Institut für Binnenfischerei e.V.
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 2020

Foto: M. Hennicke, IfB

Dezember 2020

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	M.Sc. D. Hühn[1] & Dr. A. Pohl[2] [1] Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow, Potsdam [2] Lauria - Büro für ökologische Gutachten, Dresden (Großmuschelmonitoring)
Technische Bearbeitung	M. Hennicke CTA S. Schiewe Fischerei-Ing. F. Weichler

Inhaltsverzeichnis

1. Veranlassung und Durchführung 4

2. Methoden 6

2.1 Physikalische und wasserchemische Parameter 6
2.2 Untersuchungen des Makrozoobenthos 6
2.3 Jungfischmonitoring und Gesamtfischbestandsuntersuchung 7
2.4 Großmuschelmonitoring 10
2.5 Datenverarbeitung und statistische Auswertung 13

3. Die Talsperre Spremberg 14

3.1 Lage, Entstehung und Nutzung der Talsperre Spremberg 14
3.2 Morphometrische Daten 14
3.3 Physikalische und wasserchemische Parameter 18

4. Makrozoobenthos 25

5. Großmuscheln 30

5.1 Erfasste Großmuschelarten 30
5.2 Ergebnisse des Monitorings in den einzelnen Transekten 36
5.3 Häufigkeit, Altersstruktur, Besiedlungsdichte, gewässerspezifische Verteilung und Begleitfauna 55

6. Fischbestand 59

6.1 Gesamtfischbestand 59
6.2 Jungfischmonitoring (Elektrofischerei) 62
6.3 Pelagische Netze 65
6.4 Benthische Netze 68
6.5 Längen-Häufigkeits-Diagramme ausgewählter Fischarten 72
6.6 Räumliche Verteilung der Fische 81

7. Zusammenfassende Bewertung 85

8. Literatur 89

9. Anhang 93

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 Flockungshilfsmittel wurde nach Angaben der GIP GmbH Dresden mit „Koaret 3230 T“ ein anionisches Polyacrylamid/Polyacrylat eingesetzt. Im Kalenderjahr 2019 lag die volumenspezifische Dosierung des Kalks im Mittel bei 10,7 $g \cdot m^{-3}$ (Spannweite 0,2 bis 17,4 $g \cdot m^{-3}$) und des FHM bei 0,26 $g \cdot m^{-3}$ (Spannweite 0,08 bis 0,39 $g \cdot m^{-3}$) (Uhlmann et al. 2020).

Der Betrieb der Anlage begann im August 2014 und war zunächst bis Ende des Jahres vorgesehen. Nach erfolgter Sanierung der Talsperre Spremberg durch das Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV, heute Landesamt für Umwelt [LfU]) im Jahr 2015 sollten die Konditionierungsanlagen weiter betrieben werden. Mit dem ersten Nachtrag vom 02. Januar 2015 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. Für die FFH-Verträglichkeitsprüfung im Rahmen der Verlängerung der wasserrechtlichen Erlaubnis der beiden Konditionierungsanlagen wurde das Institut für Binnenfischerei (IfB) durch die LMBV mbH beauftragt, das vorliegende fischereibiologische Monitoring durchzuführen, um eventuelle Auswirkungen der Wasserbehandlung auf Fische und Mollusken festzustellen bzw. auszuschließen.

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

Substanzen selbst sowie die ausgebrachten Mengen, die weit unterhalb kritischer Grenzwerte liegen von keinen negativen Einflüssen auf den Fischbestand ausgegangen wird (z.B. Kerr et al. 2014, Buczek et al. 2017, oder Lewin & Rümmler [2015] für weitere Informationen). Im vorliegenden Bericht über die Auswirkungen der Wasserkonditionierung im Zulauf der Talsperre Spremberg auf den Fischbestand und die Mollusken wurden im Jahr 2020 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]) werden Aussagen zum derzeitigen Fischbestand einschließlich des Jungfischaufkommens und seiner Entwicklung in der Talsperre Spremberg abgeleitet.

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

Das Monitoring der Großmuscheln beinhaltete eine qualitative und quantitative Erfassung der Muschelbestände und wurde 2019 und 2020 durch das Büro Lauria - Büro für ökologische Gutachten - durchgeführt.

2. Methoden

2.1 Physikalische und wasserchemische Parameter

Während der Untersuchung der aquatischen Lebewesen in der Talsperre Spremberg (21. September 2020) wurden die Parameter Wassertemperatur (°C), pH-Wert, Leitfähigkeit ($\mu S \cdot cm^{-1}$) und gelöster Sauerstoff ($mg \cdot l^{-1}$) als vertikales Profil mit Sonden der Fa. WTW (TA 197 pH, FDO 925-P) bestimmt. Weiterhin wurde die Sichttiefe (cm) mit einer Secchi-Scheibe (Hydrobios, Kiel) ermittelt.

2.2 Untersuchungen des Makrozoobenthos

Zur Untersuchung der Benthosorganismen wurden am 03. September 2020 insgesamt 18 Bodenproben entnommen. Die Probenahme erfolgte entlang von sechs Transekten über das Gewässer, so dass Proben aus unterschiedlichen Gewässerbereichen und -tiefen genommen werden konnten. Beprobt wurde der nördliche Bereich (6 Proben, Probennummer 10 - 15), der mittlere Bereich (6 Proben, Probennummer 7 - 9 und 16 - 18) und der südliche Bereich der Talsperre (6 Proben, Probennummer 1 - 6) (Abb. 1).

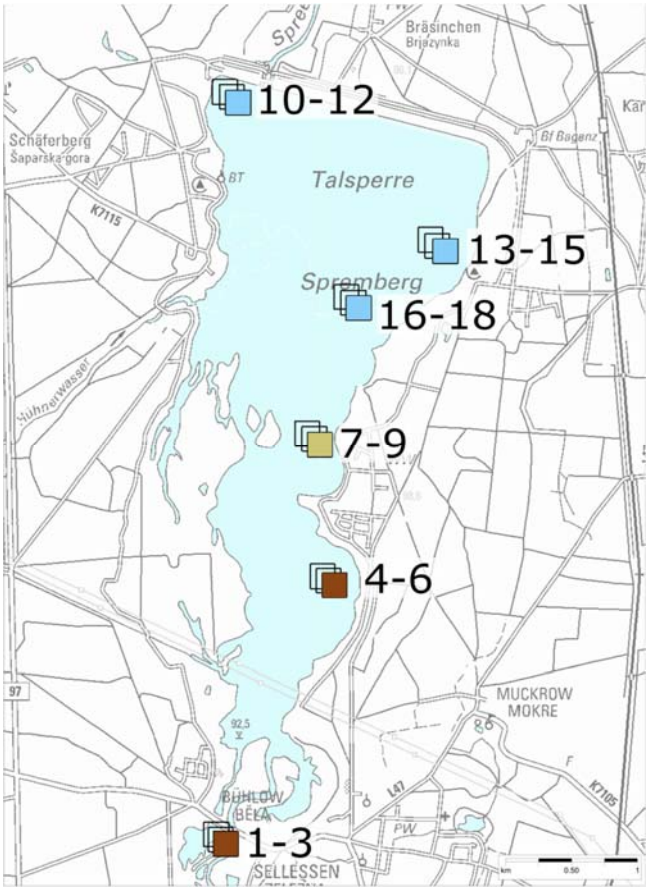

Abb. 1: Lage der Probenahmestellen zur Untersuchung der Benthosorganismen in der Talsperre Spremberg, September 2020 (Karte: Top 50 Brandenburg)

Die Bodenproben wurden mit einem Bodengreifer nach Ekmann-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 2019 (Lewin & Rümmler 2014 und Hühn et al. 2015, 2016, 2017, 2018, 2019) dargestellt und mit den aktuellen Daten verglichen.

2.3 Jungfischmonitoring und Gesamtfischbestandsuntersuchung

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

Elektrobefischung

Für das Monitoring des Jungfischaufkommens wurden am 03. September 2020 fünf Uferabschnitte mit einer Mindestlänge von 100 m mit einem Elektrofischereigerät der Fa. Grassl (EL 63) befischt (Tab. 1). Das Gerät war mit einer Anode mit eingeschlagenem Kescher (40 cm Anodendurchmesser) und einer vier Meter langen Kupferkatode ausgerüstet.
Die Befischungen erfolgten von einem Boot aus mit Gleichstrom. Dabei wurde versucht, die gleichen Strecken wie in den Vorjahren 2015 bis 2018 zu befischen (Hühn et al. 2015, 2016, 2017, 2018, 2019), um einen Gesamteindruck über das Jungfischaufkommen in der gesamten Talsperre zu erhalten (Abb. 2). Aufgrund des niedrigen Wasserstandes zum Zeitpunkt der Befischung im September 2020 (Details können dem Kapitel 3.2 sowie Abb. 4 und Abb. A35 entnommen werden) mussten die Befischungsstrecken der Uferlinie folgend weiter zur Gewässermitte verlagert werden. Dadurch war es 2018, 2019 und 2020 anders als in den Jahren davor nicht möglich, gewässertypischen Uferstrukturen mit Vegetation und Totholz zu befischen.

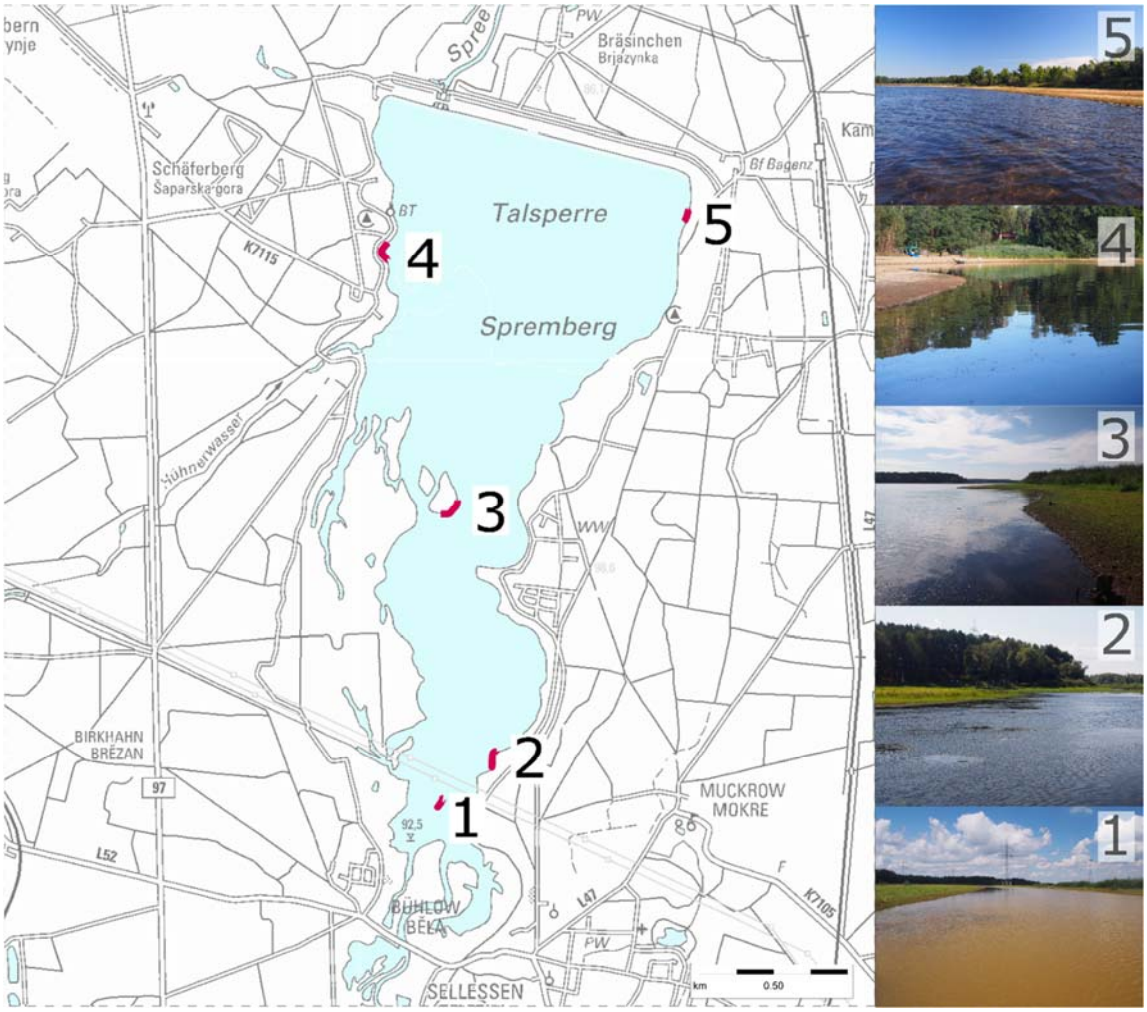

Abb. 2: Probestellen des Jungfischmonitorings in der Talsperre Spremberg im September 2015 bis 2020. Gekennzeichnet sind die fünf mit dem Elektrofischereigerät befischten Strecken. Fotos beschreiben die Situation während der Befischung im Untersuchungsjahr 2020. (Karte: Top 50 Brandenburg).

Stellnetzbefischungen

In der Periode zwischen dem 21. und 25. September 2020 wurden 24 benthische und zwei pelagische Multimaschenstellnetze (Tab. 1) über Nacht, d. h. ab etwa 19:00 bis ca. 8:00 Uhr des Folgetages gestellt. Die Netze der Europäischen Norm setzen sich aus 12 Maschenweiten zwischen 5 und 55 mm zusammen. Bei unserer Beprobung wurden sie um vier Panele von je 2,5 m Länge der Maschenweiten 70, 90, 110 und 135 mm ergänzt, um auch große Fische nachweisen zu können (vgl. Prchalová et al. 2009). In der Folge wiesen die Netze bei einer Höhe von 1,5 eine Gesamtlänge von 40 m auf. Die Fänge der zusätzlichen Maschenweiten wurden separat erfasst.

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

Fangaufnahme und Vergleiche

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

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

Datum	Fischereimethode/ -gerät	Streckenanzahl, -länge bzw. Netzanzahl und -fläche
Nov. 1997	Elektrofischerei	600 m, 1 Teilstrecke
	MGN (benthische Netze)	1 St., 864 m², MW-Spannweite*: 6 - 75 mm
Juni 2009	Elektrofischerei	1.048 m, 6 Teilstrecken
	MMG (benthische Netze)	3 St., 864 m², MW-Spannweite*: 30 - 75 mm
	GGN	5 St., je 60 m², Maschenweite: 45 mm
	MGN (benthische Netze)	34 St., je 48,75 m², MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 180 m², MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Mai 2014**	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m², MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
	MPN (pelagische Netze)	3 St., je 68,75 m², MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2015**	Elektrofischerei	664 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m², MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
	MPN (pelagische Netze)	3 St., je 68,75 m², MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2016**	Elektrofischerei	700 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m², MW-Spannweite*: 5 - 70 mm,
	MPN (pelagische Netze)	3 St., je 68,75 m², MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2017**	Elektrofischerei	628 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m², MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
	MPN (pelagische Netze)	3 St., je 68,75 m², MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2018**	Elektrofischerei	604 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 48,75 m², MW-Spannweite*: 5 - 70 mm
	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 68,75 m², MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2019**	Elektrofischerei	787 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 60 m², MW-Spannweite*: 5 - 55 mm zzgl.
	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 68,75 m², MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm
Sept. 2020**	Elektrofischerei	825 m, 5 Teilstrecken
	MGN (benthische Netze)	24 St., je 60 m², MW-Spannweite*: 5 - 55 mm zzgl.
	MPN (pelagische Netze)	2 St., je 68,75 m², MW-Spannweite*: 6,25 - 70 mm

MGN, MMG = benthisches Multimaschengrundstellnetz, MPN = pelagisches Multimaschenstellnetz, GGN = großmaschiges Grundstellnetz, * = Spannweite der Maschenweiten, ** = Befischung nach dem europäischer Standard DIN CEN 14757:2015, *** vgl. Prchalová et al. (2009)

Zusätzlich zur Auswertung der Fänge im Jahr 2020 wurden weitere Daten aus früheren Fischbestandsuntersuchungen dargestellt und mit den Ergebnissen der Bestandserfassung 2020 verglichen. Alle älteren Daten zum Fischbestand vor 2020 sowie eine Beschreibung der Methodik sind in Hühn et al. (2019) zusammengefasst. Vergleiche wurden nur bei einheitlicher Methodik durchgeführt. Im Detail wurden Daten der Elektrofischerei aus den Jahren 1997, 2009 und 2015 bis 2020 sowie Daten der Stellnetzfischerei aus den Jahren 2009 und 2014 bis 2020 in den vorliegenden Monitoringbericht integriert. Die in den jeweiligen Jahren eingesetzten Fischereimethoden bzw. Fanggeräte sind in Tabelle 1 dargestellt.

2.4 Großmuschelmonitoring

Die Beprobung der Großmuschelfauna in der Talsperre Spremberg erfolgte in allen Jahren entlang von Transekten. Zunächst wurden durch qualitative stichprobenartige Erfassung der Großmuscheln während einer Überblicksbegehung im Jahr 2015 13 Untersuchungstransekte festgelegt (Hühn et al. 2015; Abb. 3). Ein Teil dieser Transekte wiesen kein Muschelvorkommen auf (siehe Hühn et al. 2015 für Details) und war durch Habitatbedingungen geprägt, die eine schnelle Wiederbesiedelung durch Großmuscheln nicht erwarten lassen. Diese wurden in den Folgejahren nicht mehr untersucht, weshalb sich die Zahl auf zehn bzw. elf Transekte reduzierte (Abb. 3, Tab. 2). Im Jahr 2020 wurden zwischen dem 23. August und 23. September 2020 sieben Transekte in flachen und drei in tieferen Gewässerbereichen auf Muschelvorkommen geprüft, jeweils die Hälfte der Transekte befindet sich am West- bzw. am Ostufer der Talsperre. Während in den drei tieferen Bereichen die Beprobung durch Tauchkartierung erfolgte, konnten die anderen sieben Transekte begangen werden. Die Größe der untersuchten Teilprobeflächen wurde an allen zehn Untersuchungspunkten gegenüber der methodischen Vorgabe zur Mindestgröße (5 m²) erweitert, um die Aussagekraft der erhaltenen Daten zu verbessern. Es wurde an jedem Untersuchungspunkt eine Fläche zwischen 8 und 12 m^2 beprobt.

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

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

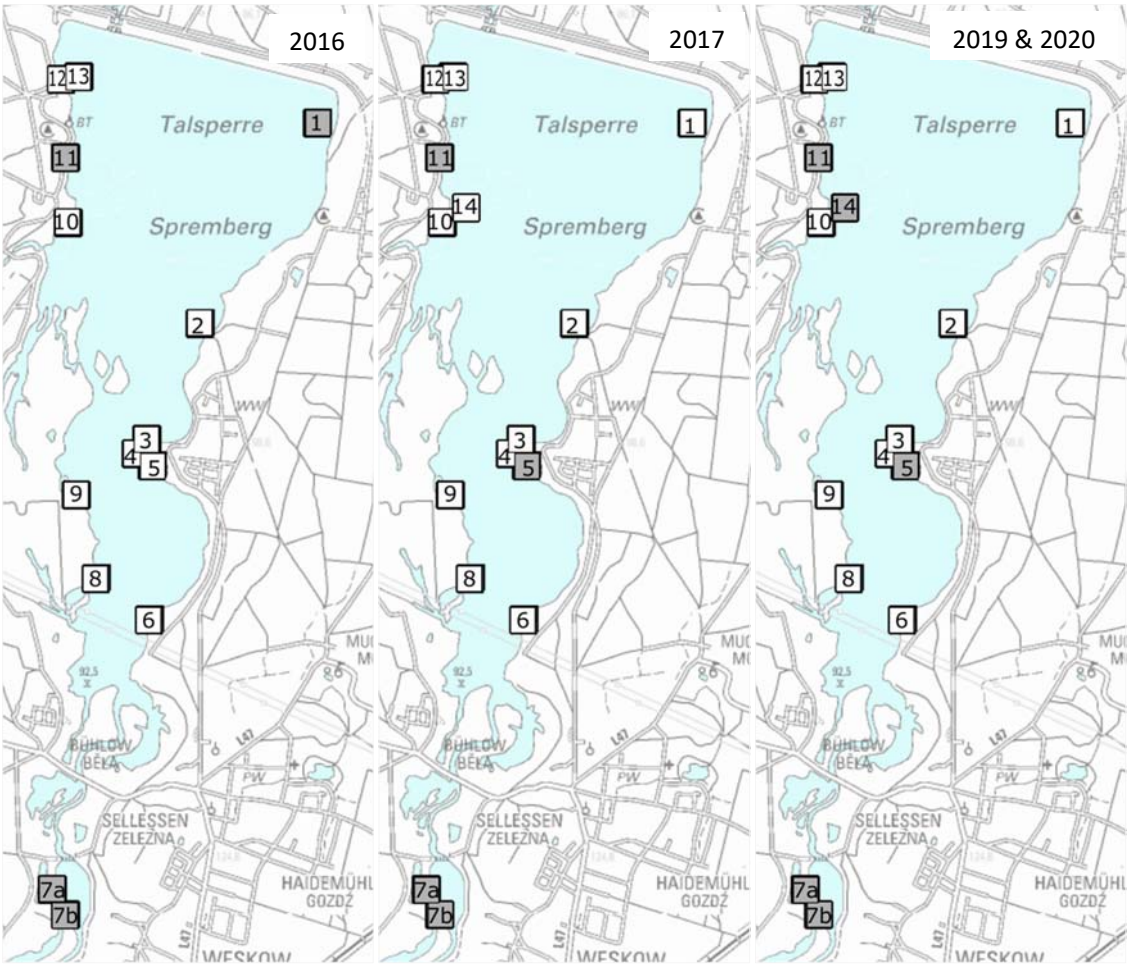

Abb. 3: Lageplan der Untersuchungstransekte der Großmuschelerfassung in den Jahren 2016, 2017, 2019 und 2020 in der Talsperre Spremberg. Transekte mit grau hinterlegten Ziffern wurden ausschließlich 2015 untersucht. (Karte: Top 50 Brandenburg)

Abb. 4: Vorbereitung und Abstecken der Untersuchungstransekte (Transekt 3, links und Transekt 6, rechts) (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

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

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

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

Tab. 2: Untersuchungstransekte und angewandte Erfassungsmethoden an der Talsperre Spremberg 2015, 2016, 2017, 2019 und 2020

Transekt	**Untersuchungsjahr**				
	2015	**2016**	**2017**	**2019**	**2020**
T 1	Bekescherung		Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung
T 2	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung
T 3	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung
T 4	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung
T 5	Tauchkartierung	Tauchkartierung			
T 6	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung
T 7a	Bekescherung				
T 7b	Bekescherung				
T 8	Bekescherung	Tauchkartierung	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung
T 9	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung
T 10	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung	Bekescherung
T 11	Bekescherung				
T 12	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung
T 13	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung	Tauchkartierung
T 14			Tauchkartierung		

2.5 Datenverarbeitung und statistische Auswertung

Die Fänge der Fischbestandserhebungen wurden in Einheitsfänge, d. h. in Fänge (Stückzahl bzw. Masse) pro Aufwandseinheit umgerechnet. Als relatives Maß der Fischbestandsgröße erlauben Einheitsfänge eine vergleichende Betrachtung zwischen unterschiedlichen Beprobungsstellen und -zeitpunkten. Die Einheitsfänge der Elektrofischerei geben die Anzahl der gefangenen Fische pro 100 m elektrisch gefischter Strecke wieder (Fische·100 m^{-1}). Die Fänge der Stellnetzfischerei wurden in den nummerischen 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.

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

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

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

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

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

3. Die Talsperre Spremberg

3.1 Lage, Entstehung und Nutzung der Talsperre Spremberg

Die im oberen Mittellauf der Spree gelegene Talsperre Spremberg befindet sich ca. 13 km südöstlich von Cottbus im Landkreis Spree-Neiße im Bundesland Brandenburg. Naturräumlich liegt die Talsperre im eiszeitlich (Elster-, Saale-, Weichseleiszeit) geprägten Altmoränengebiet des Norddeutschen Tieflandes in der naturräumlichen Großeinheit Lausitzer Becken- und Heideland im Bereich der Cottbusser Sandplatte. Diese besteht aus flachwelligen und zumeist sandigen Grundmoränen und Geschiebesandflächen in 75 bis 155 m Höhe (m 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 des letzten Jahrhunderts wurde die Talsperre auch für die Wasserversorgung der inzwischen stillgelegten Kraftwerke Lübbenau und Vetschau genutzt.

Der südliche Bereich der Talsperre (344 ha Fläche) ist als FFH-Gebiet „Talsperre Spremberg“ (Gebietsnr. 4352-301) ausgewiesen (Abb. 5) und beinhaltet Lebensraumtypen der Still- und Fließgewässer sowie Feuchtgebiete (Naßwälder, feuchte Hochstaudenfluren, Versumpfungsflächen). 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-WRRL, http://www.lugv.brandenburg.de/~). Die maximale Tiefe liegt bei 10 Metern. Wesentliche morphometrische Daten der Talsperre sind in Tabelle 3 dargestellt.

Aufgrund der geringen Wassertiefe (Abb. 5) ist die Talsperre Spremberg polymiktisch geschichtet. Nur in den tiefen Bereichen nahe dem Grundablass kann es temporär zu einer thermischen Schichtung kommen.

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

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

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

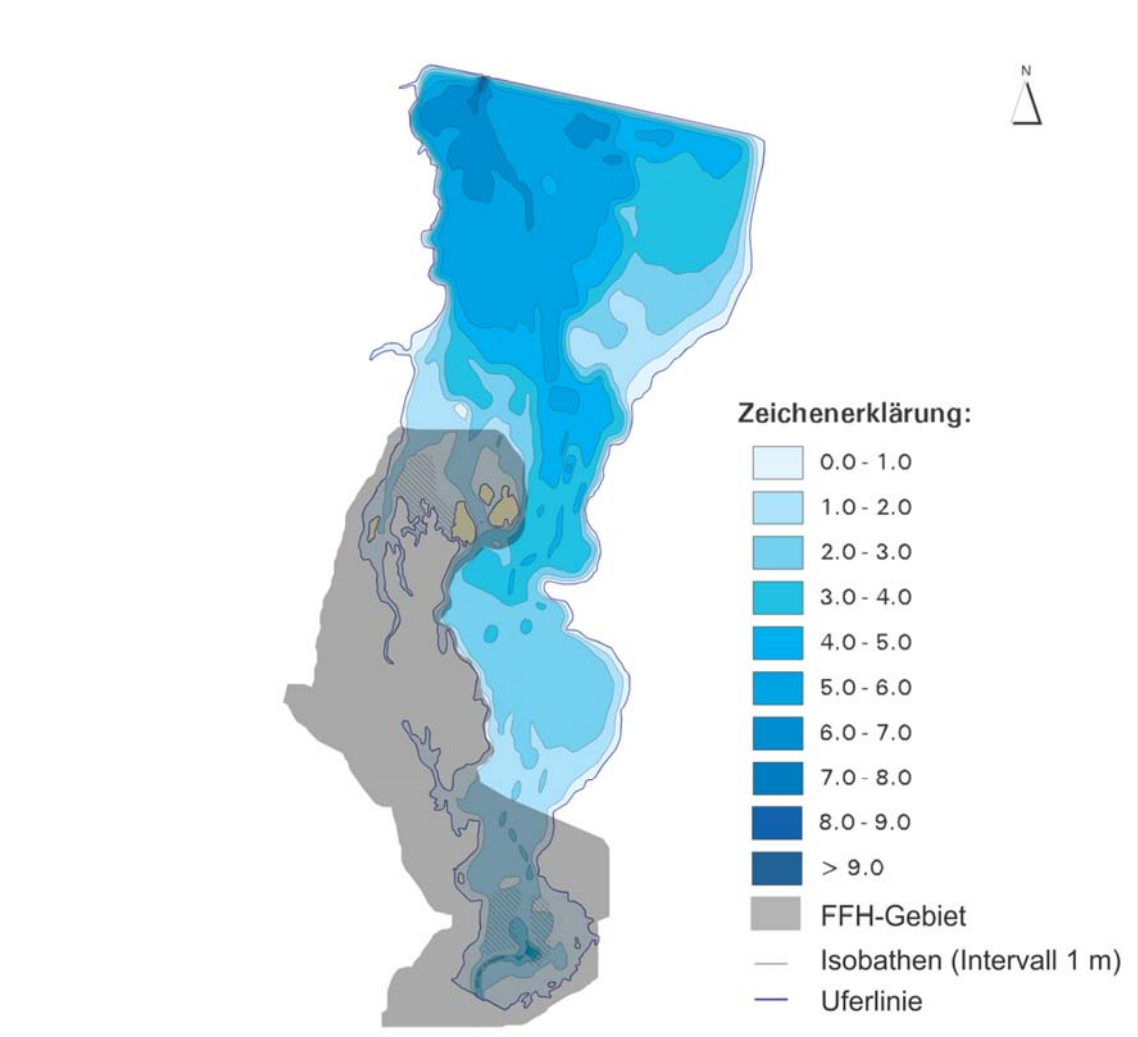

Abb. 5: Tiefenkarte der Talsperre Spremberg (Karte: LfU). Das Flora-Fauna-Habitat-Gebiet in der Talsperre Spremberg ist grau dargestellt.

Tab. 3: Morphometrische Daten der Talsperre Spremberg

Gewässerbereich		
Talsperre Spremberg	Stauziel (cm ü.NN)	9.200
	höchstes Stauziel (cm ü.NN)	9.415
	Absenkziel (cm ü.NN)	8.800
	tiefstes Absenkziel (cm ü.NN)	8.500
	Speicherinhalt Stauziel (Mio. m³)	21,06
	Speicherinhalt höchstes Stauziel (Mio. m³)	38,47
	Wasserfläche Stauziel (m²)	6.814.668
	Wasserfläche höchstes Stauziel (m²)	8.990.876
	mittlere Tiefe Stauziel (m)	3,09
	mittlere Tiefe höchstes Stauziel (m²)	4,28
	maximale Wassertiefe (m)	10
	effektive Länge (m)	5.773
	effektive Breite (m)	2.066
	effektive Achsenlänge (m)	3.920
	theoretische Epilimniontiefe (m)	8,52
	Schichtdicke Epilimnion (m)	8,05
	Tiefengradient	1,17
	Verweilzeit unter Normalbetrieb (d)	8 - 20
Vorsperre Bühlow	mittlere Tiefe (m)	2,5 - 3,0
	Länge (m)	ca. 520
	Breite (m)	ca. 275
	Volumen (m³)	300.000
	Verweilzeit (h)	< 1 - 8

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

Abbildung 6 stellt die Variation des Beckenwasserstandes in der Talsperre Spremberg in den Jahren 2009 bis 2020 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 und 2020 wurden erneut niedrige Wasserstände in der Talsperre Spremberg beobachtet. Diese sind auf die klimatischen Bedingungen zurückzuführen. Die extremen Umweltbdingungen führten im Vergleich zum mittleren Pegel (± Standardabweichung) der Untersuchungsjahre 2015 bis 2017 von 9.184 ± 21 cm ü. NN zu deutlich niedrigeren Pegeln während der Fischbestandsuntersuchungen 2018, 2019 und 2020 von jeweils 9.040, 9.051 und 9.016 cm ü. NN. Daraus ergeben sich um jeweils 1,3 m, 1,4 m bzw. 1,7 m niedrigere Wasserstände während der Untersuchungen gegenüber dem Mittel der Vorjahre in der Talsperre Spremberg.

