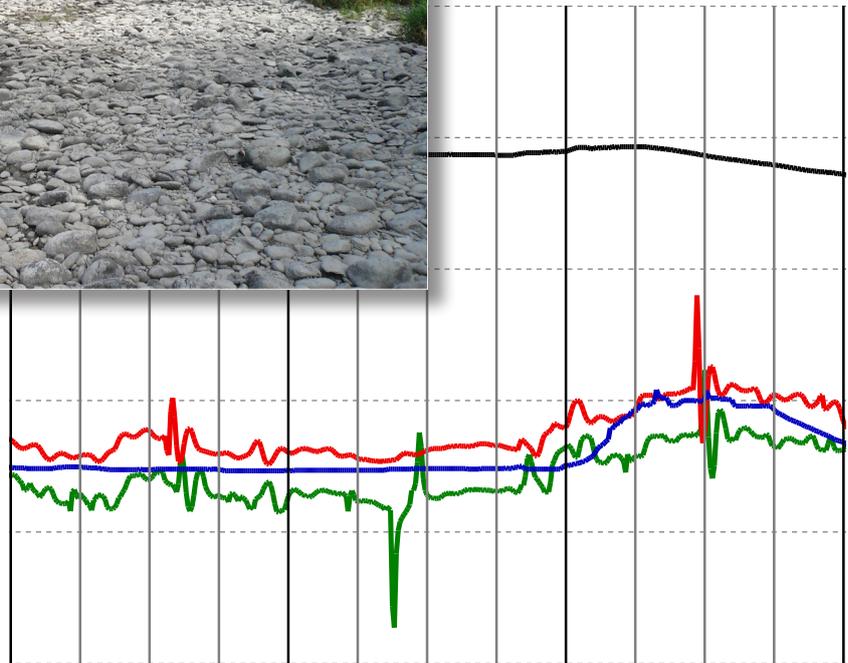


# Abflussschwankungen in der Limmat

## Gewässerökologische Beurteilung & Schadensschätzung



September 2017

---

WFN - Wasser Fisch Natur AG  
Brunnmattstrasse 15  
3007 Bern  
031 533 50 20  
info@wfn.ch

The logo for Wasser Fisch Natur AG. It features the words "WASSER", "FISCH", and "NATUR" stacked vertically. "WASSER" is in blue, "FISCH" is in grey, and "NATUR" is in green. The text is set against a background of blue wavy lines representing water.

Autoren: Arthur Kirchhofer      *WFN - Wasser Fisch Natur AG*  
Luca Hoppler      Brunnmattstrasse 15  
3007 Bern

Auftraggeber: Kanton Aargau  
Departement Bau, Verkehr und Umwelt  
Abteilung Wald  
Sektion Jagd und Fischerei  
Entfelderstrasse 22  
5001 Aarau

Titelbild: Flachufer in der Restwasserstrecke Turgi und Ganglinie einer Pegel-  
schwankung in der Limmat

Bern, 27.09.2017

Dank: Für die Bereitstellung aller im Rahmen dieses Projektes verwendeten Aufzeichnungen von Ab-  
flussschwankungen danken wir den Kraftwerksbetreibern und den Fischereivertretern

# Inhalt

<b>Zusammenfassung</b>	1
<b>1 Einleitung</b>	
1.1 Ausgangslage	2
1.2 Auftrag und Zielsetzung	3
<b>2 Gewässerökologische Grundlagen</b>	
2.1 Auswirkungen auf die aquatische Fauna	4
A) Stranden und Abdrift von aquatischen Organismen	4
B) Verlust an produktiver Fläche	5
C) Minderung des Fortpflanzungserfolges der Fische	5
2.2 Einflussfaktoren des Strandungsrisikos	6
<b>3 Methodik</b>	
3.1 Untersuchungsperimeter	8
A) Wasserkraftwerke	8
B) Hydrologische Messstationen	9
C) Fischereireviere	9
3.2 Vorgehensweise und Datenherkunft	10
A) Abflussschwankungen	10
B) Schäden am Fischbestand	11
<b>4 Fischfauna und Angelfischerei</b>	
4.1 Artenspektrum	13
4.2 Jungfischdichte	15
A) Punktbefischungen im Herbst	15
B) Äschenlarven im Frühling	16
4.3 Fangerträge der Angelfischerei	17
4.4 Fischereiliches Ertragsvermögen	18

## **5 Abflussschwankungen in der Limmat**

5.1 Häufigkeit und Ursachenanalyse	19
5.2 Ausmass und Saisonalität	21
5.3 Potenziell trockenfallende Flächen	24
5.4 Analyse ausgewählter Einzelereignisse	28
5.5 Spezialfälle	33
5.6 Zusammenfassung der dokumentierten Schäden	36

## **6 Abschätzung des potenziellen Schadens**

6.1 Möglicher Schaden am Fischbestand	37
6.2 Rahmenbedingungen	38
6.3 Konzept zur Schadensabschätzung	39
6.4 Methode zur Abschätzung eines potenziellen Schadens	41
A) Bestimmung der Ertragsminderung	41
B) Wiederherstellung des Bestandes	43
6.5 Zusammenfassung relevanter Parameter und Formeln	47
6.6 Berechnungsbeispiel	49

## **7 Empfehlungen**

7.1 Allgemeine Empfehlungen	54
7.2 Mögliche Wiederherstellungsmassnahmen	54

## **8 Literatur** 55

# Zusammenfassung

Die Limmat wird durch 11 Laufwasserkraftwerke hydroelektrisch genutzt. Zwischen dem Stauwehr Wettingen und der Mündung in die Aare werden seit mehreren Jahren kurzfristige Abflussschwankungen mit Sunk-Erscheinungen beobachtet. Bei einzelnen Ereignissen wurden auch gestrandete Fische und Fischnährtiere festgestellt.

Im Jahr 2010 wurde aufgrund dieser Problematik eine Arbeitsgruppe mit Vertretern der Kantone Aargau und Zürich, der Kraftwerksbetreiber sowie der Fischereivereine gegründet. Auf Betreiben dieser Arbeitsgruppe konnten erste Massnahmen erarbeitet und umgesetzt werden. Jedoch finden noch immer Abflussschwankungen statt. Aus diesem Grund wurde *WFN – Wasser Fisch Natur AG* von der Sektion Jagd und Fischerei des Kantons Aargau beauftragt, die ökologischen Auswirkungen dieser Vorfälle genauer abzuklären und einen Vorschlag zur Abschätzung eines allfälligen fischereilichen Schadens auszuarbeiten.

Auf Grundlage der Dokumentation durch die Arbeitsgruppe wurden Ursache sowie Ausmass und Häufigkeit von Abflussschwankungen eruiert. Zudem wurden grössere Ereignisse ausgewählt und anhand der Abfluss- und Pegelganglinie im Detail analysiert.

Von 2011 - 2016 wurden insgesamt 351 Abflussschwankungen registriert, wovon 237 durch Kraftwerke verursacht wurden. Bei 114 Abflussschwankungen war aufgrund der unvollständigen Dokumentation eine Ursachenanalyse nicht möglich. Die Pegelrückgangsraten überschritten wiederholt den Grenzwert von 0.3 cm/min, unterhalb welchem gemäss Literaturangaben das Strandungsrisiko vernachlässigbar ist. Zudem traten ökologisch relevante Abflussschwankungen über das ganze Jahr auf.

Im Untersuchungsperimeter wurden 13 Fischarten festgestellt, welche von Abflussschwankungen betroffenen waren. Gestrandet sind mehrheitlich Fische der Altersklasse 0+ oder 1+.

Durch die Abflussschwankungen in der Limmat kann einerseits durch den Verlust von Jungfischen ein Rekrutierungsdefizit entstehen, andererseits die Nahrungsgrundlage geschmälert werden, indem die aquatischen Wirbellosen beeinträchtigt werden. Weitere Schäden am Fischbestand oder am Lebensraum werden als nicht wahrscheinlich erachtet. Die Schadensabschätzung stützt sich auf Art. 15 Absatz 2 des Bundesgesetzes über die Fischerei. Sie umfasst einerseits die Berechnung des verminderten Ertragsvermögens, andererseits die Kosten für Massnahmen zur Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes. Aus den vorgestellten Analysen und Literaturangaben wurden Grenzwerte für den Basisabfluss, die Amplitude und die Pegelrückgangsraten festgelegt, welche für die Anwendung der Schadensabschätzung erfüllt sein müssen.

Die Minderung des Ertragsvermögens berechnet sich aus dem Jahreshektarertrag des Fischereirevieres, einem Schädigungsgrad basierend auf der Anzahl Ereignisse und der betroffenen Gewässerfläche. Die betroffene Gewässerfläche entspricht der Wasserwechselzone, welche absolut mittels Luftbildern aus Drohnflügen bestimmt wurde und für die Schadensabschätzung in Abhängigkeit der Amplitude berechnet wird. Um die Kosten zur Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes zu berechnen, wird zuerst die Anzahl gestrandeter Fische gestützt auf Erfahrungswerte zur Jungfischdichte, der Anzahl Ereignisse, einer Strandungswahrscheinlichkeit und der betroffenen Fläche / Uferlinie hochgerechnet. Anschliessend wird die Länge einer Uferaufwertung bestimmt, die dem Lebensraum der geschädigten Jungfische entspricht.

Je nach Häufigkeit und Umfang der Abflussschwankungen sowie der Wahl der zu berücksichtigenden Parameter (z.B. Marktpreis), könnte sich der monetäre Wert der Schädigung des Ökosystems abschätzen lassen.

# 1 Einleitung

## 1.1 Ausgangslage

In den letzten Jahren kam es in der Limmat verschiedentlich zu grösseren kurzfristigen Abflussschwankungen mit Sunk-Erscheinungen, die teilweise auch Schäden am Fischbestand zur Folge hatten. Einige Fälle grösserer Abflussschwankungen wurden im Rahmen der Ökostrom-Rezertifizierung *naturremade star* des KW Wettingen genauer analysiert und dokumentiert (creato 2012b).

Im Jahr 2010 wurde aufgrund häufiger auftretender Abflussschwankungen eine «Arbeitsgruppe Wasserschwanungen in der Limmat» gegründet. In diesem Gremium wird unter Federführung des Departementes Bau, Verkehr, Umwelt des Kantons Aargau (BVU) mit Vertretern der kantonalen Fachstellen für Gewässernutzung AG / ZH, der Sektion Jagd und Fischerei AG, der Betreiber der zehn Kraftwerke an der Limmat (ewz, LKW, EKZ, Hydroelectra, Axpo) sowie der Fischereivereine (PSW, FVTS) die Problematik der Abflussschwankungen diskutiert und Lösungsansätze gesucht. So konnten auf Betreiben dieser Arbeitsgruppe erste Massnahmen erarbeitet und umgesetzt werden. Nebst Anpassungen der Steuerung des Platzspitzwehrs zur See-Regulierung in Zürich ist auch die Reduktion der Spülungen bei den Anlagen der LKW AG als Beispiel zu nennen. Weiter wurde eine zusätzliche Pegelmessstation in Turgi installiert, die seit April 2014 in Betrieb ist.

Trotz erreichter Verbesserungen finden weiterhin durch Kraftwerke bedingte Abflussschwankungen in der Limmat statt.

Im Auftrag der Abteilung Landschaft und Gewässer des Kantons Aargau (ALG) analysierte die Firma IUB Engineering AG 2015 die Ursachen der Abflussschwankungen in technischer Hinsicht (IUB 2015). Die Autoren konnten ausschliessen, dass die grösseren Abfluss- bzw. Pegelschwankungen durch die Regeltechnik bedingt sind. Sie nennen in erster Linie technische Betriebsstörungen und Betriebsunstetigkeiten in der Staukette als Ursachen für die beobachteten grösseren Abflussschwankungen.

Die in der Limmat beobachteten Abflussschwankungen sind von einem bedarfsorientierten, intermittierenden Betrieb von Kraftwerksanlagen abzugrenzen, da keines der Werke an der Limmat eine Speicherbewirtschaftung macht. «Schwall-Sunk» - gemäss Artikel 41e der Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (GSchV) als kurzfristige künstliche Änderungen des Wasserabflusses definiert - ist nicht mit den beobachteten Abflussschwankungen in der Limmat gleichzusetzen.

## 1.2 Auftrag und Zielsetzung

Um diese Abflussschwankungen in der Limmat aus ökologischer Sicht detaillierter zu analysieren, wurde *WFN – Wasser Fisch Natur AG*, Bern von der Sektion Jagd und Fischerei des Kantons Aargau (SJF-AG) beauftragt, diese Vorfälle genauer abzuklären und deren ökologischen Auswirkungen abzuschätzen. Die Frage eines eventuellen fischereilichen Schadens und einer allfälligen Entschädigung soll in dieser Studie ebenfalls untersucht werden. Dazu werden im vorliegenden Bericht Vorschläge ausgearbeitet und zur Diskussion gestellt.

Ob ein fischereilicher Schaden durch Abflussschwankungen entsteht, ist zu grossen Teilen abhängig davon, ob und in welchem Ausmass Fische und Fischnährtiere (Makrozoobenthos) bei einem Ereignis stranden und verenden. Um die effektive Anzahl strandender Fische und somit den Schädigungsgrad einer kurzfristigen, künstlichen Abflussschwankung quantitativ zu bestimmen, war ursprünglich vorgesehen, bei kurzfristigen Abflussschwankungen direkt vor Ort Daten zu erheben. Aus unterschiedlichen Gründen wurde jedoch davon abgesehen: Einerseits sind solche Ereignisse in der Regel nicht vorhersehbar und können damit kaum grossflächig dokumentiert werden. Andererseits wäre aus tier-

schutzrechtlicher Sicht nicht vertretbar, künstliche Abflussschwankungen zu Versuchszwecken zu erzeugen.

Aus diesen Gründen wurde ein pragmatischer Ansatz zur Evaluierung des Schadensausmasses verfolgt. Bei diesem wurden vorhandene Daten zum Fischbestand, Erhebungen der betroffenen Gewässerflächen und theoretische Überlegungen zum Strandungsrisiko einbezogen.

Ebenfalls war vorgesehen, die historischen Abflüsse in der Limmat im Detail zu analysieren. Dazu wurden uns Aufzeichnungen des Zürichseeabflusses aus der Zeit vor Inbetriebnahme des Platzspitzwehrs zur Verfügung gestellt. Diese Daten zeigen die minimalen und maximalen («Extremwerte») Seewasserstände pro Tag im Zeitraum von 1891 - 1950 und 1952 - 1982. Um jedoch Auswirkungen natürlicher Abflussschwankungen auf das Flussökosystem abschätzen zu können, ist eine detaillierte Ganglinie unter Einbezug des kurzfristigen Tagesganges des Abflusses unabdingbar. Aufgrund dieser Datenlage konnten aus diesen historischen Abflüssen keine aufschlussreichen Erkenntnisse über die Auswirkungen natürlicher Schwankungen gewonnen werden.

## 2 Gewässerökologische Grundlagen

### 2.1 Auswirkungen auf die aquatische Fauna

Abflussschwankungen können sich in vielerlei Hinsicht auf die Lebensgemeinschaft der aquatischen Organismen in Fliessgewässern auswirken. Einerseits können die Organismen direkt geschädigt werden, andererseits können biologische Prozesse (Fortpflanzung, Migration, Nahrungsnetze, usw.) dahingehend gestört werden, dass längerfristig Abundanz und Biomasse negativ beeinflusst sowie die Artenzusammensetzung verändert werden. In einem hydrologisch unbeeinflussten Fliessgewässer gibt es keine Situation, die mit den hier analysierten, kurzfristigen Abflussschwankungen vergleichbar wäre. Insbesondere der schnelle Pegelrückgang kommt in der Natur so nicht vor.

In verschiedenen Studien wurden die gewässerökologischen Auswirkungen von Abflussschwankungen im Zusammenhang mit dem intermittierenden Betrieb von Kraftwerksanlagen (Schwall – Sunk) untersucht (BAUMANN & KLAUS 2003, BRUDER et al. 2012, HUNTER 1992, LIMNEX 2004, NAGRODSKI et al. 2012, SCHMUTZ et al. 2013, SCHNELL 2005, YOUNG et al. 2011). Dabei wurden verschiedene Beeinträchtigungen der aquatischen Organismen beschrieben, die teilweise auch bei den Abflussschwankungen in der Limmat beobachtet wurden.

#### A) Stranden und Abdrift von aquatischen Organismen

Ein abrupter Pegelrückgang lässt je nach Ufermorphologie grössere Uferbereiche trockenfallen. Organismen, welche zu langsam sind, um dem sich rückziehenden Wasser zu folgen, fallen trocken oder werden vom Hauptgerinne isoliert. Dadurch können diese direkt verenden, werden von terrestrischen Feinden gefressen oder leiden unter anderen nachteiligen Umwelteinflüssen (Temperatur, Sauerstoffkonzentration, etc.). In hohem Masse sind aquatische Wirbellose und Jungfische gefährdet (vgl. Kapitel 2.2). Das Stranden aquatischer Organismen kann somit zu Einbussen der biologischen Produktivität und zur Reduktion von Fischpopulationen beitragen. Weiter können Abflussschwankungen zu einer Zunahme der Verdriftung von Organismen führen. Damit können starke Abflussschwankungen in einer Gewässerstrecke auch so zu einem Verlust an Jungfischen und aquatischen Wirbellosen (Fischnährtiere) führen (SCHMUTZ et al. 2013).

Zudem ändern sich bei einer Abflussschwankung kurzfristig Wassertiefe, Strömung und die benetzte Fläche, welche den Lebensraum für Gewässerorganismen bestimmen. Bei jeder Änderung der Habitatbedingungen sind die Organismen gezwungen, ihren Standplatz kurzfristig zu verlassen und einen neuen zu suchen. Dies ist mit einem erhöhten Energieaufwand verbunden und kann damit ebenfalls zu einer Schwächung der Individuen führen. Weiter exponieren sich die Organismen beim Verlassen der geschützten Bereiche und haben ein höheres Risiko Fressfeinden zum Opfer zu fallen (BAUMANN & KLAUS 2003, LIMNEX 2004).

## **B) Verlust an produktiver Fläche**

Unter der produktiven Fläche eines Fließgewässers wird die dauernd benetzte Fläche verstanden, auf der sich Primärproduzenten ansiedeln (Algenaufwuchs) und Photosynthese betreiben können. Diese unterste trophische Stufe ist die Basis der Nahrungspyramide und damit die Grundlage der folgenden Ebenen mit Wirbellosen und Fischen.

Treten Abflussschwankungen häufig auf, kann ein Teil der produktiven Fläche im Gewässer verloren gehen, da weder aquatische noch terrestrische Organismen in der Wasserwechselzone geeignete Bedingungen für ihre Entwicklung vorfinden. Damit wird die biologische Produktivität des Gewässers direkt reduziert. Mit dem Trockenfallen von Wirbellosen wird auch die Biomasse der Fischnährtiere geschmälert und damit die Fischpopulation potenziell beschränkt.

## **C) Minderung des Fortpflanzungserfolges der Fische**

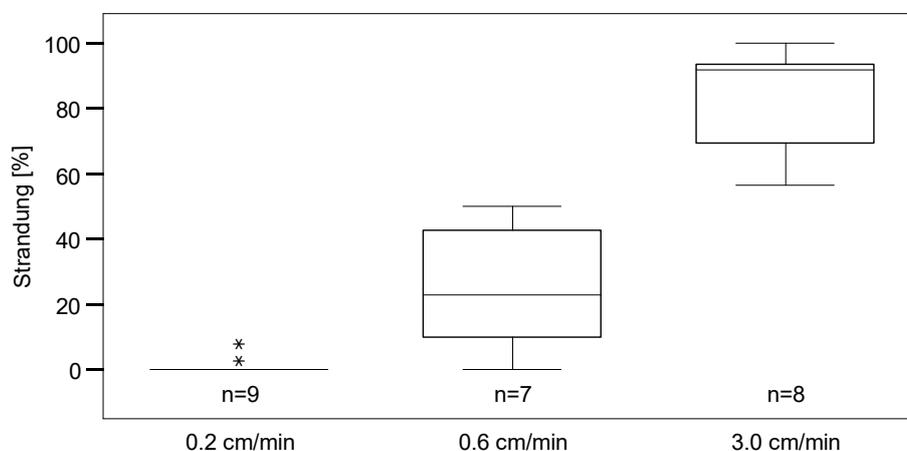
Häufige Wasserstandsschwankungen zur Fortpflanzungszeit können das Verhalten der Laichtiere beeinflussen sowie die als potenzielle Laichareale zur Verfügung stehende Fläche reduzieren. Weiter finden sich die Eier kieslaichender Fischarten wie beispielsweise Forelle, Äsche, Barbe oder Nase oftmals in seichtem Wasser und sind deshalb anfällig auf Austrocknung bei rasch zurückwei-

chender Wasserlinie. Zudem sind die frühen Entwicklungsstadien vieler Fischarten nach ihrer Emergenz aus dem Kiesbett in ihrer Schwimmfähigkeit noch stark eingeschränkt und an flache, strömungsberuhigte Uferzonen gebunden, in welchen sie durch schnelle Pegeländerungen ebenfalls besonders gefährdet sind.

## 2.2 Einflussfaktoren des Strandrungsrisikos

**Lebensweise** und **Entwicklungsstadium** der betroffenen Organismen sind ausschlaggebend für ihre Anfälligkeit, bei Abflussschwankungen Schaden zu nehmen. Beide sind artspezifisch. Das Entwicklungsstadium ist eng an die Jahreszeiten gebunden. So unterscheiden sich beispielsweise Fischarten und ihre Entwicklungsstadien in Schwimmfähigkeit und Verhaltensmerkmalen und zeigen unterschiedliche Aktivitätsmuster, suchen verschiedene Einstände auf und durchleben andere saisonale und tägliche Habitatwechsel (NAGRODSKI et al. 2012). Schwimmschwache Arten und Altersstadien (z.B. Bachforellenbrütlinge, Äschenlarven oder junge Barben), die sich in Ufernähe aufhalten sind stärker durch Abflussschwankungen gefährdet, als solche, die sich in der Hauptströmung aufhalten und nicht an strömungsberuhigte Uferzonen gebunden sind (z.B. Äschen nach den ersten Lebensmonaten und viele adulte Fische). In der Regel nimmt das Risiko durch Abflussschwankungen zu stranden bei vielen Fischarten mit zunehmender Körpergröße ab (HALLERAKER et al. 2003, SALVEIT et al. 2001, YOUNG et al. 2011).

Wichtigster Parameter zur Beschreibung der Strandungsgefährdung ist die **Pegelrückgangsrate**. Mit steigender Geschwindigkeit des Pegelrückgangs erhöht sich auch die Wahrscheinlichkeit, dass Fische der Wasserlinie nicht mehr folgen können und stranden (NAGRODSKI et al. 2012; YOUNG et al. 2011). In der Literatur werden Grenzwerte für die Pegelrückgangsraten von 0.2 bis 0.3 cm/min angegeben, welche sicherstellen sollen, dass das Stranden von Lachsen, Forellen und Äschen weitestgehend ausgeschlossen werden kann (HALLERAKER et al. 2003, IRVINE et al. 2009, SALTVEIT et al. 2001, TONOLLA et al. 2017). Der Zusammenhang zwischen Pegeländerungsrate und Strandungsrisiko wurde an der Universität für Bodenkultur Wien (BOKU) im Rahmen verschiedener Studien mit Äschen- und Bachforellenlarven in speziellen Schwallversuchsrinnen bei unterschiedlichen Versuchsanordnungen untersucht (FISCHER 2013, FOHLER 2013, RAUCH 2014). Diese konnten zeigen, dass eine Steigerung der Pegeländerungsrate ein erhöhtes Strandungsrisiko für Äschen- und Bachforellenlarven zur Folge hat (Abbildung 1). Der Schwellenwert für die Pegelrückgangsraten, bei deren Unterschreitung keine Fischlarven mehr strandeten, lag bei Äschen bei 0.3 cm/min, bei Bachforellen bei 0.2 cm/min.



**Abbildung 1:** Anteil gestrandeter Äschenlarven nach einem Sunkereignis bei unterschiedlichen Pegelrückgangsraten aus der HyTEC (Hydromorphological and Temperature Experimental Channel) Versuchsanlage der BOKU (SCHMUTZ et al. 2013).

