



# Äschenrückgang in der Aare zwischen Thunersee und Bern

## Untersuchungen zum Bestandesrückgang, Ursachenanalyse und Massnahmenempfehlungen

Nicht klassifiziert

Wirtschafts-, Energie- und Umweltdirektion



© Silvan Rossbacher

## Inhaltsverzeichnis

|           |   |          |
|-----------|---|----------|
| <b>1.</b> | <b>Ausgangslage und Zielsetzung</b> .....   | <b>3</b> |
| <b>2.</b> | <b>Situation &amp; Grundlagen</b> .....   | <b>3</b> |
| 2.1       | Projektperimeter .....  | 3        |
| 2.2       | Datengrundlagen .....   | 4        |
| <b>3.</b> | <b>Vorgehen und Methodik</b> .....  | <b>5</b> |
| 3.1       | Analyse des Bestands .....  | 5        |
| 3.2       | Korrelations- resp. Ursachenanalysen .....  | 5        |
| 3.3       | Situationsanalyse .....   | 5        |
| 3.4       | Massnahmenempfehlungen .....  | 6        |
| 3.5       | Verwendete Tools .....  | 6        |
| <b>4.</b> | <b>Resultate</b> .....  | <b>6</b> |
| 4.1       | Analyse des Bestands – Gibt es einen Rückgang der Äsche? .....                                    | 6        |
| 4.1.1     | Analyse der Anglerfänge .....   | 6        |
| 4.1.2     | Vergleich des Jahres 2022 zu anderen Jahren .....   | 10       |
| 4.1.3     | Hochrechnung Äschenlarven (Bestandesschätzung) .....  | 11       |
| 4.1.4     | Analyse der Äschenlarven .....  | 12       |
| 4.2       | Korrelationsanalysen – Welche Faktoren beeinflussen den Äschenbestand?.....                       | 13       |
| 4.2.1     | Einflussfaktor Abfluss .....  | 13       |
| 4.2.2     | Temperatureffekte.....  | 16       |
| 4.2.3     | Befischungsdruck .....  | 20       |
| 4.2.4     | Makrozoobenthos .....   | 25       |
| 4.2.5     | Wasserqualität und Krankheiten.....   | 28       |
| 4.2.6     | Wasserkraftnutzung und Wanderhindernisse .....  | 29       |
| 4.2.7     | Prädatoren .....  | 30       |
| 4.2.8     | Weitere Einflussfaktoren .....  | 34       |
| 4.2.9     | Kombinierte Modelle .....   | 36       |
| 4.3       | Situationsanalyse – Wie fliessen die Faktoren ineinander und formen die<br>Äschenpopulation?..... | 39       |
| 4.3.1     | Wirkungsstruktur .....  | 39       |
| 4.3.2     | Simulation der Populationsdynamiken.....  | 42       |
| 4.4       | Massnahmenempfehlungen – Welche Massnahmen helfen der Äsche? .....                                | 45       |
| 4.4.1     | Lebensraumaufwertungen.....   | 45       |
| 4.4.2     | Massnahmen zur Minderung des Prädationsdrucks .....   | 46       |
| 4.4.3     | Besatzmassnahmen.....   | 47       |
| 4.4.4     | Monitoringmassnahmen .....  | 48       |
| 4.5       | Ausblick .....  | 49       |

## 1. Ausgangslage und Zielsetzung

Aussagen von Fischenden, Äschenlarvenkartierungen von 2023 und Fangzahlen von 2022 deuten darauf hin, dass die Äschenbestände der Aare im Abschnitt Thun – Bern (Muri) von 2021 auf 2022 stark eingebrochen sind. Das Fischereiinspektorat möchte daher die Restpopulation mit gezielten Massnahmen schützen. Dazu sind eine Analyse des Bestandesrückgangs sowie Abklärungen zu den möglichen Ursachen für den Äschenrückgang notwendig. Auf der Basis dieser Erkenntnisse sollen Massnahmen zur genaueren Ursachenanalyse sowie zum Schutz der Restpopulation definiert werden.

## 2. Situation & Grundlagen

### 2.1 Projektperimeter

Im Rahmen dieses Auftrags wurden die Äschen der Aare zwischen Thuner- und Wohlensee genauer untersucht. Innerhalb dieses Perimeters wurden 3 unterschiedliche Strecken (Streckeneinteilung adaptiert an Fangstatistik) einzeln betrachtet, aber auch miteinander verglichen.

- 203 Thun – Münsingen: über weite Strecken begradigte Vollwasserstrecke
- 205 Münsingen – Bern: Vollwasserstrecke teilweise in auenartigem Gebiet, aber über weite Strecken verbaut und begradigt
- 208 Bern – Hinterkappelen: Grossteil der Fliesstrecke weist Restwasserverhältnisse auf

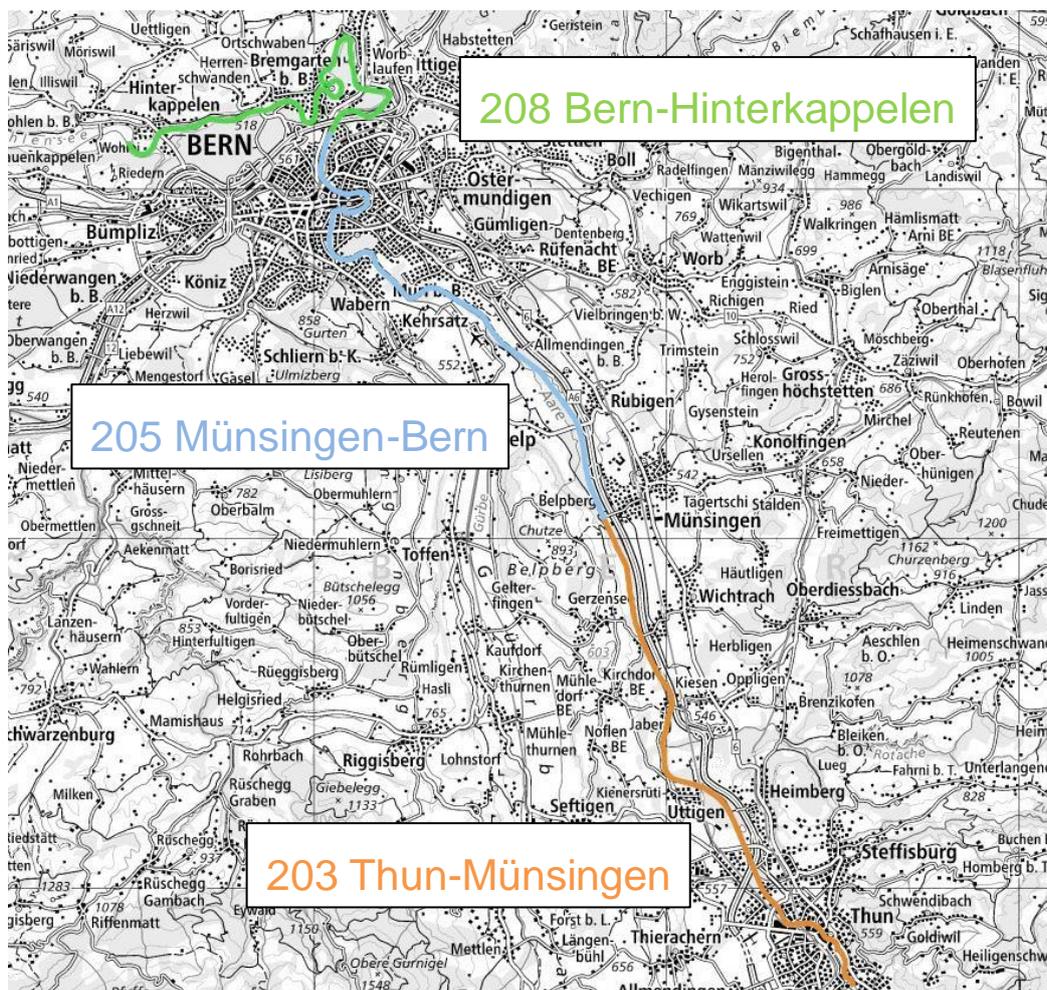


Abbildung 1: Übersicht über die im Rahmen dieses Auftrags betrachteten Strecken der Aare zwischen Thun und Bern.

## 2.2 Datengrundlagen

Es standen Daten aus verschiedenen Statistiken und Untersuchungen zur Verfügung. Unterschieden wurden Daten, welche den Bestand der Äsche beschreiben (Fang-, Zähl-, Befischungsdaten) sowie Daten, welche als erklärende Variable das Bestandsbild der Äsche beschreiben könnten (z.B. Umweltvariablen). Zusätzlich lagen Berichte von Joachim Guthruf zum selben Perimeter und vergleichbarer Thematik vor.

Daten zur Beschreibung des Bestands der Äsche:

- **Fangstatistiken:** Hier lagen Daten zu Anglerfängen im Zeitraum 1989 – 2023 vor. Es gilt zu beachten, dass diese Statistiken geprägt sind durch eine Veränderung der Schonbestimmungen 2011 (Erhöhung des Fangmindestmasses) sowie durch ein 3-jähriges Fangmoratorium (2008-2010). Folglich wurden Untersuchungen sowohl zum gesamten Zeitraum als auch zum Zeitraum 2011 – 2023 durchgeführt. Ab 2011 liegen zudem auch Längendaten der gefangenen Äschen vor. Diese Fangstatistiken lagen für sämtliche der betrachteten Abschnitte in gleichem Masse vor. Um die Bestandesveränderungen auch zu einem anderen Gewässer vergleichen zu können, wurden ausserdem die Fangstatistiken der Saane (181) beigezogen.
- **Äschenbeifänge aus Laichfischfang Bachforelle:** Im Bereich Jaberg – Bern wurden zwischen 2008 und 2023 sämtliche Äschenbeifänge auf ihre Länge bestimmt, sowie das Alter determiniert. In diesem Datensatz fehlen die Jahre 2015, 2018 und 2021, in welchen der Laichfischfang nicht durchgeführt wurde.
- **Laichfischfänge aus der Schadau:** Hier lagen Daten zum Zeitraum 1970 – 2001 vor. Sämtliche Fische aus dem Laichfischfang wurden einem Geschlecht zugeordnet. Zudem wurde die Geschlechtsreife sowie die Anzahl gewonnener Eier festgehalten.
- **Sonderfischfänge:** Im Rahmen von Sonderfischfängen, wurden ausgewählte Fischer losgeschickt um während des Fangmoratoriums (2008-2010) Äschen zu fangen und so etwas zur Bestandesentwicklung aussagen zu können. Diese Sonderfänger entnahmen Schuppen für eine Altersanalyse, notierten die Totallänge, die Fangdauer, den Fangort, das Fangdatum und mögliche Kormoran oder Gänsesäger Sichtungen. Auch nach dem Fangmoratorium erfolgten im 3-Jahreszyklus ab 2012 bis 2021 Sonderfänge.
- **Äschenlarvenkartierungen:** Äschenlarvenkartierungen wurden im Zeitraum 2008 - 2024 jährlich in den Strecken 203 und 205 durchgeführt. In der Strecke 208 fanden sie im Zeitraum 2012 - 2024 statt. Da sämtliche Kartierungen auf einer standardisierten Länge und innerhalb eines definierten Ufertyps stattfanden, bot sich hier die Gelegenheit einer Populationsabschätzung.

Daten, welche als erklärende Variablen untersucht werden sollten:

- **Abflussdaten:** Daten zum Abfluss lagen für den Zeitraum 1970 – 2024 zur BAFU-Messstation Schönau 2135 vor.
- **Temperaturdaten:** Daten zur Temperatur lagen für den Zeitraum 1970 – 2024 zur BAFU-Messstation Schönau 2135 vor.
- **Vogelzählungen:** Nebst den Sichtungen durch Sonderfänger, wurden Daten der Vogelwarte Sempach zu Januar- und Novembersichtungen von Gänsesägern und Kormoranen angefordert. Es lag ein Datenset für den Zeitraum 1991 - 2024 vor.
- **Makrozoobenthos:** Es lagen uns zwei Erhebungen zum Makrozoobenthos aus den Jahren 2008 und 2018 vor. Sämtliche Individuen wurden zwar einer Art bzw. Artengruppe zugewiesen und es erfolgte auch eine Dichteabschätzung, mit nur zwei Datenpunkten, war allerdings die Aussagekraft dieser Variablen stark limitiert.
- **Wasserkraftnutzung und Wanderhindernisse:** Hierzu lagen zum Teil Planergrundlagen der Standorte von Wanderhindernissen vor, welche im Rahmen einer Besprechung mit dem Fischereiinspektorat verifiziert und Wissenslücken bestmöglichst geschlossen wurden. Da dieser Faktor keine Zeitreihe darstellt, sondern lediglich zwei Zustände kennt (saniert/ nicht saniert), wurde eine grobe fachgutachterliche Einschätzung vorgenommen.
- **Wasserqualität und Krankheiten:** Zur Wasserqualität liegt eine Untersuchung verschiedener Schadstoffe von 1976 bis 1996 sowie ein Bericht des Gewässerschutzlabors BE zu PFAS in den Berner Gewässern vor. Für eine ausgiebige statistische Analyse reichte die Datenmenge allerdings nicht aus.
- **Erholungsnutzung:** Hierzu fehlte eine standardisiert erhobene Datenreihe. Es lagen lediglich grobe Einschätzungen von Bootsverleihen über die Nutzung von Booten in der Aare vor. Auch dies reichte nicht für eine statistische Auswertung, sondern lediglich für eine grobe Einschätzung dieses Faktors.

### 3. Vorgehen und Methodik

#### 3.1 Analyse des Bestands

Zum einen sollten Zeitreihen aus verschiedenen Datenreihen auf einen Rückgang hin untersucht werden. Hierfür wurden konsequent lineare Modelle (LM) eingesetzt. Es wurde untersucht, ob ein statistisch signifikanter Rückgang in der jeweils betrachteten Periode vorlag. Dafür konnten die Daten der Fangstatistiken, der Sonderfischfänge sowie der Äschenlarvenkartierungen verwendet werden.

Zudem wurde untersucht, ob die Jahre 2022 und 2023 aus der Reihe tanzen resp. signifikant von den restlichen Jahren abweichen. Hierfür wurde beim singulären Vergleich des Jahres 2022 zu den restlichen Jahren ein one-sample t-test und ein lineares Modell mit Dummy-Variable verwendet. Beim Vergleich beider Jahre mit den restlichen Jahren wurde ein einfacher t-test angewendet.

Um nebst der Fangstatistik eine weitere Möglichkeit zu haben eine Abschätzung der Bestandesgrösse zu haben, wurden zudem die Äschenlarvenkartierungen unter Einbezug der Habitatqualität der Uferstruktur (Teilparameter der Ökomorphologie) abschnittsweise hochgerechnet auf die gesamte betrachtete Strecke. Hierfür folgte eine Einteilung in die Klassen «geeignet», «bedingt geeignet» und «ungeeignet». Dasselbe erfolgte für die während den Kartierungen aufgenommenen Ufertypen. So konnte der Anteil Äschenlarven pro Klasse an der Gesamtuferlänge jedes Abschnitts berechnet werden.

#### 3.2 Korrelations- resp. Ursachenanalysen

Um sinnvolle Erklärungen für den Rückgang der Äschen zu finden, mussten verschiedene statistische Verfahren angewandt werden (sie werden auch im jeweiligen Kapitel der Auswertung beschrieben):

- Zur Ermittlung eines kritischen Werts (z.B. kritische Abflussmenge) wurde eine Breakpoint-Analyse anhand einer «segmented» Funktion (gleichnamiges Paket in R) durchgeführt.
- Für die singulären Korrelationsanalysen (nur eine erklärende variable) selbst wurden lineare Regressionsmodelle (zum Teil auch logarithmierte Daten) verwendet.
- Für Vergleiche vieler Jahre mit nur einem Jahr (z.B. Befischungsdruck) wurde ein one-sample t-test sowie ein lineares Modell mit Dummy-Variable angewandt.
- Zur Zuteilung einer Altersklasse zu einer bestimmten Länge eines Fisches (z.B. um den Fischen der Fangstatistik eine Altersklasse hinzuzufügen) wurde ein Tree-Modell verwendet.
- Um kombinierte Modelle zu erstellen (mehr als eine erklärende Variable) wurde auf multiple lineare Regressionen zurückgegriffen.

Sämtliche Analysen wurden in einem ersten Schritt versucht kausal zu erklären (Hypothese wurde aufgestellt). In einem zweiten Schritt wurde das Datenset entsprechend auf diesen kausalen Zusammenhang vorbereitet (z.B. nur Abflüsse innerhalb der Ei- oder Larvalzeit können ein Ausschwemmen resp. eine Verdriftung zur Folge haben). Erst danach folgten die oben erwähnten, unterschiedlichen statistischen Verfahren. Bei verschiedenen Faktoren wurden unterschiedliche Zeiträume und unterschiedliche Teilparameter (z.B. bei Temperatur: nicht nur Maximaltemperatur, sondern auch aneinanderhängende Tage mit Überschreitung einer gewissen Temperatur) betrachtet, da noch nicht klar war, welcher Teilparameter entscheidend ist. Zum Schluss folgte eine Plausibilisierung der Resultate (machen die Resultate im Hinblick auf die Kausalität, den Zeitraum etc. Sinn?). Innerhalb dieser Plausibilisierung wurden die Ergebnisse auch mit Einschätzungen durch Fachpersonen mit Lokalwissen abgeglichen. Waren die Datenreihen zum untersuchten Einflussfaktor nicht ausreichend für eine statistische Analyse, wurde wo möglich ebenfalls eine grobe fachgutachterliche Einschätzung des Einflussfaktors vorgenommen.

#### 3.3 Situationsanalyse

Um schlussendlich die wahrscheinlichsten Einflussfaktoren auf die Äschenpopulation der Aare zwischen Thun und Bern aufzuzeigen und deren Einfluss auf die jeweiligen Stadien zu verdeutlichen, wurde eine Wirkungsstruktur erstellt. Diese wurde im Anschluss versucht, in eine Simulation der

Populationsdynamiken zu übersetzen. Hierbei konnten nur Faktoren mit einbezogen werden, die einen klaren Einfluss auf ein Lebensstadium der Äschenpopulation zeigten. Diese Faktoren sollten in den Lebenszyklus der Äsche (mit Überlebensraten aus der Literatur<sup>1</sup> oder auch aus den getätigten Analysen) integriert werden. Hierzu wurden die Kurvengleichungen der Einflussfaktoren so umgeformt, dass sie als Steuergrösse die einzelnen Überlebensraten weiter dezimieren können. Zum einen entstanden so Prognosemodelle der Larven, zum anderen Prognosemodelle von Adulten (2<sup>+</sup>- Fische). Aufgrund von Engpässen in der Datenlage sind diese Prognosemodelle, insbesondere jenes der Adulten, aktuell noch mit grossen Unsicherheiten verbunden. Bei besserer Datengrundlage könnten sie allerdings ein wichtiges Instrument für eine künftige, jährlich adaptive Bewirtschaftung der Äsche darstellen.

### 3.4 Massnahmenempfehlungen

Basierend auf den Erkenntnissen der vorgelagerten Untersuchungen (Kap. 3.1, 3.2 & 3.3) konnten in der Folge gezielte Massnahmenempfehlungen hinsichtlich 4 verschiedener Massnahmenbereiche definiert werden. Diese Massnahmenbereiche umfassen Lebensraumaufwertungen, Massnahmen zur Minderung des Prädationsdrucks (insb. Schonbestimmungen), Besatzmassnahmen und Monitoringmassnahmen.

### 3.5 Verwendete Tools

Sämtliche Analysen wurden in Excel (Microsoft 365, Version 16.89) und R (RStudio, Version 2023.12.1) durchgeführt.

Benötigte R Packages:

- segmented
- ggplot2
- dplyr
- tidyverse

## 4. Resultate

### 4.1 Analyse des Bestands – Gibt es einen Rückgang der Äsche?

#### 4.1.1 Analyse der Anglerfänge

Betrachtet man die Fangstatistiken seit 1989 der Abschnitte 203, 205 und 208 der Aare zwischen Thun und Bern, sowie jene des Abschnitts 181 der Saane als Vergleichsgewässer zeigen lineare Modelle (LM) für alle Abschnitte, mit Ausnahme des Abschnitts 181, eine signifikante ( $p < 0.01$ ) Abnahme (Abbildung 2). Abschnitt 181 zeigt lediglich eine nicht signifikante Tendenz zur Abnahme ( $p = 0.15$ ). Dieser Abnahme-Trend ist jedoch schon länger bekannt (Guthruf 2011<sup>2</sup>). In diesem Projekt soll zusätzlich untersucht werden, ob es seit dem Ende des Fangmuratoriums einen erneuten Rückgang gegeben hat.

Um einen allfälligen kurzfristigeren Rückgang zu untersuchen, wird der Zeitraum ab 2012 bis 2023 näher betrachtet (Abbildung 3). Damit werden gezielt Jahre ausgeklammert, die eine Beeinflussung durch das Fangmuratorium (2008 bis 2010) bzw. des Folgejahres 2011 beinhalten würden.

<sup>1</sup> Charles, S. et al. (2006) Population Dynamics of Grayling: Modelling Temperature and Discharge Effects

<sup>2</sup> Guthruf J. 2011, Äschen-Monitoring Aare Kanton Bern, S. 7

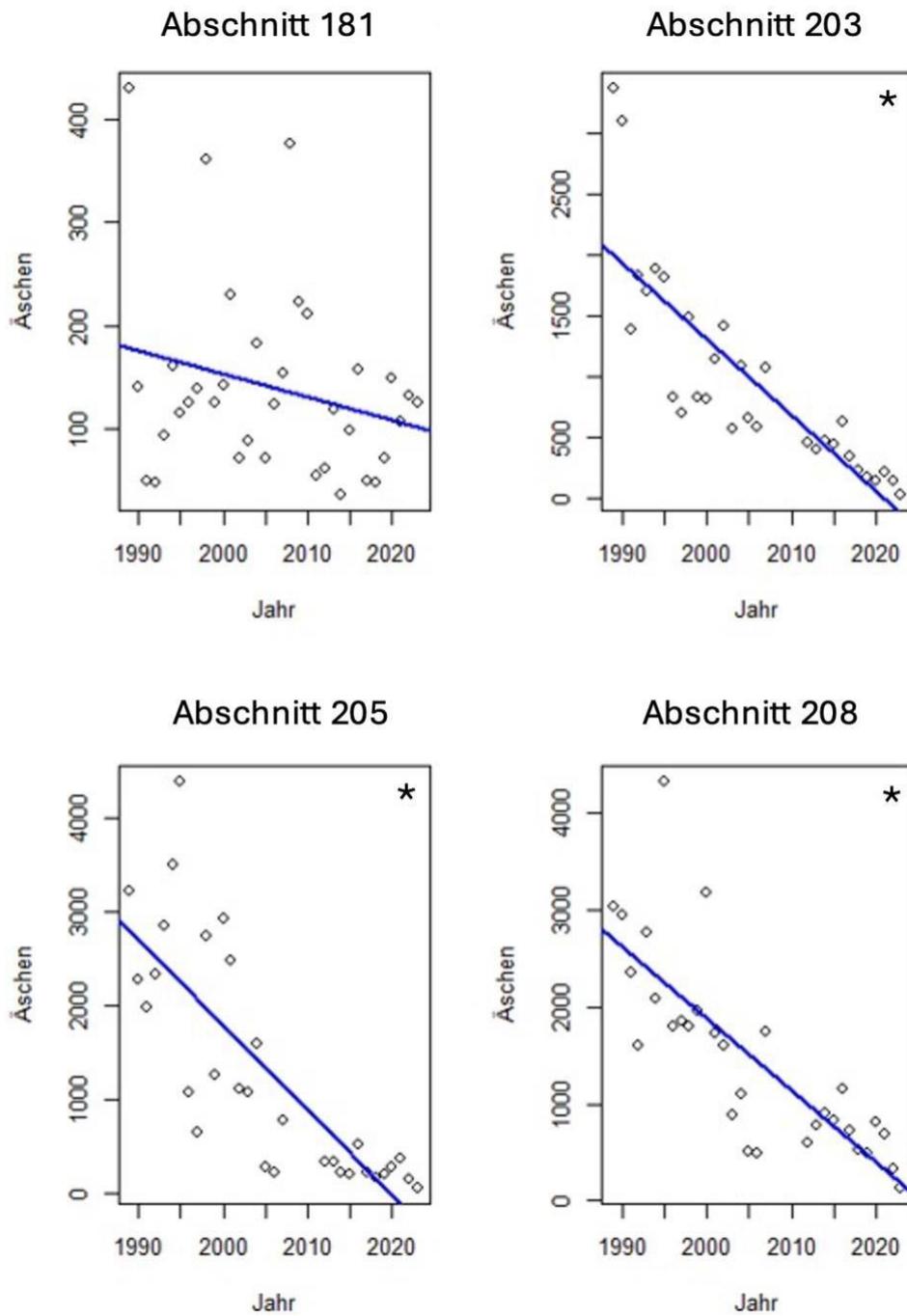


Abbildung 2: Zahlen der Fangstatistiken in den Jahren 1989 - 2023 mit der Trendlinie des linearen Modells. In den Abschnitten 203, 205 und 208 liegt der p-Wert des Modells unter 0.001. Sämtliche mit einem Stern (\*) gekennzeichneten Modelle sind signifikant (p-Wert <0.05).