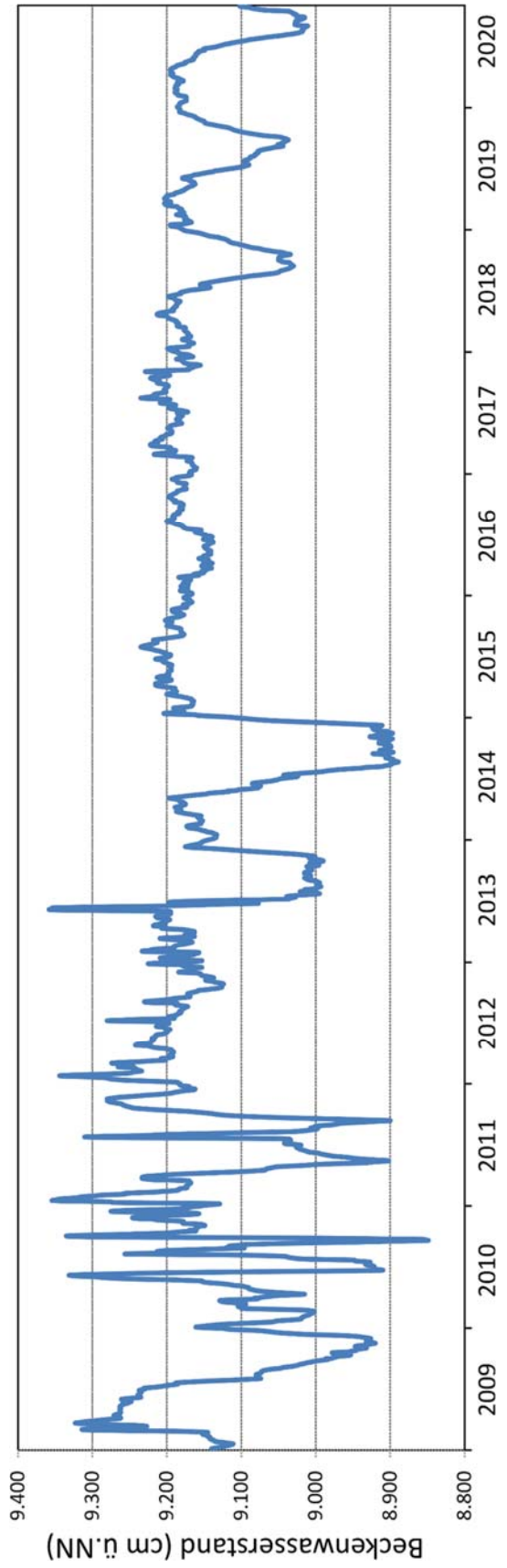

Abb. 6: Beckenwasserstände der Talsperre Spremberg vom 01.01.2009 bis 31.10.2020 (Daten: LfU)

3.3 Physikalische und wasserchemische Parameter

Sauerstoffkonzentration, pH-Wert und Temperaturschichtung

2020 war das Wasser der Talsperre während aller Untersuchungen auch über Grund ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Die Sauerstoffkonzentrationen lagen zwischen 9,2 und 10,1 $mg \cdot l^{-1}$ (Abb. 7). Der pH-Wert lag mit 8,3 im schwach alkalischen Bereich. Die Leitfähigkeit betrug 1.047 $\mu S \cdot cm^{-1}$. Die Wassertemperaturen in der Wassersäule variierten geringfügig zwischen 19,2 °C an der Wasseroberfläche und 17,4 °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 (Abb. 7).

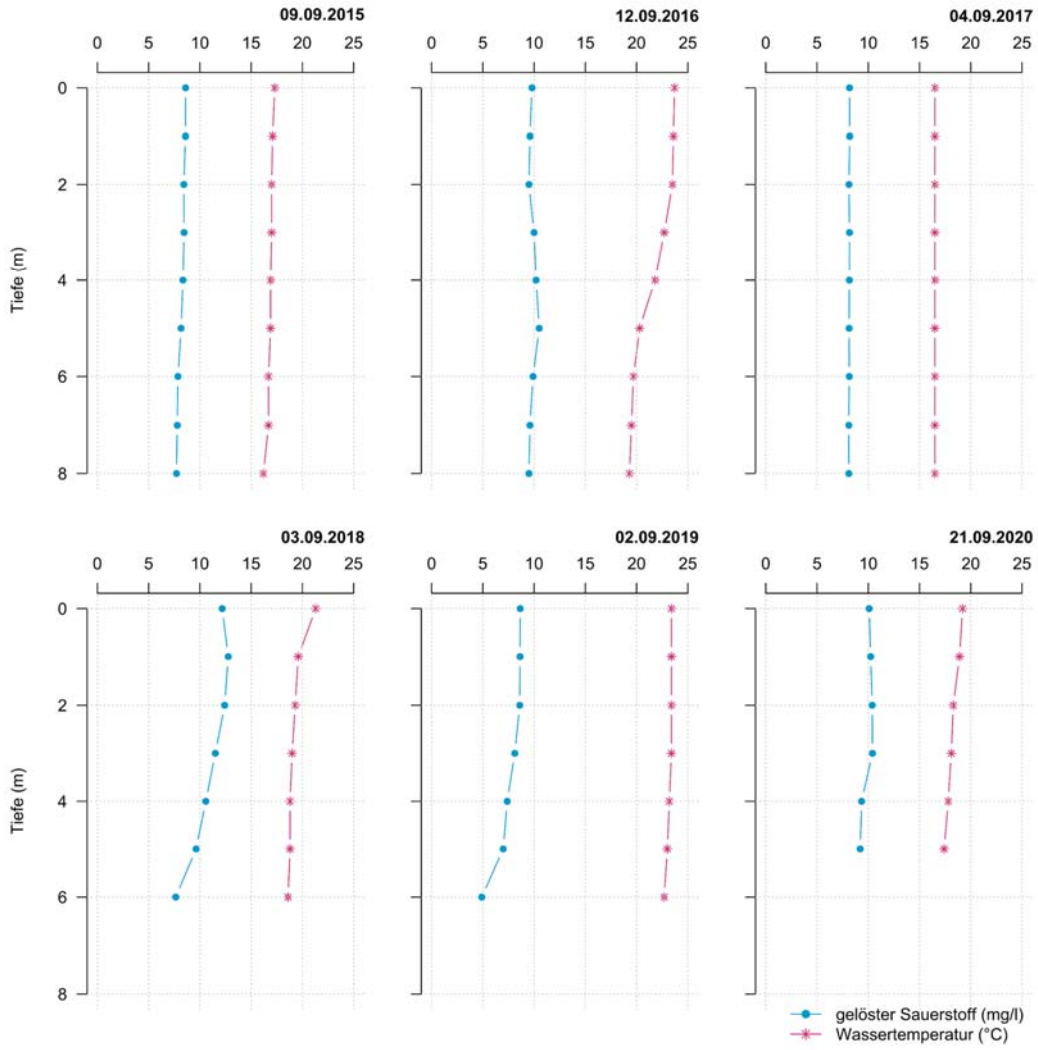

Abb. 7: Tiefenprofile der Wassertemperatur (°C; pink) und der Konzentration des gelösten Sauerstoffs ($mg \cdot l^{-1}$; blau) in den Jahren 2015 - 2020 (Daten: IfB)

Trophie, Sulfat- und Eisenkonzentrationen

2020 war die Talsperre Spremberg anhand der zufließenden Nährstoffkonzentrationen und der Sichttiefe als meso- bis leicht eutroph zu bewerten. Die mittlere Gesamtphosphorkonzentration (± Standardabweichung) im Frühjahr 2020 betrug 0,033 ± 0,001 $mg \cdot l^{-1}$ (Messstelle oberhalb der Talsperre, Spremberg-Wilhelmstal, Tab. 4). Unterhalb der Talsperre, an der Messstelle Bräsinchen, betrug die mittlere Gesamtphosphorkonzentration 0,024 ± 0,008 $mg \cdot l^{-1}$. Die mittlere Sulfatkonzentration des Spreewassers oberhalb der Talsperre betrug 2020 (Januar bis Oktober) 435 ± 46 $mg \cdot l^{-1}$, unterhalb der Talsperre war sie mit 438 ± 27 $mg \cdot l^{-1}$ nahezu identisch (LfU; Tab. 5). Weitere wichtige Wasserparameter sind in den Tabellen 4 und 5 dargestellt.

Abbildung 8 zeigt die mittlere Gesamteisenkonzentration an der Messstelle Bräsinchen unterhalb sowie an der Messstelle Spremberg-Wilhelmstal oberhalb der Talsperre Spremberg. An letzterer lag sie im Mittel bei 5,9 $mg \cdot l^{-1}$ (Spannweite 2,2 bis 33; Daten: LfU) und unterhalb der Talsperre bei 0,37 $mg \cdot l^{-1}$ (Spannweite 0,14 bis 0,61; Daten: LfU). Die hohen Eisenkonzentrationen im Oktober 2020 an der Messstelle oberhalb der Talsperre sind auf Tests an den Wehren in der Stadt Spremberg zurückzuführen. Dabei wurde ein Maximum der Eisenkonzentration beobachtet, welches den hier dargestellten Wert von 33 $mg \cdot l^{-1}$ vom 28. Oktober 2020 noch überstieg (Monitoring des Instituts für Wasser und Boden Dr. Uhlmann im Auftrag der LMBV, 16.11.2020). In den vergangenen Jahren war eine gleichbleibende niedrige durchschnittliche Eisenkonzentration unterhalb der Talsperre Spremberg (Messstelle Bräsinchen) zu verzeichnen (Abb. 8).

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. 4). Gleichzeitig sichert die Talsperre Spremberg die Wasserqualität der stromabwärts gelegenen Spreeabschnitte. Die pH-Werte der Spree oberhalb der Talsperre waren etwas niedriger als in dem Fließabschnitt unterhalb der Talsperre, sie erreichten allerdings auch oberhalb der Talsperre keine fischkritischen Werte. Während die Differenzen beim pH-Wert gering ausgeprägt waren, betrug die Eisenkonzentrationen in der Spree oberhalb der Talsperre ein Vielfaches im Vergleich zum stromabwärts gelegenen Flussabschnitt (Abb. 8, Tab. 4 und 5).

Die Sulfatkonzentrationen in der Spree sind seit den 1990er Jahren in Folge von Grubenwassereinleitungen aus dem aktiven Bergbau, Einträgen aus Braunkohletagebauseen und durch diffuse Einträge aus dem Einzugsgebiet deutlich angestiegen (Janneck et al. 2009, 2010). Die derzeitigen Konzentrationen sind als moderat zu bewerten und liegen deutlich unter den Konzentrationen, die unter ungünstigen Bedingungen (geringe Wasserhärte, erhöhte Kaliumkonzentration) Fische und Zooplanktonarten beeinträchtigen könnten (vgl. Mount et al. 1997; Soucek & Kennedy 2005). Die mittlere Sulfatkonzentration der ersten zehn Monate 2020 war vergleichbar mit denen der Vorjahre 2015, 2016, 2018 und 2019 (Abb. 9, Tab. 4). Künftig könnten steigende Sulfatfrachten aus aktiven Braunkohletagebauen und Braunkohletage-

bauseen allerdings ein Risiko darstellen. Ein höheres Risiko geht aber von steigenden Eisenfrachten und sinkenden pH-Werten aus (Janneck et al. 2009, 2010).

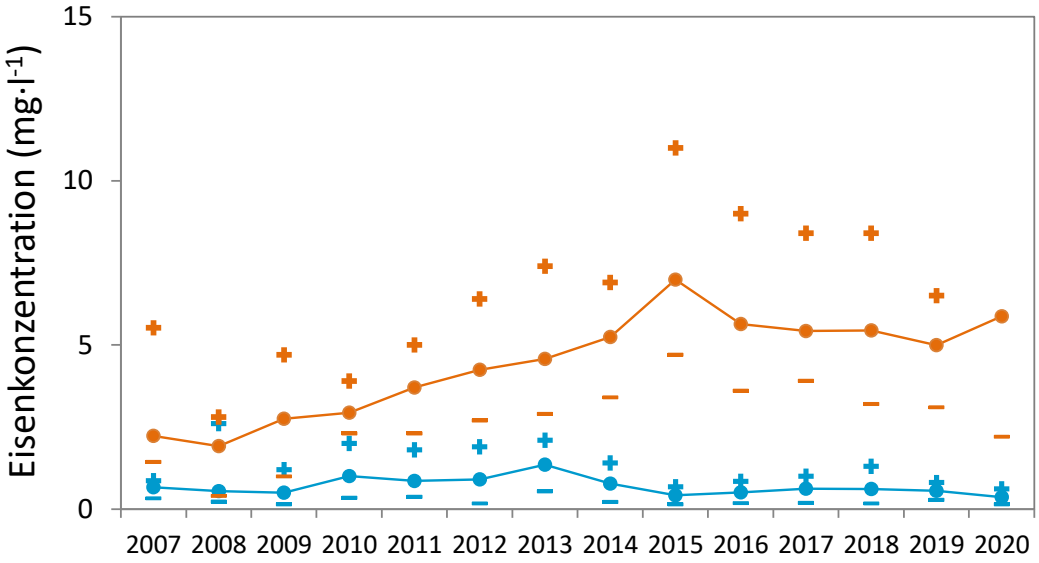

Abb. 8: Mittlere Eisenkonzentrationen der Spree oberhalb (Messstelle Spremberg-Wilhelmstal; orange) und unterhalb der Talsperre Spremberg (Messstelle Bräsinchen; hellblau) für die Jahre 2007 bis 2020. Die Werte für das Jahr 2020 beschreiben den Mittelwert über die Monate Januar bis Oktober. „+“ und „-“ geben die Spannweite der Daten an (Daten: LfU).

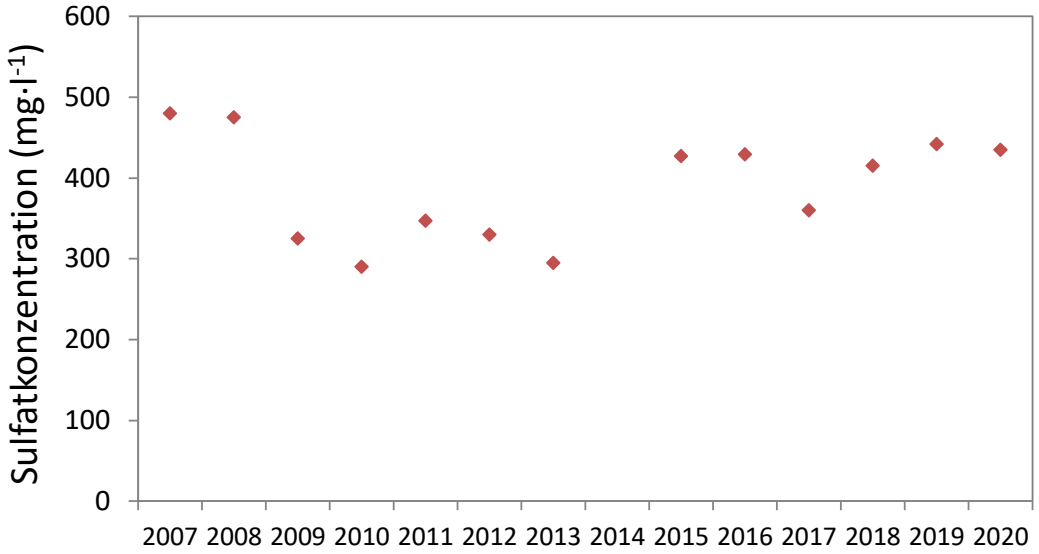

Abb. 9: Mittlere Sulfatkonzentrationen der Spree am Messpunkt Spremberg-Wilhelmstal in den Jahren 2007 bis 2013 sowie 2015 bis 2020 (Daten: LfU). Für das Jahr 2020 wurde ein Mittelwert aus den Werten des chemischen Monitorings (Januar bis Oktober 2020) gebildet.

Tab. 4: Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff (NH_4-N), anorganischem Stickstoff (anorg.-N), Nitrat-Stickstoff (NO_3-N), organischem Stickstoff (org.-N), Gesamtphosphor (TP), ortho-Phosphat-Phosphor (o-PO_4-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	NH_4-N ($mg \cdot l^{-1}$)	anorg.-N ($mg \cdot l^{-1}$)	NO_3-N ($mg \cdot l^{-1}$)	org.-N ($mg \cdot l^{-1}$)	TP ($mg \cdot l^{-1}$)	o-PO_4-P ($mg \cdot l^{-1}$)	Fe gelöst ($mg \cdot l^{-1}$)	Fe gesamt ($mg \cdot l^{-1}$)	Leitfähigkeit ($\mu S \cdot cm^{-1}$)	pH-Wert	SO_4 ($mg \cdot l^{-1}$)
16.01.2018	0,32	2,70	2,30	0,28	0,047	0,005	1,90	5,7	906	7,3	368
14.02.2018	0,40	1,60	1,20	0,77	0,043	0,008	2,10	6,0	955	7,0	401
13.03.2018	0,30	1,10	0,83	1,30	0,059	0,005	1,20	6,9	902	7,2	360
10.04.2018	0,38	1,60	1,20	0,55	0,037	0,006	0,33	4,9	957	7,2	408
07.05.2018	0,39	1,10	0,65	0,70	0,031	0,009	0,36	4,6	1.040	7,2	438
05.06.2018	0,24	0,76	0,50	0,52	0,036	0,010	0,14	4,8	1.009	7,1	412
03.07.2018	0,30	1,00	0,69	0,49	0,031	0,012	0,29	4,7	1.071	7,0	443
31.07.2018	0,20	0,76	0,54	0,55	0,036	0,008	0,03	5,2	999	7,2	415
28.08.2018	0,29	1,10	0,76	0,29	0,023	0,009	0,30	3,6	1.051	7,1	460
25.09.2018	0,23	0,77	0,53	0,70	0,038	0,010	0,40	4,7	1.048	7,1	353
23.10.2018	0,29	0,58	0,28	0,86		0,007	1,50	6,2	1.073	7,0	450
20.11.2018	0,26	0,54	0,28	1,10	0,028	0,003	2,20	8,4	1.023	7,2	407
18.12.2018	0,45	1,20	0,79	0,05	0,030	0,003	2,90	7,9	1.074	7,1	487
22.01.2019	0,44	2,50	2,00	0,34	0,040	0,005	2,5	5,8	983	7,2	431
19.02.2019	0,28	1,50	1,20	1,2	0,031	0,005	2,6	6,2	998	7,1	441
19.03.2019	0,31	2,70	2,40	0,05	0,020	0,005	1,1	4,9	845	6,9	380
16.04.2019	0,51		0,92		0,005	0,005	0,75	4,8	1.012	7,1	455
14.05.2019	0,27	0,64	0,36		0,005	0,005	0,98	4,6	1.049	7,1	466
12.06.2019	0,24	0,62	0,36	0,8	0,021	0,005	0,071	3,3	1.044	7,3	462
09.07.2019	0,24	0,72	0,46	0,7	0,031	0,005	0,23	5,5	1.029	7,1	448
06.08.2019	0,13	0,32	0,19	0,91	0,034	0,005	0,058	4,4	1.010	7,2	467
04.09.2019	0,26	0,56	0,29	0,61	0,017	0,005	0,42	3,4	1.107	7,0	502
01.10.2019	0,25	0,62	0,36	0,65	0,020	0,005	0,3	6,5	996	7,2	447
29.10.2019	0,39	0,78	0,38	0,42	0,023	0,057	0,84	6,0	1.030	7,1	430
26.11.2019	0,21	0,36	0,15	1,1	0,018	0,005	2,2	6,5	1.148	7,1	472
19.12.2019	0,46	1,50	1,00	0,05	0,034	0,005	2,1	6,1	1.104	7,2	474
21.01.2020	0,60	1,40	0,81	0,05	0,032	0,005	2,1	5,9	1.120	7,1	482
19.02.2020	0,51	1,60	1,10	0,05	0,033	0,005	1,4	5,0	1.003	7,1	433
18.03.2020	0,49	1,50	0,96	0,05	0,016	0,005	1,7	5,1	1.003	7,1	412
13.05.2020	0,45	1,10	0,67	0,17	0,021	0,005	1,1	5,4	1.039	7,1	451
17.06.2020	0,40	1,10	0,69	0,05	0,005	0,005	0,55	2,6	1.086	7,2	478
08.07.2020	0,35	1,10	0,72	0,05		0,005	0,44	2,9	1.088	6,8	490
04.08.2020			0,65				0,26	2,2	1.087	7,2	413
02.09.2020			1,20				0,47	4,1	899	7,3	358
30.09.2020			0,87				0,55	3,3	1059	7,3	444
28.10.2020			1,20				0,056	33,0	942	7,0	372

n.b. = nicht bestimmbar

Tab. 5: Konzentrationen von Ammonium-Stickstoff (NH_4-N), anorganischem Stickstoff (anorg.-N), Nitrat-Stickstoff (NO_3-N), organischem Stickstoff (org.-N), Gesamtphosphor (TP), ortho-Phosphat-Phosphor (o-PO_4-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	NH_4-N	anorg.-N	NO_3-N	org.-N	TP	o-PO_4-P	Fe gelöst	Fe gesamt	Leitfähig-keit	pH-Wert	SO_4
	($mg \cdot l^{-1}$)	($mg \cdot l^{-1}$)	($mg \cdot l^{-1}$)	($mg \cdot l^{-1}$)	($mg \cdot l^{-1}$)	($mg \cdot l^{-1}$)	($mg \cdot l^{-1}$)	($mg \cdot l^{-1}$)	($\mu S \cdot cm^{-1}$)		($mg \cdot l^{-1}$)
16.01.2018	0,19	3,50	3,30	0,17	0,033	0,006		1,30	778	7,8	283
14.02.2018	0,20	1,40	1,20	1,20	0,019	0,008		0,83	865	7,4	337
13.03.2018	0,27	1,20	0,96	1,20	0,022	0,006		1,10	915	7,6	373
10.04.2018	0,22	1,60	1,40	0,80	0,014	0,006		0,50	916	7,9	372
07.05.2018	0,18	1,30	1,10	0,40	0,028	0,009		0,41	944	7,7	378
05.06.2018	0,19	0,71	0,50	0,65	0,021	0,014		0,28	1.003	7,4	382
03.07.2018	0,11	0,54	0,43	0,47		0,016		0,17	1.035	7,7	416
31.07.2018	0,15	0,59	0,43	0,35	0,018	0,010		0,19	997	7,5	404
28.08.2018	0,12	0,50	0,37	0,52	0,039	0,010		0,83	1.019	8,0	432
25.09.2018	0,09	0,46	0,36	0,62	0,033	0,010	0,032	0,58	1.030	8,0	449
23.10.2018	0,11	0,34	0,23	0,87	0,026	0,008	0,031	0,51	1.033	7,6	427
20.11.2018	0,18	0,54	0,35	0,92	0,020	0,003	0,031	0,64	1.055	7,8	429
18.12.2018	0,23	0,71	0,47	0,71	0,020	0,005	0,020	0,58	1.060	7,7	472
22.01.2019	0,18	1,10	0,93	1,30	0,028	0,005	0,03	0,77	945	7,8	409
19.02.2019	0,17	1,50	1,30	1,20	0,021	0,005	0,021	0,81	935	7,6	387
19.03.2019	0,13	2,50	2,4	0,05	0,010	0,005	0,008	0,71	911	7,3	430
16.04.2019	0,06		1,30		0,005	0,005	0,015	0,58	933	7,8	380
14.05.2019	0,09	0,53	0,44	0,77	0,012	0,005	0,020	0,31	1.000	7,6	432
12.06.2019	0,10	0,40	0,29	0,60	0,015	0,005	0,011	0,28	994	7,8	425
09.07.2019	0,06	0,36	0,30	0,71	0,024	0,005	0,023	0,29	1.026	8,3	450
06.08.2019	0,08	0,23	0,15	0,82	0,036	0,005	0,031	0,77	1.011	7,5	449
04.09.2019	0,07	0,25	0,18	0,59	0,040	0,005	0,024	0,61	1.022	8,4	458
01.10.2019	0,10	0,29	0,19	0,80	0,005	0,005	0,023	0,57	1.002	7,5	439
29.10.2019	0,10	0,31	0,21	0,72		0,005	0,023	0,40	1.008	7,4	407
26.11.2019	0,12	0,34	0,22	0,81	0,017	0,017	0,025	0,41	1.041	8,0	423
19.12.2019	0,21	1,20	0,96	0,05	0,015	0,005	0,024	0,68	1.073	8,1	455
21.01.2020	0,25	1,30	1,00	0,29	0,029	0,005	0,010	0,40	1.073	7,9	448
19.02.2020	0,27	1,60	1,30	0,10	0,030	0,005	0,024	0,61	1.036	7,6	443
18.03.2020	0,19	1,50	1,30	0,05	0,022	0,005	0,012	0,36	955	8,0	392
13.05.2020	0,11	0,82	0,70	0,26	0,023	0,005	0,018	0,24	1.054	8,1	457
17.06.2020	0,16	0,64	0,46	0,19	0,011	0,005	0,008	0,14	1.048	7,4	445
08.07.2020	0,05	0,45	0,39	0,36	0,024	0,005	0,021	0,47	1.070	7,4	472
04.08.2020			0,22				0,015	0,37	1.104	8,0	407
02.09.2020			0,33				0,017	0,61	1.019	8,3	433
30.09.2020			0,54				0,020	0,36	1.063	7,6	449
28.10.2020			1,20				0,016	0,30	940	7,5	373

n.b. = nicht bestimmbar

Sichttiefe

Die mittlere Sichttiefe ± Standardabweichung in der Talsperre Spremberg betrug am 21. September 2020 152 ± 88 cm und variierte zwischen 40 und 250 cm (n = 19 Messpunkte; Abb. 8). Somit lag sie im September 2020 über den ermittelten mittleren Sichttiefen der Jahre 2019, 2018 und 2015 von jeweils 116 ± 38 cm, 102 ± 39 cm und 125 ± 61 cm und unter denen der Jahre 2017 und 2016 von jeweils 173 ± 58 cm, 317 ± 159 cm. Die zu Beginn des Monats September im Jahr 2016 beobachteten hohen Sichttiefen von maximal 560 cm konnten auch 2020 nicht erreicht werden.

Basierend auf der Trübung des Wassers konnte der Wasserkörper 2015 in die folgenden drei Bereiche eingeteilt werden: (1) Klarwasserbereich im Norden der Talsperre, (2) leicht eingetrübter mittlerer Bereich, nördlich bis südöstlich der Insel und (3) den stark eingetrübten Bereich der Talsperre südlich der Insel. 2016 waren die 2015 beobachteten Trübungsbereiche nicht mehr in vergleichbarem Ausmaß sichtbar, wurden aber 2017 im Vergleich zu 2016 wieder etwas deutlicher. Eine ausgeprägte Trübung konnte 2017 lediglich im Süden nahe dem Einlauf der Spree beobachtet werden (Abb. 10). In den Jahren 2018 und 2019 wurden maximale Sichttiefen im Norden der Talsperre von lediglich 1,4 bzw. 1,5 m beobachtet. Es kann davon ausgegangen werden, dass diese Entwicklung durch die spezifischen klimatischen Bedingungen sowie möglicherweise durch die Räumung der Vorsperre in diesen Jahren verursacht wurde. Im aktuellen Untersuchungsjahr war die Ausdehnung des Klarwasserbereichs vergleichbar mit denen der Jahre 2015 bis 2017. Bei der Interpretation der dargestellten Sichttiefenverhältnisse in der Talsperre ist zu berücksichtigen, dass die angegebenen Sichttiefen jährlich wiederholte einmalige Beobachtungen darstellen, die durch unterschiedlichste Umweltbedingungen temporär beeinflusst sein können.

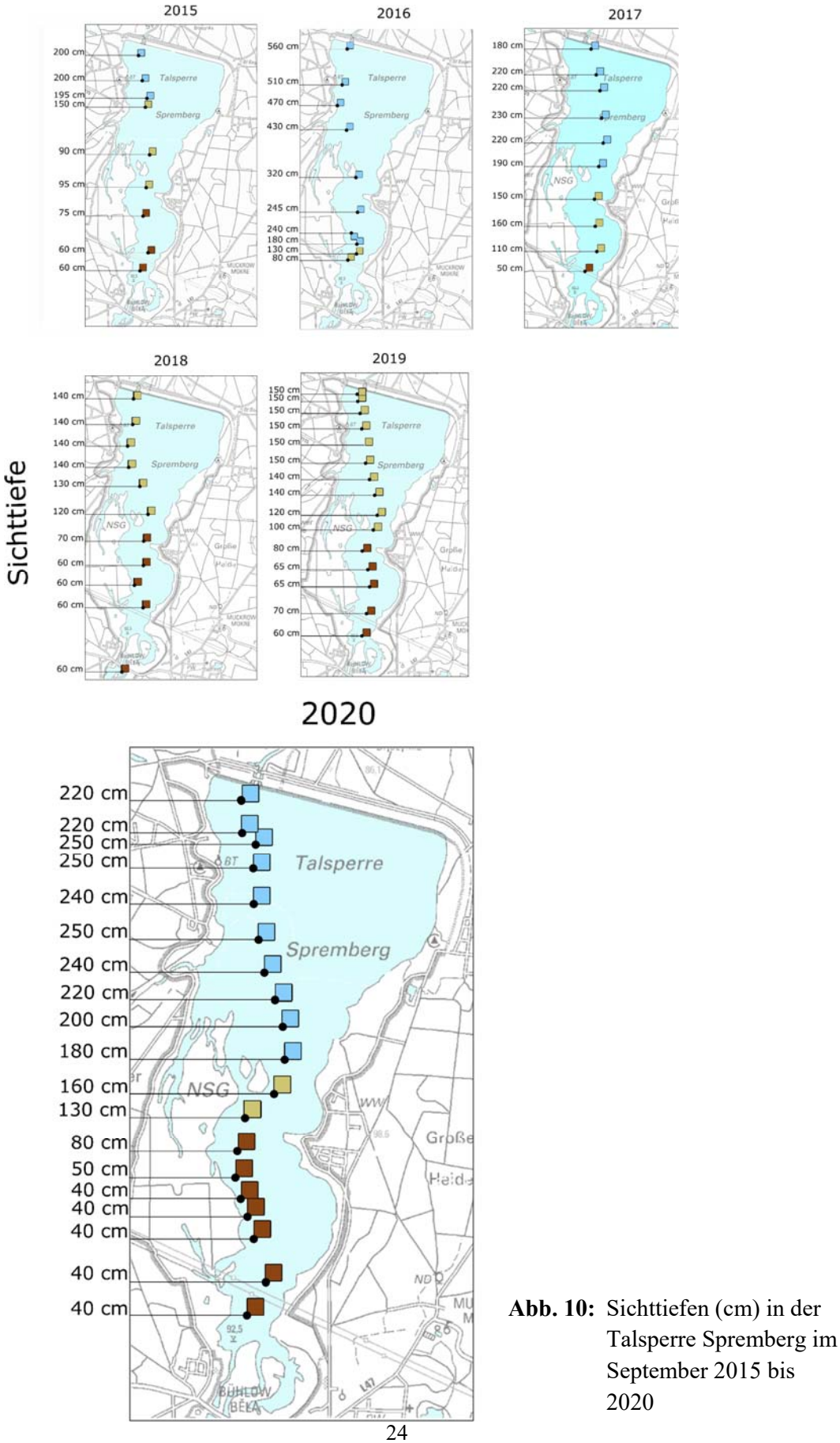

Abb. 10: Sichttiefen (cm) in der Talsperre Spremberg im September 2015 bis 2020

4. Makrozoobenthos

Im Untersuchungsjahr 2020 wurden in allen Bodenproben Benthosorganismen nachgewiesen (Abb. 11, Tab. 6). Dominiert wurde die Benthosgemeinschaft 2020 wie auch schon im Vorjahr, von Oligochaeten (Wenigborster) und Chironomiden (v. a. Arten der Tanypondiea und Tanytarsini) mit jeweils 26 % der Benthosorganismen (Abb. 11). Darüber hinaus stellten Muscheln (v. a. Körbchenmuscheln und juvenile Unionidae sowie *Dreissena polymorpha*) und Schnecken weitere 20 % bzw. 15 %. Eintagsfliegen (Ephemeroptera, *Baetidae*) bildeten 7 % des Benthos. Arten anderer Tiergruppen (Larven der Köcherfliegen (Trichoptera), Gnizzen (*Ceratopogonidae*, *Bezzia* sp.), Nematoden) wurden nur vereinzelt gefunden (≤ 4,4 %).