Nebst der Pegelrückgangrate beeinflussen auch der **Basisabfluss** vor der Abflussschwankung, die **Amplitude** ( $\Delta Q = Q_{\max} - Q_{\min}$ ) und die **Dauer** der Abflussschwankung eine mögliche Schädigung der Biozönose. Je grösser die Amplitude der Schwankung, desto grösser ist die betroffene Fläche in Abhängigkeit des Basisabflusses. Gleich verhält es sich mit der Dauer der Abflussschwankung. Je länger ein Bereich trockenliegt, desto grösser ist die Wahrscheinlichkeit, dass die gestrandeten Organismen auch verenden oder Fressfeinden zum Opfer fallen.

**Flussmorphologie** und **Sohlensubstrat** haben ebenfalls wesentlichen Einfluss, ob und wie viele Organismen stranden. Grundsätzlich haben Flachwasserzonen mit flach abfallendem Ufer, seichten Mulden oder landseits gelegene Seitenarme ein höheres Potenzial trockenzufallen, als steil abfallende Ufer. Zudem kann die Sohlenbeschaffenheit eine Rolle spielen, da in Bereichen mit porösem Substrat (z.B. Geröll) das Wasser bei Sunk-Ereignissen schneller versickert.

Die Gefährdung der aquatischen Organismen ist ferner auch von der **Tages-** und **Jahreszeit** sowie der **Wassertemperatur** abhängig (AUER et al., 2017, BRADFORD 1997, SALTVEIT et al. 2001, HALLERAKER et al. 2003). Im Winter und zeitigen Frühjahr finden diverse wichtige biologische Prozesse statt (z.B. Entwicklung der Dottersackstadien einiger Fischarten im Kieslückensystem und Larven mit eingeschränkter Schwimmfähigkeit im Uferbereich), deren Störung weitreichende Folgen nach sich ziehen kann. Bei kühleren Wassertemperaturen ist die Aktivität vieler Fischarten herabgesetzt. Einige juvenile Cypriniden ruhen im Winter zudem im lockeren Geröll, wie unsere langjährigen Beobachtungen vielfach bestätigen. In dieser Zeit sind sie besonders anfällig auf Abflussschwankungen, da sie nicht entsprechend schnell reagieren können.

Ferner konnten neuere Studien zeigen, dass das Strandungs- und Driftrisiko juveniler Äschen während der Nacht signifikant erhöht ist (AUER et al., 2017).

In Bezug auf die ökologischen Auswirkungen sind Abflussschwankungen mit grossen Pegeldifferenzen bei Niedrigwasserabfluss als problematischer einzustufen, als solche, bei hohem Abfluss. Aber auch die Geschwindigkeit (Rate) der Pegeländerung sowie Ufermorphologie und Sohlenbeschaffenheit haben grossen Einfluss auf die ökologische Relevanz der einzelnen Ereignisse. Zudem spielen der saisonale Aspekt und die Häufigkeit der Schwankungen eine grosse Rolle für mögliche Beeinträchtigungen des Ökosystems und der Fischbestände.

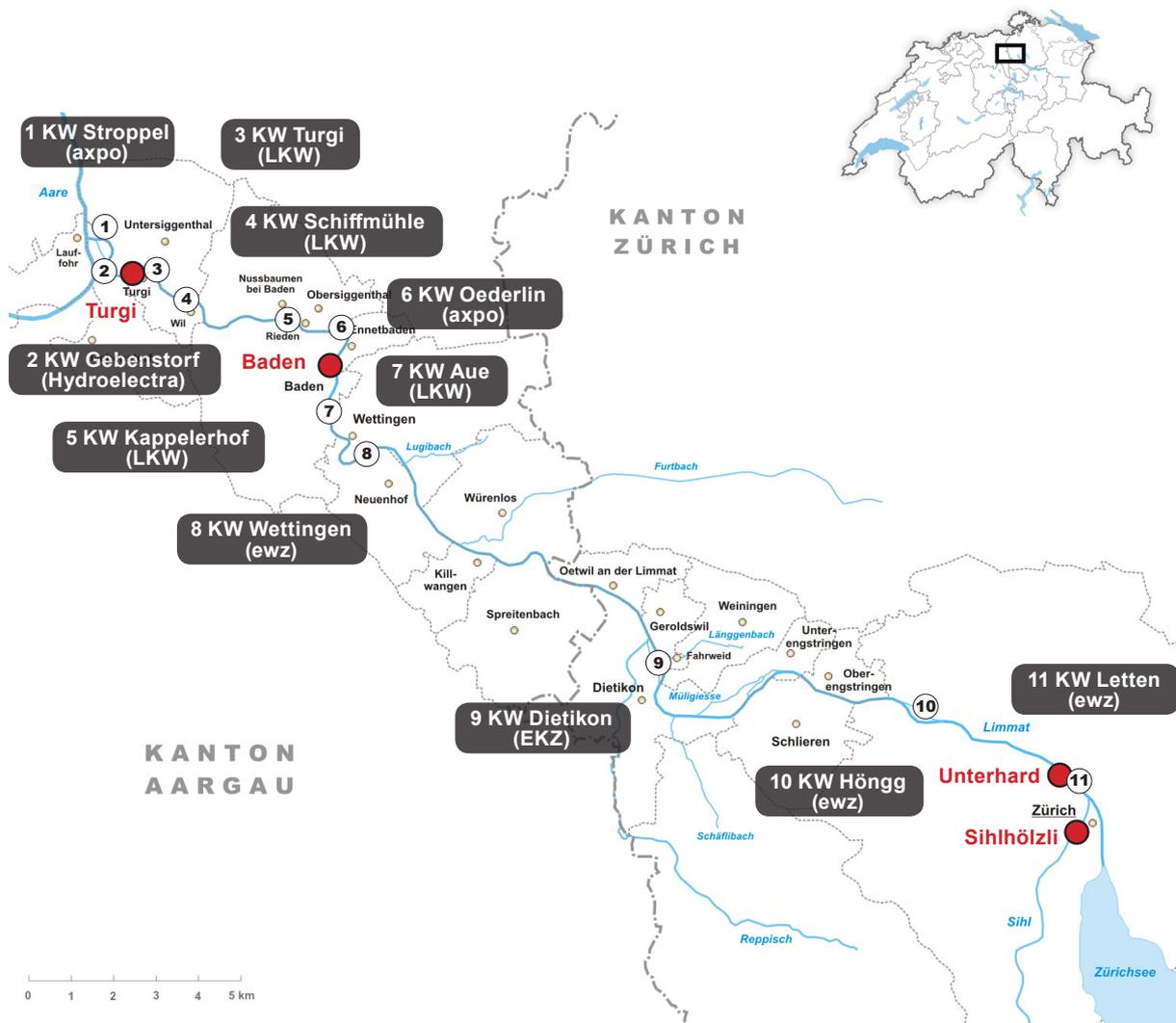
# 3 Methodik

## 3.1 Untersuchungsperimeter

### A) Wasserkraftwerke

Die vorliegende Untersuchung beschränkt sich auf den 12 km langen Limmatabschnitt zwischen dem Stauwehr Wettingen und der Mündung in die Aare. Im Untersuchungsperimeter befinden sich acht Wasserkraftwerke. Zwischen dem Stau Wettingen und dem Zürichsee wird die Limmat durch drei weitere Kraftwerke hydroelektrisch genutzt (Abbildung 2).

Die Restwasserstrecke des Kraftwerks Wettingen wird durch das sogenannte Dachwehr Damsau auf einer Länge von rund 1.3 km zwischengestaut. Der durch dieses Wehr regulierte Zwischenstau garantiert den unterliegenden Kraftwerken im Falle eines Lastabwurfs, d.h. der Abschaltung aller Turbinen im Störfall und damit fehlendem Abfluss im Unterwasserkanal, eine Mindestwassermenge bis Wehrüberfall eintritt.



**Abbildung 2:** Wasserkraftwerke (von unten nach oben nummeriert) und hydrologische Messstationen (rot Punkte) an der Limmat. Der Untersuchungsperimeter beschränkt sich auf den Abschnitt zwischen dem Kraftwerk Wettingen und der Mündung in die Aare. Bearbeitet nach WIKIPEDIA (2007).

## B) Hydrologische Messstationen

Hydrologische Messstellen sind in Zürich, Baden und Turgi vorhanden. Das Einzugsgebiet der Limmat umfasst in Turgi 2'412 km<sup>2</sup>. Die Regulierung des Seeausflusses mit dem Platzspitzwehr in Zürich beeinflusst das Abflussregime der Limmat seit 1951 wesentlich. Natürliche Abflussspitzen werden in der Regel durch Niederschläge in den Einzugsgebieten von Sihl und Reppisch verursacht.

Der mittlere Jahresabfluss in Baden beträgt 101 m<sup>3</sup>/s mit Extremwerten von 24.6 m<sup>3</sup>/s (September 2003) bis 657 m<sup>3</sup>/s (Mai 1999). Die Niederwasserperiode fällt normalerweise zwischen die Monate Oktober und März, in den Frühlings- und Sommermonaten ist erfahrungsgemäss mit höheren Abflüssen zu rechnen.

## C) Fischereireviere

Die Fischerei im Kanton Aargau ist im Reviersystem organisiert. Die Limmat im Untersuchungsperimeter ist in drei Fischereireviere unterteilt: Ein staatliches Fischereirevier (Nr. 21), welches an die Pacht-

vereinigung Stausee Wettingen (PSW) verpachtet wird und zwei private Fischereireviere (Nr. 640 & 643), bei welchen das Fischereirecht bei den Fischereivereinen Turgi – Siggenthal (FVTS) und PSW liegt (Tabelle 1).

**Tabelle 1:** Fischereireviere in der Limmat zwischen Wehr Wettingen und Mündung in die Aare.

Revier	Typ	Pachtverein bzw. Inhaber	Fischereirecht	Lokalisation
21	staatlich	Pachtvereinigung Stausee Wettingen (PSW)		Wehr Wettingen – Holzbrücke Baden
643 *	privat	Pachtvereinigung Stausee Wettingen (PSW)		Holzbrücke Baden – Gemeindegrenze Unter-/Obersiggenthal
640	privat	Fischereiverein Turgi – Siggenthal (FVTS)		Gemeindegrenze Unter-/Obersiggenthal – Mündung in Aare

\* Parallelrechte zum Fischereirevier 643:

- |     |  |
|-----|--|
| 639 | Ortseinwohner Ennetbaden, Privates Fischereirecht, rechtes Ufer von der gedeckten Brücke beim Landvogteischloss in Baden abwärts bis zur Gemeindegrenze Ennetbaden/Obersiggenthal sowie linkes Ufer von der gedeckten Brücke beim Landvogteischloss in Baden abwärts bis zur ehemaligen Rosschwemme bei der schrägen Brücke. |
| 642 | Ortseinwohner Baden, Privates Fischereirecht, linkes Ufer in Baden, von der gedeckten Brücke beim Landvogteischloss abwärts bis zur schrägen Brücke.   |

## 3.2 Vorgehensweise und Datenherkunft

### A) Abflussschwankungen

Seit 2011 werden durch Fischereivertreter Abflussschwankungen dokumentiert und von Seiten der Kraftwerksbetreiber zur Ursache Stellung bezogen. Auch zuvor wurden bereits einige grössere Ereignisse, insbesondere im Zusammenhang mit Fischsterben, durch die Fischereivertreter festgehalten.

Es wurden alle uns verfügbaren Ereignisse von kurzfristigen Abflussschwankungen zusammengetragen, überprüft und kategorisiert. Auf Grundlage dieser Dokumentation, war es teilweise möglich, unnatürliche Abflus-

schwankungen seit 2011 einer Ursache und einem Verursacher zuzuordnen. Weiter wurden grössere Ereignisse ausgewählt und anhand der 10 min Mittelwerte von Abfluss und Pegel im Detail analysiert (z.B. Geschwindigkeit der Pegeländerung). Die Rohdaten wurden vom Bundesamt für Umwelt BAFU und dem Fachbereich Hydrometrie des Kantons Aargau zur Verfügung gestellt (Tabelle 2). Die Messdaten aus dem Jahr 2016 beruhen auf unbereinigten Datensätzen.

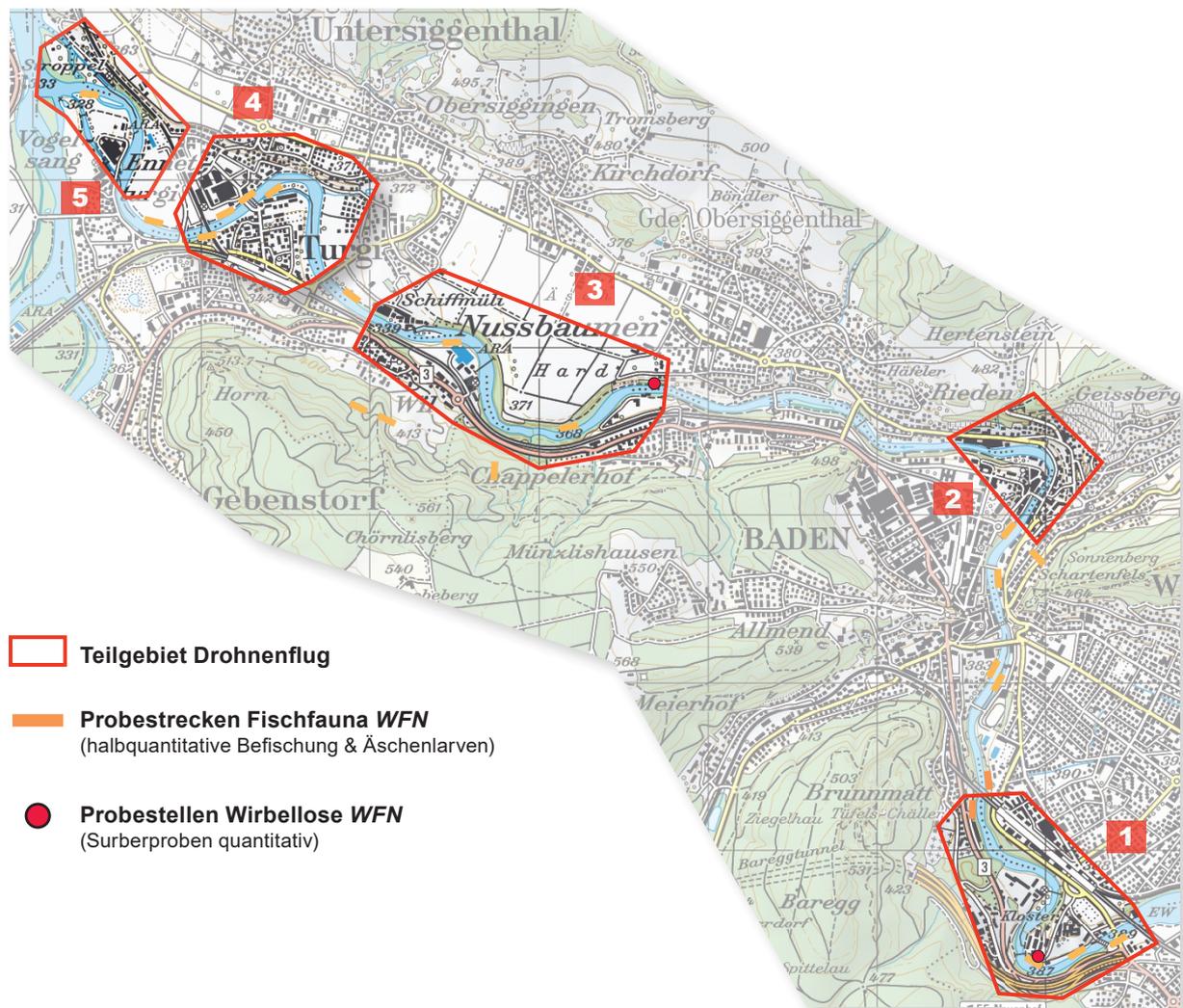
**Tabelle 2:** Übersicht über die hydrologischen Messstationen, welche für die Untersuchung miteinbezogen wurden. Die Standorte der Messstationen sind in Abbildung 2 ersichtlich.

Stations-Nr.	Bezeichnung	Gewässer	Parameter	Auflösung	Stationshöhe	Koordinaten
LH 2176	Sihlhölzli	Sihl	Pegel [m ü.M.] Abfluss [m <sup>3</sup> /s]	10 min–Mittel	412 m ü. M.	682145 / 246890
LH 2099	Unterhard	Limmat	Pegel [m ü.M.] Abfluss [m <sup>3</sup> /s]	10 min–Mittel	400 m ü. M.	682055 / 249430
LH 2243	Baden	Limmat	Pegel [m ü.M.] Abfluss [m <sup>3</sup> /s]	10 min–Mittel	351 m ü. M.	665640 / 258690
AG 316	Turgi	Limmat	Pegel [m ü.M.]	10 min–Mittel	335 m ü. M.	661292 / 260846

## B) Schäden am Fischbestand

Der Nachweis von Schäden am Fischbestand setzt voraus, dass während oder nach einem Ereignis entsprechende Beobachtungen aufgezeichnet wurden. In einzelnen Fällen wurde dies durch die Fischereiberechtigten gemacht. Aus diesen Dokumentationen konnten einzelne Ereignisse in Zusammenhang mit der Abflussganglinie gebracht werden. Allerdings lagen nur wenige Aufzeichnungen vor, in welchen die Anzahl gestrandeter Fische quantifiziert wurde.

Weiter wurden Angaben zum **Fischbestand** (Jungfischdichte im Uferbereich) und zur **Wirbellosenbiomasse** in der Limmat analysiert, Szenarien zum theoretischen **Strandrungsrisiko** recherchiert und die potenziell betroffenen **Gewässerflächen** an der Limmat bestimmt. Aus diesen Angaben wurde eine Methode entwickelt, mit welcher die Anzahl strandender Fische bei einem Einzelereignis geschätzt werden kann.



**Abbildung 3:** Untersuchungsperimeter in der Limmat vom Stauwehr Wettingen bis zur Mündung in die Aare mit den 5 anhand von Luftaufnahmen genauer untersuchten Teilgebieten und Probestrecken, in denen durch WFN Felduntersuchungen zu Fischbestand und/oder Wirbellosen im Rahmen anderer Studien durchgeführt wurden.

In Zusammenarbeit mit den Fischereiberechtigten wurden Flussabschnitte ausgetrennt, in welchen das Strandrungsrisiko als besonders gross eingeschätzt wurde (Flachwasserzonen, Restwasserstrecken). Diese Bereiche wurden durch die RISTAG Ingenieure AG bei «tiefem» (12.09.15, 46.2 m<sup>3</sup>/s) und bei «hohem» (02.02.16, 135 m<sup>3</sup>/s) Wasserstand mit einer Drohne abgeflogen und fotografiert (Abbildung 3). Anhand dieser Luftbildaufnahmen konnten die potenziellen Trockenflächen im Untersuchungsperimeter berechnet werden.

Zur Charakterisierung des Fischbestandes (Arten, Abundanz) wurden Untersuchungsergebnisse zur Fischfauna in der Limmat beigezogen, die im Rahmen anderer Studien erarbeitet wurden (Tabelle 3). Das Strandrungsrisiko wurde aus Literaturangaben abgeschätzt (vgl. Kapitel 2.2).

Ein wichtiger Faktor, der bei der Abschätzung eines fischereilichen Schadens berücksichtigt werden muss, ist die Ertragsfähigkeit eines Gewässers. Diese wird wesentlich durch den Lebensraum, das Nahrungsangebot und die Wasserqualität beeinflusst (vgl. Kap. 4.4). Die zur Berechnung der Ertragsfähigkeit notwendige Datengrundlage stammt mehrheitlich aus eigenen Erhebungen (Tabelle 3).

**Tabelle 3:** Die wichtigsten Quellen für die Abschätzung eines möglichen Schadens am Fischbestand, weitere sind in Text und Literaturverzeichnis vermerkt.

	Parameter	Erhebungsjahr	Erhebungsmethode	Quelle
Lebensraum	Gewässerfläche / -länge	-	Gemessen aus Geoportal Aargau	Geoportal AG
	Abfluss & Pegel	laufend	Messstationen Bund & Kanton	Hydrometrie AG / BAFU
	Temperatur	laufend	Messstationen Bund	BAFU
	Ökomorphologie	2007	MSK Ökomorphologie Stufe F	Geoportal AG
	Raumfaktor	-	Einschätzung nach VUILLE 1997	WFN
	Fischregion	-	Einschätzung nach HUET 1949	WFN
	Fischnährtiere	2004 / 07 / 11	Quantitative (flächenbezogene) Probenahmen	creato
Trockenflächen	2015 / 16	Drohnenflüge	RISTAG	
...				
Fischbestand	Jungfischedichten	2011 / 12 / 14	Elektrische Punktbefischungen (PAS)	creato
	Fortpflanzung Äsche	2011 - 2017	Äschenlarvenkartierungen Methode WFN	creato / WFN
	Fischartenspektrum	laufend	Elektrische Punktbefischungen (PAS) Monitoring Fischwanderung	creato / WFN
	Stranden von Fischen	seit 2007	Zufällige Beobachtungen	FVTS / PSW
...				
Bewirtschaftung	Fangerträge	2004 - 2014	Fischfangstatistik	SJF AG
	Fischbesatz	2004 - 2014	Besatzstatistik	SJF AG
	Genetische Analysen	2013 - 2016	Populationsgenetische Untersuchungen der Äschen und der Forellen im Kanton Aargau	AQUABIOS 2015, 2017
...				

## 4 Fischfauna und Angelfischerei

### 4.1 Artenspektrum

Die Limmat zwischen dem KW Wettingen und der Mündung ist rund 40-60 m breit und gehört nach HUET (1949) grösstenteils der Äschen- und Barbenregion an. Barben, Nasen und Äschen sind hier natürlicherweise als bestandesbildende Fischarten zu erwarten. Hohe Wassertemperaturen im Sommer, das Geschiebedefizit und weitere Faktoren führen jedoch dazu, dass die Äsche in der Limmat nur noch in kleiner Bestandesdichte vorkommt. Aber auch bei der Barbe ist seit einigen Jahren ein rückläufiger Bestandestrend auszumachen (WFN 2013). Zu Nasen gibt es aus den letzten Jahren lediglich sporadische Einzelnachweise. Die grösseren Stauhaltungen sind der Brachsenregion zuzuordnen.

Das Fischartenspektrum der Limmat umfasst 32 nachgewiesene Arten und ist damit relativ artenreich (Tabelle 4). Die Mehrzahl dieser Arten gehört der Gilde der strömungsliebenden (rheophilen) Fische an oder ist in Bezug auf die Strömungspräferenz indifferent. Sechs Fischarten werden zu den limnophilen Fischen gezählt.

Insgesamt ist das Vorkommen von 8 Arten der Roten Liste bekannt (KIRCHHOFER et al. 2007). Von der Nase, welche in der Schweiz als «vom Aussterben bedroht» klassiert ist, sind aktuell Jungfischvorkommen im Wasserschloss / Stropfel belegt. Zwischen dem KW Kappelerhof und dem KW Schiffmühle wurden durch Elektrobefischungen 2005/06

ebenfalls juvenile Nasen bestätigt. Aktuelle Laichplätze im Untersuchungsperimeter sind jedoch nicht bekannt. Bis in die 1970er Jahre waren Nasen in der Limmat noch in hohen Dichten vorhanden, bevor die Bestände einbrachen.

Wie die Nase, sind auch Äsche, Schneider und Strömer kieslaichende Fischarten, welche als «gefährdet» eingestuft werden. Schneider und Äsche pflanzen sich in der Limmat erfolgreich fort. Im Stropfel befindet sich ein wichtiges Laichgebiet der Äsche (laufendes Äschenlarvenmonitoring Kanton Aargau). Einzelfunde des Strömers sind vermutlich auf ein Wiederansiedlungsprojekt zurückzuführen. Es ist nicht davon auszugehen, dass in der Limmat aktuell eine sich selbst erhaltende Strömerpopulation vorhanden ist. Nach verschiedenen historischen Quellen war der Strömer in der Limmat jedoch heimisch.

Der Bitterling ist eine weitere «stark gefährdete» Art im Projektperimeter. Diese limnophile Kleinfischart ist für eine erfolgreiche Fortpflanzung auf Grossmuscheln angewiesen, in die sie ihre Eier ablegt. Drei weitere gefährdete Arten, der Karpfen, der Aal und die Dorngrundel, leben in der Limmat in vermutlich eher kleinen Beständen.

In der Limmat sind auch vier gebietsfremde Fischarten belegt: Sonnenbarsch, Regenbogenforelle, Zander und Karausche.

