



Institut für Binnenfischerei e.V. (IfB)
Potsdam - Sacrow
Im Königswald 2 · 14469 Potsdam

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

Monitoringbericht 2025



Foto: LMBV/Foto Rasche

Auftraggeber: Lausitzer und Mitteldeutsche
Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH

Bearbeiter: Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow

Januar 2026

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	Hühn¹, D. & Pohl², A. ¹ Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow, Potsdam ² Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen, Dresden (Großmuschelmonitoring)
Technische Bearbeitung	M. Hennicke CTA S. Schiewe Fischerei-Ing. F. Weichler Fischerei-Ing. R. Frenzel

Inhalt

1.	Veranlassung und Durchführung	4
2.	Methoden	6
2.1	Physikalische und wasserchemische Parameter	6
2.2	Untersuchungen des Makrozoobenthos	6
2.1	Jungfischmonitoring und Gesamtfischbestandsuntersuchung	6
2.2	Großmuschelmonitoring	10
2.3	Datenverarbeitung und statistische Auswertung	14
3.	Die Talsperre Spremberg.....	15
3.1	Lage, Entstehung und Nutzung der Talsperre Spremberg	15
3.2	Morphometrische Daten	15
3.3	Physikalische und wasserchemische Parameter.....	19
4.	Monitoring des Makrozoobenthos	26
5.	Monitoring der Großmuscheln	32
5.1	Erfasste Großmuschelarten	32
5.2	Ergebnisse des Monitorings in den einzelnen Transekten	38
5.3	Häufigkeit, Altersstruktur, Besiedlungsdichte, Gefährdung und Begleitfauna	53
6.	Monitoring Fischbestand	63
6.1	Gesamtfischbestand	63
6.2	Jungfischmonitoring (Elektrofischerei)	65
6.3	Pelagische Netze	68
6.4	Benthische Netze	71
6.5	Längen-Häufigkeitsverteilung	75
6.6	Räumliche Verteilung der Fische	84
7.	Zusammenfassende Bewertung.....	88
8.	Literaturverzeichnis.....	93
9.	Anhang	99

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 2024 lag die volumenspezifische Dosierung des Kalks bei $6,1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ und des FHM im Mittel bei $0,17 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (maximal $0,30 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$) (Uhlmann & Giering 2025).

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 Brandenburg 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

Spremborg auf den Fischbestand und die Mollusken wurden im Jahr 2025 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, 2022, 2023, 2025]) werden Aussagen zum derzeitigen Fischbestand einschließlich des Jungfischauftommens und seiner Entwicklung in der Talsperre Spremborg 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 2025 durch das Büro Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen - durchgeführt.

Gemäß Leistungsbeschreibung wurde im aktuellen Monitoring 2025 gegenüber den Vorjahren, neben der Talsperre, auch die Spree zwischen der Vorsperre Buhlów und der Talsperre Spremborg beprobt. Dazu wurde das bisherige Jungfischmonitoring um eine Probenahmestelle und das Monitoring der Bodenorganismen sowie der Großmuscheln um jeweils zwei Untersuchungstransekte erweitert.

2. Methoden

2.1 Physikalische und wasserchemische Parameter

Während der Untersuchung der aquatischen Lebewesen in der Talsperre Spremberg wurden die Parameter Wassertemperatur (°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 (Elektrode SensoLyt® 900-P, TetraCon® 925-P, FDO® 925-P) bestimmt. Weiterhin wurde die Sichttiefe (cm) mit einer Secchi-Scheibe (Hydrobios, Kiel) ermittelt.

2.2 Untersuchungen des Makrozoobenthos

Zur Untersuchung der Benthosorganismen wurden am 09. September 2025 insgesamt 24 Bodenproben entnommen. Die Probenahme erfolgte entlang von acht Transekten über das Gewässer, so dass Proben aus unterschiedlichen Gewässerbereichen und -tiefen genommen werden konnten. Beprobt wurde der nördliche Bereich (6 Proben, Probennummer 1 bis 6), der mittlere Bereich (6 Proben, Probennummer 7 bis 12) und der südliche Bereich der Talsperre sowie die Spree (12 Proben, Probennummer 13 bis 24) (Abb. 1). Dabei wurden die Transekte mit den Probennummern 19 bis 24 im Monitoringjahr 2025 erstmals beprobt.

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 °C) bestimmt. Die Anzahl der Benthosorganismen sowie die Trockenmasse wurden auf 1 m² 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 2024 dargestellt und mit den aktuellen Ergebnissen verglichen.

2.1 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.

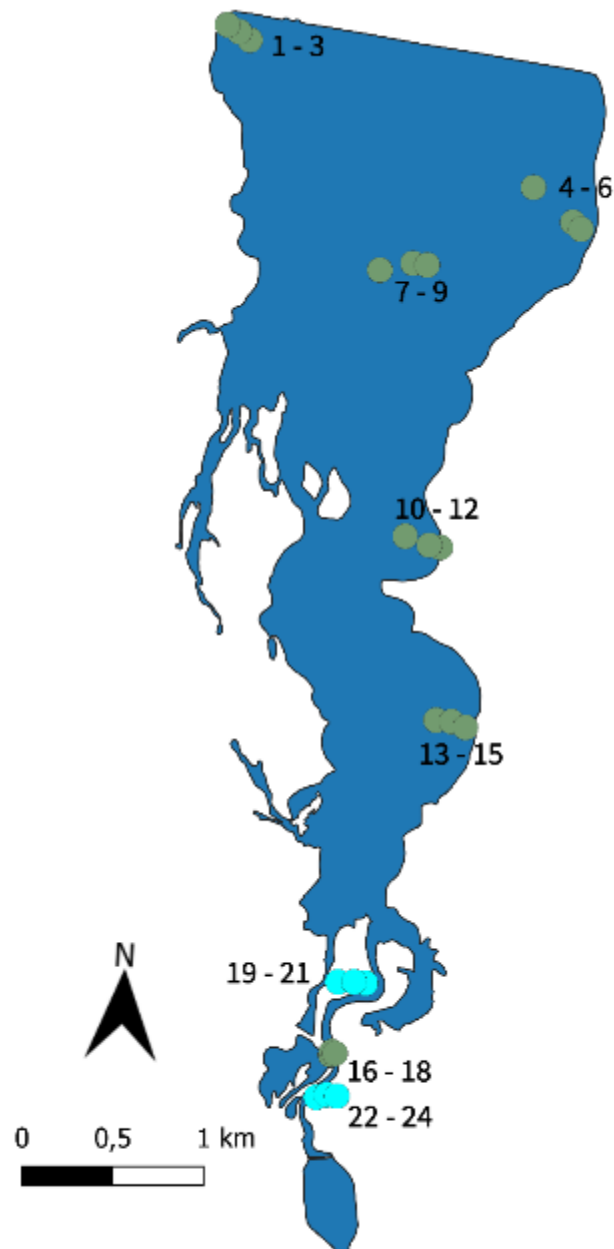


Abb. 1: Lage der Probenahmestellen zur Untersuchung der Benthosorganismen in der Talsperre Spremberg im September 2025 (Probenahmestellen 2014 – 2025 grün, zusätzlich Probenahmestellen ab 2025 türkis)

Elektrofischung

Für das Monitoring des Jungfischaukommens wurden am 10. und 11. September 2025 sechs Uferabschnitte (Abb. 2) mit einer Mindestlänge von je 100 m befischt. Insgesamt wurde eine Strecke von 661 m befischt. Eingesetzt wurde ein Elektrofischereigerät der Fa. Grassl (EL 63), welches mit einer Anode mit angeschlagenem Kescher (40 cm Anodendurchmesser) und einer vier Meter langen Kupferkatode ausgerüstet war. Die Befischungen erfolgten von einem Boot aus mit Gleichstrom.

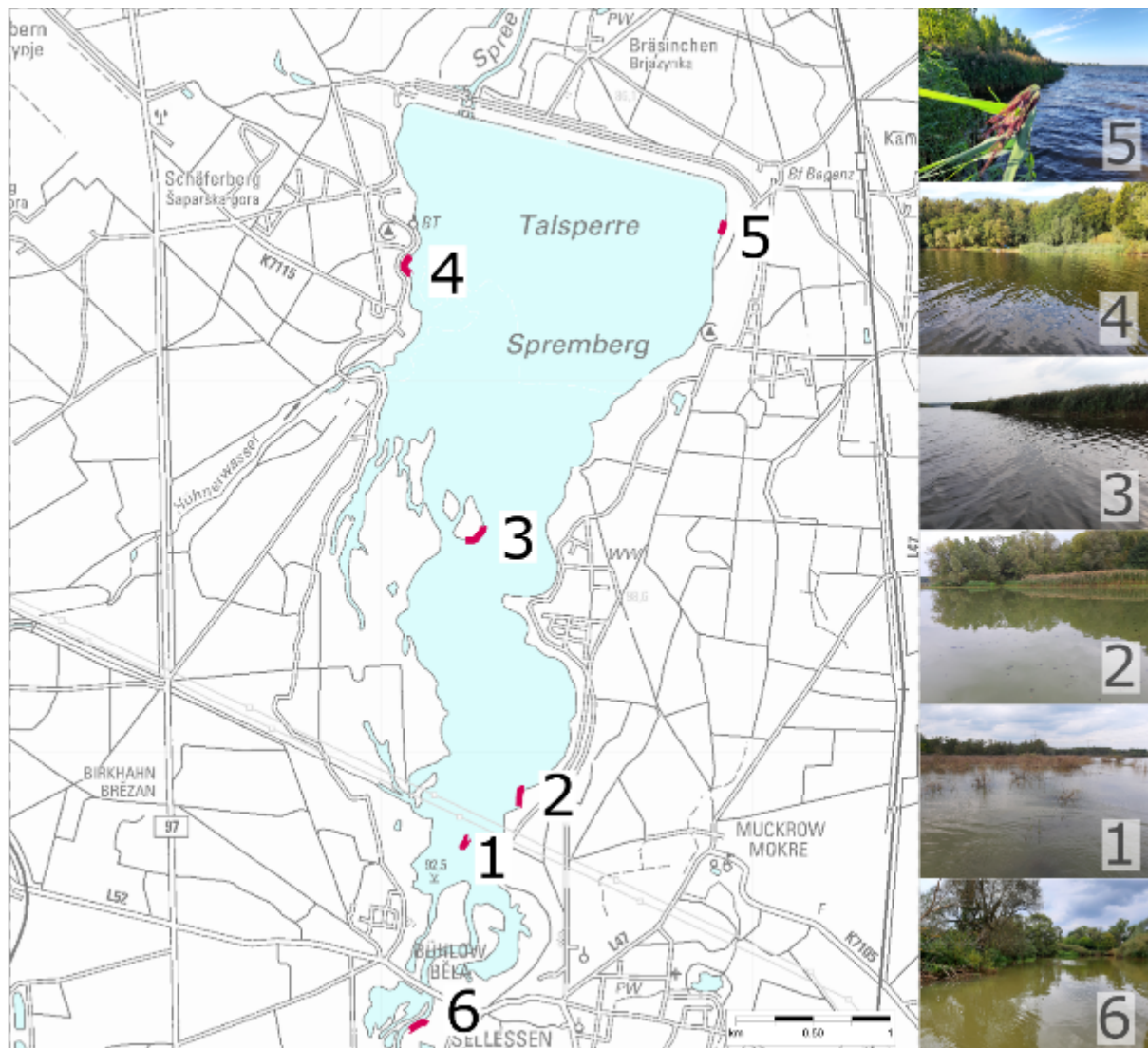


Abb. 2: Probestellen des Jungfischmonitorings in der Talsperre Spremberg 2015 bis 2025. Gekennzeichnet sind die sechs mit dem Elektrofischereigerät befischten Strecken. Ab dem Jahr 2025 ist das Monitoring um die Teilstrecke 6 erweitert worden. Fotos beschreiben die Situation während der Befischung im Untersuchungsjahr 2025. (Karte: Top 50 Brandenburg).

Stellnetzbefischungen

In der Woche vom 15. bis 18. September 2025 wurden 24 benthische und zwei pelagische Multimaschenstellnetze 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. Die Netze hatten eine Höhe von 1,5 m und eine Länge von 30 m (CEN 14757:2025). Bei dieser Beprobung wurden zusätzlich 12 großmaschige benthische Stellnetze gestellt, um auch große Fische nachweisen zu können (vgl. Prchalová et al. 2009). Die jeweilige Maschenweite der 50 m langen und 1,5 m hohen großmaschigen Netze betrug 70, 90, 110 und 135 mm (3 Netze je Maschenweite). Die eingesetzten pelagischen Multimaschenstellnetze setzten sich aus 11 Maschenweiten zwischen 6,25 und 70 mm zusammen. Die pelagischen Netze hatten eine Gesamtlänge von 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 sowie 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 2025 wurden weitere Daten aus früheren Fischbestandsuntersuchungen dargestellt und mit den Ergebnissen der aktuellen Bestandserfassung verglichen. Alle älteren Daten zum Fischbestand sowie eine Beschreibung der Methodik sind in 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 2025 sowie Daten der Stellnetzfisherei aus den Jahren 2009 und 2014 bis 2025 in den vorliegenden Monitoringbericht integriert.

2.2 Großmuschelmonitoring

Die quantitative Erfassung der Großmuschelfauna in der Talsperre Spremberg erfolgte entlang von Transekten. Bereits im Jahr 2015 wurden durch eine stichprobenartige qualitative Erfassung der Großmuscheln 13 Untersuchungstransekte festgelegt (Hühn et al. 2015; Abb. 3). Ein Teil dieser Transekte wies 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 Transekte wurden in den Folgejahren nicht mehr untersucht, weshalb sich die Anzahl der Transekte zunächst reduzierte (Abb. 3, Tab. 1). 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, 2022), wurde die Anzahl der Transekte in tiefen Gewässerbereichen erhöht, ohne dabei den Monitoringaufwand in den flacheren Bereichen zu reduzieren. Darüber hinaus erfolgte 2025, wie auch schon im Vorjahr, zusätzlich der Einsatz einer Bodendredge (Abb. 4), die eine Beprobung unabhängig von Wasserstand und Sicht, gerade in tieferen Bereichen der Talsperre, ermöglicht (vgl. Hühn et al. 2022, 2023, 2025).

Im aktuellen Monitoring wurden im Zeitraum vom 12. August bis 20. September 2025 insgesamt 14 Transekte untersucht (Tab. 1). Davon wurden drei Transekte in flachen und neun in tieferen Gewässerbereichen sowie zwei zusätzliche Transekte im Flussbett der Spree im südlichen Bereich der Talsperre auf Muschelvorkommen geprüft. Während in den tieferen Bereichen die Beprobung durch Tauchkartierung sowie den Einsatz der Bodendredge erfolgte, konnten die anderen Transekte begangen werden.

Die untersuchten Gesamtfläche betrug 180 m², wobei die Fläche der untersuchten Teilprobeflächen in Abhängigkeit von der Erfassungsmethode variierte. Bei der Erfassung der Großmuscheln durch Beharken und Bekeschern des Gewässergrundes wurden je Transekt 12 m², bei der Tauchkartierung 8 m² und mit der Bodendredge zwischen 8 und 24 m² des Gewässeruntergrundes auf Großmuscheln abgesucht.

Bei der stichprobenartigen qualitativen Erfassung der Großmuscheln in durchwatsbaren Gewässertransekten wurde in folgenden Schritten vorgegangen (Transekte 1a, 3, 8, 10 und 10):

- 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)
- Art- und Altersbestimmung, Fotodokumentation und Größenmessung
- 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
- Wiederaussetzen der erfassten Großmuscheln

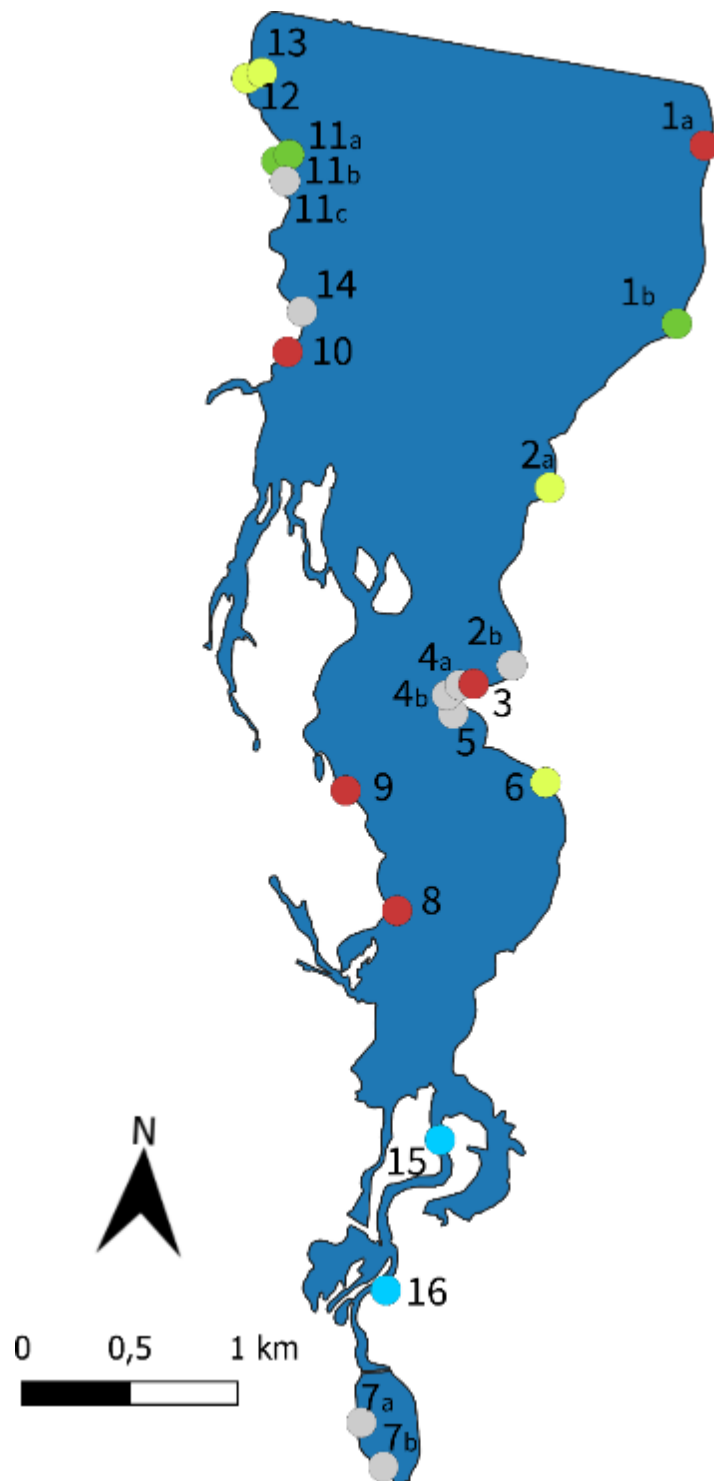


Abb. 3: Lageplan der Untersuchungstransekte der Großmuschelerfassung in den Jahren 2015, 2016, 2017 und 2019 bis 2025 in der Talsperre Spremberg. Mit grau gekennzeichnete Transekte wurden 2025 nicht untersucht. Hellblau markierte Transekte wurden erstmalig 2025 beprobt. Die unterschiedlichen Farben stellen die unterschiedlichen Erfassungsmethoden dar: rot = Harke/Kescher, dunkelgrün = Tauchkartierung, hellgrün und hellblau = Bodendredge.

In den tiefen, nicht durchwatbaren Gewässertransekten wurde die folgende Vorgehensweise zur Erfassung der Großmuscheln angewandt (Transekte 1b, 11a und 11b):

- Beprobung durch Gerätetauchgänge mit Pressluft
- Abstecken und Eingrenzen der Transekte mit Fluchtstangen und Leinen
- Abtasten der Gewässersohle und Aufsammeln der Großmuscheln und anderer Mollusken
- Art- und Altersbestimmung, Fotodokumentation und Größenmessung
- Erfassung der Begleitfauna durch Aufsammeln am Strand in der Nähe der Untersuchungsflächen
- Erfassung der Koordinaten der Probenahmeestelle mittels GPS - Ortung (Garmin GPSMAP 64) an der Einstiegsstelle am Ufer
- Wiederaussetzen der erfassten Großmuscheln

Als weitere Erhebungsmethode in hauptsächlich tiefen, nicht durchwatbaren Gewässertransekten erfolgte der Einsatz der Bodendredge (Transekte 2b, 6, 12, 13, 15 und 16):

- Beprobung durch Ziehen der Bodendredge (Gesamtmasse = 9,5 kg, Netzbeutelöffnung 50 x 20 cm, 6 mm Maschenweite des Netzbeutels) über den Gewässergrund
- Sieben des gewonnenen Probematerials im Netzbeutel der Dredge
- Art- und Altersbestimmung, Fotodokumentation und Größenmessung
- Erfassung der Begleitfauna
- Erfassung der Koordinaten mit Garmin GPSMAP 64 am Ufer gegenüber der Transekte
- Wiederaussetzen der erfassten Großmuscheln



Abb. 4: Eingesetzte Bodendredge (Fa. Hydrobios, Kiel) vom Boot und gereinigte Probe vor dem Aussortieren des Materials aus der Dredge (rechts, Abb.2). *Dreissena polymorpha* und *Corbicula fluminea* dominieren das aus dem Transekt gewonnene Material. Fotos: IfB/Hernnicke, A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen)

Tab. 1: Untersuchungstransekte und angewandte Erfassungsmethoden an der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2025 (H/K = Beharken und/oder Bekeschern des Sohlsubstrats mit Gartenharke bzw. Drahtsiebkescher, TK = Tauchkartierung)

Transekt	Untersuchungsjahr							
	2015	2016	2017	2019 – 2021	2022	2023	2024	2025
T 1a	H/K		H/K	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K
T 1b						TK	TK	TK
T 2a	TK	TK	TK	TK	TK	Dredge	Dredge	Dredge
T 2b					TK	TK		
T 3	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K		H/K	H/K
T 4a	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K		
T 4b						H/K		
T 5	TK	TK						
T 6	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K	Dredge	Dredge	Dredge
T 7a	H/K							
T 7b	H/K							
T 8	H/K	TK	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K
T 9	TK	TK	H/K	H/K	H/K	H/K	Dredge	H/K
T 10	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K	H/K	Dredge	H/K
T 11a	H/K					TK	TK	TK
T 11b						TK	TK	TK
T 11c						TK		
T 12	TK	TK	TK	TK	TK	Dredge	Dredge	Dredge
T 13	TK	TK	TK	TK	TK	Dredge	Dredge	Dredge
T 14			TK					
T 15								Dredge
T 16								Dredge

2.3 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⁻¹). Die Fänge der Stellnetzfisherei wurden in den numerischen Einheitsfang (Fische·100 m⁻² Stellnetzfläche) und den biomassenbezogenen Einheitsfang (Fischbiomasse bzw. kg·100 m⁻² 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 - Häufigkeits-Diagrammen 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 PAST4.17 (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 ($\log_{10}$) 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 Groseinheit 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 NN). 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 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. 5) und beinhaltet Lebensraumtypen der Still- und Fließgewässer sowie Feuchtgebiete (Nasswälder, feuchte Hochstaudenfluren, Versumpungsflächen). 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. m³, die effektive Länge rund 5,8 km und die effektive Breite rund 2,1 km. Das Einzugsgebiet ist rund 2.225 km² groß (Steckbrief Seen EG-WRRRL, <http://www.lugv.brandenburg.de/~>). Die maximale Tiefe liegt bei 10 Metern. Wesentliche morphometrische Daten der Talsperre sind in Tabelle 2 dargestellt.

Aufgrund der geringen Wassertiefe (Abb. 5) ist die Talsperre Spremberg polymiktisch geschichtet.

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.

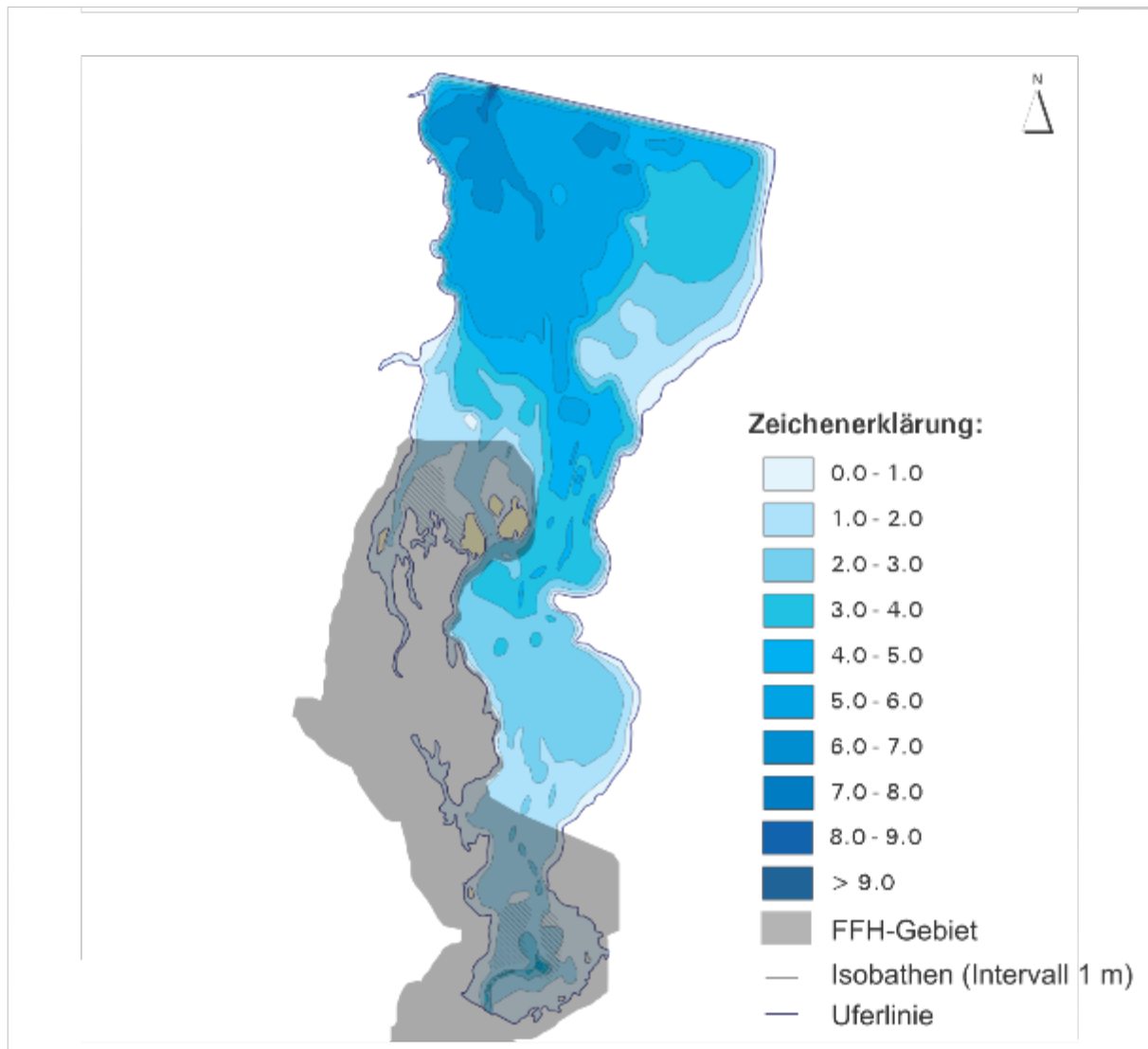


Abb. 5: Tiefenkarte der Talsperre Spremberg (Karte: LfU). Das Flora-Fauna-Habitat-Gebiet in der Talsperre Spremberg ist grau dargestellt.

Abbildung 6 stellt die Variation des Beckenwasserstandes in der Talsperre Spremberg in den Jahren von 2009 bis einschließlich September 2025 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. 6). In den Untersuchungsjahren 2018, 2019, 2020 und 2022 wurden erneut niedrige Wasserstände in der Talsperre Spremberg beobachtet. Dagegen wurden in den Jahren 2015 bis 2017, 2021, 2023 bis 2025 im Vergleich zu den zuvor genannten Jahren relativ konstante Wasserstände beobachtet. Während des Monitorings 2025 lag der Pegel im Mittel bei 9.1496 cm ü. NHN. In den Vorjahren ab 2015 variierten die Pegel zwischen 9.016 cm ü. NN im Jahr 2020 und 9.291 cm ü. NHN zum Monitoring 2024. Somit

unterschieden sich die Pegel der verschiedenen Jahre zum aktuellen Monitoring um -130 bzw. 145 cm. Dies verdeutlicht die große Spannweite der Wasserstandsschwankungen während der Datenaufnahme in den einzelnen Monitoringjahren.

Tab. 2: Morphometrische Daten der Talsperre Spremberg

Gewässerbereich		
Talsperre Spremberg	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 ³)	21,06
	Speicherinhalt höchstes Stauziel (Mio. m ³)	38,47
	Wasserfläche Stauziel (m ²)	6.814.668
	Wasserfläche höchstes Stauziel (m ²)	8.990.876
	mittlere Tiefe Stauziel (m)	3,09
	mittlere Tiefe höchstes Stauziel (m)	4,28
	maximale Wassertiefe (m)	10
Vorsperre Bühlow	mittlere Tiefe (m)	2,5 – 3,0
	Länge (m)	ca. 520
	Breite (m)	ca. 275
	Volumen (m ³)	300.000
	Verweilzeit (h)	< 1 – 8

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

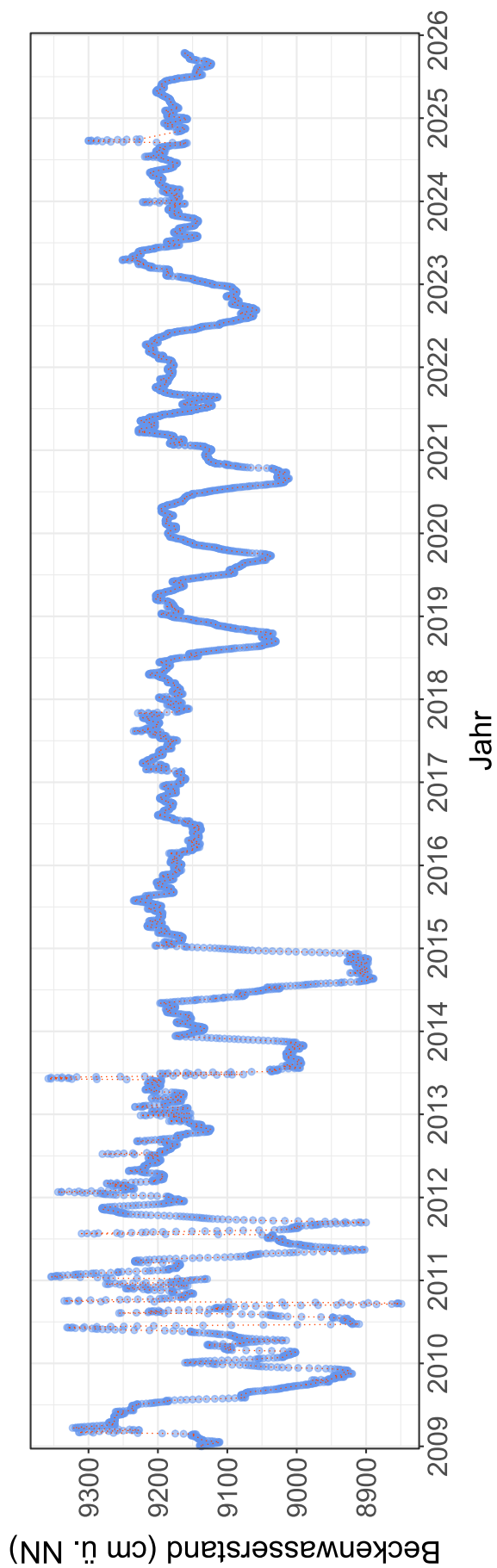


Abb. 6: Beckenwasserstände der Talsperre Spremberg vom 01.01.2009 bis 15.10.2025 (Daten: LfU)

3.3 Physikalische und wasserchemische Parameter

Sauerstoffkonzentration, pH-Wert und Temperaturschichtung

Während der Untersuchung des Fischbestandes 2025 war das Wasser der Talsperre über die gesamte Wassersäule ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Die Konzentration des gelösten Sauerstoffs lag zwischen 8,7 und 10,8 mg·l⁻¹ (Abb. 7). Der pH-Wert lag mit 8,6 im leicht alkalischen Bereich. Die Leitfähigkeit betrug 962 µS·cm⁻¹. Die Wassertemperaturen in der Wassersäule variierten geringfügig zwischen 21,4 °C an der Wasseroberfläche und 19,6 °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, 2022, 2023, 2025 für Details).

