

ÖKOLOGIE

Der Kulkwitzer See (Leipzig, Sachsen) als Referenzgewässer für die neuen Seen der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands – Tauchuntersuchungen zur Ökologie und Biodiversität

Von MATTHIAS GILBERT, JOACHIM WEIß, BERND VOGEL (Leipzig),
SEBASTIAN BERNHARD (Bad Dübén) und FRANZ BRÜMMER (Stuttgart).

Mit 33 Abbildungen und 2 Tabellen.

ZUSAMMENFASSUNG

Als künstliches Bergbaufolgegewässer wird der Kulkwitzer See aufgrund seines hohen ökologischen Potenzials – „gut oder besser“ – als Referenzgewässer der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands angesehen und ist ein idealer Maßstab für die neu entstehenden Seen im „Neuen mitteldeutschen Seenland“ („New Central German Lake District“). Insgesamt befindet sich der Kulkwitzer See in Anbetracht seiner außergewöhnlich langen Standzeit von 36 Jahren immer noch in einem sehr guten biologischen Zustand und kann bezüglich seiner trophischen Eigenschaften als oligotroph bezeichnet werden. Seit 1995 betauen Mitglieder des Tauchsportvereins *Leipziger Delphine* e. V. den Kulkwitzer See, sammeln biologische Proben und führen ein Makrophyten- und Umweltmonitoring durch. Die Tauchbeprobungen erfolgen mehrmals jährlich vom Frühjahr bis zum Herbst. Entsprechend dem Veranstaltungskalender lädt der Tauchsportverein interessierte Mitglieder zur Teilnahme an diesen sogenannten „Biotagen“ ein. Die unter Wasser gesammelten Proben umfassen sowohl das Makrophyto- und -zoobenthos, Biofilme, als auch das in der Nähe der Wasseroberfläche mittels Planktonnetz filtrierte Plankton. Zusätzlich werden Proben sessiler Organismen an diversen Unterwasser-Tauchausbildungsplattformen gesammelt, die sich im Kulkwitzer See zu „künstlichen Riffen“ entwickelt haben. Die Fischfauna wird fotografisch und videotechnisch dokumentiert. Nach den Tauchgängen erfolgen eine mikroskopische Analyse und Artbestimmung der Proben. Ein besonderes Augenmerk wird hierbei auf Neobiota gelegt, die mittlerweile auch in den Kulkwitzer See Einzug gehalten haben. So konnte man im Laufe der Jahre die Neozoen *Cordylophora caspia* (Keulenpolyp), *Potamopyrgus antipodarum* (Neuseeländische Zwergdeckelschnecke), *Dreissena polymorpha* (Zebra-Muschel), *Dreissena rostriformis bugensis* (Quagga-Muschel), *Corbicula fluminea* (Grobgerippte Körbchenmuschel), *Orconectes limosus* (Amerikanischer Flusskrebs), *Dikerogammarus haemobaphes* (Kleiner Höckerflohkrebs) und *Hemimysis anomala* (Rotflecken-Schwebegarnelen) nachweisen. Zu den Neophyten zählt die Kanadische Wasserpistie, *Elodea canadensis*. Neben der biologischen Probensammlung wird auch ein fotografisches und videotechnisches Makrophyten- und Umweltmo-

onitoring durchgeführt, das entlang ausgewählter Transekten den saisonalen Bewuchs in der Fläche sowie die untere Makrophyten-Tiefengrenze dokumentiert. Letztere liegt im Bereich der Taucheinstiegsstelle E III zwischen einer Wassertiefe von 17-18 m auf einem sehr stabilen Niveau. In den Flachwasserbereichen wird auf Anzeichen von Eutrophierung geachtet, die sich in einem explosionsartigen Wachstum von Fadenalgen, Biofilmen und damit einhergehendem Absterben der Makrophyten zeigen kann. Bislang sind solche Phänomene vorübergehender Natur und auf einige Flachwasserbereiche in sehr warmen Sommern begrenzt und weisen auf einen erhöhten Nährstoffeintrag während der Badesaison hin. Der vorliegende Beitrag soll zeigen, was Tauchsportvereine und ihre Mitglieder als sogenannte „Bürgerwissenschaftler“ zum Naturschutz und zur Analyse der Unterwasserwelt von Seen beitragen können, die oft bei bootsgestützten Beprobungen von der Wasseroberfläche aus nur unzureichend beurteilt und dokumentiert werden können. Insbesondere oligotrophe, nährstoffarme Seen, oft auch als Klarwasserseen bezeichnet, sind durch anthropogene Einflüsse und die damit zusammenhängenden Eutrophierungsprozesse in ihrer einzigartigen Biodiversität und Wasserqualität bedroht.

Schlüsselwörter: Kulkwitzer See, Referenzsee für Tagebaurestgewässer, Makrophyten, untere Makrophyten-Tiefengrenze, Neobiota, Plankton, Biofilme, Umweltmonitoring, Bürgerwissenschaften.

ABSTRACT

Being an artificial post-mining lake and having a high ecologic potential ("good or better"), Lake Kulkwitz can serve as an ideal reference standard for the newly developing lakes in the post-mining landscape of the "New Central German Lake District". Given its long lifetime of 36 years Lake Kulkwitz still displays very good biological conditions and may be rated as oligotrophic. Since 1995 the authors and members of the diving association *Leipziger Delphine* e. V. dive Lake Kulkwitz, collect biological samples and monitor the aquatic environment and the macrophyte flora. Scuba-dives and sample collection take place annually on four days from spring until autumn. In their calendar of events, the diving association also invites other members to participate in these so-called "Bio-Days". The underwater samples include the macrophyto- and -zoobenthos, biofilms as well as plankton collected near the water surface by means of a plankton net. Supplemental samples comprise sessile organisms from underwater diving platforms that have developed to artificial reefs during recent years. The fish fauna is recorded by photographic and video documentary. After diving, samples are examined by microscopic analysis for identification of species. Special attention is paid to neobiota that have also invaded Lake Kulkwitz by now. In recent years we could account for the neozoa *Cordylophora caspia* (freshwater hydroid), *Potamopyrgus antipodarum* (New Zealand mud snail), *Dreissena polymorpha* (zebra mussel), *Dreissena rostriformis bugensis* (quagga mussel), *Corbicula fluminea* (Asian clam), *Orconectes limosus* (spiny-cheek crayfish), *Dikerogammarus haemobaphes* (demon shrimp) and *Hemimysis anomala* (bloody red shrimp). *Elodea canadensis*

(Canadian waterweed) could be documented as neophyte in Lake Kulkwitz. Besides biological sample collection, photographic and video documentaries of the macrophyte flora are also taken along selected transects to determine seasonal plant cover and maximum depth limit of macrophytes. In the area surrounding Entry Point III for divers, this macrophyte growth limit lies at a rather constant water depth of 17-18 m. In shallow water zones, attention is paid to early signs of eutrophication, such as explosive growth of filamentous algae or biofilms often resulting in damage or perishing of macrophytes. So far, such trends are transient in nature and restricted to rather warm summers pointing to increased nutrient loads during the swimming season. This article may serve to illustrate how diving associations and their members can – as citizen scientists – contribute to nature conservation and analysis of the underwater world of lakes, a habitat that can only be evaluated by boat-supported sample collection to a limited extent. Especially, oligotrophic, i. e. nutrient-poor lakes with high depth of visibility are endangered in their biodiversity and water quality by anthropogenic influences such as eutrophication.

Keywords: Lake Kulkwitz, reference standard for post-mining lakes, macrophytes, maximum depth limit of macrophytes, neobiota, plankton, biofilms, environmental monitoring, citizen science.

1. EINLEITUNG

Der Kulkwitzer See am westlichen Stadtrand von Leipzig ist der älteste Braunkohletagebaurestsee im „Neuseenland“ und entstand aus den zwei ehemaligen Braunkohletagebauen Miltitz und Kulkwitz, deren Auskohlung 1963/64 abgeschlossen war (IBGW 2000). Die anschließende Rekultivierung zu einem Naherholungsgebiet und Flutung der beiden Tagebaurestlöcher dauerte insgesamt 20 Jahre und erfolgte durch aufsteigendes Grund- und Niederschlagswasser. Im Jahr 1978 wurde ein Dammdurchstich vorgenommen (KLAPPER et al. 1981), der zusammen mit weiterem Grundwasserzutritt zu einer Vereinigung der beiden Tagebaurestseen führte (KRINGEL & CARMENKE 2000). Die endgültige Flutung zum Kulkwitzer See war 1983 abgeschlossen (DMSdB 2003). Der See weist eine Fläche von 1,58 km², ein Gewässervolumen von 26,46 Mio. m³, eine Uferlänge von 8,45 km, eine effektive Länge von 2,47 km, eine effektive Breite von 1,02 km, eine mittlere Tiefe von 16,75 m und eine maximale Tiefe von 30,6 m auf (LfULG 2017a,b; Abb. 1). Der Kulkwitzer See wird ausschließlich von Grund- und Niederschlagswasser gespeist. Große Bereiche des Seeufers werden touristisch genutzt. Hierzu gehören Campingplätze, eine Bootsausleihstation, mehrere Tauchschulen/-vereine, ein Segelhafen, eine Wasserski-Anlage und verschiedene gastronomische Einrichtungen. Außerhalb der öffentlich genutzten Strände werden die Ufer des Kulkwitzer Sees durch einen mittleren bis dichten Waldbestand geprägt, der von Birken, Buchen und Eichen dominiert wird, sowie von Weiden und Schilfbeständen in der Uferzonierung (HAUSMANN 2006). Dies gilt sowohl für das Südost-, Südwest- und Nordufer als auch die Hochkippe Kulkwitz. Unter Wasser ist die Vegetation durch dichte Bestände von Makrophyten gekennzeichnet, die

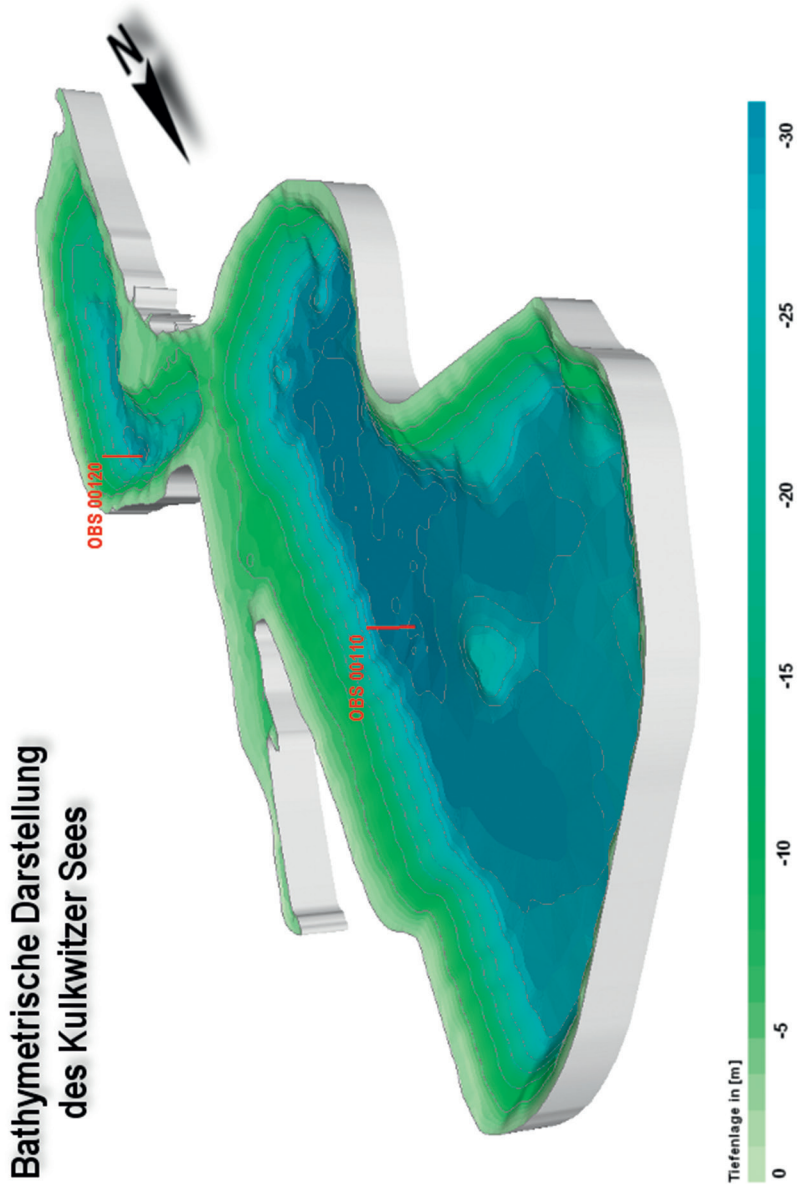


Abb.1: Tiefenzonierung der beiden Teilbecken des Kulkwitzer Sees mit den beiden Probennahmestellen des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, OBS 00110 im großen Nordbecken und OBS 00120 im kleinen Südbecken (Quelle: mit freundlicher Genehmigung des Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen).

vor allem von Armleuchteralgen (Charophyceae) dominiert werden. Der Kulkwitzer See weist in Bezug auf diese Gruppe der Makrophyten wohl die höchste Biodiversität in ganz Sachsen auf (DOEGE et al. 2006; DOEGE 2008). Für seine guten Sichtweiten unter Wasser und die atemberaubend schönen und ausgedehnten Armleuchteralgenwiesen mit ihrer abwechslungsreichen Fischfauna ist der Kulkwitzer See weit über die Grenzen Leipzigs und Sachsens hinaus bei Tauchern berühmt (FLORIAN & LINGELBACH 2006).

Tauchsportvereine erscheinen vielleicht auf den ersten Blick nicht für die wissenschaftliche Untersuchung von Seen und anderen Gewässern qualifiziert zu sein. In den letzten zwei Jahrzehnten hat man aber auch im akademischen Bereich erkannt, wie wertvoll die Zusammenarbeit mit geschulten Laien bei der Erhebung von Umweltdaten und Artbestandsdaten, zum Beispiel im Rahmen von Naturschutzfragestellungen, sein kann. Bereits 1995 wurde in den USA und Großbritannien der Begriff *Citizen Science* geprägt, der diese fruchtbare Zusammenarbeit von „Bürgerwissenschaften“ und Fachwissenschaften umschreiben soll (BONNEY et al. 2009; SILVERTOWN 2009). Die Forschung profitiert von Daten, die sie aus Zeit- und Personalmangel nicht selbst generieren kann und erhält damit die Möglichkeit zur Erhebung und Auswertung umfangreicherer Datensätze, die eine verbesserte Analyse und Interpretation bei wissenschaftlichen Fragestellungen zulassen. Die „Bürgerwissenschaftler“ bekommen auf der anderen Seite Einblick in wissenschaftliches Arbeiten und können am wissenschaftlichen Prozess und Diskurs teilhaben. Da man dieses Potenzial zunehmend erkennt und so umfangreich wie möglich nutzen möchte, haben sich unterschiedliche Citizen Science Plattformen gegründet, wie zum Beispiel in Deutschland die Vereinigung „Bürger schaffen Wissen“ oder auf europäischer Ebene die European Citizen Science Association (ECSA, Europäischer Verein der Bürgerwissenschaften e.V.). Ein schönes Beispiel eines solchen Citizen Science Projektes ist die Zusammenarbeit des Tauchclubs Nehmitzsee e.V. und des NABU Regionalverbands Gransee e.V. unter Einbeziehung der Naturparkverwaltung Stechlin-Ruppiner Land. Im Jahr 2008 begann das Projekt „Tauchen für den Naturschutz“, in dem der Zustand der Unterwasservegetation in den Seen des Naturparks kartiert wurde (OLDORFF & KÖHLER 2008; OLDORFF 2011). Nach dem Prinzip *learning by doing* vermittelten die Naturschützer den Tauchern das Bestimmen der Unterwasserpflanzen und die Sporttaucher den Naturschützern das Tauchen. Die unter Wasser kartierten Arten und Bestandsdichten lieferten dann eine Analyse über den Zustand der Seen (ARENDET et al. 2011). Dieses Engagement wurde schließlich 2013 mit dem Deutschen Naturschutzpreis geehrt. Im Jahr 2016 kam es dann auf Grundlage dieses Projektes zum Abschluss einer Kooperationsvereinbarung zwischen dem Verband Deutscher Sporttaucher (VDST) und dem NABU Bundesverband für die Einführung eines gemeinsamen Spezialkurses „Tauchen für den Naturschutz“, die feierlich vom Präsidenten des VDST Prof. DR. FRANZ BRÜMMER und von HELMUT OPITZ vom Ehrenpräsidium des NABU Bundesverbandes unterzeichnet wurde. Dieses Beispiel zeigt, wie sich Sporttaucher in einem Citizen Science Projekt zu Botschaftern für den Seenschutz entwickeln können.

Im vorliegenden Beitrag sollen die über 24 Jahre dokumentierten biologischen Befunde, welche die Autoren als Mitglieder des Tauchsportvereins *Leipziger Delphine* e.V. bei zahlreichen Tauchgängen im Kulkwitzer See gesammelt haben, präsentiert und diskutiert werden.

1.1 Geologie und Hydrologie des Kulkwitzer Sees

Geologisch schneidet der Kulkwitzer See die tertiären und quartären Deckgebirgsschichten des Leipziger Raums (HAUSMANN 2006). Ein Wechsel von kaolinierten Ton-, Schluff- und Sandsteinlagern mit Konglomerateinlagerungen bildet die präkänozoische Basis in der Schichtenfolge der ehemaligen Tagebaue Miltitz und Kulkwitz (EISSMANN et al. 1985; HAUSMANN 2006). Die darüber liegenden Schichten bilden bei verschiedenen Lagen Grundwasserleiter von unterschiedlicher hydrogeologischer Wirksamkeit. Der bedeutendste Grundwasserleiter (GWL 1.5) wird von Schottern der Weißen Elster gebildet, deren frühglaziale Hauptterrasse vom Kulkwitzer See angeschnitten wird (EISSMANN et al. 1985; HAUSMANN 2006). Im Bereich der beiden ehemaligen Tagebaue erreicht dieser Grundwasserleiter Mächtigkeiten von 6–8 m. Er liefert in mittleren Jahren 70–80 % des Grundwasserzutritts von 1.043.842 m³, der sich in feuchten Jahren verdoppeln und in trockenen Jahren um 18 % verringern kann (BGD 2002).

Die Kippenkomplexe bestehen im Bereich der Ostkippe Miltitz vollständig aus Geschiebemergel (VEB BKW Borna 1984), während sich die Hochkippe Kulkwitz als eine Mischung aller Bodenarten über dem Braunkohleflöz darstellt (EISSMANN et al. 1985). Diese Autoren weisen auch auf eine eisensulfatreiche Mineralquelle am Osthang der Hochkippe Kulkwitz hin, die ihren Ursprung in schwefeleisenreichen Schichten hat.

Mit einer Größe von 3,39 km² (lt. LMBV 2005) bzw. 3,07 km² (lt. LfULG 2017a) wird das oberirdische Einzugsgebiet des Kulkwitzer Sees im Westen von Teilen der Stadt Makranstädt und der Hochkippe Kulkwitz begrenzt und läuft über die Uferböschungen des Sees bis zur Zschampertaue im Osten (HAUSMANN 2006). Die Nordgrenze bildet der Rand zur Bundesstraße 87. Das Einzugsgebiet des Zschampert-Baches wird mit 32,6 km² angegeben und schließt mit 40 % oberstromig an den See an (LMBV 2005; HAUSMANN 2006). Der Zschampert dient bei der Limitation des Wasserspiegels als ableitendes Fließgewässer für überschüssiges Grund- und Niederschlagswasser. Nach Berechnungen der LMBV (2005) beträgt die abzuleitende Wassermenge zur Einhaltung eines Zwangswasserspiegels von 114,5 m ü. NN durchschnittlich 1,13 m³/min und entspricht in etwa dem Zufluss des Grundwasserleiters GWL 1.5. Laut Messungen vom Jahr 2015 lag die mittlere Seespiegelhöhe 114,46 m ü. NN (LfULG 2017b). Bis 2006 erfolgte die Überleitung durch Überpumpen von Tiefenwasser in den Zschampert. Seit 2007 übernimmt eine Freispiegelleitung, mit der eine oberirdische Verbindung zwischen dem Kulkwitzer See an seinem nordöstlichen Ende und dem Zschampert realisiert wurde, diese Aufgabe (LfULG 2017b). Aufgrund von steigenden Grundwasserständen steigt der Wasserspiegel aber zunehmend an (LfULG 2017b). Bei Starkregenfällen kann es auch zu einem unerwünschten Rücklauf von verunreinigtem

Wasser aus dem Zschampert in den Kulkwitzer See kommen, wie ortsansässige Anglerverbände berichtet haben.

Die Beckensedimente beider Teilbecken des Kulkwitzer Sees sind vorwiegend von toniger und sandiger Zusammensetzung (HAUSMANN 2006). Bohrkerne zeigen Wechselfolgen aus tonigen und sandigen Lagen, teilweise mit Kieseinlagerungen (BGD 2002). Eine Tonschicht bildet im gesamten See die Auflage. Zum Liegenden wird das Material wieder gröber. Einige physikochemische Parameter des Sediments sind für beide Teilbecken unterschiedlich (BGD 2002): So ähneln zwar die pH-Werte an der Wasser-Sediment-Grenzfläche denen in der Wassersäule, sind aber im Nordbecken schwach basisch bis neutral, während sie im Südbecken in den schwach sauren Bereich tendieren. Die pH-Werte sinken mit zunehmender Sedimenttiefe, im Nordbecken von pH 7,28 (0-5 cm) auf 7,15 (20-30 cm) und im Südbecken von pH 6,93 (0-5 cm) auf 6,79 (20-30 cm). Die elektrische Leitfähigkeit ist im Nordbecken an der Wasser-Sediment-Grenzfläche mit 1.670 $\mu\text{S}/\text{cm}$ deutlich geringer als im Südbecken mit 2.120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (BGD 2002). Mit zunehmender Tiefe im Sediment nehmen die Leitfähigkeiten deutlich ab, im Nordbecken auf 944 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (20-30 cm) und im Südbecken auf 1.160 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (20-30 cm). Der mittels Glühverlust ermittelte organische Anteil des Sediments liegt bei 12-17 % im Nordbecken und bei 6-8 % im Südbecken (TOC 7-9 % bzw. 1-3 %). Unterschiede ergeben sich auch bei den Calcium- und Eisenkonzentrationen (BGD 2002). Die Calciumfällung ist im Nordbecken höher; im Südbecken scheint die Ausfällung von Eisenhydroxiden zu überwiegen. Erklärt wird dies mit dem stärkeren Zutritt eisenhaltiger Grundwässer im Südbecken (BGD 2002). Inwieweit hier die von EISSMANN et al. (1985) beschriebene eisensulfatreiche Mineralquelle am Osthang der Hochkippe Kulkwitz eine Rolle spielt, ist unklar.

Die Morphometrie des Kulkwitzer Sees (Abb. 1) weist eine Gliederung in zwei Teilbecken auf, die den ehemaligen Tagebaurestlöchern zugrunde liegt (BGD 2002). Das tiefere Nordbecken (Miltitzer Becken) hat mit einer mittleren Tiefe von 18,8 m, einer maximalen Tiefe von 30,2 m, einer effektiven Länge von 1,575 km, einer effektiven Breite von 1,050 km, einer Fläche von 1,219 km^2 (77 %) und einem Volumen von 22,86 Mio. m^3 (85 %) den Hauptanteil am Kulkwitzer See. Das deutlich kleinere Südbecken (Kulkwitzer Becken) weist hingegen nur eine mittlere Tiefe von 11,4 m, eine maximale Tiefe von 26 m, eine effektive Länge von 0,970 km, eine effektive Breite von 0,570 km, eine Fläche von 0,364 km^2 und ein Volumen von 4,14 Mio. m^3 auf (BGD 2002). Der Wasseraustausch zwischen den beiden Teilbecken ist durch die geringe Wassertiefe von 3-5 m im Bereich des ehemaligen Damms eingeschränkt (KRINGEL & CARMENKE 2000).

1.2 Wasserbeschaffenheit des Kulkwitzer Sees

Zirkulationstyp

Der Wasserkörper des Kulkwitzer Sees folgt dem Zirkulationstyp dimiktischer Seen mit einer thermischen Schichtung im Sommer (Stagnation), bei der sich durch die Ausbildung einer Sprungschicht (Metalimnion) eine abgegrenzte Epi-

und Hypolimnionlamelle stabilisiert. Im Frühjahr und Herbst kommt es zu einer Voll- bzw. Teilzirkulation, die eine Durchmischung des Wasserkörpers bis maximal zum Seegrund ermöglicht. Auffällig ist allerdings, dass im Kulkwitzer See die Temperaturschichtung noch bis Ende November bestehen bleiben kann, wie Untersuchungen von 2002 bis 2004 gezeigt haben (BGD 2010a). Das Epilimnion kann dann Mächtigkeiten von 22 m Tiefe entwickeln. In solchen Jahren können sich die Sauerstoffmangelbedingungen am Seegrund dann über 2-3 Monate erstrecken. Bei langanhaltender Eisbedeckung, wie im Winter 2009/2010, und einem schnellen Temperaturanstieg im Frühjahr kann es zu einer unvollständigen Zirkulation (Teilzirkulation) des Wasserkörpers kommen, welche die unteren Schichten des Hypolimnions und den Seegrund nicht erreicht. Dies legten Messdaten für März und April 2010 nahe, die insbesondere für das Südbecken mit seinem deutlich kleineren Hypolimnion große Sauerstoffuntersättigungen von 40-60 % aufwiesen (BGD 2010a).

Sichttiefe

In der Dekade von 2000 bis 2009 war der Kulkwitzer See durch mittlere Sichttiefen von 8,6-10,6 m (Jahresmittelwerte, Tab. 1) charakterisiert (BGD 2010a). Die beiden Seebecken wiesen dabei nur unwesentliche Unterschiede auf. Mit Sichttiefen von 3,5-6 m stellte das Jahr 2003 eine Ausnahme dar, deren Ursache in den starken Niederschlägen von 2002 und in der damit einhergehenden vermehrten Grundwasserneubildung vermutet wurde (BGD 2010a). Ähnlich geringe Sichttiefen lagen für das Jahr 2010 vor, das in der Analyse des BGD (2010a) gesondert und detailliert analysiert wurde: In diesem Jahr erreichten die Sichttiefen im April mit 4,5 m ihr Minimum und lagen im Mai und Juni bei 7-8 m, gegen Ende Juni stiegen sie jedoch bereits wieder auf 14 m an (frühsommerliches Klarwasserstadium). Die Ursachen dafür waren wahrscheinlich die lange Eisbedeckung und schnelle Erwärmung der oberen Wasserschichten, welche die geringen Sichttiefen bedingten; dies kann mindestens aus den Temperatur- und Sauerstoffprofilen im Südbecken gefolgert werden (BGD 2010a). Betrachtet man die Schwankungsbreiten für den Zeitraum 2000 bis 2009, so lagen die Jahresminima der Sichttiefen im Bereich von 6-9,8 m im Nordbecken und 5,4-8,7 m im Südbecken, die Maxima respektive zwischen 9-14,5 m und 8,5-13,5 m (Tab. 1; BGD 2010a). Aus einer erweiterten Datenbasis unter der Hinzunahme der Sichttiefen seit 1993 kann aber kein Trend zu einer Verschlechterung abgeleitet werden (BGD 2010a). Lediglich in den Jahren 1987 bis 1993 lagen noch höhere Sichttiefen mit Jahresmittelwerten von 13 m im Nordbecken und 12 m im Südbecken vor. Insgesamt weisen die hohen Sichttiefen auf eine gute Wasserqualität und einen oligotrophen Zustand des Kulkwitzer Sees hin.

Tab. 1: Wasserbeschaffenheit des Kulkwitzer Sees (= Hartwassersee), physikalisch-chemische und biologische Parameter der freien Wassersäule (Chlorophyll, Planktonbiovolumina). Quellen: ¹BGD 2010a: Sichttiefe: Die Werte stellen Schwankungsbreiten der Jahresmittelwerte von 2000 bis 2009 dar; Säurekapazität: Absolute Minimum- und Maximumwerte für 2001 bis 2009; Zooplankton: Absolute Minimum- und Maximumwerte für den Zeitraum 2006 bis 2009 und Mittelwerte für den Gesamtzeitraum. ²aus DOEGE et al. 2006 (Quelle: LfULG, BfUL): Schwankungsbreiten für das Jahr 2005. * am Ende der Sommerstagnation im Hypolimnion. ³Quelle: LfULG, BfUL (Messdatenauswertung durch die Autoren dieses Beitrags): Schwankungsbreiten für Calcium und Gesamthärte für das Jahr 2006 und Jahresmittelwerte. Für die Berechnung der Gesamthärte wurden nur die Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Konzentrationen herangezogen (Mg^{2+} : 30-45 mg/ml, beide Teilbecken 2006). Chlorophyll a (DIN-Äquivalente) und Phytoplankton: Schwankungsbreiten und Mittelwerte für das Jahr 2009 (Mischproben des Epilimnions von Februar-April und Mischproben der euphotischen Zone von Mai-November).

	Nordbecken			Südbecken		
	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert
Sichttiefe ¹ [m]	6,0-9,8	9,0-14,5	7,0-10,6	3,5-8,7	8,5-13,5	7,4-10,2
pH-Wert ²	7,2	8,5	8,2	7,1	8,6	8,1
Leitfähigkeit ² [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	2.000	2.090	2.055	2.000	2.100	2.054
O_2 -Konzentration ² [mg l^{-1}]	2,5*	15,0	11,1	0,7*	17,5	10,7
Calcium ³ [mg l^{-1}]	280	330	315	280	330	315
Gesamthärte ³ [mM]	8,6	10,0	9,5	8,6	10,3	9,5
Säurekapazität ¹ [mM]	1,2	1,6	1,4	1,2	1,7	1,4
Orthophosphat ² [mg l^{-1}]	<0,009	<0,009	<0,009	<0,009	0,028	0,0097
Nitrat ² [mg l^{-1}]	0,66	2,7	1,71	0,93	2,4	1,64
Sulfat ² [mg l^{-1}]	830	910	862	830	900	866
Chlorid ² [mg l^{-1}]	150	160	157,3	150	160	157,3
DOC ² [mg l^{-1}]	3,5	4,5	4,0	3,4	4,6	4,0
Chlorophyll a ³ [$\mu\text{g l}^{-1}$]	0,3	4,1	1,43	0,1	4,3	1,28
Phytoplankton ³ [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,074	0,64	0,31	0,084	0,88	0,34
Zooplankton ¹ [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,1	1,51	0,41	0,022	1,05	0,38

Zeitweise auftretende Trübungszustände

Ein häufig auch von Tauchern im Kulkwitzer See beobachtetes Phänomen ist eine zeitweise milchige Eintrübung des Wassers (*Whitening*), die auch mit einer Abnahme der Sichttiefe verbunden ist. Diese kann den gesamten Wasserkörper betreffen oder auf bestimmte Tiefenhorizonte begrenzt sein, in denen oft auch Phytoplanktonmassenentwicklungen (Tiefenchlorophyllmaxima) zu beobachten sind (BGD 2010a). Steigt der pH-Wert, wie es häufig im Frühjahr und Frühsommer zu beobachten ist, über 8-8,5, ist die Sättigungskonzentration von Calcit (CaCO_3) überschritten, und es kommt zur Calcitfällung (KOSCHEL et al. 1997), die mit einer Bildung von Mikrokristallen in der Wassersäule bereits bei niedrigeren pH-Werten beginnt. Nach Abschluss einer Calcitfällung kommt es oft zu einem Klarwasserstadium. Die Calcitfällung ist für den Kulkwitzer See ein bekanntes Phänomen und tritt durch die hohe Hydrogencarbonatkonzentration und/oder Picoplanktonmassenvorkommen (biogene Entkalkung) in bestimmten Tiefenhorizonten auch öfters in Erscheinung (BGD 2002, 2010a). Eine Calcitfällung kann abiogen (chemische Entkalkung), zum Beispiel durch eine Temperaturerhöhung, ausgelöst werden, die durch CO_2 -Abgabe an die Atmosphäre das Carbonat-Hydrogencarbonat-Gleichgewicht hin zum schwerlöslichen CaCO_3 verschiebt. Aber auch erhöhte Zuflüsse von gelösten Hydrogencarbonaten oder Calcitkristallen über die Grundwasserleiter können das Gleichgewicht weiter zum schwerlöslichen CaCO_3 verschieben. Bei der biogenen Entkalkung entziehen das Phytoplankton und die Makrophyten dem Wasser CO_2 und verschieben hierdurch ebenfalls das Gleichgewicht auf die Seite des CaCO_3 . Eine exakte Trennung von abiotischer und biogener Calcitfällung ist schwierig. Mit dem Calcit werden auch erhebliche Mengen Phosphat ausgefällt und damit als Nährstoff für das Phytoplankton aus der Wassersäule entzogen (BGD 2002). Die Calcitfällung kann daher als oligotrophisierender Prozess (KOSCHEL et al. 1997) im Kulkwitzer See angesehen werden, der sich positiv auf die Bedingungen eines Klarwassersees auswirkt. Neben der Calcitfällung können aber auch Eisenhydroxidflocken aus der Eisenoxidation, erhöhte Konzentrationen von Phyto- und Zooplankton, Sedimentaufwirbelungen durch Fische und Abspülungen vom Ufer bei Starkregen zu einer Eintrübung in der Wassersäule durch streuende Partikel führen (BGD 2010a).

Physikalisch-chemische Wasserbeschaffenheit

Der Kulkwitzer See wird als pH-neutraler Tagebaurestsee mit hoher Mineralisation eingestuft (BGD 2010a). Sein Mineralisationstyp wird durch die Leitionen $\text{Ca-Mg-Na-K-SO}_4\text{-Cl-HCO}_3$ wiedergegeben, und der Gesamtsalzgehalt variiert in Abhängigkeit der Wassertiefe zwischen 1.450-1.650 mg/l (HAUSMANN 2006). Die über die Gesamttiefe gemittelten Konzentrationen bzw. Messwerte der elektrischen Leitfähigkeit (bei 25 °C) von 2.000 $\mu\text{S/cm}$, der Calciumkonzentration von 330 mg/l, der Gesamthärte von 9,7 mM, der Säurekapazität von 1,4 mM und des mit 860 mg/l sehr hohen Sulfatgehalts für das Jahr 2009 klassifizieren den Kulkwitzer See als sogenannten Hartwassersee (BGD 2010a und Tab. 1). Diese Charakteristik weist für den Zeitraum von 2000 bis 2009 keine wesentlichen

Veränderungen auf. Bestimmte Parameter – wie zum Beispiel der pH-Wert oder die Leitfähigkeit – zeigen aber prägnante saisonale Tiefenprofile. Durch die Primärproduktion des Phytoplanktons und der Makrophyten kann es in den Sommermonaten im Epilimnion zu pH-Werten von 8-8,6 kommen, während die pH-Werte am Gewässergrund im Bereich von 7-7,5 liegen (BGD 2010a). Auch die Leitfähigkeit nimmt im Sommer während der Stagnationsphase im Epilimnion häufig ab. Beide Parameter weisen damit auf eine, insbesondere in den Sommerhalbjahren auftretende, Calcitfällung hin (BGD 2010a), die auch mit der biogenen Entkalkung des Phytoplanktons und der Makrophyten einhergeht.

Die hohen Sulfatkonzentrationen im Kulkwitzer See resultieren vorrangig aus der Einspülung sulfatreicher Kraftwerksasche Ende der 1970er Jahre (IGBW 2000), aus der Pyritoxidation der Kippenkomplexe, sowie aus dem Grundwasser (KRINGEL & CARMENKE 2000) und bedingen auch die hohe Leitfähigkeit des Seewassers (Tab. 1). Kontinuierlich kommt es auch zu einer Sulfatrücklösung aus den Seesedimenten. Insbesondere die Einspülung der Kraftwerksasche hatte zur Folge, dass sich einerseits die Sulfatkonzentration im Kulkwitzer See mit ca. 900 mg/l bis heute auf einem hohen Niveau bewegt und andererseits auch sehr spezifische physikochemische Eigenschaften des Seesediments vorliegen. Unterschiede in den Sulfatkonzentrationen der beiden Teilbecken oder eine vertikale Variation sind allerdings nicht zu beobachten (IGBW 2000).