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. Ihre Zusammensetzung im Jahr 2020 war von einer höheren Artendiversität gekennzeichnet und vergleichbar mit den in den Vorjahren ermittelten Gemeinschaften (Abb. 11).

Tab. 6: Makrozoobenthosdichten und Trockenmassen der 18 Proben aus den drei Untersuchungsgebieten der Talsperre Spremberg im September 2020

	Lage	Wasser-tiefe (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	Süden	1,0	org. Material	2.753	0,43	1.243	359,14
2	Süden	1,9	Sand, EHS	533	0,03		
3	Süden	2,3	Sand, Kies, EHS	755	0,02		
4	Süden	0,5	Schlamm	5.062	1,51	400	0,17
5	Süden	0,5	Schlamm, org.	8.525	1,48		
6	Süden	0,4	Schlamm, EHS	5.728	1,24	355	0,50
7	Mitte	1,8	org. Material	2.087	0,44	622	0,23
8	Mitte	1,9	EHS, org.	1.288	0,35	178	0,14
9	Mitte	2,0	Kies, Sand	8.969	1,12	6.260	311,15
16	Mitte	3,9	Schlamm, EHS	1.110	0,29		
17	Mitte	3,1	Sand, Schlamm	2.664	0,51	1.021	0,61
18	Mitte	1,0	Sand	13.009	1,16	12.210	80,89
10	Norden	1,6	Sand, Kies	9.901	0,53	5.372	166,69
11	Norden	4,2	Schlamm	888	0,10		
12	Norden	6,0	Schlamm	1.243	0,08	710	0,24
13	Norden	1,2	Sand	4.884	25,13	5.239	0,60
14	Norden	1,6	Sand	6.571	0,44	3.996	54,44
15	Norden	0,8	Sand	12.032	1,17	9.990	34,89

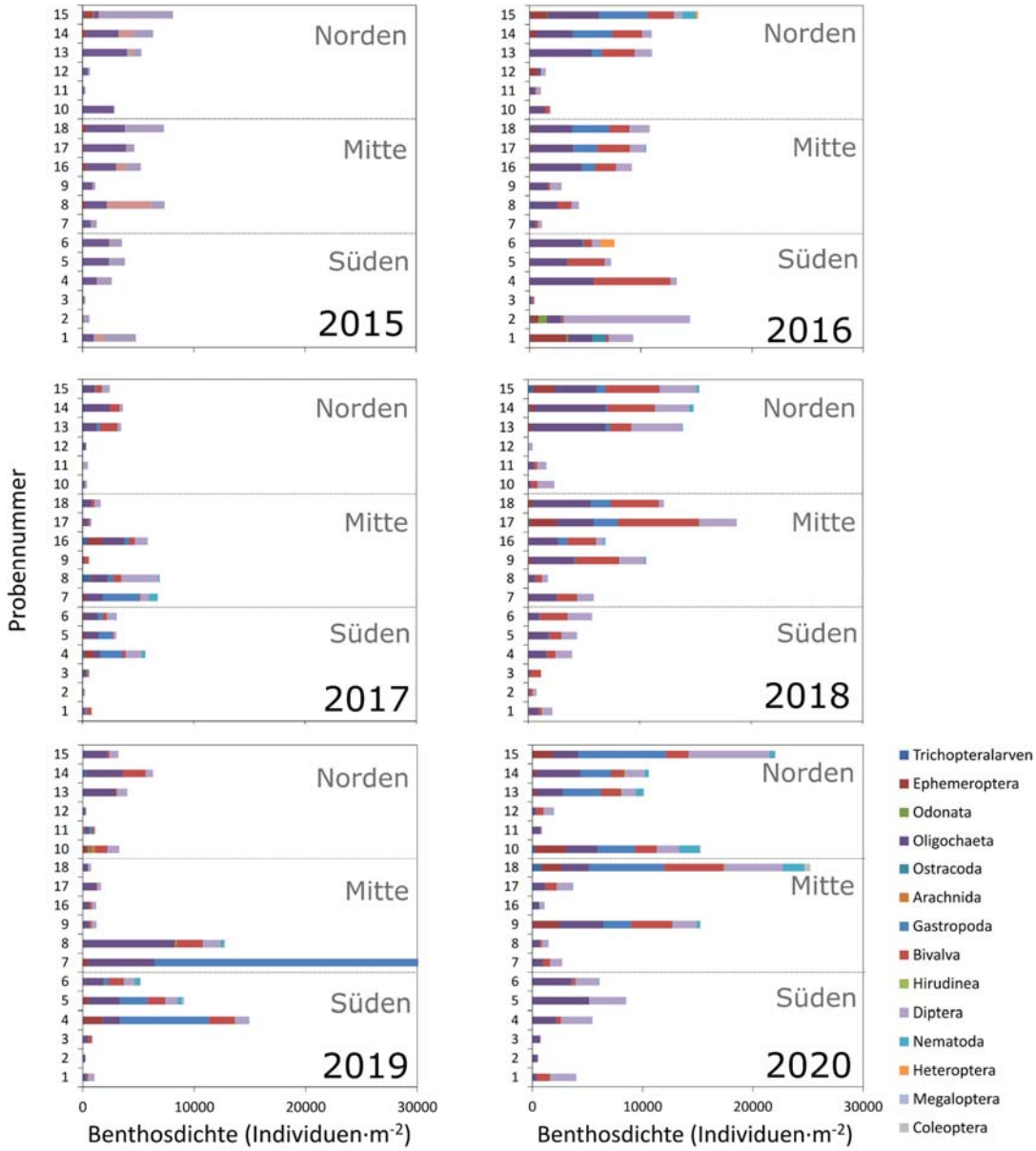

Abb. 11: Benthosdichte (Individuen·m^{-2}) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg im September 2015 bis und 2020

Im Monitoringjahr 2014 konnten durch die Untersuchung der Benthosgemeinschaft keine Schnecken nachgewiesen werden. Die in den Folgejahren beobachtete zunehmende Abundanz der Schnecken erreichte 2019 mit einem Anteil von 37 % den höchsten Wert im Rahmen des durchgeführten Monitorings (Hühn et al. 2019). In der aktuellen Untersuchung war der Anteil der Schnecken an der Benthosgemeinschaft geringer als im Vorjahr. Jedoch ist er vergleichbar mit den Anteilen in den Jahren 2016 und 2017.

Die mittlere Benthosdichte ± Standardabweichung über alle Proben der aktuellen Untersuchung betrug 4.889 ± 4.089 Individuen·m^{-2}. Im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen der Makrozoobenthosgemeinschaft, variierten die festgestellten mittleren Benthosdichten zwischen 977 ± 620 Individuen·m^{-2} (2014) und 7.385 ± 4.977 Individuen·m^{-2} (2016) (Tab. 7). Signifikante Unterschiede der mittleren Benthosdichte wurde zwischen den Untersuchungsjahren beobachtet (einf. ANOVA: $F_{(6, 119)} = 4{,}663$; $p < 0{,}001$). Dabei unterschieden sich die mittleren Benthosdichten zwischen den Jahren 2014 und 2016, 2014 und 2018, 2014 und 2020 sowie 2016 und 2017 signifikant (Tab. A1 im Anhang, Abb.12). Signifikant unterschiedliche mittlere Trockenmassen des Benthos wurden nicht beobachtet (einf. ANOVA: $F_{(6, 119)} = 1{,}41$; $p = 0{,}2$) (Tab. A2, Abb. 12).

Tab.7. Mittlere Benthosdichten ± Standardabweichung (Individuen·m^{-2}) in den Untersuchungsjahren 2014 bis 2020

Jahr	Benthosdichte ± Standardabweichung (Individuen·m^{-2})
2020	4.889 ± 4.089
2019	3.025 ± 7.406
2018	6.817 ± 5.894
2017	2.602 ± 2.343
2016	7.385 ± 4.977
2015	3.257 ± 2.295
2014	977 ± 620

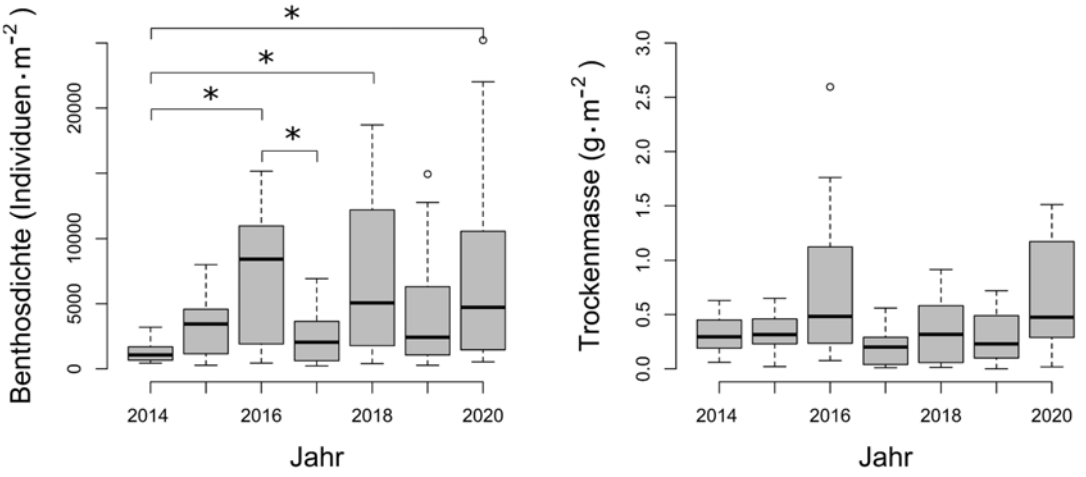

Abb. 12: Mittlere Benthosdichte (Individuen·m^{-2}) und Trockenmasse (g·m^{-2}) in der Talsperre Spremberg in den Jahren 2014 bis 2020. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. * kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte.

Neben dem Vergleich der Ausprägung der Benthosgemeinschaft zwischen den Jahren wurde ebenfalls auf Unterschiede zwischen den Teilbereichen der Talsperre geprüft. Im Ergebnis wurden 2020 keine signifikanten Unterschiede der mittleren Benthosdichte (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0{,}662$; $p = 0{,}4$) und mittleren Benthostrockenmasse (einf. ANOVA: $F_{(2,15)} = 0{,}876$; $p = 0{,}4$) festgestellt (Tab. A3 und A4, Abb. 13). Ein vergleichbares Ergebnis war bereits im Zeitraum 2017 – 2019 dokumentiert worden. Im Gegensatz dazu war noch in den Jahren 2014 und 2016 die Dichte der Benthosorganismen bzw. die Benthostrockenmasse im nördlichen Bereich der Talsperre signifikant geringer im Vergleich zum südlicheren Bereich (Tab. A3 und A4, Abb. 13).

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

In der Gesamtbetrachtung des Monitorings wird deutlich, dass die Benthosgemeinschaft im Jahr 2020 vergleichbar mit der in den Vorjahren dokumentierten Ausprägung war. Einzige Ausnahme stellt die signifikant geringere Benthosdichte im Jahr 2014 vor Beginn der Wasserkonditionierung dar. Damit geben die Ergebnisse keinen Anhaltspunkt für einen negativen Einfluss der Fällungs- und Flockungsmittel auf die Artendiversität und die Bestandsdichte des Makrozoobenthos. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist gleichzeitig zu beachten, dass die Benthosgemeinschaft in ihrer Ausprägung natürliche, zeitliche und örtliche Schwankungen durch biotische (z. B. Fraßdruck durch Fische) und abiotische Einflüsse (z. B. Nährstoffverfügbarkeit, Wassertemperaturen, Wasserstand) aufweist, die zu einer hohen Varianz in Messwerten führen können. Daher sind Tests auf signifikante Unterschiede in ihrer Sensitivität eingeschränkt.

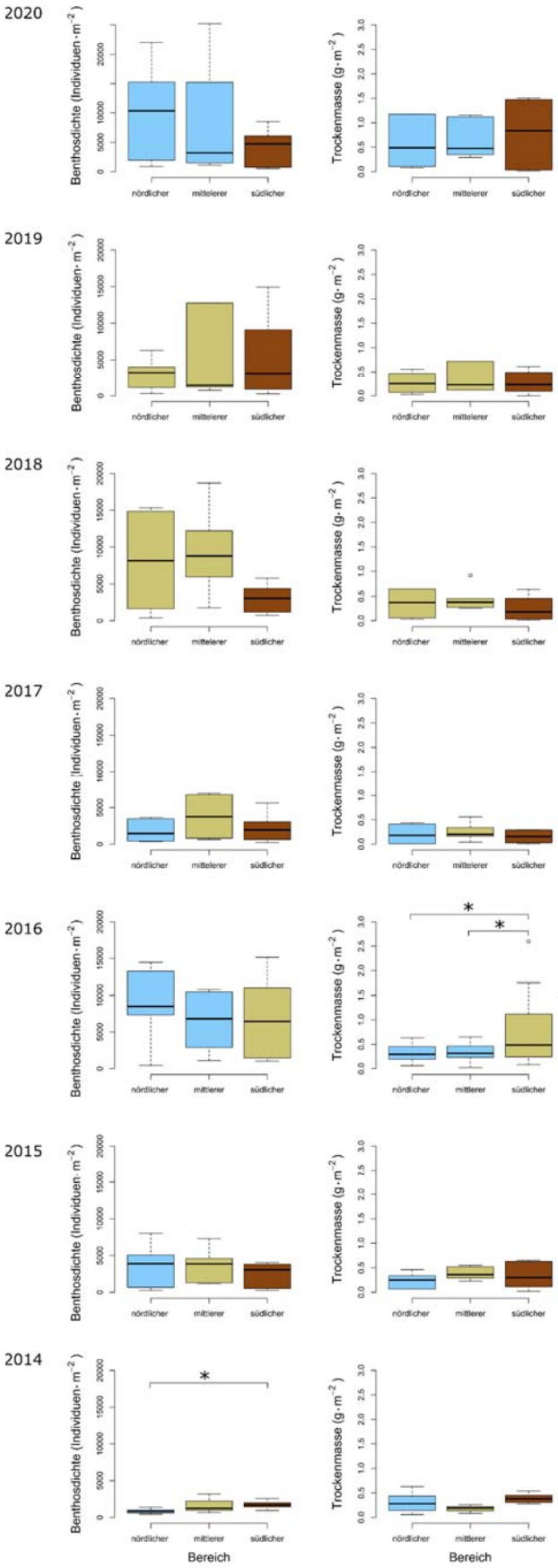

Abb. 13: Benthosdichte (Individuen·m^{-2}) und Trockenmasse (g·m^{-2}) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg in den Jahren 2014 bis 2020. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. Die hellblauen Kästen stellen die Proben im Bereich ohne Wassereintrübung, die beigen Kästen die mit einer geringen und die braunen Kästen die mit starker Eintrübung des Wassers dar. * kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte.

5. Großmuscheln

5.1 Erfasste Großmuschelarten

Von den sieben einheimischen Großmuschelarten, die zu den *Gattungen Margaritifera, Unio, Anodonta* und *Pseudanodonta* (alle Familie Unionidae - Fluss- und Teichmuscheln) gehören, kommen drei in der Talsperre Spremberg vor (Tab. 8, Abb. 15, 16, 17). Alle Unioniden, auch als Najaden bezeichnet, durchlaufen in ihrer Individualentwicklung ein parasitäres Larvenstadium an Fischen (Abb. 14). Ist diese weit genug vorangeschritten, verlassen die winzigen Jungmuscheln ihren Wirt und fallen auf den Gewässerboden. Für das Überleben der Muschelnachkommen sind ganz bestimmte Bedingungen hinsichtlich der Bodenstruktur, des Sauerstoffgehaltes, der Temperatur und des Nahrungsangebotes erforderlich. Bei Abweichungen von den erforderlichen Bedingungen, sterben die Tiere ab. Dieser Zeitraum stellt die kritischste Phase im Lebenszyklus dieser Muscheln dar.

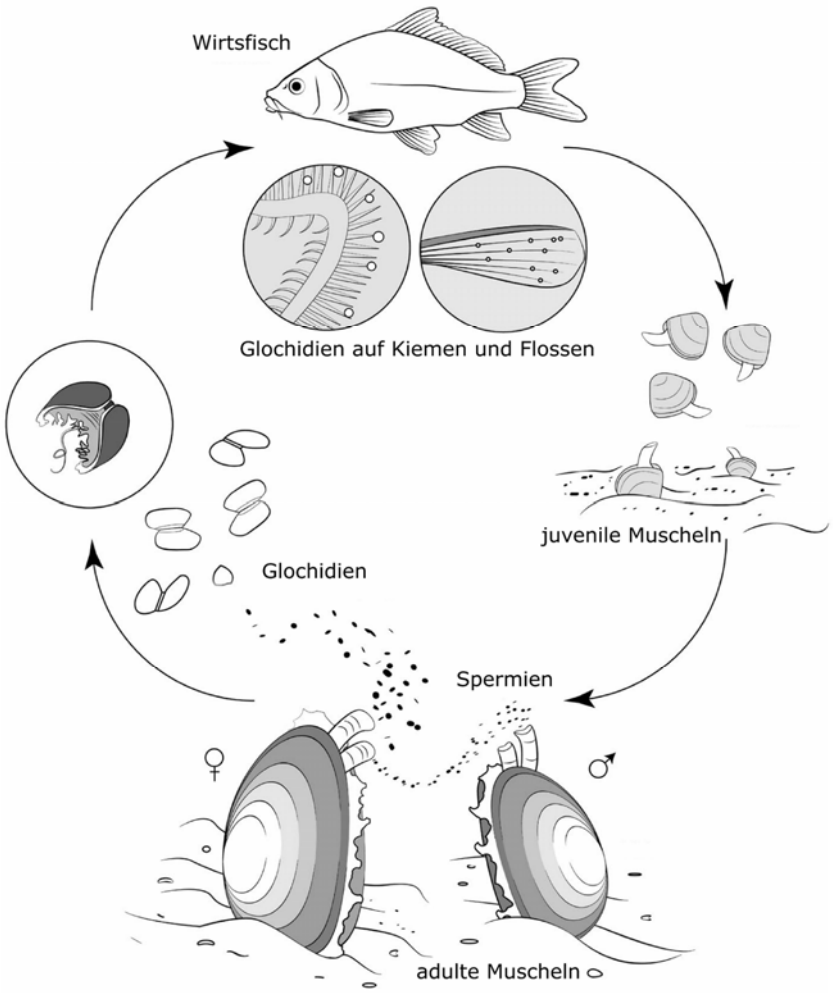

Abb. 14: Lebenszyklus der Najaden (verändert nach Modesto et al. 2018)

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

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

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

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

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

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

Schutzstatus

- Gesetzlicher Schutz EU: ---
- Gesetzlicher Schutz Deutschland: besonders geschützte Art nach BArtSchV (Anhang I)
- Rote Liste BRD: innerhalb der Vorwarnliste aufgeführt
- Rote Liste Brandenburg: „regional gefährdet“

Abb. 15: *Unio pictorum* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: T. Berger, Gewässerökologisches Büro - Torsten Berger)

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 pro 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 Finnland fehlt sie in Skandinavien, in Irland, Schottland, Spanien und Italien. In ihrem mittleren Verbreitungsgebiet hat sie eine Lebenserwartung von 5 - 15 Jahren und erreicht mit 2 - 3 Jahren die Geschlechtsreife. In den Monaten April bis Juli verlassen die nun für ein eigenständiges Leben weit genug entwickelten Jungmuscheln ihre Wirtsfische (Lopes-Lima et al. 2017).

Die Schale der Malermuschel erreicht allgemein Längen von 72 bis 90 mm (Glöer 2017), unter bestimmten ökologischen Bedingungen und in Abhängigkeit vom Verbreitungsgebiet können wesentlich größere Exemplare, bis zu 140 mm Schalenlänge, auftreten (Lopes-Lima et al. 2017).

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

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

Schutzstatus

- Gesetzlicher Schutz EU: ---
- Gesetzlicher Schutz Deutschland: besonders geschützte Art nach BArtSchV (Anhang I)
- Rote Liste BRD: „stark gefährdet“
- Rote Liste Brandenburg: „regional gefährdet“

Abb. 16. *Unio tumidus* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: T. Berger, Gewässerökologisches Büro - Torsten Berger)

Unio tumidus lebt in Seen als auch Fließgewässern, scheint aber Seen zu bevorzugen. Dort besiedelt die Art besonders die bewegte Zone des Litorals, in der sie oft vergesellschaftet mit

U. pictorum vorkommt. Ebenso ist sie in mehreren Metern Wassertiefe bis zur Großmuschelzone zu finden (Zettler et al. 2006). Glöer (2017) gibt als Lebensraum hauptsächlich in der Ebene gelegene Flüsse, Altwässer und Seen mit möglichst ruhigem Wasser an, wo *U. tumidus* einen Bereich bis etwa 9 m Wassertiefe besiedelt.

Insgesamt scheint die Art stärker auf stehende und beruhigte Gewässer angewiesen zu sein als *U. pictorum.* In Seen kann die Große Flussmuschel Dichten von über 50 Individuen pro Quadratmeter erreichen. Die Entwicklung der Schale ist abhängig vom jeweiligen Lebensraum. In stärker von Strömung betroffenen Gewässerbereichen sind die Tiere oft klein und dickschalig (Zettler 2000). Neben sandig-kiesigen Untergründen können auch schlickhaltige Sedimente besiedelt werden. An den Lebensraum stellt *U. tumidus* wahrscheinlich höhere Ansprüche als *U. pictorum.* Für die Entwicklung der Glochidien sind Fischarten wie Barsch, Kaulbarsch, Plötze, Rotfeder, Schleie und Stichling geeignet (Zettler et al. 2006).

Das Verbreitungsgebiet von *U. tumidus* ist nahezu deckungsgleich mit demjenigen von *U. pictorum*, die Lebenserwartung liegt ebenfalls bei 5 - 15 Jahren (Lopes-Lima et al. 2017). In der Quelle fehlen Angaben zum Zeitpunkt der Geschlechtsreife im zentralen Verbreitungsgebiet, für den Süden werden jedoch 2 - 3 Jahre angegeben. Die parasitäre Phase, in der die Jungmuscheln ihren Wirt verlassen, endet im Zeitraum April bis Juli. Die Große Flussmuschel erreicht im Durchschnitt eine Schalenlänge zwischen 70 und 80 mm (Glöer 2017), Lopes-Lima et al. (2017) geben für das mittlere Verbreitungsgebiet 90 - 120 mm an.

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

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

Schutzstatus

- Gesetzlicher Schutz EU: ---
- Gesetzlicher Schutz Deutschland: besonders geschützte Art nach BArtSchV (Anhang I)
- Rote Liste BRD: innerhalb der Vorwarnliste aufgeführt
- Rote Liste Brandenburg: ---

Abb. 17: *Anodonta anatina* - Beispiele für erfasste Tiere in der Talsperre Spremberg (Foto: T. Berger, Gewässerökologisches Büro - Torsten Berger)

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

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

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

Das Verbreitungsgebiet von *A. anatina* ist ausgedehnter als das der beiden Flussmuscheln. Außer in Italien und Norwegen sowie Teilen von Griechenland und Finnland ist die Art nahezu flächendeckend in Europa vertreten. In ihrem mittleren Verbreitungsgebiet hat sie eine Lebenserwartung von 10 - 15 Jahren und erreicht mit über drei Jahren die Geschlechtsreife. In den Monaten Januar bis April verlassen die Jungmuscheln ihre Wirtsfische (Lopes-Lima et al. 2017).

Die Schalenlänge der Gemeinen Teichmuschel beträgt zwischen 76 und 95 mm (Glöer 2017), kann maximal aber auch bis zu 150 mm erreichen (Zettler et al. 2006).

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

5.2 Ergebnisse des Monitorings in den einzelnen Transekten

Das Großmuschelmonitoring 2020 in der Talsperre Spremberg führte zum Nachweis der oben vorgestellten drei Großmuschelarten *U. pictorum, U. tumidus* und *A. anatina*. Nachfolgend werden die Ergebnisse der Untersuchungen für jedes Transekt einzeln dargestellt. Der sich dem Bericht anschließende Anhang beinhaltet die Fotodokumentation der Lebendnachweise (Abb. A1 - A34) sowie einiger Leerschalenfunde und die Werte stichprobenartiger Vermessungen von lebenden Muscheln (Tab. A5).

Transekt 1

Die Probenahmestelle 1 befindet sich am nordöstlichen Ufer in Sichtweite der Staumauer. Die Ufer fallen sehr flach ab, das Gewässer wird an dieser Stelle nur ganz allmählich tiefer. Der weit von der Wasserlinie entfernt liegende Uferbereich (bei höherem Wasserstand) ist mit einem schmalen Schilfgürtel versehen. Dahinter wachsen Weiden, Espen und Kiefern. Auf dem trockengefallenen Bereich haben sich kleinwüchsige Seggen angesiedelt. Der Strandabschnitt wird als „wilde“ Badestelle genutzt.

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

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.65184° | O 14.41269°	**Untersuchungsdatum:** 08.09.2020
Transektgröße: 12 m^2 (3 x 4 m)	**Wassertiefe:** 50 - 60 cm
Entfernung vom Ufer: 15 - 18 m	**Sichttiefe:** ca. 10 cm (Wellengang)

Gewässersohle: Auf dem sandig-kiesigen Gewässergrund liegen vereinzelt Steine bis etwa 15 cm Größe. Sehr geringfügige Verockerung, keine Schlammschicht.

Aquatische Vegetation: Nahe des Ufers zieht sich ein etwa 0,5 m breiter Gürtel aus Großem Nixenkraut (*Najas marina*) und Tausendblatt (*Myriophyllum*) entlang. Außerdem Laichkraut (*Potamogeton*) und fädige Grünalgen.

Erfassungsmethode: Drahtsiebbekescherung.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
Unio pictorum (Linnaeus 1758)	12	X
Unio tumidus Philipsson 1788	60	X
Anodonta anatina (Linnaeus 1758)	17	X

Besiedelungsdichte:
U. pictorum = 1 Tier·m^{-2}| *U. tumidus* = 5 Tiere·m^{-2}| *A. anatina* = 1,42 Tiere·m^{-2}

Begleitfauna: *Potamopyrgus antipodarum, Corbicula fluminea, Dreissena polymorpha, Pisidium sp.*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Vergleich zum Vorjahr konnte für alle drei Arten der Lebendnachweis erbracht werden. Von *U. pictorum* wurden keine adulten Tiere festgestellt, der Bestand im Transekt setzte sich aus Jungtieren aus den Jahrgängen 2019 bis 2020 zusammen. Wahrscheinlich gelang einigen älteren Exemplaren vor dem Absterben (viele Leerschalen im Vorjahr) noch die Reproduktion. Bei *U. tumidus* waren

unter den 60 Lebendnachweisen auch 14 ältere Exemplare im Alter von drei bis vier Jahren vertreten. Die drei größten Tiere befanden sich bereits im fünften Lebensjahr. Der Rest der Tiere stammten zum Teil aus dem Vorjahr, überwiegend jedoch aus dem Monitoringjahr 2020. Im Gegensatz zu den Flussmuscheln ist bei *A. anatina* aufgrund weniger Jungmuscheln von einer geringen Reproduktion auszugehen. Lediglich vier Jungmuscheln des Jahrgangs 2020 wurden nachgewiesen. Die 13 größeren Exemplare waren zwei bis fünf Jahre alt.

Transekt 2

Die Probenahmestelle 2 befindet sich am Ostufer der Talsperre, nahezu zwei Kilometer südlich des Transekts 1. Aufgrund einer überwiegend gut ausgebauten Anfahrtsmöglichkeit und eines Parkplatzes wird der Uferbereich in starkem Maße als Bootsanlegestelle von Anglern frequentiert. Gleich hinter dem Strand beginnt ein Waldstück mit Weiden, Pappeln und Kiefern.

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

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.63906° | O 14.40152°	**Untersuchungsdatum:** 23.08.2020
Transektgröße: 8 m^2 (1 x 4 m + 1 x 4 m)	**Wassertiefe:** 3 m
Entfernung vom Ufer: ca. 20 m	**Sichttiefe** (Ufer/ Transekt)**:** 50 cm/0 cm

Gewässersohle: Mit Pflanzenresten, Steinen und Schlamm bedeckt.

Aquatische Vegetation: Die gesamte Bucht ist im Uferbereich von einem Nixenkraut-Gürtel umgeben. Auf der Gewässersohle befanden sich zahlreiche Pflanzenreste.

Erfassungsmethode: Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
Unio pictorum (Linnaeus 1758)	0	X
Unio tumidus Philipsson 1788	1	X
Anodonta anatina (Linnaeus 1758)	5	X

Besiedelungsdichte:
U. pictorum = 0 Tiere·m^{-2}| *U. tumidus* = 0,125 Tiere·m^{-2}| *A. anatina* = 0,625 Tiere·m^{-2}

Begleitfauna: *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Transekt 2 konnten nur sehr wenige Lebendnachweise von *U. tumidus* und *A. anatina* erbracht werden. Die Erfassung der Muscheln war durch die geringen Sichtverhältnisse sowie der Bedeckung der Gewässersohle mit Pflanzenresten und Steinen erschwert. Deshalb ist davon auszugehen, dass die festgestellte Muscheldichte unterschätzt wurde. Speziell Junge Muscheln konnten kaum nachgweisen werden. Das nachgewiesene Exemplar von *U. tumidus* war drei bis vier Jahre alt, der Altersbereich bei A. anatina erstreckte sich von null bis zu fünf Jahren. Aufgrund der gefundenen Leerschalen wird

davon ausgegangen, dass alle drei Arten die Bucht besiedeln und sich dort auch fortpflanzen, wobei *A. anatina* am häufigsten vorkommt.