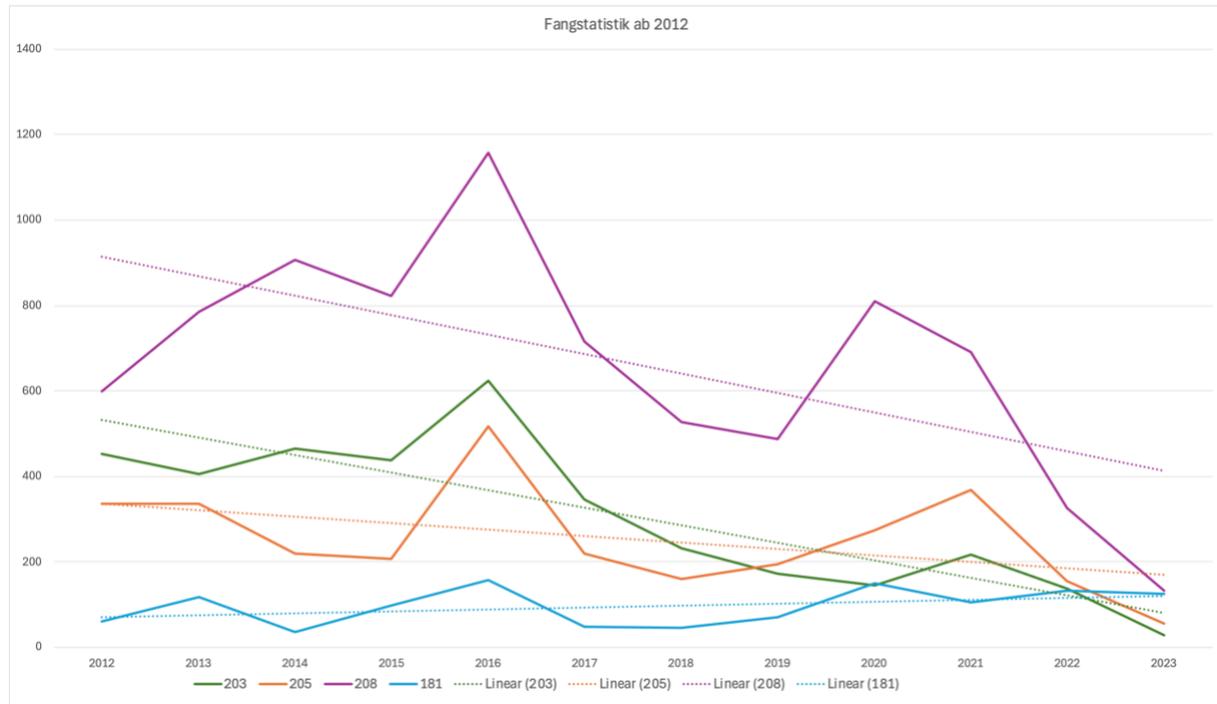


Abbildung 3: Fangzahlen von 2012 bis 2024 nach Gewässerabschnitt mit Regressionslinien (Daten aus Fangstatistiken des Kantons).

Werden die reinen Fangdaten über die Zeitspanne von 2012 bis 2022 für jeden Abschnitt betrachtet, so ist eine signifikante Abnahme ( $p < 0.001$ ) in den Abschnitten 203 und 208 auszumachen. Im Abschnitt 205 ist die Abnahme nicht signifikant ( $p = 0.14$ ). Es gilt allerdings zu beachten, dass diese Daten keine Angaben zum Aufwand resp. zur Zeit, welche die Angler am Gewässer verbracht haben, beinhalten. Es lässt sich daher nicht differenzieren, zu welchem Teil der Rückgang im Abschnitt 203 & 208 vom betriebenen Aufwand der Angler und zu welchem Teil von einem effektiven Bestandesrückgang abhängt.

Eine Möglichkeit die Fänge über den erbrachten Aufwand zu normieren, bildet die Berechnung des Catch per unit Effort (CPUE). Dafür wird die Anzahl gefangener Fische durch die Anzahl Stunden, die gefischt wurden, geteilt. In sämtlichen Abschnitten wurden in den Jahren 2012, 2015, 2018 und 2021 Sonderfischfänge von ausgewählten Anglern durchgeführt, die ihre Zeit beim Fischen erfasst haben. Abbildung 4 zeigt die Entwicklung des CPUE über die erhobenen Jahre. Hier zeigt sich ein deutlich anderes Bild als bei den Fangstatistiken. Abschnitt 205 zeigt eine signifikante Zunahme des CPUE (also des Fanges pro dafür aufgewendeter Zeit), die anderen Abschnitte zeigen keinen statistischen Trend. Die Ergebnisse sind wegen der wenigen Datenpunkte (vier Datenpunkte pro Abschnitt) mit Vorsicht zu betrachten. Dennoch sind sie ein Indiz dafür, dass die Zahlen der Fangstatistiken durchaus durch den variierenden Zeitaufwand beeinflusst sein könnten. Es könnte beispielsweise sein, dass einige Angler bereits von einem potentiellen Rückgang der Äschen gehört haben und dadurch ihr anglerisches Verhalten angepasst haben.

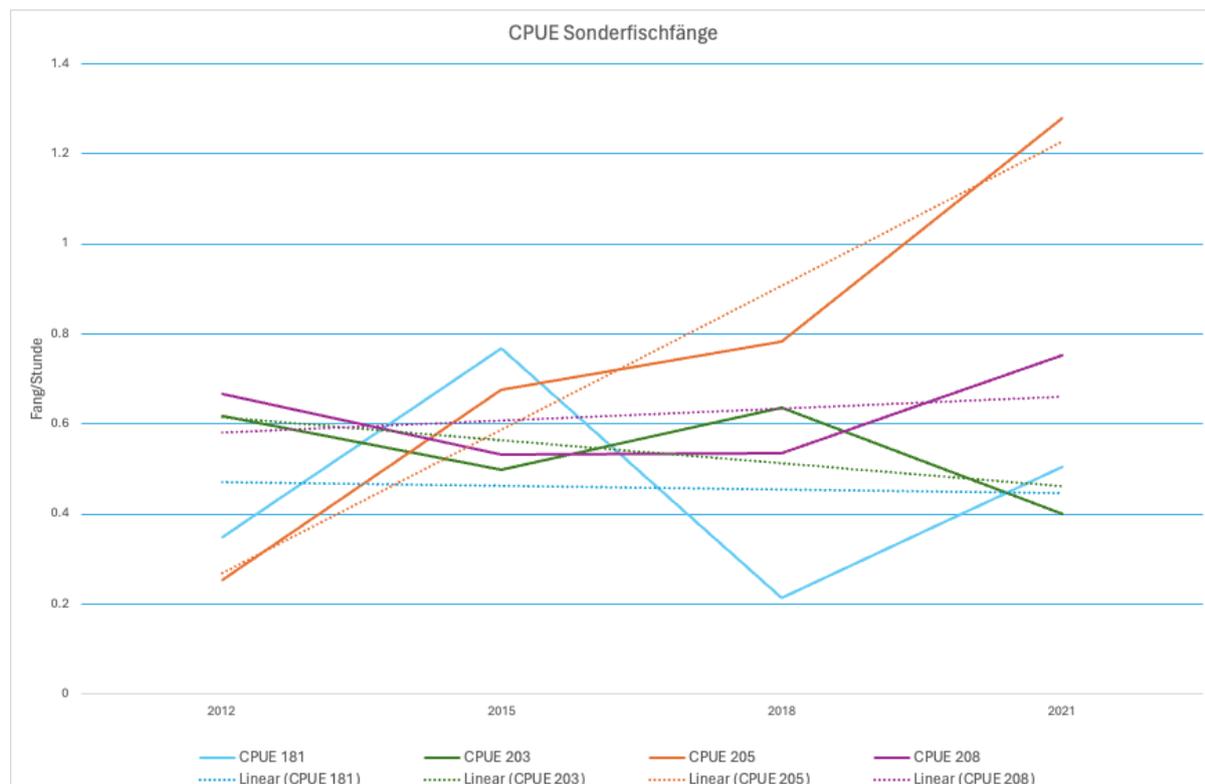


Abbildung 4: Betrachtung des CPUE in Fang pro Stunde als Mass für die pro Zeit gefangenen Äschen aus den Sonderfischfängen.

Zusätzlich zu den Fangstatistiken und den Sonderfischfängen sind Daten von Äschen als Beifang des Bachforellen- Laichfischfanges in der Strecke Jaberg-Bern verfügbar. Dabei wären grundsätzlich auch Daten zu Altersklassen unter dem Schonmass ( $0^+$ - und  $1^+$ -Fische) vorhanden. Keine der Altersklassen zeigt jedoch einen signifikanten Rückgang über die betrachtete Zeitspanne. Auffällig ist jedoch, dass in den Jahren 2022 und 2023 keine  $2^+$ -Äschen und im Jahr 2023 auch keine  $0^+$ -Äschen gefangen wurden (Abbildung 5). Da bei den Befischungen die Bachforelle im Fokus lag und vor allem vielversprechende Habitate für Bachforellen-Laichtiere befischt wurden, ist die Qualität der Daten bezüglich der Äschen nicht abschätzbar. Es ist uns folglich nicht bekannt, wie repräsentativ die Daten für die verschiedenen Altersklassen der Äschen sind.

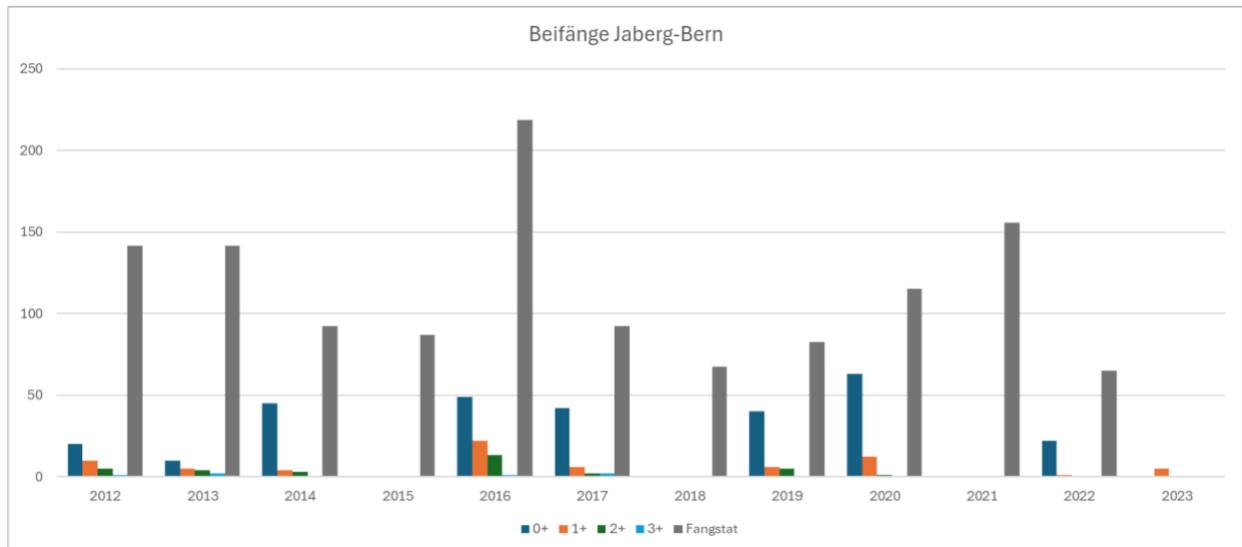


Abbildung 5: Äschenbeifänge aus dem Bachforellen-Laichfischfang zwischen Jaberg und Bern nach Altersklasse. In Grau zudem die auf dieselbe Strecke hochgerechneten Zahlen der Fangstatistik (berechnet über das Verhältnis Streckenlänge Abschnitt 205/ Länge der Befischungstrecke).

#### 4.1.2 Vergleich des Jahres 2022 zu anderen Jahren

Im vorhergehenden Kapitel wurde die Zeitspanne 2012 - 2023 als Ganzes analysiert, um festzustellen, ob es eine Abnahme innerhalb dieser Zeitspanne gab. Allerdings kann bei dieser Betrachtung ein kürzlicher Rückgang (sowie der vermutete Rückgang 2022) von Werten der Vorjahre «überspielt» werden. Um zu sehen, ob die Fangzahlen sich signifikant von den Werten der Vorjahre unterscheiden, wurde das Jahr 2022 gegenüber den Vorjahren mittels eines one sample t-test verglichen. Alle Abschnitte zeigen einen signifikanten Unterschied zwischen 2022 und den Vorjahren. Allerdings beachtet dieser Test die Schwankungen der Vorjahre nicht. Er sagt nichts darüber aus, ob die Fänge von 2022 innerhalb des Schwankungsbereichs der Fänge in den anderen Jahren liegen. Deshalb wurde zusätzlich ein lineares Modell mit Dummy-Variable aufgebaut, welches diesen Schwankungsbereich besser berücksichtigt. Der Dummy-Test vergleicht das Jahr 2022 explizit mit den anderen Jahren innerhalb des gleichen Modells, das die Zeit als kontinuierliche Variable (Jahr) und das Jahr 2022 als eine zusätzliche Dummy-Variable einbezieht. Dies bedeutet, dass der Effekt des Jahres 2022 unter Berücksichtigung des allgemeinen Trends über die Jahre hinweg geschätzt wird. Wenn der Dummy-Test keinen signifikanten Unterschied für das Jahr 2022 zeigt, bedeutet dies, dass das Jahr 2022, im Kontext der gesamten Datenreihe und des allgemeinen Trends, nicht signifikant abweicht. Dies ist bei allen Abschnitten der Fall ( $p$  für alle Abschnitte  $>0.05$ ).

Zusammengefasst kann man festhalten, dass der Rückgang von 2021/ 2022 sicherlich beachtlich ausfällt, solche Schwankungen jedoch auch in den Vorjahren schon vorgekommen sind. Eine weitere Möglichkeit, um eine kürzliche Abnahme festzustellen, besteht zudem darin die letzten zwei Jahre (2022, 2023) der Datenreihe der Fangstatistik mit den Vorjahren anhand eines t-tests zu vergleichen. Wie bei der Betrachtung des Gesamttrends zeigt sich für die Abschnitte 203 & 208 ein signifikanter Effekt ( $p < 0.05$ ).

- Die Fangstatistiken zeigen für die Abschnitte 203 & 208 einen statistisch erkennbaren Rückgang. Der Abschnitt 205 zeigt keinen eindeutigen Trend. ABER: es fehlt eine Angabe des betriebenen Aufwandes der Angler.
  - Der Verlauf des CPUE spricht eher gegen eine Abnahme und zeigt sogar eine Zunahme im Abschnitt 205. ABER: die Trends des CPUE aus den Sonderfischfängen beinhalten nur vier Erfassungsjahre.
  - Die Äschenbeifänge des Laichfischfangs für Bachforellen zeigen keine eindeutige Abnahme. ABER: es kann kaum abgeschätzt werden, ob diese Beifänge repräsentativ für den gesamten Bestand sind.
- Mit den vorliegenden Daten kann keine statistisch klare Aussage über die Entwicklung des Bestandes gemacht werden.

### 4.1.3 Hochrechnung Äschenlarven (Bestandsschätzung)

Aus den Erhebungen der Firma Aquatica standen für die Abschnitte 203 und 205 Daten von 2008 bis 2024 in Form von Äschenlarvenzählungen zur Verfügung. Für den Abschnitt 208 liegen diese seit 2012 vor. Diese Erhebungen stellen jedoch lediglich Datenpunkte dar und sagen nichts über eine flächige Verteilung der Äschenlarven über die gesamten Abschnitte aus. Um eine Beurteilung der gesamten Abschnitte und einen Vergleich mit Daten, die abschnittsweise vorliegen (z.B. Fangstatistik), vornehmen zu können, wurden die Resultate der Äschenlarvenkartierung unter Einbezug der Habitatsqualität der Uferstruktur (Teilparameter der Ökomorphologie) abschnittsweise hochgerechnet. Gleichzeitig sollte die Hochrechnung den Unterschieden in der Larvalhabitatsqualität zwischen den Abschnitten Rechnung tragen.

Für diese Hochrechnung der Äschenlarven wurden, basierend auf den Ökomorphologie-Erhebungen, sämtliche Uferstrecken in Abhängigkeit der Gesamtökonomorphologiekategorie sowie der Einordnung der Uferstruktur in die Klassen «geeignet», «bedingt geeignet» und «ungeeignet» eingeteilt. Die in den Äschenlarvenenerhebungen erfassten Ufertypen wurden ebenfalls diesen Klassen zugewiesen. Anschliessend wurde der Anteil Äschenlarven pro Klasse an der Gesamtuferlänge jedes Abschnitts berechnet. Die Mittelwerte der gezählten Larven pro Abschnitt (Larven/100m) und Klasse wurden dann entsprechend den jeweiligen Streckenanteilen hochgerechnet. Dieses Vorgehen erlaubt eine Schätzung der absoluten Zahlen ohne dabei die Veränderungen/ Schwankungen über die Zeit zu verlieren. Die Ergebnisse der Hochrechnung finden sich in Abbildung 6.

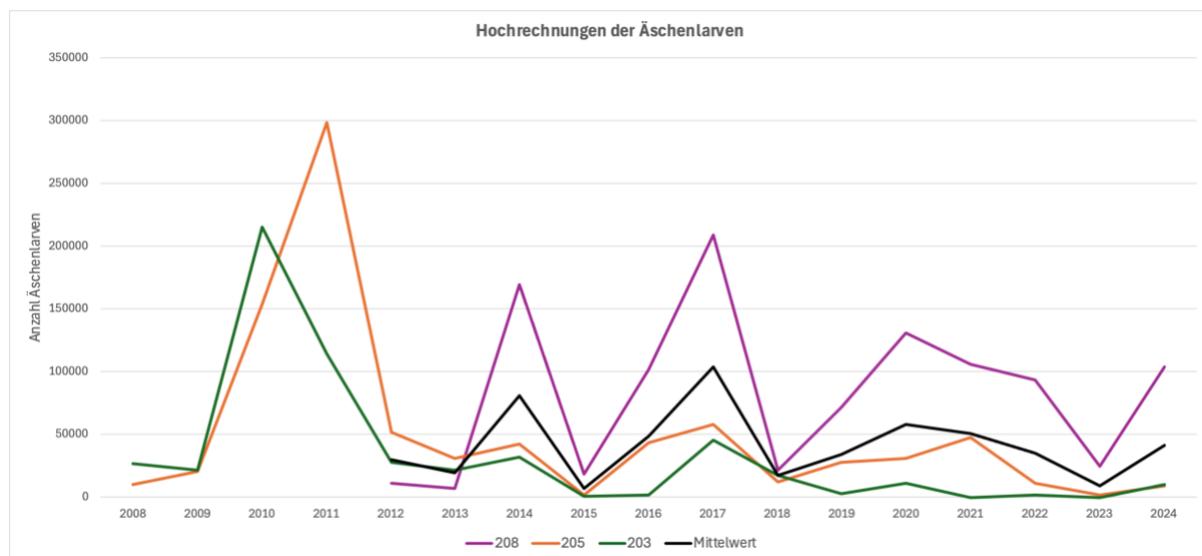


Abbildung 6: Abschnittspezifische Resultate aus der Hochrechnung der Anzahl Äschenlarven pro Abschnitt.

Die Hochrechnung zeigt, dass die Larvenzahlen während und ein Jahr nach dem Fangmoratorium in den

Abschnitten 203 und 205 deutlich höher lagen als in den darauffolgenden Jahren. Zu erkennen ist zudem, dass die Larvenzahlen von Jahr zu Jahr stark schwanken, diese Schwankungen aber grösstenteils über alle betrachteten Aare-Abschnitte gleich verlaufen. Dies ist ein Indiz dafür, dass sie zumindest teilweise von denselben und somit grossräumig wirkenden Einflüssen bestimmt werden. Der Abschnitt 208 hat im Schnitt deutlich mehr Larven als die Abschnitte 203 und 205 und scheint eine grössere Resilienz aufzuweisen (nach Einbrüchen erholen sich die Larven schneller wieder auf ein vergleichsweise hohes Niveau). Abschnitt 203 weist derweil durchschnittlich die geringsten prognostizierten Äschenlarvendichten auf.

#### 4.1.4 Analyse der Äschenlarven

Abbildung 7 zeigt die Zählraten aus den Äschenlarvenerhebungen in der Zeitspanne von 2012 bis 2024. Dieser Zeitraum wurde gewählt, weil für den Abschnitt 208 erst seit 2012 Daten vorliegen und zudem, weil die vorhergehenden Jahre durch das Fangmoratorium beeinflusst worden wären. Für die Analyse wurde für alle Abschnitte ein lineares Modell (LM) verwendet, um zu erkennen, ob für den gewählten Zeitraum ein Trend zu erkennen ist. Abschnitt 203 zeigt eine knapp nicht signifikante Abnahme der Äschenlarven über die Zeit ( $p=0.06$ ,  $R^2=0.30$ ). Abschnitt 205 zeigt ebenfalls ein Trend in diese Richtung, jedoch weniger signifikant ( $p=0.09$ ,  $R^2=0.2$ ). Abschnitt 208 hingegen weist keinen statistisch erkennbaren Trend auf ( $p=0.57$ ,  $R^2=0.06$ ). Auch das LM mit Mittelwerten aller Abschnitte weist keinen statistisch erkennbaren Trend auf ( $p=0.81$ ,  $R^2=0.02$ ). Die Jahre 2021, 2022 und 2023 waren für den Abschnitt 203 allesamt schlechte Larvenjahre, aber der erneute Anstieg im Jahr 2024 (auch in den anderen Abschnitten) lässt grundsätzlich hoffen, dass es sich auch bei diesen schlechten Larvenjahren um natürliche Schwankungen handelte.

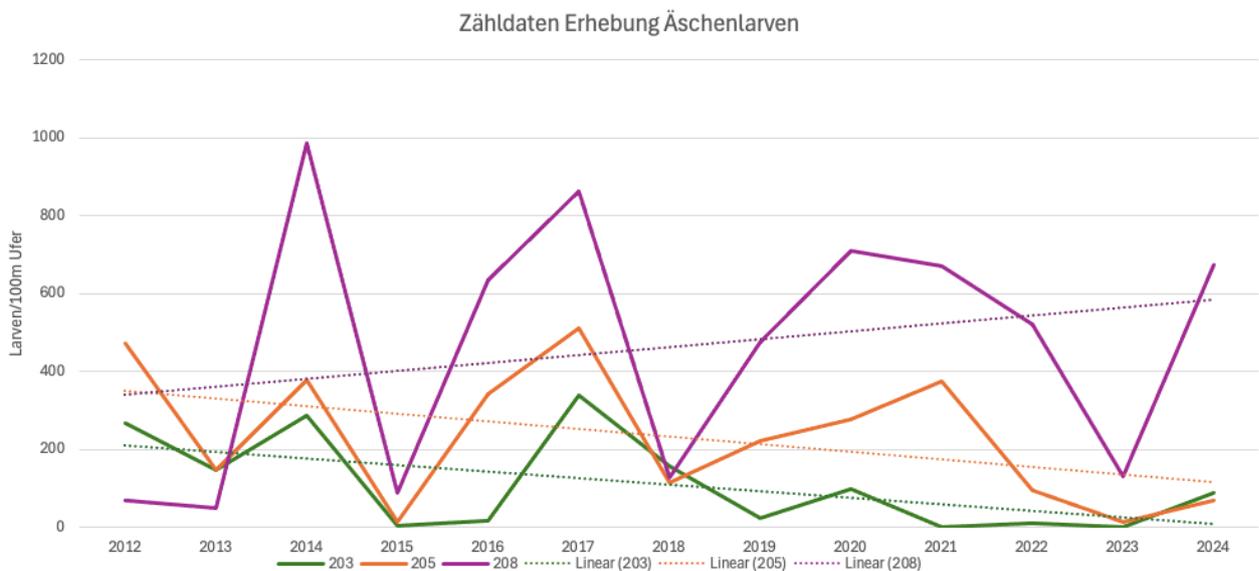


Abbildung 7: Äschenlarven/100 m aus den Erhebungen von 2012 bis 2024 mit den entsprechenden abschnittsspezifischen Regressionslinien.

- Auch bei den Äschenlarven ist über den betrachteten Zeitraum gesamthaft kein statistisch signifikanter Rückgang erkennbar.
- Die Abschnitte 203 und 205 weisen jedoch einen Trend in Richtung Abnahme auf.
- Der Anstieg der Larvenzahlen 2024 zeigt, dass auch aktuell noch gute Larvenjahre möglich sind und das System eine gewisse Resilienz (insbesondere im Abschnitt 208) vorweist.

## 4.2 Korrelationsanalysen – Welche Faktoren beeinflussen den Äschenbestand?

### 4.2.1 Einflussfaktor Abfluss

Aus dem Zwischenbericht 2021 (Guthruf 2021) geht hervor, dass es einen exponentiell negativen Einfluss des Abflusses auf die Larvenzahlen gibt. Das Modell beruht auf der Gleichung  $Larven = e^{(Q \cdot a + b)}$ , wobei Q der Abfluss ist. Entscheidend sind dabei der Zeitpunkt und die Intensität des Abflusses. Aufgrund der eingeschränkten Schwimmfähigkeit sind vor allem die Abflüsse während der Entwicklungszeit von Eiern (Risiko eines Ausschwemmens der Laichgruben) und Larven (Risiko eines Verdriftens) relevant. Folglich wurde bezüglich des Abflusses jeweils der Zeitraum vom 1. März bis 7. Mai (Erhebungen in allen Jahren abgeschlossen) gewählt. Es ist davon auszugehen, dass ein hoher Abfluss kurz nach diesem definierten Zeitraum ebenfalls einen negativen Einfluss auf die Äschenlarven haben kann. Wenn dieser aber nach den Erhebungen stattfand, zeigt sich dessen Effekt auf die Äschenlarven nicht mehr in den aus Kartierungen stammenden Daten.

Zusätzlich wurde nach erster Durchsicht der Abflussdaten die Annahme getroffen, dass sich der Abfluss nicht durchgehend negativ auswirkt, sondern erst ab Überschreiten eines kritischen Punktes. Das heisst, bis zu diesem Punkt haben Abflussschwankungen keinen grossen Einfluss auf die Larvenzahlen. Wird dieser jedoch überschritten, wirkt sich der Abfluss exponentiell negativ aus. Um diesen Punkt (Breakpoint) zu ermitteln, wurde die «segmented» Funktion aus dem gleichnamigen Paket in R verwendet (Abbildung 8).<sup>3</sup>

<sup>3</sup> Bei dieser Methode wird die Beziehung zwischen zwei Variablen in Abschnitte unterteilt, bei denen sich der Zusammenhang (die Steigung der Regressionsgeraden) der Variablen ändert. Die Übergänge dieser Abschnitte werden Breakpoints genannt.

