



---

**Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring  
im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die  
Ausbringung von Flockungsmitteln in der  
Talsperre Spremberg  
Monitoringbericht 2022**



Auftraggeber

Lausitzer und Mitteldeutsche  
Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH  
Knappenstr. 1  
01968 Senftenberg

Auftragnehmer

Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow  
Im Königswald 2  
14469 Potsdam

Bearbeiter

Hühn<sup>1</sup>, D. & Pohl<sup>2</sup>, A.

<sup>1</sup> Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow, Potsdam

<sup>2</sup> Lauria - Büro für ökologische Gutachten, Dresden  
(Großmuschelmonitoring)

Technische Bearbeitung

M. Hennicke  
CTA S. Schiewe  
Fischerei-Ing. F. Weichler

# Inhaltsverzeichnis

1. Veranlassung und Durchführung .....	5
2. Methoden .....	7
2.1 Physikalische und wasserchemische Parameter .....	7
2.2 Untersuchungen des Makrozoobenthos.....	7
2.3 Jungfischmonitoring und Gesamtfischbestandsuntersuchung.....	8
2.4 Großmuschelmonitoring.....	12
2.5 Datenverarbeitung und statistische Auswertung .....	17
3. Die Talsperre Spremberg .....	18
3.1 Lage, Entstehung und Nutzung der Talsperre Spremberg.....	18
3.2 Morphometrische Daten .....	18
3.3 Physikalische und wasserchemische Parameter .....	23
4. Makrozoobenthos.....	32
5. Großmuscheln .....	37
5.1 Erfasste Großmuschelarten.....	37
5.2 Ergebnisse des Monitorings in den einzelnen Transekten.....	42
5.3 Häufigkeit, Altersstruktur, Besiedlungsdichte, Gefährdung und Begleitfauna .....	56
6. Fischbestand.....	61
6.1 Gesamtfischbestand .....	61
6.2 Jungfischmonitoring (Elektrofischerei).....	64
6.3 Pelagische Netze.....	67
6.4 Benthische Netze .....	70
6.5 Längen-Häufigkeits-Diagramme ausgewählter Fischarten .....	74
6.6 Räumliche Verteilung der Fische .....	83
7. Zusammenfassende Bewertung .....	87
8. Literatur.....	91
9. Anhang .....	95



# 1. Veranlassung und Durchführung

Die hydrologischen Veränderungen in den Gebieten des Braunkohletagebaus, insbesondere die ansteigenden Grundwasserspiegel und die veränderte Qualität der Oberflächenwasserströme, haben in einigen Gewässern zu schnellen und umfangreichen Veränderungen der Wasserqualität geführt. Diese Veränderungen (u. a. sinkende pH-Werte, erhöhte Sulfat- und Eisenkonzentrationen, Eisenockerbildung) können die Entwicklung der aquatischen Fauna beeinflussen. In der Lausitz sind vor allem die Spree, ihre Zuflüsse und demzufolge auch die Flachlandtalsperre Spremberg von den Veränderungen betroffen. In der Talsperre Spremberg und vor allem in der Vorsperre Bühlow wird ein Großteil der Eisenfracht der Spree durch Sedimentation zurückgehalten. Daher hat die Talsperre eine wichtige Schutzfunktion für die im Abstrom gelegenen Flussabschnitte (u. a. für den Spreewald).

Um die Sedimentationsgeschwindigkeit und den Eisenrückhalt in der Vorsperre zu erhöhen, wurden zwei Anlagen konzipiert (GIP GmbH Dresden), mittels derer Kalkmilch aus Kalkhydrat zur Anhebung des pH-Wertes und ein Flockungshilfsmittel (FHM) in die Vorsperre eingeleitet werden. Um eine ausreichend gute Durchmischung des Spreewassers mit der Kalkmilch zu erreichen, wurde die Kalkung an der Brücke in Spremberg-Wilhelmstal und die FHM-Dosierung vor dem Einlauf in die Vorsperre Bühlow installiert (Uhlmann 2015).

Die Behandlung des Spreewassers im Einlaufbereich der Vorsperre soll das Flockungsverhalten des Eisens verbessern und seine Sedimentation bei kürzeren Aufenthaltszeiten des Wassers erhöhen (Luckner et al. 2014). Als FHM wurde nach Angaben der GIP GmbH Dresden mit „Koaret PA 3230 T“ ein anionisches Polyacrylamid/Polyacrylat eingesetzt. Im Kalenderjahr 2021 lag die volumenspezifische Dosierung des Kalks im Mittel bei  $7,0 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$  (maximal  $13 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) und des FHM bei  $0,18 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$  (maximal  $0,24 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) (Uhlmann et al. 2022).

Der Betrieb der Anlage begann im August 2014 und war zunächst bis Ende des Jahres vorgesehen. Nach erfolgter Sanierung der Talsperre Spremberg durch das Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV, heute Landesamt für Umwelt [LfU]) im Jahr 2015 sollten die Konditionierungsanlagen weiter betrieben werden. Mit dem zweiten Nachtrag vom 03. November 2020 zur wasserrechtlichen Erlaubnis mit Reg.-Nr. 70.2-01-612-001-14 vom 25.06.2014 wurde die Erlaubnis zum Betrieb der Konditionierungsanlagen auf die LMBV mbH übertragen. Bis heute erfolgt eine kontinuierliche Konditionierung des Spreewassers in der Vorsperre Bühlow. Zur Erfüllung der Nebenbestimmungen der wasserrechtlichen Erlaubnis und naturschutzfachlichen Genehmigung zum Betreiben der beiden Konditionierungsanlagen wurde das Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow (IfB) durch die LMBV mbH beauftragt, das vorliegende fischereibiologische Monitoring durchzuführen, um eventuelle Auswirkungen der Wasserbehandlung auf Fische und Mollusken festzustellen bzw. auszuschließen.

Aus der fachlichen Vorabschätzung über die möglichen Auswirkungen der Flockungsmittel Weißkalkhydrat in Kombination mit dem Flockungshilfsmittel Koaret PA 3230 T auf den Fischbestand der Talsperre Spremberg (Lewin & Rümmler 2015) geht hervor, dass durch die

Substanzen selbst sowie die ausgebrachten Mengen, die weit unterhalb kritischer Grenzwerte liegen von keinen negativen Einflüssen auf den Fischbestand ausgegangen wird (z.B. Kerr et al. [2014], Buczek et al. [2017] oder Lewin & Rümmler [2015] für weitere Informationen). Im vorliegenden Bericht über die Auswirkungen der Wasserkonditionierung im Zulauf der Talsperre Spremberg auf den Fischbestand und die Mollusken wurden im Jahr 2022 umfangreiche Fischbestandsuntersuchungen einschließlich eines Jungfischmonitorings, einer Erfassung des Makrozoobenthos und eines Großmuschelmonitorings durchgeführt.

Zur Untersuchung des Fischbestandes erfolgten eine Elektrobefischung sowie eine Befischung mit pelagischen und benthischen Multimaschenstellnetzen. Aus diesen Fängen und der Gegenüberstellung früherer Befischungen (zusammengestellt in Lewin & Rümmler [2014] und Hühn et al. [2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021]) werden Aussagen zum derzeitigen Fischbestand einschließlich des Jungfischaufkommens und seiner Entwicklung in der Talsperre Spremberg abgeleitet.

Zum Monitoring des Makrozoobenthos wurden Bodenproben auf die Artenzusammensetzung und die Individuendichte untersucht. Die generierten Daten werden mit Daten aus den Vorjahren verglichen. Aus den Bestandsaufnahmen und dem Vergleich zwischen den Jahren werden Aussagen über die derzeitige Makrozoobenthosbesiedlung abgeleitet.

Das Monitoring der Großmuscheln beinhaltet eine qualitative und quantitative Erfassung der Muschelbestände und wurde 2019 bis 2022 durch das Büro Lauria - Büro für ökologische Gutachten - durchgeführt.

## 2. Methoden

### 2.1 Physikalische und wasserchemische Parameter

Während der Untersuchung der aquatischen Lebewesen in der Talsperre Spremberg wurden die Parameter Wassertemperatur ( $^{\circ}\text{C}$ ), pH-Wert, Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) und gelöster Sauerstoff ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) als vertikales Profil mit Sonden der Fa. WTW (TA 197 pH, FDO 925-P) bestimmt. Weiterhin wurde die Sichttiefe (cm) mit einer Secchi-Scheibe (Hydrobios, Kiel) ermittelt.

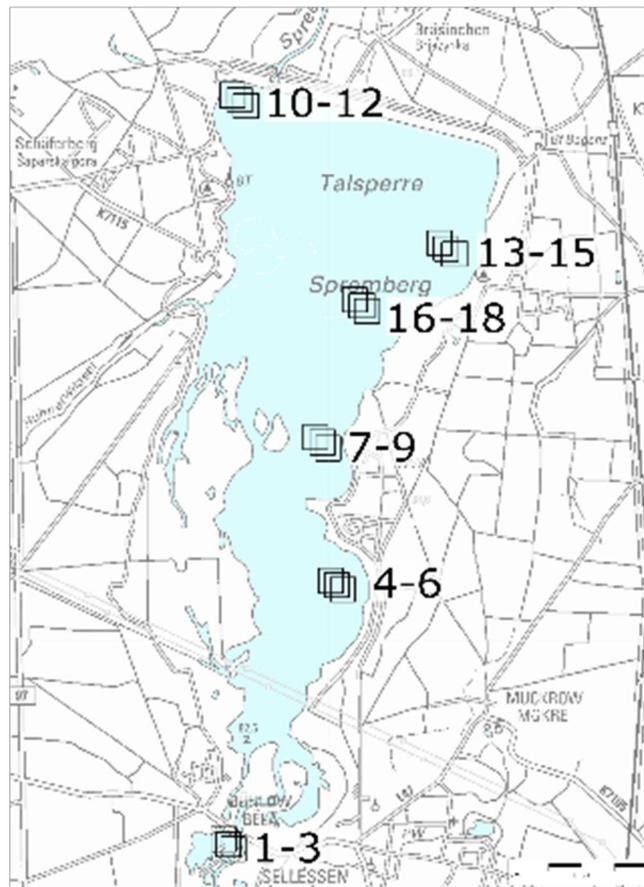
Für eine weiterführende Bewertung der Lebensbedingungen im Flachwasser, vornehmlich für Muscheln, wurden Datenlogger zur Erfassung der Wassertemperaturen in den Flachwasserbereichen eingesetzt. Dazu wurden von April bis August 2022 zwei Datenlogger (HOBO, Pendant Temperaturlogger [UA-001-64] mit einem Messintervall von 2 h) in der Talsperre ausgebracht. Die Datenlogger wurden am Westufer an der alten Steganlage am Nordstrand (N 51.651326° | O 14.385820°) sowie der Steganlage am Campingplatz (N 51.646371° | O 14.386062°) installiert. Aufgrund von geringen Wasserständen im Sommer 2022 fiel ein Datenlogger trocken, weshalb lediglich die Daten des Datenloggers vom Nordstrand ausgewertet werden konnten.

### 2.2 Untersuchungen des Makrozoobenthos

Zur Untersuchung der Benthosorganismen wurden am 31. August und 01. September 2022 insgesamt 18 Bodenproben entnommen. Die Probenahme erfolgte entlang von sechs Transekten über das Gewässer, so dass Proben aus unterschiedlichen Gewässerbereichen und -tiefen genommen werden konnten. Beprobt wurde der nördliche Bereich (6 Proben, Probennummer 10 - 15), der mittlere Bereich (6 Proben, Probennummer 7 - 9 und 16 - 18) und der südliche Bereich der Talsperre (6 Proben, Probennummer 1 - 6) (Abb. 1).

Die Bodenproben wurden mit einem Bodengreifer nach Ekman-Birge (Kantenlänge 15 cm) entnommen, ausgesiebt (0,5 mm Maschenweite), weitgehend vom Wasser getrennt und mit 100% igem Ethanol fixiert. Das Makrozoobenthos aus den Siebrückständen wurde im Labor unter einer Stereolupe ausgelesen und die taxonomischen Gruppen bestimmt. Als Bestimmungsliteratur wurden Müller (1985), Schmedtje & Kohmann (1992), Glöer (2002), Heidemann & Seidenbusch (2002), Neu & Tobias (2004) und Ohrendt & Spies (2009) verwendet. Anschließend wurden Abtropf- und Trockenmasse (Trocknung über 12 h bei  $105^{\circ}\text{C}$ ) bestimmt. Die Anzahl der Benthosorganismen sowie die Trockenmasse wurden auf  $1\text{ m}^2$  Gewässergrund bezogen.

Zur Abschätzung eines potenziellen Einflusses des eingebrachten Flockungshilfsmittels und des Kalkhydrates werden im vorliegenden Bericht mit gleicher Methodik gewonnene Daten aus den Jahren 2014 bis 2021 dargestellt und mit den aktuellen Ergebnissen verglichen.



**Abb. 1:** Lage der Probenahmestellen zur Untersuchung der Benthosorganismen in der Talsperre Spremberg, September 2022 (Karte: Top 50 Brandenburg)

### 2.3 Jungfischmonitoring und Gesamtfischbestandsuntersuchung

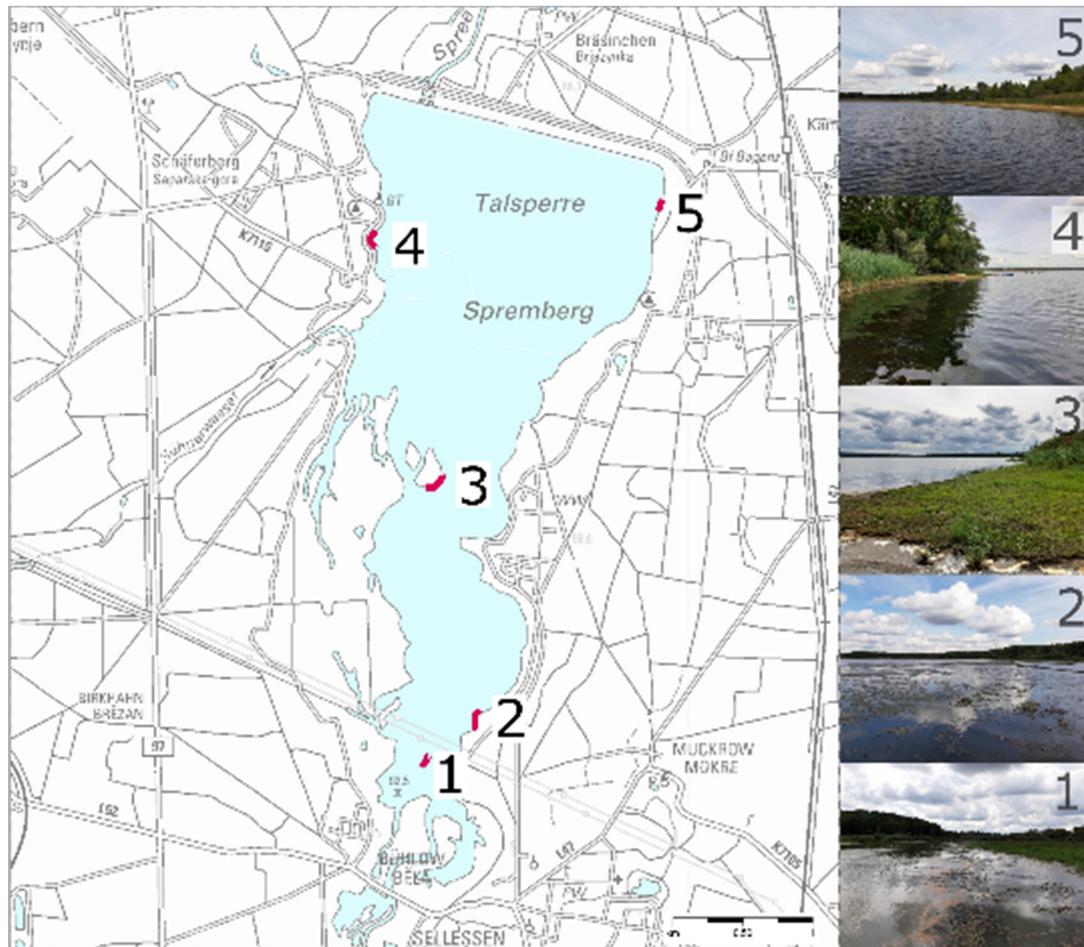
Das Monitoring des Fischbestandes in der Talsperre Spremberg erfolgte über eine Kombination aus Elektrofischerei und Multimaschen-Stellnetzen. Während die Elektrofischerei eine bewährte Methode zur Untersuchung von Fischbeständen in den Uferregionen (Litoral) von Gewässern darstellt und aufgrund ihrer aktiven Fangwirkung auch die Herstellung von quantitativen Bezügen zu beprobten Flächen erlaubt, eignet sie sich nicht für die Erhebung von Fischbeständen im Freiwasser (Pelagial). Daher erfolgte des Weiteren ein Einsatz benthischer und pelagischer Stellnetze im freien Wasserkörper unter Anwendung der Europäischen Norm DIN EN 14757:2015.

#### Elektrofischung

Für das Monitoring des Jungfischauftommens wurden am 31. August 2022 fünf Uferabschnitte mit einer Mindestlänge von 100 m mit einem Elektrofischereigerät der Fa. Grassl (EL 63) befischt (Tab. 1). Das Gerät war mit einer Anode mit eingeschlagenem Kescher (40 cm Anodendurchmesser) und einer vier Meter langen Kupferkatode ausgerüstet.

Die Befischungen erfolgten von einem Boot aus mit Gleichstrom. Dabei wurden gegenüber den Vorjahren vergleichbare Strecken befischt. Wie auch schon in den Jahren 2018 bis 2020

(Hühn et al. 2020) mussten die Befischungstrecken im Jahr 2022 bedingt durch den niedrigen Wasserstand der Uferlinie folgend weiter zur Gewässermitte verlagert werden (Abb. 2). Das wiederholte Befischen der gleichen Strecken erlaubt einen Vergleich der Jungfischgemeinschaft an den einzelnen Untersuchungsstandorten. 2022 wurde die Elektrofischerei auf eine Gesamtstrecke von 599 m in der unmittelbaren Uferzone durchgeführt.



**Abb. 2:** Probestellen des Jungfischmonitorings in der Talsperre Spremberg im September 2015 bis 2022. Gekennzeichnet sind die fünf mit dem Elektrofischereigerät befischten Strecken. Fotos beschreiben die Situation während der Befischung im Untersuchungsjahr 2022. (Karte: Top 50 Brandenburg).

### Stellnetzbefischungen

In der Woche vom 05. bis 09. September 2022 wurden 24 benthische und zwei pelagische Multimaschenstellnetze (Tab. 1) über Nacht, d. h. ab etwa 19:00 bis ca. 8:00 Uhr des Folgetages gestellt. Die benthischen Netze der Europäischen Norm setzen sich aus 12 Maschenweiten zwischen 5 und 55 mm zusammen. Bei unserer Beprobung wurden die benthischen Multimaschenstellnetze um vier Paneele von je 2,5 m Länge der Maschenweiten 70, 90, 110 und 135 mm ergänzt, um auch große Fische nachweisen zu können (vgl. Prchalová et al. 2009). In der Folge wiesen die Netze bei einer Höhe von 1,5 eine Gesamtlänge von 40 m auf. Die

Fänge der zusätzlichen Maschenweiten wurden separat erfasst. Die eingesetzten pelagischen Multimaschenstellnetze setzten sich aus 11 Maschenweiten zwischen 6,25 und 70 mm zusammen. Die Netze hatten eine Gesamtlänge der pelagischen Netze betrug 27,5 m und waren 2,5 m hoch.

Die Standorte der Netze wurden mittels GPS - Ortung (SIMRAD NSS EVO3) dokumentiert.

### **Fangaufnahme und Vergleiche**

Von allen gefangenen Fischen wurde die Art bestimmt und die Totallänge (mm) und Masse (g) gemessen. Aufgrund der geringen zu erwartenden Stückmassen von weniger als einem Gramm (z. B. Cypriniden der Altersklasse 0+) bei der auf juvenile Exemplare ausgerichteten Elektrofischerei wurde auf eine Dokumentation der Stückmassen verzichtet.

Zusätzlich zur Auswertung der Fänge im Jahr 2022 wurden weitere Daten aus früheren Fischbestandsuntersuchungen dargestellt und mit den Ergebnissen der Bestandserfassung 2022 verglichen. Alle älteren Daten zum Fischbestand sowie eine Beschreibung der Methodik sind den früheren Monitoringberichten zusammengefasst. Vergleiche wurden nur bei einheitlicher Methodik durchgeführt. Im Detail wurden Daten der Elektrofischerei aus den Jahren 1997, 2009 und 2015 bis 2022 sowie Daten der Stellnetzfisherei aus den Jahren 2009 und 2014 bis 2022 in den vorliegenden Monitoringbericht integriert.

**Tab. 1:** In der Talsperre Spremberg eingesetzte Fischereimethoden und -geräte

Datum	Fischereimethode/ -gerät	Streckenanzahl, -länge bzw. Netzanzahl und -fläche
Nov. 1997	Elektrofischerei	600 m, 1 Teilstrecke
	MGN (benthische Netze)	1 St., 864 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 6 - 75 mm
Juni 2009	Elektrofischerei	1.048 m, 6 Teilstrecken
	MMG (benthische Netze)	3 St., 864 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 30 - 75 mm
	GGN	5 St., je 60 m <sup>2</sup> , Maschenweite: 45 mm
	MGN (benthische Netze)	34 St., je 48,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
Mai 2014**	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 180 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
	MPN (pelagische Netze)	3 St., je 68,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2015**	Elektrofischerei	664 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
	MPN (pelagische Netze)	3 St., je 68,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2016**	Elektrofischerei	700 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 5 - 70 mm,
	MPN (pelagische Netze)	3 St., je 68,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2017**	Elektrofischerei	628 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
	MPN (pelagische Netze)	3 St., je 68,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2018**	Elektrofischerei	604 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 68,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2019**	Elektrofischerei	787 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 60 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 5 - 55 mm zzgl. 70, 90, 110 und 135 mm***
	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 68,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2020**	Elektrofischerei	825 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 60 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 5 - 55 mm zzgl. 70, 90, 110 und 135 mm***
	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 68,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2021**	Elektrofischerei	560 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 60 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 5 - 55 mm zzgl. 70, 90, 110 und 135 mm***
	MPN (pelagische Netze)	3 St., je 68,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2022**	Elektrofischerei	599 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 60 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 5 - 55 mm zzgl. 70, 90, 110 und 135 mm***
	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 68,75 m <sup>2</sup> , MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm

MGN, MMG = benthische Multimaschengrundstellnetze, MPN = pelagische Multimaschenstellnetze, GGN = großmaschige Grundstellnetze, \* = Spannweite der Maschenweiten, \*\* = Befischung nach dem europäischen Standard DIN CEN 14757:2015, \*\*\* vgl. Prchalová et al. (2009)

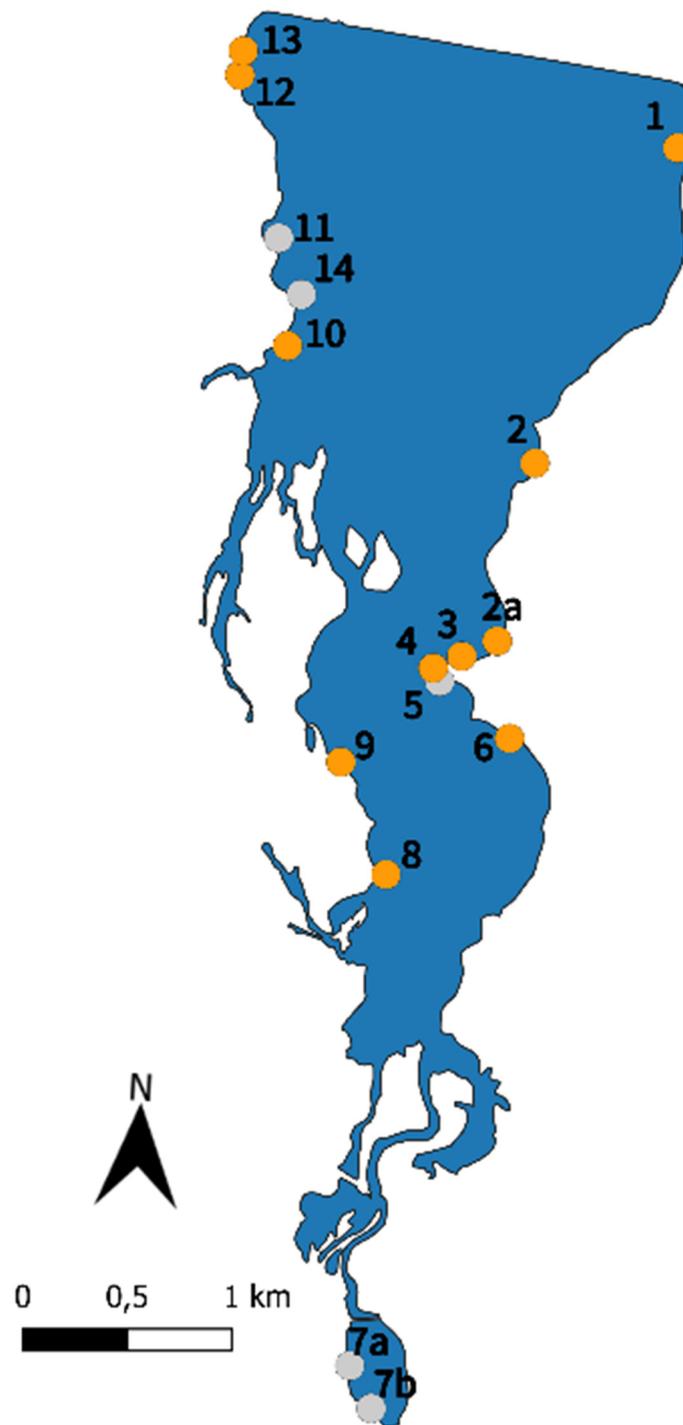
## 2.4 Großmuschelmonitoring

Die Beprobung der Großmuschelfauna in der Talsperre Spremberg erfolgte entlang von Transekten. Bereits im Jahr 2015 wurden durch qualitative stichprobenartige Erfassung der Großmuscheln 13 Untersuchungstransekte festgelegt (Hühn et al. 2015; Abb. 3). Ein Teil dieser Transekte wiesen kein Muschelvorkommen auf (siehe Hühn et al. 2015 für Details) und war durch Habitatbedingungen geprägt, die eine schnelle Wiederbesiedelung durch Großmuscheln nicht erwarten ließen. Diese wurden in den Folgejahren nicht mehr untersucht, weshalb sich die Zahl auf zehn Transekte reduzierte (Abb. 3, Tab. 2). In den vergangenen Monitoringjahren waren einige Transekte stark durch niedrige Wasserstände beeinträchtigt. Um zu vermeiden, dass die Monitoringergebnisse übermäßig durch Effekte variierender Wasserstände beeinflusst werden (vgl. Hühn et al. 2021), wurde die Anzahl der Transekte in tiefen Gewässerbereichen erhöht, ohne dabei das Monitoring in den flacheren Transekten zu reduzieren. Im Jahr 2022 wurden zwischen dem 31. Juli und 21. September 2022 sieben Transekte in flachen und vier in tieferen Gewässerbereichen auf Muschelvorkommen geprüft. Während in den tieferen Bereichen die Beprobung primär durch Tauchkartierung erfolgte, konnten die anderen Transekte begangen werden. Fünf der untersuchten Transekte befanden sich am Westufer, sechs am Ostufer der Talsperre.

Die Größe der untersuchten Teilprobeflächen wurde an allen elf Untersuchungspunkten gegenüber der methodischen Vorgabe zur Mindestgröße (5 m<sup>2</sup>) erweitert, um die Aussagekraft der erhaltenen Daten zu verbessern. Es wurde an jedem Untersuchungspunkt eine Fläche zwischen 8 und 12 m<sup>2</sup> beprobt.

Bei der qualitativen stichprobenartigen Erfassung der Großmuscheln in durchwatbaren Gewässertransekten wurde in folgenden Schritten vorgegangen:

- Abstecken und Eingrenzen der Transekte mit Fluchtstangen und Leinen (vgl. Abb. 4)
- Beharken und/oder Bekeschern des Sohlssubstrats mit Gartenharke (Zinkenabstand 1,0 cm) bzw. Drahtsiebkescher (Maschenweite 9 mm)
- Abtasten des Sohlssubstrats und Entnahme der Muscheln mit den Händen in sehr flachem Wasser (< 40 cm)
- Erfassung der Begleitfauna durch „Beifänge“ beim Keschern bzw. Harken und Aufsammeln am Strand in der Nähe der Untersuchungsflächen
- Erfassung der Koordinaten der Probennamestelle mittels GPS - Ortung (Garmin GPSMAP 64) in der Mitte der abgesteckten Transekte.



**Abb. 3:** Lageplan der Untersuchungstransecte der Großmuschelerfassung in den Jahren 2015, 2016, 2017 und 2019 bis 2022 in der Talsperre Spremberg. Transecte mit grau gekennzeichnete Transecte wurden ausschließlich 2015 untersucht. (Karte: Top 50 Brandenburg)



**Abb. 4:** Vorbereitung und Abstecken der Untersuchungstransecte (Transect 9) (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

In den tiefen, nicht durchwatbaren Gewässertransecten wurden die folgende Vorgehensweise zur Erfassung der Großmuscheln angewandt:

- Beprobung durch Gerätetauchgänge mit Pressluft
- Abstecken und Eingrenzen der Transecte mit Fluchtstangen und Leinen
- Abtasten der Gewässersohle und Aufsammeln der Großmuscheln und anderer Mollusken
- Erfassung der Begleitfauna durch Aufsammeln am Strand in der Nähe der Untersuchungsflächen
- Erfassung der Koordinaten der Probennamestelle mittels GPS - Ortung (Garmin GPSMAP 64) an der Einstiegsstelle am Ufer

Tabelle 2 gibt Auskunft über die in den einzelnen Transecten angewandten Erfassungsmethoden. Die erfassten Großmuscheln wurden nach Arten sortiert, ausgezählt und fotodokumentiert (siehe Anhang). Informationen zu den einzelnen Untersuchungstransecten sowie deren Lage werden in Kapitel 5 dargestellt.

**Tab. 2:** Untersuchungstransecte und angewandte Erfassungsmethoden an der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2022

Transekt	Untersuchungsjahr				
	2015	2016	2017	2019 bis 2021	2022
T 1	Bekeschung		Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung
T 2	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung
T 2a					Tauchkartierung
T 3	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung
T 4	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung
T 5	Tauchkartierung	Tauchkartierung			
T 6	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung
T 7a	Bekeschung				
T 7b	Bekeschung				
T 8	Bekeschung	Tauchkartierung	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung
T 9	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung
T 10	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung	Bekeschung
T 11	Bekeschung				
T 12	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung
T 13	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung
T 14			Tauchkartierung		

Neben der dargestellten Erfassung der Großmuscheln durch Beharken und/oder Bekeschern des Sohlssubstrats bzw. Gerätetauchgänge mit Pressluft wurde 2022 der Einsatz einer Bodendredge zur Muschelerhebung getestet. Ziel war es, eine alternative Methode zur Erfassung der Muscheln durch Gerätetauchgänge in nicht durchwatbaren Gewässerbereichen zu prüfen. Die Bodendredge (Abb. 5) mit einer Gesamtmasse von 9,5 kg und einer Netzbeutelöffnung von 50 x 20 cm wurde dazu an fünf Transecten über den Boden zum Ufer gezogen. Die Maschenweite des Netzbeutels betrug 6 mm. In Abhängigkeit vom Sohlssubstrat erlaubt diese Methode durch den bekannten zurückgelegten Weg über die Gewässersohle eine genaue Bestimmung der beprobten Fläche und somit eine Ermittlung der Großmuscheldichte.

**Abb. 5:** Eingesetzte Bodendredge (Fa. Hydrobios, Kiel)

Bei den durchgeführten Probezügen konnten Großmuscheln der drei in der Talsperre vorkommenden Großmuschelarten aus unterschiedlichen Altersklassen nachgewiesen werden (Abb. 6). Aufgrund der unterschiedlichen Methoden wurde von einem Vergleich der mittels Bodendredge bzw. Tauchkartierung festgestellten Muschelbestandsdichten abgesehen. Abschließend kann der Einsatz der Bodendredge als eine mögliche alternative Erfassungsmethode zur aufwendigen und teilweise durch sehr geringe Sicht beeinträchtigten Tauchkartierung betrachtet werden. Für das zukünftige Monitoring der Großmuscheln in der Talsperre Spremberg könnte der Einsatz der Bodendredge in Betracht gezogen werden.



**Abb. 6:** Beispiele der durch den Einsatz der Bodendredge 2022 in der Talsperre Spremberg erfassten Großmuscheln

## 2.5 Datenverarbeitung und statistische Auswertung

Die Fänge der Fischbestandserhebungen wurden in Einheitsfänge, d. h. in Fänge (Stückzahl bzw. Masse) pro Aufwandseinheit umgerechnet. Als relatives Maß der Fischbestandsgröße erlauben Einheitsfänge eine vergleichende Betrachtung zwischen unterschiedlichen Beprobungsstellen und -zeitpunkten. Die Einheitsfänge der Elektrofischerei geben die Anzahl der gefangenen Fische pro 100 m elektrisch gefischter Strecke wieder (Fische·100 m<sup>-1</sup>). Die Fänge der Stellnetzfisherei wurden in den numerischen Einheitsfang (Fische·100 m<sup>-2</sup> Stellnetzfläche) und den biomassenbezogenen Einheitsfang (Fischbiomasse bzw. kg·100 m<sup>-2</sup> Netz) je Stellnetznacht umgerechnet. Zur Errechnung der Einheitsfänge der benthischen Multimaschenkiemennetze wurden nur die Fänge und Netzflächen der Maschenweiten 5 - 55 mm berücksichtigt.

Längen-Häufigkeits-Diagramme erlauben Aussagen über den Größenklassenaufbau der entsprechenden Population und damit indirekt auch über die Altersstruktur der Population. Bei einer ausreichenden Anzahl gefangener Fische einer Art wurden die Längen in 5 mm - Klassen eingeteilt und die Häufigkeiten der entsprechenden Klassen in Längen - Häufigkeitsdiagrammen dargestellt.

Zur Beschreibung von Fischgemeinschaften dient neben der Anzahl der Fischarten auch die Artendiversität. Dazu wurde unter Anwendung nachfolgender Gleichung der SHANNON-Index berechnet, der nicht nur die Artenanzahl, sondern auch die Verteilung der Individuen berücksichtigt.

$$H' = -\sum \frac{n_i}{n} \ln \frac{n_i}{n}$$

Dabei ist  $n$  = Gesamtzahl der Individuen aller gefundenen Arten und  $n_i$  = Anzahl der Individuen einer Art. Die Ergebnisse variieren zwischen sehr geringen Werten für Gemeinschaften mit nur einer Art bis zu hohen Werten für Gemeinschaften mit vielen Arten und jeweils nur wenigen Individuen. Die „Evenness“  $E$  ist ein Maß für die Gleichverteilung der Individuen einer Stichprobe auf die Arten und berechnet sich aus dem Diversitäts-Index gemäß der Formel:

$$E = H' / \log(\text{Artenzahl}).$$

Die Evenness kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Je näher die Werte bei 1 liegen, desto geringere Unterschiede bestehen in der relativen Häufigkeit der Arten. Die Indizes ( $H'$ ,  $E$ ) wurden mit der Software PAST 3.0.1 (Hammer et al. 2001) berechnet.

Benthosdichten und -trockenmassen sowie die numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge aus den benthischen Stellnetzen wurden mittels einfaktorieller Varianzanalysen (ANOVA) auf statistische Unterschiede zwischen den drei Trübungsbereichen bzw. zwischen den Jahren getestet. Die Daten wurden mit dem Levene-Test auf Varianzhomogenität geprüft. Um die Voraussetzung der Varianzhomogenität zu erfüllen, erfolgte eine logarithmische Transformation (log10) der Daten. Multiple Vergleiche wurden mit dem Tukey's HSD Post-hoc-Test durchgeführt. Statistische Tests erfolgten mit der Statistiksoftware R (R Development Core Team 2013) Version 3.0.1 (Signifikanzniveau  $\alpha = 0,05$ ).

### **3. Die Talsperre Spremberg**

#### **3.1 Lage, Entstehung und Nutzung der Talsperre Spremberg**

Die im oberen Mittellauf der Spree gelegene Talsperre Spremberg befindet sich ca. 13 km südöstlich von Cottbus im Landkreis Spree-Neiße im Bundesland Brandenburg. Naturräumlich liegt die Talsperre im eiszeitlich (Elster-, Saale-, Weichseleiszeit) geprägten Altmoränengebiet des Norddeutschen Tieflandes in der naturräumlichen Großeinheit Lausitzer Becken- und Heideland im Bereich der Cottbusser Sandplatte. Diese besteht aus flachwelligen und zumeist sandigen Grundmoränen und Geschiebesandflächen in 75 bis 155 m Höhe (m NHN). Die Cottbusser Sandplatte wird von der Spree durchquert, die durch die Talsperre Spremberg, die am Durchbruchtal der Spree durch den Niederlausitzer Grenzwall angelegt wurde, aufgestaut wird. Östlich der Spree liegen viele Muldentäler. Die sandigen Böden sind durch Kiefernwälder und landwirtschaftliche Nutzflächen geprägt. Im Süden schließt sich der Lausitzer Grenzwall an, im Norden ein Schwemmsandfächer, der ins Baruther Urstromtal führt (Scholz 1962).

Die zwischen 1958 und 1965 errichtete Talsperre wurde zur Stromgewinnung, zum Hochwasserschutz und zur Erhöhung des Niedrigwasserabflusses der Spree in Zeiten geringer Niederschläge angelegt. Bis in die 1990er Jahre des letzten Jahrhunderts wurde die Talsperre auch für die Wasserversorgung der inzwischen stillgelegten Kraftwerke Lübbenau und Vetschau genutzt.