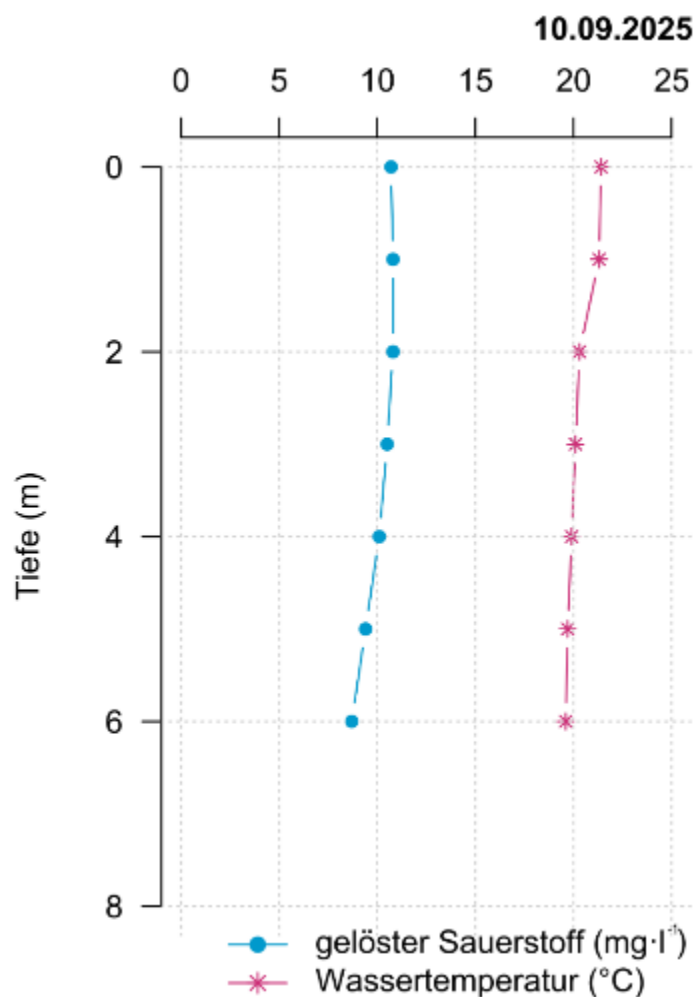


Abb. 7: Tiefenprofil der Wassertemperatur (°C; pink) und der Konzentration des gelösten Sauerstoffs (mg·l⁻¹; blau) am 10.09. 2025

Trophie, Sulfat- und Eisenkonzentrationen

Aufgrund der zufließenden Nährstoffkonzentrationen und der Sichttiefe war die Talsperre Spremberg 2025 als eutroph zu bewerten. Die mittlere Gesamtposphorkonzentration ($\pm$ Standardabweichung) im Frühjahr 2025 betrug $0,063 \pm 0,032 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Messstelle oberhalb der Talsperre, Spremberg-Wilhelmstal, Tab. 3). Unterhalb der Talsperre, an der Messstelle Bräsinchen, betrug die mittlere Gesamtposphorkonzentration $0,024 \pm 0,006 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Die mittlere Sulfatkonzentration des Spreewassers oberhalb der Talsperre betrug 2025 (Februar bis September) $393 \pm 48 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, unterhalb der Talsperre war sie mit $380 \pm 53 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nahezu identisch (Tab. 3 und 4). Weitere wichtige Wasserparameter sind in den Tabellen 3 und 4 dargestellt.

Abbildung 8 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 drei Quartale 2025 bei $3,9 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 2,3 bis 9,7), unterhalb der Vorsperre bei $2,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 1,1 bis 3,3) und unterhalb der Talsperre bei $0,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Spannweite 0,2 bis 1,2; Daten: LfU). Aus diesen Daten lässt sich das Eisenrückhaltevermögen in der Vorsperre sowie in der Talsperre selbst ableiten (Abb. 8). 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. 8).

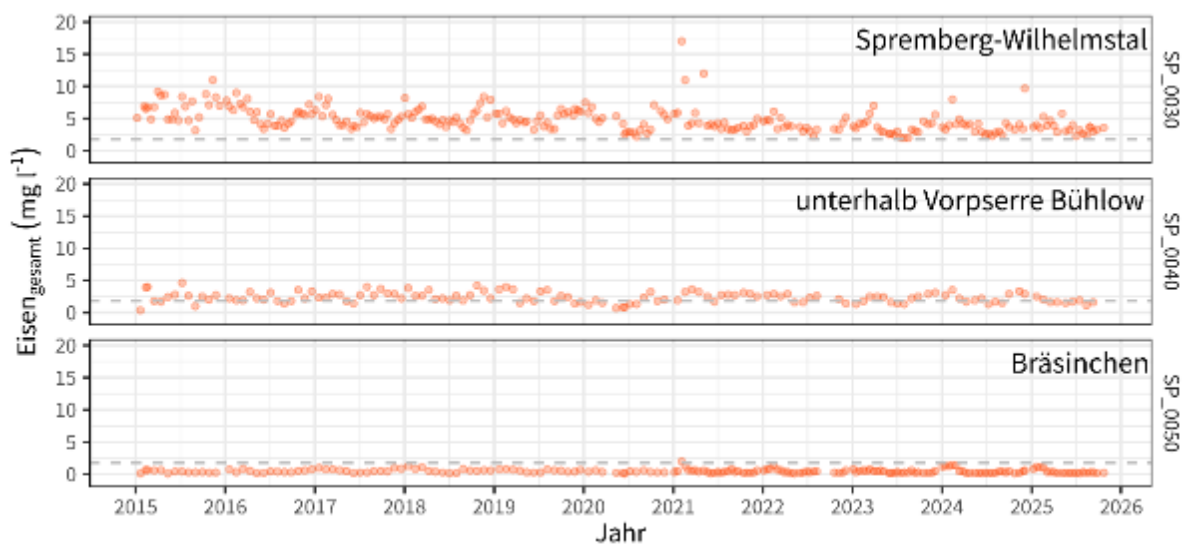


Abb. 8: Gesamteisenkonzentrationen der Spree am Messpunkt Spremberg-Wilhelmstal (SP_030, oberhalb der Talsperre Spremberg), unterhalb der Vorsperre Bühlow (SP_040) und Bräsinchen (SP_050, unterhalb der Talsperre Spremberg) in den Jahren 2015 bis 2025 (Daten: LfU). Für das Jahr 2025 wurden zur Berichtserstellung Werte bis einschließlich Oktober 2025 betrachtet.

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. 8, Tab. 3). 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 für Fische kritischen Werte.

Die Sulfatkonzentrationen in der Spree sind seit den 1990er Jahren in Folge von Grubenwasser-einleitungen 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 drei Quartale 2025 war vergleichbar mit denen der Vorjahre (Abb. 9, Tab. 3 und 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).

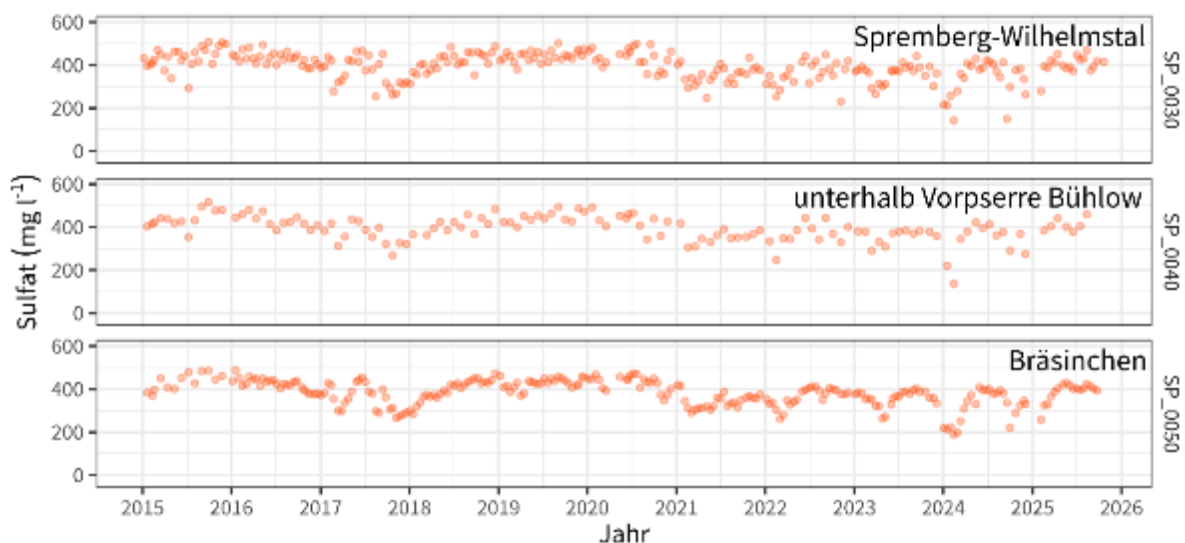


Abb. 9: Sulfatkonzentrationen der Spree am Messpunkt Spremberg-Wilhelmstal (SP_030, oberhalb der Talsperre Spremberg), unterhalb der Vorsperre Bühlow (SP_040) und Bräsinchen (SP_050, unterhalb der Talsperre Spremberg) in den Jahren 2015 bis 2025 (Daten: LfU). Für das Jahr 2025 wurden zur Berichtserstellung Werte bis einschließlich Oktober 2025 betrachtet.

Tab. 3: Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$), anorganischem Stickstoff (anorg.-N), Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$), organischem Stickstoff (org.-N), Gesamtphosphor (TP), ortho-Phosphat-Phosphor (o- $\text{PO}_4\text{-P}$), Sulfat (SO_4), 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	$\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	anorg.-N ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	$\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	org.-N ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	TP ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	o- $\text{PO}_4\text{-P}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Fe gelöst ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Fe gesamt ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Leitfähig- keit ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	pH- Wert	SO_4 ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)
21.09.2022	0,28	1,10	0,77	0,21	0,030	0,005			988	7,4	382
19.10.2022	0,29	1,20	0,91	0,20	0,037	0,005	0,19	3,4	1.042	7,3	409
23.11.2022	0,38	1,40	0,99	0,14	0,036	0,005	0,63	4,3	1.015	7,3	381
05.01.2023	0,40	1,50	1,10	0,05	0,025	0,005	0,61	3,8	1.024	7,4	371
01.02.2023	0,49	1,80	1,30	0,05	0,032	0,005	0,97	4,3	1.069	7,3	392
01.03.2023	0,42	2,00	1,60	0,11	0,029	0,005	1,10	4,6	953	7,3	364
29.03.2023	0,29	2,30	2,00	0,65	0,079	0,005	0,13	7,0	804	7,4	265
26.04.2023	0,29	2,00	1,70	0,23	0,036	0,005	0,31	3,1	817	7,2	300
31.05.2023	0,28	1,20	0,90	0,23	0,018	0,005	0,17	2,6	960	7,2	374
21.06.2023	0,26	1,10	0,84	0,16	0,018	0,005	0,06	2,5	963	7,3	376
18.07.2023	0,21	1,10	0,85	0,15	0,022	0,005	0,06	2,0	1.037	7,3	413
17.08.2023	0,17	0,23	0,80	0,99	0,02	0,005	0,07	2,0	1.006	7,2	397
13.09.2023	0,22	0,18	0,87	1,10	0,027	0,005	0,09	3,1	1.102	7,2	441
18.10.2023	0,26	0,26	0,63	0,91	0,037	0,005	0,22	4,6	934	7,3	350
22.11.2023	0,30	0,24	1,20	1,50	0,042	0,005	0,27	4,3	849	7,3	302
03.01.2024	0,28	0,05	2,80	3,10	0,075	0,005	0,41	3,7	691	7,3	216
16.01.2024	0,32	0,25	2,20	2,50	0,065	0,005	0,65	3,3	678	7,3	214
13.02.2024	0,16	0,47	4,00	4,20	0,243	0,005	0,45	8,0	566	7,1	142
12.03.2024	0,41	0,18	1,30	1,70	0,037	0,005	1	4,9	931	7,1	359
09.04.2024	0,41	0,05	0,85	1,30	0,029	0,005	0,25	4,0	1.014	7,2	408
14.05.2024	0,35	0,12	0,87	1,30	0,026	0,005	0,13	3,0	1.049	7,3	430
11.06.2024	0,30	0,20	0,73	1,10	0,024	0,005	0,06	2,9	1.004	7,4	388
09.07.2024	0,27	0,17	0,79	1,10	0,021	0,005	0,06	2,7	1.037	7,2	417
06.08.2024	0,24	0,15	0,94	1,20	0,033	0,005	0,14	2,8	934	7,1	372
03.09.2024	0,30		0,70		0,020	< 0,005	0,15	2,5	1.050	7,2	412
01.10.2024	0,33		1,30		0,070	< 0,005	0,19	3,7	850	7,4	298
12.11.2024	0,37		1,00		0,040	< 0,005	0,63	4,1	1.000	7,4	382
04.12.2024	0,28		1,50		0,110	< 0,005	0,18	9,7	800	7,6	263
08.01.2025	0,37	2,30		0,27	0,050	< 0,005	0,41	3,7	800	6,9	
05.02.2025	0,32	2,60	2,20	0,15	0,040	< 0,005	0,78	3,5	830	7,3	279
05.03.2025	0,43	1,90	1,50	0,11	0,100	< 0,005	0,63	3,9	1.020	7,3	388
02.04.2025	0,41	1,50	1,00	0,22		< 0,005	0,17	3,9	1.060	7,0	411
05.05.2025	0,38	1,40	0,98	0,22	0,06	< 0,005	0,07	5,8	1.040	7,0	399
04.06.2025	0,32	1,50	1,10	< 0,05	0,040	< 0,005	0,04	3,2	990	7,4	391
02.07.2025	0,22	1,10	0,81	0,17	0,030	< 0,005	0,03	2,3	1.070	7,4	447
30.07.2025	0,28	1,00	0,72	< 0,05	0,020	< 0,005	0,03	2,7	1.050	7,3	430
27.08.2025	0,24	0,70	0,45	0,34	0,040	< 0,005	0,06	3,7	950	7,4	374
24.09.2025	0,30	0,99	0,66	0,28	0,040	< 0,005	0,08	3,3	1.020	7,4	419

Tab. 4: Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$), anorganischem Stickstoff (anorg.- N), Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$), organischem Stickstoff (org.-N), Gesamtphosphor (TP), ortho-Phosphat-Phosphor (o- $\text{PO}_4\text{-P}$), Sulfat (SO_4), gelöstem Eisen (Fe gelöst) und Gesamteisen (Fe gesamt) sowie Leitfähigkeit und pH-Wert für die Spree unterhalb der Talsperre Spremberg (Messstelle Bräsinchen, Daten: LfU)

Probenahme- datum	$\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	anorg.- N ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	$\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	org.-N ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	TP ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	o- $\text{PO}_4\text{-P}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Fe gelöst ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Fe gesamt ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Leitfähig- keit ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	pH- Wert	SO_4 ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)
21.09.2022	0,10	0,66	0,55	0,21	0,023	0,005			1.017	8,0	404
19.10.2022	0,19	0,90	0,69	0,20	0,021	0,005	0,010	0,28	1.013	7,9	395
23.11.2022	0,21	1,00	0,81	0,17	0,021	0,005	0,017	0,28	1.007	8,0	375
05.01.2023	0,27	1,40	1,10	0,05	0,025	0,005	0,013	0,80	1.046	8,1	376
01.02.2023	0,27	1,40	1,10	0,05	0,019	0,005	0,011	0,54	1.061	8,0	381
01.03.2023	0,21	1,60	1,40	0,21	0,029	0,005	0,011	0,47	964	8,0	355
29.03.2023	0,13	1,70	1,60	0,37	0,018	0,005	0,011	0,48	916	8,1	324
26.04.2023	0,10	2,00	1,90	0,40	0,023	0,005	0,043	0,59	776	7,8	263
31.05.2023	0,10	1,20	1,10	0,34	0,014	0,005	0,013	0,19	898	7,8	329
21.06.2023	0,10	0,87	0,75	0,23	0,018	0,005	0,010	0,24	952	7,6	367
18.07.2023	0,07	0,68	0,60	0,23	0,022	0,005	0,009	0,25	994	7,8	386
17.08.2023	0,07	0,66	0,58	0,23	0,020	0,005	0,011	0,30	976	7,7	378
13.09.2023	0,07	0,64	0,56	0,25	0,019	0,005	0,007	0,26	1.020	7,9	402
18.10.2023	0,11	0,71	0,59	0,19	0,018	0,005	0,010	0,23	1.008	7,8	390
22.11.2023	0,18	0,99	0,80	0,21	0,013	0,005	0,021	0,28	942	7,8	359
03.01.2024	0,19	3,50	3,30	0,05	0,039	0,005	0,140	1,20	712	7,8	218
31.01.2024	0,25	2,90	2,60	0,30	0,032	0,005	0,120	1,30	708	7,8	223
28.02.2024	0,13	3,00	2,80	0,05	0,041	0,005	0,100	1,40	661	7,6	198
26.03.2024	0,10	1,70	1,60	0,31	0,048	0,005	0,011	0,52	857	8,1	309
24.04.2024	0,10	1,20	1,10	0,13	0,017	0,005	0,011	0,19	961	7,9	372
29.05.2024	0,09	0,83	0,73	0,21	0,019	0,005	0,009	0,20	1.014	7,8	409
26.06.2024	0,09	0,76	0,66	0,19	0,019	0,005	0,009	0,27	1.009	7,7	395
24.07.2024	0,09	0,68	0,58	0,23	0,017	0,005	0,022	0,20	954	7,6	378
21.08.2024			0,51				0,021	0,43	975	7,7	394
03.09.2024							0,009	0,44	958	7,7	381
03.09.2024							0,009	0,44	960	7,7	381
01.10.2024							0,042	0,46	700	7,9	221
12.11.2024							0,020	0,25	910	8,0	325
04.12.2024							0,058	0,59	930	8,1	331
08.01.2025	0,22	1,60		0,22	0,020	< 0,005	0,020	0,81	890	7,2	
05.02.2025	0,21	2,50	2,20	0,33	0,030	< 0,005	0,063	1,10	800	7,8	259
05.03.2025	0,20	2,00	1,80	0,43	0,020	< 0,005	0,019	0,38	920	8,0	328
02.04.2025	0,15	1,40	1,20	0,22		< 0,005	0,008	0,35	1.030	8,0	388
05.05.2025	0,10	1,10	0,97	0,18	0,020	< 0,005	0,009	0,21	1.080	7,7	420
04.06.2025	0,09	0,90	0,80	0,18	0,020	< 0,005	< 0,003	0,23	1.050	7,8	418
02.07.2025	0,07	0,69	0,61	0,28	0,020	< 0,005	0,009	0,23	1.010	7,9	403
30.07.2025	0,07	0,53	0,44	0,22	0,020	< 0,005	0,007	0,32	1.000	7,9	402
27.08.2025	0,06	0,47	0,40	0,28	0,010	< 0,005	0,010	0,30	1.020	8,1	412
24.09.2025	0,08	0,50	0,41	0,24	0,020	< 0,005	0,008	0,19	0.970	8,0	394

Sichttiefe

Am 10. September 2025 betrug die mittlere Sichttiefe $\pm$ Standardabweichung in der Talsperre Spremberg 123 ± 27 cm. Die gemessene Sichttiefe variierte zur Beprobung im September 2025 zwischen 60 und 160 cm ($n = 18$ Messpunkte; Abb. 10). Somit war die mittlere Sichttiefe vergleichbar mit den Jahren 2015, 2018 und 2019 mit jeweils 125 ± 61 cm, 102 ± 39 cm und 116 ± 38 cm. Der aktuelle Wert überstieg den des Vorjahres (2024: 87 ± 43 cm), lag aber deutlich unter den Werten der Jahre 2016, 2017 und 2020 bis 2023 mit jeweils 317 ± 159 cm, 173 ± 58 cm, 152 ± 88 cm, 243 ± 151 cm, 181 ± 54 cm und 251 ± 76 cm. Somit lag die mittlere Sichttiefe am 10. September 2025 im unteren bis mittleren Bereich der im Rahmen des Monitorings erhobenen Sichttiefen.

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) stark eingetrübter Bereich der Talsperre südlich der Insel. Die beobachtete Nord-Süd-Ausdehnung der Trübung während der Untersuchungen variierte zwischen den 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 wurden gegenüber den Vorjahren Sichttiefen von weniger als 2 m beobachtet. Vergleichbare Werte wurden zum Monitoring in den Jahren 2015, 2017 bis 2020 beobachtet. Dabei lag die maximale Sichttiefe 2025 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.

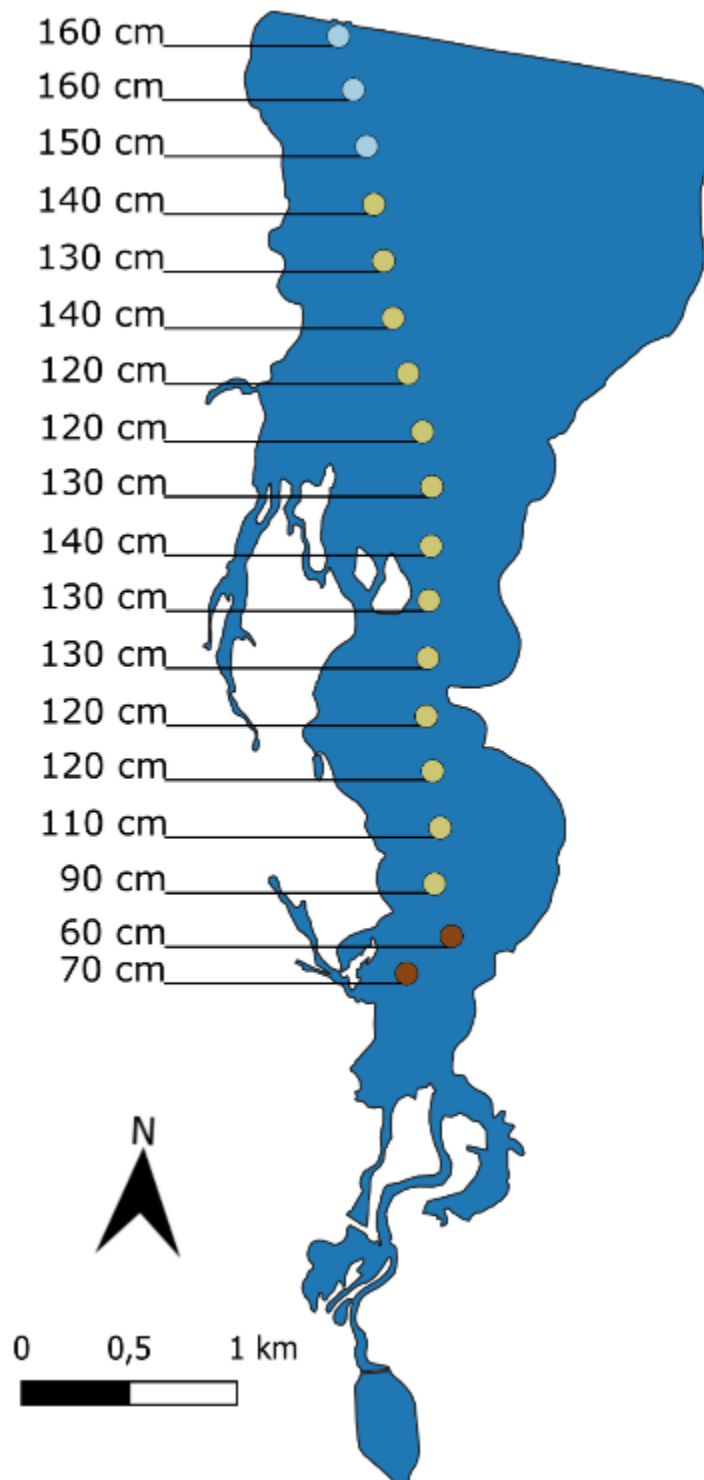


Abb. 10: Sichttiefen (cm) in der Talsperre Spremberg am 10. September 2025

4. Monitoring des Makrozoobenthos

Im Untersuchungsjahr 2025 wurden in allen Bodenproben Benthosorganismen nachgewiesen (Abb. 11, Tab. 5). Insgesamt wurde die Benthosgemeinschaft von Wenigborstern (Oligochaeta), Chironomiden (v. a. Tanypodinea und Tanytarsini), Muscheln (hauptsächlich *Corbicula fluminea*), Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera) und Krebstieren (Crustacea, v. a. Bachflohkrebse) mit jeweils 38 %, 20 %, 15 %, 9 % bzw. 9 % der Benthosorganismen gebildet (Abb. 11). Köcherfliegenlarven (Trichoptera), Nematoden und Schnecken (Gastropoda) bildeten jeweils 3,2, 3,1 und 1,8 % der Benthosgemeinschaft. Mit jeweils weniger als 0,5 % waren Libellenlarven (Odonata) und Käfer (Coleoptera) vertreten.

2021 wurde mit 17 % der Benthosorganismen ein hoher Anteil von Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera; u. a. *Caenis luctuosa* und *Caenis robusta*) beobachtet. Auch in den Folgejahren wurden regelmäßig Eintagsfliegenlarven in der Benthosgemeinschaft nachgewiesen. Im aktuellen Monitoring bildeten Eintagsfliegenlarven 9 % der Benthosorganismen. Der erfolgreiche Nachweis der Eintagsfliegenlarven seit 2021 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.

Wie auch in den Vorjahren beobachtet, bildeten Muscheln auch im aktuellen Monitoring wesentliche Bestandteile der Benthosgemeinschaft. Dabei wurden die Muscheln von den als gebietsfremd zu bezeichnenden Arten Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) und Grobgerippte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) dominiert. Es ist auffällig, dass die Grobgerippte Körbchenmuschel gegenüber der Dreikantmuschel weiterhin deutlich zunimmt.

Im Monitoringjahr 2014 wurden keine Schnecken nachgewiesen. 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 2 % der Benthosgemeinschaft geringer als in den Jahren 2017 (17 %), 2018 (5 %), 2019 (37 %), 2020 (20 %), 2021 (21 %), 2022 (18 %), 2023 (9 %) und 2024 (5 %). Über das gesamte Monitoring sind somit stark schwankende Anteile der Schnecken in den Benthosproben zu beobachten.

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 & Rümmler 2014) dominiert wird. Insgesamt konnte, vergleichbar mit den Vorjahren, eine gesteigerte Artenvielfalt der Benthosorganismen in der Talsperre Spremberg beobachtet werden.

Die mittlere Benthosdichte $\pm$ Standardabweichung über alle Proben der aktuellen Untersuchung betrug 5.538 ± 4.823 Individuen $\cdot m^{-2}$. Ohne Berücksichtigung der Muscheln und Schnecken lag die mittlere Benthosdichte bei 4.615 ± 3.966 Individuen $\cdot m^{-2}$. In den zusätzlich beprobten Messstellen wurden im Mittel 1.539 ± 561 Individuen $\cdot m^{-2}$ ermittelt. Ohne Berücksichtigung der Muscheln und Schnecken betrug die mittlere Benthosdichte an den zusätzlichen Messstellen 1.251 ± 753 Individuen $\cdot m^{-2}$ (Tab. 6).

Im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen der Makrozoobenthosgemeinschaft variierten die festgestellten mittleren Benthosdichten zwischen 1.280 ± 732 Individuen $\cdot m^{-2}$ im Jahr 2014 und 13.169 ± 13.845 Individuen $\cdot m^{-2}$ im Jahr 2021 (Tab. 6), dies entspricht einer Steigerung um den Faktor 10. Im aktuellen Monitoring lag die mittlere Benthosdichte etwas unter der im Vorjahr beobachteten (Tab. 6). Auch bei der Betrachtung der Benthosdichte ohne Berücksichtigung der Muscheln und Schnecken lag die mittlere Benthosdichte 2025 unter der aus den Vorjahren. Signifikante Unterschiede der mittleren Benthosdichte wurden zwischen den Untersuchungsjahren beobachtet (einf. ANOVA: $F_{(11, 204)} = 3,829$; $p < 0,001$). Jedoch wurden in den paarweisen Vergleichen keine signifikanten Unterschiede der mittleren Benthosdichte 2025 gegenüber den Vorjahren festgestellt. Gegenüber dem Jahr 2014 wurden signifikant höhere Benthosdichten in den Jahren 2016, 2018, 2020, 2021 und 2022 festgestellt (Tab. A1 im Anhang, Abb. 12). Signifikant unterschiedliche mittlere Trockenmassen des Benthos wurden nicht beobachtet (einf. ANOVA: $F_{(11, 204)} = 0,1,623$; $p = 0,09$) (Tab. A2, Abb. 13).

Neben dem Vergleich der Ausprägung der Benthosgemeinschaft zwischen den Jahren wurde ebenfalls auf Unterschiede zwischen den Teilbereichen der Talsperre geprüft. Im Ergebnis wurden 2025 keine signifikanten Unterschiede der mittleren Benthosdichte beobachtet (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0,994$; $p = 0,4$). Die mittlere Benthostrockenmasse unterschied sich nicht zwischen den Bereichen (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0,667$; $p = 0,5$). Auch in den Jahren 2017 bis 2022 und 2024 wurden keine Unterschiede der mittleren Benthosdichte zwischen den drei Bereichen der Talsperre beobachtet. Im Gegensatz dazu wurden 2014, 2016 und 2023 im nördlichen Bereich der Talsperre eine signifikant geringere Anzahl der Benthosorganismen als im südlicheren bzw. mittleren Bereich beobachtet (Tab. A3 und A4).

Im Ergebnis ist festzustellen, dass die Messwerte in den vergangenen Jahren eine vergleichbare qualitative und quantitative Besiedlung der Talsperre mit Makrozoobenthos im Längsverlauf belegen. 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 Besiedlungsdichte 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.

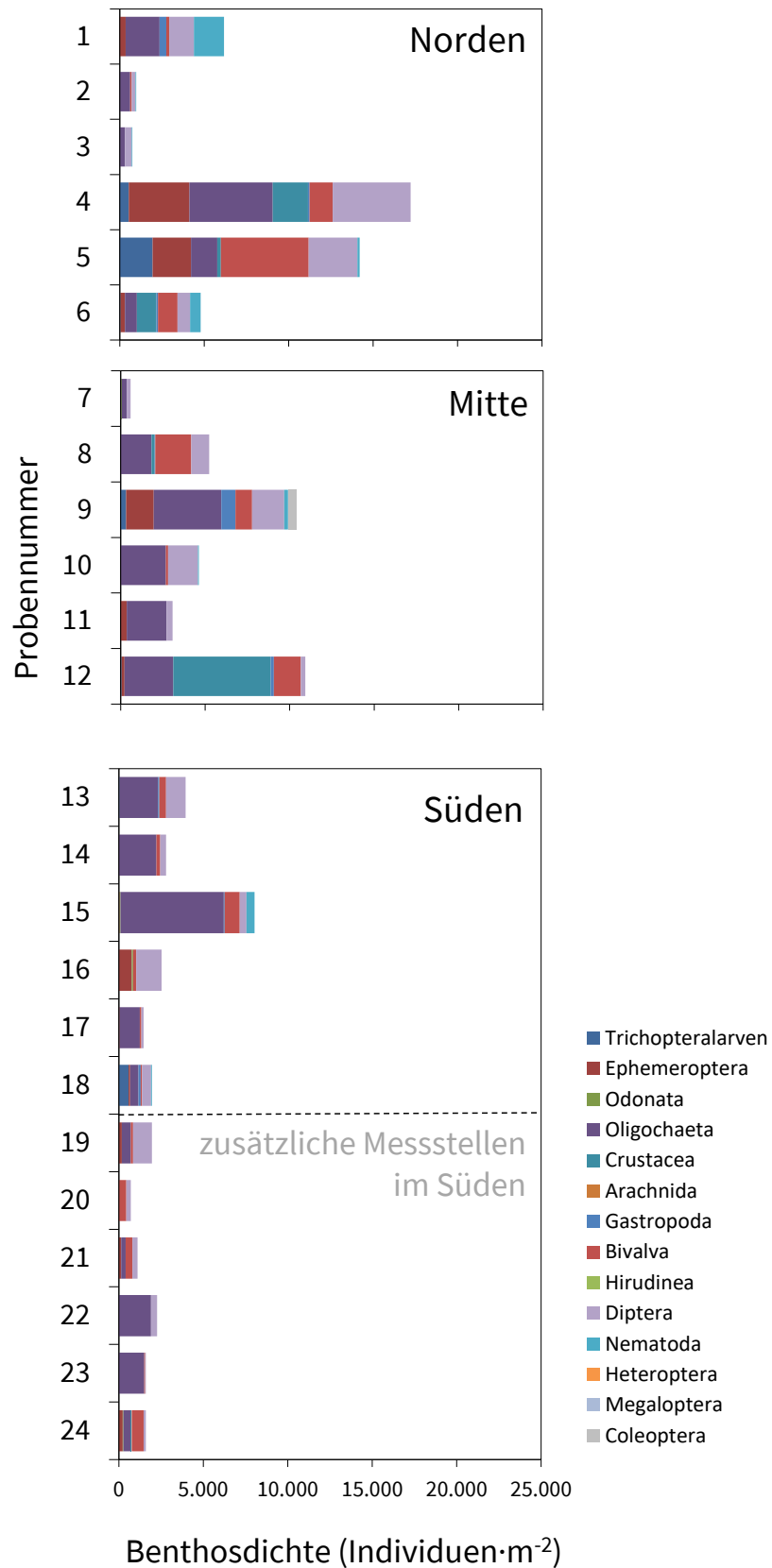


Abb. 11: Benthosdichte (Individuen·m⁻²) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg im September 2025, zusätzliche Messstellen 2025 gegenüber den Vorjahren (Nummer 19 bis 24)

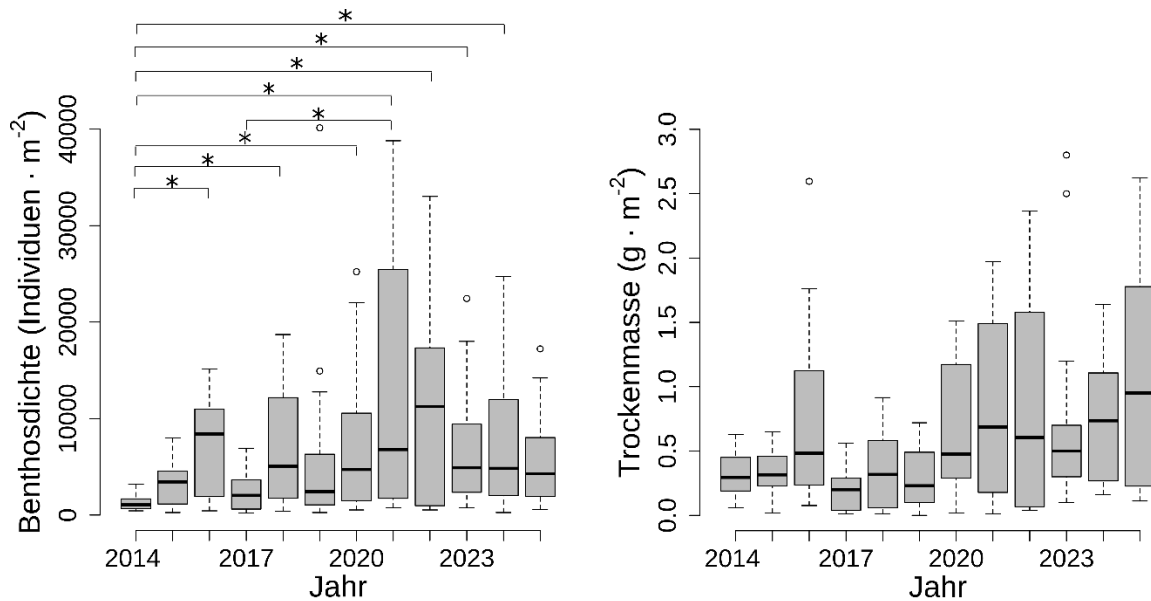


Abb. 12: Mittlere Benthosdichte (Individuen·m⁻², einschließlich Muscheln und Schnecken) und Trockenmasse (g·m⁻², ohne Muscheln und Schnecken) in der Talsperre Spremberg in den Jahren 2014 bis 2025. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. * kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte.