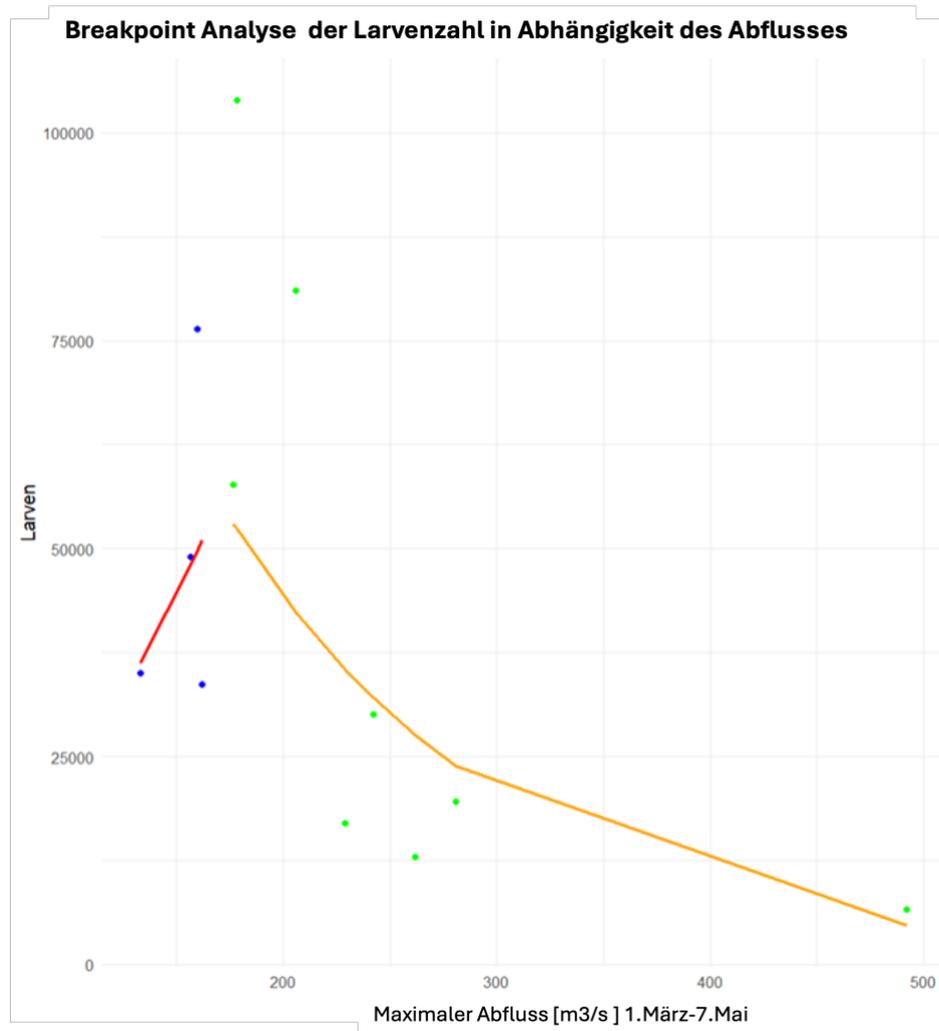


Abbildung 8: Breakpoint-Analyse der Äschenlarvenzahlen in Abhängigkeit des Abflusses nach der Formel  $Larven=e^{(Q \cdot a+b)}$ . Die rote Linie zeigt die Regressionsgerade bis zum Breakpoint und die orange die Funktiongerade danach. Die Daten stammen von der Messstation Schönau 2135 des BAFU. Die Larvenzahlen repräsentieren Mittelwerte der Hochrechnung der Larven (Kap 4.1.3) über die Abschnitte 203 und 205. Der Breakpoint liegt bei  $178.2 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Die Analyse wurde mit Abflusswerten der Station Schönau 2135 des BAFU und den Mittelwerten der Hochrechnung der Äschenlarven aus den Abschnitten 203 und 205 durchgeführt. Der Breakpoint des Modells liegt bei einem Abfluss von  $178.2 \text{ m}^3/\text{s}$ . Es zeigt sich, dass bis zu diesem Punkt der Abfluss sogar eher einen positiven Einfluss hat, danach aber stark negativ wird. Dieser Breakpoint passt relativ gut ins Bild: gemäss Guthruf (2007)<sup>4</sup> liegt der Abfluss, bei dem der Geschiebebetrieb einsetzt bei  $180 \text{ m}^3/\text{s}$ . Daraus lässt sich schliessen, dass der negative Einfluss auf die Äschenlarven ungefähr mit einsetzendem Geschiebetransport einsetzt, was wiederum biologisch begründbar ist: bei einsetzendem Geschiebebetrieb können grundsätzlich auch die im Kies der Gewässersohle eingelassenen Eier bewegt resp. gar ausgeschwemmt werden. Interessanterweise ergab sich für den Abschnitt 208 ein Breakpoint von  $280 \text{ m}^3/\text{s}$ . Da dieser Abschnitt zu grossen Teilen in der Restwasserstrecke des Wasserkraftwerks Felsenau liegt, muss von diesen  $280 \text{ m}^3/\text{s}$  die Ausbaumwassermenge von  $100 \text{ m}^3/\text{s}$  abgezogen werden. Dadurch ergibt sich wiederum ein ähnlicher Wert wie bei der Betrachtung der Abschnitte 203 und 205.

Da nun der kritische Abflusswert bekannt ist, konnte dasselbe Regressionsmodell nochmals ausschliesslich mit Larvenzahlen aus den Jahren, in denen der Abfluss über dem kritischen Wert lag, durchgespielt und die Abschnitte 203 und 205 getrennt von Abschnitt 208 betrachtet werden. Da nur ein Abflusswert für diesen Abschnitt vorliegt, wird bei den Larvenzahlen der Mittelwert aus den beiden Strecken 203 und 205 verwendet. In der Zeitreihe von 2012 - 2023 lagen die Jahre 2012 - 2015, 2018 und 2023 über dem kritischen Abfluss, die Jahre 2016, 2019, 2020, 2021 und 2022 wurden deshalb in diesem

<sup>4</sup> Guthruf, J. 2007, Hochwasserschutz Thunersee Betriebsreglement Entlastungstollen – UVB-Hauptuntersuchung, S.36

Modell ausgeschlossen. Das resultierende Modell geht in die richtige Richtung, passt jedoch noch nicht optimal ( $p=0.135$  und  $R^2=0.1$ ). Betrachtet man die Larvenzahlen, fällt auf, dass das Jahr 2023 ein ausserordentlich schlechtes Larven Jahr war. Der Abfluss war mit  $261 \text{ m}^3/\text{s}$  zwar relativ hoch, die Larvenzahlen sind jedoch deutlich tiefer als beispielsweise im Jahr 2015 mit  $492 \text{ m}^3/\text{s}$  Abfluss. Bei einer Entfernung des Jahres 2023 aus dem Modell, passt dieses deutlich besser ( $p>0.001$ ,  $R^2=0.7$ ). Das heisst, dass in den betrachteten Jahren rund 70% der Varianz der Larvenzahlen alleine durch den Abfluss erklärt werden können. Gleichzeitig deutet es darauf hin, dass es weitere Einflussfaktoren gibt, die Einfluss auf die Larvenzahl haben (siehe dazu Kap. 4.2.9).

Hierbei lohnt sich auch ein Blick auf die Vergangenheit: Hat sich das Abflussspektrum enorm verändert im Verlaufe der Zeit? Betrachtet wurde derselbe Zeitraum, welcher auch für die vorherigen Untersuchungen hergehalten hat (1. März – 7. Mai). Interessanterweise zeigt sich keine signifikante Häufung von Ereignissen mit Abflüssen  $>180 \text{ m}^3/\text{s}$  (Abbildung 9). Folglich erklärt der Abfluss wohl hauptsächlich die Schwankungen der Äschenlarven über die Jahre, aber nicht den generellen Rückgang über die Zeit.

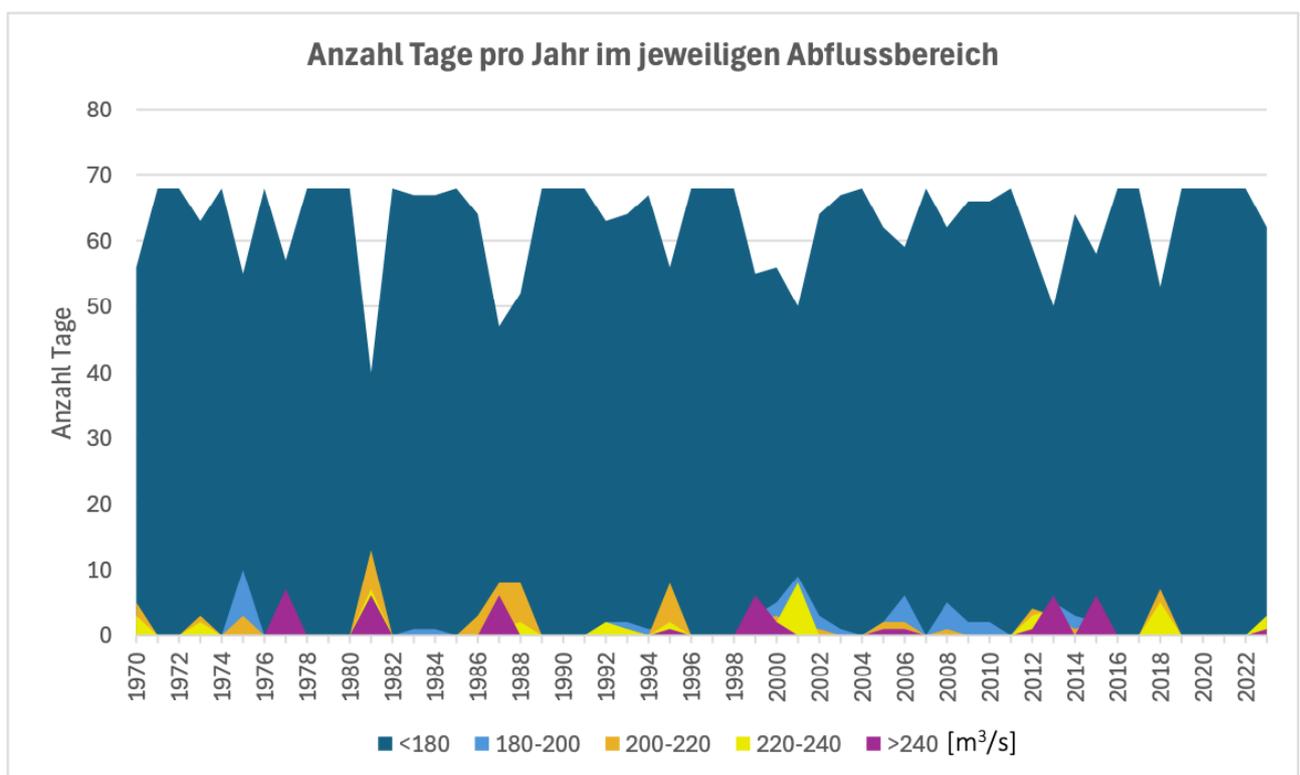


Abbildung 9: Anzahl Tage pro Jahr im kritischen Zeitraum innerhalb eines definierten Abflussbereiches.

- Der Abfluss scheint einen relativ grossen Einfluss auf die Larvenzahlen zu haben, da dieser Faktor alleine bereits sehr viel der Varianz der Schwankungen erklären kann.
- Dies deckt sich mit der qualitativen Einschätzung von Gewässerkenner Guthruf, welcher das Risiko des Verdriftens von Larven als «hoch» einstuft und jenes für das Ausschwemmen von Eiern insbesondere im Abschnitt 208 hervorhebt.

## 4.2.2 Temperatureffekte

Betrachtet man die maximalen erreichten Tagesmittelwerte der Wassertemperatur pro Jahr seit 1970 (Abbildung 10) zeigt sich, eine mittlere Zunahme von  $0.05^{\circ}\text{C}$  pro Jahr (LM:  $p < 0.001$ ,  $R^2 = 0.23$ ).

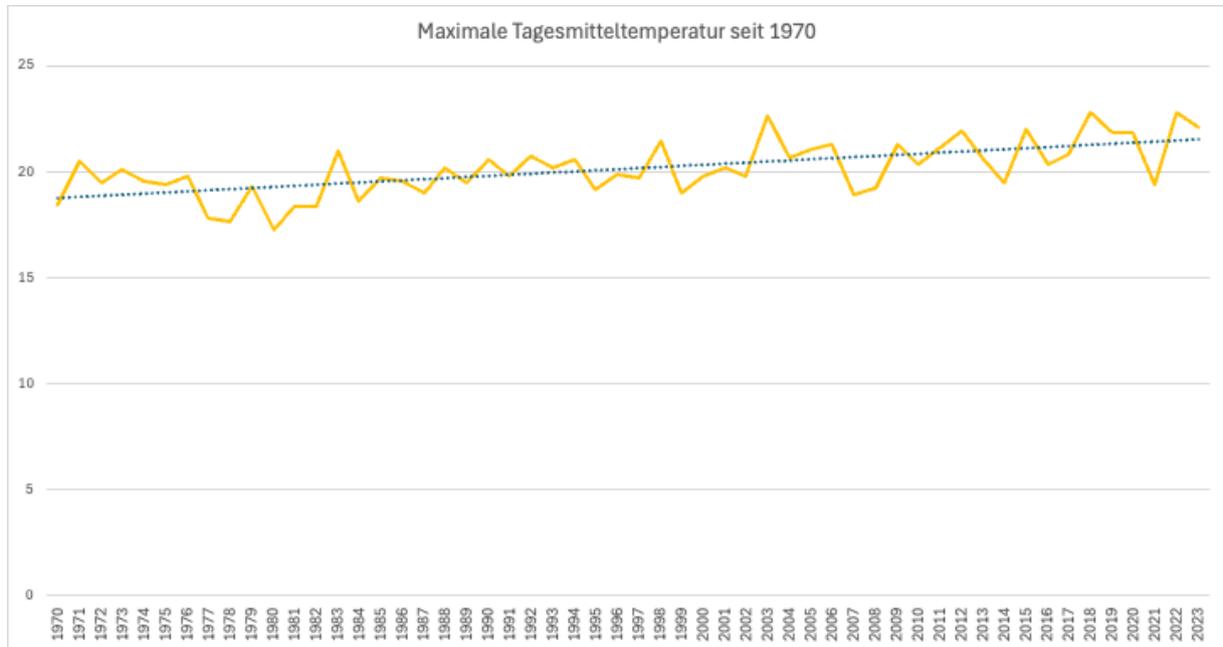


Abbildung 10: Maximale Tagesmitteltemperatur der Aare an der Messstation Schönau 2135.

Vergleicht man diese Temperaturwerte mit der Fangstatistik pro Abschnitt ab 1989 (mit Ausnahme der Jahre, welche vom Fangmoratorium betroffen waren, Abbildung 11 zeigt sich eine lineare Korrelation der Daten. Allerdings ist dabei Vorsicht geboten, da es sich um eine Scheinkorrelation handeln könnte und die Temperatur nicht zwingend die Ursache für den Rückgang sein muss. Der Erklärungsgrad des LM ist in den Abschnitten 203 und 205 zudem relativ tief ( $R^2$  jeweils 0.18), die Temperatur erklärt folglich nur einen kleinen Teil der Varianz. Im Abschnitt 208 liegt dieser Erklärungsgrad allerdings rund doppelt so hoch ( $R^2 = 0.38$ ). Dies könnte darauf hindeuten, dass die Temperatur in der Restwasserstrecke eine grössere Rolle spielt, was grundsätzlich aufgrund der reduzierten Wassermenge auch kausal begründbar wäre. Allerdings wurden die Modelle mit den Temperaturwerten der Station Schönau, also oberhalb der Restwasserstrecke, gefüttert. Zudem und wie schon in Kapitel 4.1.1 erwähnt, besteht bei den Fangzahlen der Fangstatistik die Problematik, dass wir die mit dem Fang verbundene Aufwandskomponente nicht kennen. Schwankungen im erbrachten Aufwand könnten die Modelle auch hier beeinflussen. Und zu guter Letzt gab es eine Anpassung des Fangmindestmasses (vor 2008 bei 32 cm, nach 2010 bei 36 cm), was ebenfalls einen Teil des Rückgangs der Fangzahlen erklären kann.

Da ein genereller Rückgang der Äschen seit 1989 grundsätzlich nachweisbar ist (Kap. 4.1), der Rückgang seit 2008 aber weniger eindeutig ausfällt, müsste sich ein starker Temperatureffekt auch in der kürzeren Zeitperiode niederschlagen, zumal in dieser Zeitperiode mit 2018 und 2022 auch die beiden wärmsten Jahre enthalten sind. Für den Abschnitt 203 zeigt das Modell jedoch keinen signifikanten Zusammenhang ( $p = 0.12$ ,  $R^2 = 0.21$ ). Für den Abschnitt 205 ist das Modell nur knapp nicht signifikant ( $p = 0.06$ ,  $R^2 = 0.32$ ). Für den Abschnitt 208 ist der lineare Zusammenhang signifikant ( $p < 0.05$ ) bei ähnlichem  $R^2$  (Abbildung 12).

Es könnte sein, dass nicht die maximale Temperatur ausschlaggebend ist, sondern die Überschreitung eines Temperaturwerts während einer gewissen Zeitspanne. Abbildung 13 zeigt auf, dass die Anzahl aneinanderhängender Tage in den Temperaturbereichen über  $20^{\circ}\text{C}$  deutlich zugenommen haben. Um diesen Zusammenhang zu untersuchen, wurde die Anzahl aneinanderhängender Tage im Temperaturbereich von  $18\text{--}22.5^{\circ}\text{C}$  in  $1^{\circ}\text{C}$  resp.  $0.5^{\circ}\text{C}$  Schritten ermittelt und diese Werte mit den Fangzahlen der Fangstatistik verglichen. Dieser Ansatz erreicht zwar oft das Signifikanzniveau, verschlechtert die Modelle (bzw. deren Erklärungsgrad) aber durchgehend und wurde deshalb wieder verworfen.

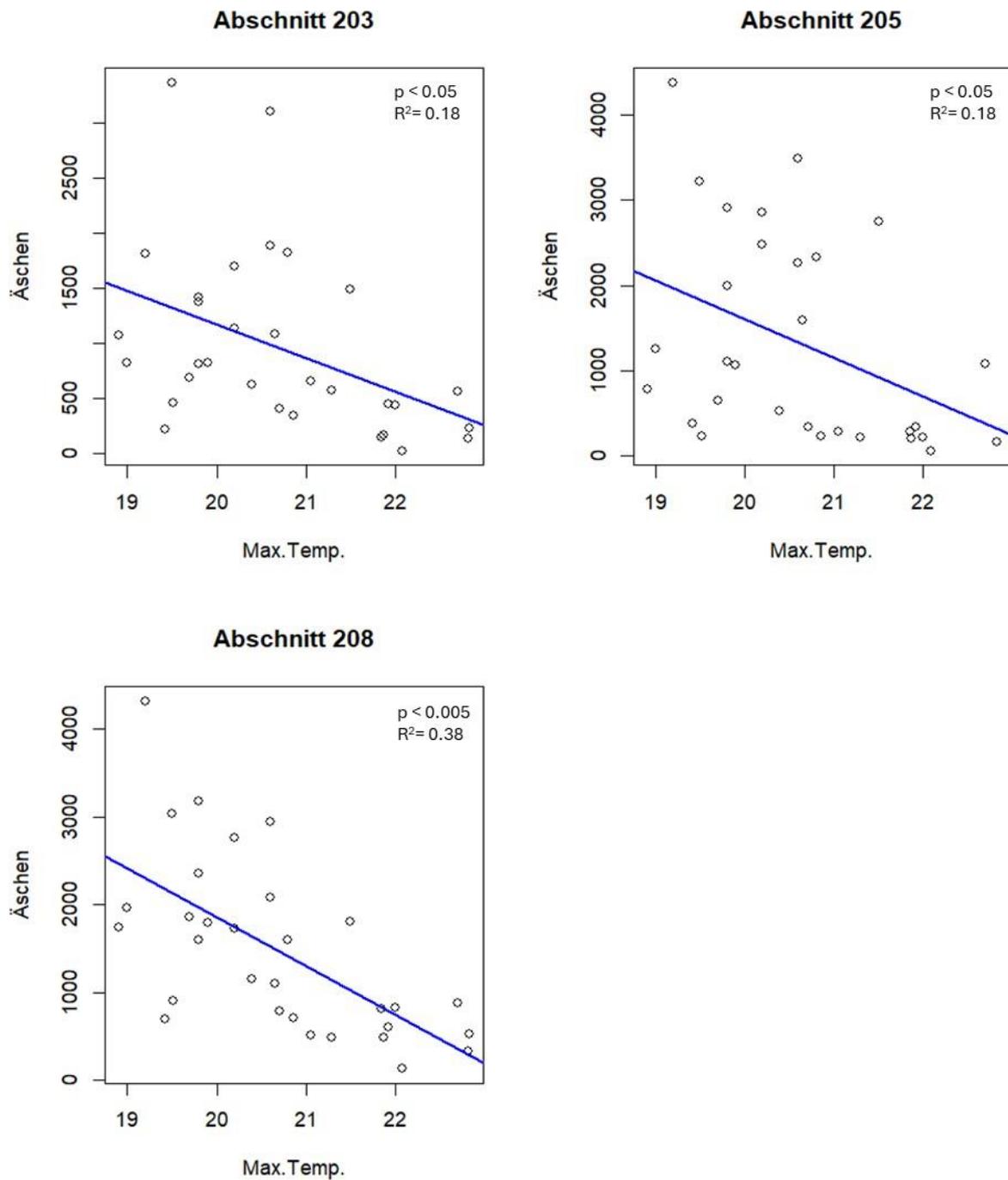


Abbildung 11: Lineare Modelle der Äschen der Fangstatistik gegen die maximale Jahrestemperatur für den Zeitraum von 1989-2023 (ohne Moratoriumsjahre). Alle Modelle sind signifikant, jedoch mit relativ tiefen Erklärungswerten ( $R^2$ ).

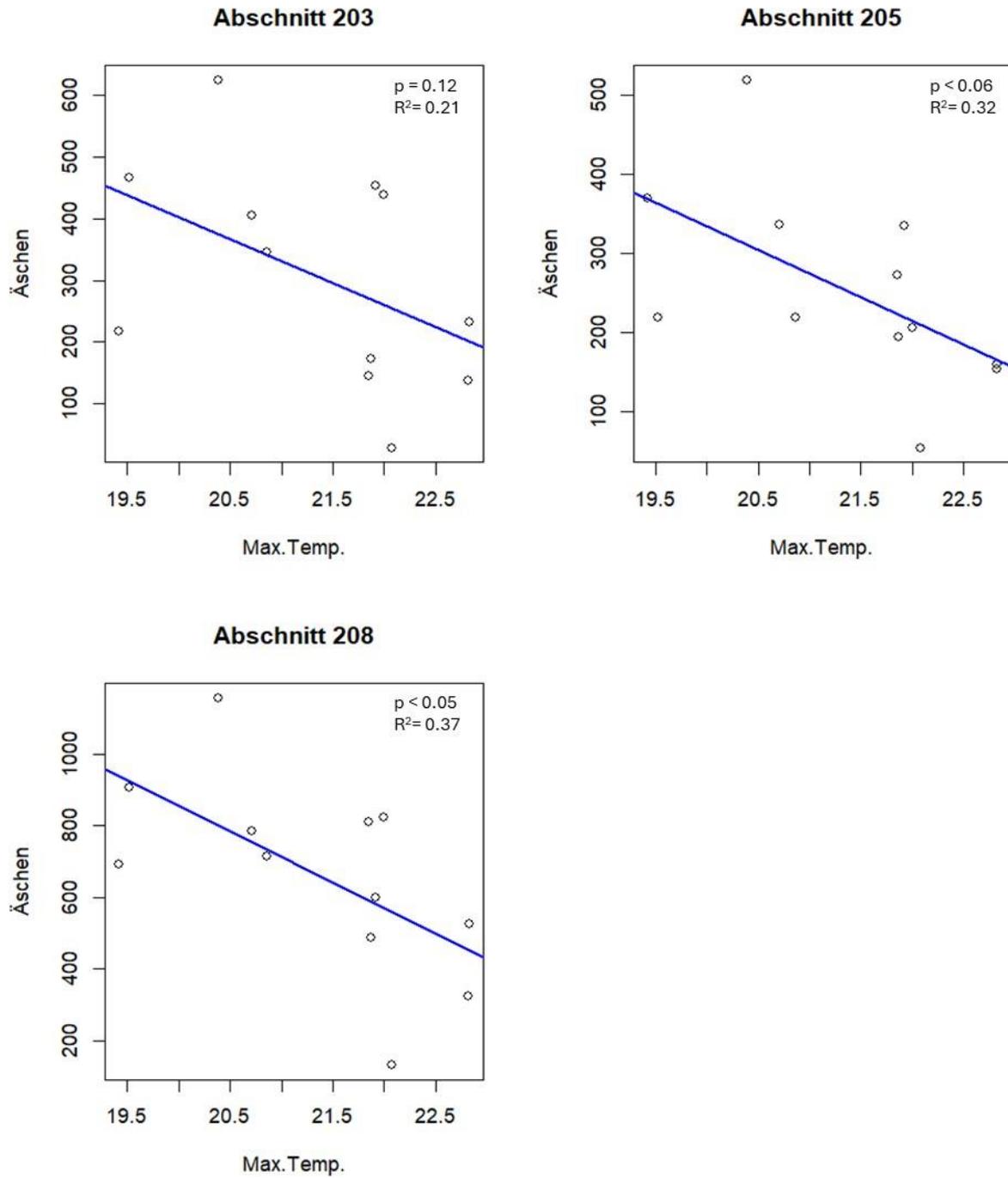


Abbildung 12: Lineare Modelle der Äschen aus der Fangstatistik gegen die maximale Jahrestemperatur für den Zeitraum von 2012-2023.