**Tabelle 4:** Fische und Rundmäuler in der Limmat nach verschiedenen Quellen:

1) Aufnahmen zur Fischfauna (creato 2012a; 2014; 2015a; 2015b, WFN 2013)

2) Fischzählungen an Fischaufstiegshilfen (creato 2012a; 2014; 2015a; 2015b, KIRCHHOFER 2011)

3) Historische Quellen (SCHOCK 1880, SFZ 1911/12; 1899)

Rote Liste: 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 4 = potenziell gefährdet,

\* = gebietsfremd

Fischart	wissenschaftlicher Name	Rote Liste	creato 1)	FAH 2)	historisch 3)	aktuelle Fortpflanzung
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	3	■	■	■	-
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	3	■			ja
Alet	<i>Squalius cephalus</i>		■			ja
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>	4	■			ja
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	4	■			ja
Bartgrundel	<i>Barbatula barbatula</i>		■		■	ja
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	2	■	■		unsicher
Brachsmen	<i>Abramis brama</i>		■	■		ja
Dorngrundel	<i>Cobitis bilineata</i>	3	■			ja
Egli	<i>Perca fluviatilis</i>		■	■	■	ja
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>		■	■		ja
Groppe	<i>Cottus gobio</i>	4	■	■		ja
Gründling	<i>Gobio gobio</i>		■			ja
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>		■			ja
Hecht	<i>Esox lucius</i>		■	■	■	ja
Karassche	<i>Carassius carassius</i>	*	■			unsicher
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	3	■		■	ja
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>		■	■		ja
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>		■	■	■	ja
Moderlieschen	<i>Leucaspius delineatus</i>	4	■			unsicher
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	1	■		■	unsicher
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	*	■	■		nein
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>		■		■	ja
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>		■			ja
Schleie	<i>Tinca tinca</i>		■			ja
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	3	■		■	ja
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	*	■	■		ja
Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	4	■			ja
Strömer	<i>Telestes souffia</i>	3	■	■	■	nein
Trüsche	<i>Lota lota</i>		■	■	■	unsicher
Wels	<i>Silurus glanis</i>	4	■			ja
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	*	■	■		unsicher
Blicke	<i>Blicca bjoerkna</i>	4			■	nein
Felchen	<i>Coregonus sp.</i>	4			■	nein
Lachs	<i>Salmo salar</i>	0			■	nein
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>	2			■	nein
Flussneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i>	0			■	nein
<b>Artenzahl</b>			<b>30</b>	<b>25</b>	<b>26</b>	

## 4.2 Jungfischdichte

Im Zusammenhang mit der Neukonzessionierung verschiedener Kraftwerke an der Limmat (ewz, LKW) und spezifischen Monitoringprogrammen (Äschenlarvenmonitoring, Barbenstudie) wurden durch creato (WFN) Erhebun-

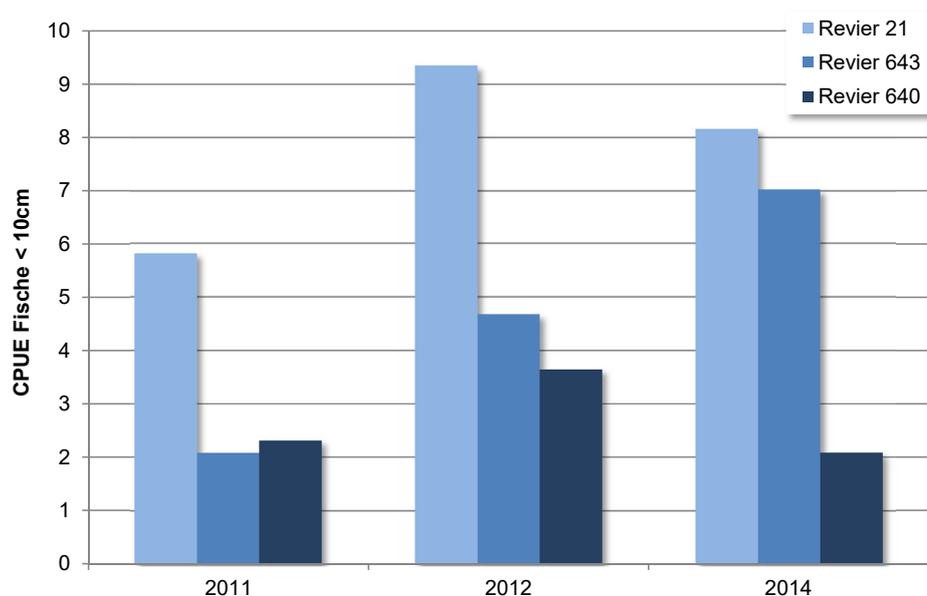
gen des Jungfischbestandes an der Limmat durchgeführt (creato 2012a; 2014; 2015a; 2015b, WFN 2013, WFN unveröffentlichte Daten). Die Resultate dieser Erhebungen werden nachfolgend zusammenfassend dargestellt.

### A) Punktbefischungen im Herbst

Die Erfassung der Jungfischdichte an der Limmat wurde jeweils mittels elektrischen Befischungen des Uferbereichs nach der halbquantitativen Punktsammelmethode durchgeführt (PERSAT & COPP 1990). Bei dieser Methode wird die Fischdichte als Fang pro Aufwandeinheit (CPUE = **C**atch **P**er **U**nit **E**ffort) angegeben, wobei jeder einzelne Eintauchpunkt des Fangpols als «Effort» gewertet wird. Die Daten im Zeitraum von 2011 bis 2014, wurden nach den einzelnen Fischereirevieren zusammengefasst (Abbil-

dung 5). Bei diesem Zusammenschluss muss berücksichtigt werden, dass nicht für alle Reviere die gleiche Datengrundlage zur Verfügung stand.

Die Jungfischdichte in der Limmat ist in Zeit und Raum sehr variabel. Zwischen den einzelnen Untersuchungsstrecken wurden grössere lokale Unterschiede nachgewiesen. Im Durchschnitt wurde die grösste Jungfischdichte im Revier 21 festgestellt. Die mittlere Jungfischdichte nach Revier reichte von 2.1 bis 9.4 Fische pro Punkt.



**Abbildung 5:** Dichte (CPUE) der Jung- und Kleinfische < 10 cm im Uferbereich der Limmat für die Jahre 2011, 2012 und 2014 (creato 2014, 2015a, 2015b). Die Lage der Untersuchungsstrecken, welche nach den Fischereirevieren zusammengefasst wurden, sind der Abbildung 3 zu entnehmen.

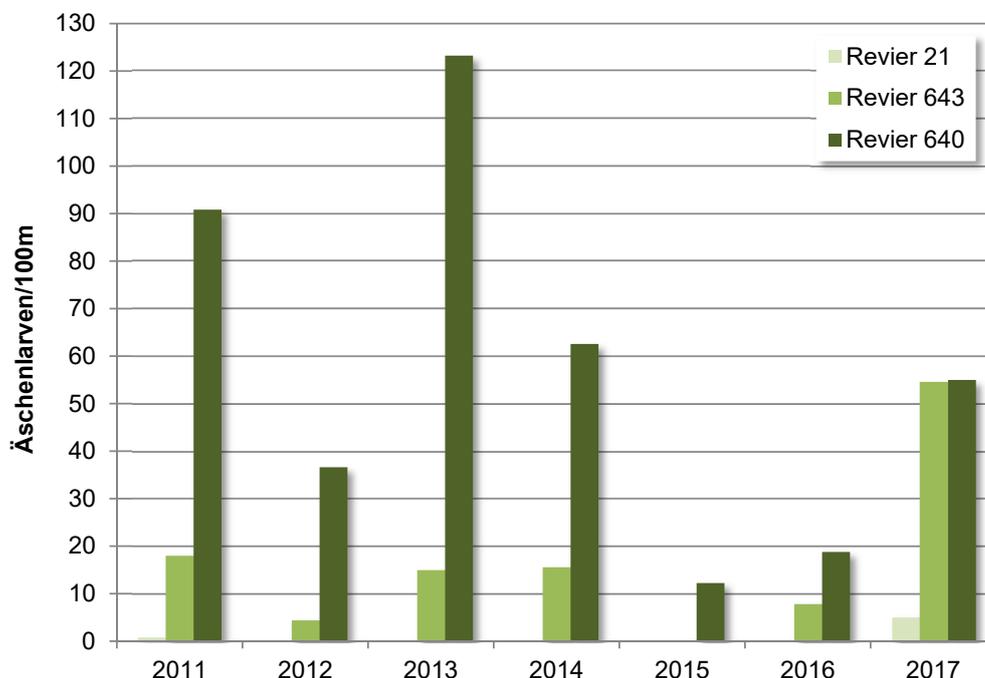
## B) Äschenlarven im Frühling

Durch Elektrofischungen im Herbst, sind Äschen aufgrund ihrer Lebensweise (Aufenthalt in Flussmitte) in grösseren Flüssen kaum zu erfassen. Mit einer Kartierung der Äschenlarven im Uferbereich im Frühling und der Berechnung der Äschenlarvendichten können jedoch Aussagen über den Fortpflanzungserfolg gemacht werden. In der Limmat wurden im Rahmen des kantonalen Äschenlarvenmonitorings und weiterer Projekte Äschenlarven kartiert (creato 2012a; 2014; 2015a; 2015b; WFN unveröffentlichte Daten). Im Zeitraum von 2011 bis 2017 wurden pro Jahr in den einzelnen Fischereirevieren in verschiedenen Strecken zwischen 250 und 1120 m Uferlinie kartiert. Für das Revier 21 standen nur Daten aus den Jahren 2011, 2014 und 2017 zur Verfügung.

Um die Daten vergleichen zu können, werden die Äschenlarvendichten relativ zur abgesuchten Uferlänge als Anzahl Äschenlarven/100m angegeben (Abbildung 6).

Trotz lokaler Unterschiede wurden im untersten Fischereirevier (640) jeweils die grössten Äschenlarvendichten festgestellt. Je nach Jahr lag diese im Mittel zwischen 11 und 123 Äschenlarven/100m.

Im Jahr 2017 wurden auch im Revier 643 relativ hohe Larvendichten festgestellt. Die mittlere Äschenlarvendichte betrug in diesem Jahr 55 Larven/100m. In einer Strecke oberhalb dem Kraftwerk Schiffmühle wurden mit über 250 Larven/100m sogar sehr grosse Larvendichten festgestellt. Im Revier 21 wurden jeweils eher geringe Larvendichten beobachtet.

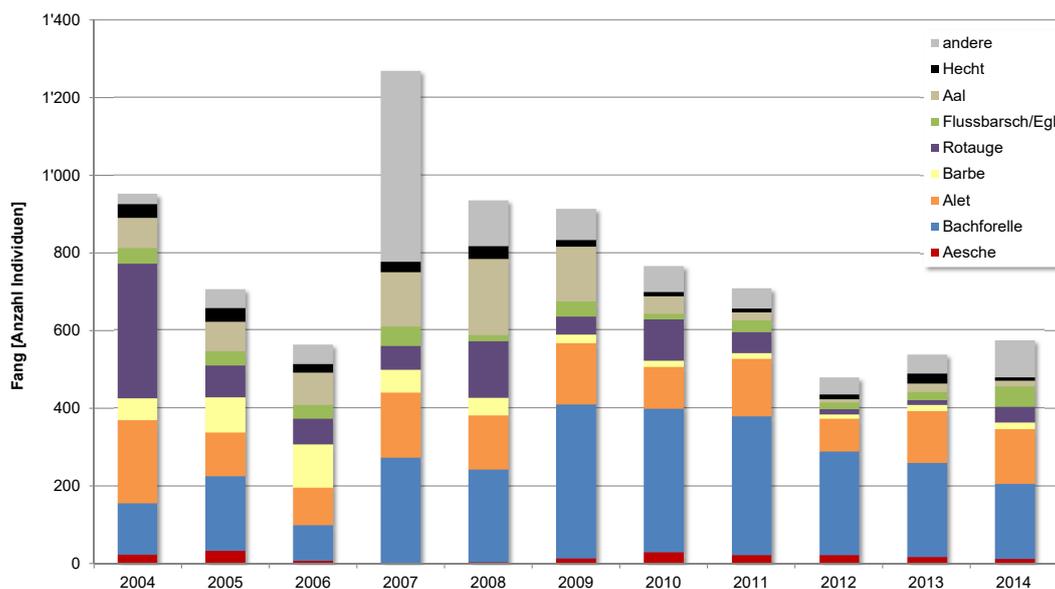


**Abbildung 6:** Äschenlarvendichten in verschiedenen Untersuchungsstrecken in der Limmat zwischen 2011 und 2014 (Daten: creato 2014, 2015a, 2015b, WFN unveröffentlichte Daten). Die Lage der Untersuchungsstrecken, welche nach den Fischereirevieren zusammengefasst wurden, sind der Abbildung 3 zu entnehmen.

### 4.3 Fangerträge der Angelfischerei

Durch die Fischereiberechtigten werden im Untersuchungsperimeter hauptsächlich Forellen und Alet gefangen. Barben, Hechte und Aale sind ebenfalls relativ oft unter den Angelfängen vertreten (Abbildung 4). Äschen finden sich nur selten im Fang der Fischer. In ein-

zelnen Jahren waren auch das Rotauge und gewisse Kleinfischarten in grosser Zahl im Angelfang vertreten. Insgesamt umfasst das Spektrum der zwischen 2004 und 2014 gefangenen Fische 20 Arten.



**Abbildung 4:** Fangertrag der Angelfischerei im Untersuchungsperimeter (Revier 21, 643 und 640) der Jahre 2004 bis 2014 (Daten: Kanton Aargau, Sektion und Fischerei).

### 4.4 Fischereiliches Ertragsvermögen

Die Ertragsfähigkeit wird als Jahreshektarertrag (JHE) angegeben, der sich nach einer Formel, die seit vielen Jahrzehnten angewendet und verschiedentlich neueren Erkenntnissen angepasst wurde (ROTH 1985, VUILLE 1997). Mit Angaben zu Temperatur, Morphologie, fischbiologischer Zonierung, sowie mit

Daten zur Menge der Fischnährtiere kann eine Bonitierung der einzelnen Fischereireviere vorgenommen und das fischereiliche Ertragsvermögen geschätzt werden. Dazu wird folgende Formel verwendet:

$JHE = 10 \times k_1 \times k_2 \times RQ \times k_3 \times B_{mod}$	
<b>k<sub>1</sub></b> = Temperaturfaktor	1 für kalte bis 1.5 für warme Gewässer
<b>k<sub>2</sub></b> = Raumfaktor <i>(2.54-0.34 x Var - 0.26 x Unt - 0.06 x Hind)</i>	0.2 für stark gestörte bis 1.7 für sehr gute Raumverhältnisse
<b>RQ</b> = Restwasserfaktor	0.5 für meistens ungenügende Restwasserführung bis 1.0 für nicht wasserwirtschaftlich genutzte Gewässer
<b>k<sub>3</sub></b> = Fischereibiologische Zonierung	1 für Forellenregion bis 2 für Brachsmenregion
<b>B<sub>mod</sub></b> = modifizierter Bonitätsfaktor	Nährtierbiomasse: 0.5 für sehr arme Gewässer bis 10 für sehr reiche Gewässer

Der Jahreshektarertrag wurde für die drei Fischereireviere im Projektperimeter einzeln berechnet (Tabelle 5), da sie bezüglich Morphologie und Restwasser unterschiedlich sind. Für die Nähtierbiomassen (B<sub>mod</sub>) stützten wir uns auf Untersuchungen, welche im Rahmen anderer Projekte an der Limmat durchgeführt wurden (creato 2012a / 2012b / 2014). Für das staatliche Revier Nr. 21 wurde ein durchschnittlicher Jahreshektarertrag von rund 76 kg/ha ermittelt. Die privaten Reviere 643 und 640 weisen mit 82 und 84 kg/ha leicht höhere Jahreshektarerträge aus.

**Tabelle 5:** Die für die Berechnung des JHE verwendeten Parameter und deren Werte für die betroffenen Reviere.

	PSW		FVTS
	21	643	640
<b>Temperaturfaktor k<sub>1</sub></b>	1.50	1.50	1.50
<b>Raumfaktor k<sub>2</sub></b>	0.91	0.89	1.00
Variabilität	2.68	2.62	2.51
Unterstände	2.54	2.71	2.41
Durchgängigkeit	1.00	1.00	1.00
<b>Fischregion k<sub>3</sub></b>	1.375	1.375	1.375
<b>Restwasser RQ</b>	0.90	1.00	0.90
<b>Bonitätsfaktor B<sub>mod</sub></b>	4.50	4.50	4.50
<b>JHE [kg/ha]</b>	75.9	82.3	83.5

# 5 Abflussschwankungen in der Limmat

## 5.1 Häufigkeit und Ursachenanalyse

Insgesamt wurden im Zeitraum von 2011 bis 2016 351 kurzfristige Abflussschwankungen in der Limmat registriert (Tabelle 6). Bei 237 Ereignissen konnte die Ursache einem Kraftwerk zugeordnet werden. 114 Abflussschwankungen konnten keinem Verursacher zugeordnet werden.

In der Arbeitsgruppe «Wasserschwankungen in der Limmat» wurde festgelegt, wie Abflussschwankungen dokumentiert und referenziert werden. Die Ursachen der dokumentierten Abflussschwankungen können wie folgt kategorisiert werden:

- ⇒ Zürichseeregulierung
- ⇒ Wartungs-, Unterhalts- oder Bauarbeiten / Inbetriebnahme (IBN)
- ⇒ Betriebsstörungen (z.B. Maschinendefekt, Notabschaltung)
- ⇒ Gewitter und Starkniederschläge in den Einzugsgebieten von Sihl und Reppisch
- ⇒ Weitere Ereignisse wie z.B. kriminaltechnische Untersuchungen
- ⇒ Unbekannte Ursache

Die meisten Schwankungen zwischen 2011 und 2013 konnten keinem Verursacher oder keiner Ursachenkategorie zugeordnet werden, da im betreffenden Zeitraum nur wenige Stellungnahmen zu einzelnen Ereignissen vorliegen. Seit 2014 sind nur noch wenige Ereignisse unbegründet.

Eine grosse Anzahl Schwankungen wurde 2014 durch das Kraftwerk Aue der LKW AG ausgelöst (Tabelle 6). Diese Häufung ist mit der Inbetriebnahme der neuen Turbine nach dem Umbau des alten Kraftwerks zu erklären. Ebenfalls vergleichsweise häufig war der Auslöser der Abflussschwankungen das Kraftwerk Letten des ewz. Diese Schwankungen können grösstenteils mit der Zürichseeregulierung erklärt werden. Das Reglement zur Seeregulierung und die Steuerung des Platzspitzwehrs wurden zwischenzeitlich dahingehend angepasst, dass bei Zürichseeabflüssen < 100 m<sup>3</sup>/s die Ab- und Zunahmen von früher ca. 15min auf 12h und 6h verlangsamt ablaufen. Seit dieser Massnahme hat sich die Anzahl der durch die Seeregulierung ausgelösten Abflussschwankungen und deren Ausmass deutlich reduziert.

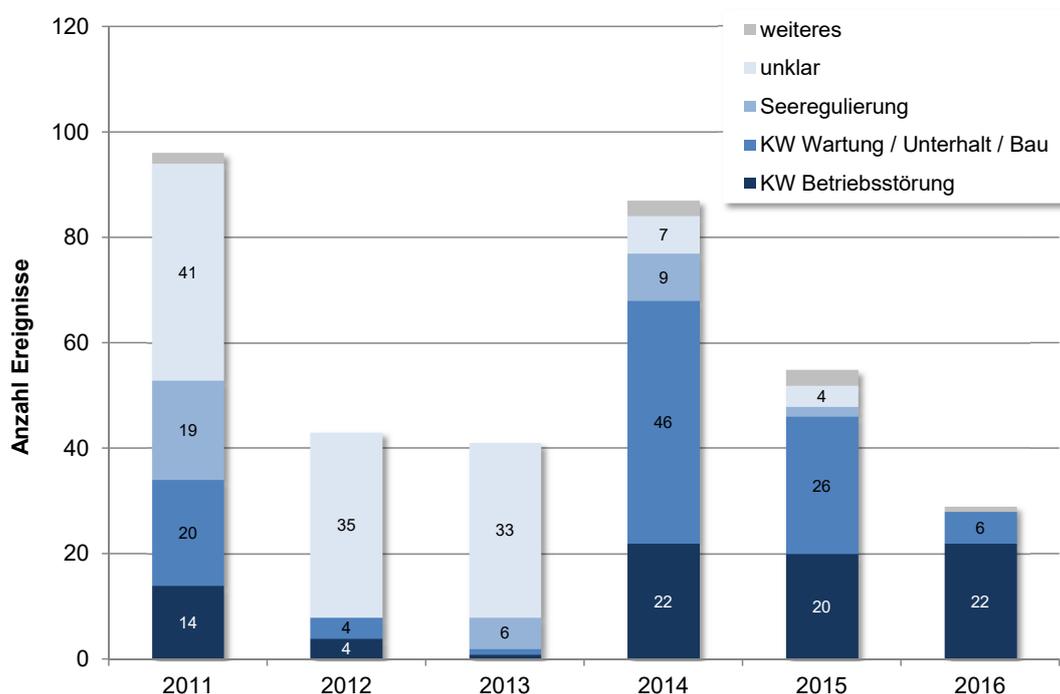
**Tabelle 6:** Liste der Abflussschwankungen im Zeitraum von 2011 - 2016 nach Ursachenkategorie und Verursacher gegliedert.

Verursacher	KW Betriebsstörung						KW Wartung / Unterhalt / Bau						Seeregulierung						unklar						weiteres						Total
	11	12	13	14	15	16	11	12	13	14	15	16	11	12	13	14	15	16	11	12	13	14	15	16	11	12	13	14	15	16	
EKZ Dietikon	4		1				1				1																				7
ewz KW unbekannt												2																			2
ewz Höngg		2		3		2		1		2	5	1													1						17
ewz Letten	2	1			8	3	5				1	2	19		6	9	2							1		3	1	1		64	
ewz Wettingen	4	1		5	1	5	1	2			9	2							1												31
ewz Wettingen / LKW Aue											1																				1
LKW KW unbekannt					3	1																									4
LKW Aue	4			2	5	3	13	1			29	6							5			1									69
LKW Aue / Schiffmühle											6																				6
LKW Kappelerhof				1	1	1																									3
LKW Schiffmühle				1	2	2					1	1	1															1			9
LKW Schiffmühle / Turgi						1																									1
LKW Turgi				10		4					3	1	4															1			23
unbekannt											1								36	34	33	6	4								114
<b>Total</b>	<b>14</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>22</b>	<b>20</b>	<b>22</b>	<b>20</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>46</b>	<b>26</b>	<b>6</b>	<b>19</b>	<b>0</b>	<b>6</b>	<b>9</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>41</b>	<b>35</b>	<b>33</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>351</b>

Relativ häufig wurden Abflussschwankungen auch durch das Kraftwerk Wettingen (ewz) und das Kraftwerk Turgi (LKW) ausgelöst. Vergleichsweise wenige Schwankungen waren dagegen auf die Kraftwerke Dietikon (EKZ), Kappelerhof und Schiffmühle (LKW) zurückzuführen. Die beiden untersten Kraftwerke Gebenstorf (Hydroelektra) und Stropfel (axpo) konnten nicht beurteilt werden, da sie unterhalb der hydrologischen Messstationen liegen.

Die meisten Abflussschwankungen im Betrachtungszeitraum wurden 2011 mit insgesamt 96 Ereignissen registriert (Abbildung 7). Viele wurden durch die Seeregulierung oder durch Wartungs- oder Unterhaltsarbeiten ausgelöst oder deren Ursache war nicht bekannt. 2012 und 2013 wurden mit jeweils rund 40 Er-

eignissen deutlich weniger Abflussschwankungen festgestellt. Mehrheitlich lagen keine Begründungen zu den einzelnen Ereignissen vor. 2014 wurden wieder mehr Abflussschwankungen erfasst. Ein Grossteil der Ereignisse ist auf die Inbetriebnahme der neuen Turbine beim KW Aue zurückzuführen. 2015 und 2016 hat sich die Zahl der Abflussschwankungen wiederum reduziert. Durch die Arbeit der Arbeitsgruppe «Wasserschwankungen in der Limmat» wurde zu beinahe allen Ereignissen Stellung bezogen. Auch hat sich der Anteil der durch Wartungs- und Unterhaltsarbeiten begründeten Schwankungen deutlich reduziert. Die Zahl der Störfälle blieb allerdings in den letzten drei Jahren konstant bei 20 - 22 Ereignisse / Jahr.



