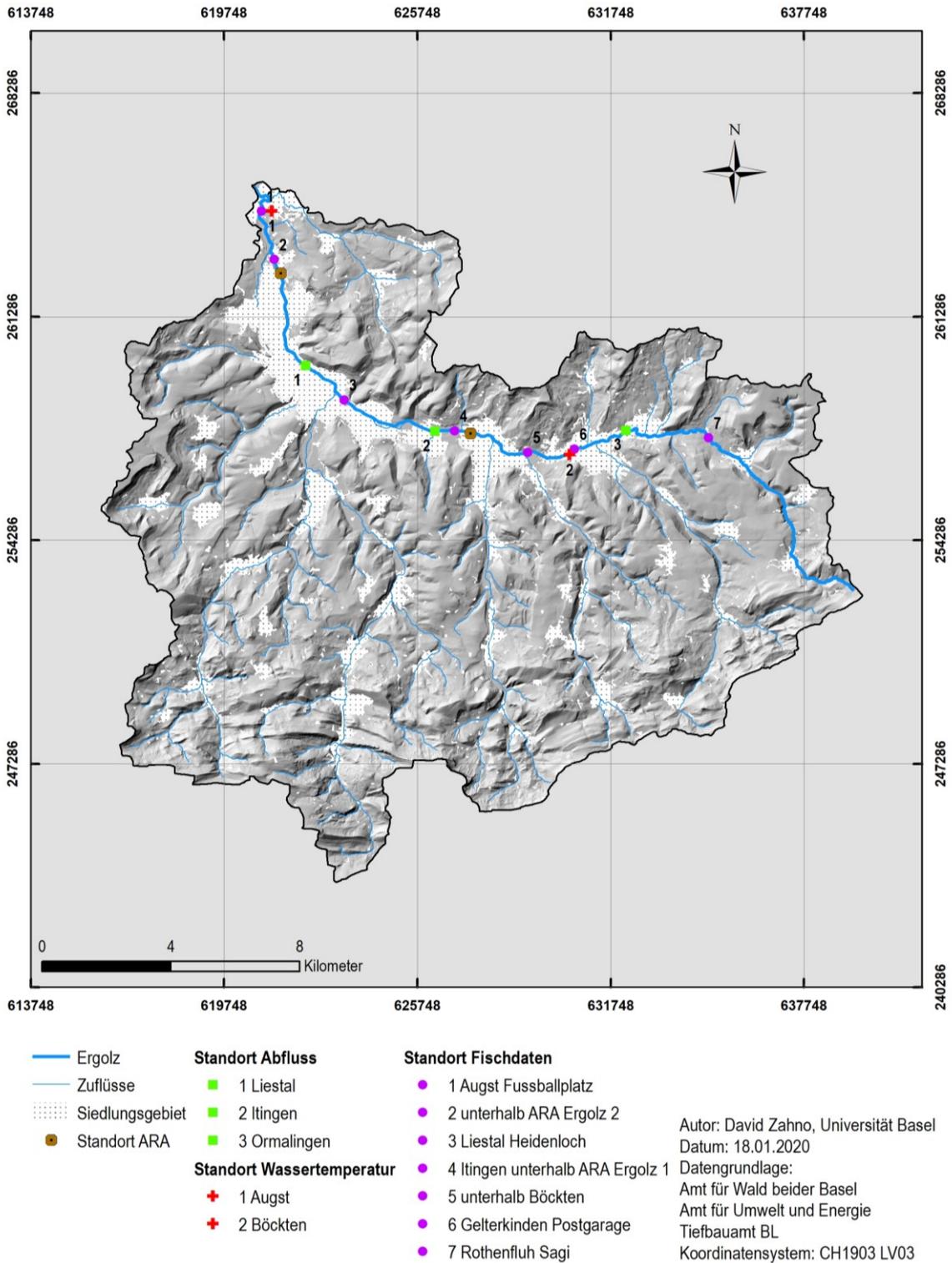
Die Ergolz beinhaltet zwei Fischregionen (Tab. 1). Der Standort Augst gehört gemäss Einteilung nach Huet (1949) zur Äschenregion. Die restlichen Untersuchungsgebiete sind der Forellenregion zuzuordnen. Die vorliegende Untersuchung orientiert sich an der Forellenregion, weshalb der Standort Augst später nicht mehr explizit berücksichtigt wird.

Fluss	Untersuchungsstrecke	Koordinaten	Gefälle (‰)	Breite (m)	Fischregion
Ergolz	Augst Fussballplatz	2'620'904/1'264'586	3.6	13	Äschenregion
	unterhalb ARA Ergolz 2	2'621'297/1'263'091	7.1	11	Forellenregion
	Liestal Heidenloch	2'623'475/1'258'684	6.9	10	Forellenregion
	Itingen unterhalb ARA Ergolz 1	2'626'937/1'257'713	7.6	7	Forellenregion
	unterhalb Böckten	2'629'219/1'257'005	17	12	Forellenregion
	Gelterkinden Postgarage	2'630'688/1'257'110	9.2	5	Forellenregion
	Rothenfluh Sagi	2'634'807/1'257'556	14	3	Forellenregion

**Tab. 1:** Einteilung in Fischregion nach Huet (1954) (eigene Darstellung, zit. nach AUE & VJFW BL 2015b)

Die Untersuchungsstrecken sind mindestens 100 Meter lang, um ein repräsentatives Resultat zu ermöglichen. Das Ziel ist es, Abfischungen im Spätsommer durchzuführen, damit auch die 0<sup>+</sup>-Fische gut befischbar und sicher zu bestimmen sind. Vor der Untersuchung darf kein Besatz gemacht werden, damit Rückschlüsse auf die Naturverlaichung gemacht werden können. Weil die Erfassung der Fische möglichst quantitativ sein soll, wird die Elektrofischerei als Methode eingesetzt. Durch eine Elektrosperre respektive ein Netz wird der Flussabschnitt oben abgesperrt und dann abgefischt. Nach der Erhebung werden die Tiere wieder in das Gewässer zurückgesetzt (AUE & VJFW BL 2015b).

In Abb. 8 sind die Standorte der jeweiligen Datenlogger abgebildet. Für die Untersuchungsstrecken der Fischdichte wurde ein zentraler Standort der jeweiligen Strecken abgebildet. Die Datendichte bei den Fischen ist am höchsten. Der Abfluss hat drei und die Wassertemperatur nur zwei Standorte. Im Anhang (Kap. 10.1) befinden sich die Koordinaten der Abfluss- und Wassertemperaturmessstationen sowie der Abwasserreinigungsanlagen (ARA Ergolz 1 und ARA Ergolz 2).



**Abb. 8:** Übersichtskarte der Datenlogger in der Ergolz. In Grün sind die Standorte eingezeichnet, bei denen der Abfluss gemessen wird. Die beiden roten Kreuze sind die Standorte der Wassertemperaturmessung. Die violetten Punkte sind die Standorte der Erhebungspunkte der Fischdaten. (eigene Darstellung, Hintergrundkarte: Airbus, USGS, NGA, NASA, CGIAR, NCEAS, NLS, OS, NMA, Geodatastyrelsen, GSA, GSI and the GIS User Community)

### 2.4.1 Standort Augst Fussballplatz

Das Gebiet liegt in der Nähe des Mündungsgebiets der Ergolz in den Rhein. Dabei gibt es ein



**Abb. 9:** Standort Augst Fussballplatz (eigene Darstellung, März 2020)

grosses Austauschpotenzial zwischen Haupt- und Seitengewässer, was die Tatsache des artenreichsten Streckenabschnitts der Ergolz erklärt (AUE & VJFW BL 2015b; Schager & Peter 2004). Der Abschnitt ist zwischen einem Fussballplatz und landwirtschaftlicher Nutzfläche gelegen und ökomorphologisch kaum beeinträchtigt. Die Breiten- und Tiefenvariabilität ist ausgeprägt, weshalb es eine grosse Lebensraumdiversität gibt.

Neben der Bachsohle und dem Böschungsfuss ist auch das Ufer unverbaut (Abb. 9). Weil 1.5 km flussaufwärts die ARA Ergolz 2 liegt, ist dieser Standort stark durch Abwasser belastet (AUE & VJFW BL 2015b).

### 2.4.2 Standort unterhalb ARA Ergolz 2

Dieser Untersuchungsabschnitt befindet sich oberhalb des Hülftenfalls und wurde im Zuge des



**Abb. 10:** Standort unterhalb ARA Ergolz 2 (eigene Darstellung, März 2020)

Baus einer Umfahrungsstrasse aufgewertet. Durch die Entfernung von Zementplatten konnte eine gewisse Breiten- und Tiefenvariabilität erreicht werden. Die Beschattung durch Ufervegetation ist einseitig gegeben (Abb. 10). Im Gegensatz zum Böschungsfuss ist die Bachsohle unverbaut. Links und rechts befindet sich Gewerbe- und Landwirt-

schaftsgebiet, wobei auf der linken Seite zudem die Strassenabwasserbehandlungsanlage (SABA) der Umfahrungsstrasse zu finden ist. Weil die ARA-Einleitung unterhalb des Hülftenfalls verlegt wurde, ist die Wasserqualität an diesem Standort stark verbessert. Der Hülftenfall

ist für Fische ein unüberwindbares Wanderhindernis. Das erklärt, weshalb die typischen Arten des Rheins oberhalb nicht mehr vorkommen (AUE & VJFW BL 2015b).

### 2.4.3 Standort Liestal Heidenloch

Dieser Standort ist wegen der Lebensraumgestaltung stark beeinträchtigt. Er befindet sich an-



**Abb. 11:** Standort Liestal Heidenloch (eigene Darstellung, März 2020)

grenzend (flussabwärts) zu einem im Jahre 2015 revitalisierten Bereich. Umgeben von Siedlungsgebiet ist der Böschungsfuss auf beiden Seiten mehrheitlich verbaut. Es fehlt an Breiten- und Tiefenvariabilität, und der Uferstreifen auf der linken Seite ist deutlich zu schmal. Der Bach ist durch die angrenzende Umfahungsstrasse und die 1.4 km fluss-

aufwärts gelegene ARA Ergolz 1 belastet. Jedoch spendet eine üppige Ufervegetation Schatten (Abb. 11) (AUE & VJFW BL 2015b).

### 2.4.4 Standort Itingen unterhalb ARA Ergolz 1

Die Lebensraumgestaltung von diesem Abschnitt ist kaum beeinträchtigt. Abgesehen von ein-



**Abb. 12:** Standort Itingen unterhalb ARA Ergolz 1 (eigene Darstellung, März 2020)

nigen Schwellen und Blockrampen ist die Gewässersohle unverbaut. Blockwurf sichert an einigen Stellen den Böschungsfuss (Abb. 12), und es fehlt wieder an Breiten- und Tiefenvariabilität. Es gibt diverse schattenspendende Bäume, deren Wurzeln ins Wasser reichen und somit eine angenehme Umgebung für die Fische schaffen. Dieser Ab-

schnitt befindet sich unterhalb einer Autobahnbrücke, durchfließt Landwirtschaftsgebiet und

liegt direkt unterhalb vom ARA-Auslauf. Deshalb ist die Strecke stark von Abwasser beeinträchtigt (AUE & VJFW BL 2015b).

#### 2.4.5 Standort unterhalb Böckten

Bei diesem Standort handelt es sich um einen revitalisierten Bereich, der aus ökomorphologischer Sicht als naturnah gilt. Er besitzt eine ausgeprägte Breiten- und Tiefenvariabilität. Der Standort befindet sich bei der Einmündung des Homburgerbachs und in der Nähe zum Tunnelostportal des Chienbergtunnels (Abb. 13).



**Abb. 13:** Standort unterhalb Böckten (eigene Darstellung, März 2020)

Es gibt diverse Landwirtschaftsflächen in der Umgebung. Aufgrund der ARA Ergolz 1 in Sissach, die das Abwasser aus dem oberen Einzugsgebiet der Ergolz reinigt, ist dieser Abschnitt kaum belastet (AUE & VJFW BL 2015b).

#### 2.4.6 Standort Gelterkinden Postgarage

Auch dieser Abschnitt ist ökomorphologisch wenig beeinträchtigt. Neben einem punktuell mit



**Abb. 14:** Standort Gelterkinden Postgarage (eigene Darstellung, März 2020)

Blockwurf verbauten Böschungsfuss besitzt dieser Abschnitt eine ungenügende Breiten- und Tiefenvariabilität. Zudem ist der Uferbereich auf beiden Seiten zu schmal. Die Ufervegetation sorgt für eine ausreichende Beschattung (Abb. 14). Dieser Standort befindet sich direkt im Siedlungsgebiet mit Verkehrswegen und Gewerbebauten. Die Belastung durch Abwasser ist gering (AUE & VJFW BL 2015b).

### 2.4.7 Standort Rothenfluh Sagi

Obwohl es punktuell Verbauungen an Sohle und Böschungsfuss gibt, ist die Lebensraumgestaltung wenig beeinträchtigt. Die Breiten- und Tiefenvariabilität ist bescheiden. Auf der rechten Uferseite schützen diverse Sträucher und Bäume den Bach vor starker Sonneneinstrahlung und Erwärmung (Abb. 15). Der Standort befindet sich in Landwirtschaftsgebiet, stellenweise grenzt die Strasse direkt an den Fluss. Rothenfluh besitzt ein Mischwasserrückhaltebecken. Zudem ist aufgrund der grossen Entfernung der beiden Gemeindekläranlagen Oltingen und Anwil von guter Wasserqualität auszugehen (AUE & VJFW BL 2015b).



**Abb. 15:** Standort Rothenfluh Sagi (eigene Darstellung, März 2020)

Die Messstandorte für Abfluss und Wassertemperatur (Abb. 16) befinden sich in Siedlungsgebieten. In der Ergolz sind die Messstandorte der Abflussmessungen weniger anfällig für mögliches Geschiebe, so dass eine falsche Abflussmessung selten erfolgt. Gleichwohl bedarf es einer regelmässigen Wartung.



**Abb. 16:** Messung für Wassertemperatur am Standort Liestal (links) und für Abfluss am Standort Ormalingen (rechts) (eigene Darstellung 2020)

## 2.5 Modul-Stufen-Konzept Fische Stufe F

Fließgewässerökosysteme sind Konstrukte, die aufgrund der beiden Komponenten abiotisch und biotisch schwierig zu erfassen sind. Eine Möglichkeit bietet das «Modul-Stufen-Konzept Fische Stufe F» (Schager & Peter 2004). Hierbei handelt es sich um eine Methode zur Untersuchung und Beurteilung des ökologischen Zustands von Fließgewässern. Auf der Basis von vier Parametern (Kap. 2.5.1–2.5.4) wird durch ein Punktesystem eine grobe Einschätzung der fischökologischen Verhältnisse geliefert. Ziel dieser Methode ist das Identifizieren von möglichen Standorten, bei denen aus Sicht der Fischfauna Handlungsbedarf besteht (Schager & Peter 2004).

Bevor man die Analyse mit den vier Parametern durchführen kann, muss die Ökoregion des Untersuchungsgebiets identifiziert werden. Sie hat Einfluss auf die «Bestimmung des potenziellen Artenspektrums und auf die Bachforellendichte» (Schager & Peter 2004: 11). Die Schweiz lässt sich gemäss BUWAL (2001) in fünf grosse biogeographische Ökoregionen einteilen (Abb. 17).



**Abb. 17:** Biogeographische Regionen der Schweiz. Die Voralpen sind hier als Regionen bis 1500 m ü. M. ausserhalb von Jura und Mittelland gekennzeichnet, die Alpen als Regionen oberhalb 1500 m ü. M. (BUWAL 2001, zit. nach Schager & Peter 2004: 10)

### 2.5.1 Parameter 1: Artenspektrum und Dominanzverhältnis

In einem ersten Schritt wird die Fischpopulation auf das Artenspektrum untersucht. Je nach Ökoregion setzt sich die Population unterschiedlich zusammen. Im Mündungsbereich zu grossen Fließgewässern findet ein erhöhter Austausch der Fischarten zwischen Haupt- und Seitengewässern statt. Dies hält bis zum ersten Wanderhindernis an. Das Dominanzverhältnis liefert einen Anhaltspunkt auf die Qualität (Ursprünglichkeit) der Lebensgemeinschaft der Fische. Es sollten beispielsweise in der Forellenregion die für sie typischen Arten (Bachforelle, Groppe und Elritze) vorzufinden sein. Ist dies nicht der Fall, deutet es auf Störungen im Ökosystem hin (Schager & Peter 2004).

### 2.5.2 Parameter 2: Populationsstruktur der Indikatorarten

Die Untersuchung einer Fischpopulation findet auf Basis der vorhandenen Altersklassen sowie der Dichte der 0<sup>+</sup>-Fische statt. Die Population der 0<sup>+</sup>-Fische bildet dabei den individuenstärksten Jahrgang. Ein weiterer Gradmesser für die Reproduktion ist bei der Bachforelle das Verhältnis der 0<sup>+</sup>-Fische zu den erwachsenen (>0<sup>+</sup>) Fischen. In die Analyse fließt jeweils die schlechtere Bewertung der beiden ein (Schager & Peter 2004). Je nach Ökoregion gilt eine unterschiedliche Skala der Ergebnisse (Tab. 2).

Beurteilung	Verhältnis	0 <sup>+</sup> -Dichte/ha			Punkte
	0 <sup>+</sup> />0 <sup>+</sup>	Mittelland/Jura	Voralpen	Alpen	
sehr gut	> 1.59	> 2500	> 2000	> 400	0
gut	1.20–1.59	1500–2500	1000–2000	300–400	1
mittel	0.80–1.19	1000–1500	500–1000	200–300	2
schlecht	0.40–0.79	250–1000	250–500	100–200	3
sehr schlecht	< 0.40	< 250	< 250	< 100	4

Tab. 2: Beurteilung der natürlichen Reproduktion der Bachforelle nach Schager & Peter (2004: 17)

### 2.5.3 Parameter 3: Fischdichte der Indikatorarten

Bei diesem Parameter wird die Fischdichte der Indikatorarten gemessen. Dabei wird nicht zwischen Jungtieren und erwachsenen Fischen unterschieden. Es handelt sich also um die totale Anzahl Fische einer Indikatorart, die am jeweiligen Standort gefunden wurde. Auch hier wird die Anzahl Individuen pro Hektare ausgewiesen. In der Forellenregion wird die Bachforellendichte je nach Ökoregion unterschiedlich beurteilt (Tab. 3) (Schager & Peter 2004).

Beurteilung	Mittelland	Jura	Voralpen	Alpen	Punkte
hoch	> 2500	> 3500	> 2000	> 500	0
mittel	1000–2500	1000–3500	500–2000	200–500	2
gering	< 1000	< 1000	< 500	< 200	4

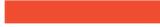
Tab. 3: Beurteilung der Bachforellendichte (Ind./ha) nach Schager & Peter (2004: 17)

Die Dichte aller anderen Indikatorarten wird gemeinsam durch die Beurteilung (hoch, mittel, gering) berücksichtigt. Wanderfische wie Barben werden nicht berücksichtigt (AUE & VJFW BL 2015a).

#### 2.5.4 Parameter 4: Deformation bzw. Anomalien

In diesem Parameter wird der Gesundheitszustand der Fische ausgewiesen. Hier werden alle vorkommenden Arten berücksichtigt. Gleichzeitig werden dadurch Aspekte der Wasserqualität und der Besatzfischproblematik miteinbezogen. Im Gegensatz zu Angelverletzungen und Verletzungen durch Prädatoren (u. a. Gänsesäger oder Reiher) werden hier äusserlich erkennbare Defekte wie Flossendeformationen oder flächige Schuppenverluste vermerkt (Schager & Peter 2004). Je höher der Anteil der Fische mit Anomalien, desto höher die Punktzahl. Schager & Peter (2004: 20) unterscheiden zwischen «keine bzw. vereinzelt (< 1 %)», «wiederkehrend (1–5 %)» und «häufig (> 5 %)».

Abschliessend wird die erreichte Punktzahl aufsummiert und es gilt: Je weniger Punkte, desto besser der ökologische Zustand (Abb. 18).

Klasse	ökologischer Zustand	Farbe	
1	sehr gut	blau	
2	gut	grün	
3	mässig	gelb	
4	unbefriedigend	orange	
5	schlecht	rot	

**Abb. 18:** Ökologische Zustandsklasse und farbliche Darstellung (Rat der Europäischen Union 2000, zit. nach Schager & Peter 2004: 35)

Wenn der Zustand mässig bis schlecht ist, sollten geeignete Massnahmen in die Wege geleitet werden, um eine Verbesserung zu erreichen (Schager & Peter 2004).

## 2.6 Wasserbaukonzept

Das Wasserbaukonzept des Kantons Baselland legt für einzelne Flussabschnitte Massnahmen fest, die als notwendig erachtet werden, um die gesetzlich definierten Absichten (u. a. Wasserbaugesetz, Gewässerschutzgesetz und Fischereigesetz) einzuhalten. Es identifiziert frühzeitig mögliche Schwierigkeiten und legt Prioritäten für die Massnahmen fest (Gruner Böhlinger AG 2015). Als Massnahmen erster Priorität gelten die «langfristige Sicherung der Wasserressourcen für die Trinkwasserversorgung und das Sicherstellen der Wasserversorgung mittels geeigneter Anlagen» (Gruner Böhlinger AG 2015: 10). Die zweite Priorität widmet sich dem Schutz der Menschen und seinem Eigentum vor Hochwasser. Der «Erhalt der Gewässer als ökologisch wertvolle Lebensräume für Tiere und Pflanzen, als Landschafts- und Vernetzungselemente sowie als Erholungsräume» (Gruner Böhlinger AG 2015: 10) wird als dritte Priorität ausgewiesen.

Man unterscheidet zwischen Hochwasserschutz- und Revitalisierungsmassnahmen, prüft jedoch auch jeweils den anderen Aspekt. Ziel der Revitalisierungsmassnahmen ist die Wiederherstellung eines möglichst natürlichen Zustands. Man fördert eine Breiten- und Tiefenvariabilität, vernetzt die Seitenbäche mit den Hauptfliessgewässern und sorgt für eine Vernetzung in Längsrichtung durch Aufhebung von Wanderhindernissen (Gruner Böhlinger AG 2015).

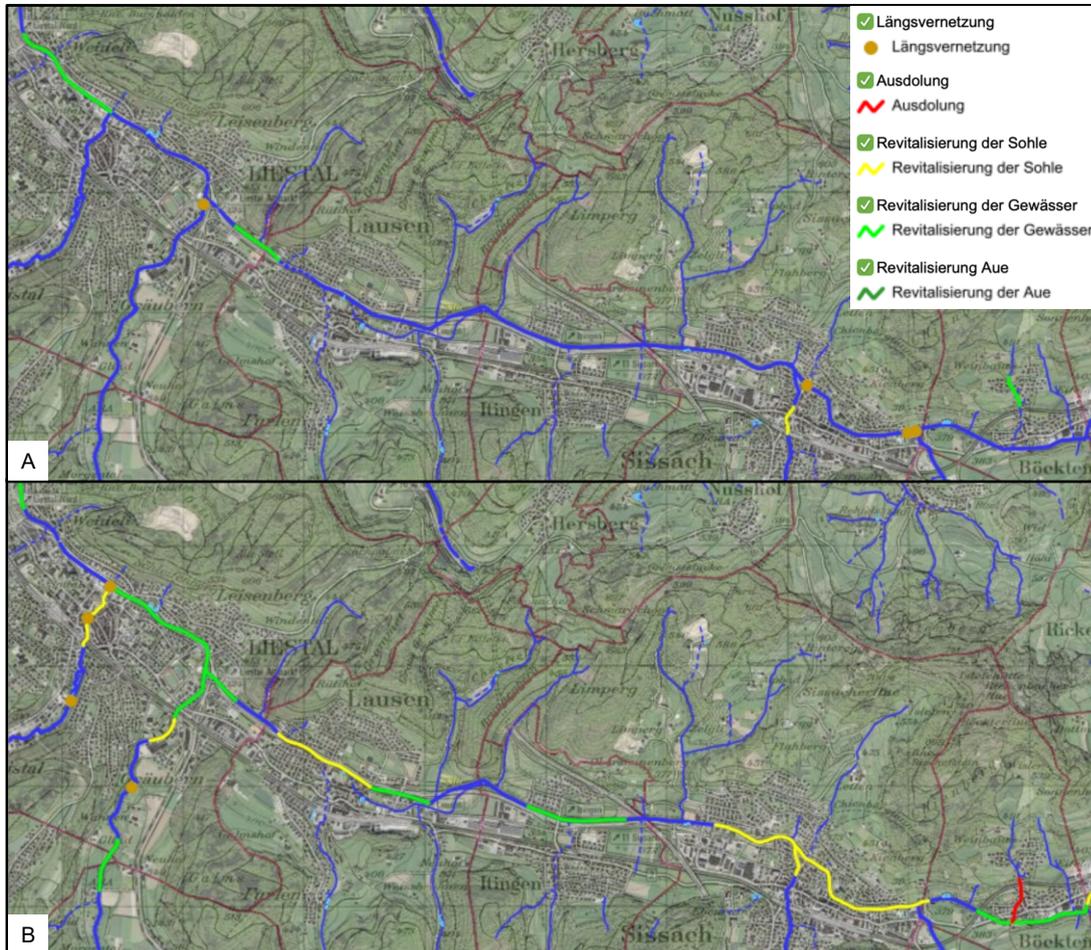
Berücksichtigt werden sehr wichtige Einzelmassnahmen und Massnahmen mit einer Mindestlänge von 300 m. Seit der Einführung im Jahr 2005 wurden rund 9 km Hochwasserschutzmassnahmen und 10 km Revitalisierungsmassnahmen verwirklicht (Gruner Böhlinger AG 2015).

Bei den Revitalisierungsmassnahmen unterscheidet man gemäss Gruner Böhlinger AG (2015: 14f.) zwischen

- Ausdolung und Revitalisierung von Gewässern
- Revitalisierung der Sohle durch Erstellung einer durchgängigen Kiessohle
- Revitalisierung des Gewässers, um eine vielfältigere Struktur und standortgerechte Vegetation zu erreichen
- Revitalisierung der Aue durch Wiederherstellung der ursprünglichen Auendynamik mit Überflutungs- und Umlagerungszonen
- Längsvernetzung durch Beseitigen von Wanderhindernissen wie Schwellen sowie Verbesserungen der Fischgängigkeit bei Staulagen

Je grösser der Bach respektive die Länge der Revitalisierungsstrecke, desto höher ist deren Priorisierung. Ein grosses Aufwertungspotential bezüglich Artenvielfalt und das Vernetzungspotenzial verschiedener Naturräume bilden weitere Kriterien. Eine positive Wirkung für eine

zügige Umsetzung haben Synergien mit anderen Projekten. Ein Beispiel dafür wäre die Revitalisierung oberhalb des Hülftenfalls, die im Zuge des Baus der Umfahrungsstrasse HPL durchgeführt wurde. Schliesslich bildet auch der Kostenfaktor eine ebenso wichtige Komponente (Gruner Böhlinger AG 2015).

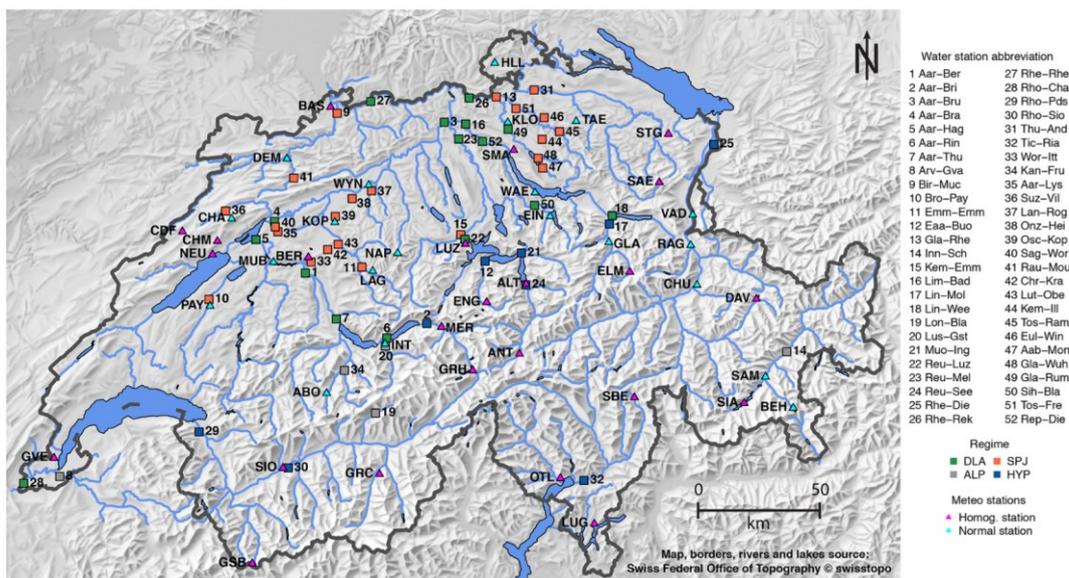


**Abb. 19:** Revitalisierungsmassnahmen durchgeführt (A) und geplant (B) an der Ergolz auf dem Streckenabschnitt Liestal – Bockten (eigene Darstellung, auf Basis von GeoView BL 2020)

In Abb. 19 sind im oberen Kartenausschnitt A bereits realisierte Revitalisierungsmassnahmen an der Ergolz abgebildet. Im unteren Ausschnitt B sind ausgewiesene Revitalisierungsmassnahmen eingezeichnet, die bis heute noch nicht realisiert wurden.

### 3. «State of the art»

Michel et al. (2020: 117) haben «die erste umfassende Analyse der Fliessgewässertemperatur und der damit verbundenen Variablen in der Schweiz entwickelt, wobei die bisherigen Veränderungen identifiziert werden und eine Referenz für die Einschätzung der zukünftigen Entwicklung und der Szenarien im Hinblick auf den laufenden Klimawandel geschaffen wird.» Dabei werden für 52 Einzugsgebiete (Abb. 20) in der ganzen Schweiz Trends der Fliessgewässertemperatur und des Abflusses für den Zeitraum 1999–2018 und, wenn vorhanden, zwischen 1979–2018 berechnet und Beziehungen zu den meteorologischen Bedingungen Lufttemperatur und Niederschlag untersucht (Michel et al. 2020).



**Abb. 20:** Hydrometrische Messstationen als Basis für die 52 Einzugsgebiete (Michel et al. 2020: 120)

Flächendeckend existiert ein Temperaturnetz für Fliessgewässer in vielen Schweizer Kantonen erst seit dem Jahr 2000, da die Wassertemperatur in vielen Regionen erst seit Kurzem ein ernsthaftes Problem ist. Neben dem Jahresverlauf wird ein besonderes Augenmerk auf saisonale Trends gelegt (Michel et al. 2020).

In den letzten 20 Jahren ist eine Verringerung des Abflusses und ein deutlicher Anstieg der Wassertemperatur in Schweizer Flüssen erkennbar (BAFU 2012; Michel et al. 2020), wobei die Temperaturentwicklung in vergletscherten Einzugsgebieten geringer ausfällt (Jakob 2010). Michel et al. (2020) konnten den stärksten Abflussrückgang in tiefgelegenen Einzugsgebieten, in den Regionen Mittelland und Jura, identifizieren. Für diese Gebiete ist auch die Trendverteilung der Luft- und Wassertemperatur ähnlich (Michel et al. 2020).

Der mittlere Trend liegt bei  $+0.37 \pm 0.11$  °C pro Jahrzehnt für die Wassertemperatur und bei  $-9.3 \pm 3.4$  % pro Jahrzehnt beim Abfluss. Der positive Trend der Fliessgewässertemperatur

ist in allen vier Jahreszeiten erkennbar. Im Sommer ist die Erwärmung am stärksten ausgeprägt. Auch beim Abfluss gibt es im Sommer den stärksten Rückgang. In dieser Jahreszeit reagiert die Wassertemperatur am empfindlichsten auf den Abfluss. Im Frühjahr und Herbst sind hinsichtlich des Abflusses keine klaren Trends erkennbar. Im Winter konnte ein leichter Anstieg verzeichnet werden. Weil die Trends der mittleren Wassertemperatur für alle Jahreszeiten, der Frühling ausgenommen, weniger stark ausgeprägt sind als die Trends bezüglich der Lufttemperatur, gehen Michel et al. (2020) davon aus, dass Flüsse nicht linear auf eine allgemeine Erwärmung der Atmosphäre reagieren. Die Abflusstrends bewegen sich analog zu den Niederschlagstrends in sämtlichen Jahreszeiten. Die frühere Schneeschmelze in niedrig gelegenen Einzugsgebieten sorgen jedoch ebenfalls für einen starken Abflussrückgang im Frühjahr (Michel et al. 2020).

Michel et al. (2020) rechnen mit einer zunehmenden Temperaturdifferenz zwischen Sommer und Winter, weil sich die Trends bezüglich der Wassertemperatur in den beiden Jahreszeiten unterschiedlich schnell entwickeln. Michel et al. (2020) sprechen von einer Zunahme von bis zu 20 % der Variabilität und mahnen vor einer Vernachlässigung dieser Komponente bezüglich der Auswirkungen des Klimawandels auf die Ökosysteme. Neben Michel et al. (2020) haben auch Moatar & Gailhard (2006), Webb & Nobilis (2007) und Arora et al. (2016) in Frankreich, Österreich und Deutschland Ergebnisse für eine zunehmende Temperaturdifferenz zwischen Sommer und Winter geliefert.

Ein Abflussdefizit steht stellvertretend für das Auftreten hoher Wassertemperatur. Während in den 1970er und 1980er Jahren solche Spitzenwerte nur durch eine deutliche Abflussreduktion erreicht wurden, war dies in den vergangenen Jahrzehnten (1994, 2007 und 2012) nicht mehr der Fall. Die Schweizer Flusssysteme werden gemäss Michel et al. (2020: 134) «deutlich empfindlicher mit fortschreitendem Klimawandel». Schweizweit hat die Anzahl Tage pro Jahr, an denen Fische der PKD ausgesetzt sind, deutlich zugenommen. Die Verteilung dieser Tage liegt zwischen Juni und Mitte Oktober. Es konnte eine deutliche Verschiebung der Ereignisse zu einem früheren Zeitpunkt innerhalb eines Jahres festgestellt werden. Gleichzeitig blieb der zeitliche Abschluss der Ereignisse konstant. Somit kommt es zu einer Ausdehnung dieser Zeitspanne (Michel et al. 2020).

Scherrer AG (2016) hat eine Wasserbilanz für den Ist-Zustand der Ergolz erstellt. Die Ergolz gilt aufgrund der erhöhten Wasserführung durch das grosse Einzugsgebiet als wenig empfindlich auf Trockenheit. Der Unterlauf wird als robust bezeichnet (Scherrer AG 2016). Mit dem Wasserhaushaltsmodell PREVAH (Viviroli et al. 2009) wurden auf der Grundlage der CH2011-Klimaszenarien mögliche Veränderungen vom Wasserhaushalt der Ergolz und deren Nebenbächen abgeschätzt (Scherrer AG 2016). Auf der Basis des Gebietsniederschlags (Einzugsgebiet Ergolz) der Periode 1984-2013 wurden verschiedene Modellrechnungen durchgeführt.

Diese beinhalten sowohl ein extremes als auch ein kühl-trockenes Szenario. Die Auswirkungen auf den Wasserhaushalt sind sehr unterschiedlich. Der mittlere Abfluss der Ergolz in Liestal nimmt je nach Szenario um 18 % bis 64 % ab (Scherrer AG 2016). Gerade in den Sommermonaten ist mit einer deutlichen Abnahme der Abflüsse zu rechnen. Im Winter kann eine verminderte Wasserführung zur Trockenlegung der Laichgruben führen und dadurch ganze Generationen von Fischpopulationen vernichten (Huser 2017). Durch die Abnahme der Abflussmenge sinkt folglich auch der  $Q_{347}$ , weshalb Scherrer AG (2016) gewässerökologische Grundlagen als mögliche Alternative für die Bestimmung der Dotierwassermenge vorschlägt. Diese sollen künftig entscheiden, ob Wasser aus der Ergolz entnommen werden darf.

Ursachen der Abflussabnahme sind reduzierte Niederschläge und erhöhte Verdunstung. Die verminderte Wasserführung mit zugleich erhöhter Lufttemperatur haben Auswirkungen auf die Wassertemperatur der Fliessgewässer. Seit 2009 misst der Kanton Baselland die Wassertemperatur an 19 Stellen im Kanton. Die längste Messreihe einer solchen Stelle befindet sich an der Birs in Münchenstein. Hier werden seit 1972 Daten erhoben. Auf der Basis dieser Messungen wurden zukünftige Wassertemperaturen der Birs abgeschätzt. Es muss im Sommer für den Zeithorizont 2085 mit einer Temperaturzunahme von 0.9–5.8 °C (wahrscheinlichste Szenarien: 1.6–4.5 °C) gerechnet werden. Die Zunahme im Winter ist mit 0.2–2.2 °C (0.6–1.6 °C) etwas geringer. Die Schätzungen können gemäss Scherrer AG (2016) unter Vorbehalt auch für die Ergolz übernommen werden. Diese Temperaturerhöhung ist für die Fischfauna äusserst problematisch. Selbst in Phasen ohne Hitzesommer (2009–2014) ist die Wassertemperatur für die Bachforelle nicht mehr im optimalen Bereich. Scherrer AG (2016) rechnet durch die prognostizierte Temperaturzunahme mit dem Erreichen der 23 °C-Marke in den Sommermonaten. Obwohl karpfenartige Fische besser damit zurechtkommen, ist diese Temperatur für alle heimischen Fischarten heikel (Scherrer AG 2016).