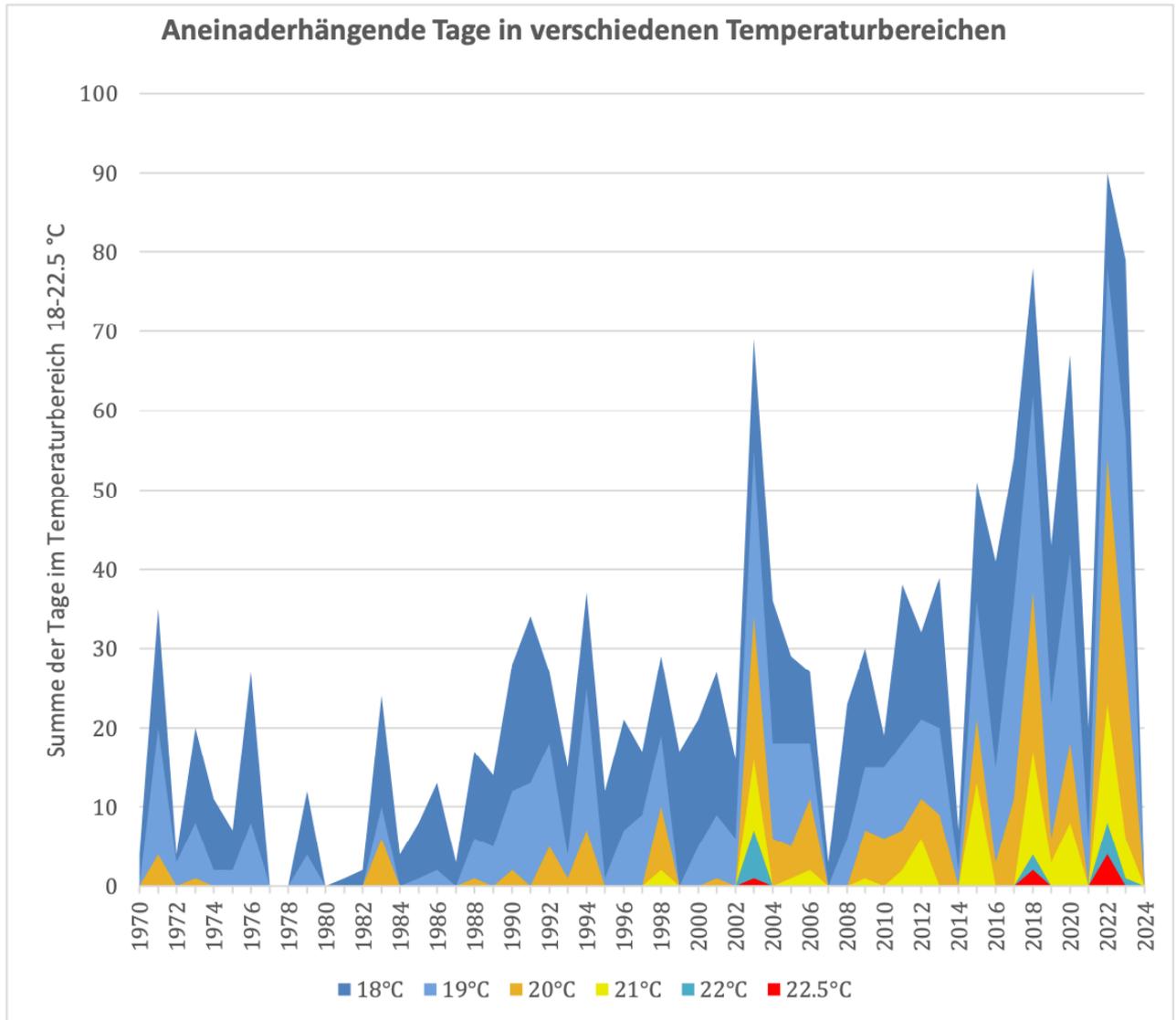


Abbildung 13: Anzahl aneinanderhängender Tage mit einer Überschreitung der verschiedenen Temperaturbereiche von 18 bis 22.5 °C.

Bei Betrachtung der Daten der Sonderfischfänge und jener der Jaberg-Laichfischbeifängen ist der erbrachte Aufwand/ Fangereinheit bekannt resp. näherungsweise bekannt. Allerdings ist bei beiden Datensätzen nur eine deutlich kürzere Zeitreihe vorliegend. Zusätzlich müssen die vom Fangmoratorium betroffenen Jahre ausgeklammert werden, da in diesen Jahren der Befischungsdruck durch die normalen Sportangler wegfiel. Keines dieser Modelle zeigte einen erkennbaren Zusammenhang zwischen Anzahl Äschen und maximaler Tagesmitteltemperatur.

Da die Temperaturen grundsätzlich auch auf die verschiedenen Altersklassen einen unterschiedlichen Effekt haben könnten, wurden zusätzlich lineare Regressionen für Äschenlarven, 1+-Äschen und 2+-Äschen gegen die maximale Tagestemperatur pro Jahr durchgeführt. Keines dieser Modelle zeigte einen erkennbaren Zusammenhang zwischen Anzahl Äschen des jeweiligen Stadiums und maximaler Tagesmitteltemperatur.

- Die maximale Jahresmitteltemperatur hat im Modell einen Einfluss auf die Anzahl gefangener Äschen in der Fangstatistik. Das Modell erklärt allerdings im besten Fall nur 40% der Varianz. Diverse Einflussfaktoren, welche ebenfalls mit der Temperatur zusammenhängen könnten, könnten diese Varianz genauso erklären.
- Es gibt Hinweise darauf, dass die Temperatur (ob direkt oder indirekt über durch die Temperatur ebenfalls beeinflusste Faktoren) in der Restwasserstrecke 208 den grössten Einfluss hat.
- Dies deckt sich auch mit der qualitativen Einschätzung des Gewässerkenners Guthruf, welcher den Einfluss des Faktors Temperatur als eher «klein» einschätzt, für den Abschnitt 208 jedoch als «mittel» aufgrund der Restwassersituation und der damit verbundenen kritischeren Sommertemperaturen.
- Modelle, welche die Daten der Sonderfischfänge und Jaberg-Beifängen berücksichtigen, zeigen keinen erkennbaren Temperatureffekt. Hierbei könnte aber auch die geringe Anzahl an Datenpunkten eine Rolle spielen.

### 4.2.3 Befischungsdruk

Ein weiterer Einflussfaktor der auf Fische über 36 cm, also primär 2<sup>+</sup>-Äschen und ältere wirkt, ist der Befischungsdruk durch die Sportangler. Eine Quantifizierung oder eine Abschätzung des Effekts des Befischungsdrukkes ist mit den vorliegenden Daten leider nur begrenzt möglich. Während des Fangmoratoriums liegen keine verwertbaren Daten zu einer Bestandesschätzung vor, welche mit den Fangstatistiken vergleichbar wären und die Sonderfischfänge wurden im Jahr 2011 direkt nach dem Moratorium nicht weitergeführt. Für die Zeit davor galt ein Schonmass von 32 cm, was einen direkten Vergleich der Fangstatistik vor und nach dem Moratorium erschwert.

Einen Anhaltspunkt bildet allerdings die Fangstatistik von 2011 bis 2023. Es wird die Hypothese aufgestellt, dass das Jahr 2011 durch das zuvor 3-jährige Fangmoratorium deutlich mehr Fische aufweisen müsste. Folglich wurden die Fangzahlen aus den Fischereistatistiken von 2011 mit den Zahlen der folgenden Jahre für jeden Abschnitt verglichen (one-sample t.test). Dabei zeigt sich, dass sich in allen Abschnitten die Fangzahl von 2011 deutlich ( $p > 0.00001$  für alle Abschnitte) von den Folgejahren abhebt. Der Dummytest (beschrieben in Kap. 4.1.2) bestätigt dieses Ergebnis ( $P > 0.02$  für alle Abschnitte). Es gilt zu beachten, dass diese Tests nichts über die Ursache aussagen, sondern lediglich, dass 2011 ein aussergewöhnliches Jahr war. Der unmittelbare Zeitpunkt nach dem Moratorium und die Tatsache, dass solche Fangzahlen danach nicht mehr erreicht wurden, legt einen Zusammenhang jedoch nahe. Abbildung 14 zeigt die Summe der Äschenfänge aus allen Abschnitten und den Mittelwert des Fangtotals in den Jahren 2012-2023. Die Grafik verdeutlicht, wie hoch die Fänge 2011 gegenüber der Folgejahre waren und wie schnell sie danach auf ein tieferes Niveau abfallen.

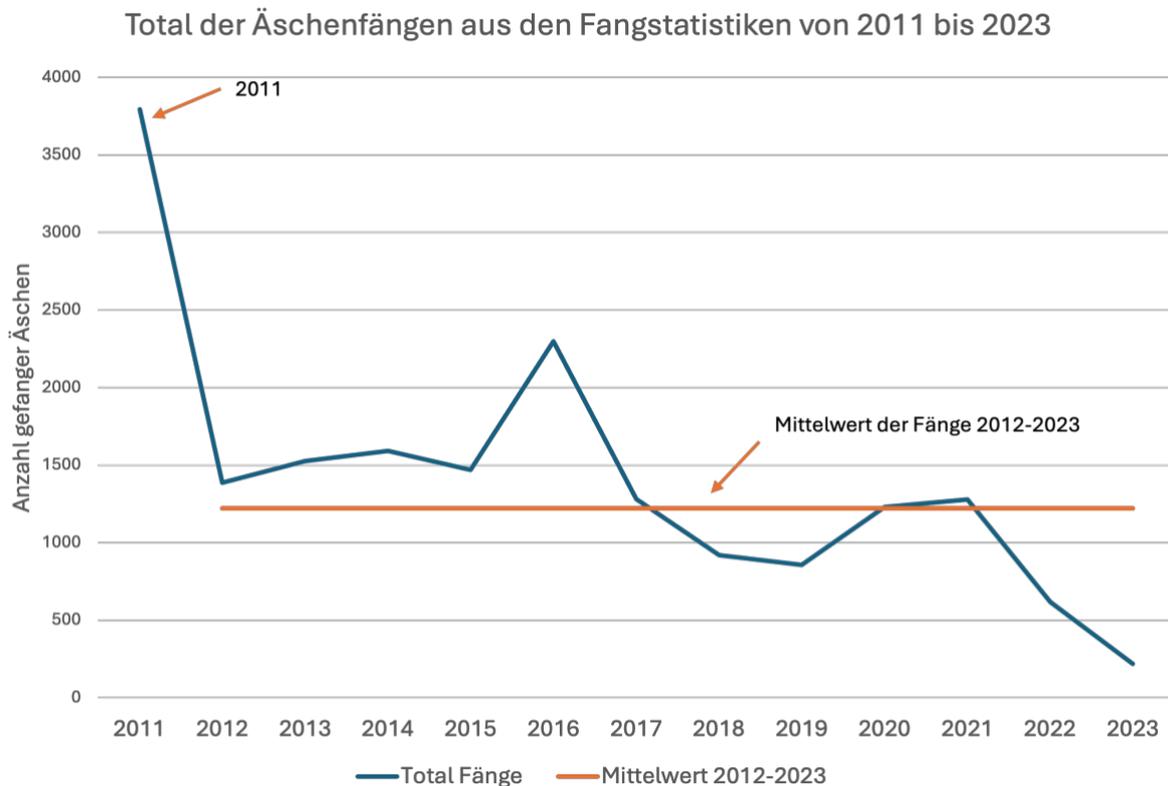


Abbildung 14: Summe der in allen Abschnitten gefangenen Äschen in den Jahren 2011 bis 2023. Die orange Linie stellt den Mittelwert der Summe aller Fänge von 2012 bis 2023 dar.

Effekte eines Fangmoratoriums bilden sich nicht nur in der Gesamtzahl der gefangenen Fische ab, sondern auch im Altersklassenaufbau. Eine natürliche Population benötigt einen möglichst breit gefächerten Altersklassenaufbau. Gerade alte Tiere sind nicht nur aufgrund ihrer oftmals gesteigerten Fekundität wichtig, sondern auch wegen ihrer Genetik. Nicht ohne Grund sind genau diese Fische so alt geworden. Sie scheinen gewissen Umwelteinflüssen trotzen zu können, wohingegen andere Individuen sich diesbezüglich weniger wehren können. Dementsprechend wichtig ist es auch den Altersklassenaufbau auf mögliche Veränderungen über die Zeit zu untersuchen.

Da im Jahr 2011 keine Sonderfischfänge durchgeführt wurden, wissen wir nicht wie es um die Altersverteilung direkt nach dem Moratorium stand. Um dennoch den Einfluss des Moratoriums auf die Altersklassenverteilung zu betrachten, wurden die Fische aus der Fischereistatistik aufgrund ihrer Länge einer Altersklasse zugewiesen. Die Längenbereiche der jeweiligen Altersklassen wurden mittels Tree-Modell<sup>5</sup> und den Alters- und Längenwerten der Sonderfischfänge festgelegt. Abbildung 15 zeigt das Ergebnis der Modelleinteilung und die dazugehörigen Längenklassen. Das Modell konnte nur bis zur Altersklasse 4<sup>+</sup> unterscheiden, danach waren die Längenunterschiede für eine Zuteilung zu gering. Die Bezeichnung 4<sup>++</sup> indiziert, dass diese Klasse auch alle älteren Fische einschliesst.

Die Fangzahlen der 3<sup>+</sup>- und 4<sup>+</sup>-Äschen erreichten 2011 Höchstwerte, die in den folgenden Jahren nie mehr erreicht wurden (Abbildung 17 links). Anders verhält es sich bei den 2<sup>+</sup>-Fischen. Auch bei dieser Altersklasse waren die Werte sehr hoch, der Unterschied jedoch deutlich kleiner. 2016 wurden ähnliche Werte erreicht. Im Abschnitt 203 war die Differenz am geringsten zwischen 2011 und den folgenden Jahren in dieser Klasse am geringsten. Das deutet darauf hin, dass sich die Befischung stärker auf die Anteile der 3<sup>+</sup> und älteren Äschen auswirkt als auf die 2<sup>+</sup>-Fische.

| Längenbereich | Altersklasse |
|---------------|--------------|
| <225 mm       | 0+           |
| 225-342 mm    | 1+           |
| 342-404 mm    | 2+           |
| 404-454 mm    | 3+           |
| >454 mm       | 4++          |

Abbildung 15: Die vom Tree-Modell erstellten Längenbereiche für jede Altersklasse.

<sup>5</sup> Ein Tree-Modell macht Vorhersagen basierend auf Entscheidungsregeln. Diese Regeln werden aus den Trainingsdaten, hier die Daten der Sonderfischfänge, abgeleitet. Das Modell regressoriert die Daten, indem es die Daten in immer kleinere Teilmengen aufteilt. Basierend auf der Alter-Längen-Beziehung, gibt der Logarithmus Abgrenzungen zurück, bei der das Modell am besten passt.

Der Anteil der 4<sup>++</sup>-Fische erreichte nach dem Moratorium 2011 verglichen mit den folgenden Jahren in allen Abschnitten seinen Höchstwert (Abbildung 17 rechts). Sobald die Angelfischerei wieder einsetzte, ging der Anteil wieder zurück. Dies war in den Abschnitten 205 und 208 deutlicher zu sehen als im Abschnitt 203.

Auffällig ist, dass im Abschnitt 208 der Anteil an 3<sup>+</sup>-Fischen deutlich tiefer ist als in den anderen Abschnitten. Äschen des Alters 4<sup>++</sup> kommen kaum vor. Eine mögliche Erklärung ist, dass das Modell über die Werte aller Abschnitte erstellt wurde. Es könnte sein, dass die Fische in der Restwasserstrecke eine andere Wachstumsrate aufweisen und daher das Modell für diesen Abschnitt nicht gleich gut passt. Ob dies der Fall ist, wurde im Rahmen des Projekts nicht überprüft. Zusammengefasst lässt sich sagen, dass die Aussetzung der Angelfischerei vor allem den Anteil älterer Äschen zu erhöhen scheint.

Weitere Hinweise auf den Einfluss des Moratoriums, könnten die Jaberg-Beifänge liefern. Rechnet man das Verhältnis der Anzahl Fische einer Altersklasse zur Anzahl der um ein Jahr jüngeren Altersklasse des Vorjahres, ergibt sich eine Übergangsrate. Diese sagt aus, mit welcher Rate sich die Fänge eines Jahres in den Fängen des Folgejahres wiederfindet (Abbildung 16).

| Überlebensraten Jahr zu Jahr: |            |        |        |               |       |                      |        |        |        |        |        |            |       |
|-------------------------------|------------|--------|--------|---------------|-------|----------------------|--------|--------|--------|--------|--------|------------|-------|
| Altersklasse                  | Moratorium |        |        |               |       | Zeit nach Moratorium |        |        |        |        |        |            |       |
|                               | 08->09     | 09->10 | 10->11 | MW Moratorium | stabw | 11->12               | 12->13 | 13->14 | 16->17 | 19->20 | 22->23 | Mittelwert | stabw |
| 0+ zu 1+                      | 0.30       | 0.23   | 0.35   | 0.29          | 0.06  | 0.08                 | 0.25   | 0.40   | 0.12   | 0.30   | 0.23   | 0.23       | 0.12  |
| 1+ zu 2+                      | 0.43       | 1.00   | 1.13   | 0.85          | 0.37  | 0.45                 | 0.40   | 0.60   | 0.09   | 0.17   |        | 0.34       | 0.21  |
| 2+ zu 3+                      |            | 0.60   | 0.22   | 0.41          | 0.27  | 0.11                 | 0.40   |        | 0.15   |        |        | 0.22       | 0.16  |

Abbildung 16: Übergangsraten Jaberg-Beifängen für die jeweiligen Jahre und Altersklassen. MW= Mittelwert, stabw= Standardabweichung.

Abbildung 16 zeigt, dass die Mittelwerte der Übergangsrate während dem Moratorium deutlich höher liegen als danach. Für den Übergang 1<sup>+</sup> zu 2<sup>+</sup> liegt diese Rate bei 1 oder sogar darüber. Werte über 1 wären logischerweise nicht möglich und die Übergangsraten deshalb sicher kritisch zu betrachten. Dass das Niveau dieser Übergangsrate jedoch während dem Moratorium deutlich höher lag, könnte dennoch ein Hinweis darauf sein, dass durch das Moratorium mehr deutlich mehr Fische diese Altersklasse erreichten. Für noch nicht fangreife Altersklassen wäre eine naheliegende Ursache für die höheren Übergangsraten die gestiegene Reproduktion durch mehr Laichtiere. Bei den fangfähigen Fischen wäre eine höhere Überlebenswahrscheinlichkeiten aufgrund des abwesenden Befischungsdrucks plausibel.

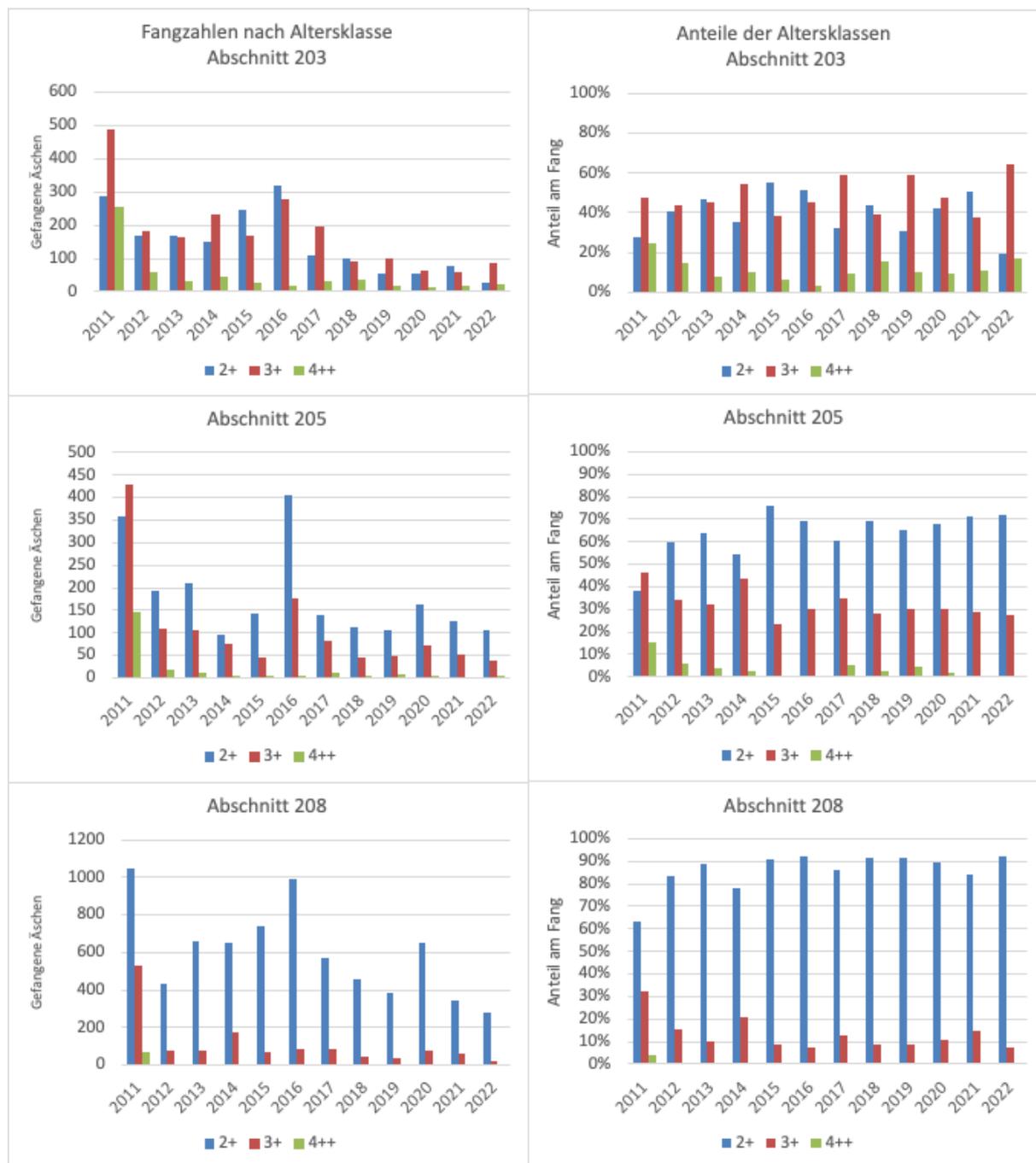


Abbildung 17: Links die Anzahl von Angelfischer gefangenen Äsche pro Altersklasse. Rechts: Anteile der verschiedenen Altersklassen am Gesamtfang in den verschiedenen Abschnitten.

Im Bericht «Monitoring der Äschenpopulationen im Kanton Bern nach dem Fangmoratorium» (Guthruf 2021) stellt Guthruf basierend auf den Jaberg-Beifängen fest, dass die Äschenlarvenbestand und der Bestand juveniler Äschen vom Fangmoratorium profitieren, diese aber beim Übergang von 0<sup>+</sup>- zu 1<sup>+</sup>-Äschen stark dezimiert würden. Da der Befischungsdruk nicht auf diese Altersklassen wirke, führe eine Einschränkung der Angelfischerei nicht zu einer nachhaltigen Erholung des Äschenbestandes. Er argumentiert, dass die hohe Dichte an 0<sup>+</sup>-Äschen sich nicht auf die folgenden Jahre übertragen habe (Abbildung 18). Diese Schlussfolgerung ist grundsätzlich interessant und deutet auf ein Problem beim Übergang von 0<sup>+</sup>- zu 1<sup>+</sup>-Äschen hin, aus unserer Sicht ist sie jedoch unvollständig. Es ist naheliegend, dass die hohe Anzahl an 0<sup>+</sup>-Fischen 2011 durch eine höhere Anzahl an Laichtieren zustande kam. Die hohen Fangzahlen der Fischereistatistik im Jahr 2011 stützen diese Annahme. Die Anteile der Altersklassen zeigen, dass ein Grossteil des Fanges aus 2<sup>+</sup>- und 3<sup>+</sup>-Tieren bestand (Abbildung 17). Diese Tiere sind während dem Moratorium herangewachsen. Dies zeigt, dass, auch wenn es Probleme beim Übergang von 0<sup>+</sup>- zu 1<sup>+</sup>-Äschen gibt, ohne den Befischungsdruk dennoch deutlich mehr Tiere dieses

Alter erreichen. Wir teilen deshalb die Ansicht, dass eine Einschränkung der Angelfischerei nicht zu einer Erholung des Bestandes führen könnte, nicht. Guthruf stützt seine Aussagen auf den Daten der Jaberg-Beifänge ab. Wie schon in Kapitel 4.1.1 erwähnt, bestehen Fragezeichen bezüglich der Repräsentativität dieser Daten für die verschiedenen Altersklassen. In den Analysen des Bestandesrückgangs, wie auch bei den Modellen der Einflussfaktoren, stehen die Ergebnisse aus den Jaberg- Daten teils im Widerspruch mit den Ergebnissen aus den Daten der Fangstatistik und den Sonderfischfängen, welche aus unserer Sicht den Bestand besser abbilden.