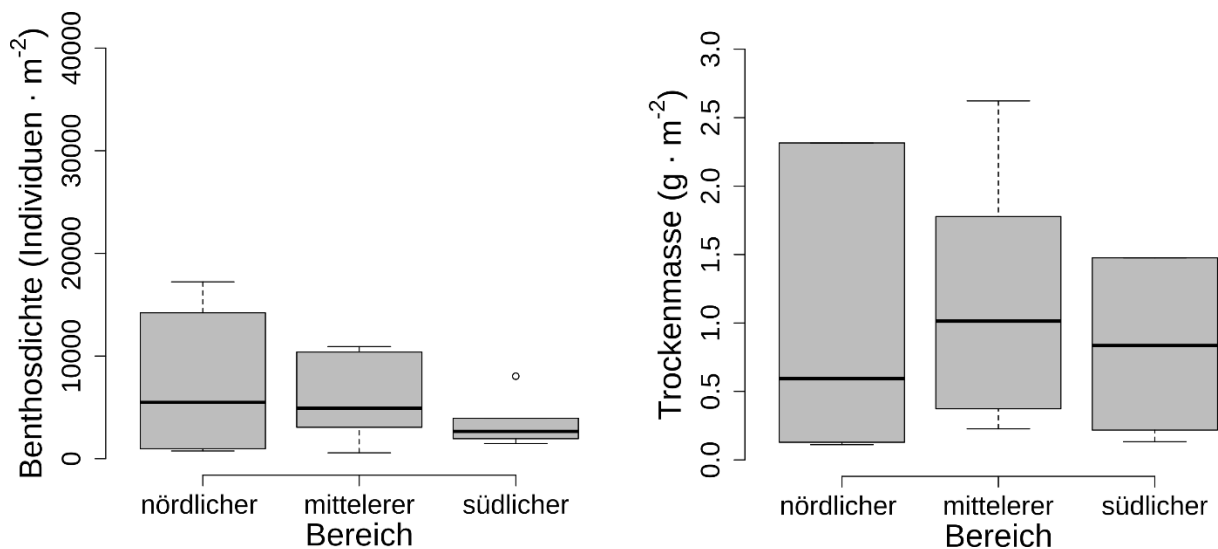


Abb. 13: Benthosdichte (Individuen·m⁻²) und Trockenmasse (g·m⁻², ohne Muscheln und Schnecken) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg 2025. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein.

Tab. 5: Makrozoobenthosdichten und Trockenmassen der 14 Proben aus den drei Untersuchungsgebieten der Talsperre Spremberg im September 2025, zusätzliche Messstellen 2025 gegenüber den Vorjahren (Nummer 19 bis 24)

#	Lage	Wassertiefe (m)	Substrat	Makrozoobenthos ohne Muscheln und Schnecken		Muscheln und Schnecken	
				Dichte (Stück·m ⁻²)	Trockenmasse (g·m ⁻²)	Dichte (Stück·m ⁻²)	Trockenmasse (g·m ⁻²)
1	Norden	3,0	Schlamm	5.594	0,3	577	176,8
2	Norden	3,8	Schlamm	888	0,1	889	0,0
3	Norden	5,1	Schlamm	755	0,1		
4	Norden	0,7	Sand, Kraut	15.762	2,3	1.465	512,4
5	Norden	1,9	Schlamm, Kraut	9.013	13,1	5.195	0,9
6	Norden	2,8	Schlamm, Kraut	3.552	0,9	1.243	172,1
7	Mitte	5,1	Schlamm	577	0,4		
8	Mitte	3,2	Sand	3.064	0,2	2.176	279,2
9	Mitte	1,2	Sand, Kraut	8.569	1,8	1.820	460,0
10	Mitte	2,9	Schlamm	4.484	1,0	133	0,1
11	Mitte	3,1	Schlamm	3.064	1,0		
12	Mitte	1,9	Sand, Muscheln	9.146	2,6	1.776	790,6
13	Süden	1,6	Schlamm	3.463	0,6	488	2,6
14	Süden	1,4	Schlamm	2.575	45,5	222	0,0
15	Süden	1,2	Sand	7.104	1,1	932	1,4
16	Süden	0,8	Schlamm	2.353	1,5	178	0,4
17	Süden	3,1	Sand	1.376	0,1	89	23,4
18	Süden	2,2	Sand, Schlamm	1.732	0,2	222	205,6
19	Süden	1,3	Schlamm	1.820	0,3	133	0,6
20	Süden	2,5	Schlamm	266	< 0,1	444	1,1
21	Süden	3,2	Schlamm	710	< 0,1	400	0,5
22	Süden	2,0	Sand	2.264	0,1	133	0,1
23	Süden	3,3	Sand	1.554	0,2	44	56,5
24	Süden	3,6	Sand, Schlamm	888	0,1	710	377,8

Tab. 6: Mittlere Benthosdichte $\pm$ Standardabweichung (Individuen $\cdot$ m⁻²) in den Untersuchungsjahren 2014 bis 2025. Die 2025 zusätzlich erfassten Messtellen (n = 6, Nummer 19 – 24, Abb. 1) sind separat ausgewiesen.

Jahr	Benthosdichte $\pm$ Standardabweichung (Individuen $\cdot$ m⁻²)	
	ohne Muscheln und Schnecken	insgesamt
2025	4.615 $\pm$ 3.966	5.538 $\pm$ 4.823
2025 zusätzl. MS	1.251 $\pm$ 753	1.539 $\pm$ 561
2024	6.183 $\pm$ 6.134	7.254 $\pm$ 6.545
2023	5.239 $\pm$ 5.091	6.802 $\pm$ 6.024
2022	7.281 $\pm$ 6.091	10.800 $\pm$ 9.837
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

5. Monitoring der 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 regelmäßig vor (Tab. 7, Abb. 15, 16, 17). Dabei handelt es sich um die Malermuschel (*Unio pictorum*), die Große Flussmuschel (*Unio tumidus*) und die Gemeine Teichmuschel (*Anodonta anatina*).

Alle Unioniden, auch als Najaden bezeichnet, durchlaufen in ihrer Individualentwicklung ein parasitäres Larvenstadium an Fischen (Abb. 14). Ist dieses weit genug vorangeschritten, verlassen die winzigen Jungmuscheln ihren Wirt und fallen auf den Gewässerboden. Für das Überleben der Muschelnachkommen sind 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.

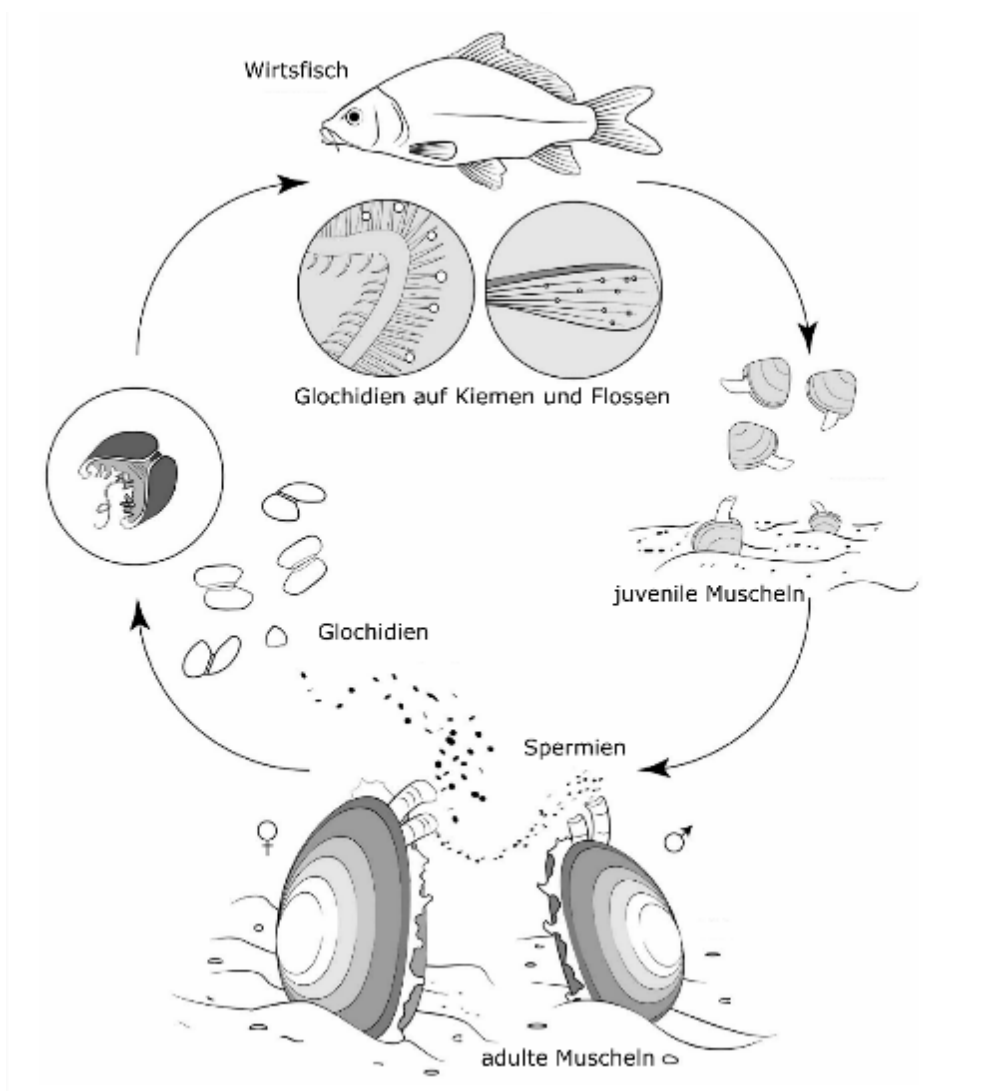


Abb. 14: Lebenszyklus der Najaden (verändert nach Modesto et al. 2018)

Tab. 7: Erfasste Großmuschelarten und deren aktuelle Gefährdungseinstufung
(Herdam & Illig 1992, Jungbluth & Knorre 2011)

Muschelart	RL Bdg.	RL D	Lebend-nachweis	Schalenfund
<i>Anodonta 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
<i>Anodonat cygnea</i> (Linnaeus, 1758)	3	3	Kein Nachweis	erfolgreich

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

Als Folge vielfältiger anthropogener Beeinträchtigung der Oberflächengewässer verlieren Großmuscheln zunehmend geeignete Lebensräume. Erhebliche Rückgänge der Individuenzahlen oder das Aussterben ganzer Populationen, besonders dramatisch am Beispiel der Flussperlmuschel zu erkennen, führte in Deutschland zur Unterschutzstellung aller Großmuscheln.

Neben drei nachgewiesenen heimischen Großmuschelarten wurde im Rahmen des Monitorings vereinzelt *Anodonta cygnea* (Große Teichmuschel) festgestellt. Die Art wurde in den Monitoringjahren 2016 und 2017 als Einzelindividuum in der Talsperre Spremberg nachgewiesen (siehe auch Hühn et al. 2017, Abb. 18). Im aktuellen Monitoring wurde die Art nicht nachgewiesen.

Neben den genannten heimischen Arten (Tab. 7) wurden in den vergangenen Jahren vereinzelt Individuen der gebietsfremden invasiven Chinesischen Teichmuschel (*Sinanodonta woodiana*) nachgewiesen. Bei der aktuellen Untersuchung wurde *S. woodiana* nicht nachgewiesen. Weitere regelmäßig nachgewiesene gebietsfremde invasive Muschelarten in der Talsperre Spremberg sind *Corbicula fluminea* und *Dreissena polymorpha*.

Nachfolgend werden die im Rahmen des Großmuschelmonitorings in der Talsperre Spremberg nachgewiesenen Großmuschelarten kurz vorgestellt.

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

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⁻² 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 Finnlands 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).



Abb. 15: *Unio pictorum* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

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 (Jungblut & Knorre 2011). In Brandenburg gilt die Art entsprechend der Roten Liste als regional gefährdet (Herdam & Illig 1992).

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

Unio tumidus lebt sowohl 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⁻² 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).



Abb. 16: *Unio tumidus* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

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 (Jungbluth & Knorre 2011). In Brandenburg gilt die Art entsprechend der Roten Liste als regional gefährdet (Herdam & Illig 1992).

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

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 160 mm erreichen (Zettler et al. 2006, Lopes-Lima et al. 2017).

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 (Jungbluth & Knorre 2011). In Brandenburg gilt die Art entsprechend der Roten Liste als nicht gefährdet (Herdam & Illig 1992).



Abb. 17: *Anodonta anatina* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

***Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758) - Große Teichmuschel/ Schwanenmuschel**

Anodonta cygnea ist vorwiegend in Stillgewässern in Seen, Altwässern, Baggerseen oder langsam fließenden, gestauten Bereichen sommerwarmer Bäche und Flüsse anzutreffen, besiedelt werden vor allem aber abgeschlossene und kleinere Gewässer wie Weiher, Sölle, Torfstiche und Teiche (Zettler 2000, Zettler et al. 2006). Auf schlammig - feinsandigem Untergrund erreicht sie die höchsten Bestandsdichten. Durch die dünnwandigen Schalen „schwimmt“ die Muschel in der Grenzfläche zwischen Sediment und Wasser (Killeen et al. 2004), weshalb die Art erhebliche Verschlammungen der Gewässersohle tolerieren kann. Gegenüber ungünstigen Umweltbedingungen gilt sie jedoch als empfindlicher als *A. anatina* oder auch *Unio pictorum* (Zettler 2000).

Das Verbreitungsgebiet von *A. cygnea* erstreckt sich über Mittel- und Nordeuropa, das gesamte Donaueinzugsgebiet und den Balkan bis in den Kaukasus (Lopes-Lima et al. 2017). Darüber hinaus existieren Vorkommen der Art auch in Portugal und Spanien. Als Wirtsfischart dienen relativ viele Fischarten, wie beispielsweise Bachforelle, Regenbogenforelle, Blei, Elritze, Güster, Hasel, Laube, Nerfling, Rotfeder, Barsch, Zander, Hecht, Mühlkoppe, Dreistachliger Stichling oder Moderlieschen (Lopes-Lima et al. 2017). *A. cygnea* ist mit einer Schalenlänge von bis zu 26 cm die größte unter unseren heimischen Muschelarten. Sie können bis zu 30 Jahren alt werden (siehe Lopes-Lima et al. 2017). In einem Alter von 2 bis 3 Jahren werden die Muscheln geschlechtsreif und geben in den Monaten von Februar und April die Glochidien ab (Lopes-Lima et al. 2017).

Innerhalb der EU wird der Große Teichmuschel kein gesetzlicher Schutzstatus zugewiesen. Nach der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), Anhang I, zählt *A. cygnea* zu den besonders geschützten Weichtieren. In der Roten Liste Deutschland sowie der Roten Liste Brandenburg wird die Art in die Kategorie 3 (= gefährdet) eingestuft.



Abb. 18: *Anodonta cygnea* - Beispiele für ein erfasstes Tier in der Talsperre Spremberg 2017 (Foto: Gewässerökologisches Büro Torsten Berger, Potsdam)

***Sinanodonta woodiana* (Lea 1834) – Chinesische Teichmuschel**

S. woodiana ist eine invasive nach Europa eingeschleppte Großmuschel, die ursprünglich in Ostasien beheimatet ist. Die Muschel bevorzugt stehende oder langsam fließende Gewässer mit Schlickern und schlickigen Sanden als Siedlungssubstrat (Zettler et al. 2006). Glöer (2017) gibt eutrophe Gewässer mit schlammigem Grund als geeigneten Lebensraum für die Art an. Als wichtigste Wirtsfischarten sind bisher Gras- und Silberkarpfen bekannt.

Neben der Einschleppung und Verbreitung über Satzfische spielt wohl auch der Handel der Art für Zierfischteiche eine Rolle bei der Ausbreitung der Art (Dümpelmann 2012). Der erste Nachweis wild lebender Chinesischer Teichmuscheln erfolgte 1998 im Seilersee bei Iserlohn (Reichling 1999). Vermutlich mit Gras- und Silberkarpfen, die aus Ungarn importiert und dort erstmals Ende der 1960er Jahre zur Bekämpfung der Wasserpest ausgesetzt worden waren, in den See gelangt (Reichling 1999). Heute kommt die chinesische Teichmuschel in verschiedenen Bundesländern vor (zusammengefasst u. a. in Bössneck & Klingelhöfer 2011 und Dümpelmann 2012).



Abb. 19: *Sinanodonta woodiana* – 2023 erfasstes Tier in der Talsperre Spremberg. Das abgebildete Tier befindet sich im dritten Lebensjahr. (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Nachweise der Art erfolgten in Brandenburg im Oder- und Neißegebiet (u. a. Domagała et al. 2007, Jakob & Müller 2018). Auch in der Oberlausitzer Teichlandschaft im Einzugsgebiet der Spree wurden bereits Chinesische Teichmuscheln festgestellt (Pfeiffer 2002). In der Talsperre Spremberg wurde im Rahmen des ökologischen Monitorings der Großmuscheln 2016 eine chinesische Teichmuschel nachgewiesen (Hühn et al. 2016). Sowohl 2016 als auch 2023 wurden relativ junge Individuen nachgewiesen, weshalb eine erfolgreiche natürliche Reproduktion der Art in Spree und der Talsperre nicht ausgeschlossen werden kann.

Ob und welche ökologischen Auswirkungen sich durch die eingeschleppte Art für die einheimische Fauna ergeben werden, muss beobachtet werden. Als sicher gilt jedoch, dass unsere heimischen Bitterlingsbestände (*Rhodeus amarus*) negativ von der Chinesischen Teichmuschel beeinflusst werden können (Dümpelmann 2012).

5.2 Ergebnisse des Monitorings in den einzelnen Transekten

Das Großmuschelmonitoring 2025 in der Talsperre Spremberg führte, wie in den Vorjahren, zum Nachweis der drei Großmuschelarten *U. pictorum*, *U. tumidus* und *A. anatina*. Die heimische *A. cygnea* und die nicht heimische *S. woodiana* konnten 2025 nicht nachgewiesen werden.

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 – A40 im Anhang) und die Werte stichprobenartiger Vermessungen von lebenden Muscheln (Tab. A5).

Transekt 1a

Die Probenahmestelle 1a befindet sich am nordöstlichen Ufer in Sichtweite der Staumauer. Der Gewässerboden fällt sehr flach ab, wodurch das Wasser an dieser Stelle nur ganz allmählich tiefer wird. Bei Niedrigwasser ist das Transekt durch einen breiten Strandbereich charakterisiert. Das Ufer ist fast durchgängig mit einem Röhrichtgürtel aus Schilf bewachsen.



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

Koordinaten: N 51.65254° | O 14.41362°

Untersuchungsdatum: 20.09.2025

Transektgröße: 12 m²

Wassertiefe: 65 – 75 cm

Entfernung vom Ufer: ca. 40 – 42 m

Sichttiefe: > 100 cm

Gewässersohle: stabiler fester Boden mit feinsandiger Auflage und vielen Steinen

Aquatische Vegetation: fädige Grünalgen/ Fadenalgen, *Myriophyllum spicatum*, *Najas marina*, *Stuckenia pectinata*

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung

Nachgewiesene Großmuscheln:

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

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0 Tier · m⁻² | *U. tumidus* = 0 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 0,17 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Lymnea stagnalis*, *Physa acuta*, *Radix auricularia*, *Stagnicola* sp., *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Transekt wurden lediglich zwei lebende *A. anatina* im Alter von zwei Jahren nachgewiesen. Zwei weitere Individuen im gleichen Alter befanden sich jeweils wenige Meter außerhalb des Transektes. Der Muschelbestand ist weiterhin als gering zu bezeichnen. Die sonst relativ häufige *U. tumidus* findet in diesem Bereich der Talsperre offenbar keine optimalen Bedingungen vor. Im Transekt wurden keine Leerschalen gefunden.

Transekt 1b

Die Probenahmestelle 1b befindet sich im Nordosten der Talsperre am Strand des Campingplatzes Bagenz. Bedingt durch die Lage am Campingplatz wird das Ufer stark von Badegästen frequentiert und ist mit einem Steg bebaut. Wie fast überall am Nordostufer ist auch hier eine sehr allmählich abfallende Gewässersohle mit geringer Wassertiefe charakteristisch. Um einen Gewässerbereich zu beproben, der ständig unter Wasser liegt, wurde daher ein weit vom Ufer entferntes Transekt ausgewählt. Hervorzuheben ist eine relativ gute Sicht beim Tauchgang.



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

Koordinaten: N 51.64478° O 14.38590°		Untersuchungsdatum: 12.08.2025
Transektgröße: 8 m ²		Wassertiefe: 200 cm
Entfernung vom Ufer: zwischen 120 – 150 m		Sichttiefe: 150 cm
Gewässersohle: feinsandig bis sandig mit ausgeprägter Detritusauflage, keine Faulschlammablagerungen		
Aquatische Vegetation: <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>Najas marina</i>		
Erfassungsmethode: Tauchkartierung, Gerätetauchgang mit Pressluft		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	4	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	8	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	2	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,5 Tier · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 1,0 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0.25 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Radix auricularia</i> (LG), <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Transekt wurden alle drei Großmuschelarten in geringer Anzahl lebend nachgewiesen. Die Exemplare von <i>U. pictorum</i> und <i>U. tumidus</i> wiesen ein Alter zwischen 3 und 6 Jahren auf. Eine Leerschale von <i>U. tumidus</i> wurde auf 8 Jahre geschätzt. Bei den beiden <i>A. anatina</i> wurden in den Altersklassen von 5 bzw. 9 – 10 Jahren festgestellt. Es wurden insgesamt 573 lebende Exemplare von <i>C. fluminea</i> nachgewiesen, was einer Besiedlungsdichte von 72 Tieren · m ⁻² entspricht.		

Transekt 2a

Die Probenahmestelle 2a befindet sich am Ostufer der Talsperre in einer weiten Bucht mit geringer Wassertiefe. Der breite Sandstrand wird nur bei sehr hohem Wasserpegel überflutet. Für die von 2019 bis 2022 praktizierte Tauchkartierung lagen hier äußerst schwierige Bedingungen vor, die insbesondere auf die extrem schlechte Sicht zurückzuführen waren. 2023 erfolgt die Probenahme in diesem Transekt mittels Dredge.



Uferbereich an Probenahmestelle 2a in einer Bucht am Ostufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.639014° O 14.401442°		Untersuchungsdatum: 09.09.2025
Transektgröße: 24 m ²		Wassertiefe: 350 cm
Entfernung vom Ufer: 30 – 40 m		Sichttiefe: 180 cm
Gewässersohle: schlammig und mit großen Mengen leerer Muschelschalen (vor allem <i>D. polymorpha</i>) und Pflanzenresten (<i>N. marina</i> , Zweige, Holzstückchen) bedeckt		
Aquatische Vegetation: Fadenalgen/ fädige Grünalgen, <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>Najas marina</i> , <i>Potamogeton</i> sp.		
Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	0	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	3	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	0	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,125 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Transekt 2a wurden 2025 drei lebende Exemplare von <i>U. tumidus</i> nachgewiesen. Darunter befanden sich neben einem älteren Tier von 6 – 7 Jahren auch ein zweijähriges und ein dreijähriges Exemplar. Gegenüber dem Vorjahr (insgesamt 32 Individuen) ist damit eine deutlich geringere Besiedlungsdichte im Transekt zu verzeichnen.		

Transekt 3

Die Probenahmestelle 3 befindet sich an der Nordseite der Halbinsel am „Weißen Berg“, nahe der Spitze der Halbinsel. Am Ufer wachsen neben Schilf auch Rohrkolben und Seggen. Charakterisiert ist das Transekt durch eine stabile, sandig-kiesige Gewässersohle. Seit dem Beginn des Großmuschelmonitorings wird das Transekt durch Bekeschung beprobt.



Uferbereich an Probenahmestelle 3 am Ostufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.63081° O 14.39370°	Untersuchungsdatum: 19.09.2025
Transektgröße: 12 m ²	Wassertiefe: 75 – 110 cm
Entfernung vom Ufer: 8 – 10 m	Sichttiefe: 90 cm

Gewässersohle: sandig bis kiesig ohne Eisenhydroxid- und Faulschlammablagerungen

Aquatische Vegetation: *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton lucens*, *P. natans*, *P. pectinatus*

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	12	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	93	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	16	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 1 Tier · m⁻² | *U. tumidus* = 7,75 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 1,33 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Ly Physa acuta*, *Radix* sp., *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Als häufigste Großmuschelart wurde *U. tumidus* mit 93 lebenden Exemplaren festgestellt. Die nachgewiesenen Muscheln wurden den Altersklassen zwischen 1 und 6 Jahren zugeordnet. Besonders stark waren die Alterskohorten von 5 bis 6 Jahren und aus dem Jahr 2023 vertreten, außerdem wurden sieben einjährige Tiere festgestellt. *U. pictorum* war ebenfalls mit ein- bis sechsjährigen Individuen vertreten (siehe Tab. A5). Bei *A. anatina* wurden null- bis sechsjährige Tiere (Tab. A5) nachgewiesen. Bei allen drei Arten konnte gegenüber 2024 eine höhere Individuenzahl nachgewiesen werden. Besonders deutlich war dies bei *U. tumidus* erkennbar (Tab. 10). Im Transekt befanden sich sehr wenige Leerschalen.

Transekt 6

Die Probenahmestelle 6 befindet sich im Südosten der Talsperre in einer weiträumigen Bucht. Aufgrund der geringen Wassertiefe der Bucht und umfangreicher Schlamm- und Eisenhydroxidablagerungen im südlichen Bereich, musste das Transekt ab 2019 weiter nach Norden verlagert werden. Auch hier führten die instabile schlammige Gewässersohle sowie die starke Ausbreitung von *N. marina* zu schwierigen Bedingungen beim Keschern. Aus diesem Grund wurde das Transekt seit 2023 mit der Dredge beprobt.



Uferbereich an Probenahmestelle 6 am Südostufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.62599° O 14.39943°	Untersuchungsdatum: 09.09.2025
Transektgröße: 8 m ²	Wassertiefe: 130 cm
Entfernung vom Ufer: 60 m	Sichttiefe: 130 cm

Gewässersohle: mit Faulschlamm bedeckt

Aquatische Vegetation: keine, am Ufer *Phragmites australis*

Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen

Nachgewiesene Großmuscheln:

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

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0,375 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 0,25 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 0,125 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Alle drei Großmuschelarten wurden in sehr geringer Stückzahl nachgewiesen. Die Anzahl der lebenden Tiere verringert sich gegenüber dem Vorjahr bei allen drei Arten. Bei *U. pictorum* wurden überwiegend Tiere im Alter von 3 und 6 – 7 Jahren nachgewiesen. *U. tumidus* war mit einem 5 und einem 7 Jahre alten Tier vertreten. Das einzige Exemplar von *A. anatina* war 1 Jahr alt.

Transekt 8

Die Probenahmestelle 8 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 bei Niedrigwasser mit Sumpf- bzw. Wasserpflanzen verschiedener Arten besiedelt. Die Gewässersohle war stark verschlammmt und instabil, wodurch die Probeahme erschwert wurde.



Uferbereich an Probenahmestelle 8 im Südwesten der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.62154° O 14.38913°		Untersuchungsdatum: 07.09.2025
Transektgröße: 12 m ²		Wassertiefe: 65 – 105 cm
Entfernung vom Ufer: 6 – 8 m		Sichttiefe: 70 cm
Gewässersohle: sandig-schlammig mit höheren Anteilen von Eisenhydroxid- und Faulschlamm, größere Mengen an Pflanzenresten sowie Leergehäusen von <i>D. polymorpha</i> und Wasserschnecken		
Aquatische Vegetation: <i>Butomus umbellatus</i> , <i>Elodea nuttallii</i> , <i>Najas marina</i> , <i>Potamogeton</i> sp.		
Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	10	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	21	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	50	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,83 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 1,75 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 4,17 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Bithynia tentaculata</i> , <i>Gyraulus</i> sp., <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Physa acuta</i> , <i>Planorbis</i> sp., <i>Potamopyrgus antipodarum</i> , <i>Radix auricularia</i> , <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Die Anzahl lebend nachgewiesener Muscheln der drei Arten hat sich gegenüber 2024 deutlich erhöht. Es wurden <i>U. pictorum</i> im Alter zwischen 2 und 9 Jahren und <i>U. tumidus</i> im Alter zwischen 1 und 10 Jahre beobachtet. Die Altersstruktur der <i>A. anatina</i> umfasste Muscheln im Alter zwischen 0 und 9 Jahren.		

Transekt 9

Die Probenahmestelle 9 befindet sich im Südwesten der Talsperre. Der Uferbereich ist über einen Waldweg von der B97 aus zu erreichen und dient als vielbesuchte Angelstelle. Der Flachwasserbereich ist nur schmal und die Wassertiefe nimmt schnell zu. Die Gewässersohle ist schlammig und stellenweise nicht trittfest. Im aktuellen Untersuchungsjahr erfolgte die Beprobung mittels Dredge.



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

Koordinaten: N 51.62676° O 14.38631°		Untersuchungsdatum: 11.09.2025
Transektgröße: 12 m ²		Wassertiefe: 60 – 90 cm
Entfernung vom Ufer: 6 – 8 m		Sichttiefe: 40 cm
Gewässersohle: sandig bis kiesig, zahlreiche Steine, Äste und Zweige		
Aquatische Vegetation: <i>Butomus umbellatus</i> , Fadenalgen/ fädige Grünalgen, <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>Najas marina</i> , <i>Potamogeton lucens</i>		
Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekeschung		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	4	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	30	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	68	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,33 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 2,33 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 5,66 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Bithynia tentaculata</i> (LG), <i>Lymnea stagnalis</i> , <i>Physa acuta</i> , <i>Radix auricularia</i> (LG), <i>Radix sp.</i> , <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Vergleich zum Vorjahr, in dem der Muschelbestand mittels Dredge untersucht wurde, wurden deutlich höhere Besiedlungsdichten nachgewiesen. Die erfassten <i>U. pictorum</i> hatten ein Alter zwischen 1 und 6 Jahren. Von <i>U. tumidus</i> wurden Individuen mit einem Alter zwischen 0 und 7 – 8 Jahren nachgewiesen. Unter den zahlreich nachgewiesenen <i>A. anatina</i> befanden sich 32 Jungmuscheln aus dem aktuellen Untersuchungsjahr, was auf günstige Reproduktionsbedingungen im Gewässer hinweist.		

Transekt 10

Die Probenahmestelle 10 befindet sich am Westufer der Talsperre und ist gut über den Anfahrtsweg zum Hotel „Waldhütte“ zu erreichen. Aufgrund der vorhandenen Infrastruktur ist der Strandbereich durch Touristen und Angler besonders stark frequentiert. Das Transekt wird wegen seines flach abfallenden Ufers besonders von den starken Schwankungen des Wasserstandes beeinflusst. Im aktuellen Untersuchungsjahr war die Gewässersohle mit einem dichten Geflecht von *N. marina* mit Fadenalgen und Detritus bedeckt.



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

Koordinaten: N 51.64505° O 14.38522°		Untersuchungsdatum: 09.09.2025
Transektgröße: 12 m ²		Wassertiefe: 60 – 85 cm
Entfernung vom Ufer: 10 – 12 m		Sichttiefe: 70 – 80 cm
Gewässersohle: sandig bis schlammig mit starkem Bewuchs von <i>N. marina</i> , durchsetzt mit Fadenalgen und Detritus		
Aquatische Vegetation: Fadenalgen/ fädige Grünalgen, <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>N. marina</i> , <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Potamogeton sp.</i>		
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	9	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	8	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,08 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,75 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0,67 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Transekt wurden alle drei Großmuschelarten gegenüber dem Vorjahr eine vergleichbare Besiedlungsdichte nachgewiesen. <i>U. pictorum</i> war lediglich mit einem lebenden Exemplar im Alter von 3 Jahren vertreten. Bei <i>U. tumidus</i> waren vier Altersstufen zwischen 1 und 4 Jahren zu verzeichnen. Der Bestand von <i>A. anatina</i> umfasste ebenfalls mehrere Jahrgänge zwischen 0 und 5 Jahren.		

Transekt 11a

Die Probenahmestelle 11 liegt am Nordwestufer der Talsperre im Bereich des Badestrandes „Nordstrand Talsperre Spremberg“. Die Gewässersohle ist überwiegend sandig bis kiesig mit dünner Detritusauflage, ab etwa 4 m Wassertiefe wurde vermehrt Faulschlamm beobachtet.