Der südliche Bereich der Talsperre (344 ha Fläche) ist als FFH-Gebiet „Talsperre Spremberg“ (Gebietsnr. 4352-301) ausgewiesen (Abb. 7) und beinhaltet Lebensraumtypen der Still- und Fließgewässer sowie Feuchtgebiete (Naßwälder, feuchte Hochstaudenfluren, Versumpfungsfelder). Darüber hinaus ist die gesamte Wasserfläche der Talsperre Spremberg Teil eines Naturschutzgebietes mit einer Größe von 987 Hektar (GVBl.II/04, [Nr. 25]). An den Stausee schließt sich dem Verlauf der Spree folgend das FFH-Gebiet „Biotopverbund Spreeaue“ (Gebietsnr. 4252-302) an. Des Weiteren ist der Stausee ein wichtiges Naherholungsgebiet und das größte Angelgewässer in der Region.

#### **3.2 Morphometrische Daten**

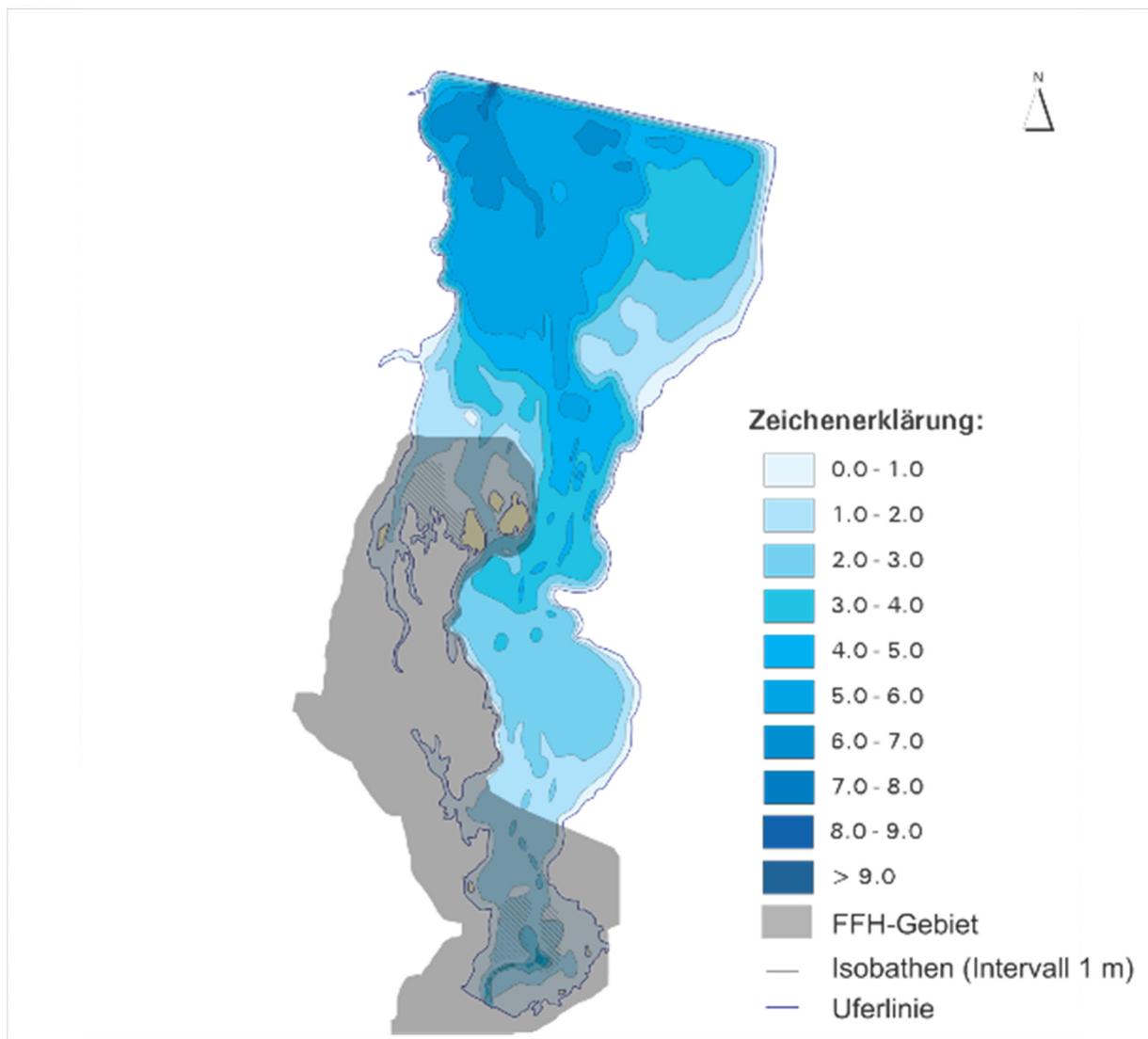
Mit einer Fläche von 683 ha ist die Talsperre Spremberg die größte Talsperre in Brandenburg. Der Gesamtstauraum beträgt 42,7 Mio. m<sup>3</sup>, die effektive Länge rund 5,8 km und die effektive Breite rund 2,1 km. Das Einzugsgebiet ist rund 2.225 km<sup>2</sup> groß (Steckbrief Seen EG-WRRL, <http://www.lugv.brandenburg.de/~>). Die maximale Tiefe liegt bei 10 Metern. Wesentliche morphometrische Daten der Talsperre sind in Tabelle 3 dargestellt.

Aufgrund der geringen Wassertiefe (Abb. 7) ist die Talsperre Spremberg polymiktisch geschichtet. Nur in den tiefen Bereichen nahe dem Grundablass kann es temporär zu einer thermischen Schichtung kommen.

Die Talsperre lässt sich in drei Bereiche gliedern. In Folge der Windexposition weisen der nördliche und der mittlere Bereich ein geschlossenes und rotierendes Strömungsfeld auf. Der

flache südliche Bereich ist hingegen durch eine süd-nord gerichtete Strömung gekennzeichnet. Diese Struktur beeinflusst den Wasseraustausch zwischen den Bereichen und kann zur Ausbildung chemischer Gradienten in der Talsperre beitragen (Bilek & Koch 2012).

Die Spree ist der wesentlichste Zufluss der Talsperre. Sie mündet südlich in das Staubecken und setzt sich im Norden unterhalb des Grundablasses fort. Von weitaus geringerer Bedeutung ist der in die Talsperre mündende Bach Hühnerwässerchen. Die Verweilzeiten des Wassers in der Talsperre liegen in Abhängigkeit von Wetter und Zufluss zwischen 10 und 40 Tagen. Die stromaufwärts gelegene Vorsperre Bühlow schützt die Talsperre vor dem Eintrag von Geschiebe.



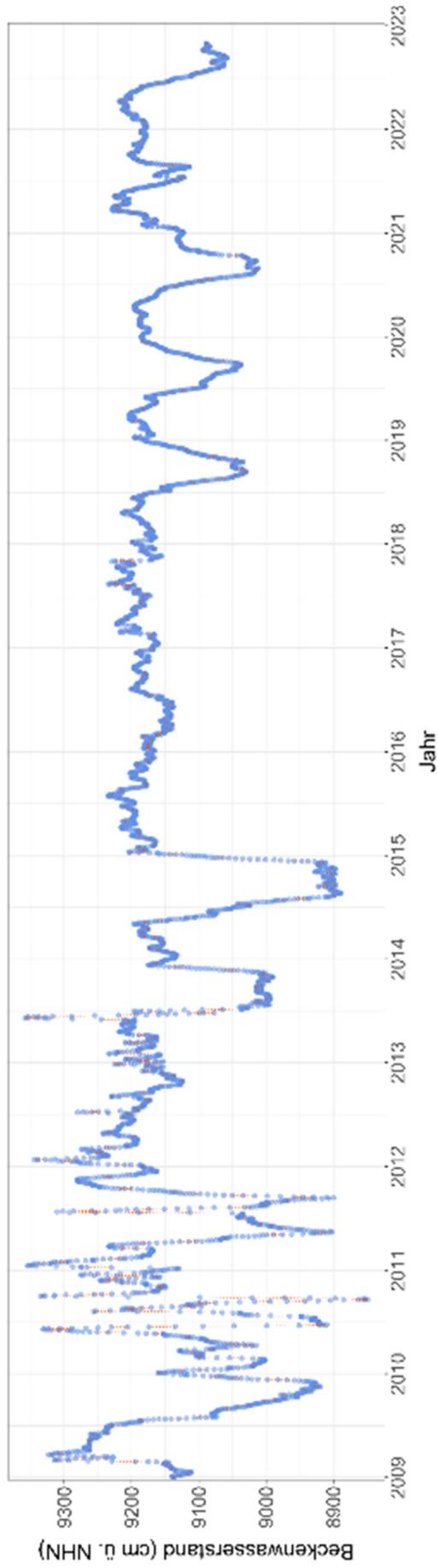
**Abb. 7:** Tiefenkarte der Talsperre Spremberg (Karte: LfU). Das Flora-Fauna-Habitat-Gebiet in der Talsperre Spremberg ist grau dargestellt.

**Tab. 3:** Morphometrische Daten der Talsperre Spremberg

<b>Gewässerbereich</b>			
<b>Talsperre Spremberg</b>	Stauziel (cm ü. NHN)	9.200	
	höchstes Stauziel (cm ü. NHN)	9.415	
	Absenkziel (cm ü. NHN)	8.800	
	tiefstes Absenkziel (cm ü. NHN)	8.500	
	Speicherinhalt Stauziel (Mio. m <sup>3</sup> )	21,06	
	Speicherinhalt höchstes Stauziel (Mio. m <sup>3</sup> )	38,47	
	Wasserfläche Stauziel (m <sup>2</sup> )	6.814.668	
	Wasserfläche höchstes Stauziel (m <sup>2</sup> )	8.990.876	
	mittlere Tiefe Stauziel (m)	3,09	
	mittlere Tiefe höchstes Stauziel (m <sup>2</sup> )	4,28	
	maximale Wassertiefe (m)	10	
	<b>Vorsperre Bühlow</b>	mittlere Tiefe (m)	2,5 - 3,0
		Länge (m)	ca. 520
Breite (m)		ca. 275	
Volumen (m <sup>3</sup> )		300.000	
Verweilzeit (h)		< 1 - 8	

(Daten: Bilek & Koch 2012, Gerbothe et al. 2013, Uhlmann et al. 2013)

Abbildung 8 stellt die Variation des Beckenwasserstandes in der Talsperre Spremberg in den Jahren 2009 bis Oktober 2022 dar. Daraus wird ersichtlich, dass die Talsperre in den vergangenen Jahren durch starke Wasserstandsschwankungen beeinflusst wurde. Deutlich zu erkennen sind auch die Wasserstandsabsenkungen in den Jahren 2013 und 2014 zur Durchführung von Baumaßnahmen am Staubauwerk. Während der sehr starken Absenkung im Jahr 2014 wurde mit der Konditionierung des Spreewassers begonnen, da bei einem solch niedrigen Wasserstand die Verweilzeit des Wassers zu gering ausfiel, um eine natürliche Sedimentation der Eisenfrachten der Spree in der Talsperre zu gewährleisten. In den Folgejahren der Staubauwerkssanierung wurden bis einschließlich 2017 relativ konstante Beckenwasserstände dokumentiert (Abb. 8). In den Untersuchungsjahren 2018, 2019 und 2020 wurden erneut niedrige Wasserstände in der Talsperre Spremberg beobachtet. Im Folgejahr, 2021, wurden im Vergleich zu den direkten Vorjahren konstantere Wasserstände beobachtet. Im aktuellen Monitoringjahr fiel der Wasserstand deutlich mehr als im Vorjahr, erreichte jedoch nicht die beobachteten niedrigen Wasserstände der Jahre 2018 bis 2020. Die niedrigen Wasserstände in den Jahren 2018 bis 20220 und 2022 waren auf die klimatischen Bedingungen zurückzuführen. Im Vergleich zum mittleren Pegel ( $\pm$  Standardabweichung) zu den Fischbestandsuntersuchungen in den Untersuchungsjahren 2015 bis 2017, von  $9.184 \pm 21$  cm ü. NHN, ergaben sich während der Fischbestandsuntersuchungen 2018, 2019, 2020 und 2022 mit jeweils 9.040, 9.051, 9.016 und 9.060 cm ü. NHN deutlich niedrigere Pegel. Daraus ergeben sich um jeweils 1,3 m, 1,4 m, 1,7 m bzw. 1,2 m niedrigere Wasserstände während der Untersuchungen gegenüber dem Mittel der Vorjahre in der Talsperre Spremberg. Im aktuellen Untersuchungsjahr war der Pegel zur Fischbestandsuntersuchung im September vergleichbar mit denen aus den Jahren 2018 bis 2020, die ebenfalls deutlich von Niedrigwasserständen in den Sommermonaten geprägt waren (Abb. 9).



**Abb. 8:** Beckenwasserstände der Talsperre Spremberg vom 01.01.2009 bis 31.10.2022 (Daten: LfU)

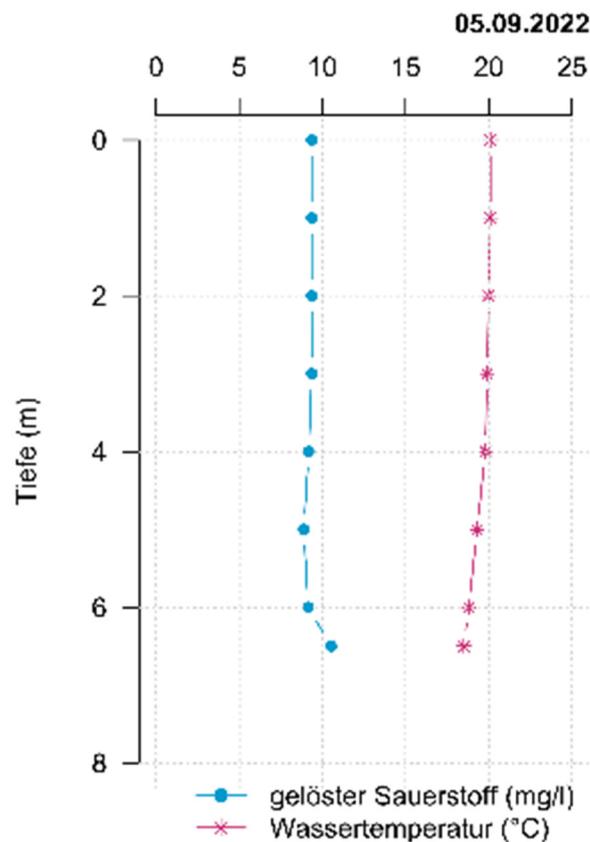


**Abb. 9:** Luftaufnahme der Talsperre Spremberg im August 2022 (LMBV)

### 3.3 Physikalische und wasserchemische Parameter

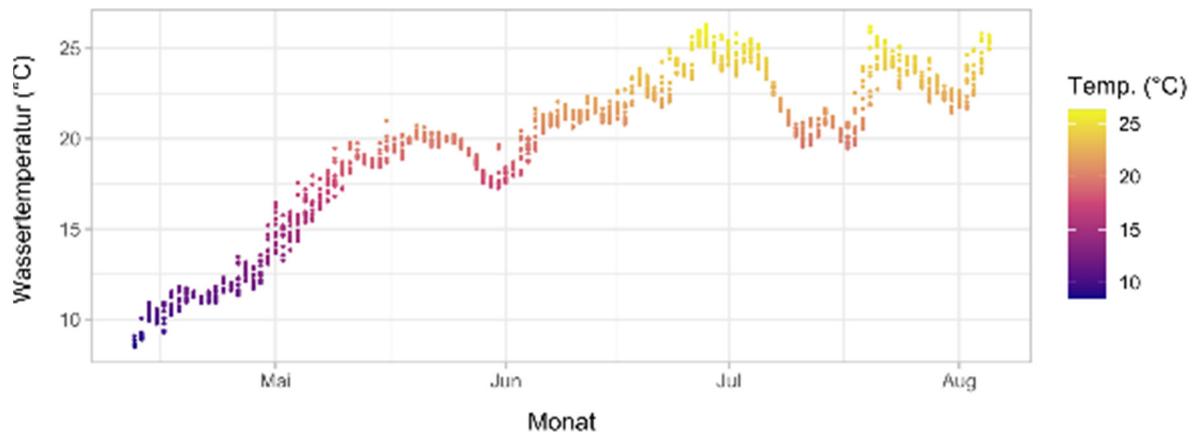
#### *Sauerstoffkonzentration, pH-Wert und Temperaturschichtung*

Während der Untersuchung des Fischbestandes 2022 war das Wasser der Talsperre auch über Grund ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Die Sauerstoffkonzentrationen lagen zwischen 8,9 und 10,5 mg·l<sup>-1</sup> (Abb. 10). Der pH-Wert lag mit 8,0 im schwach alkalischen Bereich. Die Leitfähigkeit betrug 955 μS·cm<sup>-1</sup>. Die Wassertemperaturen in der Wassersäule variierten geringfügig zwischen 20,1 °C an der Wasseroberfläche und 18,5 °C in Grundnähe. Während der Beprobung wies das Wasser der Talsperre keine stabile Temperaturschichtung auf. Auch in den Vorjahren waren zu den Beprobungszeitpunkten keine Auffälligkeiten hinsichtlich der Sauerstoffversorgung des Wassers festzustellen (siehe Hühn et al. 2020, 2021 für Details).



**Abb. 10:** Tiefenprofil der Wassertemperatur (°C; pink) und der Konzentration des gelösten Sauerstoffs (mg·l<sup>-1</sup>; blau) am 05.09. 2022

Abbildung 11 stellt die Entwicklung der Wassertemperatur im Flachwasserbereich am Nordstrand der Talsperre Spremberg vom 12. April bis 05. August 2022 dar. In diesem Zeitraum variierte die Wassertemperatur zwischen 8,5 und 26,3 °C. Dabei wurden an 74 Tagen Wassertemperaturen über 20 °C und an 16 Tagen über 25 °C gemessen. Wassertemperaturen über 25 °C können, nicht zuletzt durch die geringere Löslichkeit des Sauerstoffs bei steigenden Wassertemperaturen, für verschieden aquatische Organismen außerhalb des optimalen Bereichs liegen.



**Abb. 11:** Wassertemperatur in Flachwasserbereich der Talsperre Spremberg (Nordstrand) vom 12. April bis 5. August 2022 (Datenlogger Fa. HOBO, Messintervall 2 h)

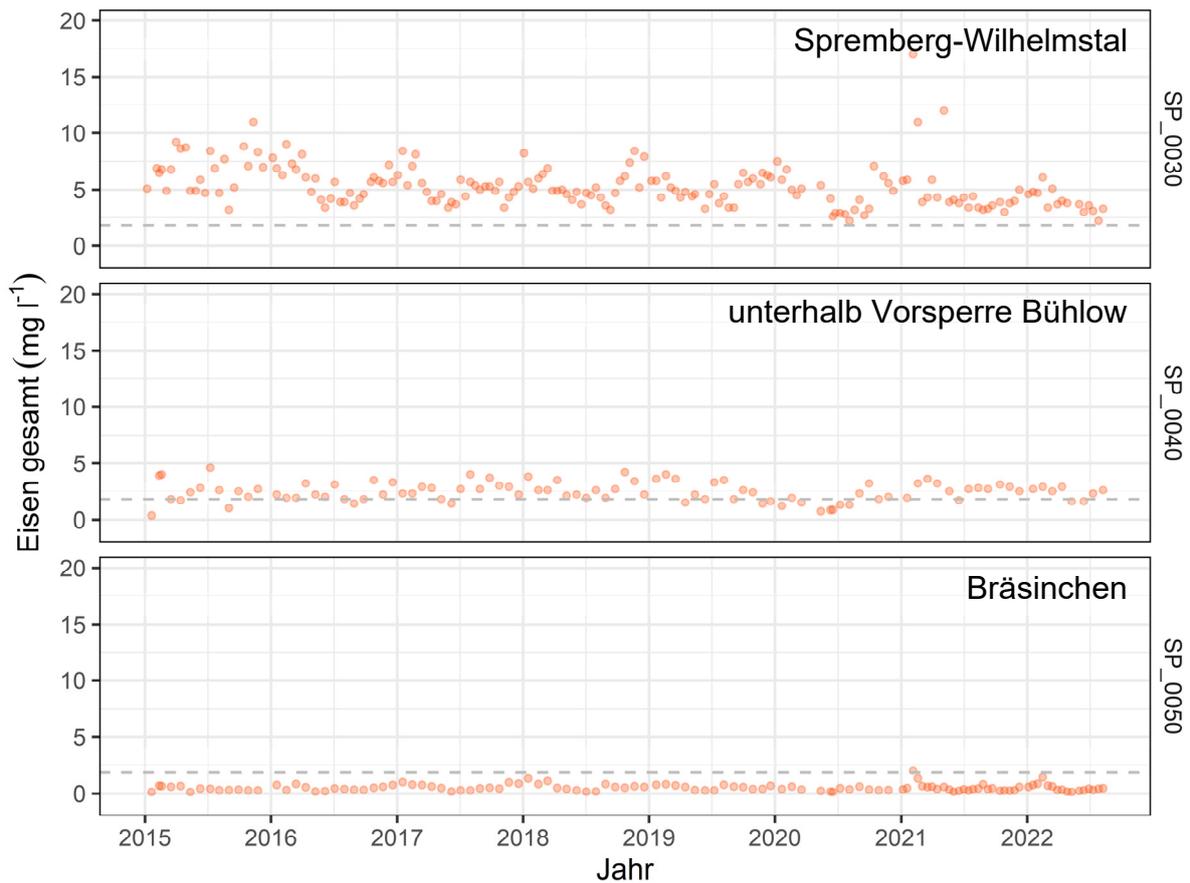
### ***Trophie, Sulfat- und Eisenkonzentrationen***

2022 war die Talsperre Spremberg anhand der zufließenden Nährstoffkonzentrationen und der Sichttiefe als meso- bis leicht eutroph zu bewerten. Die mittlere Gesamtposphorkonzentration ( $\pm$  Standardabweichung) im Frühjahr 2022 betrug  $0,044 \pm 0,006 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (Messstelle oberhalb der Talsperre, Spremberg-Wilhelmstal, Tab. 4). Unterhalb der Talsperre, an der Messstelle Bräsinchen, betrug die mittlere Gesamtposphorkonzentration  $0,019 \pm 0,005 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Die mittlere Sulfatkonzentration des Spreewassers oberhalb der Talsperre betrug 2022 (Januar bis September)  $348 \pm 47 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , unterhalb der Talsperre war sie mit  $359 \pm 45 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  nahezu identisch (Tab. 4 und 5). Weitere wichtige Wasserparameter sind in den Tabellen 4 und 5 dargestellt.

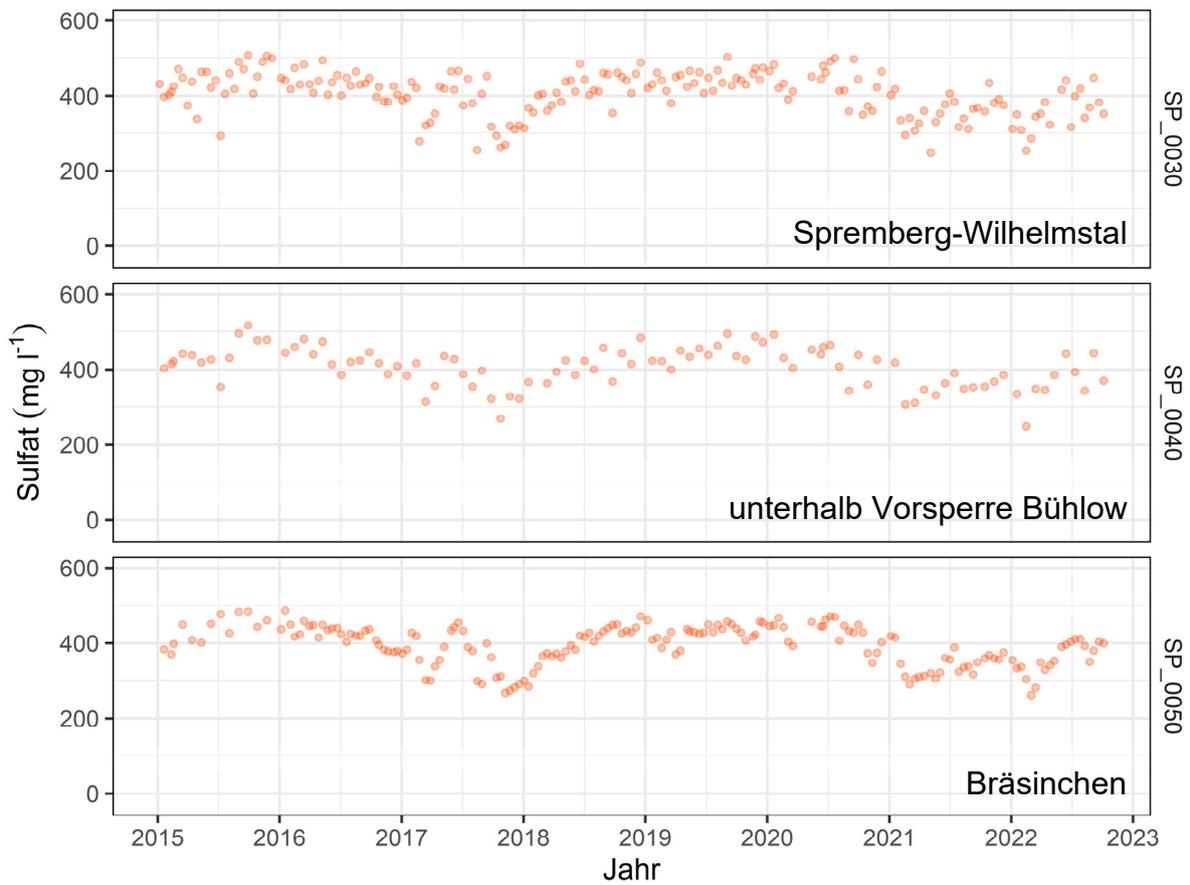
Abbildung 12 zeigt die Gesamteisenkonzentration an den Messstellen Bräsinchen unterhalb der Talsperre Spremberg, unterhalb der Vorsperre Bühlow und Spremberg-Wilhelmstal oberhalb der Talsperre Spremberg. An letzterer lag sie im Mittel der ersten Jahreshälfte 2022 bei  $3,7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (Spannweite 2,2 bis 4,7), unterhalb der Vorsperre bei  $2,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (Spannweite 1,6 bis 2,9) und unterhalb der Talsperre bei  $0,47 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (Spannweite 0,17 bis 0,85; Daten: LfU). Aus diesen Daten lässt sich das Eisenrückhaltevermögen in der Vorsperre sowie in der Talsperre selbst ableiten (Abb. 12). Unterhalb der Talsperre Spremberg lagen die Eisengesamtkonzentrationen in den vergangenen Jahren meist unter der Sichtbarkeitsgrenze von  $1,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  (Abb. 12).

Die Wasserqualität der Talsperre Spremberg wird durch den oberhalb der Talsperre gelegenen Spreeabschnitt bestimmt, dessen Wasserqualität zwischen den Ortschaften Uhyst und Spremberg durch den ehemaligen Braunkohletagebau beeinflusst wird. Dieser Einfluss wird vor allem bei den Eisenkonzentrationen deutlich (Abb. 12, Tab. 4). Gleichzeitig sichert die Talsperre Spremberg die Wasserqualität der stromabwärts gelegenen Spreeabschnitte. Die pH-Werte der Spree oberhalb der Talsperre waren etwas niedriger als in dem Fließabschnitt unterhalb der Talsperre, sie erreichten allerdings auch oberhalb der Talsperre keine fischkritischen Werte. Während die Differenzen beim pH-Wert gering ausgeprägt waren, betrug die Eisenkonzentrationen in der Spree oberhalb der Talsperre ein Vielfaches im Vergleich zum stromabwärts gelegenen Flussabschnitt (Abb. 12, Tab. 4 und 5).

Die Sulfatkonzentrationen in der Spree sind seit den 1990er Jahren in Folge von Grubenwassereinleitungen aus dem aktiven Bergbau, Einträgen aus Braunkohletagebauseen und durch diffuse Einträge aus dem Einzugsgebiet deutlich angestiegen (Janneck et al. 2009, 2010). Die derzeitigen Konzentrationen sind als moderat zu bewerten und liegen deutlich unter den Konzentrationen, die unter ungünstigen Bedingungen (geringe Wasserhärte, erhöhte Calciumkonzentration) Fische und Zooplanktonarten beeinträchtigen könnten (vgl. Mount et al. 1997; Soucek & Kennedy 2005, Zak et al. 2021). Die mittlere Sulfatkonzentration der ersten Jahreshälfte 2022 war geringer als in den Vorjahren (Abb. 13, Tab. 4). Künftig könnten steigende Sulfatfrachten aus aktiven Braunkohletagebauen und Braunkohletagebauseen allerdings ein Risiko darstellen. Ein höheres Risiko geht aber von steigenden Eisenfrachten und sinkenden pH-Werten aus (Janneck et al. 2009, 2010).



**Abb. 12:** Gesamteisenkonzentrationen der Spree am Messpunkt Spremberg-Wilhelmstal (SP\_030, oberhalb der Talsperre Spremberg), unterhalb der Vorsperre Bühlow (SP\_040) und Bräsinchen (SP\_050, unterhalb der Talsperre Spremberg) in den Jahren 2015 bis 2022 (Daten: LfU). Für das Jahr 2022 lagen zur Berichtstellung Werte bis einschließlich Juli 2022 vor.



**Abb. 13:** Sulfatkonzentrationen der Spree am Messpunkt Spremberg-Wilhelmstal (SP\_030, oberhalb der Talsperre Spremberg), unterhalb der Vorsperre Bühlow (SP\_040) und Bräsinchen (SP\_050, unterhalb der Talsperre Spremberg) in den Jahren 2015 bis 2022 (Daten: LfU). Für das Jahr 2022 lagen zur Berichtstellung Werte bis einschließlich September 2022 vor.

**Tab. 4:** Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff (NH<sub>4</sub>-N), anorganischem Stickstoff (anorg.-N), Nitrat-Stickstoff (NO<sub>3</sub>-N), organischem Stickstoff (org.-N), Gesamtphosphor (TP), ortho-Phosphat-Phosphor (o-PO<sub>4</sub>-P), Sulfat (SO<sub>4</sub>), gelöstem Eisen (Fe gelöst) und Gesamteisen (Fe gesamt) sowie Leitfähigkeit und pH-Wert für die Spree oberhalb der Talsperre Spremberg (Messstelle Spremberg-Wilhelmstal, Daten: LfU)

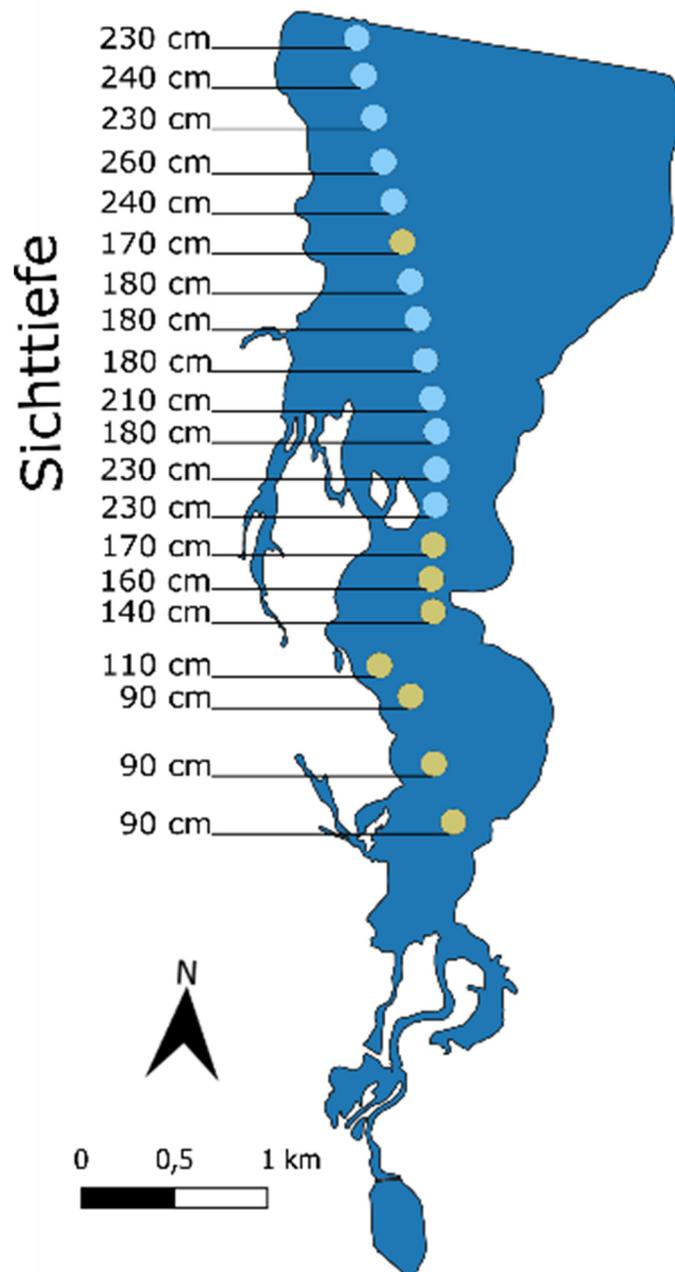
Probenahme- datum	NH <sub>4</sub> -N (mg·l <sup>-1</sup> )	anorg.-N (mg·l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> -N (mg·l <sup>-1</sup> )	org.-N (mg·l <sup>-1</sup> )	TP (mg·l <sup>-1</sup> )	o-PO <sub>4</sub> -P (mg·l <sup>-1</sup> )	Fe gelöst (mg·l <sup>-1</sup> )	Fe gesamt (mg·l <sup>-1</sup> )	Leitfähig- keit (μS·cm <sup>-1</sup> )	pH- Wert	SO <sub>4</sub> (mg·l <sup>-1</sup> )
01.10.2019	0,25	0,62	0,36	0,65	0,020	0,005	0,30	6,5	996	7,2	447
29.10.2019	0,39	0,78	0,38	0,42	0,023	0,057	0,84	6,0	1.030	7,1	430
26.11.2019	0,21	0,36	0,15	1,1	0,018	0,005	2,20	6,5	1.148	7,1	472
19.12.2019	0,46	1,50	1,00	0,05	0,034	0,005	2,10	6,1	1.104	7,2	474
21.01.2020	0,60	1,40	0,81	0,05	0,032	0,005	2,10	5,9	1.120	7,1	482
19.02.2020	0,51	1,60	1,10	0,05	0,033	0,005	1,40	5,0	1.003	7,1	433
18.03.2020	0,49	1,50	0,96	0,05	0,016	0,005	1,70	5,1	1.003	7,1	412
13.05.2020	0,45	1,10	0,67	0,17	0,021	0,005	1,10	5,4	1.039	7,1	451
17.06.2020	0,40	1,10	0,69	0,05	0,005	0,005	0,55	2,6	1.086	7,2	478
08.07.2020	0,35	1,10	0,72	0,05		0,005	0,44	2,9	1.088	6,8	490
04.08.2020			0,65				0,26	2,2	1.087	7,2	413
02.09.2020			1,20				0,47	4,1	899	7,3	358
30.09.2020			0,87				0,55	3,3	1059	7,3	444
28.10.2020			1,20				0,06	33,0	942	7,0	372
25.11.2020			1,10				1,40	5,6	1.02	7,3	423
09.12.2020							0,81	4,9	1.084	7,0	464
06.01.2021	0,41	1,60	1,20	0,05	0,026	0,005	1,00	5,8	986	7,0	402
04.02.2021	0,47	2,90	2,40	0,30	0,072	0,005	0,08	17,0	896	6,9	334
03.03.2021	0,41	2,40	2,00	0,13	0,038	0,005	0,78	3,9	896	6,9	340
31.03.2021	0,33	2,00	1,60	0,11	0,030	0,005	0,20	5,9	860	6,8	326
05.05.2021	0,29	2,60	2,30	0,36	0,079	0,005	0,31	12,0	758	7,3	247
02.06.2021	0,26	1,50	1,20	0,27	0,030	0,005	0,08	4,1	909	7,4	352
01.07.2021	0,33	1,30	0,89	0,28	0,028	0,005	0,08	4,3	998	7,3	406
28.07.2021	0,22	1,40	1,10	0,30	0,024	0,005	0,12	4,4	864	7,3	316
26.08.2021	0,20	1,40	1,20	0,56	0,043	0,005	0,14	3,2	867	7,4	311
22.09.2021	0,22	1,20	0,97	0,25	0,012	0,005	0,15	3,6	949	7,3	368
27.10.2021	0,34	1,20	0,79	0,15	0,030	0,005	0,24	3,0	1.055	7,4	435
25.11.2021	0,34	1,40	1,00	0,26	0,005	0,005	0,98	4,0	1.006	7,3	391
05.01.2022	0,30	2,00	1,70	0,27	0,046	0,005	0,36	4,6	892	7,4	311
31.01.2022	0,32	2,40	2,10	0,12	0,045	0,005	0,53	4,7	879	7,3	308
02.03.2022	0,31	2,00	1,70	0,17	0,035	0,005	0,72	3,4	796	7,3	285
30.03.2022	0,30	1,70	1,40	0,27	0,048	0,005	0,34	3,7	925	7,3	352
27.04.2022	0,32	1,60	1,30	0,36	0,037	0,005	0,37	3,8	891	7,3	322
01.06.2022	0,37	1,30	0,88	0,13	0,026	0,005	0,16	3,7	1.090	7,2	416
29.06.2022	0,19	1,00	0,83	0,17	0,028	0,005	0,06	3,6	852	7,3	316
27.07.2022	0,24	0,98	0,71	0,19	0,025	0,005	0,10	2,2	1.048	7,5	419
24.08.2022	0,23	0,99	0,73	0,25	0,033	0,005			950	7,3	369
21.09.2022	0,28	1,10	0,77	0,21	0,030	0,005			988	7,4	382