Die Chloridwerte liegen nach anfänglichen Schwankungen (während der Entwicklung des Sees) seit 1999 mit 150-160 mg/l auf relativ konstantem Niveau (KRINGEL & CARMENKE 2000) und folgen den regionalen Konzentrationen im Grundwasser (WORCH 1997). Schwermetalle liegen im Kulkwitzer See in der Regel nur in sehr geringen Konzentrationen, meist unterhalb der Nachweisgrenze, vor. ENDER (2004) ordnet den See bezüglich seiner Schwermetallbelastung am unteren Ende der mitteldeutschen Oberflächengewässer ein. Im Jahr 2015 wurden allerdings die Werte für Quecksilber und Quecksilberverbindungen sowie zusätzlich die von chemisch-organischen Verbindungen aus der Klasse der bromierten Diphenylether überschritten (LfULG 2017a). Der Kulkwitzer See verlor daher auf der Basis der überarbeiteten Umweltqualitätsnormen nach Richtlinie 2013/39/EU auf der Bewertungsskala Chemie seine Einstufung „gut“ und wird jetzt als „nicht gut“ klassifiziert. Das Bewirtschaftungsziel im Rahmen der WRRL ist es daher, bis 2027 wieder den Status „guter chemischer Zustand“ zu erreichen.

Nährstoffe

In der Regel ist die Phosphatkonzentration der limitierende Faktor für das pflanzliche Wachstum. Dies gilt ebenso für die Primärproduktion des Phytoplanktons und auch die der Makrophyten im Kulkwitzer See. Für die meisten Jahre weisen die beiden Teilbecken keine Unterschiede der ortho-Phosphatkonzentration auf, die zum Beispiel im Jahr 2009 bei 0,009 mg/l lag. Über den Zeitraum von 2001 bis 2009 betrug der Mittelwert von o-Phosphat <0,01 mg/l (BGD 2010a; vgl. auch Tab. 1). Die Gesamt-Phosphorkonzentrationen variieren hingegen stärker

über das Jahr und wiesen für 2009 einen Mittelwert von 0,01 mg/l auf. In den Jahren 2004 und 2005 zeigten sie im Südbecken zeitweise höhere Werte als im Nordbecken. In der Gesamtbetrachtung über die Jahresmittelwerte von 2001 bis 2009 waren aber keine wesentlichen Unterschiede in den beiden Teilbecken nachzuweisen. Ein Trend für beide Phosphorparameter konnte ebenfalls nicht festgestellt werden. Die Konzentrationen von o-Phosphat und Gesamt-Phosphor im Kulkwitzer See weisen auf einen oligo- bis schwach mesotrophen Charakter des Nährstoffzustands hin.

Stickstoff als weiterer wichtiger Nährstoff für die Primärproduktion liegt im Kulkwitzer See ebenfalls nur in geringen Konzentrationen vor, der Hauptteil als Nitrat (85 %) und nur in geringem Ausmaß als Ammonium. Im Zeitraum von 2001 bis 2009 variierten die Nitratwerte in beiden Teilbecken hauptsächlich im Bereich von 1-3 mg/l (BGD 2010a; vgl. auch Tab. 1). Ausnahmen waren einzelne Meßwerte von nahezu 4 und bis zu 6,2 mg/l in den Jahren 2003, 2004 und 2008. Für den betrachteten Zeitraum zeigt die Nitratkonzentration seit dem Jahr 2001 einen schwach rückläufigen Trend (BGD 2002, 2010a). Eine ähnliche Entwicklung, allerdings mit stärkerer Ausprägung, wurde für den Kulkwitzer See bereits in KRINGEL & CARMENKE (2000) als fortschreitende Denitrifikation beschrieben.

Das Sediment spielt bei der Bindung von Phosphorverbindungen aus der Wassersäule eine erhebliche Rolle: So kommt es beim Absterben einer Planktonblüte sowie durch Zersetzung anderen organischen Materials im Benthos zu einem Eintrag phosphorhaltiger Stoffe, die am Seegrund durch weitere biogene Prozesse mineralisiert werden. In Abhängigkeit der Eisenkonzentration im Sediment bilden sich dann bei hinreichend hohen Sauerstoffkonzentrationen schwerlösliche Eisen-Phosphorverbindungen („Phosphatfalle“). Kommt es aber durch Sauerstoffzehrungsprozesse zu einem zu großen Abfall der Sauerstoffkonzentration (<2 mg/l), wie sie insbesondere während der sommerlichen Stagnationsphase im unteren Hypolimnion auftreten kann, wird Phosphat oft explosionsartig aus dem Sediment freigesetzt („interne Düngung“; BICK 1997). Diese erhöhte Nährstofffreisetzung kann erneut zu Phytoplanktonblüten führen und die Eutrophierung eines Sees begünstigen. Dieses klassische Schema der redoxpotenzial-abhängigen Bindung und Resolubilisierung von Phosphorverbindungen an der Wasser-Sedimentgrenzschicht scheint im Fall des Kulkwitzer Sees aber nicht gegeben zu sein: So zeigen die o-Phosphatkonzentrationen für den Zeitraum 2001 bis 2009 in keinem Fall erhöhte Konzentrationen über Grund, wenn die Sauerstoffkonzentration dort unter 2 mg/l absank (BGD 2010b). Auch die Gesamtphosphorkonzentration wies keine indirekte Proportionalität zur Sauerstoffkonzentration auf. Diese Ergebnisse zeigen, dass Sauerstoffmangel offensichtlich nicht zu einer P-Rücklösung aus den Sedimenten des Kulkwitzer Sees führt. In BGD (2002) wurden bereits für den Zeitraum 1994 bis 2001 ähnliche Schlussfolgerungen gezogen. Im Auftrag des Umweltamtes Leipzig wurden daher Sedimentproben im Tiefenbereich des Südbeckens genauer untersucht (BGD 2010b). Die nach PSENNER (1984) durchgeführte Fraktionierung des Sediments ergab, dass in diesen ein redoxunabhängiger P-Bindungsmechanismus

vorliegt. Die Natur dieser speziellen Bindungsmechanismen kann vielfältig sein (HUPFER & LEWANDOWSKI 2008). Hohe Aluminiumkonzentrationen im Sediment scheinen aber sicherlich für eine hohe redoxunabhängige P-Bindung wichtig zu sein (ULRICH 1997). Die hohen Aluminiumkonzentrationen im Sediment des Kulkwitzer Sees, zusammen mit den hohen Eisenkonzentrationen, scheinen also für die außergewöhnlich hohe und redoxunabhängige P-Speicherkapazität verantwortlich zu sein. Sauerstoffmangel über Grund führt daher im Kulkwitzer See unter den derzeit herrschenden geochemischen Bedingungen des Sediments nicht zu einer P-Freisetzung (BGD 2010b). Diese besondere Charakteristik seines Sediments stabilisiert auch den oligotrophen Zustand des Kulkwitzer Sees. Diese spezifischen Eigenschaften werden wahrscheinlich zudem durch die in der anfänglichen Flutungsphase eingebrachte Kraftwerksasche mit bedingt, wodurch sich der Kulkwitzer See gegenüber vielen anderen Tagebaurestseen durch eine hohe trophische Stabilität auszeichnet.

Die Haupteintragsquellen für Nährstoffe sind laut BGD (2002) der Urin von Badegästen, atmosphärische Deposition sowie das Grundwasser. Die Untersuchung gibt für die Phosphoreinträge saisonale Schwankungsbreiten von 12-60 mg/(m² a) durch Badegäste, 15-25 mg/(m² a) durch atmosphärische Deposition und 7-20 mg/(m² a) über das Grundwasser an. Die Anzahl der Badegäste wurde für das Jahr 1988 auf 4 Millionen geschätzt, während für das Jahr 2000 nur noch von 500.000 ausgegangen wurde (BGD 2002). Durch die Entwicklung weiterer Seen im Neuseenland im Süden von Leipzig hat sich der touristische Nutzungsdruck auf den Kulkwitzer See deutlich verringert, eine Entwicklung, die hinsichtlich des oligotrophen Zustands des Sees zu begrüßen ist. Eine weitere mögliche Quelle für den Nährstoffeintrag können zu hohe Populationen von Wasservögeln sein, deren Kot zu einer Anreicherung von Nährstoffen vor allem im Uferbereich beitragen kann. Insbesondere in den Wintermonaten kann es durch längere Eisbedeckung und die Vogelfütterung durch Besucher des Sees zu erheblichen Kotablagerungen auf der Eisdecke und am unmittelbaren Ufer kommen, die im Frühjahr zu einem vermehrten Nährstoffeintrag in den See führen. Laut BGD (2010a) lässt die Datenlage zu den Wasservögeln bislang aber keine Beurteilung des Beitrags aus dieser Quelle zu. Die im Auftrag des Amts für Umweltschutz Leipzig erhobenen Daten im Zeitraum von 2005 bis 2009 lassen keine Zunahme der Vogelpopulationen am Kulkwitzer See erkennen (Vogelwarte Neschwitz, Messstelle 1646040). In den Wintermonaten schwankte diese zwischen 1.700 und 2.500 Vögeln, wobei der Anteil der Blässrallen bei durchschnittlich 60 % lag. Auf Anraten des NABU Leipzig und des Tauchsportvereins *Leipziger Delphine*, die in manchen Wintern hohe Populationsdichten von Wasservögeln an einigen Uferstellen und die damit einhergehende Verkotung der Eisflächen und unmittelbaren Uferbereiche beobachtet hatten, entschloss sich das Umweltamt Leipzig, ein Fütterungsverbot von Wasservögeln am Kulkwitzer See auszusprechen (Amtsblatt Nr. 24/2010). Für oligotrophe Seen kann eine solche Maßnahme generell als prophylaktische Schutzmaßnahme zum Erhalt der nährstoffarmen Zustandsbedingungen betrachtet werden. Natürlich sollte

auch durch das Angebot sanitärer Einrichtungen der Urineintrag während der Badesaison limitiert werden.

Sauerstoffhaushalt

Die Sauerstoffverteilung des Kulkwitzer Sees folgt sowohl den physikalischen Bedingungen im Rahmen der saisonalen Schichtungs- und Zirkulationsvorgänge als auch den biologischen Prozessen im Jahresverlauf, die starke jahreszeitliche Schwankungen aufweisen. Die Wassersäule im Epilimnion, Metalimnion und oberen Hypolimnion zeigt meist über das ganze Jahr hinweg hohe Sauerstoffsättigungen bis weit in den Übersättigungsbereich, die sich nicht wesentlich für die beiden Teilbecken unterscheiden (BGD 2010a; vgl. auch Tab. 1). Im Zustand der Stagnation unterscheiden sich die beiden Teilbecken im unteren Hypolimnion (20-25 m) auf Grund ihrer unterschiedlichen Größe: Im Südbecken ist die mittlere Sauerstoffkonzentration im unteren Hypolimnion deutlich geringer als im Nordbecken und wird durch das geringere Volumen (5:1) verursacht (BGD 2010a). Im Zeitraum von 2000 bis 2009 lagen diese Sauerstoffwerte am Ende der Sommerstagnation bei 2-4 mg/l (Minimum 2 mg/l = 20 % Sättigung) im Südbecken und bei 8-10 mg/l (60-80 %) im Nordbecken.

Direkt über dem Seegrund weisen die mittleren Sauerstoffkonzentrationen der beiden Teilbecken nur geringe Unterschiede auf. Dennoch sind die Sauerstoffmangelbedingungen im Südbecken größer als im Nordbecken (BGD 2010a): Im Südbecken wurden zwischen 2000 und 2009 Werte von <1 mg O₂/l fünfmal, im Nordbecken hingegen nur einmal gemessen. Die Unterschreitung der Grenze von 2 mg O₂/l erfolgt im Südbecken fast jedes Jahr und im Nordbecken nur in 50 % der Fälle (2000-2009). Eine Ausnahme bildete das Jahr 2010: Hier kam es sogar im Nordbecken Mitte August zu einer Sauerstoffsättigung nahe 0 % (BGD 2010a), die wahrscheinlich von einer unvollständigen Zirkulation im Frühjahr hervorgerufen wurde. Für die täglichen Sauerstoffzehreraten in 1-2 m über Grund wurden vom BGD (2010a) für den Zeitraum von 2001 bis 2009 (Juli-Oktober) Mittelwerte berechnet: Diese lagen im Südbecken mit 0,09 mg O₂/(l d) deutlich höher als im Nordbecken mit 0,04 mg O₂/(l d). Neben der biologischen Sauerstoffzehrung, wie zum Beispiel durch den Abbau organischen Materials und durch Nitrifikationsprozesse, kommt es in Tageauseen wie dem Kulkwitzer See auch zu einem Sauerstoffverbrauch durch die Oxidation von Fe²⁺ (BGD 2010a).

Sehr auffällig im Kulkwitzer See sind die Sauerstoffmaxima im Metalimnion während der sommerlichen Stagnationsphase: Im Bereich der Sprungschicht und bis in das untere Hypolimnion treten dabei Sauerstoffübersättigungen von bis zu 200 % auf (BGD 2010a). Zu ähnlichen Ergebnissen kam bereits eine limnologische Untersuchung für den Zeitraum 1994 bis 2001 (BGD 2002). Zur Sauerstoffübersättigung während der Sommermonate kommt es sowohl durch die Primärproduktion des Phytoplanktons im Epi- und Hypolimnion, als auch durch die Primärproduktion der Makrophyten, die bis in eine Tiefe von 18 m vorkommen (BGD 2010a). Diese Übersättigungswerte erreichen im Nordbecken größere Tiefen (vereinzelt 28-30 m). Insgesamt weist der Kulkwitzer See einen stabilen

Sauerstoffhaushalt auf, der auch in der begutachteten Dekade keinen Trend zu einer Verschlechterung erkennen ließ (BGD 2010a).

Chlorophyllkonzentration

Chlorophyll a ist eines der lichtabsorbierenden Pigmente im Photosyntheseparat des Phytoplanktons und der Makrophyten – und daher entscheidend für die Primärproduktion. Die mittleren Chlorophyll a Konzentrationen liegen im Südbecken meist höher als im Nordbecken (Tab. 1). Mit Werten von unter $3 \mu\text{g/l}$ für den gesamten Kulkwitzer See kann dieser aber als oligotroph bezeichnet werden (DOEGE et al. 2006). Manchmal treten allerdings auch Chlorophyllmaxima im Hypolimnion auf, die eine Besonderheit oligotropher Seen sind und in den vergangenen Jahren nach Wintern mit Eisbedeckung zu beobachten waren (BGD 2010a): Im Nordbecken lagen diese zum Beispiel Anfang Mai mit $13 \mu\text{g Chl a/l}$ in einer Tiefe von 19 m, Anfang Juni mit $22 \mu\text{g Chl a/l}$ in einer Tiefe von 17 m, Ende Juni wurde ein Maximum für die Chl a Konzentration von $95 \mu\text{g/l}$ in 23 m erreicht und gegen Mitte Juli erreichte das Chlorophyllmaximum mit einem Wert von nur noch $15 \mu\text{g/l}$ seine maximale Wassertiefe in 25 m. Tiefen und Chlorophyllkonzentrationen im Südbecken stellten sich im selben Jahr etwas anders dar und lagen Anfang Juni mit $30 \mu\text{g Chl a/l}$ in einer Tiefe von 20 m bereits mehr als doppelt so hoch wie im Nordbecken. Anfang Juni war bereits die maximale Chlorophyllkonzentration von $58 \mu\text{g Chl a/l}$ bei einer Tiefe von nur noch 15 m erreicht und Ende Juni verschob sich das Chlorophyllmaximum wieder auf 21 m Tiefe und wies nur noch eine Konzentration von $14 \mu\text{g Chl a/l}$ auf. Diese Daten belegen, dass selbst während der Stagnationsperiode im Sommer eine hohe zeitliche und räumliche Dynamik in der Phytoplanktonentwicklung stattfindet.

Plankton

Da die Nährstoffkonzentrationen im Kulkwitzer See relativ gering sind, kommt es nicht zu einer stärkeren Entwicklung des Phytoplanktons und damit auch nicht des Zooplanktons. Die Biovolumina schwanken zwischen $0,1$ und $0,9 \text{ mm}^3/\text{l}$ und liegen für die Jahre 2005 bis 2009 im Mittel bei $0,32 \text{ mm}^3/\text{l}$, wobei kein Unterschied zwischen den Teilbecken zu beobachten war (BGD 2010a). Dieser Parameter zeigt ebenfalls oligotrophe Verhältnisse an. Seit 2006 wird im Rahmen der limnologischen Untersuchungen (LfULG) auch das Picoplankton erfasst, bei dem es sich um sehr kleinzellige Algen von oft nur $2\text{--}4 \mu\text{m}$ Zelllänge oder -durchmesser handelt. Dominiert wird dieses im Kulkwitzer See oft von Cyanobakterien. Es findet sich häufig in den Tiefenchlorophyllmaxima im oberen Hypolimnion (BGD 2010a). Anfangs sah man diesen Befund im Widerspruch zum oligotrophen Charakter des Sees, da Cyanobakterien als typische Indikatoren für eutrophierte Gewässer gelten. Mittlerweile ist bekannt, dass viele Tagebauseen Cyanobakterien im Picoplankton aufweisen, die wahrscheinlich auch ein charakteristisches Artspektrum für solche oligotrophen Seen umfassen. Auf die Bedeutung dieser Cyanobakterien für den Kulkwitzer See und wahrscheinlich auch für die Primärproduktion des Phytoplanktons wurde bereits von ZIPPEL (1999) hingewiesen.

Im Kulkwitzer See finden Massenenwicklungen des Picoplanktons meist im Frühjahr und Frühsommer statt und können Zellzahlen von 600-700 Mio. Zellen/l erreichen (BGD 2010a). Die Tiefenmischproben (Hypolimnion) aus den Jahren 2006, 2008, 2009 wiesen Maxima des Biovolumens von 0,1 bis 0,17 mm³/l auf und entsprachen bis zu 30 % des Gesamtbiovolumens (BGD 2010a). Dieses Ergebnis unterstreicht die Bedeutung dieser Phytoplanktongruppe an der Primärproduktion. Bei einer Sonderuntersuchung des LfULG Anfang Mai 2010 bestand das Picoplankton der 20 m-Probe sogar zu 90 % der Gesamtindividuenzahl aus überwiegend coccalen Cyanobakterien. Für diesen Fall betrug der Anteil am Gesamtbiovolumen dieser sehr kleinen Zellen nur 1-2 %.

Das Zooplankton ernährt sich vom Phytoplankton und hängt daher in seiner Entwicklung von diesem ab. Die Biovolumina des Zooplanktons im Zeitraum von 2006 bis 2009 lagen mit Schwankungsbreiten von 0,1-1,51 mm³/l im Nordbecken etwas höher als im Südbecken, in dem 0,022-1,05 mm³/l gemessen wurden (BGD 2010a). Bei Betrachtung der mittleren Biovolumina von respektive 0,41 und 0,38 mm³/l sind die Unterschiede für die Teilbecken nur gering.

Trophie

Oberflächengewässer können anhand bestimmter Trophiestufen klassifiziert werden, die auf Grundlage des Nährstoffangebots eingeordnet werden, zum Beispiel „oligotroph – nährstoffarm“, „mesotroph – mittleres Nährstoffangebot“, „eutroph – nährstoffreich“. Als Parameter können unter anderem die Sichttiefe, die P-Konzentration, die Chlorophyllkonzentration, das Biovolumen des Phytoplanktons und die untere Makrophyten-Tiefengrenze herangezogen werden. Auf deren Grundlage kann der Kulkwitzer See als oligotroph eingestuft werden (LAWA 2014).

Die von der EU verabschiedete Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL; EU 2000/2001) hat die Erreichung des „guten Zustands“ der Oberflächengewässer und des Grundwassers zum Ziel. Auf deren Grundlage schreibt die Oberflächengewässerverordnung von 2011 (OGewV 2011) vor, dass sowohl der „chemische Zustand“ als auch der „ökologische Zustand“ (natürliche Gewässer) bzw. das „ökologische Potenzial“ (künstliche Gewässer) zu bewerten sind. Zur Beschreibung des ökologischen Zustands/Potenzials werden einstufigsrelevante biologische und chemische Qualitätskomponenten (QK) eingesetzt, die mit unterstützenden Qualitätskomponenten, wie zum Beispiel den „hydromorphologischen QK“ und den „allgemeinen physikalisch-chemischen QK“ evaluiert werden können. Die Bewertung erfolgt immer im Vergleich mit einem Referenzstandard.

Für den Kulkwitzer See sind dies die geschichteten, kalkreichen Seen des Typs 13 (LAWA 2003). Als Braunkohletagebaurestsee gehört der Kulkwitzer See in die Kategorie künstliche Gewässer. Auf der Grundlage dieser komplexen Bewertungsstruktur entspricht er nach der WRRL dem geforderten „guten Zustand“ und besitzt als künstliches Gewässer ein ökologisches Potenzial der Kategorie „gut oder besser“. Diese Beurteilung stimmt auch mit der Analyse der Makrophy-

ten- und Diatomeenflora überein, wie sie von GUTOWSKI et al. (2011) beschrieben wird. Diese Autoren weisen auf den außerordentlichen Artenreichtum an Makrophyten hin, wovon die meisten Arten Indikatoren für eine geringe Trophie darstellen. Insbesondere die artenreiche Gruppe der Armleuchteralgen (vgl. Tab. 2) entspricht dem Leitbild eines oligotrophen Sees mit hohen Sichttiefen, wie diese Autoren betonen. Die hohe ökologische Qualität des Kulkwitzer Sees zeigt sich aber auch in der über 200 Arten umfassenden Diatomeenflora, in der viele sensible, auf nährstoffarme Gewässer beschränkte Arten zu finden sind, die eigentlich ihren Verbreitungsschwerpunkt in oligotrophen Alpen- und Vor-alpenseen haben (GUTOWSKI et al. 2011). Auch eine an hohe Elektrolytgehalte und Leitfähigkeiten angepasste Diatomeenart, *Achnanthes thermalis* (Basionym: *Achnanthidium thermale* Rabenhorst), die sonst nur in Mineral- und Thermalquellen lebt, kommt im Kulkwitzer See vor (GUTOWSKI et al. 2011). Hier bestätigt sozusagen die Biologie die spezifischen physikochemischen Eigenschaften des Kulkwitzer Sees.

2. MATERIAL UND METHODEN

Unterwasserbeprobung und Foto-/Videodokumentation

Die Unterwasserbeprobung wurde mittels Gerätetauchgängen bis zu Wassertiefen von 25 m durchgeführt. Hierzu wurden Kunststoffgefäße mit Schraubdeckel (250 ml) in ausreichender Zahl in einem Sammelnetz für Taucher mitgeführt, welches sich mittels Karabinerverschlüssen am Tauchjacket befestigen ließ. Der Schraubdeckel der Gefäße war mit einer mittelstarken Schnur am Gefäß befestigt, damit er nicht unter Wasser verloren ging. Die Unterwasserfotografie erfolgte anfänglich mit analogen Kameras in UW-Gehäusen und später mittels digitaler Kompaktkameras mit zusätzlicher Videofunktion. Proben wurden vom Makrophytobenthos, Makrozoobenthos und auch von Biofilmen gesammelt. Sedimentproben aus 0-10 cm Tiefe ab der Sedimentoberfläche sollten auch die tiefer im Sediment lebenden Organismen erfassen. An den Unterwasser-Ausbildungsplattformen erfolgte das Sammeln sessiler Organismen, wie zum Beispiel Schwämme und Keulenpolypen, die sich dort an den Gestängen zusammen mit den Biofilmen entwickeln. Die Fischfauna wurde mittels Foto- und Videotechnik dokumentiert.

Untersuchungsgebiete im Kulkwitzer See

Nicht alle Teile des Kulkwitzer Sees dürfen betaucht werden. Nur an drei Ein- bzw. Ausstiegsstellen, die durch gelbe Bojenreihen markiert sind, ist der Ein- und Ausstieg für Taucher gestattet. Hierzu gehören die Einstiegsstelle I (E I) am Südufer des Südbeckens bei Göhrenz (Tauchschule Florian), die Einstiegsstelle II (E II) an der Tauchbasis der *Leipziger Delphine* bei Lausen am Südostufer des Nordbeckens und die Einstiegsstelle III (E III) innerhalb des Campingplatzgeländes am Ostufer des Kulkwitzer Sees (Abb. 2). Auch die Flachwasserzonen mit einer Wassertiefe von 0-5 m dürfen nicht betaucht werden. Durch Sondergenehmigungen des

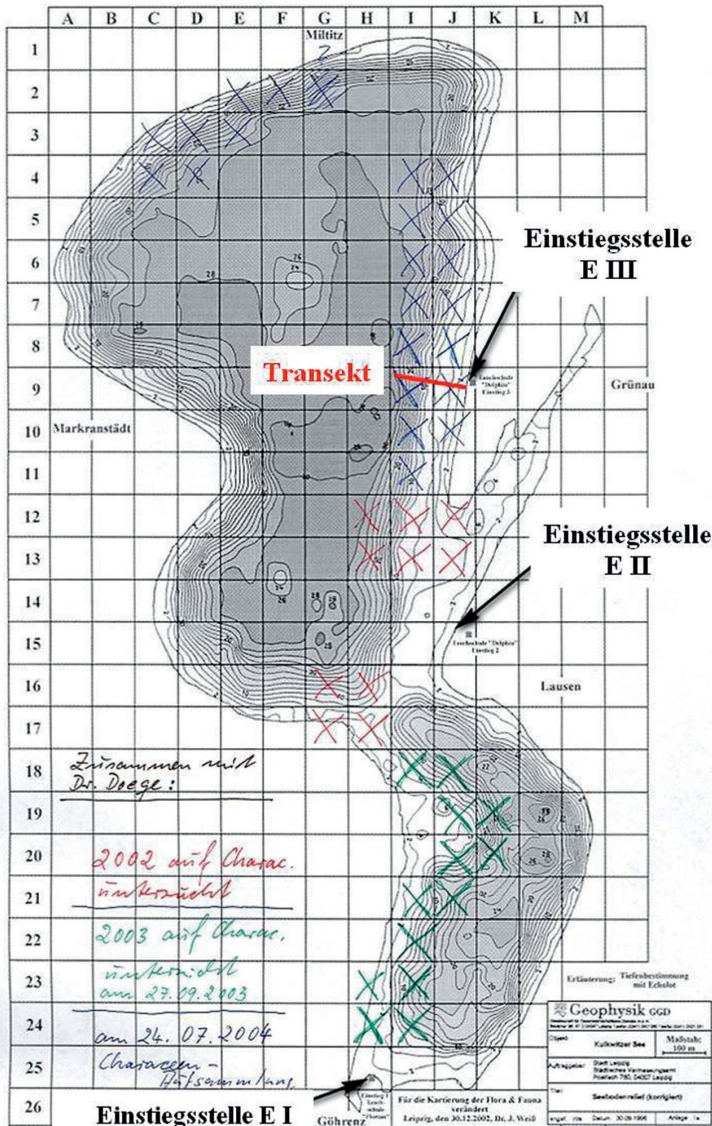


Abb. 2: Bereiche der Characeenkartierung in den Jahren 2002 bis 2004 im Kulkwitzer See. Das Planquadratenetz liefert auch die Fundorte einiger weiterer Organismen, die im Text beschrieben sind. Pfeile weisen auf die Einstiegsstellen für Taucher. An der E II befindet sich der „UW-Park“, der in Abb. 5 skizziert ist. Die rote Linie markiert das Transekt für das Makrophytenmonitoring an der E III (Quelle: mit freundlicher Genehmigung Städtisches Vermessungsamt Stadt Leipzig (Auftragnehmer: Gesellschaft für Geowissenschaftliche Dienste, Leipzig); verändert).

Amts für Umweltschutz Leipzig konnten allerdings viele gesperrte Bereiche des Sees betaucht und auch hier interessante Daten gewonnen werden.

Ausgangspunkt für die Beprobungen an den „Biotagen“ ist die Tauchbasis der *Leipziger Delphine* an E II. Von dort kann der UW-Park zwischen den Bojenreihen mit alten Bergbaurelikten, wie zum Beispiel Schienenloren, betaucht werden. In Richtung Nordosten führt eine Tauchroute über die Stufenausbildungsplattform (in 6 m Wassertiefe) über Armleuchteralgenwiesen am Uferrand der Campingplatz-Halbinsel zur großen UW-Ausbildungsplattform, die bis zu einer Wassertiefe von 20 m reicht. Eine andere Tauchroute führt an der Kante des flach abfallenden Uferbereichs in 7-8 m Wassertiefe vom UW-Park in Richtung Westen an das Südwestufer des Nordbeckens, wo man in Richtung Süden und dann in 5 m Wassertiefe entlang des ehemaligen Damms zwischen den beiden Teilbecken in östlicher Richtung zurück in den UW-Park an der E II tauchen kann. Diese UW-Routen beschreiben sehr gut das Gebiet, aus dem die meisten Befunde des Kulkwitzer Sees in der vorliegenden Arbeit stammen (Abb. 2 & 5). Zusätzlich liegen aber auch Daten aus dem Südbecken und vom Ostufer (E III) an der Campingplatz-Halbinsel vor (Makrophytenmonitoring-Transekt, Abb. 2).

Künstliche Riffe im Kulkwitzer See, die Unterwasser-Ausbildungsplattformen für Taucher

Eine Besonderheit im Kulkwitzer See, auch und gerade für die aquatische Biologie, sind die größeren UW-Plattformen für die Tauchausbildung. Diese wurden aus Elementen des Gerüstbaus mittels Gestängen, Verstreben und Auslegerebenen in verschiedenen Wassertiefen von der Technikgruppe des Tauchsportvereins *Leipziger Delphine* e.V. in den vergangenen Jahrzehnten in verschiedenen Wassertiefen in Taucherreichweiten der E II und E III errichtet. Die inneren Bereiche der Plattformen wurden mit abgestorbenem Ast- und Strauchwerk („Fischreiser“, LÖFFLER & MAINBERGER 2002/2003) bestückt und die Außenflächen mit Nylonnetzen gesichert, um ein Betauchen des Innenbereiches aus Sicherheitsgründen zu verhindern. Die vielen Oberflächen des Ast- und Strauchwerks, der Gestänge, Auslegergitterroste und Nylonnetze bilden ideale Ansiedlungsorte für sessile Organismen, insbesondere für Filtrierer, wie zum Beispiel Dreikantmuscheln und Schwämme. Aber auch Nesseltiere, wie Süßwasser- und Keulenpolypen, sowie biofilmbildende Mikroorganismen finden hier geeignete Hartsubstrate. Zudem nutzen Fische diese Plattformen als künstliches Habitat, da sie viele Unterstands- und Versteckmöglichkeiten vorfinden (Abb. 6, 8).

Makrophyten- und Umweltmonitoring

Seit Mitte der neunziger Jahre werden durch die *Leipziger Delphine* auch die Makrophyten im Kulkwitzer See untersucht und bestimmt. Dies geschieht insbesondere in engem Austausch mit Fachexperten auf diesem Gebiet, wie Frau DR. ANGELA DOGE (BfUL) und SEBASTIAN BERNHARD (Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL)), DR. KLAUS VAN DE WEYER (Iana-plan), DR. PETER GUTTE und KARL HEYDE (Naturkundemuseum Leipzig). Insbe-

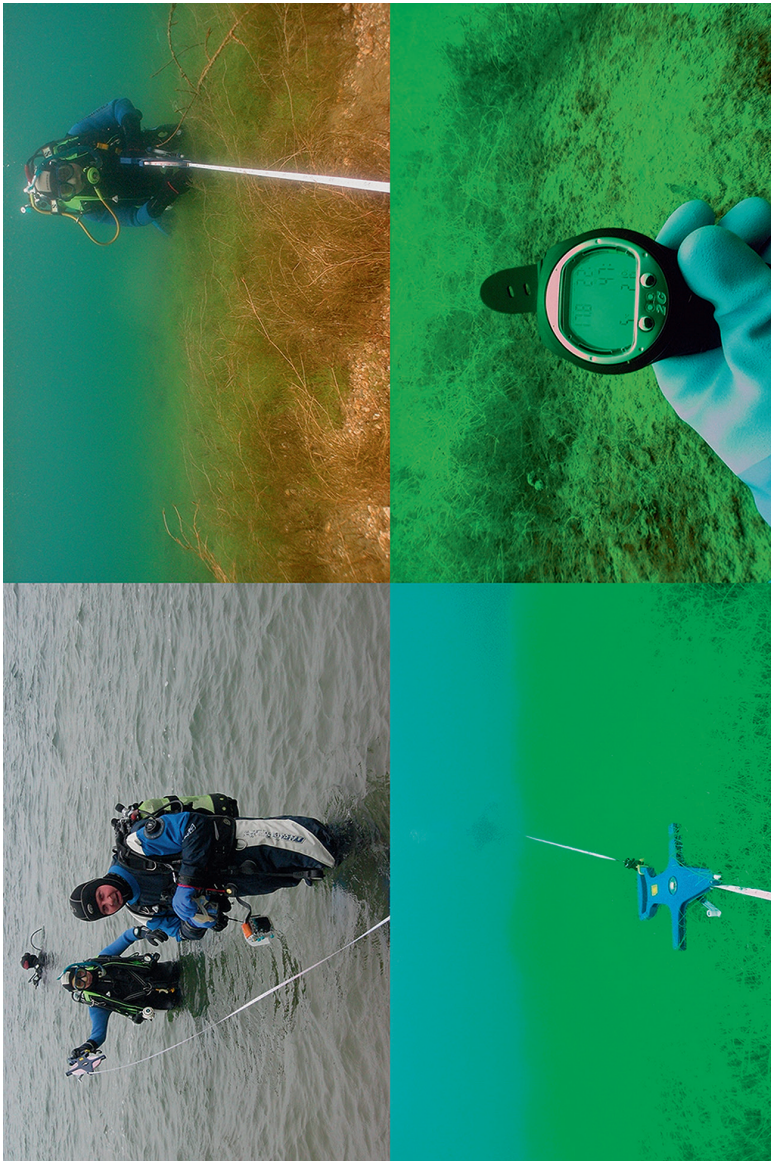


Abb. 3: Makrophytenmonitoring im Kulkwitzer See (E III, I-J 9): Links oben: Start des Tauchgangs von J. WEIß & B. VOGEL mit einem an der Uferlinie befestigten Maßband; Rechts oben: Vegetationszone 2 am Übergang von braun-grünen Kammlaichkräutern in einen Mischbestand mit dunkelgrünen Characeen in 1 m Wassertiefe; Links unten: Nach 100 m liegen in etwa 8-9 m Wassertiefe geschlossene Characeenwiesen vor; Rechts unten: Untere Makrophyten-Tiefengrenze bei 17,8 m Wassertiefe in 124 m Distanz vom Ufer.

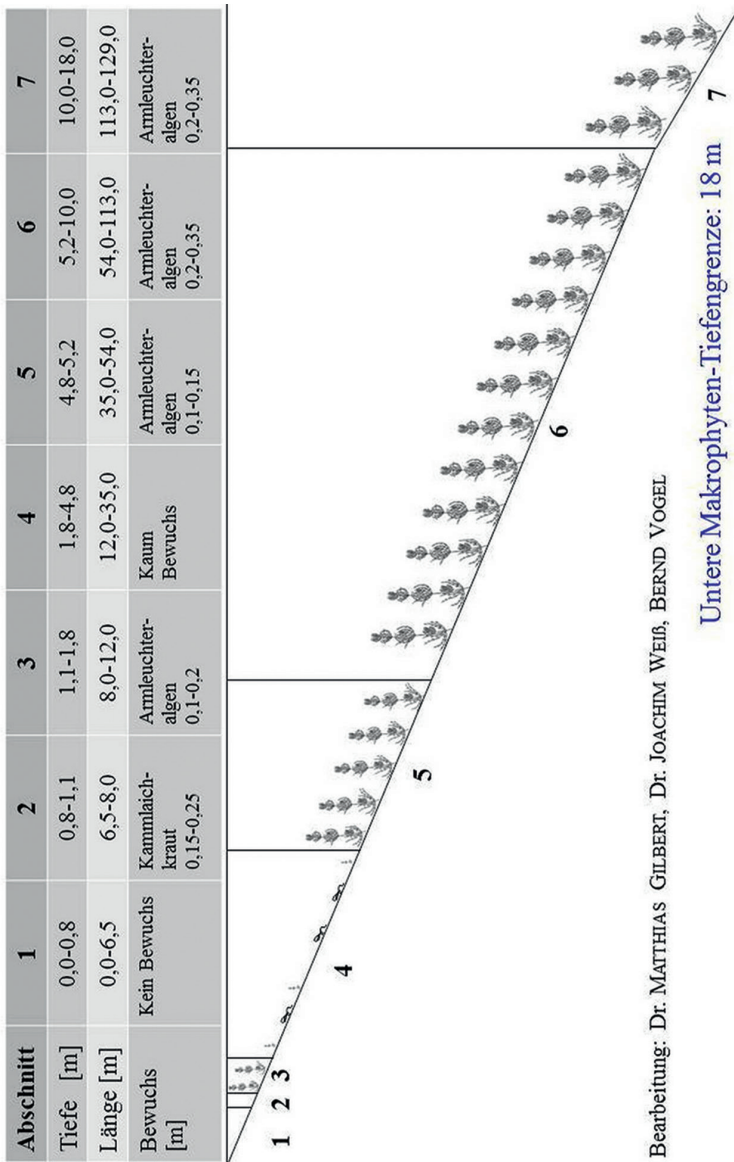


Abb. 4: Ergebnisdigramm eines Makrophytenmonitorings. Die unterschiedlichen Vegetationsabschnitte werden in Bezug auf Wassertiefe und Längenausdehnung beginnend von der Uferlinie beschrieben. Die Wuchshöhe der Makrophyten kann mittels der Finger-, Hand-, Unterarm- bis Oberarmlänge des jeweiligen Bearbeiters abgeschätzt werden. Weitere Beobachtungen, wie die Belastung durch Sediment, Biofilme, Fadenalgen und Fraßschäden von Wasservögeln oder benthivoren Fischen, können ebenfalls notiert werden.