Uferbereich an Probenahmestelle 11 (links 11a, rechts 11b) am Nordwestufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.65247° | O 14.38513°

Untersuchungsdatum: 12.08.2025

Transektgröße: 8 m²

Wassertiefe: 330 – 430 cm

Entfernung vom Ufer: etwa 30 m

Sichttiefe: 300 cm

Gewässersohle: feinsandig und mit einer geringen Schlamm- bzw. Detritusauflage bedeckt

Aquatische Vegetation: keine aquatische Vegetation im Transekt, im Flachwasserbereich *Myriophyllum spicatum*, *Najas marina*, *Potamogeton crispus*, *P. lucens*, *P. pectinatus*

Erfassungsmethode: Tauchkartierung, Gerätetauchgang mit Pressluft

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	1	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	34	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	5	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0,125 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 4,25 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 0,625 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Transekt wurden alle drei Großmuschelarten nachgewiesen. Während die Anzahl der Individuen bei *U. pictorum* und *A. anatina* etwas geringer als im Vorjahr ausfiel, lag bei *U. tumidus* erneut ein Anstieg bei der Anzahl lebender Tiere vor. Das einzige Exemplar von *U. pictorum* war 5 Jahre alt. Die Altersstruktur von *U. tumidus* umfasste die Jahrgänge 2019 bis 2023 und somit Muscheln in einem Alter zwischen 2 bis 5-6 Jahren. Von *A. anatina* wurden zwei Tiere im Alter von 5 bzw. 5 – 6 Jahren festgestellt. Neben mehreren Leerschalen von *A. anatina* lagen besonders zahlreiche Leerschalen von *U. pictorum* vor, während *U. tumidus* hierbei kaum vertreten war.

Transekt 11b

Die Probenahmestelle 11 liegt am Nordwestufer der Talsperre im Bereich des Badestrandes „Nordstrand Talsperre Spremberg“. Die Gewässersohle ist überwiegend sandig bis kiesig mit dünner Detritusauflage, ab etwa 4 m Wassertiefe wurde vermehrt Faulschlamm beobachtet.



Uferbereich an Probenahmestelle 11 (links 11a, rechts 11b) am Nordwestufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.65329° | O 14.38676°

Untersuchungsdatum: 12.08.2025

Transektgröße: 8 m²

Wassertiefe: 350 – 450 cm

Entfernung vom Ufer: etwa 50 m

Sichttiefe: 300 cm

Gewässersohle: feinsandig und mit einer geringen Schlamm- bzw. Detritusauflage bedeckt

Aquatische Vegetation: keine aquatische Vegetation im Transekt, im Flachwasserbereich *Myriophyllum spicatum*, *Najas marina*, *Potamogeton crispus*, *P. lucens*, *P. pectinatus*

Erfassungsmethode: Tauchkartierung, Gerätetauchgang mit Pressluft

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	1	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	22	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	4	X

Besiedlungsdichte:

U. pictorum = 0,125 Tiere · m⁻² | *U. tumidus* = 2,75 Tiere · m⁻² | *A. anatina* = 0,5 Tiere · m⁻²

Begleitfauna: *Corbicula fluminea*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Alle drei Großmuschelarten wurden lebend nachgewiesen. Das einzige Exemplar von *U. pictorum* war 3 Jahre alt. Die Altersstruktur von *U. tumidus*, als einzige Art zahlenmäßig stärker als im Vorjahr vertreten, umfasste drei Jahrgänge mit Individuen zwischen 3 und 9 Jahren. Von *A. anatina* traten drei- bis achtjährige Tiere auf. Im Transekt wurden 187 *C. fluminea* nachgewiesen, was einer Besiedlungsdichte von 23 Tieren · m⁻² entspricht.

Transekte 12

Die Probenahmestellen 12 und 13 befinden sich im Nordwesten der Talsperre. Sie stellen die am nächsten an der Staumauer und dem Spree-Abfluss gelegenen Probenahmestellen 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 Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.65676° O 14.38352°		Untersuchungsdatum: 09.09.2025
Transektgröße: 24 m ²		Wassertiefe: 500 cm
Entfernung vom Ufer: 30 m		Sichttiefe: 180 cm
Gewässersohle: feinsandiges Substrat mit geringen Anteilen von Faulschlamm		
Aquatische Vegetation: keine aquatische Vegetation im Transekt, am Ufer <i>Butomus umbellatus</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>Potamogeton natans</i>		
Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	2	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	13	X
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	1	-
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,08 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,54 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0,04 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Alle drei Großmuschelarten wurden lebend nachgewiesen. <i>U. pictorum</i> und <i>A. anatina</i> konnten nur in geringer Anzahl belegt werden. Die beiden Exemplare von <i>U. pictorum</i> waren 2 Jahre alt. <i>A. anatina</i> war sogar nur mit einem vier- bis fünfjährigen Individuum vertreten. Mit 13 Exemplaren war <i>U. tumidus</i> die häufigste Art im Transekt mit Individuen mit einem Alter zwischen 1 und 5 Jahren. Die Anzahl der vorgefundenen Großmuscheln verringerte sich gegenüber dem Vorjahr von 53 auf 16 Individuen.		

Transekt 13

Die Probenahmestellen 12 und 13 befinden sich im Nordwesten der Talsperre. Sie stellen die am nächsten an der Staumauer und dem Spree-Abfluss gelegenen Probenahmestellen 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 Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.65664° O 14.38398°		Untersuchungsdatum: 09.09.2025
Transektgröße: 24 m ²		Wassertiefe: 600 cm
Entfernung vom Ufer: 60 m		Sichttiefe: 180 cm
Gewässersohle: mit ausgeprägter Schlammschicht bedeckt		
Aquatische Vegetation: keine aquatische Vegetation im Transekt, am Ufer <i>Butomus umbellatus</i> , <i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>Potamogeton natans</i>		
Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (Linnaeus 1758)	1	X
<i>Unio tumidus</i> Philipsson 1788	0	-
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus 1758)	0	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,04 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Transekt wurde lediglich ein lebendes Exemplar von <i>U. pictorum</i> im Alter von 2 Jahren vorgefunden. Wie auch bereits in den Vorjahren erfolgte kein Lebendnachweis von <i>A. anatina</i> . Die sonst relativ häufige <i>U. tumidus</i> konnte ebenfalls nicht lebend nachgewiesen werden. Die Gesamtzahl der lebenden Großmuscheln verringerte sich gegenüber dem Vorjahr von 13 auf ein Individuum.		

Transekt 15

Die erstmals untersuchte Probenahmestelle 15 befindet sich nördlich der L52 zwischen Bühlow und Sellessen und südlich des Staubeckens der Talsperre. Die Spree durchfließt hier einen naturnahen Auwald, dessen Ufer dicht bewachsen sind. Im Gewässer befinden sich zahlreiche Makrophyten, vor allem Laichkraut hat sich über einen größeren Teil der Wasseroberfläche ausgebreitet. Im Transekt eine sehr geringe Sichttiefe festgestellt.



Uferbereich an Probenahmestelle 15 im Süden der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.61030° O 14.39021°		Untersuchungsdatum: 09.09.2025
Transektgröße: 8 m ²		Wassertiefe: 320 cm
Entfernung vom Ufer: 10 – 15 m		Sichttiefe: 60 cm
Gewässersohle: mit Faulschlamm, Laub und Ziegelschutt bedeckt		
Aquatische Vegetation: keine aquatische Vegetation im Transekt, im Wasser und am Ufer Binsen, <i>Iris pseudacorus</i> , <i>Persicaria amphibia</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Potamogeton natans</i>		
Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (LINNAEUS 1758)	1	X
<i>Unio tumidus</i> PHILIPSSON 1788	0	X
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS 1758)	2	X
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0,125 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0,25 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Transekt wurden drei lebende Großmuscheln nachgewiesen. Eine dreijährige <i>U. pictorum</i> und zwei <i>A. anatina</i> aus dem Jahr 2025 (0 Jahre). Die Bedingungen im Habitat werden als ungünstig für Unioniden eingeschätzt. <i>C. fluminea</i> kommt jedoch häufig vor. In der Probe wurden 191 lebende Exemplare dieser Art gezählt.		

Transekt 16

Die neu dazugekommene Probenahmestelle befindet sich im äußersten Süden der Talsperre (südlich der L52 zwischen Bühlow und Sellessen), nahe der Vorsperre Bühlow. Die Spree fließt hier durch einen naturnahen Auwald, der sich entlang beider Ufer erstreckt. Infolgedessen ist der Gewässerboden mit einer ausgeprägten Schicht von verrottendem Laub bedeckt. Wie auch im Transekt 15 liegt in diesem Bereich der Talsperre eine sehr geringe Sichttiefe im Gewässer vor.



Uferbereich an Probenahmestelle 16 im äußersten Süden der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen)

Koordinaten: N 51.60479° O 14.38402°		Untersuchungsdatum: 09.09.2025
Transektgröße: 8 m ²		Wassertiefe: 450 cm
Entfernung vom Ufer: 10 – 15 m		Sichttiefe: 80 cm
Gewässersohle: mit Faulschlamm und verrottetem Laub bedeckt		
Aquatische Vegetation: keine im Transekt, am Ufer: <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Potamogeton</i> sp.,		
Erfassungsmethode: Bodendredge vom Boot gezogen		
Nachgewiesene Großmuscheln:		
Art	Lebendnachweise	Leerschalen
<i>Unio pictorum</i> (LINNAEUS 1758)	0	X
<i>Unio tumidus</i> PHILIPSSON 1788	1	-
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS 1758)	1	-
Besiedlungsdichte: <i>U. pictorum</i> = 0 Tiere · m ⁻² <i>U. tumidus</i> = 0,125 Tiere · m ⁻² <i>A. anatina</i> = 0,125 Tiere · m ⁻²		
Begleitfauna: <i>Corbicula fluminea</i> , <i>Dreissena polymorpha</i>		
Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:		
Im Transekt wurden lediglich eine einjährige <i>U. tumidus</i> sowie ein sehr kleines Exemplar von <i>A. anatina</i> aus dem Jahr 2025 (0 Jahre) nachgewiesen. Auch hier scheinen die Bedingungen im Habitat für Großmuscheln ungünstig zu sein. <i>C. fluminea</i> war dagegen mit 132 lebenden Tieren vertreten.		

5.3 Häufigkeit, Altersstruktur, Besiedlungsdichte, Gefährdung und Begleitfauna

Häufigkeit

Insgesamt wurde in der Talsperre Spremberg 2025 eine Fläche von 180 m², aufgeteilt auf 14 Transekte zwischen 8 und 24 m², auf das Vorkommen von Großmuscheln untersucht. Dabei wurden 40 *U. pictorum*, 236 *U. tumidus* und 160 *A. anatina* in den Altersklassen von null zehn Jahren nachgewiesen. Der prozentuale Anteil an der Gesamtzahl aller Großmuscheln (n = 436) liegt folglich bei 37 % für *A. anatina*, 9 % für *U. pictorum* und 54 % für *U. tumidus* (Tab. 8 – 10). Somit verstetigt sich die Entwicklung der Großmuschelzönose von einer zu Beginn des Monitorings zahlmäßig von *A. anatina* und *U. pictorum* (2015 – 2019) zu einer von *U. tumidus* und *A. anatina* dominierten Gemeinschaft der Großmuscheln (2020 – 2025). In den vergangenen Jahren blieb der Anteil von *U. pictorum* gegenüber den beiden anderen Arten auf einem konstant niedrigen Niveau.

Besiedlungsdichte

Über alle beprobten Transekte wurden im Monitoring 2025 durchschnittliche Besiedlungsdichten von 0,2 Muscheln · m⁻² für *U. pictorum*, 1,3 Muscheln · m⁻² für *U. tumidus* sowie 0,9 Muscheln · m⁻² für *A. anatina* ermittelt (Tab. 8, 9 und 10). Aus den Daten der vergangenen Monitoringjahre wurde für jede der drei Großmuschelarten die Entwicklung der Besiedlungsdichte dargestellt (Abb. 20). Bei der Bewertung der dargestellten Daten ist zu berücksichtigen, dass den Daten unterschiedliche Probennehmer bzw. -bearbeiter (2015 – 2017 sowie 2019 – 2024), Erfassungsmethoden (Tauchkartierung, Abharken der Gewässersohle, Bodendredge) sowie zum Teil zwischen den Jahren stark variierende Umweltbedingungen (Wasserstand, Wassertemperatur, Sichttiefe) zugrunde liegen.

Für alle drei Arten wird über den Monitoringzeitraum eine hohe Varianz zwischen den Transekten sowie zwischen den Jahren deutlich (Abb. 20). Seit Beginn des Monitorings variierte die Besiedlungsdichte *A. anatina* zwischen 0,6 (2021) und 7,1 (2015) Individuen · m⁻² (Tab. 8), von *U. pictorum* zwischen Werten von 0,1 (2021) und 3,4 (2016) Individuen · m⁻² (Tab. 9) und von *U. tumidus* zwischen 0,2 (2021) bis 4,1 (2020) Individuen · m⁻² (Tab. 10).

Für *U. tumidus* wurden in den Jahren 2020 (4,1 Muscheln · m⁻²), 2023 (1,5 Muscheln · m⁻²) und 2024 (1,7 Muscheln · m⁻²) im Rahmen des Monitorings die höchsten Besiedlungsdichten festgestellt. Die aktuell ermittelte Besiedlungsdichte von 1,3 Muscheln · m⁻² wurde auch im Jahr 2022 beobachtet und liegt nur geringfügig unter den in den Jahren 2023 und 2024 ermittelten Besiedlungsdichten. Betrachtet man die Entwicklung der Besiedlungsdichten über den Monitoringzeitraum seit 2015 wird eine tendenzielle Steigerung der Besiedlungsdichten deutlich.

Für die Arten *U. pictorum* und *A. anatina* lagen die ermittelten Bestandsdichten in den untersuchten Transekten der vergangenen sechs bzw. sieben Jahre im Mittel unten denen der Vorjahre (2015 – 2017) (Tab. 8 und 9). In der Gegenüberstellung der Ergebnisse der vergangenen Monitoringjahre wird deutlich, dass die Werte auf einem vergleichbaren niedrigen Niveau zwischen 0,1 und 1,5 Muscheln · m⁻² für *U. pictorum* bzw. 0,5 und 1,8 Muscheln · m⁻² für *A. anatina* lagen (Tab. 8 und 9).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass für die Bestände von *U. pictorum* und *A. anatina* über den gesamten Monitoringzeitraum, unabhängig von der Erfassungsmethode, eine rückläufige Entwicklung beobachtet werden muss. Bei ausschließlicher Betrachtung der Daten aus den Monitoringjahren ab 2019, wird für die beiden Arten, in Abhängigkeit von der Erfassungsmethode,

eine rückläufige bzw. konstant niedrige Besiedlungsdichte deutlich (Abb. 20). Für *U. tumidus* kann, unabhängig von der Erfassungsmethode, eine tendenzielle Zunahme der Besiedlungsdichte beobachtet werden. Unterschiede zwischen den Monitoringjahren 2015 – 2017 und 2019 – 2024 werden nicht deutlich. Abschließend ist darzustellen, dass bei der Betrachtung der vergleichbaren Monitoringjahre, das heißt ab 2019 bis 2025, für *A. anatina* und *U. pictorum* konstant niedrige und für *U. tumidus* eine leicht steigende Besiedlungsdichte in der Talsperre Spremberg beobachtet wurde (Abb. 20).

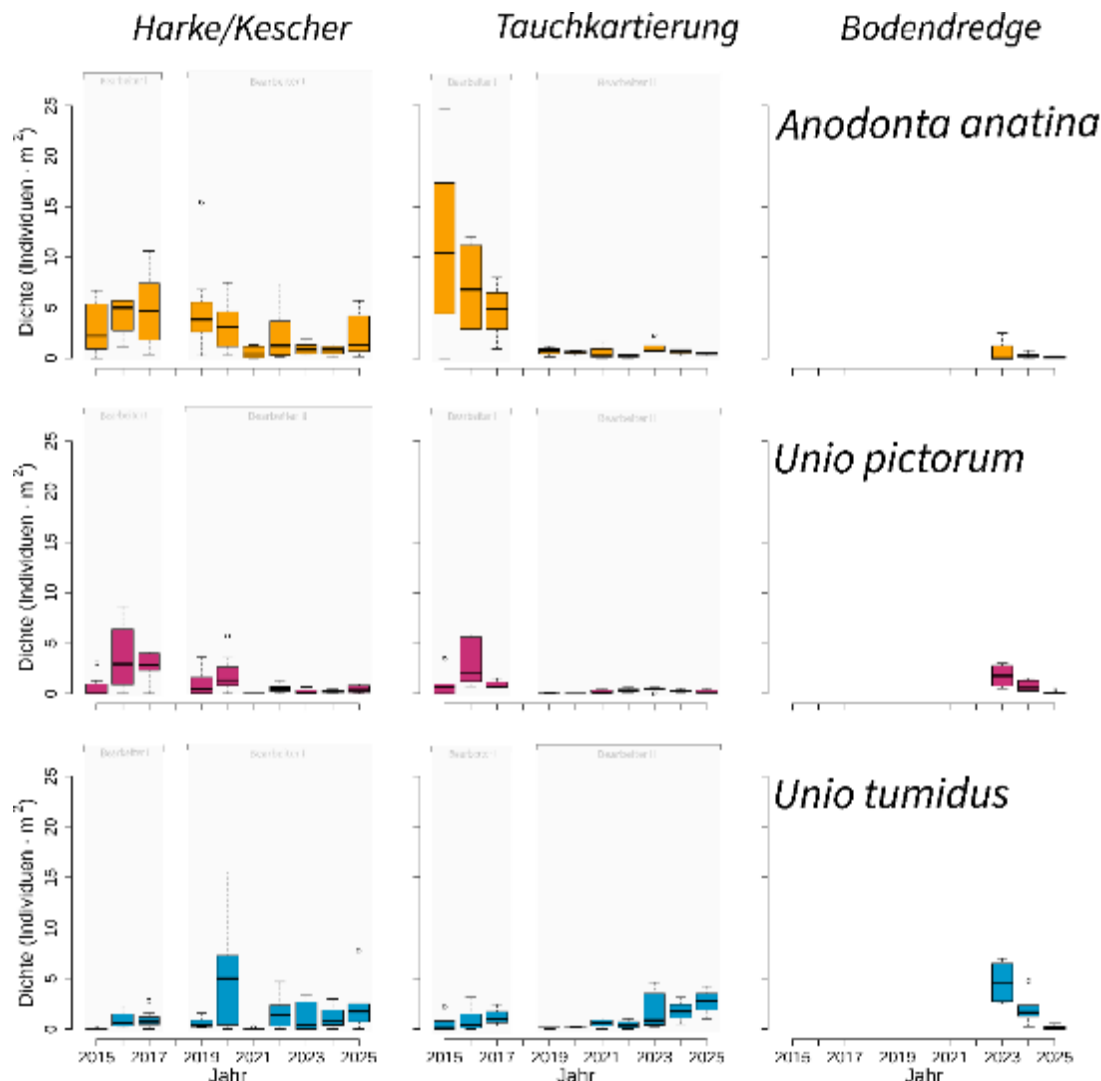


Abb. 20: Besiedlungsdichten der drei nachgewiesenen einheimischen Großmuscheln (Individuen · m⁻²) nach Erhebungsmethode (Harke/Bekeschern, Tauchkartierung und Bodendredge) in der Talsperre Spremberg. Die dargestellten Werte wurden zum Teil mit unterschiedlicher Methodik sowie unter unterschiedlichen Umweltbedingungen in den Jahren 2015 bis 2017 sowie 2019 bis 2025 erhoben. 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. Bei der Interpretation der Daten ist der Wechsel des Probennehmers bzw. -bearbeiters zum Monitoring der Großmuscheln ab 2019 zu berücksichtigen.

Im Rahmen des im Jahr 2015 begonnen Monitorings blieben die ermittelten Besiedlungsdichten trotz großer Unterschiede in der Besiedlungsdichte zwischen den Jahren, den Erfassungsmethoden und Probenehmern bzw. -bearbeitern weit hinter den in der Literatur genannten möglichen Individuendichten von 40 bis 50 Muscheln $\cdot m^{-2}$ zurück. Dies deutet auf Defizite hinsichtlich der Umweltbedingungen sowie des Lebensraumes gegenüber den Bedürfnissen der Muscheln hin. Ob die beobachtete Entwicklung der Großmuschelbestände auf den Einsatz des Flockungshilfsmittels zurückzuführen ist, kann mit den verfügbaren Daten nicht abschließend bewertet werden. Für eine sichere Einschätzung möglicher Auswirkungen der Flockungshilfsmittel auf die Großmuschelzönose sind Informationen zur Großmuschelzönose der Talsperre aus den Jahren vor Beginn der Wasserkonditionierung oder aber Daten aus Vergleichsgewässern, in denen keine Konditionierung des Wassers erfolgt notwendig. Ungünstigerweise sind weder Daten aus Vergleichsgewässern noch Vergleichsdaten aus der Talsperre verfügbar. Mögliche plausible Ursachen für Einschränkungen der Entwicklung der Muschelbestände werden in den folgenden Kapiteln erläutert.

Tab. 8. Erfassungsergebnisse für *Anodonta anatina* in der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2025. Grau unterlegte Transekte wurden 2025 nicht beprobt.

Transekt Nr.	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
T 1a	0		21	3	17	5	15	3	2	2
T 1b								5	2	2
T 2a	260	112	159	1	5	2	3	5	6	0
T2b							0	6		
T 3	11	58	83	185	90	15	67		10	16
T 4a	67	45	52	68	10	16	88	11		
T 4b								7		
T 5	104	42								
T 6	25	35	7	42	4	1	4	0	4	1
T 7a	0									
T 7b	0									
T 8	58	26	39	17	31	0	2	5	17	50
T 9	0	29	105	51	52	13	21	16	1	68
T 10	9	9	21	46	48	1	3	6	2	8
T 11a	0							5	6	5
T 11b								18	6	4
T 11c								10		
T 12	246	96	64	9	6	13	2	0	3	1
T 13	22	16	9	6	2	0	3	0	0	0
T 14			49							
T15										2
T16										1
Σ Individuen	802	468	609	428	265	66	208	97	59	160
Fläche (m²)	113	87	138	104	104	108	116	108	110	180
Ind.m⁻²	7,1	5,4	4,4	4,1	2,5	0,6	1,8	0,9	0,5	0,9

Tab. 9. Erfassungsergebnisse für *Unio pictorum* in der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2025. Grau unterlegte Transekte wurden 2025 nicht beprobt.

Transekt Nr.	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
T 1a	0		59	0	12	0	6	0	0	0
T 1b								3	1	4
T 2a	52	56	61	0	0	4	2	5	7	0
T2b							5	4		
T 3	0	86	81	1	20	0	10		5	12
T 4a	30	33	28	36	0	0	5	4		
T 4b								1		
T 5	7	11								
T 6	0	0	0	5	16	1	6	6	13	3
T 7a	0									
T 7b	0									
T 8	13	19	14	5	6	0	0	0	2	10
T 9	0	23	43	33	57	0	15	4	2	4
T 10	3	14	21	0	43	0	1	0	2	1
T 11a	0							0	4	1
T 11b								5	2	1
T 11c								4		
T 12	10	47	12	0	0	1	2	2	12	2
T 13	0	6	7	1	1	0	3	1	2	1
T 14			24							
T15										0
T16										1
Σ Individuen	115	295	350	81	155	6	55	39	52	40
Fläche (m²)	113	87	138	104	104	108	116	108	110	180
Ind.m⁻²	1,0	3,4	2,5	0,8	1,5	0,1	0,5	0,4	0,5	0,2

Tab. 10. Erfassungsergebnisse für *Unio tumidus* in der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2025. Grau unterlegte Transekte wurden 2025 nicht beprobt.

Transekt Nr.	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
T 1a	0		12	2	60	0	34	1	0	0
T 1b								3	4	8
T 2a	12	15	42	0	1	5	1	14	19	3
T2b							4	7		
T 3	0	23	16	3	100	2	56		36	93
T 4a	1	6	6	12	0	0	22	16		
T 4b								20		
T 5	1	2								
T 6	0	1	0	4	9	0	6	5	19	2
T 7a	0									
T 7b	0									
T 8	0	6	8	2	1	0	0	0	9	21
T 9	0	0	7	7	62	1	17	8	2	30
T 10	0	4	4	19	187	0	2	0	10	9
T 11a	0							2	25	34
T 11b								37	14	22
T 11c								28		
T 12	22	25	8	1	2	9	8	12	38	13
T 13	0	1	3	1	1	0	0	6	11	0
T 14			3							
T15										0
T16										1
Σ Individuen	36	83	109	51	423	17	150	159	187	236
Fläche (m²)	113	87	138	104	104	108	116	108	110	180
Ind.m⁻²	0,3	1,0	0,8	0,5	4,1	0,2	1,3	1,5	1,7	1,3

Tab. 11. Besiedlungsdichten der Großmuscheln in der Talsperre Spremberg 2015 bis 2017 und 2019 bis 2025. Grau unterlegte Transekte wurden 2025 nicht beprobt.

Transekt Nr.	2015	2016	2017	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
T 1a	0	0	92	5	89	5	55	4	2	2
T 1b	0	0	0	0	0	0	0	11	7	14
T 2a	324	183	262	1	6	11	6	24	32	3
T2b	0	0	0	0	0	0	9	17	0	0
T 3	11	167	180	189	210	17	133	0	51	121
T 4a	98	84	86	116	10	16	115	31	0	0
T 4b	0	0	0	0	0	0	0	28	0	0
T 5	112	55	0	0	0	0	0	0	0	0
T 6	25	36	7	51	29	2	16	11	36	6
T 7a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T 7b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T 8	71	51	61	24	38	0	2	5	28	81
T 9	0	52	155	91	171	14	53	28	5	102
T 10	12	27	46	65	278	1	6	6	14	18
T 11a	0	0	0	0	0	0	0	7	35	40
T 11b	0	0	0	0	0	0	0	60	22	27
T 11c	0	0	0	0	0	0	0	42	0	0
T 12	278	168	84	10	8	23	12	14	53	16
T 13	22	23	19	8	4	0	6	7	13	1
T 14	0	0	76	0	0	0	0	0	0	0
T15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
T16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Ø Ind.m⁻²	953	846	1068	560	843	89	413	295	298	436
Fläche (m²)	113	87	138	104	104	108	116	108	110	180
Ind. · m⁻²	8,4	9,7	7,7	5,4	8,1	0,8	3,6	2,7	2,7	2,4

Altersstruktur

Die Altersstruktur aller drei Großmuschelarten in der Talsperre umfasste verschiedene Jahrgänge, auch sehr junge Tiere aus dem laufenden Untersuchungsjahr wurden nachgewiesen (Tab. A5). 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.

Zunehmend werden bei allen drei Arten auch ältere Exemplare nachgewiesen. Im aktuellen Monitoring konnten *A. anatina* und *U. tumidus* mit einem Alter von bis zu zehn Jahren nachgewiesen werden. Von *U. pictorum* wurden Individuen im Alter von bis zu neun Jahren festgestellt. Somit konnten für die beiden Flussmuschelarten sowie die Teichmuscheln Individuen nachgewiesen werden, die ein Alter innerhalb der normalen Lebenserwartung von 5 bis 15 Jahren (Lopes-Lima et al. 2017) erreichten.

Während in den einzelnen Transekten in der Regel nicht alle Jahrgänge von den jüngsten bis hin zu den ältesten Exemplaren vertreten waren, konnten diese jedoch im Gesamtbestand nachgewiesen werden. Jungtiere aus dem aktuellen Untersuchungsjahr wurden bei *U. tumidus* und, besonders zahlreich, bei *A. anatina* festgestellt. Diese fehlten bei *U. pictorum*, von der jedoch einige ein- bis dreijährige Jungtiere beobachtet werden konnten.

Eine grundlegende Bedingung für das Fortbestehen der Populationen stellt eine regelmäßige und erfolgreiche natürliche Reproduktion dar. Diese konnte in den jüngsten Monitoringjahren für alle drei Großmuschelarten bestätigt werden.

Gefährdungsursachen

Global wird ein Rückgang der Süßwassermuscheln (Bivalvia, Unionida) dokumentiert (Böhm et al. 2021, Aldridge et al. 2023). Als die Hauptfaktoren für diese Feststellungen werden der Verlust von Lebensräumen, Verschmutzung, invasive nichtheimische Arten und die Auswirkungen des Klimawandels aufgeführt (zusammengefasst in Aldridge et al. 2023, Geist et al. 2023).

Aus den jüngsten Großmuschelerhebungen in der Talsperre Spremberg ist abzuleiten, dass die Bestände sich aus mehreren Altersklassen einschließlich Jungmuscheln zusammensetzen, aber sich die Besiedlungsdichte mit Großmuscheln auf einem niedrigen Niveau befindet. Für die beschriebene Bestandssituation der Großmuscheln in der Talsperre Spremberg müssen vielfältige Faktoren in Betracht gezogen werden. Als die Wesentlichen sind sehr wahrscheinlich die stark schwankenden Wasserstände und hohe Wassertemperaturen (vgl. Hühn et al. 2022) in den Sommermonaten der vergangenen Jahre zu nennen (siehe Abb. 6, Kapitel 3.2). Besonders in den Jahren 2018 bis 2020 und 2022 wurden sehr niedrige Wasserstände in der Talsperre beobachtet. Durch diese niedrigen Wasserstände fielen weite Bereiche der Talsperre trocken und gingen temporär als Lebensraum für die Muscheln verloren. Gołab et al. (2010) beschreiben aus einer polnischen Talsperre, dass die Staureglung bzw. die Wasserabgabe zu massiven Verlusten der Muschelpopulationen führte. Hauptsächlich traten die Verluste in den flachen Uferbereichen der Talsperre. Das geringe Gefälle der Ufer erlaubt es den Muscheln nicht das Gefälle zu erkennen und sich bei sinkenden Wasserständen in tiefere Bereiche zurückzuziehen.

In Untersuchungen zum Wanderverhalten der hier betrachteten Großmuschelarten in der Müggelspree wurde während der Vegetationsperiode durch diese eine mittlere Strecke von 11 ± 15 cm pro Woche zurückgelegt (Schwalb & Pusch 2007). Beim Absenken des Wasserstandes in der Talsperre Spremberg verbleibt den Muscheln selten ausreichend Zeit, um sich von den ausgedehnten Flachwasserbereichen in tiefere Gewässerbereiche zurückziehen zu können. Gerade die juvenilen Individuen besiedeln bevorzugt die flachen nicht schlammigen Gewässerbereiche. In der Folge verenden die Tiere 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 aufgrund wissenschaftlicher Erkenntnisse (Buczek et al. 2017) davon auszugehen, dass die in der Vorsperre eingebrachte Konzentration von $0,17 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (Mittelwert 2024, Uhlmann & Giering 2025) nicht zu einer Steigerung der Sterblichkeit der Muscheln führt. Für verschiedene Süßwassermuscheln aus der Ordnung der Unionida zeigten Buczek et al. (2017), dass die letalen Konzentrationen (LC_{50} = Konzentration einer Substanz, die voraussichtlich bei 50 % der exponierten Tiere zum Tode führt) 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 liegt 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.

Neben den dargestellten abiotischen Faktoren können ebenfalls biotische Faktoren die Großmuschelgemeinschaft beeinflussen. So wird die Konkurrenz der heimischen Arten mit invasiven gebietsfremden Arten um Nahrungsquellen, Lebensraum und Wirtsfische als wesentlicher Faktor für den Rückgang heimischer Muschelarten verantwortlich gemacht (z. B. Modesto et al. 2021, Geist et al. 2023).

Eine Ursache für den Rückgang der Großmuscheln könnte in der Besiedlung der Großmuscheln mit *D. polymorpha* liegen (vgl. Sousa et al. 2011, Müller et al. 2021, Geist et al. 2023). 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. 21: Mit *Dreissena polymorpha* besiedelte Jungtiere von *U. tumidus* aus dem Transekt 8. (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Neben *D. polymorpha* wurde auch für *C. fluminea* in der Talsperre Spremberg eine stetig zunehmende Besiedlungsdichte beobachtet (Abb. 23), die sich durch Raum- und Nahrungskonkurrenz negativ auf die Bestände der Großmuscheln auswirkt (z. B. Ferreira-Rodríguez et al. 2018, Haag et al. 2021, Modesto et al. 2021, Geist et al. 2023). In der Talsperre Spremberg werden steigende Bestände von *C. fluminea* nachgewiesen. Im Monitoring 2024 und 2025 wurden in einigen Transekten mehrere Hundert Individuen gezählt. *C. fluminea* wurde in den beiden Jahren mit maximalen Besiedlungsdichten von jeweils 58 und 72 Tieren $\cdot$ m⁻² nachgewiesen.

Ferreira-Rodríguez et al. 2018 stellten fest, dass hohe *C. fluminea*-Dichten bei Großmuscheln zu einem geringeren Wachstum, einer schlechteren physiologischen Kondition und einer höheren Bewegungsaktivität führten. Es ist anzunehmen, dass diese Beobachtungen auch für die Großmuscheln in der Talsperre zutreffen. Darüber hinaus untersuchten Haag et al. (2021) 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 Abundanz der Körbchenmuschel, während sich keine negativen Auswirkungen durch die vom Bergbau beeinflusste 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.



Abb. 22: *Corbicula fluminea* war mit 573 Exemplaren im Transekt 1b vertreten. (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Untersuchungen)

Begleitfauna

Neben den drei heimischen Großmuschelarten wurden in der Talsperre Spremberg noch einige weitere Süßwassermollusken nachgewiesen. Im Rahmen der Untersuchungen 2025 wurden die in Tabelle 12 aufgeführten Arten festgestellt. Für die Grobgerippte Körbchenmuschel ist erwartungsgemäß eine Etablierung sowie eine deutliche Bestandszunahme im Gewässer festzustellen.