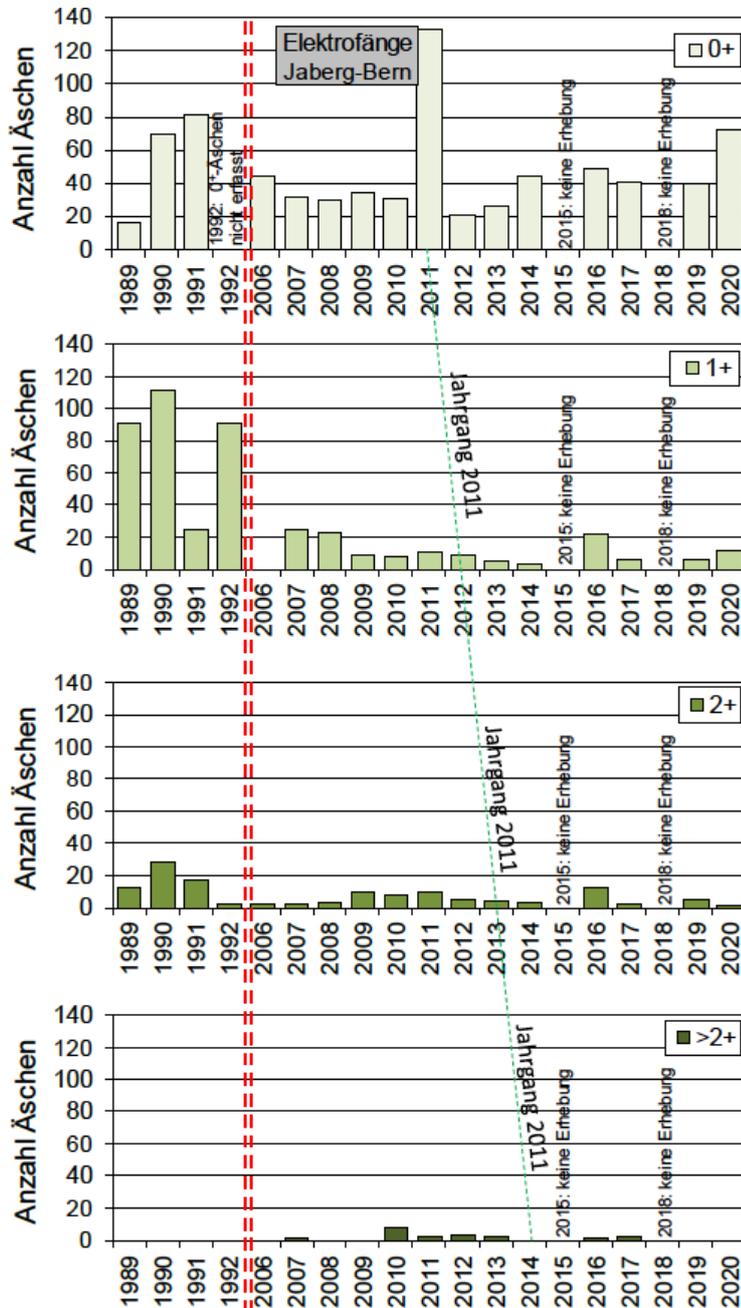


Abbildung 18: Beifang von Äschen im Rahmen des Bachforellen-Laichfischfangs zwischen Jaberg und Bern, ausgedrückt als CPUE (Anzahl Äschen pro Erhebung) nach Altersklassen getrennt. In den Jahren 1993 bis 2005 sowie 2015 und 2018 erfolgte keine Erhebung. Grafik aus «Monitoring der Äschenpopulationen im Kanton Bern nach dem Fangmoratorium» (Guthruf 2021).

- Die Anzahl gefangener Fische im Jahr direkt nach dem Moratorium (2011) war aussergewöhnlich hoch. Der Wert weicht statistisch signifikant von den Folgejahren ab.
- Der Anzahl und der Anteil älterer Fische der Altersklasse 4<sup>++</sup> waren direkt nach dem Moratorium in allen Abschnitten deutlich höher. In den Abschnitten 205 und 208 war dies auch bei den 3<sup>+</sup>-Fischen der Fall.
- Der Mittelwert der Übergansraten war für alle Altersklassen während dem Moratorium höher als danach.
- Der Befischungsdruck scheint aufgrund verschiedener Indizien einen grossen Einfluss auf die Äschenpopulation zu haben.
- Dies bestätigt auch die qualitative Einschätzung des Gewässerkenners Guthruf.

#### 4.2.4 Makrozoobenthos

Das Nahrungsspektrum von Äschenlarven ist relativ eng und beschränkt sich zum grössten Teil auf Zuckmückenlarven (Chironomidae), Kriebelmücken (Simuliidae) und Zooplankton. Mit zunehmender Grösse weitet sich das Nahrungsspektrum an Organismen. Im Winter, Frühling und Spätherbst ernähren sich die adulten Tiere hauptsächlich von benthischen Wirbellosen. Dabei spielen vor allem Amphipoden und Insektenlarven der Ordnungen Diptera, Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera eine wichtige Rolle (Guthruf (1996)<sup>6</sup>, Ebel (2000)<sup>7</sup>). In den Sommermonaten bilden dann die Adultstadien der Ebengenannten die Hauptnahrungsquelle für die Äschen. Wir haben die Daten aus der biologischen Untersuchung an der Aare zwischen Thunersee und Bielersee (Fachbericht Makroinvertebraten Untersuchungen 2018) für diese Organismengruppen von 2008 und 2018 verglichen (Abbildung 19 & Abbildung 20).

<sup>6</sup> Guthruf, J. (1996). Populationsdynamik und Habitatswahl der Äsche (*Thymallus thymallus*) in drei verschiedenen Gewässer des schweizerischen Mittellandes S. 62.

<sup>7</sup> Ebel, G. (2000) Habitatsansprüche und Verhaltensmuster der Äsche *Thymallus thymallus* S. 45.

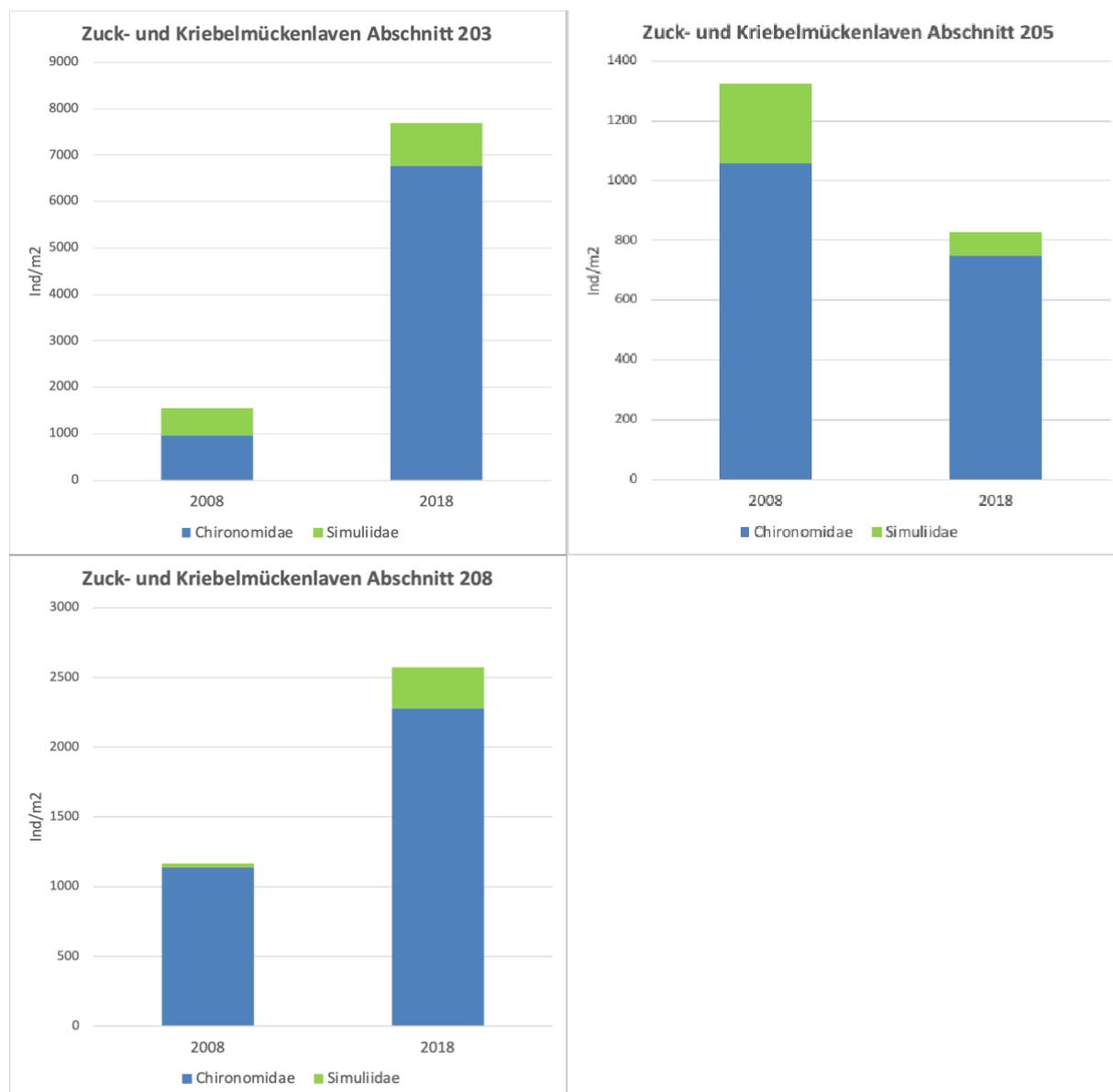


Abbildung 19: Vergleich der Anzahl (Ind./m<sup>2</sup>) Organismen der Familien Chironomidae (Zuckmücken) und Simuliidae (Kriebelmücken) der biologischen Untersuchung der Aare 2008 und 2018 nach Abschnitten aufgeteilt. Die Larven dieser Familien stellen die Hauptnahrung der Äschenlarven dar.

Bei den für die Äschenlarven relevanten Zuck- und Kriebelmückenlarven zeigt sich mit Ausnahme des Abschnitts 205 eine deutliche Zunahme des Nahrungsangebotes. Bei den relevanten Ordnungen der Makrozoobenthos zeigt sich gesamthaft über alle Abschnitte eine Zunahme (Abbildung 19 & Abbildung 20). Aus den vorliegenden Daten ergibt sich folglich kein Hinweis, dass das Nahrungsangebot weder für Larven noch für die anderen Altersstadien limitierend wirken könnte. Im Gegenteil, die Situation scheint sich bezüglich der als Nährtiere relevanten Organismen verbessert zu haben. Was allerdings nicht bekannt ist, ist, ob es Veränderungen beim Zooplankton und den Insektenimagines gegeben haben könnte. Allerdings ist davon auszugehen, dass wenn es eine Zunahme bei den Insektenlarven gegeben hat, diese sich in gewissem Masse auch auf die Insektenimagines übertragen haben sollte. Aufgrund starker natürlicher Schwankungen des Makrozoobenthos ist es allerdings unmöglich, eine Aussage anhand von zwei Datenpunkten (2008 und 2018) zu treffen. Dafür würde eine deutlich umfangreichere Datenreihe benötigt werden. Es bleibt also offen, ob der Einflussfaktor Makrozoobenthos einen (grossen) Einfluss auf den Äschenrückgang in den untersuchten Aareabschnitten hat oder nicht. Beobachtungen von Fischern lassen darauf schliessen, dass das Makrozoobenthos tendenziell eher abgenommen hat.

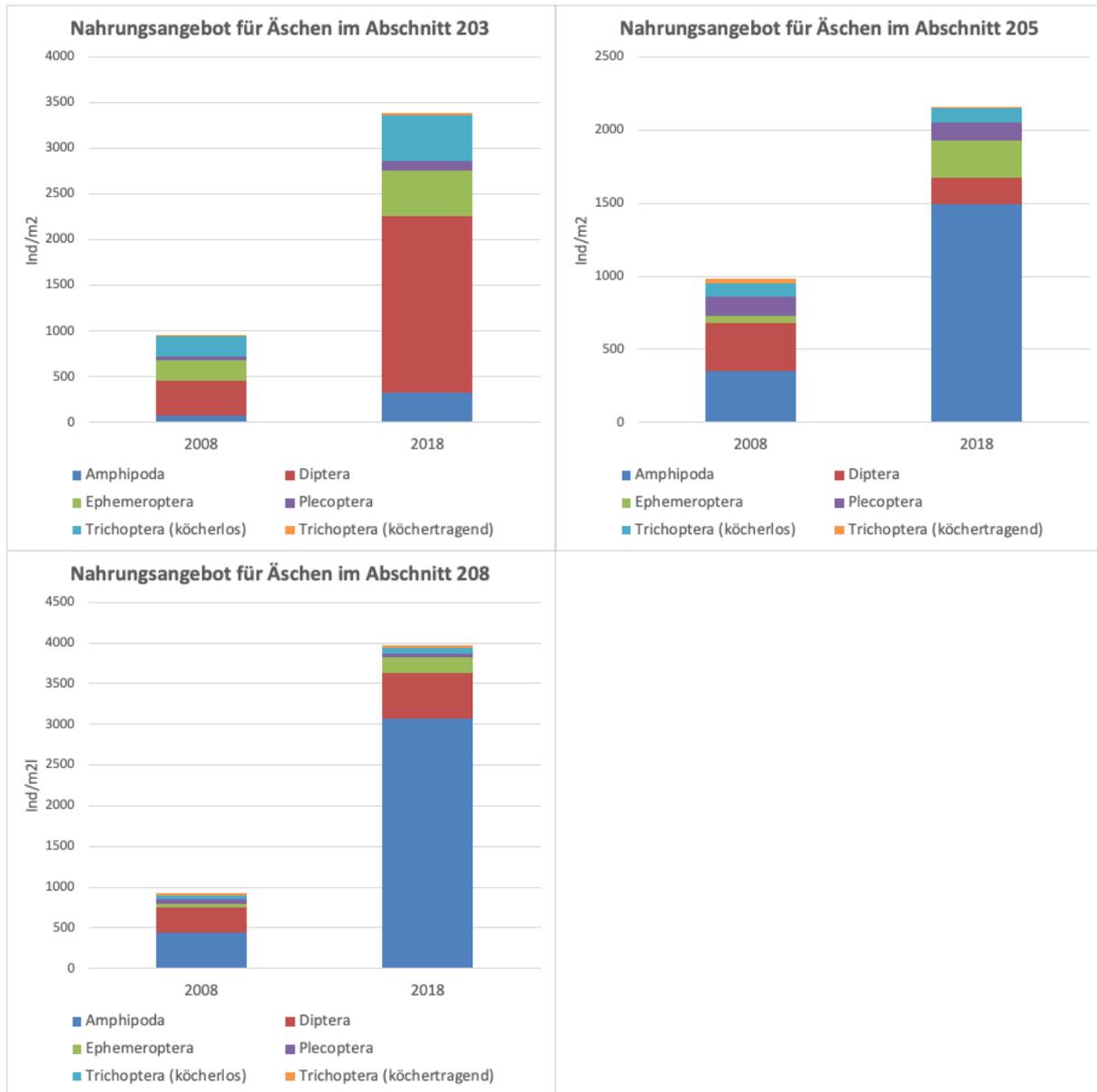


Abbildung 20: Vergleich der Anzahl (Ind./m<sup>2</sup>) der für die Äschen als Nährtiere dienenden Organismengruppen aus der biologischen Untersuchung der Aare 2008 und 2018 nach Abschnitten aufgeteilt.

- Die biologischen Untersuchungen der Aare von 2008 und 2018 deuten nicht darauf hin, dass es eine Verschlechterung des Nahrungsangebotes gegeben hat. Im Gegenteil, die Erhebungen zeigen eine Zunahme der als Nährtiere relevanten Organismen.
- Dies deckt sich mit der qualitativen Einschätzung von Guthruf, welcher grundsätzlich das Nahrungsangebot nicht als limitierend einschätzt. Er gibt aber an, dass dieser Faktor auf Stufe der Larven zumindest «mittel» sein könnte, was im Rahmen der Auswertungen jedoch nicht nachgewiesen werden konnte.
- Mit nur zwei Datenpunkten lässt sich allerdings keine Aussage hinsichtlich dieses Faktors treffen. Zu sehr können auch jahreszeitliche Schwankungen diese Datenpunkte verzerren. Es wird deshalb dringend empfohlen auch das Makrozoobenthos in engen Zeitintervallen zu überwachen, um künftig bezüglich dieses Einflussfaktors eine Aussage zu ermöglichen.

## 4.2.5 Wasserqualität und Krankheiten

Zur Wasserqualität liegt eine Untersuchung verschiedener Schadstoffe von 1976 bis 1996 sowie ein Bericht des Gewässerschutzlabors BE zu PFAS in den Berner Gewässern vor. Die Konklusion dieses Berichtes war, dass in den Oberflächengewässern im Kanton Bern keine Überschreitungen bezüglich der heutigen Grenzwerte festgestellt werden konnten. Aufgrund der hohen Komplexität und der geringen Datenmenge wurden keine weiteren Untersuchungen / Auswertungen zum potenziellen Einflussfaktor Wasserqualität durchgeführt.

Allerdings zeigt sich eine Kuriosität bei der Betrachtung von Laichfischfängen, welche zwischen 1970 und 2001 in der Schadau durchgeführt werden, welche grundsätzlich in Zusammenhang mit dem Thema Wasserqualität stehen könnte. Und zwar nimmt das Geschlechterverhältnis im Laufe der Zeit zugunsten der Männchen zu (Abbildung 21). Insbesondere ist eine Zunahme ab 1994 feststellbar. Dass tendenziell mehr Männchen gefangen werden, kann auch mit der angewandten Methodik (Netzfang) zu tun haben (Männchen sind länger im Bereich der Laichgruben und zu dieser Zeit sehr aktiv, um diese Laichgrube vor Fressfeinden zu schützen). Dies erklärt aber nicht, dass sich über die Zeit das Geschlechterverhältnis verändert hat.

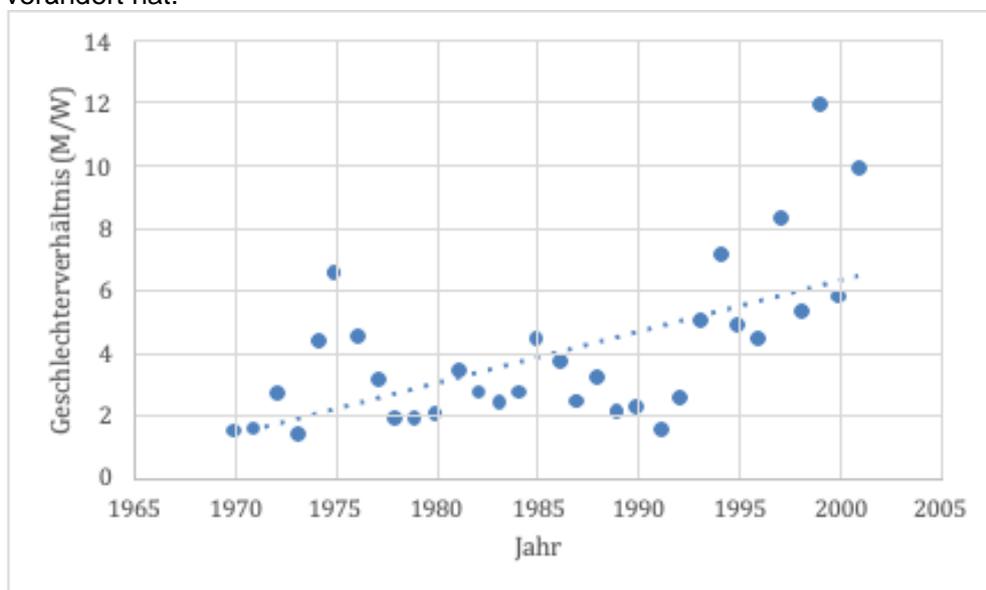


Abbildung 21: Die Entwicklung des Geschlechterverhältnisses bei Laichfischfängen in der Schadau. Angegeben ist die Anzahl gefangener Männchen pro gefangenen Weibchen.

Interessant wird das Ganze insbesondere in Kombination mit einem voranschreitenden Bestandesrückgang. Wird die Gesamtpopulation immer kleiner und gleichzeitig werden prozentual die Weibchen immer weniger, könnte sich ein genetischer Engpass ergeben.

In einem Bericht von Escher (2002)<sup>8</sup> wurde zudem festgehalten, dass nicht nur Felchen des Thunersees verkümmerte Geschlechtsorgane aufgewiesen haben (seit 2000 bekannt), sondern dies auch bei Äschen in der Aare von Thun bis Bern festgestellt werden konnte. Hierbei waren allerdings ausschliesslich bei männlichen Individuen solche Verkümmierungen nachweisbar. Es kann nicht abschliessend beurteilt werden, ob ähnlich wie am Thunersee Schadstoffbelastungen dieses Phänomen hervorgerufen hat und dies allenfalls auch für das sich verändernde Geschlechterverhältnis verantwortlich ist. Zudem fehlen seit 2001 Daten zum Geschlechterverhältnis, sodass eine Aussage in Bezug auf den Zeitraum seit 2001 nicht möglich ist.

Eine andere Möglichkeit dieses sich wandelnde Geschlechterverhältnis zu erklären, besteht in der Wassertemperatur. Es ist bekannt, dass bei gewissen Fischarten die Wasserchemie oder die Wassertemperatur die Geschlechterdeterminierung beeinflusst. Auch infektiöse Krankheiten können bei erhöhten Temperaturen virulenter ausfallen und können zudem auch geschlechterspezifisch unterschiedlich starke Beeinträchtigungen hervorrufen. Diese Theorie würde zudem bestätigen, weshalb die Wassertemperatur trotz kaum Überschreitungen der Lethaltemperatur (> 24°C) einen Einfluss auf die

<sup>8</sup> Escher, M. 2002, Situationsanalyse Gonadenveränderungen bei Felchen aus dem Thunersee, S. 20.

Äschenpopulation zu haben scheint und würde einen stetigen Rückgang der Äschenpopulation deutlich besser erklären. In einer Untersuchung von Claus Wedekind<sup>9</sup> konnte tatsächlich nachgewiesen werden, dass das sich wandelnde Geschlechterverhältnis mit der Wassertemperatur zusammenhängt. Bei höheren Wassertemperaturen im ersten Sommer werden die 0<sup>+</sup>-Äschen mit grösserer Wahrscheinlichkeit zu Männchen. Im Hinblick auf eine sonst schon rückläufige Population, sind diese Erkenntnisse enorm wichtig.

Auch die PKD (Proliferierende Nierenkrankheit), welche grundsätzlich typisch für Salmoniden ist und insbesondere bei Bachforellen im Spätsommer des ersten Lebensjahres zu hohen Mortalitäten führen kann, würde als mögliche Krankheit in Frage kommen. Wie allerdings bereits Guthruf (2021)<sup>10</sup> konkludierte, ist es unwahrscheinlich, dass die PKD für einen Rückgang der Äschen verantwortlich ist. Äschen werden weniger häufig von diesem Erreger (*T. bryosalmonae*) befallen. Zudem sind sie oftmals nur für eine kürzere Dauer der Infektion ausgesetzt, was sich gemeinsam mit der geringeren Empfänglichkeit in einer deutlich geringeren Mortalität äussert (Wahli & Zopfi 2016)<sup>11</sup>.

- Ein abschliessendes Fazit zum potenziellen Einflussfaktor Wasserqualität/ Krankheiten kann nicht abgegeben werden.
- Die adulten Äschen, welche im Rahmen von Laichfischfängen in der Schadau gefangen wurden, zeigen ein sich wandelndes Geschlechterverhältnis, welches auf die Wassertemperatur zurückzuführen ist.
- Es ist sinnvoll, das Geschlechterverhältnis auch in Zukunft in Untersuchungen zu integrieren, sodass einem möglichen genetischen Engpass (bei zu wenigen Weibchen) entgegengewirkt werden könnte.
- Sowohl der Einfluss der Wasserqualität, als auch jener von Krankheiten werden von Gewässerkenner Guthruf qualitativ als eher «klein» eingestuft.

#### 4.2.6 Wasserkraftnutzung und Wanderhindernisse

Die Aare weist im betrachteten Perimeter 4 grössere Wanderhindernisse auf. In Fliessrichtung sind dies zum einen die Schleusen in Thun sowie die Wasserkraftwerke Thun, Matte und Felsenau.

Die Schleusen in Thun sind aktuell für einen Fischaufstieg kaum durchgängig. Die Fliessgeschwindigkeiten im Bereich der Wehrdurchlässe sind zu hoch, als dass Fische diese überwinden könnten. Geplant ist allerdings, dass bei der orografisch rechts gelegenen Mühleschleuse linksufrig und bei der orografisch links gelegenen Scherzligschleuse rechtsufrig eine Fischaufstiegshilfe umgesetzt werden soll. Der Fischabstieg ist zeitlich eingeschränkt möglich. Bei Hochwasser im Frühjahr werden die Wehre geöffnet und Fische könnten mit dem Durchfluss die Schleuse überwinden. Ob und wie viele dabei allerdings zu Schaden kommen (gerade in Bezug auf das verdriftende und sensible Larvenstadium) ist nicht bekannt.

Beim Wasserkraftwerk Thun soll die bestehende Fischaufstiegshilfe saniert werden. Auch hier ist zu erwarten, dass sich die Situation künftig also verbessert. Bei einer Zählung von 1995 bis 1999 konnten 17 aufsteigende und 20 absteigende Äschen ausgemacht werden<sup>12</sup>. Eine Fischabstiegshilfe existiert aktuell noch nicht. Der Wehrabstieg nimmt hier wohl nur eine untergeordnete Rolle ein, da nur an 30 von insgesamt 39 Tagen mit Wehrüberfall ein genügend dickes Wasserpolster vorliegt, um Verletzungen auszuschliessen.

Beim Kraftwerk Matte existiert eine Fischaufstiegshilfe rechtsufrig. Bei einer Erfolgskontrolle (Guthruf 2013) wurden grundsätzlich viele kleine Fische und schwache Schwimmer nachgewiesen. Grosse Fische waren hingegen unterrepräsentiert. Zudem scheint es Mängel in den untersten Becken zu geben. Über

<sup>9</sup> Wedekind, C., Evanno, G., Szekely, T., Pompini, M., Darbellay, O., & Guthruf, J. (2013). Persistent unequal sex ratio in a population of grayling (*Salmo trutta*) and possible role of temperature increase. *Conservation Biology*, 27(1), 229-324.

<sup>10</sup> Guthruf, J. (2021). Zwischenbericht: Monitoring der Äschenpopulationen im Kanton Bern nach dem Fangmatorium, Fischereinspektorat des Kantons Bern, S. 52.

<sup>11</sup> Wahli, T., & Zopfi, D. (2016). Vergleich der Empfänglichkeit von Lachs (*Salmo salar*), Äsche (*Thymallus thymallus*) und Bachforelle (*Salmo trutta fario*) für *Tetracapsuloides bryosalmonae* dem Erreger der proliferativen Nierenkrankheit.

<sup>12</sup> Guthruf, J. (2013). Erfolgskontrolle Fischaufstiegshilfe EW Matte in Bern, Energie Wasser Bern ewb, S.70.

eine potenzielle Fischabstiegshilfe konnte nichts in Erfahrung gebracht werden. Beim Kraftwerk Matte nimmt sicherlich auch der Wehrabstieg eine entscheidende Rolle ein, mit an durchschnittlich 343 Tagen im Jahr herrschendem Wehrüberfall. Gemäss Guthruf (2013) sind die Auskolkungen im Unterwasser genügend tief, sodass Verletzungen bei einem Wehrabstieg nahezu ausgeschlossen werden können.