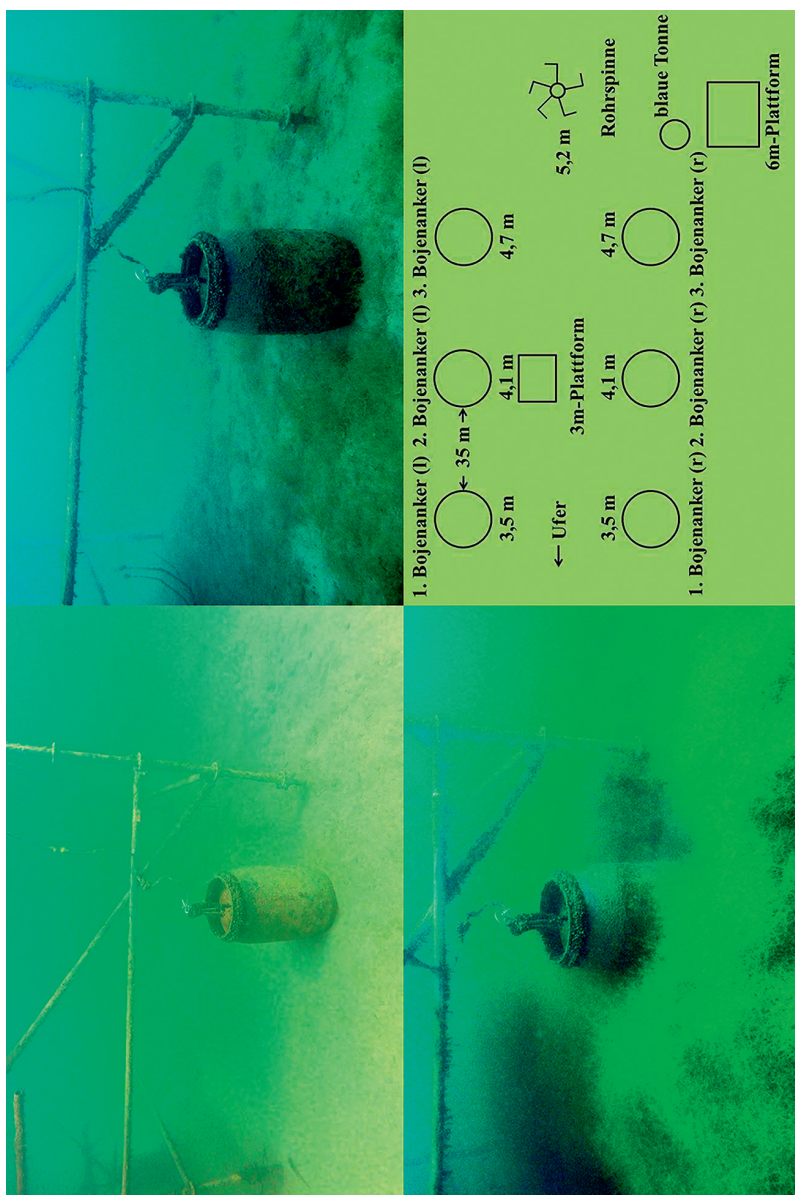


Abb. 5: Makrophytenmonitoring im Kulkwitzer See (E II, I-J 14-15) anhand von festen Objekten; hier eine Kunststofftonne als Bojenanker an der 6 m-Plattform. Entwicklung der Armleuchteralgen am 20.05. (links oben), 01.07. (rechts oben) und 05.08.2017 (links unten) und Lageskizze der Objekte im UW-Park (rechts unten). Anhand des 90 cm hohen Fasses kann man die Wuchshöhe auf 50-60 cm schätzen, die sich in 2,5 Monaten eingestellt hat.

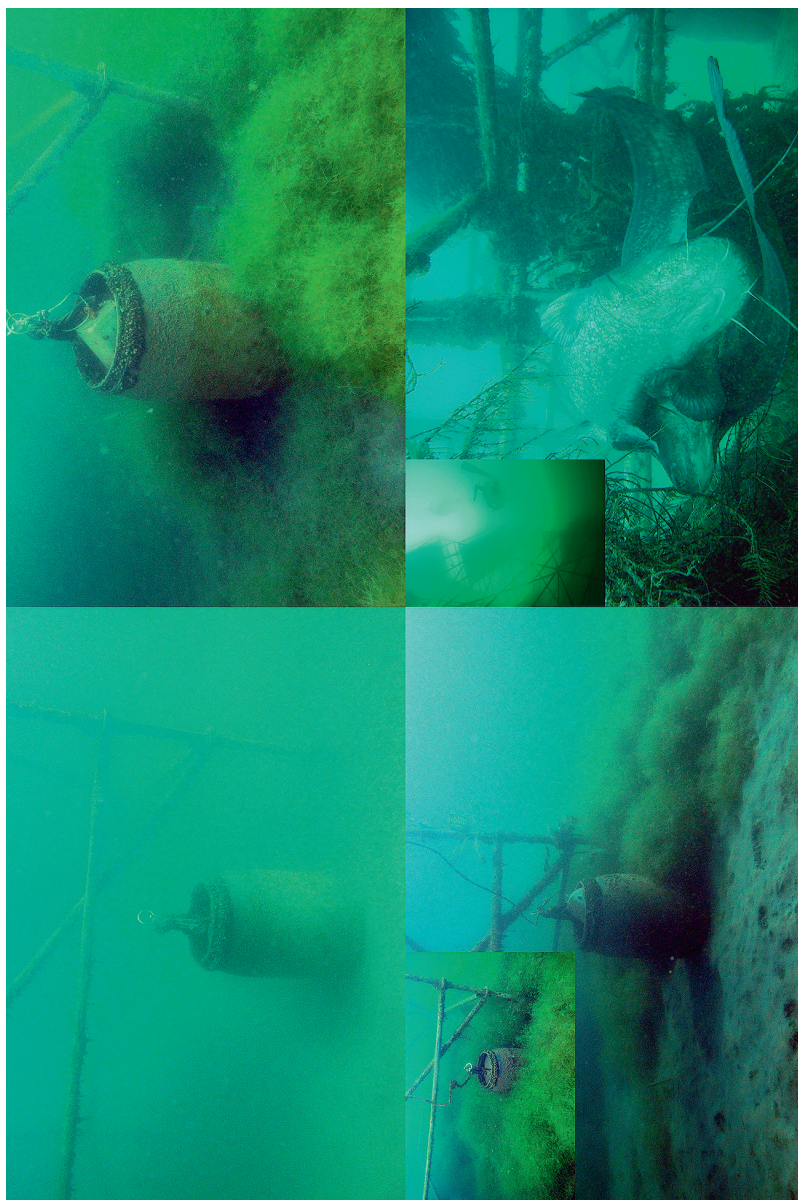


Abb. 6 (Legende auf S. 316)

Abb. 6: Makrophytenmonitoring im Kulkwitzer See (E II, I-J 14-15) anhand von festen Objekten im Jahr 2018; hier eine Kunststofftonne als Bojenanker an der 6 m-Plattform (vgl. **Abb. 5**). Entwicklung der Armleuchteralgen am 05.05. (links oben), 11.08. (rechts oben) und 20.10. (links unten) und zwei Jahre zuvor am 15.10.2016 (kleines Fotoinsert, links unten). Der Vergleich zum Oktober 2016 (geschlossene Characeenwiese) zeigt die starke Wühl­tätigkeit von benthivoren Fischen in 2018 anhand der charakteristischen Wühltrichter im Sediment (links unten). Rechts unten: Wels­paarung, bei der das Männchen das Weibchen umschlingt, zwischen dem Astwerk der 6 m Plattform (04.07.2007). Das kleine Fotoinsert (rechts unten) zeigt die große Plattform vor der Campingplatz-Halbinsel (vgl. auch **Abb. 8**).



Abb. 7: Makrophytenmonitoring im Kulkwitzer See (E II, I-J 14-15) anhand von festen Objekten; hier die 1. rechtsseitige Bojenverankerung des Einstiegs­bereichs in 3,5 m Wassertiefe. Entwicklung der Armleuchteralgen am 20.05. (links oben), 01.07. (rechts oben) und 05.08.2017 (links unten; Lageskizze in **Abb. 5**). Anhand des 40 cm hohen Brunnenrings kann man die Wuchshöhe auf 20-30 cm schätzen, die sich in 2,5 Monaten eingestellt hat.



Abb. 8: Modell einer großen UW-Plattform mit mehreren Auslegern zur Ausbildung von Tauchern; tatsächliche Höhe 16 m (vgl. **Abb. 2**, H13-14). Diese Plattformen haben sich mittlerweile durch das Einbringen von Reisig und Astwerk zu „künstlichen Riffen“ für die Fischfauna und das sessile Makrozoobenthos entwickelt. Kleines Bild: Tauchbasisleiter REINHARD GRÄFE, der diese Bauprojekte zusammen mit der „Technikgruppe“ des TSV *Leipziger Delphine* e.V. im Kulkwitzer See realisiert hat.

sondere in den Jahren 2002 bis 2004 wurden federführend zusammen mit Frau Dr. DOEGE sehr intensiv die Characeen des Kulkwitzer Sees kartiert, wobei der Untersuchungsbereich mit Sondergenehmigungen weit über das Gebiet der E II ausgedehnt wurde. Im Nordbecken erfolgte die Beprobung des Einzugsbereichs der Lagune, des Nordost- und Nordufers und des südlichen Areals um den Damm bis zu maximalen Wassertiefen von 20 m (vgl. Abb. 2). Im Südbecken wurde fast das gesamte Westufer kartiert. Aus diesen umfangreichen Datensätzen konnte unter Komplettierung aus einer Makrophytenbestandsaufnahme im Auftrag des

LfULG nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (IanaPlan 2006, Planungsbüro für biologisch-ökologische Gewässeruntersuchungen) eine ausführliche Bestandsaufnahme der Characeen im Kulkwitzer See verfasst werden (DOEGE et al. 2006). Aufgrund der großen Artenvielfalt an Characeen kam es dann im Juni 2009 zum 6. Jahrestreffen der Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands am Kulkwitzer See mit über 20 Fachexperten und -expertinnen, das von Frau Dr. DOEGE und vom Tauchsportverein *Leipziger Delphine* e. V. organisiert wurde.

Bei oligotrophen Klarwasserseen ist eine umfangreiche Überwachung wichtig, insbesondere wenn sie einer starken Freizeitnutzung unterliegen und in einen Ballungsraum eingebettet sind. Um frühzeitig negative Entwicklungen unter Wasser erkennen zu können, ist die Einbindung von Tauchsportvereinen ein sinnvolles Instrument. Von behördlicher Seite kam es im Jahr 2011 zum Wunsch, die am Kulkwitzer See ansässigen Tauchsportvereine in das Monitoringkonzept der Landesdirektion Leipzig und des LfULG mit einzubinden. Hierdurch ist ein zeitlich engeres und auch mehr Messtransekten umfassendes Monitoring der Makrophyten möglich, das zur Ergänzung der durch die BfUL gemachten Untersuchungen dienen kann. Ein für Laien vereinfachtes Konzept der tauchgestützten Makrophytenbeprobung wurde von Dr. KLAUS VAN DE WEYER (IanaPlan) übernommen und in einem Schulungstauchgang erlernt (VAN DE WEYER 2007). Begutachtet wird bei diesem vereinfachten Makrophytenmonitoring ein 20-30 m breites Transekt, das senkrecht zur Uferlinie ins Wasser geht. Einer der Tauchpartner rollt ein an der Uferlinie befestigtes Maßband unter Wasser ab (Abb. 3). Der andere Taucher notiert den Typ der Makrophyten (Laichkraut, Taussendblatt, Characeen, ...), die Pflanzenhöhe und die Ausdehnung der jeweiligen Vegetationszone (dominierender Pflanzentyp) auf einer Unterwasserschreibtafel. Hierbei wird mit dem Maßband die Längenausdehnung jeder Vegetationszone gemessen und mit dem Tauchcomputer/Tiefenmesser ihre Tiefenausdehnung bestimmt. Ergänzend können die Zonen auch fotografisch dokumentiert werden. Hierzu wird ein Foto des Tiefenmessers gemacht, ein Foto nach vorne, nach links und nach rechts, um die Makrophyten jeweils am Anfang und am Ende der Zone zu dokumentieren. Später werden die Daten dann in einem Querschnittsdiagramm eingetragen, das die Längen- und Tiefenausdehnung der einzelnen Vegetationszonen darstellt (Abb. 4). Getaucht wird bis zur sogenannten unteren Makrophyten-Tiefengrenze. Diese bezeichnet jene Tiefenzone, in der nur noch vereinzelt Makrophyten im Sediment verwurzelt vorkommen. Letzteres ist genau zu prüfen, damit nicht abgerissene und auf den Seegrund gesunkene Makrophyten(-teile) als untere Makrophytengrenze dokumentiert werden. Im Auftrag der BfUL führt der Tauchsportverein *Leipziger Delphine* e. V. seit 2011 vier- bis sechsmal jährlich Makrophytenbeprobungen an der E III bzw. E II durch. An der E III wurde hierzu ein Transekt 5 m westlich von der linken Bojenreihe senkrecht zur Uferlinie bis zur unteren Makrophytengrenze in etwa 20 m Wassertiefe betaucht (Abb. 2: I-J 9). Das Monitoring an der E II bestand in der Dokumentation der saisonalen Veränderungen im Makrophytenbestand im Bereich fester UW-Objekte (Bojenanker, Loren, Rohrspinnen & Plattformen;

Abb. 5-7) in der Flachwasserzone des UW-Parks von 2-6 m Wassertiefe (Abb. 2: I-J 14-15).

Um den Einfluss der Badesaison auf den Makrophytenbestand in den Sommermonaten zu untersuchen, wurden besonders die Flachwasserzonen in der Nähe des Lausener Badestrands (E II), des ehemaligen Damms (Abb. 2: H-I 16-17) und mit Sondergenehmigung von 2012 auch die Lagune (Abb. 2: K-M 7-12) betachtet. Dabei wurde auf die Bildung von filamentösen Algenblüten und von Biofilmen geachtet.

Phytoplankton

Das Phytoplankton wurde mittels eines Planktonnetzes mit 20 µm Maschenweite gesammelt, das an einer Schleppboje befestigt war. Die Planktonfiltration erfolgte dann in 0,5 m Wassertiefe horizontal in der Oberflächenwasserlamelle für 15-20 min mittels Oberflächentauchgang in ABC Ausrüstung. Hierbei wurde ein Areal 10 m westlich von der Bojenreihe der E II (Abb. 2: I 15-16), beginnend in 40 m Distanz von der Uferlinie, auf Höhe der 2. Boje, in einem Dreieckskurs beprobt. Es ist anzumerken, dass diese Planktonproben an der Wasseroberfläche über Grund mit minimal 5 und maximal 8 m Wassertiefe genommen wurden und daher durch den Bade- und Tauchbetrieb sowie wühlende Karpfen auch benthische Organismen enthalten können, speziell benthische Diatomeen. Da keine genaue Aussage über die Menge des filtrierten Wassers gemacht werden kann und durch die Maschenweite von 20 µm die kleinzelligeren Arten von 1-10 µm Zellgröße in einer solchen Probe unterrepräsentiert sind, kann über Abundanzen einzelner Taxa keine Aussage getroffen werden. Die Proben liefern daher vor allem ein Artspektrum.

3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION, STAND DER FORSCHUNG

3.1 Makrophyten

Makrophytenbestand im Kulkwitzer See

Der Kulkwitzer See weist wohl die höchste Artendiversität an Armleuchteralgen (Characeen) in ganz Sachsen auf (Tab. 2; Abb. 9). Im Rahmen der Zusammenarbeit mit Frau DR. ANGELA DOEGE (BfUL), Herrn DR. KLAUS VAN DE WEYER (lanaplan) und weiterer Characeenspezialisten konnte eine ausführliche Bestandsaufnahme und auch Tiefenzonierung für den Kulkwitzer See erstellt werden, auf die an dieser Stelle für detaillierte Informationen verwiesen sei (DOEGE et al. 2006). Die in Tabelle 2 aufgelisteten Arten wurden nachgewiesen (Jahreszahl = Erstfund durch die Autoren dieses Beitrags, teilweise mit zusätzlichem Fundort, Planquadrat, vgl. Abb. 2).

Tab. 2: Die Charales des Kulkwitzer Sees

Lateinischer Artname	Deutscher Artname und Fundjahr
<i>Chara aspera</i>	Rauhe Armleuchteralge, 2008 (I 13), Abb. 9
<i>Chara globularis</i>	Zerbrechliche Armleuchteralge, 1995
<i>Chara contraria</i>	Gegensätzliche Armleuchteralge, 2002
<i>Chara hispida</i>	Steifborstige Armleuchteralge, 1995, Abb. 9
<i>Chara vulgaris</i>	Gewöhnliche Armleuchteralge, 2003
<i>Chara intermedia</i>	Kurzstachelige Armleuchteralge, 2003
<i>Chara aculeolata</i> (ehem. <i>C. polyacantha</i>)	Vielstachelige Armleuchteralge, 2004, Abb. 9
<i>Chara virgata</i>	Feine Armleuchteralge, 2005
<i>Nitella mucronata</i>	Stachelspitzige Glanzleuchteralge, 1995
<i>Nitella opaca</i>	Dunkle Glanzleuchteralge, 2004
<i>Nitellopsis obtusa</i>	Stern-Armleuchteralge, 1995, Abb. 9
<i>Tolypella glomerata</i>	Kleine Baumglanzleuchteralge, 2004

Das Vorkommen von *Nitella mucronata* im Kulkwitzer See ist als fraglich anzusehen. Nach Prüfung älterer Belege konnte die Art nicht zweifelsfrei bestätigt werden. Ebenso wurde die Art bei aktuellen Kartierungen nicht mehr nachgewiesen (BERNHARD (BfUL), mündliche Mitteilung 2019).

Neben den Armleuchteralgen wurden auch viele angiosperme Makrophyten aus dem Kulkwitzer See durch die Verfasser und anhand von Belegexemplaren durch Herrn DR. PETER GUTTE bestimmt (Abb. 10): *Ceratophyllum demersum* (Rauhes Hornblatt), *Potamogeton lucens* (Glänzendes Laichkraut), *Potamogeton pectinatus* (Kammförmiges Laichkraut), *Potamogeton crispus* (Krauses Laichkraut), *Najas marina* subsp. *intermedia* (Großes Nixkraut (lt. GUTTE 2006; GUTTE et al. 2008), 2003, I & J19-20, 2010 auch J13), *Najas minor* (Kleines Nixkraut (lt. GUTTE et al. 2008), 2005), *Utricularia vulgaris* aggregatum (Wasserschlauch, 2010, I 19-20, hier wird auch *U. australis*, der Südliche Wasserschlauch, eingeordnet), *Ranunculus aquatilis* aggregatum (wahrscheinlichste Art ist *R. trichophyllus*), *Myriophyllum spicatum* (Ähriges Tausendblatt), *Myriophyllum verticillatum* (Quirlblättriges Tausendblatt).

Das Große Nixkraut im Kulkwitzer See gilt als Erstnachweis für West-Sachsen (GUTTE 2006). In den Belegexemplaren wurde später festgestellt, dass auch das Kleine Nixkraut seit 2005 im Kulkwitzer See vorhanden ist (GUTTE et al. 2008). Es kommt in einer gedrungenen Form und einer mit verlängerten Stängelgliedern vor (GUTTE et al. 2008). RÜEGG et al. (2017) weisen bei der Gattung *Najas* allerdings auf das Problem der Hybridisierung und kryptischen Artbildung und der damit verbundenen morphologischen Variabilität und/oder phänotypischen Plastizität hin, was bei ausschließlicher Nutzung von

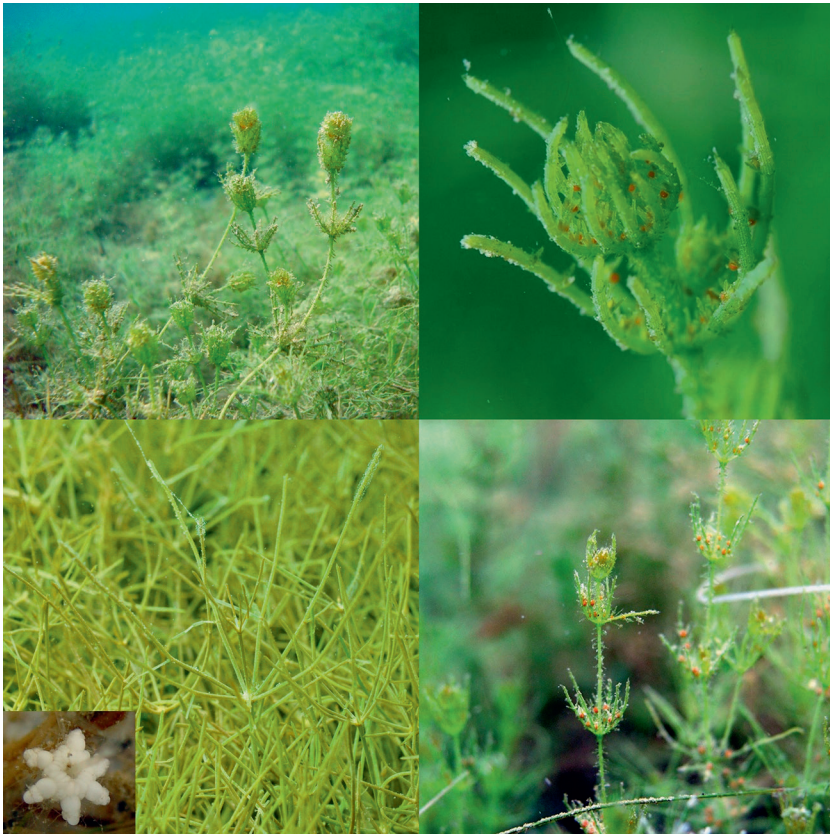


Abb. 9: Armleuchteralgen des Kulkwitzer Sees: Links oben: *Chara aculeolata*; Rechts oben: *Chara hispida*; Links unten: *Nitellopsis obtusa* (mit Sprossbulbille, kleines Foto); Rechts unten: *Chara aspera* (Foto von *C. aspera* von DR. KLAUS VAN DE WEYER / P. TIGGES).

morphologischen Merkmalen häufig zu einer fehlerhaften Bestimmung führt. Laut GÜTTE (2006) kommen auch noch die Laichkräuter *Potamogeton trichoides* (Haarblättriges Laichkraut) und *Potamogeton pusillus* (Zwerg-Laichkraut) vor. Im Auftrag des LfULG beprobt auch die BfUL schon seit 2006 entlang von fünf Transekten den Kulkwitzer See auf den Makrophytenbewuchs. Deren aktuelle Liste deckt sich weitgehend mit Funden der Autoren. Von der BfUL wurde – neben zusätzlichen emersen Wasser- und Sumpfpflanzen – auch noch *Zannichellia palustris* (Sumpf-Teichfaden) als submerser Makrophyt im Kulkwitzer See nachgewiesen (Quelle: LfULG).

Die gefundenen Makrophyten aus dem Kulkwitzer See wurden als Belegexemplare in den von DR. ANGELA DOEGE (Herbarium Naturkundemuseum Görlitz),

DR. PETER GUTTE (Herbarium Universität Leipzig) und KARL HEYDE (Naturkundemuseum Leipzig) angefertigten Herbarien hinterlegt.

Makrophyten-Monitoring und untere Makrophyten-Tiefengrenze

Das Makrophyten-Monitoring an der E III zeigte eine sehr ausgeprägte saisonale Variation des Makrophytenbewuchses im flachen Uferbereich (0,5-7 m Wassertiefe), der vom Frühjahr bis zum Spätsommer meist zunahm. Die Entwicklung junger, frisch gekeimter Characeen konnte vom Frühjahr bis zum Frühsommer auf den anfangs fast bewuchsfreien Flächen sehr gut beobachtet werden. In ei-

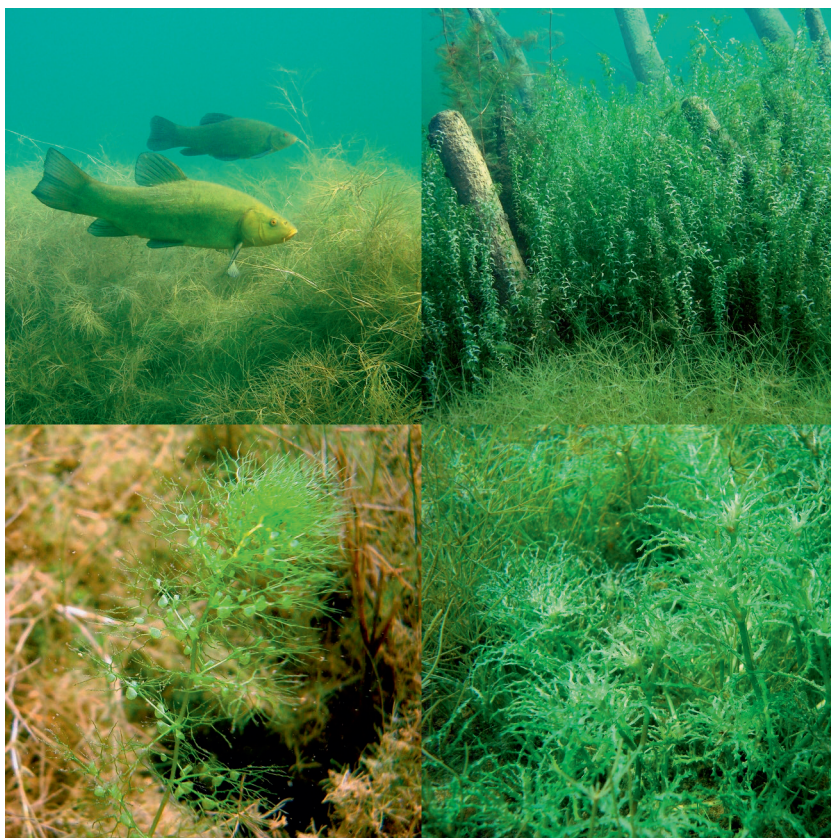


Abb.10: Angiosperme Makrophyten des Kulkwitzer Sees: Links oben: Zwei Schleien über einem geschlossenen Bestand von *Potamogeton pectinatus*; Rechts oben: Dichter Bestand von *Elodea canadensis* vergesellschaftet mit *Nilotopsis obtusa* im Vordergrund und *Myriophyllum spicatum* im Hintergrund links; Links unten: *Utricularia vulgaris* aggregatum mit Fangblasen; Rechts unten: *Najas marina* subsp. *intermedia* neben *N. obtusa*, letztere in linker oberer Bildecke.

ner Wassertiefe von 0-1 m wächst häufig ein lockerer Bestand von kleinwüchsigen *Potamogeton pectinatus* in einem gröberen Kiesbett. Vereinzelt kommt auch *Myriophyllum spicatum* in dieser Vegetationsstufe vor. Es folgt eine Zone bis etwa zu einer Wassertiefe von 5-6 m, in der sich am Anfang noch *P. pectinatus* und Characeen abwechseln, wobei mit zunehmender Wassertiefe die Characeen immer stärker überwiegen, bis bei ca. 6 m Wassertiefe das Laichkraut seine maximale Besiedlungstiefe erreicht. In diesem Flachwasserbereich bilden die Characeen entweder lockere Einzelbestände oder kleinere geschlossene Polster, die an Durchmesser bzw. Ausdehnung mit zunehmender Tiefe anwachsen. Im Bereich der Flachwasserzone ist davon auszugehen, dass die Wühltätigkeit von Fischen, das Abweiden der Makrophyten durch Wasservögel (Laichkraut) und der Bade- und Tauchbetrieb zu einem lückenhaften Bestand an Makrophyten führt. Die häufig zu beobachtende hohe Sedimentbelastung vieler Makrophyten in dieser Flachwasserzone ist wahrscheinlich eine Mitursache für die mangelhafte Entwicklung eines geschlossenen Bestands.

Ab etwa 8-9 m Wassertiefe beginnt sich ein fast geschlossener Characeenbestand zu entwickeln. Das relativ flache Profil des Seegrunds fällt an einer Kante bei 9-10 m Wassertiefe steiler in die Tiefe ab. Hier ist der Characeenbestand bis zur unteren Makrophyten-Tiefengrenze bis auf wenige, auf wühlende Fischarten zurückgehende Schäden in Form trichterförmiger Löcher, die laut OLDORFF & KIRSCHY (2017) von Schleien verursacht werden, komplett geschlossen. Eine große Variation der Bestandsdichte konnte in den Monaten April bis November an dieser Stelle nicht beobachtet werden. Die Wuchshöhen der Pflanzen nahmen aber im Verlauf des Jahres zu. Die untere Makrophyten-Tiefengrenze lag im Beobachtungszeitraum von 2011 bis 2014 bei durchschnittlich 18,6 m Wassertiefe und befand sich durchschnittlich 125 m von der Uferlinie an E III entfernt. Das Minimum lag bei 17,8 m Wassertiefe (124 m Entfernung vom Ufer, Abb. 3, 4), das Maximum bei 19,5 m (133 m vom Ufer). Der Maximalwert könnte durch eine Sedimentrutschung verfälscht gewesen sein. Die Characee, an der diese Tiefe gemessen wurde, war aber noch eindeutig verwurzelt und stand aufrecht. Die Ergebnisse eines solchen Makrophytenmonitorings sind exemplarisch in Abb. 4 dargestellt.

Aufgrund der Stabilität in der Makrophytenzonierung, insbesondere im Tiefenbereich des Sees, machte SEBASTIAN BERNHARD (BfUL) den Vorschlag, das Makrophytenmonitoring an E II des Sees zu verlegen und dort die saisonale Bestandsentwicklung der Makrophyten in der Flachwasserzone des UW-Parks zu dokumentieren. Dort werden Landmarken mit festen Objekten, wie Loren und Bojenanker, für eine Fotodokumentation genutzt (Abb. 5-7). Das Gebiet wird häufig auch von Karpfen und anderen benthivoren Fischen besucht, die durch ihre Wühltätigkeit bei der Nahrungssuche große Schäden in Makrophytenbeständen anrichten (Abb. 11). In der Folge können bewuchsfreie Flächen entstehen, die eine schlechtere Sedimentbindung am Grund aufweisen. Einige Autoren sehen den fischereiwirtschaftlichen Besatz mit benthivoren Fischen in oligotrophen Seen durchaus als kritisch (CRIVELLI 1983; BAER et al. 2007; MAUERSBERGER 2011;



Abb.11 (Legende auf S.325)

KORSCH et al. 2013; OLDORFF & KIRSCHHEY 2017). Politischen Entscheidungsträgern wird empfohlen, über ein Besatzverbot von Karpfen und nicht heimischen Fischarten (wie Gras-, Amur- und Silberkarpfen) in Seen des FFH-Lebensraumtyps 3140, also der oligo- bis mesotrophen kalkhaltigen Seen mit einer ausgeprägten Vegetation aus Armleuchteralgen, nachzudenken (OLDORFF et al. 2014). OLDORFF & KIRSCHHEY (2017) haben mit Exclosure-Käfigen im Stechlinsee in den Jahren 2014 und 2015 beobachten können, dass Characeen besonders stark im Bestand geschädigt werden und eine Verschiebung hin zu den angiospermen Makrophyten erfolgt; insbesondere die hart- und stachelblättrige Gattung *Najas* profitiert durch benthivore Fischaktivität (Abb. 11). In diesen Experimenten reduzierte sich der Bestand empfindlicher Characeen, wie zum Beispiel *Nitellopsis obtusa*, um 33 % im Jahr 2015 und sogar um 100 % im Jahr 2014. Die genannten Autoren weisen auch darauf hin, dass sie in Übereinstimmung mit MEIJER et al. (1990) die Evaluation benthivorer Fischarten anhand der Biomasse pro Fläche nur als ungenaues Instrument zur Bestimmung der Auswirkungen auf die Makrophytenbestände erachten. Benthivore Fische haben nicht nur eine direkte physische Wirkung auf die Makrophyten, sondern auch durch Rücklösung von Nährstoffen aus den Sedimenten, sei es durch Aufwirbelung bei der Nahrungssuche oder durch die über die Verdauung mit aufgenommenen Sedimentanteile nach ihrer Ausscheidung. Dieser Prozess wird auch als Ichthyoeutrophierung bezeichnet (RIABYSHEV 1972; BARTHELMES 1994).

Erste Ergebnisse des Makrophytenmonitorings im Kulkwitzer See mit festen Objekten im UW-Park an E II (Abb. 5) zeigen, dass mit dieser Methode die Wühltätigkeit benthivorer Fischarten zu verschiedenen Jahreszeiten und in verschiedenen Jahren sehr gut dokumentiert werden kann. Beim Vergleich von Abb. 5 und 6 ist sehr gut zu sehen, dass im August 2017 (Abb. 5, links unten) der Characeenbestand im Umfeld der Kunststofftonne fast geschlossen ist, während im Jahr 2018 (Abb. 6, rechts oben) bereits deutliche Lücken zu erkennen sind. Im Oktober 2018 (Abb. 6, links unten) ist eine große Fläche vor der Tonne im wahrsten Sinne des Wortes „gerodet“ worden, und man erkennt die Wühltrichter von benthivoren Fischen. Besonders drastisch ist der Unterschied zum Jahr 2016, in

Abb. 11: Beeinträchtigung der Makrophyten durch benthivore Fische und Wasservögel. Links oben: Wühlender Spiegelkarpfen (*Cyprinus carpio*) in bereits geschädigtem Characeenbestand. Kleines Foto: Die im Spätherbst und Winter in großen Schwärmen auftretenden Bläsrallen suchen nach an Makrophyten anhaftenden jungen Zebrauscheln als Nahrungsquelle und reißen dabei oft große Teile oder gar die gesamten Pflanzen aus, die dann am Spülsaum des Sees in großen Massen angeschwemmt werden; Rechts oben: Wühltrichter von Karpfen im Sediment; Links unten: Das tiefwurzeln- und stachelige Nixkraut bleibt von der Wühltätigkeit verschont; Rechts unten: Fraßschäden von Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) in Form von Stengelstümpfen an der unteren Makrophyten-Tiefengrenze (vgl. auch OLDORFF & KIRSCHHEY 2017).

dem im gleichen Monat (Abb. 6, Fotoinsert links unten) noch ein geschlossener Characeenbestand um die Tonne vorlag. Gleichzeitig dokumentieren aber Abb. 5 und Abb. 6 auch die derzeit noch große Regenerationsfähigkeit der dort vorherrschenden Characeen, die im Frühjahr fast bewuchsfreien Flächen mittels ihrer Diasporen wieder zu besiedeln. Eine Langzeitbeobachtung des Kulkwitzer Sees in Bereichen, die von benthivoren Fischarten bevorzugt aufgesucht werden, kann daher wichtige Ergebnisse zur Bestands- und Artentwicklung der Makrophyten

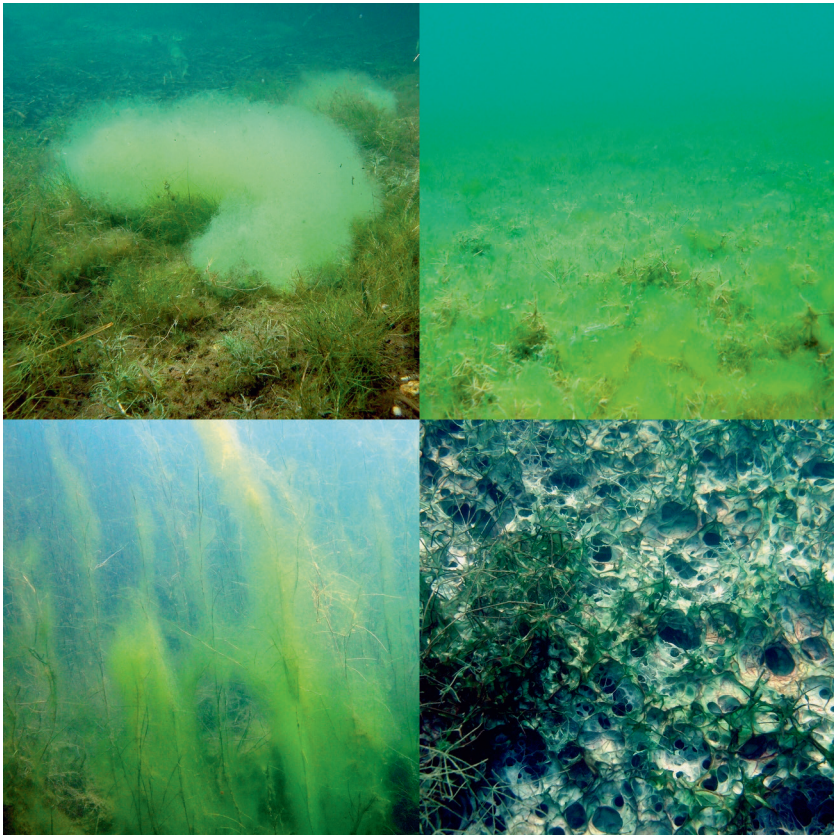


Abb. 12: Algenentwicklung in warmen Sommermonaten im Kulkwitzer See (Flachwasserbereich). Links oben: Große Kissen an Fadenalgen (*Spirogyra* spec.) lagern auf den Makrophyten; Rechts oben: In eine Characeenwiese eingesunkene Fadenalgen führen zu deren Absterben; Links unten: Von Fadenalgen ummanteltes Kammlaichkraut (*Potamogeton pectinatus*); Rechts unten: „Krötenhäute“ aus Cyanobakterien überwachsen und zerstören Characeen (typische Syntaxa sind hier *Oscillatorietum limosae* und *Oscillatorietum principis*; vgl. auch TÄUSCHER 2018).

solcher Zonen liefern und damit auch wichtige Hinweise auf den Fischbestand bzw. Handlungsempfehlungen für den Fischbesatz geben.