Tab. 12: Begleitfauna (Mollusca) der drei Großmuschelarten in der Talsperre Spremberg (alphabetisch geordnet).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name
Gastropoda (Schnecken)	
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus 1758)	Gemeine Schnauzenschnecke
<i>Gyraulus</i> sp.	Posthörnchen
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus 1758)	Spitzhorn-Schlammschnecke
<i>Physa acuta</i> (Draparnaud 1805)	Spitze Blasenschnecke
<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus 1758)	Posthornschncke
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (J. E. Gray 1843)	Neuseeländische Deckelschnecke
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus 1758)	Ohrschlammschnecke
<i>Stagnicola</i> sp.	Sumpfschnecke
Bivalvia (Muscheln)	
<i>Corbicula fluminea</i> (O. F. Müller 1774)	Grobgerippte Körbchenmuschel
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas 1771)	Wander-, Dreikant- oder Zebromuschel

6. Monitoring Fischbestand

6.1 Gesamtfischbestand

Im Rahmen des Monitorings des Fischbestandes der Talsperre Spremberg seit 2014 wurden insgesamt 26 Fischarten nachgewiesen (Abb. 24). Im Untersuchungsjahr 2025 konnten durch den Einsatz der Stellnetzfisherei und der Elektrofischerei insgesamt 21 Fischarten dokumentiert werden (Abb. 24, Tab. 13, Tab. A6). 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. Neben den heimischen Fischarten wurden 2025 die Arten Blaubandbärbling und Sonnenbarsch als gebietsfremde bzw. invasive Fischarten nachgewiesen.

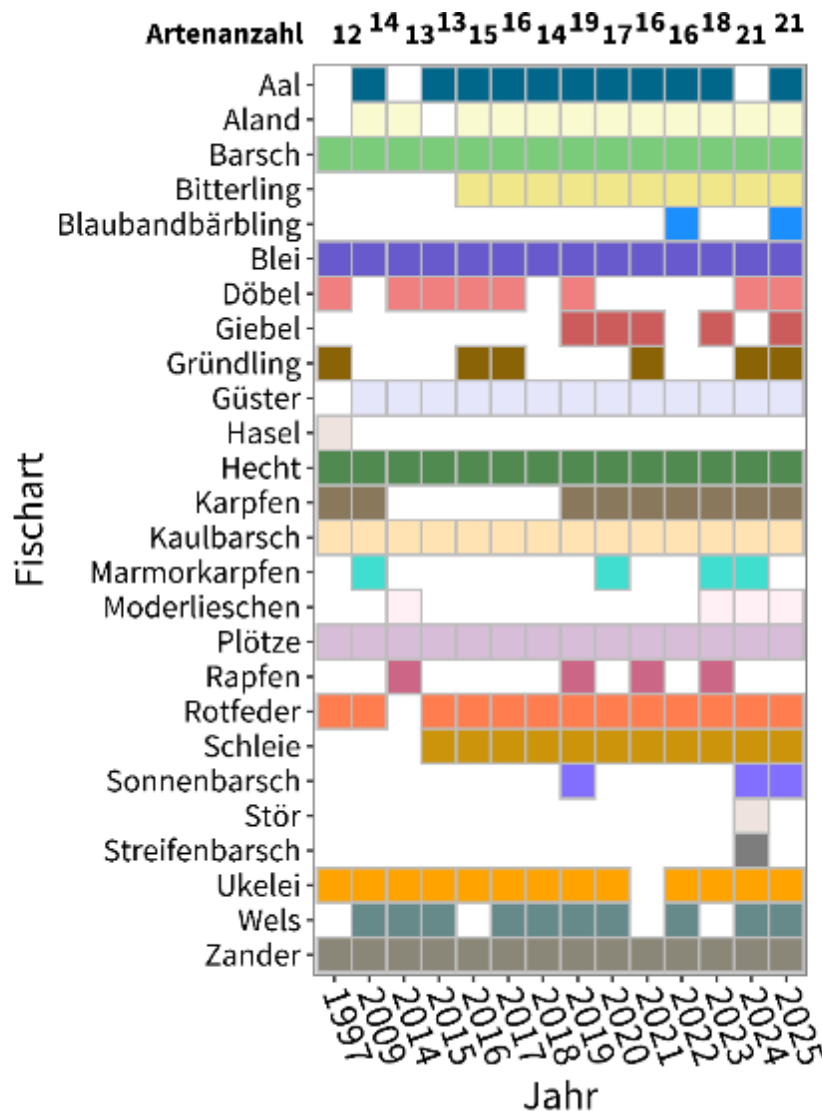


Abb. 23: Nachgewiesene Fischarten in der Talsperre Spremberg in den Jahren 1997, 2009 und 2014 bis 2025.

Der Gesamtfang der aktuellen Fischbestandsuntersuchung wurde in Tabelle A6 im Anhang aufgelistet. Insgesamt wurden 4.241 Fische mit einer Gesamtbiomasse von 205 kg gefangen. Der Gesamtfang wurde von den Arten Barsch (41 %), Plötze (23 %) und Güster (14 %) dominiert (Tab. 13). Der fanggeräteübergreifende Diversitätsindex lag 2025 bei $H' = 1,70$ und lag damit etwas unter dem 2024 ermittelten Wert von $H' = 1,97$. Insgesamt ist der aktuelle Diversitätsindex vergleichbar mit denen aus dem Zeitraum 2015 – 2023 (1,56 – 1,74) und somit 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 0,26 im Jahr 2025, 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 der unterschiedlichen Fanggeräte werden in den folgenden Kapiteln erläutert.

Tab. 13: Anzahl und Längenbereich der 2025 nachgewiesenen Fischarten in der Talsperre Spremberg

Fischart	Wissenschaftlicher Name	Anzahl	Totallänge (cm)	
			min.	max.
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	7	17,0	38,0
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	2	21,6	66,0
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	1.744	6,0	42,4
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	312	2,0	7,0
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	1		6,3
Blei	<i>Abramis brama</i>	167	4,3	57,2
Döbel	<i>Leuciscus cephalus</i>	4	3,5	11,0
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	1		6,5
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	1		6,2
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	590	4,5	29,0
Hecht	<i>Esox lucius</i>	17	17,5	125,0
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	2	72,0	75,0
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	243	5,8	13,6
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	2	4,0	6,5
Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	958	4,0	35,5
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	134	3,0	37,6
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	12	3,0	40,2
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	7	2,5	9,5
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	26	6,0	17,8
Wels	<i>Silurus glanis</i>	1		134,0
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	10	7,3	82,3
Σ		4.241		

6.2 Jungfischmonitoring (Elektrofischerei)

Mittels Elektrofischerei entlang der Uferlinie wurden 2025 insgesamt 15 Fischarten nachgewiesen. Der Gesamtfang über alle sechs Teilstrecken wurde von den Arten Bitterling, Plötze, Barsch und Rotfeder dominiert (Tab. 14, Abb. 25 & 26). Alle weiteren 11 Fischarten waren mit Anteilen $\leq 3\%$ im Fang vertreten. Der Fang der Elektrofischerei setzte sich bis auf wenige Ausnahmen aus Jungfischen zusammen (Tab. 14). Basierend auf der Totallänge der Fische ist davon auszugehen, dass diese größtenteils den Jahrgängen 2024 und 2025 angehörten. Somit konnte für die Fischarten Barsch, Bitterling, Blei, Güster, Hecht, Moderlieschen, Plötze, Rotfeder, Schleie und Sonnenbarsch eine natürliche Reproduktion für diesen Zeitraum nachgewiesen werden.

Tab. 14. Anzahl und Längenbereich der 2025 mittels Elektrofischerei nachgewiesenen Fischarten in der Talsperre Spremberg und der Spree zwischen der Vorsperre Bühlow und der Talsperre Spremberg

Fischart	Anzahl	Totallänge (cm)	
		min.	max.
Talsperre Spremberg			
Aal	7	17,0	38,0
Barsch	53	6,0	16,5
Bitterling	268	2,0	7,0
Blei	4	4,5	8,0
Giebel	1		6,5
Güster	2	4,5	10,5
Hecht	9	17,5	62,0
Moderlieschen	2	4,0	6,5
Plötze	82	4,0	12,5
Rotfeder	42	3,0	10,0
Schleie	11	3,0	34,5
Sonnenbarsch	7	2,5	9,5
Ukelei	1		6,0
Wels	1		134,0
Σ	490		
Spree zwischen Vorsperre Bühlow und Talsperre Spremberg			
Barsch	6	8,5	15,5
Döbel	4	3,5	11,0
Hecht	1		29,0
Plötze	4	4,0	26,5
Σ	15		

Tab. 15: Fischartenspezifische numerische Einheitsfänge (NPUE; Fische·100 m⁻¹ Uferlänge) und prozentuale Zusammensetzung der Einheitsfänge der Elektrofischerei in der Talsperre Spremberg (n = 6 Teilstrecken pro Jahr) in den Untersuchungsjahren 2017 bis 2025 (2017 bis 2024 n = 5 Teilstrecken)

Fischart	Jahr																	
	2025		2024		2023		2022		2021		2020		2019		2018		2017	
	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%	NPUE	%
Aal	1	1,4			<1	1,2	<1	2,1	4	2,7	<1	1	<1	0,2	<1	0,3	<1	0,4
Aland			1	1,3	<1	0,2			<1	0,1	<1	0,1	<1	0,2				
Barsch	10	10,8	2	2,1	21	29,7	10	24,7	7	5	11	11,4	21	35,6	56	49,5	11	29,9
Bitterling	48	54,6	6	7,4	<1	0,2	<1	1,2	3	2,2	2	2,1	<1	1,3	<1	0,4	<1	0,9
Blei	<1	0,8	8	10,8			<1	2,1			<1	0,4	15	26	1	1		
Döbel			<1	0,2													1	2,2
Giebel	<1	0,2							<1	0,1	<1	0,3						
Güster	<1	0,4	2	3,0			<1	1,2	7	5,2	42	49,9	1	1,7	25	21,7	1	3,1
Gründling									<1	0,1								
Hecht	2	1,8	3	3,4	4	5,5	3	7,0	6	4,8	6	6,2	3	4,8	2	2,2	2	4,9
Karpfen							<1	0,4										
Kaulbarsch															1	1,2		
Moderlieschen	<1	0,4	1	1,1														
Plötze	15	16,7	11	14,6	<1	0,9	3	6,2	4	3,3	6	6,3	3	4,6	15	13,4	2	4,9
Rapfen													<1	0,2				
Rotfeder	8	8,6	39	49,6	40	56,9	17	42,4	95	72,4	25	26,4	12	19,7	10	9	17	48,7
Schleie	2	2,2	3	4,2	4	5,1	4	9,9	5	4,1	<1	0,9	2	2,8	1	1,3	1	4
Sonnenbarsch	1	1,4	<1	0,4									2	2,8				
Ukelei	<1	0,2	2	2,1	<1	0,2	<1	1,6									<1	0,9
Wels	<1	0,2					<1	1,2										
Gesamt	89		78		71		41		131		94		59		114		37	

fettgedruckt = eudominate und dominante Anteile (nach Mühlenberg 1993)

Im Jahr 2025 wurden in den Teilstrecken 2 und 3 gegenüber den anderen Teilstrecken deutlich höhere Einheitsfänge erzielt (Abb. 25). Diese Beobachtung kann sehr wahrscheinlich auf strukturelle Unterschiede der beprobten Teilstrecken zurückgeführt werden, die sich auch in der Artenzusammensetzung der Fänge widerspiegeln (vgl. Matern et al. 2021, Maday et al. 2023, Sajdlová et al. 2023). In der 2025 erstmals befischten Strecke 6 in der Spree zwischen der Vorsperre und der Talsperre wurden gegenüber den anderen befischten Strecken der geringste numerische Einheitsfang erzielt.

Tabelle 15 und Abbildung 26 stellen die Zusammensetzung der Fänge der Elektrofischerei aus früheren Befischungen dar. Auffällig ist bei der Betrachtung, dass der Anteil des Barsches zwischen den Jahren deutlich schwankte (Tab. 15, Abb. 26). Aktuell sowie im Vorjahr wurden geringe Anteile des Barsches an der litoralen Fischgemeinschaft festgestellt. Dagegen wurden für die Art Bitterling die höchsten Anteile in der litoralen Fischartengemeinschaft seit Beginn des Monitorings beobachtet. Es ist davon auszugehen, dass die beobachteten Schwankungen der Fischbestandszusammensetzung mit den festgestellten unterschiedlichen Wasserständen und

somit mit unterschiedlichen Lebensraumeigenschaften zwischen den Jahren sowie einer variierenden Fängigkeit der eingesetzten Technik erklärt werden kann.

Der im aktuellen Monitoringjahr ermittelte numerische Einheitsfang betrug 89 Fische·100 m⁻¹ und übersteigt damit die 2022 bis 2024 erzielten Werte. Einheitsfänge mit Werten über 100 Fische·100 m⁻¹ wurden in den Jahren 2018 und 2021 beobachtet (Tab. 15 und Abb. 26). Dennoch liegt der 2025 erzielte numerische Einheitsfang über dem langjährigen Mittelwert des numerischen Einheitsfangs (2015 – 2024) von 74 ± 31 Fische·100 m⁻¹.

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

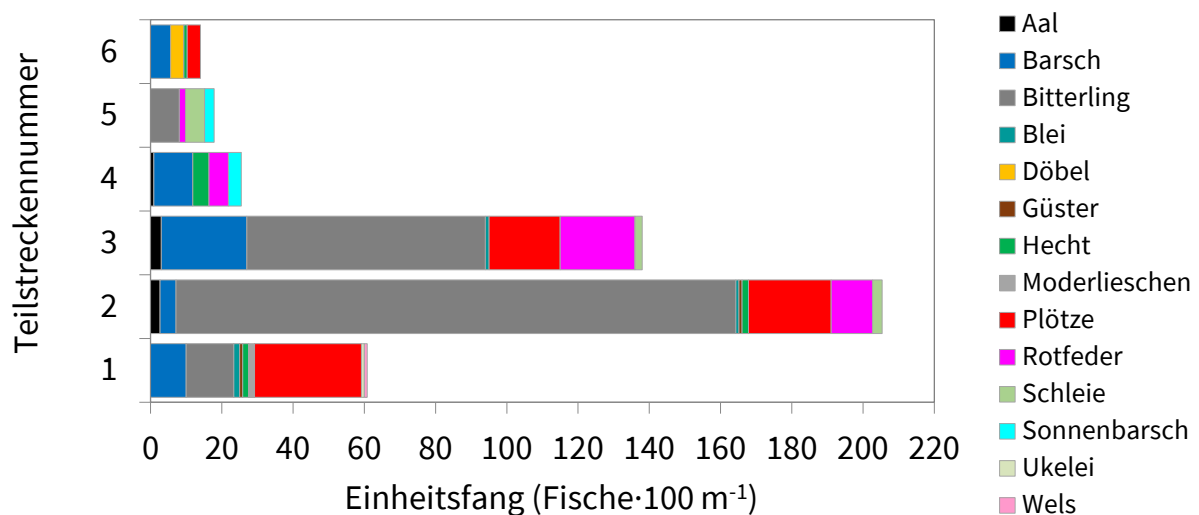


Abb. 24: Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m⁻¹ Uferlänge) in den sechs befischten Uferstrecken im September 2025

In den litoralen Jungfischgemeinschaften sind natürlicherweise wenige Individuen aus der Familie Perciden (Barsch (0+), 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).

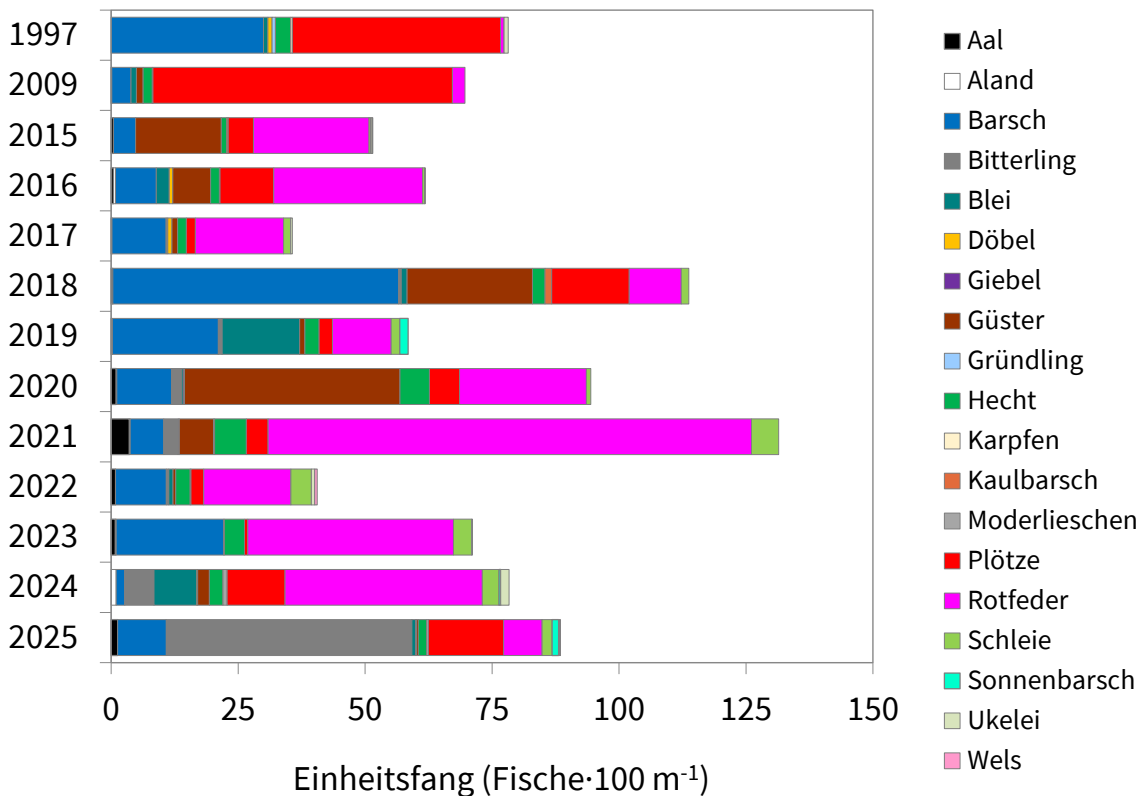


Abb. 25. Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m⁻¹ Uferlänge) der Elektrofischerei in den Jahren 1997, 2009 und 2015 bis 2025 in der Talsperre Spremberg

6.3 Pelagische Netze

Die Befischung des Freiwasserlebensraumes der Talsperre Spremberg 2025 erfolgte an der tiefsten Stelle des Gewässers nahe der Staumauer mit pelagischen Multimaschenstellnetzen. Mit diesen Netzen wurden insgesamt 354 Fische aus sieben Arten mit einer Gesamtbiomasse von 11,6 kg gefangen (Tab. 13). Der Fang wurde von Barsch und Plötze dominiert (Tab. 16, Abb. 27). Alle weiteren Arten waren mit jeweils $\leq 6\%$ im Fang vertreten. Die Biomasse wurde ebenfalls von den Arten Plötze und Barsch dominiert (Tab. 16, Abb. 28).

Im Vergleich der Ergebnisse über die Untersuchungsjahre wird deutlich, dass der numerische Einheitsfang im Jahr 2025 lediglich in den Jahren 2020 und 2023 höher ausfiel (Abb. 27), weshalb der erzielte Einheitsfang im Rahmen des Monitorings als überdurchschnittlich zu beschreiben ist. Der biomassebezogene Einheitsfang 2025 lag mit Ausnahme der Jahren 2020 und 2022 deutlich über den Werten der Vorjahre. Im Rahmen des Monitorings ist der 2025 nachgewiesene Fischbestand im Pelagial gegenüber dem langjährigen Mittel als überdurchschnittlich zu beschreiben.

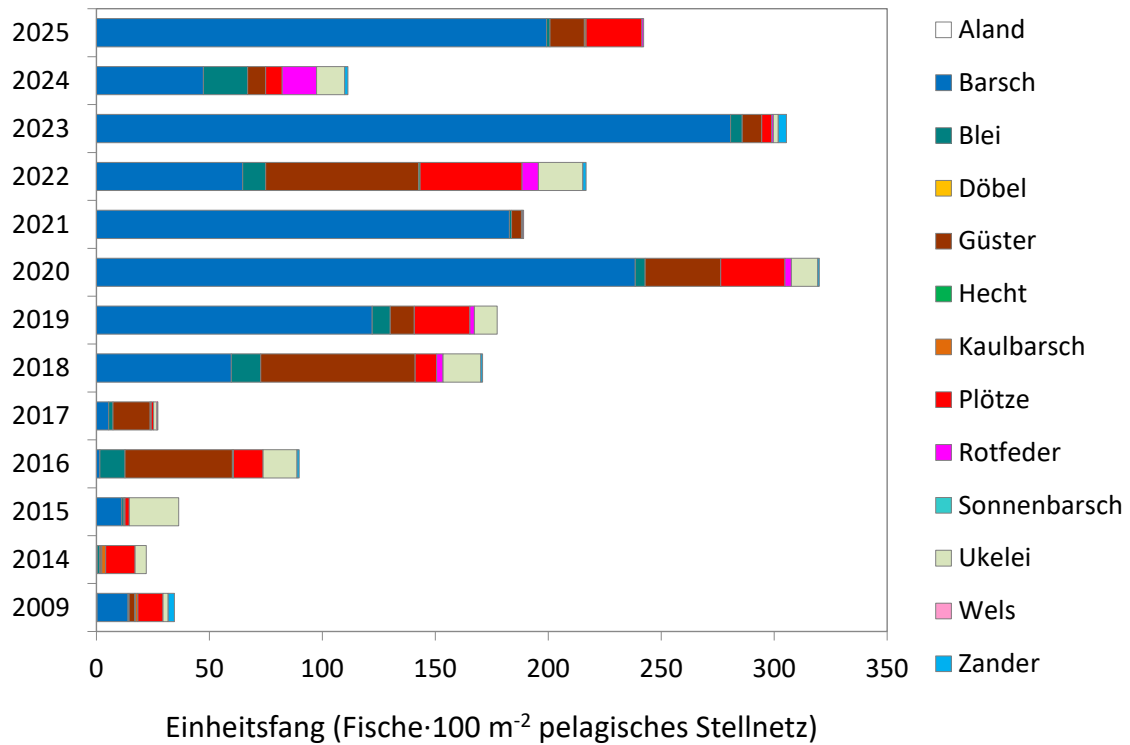


Abb. 26: Numerische Einheitsfänge (Fische·100 m⁻² Netz) der pelagischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2025 in der Talsperre Spremberg

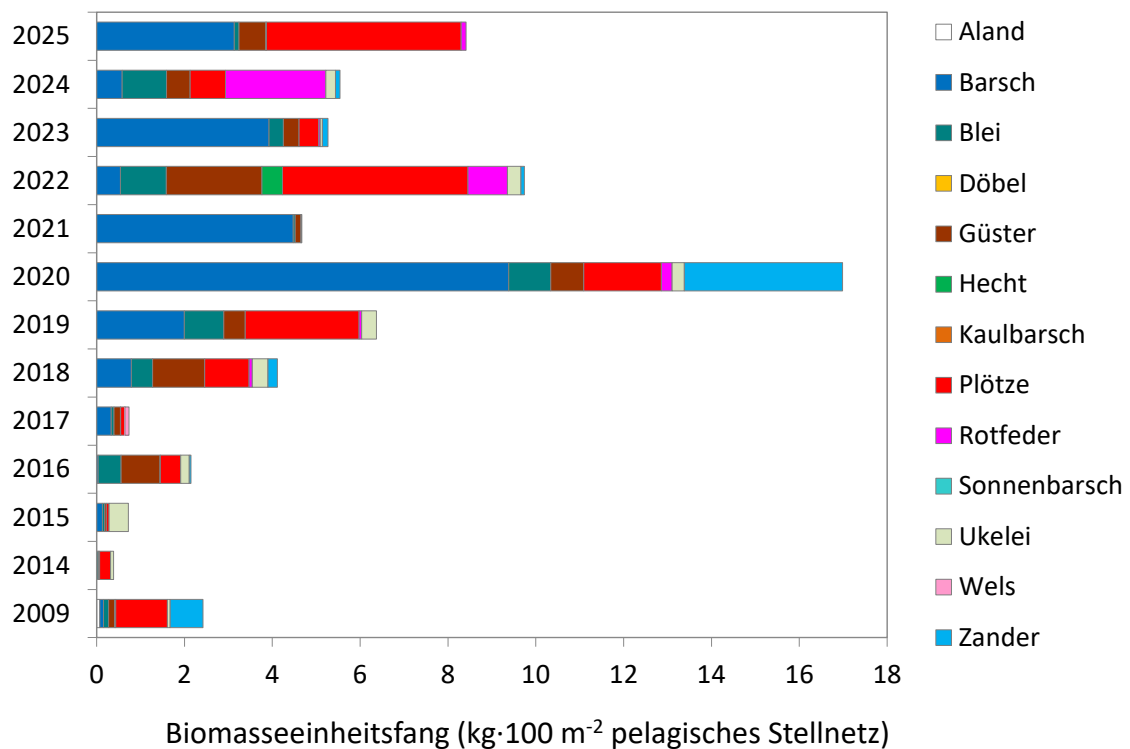


Abb. 27: Biomassebezogene Einheitsfänge (kg·100 m⁻² Netz) der pelagischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2025 in der Talsperre Spremberg

Tab. 16: Prozentuale Fangzusammensetzung der pelagischen Multimaschenstellnetze nach Anzahl gefangener Fische und deren Biomasse in den Jahren 2014 bis 2025

Fischart	Anzahl (%)												Biomasse (%)											
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Aland	0,8												1,6											
Barsch	0,8	30,7	1,6	19,6	34,7	68,8	74,5	96,7	29,9	91,9	42,5	77,4	0,5	18,0	1,6	44,7	18,2	31,4	55,2	95,8	5,6	74,5	10,5	37,2
Bitterling												5,9												0,2
Blei	5,0	2,7	12,4	7,1	7,6	4,5	1,4	0,5	4,7	1,7	17,6	0,6	8,7	7,1	24,3	8,8	11,0	14,1	5,6	1,0	10,7	6,2	18,2	1,3
Döbel	0,8												1,2											
Güster	3,3	1,3	53,0	60,7	39,8	6,0	10,5	2,3	31,2	2,9	7,2	5,9	2,4	5,5	41,4	20,1	27,2	7,7	4,4	2,8	22,4	6,7	9,7	7,2
Hecht									0,3												4,8			
Hybride*					0,4												5,7							
Kaulbarsch	7,4		0,5	1,8								0,3	2,9		0,2	0,4								0,2
Plötze	59,5	5,3	14,6	3,6	5,5	13,9	8,9	0,3	20,8	1,4	6,5	9,6	65,3	8,5	21,6	13,1	23,2	40,7	10,4	0,2	43,3	8,6	14,5	52,6
Rotfeder					1,7	1,1	0,9	0,3	3,4	0,2	13,7	0,3					1,7	0,9	1,5	0,2	9,2	0,7	41,2	1,3
Ukelei	22,3	60,0	16,8	5,4	9,7	5,6	3,6		9,1	0,7	11,1		17,4	60,8	9,1	0,3	8,1	5,3	1,6		3,2	0,8	4,0	
Wels				1,8												12,5								
Zander			1,1		0,4		0,2		0,7	1,2	1,3				1,8		4,9		21,2		0,8	2,5	1,8	

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

6.4 Benthische Netze

Mit den benthischen Multimaschenstellnetzen wurden insgesamt 3.357 Fische aus 14 Arten mit einer Biomasse von 121,4 kg gefangen (Tab. 17). Der daraus errechnete numerische und biomasse-bezogene Einheitsfang beträgt 311 Fische·100 m⁻² Netz bzw. 11,2 kg·100 m⁻² Netz. Die numerische Verteilung der Fischarten im Fang zeigt eine Dominanz der Arten Barsch, Plötze und Güster (Tab. 19, Abb. 29). Dabei waren etwa zwei Fünftel der gefangenen Fische Barsche. Neben Barsch, Plötz und Güster waren alle anderen Arten mit jeweils weniger als 4,5 % im Fang vertreten. In der Zusammensetzung der Biomasse des Gesamtfangs dominierten Plötze, Barsch, Blei, Güster und Rotfeder (Tab. 19, Abb. 30). Alle weiteren Arten bildeten jeweils $\leq 4,0$ % der gefangenen Biomasse.

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

Mit den zusätzlich eingesetzten großmaschigen Stellnetzen der Maschenweiten (70 bis 135 mm) wurden die Fischarten Aland, Blei, Hecht, Karpfen und Zander gefangen (Tab. 18, siehe auch Abb. A41 bis A45 im Anhang). Darunter dominierten die Bleie und Karpfen jeweils mit einer gefangenen Biomasse von 32,4 bzw. 19,2 kg. Die Stückmasse der Bleie variierte zwischen 0,4 kg und 2,2 kg (Tab. A6 im Anhang).

Tab. 17: Anzahl, Biomasse und Längenbereich der 2025 mit den benthischen Multimaschenstellnetzen gefangenen Fischarten in der Talsperre Spremberg

Fischart	Anzahl	Biomasse (kg)	Totallänge (cm)	
			min.	max.
Aland	1	0,1		21,6
Barsch	1411	33,8	6,9	42,4
Bitterling	23	< 0,1	3,9	7
Blaubandbärbling	1	< 0,1		6,3
Blei	141	12,3	4,3	41,8
Gründling	1	< 0,1		6,2
Güster	567	14,7	6,1	29
Hecht	6	4,8	22,4	70,4
Kaulbarsch	242	1,9	5,8	13,6
Plötze	838	41	4,9	35,5
Rotfeder	91	10,4	8,7	37,6
Schleie	1	1,1		40,2
Ukelei	25	0,7	6,7	17,8
Zander	9	0,5	7,3	31,8
Σ	3.357	121,4		

Tab. 18: Anzahl, Biomasse und Längenbereich der 2025 mit den großmaschigen Grundstellnetzen gefangenen Fischarten in der Talsperre Spremberg (Abb. A41 bis A45 im Anhang)

Fischart	Anzahl	Biomasse (kg)	Totallänge (cm)	
			min.	max.
Aland	1	3,9		66,0
Blei	20	32,4	38,5	57,2
Hecht	1	11,9		125,0
Karpfen	2	19,4	72,0	75,0
Zander	1	4,6		82,3
Σ	25	72,2		

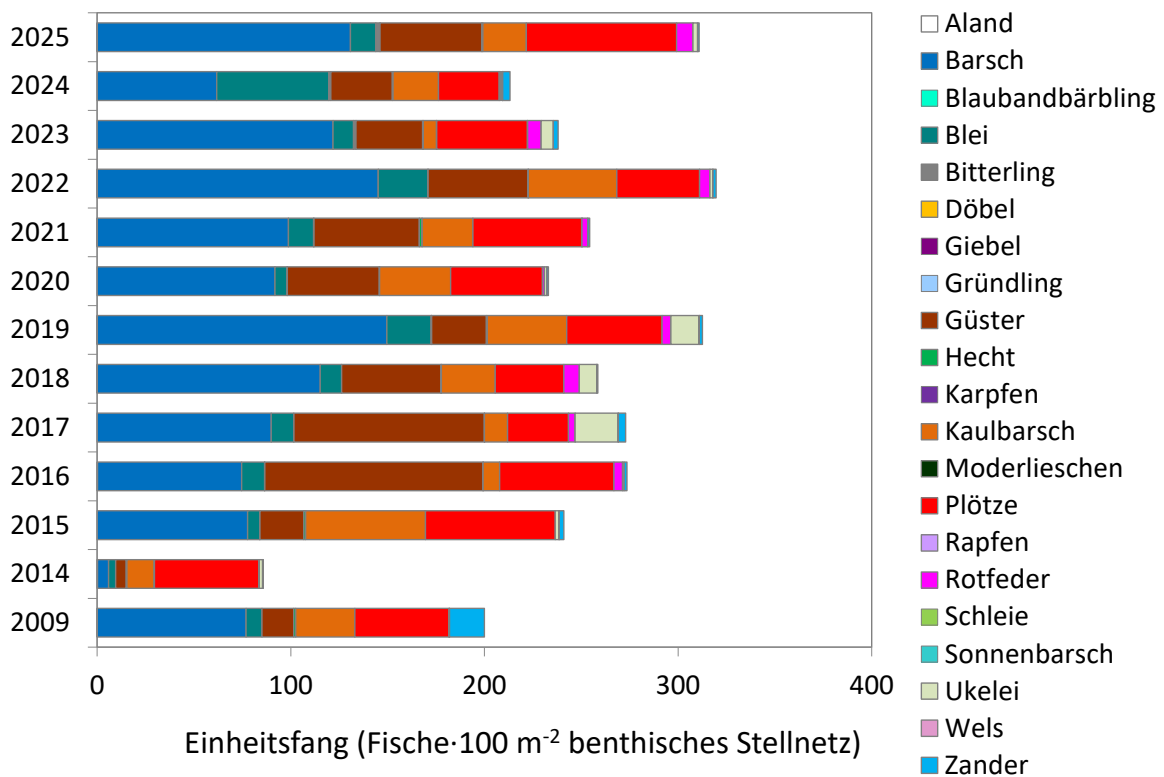


Abb. 28: Numerische Einheitsfänge (Fische·100 m⁻² Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2025 in der Talsperre Spremberg

Tab. 19: Prozentuale Fangzusammensetzung der benthischen Multimaschenstellnetze nach Anzahl gefangener Fische und gefangener Biomasse in den Jahren 2014 bis 2025