**Tab. 5:** Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff (NH<sub>4</sub>-N), anorganischem Stickstoff (anorg.-N), Nitrat-Stickstoff (NO<sub>3</sub>-N), organischem Stickstoff (org.-N), Gesamtphosphor (TP), ortho-Phosphat-Phosphor (o-PO<sub>4</sub>-P), Sulfat (SO<sub>4</sub>), gelöstem Eisen (Fe gelöst) und Gesamteisen (Fe gesamt) sowie Leitfähigkeit und pH-Wert für die Spree unterhalb der Talsperre Spremberg (Messstelle Bränsinchen, Daten: LfU)

Probenahme- datum	NH <sub>4</sub> -N (mg·l <sup>-1</sup> )	anorg.-N (mg·l <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> -N (mg·l <sup>-1</sup> )	org.-N (mg·l <sup>-1</sup> )	TP (mg·l <sup>-1</sup> )	o-PO <sub>4</sub> -P (mg·l <sup>-1</sup> )	Fe gelöst (mg·l <sup>-1</sup> )	Fe gesamt (mg·l <sup>-1</sup> )	Leitfähig- keit (μS·cm <sup>-1</sup> )	pH- Wert	SO <sub>4</sub> (mg·l <sup>-1</sup> )
01.10.2019	0,10	0,29	0,19	0,80	0,005	0,005	0,023	0,57	1.002	7,5	439
29.10.2019	0,10	0,31	0,21	0,72		0,005	0,023	0,40	1.008	7,4	407
26.11.2019	0,12	0,34	0,22	0,81	0,017	0,017	0,025	0,41	1.041	8,0	423
19.12.2019	0,21	1,20	0,96	0,05	0,015	0,005	0,024	0,68	1.073	8,1	455
21.01.2020	0,25	1,30	1,00	0,29	0,029	0,005	0,010	0,40	1.073	7,9	448
19.02.2020	0,27	1,60	1,30	0,10	0,030	0,005	0,024	0,61	1.036	7,6	443
18.03.2020	0,19	1,50	1,30	0,05	0,022	0,005	0,012	0,36	955	8,0	392
13.05.2020	0,11	0,82	0,70	0,26	0,023	0,005	0,018	0,24	1.054	8,1	457
17.06.2020	0,16	0,64	0,46	0,19	0,011	0,005	0,008	0,14	1.048	7,4	445
08.07.2020	0,05	0,45	0,39	0,36	0,024	0,005	0,021	0,47	1.070	7,4	472
04.08.2020			0,22				0,015	0,37	1.104	8,0	407
02.09.2020			0,33				0,017	0,61	1.019	8,3	433
30.09.2020			0,54				0,020	0,36	1.063	7,6	449
28.10.2020			1,20				0,016	0,30	940	7,5	373
25.11.2020			1,30				0,027	0,31	915	7,8	374
09.12.2020			1,20						979	7,2	402
06.01.2021	0,22	1,30	1,10	0,14	0,005	0,005	0,015	0,35	1.012	7,5	419
04.02.2021	0,27	2,60	2,30	0,24	0,038	0,005	0,028	2,00	911	7,2	344
03.03.2021	0,22	3,20	3,00	0,4	0,022	0,005	0,026	0,65	835	7,5	289
31.03.2021	0,13	2,10	1,90	0,24	0,022	0,005	0,028	0,61	842	7,3	309
05.05.2021	0,14	1,60	1,40	0,26	0,015	0,005	0,052	0,58	879	8,0	319
02.06.2021	0,10	1,30	1,20	0,30	0,011	0,005	0,021	0,16	862	8,1	321
01.07.2021	0,07	0,84	0,75	0,38	0,019	0,005	0,005	0,37	939	7,9	356
28.07.2021	0,09	1,10	0,95	0,36	0,019	0,005	0,019	0,4	881	7,5	323
26.08.2021	0,06	0,71	0,64	0,48	0,018	0,005	0,018	0,81	902	7,9	337
22.09.2021	0,11	1,10	0,97	0,25	0,020	0,005	0,026	0,47	922	7,6	348
27.10.2021	0,08	0,95	0,85	0,19	0,020	0,005	0,019	0,27	950	8,1	368
25.11.2021	0,11	1,00	0,90	0,27	0,010	0,005	0,028	0,29	960	8,0	356
05.01.2022	0,22	1,70	1,50	0,17	0,016	0,005	0,019	0,59	968	8,0	354
31.01.2022	0,19	1,90	1,70	0,19	0,016	0,005	0,028	0,85	936	7,9	336
02.03.2022	0,11	2,60	2,50	0,15	0,027	0,005	0,090	0,69	786	8,1	261
30.03.2022	0,13	1,80	1,70	0,15	0,018	0,005	0,012	0,31	917	8,0	348
27.04.2022	0,10	1,30	1,20	0,32	0,013	0,005	0,013	0,17	917	8,1	340
01.06.2022	0,06	0,81	0,73	0,26	0,016	0,005	0,014	0,25	1.024	7,8	390
29.06.2022	0,09	0,63	0,52	0,32	0,025	0,005	0,006	0,43	1.009	7,8	404
27.07.2022	0,08	0,55	0,46	0,25	0,025	0,005	0,008	0,43	1.014	7,8	411
24.08.2022	0,14	0,66	0,50	0,30	0,045	0,005			907	7,6	350
21.09.2022	0,10	0,66	0,55	0,21	0,023	0,005			1.017	8,0	404

### Sichttiefe

Die mittlere Sichttiefe  $\pm$  Standardabweichung in der Talsperre Spremberg betrug am 01. September 2022  $181 \pm 54$  cm. Die gemessene Sichttiefe variierte zur Beprobung im September 2022 zwischen 90 und 260 cm ( $n = 22$  Messpunkte; Abb. 14). Somit lag sie im September 2022 über den ermittelten mittleren Sichttiefen der Jahre 2015 und 2017 bis 2020 von jeweils  $125 \pm 61$  cm,  $173 \pm 58$  cm,  $102 \pm 39$  cm und  $116 \pm 38$  cm. Die mittlere Sichttiefe aus dem September 2016 und 2021 mit jeweils  $317 \pm 159$  und  $243 \pm 151$  cm wurde 2022 nicht erreicht.



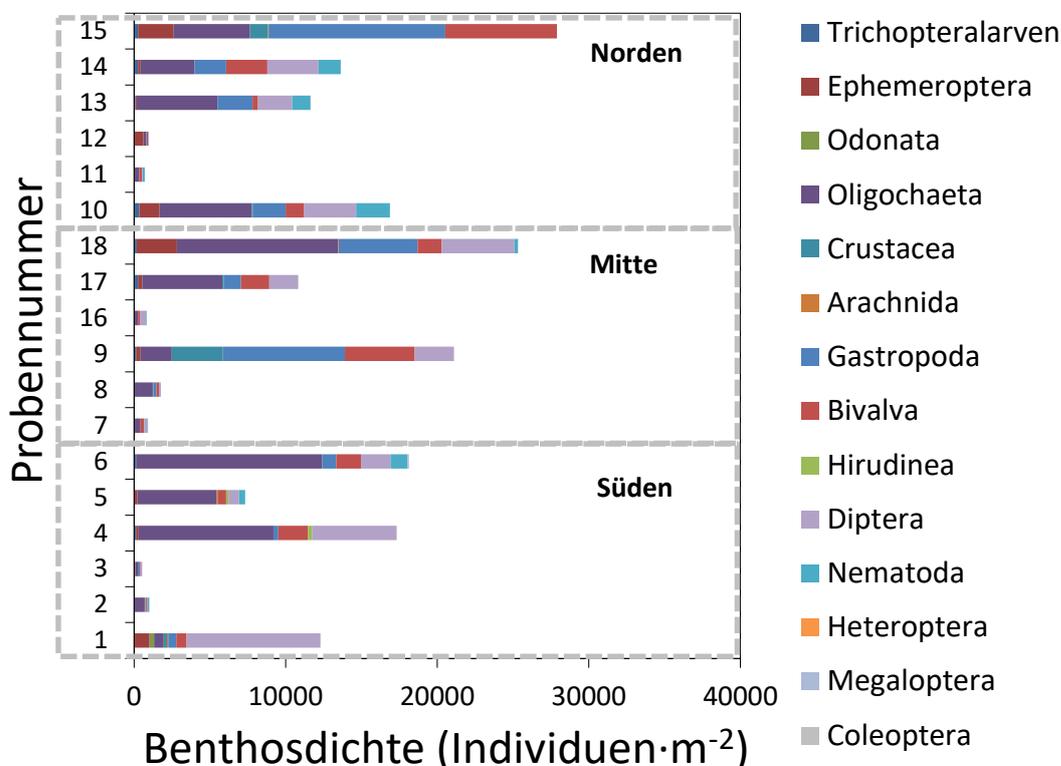
**Abb. 14:** Sichttiefen (cm) in der Talsperre Spremberg im September 2022

In Übereinstimmung mit der Gliederung des Wasserkörpers anhand der vorherrschenden Strömungen (Kapitel 3.2) wurde der Wasserkörper 2015 aufgrund der Wassertrübung in die folgenden drei Bereiche eingeteilt: (1) Klarwasserbereich im Norden der Talsperre, (2) leicht eingetrübter mittlerer Bereich, nördlich bis südöstlich der Insel und (3) den stark eingetrübten Bereich der Talsperre südlich der Insel. Die beobachtet Nord-Süd-Ausdehnung der Trübung während der Untersuchungen variierte zwischen Jahren beträchtlich (vgl. Hühn et al. 2021). 2016 waren die 2015 beobachteten Trübungsbereiche nicht mehr in vergleichbarem Ausmaß sichtbar, da das Wasser sehr hohe Sichttiefen aufwies. Mit Ausnahme der Jahre 2018 und 2019 war ab dem Jahr 2017 ein deutlicher Trübungsverlauf über die gesamte Talsperre zu beobachten. Die Jahre 2018 und 2019 waren durch sehr geringe Sichttiefen gekennzeichnet. Im aktuellen Untersuchungsjahr war die Ausprägung des Klarwasserbereichs vergleichbar mit denen der Jahre 2016, 2017 und 2021. Dabei lag die maximale Sichttiefe 2022 deutlich unter der der Jahre 2016 mit 560 cm und 2021 mit 480 cm. Bei der Interpretation der dargestellten Sichttiefenverhältnisse in der Talsperre ist zu berücksichtigen, dass die angegebenen Sichttiefen einmalige Beobachtungen darstellen, die durch unterschiedlichste Umweltbedingungen temporär beeinflusst sein können.

## 4. Makrozoobenthos

Im Untersuchungsjahr 2022 wurden in allen Bodenproben Benthosorganismen nachgewiesen (Abb. 15, Tab. 6). Die Benthosgemeinschaft wurde dominiert von Wenigborstern (Oligochaeta), Chironomiden (v. a. Tanypodinea und Tanytarsini), Schnecken (Gastropoda) und Muscheln (v. a. *Dreissena polymorpha* und *Corbicula fluminea*) mit jeweils 35 %, 19 %, 18 % bzw. 15 % der Benthosorganismen (Abb. 15). Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera), Nematoden und Krebstiere (Crustacea, v. a. der *Gammarus tigrinus*) bildeten jeweils 5, 4 und 3 % der Benthosgemeinschaft. Mit jeweils weniger als 1 % waren Köcherfliegenlarven (Trichoptera), Libellenlarven (Odonata), Spinnen, Egel und Schlammfliegenlarven vertreten.

2021 wurde mit 17 % der Benthosorganismen ein hoher Anteil von Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera; u. a. *Caenis luctuosa* und *Caenis robusta*) beobachtet. Im aktuellen Monitoring bildeten Eintagsfliegenlarven 5 % der Benthosorganismen. Der erfolgreiche Nachweis der Eintagsfliegenlarven kann ein Hinweis auf eine verbesserte Wasserqualität sein. So zeigten Kotalik et al. (2019) einen negativen Zusammenhang zwischen der Abundanz von Eintagsfliegenlarven und zunehmenden Eisenkonzentrationen. Die Autoren diskutieren als mögliche Ursache für ein reduziertes Wachstum und Überleben der Insekten die Akkumulation des Eisens in den Larven; weisen diesbezüglich allerdings auf weiteren Forschungsbedarf hin.



**Abb. 15:** Benthosdichte (Individuen·m<sup>-2</sup>) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg im September 2022

Wie auch bereits in den vergangenen Vorjahren beobachtet, bildeten Muscheln und Schnecken auch im aktuellen Monitoring wesentliche Bestandteile der Benthosgemeinschaft. Dabei werden die Muscheln von den als gebietsfremd zu bezeichnenden Arten Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) und Grobgerippte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) dominiert. Großmuscheln der Familie Unionidae wurden bei der Beprobung der Benthosgemeinschaft nur vereinzelt nachgewiesen. Im Vergleich zu den Vorjahren entwickelte sich in der Talsperre eine Benthosgemeinschaft, die nicht mehr nur von einzelnen Organismengruppen (z. B. 92 % Chironomiden 2014, Lewin & Rummeler 2014) dominiert wird. Insgesamt konnte eine Steigerung der Artenvielfalt der Benthosorganismen in der Talsperre Spremberg beobachtet werden.

Im Monitoringjahr 2014 konnten durch die Untersuchung der Benthosgemeinschaft keine Schnecken nachgewiesen werden. Die in den Folgejahren beobachtete zunehmende Abundanz der Schnecken erreichte 2019 mit einem Anteil von 37 % den höchsten Wert im Rahmen des durchgeführten Monitorings (Hühn et al. 2019). In der aktuellen Untersuchung war der Anteil der Schnecken mit 18 % der Benthosgemeinschaft geringer als im Jahr 2019 (37 %). Jedoch ist er vergleichbar mit den Anteilen im Jahr 2017 (17 %) und 2021 (21 %).

**Tab. 6:** Makrozoobenthosdichten und Trockenmassen der 18 Proben aus den drei Untersuchungsgebieten der Talsperre Spremberg im September 2022

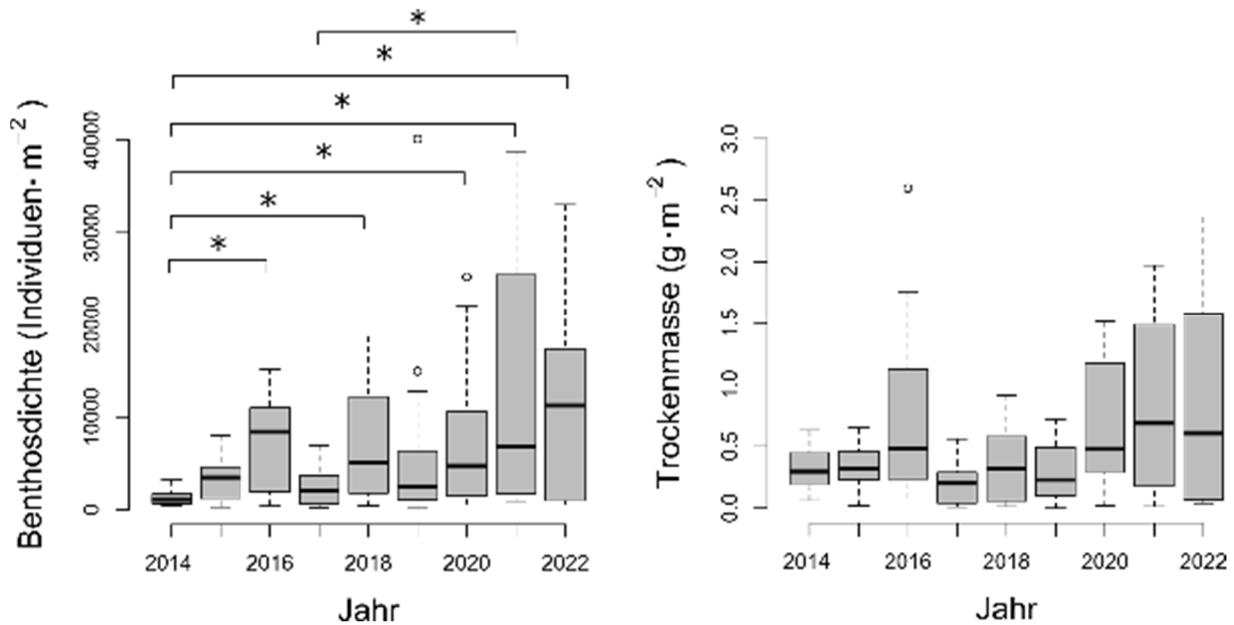
Lage	Wasser- tiefe (m)	Substrat	Makrozoobenthos ohne Muscheln und Schnecken		Muscheln und Schnecken	
			Dichte (Stück·m <sup>-2</sup> )	Trocken- masse (g·m <sup>-2</sup> )	Dichte (Stück·m <sup>-2</sup> )	Trocken- masse (g·m <sup>-2</sup> )
1 Süden	1,0	Schlamm	11.111	0,7	1.200	1,9
2 Süden	2,7	Sand	889	0,1	133	45,6
3 Süden	1,6	Schlamm	400	0,1	133	23,4
4 Süden	1,1	Schlamm	15.067	2,4	2.267	4,4
5 Süden	1,0	Schlamm	6.800	1,1	533	1,1
6 Süden	0,8	Schlamm	15.556	1,6	2.578	9,1
7 Mitte	2,0	Schlamm	711	0,1	222	0,1
8 Mitte	2,1	Schlamm	1.422	0,5	356	1,5
9 Mitte	1,3	Sand	8.444	1,6	12.667	614,6
16 Mitte	4,2	Schlamm	711	0,0	133	78,9
17 Mitte	2,1	Schlamm	7.822	0,5	3.022	361,7
18 Mitte	0,7	Sand	18.533	1,6	6.800	409,2
10 Norden	1,9	Sand & Schlamm	13.556	1,0	3.333	450,1
11 Norden	3,3	Schlamm	533	0,1	178	0,1
12 Norden	5,3	Schlamm	889	0,1	89	0,1
13 Norden	2,0	Sand & Schlamm	8.978	0,4	2.667	178,2
14 Norden	1,2	Sand	8.844	1,5	4.800	48,8
15 Norden	0,7	Sand	10.800	2,1	22.222	313,6

Die mittlere Benthosdichte  $\pm$  Standardabweichung über alle Proben der aktuellen Untersuchung betrug  $10.800 \pm 9837$  Individuen $\cdot$ m<sup>-2</sup>. Ohne Berücksichtigung der Muscheln und Schnecken lag die mittlere Benthosdichte bei  $7.281 \pm 6.091$  Individuen $\cdot$ m<sup>-2</sup>. Im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen der Makrozoobenthosgemeinschaft variierten die festgestellten mittleren Benthosdichten zwischen  $1.280 \pm 732$  Individuen $\cdot$ m<sup>-2</sup> (2014) und  $13.169 \pm 13.845$  Individuen $\cdot$ m<sup>-2</sup> (2021) (Tab. 7), dies entspricht einer Steigerung um den Faktor 10. Im aktuellen Monitoring lag die mittlere Benthosdichte etwas unter der im Vorjahr beobachteten (Tab. 7). Betrachtet man allerdings die Benthosdichte ohne Berücksichtigung der Muscheln und Schnecken, fiel die mittlere Benthosdichte 2022 höher aus als im Vorjahr. Signifikante Unterschiede der mittleren Benthosdichte wurden zwischen den Untersuchungsjahren beobachtet (einf. ANOVA:  $F_{(8, 153)} = 4.563$ ;  $p < 0,001$ ). Die mittlere Benthosdichte 2022 war signifikant höher als im Jahr 2014. Gegenüber dem Jahr 2014 wurden darüber hinaus signifikant höhere Benthosdichten in den Jahren 2016, 2018, 2020 und 2021 festgestellt (Tab. A1 im Anhang, Abb. 16). Signifikant unterschiedliche mittlere Trockenmassen des Benthos wurden nicht beobachtet (einf. ANOVA:  $F_{(8, 153)} = 1.351$ ;  $p = 0,2$ ) (Tab. A2, Abb. 16).

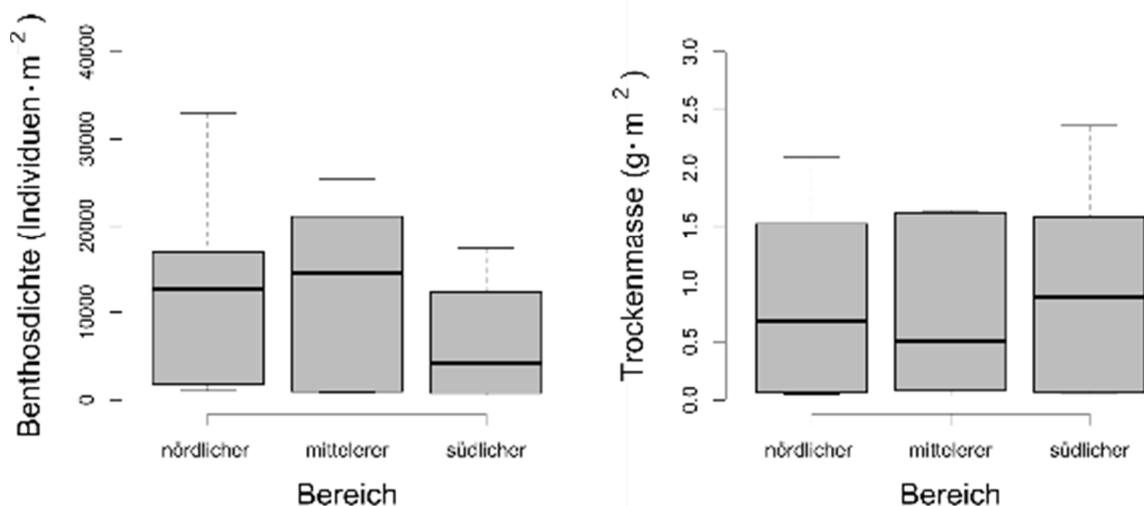
**Tab.7.** Mittlere Benthosdichte  $\pm$  Standardabweichung (Individuen $\cdot$ m<sup>-2</sup>) in den Untersuchungsjahren 2014 bis 2022

Jahr	Benthosdichte $\pm$ Standardabweichung (Individuen $\cdot$ m <sup>-2</sup> )	
	ohne Muscheln und Schnecken	insgesamt
2022	7.281 $\pm$ 6.091	10.800 $\pm$ 9837
2021	7.098 $\pm$ 7.256	13.169 $\pm$ 13.845
2020	4.889 $\pm$ 4.089	7.533 $\pm$ 7.531
2019	2.946 $\pm$ 2.954	5.970 $\pm$ 2.954
2018	4.328 $\pm$ 3.709	6.817 $\pm$ 5.894
2017	1.770 $\pm$ 1.687	2.602 $\pm$ 2.343
2016	2.442 $\pm$ 2.585	7.385 $\pm$ 4.977
2015	2.810 $\pm$ 2.337	3.257 $\pm$ 2.295
2014	1.275 $\pm$ 735	1.280 $\pm$ 732

Neben dem Vergleich der Ausprägung der Benthosgemeinschaft zwischen den Jahren wurde ebenfalls auf Unterschiede zwischen den Teilbereichen der Talsperre geprüft. Im Ergebnis wurden 2021 keine signifikanten Unterschiede der mittleren Benthosdichte (einf. ANOVA:  $F_{(2,15)} = 0,83$ ;  $p = 0,5$ ) und mittleren Benthostrockenmasse (einf. ANOVA:  $F_{(2,15)} = 0,131$ ;  $p = 0,9$ ) festgestellt (Tab. A3 und A4, Abb. 17). Ein vergleichbares Ergebnis war bereits im Zeitraum 2017 - 2021 dokumentiert worden. Im Gegensatz dazu war noch in den Jahren 2014 und 2016 die Dichte der Benthosorganismen bzw. die Benthostrockenmasse im nördlichen Bereich der Talsperre signifikant geringer als im Vergleich zum südlicheren Bereich (Tab. A3 und A4).



**Abb. 16:** Mittlere Benthosdichte (Individuen·m<sup>-2</sup>, einschließlich Muscheln und Schnecken) und Trockenmasse (g·m<sup>-2</sup>, ohne Muscheln und Schnecken) in der Talsperre Spremberg in den Jahren 2014 bis 2022. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. \* kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte.



**Abb. 17:** Benthosdichte (Individuen·m<sup>-2</sup>) und Trockenmasse (g·m<sup>-2</sup>, ohne Muscheln und Schnecken) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg 2022. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein.

Im Ergebnis ist festzustellen, dass die Messwerte seit dem Jahr 2017 eine vergleichbare qualitative und quantitative Besiedlung der Talsperre mit Makrozoobenthos im Längsverlauf belegen. Die vor sowie unmittelbar nach dem Beginn des Einsatzes von Fällungs- und Flockungshilfsmitteln in den Jahren 2014 und 2016 beobachteten Unterschiede zwischen dem oberen und unteren Bereich der Talsperre traten danach nicht wieder auf.

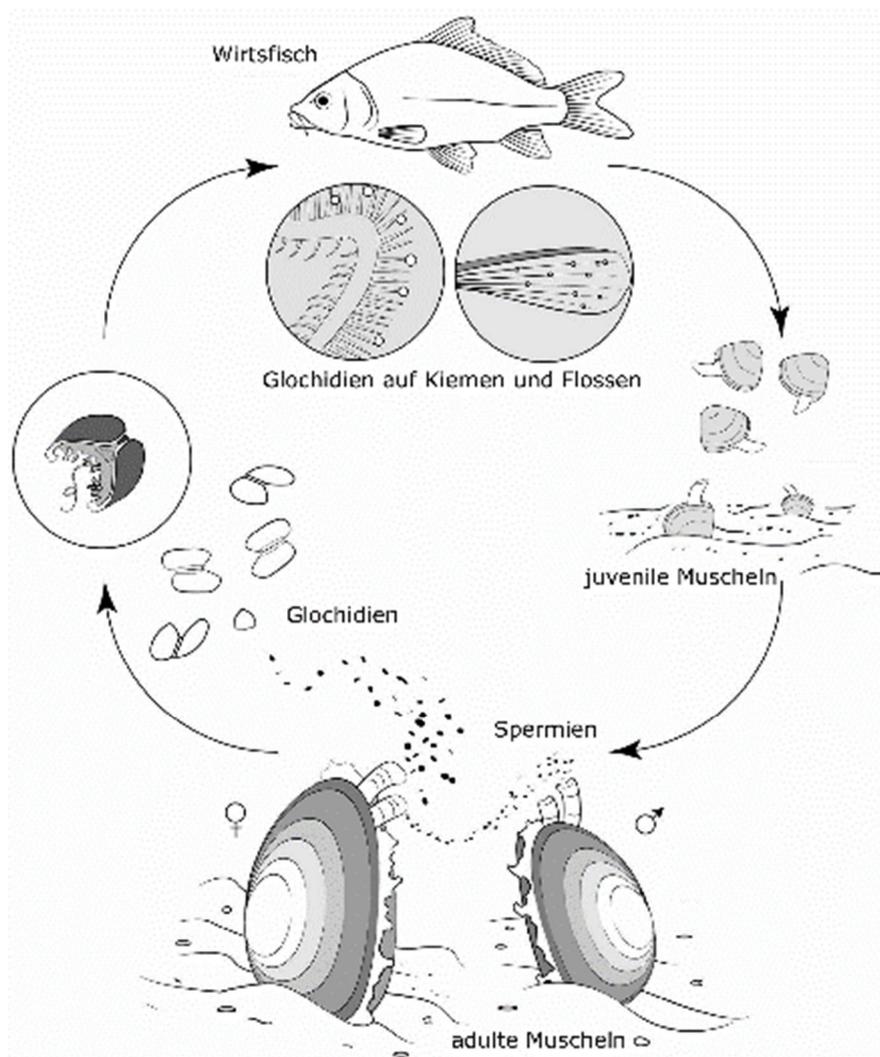
In der Gesamtbetrachtung des Monitorings wird deutlich, dass die Benthosgemeinschaft über die vergangenen Jahre hinsichtlich Diversität und Abundanz stetig zugenommen hat. Im Rahmen des durchgeführten Monitorings wurde im Jahr 2014, vor Beginn der Wasserkonditionierung, die niedrigste Benthosdichte beobachtet. Damit geben die Ergebnisse keinen Anhaltspunkt für einen negativen Einfluss der Fällungs- und Flockungsmittel auf die Artendiversität und die Bestandsdichte des Makrozoobenthos. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist gleichzeitig zu beachten, dass die Benthosgemeinschaft in ihrer Ausprägung natürliche, zeitliche und örtliche Schwankungen durch biotische (z. B. Fraßdruck durch Fische) und abiotische Einflüsse (z. B. Nährstoffverfügbarkeit, Wassertemperaturen, Wasserstand) aufweist, die zu einer hohen Varianz der Messwerte führen können. Daher sind Tests auf signifikante Unterschiede in ihrer Sensitivität eingeschränkt.

## 5. Großmuscheln

### 5.1 Erfasste Großmuschelarten

Von den sieben einheimischen Großmuschelarten, die zu den Gattungen *Margaritifera*, *Unio*, *Anodonta* und *Pseudanodonta* (alle Familie Unionidae - Fluss- und Teichmuscheln) gehören, kommen drei in der Talsperre Spremberg vor (Tab. 8, Abb. 19, 20, 21). Dabei handelt es sich um die Malermuschel, die Große Flussmuschel und die Gemeine Teichmuschel.

Alle Unioniden, auch als Najaden bezeichnet, durchlaufen in ihrer Individualentwicklung ein parasitäres Larvenstadium an Fischen (Abb. 18). Ist diese weit genug vorangeschritten, verlassen die winzigen Jungmuscheln ihren Wirt und fallen auf den Gewässerboden. Für das Überleben der Muschelnachkommen sind ganz bestimmte Bedingungen hinsichtlich der Bodenstruktur, des Sauerstoffgehaltes, der Temperatur und des Nahrungsangebotes erforderlich. Bei Abweichungen von den erforderlichen Bedingungen, sterben die Tiere ab. Dieser Zeitraum stellt die kritischste Phase im Lebenszyklus dieser Muscheln dar.



**Abb. 18:** Lebenszyklus der Najaden (verändert nach Modesto et al. 2018)

**Tab. 8:** Erfasste Großmuschelarten und deren aktuelle Gefährdungseinstufung (Herdam & Illig 1992, Jungbluth & Knorre 2011)

Muschelart	RL Bdg.	RL D	Lebend-nachweis	Schalenfund
<i>Anodaonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)	---	V	erfolgreich	erfolgreich
<i>Unio pictorum</i> (LINNAEUS, 1758)	R	V	erfolgreich	erfolgreich
<i>Unio tumidus</i> PHILIPSSON, 1788	R	2	erfolgreich	erfolgreich

RL = Rote Liste, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, R = in Brandenburg regional gefährdet

Die durch zahlreiche Eingriffe des Menschen belasteten Gewässer bieten oftmals nicht mehr die entsprechenden Bedingungen für das Überleben von Großmuscheln. Erhebliche Rückgänge der Individuenzahlen oder das Aussterben ganzer Populationen, besonders dramatisch am Beispiel der Flussperlmuschel zu erkennen, führte in Deutschland zur Unterschutzstellung aller Großmuscheln.

Nachfolgend werden die in der Talsperre Spremberg nachgewiesenen drei Großmuschelarten kurz vorgestellt.

***Unio pictorum* (LINNAEUS, 1758) - Malermuschel**



**Abb. 19:** *Unio pictorum* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

*Unio pictorum* kann sowohl Fließgewässer als auch Stillgewässer besiedeln. Nach Glöer (2017) kommt die Art in nicht zu stark bewegtem Wasser bis in 6 m Tiefe vor. Zettler et al. (2006) geben als bevorzugten Siedlungsbereich in Seen das durch Wellenschlag bewegte Litoral bis hin zur Großmuschelzone in mehreren Metern Tiefe an. An ihren Lebensraum stellt *U. pictorum* keine besonderen Ansprüche: Sie besitzt eine hohe Anpassungsfähigkeit an ihre Umgebung und scheint keine Präferenzen für bestimmte Habitate aufzuweisen. Bevorzugt werden jedoch sandig-schlickige Sedimente besiedelt. Häufig ist eine Vergesellschaftung mit *U. tumidus* zu beobachten. Unter günstigen Bedingungen können Dichten bis zu 40 Individuen·m<sup>-2</sup> erreicht werden (Zettler et al. 2006).

Ein entscheidender Faktor für das Überleben von Großmuscheln in einem Gewässer ist der Fischbestand, da ihre Larven, die als Glochidien bezeichnet werden, an den Fischkiemen parasitieren. Als Wirtsfische für die Larvalentwicklung von *U. pictorum* sind Barsch, Döbel, Gründling, Schleie, Stichling, Plötze und Rotfeder bekannt (Zettler et al. 2006).

Die Malermuschel ist hauptsächlich in Mitteleuropa sowie im Westen, Osten und Nordosten Europas bis zum Ural verbreitet. Außer im Süden Schwedens und Finnland fehlt sie in Skandinavien, in Irland, Schottland, Spanien und Italien. In ihrem mittleren Verbreitungsgebiet hat sie eine Lebenserwartung von 5 - 15 Jahren und erreicht mit 2 - 3 Jahren die Geschlechtsreife. In den Monaten April bis Juli verlassen die nun für ein eigenständiges Leben weit genug entwickelten Jungmuscheln ihre Wirtsfische (Lopes-Lima et al. 2017). Die Schale der Malermuschel erreicht allgemein Längen von 72 bis 90 mm (Glöer 2017), unter bestimmten ökologischen Bedingungen und in Abhängigkeit vom Verbreitungsgebiet können wesentlich größere Exemplare, bis zu 140 mm Schalenlänge, auftreten (Lopes-Lima et al. 2017).

Innerhalb der EU wird der Malermuschel kein gesetzlicher Schutzstatus zugewiesen. Nach der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), Anhang I, zählt sie zu den besonders geschützten Weichtieren. In der Roten Liste Deutschland wird sie in der Vorwarnliste geführt. In Brandenburg gilt die Art entsprechend der Roten Liste als regional gefährdet.

*Unio tumidus* Philipsson, 1788 - *Aufgeblasene oder Große Flussmuschel*



**Abb. 20.** *Unio tumidus* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

*Unio tumidus* lebt in Seen als auch Fließgewässern, scheint aber Seen zu bevorzugen. Dort besiedelt die Art besonders die bewegte Zone des Litorals, in der sie oft vergesellschaftet mit *U. pictorum* vorkommt. Ebenso ist sie in mehreren Metern Wassertiefe bis zur Großmuschelzone zu finden (Zettler et al. 2006). Glöer (2017) gibt als Lebensraum hauptsächlich in der Ebene gelegene Flüsse, Altwässer und Seen mit möglichst ruhigem Wasser an, wo *U. tumidus* einen Bereich bis etwa 9 m Wassertiefe besiedelt. Insgesamt scheint die Art stärker auf stehende und beruhigte Gewässer angewiesen zu sein als *U. pictorum*. In Seen kann die Große Flussmuschel Dichten von über 50 Individuen·m<sup>-2</sup> erreichen.

Die Entwicklung der Schale ist abhängig vom jeweiligen Lebensraum. In stärker von Strömung betroffenen Gewässerbereichen sind die Tiere oft klein und dickschalig (Zettler 2000). Neben sandig-kiesigen Untergründen können auch schlickhaltige Sedimente besiedelt werden. An den Lebensraum stellt *U. tumidus* wahrscheinlich höhere Ansprüche als *U. pictorum*. Für die Entwicklung der Glochidien sind Fischarten wie Barsch, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder, Schleie und Stichling geeignet (Zettler et al. 2006).

Das Verbreitungsgebiet von *U. tumidus* ist nahezu deckungsgleich mit demjenigen von *U. pictorum*, die Lebenserwartung liegt ebenfalls bei 5 - 15 Jahren (Lopes-Lima et al. 2017). In der Quelle fehlen Angaben zum Zeitpunkt der Geschlechtsreife im zentralen Verbreitungsgebiet, für den Süden werden jedoch 2 - 3 Jahre angegeben. Die parasitäre Phase, in der die Jungmuscheln ihren Wirt verlassen, endet im Zeitraum April bis Juli. Die Große Flussmuschel

erreicht im Durchschnitt eine Schalenlänge zwischen 70 und 80 mm (Glöer 2017), Lopes-Lima et al. (2017) geben für das mittlere Verbreitungsgebiet 90 - 120 mm an.

Innerhalb der EU wird der Großen Flussmuschel kein gesetzlicher Schutzstatus zugewiesen. Nach der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), Anhang I, zählt sie zu den besonders geschützten Weichtieren. In der Roten Liste Deutschland wird sie in der Kategorie 2 (= stark gefährdet) geführt. In Brandenburg gilt die Art entsprechend der Roten Liste als regional gefährdet.

*Anodonta anatina* (LINNAEUS, 1758) - **Gemeine (Kleine) Teichmuschel**



**Abb. 21:** *Anodonta anatina* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Zum Lebensraum von *Anodonta anatina* gehören stehende und fließende Gewässer. Die Art toleriert unterschiedliche Umweltbedingungen und kann sowohl in oligotrophen als auch stark eutrophen Gewässern leben (Zettler et al. 2006). Diese hohe Anpassungsfähigkeit erlaubt die Besiedelung unterschiedlichster Biotope, weshalb die Gemeine Teichmuschel die am häufigsten in Brandenburg und anderen Teilen Deutschlands vorkommende Großmuschel ist.