Transekt 3

Die Probenahmestelle 3 befindet sich auf der Nordseite einer am Ostufer weit in das Gewässer hineinragenden Halbinsel am „Weißen Berg“. Der Uferbereich ist durch einen etwa 5 m hohen Steilhang vom Kiefernwald im Zentrum der Halbinsel getrennt. Die Talsperre wird auch hier von zahlreichen Anglern genutzt.

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

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.62952° | O 14.39535°	**Untersuchungsdatum:** 09.09.2020
Transektgröße: 12 m^2 (2 x 3 m + 2 x 3 m)	**Wassertiefe:** 20 - 45 cm
Entfernung vom Ufer: 1,5 - 3,5 m	**Sichttiefe:** ca. 55 cm

Gewässersohle: Das Bodensubstrat ist fest, sandig bis kiesig und mit einer dünnen Eisenockerauflage bedeckt. Im Flachwasser wurde keine Schlammschicht beobachtet.

Aquatische Vegetation: Lückenhafter Gürtel aus Großem Nixenkraut sowie vereinzelt Tausenblatt.

Erfassungsmethode: Abtasten des Gewässerbodens mit Handaufsammlung.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
Unio pictorum (Linnaeus 1758)	20	X
Unio tumidus Philipsson 1788	100	X
Anodonta anatina (Linnaeus 1758)	90	X

Besiedelungsdichte:
U. pictorum = 1,67 Tiere·m^{-2}| *U. tumidus* = 8,33 Tiere·m^{-2}| *A. anatina* = 7,5 Tiere·m^{-2}

Begleitfauna: *Corbicula fluminea, Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Wie bereits im Vorjahr wurde an dieser Probenahmestelle eine hohe Anzahl lebender Muscheln festgestellt. Im Gegensatz zu 2019, wo fast ausschließlich sehr kleine Jungtiere von *A. anatina* gefunden wurden, verteilen sich die meisten Lebendnachweise etwa zur Hälfte auf *U. tumidus* und *A. anatina*. Von der 2019 nur mit einem Lebendexemplar nachgewiesenen *U. pictorum* wurden 20 Tiere im Alter von null bis vier Jahren gefunden. Die Altersklassen sind hierbei ungleichmäßig verteilt: Neben einem vierjährigen Tier sind 19 Jungmuscheln im Alter von null bis zwei Jahren zu verzeichnen. Die Untersuchungen der letzten beiden Jahre lassen darauf schließen, dass aus den

Jahrgängen 2016 - 2018 nur wenige Tiere überlebt haben. Ähnlich ist die Situation bei *U. tumidus*, wo den zahlreichen Jungmuscheln aus den Jahren 2019 und 2020 nur ein älteres Tier gegenübersteht. Demgegenüber scheint sich der Bestand von *A. anatina* kontinuierlicher zu entwickeln. Größere Lücken in der Altersstruktur sind bei dieser Art nicht vorhanden. Die Tiere waren null bis vier bzw. fünf Jahre alt.

Für die hohe Anzahl lebend nachgewiesener Muscheln dürfte die Beschaffenheit des Gewässergrundes ausschlaggebend sein. Der sandig-kiesige Untergrund und das Fehlen einer Schlammschicht bieten den Jungmuscheln gute Bedingungen im Hinblick auf die Versorgung mit Nahrung und Sauerstoff.

Transekt 4

Die Probenahmestelle 4 befindet sich auf der Südseite einer am Ostufer weit in das Gewässer hineinragenden Halbinsel am „Weißen Berg“. Nördlich der Hochspannungsleitung befindet sich hier die Stelle mit der geringsten Gewässerbreite des Staubeckens. Am Ufer ist eine Abbruchkante entstanden, hinter der sich in geringem Abstand eine dicke Schlammschicht abgelagert hat. Der betretbare Gewässerbereich ist daher nur schmal, die Wassertiefe nimmt sehr schnell zu. Die Talsperre wird auch hier von zahlreichen Anglern genutzt.

Uferbereich an Probenahmestelle 4 am Ostufer der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.63083° | O 14.39465°	**Untersuchungsdatum:** 09.09.2020
Transektgröße: 12 m^2 (1 x 12 m)	**Wassertiefe:** 15 - 45 cm
Entfernung vom Ufer: 1 - 2 m	**Sichttiefe:** ca. 20 cm

Gewässersohle: Untergrund kiesig/steinig mit vielen Steine, kleinen Äste und Pflanzenreste. Deutlich sichtbare Verockerung, auch auf den Muschelschalen.

Aquatische Vegetation: Dichter Bestand von Großem Nixenkraut, an der Abbruchkante wächst die Schwanenblume (*Butomus umbellatus*).

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekescherung.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
Unio pictorum (Linnaeus 1758)	0	X
Unio tumidus Philipsson 1788	0	X
Anodonta anatina (Linnaeus 1758)	10	X

Besiedelungsdichte:
U. pictorum = 0 Tiere·m^{-2}| *U. tumidus* = 0 Tiere·m^{-2}| *A. anatina* = 0,83 Tiere·m^{-2}

Begleitfauna: *Lymnea stagnalis*, *Dreissena polymorpha*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Transekt 4 wurde lediglich *A. anatina* lebend nachgewiesen (vereinzelt lebende *U. pictorum* außerhalb des Transekts). Während 2019 noch alle drei Großmuschelarten zahlreicher als in anderen Transekten vorkamen, konnten die Bestände der Flussmuscheln nicht nachgewiesen werden. Auch *A. anatina* war nur noch mit wenigen Exemplaren im Alter von null bis drei Jahren vertreten.

Diese Beobachtungen korrelieren mit der offensichtlichen Veränderung der Umweltbedingungen. Durch ein weiteres Absinken des Wasserspiegels der Talsperre kam es zu einer verstärkten Ablagerung von Schlamm am Südufer der Halbinsel. Im Gegensatz zu den guten Bedingungen am Nordufer können sich in dem feinen Sediment keine Jungmuscheln mehr entwickeln, die nun versinken. Weiterhin dürfte der Sauerstoffgehalt im Substrat sehr gering sein, was die Bedingungen insbesondere für Jungmuscheln deutlich verschlechtert.

Transekt 6
Die ursprünglich vorgesehene Probenahmestelle, die auch 2017 untersucht wurde, konnte im Jahr 2020 nicht beprobt werden. Vergleichbar mit den Transekten 1 und 10, die ebenfalls über eine sehr flach abfallende Uferzone verfügen, war das Wasser hier weit zurückgewichen. Während an anderen Probenahmestellen das Transekt jedoch einfach weiter in das Gewässer hinein verlegt werden konnte, war dies hier aufgrund der dicken Schlammschicht am Boden nicht durchführbar. Zudem war die Flachwasserzone sehr dicht mit Wasserpflanzen bewachsen. Als alternative Probenahmestelle wurde schließlich ein Uferbereich weiter südlich in der gleichen Bucht ausgewählt, wo sich die Beschaffenheit des Untergrundes günstiger gestaltete. Das Transekt ist die am südlichsten gelegene Probenahmestelle am Ostufer. Als Besonderheit tritt hier ein ausgedehnter Flachwasserbereich auf, der bei der Überflutung einer Baumgruppe entstanden ist. Die noch immer vorhandenen Baumstubben führen zu einer Stabilisierung des Gewässergrundes, der dadurch an den meisten Stellen bis weit ins Gewässer hinein betreten werden kann. Am Ufer hat sich eine vielfältige Vegetation (z. B. Knöterich, Seggen, Schwanenblume) ausgebreitet, die darauf hindeutet, dass dieser Strandbereich bereits vor längerer Zeit trockengefallen ist.

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

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.62635° | O 14.39888°	**Untersuchungsdatum:** 10.09.2020
Transektgröße: 12 m^2 (2 x 2 x 4 m)	**Wassertiefe:** 10 - 20 cm
Entfernung vom Ufer: ca. 25 m	**Sichttiefe:** 20 cm

Gewässersohle: Sandig und überwiegend fest ohne Schlammauflage, mäßige Verockerung. Keine Steine, außer Baumstuben kaum Pflanzenreste.

Aquatische Vegetation: Großes Nixenkraut, Laichkraut, vereinzelt Pfeilkraut (*Sagittaria*) und fädige Grünalgen.

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle, Drahtsiebbekescherung und Abtasten des Gewässerbodens mit Handaufsammlung.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	**Lebendnachweise**	**Leerschalen**
Unio pictorum (Linnaeus 1758)	16	X
Unio tumidus Philipsson 1788	9	X
Anodonta anatina (Linnaeus 1758)	4	X

Besiedelungsdichte:
U. pictorum = 1,33 Tiere·m^{-2}| *U. tumidus* = 0,75 Tiere·m^{-2}| *A. anatina* = 0,33 Tiere·m^{-2}

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

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Vergleich zu 2019, als *A. anatina* bei den Lebendnachweisen dominierte, wurde 2020 die größte Besiedlungsdichte für *U. pictorum* festgestellt. Der Bestand von *A. anatina* war im Vergleich zu dem im Vorjahr untersuchten Transekt um etwa 90 % zurückgegangen. Neben drei vier- bis fünfjährigen Tieren wurde ein einziges Jungtier aus dem Jahr 2020 gefunden. Die Jahrgänge 2017 bis 2019 fehlten komplett. Daraus wird abgeleitet, dass sich der Bestand von *A. anatina* gegenwärtig nicht erfolgreich reproduziert. Die vorhandenen adulten Exemplare können sich jedoch noch einige Jahre fortpflanzen, falls sich die Bedingungen für die Art wieder verbessern. Bei den Flussmuschelarten waren hingegen nur die Altersklassen null bis drei Jahre vertreten, ältere Tiere fehlten. Lediglich das größte Exemplar von *U. pictorum* befand sich im fünften Lebensjahr. Die Reproduktion findet bei beiden Arten auf niedrigem Niveau, jedoch offenbar bestandserhaltend, statt.

Transekt 8

Das Transekt befindet sich am südwestlichen Ufer der Talsperre Spremberg und stellt die südlichste Untersuchungsfläche dar. In Sichtweite überquert eine Hochspannungsleitung das Gewässer. Die Ufer sind bewaldet (gewässernah mit Weiden und Espen), der Strand- und Flachwasserbereich ist mit Sumpf- bzw. Wasserpflanzen verschiedener Arten besiedelt. Der ufernahe Gewässerbereich ist mit einer dicken Schlammschicht bedeckt, wodurch die Bodenverhältnisse sehr instabil sind.

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

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.62165° | O 14.38903°	**Untersuchungsdatum:** 22.09.2020
Transektgröße: 10 m^2 (1 x 10 m)	**Wassertiefe:** 30 - 60 cm
Entfernung vom Ufer: 2 - 3 m	**Sichttiefe:** ca. 40 cm

Gewässersohle: Im Uferbereich noch überwiegend sandig, jedoch sehr schnelle Zunahme von schwarzem Faulschlamm im Gewässer. Grund instabil und nachgebend, mit leichter Eisenockerauflage.

Aquatische Vegetation: Im Uferbereich deutlicher Rückgang der Artenvielfalt im Vergleich zum Vor-jahr, nur noch wenige Exemplare der Schwanenblume, Schilf (*Phragmites australis*), Seggen. Im Wasser: Großes Nixenkraut, Raues Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*), Laichkraut, Tausendblatt.

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekescherung.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	**Lebendnachweise**	**Leerschalen**
Unio pictorum (Linnaeus 1758)	6	X
Unio tumidus Philipsson 1788	1	X
Anodonta anatina (Linnaeus 1758)	31	X

Besiedelungsdichte:
U. pictorum = 0,6 Tiere·m^{-2}| *U. tumidus* = 0,1 Tiere·m^{-2}| *A. anatina* = 3,1 Tiere·m^{-2}

Begleitfauna: *Bithynia tentaculata, Lymnea stagnalis*, *Physa acuta*, *Radix auricularia, Radix balthica, Stagnicola* sp., *Dreissena polymorpha*, *Pisidium* sp.

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Der Bestand der Flussmuscheln ist mit dem von 2019 vergleichbar (5 *U. pictorum*, 2 *U. tumidus*), wogegen sich die Besiedlungsdichte von *A. anatina* nahezu verdoppelt hat. Von dieser Art befanden

sich neun Tiere im Alter von vier bis fünf Jahren, ebenso viele im ersten Jahr. Die dazwischen liegenden Jahrgänge waren alle vertreten, was auf einen durchgehenden Reproduktionserfolg schließen lässt. Auch das Überleben einer gewissen Anzahl von Tieren aus jedem Jahrgang scheint bisher gegeben zu sein.
Von *U. pictorum* wurden zwei Jungtiere aus diesem Jahr nachgewiesen, ein- und zweijährige Tiere fehlten. Erst die Altersklasse drei bis vier Jahre war wieder mit wenigen Exemplaren vertreten. Das einzige gefundene Tier von *U. tumidus* war etwa vier Jahre alt. Jüngere Exemplare der Art wurden nicht nachgewiesen.

Transekt 9

Die Probenahmestelle 9 befindet sich im Südwesten der Talsperre. Der Flachwasserbereich war nahezu geschlossen mit einem wenige Meter breiten Streifen aus Großem Nixenkraut bedeckt. Dahinter nahm die Wassertiefe schnell zu. Zum Teil wird der Strand von einem schmalen aufgelockerten Schilfgürtel mit Weiden umgeben, hinter dem ein Wald aus Kiefern, Espen und Birken beginnt. Das Gebiet ist über einen Waldweg von der B97 aus zu erreichen und dient als vielbesuchte Angelstelle.

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

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.62675° | O 14.38651°	**Untersuchungsdatum:** 23.09.2020
Transektgröße: 10 m^2 (2 x 3m + 2 x 2 m)	**Wassertiefe:** 30 - 40 cm
Entfernung vom Ufer: 5 - 7 m	**Sichttiefe:** ca. 50 cm

Gewässersohle: Die Probenahme erfolgte auf einer halbkreisförmigen, ins Gewässer hineinragenden Sandbank mit festem sandigem Untergrund. Angrenzende Bereiche der Gewässersohle waren mit einer dicken Schlammschicht bedeckt und instabil.

Aquatische Vegetation: Ausgedehnte Bestände von Großem Nixenkraut, außerdem Tausendblatt und Raues Hornblatt.

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekescherung.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
Unio pictorum (Linnaeus 1758)	57	X
Unio tumidus Philipsson 1788	62	X
Anodonta anatina (Linnaeus 1758)	52	X

Besiedelungsdichte:
U. pictorum = 5,7 Tiere·m^{-2}| *U. tumidus* = 6,2 Tiere·m^{-2}| *A. anatina* = 5,2 Tiere·m^{-2}

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

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Im Transekt 9 lag eine nahezu gleich hohe Bestandsdichte bei den drei Großmuschelarten vor. Während diese für *A. anatina* gegenüber dem Vorjahr etwa vergleichbar war, haben sich die Bestände von *U. pictorum*, vor allem jedoch von *U. tumidus*, deutlich vergrößert. Jedoch waren auch zahlreiche Tiere verschiedener Altersgruppen abgestorben.

Das älteste Tier von *A. anatina* war sechs bis sieben Jahre alt. Darauf folgten alle Altersstufen bis zu 20 Jungtieren aus diesem Jahr. D. h., dass *A. anatina* regelmäßig erfolgreich reproduziert und auch eine bestimmte Anzahl Tiere aus jedem Jahrgang überlebten. Die ältesten Exemplare von *U. tumidus* waren drei (maximal vier) Jahre alt. Der überwiegende Anteil der Lebendnachweise entfiel jedoch auf Jungtiere aus den Jahren 2019 und 2020. Ähnlich verhält es sich bei *U. pictorum*: Neben drei- bis vierjährigen Exemplaren traten vor allem Jungtiere aus den letzten beiden Jahren auf.

Transekt 10

Die Probenahmestelle 10 befindet sich am Westufer der Talsperre und ist gut über kleine Straßen zu erreichen. In der Nähe befinden sich ein Hotel, ein Spielplatz, ein Aussichtsturm, ein kleiner Parkplatz und eine Bootsanlegestelle. Aufgrund dieser Infrastruktur ist der Strandbereich durch Touristen und Angler besonders stark frequentiert. Der Uferbereich ist hier sehr flach, weshalb sich beim vorherrschenden Niedrigwasser ein breiter Sandstrand ausgebildet hat, der von Schilf und Weiden besiedelt wurde.

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

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.64485° | O 14.38498°	**Untersuchungsdatum:** 21./22.09.2020
Transektgröße: 12 m^2 (3 x 4 m)	**Wassertiefe:** 55 - 105 cm
Entfernung vom Ufer: 5 - 8 m	**Sichttiefe:** ca. 60 cm

Gewässersohle: Die Gewässersohle ist sandig bis kiesig, überwiegend jedoch mit einer dicken Schlammauflage und sehr viel Großem Nixenkraut bedeckt. Keine Verockerung.

Aquatische Vegetation: Großes Nixenkraut und Tausendblatt.

Erfassungsmethode: Abharken der Gewässersohle und Drahtsiebbekescherung.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
Unio pictorum (Linnaeus 1758)	43	X
Unio tumidus Philipsson 1788	187	X
Anodonta anatina (Linnaeus 1758)	48	X

Besiedelungsdichte:
U. pictorum = 3,58 Tiere·m^{-2}| *U. tumidus* = 15,58 Tiere·m^{-2}| *A. anatina* = 4 Tiere·m^{-2}

Begleitfauna: *Potamopyrgus antipodarum, Radix auricularia, Radix balthica, Corbicula fluminea, Dreissena polymorpha, Pisidium sp.*

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Mit 187 Tieren war *U. tumidus* außerordentlich zahlreich vertreten. Bei den meisten Exemplaren handelte es sich um sehr kleine Jungtiere aus diesem Jahr. Der Rest setzte sich aus ein-bis dreijährigen Muscheln und zwei Alttieren von etwa fünf Jahren zusammen. Auch *U. pictorum* konnte sich in den

letzten beiden Jahren erfolgreich reproduzieren. Die ältesten Exemplare der Art waren im dritten Lebensjahr.
Bei *A. anatina* waren die verschiedenen Altersklassen gleichmäßig vertreten. Neben Jungtieren aus dem Jahr 2020 wurden ein- bis vierjährige Exemplare nachgewiesen, ein einzelnes Tier war zwischen fünf und sechs Jahren alt. Es wurde festgestellt, dass im Transekt 10 – vor allem für die beiden *Unio*-Arten – sehr gute Reproduktionsbedingungen vorliegen.
Es soll jedoch nicht unerwähnt bleiben, dass sich der Gewässergrund gegenüber dem Vorjahr deutlich verändert hat. Während 2019 ein stabiler Untergrund aus einer festen Kiesschicht vorherrschte, war dieser 2020 mit einer mehr oder weniger dicken Schlammschicht bedeckt. Ein Betreten des Gewässerbodens war daher nicht mehr überall in diesem Bereich möglich.

Transekte 12 und 13

Die Probenahmestellen 12 und 13 befinden sich im Nordwesten der Talsperre. Sie stellen die am nächsten an der Staumauer und dem Abfluss der Spree aus der Talsperre gelegene Untersuchungsfläche dar. Trotz des sehr niedrigen Wasserstandes ist der Strandbereich nur wenige Meter breit. Hinter einem schmalen Streifen aus Weidengebüsch erhebt sich ein Steilhang von etwa 10 m Höhe. Die Stelle ist daher mit Tauchausrüstung schwer zugänglich. Südlich des Transekts befindet sich eine Bootsanlegestelle (mit Rampe), einige Boote liegen im Wasser. Der Strandbereich wird sehr rege von Anglern genutzt.

Uferbereich an Probenahmestelle 12 und 13 im Nordwesten der Talsperre.
(Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 12

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.65671° | O 14.38323°	**Untersuchungsdatum:** 23.08.2020
Transektgröße: 8 m^2 (1 x 4 m + 1 x 4 m)	**Wassertiefe:** 3 m
Entfernung vom Ufer: ca. 12 m	**Sichttiefe** (Ufer/Transekt)**:** 70/20 cm

Gewässersohle: Sehr feinsandiges helles Substrat mit Anteilen von Faulschlamm, keine Verockerung. Wenige Steine und Pflanzenreste auf dem Gewässerboden.

Aquatische Vegetation: Im Flachwasserbereich: Dichter Gürtel aus Großem Nixenkraut, wenig Tausendblatt und Laichkraut. Im Transekt: Keine.

Erfassungsmethode: Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
Unio pictorum (Linnaeus 1758)	0	X
Unio tumidus Philipsson 1788	2	X
Anodonta anatina (Linnaeus 1758)	6	X

Besiedelungsdichte:
U. pictorum = 0 Tiere·m^{-2}| *U. tumidus* = 0,25 Tiere·m^{-2}| *A. anatina* = 0,75 Tiere·m^{-2}

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

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Die dicht beieinander liegenden Transekte zeichneten sich allgemein durch das Vorkommen weniger Muscheln aus. Da hier weniger Steine und Pflanzenmaterial als im Transekt 2 den Gewässergrund

bedecken, ist von einer nahezu vollständigen Erfassung der Muscheln auszugehen. Allerdings könnten sehr kleine Exemplare durch das Tragen von Tauchhandschuhen und der damit verbundenen geringeren Tastempfindlichkeit verborgen bleiben.
Wie im Jahr 2019 wurden auch 2020 sehr wenige Großmuscheln gefunden. *U. pictorum* konnte nur durch Leerschalen nachgewiesen werden. Die sechs Exemplare von *A. anatina* waren im Alter von drei bis fünf Jahren. Daraus ist abzuleiten, dass im Transekt lediglich eine geringe oder keine Reproduktion stattfand bzw. die Jungtiere nicht überleben konnten. Unter den Leerschalen befanden sich jüngere *A. anatina* im Alter von zwei bis drei Jahren. Die beiden Exemplare von *U. tumidus* waren zwei und drei Jahre alt.

Transekt 13

Koordinaten (Dezimalgrad): N 51.65671° | O 14.38323°	**Untersuchungsdatum:** 23.08.2020
Transektgröße: 8 m^2 (1 x 4 m + 1 x 4 m)	**Wassertiefe:** 5 m
Entfernung vom Ufer: ca. 20 m	**Sichttiefe** (Ufer/Transekt)**:** 70/10 cm

Gewässersohle: Die Gewässersohle ist von einer dicken schwarzen Faulschlammschicht bedeckt, die bei geringsten Wasserbewegungen sofort aufgewirbelt wird. Nur sehr feines Substrat, keine Steine oder Pflanzenreste, keine Verockerung.

Aquatische Vegetation: Im Flachwasserbereich: dichter Gürtel aus Großem Nixenkraut, wenig Tausendblatt du Laichkraut. Im Transekt: Keine.

Erfassungsmethode: Tauchkartierung. Gerätetauchgang mit Pressluft.

Nachgewiesene Großmuscheln:

Art	Lebendnachweise	Leerschalen
Unio pictorum (Linnaeus, 1758)	0	X
Unio tumidus Philipsson, 1788	1	X
Anodonta anatina (Linnaeus, 1758)	2	X

Besiedelungsdichte:
U. pictorum = 0 Tiere·m^{-2}| *U. tumidus* = 0,125 Tiere·m^{-2}| *A. anatina* = 0,25 Tiere·m^{-2}

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

Bestandseinschätzung und Altersstruktur am Transekt:

Der tiefere Gewässerbereich an der Probenahmestelle wies einen noch geringeren Bestand an lebenden Großmuscheln auf. *U. pictorum* wurde lediglich durch eine Leerschale bestätigt. Die zwei Exemplare von *A. anatina* waren zwei bzw. drei bis vier Jahre alt, das Exemplar von *U. tumidus* vier Jahre.
Die Ergebnisse aus den letzten beiden Jahren lassen vermuten, dass *A. anatina* in tieferen Gewässerbereichen bessere Überlebenschancen als die Flussmuschelarten besitzt (2019: Transekt 12 = 9 Tiere, Transekt 13 = 6 Tiere).

5.3 Häufigkeit, Altersstruktur, Besiedlungsdichte, gewässerspezifische Verteilung und Begleitfauna

Insgesamt wurde in der Talsperre Spremberg eine Fläche von 104 m^2, aufgeteilt auf 10 Transekte zwischen 8 und 12 m^2, auf das Vorkommen von Großmuscheln untersucht. Dabei wurden 155 *U. pictorum*, 421 *U. tumidus* und 265 *A. anatina* in den Altersklassen von 0 bis 5 Jahren nachgewiesen. Lediglich bei *A. anatina* waren einzelne Exemplare im Alter von sechs Jahren zu beobachten. Der prozentuale Anteil an der Gesamtzahl aller Großmuscheln (n = 841) liegt bei 18,4 % für *U. pictorum*, 50,1 % für *U. tumidus* und 31,5 % für *A. anatina* (Tab. 9).

Bezogen auf alle Transekte ergibt sich daraus eine Besiedelungsdichte von 1,49 Tieren·m^{-2} für *U. pictorum*; 4,05 Tiere·m^{-2} für *U. tumidus* und 2,55 Tiere·m^{-2} für *A. anatina* (Tab. 9). Diese Werte bleiben weit hinter den möglichen Individuendichten, die in der Literatur genannt werden, zurück und deuten auf gewisse Defizite des Lebensraumes gegenüber den Bedürfnissen der Muscheln hin. Allgemein wäre zu erwarten, dass *A. anatina* als Art mit den geringsten Ansprüchen die höchste Besiedlungsdichte aufweist, was 2019 auch zutraf. Als überraschend ist die zahlenmäßige Zunahme der Population von *U. tumidus* gegenüber dem Vorjahr zu bewerten, die 2020 zu einer höheren Besiedlungsdichte als bei *A. anatina* führte. Allerdings ist hierbei der Anteil juveniler Exemplare sehr hoch und es gilt abzuwarten, ob diese überleben und den Bestand weiterhin stabilisieren können.

Altersstruktur, Gefährdungen und Bestandserhaltung

Die ältesten, lebend nachgewiesenen Tiere waren bei den diesjährigen Untersuchungen etwa sechs Jahre alt (*A. anatina*), fünfjährige Tiere traten inzwischen bei allen drei Arten auf. Diese Altersstruktur korreliert mit der Angabe, dass im Jahr 2014 der Wasserstand in der Talsperre erheblich abgesenkt wurde. Infolge dieser Maßnahme, waren die in den Jahren ab 2015 durchgeführten Untersuchungen von einer Wiederbesiedelung der Außenbereiche des Staubeckens geprägt.

Das dennoch insgesamt wenige adulte Muscheln, dafür jedoch zahlreiche Leerschalen gefunden wurden, deutet auf eine geringe Lebenserwartung der Großmuscheln in der Talsperre hin. Offenbar können alle drei Arten ihr Alterspotenzial nicht ausschöpfen, wodurch viele Tiere nicht zur Fortpflanzung gelangen oder für diese nur wenige Jahre zur Verfügung stehen. Eine längere Reproduktionszeit wäre jedoch äußerst wichtig für die Stabilisierung der Bestände, die bereits durch Schwankungen des Wasserstandes und Veränderungen des Bodensubstrates (zunehmende Ablagerung von Faulschlamm) beeinflusst werden und sich immer wieder neu anpassen müssen. Das gelingt den Tieren in vielen Fällen offenbar nicht.

Jungtiere aus den Jahren 2019 und 2020 wurden dagegen zahlreich beobachtet. Obwohl Unterschiede hinsichtlich des Fortpflanzungserfolges an den Probenahmestellen bestehen, konnte insgesamt eine regelmäßige erfolgreiche Reproduktion aller drei Arten festgestellt werden. Dennoch ist unklar welche Faktoren zwar einerseits eine regelmäßige Reproduktion der Großmuscheln erlauben, aber andererseits zu einer geringen Lebenserwartung der Muscheln führen.

Tab. 9: Erfassungsergebnisse Großmuscheln in der Talsperre Spremberg 2015, 2016, 2017, 2019 und 2020, n. b. = nicht berücksichtigt, T = Untersuchungstransekt, Schal. = ausschließlich Schalenfunde der Art im Transekt, keine Lebendnachweise

Transekt Nr.	Untersuchungsfläche ca. (m²)					*Anodonta anatina* (LINNAEUS, 1758)					*Anodonta cygnea* (LINNAEUS, 1758)					*Unio pictorum* (LINNAEUS, 1758)					*Unio tumidus* PHILIPSSON, 1788					Besiedlungsdichte Muscheln je m² (gerundet)				
	2015	2016	2017	2019	2020	2015	2016	2017	2019	2020	2015	2016	2017	2019	2020	2015	2016	2017	2019	2020	2015	2016	2017	2019	2020	2015	2016	2017	2019	2020
T 1	10	n.b.	15	12	12	0	n.b.	21	3	17	0	n.b.	0	0	0	0	n.b.	59	0	12	0	n.b.	12	2	60	0	n.b.	6	< 1	7
T 2	15	10	15	8	8	260	112	159	1	5	0	0	0	0	0	52	56	61	0	0	12	15	42	0	1	22	18	18	< 1	< 1
T 3	5	10	20	12	12	11	58	83	185	90	0	0	0	0	0	0	86	81	1	20	0	23	16	3	100	2	17	9	16	18
T 4	10	8	10	10	10	67	45	52	68	10	0	0	0	0	0	30	33	28	36	0	1	6	6	12	0	10	11	9	12	< 1
T 5	1	10	n.b.	n.b.	n.b.	104	42	n.b.	n.b.	n.b.	0	0	n.b.	n.b.	n.b.	7	11	n.b.	n.b.	n.b.	1	2	n.b.	n.b.	n.b.	12	6	n.b.	n.b.	n.b.
T 6	5	8	20	12	12	25	35	7	42	4	0	0	0	0	0	0	0	0	5	16	0	1	0	4	9	5	5	1	4	2
T 7a	4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	Schal.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	Schal.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
T 7b	4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
T 8	10	10	5	10	10	58	26	39	17	31	0	0	0	0	0	13	19	14	5	6	0	6	8	2	1	7	5	12	2	4
T 9	10	10	15	12	12	Schal.	29	105	51	52	0	0	0	0	0	Schal.	23	43	33	57	Schal.	0	7	7	61	0	5	10	8	17
T 10	5	8	10	12	12	9	9	21	46	48	0	0	0	0	0	3	14	21	0	43	0	4	4	119	187	2	3	5	5	24
T 11	10	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
T 12	10	8	8	8	8	246	96	64	9	6	0	0	1	0	0	10	47	12	0	0	22	25	8	1	2	28	21	11	1	1
T 13	5	5	10	8	8	22	16	9	6	2	0	0	0	0	0	0	6	7	1	1	0	1	3	1	0	4	5	2	1	< 1
T 14	n.b.	n.b.	10	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	49	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	24	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	8	n.b.	n.b.
∑	**113**	**87**	**138**	**104**	**104**	**877**	**468**	**609**	**428**	**265**	**0**	**0**	**1**	**0**	**0**	**150**	**295**	**327**	**81**	**155**	**41**	**83**	**135**	**51**	**421**	**∅ 9**	**∅ 10**	**∅ 8**	**∅ 5**	**∅ 8**
%						**82,1**	**55,3**	**56,8**	**76,4**	**31,5**	**0**	**0**	**0,1**	**0**	**0**	**14,0**	**34,8**	**30,5**	**14,5**	**18,4**	**3,8**	**9,8**	**12,6**	**9,1**	**50,1**					

Eine Ursache dafür könnte in der Besiedlung der Großmuscheln mit *D. polymorpha* liegen. Bereits im Alter von ein bis zwei Jahren waren die Tiere mit mehreren Individuen von *D. polymorpha* bedeckt, deren Anzahl und Größe im Laufe der Jahre zunimmt (Abb. 18). Der lebende Bewuchs dürfte eine ernsthafte Nahrungskonkurrenz darstellen, möglicherweise gelangt auch weniger Sauerstoff in die Einströmöffnungen der Großmuscheln.