AUE & VJFW BL (2015b) und WFN (2018) haben den Ist-Zustand der Fischbestände in den Baselbieter Fliessgewässern untersucht. Dieser wird seit 2002 im Rahmen eines langfristigen Monitoringprogramms in regelmässigen Zeitabständen untersucht und unter Anwendung des «Modul-Stufen-Konzepts Fische Stufe F» (Schager & Peter 2004) ausgewertet. Bei der Untersuchung bezüglich Empfänglichkeit verschiedener Fischarten auf PKD haben Wahli & Zoppi (2016) festgestellt, dass die Bachforelle deutlich empfänglicher ist als die Äsche. Berli et al. (2014) untersuchten die populationsgenetische Struktur der Bachforellen in der Ergolz. Die lokal genetische Anpassung an veränderte Umweltbedingungen kann im Hinblick auf die sich verändernden Lebensbedingungen entscheidend für das Überleben der Fischbestände sein. Es muss daher das Ziel sein, die genetische Vielfalt zu erhalten und zu fördern (Berli et al.

2014; Scherrer AG 2016). Auckenthaler et al. (2017) rechnen aufgrund der geringen Wasserführung in Kombination mit der erhöhten Temperatur damit, dass sich die jeweiligen Leitarten genetisch verändern, verschwinden oder durch andere ersetzt werden.

Auckenthaler et al. (2017), Huser (2017), AUE & VJFW BL (2015b), Scherrer AG (2016), WFN (2018) und Zopfi (2016) haben eine Reihe von Vorschlägen bezüglich Massnahmen formuliert, wie fischereiliche Bewirtschaftung und ökomorphologische Aufbesserungen optimiert werden können. Auckenthaler et al. (2017: 60) orientieren sich bei der Siedlungsentwässerung am Grundsatz «Wasser in die Gewässer», um «eine Minderung der Folgen der geringen Wasserführung» zu erreichen. Die bereits erwähnten lokalen, genetisch angepassten Fischpopulationen sollen gemäss Zopfi (2016) weiter gefördert werden, indem man regelmässiges Abfischen der Nebengewässer unterlässt. Robuste, krankheitsresistente Arten müssen forciert und Besatz nur bei ungenügender Naturverlaichung durchgeführt werden (Zopfi 2016; Scherrer AG 2016).

Die ökomorphologischen Aufbesserungen sollten als Gegenmassnahme zum künftigen Temperaturanstieg dienen. Die Entfernung von Wanderhindernissen (Scherrer AG 2016; AUE & VJFW BL 2015b) und die dadurch verbesserte Vernetzung eines Fliessgewässers gibt den Fischen die Möglichkeit, aus warmen, wenig wasserführenden Bereichen zu flüchten. Durch mehr Tiefenvariabilität infolge der Bildung von «Pools» mit grösserer Wassertiefe und geringerer Fliessgeschwindigkeit (Scherrer AG 2016) können Schongebiete für Fische gebildet werden, die in Trockenzeiten als Rückzugsort dienen. Die Pools sollten in regelmässigen Abständen und wenn möglich in grundwasser-exfiltrierenden Gebieten bestehen. Hier kann kaltes Wasser zuströmen und zu einer Entspannung der Situation beitragen (Scherrer AG 2016). Durch eine Verbesserung der Beschattung infolge einer Aufbesserung der Ufervegetation wird die direkte Sonneneinstrahlung vermindert (Huser 2017; AUE & VJFW BL 2015b; Scherrer AG 2016). Huser (2017: 20) attestiert der Ergolz eine gute Beschattung und merkt an, dass es gerade in Siedlungsgebieten gewisse Defizite gibt, bei der «aus Platzgründen und Hochwasserschutz eine üppige Ufervegetation nicht möglich ist». In monoton verlaufenden Gewässerabschnitten kann durch Totholz die Struktur verbessert werden. Dies ist gerade für Jungfische von enormem Nutzen. Das Einbringen von Totholz darf jedoch den Hochwasserschutz durch mögliche Verklausung nicht beeinträchtigen (Huser 2017). Deshalb rät Huser (2017) die Situation jeweils genau zu prüfen. Eine Verbesserung des Lebensraums durch Revitalisierungen ist von allen Seiten erwünscht.

Huser (2017) sieht in der Errichtung einer Niederwasserrinne für den Erhalt einer ganzjährigen Wasserführung keinen Lösungsansatz. Diese sorgt zwar dafür, dass bei geringer Wasserführung eine entsprechende Wassertiefe gewährleistet ist, führt jedoch auch zur schnelleren Entwässerung der angrenzenden Gewässerbereichen. Der bauliche Eingriff steht zudem in einem

Widerspruch zu den Vorgaben des Gewässerschutzgesetzes (Huser 2017). Durch eine langjährige Messreihe von Abfluss, Wassertemperatur und Grundwasserständen können die Veränderungen auf den Wasserhaushalt beschrieben und die kommunizierten Prognosen gegebenenfalls angepasst werden (Auckenthaler et al. 2017; Scherrer AG 2016). WFN (2018: 44) fordert «detaillierte Abklärungen des Einflusses von Temperatur, Trockenheit und Extremereignissen bezüglich Wasserführung».

## 4. Methodik

Um einen Überblick über das Einzugsgebiet und die Gemeinden entlang der Ergolz zu erhalten, wurde eine Übersichtskarte mit ArcGIS kreiert (Abb. 1, Kap. 2.1). Wie bei allen eigens erstellten Karten fungiert ArcGIS als Benutzerprogramm (ESRI 2020a). Als Hintergrundkarte dient jeweils die ArcGIS online Karte «Hillshade» der *Airbus*, *USGS*, *NGA*, *NASA*, *CGIAR*, *NCEAS*, *NLS*, *OS*, *NMA*, *Geodatastyrelsen*, *GSA*, *GSI and the GIS User Community*, welche im Verlauf der Arbeit bei den Karten nicht mehr explizit als Hintergrundkarte genannt wird.

### 4.1 Gesamtbild der Ergolz seit 2009

Weil neben der Lufttemperatur auch die Abflussbedingungen eine wichtige Rolle bei der Erwärmung der Flüsse spielen (Michel et al. 2020), enthält das Gesamtbild der Ergolz seit 2009 auch eine Analyse der Abflussmenge. Die Abfluss- und Wassertemperaturdaten, bereitgestellt durch die Fachstelle Oberflächengewässer BL vom Amt für Umweltschutz und Energie (AUE) Baselland, beinhalten Messungen, die jeweils in einem 10-Minuten-Intervall erfasst werden. Für die Abflussmessung sind drei (Liestal, Itingen und Ormalingen) und für die Wassertemperatur zwei Standorte (Augst und Böckten) vorhanden. Die Standorte sind auf der Karte Datenlogger (Abb. 8, Kap. 2.4) eingezeichnet. Weil für die Fische die Tagesmittelwerte relevant sind, wurden diese in einem ersten Schritt mit RStudio berechnet (RStudio Team 2020). Je mehr Daten vorhanden sind, desto höher ist im Allgemeinen die Genauigkeit einer Interpolation. Die geringe Anzahl an Standorten beim Abfluss und der Wassertemperatur hätte daher eine wenig aussagekräftige Interpolation zur Folge. Beim Abfluss kommt erschwerend hinzu, dass eine farbliche Unterscheidung der Abflussmenge wertend gewirkt und somit ein falsches Bild vermittelt hätte. Ein niedriger Abfluss flussaufwärts deutet nicht direkt auf Wassermangel hin. Es ist natürlich, dass an diesen Standorten deutlich geringere Abflusswerte gemessen werden als flussabwärts. Um eine Aussage über die Entwicklung des Abflusses treffen zu können, wurde der jährliche Niedrigwasserabfluss durch die schweizweit anerkannte Standardgrösse  $Q_{347}$  angegeben. Hierfür gibt es auch mögliche Vergleichswerte von Huser (2017) und Auckenthaler et al. (2017). Die Berechnungen und Darstellungen des Abflusses erfolgten durch Microsoft Excel (Microsoft Corporation 2018). Gleiches gilt für die Wassertemperatur. Die Wassertemperaturkurven beinhalten einen Farbwechsel bei 17 °C, da die Forelle ab diesem Grenzwert nicht mehr frisst (vgl. Abb. 6, Kap. 2.2.1). Der Fokus bei der Wassertemperatur liegt auf dem Standort Böckten, da der Standort Augst der Äschenregion zugeordnet wird. Weiter wurde der PKD-Schwellenwert bei 15 °C eingezeichnet, ab dem eine erhöhte Mortalität durch PKD bei Bachforellen erkennbar ist (WFN 2018). Die Berechnung der Anzahl Tage ab dem 29. Tag mit mindestens 15 °C soll Aufschluss über mögliche PKD-Infektionen liefern. Die Sommermonate

stehen im Fokus dieser Arbeit, weil dann der Stressfaktor für Bachforellen aufgrund von Niedrigwasser und Hitze am grössten ist. Gleichwohl werden auch die anderen Jahreszeiten betrachtet. Es können dadurch Veränderungen im Abflussverhalten und ungewöhnlich hohe Wassertemperaturen ganzjährig identifiziert und berücksichtigt werden.

Als dritter und letzter Bestandteil des Gesamtbildes der Ergolz seit 2009 wurde die Entwicklung der Fischbestände von Bachforelle und Groppe untersucht. Die Daten dazu stammen aus den Berichten von AUE & VJFW BL (2011–2018) sowie WFN (2018). Die Bestandsaufnahmen der Fischbestände finden jeweils alle zwei Jahre statt. Für den Zeitraum 2010–2018 sind es die folgenden Daten:

- 2010: 19. August
- 2012: 9./15. August
- 2014: 13./14. August
- 2016: 13./14. August
- 2018: 29. Mai (Rothenfluh – Böckten); 20. Juni (Itingen – Augst)

Da für gewisse Standorte die Bestände im Jahr 2018 bereits im Frühling erfasst wurden, ist beim Vergleich Vorsicht geboten. Der Bestand der Jungtiere dezimiert sich im ersten Sommer massiv, womit die Werte von 2018 entsprechend etwas zu hoch ausgefallen sein dürften.

In einem ersten Schritt werden die bereits erhobenen Daten nach dem «Modul-Stufen-Konzept Fische Stufe F» (Schager & Peter 2004, vgl. Kap. 2.4) grafisch in Tabellenform dargestellt. Nicht berücksichtigt werden die Parameter Dominanzverhältnis und Deformation bzw. Anomalien, da sie für die Leitfragen als nicht bedeutsam erachtet werden. Weil für die Reproduktion der Bachforelle die Anzahl der adulten Tiere zentral ist, wurde für jede Fischzählung (2010–2018) mit ArcGIS eine Karte erstellt, die auf Basis von IDW-Interpolationen (Inverse Distance Weighting) den Bestand der adulten Bachforellen in der Ergolz zeigt. Bei dieser Art der Interpolation wird eine «Raster-Oberfläche anhand von Punkten mittels IDW» (ESRI 2020b) interpoliert. Das bedeutet, der Wert nimmt durch die Zunahme der Distanz zum Referenzpunkt stetig ab. Es sind somit nur Werte zwischen dem kleinsten und höchsten Eingabewert möglich. Wie bei den meisten Interpolationen nimmt die Genauigkeit zu, je höher die Anzahl der Referenzpunkte ist (ESRI 2020b).

Die Anzahl Fische werden in Individuen pro Hektar angegeben, da die Fische nicht nur an einer Stelle sondern auf einem Flussabschnitt von 100–140 m gezählt wurden. Für die Interpolation wurde jeweils ein Punkt auf den Untersuchungsstrecken bestimmt, der die Individuenzahl pro Hektar beinhaltet. Um die Interpolationen sichtbar zu gestalten, wurde die Ergolz mit einem Puffer auf eine Breite von 80 m vergrössert. Die numerische Abstufung (0–200, 201–400 usw. Ind./ha) wurde in Abstimmung mit der Projektleitung getroffen. Für die jeweiligen

Bereiche oberhalb der letzten Messstation wurde der Bereich der Ergolz grau schraffiert. Dies bedeutet, dass für diesen Abschnitt keine Daten vorhanden sind und somit auch keine Aussagen getroffen werden können.

Die Bestände der Groppe als Begleitart der Bachforelle in der Forellenregion werden ebenfalls auf interpolierten Karten (2010–2018) dargestellt. Es handelt sich dabei neben der Bachforelle um die «einzig relevante Indikatorart der Forellenregion in der Ergolz» (WFN 2018: 13). Wie bei der Bachforelle wurde jeweils die IDW-Interpolation durchgeführt. Es wird nicht zwischen Jungtieren und adulten Fischen unterschieden. Die Groppe steht stellvertretend für alle Begleitfische und soll deren Entwicklung parallel zur Bachforelle dokumentieren.

Im Folgenden werden die Karten der Jahre 2010, 2014 und 2018 analysiert. Die übrigen Karten befinden sich im Anhang (Kap. 10.2.2). Die Informationen zu Abfischungen entlang der Ergolz oder in deren Seitengewässern, die durch den Fischaufseher des Kantons Baselland Daniel Zopfi zur Verfügung gestellt wurden, helfen, die Resultate zu begründen.

## 4.2 Massnahmenkatalog

Die Massnahmen zur Verbesserung der Fischlebensräume und Durchgängigkeit der Wasserführung wurde in Zusammenarbeit mit Daniel Zopfi erstellt. Die ausgewählten Untersuchungsstrecken wurden mit ArcGIS in Karten festgehalten. Ebenfalls integriert wurden Laichgruben und wichtige Rückzugsorte der Fische entlang der Ergolz. Die Daten hierfür wurden im November 2019 vom VJFW BL erhoben. Für die Untersuchungsstrecke Itingen (Abb. 39, Kap. 5.2.2) wurden keine Kartierungen der Laichgruben durchgeführt.

Es gibt diverse Abschnitte entlang der Ergolz, die für eine Revitalisierung in Frage kämen. Gerade in Siedlungsgebieten ist oft wenig Struktur vorhanden (WFN 2018). Ein Beispiel hierfür wäre der Abschnitt beim Spital Liestal. Die Umsetzung der Verbesserungsvorschläge gestaltet sich aufgrund des Hochwasserschutzes schwierig. Deshalb wurden Untersuchungsstrecken ausgewählt, die aufgrund ihrer Lage für eine baldige Revitalisierung prädestiniert sind. Die dafür beschriebenen Massnahmen wären zudem durch relativ geringe finanzielle Aufwände umsetzbar (BMLFUW & ÖWAV 2014).

Die Massnahmen bei der Untersuchungsstrecke «Augst – unterhalb Hülftenfall» zielen nicht nur auf eine Habitatverbesserung der Bachforellen, sondern auch auf die der Nasen (*Chondrostroma nasus*) ab. Diese schwimmen jeweils im Frühjahr die Ergolz hinauf, um auf der Höhe vom Fussballplatz Augst zu laichen.

Neben den beiden Standorten mit Verbesserungspotenzial wird zudem ein Streckenabschnitt als Paradebeispiel vorgestellt, bei dem durch Revitalisierung seitens des Wasserbaus ein

grosser Mehrwert für die Fische generiert wurde. Um die Untersuchungsstrecken untereinander zu vergleichen, wurde eine Habitatcharakterisierung nach Schager & Peter (2004) durchgeführt. Die Einordnungsgrössen (Kategorien: «nicht vorhanden», «gering», «wiederkehrend» und «häufig») sind nicht quantifizierbar und werden von Schager & Peter (2004) nicht weiter kommentiert. Sie werden daher nach eigenem Ermessen bewertet und können nur untereinander verglichen werden. Es werden folgende Habitatcharaktere bewertet:

- Kolk (Pool)
- Schnelle (Riffle)
- Gleitrinne (Glide)
- Rinner (Run)
- Stillwasserbereiche
- Kiesbänke
- Fischunterstände

Bildausschnitte der Untersuchungsstrecken geben Informationen zur bestehenden Flussmorphologie. Zudem werden vorhandene, strukturelle Elemente wie Totholz und Buhnen gezeigt, damit sich der Leser die diskutierten Massnahmen besser vorstellen kann. Da die Beschattung entlang der Untersuchungsstrecken durchgängig als gut befunden wurde, wird auf eine Vegetationsanalyse mittels Satellitenbilder verzichtet.

### 4.3 Zukunftsszenarien

Sämtliche verwendete Daten für die Zukunftsszenarien sowie die Methode wurden mit freundlicher Genehmigung von Adrien Michel (EPFL Lausanne, Fachgruppe von Prof. Dr. Michael Lehning) zur Verfügung gestellt. Sie haben eine Methode entwickelt, mit der diverse Zukunftsszenarien für Standorte an der Ergolz, der Birs und weiteren Flüssen auf Basis der CH2018-Klimaszenarien modelliert werden können. Sie beziehen sich auf die Zeiträume 1988–2000 (Referenzzeitraum), 2053–2065 und 2078–2090. In einer ersten Modellierung wurden andere Zeiträume (1994–2005, 2049–2060 und 2079–2090) betrachtet. Diese wurden auf Wunsch vom Bundesamt für Umwelt geändert, damit sie sich mit den Zeiträumen anderer Projekte überschneiden.

Die Modellierungen wurden mit diversen Klimamodell-Projektionen (DMI-HIRHAM-ECEARTH-EUR11, KNMI-RACMO-HADGEM-EUR44, SMHI-RCA-MIROC-EUR44 und SMHI-RCA-MPIESM-EUR44) durchgeführt. Sie sind gemäss Michel (2020a) gleichwertig und es bestehen keinerlei Präferenzen für eine bestimmte Projektion. In dieser Arbeit wurde einzig SMHI-RCA-MPIESM-EUR44 verwendet.

Die Modellierungen umfassen stündliche Abfluss- und Wassertemperaturdaten. Weil für Fische die Tageswerte relevant sind, wurden die Daten mit RStudio dementsprechend angepasst. Die Daten werden in vier Quartale (Jan–Mrz, Apr–Jun, Jul–Sep und Okt–Dez) unterteilt. Jedes Quartal repräsentiert eine Jahreszeit. So können Aussagen bezüglich spezifischer Jahreszeiten getroffen werden. Die Veränderungen des Abflusses (in %) und der Wassertemperatur (in °C) werden durch einen Vergleich mit dem Referenzzeitraum bestimmt. Um die Veränderungen visuell sichtbar zu machen, werden Pfeile eingesetzt, die auf den jeweiligen Trend hindeuten. Mit Excel wurden zudem Netzdiagramme erstellt, die den Abfluss der jeweiligen Zeiträume darstellen.

Im Folgenden werden die einzelnen Schritte der Modellierungen erläutert und die verwendeten Programme vorgestellt:

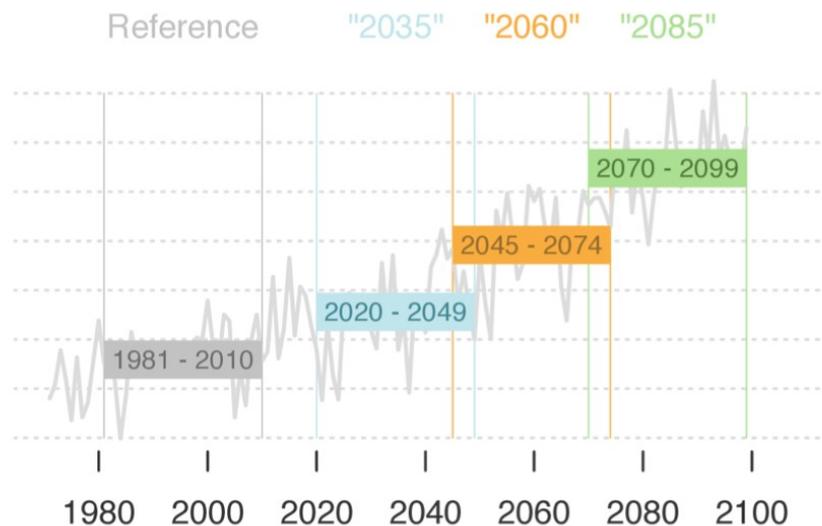
#### 4.3.1 Schweizer Klimaszenarien CH2018

In der Schweiz wird seit dem Anfang des 21. Jahrhunderts an der Erstellung von Klimaszenarien gearbeitet. Die ersten nationalen Klimaszenarien wurden 2007 publiziert. Vier Jahre später entstand mit den «Szenarien zur Klimaänderung in der Schweiz CH2011» der zweite Bericht. Die neueste Generation der Schweizer Klimaszenarien – CH2018 – wurde vor zwei Jahren veröffentlicht und beinhaltet die neusten Erkenntnisse der Wissenschaft sowie aus dem fünften Sachstandsbericht des Weltklimarats IPCC. Gleichzeitig hat sich eine neue Generation globaler und regionaler Klimasimulationen etabliert, die nun über die vierfache räumliche Auflösung verfügt, welche bei den CH2011-Klimaszenarien angewandt wurde (NCCS 2019b).

Klimaszenarien nutzen für deren Erstellung Klimamodelle und Hypothesen zu zukünftigen Treibhausgasemissionen (Emissionsszenarien). Dabei spielen sowohl globale als auch regionale Faktoren eine bedeutende Rolle. Deshalb werden Computermodelle verwendet, die Bestandteil von EURO-CORDEX (Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment – European) sind (NCCS 2019b). Hier arbeiten 30 Modellierungszentren (u. a. ETH Zürich) in ganz Europa an der Bereitstellung von regionalen Klimaprojektionen, indem globale Klimasimulationen verfeinert werden (NCCS 2019b; CH2018).

Die neusten Emissionsszenarien (Representative Concentration Pathways, RCP) wurden im fünften Sachstandsbericht des IPCC verwendet. Sie dienen als Informationsquelle, um zu eruieren, mit welcher Entwicklung der Treibhausgas- und Aerosolkonzentrationen ein gewisses Klimaziel erreicht werden kann (NCCS 2019a; AWS 2016). Als Referenzszenario dient beim CH2018 das RCP8.5, welches ohne ausdrückliche Massnahmen zum Klimaschutz plant. Das Verminderungsszenario RCP2.6 schreibt eine Beschränkung der Klimaänderung vor und bildet daher den Gegenpol zum Referenzszenario. Neben der erhöhten Verbesserung der Energieeffizienz unabhängig von der Wirtschaftlichkeit der Methode findet eine starke Senkung der

Treibhausgasemissionen statt. RCP4.5 bildet als Stabilisierungsszenario einen Mittelweg. Eine dürftige Senkung der Treibhausgasemissionen verhindert dabei die Stabilisierung des globalen Temperaturanstiegs im Jahr 2100 (AWS 2016). Einerseits zeigen Emissionsszenarien auf, welche klimatischen Folgen unser Handeln hat, andererseits geben sie keine Auskunft darüber, welche Entwicklung am wahrscheinlichsten ist (NCCS 2019a; AWS 2016).



**Abb. 21:** Beispielhafte Darstellung der Lufttemperatur im Referenzzeitraum und den damit verglichenen Zukunftszeiträume nach CH2018 (2018: 22)

Als Norm des Schweizer Klimas wird der Zeitraum von 1981–2010 verwendet (Abb. 21). Verglichen wird diese Norm mit den Zeiträumen 2020–2049 («2035»), 2045–2074 («2060») und 2070–2099 («2085»). Die Klimaszenarien CH2018 stellen damit die Klimaverhältnisse über einen Zeitraum von jeweils drei Jahrzehnten dar. Weiter muss erwähnt werden, dass sich das Klima seit dem Zeitraum 1981–2010 bereits wieder verändert hat und ein verstärkter Temperaturanstieg bemerkbar ist (NCCS 2019b).

In einem ersten Schritt wurden die Daten von CH2018 von einer täglichen auf eine stündliche Auflösung herunterskaliert. Danach wurde eine Alpine3D-Simulation ausgeführt, die Meteodaten aus Punktmessungen an Stationen auf ein Gitter extrapoliert, den Massen- und Energieaustausch an der Oberfläche, im Boden und im Schnee simuliert und den Bodenabfluss und die Bodentemperatur an jedem Pixel ausgibt (gemeinsam mit den extrapolierten Daten). Mit den Resultaten aus der Alpine3D-Simulation wurde in einem letzten Schritt die Wassertemperatur und der Abfluss berechnet, indem das hydrologische Modell StreamFlow verwendet wurde.

### 4.3.2 Skalierung der stündlichen Auflösung

Für die Ausführung der Alpine3D-Simulation und des hydrologischen Modells StreamFlow werden Daten in stündlicher Auflösung verlangt. Die Tageswerte wurden deshalb mit einer Delta-Methode herunterskaliert. Bei dieser Methode wird zuerst die Differenz zwischen den täglichen Werten zukünftiger und vergangener Zeitreihen berechnet. Nachher wird diese Differenz auf eine vergangene stündliche Zeitreihe angewendet, um eine stündliche Zeitreihe für die Zukunft zu erhalten. Diese soll weiterhin den Verlauf der täglichen Werte der zukünftigen Zeitreihen widerspiegeln. Wichtig ist, dass das berechnete Delta (Differenz zwischen vergangener und zukünftiger Zeitreihe) geglättet wird. Ohne eine Glättung enthält das Delta eine natürliche Variabilität. Wird diese zur bereits vorhandenen natürlichen Variabilität der vergangenen stündlichen Zeitreihen addiert, ergeben sich unrealistische Daten (Michel 2020c).

Bei der beschriebenen Glättung soll der saisonale Mittelwert der Zeitreihe erhalten bleiben (Carletti 2020). Michel (in Vorbereitung) zeigt, dass die normalerweise verwendete Glättung im Konflikt mit dem saisonalen Mittelwert der erhaltenen Zeitreihe steht. Daher wurde eine Methode zur Beurteilung der Qualität der Glättung entwickelt, die diese Art von Fehler reduziert (Michel in Vorbereitung). Für die hier verwendete Skalierung der stündlichen Auflösung konnte dadurch eine optimierte Glättung verwendet werden.

### 4.3.3 Alpine3D

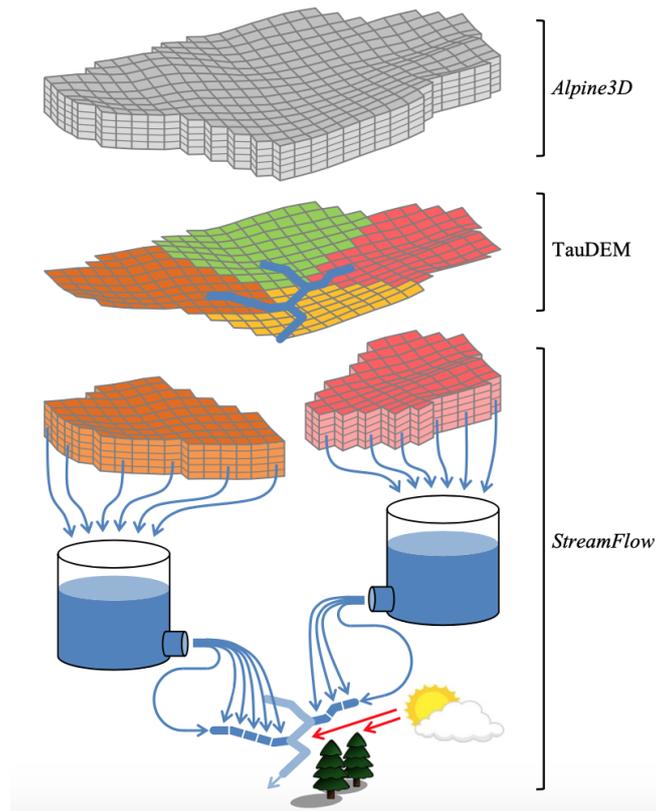
Um die Funktion einzelner Oberflächenprozesse für die Hydrologie eines Einzugsgebiets, den Schneebedeckungszustand oder die Verteilung der Bodenfeuchtigkeit zu verstehen, hat das WSL-Institut für Schnee- und Lawinenforschung SLF das dreidimensionale Modell Alpine3D entwickelt (Lehning et al. 2006; SLF 2020a). Alpine3D ist ein bedeutendes Instrument für Untersuchungen der Oberflächendynamik im Gebirge und wird derzeit auch für die Lawinenwarnung, die Permafrost-Entwicklung und die Vegetationsveränderung durch den Klimawandel verwendet (Lehning et al. 2006).

Gesteuert durch Messungen von automatischen Wetterstationen (AWS) oder meteorologischen Modellausgaben (Lehning et al. 2006), simuliert es «die wichtigsten physikalischen Prozesse (Massen- und Energieaustausch), die zwischen Atmosphäre, Schnee und Boden stattfinden» (SLF 2020a). Weil es sich bei vielen meteorologischen Daten um Punktmessungen handelt, werden diese gezielt durch Interpolationen auf den ganzen Bereich hochgerechnet (SLF 2020a).

Um einen optimalen Output zu generieren, können verschiedene Module ein- respektive ausgeschaltet werden. Neben dem SNOWPACK-Modell, welches als Herzstück des Alpine3D-Modells die Schneedecke, die Vegetation und den Boden berücksichtigt, können bei Bedarf



Abflusses ins Fließgewässernetz. StreamFlow kann nur 'gewinnbringende' Flüsse berechnen. Das bedeutet, dass der umgekehrte Mechanismus von der Übertragung von Wasser aus dem Fließgewässernetz in die Unterwassereinzugsgebiete nicht möglich ist. In einem letzten Schritt wird durch die StreamFlow-Simulation der Abfluss und die Temperatur am Ausgang des Einzugsgebiets berechnet (Gallice et al. 2016).



**Abb. 23:** Vorgehen für die Vorhersage von Abfluss und Wassertemperatur in einem exemplarischen Einzugsgebiet nach Gallice et al. (2016: 4494)

## 5. Resultate

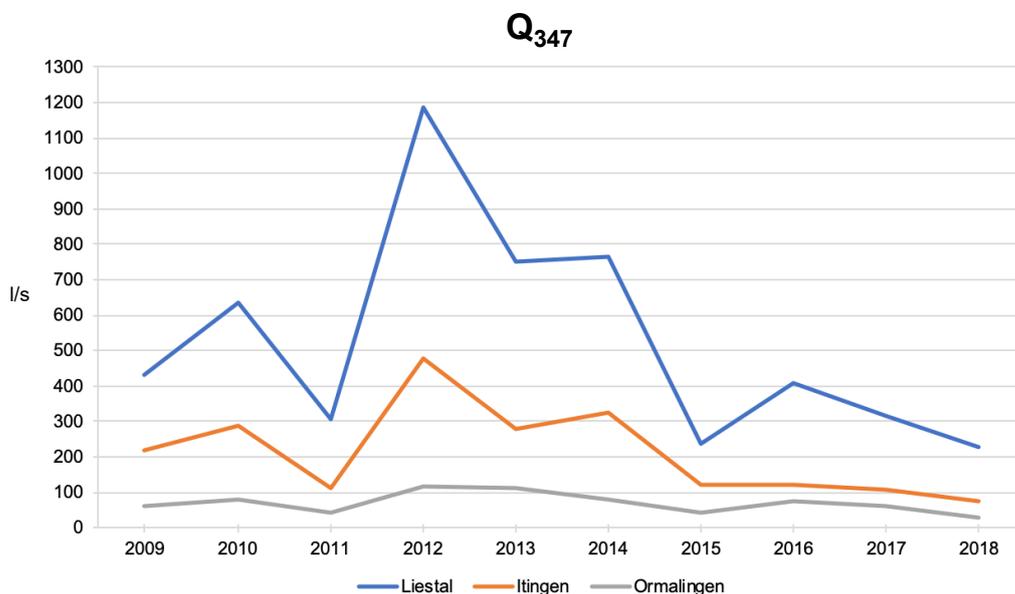
### 5.1 Gesamtbild der Ergolz seit 2009

In diesem Unterkapitel erhält man einen Gesamtüberblick über die Ergolz bezüglich der Faktoren Abfluss, Wassertemperatur und Fischdichte. Es wird aufgezeigt, welche Veränderungen im Zeitraum 2009–2018 aufgetreten sind. Diese werden in Form von Grafiken und Karten dargestellt und sollen eine Bestandsaufnahme der momentanen Situation widerspiegeln.

Wie bereits im vorherigen Kapitel erläutert, werden jeweils die Tagesmittelwerte von Abfluss und Wassertemperatur betrachtet. Da der Abfluss je nach Standort stark variiert, ist eine Analyse mit dem Niedrigwasserabfluss  $Q_{347}$  die einzig valable Grösse, mit der ein Gesamtbild der Ergolz seit 2009 durch zusätzliche Informationen bezüglich des Abflusses gespiesen werden kann. Gleichwohl wird die Entwicklung der durchschnittlichen Jahresabflussmenge analysiert.

#### 5.1.1 Abfluss

Von Liestal flussaufwärts bis Ormalingen nimmt der Abfluss ab. Die Kurven der Standorte verhalten sich gleich. Bei allen ist der Peak des  $Q_{347}$  für den Zeitraum 2009–2018 im Jahr 2012 erkennbar (Abb. 24).



**Abb. 24:** Übersicht über den jährlichen Niedrigwasserabfluss  $Q_{347}$ . Blau kennzeichnet den  $Q_{347}$  für Liestal. Dasselbe gilt mit orange für Itingen und grau für Ormalingen. (eigene Darstellung, basierend auf Daten vom AUE)

In den letzten vier Jahren war der Wert an allen drei Standorten mehrfach deutlich unter dem langjährigen Durchschnitt (1984–2013) von 453 l/s (Liestal), 212 l/s (Itingen) und 57 l/s (Ormalingen) (vgl. Scherrer AG 2016: 8). Der  $Q_{347}$  für den Zeitraum 2009–2018 liegt oberhalb des langjährigen Durchschnitts. Wegen der kurzen Zeitreihe hat das Jahr 2012 mit einem deutlich

höheren Niedrigwasserabfluss (vgl. 1187 l/s in Liestal) den Durchschnitt markant erhöht. Im Jahr 2012 hat es im Dezember mehrere Hochwasserereignisse mit Tageswerten von mehr als 40'000 l/s gegeben.

Q <sub>347</sub> (l/s)	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2009 - 2018	1984 - 2013	1984 - 2018
Liestal	430	634	307	1187	752	763	238	410	317	226	526	453	444
Itingen	218	288	113	480	280	326	120	120	108	74	213	212	203
Ormingen	60	82	41	119	111	82	41	73	59	28	70	57	57

**Tab. 4:** Numerische Darstellung des Q<sub>347</sub> für den Zeitraum 2009–2018 sowie 1984–2013 (eigene Darstellung, basierend auf Daten vom AUE und Scherrer AG (2016: 8))

In der letzten Spalte der Tab. 4 ist der neue Q<sub>347</sub> ersichtlich, wie er sich aus der Zeitspanne 1984–2018 berechnen lässt. Die Werte liegen für die Standorte Liestal und Itingen jeweils 9 l/s unter dem Wert von 1984–2013 (vgl. Scherrer AG 2016: 8). Für den Standort Ormingen gilt mit 57 l/s immer noch der gleiche Wert wie er von Scherrer AG (2016) für 1984–2013 ausgewiesen wurde. In den Jahren 2012–2014 gab es an allen drei Messstandorten jeweils einen überdurchschnittlich hohen Q<sub>347</sub>. Das Jahr 2018 hat an allen Standorten die niedrigsten Werte in der ganzen Zeitreihe hervorgebracht, wobei in Liestal nur etwa die Hälfte des langjährigen Q<sub>347</sub> erreicht wurde (226 l/s gegenüber 453 l/s).