**Abbildung 7:** Anzahl Abflussschwankungen der letzten 6 Jahre nach Ursachenkategorie gegliedert.

## 5.2 Ausmass und Saisonalität

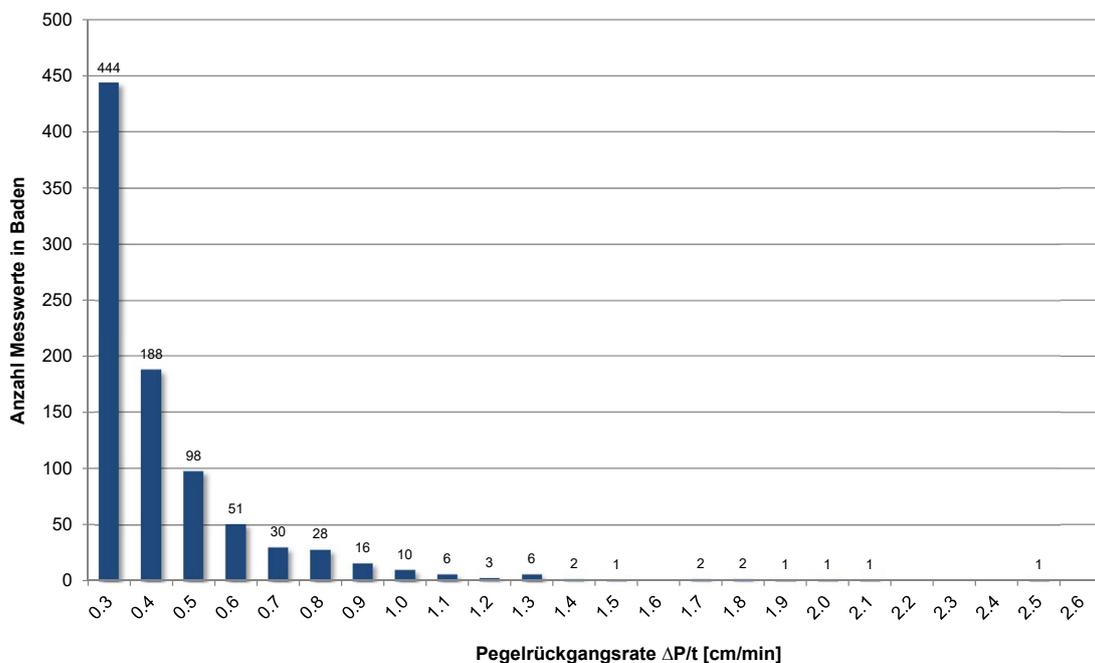
In Bezug auf die ökologische Relevanz der Abflussschwankungen sind für die Beurteilung folgende Parameter von entscheidender Bedeutung (vgl. Kapitel 2.2):

- ⇒ der Basisabfluss,
- ⇒ die Amplitude ( $Q_{\max} - Q_{\min}$ ),
- ⇒ die Geschwindigkeit des Pegelrückgangs (Pegelrückgangsrate)
- ⇒ sowie die Jahreszeit

Anhand der hydrologischen Messwerte in Baden (10 min-Mittel) wurden alle Werte mit  $Q_{\text{Basis}} > 100 \text{ m}^3/\text{s}$  ausgeschlossen, da gestützt auf die Luftbildaufnahmen (vgl. Kapitel 5.3) die Annahme getroffen wurde, dass oberhalb dieses Basisabflusses das Flussbett auf ganzer Breite benetzt ist und durch Abflussschwankungen keine Fläche trockenfällt.

Für die übrig gebliebenen Werte der Periode 2011 - 2016 wurden die Pegelrückgangsraten berechnet. Ökologisch relevant sind Abflussschwankungen, wenn die Pegelrückgangs-

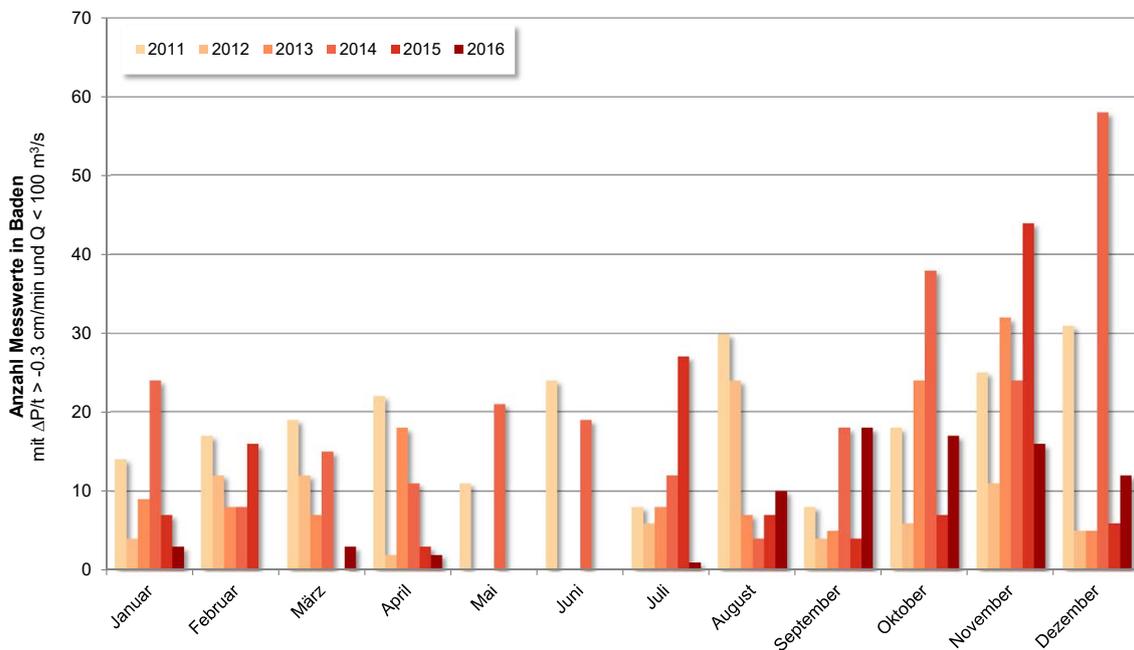
rate  $0.3 \text{ cm}/\text{min}$  überschreitet. Geht der Pegel langsamer zurück, ist davon auszugehen, dass die Fische der Wasserlinie folgen können und somit keine Schäden entstehen. Geht der Pegel schneller zurück, erhöht sich die Wahrscheinlichkeit, dass Fische stranden (FISCHER 2013, FOHLER 2013, RAUCH 2014). Nach Anwendung dieser Kriterien wurden im Zeitraum 2011 bis 2016 insgesamt 891 ökologisch relevante Messwerte (10-min Mittelwerte) gezählt (Abbildung 8). Dieser Wert entspricht nicht der Anzahl registrierter Ereignisse (vgl. Tabelle 6). Dies hängt damit zusammen, dass ein Sunk-Ereignis länger als 10 min dauern kann und daher mehrere Messwerte (10 min-Mittelwerte) demselben Ereignis zugeordnet werden könnten. Andererseits weist nicht jede erfasste Abflussschwankung gemäss Tabelle 6 zwingend eine Pegelrückgangsrate von  $> 0.3 \text{ cm}/\text{min}$  auf. Der Grossteil der übrig bleibenden Messwerte wies Pegelrückgangsraten zwischen  $0.3$  und  $0.6 \text{ cm}/\text{min}$  auf. Der grösste registrierte Wert lag bei  $2.56 \text{ cm}/\text{min}$ .



**Abbildung 8:** Häufigkeitsverteilung (Klassenuntergrenzen) der Messwerte zur Pegelrückgangsraten (basierend auf Pegelmessdaten, welche im 10 min-Mittel erfasst wurden) in Baden bei Abflüssen  $< 100 \text{ m}^3/\text{s}$  aufsummiert für die Jahre 2011 bis 2016. Dargestellt sind nur die ökologisch relevanten Pegelrückgangsraten  $> 0.3 \text{ cm}/\text{min}$ .

Ökologisch relevante Abflussschwankungen traten in der Limmat meistens über das ganze Jahr auf (Abbildung 9). Aufgrund der normalerweise hohen Wasserstände wurden jedoch in den Monaten Mai und Juni weniger oder gar keine relevante Ereignisse registriert. Während der Niederwassersituation im Spätherbst und Winter können in einzelnen Jahren (2014, 2015) eher mehr relevante Abflussschwankungen festgestellt werden. Im

Betrachtungszeitraum 2011 - 2016 konnten auch immer relevante Sunk-Ereignisse im April festgestellt werden. Diese Abflussschwankungen haben eine besonders grosse ökologische Bedeutung, da in den Monaten April bis Mai in der Limmat mit den Larven der Äsche und Bachforelle zu rechnen ist, welche aufgrund ihrer eingeschränkten Schwimmfähigkeit stark gefährdet sind.



**Abbildung 9:** Messwerte in Baden mit Pegelrückgangsraten > 0.3 cm/min bei Abflüssen < 100 m³/s nach Monat aufsummiert.

Auch Starkniederschläge können zu einem schnellen Pegelanstieg führen. Zur Illustration wurde exemplarisch ein grosses Hochwasser vom 30. Juni 2011 ausgewählt (Abbildung 10). Starke Niederschläge im Einzugsgebiet der Sihl führten zu einem sehr schnellen Anstieg des Sihlpegels in Zürich. An den Messstationen Unterhard und Baden stieg der Pegel ebenfalls sehr schnell an. Im Gegensatz zu einer unnatürlichen Schwankung ging der Abfluss nach dem Hochwasser aber weitestgehend langsam zurück.

Ferner wurden auch einzelne Ereignisse registriert, welche durch die Steuerung der unterliegenden Kraftwerke gedämpft werden konnten (beispielhaft in Abbildung 11). Die Auswirkung dieser Schwankung war daher lokal begrenzt. Das Potenzial solcher Dämpfungen ist auf die grossen Stauhaltungen (Stau Wettingen) beschränkt.

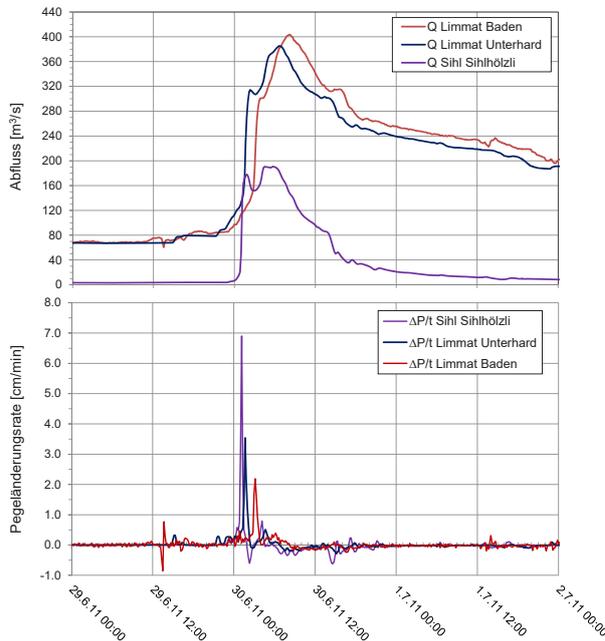


Abbildung 10: Beispiel eines natürlichen Hochwasser aus dem Einzugsgebiet der Sihl

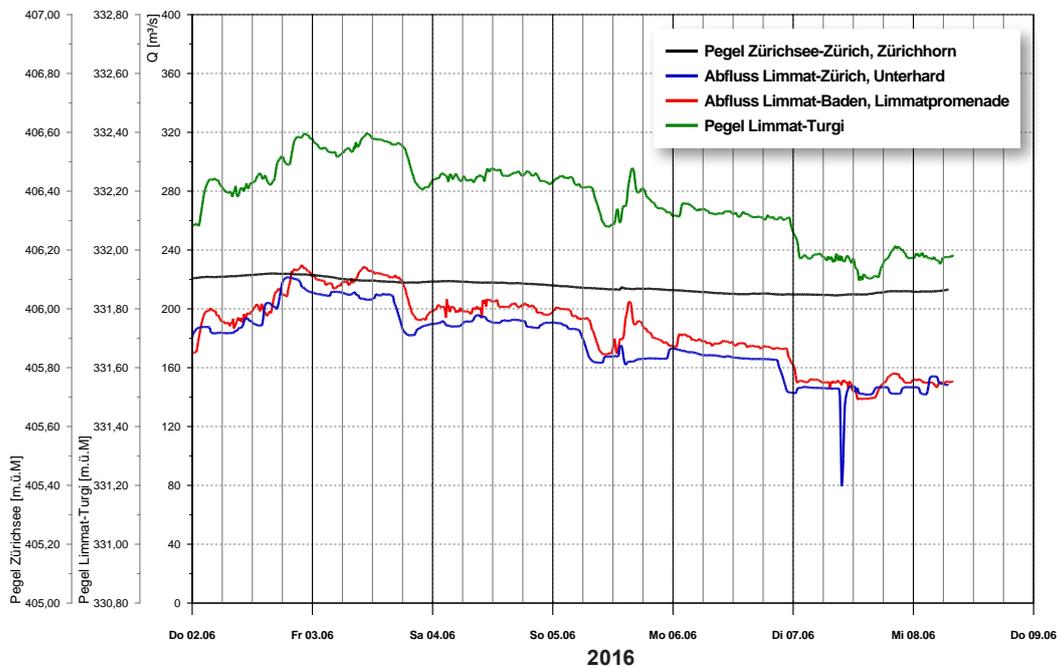


Abbildung 11: Durch das Kraftwerk Letten ausgelöste Abflussschwankung am 07.06.2016, welche durch die unterliegenden Kraftwerke soweit gedämpft werden konnte, dass diese in Baden nicht mehr registriert werden konnte.

### 5.3 Potenziell trockenfallende Flächen

Die potenziell trockenfallenden Flächen wurden mittels Drohnenflügen mit georeferenzierten Luftbildaufnahmen bei hohem (135 m<sup>3</sup>/s) und tiefem (46 m<sup>3</sup>/s) Wasserstand bestimmt. Die Ausdehnung dieser Flächen wurde nach einzelnen Teilgebieten und Fischereirevieren aufgedgliedert (Tabelle 7).

Die Limmatufer sind im Untersuchungsgebiet über weite Strecken befestigt oder steil abfal-

lend und es sind nur wenige Kiesbänke und Flachwasserzonen vorhanden. Die potenziellen Trockenflächen sind deshalb relativ klein. Deren grösste Ausdehnung wurde in den Restwasserstrecken Turgi und Stropfel festgestellt. Nachfolgend sind die Luftbilder der einzelnen Teilgebiete für beide Wasserstände vergleichend dargestellt und werden kurz erläutert.

**Tabelle 7:** Potenziell trockenfallende Flächen und Uferlinien der Wasserwechselzonen aufgeteilt nach Fischereirevieren und Teilgebieten.

Revier	Verein	Trockenfläche Revier [ha]	Betroffene Uferlinie [m]	Teilgebiet	Teilgebiet Beschreibung	Trockenfläche Teilgebiet [ha]
21	PSW	0.2479	685	1	Limmatschleife Wettingen und Webermühle	0.2479
643	PSW	0.4145	1'288	2	Baden Bäderquartier / Oederlin	0.0696
				3a	Schiffmühle und Hard	0.3449
640	FVTS	1.9812	1'408	3b	Schiffmühle	0.2021
				4	Turgi Werben (RW Turgi)	1.1207
				5	Stropfel	0.6584

In der Limmatschleife Wettingen und der Webermühle wurden die potenziell trockenfallenden Flächen auf 0.25 ha bestimmt. Diese finden sich in der Innenkurve ober- und unterhalb der Wasserrückgabe des KW Wettingen

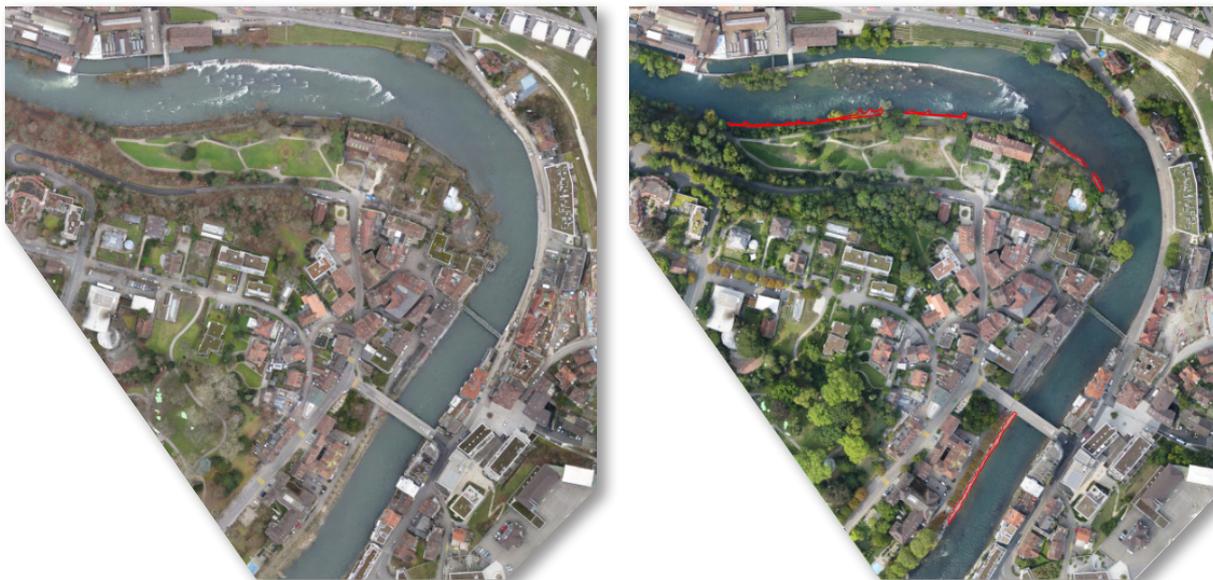
und bei den Kiesbänken beim Schiessplatz. Im Zwischenstau vom Wehr bis zur Damsau wurden durch die Drohnenflüge keine potenziell trockenfallenden Flächen ermittelt (Abbildung 12).



**Abbildung 12:** Mittels Drohnenflügen aufgenommene Luftbilder bei hohem (links) und tiefem (rechts) Wasserstand in der Limmatschleife und Webermühle (Teilgebiet 1). Die potenziell trockenfallenden Flächen sind rot umrandet.

Zwischen dem KW Aue und dem KW Kappelerhof wurde im Vorfeld das Gebiet um das Bäderquartier und Oederlin für die Drohnenflüge ausgeschieden. Insgesamt wurden hier 0.07 ha potenzielle Trockenfläche bestimmt (Abbildung 13). In diesem Abschnitt ist die

Limmat mehrheitlich stark befestigt und begradigt. Zusätzliche Trockenflächen ausserhalb des Drohnenflugperimeters sind nur bei sehr tiefen Wasserständen (< 45 m<sup>3</sup>/s) zu erwarten (vgl. Ereignis vom 9.11.15).



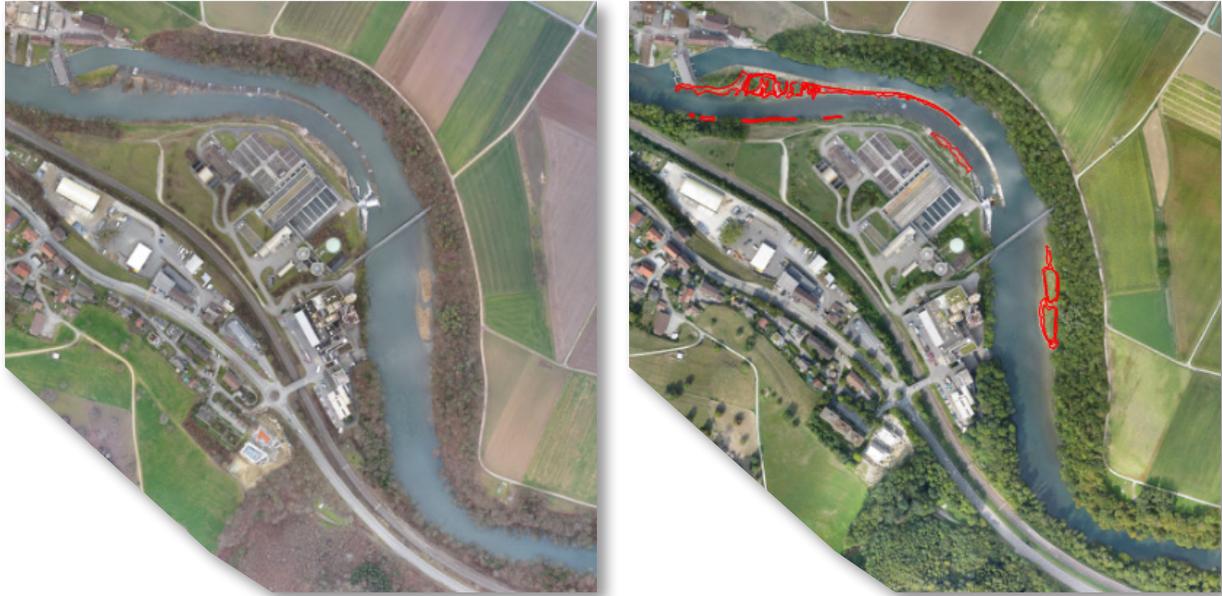
**Abbildung 13:** Mittels Drohnenflügen aufgenommene Luftbilder bei hohem (links) und tiefem (rechts) Wasserstand im Bäderquartier Baden und Oederlin (Teilgebiet 2). Die potenziell trockenfallenden Flächen sind rot umrandet.

Zwischen dem KW Kappelerhof und dem KW Schiffmühle sind zwei Kiesbänke mit Flachwasserzonen vorhanden, welche bei Abflussschwankungen trockenfallen könnten (Abbildung 14 & 15). Ansonsten hat sich die Limmat auf diesem Abschnitt eingetieft und weist daher natürlicherweise relativ stei-

le Ufer mit wenigen Flachwasserzonen auf. In der Restwasserstrecke des KW Schiffmühle sind wieder mehr Flachwasserzonen vorhanden (Abbildung 16). Die potenziell trockenfallenden Flächen summieren sich im Teilgebiet 3 auf 0.55 ha.



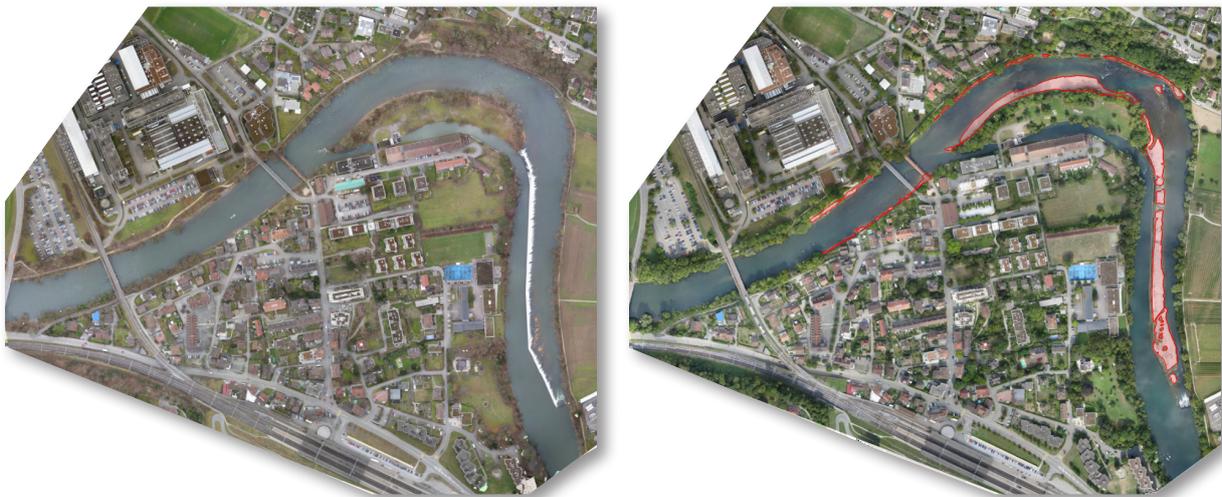
**Abbildung 14:** Mittels Drohnenflügen aufgenommene Luftbilder bei hohem (links) und tiefem (rechts) Wasserstand im Gebiet Hard / Brisgi (Teilgebiet 3 oben). Die potenziell trockenfallenden Flächen sind rot umrandet.



**Abbildung 15:** Mittels Drohnenflügen aufgenommene Luftbilder bei hohem (links) und tiefem (rechts) Wasserstand im Gebiet Hard und Schiffmühle (Teilgebiet 3 unten). Die potenziell trockenfallenden Flächen sind rot umrandet.