Auch die Ausbreitung von *C. fluminea* könnte sich durch Raum- und Nahrungskonkurrenz auf die Bestände der Großmuscheln auswirken. Da diese Art sich jedoch nicht wie *D. polymorpha* an die Schalen anheftet, dürfte ihr Einfluss geringer ausfallen.

Eine besondere Aufmerksamkeit in der Ursachenforschung sollte den erhöhten Temperaturen der letzten Jahre gelten. Diese führen nicht nur zu erhöhten Wassertemperaturen, die bereits als solche nachteilig wirken können, sondern letztendlich auch zu niedrigeren Wasserständen und somit zum Verlust von Lebensraum für die Muscheln.

Am wahrscheinlichsten ist wohl ein Komplex von Bedingungen, der den Ansprüchen der Muscheln entgegensteht und sich negativ auf die Lebenserwartung auswirkt.

Abschließend soll noch einmal betont werden, dass sich die Bestände der beiden *Unio*-Arten, besonders von *U. tumidus*, gegenüber dem Vorjahr vergrößert haben. Das Gegenteil ist für *A. anatina* eingetreten – bei dieser Art hat sich der Bestand im Vergleich zum Vorjahr zahlenmäßig deutlich verringert.

Abb. 18: Von *D. polymorpha* befallene *A. anatina* aus Transekt 1.

Begleitfauna

Neben den drei Großmuschelarten kommen in der Talsperre Spremberg noch einige weitere Süßwassermollusken vor. Bei den Untersuchungen 2020 wurden die in Tabelle 10 aufgeführten Arten festgestellt.

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

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name
Gastropoda (Schnecken)	
Bithynia tentaculata (Linnaeus 1758)	Gemeine Schnauzenschnecke
Lymnae stagnalis (Linnaeus 1758)	Spitzhorn-Schlammschnecke
Physa acuta (Draparnaud 1805)	Spitze Blasenschnecke
Potamopyrgus antipodarum (Gray 1843)	Neuseeländische Deckelschnecke
Radix auricularia (Linnaeus 1758)	Ohrschlammschnecke
Radix balthica (Linnaeus 1758)	Gemeine Schlammschnecke
Stagnicola sp.	Sumpfschnecke
Bivalvia (Muscheln)	
Corbicula fluminea (Müller 1774)	Grobgerippte Körbchenmuschel
Dreissena polymorpha (Pallas 1771)	Wander-, Dreikant- oder Zebramuschel
Pisidium sp.	Erbsenmuschel

Für die 2019 erstmalig in der Talsperre Spremberg nachgewiesene Grobgerippte Körbchenmuschel war gegenüber dem Vorjahr eine deutliche Bestandszunahme zu verzeichnen. Die neu eingewanderte Art tauchte in diesem Jahr in sechs Transekten auf und konnte ihren Bestand zahlenmäßig erhöhen. Während 2019 lediglich Einzelfunde erfolgten, konnte inzwischen in einigen Bereichen der Talsperre eine erfolgreiche Reproduktion beobachtet werden (Abb. 19). Neben größeren Exemplaren wurden 2020 auch Leerschalen gefunden.

Abb. 19: Lebend nachgewiesene *C. fluminea* in den Transekten 3 (links) und 10 (rechts).

6. Fischbestand

6.1 Gesamtfischbestand

In der Talsperre Spremberg wurden bei Fischbestandsuntersuchungen in den vergangenen Jahren insgesamt 24 Fischarten nachgewiesen (Tab. 11).

Im Untersuchungsjahr 2020 konnten durch den Einsatz der Stellnetzfischerei und der Elektrofischerei insgesamt 17 Fischarten dokumentiert werden. Nach der von Eckmann (1995) erarbeiteten exponentiellen Arten-Areal-Beziehung sind für ein Stillgewässer in der Größe der Talsperre 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.

In der aktuellen Fischbestandsuntersuchung im Jahr 2020 wurden die in Tab. A6 im Anhang aufgelisteten 17 Fischarten dokumentiert. Mit 2.964 Individuen mit einer Gesamtbiomasse von 179,4 kg stammte der weitaus überwiegende Teil des Fanges aus Stellnetzen. Zusätzlich konnten mit der Elektrofischerei weitere 779 Fische gefangen werden. Der Gesamtfang wurde von den Arten Barsch (37,6 %), Güster (24,3 %), Plötze (16,0 %) und Kaulbarsch (10,6 %) dominiert.

Der fanggeräteübergreifende Diversitätsindex lag 2020 bei H‘ = 1,67 und war damit vergleichbar mit den Werten im Zeitraum 2015 - 2019 (1,59 – 1,71) und höher als in den Jahren vor dem Beginn der Einbringung von Fällungs- und Flockungsmitteln (1,25 – 1,52). Dennoch bestätigt die Evenness mit einem Wert von 0,31 im Jahr 2020, dass die Fischgemeinschaft in der Talsperre weiterhin von wenigen Arten dominiert wird. Auch in den Jahren zuvor wurde die Dominanz weniger Arten belegt (E = 0,26 – 0,40).

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

Tab. 11: Fischartennachweise in der Talsperre Spremberg

Fischart	Wissenschaftliche Bezeichnung	1997	2009	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	
										Anzahl	Spannweite TL (mm)
Aal	*Anguilla anguilla*		(x)		(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	8	80 - 160
Aland[#]	*Leuciscus idus*		x	(x)		x	x	(x)	(x)	1	95
Barsch	*Perca fluviatilis*	x	x	x	x	x	x	x	x	1.408	45 - 330
Bitterling	*Rhodeus amarus*					(x)	(x)	(x)	x	18	20 - 45
Blei	*Abramis brama*	x	x	x	x	x	x	x	x	79	65 - 520
Döbel[#]	*Leuciscus cephalus*	x		(x)	(x)	x	x		(x)		
Gründling[#]	*Gobio gobio*	x				(x)	(x)				
Giebel	*Carassius gibelio*								(x)	2	230 - 250
Güster	*Abramis bjoerkna*		x	x	x	x	x	x	x	909	20 - 220
Hasel[#]	*Leuciscus leuciscus*	(x)									
Hecht	*Esox lucius*	x	x	(x)	x	x	x	x	x	49	115 - 610
Karpfen	*Cyprinus carpio*	(x)	(x)						(x)	3	510 - 630
Kaulbarsch	*Gymnocephalus cernua*	x	x	x	x	x	x	x	x	396	50 - 150
Kleine Maräne	*Coregonus albula*		(x)								
Marmorkarpfen[*]	*Hypophthalmichthys nobilis*		(x)							1	950
Moderlieschen	*Leucaspius delineatus*			(x)							
Plötze	*Rutilus rutilus*	x	x	x	x	x	x	x	x	600	50 - 325
Rapfen	*Aspius aspius*			(x)					(x)		
Rotfeder	*Scardinius erythrophthalmus*	x	x		x	x	x	x	x	221	25 - 245
Schleie	*Tinca Tinca*				(x)	(x)	x	x	x	7	20 - 270
Sonnenbarsch[*]	*Lepomis gibbosus*								x		
Ukelei	*Alburnus alburnus*	x	x	x	x	x	x	x	x	30	100 - 190
Wels	*Silurus glanis*		(x)	(x)	(x)		(x)	(x)	(x)	1	660
Zander	*Sander lucioperca*	(x)	x	(x)	x	x	x	x	x	10	97 - 830
Hybride (Cyprinide)		x	(x)	(x)	x	(x)		(x)	(x)		
Anzahl Arten		**12**	**15**	**13**	**13**	**15**	**16**	**14**	**19**	**17**	

[#] = Flussfischart, [*] = Fremdart, (x) = nur drei oder weniger Exemplare gefangen, TL = Totallänge

Tab. 12: Die Fänge und Einheitsfänge (NPUE = numerischer Einheitsfang, BPUE = biomassebezogener Einheitsfang) der Elektrofischerei sowie der Stellnetze in der Talsperre Spremberg 1997, 2009 und 2014 bis 2020. Eine Beschreibung der Fanggeräte ist in Tabelle 1 dargestellt.

Jahr	Fanggerät	Fang		Einheitsfänge		
		Anzahl (Stück)	**Biomasse** (kg)	**NPUE** (Stück·100 m^{-1} Uferstrecke)	**NPUE** (Stück·100 m^{-2} Netz)	**BPUE** (Stück·100 m^{-2} Netz)
2020	Elektrofischerei	779		94,4		
	MGN	2.51	120,8		233,1	11,2
	MPN	440	23,4		320,0	17,0
2019	Elektrofischerei	461		59,0		
	MGN	3.37	151,9		312,6	14,1
	MPN	266	9,6		177,3	6,4
2018	Elektrofischerei	687		113,7		
	MGN	3.02	119,9		258,7	10,2
	MPN	236	6,0		171,6	4,4
2017	Elektrofischerei	224		37,0		
	MGN	3.19	101,1		272,9	8,6
	MPN	56	1,5		27,2	0,7
2016	Elektrofischerei	434		62,0		
	MGN	3.20	100,8		273,6	8,6
	MPN	185	4,4		89,7	2,1
2015	Elektrofischerei	342		51,5		
	MGN	2.83	104,0		242,0	8,9
	MPN	75	1,5		36,4	0,7
2014	MGN	1.00	85,8		85,9	7,3
	MPN	121	13,5		22,0	0,4
2009	Elektrofischerei	730		96,8		
	MMG	284	81,6		32,9	9,5
	MGN	2.34	128,0		200,3	10,9
	GGN	185	94,4		47,2	25,2
	MPN	125	8,7		34,7	2,4
1997	Elektrofischerei	471	18,5	78,5		
	MGN	165	14,1		59,8	5,1

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

6.2 Jungfischmonitoring (Elektrofischerei)

Mittels Elektrofischerei wurden 2020 entlang der Uferlinie insgesamt elf Fischarten nachgewiesen. Der Gesamtfang über alle fünf Teilstrecken wurde von den Arten Güster, Rotfeder und Barsch dominiert (Tab. 13, Abb. 20). Der Fang der Elektrofischerei setzte sich bis auf wenige Ausnahmen aus Jungfischen zusammen. Basierend auf der Totallänge der Fische ist davon auszugehen, dass diese größtenteils den Jahrgängen 2019 und 2020 angehören. Somit konnte für die Fischarten Barsch, Blei, Güster, Hecht, Plötze, Rotfeder und Schleie eine natürliche Reproduktion für diesen Zeitraum nachgewiesen werden. Die gefangenen Giebel, im Rahmen dieses Monitorings erstmals 2019 nachgewiesen, waren aufgrund ihrer Totallänge von über 20 cm nicht mehr den Jungfischen zuzuordnen. Die ebenfalls im Vorjahr erstmals nachgewiesenen gebietsfremden Sonnenbarsche (Hühn et al. 2019) waren 2020 nicht in den Fängen vertreten. Auch vom Aal wurden 2020 juvenile Individuen gefangen, die jedoch auf Besatzmaßnahmen zurückgeführt werden können.

Tab. 13: Fischartenspezifische numerische Einheitsfänge (NPUE; Fische·100 m^{-1} Uferlänge) und prozentuale Zusammensetzung der Einheitsfänge der Elektrofischerei in der Talsperre Spremberg in den einzelnen Untersuchungsjahren

Fischart	**Jahr**													
	2020		**2019**		**2018**		**2017**		**2016**		**2015**		**2009**	
	NPUE	**%**	**NPUE**	**%**	**NPUE**	**%**	**NPUE**	**%**	**NPUE**	**%**	**NPUE**	**%**	**NPUE**	**%**
Aal	< 1	1	< 1	0,2	< 1	0,3	< 1	0,4	< 1	0,7	< 1	0,9	< 1	0,1
Aland	< 1	0,1	<1	0,2					< 1	0,7				
Barsch	11	11,4	21	35,6	56	49,5	11	29,9	8	12,9	4	8,5	4	5,5
Bitterling	2	2,1	< 1	1,3	< 1	0,4	< 1	0,9						
Blei	< 1	0,4	15	26,0	1	1			3	4,1			1	1,5
Döbel							1	2,2	< 1	1,2				
Giebel	< 1	0,3												
Güster	42	44,9	1	1,7	25	21,7	1	3,1	7	12,0	17	32,7	1	1,9
Hecht	6	6,2	3	4,8	2	2,2	2	4,9	2	2,8	1	2,0	2	2,6
Kaulbarsch					1	1,2			< 1	0,2	< 1	0,6	< 1	0,1
Plötze	6	6,3	3	4,6	15	13,4	2	4,9	11	17,1	5	9,6	59	84,7
Rapfen			<1	0,2										
Rotfeder	25	26,4	12	19,7	10	9	17	48,7	29	47,2	23	44,2	2	3,6
Schleie	< 1	0,9	2	2,8	1	1,3	1	4,0	< 1	0,7	< 1	0,6		
Sonnenbarsch			2	2,8										
Ukelei							< 1	0,9	< 1	0,2	< 1	0,6		
Wels											< 1	0,3		
Gesamt	94		**59**		**114**		**37**		**62**		**52**		**70**	

Tabelle 13 und Abbildung 20 stellend die Zusammensetzung der Fänge der Elektrofischerei aus früheren Befischungen zusammen. Auffällig ist bei der Betrachtung, dass der Anteil des Barsches in den jüngeren Befischungen wieder abgenommen hat. Dagegen stieg der Anteil der charakteristischen Litoralart Rotfeder nach Abnahmen in den Jahren 2018 und 2019 aktuell wieder an. Es ist davon auszugehen, dass sich durch die im Jahr 2020 gegenüber 2018 und 2019 höheren Sichttiefen vermehrt Makrophyten im Uferbereich entwickelten und sich dies positiv

auf den Anteil von Rotfedern in den Fängen im Litoral auswirkte. Weiterhin ergaben die Ergebnisse des Jungfischmonitorings der jüngsten Befischungen einen Anstieg der Anzahl und des Anteils juveniler benthischer Cypriniden wie Güster und Blei (Abb. 20). Im Jahr 2020 stellte die Güster ca. 45 % des Gesamtfanges der Elektrofischerei (Abb. 20). Blei und Güster sind nahe verwandte Arten, die sehr ähnliche Nischen im aquatischen Ökosystem einnehmen. Auch sind Hybriden der beiden Arten in vielen Gewässern anzutreffen, so auch in der Talsperre Spremberg (vgl. Tab. 11).

Der numerische Einheitsfang (Fische·100 m^{-1}) lag 2020 deutlich über dem der meisten Vorjahre (Tab. 13 und Abb. 20). Lediglich im Jahr 2018 war er noch höher. Es ist davon auszugehen, dass die niedrigen Wasserstände in den Jahren 2018 bis 2020 potenziell zu veränderten Fischdichten in den Flachwasserbereichen führten, wodurch sich auch die Fänge änderten. Insgesamt können aus den Ergebnissen des Jungfischmonitorings derzeit keine Auffälligkeiten der litoralen Fischgemeinschaft festgestellt werden. Darüber hinaus bleibt zu berücksichtigen, dass die Ergebnisse einmaliger Elektrobefischungen methodisch bedingt sehr starken Schwankungen unterliegen können.

Im Jahr 2020 waren starke Varianzen in den Einheitsfänge in den Teilstrecken 1 bis 5 zu beobachten (Abb. 21). Diese waren größtenteils auf strukturelle Unterschiede der befischten Teilstrecken zurückzuführen. Auch ist davon auszugehen, dass die hohen Sichttiefen und damit einhergehende Entwicklung von aquatischer Vegetation sowie der niedrige Wasserstand das Ergebnis beeinflussten. So war zum Beispiel Teilstrecke 1 im Jahr 2017 westlich des Flussbettes der Spree gelegen und wies eine Wassertiefe von ca. 1 m auf. In den Untersuchungsjahren 2018 - 2020 lag dieser Bereich vollständig trocken, sodass die Untersuchung im alten Flusslauf der Spree durchgeführt werden musste (Abb. A35).

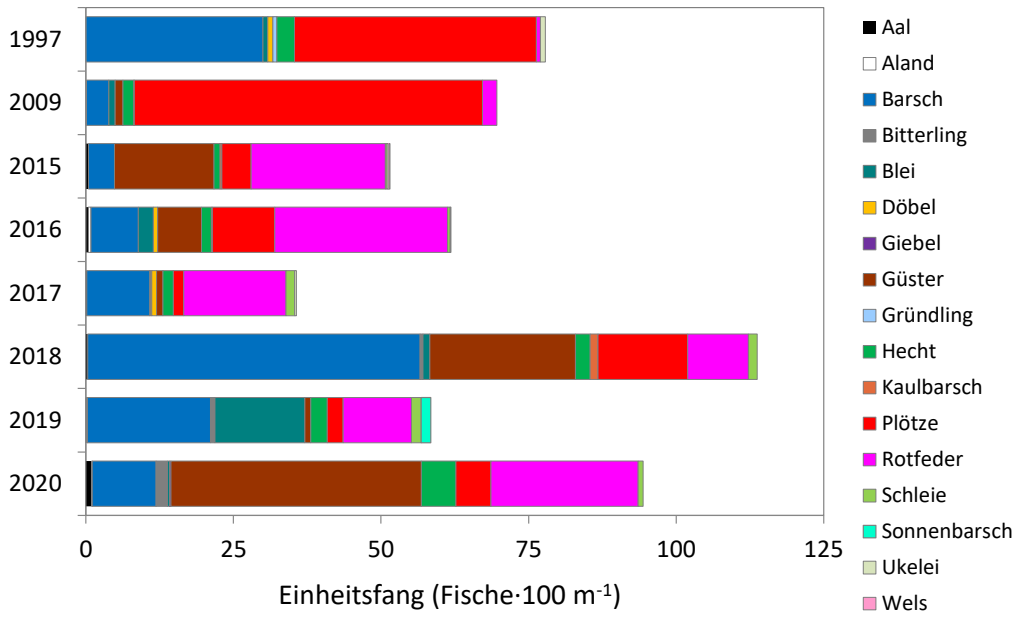

Abb. 20: Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m^{-1} Uferlänge) der Elektrofischerei in den Jahren 1997, 2009 und 2015 bis 2020

Auch wurde ein sehr geringer numerischer Einheitsfang sowie eine ungewöhnliche Artenzusammensetzung in der Teilstrecke 5 beobachtet. Dies ist ebenfalls sehr wahrscheinlich auf den niedrigen Pegel und das damit einhergehende Trockenfallen breiter Uferbereiche sowie der exponierten Lage der Strecke zurückzuführen. Gerade Jungfische meiden fehlende Strukturen (siehe Abb. A35 für Details), wodurch der geringe Fang zu erklären ist. Die juvenilen Aale nutzten die sehr geringfügig vorhandene aquatische Vegetation in dem von Sand und Kies geprägten Litoral als Einstand.

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

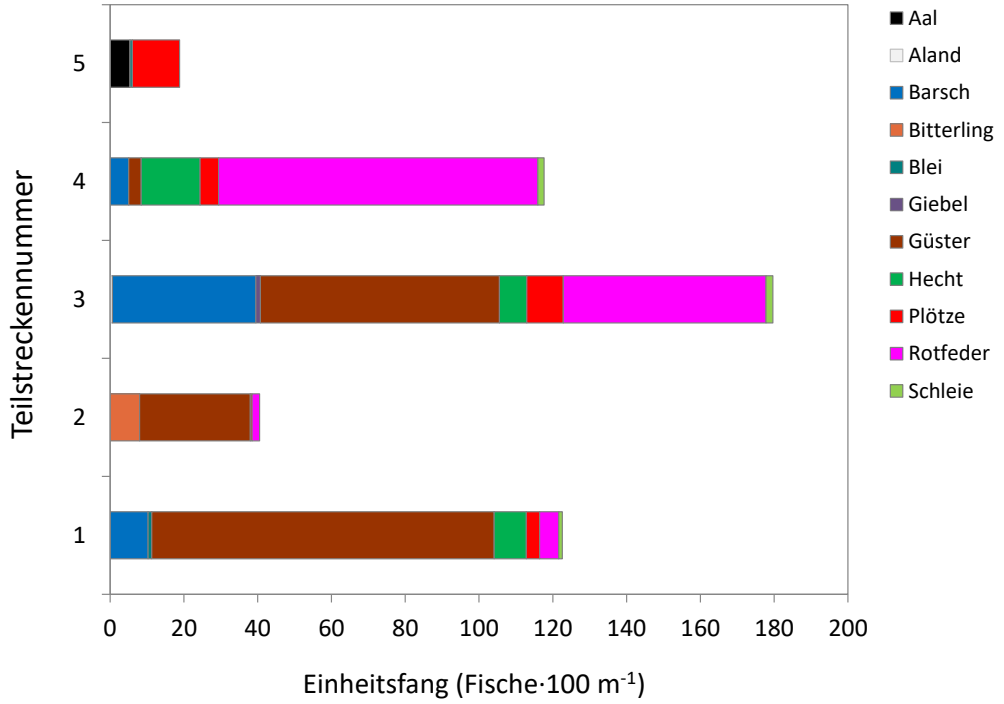

Abb. 21: Zusammensetzung der numerischen Einheitsfänge (Fische·100 m^{-1} Uferlänge) in den fünf befischten Uferstrecken im September 2020

6.3 Pelagische Netze

Die Befischung des Freiwasserlebensraumes der Talsperre Spremberg 2020 erfolgte an der tiefsten Stelle des Gewässers nahe der Staumauer mit pelagischen Multimaschenstellnetzen. Mit diesen Netzen wurden insgesamt 440 Fische aus sieben Arten mit einer Gesamtbiomasse von 23,4 kg gefangen (Tab. 11). Barsch, Güster und Plötze dominierten den Fang (Tab. 14, Abb. 22). Alle weiteren Arten waren mit jeweils weniger als 4 % im Fang vertreten. Die höchsten Anteile an der Biomasse wiesen Barsch, Zander und Plötze auf (Tab. 14, Abb. 23). Der hohe Biomasseanteil des Zanders beruht auf dem Fang eines großen Einzelexemplars mit einer Totallänge von 83 cm und einer Masse von 5,0 kg.

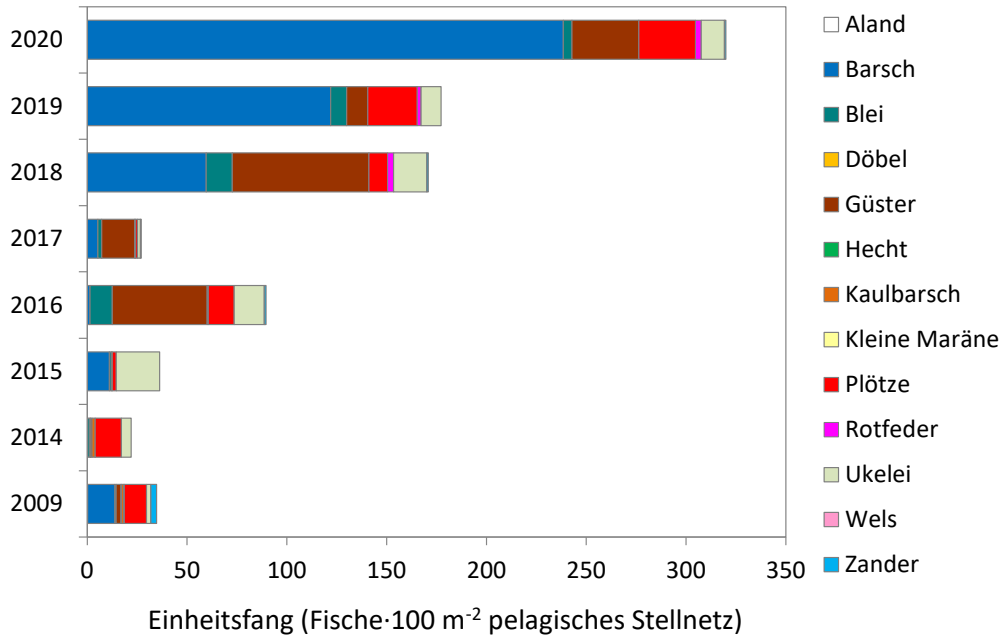

Abb. 22: Numerische Einheitsfänge (Fische·100 m^{-2} Netz) der pelagischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2020 in der Talsperre Spremberg

Im Vergleich der Ergebnisse über die Untersuchungsjahre wird deutlich, dass der numerische und biomassenbezogene Einheitsfang im Jahr 2020 deutlich höher ausfiel als in den Vorjahren. Für den numerischen Einheitsfang wurde eine Steigerung von über 180 % festgestellt, bei Bezug auf die Biomasse lag sie bei 389 bzw. 266 %.

Zusammenfassend wurden 2020 die höchsten Einheitsfänge seit Beginn der Wasserkonditionierung in der Talsperre Spremberg ermittelt. Zurückgeführt werden kann der gesteigerte Einheitsfang sehr wahrscheinlich auf eine gesteigerte Fischdichte infolge des niedrigen Wasserstandes. Darüber hinaus unterschied sich der Freiwasserbereich hinsichtlich

der Wassertiefe aufgrund des niedrigen Wasserstands im Sommer nicht von den flacheren Litoralbereichen. Somit war der Freiwasserlebensraum mit seinen Charakteristika während der Sommer 2018, 2019 und 2020 nicht mehr oder nur in geringem Umfang vorhanden. Dies sollte bei der Interpretation der Entwicklung der Einheitsfänge der vergangenen Jahre berücksichtigt werden.

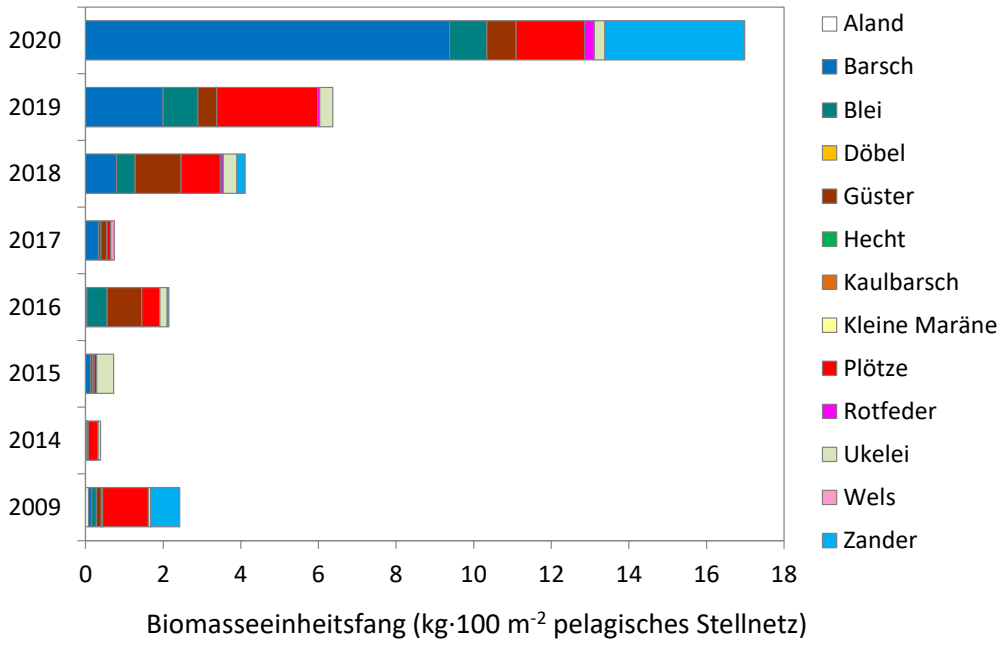

Abb. 23: Biomassebezogene Einheitsfänge (kg·100 m^{-2} Netz der pelagischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2020 in der Talsperre Spremberg

Tab. 14: Prozentuale Fangzusammensetzung der pelagischen Multimaschenstellnetze nach Anzahl gefangener Fische und deren Biomasse in den Jahren 2009 und 2014 bis 2020

Fischart	Anzahl (%)								Biomasse (%)							
	2009	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2009	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Aland	0,8	0,8							3,0	1,6						
Barsch	**39,2**	0,8	**30,7**	1,6	**19,6**	**34,7**	**68,8**	**74,5**	3,5	0,5	**18,0**	1,6	**44,7**	**18,2**	**31,4**	**55,2**
Blei	1,6	5,0	2,7	**12,4**	7,1	7,6	4,5	1,4	4,8	**8,7**	7,1	**24,3**	8,8	11,0	14,1	5,6
Döbel		0,8								1,2						
Güster	7,2	3,3	1,3	**53,0**	**60,7**	**39,8**	6,0	**10,5**	5,5	2,4	5,5	**41,4**	**20,1**	**27,2**	7,7	4,4
Hecht	0,8								0,5							
Hybride*						0,4								5,7		
Kaulbarsch	3,2	7,4		0,5	1,8				0,6	2,9		0,2	0,4			
Kleine Maräne	0,8								0,1							
Plötze	**32,0**	**59,5**	5,3	**14,6**	3,6	5,5	**13,9**	**8,9**	**48,5**	**65,3**	**8,5**	**21,6**	**13,1**	**23,2**	**40,7**	**10,4**
Rotfeder						1,7	1,1	0,9						1,7	0,9	1,5
Ukelei	6,4	**22,3**	**60,0**	**16,8**	5,4	**9,7**	5,6	3,6	2,5	**17,4**	**60,8**	**9,1**	0,3	**8,1**	5,3	1,6
Wels					1,8								**12,5**			
Zander	**8,0**			1,1		0,4		0,2	**30,9**			1,8		4,9		**21,2**

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

6.4 Benthische Netze

Mit den benthischen Multimaschenstellnetzen wurden insgesamt 2.517 Fische aus zehn Arten mit einer Biomasse von 120,8 kg gefangen. Der daraus errechnete numerische und biomassebezogene Einheitsfang beträgt 233,1 Fische·100 m^{-2} Netz bzw. 11,2 kg·100 m^{-2} Netz (Tab. 12). Die numerische Verteilung der Fischarten im Fang zeigt eine Dominanz der Arten Barsch, Güster, Plötze und Kaulbarsch (Tab. 14, Abb. 24). Alle anderen Arten waren mit jeweils weniger als 3 % vertreten. In der Zusammensetzung der Biomasse des Gesamtfangs dominierten Plötze, Barsch, Blei und Güster (Tab. 14, Abb. 25). Alle weiteren Arten bildeten jeweils weniger als 5 % der gefangenen Biomasse.