Fischart	Anzahl (%)												Biomasse (%)											
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Aland	0,2		0,1		< 0,1	< 0,1		< 0,1	< 0,1			< 0,1	2,0		2,6		1,4	1,1		2,7	1,4			0,1
Barsch	6,7	32,1	27,2	32,9	44,5	47,8	39,4	38,8	45,4	51,1	29,0	42,0	8,2	32,5	31,7	34,6	37,0	23,5	36,8	28,6	31,9	31,1	21,4	27,8
Blaubandbärbling									< 0,1			< 0,1								< 0,1				< 0,1
Blei	4,2	2,6	4,3	4,2	4,3	7,3	2,7	5,1	8,0	4,5	27,2	4,2	6,6	7,0	9,4	7,8	9,9	17,4	9,2	11,2	7,5	13,2	17,7	10,1
Bitterling			< 0,1			< 0,1	0,1	0,1	< 0,1	0,5	0,4	0,7			< 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			< 0,1	< 0,1						< 0,1	< 0,1	
Güster	6,5	9,4	41,2	36,0	19,8	9,0	20,4	21,4	16,1	14,5	14,9	16,9	3,4	13,5	12,8	24,3	13,9	8,5	6,8	11,3	9,6	11,3	11,6	12,1
Hecht	0,3	0,4	< 0,1	< 0,0	0,1	0,1	< 0,1	0,5	< 0,1	0,2	0,1	0,2	4,2	1,6	0,4	1,2	0,3	2,2	0,1	5,2	0,3	1,8	1,5	4,0
Hybride*	0,2	0,4			0,1	< 0,1				0,1			0,3	2,1			0,1	0,1				0,2		
Kaulbarsch	16,5	25,6	3,1	4,4	10,7	13,1	15,7	10,3	14,3	2,9	11,0	7,2	1,4	3,4	1,3	1,4	2,5	1,9	5,0	1,3	2,4	0,9	4,1	1,6
Karpfen						0,1		< 0,1			0,1							4,6		10,3			7,5	
Moderlieschen	0,1									< 0,1			< 0,1									< 0,1		
Plötze	62,8	27,7	21,6	11,6	13,7	15,8	20,3	22,1	13,4	19,7	14,7	25,0	58,4	37,1	28,5	22,7	28,5	33,2	40,8	22,4	39,4	32,6	32,4	33,8
Rapfen	0,2							< 0,1		< 0,1			0,5						0,4		3,1			
Rotfeder			1,6	1,2	3,1	1,5	0,4	1,2	1,7	2,9	0,3	2,7	< 0,1	< 0,1	1,8	0,6	4,8	2,3	0,6	3,2	5,1	3,0	1,3	8,6
Schleie				< 0,1				< 0,1			0,2	< 0,1				0,4			< 0,1			< 0,1	0,9	
Sonnenbarsch											0,1												< 0,1	
Ukelei	2,0	0,8	0,3	8,1	3,5	4,7	0,6		0,5	2,6	0,1	0,7	1,1	0,7	0,1	3,6	1,0	3,8	0,3		0,3	1,3	0,1	0,6
Wels	0,1	< 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		0,4		
Zander	0,3	1,0	0,5	1,4	0,2	0,5	0,4	0,4	0,5	1,0	1,7	0,3	7,6	0,7	11,4	1,0	0,3	0,2	0,3	3,4	0,5	1,5	2,1	0,4

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

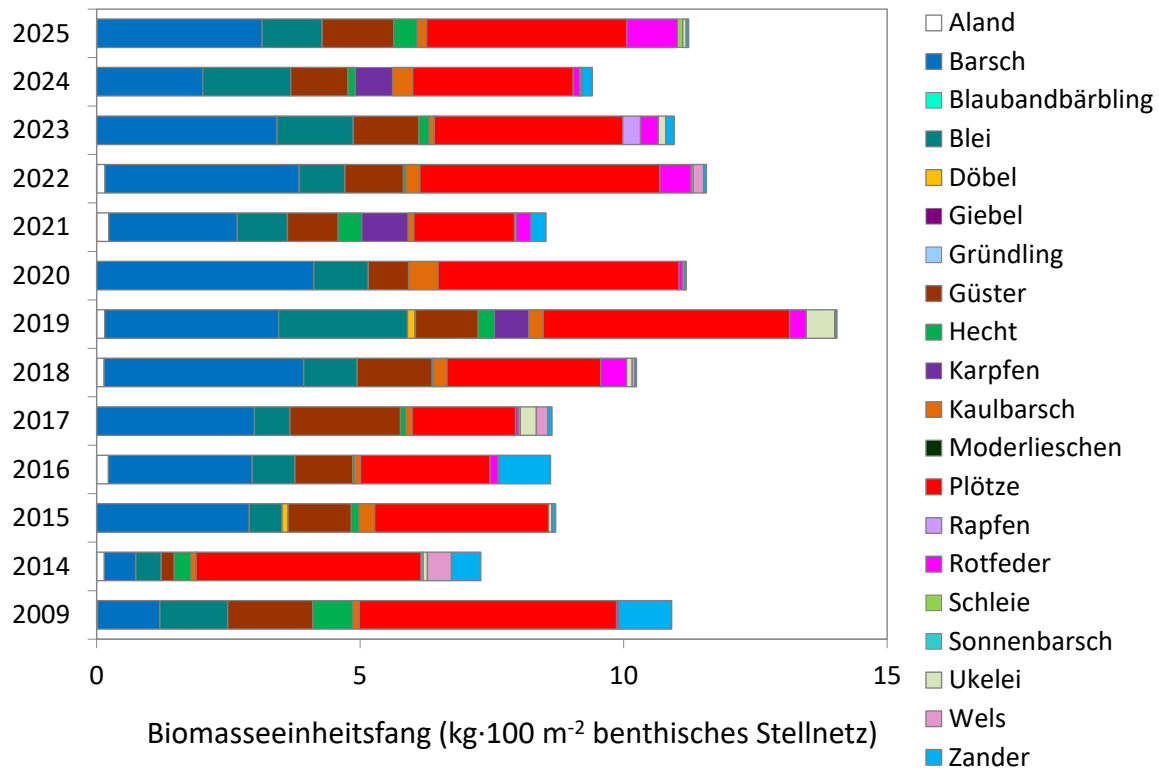


Abb. 29: Biomasseeinheitsfänge (kg·100 m⁻² Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2025 in der Talsperre Spremberg

Tabelle 19 sowie Abbildung 29 und 30 stellen die numerische und biomassebezogene Zusammensetzung der Fänge aus den Jahren 2014 bis 2025 gegenüber (eine detaillierte Beschreibung der Zusammensetzung der Fänge von früheren Befischungen findet sich u. a. in Hühn et al. 2020, 2021, 2022, 2023, 2025). 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.

Der Vergleich der numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Netze belegt seit Beginn der Wasserkonditionierung (2015 und ff.) einen relativ konstanten Fischbestand in der Talsperre Spremberg (Abb. 29 und 30). Die mittleren numerischen Einheitsfänge der Jahre 2014 bis 2025 unterscheiden sich signifikant voneinander (einf. ANOVA: $F_{(11, 276)} = 7,256$; $p < 0,001$). Dabei war der mittlere numerische Einheitsfang vor Beginn der Konditionierung im Jahr 2014 signifikant niedriger als in den Folgejahren 2015–2025 (Tab. A7, Abb. 31). Zwischen den Untersuchungsjahren wurden ebenfalls signifikante Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(11, 276)} = 2,687$; $p = 0,003$) (Abb. 31). Die paarweisen Vergleiche zwischen den Jahren belegten einen signifikant höheren mittleren biomassebezogenen Einheitsfang 2019 gegenüber den Jahren 2014, 2016 und 2021 (Tab. A8, Abb. 31). Alle weiteren Vergleiche zwischen den Jahren ergaben keine signifikanten Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge.

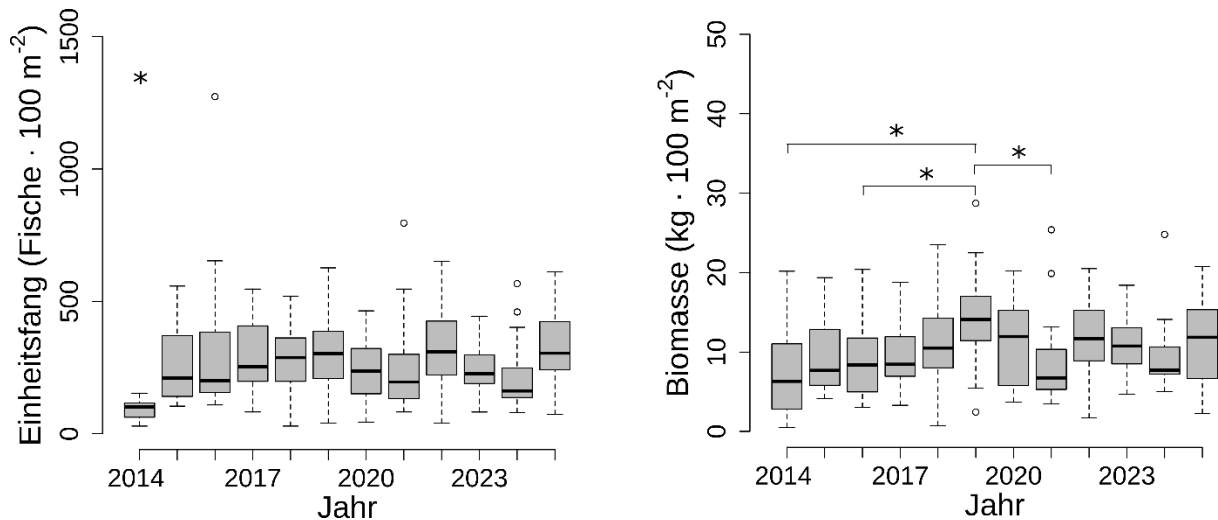


Abb. 30: Numerische und biomassebezogene Einheitsfänge (Fische bzw. kg·100 m⁻² Netz) in der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Multimaschenstellnetzen in den Jahren 2014 bis 2025 (n = 24 Netze im Jahr). Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen 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 200 bis 300 Fischen bzw. 9 bis 12 kg·100 m² Netz ergeben sich keine Anzeichen für negative Auswirkungen der Wasserkonditionierung auf den Fischbestand.

6.5 Längen-Häufigkeitsverteilung

Längen-Häufigkeits-Diagramme erlauben Aussagen über den Größenklassenaufbau der entsprechenden Fischpopulation und damit indirekt auch über die 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 2025 in ausreichender Anzahl gefangen, um die Daten in Diagrammen darstellen zu können. Die Längen-Häufigkeits-Verteilungen der Perciden Barsch, Zander und Kaulbarsch sind den Abbildungen 32 – 34 und die der Cypriniden Plötze, Güster, Blei und Rotfeder den Abbildungen 35 – 38 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 2024 und 2025 ausgegangen werden. Auch für die anderen Fischarten Bitterling, Hecht, Schleie und Ukelei wurde durch den Fang von Jungfischen die natürliche Reproduktion nachgewiesen. Giebel, Moderlieschen und Wels wurden lediglich als Einzelindividuen gefangen, weshalb eine Einschätzung der erfolgreichen Reproduktion nicht

möglich ist. Jedoch ist aufgrund der Fänge in früheren Befischungen für den Wels von einer regelmäßigen erfolgreichen Reproduktion auszugehen. Kein eindeutiger Nachweis natürlicher Reproduktion konnte für die Arten Aal, der sich nicht im Süßwasser fortpflanzt, und die rheophilen Arten Aland, Döbel und Gründling erbracht werden. Von den gebietsfremden Arten konnte für den Sonnenbarsch eine natürliche Reproduktion belegt werden. Vom Blaubandbärbling wurde nur ein Individuum gefangen, weshalb eine natürliche Reproduktion der Art nicht bewertet werden kann. Der Karpfen reproduziert nur in wenigen Seen und Fließgewässern Norddeutschlands. Allerdings werden mit zunehmender Veränderung der klimatischen Bedingungen Meldungen eines erfolgreichen natürlichen Karpfenaufkommens außerhalb von Teichwirtschaften erwartet (vgl. Souza et al. 2022). In der Talsperre Spremberg gelang es in den Jahren 2022 und 2024 Jungfische, die sehr wahrscheinlich aus natürlicher Reproduktion der Art stammen, nachzuweisen.

Für den Barsch zeigte sich in allen Untersuchungsjahren, dass sich der Bestand aus mehreren Größen- bzw. Altersklassen zusammensetzt und durch ein starkes Aufkommen von Jungfischen charakterisiert ist (Abb. 32). Wie auch in den Vorjahren waren die Kohorten der Altersklasse 0+ und 1+ im Jahr 2025 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. 33). Die Fänge 2025 können, wie auch im Vorjahr, sehr wahrscheinlich mindestens zwei Altersklassen zugeordnet werden, darunter Fische der Altersklasse 0+. Laichfische wurden 2025 mit Ausnahme eines Fisches mit einer Totallänge von 82 cm nicht nachgewiesen. Nach einem Abgleich mit den Besitzstatistiken des Landesanglerverbandes Brandenburg e. V. ist das Jungfischauftreten in der Talsperre sehr wahrscheinlich auf natürliche Reproduktion der Zander zurückzuführen.

Kaulbarsche wurden ebenfalls in allen Untersuchungsjahren in mehreren Größenklassen nachgewiesen (Abb. 34). Auch von der Plötze wurden, neben Jungfischen, mehrere ältere Altersgruppen nachgewiesen (Abb. 35). Ganz ähnlich verhält es sich bei der Betrachtung von Güster, Blei und Rotfeder (Abb. 36 bis 38).

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.

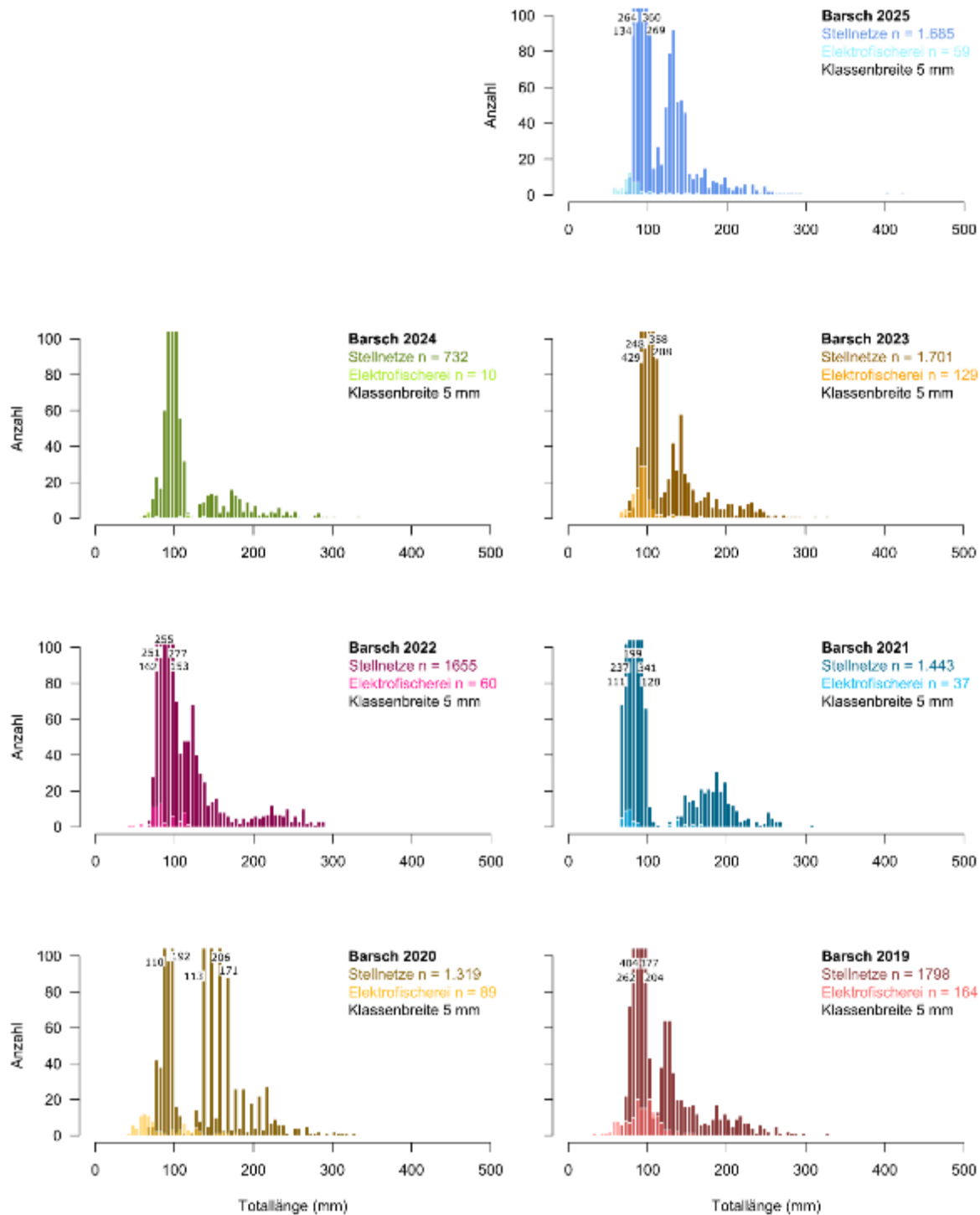


Abb. 31. Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2019 bis 2025 in der Talsperre Spremberg gefangenen Barsche (*Perca fluviatilis*)

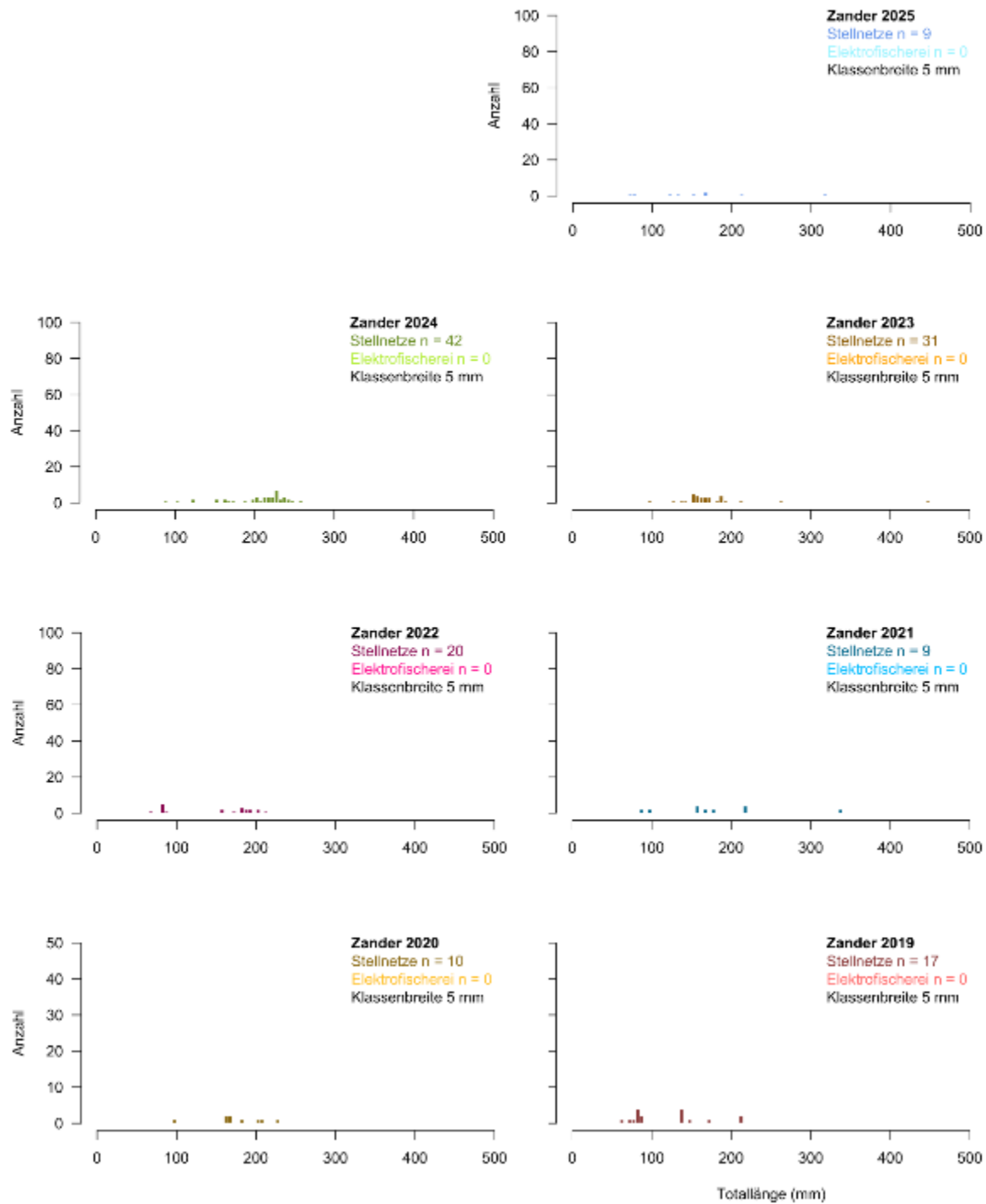


Abb. 32: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2019 bis 2025 in der Talsperre Spremberg gefangenen Zander (*Sander lucioperca*)

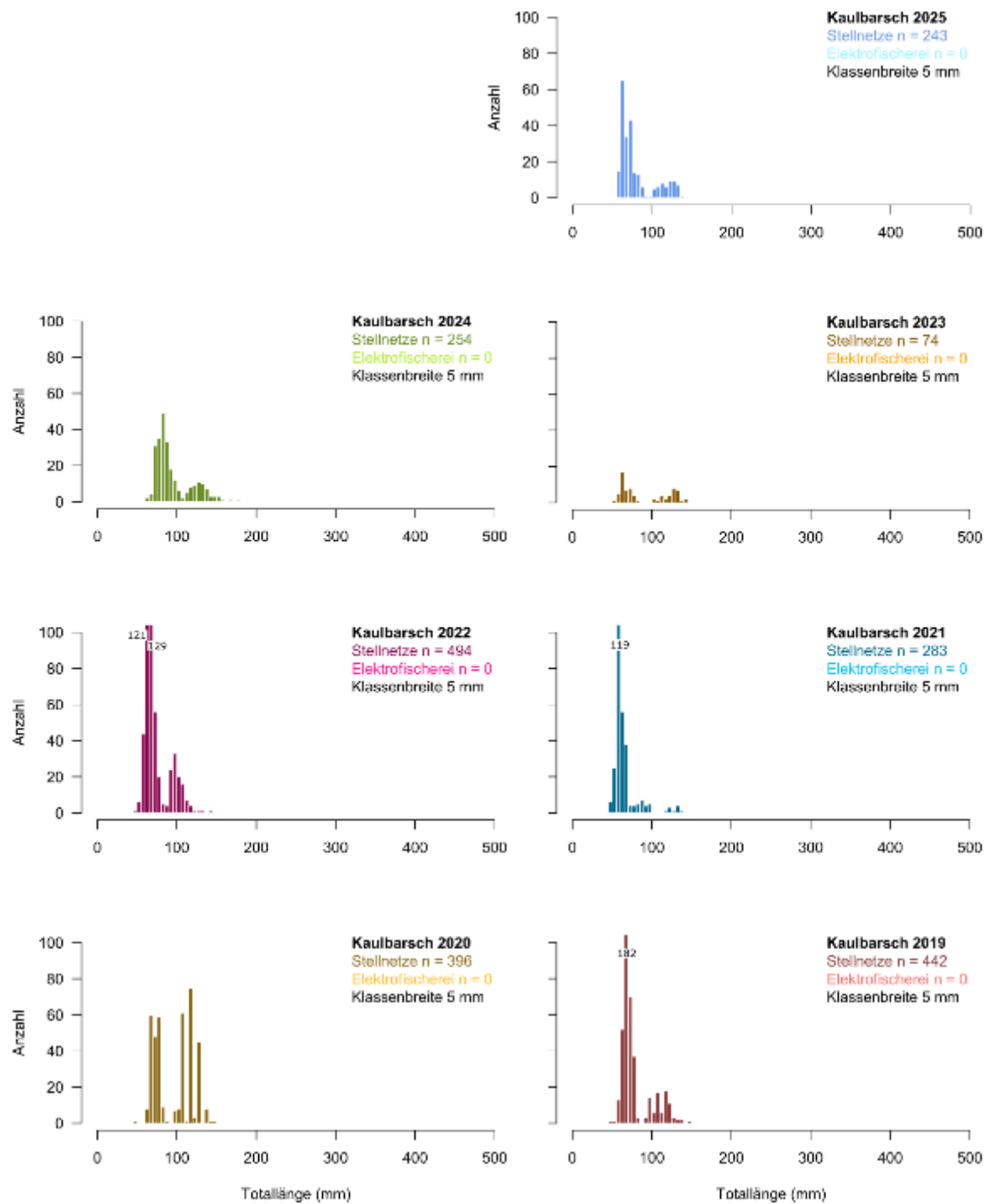


Abb. 33: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2019 bis 2025 in der Talsperre Spremberg gefangenen Kaulbarsche (*Gymnocephalus cernua*)

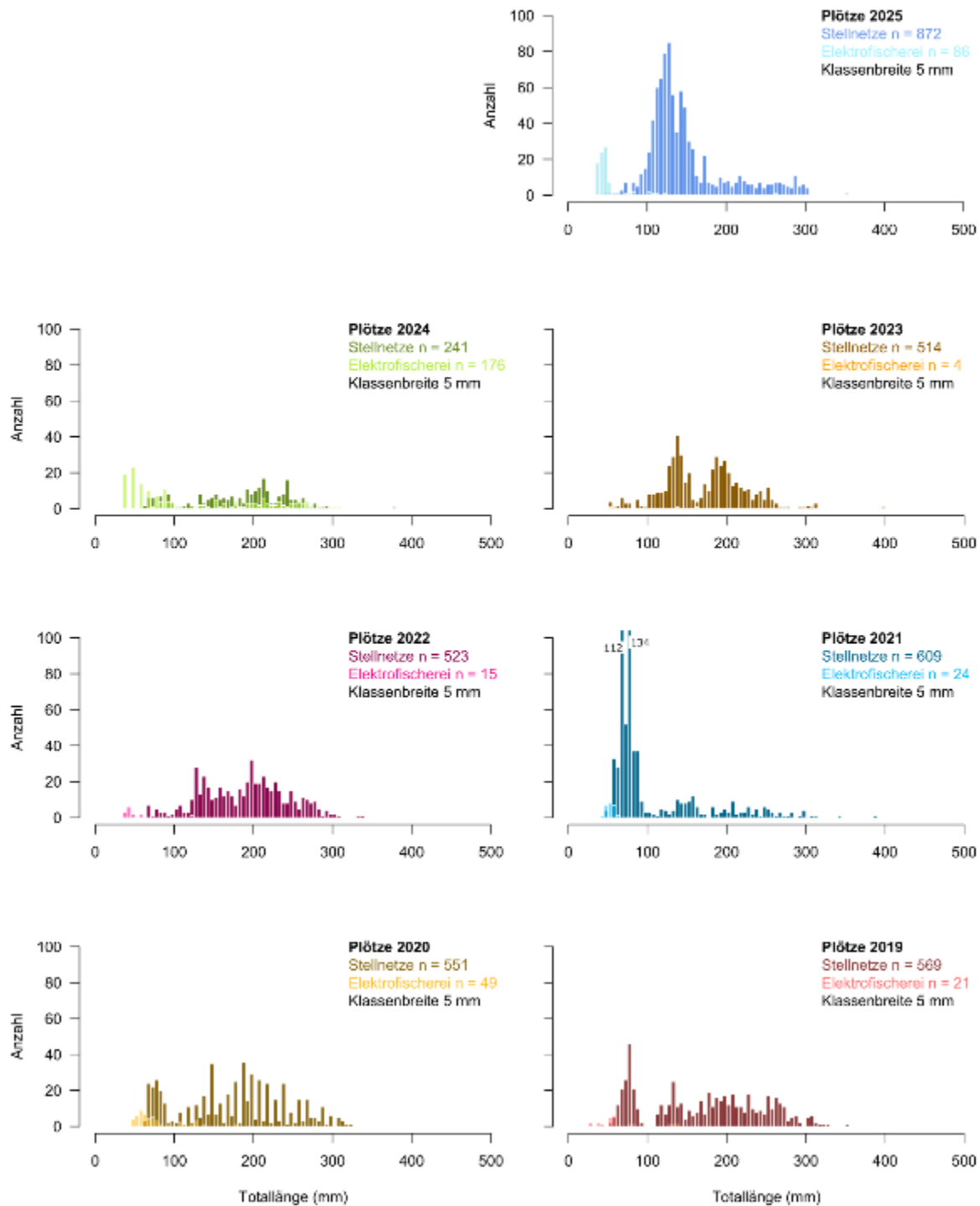


Abb. 34: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2019 bis 2025 in der Talsperre Spremberg gefangenen Plötzen (*Rutilus rutilus*)

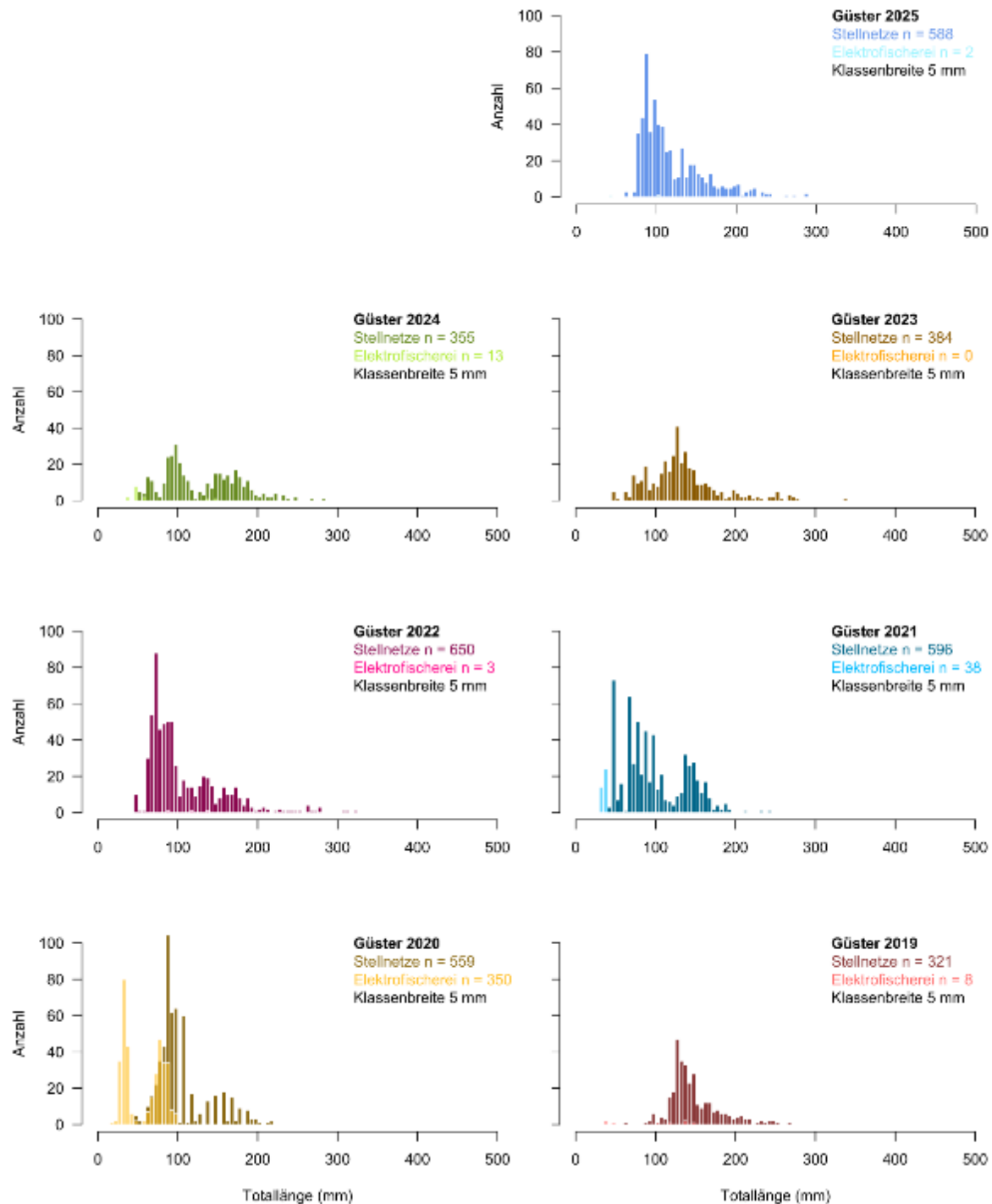


Abb. 35: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2019 bis 2025 in der Talsperre Spremberg gefangenen Güstern (*Abramis bjoerkna*)