In Tab. 5 ist der jährliche Durchschnittsabfluss des Standorts Liestal für den Zeitraum 2009–2018 dargestellt. Zudem wurde als Referenzwert von 3700 l/s der Abflussdurchschnitt von

Jahr	l/s
2009	3170
2010	3631
2011	1899
2012	5354
2013	4755
2014	3287
2015	2762
2016	4651
2017	2717
2018	2752
2009 - 2018	3499
1934 - 2003	3700

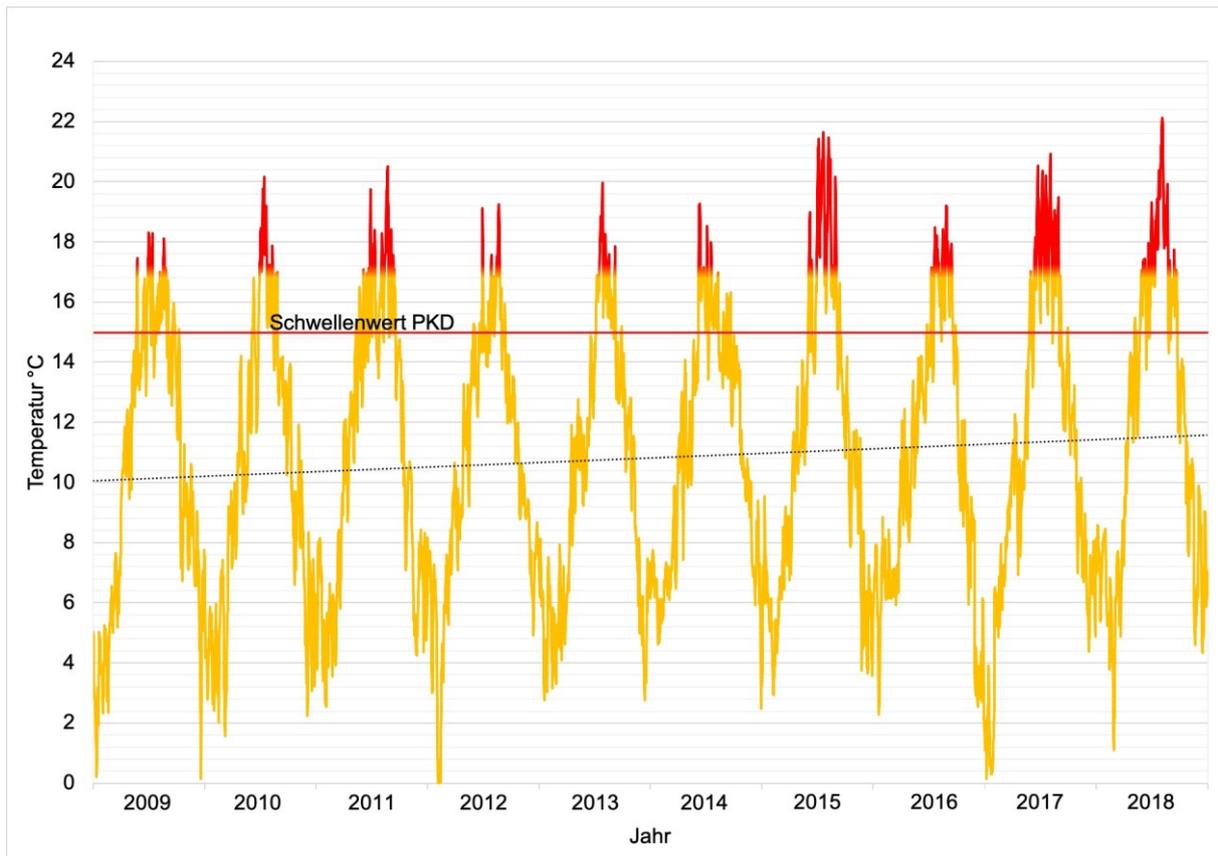
**Tab. 5:** Durchschnittlicher Jahresabfluss am Standort Liestal (eigene Darstellung, Referenzzeitraum 1934–2003 zit. nach AUE (2005: 7))

1934–2003 in die Darstellung miteinbezogen. Wie beim Q<sub>347</sub> ist auch beim jährlichen Durchschnittsabfluss die gleiche Tendenz zu erkennen. Die Jahre 2017 und 2018 waren mit 2717 respektive 2752 l/s unter dem langjährigen Durchschnittsabfluss von 3700 l/s (AUE 2005). Das Jahr 2016 hat zwar einen leicht unterdurchschnittlichen Q<sub>347</sub>, aber einen Durchschnittsabfluss, der fast 1000 l/s über dem Referenzwert liegt. Der niedrigste Abfluss mit 1899 l/s konnte im Jahr 2011 gemessen werden. Demgegenüber steht das abflussreichste Jahr 2012 mit 5354 l/s. Wenn man den langjährigen Durchschnitt mit der mittleren Abflussmenge im Zeitraum 2009–2018 vergleicht, fällt auf, dass auch hier ein Rückgang erkennbar ist. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass der Abfluss in den vergangenen zehn Jahren unterdurchschnittlich war.

### 5.1.2 Wassertemperatur

Daten zur Wassertemperatur liegen für Augst und Böckten vor (vgl. Abb. 8). Für die Analyse liegt der Fokus auf dem Standort Böckten, da er in der Forellenregion liegt. Gleichwohl wird der Standort Augst für Vergleichszwecke berücksichtigt.

Böckten (Abb. 25) weist im Vergleich zu Augst (Abb. A46) im Zeitraum 2009–2018 die etwas tieferen Wassertemperaturen auf. An beiden Standorten ist eine Trendentwicklung der Jahresdurchschnittstemperatur von beinahe +2 °C zu beobachten.



**Abb. 25:** Entwicklung der Wassertemperatur am Standort Böckten für den Zeitraum 2009–2018. Die Trendlinie ist schwarz gepunktet. Die rote Linie bei 15 °C repräsentiert den Schwellenwert für ein erhöhtes PKD-Risiko. Ebenfalls rot markiert ist der Bereich der Wassertemperatur, welcher 17 °C oder mehr misst und für die Bachforelle als kritisch erachtet wird. (Eigene Darstellung, basierend auf Daten vom AUE)

Anhand der rot markierten Bereiche (Abb. 25) ist erkennbar, dass sich der Zeitraum mit Wassertemperaturen über 17 °C ausdehnt. Das Jahr 2015 sticht bezüglich der Anzahl gemessener, sehr warmer Temperaturen hervor. Die Ergolz erreicht in den Sommermonaten während des ganzen Zeitraums immer wieder Wassertemperaturen, die ausserhalb des bevorzugten Bereichs der Bachforellen liegen. Im Zeitraum 2009–2018 gibt es eine Temperaturamplitude von 22.2 °C (Böckten) bzw. 22.1 °C (Augst). In den Sommermonaten erreichen die Tempera-

turen bereits 22.1 °C (Böckten) bzw. 23 °C (Augst). Damit befinden sie sich an beiden Standorten bereits in der Nähe der letalen Temperatur für Bachforellen (je nach Sauerstoffgehalt ab 23 °C).

Die Tageshöchsttemperaturen für den Zeitraum 2009–2018 liegen bei 18.3–22.1 °C (Böckten, Tab. 6) und 19.9–23 °C (Augst, Tab. A12). Die Tagesminimumtemperaturen der Zeitreihe liegen bei –0.1 °C (Böckten) und 0.9 °C (Augst). In den Jahren 2009, 2010, 2013 und 2015 wurden die Höchstwerte jeweils im Monat Juli erreicht. Im Jahr 2014 war dies bereits im Juni der Fall. Für die Jahre 2011, 2012 und ab 2016 dagegen erst im August.

Monat	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2009 - 2018
Januar	5	7.5	8.2	8.2	8.1	7.8	9.5	7.9	3.9	8.6	9.5
Februar	6.1	7.4	6.6	6.4	7.5	7.3	6.4	8.8	8	7.3	8.8
März	7.6	9.7	9.8	10.7	7.9	10.2	9.2	10.7	10.9	8.7	10.9
April	12.4	14.2	13	13.3	11.9	14.1	13.2	12.4	12.3	14.3	14.3
Mai	17.5	14.1	16.5	15.3	12.8	14.7	14	14.1	17	17.1	17.5
Juni	17.4	17.3	19.7	19.1	14.9	19.3	19	15.2	20.5	18.3	20.5
Juli	18.3	20.2	18.4	17.6	20	18.5	21.6	18.5	20.4	20.7	21.6
August	18.1	17.9	20.5	19.2	18.3	17	21.5	19.2	20.9	22.1	22.1
September	16.7	14.2	18.4	15.9	17.8	16.3	18.8	18	16.9	17.7	18.8
Oktober	15.1	13.9	14.8	13.5	14.3	14.9	14.2	14.5	14.3	14.1	15.1
November	10.6	11.9	10.7	10.6	11.6	10.8	11.8	9.9	10.1	10.8	11.9
Dezember	9	8.4	8.4	8.7	7.5	9.4	8.4	6.1	8.2	9.9	9.9

Tab. 6: Monatliche Wassertemperaturmaxima von 2009–2018 am Standort Böckten. Mit rot sind jeweils die Jahreshöchsttemperaturen gekennzeichnet. (Eigene Darstellung, basierend auf Daten vom AUE)

Neben der Zunahme der Höchsttemperaturen im Sommer steigt die Wassertemperatur auch in den Wintermonaten an (Abb. 26). Während sie in den Jahren 2009–2013 im Durchschnitt nie mehr als 5.9 °C erreichte, lag sie in den folgenden fünf Jahren nur noch einmal unter diesem Wert. Die durchschnittliche Wassertemperatur in den Wintermonaten befindet sich mit rund 6 °C weiterhin im für Jungtiere bevorzugten Bereich (1 bis 9 °C). Im Jahr 2014 hat sie mit 6.9 °C den Höchstwert der Zeitreihe 2009–2018 erreicht. Im Jahr 2018 ist man im Quartal April bis Juni mit einer Durchschnittstemperatur von 14 °C nahe am Schwellenwert für ein erhöhtes PKD-Risiko. Ebenfalls im Jahr 2018 konnte mit 11.8 °C die höchste Jahresdurchschnittstemperatur der Zeitreihe 2009–2018 gemessen werden (Abb. 26).

Jahr	Quartal	°C	Jahr	Quartal	°C	Jahr	Quartal	°C	Jahr	Quartal	°C	Jahr	Quartal	°C
2009		<b>10.4</b>	2010		<b>10.1</b>	2011		<b>11.1</b>	2012		<b>10.6</b>	2013		<b>10.2</b>
	Jan-Mrz	4.6		Jan-Mrz	5.1		Jan-Mrz	5.9		Jan-Mrz	5.7		Jan-Mrz	5.4
	Apr-Jun	13.1		Apr-Jun	11.8		Apr-Jun	13.7		Apr-Jun	12.1		Apr-Jun	10.7
	Jul-Sep	15.6		Jul-Sep	15.4		Jul-Sep	16.2		Jul-Sep	15.3		Jul-Sep	15.9
	Okt-Dez	8.4		Okt-Dez	7.9		Okt-Dez	8.3		Okt-Dez	9.4		Okt-Dez	8.6
2014		<b>11.2</b>	2015		<b>11.1</b>	2016		<b>10.5</b>	2017		<b>11</b>	2018		<b>11.8</b>
	Jan-Mrz	6.9		Jan-Mrz	6.2		Jan-Mrz	6.7		Jan-Mrz	5.3		Jan-Mrz	6.3
	Apr-Jun	13.2		Apr-Jun	12.6		Apr-Jun	11.6		Apr-Jun	13.2		Apr-Jun	14
	Jul-Sep	15.1		Jul-Sep	17.3		Jul-Sep	16.3		Jul-Sep	16.6		Jul-Sep	17.7
	Okt-Dez	9.8		Okt-Dez	8.4		Okt-Dez	7.4		Okt-Dez	8.8		Okt-Dez	9
2009-2018		<b>10.8</b>												
	Jan-Mrz	5.8												
	Apr-Jun	12.6												
	Jul-Sep	16.1												
	Okt-Dez	8.6												

**Abb. 26:** Durchschnitt der Wassertemperatur nach Quartalen und Jahren am Standort Böckten (eigene Darstellung, basierend auf Daten vom AUE)

Für den ganzen Zeitraum (2009–2018) konnte in Böckten eine Jahresdurchschnittstemperatur von 10.8 °C gemessen werden. Im zweiten Quartal (Apr-Jun) wurden 2009–2018 durchschnittlich 12.6 °C gemessen. Die Durchschnittstemperaturen der Quartale (für die gesamte Zeitreihe) liegen zwischen 5.8 °C (Jan-Mrz) und 16.1 °C (Jul-Sep). Man befindet sich damit in den Sommermonaten über dem Schwellenwert für erhöhtes PKD-Risiko. Es werden jedoch auch Tagesmittelwerte mit weniger als 15 °C festgestellt.

Standort	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Augst	18	24	43	18	44	9	45	39	58	73
Böckten	0	23	0	0	4	0	43	10	34	35

**Tab. 7:** PKD-Risiko: Anzahl Tage über 15 °C (ab 29. Tag in Folge). Um das erhöhte PKD-Risiko zu identifizieren, wird die Anzahl Tage über 15 °C ab dem 29. Tag in Folge gezählt und innerhalb eines Jahres aufsummiert. (Eigene Darstellung, basierend auf Daten vom AUE)

Zwischen 2009 und 2014 waren beim Standort Böckten nur vereinzelt Tage mit erhöhtem PKD-Risiko gemessen worden (Tab. 7). Der Standort Augst misst in jedem Jahr mehrere Tage mit erhöhtem PKD-Risiko. Erfahrungsgemäss misst der Standort Augst mehr entsprechende Tage, da er sich weiter flussabwärts befindet und dementsprechend höhere Wassertemperaturen aufweist. Im Jahr 2018 waren in Augst praktisch während den ganzen Sommermonaten (Jul-Sep) die Temperaturen konstant über 15 °C. Gleichzeitig wurden für den Standort Böckten zwischen 2015 und 2018 122 Tage mit erhöhtem PKD-Risiko gezählt. Dies ist vergleichbar mit den Bedingungen am Standort Augst im Zeitraum von 2010–2013 (129 Tage). Durch diese Zunahme steigt das Schadenspotenzial von PKD an beiden Standorten.

### 5.1.3 Fischdichte

Ein ungenügendes Verhältnis zwischen Jungtieren und adulten Bachforellen deutet auf eine schlechte natürliche Fortpflanzung (Naturverlaichung) hin (Scherrer AG 2016). Wie bei der Methodik bereits erwähnt, spielt für die Reproduktion der Bachforelle die Individuendichte der

adulten Bachforelle eine entscheidende Rolle. Deshalb wird neben dem Verhältnis von Jungtieren und adulten Bachforellen, der Individuendichte der Jungtiere und der Gesamtdichte der Bachforelle auch die Individuendichte der adulten Bachforellen und der Groppe als Begleitart betrachtet. Dazu sind Karten für die Jahre 2010, 2014 und 2018 abgebildet. Die weiteren Karten (2012 und 2016) befinden sich im Anhang (Kap. 10.2.2).

## Bachforelle

Gemäss dem Bewertungsraster nach «Modul-Stufen-Konzept Fische Stufe F» (Schager & Peter 2004) nahm der Bachforellenbestand in der Ergolz trotz Besatzmassnahmen ab. Sowohl beim Verhältnis zwischen Jungtieren ( $0^+$ ) und adulten Bachforellen ( $>0^+$ ) und bei der Dichte von Jungtieren ( $0^+/\text{ha}$ ) als auch bei der Individuendichte aller Bachforellen (Ind./ha) ist eine Abnahme der Fischdichte zwischen 2010 und 2018 erkennbar (Abb. 27 und 28).

Standort	2010	2012	2014	2016	2018
Augst Fussballplatz	1.38 (85)	1.13 (87)	>1.6 (15)	0.6 (46)	1 (15)
unterhalb ARA Ergolz 2	6 (109)	0.21 (38)	1 (67)	0.58 (125)	0.62 (67)
Liestal Heidenloch	0.82 (650)	0.67 (380)	0.89 (420)	0.37 (250)	1.75 (576)
Itingen unterhalb ARA Ergolz 1	1.9 (1343)	0.5 (500)	0.65 (389)	0.32 (300)	0.19 (48)
unterhalb Böckten	1.5 (529)	0.8 (271)	1.9 (413)	0.2 (84)	3.5 (156)
Gelterkinden Postgarage	2.87 (1320)	1.18 (1180)	3.71 (1260)	1.5 (660)	0.55 (120)
Rothenfluh Sagi	1.33 (533)	2.45 (900)	1.13 (900)	0.33 (233)	3.79 (4300)

Farbe	Bewertung	Verhältnis ( $0^+/\text{ha}$ )
	sehr gut	> 1.59 (> 2500)
	gut	1.20-1.59 (1500 - 2500)
	mittel	0.8-1.19 (1000 - 1500)
	schlecht	0.4-0.79 (250 - 1000)
	sehr schlecht	< 0.4 (< 250)

*der schlechtere Wert gilt*

**Abb. 27:** Bewertung des Verhältnisses zwischen Jungtieren und adulten Bachforellen sowie der Individuendichte der Jungtiere nach «Modul-Stufen-Konzept Fische Stufe F» (eigene Darstellung, basierend auf Daten von AUE & VJFW BL (2011–2018) und WFN (2018))

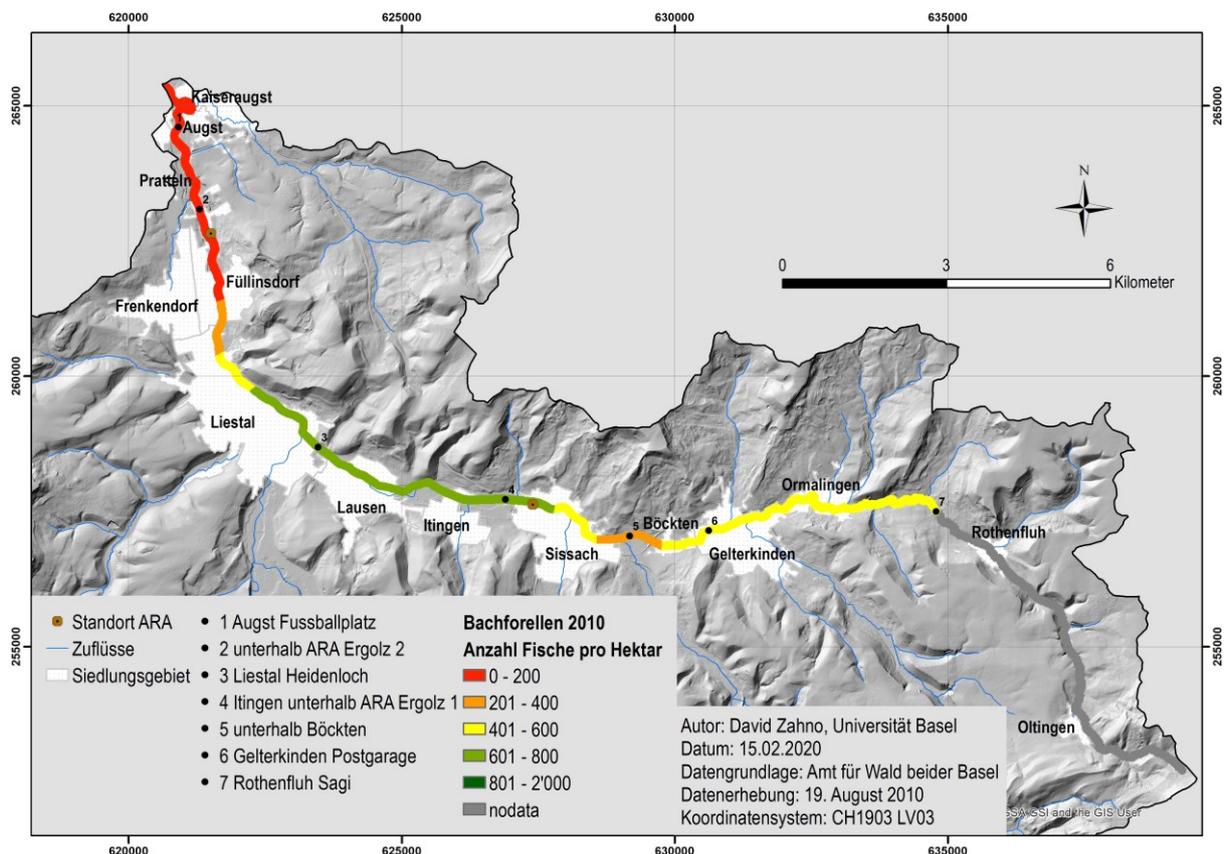
Teilweise ist das Verhältnis zwischen Jungtieren und adulten Bachforellen gut bis sehr gut, jedoch ist die Individuendichte der Jungtiere ungenügend, weshalb die Bewertung schlecht bis sehr schlecht ausfällt (siehe Standort 5 unterhalb Böckten). Der Standort 6 bei der Postgarage in Gelterkinden hatte 2010–2014 jeweils eine mittlere Bewertung. Im Jahr 2016 war das Verhältnis von Jungtieren und adulten Fischen gut, aber die Individuendichte der Jungtiere schlecht. Im Jahr 2018 ist an diesem Standort das Verhältnis schlecht und die Individuendichte sehr schlecht. Während im Jahr 2010 zwei von sieben Standorten die Bewertung sehr schlecht erhalten haben, waren es 2018 fünf von sieben.

Standort	2010	2012	2014	2016	2018
Augst Fussballplatz	146	164	15	123	31
unterhalb ARA Ergolz 2	127	220	133	342	175
Liestal Heidenloch	1440	950	890	920	906
Itingen unterhalb ARA Ergolz 1	2057	1543	989	1233	302
unterhalb Böckten	886	629	625	621	200
Gelterkinden Postgarage	1780	2180	1600	1100	340
Rothenfluh Sagi	933	1267	1700	933	5433

Farbe	Bewertung	Ind./ha
grün	hoch	> 2500
gelb	mittel	1000 - 2500
rot	gering	< 1000

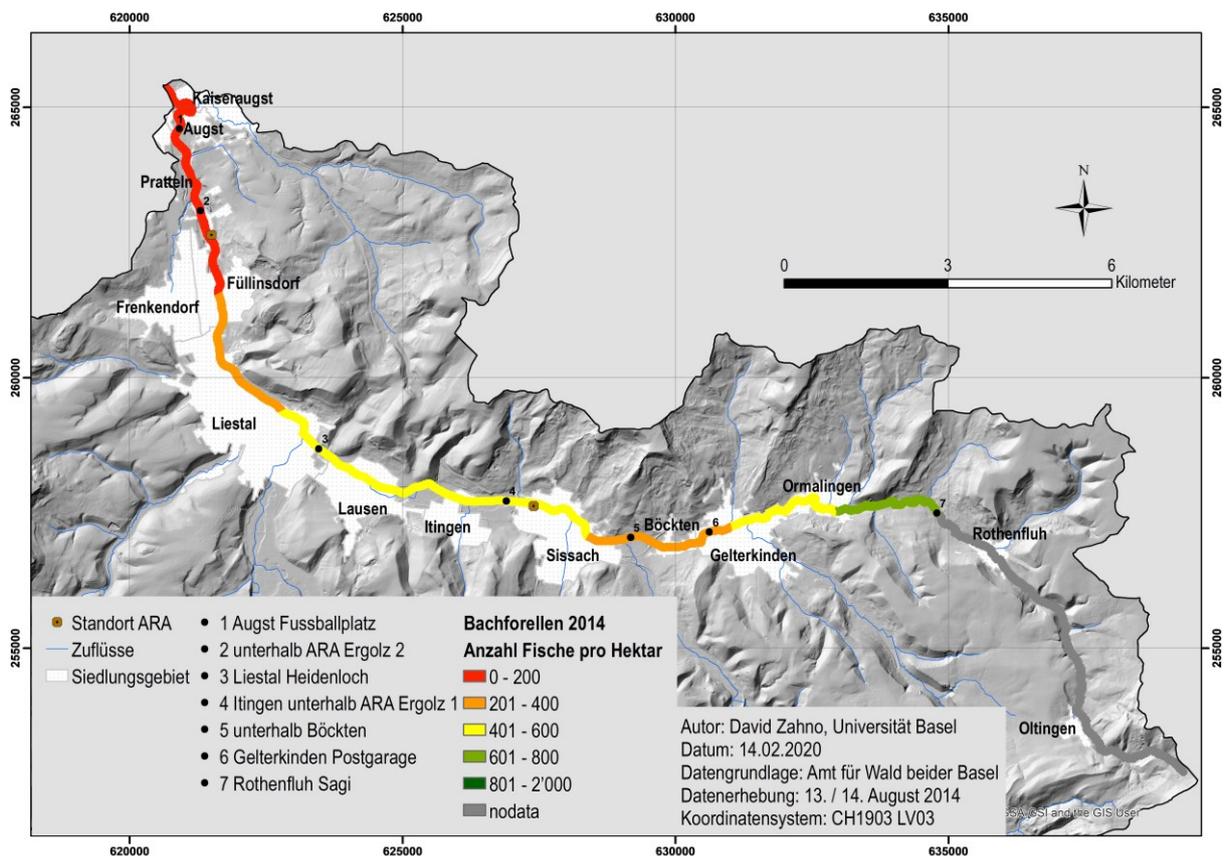
**Abb. 28:** Bewertung der Individuendichte der Bachforelle nach «Modul-Stufen-Konzept Fische Stufe F» (eigene Darstellung, basierend auf Daten von AUE & VJFW BL (2011–2018) und WFN (2018))

Auf der Untersuchungsstrecke zwischen Augst Fussballplatz bis unterhalb ARA Ergolz 2 wurde bereits seit 2010 eine geringe Bachforellendichte gemessen. Mit wenigen Ausnahmen (2016 an den Standort Itingen unterhalb ARA Ergolz 1 und Gelterkinden Postgarage, sowie 2018 am Standort Rothenfluh Sagi) ist die Individuendichte sowohl 2016 als auch 2018 sehr gering. Weil die Fischbestandsaufnahme im Jahr 2018 am Standort Rothenfluh Sagi jedoch bereits Ende Mai erfolgte, wurden möglicherweise zu hohe Werte bei den Jungtieren ausgewiesen.



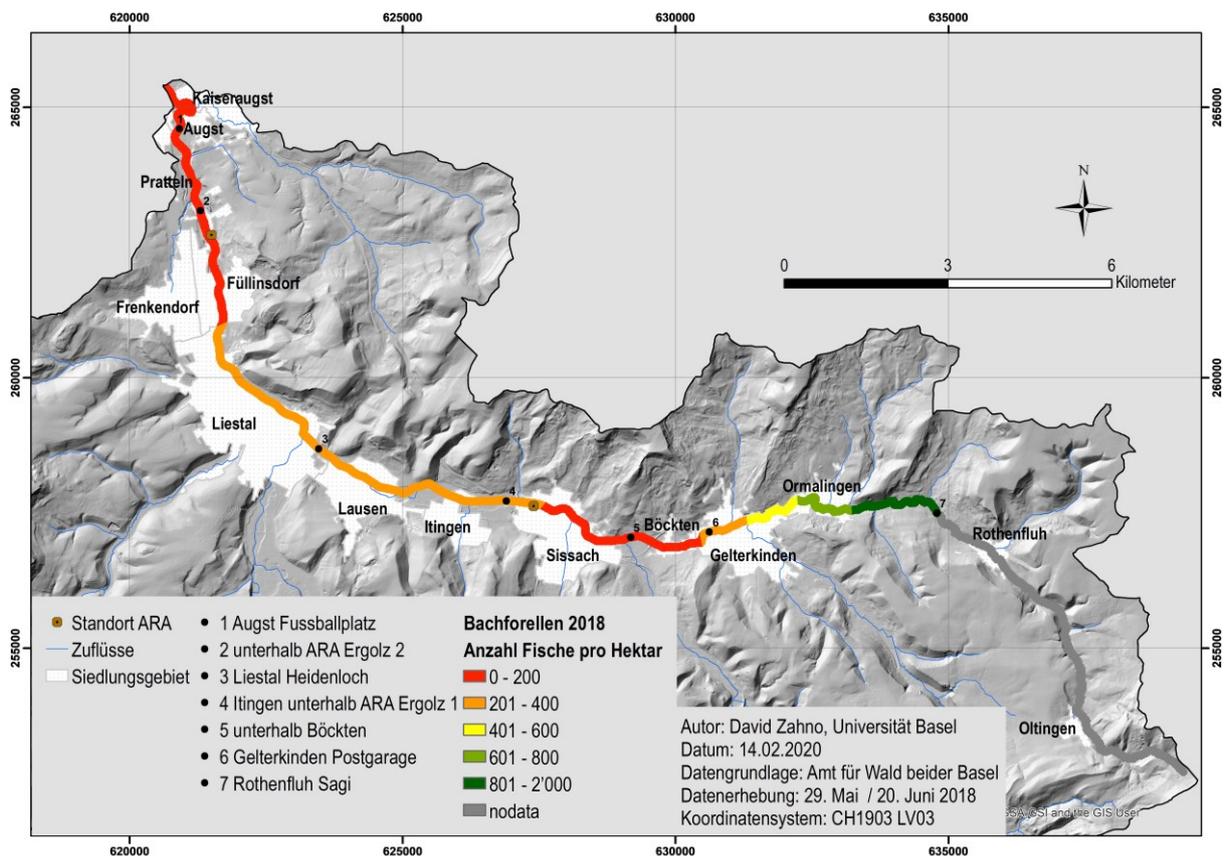
**Abb. 29:** Individuendichte der adulten Bachforelle im Jahr 2010. Auf dieser Karte ist die Individuendichte (Ind./ha) von adulten Bachforellen in der Ergolz im Jahr 2010 abgebildet. Flussaufwärts ab Rothenfluh Sagi sind keine Daten vorhanden. Deshalb ist dieser Bereich mit grau schraffiert. Weiss kariert sind die Siedlungsflächen entlang der Ergolz erkennbar. Die beiden Standorte der Abwasserreinigungs-Anlagen (ARA) sind als Anhaltspunkte braun eingezeichnet. (Eigene Darstellung)

Im Jahr 2010 konnte – mit Ausnahme des Standorts unterhalb Böckten – von Rothenfluh bis Liestal eine Individuendichte (Ind./ha) von 400–800 adulten Bachforellen identifiziert werden (Abb. 29). Die Bachforellendichte an den Standorten Liestal Heidenloch und Itingen unterhalb ARA Ergolz 1 ist höher als an den Standorten unterhalb Böckten bis Rothenfluh Sagi. Flussabwärts nimmt die Anzahl der Tiere markant ab und erreicht bei Augst einen Wert von 61 Ind./ha. Beim Untersuchungsabschnitt unterhalb der ARA Ergolz 2 wurde die niedrigste Anzahl adulter Bachforellen gefunden (18 Ind./ha). Die höchste Individuendichte im Jahr 2010 konnte am Standort Liestal Heidenloch nachgewiesen werden (790 Ind./ha, Abb. 32).



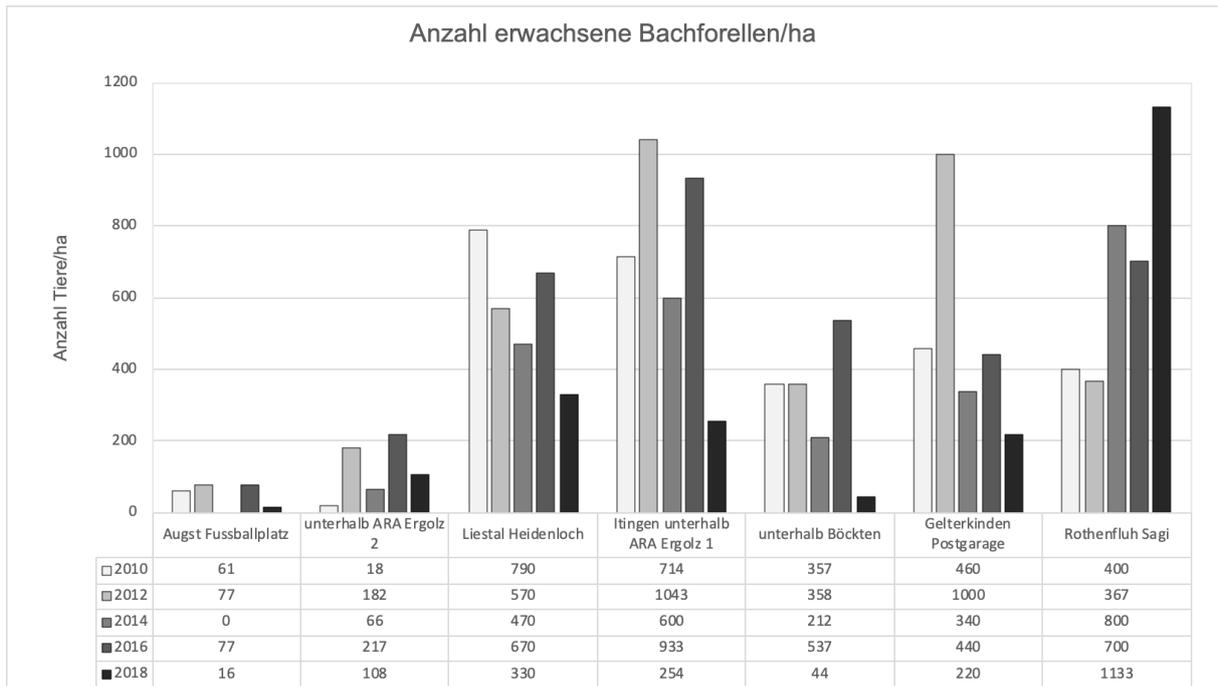
**Abb. 30:** Individuendichte der adulten Bachforelle im Jahr 2014 (eigene Darstellung)

Der Zustand der Individuendichte im Jahr 2014 hat sich im Vergleich zu 2010 etwas verschlechtert. Zwischen Liestal und Gelterkinder hat die Anzahl Individuen pro Hektare um 100 bis 300 Tiere abgenommen (vgl. Abb. 29 und 30). Der Standort Rothenfluh Sagi zeigt 2014 eine Verdoppelung (800 statt 400 Ind./ha) der adulten Tiere gegenüber 2010. Am Standort unterhalb ARA Ergolz 2 wurde im Jahr 2014 eine geringe Anzahl Individuen (66 Ind./ha) gezählt. Dieser Wert war aber mehr als dreimal so hoch wie 2010 (18 Ind./ha). Am Standort Augst Fussballplatz konnte im Jahr 2014 keine einzige adulte Bachforelle nachgewiesen werden.



**Abb. 31:** Individuendichte der adulten Bachforelle im Jahr 2018 (eigene Darstellung)

Im Jahr 2018 ist die Situation der adulten Bachforellen nicht nur bei den Standorten Augst Fussballplatz und unterhalb ARA Ergolz 2 als unbefriedigend eingestuft, sondern auch beim Standort 5 unterhalb Böckten (Abb. 31). Hier wurde eine Dichte von 44 Ind./ha gemessen, etwa fünfmal weniger als noch 2014. Der Standort Liestal Heidenloch weist 2018 den geringsten Bestand innerhalb der untersuchten Zeitspanne auf. Im Jahr 2018 wurde der höchste Stand an adulten Bachforellen beim Standort Rothenfluh Sagi für den Zeitraum 2010–2018 verzeichnet. Es konnten 1133 Ind./ha gezählt werden. Bis auf den Standort Rothenfluh Sagi wurden auf jeder Untersuchungsstrecke deutlich weniger adulte Bachforellen gezählt.



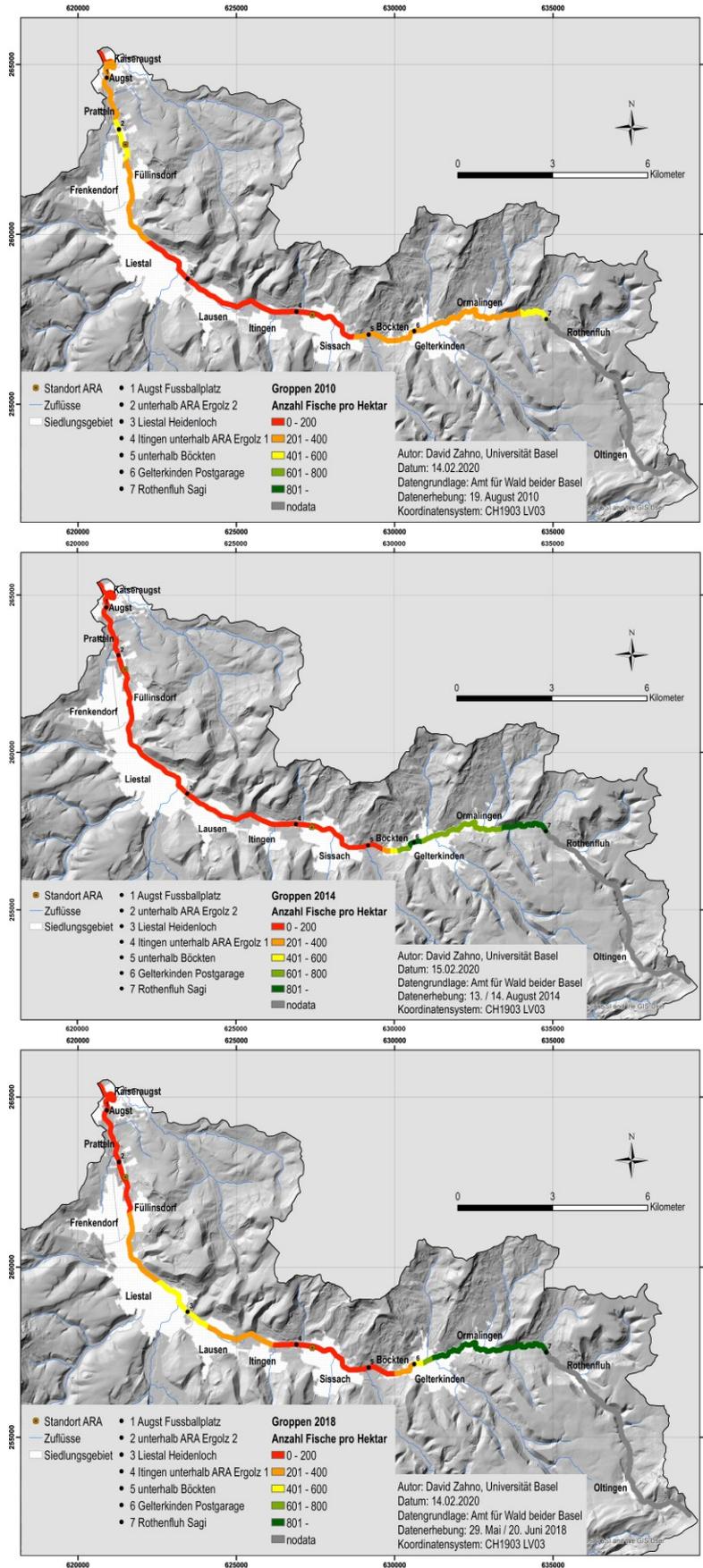
**Abb. 32:** Anzahl adulte Bachforellen/ha (eigene Darstellung, basierend auf Daten von AUE & VJFW BL (2011–2018) und WFN (2018))

## Groppe

Um einen Überblick über den Zustand der Forellenregion zu gewinnen, müssen auch die Begleitarten der Bachforelle betrachtet werden. Leider gibt es kaum Daten zur «Festlegung von ausreichenden relativen Dichten» (Schager & Peter 2004: 38) der Begleitarten. Es werden deshalb lediglich die Veränderungen der Individuendichte der Groppe beschrieben. Es wird nicht zwischen Jungtieren und adulten Fischen unterschieden. Dafür wurde die Rastereinteilung analog zu den adulten Bachforellen Karten erstellt. Die Karten zu den Jahren 2012 und 2016 befinden sich im Anhang (Kap. 10.2.2).

