

**Feststellung der aktuellen Gewässerqualität der Gewässer
im Volkspark Rehberge in Berlin (ohne Plötzensee) und
Ableitung nötiger Maßnahmen zur Sicherung bzw.
Wiederherstellung einer guten Gewässerqualität**

Im Auftrag des
Bezirksamtes Mitte von Berlin
Amt für Umwelt- und Naturschutz
Karl-Marx-Allee 31

10178 Berlin

Ansprechpartner:



von

LimPlan
Büro für Gewässer- und
Landschaftsökologie

Dr. Wolfgang Arp

in Zusammenarbeit mit

enviteam
Umwelt-Netzwerk
Gewässer & Landschaft

Bernd Koppelmeyer &
Dr. Kerstin Wöbbecke

Berlin, März 2017

Beteiligte Personen und Institutionen:

Auftraggeber:

Bezirksamt Mitte von Berlin
Amt für Umwelt- und Naturschutz

Auftragnehmer:

Dr. Wolfgang Arp (*LimPlan*) für die Arbeitsgemeinschaft

LimPlan

**Büro für Gewässer- und
Landschaftsökologie**

Dr. Wolfgang Arp
Otawistr. 19
13351 Berlin

enviteam

***Umwelt-Netzwerk
Gewässer & Landschaft***

Dipl.-Biol. Bernd Koppelmeyer
Dorfstr. 15
14823 Buchholz bei Niemege

Plankton, Makrozoobenthos:

Dr. Wolfgang Arp (*LimPlan*): Phytoplankton
Ute Michels (Aqualytis): Zooplankton, Makrozoobenthos

Makrophyten, Uferstruktur und Umgebung:

Dr. Kerstin Wöbbecke (*enviteam*)

Sedimente:

Bernd Koppelmeyer (*enviteam*): Kartierung, Probenahme
Dr. Wolfgang Arp (*LimPlan*): Probenahme

Vor Ort Messungen, Probenahme:

Dr. Kerstin Wöbbecke, Bernd Koppelmeyer (*enviteam*)
Dr. Wolfgang Arp (*LimPlan*)

Limnochemische Analysen:

PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor GmbH

Bericht:

Dr. Kerstin Wöbbecke, Bernd Koppelmeyer (*enviteam*)
Dr. Wolfgang Arp (*LimPlan*)
Ute Michels (Aqualytis)

Fotos Titelseite:

Links: Möwensee Blick von der Nordspitze am 10.05.2016
Rechts: Entenfuhr Blick von der Brücke am 29.12.2015

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	6
Abbildungsverzeichnis	7
1 Zusammenfassung.....	11
2 Einleitung.....	13
3 Untersuchungsgebiet.....	13
3.1 Untersuchungsgebiet im Überblick	13
3.2 Entstehung und Historie des Gebietes.....	14
4 Ergebnisse und Bewertung.....	16
4.1 Seekenndaten, Hydrologie und Einzugsgebiet.....	16
4.1.1 Wetterbedingungen im Untersuchungszeitraum	16
4.1.2 Seekenndaten, Einzugsgebiet und Umfeld	16
4.1.3 Seepiegel.....	20
4.1.4 Grundwasserstände.....	20
4.1.5 Abschätzung der Wasserbilanz	23
4.1.6 Grundwasserchemie	24
4.2 Limnochemie der drei Gewässer.....	25
4.2.1 Physikalisch-chemischer Grundcharakter	27
4.2.2 Sondenmessungen	29
4.2.3 Nährstoffe, Sichttiefe und weitere limnochemische Parameter	31
4.3 Sediment	36
4.3.1 Sedimentmächtigkeits- und Wassertiefenkartierung.....	36
4.3.2 Sedimentuntersuchung	39
4.4 Makrozoobenthos	43
4.4.1 Habitat-Strukturen	43
4.4.2 Funktionale Gruppen.....	44
4.4.3 Taxadiversität und Besiedlungsdichte	46
4.4.4 Ökologische Bewertung des Möwensees anhand des Makrozoobenthos nach der EU-WRRL.....	47
4.5 Phyto- und Zooplankton.....	48
4.5.1 Möwensee.....	48
4.5.2 Sperlingsee	53
4.5.3 Entenpfuhl	57

4.5.4	Betrachtungen zur Nahrungskette im Freiwasser der drei Kleinseen	61
4.6	Fische im Möwensee.....	62
4.6.1	E-Befischung im Möwensee 2016	62
4.6.2	Hechteinsatz im Möwensee 2016 und 2017	63
4.7	Struktur und Vegetation von Ufer und Umfeld	64
4.7.1	Wasser- und Ufervegetation.....	65
4.7.2	Erholungsnutzung.....	70
4.7.3	Erosion.....	72
4.7.4	Naturnähe der Ufer an den drei Seen	74
4.7.5	Umfeld und oberirdisches Einzugsgebiet.....	76
4.8	Laubeintrag.....	77
4.8.1	Abschätzung des Laubeintrags	77
5	Bewertung und Empfehlungen für Maßnahmen.....	81
5.1	Zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse und Recherchen	81
5.1.1	Allgemeine Charakteristika der drei Gewässer	81
5.1.2	Möwensee.....	81
5.1.3	Sperlingsee und Entenpfuhl.....	82
5.1.4	Bedeutung der verschiedenen Quellen für die Nährstoffversorgung	84
5.2	Leitbilder und Entwicklungsziele für die drei Gewässer.....	85
5.2.1	Möwensee.....	85
5.2.2	Sperlingsee	86
5.2.3	Entenpfuhl	87
5.2.4	Abweichung der drei Gewässer vom ihrem Leitbild.....	88
5.3	Maßnahmenvorschläge	89
5.3.1	Empfohlene Maßnahmenvorschläge für den Entenpfuhl	90
5.3.2	Empfohlene Maßnahmen für den Möwensee.....	94
5.4	Diskussion weiterer Möglichkeiten.....	97
5.5	Kostenschätzung und Priorisierung	99
6	Quellenverzeichnis	101
6.1	Publikationen und Berichte.....	101
6.2	Verwendete Bestimmungsliteratur Plankton	104

7	Methoden	107
7.1	Hydrologie.....	107
7.2	Probenahme Limnochemie und Plankton.....	107
7.3	Sondenmessung der Chlorophyll a-Fluoreszenz	108
7.4	Sedimentmächtigkeits- und Wassertiefenkartierung	108
7.5	Sedimentbeprobung	109
7.6	Physikalisch-chemische Wasser- und Sedimentanalysen	109
7.7	Laboranalyse Plankton	111
7.7.1	Phytoplankton.....	111
7.7.2	Zooplankton.....	112
7.8	Makrozoobenthos	113
7.9	Ufer- und Umfeldkartierung.....	115
8	Anhang	117
8.1	Ergebnisse der limnochemischen Laboranalysen	117
8.2	Sondenprofile.....	118
8.3	Biovolumen der Algengruppen Phytoplankton.....	120
8.4	Trockengewichte der Zooplankton-Gruppen und der Größenindex (GIC).....	121
8.5	Artenliste Phytoplankton.....	121
8.6	Artenliste Zooplankton	125
8.7	Artenliste Makrozoobenthos	128
8.8	Uferkartierung - Beschreibung der Abschnitte.....	131
8.9	Steilheit der Ufer	140
8.10	Beschattung der Ufer während der Vegetationsperiode.....	141

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Morphometrische Daten der drei Gewässer und ihrer oberirdischen Einzugsgebiete	17
Tab. 2:	Grundwasserqualität an der Messstelle 6014, Mittelwerte 2011 bis 2015	24
Tab. 3:	Mittelwerte, Minima und Maxima der physikalisch-chemischen Wasseruntersuchungen in den drei Rehberge-Gewässern.....	26
Tab. 4:	Ergebnisse der Wassertiefenlotungen und Schlammpeilungen am Möwensee	36
Tab. 5:	Ergebnisse der Wassertiefenlotungen und Schlammpeilungen am Sperlingsee.....	37
Tab. 6:	Ergebnisse der Wassertiefenlotungen und Schlammpeilungen am Entenpfuhl.....	38
Tab. 7:	Vergleich der aktuellen Schlammengen mit Angaben für 1954 vor der Entschlammung	38
Tab. 8:	Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen an Möwensee, Sperlingsee und Entenpfuhl vom 15.12.2016	41
Tab. 9:	Berechnete Parameter der Sedimentuntersuchungen an Möwensee, Sperlingsee und Entenpfuhl vom 15.12.2016.....	42
Tab. 10:	Ergebnisse der Elektrofischung des Möwensees am 20.04.2106 durch das Fischereiamt Berlin.	63
Tab. 11:	Abschätzung des jährlichen Laubeintrags sowie jährlicher Eintrag von Phosphor und Stickstoff und des theoretisch notwendigen Sauerstoffs für den Abbau dieser Menge an Laub sowie zum Vergleich Höhe der atmosphärischen Deposition nach MONERIS (VENOR et al. 2009).	80
Tab. 12:	Abschätzung des jährlichen Eintrags von Phosphor (P) und Stickstoff (N) aus verschiedenen Pfaden umgerechnet in mg/l im Seewasser und Spanne der beobachteten Nährstoff-Konzentrationen im Gewässer 2016.	84
Tab. 13:	Übersicht über die Maßnahmenvorschläge mit Kostenschätzung und Prioritäten	99
Tab. 14:	Lage und Höhe der Lattenpegel am Möwensee und Sperlingsee.....	107
Tab. 15:	Kalibriergleichungen für die Umrechnung der Chlorophyll a-Fluoreszenz Messwerte	108
Tab. 16:	Labormethoden Wasserparameter	109
Tab. 17:	Labormethoden Sedimentparameter	111
Tab. 18:	Beprobung, Probestellen und Teilproben der Untersuchungen zum Makrozoobenthos.	114
Tab. 19:	Bei der Kartierung der Vegetationsstruktur und der morphologischen Struktur der Ufer erfasste Größen.....	115
Tab. 20:	Definition der Beschattungsklassen nach WÖRLEIN (1992)	141

Tab. 21:	Kriterien für die Bewertung der Naturnähe der Ufer.....	142
----------	---	-----

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Übersichtskarte des Volksparks Rehberge mit Entenpfuhl, Sperlingsee und Möwensee an der nordöstlichen Grenze des Parks (von Nord-West nach Süd-Ost).....	14
Abb. 2:	Digitales Geländemodell des Gebietes um Möwensee, Sperlingsee und Entenpfuhl.....	15
Abb. 3:	Die oberirdischen Einzugsgebiete von Entenpfuhl, Sperlingsee und Möwensee	17
Abb. 4:	Hydrogeologie des Gebiets um die drei Seen im Volkspark Rehberge.....	18
Abb. 5:	Lage der Probestellen für Limnochemie und Plankton sowie Standorte der Lattenpegel	19
Abb. 6:	Seewasserstände im Möwensee und Sperlingssee von Februar 2016 bis Februar 2017.....	20
Abb. 7:	Grundwassergleichen 2016 im Gebiet des Volksparks Rehberge und Lage der Grundwasserbeobachtungsrohre für Grundwasserganglinien und -qualität	21
Abb. 8:	Grundwasserganglinie oberhalb (Gbr 31) und unterhalb (Gbr 1069) der Seenkette sowie Seespiegel von Möwensee und Sperlingsees.....	22
Abb. 9:	Schema der hydrologischen Verhältnisse Im Bereich der Rehberge-Gewässer.....	22
Abb. 10:	Interne Wasserbilanzen für den Möwensee und den Sperlingsee sowie monatliche Niederschlagssummen und Klimatische Wasserbilanz nach Daten der DWD-Messstation Berlin Tegel.....	23
Abb. 11:	Entwicklung der Grundwasserqualität bei den Parametern Sulfat und gelöstem Phosphatphosphor an der Messstelle 6014 von 1997 bis 2015 jeweils gemessen im Frühjahr und Herbst.....	25
Abb. 12:	Jahreszeitliche Entwicklung verschiedener Salze sowie der elektrischen Leitfähigkeit in Möwensee, Sperlingssee und Entenpfuhl	27
Abb. 13:	Feldmessungen von Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung, pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit und Redoxpotential in 0,5 m Wassertiefe und 0,5 m über Grund	30
Abb. 14:	Limnochemie des Freiwassers: Phosphor und Stickstoff	31
Abb. 15:	Limnochemie des Freiwassers: Chlorophyll a und Sichttiefen sowie Sulfat.....	32
Abb. 16:	Pollenbedeckung auf dem Sperlingsee.	34
Abb. 17:	Wassertiefen und Schlammmächtigkeiten im Möwensee	37

Abb. 18:	Wassertiefen und Schlammmächtigkeiten im Entenpfuhl und im Sperlingsee.....	39
Abb. 19:	Sedimentkern aus dem Möwensee vom 15.12.2016	40
Abb. 20:	Sedimenthalbzylinder aus dem Sperlingsee vom 15.12.2016	40
Abb. 21:	Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen in den drei Gewässern im Volkspark Rehberge vom 15.12.2016	41
Abb. 22:	Habitat-Strukturen für das Makrozoobenthos im Litoral und am Bodengrund im Möwensee, Sperlingsee und Entenpfuhl.....	43
Abb. 23:	Präferenzen des Makrozoobenthos für Mikrohabitate (Individuenanteile).....	44
Abb. 24:	Ernährungstypen im Makrozoobenthos (Individuenanteile).....	46
Abb. 25:	Die Tiergruppen des Makrozoobenthos; Verteilung der nachgewiesenen unterscheidbaren Taxa auf faunistische Großgruppen (Tiergruppen).....	47
Abb. 26:	Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Möwensee 2016.....	49
Abb. 27:	Mikroskopische Aufnahme der Massenentwicklung von <i>Synura</i> (jede Zelle ca. 10-15 µm lang) im Möwensee am 09.03. 2016 (250fache Vergr.).....	50
Abb. 28:	Zooplankton-Großgruppen und der GIC (Größenindex der Cladoceren; in µg/Ind.) im Möwensee 2016.....	52
Abb. 29:	Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Sperlingsee 2016.	53
Abb. 30:	Mikroskopische Aufnahme der Massenentwicklung von <i>Cryptomonas curvata</i> (ca. 50–60 µm lang) im Sperlingsee am 09.03. 2016 (250fache Vergrößer.).....	54
Abb. 31:	Zooplankton-Großgruppen und der GIC (Größenindex der Cladoceren; in µg/Ind.) im Sperlingssee 2016.....	56
Abb. 32:	Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Entenpfuhl 2016.	58
Abb. 33:	Mikroskopische Aufnahme des Bakteriums (Typ cf. <i>Rhodospirillum</i>) im Entenpfuhl am 06.10. 2016 (400fache Vergröß.). Das Bakterium ist ca. 30 – 40 µm lang.	59
Abb. 34:	Mikroskopische Aufnahme einer jungen <i>Daphnia pulex</i> (Gemeiner Wasserfloh) aus der Gruppe der Cladoceren, Entenpfuhl 2016.	60
Abb. 35:	Zooplankton-Großgruppen und der GIC (Größenindex der Cladoceren; in µg/Ind.) im Entenpfuhl 2016.	60
Abb. 36:	Zooplankton-Vergleich der drei Gewässer für die zwei Parameter Z/P (=Zooplankton-/Phytoplanktonbiomasse) und GIC (Größenindex Cladoceren). Z/P: Für jeden See jeweils der Median von 7 Proben. GIC: Für jeden See jeweils das arithmetische Mittel von 7 Proben.	61
Abb. 37:	Beziehung Chl.a zum Gesamtphosphor (TP) in den drei Rehberge-Gewässern (Einzelwerte 2016), jeweils wenn großwüchsige Daphnien fehlen oder vorhanden sind (n =21).....	62

Abb. 38:	Hechteinsatz im Möwensee am 8.3.2017 (Foto J. Grzegorzewski, Fischereiamt Berlin)	64
Abb. 39:	Lage der Abschnitte für die Uferkartierung.....	65
Abb. 40:	Wasservegetation und Ufervegetation sowie Totholz an den drei Gewässern.....	66
Abb. 41:	Möwensee, Blick nach Norden, hinten links überflutete Insel mit toter Weide, vorne rechts der größere Schilfbestand in Abschnitt 10, Juli 2016.....	67
Abb. 42:	Möwensee, Abschnitt 8, Südspitze; Verlandungsvegetation, angetriebenes Totholz, August 2016	67
Abb. 43:	Möwensee, Blick auf Abschnitt 11 mit steilen Ufern und typischen übers Wasser hängenden Weidenbüschen, Mai 2016	67
Abb. 44:	Möwensee, Abschnitt 15, sehr schmaler aber dicht bewachsener Uferstreifen zwischen Zaun und See, Totholz, August 2016	67
Abb. 45:	Sperlingsee von Norden aus, im Hintergrund links mit dem Schilfbestand. Oktober 2016	69
Abb. 46:	Sperlingsee, <i>Nitella mucronata</i> auf der Beprobungsharke, Juni 2016	69
Abb. 47:	Ausdehnung der submersen Wasservegetation (<i>Nitella mucronata</i>) mit unterer Makrophytengrenze im Sperlingsee	69
Abb. 48:	Entenpfuhl von der Brücke aus im September 2016, rechts der Einlass für die Wegentwässerung	70
Abb. 49:	Entenpfuhl vom Höhenweg am steilen Westufer aus Richtung Brücke zur Zeit der „Schwefelbakterienblüte“ (Oktober 2016).....	70
Abb. 50:	Uferverbau und Erholungsnutzung.....	72
Abb. 51:	Beispiele für Erosion	73
Abb. 52:	Totholzbarrieren und Benjeshecken als Erosionsschutz und Besucherlenkung am Entenpfuhl.....	74
Abb. 53:	Einstufung der Naturnähe der Ufer der drei Gewässer im Volkspark Rehberge	75
Abb. 54:	Abschnitte mit Uferbefestigung.....	76
Abb. 55:	Oberirdische Einzugsgebiete der drei Gewässer und Vegetationsstruktur im Umfeld	77
Abb. 56:	Hypothetischer Laubeintrag aus verschiedenen Zonen der Einzugsgebiete.....	79
Abb. 57:	Schematische Darstellung der Abweichung der drei Gewässer von ihrem Leitbild in fünf Bereichen.....	88
Abb. 58:	Übersicht über die empfohlenen Maßnahmen für die Gewässer im Volkspark Rehberge	90
Abb. 59:	Der Entenpfuhl an seiner Südspitze nahe der Brücke, rechts mit der Regenablauftrinne (Foto Juni 2016).	93
Abb. 60:	Funktionsprinzip von Gabionen bzw. Steinwalzen	95

Abb. 61:	Ingenieurbiologische Lösung zur Uferbefestigung im Neuen Garten in Potsdam.....	96
Abb. 62:	Steilheit der Ufer unter Wasser.....	140
Abb. 63:	Beschattung der Ufer während der Vegetationsperiode.	141

1 Zusammenfassung

Die drei Rehberge-Gewässer sind kleine zu- und abflusslose Parkgewässer, die durch steile Ufer, steile umgebende Hänge und den Eintrag großer Mengen an Laub geprägt sind. Die Ufer sind größtenteils naturnah und wegen ihrer Steilheit und Beschattung natürlicherweise fast Röhrichtfrei. In einigen Bereichen gibt es Beeinträchtigungen durch Besucher.

Der Laubeintrag führt im **Möwensee** nicht nur zu hohen Nährstoffeinträgen, sondern auch zu Sauerstoffdefiziten und Stickstoffverlusten, so dass Stickstoff in weiten Phasen im Minimum ist. Der Möwensee ist Phytoplankton-geprägt. Durch einen zu hohen Bestand an Zooplankton fressenden Fischen fehlt das große Zooplankton. Das Phytoplankton wird dadurch nur mangelhaft verwertet. Zusammen mit dem eingetragenen Laub führt dies zu einer hohen Verschlammungsrate. Das Westufer des Möwensees stellt einen Schwerpunkt für die Erholungsnutzung dar. Einige Uferbereiche sind hier stark geschädigt, auch die oberhalb liegenden Hänge leiden unter Vertritt.

Der **Sperlingsee** ist stark durch Laubeintrag geprägt, besitzt aber auch auf etwa einem Drittel der Seefläche Unterwasserpflanzen (Rote-Liste-Armeleuchteralge *Nitella mucronata*). Auch hier kommt es durch den hohen Laubeintrag zu hohen Nährstoffeinträgen und noch stärkerer Sauerstoffzehrung als im Möwensee. Die Umsetzung der Nährstoffe in Phytoplankton ist aber wegen der Unterwasserpflanzen und des effektiven Fraßes durch großes Zooplankton, teilweise auch durch Beschattung, gering. Großes Zooplankton kann sich durch die hier wegen Sauerstoffmangels fehlenden Fische gut vermehren und ist am Abbau des eingetragenen Laubs beteiligt. Darüber hinaus führt der Sauerstoffmangel zu Stickstoffverlusten. Durch die effektive Nutzung der eingetragenen Biomasse ist die Verschlammung gering.

Die Hänge am Westufer des **Entenpfuhls** sind besonders steil und erosionsgefährdet. Der Entenpfuhl ist während der Vegetationsperiode fast vollständig beschattet und daher rein durch Laubeintrag geprägt. Eine Primärproduktion findet nur in der laubfreien Zeit statt. Dadurch kommt es zu extremen Sauerstoffdefiziten. Auch hier fehlen daher Fische und das in hohen Dichten vorhandene große Zooplankton ist effektiv am Abbau der eingetragenen organischen Substanz beteiligt, wodurch die Verschlammung gering ist. Gekoppelte Nitrifikation/Denitrifikation findet im Sommer wegen des fehlenden Sauerstoffeintrags durch Primärproduzenten nicht statt. Stattdessen wird organische Substanz durch Sulfatatmung abgebaut und über mehrere Wochen entsteht ein intensiver Schwefelwasserstoffgeruch.

Maßnahmen

Alle drei Gewässer sind Teil des 1953 ausgewiesenen Landschaftsschutzgebiets „Volkspark Rehberge einschließlich des Plötzensees mit Ufergelände im Verwaltungsbezirk Wedding von Berlin“. Insgesamt sollten daher bei allen Maßnahmen darauf geachtet werden, folgende natürlichen Strukturelemente zu schützen und zu erhalten:

- Unterwasservegetation mit Rote-Liste-Art im Sperlingsee
- vorhandene Röhrichtbestände im Möwensee und Sperlingsee
- unbefestigte Ufer mit natürlichem Land-Wasser-Übergang
- Naturnahe Ufergehölze mit Totholz
- im Umfeld naturnahen Baumbewuchs mit Unterholz und intaktem Boden

Eine gewisse Einschränkung der gegenwärtigen (aber nicht vorgesehenen) Nutzung der Ufer und Hänge außerhalb der Wege durch erholungssuchende Besucher ist hierfür notwendig, sollte aber durch neue Angebote (offizieller Wasserzugang am Möwensee, Infotafeln) kompensiert werden.

Charakteristika des **Möwensees**, die sich aus dem hohen Laubeintrag ergeben, wie die starke Sauerstoffzehrung und die hohen Phosphorkonzentrationen im Freiwasser, sind grundsätzlich nicht negativ zu bewerten, da sie dem natürlichen Gewässertyp des Möwensees entsprechen. Allerdings sollte versucht werden, den bereits natürlicherweise hohen Eintrag von organischer Substanz nicht noch zusätzlich durch erosionsfördernden Vertritt der Besucher zu erhöhen. Im gesamten Untersuchungsgebiet sollte deshalb verstärkt versucht werden, Vertritt und Erosion zu vermindern. Auch die in den See gestürzten Bäume gehören zu diesem steilufrigen erosionsgeprägten Gewässer und erhöhen die natürliche Struktur- und damit Nischen- und Artenvielfalt der Ufer. Sie sollten zumindest teilweise belassen werden. Zur Verringerung der Erosion sind verschiedene Maßnahmen geplant.

Die unausgewogene Zusammensetzung der Fischzönose im Möwensee, die letztendlich zu erhöhter Wassertrübe führt, entspricht dagegen nicht den natürlichen Bedingungen. Für diesen See wurde daher als wichtigste Maßnahme die Optimierung des Fischbestands durch Raubfischbesatz vorgeschlagen. Mit dieser Maßnahme wurde bereits begonnen. Weiterhin wird für zwei Uferbereiche eine Renaturierung vorgeschlagen, die durch Besucherlenkung unterstützt werden sollte.

Die Seespitzen des Möwensees sollten mittelfristig behutsam teilentschlammung werden.

Der **Sperlingsee** entspricht weitgehend seinem Leitbild. Der wertvolle Characeen-Bestand sollte keinesfalls beeinträchtigt werden.

Auch der **Entenpfuhl** entspricht weitgehend seinem Leitbild eines kleinen Laub-geprägten Waldtümpels. Da die Geruchsbelästigung durch Schwefelwasserstoff jedoch die Erholungsnutzung stark beeinträchtigt, wird eine einmalige Eisenbehandlung, wenn möglich unterstützt durch eine sanfte Zirkulationsströmung, empfohlen. Zudem werden eine Teilentschlammung im Bereich zwischen Entenpfuhl und Sperlingsee und unter bestimmten Bedingungen weitere Maßnahmen, wie die Zufuhr von Trinkwasser bei niedrigem Wasserstand und der Einbau eines höhenverstellbaren Wehres zwischen beiden Seen, vorgeschlagen. Zusätzlich sollten durch eine Hinweistafel die natürlichen Prozesse im Entenpfuhl dem Besucher erläutert werden.

2 Einleitung

An der nordöstlichen Grenze des Volksparks Rehberge befinden sich die drei Kleingewässer Möwensee, Sperlingsee und Entenpfuhl. Der Möwensee als größtes der drei Gewässer ist der am südlichsten gelegene See. Der Sperlingssee und der nördlich gelegene Entenpfuhl sind stark laubgeprägt und durch einen kleinen Durchstich miteinander verbunden.

In den letzten Jahrzehnten sind nach Angaben des Umweltamtes des Bezirks Mitte keine Maßnahmen zur Gewässerqualifizierung in diesen Gewässern umgesetzt worden. Zudem gibt es seit einigen Jahren Beschwerden von Anwohnern und Spaziergängern wegen Geruchsbelästigungen aus dem Gebiet des Entenpfuhls.

Vor diesem Hintergrund wurden nach den Vorgaben des Umweltamtes folgende Leistungspunkte für das Untersuchungsjahr 2016 beauftragt:

- Limnochemisch-physikalische und planktologische Untersuchungen in monatlichem Rhythmus
- Untersuchungen zum Makrozoobenthos, zu Makrophyten und zur Uferstruktur
- Untersuchungen zur Gewässerhydrologie
- Recherchen zum Fischbestand
- Aus- und Bewertung der Ergebnisse und daraus resultierend die Ableitung nötiger Maßnahmen
- Kostenschätzung für die Umsetzung der Maßnahmen

Zusätzlich wurden nach Vorschlag der Auftragnehmer eine Kartierung der Wassertiefen und Sedimentmächtigkeiten und weitere limnochemische Parameter ins monatliche Programm aufgenommen. Zudem wurden in einem Nachtrag im Dezember 2016 die Sedimente der drei Gewässer in den obersten 20 cm physikalisch-chemisch untersucht, um Aussagen zum Einfluss des Gewässerbodens auf den Stoffhaushalt der Wasserkörper zu erhalten.

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Untersuchungsgebiet im Überblick

Am nordöstlichen Rand des Volksparks Rehberge, parallel zur angrenzenden Windhuker Straße, befinden sich die drei Kleingewässer Möwensee, Sperlingssee und Entenpfuhl, die vor etwa 80 Jahren aus einem ehemaligen Sumpfgebiet entstanden sind. Der südlich gelegene Möwensee grenzt mit seiner Südspitze fast an die Afrikanische Straße, Ecke Otawistraße. Der am nördlichsten gelegene Entenpfuhl und der Sperlingssee grenzen an die westlich gelegene Freilichtbühne des Volksparks und sind durch einen kleinen Durchstich, über den eine Brücke führt, miteinander verbunden. Ein hoher Damm, der Richtung Petersallee und Nachtigalplatz verläuft, trennt den Möwensee vom Sperlingsee ab (Abb. 1).



Abb. 1: Übersichtskarte des Volksparks Rehberge mit Entenpfuhl, Sperlingsee und Möwensee an der nordöstlichen Grenze des Parks (von Nord-West nach Süd-Ost).
Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin - Geoportail Berlin / Karte von Berlin 1:5000 (K5-Farbausgabe).

3.2 Entstehung und Historie des Gebietes

Der Volkspark Rehberge ist ursprünglich Teil des Wald- und Heidegebietes Jungfernheide und als Dünenlandschaft eiszeitlich stark durch Flugsanddünen geprägt. Der nordöstliche Bereich dieses Gebietes war ursprünglich eine eiszeitliche Rinne und bis ins 19. Jahrhundert ein Sumpfgebiet, genannt das Lange Fenn. Dieser Sumpf, aus dem später die drei Seen entstanden, wurde ab dieser Zeit nach und nach trockengelegt. Ein digitales Geländemodell des Gebietes der drei

Gewässer und der Umgebung zeigt Teile der Dünenlandschaft, die besonders den nördlich gelegenen Entenpfuhl umschließen (Abb. 2).



Abb. 2: Digitales Geländemodell des Gebietes um Möwensee, Sperlingsee und Entenpfuhl (ATKIS® DGM; Quelle: Fis Broker der Stadt Berlin).

Nach dem 1. Weltkrieg wurde das Gebiet zu einem Landschaftspark umgestaltet, zu dem neben dem Volkspark Rehberge auch der Goethepark und die benachbarten Grünanlagen des Plötzen-sees gehören. Das Lange Fenn wurde zum Abschluss der Gestaltung des Volksparks Ende der 1920er Jahre mit in den Park einbezogen und so vertieft, dass die drei Kleingewässer Möwensee, Sperlingssee und Entenpfuhl entstanden.

Nach dem 2. Weltkrieg wurde ab 1953 der Nordabschnitt der U-Bahnlinie U6 nach Tegel gebaut, wodurch es im Gebiet zu Grundwasserabsenkungen kam, mit der Folge, dass alle drei Rehberge-Gewässer verlandeten (GRABOWSKI & MOECK 2006). Dies war möglicherweise der Grund dafür, dass 1955 die drei Gewässern entschlammt wurden (Altdaten des Bezirksamtes Berlin-Mitte; siehe auch Kap.4.3). Seitdem wurde keine Entschlammung mehr durchgeführt.

Der Volkspark Rehberge ist in Teilen ein Landschaftsschutzgebiet (seit 1953) und gleichzeitig Gartendenkmal.

4 Ergebnisse und Bewertung

4.1 Seekenndaten, Hydrologie und Einzugsgebiet

4.1.1 Wetterbedingungen im Untersuchungszeitraum

Die dargestellten Wetterdaten sind Daten der Messstation Berlin Tegel des Deutschen Wetterdienstes.

Das Jahr 2016 war mit einer Jahressumme von 428 mm Niederschlag ein trockenes Jahr. Die Jahresdurchschnittstemperatur betrug 10,8°C.

Der den Untersuchungen vorangegangene Winter (Dezember bis Februar) war mit einer Durchschnittstemperatur von 3,9 °C milde. Eisbedeckung gab es auf den Gewässern vermutlich bestenfalls kurzfristig. Nach einem relativ trockenen Frühjahr gab es Ende Mai und Mitte Juni starke Niederschläge. Der Herbst war vergleichsweise trocken.

4.1.2 Seekenndaten, Einzugsgebiet und Umfeld

Die oberirdischen Einzugsgebiete wurden nach dem digitalen Geländemodell des Gebietes abgegrenzt und mit den Gegebenheiten vor Ort abgeglichen (Abb. 3).

Das oberirdische Einzugsgebiet wird im Wesentlichen von den steilen Hängen der eiszeitlichen Rinne bzw. im Westen der angrenzenden Flugsanddünen gebildet. Es grenzt im Nordosten an das Stadtgebiet, im teilweise etwas sanfter abfallenden Südwesten an den übrigen Volkspark Rehberge, im Süden an die Reste des Langen Fenn, die Fortsetzung der eiszeitlich entstandenen Rinne.

Mit Flächen der oberirdischen Einzugsgebiete, die nur knapp das Doppelte (Sperlingsee) bzw. das 4,2fache (Entenpfuhl) und das 2,5fache (Möwensee) der Seeflächen betragen, sind die oberirdischen Einzugsgebiete sehr klein (Tab. 1, Abb. 3). Mit hohem Volumensquotient und hohem Umgebungsfaktor ist beim Entenpfuhl der Einfluss des Einzugsgebiets am größten.

Der Möwensee ist von den beiden anderen Gewässern isoliert, zwischen Sperlingsee und Entenpfuhl besteht eine Verbindung, die bei niedrigem Wasserstand, 2016 bereits im Juni, unterbrochen ist. In der ersten Septemberwoche wurde die Schlammschicht unter der Brücke teilweise beräumt, so dass im Folgenden wieder für einige Wochen eine Verbindung bestand.

Keines der drei Gewässer hat einen oberirdischen Zufluss. Auch Regenwasser wird mit Ausnahme der Wegentwässerung am Entenpfuhl, die direkt nördlich der Brücke einmündet, nicht eingeleitet.

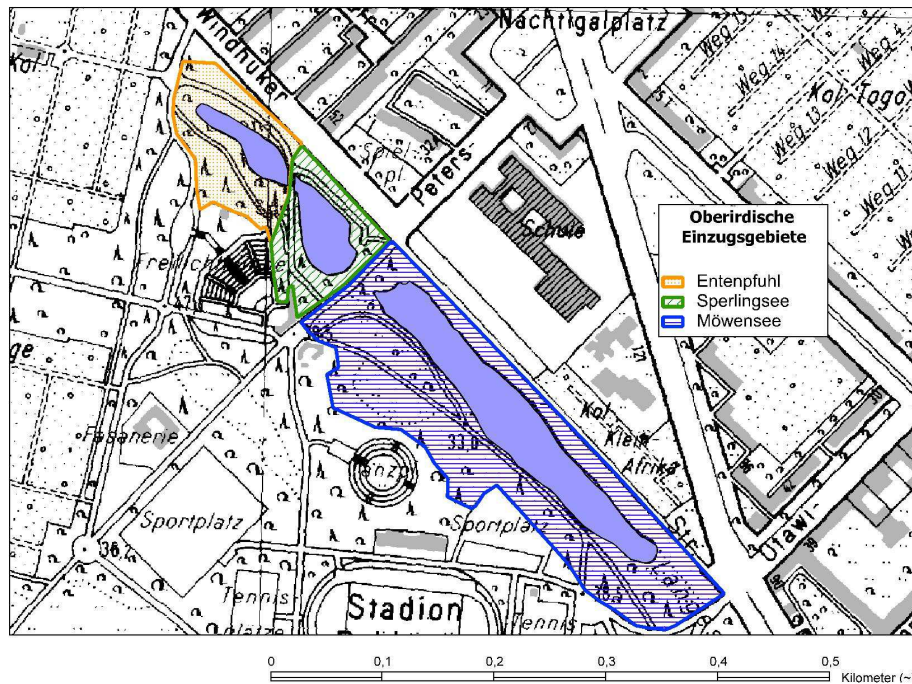


Abb. 3: Die oberirdischen Einzugsgebiete von Entenpfuhl, Sperlingsee und Möwensee

Tab. 1: Morphometrische Daten der drei Gewässer und ihrer oberirdischen Einzugsgebiete

		Möwensee	Sperlingsee	Entenpfuhl	Quelle
Seefläche	m ²	12.164	2.959	2.073	FIS Broker
max. gefundene Tiefe	m	3,0	2,1	1,3	eigene Messungen
Volumen	m ³	23.100	2.620	765	Abschätzung aus Fläche und Tiefenmessungen der Wassertiefen- und Sedimentkartierung
mittl. Tiefe	m	1,90	0,90	0,35	berechnet
Uferentwicklung*		1,92	1,30	1,55	berechnet
EZG (ohne Seefläche)	m ²	30.990	5.650	8.710	abgeleitet aus ATKIS digitales Geländemodell
Umgebungsfaktor**		2,5	1,9	4,2	berechnet
Volumensquotient***	m ² /m ³	1,7	2,7	10,5	berechnet

* gibt die Abweichung der Seeflächengestalt von der eines Kreises an (kreisförmige Seefläche: Uferentwicklung = 1)

** (Fläche EZG ohne Seefläche)/(Seefläche)

*** (Fläche EZG ohne Seefläche)/(Seevolumen)

Die Einzugsgebiete sind überwiegend mit Laubwald (meist Buche) mittlerer Altersstufen, teils mit, teils ohne Aufwuchs von Jungbäumen, teilweise auch vermischt mit Nadelbäumen bestanden (s.a. Faktor „Umfeld“ bei der Uferstrukturkartierung, Kap. 4.7.4).

Der Boden im Einzugsgebiet besteht rund um den Möwensee aus weichseleiszeitlichen Talsanden, im Bereich des Langen Fenn im Süden auch aus Torfmudde. Der Entenpfuhl ist von den Fein- und Mittelsanden der für die Rehberge typischen Flugsanddünen umgeben. Das Einzugsgebiet des Sperlingsees besteht überwiegend ebenfalls aus Fein- und Mittelsanden, am Ostufer gibt es auch Talsande (Quelle: Geoportal Berlin, Umweltatlas).



Abb. 4: Hydrogeologie des Gebiets um die drei Seen im Volkspark Rehberge.

Durch die Steilheit der Hänge kann davon ausgegangen werden, dass ein verhältnismäßig großer Teil des Niederschlags, insbesondere bei Starkregen, den Gewässern oberirdisch bzw. als Schichtenwasser zufließt. Erosionsrinnen in weiten Bereichen am Möwensee und am Entenpfuhl zeigten die Intensität des oberirdischen Abflusses.

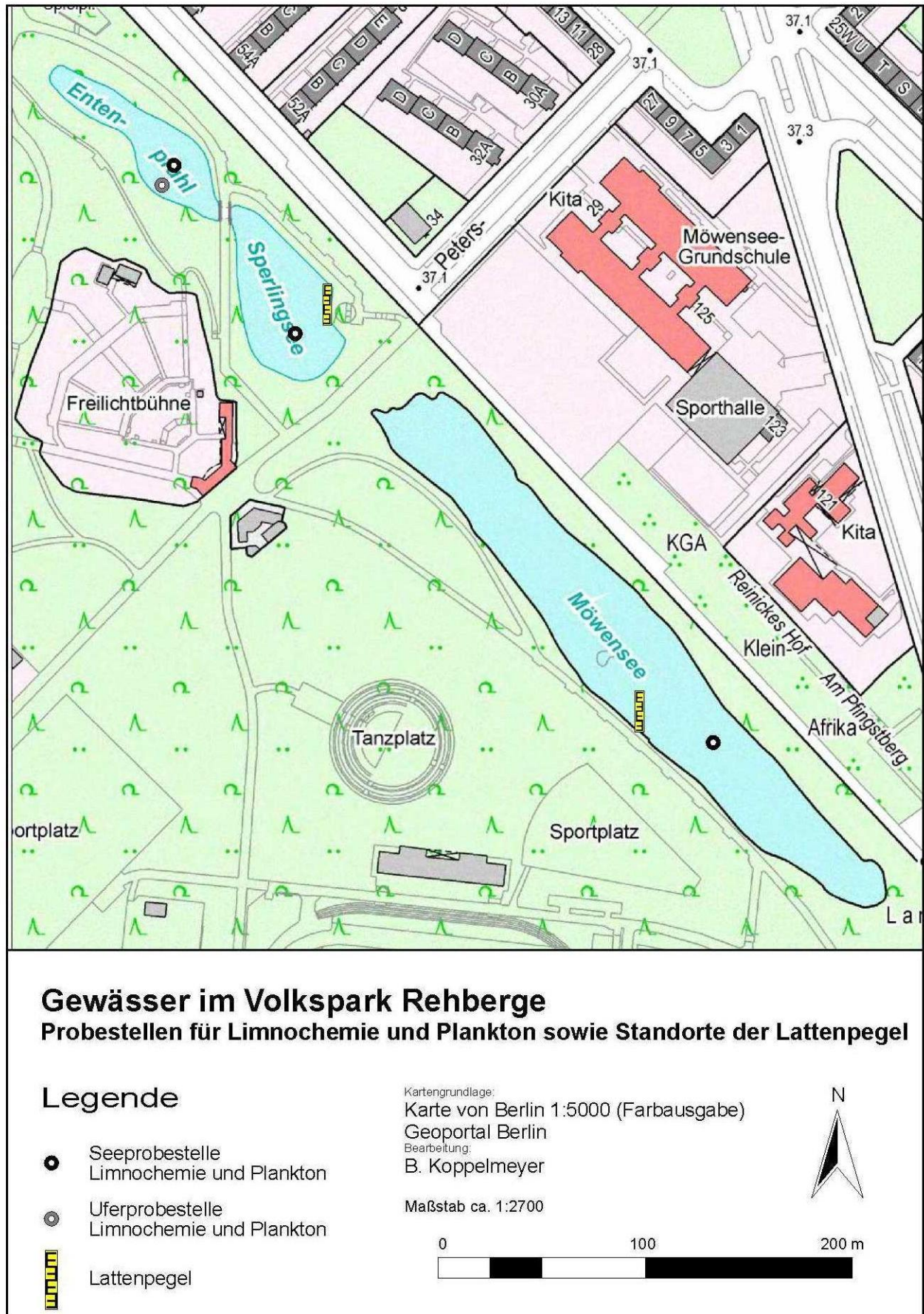


Abb. 5: Lage der Probestellen für Limnochemie und Plankton sowie Standorte der Lattenpegel

4.1.3 Seepiegel

Die am Möwensee und am Sperlingsee installierten Lattenpegel (Abb. 5) wurden von Mitte Februar 2016 bis Ende Februar 2017 etwa wöchentlich einmal abgelesen.

Die Seespiegel von Möwensee und Sperlingsee (Abb. 6) schwankten bis zum Oktober relativ parallel, der Spiegel des Möwensees liegt allerdings ca. 90 cm über dem der beiden anderen Seen. Bis Mitte April 2016 stiegen die Spiegel leicht an, sanken dann zunächst leicht und ab etwa Mitte Juni rapide und kontinuierlich um insgesamt etwa 27 cm ab. Ab Oktober stieg der Pegel im Möwensee wieder an, im Sperlingsee erfolgte der Anstieg nur langsam und deutlich verzögert. Beide Seen waren ab Mitte November zunächst sporadisch bzw. teilweise, ab 06.01.2017 bis etwa 24.02.2017 dann ständig von Eis bedeckt. Bis zum Ende der Ablesung lag der Pegel des Möwensees noch 12 cm, der des Sperlingsees 17 cm unter dem des Vorjahres.

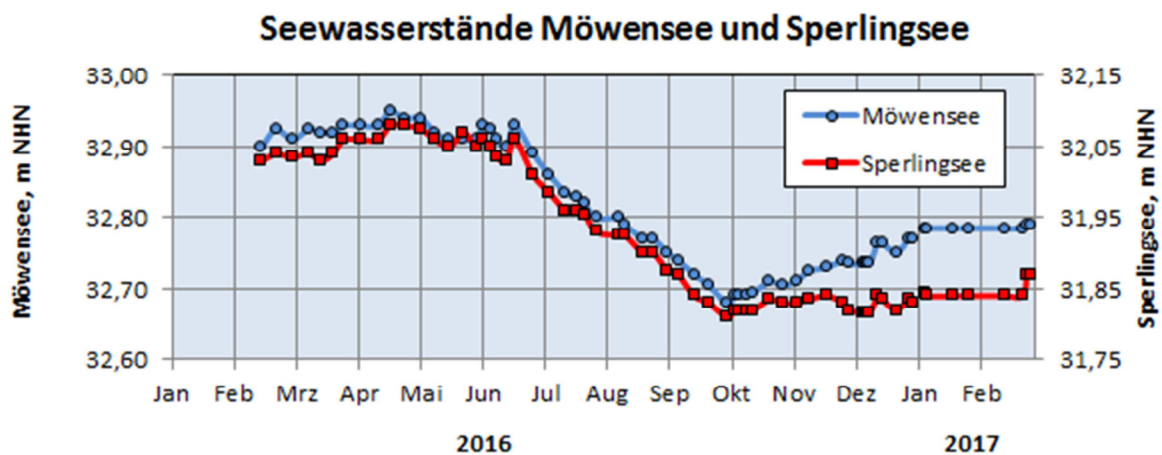


Abb. 6: Seewasserstände im Möwensee und Sperlingssee von Februar 2016 bis Februar 2017. Zu beachten sind die zueinander versetzten Y-Achsenbeschriftungen (Höhen über NHN) für beide Pegel.

4.1.4 Grundwasserstände

Die nächstgelegenen Grundwassermessstellen waren der im Anstrom südwestlich gelegene Messpegel 31, sowie der im Abstrom nordwestlich gelegene Pegel 1069 (s. Karte Abb. 7; Datenquelle: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz).

Die Grundwasserganglinien verlaufen an beiden Stellen in ähnlichem Muster wie die Seespiegel, da bei beiden mit Niederschlag und Verdunstung die gleichen Faktoren die Höhen beeinflussen. Die jahreszeitliche Amplitude betrug etwa 25 cm.

Der Spiegel des Möwensees lag etwa 0,7 bis 0,9 m über dem Grundwasserspiegel selbst des im Anstrom liegenden Pegels 31. Es kann demnach davon ausgegangen werden, dass der planktongeprägte Möwensee mit seinen mächtigen Feindetrüssedimenten vom Grundwasser im Wesentlichen unabhängig ist, da durch solche Ablagerungen in der Regel keine Durchlässigkeit mehr für das Grundwasser gegeben ist. Der Spiegel des Sperlingsees (und damit auch des Entenpfuhls) dagegen liegt etwa auf Höhe des Grundwasserspiegels an der Stelle 1069, also wahrscheinlich niedriger als die umgebenden Grundwassergleichen. Hier ist ein zeitweiliger Einstrom von Grundwasser wahrscheinlich. Die weitestgehend fehlenden Feinsedimente (Kap. 4.3) und auch die Wasserchemie (s. Kap. 4.2) sprechen ebenfalls dafür.

Von GRABOWSKI und MOECK (2006) wird in ihrem Gutachten zur Auswirkung des Wasserwerks Tegel erwähnt, dass alle drei Gewässer durch Grundwasserabsenkung im Zusammenhang mit dem Bau der U-Bahnlinie nach Tegel zwischen 1956 und 1958 „verlandet“ waren. Zu diesem Zeitpunkt scheint also auch der Möwensee noch Grundwasseranschluss gehabt zu haben.