In der Restwasserstrecke des KW Turgi finden sich grosse Flachwasserzonen entlang dem Streichwehr und in der Innenkurve bei der Kraftwerksinsel, welche bei Abflussschwankungen trockenfallen könnten. Weiter

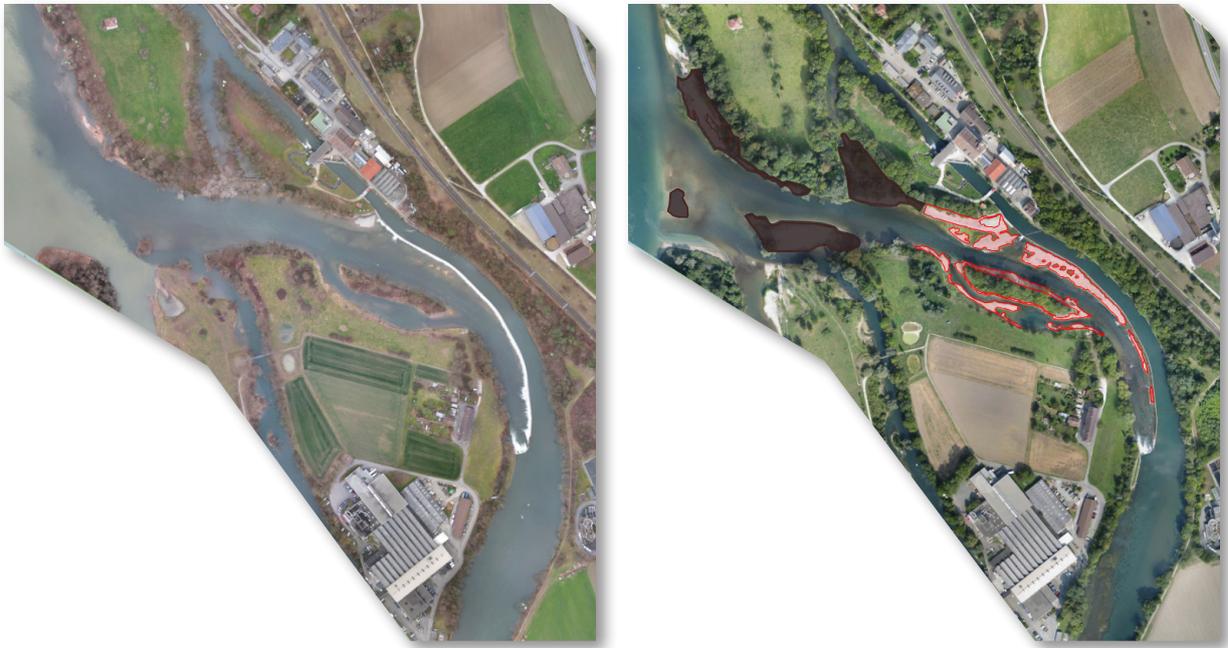
re potenziell trockenfallende Flächen wurden entlang der Flachufer unterhalb der Holzbrücke Turgi festgestellt. Die potenziell trockenfallenden Flächen im Teilgebiet 4 umfassen total 1.12 ha (Abbildung 16).



**Abbildung 16:** Mittels Drohnenflügen aufgenommene Luftbilder bei hohem (links) und tiefem (rechts) Wasserstand in Turgi (Teilgebiet 4). Die potenziell trockenfallenden Flächen sind rot umrandet.

In der Restwasserstrecke Stropfel vor der Mündung in die Aare sind viele Kiesbänke mit grossflächigen Flachwasserzonen vorhanden (Abbildung 17). Die Ausdehnung der Wasserwechselzone wird hier neben dem Abfluss der Limmat auch vom Abfluss und Rückstau der Aare beeinflusst. Zum Zeitpunkt der Luftbildaufnahmen bei hohem Wasserstand am 2.2.16 lag der Abfluss der Aare in Untersig-

genthal bei 716 m<sup>3</sup>/s. Wir nehmen an, dass der Wasserstand im Mündungsbereich der Limmat durch den Rückstau der Aare beeinflusst war. Daher wurden die untersten Flächen (schwarz) für die Berechnung ausgeschlossen. Das Teilgebiet 5 umfasst somit 0.66 ha potenziell trockenfallende Fläche.



**Abbildung 17:** Mittels Drohnenflügen aufgenommene Luftbilder bei hohem (links) und tiefem (rechts) Wasserstand im Stropfel (Teilgebiet 5). Die potenziell trockenfallenden Flächen sind rot umrandet, die schwarzen Flächen wurden aufgrund der Beeinflussung durch die Aare ausgeschlossen.

### 5.4 Analyse ausgewählter Einzelereignisse

Nachfolgend werden ausgewählte Abflussschwankungen dokumentiert (Abfluss, Pegel und Pegeländerungsrate) und diskutiert. Für jedes Ereignis wird - soweit bekannt - der Verursacher, die Ursache und die Informati-

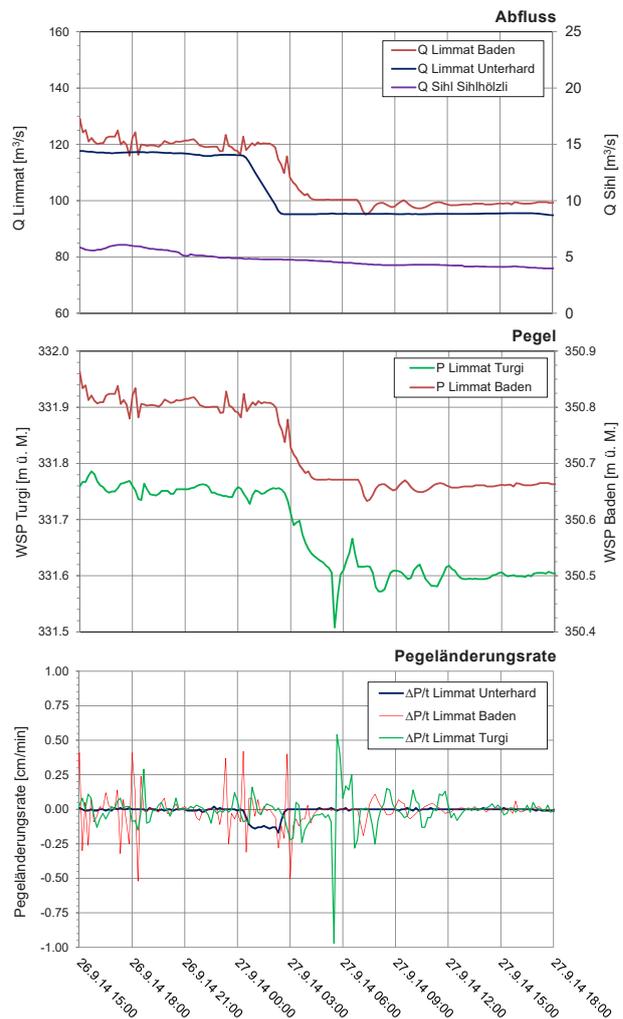
onsquelle angegeben und aufgezeigt, wie die Schwankung ausgelöst wurde. Anschliessend wird auf mögliche ökologische Folgen eingegangen, welche dieses Ereignis nach sich zog.

#### Betriebsstörung beim KW Turgi vom 27. September 2014

**Verursacher**      KW Turgi (LKW)  
**Ursache**            Betriebsstörung  
**Quelle**                P. Rothenfluh (LKW)

**Begründung / Beschreibung (KW-Betreiber)**  
 «Es gab Probleme mit dem Sperrwasserdruck, was zu einer Abschaltung der Maschine führte. Im November 2014 wurde die Sperrwasserdichtung ersetzt, womit dieses Problem behoben sein sollte.»

**Analyse**  
 Durch die Seeregulierung beim Platzspitzwehr ging am 27. September um ca. 00:00 Uhr der Abfluss in der Limmat um rund 20 m<sup>3</sup>/s zurück. In Baden und Turgi entspricht dieser Abflussrückgang einer Pegeldifferenz von ca. 14 cm. Die Geschwindigkeit des Pegelrückgangs betrug allerdings maximal 0.17 cm/min in Unterhard, respektive max. 0.24 cm/min in Turgi und war daher unproblematisch für die Fischfauna. Jedoch wurde dieser Pegelrückgang um ca. 05:00 Uhr von der Störung beim KW Turgi überlagert. Der Wasserspiegel unterhalb des KW Turgi ging in kurzer Zeit um weitere 10 cm zurück. Die maximale Pegelrückgangsrates dieses Sunk-Ereignis betrug 0.97 cm/min. Das Strandungsrisiko für Fische war in dieser Zeit relativ hoch.



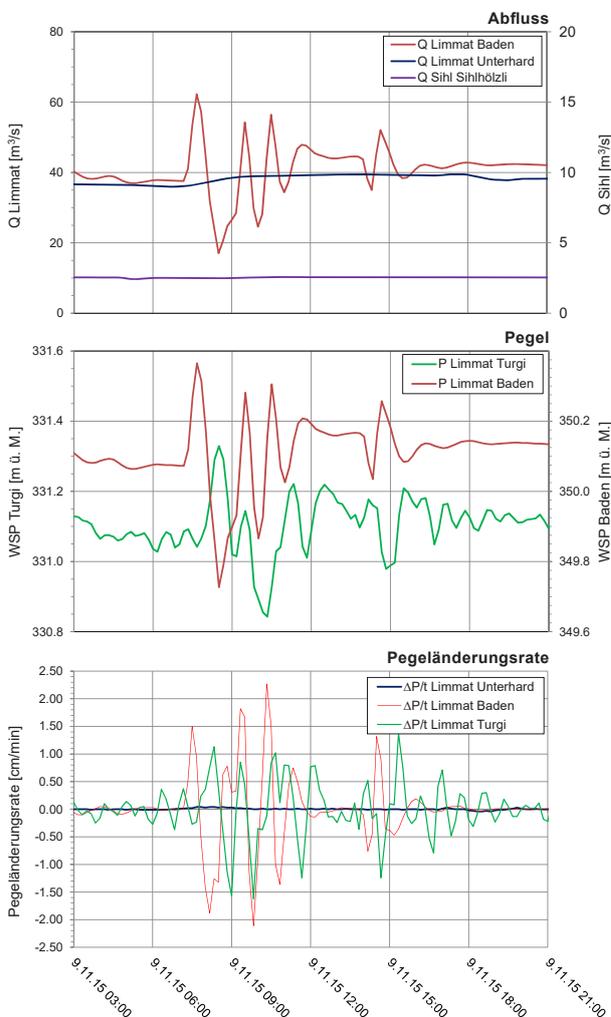
**Betriebsstörung beim KW Wettingen vom 9. November 2015**

**Verursacher** KW Wettingen (ewz)  
**Ursache** Betriebsstörung  
**Quellen** H. Blum (ewz)  
 W. Nossa / P. Frey (PSW)

**Begründung / Beschreibung (KW-Betreiber)**  
 «Eine technische Störung um 07:04 Uhr im KW Wettingen hat die Abflussschwankung verursacht. Eine defekte SPS-Komponente hatte bei einem Wehr, welches in Revision war und deshalb abgesenkt war, in der Steuerung eine Abfluss-Erhöhung von 7.5 m³/s auf 69 m³/s angezeigt, wodurch das Dachwehr Damsau gesenkt und ein Schwall produziert wurde. Mitarbeiter des ewz waren vor Ort und haben schnellstmöglich wieder den Normalabfluss eingestellt, trotzdem gab es noch ein nachfolgendes Einschwingen der Abflussmenge.»

**Analyse**

Die Limmat führte sehr wenig Wasser (40 m³/s). Durch das Absenken des Dachwehrs Damsau erhöhte sich der Abfluss kurzfristig auf rund 60 m³/s. Durch die nachfolgende Intervention ging der Abfluss um 40 m³/s bis auf unter 20 m³/s zurück. Dies entsprach in Baden einem Pegelrückgang von über 60 cm mit einer Rückgangsrate von bis zu 1.88 cm/min. Es folgten weitere Schwankungen, welche sich bis nach Turgi und weiter flussabwärts fortsetzten. Diese Schwankung konnte in Baden mit Bildern dokumentiert werden. Eine relativ grosse Fläche fiel dabei trocken. Durch den geringen Basisabfluss betraf es auch Gebiete, welche im Rahmen unserer Drohnenflüge nicht erfasst wurden. Es konnten gestrandete Fische beobachtet werden, welche bereits grösser und besser schwimmfähig waren. Zu dieser Jahreszeit ziehen sich gewisse juvenile Cypriniden in Hohlräume im Sohlsubstrat zurück und sind daher stärker gefährdet bei schnellem Pegelrückgang zu stranden.



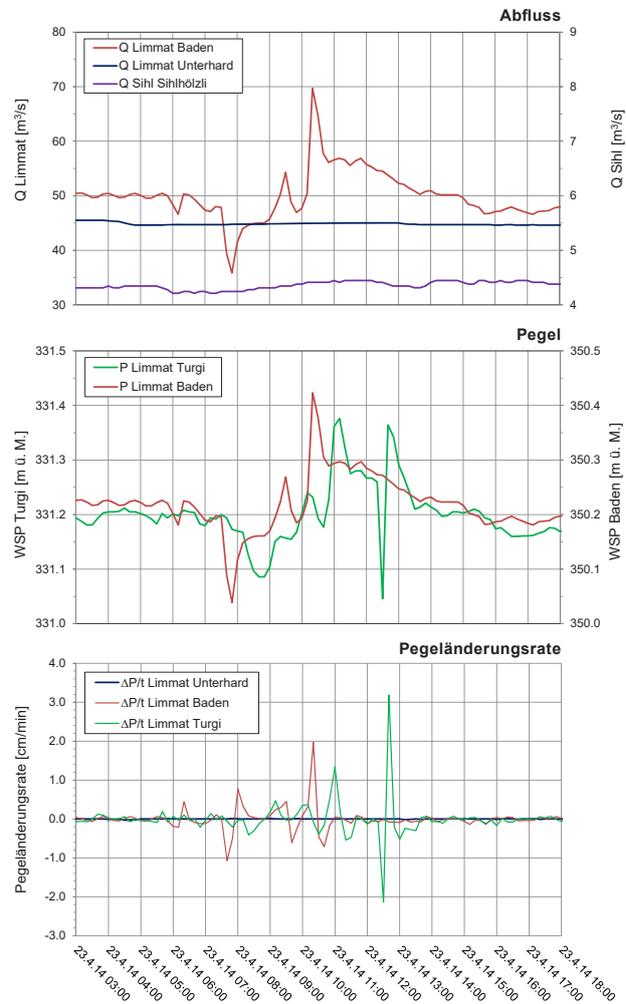
Limmataue Ennetbaden mit Blick auf Limmatsteg mit gestrandeter juveniler Barbe (Bilder: W. Nossa, PSW).

**Inspektion der Reservoirkammer beim KW Wettingen und unbekannte Ursache vom 23. April 2014**

**Verursacher** KW Wettingen (ewz)  
**Ursache** Wartung / Unterhalt unbekannt  
**Quelle** C. Busenhardt (ewz)

**Begründung / Beschreibung (KW-Betreiber)**  
 «Es fand eine 10-jährliche Inspektion der Reservoirkammer und des UW-Stollens beim KW Wettingen durch Taucher statt. Die Maschine musste dazu abgestellt werden. Das ewz hat für diesen Fall eine Verbesserung mit einer Softwareanpassung gefunden, welche getestet und implementiert werden soll.»

**Analyse**  
 Bei einem Basisabfluss von rund 50 m<sup>3</sup>/s ging der Abfluss der Limmat in Baden bis auf 35 m<sup>3</sup>/s (07:50 Uhr) zurück. In der Folge erhöhte sich der Abfluss bis auf 70 m<sup>3</sup>/s (10:20 Uhr) und pendelte sich danach im Laufe des Tages wieder auf 50 m<sup>3</sup>/s ein (Amplitude = 35 m<sup>3</sup>/s). Die kritische Phase war das Sunk-Ereignis um 07:50 Uhr. Der Pegel in Baden ging mit einer maximalen Abstiegsgeschwindigkeit von 1.07 cm/min um insgesamt 16 cm zurück. Überlagert wurde diese Abflussschwankung durch ein Sunk-Ereignis, welches nur von der Messstation in Turgi registriert wurde. Mit einer Pegelrückgangsrate von 2.14 cm/min und einer Pegeldifferenz von über 20 cm in Turgi, hatte diese Abflussschwankung ein grösseres Ausmass. Die Ursache ist allerdings nicht bekannt. Die Abflussschwankungen traten Ende April auf. In dieser Zeit halten sich die frisch geschlüpften Äschenlarven und Bachforellenbrütlinge im Uferbereich auf. Diese Entwicklungsstadien sind besonders anfällig auf kurzfristige Abflussschwankungen.



Unterhaltsarbeiten bei den Kraftwerken sind grundsätzlich den kantonalen Fachstellen (Sektion Jagd und Fischerei und Abteilung Landschaft und Gewässer) zu melden, so dass eine zeitliche Abstimmung erfolgen kann. Solche Vorfälle dürften daher gemäss gängiger Praxis nicht vorkommen.

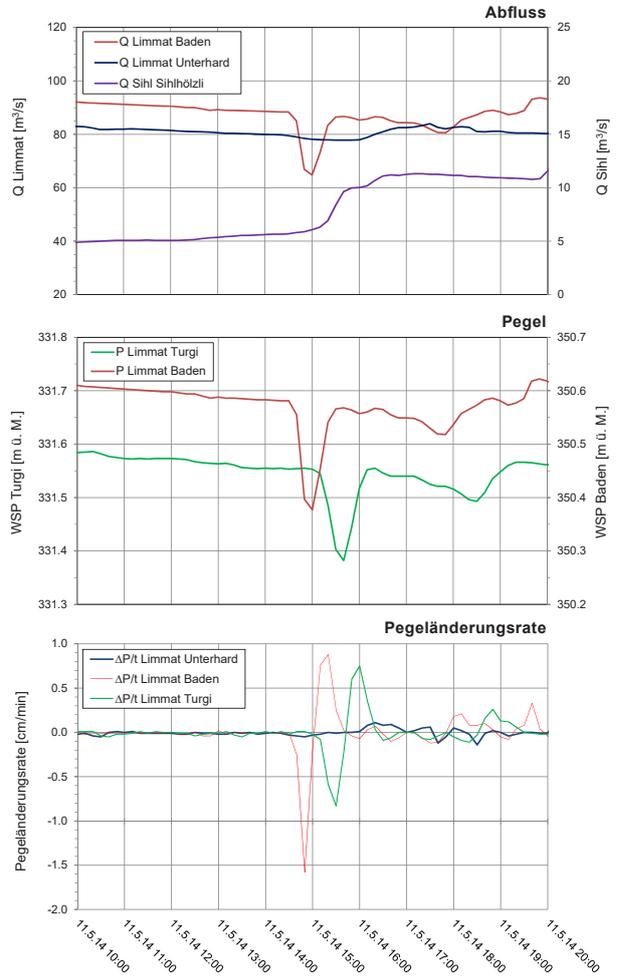
**Betriebsstörung beim KW Aue vom 11. Mai 2014**

**Verursacher** KW Aue (LKW)  
**Ursache** Betriebsstörung  
**Quelle** A. Dössegger (LKW)  
 M. Flück (FVTS)

**Begründung / Beschreibung (KW-Betreiber)**  
 «Im KW Aue gab es eine Störung im Sollwertregler des Wehrs.»

**Analyse**

Zu diesem Ereignis liegen Aufzeichnungen von gestrandeten Fischen in der Restwasserstrecke Turgi entlang dem Streichwehr vor. Insgesamt wurden auf einer Länge von ca. 200 m 15 Barben (1<sup>+</sup>), 2 Schmerlen (adult) und 1 Groppe (adult) festgestellt. Es konnten keine weiteren Bereiche abgesucht werden, so dass mögliche Auswirkungen in weiteren potenziell trocken gefallen Flächen nicht beziffert werden können.



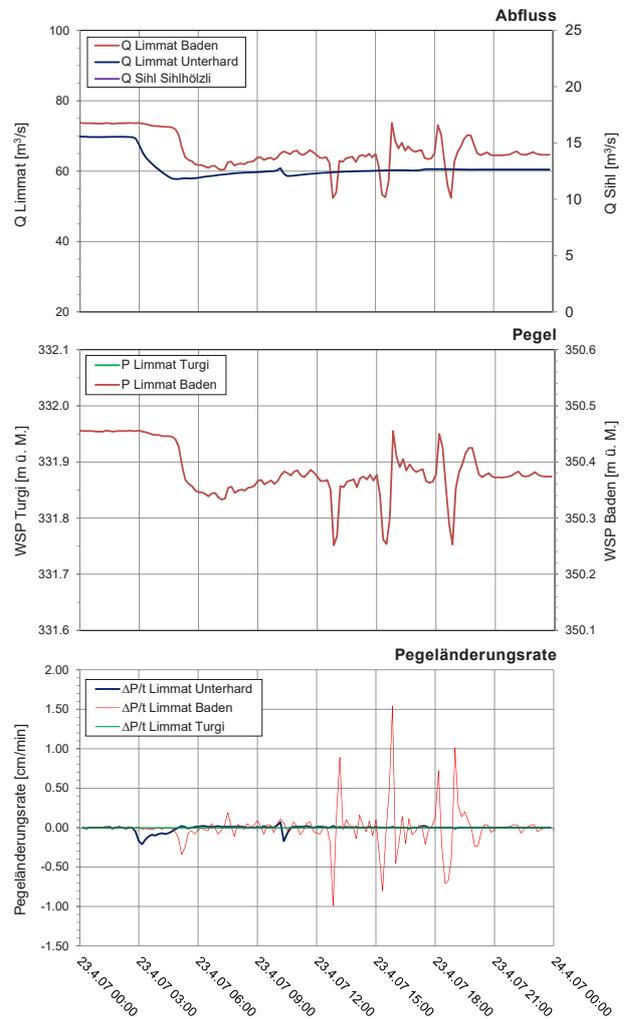
**Unbekannte Ursache vom 23. April 2007**

**Verursacher** unbekannt  
**Ursache** -  
**Quelle** M. Flück (FVTS)

**Begründung / Beschreibung (KW-Betreiber)**  
 «Uns keine bekannt»

**Analyse**

Zu diesem älteren Vorfall sind Aufzeichnungen vorhanden. Im Bereich der Holzbrücke Turgi sind durch die Abflussschwankungen Jungfische und Gammariden gestrandet. Bei den gestrandeten Fischen handelte es sich um Groppen, Schmerlen, Barben (1+), Bachforellen (0+) und Alet (1+). Da in diesem Limmatabschnitt im April auch wiederholt Äschenlarven festgestellt wurden (vgl. Kapitel 4.2), sind möglicherweise auch Äschenlarven gestrandet.



Trockengefallene Limmatufer unterhalb der Holzbrücke in Turgi und gestrandeter Jungfisch (Bilder: M. Flück, FVTS).