Umweltmonitoring von Flachwasserbereichen (Biofilme, Algenwachstum)

Regelmäßig kann man in warmen Sommern, während der Badesaison, in den Flachwasserbereichen des Lausener Badestrands und des ehemaligen Damms zwischen den Teilbecken oft starke Entwicklungen von filamentösen Algen (vorrangig *Spirogyra* spec.) beobachten. Diese bilden häufig „Kissen“ mit bis zu zwei Metern Durchmesser und lagern sich auf den Makrophyten ab oder „ummanteln“ diese (Abb. 12). Oft sinken sie dann in Characeenrasen ein und verfilzen mit diesen (Abb. 12). Mit dem Absterben der Fadenalgen und der damit einhergehenden Sauerstoffzehrung kommt es auch zum Absterben der Characeen, was im späteren Jahresverlauf oft zu bewuchsfreien Flächen führen kann. Zwischen den Makrophyten und auf ihnen können sich aber auch Biofilme bilden (Abb. 12), die von Cyanobakterien dominiert sind (Krötenhäute, *Oscillatoria* spec.). Auch diese haben meist ein Absterben der Pflanzen zur Folge.

Meist erholen sich die Makrophytenbestände bis zum Spätherbst oder spätestens bis zum nächsten Frühsommer wieder. Ähnliche Beobachtungen wurden 2012 in der flachen Lagune am Südostrand des Nordbeckens gemacht, die durch ihre lange schlauchartige Form nur einen geringen Wasseraustausch mit dem See aufweist und sich daher im Sommer ebenfalls stärker erwärmt. Zum Glück sind diese durch warme Wassertemperaturen und Nährstoffeinträge durch Badegäste (Urin) beförderten negativen Entwicklungen aber nur von vorübergehender Natur und treten auch in anderen oligotrophen bis schwach-mesotrophen Seen mit ähnlicher Beckenmorphometrie und freizeitlichem Nutzungsdruck auf. Es sollte aber stets an alle Badegäste appelliert werden, die sanitären Einrichtungen am Seeufer zu nutzen, um die Nährstoffeinträge in den See gering zu halten.

3.2 Plankton

Angegeben werden hier großteils nur die Gattungsnamen bzw. Taxongruppen und nur in einzelnen Fällen der Artnamen. Obwohl die Proben in unmittelbarer Nähe der Wasseroberfläche gesammelt wurden, bedingt die Beprobung im Flachwasserbereich des Seeufers und damit nur 5-8 m über dem Seegrund, dass durch Aufwirbelung von Sediment vermehrt auch Arten des Tachy- bzw. Pseudoplanktons in den Proben vorkommen, die oft an größeren Detrituspartikeln haften. Zu diesen zählen zum Beispiel auch benthisch lebende Kieselalgen, wie *Achnanthydium*, *Gyrosigma* und *Pinnularia* sowie trichale Grünalgen, wie *Mougeotia* und *Spirogyra*.

Phytoplankton

Cyanobacteria: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Aphanothece*, *Chroococcus* (Abb. 13, 15), *Coelosphaerium*, *Merismopedia*, *Oscillatoriales*, *Snowella* (Abb. 13), Chrysophyceae: *Dinobryon divergens*, *Kephyrion*, *Uroglena*, Mediophyceae: *Cyclotella*, Fragilariophyceae: *Fragilaria*, *Diatoma*, Bacillariophyceae: *Achnanthydium*, *Amphora*,

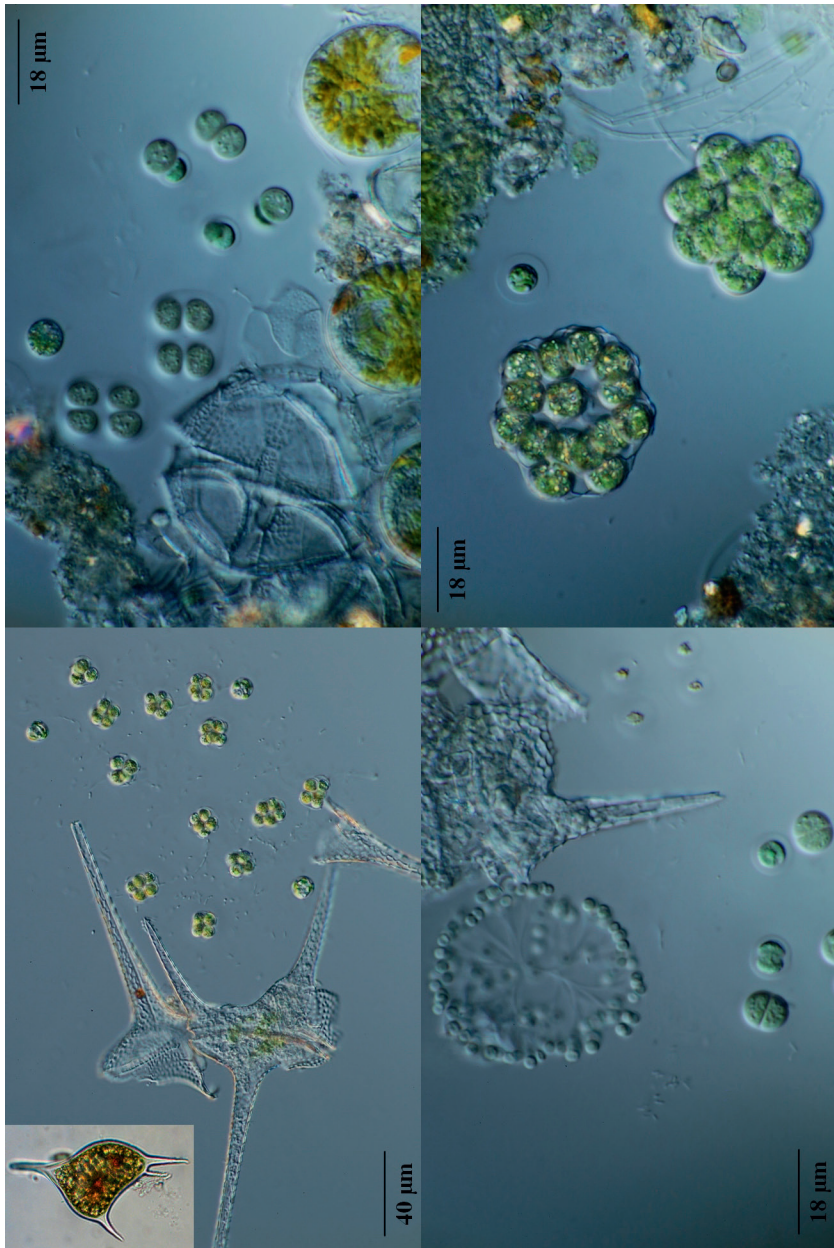


Abb.13 (Legende auf S. 329)

Cocconeis, *Cymatopleura*, *Cymbella*, *Entomoneis*, *Gyrosigma*, *Navicula*, *Nitzschia acicularis* Formenkreis, *Nitzschia sigmaidea*, *Nitzschia spec.*, *Pinnularia*, *Rhoicosphenia*, Euglenophyta: *Euglena*, Dinophyta: *Ceratium hirundinella* (Abb. 13, 15), *Gymnodinium*, *Peridinium*/*Peridinopsis* (Abb. 13, 15), Cryptophyta: *Cryptomonas*, *Rhodomonas*, Chlorophyta: *Botryococcus*, *Coelastrum astroideum* (Abb. 13), *Coelastrum reticulatum* (Abb. 13), *Crucigenia*/*Crucigeniella*/*Willea*, *Dictyosphaerium*, *Nephrocystium*, *Oocystis*, *Pediastrum boryanum*, *Scenedesmus ellipsoideus*, *Scenedesmus ellipticus*, *Scenedesmus spec.*, *Sphaerocystis* (Abb. 13), *Westella*, Streptophyta: *Closterium*, *Mougeotia*, *Spirogyra*, *Zygnema*.

Zooplankton

Testacea: *Arcella*, Heliozoa: *Actinosphaerium* und weitere Taxa, Ciliata: *Coleps* (Abb. 14), *Stentor*, *Uroleptus*, *Vorticella*, Plathelminthes, Rotatoria: *Asplanchna*, *Collotheca*, *Gastropus*, *Hexarthra*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata* (Abb. 14), *Habrotrichidae*/*Philodinidae* (*Macrotrachela* ?), *Lecane*, *Lepadella*, *Mytilina*, *Nothelca*, *Synchaeta*, Gastrotricha: *Chaetonotus*, Nematoda, Bivalvia: *Dreissena* Veller-Larve, Phyllopoda: *Alona*, *Bosmina longirostris* (Abb. 14), *Chydorus*, *Daphnia longispina*, *Diaphanosoma*, *Simocephalus*, Copepoda: *Calanoida* (verschiedene Arten bzw. Copepodid-Stadien und Nauplien), *Eudiaptomus*, *Cyclopoida* (verschiedene Arten bzw. Copepodid-Stadien und Nauplien, Abb. 14, 15), *Cyclops*, *Macrocyclus*, *Paracyclus*.

3.3 Mikrophyto- und -zoobenthos

Hier sind mikroskopisch erfasste Arten von Tauchgangsbeprobungen des Benthos im Kulkwitzer See dargestellt, die mit bloßem Auge in der Regel nicht zu sehen sind. Dies gilt auch für Arten, deren filamentöse oder flächige Thalli durchaus makroskopisch erkennbar sind (Cyanobakterien, *Cladophora*, *Spirogyra* (Abb. 12), *Saprolegnia*). Hierher gehören auch epiphytisch (*Gomphonema*) oder epizoisch (*Trichodina*) auf Makrophyten bzw. Makrozoen und epilithisch auf Hartsubstraten (zum Beispiel Diatomeen) lebende Organismen:

Abb. 13: Einige Vertreter des Phytoplanktons im Kulkwitzer See (Differenzieller Interferenzkontrast). Links oben: *Ceratium hirundinella* (links, intakte Lorica und Bruchstücke; kleines Foto: Dauerstadium) und *Sphaerocystis spec.* (mehrere grüne Kolonien in Gallerthülle); Rechts oben: *Peridinium spec.* (links, leere kugelige Lorica mit charakteristischer Querfurche und gekörnten Celluloseplatten) und goldbraune freie Protoplasten (unten rechts), *Chroococcus spec.* in Gallerthüllen (oben, rechte Bildhälfte); Links unten: *Snowella spec.* (mittig in oberer Bildhälfte) und *Chroococcus spec.* (untere Bildmitte), zerbrochene Lorica von *C. hirundinella* (oben rechts); Rechts unten: Grünalgenkolonien von *Coelastrum reticulatum* (links oben) und *Coelastrum astroideum* (rechts unten), in linker unterer und rechter oberer Bildecke: Detritus.

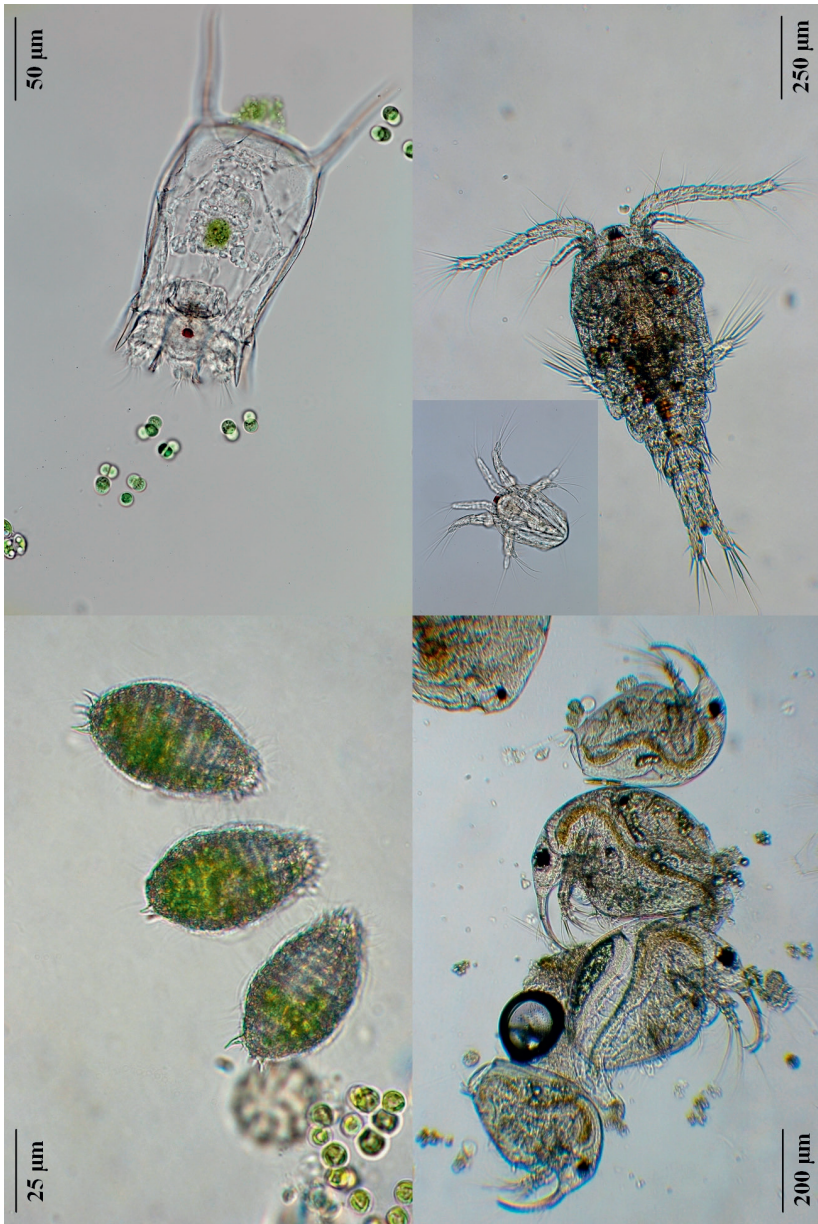


Abb. 14: Einige Vertreter des Zooplanktons im Kulkwitzer See. Links oben: Drei Ciliaten der Gattung *Coleps*; Rechts oben: *Keratella quadrata* mit Cyanobakterien der Gattung *Chroococcus* im Strudel seines Räderorgans; Links unten: Vier Wasserflöhe der Art *Bosmina longirostris*; Rechts unten: Cyclopoider Copepode, kleines Foto: Naupliuslarve.

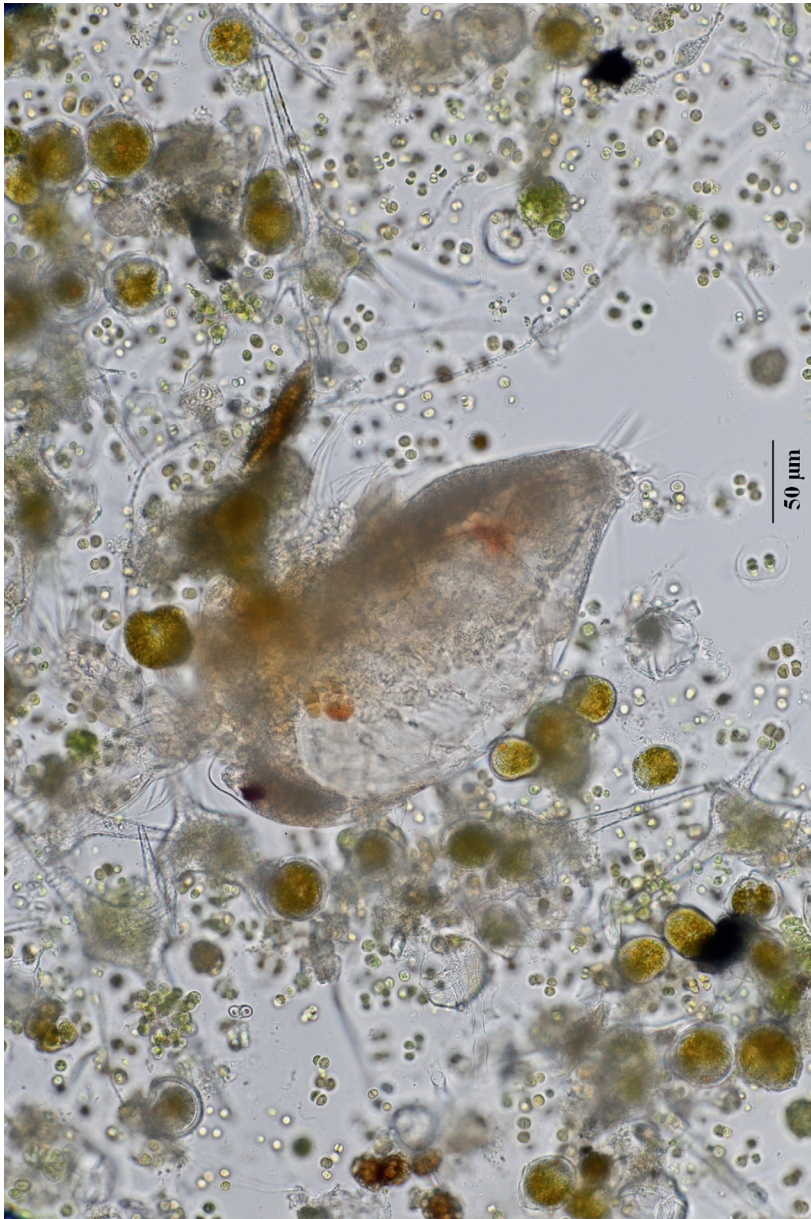


Abb. 15: Sommerplankton aus dem Kulkwitzer See (12.08.2017) mit dominierendem Planktonanteil überwiegend aus *Chroococcus* spec. (Pakete aus 4-8 Zellen in Gallerthülle). Daneben kommen noch *C. hirundinella* und die kugelförmigen goldbraun gefärbten Zellen von *Peridinium/Peridinopsis* spec. vor (auch leere Loricas, Cysten und freie Protoplasten). In der Mitte eine Naupliuslarve.

Chromatiaceae, Cyanobacteria: *Gloeocapsa* spec., *Oscillatoria* spec. (Abb. 12), Bacillariophyceae: *Gomphonema* spec., *Navicula* spec., *Nitzschia* spec., *Pinnularia* spec., Chlorophyta: *Cladophora* spec., Streptophyta: *Spirogyra* spec. (Abb. 12), Fungi: *Saprolegnia* spec., Ciliata: *Stentor polymorphus*, *Trichodina pediculus*, *Vorticella* spec.

3.4 Biofilme und Mikrobenmatten

Bei Biofilmen handelt es sich um sessile mikrobielle Lebensgemeinschaften aus pro- und/oder eukaryotischen Zellen, die, eingebettet in eine extrazelluläre Matrix, mehr oder weniger fest an verschiedenen Oberflächen haften (PRIETO-BARAJAS et al. 2018). Im Fall von mehrschichtigen Biofilmen spricht man von Mikrobenmatten (STAL et al. 1985). In den meisten dieser mikrobiellen Matten kommen neben chemo- und heterotrophen Bakterien, Protozoen und Pilzen auch phototrophe Organismen, wie anoxygene Purpurbakterien, Chlorobiaceen und Chloroflexaceen einerseits und oxygene einzellige und filamentöse Cyanobakterien, benthische Diatomeen und benthische Grünalgen andererseits, vor (ROMANI 2010). Da diese Organismen durch ihre Photosyntheseleistung eine entscheidende Rolle im C- und N-Kreislauf dieser mikrobiellen Matten spielen, spricht man auch von phototrophen Biofilmen bzw. Mikrobenmatten (PRIETO-BARAJAS et al. 2018). Einen Teil ihrer Photosyntheseprodukte scheiden diese Organismen aus und ermöglichen hierdurch die Deckung des C- und N-Bedarfs der heterotrophen Organismen. Letztere beschleunigen wiederum das Nährstoffrecycling innerhalb der Biofilme (BATESON & WARD 1988).

Die verbindende Struktur dieser mikrobiellen Lebensgemeinschaften wird durch eine chemische Matrix repräsentiert, die durch die Ausscheidung extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS) gebildet wird (FLEMMING 1993). Einen hohen Anteil machen hierbei, insbesondere bei von Diatomeen dominierten Biofilmen, heterogene Polysaccharide unterschiedlicher Kettenlänge und Vernetzungsgrades aus (CHIOVITTI et al. 2003; DECHO 2000). Die mikrobiellen Matten weisen meist eine vertikale Schichtung auf, deren erste Lage häufig von oxygenen phototrophen Organismen – wie Cyanobakterien und Diatomeen – dominiert wird (CASTENHOLZ 2001). Darunter befinden sich meist Schichten aus anoxygenen Purpurbakterien, Chlorobiaceen (MARTINEZ-ALONSO et al. 2005) und Chloroflexaceen (RUFFROBERTS et al. 1994) und anaeroben heterotrophen Bakterien. In der untersten Lage siedeln häufig sulfatreduzierende Bakterien und methanogene Archaeen (VAN GEMERDEN 1993). Diese Schichtung wird von steilen vertikalen physikochemischen Gradienten begleitet, die durch eine Abnahme in der Lichtintensität, der Sauerstoffkonzentration und des pH-Werts gekennzeichnet sind (REVSBECH et al. 1983; ROESELERS et al. 2008), weshalb anoxygene phototrophe und anaerobe heterotrophe Organismen die unteren Schichten, oxygene phototrophe und aerobe heterotrophe Organismen die oberen Schichten besiedeln (CYPIONKA 2000; SCHAUB & VAN GEMERDEN 1994). Je nach Substrat, auf dem sich die Biofilme bilden, können die tieferen Schichten aber auch noch eine relativ gute Sauerstoffversorgung aufweisen, wie zum Beispiel an Schilfstengeln oder an über dem Seesediment aufragenden Hartsubs-

traten. Die dort vorkommenden anoxygenen phototrophen Bakterien gehören dann oft zu den unter aeroben Bedingungen lebenden Nichtschwefel-Purpurbakterien, die den obligat anaeroben Schwefel-Purpurbakterien sehr ähnlich und ohne molekulargenetische Analyse in der Regel von diesen nicht zu unterscheiden sind (YURKOV & BEATTY 1998). In Süßwasserökosystemen bilden Cyanobakterien und eukaryotische Mikroalgen, wie Diatomeen und Grünalgen, den Hauptbestandteil der photosynthetisch aktiven Organismen in phototrophen Mikrobenmatten (STEVENSON 1996). Neben den Mikroorganismen kommt in dickeren Mikrobenmatten auch eine Meiofauna aus kleinen Invertebraten, wie zum Beispiel Nematoden, Oligochaeten, Crustaceen und Chironomidenlarven vor (MATHIEU et al. 2007).

Solche phototrophen Mikrobenmatten können auch im Kulkwitzer See beobachtet werden, entweder direkt auf dem Sediment (episammisch/epipelisch), als Metaphyton auf bzw. zwischen Makrophyten (Abb.12) oder epilithisch auf Hartsubstraten, wie zum Beispiel auf dem Gestänge oder den Nylonnetzen der UW-Ausbildungsplattformen (Abb.16). Oft werden diese Mikrobenmatten, insbesondere wenn sie von Cyanobakterien dominiert sind, wegen ihres Aussehens auch als „Krötenhäute“ (Abb.12) bezeichnet (THOMAS 1960; TÄUSCHER 2018), die durch im Algenfilz verfangene Gasblasen oft als unappetitliche Häute an der Wasseroberfläche treiben können. Dass in diesen Biofilmen aber auch anoxygene photosynthetisch aktive Bakterien vorkommen, zeigt Abb.16 mit typischen Purpurbakteriensichten in den tieferen Lagen des Biofilms in der Nähe des Hartsubstrates (Gestänge).

Eine besondere Art von Biofilmen fiel bei Tauchgängen im Jahr 2012 auf, die entweder epilithisch auf Nylonseilen im Bereich der UW-Bojenbegrenzung oder epiphytisch auf Makrophyten siedeln und die Substrate auch komplett ummanteln können (Abb.16). Diese haben eine fast rein braune Farbe und zeichnen sich durch eine relativ glatte und harte Oberfläche aus. Unter dem Mikroskop zeigt sich, dass diese Biofilme maßgeblich von Diatomeen aufgebaut sind (Abb.16). Die äußere Schicht weist zwischen den Diatomeen parallel orientierte Fasern auf (Abb.16), die extrazelluläre schwerlösliche Polysaccharide darstellen könnten, die von den Diatomeen selbst ausgeschieden werden, welche in dieser Matrix sichtbar eingebettet zu sein scheinen. Eine Probe dieses Biofilms wurde von Herrn KROKER von der BfUL, einem Diatomeenspezialisten, analysiert, der die folgenden 36 Arten nachweisen konnte, bei denen es sich ausschließlich um pennate Kieselalgen handelt (dominante Arten unterstrichen, weitere quantitativ bedeutsame Taxa gestrichelt unterstrichen). Die grau unterlegten Arten weisen für die Trophieklassifikation Indikationsgewichte von 3-4 und Trophiewerte von 0,5-1,2 auf (PFISTER et al. 2016), sind also charakteristisch für eine oligotrophe Wasserbeschaffenheit):

Achnantheidium minutissimum, Amphipleura pellucida, Amphora copulata, Amphora indistincta, Amphora pediculus, Brachysira neoexilis, Brachysira vitrea, Cocconeis placentula, Craticula halophila, Cymbella lange-bertalotii, Cymbella vulgata, Cymbopleura cf. frequens, Diatoma tenuis, Diatoma monili-

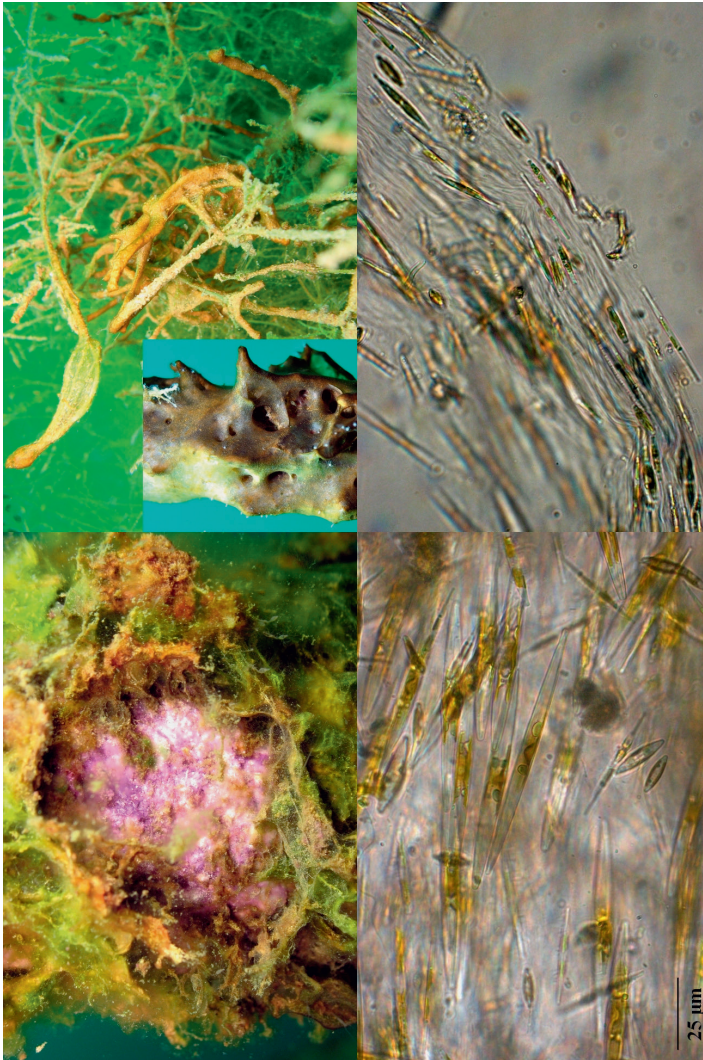


Abb. 16: Mikrobenmatten und Biofilme im Kulkwitzer See. Links oben: Purpurbakterien in der untersten Schicht einer verletzten Mikrobenmatte aus Grünalgen, Diatomeen und Cyanobakterien; Rechts oben: Von Diatomeen dominierter Biofilm an einer Characee. Die polymerartig glatte und harte Oberfläche wird an einem ähnlichen Biofilm an einer Nylontrosse deutlich (kleines Foto), an der die Diatomeen einen zuvor vorliegenden Cyanobakterienbiofilm überwuchert haben (Sukzession); Links unten: Mikroskopisches Bild des Diatomeenbiofilms von einer Characee mit *Amphipleura pellucida* als einem Hauptvertreter; Rechts unten: kontrastierende parallel verlaufende Fasern an der Oberfläche des Biofilms (Exopolysaccharide?).

formis, *Encyonopsis cesatii*, *Encyonopsis minuta*, *Encyonopsis subminuta*, *Encyonopsis krammeri*, *Entomoneis paludosa*, *Fragilaria acus*, *Fragilaria construens* f. *venter*, *Fragilaria pinnata*, *Gomphonema lateripunctatum*, *Gomphonema olivaceum*, *Halamphora oligotraphenta*, *Navicula associata*, *Navicula cryptotenelloides*, *Navicula radiosa*, *Navicula tripunctata*, *Nitzschia fonticola*, *Nitzschia lacuum*, *Nitzschia oligotraphenta*, *Diploneis elliptica*, *Placoneis* cf. *symmetrica*, *Planothidium frequentissimum*, *Platessa conspicua*.

In der Literatur war eine Beschreibung eines von Diatomeen dominierten Biofilms mit diesen charakteristischen Eigenschaften bislang nicht zu finden. Ob weitere Mikroorganismen an der Bildung dieses sehr speziell erscheinenden Biofilms beteiligt sind, ist derzeit noch unbekannt.

3.5 Neobiota

3.5.1 Neophyta

Elodea canadensis, Michaux 1803

Im Kulkwitzer See ist bislang *Elodea canadensis*, die Kanadische Wasserpest, der einzige Neophyt. Diese zu den Hydrocharitaceen (Froschbissgewächsen) zählende Pflanze ist ursprünglich in Nordamerika, im südlichen Kanada und den USA beheimatet, wurde nach Europa verschleppt und durch Aussetzung der Art in europäischen botanischen Gärten oder Parks eingebürgert. Der Erstnachweis wird für Irland mit 1836 angegeben und sechs Jahre später für Schottland (PEAR-SALL 1936). Im Jahr 1859 wurde die Pflanze dann erstmals in Berlin beobachtet (ASCHERSON 1864). Von dort erfolgte die Ausbreitung durch Aussetzung aus dem damaligen Botanischen Garten in Berlin-Schöneberg in verschiedene Parks und Schlossgräben sowie schließlich in ganz Brandenburg (MÜLLER & PESCHEL 2007). Mittlerweile liegt für *E. canadensis* eine weltweite Verbreitung mit Nachweisen in Europa bis nach Norwegen, Nordafrika, Indien, Australien und Neuseeland vor (KOWARIK 2003). Anfangs kam es zu einer explosionsartigen Massenentwicklung der Kanadischen Wasserpest in zahlreichen Gewässern, die zu erheblichen Problemen bei Schifffahrt und Fischerei führte (MÜLLER & PESCHEL 2007). Heute ist die Art fast flächendeckend in Deutschland verbreitet (COOK & URMİ-KÖNIG 1985), tritt aber nur noch an wenigen Stellen massenhaft in Erscheinung. Als Ursache für den Rückgang bzw. die Stabilisierung der Bestände werden minierende Nematoden diskutiert, welche die Vegetationspunkte der Pflanzen schädigen (GERBER & SMART 1987), aber auch zunehmende Gewässerverschmutzung kann eine Rolle spielen. Interessanterweise handelt es sich bei den in Mitteleuropa gefundenen Exemplaren bislang nur um weibliche Pflanzen. Die Vermehrung erfolgt also rein vegetativ durch die leichte Disaggregation der Sprosstteile statt (VÖGE 1995); sie werden über Wasservögel, die Schifffahrt und Fließgewässer leicht verbreitet. Heute kann die Art in vielen Gewässern als etablierter Neophyt gelten, die nicht mehr invasiv-dominant auftritt, sondern auf der trophischen Ebene von zahlreichen Tierarten als Nahrungsquelle oder auch als Laichsubstrat

genutzt wird. Bevorzugt werden meso- bis eutrophe, fließende und stehende Gewässer, meist in geringer Wassertiefe, besiedelt. Zunehmend wird *E. canadensis* an verschiedenen Standorten von *E. nuttallii* verdrängt, die höhere Nährstoffkonzentrationen und stärkere Gewässerverschmutzung toleriert (TREMPE 2001).

Im Kulkwitzer See kommt *E. canadensis* bevorzugt in Flachwasserzonen vor. So siedelt sie schon seit vielen Jahren im Bereich des ehemaligen Damms, wo die Wassertiefe häufig nur 3 m beträgt (Abb. 10). Wahrscheinlich profitiert sie dort auch von den höheren Nährstoffeinträgen während der Badesaison und den höheren Wassertemperaturen in den Sommermonaten. Man findet sie dort häufig vergesellschaftet mit *Myriophyllum spicatum* und *Najas marina* subsp. *intermedia* vor.

3.5.2 Neozoa

Der Kulkwitzer See weist mehrere nicht heimische Fischarten auf, die durch fischereiwirtschaftlichen Besatz in das Gewässer gelangt sind, die aber in diesem Beitrag nicht im Detail behandelt werden sollen. Weitere Neozoa sind die folgenden.

Cordylophora caspia, Pallas 1771 (Keulenpolyp)

Der zum Stamm der Cnidaria (Nesseltiere) gehörende Keulenpolyp (ROCH 1924) stammt ursprünglich aus dem pontokaspischen Raum und wurde über die Schifffahrt und Treibholz mittlerweile weltweit verbreitet (THIENEMANN 1950). Erstnachweise für Deutschland gab es bereits 1858 für das Elbästuar und die Schlei, 1892 für die Elbe bei Magdeburg und 1932 für die Ruhrmündung (KIRCHENPAUER 1862; LEHMANN 1932; TITTIZER et al. 2000). Da der Polyp sich über pelagische Larven (Planula-Larven) vermehrt, ist seine Verbreitung durch Ballastwasser der Schiffe der ideale Mechanismus über die weltweit vernetzten Schifffahrtswege. Der Polyp selbst lebt als sessiler Organismus auf Hartsubstraten, an denen er sich über eine Art Wurzelgeflecht aus Stolonen anheftet, mit welchem er auch über-

Abb. 17: Neozoen des Kulkwitzer Sees. Links oben: *Cordylophora caspia* mit keulenförmigen weißen Nährpolypen und eiförmigen rotbraun granulierten Geschlechtspolypen. Die Stolonen werden von einem in Entwicklung befindlichen braunen Biofilm besiedelt, der wahrscheinlich von Diatomeen dominiert wird (auffällig sind hier auch eingelagerte Sedimentpartikel); Rechts oben: *Potamopyrgus antipodarum* als Weidegänger an einer Characee; Links unten: *Dreissena polymorpha* Massenvorkommen an einem Nylonnetz; Rechts unten: *Dreissena rostriformis bugensis*, die auf der Seite liegt, wodurch die gekielte Ventralseite sichtbar wird (bei *D. polymorpha* abgeflacht). Die Byssusöffnung liegt sehr nah am Ligament, der Siphon erscheint meist einheitlich schwarz mit hellerer Granulierung, während er bei *D. polymorpha* oft weiß-schwarz gestreift erscheint (Fotoinsert).