Abb. 7: Grundwassergleichen 2016 im Gebiet des Volksparks Rehberge und Lage der Grundwasserbeobachtungsrohre für Grundwasserganglinien und -qualität

Seespiegel von Möwen- und Sperlingsee sowie Grundwasserhöhen der Messstellen 31 und 1069 im Vergleich

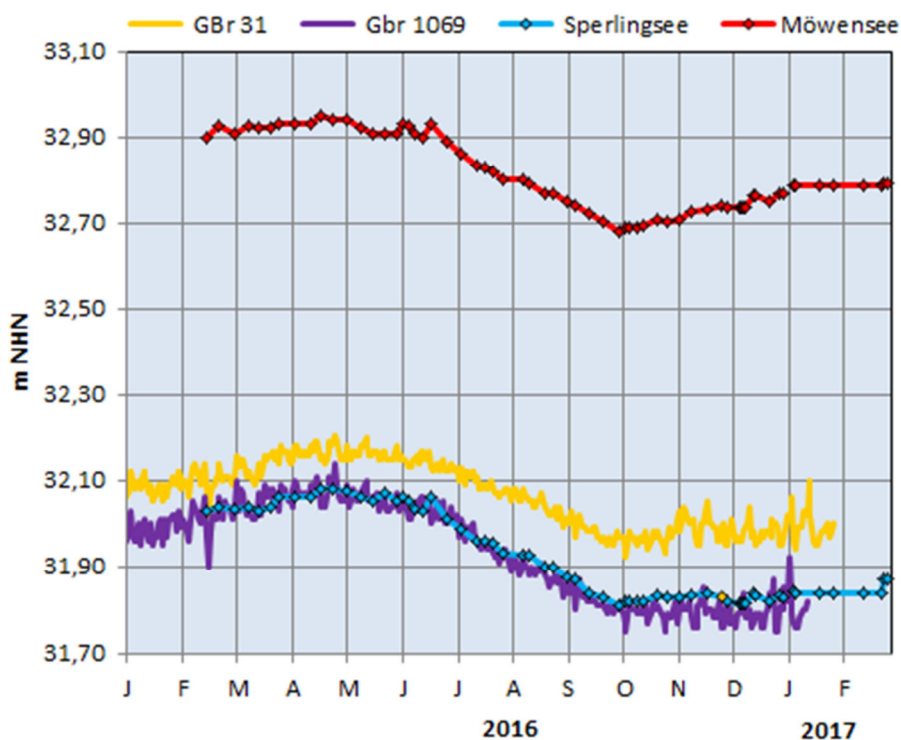


Abb. 8: Grundwasserganglinie oberhalb (Gbr 31) und unterhalb (Gbr 1069) der Seenkette sowie Seespiegel von Möwensee und Sperlingsees

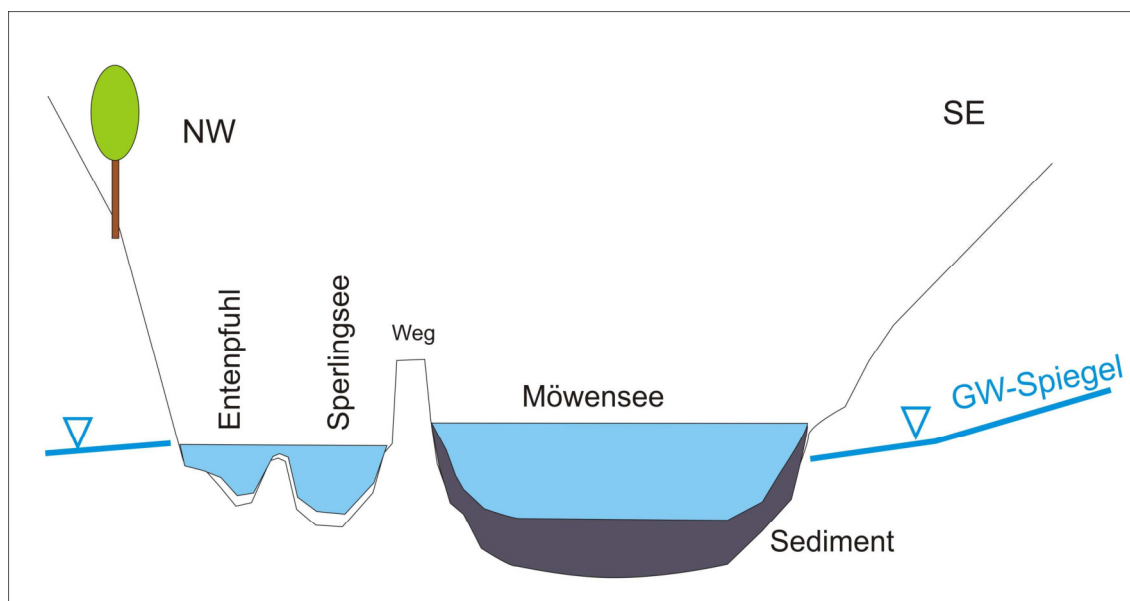


Abb. 9: Schema der hydrologischen Verhältnisse Im Bereich der Rehberge-Gewässer. Die genauen Grundwasserverhältnisse im unmittelbaren Uferbereich sind nicht bekannt, (Hangneigung symbolisch).

4.1.5 Abschätzung der Wasserbilanz

Die interne Wasserbilanz von Möwensee und Sperlingsee ergibt sich aus der Änderung der Seevolumina von Monat zu Monat, die anhand der wöchentlichen Pegelablesungen (Abb. 10) berechnet wurde. Relativ große Defizite gab es vor allem zwischen Juni und September, ab Oktober füllten sich die Seen wieder auf. Ende Februar war der Vorjahreswasserstand aber noch nicht wieder erreicht.

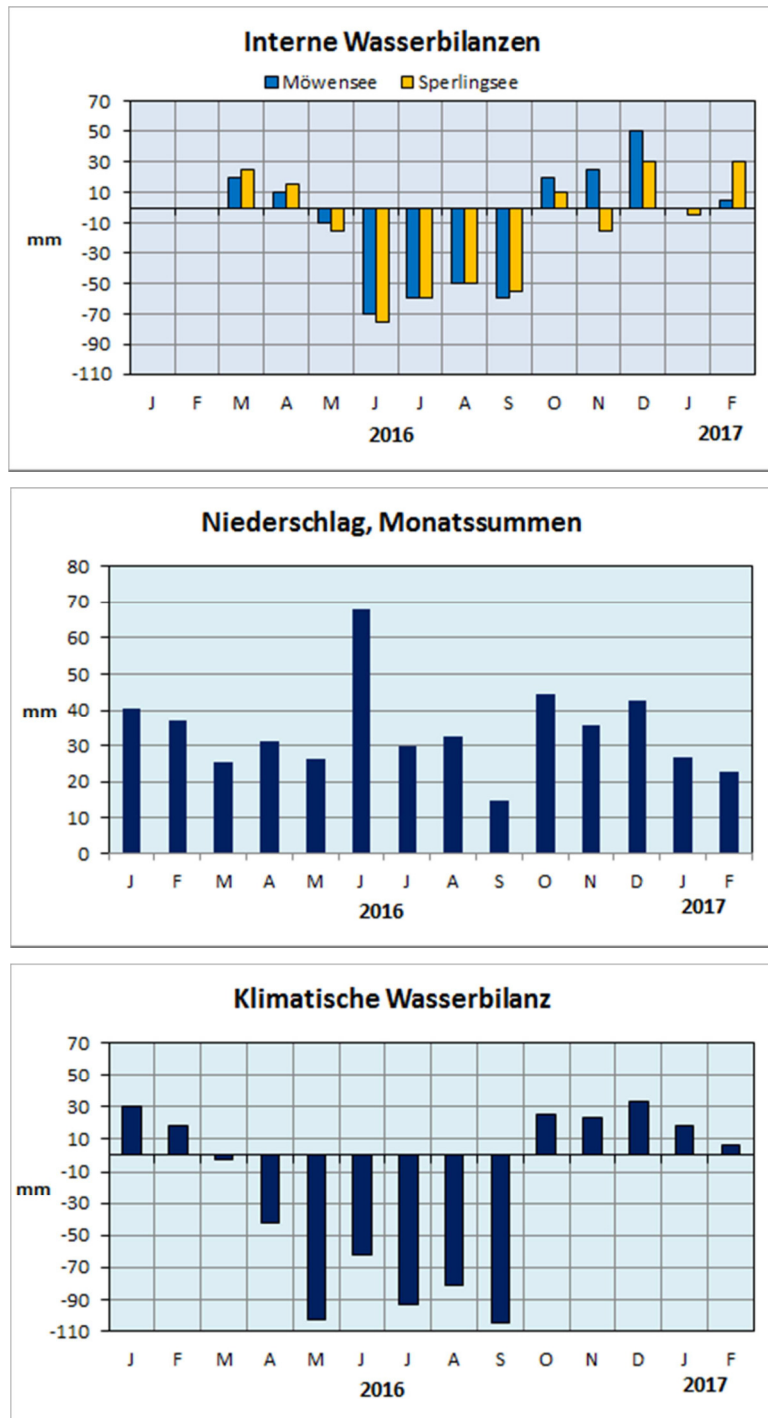


Abb. 10: Interne Wasserbilanzen für den Möwensee und den Sperlingsee sowie monatliche Niederschlagssummen und Klimatische Wasserbilanz nach Daten der DWD-Messstation Berlin Tegel

Die Klimatische Wasserbilanz, also die Differenz aus der Niederschlagssumme und der Summe der potentiellen Verdunstung nach Haude (potentielle Verdunstung über Gras, ein theoretischer Wert), ergibt zwischen April und September Defizite, die im Mai und Juli bis September besonders ausgeprägt waren, während der Juni mit zeitweilig hohen Niederschlägen nasser war (Abb. 10). Die potentielle Verdunstung nach Haude wurde für landwirtschaftliche Nutzflächen entwickelt und kann in diesem Zusammenhang nur als ungefährer Anhaltspunkt dienen.

Der Verlauf der klimatischen Wasserbilanz entspricht in etwa der internen Wasserbilanz der drei Seen, allerdings setzt das Defizit schon im März/April 2016 ein (Abb. 10). Die Rehberge-Gewässer wurden dagegen in den Monaten März, April und auch im Mai vermutlich noch aus ihren Einzugsgebieten gespeist.

Eine vollständige Wasserbilanz ist für diese sehr kleinen Seen nicht möglich, denn zum einen ist die Verdunstung der freien Wasserfläche in diesen windgeschützten, tief eingeschnitten liegenden Gewässern kaum sinnvoll zu berechnen, zum anderen sind auch die diffusen Einträge aus den umliegenden steilen Hängen schwer abzuschätzen.

4.1.6 Grundwasserchemie

Die Lage der nächstgelegenen Messstelle für die Grundwasserqualität (6014) ist in Abb. 8 dargestellt. Die Grundwasserqualität wird halbjährlich, jeweils im Frühjahr und im Herbst, bestimmt. In Tab. 2 sind die Mittelwerte 2011 bis 2015 zusammengestellt, Abb. 11 zeigt die Werte der letzten Jahre für die besonders relevanten Messgrößen Sulfat und Phosphat-Phosphor (Datenquelle: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin).

Tab. 2: Grundwasserqualität an der Messstelle 6014, Mittelwerte 2011 bis 2015

		Mittelwert
SBV	mmol/l	5,5
Ca	mg/l	129
Mg	mg/l	13,9
Na	mg/l	18,7
K	mg/l	4,1
Cl	mg/l	30
SO₄	mg/l	107
PO₄-P	mg/l	0,17
NH₄-N	mg/l	0,78
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	743

Auffällig sind die mit über 0,15 mg P/l (Maximum; 0,2 mg P/l) in den letzten Jahren sehr hohen Phosphat-Werte. Auch die Ammoniumkonzentrationen sind mit etwa 0,8 mg N/l recht hoch, während das Nitrat-N meist unter der Bestimmungsgrenze liegt.

Deutlich verringert hat sich in den letzten 6 Jahren der Gehalt des Sulfats, das im Berliner Grundwasser meist aus gipshaltigem Trümmerschutt stammt. Er liegt inzwischen um 100 mg/l.

Ebenfalls deutlich verringert hat sich das Chlorid, das in den letzten zehn Jahren von etwa 60 mg/l auf 25 mg/l gesunken ist.

Bei der Interpretation ist zu beachten, dass die Grundwassermessstelle relativ weit von den Gewässern entfernt ist. Die tatsächliche Qualität im Bereich der Rehberge-Gewässer kann (z.B. durch lokal sehr unterschiedliche Ablagerungen von gipshaltigem Nachkriegsschutt) deutlich davon abweichen.

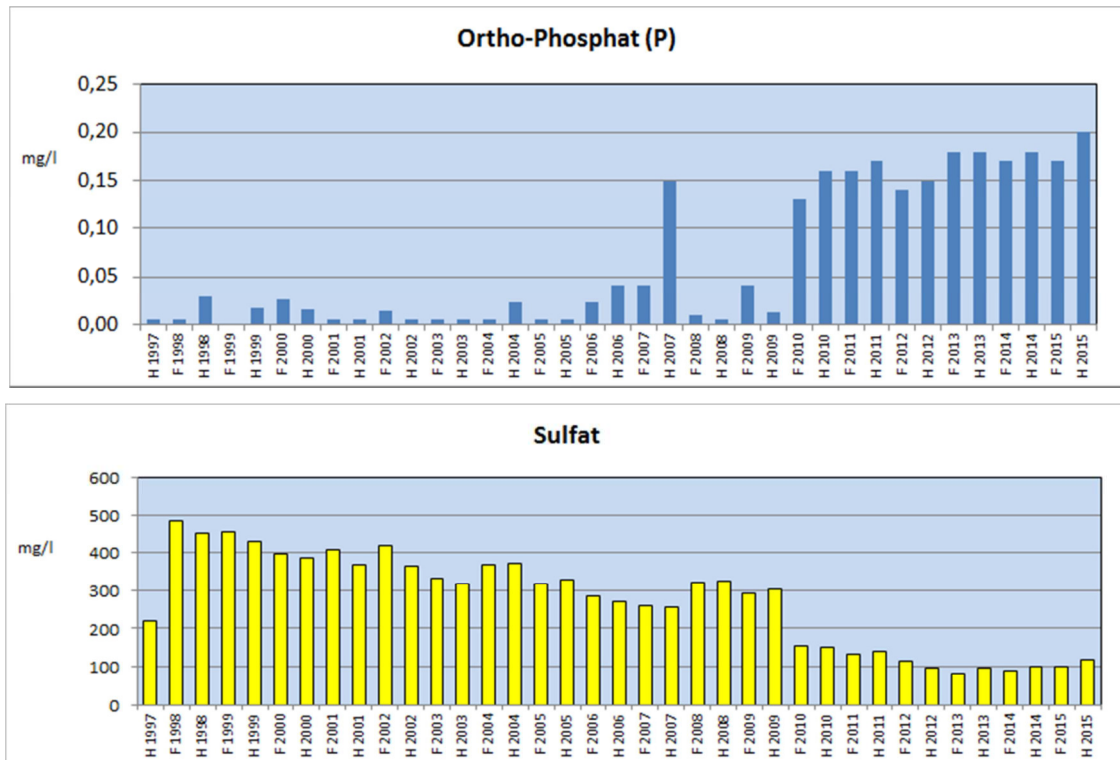


Abb. 11: Entwicklung der Grundwasserqualität bei den Parametern Sulfat und gelöstem Phosphatphosphor an der Messstelle 6014 von 1997 bis 2015 jeweils gemessen im Frühjahr und Herbst

Die Stoffkonzentrationen im Grundwasser werden im Vergleich mit denen der Oberflächengewässer in den Abbildungen in Kap. 4.2 als waagerechte Balken verdeutlicht.

4.2 Limnochemie der drei Gewässer

Alle drei Gewässer im Volkspark Rehberge sind durch ihre geringe Größe und Tiefe sowie die steilen Hänge des mit Laubbäumen bestandene Einzugsgebiets geprägt. Darüber hinaus weisen sie aber auch sehr individuelle Charakteristika auf.

Mittelwerte, Minima und Maxima für die physikalisch-chemischen Wasseruntersuchungen sind in Tab. 3 zusammengestellt, die jahreszeitlichen Entwicklungen in Abb. 12 bis Abb. 15.

Tab. 3: Mittelwerte, Minima und Maxima der physikalisch-chemischen Wasseruntersuchungen in den drei Rehberge-Gewässern.
Für die Mittelwertbildung wurde bei Werten < Bestimmungsgrenze (BG) die halbe Bestimmungsgrenze angenommen
(SiO₂, Säurekapazität, Chlorid, Sulfat, Ca, Mg, Na und K: April-Dez 2016; alle übrigen März-Dez. 2016).

		Möwensee			Sperlingsee			Entenpfuhl		
		MW	Min	Max	MW	Min	Max	MW	Min	Max
Sichttiefe	m	1,04	0,50	2,0	Grund	1,2*	Grund	0,39	0,20	0,60
Chlorophyll	µg/l	92	22	269	16,8	2,9	73	53	2,9	172
TP	mg/l	0,361	0,168	0,633	0,445	0,199	0,668	0,501	0,065	0,927
PO ₄ -P	mg/l	0,136	0,050	0,229	0,311	0,135	0,468	0,309	0,029	0,675
TN	mg/l	1,73	1,32	2,20	1,41	1,04	1,90	2,80	0,75	4,7
NO ₃ -N	mg/l	0,027	< BG	0,130	0,020	<BG	0,074	0,008	<BG	0,023
NH ₄ -N	mg/l	0,19	< BG	0,89	0,51	0,03	1,40	1,67	0,08	3,50
BSB5	mg/l	4,25	< BG	13	2,30	< BG	6,00	4,25	< BG	11,00
DOC	mg/l	15,3	13,8	17,8	11,5	9,1	14,8	11,3	7,7	15,4
TOC	mg/l	17,4	15,6	20,7	12,8	10,5	16,4	13,4	7,8	19,8
SiO ₂	mg/l	5,0	4,6	5,3	6,6	1,7	9,9	9,3	3,4	13
SBV	mg/l	4,95	4,6	5,3	4,03	3,8	4,3	5,30	4,8	5,7
Cl	mg/l	30,0	25	35	35,1	30	41	53,4	45	60
SO ₄	mg/l	9,9	8	14	68	55	82	123	83	155
Ca	mg/l	79	69	86	87	80	93	128	124	133
Mg	mg/l	13,5	12,7	14,3	12,5	11,4	13,5	16,9	16,1	17,7
Na	mg/l	19,2	15	22	22,9	17	26	33,7	26	36
K	mg/l	16,0	15	17	12,6	11	14	11,3	10	13
Wassertemp.	°C	13,4	4,1	21,4	13,4	4,2	20,5	11,8	4,0	19,9
SSI	%	63	24	121	19	1	61	27	0	105
pH		7,9	7,4	8,2	7,6	7,3	7,9	7,6	7,2	7,9
Elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	478	448	495	528	496	560	751	679	770
ORP	mV	323	299	369	309	250	364	205	84	307

*Im Sperlingsee reichte die Sichttiefe nur einmal nicht bis zum Grund

4.2.1 Physikalisch-chemischer Grundcharakter

Die Wassertemperatur war im wenig beschatteten Möwensee zwischen Mai und November stets am höchsten, im stark beschatteten Entenpfuhl am geringsten. Die Unterschiede konnten mehr als 3°C betragen.

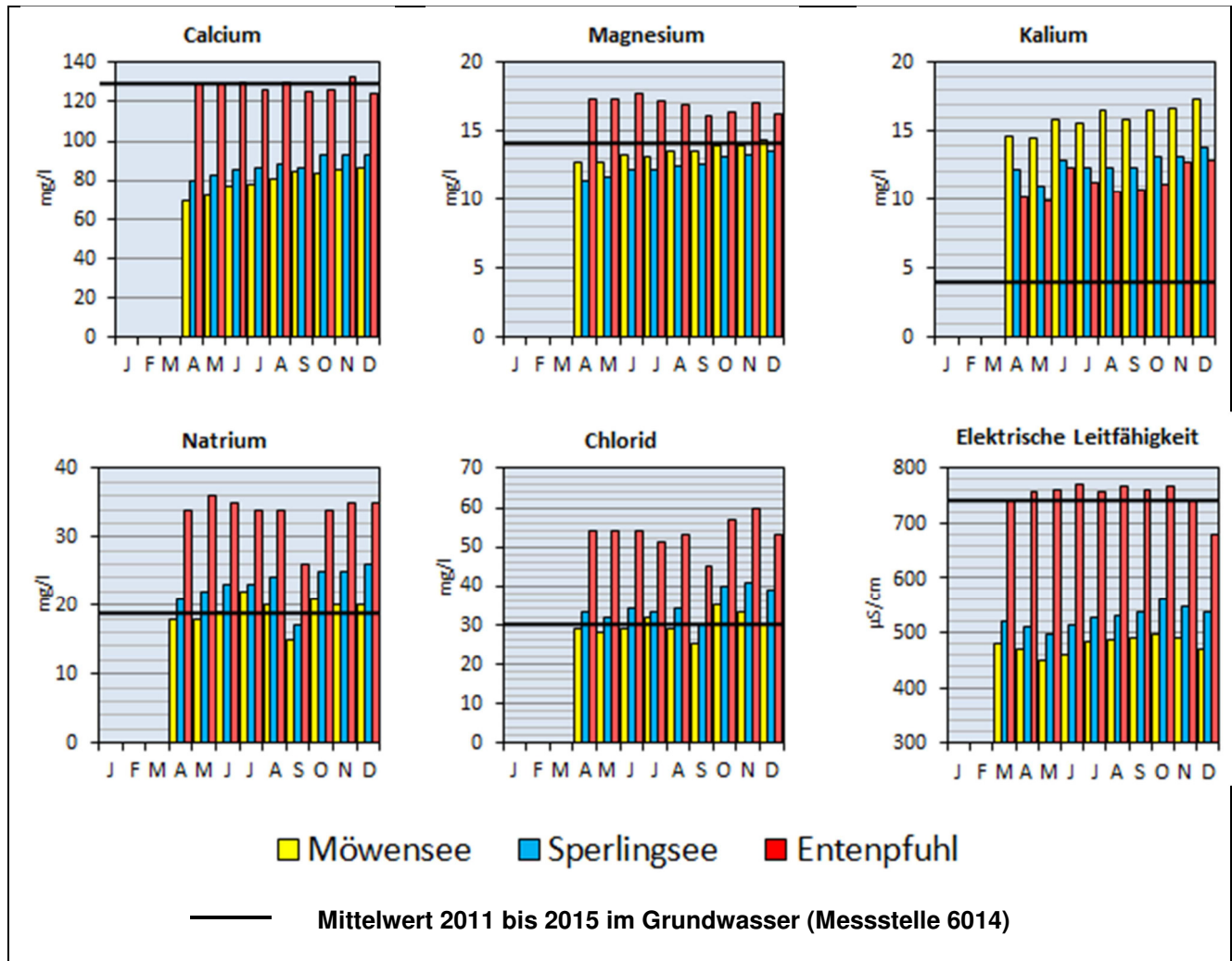


Abb. 12: Jahreszeitliche Entwicklung verschiedener Salze sowie der elektrischen Leitfähigkeit in Möwensee, Sperlingssee und Entenpfuhl

Alle drei Gewässer zeichnen sich durch ein für Oberflächengewässer hohes **Säurebindungsvermögen** (SBV) aus. Im Entenpfuhl (Mittelwert: 5,2 mmol/l) reichte das SBV in der zweiten Jahreshälfte sogar fast an das der nächstgelegenen Grundwassergütemessstelle 6014 (Mittelwert 5,5 mmol/l) heran. Im Möwensee lag das SBV (Mittelwert: 4,9 mmol/l) etwas darunter, im Sperlingsee noch tiefer (Mittelwert: 4,0 mmol/l). Hier zeigt sich vermutlich die effektive biogene Entkalkung der Armleuchteralge *Nitella mucronata*, die im Sperlingsee etwa ein Drittel des Seebodens bedeckte (Näheres s. Kap. 4.7.1). Bei einer Zusammenstellung von 77 Berliner Kleingewässern aus den 1980er und 90er Jahren (HELLER & RIPL 1995a) lag das SBV von 95 % der untersuchten Gewässer unter 5,4 mmol/l, der Median lag bei 2,15 mmol/l.

Das SBV von Oberflächengewässern wird im Wesentlichen durch den **Calcium**gehalt bestimmt, der mit 79 (Möwensee), 87 (Sperlingsee) und 128 mg/l (Entenpfuhl) in allen drei Gewässern insbesondere aber im Entenpfuhl sehr hoch war. Eine Eintragsquelle stellt das eingefallene Laub dar (Kap. 4.8). Möglicherweise spielt auch die Auswaschung aus Bauschutt im Einzugsbereich, vielleicht sogar durch direkte Verbringung in die Gewässer nach dem Krieg, eine Rolle.

Mit Ausnahme des Kaliums wies der Entenpfuhl bei allen gemessenen Ionen deutlich die höchsten Konzentrationen der drei Seen auf. In diesem sehr flachen Gewässer spielt die Verdunstung wegen des größeren Oberflächen/Volumen-Verhältnisses für den Stoffhaushalt eine noch größere Rolle als in den beiden anderen Gewässern. Ein guter Anhaltspunkt für den Effekt der Verdunstung ist das **Natriumchlorid**, dessen Konzentrationen im Seewasser durch biologische Prozesse kaum verändert werden. Natriumchlorid kann außer durch verdunstungsbedingte Anreicherung auch durch Streusalz (wird im Volkspark Rehberge nicht verwendet) oder durch Abwassereinleitungen erhöht sein. Die Natrium-, Chlorid- und Magnesiumkonzentrationen lagen in Möwen- und Sperlingsee in der Größenordnung der Konzentrationen im Grundwasser, im Entenpfuhl dagegen etwa 1,5mal so hoch wie im Sperlingsee. Als eine mögliche Ursache wird die in diesem sehr flachen Gewässer stärker zu Buche schlagende Verdunstung angesehen. Ein weiterer möglicher Grund könnten Abwasser-Einleitungen in den vergangenen Jahren oder Jahrzehnten sein. Rohabwasser weist eine erhöhte Chloridkonzentration auf (z.B. KOPPE & STOZEK 1999). Zur Herkunft möglicher Einleitungen kann nichts gesagt werden. Direkt in der Nachbarschaft zum Entenpfuhl befinden sich zahlreiche Gartenlauben (nördlich) und eine Freilichtbühne (westlich). Eine Einleitung von Abwasser im Untersuchungsjahr ist aufgrund der gleichmäßigen Konzentrationen allerdings unwahrscheinlich.

Die **Kalium**konzentrationen lagen in allen drei Gewässern deutlich über denen des Grundwassers und waren im Möwensee am höchsten. Kalium ist besonders gut wasserlöslich und wird aus Pflanzenmaterial und aus Boden sehr schnell ausgewaschen. Die hohen Konzentrationen im Möwensee sind daher vermutlich auf den Eintrag aus dem oberirdischen Einzugsgebiet zurückzuführen und könnten ein Hinweis auf die Bedeutung des direkten Oberflächenabflusses (Auswaschung aus dem Waldboden) bei diesem Gewässer sein (Näheres s. Kap. 5.4.5, Laubeintrag).

Besonders große Konzentrationsunterschiede gab es beim **Sulfat**: Der Möwensee wies im Mittel nur 10 mg/l auf, der Entenpfuhl dagegen 130 mg/l. Der Sperlingsee lag mit 65 mg/l dazwischen (Näheres dazu s. unten).

Für den Möwensee liegen Analysen für das Jahr 1989 (Februar bis November) vor (HELLER & RIPL 1995a). Der Möwensee hatte zum damaligen Zeitpunkt ein extrem hohes Säurebindungsvermögen von stets über 6 mmol/l (MW 6,5 mmol/l). Sowohl Calcium (MW 107 mg/l) als auch Magnesium (MW 17,8 mg/l), Natrium (MW 26 mg/l) und Chlorid (MW 44 mg/l) waren in deutlich höheren Konzentrationen vorhanden als heute. Die Kaliumkonzentrationen, die ja noch immer sehr hoch liegen, waren zum damaligen Zeitpunkt sogar noch höher (Mittelwert 19,3 mg/l).

Interessant sind auch die damaligen Sulfatkonzentrationen im Möwensee, die mit einem Mittelwert von 26 mg/l zwar deutlich höher waren als heute (MW 9,9 mg/l), aber noch weit unter den heutigen Werten der beiden anderen Seen liegen (Sperlingsee: 68, Entenpfuhl 123 mg/l). Zum damaligen Zeitpunkt waren die Sulfatkonzentrationen im Regen noch deutlich höher als es heute der Fall ist. Näheres zum Sulfat s. Kap. 5.2.3.

4.2.2 Sondenmessungen

Alle drei Seen sind sehr flach und weisen dementsprechend keine stabile sommerliche Temperaturschichtung auf.

Im 3 m tiefen **Möwensee** gab es jedoch durch die rinnenförmige Seebeckengestalt, die Ausrichtung in NW-SE-Richtung und die umgebenden steilen Hänge anscheinend Phasen geringer Durchmischung. Die zwischen April und Juni entstandenen Temperaturgradienten waren zwar nur gering, sie führten aber in diesem durch Zehrungsprozesse geprägten Gewässer von April bis Ende Juni zu starker bis vollständiger Sauerstoffzehrung über Grund, die offensichtlich Phosphor-Rücklösungsprozesse hervorrief (s. Kap. 4.3.2). Ab Ende Juni hatte sich dann der gesamte Wasserkörper gleichmäßig erwärmt, und es herrschte deutliche Sauerstoff-Untersättigung im gesamten See, die bis in den Dezember hinein anhielt (Abb. 13). Der Möwensee zeigte von allen drei gut gepufferten Seen die höchsten pH-Werte (Maximum im März: 8,2). Die Werte schwankten in diesem gut gepufferten Gewässer trotz hoher Primärproduktion vergleichsweise wenig. Sie lagen im 0,5 m Tiefe an den Messtagen zwischen 7,4 und 8,2 über Grund und fielen nicht unter 7,3. Die Elektrische Leitfähigkeit, ein Maß für den Gesamtsalzgehalt, sank zunächst bis zum Mai von 480 auf 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und stieg dann in der verdunstungsintensiven Zeit von Juni bis Oktober auf 495 $\mu\text{S}/\text{cm}$, um in der folgenden etwas regenreicheren Zeit wieder abzufallen. Das Redoxpotential (ORP) lag an der Oberfläche stets über 300 mV und fiel auch über Grund nur im April etwas ab (Minimum 262 mV). Der zeitliche Verlauf der Messungen zum Chl.a-Gehalt mittels Fluoreszenz-Sensor entsprach bei allen drei Gewässern im Wesentlichen den Ergebnissen der Laboranalyse, die im Kap. 4.2.3 dargestellt werden. Im etwas tieferen Möwensee zeigten sich lediglich an einzelnen Messtagen Unterschiede im Tiefenprofil. Teils wurden direkt über Grund erwartungsgemäß geringere Werte gemessen als in den darüber liegenden Wasserschichten, teils jedoch auch höhere, was vermutlich auf Aufwirbelung zurückzuführen ist. Ein "Tiefenchlorophyllmaximum" (DCM) wurde nur im März 2016 bei 1,5 und 2 m Wassertiefe beobachtet und in der Planktonprobe mit erfasst.

Auch im **Sperlingsee** gab es trotz der noch geringeren Maximaltiefe (2,1 m) insbesondere im April und Mai Temperaturgradienten, die zu einer Differenzierung von unterer und oberer Wasserschicht führten: die Sauerstoffsättigung, die in diesem durch Laubabbau geprägten Gewässer schon im März bei nur 40 % lag, konnte an der Oberfläche vorübergehend 60 % erreichen und sank über Grund unter 20 %. Auch das Redoxpotential sank in diesem Zeitraum von über 30 mV auf unter 150 mV ab. Ab Juli gab es dann kaum noch Temperaturgradienten, die Sauerstoffsättigung, die jetzt im gesamten Wasserkörper unter 20 % gesunken war, war durch die Unterwasserpflanzen (submerse Makrophyten) über Grund jetzt sogar etwas höher als an der Oberfläche. Ab Oktober kehrten sich die Verhältnisse mit dem Absterben der Makrophyten wieder um. Mit Sättigungswerten unter 20 % blieb der Sauerstoff auch im Dezember noch sehr niedrig. Trotz der hohen Sichttiefen lagen die pH-Werte zwar etwas niedriger, schwankten aber in einem ähnlichen Bereich wie im Möwensee (7,1 bis 7,9). Die geringere Säurekapazität und die Produktivität der submersen Makrophyten sind die Ursache. Die elektrische Leitfähigkeit lag im Sperlingsee mit einem Mittelwert von 525 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Möwensee: 478 $\mu\text{S}/\text{cm}$) trotz der geringeren Alkalinität deutlich höher als im Möwensee, denn hier spielt die Verdunstung wegen der geringeren Tiefe eine noch größere Rolle bezüglich der Stoffkonzentration. Das jahreszeitliche Muster war ähnlich wie im Möwensee. Das Redoxpotential sank in der anscheinend wenig durchmischten Phase im Mai und Juni über Grund stark ab, blieb jedoch positiv. Die Chlorophyll a-Fluoreszenzmessungen zeigten in dem flachen, überwiegend Makrophyten geprägten Sperlingsee keine nennenswerten Tiefenprofile.

Im maximal nur 1,3 m tiefen **Entenpfuhl** konnte während der Niedrigwasserstände nur eine Be-
probung vom Ufer aus erfolgen, so dass es für dieses sehr flache Gewässer nur eine Messtiefe
gibt. Trotz der geringen Wassertiefe hatte der Entenpfuhl aufgrund seiner starken Beschattung
die geringste Jahresdurchschnittstemperatur (Mittelwert 11,8°C, Möwensee und Sperlingsee:
13,4°C). Die Sauerstoffsättigung erreichte im März während der Phytoplanktonblüte bei noch
fehlender Belaubung der Uferbäume mit 105 % ihr Maximum, fiel dann aber bis Juli rapide auf
20 % ab. Mit dem beginnendem Laubfall ab September fiel der Sauerstoff-Sättigungsindex (SSI)
im Oktober schließlich auf 0 und stieg auch bis zum Dezember nicht wieder an. Von Oktober bis
Mitte Dezember war das Wasser von Schwefelbakterien gelblich-grau gefärbt (s. a. Kap. 5.6
Plankton), und ein zeitweilig sehr intensiver Schwefelwasserstoff-Geruch lag über dem Enten-
pfuhl. Der pH-Wert bewegte sich im Entenpfuhl zwischen 7,2 und 7,9. Die elektrische Leitfä-
higkeit war in diesem elektrolytreichen Gewässer schon im März mit 742 µS/cm sehr hoch, stieg
dann in der verdunstungsreichen Zeit weiter an und fiel ab Oktober mit zunehmend positiver
Wasserbilanz rapide ab auf 680 µS/cm. Das Redoxpotential war in diesem sauerstoffarmen von
Abbauprozessen geprägten Gewässer das niedrigste der drei Gewässer. In dem sehr flachen En-
tenpfuhl wurden keine Tiefenprofile der Chlorophyll a-Fluoreszenz aufgenommen.

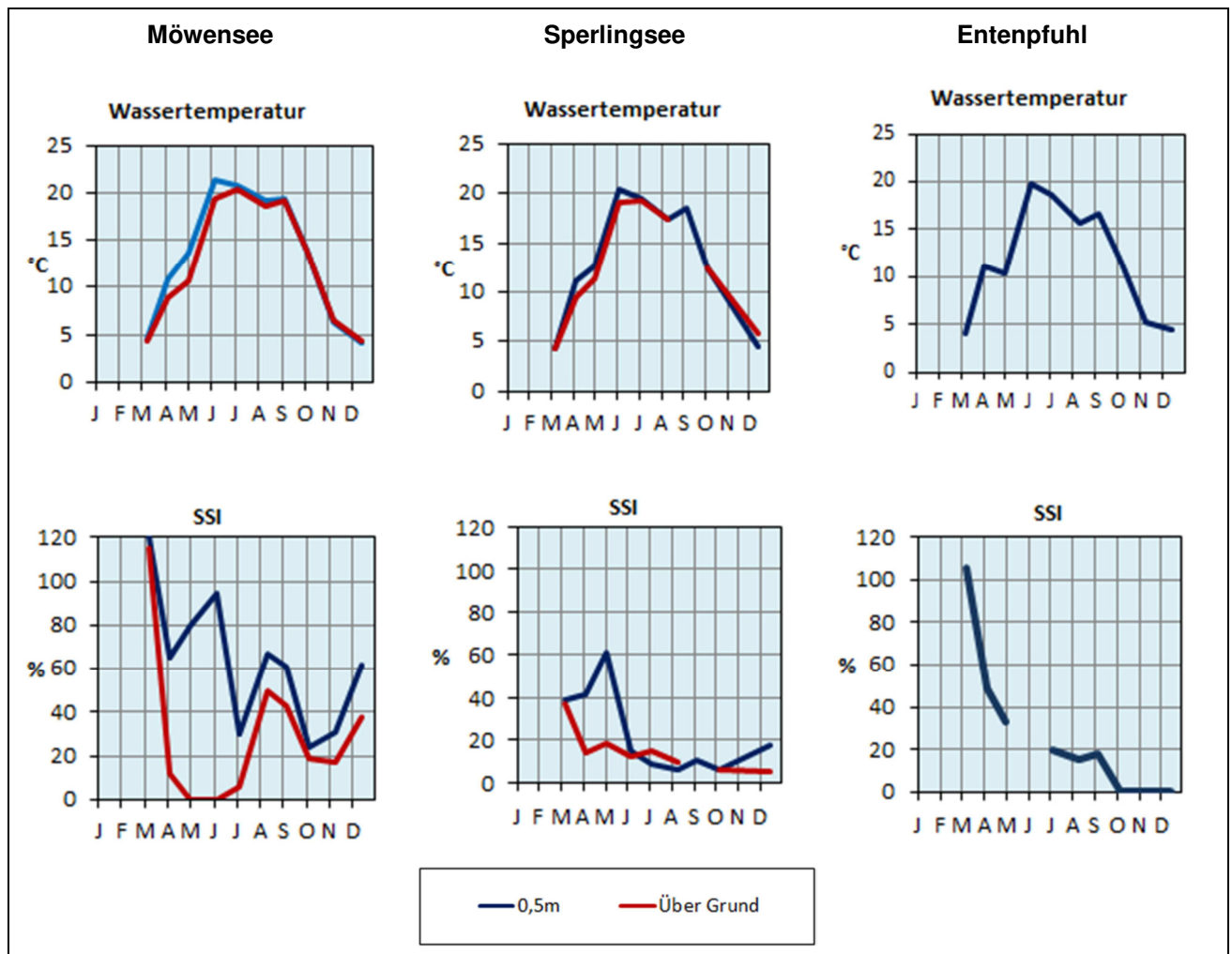


Abb. 13: Feldmessungen von Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung, pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit und Redoxpotential in 0,5 m Wassertiefe und 0,5 m über Grund

4.2.3 Nährstoffe, Sichttiefe und weitere limnochemische Parameter

Der Verlauf der Nährstoffkonzentrationen und von Chlorophyll a und Sichttiefe sowie des Sulfats ist in Abb. 14 und Abb. 15 dargestellt.

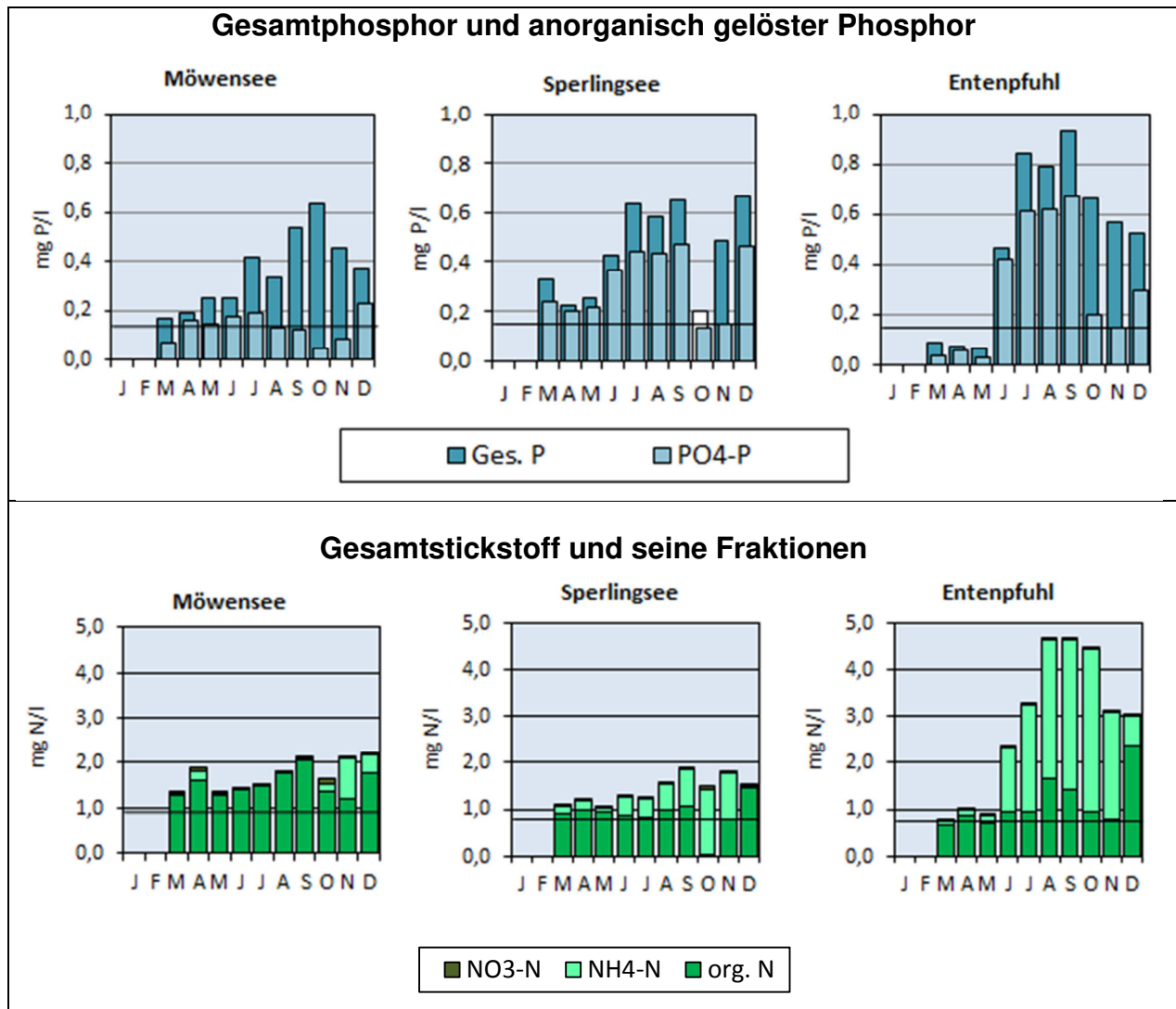


Abb. 14: Limnochemie des Freiwassers: Phosphor und Stickstoff
Die Querbalken geben die jeweiligen Konzentrationen an der nächstgelegenen Grundwasserqualitätsmesstelle 6014.

Möwensee

Wie die beiden anderen Gewässer wies der Möwensee mit maximal über 0,6 mg P/l sehr hohe Gesamtphosphorgehalte (TP) auf. Im März startete die Vegetationsperiode bei vergleichsweise moderaten TP-Konzentrationen von 0,17 mg/l. Trotz der Algenblüte von über 270 µg/l Chlorophyll a (Maximum der gemessenen Werte) und einer Sichttiefe von 0,65 m lag ein Teil des Phosphors anorganisch gelöst vor. Der Phosphor stieg im weiteren Verlauf bis zum Oktober kontinuierlich an (Maximum 0,42 mg/l). Mit ab August wieder zunehmendem Chlorophyll-a-Gehalt sank der anorganisch gelöste Anteil zwar ab, war aber auch im Oktober mit 0,050 mg/l immer noch reichlich vorhanden.

Stickstoff, der mit 1,3 mg/l in vergleichsweise geringer Konzentration vorlag, war dagegen ab März bis etwa September fast vollständig organisch gebunden und stieg nur relativ geringfügig auf 2,1 mg/l bis Dezember an. Stickstoff schien damit der limitierende Faktor für das Algenwachstum zu sein. Der anorganische Stickstoff lag, wie im gesamten Beobachtungszeitraum, als Ammonium vor, Nitrat war nur im Oktober in höheren Konzentrationen (0,13 mg N/l) vorhanden. Der vermehrte Abbau von Laub, der ab November stattfand, wie es die zu diesem Zeitpunkt erhöhten Ammoniumwerte vermuten lassen, wurde wahrscheinlich durch Denitrifikationsverluste kompensiert. Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass hohe Stickstoffverluste durch Denitrifikation im Möwensee die Stickstoffkonzentrationen vergleichsweise niedrig halten, so dass es bis in den Herbst hinein zu Stickstofflimitation des Phytoplanktonwachstums kommt (weiteres Kap. 6 Plankton).

Das Phytoplankton zeigte nach dem Maximum im März ein relatives Klarwasserstadium mit einer Sichttiefe von 2,0 m (Maximum des Beobachtungszeitraums) und nahm dann bis zum September wieder zu (minimale Sichttiefe 0,5 m bei Chlorophyll-a-Konzentrationen von 187 µg/l). Im Dezember gab es noch einmal ein kleineres Chlorophyll-Maximum (107 µg/l). Die Sichttiefen lagen im Jahresmittel bei 1,0 m (Mittelwert Chlorophyll a: 92 µg/l).