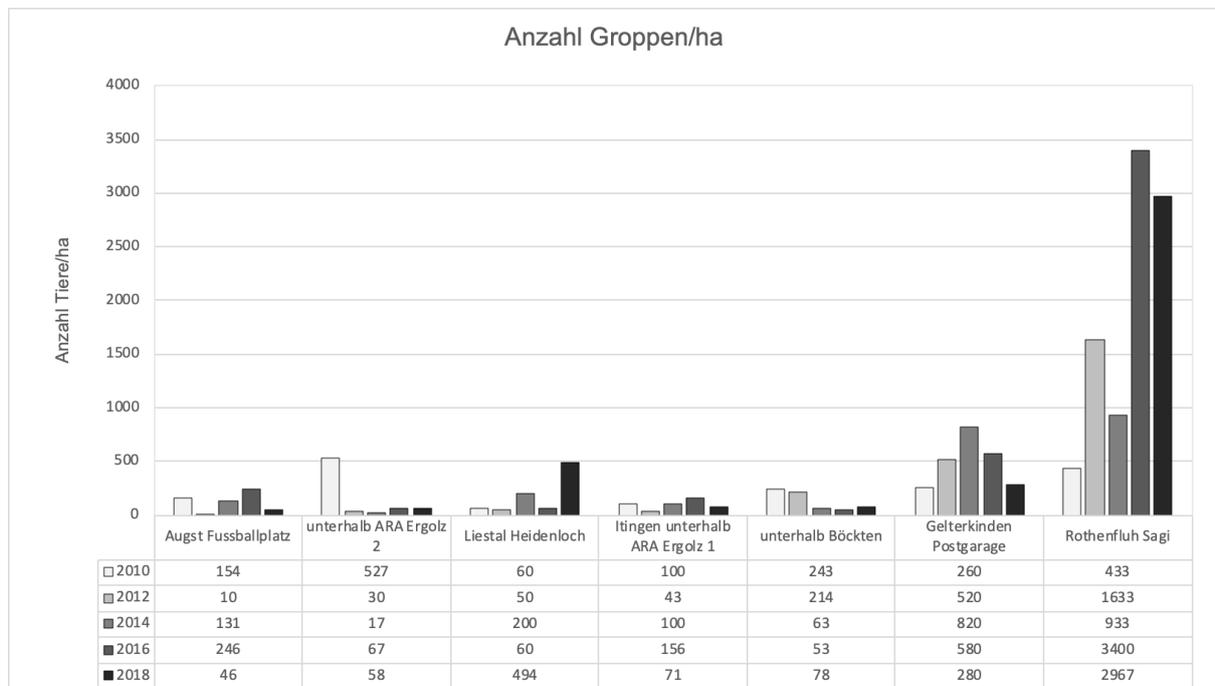
Die Individuendichte der Groppe im Jahr 2010 zeigt ein etwas atypisches Bild. Die Dichte nimmt nach zwischenzeitlichem Rückgang flussabwärts wieder zu (Abb. 33, oben). Die meisten Groppen (527 Ind./ha) konnten beim Standort 2 unterhalb ARA Ergolz 2 gefunden werden. Am wenigsten (60 Ind./ha) sind beim Standort Liestal Heidenloch zu finden.

Während sich im Jahr 2014 die Individuendichte bei den Standorten Gelterkinden Postgarage und Rothenfluh Sagi jeweils mehr als verdoppelt hat, ist eine Abnahme bei den Standorten Augst Fussballplatz und unterhalb ARA Ergolz 2 zu erkennen (Abb. 33, Mitte). In dieser Karte ist zudem ein Fehler bezüglich der Individuendichte zwischen Standort Gelterkinden Postgarage und Rothenfluh Sagi erkennbar. Die IDW-Interpolation hat aufgrund der zunehmenden Distanz eine Abwertung der Individuendichte vorgenommen. Deshalb gibt es zwischen Gelterkinden und Ormalingen eine Strecke mit einer Angabe von 601–800 Ind./ha und nicht höher.



**Abb. 33:** Individuendichte der Gruppe in den Jahren 2010, 2014 und 2018 (eigene Darstellung, basierend auf Daten von AUE & VJFW BL (2011–2018) und WFN (2018))

Analog zu den adulten Bachforellen ist auch die Individuendichte der Groppe im Jahr 2018 beim Standort 5 unterhalb Böckten sehr niedrig. Mit 2967 Individuen pro Hektare ist die Untersuchungsstrecke Rothenfluh Sagi weiterhin sehr gut besetzt. Hier konnten gegenüber 2010 fast siebenmal mehr Tiere beobachtet werden. Am Standort Liestal Heidenloch konnte im Vergleich zum Jahr 2014 eine starke Zunahme der Gropfen beobachtet werden (Abb. 34).



**Abb. 34:** Anzahl Gropfen/ha im Zeitraum 2010–2018 (eigene Darstellung, basierend auf Daten von AUE & VJFW BL (2011-2018) und WFN (2018))

## Zusammenfassung

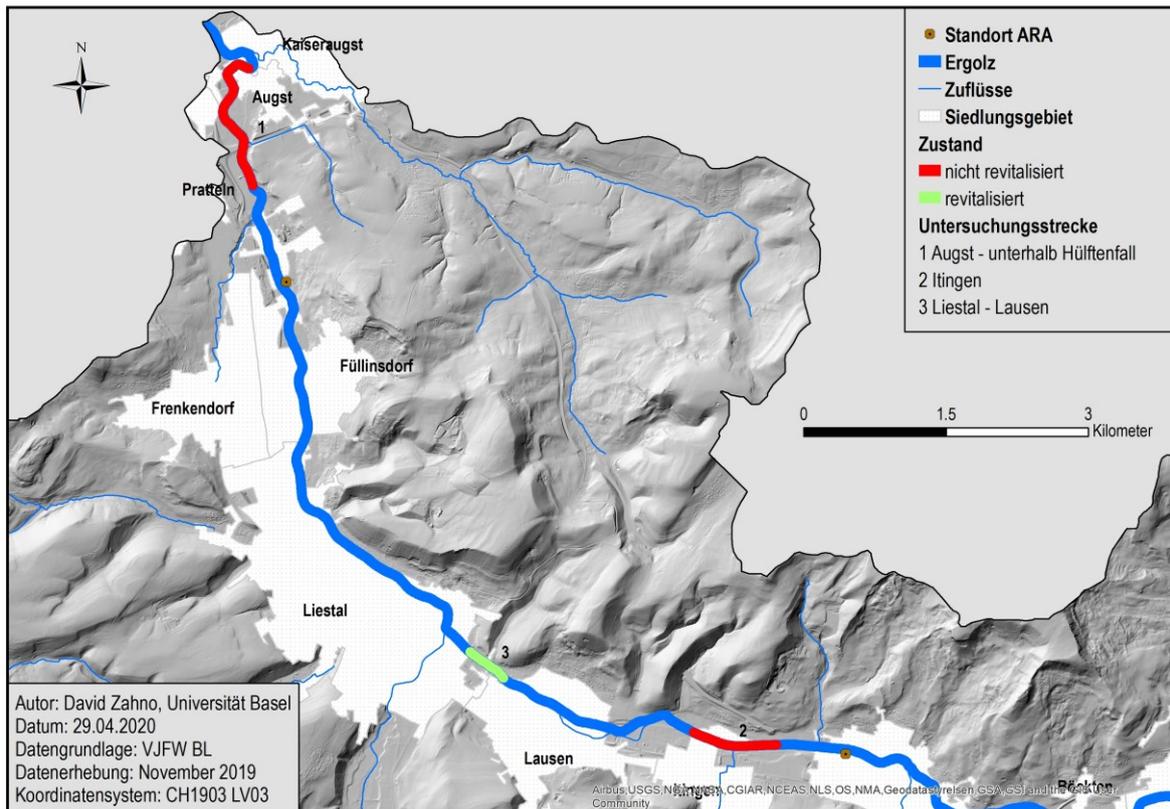
Der Niedrigwasserabfluss  $Q_{347}$  für den Zeitraum 2009–2018 liegt oberhalb demjenigen von 1984–2013. Dies ist vor allem dem regenreichen Jahr 2012 zu verdanken. Gleichwohl lag der Abfluss in den letzten vier Jahren an praktisch allen Standorten weit unterhalb des  $Q_{347}$  für den Zeitraum 1984–2018. Durch Einbezug der Jahre 2014–2018 reduziert sich der  $Q_{347}$  für den Zeitraum 1984–2018 bei den Standorten Liestal und Itingen um 9 l/s. Beim Standort Ormalingen bleibt der Wert bestehen.

Durch den niedrigen Abfluss erwärmt sich die Wassertemperatur schneller. Die Wassertemperatur erreicht im Sommer beinahe 23 °C und kühlt sich im Winter nicht mehr so stark ab. Durch milde Winter sind bereits im zweiten Quartal (Apr–Jun) Durchschnittstemperaturen von 14 °C möglich. Das PKD-Risiko steigt an, da sich die Anzahl Tage über 15 °C (ab dem 29. Tag) an beiden Standorten (Augst und Böckten) mehren.

Der Zustand der Bachforelle ist entlang der ganzen Ergolz, mit Ausnahme vom Standort Rothenfluh Sagi, sehr schlecht. Es ist eine rückläufige Tendenz des Bachforellenbestands erkennbar. Es fehlen vielerorts sowohl Jungtiere als auch adulte Bachforellen. Zudem ist das Verhältnis von 0<sup>+</sup>-Bachforellen zu >0<sup>+</sup>-Bachforellen ungenügend. Dies gibt Hinweise auf eine schlechte Naturverlaichung. Die Groppe als Begleitart ist an den meisten Standorten in geringer Zahl vorhanden. Am Standort Rothenfluh Sagi hat sie sich jedoch stark vermehrt.

## 5.2 Massnahmenkatalog

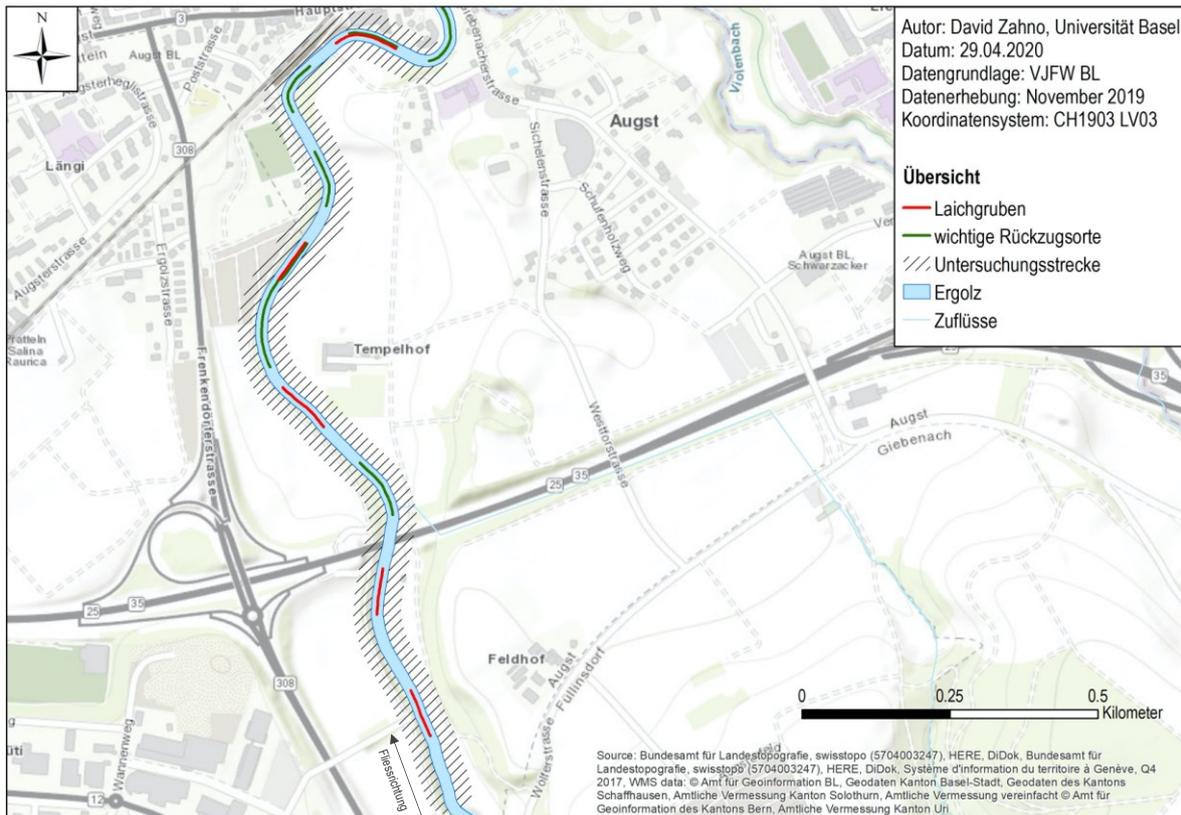
Um morphologische und strukturelle Defizite zu beseitigen, werden für zwei ausgewählte Standorte entlang der Ergolz Massnahmen und Verbesserungsvorschläge präsentiert (Abb. 35). Sie sollten den Erhalt der Bachforelle wie auch eine ganzjährige Wasserführung unterstützen. Des Weiteren wird ein Abschnitt der Ergolz präsentiert, der durch Revitalisierungen seitens des Wasserbaus Baselland einen Mehrwert für die Fischfauna und insbesondere für die Bachforelle generiert hat.



**Abb. 35:** Untersuchungsstrecken für mögliche Massnahmen (eigene Darstellung)

### 5.2.1 Standort Augst – unterhalb Hülfenfall

Die Untersuchungsstrecke liegt mehrheitlich zwischen landwirtschaftlichen Nutzflächen. Der untere Teil befindet sich in Siedlungsgebieten. Auf beiden Seiten gibt es teilweise Uferverbauungen. Der ökomorphologische Zustand auf diesem Flussabschnitt ist gemäss WFN (2018) stark beeinträchtigt (vgl. Abb. 2, Kap. 2.1). Auf diesem Abschnitt gibt es fünf Laichplätze und sechs wichtige Rückzugsorte (Abb. 36). Er ist somit für den Fortbestand der Fischbestände von grosser Bedeutung.



**Abb. 36:** Untersuchungsstrecke Augst - unterhalb Hüftenfall (eigene Darstellung)

Die Beschattung entlang der gesamten Untersuchungsstrecke von Augst bis unterhalb Hüftenfall ist gut. An vereinzelt Stellen ist Totholz mit Stillwasserbereichen vorhanden (Abb. 37 A). Diese sorgen für Abwechslung im Strömungsmuster und können als Fischunterstände genutzt werden. Die Tiefen- und Breitenvariabilität ist mässig. Mit Ausnahme der Schwellen zur Stabilisierung des Gewässerbetts fehlt es an einer strukturellen Vielfalt (Abb. 37 B). Im unteren Bereich bei Augst gibt es diverse Laichplätze der Nasen. Diese sind bei niedrigem Wasserstand wie im April 2020 blockiert, da gewisse Stellen von den relativ grossen Fischen nicht überwunden werden können (Abb. 37 C). An diesen Stellen ist das Gewässerbett sehr breit und hat keinerlei Tiefenvariabilität. Dadurch verteilt sich die geringe Abflussmenge auf eine vergleichsweise grosse Fläche, wodurch die Wasserhöhe abnimmt.



**Abb. 37:** Impressionen der Untersuchungsstrecke Augst – unterhalb Hülftenfall (eigene Darstellung, April 2020)

Das Auftreten von Kolk, Rinner, Stillwasserbereichen, Kiesbänken und Fischunterständen auf der Untersuchungsstrecke Augst – unterhalb Hülftenfall wird als gering eingeschätzt. Schnellen können wiederkehrend festgestellt werden und Gleitrinnen sind häufig anzutreffen (Tab. 8).

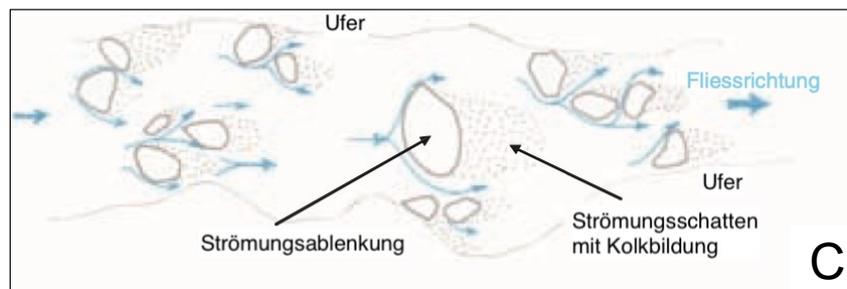
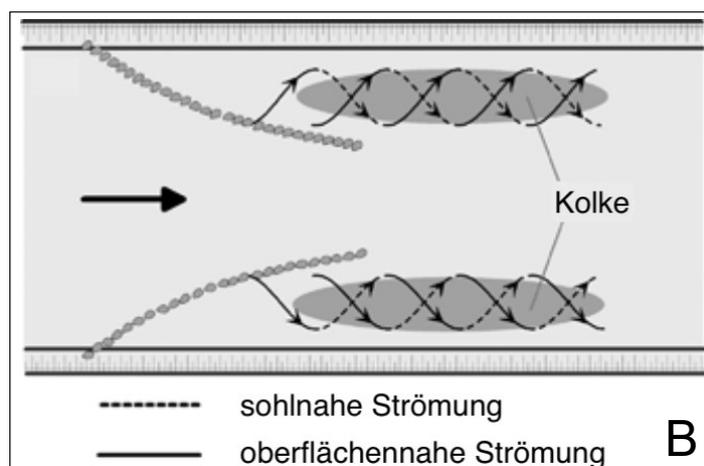
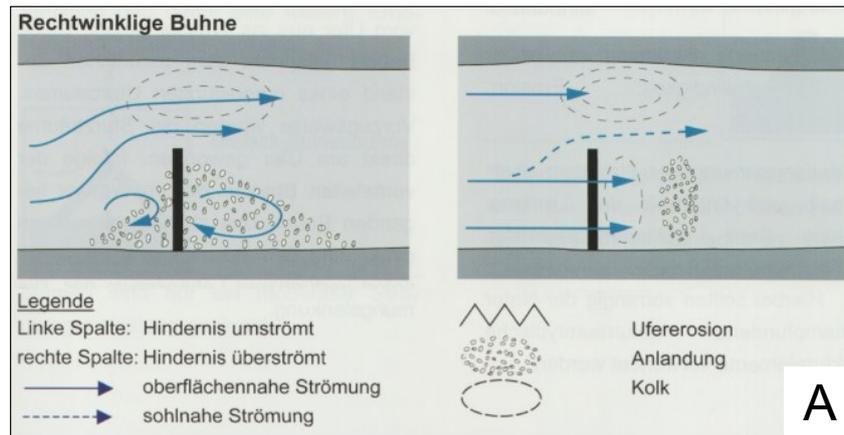
Habitatcharakter	nicht vorhanden	gering	wiederkehrend	häufig
Kolk (Pool)		x		
Schnelle (Riffle)			x	
Gleitrinne (Glide)				x
Rinner (Run)		x		
Stillwasserbereiche		x		
Kiesbänke		x		
Fischunterstände		x		

**Tab. 8:** Habitatcharakterisierung der Untersuchungsstrecke Augst – unterhalb Hülftenfall nach Schager & Peter (2004)

Damit auch die grösseren Fische bei niedrigem Wasserstand zu ihren Laichplätzen vorrücken können, wäre eine pendelnde Niederwasserrinne von Vorteil. Im Gegensatz zu einer betonierten Variante ermöglicht diese dynamische Variante eine natürliche Fortpflanzung. Durch das Einsetzen von Buhnen, unter Berücksichtigung des Hochwasserschutzes, könnte eine solche Niederwasserrinne gebildet werden. Bei Hochwasser wird die Buhne überströmt und bildet dahinter einen Tiefwasserbereich (Kolk) mit geringer Strömungsgeschwindigkeit (Abb. 38 A). Durch Sedimentation wird dieser Bereich bei normalen Abflussbedingungen langsam wieder aufgefüllt und kann, sofern noch nicht komplett zugeschüttet, bei niedriger Wasserführung und hohen Wassertemperaturen von den Fischen als Rückzugsort genutzt werden kann.

Durch die Schaffung von Riffle-Pool-Sequenzen und eine verbesserte Breiten- und Tiefenvariabilität erhält man eine gewisse Variabilität der Strömungsgeschwindigkeit. Beidseitig installierte Lenkbuhnen können solche Kolk-Abschnitte bilden (Abb. 38 B). Das Einsetzen von Kiesbänken und Störsteinen (Abb. 38 C) kann ebenfalls die Dynamik eines Fließgewässers fördern. Zudem liefern Kiesschüttungen mögliche Laichplätze für Bachforellen. Mit dem gezielten Einsatz von Totholz können Fischunterstände gebildet werden. Um den Hochwasserschutz nicht zu gefährden, bedarf es einer regelmässigen Wartung dieser Strukturelemente.

Die oben erwähnte Niederwasserrinne ist auch für die ganzjährige Wasserführung zentral. Bei Niedrigwasserabfluss bildet sich dadurch eine kleinere Wasseroberfläche. In Zusammenhang mit der grösseren Wassertiefe erhitzt sich das Wasser weniger schnell. Ebenfalls findet die Verlandung in einem geringeren Mass statt.



**Abb. 38:** Wirkung vorgeschlagener Massnahmen (eigene Darstellung, zit. nach (A) Gebler (2005: 41), (B) Sindelar & Mende (2009: 72) und (C) LG Aargau (2005: 24))

### 5.2.2 Standort Itingen

Diese Untersuchungsstrecke befindet sich entlang der Autobahn A22. Auf der gegenüberliegenden Seite sind Siedlungsgebiete und landwirtschaftliche Nutzflächen. Der ökomorphologische Zustand ist gemäss WFN (2018) stark beeinträchtigt (vgl. Abb. 2, Kap. 2.1). Mögliche Laichgruben und wichtige Rückzugsorte wurden auf dieser Strecke nicht kartiert, weshalb sie auf Abb. 39 fehlen. Es kann daher keine Aussage über deren Verfügbarkeit getroffen werden.

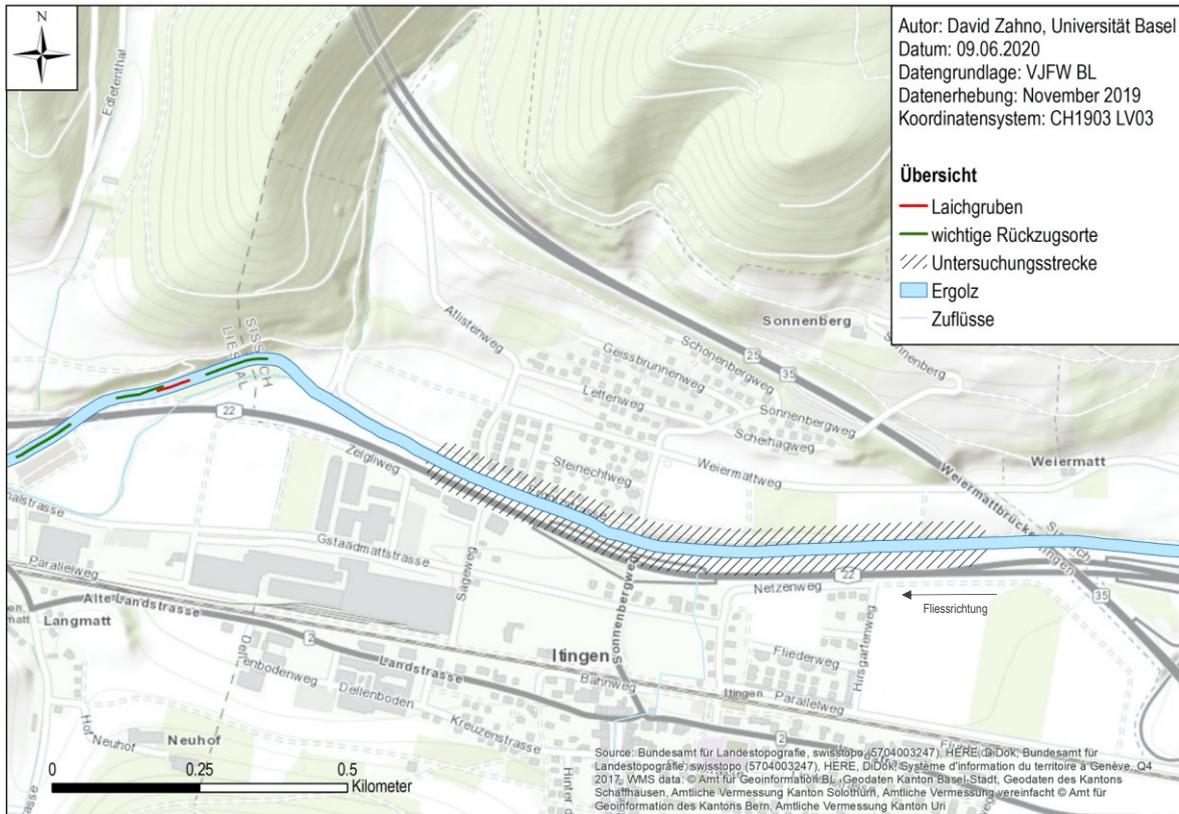


Abb. 39: Untersuchungsstrecke Itingen (eigene Darstellung)

Die Beschattung ist auf diesem Abschnitt gut. Die Holzschwellen zur Stabilisierung der Gewässersohle sind im unteren Teil durch Blockrampen ergänzt, wodurch die Vernetzung gewährleistet ist. Zwischen zwei Schwellen existiert ein strukturelles Defizit (Abb. 40 A). Es gibt eine geringe Breiten- und Tiefenvariabilität und weder Totholz noch Kiesbänke sind vorhanden. Der Gewässerabschnitt wird dominiert durch Gleitrinnen und Stillwasserbereiche (Tab. 9).

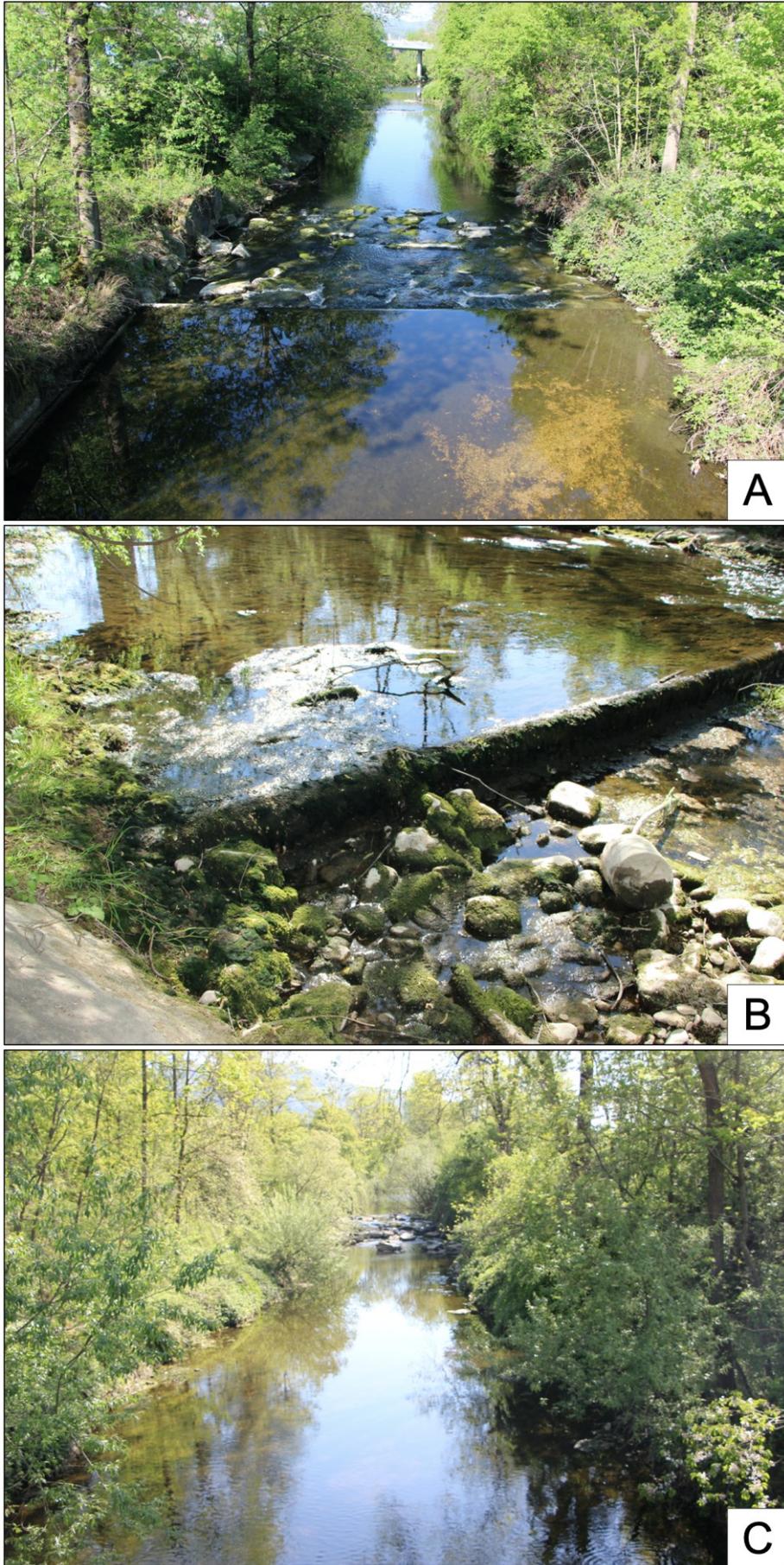
Habitatcharakter	nicht vorhanden	gering	wiederkehrend	häufig
Kolk (Pool)		x		
Schnelle (Riffle)		x		
Gleitrinne (Glide)			x	
Rinner (Run)		x		
Stillwasserbereiche			x	
Kiesbänke	x			
Fischunterstände		x		

Tab. 9: Habitatcharakterisierung der Untersuchungsstrecke Itingen nach Schager & Peter (2004)

Im oberen Bereich der Strecke sind die Holzschwellen nur teilweise mit Blockrampen ergänzt (Abb. 40 B). Das Wasser staut sich bei geringer Wasserführung oberhalb dieser Schwellen,

weshalb es normalerweise für Fische nicht mehr möglich ist, das Wanderhindernis zu überwinden.

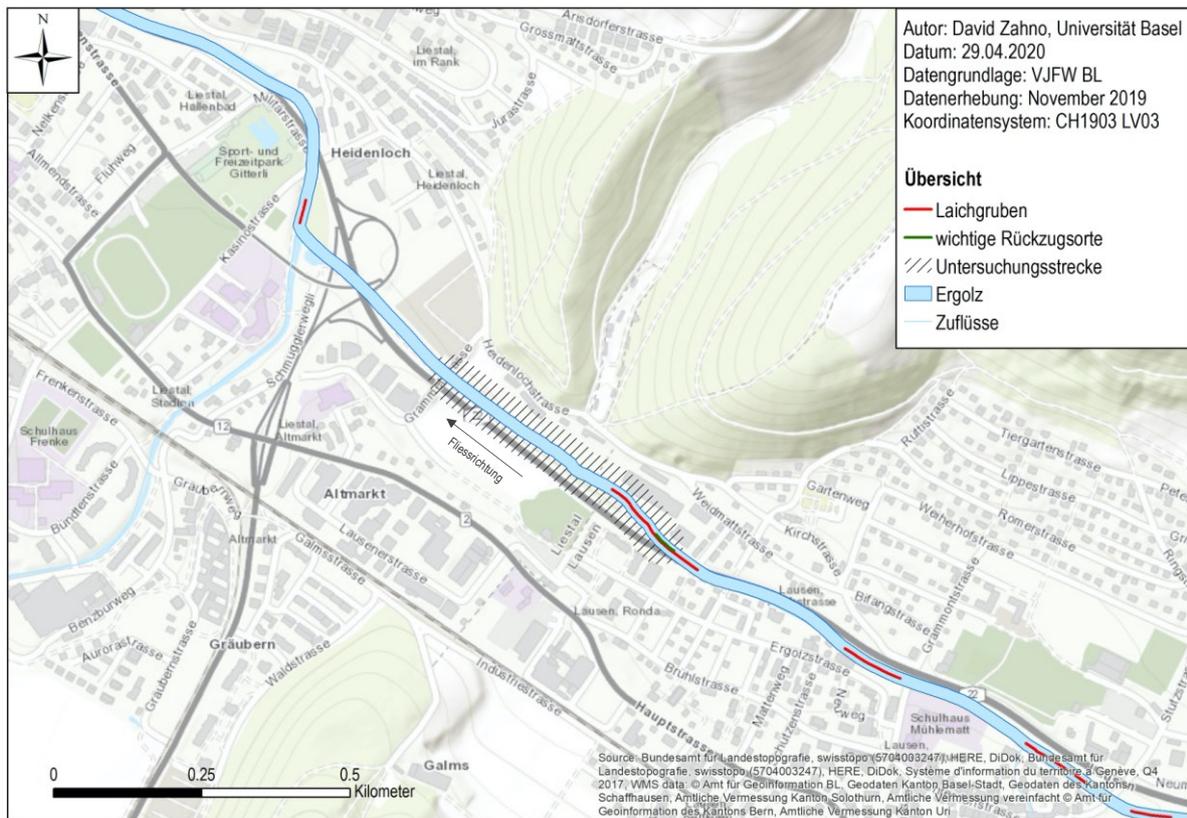
Im oberen Bereich der Untersuchungsstrecke könnten die Holzschwellen durchgängig mit Blockrampen ergänzt werden. Dadurch werden Wanderhindernisse abgebaut und die Längsvernetzung wird gewährleistet. Das strukturelle Defizit zwischen zwei Schwellen (Abb. 40 C) könnte unter anderem durch das Einsetzen von Buhnen aufgehoben werden. Dieses strukturelle Element liefert Breiten- und Tiefenvariabilität. Der Einsatz von Störsteinen sorgt für ein abwechslungsreiches Strömungsbild, und es können sich unterhalb dieser Steine tiefere, ruhigere Gewässerstellen bilden, in denen sich erfahrungsgemäss viele Fische aufhalten. Auch an diesem Standort könnten Riffle-Pool-Sequenzen geschaffen werden. Der Einsatz von beidseitig vorhandenen Lenkbuhnen wäre auch in diesem Bereich des Fliessgewässers möglich. Das gezielte Anbringen von Totholz auf der gegenüberliegenden Seite der Autobahn A22 würde Fischunterstände generieren und Stillwasserbereiche fördern. In Kombination mit dem Einsetzen von Kiesbänken, welche die Dynamik des Fliessgewässers erhöhen, könnten ideale Laichgebiete für Bachforellen entstehen. Die dabei streckenweise entstehende, pendelnde Niederwasserrinne wirkt unterstützend für die ganzjährige Wasserführung in der Ergolz.



**Abb. 40:** Impressionen der Untersuchungsstrecke Itingen (eigene Darstellung, April 2020)

## 5.2.3 Standort Liestal – Lausen

Der Flussabschnitt zwischen Liestal und Lausen befindet sich zwischen der Autobahn A22 und Siedlungsgebiet. Dieser Abschnitt wurde im Jahr 2015 revitalisiert. Im oberen Teil befinden sich Laichplätze und wichtige Rückzugsorte der Fische (Abb. 41).

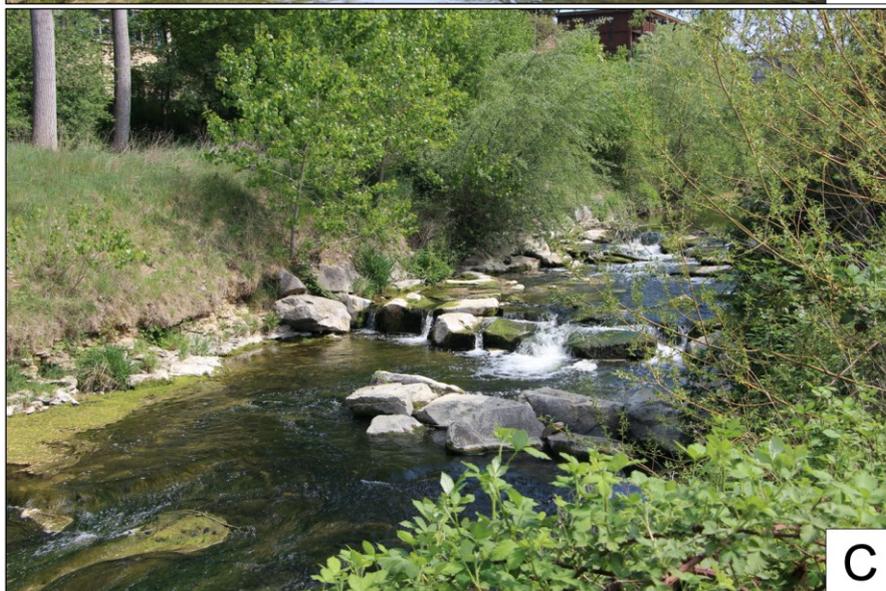


**Abb. 41:** Revitalisierter Abschnitt zwischen Liestal und Lausen (eigene Darstellung)

Der Streckenabschnitt verfügt über eine gute Beschattung durch Bäume und Sträucher. Mit Ausnahme der Kiesbänke sind alle Habitatcharaktere wiederkehrend verfügbar (Tab. 10).