Abb. 17: (Legende auf S. 336)

wintert. Bei gutem Nahrungsspektrum (Plankton) kann er bis über 10 cm große Kolonien und ausgedehnte Rasen bilden (GOSSELCK 1969). Die Kolonien dieser Art weisen bereits eine Differenzierung in Nähr- (Hydranthen) und Geschlechts-polypen (Gonophoren) auf. Ganz ursprünglich besiedelte die Art wohl marine Lebensräume und wanderte über das Brackwasser in limnische Gewässer ein (WESENBERG-LUND 1939; ARNDT 1984). Dennoch gilt der Keulenpolyp als halophil und findet sich bevorzugt in Brackgewässern und anthropogenen Standgewässern mit hohem Salzgehalt, zu denen häufig auch Tagebaurestseen zählen. In Standgewässer gelangt der Keulenpolyp wahrscheinlich meist über Wasservögel. Aber auch Sporttaucher und Aquarianer sind mögliche Quellen.

Hinsichtlich des Salzgehalts findet der Keulenpolyp im Kulkwitzer See ideale Voraussetzungen (Leitfähigkeit 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Dort siedelt er bevorzugt an den weit über den Seegrund aufragenden Ausbildungsplattformen für Taucher, vor allem an den Gerüststangen und den Nylon-Netzen, wo die Art 2007 zum ersten Mal genauer durch die Verfasser untersucht wurde (Abb. 17). Es ist zu vermuten, dass horizontale Wasserströmungen, die oft auch im Sommer dort zu beobachten sind, ausreichend Plankton herantransportieren, welches im oligotrophen Kulkwitzer See nur geringe Konzentrationen aufweist. In planktonreichen Jahren ist die Art aber sogar in der Lage, Wandermuscheln und Schwämme zu verdrängen. Derzeit kann man allerdings einen Rückgang in der Abundanz des Keulenpolyps beobachten. Dies könnte an Veränderungen in den hydrodynamischen Strömungsverhältnissen im Bereich der Plattformen liegen. Durch die Rekultivierung und Flutung neuer Tagebaurestseen im Südraum von Leipzig kommt es im regionalen Grundwassernetz zu Veränderungen, die auch die Grundwasserleiter des Leipziger Sees und damit seine Hydrodynamik verändern. Eine weitere Ursache könnte in der Konkurrenz mit Biofilmen liegen, die in planktonarmen Jahren die Polypenkolonien zunehmend überwuchern.

Potamopyrgus antipodarum, Gray 1843 (Neuseeländische Zwergdeckelschnecke)

Die neuseeländische Zwergdeckelschnecke ist eine Süßwasserschnecke der neuseeländischen Flüsse und Seen und wurde wahrscheinlich um 1839 (JAECKEL 1962) mit Ballastwasser von Schiffen nach England eingeschleppt (ZETTLER 2006). Erstnachweise erfolgten 1883 in der Themsemündung, 1887 an der Ostsee bei der Insel Poel, 1908 in der Weser, 1922 in Elbe und Saale und um 1925 in der Havel (THIENEMANN 1950; BOETTGER 1951). Neben der Schifffahrt wird sie auch durch Wasservögel und Fische, aber auch Treibholz verbreitet. Als halotolerante Spezies toleriert diese Schnecke einen Salzgehalt von bis zu 17 ‰ (GLÖER 2002) und ist daher in der Lage, unterschiedlichste Fließ- und Standgewässer zu besiedeln. Heute ist diese Art in ganz Deutschland verbreitet. Wie viele Schnecken ist sie ein Weidegänger und Detritusfresser, der sich von epi- und periphytischen Algen und Diatomeen ernährt (BROEKHUIZEN et al. 2001; JAMES et al. 2000). In Europa und den USA erreicht sie meist nur eine Schalenlänge von 4-6 mm (LEVRI et al. 2007). Große Individuendichten erzielt sie unter schwach eutrophen Be-

dingungen (ZETTLER 2006). Die größte Massenentwicklung wurde im Zürichsee beobachtet, der in nur 7 Jahren mit Dichten von bis zu 800.000 Individuen pro m² komplett kolonisiert wurde (DORGEO 1987). Die Art wurde daher auch als die zweitschlimmste invasive Schneckenart in Europa bezeichnet (NENTWIG et al. 2017). Im Fall solcher Massenentwicklungen kann man von negativen Folgen für das Nahrungsnetz, insbesondere beim Makrozoö- und -phytobenthos und speziell die einheimische limnische Schneckenfauna, ausgehen. Die kleine Schnecke pflanzt sich sowohl ovovivipar als auch parthenogenetisch fort. Ein Weibchen kann über den letztgenannten und häufigsten Fortpflanzungsweg zwei bis drei Jungtiere pro Tag hervorbringen (FALKNER 1990). Männchen treten nur selten in den Beständen auf. Da diese Art einen verschließbaren Deckel (Operculum) aufweist, passiert sie meist unbeschadet den Verdauungstrakt von Fischen und Wasservögeln (AAMIO & BORNSDORFF 1997), was auch ihre Verbreitung fördert. Zudem besitzt sie Rezeptoren für Fischkaiomone und kann sich durch frühzeitige Flucht vor diesen Fressfeinden unter Steinen oder anderem Substrat verbergen (LEVRI 1998). Trotz ihrer stärksten Entwicklung in eutrophen Gewässern ist *P. antipodarum* auch für die oligotrophen Seen Brandenburgs (FFH-Lebensraumtyp 3140) charakteristisch (MÜLLER et al. 2004).

Im Kulkwitzer See schwanken die Abundanzen der Neuseeländischen Deckelschnecke von Jahr zu Jahr. In manchen Jahren kann sie größere Individuenzahlen erreichen und ist dann auf vielen Makrophyten und Hartsubstraten anzutreffen. Extreme Massenentwicklungen sind aber aufgrund des oligotrophen Charakters des Sees unwahrscheinlich. Gerne besiedelt sie auch die Algenwatten von filamentösen Grünalgen, wie zum Beispiel *Spirogyra*. Entgegen der Beschreibung als nachtaktiver Weidegängerin (BROEKHUIZEN et al. 2001) kann sie im Kulkwitzer See auch tagsüber bei der Nahrungssuche beobachtet werden (Abb. 17).

Dreissena polymorpha, Pallas 1771 (Wandermuschel)

Ob es sich bei der Wander- oder Zebramuschel tatsächlich um eine neozoische Art handelt, ist unklar. Wahrscheinlich kam es zu einer Verdrängung der präglazialen einheimischen *D. polymorpha* in den pontokaspischen Raum, von wo aus sie sich in der heutigen Zeit wieder ausgebreitet hat. Es gibt aber auch Autoren, die es für wahrscheinlich halten, dass Reliktpopulationen aus dem Tertiär in einigen deutschen Seen die Eiszeiten im Quartär überdauert haben könnten (THIENEMANN 1950). Erstmals wurde sie 1824 in der Ostsee und in London beobachtet. In diesem Zeitraum trat sie auch schon in den Havelseen auf. 1827 war sie zum ersten Mal im Rheindelta und 1828 in der Elbe nachzuweisen (THIENEMANN 1950). Innerhalb von nur fünfzig Jahren verbreitete sie sich über die Flusssysteme in ganz Europa und wurde schließlich 1989 auch nach Nordamerika verschleppt (WALZ 1989). In den achtziger Jahren kam es durch Massenvermehrungen vielerorts zu Problemen. So blockierte die Muschel Wasserentnahmerohre im Rhein. Die Schifffahrt und Treibholz gelten als die Hauptverbreitungsmechanismen. Durch ihre Bysusfäden ist sie in der Lage, sich am Schiffsrumpf oder an Treibholz anzuheften. Als einzige Süßwassermuschel in Deutschland vermehrt sie sich über pelagische



Abb.18: Links: *D. polymorpha* bleibt auf ihrer flachen Ventralseite stabil liegen; Rechts: *D. rostriformis bugensis* fällt durch die gekielte Ventralseite in die Seitenlage. Beim oberen und unteren Exemplar ist sehr schön das Fehlen der Streifung zur Bauchseite hin zu sehen, das der Quagga-Muschel den Namen gegeben hat. Material aus dem Kulkwitzer See (04.05.2019).

Larven (Veliger-Larven), die mit der Strömung weit verdriftet oder mit dem Ballastwasser von Schiffen verbreitet werden (WESENBERG-LUND 1939). Die bis zu 4 cm große Muschel von dreieckiger Form lebt sessil und siedelt auf Hartsubstraten. Als Filtrierer ernährt sie sich von Plankton und Detritus. Gewässer mit hoher Trophie und guten Sauerstoffverhältnissen werden bevorzugt besiedelt (ZETTLER et al 2006). Dennoch ist die Art auch charakteristisch für oligotrophe Seen mit geringer Primärproduktion (MÜLLER 2004). Zur Fortpflanzung benötigt die Muschel



Abb. 19: Links: *D. polymorpha* in Seitenansicht (kleine Kartonkeile stabilisieren in diesem Foto bei beiden Arten die Seitenansicht). Deutlich ist die scharfe Kante zur Bauchseite im Fall der Zebra-Muscheln zu sehen; Rechts: *D. rostriformis bugensis* ist durch die gekielte Ventralseite und das Fehlen der scharfen Schalenkante gekennzeichnet. Material aus dem Kulkwitzer See (04.05.2019).

Wassertemperaturen von mindestens 15 °C (REY et al. 2004). Zu ihren Fressfeinden gehören vor allem Fische und tauchende Wasservögel, aber auch Flusskrebse. Bei Massenentwicklungen können Wandermuscheln auch andere Muschelarten, wie die der Unionidae, besiedeln und in ihrem Bestand beeinträchtigen oder sogar verdrängen (KINZELBACH 1969). *D. polymorpha* greift durch ihre Massenentwicklung auch in die Struktur der Nahrungsnetze ein und kann laut REY (2007) Dichten von 60.000 Individuen pro m² erreichen. Aufgrund des reichhaltigen



Abb. 20: Links: *D. polymorpha* in normaler Seitenlage, deutlich ist hier die abgeflachte Ventralseite der Schale zu erkennen; Rechts: *D. rostriformis bugensis* zeigt hingegen eine gekielte Ventralseite, wodurch sie auch *in vivo* unter Wasser auf flachen Substraten im Vergleich zu *D. polymorpha* zur Seite gekippt erscheint (vgl. **Abb. 17**). Material aus dem Kulkwitzer See (04.05.2019).

Nahrungsangebots durch die dichten *Dreissena*-Muschelbänke kam es am Bodensee in den 1970er Jahren zu einer Verzehnfachung der Wasservogelbestände. Gleichzeitig verschwanden Nahrungsspezialisten wie die Kolbenente, die sich von Characeen ernährt, deren Makrophytenbestände im See drastisch zurückgegangen waren. Erst mit der Reoligotrophierung des Bodensees Anfang der 1980er Jahre verringerte sich der Wasservogelbestand wieder auf ein verträgliches Maß, und es erfolgte die Wiederbesiedelung des Sees mit Characeen und auch der seltenen Kolbenente (WERNER et al. 2004). In den letzten Jahren wird *D. polymorpha* in Fließgewässern vermehrt durch den neozoischen Schlickkrebs *Chelicorophium*

curvispinum zurückgedrängt, der die Gewässersubstrate mit seinen Wohnröhren überzieht, wodurch sich die Veliger-Larven der Muscheln schlechter ansiedeln können (MÜLLER & PESCHEL 2007). Der Krebs überzieht aber auch ganze Muschelbänke mit seinen Schlickröhren und kann auch weitere Arten des Zoobenthos stark schädigen (REY et al. 2004).

Aufgrund des oligotrophen Charakters kann sich die Wandermuschel im Kulkwitzer See nur in kleinen lokalen Populationen entwickeln. Bevorzugt siedelt sie in geringer Wassertiefe auf Hartsubstraten wie Kieselsteinen, kann sich aber auch an Makrophyten anheften. Stärker vertreten ist sie in Bereichen mit gestörtem Makrophytenbewuchs mit offenen weitgehend bewuchsfreien Flächen. Wahrscheinlich profitieren die Muscheln hier von benthivoren Fischarten, die regelmäßig das Sediment aufwühlen und damit den Muscheln als Filtrierern ein erhöhtes Nahrungsangebot liefern. Andererseits sind sie an dieser Stelle aber auch einem stärkeren Fraßdruck durch die Fische, aber auch tauchenden Wasservögeln wie Blässlallen, ausgesetzt. In einigen Jahren bildete *D. polymorpha* auch größere Bestände an den Gestängen und Nylonnetzen der UW-Ausbildungsplattformen und besiedelte insbesondere die Netze fast flächendeckend (Abb. 17). Auch hier versorgen wahrscheinlich Horizontalströmungen im Bereich der Plattformen die Muscheln mit ausreichend Plankton und partikulärem und gelöstem organischen Kohlenstoff. Ähnliche Veränderungen, wie bereits bei *C. caspia* beschrieben, haben vielleicht zu ihrem Rückgang beigetragen.

Dreissena rostriformis bugensis, Andrusov 1897 (Quagga-Muschel)

Derzeit wandert eine der Zebra-Muschel sehr ähnliche Art fast unbemerkt in heimische Gewässer ein und wird häufig mit *D. polymorpha* verwechselt und deshalb übersehen. Die Verwendung des früheren lateinischen Namens der Quagga-Muschel, *D. bugensis*, wird nicht mehr empfohlen, weil molekulargenetische Untersuchungen gezeigt haben, dass die beiden Taxa *D. rostriformis* und *D. bugensis* offensichtlich eine einzige Art bilden, die zwei unterschiedliche ökologische Rassen repräsentieren, von denen erstere bevorzugt im Salzwasser und letztere im Süßwasser vorkommt. Die Quagga-Muschel sollte daher als Unterart von *D. rostriformis* mit *Dreissena rostriformis bugensis* angesprochen werden (THERIAULT et al. 2004). Im Gegensatz zu *D. polymorpha* besitzt die Quagga-Muschel keine scharfe Kante und weist eine stark abgerundete ventrale Seite auf (Abb. 17-21). Von der Ventralseite betrachtet fällt die Asymmetrie der Schalenhälften auf, die mit ihren aufeinandertreffenden Rändern eine geschwungene Linie bilden (MARTENS et al. 2007; Abb. 21). Der Name Quagga-Muschel leitet sich wahrscheinlich von der gleichnamigen, 1878 ausgestorbenen Zebrarasse ab, bei der, ähnlich wie bei einigen Exemplaren der Quagga-Muschel, das Streifenmuster zum Bauch hin verblasst. Aufgrund der hohen Variabilität in Färbung und auch Musterung von *D. rostriformis bugensis* Exemplaren ist dies aber kein geeignetes Bestimmungsmerkmal. Für das ursprüngliche Verbreitungsgebiet werden die Ästuarie der Flüsse Dnjepr, Bug und Inhulez am Schwarzen Meer angegeben (SON 2007). Mitte der 1980er Jahre wurde die Quagga-Muschel wahr-



Abb. 21: Rechts: *D. polymorpha* in normaler Seitenlage. Typisch ist die gerade Linie (bis auf die mittig liegende Byssusöffnung) der aufeinanderliegenden Schalenränder und die abgeflachte Ventralseite; Links: *D. rostriformis bugensis*. Typisch ist bei dieser Art die gekielte Ventralseite und eine wellenförmige Linie der aufeinandertreffenden Schalenränder, zudem liegt die Byssusöffnung deutlich näher am Ligament. Material aus dem Kulkwitzer See (04.05.2019).

scheinlich mit Ballastwasser von Schiffen nach Nordamerika verschleppt (MILLS et al. 1994). 1989 hatte sie mit Lake Erie auch die Region der Great Lakes der USA erreicht (MILLS et al. 1996). Der Erstnachweis der Quagga-Muschel in Westeuropa erfolgte im Jahr 2006 für das Rheindelta (MOLLOY et al. 2007). 2007 war die Muschel im Main zu finden (VAN DER VELDE & PLATVOET 2007). Den Oberrhein bei Basel hatte sie 2015 (KÜRY 2015) und den Bodensee 2016 erreicht, wobei die dort gefundenen Muscheln bereits mehrjährige Exemplare waren (ORF, Österreich). Interessanterweise erfolgte die Ausbreitung von *D. rostriformis bugensis* über die vernetzten Flusssysteme deutlich später als die von *D. polymorpha*, obwohl beide aus dem pontokaspischen Raum stammen. ORLOVA et al. (2005) vermuten, dass der Bau von Talsperren und Wasserreservoirn in den 1940er bis 1950er Jahren entlang der Flusssysteme des Dnjepr und der Wolga erst entscheidend zur Ausbreitung der Quagga-Muschel beigetragen haben. Nach Ansicht dieser Autoren weist die Quagga-Muschel eine schlechte Anpassungsfähigkeit für die Kolonisierung natürlicher Flusssysteme auf. In großen Wasserspeichern und Talsperren fände sie hingegen ähnliche hydrologische und chemische Bedingungen vor wie in ihren angestammten Ästuaren. Die invasions-historische Ausbreitung der Quagga-Muschel korreliert tatsächlich mit dem kaskadenartigen Bau von Wasserreservoirn entlang dieser beiden Flüsse (ORLOVA et al. 2005). In ihrer Ökologie und Lebensweise ähnelt die Quagga-Muschel der Zebra-Muschel. Im Wesentlichen besetzt sie die gleichen ökologischen Nischen und führt im Fall der Massenentwicklung zu vergleichbaren negativen Folgen auf trophischer Ebene in den Gewässersystemen. In co-invasiv kolonisierten Gewässern scheint *D. rostriformis bugensis* gegenüber *D. polymorpha* deutlich konkurrenzstärker zu sein und *D. polymorpha* zu verdrängen (TSEYEB et al. 1966; ZHURAVEL 1967; PLIGIN 1984; ORLOVA et al. 2005; ZHULIDOV et al. 2004). Dies könnte durch Unterschiede in der Physiologie und in der Sensitivität gegenüber Parasiten der beiden Muschelarten begründet sein. Eigentlich gelten Muscheln der Gattung *Dreissena* als r-Strategen (McMAHON 2002). Offensichtlich verfügt *D. rostriformis bugensis* aber über ein Bestock an k-strategischen Merkmalen, die ihr deutliche Selektionsvorteile gegenüber *D. polymorpha* bringen. Zu diesen gehören eine höhere Filtrationsrate (DIGGINS 2001; PRANICHNIKOVA & SCHERBINA 2005), ein höherer bioenergetischer Wirkungsgrad, das heißt das Verhältnis von Wachstum zu Atmungsrate ist größer (MILLS et al. 1993; BALDWIN et al. 2002; RICCIARDI & WHORISKEY 2004), eine stärkere Allokation von Reservestoffen in das Wachstum anstatt die Reproduktion (STOECKMANN 2003; CONROY et al. 2005), niedrigere Ablichtemperaturen (ROE & MACISAAC 1997; CLAXTON & MACKIE 1998) und größere Larvenstadien bei der Besiedelung von Substraten (MARTEL et al. 2003). Zudem scheinen Quagga-Muscheln resistent gegenüber verschiedenen Helminthen zu sein, die die Wander-Muschel parasitieren (TYUTIN 2005).

Bei einer Diskussion mit FRANZ BRÜMMER (Stuttgart) in Leipzig regte dieser an, die *Dreissena*-Bestände im Kulkwitzer See genauer unter die Lupe zu nehmen und zu prüfen, ob die Quagga-Muschel auch dort bereits vorkommt. Im Jahr

2018 konnten dann ohne viel Aufwand mehrere Exemplare von *D. rostriformis bugensis* von Tauchgängen an Land gebracht werden, darunter auch mehrere Zentimeter messende mehrjährige Exemplare (Abb. 17-21). Die Quagga-Muschel kommt also schon seit mehreren Jahren im Kulkwitzer See vor, blieb aber unbemerkt. Beide Arten können in ein und derselben Kolonie vorkommen. Über die Konkurrenzsituation der beiden Arten im Kulkwitzer See kann man derzeit keine genauen Aussagen treffen. Ein Vergleich von Fotos aus unterschiedlichen Jahren weist aber darauf hin, dass *D. polymorpha* von *D. rostriformis bugensis* zurückgedrängt zu werden scheint.

Corbicula fluminea, O.F. Müller 1774 (Grobgerippte Körbchenmuschel)

Im Tertiär war die Gattung *Corbicula* in ganz Europa weit verbreitet, wurde aber während der Eiszeiten im Quartär ins Kaspische Meer, nach Vorderasien und in das Nil-System verdrängt (TITTIZER 1997). Die Grobgerippte Körbchenmuschel hingegen wurde wahrscheinlich – zusammen mit ihrer Schwesterart *C. fluminalis* – in den 1920er Jahren aus Ostasien nach Nordamerika eingeschleppt. Als Verbreitungsvektor wird einerseits das Ballastwasser von Schiffen diskutiert, andererseits die Annahme, dass chinesische Immigranten die Muscheln als Nahrungsmittel eingeführt haben (HANNA 1966). Auch der Import der Großen Pazifischen Auster aus Asien in die USA wurde als möglicher Verbreitungsvektor angesehen. In den USA fand man *C. fluminea* dann erstmals 1938 im Columbia River (COUNTS 1986). Von Nordamerika gelangte die Körbchenmuschel dann sekundär um 1980 mit dem Schiffsverkehr zuerst nach Portugal und Südfrankreich (TITTIZER 1997). Erstnachweise in Deutschland erfolgten dann 1983 für die Weser, das Rheindelta 1987 und den Oberrhein 1990 (KINZELBACH 1991; ALF 1992), von wo aus sich die Muscheln über das gesamte Netz der Bundeswasserstraßen verbreiteten (KINZELBACH 1991; TITTIZER 1997; REY et al. 2004). In Sachsen geht der Erstnachweis der Art auf SCHNIEBS & WINKELMANN (2001) zurück, die erste Schalen im Jahr 2000 am rechten Elbufer in Dresden gefunden hatten. Bislang sind in diesem Bundesland die Elbe und der Stausee Oberwald die einzigen veröffentlichten Nachweise (SCHNIEBS 2015).

Die beiden Arten *C. fluminea* und *C. fluminalis* treten in den kolonisierten Flüssen meist gleichzeitig auf (KINZELBACH 1991), wobei *C. fluminea* mittlerweile meist überwiegt. Hierfür sind wahrscheinlich ökologische Unterschiede in Bezug auf Temperaturoptimum, Reproduktionszeit, Ernährungs- und Wachstumsverhalten verantwortlich (RAJAGOPAL et al. 2000). Laut MEISTER (1997) betreibt *C. fluminea* auch Brutpflege. Beide Arten sind sich recht ähnlich, können aber anhand der Anzahl der Rippen pro cm relativ gut voneinander unterschieden werden. *C. fluminea* weist 7-14 kräftige konzentrische Rippen pro cm auf, während *C. fluminalis* meist durch 13-28 feinere Rippen pro cm gekennzeichnet ist (JUEG & ZETTLER 2004). *C. fluminalis* ist in Schalenaufsicht zudem herzförmig, während *C. fluminea* eine rundere Form aufweist. Es kommt auch zu einer geringfügigen Hybridisierung, wobei die beiden Arten aber in ihrer Abundanz stabil bleiben (PFENNINGER et al. 2002). In der mecklenburgischen Elbe liegt die

mittlere Größe von *C. fluminea* bei 11-15 mm, die größten Exemplare erreichen 26-30 mm (JUEG & ZETTLER 2004). Als psammophile Art soll sie bevorzugt sandige bis kiesige, gut durchlüftete Substrate besiedeln (REY et al 2004). ZETTLER et al. (2006) sehen ihren bevorzugten Standort in festliegenden, schlickigen Sanden, da die Art empfindlich auf einen Geschiebetrieb des Untergrunds reagieren würde. SCHÖLL (2000) hält die Muschel hingegen aufgrund ihrer dicken Schale als gut gegen Geschiebetrieb geschützt. Da sie als ursprüngliche Brackwasserart halotolerant ist, kommt sie oft auch in den Mündungsgebieten der Flüsse vor. Im Alter von drei Jahren erreicht *C. fluminea* in der Regel die Geschlechtsreife und zeigt eine hohe Fortpflanzungsrate (3 Generationen/Jahr), auf die auch die starke Ausbreitung sowie die hohen Bestandsdichten von bis zu 10.000 Individuen pro m² zurück zu führen sind (TITTIZER 1997). REY (2007) gibt die Frischmasse von Körbchenmuscheln im Bodensee mit 30,8 kg pro m² an. Einheimische Süßwassermuschel- und Schneckenarten können daher durch interspezifische Konkurrenz zurückgedrängt oder sogar ausgelöscht werden (TITTIZER 2001). Da die Art in Flusssedimenten fast alle anderen zoobenthischen Spezies komplett verdrängen kann, wird sie als akut invasiv eingestuft. Die verzögerte Ausbreitung der Muschel in die östlichen Bundesländer wurde mit ihrer eingeschränkten Thermotoleranz und dem dort herrschenden Kontinentalklima mit kälteren Wintern erklärt (GRABOW 1998). Unterhalb einer Temperatur von 2 °C überleben die Bestände harte Winter in den Flüssen nicht (SCHÖLL 2000). Angesichts der globalen Erwärmung und vieler milder Winter dürfte das zukünftig aber nur noch eine untergeordnete Rolle spielen.

Im Jahr 2017 wurden bei Tauchgängen im Kulkwitzer See die ersten Schalen von *C. fluminea* im groben Kiesbett direkt am Ufer der E II am Lausener Badestrand entdeckt (Abb. 22). An drei „Biotagen“ wurde dann eine Strecke von 30 m entlang dieses Ufers in einer Wassertiefe von 0,5-1,5 m abgesucht. Es wurden insgesamt 147 Schalenhälften (MW = 14,96 ± 4,33 mm), 82 Dubletten (MW = 15,42 ± 4,48 mm) und insgesamt vier lebende Exemplare in den Monaten Juni, August und Oktober gefunden (Abb. 23-27). Die Anzahl der Rippen pro cm betrug 8-10 (MW = 9,2; n=12). Ein 23,08 mm messendes, lebendes Exemplar (Schalenlänge) wurde im groben Kiesbett auflagernd gefunden, die drei anderen, kleineren Exemplare (Min. 12,57 mm) etwa zur Hälfte in einen feinen Sandgrund eingegraben, der einem Schilfgürtel am Westufer des ehemaligen Damms der beiden Teilbecken vorgelagert ist. Die Art darf daher als bereits im Kulkwitzer See etabliert gelten.

Ob es bei den vier im Kulkwitzer See vorkommenden neozoischen Mollusken *C. fluminea*, den beiden *Dreissena* Arten und *P. antipodarum* zu einer interspezifischen Konkurrenz oder eher zu einer friedlichen Koexistenz kommt, ist unklar. Da *P. antipodarum* ein Weidegänger ist, unterscheidet sich auch ihr Nahrungsspektrum deutlich von den drei anderen Arten, die alle Filtrierer sind. Das Ausmaß, das diese invasiven Arten auf die heimische Molluskenfauna im See ausüben, ist ebenfalls unbestimmt. Aufgrund des oligotrophen Charakters wird es zumindest bei keiner der allochthonen Arten zu einer Massenentwicklung kommen.

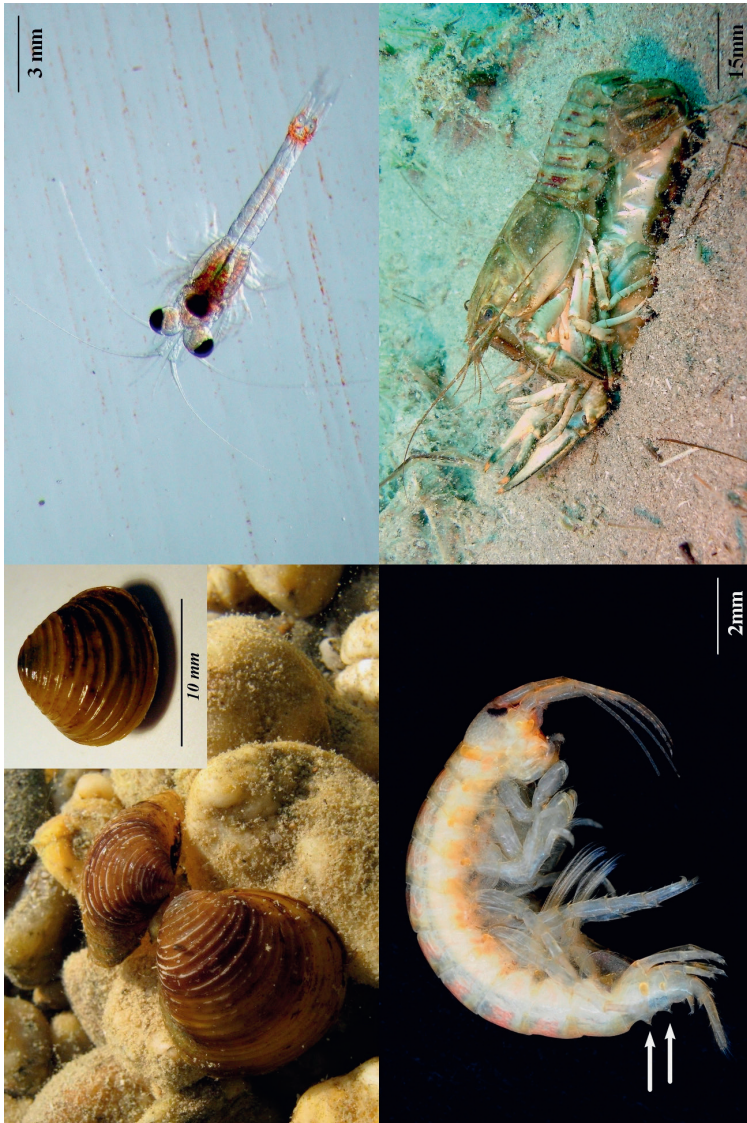


Abb. 22: Neozoen des Kulkwitzer Sees. Links oben: *Corbicula fluminea*, Schale zwischen Grobkies im Flachwasser und etwa 10 mm messende Schale (kleines Foto); Rechts oben: *Hemimysis anomala* (in Aufsicht von oben); Links unten: *Dikerogammarus haemobaphes* mit den typischen Höckern am Urosom (Pfeile); Rechts unten: *Orconectes limosus* mit der typischen rostroten Bänderung auf den Hinterleibssegmenten und den orangefarbenen Scherenspitzen. Bei der Paarung dreht das Männchen das Weibchen auf den Rücken und hält es mit seinen Scheren fest.



Abb. 23: *Corbicula fluminea*, Aufsicht auf die aufgeklappten Schalenaußenseiten, links dunkler und rechts heller gefärbte Schalen. Material aus dem Kulkwitzer See (2018).



Abb. 24: *Corbicula fluminea*, Aufsicht auf die aufgeklappten Schaleninnenseiten der gleichen Exemplare von Abb. 23. Material aus dem Kulkwitzer See (2018).



Abb. 25: *Corbicula fluminea*, Aufsicht auf die aufgeklappten Schaleninnenseiten, Schloss mit gezähnter Leiste und Ligament. Material aus dem Kulkwitzer See (2018).



Abb. 26: *Corbicula fluminea*, Aufsicht auf die aufgeklappten Schalenaußenseiten. Material aus dem Kulkwitzer See (2018).

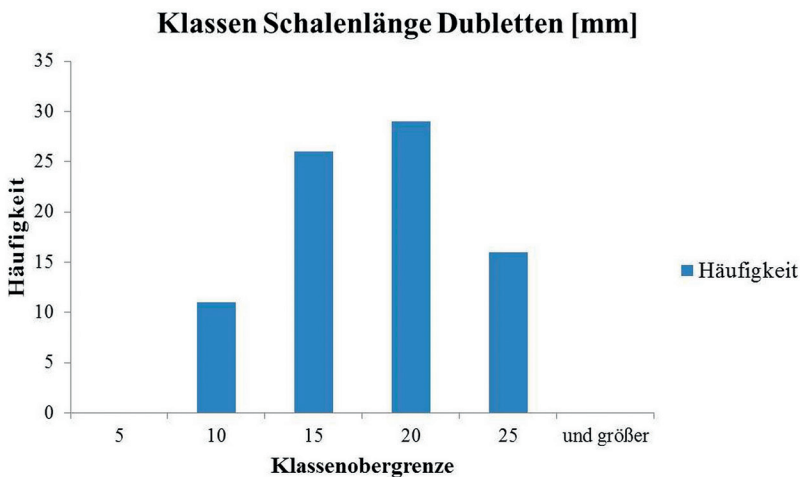


Abb. 27: *Corbicula fluminea*, Größenverteilung von im Jahr 2018 im Kulkwitzer See aufgesammelten Schalendubletten ($n = 82$; Min. = 6,63 mm; Max. = 24,09 mm). Bei einzelnen Schalenhälften ($n = 147$) wiesen die Größenklassen 5-10 mm = 19, 10-15 mm = 59, 15-20 mm = 45 und 20-25 mm = 24 Exemplare auf (Min. = 6,82 mm; Max. = 23,69 mm).

Hemimysis anomala, G.O. Sars 1907 (Rotflecken-Schwebegarnele)

Es gibt mit *Mysis relicta* (Nordische Schwebegarnele) und *Neomysis integer* (Brackwasser-Schwebegarnele) nur zwei heimische Schwebegarnelen in Deutschland. Erstere lebt als eiszeitliche Reliktspezies in norddeutschen Seen in größeren Wassertiefen und dient dort der Kleinen Maräne als Nahrungsgrundlage (SCHARF 2007). *N. integer* lebt in den Mündungsdeltas der norddeutschen Flüsse und wandert nicht ins Süßwasser ein. Schwebegarnelen gehören zu den Ranzenkrebse (Peracarida) und sind nicht mit den eigentlichen Garnelen verwandt.

Die allochthone Art *Hemimysis anomala* dringt schon seit mehreren Jahrzehnten als hoch-invasive Spezies aus dem pontokaspischen Raum bis nach Westeuropa, die USA und Kanada vor. Die genauen Ausbreitungsrouten und -vektoren sind aber noch umstritten. Ihr eigentliches Ursprungsgebiet liegt in den Mündungsdeltas und unteren Flussläufen, die ins Schwarze, Asowsche und östliche Kaspische Meer münden (POTHOVEN et al. 2007; AUDZIJONYTE et al. 2008). Die anthropogen bedingte Ausbreitung der Art begann in den 1950er und 1960er Jahren mit der Einführung als Fischfutter in osteuropäische Wasserspeicher in Litauen, der Ukraine und Moldawien (GASYUNAS 1968). Aus den Litauischen Wasserreservoirs erreichte die Art flussabwärts relativ schnell die Ostsee. Für eine eigenständige Ausbreitung stromaufwärts sind diese Schwebegarnelen zu schwach, stromabwärts können sie sich aber sehr schnell ausbreiten (WITTMANN & ARIANI 2009). 1962 fand sich die Art bereits in der Kurischen Nehrung, und in den Jahren 1992, 1995 und 2002 wurde sie im Küstenbereich von Finnland, Schweden und Polen nachgewiesen (AUDZIJONYTE et al. 2008). Diese baltischen Populationen erreichten dann das Rheindelta, und 1997 wurde die Art erstmals im niederländischen Rheinbecken nachgewiesen (KETELAARS et al. 1999). Bereits 1998 trat sie auf deutschem Gebiet im Rhein und im Neckar auf (SCHLEUTER et al. 1998). Der Schiffsverkehr spielte als Hauptvektor hierbei wohl eine ausschlaggebende Rolle. Neben der „baltischen Route“ kam *H. anomala* wahrscheinlich noch über einen zweiten Weg bis nach Westeuropa. Auch bei diesem invasiven Korridor über das Binnenland wird die Schifffahrt bei der Verbreitung vom Schwarzen Meer über die Donau (WITTMANN et al. 1999) und den Rhein-Main-Donaukanal bis zum Rheindelta als ein wichtiger Vektor angesehen. Aufgrund mitochondrialer DNA-Analysen folgerten AUDZIJONYTE et al. (2008), dass die Populationen der „Donau-Linie“ im Rheinbecken auf diejenigen baltischen Ursprünge trafen und sich vermischten. EGGERS et al. (1999) weisen aber darauf hin, dass die Art sich auch von der Ostsee über den Mittellandkanal in den Rhein verbreitet haben kann. Außerhalb Kontinentaleuropas wurde die Rotflecken-Schwebegarnele 2004 erstmals in England beschrieben (HOLDICH et al. 2006) und schließlich kam sie mit dem internationalen Schiffsverkehr 2006 bis zu den Großen Seen in Nordamerika (POTHOVEN et al. 2007). In Binnenseen Ostdeutschlands ist der Nachweis von *H. anomala* noch spärlich. So dokumentierten RUDOLPH & ZETTLER (2003) ihr Vorkommen im Werbellin- und Kalksee in Brandenburg, und 2005 wurde sie im Hufeisensee bei Halle in Sachsen-Anhalt entdeckt (TAPPENBECK 2006).