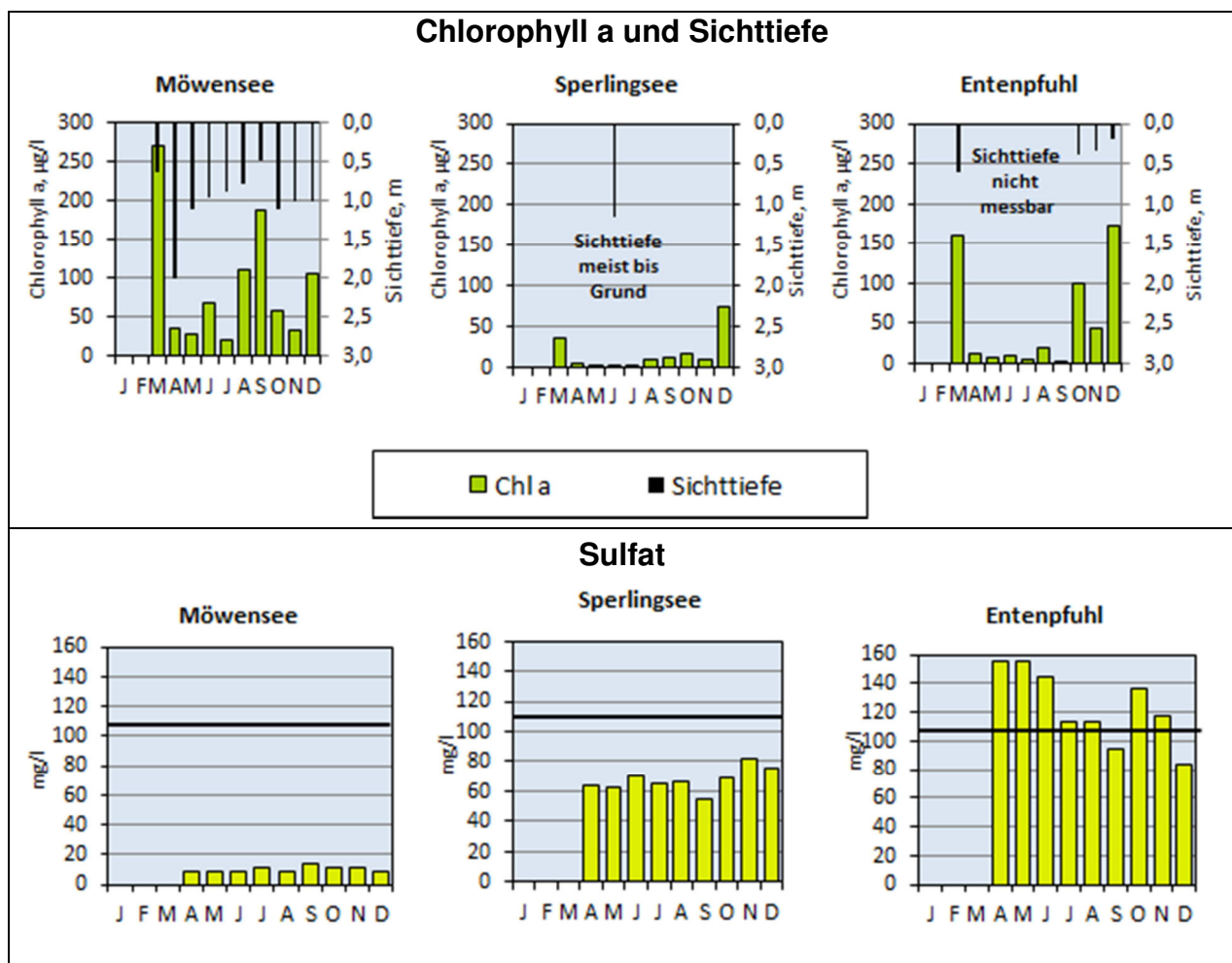


Abb. 15: Limnochemie des Freiwassers: Chlorophyll a und Sichttiefen sowie Sulfat
Die Querbalken geben die jeweiligen Konzentrationen an der nächstgelegenen Grundwasserqualitätsmessstelle 6014.

Das Silizium, Nährstoff für die Kieselalgen, fiel von ca. 1 mg/l Si im April bis zum Juni noch weiter ab (Minimum: 0,3 mg/l Si) und stieg dann bis zum Oktober wieder auf über 5 mg/l Si an.

Der gesamtorganische Kohlenstoff (Mittelwert TOC 17,4 mg/l) lag zum großen Teil (meist über 90 %) gelöst (DOC) vor. Der partikuläre Anteil spiegelt im Möwensee im Wesentlichen die Phytoplanktonentwicklung wider.

Der BSB₅ war während der Frühjahrsblüte im März mit 13 mg/l sehr hoch. Von April bis August bewegte er sich zwischen 3 und 5 mg/l, lag dann zwischen September und November unter und im Dezember nur nahe der Bestimmungsgrenze von 3 mg/l.

Auffällig gering – insbesondere auch im Vergleich mit den beiden anderen Gewässer – waren im Möwensee die Sulfatwerte (Mittelwert 9,9 mg/l). Quellen für Sulfat sind in Berliner Gewässern vor allem das durch Gipsschutt noch immer sulfathaltige Grundwasser (s. Kap. 4.1.6), während der Sulfatgehalt im Regen sich in den letzten Jahrzehnten stark verringert hat. Ein Verbrauch von Sulfat findet im Gewässer durch die unter sauerstoffarmen Bedingungen erfolgende Sulfat-atmung im Freiwasser oder den oberen Sedimentschichten statt. Dabei entsteht Schwefelwasserstoff, der als Gas entweicht und damit dem System verloren geht. Die geringen Sulfatkonzentrationen deuten auf die Unabhängigkeit des Möwensees vom Grundwasser.

Für den Möwensee liegen, wie erwähnt, Altdaten aus den 1980er Jahren vor (HELLER & RIPL 1995a). Die Gesamtphosphorwerte lagen meist über 1 (!) mg/l P, Stickstoff war der limitierende Nährstoff (Mittelwert 1,9 mg/l N), soweit das Phytoplanktonwachstum (Maximum Chlorophyll a: 200 µg/l), das mit einem pH-Maximum von 9,1 und einem maximalen SSI von fast 250 % sehr intensiv war, nicht lichtlimitiert war.

Sperlingsee

Im Sperlingsee lagen die Phosphorkonzentrationen schon im März über 0,3 mg/l, verdoppelten sich ab Juni noch und stiegen bis zum Dezember auf 0,67 mg P/l (Mittelwert 0,445 mg P/l). Der anorganisch gelöste Phosphor machte im Sperlingsee außer im November stets den weitaus größeren Anteil am Gesamtphosphor gegenüber den organischen Fraktionen aus (im Mittel 72 %).

Stickstoff (Mittelwert 1,41 mg N/l) war stets im Minimum (mittleres Verhältnis TN/TP: 3,9). Allerdings war im Sperlingsee stets anorganisch gelöster Stickstoff in höheren Konzentrationen in Form von Ammonium vorhanden (MW 0,51 mg N/l), so dass davon ausgegangen werden kann, dass das Wachstum des Phytoplanktons durch andere Faktoren begrenzt war (s. Kap. 4.5.2). Trotz reichlich gelöster Nährstoffe waren die Chlorophyll-a-Werte niedrig (Mittelwert dieser Phase: 7,5 µg/l) und die Sichttiefen reichten fast immer bis zum Grund bzw. bis zu den Makrophyten. Erst im Dezember konnte nach dem Laubfall und dem Rückzug der Characeen wieder etwas mehr Phytoplankton aufkommen, der Stickstoff wurde jetzt zum limitierenden Faktor.

Ab Juni kam es bei stark gefallen Sauerstoffkonzentrationen zu einer sprunghaften Zunahme der Phosphorkonzentrationen. Gründe waren wahrscheinlich zum einen der bei steigender Wassertemperatur intensivierte Abbau der organischen Substanz mit Sauerstoffschwund und in der Folge P-Rücklösung aus dem Sediment. Zum anderen waren alle drei Gewässer, insbesondere die windgeschützten beiden kleineren, in der Zeit von Mitte Mai bis Mitte Juni über lange Phasen mit Pollen bedeckt (Abb. 16). Die Pollen auf der Wasseroberfläche verhindern nicht nur das

Eindringen von Licht sondern führen bei ihrem Abbau zusätzlich zu Sauerstoffzehrung und Phosphoranreicherung.



Abb. 16: Pollenbedeckung auf dem Sperlingsee.
Links: 30. Mai 2016 (vorne der Lattenpegel). Rechts: 14. Juni 2016 (Blick von der Nordspitze Richtung Süden).

Die Kieselsäure zeigte entsprechend der geringen Bedeutung des Phytoplanktons im Sperlingsee (Näheres s. Kap. 5.6.2) keinen ausgeprägten Jahresgang.

Der organische Kohlenstoff (TOC) im Freiwasser lag überwiegend in gelöster Form vor (DOC) und war im Sperlingsee über den Beobachtungszeitraum erstaunlich konstant (Mittelwert TOC 12,8 mg/l).

Auch die Konzentrationen des Sulfats, das nach Verbrauch des gelösten Sauerstoffs und des Nitrats als Sauerstofflieferant für den Abbau organischer Substanz dient, waren im Sperlingsee erstaunlich konstant, Desulfurikation spielte also im Beobachtungszeitraum vermutlich nur eine geringe Rolle beim Abbau der organischen Substanz. Dabei lagen die Sulfatwerte zwar deutlich über denen im Möwensee, aber unter denen des Grundwassers und denen im Entenpfuhl.

Ein BSB₅ war im Sperlingsee nur im März (6 mg/l) und Dezember (5 mg/l), also zu den Zeiten moderater Phytoplanktonblüten, messbar.

Entenpfuhl

Im Entenpfuhl musste in den Monaten Juni bis September die Beprobung vom Ufer aus mit Teleskopstange erfolgen, da ein Befahren mit Boot durch den niedrigen Wasserstand nicht mehr möglich und sinnvoll war.

Wie im Möwensee kam es im Entenpfuhl bereits im März zu einer Phytoplanktonblüte (Chlorophyll a: 160 µg/l). Trotzdem hatte der Entenpfuhl von März bis Mai die niedrigsten TP-Konzentrationen der drei Gewässer (MW März bis Mai: 0,076 mg/l). Von April bis September blieben die Chlorophyll-a-Konzentrationen des jetzt stark beschatteten, zeitweilig zusätzlich durch Pollen bedeckten Entenpfuhls stets unter 20 µg/l (Mittelwert April bis September: 9,8 µg/l).

Sowohl die Phosphor- als auch die Stickstoffkonzentrationen stiegen ab Juni rapide an (TP: über 0,9 mg/l, TN 4,5 mg/l). Bei beiden Nährstoffen überwogen bei weitem die anorganischen Fraktionen, Ammonium erreichte sogar eine maximale Konzentration von 3,5 mg N/l. Wie im Sperlingsee (allerdings in sehr viel größerem Ausmaß) wurde in dieser Phase bei steigenden Wasser-

temperaturen vermutlich vermehrt eingetragenes Laub und Pollen unter Sauerstoffzehrung und Freisetzung von Ammonium abgebaut. Nitrifikation konnte wegen des fehlenden Sauerstoffs im Gegensatz zu den beiden anderen Gewässern kaum stattfinden, so dass die Denitrifikationsverluste in dieser Phase sehr viel geringer waren und dann vermutlich erst wieder im Winter stattfanden. Der Sauerstoffmangel führte vermutlich auch hier zu P-Rücklösung aus dem Sediment. Die Situation hielt bis in den Oktober hinein an.

Ab Anfang Oktober setzte eine Phase intensiver Desulfurikation mit gelblichgrauen Wolken von Schwefelbakterien und durchdringendem Schwefelwasserstoffgeruch ein, die bis Mitte Dezember anhielt. Die Sulfatkonzentrationen, die im März mit über 150 mg/l die höchsten der drei Gewässer waren, sanken trotz negativer Wasserbilanz bis zum September auf etwa 90 mg/l, so dass anzunehmen ist, dass bereits in dieser Phase Sulfatatmung stattfand. Ab Oktober nahmen die Sulfatkonzentrationen, vermutlich durch Einstrom aus dem Grundwasser, bei jetzt positiver klimatischer Wasserbilanz zunächst zu und fielen dann bis zum Dezember auf ein Minimum von etwa 80 mg/l.

Ende November/Anfang Dezember war im Entenpfuhl eine hohe Sedimentaktivität durch Gasblasenbildung indirekt erkennbar: Das durch den anaeroben Abbau der organischen Stoffe gebildete H_2S und vermutlich auch gebildetes Methan (CH_4), was in diesem Projekt nicht untersucht wurde, führten dazu, dass bei Eis-Bildung der Entenpfuhl einige Tage später als der Sperlingsee und Möwensee zugefroren war.

Mit abnehmender Beschattung (ab Oktober) jedoch weiterhin fehlendem Sauerstoff im Wasserkörper, nahm der Chlorophyll-a-Gehalt stark zu, jedoch nicht durch Phytoplankton, sondern durch photosynthetisch aktive Schwefelbakterien, die bei der Photosynthese statt Sauerstoff Schwefel bilden (Näheres s. Kap. 4.5.3 Phytoplankton Entenpfuhl). Die Siliziumkonzentrationen lagen im Entenpfuhl im Mai unter 1 mg/l, stiegen bis Juli auf über 4 mg/l und zeigten im weiteren Jahresverlauf nur wenig Veränderung.

Der TOC lag auch in diesem Gewässer überwiegend gelöst als DOC vor (Mittelwert 13,4 mg/l).

Der BSB_5 erreichte im Entenpfuhl zu Zeiten der Phytoplanktonblüten im Frühjahr und Spätherbst höhere Werte (maximal 11 mg/l im Dezember).

Trophie

Eine Trophieklassifizierung nach LAWA (2014) ist aus mehreren Gründen nicht möglich bzw. sinnvoll: alle drei Gewässer sind durch allochthonen Eintrag geprägt, das Planktonwachstum ist vor allem im Entenpfuhl aber auch im Sperlingsee durch Beschattung lichtlimitiert und der Sperlingsee ist darüber hinaus Makrophyten-dominiert. Berechnet man trotzdem den Trophieindex für den Möwensee, so ergibt sich ein Index von 4,3 (= hypertroph).

4.3 Sediment

4.3.1 Sedimentmächtigkeits- und Wassertiefenkartierung

Am 30.06.2016 wurden an 16 Punkten im Möwensee (Tab. 4) sowie an je 7 Punkten im Sperlingsee (Tab. 5) und im Entenpfuhl (Tab. 6) die Wassertiefen und die Mächtigkeit der Schlammauflage bestimmt.

Tab. 4: Ergebnisse der Wassertiefenlotungen und Schlammpeilungen am Möwensee
Messung vom 30.06.2016, Pegelstand 32,875 m NHN; WT = Wassertiefe, SOK = Schlamm-Oberkante / Gewässergrund, SUK = Schlamm-Unterkante, SM = Schlamm-Mächtigkeit, MW = mittlere Wassertiefe (Volumen / Fläche) bzw. mittlere Schlammmächtigkeit (Schlammvolumen / Fläche)

PP	WT (m)	SOK (m NHN)	SUK (m NHN)	SM (m)
1	1,65	31,23	27,18	4,05
2	2,10	30,78	26,88	3,90
3	2,35	30,53	27,08	3,45
4	2,60	30,28	27,28	3,00
5	2,30	30,58	27,98	2,60
6	2,55	30,33	26,98	3,35
7	2,00	30,88	28,83	2,05
8	2,60	30,28	27,10	3,18
9	2,25	30,63	28,83	1,80
10	2,70	30,18	27,23	2,95
11	2,20	30,68	28,73	1,95
12	2,70	30,18	27,58	2,60
13	2,50	30,38	27,88	2,50
14	2,30	30,58	27,71	2,87
15	1,70	31,18	29,28	1,90
16	1,70	31,18	27,68	3,50
MW	1,90			2,25

Im rinnenförmigen Möwensee wurden in Fortsetzung der steilen Ufer bereits relativ ufernah überwiegend Wassertiefen von über 2 m festgestellt. Geringere Wassertiefen wurden eher im Bereich der Nordwest- bzw. der Südost-Spitze angetroffen. In diesen Bereichen wurden auch die größten Schlammauflagen mit Mächtigkeiten von 3,5 bis 4 m festgestellt (Abb. 17). Während aktuell die größte Wassertiefe mit 2,7 m von der Seemitte aus leicht südöstlich verschoben zu finden war, liegt der tiefste Punkt der Hohlform, d. h. des Beckens ohne die Schlammauflage, im nordwestlichen Bereich des Möwensee bei 26,88 m +NHN, was einer Wassertiefe von rund 6 m entspräche. Die im Möwensee abgelagerte Schlammmenge wurde anhand der Kartierungsdaten mit 26.900 m³ abgeschätzt, was einer mittleren Schlammauflage von 2,25 m entspricht.

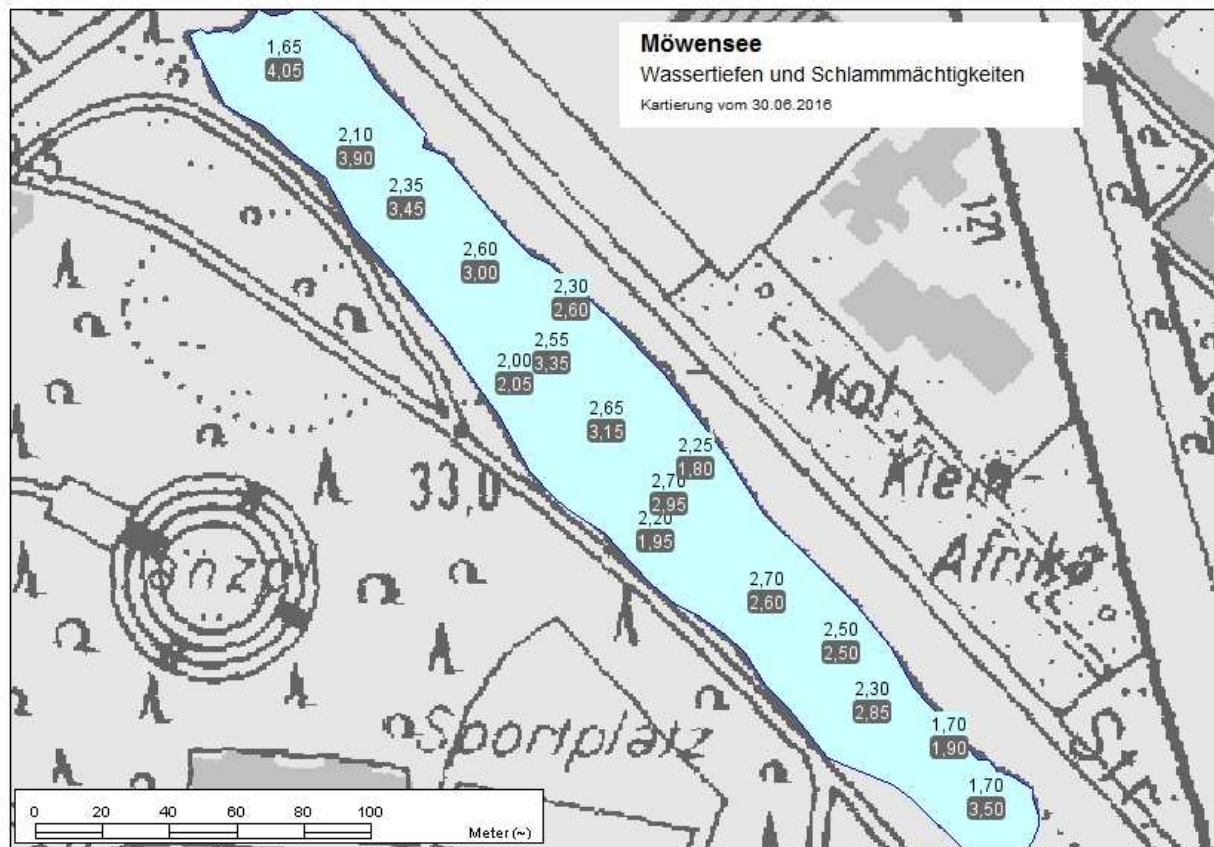


Abb. 17: Wassertiefen und Schlammmächtigkeiten im Möwensee
Wassertiefen (schwarze Zahlen) und Schlammmächtigkeiten (helle Zahlen auf grauem Hintergrund)

Tab. 5: Ergebnisse der Wassertiefenlotungen und Schlammpeilungen am Sperlingsee
Messung vom 30.06.2016, Pegelstand 32,0 m NHN; WT = Wassertiefe, SOK = Schlamm-Oberkante / Gewässergrund, SUK = Schlamm-Unterkante, SM = Schlamm-Mächtigkeit, MW = mittlere Wassertiefe (Volumen / Fläche) bzw. mittlere Schlammmächtigkeit (Schlammvolumen / Fläche)

PP	WT (m)	SOK (m NHN)	SUK (m NHN)	SM (m)
17	0,30	31,70	30,20	1,50
18	1,31	30,69	30,00	0,69
19	1,32	30,68	30,35	0,33
20	1,40	30,60	30,05	0,55
21	1,40	30,60	30,40	0,20
22	1,10	30,90	30,65	0,25
23	1,30	30,70	30,60	0,10
MW	0,95			0,25

Auch am Sperlingsee wurden relativ ufernah schon große Wassertiefen gefunden, wenn auch der geringeren Maximaltiefe entsprechend flacher als im Möwensee. Die Mächtigkeit der Schlamm-auflage variierte zwischen 0,1 m am Südost-Ende und 1,5 m nahe der Brücke (Abb. 18). Der tiefste Punkt der Hohlform liegt im Sperlingsee mit 30 m +NHN deutlich höher als im Möwen-

see. Die im Sperlingsee abgelagerte Schlammmenge wurde anhand der Kartierungsdaten mit 735 m³ abgeschätzt und war mit im Mittel 0,25 m Mächtigkeit wesentlich geringer als im Möwensee.

Tab. 6: Ergebnisse der Wassertiefenlotungen und Schlammpeilungen am Entenpfuhl
Messung vom 30.06.2016, Pegelstand grob geschätzt 31,9 m NHN; WT = Wassertiefe, SOK = Schlamm-Oberkante / Gewässergrund, SUK = Schlamm-Unterkante, SM = Schlamm-Mächtigkeit, MW = mittlere Wassertiefe (Volumen / Fläche) bzw. mittlere Schlammmächtigkeit (Schlammvolumen / Fläche)

PP	WT (m)	SOK (m NHN)	SUK (m NHN)	SM (m)
24	0,70	31,20	30,60	0,60
25	1,20	30,70	30,50	0,20
26	1,20	30,70	30,30	0,40
27	1,10	30,80	30,50	0,30
28	0,50	31,40	30,50	0,90
29	0,95	30,95	30,65	0,30
30	0,00	31,90	30,80	1,10
MW	0,40			0,35

Der in seinem mittleren Teil maximal 1,2 m tiefe Entenpfuhl war mit einer mittleren Wassertiefe von 0,4 m der mit Abstand flachste der drei untersuchten Gewässer. Der tiefste Punkt der Hohlform liegt am Entenpfuhl mit 30,3 m +NHN noch über dem des Sperlingsees. Die Mächtigkeit der Schlammauflage variierte zwischen 0,2 m im mittleren Teil und 1,1 m an der Brücke (Abb. 18). Die abgelagerte Schlammmenge wurde mit 645 m³ abgeschätzt, was einer mittleren Mächtigkeit der Schlammauflage von 0,35 m entspricht.

Vergleich mit Altdaten

Tab. 7: Vergleich der aktuellen Schlammengen mit Angaben für 1954 vor der Entschlammung (Quelle Altdaten: BA Mitte, Grünflächenamt)

	Schlammengen (m ³)	
	1954	2016
Möwensee	21.700	26.900
Sperlingsee	830	735
Entenpfuhl	440	645
Brücke	9,6	*

In der Tab. 7 sind die aktuell abgeschätzten Schlammengen Altdaten für das Jahr 1954 gegenübergestellt, die vor der damals durchgeführten Entschlammung ermittelt wurden. Während für den Sperlingsee aktuell etwa 10% geringere Mengen als vor 60 Jahren ermittelt wurden, wurden aktuell für den Möwensee ca. 25% und für den Entenpfuhl ca. 45% größere Schlammvolumina gefunden.

Davon ausgehend, dass seit der in den 1950er Jahren durchgeführten Entschlammung keine nennenswerten Mengen mehr entnommen wurden, sind die aktuell ermittelten Schlammauflagen in den letzten rund 60 Jahren abgelagert worden. Daraus leiten sich für Sperlingsee und Entenpfuhl trotz des Laubeintrags Sedimentneubildungsraten von lediglich um die 5 mm/a ab, während diese für den Möwensee bei enormen 36 mm/a liegt. Beides korrespondiert mit dem jeweils vorgefundenen Sedimentcharakter, auf den im folgenden Kap. 4.3.2 näher eingegangen wird.

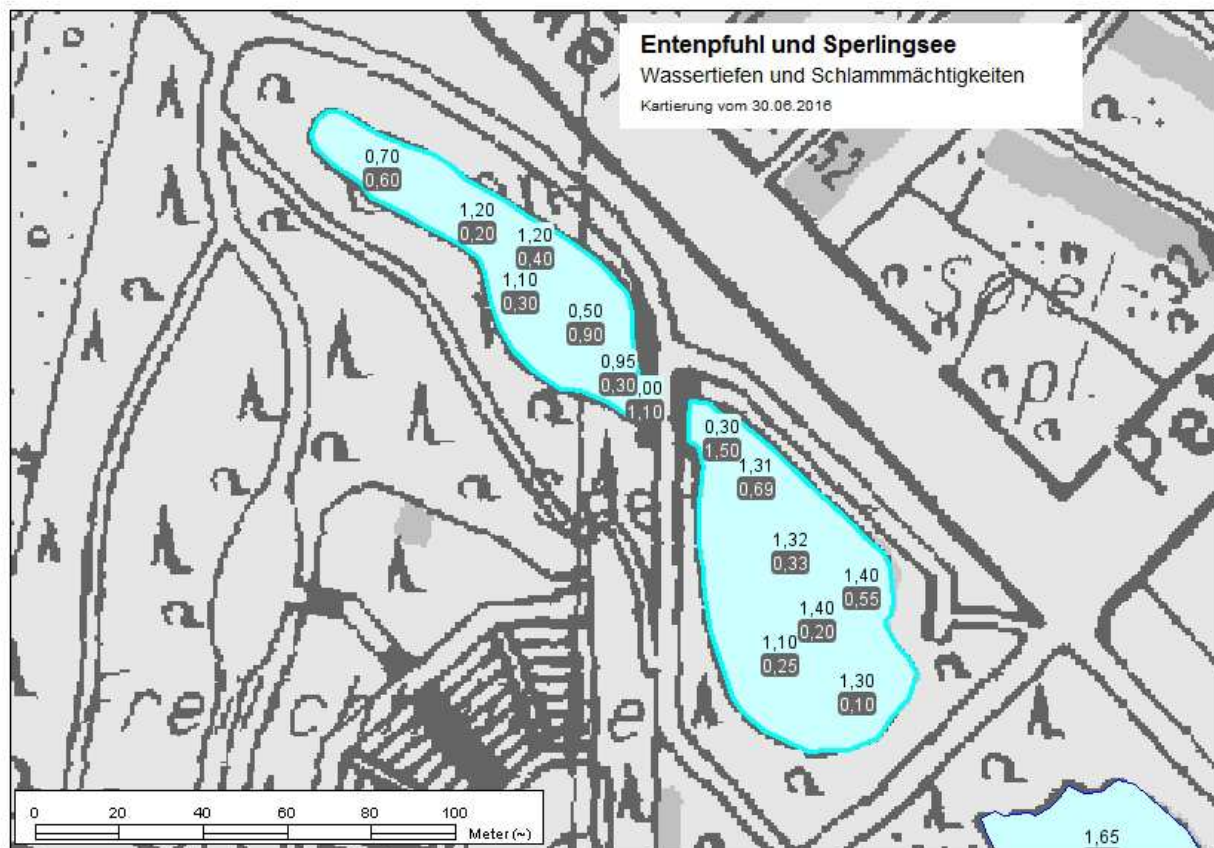


Abb. 18: Wassertiefen und Schlammmächtigkeiten im Entenpfuhl und im Sperlingsee
Wassertiefen (schwarze Zahlen) und Schlammmächtigkeiten (helle Zahlen auf grauem Hintergrund)

4.3.2 Sedimentuntersuchung

Am 15.12.2016 wurden an mehreren Stellen in den drei Gewässern Sedimentproben entnommen, optisch angesprochen und je Gewässer zu einer Mischprobe vereint und im Labor auf die wichtigsten gewässerrelevanten Bestandteile analysiert, um Aussagen zum Nährstoffvorrat (v.a. Phosphor) und zur Phosphor-Bindungskapazität machen zu können.

Im Möwensee konnten die insgesamt sechs Einzelproben mit einem Sedimentstecher nach BERGGREN als ungestörte Sedimentkerne entnommen werden. Die erbohrten Kerne waren zwischen 8 und 18 cm lang und bestanden einheitlich aus braunem, wässrigem Feindetritus ohne erkennbare Schichten (Abb. 19).

Im Sperlingsee und im Entenpfuhl musste aufgrund der wesentlich festeren Konsistenz ein Sedimentstecher nach JOWSEY eingesetzt werden, mit dem weitgehend ungestörte Halbzylinder erbohrt werden können.

Im Sperlingsee wurden drei Einzelproben von 20 bis 40 cm Länge erbohrt. Bei einer Probe wurde eine 25 cm starke Laubauflage festgestellt, die für die Analyse verworfen wurde¹. Bei einer zweiten Probe waren drei Schichten festzustellen (Abb. 20), von denen die unterste stark sandige für die Analyse verworfen wurde. Die für die Mischprobe entnommenen beiden oberen Abschnitte (0 - 27 cm) waren dunkelbrauner bis brauner Feindetritus, teils wässrig, überwiegend aber pastös bis tonig.

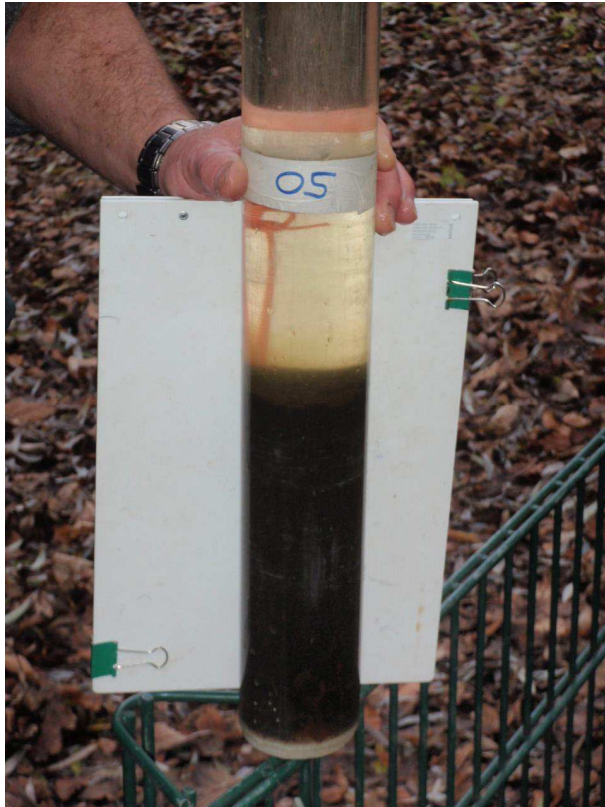


Abb. 19: Sedimentkern aus dem Möwensee vom 15.12.2016



Abb. 20: Sedimenthalbzylinder aus dem Sperlingsee vom 15.12.2016

Am Entenpfuhl konnten trotz mehrfacher Versuche nur zwei Einzelproben von 45 bzw. 80 cm Länge erbohrt werden. Bei beiden wurde eine 35 bzw. 55 cm starke Laubauflage gefunden, die für die Analyse verworfen wurde. Die für die Mischprobe entnommenen Teile waren hellbraun bis hellgraubraun und tonig-sandig.

Die Ergebnisse der Sedimentanalysen sind in Tab. 8 zusammengestellt und in Abb. 21 grafisch dargestellt. In Tab. 9 sind zusätzlich anhand der Analysenergebnisse berechnete Kenngrößen angegeben. Wie schon nach der Probenahme zu erwarten werden vor allem für die Grundparameter TS-Gehalt (Trockenstoff) und Glühverluste, aber auch für die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor extreme Unterschiede zwischen dem Sediment aus dem Möwensee und den Sedimenten aus Sperlingsee und Entenpfuhl deutlich.

¹ Die Bedeutung des Laubeintrags wird in Kap. 4.8 gesondert betrachtet

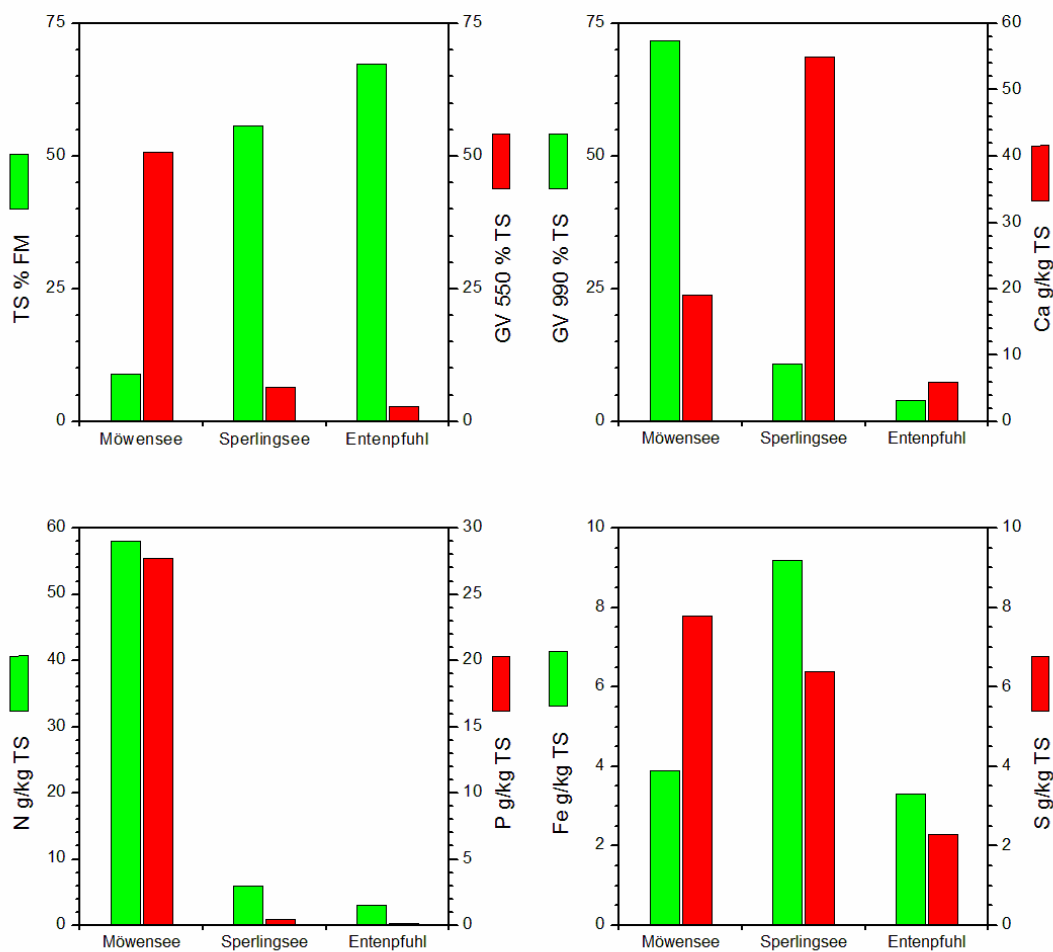


Abb. 21: Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen in den drei Gewässern im Volkspark Rehberge vom 15.12.2016
FM = Frischmasse, TS = Trockenrückstand, GV550 = Glühverlust bei 550°C, GV900 = Glühverlust bei 900 °C, Ca = Calcium, N = Stickstoff, gesamt, P = Phosphor, gesamt, Fe = Eisen, S= Schwefel

Tab. 8: Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen an Mowensee, Sperlingsee und Entenpfuhl vom 15.12.2016
FM = Frischmasse, TS = Trockenrückstand, GV550 = Glühverlust bei 550°C, GV900 = Glühverlust bei 900 °C, P = Phosphor, gesamt, N = Stickstoff, gesamt, Ca = Calcium, Fe = Eisen, S= Schwefel

		Mowensee	Sperlingsee	Entenpfuhl
TS	% FM	9,0	55,8	67,4
GV 550	% TS	50,8	6,5	2,9
GV 900	% TS	71,8	10,9	3,9
P	g/kg TS	27,75	0,48	0,18
N	g/kg TS	58	6	3
Ca	g/kg TS	19	55	6
Fe	g/kg TS	3,9	9,2	3,3
S	g/kg TS	7,8	6,4	2,3

Tab. 9: Berechnete Parameter der Sedimentuntersuchungen an Möwensee, Sperlingsee und Entenpfuhl vom 15.12.2016

TS= Trockenrückstand, FS = Frischsediment, C anorg = anorganischer Kohlenstoff, OS = Organische Substanz, N = Stickstoff, gesamt, P = Phosphor, gesamt, Fe = Eisen, S= Schwefel

		Möwensee	Sperlingsee	Entenpfuhl
Dichte	g/cm ³	1,03	1,47	1,67
C anorg	g/kg TS	60	20	4
OS	g/l FS	46,8	48,7	30,4
N	% OS	11,48	9,29	10,38
P	% OS	5,49	0,81	0,68
S/Fe	molar	3,5	1,2	1,2
Fe/P	molar	0,1	10,7	10,1
N/P	molar	4,6	25,3	33,8

Das Sediment aus dem Möwensee zeigt einen für nährstoffreiche planktongeprägte Gewässer typischen geringen TS-Gehalt und darauf bezogen relativ hohe Glühverluste². Auffällig sind im Möwensee-Sediment der im Vergleich mit anderen Kleingewässern im Berliner Raum³ hohe Stickstoff- und der extrem hohe Phosphor-Gehalt von 27,8 g/kg TS, was umgerechnet dem unnatürlich großen Anteil von über 5% an der organischen Substanz entspricht⁴. Während der Calcium-Gehalt im Vergleich mit anderen Kleingewässern im mittleren Bereich liegt, ist der Schwefel-Gehalt niedrig und der Eisen-Gehalt sehr gering. Dementsprechend weisen das molare Schwefel-Eisen-Verhältnis von 3,5:1 und das molare Eisen-Phosphor-Verhältnis von 0,1:1 auf eine extrem geringe Phosphor-Bindungs Kapazität im Möwensee-Sediment hin.

Sowohl Sperlingsee als auch Entenpfuhl weisen Sedimente auf wie sie für makrophytendominierte bzw. laubgeprägte Gewässer zu erwarten sind, mit hohen TS-Gehalten und bezogen auf den TS-Gehalt geringen Glühverlusten⁵.

Die Stickstoff-Gehalte in beiden Gewässern und der Phosphor-Gehalt im Sperlingsee liegen im Vergleich mit anderen Kleingewässern im unteren Bereich. Im Entenpfuhl liegt der Phosphor-Gehalt sogar deutlich unter den Vergleichswerten. Während im makrophytendominierten Sperlingsee der Calcium-Gehalt hoch ist (biogene Entkalkung), ist dieser im laubgeprägten Entenpfuhl nur gering (keine biogene Entkalkung wegen fehlender gewässerinterner Primärproduktion).

² Der Glühverlust bei 550°C ist ein Maß für den Gehalt an organischer Substanz. Die Differenz zum Glühverlust bei 900°C lässt auf den Gehalt an anorganischem Kohlenstoff (Karbonate) im Sediment schließen.

³ Unveröffentlichte Daten des FG Limnologie der TU Berlin und der GfG Gesellschaft für Gewässerbewirtschaftung mbH aus den 1980er und 1990er Jahren (HELLER & RIPL 1995 b).

⁴ Der Phosphor-Anteil beträgt bei frischer Algen-Biomasse ca. 1 % der organischen Substanz. Der extrem hohe Phosphor-Gehalt wurde vom Labor durch eine Wiederholungsanalyse bestätigt.

⁵ Bezieht man den Gehalt an organischer Substanz auf das Sedimentvolumen wie es im See gelagert ist (Tab. 9), zeigt sich, dass im Sperlingsee und im Möwensee mit 49 bzw 47 g/l Frischsediment (FS) ähnlich hohe und im Entenpfuhl (30 mg/l FS) unwesentlich geringere Mengen organischer Substanz abgelagert sind.

Im Sperlingsee-Sediment waren sowohl der Schwefel- als auch der Eisengehalt gering, im Entenpfuhl im Vergleich mit anderen Kleingewässern sehr gering. In beiden Gewässern liegen das molare Schwefel-Eisen-Verhältnis mit 1,2:1 und das molare Eisen-Phosphor-Verhältnis mit 10,7:1 zwar in günstigeren Bereichen als im Möwensee, aufgrund der angesprochenen geringen Absolutgehalte kann das Eisen im Sediment aber kaum zur Phosphorretention beitragen.

4.4 Makrozoobenthos

In den folgenden Kapiteln wird das Makrozoobenthos der drei Gewässer gemeinsam besprochen, um durch den Vergleich besser die unterschiedlichen Ausprägungen und Funktionen der Benthos-Tiere im Uferbereich und im Tiefenwasser des jeweiligen Gewässers zu erkennen.

4.4.1 Habitat-Strukturen

Litoral

Vielfältige Besiedelungsstrukturen im Gewässer und am unmittelbaren Ufer sind eine wesentliche Voraussetzung für die Ausbildung einer artenreichen Gemeinschaft des Makrozoobenthos. Die Untersuchungsergebnisse zeigen vor allem für die litoralen Untersuchungsbereiche des **Möwensees** eine vergleichsweise hohe Vielfalt strukturbildender Substrate wie Wasserpflanzen (emerse Makrophyten), Holz (in Form von Totholz, überhängenden Ästen aus der Ufervegetation oder Wurzeln), terrestrische Pflanzen (überhängende Gräser und Stauden), Steine, Sand und pflanzliche Zersetzungsprodukte (Detritus). Im **Sperlingsee** haben Holz und pflanzliche Strukturbildner eine große Bedeutung, es fehlen jedoch anorganische Substrattypen wie Steine, Sand oder Kies. Im Litoral des **Entenpfuhls** ist die geringste Strukturvielfalt aller drei Gewässer vorhanden. Neben großen Mengen Falllaub in unterschiedlichen Zersetzungsgraden bilden nur Holz und terrestrische Pflanzen den Lebensraum für aquatische Makrozoen.

Gewässergrund

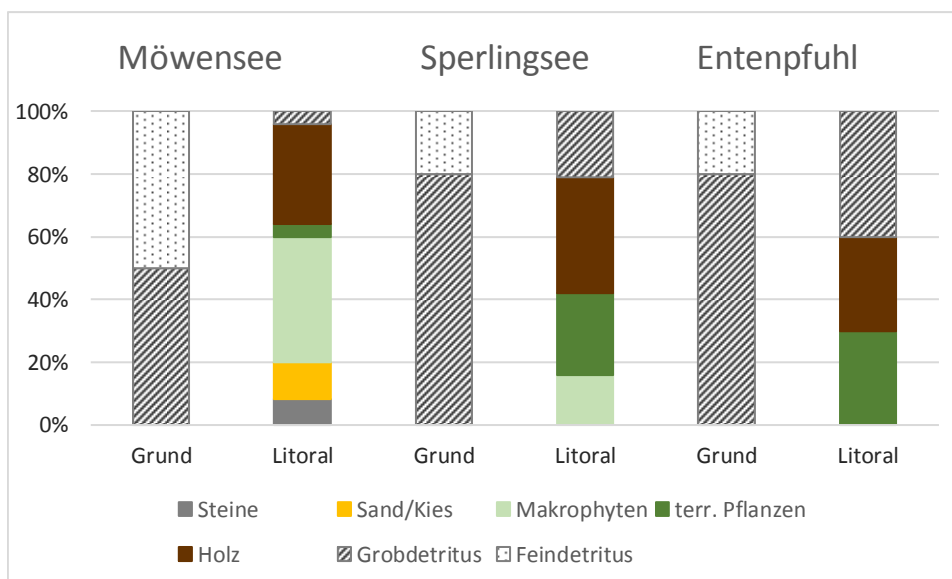


Abb. 22: Habitat-Strukturen für das Makrozoobenthos im Litoral und am Bodengrund im Möwensee, Sperlingsee und Entenpfuhl.

Erklärungen: Mit „Makrophyten“ sind emerse Makrophyten gemeint.

Die Strukturvielfalt am Gewässergrund ist in allen Seen gering. Während im Möwensee Fein- und Grobdetritus in ähnlichen Anteilen vorhanden sind, überwiegt am Grund von Sperlingsee und Entenpfuhl Grobdetritus in Form von Falllaub (Abb. 22).

4.4.2 Funktionale Gruppen

Mikrohabitate

Die Vielfalt von Besiedlungsstrukturen in einem Gewässer sollte sich in den Präferenzen der makrozoobenthischen Lebensgemeinschaft für verschiedene Mikrohabitate widerspiegeln. Abb. 23 zeigt die entsprechende Auswertung für die untersuchten Seen.

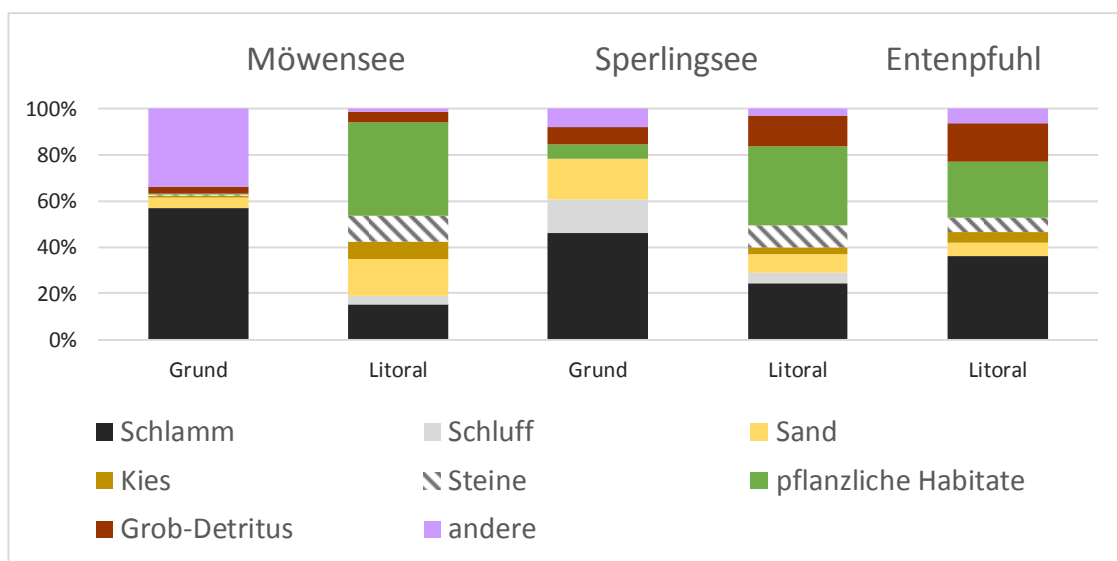


Abb. 23: Präferenzen des Makrozoobenthos für Mikrohabitate (Individuenanteile).