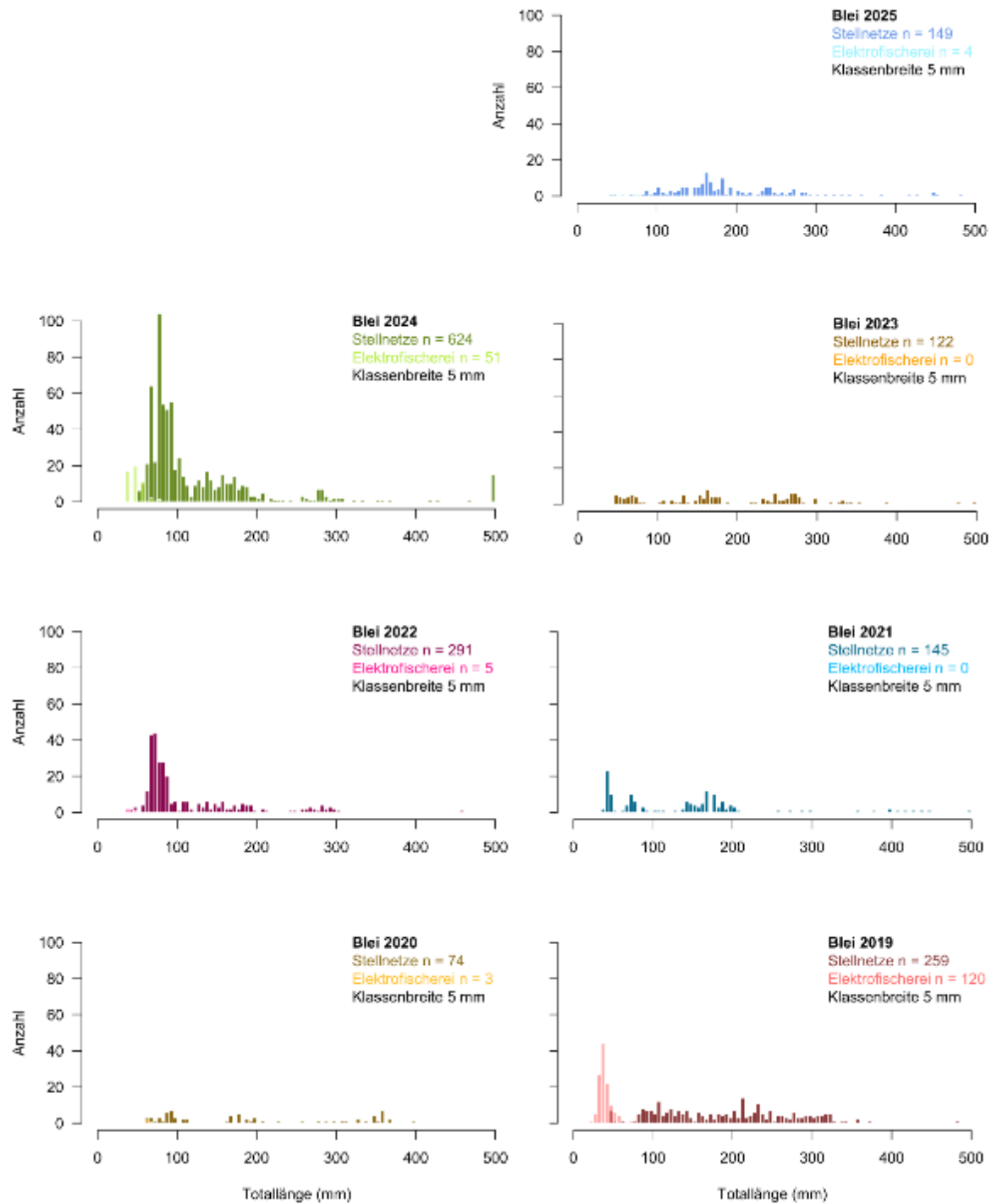


Abb. 36: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2019 bis 2025 in der Talsperre Spremberg gefangenen Bleie (*Abramis brama*)

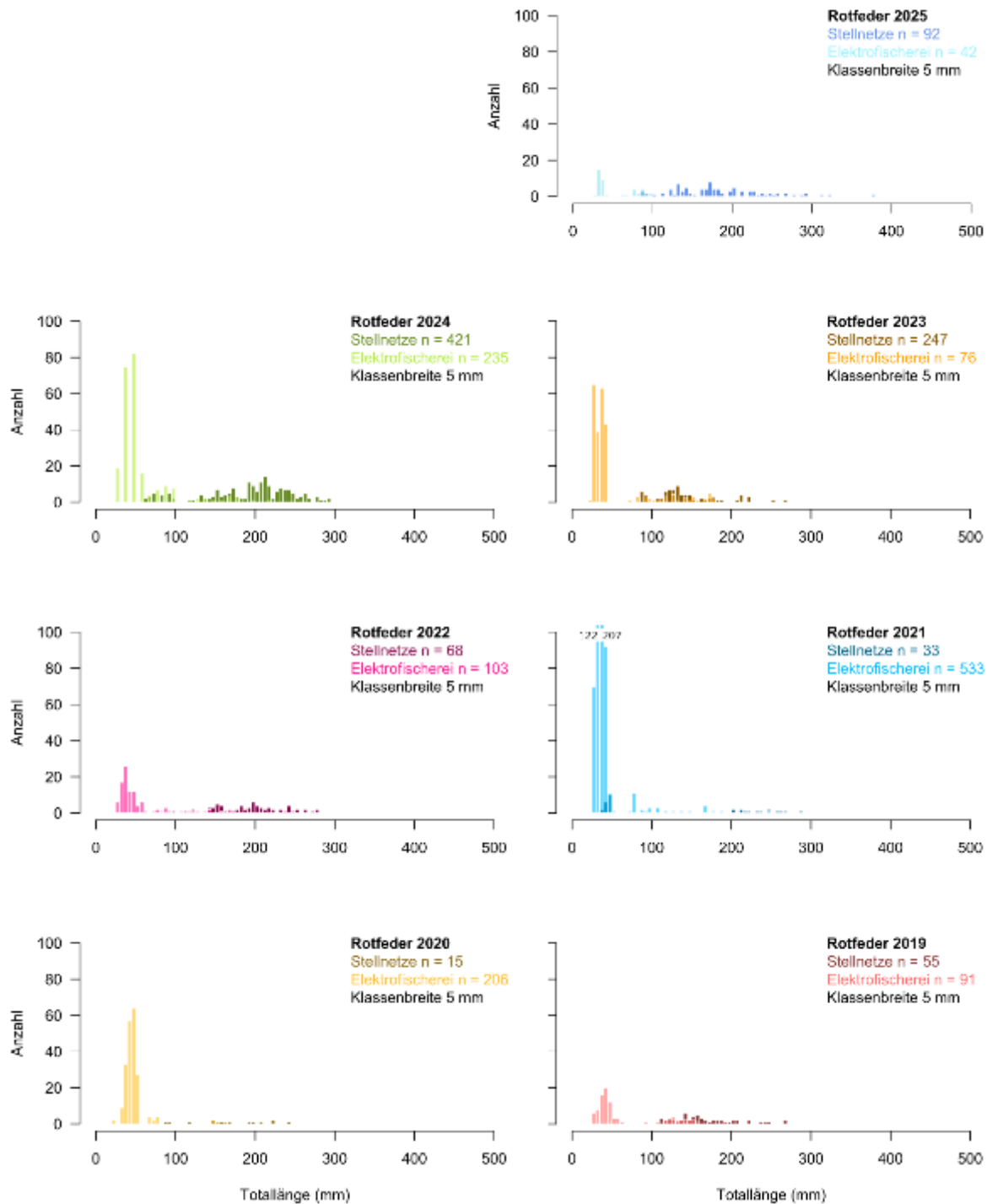


Abb. 37: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2019 bis 2025 in der Talsperre Spremberg gefangenen Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*)

6.6 Räumliche Verteilung der Fische

Innerhalb der Talsperre zeigte sich in früheren Untersuchungsjahren eine deutlich ausgeprägte Trübungsfahne entlang der Fließrinne bis in die nördlichen tieferen Bereiche (vgl. Hühn et al. 2015). Da in früheren Untersuchungen Unterschiede in der Ausprägung der Fischbestände zwischen den verschiedenen Trübungsbereichen festgestellt wurden (Tab. A9 & A10), erfolgte auch 2025 ein lokaler Vergleich der Fänge mit den benthischen Stellnetzen. Dazu wurde die Talsperre in drei Bereiche (vgl. Kapitel 3.3) untergliedert (Abb. 39).

Die numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der einzelnen benthischen Multimaschenstellnetze im Jahr 2025 sind in Tabelle 20 aufgeführt.

Tab. 20: Artenanzahl und Einheitsfänge der benthischen Stellnetze im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg 2025

Bereich	Netz-nummer	Tiefen-bereich (m)	Anzahl Arten	Numerischer Einheitsfang (Fische·100 m ⁻²)	Biomasse-bezogener Einheitsfang (kg·100 m ⁻²)
n	2	3–6	6	260	7,4
n	3	3–6	6	267	9,4
n	4	3–6	8	284	17,2
n	5	3–6	5	302	13,0
n	7	0–3	6	276	9,0
n	8	0–3	5	173	4,4
n	11	3–6	5	327	14,3
n	13	3–6	7	438	20,8
m	27	0–3	7	264	8,1
m	29	0–3	10	456	18,0
m	30	0–3	9	444	16,6
m	32	3–6	8	391	14,1
m	33	3–6	5	429	16,2
m	35	3–6	8	469	12,4
m	36	3–6	8	307	13,6
m	38	0–3	7	336	18,6
s	14	0–3	7	73	2,3
s	15	0–3	7	84	3,2
s	17	0–3	7	122	5,1
s	19	0–3	8	222	6,0
s	20	0–3	8	158	3,8
s	22	0–3	9	418	10,5
s	23	0–3	7	611	14,5
s	25	0–3	9	349	11,3

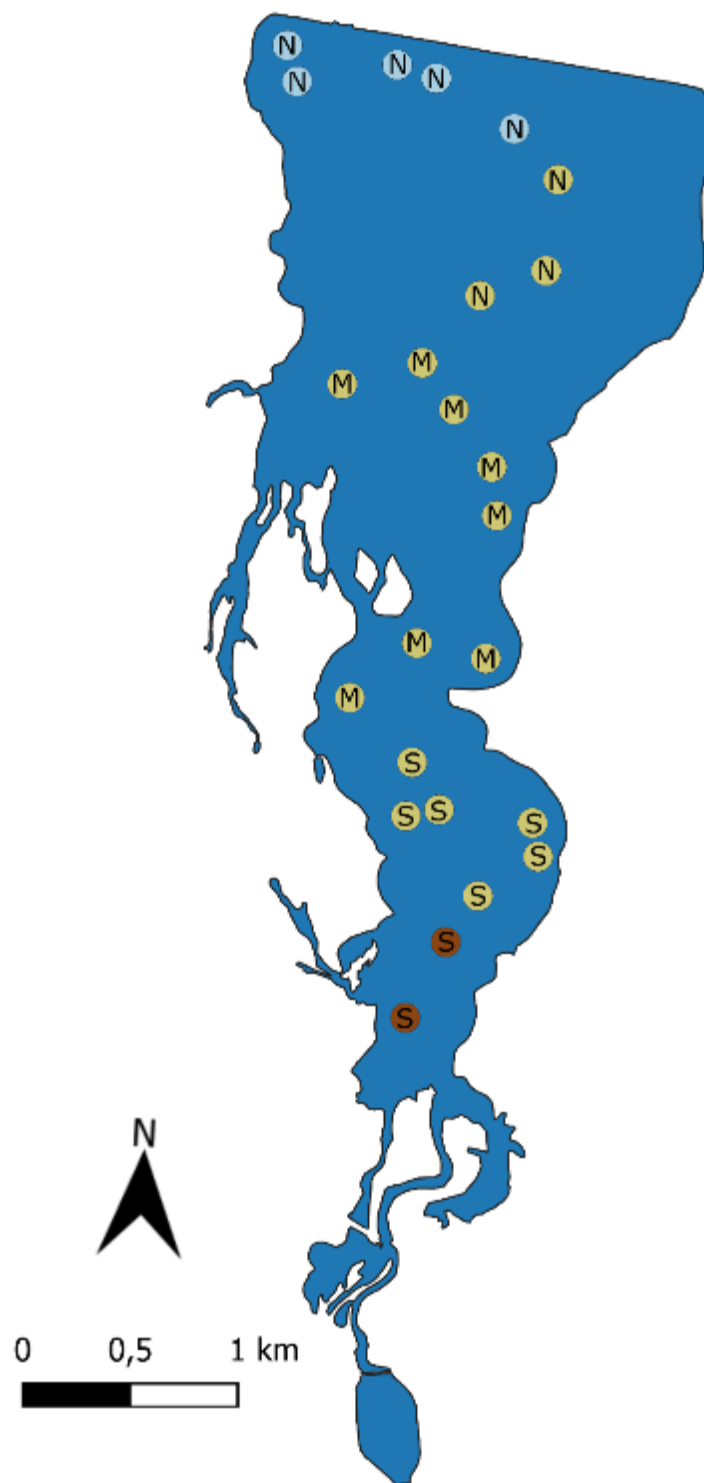


Abb. 38: Lage der benthischen Stellnetze in der Talsperre Spremberg bei der Untersuchung im Jahr 2025. Hellblaue Symbole geben die Netze im Bereich ohne Wassereintrübung, beige Symbole mit geringer und braune Symbole mit starker Eintrübung des Wassers wieder (vgl. Kapitel 3.3); N = Netze im nördlichen Bereich, M = Netze im mittleren Bereich und S = Netze im südlichen Bereich der Talsperre Spremberg.

Zwischen den drei Bereichen wurden keine Unterschiede der mittleren numerischen Einheitsfänge festgestellt (numerische Einheitsfänge: einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 2,366$; $p > 0,05$; Abb. 40, Tab. A9). Dagegen wurden signifikante Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge ermittelt (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 5,835$; $p = 0,009$). Dabei waren die biomassebezogenen Einheitsfänge im südlichen Bereich signifikant geringer als im mittleren Bereich (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,008$) (Abb. 39, Tab. A10). Gegenüber dem nördlichen Bereich wurden im mittleren und südlichen Bereich keine signifikanten Unterschiede der biomassebezogenen Einheitsfänge festgestellt (Tukey's Post-hoc-Test: $p > 0,05$).

Hinsichtlich der Anzahl der nachgewiesenen Fischarten wurden 2025 statistisch signifikante Unterschiede zwischen den drei Bereichen festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(2,21)} = 5,914$; $p = 0,009$). Im nördlichen Bereich wurden gegenüber dem mittleren (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,019$) und südlichen Bereich (Tukey's Post-hoc-Test: $p = 0,019$) signifikant weniger Fischarten nachgewiesen. Während im nördlichen Bereich im Mittel 6 Fischarten gefangen wurden, konnte in den anderen Bereichen jeweils 7,75 Fischarten nachgewiesen werden. Diese Unterschiede in der einmal jährlich durchgeführten Bestanderhebung werden nicht als ökologisch relevant eingeschätzt.

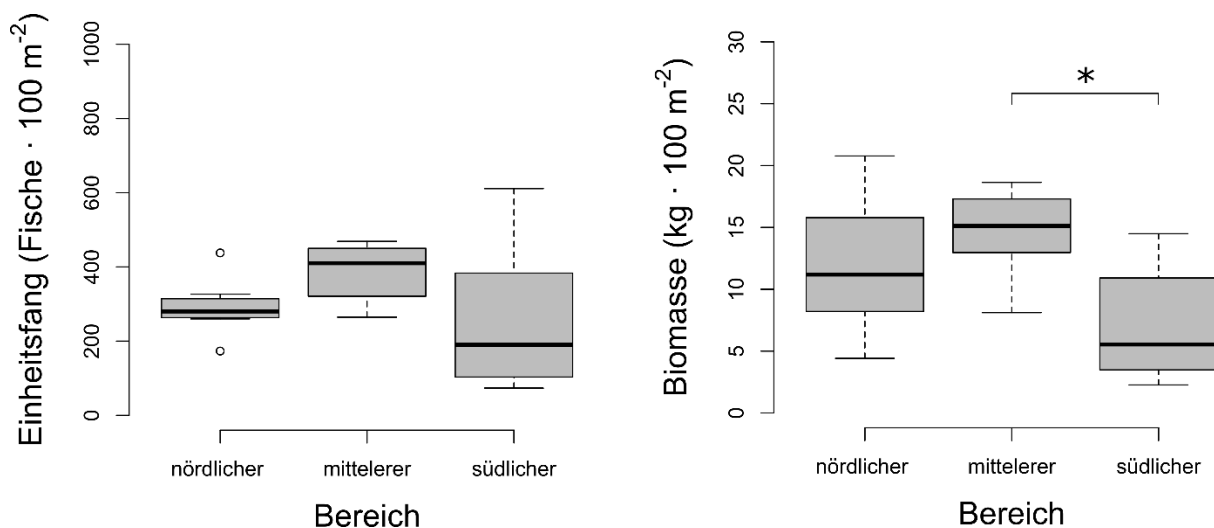


Abb. 39: Verteilung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m⁻² Netz) und Biomasse-einheitsfänge (kg·100 m⁻² Netz) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Stellnetzen 2025. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale 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 2025 in Tabelle 21 dargestellt. Daraus wird ersichtlich, dass, mit Ausnahme der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge im Jahr 2025, 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. 21, 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. 3 und 4). 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. Trotz des geringeren biomassebezogenen Einheitsfangs im Jahr 2025 im südlichen Bereich ist nicht von einer allgemeinen Meidung des südlichen Bereiches der Talsperre durch die Fische auszugehen. Sollten die Fische den südlichen Bereich aktiv meiden, sollte der Vergleich der numerischen Einheitsfänge zu einem vergleichbaren Ergebnis führen. Erst eine Verstetigung der Ergebnisse in den folgenden Monitoringjahren ließe auf eine aktive Meidung des Bereichs schließen. Zusammenfassend ist somit aktuell, unter Berücksichtigung der aufgeführten Limitationen, aus den gesammelten Monitoringergebnissen keine allgemeine Meidung des südlichen Bereichs durch die Fische abzuleiten.

Tab. 21: Mittlere numerische und biomassebezogene Einheitsfänge ($\pm$ Standardabweichung) der benthischen Multimaschenstellnetze in den drei Teilbereichen der Talsperre Spremberg aus den Jahren 2014 bis 2025

Jahr	Numerischer Einheitsfang (Fische·100 m ⁻² Netz)			Biomassebezogener Einheitsfang (kg·100 m ⁻² Netz)		
	Nördlicher Bereich	Mittlerer Bereich	Südlicher Bereich	Nördlicher Bereich	Mittlerer Bereich	Südlicher Bereich
2025	291 $\pm$ 74	389 $\pm$ 76	255 $\pm$ 190	11,9 $\pm$ 5,4 ^{ab}	14,7 $\pm$ 3,4 ^a	7,1 $\pm$ 4,5 ^b
2024	202 $\pm$ 117	171 $\pm$ 56	267 $\pm$ 163	8,7 $\pm$ 1,9	10,0 $\pm$ 6,3	9,5 $\pm$ 3,1
2023	230 $\pm$ 111	251 $\pm$ 72	234 $\pm$ 72	9,8 $\pm$ 2,7 ^a	14,2 $\pm$ 3,6 ^b	9,0 $\pm$ 2,7 ^a
2022	291 $\pm$ 67 ^a	474 $\pm$ 100 ^b	194 $\pm$ 156 ^a	13,8 $\pm$ 4,2 ^a	13,9 $\pm$ 4,1 ^a	7,1 $\pm$ 4,3 ^b
2021	183 $\pm$ 156 ^a	194 $\pm$ 59 ^{ab}	386 $\pm$ 211 ^b	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 ^{ab}	449 $\pm$ 171 ^a	164 $\pm$ 110 ^b	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 ^a	305 $\pm$ 111 ^{ab}	355 $\pm$ 125 ^b	8,0 $\pm$ 4,0	10,8 $\pm$ 4,4	7,8 $\pm$ 2,0
2016	139 $\pm$ 29 ^a	291 $\pm$ 88 ^{ab}	543 $\pm$ 390 ^b	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 ^a	7,6 $\pm$ 3,6 ^{ab}	4,9 $\pm$ 0,9 ^b
2014	106 $\pm$ 11 ^a	100 $\pm$ 29 ^a	52 $\pm$ 21 ^b	10,8 $\pm$ 4,8 ^a	8,8 $\pm$ 4,9 ^a	2,3 $\pm$ 1,3 ^b

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

7. Zusammenfassende Bewertung

In der Lausitz sind vor allem die Spree, ihre Zuflüsse und demzufolge auch die Talsperre Spremberg von einer hohen Eisenbelastung betroffen. Seit 2014 wird ein Großteil der Eisenfracht der Spree durch Sedimentation hauptsächlich in der der Talsperre vorgelagerten Vorsperre Bühlow zurückgehalten. Dazu erfolgt eine Behandlung des Spreewassers mittels Kalkmilch aus Kalkhydrat und einem Flockungshilfsmittel. Um eventuelle Auswirkungen der Wasserbehandlung auf Fische und Mollusken festzustellen bzw. auszuschließen, führt das Institut für Binnenfischerei e. V. seit Beginn der Wasserbehandlung ein Monitoring der Benthosorganismen, einschließlich Großmuscheln, sowie des Fischbestandes in der Talsperre Spremberg durch. Im September 2025 wurde das im Jahr 2014 begonnene Monitoring nun bereits im zwölften Jahr fortgesetzt. Der hier vorliegende Zwischenbericht stellt die dabei erzielten Ergebnisse vor und vergleicht sie mit denen der Vorjahre.

Im Rahmen einer Vorabschätzung zu den potenziellen Auswirkungen der Wasserkonditionierung in der Vorsperre Bühlow kamen Lewin & Rümmler (2015) anhand der verfügbaren Fachliteratur zu dem Ergebnis, dass sich der Einsatz des Flockungsmittels sehr wahrscheinlich nicht negativ auf die aquatische Fauna auswirken wird. Der hier vorliegende Zwischenbericht für das Monitoring im Jahr 2025 stellt die erzielten Ergebnisse vor und vergleicht sie mit denen der Vorjahre. Bei zusammenfassender Betrachtung ergeben sich, wie auch den Vorjahren, in Einklang mit Lewin & Rümmler (2015) keine Hinweise auf direkte negative Zusammenhänge zwischen der Wasserbehandlung und den Fisch-, Benthos- und Großmuschelbeständen in der Talsperre Spremberg.

In der aktuellen Untersuchung des Makrozoobenthos wurde eine, gegenüber den Jahren vor Beginn der Wasserkonditionierung, artenreiche Makrozoobenthosgemeinschaft, in einer gesteigerten Abundanz festgestellt. Im Längsschnitt der Talsperre wurden keine signifikanten Unterschiede der Benthosdichte und -trockenmasse beobachtet, die auf einen direkten negativen Einfluss des konditionierten Zulaufwassers auf den Bestand des Makrozoobenthos zurückzuführen sind. Ein Beispiel für eine Änderung der Artenvielfalt ist der seit 2021 festgestellte hohe Anteil von Eintagsfliegenlarven (Ephemeroptera; u. a. *Caenis luctuosa* und *Caenis robusta*) in der Makrozoobenthosgemeinschaft. Der wiederholt 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. 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. Dies 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 2025 drei geschützte Großmuschelarten in der Talsperre Spremberg nachgewiesen. Dabei handelt es sich um die Malermuschel (*U. pictorum*), die Große Flussmuschel (*U. tumidus*) und die Gemeine Teichmuschel (*A. anatina*). Die

Altersstruktur aller drei erfassten Großmuschelarten umfasste mehrere Jahrgänge, auch sehr junge Tiere aus dem laufenden Untersuchungsjahr wurden nachgewiesen. Es ist davon auszugehen, dass der Großmuschelbestand nach dem sanierungsbedingten Ablass der Talsperre 2014 weitgehend zusammengebrochen war. Aus den überlebenden Muscheln begann sich in den Folgejahren ein Großmuschelbestand zu entwickeln, in dem zunehmend bei allen drei Arten ältere Exemplare nachgewiesen werden konnten, die eine normale Lebenserwartung erreichten.

Für alle drei nachgewiesenen Arten wurde über den Monitoringzeitraum eine hohe Varianz der Besiedlungsdichte zwischen den Transekten sowie zwischen den Jahren beobachtet. Für *U. tumidus* wurden 2025 Besiedlungsdichten ermittelt, die nur geringfügig unter denen der Vorjahre 2023 und 2024 lagen. Für die Arten *U. pictorum* und *A. anatina* lagen die ermittelten Bestandsdichten der vergangenen fünf Jahre im Mittel unter denen der Vorjahre. Somit ist festzustellen, dass für die Bestände von *U. pictorum* und *A. anatina* über den gesamten Monitoringzeitraum, unabhängig von der Erfassungsmethode, eine rückläufige Entwicklung bzw. konstant niedrige Besiedlungsdichten beobachtet wurden. Für *U. tumidus* wurde eine tendenzielle Zunahme der Besiedlungsdichte beobachtet.

Insgesamt blieben die im Rahmen des Monitorings ermittelten Besiedlungsdichten weit hinter den in der Literatur genannten möglichen Individuendichten zurück. Dennoch bilden die Großmuscheln in der Talsperre Spremberg altersstrukturierte reproduzierende Bestände aus. Dies stellt eine grundlegende Bedingung für das Fortbestehen der Bestände dar.

Die Entwicklung der Großmuschelbestände deutet auf Defizite hinsichtlich der Umweltbedingungen sowie des Lebensraumes gegenüber den Bedürfnissen der Muscheln hin. In der Talsperre Spremberg sind die Großmuscheln einer Vielzahl von Stressoren ausgesetzt. Als die bedeutendsten Stressoren sind die temporär geringen Wasserstände und das damit einhergehende wiederholte Trockenfallen der flachen Uferbereiche, sehr hohe Wassertemperaturen in den Sommermonaten sowie eine ausgeprägte interspezifische Konkurrenz mit invasiven Muschelarten zu nennen (vgl. Aldrige et al. 2023, Geist et al. 2023). Auch anionische Polyacrylamide können zu einer gesteigerten Mortalität von Muscheln beitragen. Eine sichere Einschätzung einer möglichen Wirkung des Flockungshilfsmittels auf die Besiedlungsdichte der Großmuscheln in der Talsperre Spremberg ist aufgrund fehlender Vergleichsdaten nicht möglich, da weitere potenzielle Einflussfaktoren so nicht ausgeschlossen werden können. Basierend auf Angaben in der Fachliteratur ist es jedoch unwahrscheinlich, dass die in der Vorsperre eingebrachte Konzentration von $0,17 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (Mittelwert 2024, Uhlmann & Giering 2025) eine gesteigerte Sterblichkeit der Muscheln in der Talsperre verursacht und somit für die geringen Besiedlungsdichten der Großmuschelarten verantwortlich ist. Für verschiedene Süßwassermuscheln aus der Familie der Unionidae zeigten Buczek et al. (2017), dass die letalen Konzentrationen verschiedener anionischer Polyacrylamide Konzentrationen von $400 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ für Glochidien bzw. über $127 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ für Jungmuscheln überschritten. Da die in die Vorsperre eingebrachten Konzentrationen des Flockungshilfsmittels weit unterhalb der von Buczek et al. (2017) angegebenen letalen Konzentrationen liegen und die Flockungshilfsmittel in der Vorsperre sedimentieren, ist nicht davon auszugehen, dass die beobachteten niedrigen Muscheldichten in der Hauptsperre auf den Einsatz des Flockungshilfsmittels zurückgeführt werden können. Neben den

abiotischen Einflussfaktoren auf die Entwicklung der Großmuschelzönose wurden auch biotische Einflussfaktoren beobachtet. Zusätzlich zur Dreikantmuschel wurde in den vergangenen Jahren weiterhin eine starke Zunahme der Grobgerippten Körbchenmuschel, einer weiteren invasiven Muschelart, in der Talsperre Spremberg dokumentiert. Beide invasiven 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. Ferreira-Rodríguez et al. 2018, Modesto et al. 2021, Haag et al. 2021, Müller et al. 2021, Geist et al. 2023).

Im Monitoringjahr 2025 konnten im Rahmen der Fischbestandserhebung mit verschiedenen Fanggeräten, wie auch schon im Vorjahr, insgesamt 21 Fischarten in der Talsperre Spremberg gefangen werden. Somit wurde in den Jahren 2024 und 2025 die bisher höchste Artenanzahl seit Beginn des Monitorings nachgewiesen. Diese Steigerung ist jedoch vor allem auf den Fang der gebietsfremden und invasiven Fischarten zurückzuführen. Im aktuellen Monitoring wurden wiederholt die gebietsfremden bzw. invasiven Fischarten Blaubandbärbling und Sonnenbarsch gefangen. Dennoch wurden in der Talsperre mehr heimische Arten nachgewiesen, als in natürlichen Seen mit vergleichbarer Größe zu erwarten wäre.

Die mit benthischen Multimaschenstellnetzen erzielten numerischen Einheitsfänge im Jahr 2025 fielen – wie in den Vorjahren – signifikant höher aus als im Jahr 2014 unmittelbar vor Beginn der Wasserkonditionierung. Das deutet auf eine gesteigerte Fischdichte in der Talsperre Spremberg hin. Die weiterhin hohen Einheitsfänge 2025 lassen auf einen in seiner Ausprägung stabilen Fischbestand 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 waren in den Jahren 2015 - 2018 sowie 2020, 2021, 2023 - 2025 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 2025 wurden keine signifikanten Unterschiede der numerischen Einheitsfänge zwischen den Bereichen festgestellt. Der biomassebezogenen Einheitsfangs war im südlichen Bereich geringer als im mittleren Bereich der Talsperre. Dies deutet darauf hin, dass zur Beprobung im mittleren Bereich einzelne Fische mit einer höheren Stückmasse gefangen wurden. Insgesamt ist nicht von einer Meidung des südlichen Bereichs durch die Fische als Folge der Wasserkonditionierung auszugehen ist.

Der Vergleich der im Jahr 2025 erzielten Einheitsfänge im Freiwasser (pelagische Netze) mit den Vorjahren zeigt, dass der numerische Einheitsfang im Jahr 2025 lediglich in sehr wenigen Jahren höher ausfiel, weshalb der aktuell erzielte Einheitsfang im Rahmen des Monitorings als überdurchschnittlich zu beschreiben ist. Die über die Monitoringjahre beobachteten Schwankungen

der erzielten Einheitsfänge können sehr wahrscheinlich auf Änderungen der Fängigkeit der eingesetzten Fanggeräte in Abhängigkeit von verschiedenen Umweltbedingungen zurückgeführt werden. 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 der gefangenen Fische bestätigen ein natürliches Jungfischauftreten für die meisten der nachgewiesenen Fischarten in den Jahren 2015 - 2025. 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 - 2025 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. Dadurch wird eine differenzierte Bewertung möglicher Ursachen für die erzielten Ergebnisse erschwert.

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 sehr wahrscheinlich die variierenden Wasserstände, hohe Temperaturen in den Sommermonaten und die zunehmende interspezifische Konkurrenz verantwortlich sind. Offenbar hat die verbesserte Eisenrückhaltung im Zuge der Konditionierungsmaßnahmen in der Summe einen positiven Effekt auf die Entwicklung von Benthos- und Fischgemeinschaften. 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.

8. Literaturverzeichnis

- Aldridge, D. C., Ollard, I. S., Bepalaya, Y. V., Bolotov, I. N., Douda, K., Geist, J., Haag, W. R., Klunzinger, M- W., Lopes-Lima, M., Mlambo, M. C., Riccardi, N., Sousa, R., Strayer, D. L., Torres, S. H., Vaughn, C. C., Zając, T. & Zieritz, A. (2023) Freshwater mussel conservation: A global horizon scan of emerging threats and opportunities. *Global Change Biology* 29:575–589.
- Bilek, F. & Koch, C. (2012) Eisenretention in der Talsperre Spremberg - Abschlussbericht, GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden, Dresden, 99 S.
- Böhm, M., N. I. Dewhurst-Richman, M. Seddon, S. E. H. Ledger, C. Albrecht, D. Allen, A. E. Bogan, J. Cordeiro, K. S. Cummings, A. Cuttelod, G. Darrigran, W. Darwall, Z. Fehér, C. Gibson, D. L. Graf, F. Köhler, M. Lopes-Lima, G. Pastorino, K. E. Perez, K. Smith, D. van Damme, M. V. Vinarski, T. von Proschwitz, T. von Rintelen, D. C. Aldridge, N. A. Aravind, P. B. Budha, C. Clavijo, D. Van Tu, O. Gargominy, M. Ghamizi, M. Haase, C. Hilton-Taylor, P. D. Johnson, Ü. Kebapçı, J. Lajtner, C. N. Lange, D. A. W. Lepitzki, A. Martínez-Ortí, E. A. Moorkens, E. Neubert, C. M. Pollock, V. Prié, C. Radea, R. Ramirez, M. A. Ramos, S. B. Santos, R. Slapnik, M. O. Son, A.-S. Stensgaard & Collen, B. (2021) The conservation status of the world's freshwater molluscs. *Hydrobiologia* 848: 3231–3254.
- Bössneck, U. & Klingelhöfer, J. (2011) Erstnachweis der Chinesischen Teichmuschel, *Sinandonta woodiana* (Lea, 1834) aus Thüringen. *Mitteilungen der deutschen malakozoologischen Gesellschaft* 85: 11–16.
- 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.
- Domagała, J., Labecka, A., Migdalska, B. & Pilecka-Rapacz, M. (2007) Colonisation of the Channels of Międzyodrze (North-Western Poland) by *Sinanodonta Woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *Polish Journal of Natural Science*. 22: 679–690.
- 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.
- Dümpelmann, C. (2012) Erste Freilandnachweise der Chinesischen Teichmuschel *Sinanodonta woodiana* (Lea) in Hessen mit Anmerkung zu den Konsequenzen ihrer Verbreitung (Bivalvia: Unionidae). *Lauterbornia* 74: 117–124.
- Eckmann R. (1995) Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 4: 62–69.
- Ferreira-Rodríguez, N., Sousa, R. & Pardo, I. (2018) Negative effects of *Corbicula fluminea* over native freshwater mussels. *Hydrobiologia* 810:85–95.

- Geist, J., Benedict, A., Dobler, A. H., Hoess, R. and Hoos, P. (2023). Functional interactions of non-native aquatic fauna with European freshwater bivalves: implications for management. *Hydrobiologia* 852: 1397–1419.
- 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. Conch Books, Hackenheim.
- Glöer, P. (2017) Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Muscheln und Schnecken im Süßwasser der Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (Hrsg.), Göttingen.
- Gołąb, M., Lipińska, A. & Ćmiel, A. (2010) The consequences of water release from a dam reservoir for freshwater mussel survival: recommendations for improved management. *Ekologia* 29: 454–459.
- 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) Rote Liste Weichtiere (Mollusca, Gastropoda & Bivalvia). -- In: Rote Liste. Gefährdete Tiere im Land Brandenburg: – 39-48, Potsdam (Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg).
- 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., Pohl, A., Schiewe, S., Hennicke, M. & Weichler, F. (2022) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2022. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Hühn, D., Pohl, A., Schiewe, S., Hennicke, M. & Weichler, F. (2023) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2023. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.