Allerdings bewirken weniger günstige Lebensumstände auch Nachteile. So führt z. B. ein hohes Nährstoffangebot zu schnellerem Wachstum, dünneren Schalen und einer größeren Mortalitätsrate (Zettler et al. 2006). Die besiedelten Gewässersedimente können sandig bis schlammig sein.

Das Artenspektrum der Wirtsfische ist breiter als bei den Flussmuschelarten und umfasst Aland, Bachforelle, Barsch, Döbel, Gründling, Güster, Hasel, Moderlieschen, Mühlkoppe, Rotfeder, Schleie, Stichling, Stint und Plötze (Zettler et al. 2006).

Das Verbreitungsgebiet von *A. anatina* ist ausgedehnter als das der beiden Flussmuscheln. Außer in Italien und Norwegen sowie Teilen von Griechenland und Finnland ist die Art nahezu flächendeckend in Europa vertreten. In ihrem mittleren Verbreitungsgebiet hat sie eine Lebenserwartung von 10 - 15 Jahren und erreicht mit über drei Jahren die Geschlechtsreife. In den Monaten Januar bis April verlassen die Jungmuscheln ihre Wirtsfische (Lopes-Lima et al. 2017). Die Schalenlänge der Gemeinen Teichmuschel beträgt zwischen 76 und 95 mm (Glöer 2017), kann maximal aber auch bis zu 150 mm erreichen (Zettler et al. 2006).

Innerhalb der EU wird der Gemeinen Teichmuschel kein gesetzlicher Schutzstatus zugewiesen. Nach der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), Anhang I zählt die Gemeine Teichmuschel zu den besonders geschützten Weichtieren. In der Roten Liste Deutschland wird sie in der Vorwarnliste geführt. In Brandenburg gilt die Art entsprechend der Roten Liste als nicht gefährdet.

## **5.2 Ergebnisse des Monitorings in den einzelnen Transekten**

Das Großmuschelmonitoring 2022 in der Talsperre Spremberg führte, wie in den Vorjahren, zum Nachweis der oben vorgestellten drei Großmuschelarten *U. pictorum*, *U. tumidus* und *A. anatina*. Nachfolgend werden die Ergebnisse der Untersuchungen für jedes Transekt einzeln dargestellt. Der sich dem Bericht anschließende Anhang beinhaltet die Fotodokumentation der Lebendnachweise sowie einiger Leerschalenfunde (Abb. A1 – A39) und die Werte stichprobenartiger Vermessungen von lebenden Muscheln (Tab. A5).

**Transekt 1**

Die Probenahmestelle 1 befindet sich am nordöstlichen Ufer in Sichtweite der Staumauer. Die Ufer fallen sehr flach ab, das Gewässer wird an dieser Stelle nur ganz allmählich tiefer. Hinter einem Röhrichtgürtel am Gewässerrand wachsen Weiden, Espen und Kiefern. Der 2021 überflutete Uferbereich war in diesem Jahr durch den niedrigen Wasserstand wieder weiträumig begehbar. 2022 wurde eine starke Zunahme des Bestandes von *N. marina* beobachtet.



Uferbereich an Probenahmestelle 1 im Nordosten der Talsperre  
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

**Koordinaten:** N 51.65213° | O 14.41304°

**Untersuchungsdatum:** 21.09.2022

**Transektgröße:** 12 m<sup>2</sup>

**Wassertiefe:** 70 - 75 cm

**Entfernung vom Ufer:** 18 - 18 m

**Sichttiefe:** 70 cm

**Gewässersohle:** Feinsandiger Gewässergrund mit Faulschlammanteilen. Keine Eisenhydroxidablagerungen.

**Aquatische Vegetation:** *Elodea nuttallii*, *Myriophyllum spicatum*, *Najas marina*

**Erfassungsmethode:** Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung

**Nachgewiesene Großmuscheln:**

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	6	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	34	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	15	X

**Besiedlungsdichte:**

*U. pictorum* = 0,5 Tier·m<sup>-2</sup> | *U. tumidus* = 2,83 Tiere·m<sup>-2</sup> | *A. anatina* = 1,25 Tiere·m<sup>-2</sup>

**Begleitfauna:** *Potamopyrgus antipodarum*, *Radix balthica*, *Corbicula fluminea*, *D. polymorpha*

**Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:**

Im Transekt 1 wurden alle drei Großmuschelarten lebend nachgewiesen, wobei die Abundanz von *U. tumidus* am höchsten war. Neben zwei älteren Exemplaren im Alter von sechs Jahren, wiesen die Muscheln ein Alter zwischen drei und vier Jahren auf. Die letzten drei Jahrgänge waren, ebenso wie bei *U. pictorum*, nicht vertreten. Die sechs aufgefundenen Muscheln dieser Art waren alle drei Jahre alt. Auch bei *A. anatina* wurden keine Jungmuscheln der letzten zwei Jahrgänge nachgewiesen. Die nachgewiesenen Muscheln waren alle zwischen zwei und fünf Jahren alt. Die Individuendichte hat sich, vor allem bei den Flussmuscheln, gegenüber 2020 verringert.

**Transekt 2**

Die Probenahmestelle 2 befindet sich am Ostufer der Talsperre, etwa zwei Kilometer südlich des Transekts 1. Aufgrund einer überwiegend gut ausgebauten Anfahrtsmöglichkeit und eines Parkplatzes wird der Uferbereich in starkem Maße als Bootsanlegestelle von Anglern frequentiert. Gleich hinter dem Strand beginnt ein Waldstück mit Weiden, Pappeln und Kiefern. Die Bucht weist insgesamt eine geringe Wassertiefe auf. Die Orientierung bei Tauchgängen wurde in diesem Transekt durch eine extrem schlechte Sicht besonders erschwert.



Uferbereich an Probenahmestelle 2 in einer Bucht am Ostufer der Talsperre.

(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

**Koordinaten:** N 51.63892° | O 14.40154°      **Untersuchungsdatum:** 08.08.2022

**Transektgröße:** 8 m<sup>2</sup>      **Wassertiefe:** 3,0 m

**Entfernung vom Ufer:** 20 m      **Sichttiefe:** 0 cm

**Gewässersohle:** Schlammig mit geringer Eisenhydroxidauflage und vielen Pflanzenresten.

**Aquatische Vegetation:** *Najas marina*

**Erfassungsmethode:** Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.

**Nachgewiesene Großmuscheln:**

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	2	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	1	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	3	X

**Besiedlungsdichte:**

*U. pictorum* = 0,25 Tiere·m<sup>-2</sup> | *U. tumidus* = 0,125 Tiere·m<sup>-2</sup> | *A. anatina* = 0,375 Tiere·m<sup>-2</sup>

**Begleitfauna:** *Dreissena polymorpha*

**Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:**

Insgesamt wurden lediglich sechs lebende Großmuscheln nachgewiesen. Die drei Exemplare von *A. anatina* waren fünf Jahre alt. Für die einzige *U. tumidus* wurde ein Alter von vier Jahren angenommen, für die beiden *U. pictorum* von drei bzw. vier bis fünf Jahren. Die Gesamtanzahl der lebenden Tiere lag 2020 ebenfalls bei sechs, 2021 bei elf Exemplaren.

**Transekt 2a**

Das Probenahmestelle 2a befindet sich in der gleichen Bucht wie auch das Transekt 3 am „Weißen Berg“ und zeichnet sich durch eine sehr geringe Wassertiefe aus. Auch nach etwa 50 m Entfernung vom Ufer wurde lediglich eine Wassertiefe von 1,5 m erreicht. Der feinsandige Strand wird durch einen mehrere Meter hohen Steilhang begrenzt. Landeinwärts schließt sich ein Kiefernwald an. Bei der Betauchung der Probenahmestelle wurde die Sicht unter Wasser mit Beginn des Tauchganges durch aufgewirbelten Schlamm stark eingeschränkt.



Uferbereich an Probenahmestelle 2a am Ostufer der Talsperre.

(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

**Koordinaten:** N 51.63133° | O 14.39802°

**Untersuchungsdatum:** 12.09.2022

**Transektgröße:** 8 m<sup>2</sup>

**Wassertiefe:** 1,5 m

**Entfernung vom Ufer:** 25 m

**Sichttiefe:** 20 cm

**Gewässersohle:** Die Gewässersohle wies eine ausgeprägte Schlammauflage auf.

**Aquatische Vegetation:** im Transekt: keine, im Uferbereich: *Elodea nuttallii*, *Najas marina*

**Erfassungsmethode:** Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.

**Nachgewiesene Großmuscheln:**

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	5	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	4	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	0	X

**Besiedlungsdichte:**

*U. pictorum* = 0,62 Tiere·m<sup>-2</sup> | *U. tumidus* = 0,5 Tiere·m<sup>-2</sup> | *A. anatina* = 0 Tiere·m<sup>-2</sup>

**Begleitfauna:** *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

**Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:**

Es wurden vier lebende Exemplare von *U. tumidus* im Alter von drei bis sechs Jahren und fünf *U. pictorum* im Alter von drei bis fünf Jahren vorgefunden. *A. anatina* konnte nicht lebend nachgewiesen werden. Das Transekt wurde 2022 erstmalig als zusätzliches Tauchtransekt untersucht.

**Transekt 3**

Die Probenahmestelle 3 befindet sich auf der Nordseite einer am Ostufer weit in das Gewässer hineinragenden Halbinsel am „Weißen Berg“. Der Uferbereich ist durch einen etwa 4 - 5 m hohen Steilhang vom Kiefernwald im Zentrum der Halbinsel getrennt. Hier ist ein allmähliches Abfallen des Gewässerbodens zu verzeichnen, wodurch eine breitere Flachwasserzone besteht. Das feinsandige bis sandig-kiesige Bodensubstrat war frei von Schlammauflagerungen.



Uferbereich an Probenahmestelle 3 am Ostufer der Talsperre.

(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

<b>Koordinaten:</b> N 51.63079°   O 14.39549° N 51.63068°   O 14.39552°		<b>Untersuchungsdatum:</b> 29.08.2022
<b>Transektgröße:</b> 12 m <sup>2</sup>	<b>Wassertiefe:</b> 10 - 25 cm, 35 - 60 cm,	
<b>Entfernung vom Ufer:</b> 1 - 2 m, 3 - 6 m	<b>Sichttiefe:</b> 50 cm	
<b>Gewässersohle:</b> Das Bodensubstrat war sandig bis kiesig mit einer Auflage von Pflanzenteilen (Laub, Schilf). Es wurden keine Schlamm- und Eisenockerauflagen beobachtet.		
<b>Aquatische Vegetation:</b> <i>Alisma sp.</i> , <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>Najas marina</i>		
<b>Erfassungsmethode:</b> Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.		
<b>Nachgewiesene Großmuscheln:</b>		
<b>Art</b>	<b>Lebendnachweise</b>	<b>Leerschalen</b>
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	10	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	56	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	67	X
<b>Besiedlungsdichte:</b> <i>U. pictorum</i> = 0,83 Tiere·m <sup>-2</sup>   <i>U. tumidus</i> = 4,67 Tiere·m <sup>-2</sup>   <i>A. anatina</i> = 5,58 Tiere·m <sup>-2</sup>		
<b>Begleitfauna:</b> <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Potamopyrgus antipodarum</i> , <i>Radix balthica</i> , <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
<b>Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:</b>		
Für <i>U. pictorum</i> konnten zwei deutlich voneinander abgegrenzte Alterskohorten beobachtet werden. Die Tiere stammten entweder aus dem Vorjahr (sieben Exemplare) oder waren bereits drei bzw. vier Jahre alt und erheblich größer. Unter den zahlreichen Lebendexemplaren von <i>U. tumidus</i> befanden sich 32 Jungtiere aus den letzten beiden Jahren, die übrigen Tiere waren drei Jahre alt. Die Exemplare von <i>A. anatina</i> wiesen ein Alter von zwei bis vier Jahren auf. Im Transekt 3 wurde die höchste Gesamtindividuenzahl lebender Muscheln im Jahr 2022 festgestellt.		

**Transekt 4**

Die Probenahmestelle 4 befindet sich auf der Südseite einer am Ostufer weit in das Gewässer hineinragenden Halbinsel am „Weißen Berg“. Der Uferbereich ist auch auf dieser Seite durch einen etwa 4 - 5 m hohen Steilhang vom Kiefernwald im Zentrum der Halbinsel abgegrenzt. Weil das Flussbett der Spree dicht am Südufer vorbeiführt, nimmt die Wassertiefe hier sehr schnell zu. An der Spitze der Halbinsel befindet sich die Stelle mit der geringsten Gewässerbite des Staubeckens. 2022 erfolgte das Monitoring genau an dieser Stelle, da aufgrund eines sehr starken Bewuchses mit *Najas marina* das Südufer nicht für die Untersuchungen zugänglich war.



Uferbereich an Probenahmestelle 4 am Ostufer der Talsperre.

(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

<b>Koordinaten:</b> N 51.63037°   O 14.39346°	<b>Untersuchungsdatum:</b> 31.07.2022	
<b>Transektgröße:</b> 12 m <sup>2</sup>	<b>Wassertiefe:</b> 25 - 75cm	
<b>Entfernung vom Ufer:</b> 3 - 6 m	<b>Sichttiefe:</b> 50 cm	
<b>Gewässersohle:</b> Untergrund kiesig/steinig mit geringer Schlammauflage. Trittfest mit deutlicher Eisenhydroxidschlammauflage.		
<b>Aquatische Vegetation:</b> <i>Butomus umbellatus</i> , <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Najas marina</i> , <i>Potamogeton sp.</i>		
<b>Erfassungsmethode:</b> Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.		
<b>Nachgewiesene Großmuscheln:</b>		
<b>Art</b>	<b>Lebendnachweise</b>	<b>Leerschalen</b>
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	5	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	22	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	88	X
<b>Besiedlungsdichte:</b> <i>U. pictorum</i> = 0,42 Tiere·m <sup>-2</sup>   <i>U. tumidus</i> = 1,83 Tiere·m <sup>-2</sup>   <i>A. anatina</i> = 7,33 Tiere·m <sup>-2</sup>		
<b>Begleitfauna:</b> <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Radix auricularia</i> , <i>Radix balthica</i> , <i>Stagnicola sp.</i> , <i>Dreissena polymorpha</i> , <i>Corbicula fluminea</i>		
<b>Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:</b>		
Im Transekt 4 wurde insgesamt eine hohe Anzahl an lebenden Muscheln festgestellt, wobei <i>A. anatina</i> mit Abstand am Häufigsten vorkam. Von dieser Art wurden 88 Tiere im Alter von null bis fünf (evtl. sechs) Jahren nachgewiesen, darunter fünf Jungtiere aus dem Jahr 2022. <i>U. pictorum</i> war mit fünf		

Tieren im Alter von ein bis fünf Jahren vertreten. Neben einem fünfjährigen Exemplar konnten von *U. tumidus* vor allem sehr junge Tiere aus den Jahren 2021 und 2022 (N = 15) und einige drei- bis vierjährige Tiere nachgewiesen werden.

**Transekt 6**

Das Transekt 6 befindet sich im Südosten der Talsperre in einer weiträumigen Bucht. Aufgrund der geringen Tiefe der Bucht und umfangreicher Schlamm- und Ockerablagerungen im südlichen Bereich musste das Untersuchungsstransekt ab 2019 weiter nach Norden verlagert werden. Bei niedrigem Wasserstand ist der Boden instabil und weist eine dicke Schlammschicht auf. Darüber hinaus erschwerte die großflächige Ausbreitung von *N. marina* das Monitoring erheblich.



Uferbereich Transekt 6 am Südostufer der Talsperre  
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

<b>Koordinaten:</b> N 51.62708°   O 14.39837°		<b>Untersuchungsdatum:</b> 31.08.2022
<b>Transektgröße:</b> 12 m <sup>2</sup>		<b>Wassertiefe:</b> 10 - 70 cm
<b>Entfernung vom Ufer:</b> 1 - 15 m		<b>Sichttiefe:</b> 50 cm
<b>Gewässersohle:</b> Sandig-kiesig mit ockerhaltigem Schlamm bedeckt. Abschnittsweise jedoch instabil mit starker Schlammauflage.		
<b>Aquatische Vegetation:</b> <i>Alisma lanceolatum</i> , <i>Butomus umbellatus</i> , <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Najas marina</i> , <i>Potamogeton natans</i> , <i>Potamogeton sp.</i> , <i>Sagittaria sagittifolia</i> , <i>Sagittaria sp.</i> , fädige Grünalgen		
<b>Erfassungsmethode:</b> Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.		
<b>Nachgewiesene Großmuscheln:</b>		
<b>Art</b>	<b>Lebendnachweise</b>	<b>Leerschalen</b>
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	6	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	6	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	4	X
<b>Besiedlungsdichte:</b> <i>U. pictorum</i> = 0,5 Tiere·m <sup>-2</sup>   <i>U. tumidus</i> = 0,5 Tiere·m <sup>-2</sup>   <i>A. anatina</i> = 0,33 Tiere·m <sup>-2</sup>		
<b>Begleitfauna:</b> <i>Bithynia tentaculata</i> , <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Physa acuta</i> , <i>Radix auricularia</i> , <i>Radix balthica</i> , <i>Stagnicola sp.</i> , <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
<b>Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:</b>		
Neben zwei Alttieren von <i>A. anatina</i> wurden auch zwei jüngere Exemplare (3 Jahre bzw. im ersten Jahr) nachgewiesen. Die Flussmuschelarten waren jeweils mit sechs Exemplaren vertreten. Die nachgewiesenen <i>U. pictorum</i> waren vier Jahre alt. Ein Exemplar war jünger (zwei bis drei Jahre). Auch von <i>U. tumidus</i> wurden nur Tiere in den mittleren Altersgruppen nachgewiesen (drei bis vier Jahre, ein Exemplar fünf Jahre). Gegenüber 2020 hat sich 2022 die Individuendichte der <i>Unio</i> sp. etwas verringert, was jedoch auf die Auswahl der Untersuchungsfläche zurückgeführt wird. Im		

aktuellen Monitoring wurde das Transekt geteilt, in einen ca. 8 m<sup>2</sup> großen Teil im flachen Wasser und einen ca. 4 m<sup>2</sup> großen Bereich im etwas tieferen Wasser. Im flacheren Wasser konnten keine Lebendnachweise der Großmuscheln erbracht werden. Alle nachgewiesenen 16 Tiere wurden im tieferen Wasser unter schwierigen Bedingungen (mächtige Schlammauflage, dichter Bestand von *N. marina*) aufgefunden.

**Transekt 8**

Das Transekt befindet sich am südwestlichen Ufer der Talsperre Spremberg und stellt die südlichste Untersuchungsfläche dar. Die Ufer sind bewaldet (gewässernah mit Weiden und Espen), der Strand- und Flachwasserbereich ist mit Sumpf- bzw. Wasserpflanzen verschiedener Arten besiedelt. Die Gewässersohle war stark verschlammt und konnte nur dicht am Ufer betreten werden.



Uferbereich an Probestelle 8 im Südwesten der Talsperre.

(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

**Koordinaten:** N 51.62157° | O 14.38913°

**Untersuchungsdatum:** 21.09.2022

**Transektgröße:** 12 m<sup>2</sup>

**Wassertiefe:** 20 - 40 cm

**Entfernung vom Ufer:** 1 - 2 m

**Sichttiefe:** 50 cm

**Gewässersohle:** Die Sohle war überwiegend mit einer nicht trittfesten mächtigen Schlammauflage mit mäßigem Eisenockeranteil bedeckt. Der Grund war mit Wasserpflanzen bewachsen.

**Aquatische Vegetation:** *Alisma lanceolatum*, *Butomus umbellatus*, *Elodea nuttallii*, *Oenanthe aquatica*, *Potamogeton natans*, *Sagittaria sagittifolia*

**Erfassungsmethode:** Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.

**Nachgewiesene Großmuscheln:**

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	0	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	0	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	2	X

**Besiedlungsdichte:**

*U. pictorum* = 0 Tiere·m<sup>-2</sup> | *U. tumidus* = 0 Tiere·m<sup>-2</sup> | *A. anatina* = 0,17 Tiere·m<sup>-2</sup>

**Begleitfauna:** *Dreissena polymorpha*, *Bithynia tentaculata*, *Lymnea stagnalis*, *Physa acuta*, *Planorbium corneum*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Radix auricularia*, *Radix* sp., *Stagnicola* sp.

**Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:**

Im Transekt wurden lediglich zwei lebende Exemplare von *A. anatina* aus dem Vorjahr nachgewiesen. Von *U. pictorum* und *U. tumidus* wurden im Transekt nur wenige Leerschalen gefunden. Gegenüber den Jahren 2019 und 2020 ist damit ein starker Rückgang, jedoch gegenüber 2021 eine leichte Zunahme der Individuendichte zu verzeichnen. Möglicherweise steht der Rückgang der Großmuscheln in Zusammenhang mit der sehr dichten Pfeilkraut-Vegetation im Flachwasser, die in den Jahren 2019 und 2020 so nicht beobachtet werden konnte.

**Transekt 9**

Die Probenahmestelle 9 befindet sich im Südwesten der Talsperre. Zum Teil wird der Strand von einem schmalen aufgelockerten Schilfgürtel mit Weiden umgeben, hinter dem ein Wald aus Kiefern, Espen und Birken beginnt. Der Flachwasserbereich ist nur schmal und die Wassertiefe nimmt schnell zu. Die Gewässersohle ist schlammig und stellenweise nicht trittfest. Das Gebiet ist über einen Waldweg von der B97 aus zu erreichen und dient als vielbesuchte Angelstelle.



Uferbereich an Probenahmestelle 9 im Westen der Talsperre.  
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

<b>Koordinaten:</b> N 51.62659°   O 14.38659°	<b>Untersuchungsdatum:</b> 30.08.2022
---	---------------------------------------

<b>Transektgröße:</b> 12 m <sup>2</sup>	<b>Wassertiefe:</b> 50 - 105 cm
---	---------------------------------

<b>Entfernung vom Ufer:</b> 3 - 8 m	<b>Sichttiefe:</b> 30 cm
-------------------------------------	--------------------------

**Gewässersohle:** Die Gewässersohle war sandig-kiesig mit einer starken Schlammauflage mit Pflanzenteilen. Im Schlamm wurden keine sichtbaren Eisenockeranteile beobachtet.

**Aquatische Vegetation:** *Butomus umbellatus*, *Elodea nuttallii*, *Najas marina*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton* sp.

**Erfassungsmethode:** Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.

**Nachgewiesene Großmuscheln:**

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	15	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	17	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	21	X

**Besiedlungsdichte:**

*U. pictorum* = 1,25 Tiere·m<sup>-2</sup> | *U. tumidus* = 1,42 Tiere·m<sup>-2</sup> | *A. anatina* = 1,75 Tiere·m<sup>-2</sup>

**Begleitfauna:** *Bithynia tentaculata*, *Lymnea stagnalis*, *Physa acuta*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Radix auricularia*, *Radix balthica*, *Stagnicola* sp., *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

**Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:**

Alle drei Großmuschelarten wurden lebend im Transekt nachgewiesen, zahlenmäßig liegt eine leichte Dominanz von *A. anatina* vor. Wie bereits 2020 konnten bei allen drei Arten auch Jungmuscheln festgestellt werden. Bei den Flussmuscheln fehlten allerdings die Jungtiere aus diesem Jahr. Die Individuendichte ist gegenüber 2020 dennoch deutlich zurückgegangen. Allerdings konnte gegenüber dem Vorjahr eine Zunahme der Großmuscheln im Transekt festgestellt werden.

**Transekt 10**

Die Probenahmestelle 10 befindet sich am Westufer der Talsperre und ist gut über kleine Straßen zu erreichen. In der Nähe befinden sich ein Hotel, ein Spielplatz, ein Aussichtsturm, ein kleiner Parkplatz und eine Bootsanlegestelle. Aufgrund dieser Infrastruktur ist der Strandbereich durch Touristen und Angler besonders stark frequentiert. Der Gewässergrund im Uferbereich fällt sehr flach ab. Bei Niedrigwasser bildet sich ein breiter Sandstrand aus, der von Schilf und Weiden besiedelt wurde. Der Gewässergrund variierte von sandig-kiesig bis schlammig.



Uferbereich an Probenahmestelle 10 am Westufer der Talsperre.  
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

**Koordinaten:** N 51.64480° | O 14.38506°

**Untersuchungsdatum:** 30.08.2022

**Transektgröße:** 12 m<sup>2</sup>

**Wassertiefe:** 25 - 40 cm

**Entfernung vom Ufer:** 5 - 8 m

**Sichttiefe:** 80 cm

**Gewässersohle:** Die Gewässersohle war sandig bis kiesig mit geringer Detritusaufgabe und teilweise starkem Bewuchs mit Wasserpflanzen. Sehr geringe Eisenhydroxidschlammaufgabe.

**Aquatische Vegetation:** *Najas marina*, *Myriophyllum spicatum*

**Erfassungsmethode:** Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung.

**Nachgewiesene Großmuscheln:**

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	1	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	2	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	3	X

**Besiedlungsdichte:**

*U. pictorum* = 0,08 Tiere·m<sup>-2</sup> | *U. tumidus* = 0,17 Tiere·m<sup>-2</sup> | *A. anatina* = 0,25 Tiere·m<sup>-2</sup>

**Begleitfauna:** *Lymnea stagnalis*, *Physa acuta*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Radix auricularia*, *R. balthica*, *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*, *Musculium lacustre*

**Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:**

Im Transekt 10 wurden, wenn auch in geringer Stückzahl, Individuen aller drei Großmuschelarten nachgewiesen. Im Vorjahr wurde lediglich eine lebende *A. anatina*, ein Jungtier im ersten Lebensjahr, gefunden. Im aktuellen Monitoring konnte somit eine Zunahme der Muscheldichte festgestellt werden. Die erfassten *U. pictorum* und *A. Anatina* erreichten ein Alter von drei bis vier Jahren. Unter den nachgewiesenen *U. tumidus* wurde ein Exemplar dem Jahrgang 2021 zugeordnet.

**Transekte 12 und 13**

Die Probenahmestellen 12 und 13 befinden sich im Nordwesten der Talsperre. Sie stellen die am nächsten an der Staumauer und dem Abfluss der Spree aus der Talsperre gelegene Untersuchungsfläche dar. Am Ufer erhebt sich hinter einem schmalen Streifen aus Weidengebüsch ein Steilhang von etwa 10 m Höhe.



Uferbereich an Probenahmestelle 12 und 13 im Nordwesten der Talsperre.

(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

**Transekt 12**

**Koordinaten:** N 51.65670° | O 14.38324°

**Untersuchungsdatum:** 08.08.2022

**Transektgröße:** 8 m<sup>2</sup>

**Wassertiefe:** 3,0 – 3,5 m

**Entfernung vom Ufer:** ca. 12 m

**Sichttiefe:** > 100 cm

**Gewässersohle:** Sehr feinsandiges helles Substrat mit geringen Anteilen von Faulschlamm, keine Verockerung.

**Aquatische Vegetation:** Im Transekt wurde keine aquatische Vegetation festgestellt. Im Flachwasserbereich waren *Najas marina* und *Potamogeton natans* zu finden.

**Erfassungsmethode:** Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.

**Nachgewiesene Großmuscheln:**

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	2	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	8	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	2	X

**Besiedlungsdichte:**

*U. pictorum* = 0,25 Tiere·m<sup>-2</sup> | *U. tumidus* = 1,0 Tiere·m<sup>-2</sup> | *A. anatina* = 0,25 Tiere·m<sup>-2</sup>

**Begleitfauna:** *Physa acuta*, *Radix auricularia*, *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

**Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:**

Neben zwei fünf- bis sechsjährigen *A. anatina* wurden zwei dreijährige *U. pictorum* und acht *U. tumidus* lebend nachgewiesen. Letztere waren zwischen einem (von 2021) und vier Jahren alt. Im Transekt 12 wurden gewöhnlich etwas mehr Tiere gefunden als im Transekt 13, was auf das sandige Bodensubstrat mit wenig Faulschlamm zurückgeführt wird. Die Muschelbestände der beiden Transekte bewegen sich auf einem niedrigen Niveau, können den Gewässerbereich aber konstant besiedeln.

<b>Transekt 13</b>		
<b>Koordinaten:</b> N 51.65670°   O 14.38324°		<b>Untersuchungsdatum:</b> 08.08.2022
<b>Transektgröße:</b> 8 m <sup>2</sup>		<b>Wassertiefe:</b> 4,5 m
<b>Entfernung vom Ufer:</b> ca. 20 m		<b>Sichttiefe:</b> > 100 cm
<b>Gewässersohle:</b> Die Gewässersohle ist feinsandig und mit einer starken Schlammauflagerung.		
<b>Aquatische Vegetation:</b> Im Transekt wurde keine aquatische Vegetation festgestellt. Im Flachwasserbereich waren <i>Najas marina</i> und <i>Potamogeton natans</i> zu finden.		
<b>Erfassungsmethode:</b> Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.		
<b>Nachgewiesene Großmuscheln:</b>		
<b>Art</b>	<b>Lebendnachweise</b>	<b>Leerschalen</b>
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus, 1758)	1	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson, 1788	0	
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)	3	X
<b>Besiedlungsdichte:</b> <i>U. pictorum</i> = 0,125 Tiere·m <sup>-2</sup>   <i>U. tumidus</i> = 0 Tiere·m <sup>-2</sup>   <i>A. anatina</i> = 0,375 Tiere·m <sup>-2</sup>		
<b>Begleitfauna:</b> <i>Physa acuta</i> , <i>Radix auricularia</i> , <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
<b>Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:</b>		
Im Transekt wurden lediglich 4 lebende Großmuscheln gefunden. Dabei handelte es sich um drei <i>A. anatina</i> im Alter von drei, vier und fünf Jahren sowie eine auf sieben Jahre geschätzte <i>U. pictorum</i> . Die Bedeckung der Gewässersohle mit einer starken Schicht Faulschlamm entspricht nicht den Anforderungen von Jungmuscheln an einen guten Lebensraum. Im Vorjahr wurden im Transekt keine lebenden Großmuscheln gefunden.		

### 5.3 Häufigkeit, Altersstruktur, Besiedlungsdichte, Gefährdung und Begleitfauna

Insgesamt wurde in der Talsperre Spremberg eine Fläche von 116 m<sup>2</sup>, aufgeteilt auf 11 Transekte zwischen 8 und 12 m<sup>2</sup>, auf das Vorkommen von Großmuscheln untersucht. Dabei wurden 53 *U. pictorum*, 150 *U. tumidus* und 208 *A. anatina* mit einem Alter zwischen 0 bis 7 Jahren nachgewiesen. Der prozentuale Anteil an der Gesamtzahl aller Großmuscheln (n = 411) liegt bei 12,9 % für *U. pictorum*, 36,5 % für *U. tumidus* und 50,6 % für *A. anatina* (Tab. 9). In den Jahren 2020 und 2021 setzte sich die Großmuschelgemeinschaft aus den drei Arten zu jeweils 18,4 %, 50,1 % und 31,5 % bzw. 6,7 %, 19,1 % und 74,2 % zusammen. Damit ist *A. anatina*, mit Ausnahme des Jahres 2020, die seit dem Beginn des Monitorings zahlenmäßig dominierende Großmuschelart.

Die Altersstruktur aller drei Großmuschelarten umfasste alle Jahrgänge, auch sehr junge Tiere aus dem laufenden Untersuchungsjahr wurden nachgewiesen. Zunehmend werden bei allen drei Arten auch ältere Exemplare nachgewiesen, die ein Alter von bis zu sieben Jahren erreichten. Sechsjährige Muscheln kamen bereits häufiger vor. Somit konnten für die beiden Flussmuschelarten Individuen nachgewiesen werden, die ein Alter innerhalb der normalen Lebenserwartung von 5 bis 15 Jahren (Lopes-Lima et al. 2017) erreichten. Wie bereits in vorherigen Monitoringberichten dargestellt (vgl. Hühn et al. 2019, 2020) erreichen relativ viele Muscheln die Lebenserwartung nicht, allerdings zeigten die aktuellen Ergebnisse, dass ein Teil des Bestandes in der Lage ist, das Alterspotenzial auszuschöpfen. Es bleibt abzuwarten, ob auch *A. anatina* die untere Grenze ihrer Lebenserwartung von 10 Jahren erreichen wird.

Bezogen auf alle Transekte ergibt sich eine Besiedlungsdichte von 0,5 Muscheln·m<sup>-2</sup> für *U. pictorum*, 1,3 Muscheln·m<sup>-2</sup> für *U. tumidus* und 1,8 Muscheln·m<sup>-2</sup> für *A. anatina* (Tab. 9). Die Besiedlungsdichte von *U. pictorum* hat gegenüber dem Vorjahr (2021, 0,06 Muscheln·m<sup>-2</sup>) zugenommen. Allerdings lag die aktuelle Dichte unter denen der Jahre 2019 und 2020 (0,78 bzw. 1,49 Muscheln·m<sup>-2</sup>). Eine vergleichbare Entwicklung wurde für *A. anatina* (2019, 4,1; 2020, 2,6; 2021, 0,6 Muscheln·m<sup>-2</sup>) beobachtet. Für *U. tumidus* wurde 2022 mit 1,3 Muscheln·m<sup>-2</sup> eine Bestandsdichte ermittelt, die über denen der Jahre 2019 und 2021 (0,49 bzw. 0,16 Muscheln·m<sup>-2</sup>) liegt. Die Bestandsdichte von *U. tumidus* 2022 war im Vergleich zum Jahr 2020 (4,1 Muscheln·m<sup>-2</sup>) geringer. Trotz großer Unterschiede zwischen den Jahren bleiben die ermittelten Besiedlungsdichten weit hinter den möglichen Individuendichten, die in der Literatur genannt werden, zurück und deuten auf gewisse Defizite des Lebensraumes gegenüber den Bedürfnissen der Muscheln hin.

Es kann davon ausgegangen werden, dass der Großmuschelbestand nach dem sanierungsbedingten Ablass der Talsperre 2014 weitgehend zusammengebrochen war. Aus den überlebenden Muscheln begann sich seit 2015 ein Großmuschelbestand zu entwickeln. Im Verlauf des Monitorings der Großmuscheln in der Talsperre Spremberg seit 2015 wurde 2021 bisher die geringste Besiedlungsdichte der Großmuscheln dokumentiert. Im aktuellen Monitoring konnte gegenüber dem Vorjahr ein Wiederanstieg der Muscheldichten beobachtet werden. Der beobachtete erhebliche zahlenmäßige Rückgang kann das Ergebnis verschiedener Einflüsse sein. Als einen der Wesentlichsten sind sehr wahrscheinlich die stark schwankenden

Wasserstände in den Sommermonaten der vergangenen Jahre zu nennen (siehe Abb. 6, Kapitel 3.2). Im aktuellen Untersuchungsjahr wurden vergleichbar mit den Jahren 2018 bis 2020 deutliche Schwankungen des Wasserstandes festgestellt. Durch niedrige Wasserstände fielen weite Bereiche der Talsperre trocken und gingen als Lebensraum für die Muscheln verloren. Beim Absenken des Wasserstandes verbleibt den Muscheln selten ausreichend Zeit zum Rückzug in tiefere Gewässerbereiche. Gerade die juvenilen Individuen besiedeln die flachen nicht schlammigen Flachwasserbereiche und verenden beim Trockenfallen, ohne sich reproduziert und somit zum Bestandserhalt beigetragen zu haben.

Auch anionische Polyacrylamide können zu einer gesteigerten Mortalität von Muscheln beitragen. Jedoch ist es unwahrscheinlich, dass die in der Vorsperre eingebrachte Konzentration von  $0,18 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$  (Mittelwert 2021, Uhlmann et al. 2022) eine Steigerung der Sterblichkeit der Muscheln verursachten. Für verschiedene Süßwassermuscheln aus der Familie der Unionidae zeigten Buczek et al. (2017), dass die letalen Konzentrationen (LC50) verschiedener anionischer Polyacrylamide für Glochidien und Jungmuscheln zwischen 127 und  $> 1000 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$  lagen. Da die in die Vorsperre eingebrachte Konzentration des FHM weit unterhalb der von Buczek et al. (2017) angegebenen letalen Konzentrationen liegen und die FHM in der Vorsperre sedimentieren, ist nicht davon auszugehen, dass die beobachteten geringen Besiedlungsdichten in der Hauptsperre auf den Einsatz des FHM zurückgeführt werden können.