Der überwiegende Teil aller Individuen im **Litoral** bevorzugt pflanzliche Habitattypen wie (emerse und submerse) Makrophyten oder lebende Teile terrestrischer Pflanzen (submerse Wurzeln, Halme untergetauchte Gräser etc.). Diese Habitatstrukturen dienen den aquatischen Makrozoen i.d.R. nicht direkt als Nahrungsquelle, sondern bieten

- Ansatzflächen für die Tiere selbst und deren Nahrungsorganismen (z.B. Algen und Biofilme) und/oder
- Schutz vor Wasserbewegung und Räubern.

Die am **Gewässergrund** lebenden Tiere im Möwen- und Sperlingsee⁶ präferieren mit Schlamm, Schluff und Sand vor allem feinkörnige Habitattypen. Der vor allem im Sperlingsee und im Entenpfuhl vorherrschende Grobdetritus (Ablagerungen von Falllaub) wird vermutlich wegen des damit verbundenen Sauerstoffmangels nur von wenigen Zerkleinerern toleriert. Insgesamt waren in allen untersuchten Seen ähnliche Habitatpräferenzen zu beobachten, mit nur geringen Unterschieden.

⁶ Eine Beurteilung der Habitatpräferenzen war für den Entenpfuhl auf Grund des Nachweises von nur einer Art (*Chaoborus*) zu unsicher.

Funktionale Ernährungstypen

Eine Charakterisierung des in den untersuchten Gewässerabschnitten vorhandenen Nahrungsangebotes (Art und Vielfalt) kann über funktionale Ernährungstypen innerhalb der gefundenen Lebensgemeinschaften erfolgen. Die Analyse der Ernährungstypen erlaubt einen Einblick in die ökologischen Zusammenhänge der Aufbau-, Umbau- und Mineralisationsprozesse im Gewässer. Zum Verständnis der Nahrungsbeziehungen empfiehlt sich die Einteilung der Konsumenten in „funktionelle Ernährungstypen“ (MOOG 1995), d.h. in Zerkleinerer, Weidegänger, Minierer, Filtrierer, Sammler/Detritusfresser und Räuber.

Die Analyse der Ernährungstypen zeigt im **Litoral des Möwensees** eine für kleine Seen und Teiche typische Diversität der bevorzugten Nahrungsgrundlagen. Die Individuen des Makrozoobenthos können hier überwiegend den Ernährungstypen „(aktive) Filtrierer“, „Sammler“ und Weidegänger zugeordnet werden. Aktive Filtrierer erzeugen auf verschiedene Art und Weise einen Wasserstrom und filtrieren Nahrungspartikel ab. Im Möwensee verwenden vor allem viele Zuckmücken diese Technik der Nahrungsaufnahme (*Endochironomus albipennis*, *Glyptotendipes pallens* und *Polypedilum sordens*). Weidegänger grasen die Oberfläche von Makrophyten, Totholz oder anderen Hartsubstraten ab und konsumieren die dort befindlichen Oberflächenbeläge aus Algen/Bakterien. Zu den Weidegängern gehören u.a. Wasserschnecken (*Gyraulus albus*, *Hippeutis complanatus* und *Planorbis planorbis*) und die Eintagsfliege *Cloeon dipterum*. Sammler ernähren sich von den am Gewässergrund oder auf anderen (Hart-)Substraten lose abgelagerten organischen Feinpartikeln. Diese Technik wird u.a. von Oligochaeten (z.B. *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tubifex tubifex*) der Eintagsfliege *Caenis horaria* und vielen Chironomiden (z.B. *Chironomus plumosus*) praktiziert (Abb. 24).

Im **Litoral von Sperlingsee und Entenpfuhl** überwiegen vor allem „Sammler/Detritusfresser, daneben auch Räuber (*Chaoborus*) und Weidegänger, deren Anteil im Entenpfuhl etwas geringer ist. Neben den Detritusfressern profitieren Zerkleinerer (Schredderer) vom Eintrag an Falllaub im Sperlingsee und Entenpfuhl, wenngleich diese nur zu einem relativ geringen Anteil gefunden wurden. Individuen mit filtrierender Ernährungsform sind im Sperlingsee unterrepräsentiert und im Entenpfuhl fast nicht vorhanden (Abb. 24).

Am **Gewässergrund im Möwensee** sind Individuen des Ernährungstyps „Sammler“ zahlreich vertreten. Der hohe Anteil räuberisch lebender Individuen resultiert aus der hohen Individuendichte von Larven der Büschelmücke *Chaoborus flavicans* zum Zeitpunkt der Untersuchung.

Auch am **Gewässergrund des Sperlingsees** ernähren sich 70 % der Tiere von den hier vorhandenen organischen Feinsedimenten (*Chironomus plumosus* und *Einfeldia pagana*) (= Sammler). Einige der am Gewässergrund lebenden Zuckmücken können darüber hinaus Nahrungspartikel auch filtrierend aufnehmen (verschiedene *Chironomus*-Arten und *Einfeldia pagana*). Eine Bewertung der Ernährungstypen für den Gewässergrund im **Entenpfuhl** war auf Grund des Nachweises von nur einem Taxon zu unsicher und wurde daher nicht durchgeführt (Abb. 24).

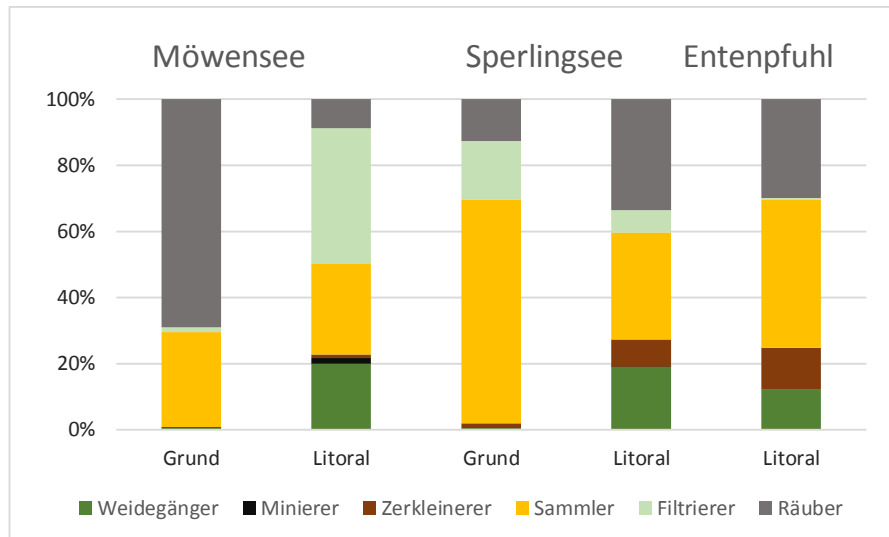


Abb. 24: Ernährungstypen im Makrozoobenthos (Individuenanteile).

4.4.3 Taxadiversität und Besiedelungsdichte

Taxazahl

Die Auswertungen zum Makrozoobenthos zeigen im Vergleich zu anderen aktuell im Berliner Stadtgebiet untersuchten Seen mit etwa doppelter Größe des Möwensees (Hubertussee – 54 Taxa, Herthasee - 40 Taxa, Dianasee – 46 Taxa, Königssee - 46 Taxa; s.a. IaG GmbH 2016) für den **Möwensee** (48 Taxa) eine durchschnittliche Artenvielfalt. Die zwei kleineren Seen wiesen dagegen kleinere Taxazahlen auf (**Sperlingsee**: 37 Taxa und **Entenpfuhl**: 17 Taxa).

Die größte Artenvielfalt befand sich in allen drei Gewässern im Litoral. Mit der Linsenförmigen Tellerschnecke (*Hippeutis complanatus*) wurde im Möwensee und im Sperlingsee eine Art nachgewiesen, die in der Roten Liste von Berlin verzeichnet ist (Gefährdungsgrad 3).

Die meisten der im Untersuchungsgebiet registrierten Arten gehören zur Gruppe der Zweiflügler (Dipteren). Die dieser Tiergruppe zuzuordnenden Larven von Zuckmücken (Chironomidae), Büschelmücken (*Chaobous*) und Gnitzen (Ceratopogonidae) sind weit verbreitete Taxa mit einer hohen Toleranz gegenüber Umweltbedingungen. Mit Taxazahlen zwischen 4 und 8 sind darüber hinaus Wenigborster (Oligochaeta, 8 Taxa im Möwensee), Wasserschnecken (4 Taxa im Möwensee und Sperlingsee) und Wasserkäfer (4 bzw. 5 Taxa im Sperlingsee/Entenpfuhl) vorhanden. Die Tiergruppen der Eintags- und Köcherfliegen sowie der Libellen sind in allen Seen unterrepräsentiert bzw. konnten für den Entenpfuhl nicht nachgewiesen werden.

Der Gewässergrund ist in allen Seen nur gering besiedelt, im Möwensee und Sperlingssee wurden jeweils 7 und im Entenpfuhl lediglich 1 Taxon nachgewiesen (Abb. 25).

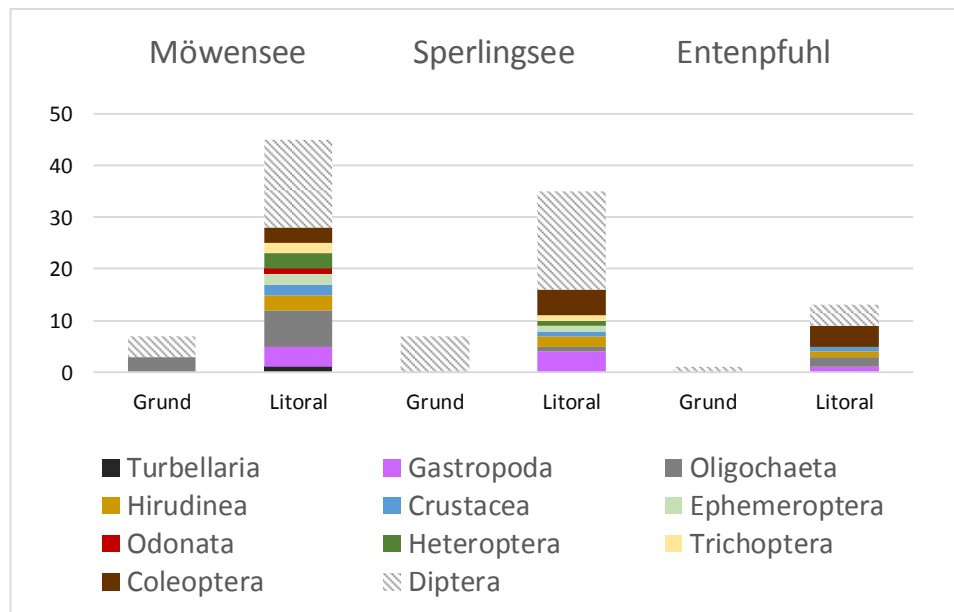


Abb. 25: Die Tiergruppen des Makrozoobenthos; Verteilung der nachgewiesenen unterscheidbaren Taxa auf faunistische Großgruppen (Tiergruppen).

Besiedlungsdichte

Ähnlich der Artenvielfalt ist das Makrozoobenthos der untersuchten Gewässer in unterschiedlichen Besiedlungsdichten vorhanden. Die höchste Besiedlungsdichte wurde mit durchschnittlich 1.100 Ind. m⁻² im **Möwensee** festgestellt, im **Sperlingsee** waren es im Mittel noch 336 Ind. m⁻² und im **Entenpfuhl** konnten nur noch 27 Ind. m⁻² nachgewiesen werden.

Die Lebensgemeinschaft wird in allen Seen in der Dichte vor allem am Gewässergrund von Dipteren geprägt, zum einen von der Büschelmücke *Chaoborus flavicans* sowie von anspruchslosen Zuckmücken-Arten wie *Chironomus plumosus* und *Endochironomus albipennis*, die gleichzeitig auch Anzeiger für produktionsreiche Standorte sind (FITTKAU et al. 1992). *Chaoborus flavicans* kann unter extremen Sauerstoffbedingungen überleben, indem diese Art sowohl in sauerstoffreichere Bereiche wandern kann als auch dadurch, dass sie längere Zeit ohne Sauerstoff im Wasser leben kann. Dabei behilft sie sich z.B. dadurch, dass sie in der sauerstofflosen Zone Methan-Gasblasen bildet und damit nach oben driftet, um an der Oberfläche Sauerstoffblasen zu bilden, mit denen sie nach unten schwimmt.

4.4.4 Ökologische Bewertung des Möwensees anhand des Makrozoobenthos nach der EU-WRRL

Auf Grund der geringen Größe der untersuchten Gewässer (Möwensee als größtes Gewässer: 1,2 ha) ist eine Bewertung nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) nur bedingt möglich (untere Grenze im Rahmen der EU-WRRL für die Seefläche: 50 ha, ha). Eine Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie erfolgte daher nur für den **Möwensee**, da Sperlingsee und Entenpfuhl noch deutlich kleinere Gewässer sind (0,2 und 0,3 ha). Der strukturell-biozönotische Bewertungsansatz der Wasserrahmenrichtlinie basiert auf Untersuchungen im Litoralbereich der Seen.

Als Bewertungskriterien dienen:

- der (vorläufige) Faunaindex für den Seetyp 14 (ungeschichtete Seen mit kleinem Einzugsgebiet),
- der Anteil an Litalbewohnern (Besiedler von Steinen) und

- die Zahl an ETO-Taxa (Eintagsfliegen, Köcherfliegen, Libellen).

Der für den Seetyp 14 normalerweise zu berücksichtigende Metric „Häufigkeit von Libellen“ konnte nicht verwendet werden, da es im Möwensee nur einen entsprechenden Nachweis gab. Hier hätte eine spätere Probenahme im Mai vermutlich andere Ergebnisse gebracht⁷.

Im Ergebnis wurde für die Uferzonen des Möwensees ein guter ökologischer Zustand ausgewiesen, auch wenn diese Bewertung eingeschränkt gilt. Das vor allem auf eine Beurteilung der Strukturen ausgelegte Bewertungssystem und dessen Ergebnis kann aus Sicht der Bearbeiter durchaus bestätigt werden, da die Uferbereiche des Möwensees einen vergleichsweise naturnahen Charakter mit entsprechender Habitatausstattung aufweisen, d.h. mit geringfügiger Verbauung und in Teilen mit vergleichsweise schwer zugänglichen Bereichen, die nicht von Parkbesuchern zerstört werden können.

Eine Bewertung der Nährstoffsituation der einzelnen Seen ist nicht Gegenstand des Bewertungsverfahrens und kann aus der ökologischen Beurteilung entsprechend nicht abgeleitet werden.

4.5 Phyto- und Zooplankton

4.5.1 Möwensee

4.5.1.1 Phytoplankton

Zwischen März und September 2016 wurden sieben tiefenintegrierte Mischproben aus der euphotischen Zone⁸, in der Regel aus 0 – 2 m Tiefe, entnommen. Der Möwensee war deutlich durch Chrysophyceen (Goldalgen) und in etwas geringerem Maße auch Dinophyceen (Hornalgen) geprägt. Im März und September wurden die höchsten Biomassen, nahezu ausschließlich durch Goldalgen, gebildet. Es wurden insgesamt 59 Taxa ermittelt. Im Mittel waren die Planktongehalte in diesem sehr phosphorreichen Kleinsee deutlich erhöht (Saisonmittel: 103 $\mu\text{g l}^{-1}$ Chl.a und 9,5 $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ Biovolumen) (Abb. 26).

Ein ausgeprägter Frühjahrspeak im März mit annähernd 250 $\mu\text{g l}^{-1}$ Chl.a und 20 $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ Biovolumen, dem höchsten Wert im Untersuchungszeitraum, war durch die koloniebildende Gattung *Synura* aus der Gruppe der Goldalgen geprägt, die 95 % des Biovolumens ausmachte. Durch sie gab es wegen bestimmter Algenpigmente (Carotinoide) eine deutliche Braunfärbung im Wasser des Möwensees.

Synura (Abb. 27) ist an der Oberfläche mit verkieselten Schuppen versehen, die zur Unterscheidung der Arten herangezogen werden. Deren genaue Ornamentierung kann nur durch eine gesonderte Präparation erkannt werden, die in diesem Rahmen nicht durchgeführt werden konnte.

Ökologisch ist *Synura* als Kolonie-bildende Gattung für das Zooplankton in der Regel zu sperrig zum Fressen ($\gg 30 \mu\text{m}$). Sie ist durch den Besitz von Geißeln zur Wanderung fähig. Neben der Fortbewegung ist ein weiterer Konkurrenzvorteil von *Synura* und vielen anderen Chrysophyceen

⁷ Im Rahmen der EU-WRRL ist beim Makrozoobenthos eine Probenahme im Zeitraum April oder Mai vorgeschrieben.

⁸ Die euphotische Zone ist die obere Wasserschicht, in die so viel Licht eindringt, dass dort Photosynthese möglich ist (näherungsweise das 2,5fache der Sichttiefe).

(Goldalgen) ihre potentiell mixotrophe Lebensweise⁹, wodurch Mangel-Phasen während der Photosynthese kompensiert werden können. Im Möwensee ist z.B. in Relation zum Phosphor wenig gelöster Stickstoff vorhanden. Dieser Mangel kann durch Aufnahme von gelösten organischen Stoffen ausgeglichen werden, indem die Alge auf heterotrophe Lebensweise umschaltet und diese Stoffe über die Membran aufnimmt. Der relativ hohe DOC-Gehalt im Möwensee ist dafür z.B. eine gute Voraussetzung.

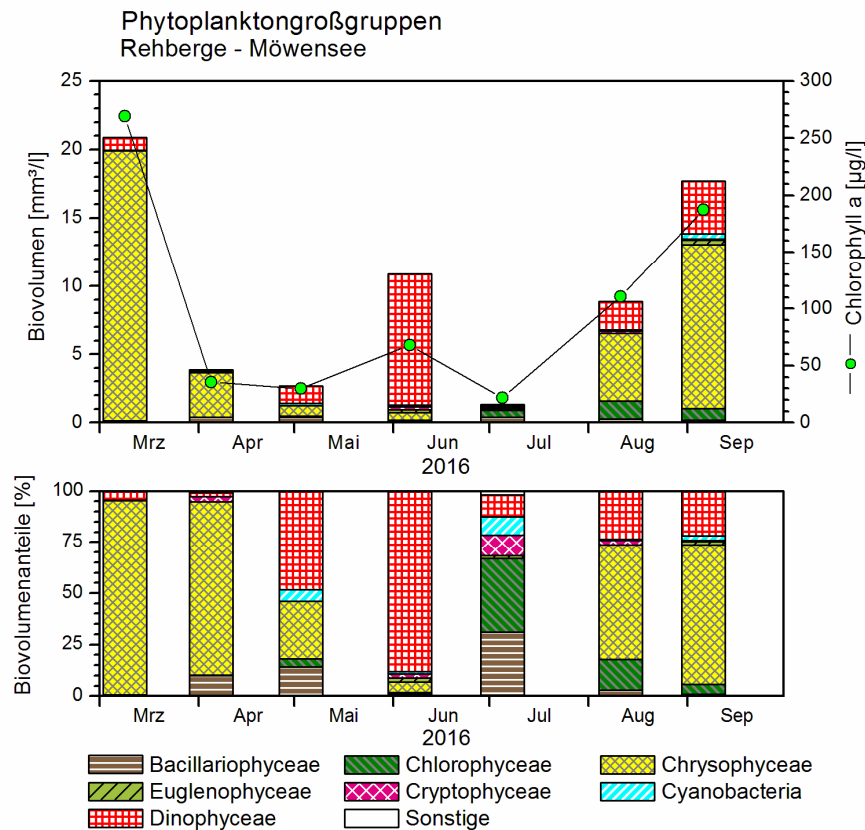


Abb. 26: Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Möwensee 2016.
Oben: Absolute Werte für das Biovolumen und Chlorophyll a.
Unten: Prozentuale Anteile des Biovolumens

Im April nach dem Biomasse-Einbruch der Frühjahrsblüte war *Synura* anteilmäßig weiterhin dominierend (83 % Anteil an der Gesamtbioasse). In beiden Frühjahrsmonaten bildete diese Gattung nahezu eine Monokultur.

⁹ **Mixotrophe Algen** haben die Fähigkeit, neben der Photosynthese auch organische Substanz, gelöst oder partikulär, aufzunehmen. Die Aufnahme von gelöster organischer Substanz (DOC) und auch von Bakterien (partikulärer organischer Kohlenstoff) sind eine Alternative bzw. Ergänzung zur Photosynthese (ISAKSSON 1998), da essentielle Nährstoffe, Vitamine und auch Nahrungsstoffe wie bestimmte Aminosäuren und Zuckerbestandteile aufgenommen werden können.

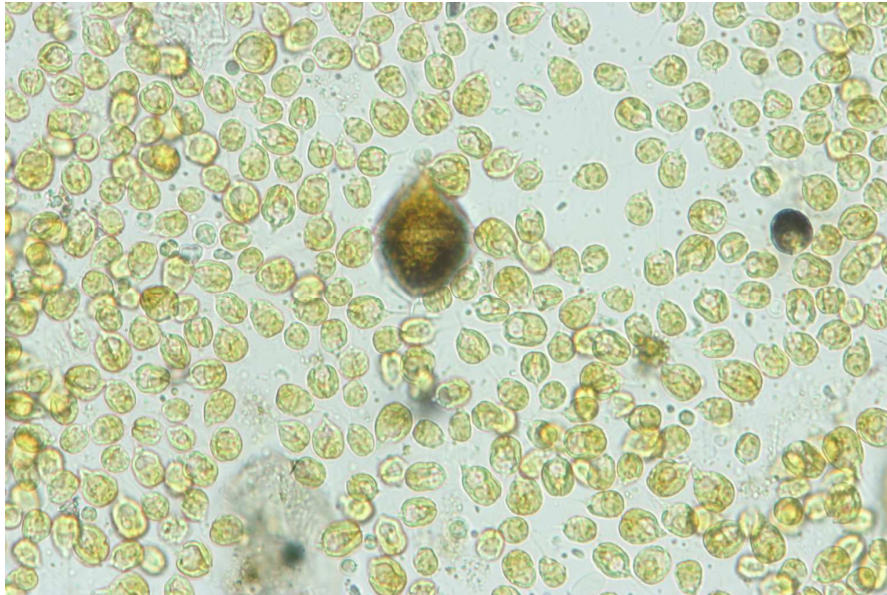


Abb. 27:
Mikroskopische Aufnahme
der Massentwicklung von
Synura (jede Zelle ca. 10-15
 μm lang) im Möwensee am
09.03. 2016
(250fache Vergr.).

Ab Mai traten andere Algengruppen hinzu. Im Mai und Juni waren Dinophyceen (Hornalgen) vorherrschend. Hauptvertreter dieser meist größervolumigen Flagellaten war im Mai die Gruppe *Peridinium/Peridiniopsis* mit 37 % Anteil an der Gesamtbioasse und im Juni bei erhöhten Biomassen die Gattung *Woloszynskia* (84 % Anteil), wobei beide Taxa um 30 μm groß waren und somit noch fressbar für größere Zooplankter wie die Crustaceen.

Dinophyceen haben als Flagellaten ähnlich wie die Chrysophyceen die Fähigkeit, sich aufgrund ihres Besitzes von Geißeln fortzubewegen, um während des Schwimmens effizienter Nährstoffe aufzunehmen (SOMMER 1988) und zudem in solche Bereiche im Wasserkörper zu gelangen, die für ein optimales Wachstum (u.a. Licht, Nährstoffe) geeigneter sind. Dabei ist der Konkurrenzvorteil von Dinophyceen bezüglich der Fortbewegung besonders groß, da sie als großvolumige Algen schneller schwimmen als viele der meist kleineren Flagellaten. Nach SOMMER (1988) haben größere Flagellaten wie Dinophyceen die beste Energiebilanz, wenn man den Energieverlust beim Schwimmen und den Energiegewinn durch der Nährstoffaufnahme, die mit der Schwimmgeschwindigkeit steigt, verrechnet. Zudem können auch Dinophyceen auf heterotrophe Lebensweise umschalten (Mixotrophie).

Anfang Juli war die Biomasse erneut zusammengebrochen, nun auf etwa ein Drittel des Vormonats. Es dominierten neben den Dinophyceen (10 % Anteil) und centrischen Bacillariophyceen (Kieselalgen) (30 % Anteil) zahlreiche kleinzellige schnellwachsende coccale Chlorophyceen (Grünalgen), die besonders viel Licht benötigen und in der Summe etwa 35 % der Biomasse ausmachten.

Im August und September stieg die Biomasse wieder kontinuierlich, nun erneut wie im Frühjahr mit starker Dominanz der Goldalge *Synura* (56 und 68 % Anteil an der Gesamtbioasse).

4.5.1.2 Zooplankton

Die Rädertiere, die Hauptbiomassebildner waren, waren mit insgesamt 27 unterscheidbaren Taxa die artenreichste Tiergruppe. Für die Tiergruppen der Blattfußkrebse (Cladocera) und Ruderfußkrebse (Copepoda) konnten 7 bzw. 5 Taxa registriert werden. Darüber hinaus waren Wimpertierchen (Ciliata) im Plankton vorhanden. Im Möwensee wurden insgesamt 39 Taxa des Metazooplanktons nachgewiesen (27 Rotatorien-, 7 Cladoceren-, 5 Copepoden-Taxa), die Artenvielfalt ist im Vergleich zu anderen Seen dieses Typs als durchschnittlich zu bewerten.

Die dominierenden Arten der **Rotatorien** (Rädertiere) waren bis auf wenige Ausnahmen „Allerweltsarten“ mit weiter Verbreitung und einem breiten Toleranzspektrum für verschiedene Umweltbedingungen. Im zeitigen Frühjahr (März/April) waren dies *Keratella quadrata* und *Keratella cochlearis*, zwei Arten des Facettenrädertiers sowie das Wappenrädertier *Brachionus calyciflorus* und das Flossenrädertier *Polyarthra dolichoptera*. Mit $1567 \mu\text{g l}^{-1}$ bildete die Rotatorienzönose Anfang März bereits ihr Entwicklungsmaximum aus (Abb. 28). Im Juni/Juli erreichte sie einen kleineren Entwicklungspeak, basierend auf dem jetzt stark dominant im Plankton vorkommenden Springborsten-Rädertier *Filinia longiseta*. Darüber hinaus war das Wappenrädertier *Brachionus angularis bidens* im Juli ebenfalls in sehr hohen Bestandsdichten im Plankton vorhanden. Bis zum September waren die Individuendichten der Rotatorien wieder leicht rückläufig. Dominante Arten waren im Zeitraum August bis September *Brachionus angularis bidens* und das Flossenrädertier *Polyrthra remata*. Neben den genannten ubiquitär in Seen und Teichen verbreiteten Arten kamen Arten, die für kleinere Gewässer (z.B. *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus* und *Platylas quadricornis*) oder die Uferzone (z.B. *Lecane lunaris*) typisch sind, vor.

Die Gemeinschaft der **Blattfußkrebse** (Cladoceren) war im Möwensee vergleichsweise artenarm vertreten. Im zeitigen Frühjahr waren keine Cladoceren im Plankton vorhanden, erst Anfang Mai konnten vereinzelte Exemplare des Linsenkrebschens (*Chydorus sphaericus*) registriert werden. Im Juni dominierten die Rüsselkrebse *Bosmina longirostris* (inkl. *ssp. cornuta*) die Cladoceren-gesellschaft und bilden das Entwicklungsmaximum innerhalb der Untersuchungsperiode ($296 \mu\text{m l}^{-1}$). Arten der größeren Filtrierer (*Daphnia sp.*) waren nur sehr vereinzelt vorhanden. Bemerkenswert ist der Nachweis von *Daphnia parvula* (Nachweise im Juli und August), einer seit den 70er Jahren aus Amerika nach Europa eingewanderten Art. In Deutschland sind, soweit bekannt, bisher nur Nachweise aus Süd- und Mitteldeutschland bekannt (u.a. FLÖBNER 2000) Die Art lebt in kleineren Stillgewässern wie Altwässer, Baggerseen, Teichen, Weihern etc. kommt aber auch in Seen/Stauseen vor.

Die Gemeinschaft der **Ruderfußkrebse** (Cyclopoida und Calanoida) war im Möwensee ebenfalls sehr artenarm ausgeprägt. Insbesondere fehlten die großen Arten der Schwebekrebse (Calanoida) und damit ein wichtiger Teil Phytoplankton-filtrierender Arten. Aber auch Arten der Cyclopoida waren nur im Frühjahr mit *Cyclops vicinus* im Plankton vorhanden. Von Juni bis September kam *Mesocyclops leuckartii* regelmäßig vor.

Die **Trocken-Biomasse** des Metazooplanktons (Crustaceen+Rotatoria) lag im Möwensee im Saisonmittel bei erhöhten Werten von $612 \mu\text{g l}^{-1}$ (Median $487 \mu\text{g l}^{-1}$) (Abb. 28).

Die **Z/P-Rate** (Zooplankton- zu Phytoplankton-Biomasse in % pro Tag) entspricht der hypothetisch konsumierten Phytoplankton-Biomasse pro Tag, angegeben in % des eigenen Körpergewichtes. Z/P betrug im Möwensee im Mittel 120 % (Median: 78 %), was relativ hoch ist, obwohl das Phytoplankton über weite Strecken des Jahres von schlecht verwertbaren Goldalgen geprägt war. Das Zooplankton war überwiegend aus kleinen Arten zusammengesetzt (v.a. *Bosmina longirostris*), die neben kleinzelligen Algen auch Bakterien und Bakterienaggregate verwerten können (LIEDER 1996). Das im Möwensee vorhandene Zooplankton ernährte sich somit auch von den Abbauprodukten des Phytoplanktons, Bakterien und organischen Partikeln (Detritus) wie Laubresten, und von Bakterien anderer Abbauleistungen im Gewässer (Laubabbau). Die Entwicklung von Phyto- und Zooplankton verlief somit teils verschoben, teils unabhängig voneinander. Im Juni und Juli ist der Fraßdruck auf das Phytoplankton jedoch erkennbar. Aufgrund

der erhöhten Anteile der am effizientesten filtrierenden Cladoceren blieben im Juni nur großvolumige schlecht verwertbare Dinophyceen übrig und im Juli war die Phytoplankton-Biomasse eingebrochen.

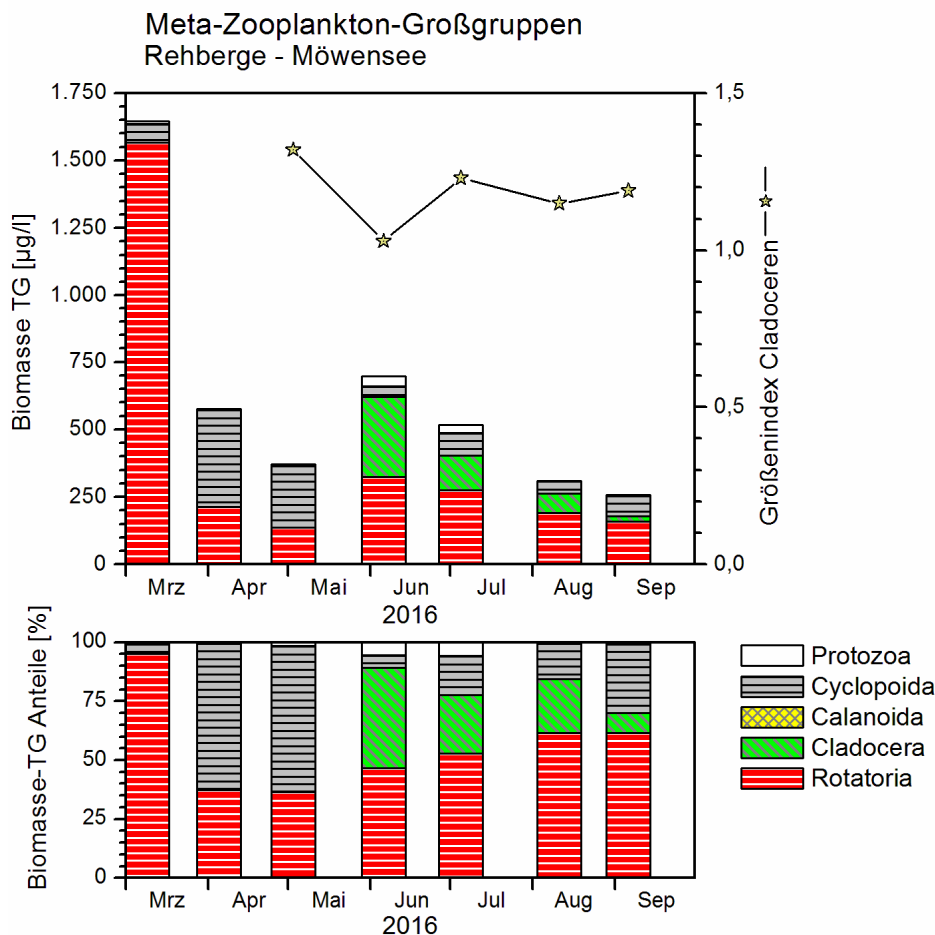


Abb. 28: Zooplankton-Großgruppen und der GIC (Größenindex der Cladoceren; in µg/Ind.) im Möwensee 2016.

Oben: Absolute Werte für das Biomasse-Trockengewicht.

Unten: Prozentuale Anteile der Biomasse

Für den **Cladoceren-Größenindex (GIC)** wurden von Mai bis September (im März und April waren keine Cladoceren im Plankton vorhanden) Werte um $1,2 \mu\text{g Ind.}^{-1}$ ermittelt, was einer geringen Körpergröße entspricht, etwa $0,5 - 0,6 \text{ mm}$ (Abb. 28). Große Cladoceren waren somit extrem unterrepräsentiert, was für einen erheblichen Fraßdruck durch planktivore Fische spricht. Diese Aussage wird unterstützt durch die Tatsache, dass invertebrate Räuber im Plankton des Möwensee nicht nachgewiesen werden konnten¹⁰, während im Sperlingsee und im Entenpfuhl Larven der Büschelmücke (*Chaoborus flavicans*) nahezu im gesamten Untersuchungszeitraum auch im Freiwasser vorhanden waren (siehe folgende Kapitel).

¹⁰ Larven von *Chaoborus flavicans* wurden im Möwensee nur am Gewässergrund im Rahmen der Untersuchungen zum Makrozoobenthos am 16.4.2016 nachgewiesen

4.5.2 Sperlingsee

4.5.2.1 Phytoplankton

Zwischen März und September 2016 wurden sieben tiefenintegrierte Mischproben, in der Regel aus 0 – 1 m Tiefe, entnommen. Der sehr phosphorreiche Sperlingsee war in der gesamten Saison deutlich durch Chryptophyceen (Schlundalgen) geprägt. Phasenweise wiesen zudem Chrysophyceen (Goldalgen) und Cyanobakterien (Blaualgen) erhöhte Anteile auf, wenn auch mit geringen Biomassen. Es wurden insgesamt 22 Taxa ermittelt.

Im Mittel waren die Planktongehalte etwa 10fach geringer (Median: 10-15 fach geringer) als im Möwensee und daher insgesamt nur leicht erhöht (Saisonmittel: $10,1 \mu\text{g l}^{-1}$ Chl.a und $1,2 \text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ Biovolumen) (Median: $4,4 \mu\text{g l}^{-1}$ Chl.a und $0,7 \text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ Biovolumen) (Abb. 29).

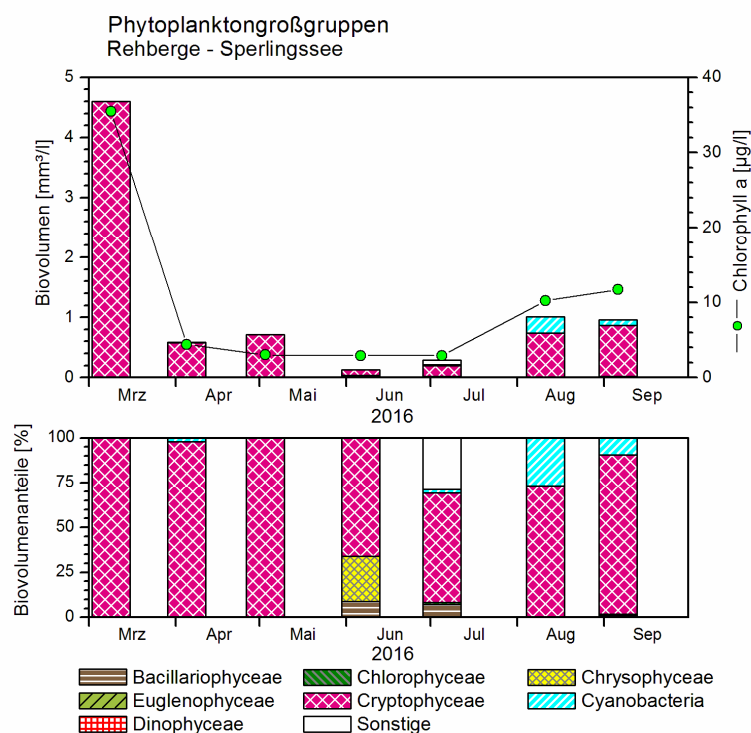


Abb. 29: Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Sperlingsee 2016.
Oben: Absolute Werte für das Biovolumen und Chlorophyll a.
Unten: Prozentuale Anteile des Biovolumens

Zu Beginn der Untersuchungen im März wurden die höchsten Algengehalte der Saison ermittelt ($36 \mu\text{g l}^{-1}$ Chl.a und $4,6 \text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ Biovolumen). Die Schlundalge *Cryptomonas curvata* bildete eine Monokultur (99,5 % Anteil an der Gesamtbioasse), wobei die Algenzellen ungewöhnlich großvolumig ($45 - 60 \mu\text{m}$ Länge) (Abb. 30) und damit schlecht vom Zooplankton verwertbar waren.

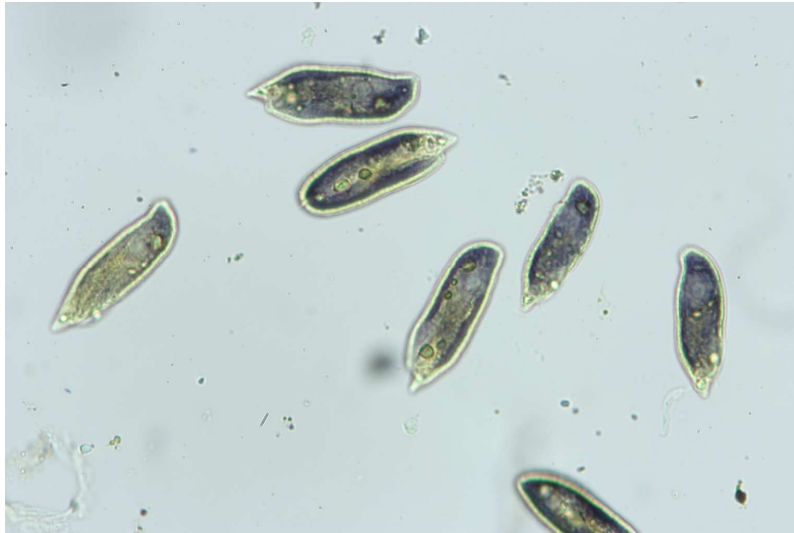


Abb. 30:
Mikroskopische Aufnahme der
Massenentwicklung von
Cryptomonas curvata (ca. 50–60
µm lang) im Sperlingsee am
09.03. 2016 (250fache Vergrößer.)

Im April und Mai bei deutlich abnehmenden Biomassen nahm der Anteil von *Cryptomonas curvata* kontinuierlich ab, auf 6 % Anteil im Mai, während die kleinzellige schneller wachsende Schlundalge *Rhodomonas lacustris* stetig zunahm und im Mai einen Anteil von 92 % aufwies.

Im Juni trat mit den Goldalgen eine neue Algengruppe hinzu. Hauptvertreter war der kleinzellige Flagellat *Chromulina* (25 % Anteil an der Gesamtbioasse). Im Juli wurden die Goldalgen durch Conjugatophyceen (Zieralgen) ersetzt, mit dem Hauptvertreter *Closterium diana*e, einer vorwiegend im Aufwuchs lebenden großvolumigen Alge. In der Abb. 29 wird diese Gruppe unter „Sonstige“ geführt. Bei den Schlundalgen waren im Juni und Juli *Rhodomonas lacustris* (28 % und 19 % Anteil an der Gesamtbioasse), *Cryptomonas marssonii* (34 % Anteil im Juni) und *Cryptomonas curvata* (28 % Anteil im Juli) und die Hauptvertreter.

Im August und September zum Ende des Sommers traten neben den Schlundalgen erstmalig Cyanobakterien (Blaualgen) gehäuft auf, was typisch für diese Jahreszeit mit erhöhten Wassertemperaturen ist. Ihre Hauptvertreter waren fädige Oscillatoriales, zum Teil überwiegend benthisch lebende Formen (*Oscillatoria*). Bei den Schlundalgen war in beiden Monaten wie im Frühjahr *Cryptomonas curvata* (29 und 73 % Anteil) vorherrschend.

Im weiteren Jahresverlauf bis zum Dezember wurden keine weiteren Proben quantitativ ausgewertet. Eine qualitative mikroskopische Durchsicht der Planktonprobe vom Dezember ergab weiterhin eine Dominanz der großvolumigen Schlundalgen (*Cryptomonas*) im Sperlingsee.

Schlundalgen sind wie auch viele Goldalgen (Chrysophyceen) zur mixotrophen Lebensweise fähig (siehe Kap. 4.5.1 Möwensee). Durch den Besitz eines Schlundes haben sie die Fähigkeit, nicht nur gelöste organische Partikel (DOC), sondern auch organische Kleinstpartikel direkt aufzunehmen, um neben der Photosynthese ihren zusätzlichen Bedarf an bestimmten Stoffen zu decken (Phagocytose). Der Sperlingssee weist in seinem Südteil einen größeren geschlossenen Bestand an Unterwasserpflanzen (submerse Makrophyten) auf (siehe Kap. 4.7.1), auf denen zahlreiche Aufwuchsalgen und Bakterien leben. Schlundalgen sind Flagellaten und somit fähig, aktiv zum Bodengrund zu schwimmen, um dort Kleinstpartikel des Aufwuchses aufzunehmen. Dies gilt besonders für große Schlundalgen, die größere Strecken überwinden können. Untersuchungen in anderen von Unterwasserpflanzen dominierten Flachseen der Region ergeben in vielen Fällen eine deutliche Dominanz von Schlundalgen (eigene unpubl. Daten ARP).

4.5.2.2 Zooplankton

Anders als im Möwensee dominierten im fischlosen Sperlingsee vor allem Cladoceren, oft großvolumige Tiere. Es konnten insgesamt 34 Arten/Taxa nachgewiesen werden (23 Rotatorien-, 6 Cladoceren-, 5 Copepoden-Taxa). Für das Protozooplankton wurden insgesamt 4 Taxa unterschieden. Die räuberisch lebende und bekannte Büschelmückenlarve (*Chaoborus*) wurde im gesamten Untersuchungszeitraum mit Individuendichten von 1 bis 2 Ind. l⁻¹ im Plankton nachgewiesen.

Die Lebensgemeinschaft der **Rotatorien** (Rädertiere) bildete ähnlich dem Möwensee bereits im zeitigen Frühjahr (9. März) ihr Entwicklungsmaximum mit 5.000 Ind. l⁻¹ aus. Dominante Arten waren weit verbreitete und euryöke Arten wie das Facettenrädertierchens *Keratella quadrata* und das Flossenrädertier *Polyarthra dolichoptera*. Weitere Entwicklungsspeaks waren im Juni und August mit jeweils 800 Ind. l⁻¹ zu beobachten. Im Juni bestimmten Drachenrädertiere (*Synchaeta* sp.) das Bild der Rotatoriengemeinschaft, im August waren das Borstenfächer-Rädertier *Hexarthra mira* und *Keratella quadrata* ssp. *dispersa* dominant vorhanden. Insgesamt waren die Rädertiere mit hohen Individuendichten (1.100 Ind. l⁻¹ – Mittelwert; 600 Ind. l⁻¹ – Median) eine wichtige Komponente des Zooplanktons im Sperlingsee (Abb. 31).

In der artenarm ausgebildeten Lebensgemeinschaft der **Blattfußkrebse** (Cladocera) dominierten im Gegensatz zum Möwensee die Daphnien mit *Daphnia pulex* und *Daphnia longispina*. *D. pulex* erschien etwas früher im Plankton als *D. longispina*, erreicht im April ihr Entwicklungsmaximum mit 52 Ind. l⁻¹ und dominierte die Cladoceren-gesellschaft bis Anfang Mai. *Daphnia longispina* war von April bis September im Plankton nachweisbar mit Entwicklungsspeaks im April (40 Ind. l⁻¹) und Juni (45 Ind. l⁻¹). In deutlich geringeren Individuendichten kamen der Rüsselkrebs (*Bosmina longirostris*) und das Linsenkrebschen (*Chydorus sphaericus*) im Plankton vor. Die durchschnittliche Besiedelungsdichte der Cladoceren betrug 40 Ind. l⁻¹ (Mittelwert) bzw. 26 Ind. l⁻¹ (Median).

Die planktische Lebensgemeinschaft der **Ruderfußkrebse** (Cyclopoida und Calanoida) bestand wie im Möwensee aus nur wenigen Arten, die durchschnittliche Individuendichte erreichte mit 150 Ind. l⁻¹ (Median) ähnliche Größenordnungen. In den Frühjahrsmonaten waren die Individuendichten im Sperlingsee jedoch um ein Vielfaches höher. *Cyclops strenuus* bildete von März bis Mai eine Frühjahrspopulation aus mit Individuendichten zwischen 50 und 70 Ind. l⁻¹ und den höchsten Bestandsdichten im März und Mai. *Cyclops kolensis* erschien etwas zeitversetzt mit höchsten Individuendichten (120 und 80 Ind. l⁻¹) im April und Mai. Besonders bemerkenswert war das Vorkommen des calanoiden Copepoden *Eudiaptomus transsylvanicus* von Juni bis September, mit Individuendichten zwischen 2 und Ind. l⁻¹. Für die vor allem in Tümpeln und Teichen vorkommende Art gibt es in Deutschland bisher nur wenige Nachweise (z.B. Barkauer See, SH, ARP 2005).