- Hühn, D., Pohl, A., Schiewe, S., Hennicke, M. & Weichler, F. (2025) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2024. 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.
- Jakob, M. & Müller, O. (2018) Untersuchung der Großmuschelbestände (Bivalvia: Unionidae) in ausgewählten Gewässern Ostbrandenburgs unter besonderer Beachtung von *Unio crassus* (Philipsson 1788). Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 27: 4–10.
- 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. & Knorre, D. von (2011) Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken (Schnecken und Muscheln; Gastropoda et Bivalvia) Deutschlands. – In: Binot-Hafke, M.; Balzer, S.; Becker, N.; Gruttke, H.; Haupt, H.; Hofbauer, N.; Ludwig, G.; Matzke-Hajek, G. & Strauch, M. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1). – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (3): 647–708.

- Kerr, J. L., Lumsden, J. S., Russell, S. K., Jasinska, E. J. & Goss, G. G. (2014). Effects of anionic polyacrylamide products on gill histopathology in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 33: 1552–1562.
- Killeen, I., Aldridge, D. & Oliver, G. (2004) Freshwater bivalves of Britain and Ireland. National Museum of Wales Occasional Publication 82: 1–114.
- 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.
- Maday, A., Matern, S., Monk, C.T., Klefoth, T., Wolter, C. & Arlinghaus, R. (2023) Seasonal and diurnal patterns of littoral microhabitat use by fish in gravel pit lakes, with special reference to supplemented deadwood brush piles. *Hydrobiologia* 850:1557–1581.
- Matern, S., Klefoth, T., Wolter, C. & Arlinghaus, R. (2021) Environmental determinants of fish abundance in the littoral zone of gravel pit lakes. *Hydrobiologia*.
- Modesto, V., Dias, E., Ilarri, M., Lopes-Lima, M., Teixeira, A., Varandas, S., Castro, P., Antunes, C. & Sousa, R. (2021) Trophic niche overlap between native freshwater mussels (Order: Unionida) and the invasive *Corbicula fluminea*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31:2058–2071.
- Modesto, V., M. Ilarri, A. T. Souza, M. Lopes-Lima, K. Douda, 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 vorkommen den Hydropsychidae (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.
- Pfeiffer, M. 2002. Chinesische Teichmuschel, *Sinandonta woodiana* (Lea, 1834), nun auch in der Oberlausitz. *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* 10: 67–71.
- Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Litvín, R., Čech, M., Frouzová, J., Hladík, M., Hohausová, E., Peterka, J. & Vašek, M. (2008) Overestimation of percoid fishes (Percidae) in gillnet sampling. *Fisheries Research* 91:79–87.
- Prchalová, M., Kubečka, J., Říha, M., Mrkvička, T., Vašek, M., Jůza, T., MichalKratochvíl, M., Peterka, J., Draštík, 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/>
- Reichling, H.-J. (1999) Erstnachweis der Chinesischen Teichmuschel *Sinanodonta woodiana* in Deutschland – Bemerkenswerte Molluskenfunde im Seilersee der Stadt Iserlohn. NABU Märkischer Kreisverband, Infoheft 1999: 24–32.
- Sajdlová, Z., Jůza, T., Draštík, V., Sedá, J. & Čech, M. (2023). The effect of littoral complexity on the diel distribution of early juvenile fish communities in temperate freshwater reservoirs. *Ecology of Freshwater Fish* 32:783–794.
- 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.
- Schwalb, A. N. & Pusch, M. T. (2007) Horizontal and vertical movements of unionid mussels in a lowland river. *Journal of the North American Benthological Society* 26:261–272.
- 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.

- Souza, A. T., Argillier, C., Blabolil, P., Děd, V., Jarić, I., Monteoliva, A. P., Reynaud, N., Ribeiro, F., Ritterbusch, D., Sala, P., Šmejkal, M., Volta, P. & Kubečka, J. (2022) Empirical evidence on the effects of climate on the viability of common carp (*Cyprinus carpio*) populations in European lakes. *Biological Invasions*.
- 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. & Giering, N. (2025) 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 2024. Privates Institut für Wasser und Boden GmbH, 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 2025. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2015–2014	0.296	-0.25	0.85	0.826
2016–2014	0.650	0.10	1.20	0.007
2017–2014	0.146	-0.40	0.70	0.999
2018–2014	0.576	0.03	1.13	0.031
2019–2014	0.354	-0.20	0.90	0.605
2020–2014	0.578	0.03	1.13	0.030
2021–2014	0.748	0.20	1.30	0.001
2022–2014	0.669	0.12	1.22	0.005
2023–2014	0.621	0.07	1.17	0.013
2024–2014	0.599	0.05	1.15	0.020
2025–2014	0.521	-0.03	1.07	0.082
2016–2015	0.353	-0.20	0.90	0.606
2017–2015	-0.151	-0.70	0.40	0.999
2018–2015	0.280	-0.27	0.83	0.875
2019–2015	0.057	-0.49	0.61	1.000
2020–2015	0.282	-0.27	0.83	0.870
2021–2015	0.452	-0.10	1.00	0.226
2022–2015	0.373	-0.18	0.92	0.522
2023–2015	0.325	-0.22	0.88	0.723
2024–2015	0.302	-0.25	0.85	0.807
2025–2015	0.225	-0.33	0.77	0.971
2017–2016	-0.504	-1.05	0.05	0.108
2018–2016	-0.074	-0.62	0.48	1.000
2019–2016	-0.296	-0.85	0.25	0.827
2020–2016	-0.072	-0.62	0.48	1.000
2021–2016	0.099	-0.45	0.65	1.000
2022–2016	0.019	-0.53	0.57	1.000
2023–2016	-0.028	-0.58	0.52	1.000
2024–2016	-0.051	-0.60	0.50	1.000
2025–2016	-0.129	-0.68	0.42	1.000
2018–2017	0.430	-0.12	0.98	0.295
2019–2017	0.208	-0.34	0.76	0.984
2020–2017	0.432	-0.12	0.98	0.288
2021–2017	0.603	0.05	1.15	0.019
2022–2017	0.523	-0.03	1.07	0.079
2023–2017	0.476	-0.07	1.03	0.164
2024–2017	0.453	-0.10	1.00	0.223
2025–2017	0.375	-0.17	0.93	0.512
2019–2018	-0.222	-0.77	0.33	0.973
2020–2018	0.002	-0.55	0.55	1.000
2021–2018	0.172	-0.38	0.72	0.997
2022–2018	0.093	-0.46	0.64	1.000
2023–2018	0.046	-0.50	0.60	1.000
2024–2018	0.023	-0.53	0.57	1.000
2025–2018	-0.055	-0.61	0.50	1.000
2020–2019	0.224	-0.33	0.77	0.971
2021–2019	0.395	-0.16	0.94	0.430
2022–2019	0.315	-0.23	0.87	0.760
2023–2019	0.268	-0.28	0.82	0.904
2024–2019	0.245	-0.31	0.80	0.946
2025–2019	0.167	-0.38	0.72	0.997

Fortsetzung Tab A1

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2021–2020	0,170	-0,38	0,72	0,997
2022–2020	0,091	-0,46	0,64	1,000
2023–2020	0,044	-0,51	0,59	1,000
2024–2020	0,021	-0,53	0,57	1,000
2025–2020	-0,057	-0,61	0,49	1,000
2022–2021	-0,079	-0,63	0,47	1,000
2023–2021	-0,127	-0,68	0,42	1,000
2024–2021	-0,150	-0,70	0,40	0,999
2025–2021	-0,227	-0,78	0,32	0,968
2023–2022	-0,048	-0,60	0,50	1,000
2024–2022	-0,070	-0,62	0,48	1,000
2025–2022	-0,148	-0,70	0,40	0,999
2024–2023	-0,023	-0,57	0,53	1,000
2025–2023	-0,101	-0,65	0,45	1,000
2025–2024	-0,078	-0,63	0,47	1,000

Tab. A2. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthos-trockenmasse aus den Jahren 2014 bis 2025.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2015–2014	0.013	-3.93	3.96	1.000
2016–2014	0.424	-3.52	4.37	1,000
2017–2014	-0.103	-4.05	3.84	1,000
2018–2014	0.286	-3.66	4.23	1,000
2019–2014	-0.006	-3.95	3.94	1,000
2020–2014	1.695	-2.25	5.64	0,958
2021–2014	0.643	-3.30	4.59	1,000
2022–2014	0.541	-3.41	4.49	1,000
2023–2014	0.443	-3.50	4.39	1,000
2024–2014	0.449	-3.50	4.40	1,000
2025–2014	3.739	-0.21	7.69	0,082
2016–2015	0.410	-3.54	4.36	1,000
2017–2015	-0.117	-4.06	3.83	1,000
2018–2015	0.273	-3.68	4.22	1,000
2019–2015	-0.019	-3.97	3.93	1,000
2020–2015	1.682	-2.27	5.63	0,961
2021–2015	0.630	-3.32	4.58	1,000
2022–2015	0.527	-3.42	4.48	1,000
2023–2015	0.430	-3.52	4.38	1,000
2024–2015	0.436	-3.51	4.38	1,000
2025–2015	3.725	-0.22	7.67	0,085
2017–2016	-0.527	-4.48	3.42	1,000
2018–2016	-0.138	-4.09	3.81	1,000
2019–2016	-0.430	-4.38	3.52	1,000
2020–2016	1.271	-2.68	5.22	0,996
2021–2016	0.219	-3.73	4.17	1,000
2022–2016	0.117	-3.83	4.07	1,000
2023–2016	0.020	-3.93	3.97	1,000
2024–2016	0.026	-3.92	3.97	1,000
2025–2016	3.315	-0.63	7.26	0,198
2018–2017	0.389	-3.56	4.34	1,000
2019–2017	0.097	-3.85	4.05	1,000
2020–2017	1.798	-2.15	5.75	0,937
2021–2017	0.746	-3.20	4.69	1,000
2022–2017	0.644	-3.30	4.59	1,000
2023–2017	0.547	-3.40	4.49	1,000
2024–2017	0.553	-3.40	4.50	1,000
2025–2017	3.842	-0.11	7.79	0,065
2019–2018	-0.292	-4.24	3.66	1,000
2020–2018	1.409	-2.54	5.36	0,990
2021–2018	0.357	-3.59	4.31	1,000
2022–2018	0.255	-3.69	4.20	1,000
2023–2018	0.157	-3.79	4.11	1,000
2024–2018	0.163	-3.78	4.11	1,000
2025–2018	3.453	-0.50	7.40	0,152
2020–2019	1.701	-2.25	5.65	0,957
2021–2019	0.649	-3.30	4.60	1,000
2022–2019	0.547	-3.40	4.49	1,000
2023–2019	0.449	-3.50	4.40	1,000
2024–2019	0.455	-3.49	4.40	1,000
2025–2019	3.745	-0.20	7.69	0,081

Fortsetzung Tab. A2

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2021–2020	-1,052	-5,00	2,90	0,999
2022–2020	-1,154	-5,10	2,79	0,998
2023–2020	-1,252	-5,20	2,70	0,996
2024–2020	-1,246	-5,19	2,70	0,996
2025–2020	2,044	-1,90	5,99	0,861
2022–2021	-0,102	-4,05	3,85	1,000
2023–2021	-0,200	-4,15	3,75	1,000
2024–2021	-0,194	-4,14	3,75	1,000
2025–2021	3,096	-0,85	7,04	0,291
2023–2022	-0,097	-4,05	3,85	1,000
2024–2022	-0,091	-4,04	3,86	1,000
2025–2022	3,198	-0,75	7,15	0,245
2024–2023	0,006	-3,94	3,95	1,000
2025–2023	3,295	-0,65	7,24	0,206
2025–2024	3,289	-0,66	7,24	0,208
2015–2014	0,013	-3,93	3,96	1,000
2016–2014	0,424	-3,52	4,37	1,000
2017–2014	-0,103	-4,05	3,84	1,000
2018–2014	0,286	-3,66	4,23	1,000
2019–2014	-0,006	-3,95	3,94	1,000
2020–2014	1,695	-2,25	5,64	0,958
2021–2014	0,643	-3,30	4,59	1,000
2022–2014	0,541	-3,41	4,49	1,000

Tab. A3: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthosdichte aus den Jahren 2014 bis 2025 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2025	n-m	1554,0	-5.681,08 – 8789,08	0,844
	s-m	-2345,8	-9.580,88 – 4.889,28	0,634
	s-m	-3.899,8	-11.134,88 – 3.335,28	0,366
2024	n-m	-0,123	-0,89 – 0,65	0,910
	s-m	0,293	-0,48 – 1,06	0,596
	s-n	0,416	-0,36 – 1,19	0,365
2023	n-m	-7.673,997	-1.542,43 – 77,43	0,050
	s-m	-696,289	-8.477,73 – 7.055,14	0,970
	s-n	6.977,708	-773,72 – 1.429,13	0,080
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

Fortsetzung Tab. A3

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
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
2014	n-m	-0,237	-0,57 – 0,09	0,183
	s-m	0,074	-0,28 – 0,42	0,849
	s-n	0,311	0,05 – 0,57	0,019

Tab. A4. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren Benthostrockenmasse aus den Jahren 2014 bis 2025 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre).

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2025	n-m	1,628	-14,83 – 18,09	0,964
	s-m	6,994	- 9,46 – 23,45	0,526
	s-n	5,365	- 11,09 – 21,82	0,680
2024	n-m	-0,368	-1,10 – 0,36	0,410
	s-m	-0,099	-0,83 – 0,63	0,933
	s-n	0,269	-0,46 – 0,99	0,613
2023	n-m	-0,933	-1,95 – 0,08	0,075
	s-m	-0,567	-1,58 – 0,45	0,436
	s-n	0,367	-0,65 – 1,38	0,629
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
2016	n-m	0,006	-0,85 – 0,86	1,000
	s-m	0,927	0,07 – 1,78	0,033
	s-n	0,921	0,07 – 1,78	0,034

Fortsetzung Tab. A4

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
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 2025

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

Fotodokumentation des Großmuschelmonitorings

Transekt 1a



Abb. A1: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 1a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A2: Leerschalen aus Transekt 1a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 1b



Abb. A3: Leerschalen aus Transekt 1b (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 2a



Abb. A4: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 2a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A5: Leerschalen aus Transekt 2a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 3



Abb. A6: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

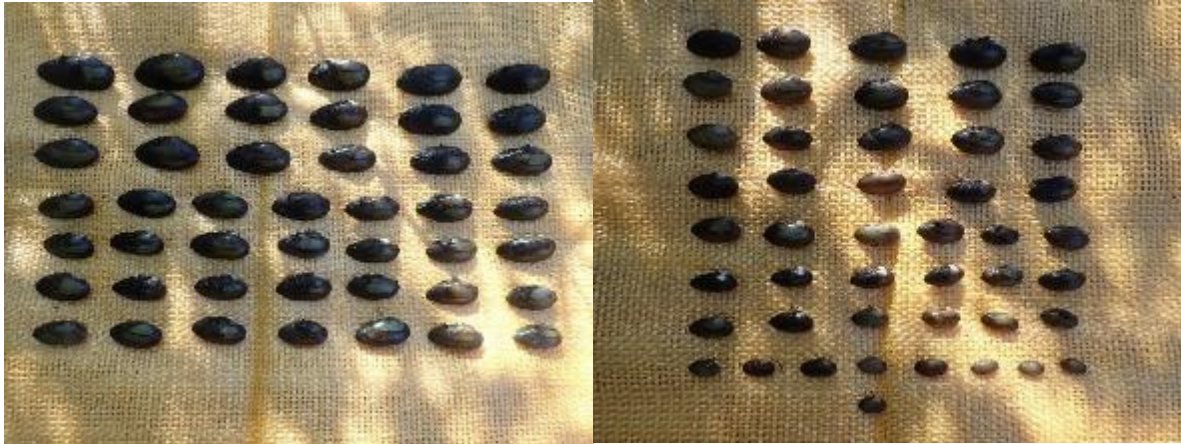


Abb. A7: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 3 (Fotos: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A8: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A9: Leerschalen aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 6



Abb. A10: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 6 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A11: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 6 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A12: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 6 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A13: Leerschalen aus Transekt 6 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 8



Abb. A14: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 8 (Fotos: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A15: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 8 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A16: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 8 vor der Entfernung von *Dreissena polymorpha* (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A17: Leerschalen aus Transekt 8 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 9



Abb. A18: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 9 (Fotos: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A19: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A20: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 10



Abb. A21: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 10 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A22: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* und *Unio pictorum* (untere Reihe) aus Transekt 10 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A23: Leerschalen aus Transekt 10 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 11a



Abb. A24: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 11a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A25: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 11a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A26: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 11a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A27: Leerschalen aus Transekt 11a (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 11b



Abb. A30: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 11b (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A31: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* und *Unio pictorum* (untere Reihe) aus Transekt 11b (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A32: Leerschalen aus Transekt 11b (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 12



Abb. A33: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* und *Unio pictorum* (untere Reihe) aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A34: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus* aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A35: Leerschalen aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 13



Abb. A36: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 13 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A37: Leerschalen aus Transekt 13 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 15



Abb. A38: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* und *Anodonta anatina* (untere Reihe) aus Transekt 15 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).



Abb. A39: Leerschalen aus Transekt 15 (Foto: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Transekt 16

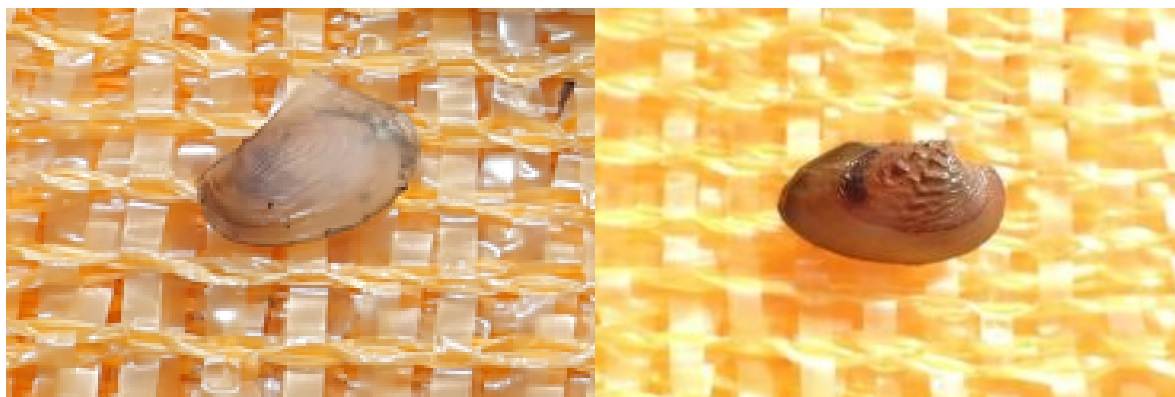


Abb. A40: Lebend nachgewiesene Muscheln aus Transekt 16 (links *Anodonta anatina*, rechts *Unio tumidus*) (Fotos: A. Pohl, Lauria – Büro für ökologische Untersuchungen).

Tab. A6: Fänge mit den verschiedenen Fanggeräten im September 2025

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse
Elektrofischerei	Aal	15 – 20	2	
		20 – 25	1	
		30 – 35	1	
		35 – 40	3	
	Barsch	5 – 10	50	
		10 – 15	7	
		15 – 20	2	
	Bitterling	< 5	247	
		5 – 10	21	
	Blei	< 5	1	
		5 – 10	3	
	Döbel	< 5	1	
		5 – 10	2	
		10 – 15	1	
	Giebel	5 – 10	1	
	Güster	< 5	1	
		10 – 15	1	
	Hecht	15 – 20	4	
		20 – 25	1	
		25 – 30	1	
		30 – 35	1	
		35 – 40	1	
		40 – 45	1	
		60 – 65	1	
	Krebs - Kamber	5 – 10	1	
	Moderlieschen	< 5	1	
		5 – 10	1	
	Plötze	< 5	42	
		5 – 10	38	
		10 – 15	5	
		25 – 30	1	
	Rotfeder	< 5	26	
		5 – 10	16	
	Schleie	< 5	8	
		5 – 10	2	
		30 – 35	1	
	Sonnenbarsch	< 5	3	
		5 – 10	4	
	Ukelei	5 – 10	1	
	Wels	130 – 135	1	
Benthische	Aland	20 – 25	1	102
Multimaschenstellnetze	Barsch	5 – 10	831	7.278
		10 – 15	444	11.168
		15 – 20	88	4.839
		20 – 25	35	5.046
		25 – 30	11	3.058
		40 – 45	2	2.412

Fanggerät	Fischart	Längenbereich	Anzahl	Gesamtmasse
	Bitterling	< 5	12	11
		5 – 10	11	27
	Blaubandbärbling	5 – 10	1	3
	Blei	< 5	2	2
		5 – 10	8	57
		10 – 15	31	644
		15 – 20	55	2.663
		20 – 25	23	2.853
		25 – 30	15	3.113
		30 – 35	5	1.736
		35 – 40	1	441
		40 – 45	1	797
	Gründling	5 – 10	1	2
	Güster	5 – 10	252	1.937
		10 – 15	215	4.586
		15 – 20	70	3.948
		20 – 25	26	3.290
		25 – 30	4	952
	Hecht	20 – 25	1	63
		30 – 35	2	398
		35 – 40	1	387
		60 – 65	1	1.512
		70 – 75	1	2.428
	Kaulbarsch	5 – 10	192	806
		10 – 15	50	1.091
	Plötze	< 5	1	2
		5 – 10	53	356
		10 – 15	546	12.169
		15 – 20	131	6.757
		20 – 25	58	7.617
		25 – 30	45	12.512
		30 – 35	3	961
		35 – 40	1	627
	Rotfeder	5 – 10	5	37
		10 – 15	25	648
		15 – 20	30	2.044
		20 – 25	19	2.995
		25 – 30	9	2.686
		30 – 35	2	1.066
		35 – 40	1	943
	Schleie	40 – 45	1	1.095
	Ukelei	5 – 10	3	14
		10 – 15	7	161
		15 – 20	15	529
	Zander	5 – 10	2	6
		10 – 15	2	32
		15 – 20	3	103
		20 – 25	1	71

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse
Pelagische Multimaschenstellnetze	Zander	30 – 35	1	278
	Barsch	5 – 10	192	1.738
		10 – 15	75	2.051
		15 – 20	5	233
		20 – 25	2	287
	Bitterling	< 5	20	25
		5 – 10	1	1
	Blei	15 – 20	1	50
		20 – 25	1	101
	Güster	5 – 10	2	13
		10 – 15	10	233
		15 – 20	8	466
		20 – 25	1	123
	Kaulbarsch	10 – 15	1	25
	Plötze	10 – 15	7	132
		20 – 25	8	1.149
		25 – 30	18	4.450
		30 – 35	1	364
	Rotfeder	20 – 25	1	155
Großmaschige Grundstellnetze	Aland	65 – 70	1	3.984
	Blei	35 – 40	1	691
		40 – 45	3	3.010
		45 – 50	2	2.361
		50 – 55	9	16.161
		55 – 60	5	10.175
	Hecht	120 – 125	1	11.900
	Karpfen	70 – 75	2	19.400
	Zander	80 – 85	1	4.552



Abb. A41. Mit den großmaschigen Grundstellnetzen gefangener Aland (Totallänge = 66 cm, Masse = 3,98 kg) (Fotos: IfB/Hennicke)



Abb. A42. Mit den großmaschigen Grundstellnetzen gefangener Hecht mit einer Totallänge von 125 cm und einer Masse über 10 kg (Foto: IfB/Hennicke)



Abb. A43. Wels mit einer Totallänge von 134 cm und einer Masse ca. 9,0 kg aus den Fängen der Elektrofischerei (Fotos: IfB/Hennicke)

Tab. A7: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren numerischen Einheitsfänge der benthischen Multimaschenstellnetze aus den Jahren 2014 bis 2025. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2015–2014	0.425	0.19	0.66	< 0.001
2016–2014	0.447	0.21	0.68	< 0.001
2017–2014	0.494	0.26	0.73	< 0.001
2018–2014	0.458	0.22	0.70	< 0.001
2019–2014	0.483	0.25	0.72	< 0.001
2020–2014	0.384	0.15	0.62	< 0.001
2021–2014	0.393	0.16	0.63	< 0.001
2022–2014	0.492	0.25	0.73	< 0.001
2023–2014	0.419	0.18	0.66	< 0.001
2024–2014	0.345	0.11	0.58	< 0.001
2025–2014	0.512	0.28	0.75	< 0.001
2016–2015	0,022	-0,22	0,26	1,000
2017–2015	0,069	-0,17	0,31	0,998
2018–2015	0,033	-0,20	0,27	1,000
2019–2015	0,058	-0,18	0,30	1,000
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	0,999
2023–2015	-0,006	-0,24	0,23	1,000
2024–2015	-0,081	-0,32	0,16	0,994
2025–2015	0,087	-0,15	0,32	0,988
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	0,999
2021–2016	-0,055	-0,29	0,18	1,000
2022–2016	0,044	-0,19	0,28	1,000
2023–2016	-0,028	-0,27	0,21	1,000
2024–2016	-0,103	-0,34	0,13	0,957
2025–2016	0,065	-0,17	0,30	0,999
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	0,933
2021–2017	-0,101	-0,34	0,14	0,962
2022–2017	-0,002	-0,24	0,23	1,000
2023–2017	-0,075	-0,31	0,16	0,997
2024–2017	-0,149	-0,39	0,09	0,642
2025–2017	0,018	-0,22	0,26	1,000
2019–2018	0,025	-0,21	0,26	1,000
2020–2018	-0,074	-0,31	0,16	0,997
2021–2018	-0,066	-0,30	0,17	0,999
2022–2018	0,033	-0,20	0,27	1,000
2023–2018	-0,039	-0,28	0,20	1,000
2024–2018	-0,114	-0,35	0,12	0,915
2025–2018	0,054	-0,18	0,29	1,000
2020–2019	-0,099	-0,34	0,14	0,967
2021–2019	-0,091	-0,33	0,15	0,983
2022–2019	0,008	-0,23	0,25	1,000
2023–2019	-0,064	-0,30	0,17	0,999
2024–2019	-0,139	-0,38	0,10	0,741
2025–2019	0,029	-0,21	0,27	1,000

Fortsetzung Tab. A7

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2021–2020	0,009	-0,23	0,25	1,000
2022–2020	0,107	-0,13	0,34	0,941
2023–2020	0,035	-0,20	0,27	1,000
2024–2020	-0,039	-0,28	0,20	1,000
2025–2020	0,128	-0,11	0,37	0,827
2022–2021	0,099	-0,14	0,34	0,967
2023–2021	0,026	-0,21	0,26	1,000
2024–2021	-0,048	-0,29	0,19	1,000
2025–2021	0,119	-0,12	0,36	0,884
2023–2022	-0,073	-0,31	0,16	0,997
2024–2022	-0,147	-0,38	0,09	0,664
2025–2022	0,021	-0,22	0,26	1,000
2024–2023	-0,074	-0,31	0,16	0,997
2025–2023	0,093	-0,14	0,33	0,979
2025–2024	0,168	-0,07	0,40	0,459

Tab. A8: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Multimaschenstellnetze aus den Jahren 2014 bis 2025. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2015–2014	1.713	-3.02	6.44	0.989
2016–2014	1.410	-3.32	6.14	0.998
2017–2014	1.439	-3.29	6.17	0.998
2018–2014	3.182	-1.55	7.91	0.538
2019–2014	6,145	1,42	10,87	0,001
2020–2014	3.269	-1.46	8.00	0.494
2021–2014	0.605	-4.12	5.33	1.000
2022–2014	3.650	-1.08	8.38	0.317
2023–2014	3.067	-1.66	7.79	0.596
2024–2014	1.492	-3.24	6.22	0.997
2025–2014	3.316	-1.41	8.04	0.471
2016–2015	-0.303	-5.03	4.43	1.000
2017–2015	-0.273	-5.00	4.45	1.000
2018–2015	1.469	-3.26	6.20	0.997
2019–2015	4.432	-0.30	9.16	0.090
2020–2015	1.556	-3.17	6.28	0.995
2021–2015	-1.108	-5.84	3.62	1.000
2022–2015	1.937	-2.79	6.67	0.971
2023–2015	1.354	-3.37	6.08	0.999
2024–2015	-0.221	-4.95	4.51	1.000
2025–2015	1.603	-3.12	6.33	0.994
2017–2016	0.029	-4.70	4.76	1.000
2018–2016	1.772	-2.96	6.50	0.986
2019–2016	4,735	0,01	9,46	0,049
2020–2016	1.859	-2.87	6.59	0.979
2021–2016	-0.805	-5.53	3.92	1.000
2022–2016	2.240	-2.49	6.97	0.921
2023–2016	1.657	-3.07	6.38	0.992
2024–2016	0.082	-4.65	4.81	1.000
2025–2016	1.906	-2.82	6.63	0.975
2018–2017	1.742	-2.99	6.47	0.987
2019–2017	4.705	-0.02	9.43	0.052
2020–2017	1.829	-2.90	6.56	0.982
2021–2017	-0.835	-5.56	3.89	1.000
2022–2017	2.211	-2.52	6.94	0.928
2023–2017	1.627	-3.10	6.36	0.993
2024–2017	0.052	-4.68	4.78	1.000
2025–2017	1.876	-2.85	6.60	0.978
2019–2018	2.963	-1.76	7.69	0.647
2020–2018	0.087	-4.64	4.81	1.000
2021–2018	-2.577	-7.31	2.15	0.818
2022–2018	0.468	-4.26	5.20	1.000
2023–2018	-0.115	-4.84	4.61	1.000
2024–2018	-1.690	-6.42	3.04	0.990
2025–2018	0.134	-4.59	4.86	1.000
2020–2019	-2.876	-7.60	1.85	0.690
2021–2019	-5,540	-10,27	-0,81	0,008
2022–2019	-2.495	-7.22	2.23	0.848
2023–2019	-3.078	-7.81	1.65	0.590
2024–2019	-4.653	-9.38	0.07	0.058
2025–2019	-2.829	-7.56	1.90	0.712

Fortsetzung Tab. A8

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall		Signifikanz (p)
		untere Grenze	obere Grenze	
2021–2020	-2,664	-7,39	2,06	0,784
2022–2020	0,381	-4,35	5,11	1,000
2023–2020	-0,202	-4,93	4,53	1,000
2024–2020	-1,777	-6,50	2,95	0,985
2025–2020	0,047	-4,68	4,77	1,000
2022–2021	3,046	-1,68	7,77	0,606
2023–2021	2,462	-2,27	7,19	0,859
2024–2021	0,887	-3,84	5,62	1,000
2025–2021	2,711	-2,02	7,44	0,764
2023–2022	-0,583	-5,31	4,14	1,000
2024–2022	-2,158	-6,89	2,57	0,938
2025–2022	-0,334	-5,06	4,39	1,000
2024–2023	-1,575	-6,30	3,15	0,995
2025–2023	0,249	-4,48	4,98	1,000
2025–2024	1,824	-2,90	6,55	0,982

Tab. A9: Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren numerischen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2025 zwischen den drei Teilbereichen (n = nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2025	n-m	-96,1	-254,5 – 62,3	0,398
	s-m	-132,2	-290,6 – 26,1	0,113
	s-n	-36,1	-194,5 – 122,3	0,835
2024	n-m	30,0	-122,0 – 182,0	0,873
	s-m	96,1	-55,9 – 248,1	0,270
	s-n	66,1	-85,9 – 218,1	0,527
2023	n-m	-21,5	-131,15 – 88,15	0,874
	s-m	-17,5	-127,15 – 92,15	0,915
	s-n	4,0	- 105,65 – 113,65	0,995
2022	n-m	-182,222	-325,75 – -38,69	0,011
	s-m	-279,722	-423,24 – -136,19	< 0,001
	s-n	-97,500	- 241,02 – 46,02	0,224
2021	n-m	-11,944	-207,87 – 183,98	0,987
	s-m	191,667	-4,263 – 387,59	0,055
	s-n	203,611	7,680 – 399,54	0,040
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
2019	n-m	-142,747	-290,37 – 4,88	0,059
	s-m	-284,722	-441,96 – -127,49	< 0,001
	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
2017	n-m	-101,985	-237,20 – 33,23	0,163
	s-m	49,690	-98,53 – 197,91	0,680
	s-n	151,675	22,86 – 280,49	0,019
2016	n-m	-151,409	-360,67 – 57,85	0,186
	s-m	252,300	-4,44 – 509,04	0,055
	s-n	403,709	160,81 – 646,61	0,001

Fortsetzung Tab. A9

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
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
2014	n-m	5,625	-21,49 – 32,74	0,861
	s-m	-48,625	-75,74 – -21,51	0,001
	s-n	-54,250	-81,36 – -27,14	< 0,001

Tab. A10. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey's Post-hoc-Test) der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2025 zwischen den drei Teilbereichen (n = nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2025	n-m	-2,746	-8,43 – 2,93	0,456
	s-m	-7,613	-13,29 – -1,93	0,008
	s-n	-4,867	-10,55 – 0,81	0,102
2024	n-m	-1,314	-6,58 – 3,95	0,805
	s-m	-0,569	-5,83 – 4,69	0,960
	s-n	0,745	-4,52 – 6,01	0,932
2023	n-m	-4,350	-8,19 – -0,51	0,024
	s-m	-5,137	-8,98 – -1,29	0,008
	s-n	-0,787	-4,63 – 3,05	0,863
2022	n-m	-0,056	-5,34 – 5,22	0,999
	s-m	-6,788	-12,07 – -1,50	0,010
	s-n	-6,731	-12,01 – -1,44	0,011
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

Fortsetzung Tab. A10

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2015	n-m	3,762	-0,59 – 8,11	0,098
	s-m	-2,691	-8,04 – 2,66	0,428
	s-n	-6,453	-11,32 – -1,59	0,008
2014	n-m	1,963	-3,07 – 7,00	0,596
	s-m	-6,500	-11,53 – -1,47	0,010
	s-n	-8,463	-13,50 – -3,43	0,001