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

Mit den zusätzlich eingesetzten großen Maschenweiten (70 - 135 mm) wurden im Jahr 2020 insgesamt zwei Bleie mit einer Gesamtmasse von 2,8 kg, drei Karpfen mit einer Gesamtmasse von 12,5 kg, ein Marmorkarpfen mit einer Masse von 18,0 kg sowie ein Wels mit einer Masse von 1,9 kg gefangen.

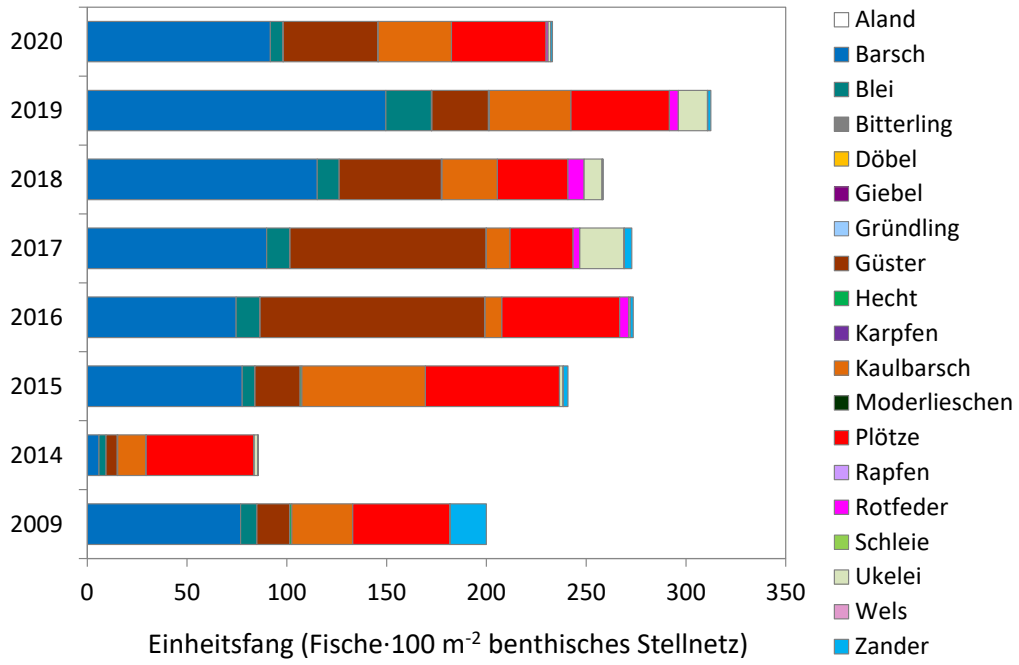

Abb. 24: Nummerische Einheitsfänge (Fische·100 m^{-2} Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2020 in der Talsperre Spremberg

Tabelle 14 sowie Abbildung 24 und 25 stellen die numerische und biomassebezogene Zusammensetzung der Fänge aus den Jahren 2009 und 2014 bis 2020 gegenüber (eine detaillierte Beschreibung der Zusammensetzung der Fänge in früheren Befischungen findet sich u. a. in Hühn et al. 2019). Dabei wird augenscheinlich, dass die Fischartengemeinschaft im tiefen Litoral/Sublitoral der Talsperre in ihrer Zusammensetzung in den vergangenen Jahren relativ stabil war. Barsch, Kaulbarsch und die Cypriniden Blei, Güster und Plötze dominieren im gesamten Zeitraum. Hecht und Zander wurden regelmäßig nachgewiesen.

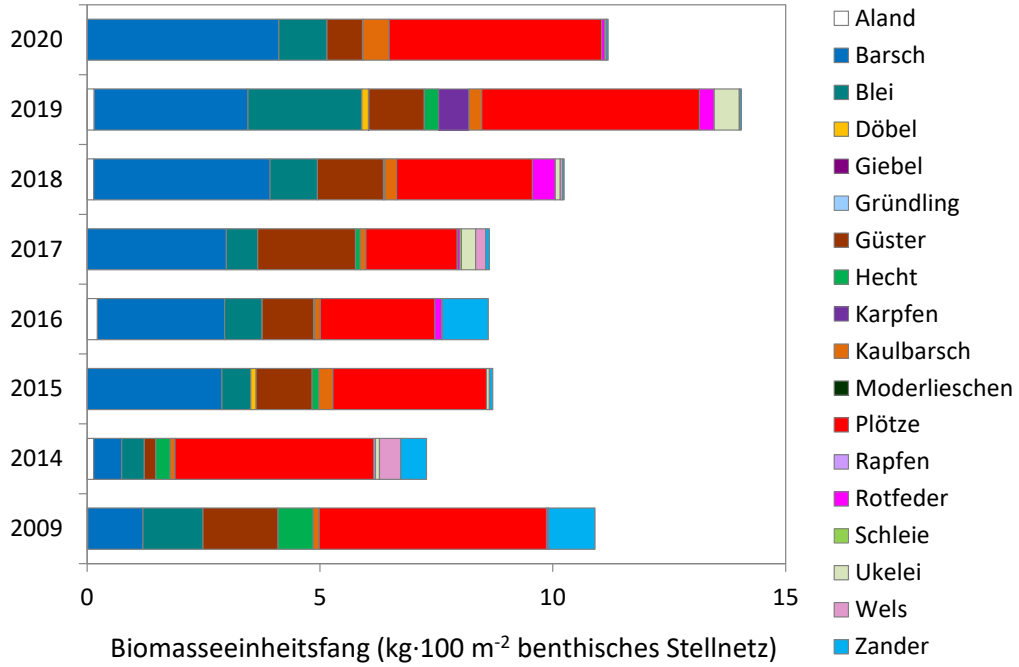

Abb. 25: Biomasseeinheitsfänge (kg·100 m^{-2} Netz) der benthischen Netze in den Jahren 2009 und 2014 bis 2020 in der Talsperre Spremberg

Der Vergleich der numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Netze zeigt einen zunehmenden Trend seit Beginn der Wasserkonditionierung, auch wenn in der aktuellen Untersuchung etwas geringere Werte als im Vorjahr beobachtet wurden (Abb. 24 und 25). Die mittleren numerischen Einheitsfänge der Jahre 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 und 2020 unterscheiden sich signifikant voneinander (einf. ANOVA: $F_{(,161)} = 11{,}31$; $p < 0{,}001$). Dabei waren die mittleren numerischen Einheitsfänge der Jahre 2015 - 2020 signifikant höher als vor Beginn der Konditionierung im Jahr 2014 (Tab. A7, Abb. 26). Zwischen den Untersuchungsjahren wurden ebenfalls signifikante Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge festgestellt (einf. ANOVA: $F_{(6,161)} = 3{,}579$; $p = 0{,}002$) (Abb. 26). Die paarweisen Vergleiche zwischen den Jahren belegten einen signifikant höheren mittleren biomassebezogenen Einheitsfang 2019 gegenüber den Jahren 2014, 2015, 2016 und 2017 (Tab. A8, Abb. 26). Alle weiteren Vergleiche zwischen den Jahren ergaben keine signifikanten Unterschiede der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge.

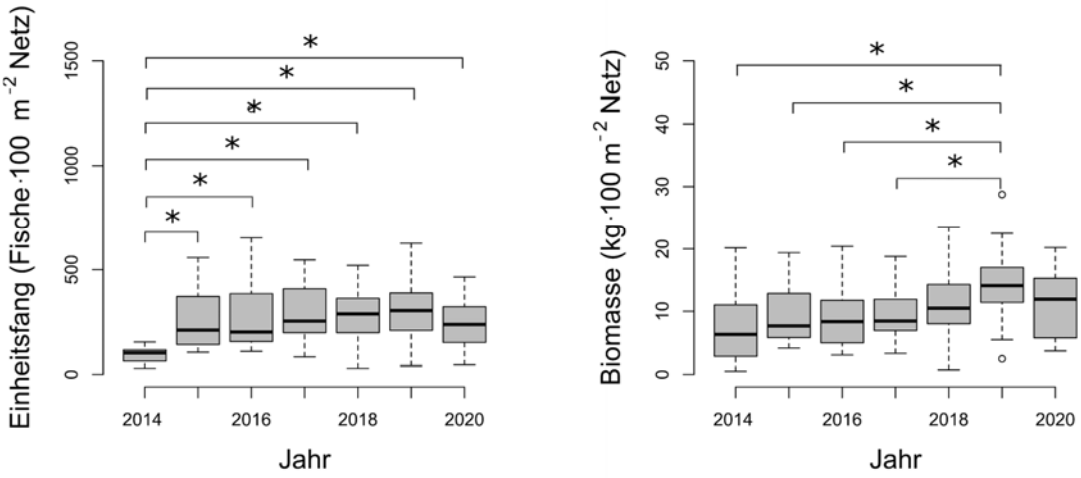

Abb. 26: Numerische und biomassebezogene Einheitsfänge (Fische bzw. kg·100 m^{-2} Netz) in der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Stellnetzen in den Jahren 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 und 2020 (n = 24 Netze im Jahr). Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. * kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte

Abschließend ist auch bei der gesamtheitlichen Betrachtung eine potenzielle Veränderung der Fänge aufgrund höherer Fischdichten während niedrigerer Wasserstände zu berücksichtigen. Weiterhin erlaubten die teilweise geringen Wassertiefen es nicht immer, dass die Netze vollständig senkrecht in der Wassersäule standen. 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 ansteigenden Einheitsfängen ergeben sich keine Anzeichen für negative Auswirkungen der Wasserkonditionierung auf den Fischbestand.

Tab. 15: Prozentuale Fangzusammensetzung der benthischen Multimaschenstellnetze nach Anzahl gefangener Fische und gefangener Biomasse in den Jahren 2009 und 2014 bis 2020

Fischart	Anzahl (%)								Biomasse (%)							
	2009	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2009	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Aland	< 0,1	0,2		0,1		< 0,1	< 0,1		0,1	2,0		2,6		1,4	1,1	
Barsch	**38,4**	6,7	**32,1**	**27,2**	**32,9**	**44,5**	**47,8**	**39,4**	**10,8**	**8,2**	**32,5**	**31,7**	**34,6**	**37,0**	**23,5**	**36,8**
Blei	4,1	4,2	2,6	4,3	4,2	4,3	7,3	2,7	**11,8**	6,6	7,0	**9,4**	7,8	**9,9**	**17,4**	**9,2**
Bitterling				< 0,1			< 0,1	0,1				< 0,1				< 0,1
Döbel			0,1				< 0,1				1,3				1,0	
Giebel							< 0,1								0,1	
Gründling				< 0,1	0,1							< 0,1	< 0,1			
Güster	**8,2**	6,5	**9,4**	**41,2**	**36,0**	**19,8**	**9,0**	**20,4**	**14,7**	3,4	**13,5**	**12,8**	**24,3**	**13,9**	**8,5**	6,8
Hecht	0,5	0,3	0,4	< 0,1	< 0,0	0,1	0,1	< 0,1	6,9	4,2	1,6	0,4	1,2	0,3	2,2	0,1
Hybride*	0,1	0,2	0,4			0,1	< 0,1		0,2	0,3	2,1			0,1	0,1	
Kaulbarsch	**15,3**	**16,5**	**25,6**	3,1	4,4	**10,7**	**13,1**	**15,7**	1,2	1,4	3,4	1,3	1,4	2,5	1,9	5,0
Karpfen							0,1								4,6	
Moderlieschen		0,1								< 0,1						
Plötze	**24,2**	**62,8**	**27,7**	**21,6**	**11,6**	**13,7**	**15,8**	**20,3**	**44,6**	**58,4**	**37,1**	**28,5**	**22,7**	**28,5**	**33,2**	**40,8**
Rapfen		0,2								0,5						
Rotfeder	0,1			1,6	1,2	3,1	1,5	0,4	0,3	< 0,1	< 0,1	1,8	0,6	4,8	2,3	0,6
Schleie					< 0,1								0,4			
Ukelei	0,1	2,0	0,8	0,3	**8,1**	3,5	4,7	0,6	< 0,1	1,1	0,7	0,1	3,6	1,0	3,8	0,3
Wels		0,1	< 0,1	< 0,1	0,1	0,1	< 0,1			6,2	< 0,1	< 0,1	2,5	0,5	0,1	
Zander	**9,0**	0,3	1,0	0,5	1,4	0,2	0,5	0,4	**9,2**	7,6	0,7	**11,4**	1,0	0,3	0,2	0,3

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

6.5 Längen-Häufigkeits-Diagramme ausgewählter Fischarten

Längen-Häufigkeits-Diagramme erlauben Aussagen über den Größenklassenaufbau der entsprechenden Fischpopulation und damit indirekt auch zur Altersstruktur. Dabei ist die Frequenz von Größenklassen bzw. Jahrgängen in einer Fischpopulation natürlicherweise durch ein Maximum bei Jungfischen und eine abnehmende Anzahl der Fische in zunehmenden Längen- bzw. Altersklassen gekennzeichnet. Die Fischarten Barsch, Blei, Güster, Kaulbarsch, Plötze und Zander wurden in früheren sowie der aktuellen Befischung im Jahr 2020 in ausreichender Anzahl gefangen, um die Daten in Diagrammen darstellen zu können. Die Längen-Häufigkeits-Verteilung der Perciden Barsch, Kaulbarsch und Zander sind den Abbildungen 27 - 29 und die Cypriniden Blei, Güster, Rotfeder und Plötze den Abbildungen 30 - 33 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 im Jahr 2020 ausgegangen werden. Auch für die anderen Fischarten Bitterling, Hecht und Schleie wurde durch den Fang von Jungfischen die natürliche Reproduktion nachgewiesen. Kein eindeutiger Nachweis natürlicher Reproduktion konnte für die Arten Giebel, Karpfen, Marmorkarpfen, Aal und Aland erbracht werden. Bei erstgenannter Art ist jedoch nicht von einer Beeinträchtigung der Reproduktion auszugehen, da diese Art zu den Fischarten mit geringen Lebensraumansprüchen auch in Bezug auf die Fortpflanzung gehört. Karpfen reproduzieren nur in wenigen Seen und Fließgewässern Norddeutschlands. Allerdings werden mit zunehmender Veränderung der klimatischen Bedingungen Meldungen erfolgreichen natürlichen Karpfenaufkommens außerhalb von Teichwirtschaften erwartet. Für Marmorkarpfen sind bisher keine Belege für eine natürliche Vermehrung in Oberflächengewässern in Deutschland bekannt. Auch das hier nachgewiesene adulte Exemplar stammt sehr wahrscheinlich aus der Aquakultur. Der Aal reproduziert nicht im Süßwasser und Alande benötigen strömendes Wasser für eine erfolgreiche Vermehrung. Somit sind die fehlenden Nachweise natürlicher Reproduktion für die genannten Arten mit Ausnahme des Giebels erwartbar und stellen keine Anzeichen für Störungen im Gewässer dar.

Für den Barsch zeigte sich in allen Untersuchungsjahren mit Ausnahme des Jahres 2014, dass sich der Bestand aus mehreren Größen- bzw. Altersklassen zusammensetzt und durch ein starkes Aufkommen von Jungfischen charakterisiert ist (Abb. 27). Wie auch in den Vorjahren war die Kohorte der Altersklasse 0+ im Jahr 2020 besonders zahlreich im Fang vertreten, was für einen sehr guten Reproduktionserfolg spricht. Der geringe Fang von Jungfischen der Altersklasse 0+ im Jahr 2014 ist auf den frühen Zeitpunkt der Fischbestandsuntersuchung zurückzuführen. Jedoch ist aus den Längen-Häufigkeits-Diagrammen der Folgejahre kein Ausbleiben der natürlichen Reproduktion erkennbar.

Auch für den Zander konnten in den vergangenen Jahren Jungfische nachgewiesen werden (Abb. 28). Die Fänge 2020 können sehr wahrscheinlich mindestens zwei Altersklassen zugeordnet werden, darunter Fische der Altersklasse 0+ sowie ein Laichfisch mit einer Totallänge von 83 cm. Nach einem Abgleich mit den Besatzstatistiken des Landesangler-

verbandes Brandenburg e. V. ist das Jungfischaufkommen in der Talsperre sehr wahrscheinlich größtenteils auf natürliche Reproduktion zurückzuführen.

Kaulbarsche wurden ebenfalls in allen Untersuchungsjahren in mehreren Größenklassen nachgewiesen (Abb. 29). Auch bei der Plötze dürften mehrere Altersgruppen zur Reproduktion beitragen (Abb. 30). In allen Untersuchungsjahren wurden Jungfische nachgewiesen. Ganz ähnlich verhält es sich bei der Betrachtung von Güster und Blei (Abb. 31 u. 32). Rotfedern wurden 2014 nicht nachgewiesen. Ab 2015 zeigte sich jedoch ein deutliches Aufkommen von Jungfischen sowie eine natürliche Größenklassenstruktur der Population (Abb. 33).

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 Jungfischaufkommen charakterisiert waren. Aus diesen Ergebnissen werden keine Beeinträchtigungen der Entwicklung der einzelnen Populationen durch die Konditionierung des Wassers in der Vorsperre Bühlow ersichtlich.

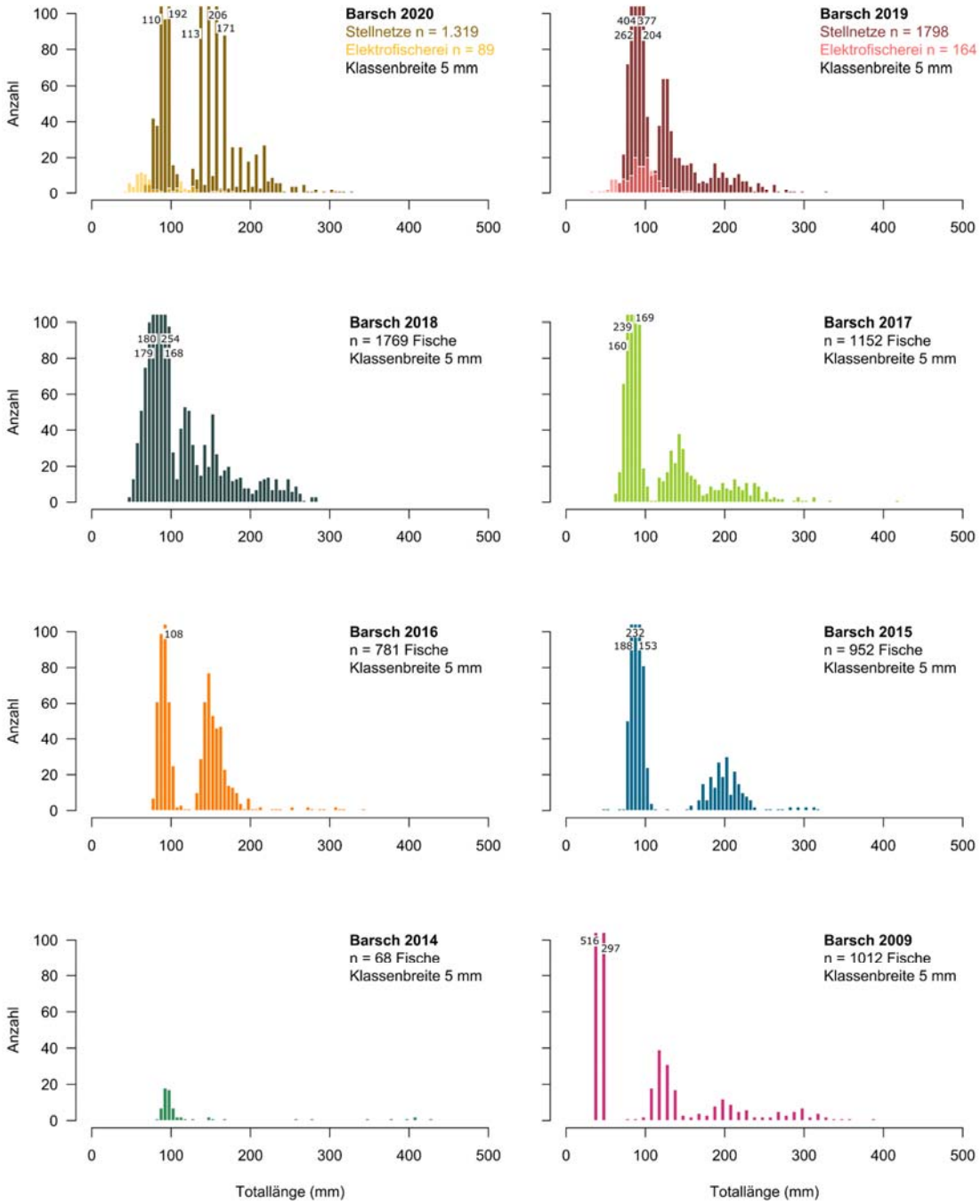

Abb. 27: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009 sowie 2014 bis 2020 in der Talsperre Spremberg gefangenen Barsche (*Perca fluviatilis*)

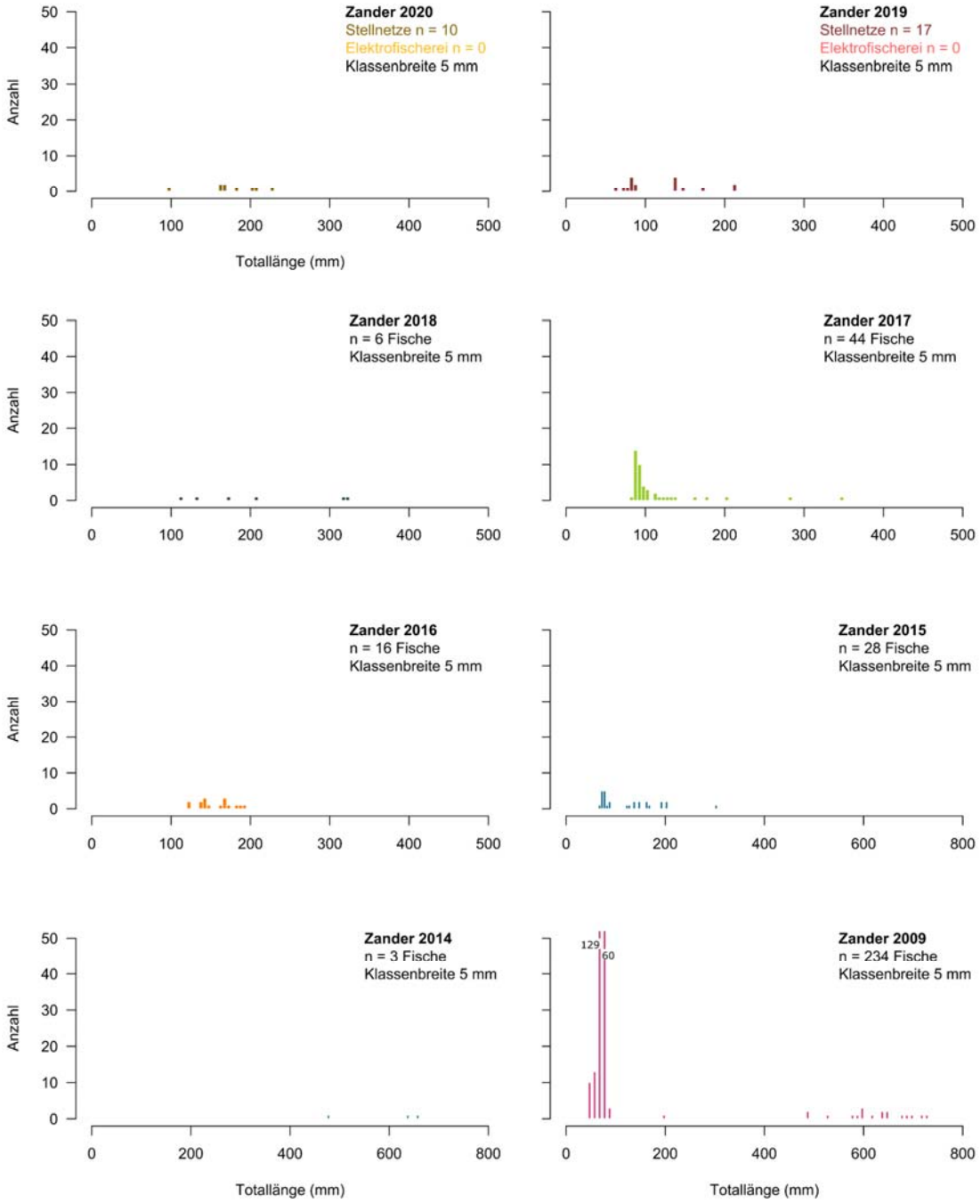

Abb. 28: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009 sowie 2014 bis 2020 in der Talsperre Spremberg gefangenen Zander (*Sander lucioperca*)

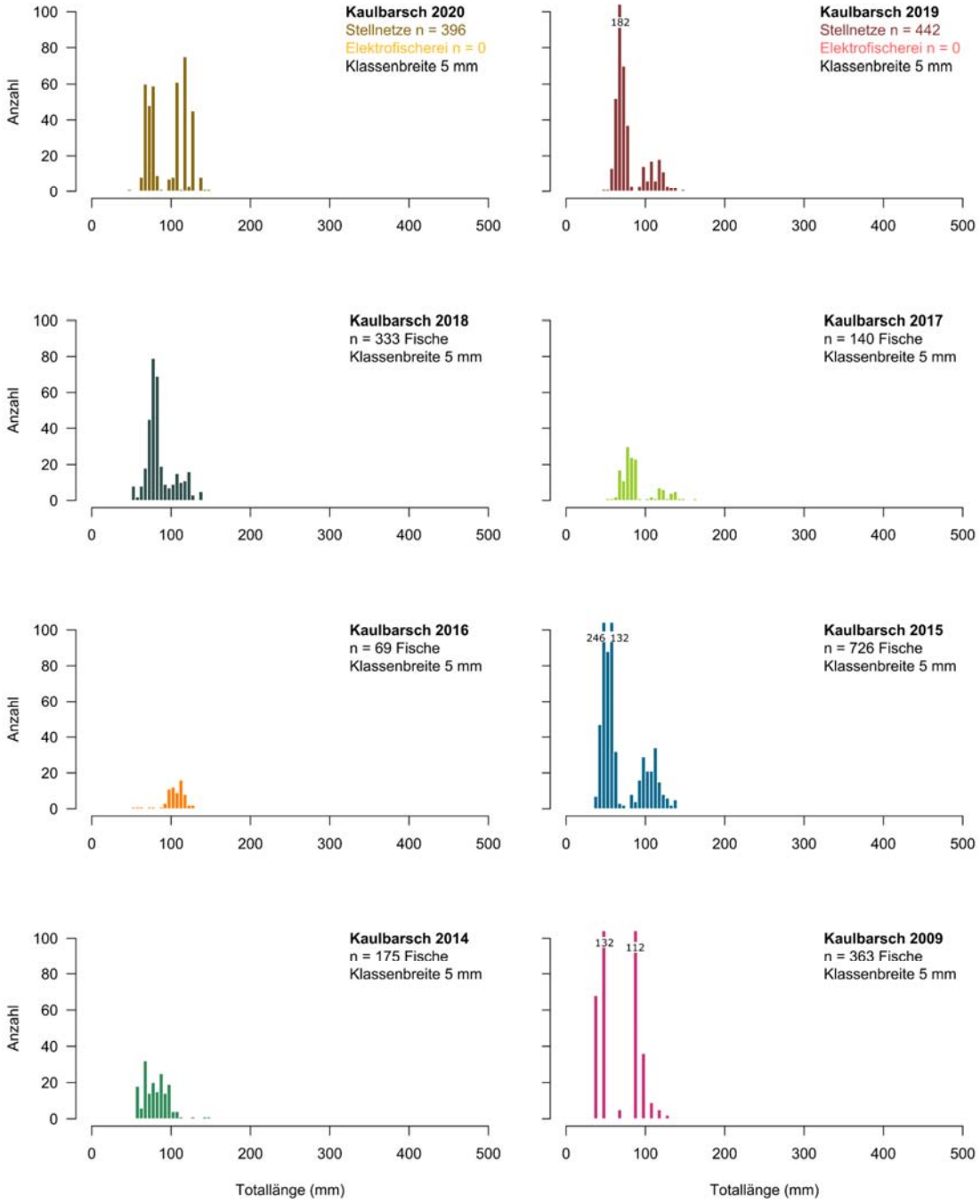

Abb. 29: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009 sowie 2014 bis 2020 in der Talsperre Spremberg gefangenen Kaulbarsche (*Gymnocephalus cernua*)

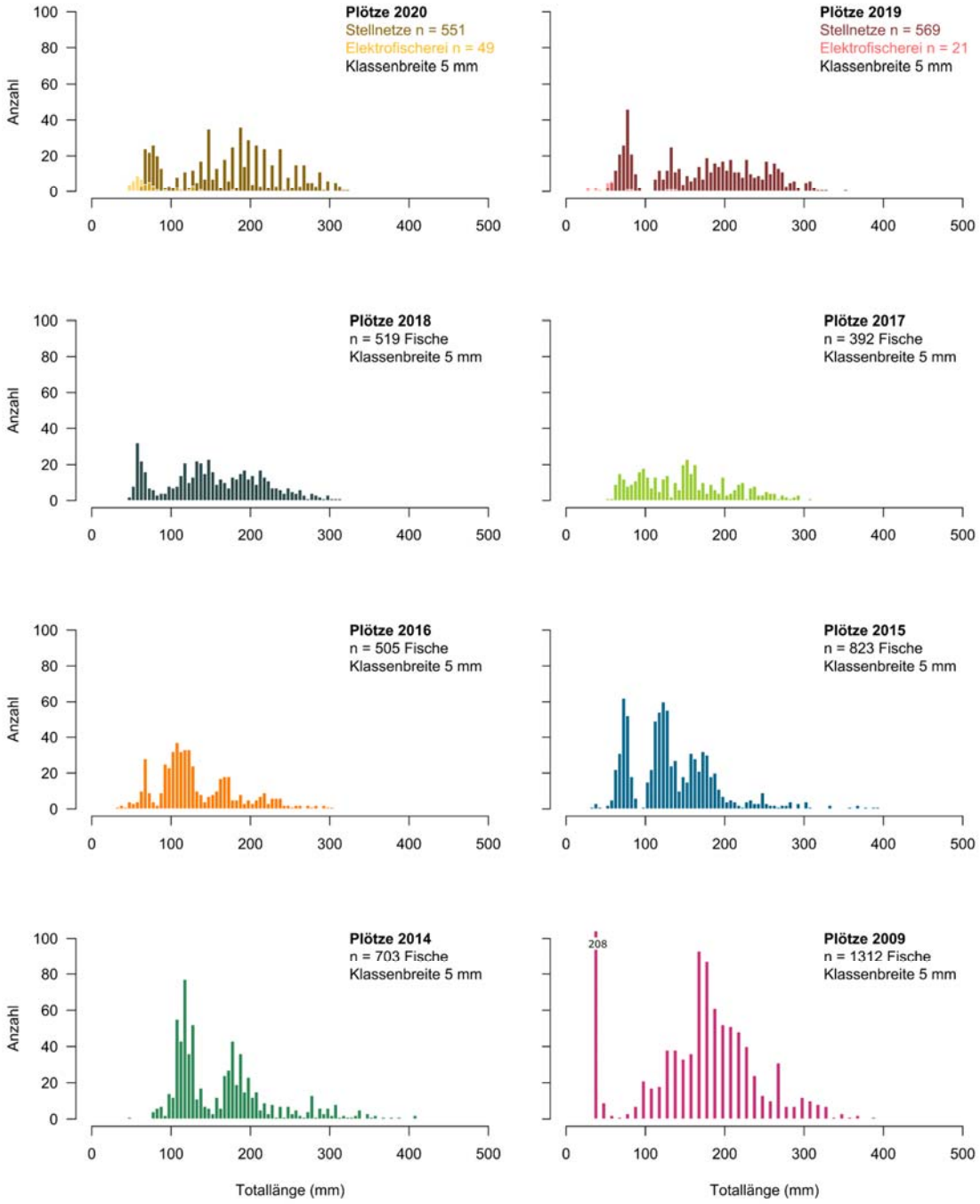

Abb. 30: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009 sowie 2014 bis 2020 in der Talsperre Spremberg gefangenen Plötzen (*Rutilus rutilus*)