Für die mittlere **Trocken-Biomasse** des Metazooplanktons (Crustaceen+Rotatoria) wurden 930 µg l⁻¹ (Median 960 µg l⁻¹) im Sperlingsee erreicht. Die Biomasse war damit etwa 1,5fach höher als im Möwensee.

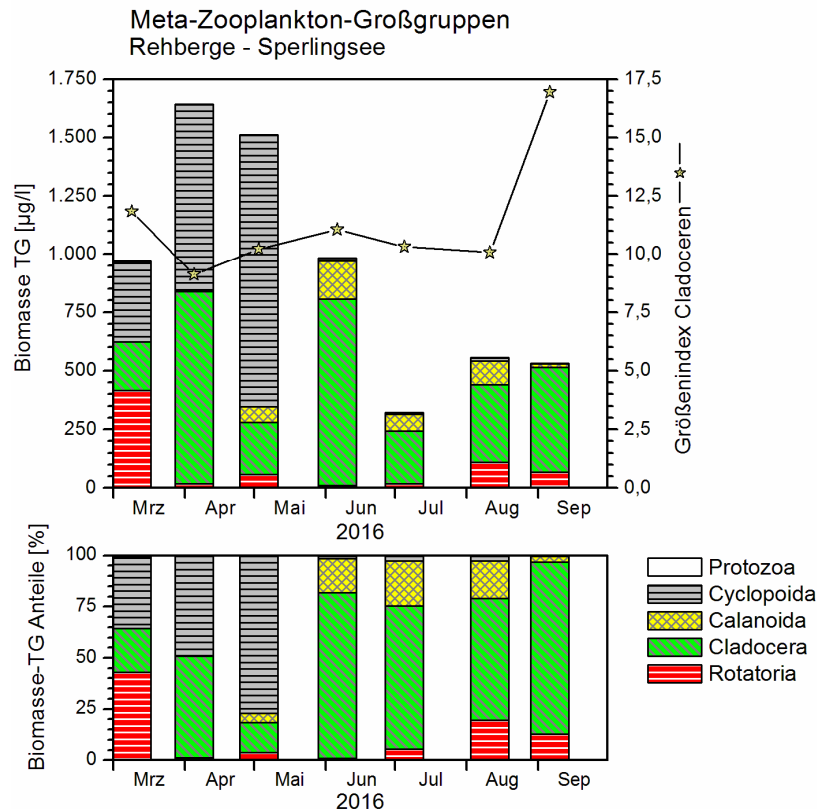


Abb. 31: Zooplankton-Großgruppen und der GIC (Größenindex der Cladoceren; in µg/Ind.) im Sperlingssee 2016.

Oben: Absolute Werte für das Biomasse-Trockengewicht.

Unten: Prozentuale Anteile der Biomasse

Im Sperlingssee steht einem durchschnittlichen Phytoplanktonbiovolumen von $1,2 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ein Biovolumen des Metazooplanktons (Rädertiere+Crustaceen) in Höhe von $9,3 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ gegenüber. Die durchschnittliche **Z/P-Rate** (Zooplankton- zu Phytoplanktonbiomasse in % des eigenen Gewichtes pro Tag) beträgt 20.060 % (Median: 1.098 %) und ist somit beim Median um das 14fache höher als im Möwensee. Diese sehr hohe Rate bedeutet, dass das Zooplankton neben dem Phytoplankton zusätzlich andere Nahrungsquellen verwendet hat (siehe unten Kap. 4.5.4).

Das Zooplankton, insbesondere die großen Arten der Cladoceren, müssen neben dem Phytoplankton weitere Nahrungsquellen verwerten, um so große Populationen aufbauen zu können. Von den hier dominanten Taxa *Daphnia pulex* und *Daphnia longispina* ist bekannt, dass deren Hauptnahrung aus Bakterien, Flagellaten und Feindetritus (*D. pulex*) bzw. Bakterien und Feindetritus (*D. longispina*) besteht (FLÖBNER 2000). Deren Herkunft kann im Sperlingssee von zwei Quellen stammen:

- Auf Grund des erheblichen Eintrags von Falllaub bilden sich in hohem Maße Mikroorganismen (Bakterien und Pilze), die das Falllaub einerseits zersetzen und andererseits im Abbauprozess Feindetritus produzieren.
- Der südliche Teil des Sperlingssee weist einen dichten Rasen von Unterwasserpflanzen auf (submerse Makrophyten), auf denen sich üblicherweise ein Aufwuchs aus Algen und Bakterien, bildet, der auch vom Zooplankton verwertet werden kann.

Anders als im Möwensee gibt es im Sperlingsee keine Hinweise auf einen Prädationsdruck auf die Zooplanktongemeinschaft durch Fische. Dafür spricht auch der sehr hohe Wert für den

Cladoceren-Größenindex (GIC) von im Mittel $11,4 \mu\text{g Ind.}^{-1}$ (Median $10,3 \mu\text{g Ind.}^{-1}$), der um den Faktor 10 größer als im Mönchsee ist und etwa einer Körperlänge von 1,2 – 1,4 mm entspricht (Abb. 31). Demgegenüber kamen invertebrate Räuber nahezu im gesamten Untersuchungszeitraum im Sperlingssee vor; die Büschelmücke *Chaoborus flavicans* bildete im Sperlingssee zwei Larvengenerationen aus.

4.5.3 Entenpfuhl

4.5.3.1 Phytoplankton

Zwischen März und September 2016 wurden sieben Schöpfproben, in der Regel aus etwa 0,5 m Tiefe, entnommen und quantitativ und qualitativ ausgewertet, dazu qualitativ eine Probe vom Oktober.

Der Entenpfuhl als kleinster und flachster der drei Seen (0,2 ha, maximal 1,5 m tief) war von April/Mai bis Oktober stark beschattet und vom Sperlingssee durch eine Schwelle, bei niedrigem Wasserstand auch vollständig, getrennt. Dies sind zwei der Ursachen für die gegenüber dem Sperlingssee andere Phytoplanktonentwicklung, trotz der Verbindung beider Seen.

Nach einer ausgeprägten Grünalgen-Blüte im März, als vor der Begrünung der Bäume noch genügend Licht ins Gewässer dringen konnte, wurden im übrigen Jahr sehr geringe Gehalte ermittelt. Insgesamt waren somit die jahreszeitlichen Unterschiede zwischen Frühjahr und übriger Jahreszeit noch extremer als im Sperlingssee (Saisonmittel: $31,2 \mu\text{g l}^{-1}$ Chl.a und $3,7 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ Biovolumen; Median: $10,2 \mu\text{g l}^{-1}$ Chl.a und $0,4 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ BV).

Neben Cryptophyceen (Schlundalgen) waren phasenweise Chlorophyceen (Grünalgen) und fädige Aufwuchsalgen (in der Abb. als „Sonstige“ aufgelistet), zudem abgeschwächt im Sommer auch Cyanobakterien (Blualgen) stärker vertreten (Abb. 32). Es wurden insgesamt 22 Taxa ermittelt.

Der April wurde geprägt durch sehr kleinzellige schnellwachsende Grünalgen (Chlorophyceen) der Gattung *Chlamydomonas* dominiert (74 % Anteil), die eine hohe Biomasse ($> 20 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ Biovolumen) aufwiesen.

Danach brach die Biomasse ein und blieb bis zum Ende der Untersuchungen auf sehr niedrigem Niveau. Zumindest im April und Mai waren die Gehalte mit Werten um $1 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ noch ein wenig erhöht, bedingt durch das Auftreten von *Cryptomonas curvata*, und andere Schlundalgen. *Cryptomonas curvata* war in dieser Jahreszeit in ähnlicher Zellgröße und Dichte wie im Sperlingssee vorhanden.

Ab Juni trat *Cryptomonas* nur noch in geringer Abundanz auf. Bis zum Juli dominierte nun eine tychoplanktisch¹¹ lebende Alge, cf. *Gloeotila* aus der Gruppe der Ulvophyceen (90 und 67 % Anteil an der Gesamtbiomasse). Diese Alge bildet Gallerte, so dass ein Schweben im Wasserkörper besser möglich ist. Im Hochsommer und Frühherbst (Juli-Sept.) bei insgesamt sehr niedrigen Biomassen ($0,01 - 0,1 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ Biovolumen) trat neben cf. *Gloeotila* (nur im September) zum einen die planktische Grünalge *Phacotus lenticularis* vermehrt auf (25 % Anteil an der Ge-

¹¹ Tychoplanktische Algen können sowohl als Aufwuchs im Bodenbereich als auch planktisch im Freiwasser leben.

santbiomasse im September). Diese Alge ist an einem dicken Kalkring erkennbar, der die Zellwand umgibt und so zur biogenen Entkalkung des Freiwassers beiträgt. Des Weiteren waren fädige Blaualgen (*Pseudanabaena* und *Planktothrix*) etwas häufiger zu finden (im Juli 15 % und im September 24 % Anteil an der Gesamtbiomasse).

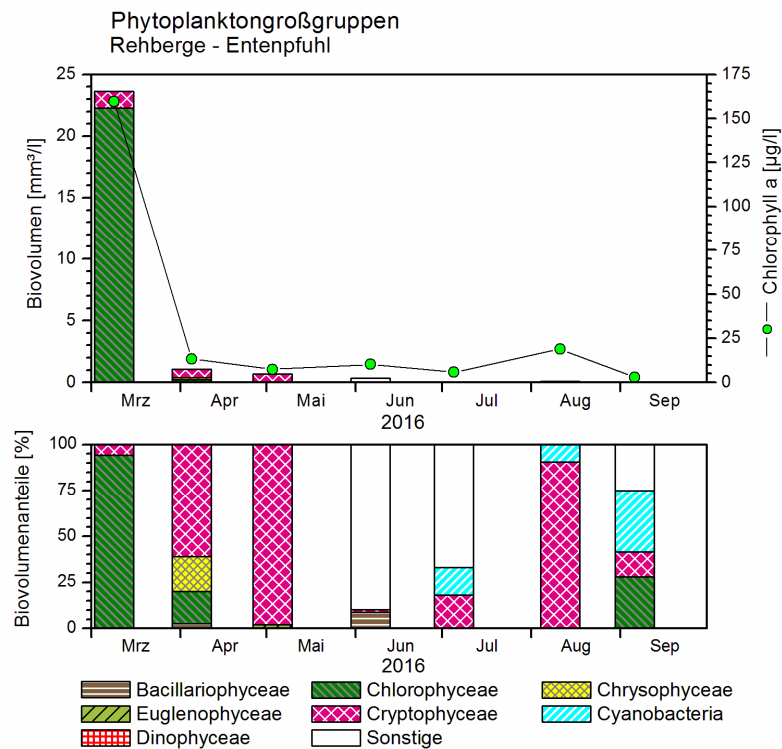


Abb. 32: Phytoplankton-Großgruppen und Chlorophyll a im Entenpfuhl 2016.

Oben: Absolute Werte für das Biovolumen und Chlorophyll a.

Unten: Prozentuale Anteile des Biovolumens

Ab Oktober bis zum Ende der Untersuchungen im Dezember wurde kein Sauerstoff mehr im Freiwasser gemessen. Dies hatte Veränderungen im Plankton zur Folge. Im Oktober wurde außerhalb der Reihe eine Phytoplanktonprobe entnommen und am Mikroskop qualitativ durchgesehen. Neben einigen wenigen Cryptophyceen trat als Haupttaxon ein Bakterium des Typs cf. *Rhodospirillum* auf. Das etwa 30 – 40 lange und 3 µm breite Bakterium ist leicht schraubig gewunden. Es wies ein Biovolumen von $0,14 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ auf und trug damit zu über 90 % der Biomasse in der Planktonprobe bei (Abb. 33). Das Wasser war milchig-trüb und es war deutlicher Schwefelwasserstoff-Geruch zu vernehmen (siehe auch Kap. 4.2). Schwefelwasserstoff (H_2S) entsteht beim mikrobiellen Abbau organischer Substanz, wenn Sauerstoff und Nitrat fehlen. Die genauen Prozesse sind nicht bekannt, aber es ist zu vermuten, dass diese Art bei der Photosynthese unter anaeroben Bedingungen H_2S an Stelle von H_2O nutzt und, dass dabei statt Sauerstoff extrazellulär elementarer Schwefel gebildet wird, was dazu beitrug, dass das Wasser milchig trüb war.

Der H_2S -Geruch blieb noch bis Mitte Dezember und die milchig-trübe Wasserfarbe bis Ende Dezember 2016. Mitte Dezember bei der letzten Wasserprobenahme dieses Projektes ergab die qualitative mikroskopische Durchsicht einer Planktonprobe kein Vorkommen von Schwefelbakterien mehr, sondern eine nahezu 100%ige Dominanz von mittelgroßen Schlundalgen der Gattung *Cryptomonas*.



Abb. 33:
Mikroskopische Aufnahme des Bakteriums (Typ cf. *Rhodospirillum*) im Entenpfuhl am 06.10. 2016 (400fache Vergrößerung). Das Bakterium ist ca. 30 – 40 µm lang.

4.5.3.2 Zooplankton

Auch der Entenpfuhl wurde wie der Sperlingsee vor allem durch größervolumige Cladoceren geprägt, jedoch in deutlich größerer Biomasse. Gleichzeitig wies der Entenpfuhl mit insgesamt 29 Taxa die geringste Artendiversität der untersuchten drei Gewässer auf (16 Rotatorien-, 8 Cladoceren- und 5 Copepodentaxa). Darüber hinaus waren wenige Ciliaten im Plankton vorhanden. Die Larve der Büschelmücke war von Mai bis September in Individuendichten von 1-2 Ind. l⁻¹ im Gewässer nachweisbar.

Die **Rotatorien** (Rädertiere) im Entenpfuhl bildeten im zeitigen Frühjahr im Gegensatz zum Möwen- und Sperlingssee nur eine arten- und individuenarme Gesellschaft, die vom Facettenrädertier *Keratella quadrata* dominiert wurde. Von Mai bis Juli kamen weitere Arten auf und es wurden insgesamt höhere Individuendichten ausgebildet. Im Entwicklungsmaximum (6.6.2017) wurden 750 Ind. l⁻¹ festgestellt. Das Bild der Zoozönose wurde in diesem Zeitraum bestimmt von *Filinia longiseta*, *Brachionus angularis bidens*, *Brachionus urceolaris* und *Polyarthra dolichoptera*. Ab August waren die Individuendichten und Artnachweise stark rückläufig.

In der Lebensgemeinschaft der **Blattfußkrebse** (Cladocera) dominierten ähnlich dem Sperlingsee wiederum die Daphnien (*D. pulex* und *D. longispina*). Beide Arten waren im Entenpfuhl jedoch in deutlich höheren Individuendichten im Vergleich zum Sperlingsee vorhanden. *Daphnia pulex* war im gesamten Zeitraum im Plankton vorhanden, hohe Individuendichten (130 bis 470 Ind. l⁻¹) wurden von Juni bis September ausgebildet (Abb. 34). *Daphnia longispina* konnte ab Juni registriert werden; die Individuendichten lagen im Zeitraum Juni bis September zwischen 50 und 540 Ind. l⁻¹. Kleinere Blattfußkrebse waren nur mit *Ceriodaphnia quadrangula* über einen längeren Zeitraum im Plankton vorhanden. Die Individuendichten betragen durchschnittlich 100 Ind. l⁻¹ (Median).

Die **Copepodengemeinschaft** (= Ruderfußkrebse = Cyclopoida und Calanoida) bestand auch im Entenpfuhl nur aus wenigen Arten, die vor allem im Frühjahr höhere Bestandsdichten ausbildeten. *Cyclops strenuus* und *Cyclops kolensis* erschienen zeitlich leicht versetzt, wobei *C. strenuus* im April höchste Individuendichten ausbildete, das Entwicklungsmaximum von *C. kolensis* lag dagegen im Mai. Die Entwicklung von *C. strenuus* verlief auffallend synchron, zu Beginn des Untersuchungszeitraums (9.3.) waren ausschließlich eiertragende Weibchen und Copepodide im 5. Stadium vorhanden. Calanoide Ruderfußkrebse wurden im Plankton des Entenpfuhls nicht nachgewiesen.



Abb. 34:
Mikroskopische Aufnahme einer jungen *Daphnia pulex* (Gemeiner Wasserfloh) aus der Gruppe der Cladoceren, Entenpfuhl 2016.
Das Tier ist ca 0,8 mm groß.

Die **Biomasse** des Zooplanktons war im Entenpfuhl extrem hoch. Im Mittel wurden Trockenmassen von $4.482 \mu\text{g l}^{-1}$ (Median: $5.583 \mu\text{g l}^{-1}$) erreicht, somit 5fach höhere Gehalte als im benachbarten Sperlingsee (Abb. 35).

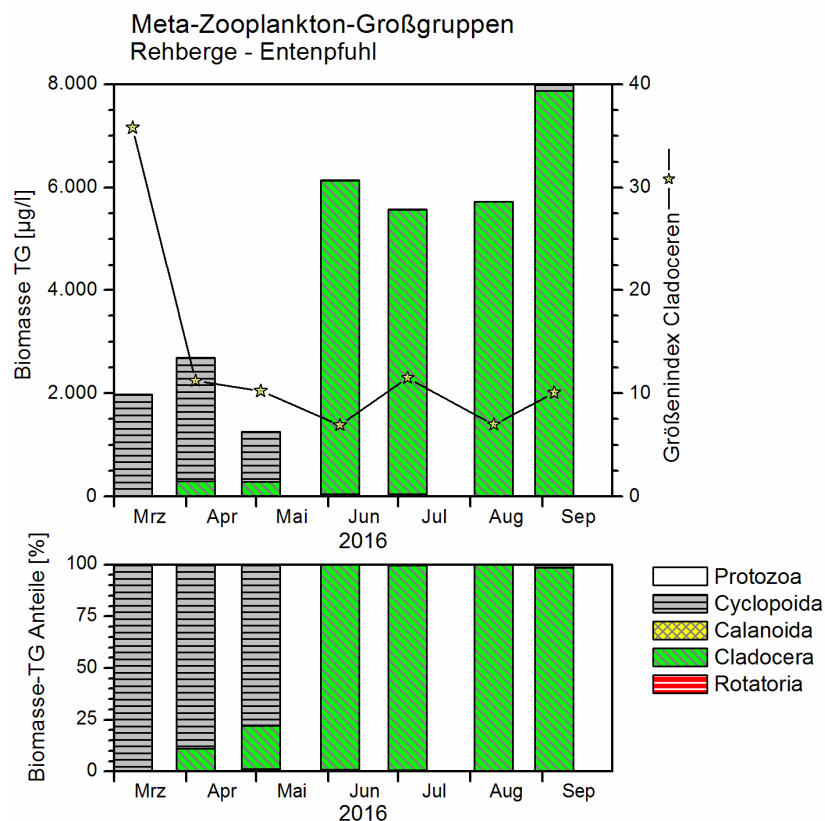


Abb. 35: Zooplankton-Großgruppen und der GIC (Größenindex der Cladoceren; in µg/Ind.) im Entenpfuhl 2016.
Oben: Absolute Werte für das Biomasse-Trockengewicht.
Unten: Prozentuale Anteile der Biomasse

In den Herbstmonaten nach dem September wurden keine Zooplanktonproben mehr aus dem Entenpfuhl entnommen. Während der Probenahme für die limno-chemische Analyse wurde in dem jetzt völlig sauerstofffreien Wasser kein größeres Zooplankton mehr gesichtet.

Die Diskrepanz zwischen Phytoplankton und Zooplankton war im Entenpfuhl noch größer als im Sperlingsee: Das Phytoplanktonbiovolumen betrug im Mittel nur $3,7 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$. Das Cladocerenbiovolumen erreichte demgegenüber im Mittel das 10fach höhere Biovolumen, $37 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ (Median: $55 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$). Die Werte der **Z/P-Rate** (Zooplankton- zu Phytoplanktonbiomasse in % des eigenen Gewichtes pro Tag) betragen dementsprechend im Mittel 191.100 % (Median: 161.00 %), d.h. der Z/P-Quotient ist bezogen auf den Median nochmal 15fach höher als im Sperlingsee. Die starke Beschattung und der extreme Eintrag von Falllaub führten in noch viel höherem Maße als im Sperlingsee zu einer Entkopplung von Phyto- und Zooplankton. Die Entwicklung der Zooplanktongesellschaft beruht in dem sehr flachen Entenpfuhl vor allem auf dem Angebot an Mikroorganismen (Bakterien und Pilze) und Feindetritus infolge der mikrobiellen Zersetzungsprozesse.

Auch im Entenpfuhl gibt es wie im Sperlingssee keine Hinweise auf einen Prädationsdruck auf die Zooplanktongemeinschaft durch Fische; für den **Cladoceren-Größenindex** (GIC) wurde im Mittel ein sehr hoher Wert von $13,2 \mu\text{g Ind.}^{-1}$ (Median $10,2 \mu\text{g Ind.}^{-1}$) berechnet (Abb. 35), was einer ähnlichen Körpergröße wie im Sperlingsee (1,2 – 1,4 mm) entspricht. Demgegenüber kommen invertebrate Räuber wiederum nahezu im gesamten Untersuchungszeitraum vor; die Büschelmücke *Chaoborus flavicans* bildet auch im Entenpfuhl zwei Larvengenerationen aus.

4.5.4 Betrachtungen zur Nahrungskette im Freiwasser der drei Kleinseen

Eine der Ursachen für die sehr schwache Phytoplanktonentwicklung im Sommer und Herbst im Sperlingsee und besonders im Entenpfuhl liegt im außergewöhnlich hohen Fraßdruck durch das Zooplankton, so dass nur noch große, nicht fressbare Schlundalgen „übrig bleiben“, die insgesamt keine hohen Biomassen aufbauen. Dies ist dadurch möglich, dass beide Seen, bedingt durch die Sauerstoffarmut, fischlos sind. Der wegfallende Fischfraßdruck auf das Zooplankton führt in beiden Kleinseen ganz anders als im Möwensee dazu, dass großwüchsige Kleinkrebse, insbesondere die schnellwachsenden Blattfußkrebse (Cladoceren), hohe Biomassen aufbauen können. Im Mittel sind die Tiere des Zooplanktons im Sperlingsee und Entenpfuhl 10-12mal schwerer als im Möwensee (Gewicht pro Tier) (Abb. 36).

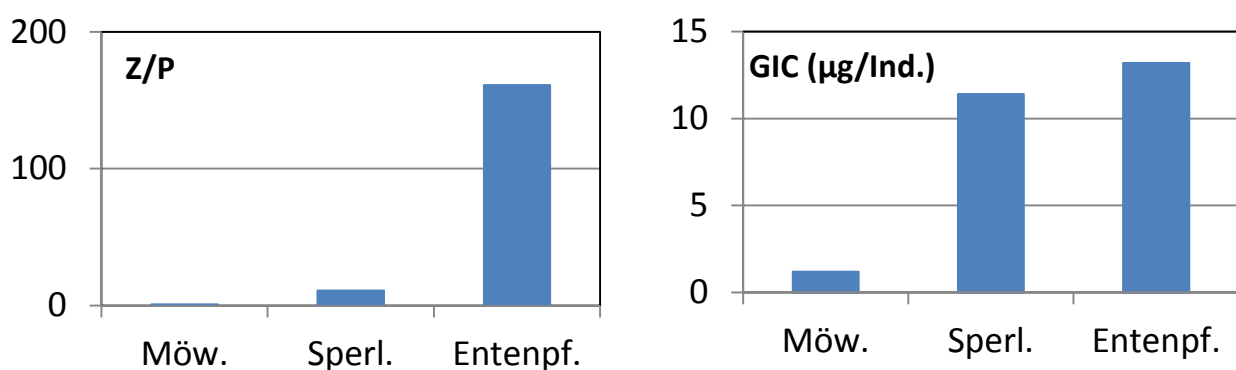


Abb. 36: Zooplankton-Vergleich der drei Gewässer für die zwei Parameter **Z/P** (=Zooplankton-/Phytoplanktonbiomasse) und **GIC** (Größenindex Cladoceren). Z/P: Für jeden See jeweils der Median von 7 Proben. GIC: Für jeden See jeweils das arithmetische Mittel von 7 Proben.

Abb. 37 zeigt für die drei untersuchten Kleinseen, dass bei Anwesenheit von großwüchsigen Daphnien (im Mittel $\gg 1$ mm Größe) keine hohen Chl.a-Gehalte, d.h. Phytoplankton-Biomassen, aufgebaut werden.

Eigene Abschätzungen anhand von Literaturangaben ergeben jedoch, dass die produzierte Phytoplankton-Biomasse bei weitem nicht ausreicht, um das enorme Wachstum der Krebse, vor allem der Wasserflöhe (Daphnien) zu erklären. Danach beträgt der Umsatz des Zooplanktons von März bis September im Sperlingsee etwa 300 kg Trockenmasse (TM), im Entenpfuhl etwa 700 kg TM. Die dafür nötige zu fressende Biomasse des Zooplanktons kann nur von Bakterien stammen, vermutlich zum überwiegenden Anteil durch den Laubabbau. Dies ist nach eigenen Abschätzungen ein hoher Anteil des jährlichen Laubeintrags in beide Gewässer und eine mögliche Erklärung dafür, dass sich bei alljährlich erhöhtem Laubanfall kaum organisch geprägte Sedimente im Sperlingsee und Entenpfuhl angehäuft haben. Die Sedimentmächtigkeit ist im Mittel in beiden Seen etwa 10mal geringer als im Möwensee.

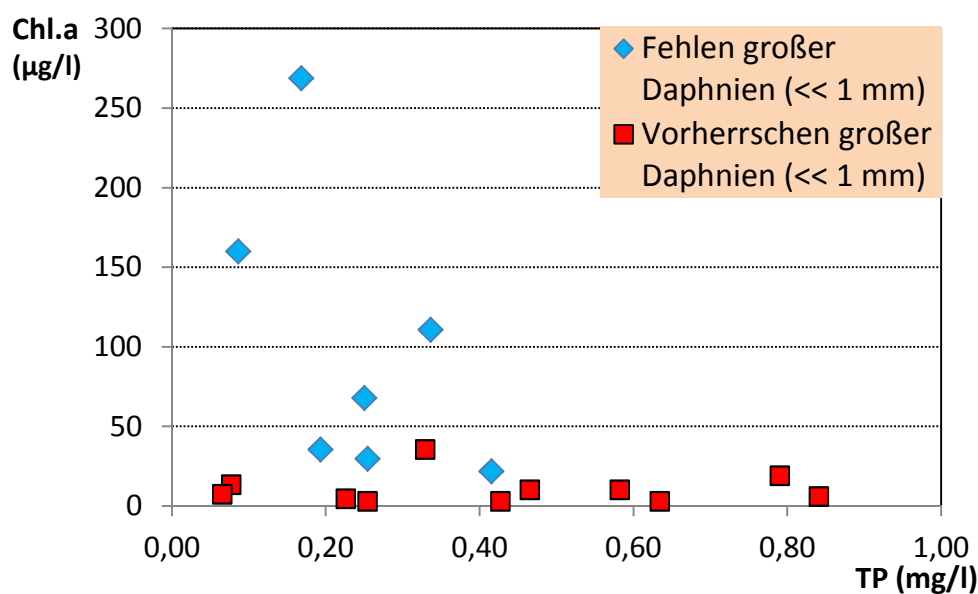


Abb. 37: Beziehung Chl.a zum Gesamtphosphor (TP) in den drei Rehberge-Gewässern (Einzelwerte 2016), jeweils wenn großwüchsige Daphnien fehlen oder vorhanden sind (n =21).

4.6 Fische im Möwensee

4.6.1 E-Befischung im Möwensee 2016

Am 20.4. 2016 fand durch das Fischereiamt Berlin eine Elektrobefischung im Möwensee statt. Die E-Befischung wurde vom Boot aus mit einem generatorbetriebenen Elektrofischereigerät EFKO 7000 entlang der gesamten Uferlinie in einem Zeitraum von ca. 2 Stunden durchgeführt, wobei mehrfach Fische entnommen wurden.

Die Befischung ergab ein häufiges Vorkommen des Giebels. Daneben wurde der Hecht, Barsch und die Rotfeder regelmäßig gefangen. Selten wurden die Karausche und der Schlammpeitzger gefunden (Tab. 10).

Eine Befischung des Sperlingsees und Entenpfuhls wurde nicht durchgeführt, weil davon ausgegangen wurde, dass beide Gewässer fischlos sind. Dies kann indirekt durch die eigenen Zooplanktonuntersuchungen 2016 bestätigt werden (s.o. Kap. 5.6).

Tab. 10: Ergebnisse der Elektrobefischung des Möwensees am 20.04.2106 durch das Fischereiamt Berlin.

Fischart	Häufigkeit
Giebel	häufig
Hecht	regelmäßig
Barsch	regelmäßig
Rotfeder	regelmäßig
Karausche	selten
Schlammpeitzger	selten

Der aus Ostasien stammende **Giebel**, von der Form her karpfenähnlich, ist mit etwa 20 cm ein relativ kleiner Fisch, der vor allem Zooplankton frisst. Sein Konkurrenzvorteil ist z.B., dass er sich durch unbefruchtete Eier fortpflanzen kann und bezüglich des Nahrungsspektrums und Sauerstoff anspruchslos ist. Ein Nachteil des Giebels ist sein auffälliges Aussehen. Die Farbe des Körpers ist silbrig, weswegen man ihn auch „Silberkarausche“ aufgrund der engen Verwandtschaft zur Karausche nennt. Durch diese auffällige Farbe wird der Giebel, der als Stammform des Goldfisches gilt, von Raubfischen gut erkannt und könnte bei einer ausreichend hohen Raubfischdichte effizient dezimiert werden.

Der Schlammpeitzger wurde bei der E-Befischung gesichtet, wenn auch selten. Dieser Fisch wird als FFH-Art geführt und auf der Roten Liste Berlins und der BRD als stark gefährdet (2) eingestuft¹².

Bei der E-Befischung im April 2016 wurden gleichzeitig insgesamt 63 kg Fische entnommen, überwiegend Giebel, da ihre Dichte im Möwensee sehr hoch war. Die Giebel waren gut genährt und relativ groß, was bedeutet, dass zu wenige Raubfische im See waren; vor allem große Raubfische fehlten (pers. Mitt. Jan Grzegorzewski, Fischereiamt Berlin).

Die starke Dominanz des zooplanktonfressenden Giebels im Möwensee wird durch die eigenen Untersuchungen zum Zooplankton 2016 bestätigt. Die Körpergröße der Cladoceren im Möwensee war sehr klein (um den Faktor 10 kleiner als im Sperlingsee und Entenpfuhl; s.o. Kap. 5.6).

4.6.2 Hechteinsatz im Möwensee 2016 und 2017

Aufgrund der Daten der E-Befischung wurde auf Vorschlag vom Fischereiamt Berlin (Herr Puchmüller, Herr Grzegorzewski) im Frühjahr 2016 und 2017 am 8. März 2017 im Möwensee eine Besatzmaßnahme durchgeführt. Im April 2016 wurden etwa 10 – 15 Hechte der Größe 50 –

¹² Fische in Berlin. Bilanz der Artenvielfalt (SEN STADT UM 2013).

60 cm und aktuell am 8.3. 2017 genau 25 Hechte, jeweils 60 – 80 cm Größe, eingesetzt (Abb. 38).



Abb. 38:
Hechteinsatz im
Möwensee am 8.3.2017
(Foto J. Grzegorzewski,
Fischereiamt Berlin)

Ziel ist eine deutliche Dezimierung von zooplanktonfressenden Fischen, vor allem des Giebel, so dass das Zooplankton einen stärkeren Fraßdruck auf das Phytoplankton als bislang ausüben kann, mit der Folge von höheren Sichttiefen im Möwensee. Höhere Sichttiefen führen dazu, dass Aufwuchsalgen, möglicherweise auch Unterwasserpflanzen, einen größeren Anteil am Stoffumsatz im Möwensee haben und mittelfristig die Verschlammung langsamer fortschreitet.

4.7 Struktur und Vegetation von Ufer und Umfeld

Die drei Gewässer im Volkspark Rehberge sind geprägt durch ihre Lage in einer schmalen eiszeitlichen Schmelzwasserrinne mit steilen Baum-bestandenen Ufern. Trotz dieser Ähnlichkeiten weisen aber alle drei Gewässer nicht nur hinsichtlich der Wasserchemie sondern auch hinsichtlich der Ufer ihren eigenen Charakter auf. Die einzelnen Abschnitte der Kartierung mit einer Beschreibung der drei Zonen „Wasservegetation“, „Ufervegetation“ und „Umfeld“ sind in Kap. 8.8 Anhang beschrieben, die Abschnittsnummern sind in Abb. 39 aufgeführt. Im Folgenden wird ein Überblick über die Struktur von Wasser- und Ufervegetation sowie des Umfelds gegeben.

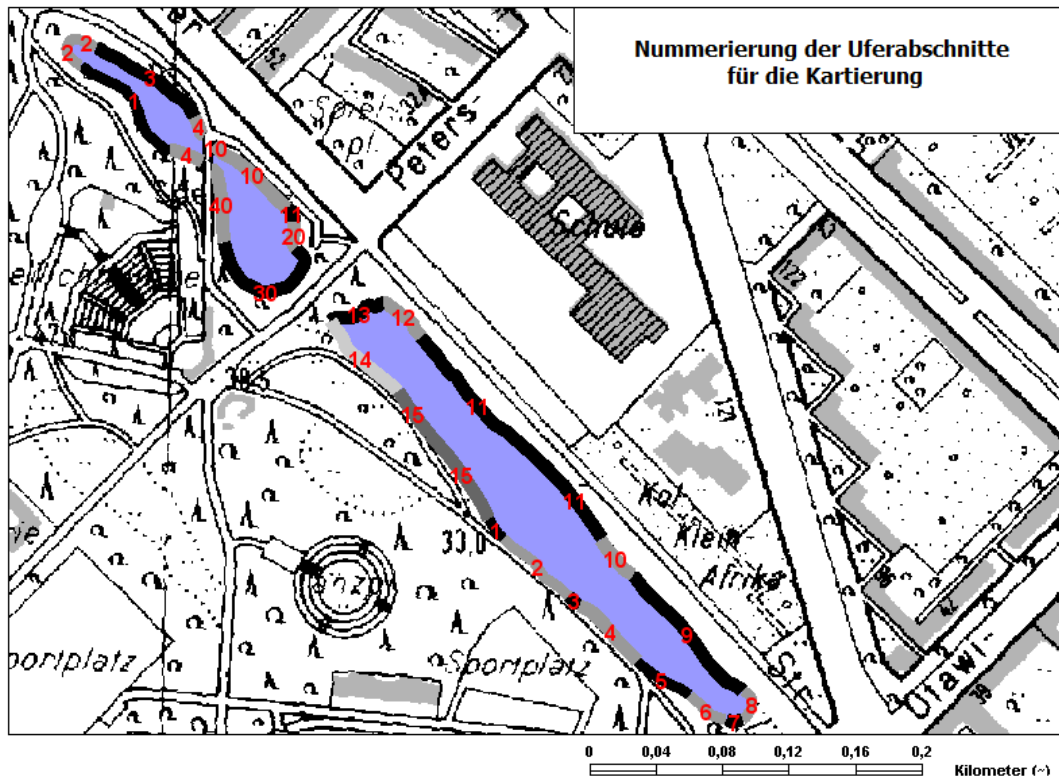


Abb. 39: Lage der Abschnitte für die Uferkartierung

4.7.1 Wasser- und Ufervegetation

Möwensee

Die Unterscheidung zwischen Wasservegetation (unterhalb der Wasserlinie) und Ufervegetation (oberhalb der Wasserlinie) erwies sich besonders am Möwensee als schwierig, weil in einigen Bereichen das schmale Röhricht direkt an der Wasserlinie siedelte. Bei der Kartierung im August war es dadurch oberhalb der Wasserlinie, bei der Nachkartierung im September lag die Bestandsgrenze z.T. 0,4 m tief im Wasser.

Im Möwensee ist höhere Wasservegetation nur sehr spärlich vorhanden (Abb. 40). Unterwasserpflanzen (Submerse Vegetation) kommen aufgrund der geringen Sichttiefen gar nicht vor.

Aber auch emerse Wasservegetation ist an den meist steilen und oft auch noch stark beschatteten Ufern nur an wenigen Stellen vorhanden. Lediglich am mittleren Nordostufer (Abschnitt 10, Abb. 39) gibt es einen mit etwa 30m Länge und einer maximalen Breite von etwa 8 m etwas ausgedehnteren Bestand von echtem Wasserröhricht, der von Schilf, *Phragmites australis*, dominiert wird und an den Rändern von Kalmus (*Acorus calamus*) sowie der nach Bundesartenschutz besonders geschützten Sumpf-Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) begleitet wird (Abb. 41). Dieser Bestand dringt bis zu einer für ein hocheutrophes Gewässer wie den Möwensee beachtlichen Wassertiefe von 0,9 m vor (Wasserstand am 06.09.2016) und wirkte dicht und vital. Einen weiteren, sehr viel schmaleren aber ebenfalls vital wirkenden Bestand (ca. 3 bis 5 m) gibt es am nördlichen Ostufer (Abschnitt 12). Dieser Bestand wächst nur bis zu einer Wassertiefe von etwa 0,60 m vor. Der Bestand setzt sich überwiegend aus Schilf zusammen, dass am Südrand von Seggen (*Carex acutiformis*), Kalmus und breitblättrigem Rohrkolben (*Typha latifolia*) begleitet wird.

Entlang dem Westufer treten immer wieder sehr kleine Bestände von Iris, Seggen und Kalmus auf, die eine Ausdehnung von etwa 1 m² kaum überschreiten. Die Bestände liegen in der Wasserwechselzone und dringen daher kaum in den See vor. Das Ufer ist hier nur auf einem etwa 2 - 4 m breiten Streifen flach und fällt wasserseitig dann steil ab. In allen anderen Bereichen sind die Ufer vermutlich zu steil und (teilweise auch durch überhängende Büsche, Abb. 43) zu stark beschattet für die Etablierung von Wasserröhrichten (zur Ufersteilheit und Einschätzung der Beschattung s. Abb. 62 und Abb. 63, Anhang).

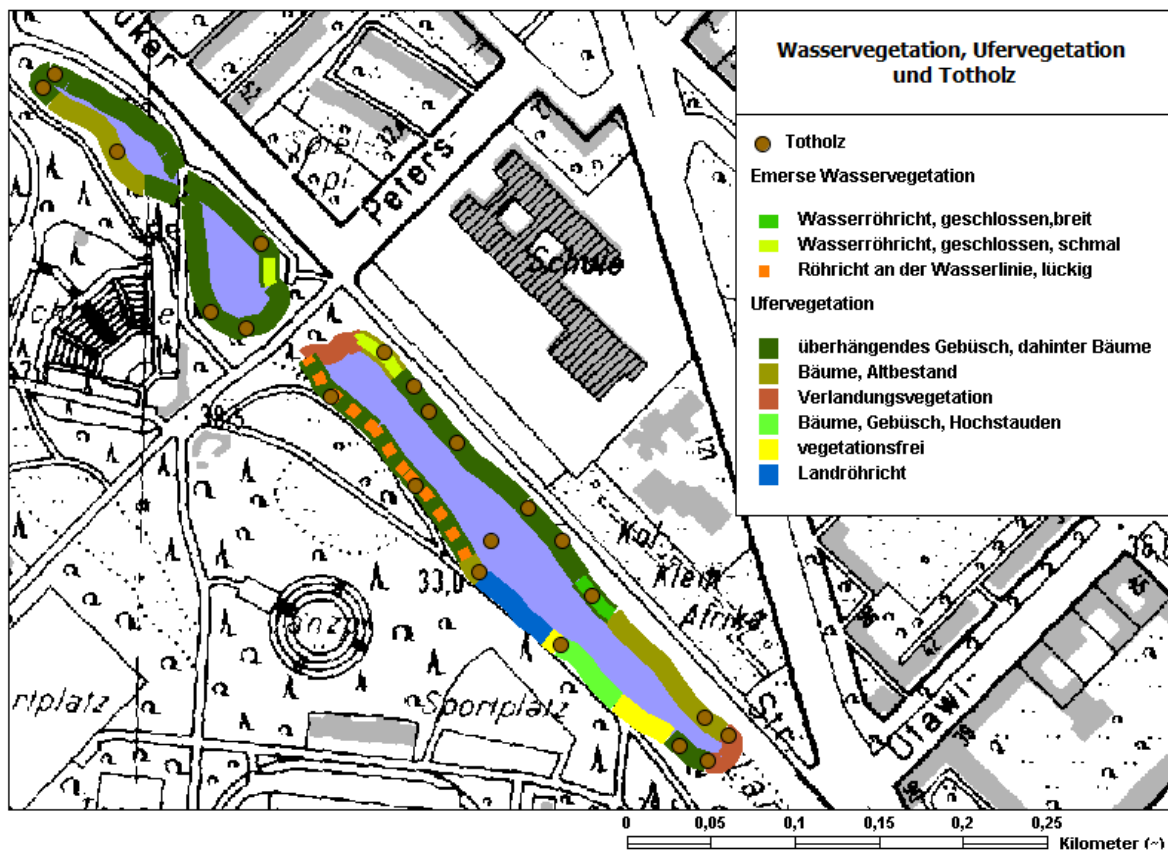


Abb. 40: Wasservegetation und Ufervegetation sowie Totholz an den drei Gewässern



Abb. 41: Möwensee, Blick nach Norden, hinten links überflutete Insel mit toter Weide, vorne rechts der größere Schilfbestand in Abschnitt 10, Juli 2016



Abb. 42: Möwensee, Abschnitt 8, Südspitze; Verlandungsvegetation, angetriebenes Totholz, August 2016



Abb. 43: Möwensee, Blick auf Abschnitt 11 mit steilen Ufern und typischen übers Wasser hängenden Weidenbüschen, Mai 2016



Abb. 44: Möwensee, Abschnitt 15, sehr schmaler aber dicht bewachsener Uferstreifen zwischen Zaun und See, Totholz, August 2016

Die „Uferzone“ besteht in den steilen Bereichen des Nordostufers aus überhängenden Büschen (Weiden, Hartriegel), teils mit wenigen bultig wachsenden Seggen (*Carex riparia*). Am Südwestufer begrenzt der dicht am Ufer verlaufende Weg mit Zaun die Uferzone. Hier wachsen überwiegend jüngere Bäume (Erlen, Weiden, Buchen), vor allem im nördlichen Bereich gibt es einen dichten Unterwuchs von u.a. Brennnessel, Hopfen und Brombeeren. An den beiden Spitzen des Sees gibt es verschlammte Verlandungszonen, die die meiste Zeit des Jahres oberhalb der Wasserlinie liegen und daher zur (landseitigen) Uferzone gerechnet wurden. Hier wachsen u.a. Indisches Springkraut, Wasser-Minze, Sumpf-Ziest, Wolfstrapp und Sumpf-Schwertlilie. Insbesondere an der Südspitze hat sich viel Totholz angesammelt (Abb. 42).

Erosion ist an vielen Stellen der sehr steilufrigen Hänge aller drei Seen zu beobachten. Am Möwensee wird dies besonders deutlich: 13 in den See gestürzte Bäume wurden hier im Spätsommer 2016 kartiert (s. Abb. 40). Darüber hinaus gab es einen aufrecht stehenden toten Baum sowie die (nahezu) abgestorbenen alten Weiden der überfluteten kleinen Insel in der Mitte des Sees. Näheres zur Erosion s. Kap. 4.7.3. Die in den See gestürzten Bäume mögen zwar nicht unbedingt dem Bild eines gepflegten Parks entsprechen, sie entsprechen aber (zumindest

teilweise) der Natur dieses Gewässer und erhöhen die Strukturvielfalt und damit auch die Nischen- und Artenvielfalt des Gewässerufers.

Sperlingsee

Der Sperlingsee weist eine Besonderheit auf: Etwa das südliche Drittel des Seebodens ist mit einer Unterwasserpflanze, der Armleuchteralge *Nitella mucronata* (Stachelspitzige Glanzleuchteralge, Abb. 46)¹³, bedeckt, die bis zu einer Wassertiefe von etwa 1,4 m vorkommt (Wasserstand vom 06.09.2016, Abb. 47). Diese Characeenart ist spezialisiert auf Sedimente mit einer Auflage aus wenig zersetzter organischer Substanz und ist daher u.a. für durch Falllaub geprägte Waldtümpel typisch. Die Art ist laut Roter Liste Berlin (KUSBER et al. 2005) in die Gefährdungsstufe 2 (stark gefährdet) eingestuft. Wie die meisten Characeen kann *Nitella* durch Photosynthese sehr effektiv Calcium aus dem Wasser entfernen (biogene Entkalkung). Die sehr kalkhaltigen Sedimente (Kap. 4.3.2) könnten daher ein Hinweis sein, dass diese Art schon länger im Sperlingsee siedelt. Der nördliche Seeteil ist dagegen durch die hier schmalere Seefläche und die überhängenden Uferbüsche vermutlich zu schattig für eine weitere Ausbreitung dieser Armleuchteralge.

Trotz seiner augenscheinlichen Vitalität konnte der Bestand allerdings nicht genügend Sauerstoff produzieren, um die beim Laubabbau verbrauchten Mengen zu kompensieren. Der Sauerstoffsättigungsindex (SSI) lag an allen Messtagen unter 60 %, ab Juni sogar dauerhaft unter 20 %, wobei er nachts, wenn die Pflanzen keine Photosynthese betreiben, vermutlich noch deutlich geringer war. Durch diese massiven Sauerstoffdefizite können Fische im Sperlingsee nicht überleben. Dieser zunächst negativ erscheinende Umstand erweist sich für die submersen Makrophyten als positiv: Fische könnten nicht nur die Makrophyten direkt (durch Fraß und Wühlen) schädigen sondern auch indirekt, indem sie die effektiven großen Filtrierer des Zooplanktons wegfressen und damit Phytoplankton-Trübe fördern und damit zu verringerten Sichttiefen führen (s. Kap. 4.5.2).

Emerse Wasservegetation gibt es im Sperlingsee nur an einer Stelle am südlichen Ostufer (Abb. 45). Hier wächst ein etwa 15 m langer 2 bis 3 m breiter Röhrichstreifen (dominant: Schilf, begleitet von Kalmus) bis zu einer Wassertiefe von etwa 30 bis 40 cm (Wasserstand vom 06.09.2016). Weite Uferbereiche des Sperlingsees sind stark beschattet. Außer den hohen Bäumen tragen auch die überhängenden Büsche von Weiden und Kornelkirsche dazu bei.