Beim Kraftwerk Felsenau (Wehr Engehalde) existiert ebenfalls eine Fischaufstiegshilfe, eine Planung zu deren Sanierung steht allerdings an. Bei einer Zählung von 1998 bis 2012 konnten insgesamt 697 aufsteigende Äschen gezählt werden (Guthruf 2013). Eine Verbesserung der Situation rund um den Fischabstieg ist aktuell in Planung. Im Schnitt fliesst zudem an 158 Tagen im Jahr Wasser über das Wehr und ein zusätzlicher Abstiegskorridor steht zur Verfügung. Gemäss Guthruf (2013) sind auch hier die Auskolkungen im Unterwasser genügend tief, sodass Verletzungen bei einem Wehrabstieg nahezu ausgeschlossen werden können.

Grundsätzlich wird die Aare durch die erwähnten Wanderhindernisse in gewisser Masse fragmentiert. Im Vergleich zu anderen Grossgewässern sind dies allerdings relativ wenige Wanderhindernisse. Interessanterweise konnten insbesondere vor und während der Laichzeit lediglich in der Fischaufstiegshilfe das EW Matte aufsteigende Äschen registriert werden (wenige Tiere). Bei den Kraftwerken Thun und Felsenau hingegen waren es gar keine. Es gilt hierbei zu beachten, dass die Äsche eine sehr anspruchsvolle Art ist, was den Fischaufstieg angeht. Insbesondere hohe Abflussmengen werden von ihr benötigt, um effektiv eine Fischaufstiegshilfe zu nutzen.

Die Situation um die Fischwanderung der Äsche an der Aare ist denn auch schwierig zu beurteilen. Grundsätzlich bestehen mehrheitlich bereits Fischaufstiegshilfen bzw. sind Sanierungen und weitere Umsetzungen geplant. Bisher konnten Äschen in den Fischaufstiegsanlagen nachgewiesen werden, insbesondere am KW Thun allerdings sehr wenige. Zudem stiegen diese meist nicht vor oder während der Laichzeit auf. Man könnte daraus schliessen, dass die Fischwanderungen über diese Wanderhindernisse hinaus zwecks Laichgeschäft deshalb nicht als entscheidender Faktor limitierend wirken. Dem gegenüber steht, dass die Population sich über die Jahre allenfalls bereits an die Fragmentierung gewöhnt hat und deshalb Laichwanderungen über grosse Distanzen praktisch eingestellt hat. Die insbesondere flussaufwärts stärker abnehmende Äschenpopulation könnte allerdings ein Indiz dafür sein, dass die Alimentation in Richtung flussaufwärts durch dort ablaichende Adulttiere nur sehr begrenzt funktioniert.

Bezüglich des Fischabstiegs ist aktuell vor allem der Wehrabstieg von Bedeutung. Insbesondere da der Abfluss nachweislich ein entscheidender Faktor für die Äschenlarven darstellt, ist damit zu rechnen, dass diese zu grossen Teilen mit den jeweiligen Durchflussmengen die kraftwerksspezifischen Korridore beim Verdriften durchqueren müssen (insb. Turbinenpassage und Wehrpassage). Beide Korridore haben ein gewisses Mortalitätsrisiko, welches je nach Kraftwerksstandort anders ausfällt.

- Eine abschliessende Beurteilung des Einflussfaktors Fischwanderung ist kaum möglich. Die in Richtung flussaufwärts stärker abnehmende Population könnte ein Indiz dafür sein, dass diese Population grundsätzlich auf eine Alimentierung durch einwandernde und laichwillige Adulttiere von unterhalb sowie durch Äschenlarven von oberhalb angewiesen wäre, diese aber nur sehr begrenzt stattfindet.
- Auf Stufe der Population erscheint uns wichtig, dass die laichreifen Adulttiere aufsteigen können und die verdrifteten Larven den Abstieg möglichst gut und zahlreich überstehen.
- Der Einfluss dieses Faktors wurde durch den Gewässerkenner Guthruf qualitativ als eher «klein» eingeschätzt.

#### 4.2.7 Prädatoren

Es liegen Vogelzählungen von Gänsesägern und Kormoranen der Vogelwarte Sempach von 1989 bis 2024 jeweils für den Januar und den November vor. Allerdings sind die Reviere, in welchen diese Zählungen durchgeführt wurden, nicht deckungsgleich mit den Aareabschnitten 203, 205 und 208. Es liegen verschiedene Zählungsstandorte von Thun bis Bern (Abschnitte 203 und 205) und von den Revieren 7.101 und 7.102, welche im Abschnitt 208 liegen, vor. Für diese Analyse wurden deshalb die Abschnitte 203 und 205 zusammengelegt und als ein Abschnitt betrachtet.

Am besten für eine Analyse geeignet sind die Daten der Sonderfischfänge. Sie beinhalten nicht nur

Angaben zu den verschiedenen Altersklassen der gefangenen Fische, sondern auch den damit verbundenen Aufwand.

### **Gänsesäger:**

Grundsätzlich ist zu erwarten, dass die Gänsesäger insbesondere auf die jungen Äschen einen Einfluss haben könnten. Die von den Sonderfischern im Herbst gefangenen 1<sup>+</sup>-Äschen waren zum Zeitpunkt der Vogelerhebung im Januar am Übergang von 0<sup>+</sup>- zu 1<sup>+</sup>-Fischen und somit wohl im Beutespektrum der Gänsesäger. Um den betriebenen Aufwand zu berücksichtigen, wurde die Anzahl der 1<sup>+</sup>-Äschen mit dem CPUE (Fang/Stunde) des jeweiligen Jahres multipliziert. In die Bewertung flossen die Jahre 2008-2010, 2012, 2015, 2018 und 2021 ein. In sämtlichen anderen Jahren wurden keine Sonderfischfänge durchgeführt. Tatsächlich zeigt das LM einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Anzahl an Gänsesägern im Januar und den 1<sup>+</sup>-Äschen der Sonderfischfänge (Abbildung 22). Das Modell ist sowohl über alle Abschnitte gesehen als auch für den Abschnitt 208 signifikant ( $p < 0.05$ ) und erklärt 55% resp. 66% der Varianz. Für die zusammengelegten Abschnitte 203 & 205 hingegen ist das Modell nicht signifikant.

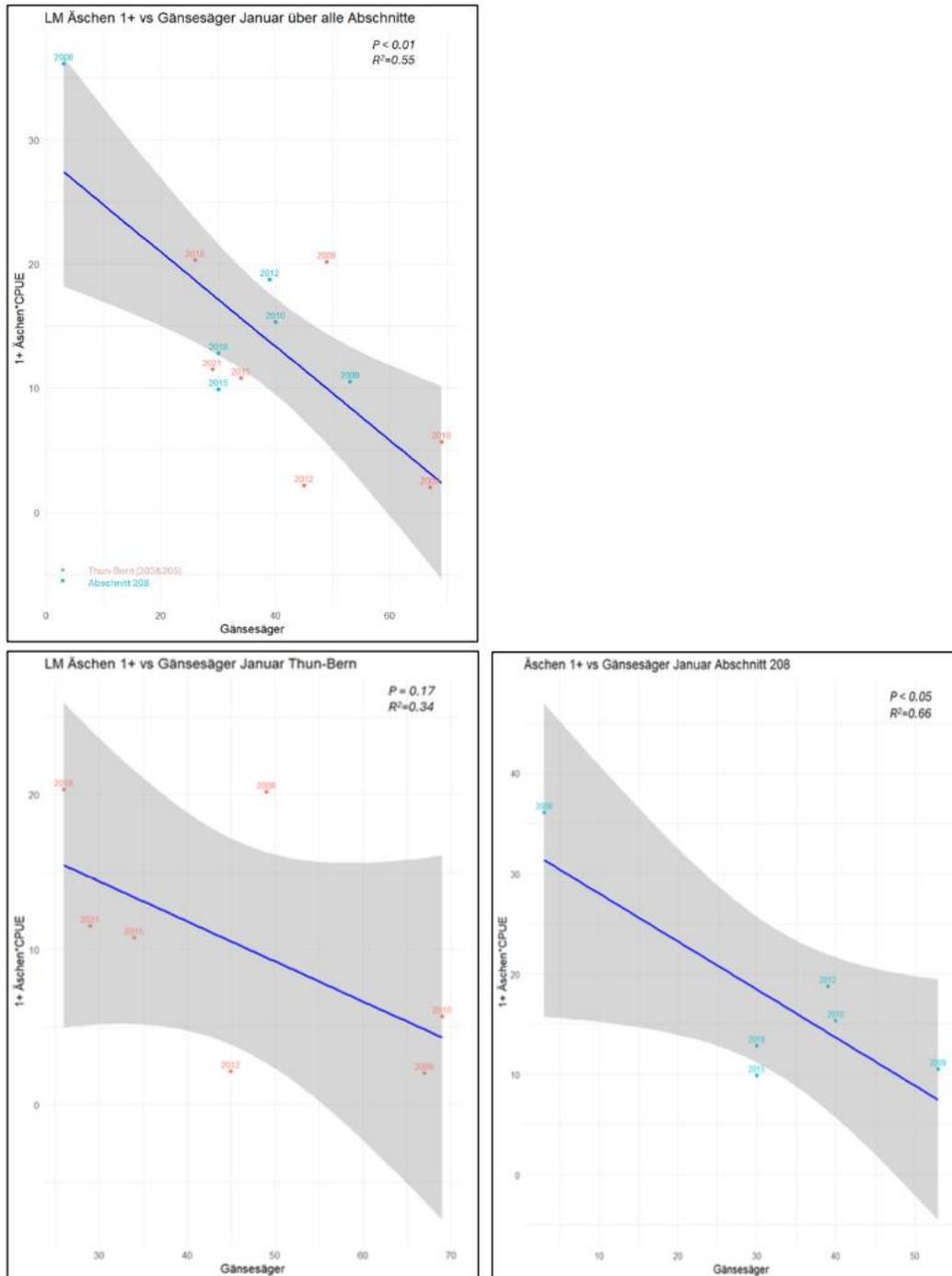


Abbildung 22: Lineare Modelle der um den Aufwand korrigierten Fangzahlen der 1<sup>+</sup>-Äschen und der bei der Januars-Zählung beobachteten Gänsesäger. Die blaue Linie stellt die Regressionsgerade dar, der graue Bereich bildet das 95% Konfidenzintervall ab.

Zusätzlich kann der Einfluss des Gänsesägers auch unter Berücksichtigung der Jaberg-Beifänge untersucht werden. In dieser Datenreihe sind neben den 1<sup>+</sup> Fischen zusätzlich noch die 0<sup>+</sup>-Äschen erfasst. Die befischte Strecke der Jaberg-Laichfischfänge liegt in den Abschnitten 203 und 205 ist aber kürzer (19 km) als die beiden Abschnitte zusammen (34 km). Ein Vergleich mit den Gänsesägerzahlen über die gesamte Strecke ist, aus unserer Sicht, dennoch vertretbar.

Die linearen Modelle für die Zeit von 2008 bis 2023 zeigen weder für 0<sup>+</sup>- ( $p=0.54$ ,  $R^2=0.03$ ) noch für 1<sup>+</sup>- Äschen ( $p=0.90$ ,  $R^2<0.1$ ) einen Einfluss des Gänsesägers. Der vermutete Zusammenhang zwischen Anzahl Gänsesägern und Anzahl 0<sup>+</sup>/1<sup>+</sup>-Äschen zeigt sich folglich in dieser Datenreihe nicht. Wenn wir das Modell auf eine grössere Zeitreihe von 1989 bis 2023 anwenden, zeigt sich wieder ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Anzahl der Gänsesäger im Januar den 1<sup>+</sup>-Fischen der Jaberg-Befischung

im Oktober ( $p < 0.05$ ,  $R^2 = 0.43$ ). Dieser Effekt wird jedoch nur durch die hohe Anzahl der 1+-Äschen in den Jahren 1989, 1990 und 1992 verursacht, in denen viele Fische gefangen wurden, der Gänsesäger jedoch nicht oder kaum präsent war. Diese Daten stammen zudem aus einem anderen Datensatz und es ist nicht ersichtlich, ob diese auf die gleiche Weise erhoben wurden. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass ein sichtbarer Einfluss des Gänsesägers stark von der betrachteten Strecke und dem betrachteten Zeitraum abhängt und demnach mit den vorliegenden Daten nicht eindeutig bestätigt oder verworfen werden kann. Wir vermuten aber aufgrund der Analyse der Sondefischfänge einen Zusammenhang.

### Kormoran:

Dieselbe Vorgehensweise wurde auch für die jeweiligen Kormoranzahlen verglichen zu den Sonderfischfängen angewandt. Dabei zeigte sich bei keinem der Modelle ein statistischer Zusammenhang zwischen den Kormoranzahlen und den Fischfängen (Abbildung 23). Guthruf (2021) konnte unter Berücksichtigung der Jahre 1989, 1990 und 1992 noch einen signifikanten Zusammenhang feststellen. Das Phänomen ist grundsätzlich dasselbe, wie bei den Gänsesägern: Vergleicht man Jahre in denen es noch deutlich weniger Gänsesäge r/ Kormorane gab, mit rezenten Jahren zeigt sich ein Einfluss. Bei Betrachtung der rezenten Jahre, ist dieser Effekt kaum noch ersichtlich.

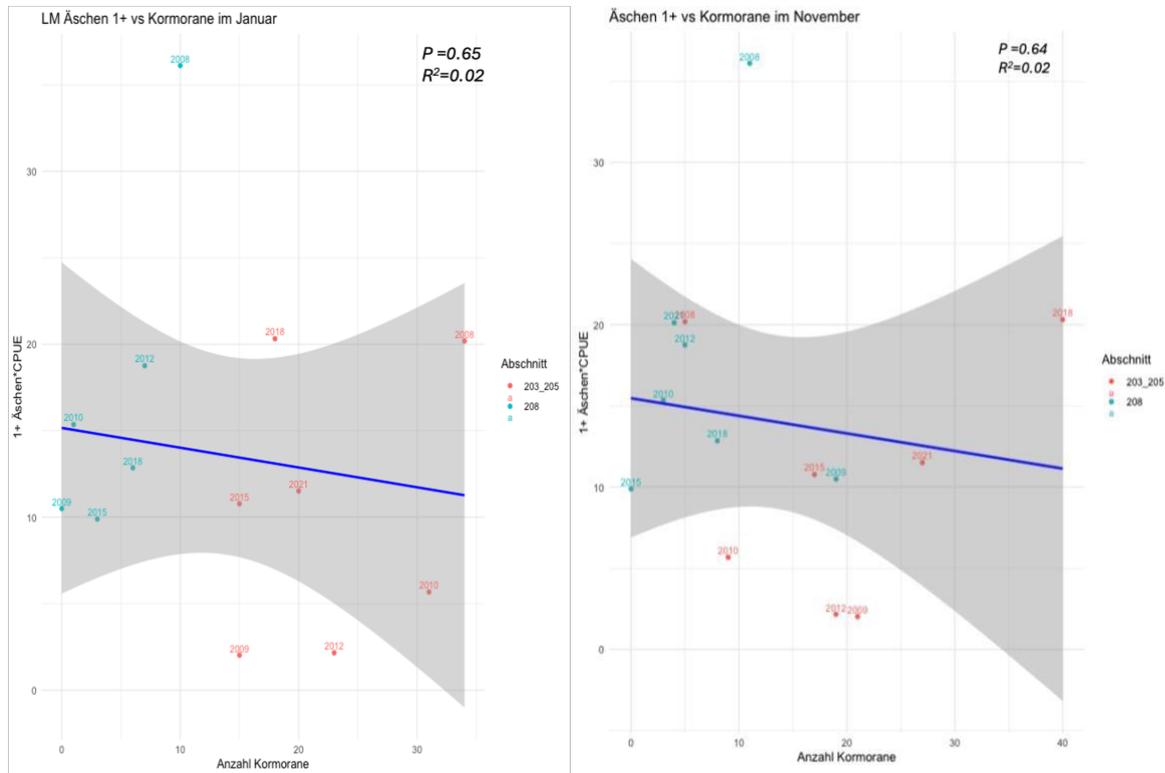


Abbildung 23: Lineare Modelle zwischen für den Aufwand korrigierten 1+-Äschen und der bei der Zählung beobachteten Kormorane über alle Abschnitte. Links: Modell mit der Kormoranerhebung vom Januar, rechts: Modell mit der Kormoranerhebung im November. Die blaue Linie stellt die Regressionsgerade dar, der graue Bereich bildet das 95% Konfidenzintervall ab.

- In der Strecke Thun-Bern zeigt sich dieser Zusammenhang nicht deutlich. In den Jaberg-Beifängen ist der Zusammenhang ebenfalls nicht erkennbar.
- Für die Kormorane lässt sich für 1<sup>+</sup>- und 2<sup>+</sup>-Fische weder in der Fangstatistik noch in den Sonderfischfängen einen Zusammenhang erkennen.
- Der Einfluss des Gänsejägers wird durch den Gewässerkenner Guthruf qualitativ als «gross» auf die 0<sup>+</sup>- Äschen und «mittel» auf die 1<sup>+</sup>-Äschen eingeschätzt und deckt sich somit einigermaßen mit den hier getätigten Auswertungen.
- Der Einfluss des Kormorans hingegen wird von Guthruf ebenfalls als «gross» auf die 1<sup>+</sup>- und 2<sup>+</sup>-Äschen eingeschätzt, wohingegen sich dies innerhalb der Auswertungen kaum gezeigt hat.
- Einen gewissen Einfluss haben die Prädatoren unvermeidlich, da ihre Hauptnahrung aus Fisch besteht. Gewisse Trends konnten auch innerhalb der Auswertungen nachgewiesen werden, andere nicht. Das heisst aber nicht, dass sie nicht trotzdem einen Einfluss haben können. Die Einflussfaktoren sind multifaktoriell und deren Effekte können sich grundsätzlich auch gegenseitig «überschatten».

#### 4.2.8 Weitere Einflussfaktoren

Nicht näher betrachtet wurden unter anderem die Einflussfaktoren Habitatverfügbarkeit und Erholungsdruck. Bezüglich der **Habitatverfügbarkeit bzw. Habitatverlust** (als negativer Einflussfaktor) ist ein negativer Einfluss unwahrscheinlich, da es in den letzten Jahren kaum neue / zusätzliche Verbauungen gab. Der Trend geht eher in die Richtung, dass Strecken revitalisiert werden und die Aare somit heterogener bezüglich der Habitate wird.

Eine Einschätzung von Gewässerkenner Joachim Guthruf ergab die in Tabelle 1 aufgeführte Beurteilung der aktuellen Habitatqualität pro Aareabschnitt zwischen Thun und Bern. Diese Einschätzung deckt sich weitgehend mit den Daten, welche zur Verfügung stehen: Die Larvalhabitatqualität nimmt genauso wie die Zahlen der Äschenlarvenkartierung im Längsverlauf und in Fliessrichtung der Aare zu. Auch die Einschätzung zu den Adulthabitaten ist grundsätzlich nicht allzu stark abweichend von der Entwicklung der Anzahl gefangenen Adultfische entlang der Abschnitte. Allerdings zeigt sich, dass im Abschnitt 205 wohl grundsätzlich noch mehr Lebensraum zur Verfügung stehen würde als tatsächlich genutzt wird (weniger Fische wurden dort gefangen als im Abschnitt 208, bei gleicher Habitatqualität). Da die Laichhabitatqualität aber ebenfalls eine Rolle spielt und im Abschnitt 205 wohl eher limitierend scheint (im Vergleich zu jener des Abschnitts 208), könnte sich dieser Umstand dadurch erklären, dass durch ein eingeschränkteres Laichhabitat weniger Larven und dadurch auch weniger Adulttiere aufkommen können. Schlussendlich ist aber klar Vorsicht bei der Überinterpretation solcher Einschätzungen geboten.

Sie zeigen jedoch relativ gut auf, in welchen Abschnitten welche Habitate noch Defizite aufweisen und gerade im Massnahmenbereich Lebensraumaufwertungen gezielt nachgeholfen werden könnte.

Tabelle 1: Einschätzung der stadiumsspezifischen Habitatqualität pro Abschnitt. Werte zwischen 0 (kein Habitat) und 10 (optimales Habitat) möglich.

|             | Laichhabitatqualität |     |     |
|-------------|----------------------|-----|-----|
| Abschnitt   | 203                  | 205 | 208 |
| Beurteilung | 3                    | 5   | 9   |

|             | Larvalhabitatqualität |     |     |
|-------------|-----------------------|-----|-----|
| Abschnitt   | 203                   | 205 | 208 |
| Beurteilung | 3                     | 6   | 9   |

|             | Adulthabitatqualität |     |     |
|-------------|----------------------|-----|-----|
| Abschnitt   | 203                  | 205 | 208 |
| Beurteilung | 4                    | 6   | 6   |

Bezüglich des **Erholungsdruckes** sind eindeutige Datenreihen kaum vorhanden. Grundsätzlich gab es persönliche Mitteilungen, dass dies insbesondere seit 2020 (Corona-Epidemie) zunahm. Der Zeitraum beschränkt sich meist auf Juli und August sowie auf schönwetterige Wochenenden oder Ferienzeiten. Einen Effekt des Erholungsdruckes selbst lässt sich aber kaum nachweisen. Vielmehr ist es eine Kombination aus einer erhöhten Wassertemperatur und der zusätzlichen Störung durch Naherholungsuchende, welche ein erhöhtes Stresslevel und gegebenenfalls auch erhöhte Mortalitäten nach sich ziehen könnten.

## 4.2.9 Kombinierte Modelle

Die in den vorangegangenen Kapiteln untersuchten Faktoren mit hohem Erklärungsgehalt können zumindest teilweise auch mit Bestandeszahlen eines vorhergehenden Stadiums kombiniert werden, um so allenfalls noch mehr von den jährlichen Schwankungen des zu untersuchenden Stadiums zu erklären.

### Modell Prognose der Äschenlarven anhand von Abfluss und Anzahl Laichtiere

In Kapitel 4.2.1 hat sich gezeigt, dass der Abfluss nur in bestimmten Jahren einen Grossteil der beobachteten Schwankungen erklärt. Ein weiterer plausibler Faktor, der die Schwankungen in der Anzahl der Äschenlarven erklären könnte, ist die Anzahl an Laichtieren. Da das rezente Geschlechterverhältnis und die totale Anzahl an Laichtieren nicht bekannt ist, wird auf die Fangstatistik des entsprechenden Jahres zurückgegriffen. Es wird also angenommen, dass die Fangstatistik einen konstanten Teil der gesamten Population repräsentiert, der im untersuchten Jahr zur Fortpflanzung beigetragen hat, und sich das Geschlechterverhältnis im betrachteten Zeitraum nicht geändert hat.

Das resultierende Modell, welches Larven in Abhängigkeit vom maximalen Abfluss während der Entwicklungszeit und der Anzahl gefangener Fische (ohne das Jahr 2023) für die Abschnitte 203 und 205 erklären soll, passt sogar sehr gut ( $p < 0.001$ ,  $R^2 = 0.86$ , Abbildung 24). Das Jahr 2023 war ein sehr schlechtes Larven-Jahr, welches sich nicht durch den Abfluss und die Fangzahlen erklären lässt und wurde zur Erstellung des Modells ausgeklammert. Aus dem Modell  $\ln(\text{Larven}) = a + b \cdot Q_{\max} + b \cdot c \cdot \ln(\text{Laichtiere})$  ergibt sich folgende Formel für eine Berechnung der Anzahl Äschenlarven:  $\text{Larven} = e^{(11.25 - 0.013 \cdot Q_{\max} + 0.33 \cdot \ln(\text{Fang}))}$

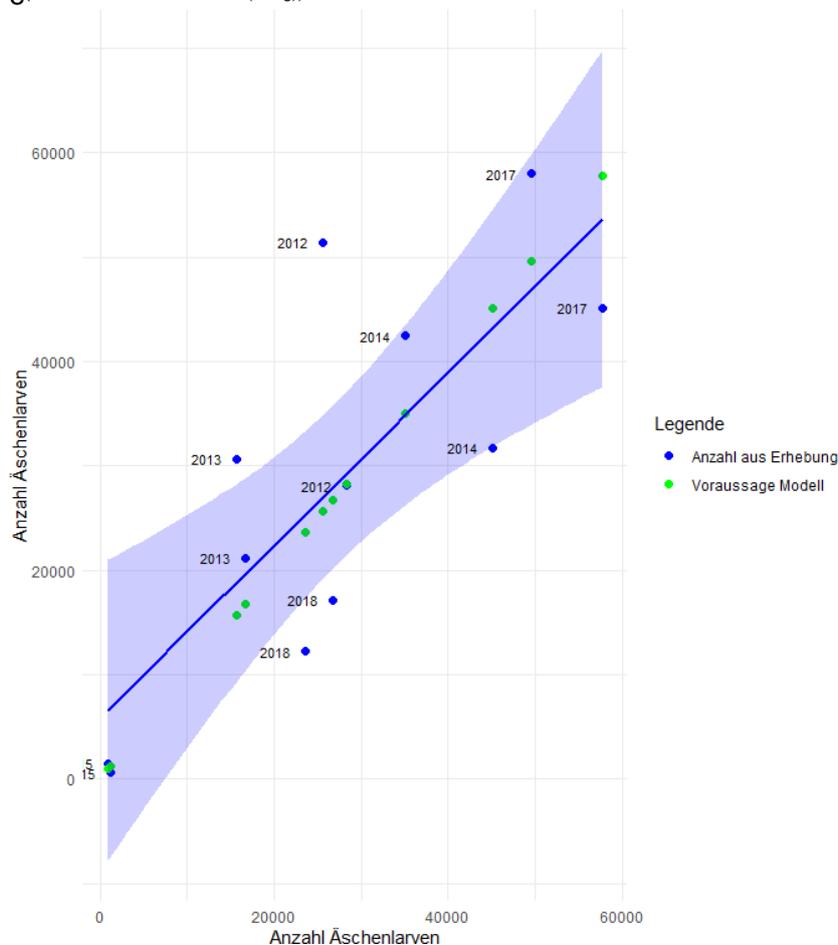


Abbildung 24: Ergebnis des multilinen Modells mit den Faktoren maximaler Abfluss zwischen März und Mai, sowie den Fangzahlen der Fangstatistik des jeweiligen Jahres. Die blaue Linie zeigt die lineare Regression zwischen erhobenen Daten und Voraussagewerten. Der blau eingefärbte Bereich entspricht dem 95% Konfidenzintervall.