## 5.5 Spezialfälle

### Dachwehr Damsau Wettingen (Beispiel vom 30. April 2016)

**Verursacher** KW Wettingen (ewz)

**Ursache** Betriebsstörung

**Quelle** P. Frey (PSW)

**Begründung / Beschreibung (KW-Betreiber)**

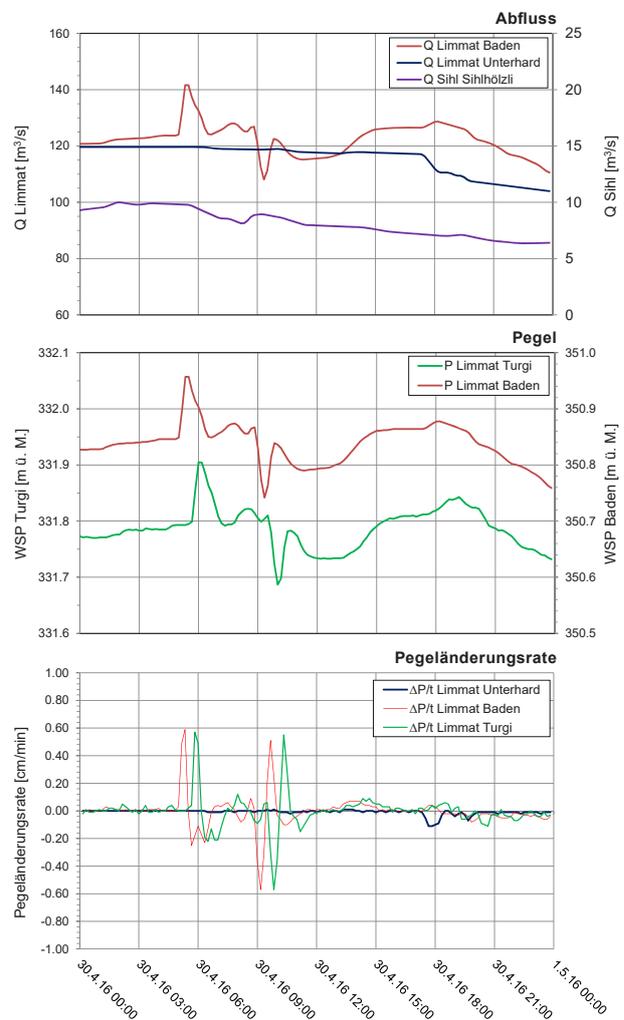
Uns keine bekannt

#### Analyse

Das Dachwehr Damsau senkte sich um ca. 05:00 Uhr und verblieb für mehrere Stunden in dieser Stellung. Der Pegel im Oberwasser sank in der Folge um ca. 1 m. Nach Feststellung der Betriebsstörung wurde das Dachwehr um 08:50 Uhr wieder gehoben. Dadurch fiel jedoch die Unterwasserstrecke für ca. 50 min grossflächig trocken und viele Jung- und Kleinfische strandeten. Durch den Einsatz freiwilliger Fischereiaufseher konnten folgende gestrandete Arten dokumentiert werden: Alet, Barben, Rotaugen, Elritzen, Schmerlen, Gründlinge und Kaulbarsche. Die beobachteten Fische waren zwischen 4 und 16 cm gross.

In der Restwasserstrecke des KW Wettingen wurden durch spezifische Kartierungen in einzelnen Jahren Äschenlarven nachgewiesen (vgl. Kapitel 4.2). Daher ist es möglich, dass auch Äschenlarven durch dieses Ereignis gestrandet sind, da sich diese zu dieser Jahreszeit im Uferbereich aufhalten.

Die Limmat hatte zu dieser Zeit einen Basisabfluss von über  $120 \text{ m}^3/\text{s}$ . In Baden wurden zwei Schwankungen (Senken und Heben des Wehrs) mit jeweils einer Amplitude von rund  $18 \text{ m}^3/\text{s}$  registriert. Unterhalb der Restwasserstrecke hatte die Schwankung deutlich geringere Auswirkungen. Ein ähnlicher Vorfall ereignete sich am 25. Dezember 2011, ansonsten muss von einem Einzelfall gesprochen werden, welcher aber in der Restwasserstrecke des KW Wettingen grosse Auswirkungen hatte.



Trockengefallene Restwasserstrecke unterhalb des Wehrs Damsau und gestrandete Barbe (oben) und Rotaugen (rechts) (Bilder: P. Frey, PSW).

**Streichwehr Stropfel Untersiggenthal / Gebenstorf (Beispiel vom 26. Juni 2011)**

**Verursacher** -  
**Ursache** -  
**Quellen** C. Busenhart (ewz)  
 B. Pabst (FVTS)

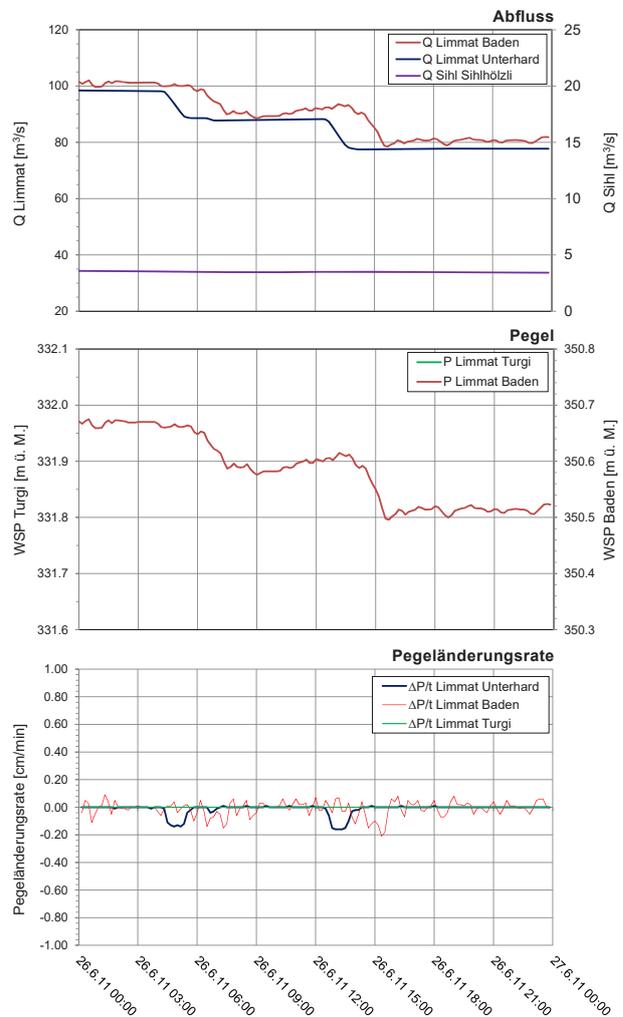
**Begründung / Beschreibung (KW-Betreiber)**  
 «Reglementsconforme Umsetzung der Zürichseeregulierung. Die Ereignisse sind auch nicht auf die Kraftwerke Stropfel, und Turgi zu beziehen.»

**Analyse**

Um ca. 19:30 Uhr beobachteten Fischer im Restwasser des KW Stropfel einen Pegelrückgang, der dazu führte, dass zahlreiche Jung- und Kleinfische (Barben, Alet, Egli, Grundel, etc.) verendeten. Insbesondere in Muldenstrukturen am Fusse des Streichwehrs bildeten sich Fischfallen, in denen die Fische zuerst eingeschlossen wurden und anschliessend aufgrund der schnellen Versickerung durch das Sohlenstart strandeten.

Die reglementsconforme Umsetzung der Zürichseeregulierung war in diesem Fall mit grosser Wahrscheinlichkeit Auslöser für das Stranden zahlreicher Jungfische beim Streichwehr Stropfel. Der Abflussganglinie konnten keine weiteren kurzfristigen Pegeländerungen entnommen werden (Messstation in Turgi noch nicht in Betrieb).

Es ist anzunehmen, dass der Pegelrückgang nach einem natürlichen Hochwasser ohne Seeregulierung denselben Effekt hätte. Sobald der Limmatpegel (unabhängig von der Pegelrückgangsrate) soweit sinkt, dass das Streichwehr nicht mehr überströmt wird, können sich unter gewissen Umständen am Fuss der Streichwehre Fischfallen bilden.



Gestrandete Jungfische am Fusse des Streichwehrs Stropfel (Bilder: B. Pabst, FVTS)

## Öffnung der Grundablässe beim KW Wettingen (Beispiel vom 16. März 2010)

**Verursacher** KW Dietikon (EKZ)  
KW Wettingen (ewz)

**Ursache** Betriebsstörung

**Quelle** SCHENKEL (2010)  
P. Frey (PSW)

### Begründung / Beschreibung (KW-Betreiber)

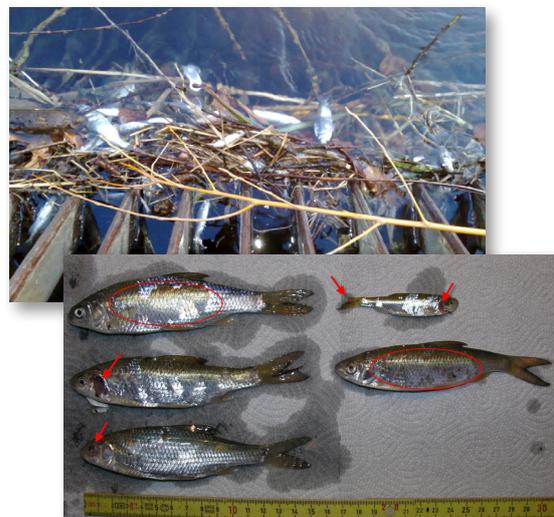
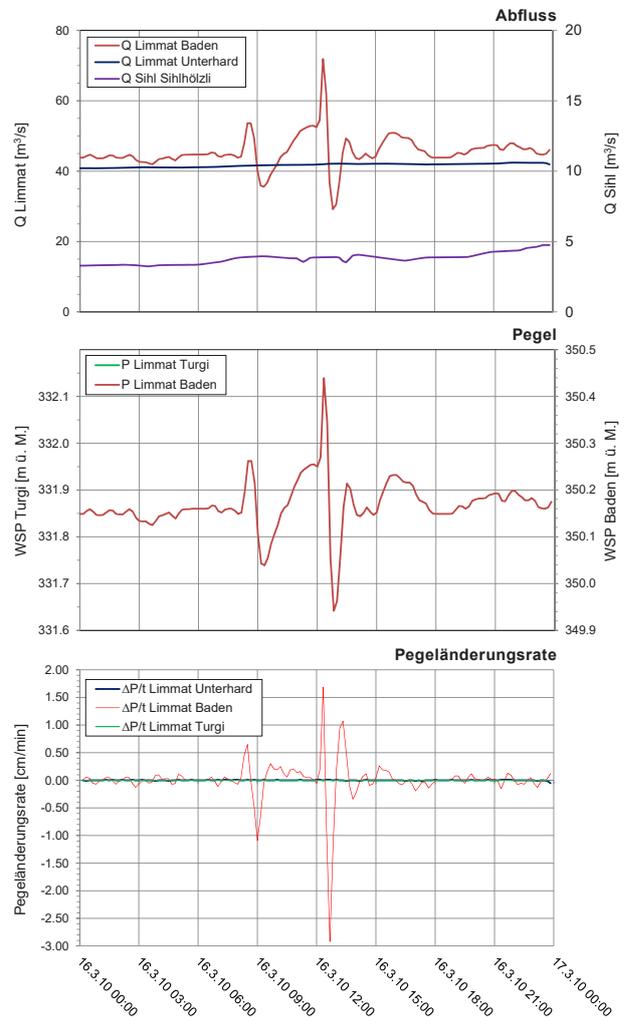
«Das KW Dietikon erzeugte infolge einer Fehlfunktion einen Schwall mit nachfolgendem Sunk. Das Kraftwerk Wettingen nahm deshalb ein Hochwasser an. Wegen eines Programmierfehlers wurden dann aber die Grundablässe in der Staumauer geöffnet.»

### Analyse

Die schnelle Öffnung der Grundablässe beim Stausee Wettingen kann insbesondere im Winter zu grossen Fischsterben führen, weil sich zu dieser Zeit viele Fischarten in Winterruhe in den Nischen hinter den Grundablässen befinden. Durch den schnellen und grossen Druckunterschied verendet ein Grossteil der Fische.

Durch den Störfall am 16. März sind viele Fische aus dem Stausee Wettingen verendet (Rotaugen, Kaulbarsche, Lauben, Egli und Brachsmen), weil sie durch die Öffnung der Grundablässe gespült wurden. Weiter wurde aber auch eine grosse Abflussschwankung ausgelöst, welche in Baden eine Amplitude von über  $40 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $\Delta P = 50 \text{ cm}$ ) aufwies. Mögliche Auswirkungen dieser Schwankung sind nicht dokumentiert.

Dieser Spezialfall betrifft nur das ewz Kraftwerk Wettingen, welches jedoch für diese Problematik erste Lösungsansätze ausgearbeitet hat, so dass in Zukunft solche Ereignisse nicht mehr auftreten sollten.



Verendete Rotaugen, welche beim KW Aue angespült wurden (Bild: P. Frey, PSW)

## 5.6 Zusammenfassung der dokumentierten Schäden

Für den Zeitraum von 2007 bis 2016 konnten bei sechs Ereignissen gestrandete Fische beobachtet werden. Bei allen anderen Ereignissen liegen uns keine dokumentierten Beobachtungen von möglichen ökologischen Schäden vor.

Gestrandete Fische wurden an verschiedenen Abschnitten der Limmat festgestellt und dokumentiert. Betroffen waren meist Restwasserstrecken (Wettingen, Turgi, Stropfel). Aber auch in Abschnitten mit ganzem Abfluss (Limmataue, Turgi unterhalb Holzbrücke) sind Fische gestrandet.

Insgesamt wurden 13 Fischarten nachgewiesen, welche durch kurzfristige Abflussschwankungen gestrandet sind (Tabelle 8). Dies entspricht rund der Hälfte des Fischartenspektrums der Limmat. Gestrandet sind mehrheitlich die häufigen Arten wie beispielsweise Alet, Barbe oder Bartgrundel. Mit der Äsche und dem Schneider waren aber auch gefährdete Arten von Abflussschwankungen betroffen. Falls Angaben zum Alter der gestrandeten Fische vorlagen, konnten diese der Alterklasse 0<sup>+</sup> oder 1<sup>+</sup> zugeordnet werden. Somit ist davon auszugehen, dass Fische >10 cm einem geringeren Risiko ausgesetzt sind während Abflussschwankungen zu stranden.

**Tabelle 8:** Pro Monat von Abflussschwankungen in der Limmat betroffene Fischarten.

Fischart	Apr.	Jun.	Nov.	Dez.
Alet	x	x		x
Äsche	x	x		
Bachforelle	x			
Barbe	x	x	x	x
Bartgrundel	x		x	x
Egli		x		
Groppe	x			
Gründling	x	x		x
Rotauge	x			x
Schneider		x		x
Wels		x		
Kaulbarsche	x			
Elritze	x			

Die Ereignisse, bei welchen nachweislich Fische strandeten, traten im Frühling (April, Juni) und im Herbst / frühen Winter (November, Dezember) auf.

Mehrere Autoren weisen auf die Schwierigkeit hin, bei einem Sunk-Ereignis gestrandete Fische quantitativ zu erfassen (HUNTER 1992, IRVINE et al. 2009, SALTVEIT et al. 2001). Es kann deshalb nicht ausgeschlossen werden, dass bei vergleichbaren Ereignissen Jungfische gestrandet sind, ohne dass diese dokumentiert wurden.



**Abbildung 18:** Durch Abflussschwankungen gestrandete Jungfische (Alet, Schmerle, Barbe) in der Limmat (Bilder: P. Frey, PSW & M. Flück, FVTS).

## 6 Abschätzung des potenziellen Schadens

### 6.1 Möglicher Schaden am Fischbestand

Die Abschätzung einer durch Abflussschwankungen verursachten Schädigung des Fischbestandes erweist sich als schwierig, da bekannte Defizite der aquatischen Biozönose in der Limmat nicht monokausal den beschriebenen Abflussschwankungen zugeordnet werden können.

Die Auswirkungen der Abflussschwankungen in der Limmat beschränken sich auf die flachen Uferbereiche. Die flachen Uferzonen sind biologisch besonders bedeutsam (Lichtdurchdringung, Photosynthese, Erwärmung) und weisen eine geringere hydraulische Belastung auf als die Flussmitte. Daher sind die Uferbereiche sehr produktive Zonen (Algenaufwuchs, Wirbellose). Zudem sind Jungfische und Larven zwingend an strömungsberuhigte Flachwasserzonen am Ufer gebunden. Diese Bereiche bieten neben Schutz oft auch gute Wachstumsbedingungen (Temperatur, Nahrung), was sich in höheren Wachstumsraten niederschlägt.

Durch Abflussschwankungen können unter gewissen Umständen die aquatischen Lebewesen in diesen Schlüsselhabitaten und somit die Fischpopulation geschädigt werden.

Die Schädigung des Fischbestandes spielt sich auf folgenden Ebenen ab:

- ⇒ Die Nahrungsgrundlage der Fische kann geschmälert werden, indem die Biomasse und Zusammensetzung des Makrozoobenthos beeinträchtigt wird.
- ⇒ Durch den Verlust von Jungfischen kann ein Rekrutierungsdefizit entstehen.
- ⇒ Laichtiere von Kleinfischarten (z.B. Groppen, Schneider, Bartgrundln) könnten geschädigt werden, was sich negativ auf die Anzahl Nachkommen auswirken kann.

Es ist nicht auszuschliessen, dass der Fortpflanzungserfolg kieslaichender Arten durch Abflussschwankungen geschmälert wird, falls das Ausmass eines Einzelereignis während der Inkubationsphase der Eier so gross ist, dass Laichplätze trockenfallen und die Eier im Gewässergrund verenden. Bei einer Mehrzahl der analysierten Ereignisse war jedoch das Ausmass und die Trockenphase zu kurz (Ausnahme Ereignis vom 9.11.17 während der Forellenlaichzeit, vgl. S. 29). Zudem sind die Fische und die aquatischen Wirbellosen einem zusätzlichen Stress durch Abflussschwankungen ausgesetzt. Bei jeder kurzfristigen Änderung der Habitatbedingung (Strömung, Wassertiefe) sind die Gewässerorganismen gezwungen neue Standplätze aufzusuchen, was mit einem erhöhten Energieaufwand und einem zusätzlichem Risiko (Fressfeinde) verbunden ist (vgl. Kap. 2.1). Eine Quantifizierung dieses Effekts ist aufgrund fehlender Daten jedoch nicht möglich. Aus diesen Gründen ist die nachfolgende Abschätzung des potenziellen Schadens eher konservativ.

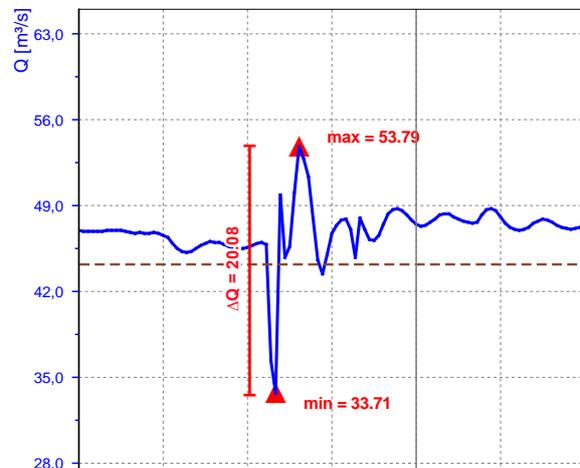
Beeinträchtigungen am Lebensraum durch Abflussschwankungen (z.B. verstärkte Kolonisation, Veränderung des Temperaturregimes) treten in der Limmat nicht auf.

## 6.2 Rahmenbedingungen

Eine kurzfristige Abflussschwankung kann durch folgende hydrologische Parameter charakterisiert werden (Abbildung 19):

- ⇒ Minimaler und maximaler Abfluss ( $Q_{\min}$  und  $Q_{\max}$ )
- ⇒ Amplitude ( $\Delta Q = Q_{\max} - Q_{\min}$ )
- ⇒ Abfluss- und Pegeländerungsrate ( $\Delta Q/t$  und  $\Delta P/t$ )

Basierend auf den Analysen der Abflussschwankungen in der Limmat wurden folgende Rahmenbedingungen definiert, welche für die Anwendung der nachfolgenden Schätzung eines potenziellen Schadens kumulativ erfüllt sein müssen:



**Abbildung 19:** Beispiel einer Abflussschwankung in Baden mit  $Q_{\max} - Q_{\min} = \Delta Q$ .

1. Abflussschwankungen werden erst bei einem  $Q_{\min} < 100 \text{ m}^3/\text{s}$  als ökologisch relevant eingestuft. Dieser Bedingung liegt die Annahme zugrunde, dass bei grösserem Abfluss das Flussbett auf der ganzen Breite benetzt ist und durch die Abflussschwankung keine Fläche trocken fällt.
2. Im Rahmen der «Arbeitsgruppe Wasserschwankungen Limmat» hat man sich geeinigt, dass Abflussschwankungen ab einem Schwellenwert von  $\Delta Q > 20 \text{ m}^3/\text{s}$  als relevant betrachtet werden. Kleinere Schwankungen werden aus gewässerökologischer Sicht als vernachlässigbar eingestuft, da die betroffene Gewässerfläche klein ist und die resultierenden Pegelschwankungen im Bereich grösserer Wellenschläge liegen dürften.
3. Die Pegelrückgangsrate  $\Delta P/t$  muss  $> 0.3 \text{ cm}/\text{min}$  sein. Geht der Pegel langsamer zurück, ist davon auszugehen, dass die Fische der Wasserlinie folgen können und somit keine Schäden entstehen.

### 6.3 Konzept zur Schadensabschätzung

Um einen eventuellen Schaden zu beziffern ist entsprechend den gesetzlichen Vorgaben gemäss Art. 15 Absatz 2 des Bundesgesetz über die Fischerei vom 21. Juni 1991 (BGF) zu unterscheiden zwischen:

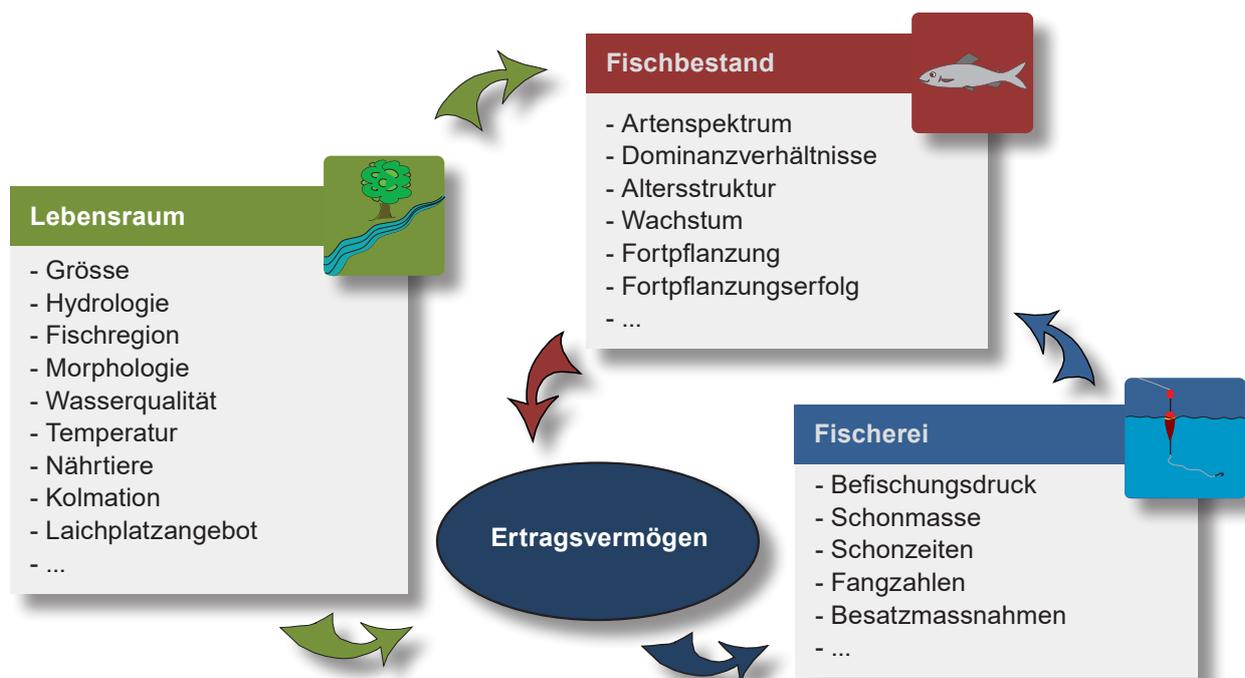
- A) Schaden, der den Fischereiberechtigten durch entgangene Fänge entsteht.
- B) Schaden, der am Ökosystem entsteht und mit entsprechenden Massnahmen zur Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes abgegolten werden muss.

**A)** Bei der Berechnung des dem Fischereiberechtigten entstandenen Schadens ist das verminderte Ertragsvermögen des geschädigten Gewässers zu berücksichtigen. Es werden nicht direkt die getöteten Fische entschädigt, da diese bis zum Fang als herrenloses Gut gelten (auch in privaten Gewässern). Die Ertragsminderung wird auf den **Jahreshektar-Ertrag (JHE)** des Gewässers abgestützt. Der JHE ist eine theoretisches Mass für die Produktionskraft eines Gewässers und entspricht

demjenigen Teil eines Fischbestandes, der unter optimaler Ausnützung des natürlichen Produktionsvermögens ohne nachteilige Auswirkungen für den Gesamtbestand maximal abgeschöpft werden kann (ROTH 1985). Das Ertragsvermögen entspricht in der Regel etwa einem Drittel der Gesamtbiomasse des Fischbestandes (STAUB 1985) und wird von einer Vielzahl unterschiedlicher Faktoren und deren Interaktionen beeinflusst (Abbildung 20).