¹³ für die Nachbestimmung der Art danken wir Dipl. Biol. Jochen Stuhr, Büro BiA (Biologen im Arbeitsverbund)



Abb. 45: Sperlingsee von Norden aus, im Hintergrund links mit dem Schilfbestand. Oktober 2016



Abb. 46: Sperlingsee, *Nitella mucronata* auf der Beprobungsharke, Juni 2016

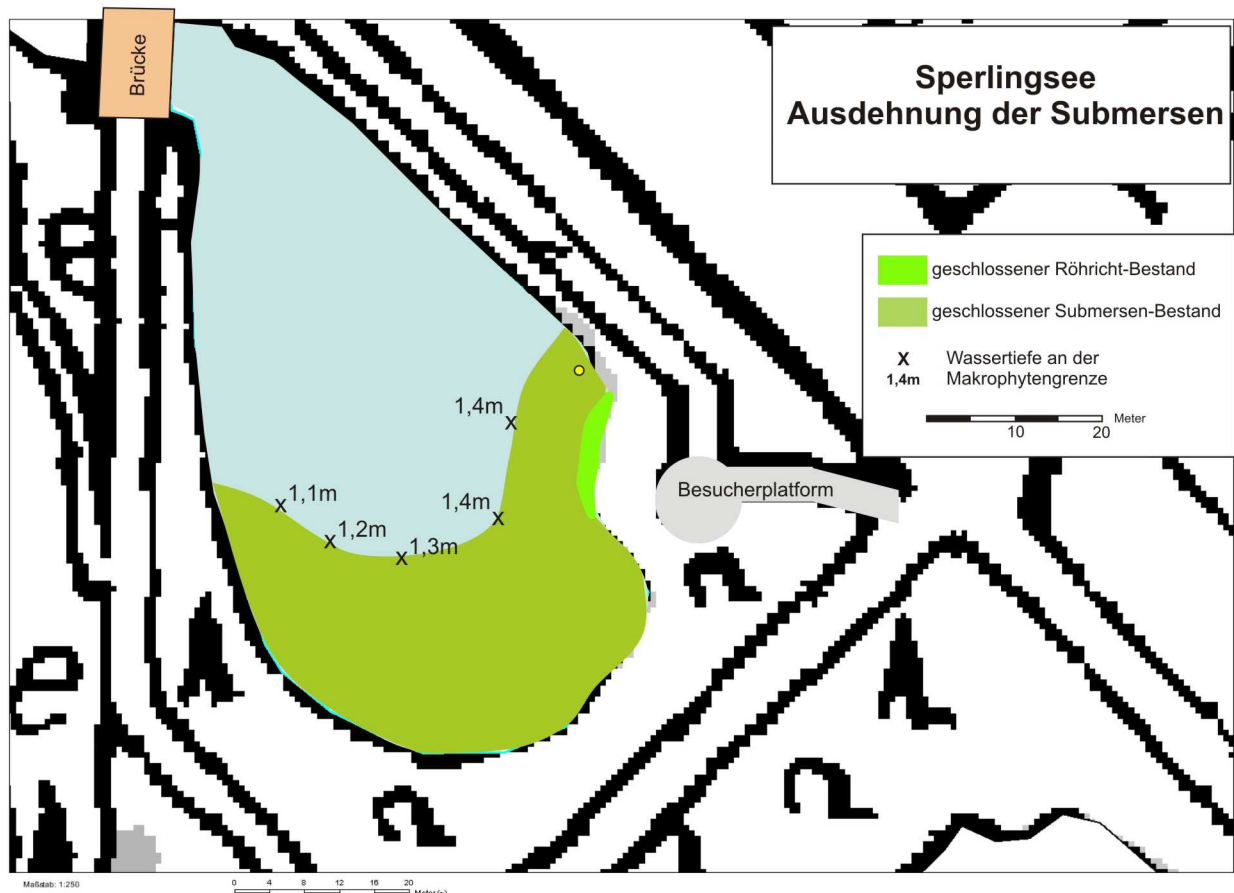


Abb. 47: Ausdehnung der submersen Wasservegetation (*Nitella mucronata*) mit unterer Makrophytengrenze im Sperlingsee

Entenpfuhl

Im Entenpfuhl gibt es gar keine Wasservegetation (Abb. 48). Lediglich im Frühjahr, vor dem Blattaustrieb, wurde vorübergehend im südlichen Bereich eine Wasserlinsendecke beobachtet. Während der Vegetationsperiode, wenn die umgebenden Bäume belaubt sind, ist der Entenpfuhl

fast ganztägig beschattet. Insgesamt bietet dieses Gewässer zum einen durch die starke Beschattung zum anderen durch die wegen der intensiven Abbauprozesse extremen Verhältnisse (s. Kap. 4.2) keine Voraussetzungen für eine Ansiedlung von Wasserpflanzen. Dieser Zustand entspricht jedoch der natürlichen Entwicklung eines Waldtümpels, dessen Schicksal ohne Eingriffe von außen stets eine je nach Größe mehr oder weniger rasche Verlandung ist.

Die Ufervegetation besteht am Nordostufer des Entenpfuhls aus überhängendem Gebüsch, am Südwestufer fehlt dies und besteht hier wie das Umfeld aus einem Buchen-Altbestand mit meist nur wenig Unterwuchs (Abb. 49).

In der Nähe der Brücke am Süden ist der Entenpfuhl so stark verschlammmt, dass der Wasserkörper ab etwa Juli von dem des Sperlingsees getrennt war. Mit absinkendem Wasserspiegel wurden weitere Schlammflächen freigelegt, die sicher zumindest zum Teil auf die Einleitung der Wegeentwässerung an der Brücke zurückzuführen sind.

In der ebenfalls stark verschlammten Nordspitze ragt viel Totholz (Äste, tote Bäume) aus dem Schlamm.



Abb. 48: Entenpfuhl von der Brücke aus im September 2016, rechts der Einlass für die Wegeentwässerung



Abb. 49: Entenpfuhl vom Höhenweg am steilen Westufer aus Richtung Brücke zur Zeit der „Schwefelbakterienblüte“ (Oktober 2016)

4.7.2 Erholungsnutzung

Möwensee

Den Schwerpunkt der Erholungsnutzung an den drei Gewässern bildet das Westufer des Möwensees. Hier verläuft der Wanderweg fast direkt am Ufer, die Entfernung zwischen Weg und Ufer liegt hier zwischen 2 und 10 m. Im südlichen Westuferbereich ist der Weg von einer Bankreihe gesäumt.

Wie alle Ufer der drei Seen ist auch dieser Bereich durch einen Zaun abgetrennt, der allerdings hier nicht sehr hoch ist. Dementsprechend wird er von vielen Besuchern nicht respektiert. Insbesondere an den bereits vegetationsärmeren oder –freien Stellen im südlichen Bereich überspringen oder –steigen Hunde und ihre Besitzer den Zaun und nutzen die Ufer als Hundebadestelle. Hiervon sind insbesondere zwei Abschnitte betroffen: am mittleren Westufer, etwa dort wo sich

der Wanderweg gabelt (Abschnitt 1, Abb. 39), gibt es eine locker mit Erlen und Weiden bestandene Fläche. Der Boden des Abschnitts ist völlig vegetationsfrei, durch Buddeln der Hunde sind Löcher entstanden. An der Wasserlinie gibt es eine etwa 20 - 30 cm hohe Erosionskante mit freigespülten Wurzeln.

Ein weiterer stark genutzter Abschnitt ist Abschnitt 5, Abb. 39. Hier liegt zwischen Zaun und Ufer ein etwa 2 m breiter, bis auf wenige Brennnesseln völlig vegetationsloser Streifen, der anscheinend künstlich aufgeschüttet wurde. In der Mitte ragt ein alter Hydrantenanschluss aus dem Sand (Foto), der das Ausmaß der Erosion erahnen lässt.

Weitere Stellen mit Trampelpfaden, Müll und Fäkalabfall sind am Westufer des Möwensees die beiden Seeenden. Hier weicht der Weg etwas vom Ufer ab. Die Flächen dazwischen sind unter den Bäumen mit Büschen bewachsen, dadurch sind sie unübersichtlicher und bieten Sichtschutz. Aber auch das mit einem wesentlich höheren Zaun geschützte Ostufer bleibt von Vermüllung und Vertritt nicht verschont. Hier wurde ein Lagerplatz mit Trittstellen beobachtet. Abschnitte am Westufer, die trotz der Nähe zum Ufer kaum genutzt werden sind die dicht bewachsenen Abschnitte 15 und 2 (Abb. 39).

Mit Abschnitt 3 gibt es in am Möwensee einen Bereich, der eigentlich für einen freien Zugang der Besucher zum See vorgesehen war. In diesem etwa 8 m langen Bereich ist das Ufer mit Natursteinplatten befestigt, die als Stufen in den See hinein angelegt sind, und links und rechts vom restlichen Ufer abgezaunt sind. Gegenwärtig ist der ganze Bereich wie alle übrigen Uferbereiche durch einen Zaun unzugänglich.

Sperlingsee und Entenpfuhl

Die beiden kleineren Seen werden von Besuchern offensichtlich weniger stark frequentiert, obwohl auch sie von einem Rundweg umgeben sind. Das liegt außer an ihrer Lage in einer abgechiedeneren Ecke des Parks vermutlich auch daran, dass hier nicht so oft freie Blicke auf den See möglich sind wie am Möwensee. Die Bankreihen am Ostufer des Sperlingsees und am Westufer des Entenpfuhls sind (vorübergehend?) abgebaut. Am Südostufer des Sperlingsees gibt es ebenso wie am Nordende des Entenpfuhls jeweils ein kleines gepflastertes Rondell, die wahrscheinlich als Aussichtspunkte angelegt waren. Beide kleinen Plätze werden aber anscheinend kaum genutzt und sind stark zugewachsen.

Auch am Westufer des Entenpfuhls wurde ein „Lagerplatz“ mit Müll und alten Gartenstühlen beobachtet.

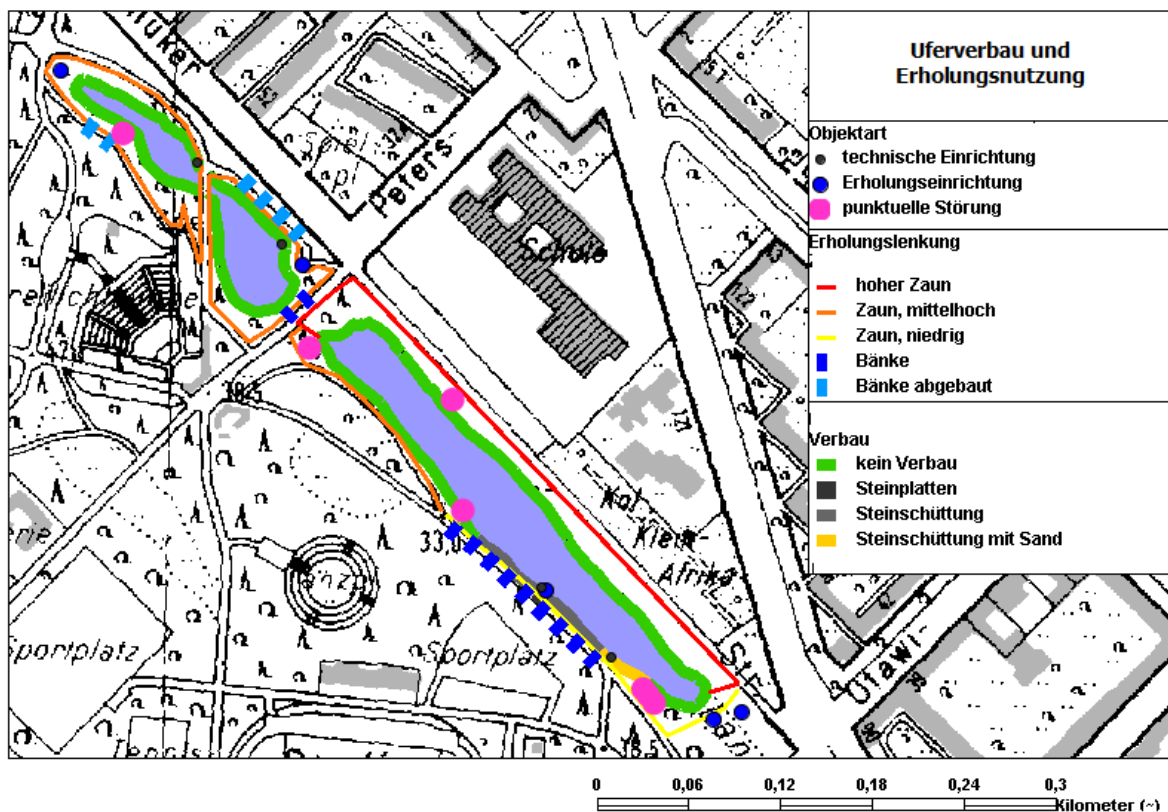


Abb. 50: Uferverbau und Erholungsnutzung

4.7.3 Erosion

Durch die steilen Hänge der Einzugsgebiete und die wegen der steil abfallenden Ufer größtenteils fehlende Wasservegetation sind sowohl das gesamte Gebiet und als auch die Gewässerufer schon von Natur aus stark erosionsgefährdet. Erosionsrinnen an den Hängen, Abbruchkanten und freigespülte Wurzeln an den Ufern sowie eine Vielzahl von in den See gestürzten Bäumen jeglichen Alters zeugen davon.

Durch Besucher, die außerhalb der Wege die Hänge herunterlaufen (insbesondere dort, wo Wege parallel laufen), oder die Ufer zertreten, wird die Situation weiter verschärft. Seitens des Grünflächenamtes wurde bereits versucht, zum einen durch Abzäunen der Ufer mit Zäunen unterschiedlicher Höhe (

Abb. 51), zum anderen durch Errichtung von Totholzbarrieren an den Hängen, am Entenpfuhl auch durch Anlage von Benjeshecken (Abb. 52), eine gewisse Besucherlenkung vorzunehmen, allerdings nur teilweise mit Erfolg.

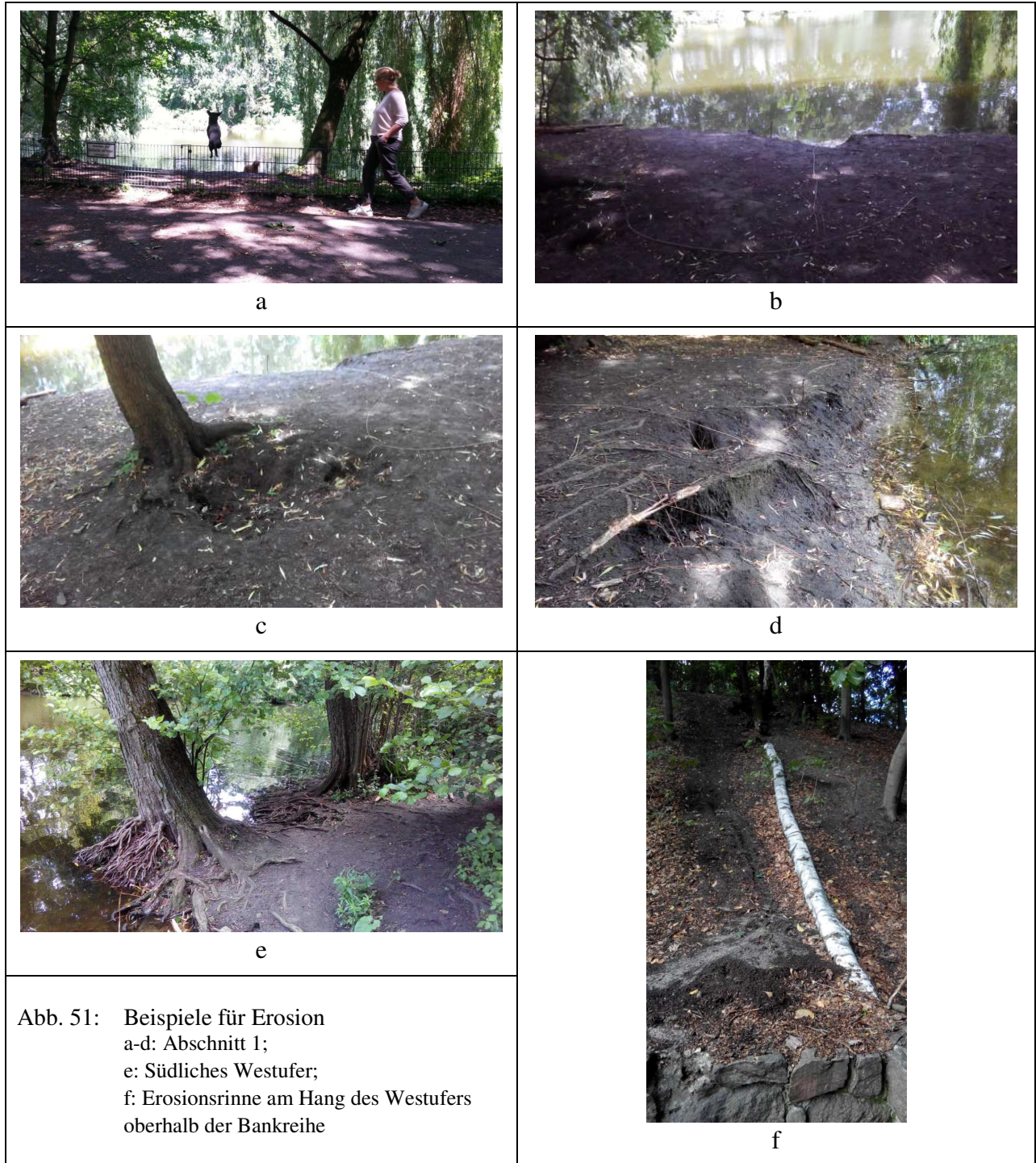




Abb. 52:
Totholzbarrieren und
Benjeshecken als
Erosionsschutz und
Besucherlenkung am
Entenpfuhl

4.7.4 Naturnähe der Ufer an den drei Seen

Die Bewertung der Naturnähe nach Wasserrahmenrichtlinie, die für natürliche Seen mit einer Wasserfläche von mehr als 50 ha entwickelt wurde, ist für diese künstlich geschaffenen kleinen Parkgewässer, deren natürliches Schicksal die Verlandung wäre, schwierig. Die folgende Bewertung ist an die siebenstufige Skala und die Bewertungskriterien der Wasserrahmenrichtlinie angelehnt, wie sie für Berlin angewendet wird (FELL & KERNBACH 2009). Die hier angewandte Bewertung ist stark vereinfacht und an die geringe Größe und die Gegebenheiten des Parks angepasst.

Hauptkriterien sind das Vorhandensein einer standortgerechten Vegetation sowie eine ungestörte Ufermorphologie. Uferbefestigungen werden hinsichtlich ihrer Störwirkung für Tiere und Pflanzen bewertet.

Eine Uferbefestigung gibt es nur am südlichen Westufer des Möwensees (Abschnitt 2 bis 5, Abb. 50). In Abschnitt 2 und 4 sind die Ufer durch eine 45° steile ca. 0,5 m hohe Steinschüttung befestigt, in Abschnitt 5 b sind die Steine mit Sand überschüttet, hier geht es flacher ins Wasser über. Der nur 8 m lange Abschnitt 3 besteht aus der Natursteintreppe zum Wasser.

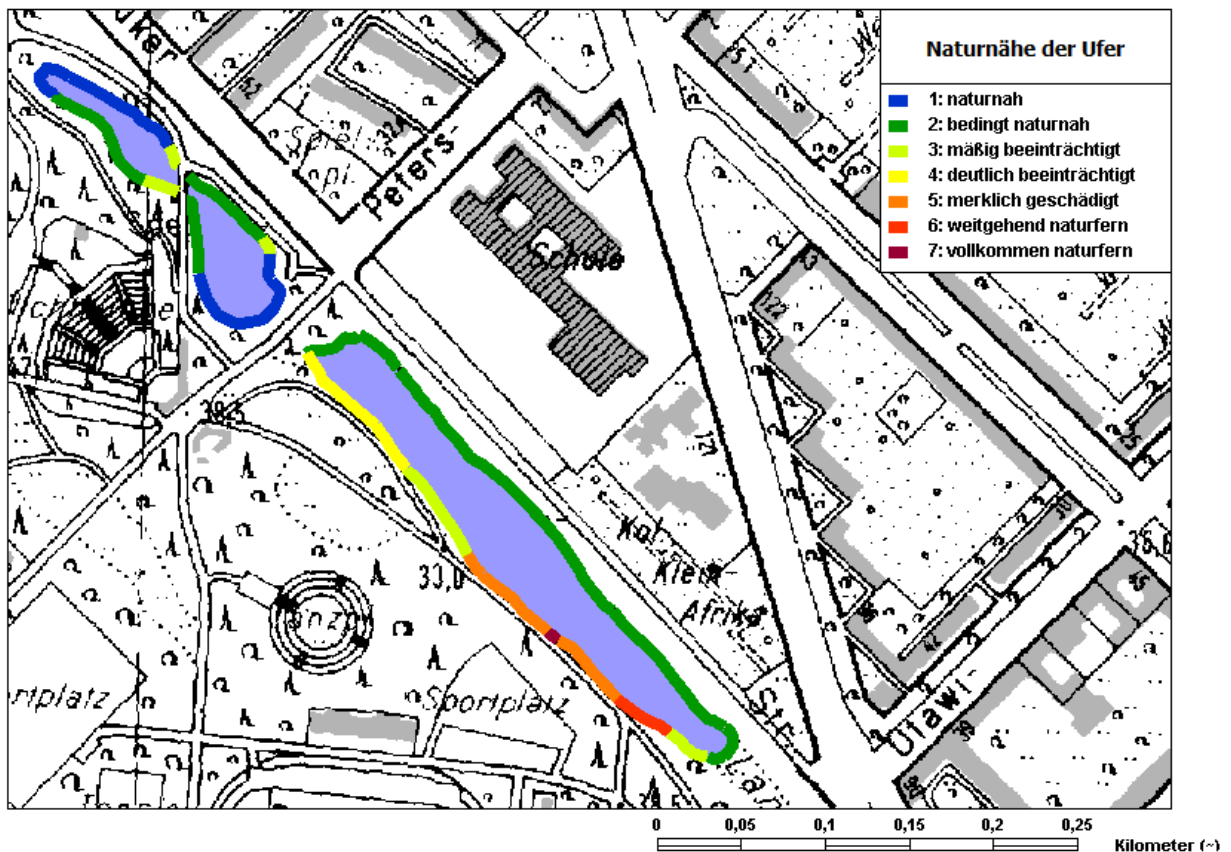


Abb. 53: Einstufung der Naturnähe der Ufer der drei Gewässer im Volkspark Rehberge

Als „naturnah“ (Kategorie 1) wurden Abschnitte am südlichen Sperlingsee (Abb. 53) eingestuft, die standortgerechte Vegetation, teilweise mit Unterwasservegetation, aufwiesen und keine Störungen von Besuchern sowie einen ausreichend breiten Uferstreifen bis zum nächsten Weg hatten. Auch das Ostufer des Entenpfuhls wurde in die optimale Kategorie eingestuft. Der Teich hat durch seine starke Beschattung von Natur aus keine Ufer- oder Unterwasservegetation. Das weniger dicht bewachsene Westufer ist jedoch durch Vermüllung und Vertritt geschädigt und wird deshalb nur mit Kategorie 2 bewertet. Die nördlichen West- und Ostufer des Sperlingsees sind ebenfalls naturnah, der Uferstreifen bis zum nächsten Weg ist jedoch sehr schmal (Kategorie 2).

Das hoch eingezäunte Ostufer des Möwensees ist ebenfalls recht naturnah, das weitgehende Fehlen von Röhricht entspricht der natürlichen Uferstruktur mit steil abfallenden größtenteils stark beschatteten Ufern. Der Bereich ist allerdings an manchen Stellen durch Vertritt beeinträchtigt, Unterwasservegetation fehlt durch die starke Eutrophierung völlig (Kategorie 2). Das Westufer des Möwensees ist im südlichen Bereich mit Steinschüttungen befestigt und besitzt nur eine sehr schmale Uferzone (Kategorie 5), einer der Abschnitte ist sogar völlig vegetationsfrei ein barrierefreier Übergang Land-Wasser ist aber noch gegeben (Kategorie 6). Das nördliche Westufer des Möwensees besitzt ein schmales und lückiges Röhricht, der Uferstreifen ist zwar mit standortgerechten Gehölzen bestanden aber durch den Uferweg sehr schmal (Abb. 44). Am Nordende entfernt sich der Weg zwar etwas vom Ufer, dafür gibt es hier viel Vertritt und Vermüllung.



Möwensee, Abschnitt 2: Uferbefestigung durch Steinschüttung



Möwensee, Abschnitt 5, mit Sand überdeckte Steinschüttung mit freigespültem Hydrantenschacht

Abb. 54: Abschnitte mit Uferbefestigung

Von GRABOWSKI und MOECK (2006) werden die Ufer der drei Rehbergegewässer aufgrund der oft typischen gewässerbegleitenden Gehölze (Weiden, Erlen) als naturnah eingestuft. Dies trifft an Sperlingsee und Entenpfuhl sicher zu, kann am Möwensee aber nur das Nordostufer betreffen. Das etwa 350 m lange Südwestufer besitzt nur einen sehr schmalen Uferstreifen, der durch den Weg eingeschränkt wird, und ist außerdem auf ungefähr 150 m mit Steinschüttung befestigt.

4.7.5 Umfeld und oberirdisches Einzugsgebiet

Für die Charakterisierung des Umfelds wird nach WRRL ein 50 m breiter uferparalleler Streifen einer Vegetationskategorie zugeordnet. Da bei der vorliegenden Arbeit ein wichtiges Ziel der Erfassung des Umfelds darin bestand, den Eintrag von Laub und anderen Stoffen in die Seen abzuschätzen, wurde dafür das gesamte als oberirdisches Einzugsgebiet abgegrenzte Areal betrachtet.

Das Einzugsgebiet des **Möwensees** besteht an den Abschnitte 13, 14 und 15 (nördliches Westufer) nur aus Laubbäumen. Im direkten Uferbereich setzt sich der Bestand aus Erlen, Weiden, Buchen und Birken zusammen, weiter oben gibt es vor allem Buchen mittleren Alters. Am südlichen Westufer sind am Rande des Einzugsgebiets auch Nadelbäume (ca. 20 %) vorhanden. Unterwuchs (Aufwuchs junger Bäume) ist im Einzugsgebiet des Möwensees meist nur spärlich vorhanden. Das sehr steile Ostufer des Möwensees ist überwiegend mit Buchen, im unmittelbaren Uferbereich auch mit Erlen und Weidegebüsch, bestanden. Der Anteil an Nadelgehölzen wird hier auf 10 % geschätzt. Unterwuchs (Jungbäume) ist am Möwensee kaum vorhanden.

Das sehr kleine oberirdische Einzugsgebiet des **Sperlingsees** ist eher uneinheitlich. Im Südwesten besteht es fast ausschließlich aus Laubbäumen (Buchen, Birken, Weiden, Ahorn). Am Ost-

und Westufer ist es, vor allem jenseits des Weges, auch mit Nadelbäumen bestanden (Ostufcr ca. 30 %, Westufer ca. 50 %). Im Gegensatz zum Möwensee gibt es hier viel Aufwuchs von Jungbäumen, überwiegend Bergahorn aber auch junge Buchen. An lichtereren Stellen ist der Boden mit Efeu bewachsen.

Der **Entenpfuhl** ist fast nur von Laubbäumen umgeben, überwiegend Buchen, im unmittelbaren Uferbereich auch Erlen. Nur am Ostrand, parallel zur Windhuker Straße, gibt es eine Reihe Nadelbäume. Am Ostufer gibt es dichten Unterwuchs (Gebüsch und Jungbäume), am Westufer dagegen ist der Unterwuchs lichter.

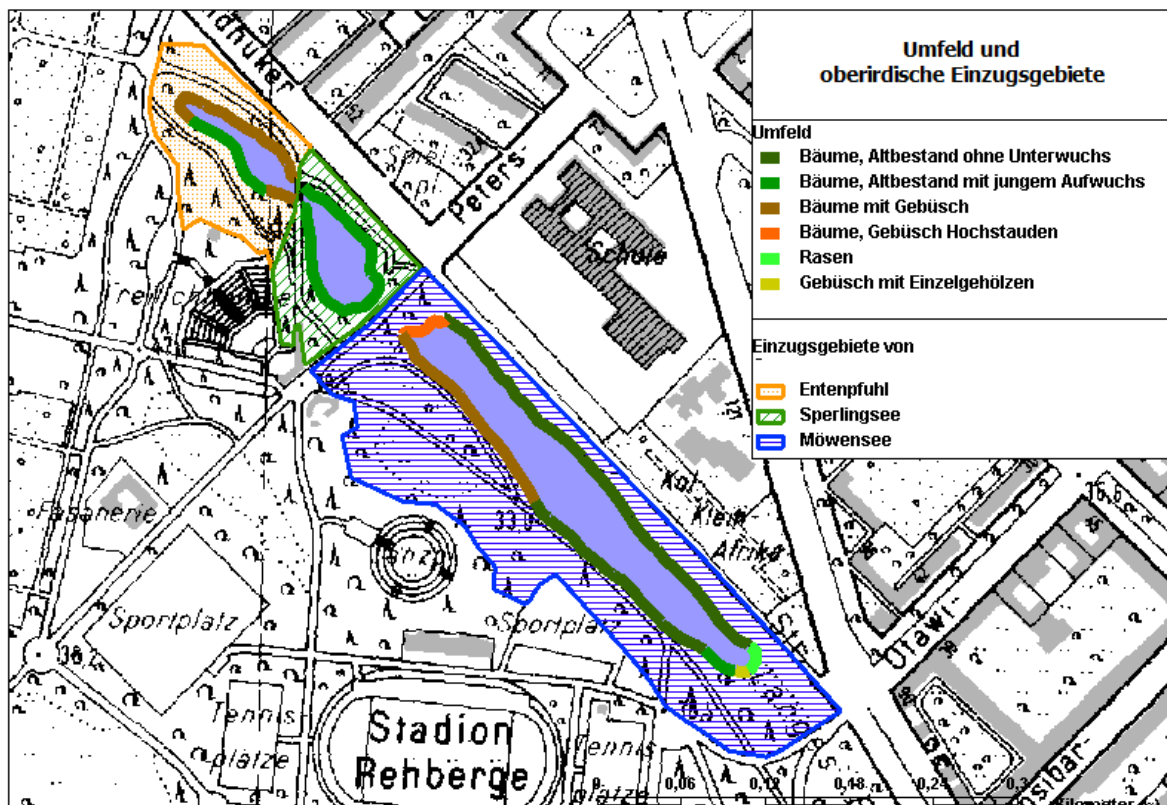


Abb. 55: Oberirdische Einzugsgebiete der drei Gewässer und Vegetationsstruktur im Umfeld (Einzugsgebiete abgegrenzt nach dem digitalen Geländemodell¹⁴)

4.8 Laubeintrag

4.8.1 Abschätzung des Laubeintrags

Für die Abschätzung des Laubeintrags in einen See aus den umliegenden Flächen stehen in der wissenschaftlichen Literatur keine Modelle zur Verfügung. Selbst für die „Lauberträge“ einzelner Bäume oder Baumbestände ist die Literatur recht spärlich, und die Standortunterschiede können erheblich sein. Aus diesem Grund wurde auf eine Differenzierung der unterschiedlichen Einzugsgebiete nach Zusammensetzung und Alter der Baumbestände verzichtet, denn dies würde eine falsche Genauigkeit vortäuschen. Stattdessen mussten eine Anzahl von Annahmen getroffen werden:

¹⁴ Geoportal Berlin ATKIS® DGM - Digitales Geländemodell

- Die Jahresproduktion an Laub kann nur sehr grob abgeschätzt werden. STRASBURGER (1978) gibt für einen mitteleuropäischen Eichen-Buchen-Mischwald eine Jahreslaubproduktion von 4 t Trockensubstanz (TS) pro Hektar an. Für die Buchenwälder am Stechlinsee (SCHULTE-BISPING & BEESE 2010) wird eine mittlere jährliche Streuproduktion (inklusive Rinde, Ästchen, Blüten Früchte) von 6,4 t TS/ha angegeben. Da die Bestände um die drei Seen in den Rehbergen eher lückig sind und einen gewissen Anteil an deutlich weniger Streu produzierenden Nadelbäumen aufweisen, wird für die Rehberge eine jährliche Produktion von 3 t/ha angesetzt.
- Unsicher ist auch, wieviel dieser Produktion tatsächlich in die Gewässer gelangt. Die Einzugsgebiete der drei Gewässer wurden für diese Betrachtung in verschiedene Zonen unterteilt (Abb. 56). Je weiter die jeweilige Fläche vom See entfernt ist und je geringer die Neigung, desto weniger Laub landet von ihr im See. Für die steilen Hänge der eiszeitlichen Rinne, die meist bis zum Uferweg reichen, wird davon ausgegangen, dass durchschnittlich 75 % der hier jährlich produzierten Streu in den See gelangt. Die Westufer haben zwar die Hauptwindrichtung auf ihrer Seite, sind aber etwas flacher und durch Wege geteilt. Hier wird davon ausgegangen, dass durchschnittlich 30 % der jährlichen Laubproduktion in die Seen gelangt. Für die weiter entfernten Flächen westlich und südlich des Möwensees wird ein Anteil von 15 % der jährlichen Laubproduktion angenommen.
- Neben der Belastung des Sauerstoffhaushalts und der Verschlammung trägt der Laubeintrag auch zur Nährstoffanreicherung bei. In den bisherigen Kalkulationen ist bereits eine recht große Unsicherheit enthalten. Trotzdem soll versucht werden, anhand von Literaturwerten zum P- und N-Gehalt von Falllaub eine Größenordnung für den Eintrag von Phosphor und Stickstoff in die Seen abzuschätzen. Die in der Literatur angegebenen Werte sind sehr unterschiedlich und hängen u. a. von Alter, Artenzusammensetzung und Wachstumsbedingungen der Baumbestände ab. Für diese Abschätzung wurden die Ergebnisse von CASPER (1987), die für die Buchenwälder am Stechlinsee erhalten wurden, zugrunde gelegt: Phosphorgehalt: 0,038 mg P/g Trockensubstanz, Stickstoffgehalt: 1,5 mg N/ g TS.

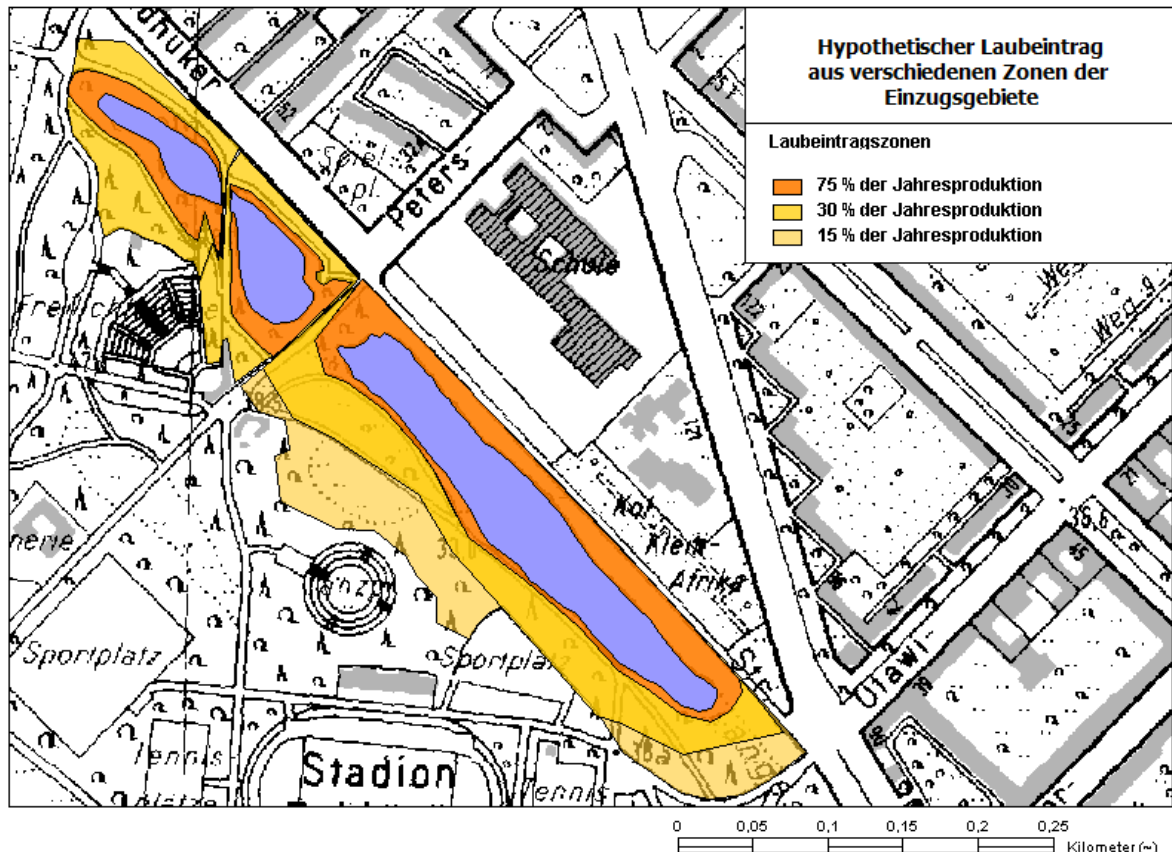


Abb. 56: Hypothetischer Laubeintrag aus verschiedenen Zonen der Einzugsgebiete

Mit diesen Annahmen gelangt man zu einem Laubeintrag von jährlich 1,2 t Trockensubstanz in den Entenpfuhl, 0,8 t in den Sperlingsee und 3,6 t in den Möwensee (Tab. 11). Die *relative* Fracht liegt für Sperlingsee und Möwensee in einer ähnlichen Größenordnung (0,31 und 0,29 kg TS/m² Seefläche jährlich), während die des Entenpfuhls etwa doppelt so hoch liegt (0,63 kg TS/m² Seefläche). Bezieht man den Eintrag auf das Seevolumen, wird die Differenz noch größer.

Legt man die o.g. P- und N-Gehalte von Falllaub zugrunde, so kommt man für den Entenpfuhl auf einen jährlichen Eintrag von 0,240 g P und 9,5 g N/m² Seefläche über diesen Pfad. Beim Sperlingsee beträgt der Eintrag 0,11 g P und 4,3 g N/m² Seefläche, beim Möwensee liegt er mit 0,117 g P und 4,6 g N/m² Seefläche wieder in einer ähnlichen Größenordnung. Ohne weitere Umsatzprozesse wie Festlegung oder Freisetzung aus dem Sediment oder Denitrifikation würde dies zu einer Konzentrationserhöhung von jährlich über 0,7 mg P/l und 28 mg N/l im Entenpfuhl führen!

Die jährliche Sauerstoffmenge, die für einen vollständigen aeroben Abbau dieser Menge an Laub benötigt würde, wäre bei einem für Zellulose angenommenen Respiratorischen Quotienten von 1 und einem Kohlenstoffgehalt der abgestorbenen Blätter von 45 % vom Trockengewicht (STRASBURGER 1978) für den Möwensee 4,3 t/a, für den Sperlingsee knapp 1 t und für den Entenpfuhl 1,5 t/a. Weder im Sperlingsee noch im Entenpfuhl steht diese Menge an Sauerstoff zur Verfügung, bzw. kann diese Menge aus der Luft nachgeliefert werden.

Vermutlich wird in allen drei Gewässern Nitrat, das sich in der kühleren Jahreszeit wegen der verminderten Abbauprozesse bilden kann, als Sauerstofflieferant benutzt. Der bei der Denitrifi-

kation entstehende elementare Stickstoff (N_2) entweicht als Gas und geht dem System damit verloren. Dieser Verlust ist in den beiden Gewässern, in denen es Sauerstoff-liefernde Primärproduzenten gibt (Möwensee: Plankton, Sperlingsee: submerse Makrophyten), besonders hoch. Im Entenpfuhl dagegen reichert sich im Sommer und Herbst Ammonium an, da es wegen fehlendem Sauerstoff im Wasserkörper nicht zu Nitrat umgebaut werden kann. Für den Abbau der organischen Substanz muss das hier reichlich vorhandene Sulfat den Sauerstoff liefern, und es entsteht Schwefelwasserstoff. Über den Winter hin bei findet bei höheren Sauerstoffgehalten vermutlich wieder Nitrifikation/Denitrifikation statt, denn im Frühjahr waren die Stickstoffkonzentrationen auch im Entenpfuhl stark gesunken.

Tab. 11: Abschätzung des jährlichen Laubeintrags sowie jährlicher Eintrag von Phosphor und Stickstoff und des theoretisch notwendigen Sauerstoffs für den Abbau dieser Menge an Laub sowie zum Vergleich Höhe der atmosphärischen Deposition nach MONERIS (VENOR et al. 2009). Laubeintrag in t Trockensubstanz (TS) / See bzw. t TS/m² Seefläche; Phosphor (P) und Stickstoff (N) in g/m² Seefläche; theoretischer Sauerstoff-Bedarf in t O₂

	Laubeintrag				Sauerstoff-Bedarf t O ₂	Atmosphärische Deposition	
	t TS	kg TS/m ²	P g/m ²	N g/m ²		P g/m ²	N g/m ²
jährlich:							
Möwensee	3,6	0,31	0,117	4,6	4,3	0,037	1
Sperlingsee	0,81	0,29	0,110	4,3	0,98	0,037	1
Entenpfuhl	1,2	0,63	0,240	9,5	1,5	0,037	1

Der auf diese Weise abgeschätzte Laubeintrag ist vermutlich eher eine konservative Schätzung, da andere Biomasse wie Laub, Äste, Rinde, Knospen und Blüten sowie Teile des Waldbodens, die bei Starkregen vermutlich zusätzlich eingespült werden, noch nicht eingerechnet sind.

In Tab. 11 ist dem Nährstoffeintrag durch Laub der (theoretische) Eintrag durch atmosphärische Deposition gegenüber gestellt. Im Sperlingsee und Möwensee hat die atmosphärische Deposition einen vergleichsweise hohen Anteil an der gesamten Flächenbelastung (etwa ein Viertel beim Phosphor, ein knappes Fünftel beim Stickstoff), beim Entenpfuhl tritt sie gegenüber dem Laubeintrag in den Hintergrund (13% des Phosphor- und knapp 10% des Stickstoffeintrags).

Bemerkenswert ist auch die hohe Calciumzufuhr, die durch eingetragenes Laub insbesondere im Herbst stattfinden kann: Aus der Buchenstreu am Stechlinsee wurden bis zu 37 kg Calcium pro Hektar Buchenwald und Jahr aus diesen allerdings auch sehr Calcium-reichen Standorten ausgebracht. Auch weitere Elemente wie Schwefel (mittlerer jährlicher Eintrag 2,7 kg/ha), Kalium (5,4 kg/ha) und Magnesium (4,7 kg/ha) wurden in bedeutenden Mengen mit der Buchenstreu in das Gewässer eingetragen (SCHULTE-BISPING und BEESE 2010). Der Laubeintrag kann also besonders in kleinen Gewässern zu einer wesentlichen Anreicherung dieser Salze beitragen.

5 Bewertung und Empfehlungen für Maßnahmen

5.1 Zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse und Recherchen

5.1.1 Allgemeine Charakteristika der drei Gewässer

Alle drei Gewässer sind halb-künstliche, kleine, durch Vertiefung einer vermoorten eiszeitlichen Rinne geschaffene, gut gepufferte Parkgewässer. Sie sind tief in die Landschaft eingesenkt, zu- und abflusslos und besitzen mit den steilen, mit Laubbäumen bestandenen Hängen nur sehr kleine allerdings stark erosionsgefährdete oberirdische Einzugsgebiete.

Die Stoffumsatzprozesse sind zum einen durch den hohen Laubeintrag, zum anderen durch die starke Beschattung während der Vegetationsperiode geprägt. Der Abbau des Laubs führt zu intensiver Sauerstoffzehrung und in der Folge zu Stickstoffverlusten, wenn nach Verbrauch des molekularen Sauerstoffs Nitrat als Sauerstofflieferant dienen muss. Dadurch kann Stickstoff ins Minimum geraten, und die sehr hohen Phosphorkonzentrationen führen nur zu verhältnismäßig geringer Primärproduktion.

Die größtenteils unbefestigten Ufer sind mit weitgehend typischen Ufergehölzen naturnah ausgeprägt und in weiten Bereichen relativ ungestört. Sie besitzen durch die größtenteils starke Beschattung und die Steilheit natürlicherweise nur wenig Ufervegetation.

5.1.2 Möwensee

Der Möwensee ist mit 1,2 ha der größte, gleichzeitig tiefste (maximal 3,2 m) der drei untersuchten Gewässer. Der in NW-SO-Richtung langgestreckte Kleinsee ist zu- und abflusslos. Sein Wasserstand liegt annähernd 1 m höher als der von Sperlingsee und Entenpfuhl und schwankte 2016 im Jahresverlauf um ca. 25 cm, mit dem Tiefststand im Oktober. Vergleichende Daten mit nahen Grundwasserpegeln im Anstrombereich zeigen, dass der See vom Grundwasser unabhängig ist. Die Umsatzprozesse im See sind wegen des eingetragenen Laubes durch Zehrungsprozesse bestimmt; der Sauerstoff erreicht nur selten den Sättigungswert.

Trotz seiner Flachheit weist der See insbesondere im Sommer einen deutlichen Sauerstoffgradienten auf, mit O₂-Gehalten im Tiefenwasser, die phasenweise bei Null liegen. Dies wirkt sich verstärkend auf die Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment aus.

Der Möwensee weist sehr hohe Phosphor- und vergleichsweise mäßige Stickstoffgehalte auf. Durch die intensiven Zehrungsprozesse kommt es zu starken Stickstoffverlusten durch Denitrifikation, so dass Stickstoff bis in den Spätherbst hinein meist im Minimum ist und der vorhandene Phosphor nicht voll ausgenutzt wird. Dadurch ist das Algenwachstum zwar deutlich erhöht, wie die hohen Chlorophyll-a-Gehalte zeigen, jedoch sind die Werte relativ zum hohen Phosphorgehalt auf eher niedrigem Niveau.