Der hohe  $R^2$ -Wert des Modells, lässt darauf schliessen, dass mit den Faktoren max. Abfluss während der Entwicklungszeit und den Laichtieren, repräsentiert durch die Anzahl gefangener Äschen in der Fangsaison, die wichtigsten Einflussfaktoren für die Äschenlarven bekannt sind.

### Modell Prognose der 2<sup>+</sup>-Fische anhand der Äschenlarven und der Gänsesäger

Da die Äschenlarven in etwa in zwei Jahren zu fangfähigen Fischen heranwachsen, müsste sich die Anzahl von Äschenlarven des einen Jahres auf die Fangstatistik zwei Jahre später auswirken. In der Fangstatistik ab 2011 wurden die Längen der gefangenen Fische erfasst. Aufgrund früherer Altersbestimmungen der Sonderfischfänge (Schuppenanalyse) konnten die Fische anhand ihrer Länge grob den Altersklassen zugewiesen werden (siehe Kap. 4.2.3). Dadurch erhält man eine geschätzte Altersstruktur der Fänge. Die Anzahl Fische, die aufgrund ihrer Länge den 2<sup>+</sup>-Äschen zugeordnet wurden, wurden jeweils um zwei Jahre versetzt, mit der Larvenzahl aus den Hochrechnungen in einem LM miteinander korreliert. So wurde beispielsweise den 2<sup>+</sup>-Fischen von 2014 die Larvenzahlen von 2012 zugewiesen usw. Das Modell über alle Abschnitte erreicht zwar knapp Signifikanzniveau ( $p=0.05$ ), hat aber mit einem  $R^2$  von 0.14 nur einen sehr geringen Erklärungswert (Abbildung 25). Zusätzlich funktioniert das Modell, wenn wir es für die einzelnen Abschnitte verwenden, nur für Abschnitt 205 einigermaßen gut ( $p=0.08$ ,  $R^2=0.09$ ). Für die anderen Abschnitte ist es nicht aussagekräftig ( $p > 0.25$ ). Die Tatsache, dass wir für den biologischen Zusammenhang von Äschenlarven und 2<sup>+</sup>-Äschen in unseren Modellen keinen starken Zusammenhang finden, deutet darauf hin, dass es in der Zeit der Entwicklung von Larve bis und mit 2<sup>+</sup>-Äsche noch andere Einflussfaktoren gibt, die die Anzahl an 2<sup>+</sup>-Fischen stark beeinflussen und den Zusammenhang verschleiern.

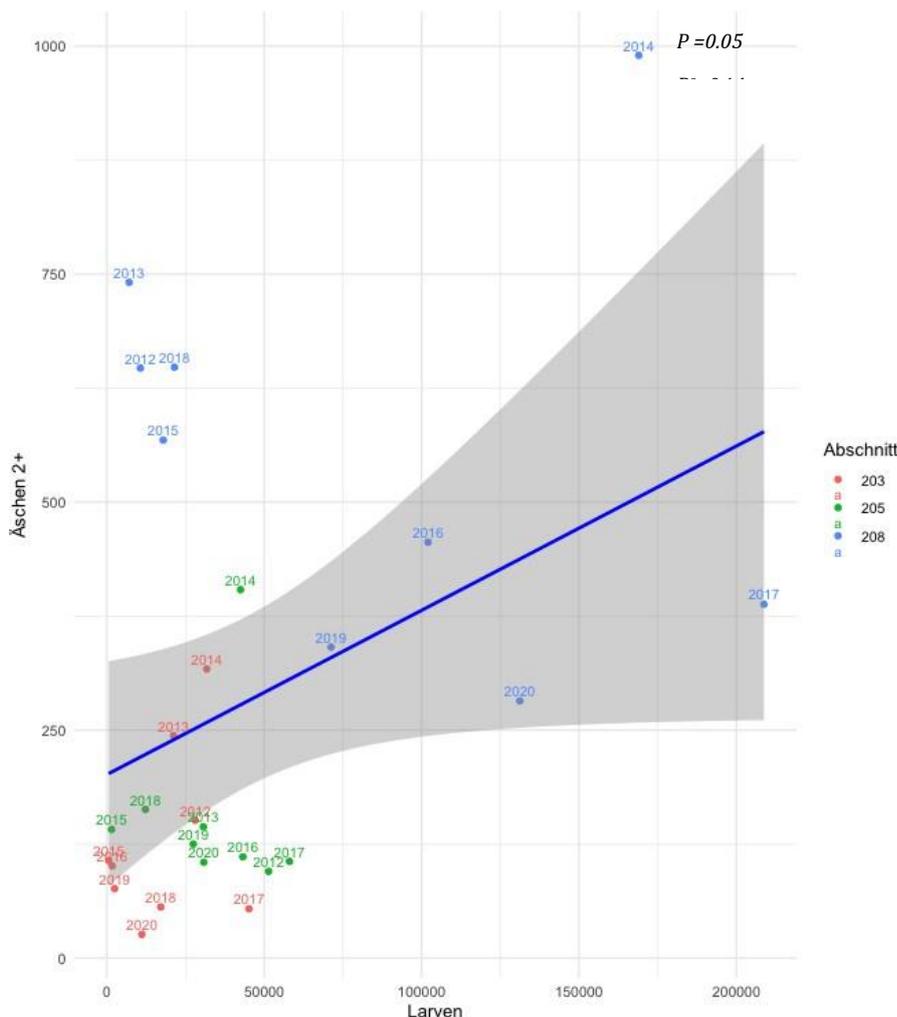


Abbildung 25: Lineare Regression der Anzahl Larven und dem Anteil der 2<sup>+</sup>-Äschen der Fangstatistik um zwei Jahre versetzt. Die blaue Linie stellt die Regressionsgerade dar, der graue Bereich bildet das 95% Konfidenzintervall ab.

Aus den vorherigen Untersuchungen gibt es Hinweise, dass die maximale Tagesmitteltemperatur ein solcher Faktor sein könnte. Das Miteinbeziehen der Temperatur verbessert das Modell jedoch nicht ( $p=0.10$ ,  $R^2=0.17$ ). Die maximale Tagesmitteltemperatur erklärt die schlechte Korrelation von den 2<sup>+</sup>-Tieren und Larven somit nicht.

Auch der Einflussfaktor Gänsesäger könnte grundsätzlich ein solcher Faktor sein. Um ihn zusätzlich ins Modell miteinzubeziehen, müssen wiederum die Abschnitte 203 und 205 zusammengelegt werden, da nur für die gesamte Strecke Gänsesägerdaten vorhanden sind. Abschnitt 208 kann gesondert betrachtet werden. Da die Gänsesäger insbesondere die 0<sup>+</sup>-Fische im Übergang zu den 1<sup>+</sup>-Fische bejagen, wurde jeweils die Anzahl Gänsesäger des Vorjahres im Modell verwendet als Beispiel: Die Anzahl 2<sup>+</sup>-Äschen von 2014 wurden mit der Larvenzahl von 2012 und der Gänsesägerzählung von 2013 linear korreliert. Weder für die zusammengelegte Strecke 203 & 205 noch für den Abschnitt 208 bringt das Miteinbeziehen der Gänsesägerzahlen eine Verbesserung, im Gegenteil, das Modell scheint jeglichen Zusammenhang zu verlieren ( $p>0.8$ ,  $R^2< 0.05$ ).

Leider bringt ein kombiniertes Modell keine weiteren Hinweise, welche die mässige Korrelation von 2<sup>+</sup>-Äschen und Äschenlarven weiter erklären könnten. Das heisst allerdings nicht, dass Temperatur und der Gänsesäger als Einflussfaktoren nicht in Frage kommen. Sie können nur nicht mit dem beschriebenen Vorgehen und den vorliegenden Daten zu einem passenden Erklärungsmodell zusammenfügen werden. Die Gründe dafür können in der Datenstruktur oder in Fehlschlüssen im Modell liegen. Beispielsweise wurden die Daten immer an bestimmten Zeitpunkten erhoben. Die Larven wurden immer im Zeitraum April bis Anfangs Mai gezählt. Ein Hochwasser nach der Erhebung kann die Larven erheblich dezimieren, ohne dass wir dies in den Daten sehen. Auch die Zielvariable 2<sup>+</sup>-Äschen aus den Fangstatistiken bergen Erhebungsunsicherheiten. Wie in vorherigen Kapiteln schon erwähnt, ist nicht bekannt wie stark der betriebene Aufwand der Fischer schwankt. Die Ursache für die schlechte Aussagekraft des Modells kann zu diesem Zeitpunkt nicht identifiziert werden.

- Die Anzahl Äschenlarven hängt stark vom maximalen Abfluss während der Entwicklungszeit und der Anzahl Laichtieren ab.
- Die Anzahl von 2<sup>+</sup>-Äschen lässt sich nicht durch ein multiples lineares Modell bestehend aus den Einflussfaktoren Larven, Temperatur und Gänsesäger erklären.
- Man kann folglich mit den Zahlen der Fangstatistik und den Abflussdaten zwar relativ gut die Anzahl an Larven herleiten, nicht aber aus den Larven die Anzahl an 2<sup>+</sup>-Äschen.

### **4.3 Situationsanalyse – Wie fliessen die Faktoren ineinander und formen die Äschenpopulation?**

Grundsätzlich kann, sofern Einflussfaktoren bekannt sind, eine Populationsdynamik in einem ersten Schritt in Form einer Wirkungsstruktur dargestellt werden. Diese Wirkungsstruktur erklärt, wie verschiedene Einflussfaktoren an verschiedenen Zeitpunkten im Lebenszyklus eines Organismus (hier der Äsche) wirken können. Dabei wird aber noch nicht ersichtlich, wie stark die jeweiligen Einflussfaktoren sich auf die einzelnen Überlebensraten auswirken.

#### **4.3.1 Wirkungsstruktur**

Zunächst wurde eine allgemeine Wirkungsstruktur dargestellt, welche sämtliche untersuchten Einflussfaktoren einordnen soll (Gedankenmodell, Abbildung 26). Dabei werden nur die theoretischen, logischen Zusammenhänge berücksichtigt (z.B. Prädation anderer Fische hat grundsätzlich einen negativen Einfluss auf die Larven) – ob dies nun zutrifft oder nicht, ist hier noch nicht ersichtlich. Unterschieden werden positive und negative Korrelationen sowie lineare und exponentielle Zusammenhänge. Dies hat damit zu tun, dass diese Einflüsse anders wirken. Eine positive Korrelation heisst nicht, dass dadurch die Überlebensrate des jeweiligen Stadiums erhöht wird, sondern, dass sich die Überlebensrate in die gleiche Richtung verschiebt, wie der Einflussfaktor (wird z.B. die Wasserqualität höher, ist eine höhere Überlebensrate wahrscheinlicher).

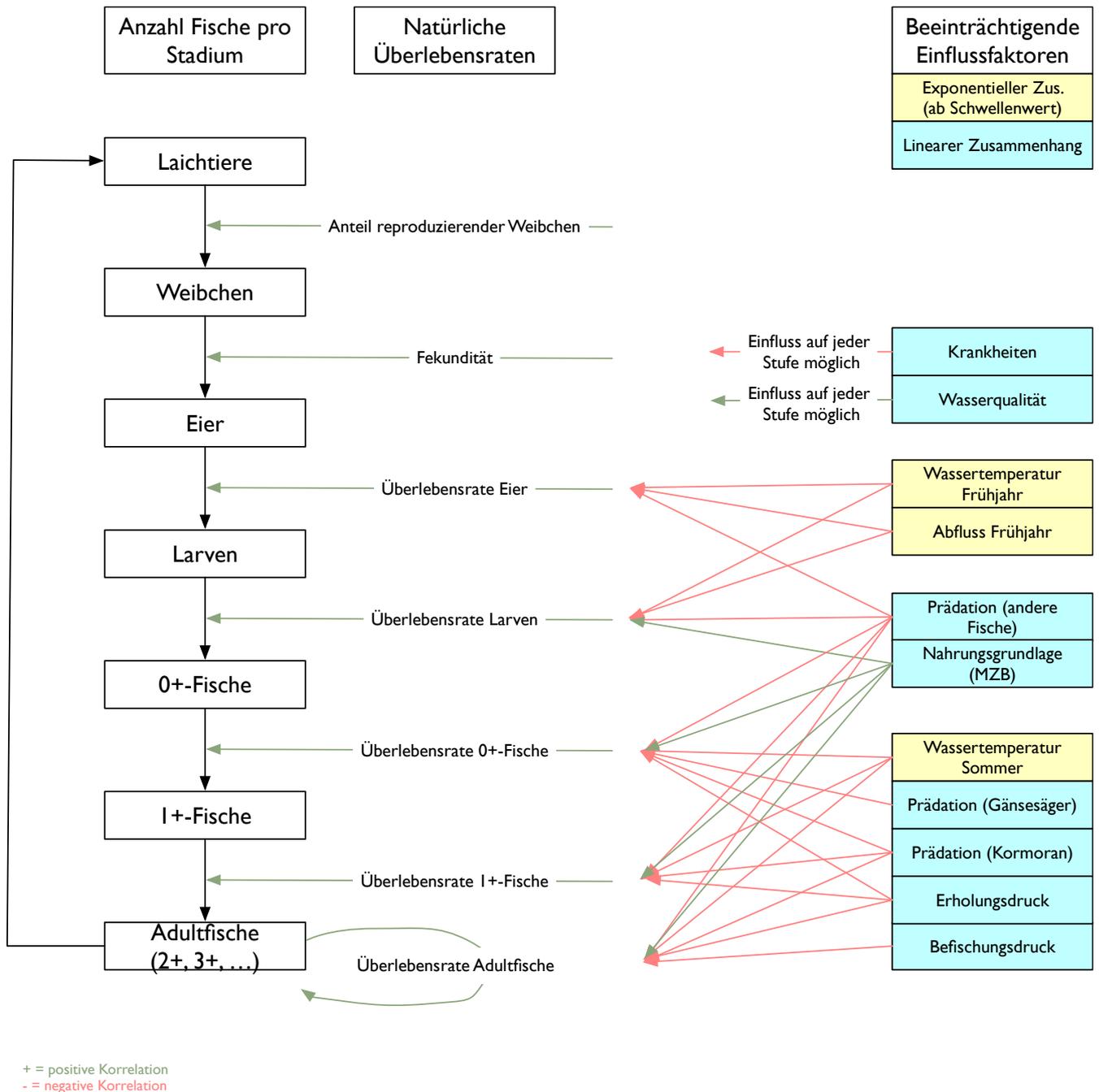


Abbildung 26: Theoretische Wirkungsstruktur: z.B. Steigt die Temperatur im Frühjahr über einen Schwellenwert, ist zu erwarten, dass die Überlebensrate der Eier oder Jungfische exponentiell abnimmt.

Zudem wurde eine Wirkungsstruktur erstellt, welche diejenigen Faktoren darstellt, welche gemäss den vorhergehenden Kapiteln einen Einfluss haben könnten. Sie zeigt zudem grob auf, wie stark der jeweilige Faktor gemäss den bisherigen Auswertungen auf welches Stadium wirkt (Abbildung 27).

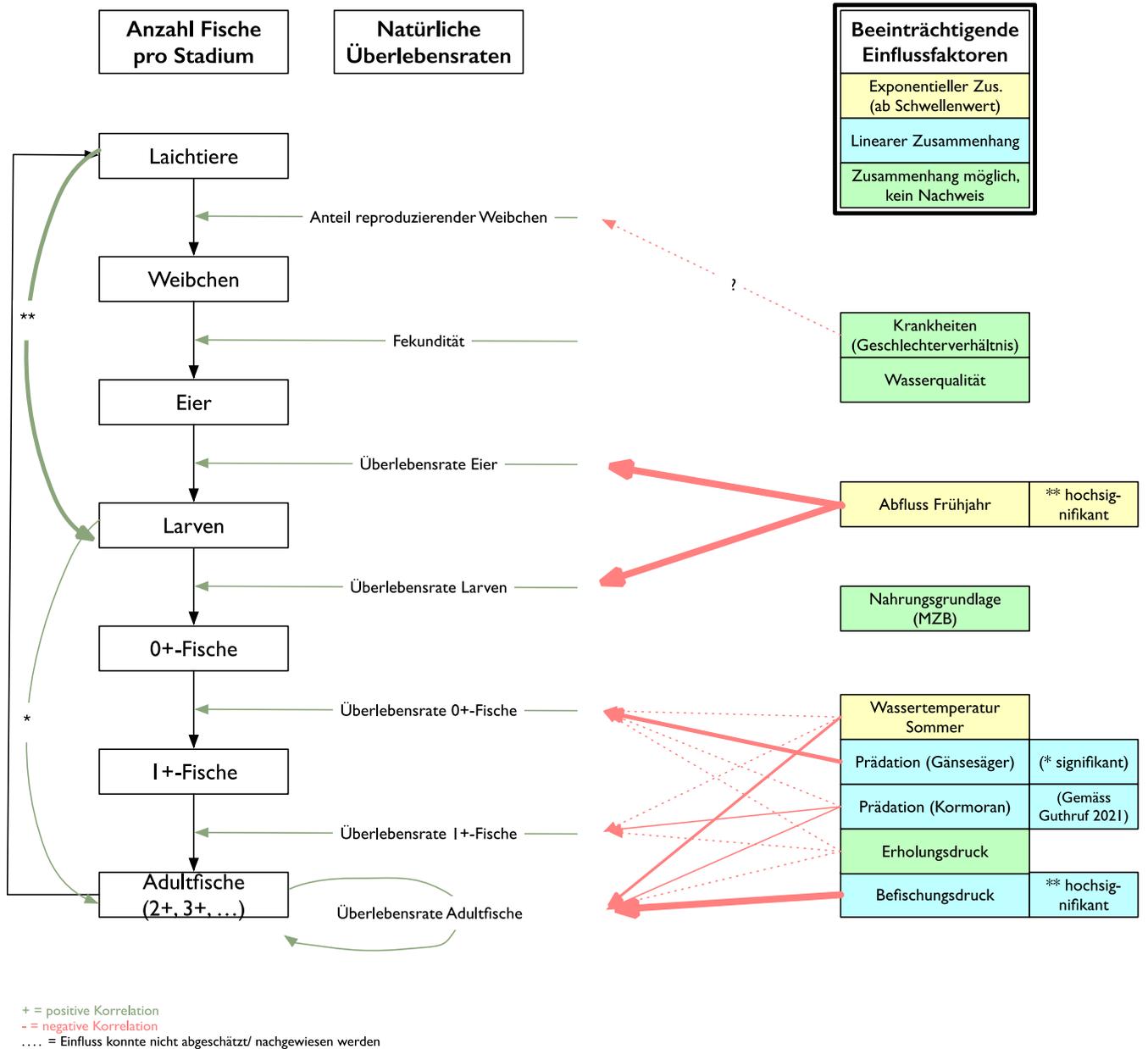


Abbildung 27: Aare- und Untersuchungsspezifische Wirkungsstruktur: es wird versucht abzubilden, welche Faktoren tatsächlich einen nachweislichen Einfluss haben und wie stark dieser in etwa ausfällt. Die Dicke der durchgezogenen Pfeile zeigt die Stärke des jeweiligen Einflussfaktors auf das entsprechende Stadium.

### 4.3.2 Simulation der Populationsdynamiken

Im Idealfall sind verschiedenste Überlebensraten und Eckpunkte zur Populationsabschätzung vorhanden (Anzahl Individuen pro Stadium). Für eine detaillierte Systemanalyse (inkl. repräsentativer Zahlen) reicht die vorliegende Datengrundlage nicht aus. Es fehlen detaillierte Zeitreihen zu gewissen Einflussfaktoren, insbesondere aber fehlt eine stichhaltige Möglichkeit die effektive Populationsgrösse an mindestens zwei Eckpunkten (Stadien) für den gesamten Perimeter aufzuhängen und so abzuschätzen. Weder die aufgerechneten Larvenzahlen (welche vermutlich die beste Annäherung darstellen) noch die Fangzahlen der Fangstatistik reichen hierfür aus. Bei den Beifängen des Laichfischfangs auf Forellen im Bereich Jaberg-Bern stellt sich die Frage der Repräsentativität der Daten und sie bilden keine vollständige Zeitreihe ab. Letzterer Punkt trifft zudem auch auf die Sonderfischfänge zu.

Trotz dieser Unsicherheiten wurde versucht ein Populationsmodell aufzustellen, welches sich als Kontroll- und Eingangsgrössen an den hochgerechneten Larvenzahlen und der Fangstatistik orientiert. Beides sind nur grobe Abschätzungen der tatsächlichen Population und können nur näherungsweise die tatsächlichen Schwankungen sowie das Populationsniveau abbilden. Es sind aber die einzigen beiden Bestandesabschätzungen, welche für jeden betrachteten Abschnitt vorliegen. Die Anzahl Äschenlarven kann prinzipiell direkt aus der abschnittsspezifischen Hochrechnung übernommen werden. Die Fangstatistik dient als Orientierungspunkt für die Anzahl Adultfische, welche im Frühjahr des Fangjahres noch als Laichtiere aktiv gewesen sein könnten und erklären gemäss dem kombinierten Modell in Kap. 4.2.9 gemeinsam mit dem Abfluss relativ viel der Schwankungen der Äschenlarven.

Zudem müssen für so ein Modell verschiedene Überlebensraten von Stadium zu Stadium bekannt sein, welche möglichst unbeeinflusst von irgendwelchen Einflussfaktoren sind. Hierbei haben wir uns teilweise an Werten aus Charles et al. (2006)<sup>13</sup> orientiert, zum andern einzelne Übergangsraten aus den Jaberg-Beifängen als Überlebensraten übernommen, wenn diese plausibel erschienen und vermutlich noch keine starke Beeinflussung eines Faktors erfahren haben, den wir im Populationsmodell zusätzlich integrieren möchten (Tabelle 2).

Tabelle 2: Übersicht der für die Simulationen verwendeten Basis-Überlebensraten.

| Überlebensraten/ Life History traits der Stadien | Wert     | Woher stammt der Wert?  |
|--|----------|---|
| Geschlechterverhältnis                           | 0.5      | Charles et al. 2006   |
| Fekundität 2+                                    | 370      | Charles et al. 2006   |
| Anteil 2+  | variabel | Tree-Modell (Fangstatistik Längenverteilung orientiert an Altersbestimmungen Sonderfänge) |
| Fekundität 3+                                    | 1084     | Charles et al. 2006   |
| Anteil 3+  | variabel | Tree-Modell (Fangstatistik Längenverteilung orientiert an Altersbestimmungen Sonderfänge) |
| Fekundität 4+                                    | 1555     | Charles et al. 2006   |
| Anteil 4+  | variabel | Tree-Modell (Fangstatistik Längenverteilung orientiert an Altersbestimmungen Sonderfänge) |
| Überlebensrate Larven                            | 0.111    | Charles et al. 2006 (modifiziert)   |
| Überlebensrate 0+-Fische                         | 0.216    | Charles et al. 2006 (modifiziert)   |
| Überlebensrate 1+-Fische                         | 0.72     | Jaberg Beifänge (Übergangsraten 2007-2008; kaum Gänsesäger)                               |
| Befischungsdruk                                  | 0.5      | Annahme bzw. Einschätzung   |

Daneben wurden die Kurvengleichungen der Einflussfaktoren bei denen sich gezeigt hat, dass ein grundsätzlicher Effekt da ist, so umgeformt, dass sie als Steuergrössen die einzelnen Überlebensraten weiter dezimieren können.

Es wurden verschiedene Simulationen gemacht mit verschiedenen Einflussfaktoren und wo möglich auch mit verschiedenen Basis-Überlebensraten (möglichst unbeeinflusste Überlebensraten), um zu sehen, welche der Simulationen am ehesten die tatsächlichen Populationsdynamiken vorhersagen kann.

<sup>13</sup> Charles, S. et al. (2006) Population Dynamics of Grayling: Modelling Temperature and Discharge Effects

Schlussendlich ergaben sich die in Abbildung 28 dargestellten Simulationsergebnisse. Neben den Basis-Überlebensraten beinhalten die Modelle die Einflussfaktoren Abfluss (Modell, welches versucht die Larven anhand der Adulttiere (aus der Fangstatistik) zu prognostizieren) und Gänsesäger (Modell, welches versucht die Adulttiere anhand der Larven (aus der abschnittsspezifischen Hochrechnung) zu prognostizieren). Zudem wird eine jeweilige Startpopulation gebraucht – im Modell für die Larvenprognose sind dies die Adulttiere der Fangstatistik, im Modell für die Adultfischprognose sind dies die hochgerechneten Larvenzahlen pro Abschnitt. Schlussendlich wird das Prognosemodell der Larven mit der hochgerechneten Bestandesschätzung der Larven verglichen. Das Prognosemodell der 2<sup>+</sup>-Fische mit den 2<sup>+</sup>-Anteilen der Fangstatistik.

Auf die verschiedenen Jahre angewandt zeigt sich, dass das Prognosemodell der Larven oftmals relativ viel der Schwankungen erklären kann (siehe dazu auch Befund aus Kap. 4.2.9). Es gibt grössere Abweichungen in sämtlichen Abschnitten im Jahr 2016 und zudem gibt es eine grosse Abweichung im Abschnitt 203 im Jahr 2011 (viele Adultfische haben sich nicht zu vielen Larven transferiert). Im Falle der Prognose der 2<sup>+</sup>-Fische können zwar deutlich weniger Jahre erklärt werden, entgegen dem Befund aus Kap. 4.2.9, gibt es aber durchaus gewisse Jahre, die sich alleine anhand der Larven und des Einflusses des Gänsesägers erklären lassen (siehe Abbildung 28). Im Abschnitt 203 sind die Kurven mit Ausnahme des Jahres 2019 nicht sehr weit voneinander entfernt. Im Abschnitt 205 lassen sich neben 2019 auch 2018 und 2022 nicht sauber erklären (dies waren aber beides Hitzesommer – eventuell besteht da ein Zusammenhang). Im Abschnitt 208 hingegen gibt es nur wenige Jahre, die sich prognostizieren lassen. Auch hier fallen allerdings die deutlich abweichenden Jahre 2019 und 2022 auf. Zudem gilt es zu erwähnen, dass diese Simulation auch stark von den jeweiligen Anteilen an 2<sup>+</sup>-Fischen abhängt – diesbezüglich hat man bereits während der Auswertungen in Kap. 4.2.3 bemerkt, dass die Fische in Abschnitt 208 tendenziell kleiner waren und die Anteile deswegen allenfalls über die Längen-Alters-Transformation nicht sauber abgebildet werden.