Abb. 28: Massenschwarm von *Hemimysis anomala* im Kulkwitzer See an der 3 m Plattform (E II) im November 2007. Mit im Bild Dr. JOACHIM WEIß. Kleines Foto: *H. anomala* in Seitenansicht. (Foto ohne Insert: MATTHIAS FÄLLER, TSV Leipziger Delphine e.V.).

H. anomala weist dunkelrote Chromatophoren am Telson und Carapax auf (Abb. 22), besitzt einen durchsichtigen bis schwach gelblich gefärbten Körper und auffällig große, kurz-gestielte schwarze Augen (SARS 1893; BACESCU 1954; HOLDICH et al. 2006, und weitere morphologische Kennzeichen darin). Ein eindeutiges Unterscheidungsmerkmal zu anderen invasiven Schwebegarnelen ist die Form des Telsons, dessen abschließender Rand bei *H. anomala* geradlinig verläuft und sehr fein gezackt ist, während er bei den Arten *Limnomysis benedeni* eingebuchtet und *Katamysis warpachowskyi* zungenförmig ist. Rotflecken-Schwebegarnelen sind elegante Schwimmer, die sich vor allem mit den fiederborstigen Exopoditen ihrer zu Schwimmpaddeln umgebildeten Pereiopoden (Schreitbeine) durch das Wasser bewegen. Die Pereiopoden beim Weibchen werden auch dazu benutzt, ein Marsupium (Brutbeutel) für die Eier zu bilden. Die eigentlichen Schwimmbeine (Pleopoden) der Weibchen sind rudimentär. Beim Männchen dient das stark verlängerte 4. Schwimmbeinpaar der Kopulation (POTHOVEN et al. 2007). Die stark beborsteten Uropoden bilden zusammen mit dem Telson den Schwanzfächer. Durch schnellen, klappmesserartigen Schwanzschlag ihres langen Abdomens können sich die Tiere mittels Rückstoßprinzip ihren Beutegreifern entziehen. Die adulten Tiere erreichen Körperlängen von 8-16 mm, wobei Weibchen etwas größer werden und im Süßwasser lebende Exemplare kleiner bleiben sollen als die in marinen Habitaten. BACESCU (1940) gibt für die Art in marinen Habitaten maximale Größen von 16,5 mm für Weibchen an, während POTHOVEN et al. (2007) für die Großen Seen in Nordamerika durchschnittliche Größen von 8,4 mm für Weibchen und maximale von 12,5 mm nachweist. Die Fortpflanzungsperiode reicht meist vom April bis zum Oktober und hängt von der Wassertemperatur ab. Bei den Weibchen liegt eine positive Korrelation zwischen Körpergröße und Anzahl der Eier vor (POTHOVEN et al. 2007), wobei sich die Körpergröße nach der Jahreszeit richtet (BORCHERDING et al. 2006). Die Frühjahr- und Sommergenerationen sind dabei kleiner und weniger fruchtbar als die Spätsommer- und Herbstgenerationen (BORZA 2014).

H. anomala zeigt eine benthisch-pelagische (nekto-benthische) Lebensweise, die meist von einer diurnalen Vertikalbewegung begleitet wird und photophobisch gesteuert ist (SALEEMA & HIETALAHTI 1993; WITTMANN 2007). Tagsüber schließen sich viele Tiere zu kleineren bis größeren Schwärmen zusammen (BIJ DE VAATE et al. 2002) und verbergen sich zwischen Hartsubstraten wie Steinen, Muschelkolonien, Felsüberhängen oder in dichter Makrophytenvegetation vor augenorientierten Prädatoren. Nachts verlassen die Tiere zur Nahrungssuche ihre Verstecke und steigen auch in geringere Wassertiefen auf (BORCHERDING et al. 2006). Juvenile Tiere verhalten sich entgegen den adulten Tieren anders und kommen auch tagsüber häufig in den oberen Wasserschichten vor. Die Ursache liegt im Kannibalismus durch größere adulte Tiere (HORKA et al. 2012; KETELAARS et al. 1999). Da die juvenilen Tiere fast vollständig durchsichtig sind und noch keine Pigmentierung aufweisen, sind sie auch von tagsüber jagenden Fischen kaum auszumachen. *H. anomala* kann in Wassertiefen von 0 bis 60 m vorkommen (WITTMANN 2007), bevorzugt aber in der Regel das Sublitoral (RUDOLPH &

ZETTLER 2003). In ihrem Ursprungsgebiet, dem Schwarzen Meer, bevorzugt sie Tiefen von 6-10 m (BACESCU 1940). Wie viele invasive Neozoen gilt die Art sowohl als euryök als auch als euryhalin (BIJ DE VAATE et al. 2002) und wird von WITTMANN (2002) als potenziell invasiv eingestuft.

In Bezug auf ihr Nahrungsspektrum wird *H. anomala* als omnivor klassifiziert und kann sich von Detritus, Phytoplankton, Zooplankton und Insektenlarven ernähren (BIJ DE VAATE et al. 2002; KETELAARS et al. 1999; WITTMANN 2002). Eingehendere Untersuchungen des Mageninhalts haben aber ergeben, dass adulte Tiere wohl eher Zooplankton präferieren, vor allem Cladoceren und Copepoden (BORCHERDING et al. 2006). In den Niederlanden gingen in einem Wasserreservoir mit starkem *H. anomala* Vorkommen die Abundanzen von Ostracoden, Rotiferen und Anomopoden stark zurück, während die Copepodendichte kaum beeinflusst war (KETELAARS et al. 1999). Sogar relativ große benthische Crustaceen, wie der neozoische Schlickkrebs *Chelicorophium curvispinum*, scheinen in Rhein und Donau auf dem Speiseplan dieser Schwebegarnale zu stehen (WITTMANN 2007). Juvenile Tiere bevorzugen hingegen Phytoplankton (Grünalgen und Diatomeen) und gelten daher als mikro-herbivor (BORCHERDING et al. 2006; WITTMANN 2007). Diese selektive Ernährung über das Phytoplankton kann nach der Brutphase und einem damit einhergehenden hohen Anteil an juvenilen Rotfleck-Schwebegarnalen zu einem deutlichen Rückgang der Chlorophyll *a*-Konzentration im Wasser führen (KETELAARS et al. 1999). Die Tiere fangen das Zooplankton mit ihren teilweise scherenartigen Endopoditen der Pereiopoden oder filtern kleineres Plankton mittels der Exopoditen aus der Wasserströmung (BORCHERDING et al. 2006; KETELAARS 1999).

Durch die Kolonisation von neuen Gewässern kann *H. anomala* auf verschiedenen trophischen Ebenen eine Wirkung entfalten. Mit einer höheren Jagd- und Fressrate als endemische Schwebegarnalen kann sie zu einer bedrohlichen Nahrungskonkurrentin für diese werden (DICK et al. 2013). Gleichzeitig führt sie oft zu einer starken Dezimierung des Zooplanktons, von dem wiederum viele andere trophische Ebenen abhängen (KETELAARS et al. 1999). Sogar zum Verschwinden größerer Zooplankton-Prädatoren kann sie beitragen, wie zum Beispiel den Phyllopoden *Leptodora kindtii* und *Bythotrephes longimanus* (OJAVEER et al. 2002).

Im Kulkwitzer See konnten am 07.07.2007 zum ersten Mal kleine Schwärme von *Hemimysis anomala* (Abb. 22) bei Tauchgängen im UW-Park an der E II beobachtet werden. Dort nutzten sie im Sublitoral in 1-6 m Wassertiefe den Gitterrost der alten 3 m-Plattform als Unterstand, waren aber auch in Spalten und Höhlungen von alten Bergbaugeräten, wie Loren oder Rohrspinnen, zu finden. Besonders beeindruckend war eine Massenentwicklung im darauffolgenden November nach einer offensichtlich sehr erfolgreichen Brutphase, die zu einem Schwarm von mehreren tausend Tieren an der 3 m-Plattform führte (Abb. 28). Entgegen ihres typischen photophobischen Verhaltens waren die Tiere hier auch tagsüber im freien Wasser zu beobachten. Ob hierfür ein üppiges Nahrungsangebot (Zooplankton) oder der Mangel an Versteckplätzen die Ursache war, blieb

unklar. Massenentwicklungen wie im Jahr 2007 konnten in den Folgejahren und bis heute nicht mehr festgestellt werden. *H. anomala* hat sich aber im Kulkwitzer See fest etabliert und besiedelt tagsüber die genannten Verstecke, kann aber auch in ganz kleinen Gruppen zwischen größeren Steinen, *Dreissena*-Kolonien oder auch Makrophyten in unmittelbarer Bodennähe den Tag verbringen. Hier sind die Tiere mit dem bloßen Auge aufgrund ihres weitgehend transparenten Körpers kaum auszumachen. Wahrscheinlich werden die Tiere sich nachts dann vom spärlichen Plankton in der freien Wassersäule des Kulkwitzer Sees ernähren. Massenentwicklungen sollten daher auch eher die Ausnahme bleiben. Ob verschiedene Fischarten die Rotfleck-Schwebegarnelen im Kulkwitzer See als Nahrungsquelle entdeckt haben, ist bislang unklar. Dieses erscheint aber als sehr wahrscheinlich, da bei Flussbarschen in anderen Gewässern schon Exemplare gefangen wurden, deren Mägen mit *H. anomala* komplett angefüllt waren (BORCHERDING et al. 2006; KETELAARS et al. 1999). Auch im Bodensee fand man im Mageninhalt von Flussbarschen und insbesondere Kaulbarschen anteilig bis zu 50 % Schwebegarnelen der dort invasiv vorkommenden Art *Limnomya benedini* (BONELL & RÖSCH 2012). Offensichtlich sind auch tagaktive Fische mit visuell orientiertem Beuteverhalten in der Lage, die Schwebegarnelen in Bodennähe oder dunklen Verstecken aufzuspüren.

Dikergammarus haemobaphes, Eichwald 1841 (Kleiner Höckerflohkrebs)

In der Ordnung der Amphipoda (Flohkrebse) gibt es im Süßwasser eine Reihe invasiver Arten, von denen die meisten aus dem pontokaspischen Raum stammen, einige aber auch aus dem Mittelmeerraum oder Nordamerika (EGGERS & MARTENS 2001). Mehrere dieser Arten verdrängen die indigenen Gammariden, wie zum Beispiel *Gammarus pulex*, *G. roeseli* oder *G. fossarum* (BIJ DE VAATE et al. 2002).

Laut BIJ DE VAATE et al. (2002) wurde *D. haemobaphes* (*Demon Shrimp*) 1955 in Ungarn im Plattensee zum ersten Mal außerhalb seines pontokaspischen Ursprungsgebiets nachgewiesen. Die Art soll sich dann entlang des südlichen Invasionskorridors von der Donau zum Rhein verbreitet haben. In der oberen Donau wurde sie 1976 erstmals in Deutschland beschrieben. Es folgten Nachweise für den Main-Donau-Kanal 1993 (SCHLEUTER et al. 1994), den Rhein 1994 (EGGERS & MARTENS 2001) und das Rheindelta 2000 (BIJ DE VAATE et al. 2002). Über den Mittellandkanal gelangte die Art dann wohl auch in die Weser, die Elbe und schließlich 1999 in die Oder (MÜLLER & SEDLMEIER 1999). Laut KONOPACKA (1998) verbreitete sich die Art auch über einen zentralen Invasionsweg über die Flüsse Dnjepr, Weichsel, Elbe und Rhein. Mittlerweile ist *D. haemobaphes* auch in den großen Masurischen Seen zu finden. Absichtliche Einbringung der Art in große europäische Flüsse als Fischnährtier hat wahrscheinlich ebenfalls zu seiner Ausbreitung beigetragen (JADZEWSKI 1980; BIJ DE VAATE et al. 2002). Im Jahr 2012 wurde die Art schließlich auch in Großbritannien nachgewiesen (CONSTABLE & BIRKY 2016). Durch die massive Ausbreitung der aktiv invasiven Schwesterart *D. villosus* (Großer Höckerflohkrebs, *Killer Shrimp*) wurde *D. haemobaphes* in vielen

Flüssen und Wasserstraßen wieder stark zurückgedrängt (TIEFENTHALER 1997; GIESEN 1998; TITTIZER et al. 2000; KINZLER et al. 2009; CHEN et al. 2012).

D. haemobaphes wird bis zu 18 mm lang, hat einen halb-durchsichtigen, weißlichen Körper, dessen einzelne Körpersegmente einen purpurroten Hinterrand aufweisen können (EGGERS & MARTENS 2001). Daher rührt auch der Artnamen *haemobaphes*, griechisch „in Blut gebadet“. Dies ist aber kein sicheres Bestimmungsmerkmal. Wie die meisten Gammariden hat auch *D. haemobaphes* einen seitlich zusammengedrückten Körper, der in Ruhestellung gekrümmt ist und schiebt sich auf der Seite liegend mit Hilfe der 3. bis 5. Peraeopoden durch das Substrat (EGGERS & MARTENS 2001). Die ersten beiden Peraeopoden werden als Gnathopoden bezeichnet und dienen der Nahrungsaufnahme sowie auch dem Männchen zum Festhalten des Weibchens bei der Begattung. Eine eindeutige Bestimmung kann derzeit nur an konserviertem Material durchgeführt werden (EGGERS & MARTENS 2001). Da die Unterscheidung der beiden Arten *D. haemobaphes* und dem sehr variablen *D. villosus* nicht einfach ist, sei auf die zuvor genannten Autoren verwiesen.

Die Art ist euryök und siedelt bevorzugt auf Hartsubstraten, Makrophyten und filamentösen Algen in Flüssen und Seen (KITICZYNA 1980; MUSKÓ 1993). Eine besondere Präferenz scheint *D. haemobaphes* für die Besiedelung von *Dreissena polymorpha* zu zeigen, deren Kolonien auch für dessen Beuteorganismen, wie Chironomidenlarven, ein Habitat sind (BIJ DE VAATE et al. 2002; KOBAK et al. 2009; STEWART et al. 1998). Die Art ist eurytherm und toleriert einen Temperaturbereich von 6-30 °C (KITICZYNA 1980). Die Salztoleranz ist ebenfalls ausgeprägt und liegt wohl vorrangig im Bereich von 0-8 ‰; einige Autoren haben *D. haemobaphes* aber auch schon in Gewässern mit 17 ‰ Salzgehalt nachgewiesen (GRIGOROVICH et al. 2003).

Die Hauptreproduktionszeit von *D. haemobaphes* reicht vom April bis zum Oktober (BACELA et al. 2009). Die durchschnittlich 20-50 Eier entwickeln sich in einem Brutraum (Marsupium) an der Bauchseite der Weibchen. Die omnivore Ernährungsweise, die hohe Reproduktionsrate, die kurze Entwicklungszeit der Eier, die frühe Geschlechtsreife und die Ausbildung vieler Generationen pro Jahr im Vergleich zu heimischen Arten, macht den invasiven Erfolg von *D. haemobaphes* aus (BACELA et al. 2009; BIJ DE VAATE et al. 2002). *Dikerogammarus haemobaphes* wird daher als potenziell invasiv eingestuft (BIJ DE VAATE et al. 2002; GRABOWSKI et al. 2007).

Die meisten Gammaridenarten ernähren sich von pflanzlichem Detritus, einige Arten wie *D. villosus* und *Gammarus tigrinus* können aber auch eine räuberische Lebensweise zeigen (EGGERS & MARTENS 2001). *D. haemobaphes* gilt als omnivor und ernährt sich von Detritus, Sedimenten, einzelligen und filamentösen Algen, Oligochaeten, kleinen Crustaceen, Chironomiden und anderen Insektenlarven (BIJ DE VAATE et al. 2002; VAN DER VELDE 2009). Es scheint auch zu Kannibalismus zu kommen (KINZLER et al. 2009). DICK & PLAVOET (2000) konnten in Laborexperimenten zeigen, dass insbesondere *D. villosus* Männchen einen deutlichen Prädationsdruck auf *Gammarus duebeni* und *G. tigrinus* ausüben können, der

auch für die Bestandsrückgänge bei *D. haemobaphes* verantwortlich gemacht wird. Erste Untersuchungen in der Elbe und dem Rhein ergaben aber, dass *D. villosus* sich in Abhängigkeit von den Nahrungsgrundlagen seiner Habitate sehr unterschiedlich ernähren kann (WINKELMANN 2016). So scheint er in der Elbe nur Pflanzenreste als Nahrung zu nutzen, während er sich im Rhein omnivor ernährt und auch andere Gammariden, wie *Echinogammarus ischnus*, frisst. Wie komplex die Zusammenhänge bei der Verdrängung heimischer durch invasive Arten sein können, zeigen die Experimente von BEGCEL et al. (2016): Unter Laborbedingungen kam es zu keiner Prädation von *D. villosus* auf die heimische Gammaridenart *G. pulex*. In Aquarien, die mit Versteckmöglichkeiten für die Amphipoden ausgestattet waren, hatte aber das Einsetzen von räuberischen Schwarzmundgrundeln (*Neogobius melanostomus*) drastische Verluste auf Seiten von *G. pulex*, signifikant geringere aber auf Seiten von *D. villosus*, zur Folge. Grund ist, dass *G. pulex* weniger erfolgreich als *D. villosus* die Verstecke in den Aquarien nutzt, die letzterer wohl aggressiver verteidigt. *G. pulex* kann daher häufiger im Freiwasser von den Grundeln erbeutet werden. Die Schwarzmundgrundel ist ebenfalls eine invasive Art, die in vielen Bereichen der großen Flüsse die Fischfauna bereits dominiert. Das Beispiel zeigt, wie durch das synergistische Zusammenspiel zweier invasiver Arten und deren Verhalten einheimische Arten in ihrem Bestand bedroht werden können. Die Bezeichnung von *D. villosus* als *Killer Shrimp*, der als direkter Prädator die heimischen Gammaridenbestände auslöscht, muss aufgrund dieser Experimente in Frage gestellt werden. Auch Parasiten, die mit invasiven Gammariden eingeschleppt wurden, können einen erheblichen Einfluss auf das Verhalten und die Sterblichkeit einzelner invasiver wie heimischer Spezies haben, wie das für Microsporidien gezeigt wurde (BOJKO 2018). Die Microsporidien, die wahrscheinlich mit *D. haemobaphes* mit eingeschleppt wurden, infizieren auch *G. pulex*, nicht aber *D. villosus*.

Zu dem Vorkommen von heimischen und invasiven Amphipoden in Tagebauseen schreiben ARNDT & KLEINSTEUBER (2016): „Die bei uns heimischen *Gammarus roeselii*, *G. pulex* und *Niphargus spec.*, sowie die neozoischen *Chelicorophium curvispinum* und *Dikerogammarus villosus* treten in Sachsen-Anhalt auch in Tagebauseen auf, die mit Fremdwasser geflutet wurden (ARNDT et al., unveröffentlichte Daten aus den Jahren 2005 bis 2009 von den Tagebauseen Geiseltal und Merseburg-Ost). Hier sollte weiterverfolgt werden, ob sich diese offensichtlich eingespülten Arten in ihrem neuen Lebensraum etablieren können und welche Auswirkungen dabei ggf. auf das weitere Makrozoobenthos entstehen.“

D. haemobaphes wurde von den Verfassern im Kulkwitzer See wahrscheinlich erstmals Ende Mai 2011 in Sedimentproben nachgewiesen, aber zu diesem Zeitpunkt für *D. villosus* gehalten. Weitere Höckerflohexemplare, die bei Makrozoobenthosbeprobungen gesammelt wurden, konnten dann von Herrn Dr. THOMAS EGGERS (TU Braunschweig) 2013 eindeutig als *D. haemobaphes* bestimmt werden. Dies war einer der ersten Nachweise für Sachsen. Die Art tauchte dann nochmals in Sedimentproben in den Jahren 2013, 2014 (Abb. 22) und 2015 auf. Sein Vorkom-

men in *Dreissena*-Kolonien muss zukünftig überprüft werden und genauso, ob die im See vorkommende Quagga-Muschel ein ebenso präferiertes Habitat gegenüber anderen Hartsubstraten darstellt. Da der Kulkwitzer See ausschließlich mit Grund- und Niederschlagswasser geflutet wurde, kann der weiter oben für den Geiseltalsee vermutete Verbreitungsvektor ausgeschlossen werden. *D. haemobaphes* muss daher durch Wasservögel, Bootsgerätschaften, Angelutensilien oder Tauchausrüstung eingetragen worden sein.

Orconectes limosus, Rafinesque 1817 (Amerikanischer Flusskrebs, Kamberkrebs)

Der heimische Edelkrebs, auch Europäischer Flusskrebs (*Astacus astacus*) genannt, erlitt durch die Krebspest, eine parasitäre Pilzerkrankung (*Aphanomyces astaci*, Oomycota) gegen Ende des 19. Jahrhunderts große Bestandsverluste. Um diese Rückgänge auszugleichen, wurden von dem Fischer MAX VON DEM BORNE um die einhundert Exemplare der nordamerikanischen Flusskrebsart *Orconectes limosus* aus dem Osten der USA eingeführt und in Teichanlagen in der Neumark ausgesetzt (TITTIZER et al. 2000). Über die Verbindung des kleinen Flusses Müttzel gelangten diese Krebse dann auch in das Odersystem. Da *O. limosus* Träger der Krebspest selbst aber immun gegen diese ist, kam es zu weiteren dramatischen Bestandsverlusten beim Edelkrebs (SCHÄPERCLAUS 1935), der mittlerweile auf isolierte Restvorkommen zurückgedrängt wurde. Durch die gezielte Aussetzung, aber auch durch die aktive Wandertätigkeit von *O. limosus*, der oft 5 km pro Jahr zurücklegen kann (THIENEMANN 1950), kam es zu einer schnellen Verbreitung über die vernetzten Flusssysteme in Europa. In der Oder war die Art bereits 1928 (THIENEMANN 1950) verbreitet, in der Elbe 1938 (THIENEMANN 1950) und sowohl im Mittellandkanal und dem Main wurde sie 1947 nachgewiesen (TITTIZER et al. 2002). Der Erstnachweis für Großbritannien war im Jahr 2000/2001, wo die Tiere wahrscheinlich erstmals von Anglern in Gewässer eingesetzt wurden (HOLDICH & BLACK 2007). Mittlerweile hat sich *O. limosus* in vielen Flüssen und Seen Europas etabliert, und seine Ausbreitung kann bis auf Ost- und Südosteuropa als weitgehend abgeschlossen gelten. Da er grundsätzlich immer noch als Überträger der Krebspest gilt und daher die Wiederherstellung der Edelkrebsbestände bedroht (EDER 2002), wird er weiterhin als invasive Art in den Neozoenlisten geführt.

Typische Kennzeichen von *O. limosus* sind die starke Bedornung im Wangenbereich, woher auch der englische Name *spiny cheek crayfish* stammt, eine einpaarige Augenleiste, orangefarbene Scherenspitzen und rostrote Querbinden auf der Oberseite der Hinterleibssegmente (TROSCHEL 1997). Mit einer maximalen Körpergröße von 10-12 cm (PIEPLow 1938) bleibt der Kamberkrebs im Vergleich zu anderen Flusskrebsarten relativ klein.

Er lebt sowohl in Flüssen als auch Seen (HENTTONEN & HUNER 1999) und kann auch in Gewässern mit größerer Wasserverschmutzung leben (PÖCKL & EDER 1998). Zudem kann er sich als halotolerante Art auch an höhere Salzkonzentrationen bis zu 10 ‰ anpassen (JASZCZOLT & SZANIAWSKA 2011). Kürzere Strecken

kann er auch über Land wandern, um von einem in ein anderes Gewässer zu wechseln (PUKY 2014). Er gilt als weitgehend nachtaktiv, zeigt aber auch häufig tagaktives Verhalten. In weicherem Substrat legt er Wohnhöhlen an, verbirgt sich aber auch zwischen Makrophyten oder kann sich in schlammigen Grund eingraben. Die Art besitzt im Vergleich zum Edelkrebs hohe Reproduktionsraten (PÖCKL & EDER 1998), einen schnelleren Lebenszyklus und in der Folge eine hohe Nachkommenzahl (BURIC et al. 2013; PÖCKL & EDER 1998). Der Kamberkrebs gilt daher im Unterschied zum Edelkrebs als r-Strategie. Erst relativ spät erkannte man, dass *O. limosus* sich auch parthenogenetisch fortpflanzen kann (BURIC et al. 2011), eine Eigenschaft, die zu seinem r-strategischen Verhalten erheblich beiträgt. Die Paarungszeit findet vom Spätsommer bis zum zeitigen Frühjahr statt (BURIC et al. 2013). Nach dem Schlüpfen der Jungtiere aus den Eiern verbleiben diese dann meist noch bis zum 2. Häutungsstadium am Muttertier. Die Geschlechtsreife wird mit etwa eineinhalb Jahren erreicht. In seiner Ernährung gilt er als omnivor; seine Ernährungspräferenzen hängen aber stark von den Nahrungsquellen ab, die er in verschiedenen Habitaten vorfindet (VOJKOVSKA et al. 2014). Er kann sich sowohl überwiegend herbivor von Makrophyten, Algen und Detritus ernähren, als auch carnivor von verschiedenen Makroinvertebraten, wobei er auch die Schalen von Muscheln knacken kann (RENAI & GHERADI 2004). Zu den Prädatoren von Flusskrebsen gehören Aal, Forelle, große Karpfen, aber auch Fischotter und Reiher. Nicht zu unterschätzen ist aber auch die Prädation auf der trophischen Ebene der Makroinvertebraten selbst in Abhängigkeit ihrer Entwicklungsstadien. So kommt es bei den beiden invasiven Arten *O. limosus* und *D. villosus* zu einer gegenseitigen interspezifischen Prädation (BURIC et al. 2009). Die jungen Stadien der Flusskrebse werden von den Gammariden gefressen. Die fortgeschritteneren Stadien können sich wiederum von den Gammariden ernähren.

Wahrscheinlich kommen Kamberkrebse bereits sehr lange im Kulkwitzer See vor (Abb. 22) und wurden vielleicht noch während der Flutungsphase des Sees Ende der 1970er, Anfang der 1980er Jahre dort absichtlich eingesetzt. Eventuell könnten sie auch vom nahe gelegenen Zschampert-Bach über Land eingewandert sein (vgl. PUKY 2014). Häufig kann man sie an Sedimentkanten antreffen, wo sie sich Höhlen graben oder sie besetzen altes Bergbaugerät wie Rohrspinnen, deren Hohlräume als Wohnhöhle ideal geeignet sind. Oft findet man sie aber auch in dichteren Makrophytenbeständen der Armleuchteralgen.

3.6 Makrozoobenthos

Hier sind mit dem bloßen Auge erfassbare Arten aus Tauchgangsbeprobungen des Benthos im Kulkwitzer See dargestellt. Teilweise wurden Proben zur Artbestimmung präparativ aufbereitet oder Arten, die zum Beispiel endozoisch leben, aus anderen Arten herauspräpariert (Jahreszahl = Erstfund, teilweise mit Fundort Planquadrat, vgl. Abb. 2):

Porifera: *Ephydatia muelleri* Lieberkühn (2004, Abb. 29), *Ephydatia fluviatilis* L. (2013, Abb. 30); **Cnidaria:** *Cordylophora caspia* Pallas (2007, Abb. 17), *Hydra vulgaris* / *braueri* (Artencluster), *Hydra viridissima* (in 13 m Tiefe, 2013), *Hydra oligactis* (am Netz der großen Plattform, 2011, Abb. 31); **Plathelminthes:** *Dugesia lugubris* / *polychroa* (Artencluster, 2007/2016, Abb. 31); **Annelida:** Oligochaeta: Naidinae: *Stylaria lacustris* (in 25 m Tiefe und Litoral) und mögliche weitere Gattungen *Amphichaeta*, *Chaetogaster*, 2002/2004), Tubificinae: mögliche Gattungen *Limnodrilus* (in 25 m Tiefe, G4) und *Tubifex* (in 25 m Tiefe, G4), Lumbriculidae: *Lumbriculus variegatus* (in 6 m Tiefe, 2014), Piscicolidae: *Piscicola* spec.; **Mollusca:** **Gastropoda:** Planorbidae: *Potamopyrgus antipodarum* (Abb. 17), *Radix* spec. (von LfUL/BfUL nachgewiesene Art *R. balthica* = *R. ovata*), **Bivalvia:** *Corbicula fluminea* (2017, Abb. 22-27), *Dreissena polymorpha* (Abb. 17-21), *Dreissena rostriformis bugensis* (2018, Abb. 17-21), *Sphaerium corneum* (2006, Abb. 31); **Arthropoda:** **Acari:** Hydrachnidia (Abb. 31), Hydrozetidae: *Hydrozetes* spec. (2011), **Ostracoda:** *Candona* spec. (2006, Abb. 32), **Crustacea:** *Asellus aquaticus* (Abb. 32), *Dikergammarus haemobaphes* (2011, Bestimmung durch Dr. T. EGGERS, Abb. 22), *Hemimysis anomala* (2007, Abb. 22, 28), *Orconectes limosus* (Abb. 22), **Insecta:** Ephemeroptera (Larven, Imagos), Odonata: Aeshnidae: *Anax* spec. (Larve, 2015), Zygoptera: *Enallagma cyathigerum* (Larve, 2000/2011), Auchenorrhyncha: *Cicadella viridis* (2014), Megaloptera: *Sialis* spec. (2010), Neuroptera: *Sisyra* spec. (Larve, lebt in Schwämmen, 2008, Abb. 29, 32), Coleoptera: *Dytiscus* spec. (Larve), *Haliplus* spec. (Larve, 2014), Trichoptera: *Ceraclea fulva* (Larve, lebt in Schwämmen, 2015), Phryganeidae (Gallertlaichtring, Larvenentwicklung, 2018, Abb. 33; von LfULG/BfUL nachgewiesene Gattung: *Agrypnia*), Polycentropodidae (Larve und Fangnetz, Abb. 32; von LfULG/BfUL nachgewiesen: *Cyrnus*, Gattung, die Fangnetze baut), Hydroptilidae (Larve (fixiert vorhanden), 2013; von LfULG/BfUL nachgewiesene Gattung: *Oxyethira*), Lepidoptera: *Nymphula nitidulata* (2014), Diptera: Chironomidae (Larven); **Vertebrata:** **Amphibia:** *Rana ridibunda* (in 6,5 m Tiefe, 8 °C, 2002).

3.7 Fischfauna

Basierend auf Parametern wie der Morphometrie, dem Sauerstoffgehalt, der Sichttiefe und dem Makrozoobenthos wird der Kulkwitzer See im Leitbild als Maränensee II eingeordnet (RÜMMLER et al. 2005). Von den in einer großen Besatzmaßnahme im Jahr 2000 eingesetzten Großen Maränen (*Coregonus lavaretus*) konnten im Jahr 2003 von RÜMMLER et al. (2005) keine Exemplare mehr nachgewiesen werden. Die vom IfB (2000) sowie von RÜMMLER et al. (2005) nachgewiesenen und in FLORIAN & LINGELBACH (2006) beobachteten Fischarten konnten, bis auf *Abramis bjoerkna*, *Carassius gibelio* und *Gobio gobio* (letzterer in den 1980er Jahren), auch von den Verfassern festgestellt und zum großen Teil auch fotografisch dokumentiert werden:

Abramis brama, *Anguilla anguilla*, *Aristichthys nobilis*, *Carassius carassius*, *Ctenopharyngodon idella*, *Cyprinus carpio* (Wild- und Zuchtformen), *Esox lucius*, *Gasterosteus aculeatus* (2014), *Gymnocephalus cernua* (2014), *Hypophthal-*

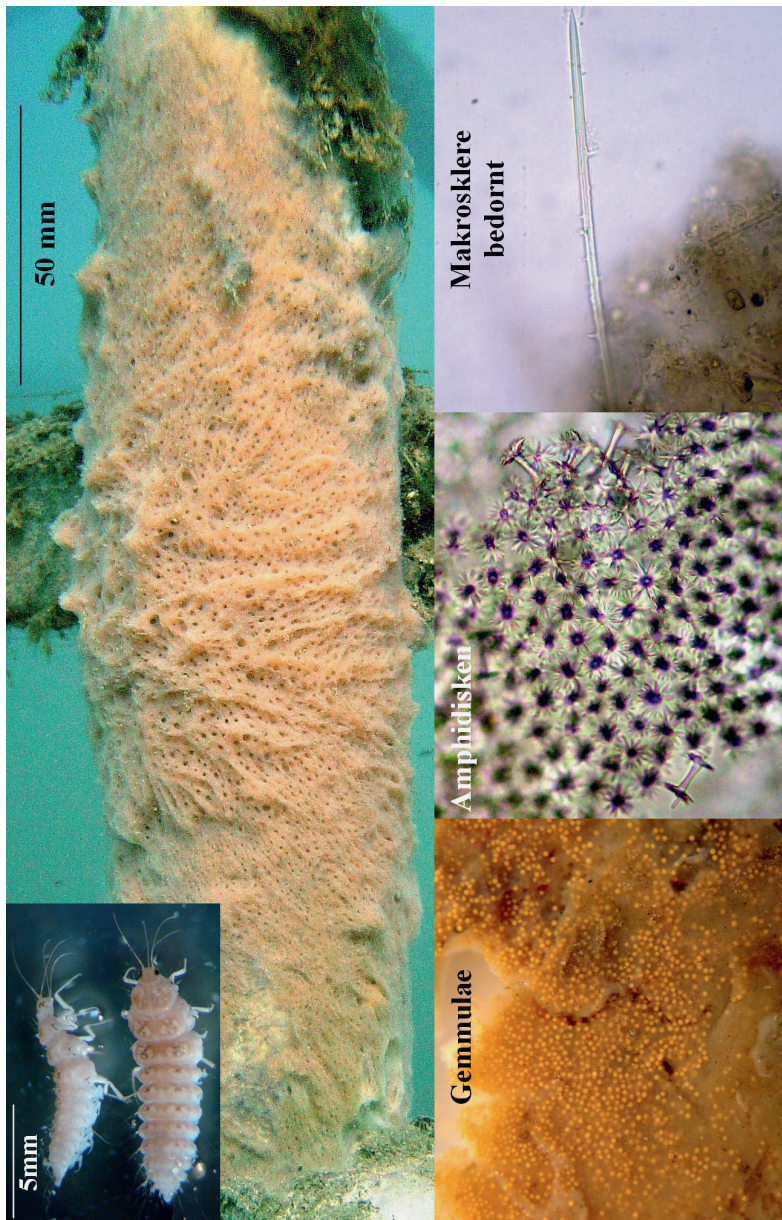


Abb. 29: *Ephydatia muelleri* (Blasenzellenschwamm). Oben: Schwammhabitus am Gestänge einer UW-Plattform (Fotoinsert: Schwammfliegenlarven (fixiert), die im und von dem Schwamm leben); Links unten: Gemmulae ($\varnothing$ ca. 300-600 μm); Mitte unten: Amphidiskien ($\varnothing$ der Scheiben ca. 10-20 μm); Rechts unten: Makroskleren (L 160-325 μm).

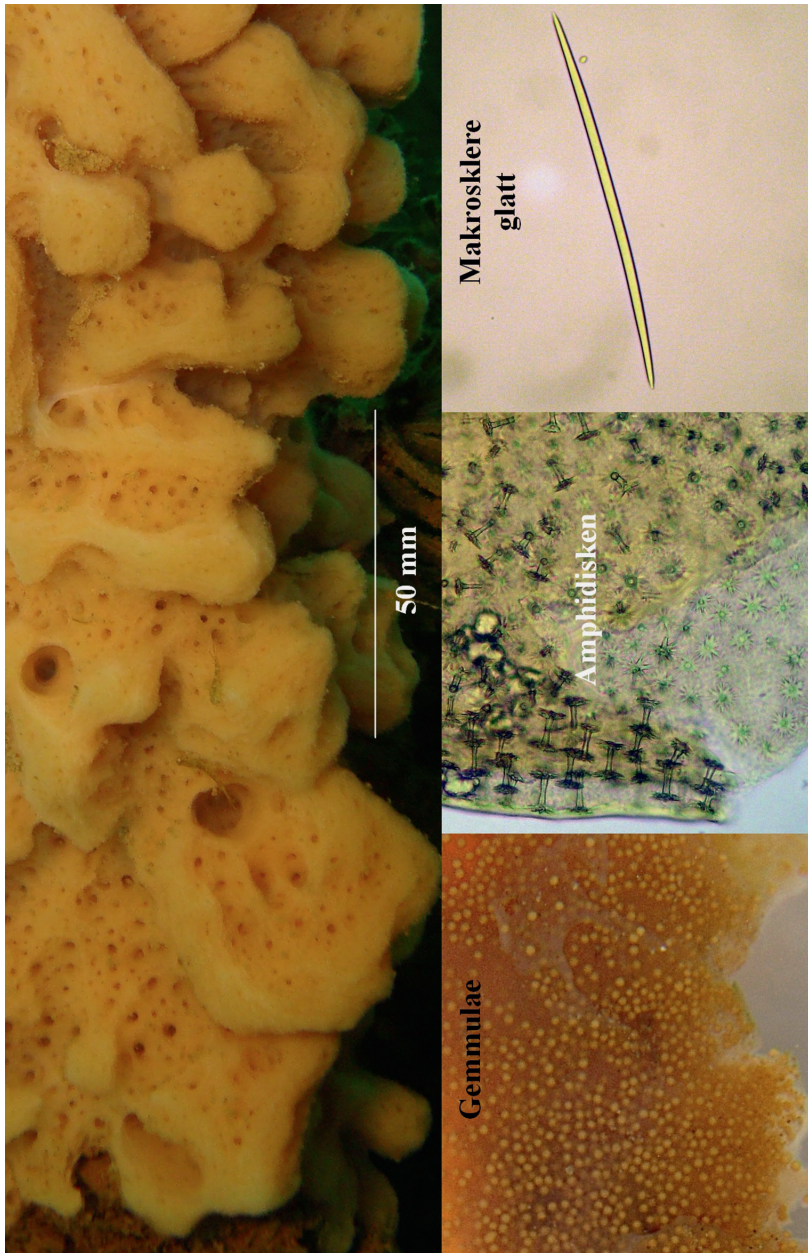


Abb. 30: *Ephydatia fluviatilis* (Klumpenschwamm). Oben: Schwammhabitus am Astwerk, das in eine UW-Plattform eingebracht wurde; Links unten: Gemmulae ($\varnothing$ ca. 300-600 μm); Mitte unten: Amphidiskien ($\varnothing$ der Scheiben ca. 10-20 μm); Rechts unten: Makroskleren (L 180-550 μm).