Diese „Biomasse-Lücke“ wird zum Teil durch potentiell mixotroph lebende Algen ausgeglichen. Diese Algen haben die Fähigkeit, sich zusätzlich zur Photosynthese heterotroph zu ernähren. Durch den hohen Laubeintrag steht genügend organische Substanz zur Verfügung, die im Möwensee von Horn- und vor allem Goldalgen sowohl gelöst als auch als fester Kleinstpartikel aufgenommen werden kann.

Das Zooplankton weist ebenso erhöhte Biomassen auf, wobei der direkte Fraßdruck auf das zum Teil schlecht verwertbare Phytoplankton nicht sehr hoch ist. Eine wichtige Ursache für die nicht so enge Kopplung zwischen Phyto- und Zooplankton ist die hohe Dichte an karpfenartigen Fischen (Cypriniden), wobei der Giebel („Silberkarausche“) die Hauptart im See ist. Der Giebel frisst u.a. großwüchsige Zooplankter; übrig bleiben kleine Tiere ($\ll 1$ mm Länge), die wenig effizient das Phytoplankton reduzieren. Eine Folge der schlechten Verwertung der Algen durch das Zooplankton ist die Verschlammung des Möwensees. Die Schlammmächtigkeiten lagen zwischen 2 bis 4 m, wobei am nördlichen und südlichen Pol jeweils die größten Mächtigkeiten gemessen wurden, mit Wassertiefen < 2 m. Der organisch geprägte, stark sauerstoffzehrende Schlamm ist arm an tierischen Bewohnern. Sedimentanalysen u.a. zum Eisengehalt ergeben eine sehr geringe Phosphor-Bindungskapazität des Sedimentes.

Die weitgehend unbefestigten und mit mehr oder weniger hohen Zäunen abgeäuerten Ufer des Möwensees sind für einen innerstädtischen Parksee vergleichsweise naturnah und relativ vielgestaltig, in der Folge mit vielfältiger tierischer Besiedlung (Makrozoobenthos). Durch die Steilheit der Ufer, die auf weiten Strecken durch hereingestürzte Bäume (vielfach als Totholz), am Ufer stehende Bäume und überhängende Büsche auch noch relativ stark beschattet sind, ergibt sich natürlicherweise nur wenig Raum für Wasserröhrichte. An einer Stelle gibt es einen etwas ausgedehnteren Bestand, an zwei weiteren Stellen schmale bzw. unterbrochene Bestände. Unterwasserpflanzen kommen wegen der geringen Sichttiefen nicht vor.

Die Erholungsnutzung ist am Möwensee von allen drei Gewässern am stärksten, wobei sich die Nutzung weitgehend auf das Westufer und die Südspitze (kleiner Pavillon) konzentriert. Der hier eher niedrige Zaun wird von vielen Besuchern nicht respektiert, und es gibt teilweise starken Vertritt mit Erosion und Vermüllung sowie vegetationsfreie Flächen.

5.1.3 Sperlingsee und Entenpfuhl

Der Sperlingsee und der Entenpfuhl sind mit 0,3 und 0,2 ha deutlich kleiner, flacher und stärker beschattet als der Möwensee, wobei besonders der ganz nördlich gelegene maximal 1,5 m tiefe Entenpfuhl am tiefsten in die Landschaft eingesenkt ist und insgesamt die stärkste Beschattung aufweist.

Beide Kleinseen sind durch einen fast 4 m breiten Durchstich miteinander verbunden, wobei das Wasser Richtung Norden zum Entenpfuhl drückt. Im gesamten Jahr, besonders im Herbst beim Laubfall, wenn der Wasserstand im Sperlingsee zudem den tiefsten Stand im Jahr aufweist, ist die Verbindung beider Seen phasenweise unterbrochen (siehe Fotos im Anhang).

Beide Seen sind durch ihr geringeres Volumen noch stärker als der Möwensee durch intensive Zehrungsprozesse durch eingetragenes Laub, im Frühjahr/Frühsummer stark durch Pollen, geprägt. In beiden Seen liegt die Sauerstoffsättigung ab Juni bis zum Jahresende stets unter 20 % Sättigung, im Entenpfuhl ab Oktober bis zum Ende der Untersuchung im Dezember sogar bei Null. Im Entenpfuhl findet durch die während der Vegetationsperiode fast vollständige Beschattung kaum Photosynthese und damit nahezu keine Sauerstoffproduktion statt.

Der Sperlingsee dagegen erhält im Südteil, u.a. durch lichtere Baumreihen südlich des Sperlingsees, mehr Licht, so dass der Bodengrund großflächig mit Unterwasserpflanzen bedeckt ist. Einzige Art ist die Armleuchteralge *Nitella mucronata*, die laut Roter Liste Berlin als stark gefährdet eingestuft ist. Durch die Photosynthese dieser Pflanzen findet ein Eintrag von Sauerstoff statt,

der gleichzeitig zu einer größeren Vielfalt beim Makrozoobenthos im Vergleich mit dem Entenpfuhl führt. Der produzierte Sauerstoff führt zudem dazu, dass das beim Abbau der organischen Substanz entstandene Ammonium in Teilen über Nitrifikation/Denitrifikation wie im Möwensee als elementarer Stickstoff dem System verloren geht. Im Entenpfuhl dagegen ist der Ammoniumgehalt aufgrund des fehlenden Sauerstoffs im Sommer und Herbst sehr hoch.

Die Phosphorgehalte beider Kleingewässer sind sehr hoch, wobei der hohe Anteil von anorganisch gelöstem Phosphor auf starke Rücklösungsprozesse hindeutet. Die vergleichsweise mäßigen Stickstoffgehalte im Sperlingsee verweisen auf die starken Stickstoffverluste durch intensive Zehrungsprozesse (Denitrifikation). Die im Sommer und Herbst deutlich höheren Stickstoffgehalte im Entenpfuhl sind dadurch verursacht, dass das beim Abbau gebildete Ammonium nicht oxidiert werden kann, weil die sauerstoffproduzierenden Primärproduzenten hier fehlen.

Sperlingsee und Entenpfuhl weisen deutlich höhere Sulfat-Gehalte als der Möwensee auf, vermutlich durch den Anschluss an das Grundwasser (beide Kleinseen liegen etwa auf Höhe des Grundwasserspiegels oder etwas darunter). Der Entenpfuhl weist zudem nochmal fast doppelt so hohe Sulfat-Konzentrationen wie der Sperlingsee auf, da unter anaeroben Bedingungen durch die „Veratmung“ des Sulfats Schwefelwasserstoff (H_2S) entsteht, der den Wasserkörper vergiftet und zugleich die Sulfatatmung hemmt.

Der H_2S -Geruch war an der Brücke zwischen beiden Seen von Anfang Oktober bis Anfang Dezember zu vernehmen. Phototrophe Schwefelbakterien haben dabei im Herbst den Schwefelwasserstoff verwendet, um unter Schwachlichtbedingungen Photosynthese zu betreiben. Als Abbauprodukt wurde elementarer Schwefel gebildet, das den Entenpfuhl im gesamten Herbst milchig eintrübte (siehe Fotos im Anhang).

Erhöhte Natriumchloridkonzentrationen im Entenpfuhl könnten auf frühere Abwassereinleitungen hinweisen.

Das Phytoplankton trägt außer im März, wenn vor der Baumbegrünung genügend Licht vorhanden ist, kaum zur Sauerstoffproduktion in beiden Kleinseen bei. In beiden Seen dominieren auf niedrigem Biomassenniveau vor allem potentiell mixotrophe Algen, die neben der schwach ausgeprägten Photosynthese vermutlich noch stärker die heterotrophe Lebensweise zur zusätzlichen Aufnahme von lebenswichtigen Stoffen nutzen. Dies sind nahezu ausschließlich großvolumige Schlundalgen der Gattung *Cryptomonas*. Die Ursache für die sehr schwache Phytoplanktonentwicklung in beiden Seen liegt auch im außergewöhnlich hohen Fraßdruck durch das Zooplankton. Dies ist dadurch möglich, dass beide Seen, bedingt durch die Sauerstoffarmut, fischlos sind und so großwüchsige Kleinkrebse aus der Gruppe der Wasserflöhe, die sehr effektiv wachsen, hohe Biomassen aufbauen können.

Eigene Abschätzungen zum Nahrungsbedarf der großwüchsigen Wasserflöhe lassen vermuten, dass neben dem Phytoplankton vor allem ein Großteil der Laub-abbauenden Bakterien bzw. Feindetritus filtriert wird. Dies ist eine mögliche Erklärung dafür, dass sich bei alljährlich erhöhtem Laubfall kaum organisch geprägte Sedimente im Sperlingsee und Entenpfuhl angehäuft haben. Die Sedimentmächtigkeit ist im Mittel in beiden Seen etwa 10mal geringer als im Möwensee.

Die Erholungsnutzung an beiden Kleinseen ist unterschiedlich einzustufen. Während am Sperlingsee kaum Schäden durch Besucher zu finden waren, war das Unterwuchs-arme Westufer des Entenpfuhls durch Müll und Vertritt beeinträchtigt.

5.1.4 Bedeutung der verschiedenen Quellen für die Nährstoffversorgung

Im Folgenden sollen verschiedene Eintragspfade für Stickstoff und Phosphor abgeschätzt werden, um die relative Bedeutung des Laubeintrags einordnen zu können. Dabei wurden die Einträge auf das Seevolumen umgerechnet, um die Bedeutung für die Konzentrationen in den verschiedenen Gewässern zu verdeutlichen.

Die atmosphärische Deposition¹⁵ von Phosphor kann je nach Lage stark variieren. Hier wurde der in dem Modell MONERIS (VENOR et al. 2009) zugrunde gelegte mittlere Wert von 0,37 kg P/ha jährlich verwendet. Für die beiden kleinen Gewässer ist diese Abschätzung vermutlich zu hoch, weil die umstehenden und überhängenden Bäume und Büsche einen Teil dieser Deposition abfangen.

Für die atmosphärische Deposition von Stickstoff auf die Seeflächen, die durch das EMEP-Programm¹⁶ mit relativ hoher räumlicher Auflösung erfasst wird, wurde der für das Untersuchungsgebiet vom Umweltbundesamt dargestellte Wert von 10 kg N/ha und Jahr¹⁷ verwendet.

Tab. 12: Abschätzung des jährlichen Eintrags von Phosphor (P) und Stickstoff (N) aus verschiedenen Pfaden umgerechnet in mg/l im Seewasser und Spanne der beobachteten Nährstoff-Konzentrationen im Gewässer 2016.

	Möwensee		Sperlingsee		Entenpfuhl	
	P (mg/l)	N (mg/l)	P (mg/l)	N (mg/l)	P (mg/l)	N (mg/l)
externe Eintragspfade						
durch Laubeintrag	0,06	2,3	0,12	4,7	0,71	28
Atmosphärische Deposition	0,02	0,45	0,04	0,97	0,11	2,7
aus Grundwasser	0	0	??	??	??	??
Konz. im Gewässer 2016	0,2 - 0,6	1,5-2,2	0,3 – 0,6	1,2-2,0	0,15 – 0,8	0,9-4,5

Nach dieser Abschätzung hat der Laubeintrag insbesondere in den beiden kleineren Gewässern, aber auch im Möwensee, deutlich den größten Anteil am externen Nährstoffeintrag. Neben den aufgeführten gibt es weitere Eintragspfade für Nährstoffe: Oberflächenabfluss von den steilen Hängen hat vermutlich vor allem am Möwensee eine Bedeutung wie die Erosionsrinnen und die erhöhten Kaliumwerte zeigen, kann aber mit den vorliegenden Untersuchungen nicht quantifi-

¹⁵ nass (durch Niederschlag) und trocken (aus der Luft)

¹⁶ European Monitoring and Evaluation Programme

¹⁷ <http://gis.uba.de/website/depo1/>, 10.03.2017

ziert werden. Die Fütterung von Wasservögeln durch Parkbesucher könnte am Möwensee ebenfalls von Bedeutung sein, lässt sich aber kaum quantifizieren. An den beiden anderen Seen spielt sie wahrscheinlich keine Rolle.

5.2 Leitbilder und Entwicklungsziele für die drei Gewässer

Anhand von gewässerspezifischen Leitbildern sollen im Folgenden für jedes der drei Gewässer zunächst Entwicklungsziele formuliert werden. Im Vergleich mit den aktuellen Gegebenheiten sind daraus die Defizite individuell abzuleiten.

Das **Leitbild** für ein Gewässer beschreibt nach Definition der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) den potenziell natürlichen Zustand anhand des heutigen Kenntnisstandes über die natürliche Funktion des Ökosystems. Das Leitbild ist das aus naturwissenschaftlicher Sicht maximal mögliche Sanierungsziel, das keine sozioökonomischen Einschränkungen oder Kosten-Nutzen-Rechnungen berücksichtigt. Davon zu unterscheiden sind der **Ist-Zustand** (aktueller ökologischer Zustand) des Gewässers und das **Entwicklungsziel**. Letzteres ist die in einem überschaubaren Zeitraum maximal erreichbare Annäherung an den potenziell natürlichen Zustand unter Berücksichtigung der sozioökonomischen Bedingungen, d. h. ein realistisches Planungsziel unter Abwägung der gesellschaftlichen Randbedingungen (MUNLV 2003).

Für kleine Gewässer wurde diese Typisierung nicht geschaffen, so dass eigene Leitbilder für die Rehberge-Gewässer entwickelt werden mussten, die auf den natürlichen geomorphologischen und hydrologischen Gegebenheiten beruhen. Für das Entwicklungsziel werden auch Anforderungen der Erholungsnutzung einbezogen.

Die drei kleinen Gewässer im Volkspark Rehberge sind Teile des über 60 Jahre alten Landschaftsschutzgebiets „Volkspark Rehberge einschließlich des Plötzensees mit Ufergelände im Verwaltungsbezirk Wedding von Berlin“. Als solche unterliegt ihr besonderer Charakter in ihrer Vielfalt, Eigenart und Schönheit dem besonderen Schutz ihrer natürlichen Gegebenheiten.

5.2.1 Möwensee

Das Leitbild für den Möwensee basiert auf den folgenden besonderen Charakteristika:

- rinnenförmiger Parksee ohne Zufluss
- natürliche Seespiegelschwankungen unabhängig vom Grundwasser
- naturnahe steile unbefestigte Ufer, stark beschattet
- bewaldetes Einzugsgebiet
- wenig Raum für Röhrichtpflanzen (emerse Wasserpflanzen)
- teils allochthon, teils Plankton geprägt
- schmaler Gürtel von Unterwasserpflanzen (submerse Wasserpflanzen)
- gute Verwertung des Phyto- durch das Zooplankton
- ausgewogene Fischpopulation
- geringe Sedimentneubildung
- maßvolle Erosion, umgestürzte Bäume erhöhen die Strukturvielfalt

Entwicklungsziel

Die Uferbereiche des Möwensees entsprechen in vielen Bereichen mit seinen naturnahen, unbeeinträchtigten Abschnitten, naturnahen Ufergehölzen und dem ebenfalls naturnahen angrenzenden Umfeld bereits dem Leitbild. Die Nahrungskette im Freiwasser ist so zu optimieren, dass das Phytoplankton besser verwertet wird (geringere Verschlämmung). Dazu muss das große Zooplankton durch Regulierung der zooplanktonfressenden Fische gefördert werden.

Die Lebensbedingungen für Bodenlebewesen (Benthos) sind zu optimieren. Die Bodenlebewesen (vor allem die Zerkleinerer) können wesentlich zum Abbau des eingetragenen Laubs und damit einer Verringerung der Verschlämmungsrate beitragen. Sie benötigen hierzu allerdings einen ausgeglicheneren Sauerstoffhaushalt und eine Regulation der benthosfressenden Fischfauna.

Durch die Funktion als Parkgewässer müssen hinsichtlich der limnologischen Anforderungen Abstriche gemacht werden: das Südwestufer mit seinem dicht am Ufer verlaufenden Parkweg soll auch weiterhin der Erholungsnutzung dienen, die Auswirkungen sollten aber weitgehend minimiert werden.

Die nutzungsbedingte Erosion an den Hängen und der Wasserlinie sollte ebenfalls minimiert werden.

Die in den See gestürzten Bäume sind zumindest teilweise durch natürliche (teilweise aber auch durch Besucher beförderte) Erosion bedingt, gehören zum Bild dieses Sees und erhöhen die Struktur- und Artenvielfalt im Uferbereich. Aus ökologischer bzw. Naturschutzsicht entsprechen die in den Möwensee gestürzten Bäume also zum Großteil durchaus dem Leitbild und Entwicklungsziel des Sees.

Gleichzeitig ist der 1929 eröffnete Volkspark ein Gartendenkmal und muss daher gewisse ästhetische Ansprüche erfüllen, die den ökologischen Erfordernissen teilweise zuwider laufen. Aus ästhetischen Gründen, könnte daher an Stellen, an denen dies besonders auffällig oder aus Sicht des Denkmalschutzes störend ist, ein Teil des in den Möwensee gefallenem Totholzes entfernt werden.

Die Uferbereiche an den beiden Seespitzen sind stark verschlammt und sollten bei weiterer Abnahme der Wassertiefe in fünf bis zehn Jahren entschlammt werden.

5.2.2 Sperlingsee

Das Leitbild für den Sperlingsee basiert auf den folgenden Punkten:

- kleiner Waldtümpel, teilbeschattet
- kleines Laubbaum beständenes Einzugsgebiet
- Stark allochthon, teils Unterwasser-Makrophyten geprägt
- starke O₂-Zehrung durch Laubeintrag
- typische Unterwasser-Vegetation
- keine Fische, großwüchsiges Zooplankton in hoher Biomasse
- kein natürlicher Zufluss, Grundwasser beeinflusst

Entwicklungsziel

Der Sperlingsee entspricht weitgehend seinem Leitbild. Die natürlicherweise auftretenden starken Sauerstoffdefizite entsprechen dem Charakter des Waldtümpels, verhindern die Besiedlung

mit Fischen und ermöglichen damit hier die Ansiedlung von Armleuchteralgen und großem Zooplankton.

5.2.3 Entenpfuhl

Das Leitbild für den Entenpfuhl basiert auf den folgenden Punkten:

- fast völlig allochthon geprägter Waldtümpel mit starker Beschattung
- kleines Laubbaum beständenes Einzugsgebiet
- extreme O₂-Zehrung durch Laubeintrag, H₂S-Bildung
- keine Fische, großwüchsiges Zooplankton in sehr hoher Biomasse
- kein natürlicher Zufluss, Grundwasser beeinflusst

Entwicklungsziel

Der Entenpfuhl entspricht weitgehend seinem ökologischen Leitbild. Der Abbau des in großen Mengen eingetragenen Laubs erfolgt augenscheinlich sehr effektiv, die Schlammablagerungen waren gering.

Die Bildung von H₂S ist ein natürlicher Zehrungsprozess, der aber der Funktion als Parkgewässer entgegensteht, zumal das H₂S-Gas für Menschen sehr giftig ist. Zum Glück wird H₂S-Gas weit vor Erreichen toxischer Konzentrationen als extrem unangenehm wahrgenommen. Es sollte versucht werden, die H₂S-Gasentwicklung zu minimieren.

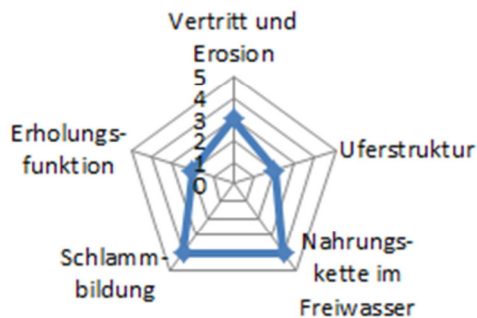
Die Schlammablagerungen unter und an der Brücke, die durch die Wegentwässerung entstehen, sollte regelmäßig entfernt werden.

Der Wasserkörper des Entenpfuhls sollte in jedem Fall erhalten bleiben.

5.2.4 Abweichung der drei Gewässer vom ihrem Leitbild

In der folgenden grafischen Skizze (als Spinnennetz) ist für fünf Parameter das Maß der Abweichung vom typspezifischen Leitbild auf einer fünfstufigen Skala dargestellt, wobei 5 die höchste Abweichung, 1 keine Abweichung vom Leitbild darstellt. (Abb. 57).

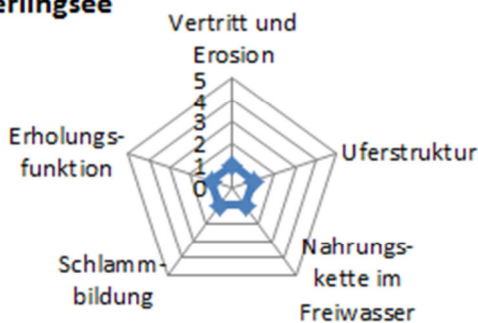
Möwensee



Möwensee:

- Die Nahrungsketten sind durch Überpopulation von planktonfressenden Fischen gestört, Submerse kommen nicht vor: 4
- Die Uferstruktur ist im Prinzip gut, aber streckenweise durch Uferbefestigung und Erholungsnutzung eingeschränkt: 2
- Schäden durch Vertritt und Erosion am Ufer und an den Hängen: 3
- Erholungsfunktion wird erfüllt, aber ein (offizieller)Wasserzugang fehlt: 2
- Die Schlammeubildungsrate ist hoch: 4

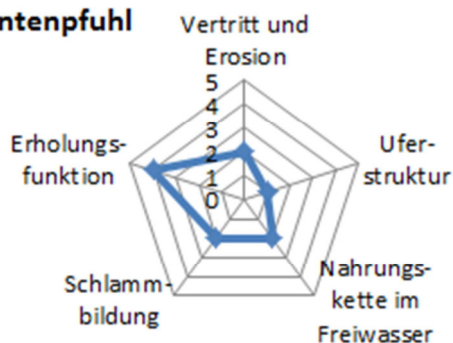
Sperlingsee



Sperlingsee

- Nahrungsketten intakt: 1
- Uferstruktur naturnah und ungestört: 1
- Keine Schäden durch Erosion und Vertritt: 1
- Erholungsfunktion erfüllt: 1
- Schlammeubildungsrate sehr gering: 1

Entenpfuhl



Entenpfuhl

- Nahrungsketten ab Herbst durch extreme Sauerstoffdefizite entkoppelt: 2
- Uferstruktur naturnah und ungestört: 1
- Leichte Schäden durch Erosion und Vertritt: 2
- Erholungsfunktion durch H₂S-Gestank beeinträchtigt: 4
- Schlammeubildungsrate gering außer an der Brücke: 2

Abb. 57: Schematische Darstellung der Abweichung der drei Gewässer von ihrem Leitbild in fünf Bereichen (Erklärung im nebenstehenden Text)

Der Möwensee weist also die größten Defizite auf, während die Defizite beim Entenpfuhl größtenteils durch die Störung der Erholungsnutzung (Geruchsbelästigung) bedingt sind.

5.3 Maßnahmenvorschläge

Insgesamt sollte, insbesondere auch im Rahmen von Parkpflegemaßnahmen, darauf geachtet werden, folgende natürlichen Strukturelemente zu schützen und zu erhalten:

- ausreichenden Wasserkörper erhalten (Entenpfuhl)
- Unterwasservegetation mit Rote-Liste-Art im Sperlingsee
- vorhandene Röhrichtbestände im Möwensee und Sperlingsee
- unbefestigte Ufer mit natürlichem Land-Wasser-Übergang
- Naturnahe Ufergehölze mit Totholz
- im Umfeld naturnaher Baumbewuchs mit Unterholz und intaktem Boden zur Verminderung der Erosion und Verringerung der Stoffeinträge, Verhinderung von Vertritt (Erosionsschutz durch Benjeshecken, Mäuerchen, querliegende Äste)
- ausgewogene Fischzönose im Möwensee wieder herstellen

Eine gewisse Einschränkung der gegenwärtigen (aber nicht vorgesehenen) Nutzung der Ufer und Hänge außerhalb der Wege durch erholungssuchende Besucher ist hierfür notwendig, sollte aber durch neue Angebote (offizieller Wasserzugang, Infotafeln) kompensiert werden.

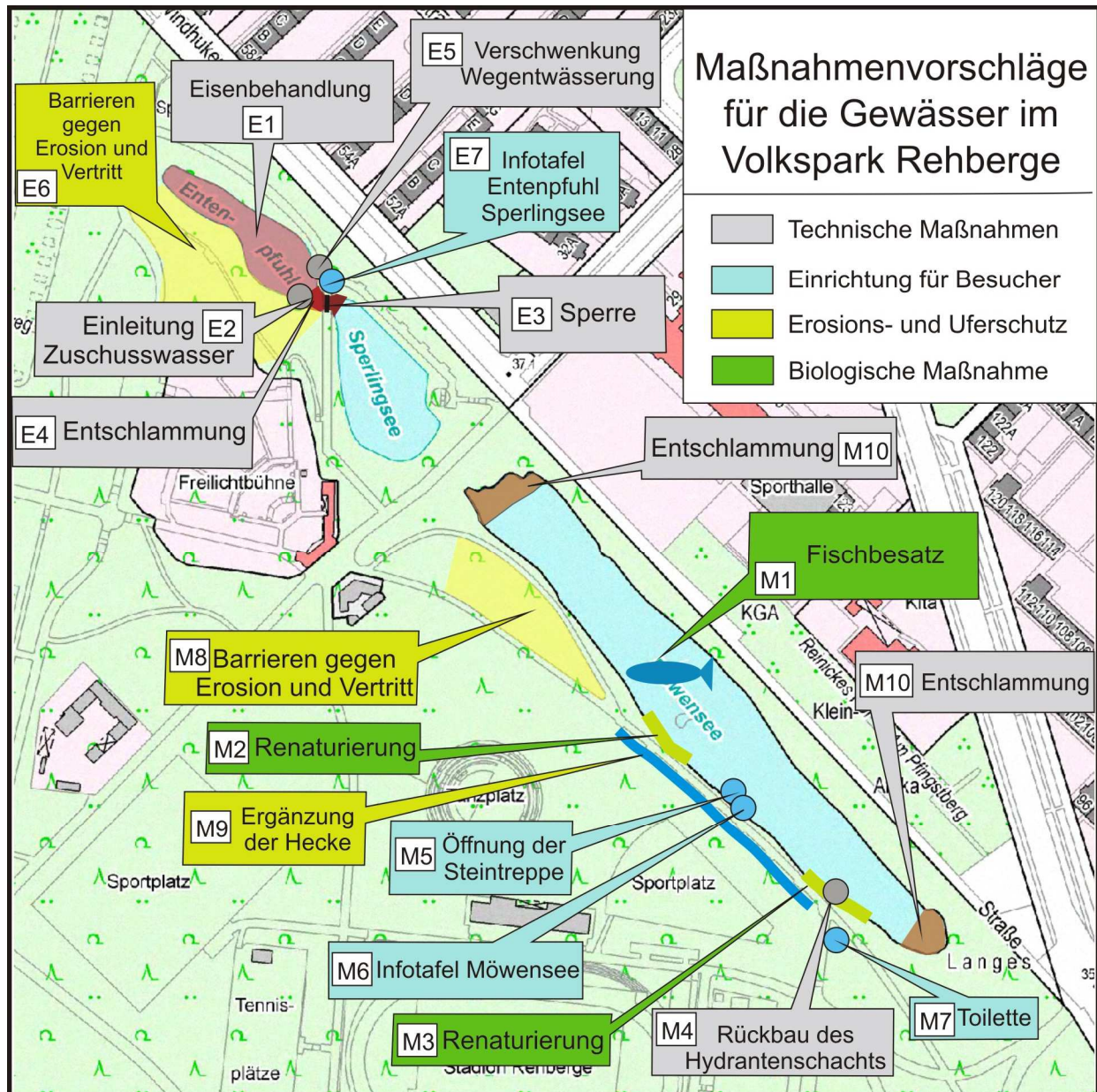


Abb. 58: Übersicht über die empfohlenen Maßnahmen für die Gewässer im Volkspark Rehberge

Die Abb. 58 gibt einen Überblick über die empfohlenen Maßnahmen. Beim Entenpfuhl liegt der Schwerpunkt auf der Verhinderung der Geruchsentwicklung und beim Möwensee auf der Optimierung des Fischbestands und der Renaturierung geschädigter Uferbereiche. Beim Sperlingsee entspricht der gegenwärtige Zustand den Zielvorstellungen und es sind zunächst keine Maßnahmen erforderlich um diesen zu erhalten. Die in dieser Grafik nur für die beiden besonders erosionsgefährdeten Bereiche dargestellten Maßnahmen sollten an allen steilen Hängen durchgeführt werden, wie es ja an vielen Stellen bereits praktiziert wird.

5.3.1 Empfohlene Maßnahmenvorschläge für den Entenpfuhl

Die Maßnahmenvorschläge für den Entenpfuhl betreffen in erster Linie die Minderung der phasenweise sehr starken Geruchsbelästigung durch Schwefelwasserstoff.

Eisenbehandlung am Entenpfuhl (Maßnahme E 1)

Die Sulfatatmung führt durch den dabei entstehenden Schwefelwasserstoff (H_2S) vor allem am Entenpfuhl phasenweise zur Vergiftung des Lebensraums und als H_2S -Gas für die Parkbesucher zu einer starken Geruchsbelästigung. Das H_2S -Gas ist für Menschen sehr giftig, wird jedoch zunächst zum Glück vor Erreichen toxischer Konzentrationen als extrem unangenehm wahrgenommen. Diese Wahrnehmung schwindet aber bei steigenden Konzentrationen wieder¹⁸.

Trotz Maßnahmen zur Verringerung des Laubeintrags (Maßnahmen E5 und E6) wird es im Entenpfuhl auch zukünftig große Sauerstoffdefizite und letztlich Sulfatatmung geben. Um das entstehende H_2S zu binden und so das Milieu im Entenpfuhl zu entgiften und die Geruchsbelästigung zu verhindern, soll ein feines Pulver aus Eisenoxidhydroxid ($FeOOH$) in das Gewässer ausgebracht werden.

Das dreiwertige Eisen (Fe^{3+}) aus dem Eisenpräparat oxidiert zu einem Teil das Sulfid (S^{2-}) des Schwefelwasserstoffs zu elementarem Schwefel (S^0) und wird dabei zu zweiwertigem Eisen (Fe^{2+}) reduziert. Dieses Fe^{2+} kann dann mit weiterem Schwefelwasserstoff schwerlösliches Eisensulfid (FeS) bilden. In Phasen, in denen ausreichend Sauerstoff im Entenpfuhl vorhanden ist (meist Winter/Frühjahr), wird Fe^{2+} wieder zu Fe^{3+} oxidiert und so das Bindungs- und Entgiftungspotential aufgefrischt.

Für die Behandlung des Entenpfuhls wird die Ausbringung von $200 \text{ g Fe} / \text{m}^2$ empfohlen. Bei einer zu behandelnden Fläche von ca. 1.700 m^2 wären rund 1 t Eisenpräparat¹⁹ auszubringen. Das pulverförmige Eisenpräparat wird in einem Container mit Wasser aufgeschlämmt und mittels einer Pumpe über eine Schlauchleitung vom Ufer aus mit einem Strahlrohr auf die Gewässerfläche verteilt. Das vorgeschlagene Eisenoxidhydroxid ist pH-neutral und sollte als geprüftes Präparat auch nur geringe Anteile von Schwermetallen und anderen Schadstoffen enthalten. Die Ausbringung kann daher auch in der Vegetationsperiode erfolgen.

Zirkulationsströmung im Entenpfuhl (Maßnahme E 8)

Aufgrund der windgeschützten Lage wird der Wasserkörper im Entenpfuhl häufig nicht durchmischt. Zur Unterstützung der Eisenbehandlung (vgl. Maßnahme E 1) wäre eine sanfte Umwälzung des Wasserkörpers wünschenswert.

Hierzu wird die Installation einer Zirkulierungsanlage vorgeschlagen. Mittels einer Pumpe, die vorzugsweise nahe der Brücke installiert wird, wird über eine ca. 100 m lange am Gewässergrund verlaufende Rohrleitung das Wasser von einem zum anderen Ende des Entenpfuhls gepumpt. Die Ausleitung ist so zu gestalten, dass das ausströmende Wasser breit verteilt wird und Sedimentaufwirbelungen vermieden werden.

Bei einer Förderleistung der Pumpe von 10 l/s und einem täglichen Betrieb von 10 h wird das Wasser im Entenpfuhl in ca. 2 Tagen einmal umgewälzt. Die Zwangszirkulation sollte von Juni bis September erfolgen.

¹⁸ Olfaktorische Wahrnehmbarkeit 0,2 -20 ppm (BASF 2016),
Maximale Arbeitsplatzkonzentration (MAK) 5 ppm (TRGS 900)

¹⁹ Abhängig von der Restfeuchte, bei einem Wirkstoffgehalt von 40%

Zuschusswasser für den Entenpfuhl (Maßnahme E 2)

Im Entenpfuhl als sehr flachem Gewässer rufen die in Sommer und Herbst stärker fallenden Wasserstände eine besonders starke Verkleinerung des Wasserkörpers hervor. Am Sperlingsee und am Möwensee²⁰ wurde ab Juni 2016 für einen Zeitraum von ca. 100 Tagen eine stetige Abnahme des Wasserspiegels um durchschnittlich 2,4 mm/d beobachtet. Übertragen auf den Entenpfuhl hat sich dessen Wasserkörper in dieser Zeit um mehr als die Hälfte verkleinert. Um den Wasserstand im Entenpfuhl während dieser Phase des Hochsommers 2016 gar nicht absinken zu lassen, wären über 400 m³ Wasser erforderlich gewesen. Auch starke Wasserstandsschwankungen gehören in solch kleinen Tümpeln zu den prägenden Charakteristiken. Damit aber der Entenpfuhl auch in hochsommerlichen Trockenphasen in seiner Funktion als kühlendes Landschaftselement erhalten bleibt, wird empfohlen, den Wasserstand im Entenpfuhl auf einem Niveau von 31,80 m NHN zu halten. Mit der Einleitung von 200 m³ Wasser kann der Wasserspiegel um ca. 11 cm angehoben werden. Gleichzeitig wird das Trockenfallen von Schlammbereichen verringert und der Entenpfuhl als feuchte Kühlfläche erhalten. Das Wasser sollte an einer geeigneten Entnahmestelle im Volkspark aus dem Trinkwassernetz entnommen und über eine Schlauchleitung am Durchlass eingeleitet werden.

Als Nebeneffekt werden mit dieser Menge Trinkwasser zwischen 1,7 und 2,1 kg Sauerstoff eingetragen, was den Sauerstoffgehalt im Entenpfuhl um 3 - 4 mg/l erhöhen kann.

Zur besseren Einschätzung, ob und wieviel Wasser eingeleitet werden sollte, wird empfohlen auch am Entenpfuhl einen eingemessenen Lattenpegel zu installieren.

Sperre zwischen Sperlingsee und Entenpfuhl (Maßnahme E 3)

Um den derzeitigen Zustand des Sperlingsees nicht negativ zu beeinflussen, sollte der Wasserspiegel im Sperlingsee möglichst nicht unter einen Wasserstand von 31,82 m NHN (am Lattenpegel: 0,29) fallen. Dieser Tiefststand wurde im Herbst 2016 nach einem lt. Verlautbarungen des DWD sehr warmen Sommer erreicht. Außerdem sollte verhindert werden, dass stärker mit Nährstoffen belastetes Wasser vom Entenpfuhl in den Sperlingsee gelangt und dadurch den derzeitigen Zustand gefährdet, was bei einer Trinkwassereinleitung in den Entenpfuhl (Maßnahme E2) oder Starkregenereignissen möglich wäre. Deshalb wird vorgeschlagen, an der Brücke über die Verbindung zwischen beiden Gewässern ein Wehr zu errichten, dessen Krone auf 32,0 m NHN eingestellt wird. Die Höhe sollte nach einigen Jahren der Beobachtung angepasst werden.

Die Sperre soll an der zum Sperlingsee gelegenen Seite der Brücke errichtet werden, um zu verhindern, dass der Niederschlagsablauf von dem befestigten Weg in den Sperlingsee gelangt.

Beräumung der Verbindung vom Sperlingsee (Maßnahme E 4)

Der Durchstich zwischen Sperlingsee und Entenpfuhl ist derzeit so stark durch Laub und Schlamm zugesetzt, dass bei einem Wasserstand von 32,0 m NHN im Sperlingsee bereits keine freie Verbindung mehr besteht, trotz der im letzten Sommer erfolgten Teilberäumung durch das Grünflächenamt. Neben den Geruchsbelästigungen durch Fäulnisprozesse, die an dieser Stelle von den Parkbesuchern besonders intensiv wahrgenommen werden, wird durch die "Schlamm-

²⁰ Am Entenpfuhl ist kein Lattenpegel eingerichtet und wegen der phasenweise gestörten Verbindung zum Sperlingsee ist der genaue Wasserstand im Entenpfuhl nicht bekannt

passage" in dem vom Sperlingsee zufließenden Wasser unnötig Sauerstoff gezehrt und Nährstoffe werden angereichert.

Es wird daher empfohlen diesen Bereich gründlich zu beräumen. Dazu sind ein ca. 16 m² großer Bereich im Sperlingsee, der ca. 24 m² große Bereich unter der Brücke sowie ein ca. 50 m² großer Bereich im Entenpfuhl im Mittel um 0,3 m zu vertiefen. Insgesamt sind ca. 25 - 30 m³ Schlamm/Laub-Gemisch zu entnehmen und abzutransportieren.

Die Grundberäumung gestaltet sich vermutlich relativ aufwändig, da der Bereich aufgrund der Konsistenz der Ablagerungen weder betreten noch wegen geringer Wassertiefe mit dem Arbeitsboot befahren werden kann. Während der Bereich am Sperlingsee noch vom Ufer oder der Brücke aus bearbeitet werden könnte, sind die entfernteren Bereiche am Entenpfuhl und der Bereich unter der Brücke schlechter zugänglich.

Verschwenkung der Wegentwässerung in den Entenpfuhl (Maßnahme E 5)

Von dem befestigten Parkweg nördlich des Entenpfuhls wird derzeit der Niederschlagsablauf über eine aus Quadersteinen gesetzte Ablaufrinne in den Entenpfuhl geleitet. Mit dem Wasser wird ein erheblicher Teil des Falllaubs direkt in den kanalartigen Bereich nahe der Brücke gespült und fördert so die Verschlammung der Verbindung vom Sperlingsee (Abb. 59). Die Ablaufrinne sollte deshalb um mindestens 90° von der Verbindung Richtung Entenpfuhl weg verschwenkt werden.



Abb. 59:

Der Entenpfuhl an seiner Südspitze nahe der Brücke, rechts mit der Regenablauf Rinne (Foto Juni 2016).

Erosionsschutz am Entenpfuhl (Maßnahme E 6)

Am Entenpfuhl sind die umgebenden Hänge, insbesondere am Westufer, besonders steil und damit erosionsgefährdet. Am Westufer ist außerdem wenig Unterwuchs vorhanden und es gibt folglich sowohl im eingezäunten Bereich als auch außerhalb mehr Vertritt durch Besucher. Hier wurden bereits mit querliegenden Totholzstämmen und Benjeshecken Erosions-Barrieren geschaffen. Dies sollte beibehalten werden und wenn möglich ausgeweitet werden.

Infotafeln am Entenpfuhl und am Sperlingsee (Maßnahme E 7)

An der Brücke zwischen Entenpfuhl und Sperlingsee könnten Infotafeln angebracht werden, auf denen einige gewässerökologische Besonderheiten der beiden Gewässer verständlich dargestellt und ggf. durchgeführte oder laufende Maßnahmen erläutert werden.

5.3.2 Empfohlene Maßnahmen für den Möwensee

Am Möwensee sind die wichtigsten Maßnahmen die Optimierung der Freiwassernahrungskette durch Raubfischbesatz sowie der Schutz und die Renaturierung zerstörter Uferabschnitte.

Fischbesatz (Maßnahme M1)

Der sehr hohe Bestand an Zooplankton-fressenden Giebeln und die daraus resultierende schlechte Verwertung des Phytoplanktons mit der Folge geringer Sichttiefen und starker Sedimentbildung sollte durch Raubfischbesatz bekämpft werden. Aufgrund des Fisch-Ungleichgewichtes wurden vom Fischereiamt bereits im Frühjahr 2016 und 2017 Raubfische, zusammen etwa 35 - 40 mittelgroße Hechte, eingesetzt. Die Auswirkungen dieser Maßnahme sollten in den nächsten Jahren durch fischereibiologische Untersuchungen oder durch Untersuchungen der Phyto- und Zooplanktonzönose beobachtet und ggf. wiederholt bzw. ergänzt werden.

Nach Ansicht des Fischereiamtes zeigt der Hechtbesatz 2016 möglicherweise bereits erste Erfolge. Nachdem im Januar und Februar der Möwensee 7 Wochen lang ständig eisbedeckt war und danach keine toten Fische am Ufer beobachtet wurden, könnte dies ein erster Hinweis darauf sein, dass die Dichte der Giebel bereits abgenommen hat, so dass die restlichen Fische weniger Stress bei abnehmenden Sauerstoffgehalten unter Eis hatten (pers. Mitt. J. Grzegorzewski, Fischereiamt Berlin).

Renaturierung der Ufer und Verminderung von Vertritt und Erosion (M2 – M9)

- Der Möwensee besitzt wie die beiden kleineren Gewässer ober- und unterhalb der Wasserlinie steile Ufer, die von Natur aus erosionsgefährdet sind. Er ist daher vollständig abgezaunt, was allerdings für die meisten Besucher nur schwer zu akzeptieren ist, da das Erlebnis Wasser ein menschliches Grundbedürfnis ist. Um die Akzeptanz für die Renaturierung der beiden stark geschädigten Strecken zu erhöhen, schlagen wir daher vor, mit der Wiedereröffnung der Natursteintreppe (Maßnahme **M5** in Abb. 58) am Westufer einen offiziellen Zugang zum Wasser zu ermöglichen und damit den Erholungsdruck auf die anderen Uferbereiche zu verringern. Einer sich möglicherweise an dieser Stelle konzentrierenden Vermüllung müsste durch mehr Unterhaltung entgegengetreten werden. Die Steintreppe müsste zuvor instandgesetzt und gereinigt werden.
- An dieser Stelle, an der auch Bänke stehen, könnte eine Infotafel (Maßnahme **M6**) angebracht werden, die neben der einfachen Darstellung einiger gewässerökologischer Besonderheiten auch die besondere Erosionsgefährdung des Möwensees und die Bedeutung des Uferschutzes darstellt.
- Von den beiden besonders von Erosion und Vertritt betroffenen Abschnitten sollte der nördlich gelegene durch Anpflanzung von niedrigwüchsigen Schattenpflanzen wie Pestwurz (*Petasites*), der nordamerikanischen Zimt-Himbeere (*Rubus odoratus*) oder Greiskraut (*Ligularia clivorum*) unzugänglich gemacht werden (Maßnahme **M2**). Da die Erosion an der Wasserkante bereits fortgeschritten ist, müsste hier auf kurzer Strecke zunächst eine Ufersicherung z.B. in Form einer Gabione oder Steinwalze (Abb. 60) eingebracht werden. Welche Baumaßnahme an dieser Stelle am günstigsten ist, hängt vom

Uferprofil und dem Substrat ab und kann erst durch die Detailplanung des Fachbetriebs vor Ort festgelegt werden.