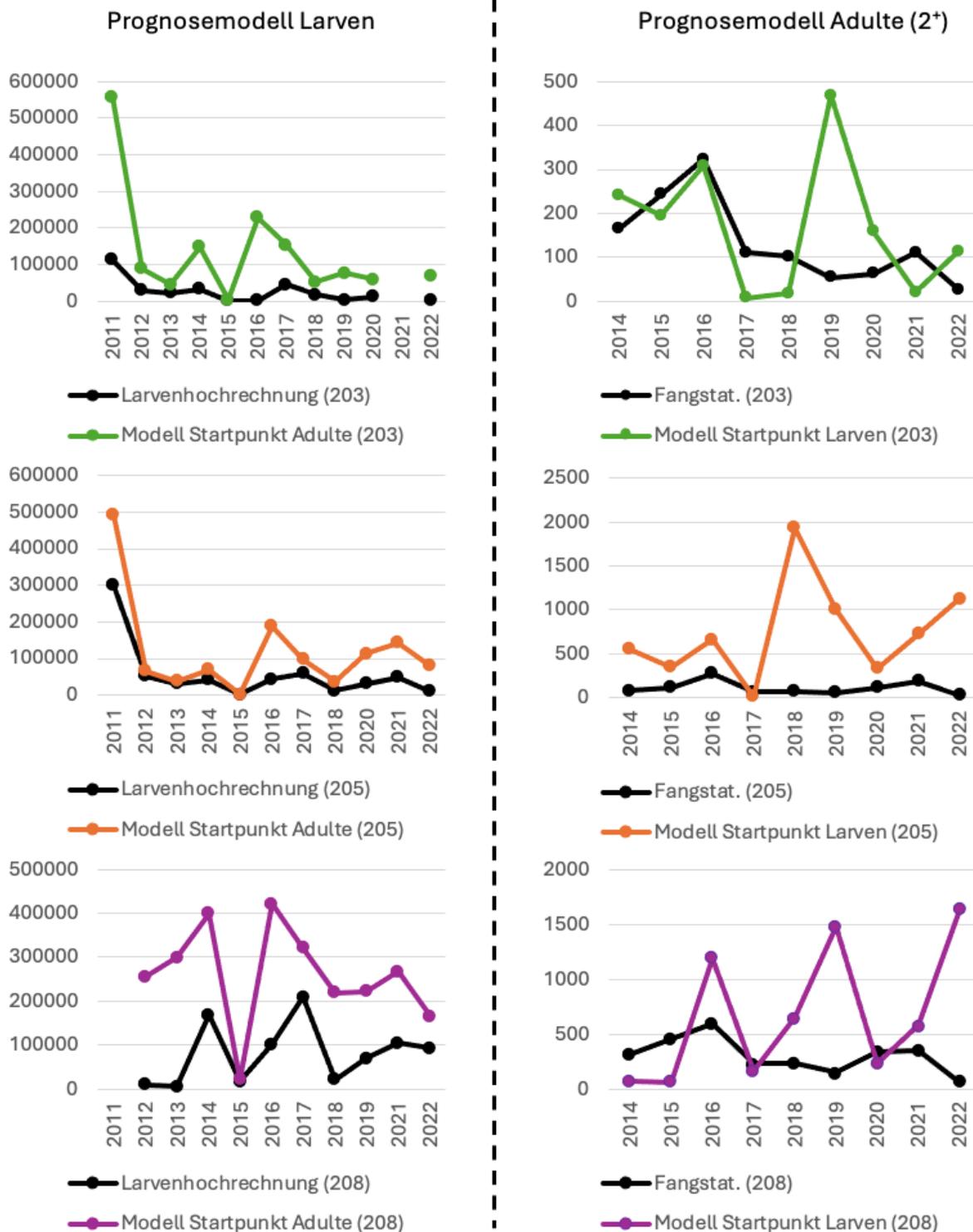


Abbildung 28: Übersicht über die pro Abschnitt anhand der definierten Basis-Überlebensraten sowie der Faktoren Anzahl Adultfische und Abfluss (linke Seite: Prognosemodell Larven) resp. der Faktoren Anzahl Larven und Gänsesäger (rechte Seite: Prognosemodell 2+-Fische) simulierten Prognosemodelle für einen definierten Zeitraum. Im Abschnitt 203 wurden 2021 keine Larven gefunden, weshalb dort kein Vergleich zur Simulation vorgenommen werden konnte. Ab dem Jahr 2022 fehlen Längenangaben zu den Äschenfängen, weshalb das Modell nicht weiter als 2022 Prognosen erstellen kann. Generell ist weniger auf das Niveau der Zahlen zu achten als vielmehr auf die jeweiligen Kurvenschwankungen.

Wichtig: einzelne Einflussfaktoren wirken zwar stadiumspezifisch, trotzdem bildet eine Population stets einen geschlossenen Kreis. Das heisst, sämtliche Einflussfaktoren haben einen Einfluss auf die Gesamtpopulation, da eine Populationsdynamik stets dem Lebenszyklus folgt. Somit bilden jegliche nachweislich grösseren Einflussfaktoren eine mögliche Stellschraube, um die Population in eine gewisse

Richtung zu steuern. Andersrum heisst das auch, dass Massnahmen zur Reduktion eines nachweislich grösseren Einflussfaktoren sich positiv auf die Gesamtpopulation auswirken (es gibt also nicht nur den einen Flaschenhals).

Erklären all diese Erkenntnisse den innerhalb dieser Studie zu untersuchenden Rückgang der Äsche von 2021 auf 2022? Zumindest bezüglich der Larven liefern die Modelle Hinweise darauf, dass der angesprochene Rückgang insbesondere über die Anzahl Laichtiere und den Abfluss erklärt werden kann. Bezüglich der Adulttiere (Rückgang in der Fangstatistik) lässt sich dies nicht klar sagen. Die simulierte Population, in der insbesondere der Gänsesäger als Einflussfaktor integriert wurde und die Anzahl Larven massgebend für die Anzahl Adulte sind, erklärt genau den Rückgang von 2021 auf 2022 nicht. Im Laufe dieser Auswertungen hat man aber auch gesehen, dass andere Faktoren gewisse Schwankungen erklären können. So insbesondere auch die Wassertemperatur. 2022 war ein Hitzejahr und es wäre nicht überraschend, wenn genau dies einen Effekt auf die resultierenden Adultfische hatte. Im Rahmen dieser Untersuchung konnten leider nur die Anzahl aneinanderfolgender Tage über einer gewissen Temperatur sowie die Maximaltemperatur im Sommer genauer untersucht werden. Die Maximaltemperatur zeigte einen leichten Effekt über alle Jahre. Da in der Phase zwischen Larvenstadium und Adultstadium aber sehr viele verschiedene Faktoren einen Einfluss haben können, können diese verschiedenen Einflussfaktoren sich auch gegenseitig «überlagern». Dadurch werden zum Teil gewisse Effekte der Einflussfaktoren nicht mehr ersichtlich, solange nicht ein multifaktorieller Ansatz gefunden wird, der alle entscheidenden Faktoren berücksichtigt. Unser Eindruck ist jedoch, dass die Temperatur sich stärker auswirkt, als dass wir dies in unseren Analysen sehen. Die Temperatur wirkt nicht zwingend nur direkt auf eine Population, sondern eben oftmals auch indirekt. So könnten sich z.B. Krankheiten (stadiums- oder geschlechterspezifisch) temperaturabhängig auf die Population auswirken.

#### 4.4 Massnahmenempfehlungen – Welche Massnahmen helfen der Äsche?

In den vorhergehenden Kapiteln wurde aufgezeigt, dass verschiedene Faktoren eine grosse Rolle spielen können, andere Faktoren vermutlich einen eher geringen Einfluss haben. Potenziell einen grossen Einfluss haben insbesondere:

- Befischungsdruck: grossen Einfluss auf Adultfische (und somit auch auf die daraus hervorgehenden Stadien)
- Abfluss: in Jahren mit hohem Abfluss sogar sehr grosser Einfluss auf die Larven
- Prädation durch Gänsesäger: grosser Einfluss auf die 0+/ 1+ Fische
- Temperatur: teilweise Effekte zu erkennen, insbesondere in Abschnitt 208 (zu Grossteil Restwasserstrecke) – diese Effekte können aber auch indirekt sein (anderer Faktor wird durch Temperatur bestimmt und beeinflusst seinerseits die Äschenpopulation)

Um diesen Faktoren entgegenzuwirken, stehen prinzipiell Massnahmen aus 3 Teilbereichen zur Verfügung: Lebensraumaufwertungen, Schonbestimmungen (Fischereimanagement), Besatz. Zusätzlich sind auch Massnahmen im Bereich Monitoring notwendig, um die Situation auch künftig möglichst gut dokumentieren und allenfalls weitere Massnahmen andenken zu können.

##### 4.4.1 Lebensraumaufwertungen

Bezüglich der Lebensraumaufwertungen sind grundsätzlich verschiedene Möglichkeiten vorhanden, um gewisse Stadien gezielt zu fördern.

###### Larven

Zum einen sind Uferstrukturierungsmassnahmen oder gar grössere Revitalisierungsmassnahmen (weit auslaufende Flachwasserzonen bei einer Erhöhung der Gewässerbreite – flache Neigung, sodass unabhängig des Abflusses Habitate zur Verfügung stehen, strukturierte Seitengerinne) denkbar. Die bisher getätigten Auswertungen lassen vermuten, dass die Larven in der Strecke 208 eine resilientere Population bilden. So erholten sich die Larvenbestände nach Hochwasserereignissen schneller und auf ein höheres Niveau. Hingegen scheinen die Larvenbestände der Strecken 203 und 205 nur eine geringe Resilienz zu haben (evtl. bereits zu stark reduzierte Populationsgrösse). Dementsprechend wären diese lebensraumfördernden Massnahmen für Larven insbesondere in den Strecken 203 und 205 sinnvoll. Ein

weiteres Argument für eine spezifische Förderung dieser Strukturen in diesen flussaufwärtsgelegenen Abschnitten ist, dass ein Gewässer grundsätzlich in Richtung flussabwärts durch Larven alimentiert wird. Es bestünde also die Hoffnung, dass bei mittleren Hochwassern die Abdrift zum einen reduziert wird (durch Strukturierungsmassnahmen) zum andern im Falle einer grösseren Abdrift diese Larven in flussabwärts gelegenen Bereichen zu einem gewissen Anteil Unterschlupf finden. Auch Seitenarme des Hauptgewässers können im Hochwasserfall die Funktion eines Rückzugshabitats für dieses Stadium einnehmen. Primär sollte das Ziel also sein, mit diesen Lebensraumaufwertungen dem Einflussfaktor Abfluss (und Prädation) entgegenzuwirken.

#### Juvenile & Adulte

Auch in Bezug auf juvenile Äschen machen Strukturierungsmassnahmen grundsätzlich Sinn. Ob damit allerdings einem der vermutlich grössten Einflussfaktoren, der Prädation durch Gänsesäger, entgegengewirkt werden kann, ist anzuzweifeln.

Zudem würden sich gezielte Massnahmen zur Rückhaltung von kühlem Wasser im Bereich von Kühlwasserrefugien (Zuflüsse, Grundwasseraufstösse etc.) anbieten. Speziell im Abschnitt 208 zeigte sich, dass die Temperatur vermutlich (ob indirekt oder direkt) einen gewissen Einfluss auf die Äschenpopulation haben kann. Neben Massnahmen zur Rückhaltung von Kühlwasserzonen bietet sich auch eine ausgiebige Beschattung durch Ufergehölze an. Da zu erwarten ist, dass im Zusammenhang mit dem Klimawandel die Wassertemperaturen auch künftig weiter ansteigen dürften und die Äsche eine Kühlwasserliebende Fischart ist, bieten sich Massnahmen im Zusammenhang Wassertemperatur generell an.

#### Vernetzung

Verschiedene Projekte stehen an, welche die Vernetzung zwischen den einzelnen Abschnitten wiederherstellen/ verbessern. Grundsätzlich sind bei der Äsche oftmals Zweifel damit verbunden, wie gut Fischaufstiegshilfen überhaupt angenommen werden. Es gibt aber Beispiele (z.B. Deutschland), wo Äschen die Fischaufstiegshilfen sehr gut angenommen haben. Zudem ist mit hoher Wahrscheinlichkeit keine Verschlechterung der Situation, sondern eher eine Verbesserung zu erwarten, wenn Fischaufstiegshilfen neu gebaut/ saniert werden.

Ein grosses Hindernis stellt aber weiterhin der Fischabstieg dar. Die Verdriftung der Larven ist an die Abflussaufteilung eines lokalen Wanderhindernisses gebunden. Im Falle von Wasserkraftanlagen ist oftmals der Turbinenkanal der am meisten beaufschlagte Korridor. Selbst mit einem Feinrechen mit geringem lichten Stababstand driften die Larven mit hoher Wahrscheinlichkeit also durch die Turbine. Die Überlebensraten sind dann oftmals nicht sehr hoch. Ein weiterer entscheidender Korridor ist der Wehrabstieg. Bei diesem Korridor ist grundsätzlich eine grosse Spannweite an Überlebensraten möglich. Bei unterspülten Wehren (z.B. Schleusen in Thun) ist aufgrund der hohen Fliessgeschwindigkeiten und der Druckunterschiede mit relativ hohen Mortalitäten zu rechnen. Selbiges trifft auf überströmte Wehre ohne entsprechendes Tosbecken zu. Im Falle von Streichwehren ist es stark wasserstandabhängig, ob und wie viele Individuen eine Passage unversehrt vollbringen. Je nach Standort wären betriebliche Massnahmen (insbesondere in Bezug auf die turbinierte oder über das Wehr abgegebene Wassermenge) zumindest im Hinblick auf die Äschenlarven voraussichtlich am zielführendsten.

### **4.4.2 Massnahmen zur Minderung des Prädationsdrucks**

#### Schonmass

Im Jahr 2011 wurde das Fangmindestmass auf 36 cm festgelegt. Grundsätzlich war dies ein Schritt in die richtige Richtung. Das Fangmindestmass beruhte auf der Analyse von Altersbestimmungen und soll einem Grossteil der Population erlauben mindestens einmal abzulaichen. Allenfalls lohnt sich nebst diesem Mindestmass der Einsatz eines Maximalmasses, sodass ein Fangfenster definiert werden kann. Fangfenster lohnen sich besonders dann, wenn der Befischungsdruck verhältnismässig hoch ist (hier vermutlich gegeben). Es erlaubt einem gewissen Teil der Population, der schnell heranwächst, das Maximalmass zu übersteigen und so wiederum geschützt zu sein. Dadurch selektiert das Fangfenster zum einen für ein schnelles Wachstum, zum andern sorgt es für eine breitere Altersklassenverteilung der Adultfische. Das Wachstum ist in der Aare bereits sehr hoch verglichen mit anderen Gewässern, was grundsätzlich also kein Argument für ein Fangfenster darstellen würde. Verschiedene Untersuchungen von Guthruf zeigen allerdings, dass die Altersklassenverteilung der Adultfische zu Zeiten mit

Befischungsdruck eher beeinträchtigt ist (verglichen zum Fangmoratorium). Dies wiederum wäre also ein Argument für ein Fangfenster, welches allerdings relativ eng gefasst werden müsste.

### Schonzeiten

Schonzeiten für die Äsche bestehen bereits relativ weit ausgedehnt. Eine noch weitere Ausdehnung wird als nicht sinnvoll erachtet.

### Schongebiete

Der Einfluss des Fangmoratoriums auf die Population ist auf verschiedenen Ebenen der Stadien erkennbar (Adulte → grosse Fangzahl nach Moratorium, Äschenlarvenzahlen hoch während Fangmoratorium inkl. 2011, anderes Niveau der Übergangsraten insb. bei 1<sup>+</sup>- zu 2<sup>+</sup>-Fischen bei Jaberg Beifängen). Dementsprechend wäre ein erneutes Fangmoratorium grundsätzlich sicherlich eine sehr gute (wenn nicht gar eine der besten) Lösungen, um der Äsche wieder etwas Luft zu geben. Fangmoratorien sind aber nicht immer einfach in ihrer Durchsetzung, die Fischer müssen ins Boot geholt werden.

Allenfalls könnte ein alternativer Ansatz sein, dass man ein zyklisches Fangmoratorium ins Auge fasst und jeweils eine der Strecken (203, 205, 208) für eine gewisse Zeit (mind. 3 Jahre) für die Angelfischerei sperrt, im folgenden Zeitraum dann die nächste. Dies liesse sich auch gut mit den bisherigen Erhebungsmethoden überprüfen (Fangstatistiken – idealerweise ergänzt um genauere Daten wie CPUE, Fangort/ effektive Befischungsstrecke an diesem Tag, Larvenkartierungen, wo möglich Beifänge des Laichfischfangs, Sonderfischfänge (insbesondere auch während des Fangmoratoriums und direkt danach)).

Auch Schonstrecken können eine Option sein. Insbesondere dann, wenn bestimmte Strecken bekannt sind, welche im jahreszeitlichen Verlauf von adulten Äschen vermehrt/ gehäuft aufgesucht werden.

### Fangzahlbeschränkungen und Entnahmemarken

Grundsätzlich gibt es im Kanton Bern bereits eine Fangzahlbeschränkung und es dürfen maximal 2 Äschen pro Tag/ 20 Äschen pro Jahr entnommen werden. Um die Äsche noch weiter zu schützen könnte über eine weitere Senkung der jährlichen Fangzahlbeschränkung nachgedacht werden. Dies macht allerdings nur dann Sinn, wenn mehrere Angler eine verhältnismässig hohe Ausbeute im Vergleich zu anderen Anglern vorweisen. Sind die Fänge hingegen relativ ausgeglichen unter den Anglern, macht eine niedrige jährliche Fangzahlbeschränkung keinen Sinn. Stattdessen gibt es noch das hierzulande kaum verbreitete System der Entnahmemarken. Grundsätzlich ist dies nichts anderes als eine von Anfang an festgelegte jährliche Fangzahlbeschränkung, welche aber über sämtliche Angler hinweg gilt. So könnte dieses System z.B. festschreiben, dass insgesamt maximal 100 Äschen pro Jahr an der Aare zwischen Thun und Bern entnommen werden müssen. Pro Äsche gibt es eine Marke, welche man erwerben kann. Sind sämtliche Marken weg, werden keine Äschen mehr gefangen. In Zeiten der Digitalisierung, wo auch immer öfters mit Online-Patenten oder gar mit Fangstatistik-Apps gearbeitet wird, liesse sich dies auch gut in eine App integrieren. Die Anzahl zu fangender Äsche kann prinzipiell jährlich neu festgelegt werden und könnte beispielsweise in Abhängigkeit der Larvendichte von vor zwei Jahren definiert werden (oder gar anhand eines Prognosemodells wie in Kap. 4.2.9 oder Kap. 4.3.2).

### Gänsesäger und Kormoranmanagement

Auch die gefiederten Prädatoren haben einen Einfluss auf die Äschenpopulation im betrachteten Aareperimeter. Folglich sollte nicht nur die Fischerei auf Äschen eingeschränkt, sondern auch die Prädation durch Gänsesäger und Kormoran in Grenzen gehalten werden.

## **4.4.3 Besatzmassnahmen**

Massnahmen im Bereich Besatz machen nur bedingt Sinn und sollten grundsätzlich nur in Form von Stützbesatz zum Einsatz kommen, wenn die Population zu «crashen» droht. Gemäss Guthruf (2021) findet die Dezimierung des Äschenbestandes zwischen dem Winter des ersten und Herbst des zweiten Lebensjahres statt und kann deshalb nicht mit regulärem Besatz in Form von Brut, Vorsommerlingen und Sommerlingen kompensiert werden. Daneben gäbe es bei Besatz zusätzlich das Risiko, dass die lokale Anpassung der Aare-Äschen bei einer Durchmischung mit an Zuchtbedingungen angepassten Fischen verloren geht und die Population insgesamt noch weniger resistent gegenüber den Einflussfaktoren wird. Ist allerdings ein genetischer Engpass zu befürchten, aufgrund von nur noch einigen wenigen laichfähigen

Individuen eines Geschlechts (im Falle der Aare wohl die Weibchen), könnte der erwähnte Stützbesatz eine Option darstellen. Vor einer solchen Massnahme sollte aber der Nachweis erbracht werden, dass die Population sich unterhalb der kritischen Dichte für einen solchen genetischen Engpass befindet.

#### 4.4.4 Monitoringmassnahmen

Mit den Äschenlarvenkartierungen, den im Rahmen der Laichfischfänge als Beifänge untersuchten Äschen, der gesondert geführten Äschenfangstatistik und den Sonderfischfängen durch ausgewählte Anglerinnen und Angler laufen bereits verschiedene Erhebungsprogramme. Sie liefern wichtige Informationen zu einzelnen Stadien der Aare-Äschenpopulation.

Die Fangstatistik könnte potenziell im Hinblick auf Äschen noch weiter ausgebaut werden. Angler, welche gezielt auf Äschen fischen könnten künftig den beim Angeln aufgewendeten Stundenaufwand festhalten. Damit würden die Fangstatistiken für solche Auswertungen, wie sie hier durchgeführt wurden, noch deutlich aussagekräftiger. Zudem liefern sie den umfangreichsten Datensatz (gesamter Betrachtungsperimeter, jahreszeitliche Übersicht).

Zusätzlich bietet es sich an jegliche Möglichkeiten für eine «sanfte» Markierungsmethode zu nutzen (z.B. farbliche Markierungen mittels Panjet). Eine der grössten Wissenslücken ist bislang die Abschätzung der tatsächlichen Populationsgrösse. Mittels dieser Markierungsmethoden könnten zumindest Anteile am Fang hochgerechnet werden und die Adultpopulation näherungsweise bestimmt werden. Dies hätte auch zur Folge, dass man dann zwei Abschätzungen auf Niveau Lebensstadium zur Verfügung hätte (Larven und Adultfische). Damit liesse sich hinsichtlich einer Populationsanalyse künftig vermutlich noch mehr wertvolle Erkenntnisse ableiten. Für eine Markierung bieten sich beispielsweise die Beifänge beim Laichfischfang auf Bachforellen an.

Im Weiteren sollte stichprobenartig auch das Geschlechterverhältnis der Äschen weiter überprüft werden. Das Risiko eines genetischen Engpasses aufgrund fehlender Weibchen wird als nicht unerheblich eingestuft.

Es hat sich ausserdem gezeigt, dass insbesondere im Abschnitt 208 allenfalls die hohen Sommertemperaturen einen Einfluss auf den Äschenbestand haben könnten. Da dies über weite Strecken eine Restwasserstrecke darstellt und sich das Wasser darin vermutlich noch schneller erwärmen kann, wäre eine separate Temperaturmessstelle / bzw. gesetzte Temperaturlogger im Bereich des Endes der Restwasserstrecke grundsätzlich ebenfalls wichtig und sinnvoll.

Schlussendlich hat sich bei den Untersuchungen im Rahmen dieses Projekts gezeigt, dass bezüglich der Faktoren Wasserqualität und Makrozoobenthos keine Aussage über einen möglichen Einfluss auf die Äschenbestände gemacht werden kann. Um dies künftig zu ermöglichen sind Zeitreihen für diese beiden Faktoren notwendig. Das heisst, dass im Idealfall jährliche Erhebungen des Makrozoobenthos an den gleichen Probenahmestellen durchgeführt würden. Im Falle der Wasserqualität gilt es mögliche kritische Stoffe für die Äsche ausfindig zu machen und im Anschluss ebenfalls Erhebungen zur Wasserqualität einzuleiten.

Wichtig erscheint uns: Unabhängig davon, welche Massnahmen geplant/ getroffen werden, sollte bereits im Vorfeld klar sein, wie dies künftig überprüft werden kann und soll.

## 4.5 Ausblick

Grundsätzlich konnten im Rahmen dieser Auswertung noch nicht sämtliche Ursachen für den Rückgang der Äsche erkannt und belegt werden. Insbesondere was in der Entwicklung zwischen dem Larvenstadium und dem Adultstadium vorgeht kann nicht im Detail erklärt werden. Aus unserer Sicht wäre es insbesondere sinnvoll, weitere Analysen mit den Temperaturdaten vorzunehmen. Man sollte den Temperatureffekt auf verschiedene Art und Weisen untersuchen, z.B. den Einfluss auf verschiedene Stadien, gibt es kombinatorische Effekte mit warmen Temperaturen und Abfluss, Krankheiten, Geschlechterverhältnis oder steigendem Stress in dieser Phase durch den Naherholungsdruck?

Generell bieten kombinierte Modelle im Hinblick darauf was zwischen dem Stadium der Larven und den Adulten alles wirkt, die wohl beste Option, um Antworten zu finden. Nur so können die bei Modellen mit einer Variablen (Einflussfaktor) vermutlich «überschatteten» Effekte entkoppelt werden.

Würden zudem zusätzliche/ weitere Erhebungen (CPUE der Anglerfänge, Markierungen der Fische zwecks Bestandesschätzung, Daten zu Altersstadien zwischen diesen beiden Eckpunkten (Larven, Adulte), rezentere Daten zum Geschlechterverhältnis etc.) vorliegen, könnte die Aussagekraft der Modelle deutlich verbessert werden.

Sollten dereinst die Prognosemodelle noch weiterentwickelt werden können, könnten sie eine wichtige Grundlage zu einer jährlich angepassten Bewirtschaftung der Äsche darstellen (Definition von Fangzahlen basierend auf Prognosen zur Anzahl erwarteten adulten Äschen).