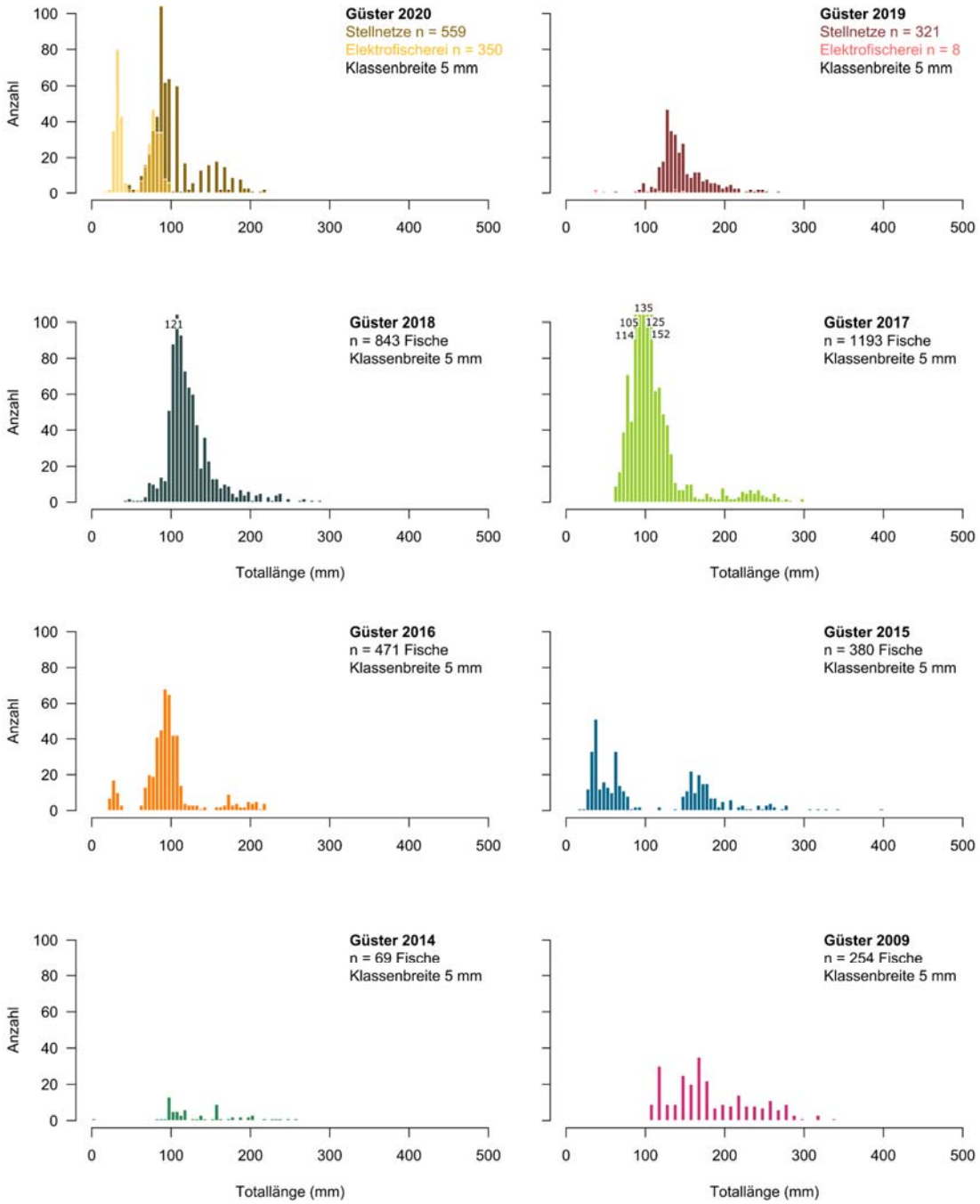

Abb. 31: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009 sowie 2014 bis 2020 in der Talsperre Spremberg gefangenen Güstern (*Abramis bjoerkna*)

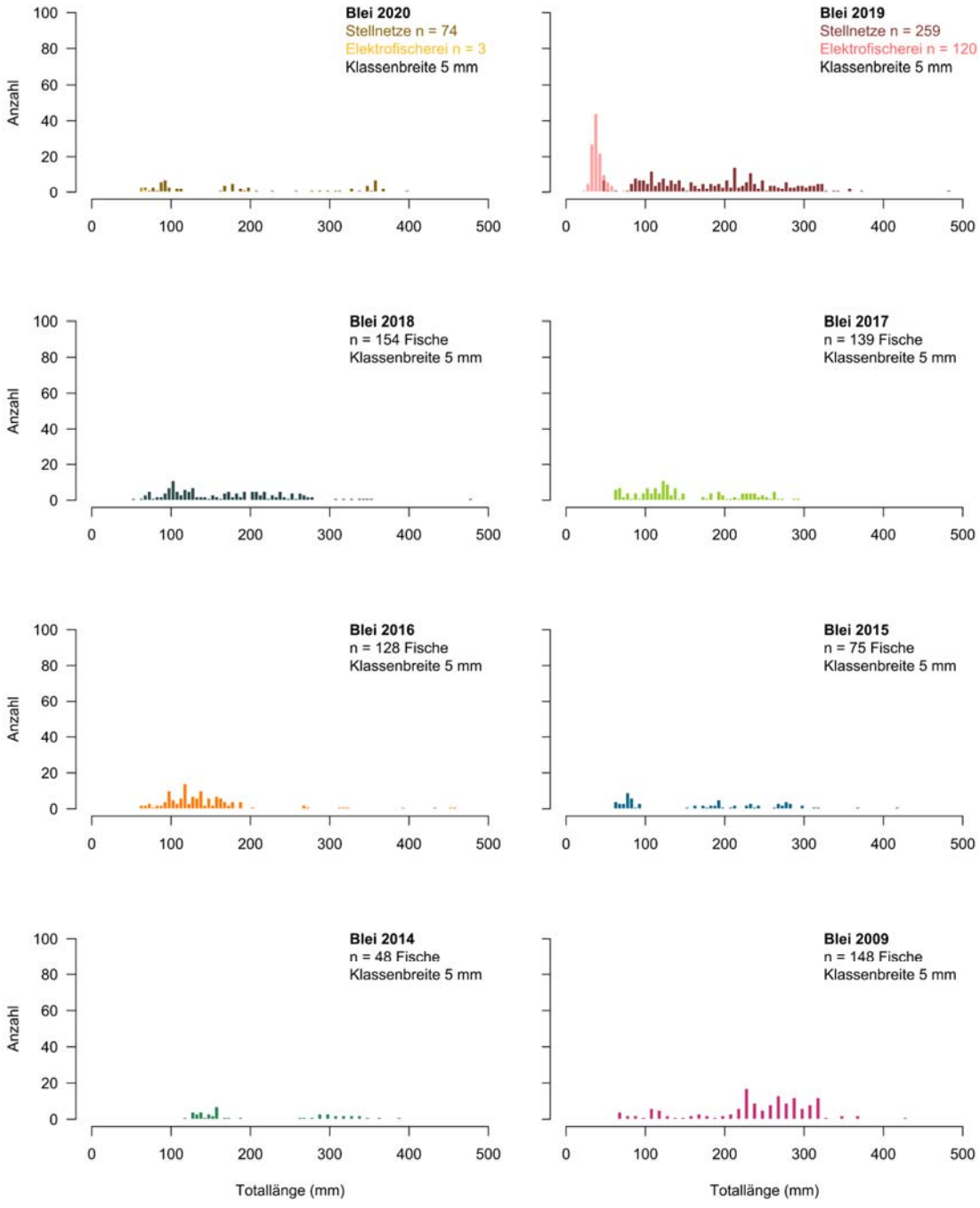

Abb. 32: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009 sowie 2014 bis 2020 in der Talsperre Spremberg gefangenen Bleie (*Abramis brama*)

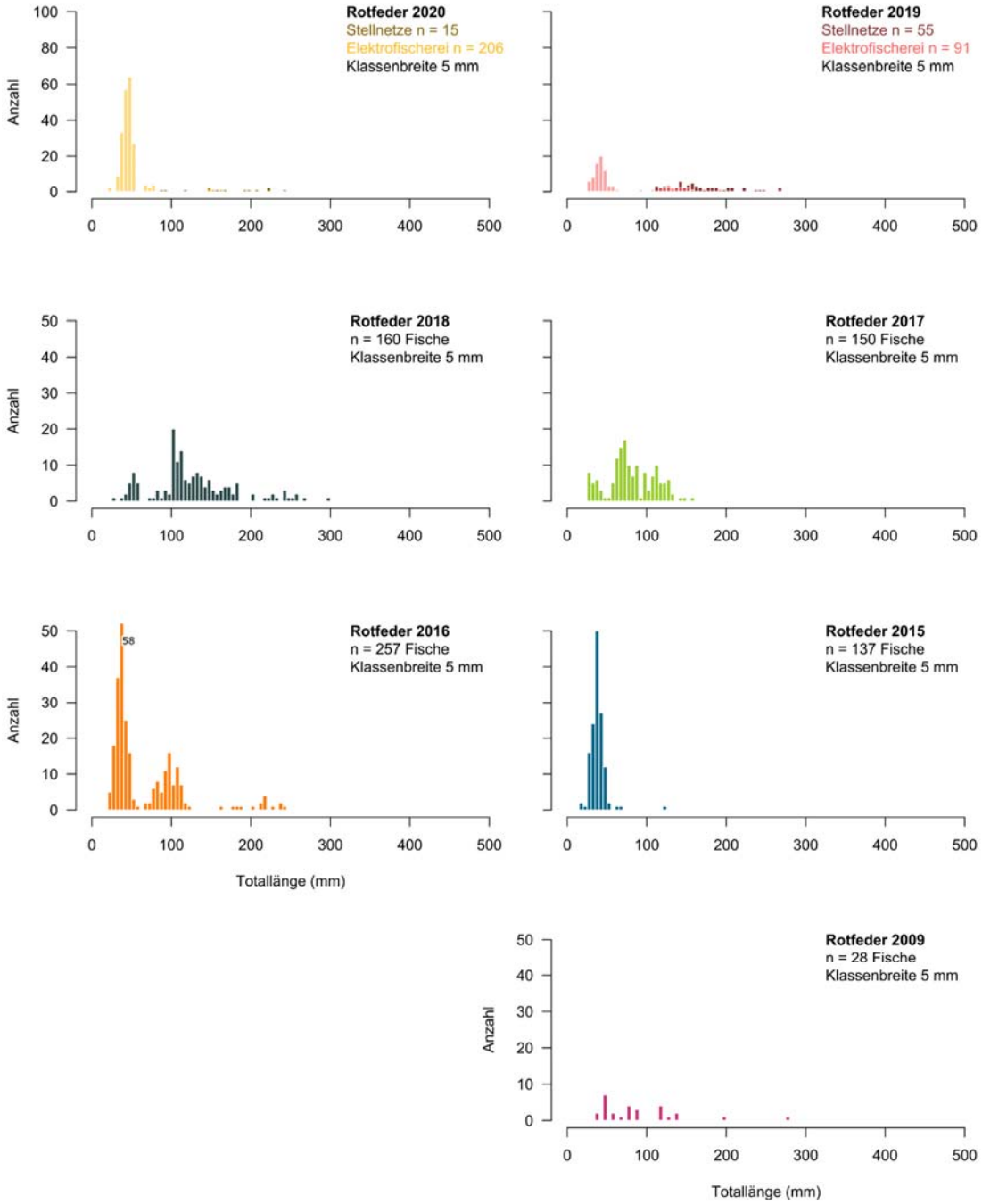

Abb. 33: Längen-Häufigkeits-Diagramme der in den Jahren 2009 sowie 2015 bis 2020 in der Talsperre Spremberg gefangenen Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*), 2014 wurden keine Rotfedern in der Talsperre nachgewiesen (LEWIN & RÜMMLER, 2014)

6.6 Räumliche Verteilung der Fische

Innerhalb der Talsperre zeigte sich in den Untersuchungsjahren 2014 und 2015 eine deutlich ausgeprägte Trübungsfahne entlang der Fließrinne bis in die nördlichen, tieferen Bereiche (s. a. Abb. 10). Da in den Untersuchungen der vorhergehenden Jahre Unterschiede in der Ausprägung der Fischbestände zwischen den verschiedenen Trübungsbereichen festgestellt wurden, erfolgte auch 2020 ein lokaler Vergleich der Fänge mit den benthischen Stellnetzen. Dazu wurde die Talsperre in drei Bereiche (vgl. Kapitel 3.3) untergliedert (Abb. 34)

Die numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der einzelnen Netze im Jahr 2020 sind in Tabelle 16 zusammengestellt.

Tab. 16: Artenanzahl und Einheitsfänge der benthischen Stellnetze im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg 2020

Bereich	Netz-nummer	Tiefen-bereich (m)	Anzahl Arten	Nummerischer Einheitsfang (Fische·100 m^{-2})	Biomasse-einheitsfang (kg·100 m^{-2})
Norden	2	3-6	5	337,8	18,5
	3	3-6	6	340,0	16,6
	4	3-6	5	235,6	13,3
	11	3-6	5	175,6	13,1
	12	0-3	5	128,9	10,9
	13	0-3	5	117,8	6,4
	14	3-6	7	271,1	19,4
	21	3-6	6	255,6	10,6
Mitte	9	0-3	7	346,7	15,7
	10	3-6	4	66,7	4,1
	15	0-3	8	237,8	10,5
	20	0-3	5	282,2	13,0
	23	0-3	6	311,1	14,0
	24	0-3	7	348,9	16,5
	25	3-6	5	333,3	14,1
	26	3-6	4	44,4	7,1
Süden	5	0-3	6	160,0	6,1
	6	0-3	6	186,7	5,5
	7	0-3	4	146,7	5,3
	8	0-3	5	222,2	4,8
	16	0-3	6	155,6	4,6
	17	0-3	6	142,2	3,7
	18	0-3	6	282,2	20,2
	19	0-3	8	464,4	14,8

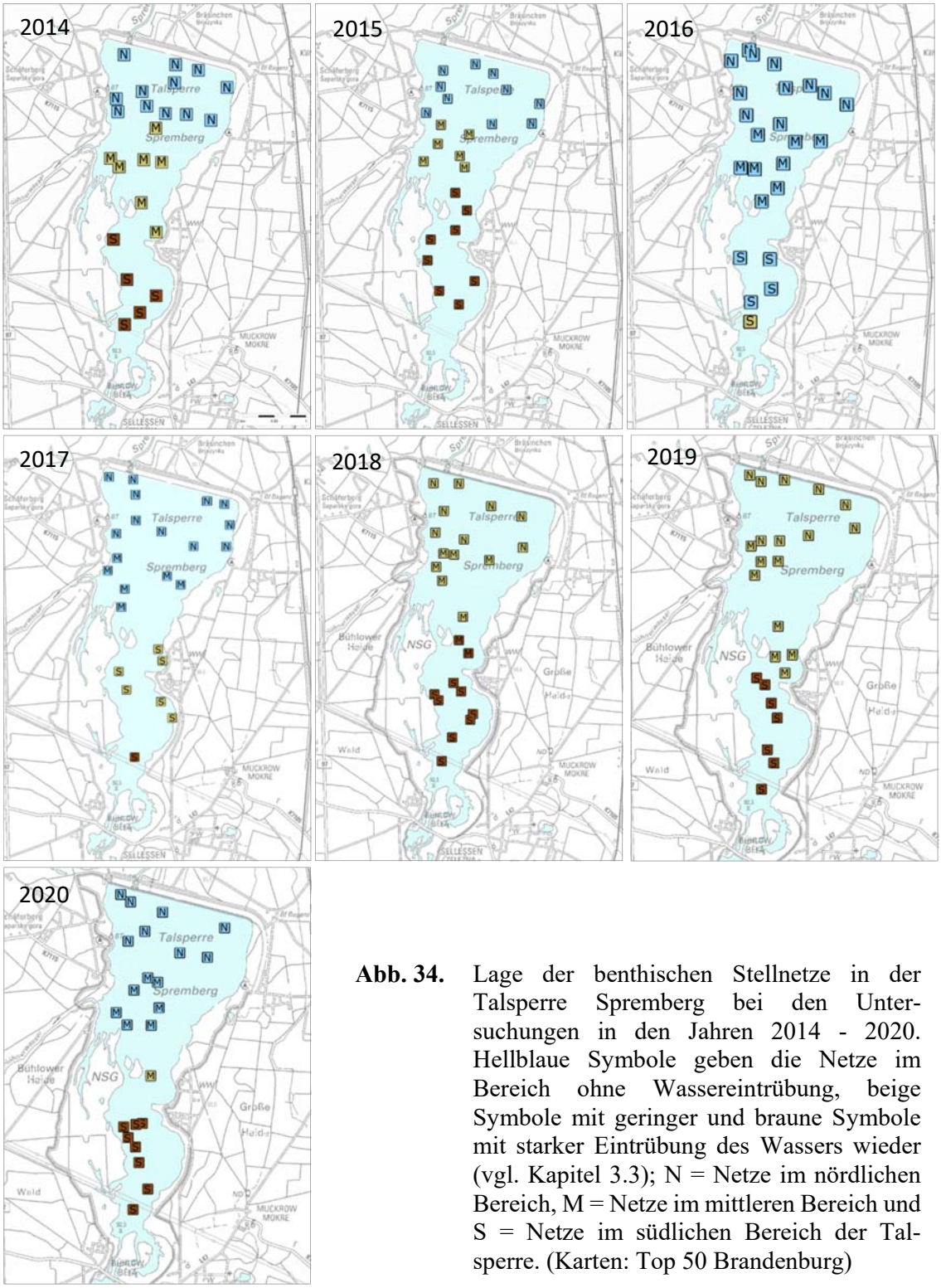

Abb. 34. Lage der benthischen Stellnetze in der Talsperre Spremberg bei den Untersuchungen in den Jahren 2014 - 2020. Hellblaue Symbole geben die Netze im Bereich ohne Wassereintrübung, beige Symbole mit geringer und braune Symbole mit starker Eintrübung des Wassers wieder (vgl. Kapitel 3.3); N = Netze im nördlichen Bereich, M = Netze im mittleren Bereich und S = Netze im südlichen Bereich der Talsperre. (Karten: Top 50 Brandenburg)

Weder für die Anzahl der Fische noch für die numerischen und biomassebezogenen Einheitsfängen konnten signifikante Unterschiede zwischen den drei Bereichen festgestellt werden (Tab. A9 und A10).

Für eine Betrachtung der Entwicklung über die Zeit wurden die mittleren numerischen und biomassebezogenen Einheitsfänge der Untersuchungsjahre 2014 bis 2020 in Tabelle 17 und Abbildung 35 dargestellt. Daraus wird ersichtlich, dass in den Jahren ab 2016 das zuvor beobachtete Nord-Süd-Gefälle der Einheitsfänge nicht mehr feststellbar war. Vielmehr wurden ab diesem Zeitpunkt im südlichen Teil die höchsten numerischen Einheitsfänge im Vergleich zum nördlichen und mittleren Teil erzielt (Tab. A9), was auf einen höheren Fischbestand im Vergleich zu den beiden anderen Gewässerbereichen hinweist. Zwei Erklärungen könnten dafür angeführt werden. Zum einen könnten bessere Nahrungsressourcen im südlichen Bereich durch die Einträge von Nährstoffen und organischer Substanz aus der Spree dafür verantwortlich sein (vgl. Tab. 4 u. 5). Diese diversen Nahrungsquellen können die Fische durch die rückläufige Eisentrübungen zunehmend besser nutzen. Zum anderen kann die Fängigkeit der Netze durch die höhere Sichttiefe im nördlichen Bereich geringer ausfallen als in den eingetrübten Bereichen.

Insgesamt ist nicht von einer Meidung des südlichen Bereiches der Talsperre durch die Fische auszugehen.

Tab. 17. Mittler numerische und biomassebezogene Einheitsfänge (± Standardabweichung) der benthischen Multimaschenstellnetze in den drei Teilbereichen der Talsperre Spremberg aus den Jahren 2014 bis 2020

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
2020	233 ± 86	246 ± 123	220 ± 103	13,6 ± 4,4	11,9 ± 4,4	8,1 ± 6,0
2019	306 ± 58^{ab}	449 ± 171^{a}	164 ± 110^{b}	15,9 ± 5,9	14,9 ± 4,9	10,8 ± 5,5
2018	279 ± 64	284 ± 126	191 ± 118	10,2 ± 3,1	11,3 ± 5,0	8,7 ± 6,1
2017	203 ± 89^{a}	305 ± 111^{ab}	355 ± 125^{b}	8,0 ± 4,0	10,8 ± 4,4	7,8 ± 2,0
2016	139 ± 29^{a}	291 ± 88^{ab}	543 ± 390^{b}	8,3 ± 5,6	8,6 ± 4,5	9,4 ± 4,0
2015	283 ± 147	217 ± 142	177 ± 74	11,3 ± 4,2^{a}	7,6 ± 3,6^{ab}	4,9 ± 0,9^{b}
2014	106 ± 11^{a}	100 ± 29^{a}	52 ± 21^{b}	10,8 ± 4,8^{a}	8,8 ± 4,9^{a}	2,3 ± 1,3^{b}

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

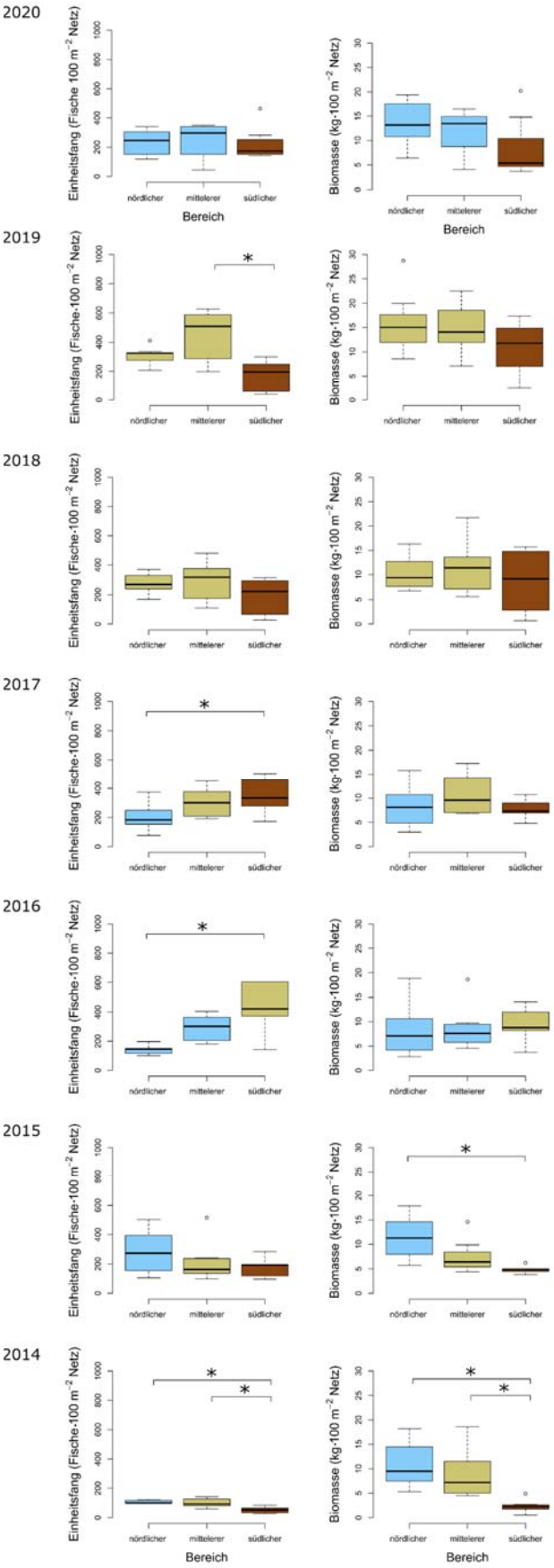

Abb. 35: Verteilung der nummerischen Einheitsfänge (Fische·100 m^{-2} Netz) und Biomasseeinheitsfänge (kg·100 m^{-2} Netz) im nördlichen, mittleren und südlichen Bereich der Talsperre Spremberg, erzielt mit benthischen Stellnetzen in den Jahren 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 und 2020. Die Kästen repräsentieren die 25ste und 75ste Perzentile, die horizontale Linie in den Kästen zeigt den Median und die Antennen schließen 95 % aller Beobachtungswerte ein. Die hellblauen Kästen stellen die Netze im Bereich ohne Wassereintrübung, die beigen Kästen mit einer geringen und die braunen Kästen mit starker Eintrübung des Wassers dar. * kennzeichnet signifikant unterschiedliche Mittelwerte.

7. Zusammenfassende Bewertung

Basierend auf einer umfangreichen Literaturrecherche kamen Lewin & Rümmler (2015) im Rahmen einer Vorabschätzung zu den potenziellen Auswirkungen der Wasserkonditionierung mit dem Fällungsmittel Weißkalkhydrat in Kombination mit dem Flockungshilfsmittel Koaret PA 3230 in der Vorsperre Bühlow zu dem Ergebnis, dass sich der Einsatz der Flockungshilfsmittel sehr wahrscheinlich nicht negativ auf die aquatische Fauna auswirken wird.

Im Jahr 2020 wurde das im Jahr 2014 begonnene Monitoring der Entwicklung von Benthosorganismen einschließlich Großmuscheln und Fischen fortgesetzt. Der hier vorliegende Zwischenbericht stellt die dabei erzielten Ergebnisse und vergleicht sie mit denen der Vorjahre. Bei zusammenfassender Betrachtung ergeben sich keine Hinweise auf direkte negative Zusammenhänge zwischen dem Betrieb der Konditionierungsanlage und den derzeitigen Fisch-, Benthos- und Großmuschelbeständen in der Talsperre Spremberg.

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos kamen zu dem Ergebnis, dass die Benthosgemeinschaft im Jahr 2020 wie bereits in den Vorjahren erneut artenreicher und war und eine höhere Biomasse aufwies, als vor Beginn der Wasserkonditionierung. Im Längsschnitt wurden keine signifikanten Unterschiede der Benthosdichte und -trockenmasse beobachtet. Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass das konditionierte Zulaufwasser keinen direkten negativen Einfluss auf den Bestand des Makrozoobenthos hatte. Insgesamt betrachtet unterliegt die Benthosgemeinschaft in ihrer Ausprägung natürlichen Schwankungen, die durch verschieden biotische (z. B. Fraßdruck durch Fische) und abiotische Faktoren (z. B. Nährstoffverfügbarkeit, Wassertemperaturen, Wasserstand) beeinflusst werden. Das resultiert in einer hohen zeitlichen und örtlichen Varianz von Beprobungswerten, was die Sensivität von statistischen Vergleichen beschränkt.

Im Rahmen des Großmuschelmonitorings wurden im Jahr 2020 drei geschützte Großmuschelarten in der Talsperre Spremberg nachgewiesen. Dabei handelt es sich um die Malermuschel, die Große Flussmuschel und die Gemeine Teichmuschel. Die Besiedelungsdichten der Arten *U. tumidus* und *U. pictorum* haben gegenüber dem Vorjahr zugenommen. Obwohl alle drei Arten reproduzierende Bestände ausbilden, gelingt es den Tieren zum großen Teil nicht, ihr potenziell mögliches Lebensalter zu erreichen. Eine hohe Mortalitätsrate in den ersten Jahren ermöglicht den Tieren nur einen kurzen Reproduktionszeitraum und lässt sie teilweise bereits vor der Geschlechtsreife absterben. Die Verockerung des Gewässers scheint hierbei keine negative Rolle zu spielen, da diese in den meisten Untersuchungstransekten rückläufig ist. Die Großmuscheln sind in der Talsperre Spremberg einer Vielzahl von Stressoren ausgesetzt. Hauptsächlich zählen dazu die geringen Wasserstände während der Sommermonate in den vergangenen drei Jahren und die extremen Wassertemperaturen während dieser Zeit. Die hohe Sterblichkeit der Muscheln, die die 2014 großflächig trocken gefallenen Bereiche in den Folgejahren wiederbesiedelten (Alter im Jahr 2020 entsprechend 5 bis 6 Jahre) ist ein Beleg dafür. Darüber hinaus war die Beschaffenheit des Sediments in einigen Untersuchungs-

transekten für ein starkes Jungmuschelaufkommen ungeeignet. Auch anionische Polyacrylamide können zu einer gesteigerten Mortalität von Muscheln beitragen. Jedoch ist es unwahrscheinlich, dass die in der Vorsperre eingebrachten Konzentrationen von 0,26 $g \cdot m^{-3}$ (Mittelwert 2019, Uhlmann et al. 2020) eine Steigerung der Sterblichkeit der Muscheln verursachten. Für verschiedene Süßwassermuscheln aus der Familie der Unionidae zeigten Buczek et al. (2017), dass die letalen Konzentrationen (LC50s) verschiedener anionischen Polyacrylamide für Glochidien und Jungmuscheln zwischen 127 und > 1000 $g \cdot m^{-3}$ lagen. Da die in die Vorsperre eingebrachten Konzentrationen des FHM weit unterhalb der von Buczek et al. (2017) angegebenen letalen Konzentrationen liegen und die FHM in der Vorsperre sedimentieren ist nicht davon auszugehen, dass die beobachteten abgestorbenen Muscheln in der Hauptsperre auf den Einsatz des FHM zurückgeführt werden können.

Neben den abiotischen Einflussfaktoren auf die Entwicklung der Großmuschelzönose wurden auch biotische Einflussfaktoren beobachtet. Zusätzlich zur Dreikant-, Zebra- bzw. Wandermuschel wurde das Aufkommen der Grobgerippten Körbchenmuschel, einer weiteren invasiven Muschelart, in der Talsperre Spremberg dokumentiert. Beide Arten stehen in starker Konkurrenz zu unseren heimischen Großmuschelarten, weshalb sich eine starke Zunahme der Neozoen negativ auf die Bestandsentwicklung der heimischen Arten auswirken kann.

Im Untersuchungsjahr 2020 konnten durch den Einsatz der Stellnetz- und Elektrofischerei insgesamt 17 Fischarten in der Talsperre Spremberg gefangen werden. Damit wurden in der aktuellen Untersuchung im Vergleich mit den Untersuchungen bis zum Jahr 2018 deutlich mehr Arten in der Talsperre nachgewiesen. Insgesamt wurde eine höhere Fischartenanzahl registriert, als sie in natürlichen Seen mit vergleichbarer Größe zu erwarten wäre.