Habitatcharakter	nicht vorhanden	gering	wiederkehrend	häufig
Kolk (Pool)			X	
Schnelle (Riffle)			X	
Gleitrinne (Glide)			X	
Rinner (Run)			X	
Stillwasserbereiche			X	
Kiesbänke		X		
Fischunterstände			X	

**Tab. 10:** Habitatcharakterisierung der Untersuchungsstrecke zwischen Liestal und Lausen nach Schager & Peter (2004)

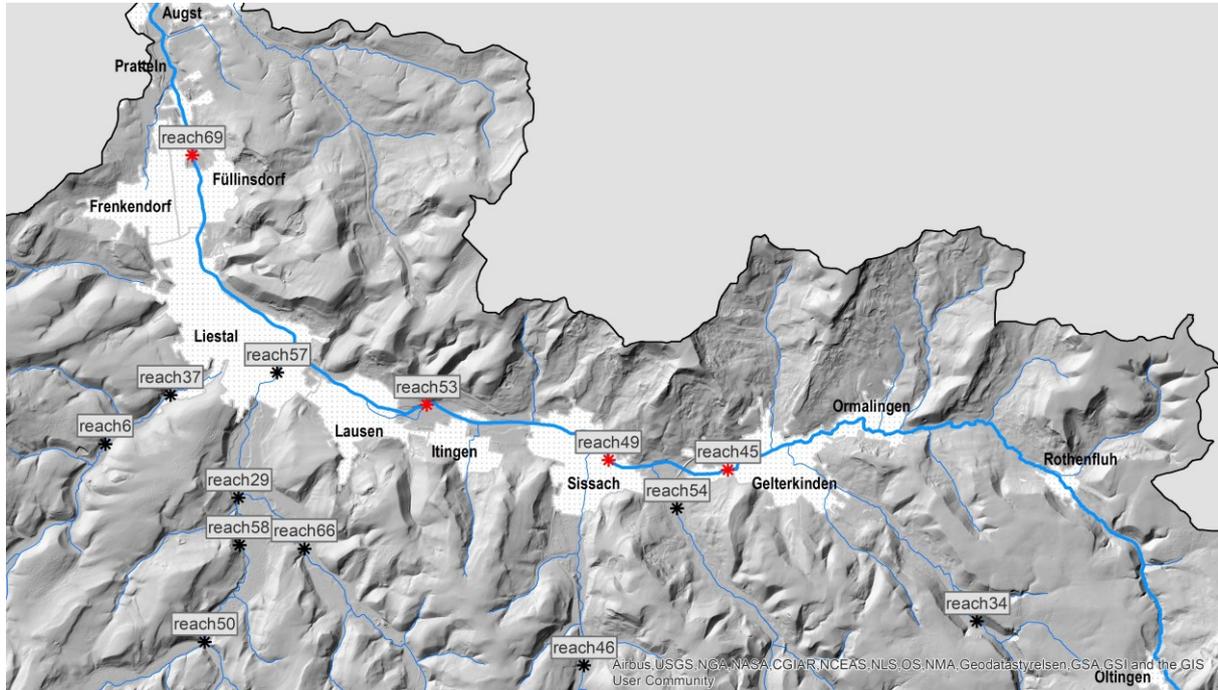


**Abb. 42:** Elemente der Revitalisierung zwischen Liestal und Lausen (längs eingebauter Baumstamm (A), Steinbühne (B) und Blocksteine (C), eigene Darstellung, April 2020)

Auf dieser Strecke sind diverse Fischunterstände vorhanden. Exemplarisch hierfür ist der längs am Ufer eingebaute Baumstamm (Abb. 42 A). Eine ausgewogene Breiten- und Tiefenvariabilität wird durch den Einsatz von Bühnen gegeben (Abb. 42 B). Es ist ein breites Spektrum an strukturgebenden Elementen und den daraus resultierenden Strömungsunterschieden vorhanden. Blocksteine unterhalb von Schwellen sorgen für eine gute Längsvernetzung und ermöglichen das Wandern der Fische flussaufwärts (Abb. 42 C).

### 5.3 Zukunftsszenarien

Die Modellierungen liefern Daten für vier Standorte an der Ergolz und diverse Zuflüsse (Abb. 43). Weil die vier Datensätze jeweils nur geringe Abweichungen voneinander aufweisen, wurde im Folgenden der Standort *reach49* in Sissach verwendet. Die restlichen Modellierungen sind im Anhang (Kap. 10.3) verfügbar.



**Abb. 43:** Verfügbare Standorte der modellierten Zukunftsszenarien (eigene Darstellung)

Die Veränderungen von Abfluss ( $Q$ , in %) und der Wassertemperatur ( $T$ , in °C) wurden für die Zeiträume 2053–2065 und 2078–2090 erstellt. Als Referenz dient der Zeitraum von 1988 bis 2000. Für jedes Emissionsszenario sind jeweils die Veränderungen in einem Quartal zu betrachten. Die Pfeile dienen der Orientierung und sollten die Veränderungen visuell sichtbar machen.

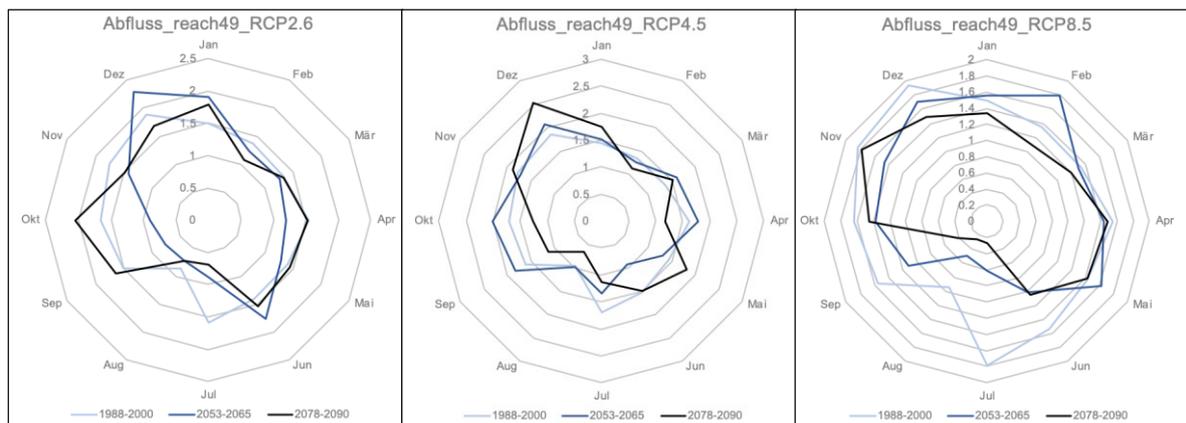
reach49	Veränderung Q (%)		Veränderung T (°C)	
	zu 1988-2000		zu 1988-2000	
RCP2.6	2053-2065	2078-2090	2053-2065	2078-2090
Jan-Mrz	→ 5%	→ 0%	↑ 0.7	↑ 0.6
Apr-Jun	→ -2%	→ 4%	↑ 0.5	↑ 0.9
Jul-Sep	↓ -40%	↓ -23%	↑ 1.1	↑ 1.1
Okt-Dez	↓ -13%	→ -2%	↑ 0.6	↑ 0.3
RCP4.5	2053-2065	2078-2090	2053-2065	2078-2090
Jan-Mrz	→ 6%	→ 7%	↑ 1	↑ 1.2
Apr-Jun	↓ -12%	→ -1%	↑ 1.5	↑ 1.3
Jul-Sep	→ -3%	↓ -32%	↑ 1.4	↑ 2.1
Okt-Dez	→ 9%	→ 6%	↑ 0.8	↑ 1.4
RCP8.5	2053-2065	2078-2090	2053-2065	2078-2090
Jan-Mrz	↑ 11%	↓ -13%	↑ 1.9	↑ 2.7
Apr-Jun	↓ -10%	↓ -12%	↑ 1.8	↑ 2.6
Jul-Sep	↓ -48%	↓ -78%	↑ 2.7	↑ 4.5
Okt-Dez	↓ -16%	↓ -13%	↑ 1.5	↑ 2.8

**Abb. 44:** Veränderungen von Abfluss Q (%) und Temperatur T (°C) der Ergolz am Standort *reach49* nach den Emissionsszenarien (RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5) (eigene Darstellung, basierend auf Daten von A. Michel)

### 5.3.1 RCP2.6

Der Abfluss bleibt im ersten Halbjahr (Jan–Jun) bei beiden Zeiträumen in etwa gleich (Abb. 44). Für den Monat Januar werden bei beiden Zeiträumen grössere Abflussmengen erwartet. Zwischen Juli und September muss mit einem starken Rückgang des Abflusses (bis zu 40 %) gegenüber dem Referenzzeitraum 1988–2000 gerechnet werden. Überraschend ist der stärkere Rückgang beim Zeitraum 2053–2065 gegenüber 2078–2090. Auch im vierten Quartal (Okt – Dez) ist der Rückgang des Abflusses in näherer Zukunft grösser (–13 % gegenüber –2 %). Während im Zeitraum 2053–2065 für den Dezember eine positive Veränderung der Abflussmenge erwartet wird, prognostizieren die Modellierungen für den Zeitraum 2078–2090 eine Abflussabnahme (Abb. 45).

Es findet bei beiden Zeiträumen eine ganzjährige Wassertemperaturzunahme mit Höhepunkt im Sommer statt (Abb. 44). Hier geben die Modellierungen eine Zunahme von 1.1 °C an. Am wenigsten stark steigen die Wassertemperaturen im April bis Juni für den Zeitraum 2053–2060 (+0.5 °C) und Oktober bis Dezember für den Zeitraum 2078–2090 (+0.3 °C). Die Unterschiede zwischen den beiden Zeiträumen sind trotz grösserer zeitlicher Differenz sehr gering.



**Abb. 45:** Modellierter Abfluss der möglichen Emissionsszenarien (RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5) für den Standort *reach49*. Hellblau ist der Referenzzeitraum 1988–2000 eingezeichnet. Die Zeiträume der Zukunftsszenarien sind dunkelblau (2053–2065) und schwarz (2078–2090). (Eigene Darstellung, auf Basis der Daten von A. Michel)

### 5.3.2 RCP4.5

Bei diesem Emissionsszenario ist erkennbar, dass die Ergolz in den Wintermonaten beider Zeiträume etwas mehr Wasser führt als im Referenzzeitraum, jedoch nur im mittleren einstelligen Prozentbereich. Bei beiden Zeiträumen werden im Dezember prozentual die grössten positiven Veränderungen der Abflussmenge verzeichnet (Abb. 45). Das 3. Quartal wird gerade im Zeitraum 2078–2090 massiv trockener (–32 %). Demgegenüber steht eine eher geringe Abnahme der Abflussmenge für dieselbe Jahreszeit (Jul-Sep) für den Zeitraum 2053–2065. Es wird für die Monate August und September sogar mehr Abfluss erwartet. Für diesen Zeitraum ist ein Abflussrückgang vor allem im Frühling erkennbar (–12 %), wobei der Abfluss im Juni stark zurückgeht. Die grösste prozentuale Abflusszunahme wird für die Monate März (2053–2065) und Dezember (2078–2090) erwartet.

Im Gegensatz zum RCP2.6 ergeben sich bei diesem Emissionsszenario deutliche Unterschiede bei der Wassertemperatur zwischen den beiden Zeiträumen, wobei der Trend in dieselbe Richtung geht. Die Wassertemperatur im Sommer steigt im Vergleich zum Referenzzeitraum um bis zu 2.1 °C (2078–2090). Auch in den Wintermonaten ist mit einer massiven Erwärmung der Ergolz zu rechnen (ca. +1 °C). Während für den Zeitraum 2053–2065 beim Emissionsszenario RCP2.6 im zweiten Quartal (Apr-Jun) die geringste Temperaturerhöhung prognostiziert ist, wird in der gleichen Jahreszeit beim Szenario RCP4.5 mit +1.5 °C die grösste Veränderung erwartet.

### 5.3.3 RCP8.5

Dieses Szenario zeigt einen deutlichen Trend zu viel weniger und deutlich wärmerem Flusswasser. Im Zeitraum 2053–2065 ist in den Wintermonaten Januar bis März mit einer Zunahme des Abflusses von durchschnittlich 11 % zu rechnen (Abb. 44). Dabei hat der Februar den grössten prozentualen Zuwachs. Die Zeiträume Apr-Jun und Okt-Dez zeigen eine Abflussabnahme in der ähnlichen Grössenordnung (–10 – –16 %). Im Monat Mai wird jedoch eine Zunahme der Abflussmenge erwartet. Für die Sommermonate ist mit einem Rückgang von fast 50 % zu rechnen. Am stärksten ist der Rückgang im Juli. Im Vergleich zum Referenzzeitraum ergeben die Modellierungen für den Zeitraum 2078–2090 in jedem Monat eine Abnahme der Abflussmenge (Abb. 45). Daraus folgt eine deutliche Abnahme der Abflussmenge für jedes Quartal. Während bei allen Quartalen mit einem Minus im tiefen zweistelligen Bereich gerechnet wird, bildet das Minus von 78 % (!) in den Sommermonaten den Höhepunkt. Für den Monat Mai ist der kleinste und für den Juli der grösste prozentuale Rückgang prognostiziert.

Die Temperaturzunahme der Ergolz befindet sich für den Zeitraum 2053–2065 zwischen 1.5 °C (Okt–Dez) und 2.7 °C (Jul–Sep). Noch einmal höher liegt die prognostizierte Temperaturzunahme für den Zeitraum 2078–2090. Es wird mit einer Zunahme von 2.6 °C (Apr–Jun) bis 4.5 °C (Jul–Sep) gerechnet.

## 6. Diskussion

Durch die Auswertung von Abfluss, Wassertemperatur und Fischdichte wurde die Situation der Ergolz für den Zeitraum 2009–2018 untersucht. Während beim Abfluss der  $Q_{347}$  und der durchschnittliche Jahresabfluss im Zentrum standen, waren es bei der Wassertemperatur, neben den klassischen Faktoren wie Maximaltemperatur, auch das erhöhte PKD-Risiko. Die Bachforelle als Leitart der Forellenregion und deren Populationszusammensetzung bilden den Schwerpunkt der Analyse der Fischdichte. Der Massnahmenkatalog gibt Empfehlungen ab, wie die Bachforelle und eine ganzjährige Wasserführung der Ergolz auf ausgewählten Abschnitten unterstützt werden könnten. Durch die Auswertung möglicher Zukunftsszenarien können die vorgeschlagenen Massnahmen begründet und die zukünftigen Veränderungen der Forellenregion in der Ergolz abgeschätzt werden.

### 6.1 Ergebnisdiskussion

Wie hat sich die Situation der Ergolz seit 2009 in Bezug auf Abfluss, Wassertemperatur und Fischdichte verändert?

Die Zeitspanne von 2009–2018 ist für mögliche Trendentwicklungen etwas zu kurz. Deshalb ist auch der  $Q_{347}$  dieses Zeitraums wenig aussagekräftig. Gleichwohl erkennt man ein häufigeres Auftreten von tiefen Wasserständen wie in den Jahren 2015, 2017 und 2018. Auch die Dauer der Perioden mit Niedrigwasser verlängern sich. Obwohl die Ergolz bezüglich Wasserführung weniger anfällig auf Trockenheit reagiert (Scherrer AG 2016), wird der Lebensraum der Fische durch die zunehmende Wasserknappheit immer stärker eingegrenzt (Auckenthaler et al. 2017). Diese tiefen Wasserstände treten nicht nur im Sommer, sondern auch im Winter auf. Dadurch können Laichplätze der Bachforelle trockenfallen (Huser 2017) und einen enormen Schaden an der Naturverlaichung verursachen. Ebenfalls im Winter können Hochwasserereignisse, wie beispielsweise 2012 mit mehr als 10'000 l/s (Ormalingen) bzw. 40'000 l/s (Liestal) Abfluss, das Kiesbett mobilisieren, wodurch Laichgruben der Bachforellen zerstört werden können (WFN 2018). Seit 2016 konnten mehrfach solche hohen Wasserstände beobachtet werden (WFN 2018).

Die Verminderung des  $Q_{347}$  für den Zeitraum 1984–2018 im Vergleich zu 1984–2013 bestätigt die Annahme von Scherrer AG (2016), wonach deren Differenz zur Restwassermenge immer geringer wird und vermehrt Probleme für eine mögliche Wasserentnahme auftreten.

Der jährliche Durchschnittsabfluss in Liestal war in den letzten Jahren mehrfach deutlich unter und nur selten oberhalb des Referenzwertes von 3700 l/s (vgl. Tab. 5, Kap. 5.1.1). Wenn der Wert oberhalb des Referenzwertes liegt, ist das jedoch noch keine gesicherte Information für

einen ganzjährig genügenden Abfluss. Durch häufiger beobachtete Starkniederschlagsereignisse (Brunetti et al. 2006) und den daraus resultierenden kurzfristigen, immensen Abflussmengen kann der Mittelwert des jährlichen Durchschnittsabflusses in die Höhe getrieben werden. Die Abflussmessungen an den drei Standorten Liestal, Itingen und Ormalingen sind nicht durch die von Scherrer AG (2016) beschriebenen Auflandungen diverser Messstationen im Baselbiet betroffen. Die Daten können daher als der Realität entsprechend beurteilt werden.

Analog zum Abfluss wäre auch bei der Wassertemperatur eine längere Zeitreihe aussagekräftiger. Auch wenn eine Beurteilung der Trendentwicklung kaum möglich ist, ist die Tendenz ableitbar: Die Ergolz erwärmt sich immer stärker. In den Sommermonaten ist für den Standort Böckten mit Höchsttemperaturen von 22.1 °C die letale Temperatur für Bachforellen von 23 °C zeitnah erreicht. Die vorliegenden Resultate bestätigen die Aussage von Scherrer AG (2016), wonach auch in Jahren ohne extreme Hitzeperiode wie 2009–2014 in der Ergolz Temperaturen auftreten, die ausserhalb des bevorzugten Bereichs für Bachforellen liegen. Damit einher gehen Veränderungen und Verschiebungen der Fischregionen (Auckenthaler et al. 2017).

In den Jahren 2014, 2016 und 2018 hat sich die Ergolz in den Wintermonaten weniger stark abgekühlt als in den restlichen Jahren der Zeitreihe. In Kombination mit einem tiefen Wasserstand braucht es dadurch weniger Energie, um das Wasser zu erwärmen. Mit Blick auf die Jahre 2011, 2015 und 2018 bestätigt sich zudem die Annahme, dass bei tiefem Niedrigwasserabfluss ( $Q_{347}$ ) höhere Wassertemperaturen folgen. Die Resultate stützen somit die These von Michel et al. (2020), nach welcher die Abflussmenge einen bedeutenden Einfluss auf die Entwicklung der Wassertemperatur eines Fliessgewässers hat. Eine mögliche Gedächtnisfunktion des Fliessgewässers (Michel et al. 2020), wonach auf hohe Wassertemperaturen im Sommer auch hohe Temperaturen im Herbst erwartet werden können, kann durch die Resultate weder bestätigt noch widerlegt werden.

Im Gesamtbild repräsentieren zwei Standorte die Wassertemperatur der Ergolz. Diese können die «Heterogenität der Temperaturverhältnisse» (WFN 2018: 8) in keiner Weise widerspiegeln. Es können keine «thermischen Nischen» (WFN 2018: 8), die zum Beispiel durch Beschattung oder Grundwasserinfiltration entstehen, berücksichtigt werden. Weil bei Fischen keine selbstständige Thermoregulation möglich ist (Farrell 2016), sind diese Räume für kälteliebende Arten wie die Bachforelle während Hitzeperioden wie auch bei kurzzeitiger Erhöhung der Wassertemperatur von enormer Bedeutung (WFN 2018; Melcher et al. 2013). Problematisch wird es, wenn durch den niedrigen Wasserstand die Vernetzung zur Erreichung dieser Refugien nicht mehr gewährleistet ist. Eine langfristige Temperaturerhöhung verändert die Lebensraumparameter der Fische, wodurch diese aus ihrem bislang geeigneten Habitat verdrängt werden oder aus dem Flusssystem verschwinden (Melcher et al. 2013).

Beschattung und Exfiltration von kälterem Grundwasser beeinflussen die Erwärmung eines Fließgewässers (Auckenthaler et al. 2017; Caissie 2006) und damit auch den Verlauf der proliferativen Nierenkrankheit PKD. In Anbetracht der zunehmenden Anzahl der Tage mit PKD-Risiko an den Standorten Augst und Böckten (vgl. Tab. 7, Kap. 5.1.2), steigt das Schadenspotenzial durch PDK entlang des gesamten Gewässers an (vgl. Zopfi 2016). Zopfi (2016) stuft es von der Mündung bis zur Gemeindegrenze Liestal/Lausen als beträchtlich ein. Für den Abschnitt bis zur Gemeindegrenze Ormalingen/Rothenfluh, in dem auch die Messstation Böckten liegt, geht Zopfi (2016) von einem mittleren Schadenspotenzial aus. Durch die anhaltende Überschreitung des Schwellenwerts von 15 °C im Sommer muss mit einer erhöhten Mortalität bei Bachforellen gerechnet werden (WFN 2018). Die durch Michel et al. (2020) beschriebene Ausdehnung der Periode mit erhöhtem PKD-Risiko konnte auch in der Ergolz beobachtet werden. Der zunehmende PDK-Befall ist vor allem im Mittelland ein grosses Problem (Fischer et al. 2017).

Wie bereits im Zeitraum 2004–2008 (AUE & VJFW BL 2008), gibt es von Monitoring zu Monitoring sowohl bei den Bachforellen als auch bei den Groppen grosse Schwankungen in der Individuendichte. Um mögliche Ursachen dafür zu eruieren, dient eine Auflistung der Abfischungen entlang der Ergolz und deren Seitengewässer, die durch Daniel Zopfi erstellt wurde (Tab. A13, Kap. 10.2.3).

Der Zustand der Bachforellenpopulation ist nach Bewertung durch das «Modul-Stufen-Konzept Fische Stufe F» von Schager & Peter (2004) im Jahr 2010 in allen Untersuchungsstrecken mässig (Standort 4 und 6) bis sehr schlecht (Standort 1 und 2). Es überrascht, dass der niedrigste Wert adulter Bachforellen ( $>0^+$ ) beim Standort 2 unterhalb ARA Ergolz 2 vorgefunden wurde. Das Abwasser der ARA Ergolz 2 wird seit April 2002 unterhalb des Hülftenfalls und somit auch unterhalb der zweiten Untersuchungsstrecke in die Ergolz geleitet (Epting & Huggenberger 2016). Der  $Q_{347}$  des Jahres 2010 ist überdurchschnittlich (u. a. 634 l/s am Standort Liestal) und der jährliche Durchschnittsabfluss (3631 l/s ebenfalls am Standort Liestal) entspricht in etwa dem Referenzwert (3700 l/s) des Zeitraums 1934–2003. Folglich wurden in diesem Jahr auch keine Abfischungen durchgeführt (vgl. Tab. A13, Kap. 10.2.3). Die maximale Wassertemperatur am Standort Böckten wurde im Juli mit 20.2 °C gemessen (vgl. Tab. 6, Kap. 5.1.2). Es lag ein erhöhtes PKD-Risiko am Standort Böckten während 23 Tagen vor. Es ist davon auszugehen, dass der eher schlechte Zustand der Bachforellenpopulation auf das erhöhte PKD-Risiko zurückzuführen ist.

Im Jahr 2014 konnten am Standort 2 unterhalb ARA Ergolz 2 dreimal so viele adulte Bachforellen wie 2010 gezählt werden. Diese Entwicklung hängt vermutlich mit der 2012 und 2014 durchgeführten Revitalisierung (Epting & Huggenberger 2016) zusammen. Diverse Studien

(Rau 2010; Durrer et al. 2014; Haberthür 2014) haben gezeigt, dass sich die Fischdichte zwischen stark verbauten und revitalisierten Strecken unterscheidet. Eine Verschlechterung der Individuendichte im Jahr 2014 zwischen Liestal und Gelterkinden hängt möglicherweise mit den durchgeführten Abfischungen diverser Seitenbäche (u. a. Eibach, Homburgerbach und Diegterbach) zusammen (Tab A13, Kap. 10.2.3). Dies, obwohl im Jahr 2014 keine ausserordentlich hohen Wassertemperaturen gemessen wurden (maximale Wassertemperatur beim Standort Böckten bei 19.3 °C) und der  $Q_{347}$  für alle Messstandorte überdurchschnittlich hoch war (vgl. Tab. 4, Kap. 5.1.1). Es konnten auch keine Tage mit erhöhtem PKD-Risiko am Standort Böckten gezählt werden. Es gilt festzuhalten, dass sich eine negative Bestandsentwicklung fortsetzt (WFN 2018). Dies ist etwas überraschend, da die kantonalen Behörden sowohl die Ergolz als auch deren Zuflüsse bis 2015 durch Forellenbesatz gestützt haben (Berli et al. 2015).

Im Jahr 2018 konnten am Standort Rothenfluh Sagi 5433 Bachforellen/ha gezählt werden, wovon 1133 adulte Bachforellen/ha waren. Sowohl das Verhältnis von Jungtieren zu adulten Bachforellen als auch die Individuendichte der Bachforellen allgemein können gemäss «Modul-Stufen-Konzept Fische F» (Schager & Peter 2004) mit sehr gut bewertet werden. Das Monitoring für diesen Standort wurde bereits am 29. Mai durchgeführt. Weil die natürliche Mortalitätsrate bei 0<sup>+</sup>-Bachforellen im ersten Sommer sehr hoch ist (Burkhardt-Holm 2009; Berry et al. 2003), kann mit den vorhandenen Werten keine genaue Aussage über die natürliche Fortpflanzung getroffen werden (WFN 2018). Gleichwohl scheinen die Parameter für die Bachforellen an diesem Standort zu passen. Auf den restlichen Untersuchungsstrecken ist beim Bachforellenbestand eine rückläufige Tendenz erkennbar (WFN 2018). In Liestal (Standort 3) konnte eine etwas höhere Bachforellendichte gegenüber den restlichen Untersuchungsstrecken festgestellt werden (WFN 2018). Die niedrige Dichte adulter Bachforellen am Standort 5 unterhalb Böckten im Jahr 2018 hängt vermutlich mit der Abfischung vom Homburgerbach zusammen. Dieser lag 2017 teilweise trocken und musste abgefischt werden. Auch im Jahr 2018 wurde er abgefischt, jedoch erst nach der Datenerhebung (vgl. Tab. A13, Kap. 10.2.3). Das Abflussmittel  $Q_{347}$  erreichte an allen Messstandorten (226 l/s in Liestal, 74 l/s in Itingen und 28 l/s in Ormalingen) im Jahr 2018 den niedrigsten Stand für den Zeitraum 2009–2018. Während in Liestal und Ormalingen rund 50 % des durchschnittlichen Niedrigwasserabflusses gemessen wurde, waren es am Standort Itingen nur etwa 35 %. Der jährliche Durchschnittsabfluss in Liestal lag rund 1000 l/s unter dem langjährigen Mittel. Die Wassertemperatur beim Standort Böckten erreichte im August 2018 mit 22.1 °C den höchsten Tageswert in der zehnjährigen Messreihe und lag damit nur noch 0.9 °C unterhalb der letalen Temperatur für Bachforellen. Es wurden zudem 35 Tage mit erhöhtem PKD-Risiko am Standort Böckten gemessen. Es überrascht daher nicht, dass WFN (2018) die erhöhten Sommertemperaturen und PDK als mögliche Ursachen für den Rückgang der Bachforellenpopulation in Betracht gezogen

hat. Ergänzt werden diese beiden Eventualitäten mit geschlebeführenden Hochwassern im Winter 2017/2018, welche die Laichplätze beeinträchtigen (WFN 2018). AUE & VJFW BL (2015b) hält ein  $0^+ / > 0^+$  Verhältnis der Bachforellen von mindestens 0.4 für genügend, um ein längerfristiges Fortbestehen der Population zu gewährleisten. Hierfür ist zudem eine  $0^+$ -Dichte von mehr als 250 Ind./ha erforderlich (AUE & VJFW BL 2015b). Das bedeutet für das Jahr 2018, dass der Fortbestand der Bachforelle einzig an den Standorten Liestal Heidenloch und Rothenfluh Sagi gewährleistet ist.

Die Groppe ist die einzige Begleitart der Bachforelle, die als relevante Indikatorart der Forellenregion in der Ergolz genutzt werden kann (WFN 2018). Die Individuendichte schwankt in allen Untersuchungsstrecken im Zeitraum 2010–2018 relativ stark (WFN 2018). Bei der Elektrofischerei können Groppen relativ schlecht gefangen werden. Damit sind gewisse Schwankungen bei der Individuendichte methodisch bedingt (WFN 2018). In Augst schwanken die Bestände zwischen 10 und 246 Ind./ha für den genannten Zeitraum. Hier steht die Groppe in Konkurrenz mit der Schwarzmundgrundel und kann bei einer Zunahme von deren Beständen verdrängt werden (WFN 2018). Am Standort 2 unterhalb ARA Ergolz 2 nahm der Bestand im Jahr 2018 im Vergleich zu 2010 um 469 Ind./ha ab. Eine gegenläufige Entwicklung fand am Standort 7 Rothenfluh Sagi statt. Hier erhöhte sich der Groppenbestand von anfänglich 433 Ind./ha auf 2967 Ind./ha. Nachdem sich beim Standort Gelterkinden Postgarage die Groppenbestände im Jahr 2014 gegenüber 2010 verdreifacht hatten, erreichten sie im Jahr 2018 wieder ein ähnliches Niveau wie 2010. Inwiefern diese Entwicklung in einem Zusammenhang mit denen der adulten Bachforellen steht, ist nicht bekannt.

Neben der Bachforelle ist auch die Äsche beim Standort Augst Fussballplatz schlecht vertreten (Auckenthaler et al. 2017). Obwohl 2011 und 2012 1000 bzw. 2000 Äschen eingesetzt wurden, konnte im Jahr 2018 keine Äsche in der Ergolz festgestellt werden (WFN 2018). Gemäss Scherrer AG (2016) sind Äschen für die PKD empfänglich, jedoch in kleinerem Ausmass als Bachforellen. Es wäre zudem möglich, dass die Fische in den Rhein abgewandert sind. Die Lebensraumparameter in der Ergolz scheinen zurzeit für die Äsche beim Standort Augst Fussballplatz nicht zu stimmen.

Zusammenfassend lässt sich somit Folgendes festhalten: In der Ergolz herrscht vermehrt Niedrigwasser, und zwar über eine längere Zeit. Dies tritt nicht nur im Sommer, sondern auch im Winter auf. Auch für die Wassertemperatur sind Anstiege sowohl in den Sommermonaten als auch in den restlichen Jahreszeiten erkennbar. Mit Höchsttemperaturen um 22 °C (Böckten) liegt man auch im Oberlauf der Ergolz nur noch wenig unterhalb der für Bachforellen letalen Wassertemperatur. Seit 2009 konnte sowohl im Unter- als auch im Oberlauf der Ergolz eine Zunahme der Tage mit erhöhtem PKD-Risiko beobachtet werden. Passend dazu ist die Individuendichte der Bachforelle rückläufig, mit Ausnahme des Standorts Rothenfluh Sagi.

Dasselbe gilt für die Naturverlaichung: Der Bachforellenbestand ist nur noch an zwei Standorten (Liestal Heidenloch und Rothenfluh Sagi) ausreichend, um einen langfristigen Fortbestand der Forelle zu erwarten. Der Einfluss von trockengefallenen Seitenbächen und den daraus resultierenden Abfischungen ist bei den adulten Bachforellen deutlich erkennbar. Die Groppendichte schwankt während des Zeitraums 2010–2018 in allen Untersuchungsstrecken stark und ist mit Ausnahme der Standorte Gelterkinden Postgarage und Rothenfluh Sagi schwach.

Der schweizweite Trend des rückläufigen Fangertrags von Bachforellen (BAFU 2020) verhält sich analog zu den Beobachtungen und Entwicklungen entlang der Ergolz. Es werden immer weniger Fische gefangen. Für Fischnetz (2004) ist in vielen Fällen die generell schlechte Verfassung der Lebensräume und der PDK-Befall dafür verantwortlich. Jedoch muss man bedenken, dass immer weniger Anglerinnen und Angler Patente lösen und sich dadurch die Fangintensität verringert (Fischnetz 2004). Ein Rückgang der Bachforellen konnte in jüngster Vergangenheit auch in der Maggia (Peter & Schölzel 2017) beobachtet werden. Dasselbe gilt für die Ybbs in Österreich (Unfer et al. 2015).

#### Mit welchen Massnahmen kann die Bachforelle erhalten und eine ganzjährige Wasserführung der Ergolz gewährleistet werden?

Die Untersuchungsstrecken Augst – unterhalb Hülftenfall und Itingen sind bereits Teil der strategischen Revitalisierungsplanung des Kantons (GeoView BL 2020). Leider ist aufgrund der niedrigen Priorisierung noch kein Zeitrahmen für deren Umsetzung bekannt. Das Gesamtbild der Ergolz seit 2009 (Kap. 5.1) und die möglichen Zukunftsszenarien (Kap. 5.3) haben gezeigt, wie dringend notwendig diese Massnahmen sind.

Eine mögliche Revitalisierungsmassnahme ist der Einsatz von Buhnen. Sie lenken die Strömung, fördern die Entstehung von Kolken (BMLFUW & ÖWAV 2014), bilden Stillwasserbereiche und dienen der Strukturierung des Gewässerbetts (LG Aargau 2005). Buhnen können in Form von Blocksteinen sowie Weidenfaschinen auftreten (Huser 2020). Durch die Verengung des Abflussprofils bei Buhnenköpfen erhöht sich die Fliessgeschwindigkeit und dementsprechend auch die Variabilität der Fliessgeschwindigkeit der Ergolz (Jungwirth et al. 2003; LG Aargau 2005). Die dabei ebenfalls erhöhte Tiefenerosion (Gebler 2005) bildet eine Tiefwasserrinne und sorgt für die von Scherrer AG (2016) geforderte Tiefenvariabilität. Diese gilt als «Indikator der Habitatqualität» für Fische (Brunke et al. 2012: 107). Es gilt festzuhalten, dass der Einsatz von Buhnen über einen langen Gewässerabschnitt zu einer Verarmung der Strukturvielfalt beiträgt (LG Aargau 2005; Huser 2020).

Anders als die oben erwähnten klassischen Buhnen werden Lenkbuhnen bereits bei Niedrigwasserabfluss vollständig überströmt. Sie sorgen für Gewässerstabilisierung und -strukturierung und bilden daher einen Lösungsansatz, um den Konflikt zwischen Ökologie und menschlichen Nutzungsansprüchen zu minimieren (Sindelar & Mende 2009). Beidseitig angeordnet führen sie zu einer grossen Strömungsdiversität und verbessern dadurch die Lebensbedingungen der Fische (Mende 2014; Sindelar & Mende 2009; Sindelar et al. 2007; Grober 1998). Pinter et al. (2009) bestätigen diese Aussage anhand eines umfassenden fischökologischen Monitorings an der Mur. Ebenfalls positiv bewerten Mende & Sindelar (2010) den Einsatz der Lenkbuhnen im Ellikerbach im Kanton Zürich. Dort konnte eine Verdoppelung der Individuendichte festgestellt werden (Mende 2014; Mende & Sindelar 2010).

Die im Massnahmenkatalog vorgeschlagenen Störsteine sind sehr vielfältig einsetzbar und können beispielsweise mit Buhnen kombiniert werden. Sie sind zudem zur Gestaltung von Niederwasserrinnen sowie zur Schaffung von Stillwasserbereichen nützlich (LG Aargau 2005). Gebler (2005) befürwortet dabei einzelne gezielte Steingruppen gegenüber einer flächendeckenden Anwendung.

Totholz hat sowohl auf die Vielfalt der Gewässermorphologie als auch auf die Gewässerökologie einen positiven Einfluss (Seidel & Mutz 2012; Gebler 2005). Es erhöht die Strömungsvariabilität und wirkt unterstützend bei der Bildung von Laichplätzen und Kolken (Seidel & Mutz 2012; Hemund et al. 2015). Es dient aber auch als Rückzugsort und Habitat für Jungfische (Gebler 2005; Siemens et al. 2005). Ein Nachteil bildet das erhöhte Verkläusungsrisiko (Gebler 2005; Siemens et al. 2005; Huser 2017). Totholz kann den Hochwasserschutz vermindern. Gleichwohl sind die Forderungen nach dem Einbringen von Totholz von Jungwirth et al. (2003), BMLFUW & ÖWAV (2014), Huser (2017) und Mende et al. (2018) berechtigt. Huser (2017: 20) merkt jedoch an, dass es als «Kompensation für eine zu tiefe Wasserführung als wenig wirksam eingeschätzt wird».

Riffle- und Pool-Sequenzen wechseln sich entlang eines natürlichen Gewässers ab und können unter anderem durch Blockrampen (LG Aargau 2005) gebildet werden. Sie sorgen für eine grosse Tiefenvariabilität und Strömungsdiversität (Brunke et al. 2012). Riffle setzen sich aus abgelagertem, kiesigem Material (Sear et al. 2003) zusammen, belüften das Wasser aufgrund der Turbulenz und sind für die Reproduktion von kieslaichenden Fischarten zentral (Brunke 2008a; Brunke 2008b). Nebenbei gelten Riffle als wichtige Schutzmassnahme in Gewässern, die sich in einem morphodynamischen Ungleichgewicht befinden (Brunke 2008b). Bei Hochwassersituationen bilden sich Pools, die deutlich tiefer sind als die durchschnittliche Wassertiefe des Gewässerabschnitts, und dementsprechend auch kühler. Sie bieten Lebensraum für adulte Fische (Brunke 2008b; Brunke et al. 2012).

Für den Erhalt der kieslaichenden Bachforelle in der Ergolz ist eine erhöhte Dichte der Riffle-Pool-Sequenzen, wie im Massnahmenkatalog gefordert, unabdingbar. Scherrer AG (2016) fordert, dass die Pools durch Vegetation beschattet werden, ohne Wanderhindernisse erreichbar sind und im Idealfall in Grundwasserexfiltrationszonen angelegt werden. Dadurch dienen sie den Fischen als Refugium in den Sommermonaten (Auckenthaler et al. 2017).