**B)** Der Schaden, der am Ökosystem entsteht, muss durch Aufwendungen für Massnahmen zur Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes entschädigt werden.

Nach der bisherigen Praxis zur Schadenberechnung bei Fischsterben in Fließgewässern, wurden für die Wiederherstellung meist Besatzzahlen ermittelt, welche für den Wiederaufbau der einzelnen Fischjahrgänge benötigt werden (ROTH 1985). Neue Erkenntnisse aus genetischen Studien zeigen, dass



**Abbildung 20:** Zusammenspiel zwischen Lebensraum, Fischbestand, Ertragsfähigkeit und Fischereiwirtschaft.

durch Fischbesatz die entstandenen Defizite vielfach nicht ausgeglichen werden können (VONLANTHEN & HEFTI 2016). Zur Wiederherstellung des Zustandes vor einem Schadenereignis können deshalb auch andere Massnahmen als Fischbesatz in Betracht gezogen werden.

In einem naturnahen, anthropogen wenig beeinträchtigten System kann durch Selbstregeneration ein Schaden mehrheitlich kompensiert werden. Das Ökosystem Limmat ist jedoch im Projektperimeter grösstenteils stark beeinträchtigt:

- ⇒ Die Strukturvielfalt ist wesentlich eingeschränkt.
- ⇒ Die sieben Wasserkraftanlagen stauen die Fliessstrecke und beeinträchtigen die freie Fischwanderung.
- ⇒ Die Staubereiche bieten den strömungsliebenden Fischarten nur wenig geeignete Lebensräume.
- ⇒ Der Geschiebehaushalt ist durch einzelne Anlagen wesentlich beeinträchtigt. Folglich besteht ein Mangel an geeigneten Kieslaichplätzen. Die Fortpflanzung der für die Limmat typischen kieslaichenden Fischarten (z.B. Barbe, Äsche) wird daher mehrheitlich stark beeinträchtigt.

Bis die wesentlichen Beeinträchtigungen saniert sind (z.B. Geschiebesanierung) und durch ein Monitoring eine verbesserte natürliche Fortpflanzung nachgewiesen wird, muss davon ausgegangen werden, dass durch Selbstregeneration die Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes noch nicht oder kaum möglich ist.

Aufgrund der vorangegangenen Überlegungen schlagen wir deshalb vor, den ursprünglichen Zustand durch Aufwertungen des Lebensraumes wiederherzustellen.

Durch die Abflussschwankungen werden vorwiegend Jungfische geschädigt und damit die Rekrutierung der Population beeinträchtigt. Somit werden nach einigen Jahren entsprechend weniger Laichtiere vorhanden sein, die zur Bestandeserhaltung beitragen können. Wir nehmen nun an, dass in der beeinträchtigten Limmat mit der Förderung von Lebensräumen für Jungfische – vorwiegend reichhaltig strukturierte Uferzonen – das Rekrutierungsdefizit mindestens teilweise reduziert und so ein Beitrag zur Wiederherstellung geleistet werden kann.

Auch kann der Verlust von Fischnährtieren nur durch Lebensraumaufwertungen und Selbstregeneration kompensiert werden.

Nach Art. 15 Absatz 2 BGF setzt sich ein fischereilicher Schaden aus folgenden Teilaspekten zusammen:

**Vermindertes Ertragsvermögen:** Dieses wird aufgrund einer Reduktion der biologischen Produktivität in der betroffenen Gewässerfläche berechnet. Der Grad der Schädigung wird auf eine allfällige Bestandesreduktion gestützt, welche durch festgestellte tote Jungfische und einen möglichen Verlust von Fischnährtieren begründet ist.

+

**Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes:** Die Kosten für Massnahmen, welche auf die Kompensation der Rekrutierungsverluste abzielen, werden berechnet. Diese Gelder sind zweckgebunden und sollen den entstandenen Schaden möglichst bald wiedergutmachen. Aus ökologischer Sicht ist es sinnvoll, die monetären Mittel zur Wiederherstellung aus einzelnen Jahren zusammenzulegen, um ein gesamtheitliches Lebensraumaufwertungsprojekt zu realisieren, um eine grössere Wirkung zu erzielen.

## 6.4 Methode zur Abschätzung eines potenziellen Schadens

In den nachfolgenden Unterkapiteln wird auf die Herleitung der einzelnen Parameter für die Schadensabschätzung eingegangen.

Im Kapitel 6.5 wird anhand eines Berechnungsbeispiels die Anwendung der Parameter zusammenfassend illustriert.

### A) Bestimmung der Ertragsminderung

Die Minderung des Ertragsvermögens wird pro Jahr in Abhängigkeit der Anzahl und Grösse der Ereignisse berechnet. Konkret berechnet sich diese aus dem Jahreshektarertrag (JHE), einem Schädigungsgrad und der betroffenen Gewässerfläche.

Der **Jahreshektarertrag (JHE)** wurde gestützt auf einer Bonitierung für jedes Fischereirevier berechnet (Tabelle 5). Aufgrund der Unterschiede im Ertragsvermögen und in der Ausdehnung der betroffenen Gewässerfläche (Wasserwechselzone), muss für die Schadensabschätzung jedes Fischereirevier einzeln betrachtet werden.

$$\text{Ertragsminderung} = \text{Jahreshektarertrag (JHE)} \times \text{Schädigungsgrad} \times \text{betroffene Fläche}$$

In welchem Ausmass das Ertragsvermögen in der betroffenen Fläche gemindert wird, ist zu einem grossen Anteil abhängig von der Häufigkeit der Anzahl Ereignisse. Je mehr relevante Ereignisse pro Jahr auftreten, desto mehr Schaden kann durch den Verlust an Fischnährtieren potenziell entstehen und desto weniger Zeit bleibt den aquatischen Organismen, um diesen Lebensraum wieder zu besiedeln und den Schaden zu kompensieren. Da ein eventueller **Schädigungsgrad** durch Abflussschwankungen nicht einfach festzustellen ist, schlagen wir vor, eine abgestufte Skala in Abhängigkeit der Anzahl relevanter Ereignisse pro Jahr, welche die in Kap. 6.2 genannten Rahmenbedingungen erfüllen zu verwenden (Tabelle 9). Da uns keine konkreten Untersuchungen bekannt sind, welche den Verlust der biologischen Produktivität in der Wasserwechselzone durch Abflussschwankungen beziffern können, mussten wir uns bei der Skalierung auf eigene Erfahrungswerte aus Schwall-Sunk Untersuchungen stützen.

**Tabelle 9:** Annahmen zum Schädigungsgrad des Ertragsvermögens in der betroffenen Fläche in Abhängigkeit der Anzahl Abflussschwankungen pro Jahr.

Ereignisse / Jahr	Schädigungsgrad
> 50	30 %
21 - 50	20 %
11 - 20	10 %
6 - 10	5 %
1 - 5	1 %

Bei Schwall-Sunk Betrieb können sich Schwall- und Sunkabfluss mehrmals täglich abwechseln. Je nach Ausprägung der einzelnen Einflussfaktoren sind die Auswirkungen auf die aquatische Biozönose unterschiedlich gross (vgl. Kapitel 2).

Daher können keine pauschalen Aussagen gemacht werden. In der Regel wird die Wasserwechselzone auch bei Schwall-Sunk Betrieb noch durch Aufwuchsalgen und Wirbellose besiedelt, allerdings können Biomasse und Diversität stark gestört sein, wie verschiedene aktuelle Untersuchungen zur Schwall-Sunk-Problematik zeigen (WFN unveröffentlichte Daten).

Im Gegensatz zu Schwall-Sunk treten Abflussschwankungen in der Limmat aber deutlich weniger häufig auf. Es ist daher von einer geringeren Schädigung der aquatischen Biozönose in der Wasserwechselzone auszugehen.

Die betroffene **Gewässerfläche** entspricht der Wasserwechselzone während einer Abflussschwankung. Anhand der Luftbilder wurde die absolute Fläche, welche maximal trockenfallen kann, bestimmt. Die Ausdehnung der Wasserwechselzone ist abhängig vom Ausmass der Ereignisse. Da eine eventuelle Minderung des Ertragsvermögens pro Jahr berechnet werden muss, schlagen wir vor, die absolute Trockenfläche mit einem Korrekturfaktor in Abhängigkeit der durchschnittlichen Amplitude der relevanten Ereignisse eines Jahres zu korrigieren (Tabelle 10).

Um dem Verlust an fischereilicher Produktion einen Geldwert zuzumessen, wird die Ertragsminderung mit einem **Marktpreis** pro Kilogramm Fisch (CHF) multipliziert. Handelsübliche Marktpreise gibt es jedoch nur für we-

**Tabelle 10:** Korrekturfaktor zur Bestimmung der betroffenen Gewässerfläche in Abhängigkeit der durchschnittlichen Amplitude der Abflussschwankungen über ein Jahr.

Amplitude (Ø Jahr) $\Delta Q_{\text{mittel}}$	Korrekturfaktor Trockenfläche
> 50 m <sup>3</sup> /s	1.00
41 - 50 m <sup>3</sup> /s	0.75
31 - 40 m <sup>3</sup> /s	0.50
20 - 30 m <sup>3</sup> /s	0.25
< 20 m <sup>3</sup> /s	-

nige Arten, wie beispielsweise für Forelle, Egli oder Hecht. Für die meisten Karpfenartigen, welche in der Limmat den Grossteil des Fischbestandes ausmachen, gibt es hingegen keine Marktpreise. Der Preis pro Kilogramm Fisch sollte sich aber grundsätzlich nach regionalen Marktpreisen richten und ist entsprechend auszuhandeln. Wir schlagen im Sinne einer einfachen Anwendung der Methode vor, einen Mischpreis für die betroffenen Arten zu verwenden. Dieser sollte zwischen CHF 20 - 30 / kg liegen. Momentan wird die gängige Praxis der Schadenberechnung bei Fischsterben von einer Arbeitsgruppe des Bundes überarbeitet. Diese sieht vor, eine verbindliche Preisliste für die einzelnen Fischarten auszuarbeiten, um den finanziellen Schaden zukünftig besser abschätzen zu können.

$$\text{Finanzieller Verlust durch Ertragsminderung} = \text{Ertragsminderung (kg)} \times \text{Marktpreis (Fr./kg)}$$

## B) Wiederherstellung des Bestandes

Zur Wiederherstellung des Bestandes schlagen wir vor, Uferstrukturen in einem Ausmass zu schaffen, das dem Lebensraum der geschädigten Jungfische entspricht. Die Schätzung der Anzahl geschädigter Jungfische ergibt sich aus:

- ⇒ Den vorgestellten Erfahrungswerten zur Jungfischdichte (vgl. Kap. 4.2).
- ⇒ Der Anzahl relevanter Ereignisse.
- ⇒ Den trocken gefallen Flächen bzw. Uferlinien.
- ⇒ Einer Strandungswahrscheinlichkeit für Fischlarven und Jungfische.

Unter der Annahme, dass auf einem Laufmeter (lfm) optimal strukturierten Ufers maximal eine gewisse Anzahl Fischlarven und Jungfische leben können, kann die Länge einer Uferstrukturierung festgelegt werden, die notwendig ist, um den Ausfall zu kompensieren. Wir schlagen folgendes Vorgehen vor:

1. Die Anzahl gestrandete Fischlarven und Jungfische berechnen.
2. Daraus die benötigte Anzahl Laufmeter Uferstrukturierung zur Wiederherstellung ermitteln.
3. Die Kosten für die benötigten Laufmeter Uferstrukturierung bestimmen.

## Zeitliche Differenzierung

Aufgrund der Biologie muss eine zeitliche Differenzierung für die Schadensabschätzung vorgenommen werden:

Im Frühling (April - Juni) entwickeln sich die ersten Larvenstadien in den seichten Uferbereichen (besonders sensible Phase im Lebenszyklus). Das Strandungsrisiko der kleinen Fischlarven ist aufgrund ihrer noch eingeschränkten Schwimmfähigkeit vergleichsweise gross. Das Strandungsrisiko der ist primär von der Pegelrückgangsrates abhängig, jedoch haben auch weitere Faktoren grossen Einfluss (vgl. Kap 2.2). Wir orientieren uns für die Festlegung einer Strandungswahrscheinlichkeit an den Untersuchungen der BOKU in Schwallversuchsrinnen (FISCHER 2013, FOHLER 2013, RAUCH 2014). Aufgrund der komplexen Zusammenhänge, schlagen wir jedoch einen pragmatischen Ansatz vor, der eine pauschale Strandungswahrscheinlichkeit von 20 % pro Ereignis vorsieht.

Um die Schädigung durch Abflussschwankungen während dieser Zeitperiode abzuschätzen, stützen wir uns auf die Äschenlarven im Uferbereich. Dazu sind einerseits lang-

jährige Erfahrungen zu deren Dichte vorhanden, andererseits wurden die Auswirkungen unterschiedlicher Pegelrückgangsrates wissenschaftlich untersucht. In der Limmat sind jedoch auch Cypriniden und andere Fischarten betroffen. Entsprechende Erfahrungswerte für diese Fischarten fehlen. Die Äschenlarven werden daher stellvertretend für alle Fischarten der Limmat verwendet.

Im Sommer / Herbst (Juli - November) nimmt mit zunehmender Grösse die Schwimmfähigkeit der Jungfische zu und diese wandern entsprechend in tiefere und stärker strömende Bereiche der Gewässer ab. Zudem wird durch die höheren Wassertemperaturen die Stoffwechselaktivität gesteigert. Folglich ist im Sommer und Herbst bei gleichen Pegeländerungsrates von einem geringeren Strandungsrisiko auszugehen als im Frühling. Wir nehmen einen pauschalen Wert von 5% bei einem Einzelereignis an.

Für diesen Zeitraum stützen wir uns auf Daten aus Elektrofischungen im Herbst, anhand derer das Artenspektrum und die Fischdichte im Uferbereich abgeschätzt werden kann.

Im Winter (Dezember – März) führen sinkende Wassertemperaturen zu einer verringerten Stoffwechselaktivität und Mobilität der Fische, wodurch das Strandungsrisiko grundsätzlich wieder steigt. Jedoch ziehen sich vie-

le Fische auch in tiefere Bereiche zurück und sind daher weniger durch Abflussschwankungen gefährdet. Wir schlagen deshalb vor, für diesen Zeitraum anzunehmen, dass kaum Fische stranden.

### Hochrechnung potenziell gestrandeter Fischlarven und Jungfische

In einem ersten Schritt wird die Anzahl relevanter Ereignisse im Frühling (April - Juni) und Sommer / Herbst (Juli - November) bestimmt. Danach kann die Anzahl potenziell gestrandeter Fischlarven im Frühjahr und die Anzahl gestrandeter Jungfische im Sommer / Herbst nach folgender Formel berechnet werden:

Für die beiden Zeitperioden unterscheidet sich die Berechnungsmethode leicht. Auf die Unterschiede wird nachfolgend eingegangen.

$$\text{Anzahl potenziell strandende Fische} = n \text{ Ereignisse} \times \text{Individuendichte} \times \text{Strandungswahrscheinlichkeit} \times \text{Fläche (Uferlinie)}$$

#### Äschenlarven im Frühling

Als Grundlage dienen die Daten aus dem kantonalen Äschenlarvenmonitoring und weiterer Äschenlarvenkartierungen im Zusammenhang verschiedener Studien bei einzelnen Kraftwerken an der Limmat (vgl. Kap. 4.2).

Um die Anzahl gestrandeter Äschenlarven zu bestimmen, muss deren Dichte mit der Länge des betroffenen Uferabschnitts, einer Strandungswahrscheinlichkeit und der Anzahl relevanter Ereignisse (April - Juni) multipliziert werden.

Die Äschenlarvendichten wurden als Anzahl Larven pro 100m angegeben. Für die Schadensabschätzung wurden die mittleren Äschenlarvendichten für jedes Revier in Anzahl Larven/m umgerechnet (Tabelle 11).

Da die Äschenlarven während ihrer frühen Entwicklung direkt an die Uferlinie gebunden sind, spielt die Ausdehnung der trocken

fallenden Fläche eine nebensächliche Rolle. Vielmehr ist die Anzahl potenziell gefährdeter Äschenlarven abhängig von der Länge der Uferlinie, welche trocken fallen kann (Tabelle 11).

**Tabelle 11:** Äschenlarvendichten und durch Abflussschwankungen betroffene Uferlinien pro Fischereirevier. Larven/100 m Mittelwert aus Larvenzählungen verschiedener Strecken in verschiedenen Jahren.

Revier	betroffene Uferline (m)	Larven/100m	Larven/1m
21	685	2.4	0.024
643	1288	23.1	0.231
640	1408	58.2	0.582

### Jungfische im Sommer / Herbst

Als Datengrundlage dienen die elektrischen Befischungen im Uferbereich, welche im Rahmen der Barbenstudie und verschiedener Wirkungskontrollen bei Kraftwerken durchgeführt wurden (vgl. Kap. 4.2).

Um die Anzahl gestrandeter Jungfische zu bestimmen, wird deren Dichte mit einer Strandungswahrscheinlichkeit und der betroffenen Gewässerfläche multipliziert.

Die Jungfischdichte wird normalerweise als Fang pro Befischungspunkt (CPUE = Catch per Unit Effort) angegeben. Unter der Annahme, dass mit einem Befischungspunkt rund 10 m<sup>2</sup> Gewässerfläche abgedeckt werden, kann der CPUE in eine Individuendichte pro Quadratmeter umgerechnet werden. Da die Jungfischdichte im Uferbereich in Zeit und Raum sehr variabel ist, schlagen wir vor, für die Schadensabschätzung einen gemittelten Wert pro Fischereirevier zu verwenden (Tabelle 12).

Die Fläche, welche bei einem Ereignis trocken fällt, ist abhängig von der Amplitude der Abflussschwankung. Je kleiner die Amplitude ( $\Delta Q$ ) einer Abflussschwankung ist, desto kleiner ist die betroffene Gewässerfläche. Wir nehmen vereinfacht an, dass dieser Zusammenhang linear ist. Um die Trockenfläche zu berechnen, muss die mittels Luftbildanalysen bestimmte Wasserwechselzone mit einem Korrekturfaktor in Abhängigkeit der durchschnittlichen Amplitude der relevanten Ereignisse im Zeitraum von Juli – November korrigiert werden (Tabelle 13).

**Tabelle 12:** Jungfischdichte pro Fischereirevier in der Limmat. CPUE = Mittelwert aus Punktbefischungen im Herbst in verschiedenen Strecken und Jahren, Ind/m<sup>2</sup> = daraus berechnete flächenbezogene Jungfischdichte.

Revier	CPUE	Ind./m <sup>2</sup>
21	7.78	0.78
643	4.60	0.46
640	2.68	0.27

**Tabelle 13:** Korrekturfaktor der potenziell trocken fallenden Fläche in Abhängigkeit der durchschnittlichen Amplitude der Abflussschwankungen über ein Jahr.

Amplitude (Ø Jahr) $\Delta Q_{\text{mittel}}$	Korrekturfaktor Trockenfläche
> 50 m <sup>3</sup> /s	1.00
41 - 50 m <sup>3</sup> /s	0.75
31 - 40 m <sup>3</sup> /s	0.50
20 - 30 m <sup>3</sup> /s	0.25
< 20 m <sup>3</sup> /s	0

### Berechnung der Wiederherstellungskosten

Die Renaturierung von 1 lfm Uferbereich kostet wasserbaulich zwischen 500 - 1'500 CHF. Dazu kommen möglicherweise Landerwerbskosten und weitere Nebenkosten.

Die Länge der Uferstrukturierung berechnet sich aus der Summe des benötigten Larvenhabitats (lfm) und des benötigten Jungfischlebensraums (lfm):

$$\text{Anzahl Laufmeter Uferstrukturierung} = \frac{\text{gestrandete Äschenlarven (n)}}{\text{max. Kapazität Larvenhabitat (n/lfm)}} + \frac{\text{gestrandete Jungfische (n)}}{\text{max. Kapazität Jungfischhabitat (n/lfm)}}$$

Um die benötigte Anzahl Laufmeter Uferstrukturierung zu bestimmen, müssen Annahmen zur „theoretischen Habitatkapazität“ eines Larven-, respektive Jungfischlebensraumes getroffen werden (Tabelle 14). Dabei stützen wir uns auf Erfahrungen aus langjährigen Äschenlarvenkartierungen und elektrischen Befischungen im Uferbereich.

Äschenlarven können sehr heterogen über einen Uferabschnitt verteilt sein. Je nach Strukturierung und resultierenden Strömungsverhältnissen sind die Larvenschwärme grösser oder kleiner. Zudem spielt der Fortpflanzungserfolg flussaufwärts eine grosse Rolle in Bezug auf die Schwarmgrösse. Bei sehr gutem Fortpflanzungserfolg und optimalen Habitatbedingungen beträgt die maximale Besiedlungsdichte eines Larvenhabitats 100 – 250 Äschenlarven pro Meter Uferlinie. Wir schlagen vor, für die Berechnung von 200 Äschenlarven / lfm auszugehen.

**Tabelle 14:** Maximale Habitatkapazität für Äschenlarven und Jungfische

Indikator	max. Habitatkapazität (Ind. / lfm)
Äschenlarven	200
Jungfische	100

Auch die Jungfischdichte ist in grossem Masse von der Uferstrukturierung abhängig. Bei einem gut strukturierten Ufer (z.B. mit Totholz) finden mehr Jungfische einen geeigneten Lebensraum als bei einem monotonen geradlinigen Ufer. Die Erfahrungen aus elektrischen Befischungen in grossen Flüssen wie der Limmat zeigen, dass die Jungfische sehr heterogen entlang eines Uferabschnittes verteilt sein können. Bei einem grossen Strukturangebot können aber kleinräumig durchaus 20 – 150 Jungfische / lfm erfasst werden. Wir schlagen vor, für die Berechnung einen mittleren Wert von 100 Jungfische / lfm zu verwenden.

## 6.5 Zusammenfassung relevanter Parameter und Formeln

### Rahmenbedingungen & Eingangswerte

#### Rahmenbedingungen

Minimalabfluss $Q_{\min}$	< 100 m <sup>3</sup> /s
Amplitude $\Delta Q$	> 20 m <sup>3</sup> /s
Pegelrückgangsrate $\Delta P/t$	> 0.3 cm/min

#### Eingangswerte (Schadensabschätzung erfolgt für jedes Revier separat)

Revier	JHE (kg/ha)	Ø Äschenlarvendichte (n/lfm)	Ø Jungfischdichte (n/m <sup>2</sup> )	Potenziell trockenfallende Fläche (ha)	Potenziell gefährdete Uferlinie (lfm)
21	75.9	0.024	0.78	0.2479	685
643	82.3	0.231	0.46	0.4145	1288
640	83.5	0.582	0.27	1.9812	1408

### Ertragsminderung *Ertragsminderung = JHE x Schädigungsgrad x betroffene Fläche*

#### Schädigungsgrad

in Abhängigkeit Anzahl Ereignisse / Jahr

Ereignisse / Jahr	Schädigungsgrad
> 50	30 %
21 - 50	20 %
11 - 20	10 %
6 - 10	5 %
1 - 5	1 %

#### betroffene Fläche

Potenziell trockenfallende Fläche x Korrekturfaktor

Amplitude (Ø Jahr) $\Delta Q_{\text{mittel}}$	Korrekturfaktor
> 50 m <sup>3</sup> /s	1.00
41 - 50 m <sup>3</sup> /s	0.75
31 - 40 m <sup>3</sup> /s	0.50
20 - 30 m <sup>3</sup> /s	0.25
< 20 m <sup>3</sup> /s	-

**Finanzieller Verlust durch Ertragsminderung =**  
*Ertragsminderung (kg) x Marktpreis (Fr./kg)*

#### Marktpreis

CHF 20 - 30 / kg Fisch

**Wiederherstellung** *Länge Uferaufwertung = gestrandete Fische / max. Habitatkapazität*

**gestrandete Äschenlarven**

**Zeitraum: April - Juni**

$n \text{ Ereignisse} \times \text{Dichte} \times \text{Strandungswahrscheinlichkeit} \times \text{betroffene Uferlinie}$

**Strandungswahrscheinlichkeit**

20 % / Ereignis

**betroffene Uferlinie**

= *Potenziell betroffenen Uferlinie*

**gestrandete Jungfische**

**Zeitraum: Juli - November**

$n \text{ Ereignisse} \times \text{Dichte} \times \text{Strandungswahrscheinlichkeit} \times \text{betroffene Fläche}$

**Strandungswahrscheinlichkeit**

5 % / Ereignis

**betroffene Fläche**

*Potenziell trockenfallende Fläche x Korrekturfaktor*

Amplitude (Ø Jahr) $\Delta Q_{\text{mittel}}$	Korrekturfaktor
> 50 m <sup>3</sup> /s	1.00
41 - 50 m <sup>3</sup> /s	0.75
31 - 40 m <sup>3</sup> /s	0.50
20 - 30 m <sup>3</sup> /s	0.25
< 20 m <sup>3</sup> /s	-

**Länge Uferaufwertung**

*gestrandete Äschenlarven / max. Habitatkapazität Larven +  
gestrandete Jungfische / max. Habitatkapazität Jungfische*

**max. Habitatkapazität**

Äschenlarven 200 Ind. / lfm  
Jungfische 100 Ind. / lfm

**Kosten für die Wiederherstellung =**

*Länge Uferaufwertung (lfm) x Kosten Uferaufwertung (Fr./lfm)*

**Kosten Uferaufwertung**

CHF 500 - 1500 / lfm

**fischereilicher Schaden**  
**Finanzieller Verlust durch Ertragsminderung +**  
**Kosten für die Wiederherstellung**

## 6.6 Berechnungsbeispiel

Nachfolgend wird für ein hypothetisches Jahr eine Schadensberechnung anhand der vorgestellten Methode durchgeführt. Damit soll einerseits die Vorgehensweise illustriert und andererseits die Grössenordnung einer allfälligen Schadenersatzforderung aufgezeigt werden.