Die mit benthischen Multimaschenstellnetzen erzielten numerischen Einheitsfänge im Jahr 2020 fielen – ähnlich wie in Vorjahren – signifikant höher aus als im Jahr 2014 unmittelbar vor Beginn der Wasserkonditionierung. Das deutet auf eine höhere Fischdichte im Wasserkörper hin. Gleichzeitig ist zu beachten, dass während der Befischungen seit dem Jahr 2018 die Wasserstände in der Talsperre deutlich reduziert waren, was zu einer Konzentration der Fische im verbliebenen Wasserkörper führt. Dieser Umstand kann eine Abnahme der absoluten Fischanzahl maskieren.

Die Verteilung der Fische in der Talsperre ergab 2014 ein sehr starkes Nord-Süd-Gefälle mit signifikant weniger Fischen im südlichen Bereich der Talsperre. Dieser war geprägt durch einen starken Gradienten der Eisenockerfrachten bzw. -ablagerungen. Dieses Gefälle der Wassertrübung sowie die Unterschiede in der Verteilung des Fischbestandes (numerischer Einheitsfang) waren in den Jahren 2015 - 2018 sowie 2020 statistisch nicht mehr nachweisbar. Im Jahr 2019 war der numerische Einheitsfang im südlichen Bereich geringer als im mittleren Bereich der Talsperre. Sehr wahrscheinlich war dies auf den geringen Wasserstand und geringe Sichttiefe zum Zeitpunkt der Untersuchung zurückzuführen. In den Untersuchungsjahren 2016 und 2017 wurden dagegen im südlichen Bereich signifikant höhere numerische Einheitsfänge nachgewiesen als im nördlichen Bereich der Talsperre. In diesen Jahren war die Talsperre durch stabile Pegel sowie sehr hohe Sichttiefen im nördlichen Bereich gekennzeichnet, wodurch die

Ergebnisse erklärt werden können (vgl. Du Four et al. 2019).

Der Vergleich der im Jahr 2020 erzielten Einheitsfänge im Freiwasser (pelagische Netze) mit Vorjahren zeigt eine deutliche Steigerung. Im Berichtsjahr wurden die höchsten Einheitsfänge seit Beginn der Wasserkonditionierung in der Talsperre Spremberg ermittelt. Das kann auf eine gesteigerte Fischdichte infolge des niedrigen Wasserstandes zum Zeitpunkt der Befischung zurückgeführt werden. Darüber hinaus unterschied sich die Wassertiefe des Freiwasserbereiches aufgrund des niedrigen Wasserstands im Sommer nur geringfügig von den flacheren Litoralbereichen, was auch 2018 und 2019 zu gesteigerten Fängen führte. Somit war der Freiwasserlebensraum mit seinen Charakteristika während der Sommer 2018, 2019 und 2020 nicht mehr oder nur in geringem Umfang vorhanden.

Die Ergebnisse der Elektrofischerei, der Stellnetzfischerei und die abschließenden Betrachtungen der Längen-Häufigkeits-Diagramme der einzelnen Fischarten bestätigen ein natürliches Jungfischaufkommen für die meisten der nachgewiesenen Fischarten in den Jahren 2015 - 2020. Für Arten ohne einen solchen Nachweis ist das mit Ausnahme des Giebels 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. Lediglich 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. Allerdings ist festzuhalten, dass ein direkter Vorher-Nachher-Vergleich zur Abschätzung der nur sehr eingeschränkt möglich ist, da die Lebensbedingungen der aquatischen Organismen vor dem Einsatz der Wasserkonditionierung nicht mit den Umweltbedingungen in den Untersuchungsjahren 2015 - 2020 vergleichbar waren. Im Jahr 2014 waren die Fische und Benthosorganismen durch starke Eisenkonzentrationen und Eisenockerbildung (Lewin & Rümmler 2014) sowie einen geringen Wasserstand in der Talsperre in größerem Maße beeinträchtigt. Mit Beginn der Konditionierung wurden die Umweltbedingungen für die aquatische Fauna durch die erfolgreiche Steigerung des Eisenrückhalts in der Vorsperre Bühlow (vgl. Totsche et al. 2015) grundsätzlich verbessert. Das macht eine differenzierte Bewertung möglicher Ursachen für die erzielten Ergebnisse schwierig.

Hinzu kommt, dass in den Untersuchungsjahren 2018 - 2020 niedrige Wasserstände zu verzeichnen waren. Das resultierte in einer Verringerung der zur Verfügung stehenden Lebensräume für Fische und Muscheln. Insbesondere die Uferhabitate waren nicht mehr in vollem Umfang zugänglich. Niedrige Wasserstände führen zu einer Limitation der Rückzugs-

gebiete für Jungfische und haben eine Erhöhung der Fischdichte im verbleibenden Wasserkörper zur Folge. Dies ist bei der Interpretation der erzielten Fänge zu berücksichtigen.

Insgesamt ergeben die Untersuchungsergebnisse keinen Hinweis auf direkte Schädigungen der erfassten Arten- und Artengruppen einschließlich ihrer Reproduktion. Das größte Fragezeichen besteht in der hohen Sterblichkeit bei Großmuscheln in frühen Jahren, wofür aber wahrscheinlich geringe Wasserstände und hohe Temperaturen 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 eingesetzter Fällungs- und Flockungsmittel verbirgt, kann durch die Untersuchungen nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Die Abschätzung und Erfassung von Umweltrisiken aus einzelnen Untersuchungen über kurze Zeiträume (hier in den Jahren 2015 - 2020) ist nur sehr begrenzt möglich. Deshalb ist die Fortsetzung des Monitorings der Benthosorganismen, des Jungfischaufkommens und des Gesamtfischbestands erforderlich. Dies ermöglicht eine genauere Einschätzung der potenziellen Auswirkungen des Einsatzes der Flockungshilfsmittel und der Verbesserung der Wasserqualität sowie der damit verbundenen Entwicklung der aquatischen Fauna. Weiterhin wären auch gezielte Expositionsversuche von Arten hilfreich.

8. Literatur

Bilek, F. & Koch, C. (2012) Eisenretention in der Talsperre Spremberg - Abschlussbericht, GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden, Dresden, 99 S.

Buczek, S. B., Cope, W. G., McLaughlin, R. A. & Kwak, T. J. (2017) Acute toxicity of polyacrylamide flocculants to early life stages of freshwater mussels. Environmental Toxicology and Chemistry 36(10): 2715-2721.

DIN EN 14757. Wasserbeschaffenheit – Probenahme von Fisch mittels Multi-Maschen-Kiemennetzen; Deutsche Fassung EN 14757:2015-08.

Du Four, M. R., Qian, S. S., Mayer, C. M., & Vandergoot, C. S. (2019) Evaluating catchability in a large-scale gillnet survey using hydroacoustics: making the case for coupled surveys. Fisheries Research 211: 309-318.

Eckmann R. (1995) Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. Ecology of Freshwater Fish 4: 62-69.

Gerbothe, D., Wohlfarth, K. & Lehmann, R. (2013) Talsperre Spremberg - Prüfung von Maßnahmenvorschlägen zur baulichen Veränderung der Vorsperre Bühlow - Machbarkeitsstudie, IBTW Ingenieurbüro Tief- und Wasserbau GmbH, Dresden, 6 S.

Glöer, P. (2002) Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Die Tierwelt Deutschland 73. Teil. ConchBooks, Hackenheim.

Glöer, P. (2017) Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Muscheln und Schnecken im Süßwasser der Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (Hrsg.), Göttingen.

Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001) "PAST-Palaeontological Statistics."

Heidemann, H. & Seidenbusch, R. (2002) Die Libellenlarven Deutschlands. Die Tierwelt Deutschland, 72. Teil, Goecke & Evers, Keltern.

Herdam, V. & Illig, J. (1992) Weichtiere (Mollusca, Gastropoda & Bivalvia). In: Gefährdete Tiere in Brandenburg. Rote Liste. - MUNR Brandenburg (Hrsg.): 39-48.

Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2015) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Zwischenbericht 2015. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.

Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2016) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Zwischenbericht 2016. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.

Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2017) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Zwischenbericht 2017. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.

Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2018) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2018. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.

Hühn, D., Rümmler, F., Schiewe, S. & Weichler, F. (2019) Jungfisch-, Benthos- und Großmuschelmonitoring im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die Ausbringung von Flockungsmitteln in der Talsperre Spremberg, Monitoringbericht 2019. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.

Janneck, E., Glombitza, F., Martin, Kahnt, R. & Klapper, H. (2009) Durchführung von speziellen Untersuchungen bezüglich Sulfat im brandenburgischen Einzugsgebiet der Spree unter den Bedingungen des Sanierungs- und des aktiven Bergbaus. Modellierung des Sulfattransports in der Spree. G.E.O.S Ingenieurgesellschaft mbH, Halsbrücke.

Janneck, E., Martin, M., Renker, S. & Kahnt, R. (2010) Modellierung des Sulfattransports in der Spree. G.E.O.S Ingenieurgesellschaft mbH, Halsbrücke.

Jungbluth, J. H. & D. Von Knorre (2011) Rote Liste und Gesamtartenliste der Binnenmollusken Schnecken und Muscheln; Gatropoda et Bivalvia) Deutschlands. Naturschutz und biologische Vielfalt 70: 647-708

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., Bespalaya, Y., Bódis, E., Burlakova, L. & Van Damme, D. (2017) Conservation status of freshwater mussels in europe: state of art and future challenges. Biol. Rev. 92: 572-607.

Luckner, T., Uhling, U., Schmidt, A. & Pötschke, A. (2014) Konzept Konditionierungsanlage Zulauf Talsperre Spremberg. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, GIP Grundwasseringenieurbau-Planung GmbH, Dresden, 30 S.

Modesto, V., M. Ilarri, A. T. Souza, M. Lopes-Lima, K. 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.

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.

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/

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 Bezirks-kabinett, Potsdam.

Soucek, D.J. & Kennedy, A.D. (2005) Effects of hardness, chloride, and acclimatisation on the acute toxicity of sulfate to freshwater invertebrates. Environmental Toxicology and Chemistry 24, 1204-1210.

Totsche, O. (2105) Bergbauverursachte Fließgewässerverockerung im Einzugsgebiet der Spree - Teil 2: Gegenmaßnahmen. *In* MERKEL, B. & HOYER, M. Innovative methods in mine water treatment, geothermal energy utilization and in-situ leaching. Proceedings of the Mine Water Symposium 2015, Freiberg, Germany, Freiberg Online Geology 40.

Uhlmann, W. (2015) Zusammenfassender Bericht für 2014 zur Eisenbelastung der Spree und der Talsperre Spremberg, Berichtsperiode August 2014 bis Dezember 2014, Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden.

Uhlmann, W., Hiekel, R. & Zimmermann K. (2020) 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 2019. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden.

Uhlmann, W., Theiss, S., Zimmermann, K., Nestler, W., Westphal, E & Claus, T. (2013) Fortführung der Studie zur Talsperre Spremberg - Abschlussbericht, Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden.

Zettler, M. (2000) Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern in Mecklen-burg-Vorpommern über die Malakofauna als Indikatororganismen. Natur u. Natur-schutz 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 2020. Um die Voraussetzung der Varianzhomogenität zu erfüllen, erfolgte eine logarithmische Transformation (log10) der Daten. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2015-2014	0,296	-0,18 - 0,78	0,514
2016-2014	**0,650**	**0,17 - 1,13**	**0,002**
2017-2014	0,146	-0,33 - 0,62	0,970
2018-2014	**0,576**	**0,10 - 1,05**	**0,008**
2019-2014	0,354	-0,13 - 0,83	0,296
2020-2014	**0,578**	**0,10 - 1,06**	**0,008**
2016-2015	0,353	-0,13 - 0,83	0,297
2017-2015	-0,151	-0,63 - 0,33	0,965
2018-2015	0,280	-0,20 - 0,76	0,583
2019-2015	0,057	-0,42 - 0,54	1,000
2020-2015	0,282	-0,20 - 0,76	0,575
2017-2016	**-0,504**	**-0,98 - -0,02**	**0,032**
2018-2016	-0,074	-0,55 - 0,41	0,999
2019-2016	-0,296	-0,78 - 0,18	0,515
2020-2016	-0,072	-0,55 - 0,41	0,999
2018-2017	0,430	-0,05 - 0,91	0,109
2019-2017	0,208	-0,27 - 0,69	0,850
2020-2017	0,432	-0,05 - 0,91	0,106
2019-2018	-0,222	-0,70 - 0,26	0,805
2020-2018	0,002	-0,48 - 0,48	1,000
2020-2019	0,224	-0,25 - 0,70	0,798

Tab. A2. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey‘s Post-hoc-Test) der mittleren Benthostrockenmasse aus den Jahren 2014 bis 2020.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2015-2014	0,013	-2,24 - 2,26	1,000
2016-2014	0,424	-1,83 - 2,68	0,998
2017-2014	-0,103	-2,35 - 2,15	1,000
2018-2014	0,286	-1,97 - 2,54	1,000
2019-2014	-0,006	-2,26 - 2,25	1,000
2020-2014	1,695	-0,56 - 3,95	0,273
2016-2015	0,410	-1,84 - 2,66	0,998
2017-2015	-0,117	-2,37 - 2,13	1,000
2018-2015	0,273	-1,98 - 2,52	1,000
2019-2015	-0,019	-2,27 - 2,23	1,000
2020-2015	1,682	-0,57 - 3,93	0,282
2017-2016	-0,527	-2,78 - 1,72	0,992
2018-2016	-0,138	-2,39 - 2,11	1,000
2019-2016	-0,430	-2,68 - 1,82	0,997
2020-2016	1,271	-0,98 - 3,52	0,622
2018-2017	0,389	-1,86 - 2,64	0,999
2019-2017	0,097	-2,15 - 2,35	1,000
2020-2017	1,798	-0,45 - 4,05	0,210
2019-2018	-0,292	-2,54 - 1,96	1,000
2020-2018	1,409	-0,84 - 3,66	0,499
2020-2019	1,701	-0,55 - 3,95	0,269

Tab. A3. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey‘s Post-hoc-Test) der mittleren Benthosdichte aus den Jahren 2014 bis 2020 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2020	n-m	0,167	-0,64 - 0,97	0,854
	s-m	-0,189	-0,99 - 0,62	0,816
	s-n	-0,356	-1,16 - 0,45	0,500
2019	n-m	-0,166	-1,10 - 0,77	0,890
	s-m	-0,121	-1,06 - 0,81	0,940
	s-n	0,046	-0,89 - 0,98	0,991
2018	n-m	-0,259	-0,97 - 0,45	0,622
	s-m	-0,494	-1,21 - 0,22	0,204
	s-n	-0,235	-0,95 - 0,48	0,675
2017	n-m	-0,337	-1,09 - 0,41	0,492
	s-m	-0,261	-1,01 - 0,49	0,647
	s-n	0,075	-0,68 - 0,83	0,963
2016	n-m	-0,075	-0,82 - 0,67	0,963
	s-m	0,079	-0,67 - 0,83	0,959
	s-n	0,155	-0,59 - 0,90	0,855
2015	n-m	-0,143	-0,87 - 0,58	0,867
	s-m	-0,260	-0,98 - 0,47	0,630
	s-n	-0,117	-0,84 - 0,61	0,908
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 2020 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
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**
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 2020

Transekt	Art	Länge (cm)	Breite (cm)	Dicke (cm)	Bemerkungen
1	*A. anatina*	11,2	6,5	4,3	5-6 Jahre
		10,4	6,1	3,3	4-5 Jahre
		9,4	5,4	3,0	5 Jahre
		8,0	4,9	2,9	3 Jahre
		7,8	4,8	2,8	4-5 Jahre
		7,4	4,8	2,5	2-3 Jahre
		2,9	1,8	0,8	im 1. Jahr
		2,4	1,6	0,5	im 1. Jahr
		2,4	1,7	0,55	im 1. Jahr
	U. tumidus	3,3	1,6	1,3	
		3,2	1,6	1,4	
		1,4	0,7	0,6	im 1. Jahr
		1,3	0,7	0,5	im 1. Jahr
2	*A. anatina*	8,8	5,5	2,7	5-6 Jahre
		5,7	4,0	1,7	3 Jahre
		2,7	1,9	0,6	0 Jahre (kein Ring)
	U. tumidus	5,5	2,8	2,0	4 Jahre
3	*U. tumidus*	5,8	2,6	2,2	4 Jahre/ im 4. Jahr
	U. pictorum	3,8	1,6	1,3	Größtes Exemplar, 3 Jahre
		2,7	1,2	0,85	
		2,7	1,2	0,8	
		1,5	0,6	0,5	
		1,4	0,7	0,4	
		1,2	0,55	0,35	Kleinstes Exemplar, im ersten Jahr
6	*A. anatina*	3,0	2,2	0,7	Kleinstes Exemplar
	U. tumidus	9,0	5,4	2,8	Größtes Exemplar
		3,5	1,6	1,6	Größtes Exemplar aus 1. Teiltransekt
		3,2	1,5	1,25	
		2,3	1,2	0,9	
		2,1	1,2	0,8	
		2,0	1,1	0,8	Kleinstes Exemplar aus 2. Teiltransekt
	U. pictorum	6,2	2,6	1,9	Größtes Exemplar
		5,8	2,4	1,75	
		4,8	2,0	1,5	
		3,8	1,6	1,2	
		3,0	1,3	1,0	
		2,7	1,6	0,8	Kleinstes Exemplar

Fortsetzung Tab. A5.

Transekt	Art	Länge (cm)	Breite (cm)	Dicke (cm)	Bemerkungen
10	*A. anatina*	10,5	5,5	4,3	Größtes Exemplar
		9,0	4,6	3,05	Zweitgrößtes Exemplar
		8,4	5,2	3,0	Drittgrößtes Exemplar
		4,2	2,8	1,2	Kleinstes Exemplar
12	*A. anatina*	8,2	4,8	2,7	Größtes Exemplar
		6,2	4,0	2,4	Kleinstes Exemplar
	U. tumidus	4,3	2,2	1,65	
		3,1	1,6	1,2	
13	*A. anatina*	7,6	5,1	2,45	
		4,4	3,1	1,35	
	U. tumidus	3,7	1,9	1,5	

Fotodokumentation des Großmuschelmonitorings und stichprobenartige Vermessung der Großmuscheln

Transekt 1

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

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

Abb. A3: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 1 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

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

Transekt 2

Abb. A5: Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 2 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A6: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 2

Abb. A7: Leerschalen aus Transekt 2 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 3

Abb. A8: Lebend nachgewiese *Unio pictorum* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A9: Lebend nachgewiese *Unio tumidus* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A10: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 3 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A11: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A12: Leerschalen aus Transekt 3 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 4

Abb. A13: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 4 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A14: Leerschalen aus Transekt 4 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 6

Abb. A15: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* aus Transekt 6 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A16: Lebend nachgewiesene *Unio tumidus a*us Transekt 6 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A17: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 6 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A18: Leerschalen aus Transekt 6 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 8

Abb. A19: Lebend nachgewiesene *Unio pictorum* (6) und *Unio tumidus* (1, oben) aus Transekt 8 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A20: Lebend nachgewiesene *Anodonta anatina* aus Transekt 8 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A21: Leerschalen aus Transekt 8 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 9

Abb. A22: Lebend nachgewiesenen *U. pictorum* aus Transekt 9 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A23: Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A24: Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 9 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A25: Leerschalen aus Transekt 9 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 10

Abb. A26: Lebend nachgewiesene *U. pictorum* aus Transekt 10 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A27: Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 10 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A28: Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 10 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A29: Leerschalen aus Transekt 10 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 12

Abb. A30: Lebend nachgewiesene *U. tumidus* aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A31: Lebend nachgewiesene *A. anatina* aus Transekt 12 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A32: Leerschalen aus Transekt 12 (Fotos: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Transekt 13

Abb. A33: Lebend nachgewiesene *U. tumidus* (unten rechts) und *A. anatina* aus Transekt 13 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Abb. A34: Leerschalen aus Transekt 13 (Foto: A. Pohl, Lauria - Büro für ökologische Gutachten)

Tab. A6. Fänge mit den verschiedenen Fanggeräten im September 2020

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse (g)
Elektrofischerei	Aal	5 - 10	4	
		10 - 15	3	
		15 - 20	1	
	Aland	5 - 10	1	
	Barsch	0 - 5	7	
		5 - 10	54	
		10 - 15	22	
		15 - 20	6	
	Bitterling	0 - 5	16	
	Blei	5 - 10	3	
	Giebel	20 - 25	2	
	Güster	0 - 5	169	
		5 - 10	181	
	Hecht	10 - 15	10	
		15 - 20	21	
		20 - 25	11	
		25 - 30	2	
		30 - 35	2	
		40 - 45	1	
		60 - 65	1	
	Plötze	0 - 5	4	
		5 - 10	36	
		10 - 15	8	
		15 - 20	1	
	Rotfeder	0 - 5	165	
		5 - 10	37	
		10 - 15	2	
		15 - 20	2	
	Schleie	0 - 5	1	
		5 - 10	1	
		10 - 15	2	
		15 - 20	1	
		20 - 25	1	
		25 - 30	1	
MPN	Barsch	5 - 10	138	1.388
		10 - 15	70	2.485
		15 - 20	99	5.697
		20 - 25	18	2.455

Fortsetzung Tab. A6.

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse (g)
MPN	Barsch	25 – 30	3	876
	Blei	5 - 10	3	25
		30 - 35	1	306
		35 - 40	2	987
	Güster	5 - 10	23	167
		10 - 15	14	325
		15 - 20	9	538
	Plötze	5 - 10	4	31
		10 - 15	18	468
		15 - 20	7	447
		20 - 25	7	739
		25 - 30	3	745
	Rotfeder	10 - 15	1	43
		15 - 20	2	164
		20 - 25	1	134
	Ukelei	10 - 15	9	168
		15 - 20	7	213
	Zander	80 - 85	1	4.950
MGN	Barsch	5 - 10	347	3.023
		10 - 15	305	11.154
		15 - 20	251	14.437
		20 - 25	67	9.163
		25 - 30	15	3.852
		30 - 35	6	2.860
	Bitterling	0 - 5	2	2
	Blei	5 - 10	24	139
		10 - 15	4	53
		15 - 20	16	966
		20 - 25	2	311
		25 - 30	4	905
		30 - 35	8	3.222
		35 - 40	10	5.560
	Güster	0 - 5	5	6
		5 - 10	351	2.483
		10 - 15	102	2.076
		15 - 20	51	3.222
		20 - 25	4	476
	Hecht	20 - 25	1	75
	Kaulbarsch	0 - 5	1	1

Fortsetzung Tab. A6.

Fanggerät	Fischart	Längenbereich (mm)	Anzahl	Gesamtmasse (g)
MGN	Kaulbarsch	5 - 10	192	975
		10 - 15	203	5.047
	Plötze	5 - 10	109	532
		10 - 15	82	2.269
		15 - 20	145	10.395
		20 - 25	103	14.510
		25 - 30	63	17.329
		30 - 35	10	4.272
	Rotfeder	5 - 10	2	15
		10 - 15	2	61
		15 - 20	4	241
		20 - 25	3	456
	Ukelei	5 - 10	1	7
		10 - 15	9	185
		15 - 20	4	154
	Zander	5 - 10	1	6
		15 - 20	5	186
		20 - 25	3	220
MGN 70-135	Blei	45 - 50	1	1.283
		50 - 55	1	1.555
	Karpfen	50 - 55	2	6.727
		60 - 65	1	5.723
	Wels	65 - 70	1	1.883
	Marmorkarpfen	95 - 100	1	18.000

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

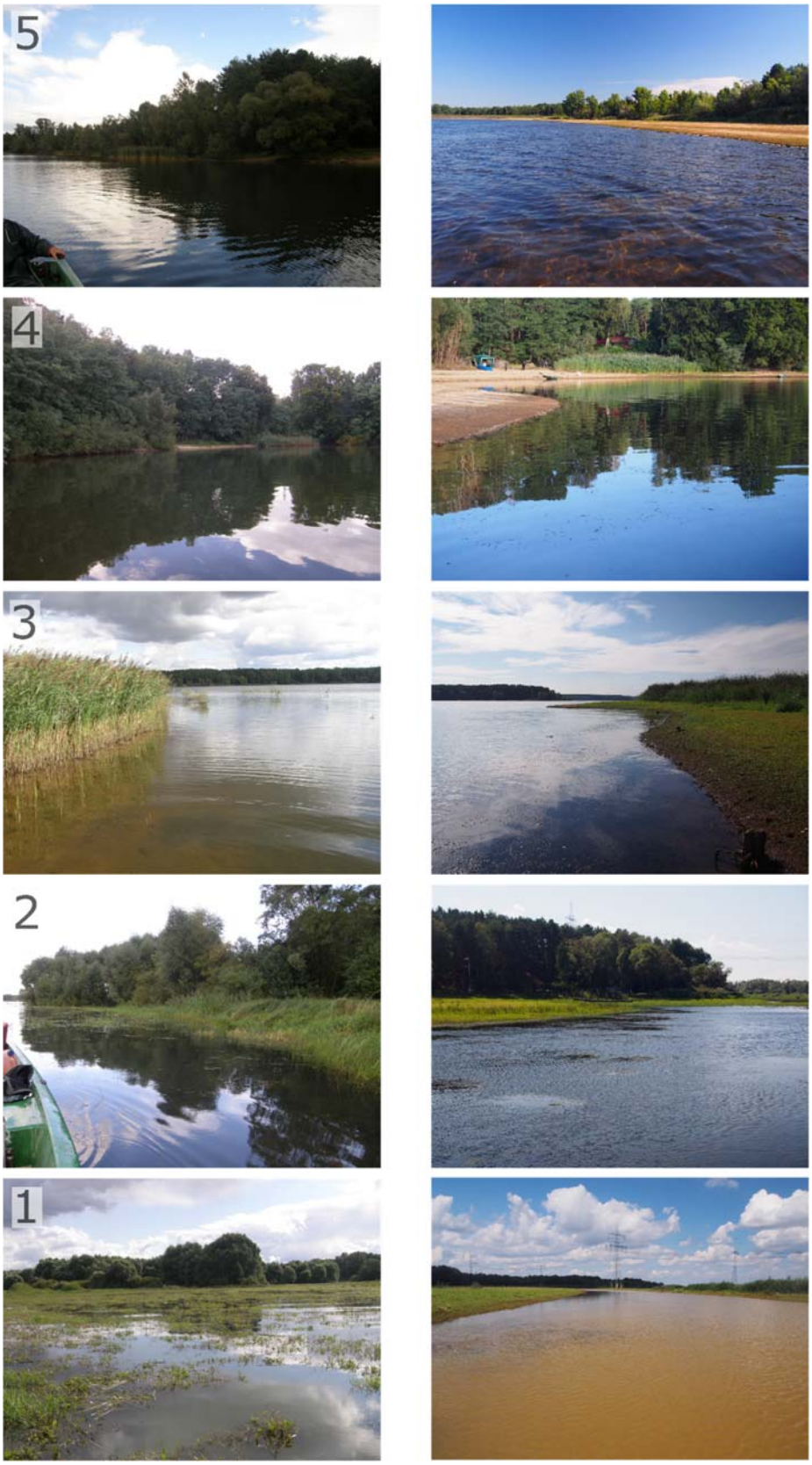

Abb. A35: Fotodokumentation der 2020 gegenüber den Vorjahren veränderten Lage der mittels Elektrofischerei befischten Uferstrecken (1 - 5) (links 2015 bis 2017; rechts 2020) (Fotos: M. Hennicke und D. Hühn, IfB)

Tab. A7. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey‘s Post-hoc-Test) der mittleren numerischen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2020. Um die Voraussetzung der Varianzhomogenität zu erfüllen, erfolgte eine logarithmische Transformation (log10) der Daten. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2015-2014	**0,425**	**0,21 - 0,64**	**< 0,001**
2016-2014	**0,447**	**0,23 - 0,67**	**< 0,001**
2017-2014	**0,494**	**0,28 - 0,71**	**< 0,001**
2018-2014	**0,458**	**0,24 - 0,68**	**< 0,001**
2019-2014	**0,483**	**0,27 - 0,70**	**< 0,001**
2020-2014	**0,384**	**0,17 - 0,60**	**< 0,001**
2016-2015	0,022	-0,20 - 0,24	1,000
2017-2015	0,069	-0,15 - 0,29	0,966
2018-2015	0,033	-0,18 - 0,25	0,999
2019-2015	0,058	-0,16 - 0,28	0,985
2020-2015	-0,041	-0,26 - 0,18	0,998
2017-2016	0,046	-0,17 - 0,26	0,995
2018-2016	0,011	-0,21 - 0,23	1,000
2019-2016	0,036	-0,18 - 0,25	0,999
2020-2016	-0,063	-0,28 - 0,15	0,977
2018-2017	-0,036	-0,25 - 0,18	0,999
2019-2017	-0,010	-0,23 - 0,21	1,000
2020-2017	-0,110	-0,33 - 0,11	0,742
2019-2018	0,025	-0,19 - 0,24	1,000
2020-2018	-0,074	-0,29 - 0,14	0,950
2020-2019	-0,099	-0,32 - 0,12	0,822

Tab. A8. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey‘s Post-hoc-Test) der mittleren biomassebezogenen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2020. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
2015-2014	1,713	-2,71 - 6,13	0,909
2016-2014	1,410	-3,01 - 5,83	0,963
2017-2014	1,439	-2,98 - 5,86	0,959
2018-2014	3,182	-1,24 - 7,60	0,329
2019-2014	**6,145**	**1,73 -10,56**	**0,001**
2020-2014	3,269	-1,15 - 7,69	0,296
2016-2015	-0,303	-4,72 - 4,12	1,000
2017-2015	-0,273	-4,69 - 4,14	1,000
2018-2015	1,469	-2,95 - 5,89	0,955
2019-2015	**4,432**	**0,01 - 8,85**	**0,049**
2020-2015	1,556	-2,86 - 5,97	0,941
2017-2016	0,029	-4,39 - 4,45	1,000
2018-2016	1,772	-2,65 - 6,19	0,894
2019-2016	**4,735**	**0,32 - 9,15**	**0,027**
2020-2016	1,859	-2,56 - 6,28	0,871
2018-2017	1,742	-2,68 - 6,16	0,902
2019-2017	**4,705**	**0,29 - 9,12**	**0,029**
2020-2017	1,829	-2,59 - 6,25	0,879
2019-2018	2,963	-1,45 - 7,38	0,417
2020-2018	0,087	-4,33 - 4,50	1,000
2020-2019	-2,876	-7,29 - 1,54	0,455

Tab. A9. Ergebnisse der paarweisen Vergleiche (Tukey‘s Post-hoc-Test) der mittleren numerischen Einheitsfänge der benthischen Multimaschen-Stellnetze aus den Jahren 2014 bis 2020 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
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**
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 2020 zwischen den drei Teilbereichen (n= nördlicher, m = mittlerer und s = südlicher Bereich der Talsperre. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Jahr	Bereiche	Differenz	Konfidenzintervall	Signifikanz (p)
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
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**