Die Beschattung eines Fliessgewässers durch Ufergehölz sorgt dafür, dass eine direkte Sonneneinstrahlung unterbunden wird. Dadurch erhöht sich die Wassertemperatur weniger schnell. Diese Auswirkung kann gemäss Huser (2017) nicht quantifiziert werden, wird jedoch in einem Grossteil der Literatur angenommen (siehe u. a. Jungwirth et al. 2003; AUE & VJFW BL 2015b). Moosmann et al. (2005) gehen davon aus, dass durch eine optimale Beschattung die Wassertemperatur um bis zu 4 °C gesenkt werden kann. Die Beschattung der Ergolz ist gut. Gewisse Defizite sind innerhalb des Siedlungsgebiets erkennbar. Diese können aufgrund des Hochwasserschutzes und des Platzmangels selten behoben werden (Huser 2017). Eine Förderung der Beschattung durch Ufervegetation (Auckenthaler et al. 2017; Scherrer AG 2016; AUE & VJFW BL 2015b; Burkhardt-Holm 2009) entlang der Ergolz ist daher nicht prioritär.

Eine Niederwasserrinne stellt sicher, dass auch bei tiefer Wasserführung eine gewisse Wassertiefe vorhanden ist. Das Wasser sammelt sich in der Rinne und lässt die angrenzenden Gewässerbereiche schneller austrocknen (Huser 2017). Durch die immer geringer werdende Abflussmenge muss man sich die Frage stellen, inwiefern ein Fisch von der ganzen Gewässerbreite profitieren kann, wenn in Trockenzeiten die Wassertiefe zu gering wird, um sich fortzubewegen. Eine Niederwasserrinne kann auch in Trockenzeiten die Längsvernetzung aufrechterhalten und den Fischen die Möglichkeit bieten, in einen Tiefwasserbereich zu flüchten. Zudem erhöhen sich die Chancen, dass eine ganzjährige Wasserführung möglich ist. Bei einer Revitalisierung könnte durch das Einsetzen von asymmetrischen Querprofilen wie Bühnen eine solche pendelnde Niederwasserrinne initiiert werden (Jungwirth et al. 2003). Die Konstruktion einer solchen Niederwasserrinne stellt jedoch gemäss Huser (2017) keinen Lösungsansatz dar, da es den Vorgaben des Gewässerschutzes (Art. 37 GschG 1991) widerspricht. Jedoch lässt Art. 37 Abs. 1c GSchG (1991) einen gewissen Interpretationsspielraum zu, da darüber diskutiert werden kann, inwiefern eine Niederwasserrinne «den Zustand eines bereits verbauten oder korrigierten Gewässers im Sinn des GSchG verbessern kann» (Huser 2020). Während eine punktuell eingesetzte, pendelnde Niederwasserrinne die Strukturvielfalt erhöhen kann, würde eine durchgehende Variante eher zu einer Verarmung führen (LG Aargau 2005; Huser 2020).

Um eine ganzjährige Wasserführung auch in Zukunft zu gewährleisten, wäre eine durchgehend vorhandene Niederwasserrinne dringend notwendig. Dies wurde sowohl durch die Analyse des  $Q_{347}$  im Gesamtbild der Ergolz seit 2009 als auch durch die Modellierungen der Zukunftsszenarien deutlich. Gerade bei den Emissionsszenarien RCP2.6 und RCP4.5 kann durch ein zeitnahes Handeln bei einer Abnahme der Abflussmenge von 3–40 % im Sommer (Jul-Sep) eine ganzjährige Wasserführung realisiert werden. Da der Bau einer durchgehend vorhandenen Niederwasserrinne aus den oben genannten Gründen nicht möglich ist, muss nach einem Mittelweg gesucht werden. Die Ergolz könnte auf besonders kritischen Stellen bezüglich Wasserführung untersucht werden. An diesen Stellen könnte eine pendelnde Niederwasserrinne durch Bühnen erstellt werden. Dadurch würde die Strukturvielfalt erhöht, wodurch der bauliche Eingriff in Fliessgewässer gemäss Art. 37 Abs.1c GSchG (1991) gestattet wäre. Zudem entstünde ein Mehrwert für die Fischfauna, was sich positiv auf die Bachforellenpopulation auswirken könnte. Es braucht weitere Abklärungen, womit die Leitfrage nach Massnahmen zum Erhalt einer ganzjährigen Wasserführung der Ergolz nicht abschliessend zu beantworten ist.

Bei Revitalisierungen werden wichtige Prozesse und Elemente wiederhergestellt (Woolsey et al. 2005). Revitalisierungsmassnahmen können den Temperaturanstieg, verursacht durch den Klimawandel, teilweise kompensieren (Scherrer AG 2016). Durch die im Massnahmenkatalog vorgeschlagenen Optimierungen werden Ziele der Revitalisierung wie Vernetzung der Fliessgewässer (Scherrer AG 2016), Entfernung von Wanderhindernissen (Auckenthaler et al. 2017; AUE & VJFW BL 2015b) und Bildung einer vielfältigen Gewässerstruktur (FIBER 2012) erreicht. Die von Scherrer AG (2016) geforderte Installation von Ruderalflächen wurde im Massnahmenkatalog nicht berücksichtigt.

Die oben diskutierten Strukturelemente gehören zu den finanziell weniger aufwändigen Revitalisierungsmassnahmen (Woolsey et al. 2005). Es können dadurch die Ziele zur Verbesserung der Habitatqualität und Strömungsvariabilität mit verhältnismässig geringen Kosten erreicht werden (Mende & Sindelar 2010). Beispielhaft wird das in der Pilotstudie Ruhlander Schwarzwasser (Seidel & Mutz 2012) gezeigt. AUKS (2017) merkt an, dass durch die bei Revitalisierungen entstandenen Naherholungsgebiete auch ein Mehrwert für die Menschen generiert wird. Ein morphologisch vielfältiges Fliessgewässer wirkt ausserdem als Puffer gegenüber Hochwasser und unterstützt die Grundwasserinfiltration (Scheidegger et al. 2012).

Die Untersuchungsstrecke Liestal – Lausen beinhaltet diverse Elemente der oben genannten Revitalisierungsmassnahmen. Beobachtungen von Seiten des VJFW deuten auf eine Erhöhung der Artenvielfalt hin. Leider ist keine Erfolgskontrolle vorhanden oder geplant, die diese Beobachtungen numerisch belegen könnte und eine Entwicklung der Bachforellenpopulation beschreibt.

Die Artenvielfalt hat sich durch Revitalisierungsprojekte an diversen Schweizer Fliessgewässern (Rau 2010; Thomas & Peter 2014) verbessert. Dasselbe gilt für weitere Projekte innerhalb Europas (Vivash 1999; Brooks et al. 2004; Lepori et al. 2005; AKL 2004; Honsig-Erlenburg 2003). Studien des Revitalisierungsprojekts der Thur (Peter et al. 2008; Peter 2009; Weber et al. 2009) und einiger Flachlandflüsse in England (Pretty et al. 2003) weisen jedoch darauf hin, dass dies nicht automatisch stattfinden muss.

Bei Revitalisierungen am Biberenbach (Kt. Solothurn, AUKS 2017) und Rotigraben (Kt. Nidwalden, Rau 2010) konnte eine beachtliche Zunahme der Bachforellenpopulation erreicht werden. Dasselbe gilt für die Glan in Österreich (Honsig-Erlenburg 2003) und den Mölibach in Liechtenstein (Rau 2010). Thomas & Peter (2014) stellen anhand des Lochrütibachs (Kt. Nidwalden) fest, dass sich die Bachforelle nur sehr langsam erholt.

Durch das Projekt «BirsVital» wurde 2002–2004 die Birs unterhalb von St. Jakob revitalisiert. In einer Erfolgskontrolle hat WFN (2011) untersucht, inwiefern sich die Revitalisierungsmassnahmen auf die Fischfauna ausgewirkt haben. Es konnte eine Veränderung der Zusammensetzung der Fischfauna beobachtet werden. Diverse regionstypische und gefährdete Fischarten wie die Nase wurden vermehrt vorgefunden und haben sich im revitalisierten Bereich fortgepflanzt. Eine gegenteilige Entwicklung konnte bei der Bachforelle beobachtet werden. Nachdem diese Fischart 2001 zu den häufigsten Exemplaren gezählt hat, wurde sie 2010 kaum mehr vorgefunden. Gerade das Fehlen adulter Tiere ist augenfällig und eine natürliche Fortpflanzung scheint nur bedingt zu funktionieren. Als Gründe hierfür werden die proliferative Nierenkrankheit (PKD) und ein nicht optimaler Lebensraum – der Bereich wird der Äschenregion zugeordnet – genannt. Nichtsdestotrotz wird das Revitalisierungsprojekt «BirsVital» aus fischökologischer Sicht als grosser Erfolg gewertet, da eine grössere Artenvielfalt und eine höhere Fischdichte vorhanden ist (WFN 2011).

Für die Ergolz darf somit mit einer deutlichen Verbesserung der Habitatqualität und -vielfalt durch die Revitalisierungsmassnahmen gerechnet werden. Es ist denkbar, dass das Wiederherstellen der Lebensräume für die Fischfauna die Artenvielfalt vergrössert und die Fischdichte erhöht. Die Niederwasserrinne könnte einen wichtigen Beitrag zum Erhalt der ganzjährigen Wasserführung leisten und die Vernetzung des Fliessgewässers gewährleisten. Die Nachteile der Niederwasserrinne wie das schnelle Austrocknen der angrenzenden Gewässerbereiche sind bekannt und wiegen gleichwohl weniger schwer als die Tatsache, dass die Fischgängigkeit nicht mehr gewährleistet ist. Die Revitalisierungsmassnahmen sind keine Garantie für den Erhalt einzelner Arten, und somit können die vorgeschlagenen Massnahmen allein den Erhalt der Bachforelle in der Ergolz nicht garantieren. Jedoch zeigen die Ergebnisse des Gesamtbilds der Ergolz seit 2009 und der Modellierung möglicher Zukunftsszenarien die Dringlichkeit eines zeitnahen Handelns.

Die Forderungen im Massnahmenkatalog sind baulicher Art. Unterstützend für eine ganzjährige Wasserführung würde das Einleiten von lokal genutztem Wasser in lokale Oberflächengewässer wirken (Auckenthaler et al. 2017). Dasselbe gilt für den Vorschlag, dass bei «dezentraler Wasserversorgung auch die Abwasserreinigung dezentral betrieben wird» (Scherrer AG 2016: 22). Findet das nicht statt, wird der Ergolz im Oberlauf Wasser entzogen, welches erst wieder im Unterlauf dazustösst. Das Abwasser bildet bei Niedrigwasser einen beträchtlichen Anteil (teilweise über 40 %, Scherrer AG 2016) und sorgt durch sein Fehlen im Oberlauf für eine Verschärfung der Niedrigwassersituation. Es sollte mit den Anrainern des Flusses zudem eine Diskussion um den Wasserbedarf sowie die Trink-, Brauch- und Grundwassernutzung geführt werden. Die menschlichen Aktivitäten sollten die gegebenen Tendenzen nicht zusätzlich verstärken. Je weniger Wasser gebraucht wird, desto mehr steht der Ergolz zur Verfügung, was wiederum der Erwärmung und Austrocknung des Fliessgewässers entgegenwirkt. Eine weitere Möglichkeit wäre die Bildung von Retentionsbecken (Scherrer AG 2016). Diese würden bei Hochwasser gefüllt und könnten in Trockenzeiten zusätzliches Wasser in die Ergolz einspeisen. Zudem dient die Retention der Grundwasserneubildung (Haider 2014). Die Retentionsbecken wurden im Massnahmenkatalog nicht erwähnt, da sie viel Platz benötigen und hohe finanzielle Aufwände mit sich bringen. Der Vorteil dieser Becken wäre zudem, dass es dem Hochwasserschutz dienen würde (Bongartz 2003; Haider 2014; Kreiter 2006). Gemäss BAFU (2012) sollte der Bedarf solcher (Mehrzweck-) Speicher überprüft werden.

Zopfi (2016), Scherrer AG (2016) und Auckenthaler et al. (2017) verlangen zudem eine Förderung von lokalen, genetisch angepassten Fischpopulationen. Dafür soll auf regelmässiges Abfischen verzichtet werden können. Weiter sollte Forellenbesatz, wenn möglich, vermieden werden, da auch nach langjährigen Besatzmassnahmen kein Mehrwert festgestellt werden konnte (Berli et al. 2015).

### Mit welchen Veränderungen wird die Ergolz aufgrund der möglichen Zukunftsszenarien konfrontiert?

Bereits im Zeitraum 2009–2018 fielen Abschnitte der Ergolz während Extremjahren trocken (vgl. Abb. A13, Kap. 10.2.3). Die in den Zukunftsszenarien vorausgesagte Abnahme der Abflussmenge in den Sommermonaten unterstreicht die Aussagen von Huser (2017) und Auckenthaler et al. (2017), wonach das temporäre Trockenfallen diverser Abschnitte der Ergolz häufiger auftritt. Wie häufig dies der Fall sein wird, hängt von den «lokalen morphologischen Ausprägungen des Flussbetts» ab (BAFU 2012: 62). Jedoch ist der Erhalt der ganzjährigen Wasserführung bei einer Abnahme der Abflussmenge von 78 % wie beim Emissionsszenario RCP8.5 nicht realistisch. Dadurch gehen Refugien der Fische verloren, und die Vernetzung des Fliessgewässers wird beeinträchtigt, was zur Folge hat, dass die Fische sich nicht mehr

in kältere Bereiche zurückziehen können. Auckenthaler et al. (2017) halten die daraus resultierenden Abfischungen aus ökologischen und ökonomischen Gründen nicht mehr für möglich und raten dazu, auf eine fischereiliche Bewirtschaftung dieser Abschnitte zu verzichten. Die Abnahme der Abflussmenge zeigt zudem, wie wichtig der Rückfluss von ARA-Wasser ist, welcher in Trockenzeiten für eine Linderung der Niedrigwassersituation sorgen kann.

Ebenfalls bedenklich ist eine Abnahme der Abflussmenge im Winter wie es beim Emissionsszenario RCP8.5 modelliert wurde (Zeitraum 2078–2090, Abb. 44, Kap. 5.3). Die Laichgruben der Bachforellen könnten trockenfallen, was zu einer Auslöschung ganzer Generationen führen könnte (Huser 2017). In den Zukunftsszenarien ist jedoch nicht erkennbar, ob der Abfluss regelmässig oder durch gelegentliches Hochwasser das Niveau des Referenzzeitraums erreicht. Durch eine Zunahme von Starkniederschlagsereignissen können Laichgruben auch bei den Emissionsszenarien RCP2.6 und RCP4.5 trockenfallen. Eine tiefe Wasserführung mit gelegentlichem Hochwasser ist für den Laich ebenfalls nicht von Vorteil. Die Laichgruben können durch die Kraft des Hochwassers freigelegt oder weggeschoben und zerstört werden (Jungwirth et al. 2003). Die positiven Veränderungen der Abflussmengen im Winter – mit Ausnahme des Zeitraums 2078–2090 beim RCP8.5 – stützen die vom SKF (2019) formulierte Prognose, wonach zukünftig im Winter mehr Niederschlag fällt, was sich für die Fische wiederum positiv auswirken würde.

Die von BAFU (2012) und Meyer et al. (2011) erwartete Abnahme des  $Q_{347}$  und die Verlängerung der Niedrigwasserperioden werden durch die präsentierten Zukunftsszenarien bestätigt. Dasselbe gilt für die Aussage, wonach die Veränderungen in ferner Zukunft deutlicher ausfallen. Eine Ausnahme bildet dabei das Emissionsszenario RCP2.6. Hier werden stärkere Abflussrückgänge im Zeitraum 2053–2065 erwartet. Dies ist auf eine Zunahme der Niederschläge gegen Ende des Jahrhunderts zurückzuführen (Michel 2020b). Die von Scherrer AG (2016) prognostizierten negativen Veränderungen der Abflussmenge von 18–64 % weisen ein geringeres Streuungsmuster auf als die hier präsentierten Zukunftsszenarien (3–78 %).

Weil die Grundwasserneubildung zu einem beachtlichen Teil über Flusswasserinfiltration geschieht (Auckenthaler et al. 2017), ist die Bevölkerung direkt von den Auswirkungen der Abflussabnahme betroffen. Die Bildung von Retentionsbecken, wie von Scherrer AG (2016) verlangt, würde dabei Abhilfe schaffen.

Weniger Abfluss und höhere Lufttemperaturen führen zu einer stärkeren Erwärmung des Fliessgewässers (Michel et al. 2020). Die modellierte Wassertemperaturerhöhung im Sommer und Winter deckt sich mit den Prognosen von Müller et al. (2019) und führt die von Michel et al. (2020) beobachtete Trendentwicklung fort. Die in den Modellierungen berechnete Erhöhung der durchschnittlichen Wassertemperatur für die Sommermonate Juli bis September von 1.1–4.5 °C liegen im selben Rahmen wie diejenigen von Auckenthaler et al. (2017; 1.5–4.5 °C).

Letztere stützen sich dabei auf Daten der CH2011-Klimaszenarien. Scherrer AG (2016) rechnet sogar mit einer Erwärmung von bis zu 5.8 °C für diverse Baselbieter Fließgewässer. Die Modellierungen aus Kapitel 5 beinhalten keine konvektiven Ereignisse wie lokale Gewitter. Nach Gewittern konnten teilweise kurzzeitige Wassertemperaturerhöhung von bis zu 3 °C gemessen werden (persönliche Mitteilung D. Zopfi). Damit wäre man beim Emissionsszenario RCP8.5 zeitweise bei einer Erhöhung der Wassertemperatur von 7.5 °C. Es wäre daher wichtig, «stossartige Einleitungen von überhitztem Wasser» (Scherrer AG 2016: 21) zu verhindern.

Weltweit wird auf den gemässigten Breiten mit einer starken Wassertemperaturzunahme der Fließgewässer gerechnet. Webb & Walsh (2004) rechnen für diverse Flüsse in Grossbritannien bis 2080 mit einer Zunahme von bis zu 4 °C im Vergleich zur Jahrtausendwende. In Dänemark wird für den Zeitraum 2070–2100 mit einer Zunahme von 2 °C gerechnet (Pedersen & Sand-Jensen 2007; Sand-Jensen & Pedersen 2005). Als Referenzzeitraum dienen die Jahre 1961–1990. Den gleichen Referenzzeitraum verwenden Morrison et al. (2002). Er prognostiziert eine Wassertemperaturzunahme für Südwestkanada von 1.5 °C (2040–2069) bzw. 2 °C (2070–2099). Die aufgeführten Prognosen zur erwarteten Wassertemperatur der Fließgewässer wurden mehrheitlich zu Beginn des 21. Jahrhunderts erstellt. Sie verfügen über veraltete Klimamodelle und sind daher mit Vorbehalt zu betrachten.

Die Bachforelle gerät im Sommer selbst bei einer Erhöhung von nur 1.1 °C (RCP2.6) unter Druck. Bereits heute betragen die Wassertemperaturen an manchen Stellen der Ergolz fast 23 °C (Kap. 5.1.2). Mit einer durchschnittlichen Erhöhung der Wassertemperatur von 1.1–4.5 °C in den Sommermonaten wird es in Zukunft Maximaltemperaturen von deutlich mehr als 23 °C geben. Durch die Temperaturzunahme steigt der Stressfaktor für die Bachforellen, und der Sauerstoffgehalt im Wasser sinkt (Reiser 1979). Dies hat eine erhöhte Mortalität bei adulten Bachforellen zur Folge. Natürlich kann die Wassertemperatur durch punktuell vorhandene Beschattung durch Ufervegetation von diesen Werten abweichen.

Es ist zudem mit einer Zunahme von PKD-infizierten Fischen zu rechnen (Burkhardt-Holm 2009; Ros 2016). Durch die Temperaturerhöhungen werden die Anzahl Tage und Zeiträume, in denen die Marke von 15 °C überschritten wird, weiter zunehmen. Es ist also vermehrt mit Abgängen bei Bachforellen aufgrund der proliferativen Nierenerkrankung zu rechnen. Zudem könnten Gebiete oberhalb von Ormalingen zukünftig von PKD befallen werden.

In allen Modellierungen möglicher Zukunftsszenarien ist auch eine Zunahme der Wassertemperatur im Winter erkennbar. Sie liegt in einem ähnlichen Bereich (0.3–2.8 °C), wie die von Scherrer AG (2016) erwartete Temperaturerhöhung von 0.2–2.2 °C. Damit entwickeln sich die Trends im Sommer und Winter unterschiedlich schnell. Es bestätigt sich die Vermutung von Michel et al. (2020), nach welcher mit einer zunehmenden Temperaturdifferenz zwischen den

beiden Jahreszeiten gerechnet werden kann. Wärmere Wassertemperaturen im Winter können für den Laich der Bachforelle fatale Folgen haben. Bei zu hoher Temperatur erfolgt eine unerwünschte Entwicklung des Laichbestands. Wie bereits erwähnt, ist eine Wassertemperatur von 1–9 °C (Jungwirth & Winkler 1984) wünschenswert für eine optimale Entwicklung der Jungtiere. Keinesfalls sollte die Wassertemperatur die Schwelle von 12 °C überschreiten (Frost & Brown 1967). Verwendet man als Referenz die durchschnittliche Wassertemperatur des Gesamtbilds der Ergolz seit 2009 (5.8 °C), dann befindet man sich bei jedem Emissions-szenario unterhalb der Grenze der von Jungwirth & Winkler (1984) beschriebenen optimalen Wassertemperatur. Es sei jedoch angemerkt, dass Tageshöchsttemperaturen deutlich über diesen 9 °C liegen können.

Obwohl karpfenartige Fische wie Elritzen mit höheren Wassertemperaturen besser zurecht- kommen, ist eine solche Temperaturerhöhung für die ganze Fischfauna der Ergolz problema- tisch (Scherrer AG 2016). Es muss mit einer Veränderung der Fischpopulation (Auckenthaler et al. 2017) gerechnet werden.

#### Hat die Forellenregion eine Zukunft in der Ergolz?

Ähnlich wie in diversen Gewässern des Mittellandes (Fischnetz 2004; Burkhardt-Holm 2009) wird die Forellenregion in der Ergolz durch die Temperaturzunahme flussaufwärts gedrängt. Weil es in dieser Richtung jedoch natürliche Wanderhindernisse gibt (Abb. 2, Kap. 2.1) und die Abflussmenge zu gering wird, verringert sich das Gebiet der Ergolz, welches der Forellen- region zugeordnet werden kann, stetig. Durch eine solche Habitatverschiebung (Filipe et al. 2013) und der daraus resultierenden Verkleinerung der Forellenregion (Melcher et al. 2013) ist ein Fortbestand der Bachforelle in der Ergolz äusserst fraglich. Dasselbe gilt für die Bach- forelle in diversen Mittellandflüssen (Burkhardt-Holm 2009). Durch den Klimawandel müssen sich diese Leitarten genetisch anpassen, oder sie verschwinden (Auckenthaler et al. 2017).

## 6.2 Reflexionen

Wie bereits erwähnt, ist der gewählte Zeitraum 2009–2018 zu kurz für eine quantitative Ana- lyse der Entwicklung von Abfluss und Wassertemperatur. Negativ für das Gesamtbild ist zu- dem die niedrige Dichte an Messstationen. Es konnte deswegen keine aussagekräftige Inter- polation durchgeführt werden. Somit war es nicht möglich, die Wassertemperatur und den Ab- fluss in gleichem Masse wie die Fischdichte darzustellen. Ebenfalls erschwerend kommt hinzu, dass sich die Messstandorte (Abfluss, Wassertemperatur und Fischmonitoring) nicht am glei- chen Ort befinden. Die Entwicklung der Fischdichte hätte man dadurch besser mit der Was- sertemperatur und dem Abfluss in Verbindung bringen können. Wie von WFN (2018) gefordert,

hätte das Übereinstimmen der Messstationen zudem Aufschluss geben können, in welchen Bereichen eine ganzjährige Wasserführung bzw. die Vernetzung des Fliessgewässers gefährdet ist. Deshalb wäre für ein optimales Monitoring eine höhere Dichte an Messstationen nötig.

Die von Scherrer AG (2016) und Auckenthaler et al. (2017) angesprochenen Überschätzungen der Niedrigwasserabflüsse sind bezüglich der Ergolz ein seltenes Problem und betreffen vor allem deren Seitengewässer. Gleichwohl gilt es, die Messstellen regelmässig zu warten und Geschiebeablagerungen zu entfernen. Die von Scherrer AG (2016) geforderte Installation von Niederwasserrinnen bei den Messstationen scheint angesichts der Zukunftsaussichten dringend notwendig zu sein. Die Messungen der Abflussmenge und der Wassertemperatur sollen weiterhin durchgeführt werden. Sie bilden die Grundlage für eine bessere Einschätzung der zukünftigen Entwicklungen (Scherrer AG 2016). Dasselbe gilt für Grundwasserstände (Auckenthaler et al. 2017). Sie sollten künftig in das Gesamtbild der Ergolz miteinbezogen werden.

Die Karten zur Bachforellen- und Groppendichte weisen aufgrund der Interpolation eine gewisse Fehleranfälligkeit auf. Exemplarisch dafür steht die Karte (Abb. 33, Mitte), bei der aufgrund der Distanz zweier Messpunkte eine künstliche Abnahme der Dichte stattgefunden hat. Bei Interpolationen können zudem keine Informationen zur Morphologie des Flusssystemes miteinbezogen werden. Kleinere Wanderhindernisse, die zu einer Differenzierung der Fischdichte beitragen, werden dadurch nicht berücksichtigt. Wie beim Abfluss und der Wassertemperatur ist der Untersuchungszeitraum relativ kurz und langfristige Trends sind schwierig zu erkennen.

Wie beim Abfluss und der Wassertemperatur gilt es, das Langzeit-Monitoring der Fischdichte fortzuführen. Es liefert «wertvolle Informationen zur Bestandsentwicklung der einzelnen Fischarten in der Ergolz» (WFN 2018: 1). Die Befischung sollte, wie bereits von Schager & Peter (2004), Scherrer AG (2016) und WFN (2018) gefordert, permanent im Herbst durchgeführt werden. Dadurch können Rückschlüsse auf die Naturverlaichung (AUE & VJFW BL 2005) gezogen, Auswirkungen von eingeleiteten Massnahmen identifiziert (WFN 2018) und die Ergebnisse mit bekannten Erwartungswerten (WFN 2018) verglichen werden.

Der Massnahmenkatalog richtet den Schwerpunkt auf die Verbesserung der Fischfauna, insbesondere auf den Erhalt der Bachforelle. Zwingend sollten Erfolgskontrollen der Revitalisierungen durchgeführt werden, um Informationen über die Wirkung der Revitalisierung und die Entwicklung der Fischfauna zu erhalten. Darauf wurde bekanntlich beim revitalisierten Bereich zwischen Liestal und Lausen verzichtet. Anstelle der im Massnahmenkatalog angewendeten subjektiven Bewertungsmethode zur Habitatcharakterisierung von Schager & Peter (2004) könnte man den sogenannten hydro-morphologischen Index der Diversität (HMID) von Gostner & Schleiss (2012) verwenden. Dieser nutzt hydraulische Grössen, um ein Habitat zu charakterisieren.

Für die Modellierungen der Zukunftsszenarien wurde eine neue Methode verwendet. Sie ist Teil des Auftrags des Bundesamts für Umwelt an die EPFL zur «Bildung einer homogenen Datengrundlage für Wassertemperaturmodellierung in der Schweiz» (BAFU 2012: 67). Für die Schweiz gibt es somit keine vergleichbaren Studien. Deshalb gibt es kaum Vergleichswerte, und es gestaltet sich schwierig, Vergleichsliteratur dafür zu finden. Die Vergleiche mit Scherrer AG (2016) und Auckenthaler et al. (2017) zeigen jedoch, dass die Ergebnisse plausibel zu sein scheinen. Jedoch beruhen diese Vergleiche nicht auf den gleichen Zukunftsszenarien. Die verwendeten Modellierungen beinhalten keine konvektiven Einflüsse wie lokale Gewitter. Ebenfalls nicht berücksichtigt werden die ARA-Einleitungen und der Einfluss der Beschattung durch Ufervegetation.

## 7. Fazit

Das Gesamtbild der Ergolz seit 2009 zeigt, dass die Bachforelle (*Salmo trutta*) bereits heute stark unter Druck ist. Sie kämpft mit tiefen Wasserständen, hohen Wassertemperaturen und streckenweiser Austrocknung. Die Wassertemperaturen nähern sich in den Sommermonaten immer mehr dem für Bachforellen letalen Bereich. Die Erwärmung des Fliessgewässers verändert die für eine Forellenregion typischen Parameter und erhöht das PKD-Risiko. Dies macht sich in der Entwicklung der Bachforellenbestände bemerkbar. Immer weniger Bereiche der Ergolz verfügen über eine ausreichende Naturverlaidung, um den Fortbestand der Bachforelle zu gewährleisten. Gleichwohl müssen die aus den Ergebnissen und Interpolationen erkennbaren «Trends» aufgrund des kurzen Zeitraums mit Vorsicht betrachtet werden. Die im Massnahmenkatalog vorgeschlagenen Revitalisierungsmassnahmen, wie der Einsatz von Buhnen, Störsteinen und Totholz, können dazu beitragen, dass sich die Bachforelle an die durch den Klimawandel veränderten Bedingungen der Ergolz anpassen kann. Das Ziel einer ganzjährigen Wasserführung in der Ergolz kann nicht einzig durch die vorgeschlagenen Massnahmen erreicht werden. Zudem verringert der Bau einer für notwendig empfundenen, durchgehenden Niederwasserrinne die Strukturvielfalt des Fliessgewässers und steht deshalb in Konflikt mit dem Gewässerschutzgesetz. Hierfür muss in einer nachfolgenden Arbeit nach Lösungen gesucht werden. Somit konnte diese Leitfrage nicht endgültig beantwortet werden. Die Modellierungen möglicher Zukunftsszenarien unterstreichen die Dringlichkeit der Revitalisierungsmassnahmen. Der Abfluss nimmt vor allem in den Sommermonaten drastisch ab. Selbst bei der Einleitung von Massnahmen zum Erhalt einer ganzjährigen Wasserführung wird die Ergolz vermutlich in Zukunft häufiger und über längere Zeit trockenfallen. Zudem erhöht sich die Wassertemperatur der Ergolz ganzjährig massiv, unter anderem bedingt durch den fehlenden Abfluss. Dies begünstigt die Ausbreitung von karpfenartigen Fischen und hat Einfluss auf den Lebensraum der Bachforelle. Es findet aufgrund der Wassertemperaturzunahme eine Habitatverschiebung flussaufwärts statt. Daraus resultiert eine Verkleinerung der Forellenregion. Die Zukunft der Bachforelle in der Ergolz ist unter diesen Umständen äusserst fraglich.

## 8. Ausblick

In einem weiteren Arbeitsschritt sollte die kurzfristige Wassertemperaturerhöhung der Ergolz bei einem Gewitter nach längerer Trockenheit untersucht werden. Dasselbe gilt für deren Auswirkungen auf die Fischfauna. Zudem sollte der Frage nachgegangen werden, welchen Einfluss die Zukunftsaussichten der Ergolz auf die Grundwasserstände haben. Ebenfalls gilt es, die Wichtigkeit der Grundwasserexfiltration für die Ergolz zu untersuchen.

Während Scherrer AG (2016) die ARA-Einleitungen als nicht problematisch betrachtet, haben Fischer et al. (2017) einen erhöhten PKD-Befall unterhalb dieser Einleitungen festgestellt. Während einer wochenlangen Trockenheit im April 2020 konnte zudem ein stark erhöhter Algenbefall unterhalb der ARA-Einleitung Ergolz 1 festgestellt werden (Abb. 4, Kap. 2.1). Deshalb sollte, wie bereits von AUE & VJFW BL (2015b) gefordert, der Einfluss der ARA Ergolz 1 und Ergolz 2 auf die Fischfauna Gegenstand einer Untersuchung werden. Ebenfalls untersucht werden sollte der Einfluss der Winterhochwasser auf die Forellenbestände (WFN 2018) und die möglichen Folgen für das Gewässer, wenn die Leitart (z. B. Bachforelle) fehlt.

Der Massnahmenkatalog beinhaltet keine Untersuchungsstrecke im Flussabschnitt zwischen Sissach und Rothenfluh. Dieser könnte in einer Fortsetzung der Arbeit zusätzlich berücksichtigt werden. Gleichermassen könnten Massnahmen zu den wichtigsten Zuflüssen der Ergolz bestimmt werden.

Die präsentierten Modellierungen der Zukunftsszenarien beinhalten nur die Klimamodell-Projektion SMHI-RCA-MPIESM-EUR44. In einem weiteren Arbeitsschritt könnte man durch den Mittelwert aller vorhandenen Klimamodell-Projektionen die Resultate optimieren. In zukünftigen Modellierungen wäre zudem die Berücksichtigung eines Zeitraums von 2030–2050 sinnvoll. Dieser gäbe Aufschluss über die Herausforderungen, mit denen bei der Ergolz in naher Zukunft zu rechnen ist. Es könnte zudem den Druck für ein baldiges Umsetzen der Revitalisierungsmassnahmen erhöhen.