**Tab. 9:** Erfassungsergebnisse Großmuscheln in der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2022, n. b. = nicht berücksichtigt, T = Untersuchungstransect, Sch. = ausschließlich Schalenfunde der Art im Transect, keine Lebendnachweise

Transect Nr.	<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)							<i>Unio pictorum</i> (LINNAEUS, 1758)							<i>Unio tumidus</i> PHILIPSSON, 1788							Besiedlungsdichte Muscheln je m <sup>2</sup> (gerundet)						
	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022
T 1	0	n.b.	21	3	17	5	15	0	n.b.	59	0	12	0	6	0	n.b.	12	2	60	0	34	0	n.b.	6	<1	7	<1	5
T 2	260	112	159	1	5	2	3	52	56	61	0	0	4	2	12	15	42	0	1	5	1	22	18	18	<1	<1	1	1
T2a	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1
T 3	11	58	83	185	90	15	67	0	86	81	1	20	0	10	0	23	16	3	100	2	56	2	17	9	16	18	1	11
T 4	67	45	52	68	10	16	88	30	33	28	36	0	0	5	1	6	6	12	0	0	22	10	11	9	12	<1	1	10
T 5	104	42	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	7	11	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1	2	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	12	6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
T 6	25	35	7	42	4	1	4	0	0	0	5	16	1	6	0	1	0	4	9	0	6	5	5	1	4	2	<1	1
T 7a	Sch.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	Sch.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
T 7b	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
T 8	58	26	39	17	31	0	2	13	19	14	5	6	0	0	0	6	8	2	1	0	0	7	5	12	2	4	0	<1
T 9	Sch.	29	105	51	52	13	21	Sch.	23	43	33	57	0	15	Sch.	0	7	7	61	1	17	0	5	10	8	17	1	4
T 10	9	9	21	46	48	1	3	3	14	21	0	43	0	1	0	4	4	119	187	0	2	2	3	5	5	24	<1	1
T 11	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
T 12	246	96	64	9	6	13	2	10	47	12	0	0	1	2	22	25	8	1	2	9	8	28	21	11	1	1	3	2
T 13	22	16	9	6	2	0	3	0	6	7	1	1	0	3	0	1	3	1	0	0	0	4	5	2	1	<1	0	1
T 14	n.b.	n.b.	49	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	24	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	8	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Σ	877	468	609	428	265	66	208	150	295	327	81	155	6	53	41	83	135	51	421	17	150	Ø 9	Ø 10	Ø 8	Ø 5	Ø 8	Ø 1	Ø 4
%	82,1	55,3	56,8	76,4	31,5	74,2	50,6	14,0	34,8	30,5	14,5	18,4	6,7	12,9	3,8	9,8	12,6	9,1	50,1	19,1	36,5							

Neben den dargestellten abiotischen Faktoren können ebenfalls biotische Faktoren die Großmuschelgemeinschaft beeinflussen. Eine Ursache für die teilweise frühe Sterblichkeit der Großmuscheln könnte in der Besiedlung der Großmuscheln mit *D. polymorpha* liegen (vgl. Sousa et al. 2011, Müller et al. 2021). Bereits im Alter von ein bis zwei Jahren waren die Tiere in der Talsperre Spremberg mit mehreren Individuen von *D. polymorpha* bedeckt, deren Anzahl und Größe im Laufe der Jahre zunimmt (Abb. 22). Der lebende Bewuchs dürfte eine ernsthafte Nahrungskonkurrenz darstellen, möglicherweise gelangt auch weniger Sauerstoff in die Einströmöffnungen der Großmuscheln.



**Abb. 22:** Von *D. polymorpha* befallene *A. anatina* aus Transekt 1, 2020 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Auch die Ausbreitung von *C. fluminea* könnte sich durch Raum- und Nahrungskonkurrenz auf die Bestände der Großmuscheln auswirken. Haag et al. (2021) untersuchten den Einfluss von Wassertemperatur, Wasserchemie und Häufigkeit des Auftretens von *C. fluminea* auf das Überleben und das Wachstum juveniler Muscheln von vier Arten aus der Familie Unionidae in einem Flusssystem in Kentucky, USA. Bei den Untersuchungen ergaben sich negative Auswirkungen auf das Wachstum der Jungmuscheln bei höheren Abundanzen der Körbchenmuschel, während sich keine negativen Auswirkungen bei der vom Bergbau beeinflussten Wasserchemie feststellen ließen. Nach Auffassung der Autoren weisen die Ergebnisse der Studie darauf hin, dass der Einfluss der invasiven Körbchenmuschel bisher unterschätzt wurde, während dieser für *D. polymorpha* bereits hinreichend belegt ist. Speziell im Untersuchungsgebiet in Kentucky wurde der Rückgang einheimischer Süßwassermuscheln bis dahin lediglich mit dem Kohlebergbau in Verbindung gebracht. Die Studie weist daher eine gewisse Relevanz zum Flusssystem der Spree mit der Talsperre Spremberg auf, da auch dieses stark vom Braunkohletagebau beeinflusst wird und eine Einwanderung von *C. fluminea* in die Talsperre erfolgte.

## Begleitfauna

Neben den drei Großmuschelarten kommen in der Talsperre Spremberg noch einige weitere Süßwassermollusken vor. Bei den Untersuchungen 2022 wurden die in Tabelle 10 aufgeführten Arten festgestellt. Wie bereits im Vorjahr 2021 beobachtet, wurde auch 2022 an mehreren Transekten, vor allem im südlichen Teil der Talsperre, eine erhöhte Abundanz von Gastropoden, sowohl auf dem Bodensubstrat als auch frei im Wasser treibend, festgestellt. Für die Grobgerippte Körbchenmuschel ist erwartungsgemäß eine Etablierung im Gewässer festzustellen. Für die bereits in der gesamten Talsperre vorkommende Art wurde 2022 eine weitere Zunahme der Abundanz festgestellt.

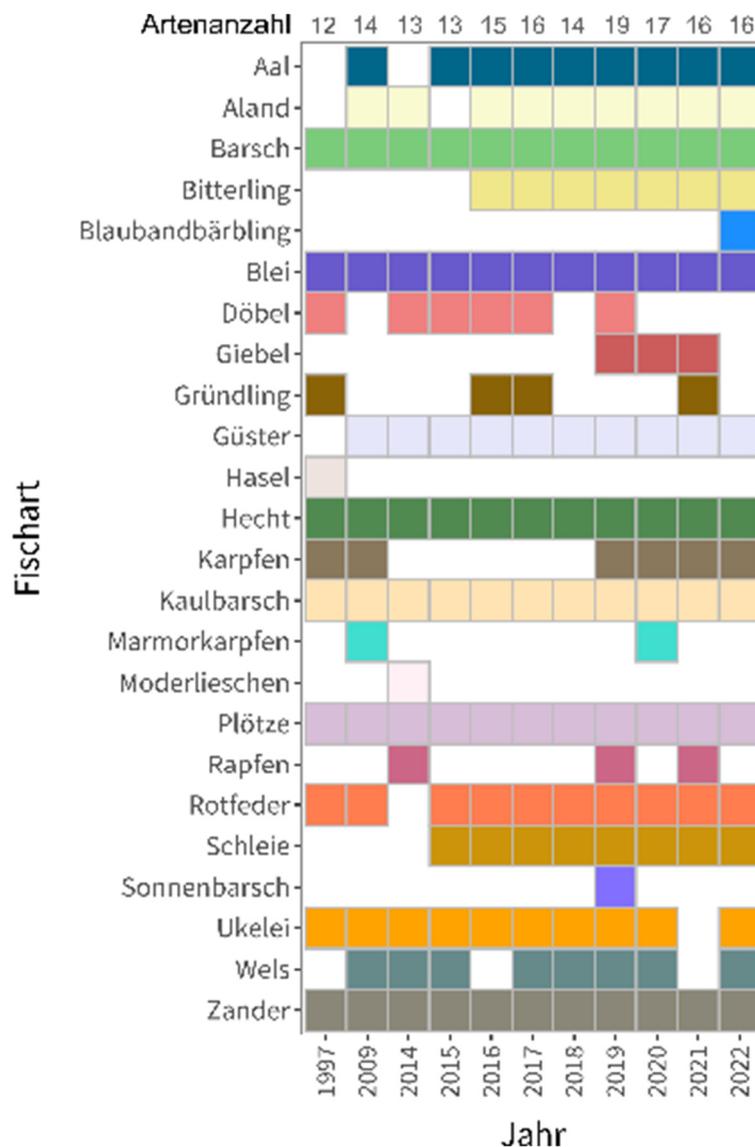
**Tab. 10:** Begleitfauna (Mollusca) der drei Großmuschelarten in der Talsperre Spremberg (alphabetisch geordnet).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name
<b>Gastropoda (Schnecken)</b>	
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus 1758)	Gemeine Schnauzenschnecke
<i>Lymnae stagnalis</i> (Linnaeus 1758)	Spitzhorn-Schlamm Schnecke
<i>Physa acuta</i> (Draparnaud 1805)	Spitze Blasenschnecke
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray 1843)	Neuseeländische Deckelschnecke
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus 1758)	Ohrschlamm Schnecke
<i>Radix balthica</i> (Linnaeus 1758)	Gemeine Schlamm Schnecke
<i>Stagnicola</i> sp.	Sumpfschnecke
<b>Bivalvia (Muscheln)</b>	
<i>Corbicula fluminea</i> (Müller 1774)	Grobgerippte Körbchenmuschel
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas 1771)	Wander-, Dreikant- oder Zebramuschel
<i>Musculium lacustre</i> (Müller 1774)	Häubchenmuschel

## 6. Fischbestand

### 6.1 Gesamtfischbestand

In der Talsperre Spremberg wurden bei Fischbestandsuntersuchungen in den vergangenen Jahren insgesamt 24 Fischarten nachgewiesen (Abb. 23). Im Untersuchungsjahr 2022 konnten durch den Einsatz der Stellnetzfischerei und der Elektrofischerei insgesamt 16 Fischarten dokumentiert werden (Abb. 23, Tab. 11). Erstmals wurde der gebietsfremde Blaubandbärbling in der Talsperre Spremberg nachgewiesen. Nach der von Eckmann (1995) erarbeiteten exponentiellen Arten-Areal-Beziehung sind für ein Stillgewässer in der Größe der Talsperre bis zu 14 Fischarten zu erwarten. Die Präsenz der rheophilen Arten Aland, Döbel, Gründling, Hasel und Rapfen in den Beprobungen zeigt jedoch den besonderen Charakter von Talsperren als Mischlebensraum mit strömenden und Stillwasserbereichen.



**Abb. 23:** Nachgewiesene Fischarten in der Talsperre Spremberg in den Jahren 1997, 2009 und 2014 bis 2022.

Der Gesamtfang der aktuellen Fischbestandsuntersuchung wurde in Tabelle A6 im Anhang aufgelistete. Mit 3.452 Individuen und einer Gesamtbiomasse von 124,9 kg stammte der weitaus überwiegende Teil des Fanges aus den Stellnetzen. Zusätzlich konnten mit der Elektrofischerei weitere 243 Fische gefangen werden. Der Gesamtfang wurde von den Arten Barsch (43 %), Güster (16 %), Plötze (13 %), Kaulbarsch (12 %) und Blei (8 %) dominiert (Tab. 11).

**Tab. 11:** Anzahl und Längenbereich der 2022 nachgewiesenen Fischarten in der Talsperre Spremberg

Fischart	Wissenschaftlicher Name	Anzahl	Totallänge (cm)	
			min.	max.
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	5	14	39
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	1		48
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	1.715	5	29
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	4	3	4
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	1		5
Blei	<i>Abramis brama</i>	301	4	58
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	653	5	32
Hecht	<i>Esox lucius</i>	19	13	78
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	1		17
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	494	5	14
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	538	4	34
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	171	3	28
Schleie	<i>Tinca Tinca</i>	24	4	17
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	47	3	18
Wels	<i>Siluris glanis</i>	4	12	64
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	20	7	21
$\Sigma$		<b>3.998</b>		

Der fanggeräteübergreifende Diversitätsindex lag 2022 bei  $H' = 1,68$  und war damit vergleichbar mit den Werten aus dem Zeitraum 2015 - 2021 (1,59 - 1,74) und höher als in den Jahren vor dem Beginn der Einbringung von Fällungs- und Flockungsmitteln (1,25 - 1,52). Dennoch bestätigt die Evenness mit einem Wert von 0,34 im Jahr 2022, dass die Fischgemeinschaft in der Talsperre weiterhin von wenigen Arten dominiert wird. Auch in den Jahren zuvor wurde die Dominanz weniger Arten belegt ( $E = 0,26 - 0,40$ ).

Die Fänge nach Anzahl und Biomasse sowie die daraus gebildeten Einheitsfänge der eingesetzten Fanggeräte sind in Tabelle 12 dargestellt. Die Fänge der unterschiedlichen Fanggeräte werden in den folgenden Kapiteln erläutert.

**Tab. 12:** Die Fänge und Einheitsfänge (NPUE = numerischer Einheitsfang, BPUE = biomassebezogener Einheitsfang) der Elektrofischerei sowie der Stellnetze in der Talsperre Spremberg 2009 und 2014 bis 2022.

Jahr	Fanggerät	Fang		Einheitsfänge		
		Anzahl (Stück)	Biomasse (kg)	NPUE (Stück·100 m <sup>-1</sup> Uferstrecke)	NPUE (Stück·100 m <sup>-2</sup> Netz)	BPUE (Stück·100 m <sup>-2</sup> Netz)
2022	Elektrofischerei	243		40,6		
	MGN	3.452	124,9		319,6	11,6
	MPN	298	13,4		216,7	9,7
2021	Elektrofischerei	736		131,4		
	MGN	2.747	92,1		254,4	8,5
	MPN	390	9,6		189,1	4,7
2020	Elektrofischerei	779		94,4		
	MGN	2.517	120,8		233,1	11,2
	MPN	440	23,4		320,0	17,0
2019	Elektrofischerei	461		59,0		
	MGN	3.376	151,9		312,6	14,1
	MPN	266	9,6		177,3	6,4
2018	Elektrofischerei	687		113,7		
	MGN	3.027	119,9		258,7	10,2
	MPN	236	6,0		171,6	4,4
2017	Elektrofischerei	224		37,0		
	MGN	3.193	101,1		272,9	8,6
	MPN	56	1,5		27,2	0,7
2016	Elektrofischerei	434		62,0		
	MGN	3.201	100,8		273,6	8,6
	MPN	185	4,4		89,7	2,1
2015	Elektrofischerei	342		51,5		
	MGN	2.831	104,0		242,0	8,9
	MPN	75	1,5		36,4	0,7
2014	MGN	1.005	85,8		85,9	7,3
	MPN	121	13,5		22,0	0,4
2009	Elektrofischerei	730		96,8		
	MMG	284	81,6		32,9	9,5
	MGN	2.343	128,0		200,3	10,9
	GGN	185	94,4		47,2	25,2
	MPN	125	8,7		34,7	2,4

MGN, MMG = benthisches Multimaschengrundstellnetz, MPN = pelagisches Multimaschenstellnetz, GGN = großmaschiges Grundstellnetz,

## 6.2 Jungfischmonitoring (Elektrofischerei)

Mittels Elektrofischerei entlang der Uferlinie wurden 2022 insgesamt zwölf Fischarten nachgewiesen. Der Gesamtfang über alle fünf Teilstrecken wurde von den Arten Rotfeder, Barsch und Schleie dominiert (Tab. 13, Abb. 24). Alle weiteren neun Fischarten waren mit Anteilen  $\leq 7\%$  im Fang vertreten. Der Fang der Elektrofischerei setzte sich bis auf wenige Ausnahmen aus Jungfischen zusammen. Basierend auf der Totallänge der Fische ist davon auszugehen, dass diese größtenteils den Jahrgängen 2021 und 2022 angehörten. Somit konnte für die Fischarten Barsch, Blei, Güster, Hecht, Plötze, Rotfeder und Schleie eine natürliche Reproduktion für diesen Zeitraum nachgewiesen werden. Vom Aal wurden 2022 juvenile Individuen gefangen, die jedoch auf Besatzmaßnahmen zurückgeführt werden können.

**Tab. 13:** Fischartenspezifische numerische Einheitsfänge (NPUE; Fische·100 m<sup>-1</sup> Uferlänge) und prozentuale Zusammensetzung der Einheitsfänge der Elektrofischerei in der Talsperre Spremberg in den Untersuchungsjahren 2015 bis 2022

Fischart	Jahr															
	2022		2021		2020		2019		2018		2017		2016		2015	
	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%
Aal	< 1	2,1	4	2,7	< 1	1	< 1	0,2	< 1	0,3	< 1	0,4	< 1	0,7	< 1	0,9
Aland			< 1	0,1	< 1	0,1	< 1	0,2					< 1	0,7		
Barsch	<b>10</b>	<b>24,7</b>	7	5	<b>11</b>	<b>11,4</b>	<b>21</b>	<b>35,6</b>	<b>56</b>	<b>49,5</b>	<b>11</b>	<b>29,9</b>	<b>8</b>	<b>12,9</b>	<b>4</b>	<b>8,5</b>
Bitterling	< 1	1,2	3	2,2	2	2,1	< 1	1,3	< 1	0,4	< 1	0,9				
Blei	< 1	2,1			< 1	0,4	<b>15</b>	<b>26</b>	1	1			3	4,1		
Döbel											1	2,2	< 1	1,2		
Giebel			< 1	0,1	< 1	0,3										
Güster	< 1	1,2	7	5,2	<b>42</b>	<b>49,9</b>	1	1,7	<b>25</b>	<b>21,7</b>	1	3,1	7	<b>12</b>	<b>17</b>	<b>32,7</b>
Gründling			< 1	0,1												
Hecht	3	7,0	6	4,8	6	6,2	3	4,8	2	2,2	2	4,9	2	2,8	1	2
Karpfen	< 1	0,4														
Kaulbarsch									1	1,2			< 1	0,2	< 1	0,6
Plötze	3	6,2	4	3,3	6	6,3	3	4,6	<b>15</b>	<b>13,4</b>	2	4,9	<b>11</b>	<b>17,1</b>	<b>5</b>	<b>9,6</b>
Rapfen							< 1	0,2								
Rotfeder	<b>17</b>	<b>42,4</b>	<b>95</b>	<b>72,4</b>	<b>25</b>	<b>26,4</b>	<b>12</b>	<b>19,7</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>17</b>	<b>48,7</b>	<b>29</b>	<b>47,2</b>	<b>23</b>	<b>44,2</b>
Schleie	<b>4</b>	<b>9,9</b>	5	4,1	< 1	0,9	2	2,8	1	1,3	1	4	< 1	0,7	< 1	0,6
Sonnenbarsch							2	2,8								
Ukelei	< 1	1,6									< 1	0,9	< 1	0,2	< 1	0,6
Wels	< 1	1,2													< 1	0,3
<b>Gesamt</b>	<b>41</b>		<b>131</b>		<b>94</b>		<b>59</b>		<b>114</b>		<b>37</b>		<b>62</b>		<b>52</b>	

fettgedruckt = eudominate und dominante Anteile (nach Mühlenberg 1993)

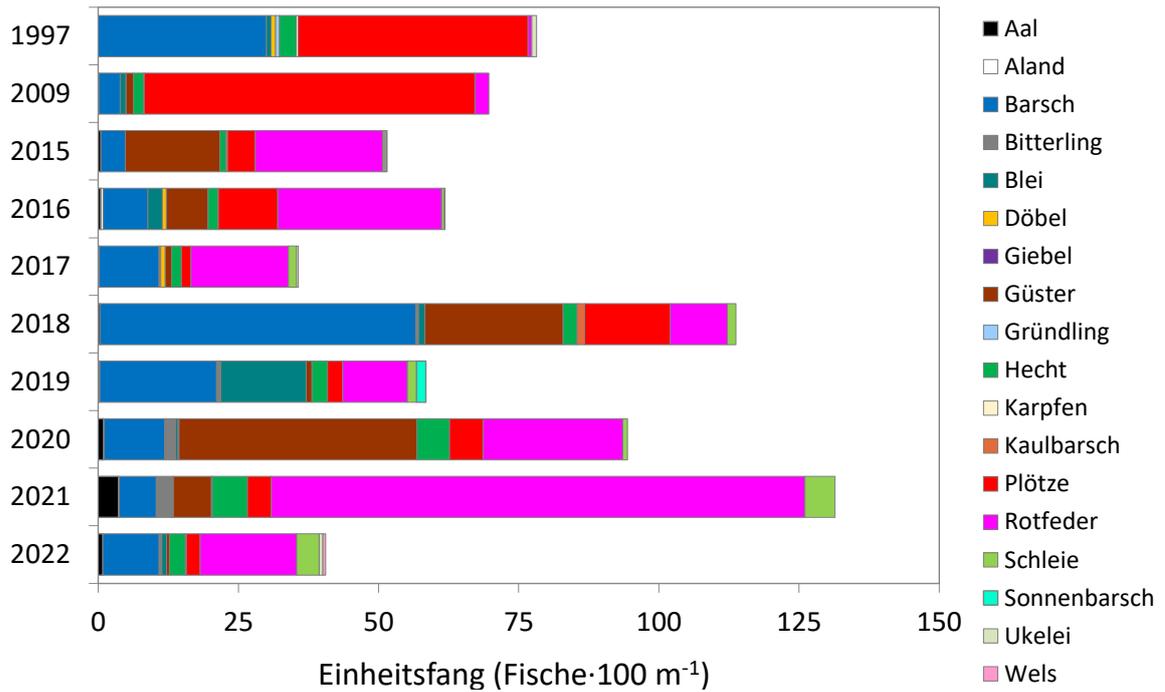
Tabelle 13 und Abbildung 24 stellen die Zusammensetzung der Fänge der Elektrofischerei aus früheren Befischungen dar. Auffällig ist bei der Betrachtung, dass der Anteil des Barsches in den jüngeren Befischungen wieder abgenommen hat. Dagegen stieg der Anteil der charakteristischen Litoralart Rotfeder, nach Abnahmen in den Jahren 2018 und 2019, in den Jahren 2020 und 2021 wieder an. Im aktuellen Monitoringjahr wurden gegenüber den Vorjahren deutlich weniger Rotfedern gefangen. Es ist davon auszugehen, dass dies mit dem festgestellten geringen Wasserstand erklärt werden kann.

Der numerische Einheitsfang (Fische · 100 m<sup>-1</sup>) lag 2022 deutlich unter denen der Vorjahre (Tab. 13 und Abb. 24). Der Rückgang des Einheitsfanges ist auf die gegenüber den Vorjahren geringe Anzahl an Rotfedern im Fang zurückzuführen. Es ist davon auszugehen, dass die Fangergebnisse durch die niedrigen Wasserstände beeinflusst wurden. Auch in den Vorjahren wurde beobachtet, dass sich die Wasserstände auf die Fangergebnisse auswirkten.

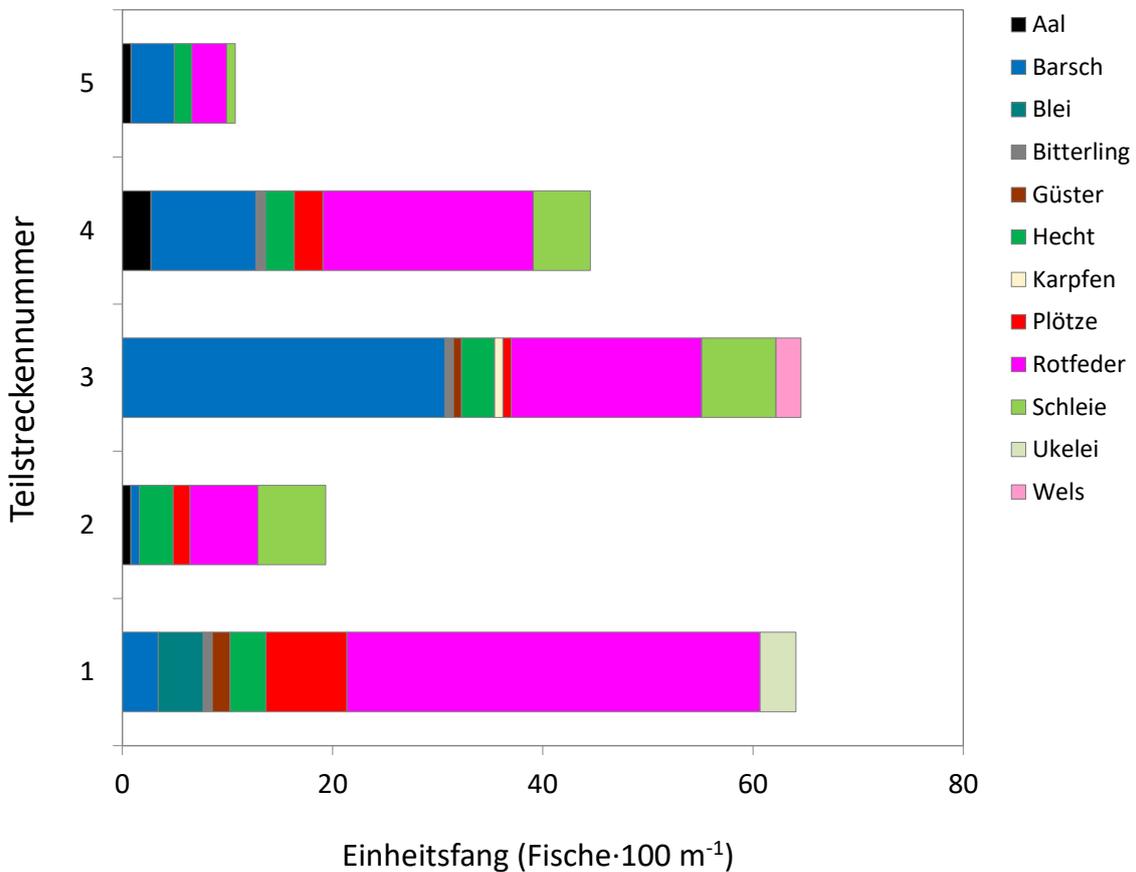
Insgesamt können aus den Ergebnissen des Jungfischmonitorings, trotz des verhältnismäßig geringen Fanges der Rotfeder, derzeit keine Auffälligkeiten der litoralen Fischgemeinschaft abgeleitet werden. Bei der Interpretation der Daten ist zu berücksichtigen, dass die Ergebnisse einmaliger Elektrobefischungen methodisch bedingt sehr starken Schwankungen unterliegen können.

Im Jahr 2022 wurden in den Teilstrecken teilweise deutlich unterschiedliche Einheitsfänge erzielt (Abb. 25). Auch diese Beobachtung kann sehr wahrscheinlich auf den sich im Jahresverlauf stark ändernden Wasserstand sowie den niedrigen Wasserstand zur Beprobung zurückgeführt werden. Dennoch weisen die befischten Teilstrecken strukturelle Unterschiede auf, die sich auch in der Artenzusammensetzung der Fänge widerspiegeln. So wurden beispielsweise in Teilstrecken, strukturiert durch aquatische Vegetation, Rotfedern als dominierende Fischart gefangen. In weniger strukturierten Teilstrecken wurden beispielsweise vermehrt Barsche gefangen. In den Teilstrecken 1 und 4 waren Rotfedern und in den Teilstrecken 3 und 5 Barsche dominierend.

In den litoralen Jungfischgemeinschaften sind natürlicherweise wenige Individuen aus der Familie Perciden (Barsch, Zander und Kaulbarsch) vorzufinden. Diese Fischarten bevorzugen als Jungfische das Freiwasser oder aber benthische Lebensräume, die durch die hier dargestellte Elektrofischerei am Ufer nicht abgedeckt wurden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass bei einer natürlichen Reproduktion die Jungfische dieser Fischarten in den Stellnetzfangen vertreten sind (siehe folgende Kapitel).



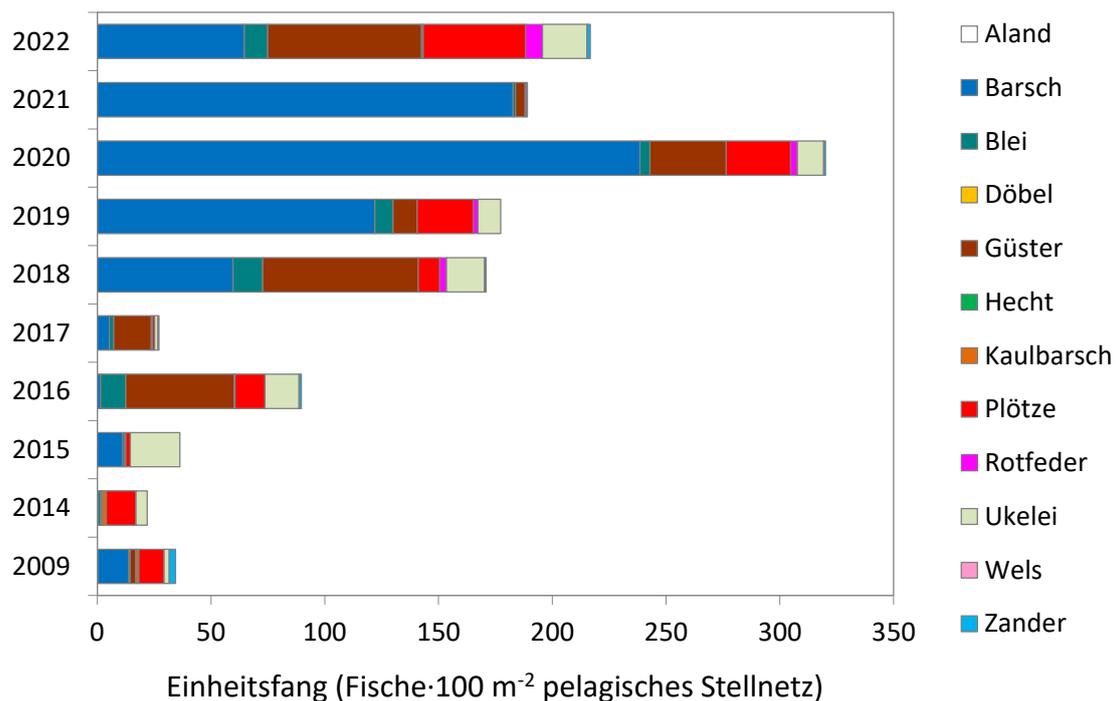
**Abb. 24:** Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m<sup>-1</sup> Uferlänge) der Elektrofischerei in den Jahren 1997, 2009 und 2015 bis 2022



**Abb. 25:** Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m<sup>-1</sup> Uferlänge) in den fünf befischten Uferstrecken im September 2022

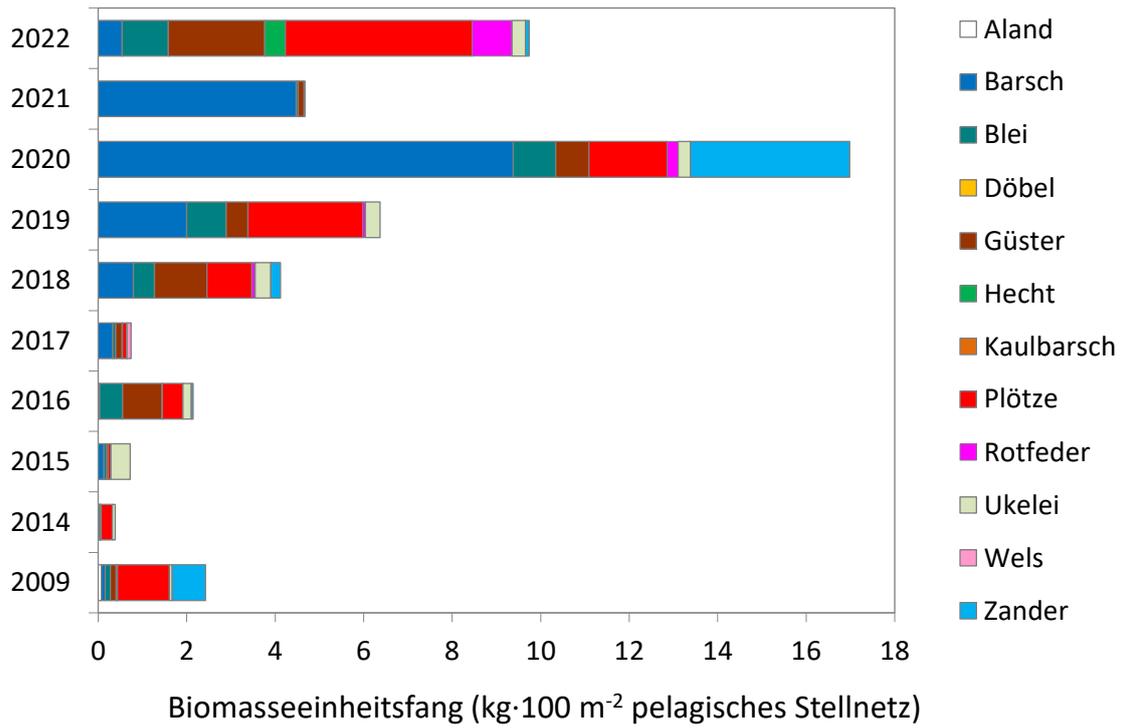
### 6.3 Pelagische Netze

Die Befischung des Freiwasserlebensraumes der Talsperre Spremberg 2022 erfolgte an der tiefsten Stelle des Gewässers nahe der Staumauer mit pelagischen Multimaschenstellnetzen. Mit diesen Netzen wurden insgesamt 298 Fische aus acht Arten mit einer Gesamtbiomasse von 13,4 kg gefangen (Tab. 12). Güstern, Barsche, Plötzen und Ukelei dominierten den Fang (Tab. 14, Abb. 26). Alle weiteren Arten waren mit jeweils  $\leq 5\%$  im Fang vertreten. Die Biomasse wurde von den Arten Plötze, Güster, Blei und Rotfeder dominiert (Tab. 14, Abb. 27).



**Abb. 26:** Numerische Einheitsfänge (Fische·100 m<sup>2</sup> Netz) der pelagischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2022 in der Talsperre Spremberg

Im Vergleich der Ergebnisse über die Untersuchungsjahre wird deutlich, dass der numerische und biomassenbezogene Einheitsfang im Jahr 2022 vergleichbar mit den Jahren 2018, 2019 und 2021 war und deutlich niedriger ausfiel als im Jahr 2020 (Tab. 12, Abb. 26 und 27). Durch niedrige Wasserstände während der Sommerperiode in den Jahren 2018 bis 2020 und 2022 war der Freiwasserlebensraum mit seinen Charakteristika nicht mehr oder nur in geringem Umfang vorhanden. Die zunehmenden Einheitsfänge, sind sehr wahrscheinlich auf eine gesteigerte Fischdichte infolge von niedrigen Wasserständen zurückzuführen. Im Sommer 2021 wurden sehr niedrige Wasserstände, wie sie in den Vorjahren beobachtet wurden, nicht festgestellt (vgl. Kapitel 3.2). Dies sollte bei der Interpretation der Entwicklung der Einheitsfänge im Rahmen des Fischbestandsmonitorings berücksichtigt werden.



**Abb. 27:** Biomassebezogene Einheitsfänge ( $\text{kg} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$  Netz der pelagischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2022 in der Talsperre Spremberg

**Tab. 14:** Prozentuale Fangzusammensetzung der pelagischen Multimaschenstellnetze nach Anzahl gefangener Fische und deren Biomasse in den Jahren 2014 bis 2022

Fischart	Anzahl (%)									Biomasse (%)								
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Aland	0,8									1,6								
Barsch	0,8	<b>30,7</b>	1,6	<b>19,6</b>	<b>34,7</b>	<b>68,8</b>	<b>74,5</b>	<b>96,7</b>	<b>29,9</b>	0,5	<b>18,0</b>	1,6	<b>44,7</b>	<b>18,2</b>	<b>31,4</b>	<b>55,2</b>	<b>95,8</b>	5,6
Blei	5,0	2,7	<b>12,4</b>	7,1	7,6	4,5	1,4	0,5	4,7	<b>8,7</b>	7,1	<b>24,3</b>	8,8	11,0	14,1	5,6	1,0	<b>10,7</b>
Döbel	0,8									1,2								
Güster	3,3	1,3	<b>53,0</b>	<b>60,7</b>	<b>39,8</b>	6,0	<b>10,5</b>	2,3	<b>31,2</b>	2,4	5,5	<b>41,4</b>	<b>20,1</b>	<b>27,2</b>	7,7	4,4	2,8	<b>22,4</b>
Hecht									0,3									4,8
Hybride*					0,4									5,7				
Kaulbarsch	7,4		0,5	1,8						2,9		0,2	0,4					
Plötze	<b>59,5</b>	5,3	<b>14,6</b>	3,6	5,5	<b>13,9</b>	<b>8,9</b>	0,3	<b>20,8</b>	<b>65,3</b>	<b>8,5</b>	<b>21,6</b>	<b>13,1</b>	<b>23,2</b>	<b>40,7</b>	<b>10,4</b>	0,2	<b>43,3</b>
Rotfeder					1,7	1,1	0,9	0,3	3,4					1,7	0,9	1,5	0,2	<b>9,2</b>
Ukelei	<b>22,3</b>	<b>60,0</b>	<b>16,8</b>	5,4	<b>9,7</b>	5,6	3,6		<b>9,1</b>	<b>17,4</b>	<b>60,8</b>	<b>9,1</b>	0,3	<b>8,1</b>	5,3	1,6		3,2
Wels				1,8									<b>12,5</b>					
Zander			1,1		0,4		0,2		0,7			1,8		4,9		<b>21,2</b>		0,8

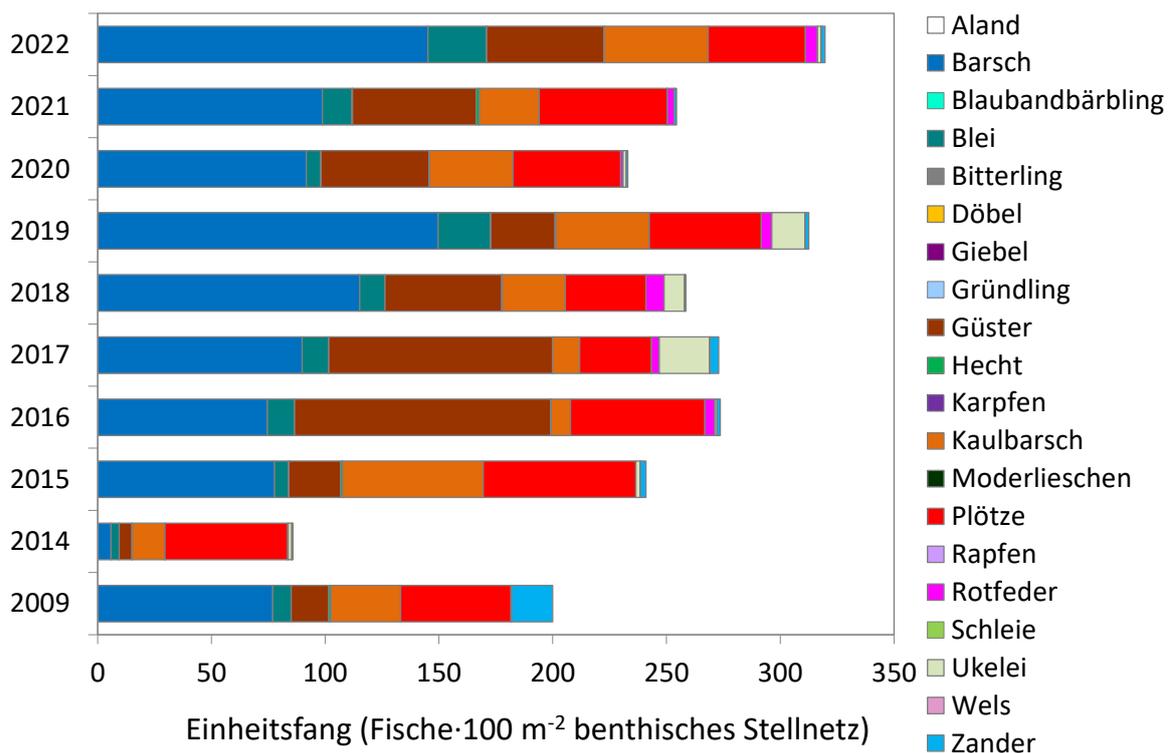
\* = Cyprinidenhybride; fettgedruckt = eudominate und dominante Anteile (nach Mühlenberg 1993)

## 6.4 Benthische Netze

Mit den benthischen Multimaschenstellnetzen wurden insgesamt 3.452 Fische aus 13 Arten mit einer Biomasse von 124,9 kg gefangen (Tab. 12). Der daraus errechnete numerische und biomassebezogene Einheitsfang beträgt 319,6 Fische·100 m<sup>-2</sup> Netz bzw. 11,6 kg·100 m<sup>-2</sup> Netz (Tab. 12). Die numerische Verteilung der Fischarten im Fang zeigt eine Dominanz der Arten Barsch, Güster, Kaulbarsch, Plötze und Blei (Tab. 15, Abb. 28). Alle anderen Arten waren mit jeweils weniger als 2 % im Fang vertreten. In der Zusammensetzung der Biomasse des Gesamtfangs dominierten Plötze, Barsch und Güster (Tab. 15, Abb. 29). Alle weiteren Arten bildeten jeweils  $\leq 7,5$  % der gefangenen Biomasse.