### Rahmenbedingungen

Amplitude $\Delta Q$	> 20	m <sup>3</sup> /s
Minimalabfluss $Q_{\min}$	< 100	m <sup>3</sup> /s
Pegeländerungsrate $\Delta P/t$	< -0.3	cm/min

### 1. Dokumentation relevanter Ereignisse

Grundlage für die Schadensberechnung ist eine detaillierte Erfassung aller relevanten Ereignisse, welche die definierten Rahmenbedingungen erfüllen. In Tabelle 15 sind beispielhaft alle relevanten Ereignisse aufgelistet, die während eines Jahres auftraten. Die Anzahl Ereignisse ist pro Revier unterschiedlich, da je nach Verursacher nicht jedes Revier betroffen sein muss.

**Tabelle 15:** Beispielhafte Auflistung aller Ereignisse, welche über ein Jahr auftraten und die Rahmenbedingungen erfüllen (unten) und Zusammenfassung nach Revier und Monat (rechts). Max  $\Delta P/t$  = maximale Pegeländerungsgangrate,  $\Delta Q$  = Amplitude,  $Q_{\min}$  = Minimalabfluss, «ja» = Revier war von der Abflussschwankung betroffen, «nein» = Revier war nicht von der Abflussschwankung betroffen.

	Revier 21	Revier 643	Revier 640
Januar	1	3	3
Februar	0	0	0
März	2	2	2
April	1	1	2
Mai	0	2	2
Juni	0	2	2
Juli	0	2	2
August	0	0	0
September	0	0	2
Oktober	1	1	1
November	1	1	3
Dezember	0	3	4
<b>Total</b>	<b>6</b>	<b>17</b>	<b>23</b>

Monat	max $\Delta P/t$ [cm/min]	$\Delta Q$ [m <sup>3</sup> /s]	$Q_{\min}$ [m <sup>3</sup> /s]	Revier 21	Revier 643	Revier 640
Januar	-0.54	38	36	nein	ja	ja
Januar	-0.59	26	66	nein	ja	ja
Januar	-0.64	27	46	ja	ja	ja
März	-0.69	25	49	ja	ja	ja
März	-0.75	31	57	ja	ja	ja
April	-0.87	29	36	ja	ja	ja
April	-1.96	25	80	nein	nein	ja
Mai	-1.25	22	64	nein	ja	ja
Mai	-0.42	20	68	nein	ja	ja
Juni	-0.7	25	68	nein	ja	ja
Juni	-0.61	21	53	nein	ja	ja
Juni	-3.52	25	80	nein	nein	ja
Juli	-0.75	23	65	nein	ja	ja
Juli	-0.93	31	57	nein	ja	ja
September	-0.91	30	55	nein	nein	ja
September	-0.97	21	66	nein	nein	ja
Oktober	-1.36	30	80	nein	nein	ja
Oktober	-1.09	20	90	nein	nein	ja
Oktober	-0.81	21	62	ja	ja	ja
November	-1.71	20	60	nein	nein	ja
November	-0.86	24	66	ja	ja	ja
November	-2.03	30	77	nein	nein	ja
Dezember	-1.74	38	60	nein	ja	ja
Dezember	-0.61	27	60	nein	ja	ja
Dezember	-0.82	30	62	nein	ja	ja
Dezember	-1.28	25	86	nein	nein	ja

## 2. Berechnung Ertragsminderung

Zuerst wird der Schädigungsgrad aufgrund der Anzahl Ereignisse bestimmt. Im vorliegenden Beispiel unterscheidet sich der Schädigungsgrad pro Revier (5 - 20%). Anschliessend wird für jedes Revier die durchschnittliche Jahres-Amplitude aus den relevanten Ereignissen berechnet. Aufgrund der mittleren Jahres-Amplitude wird ein Korrekturfaktor bestimmt, mit welchem die Trockenflächen (aus den Luftbildern) pro Revier korrigiert werden.

Nun wird durch Multiplikation des JHE, des Schädigungsgrades und der korrigierten Trockenflächen eine Ertragsminderung (in kg) pro Revier berechnet. Der finanzielle Schaden berechnet sich aus der Ertragsminderung und einem Preis pro Kilogramm Fisch. Für das vorliegende Beispiel haben wir einen Kilopreis von CHF 25 angenommen. Daraus resultiert ein Schaden durch die Ertragsminderung von total CHF 234 für alle drei Reviere zusammen.

### Schädigungsgrad

Revier	n Ereignisse	Schädigungsgrad
21	6	5%
643	17	10%
640	26	20%

Ereignisse / Jahr	Schädigungsgrad
1 - 5	1 %
6 - 10	5 %
11 - 20	10 %
21 - 50	20 %
> 20	30 %

### Korrekturfaktor Gewässerfläche

Revier	Ø Amplitude [m <sup>3</sup> /s]	Korrekturfaktor
21	26	0.25
643	27	0.25
640	26	0.25

Ø Jahres-Amplitude	Korrekturfaktor Fläche
> 49	1
40 - 49	0.75
30 - 39	0.5
20 - 29	0.25
< 20	0

Kilopreis [Fr./kg]

25

Der Preis pro Kilogramm Fisch sollte sich nach regionalen Marktpreisen richten und ist entsprechend auszuhandeln. Wir schlagen vor, einen Mischpreis für die betroffenen Arten zu verwenden.

### Schadensberechnung

Revier	Fischereiberechtigte	Trockenfläche absolut [ha]	Trockenfläche korr. [ha]	JHE [kg/ha]	Schädigungsgrad	Ertragsminderung [kg]	Finanzieller Schaden [Fr]
21	PSW	0.2479	0.0620	75.9	5%	0.24	<b>CHF 6</b>
643	PSW	0.4145	0.1036	82.3	10%	0.85	<b>CHF 21</b>
640	FVTS	1.9812	0.4953	83.5	20%	8.27	<b>CHF 207</b>
<b>Total</b>							<b>CHF 234</b>

### 3. Berechnung Wiederherstellung

Für jedes Revier ist die potenzielle Trockenfläche / betroffene Uferlinie und die Jungfisch- und Äschenlarvendichte bekannt.

In einem ersten Schritt muss für jedes Revier die Anzahl relevanter Ereignisse für den Frühling (April - Juni) und Sommer / Herbst (Juli - November) bestimmt werden. Für die Berechnung im Sommer / Herbst muss zusätzlich die durchschnittliche Amplitude der relevanten Ereignisse berechnet werden. Aus der Durchschnittlichen Amplitude ergibt sich ein Korrekturfaktor, mit welchem die relevante Trockenfläche bestimmt wird.

Im Frühling wird eine Strandungswahrscheinlichkeit von 20%, im Sommer / Herbst eine Strandungswahrscheinlichkeit von 5% angenommen (vgl. S. 43).

Aus diesen Werten kann gemäss der beschriebenen Methode die Anzahl gestrandeter Äschenlarven und Jungfische pro Revier berechnet werden ( $n \text{ Ereignisse} \cdot \text{Individuendichte} \cdot \text{Fläche/Uferlinie} \cdot \text{Strandungswahrscheinlichkeit}$ ).

Für das vorliegende Beispiel wurden zwischen 3.3 (Revier 21) und 1147.2 (Revier 640) Äschenlarven berechnet, welche im Zeitraum von April - Juni potenziell gestrandet sind. Von Juli bis November wurden zusätzlich zwischen 48.2 (Revier 21) und 664.6 (Revier 640) potenziell gestrandete Jungfische berechnet (Tabelle 16).

**Tabelle 16:** Berechnung der gestrandeten Äschenlarven und Jungfische.

Hochrechnung Äschenlarven Frühling					Strandungswahrscheinlichkeit	20%	
Revier	Betroffene Uferlänge [m]	Larvendichte (Larven/m)	n Ereignisse (April - Juni)	Ø Amplitude	Korrekturfaktor	Trockenfläche korr. [ha]	n Äschenlarven gestrandet
21	685	0.024	1				3.3
643	1'288	0.231	5		<i>nicht relevant</i>		297.5
640	1'408	0.582	7				1147.2

Hochrechnung Jungfische Sommer / Herbst					Strandungswahrscheinlichkeit	5%	
Revier	absolute Wasserwechselzone [m <sup>2</sup> ]	Jungfischdichte (Ind./m <sup>2</sup> )	n Ereignisse (Juli - November)	Ø Amplitude	Korrekturfaktor	Trockenfläche korr. [ha]	n Jungfische gestrandet
21	2'479	0.778	2	22.7	0.25	619.75	48.2
643	4'145	0.460	4	24.8	0.25	1036.25	95.3
640	19'812	0.268	10	25.0	0.25	4953.00	664.6

Um die Kosten für die Wiederherstellung zu berechnen, muss die Länge der Uferstrukturierung festgelegt werden, die notwendig ist, um den berechneten Ausfall von Äschenlarven und Jungfischen zu kompensieren.

Unter der Annahme, dass auf einem Laufmeter (lfm) optimal strukturierten Ufers maximal 200 Äschenlarven, respektive 100 Jungfische leben können, kann dieser Wert berechnet werden ( $n$  gestrandete Äschenlarven / max. Habitatkapazität Äschenlarven ( $n$ /lfm) +  $n$  gestrandete Jungfische / max. Habitatkapazität Jungfische ( $n$ /lfm)).

Für das vorliegende Beispiel würde gemäss der vorgeschlagenen Berechnung eine Uferstrukturierung auf einer Länge von insgesamt 15.3 m notwendig (Tabelle 17).

Die Kosten für die Strukturierung von 1 lfm Ufer wurden auf CHF 500.- geschätzt. Dieser Wert ist jedoch gemäss den tatsächlich anfallenden Kosten anzupassen. Die Wiederherstellungskosten belaufen sich unter diesen Annahmen für alle drei Reviere auf insgesamt CHF 7'661.

**Tabelle 17:** Berechnung der Wiederherstellungskosten.

Wiederherstellungskosten		max. Habitatkapazität (n/lfm)		Kosten / lfm Uferstrukturierung		
		Äschenlarven	Jungfische	CHF	500.00	
			<b>200</b>			
			<b>100</b>			
Revier	n Äschenlarven gestrandet	n Jungfische gestrandet	Laufmeter Larvenhabitat	Laufmeter Jungfischhabitat	Uferstrukturierung total (lfm)	Kosten
21	3.3	48.23	0.02	0.48	0.50	CHF 249
643	297.5	95.30	1.49	0.95	2.44	CHF 1'220
640	1147.2	664.59	5.74	6.65	12.38	CHF 6'191
					<b>Total</b>	<b>CHF 7'661</b>

#### 4. Zusammenfassung

Der fischereiliche Schaden pro Revier setzt sich aus der Ertragsminderung und den Aufwendungen für die Wiederherstellung zusammen. Aus den vorgestellten Berechnungen ergibt sich für das vorliegende Beispiel ein fischereilicher Schaden von insgesamt CHF 7895 (Tabelle 18).

Der geringste Schaden wurde für das Revier 21 berechnet (CHF 255). Dies aufgrund der geringeren Anzahl Ereignisse und der kleineren Ausdehnung der potenziellen Trockenflächen.

Für das Revier 640 wurde im Vergleich der grösste Schaden berechnet (CHF 6398). Neben der grösseren Wasserwechselzone, welche potenziell trockenfallen kann und der grösseren Zahl von relevanten Ereignissen (durch mehr Kraftwerke beeinflusst), ist auch die höhere Äschenlarvendichte in diesem Revier ausschlaggebend für dieses Resultat.

**Tabelle 18:** Fischereilicher Schaden, welcher sich aus der Ertragsminderung und den Wiederherstellungskosten zusammensetzt, für die einzelnen Reviere berechnet.

	Revier 21	Revier 643	Revier 640
Ertragsminderung	CHF 6	CHF 21	CHF 207
Wiederherstellung	CHF 249	CHF 1'220	CHF 6'191
<b>Total</b>	<b>CHF 255</b>	<b>CHF 1'242</b>	<b>CHF 6'398</b>

# 7 Empfehlungen

## 7.1 Allgemeine Empfehlungen

Prioritäres Ziel sollte es sein, die Zahl und das Ausmass (Amplitude und Pegelrückgangsrate) der Abflussschwankungen weiter zu reduzieren, respektive so weit als möglich zu verhindern (insbesondere bei planbaren Unterhalts- und Wartungsarbeiten). Folgende Massnahmen, welche in der Arbeitsgruppe «Wasserschwankungen in der Limmat» bereits diskutiert und mehrheitlich implementiert wurden, müssen weitergeführt werden, um bereits erzielte Verbesserungen aufrecht zu erhalten:

- ⇒ Sollte eine Maschine vom Netz genommen werden müssen (beispielsweise im Rahmen von Wartungsarbeiten), ist darauf zu achten, dass ein allfälliger Pegelrückgang nur langsam erfolgt ( $< 0.3 \text{ cm / min}$ ).
- ⇒ Unterhalts- und Wartungsarbeiten, welche einen kurzfristigen Abflussrückgang zur Folge haben könnten, sollten ausserhalb der Zeitperiode stattfinden, in welcher Fischlarven und Jungfische noch klein und schlecht schwimmfähig sind (April – Juli).
- ⇒ Das Restwasser muss zu jeder Zeit aufrechterhalten werden. Restwasserstrecken sind aus oben genannten Gründen stärker gefährdet. Zudem können sich Fehlbedienungen bei der Wehrsteuerung aufgrund der geringeren Wasserführung schneller auswirken (Vgl. Dachwehr Damsau).

## 7.2 Mögliche Wiederherstellungsmassnahmen

Mögliche Massnahmen, welche direkt auf die Reduktion des Strandungsrisikos abzielen, sind grössere Uferbuchten oder Seitenarme, welche auch bei Niederwasser ans Hauptgerinne angeschlossen sind und den empfindlichen Jungfischen als Kinderstube dienen. Verschiedene Autoren konnten zeigen, dass solche Strukturen bei Abflussschwankungen das Strandungsrisiko für viele Jungfische mindern (WEBER et al. 2015, FISCHER 2014, SCHMUTZ et al. 2013, BAUMANN & KLAUS 2003). Zudem wird die Anzahl und Qualität der Jungfischlebensräume verbessert, wodurch die Rekrutierung gestärkt werden kann.

Durch das Einbringen von Totholz, Raubäulen und/oder Wurzelstöcken kann das Ufer ebenfalls auf effektive Weise strukturiert und für Jungfische aufgewertet werden.

Weiter ist die Schaffung oder Reaktivierung von Kieslaichplätzen wünschenswert, um die Naturverlaichung in der Limmat zu stärken und den Lebensraum für das Makrozoobenthos aufzuwerten. Bei der Schaffung neuer Kiesbänke ist denkbar, dass die Flachwasserzonen vergrössert und somit das Strandungsrisiko in diesem Bereich erhöht würde. Dieses zusätzliche Risiko wird jedoch mit der Verbesserung der natürlichen Fortpflanzung aufgewogen und muss entsprechend bei einem allfälligen Schadensfall berücksichtigt werden. Allgemein kann durch Lebensraumaufwertungen die Selbstregeneration der aquatischen Fauna verbessert werden.

## 8 Literatur

- AUER, S., B. ZEIRINGER, S. FÜHRER, D. TONOLLA & S. SCHMUTZ 2017: Effects of river bank heterogeneity and time of day on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus* L.) caused by hydropeaking. *Science of the Total Environment*, 575, 1515-1521.
- AQUABIOS 2017: Populationsgenetische Untersuchung der Forellen im Kanton Aargau. Bericht i. A. SJF Kanton Aargau: 73 S.
- AQUABIOS 2015: Erfolgskontrolle Besatzmassnahmen und Populationsgenetische Untersuchung der Äschen im Kanton Aargau. Bericht i. A. SJF Kanton Aargau: 24 S. + Anhang.
- BAUMANN, P. & I. KLAUS 2003: Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. Ergebnisse einer Literaturstudie. BUWAL, Bern – Mitteilungen zur Fischerei Nr. 75: 113 S.
- Bradford, M. J. 1997: An experimental study of stranding of juvenile salmonids on gravel bars and in sidechannels during rapid flow decreases. *Regulated Rivers: Research & Management*, 13(5), 395-401.
- BRUDER, A., S. SCHWEIZER, S. VOLLENWEIDER, D. TONOLLA & T. MEILE 2012: Schwall und Sunk: Auswirkungen auf die Gewässerökologie und mögliche Sanierungsmassnahmen. *Wasser Energie Luft*, 104(4), 257-264.
- CREATO 2012a: Ausbau KW Kappelerhof. Erfolgskontrolle 2011 der ökologischen Ersatz- und Ausgleichsmassnahmen. Zustand vor und nach dem Bau. Bericht i. A. LKW AG: 74 S.
- CREATO 2012b: Ökostromlabel *naturemade star*. Bericht zur 1. Rezertifizierung 2012. Bericht i. A. ewz: 67 S.
- CREATO 2014: Erneuerung KW Wettingen. Erfolgskontrolle 2014 der ökologischen Ersatz- und Ausgleichsmassnahmen. Zustand vor und nach dem Bau. Bericht i. A. ewz: 134 S + Anhang.
- CREATO 2015a: Erneuerung KW Aue. Erfolgskontrolle der ökologischen Ersatz- und Ausgleichsmassnahmen. Zustand vor und nach dem Bau. Bericht i. A. LKW AG: 29 S + Anhang.
- CREATO 2015b: Erneuerung KW Schiffmühle. Erfolgskontrolle der ökologischen Ersatz- und Ausgleichsmassnahmen. Zustand vor und nach dem Bau. Bericht i. A. LKW AG: 44 S + Anhang.
- FISCHER A. 2013: Drift- und Strandungsversuche mit Äschenlarven (*Thymallus thymallus* L.) bei unterschiedlichen Strukturverhältnissen. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien: 111 S.
- FOHLER N. 2013: Experimente zu Drift und Strandung von Äschenlarven (*Thymallus thymallus* L.) in Schwallversuchsrinnen. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien: 107 S. + Anhang.
- NAGRODSKI, A., G. D. RABY, C. T. HASLER, M. K. TAYLOR & S. J. COOKE 2012: Fish stranding in freshwater systems: Sources, consequences, and mitigation. *Journal of environmental management*, 103, 133-141.
- YOUNG, P. S., J.J. CECH JR & L. C. THOMPSON 2011: Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21(4), 713-731.
- LIMNEX 2004: Auswirkungen des Schwallbetriebes auf das Ökosystem der Fliessgewässer: Grundlagen zur Beurteilung. Bericht i. A. von WWF Schweiz: 30 S. + Anhang.

- HALLERAKER J.H., S.J. SALTVEIT, A. HARBY, J.V. ARNEKLEIV, H.P. FJELDSTAD & B. KOHLER 2003: Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Res. Applic.*, 19, 589–603.
- HUET M. 1949: Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.* 11(3/4): 332-351.
- HUNTER M. 1992: Hydropower flow fluctuations and salmonids: A review of the biological effects, mechanical causes, and options for mitigation. Department of Fisheries, Washington. Technical report 119: 46 S.
- IRVINE R.L., T. OUSSOREN, J.S. BAXTER & D.C. SCHMIDT 2009: The effects of flow reduction rates on fish stranding in British Columbia Canada. *River Research and Applications*, 25, 409–415.
- IUB 2015: Wasserstandschwankungen Limmat – Bericht Ursachenanalyse. i.A. Kanton Aargau, Dept. Bau, Verkehr, Umwelt, Abt. Landschaft und Gewässer. 36 S.
- KIRCHHOFER, A., M. BREITENSTEIN & B. ZAUGG 2007: Rote Liste der Fische und Rundmäuler der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Neuenburg. Umwelt-Vollzug Nr. 0734: 64 S.
- KIRCHHOFER, A. 2011: Grenzenlose Mobilität - auch für die Fische der Limmat. *Umwelt Aargau* Nr. 53: 35-42.
- PERSAT H. & G. H. COPP 1990: Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. In I. G. Cowx (Ed.), *Developments in electric fishing*. Blackwell Scientific Publications Ltd., Oxford, England: 197-209.
- SALTVEIT S.J., J.H. HALLERAKER, J.V. ARNEKLEIV & A. HARBY 2001: Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydro peaking. *Regulated Rivers: Research and Management*, 17, 609–622.
- SCHENKEL R. 2010: «Fehlfunktionen in Kraftwerken führten zum Fischsterben». *Aargauer Zeitung*. Abgerufen am 13.07.2017 von <https://www.aargauerzeitung.ch/panorama/vermishtes/fehlfunktionen-in-kraftwerken-fuehrten-zum-fischsterben-7130814>.
- SCHMUTZ S., N. FOHLER, T. FRIEDRICH, M. FUHRMANN, W. GRAF, F. GREIMEL, N. HÖLLER, M. JUNGWIRTH, P. LEITNER, O. MOOG, A. MELCHER, K. MÜLLNER, G. OCHSENHOFER, G. SALCHER, C. STEIDL, G. UNFER, B. ZEIRINGER 2013: Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten. BMFLUW, Wien: 178 S.
- SCHNELL J. 2005: Gewässerökologische Auswirkungen des Schwellbetriebs am Lech im Bereich des Naturschutzgebietes «Litzauer Schleife». Landesfischereiverband Bayern e.V.: 55 S.
- SCHOCK G. 1880: Verzeichnis der Zürcher Fische. *Neujahrsblatt naturforschende Gesellschaft*.
- SFZ 1899: Früherer Fischreichtum einiger Zürcher Gewässer. *Schweizerische Fischerei-Zeitung* Nr. 2, Siebenter Jahrgang.
- SFZ 1911/12: Notizen über die Fischfauna des Kantons Aargau. *Schweizerische Fischerei-Zeitung*. 12-18, 42-50, 167-171.
- STAUB, E. 1985: Populationsaufbau in Forellenbächen. Bundesamt für Umweltschutz, Bern - Schriftenreihe Fischerei Nr. 44: 41-62.

- RAUCH B. 2014: Drift- und Strandungsversuche mit Bachforellenlarven (*Salmo trutta f. fario*). Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien: 57 S. + Anhang.
- ROTH H. 1985: Schadenberechnung bei Fischsterben in Fliessgewässer. Bundesamt für Umweltschutz, Bern - Schriftenreihe Fischerei Nr. 44: 3-40.
- VONLANTHEN P. & D. HEFTI 2016: Genetik und Fischerei. Zusammenfassung der genetischen Studien und Empfehlungen für die Bewirtschaftung. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1637: 90 S.
- VUILLE T. 1997: Ertragsvermögen der Patentgewässer im Kanton Bern. Fischereiinspektorat des Kantons Bern: 31 S. + Anhang.
- Wikipedia 2007: Karte Limmat. Abgerufen am 21.03.2017 von [https://de.wikipedia.org/wiki/Datei:Karte\\_Limmat.png](https://de.wikipedia.org/wiki/Datei:Karte_Limmat.png)
- WFN 2013: Barben in der Limmat. Bericht i.A. Sektion Jagd und Fischerei Kanton Aargau: 33 S.
- YOUNT, J. D., & G. J. NIEMI 1990: Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance – a narrative review of case studies. *Environmental management*, 14(5), 547-569.