Abb. 31: Makrozoobenthos I. Links oben: *Hydra oligactis* auf einer Mikrobenmatte; Rechts oben: *Dugesia lugubris* / *polychroa*; Links unten: *Sphaerium corneum*; Rechts unten: Rote Süßwassermilben (Hydrachnidia) an einer Karkasse (häufige Typart *Limnochares aquatica*).

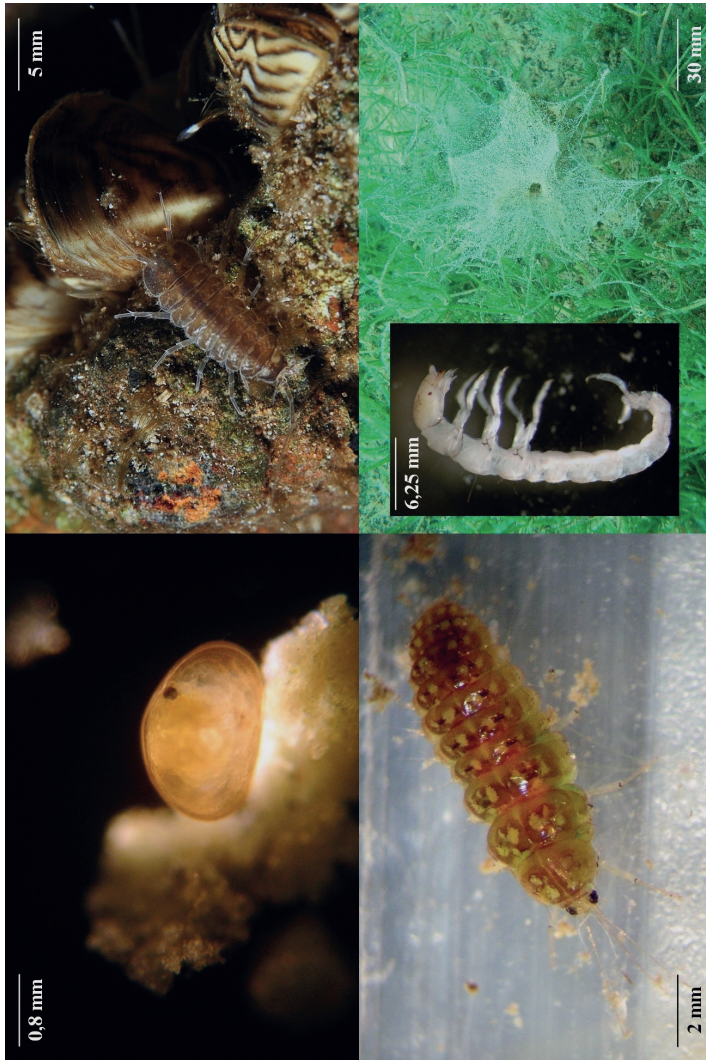


Abb 32: Makrozoobenthos II. Links oben: Muschelkrebs (Ostracoda) auf einem Sedimentpartikel. Das Auge scheint als schwarzer Punkt durch die Schale; Rechts oben: *Asellus aquaticus* neben *D. polymorpha*; Links unten: *Sisyra* spec. (Schwammfliegenlarve, lebend) lebt in Schwämmen und ernährt sich von ihnen; Rechts unten: Fangnetz einer Köcherfliegenlarve (Polycentropodidae) befestigt in Characeen. Kommt ein Beutetier mit den Signalfäden aus Seide in Berührung, schnellst die Larve (kleines Foto) aus ihrer Röhre und packt die Beute mit ihren kräftigen Mandibeln. Eine Gattung, die trichterförmige Netze baut, ist *Cyrnus* und wurde vom LfLUG/BfUL im Kulkwitzer See bereits nachgewiesen.

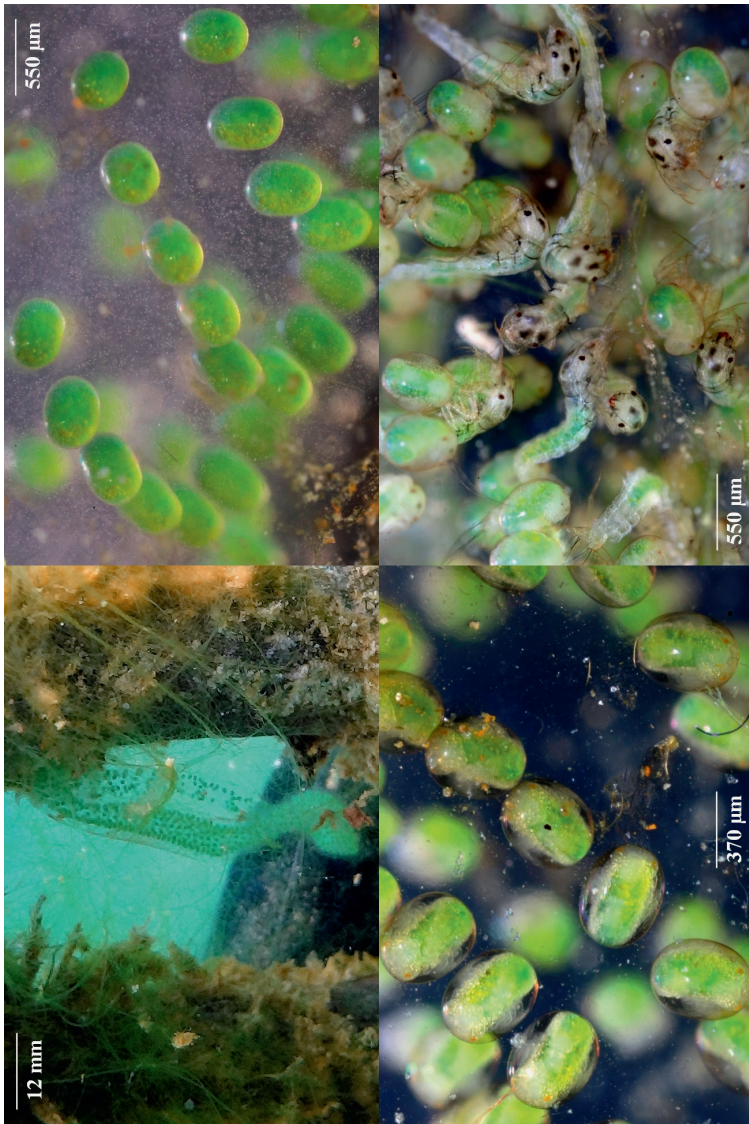


Abb. 33: Makrozoobenthos III. Links oben: Gallertring mit Eiern einer Köcherfliege an einem Kettenglied einer Boje. Gallerllaichringe sind typisch für die Familie der Phryganeidae. Eine nachgewiesene Gattung im Kulkwitzer See ist *Agrypnia* (Quelle: LfULG, BfUL), die möglicherweise für dieses Gelege verantwortlich ist; Rechts oben: Grüne Eier in Gallerte mit kleinen Lipidglobuli (orange); Links unten: Spätes Entwicklungsstadium der Eier mit Larven, bei denen der Kopf und der eingerollte Hinterleib zu erkennen sind; Rechts unten: Schlüpfende Larven mit rot gefärbten Mandibelspitzen und Eier kurz vor dem Schlupf.

michthys molitrix, *Leuciscus cephalus*, *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Silurus glanis*, *Stizostedion lucioperca* und *Tinca tinca*.

4. SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Die hier gezeigten Ergebnisse machen deutlich, dass Tauchsportvereine wertvolle zusätzliche Daten zum Seenmonitoring von Umweltbehörden liefern können. Ihre Einbindung in Monitoringkonzepte zur Überwachung insbesondere oligotropher bis schwach-mesotropher Seen ist daher ein sinnvolles Instrument auch im Sinne der Bürgerwissenschaften (*Citizen Science*). Um frühzeitig negative Entwicklungen unter Wasser erkennen zu können, sind insbesondere Taucher sehr gut geeignet, da sie einen räumlich aufgelösten Eindruck der Unterwasserwelt bekommen, wie er durch bootsgestützte Untersuchungen in der Regel nicht realisierbar ist. Durch ein zeitlich engeres und auch mehr Messtransekten umfassendes Monitoring ist es mit Hilfe von Tauchsportvereinen möglich, zusätzliche Daten zu erheben, die als wichtige Ergänzung der Daten von Umweltbehörden dienen können. Auch die Überwachung invasiver Arten (Neobiota) im Süßwasser ist von großer Bedeutung, da ihre Massenentwicklung zu dramatischen Problemen und der Verdrängung heimischer Arten führen kann. Oft wird deren Einschleppung bei Untersuchungen vom Boot aus erst erkannt, wenn die Bestandsdichte schon recht hoch ist. In der Bestimmung solcher Arten geschulte Taucher können unter Wasser bereits die Invasion im Frühstadium erkennen, wenn erst wenige Exemplare in den Gewässern vorhanden sind, da sie über einen weiten Bereich unter Wasser gezielt suchen können.

Aufgrund seines hohen ökologischen Potenzials „gut oder besser“ nimmt der Kulkwitzer See eine exponierte Stellung als Referenzgewässer für andere künstliche Bergbaufolgewässer in der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands ein. Dies gilt auch für die Beurteilung des invasiven Potenzials von Neobiota in diesen speziellen, künstlichen Seen. Für den Kulkwitzer See konnten in der vorliegenden Arbeit bereits einige Neobiota nachgewiesen werden. Aufgrund des oligotrophen Charakters des Sees liegt aber für keine der Arten eine Massenentwicklung vor, wie sie teilweise in meso- und eutrophen Gewässern beobachtet werden konnte. Daher ist der oberflächliche Eindruck im Kulkwitzer See momentan der einer friedlichen Koexistenz zwischen invasiven und heimischen Arten. Es sollte hier aber weiterhin geprüft werden, ob durch starke Besetzung von kleinräumigen Nischen durch invasive Arten heimische zurückgedrängt werden. Ein genaueres Augenmerk sollte gerade auf die invasive Art *D. haemobaphes* gelegt werden, die bevorzugt *Dreissena*-Kolonien als Versteck- und Jagdrevier besetzt und aus diesem Habitat heimische Gammariden eventuell verdrängen könnte. Gleichzeitig kann man hierbei die interspezifische Konkurrenz der beiden *Dreissena*-Arten *D. polymorpha* und *D. rostriformis bugensis* untersuchen.

5. DANK

Wir danken dem Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen (LfULG) als überbehördlicher Institution und hier insbesondere Frau KERSTIN

JENEMANN für die Bereitstellung des Datenmaterials zum Kulkwitzer See. Frau DR. ANGELA DOEGE (BfUL) gilt unser Dank für die intensive und federführende Zusammenarbeit bei der Kartierung und Bestimmung der Characeen des Kulkwitzer Sees und die Organisation des 6. Jahrestreffens der Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (2009), das mit Hilfe unseres Tauchsportvereins direkt am Ufer des Kulkwitzer Sees stattfinden konnte. DR. PETER GUTTE, dem ehemaligen Kustos des Herbariums Lipsiense (Universität Leipzig), danken wir für die Bestimmung schwieriger angiospermer Makrophyten, wie zum Beispiel *Najas marina* subsp. *intermedia* und *Najas minor*, sowie für die Einlagerung verschiedener Makrophyten als Belegexemplare im Herbarium Lipsiense. Für die Archivierung weiterer Makrophyten als Herbarmaterial danken wir Herrn KARL HEYDE vom Naturkundemuseum Leipzig. DR. KLAUS VAN DE WEYER vom Planungsbüro für biologisch-ökologische Gewässeruntersuchungen (lanaplan) gilt unser Dank für die Schulung und praktische Unterweisung in der tauchgestützten Makrophytenbeprobung. Der Landesdirektion Leipzig und dem Umweltamt Leipzig danken wir für das Interesse, die Diskussionsbereitschaft und schließlich die Vermittlung eines Makrophytenmonitorings zur Unterstützung des LfULG, das der Tauchsportverein *Leipziger Delphine* e. V. mittlerweile schon viele Jahre in enger Zusammenarbeit mit der BfUL betreibt. Herrn JENS KROKER (BfUL) sei herzlich gedankt für die Bestimmung des Artenspektrums des speziellen, von Diatomeen dominierten Biofilms.

Durch die unermüdliche Unterstützung vieler Mitglieder unseres Vereins hatten wir stets technische Hilfe unter wie auch über Wasser. Besonderer Dank geht hier an REINHARD GRÄFE, unseren Tauchbasisleiter, mit dem die Organisation größerer Veranstaltungen, wie zum Beispiel dem 6. Characeentreffen, immer bestens geklappt hat. Ebenso gedankt sei PETER STÄNGEL, dem mittlerweile leider verstorbenen Basisleiter an der E III, für seine stete Hilfsbereitschaft bei der Vorbereitung des Makrophytenmonitorings. Der „Technikgruppe“ in unserem Verein danken wir für den Bau der UW-Plattformen, die sich im Kulkwitzer See zu künstlichen Riffen und für uns als biologisch interessierte Taucher zu einem Eldorado sessiler Organismen entwickelt haben. Wir danken hier LYSANN BARTH, ANDRÉ STARKE, LUTZ DRÖSSLER und HENRY LANGE, um nur einige wenige zu nennen, für ihre stete Hilfsbereitschaft. Dem Vorstand um MATTHIAS FÄLLER, MELANIE RICHTER und den vielen „Vorstandsruheständlern“ sei für ihre unermüdliche Verwaltungsarbeit in über 25 Jahren Bestehen unseres Tauchvereins ganz herzlich gedankt.

Die Autoren danken der Gesellschaft für Naturkunde für die Möglichkeit die umfangreichen Daten zum Kulkwitzer See zu veröffentlichen und Herrn SIMON STUTZ, Schriftleiter, für seine großartige Unterstützung bei der Erstellung der Veröffentlichung.

6. LITERATUR

- AAMIO, K. & E. BORNSDORFF (1997): Passing the gut of juvenile flounder *Platichthys flesus* (L.) – differential survival of zoobenthic prey species. – *Marine Biology*, **129**: 11–14.
- ALF, A. (1992): Ein bemerkenswerter Fundort von *Corbicula fluminalis* Müller 1774 im Rhein – mit Anmerkungen zur Ökologie und zu weiteren Vorkommen der Art in Baden-Württemberg. – *Lauterbornia*, **9**: 65–72.
- ARENDT, K.†, OLDORFF, S., KABUS, T. & T. KIRSCHHEY (2011): Methodik und erste Ergebnisse des „naturkundlichen Tauchens“ in Seen des Naturparks Stechlin-Ruppiner Land. – *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*, **20**: 122–135.
- ARNDT, E. & W. KLEINSTEUBER (2016): Flohkrebse (Malacostraca: Amphipoda) Bestands-situation. Stand: August 2016. – In: FRANK, D. & P. SCHNITTER (Hrsg.): Pflanzen und Tiere in Sachsen-Anhalt. Ein Kompendium der Biodiversität: S. 583–588. – Rangsdorf (Natur + Text).
- ARNDT, E.A. (1984): The ecological niche of *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771). – *Limnologia*, **15**: 469–477.
- ASCHERSON, P. (1864): Flora der Provinz Brandenburg, der Altmark und des Herzogthums Magdeburg – zum Gebrauche in Schulen und auf Excursionen. Erste Abtheilung. Aufzählung und Beschreibung der in der Provinz Brandenburg, der Altmark und dem Herzogthum Magdeburg bisher wildwachsend beobachteten und der wichtigeren kultivierten Phanerogamen und Gefäßkryptogamen. 1034 S. – Nachdruck 1999, Beiheft 5, Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg.
- AUDZIJONYTE, A., WITTMANN, K.J. & R. VÄINÖLÄ (2008): Tracing recent invasions of the Ponto-Caspian mysid shrimp *Hemimysis anomala* across Europe and to North America with mitochondrial DNA. – *Diversity and Distributions*, **14**: 179–186.
- BACELA, K., KONOPACKA, A. & M. GRABOWSKI (2009): Reproductive biology of *Dikergammarus haemobaphes*: an invasive gammarid (Crustacea: Amphipoda) colonizing running waters in Central Europe. – *Biological Invasions*, **11**: 2055–2066.
- BACESCU, M. (1940): Les Mysidacés des eaux Roumaines. – *Annales Scientifiques de l'Université de Jassy*, **26**: 453–804.
- BĂCESCU, M. (1954): Crustacea Mysidacea. – *Fauna Republicii populare Romine*, **4**: 1–126.
- BAER, J., GEORGE, V., HANFLAND, S., LEMCKE, R., MEYER, L. & S. ZAHN (2007): Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen. 158 S. – Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V.
- BALDWIN, B.S., MAYER, M.S., DAYTON, J., PAU, N., MENDILLA, J., SULLIVAN, M., MOORE A., MA, A. & E.L. MILLS (2002): Comparative growth and feeding in zebra and quagga mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*): implications for North American lakes. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**: 680–694.
- BARTHELMES, D. (1994): Ichthyoeutrophierung. – 2. Tagung Seenkataster Brandenburg, 16.-18. März 1994 in Kleinmachnow (Brandenburg).
- BATESON, M.M. & D.M. WARD (1988): Photoexcretion and fate of glycolate in a hot spring cyanobacterial mat. – *Applied and Environmental Microbiology*, **54**: 1738–1743.
- BEGGEL, S., BRANDNER, J., CERWENKA, A.F. & J. GEIST (2016): Synergistic impacts by an

invasive amphipod and an invasive fish explain native gammarid extinction. – *BMC Ecology*, **16**: 32.

BGD (Boden und Grundwasserlabor GmbH Dresden) (2002): Limnologisches Gutachten Kulkwitzer See – Phase 2. 95 S. – Auftraggeber: Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH Leipzig.

BGD (Boden und Grundwasserlabor GmbH Dresden) (2010a): Kurzexpertise zur Einschätzung der Wasserbeschaffenheit im Kulkwitzer See und deren Veränderungen seit 2001 (BGD Projekt: 10-014). 38 S. – Im Auftrag der Leipzig Seen Projektmanagement GmbH, Bearbeiter: DR. I. GUDERITZ.

BGD (Boden und Grundwasserlabor GmbH Dresden) (2010b): Ergebnisbericht: Untersuchung von Sedimentproben des Kulkwitzer Sees (Südbecken). 11 S. – Im Auftrag der Stadt Leipzig, Amt für Umweltschutz, Bearbeiter: DR. I. GUDERITZ & B. HEINRICH.

BICK, H. (1998): Stehende Binnengewässer. – In: BICK, H.: Grundzüge der Ökologie. S. 124–161. – Spektrum Akademischer Verlag/Gustav Fischer.

BIJ DE VAATE, A., AZDZEWski, K., KETELAARS, H. A. M., GOLLASCH, S. & G. VAN DER VELDE (2002): Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**: 1159–1174.

BOETTGER, C. R. (1951): Die Herkunft und Verwandtschaftsbeziehungen der Wasserschnecke *Potamopyrgus jenkinsi* E. A. Smith, nebst einer Angabe über ihr Auftreten im Mediterrangebiet. – *Archiv für Molluskenkunde*, **80**: 57–84; Taf. 4.

BOJKO, J., STENTIFORD, G. D., STEBBING, P. D., HASSALL, C., DEACON, A., CARGILL, B., PILE, B. & A. M. DUNN (2018): Pathogens of *Dikerogammarus haemobaphes* regulate host activity and survival, but also threaten native amphipod populations in the UK. – *Diseases of Aquatic Organisms*, <https://doi.org/10.3354/daoo3195>

BONELL, F. & R. RÖSCH (2012): Invasive Arten als Fischnahrung im Bodensee: S. 1–71. – Forschungsbericht KLIMOPASS, LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg.

BONNEY, R., COOPER, C. B., DICKINSON, J., KELLING, S., PHILLIPS, T., ROSENBERG, K. V. & J. SHIRK (2009): Citizen science: a developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. – *Bioscience*, **59**: 977–984.

BORCHERDING, J., MURAWSKI, S. & H. ARNDT (2006): Population ecology, vertical migration and feeding of the Ponto-Caspian invader *Hemimysis anomala* in a gravel-pit lake connected to the river Rhine. – *Freshwater Biology*, **51**: 2376–2387.

BORZA, P. (2014): Life history of invasive Ponto-Caspian mysids (Crustacea: Mysida): A comparative study. – *Limnologica*, **44**: 9–17.

BROEKHUIZEN, N., PARKYN, S. & D. MILLER (2001): Fine sediment effects on feeding and growth in the invertebrate grazer *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda, Hydrobiidae) and *Deleatidium* sp. (Ephemeroptera, Leptophlebiidae). – *Hydrobiologia*, **457**: 125–132.

BUŘIČ, M., HULÁK, M., KOUBA, A., PETRUSEK, A. & P. KOZÁK (2011): A successful crayfish invader is capable of facultative parthenogenesis: a novel reproductive mode in decapod crustaceans. – *PLoS ONE*, **6**: e20281.

BUŘIČ, M., KOCI, L., PETRUSEK, A., KOUBA, A. & P. KOZÁK (2009): Invaders eating invaders:

potential trophic interactions between the amphipod *Dikerogammarus villosus* and juvenile crayfish *Orconectes limosus*. – Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, **394–395**: 05. DOI: <https://doi.org/10.1051/kmae/2009015>.

BURIČ, M., KOUBA, A. & P. KOZÁK (2013): Reproductive plasticity in freshwater invader: from long-term sperm storage to parthenogenesis. – PLoS ONE, **8**: e77597.

CASTENHOLZ, R. W., WILMOTTE, A., HERDMAN, M., RIPPKA, R., WATERBURY, J. B., ITEMAN, I. & L. HOFFMANN (2001): Phylum BX. Cyanobacteria. – In: GARRITY, G. M., BOONE, D. R. & R. W. CASTENHOLZ (Hrsg.): Bergey's Manual of Systematic Bacteriology: S. 473–599. – New York (Springer).

CHEN, W., LIPOWSKI, K., JOURDAN, J., PLATH, M., STREIT, B. & S. KLAUS (2012): *Dikerogammarus haemobaphes* in the River Lahn, Germany, with notes on the dynamics of *Amphipoda* assemblages. – Lauterbornia, **75**: 87–93.

CHIOVITTI, A., BACIC, A., BURKE, J. & R. WETHERBEE (2003): Heterogeneous xylose-rich glycans are associated with extracellular glycoproteins from the biofouling diatom *Craspedostauros australis* (Bacillariophyceae). – European Journal of Phycology, **38**: 351–360.

CLAXTON, W. T. & G. L. MACKIE (1998): Seasonal and depth variations in gametogenesis and spawning of *Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis* in eastern Lake Erie. – Canadian Journal of Zoology, **76**: 2010–2019.

CONROY, J. D., EDWARDS, W. J., PONTIUS, R. A., KANE, D. D., ZHANG, H. Y., SHEA, J. F., RICHEY, J. N. & D. A. CULVER (2005): Soluble nitrogen and phosphorus excretion of exotic freshwater mussels (*Dreissena* spp.): potential impacts for nutrient remineralisation in western Lake Erie. – Freshwater Biology, **50**: 1146–1162.

CONSTABLE, D. & N. J. BIRKY (2016): The impact of the invasive amphipod *Dikerogammarus haemobaphes* on leaf litter processing in UK rivers. – Aquatic Ecology, **50**: 273–281.

COOK, C. D. K. & K. URMI-KÖNIG (1985): A revision of the genus *Elodea* (Hydrocharitaceae). – Aquatic Botany, **21**: 111–156.

COUNTS, C. L. (1986): The zoogeography and history of the invasion of the United States by *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae). – American Malacological Bulletin, Special Edition, **2**: 7–39.

CRIVELLI, A. J. (1983): The destruction of aquatic vegetation by carp. – Hydrobiologia, **106**: 37–41.

CYPIONKA, H. (2000): Oxygen respiration by *Desulfovibrio* species. – Annual Review of Microbiology, **54**: 827–848.

DECHO, A. W. (2000): Microbial biofilms in intertidal systems: an overview. – Continental Shelf Research, **20**: 1257–1273.

DICK, J. T. A. & D. PLATVOET (2000): Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. – Proceedings of the Royal Society of London, **267**: 977–983.

DICK, J. T. A., GALLAGHER, K., AVIJAS, S., CLARKE, H. C., LEWIS, S. E., LEUNG, S., MINCHIN, D., CAFFREY, J., ALEXANDER, M. E., MAGUIRE, C., HARROD, C., REID, N., HADDAWAY, N. R., FRANSWORTH, K. D., PENK, M. & A. RICCARDI (2013): Ecological impacts of an invasive predator

explained and predicted by comparative functional responses. – *Biological Invasions*, **15**: 837–846.

DIGGINS, T.P. (2001): A seasonal comparison of suspended sediment filtration by quagga (*Dreissena bugensis*) and zebra (*D. polymorpha*) mussels. – *Journal of Great Lakes Research*, **27**: 457–466.

DMSdB (Dachverein Mitteldt. Str. d. Braunkohle e. V.) (Hrsg.) (2003): Auf der Strasse der Braunkohle. – Eine Entdeckungsreise durch Mitteldeutschland. 338 S. – Leipzig (Klingenberg Buchkunst).

DOEGE, A., WEIß, J., VOGEL, B., DILGER, M., SÄNGER, H. & A. KÜSTER (2006): Die Charales des Kulkwitzer Sees bei Leipzig (Sachsen). – *Lauterbornia*, **58**: 109–122.

DOEGE, A. (2008): Rote Liste Armleuchteralgen Sachsens. 20 S. – Dresden (Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie).

DOEGE, A. & D. DOEGE (2009): 6. Jahrestreffen der Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands am Kulkwitzer See. – *Delphinarium*, **2+3**: 8.

DORGELO, J. (1987): Density fluctuations in populations 1982–1986 and biological observations of *Potamopyrgus jenkinsi* in two trophically differing lakes. – *Hydrobiological Bulletin*, **21**: 95–110.

EDER, E. (2002): Krebstiere: Flusskrebse (Crustacea: Decapoda: Astacidae & Cambaridae). – In: ESSL, F. & W. RABITSCH (Hrsg.): Neobiota in Österreich: S. 287–291. – Wien (Umweltbundesamt).

EGGERS, T.O. & A. MARTENS (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. – *Lauterbornia*, **42**: 1–68.

EGGERS, T.O., MARTENS, A. & K. GRABOW (1999): *Hemimysis anomala* Sars im Stichkanal Salzgitter (Crustacea: Mysidacea). – *Lauterbornia*, **35**: 43–47.

EISSMANN, L., PRIESE, O. & E. RICHTER (1985): Die Geologie des Naherholungsgebietes Kulkwitz-Militz bei Markranstädt – Ein Leitprofil des Glaziärs und Periglaziärs in Sachsen. – *Abh. Ber. Nat.kd. Mus. Mauritium Altenbg.*, **11(3)**: 217–248.

ENDER, V. (2004): Verhalten von Schwermetallen, Uran und Ra-226 bei der Flutung von Tagebaurestlöchern. – *Ber. Naturforsch. Ges. Oberlausitz*, **11**: 77–88.

EU (Europäische Union) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – *Amtsblatt der EU L*, **327/1**, 22.10.2000.

EU (Europäische Union) (2001): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – Geändert durch Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001. – *Amtsblatt der EU L*, **331**, 15.12.2001.

FALKNER, G. (1990): Binnenmollusken. – In: FECHTNER, R. & G. FALKNER (Hrsg.): Weichtiere. Steinbachs Naturführer: S. 112–286. – München (Mosaik Verlag).

FLEMMING, H.C. (1993): Biofilms and environmental protection. – *Water Science & Technology*, **27**: 1–10.

FLORIAN, D. & H.-J. LINGELBACH (2006): Der Kulkwitzer See – Ein Kleinod am Rande der Stadt. 96 S. – Leipzig (Militzke).

Der Kulkwitzer See (Leipzig, Sachsen) als Referenzgewässer für die neuen Seen
der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands –
Tauchuntersuchungen zur Ökologie und Biodiversität

- GASYUNAS, I. I. (1968): Akklimatizatsiya mizidii *Hemimysis anomala* Sars v vodokhranilishche Kaunasskoi GES. – Trudy Akademii Nauk Litovskoi SSR, Seriya B, 3: 71–73.
- GERBER, K. & G. C. SMART JR. (1987): Plant-parasitic nematodes associated with aquatic vascular plants: S. 488–491. – In: VEECH, A. & D. W. DICKSON (Hrsg.): Vistas on Nematology.
- GIESEN, S. (1998): Taxonomische Stellung und populationsgenetische Struktur von Arten der gebietsfremden Amphipoden Gattung *Dikerogammarus* (Stebbing 1899) im Main, Main-Donau-Kanal und Donau. 122 S. – Diplomarbeit FB Biologie, Inst. f. Zool., J. Gutenberg-Universität Mainz.
- GILBERT, M. (2011): Makrophyten-Monitoring am Kulkwitzer See. – Delphinarium, 2+3: 9–12.
- GILBERT, M. (2012): UW-Pflanzenmonitoring im Kulkwitzer See. – Delphinarium, 2+3: 4.
- GLÖER, P. (2002): Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas – Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. Die Tierwelt Deutschlands, 73. Teil. 327 S. – Hackenheim (Conch Books).
- GOSSELCK, F. (1969): Physiologisch-ökologische Untersuchungen an *Cordylophora caspia* im Unterlauf der Warnow. – Limnologica, 7: 45.
- GRABOW, K. (1998): *Corbicula „fluminalis“* in der Havel bei Berlin. – Lauterbornia, 32: 15–16.
- GRABOWSKI, M., BACELA, K. & A. KONOPACKA (2007): How to be an invasive gammarid – comparison of life history traits. – Hydrobiologia, 590: 75–84.
- GRIGOROVICH, I. A., COLAUTTI, R. I., MILLS, E. L., HOLECK, K., BALLERT, A. G., & H. J. MACISAAC (2003): Ballast-mediated animal introductions in the Laurentian Great Lakes: retrospective and prospective analyses. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 60: 740–756.
- GUTOWSKI, A., VAN DE WEYER, K., HOFMANN, G. & A. DOEGE (2011): Makrophyten und Phytobenthos. Indikatoren für den ökologischen Gewässerzustand. 186 S. – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- GUTTE, P. (2006): Flora der Stadt Leipzig. 177 S. – Jena (Weissdorn-Verlag).
- GUTTE, P., WEIß, J. & B. VOGEL (2008): Die Gattung *Najas* L. (Nixkraut) im Kulkwitzer See bei Leipzig. – Sächsische Floristische Mitteilungen, 11: 121–123.
- GUTTE, P. (2009): Biotope in der Bergbaufolgelandschaft – eine Chance für seltene Pflanzenarten. – NABU Naturreport Leipzig und Umgebung, Jahresschrift des Regionalverbandes Leipzig e. V.: 21–24.
- HANNAH, G. D. (1966): Introduced mollusks of western North America. – California Academy of Sciences Occasional Papers, 48: 1–108.
- HAUSMANN, J. (2006): Der Kulkwitzer See – Referenzobjekt für die Entwicklung anthropogener Standgewässer in der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands. 88 S. – Universität Leipzig (Diplomarbeit).
- HENTTONEN, P. & J. V. HUNER (1999): The introduction of alien species of crayfish in Europe: A historical introduction. – In: GHERADI, F. & D. M. HOLDICH (Hrsg.): Crayfish in Europe as alien species: How to make the best of the bad situation? S. 13–22. – Rotterdam (A. A. Balkema).

- HOLDICH, D. & J. BLACK (2007): The spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) (Crustacea: Decapoda: Cambaridae), digs into the UK. – Aquatic Invasions, 2: 1–16.
- HOLDICH, D., GALLAGHER, S., RIPPON, L., HARDING, P. & R. STUBBINGTON (2006): The invasive Ponto-Caspian mysid, *Hemimysis anomala*, reaches the UK. – Aquatic Invasions, 1(1): 4–6.
- HORKÁ, P., HORKÝ, P., SLAVÍK, O. & L. OPATŘILOVÁ (2012): Diurnal behavioural patterns and spread of the Ponto-Caspian invader *Hemimysis anomala* G.O. Sars, 1907 (Crustacea, Mysidacea) in the Elbe River, Czech Republic. – International Review of Hydrobiology, 97: 454–462.
- HUPFER, M. & R. GÄCHTER (1995): Einfluss der hypolimnischen Belüftung auf die P-Immobilisierung im Sediment des Sempachersees. – In: JAEGER, D. & R. KOSCHEL (Hrsg.): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. Limnologie aktuell: Bd. 8: S. 99–113. – Stuttgart (Fischer Verlag).
- IBGW (Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH Leipzig) (2000): Limnologisches Gutachten Kulkwitzer See, Phase 1. 33 S. – Auftraggeber: Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV), Borna.
- IfB (Institut für Binnenfischerei e. V.) (2000): Bewertung des fischereilichen Zustandes und Erarbeitung von fischereilichen Entwicklungszielen für den Kulkwitzer See. 38 S. – Auftraggeber: Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH, Leipzig.
- JAECKEL, S. G. A. (1962): Ergänzungen und Berichtigungen zum rezenten und quartären Vorkommen der mitteleuropäischen Mollusken. – In: BROHMER, P., EHLMANN, P. & G. ULMER (Hrsg.): Die Tierwelt Mitteleuropas, 2: Ergänzungen: S. 25–294; 9 Taf. – Leipzig.
- JAMES, M. R., HAWES, I. & M. WEATHERHEAD (2000): Removal of settled sediments and periphyton from macrophytes by grazing invertebrates in the littoral zone of a large oligotrophic lake. – Freshwater Biology, 44: 311–326.
- JASZCZOLT, J. & A. SZANIAWSKA (2011): The spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) as an inhabitant of the Baltic Sea – experimental evidences for its invasion of brackish waters. – Oceanological and Hydrobiological Studies, 40: 52–60.
- JAZDZEWSKI, K. (1980): Range extensions of some gammaridean species in European inland waters caused by human activity. – Crustaceana Supplement, (6): 84–107.
- JUEG, U. & M. L. ZETTLER (2004): Die Molluskenfauna der Elbe in Mecklenburg-Vorpommern mit Erstnachweis der Grobgerippten Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* (O.F. Müller 1756). – Mitteilungen der NGM, 4(1): 85–89.
- KETELAARS, H. A. M., LAMBREGTS-VAN DE CLUNDERT, F. E., CARPENTIER, C. J., WAGENVOORT, A. J. & W. HOOGENBOEZEM (1999): Ecological effects of the mass occurrence of the Ponto-Caspian invader, *Hemimysis anomala* G.O. Sars, 1907 (Crustacea: Mysidacea), in a freshwater storage reservoir in the Netherlands, with notes on its autecology and new records. – Hydrobiologia, 394: 233–248.
- KINZELBACH, R. (1969): Epökie der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha* Pallas). – Natur und Museum, 99: 155–158.
- KINZELBACH, R. (1991): Die Körbchenmuscheln *Corbicula fluminalis*, *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluviatilis* in Europa (Bivalvia: Corbiculidae). – Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv, 29: 215–228.