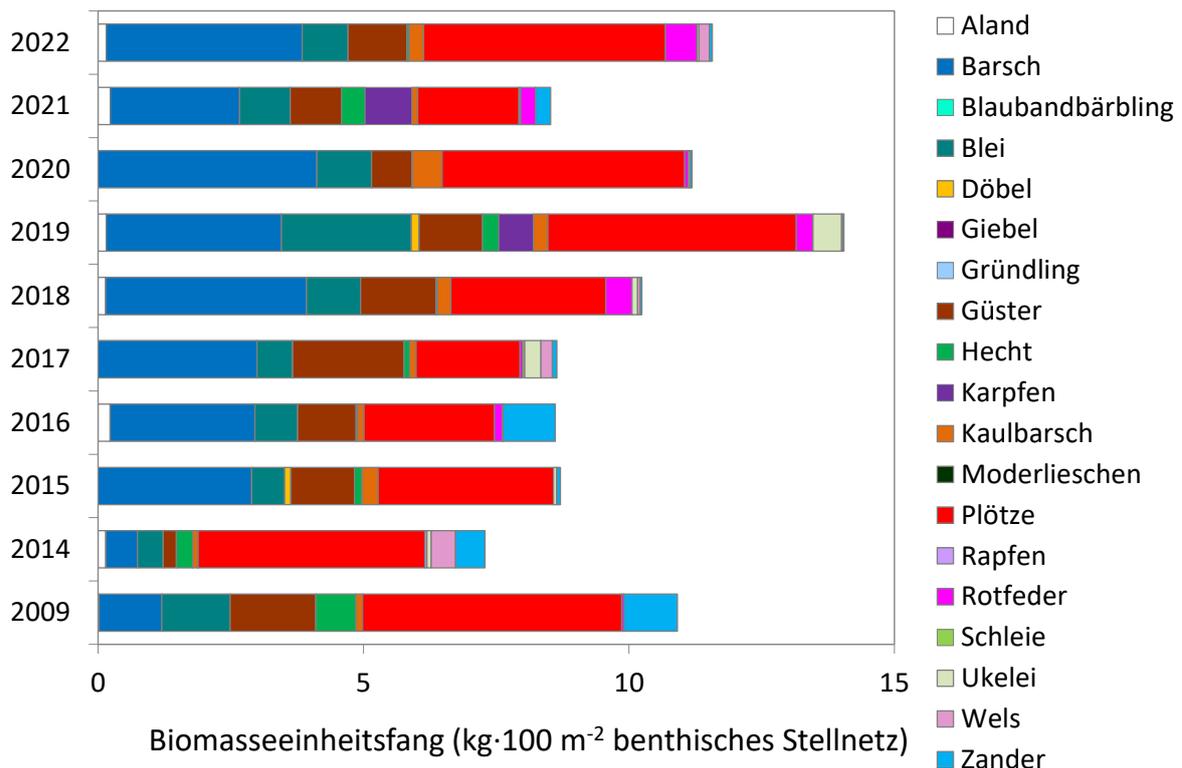
Wie bereits in den Vorjahren wurden mit den benthischen Netzen auch juvenile Zander gefangen, was eine erfolgreiche natürliche Reproduktion der Art in der Talsperre belegt.

Mit den zusätzlich eingesetzten großen Maschenweiten (70 - 135 mm) wurden im Jahr 2022 insgesamt fünf Bleie mit einer Gesamtmasse von 7,6 kg gefangen.



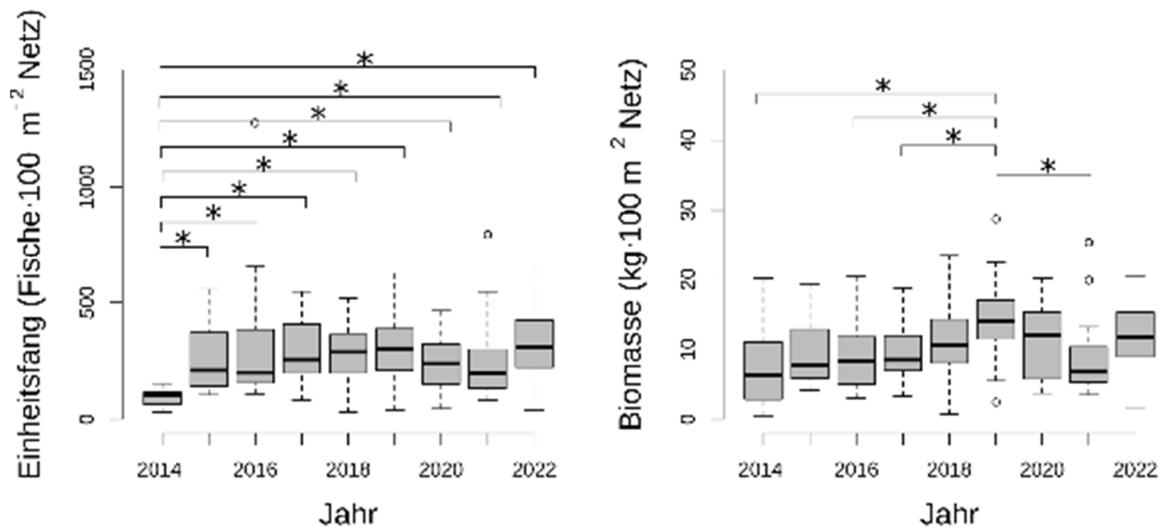
**Abb. 28:** Numerische Einheitsfänge (Fische·100 m<sup>-2</sup> Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2022 in der Talsperre Spremberg

Tabelle 15 sowie Abbildung 28 und 29 stellen die numerische und biomassebezogene Zusammensetzung der Fänge aus den Jahren 2014 bis 2022 gegenüber (eine detaillierte Beschreibung der Zusammensetzung der Fänge von früheren Befischungen findet sich u. a. in Hühn et al. 2019, 2020, 2021). Dabei wird augenscheinlich, dass die Fischartengemeinschaft im tiefen Litoral/Sublitoral der Talsperre in ihrer Zusammensetzung in den vergangenen Jahren relativ stabil war. Barsch, Kaulbarsch und die Cypriniden Blei, Güster und Plötze dominieren im gesamten Zeitraum. Hecht und Zander wurden regelmäßig nachgewiesen.



**Abb. 29:** Biomasseeinheitsfänge (kg·100 m<sup>-2</sup> Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2022 in der Talsperre Spremberg

Der Vergleich der numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Netze über die Jahre zeigt einen zunehmenden Trend seit Beginn der Wasserkonditionierung (Abb. 28 und 29). Die mittleren numerischen Einheitsfänge der Jahre 2014 bis 2022 unterscheiden sich signifikant voneinander (einf. ANOVA:  $F_{(8,207)} = 8.307$ ;  $p < 0,001$ ). Dabei waren die mittleren numerischen Einheitsfänge der Jahre 2015 - 2022 signifikant höher als vor Beginn der Konditionierung im Jahr 2014 (Tab. A7, Abb. 30). Zwischen den Untersuchungsjahren wurden ebenfalls signifikante Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge festgestellt (einf. ANOVA:  $F_{(8,207)} = 3.22$ ;  $p = 0,002$ ) (Abb. 30). Die paarweisen Vergleiche zwischen den Jahren belegten einen signifikant höheren mittleren biomassebezogenen Einheitsfang 2019 gegenüber den Jahren 2014, 2016, 2017 und 2021 (Tab. A8, Abb. 30). Alle weiteren Vergleiche zwischen den Jahren ergaben keine signifikanten Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge.



**Abb. 30:** Numerische und biomassebezogene Einheitsfänge (Fische bzw.  $\text{kg} \cdot 100 \text{ m}^{-2} \text{ Netz}$ ) in der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Stellnetzen in den Jahren 2014 bis 2022 ( $n = 24$  Netze im Jahr). Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. \* kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte

Abschließend wird aus der Betrachtung der numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge unter Berücksichtigung der möglichen Limitationen deutlich, dass in der Talsperre Spremberg seit 2015 ein in seiner Größe verhältnismäßig gleichbleibender Fischbestand zu beobachten ist. Aus den verhältnismäßig stabilen Einheitsfängen von etwa 250 bis 300 Fischen bzw. 9 bis  $12 \text{ kg} \cdot 100 \text{ m}^{-2} \text{ Netz}$  ergeben sich keine Anzeichen für negative Auswirkungen der Wasserkonditionierung auf den Fischbestand.

**Tab. 15:** Prozentuale Fangzusammensetzung der benthischen Multimaschenstellnetze nach Anzahl gefangener Fische und gefangener Biomasse in den Jahren 2014 bis 2022

Fischart	Anzahl (%)										Biomasse (%)									
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022		
Aland	0,2		0,1		< 0,1	< 0,1		< 0,1	< 0,1	2,0		2,6		1,4	1,1		2,7	1,4		
Barsch	6,7	<b>32,1</b>	<b>27,2</b>	<b>32,9</b>	<b>44,5</b>	<b>47,8</b>	<b>39,4</b>	<b>38,8</b>	<b>45,4</b>	<b>8,2</b>	<b>32,5</b>	<b>31,7</b>	<b>34,6</b>	<b>37,0</b>	<b>23,5</b>	<b>36,8</b>	<b>28,6</b>	<b>31,9</b>		
Blaubandbärbling									< 0,1									< 0,1		
Blei	4,2	2,6	4,3	4,2	4,3	7,3	2,7	5,1	<b>8,0</b>	6,6	7,0	<b>9,4</b>	7,8	<b>9,9</b>	<b>17,4</b>	<b>9,2</b>	<b>11,2</b>	7,5		
Bitterling			< 0,1			< 0,1	0,1	0,1	< 0,1			< 0,1				< 0,1	< 0,1	< 0,1		
Döbel		0,1				< 0,1					1,3				1,0					
Giebel						< 0,1									0,1					
Gründling			< 0,1	0,1								< 0,1	< 0,1							
Güster	6,5	<b>9,4</b>	<b>41,2</b>	<b>36,0</b>	<b>19,8</b>	<b>9,0</b>	<b>20,4</b>	<b>21,4</b>	<b>16,1</b>	3,4	<b>13,5</b>	<b>12,8</b>	<b>24,3</b>	<b>13,9</b>	<b>8,5</b>	6,8	<b>11,3</b>	<b>9,6</b>		
Hecht	0,3	0,4	< 0,1	< 0,0	0,1	0,1	< 0,1	0,5	< 0,1	4,2	1,6	0,4	1,2	0,3	2,2	0,1	5,2	0,3		
Hybride*	0,2	0,4			0,1	< 0,1				0,3	2,1			0,1	0,1					
Kaulbarsch	<b>16,5</b>	<b>25,6</b>	3,1	4,4	<b>10,7</b>	<b>13,1</b>	<b>15,7</b>	<b>10,3</b>	<b>14,3</b>	1,4	3,4	1,3	1,4	2,5	1,9	5,0	1,3	2,4		
Karpfen						0,1		< 0,1							4,6		<b>10,3</b>			
Moderlieschen	0,1									< 0,1										
Plötze	<b>62,8</b>	<b>27,7</b>	<b>21,6</b>	<b>11,6</b>	<b>13,7</b>	<b>15,8</b>	<b>20,3</b>	<b>22,1</b>	<b>13,4</b>	<b>58,4</b>	<b>37,1</b>	<b>28,5</b>	<b>22,7</b>	<b>28,5</b>	<b>33,2</b>	<b>40,8</b>	<b>22,4</b>	<b>39,4</b>		
Rapfen	0,2							< 0,1		0,5							0,4			
Rotfeder			1,6	1,2	3,1	1,5	0,4	1,2	1,7	< 0,1	< 0,1	1,8	0,6	4,8	2,3	0,6	3,2	5,1		
Schleie				< 0,1				< 0,1					0,4				< 0,1			
Ukelei	2,0	0,8	0,3	<b>8,1</b>	3,5	4,7	0,6		0,5	1,1	0,7	0,1	3,6	1,0	3,8	0,3		0,3		
Wels	0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0,1	< 0,1			< 0,1	6,2	< 0,1	< 0,1	2,5	0,5	0,1			1,7		
Zander	0,3	1,0	0,5	1,4	0,2	0,5	0,4	0,4	0,5	7,6	0,7	<b>11,4</b>	1,0	0,3	0,2	0,3	3,4	0,5		

\* = Cyprinidenhybride; fettgedruckt = eudominate und dominante Anteile (nach Mühlenberg 1993)

## 6.5 Längen-Häufigkeits-Diagramme ausgewählter Fischarten

Längen-Häufigkeits-Diagramme erlauben Aussagen über den Größenklassenaufbau der entsprechenden Fischpopulation und damit indirekt auch zur Altersstruktur. Dabei ist die Frequenz von Größenklassen bzw. Jahrgängen in einer Fischpopulation natürlicherweise durch ein Maximum bei Jungfischen und eine abnehmende Anzahl der Fische in zunehmenden Längen- bzw. Altersklassen gekennzeichnet. Die Fischarten Barsch, Blei, Güster, Kaulbarsch, Plötze und Zander wurden in früheren sowie der aktuellen Befischung im Jahr 2022 in ausreichender Anzahl gefangen, um die Daten in Diagrammen darstellen zu können. Die Längen-Häufigkeits-Verteilungen der Perciden Barsch, Kaulbarsch und Zander sind den Abbildungen 31 - 33 und die der Cypriniden Blei, Güster, Rotfeder und Plötze den Abbildungen 34 - 37 zu entnehmen.

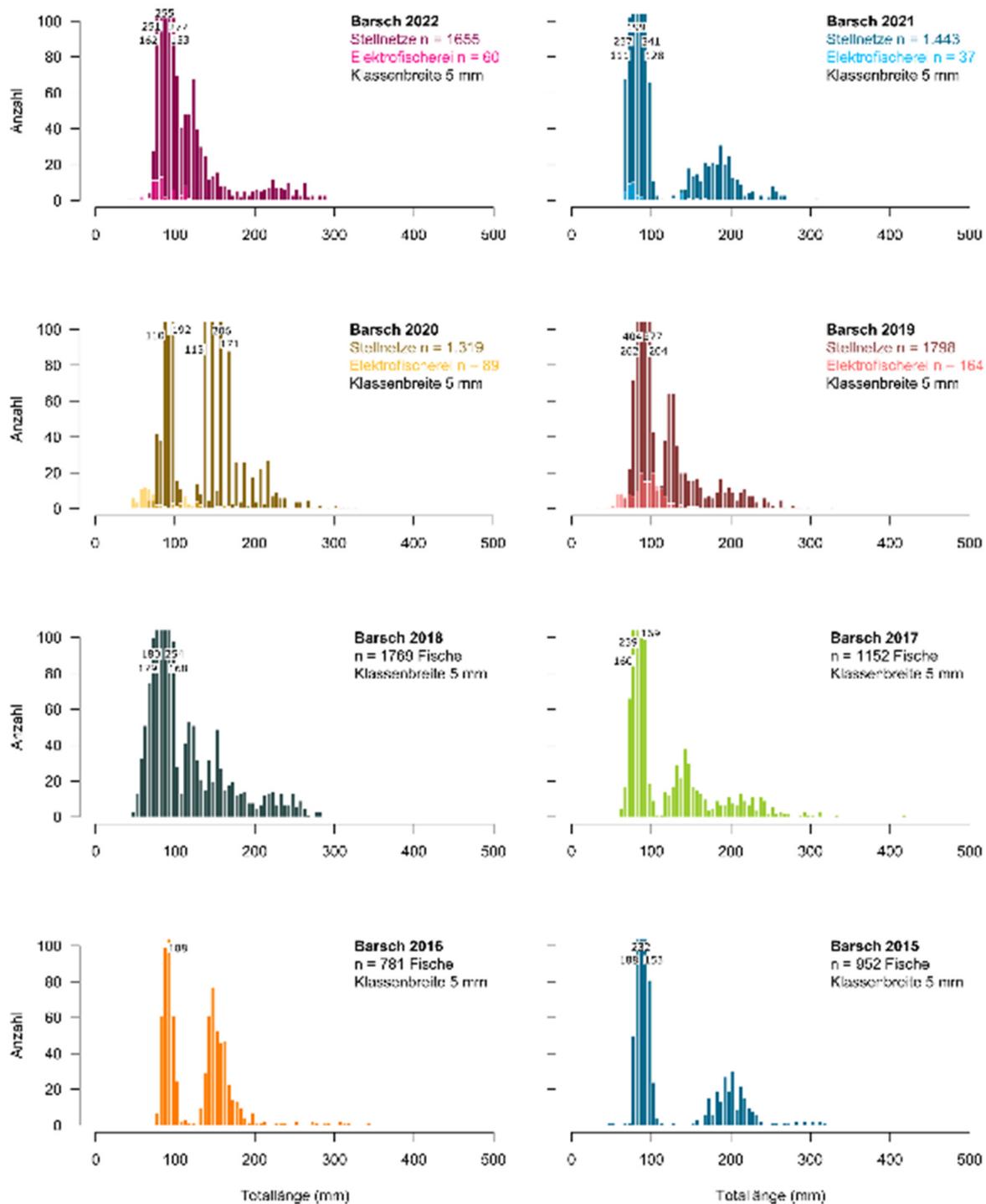
Basierend auf den Längenfrequenzen der in den genannten Abbildungen dargestellten Fischarten kann von einer natürlichen Reproduktion der Bestände von Barsch, Blei, Güster, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder und Zander in den Jahren 2021 und 2022 ausgegangen werden. Auch für die anderen Fischarten Bitterling, Hecht, Schleie, Ukelei und Wels wurde durch den Fang von Jungfischen die natürliche Reproduktion nachgewiesen. Kein eindeutiger Nachweis natürlicher Reproduktion konnte für die Arten Karpfen und Aal erbracht werden. Vom Karpfen wurde 2022 ein juveniles Exemplar mit einer Totallänge von 17 cm nachgewiesen. Karpfen reproduzieren nur in wenigen Seen und Fließgewässern Norddeutschlands. Allerdings werden mit zunehmender Veränderung der klimatischen Bedingungen Meldungen eines erfolgreichen natürlichen Karpfenaufkommens außerhalb von Teichwirtschaften erwartet. Der Aal reproduziert nicht im Süßwasser. Somit sind die fehlenden Nachweise natürlicher Reproduktion für die genannten Arten erwartbar und stellen keine Anzeichen für Störungen im Gewässer dar.

Für den Barsch zeigte sich in allen Untersuchungs Jahren, dass sich der Bestand aus mehreren Größen- bzw. Altersklassen zusammensetzt und durch ein starkes Aufkommen von Jungfischen charakterisiert ist (Abb. 31). Wie auch in den Vorjahren waren die Kohorten der Altersklasse 0+ und 1+ im Jahr 2022 besonders zahlreich im Fang vertreten, was für einen sehr guten Reproduktionserfolg spricht.

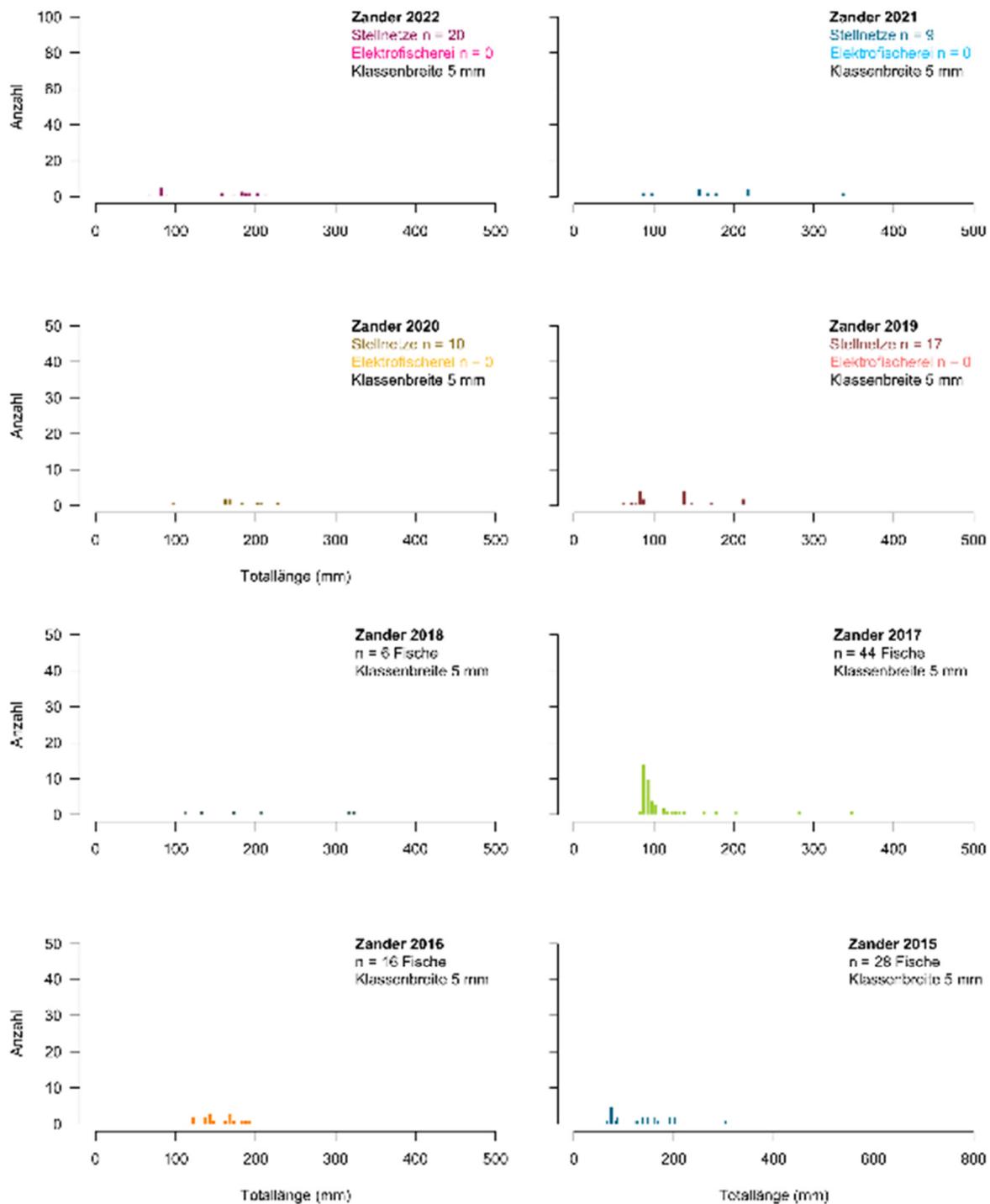
Auch für den Zander konnten in den vergangenen Jahren Jungfische nachgewiesen werden (Abb. 32). Die Fänge 2022 können sehr wahrscheinlich mindestens zwei Altersklassen zugeordnet werden, darunter Fische der Altersklasse 0+. Laichfische wurden 2022 nicht nachgewiesen. Nach einem Abgleich mit den Besatzstatistiken des Landesanglerverbandes Brandenburg e. V. ist das Jungfischaufkommen in der Talsperre sehr wahrscheinlich größtenteils auf natürliche Reproduktion der Zander zurückzuführen.

Kaulbarsche wurden ebenfalls in allen Untersuchungs Jahren in mehreren Größenklassen nachgewiesen (Abb. 33). Auch von der Plötze wurden, neben Jungfischen, mehrere ältere Altersgruppen nachgewiesen (Abb. 34). Ganz ähnlich verhält es sich bei der Betrachtung von Güster, Blei und Rotfeder (Abb. 35 bis 37).

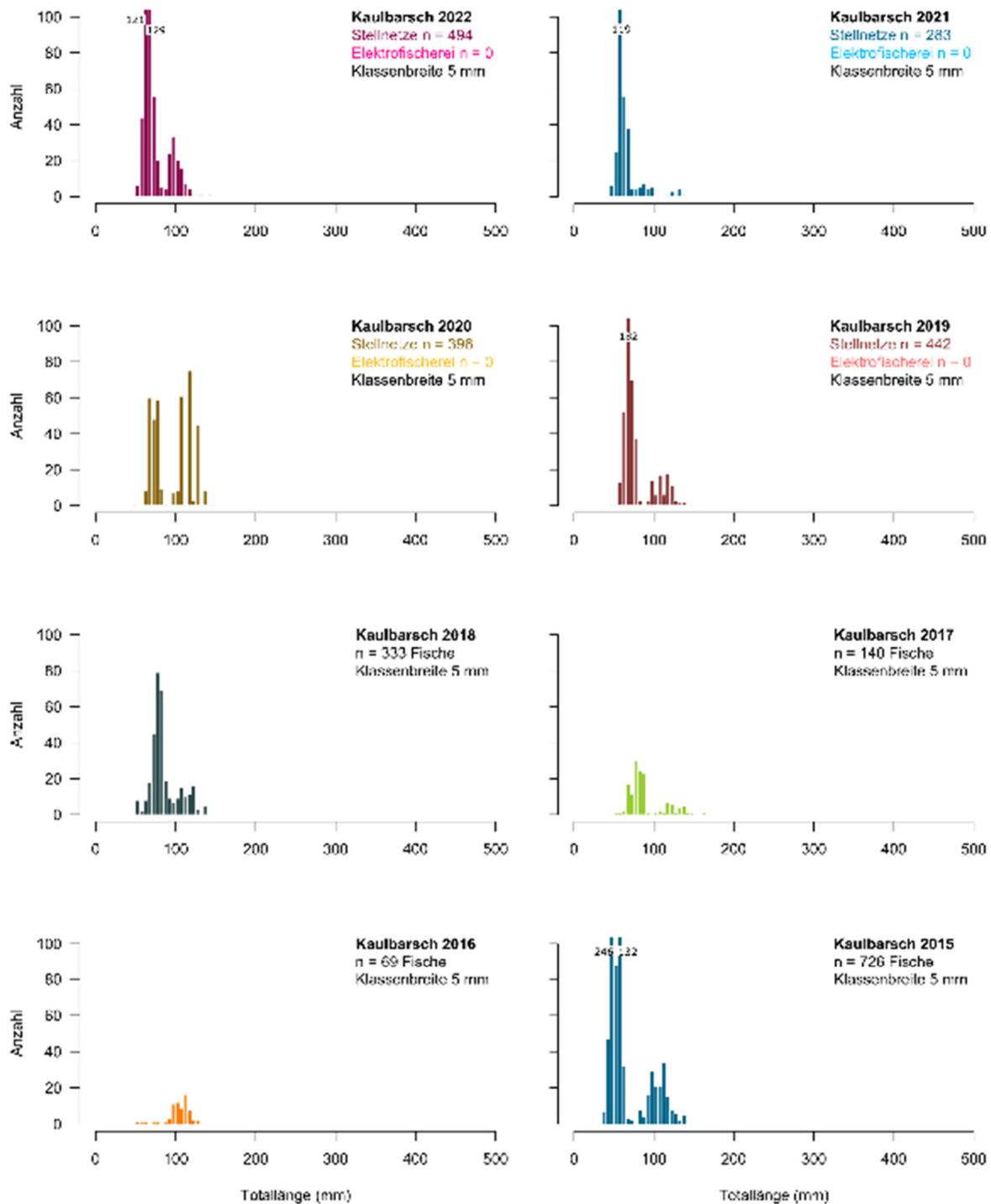
Zusammenfassend wurden für die sieben dargestellten Fischarten in der Talsperre Spremberg Populationen nachgewiesen, die sich aus mehreren Größen- bzw. Altersklassen zusammensetzen und durch ein zahlreiches Jungfischauftreten charakterisiert waren. Aus diesen Ergebnissen werden keine Beeinträchtigungen der Entwicklung der einzelnen Populationen durch die Konditionierung des Wassers in der Vorsperre Bühlow ersichtlich.



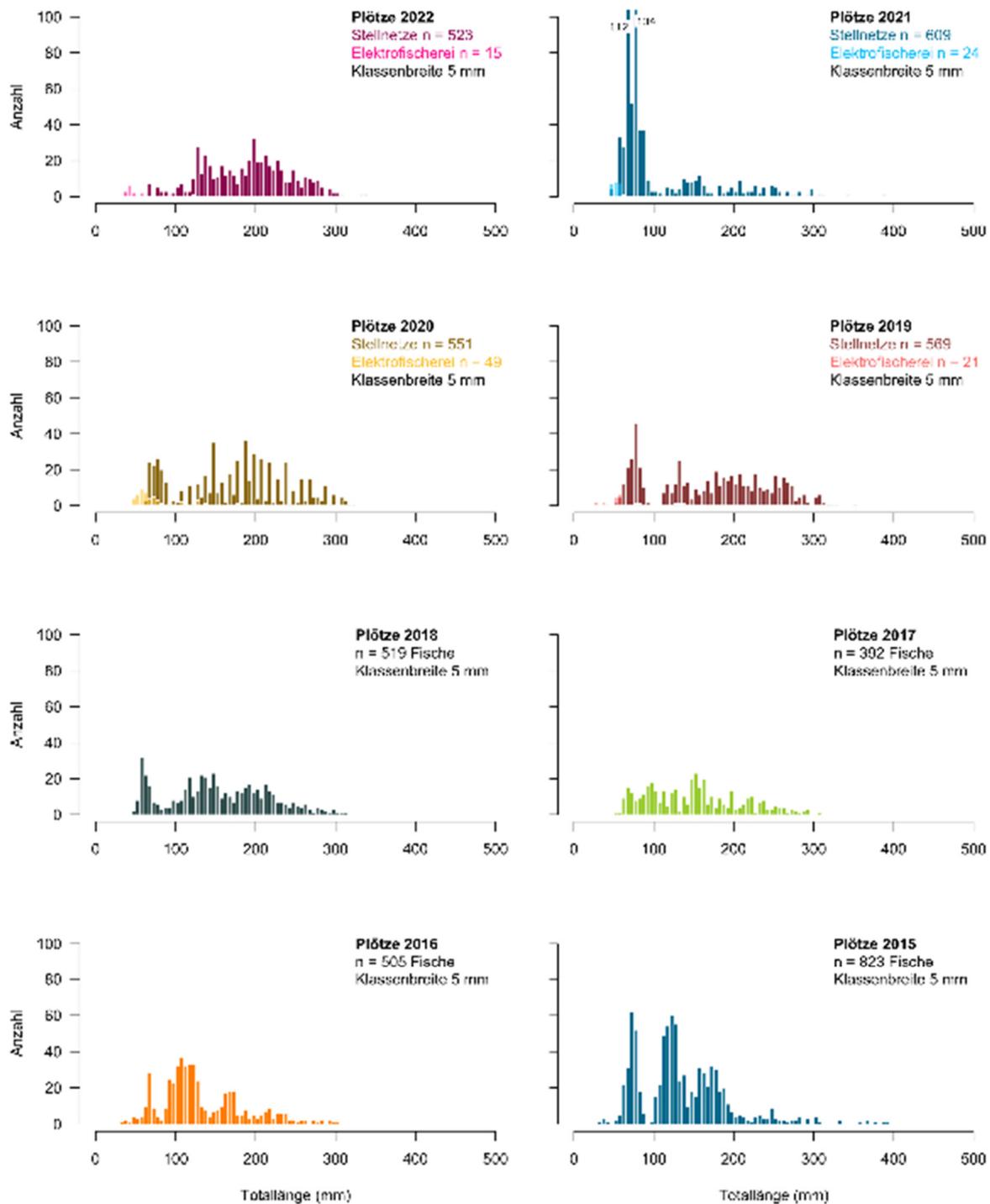
**Abb. 31:** Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2022 in der Talsperre Spremberg gefangenen Barsche (*Perca fluviatilis*)



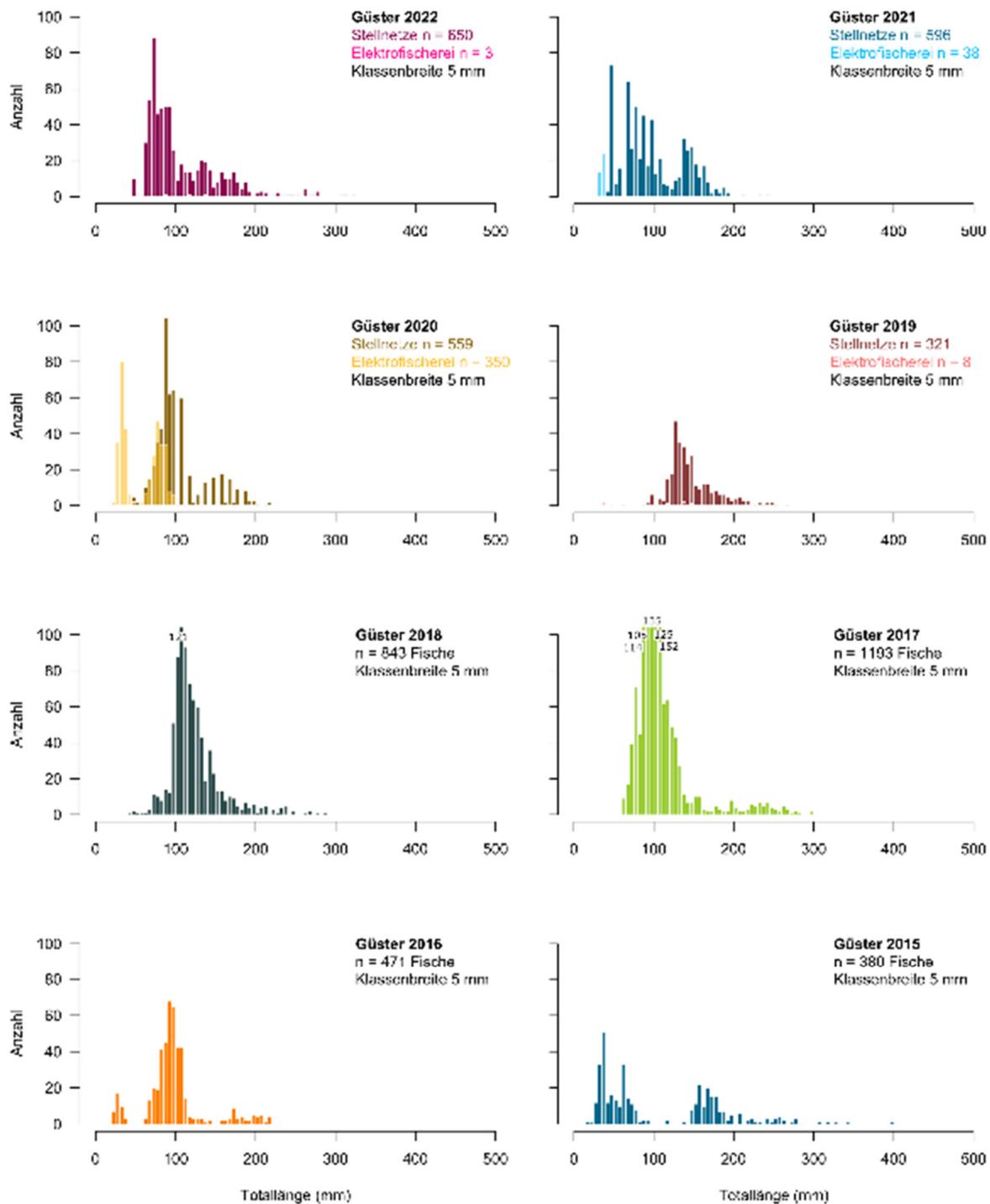
**Abb. 32:** Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2022 in der Talsperre Spremberg gefangenen Zander (*Sander lucioperca*)