## 9. Literaturverzeichnis

- Abteilung Landschaft und Gewässer, Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Kanton Aargau (LG Aargau) (Hrsg.) (2005): Renaturierungs- und Unterhaltsarbeiten an Gewässern. Praxishilfe. Online verfügbar. URL: [http://www.ag.ch/media/kanton\\_aargau/bvu/dokumente\\_2/umwelt\\_\\_natur\\_\\_landschaft/hochwasserschutz\\_1/gewaesserunterhalt\\_1/praxishilfe\\_renaturierungs-\\_und\\_unterhaltsarbeiten.pdf](http://www.ag.ch/media/kanton_aargau/bvu/dokumente_2/umwelt__natur__landschaft/hochwasserschutz_1/gewaesserunterhalt_1/praxishilfe_renaturierungs-_und_unterhaltsarbeiten.pdf) [Zugriff: 02.05.2020]
- Aeschlimann A. (2020): Klimawandel: Wasserbau und Fischerei sind gefordert. In: Aqua viva, die Zeitschrift für Gewässerschutz, 01/20. Online verfügbar. URL: [https://www.kompetenzzentrum-fischerei.ch/fileadmin/user\\_upload/Adrian\\_Aeschlimann\\_Aquaviva\\_D.pdf](https://www.kompetenzzentrum-fischerei.ch/fileadmin/user_upload/Adrian_Aeschlimann_Aquaviva_D.pdf) [Zugriff: 29.03.2020]
- Akademien der Wissenschaften Schweiz (AWS) (Hrsg.) (2016): Brennpunkt Klima Schweiz. Grundlagen, Folgen und Perspektiven. Swiss Academies Reports 11 (5). Online verfügbar. URL: [https://naturwissenschaften.ch/uuid/2b06c5fb-cc63-5e48-a6f8-4c011eb84888?r=20190807115818\\_1565159762\\_07094532-cb73-5262-aaea-e901e7ba3a51](https://naturwissenschaften.ch/uuid/2b06c5fb-cc63-5e48-a6f8-4c011eb84888?r=20190807115818_1565159762_07094532-cb73-5262-aaea-e901e7ba3a51) [Zugriff: 09.04.2020]
- Amt für Landwirtschaft und Natur (LANAT) (Hrsg.) (2019): Fischereibewirtschaftung Sense. Online verfügbar. URL: <https://www.vol.be.ch/vol/de/index/natur/fischerei/projekte/Sensebericht.html> [Zugriff: 29.03.2020]
- Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 18 – Wasserwirtschaft (AKL) (Hrsg.) (2004): LIFE Projekt Auenverbund Obere Drau. Online verfügbar. URL: [http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/files/book/LIFE99\\_NAT\\_A\\_006055\\_Endbericht\\_Monitor.pdf#page=18&zoom=auto,0,819](http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/files/book/LIFE99_NAT_A_006055_Endbericht_Monitor.pdf#page=18&zoom=auto,0,819) [Zugriff: 03.05.2020]
- Amt für Umweltschutz und Energie (AUE) (Hrsg.) (2005): Biologische Untersuchung Ergolz 2005. Online verfügbar. URL: [https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/jagd-und-fischerei/fischereiwesen/fischfauna-untersuchungsberichte/downloads/ergolz\\_biolog\\_2005.pdf/@@download/file/ergolz\\_biolog\\_2005.pdf](https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/jagd-und-fischerei/fischereiwesen/fischfauna-untersuchungsberichte/downloads/ergolz_biolog_2005.pdf/@@download/file/ergolz_biolog_2005.pdf) [Zugriff: 02.04.2020]
- Amt für Umweltschutz und Energie & Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen BL (AUE & VJFW BL) (Hrsg.) (2005): Die Fischfauna der Ergolz – Erhebung 2003. Online verfügbar. URL: <https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/jagd-und-fischerei/fischereiwesen/fischfauna-untersuchungsberichte/downloads/fischfauna-ergolz-2003.pdf/@@download/file/fischfauna-ergolz-2003.pdf> [Zugriff: 02.04.2020]

Amt für Umweltschutz und Energie & Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen BL (AUE & VJFW BL) (Hrsg.) (2008): Aufbau einer naturnahen Fischfauna in der Ergolz – Zwischenbericht 2008. Online verfügbar. URL: <https://www.baselland.ch/fileadmin/baselland/files/docs/vsd/vjf/fisch/fischfauna-ergolz-2008.pdf> [Zugriff: 17.05.2020]

Amt für Umweltschutz und Energie & Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen BL (AUE & VJFW BL) (Hrsg.) (2011): Aufbau einer naturnahen Fischfauna in der Ergolz – Zwischenbericht 2010. Online verfügbar. URL: <https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/jagd-und-fischerei/fischereiwesen/fischfauna-untersuchungsberichte/downloads/fischfauna-ergolz-2010.pdf> [Zugriff: 17.03.2020]

Amt für Umweltschutz und Energie & Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen BL (AUE & VJFW BL) (Hrsg.) (2012): Aufbau einer naturnahen Fischfauna in der Ergolz – Zwischenbericht 2012. Online verfügbar. URL: <https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/jagd-und-fischerei/fischereiwesen/fischfauna-untersuchungsberichte/downloads/fischfauna-ergolz-2012.pdf> [Zugriff: 17.03.2020]

Amt für Umweltschutz und Energie & Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen BL (AUE & VJFW BL) (Hrsg.) (2015a): Aufbau einer naturnahen Fischfauna in der Ergolz – Zwischenbericht 2014. Online verfügbar. URL: <https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/jagd-und-fischerei/fischereiwesen/fischfauna-untersuchungsberichte/downloads/fischfauna-ergolz-2014.pdf/@@download/file/fischfauna-ergolz-2014.pdf> [Zugriff: 17.03.2020]

Amt für Umweltschutz und Energie & Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen BL (AUE & VJFW BL) (Hrsg.) (2015b): Übersicht über den Zustand der Fischfauna der Baselbieter Gewässer 2002-2007 und 2013/2014. Online verfügbar. URL: [https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/medienmitteilungen/fischbestand-in-baselbietern-gewassern-luckenhaft/downloads/mitvgd\\_2015-03-30\\_fischfauna.pdf/@@download/file/mitvgd\\_2015-03-30\\_fischfauna.pdf](https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/medienmitteilungen/fischbestand-in-baselbietern-gewassern-luckenhaft/downloads/mitvgd_2015-03-30_fischfauna.pdf/@@download/file/mitvgd_2015-03-30_fischfauna.pdf) [Zugriff: 17.03.2020]

Amt für Umweltschutz und Energie & Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen BL (AUE & VJFW BL) (Hrsg.) (2018): Aufbau einer naturnahen Fischfauna in der Ergolz – Zwischenbericht 2016. Online verfügbar. URL: <https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/jagd-und-fischerei/fischereiwesen/fischfauna-untersuchungsberichte/downloads/bericht-fischmonitoring-ergolz-2016.pdf> [Zugriff: 17.03.2020]

- Amt für Umwelt des Kantons Solothurn (AUKS) (Hrsg.) (2017): Revitalisierung Biberenbach im Ortsteil Bibern. Erfolgskontrolle nach fünf Jahren. Online verfügbar. URL: [https://so.ch/fileadmin/internet/bjd/bjd-afu/pdf/wasser/315\\_ui\\_31\\_biberenbach.pdf](https://so.ch/fileadmin/internet/bjd/bjd-afu/pdf/wasser/315_ui_31_biberenbach.pdf) [Zugriff: 09.05.2020]
- Arora R., Tockner K. & M. Venohr (2016): Changing river temperatures in northern Germany: trends and drivers of change. In: *Hydrol. Process.*, 30, 3084–3096. Online verfügbar. URL: <https://doi.org/10.1002/hyp.10849> [Zugriff: 04.04.2020]
- Aschwanden H. (1990): Einsatz von Kurzzeitmessungen zur Bestimmung der Abflussmenge  $Q_{347}$ . In: *Gas-Wasser-Abwasser*, 70(1), 20-28.
- Aschwanden H. & C. Kan (1999): Die Abflussmenge  $Q_{347}$ : Eine Standortbestimmung. In: *Hydrologische Mitteilungen-Landeshydrologie und -geologie Bern*, 1-27.
- Auckenthaler A., Gysin C., Zopfi D., Kienzler P., Scherrer S., Naef D. & R. Frauchiger (2017): Auswirkungen des Klimawandels. Wasserhaushalt, Landwirtschaft und Fischerei – Situation im Kanton Basel-Landschaft. In: *Aqua & Gas, Fachzeitschrift*, Nr. 6. Online verfügbar. URL: [https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/amt-fur-wald/dokumentation/downloads/fa-auckenthaler-high.pdf/@@download/file/FA\\_Auckenthaler\\_high.pdf](https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/amt-fur-wald/dokumentation/downloads/fa-auckenthaler-high.pdf/@@download/file/FA_Auckenthaler_high.pdf) [Zugriff: 01.04.2020]
- Bettge K., Segner H., Burki R., Schmidt-Posthaus H. & T. Wahli (2009): Proliferative Kidney Disease (PKD) of rainbow trout: Temperature- and time-related changes of *Tetracapsuloides bryosalmonae* DNA in the kidney. In: *Parasitology* 136(6): 615-625.
- Berli B.I., Kläfiger Y. & W. Salzburger (2014): Genetische Populationsstruktur der Bachforellen (*S. trutta*) im oberen Teil der Birs zwischen Delsberger Becken (JU) und Aesch (BL). *Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen Baselland*.
- Berli B.I., Kläfiger Y. & W. Salzburger (2015): Genetische Zusatzanalyse anhand mitochondrialer Bachforellen-DANN im oberen Teil der Birs zwischen Aesch und Delsberger Becken, sowie im Einzugsgebiet der Ergolz. *Veterinär-, Jagd- und Fischereiwesen Baselland*. Hrsg.: VJF BL, 1-24. Online verfügbar. URL: [https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/jagd-und-fischerei/fischereiwesen/fischfauna-untersuchungsberichte/downloads/bachforelle-zusatzanalyse.pdf/@@download/file/bachforelle\\_\\_zusatzanalyse.pdf24](https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/jagd-und-fischerei/fischereiwesen/fischfauna-untersuchungsberichte/downloads/bachforelle-zusatzanalyse.pdf/@@download/file/bachforelle__zusatzanalyse.pdf24) [Zugriff: 15.04.2020]
- Berry W., Rubinstein N., Melzia B & B. Hill (2003): The biological effects of suspended and bedded sediment (SABS) in aquatic systems: a review. USEPA, Washington DC, 58 ff.

- Blinker (Hrsg.) (2020): Forellenregion. Online verfügbar. URL: [www.blinker.de](http://www.blinker.de) [Zugriff: 13.06.2020]
- Bongartz M. (2003): Vorbeugender Hochwasserschutz im Rahmen der Regionalplanung in Nordrhein-Westfalen. In *Raumforschung und Raumordnung Spatial Research and Planning*, 61(5), 379–394. Online verfügbar. URL: <https://doi.org/10.1007/BF03183881> [Zugriff: 17.05.2020]
- Brooks A.P., Gehrke P.C., Jansen J.D. & T.B. Abbe (2004): Experimental reintroduction of woody debris on the Williams River, NSW: Geomorphic and ecological responses. In: *River Research and Applications* 20(5): 513-536.
- Brunetti M., Maugeri M., Nanni T., Auer I., Bohm R. & W. Schoner (2006): Precipitation variability and changes in the greater alpine region over the 1800 –2003 period. In: *J Geophys Res [Atmos]* 111, D11107. DOI: 10.1029/2005JD006674
- Brunke M. (2008a): Hydromorphologische Indikatoren für den ökologischen Zustand der Fischfauna der unteren Forellenregion im norddeutschen Tiefland. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 5, 234–244.
- Brunke M. (2008b): Furten und Kolke in Fließgewässern: Morphologie, Habitatfunktion und Maßnahmenplanung. In: *Jahresbericht des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein 2007/2008*, S. 199-212. Online verfügbar. URL: <https://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/upool/gesamt/jahrbe07/Furte%20und%20Kolke.pdf> [Zugriff: 02.05.2020]
- Brunke M., Purps M. & C. Wirtz (2012): Furten und Kolke in Fließgewässern des Tieflands: Morphologie, Habitatfunktion für Fische und Renaturierungsmaßnahmen. In: *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung (HyWa)*, Heft 3, 56. Jahrgang: 100-110. Online verfügbar. URL: [http://www.hywa-online.de/download/fachartikel-10-5675hywa\\_20123\\_1/](http://www.hywa-online.de/download/fachartikel-10-5675hywa_20123_1/) [Zugriff: 02.05.2020]
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) (Hrsg.) (2001): Die biogeografischen Regionen der Schweiz. In: *Umwelt-Materialien Nr. 137. Natur und Landschaft*. 41 Seiten.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU) (Hrsg.) (2012): Auswirkungen der Klimaänderung auf Wasserressourcen und Gewässer. Synthesebericht zum Projekt «Klimaänderung und Hydrologie in der Schweiz» (CCHydro). Bundesamt für Umwelt, Bern. In: *Umwelt-Wissen* 1217, 76 S.

- Bundesamt für Umwelt (BAFU) (Hrsg.) (2020): Eidgenössische Fischereistatistik. Online verfügbar. URL: <https://www.fischereistatistik.ch/de/statistics?tt=0&dt=0&at=0&st=0&dp=0&ar=CH&wt=0&th=11&un=1&in=0&sp=%2070012> [Zugriff: 09.05.2020]
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserkraft (BMLFUW) & Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV) (Hrsg.) (2014): Fließgewässer erhalten und entwickeln. Praxisfibel zur Pflege und Instandhaltung. 2., vollständig überarbeitete Auflage. Wien. Online verfügbar. URL: [https://www.bmlrt.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/foerderungen/foerd\\_hochwasserschutz/praxisfibel\\_2014.html](https://www.bmlrt.gv.at/wasser/wasser-oesterreich/foerderungen/foerd_hochwasserschutz/praxisfibel_2014.html) [Zugriff: 02.05.2020]
- Burkhardt-Holm P. (2009): Klimawandel und Bachforellenrückgang – gibt es einen Zusammenhang? Resultate aus der Schweiz. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 21, 177-185.
- Caissie D. (2006): The thermal regime of rivers: a review. In: Freshwater Biology, 51(8), S. 1389 – 1406.
- Carletti F. (2020): Climate projections for sites with sparse data coverage: the Mera catchment.
- Chaston I. (1969): Seasonal activity and feeding pattern of brown trout (*Salmo trutta*) in a Dartmoor stream in relation to availability of food. In: J.Fish.Res.Bd.Canada. 26: 2165-2171.
- CH2018 (Hrsg.) (2018): CH2018 – Climate Scenarios for Switzerland, Technical Report, National Centre for Climate Services, Zurich, 271 pp. Online verfügbar. URL: [https://www.nccs.admin.ch/dam/nccs/de/dokumente/website/klima/CH2018\\_Technical\\_Report.pdf.download.pdf/CH2018\\_Technical\\_Report.pdf](https://www.nccs.admin.ch/dam/nccs/de/dokumente/website/klima/CH2018_Technical_Report.pdf.download.pdf/CH2018_Technical_Report.pdf) [Zugriff: 09.04.2020]
- Comola F., Schaeffli B., Rinaldo A. & M. Lehning (2015): Thermodynamics in the hydrologic response: travel time formulation and application to Alpine catchments. In: Water Resources Research, 51(3), 1671-1687. Online verfügbar. URL: <https://doi.org/10.1002/2014WR016228> [Zugriff: 08.04.2020]
- Crisp D.T. (1963): A preliminary survey of brown trout (*Salmo trutta* L.) and bullheads (*Cottus gobio* L.) in high altitude becks. In: Salmon and Trout Magazine 167: S. 45-59.
- Die Bundesversammlung der Schweizerischen Eidgenossenschaft (Hrsg.) (1991): Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG) vom 24. Januar

1991 (Stand am 1. Januar 2020). Online verfügbar. URL: <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19910022/202001010000/814.20.pdf> [Zugriff: 14.05.2020]

Dressmann D., Graf D. & K. Witte (Hrsg.) (2011): *Evolutionsbiologie. Moderne Themen für den Unterricht*. Spektrum Akademischer Verlag Heineberg.

Durrer S., Kirchhofer A., Schälchli U., Seippel, A., Sieber P. & C. Tesini (2014): *Niederwassergerinne*. Hrsg.: Kantone Luzern, Zürich und Aargau Kantonaler Lehrmittelverlag Luzern, 1-112.

Eidgenössisches Institut für Schnee- und Lawinenforschung (SLF) (Hrsg.) (2020a): *Alpine 3D*. Online verfügbar. URL: <https://www.slf.ch/de/services-und-produkte/alpine-3d.html> [Zugriff: 08.04.2020]

Eidgenössisches Institut für Schnee- und Lawinenforschung (SLF) (Hrsg.) (2020b): *Alpine3D: Model principles*. Online verfügbar. URL: [https://models.slf.ch/docserver/alpine3d/html/model\\_principles.html](https://models.slf.ch/docserver/alpine3d/html/model_principles.html) [Zugriff: 08.04.2020]

Eklöv A.G., Greenberg L.A., Brönmark C., Larsson P. & O. Berglund (1999): Influence of water quality, habitat and species richness on brown trout populations. In: *Journal of Fish Biology* 54: S. 33-44.

Elliott J.M., Hurley M.A. & R.J. Fryer (1995): A new, improved growth model for brown trout, *Salmo trutta*. In: *Functional Ecology* 9: 290-298.

Elliott J.M. & N. Allonby (2013): An experimental study of ontogenetic and seasonal changes in the temperature preferences of unfed and fed brown trout, *Salmo trutta*. In: *Freshwater Biology* 58 (9), 1840-1848.

Epting J. & P. Huggenberger (2016): *Teilprojekt 2: Flussnahe Trinkwasserefassungen. Regionale Wasserversorgung Basel-Landschaft 21*. Online verfügbar. URL: <https://www.basel-land.ch/politik-und-behorden/direktionen/bau-und-umweltschutzdirektion/umweltschutz-energie/wasser/wasserversorgung/publikationen/downloads/tp2-fluss-grundwasser-interaktion.pdf/@@download/file/TP2%20Fluss-Grundwasser-Interaktion.pdf> [Zugriff: 02.04.2020]

Environmental Systems Research Institute (ESRI) (Hrsg.) (2020a): *ArcGIS Release 10.6*. Redlands, CA.

Environmental Systems Research Institute (ESRI) (Hrsg.) (2020b): *IDW*. Online verfügbar. URL: <https://desktop.arcgis.com/de/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/idw.htm> [Zugriff: 14.04.2020]

- Farrell A.P. (2016): Pragmatic perspective on aerobic scope: peaking, plummeting, pejus and apportioning. In: *Journal of Fish Biology*, 88(1), 322-343.
- Filipe A.F., Markovic D., Pletterbauer F., Tisseuil C., De Wever A., Schmutz S., Bonada N. & J. Freyhof (2013): Forecasting fish distribution along stream networks: brown trout (*Salmon trutta*) in Europe, Diversity and Distributions. Online verfügbar. URL: <http://doi.wiley.com/10.1111/ddi.12086> [Zugriff: 26.03.2020]
- Fischer S., Fischer M., Schirmer K. & I. Werner (2017): Wirkungsorientierte Gewässerüberwachung: Biomonitoring mit Forellen. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). Abschlussbericht 2017. Dübendorf: Oekotoxzentrum, Eawag/EPFL. Online verfügbar. URL: <https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag:16097> [Zugriff: 09.05.2020]
- Fischnetz (Hrsg.) (2004): Dem Fischrückgang auf der Spur. Schlussbericht des Projekts Netzwerk Fischrückgang Schweiz ‚Fischnetz‘. EAWAG, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 178 S
- Frost W.E. & M.E. Brown (1967): *The trout*. Collins Ed., London, S. 286ff.
- Gallice A., Bavay M., Brauchli T., Comola F., Lehning M. & H. Huwald (2016): StreamFlow 1.0: an extension to the spatially distributed snow model Alpine3D for hydrological modelling and deterministic stream temperature prediction. In: *Geoscientific Model Development*, 9(12), 4491-4519. Online verfügbar. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-4491-2016> [Zugriff: 06.04.2020]
- Gebler R.-J. (2005): Entwicklung naturnaher Bäche und Flüsse. Massnahmen zur Strukturverbesserung. Walzbachthal: Verlag Wasser + Umwelt, 1 – 74.
- GeoView BL (Hrsg.) (2020): *GIS-Fachstelle*. Online verfügbar. URL: [https://geoview.bl.ch/?map\\_x=2617445&map\\_y=1260575&map\\_zoom=4&tree\\_group\\_layers\\_Gewässer=wasserbaukonzept\\_ueberflutung%2Cwasserbaukonzept\\_revitalisierung\\_sohle%2Cwasserbaukonzept\\_revitalisierung\\_gewaesser%2Cwasserbaukonzept\\_revitalisierung\\_aue%2Cwasserbaukonzept\\_hochwasserschutz%2Cwasserbaukonzept\\_ausdolung%2Cwasserbaukonzept\\_laengsvernetzung&tree\\_groups=Gewässer](https://geoview.bl.ch/?map_x=2617445&map_y=1260575&map_zoom=4&tree_group_layers_Gewässer=wasserbaukonzept_ueberflutung%2Cwasserbaukonzept_revitalisierung_sohle%2Cwasserbaukonzept_revitalisierung_gewaesser%2Cwasserbaukonzept_revitalisierung_aue%2Cwasserbaukonzept_hochwasserschutz%2Cwasserbaukonzept_ausdolung%2Cwasserbaukonzept_laengsvernetzung&tree_groups=Gewässer) [Zugriff: 13.04.2020]
- Gerstmeier R. & T. Romig (1998): *Die Süßwasserfische Europas*. Kosmos Verlag.
- Gostner W. & A. Schleiss (2012): Index für hydro-morphologische Diversität. In: *Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie*. BAFU, Bern. Merkblatt 3. Online verfügbar. URL:

[https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/uw-umwelt-wissen/merkblatt\\_3\\_indexfuerhydro-morphologischesdiversitaet.pdf.download.pdf/merkblatt\\_3\\_indexfuerhydro-morphologischesdiversitaet.pdf](https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/uw-umwelt-wissen/merkblatt_3_indexfuerhydro-morphologischesdiversitaet.pdf.download.pdf/merkblatt_3_indexfuerhydro-morphologischesdiversitaet.pdf) [Zugriff: 02.05.2020]

Grober O. (1998): Ökologisch orientierte Gewässerinstandhaltungen mit naturnaher dynamischer Landschaftseingliederung nach Grundsätzen von V. Schauburger in der Region Mariazell an der Salza und ihren Nebenbächen. Zusammenstellung der Baubezirksleitung Bruck/Mur.

Gruner Böhlinger AG (Hrsg.) (2015): Wasserbaukonzept Kanton Basel-Landschaft. Erläuterungsbericht. Online verfügbar. URL: [https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/regierungsrat/medienmitteilungen/aus-der-sitzung-des-regierungsrates-16/downloads/mitbud\\_2015-12-01\\_wasserbaukonzept\\_2015.pdf/@download/file/mit-bud\\_2015-12-01\\_wasserbaukonzept\\_2015.pdf](https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/regierungsrat/medienmitteilungen/aus-der-sitzung-des-regierungsrates-16/downloads/mitbud_2015-12-01_wasserbaukonzept_2015.pdf/@download/file/mit-bud_2015-12-01_wasserbaukonzept_2015.pdf) [Zugriff: 13.04.2020]

Haberthür M., Amt für Umwelt Appenzell Ausserrhoden (Hrsg.) (2014): Zustand der appenzellischen Fließgewässer 2013. S. 1-114. Online verfügbar. URL: [https://www.ar.ch/fileadmin/user\\_upload/Departement\\_Bau\\_Volkswirtschaft/Amt\\_fuer\\_Umwelt/Umwelt/Publikationen/Merkblaetter/Umwelt/Fliessgewaesseruntersuchung\\_2013\\_allgemBericht\\_AR\\_AI.pdf](https://www.ar.ch/fileadmin/user_upload/Departement_Bau_Volkswirtschaft/Amt_fuer_Umwelt/Umwelt/Publikationen/Merkblaetter/Umwelt/Fliessgewaesseruntersuchung_2013_allgemBericht_AR_AI.pdf) [Zugriff: 12.05.2020]

Haider S. (2014): Retention in unseren Flüssen. In: Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 66(1-2), 59–66. <https://doi.org/10.1007/s00506-013-0128-9> [Zugriff: 17.05.2020]

Hari R. E., Livingstone D. M., Sieber R., Burkhardt-Holm P. & H. Güttinger (2006): Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. In: *Global Change Biology* 12, 10-26.

Héland M. (1973): Observations préliminaires sur la compétition inter spécifique entre le vairon *Phoxinus phoxinus* (L.) et àlevin de truite commune *Salmo trutta*. In: L. Bull. Fr., Piscic., 250, S. 5-16.

Hemund C., Hartmann O., Mende M., Dönni W. & G. Zürcher (2015): Holz im Wasser. Totes Holz für lebendige Gewässer. Online verfügbar. URL: [http://www.vol.be.ch/vol/de/index/natur/fischerei/renaturierungsfonds.assetref/dam/documents/VOL/LANAT/de/Natur/Fischerei/RenF/DE\\_Holz\\_im\\_Wasser\\_151209\\_web.pdf](http://www.vol.be.ch/vol/de/index/natur/fischerei/renaturierungsfonds.assetref/dam/documents/VOL/LANAT/de/Natur/Fischerei/RenF/DE_Holz_im_Wasser_151209_web.pdf) [Zugriff: 02.05.2020]

Hinz L.C. & M.J. Wiley (1997): Growth and production of juvenile trout in Michigan Streams: influence of temperature. Michigan Department of Natural Resources, Lansing, S. 25ff.

- Honsig-Erlenburg W. (2003): Fischökologische Verbesserungen der Glan durch Revitalisierung in Ebenthal – Österreichs Fischerei – 56: 221 - 229. Online verfügbar. URL: [https://www.zobodat.at/pdf/CAR\\_193\\_113\\_0309-0310.pdf](https://www.zobodat.at/pdf/CAR_193_113_0309-0310.pdf) [Zugriff: 09.05.2020]
- Huet M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courants. In: Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 11: 333–351
- Huet M. (1954): Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes. In: Bulletin français de Pisciculture, (175), 41-53.
- Huser M., Amt für Umweltschutz und Energie (AUE) (Hrsg.) (2017): Kläranlagen im Einzugsgebiet der Ergolz – Einfluss auf die Wasserführung der Oberflächengewässer. Internes PDF-Dokument.
- Huser M. (2020): Niederwasserrinne in der Ergolz. Email: [marin.huser@bl.ch](mailto:marin.huser@bl.ch)
- Hütte M. (2000): Ökologie und Wasserbau: ökologische Grundlagen von Gewässerverbauungen und Wasserkraftnutzung. Parey-Buchverlag im Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, S. 280ff.
- Jakob A. (2010): Temperaturen in Schweizer Fließgewässern – Langzeitbeobachtung. In: GWA 3/2010. S. 221–231.
- Jungwirth M. & H. Winkler (1984): The temperature dependence of embryonic development of Grayling (*Thymallus thymallus*, L.), Danube Salmon (*Hucho hucho*, L.), Arctic Char (*Salvelinus alpinus*, L.) and Brown Trout (*Salomon trutta fario*, L.). In: Aquaculture 6: S. 315-327.
- Jungwirth M., Haidvogel G., Moog O., Muhar S. & S. Schmutz (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien.
- Kirchhofer A., Breitenstein M. & B. Zaugg (2007): Rote Liste der Fische und Rundmäuler der Schweiz. Hrsg.: Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Neuenburg. In: Umwelt-Vollzug Nr. 0734. 64 S. Online verfügbar. URL: [https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/biodiversitaet/uv-umwelt-vollzug/rote\\_liste\\_der\\_gefaehrdenartenderschweizfischeundrundmaeuler.pdf.download.pdf/rote\\_liste\\_der\\_gefaehrdenartenderschweizfischeundrundmaeuler.pdf](https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/biodiversitaet/uv-umwelt-vollzug/rote_liste_der_gefaehrdenartenderschweizfischeundrundmaeuler.pdf.download.pdf/rote_liste_der_gefaehrdenartenderschweizfischeundrundmaeuler.pdf) [Zugriff: 12.06.2020]
- Kreiter T. (2006): Dezentrale und naturnahe Retentionsmassnahmen als Beitrag zum Hochwasserschutz in mesoskaligen Einzugsgebieten der Mittelgebirge. Univ. Trier. Online verfügbar. URL: [https://ubt.opus.hbz-nrw.de/opus45-ubtr/files/244/Dissertation\\_Kreiter\\_2007.pdf](https://ubt.opus.hbz-nrw.de/opus45-ubtr/files/244/Dissertation_Kreiter_2007.pdf) [Zugriff: 17.05.2020]

- Küttel S., Peter A. & A. Wüest (2002): Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer, Rhône Revitalisierung, Publikation 1.
- Lehning M., Völksch I., Gustafsson D., Nguyen T.A., Stähli M. & M. Zappa (2006): AL-PINE3D: a detailed model of mountain surface processes and its application to snow hydrology. In: *Hydrological Processes*, 20(10), 2111-2128. Online verfügbar. URL: <https://doi.org/10.1002/hyp.6204> [Zugriff: 07.04.2020]
- Lepori F., Palm D. & B. Malmqvist (2005): Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition. In: *Journal of Applied Ecology* 42(2):228-238.
- Mader H., Steidl T. & R. Wimmer (1996): Abflussregime Österreichischer Fließgewässer. Beitrag zu einer bundesweiten Fließgewässertypologie. Umweltbundesamt. Monographien, Bd. 82, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien, S. 192ff.
- Malicky H. (1978): Der Temperaturgang einiger niederösterreichischer Gebirgsbäche. In: *Wetter und Leben*. Sonderdruck, Jg. 30: S. 170-183.
- Melcher A., Pletterbauer F., Kremser H. & S. Schmutz (2013) Temperaturansprüche und Auswirkungen des Klimawandels auf die Fischfauna in Flüssen und unterhalb von Seen. In: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 65, 408-417.
- Mende M. & C. Sindelar (2010): Instream River Training - Lenkbuhnen und Pendelrampen. Beitrag zum 15. Gemeinschafts-Symposium der Wasserbau-Institute TU München, TU Graz und ETH Zürich vom 1.-3. Juli 2010 in Wallgau, Oberbayern, S. 35 – 44
- Mende M. (2014): Naturnaher Uferschutz mit Lenkbuhnen - Grundlagen, Analytik und Bemessung. Online verfügbar. URL: [http://publikationsserver.tu-braunschweig.de/servlets/MCRFileNodeServlet/digibib\\_derivate\\_00036371/Diss\\_Matthias\\_Mende.pdf](http://publikationsserver.tu-braunschweig.de/servlets/MCRFileNodeServlet/digibib_derivate_00036371/Diss_Matthias_Mende.pdf) [Zugriff: 02.05.2020]
- Mende M., Huber A., Schlienger S. & F. Studer (2018): Verwendung von Lenkbuhnen im naturnahen Gewässerunterhalt am Beispiel der Kempt in Fehraltorf / Kanton Zürich. In: *Ingenieurbiologie* Heft Nr. 4/17, 27. Jahrgang: 12-18.
- Meyer R., Schädler B., Viviroli D. & R. Weingartner (2011): Klimaänderung und Niedrigwasser. Auswirkungen der Klimaänderung auf die Niedrigwasserverhältnisse im Schweizer Mittelland für 2021-2050 und 2070-2099. Schlussbericht CCHydro – Modul 4. Online verfügbar. URL: [https://www.researchgate.net/profile/Bruno\\_Schaedler/publication/296331766\\_Auswirkungen\\_der\\_Klimaänderung\\_auf\\_die\\_Niedrigwasserverhalt-](https://www.researchgate.net/profile/Bruno_Schaedler/publication/296331766_Auswirkungen_der_Klimaänderung_auf_die_Niedrigwasserverhalt-)

- nisse\_im\_Schweizer\_Mittelland\_fur\_2021-2050\_und\_2070-2099\_Schlussbericht\_CCHydro\_-\_Modul\_4/links/56d469ac08aed6a7b275c257/Auswirkungen-der-Klimaaenderung-auf-die-Niedrigwasserverhaeltnisse-im-Schweizer-Mittelland-fuer-2021-2050-und-2070-2099-Schlussbericht-CCHydro-Modul-4.pdf [Zugriff: 21.05.2020]
- Michel A., Brauchli T., Lehning M., Schaefli B. & H. Huwald (2020): Stream temperature and discharge evolution in Switzerland over the last 50 years: annual and seasonal behavior. In: Hydrol. Earth Syst. Sci., 24, S. 115-142. Online verfügbar. URL: <https://doi.org/10.5194/hess-24-115-2020> [Zugriff: 04.04.2020]
- Michel A. (2020a): Climate model projections. Email: [adrien.michel@epfl.ch](mailto:adrien.michel@epfl.ch)
- Michel A. (2020b): Data basis of future scenarios. Email: [adrien.michel@epfl.ch](mailto:adrien.michel@epfl.ch)
- Michel A. (2020c): Summary of the downscaling method. Email: [adrien.michel@epfl.ch](mailto:adrien.michel@epfl.ch)
- Michel A. (in Vorbereitung): Downscaling CH2018 from daily to hourly resolution.
- Microsoft Corporation (Hrsg.) (2018): Microsoft Excel. Online verfügbar. URL: <https://office.microsoft.com/excel> [Zugriff: 15.03.2020]
- Moatar F. & J. Gailhard (2006): Water temperature behaviour in the River Loire since 1976 and 1881. In: Comptes Rendus Geoscience, 338(5), 319–328. Online verfügbar. URL: <https://doi.org/10.1016/j.crte.2006.02.011> [Zugriff: 04.04.2020]
- Moosmann L., Schmid M. & A. Wüest (2005): Einfluss der Beschattung auf das Temperaturregime der Orbe. EAWAG, Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz.
- Morrison J., Quick C.M. & G.G.M. Foreman (2002): Climate change in the Fraser River watershed: flow and temperature projections. In: Journal of Hydrology, 263, 230-244.
- Müller-Ferch G., Ambühl H., Bresch D.N., Croci-Maspoli M., Engel T., Hama M. & T. Stocker (2019): CH-Impacts. Klimaszenarien CH2018 und daraus abgeleitete Folgen für die Schweiz–wie weiter? Grundlagenbericht des Vorprojekts. ETH Zürich.
- Naef F., Margreth M. & M. Floriancic (2015): Festlegung von Restwassermengen: Q347, eine entscheidende, aber schwer zu fassende Grösse. In: Wasser Energie Luft, 1-107.
- National Centre for Climate Services (NCCS) (Hrsg.) (2019a): Grundlagen zum Klima. Online verfügbar. URL: <https://www.nccs.admin.ch/nccs/de/home/klimawandel-und-auswirkungen/grundlagen-zum-klima.html> [Zugriff: 09.04.2020]

- National Centre for Climate Services (NCCS) (Hrsg.) (2019b): Klimaszenarien verstehen. Online verfügbar. URL: <https://www.nccs.admin.ch/nccs/de/home/klimawandel-und-auswirkungen/schweizer-klimaszenarien/klimaszenarien-verstehen.html#1237028146> [Zugriff: 09.04.2020]
- Pardé M. (1933): Fleuves et rivières. A. Coun, Paris.
- Pedersen N.L. & K. Sand-Jensen (2007): Temperature in lowland Danish streams: contemporary patterns, empirical models and future scenarios. In: Hydrological Processes, 21, 348-358.
- Peter A., Schager E. & C. Weber (2008): Fischökologische Anforderungen an den Wasserbau. In: VAW Mitteilungen 208:811-821.
- Peter A. (2009): Flussrevitalisierungen - Lernbeispiele für Wissenschaft und Praxis. In: Wasser Energie Luft 101(3):213-218.
- Peter A. & N. Schölzel (2017): Fischökologische Untersuchungen in der Maggia für die Jahre 2015/2016: Beurteilung des Zustandes der Bachforellenpopulation. Studie im Auftrag des Ufficio della caccia e della pesca des Kantons Tessin. 48 S. Online verfügbar. URL: [https://m4.ti.ch/fileadmin/DT/temi/pesca/rapporti/Fischokologische\\_Untersuchungen\\_Maggia\\_2015-2016.pdf](https://m4.ti.ch/fileadmin/DT/temi/pesca/rapporti/Fischokologische_Untersuchungen_Maggia_2015-2016.pdf) [Zugriff: 21.05.2020]
- Pinter K., Unfer G. & C. Wiesner (2009): Fischbestandserhebung der Mur im Bereich St. Michael. Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Wien.
- Pretty J.L., Harrison S., Shepherd D., Smith C., Hildrew A. & R. Hey (2003): River Rehabilitation and Fish Populations: Assessing the Benefit of Instream Structures. In: Journal of Applied Ecology 40(2):251-265.
- Rat der Europäischen Union (Hrsg.) (2000): Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Massnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.
- Rau C.S. (2010): Oekologische Erfolgskontrolle von Revitalisierungsmassnahmen an kleinen Bächen (Master thesis). 114 p. Online verfügbar. URL: <https://www.dora.lib4ri.ch/ea-wag/islandora/object/eawag:12966> [Zugriff: 09.05.2020]
- Reiser D.W. (1979): Habitat requirements of anadromous salmonids. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station. In: General Technical Report PNW-96, 1-54.

- Ros A. (2016): PKD in Baden-Württemberg: Erreger, Verbreitung und Klimawandel. In: AUF AUF, Heft 3. 20-22. Online verfügbar. URL: [https://www.researchgate.net/profile/Albert\\_Ros/publication/316455382\\_PKD\\_in\\_Baden-Wurttemberg\\_Erreger\\_Verbreitung\\_und\\_Klimawandel/links/58ff5d61a6fdcc8ed50da472/PKD-in-Baden-Wuerttemberg-Erreger-Verbreitung-und-Klimawandel.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Albert_Ros/publication/316455382_PKD_in_Baden-Wurttemberg_Erreger_Verbreitung_und_Klimawandel/links/58ff5d61a6fdcc8ed50da472/PKD-in-Baden-Wuerttemberg-Erreger-Verbreitung-und-Klimawandel.pdf) [Zugriff: 21.05.2020]
- RStudio Team (Hrsg.) (2020): RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA. Online verfügbar. URL: <http://www.rstudio.com/> [Zugriff: 02.02.2020]
- Sachkundenachweis Fischerei (SaNa) (Hrsg.) (2020): *Bachforelle*. Online verfügbar. URL: <http://www.anglerausbildung.ch> [Zugriff: 03.03.2020]
- Sand-Jensen K. & N.L. Pedersen (2005): Differences in temperature, organic carbon and oxygen consumption among lowland streams. In: *Freshwater Biology*, 50, 1927-1937.
- Schager E. & A. Peter (2004): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Fische Stufe F. In: *Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 44*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern: 63 S. Online verfügbar: [https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/uv-umwelt-vollzug/methoden\\_zur\\_untersuchungundbeurteilungderfliessgewaesserfisches.pdf.download.pdf/methoden\\_zur\\_untersuchungundbeurteilungderfliessgewaesserfisches.pdf](https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/uv-umwelt-vollzug/methoden_zur_untersuchungundbeurteilungderfliessgewaesserfisches.pdf.download.pdf/methoden_zur_untersuchungundbeurteilungderfliessgewaesserfisches.pdf) [Zugriff: 19.04.2020]
- Scheidegger C., Werth S., Gostner W., Schleiss A. & A. Peter (2012): Förderung der Dynamik bei Revitalisierungen. In: *Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie*. BAFU, Bern. Merkblatt 1. Online verfügbar. URL: [https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/uw-umwelt-wissen/merkblatt\\_1\\_foerderungderdynamikbeirevitalisierungen.pdf.download.pdf/merkblatt\\_1\\_foerderungderdynamikbeirevitalisierungen.pdf](https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wasser/uw-umwelt-wissen/merkblatt_1_foerderungderdynamikbeirevitalisierungen.pdf.download.pdf/merkblatt_1_foerderungderdynamikbeirevitalisierungen.pdf) [Zugriff: 02.05.2020]
- Scherrer AG (Hrsg.) (2016): Gesamtsynthese: Handlungsempfehlungen zur Nutzung von Fließgewässern unter veränderten klimatischen Bedingungen – Massnahmen in der Landwirtschaft, bei der Brauchwassernutzung und der Fischerei. Online verfügbar. URL: [https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/jagd-und-fischerei/aktuell/downloads/bericht-scherrerag-2016-11-30-gesamtsynthese.pdf/@@download/file/Bericht\\_ScherrerAG\\_2016-11-30\\_Gesamtsynthese-Anpassung-an-den-Klimawande....pdf](https://www.baselland.ch/politik-und-behorden/direktionen/volkswirtschafts-und-gesundheitsdirektion/jagd-und-fischerei/aktuell/downloads/bericht-scherrerag-2016-11-30-gesamtsynthese.pdf/@@download/file/Bericht_ScherrerAG_2016-11-30_Gesamtsynthese-Anpassung-an-den-Klimawande....pdf) [Zugriff: 04.04.2020]
- Schmidt-Posthaus H., Hirschi R. & E. Schneider (2015): Proliferative Kidney Disease in brown trout: Infection level, pathology and mortality under field conditions. In: *Diseases*

- of Aquatic Organisms 114(2): 139-146. Online verfügbar. URL: [https://www.researchgate.net/profile/Heike\\_Schmidt-Posthaus/publication/272377138\\_Proliferative\\_kidney\\_disease\\_in\\_brown\\_trout\\_Infection\\_level\\_pathology\\_and\\_mortality\\_under\\_field\\_conditions/links/56aa5fa508ae8f386566322a/Proliferative-kidney-disease-in-brown-trout-Infection-level-pathology-and-mortality-under-field-conditions.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Heike_Schmidt-Posthaus/publication/272377138_Proliferative_kidney_disease_in_brown_trout_Infection_level_pathology_and_mortality_under_field_conditions/links/56aa5fa508ae8f386566322a/Proliferative-kidney-disease-in-brown-trout-Infection-level-pathology-and-mortality-under-field-conditions.pdf) [Zugriff: 21.05.2020]
- Schweizerische Fischereiberatungsstelle (FIBER) (Hrsg.) (2012): Revitalisierung von Fließgewässern. Fische im Fokus. Online verfügbar. URL: [http://www.fischereiberatung.ch/docs/inhalt/fiber\\_revitalisierung.pdf](http://www.fischereiberatung.ch/docs/inhalt/fiber_revitalisierung.pdf) [Zugriff: 03.05.2020]
- Schweizerisches Kompetenzzentrum Fischerei (SKF) (Hrsg.) (2019): Pressekommentar: Wasserbau und Fischerei im (Klima-)Wandel – ein Projekt im Rahmen des Pilotprogramms Anpassung an den Klimawandel des Bundes. Online verfügbar. URL: <https://www.kompetenzzentrum-fischerei.ch/home/aktuell/> [Zugriff: 12.03.2020]
- Sear D.A., Newson M.D. & C.R. Thorne (2003): Guidebook of Applied Fluvial Geomorphology. – R&D Technical Report FD1914. Defra/Environment Agency. Flood and Coastal Defence R&D Programme. 233 S.
- Seidel M. & M. Mutz (2012): Hydromorphologische Entwicklung von Tieflandbächen durch Holzeinsatz – Vergleich von Einbauvarianten im Ruhlander Schwarzwasser. In: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung (HyWa), Heft 3, 56. Jahrgang: 100-110. Online verfügbar. URL: [http://www.hywa-online.de/download/fachartikel-10-5675hywa\\_20123\\_3/](http://www.hywa-online.de/download/fachartikel-10-5675hywa_20123_3/) [Zugriff: 02.05.2020]
- Siemens M.v., Hanfland S., Binder W., Herrmann M. & W. Rehklaue (2005): Totholz bringt Leben in Flüsse und Bäche. Landesfischereiverband Bayern e. V. und Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. München.
- Sindelar C., Knoblauch H., Badura H. & O. Grober (2007): Monitoring of a bent training structure at the River Mur. In: Proc. of the Conference Hydraulic Measurements and Experimental Methods, Lake Placid, USA, S. 118-123.
- Sindelar C. & M. Mende (2009): Lenkbuhnen zur Strukturierung und Stabilisierung von Fließgewässern. In: Wasserwirtschaft, (1-2), 70-75. Online verfügbar. URL: [https://graz.pure.elsevier.com/files/1084685/FA12\\_Sindelar.pdf](https://graz.pure.elsevier.com/files/1084685/FA12_Sindelar.pdf) [Zugriff: 02.05.2020]
- Statzner B. & B. Higler (1985): Questions and Comments on the River Continuum Concept. In: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 42(5): S. 1038-1044.