Der Kulkwitzer See (Leipzig, Sachsen) als Referenzgewässer für die neuen Seen
der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands –
Tauchuntersuchungen zur Ökologie und Biodiversität

- KINZLER, W., KLEY, A., MAYER, G., WALOSZEK, D. & G. MAIER (2009): Mutual predation between and cannibalism within several freshwater gammarids: *Dikerogammarus villosus* versus one native and three invasives. – Aquatic Ecology, **43**: 457–464.
- KIRCHENPAUER, J. U. (1862): Die Seetonnen der Elbmündung. – Abhandlungen aus dem Gebiete der Naturwissenschaften, **4**: 1–59; Hamburg.
- KITICZYNA, L. A. (1980): Ekologo-fiziologicheskie osobennosti bopkplava *Dikerogammarus haemobaphes* (Eich.) v rajonije sbrosa podogretykh vod Tripolskoj GRES. – Gidrobiologicheskij Zhurnal, **16**: 77–85.
- KLAPPER, H., FICHTNER, N. & S. KANK (1981): Limnologisches Gutachten zur Wassergüte in den Tagebaurestseen Borna, Zwenkau und Kulkwitz/Miltitz. – Institut für Wasserwirtschaft, Abt. Wassergüte Magdeburg. – Auftraggeber: Rat des Bezirks Leipzig, Abt. Umweltschutz, Wasserwirtschaft und Erholungswesen.
- KNOF, M. (2008): Dem Kulki auf den Grund gegangen (14.10.2008). – LVZ, 18.
- KNOF, M. (2009): Kulkwitzer See „Wächter der Tiefe“. – Reisemagazin für Urlauber am Wasser „Seenland Leipzig & Lausitz“, 16–17.
- KOBAK, J., KAKAREKO, T., POZNANSKA, M. & J. ZBIKOWSKI (2009): Preferences of the Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus haemobaphes* for living zebra mussels. – Journal of Zoology, **279**: 229–235.
- KONOPACKA, A. (1998): Nowy dla Polski gatunek kielza, *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841) (Crustacea, Amphipoda) oraz dwa inne rzadkie gatunki skorupiaków obunogich w Wisle. – Przegląd Zoologiczny, **42**: 211–218.
- KORSCH, H., DOEGE, A., RAABE, U. & K. VAN DE WEYER (2013): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. – Haussknechtia, Beiheft **17**: 33 S.
- KOSCHEL, R., KASPRZAK, P. & A. SCHREIBER (1997): Kalzitfällung und Nahrungskettenmanipulation. – Laufener Seminarbeitr., **3/97**: 61–76; Laufen/Salzach (Bayer. Akad. Natursch. Landschaftspf.).
- KOWARIK, I. (2003): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. S. 202. – Stuttgart (Ulmer).
- KRINGEL, R. & I. CARMENKE (2000): Der Kulkwitzer See – Beschaffenheitsentwicklung – Probleme in einem 30 Jahre alten Bergbaurestsee am Stadtrand Leipzigs. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2000: 472–477.
- KÜRY, D. (2015): Neozoen in Gewässern und ihr Management. – Fauna Focus Wildtier Schweiz, Gewässerneozoen, **17**: 7.
- Lanaplan (2006): Erfassung der Makrophyten in sächsischen Standgewässern nach EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Werkvertrag im Auftrage des Landesamtes für Umwelt und Geologie Sachsens. Unveröffentlichter Zwischenbericht, Dresden.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2003): Musterverordnung zur Umsetzung der Anhänge II und V der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik. – Stand 02.07.2003: 105 S.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. 32 S. – Kulturbuchverlag.
- LEHMANN, C. (1933): Beiträge zur Kenntnis der Fauna westdeutscher Gewässer. 1. Ein

Fundort von *Cordylophora caspia* (Pallas) in der Ruhr. – Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, **29**: 113–122.

LEVRI, E. P. (1998): Perceived predation risk, parasitism, and the foraging behavior of a freshwater snail (*Potamopyrgus antipodarum*). – Canadian Journal of Zoology, **76**: 1878–1884.

LEVRI, E. P., KELLY, A. A. & E. LOVE (2007): The invasive New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) in Lake Erie. – Journal of Great Lakes Research, **33**: 1–6.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (2004): Einfluss überwinternder Wasservögel auf *Chara*-Arten und *Dreissena polymorpha* am westlichen Bodensee. 73 S.

LfULG (Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen) (2017a): Steckbrief Kulkwitzer See (DESN-024), Bewertungszeitraum 2009–2015: S. 1–6.

LfULG (Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie Sachsen) (2017b): Seenmorphologie: S. 44–51.

LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH) (2005): Freispiegeleleitung Kulkwitzer See. – Genehmigungsplanung: 21 S.

LÖFFLER, H. & M. MAINBERGER (2002/2003): Historische Fischreiser im Bodensee. – Plattform, **11/12**: 144–149.

MARTEL, A. B., BALDWIN, B. S., DERMOTT, R. M. & R. A. LUTZ (2003): Species and epilimnion/hypolimnion-related differences in size at larval settlement and metamorphosis in *Dreissena* (Bivalvia). – Limnology and Oceanography, **46**: 707–713.

MARTENS, A., GRABOW, K. & G. SCHOOLMANN (2007): Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1987) am Oberrhein (Bivalvia: Dreissenidae). – Lau-terbornia, **61**: 145–152.

MARTINEZ-ALONSO, M., VAN BLEIJSWIJK, J., GAJU, N. & G. MUYZER (2005): Diversity of anoxygenic phototrophic sulfur bacteria in the microbial mats of the Ebro Delta: a combined morphological and molecular approach. – FEMS Microbiology Ecology, **52**: 339–350.

MATHIEU, M., LEFLAIVE, J., TEN-HAGE, L., DE WIT, R. & E. BUFFAN-DUBAU (2007): Free-living nematodes affect oxygen turnover of artificial diatom biofilms. – Aquatic Microbial Ecology, **49**: 281–291.

MAUERSBERGER, R. (2011): Der märkische Wasserhaushalt und die biologische Vielfalt: Zukünftige Herausforderungen: Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes von Standgewässern. – In: Landtagsfraktion Bündnis 90/Die Grünen (Hrsg.): Mark(e) der Vielfalt. Erhalt der biologischen Vielfalt in Brandenburg: S. 29–32.

McMAHON, R. F. (2002): Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: *r* selection versus resistance. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **59**: 1235–1244.

MEIJER, M.-L., DE HAAN M. V., BRUKELAAR A. W. & H. BUITEVELD (1990): Is reduction of the benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes? – Hydrobiologia, **200/201**: 303–315.

MEISTER, A. (1997): Lebenszyklus, Autökologie und Populationsökologie der Körbchenmuscheln *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluminalis* (Bivalvia; Corbiculidae) im In-

Der Kulkwitzer See (Leipzig, Sachsen) als Referenzgewässer für die neuen Seen
der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands –
Tauchuntersuchungen zur Ökologie und Biodiversität

selrhein. – Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz (Schriftenreihe Hessisches Landesamt für Umwelt), Wiesbaden, 238: 170.

MILLS, E. L., LEACH, J. H., CARLTON, J. T. & C. R. SECOR (1994): Exotic species and the integrity of the Great Lakes – lessons from the past. – *Bioscience*, 44: 666–676.

MILLS, E. L., DERMOTT, R. M., MELLINA, E., CONN, D. B. & A. P. SPIDLE (1993): Colonization, ecology and population structure of the “quagga” mussel (*Bivalvia*: *Dreissenidae*) in the lower Great Lakes. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 2305–2314.

MILLS, E. L., ROSENBERG, G., SPIDLE, A. P., LUDYANSKY, M. & Y. PLIGIN (1996): A review of biology and ecology of the quagga mussel (*Dreissena bugensis*), a second species of freshwater dreissenid introduced to North America. – *American Zoologist*, 36: 271–286.

MOLLOY, D. P., VAATE ABIJ, D. E., WILKE, T. & L. GIAMBERINI (2007): Discovery of *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov 1897) in Western Europe. – *Biological Invasions*, 9: 871–874.

MÜLLER, O., HERPICH, J., ROSENBERGER, S., MÖLLER, F., MÜLLER, N., NOSKE, M. & K. JÄHNERT (2007): Klimatisch begrenzte Invasion nach Osten? – Aktuelles Verbreitungsmuster von *Corbicula fluminea* in der Strom-Oder (Brandenburg). – *Lauterbornia*, 59: 133–139.

MÜLLER, R. & H. SEDLMEIER (1999): Erfassung und Bewertung des Makrozoobenthos an ausgewählten Meßstellen von Fließgewässern. 104 S. – Gutachten des Instituts für angewandte Gewässerökologie Seddin im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg.

MÜLLER, R. & T. PESCHEL (2007): Eingebürgerte Arten des Makrozoobenthos und der submersen und natanten Makrophyten in Berliner Gewässern, Planungsbüro Hydrobiologie Berlin: S. 34–35. – Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin.

MÜLLER, R., KABUS, T., HENDRICH, L., PETZOLD, F. & J. MEISEL (2004): Nährstoffarme kalkhaltige Seen (FFH-Lebensraumtyp 3140) in Brandenburg und ihre Besiedlung durch Makrophyten und ausgewählte Gruppen des Makrozoobenthos. – *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*, 13: 132–143.

MUSKO, I. B. (1993): The life history of *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichw.) (Crustacea: Amphipoda) living on macrophytes in Lake Balaton (Hungary). – *Archiv für Hydrobiologie*, 127: 227–238.

NENTWIG, W., BACHER, S., KUMSCHICK, S., PYŠEK, P. & V. MONTERRAT (2017): More than “100 worst” alien species in Europe. – *Biological Invasions*, 20: 1611–1621.

OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässer-Verordnung – OGewV). – *Bundesgesetzblatt, Jahrgang 2011, Teil I, Nr 37*: 1429–1469.

OJAVEER, H., LEPPÄKOSKI, E., OLENIN, S. & A. RICCIARDI (2002): Ecological impact of Ponto-Caspian invaders in the Baltic Sea, European inland waters and the Great Lakes: an intern-ecosystem comparison: S. 412–425. – In: LEPPÄKOSKI, E. et al. (Hrsg.): *Invasive aquatic species of Europe*. – Dordrecht (Springer).

OLDORFF, S. & T. KIRSCHHEY (2017): Benthivorous fishes interaction with submerged vegetation – A simple enclosure experiment. – *Meeresbiol. Beitr.*, 27: 63–80.

- OLDORFF, S. & R. KÖHLER (2008): Tauchen und Naturschutz in Brandenburg. – Naturmagazin, 22: 12–13.
- OLDORFF, S. (2011): Tauchen für den Naturschutz. – Naturmagazin, 25: 14–15.
- OLDORFF, S., BERNHARD, S., KRAUTKRÄMER, V., BRÜMMER, F., MÜLLER, C., KÖHLER, R., PUDWILL, R., KIRSCHHEY, T., ESSER, M. & S. YASSERI (2014): Besonderheiten bei der Bewertung von Tagebaurestseen des LRT 3140 nach der FFH-Richtlinie – Ergebnisse der Exkursion des Arbeitskreises Tauchen in der Limnologie. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). – Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2014 (Magdeburg), Hardegsen 2015: S. 69–76.
- ORF (Österreichischer Rundfunk): Neue Tierarten machen sich im Bodensee breit. URL: <https://vorarlberg.orf.at/news/stories/2931775/> (letzter Aufruf: 06.07.2019).
- ORLOVA, M. I., THERIAULT, T. W., ANTONOV, P. L. & G. K. SCHERBINA (2005): Invasion ecology of quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*): a review of evolutionary and phylogenetic impacts. – Aquatic Ecology, 39: 401–418.
- PEARSALL, W. H. (1936): *Hydrilla verticillata*, a plant new to Ireland. – Irish Naturalists' Journal VI.
- PFENNINGER, M., REINHARDT, F. & B. STREIT (2002): Evidence for cryptic hybridization between different evolutionary lineages of the invasive clam genus *Corbicula* (Veneroidea, Bivalvia). – Journal of Evolutionary Biology, 15: 818–829.
- PFISTER, P., HOFMANN, G. & G. EHRENSPERGER (2016): Fließgewässer – Phytobenthos Überarbeitung des Trophie- und Saprobie-Bewertungssystems nach ROTT et al. 1999, 1997. – ARGE Limnologie angewandte Gewässerökologie GmbH / Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.): 132 S.
- PIELOW, U. (1938): Fischereiwissenschaftliche Monographie von *Cambarus affinis* Say. – Zeitschrift für Fischerei, 36: 349–440.
- PLIGIN, Y. V. (1984): Extension of the distribution of *Dreissena bugensis*. – Malacological Review, 17: 143–144.
- PLUDRA, H. (2016): Grüne Wiese, der Kulkwitzer See: Eldorado für wissenschaftliches Tauchen. – Sporttaucher, 4: 26–27.
- PLUDRA, H. & J. WEIß (2016): Wall(er)halla, die Riesenwelse vom Kulkwitzer See. – Sporttaucher, 5: 24–25.
- PÖCKL, M. & E. EDER (1998): Bestimmungsschlüssel der in Österreich vorkommenden Flußkrebse. – In: EDER, E. & W. HÖDL (Hrsg.): Flusskrebse Österreichs. – Stapfia, 58 / zugl. Kataloge des OÖ. Landesmuseums, Neue Folge 137: 9–28; Linz.
- POTHOVEN, S. A., GROGOROVICH, I. A., FAHNENSTIEL, G. L. & M. D. BALZER (2007): Introduction of the Ponto-Caspian Bloody-red Mysid *Hemimysis anomala* into the Lake Michigan basin. – Journal of Great Lakes Research, 33: 285–292.
- PRIANICHNIKOVA, E. G. & G. K. H. SCHERBINA (2005): Comparative analysis of filtration rate in two dreissenids at different concentrations of *Chlorella*. Abstracts of the 2nd. International Symposium on Invasive Species "Alien Species in Holarctic (Borok-2)", 27. September – 1. November 2005. – Borok, Russia: S. 100–101.
- PRIETO-BARAJAS, C. M., VALENCIA-CANTERO, E. & G. SANTOYO (2018): Microbial mat ecosystems: Structure types, functional diversity and biotechnological application. – Electronic Journal of Biotechnology, 31: 48–56.

- PSENNER, R., PUCSKO, R. & M. SAGER (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten – Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. – Archiv für Hydrobiologie, Suppl., **70**: 111–155.
- PUKY, M. (2014) Invasive crayfish on land: *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) (Decapoda: Cambaridae) crossed a terrestrial barrier to move from a side arm into the Danube river at Szeremle, Hungary. – Acta zool. Bulg., Suppl. **7**: 143–146.
- RAJAGOPAL, S., VAN DER VELDE, G. & A. BIJ DE VAATE (2000): Reproductive biology of the Asiatic clams *Corbicula fluminalis* and *Corbicula fluminea* in the river Rhine. – Archiv für Hydrobiologie, **149**: 403–420.
- REBHAN, H. (1984): Wandermuschel, Keulenpolyp und Süßwassergarnele – Einwanderer unserer Schifffahrtswege. – Bericht. Naturforschende Gesellschaft Bamberg, **59**: 37–48.
- RENAI, B. & F. GHERARDI (2004): Predatory efficiency of crayfish: comparison between indigenous and non-indigenous species. – Biological Invasions, **6**: 89–99.
- REVSBECH, N.P., JORGENSEN, B.B., BLACKBURN, T.H. & Y. COHEN (1983): Microelectrode studies of the photosynthesis and O₂, H₂S, and pH profiles of a microbial mat. – Limnology Oceanography, **28**: 1062–1074.
- REY, P., ORTLEPP, J. & D. KÜRY (2004): Wirbellose Neozoen im Hochrhein. Ausbreitung und ökologische Bedeutung. – Schriftenreihe Umwelt, **380**: 88 S.; Bern (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft).
- REY, P. (2007): Die (un)heimliche Invasion unter Wasser. – URL: http://www.hydra-institute.com/de/ifah/pdf/Vorträge_pdf/HYDRA_Neo_hi_200704.pdf (zuletzt aufgerufen: 06.07.2019).
- RIBI, G. & H. ARTER (1986): Ausbreitung der Schneckenart *Potamopyrgus jenkinsi* im Zürichsee von 1980 bis 1984. – Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich, **131**: 52–57.
- RICCIARDI, A. & F. WHORISKEY (2004): Exotic species replacement: shifting dominance of dreissenid mussels in the Soulanges Canal, upper St. Lawrence River, Canada. – Journal of the North American Benthological Society, **23**: 507–514.
- ROCH, F. (1924): Experimentelle Untersuchungen an *Cordylophora caspia* (Pallas) (= *lacustris* Allman). – Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere, **2**: 350–426 und 667–670.
- ROE, S.L. & H.J. MACISAAC (1997): Deepwater population structure and reproductive state of quagga mussels (*Dreissena bugensis*) in Lake Erie. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **54**: 2428–2433.
- ROESELERS, G., VAN LOOSDRECHT, M. C. M. & G. MUYZER (2008): Phototrophic biofilms and their potential applications. – Journal of Applied Phycology, **20**: 227–235.
- ROMANÍ, A.M. (2010): Freshwater Biofilms. – In: DÜRR, S. & J.C. THOMASON (Hrsg.): Biofouling: S. 137–153. – Wiley-Blackwell.
- RUDOLPH, K. & M.L. ZETTLER (2003): Erster Nachweis der Schwebgarnele *Hemimysis anomala* Sars, 1907 (Crustacea, Mysidacea) in Wasserstraßen im Nordosten Deutschlands. – Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforscher Freunde zu Berlin (N.F.), **42**: 1–131.

- RÜEGG, S., RAEDER, U., MELZER, A., HEUBL, G. & C. BRÄUCHLER (2017): Hybridisation and cryptic invasion in *Najas marina* L. (Hydrocharitaceae)? – *Hydrobiologia*, **784**: 381–395.
- RUFFROBERTS, A. L., KUENEN, J. G. & D. M. WARD (1994): Distribution of cultivated and uncultivated cyanobacteria and *Chloroflexus*-like bacteria in hot-spring microbial mats. – *Applied and Environmental Microbiology*, **60**: 697–704.
- RÜMMLER, F., RITTERBUSCH, D., SCHIEWE, S., WEICHSLER, F. & G. FÜLLNER (2005): Erschließung neuer Ressourcen für die sächsische Fischerei durch Maränenbewirtschaftung von Tagebaurestseen. – *Berichte aus der Fischerei, Sächs. Landesanstalt f. Landwirtschaft*, **14**: 54–139.
- SALEMAA, H. & V. HIETALAHTI (1993): *Hemimysis anomala* G.O. Sars (Crustacea: Mysidacea). – Immigration of a Pontocaspian mysid into the Baltic Sea. – *Annals Zoologici Fennici*, **30**: 271–276.
- SARS, G. O. (1893): Crustacea caspia: Contribution to the knowledge of the carcinological fauna of the Caspian Sea. Part 1 Mysidae. – *Mel. biol. Bull. Acad. Imp. St. Petersburg*, **13**: 1–33.
- SCHÄPERCLAUS, W. (1935): Die Ursache des pestartigen Krebssterbens. – *Z. Fischerei*, **33**: 343–366; Neudamm und Berlin.
- SCHARF, J. (2007): *Mysis relicta* (Loven) im pelagischen Nahrungsnetz des Breiten Luzins. – Humboldt-Universität Berlin (Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Doctor rerum agriculturum).
- SCHAUB, B. E. M. & H. VAN GEMERDEN (1994): Simultaneous phototrophic and chemotrophic growth in the purple sulfur bacterium *Thiocapsa roseopersicina* M1. – *FEMS Microbiology Ecology*, **13**: 185–195.
- SCHLEUTER, A., GEISSEN, H. P. & K. J. WITTMANN (1998): *Hemimysis anomala* G.O. Sars 1907 (Crustacea: Mysidacea), eine euryhaline pontokaspische Schwebgarnele in Rhein und Neckar. Erstnachweis für Deutschland. – *Lauterbornia*, **32**: 67–71.
- SCHLEUTER, M., SCHLEUTER, A., POTEL, S. & M. BANNING (1994): *Dikergammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841) – eine aus der Donau stammende Kleinkrebsart (Gammaridae) im Main. – *Lauterbornia*, **19**: 155–159.
- SCHNIEBS, K. (2015): URL: <http://www.weichtiere-sachsen.de>. Letzter Aufruf: Stand 2015.
- SCHNIEBS, K. & C. WINKELMANN (2001): Erste Nachweise der Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* in Sachsen. – *Lauterbornia*, **41**: 53–54.
- SCHÖLL, F. (2000): Die Temperatur als verbreitungsregulierender Faktor von *Corbicula fluminea* (O.F. Müller 1774). – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, **44**: 318–321.
- SILVERTOWN, J. (2009): A new dawn for citizen science. – *Trends in Ecology & Evolution*, **24**: 467–471.
- SON, M. O. (2007): Native range of the zebra mussel and quagga mussel and new data on their invasions within the Ponto-Caspian Region. – *Aquatic Invasions*, **2**: 174–184.
- STAL, L. J., VAN GEMERDEN, H. & W. E. KRUMBEIN (1985): Structure and development of a benthic marine microbial mat. – *FEMS Microbiology Ecology*, **31**: 111–125.
- STEVENSON, R. J. (1996): An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. – In: STEVENSON, R. J., BOTHWELL, M. L. & R. L. LOWE (Hrsg.): *Algal ecology. Freshwater benthic eco-systems*: S. 3–30. – San Diego (Academic Press).

Der Kulkwitzer See (Leipzig, Sachsen) als Referenzgewässer für die neuen Seen
der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands –
Tauchuntersuchungen zur Ökologie und Biodiversität

- STEWART, T.W., MINER, J.G. & R.L. LOWE (1998): Macroinvertebrate communities on hard substrates in Western Lake Erie: Structuring effects of *Dreissena*. – Journal of Great Lakes Research, **24**: 868–879.
- STOEKMANN, A. (2003): Physiological energetics of Lake Erie dreissenid mussels: a basis for the displacement of *Dreissena polymorpha* by *Dreissena bugensis*. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, **60**: 126–134.
- TÄUSCHER, L. (2018): Algen als Zeigerorganismen für die Gewässergüte. – In: STUTZ, S. & H. MATTERN (Hrsg.): Beiträge zu den Algen Baden-Württembergs, Band 1: S. 60–87. – Stuttgart (Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg e.V.).
- TAPPENBECK, L. (2006): Zum Vorkommen der Schwebegarnale *Hemimysis anomala* Sars im Hufeisensee Halle im November 2005. – Mitteilungsblatt der Fachgruppe Faunistik und Ökologie Staßfurt, **49**: 10–11.
- THERRIault, T.W., DOCKER, M.F., ORLOVA, M.I., HEATH, D.D. & H.J. MACISAAC (2004): Molecular resolution of the family Dreissenidae (Mollusca: Bivalvia) with emphasis on Ponto-Caspian species, including first report of *Mytilopsis leucophaeata* in Black Sea Basin. – Molecular Phylogenetics and Evolution, **30**: 479–489.
- THIENEMANN, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. – In: THIENEMANN, A. (Hrsg.): Die Binnengewässer. Band 18. 809 S. – Stuttgart (Schweizerbart).
- THOMAS, E.A. (1960): Rotalgenrasen und Blualgenteppeiche im Zürichsee. – Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich, **105**: 297–305.
- TIEFENTHALER, A. (1997): Untersuchung der Dominanzverhältnisse und Populationsstruktur der gebietsfremden Amphipoden-Gattung *Dikerogammarus* im hessischen Main in Verbindung mit populationsgenetischen Untersuchungen des gebietsfremden Amphipoden *Corophium curvispinum* (G.O. Sars 1895) im rhenanischen und danubischen Gewässersystem. 138 S. – Diplomarbeit FB Biologie, Inst. f. Zool. / Johannes Gutenberg-Universität Mainz.
- TITTIZER, T. (1997): Erstnachweis von *Corbicula fluminea/fluminalis* (Müller 1774) (Corbiculidae, Mollusca) in der Donau. – Lauterbornia, **31**: 103–107.
- TITTIZER, T. (2001): Neozoen in mitteleuropäischen Gewässern. – Rundgespräche der Kommission für Ökologie, „Gebietsfremde Arten, die Ökologie und der Naturschutz“, **22**: 59–74.
- TITTIZER, T., SCHÖLL, F., BANNING, M., HAYBACH, A. & M. SCHLEUTER (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. – Lauterbornia, **39**: 1–72.
- TREMP, H. (2001): Standörtliche Differenzierung der Vorkommen von *Elodea canadensis* Michx. und *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in Gewässern der badischen Ober-rheinebene. – Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, **10**: 19–32.
- TROSCHER, H. (1997): In Deutschland vorkommende Flußkrebse – Biologie, Verbreitung und Bestimmungsmerkmale. – Fischer & Teichwirt, **9**: 370–376.
- TSEYEB, Y.Y., ALMAZOV, A.M. & V.I. VLADIMIROV (1966): Regularities in changes of the hydrological, hydrochemical and hydrobiological regimes of the Dnieper River under flow-off regulation and their effect on fish biology and sanitary state of the reservoirs. – Gidrobiologicheskii Zhurnal (Hydrobiological J.), **2**: 3–18.

- TYUTIN, A. V. (2005): Aboriginal parasitic systems following invasions of new aquatic species in the Rybinsk Reservoir (the Upper Volga, Russia): S. 131–132. – In: DGEBUADZE, Y. Y. & Y. V. SLYNKO (Hrsg.): Abstracts of the Second International Symposium “Alien Species in Holarctic (Borok-2)”, 27. September – 1. October 2005, Borok.
- ULRICH, K. U. (1997): Effects of land use in the drainage area on phosphorus binding and mobility in the sediment of four drinking-water reservoirs. – *Hydrobiologia*, **345**: 21–38.
- VAN DE WEYER, K. (2007): Die Bedeutung von Tauchuntersuchungen bei der Erfassung von Makrophyten in Seen und Fließgewässern. – DGL Tagungsbericht 2006 (Dresden): 708–713.
- VAN DE WEYER, K. & V. KRAUTKRÄMER (2009): *Nitella opaca* (Bruzellius) Agardh im Steinbruch Messinghausen (Sauerland) – mit einer Übersicht der maximalen unteren Makrophyten-Tiefengrenzen in Deutschland. – *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, **22**: 57–67.
- VAN DER VELDE, G. & D. PLATVOET (2007): Quagga mussels *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in the Main River (Germany). – *Aquatic Invasions*, **2**: 261–264.
- VAN DER VELDE, G., LEUVEN, R. S. E. W., PLATVOET, D., BACELA, K., HUIJBREGTS, M. A. J., HENDRIKS, H. W. M. & D. KRUIJT (2009): Environmental and morphological factors influencing predatory behaviour by invasive non-indigenous gammaridean species. – *Biological Invasions*, **11**: 2043–2054.
- VAN GEMERDEN, H. (1993): Microbial mats: A joint venture. – *Marine Geology*, **113**: 3–25.
- VEB BKW Borna (1984) – Braunkohlewerk Borna, HA Bodenmechanik: Standsicherheitsnachweis – Tagbaurestloch Kulkwitz-Miltitz. 46 S. – Auftraggeber: Büro für Bauangelegenheiten bei der Bezirkskommission Leipzig.
- VÖGE, M. (1995): Langzeitbeobachtungen an *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John in nord-deutschen Seen. – *Floristische Rundbriefe*, **29**: 289–293.
- VOJKOVSKA, R., HORKA, I. & Z. DURIS (2014): The diet of the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* in the Czech Republic. – *Central European Journal of Biology*, **9**: 58–69.
- WALZ, N. (1989): Spreading of *Dreissena polymorpha* Pallas to Northern America. – *Heldia*, **1**: 196.
- WEIß, J. (2000): Wellness am Seegrund: Geplagte Fische schrappen ihre Schuppen. Fischputzplätze im Kulkwitzer See. – *Delphinarium*, **2**: 5.
- WEIß, J. (2001): Bemerkungen zum „Biotag“! – *Sporttaucher*, **1**: 38.
- WEIß, J. (2001): Fischputzplätze im Kulkwitzer See bei Leipzig. – *Sporttaucher*, **1**: 38.
- WEIß, J. (2001): Wie lange können wir uns noch erfreuen am sauberen Kulki? – *Grün-As*, **1/2**: 20.
- WEIß, J. (2002): Armleuchteralgen im Kulkwitzer See. – *Delphinarium*, **1**: 4.
- WEIß, J. (2003): Armleuchteralgen im Kulkwitzer See. – *Delphinarium*, **1**: 1.
- WEIß, J. (2004): Sternchennudeln im Kulkwitzer See? – *Delphinarium*, **1**: 3.
- WEIß, J. (2005): Neues aus dem Kulkwitzer See! – *Sporttaucher* **1**: 13.
- WEIß, J. (2005): Leben denn nun wirklich Maränen im Kulkwitzer See? – *Delphinarium*, **2**: 5.
- WEIß, J. (2005): Süßwasserschwämme im Kulkwitzer See! – *Delphinarium*, **2**: 8.
- WEIß, J. (2005): Süßwasserschwämme im Kulkwitzer See. – *Sporttaucher*, **1**: 27.

Der Kulkwitzer See (Leipzig, Sachsen) als Referenzgewässer für die neuen Seen
der Bergbaufolgelandschaft Mitteldeutschlands –
Tauchuntersuchungen zur Ökologie und Biodiversität

- WEIß, J. (2005): Sternchennudeln im Kulkwitzer See? – Sporttaucher, **10**: 19.
- WEIß, J. (2006): Taucherlatein oder was sonst? – Delphinarium, **1**: 5.
- WEIß, J. (2007): Krebstiere im Kulkwitzer See – Teil 1. – Delphinarium, **2**: 3.
- WEIß, J. (2007): Krebstiere im Kulkwitzer See – Teil 2. – Delphinarium, **3**: 2-3.
- WEIß, J. (2007): Neuankömmlinge in Sachsen. – Sporttaucher, **9**: 8.
- WEIß, J. (2007): Neobiot, Hinschauen lohnt sich. – Sporttaucher, **12**: 27.
- WEIß, J. (2008): Neobiot, Hinschauen lohnt sich. – Sporttaucher, **2**: 36.
- WEIß, J. (2008): Neues vom Biotop Kulkwitzer See. – Delphinarium, **3**: 3.
- WEIß, J. (2009): Kulkwitzer See – gestörtes Ökosystem. – Delphinarium, **1**: 4–5.
- WEIß, J. (2009): Schlechte Sicht – eine Planktonprobe gibt Auskunft. – Delphinarium, **2+3**: 4–5.
- WEIß, J. (2010): Gedanken zu einem „unglaublichen Bild“. – Delphinarium, **1**: 3.
- WEIß, J. (2010): Der Keulenpolyp – Steckbrief eines Einwanderers. – Delphinarium, **2+3**: 4.
- WEIß, J. (2012): Wasserschlachgewächse im Kulkwitzer See. – Delphinarium, **2+3**: 3.
- WEIß, J. (2013): Wie vermehren sich Armleuchteralgen? – Delphinarium, **1**: 4.
- WEIß, J. (2014): Laichzeit der Welse – Beobachtungen im Kulki. – Delphinarium, **2+3**: 3.
- WEIß, J. (2015): Über das Verhalten von *Perca* gegenüber *Esox* – reloaded. – Delphinarium, **2**: 3.
- WEIß, J. (2016): Süßwasserschwämme im Kulkwitzer See! Teil 2: Langzeitstudie. – Delphinarium, **1**: 3.
- WERNER, S., BAUER, H.G., JACOBY, H., STARK, H., MÖRTL, M., SCHMIEDER, K. & H. LÖFFLER (2004): Einfluss überwinternder Wasservögel auf *Chara*-Arten und *Dreissena polymorpha* am westlichen Bodensee. 73 S. – Karlsruhe (Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg).
- WESENBERG-LUND, C. (1939): Biologie der Süßwassertiere. – Wirbellose Tiere. 817 S. – Wien (Verlag Julius Springer).
- WINKELMANN, C. (2016): Flexibler Einwanderer. – Das Magazin der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Lebenswissenschaften, **41**: 10–13.
- WITTMANN, K.J., THEISS, J. & M. BANNING (1999): Die Drift von Mysidacea und Decapoda und ihre Bedeutung für die Ausbreitung von Neozoen im Main-Donau-System. – Lauterbornia, **35**: 53–66.
- WITTMANN, K.J. (2002): Krebstiere: „Schwebgarnelen“ und Süßwassergarnelen (Crustacea: Mysidacea: Mysidae, Decapoda: Atyidae). – In: ESSL, F. & W. RABITCH (Hrsg.): Neobiota in Österreich: S. 269–272. – Wien (Umweltbundesamt, Druck: Manz Crossmedia).
- WITTMANN, K.J. (2007): Continued massive invasion of Mysidae in the Rhine and Danube river systems, with first records of the order Mysidacea (Crustacea: Malacostraca: Peracarida) for Switzerland. – Revue Suisse de Zoologie, **114**: 65–86.
- WORCH, E. (1997): Wasser und Wasserinhaltsstoffe – Eine Einführung in die Hydrochemie. 205 S. – Stuttgart-Leipzig (B.G. Teubner Verlagsgesellschaft).
- YURKOV, V.V. & J.T. BEATTY (1998): Aerobic anoxygenic phototrophic bacteria. – Microbiology and Molecular Biology Reviews, **62**: 695–724.
- ZETTLER, M., JUEG, U., MENZEL-HARLOFF, H., GÖLLNITZ, U., PETRICK, S., WEBER E. & R. SEE-

MANN (2006): Die Land- und Süßwassermollusken Mecklenburg-Vorpommerns. 318 S. – Schwerin (Obotritendruck).

ZHULIDOV, A. V., PAVLOV, D. F., NALEPA, T. F., SCHERBINA, G. H., ZHULIDOV, D. A. & T. Y. GURTOVAYA (2004): Relative distributions of *Dreissena bugensis* and *Dreissena polymorpha* in the Lower Don River System, Russia. – International Review of Hydrobiology, **89**: 326–333.

ZHURAVEL, P. A. (1967): Settling of *Dreissena bugensis* in artificial reservoirs. – Gidrobiologicheskii Zhurnal, **3**: 87–90.

ZIPPEL, B. & M. SCHIMMELE (1999): Composition and dynamics of autotrophic picoplankton and spectral light distribution in saline lignite mining lakes of Germany. – Aquatic Ecosystems Health and Management, **2**: 319–329.

Bildnachweis:

Wo nicht anders angegeben stammen alle Fotos & Abbildungen von den Autoren selbst.

Abkürzungen:

BfUL – Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft

BGD – Boden und Grundwasserlabor GmbH Dresden

DMSdB – Dachverein Mitteldeutsche Straße der Braunkohle e. V.

E I bis III – Einstiegs- bzw. Ausstiegsstellen für Taucher im Kulkwitzer See

ECSA – Europäischer Verein der Bürgerwissenschaften e. V.

EPS – extrazelluläre polymere Substanzen

FFH-Lebensraumtyp – Lebensraumtyp nach der Flora Fauna Habitat Richtlinie

GWL – Grundwasserleiter

IBGW – Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH Leipzig

IfB – Institut für Binnenfischerei e. V.

Lanaplan – Planungsbüro für biologisch-ökologische Gewässeruntersuchungen (DR. K. VAN DE WEYER)

LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

LfULG – Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen

LMBV – Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH

MW – arithmetischer Mittelwert

OGewV – Oberflächengewässerverordnung

QK – Qualitätskomponenten

ORF – Österreichischer Rundfunk

TOC – total organic carbon

UW – Unterwasser-

VDST – Verband Deutscher Sporttaucher

VEB BKW Borna – Volkseigener Betrieb Braunkohlewerk Borna

WRRl – Wasserrahmenrichtlinie der EU

Anschrift der Verfasser:

Dr. rer. nat. MATTHIAS GILBERT
Blümnerstraße 8
04229 Leipzig
Email: matthias-LD@kabelmail.net
(Foto von M. GILBERT als Taucher von MATTHIAS
FÄLLER, TSV *Leipziger Delphine* e. V.)

Dr. rer. nat. habil. JOACHIM WEIß
August-Bebel-Straße 15
04275 Leipzig

BERND VOGEL
Hänischstraße 50
04347 Leipzig

SEBASTIAN BERNHARD
Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt
und Landwirtschaft
Fachbereich 54 Gewässerökologie
Bitterfelder Straße 25
04849 Bad Dübén
Email: sebastian.bernhard@smul.sachsen.de



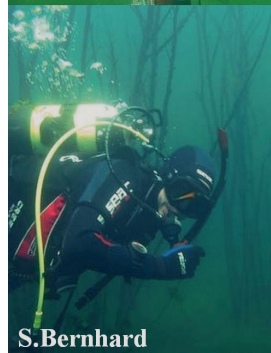
M. Gilbert



J. Weiß



B. Vogel



S. Bernhard

Prof. apl. Dr. rer. nat. habil. FRANZ BRÜMMER
Universität Stuttgart
Institut für Biomaterialien und biomolekulare
Systeme
Abteilung Zoologie
Pfaffenwaldring 57
70569 Stuttgart
Email: franz.bruemmer@bio.uni-stuttgart.de