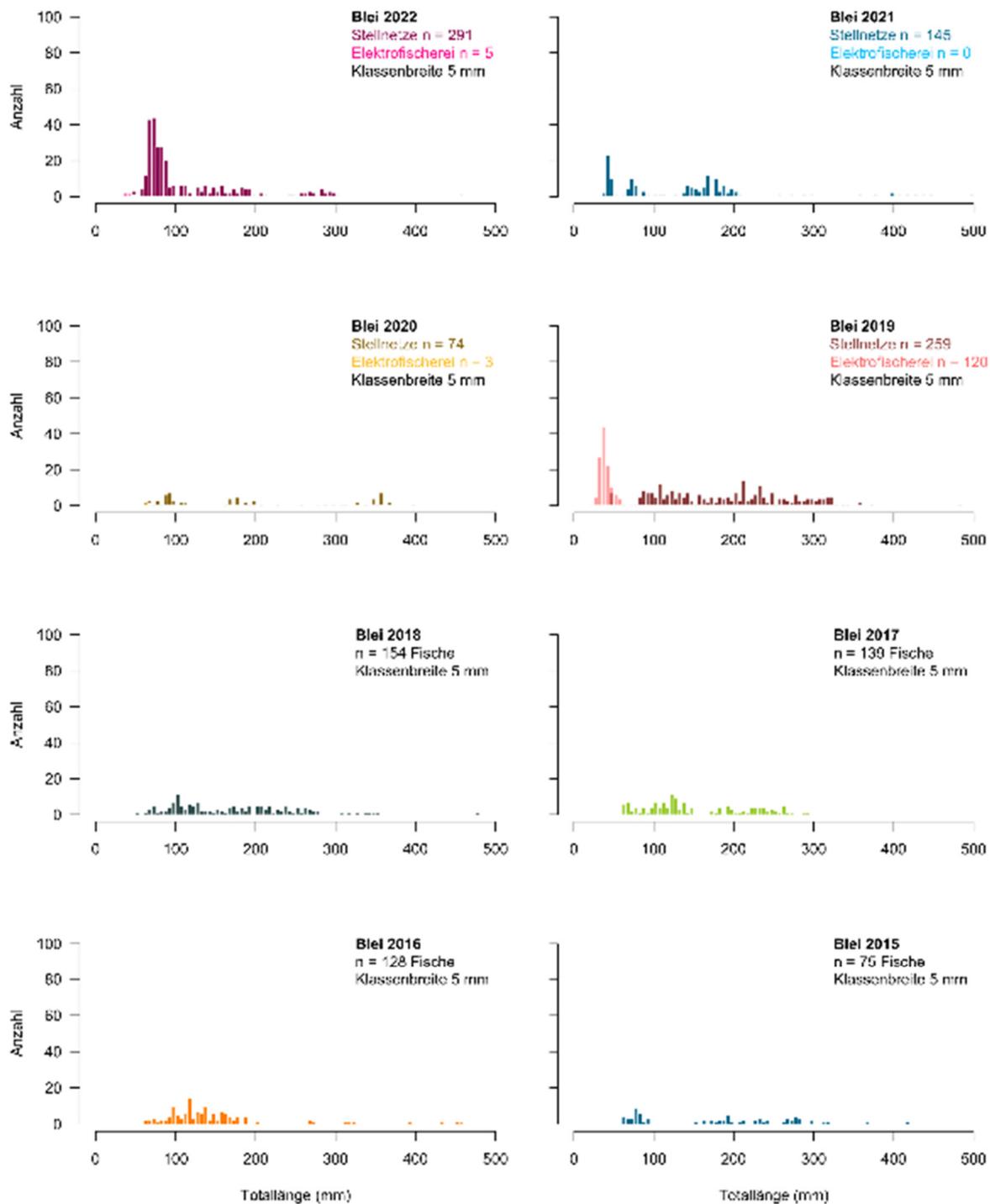
**Abb. 33:** Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2022 in der Talsperre Spremberg gefangenen Kaulbarsche (*Gymnocephalus cernua*)



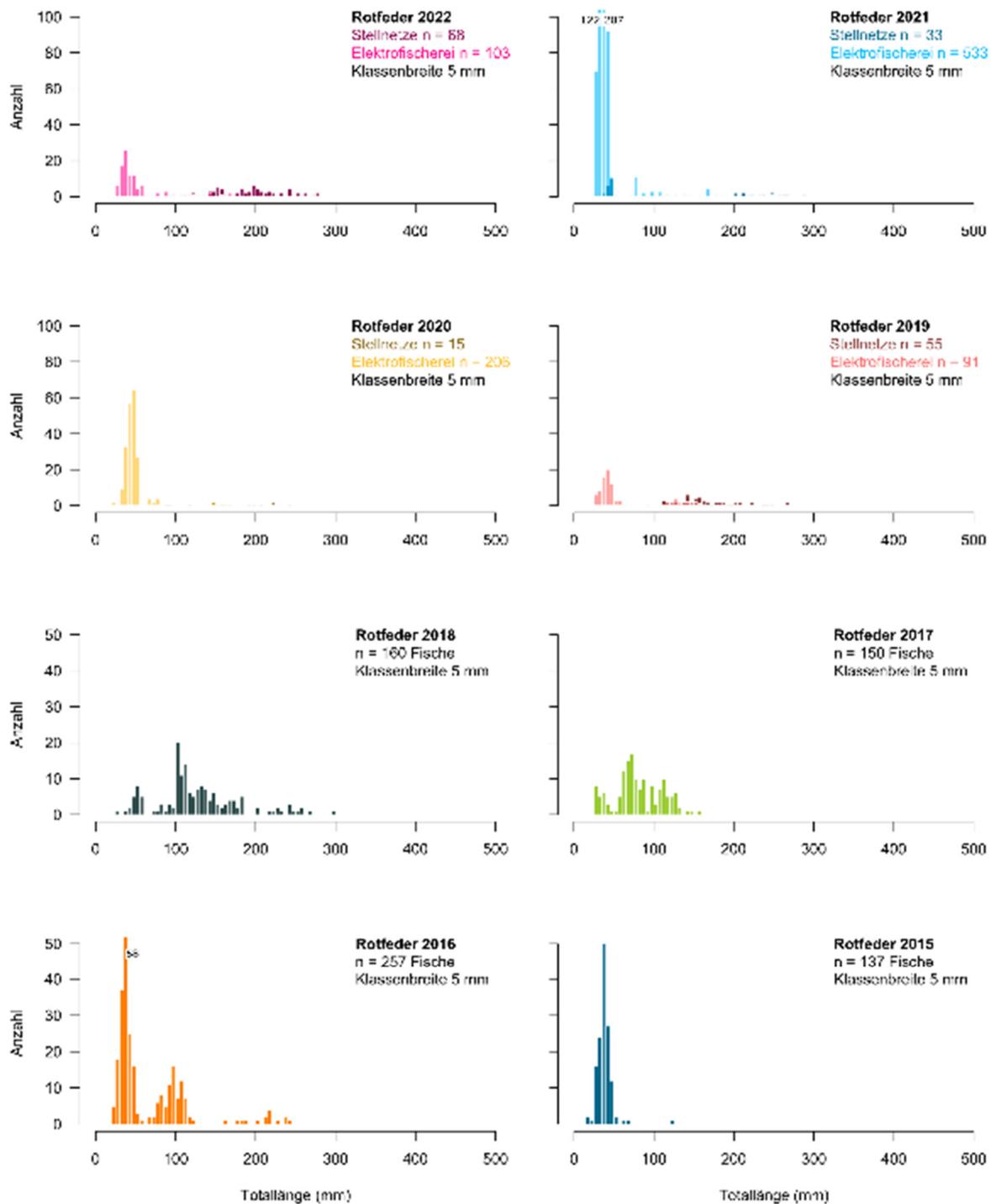
**Abb. 34:** Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2022 in der Talsperre Spremberg gefangenen Plötzen (*Rutilus rutilus*)



**Abb. 35:** Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2022 in der Talsperre Spremberg gefangenen Güstern (*Abramis bjoerkna*)



**Abb. 36:** Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2022 in der Talsperre Spremberg gefangenen Bleie (*Abramis brama*)



**Abb. 37:** Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2015 bis 2022 in der Talsperre Spremberg gefangenen Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*)

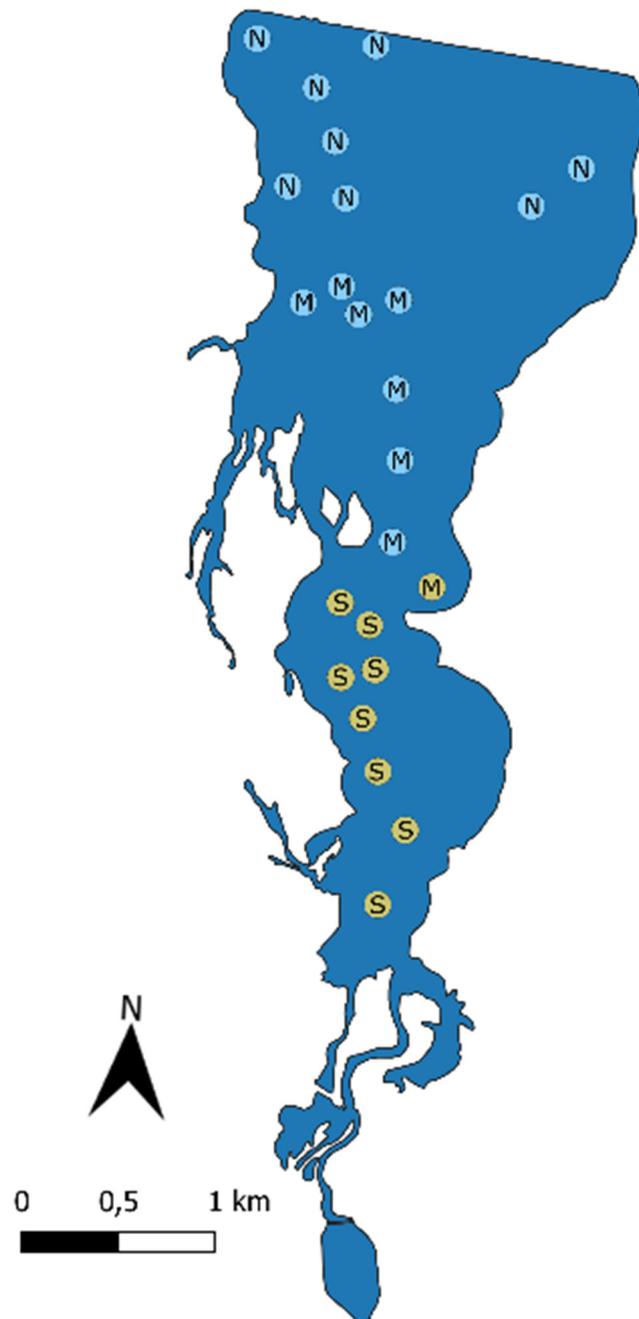
## 6.6 Räumliche Verteilung der Fische

Innerhalb der Talsperre zeigte sich in den Untersuchungsjahren 2014 und 2015 eine deutlich ausgeprägte Trübungsfahne entlang der Fließrinne bis in die nördlichen tieferen Bereiche (s. a. Abb. 14). Da in den Untersuchungen der vorhergehenden Jahre Unterschiede in der Ausprägung der Fischbestände zwischen den verschiedenen Trübungsbereichen festgestellt wurden, erfolgte auch 2022 ein lokaler Vergleich der Fänge mit den benthischen Stellnetzen. Dazu wurde die Talsperre in drei Bereiche (vgl. Kapitel 3.3) untergliedert (Abb. 38).

Die numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der einzelnen Netze im Jahr 2022 sind in Tabelle 16 aufgeführt.

**Tab. 16:** Artenanzahl und Einheitsfänge der benthischen Stellnetze im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg 2022

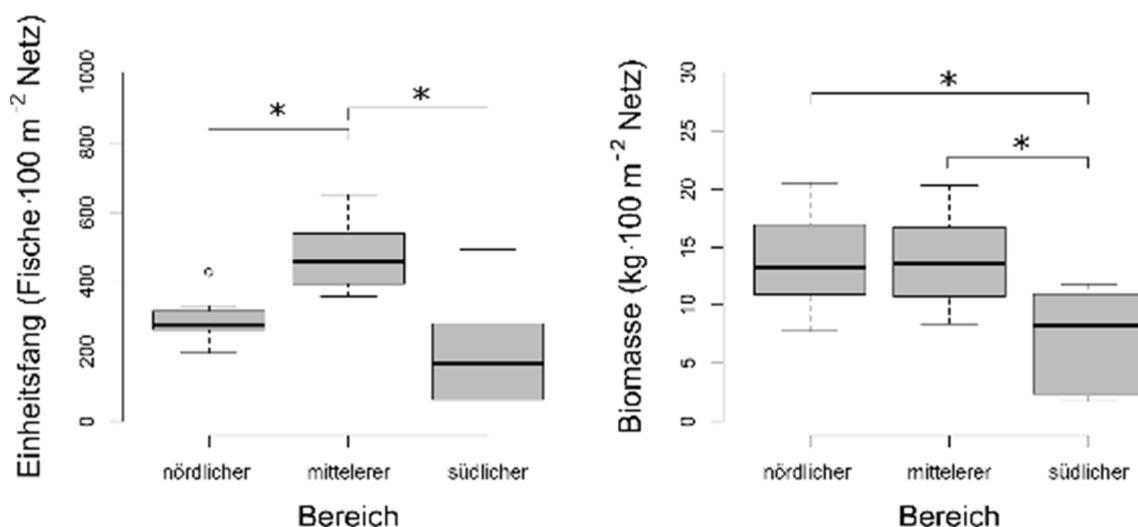
Bereich	Netznummer	Tiefenbereich (m)	Anzahl Arten	Numerischer Einheitsfang (Fische·100 m <sup>-2</sup> )	Biomasseeinheitsfang (kg·100 m <sup>-2</sup> )
Norden	2	3-6	7	260	7,7
	3	3-6	7	427	17,9
	4	3-6	6	331	13,4
	5	3-6	6	287	10,2
	6	0-3	5	264	20,5
	7	0-3	6	196	16,0
	24	3-6	5	300	11,6
	25	3-6	6	267	13,0
Mitte	16	0-3	8	524	14,6
	17	0-3	6	387	8,4
	18	0-3	7	400	9,4
	19	0-3	5	651	17,6
	20	3-6	6	358	12,6
	21	0-3	4	489	12,1
	22	0-3	8	424	15,9
Süden	23	3-6	8	556	20,3
	8	0-3	4	44	1,7
	9	0-3	5	80	2,9
	10	0-3	6	40	1,8
	11	0-3	7	129	11,8
	12	0-3	6	204	9,4
	13	0-3	6	240	7,0
	14	0-3	7	320	10,3
	15	0-3	7	493	11,6



**Abb. 38:** Lage der benthischen Stellnetze in der Talsperre Spremberg bei der Untersuchung im Jahr 2022. Hellblaue Symbole geben die Netze im Bereich ohne Wassereintrübung, beige Symbole mit Eintrübung des Wassers wieder (vgl. Kapitel 3.3); N = Netze im nördlichen Bereich, M = Netze im mittleren Bereich und S = Netze im südlichen Bereich der Talsperre Spremberg.

Zwischen den drei Bereichen wurden unterschiedliche mittlere numerische Einheitsfänge festgestellt (einf. ANOVA:  $F_{(2,21)} = 12,44$ ;  $p = < 0,001$ ; Abb. 39). Dabei wurde im mittleren Bereich ein signifikant höherer numerischer Einheitsfang als im nördlichen (Tukey's Post-hoc-Test:  $p = 0,011$ ) und südlichen Bereich (Tukey's Post-hoc-Test:  $p = < 0,001$ ) der Talsperre erzielt (Tab. A9). Signifikant unterschiedliche mittlere biomassebezogene Einheitsfänge zwischen den drei Bereichen wurden 2022 festgestellt (einf. ANOVA:  $F_{(2,21)} = 26,928$ ;  $p = 0,004$ ). Dabei fielen die biomassebezogenen Einheitsfänge im nördlichen (Tukey's Post-hoc-Test:  $p = 0,011$ ) und mittleren Bereich (Tukey's Post-hoc-Test:  $p = 0,011$ ) gegenüber dem südlichen Bereich signifikant höher aus (Abb. 39, Tab. A10).

Hinsichtlich der Anzahl der nachgewiesenen Fischarten in den drei Bereichen wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt (einf. ANOVA:  $F_{(2,21)} = 0,5$ ;  $p = 0,6$ ). Im Mittel über die gestellten Netze wurden im nördlichen und südlichen Bereich jeweils 6 Fischarten und im mittleren Bereich 6,5 Fischarten gefangen (Tab.16).



**Abb. 39:** Verteilung der numerischen Einheitsfänge (Fische · 100 m<sup>-2</sup> Netz) und Biomasseeinheitsfänge (kg · 100 m<sup>-2</sup> Netz) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Stellnetzen 2022. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. \* kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte.

Für eine Betrachtung der Entwicklung über die Zeit wurden die mittleren numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der Untersuchungsjahre 2014 bis 2022 in Tabelle 17 dargestellt. Daraus wird ersichtlich, dass in den Jahren ab 2016 das zuvor beobachtete Nord-Süd-Gefälle der Einheitsfänge nicht mehr feststellbar war. Vielmehr wurden ab diesem Zeitpunkt im südlichen Teil die höchsten numerischen Einheitsfänge im Vergleich zum

nördlichen und mittleren Teil erzielt (Tab. A9), was auf einen höheren Fischbestand im Vergleich zu den beiden anderen Gewässerbereichen hinwies. Zwei Erklärungen könnten dafür angeführt werden. Zum einen könnten bessere Nahrungsressourcen im südlichen Bereich durch die Einträge von Nährstoffen und organischer Substanz aus der Spree dafür verantwortlich sein (vgl. Tab. 4 u. 5). Diese diversen Nahrungsquellen können die Fische durch die rückläufige Eisentrübung zunehmend besser nutzen. Zum anderen kann die Fängigkeit der Netze durch die höhere Sichttiefe im nördlichen Bereich geringer ausfallen als in den eingetrübten Bereichen. Insgesamt war nicht von einer Meidung des südlichen Bereiches der Talsperre durch die Fische auszugehen. Auch für das aktuelle Untersuchungsjahr 2022 ist, trotz eines signifikant geringen biomassebezogenen Einheitsfanges im südlichen Bereich gegenüber dem nördlichen und mittleren Bereich, nicht von einer Meidung des südlichen Bereichs durch die Fische auszugehen. Bedingt durch einen geringen Wasserstand und einer starken Entwicklung submerser Makrophyten ist gerade im südlichen Bereich von einer eingeschränkten Fängigkeit der Kiemennetze auszugehen. Besonders deutlich wurde dies in Bereichen außerhalb des Flussbettes der Spree (vgl. Abb. 2 und 9). Weiterhin ist zu beachten, dass die erzielten biomassebezogenen Einheitsfänge im südlichen Bereich im Jahr 2022 vergleichbar mit denen der Vorjahre 2016, 2017, 2018 und 2020 sind. Unter Berücksichtigung der aufgeführten Limitationen ist auch aus den aktuellen Monitoringergebnissen keine Meidung des südlichen Bereichs durch die Fische abzuleiten.

**Tab. 17.** Mittlere numerische und biomassebezogene Einheitsfänge ( $\pm$  Standardabweichung) der benthischen Multimaschenstellnetze in den drei Teilbereichen der Talsperre Spremberg aus den Jahren 2014 bis 2022

Jahr	Numerischer Einheitsfang (Fische $\cdot$ 100 m <sup>-2</sup> Netz)			Biomassebezogener Einheitsfang (kg $\cdot$ 100 m <sup>-2</sup> Netz)		
	Nördlicher Bereich	Mittlerer Bereich	Südlicher Bereich	Nördlicher Bereich	Mittlerer Bereich	Südlicher Bereich
2022	291 $\pm$ 67 <sup>a</sup>	474 $\pm$ 100 <sup>b</sup>	194 $\pm$ 156 <sup>a</sup>	13,8 $\pm$ 4,2 <sup>a</sup>	13,9 $\pm$ 4,1 <sup>a</sup>	7,1 $\pm$ 4,3 <sup>b</sup>
2021	183 $\pm$ 156 <sup>a</sup>	194 $\pm$ 59 <sup>ab</sup>	386 $\pm$ 211 <sup>b</sup>	6,6 $\pm$ 2,8	7,6 $\pm$ 2,9	11,4 $\pm$ 7,6
2020	233 $\pm$ 86	246 $\pm$ 123	220 $\pm$ 103	13,6 $\pm$ 4,4	11,9 $\pm$ 4,4	8,1 $\pm$ 6,0
2019	306 $\pm$ 58 <sup>ab</sup>	449 $\pm$ 171 <sup>a</sup>	164 $\pm$ 110 <sup>b</sup>	15,9 $\pm$ 5,9	14,9 $\pm$ 4,9	10,8 $\pm$ 5,5
2018	279 $\pm$ 64	284 $\pm$ 126	191 $\pm$ 118	10,2 $\pm$ 3,1	11,3 $\pm$ 5,0	8,7 $\pm$ 6,1
2017	203 $\pm$ 89 <sup>a</sup>	305 $\pm$ 111 <sup>ab</sup>	355 $\pm$ 125 <sup>b</sup>	8,0 $\pm$ 4,0	10,8 $\pm$ 4,4	7,8 $\pm$ 2,0
2016	139 $\pm$ 29 <sup>a</sup>	291 $\pm$ 88 <sup>ab</sup>	543 $\pm$ 390 <sup>b</sup>	8,3 $\pm$ 5,6	8,6 $\pm$ 4,5	9,4 $\pm$ 4,0
2015	283 $\pm$ 147	217 $\pm$ 142	177 $\pm$ 74	11,3 $\pm$ 4,2 <sup>a</sup>	7,6 $\pm$ 3,6 <sup>ab</sup>	4,9 $\pm$ 0,9 <sup>b</sup>
2014	106 $\pm$ 11 <sup>a</sup>	100 $\pm$ 29 <sup>a</sup>	52 $\pm$ 21 <sup>b</sup>	10,8 $\pm$ 4,8 <sup>a</sup>	8,8 $\pm$ 4,9 <sup>a</sup>	2,3 $\pm$ 1,3 <sup>b</sup>

unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tab. A9 und A10)

## 7. Zusammenfassende Bewertung

Basierend auf einer umfangreichen Literaturrecherche kamen Lewin & Rümmler (2015) im Rahmen einer Vorabschätzung zu den potenziellen Auswirkungen der Wasserconditionierung mit dem Fällungsmittel Weißkalkhydrat in Kombination mit dem Flockungshilfsmittel Koaret PA 3230 T in der Vorsperre Bühlow zu dem Ergebnis, dass sich der Einsatz der Flockungshilfsmittel sehr wahrscheinlich nicht negativ auf die aquatische Fauna auswirken wird. Für die wasserrechtliche Erlaubnis und die naturschutzfachliche Genehmigung zum Betreiben der beiden Conditionierungsanlagen erfolgt ein jährliches ökologisches Monitoring, um eventuelle Auswirkungen der Wasserbehandlung auf Fische und Mollusken in der Talsperre Spremberg auszuschließen. Im Jahr 2022 wurde das im Jahr 2014 begonnene Monitoring der Benthosorganismen, einschließlich Großmuscheln, sowie des Fischbestandes fortgesetzt. Der hier vorliegende Zwischenbericht stellt die dabei erzielten Ergebnisse vor und vergleicht sie mit denen der Vorjahre. Bei zusammenfassender Betrachtung ergeben sich keine Hinweise auf direkte negative Zusammenhänge zwischen dem Betrieb der Conditionierungsanlage und den Fisch-, Benthos- und Großmuschelbeständen in der Talsperre Spremberg.

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos kamen zu dem Ergebnis, dass die Benthosgemeinschaft im Jahr 2022, wie bereits in den Vorjahren, erneut artenreicher war und eine höhere Abundanz aufwies als vor Beginn der Wasserconditionierung. Im Längsschnitt der Talsperre wurden keine signifikanten Unterschiede der Benthosdichte und -trockenmasse beobachtet. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass das konditionierte Zulaufwasser keinen direkten negativen Einfluss auf den Bestand des Makrozoobenthos hatte. Insgesamt betrachtet unterliegt die Benthosgemeinschaft in ihrer Ausprägung natürlichen Schwankungen, die durch verschiedene biotische (z. B. Fraßdruck durch Fische) und abiotische Faktoren (z. B. Nährstoffverfügbarkeit, Wassertemperaturen, Wasserstand) beeinflusst werden. Das resultiert in einer hohen zeitlichen und örtlichen Varianz von Beprobungswerten, was die Sensitivität von statistischen Vergleichen beschränkt.

Im Rahmen des Großmuschelmonitorings wurden auch im Jahr 2022 drei geschützte Großmuschelarten in der Talsperre Spremberg nachgewiesen. Dabei handelt es sich um die Malermuschel, die Große Flussmuschel und die Gemeine Teichmuschel. Die Besiedlungsdichten der drei Arten in den Untersuchungstransekten fielen 2022 gegenüber dem Vorjahr höher aus. Diese Änderung zwischen den Jahren muss sehr wahrscheinlich auf unterschiedliche Bedingungen zur Probenahme zurückgeführt werden (vgl. Hühn et al. 2021). Gegenüber den Jahren vor 2021 wurden 2021 und 2022 jedoch geringere Besiedlungsdichten der Großmuscheln beobachtet. Dieser Rückgang kann sehr wahrscheinlich auf das wiederholte Trockenfallen der flachen Uferbereiche und hohe Wassertemperaturen in den Sommermonaten der vergangenen Jahre zurückgeführt werden.

Die Altersstruktur aller drei 2022 erfassten Großmuschelarten umfasste mehrere Jahrgänge, auch sehr junge Tiere aus dem laufenden Untersuchungsjahr wurden nachgewiesen. Zunehmend wurden bei allen drei Arten auch ältere Exemplare nachgewiesen, die ein Alter von bis zu sieben Jahren und somit eine normale Lebenserwartung erreichten. Trotz geringer

ermittelter Bestandsdichten bilden die Großmuscheln in der Talsperre Spremberg altersstrukturierte reproduzierende Bestände aus. Die Großmuscheln sind in der Talsperre Spremberg einer Vielzahl von Stressoren ausgesetzt. Hauptsächlich zählen dazu die geringen Wasserstände während der Sommermonate in den vergangenen Jahren und die extremen Wassertemperaturen während dieser Zeit. Auch anionische Polyacrylamide können zu einer gesteigerten Mortalität von Muscheln beitragen. Jedoch ist es unwahrscheinlich, dass die in der Vorsperre eingebrachte Konzentration von  $0,18 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$  (Mittelwert 2021, Uhlmann et al. 2022) eine Steigerung der Sterblichkeit der Muscheln in der Talsperre verursachten. Für verschiedene Süßwassermuscheln aus der Familie der Unionidae zeigten Buczek et al. (2017), dass die letalen Konzentrationen (LC50) verschiedener anionischer Polyacrylamide für Glochidien und Jungmuscheln zwischen 127 und  $> 1000 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$  lagen. Da die in die Vorsperre eingebrachten Konzentrationen des FHM weit unterhalb der von Buczek et al. (2017) angegebenen letalen Konzentrationen liegen und die FHM in der Vorsperre sedimentieren, ist nicht davon auszugehen, dass die beobachteten abgestorbenen Muscheln in der Hauptsperre auf den Einsatz des FHM zurückgeführt werden können. Neben den abiotischen Einflussfaktoren auf die Entwicklung der Großmuschelzönose wurden auch biotische Einflussfaktoren beobachtet. Zusätzlich zur Dreikant-, Zebra- bzw. Wandermuschel wurde auch die Etablierung der Grobgerippten Körbchenmuschel, einer weiteren invasiven Muschelart, in der Talsperre Spremberg dokumentiert. Beide Arten stehen in starker Konkurrenz zu unseren heimischen Großmuschelarten, weshalb sich eine starke Zunahme der Neozoen negativ auf die Bestandsentwicklung der heimischen Arten auswirken kann (vgl. Sousa et al. 2011, Haag et al. 2021, Müller et al. 2021).

Im Untersuchungsjahr 2022 konnten durch den Einsatz der Stellnetz- und Elektrofischerei insgesamt 16 Fischarten in der Talsperre Spremberg gefangen werden. Erstmals wurde dabei der gebietsfremde Blaubandbärbling in der Talsperre Spremberg nachgewiesen. Insgesamt wurde eine höhere Fischartenanzahl registriert, als sie in natürlichen Seen mit vergleichbarer Größe zu erwarten wäre.

Die mit benthischen Multimaschenstellnetzen erzielten numerischen Einheitsfänge im Jahr 2022 fielen – wie in Vorjahren – signifikant höher aus als im Jahr 2014 unmittelbar vor Beginn der Wasserconditionierung. Das deutet auf eine höhere Fischdichte im Wasserkörper hin. Gleichzeitig ist zu beachten, dass niedrige Wasserstände während der Fischbestands-erfassungen zu einer Konzentration der Fische im verbliebenen Wasserkörper führten. Dieser Umstand könnte eine Abnahme der absoluten Fischanzahl in diesen Zeitraum maskiert haben. Allerdings lassen die weiterhin hohen Einheitsfänge 2022 nicht auf einen Rückgang des Fischbestandes schließen.

Die Verteilung der Fische in der Talsperre ergab 2014 ein sehr starkes Nord-Süd-Gefälle mit signifikant weniger Fischen im südlichen Bereich der Talsperre. Die Talsperre war geprägt durch einen starken Gradienten der Eisenockerfrachten bzw. -ablagerungen. Dieses Gefälle der Wassertrübung sowie die Unterschiede in der Verteilung des Fischbestandes (numerischer Einheitsfang) waren in den Jahren 2015 - 2018 sowie 2020 und 2021 statistisch nicht mehr

nachweisbar. In den Untersuchungsjahren 2016, 2017 und 2021 wurden dagegen im südlichen Bereich signifikant höhere numerische Einheitsfänge nachgewiesen als im nördlichen bzw. mittleren Bereich der Talsperre. In diesen Jahren war die Talsperre durch sehr hohe Sichttiefen im nördlichen Bereich gekennzeichnet, wodurch die Ergebnisse erklärt werden können (vgl. Du Four et al. 2019). Im aktuellen Untersuchungsjahr 2022 wurden im südlichen Bereich gegenüber dem mittleren Bereich signifikant geringere numerische Einheitsfänge und signifikant geringe biomassebezogene Einheitsfänge erzielt. Trotz der signifikanten Unterschiede zwischen den Bereichen ist nicht von einer Meidung des südlichen Bereichs durch die Fische als Folge der Wasserkonditionierung auszugehen. Vielmehr muss dieses als Folge des geringen Wasserstands und der starken Entwicklung submerser Makrophyten und der damit einhergehenden eingeschränkten Fängigkeit der Kiemennetze angesehen werden.

Der Vergleich der im Jahr 2022 erzielten Einheitsfänge im Freiwasser (pelagische Netze) mit den Vorjahren zeigt, mit Ausnahme der Fänge im Jahr 2020, vergleichbare Einheitsfänge gegenüber den Jahren 2018, 2019 und 2021. Somit ist mit Ausnahme des Jahres 2020 von einem konstanten Fischbestand im Freiwasser auszugehen. Insgesamt ist bei der Interpretation der Ergebnisse jedoch zu beachten, dass sich der Freiwasserlebensraum in der Talsperre aufgrund der geringen maximalen Tiefe nur geringfügig von den flacheren Litoralbereichen unterscheidet und während niedriger Wasserstände nicht mehr oder nur in geringem Umfang vorhanden ist.

Die Ergebnisse der Elektrofischerei, der Stellnetzfisherei und die abschließenden Betrachtungen der Längen-Häufigkeits-Diagramme bestätigen ein natürliches Jungfischauftreten für die meisten der nachgewiesenen Fischarten in den Jahren 2015 - 2022. Für Arten ohne einen solchen Nachweis ist dies aufgrund ihrer Autökologie erklärbar. Insgesamt lieferten die im vorliegenden Bericht dargestellten Untersuchungen keinen Anhaltspunkt für negative Einflüsse der Wasserkonditionierung auf die natürliche Reproduktion der nachgewiesenen Fischarten. Diese Aussage bezieht sich im Wesentlichen auf eine qualitative Beurteilung. Eventuelle quantitative Auswirkungen können aufgrund starker methodischer Limitierungen beim Nachweis der Reproduktionshöhe kaum beurteilt werden. Doch der Anstieg von Einheitsfängen auch in älteren Kohorten vieler Arten im betrachteten Zeitraum macht starke quantitative Rückgänge in der Reproduktion unwahrscheinlich.

Zusammenfassend über alle untersuchten Arten bzw. Artengruppen lassen die vorgestellten Ergebnisse keine direkte Beeinträchtigung der Fisch-, Makrozoobenthos- und Großmuschelgemeinschaft durch den Einsatz der Fällungs- und Flockungshilfsmittel erkennen. Ein direkter Vorher-Nachher-Vergleich zur Abschätzung ist allerdings nur sehr eingeschränkt möglich, da die Lebensbedingungen der aquatischen Organismen vor dem Einsatz der Wasserkonditionierung nicht mit den Umweltbedingungen in den Untersuchungsjahren 2015 - 2022 vergleichbar waren. Im Jahr 2014 waren die Fische und Benthosorganismen durch starke Eisenkonzentrationen und Eisenockerbildung (Lewin & Rümmler 2014) sowie einen geringen Wasserstand in der Talsperre in größerem Maße beeinträchtigt. Mit Beginn der Konditionierung wurden die Umweltbedingungen für die aquatische Fauna durch die

erfolgreiche Steigerung des Eisenrückhalts in der Vorsperre Bühlow (vgl. Totsche et al. 2015) grundsätzlich verbessert. Das macht eine differenzierte Bewertung möglicher Ursachen für die erzielten Ergebnisse schwierig.

Hinzu kommt, dass in den Untersuchungsjahren 2018 - 2020 sowie 2022 sehr niedrige Wasserstände zu verzeichnen waren. Das resultierte in einer Verringerung der zur Verfügung stehenden Lebensräume für Fische und Muscheln. Insbesondere die Uferhabitate waren nicht mehr in vollem Umfang zugänglich. Niedrige Wasserstände führen zu einer Limitation der Rückzugsgebiete für Jungfische und haben eine Erhöhung der Fischdichte im verbleibenden Wasserkörper zur Folge. Dies ist bei der Interpretation der erzielten Fänge zu berücksichtigen.

Insgesamt ergeben die Untersuchungsergebnisse keinen Hinweis auf direkte Schädigungen der erfassten Arten- und Artengruppen einschließlich ihrer Reproduktion. Das größte Fragezeichen besteht hinsichtlich der geringen Großmuschelnachweise, wofür aber wahrscheinlich die variierenden Wasserstände und hohe Temperaturen im Sommer verantwortlich sind. Offenbar hat die verbesserte Eisenrückhaltung im Zuge der Konditionierungsmaßnahmen in der Summe einen positiven Effekt auf die Entwicklung von Benthos- und Fischgemeinschaften (vgl. Kotalik et al. 2019). Ob sich darunter ein möglicherweise auf einzelne Arten begrenzter und durch den verringerten Eisengehalt überdeckter negativer Einfluss der eingesetzten Fällungs- und Flockungshilfsmittel verbirgt, kann durch die Untersuchungen nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Die Abschätzung und Erfassung von Umweltrisiken aus einzelnen Untersuchungen über relativ kurze Zeiträume ist nur sehr begrenzt möglich. Deshalb ist die Fortsetzung des Monitorings der Benthosorganismen, des Jungfischauftommens und des Gesamtfischbestands erforderlich. Dies ermöglicht eine genauere Einschätzung der potenziellen Auswirkungen des Einsatzes der Flockungshilfsmittel und der Verbesserung der Wasserqualität sowie der damit verbundenen Entwicklung der aquatischen Fauna.

## 8. Literatur

- Bilek, F. & Koch, C. (2012) Eisenretention in der Talsperre Spremberg - Abschlussbericht, GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden, Dresden, 99 S.
- Buczek, S. B., Cope, W. G., McLaughlin, R. A. & Kwak, T. J. (2017) Acute toxicity of polyacrylamide flocculants to early life stages of freshwater mussels. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36(10): 2715-2721.
- DIN EN 14757. Wasserbeschaffenheit – Probenahme von Fisch mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen; Deutsche Fassung EN 14757:2015-08.
- Du Four, M. R., Qian, S. S., Mayer, C. M., & Vandergoot, C. S. (2019) Evaluating catchability in a large-scale gillnet survey using hydroacoustics: making the case for coupled surveys. *Fisheries Research* 211: 309-318.
- Eckmann R. (1995) Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 4: 62-69.
- Gerbothe, D., Wohlfarth, K. & Lehmann, R. (2013) Talsperre Spremberg - Prüfung von Maßnahmenvorschlägen zur baulichen Veränderung der Vorsperre Bühlow - Machbarkeitsstudie, IBTW Ingenieurbüro Tief- und Wasserbau GmbH, Dresden, 6 S.
- Glöer, P. (2002) Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Die Tierwelt Deutschland 73. Teil. ConchBooks, Hackenheim.
- Glöer, P. (2017) Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Muscheln und Schnecken im Süßwasser der Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (Hrsg.), Göttingen.
- Haag, W. R., Culp, J., Drayer, A. N., Mcgregor, M. A., White, D. E. J. & Price, S. J. 2021. Abundance of an invasive bivalve, *Corbicula fluminea*, is negatively related to growth of freshwater mussels in the wild. *Freshwater Biology*, 66:447-457.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001) "PAST-Palaeontological Statistics."
- Heidemann, H. & Seidenbusch, R. (2002) Die Libellenlarven Deutschlands. Die Tierwelt Deutschland, 72. Teil, Goecke & Evers, Keltern.
- Herdam, V. & Illig, J. (1992) Weichtiere (Mollusca, Gastropoda & Bivalvia). In: Gefährdete Tiere in Brandenburg. Rote Liste. - MUNR Brandenburg (Hrsg.): 39-48.
- Hühn, D., Pohl, A., Schiewe, S., Hennicke, M. & Weichler, F. (2020) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2020. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Pohl, A., Schiewe, S., Hennicke, M. & Weichler, F. (2021) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2021. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.

- Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2015) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Zwischenbericht 2015. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2016) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Zwischenbericht 2016. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2017) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Zwischenbericht 2017. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2018) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2018. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2019) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2019. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Janneck, E., Glombitza, F., Martin, Kahnt, R. & Klapper, H. (2009) Durchführung von speziellen Untersuchungen bezüglich Sulfat im brandenburgischen Einzugsgebiet der Spree unter den Bedingungen des Sanierungs- und des aktiven Bergbaus. Modellierung des Sulfattransports in der Spree. G.E.O.S Ingenieurgesellschaft mbH, Halsbrücke.
- Janneck, E., Martin, M., Renker, S. & Kahnt, R. (2010) Modellierung des Sulfattransports in der Spree. G.E.O.S Ingenieurgesellschaft mbH, Halsbrücke.
- Jungbluth, J. H. & D. Von Knorre (2011) Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken (Schnecken und Muscheln; Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands. Naturschutz und biologische Vielfalt 70: 647-708
- Kotalik, C. J., P. Cadmus & W. H. Clements. (2019) Indirect Effects of Iron Oxide on Stream Benthic Communities: Capturing Ecological Complexity with Controlled Mesocosm Experiments. Environmental Science & Technology.
- Lewin, W.-C. & Rümmler, F. (2014) Untersuchungen zur Dynamik von Fischbeständen und fischereilich relevanten Wasserparametern in bergbaulich beeinflussten Seen der Lausitz: Die Fischfauna der Talsperre Spremberg. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Lewin, W.-C. & Rümmler, F. (2015) Vorabschätzung zu möglichen Auswirkungen der Flockungsmittel Weißkalkhydrat in Kombination mit dem Flockungshilfsmittel Koaret PA 3230 T auf den Fischbestand in der Talsperre Spremberg. Institut für

- Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Lopes-Lima, M., Sousa, R., Geist, J., Aldridge, D. C., Araujo, R., Bergengren, J., Bernal, Y., Bódis, E., Burlakova, L. & Van Damme, D. (2017) Conservation status of freshwater mussels in Europe: state of art and future challenges. *Biol. Rev.* 92: 572-607.
- Luckner, T., Uhling, U., Schmidt, A. & Pötschke, A. (2014) Konzept Konditionierungsanlage Zulauf Talsperre Spremberg. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, GIP Grundwasseringenieurbau-Planung GmbH, Dresden, 30 S.
- Modesto, V., M. Ilarri, A. T. Souza, M. Lopes-Lima, K. Douša, M. Clavero & R. Sousa. (2018) Fish and mussels: Importance of fish for freshwater mussel conservation. *Fish and Fisheries* 19(2): 244-259.
- Mount, D.R., Gulley, D.D., Hockett, J.R., Garrison, T.D. & Evans, J.M. (1997) Statistical models to predict the toxicity of major ion to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (Fathead minnow). *Environmental Toxicology and Chemistry* 16, 2009-2016.
- Mühlenberg M. (1993) Freilandökologie (3. Aufl.). UTB Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- Müller, H. J. (1985) Bestimmung wirbelloser Tiere im Gelände. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Müller, T., A. M. Labecka, K. Zajac & Czarnoleski, M. (2021) Growth patterns of the pan-European freshwater mussel, *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758) (Bivalvia: Unionidae), vary with sex and mortality in populations. *Ecology and Evolution* 11: 2907-2918.
- Neu, P.J. & Tobias, W. (2004) Die Bestimmung der in Deutschland vorkommenden Hydropterygidae (Insecta: Trichoptera). *Lauterbornia* 51: 1-68.
- Ohrendt, C. & Spies, M. (2009) Illustrierter Bestimmungsschlüssel für die Larven der Unterfamilie Chironominae Tribus Chironomini unter Verwendung vorwiegend makroskopischer Merkmale. Entwurf, 2009.
- Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Mrkvička, T., Vašek, M., Jůza, T., Michal Kratochvíl, M., Peterka, J., Drašík, V. & Křížek, J. (2009) Size selectivity of standardized multimesh gillnets in sampling coarse European species. *Fisheries Research* 96, 51-57.
- R Development Core Team (2013) R: a language and environment for statistical computing [online]. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from <http://www.R-project.org/>
- Schmedtje, U. & Kohmann, F. (1992) Bestimmungsschlüssel für Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen) Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Informationsbericht 2/88, München.
- Scholz, E. (1962) Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Pädagogisches Bezirkskabinett, Potsdam.

- Soucek, D.J. & Kennedy, A.D. (2005) Effects of hardness, chloride, and acclimatisation on the acute toxicity of sulfate to freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 1204-1210.
- Sousa, R., Pilotto, F. & Aldridge, D. C. 2011. Fouling of European freshwater bivalves (Unionidae) by the invasive zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Freshwater Biology* 56: 867-876.
- Totsche, O. (2105) Bergbauverursachte Fließgewässerverockerung im Einzugsgebiet der Spree - Teil 2: Gegenmaßnahmen. *In* MERKEL, B. & HOYER, M. Innovative methods in mine water treatment, geothermal energy utilization and in-situ leaching. Proceedings of the Mine Water Symposium 2015, Freiberg, Germany, Freiberg Online Geology 40.
- Uhlmann, W. (2015) Zusammenfassender Bericht für 2014 zur Eisenbelastung der Spree und der Talsperre Spremberg, Berichtsperiode August 2014 bis Dezember 2014, Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden.
- Uhlmann, W., Hiekel, R. & Giering, N. (2022) Weiterführung der Untersuchungen zur Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser auf die Fließgewässer der Lausitz: Monitoring der Eisenbelastung in der Spree und in der Talsperre Spremberg - Jahresbericht 2021. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden.
- Uhlmann, W., Theiss, S., Zimmermann, K., Nestler, W., Westphal, E & Claus, T. (2013) Fortführung der Studie zur Talsperre Spremberg - Abschlussbericht, Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden.
- Zak, D., M. Hupfer, A. Cabezas, G. Jurasinski, J. Audet, A. Kleeberg, R. McInnes, S. M. Kristiansen, R. J. Petersen, H. Liu & Goldhammer, T. (2021) Sulphate in freshwater ecosystems: A review of sources, biogeochemical cycles, ecotoxicological effects and bioremediation. *Earth-Science Reviews* 212: 103446.
- Zettler, M. (2000) Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern über die Malakofauna als Indikatororganismen. *Natur u. Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern* 35: 3-63.
- Zettler, M. L., Jueg, U., Menzel-Harloff, H., Göllnitz, U., Petrick, S., Weber, E. & Semann, R. (2006) Die Land- und Süßwassermollusken Mecklenburg-Vorpommerns. Obotritendruck Schwerin.

## 9. Anhang

**Tab. A1.** Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthosdichte aus den Jahren 2014 bis 2022. Um die Voraussetzung der Varianzhomogenität zu erfüllen, erfolgte eine logarithmische Transformation ( $\log_{10}$ ) der Daten. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2015-2014	0,296	-0,24 - 0,84	0,729
<b>2016-2014</b>	<b>0,649</b>	<b>0,11 - 1,19</b>	<b>0,007</b>
2017-2014	0,145	-0,39 - 0,69	0,995
<b>2018-2014</b>	<b>0,575</b>	<b>0,04 - 1,12</b>	<b>0,027</b>
2019-2014	0,353	-0,19 - 0,89	0,503
<b>2020-2014</b>	<b>0,577</b>	<b>0,04 - 1,12</b>	<b>0,026</b>
<b>2021-2014</b>	<b>0,748</b>	<b>0,21 - 1,29</b>	<b>0,001</b>
<b>2022-2014</b>	<b>0,669</b>	<b>0,13 - 1,21</b>	<b>0,004</b>
2016-2015	0,353	-0,19 - 0,89	0,504
2017-2015	-0,150	-0,69 - 0,39	0,994
2018-2015	0,279	-0,26 - 0,82	0,787
2019-2015	0,057	-0,48 - 0,60	1,000
2020-2015	0,281	-0,26 - 0,82	0,780
2021-2015	0,451	-0,09 - 0,99	0,181
2022-2015	0,372	-0,17 - 0,91	0,428
2017-2016	-0,503	-1,04 - 0,04	0,088
2018-2016	-0,073	-0,61 - 0,47	1,000
2019-2016	-0,296	-0,84 - 0,24	0,729
2020-2016	-0,071	-0,61 - 0,47	1,000
2021-2016	0,098	-0,44 - 0,64	1,000
2022-2016	0,019	-0,52 - 0,56	1,000
2018-2017	0,430	-0,11 - 0,97	0,236
2019-2017	0,207	-0,33 - 0,75	0,953
2020-2017	0,432	-0,11 - 0,97	0,231
<b>2021-2017</b>	<b>0,602</b>	<b>0,06 - 1,14</b>	<b>0,017</b>
2022-2017	0,523	-0,02 - 1,06	0,065
2019-2018	-0,222	-0,76 - 0,32	0,931
2020-2018	0,002	-0,54 - 0,54	1,000
2021-2018	0,172	-0,37 - 0,71	0,985
2022-2018	0,093	-0,45 - 0,63	1,000
2020-2019	0,224	-0,32 - 0,76	0,928
2021-2019	0,395	-0,15 - 0,93	0,348
2022-2019	0,315	-0,22 - 0,86	0,656
2021-2020	0,170	-0,37 - 0,71	0,986
2022-2020	0,091	-0,45 - 0,63	1,000
2022-2021	-0,079	-0,62 - 0,46	1,000

**Tab. A2.** Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthostrockenmasse aus den Jahren 2014 bis 2022.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2015-2014	0,013	-2,13 - 2,15	1,000
2016-2014	0,424	-1,72 - 2,56	0,999
2017-2014	-0,103	-2,24 - 2,04	1,000
2018-2014	0,286	-1,85 - 2,42	1,000
2019-2014	-0,006	-2,15 - 2,13	1,000
2020-2014	1,695	-0,44 - 3,83	0,243
2021-2014	0,643	-1,50 - 2,78	0,990
2022-2014	0,541	-1,60 - 2,68	0,997
2016-2015	0,410	-1,73 - 2,55	1,000
2017-2015	-0,117	-2,26 - 2,02	1,000
2018-2015	0,273	-1,87 - 2,41	1,000
2019-2015	-0,019	-2,16 - 2,12	1,000
2020-2015	1,682	-0,46 - 3,82	0,253
2021-2015	0,630	-1,51 - 2,77	0,991
2022-2015	0,527	-1,61 - 2,67	0,997
2017-2016	-0,527	-2,67 - 1,61	0,997
2018-2016	-0,138	-2,28 - 2,00	1,000
2019-2016	-0,430	-2,57 - 1,71	0,999
2020-2016	1,271	-0,87 - 3,41	0,635
2021-2016	0,219	-1,92 - 2,36	1,000
2022-2016	0,117	-2,02 - 2,26	1,000
2018-2017	0,389	-1,75 - 2,53	1,000
2019-2017	0,097	-2,04 - 2,24	1,000
2020-2017	1,798	-0,34 - 3,94	0,177
2021-2017	0,746	-1,39 - 2,89	0,974
2022-2017	0,644	-1,49 - 2,78	0,990
2019-2018	-0,292	-2,43 - 1,85	1,000
2020-2018	1,409	-0,73 - 3,55	0,496
2021-2018	0,357	-1,78 - 2,50	1,000
2022-2018	0,255	-1,88 - 2,39	1,000
2020-2019	1,701	-0,44 - 3,84	0,239
2021-2019	0,649	-1,49 - 2,79	0,989
2022-2019	0,547	-1,59 - 2,69	0,997
2021-2020	-1,052	-3,19 - 1,09	0,831
2022-2020	-1,154	-3,29 - 0,98	0,747
2022-2021	-0,102	-2,24 - 2,04	1,000

**Tab. A3.** Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthosdichte aus den Jahren 2014 bis 2022 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2022	n-m	0,048	-0,93 - 1,03	0,991
	s-m	-0,359	-1,34 - 0,62	0,618
	s-n	-0,407	-1,39 - 0,57	0,542
2021	n-m	0,251	-1,91 - 2,41	0,951
	s-m	-0,466	-2,62 - 1,69	0,823
	s-n	-0,717	-2,88 - 1,44	0,671
2020	n-m	0,167	-0,64 - 0,97	0,854
	s-m	-0,189	-0,99 - 0,62	0,816
	s-n	-0,356	-1,16 - 0,45	0,500
2019	n-m	-0,166	-1,10 - 0,77	0,890
	s-m	-0,121	-1,06 - 0,81	0,940
	s-n	0,046	-0,89 - 0,98	0,991
2018	n-m	-0,259	-0,97 - 0,45	0,622
	s-m	-0,494	-1,21 - 0,22	0,204
	s-n	-0,235	-0,95 - 0,48	0,675
2017	n-m	-0,337	-1,09 - 0,41	0,492
	s-m	-0,261	-1,01 - 0,49	0,647
	s-n	0,075	-0,68 - 0,83	0,963
2016	n-m	-0,075	-0,82 - 0,67	0,963
	s-m	0,079	-0,67 - 0,83	0,959
	s-n	0,155	-0,59 - 0,90	0,855
2015	n-m	-0,143	-0,87 - 0,58	0,867
	s-m	-0,260	-0,98 - 0,47	0,630
	s-n	-0,117	-0,84 - 0,61	0,908
<b>2014</b>	n-m	-0,237	-0,57 - 0,09	0,183
	s-m	0,074	-0,28 - 0,42	0,849
	<b>s-n</b>	<b>0,311</b>	<b>0,05 - 0,57</b>	<b>0,019</b>

**Tab. A4.** Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthostroockenmasse aus den Jahren 2014 bis 2022 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2022	n-m	0,115	-1,12 - 1,35	0,967
	s-m	0,242	-0,99 - 1,47	0,867
	s-n	0,127	- 1,10 - 1,36	0,961
2021	n-m	-0,133	-1,96 - 1,69	0,980
	s-m	0,101	-1,72 - 1,92	0,989
	s-n	0,234	-1,59 - 2,05	0,941
2020	n-m	3,932	-4,82 -12,69	0,490
	s-m	0,140	-8,61 - 8,89	0,999
	s-n	-3,792	-12,55 - 4,96	0,514
2019	n-m	-0,083	-0,46 - 0,30	0,839
	s-m	-0,080	-0,46 - 0,30	0,850
	s-n	0,003	-0,38 - 0,38	1,000
2018	n-m	0,641	-1,07 - 2,35	0,605
	s-m	-0,192	-1,91 - 1,52	0,955
	s-n	-0,833	-2,55 - 0,88	0,437
2017	n-m	-0,045	-0,30 - 0,21	0,891
	s-m	-0,095	-0,35 - 0,16	0,605
	s-n	-0,050	-0,30 - 0,20	0,867
<b>2016</b>	n-m	0,006	-0,85 - 0,86	1,000
	<b>s-m</b>	<b>0,927</b>	<b>0,07 - 1,78</b>	<b>0,033</b>
	<b>s-n</b>	<b>0,921</b>	<b>0,07 - 1,78</b>	<b>0,034</b>
2015	n-m	-0,145	-0,43 - 0,14	0,408
	s-m	-0,050	-0,34 - 0,24	0,893
	s-n	0,095	-0,19 - 0,38	0,671
2014	n-m	0,116	-0,16 - 0,39	0,538
	s-m	0,211	-0,08 - 0,51	0,185
	s-n	0,095	-0,12 - 0,31	0,515

**Tab. A5.** Stichprobenartige Vermessung von Großmuscheln im Rahmen des Großmuschelmonitorings 2022

Transekt	Art	Länge (cm)	Breite (cm)	Dicke (cm)	Alter (Jahre, geschätzt)
1	<i>U. pictorum</i>	5,8	2,3	1,7	3
	<i>U. pictorum</i>	5,1	2,2	1,6	3
	<i>U. pictorum</i>	5,1	2,1	1,5	3
	<i>U. pictorum</i>	4,8	2,1	1,5	3
	<i>U. pictorum</i>	4,8	2,1	1,4	3
	<i>U. pictorum</i>	4,7	2,0	1,4	3
	<i>U. tumidus</i>	7,0	3,5	2,3	6-7
	<i>U. tumidus</i>	6,5	3,1	2,4	6
	<i>U. tumidus</i>	5,4	2,6	2,0	3
	<i>U. tumidus</i>	3,8	1,9	1,4	3
	<i>U. tumidus</i>	3,5	1,7	1,4	3
	<i>U. tumidus</i>	3,2	1,6	1,2	3
	<i>A. anatina</i>	10,3	6,1	3,5	6
	<i>A. anatina</i>	9,6	5,3	3,3	6
	<i>A. anatina</i>	9,4	5,7	3,7	5
	<i>A. anatina</i>	9,4	5,3	3,3	6
	<i>A. anatina</i>	9,1	5,4	3,5	6
	<i>A. anatina</i>	7,8	4,5	2,6	4
	<i>A. anatina</i>	7,2	4,3	2,4	4
	<i>A. anatina</i>	7,0	4,2	2,4	3
	<i>A. anatina</i>	6,9	4,5	2,3	3
2	<i>U. pictorum</i>	4,6	1,9	1,4	4-5
	<i>U. pictorum</i>	2,9	1,3	0,9	3
	<i>U. tumidus</i>	5,7	2,8	2,1	4-5
	<i>A. anatina</i>	8,4	5,2	2,3	5-6
	<i>A. anatina</i>	7,7	4,7	2,5	5-6
	<i>A. anatina</i>	6,5	4,6	2,0	5-6
	<i>U. pictorum</i>	4,6	1,9	1,4	4-5
	<i>U. pictorum</i>	2,9	1,3	0,9	3
	<i>U. tumidus</i>	5,7	2,8	2,1	4-5
	<i>A. anatina</i>	8,4	5,2	2,3	5-6

Fortsetzung Tab. A5.

Transekt	Art	Länge (cm)	Breite (cm)	Dicke (cm)	Alter (Jahre, geschätzt)
2	<i>A. anatina</i>	7,7	4,7	2,5	5-6
	<i>A. anatina</i>	6,5	4,6	2,0	5-6
3	<i>U. pictorum</i>	6,0	2,5	1,9	4
	<i>U. pictorum</i>	5,1	2,1	1,6	3
	<i>U. pictorum</i>	3,7	1,6	1,2	2
	<i>U. tumidus</i>	5,7	2,6	1,9	3
	<i>U. tumidus</i>	5,3	2,5	1,9	3
	<i>U. tumidus</i>	3,7	1,8	1,4	2
	<i>A. anatina</i>	9,1	5,1	3,2	6-7
	<i>A. anatina</i>	9,0	4,9	2,6	6-7
	<i>A. anatina</i>	8,1	5,0	2,7	4
	<i>U. pictorum</i>	6,0	2,5	1,9	4
	<i>U. pictorum</i>	5,1	2,1	1,6	3
	<i>U. pictorum</i>	3,7	1,6	1,2	2
4	<i>U. pictorum</i>	5,3	2,2	1,6	6
	<i>U. pictorum</i>	4,4	1,9	1,3	3
	<i>U. pictorum</i>	3,6	1,6	1,1	3
	<i>U. pictorum</i>	2,7	1,2	0,9	3
	<i>U. pictorum</i>	2,0	0,9	0,7	2
	<i>U. tumidus</i>	5,9	2,7	2,0	4-5
	<i>U. tumidus</i>	4,7	2,3	1,7	3-4
	<i>U. tumidus</i>	4,4	2,2	1,6	3
	<i>U. tumidus</i>	4,4	2,1	1,5	3
	<i>U. tumidus</i>	3,9	1,9	1,5	3
	<i>U. tumidus</i>	3,3	1,6	1,2	3
	<i>U. tumidus</i>	3,5	1,7	1,2	3
	<i>A. anatina</i>	9,8	5,4	3,0	6
	<i>A. anatina</i>	9,4	5,1	3,1	6
	<i>A. anatina</i>	8,8	5,3	3,0	5-6
	<i>A. anatina</i>	8,5	5,3	2,7	5-6
	8	<i>A. anatina</i>	5,1	3,2	1,5
<i>A. anatina</i>		4,8	2,8	1,6	2

Fortsetzung Tab. A5.

Transekt	Art	Länge (cm)	Breite (cm)	Dicke (cm)	Alter (Jahre, geschätzt)
9	<i>U. pictorum</i>	6,1	2,5	1,8	6
	<i>U. pictorum</i>	2,8	1,3	0,9	3
	<i>U. pictorum</i>	2,3	1,1	0,8	3
	<i>U. tumidus</i>	7,2	3,5	2,7	6-7
	<i>U. tumidus</i>	5,2	2,5	1,7	3
	<i>U. tumidus</i>	4,9	2,2	1,7	4
	<i>U. tumidus</i>	4,8	2,4	1,7	3
	<i>U. tumidus</i>	4,6	2,3	1,7	3
	<i>U. tumidus</i>	3,0	1,5	1,6	2-3
	<i>U. tumidus</i>	3,0	1,5	1,7	2-3
	<i>U. tumidus</i>	3,0	1,5	1,1	2-3
	<i>U. tumidus</i>	2,9	1,5	1,6	2-3
	<i>U. tumidus</i>	2,8	1,3	1,1	2-3
	<i>A. anatina</i>	9,5	5,6	3,2	6-7
	<i>A. anatina</i>	8,7	5,2	2,8	6
	<i>A. anatina</i>	8,4	5,0	2,7	5
	<i>A. anatina</i>	7,9	4,7		5-6
10	<i>U. pictorum</i>	5,1	2,1	1,5	3
	<i>U. tumidus</i>	1,8	1,0	0,7	1
	<i>A. anatina</i>	7,2	4,5	2,5	4
	<i>A. anatina</i>	5,4	3,2	1,8	3
12	<i>U. pictorum</i>	3,9	1,6	1,2	3
	<i>U. pictorum</i>	3,7	1,5	1,2	3
	<i>U. tumidus</i>	4,1	2,0	1,5	4
	<i>U. tumidus</i>	4,0	2,0	1,5	4
	<i>U. tumidus</i>	3,3	1,7	1,3	3
	<i>U. tumidus</i>	2,5	1,3	1,0	3
	<i>U. tumidus</i>	2,4	1,3	1,0	3
	<i>U. tumidus</i>	2,3	1,3	0,9	3
	<i>U. tumidus</i>	1,8	1,0	0,7	2
	<i>U. tumidus</i>	1,5	0,8	0,6	2

**Fortsetzung Tab. A5.**

<b>Transekt</b>	<b>Art</b>	<b>Länge (cm)</b>	<b>Breite (cm)</b>	<b>Dicke (cm)</b>	<b>Alter (Jahre, geschätzt)</b>
12	<i>A. anatina</i>	7,8	4,8	2,8	4-5
	<i>A. anatina</i>	7,4	4,8	2,4	4-5
13	<i>U. pictorum</i>	4,6	2,3	1,5	6-7
	<i>A. anatina</i>	7,1	4,4	2,3	4
	<i>A. anatina</i>	6,3	3,7	2,1	4
	<i>A. anatina</i>	4,0	2,8	1,2	3

## Fotodokumentation des Großmuschelmonitorings

### Transekt 1



**Abb. A1:** Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 1 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A2:** Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 1. (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A3:** Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 1. (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A4:** Leerschalen aus Transekt 1. (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

*Transekt 2*



**Abb. A5:** Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 2 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A6:** Lebend nachgewiesene *U. pictorum* aus Transekt 2 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A7:** Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 2 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A8:** Leerschalen aus Transekt 2 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

*Transekt 2a*



**Abb. A9:** Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 2a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A10:** Lebend nachgewiesene *U. pictorum* aus Transekt 2a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A11:** Leerschalen aus Transekt 2a (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

*Transekt 3*

**Abb. A12:** Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A13:** Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A14:** Lebend nachgewiesene *U. pictorum* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A15:** Leerschalen aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

*Transekt 4*

**Abb. A16:** Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 4 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A17:** Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 4 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A18:** Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 4 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A19:** Leerschalen aus Transekt 4 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

*Transekt 6*



**Abb. A20:** Lebend nachgewiesene *U. pictorum* aus Transekt 6 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A21:** Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 6 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A22:** Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 6 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A23:** Leerschalen aus Transekt 6 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

*Transekt 8*



**Abb. A24:** Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 8 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A25:** Leerschalen aus Transekt 8 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

**Transekt 9**



**Abb. A26:** Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A27:** Lebend nachgewiesene *U. pictorum* aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A28:** Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A29:** Leerschalen aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

**Transekt 10**



**Abb. A30:** Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 10 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A31:** Lebend nachgewiesene *U. pictorum* (oben) und *U. tumidus* aus Transekt 10 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A32:** Leerschalen aus Transekt 10 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

**Transekt 12**



**Abb. A33:** Lebend nachgewiesene *U. pictorum* aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A34:** Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A35:** Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A36:** Leerschalen aus Transekt 12 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

**Transekt 13**



**Abb. A37:** Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 13 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A38:** Lebend nachgewiesene *U. pictorum* aus Transekt 13 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)



**Abb. A39:** Leerschalen aus Transekt 13 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

**Tab. A6.** Fänge mit den verschiedenen Fanggeräten im September 2022

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse (g)
Elektrofischerei	Aal	10-15	1	
		15-20	1	
		20-25	1	
		25-30	1	
		35-40	1	
	Barsch	0-5	4	
		5-10	44	
		10-15	12	
	Bitterling	0-5	3	
	Blei	0-5	5	
	Güster	5-10	1	
		10-15	2	
	Hecht	10-15	4	
		15-20	1	
		20-25	3	
		25-30	2	
		30-35	2	
		35-40	3	
		60-65	1	
		75-80	1	
	Plötze	0-5	13	
		5-10	1	
		10-15	1	
	Rotfeder	0-5	83	
		5-10	9	
		10-15	7	
		15-20	3	
		20-25	1	
	Schleie	0-5	8	
		5-10	7	
		10-15	7	
		15-20	2	
	Karpfen	15-20	1	
Ukelei	0-5	4		
Wels	10-15	3		
MGN	Aland	45-50	1	1.693
	Barsch	5-10	1017	8.182
		10-15	388	8.369
		15-20	61	3.520
		20-25	69	10.856
		25-30	31	8.878
	Bitterling	0-5	1	1
	Blaubandbärbling	0-5	1	1
	Blei	0-5	8	19
		5-10	186	964
		10-15	32	728

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse (g)
MGN	Blei	15-20	29	1.559
		20-25	3	323
		25-30	17	3.835
		30-35	1	309
		45-50	1	1.641
	Güster	0-5	12	15
		5-10	339	1.810
		10-15	124	2.822
		15-20	62	3.380
		20-25	10	1.507
		25-30	8	1.748
		30-35	2	703
		40-45	1	427
	Hecht	40-45	1	427
	Kaulbarsch	0-5	51	159
		5-10	392	1.999
		10-15	51	804
	Plötze	5-10	18	93
		10-15	100	2.487
		15-20	143	10.008
		20-25	138	18.934
		25-30	57	15.346
	Rotfeder	30-35	5	2.309
		10-15	8	243
		15-20	26	1.859
		20-25	17	2.379
	Ukelei	25-30	7	1.935
		5-10	2	8
		10-15	10	206
	Wels	15-20	4	179
		60-65	1	2.138
	Zander	5-10	7	24
		15-20	9	417
20-25		2	135	
MPN	Barsch	5-10	81	656
		10-15	8	93
	Blei	10-15	4	73
		15-20	4	197
		20-25	2	245
		25-30	4	917
		30-35	1	320
	Güster	5-10	54	416
		10-15	14	283
		15-20	18	1.068
		20-25	4	482
		25-30	2	428
		30-35	1	320
	Hecht	45-50	1	644
	Plötze	5-10	4	28

<b>Fanggerät</b>	<b>Fischart</b>	<b>Längenbereich (mm)</b>	<b>Anzahl</b>	<b>Gesamtmasse (g)</b>
MPN	Plötze	10-15	19	396
		15-20	11	627
		20-25	21	2.961
		25-30	7	1.794
	Rotfeder	5-10	1	9
		10-15	1	36
		15-20	3	245
		20-25	5	943
	Ukelei	5-10	4	13
		10-15	21	344
		15-20	2	66
	Zander	15-20	1	49
		20-25	1	63
20-25		1	63	
MGN 70-135	Blei	40-45	1	1.031
		45-50	3	3.216
		55-60	1	3.376

MPN = pelagisches Multimaschenstellnetz; MGN = benthisches Multimaschengrundstellnetz, MGN 70-135 = zusätzlich eingesetzte Maschenweiten 70, 90, 110 und 135 mm

**Tab. A7.** Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren numerischen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2022. Um die Voraussetzung der Varianzhomogenität zu erfüllen, erfolgte eine logarithmische Transformation ( $\log_{10}$ ) der Daten. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
<b>2015-2014</b>	<b>0,425</b>	<b>0,19 - 0,66</b>	<b>&lt; 0,001</b>
<b>2016-2014</b>	<b>0,447</b>	<b>0,21 - 0,68</b>	<b>&lt; 0,001</b>
<b>2017-2014</b>	<b>0,494</b>	<b>0,26 - 0,73</b>	<b>&lt; 0,001</b>
<b>2018-2014</b>	<b>0,458</b>	<b>0,22 - 0,70</b>	<b>&lt; 0,001</b>
<b>2019-2014</b>	<b>0,483</b>	<b>0,25 - 0,72</b>	<b>&lt; 0,001</b>
<b>2020-2014</b>	<b>0,384</b>	<b>0,15 - 0,62</b>	<b>&lt; 0,001</b>
<b>2021-2014</b>	<b>0,393</b>	<b>0,16 - 0,63</b>	<b>&lt; 0,001</b>
<b>2022-2014</b>	<b>0,492</b>	<b>0,25 - 0,73</b>	<b>&lt; 0,001</b>
2016-2015	0,022	-0,22 - 0,26	1,000
2017-2015	0,069	-0,17 - 0,31	0,993
2018-2015	0,033	-0,20 - 0,27	1,000
2019-2015	0,058	-0,18 - 0,30	0,998
2020-2015	-0,041	-0,28 - 0,20	1,000
2021-2015	-0,033	-0,27 - 0,20	1,000
2022-2015	0,066	-0,17 - 0,30	0,994
2017-2016	0,046	-0,19 - 0,28	1,000
2018-2016	0,011	-0,23 - 0,25	1,000
2019-2016	0,036	-0,20 - 0,27	1,000
2020-2016	-0,063	-0,30 - 0,17	0,996
2021-2016	-0,055	-0,29 - 0,18	0,998
2022-2016	0,044	-0,19 - 0,28	1,000
2018-2017	-0,036	-0,27 - 0,20	1,000
2019-2017	-0,010	-0,25 - 0,23	1,000
2020-2017	-0,110	-0,35 - 0,13	0,878
2021-2017	-0,101	-0,34 - 0,14	0,920
2022-2017	-0,002	-0,24 - 0,24	1,000
2019-2018	0,025	-0,21 - 0,26	1,000
2020-2018	-0,074	-0,31 - 0,16	0,987
2021-2018	-0,066	-0,30 - 0,17	0,994
2022-2018	0,033	-0,20 - 0,27	1,000
2020-2019	-0,099	-0,34 - 0,14	0,928
2021-2019	-0,091	-0,33 - 0,15	0,957
2022-2019	0,008	-0,23 - 0,25	1,000
2021-2020	0,009	-0,23 - 0,25	1,000
2022-2020	0,107	-0,13 - 0,35	0,890
2022-2021	0,099	-0,14 - 0,34	0,929

**Tab. A8.** Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2022. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2015-2014	1,713	-2,94 - 6,36	0,965
2016-2014	1,410	-3,24 - 6,06	0,990
2017-2014	1,439	-3,21 - 6,09	0,988
2018-2014	3,182	-1,47 - 7,83	0,445
<b>2019-2014</b>	<b>6,145</b>	<b>1,50 - 10,79</b>	<b>0,002</b>
2020-2014	3,269	-1,38 - 7,92	0,407
2021-2014	0,605	-4,04 - 5,25	1,000
2022-2014	3,650	-1,00 - 8,30	0,257
2016-2015	-0,303	-4,95 - 4,35	1,000
2017-2015	-0,273	-4,92 - 4,37	1,000
2018-2015	1,469	-3,18 - 6,12	0,986
2019-2015	4,432	-0,22 - 9,08	0,075
2020-2015	1,556	-3,09 - 6,20	0,980
2021-2015	-1,108	-5,76 - 3,54	0,998
2022-2015	1,937	-2,71 - 6,59	0,928
2017-2016	0,029	-4,62 - 4,68	1,000
2018-2016	1,772	-2,88 - 6,42	0,957
<b>2019-2016</b>	<b>4,735</b>	<b>0,09 - 9,38</b>	<b>0,042</b>
2020-2016	1,859	-2,79 - 6,51	0,943
2021-2016	-0,805	-5,45 - 3,84	1,000
2022-2016	2,240	-2,41 - 6,89	0,849
2018-2017	1,742	-2,91 - 6,39	0,961
<b>2019-2017</b>	<b>4,705</b>	<b>0,06 - 9,35</b>	<b>0,045</b>
2020-2017	1,829	-2,82 - 6,48	0,948
2021-2017	-0,835	-5,48 - 3,81	1,000
2022-2017	2,211	-2,44 - 6,86	0,859
2019-2018	2,963	-1,68 - 7,61	0,546
2020-2018	0,087	-4,56 - 4,73	1,000
2021-2018	-2,577	-7,23 - 2,07	0,722
2022-2018	0,468	-4,18 - 5,12	1,000
2020-2019	-2,876	-7,52 - 1,77	0,587
<b>2021-2019</b>	<b>-5,540</b>	<b>-10,19 - -0,89</b>	<b>0,007</b>
2022-2019	-2,495	-7,14 - 2,15	0,756
2021-2020	-2,664	-7,31 - 1,98	0,684
2022-2020	0,381	-4,27 - 5,03	1,000
2022-2021	3,046	-1,60 - 7,69	0,508

**Tab. A9.** Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren numerischen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2022 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
<b>2022</b>	<b>n-m</b>	<b>-182,222</b>	<b>-325,75 - -38,69</b>	<b>0,011</b>
	<b>s-m</b>	<b>-279,722</b>	<b>-423,24 - -136,19</b>	<b>&lt; 0,001</b>
	s-n	-97,500	- 241,02 - 46,02	0,224
<b>2021</b>	n-m	-11,944	-207,87 - 183,98	0,987
	s-m	191,667	-4,263 - 387,59	0,055
	<b>s-n</b>	<b>203,611</b>	<b>7,680 - 399,54</b>	<b>0,040</b>
2020	n-m	-13,611	-149,04 - 121,81	0,965
	s-m	-26,389	-161,81 - 109,04	0,876
	s-n	-12,778	-148,20 - 122,65	0,969
<b>2019</b>	n-m	-142,747	-290,37 - 4,88	0,059
	<b>s-m</b>	<b>-284,722</b>	<b>-441,96 - -127,49</b>	<b>&lt; 0,001</b>
	s-n	-141,975	-295,08 - 11,13	0,072
2018	n-m	-5,222	-129,52 - 119,07	0,994
	s-m	-93,167	-232,13 - 45,80	0,232
	s-n	-87,944	-226,91 - 51,02	0,270
<b>2017</b>	n-m	-101,985	-237,20 - 33,23	0,163
	s-m	49,690	-98,53 - 197,91	0,680
	<b>s-n</b>	<b>151,675</b>	<b>22,86 - 280,49</b>	<b>0,019</b>
<b>2016</b>	n-m	-151,409	-360,67 - 57,85	0,186
	s-m	252,300	-4,44 - 509,04	0,055
	<b>s-n</b>	<b>403,709</b>	<b>160,81 - 646,61</b>	<b>0,001</b>
2015	n-m	66,274	-95,02 - 227,57	0,563
	s-m	-39,943	-238,52 - 158,64	0,869
	s-n	-106,217	-286,74 - 74,30	0,319
<b>2014</b>	n-m	5,625	-21,49 - 32,74	0,861
	<b>s-m</b>	<b>-48,625</b>	<b>-75,74 - -21,51</b>	<b>0,001</b>
	<b>s-n</b>	<b>-54,250</b>	<b>-81,36 - -27,14</b>	<b>&lt; 0,001</b>

**Tab. A10.** Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2022 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
<b>2022</b>	n-m	-0,056	-5,34 - 5,22	0,999
	<b>s-m</b>	<b>-6,788</b>	<b>-12,07 - -1,50</b>	<b>0,010</b>
	<b>s-n</b>	<b>-6,731</b>	<b>-12,01 - -1,44</b>	<b>0,011</b>
2021	n-m	-1,072	-7,31 - 5,16	0,902
	s-m	3,739	-2,50 - 9,98	0,306
	s-n	4,811	-1,42 - 11,05	0,1513
2020	n-m	1,742	-4,53 - 8,02	0,766
	s-m	-3,755	-10,03 - 2,52	0,307
	s-n	-5,497	-11,77 - 0,78	0,093
2019	n-m	1,061	-5,67 - 7,79	0,917
	s-m	-4,093	-11,26 - 3,07	0,339
	s-n	-5,154	-12,13 - 1,82	0,175
2018	n-m	-1,133	-6,72 - 4,45	0,867
	s-m	-2,606	-8,85 - 3,64	0,553
	s-n	-1,472	-7,72 - 4,77	0,825
2017	n-m	-2,723	-7,39 - 1,95	0,325
	s-m	-2,950	-8,07 - 2,17	0,333
	s-n	-0,227	-4,68 - 4,22	0,991
2016	n-m	-0,306	-6,13 - 5,52	0,990
	s-m	0,773	-6,37 - 7,92	0,960
	s-n	1,078	-5,68 - 7,84	0,915
<b>2015</b>	n-m	3,762	-0,59 - 8,11	0,098
	s-m	-2,691	-8,04 - 2,66	0,428
	<b>s-n</b>	<b>-6,453</b>	<b>-11,32 - -1,59</b>	<b>0,008</b>
<b>2014</b>	n-m	1,963	-3,07 - 7,00	0,596
	<b>s-m</b>	<b>-6,500</b>	<b>-11,53 - -1,47</b>	<b>0,010</b>
	<b>s-n</b>	<b>-8,463</b>	<b>-13,50 - -3,43</b>	<b>0,001</b>