- Tarboton D.G. (1997): A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. In: *Water Resour. Res.*, 33, 309–319. Online verfügbar. URL: <https://doi.org/10.1029/96WR03137> [Zugriff: 08.04.2020]
- Thomas G. & A. Peter (2014): Erholung von Fischgemeinschaften nach Fließgewässer-Revitalisierungen. In: *Wasser Energie Luft* 106, 47–54. Online verfügbar. URL: <https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag:7606> [Zugriff: 09.05.2020]
- Unfer G., Holzer G., Gallowitsch M., Gumpinger C., Hundlinger R. & M. El-Matbouli (2015): Ausbruch der PKD (Proliferative kidney disease) im Kamp im Sommer 2014. In: *Österreichs Fischerei*. Jahrgang 68. 104-108. Online verfügbar. URL: [https://www.researchgate.net/profile/Georg\\_Holzer3/publication/278016470\\_Ausbruch\\_der\\_PKD\\_Proliferative\\_kidney\\_disease\\_im\\_Kamp\\_im\\_Sommer\\_2014/links/557840e808aeb6d8c01f1075.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Georg_Holzer3/publication/278016470_Ausbruch_der_PKD_Proliferative_kidney_disease_im_Kamp_im_Sommer_2014/links/557840e808aeb6d8c01f1075.pdf) [Zugriff: 21.05.2020]
- Vivash R. (1999): *Manual of river restoration techniques*. The River Restoration Centre, Silsoe, UK.
- Viviroli D., Zappa M., Gurtz J. & R. Weingartner (2009): An introduction to the hydrological modelling system PREVAH and its pre- and post-processing-tools. In: *Environmental Modelling & Software*, 24(10): 1209–1222. Online verfügbar. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.04.001> [Zugriff: 08.04.2020]
- Wahli T. & D. Zopfi (2016): Vergleich der Empfänglichkeit von Lachs (*Salmo salar*), Äsche (*Thymallus thymallus*) und Bachforelle (*Salmo trutta fario*) für *Tetracapsuloides bryosalmonae*, dem Erreger der Proliferativen Nierenkrankheit.
- Wasser Fisch Natur AG (WFN) (Hrsg.) (2011): *BirsVital Erfolgskontrolle - Fischfauna und Gewässermorphologie*. Online verfügbar. URL: <https://www.aue.bs.ch/dam/jcr:41354185-5eb9-471f-a49d-2fdf9accdb48/birsvital-erfolgskontrolle-fischfauna-10.pdf> [Zugriff: 02.05.2020]
- Wasser Fisch Natur AG (WFN) (Hrsg.) (2018): *Aufbau einer naturnahen Fischfauna in der Ergolz – Bestandesaufnahme 2018*. Online verfügbar. URL: [https://www.basel-land.ch/politik-und-behorden/direktionen/bau-und-umweltschutzdirektion/umweltschutz-energie/wasser/oberflachengewasser/publikationen/gewasser/downloads/wfn-2018-monitoring-fischfauna-ergolz.pdf/@@download/file/WFN\\_2018\\_Monitoring\\_Fischfauna\\_Ergolz.pdf](https://www.basel-land.ch/politik-und-behorden/direktionen/bau-und-umweltschutzdirektion/umweltschutz-energie/wasser/oberflachengewasser/publikationen/gewasser/downloads/wfn-2018-monitoring-fischfauna-ergolz.pdf/@@download/file/WFN_2018_Monitoring_Fischfauna_Ergolz.pdf) [Zugriff: 17.03.2020]
- Webb B.W. & A.J. Walsh (2004): Changing UK river temperatures and their impact on fish populations. In: *Hydrology: Science & Practice for the 21st Century*, Volume II, 177-191.

- Webb B.W. & F. Nobilis (2007): Long-term changes in river temperature and the influence of climatic and hydrological factors. In: *Hydrolog. Sci. J.*, 52(1), 74–85. Online verfügbar. URL: <https://doi.org/10.1623/hysj.52.1.74> [Zugriff: 04.04.2020]
- Weber C., Schager E. & A. Peter (2009): Habitat Diversity and Fish Assemblage Structure in Local River Widenings: a Case Study on a Swiss River. In: *River Research and Applications* 25(6):687-701.
- Woolsey S., Weber C., Gonser T., Hoehn E., Hostmann M., Junker B., Roulier C., Schweizer S., Tieggs S., Tockner K. & A. Peter (2005): Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. 112 pp.
- Zopfi D. (2016): Bewertungsgrundlagen für die Einschätzung der Fischgewässer im Kanton Basel-Landschaft ab 2016.
- Zopfi D. (2020): Abfischungen entlang der Ergolz. Word-Dokument.

## 10. Anhang

### 10.1 Koordinaten

Typ	Standort	Koordinaten
Wassertemperatur	Augst	2'620'920 / 1'264'600
	Böckten	2'630'476 / 1'256'965
Abfluss	Liestal	2'622'270 / 1'259'750
	Itingen	2'626'294 / 1'257'702
	Ormalingen	2'632'223 / 1'257'731
ARA	Ergolz 1	2'627'467 / 1'257'630
	Ergolz 2	2'621'511 / 1'262'640

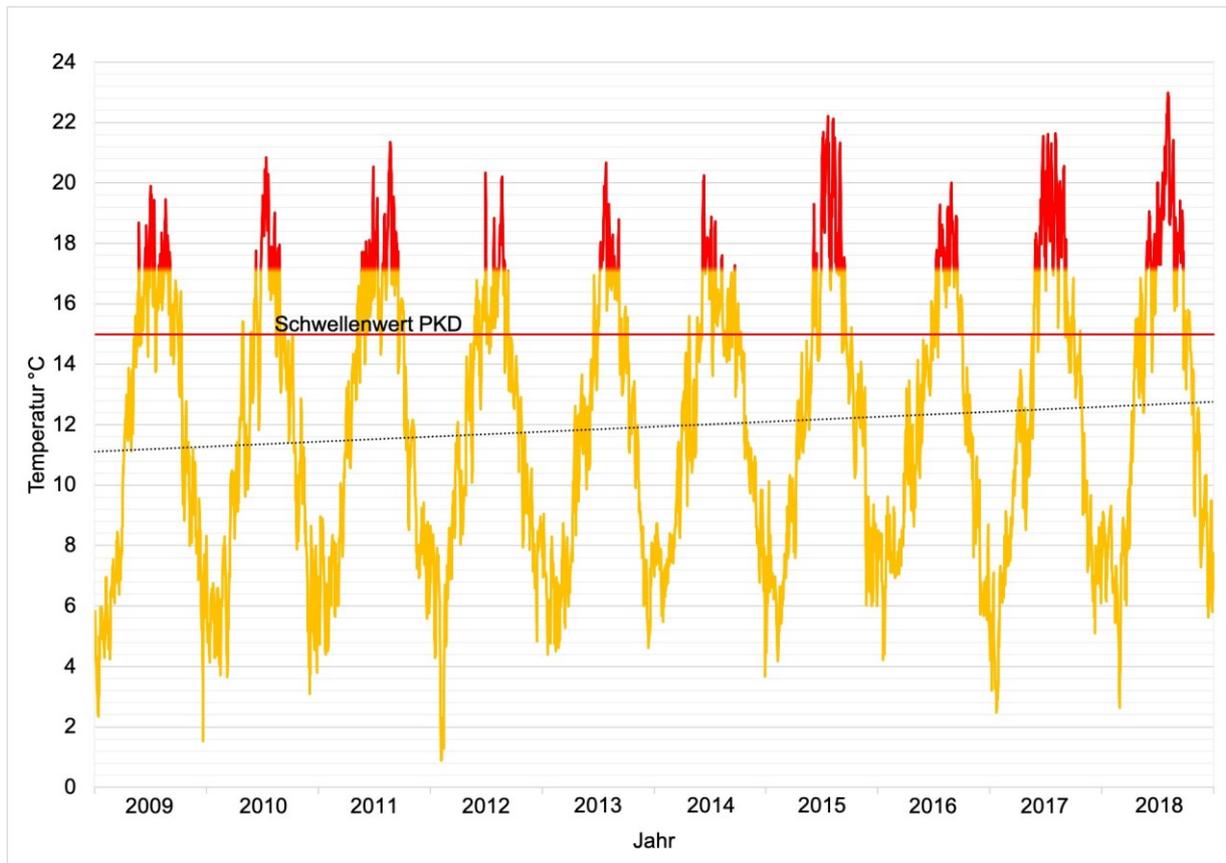
Tab. A11: Verortung der Datenlogger und Abwasserreinigungsanlagen entlang der Ergolz (eigene Darstellung)

### 10.2 Gesamtbild der Ergolz seit 2009

#### 10.2.1 Wassertemperatur

Monat	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2009 - 2018
<b>Januar</b>	6	8	8.9	8.7	9	8.7	10.1	9	7.1	9.3	10.1
<b>Februar</b>	7.3	8.3	8.3	7.4	8.3	8.4	7	9.6	9.1	8.2	9.6
<b>März</b>	8.6	10.5	11.1	12.1	8.7	11.8	10.3	11.8	12.3	9.9	12.3
<b>April</b>	13.9	15.4	14.3	14.3	12.6	15.6	14.4	13.4	13.8	15.5	15.6
<b>Mai</b>	18.7	15.1	17.7	16.8	13.7	15.5	14.9	14.8	18.3	18.1	18.7
<b>Juni</b>	18.9	18.4	20.5	20.3	16.9	20.3	19.3	16.1	21.5	19.1	21.5
<b>Juli</b>	19.9	20.8	19.5	18.8	20.7	18.9	22.2	19.3	21.6	21.7	22.2
<b>August</b>	19.5	19	21.3	20.2	19.3	17.6	22.1	20	21.6	23	23
<b>September</b>	17.7	15.3	19.5	17.1	18.8	17.3	19.5	18.9	18.1	19.4	19.5
<b>Oktober</b>	16.4	15	16.1	14.3	15.6	16	15.2	15.7	15.6	15.8	16.4
<b>November</b>	11.4	12.9	12.1	11.7	12	11.4	14.1	11.7	11.7	12.6	14.1
<b>Dezember</b>	9.6	8.7	9.4	9	8.1	9.8	9.6	8.7	8.8	10.3	10.3

Tab. A12: Monatliche Wassertemperaturmaxima von 2009–2018 am Standort Augst (eigene Darstellung, basierend auf Daten vom AUE)



**Abb. A46:** Entwicklung der Wassertemperatur am Standort Augst für den Zeitraum 2009–2018. Die Trendlinie ist schwarz gepunktet. Die rote Linie bei 15 °C repräsentiert den Schwellenwert für ein erhöhtes PKD-Risiko. Ebenfalls rot markiert ist der Bereich der Wassertemperatur, der 17 °C oder mehr misst und für die Bachforelle als kritisch erachtet wird. (Eigene Darstellung, basierend auf Daten vom AUE)

## 10.2.2 Fischdichte

### Bachforelle

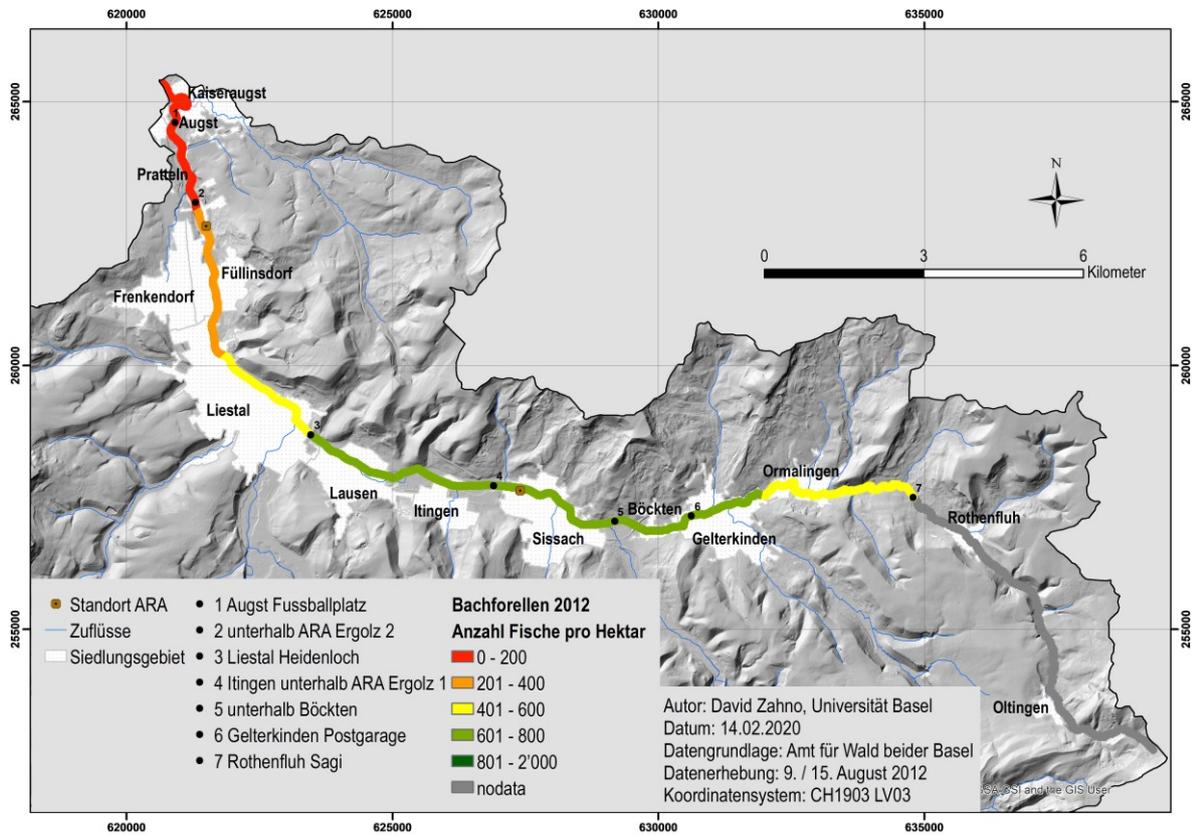


Abb. A47: Individuendichte der adulten Bachforelle im Jahr 2012 (eigene Darstellung)

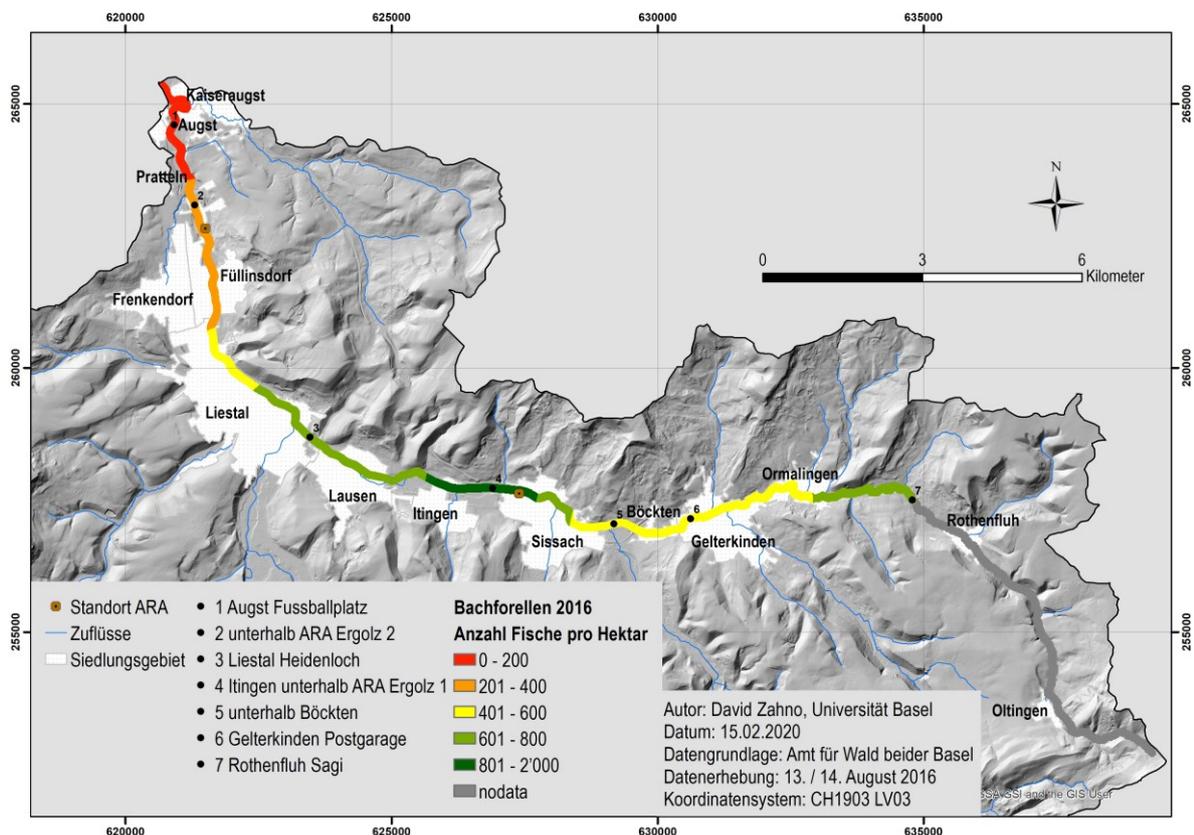


Abb. A48: Individuendichte der adulten Bachforelle im Jahr 2016 (eigene Darstellung)

# Groppe

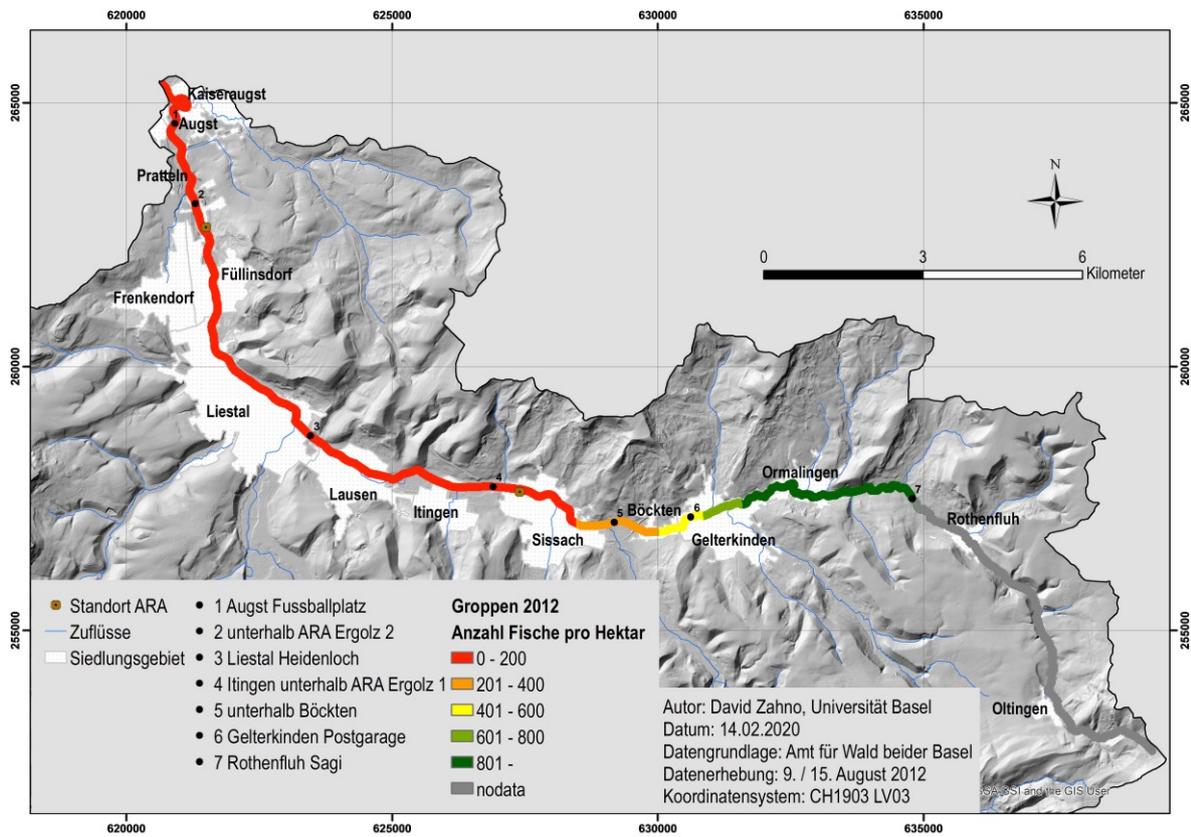


Abb. A49: Individuendichte der Groppe im Jahr 2012 (eigene Darstellung)

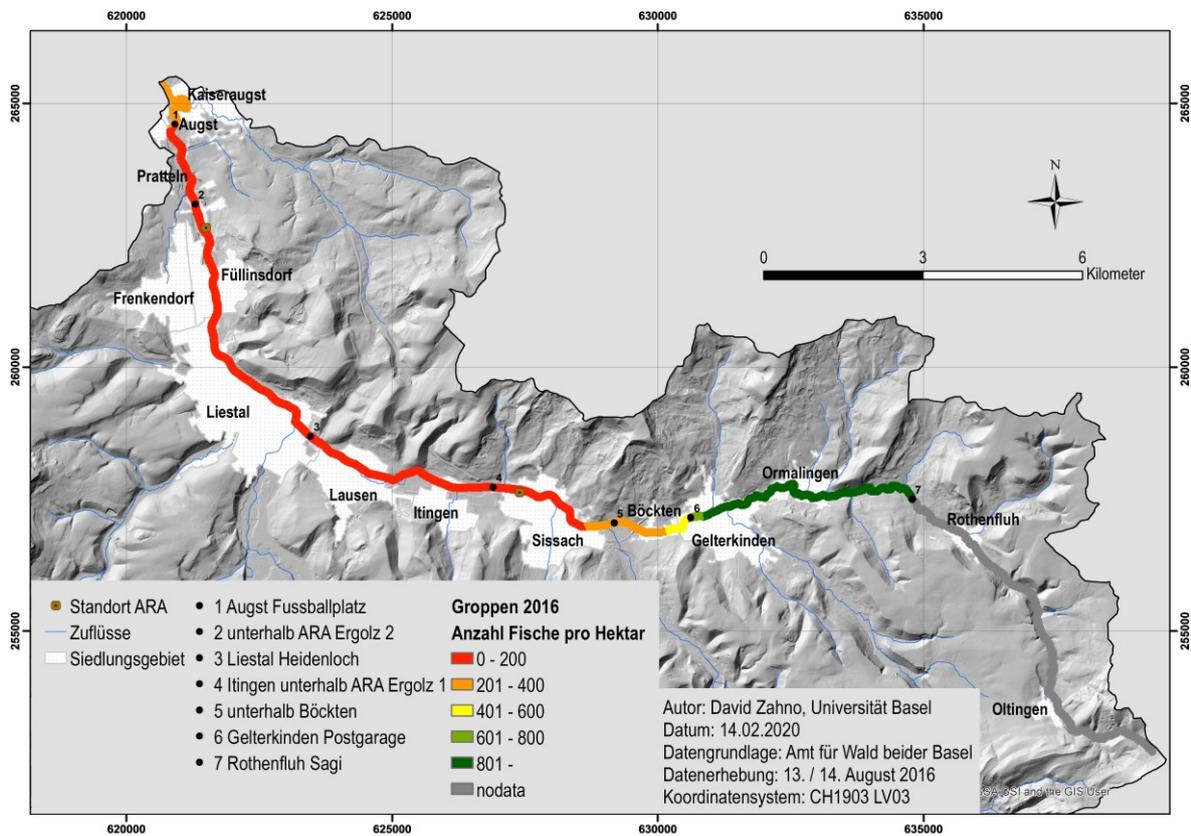


Abb. A50: Individuendichte der Groppe im Jahr 2016 (eigene Darstellung)

### 10.2.3 Abfischungen

Bei den Abfischungen wurden nur diejenigen Orte aufgelistet, die sich in der Nähe der Ergolz befinden, das heisst entweder an der Ergolz selbst oder an Zuflüssen in der Nähe der Ergolz.

Jahr	Datum	Ort	Gewässer	Ausmass
2011		Böckten	Homburgerbach	ganz
		Gelterkinden	Eibach	ganz
2014		Böckten	Ergolz	teilweise
			Homburgerbach	ganz
		Gelterkinden	Eibach	ganz
			Ergolz	teilweise
			Rickenbächli	ganz
		Liestal	Rösernbach	teilweise
		Ormalingen	Hemmikerbach	ganz
	Sissach	Diegterbach	ganz	
2015	18. Juli	Oltingen	Ergolz	teilweise
	21. Juli	Gelterkinden	Eibach	ganz
2017		Böckten	Homburgerbach	ganz
2018	24. Juli	Gelterkinden	Eibach	ganz
	26. Juli	Böckten/Tenniken	Homburgerbach	teilweise
	3. August	Tenniken	Homburgerbach	teilweise
		Böckten	Ergolz	teilweise Vormittag trocken, ab Mittag jeweils Wasser
	8. August	Lausen	Furlenbach	ganz

Tab. A13: Abfischungen gemäss Zopfi (2020) seit 2009 (eigene Darstellung)

### 10.3 Zukunftsszenarien

reach45	Veränderung Q (%)		Veränderung T (°C)	
	zu 1988-2000		zu 1988-2000	
<b>RCP2.6</b>	2053-2065	2078-2090	2053-2065	2078-2090
Jan-Mrz	→ 6%	→ 0%	↑ 0.7	↑ 0.6
Apr-Jun	→ -3%	→ 4%	↑ 0.5	↑ 0.8
Jul-Sep	↓ -40%	↓ -23%	↑ 1.1	↑ 1.1
Okt-Dez	↓ -13%	→ -2%	↑ 0.6	↑ 0.3
<b>RCP4.5</b>	2053-2065	2078-2090	2053-2065	2078-2090
Jan-Mrz	→ 6%	→ 7%	↑ 1	↑ 1.2
Apr-Jun	↓ -12%	→ -2%	↑ 1.4	↑ 1.3
Jul-Sep	→ -3%	↓ -32%	↑ 1.4	↑ 2
Okt-Dez	→ 9%	→ 6%	↑ 0.8	↑ 1.4
<b>RCP8.5</b>	2053-2065	2078-2090	2053-2065	2078-2090
Jan-Mrz	↑ 11%	↓ -13%	↑ 1.8	↑ 2.6
Apr-Jun	↓ -10%	↓ -12%	↑ 1.8	↑ 2.6
Jul-Sep	↓ -49%	↓ -78%	↑ 2.6	↑ 4.4
Okt-Dez	↓ -16%	↓ -14%	↑ 1.6	↑ 2.8

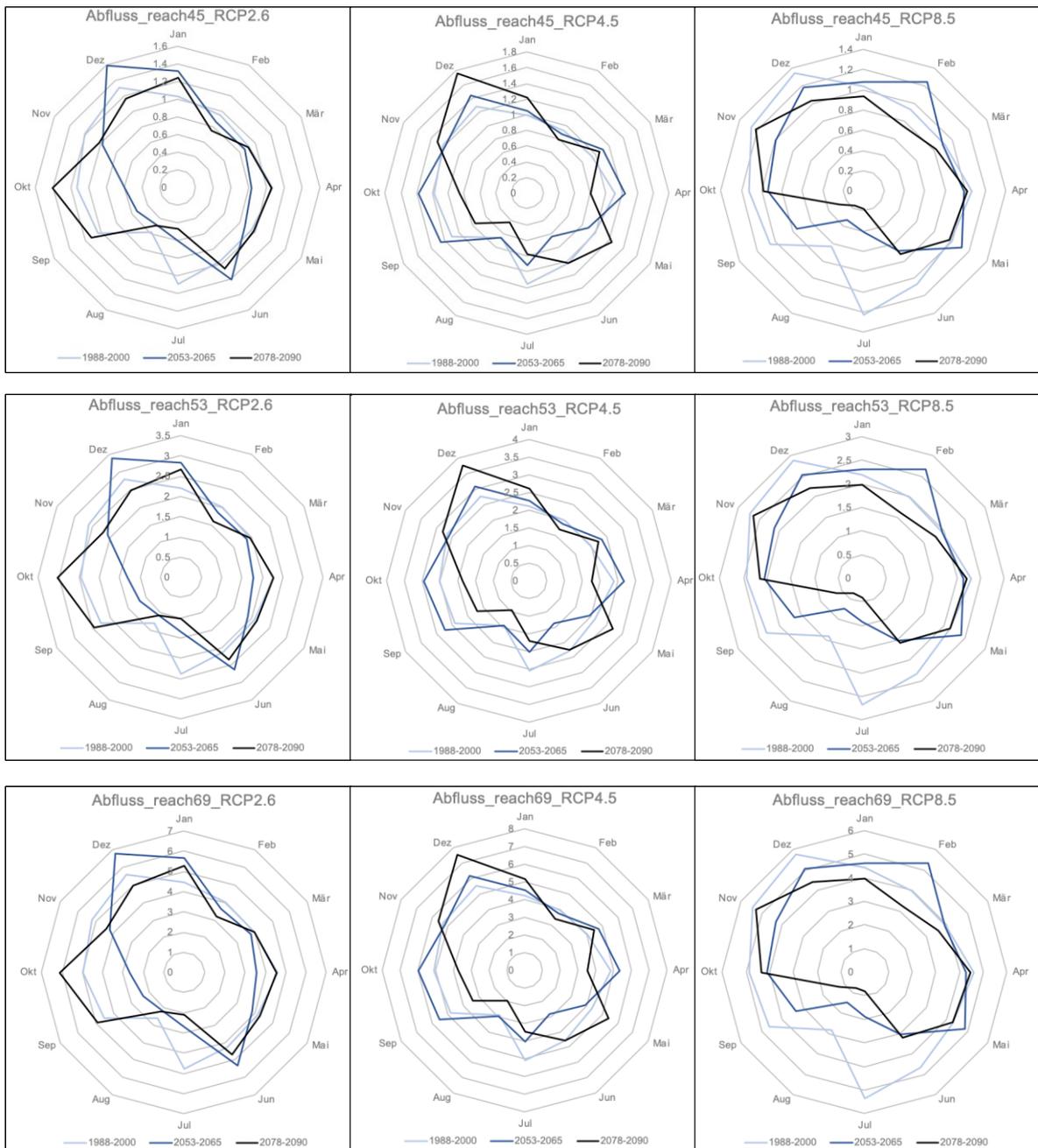
**Abb. A51:** Veränderungen von Abfluss Q (%) und Temperatur T (°C) der Ergolz am Standort *reach45* nach den Emissionsszenarien (RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5) (eigene Darstellung, basierend auf Daten von A. Michel)

reach53	Veränderung Q (%)		Veränderung T (°C)	
	zu 1988-2000		zu 1988-2000	
<b>RCP2.6</b>	2053-2065	2078-2090	2053-2065	2078-2090
Jan-Mrz	→ 6%	→ 1%	↑ 0.7	↑ 0.6
Apr-Jun	→ -2%	→ 4%	↑ 0.6	↑ 0.9
Jul-Sep	↓ -40%	↓ -23%	↑ 1.1	↑ 1.1
Okt-Dez	↓ -13%	→ -2%	↑ 0.6	↑ 0.3
<b>RCP4.5</b>	2053-2065	2078-2090	2053-2065	2078-2090
Jan-Mrz	→ 7%	→ 8%	↑ 1	↑ 1.2
Apr-Jun	↓ -12%	→ -1%	↑ 1.5	↑ 1.4
Jul-Sep	→ -3%	↓ -32%	↑ 1.4	↑ 2.1
Okt-Dez	→ 9%	→ 6%	↑ 0.8	↑ 1.4
<b>RCP8.5</b>	2053-2065	2078-2090	2053-2065	2078-2090
Jan-Mrz	↑ 12%	↓ -12%	↑ 1.9	↑ 2.8
Apr-Jun	↓ -10%	↓ -12%	↑ 1.8	↑ 2.6
Jul-Sep	↓ -49%	↓ -78%	↑ 2.7	↑ 4.5
Okt-Dez	↓ -16%	↓ -13%	↑ 1.5	↑ 2.8

**Abb. A52:** Veränderungen von Abfluss Q (%) und Temperatur T (°C) der Ergolz am Standort *reach53* nach den Emissionsszenarien (RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5) (eigene Darstellung, basierend auf Daten von A. Michel)

reach69	Veränderung Q (%)		Veränderung T (°C)	
	zu 1988-2000		zu 1988-2000	
	2053-2065	2078-2090	2053-2065	2078-2090
<b>RCP2.6</b>				
Jan-Mrz	→ 6%	→ 1%	↑ 0.7	↑ 0.6
Apr-Jun	→ -2%	→ 4%	↑ 0.6	↑ 0.8
Jul-Sep	↓ -39%	↓ -23%	↑ 1	↑ 1
Okt-Dez	↓ -13%	→ -2%	↑ 0.6	↑ 0.3
<b>RCP4.5</b>				
Jan-Mrz	→ 7%	→ 8%	↑ 1	↑ 1.2
Apr-Jun	↓ -12%	→ -1%	↑ 1.5	↑ 1.4
Jul-Sep	→ -3%	↓ -32%	↑ 1.4	↑ 2
Okt-Dez	→ 9%	→ 6%	↑ 0.8	↑ 1.3
<b>RCP8.5</b>				
Jan-Mrz	↑ 12%	↓ -12%	↑ 1.8	↑ 2.8
Apr-Jun	↓ -10%	↓ -12%	↑ 1.8	↑ 2.6
Jul-Sep	↓ -48%	↓ -78%	↑ 2.6	↑ 4.2
Okt-Dez	↓ -16%	↓ -13%	↑ 1.6	↑ 2.9

**Abb. A53:** Veränderungen von Abfluss Q (%) und Temperatur T (°C) der Ergolz am Standort *reach69* nach den Emissionsszenarien (RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5) (eigene Darstellung, basierend auf Daten von A. Michel)



**Abb. A54:** Modellierter Abfluss der möglichen Emissionsszenarien (RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5) für die Standorte *reach45* (oben), *reach53* (Mitte) und *reach69* (unten) (eigene Darstellung, basierend auf Daten von A. Michel)

# 11. Erklärung zur wissenschaftlichen Redlichkeit



Universität  
Basel

Philosophisch-Naturwissenschaftliche  
Fakultät



## Erklärung zur wissenschaftlichen Redlichkeit

(beinhaltet Erklärung zu Plagiat und Betrug)

Masterarbeit

Titel der Arbeit (*Druckschrift*):

Die Ergolz als Forellengewässer erhalten – eine GIS-Studie

---

---

---

Name, Vorname (*Druckschrift*): Zahno David

---

Matrikelnummer: 2016-051-609

---

Mit meiner Unterschrift erkläre ich, dass mir bei der Abfassung dieser Arbeit nur die darin angegebene Hilfe zuteil wurde und dass ich sie nur mit den in der Arbeit angegebenen Hilfsmitteln verfasst habe.

Ich habe sämtliche verwendeten Quellen erwähnt und gemäss anerkannten wissenschaftlichen Regeln zitiert.

Diese Erklärung wird ergänzt durch eine separat abgeschlossene Vereinbarung bezüglich der Veröffentlichung oder öffentlichen Zugänglichkeit dieser Arbeit.

ja  nein

Ort, Datum: Birsfelden, 10.07.2020

---

Unterschrift:

*Dieses Blatt ist in die Bachelor-, resp. Masterarbeit einzufügen.*