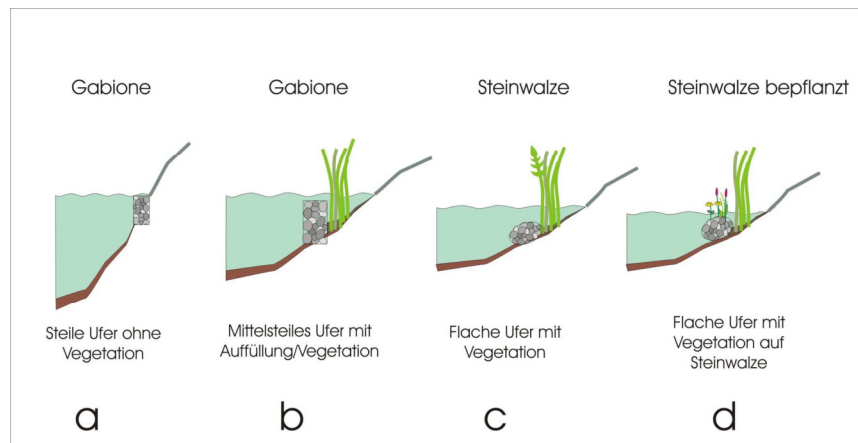
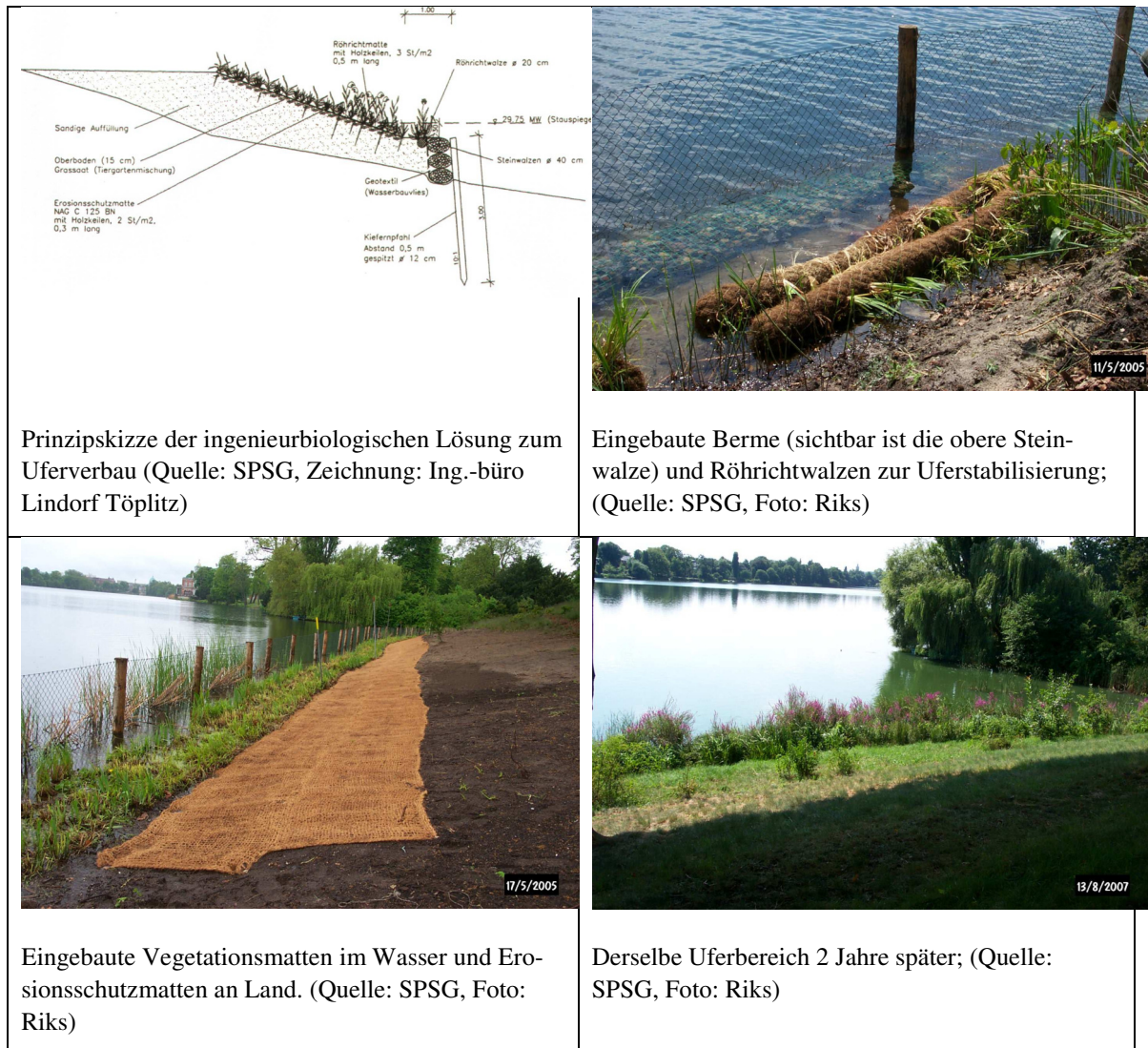


Abb. 60: Funktionsprinzip von Gabionen bzw. Steinwalzen

a: Gabione am Steilufer, vegetationslos; b: Gabione an mittelsteilem Ufer mit landseitiger Auffüllung/Wasservegetation; c: Steinwalze an flachem Ufer mit landseitiger Wasservegetation; d: bewachsene Steinwalze an flachem Ufer mit landseitiger Wasservegetation

- An der zweiten Uferstrecke, dem sandige Bereich am südlichen Ufer, wurde bereits Schottermaterial und Sand künstlich aufgebracht (pers. Mitt. Herr Heu), um der Erosion Einhalt zu gebieten. Hier sollte zunächst der unansehnliche und inzwischen funktionslose Hydrantenschacht zurückgebaut werden. Für die eigentliche Renaturierung schlagen wir zwei Varianten vor (M3):
 - a) Das Ufer wird mit einer unter Wasser liegenden, uferparallelen Gabione oder Steinwalze gesichert, oberhalb wird Mutterboden aufgebracht und landseitig bepflanzt. Auch hier kann erst in der Detailplanung entschieden werden, wie die Ufersicherung zu gestalten ist.
 - b) Die aufwendigere, aber auch erfolgversprechendere Variante orientiert sich an einem Modellvorhaben der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) zum denkmal- und naturverträglichen Uferverbau am Heiligensee im Neuen Garten/Potsdam (Brandenburg) in der Trägerschaft der Stiftung Preußische Schlösser und Gärten Berlin-Brandenburg. Hier wurden Steinwalzen in Verbindung mit Erosionsschutzmatten erfolgreich eingesetzt. Die Erosionsschutzmatten wurden innerhalb kurzer Zeit mit Rasen durchwachsen und waren praktisch nicht mehr sichtbar bei gleichzeitigem Schutz der unterirdischen Pflanzenteile gegenüber Vertritt. Der durch die Steinwalzen geschaffene Flachwasserbereich stellt einen stufenlosen Übergang der Wasserwechselzone dar und ermöglicht die Ansiedlung ortstypischer Pflanzen. Die Maßnahme zeichnete sich in der Evaluierung durch einen zügigen und kostengünstigen Verlauf aus. (Projektkennblatt der DBU, AZ. 21253 unter <http://www.dbu.de>).



Prinzipkizze der ingenieurbiologischen Lösung zum Uferverbau (Quelle: SPSG, Zeichnung: Ing.-büro Lindorf Töplitz)

Eingebaute Berme (sichtbar ist die obere Steinwalze) und Röhrichtwalzen zur Uferstabilisierung; (Quelle: SPSG, Foto: Riks)

Eingebaute Vegetationsmatten im Wasser und Erosionsschutzmatten an Land. (Quelle: SPSG, Foto: Riks)

Derselbe Uferbereich 2 Jahre später; (Quelle: SPSG, Foto: Riks)

Abb. 61: Ingenieurbiologische Lösung zur Uferbefestigung im Neuen Garten in Potsdam

Bei der Auswahl der Pflanzen sollten niedrig wachsende Arten sogenannter Kleinröhrichte bevorzugt werden, um den Blick auf den See hier nicht zu versperren. Punktuell können auch blühende Hochstauden eingesetzt werden:

Wuchshöhe bis etwa 70 cm: Sumpf-Kresse (*Rorippa palustris*, *Rorippa austriaca*), Gaukler-Blume (*Mimulus guttatus*), Gilbweiderich-Arten (*Lysimachia vulgaris*, niedriger *Lysimachia thyrsoiflora*), Iris-Arten, vor allem Sorten der heimischen *Iris germanica* (blaue Blüten) oder gelbe *Iris pseudacorus*, kleinwüchsige Stauden wie *Veronica catenata*, *Veronica scutellata*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Veronica spicata*, *Veronica beccabunga*, Blutweiderich mit violetten Blütenrispen (*Lythrum salicaria*) oder Sumpf-Ziest (*Stachys palustris*), Brunnenkresse (*Nasturtium microphyllum*).

Wuchshöhe bis max. 1,2 m: Rohrglanzgras, Schwanenblume (*Butomus umbellatus*), Wasserfenchel (*Oenanthe aquatica*), Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*); Strandbinse (*Bolboschoenus maritimus*, grasartig), Rispensegge (*Carex paniculata*), Schnabelsegge (*Carex rostrata*), Scheinzyper-Segge (*Carex pseudocyperus*) und Kalmus (*Acorus calamus*).

An beiden Uferrenaturierungsstellen sollten vorübergehend Hinweisschilder zur Maßnahme angebracht werden, bis sich eine dichte Vegetationsdecke etabliert hat, um die Akzeptanz der Besucher zu erhöhen.

- An den oberhalb gelegenen Hängen westlich vom Spazierweg ist die durch Vertritt beschleunigte Erosion am Möwensee zwischen den beiden Wegen besonders deutlich sichtbar, da hier viele Besucher vom oberen Weg senkrecht zum unteren Weg laufen. Hier wird wie in anderen steilen Bereichen vom Grünflächenamt bereits das Querlegen von Totholz (Maßnahme **M8**) praktiziert. Dies sollte beibehalten und möglichst intensiviert werden.
- Auf kurzen Strecken gibt es oberhalb der Mauer, die die Bänke hangseitig umschließt, eine kleine Hecke. Diese Hecke könnte auf der gesamten Länge der Mauer überall dort, wo es möglich ist, ergänzt werden, um das Querlaufen vom oberen zum unteren Weg für Besucher unattraktiv zu machen (**M9**). Als Bepflanzung käme z.B. Berberitze oder Feuerdorn in Frage. Die Bepflanzungen sollten anfangs durch Spanndrähte gesichert werden. Da eine Pflanzung in weiten Bereichen nicht möglich sein wird (Baumwurzeln, Konstruktion der Mauer), könnte, wie am Entenpfuhl bereits begonnen, ersatzweise eine Benjeshecke angelegt werden. Die Hecken könnten neben der Verhinderung von Vertritt und Erosion zusätzlich dem Abfangen von Falllaub dienen.
- Am südlichen Zugang zum Möwensee schlagen wir die Errichtung einer Toilette vor, um eine Alternative für die „wilde Toilettennutzung“ an den beiden Bereichen am Nordwest- und Südwestufer zu bieten.

Entschlammung der Seespitzen (M10)

Die beiden Enden des Sees sollten in den nächsten 5 bis 10 Jahren behutsam teilentschlammung werden. Die Wassertiefe hat sich hier durch die Verschlammung insbesondere ufernah bereits stark verringert. Dies stellt gegenwärtig zwar noch kein Problem dar, bei weiterem Fortschreiten wird sich jedoch die Wassertiefe noch weiter verringern und bei Niedrigwasserstand können an den ufernahen Bereichen Schlammflächen freigelegt werden. Bei Durchführung der Maßnahme sollte darauf geachtet werden, die vorhandene Verlandungsvegetation nicht zu schädigen.

5.4 Diskussion weiterer Möglichkeiten

Verringerung der Algentrübe im Möwensee

Unterwasserpflanzen konkurrieren mit Planktonalgen vor allem um das Licht für die Photosynthese. Eine Möglichkeit die Ansiedlung von submersen Wasserpflanzen zu fördern, ist daher die drastische Reduzierung der Algentrübe. Dies kann durch Ausbringung von flüssigen Eisen- oder Aluminium-Präparaten²¹ erfolgen, die häufig sowohl in der Aufbereitung von Trink- und Abwasser als auch der Gewässersanierung eingesetzt werden. Eisenpräparate haben den Vorteil, größere Flocken zu bilden, was eine bessere Fällwirkung von Schwebepartikeln und Planktonalgen nach sich zieht.

Für den Möwensee wäre die Ausbringung von 100 g Fe / m² einer Eisen-III-Chlorid-Lösung auf die Wasseroberfläche ausreichend für eine Fällung der Planktonalgen. Die Ausbringung sollte erfolgen, wenn im Frühjahr eine nennenswerte Phytoplanktonentwicklung stattgefunden hat. Es ist jedoch unwahrscheinlich, dass im Möwensee eine einmalige Behandlung ausreicht, damit sich submerse Wasserpflanzen dauerhaft etablieren können.

²¹ Eisen-III-Chlorid (FeCl₃), Polyaluminiumchlorid (PAC)

Entschlammung Möwensee

Mitte der 1950er Jahre wurden zuletzt ca. 22.000 m³ Schlamm aus dem Möwensee entnommen. Aktuell wird die Schlammmenge anhand der Kartierungsdaten auf ca. 27.000 m³ geschätzt, was einer durchschnittlichen Schlammauflage von 2,25 m entspricht.

Eine Entschlammung ist nicht nur mit hohen Kosten verbunden, es ist auch unwahrscheinlich, dass sich die Verhältnisse im Möwensee dadurch verbessern würden. Sie kann sogar zu einer Verschlechterung führen, indem vermehrt temporäre Schichtungen im Wasserkörper auftreten. Eine vollständige Entnahme würde den See in weiten Teilen auf 5 - 6 m Wassertiefe vertiefen und auch bei Entnahme von durchschnittlich 1 m würden verstärkt Bereiche entstehen, in denen bei temporärer Schichtung über Grund der Sauerstoff völlig aufgezehrt wird.

Darüber hinaus kann eine Entschlammung nur selten bis zu einer Tiefe erfolgen, in denen die Qualität der freigelegten Sedimente (geringe Zehrungsfähigkeit, gute Nährstoff-Festlegung) sich positiv auf das Gewässersystem auswirkt. Vielmehr sind meist weitergehende Maßnahmen zur Sedimentbehandlung erforderlich.

5.5 Kostenschätzung und Priorisierung

In der folgenden Übersicht (Tab. 13) wird für die von uns empfohlenen sowie weitere mögliche Maßnahmen eine grobe Schätzung der Investitions- und Betriebskosten²² gegeben, sowie die Priorität, die den einzelnen Maßnahmen von uns zugeordnet wird. In die Zuordnung der Priorität gehen neben der Dringlichkeit einer Maßnahme Kosten-Nutzen-Überlegungen ein.

Tab. 13: Übersicht über die Maßnahmenvorschläge mit Kostenschätzung und Prioritäten
Die Betriebskosten sind für ein Jahr angegeben. Alle Preise zzgl. Mehrwertsteuer..

Nr	Maßnahme	Details	geschätzte Kosten		Priorität
			Investition	Betrieb	
	Entenpfuhl				
E1	Eisenbehandlung	Ausbringung von 200 g Fe / m ² eines Eisenoxidhydroxid-Präparats	8.000	0	1
E2	Einleitung Zuschusswasser	Einleitung von Trinkwasser aus einer bestehenden Entnahmestelle über eine Schlauchleitung	0	339,90 € / 200 m ³	2
E3	Sperre zum Sperlingsee (Maßnahme gekoppelt mit E2 bzw. E8)	Einbau eines Wehrs an der Brücke mit veränderbarer Stauhöhe	10.000		1
E4	Entschlammung an der Brücke	Entnahme von ca. 30 m ³ Schlamm, bei Bedarf zu wiederholen	6.000	0	1
E5	Verschwenkung der Wegentwässerung	Umbau der Einleitrinne Richtung Norden; Laubfang	4.000	0	2
E6	Erosionsbarrieren an den Hängen	Querlegen von Totholz Erweitern der Benjeshecken	0 ca.500	0	1
E7	Infotafel Entenpfuhl, Sperlingsee	Entwurf Ausführung	250 500 - 750		1
E8	Zirkulation Entenpfuhl (gekoppelt mit E1)	Einbau einer Zirkulationsanlage (Pumpe 10 l/s, E-Anschluss, Rohrleitung)	12.000,-	800,-	3

²² Genaue Kostenschätzungen können erst im Rahmen einer Vorplanung erfolgen

Nr	Maßnahme	Details	geschätzte Kosten		Priorität
			Investition	Betrieb	
	Möwensee				
M1	Fischbesatz	Besatz mit kg Hecht, Monitoring	(erfolgt durch Fischereiamt)		1
M2	Renaturierung eines erodierten Uferabschnitts	Einbringung einer Steinwalze auf ca. 35 m x 6m ev. Auffüllung Hinweistafel	ca. 8.000 / 4.000		1-2
M3	Renaturierung eines vegetationsfreien Uferabschnitts	Einbringen einer ca. 30 m langen Gabione/Steinwalze vor der Ero- sionskante Auffüllen von Substrat und Be- pflanzung des Streifens ca. 15 m x 4 m mit Kleinröhricht Einbringen einer Uferbefestigung und Uferschutzmatten, Auffüllen des Substrats; Bepflanzung durch Röhrichtmat- ten Hinweistafel	ca. 6000 ca.10.000		1-2
M4	Rückbau des Hydranten- Schachts		500?		1
M5	Öffnung der Steintreppe	Entfernung des Zauns vor der Treppe ggf. Reparatur der Steinplatten	durch Grün- flächenamt		1
M6	Infotafel Möwensee	Entwurf Ausführung	250 500-750		2
M7	Besucher-Toilette				3
M8	Barrieren gegen Vertritt und Erosion	Querlegen von anfallendem Tot- holz	Eigenarbeit GFA	0	1
M9	Ergänzung der Hecke/ Benjeshecke	Gesamtlänge ca. 150 m, davon ca. 10-20% als Grün- ²³ 80-90% als Benjeshecke ²⁴	300-400 1.500 + Eigenarbeit		2-3
M10	Entschlammung der Seespitzen	Beseitigung des Grobmaterials und Absaugen von ca. 100 m ³ Feinschlamm bis zum Ufer	10.000		3
	Beseitigung der Algenrube	einmalige Fällung mit 100 g Fe / m ² einer Fe-III-Chlorid	27.000		
	Entschlammung Möwensee	Entnahme von 10.000 m ³ (wie gelagert, mit Entwässerung, zzgl. Transport und Entsorgung)	600.000		

²³ für 20m Hecke ca. 40 Pflanzen a 7€

²⁴ bei Anlage auf der gesamten Länge von 120m ca. 2x 150 Pfosten a 5€

6 Quellenverzeichnis

6.1 Publikationen und Berichte

- ARP W. & DENEKE R. (2007): Untersuchungen des Phyto- und Zooplanktons schleswig-holsteinischer Seen 2006.- Bericht für das Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig Holstein: 1 – 201.
- ARP, W. & DENEKE, R. (2006): Untersuchungen zum Phyto- und Zooplankton schleswig-holsteinischer Seen 2005 gemäß der EU WRRL.- Bericht für das Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig Holstein: 1 – 201.
- ARP, W. (2005): Untersuchung des Phyto- und Zooplanktons schleswig-holsteinischer Seen 2004. Teilbericht: 12 Seen des WRRL-Programms. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein. Flintbek.
- ARP, W., KASTEN, J. & MAIER, G. (2010): Untersuchungen des Phyto- und Zooplanktons schleswig-holsteinischer Seen 2009.- LLUR Bericht, 1 – 170 + Anhang.
- ATT (1998): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen.- AG Trinkwassertalsperren e.V. Arbeitskreis Biologie, ATT Techn. Inf.. Nr. 7: 1 – 150.
- BASF (2016): Medizinische Leitlinien bei akuten Einwirkungen von chemischen Substanzen. Schwefelwasserstoff (H₂S). - BASF Code: D017-004 Stand: 2016, 6 S.
- BOTTRELL H.H., DUNCAN A., GLIWICZ Z.M., GRYGIEREK E., HERZIG A., HILLBRICHT-ILKOWSKA A., KURASAWA H., LARSSON P. & WEGLENSKA T. (1976): A review of some problems in zooplankton production studies. Norwegian Journal of Zoology 24: 419-456.
- CASPER, P. 1987. Bedeutung von terrestrischem Pflanzenmaterial für den Stoffhaushalt eines oligotrophen Gewässers (Stechlinsee). Limnologica 18 (2) 423-430.
- CUMMINS K.W., COSTA R.R., ROWE R.E., MOSHIRI G.A. SCANLON R.M. & ZAJDEL K. (1969): Ecological energetics of a natural population of the predaceous zooplankter *Leptodora kindtii* Focke (Cladocera). Oikos 20: 189-220.
- DUMONT, H.J., VAN DE VELDE I. & DUMONT S. (1975): The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. Oecologia 19: 75-97.
- FELL & KERNBACH (2009): Seeuferkartierung 2007/2008 von Großem Müggelsee, Dämeritzsee, Zeuthener See (Berliner Ufer), Langem See und Unterhavel (Pfaueninsel). - Bericht im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Ref. II E, Berlin März 2009.
- FITTKAU, E. J.; COLLING, M.; HOFMANN, B.; REIFF, N.; RISS, W. H.; ORENDR, C.; HESS, M. (1992): Biologische Trophieindikation im Litoral von Seen. Hg. v. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. München (Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 7/92).
- FLÖBNER, DIETRICH (2000): Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Leiden: Backhuys Pub.

- GARTON D.W. & BERG D.J. (1990): Occurrence of *Bythotrephes cederstroemi* (Schoedler 1877) in Lake Superior, with evidence of demographic variation within the Great Lakes. J. Great Lakes Res. 16: 148-152.
- GRABOWSKI Ch. und M. MOECK (2006): Fachgutachten Pflanze und Tier zum Bewilligungsverfahren des Wasserwerks Tegel im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe, Berlin 2006
- HELLER, S. & W. RIPL (1995 a): Wasserbeschaffenheit kleiner Stillgewässer in Berlin und Umland – Verteilungsdiagramme für die wichtigsten physikalisch-chemischen Parameter und Kenngrößen. - unveröff. Material des FG Limnologie, TU Berlin und der GfG Gesellschaft für Gewässerbewirtschaftung mbH, Berlin
- HELLER, S. & W. RIPL (1995 b): Sedimentbeschaffenheit kleiner Stillgewässer in Berlin und Umland – Verteilungsdiagramme für die wichtigsten physikalisch-chemischen Parameter und Kenngrößen. - unveröff. Material des FG Limnologie, TU Berlin und der GfG Gesellschaft für Gewässerbewirtschaftung mbH, Berlin
- IAG GMBH (2016): Gutachten zur Gewässersituation in der Kleinen Grunewaldseenkette Berlin 2016 und 2017, Zwischenbericht 2016, unveröff.
- ISAKSSON, A. (1998): Phagotrophic phytoflagellates in lakes - a literature review. - Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 51: 63-90
- JEPPESEN E., JENSEN J.P., SØNDERGAARD M. LAURIDSEN T, PEDERSEN L.J. & JENSEN L. (1997): Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. Hydrobiologia 342/343: 151-164.
- KOPPE, P. & STOZEK, A. (1999): Kommunales Abwasser. Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Kläranlagenprozeß einschließlich Klärschlämme. - Vulkan Verlag, 4. Auflage, 567 S., ISBN: 978-3-80272-833-4
- KUSBER, W.-H., GEISLER, U. & JAHN, R. 2005: Rote Liste und Gesamtartenliste der Rotalgen (Rhodophyceae), Armeleuchteralgen (Charophyceae) und Braunalgen (Phaeophyceae) von Berlin. In: Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege / Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin. CD-ROM.
- LARCHER W. (1984) - Ökologie der Pflanzen. - UTB 232, 4.Auflage, Ulmer, Stuttgart 1984
- LAWA (Hrsg.) (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Stand: 2014. - Kulturbuch-Verlag Berlin, 34 S. ISBN 978-3-88961-345-5
- LIEDER, U. (1996): Crustacea: Cladocera/Bosminidae. Heidelberg: G. Fischer (Süßwasserfauna von Mitteleuropa, 8/2-3).
- MAIER, G. & STICH, B. (2012) Projekt Zooplankton –Länge, Volumen, Masse. - Bericht der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Institut für Seenforschung (ISF). 37 pp.
- MILER, O., BRAUNS, M., BÖHMER, J. & PUSCH, M. (2013): Feinabstimmung des Bewertungsverfahrens von Seen mittels Makrozoobenthos. Endbericht. Projekt-Nr. O 5.10/2011. Hg. v. LAWA. LAWA. Berlin.

- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & B. NIXDORF (2008): Praxistest zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons gemäß EU-WRRL. Endbericht zum LAWA-Projekt (O 5.05). In: MISCHKE, U. & B. NIXDORF (2008): Gewässerreport (Nr. 10): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2: 7 - 115.
- MISCHKE, U., RIEDMÜLLER U., HOEHN E., NIXDORF B. (2015): Teil A „Handbuch Phyto-See-Index - Verfahrensbeschreibung und Qualitätssicherung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton“ In: „Handbuch für die Seenbewertung mittels Plankton – Phyto-See-Index (Teil A) und PhytoLoss-Modul Zooplankton (Teil B)“. Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Deneke, R., Nixdorf, B. (Eds). S. 1-74.
- MOOG, O. (1995): Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wasserwirtschaftskataster.
- NIXDORF, B., HOEHN, E., MISCHKE, U., RÜCKER, J., SCHÖNFELDER, I. & M. BAHNWARD (2008): Anforderungen an Probenahme und Analyse der Phytoplanktonbiozönosen in Seen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. In: MISCHKE, U. & B. NIXDORF (2008): Gewässerreport (Nr. 10): Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2: 147 - 184.
- NIXDORF, B., HOEHN, E., RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U. & I. SCHÖNFELDER (2010): Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. Handbuch Angewandte Limnologie – Methodische Grundlagen. III-4.3.1. Erg. Lfg. 4/10: 1-24.
- PADISAK, J. & R. ADRIAN (1999): Biovolumen.- In W. v. Tümping & G. Friedrich (Hrsg.) (1999): Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der biologischen Wasseruntersuchung, Band 2. - G. Fischer Verlag Jena: 1 – 545.
- RUTTNER-KOLISKO, A. (1977): Suggestion for biomass calculation of plankton rotifers. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.: 71 – 76.
- SCHULTE-BISPING H. & F. BEESE (2010): UN/ECE Integrated Monitoring-Programm Fortsetzung des Integrated Monitoring Programms an der Station Neuglobsow. - Abschlussbericht des UBA-Projektes Förderkennzeichen 351 01 040/02
- SEN STADT UM (Hrsg.) (2013): Fische in Berlin. Bilanz der Artenvielfalt. - Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Fischereiamt Berlin in Zusammenarbeit mit Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, Dezember 2013, 94 S.,
http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/fischerei/fischereiamt/download/Broschuere_Fische.pdf
- SOMMER, U. (1988): Some relationships in phytoflagellate motility.- Hydrobiologia 161: 125 – 131.
- STICH, B. & MAIER, G. (2012) Projekt Zooplankton – Zählen, Bestimmen, Auswerten - Bericht der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Institut für Seenforschung (ISF). 33 pp.
- STRASBURGER, E. & D. VON DENFFER (1978): *Lehrbuch der Botanik für Hochschulen., 31. Auflage*. Gustav Fischer Verlag Stuttgart
- TRGS 900 (2016): Technische Regeln für Gefahrstoffe. Arbeitsplatzgrenzwerte. - Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Ausschuss für Gefahrstoffe

VENOHR, M., U. HIRT, J. HOFMANN, D. OPITZ, A. GERICKE, A. WETZIG, K. ORTELBACH, S. NATHO, F. NEUMANN & J. HÜRDLER (2009): Das Modellsystem MONERIS, Version 2.14.1vba

WÖRLEIN, F. (1992): Pflanzen für Garten, Stadt und Landschaft. Taschenkatalog, Wörlein Baumschulen, Dießen.

6.2 Verwendete Bestimmungsliteratur Plankton

Phytoplankton

ANAGNOSTIDIS, K. & J. KOMÁREK (1985): Modern approach to the classification system of cyanophytes - 1 - Introduction.- Archiv für Hydrobiologie Supplement 71 (1/2): 291 - 302.

ANAGNOSTIDIS, K. & J. KOMÁREK (1988): Modern approach to the classification system of cyanophytes - 3 - Oscillatoriales.- Archiv für Hydrobiologie Supplement 80 (1-4): 327 - 472.

BOURRELLY, P. (1972): Les Algues vertes.- Éditions N. Boubée & Cie. Paris : 1 - 569.

ETTL, H. (1983): Chlorophyta I - Phytomonadina.- Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 9. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York: 1 - 530.

ETTL, H. (1983): Xanthophyceae, Teil 1.- Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 3. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York: 1 - 515.

FÖRSTER, K. (1982): Conjugatophyceae - Zygnematales und Desmidiaceae (excl. Zygnemataceae).- E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller). Stuttgart, Germany: 1 - 543.

GEITLER, L. (1932): Cyanophyceen.- Dr. L. Rabenhorst's Krytogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. 2. Auflage. Akademische Verlagsgesellschaft m.b.H. Leipzig: 1 - 1179.

JOHN, D. M., B.A. WHITTON, & A.J. BROOK (2003) :The freshwater algal flora of the British Isles: an identification guide to freshwater and terrestrial algae.- University Press, Cambridge. Cambridge: 1 - 702

KADLUBOWSKA, J.Z. (1984): Conjugatophyceae I – Chlorophyta VIII, Zygnematales.- Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 16. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York: 1 - 532.

KASTEN, J. (2002): Die Dynamik der Phytoplanktongemeinschaften einer saisonal überfluteten Fluß-Auern-Landschaft (Unteres Odertal – Brandenburg).- Dissertation an der Freien Universität Berlin. Lehmanns Fachbuchhandlung Berlin (ISBN 3-936427-00-3): 1 - 255.

KOMÁREK, J. (2013): Cyanoprokaryota 3. Teil/Part 3: Heterocytous Genera.- Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 19/3. Springer Spektrum: 1 - 1130.

KOMÁREK, J. & B. FOTT (1983): Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller). Stuttgart, Germany.

KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS (1998): Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales.- Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 19/1. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin, Ulm: 1 - 548.

KOMÁREK, J. & K. ANAGNOSTIDIS (2005): Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales - Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 19/2. Elsevier, Spektrum Akademischer Verlag: 1 - 759.

- KOMÁREK, J. (1999): Übersicht der planktischen Blaualgen im Einzugsgebiet der Elbe.- Internationale Kommission zum Schutz der Elbe. Magedburg: 1 – 54 + Anhang.
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT (1986): Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae.- Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York: 1 - 876.
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT (1988): Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae.- Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York: 1 - 596.
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT (1991): Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, Jena: 1 - 576.
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT (1991): Bacillariophyceae 4. Teil: Achnanthesaceae. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, Jena: 1 – 437.
- KRIENITZ, L. (1990): Coccale Grünalgen der mittleren Elbe. Limnologica 21 (1): 165 – 231.
- LENZENWEGER, R. (1996): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 1.- Bibliotheca Phycologia, Bd. 101. J. Cramer in der Gebrüder Bornträger Verlagsbuchhandlung Berlin, Stuttgart: 1 – 162.
- LENZENWEGER, R. (1997): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 2.- Bibliotheca Phycologia, Bd. 102. J. Cramer in der Gebrüder Bornträger Verlagsbuchhandlung Berlin, Stuttgart: 1 – 216.
- LENZENWEGER, R. (1999): Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 3.- Bibliotheca Phycologia, Bd. 104. J. Cramer in der Gebrüder Bornträger Verlagsbuchhandlung Berlin, Stuttgart: 1 – 218.
- MEFFERT, M.-E. & H.-J. KRAMBECK (1977): Planktonic blue-green algae of the *Oscillatoria redekei* group.- Archiv für Hydrobiologie 79(2): 149 – 171.
- MEFFERT, M.-E. (1988): *Limnothrix* MEFFERT nov. gen. Archiv für Hydrobiologie Supplement 80 (1-4): 269 – 276.
- MEFFERT, M.-E., R. OBERHÄUSER, & J. OVERBECK (1981): Morphology and Taxonomy of *Oscillatoria redekei* (Cyanophyta).- British phycological Journal 16: 107 – 114.
- POPOVSKÝ, J. & L.A. PFIESTER (1990): Dinophyceae.- Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 6. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, Jena: 1 - 272.
- STARMACH, K. (1985): Chrysophyceae und Haptophyceae.- Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 1. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, New York: 1 - 515.

Zooplankton

- Benzie, J. A. H., 2005. Cladocera: The Genus *Daphnia* (including *Daphniopsis*) (Anomopoda: Daphniidae). In H. J. F. Dumont (Co.-Ed.), Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Vol. 21. Backhuys Publishers, Leiden: 376 pp.
- Breitig, G., 1972. VIII. Mollusken. In H. Bick, G. Breitig, Th. Grospietsch, Ch. Holmquist, H. Löffler, E. Reisinger, A. Ruttner-Kolisko, O. A. Sæther & J. Schwoerbel, 1972. Das Zooplankton der Binnengewässer, 1. Teil. In H.-J. Elster & W. Ohle, Die Binnengewässer. Vol. 26/1. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 286-291.

- Einsle, U., 1993. Crustacea. Copepoda. Calanoida und Cyclopoida. In J. Schwoerbel & P. Zwick (Hrsg.), Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Bd. 8/4-1. G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York: 208 pp.
- Einsle, U., 1996. Copepoda: Cyclopoida. Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops. In H. J. Dumont (Co.-Ed.), Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Vol. 10. SPB Academic Publishing, Amsterdam: 82 pp.
- Flößner D., 1972. Kiemen- Blattfüßer, Branchiura Fischläuse, Branchiura. In: Dahl, TWD 60: 501 pp.
- Flößner, D., 2000. Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys Publishers, Leiden: 428 pp.
- Herbst H.V. (1976): Blattfußkrebse. In: Einführung in die Kleinlebewelt. Kosmos-Verlag Franckh-Stuttgart: 130 pp.
- Holmquist, Ch., 1972. V. Mysidacea. In H. Bick, G. Breitig, Th. Grospietsch, Ch. Holmquist, H. Löffler, E. Reisinger, A. Ruttner-Kolisko, O. A. Sæther & J. Schwoerbel. Das Zooplankton der Binnengewässer, 1. Teil. In H.-J. Elster & W. Ohle, Die Binnengewässer. Vol. 26/1. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 247-256.
- Kiefer F., 1973. Ruderfußkrebse. In: Einführung in die Kleinlebewelt. Kosmos-Verlag Franckh-Stuttgart: 99 pp.
- Kiefer F. & Fryer G., 1978. Copepoda. In: Das Zooplankton der Binnengewässer 2. Teil. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung; Nägele und Obermiller: 208 pp.
- Koste W., 1978: Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas Bd. 1. und 2. Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart: 673 pp bzw. 234 Tafeln.
- Korovchinsky, N. M., 1992. Sididae and Holopediidae. (Crustacea: Daphniiformes). In H. J. Dumont (Co.-Ed.), Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Vol. 3. SPB Academic Publishing, The Hague: 82 pp.
- Lieder, U. 1996. Crustacea. Cladocera/Bosminidae. In J. Schwoerbel & P. Zwick (Hrsg.), Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Bd. 8/2-3. G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm: 80 pp.
- Nogrady, T. & H. Segers (Eds), 2002. Rotifera. Vol. 6: Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae and Filinia. In H. J. Dumont (Co.-Ed.), Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Vol. 18. Backhuys Publishers, Leiden: 264 pp.
- Nogrady, T., R. Pourriot & H. Segers, 1995. Rotifera. Volume 3: Notommatidae and Scardiidae. In T. Nogrady (Ed.), Rotifera. In H. J. Dumont (Co.-Ed.), Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Vol. 8. SPB Academic Publishing, Amsterdam: 248 pp.
- Orlova-Bienkowskaja, M. Y., 2001. Cladocera: Anomopoda. Daphniidae: genus Simocephalus. In H. J. Dumont (Co.-Ed.), Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Backhuys Publishers, Vol. 17. Leiden: 130 pp.
- Pontin, R. M., 1978. A key to the Freshwater Planktonic and semi-planktonic Rotifera of the British Isles. Scientific Publication. Vol. 38. Freshwater Biological Association: 178 pp.

Ruttner-Kolisko, A., 1972. III. Rotatoria. In H. Bick, G. Breitig, Th. Grospietsch, Ch. Holmquist, H. Löffler, E. Reisinger, A. Ruttner-Kolisko, O. A. Sæther & J. Schwoerbel. Das Zooplankton der Binnengewässer, 1. Teil. In H.-J. Elster & W. Ohle, Die Binnengewässer. Vol. 26/1. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 99-234.

Smirnov, N. N., 1996. Cladocera: the Chydorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the World. In H. J. F. Dumont (Co.-Ed.), Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Vol. 11. SPB Academic Publishing, Amsterdam: 197 pp.

Voigt, M. & W. Koste, 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Überordnung Monogononta. Bd. I, Textband. 2. Aufl. Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart: 673 pp.

Voigt, M. & W. Koste, 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Überordnung Monogononta. Bd. II, Tafelband. 2. Aufl. Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart: 234 T.

Characeen

van der Weyer, K. & C. Schmidt (2007): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) in Deutschland –Vers 20.05.2007 (<http://www.flora.naturkundemuseum-bw.de/BestimmungMakrophyten.pdf>, download 11.07.2016)

7 Methoden

7.1 Hydrologie

Um Aussagen zu den Wasserstandschwankungen in den drei Gewässern machen zu können, wurden 2 Lattenpegel installiert, ein Pegel am Westufer im Möwensee und ein Pegel am Südostufer des Sperlingsees (genaue Lage siehe Tab. 14).

Tab. 14: Lage und Höhe der Lattenpegel am Möwensee und Sperlingsee.
Hoch-Rechtswerte UTM ETRS 89 und Pegel-Nullpunkt m +NHN

Gewässer	Rechtswert	Hochwert	Pegel-Nullpunkt
Sperlingsee	33386896,6	5824102,7	31,53
Möwensee	33387045,8	5823904,1	32,40

Die Lattenpegel wurden am 15.2. 2016 installiert. Ab diesem Termin wurden beide Pegel in der Regel wöchentlich abgelesen, z.T. auch häufiger.

7.2 Probenahme Limnochemie und Plankton

Es wurden limnochemische Probenahmen monatlich von März bis Dezember durchgeführt (10x), Probenahmen des Planktons monatlich von März bis September (7x).

Die Probenahmen erfolgten vom Boot aus im Bereich der tiefsten Stellen (Abb. 5). Die Koordinaten der Mess- und Probestellen wurden mit einem Personal Navigator mit GPS-Empfang (eTrex der Fa. Garmin) mit einer Genauigkeit von ± 3 m aufgezeichnet (UTM ETRS89). Am Entenpfuhl wurde von Juni bis September 2016 wegen des gefallen Wasserstands die Beprobung mit einem Teleskopschöpfer vom Ufer aus durchgeführt.

Im Rahmen der Wasseruntersuchungen wurden vor Ort die Sichttiefe mit einer Secchi-Scheibe gemessen sowie mit einer Multiparametersonde der Firma Hydrolab Tiefenprofile für Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoffsättigung, Redox-Potential, elektrische Leitfähigkeit und Chlorophyll a-Fluoreszenz in 0,5 m Tiefenschritten aufgenommen.

Die Wasserproben für die Laboranalyse wurden in der Regel als integrierte Mischprobe aus der euphotischen Zone, der oberen durchleuchteten Zone, hergestellt. Hierzu wurden volumengleiche Teilproben mit einem Wasserschöpfer nach Friedinger in 1-m-Schritten bis maximal zum 2,5fachen der Sichttiefe entnommen. Dies bedeutete für den maximal ca. 2,5 m tiefen Möwensee meist eine Probenahme aus 0 – 2 m Tiefe. Im maximal ca. 1,5 m tiefen Sperlingsee wurde in der Regel eine Probe aus 0 – 1 m entnommen. Im Entenpfuhl war die Probenahmetiefe bei der Beprobung mit dem Boot aus 0 – 1 m bzw. aus 0,5 m Tiefe und bei der Beprobung vom Ufer aus 0 bis 0,5 m.

Die so hergestellten Mischproben wurden in vorbereitete Probengefäße abgefüllt, gekühlt und dunkel aufbewahrt und umgehend in das akkreditierte und in Brandenburg notifizierte Labor der PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor GmbH nach Potsdam transportiert.

Für die Phytoplanktonanalyse wurden von der Mischprobe aus der euphotischen Zone 100 ml abgefüllt und mit Lugol'scher Lösung fixiert.

Für die Zooplanktonanalyse wurde wenn möglich ein Vertikalzug über die Wassersäule mit einem Planktonnetz mit Aufsatzkegel (Maschenweite 55µm) durchgeführt,. Bei den z.T. sehr geringen Wassertiefen im Entenpfuhl wurde auf den Einsatz des Vertikalzugnetzes verzichtet und stattdessen eine integrierte Mischprobe aus der Wassersäule analog zu der Vorgehensweise für die Mischprobe aus der euphotischen Zone hergestellt. Diese wurde durch ein Planktonnetz gleicher Maschenweite (55 µm) filtriert. Die eingeeengten Proben wurden vor Ort mit Formaldehyd fixiert (Endkonzentration 4%).

7.3 Sondenmessung der Chlorophyll a-Fluoreszenz

Die bei den Sondenmessungen zur Chlorophyll a-Fluoreszenz erhaltenen Messwerte sind methodisch bedingt in Chlorophyll a umzurechnen. Hierzu wurde anhand der im Labor festgestellten Chlorophyll a Werte und Vergleichsmessungen mit der Sonde, aufgrund der Verschiedenheit der untersuchten Seen, für jeden See eine Kalibriergerade ermittelt (Tab. 15) anhand derer die Sondenmesswerte umgerechnet wurden.

Tab. 15: Kalibriergleichungen für die Umrechnung der Chlorophyll a-Fluoreszenz Messwerte
CHL a = Chlorophyll a, CHL_{sonde} = Messwert Chlorophyll a-Fluoreszenz

Möwensee	CHL a = CHL Sonde * 1,9478	R ² = 0,853
Sperlingsee	CHL a = CHL Sonde * 1,8208	R ² = 0,973
Entenpfuhl	CHL a = CHL Sonde * 2,9136	R ² = 0,664

7.4 Sedimentmächtigkeits- und Wassertiefenkartierung

Am 30. Juni 2016 wurden an allen drei Gewässern insgesamt 30 Stellen mit einem Arbeitsboot angefahren und mittels GPS mit einer Genauigkeit von ca. 3 m lagemäßig erfasst.

An jeder Stelle wurde die Untergrenze der Sedimentauflage mit einer Peilstange ermittelt und die Wassertiefe mit einem durch eine Scheibe am Einsinken gehinderten Senklot bestimmt. Die Mächtigkeit der Sedimentauflage wurde als Differenz zwischen beiden Messungen berechnet.

Die Messungen erfolgten am Möwensee bei einem Pegelstand von 32,875 m + NHN und am Sperlingsee bei 32,0 m + NHN. Da am Untersuchungstag zwischen Entenpfuhl und Sperlingsee keine freie Verbindung mehr bestand, konnte der Wasserstand im Entenpfuhl nicht mit dem im Sperlingsee gleichgesetzt werden und lag grob geschätzt ca. 10 cm unter dem im Sperlingsee.

Für jedes Gewässer wurden anhand der Peilpunkte Längs- und Querschnittsprofilflächen berechnet und das Wasservolumen und die Schlammmenge grob ermittelt.

7.5 Sedimentbeprobung

Am 15. Dezember 2016 wurden im Möwensee sechs sowie im Sperlingsee und im Entenpfuhl jeweils 3 über das Gewässer verteilte Stellen mit einem Arbeitsboot angefahren.

Im Möwensee wurden an allen sechs Stellen mit einem Sedimentstecher nach BERGGREN ungestörte Sedimentkerne erbohrt. Die erbohrten Sedimentkerne wurden vor Ort optisch begutachtet. Mit einem Stempel wurden die Bohrkernkerne von unten aus dem Stechrohr herausgedrückt, so dass das überstehende Wasser entfernt wurde und die obersten 20 cm störungsfrei abgetrennt werden konnten. Aus den sechs Einzelproben wurde eine Mischprobe hergestellt.

Im Sperlingsee und im Entenpfuhl musste die Probenahme aufgrund der deutlich festeren Konsistenz der Sedimente mit einem Sedimentstecher nach JOWSEY durchgeführt werden, mit dem weitgehend ungestörte Halbzylinder erbohrt werden können. Am Entenpfuhl konnten jedoch trotz wiederholter Versuche nur an zwei Stellen eine verwertbare Sedimentprobe erbohrt werden.

7.6 Physikalisch-chemische Wasser- und Sedimentanalysen

Die physikalisch-chemischen Laboranalysen der Wasser- und der Sedimentproben wurden in dem in Brandenburg notifizierte, akkreditierte Labor der PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor GmbH nach an das Probengut und die Fragestellung angepassten geltenden Normen und Analysenvorschriften durchgeführt (Tab. 16).

SiO₂, Säurekapazität, Chlorid, Sulfat, Ca, Mg, Na und K wurden ab April zusätzlich analysiert, weil diese Parameter, die ursprünglich in der Angebotsaufforderung fehlten. Auf Vorschlag der Auftragnehmer wurden diese mit in das Parameterspektrum aufgenommen, um ein umfassenderes Bild der Stoffumsetzungen in den drei Gewässern zu erhalten.

Tab. 16: Labormethoden Wasserparameter
Angaben der PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor GmbH

Analysenparameter	Verfahren	Beschreibung	Einheit	BG
Gesamt-P, gelöster reaktiver Phosphor	DIN EN ISO 6878	Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Phosphor - Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (ISO 6878:2004); Deutsche Fassung EN ISO 6878:2004	mg/l	0,005

Analyseparameter	Verfahren	Beschreibung	Einheit	BG
Gesamt-N	DIN EN 12260	Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Stickstoff - Bestimmung von gebundenem Stickstoff (TNb) nach Oxidation zu Stickstoffoxiden; Deutsche Fassung EN 12260:2003	mg/l	0,2
Nitrat-N	DIN EN ISO 10304-1	Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelösten Anionen mittels Flüssigkeits-Ionenchromatographie - Teil 1: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Fluorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Sulfat (ISO 10304-1:2007); Deutsche Fassung EN ISO 10304-1:2009	mg/l	0,01
Ammonium-N	DIN 38406-5	Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Kationen (Gruppe E); Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (E 5)	mg/l	0,01
Chlorophyll a, Phaeopigment	DIN 38412-16	Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L); Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Oberflächenwasser (L 16)	mg/l	0,001
Silizium	DIN 38405-21			
Säurekapazität pH4,3 (= Säurebindungsvermögen)	DIN 38 409-7			
Chlorid, Sulfat	DIN EN ISO 10304	Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelösten Anionen mittels Flüssigkeits-Ionenchromatographie - Teil 1: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Fluorid, Nitrat, Nitrit, Phosphat und Sulfat (ISO 10304-1:2007); Deutsche Fassung EN ISO 10304-1:2009		
Calcium, Magnesium, Kalium	DIN EN ISO 14911-34			
Natrium	DIN EN ISO 17294-2			
BSB 5	DIN EN 1899	Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n Tagen		
Gesamter organischer Kohlenstoff, Gelöster organischer Kohlenstoff	DIN EN 1484-3			

Tab. 17: Labormethoden Sedimentparameter
Angaben der PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor GmbH

Analysenparameter	Verfahren	Beschreibung	Einheit
Trockenrückstand, Glühverlust 550°C	DIN EN 14346		% FM % TS
Glühverlust 900°C	DIN EN 12879-S3a		% TS
Gesamt-N	DIN ISO 11261		g/kg TS
Gesamt-P, Calcium, Eisen, Schwefel	DIN EN ISO 11885-E22		g/kg TS

7.7 Laboranalyse Plankton

7.7.1 Phytoplankton

Die qualitative und quantitative Analyse des Phytoplanktons der Lugolprobe erfolgte, so weit möglich, an einem Umkehrmikroskop der Fa. Leitz bei Hellfeldbeleuchtung mit bis zu 790facher Vergrößerung, des Weiteren bei schwierig zu bestimmenden Arten mit einem Interferenz-Auflichtmikroskop mit bis zu 1000facher Vergrößerung. Kieselalgen wurden nicht gesondert präpariert.

Qualitative Analyse

Die Labor-Analyse erfolgte in Anlehnung an NIXDORF et al. (2008) bzw. NIXDORF et al. (2010). Die qualitative Analyse erfolgte möglichst auf Artniveau, in der Regel aber zumindest bis zu dem Mindestbestimmbarkeitsniveau, das im Rahmen der Entwicklung der EU-WRRL-Bewertung für Seen festgelegt wurde (MISCHKE et al. 2008 und 2015). Jedes erfasste Taxon erhielt die Bezeichnung und ID-Nummer aus der harmonisierten Phytoplankton-Taxaliste Deutschlands, die als Tabelle (HTL_Mai09_korr.xls) zum Herunterladen im Netz verfügbar ist (http://www.gewaesser-bewertung.de/index.php?article_id=163&clang=0).

Die Taxa wurden mit möglichst aktueller Bestimmungsliteratur bestimmt (siehe Auflistung im Anhang).

Quantitative Analyse

Für die quantitative Analyse der Taxa der Lugolprobe wurden, wenn möglich, mindestens 15 Arten bzw. Taxa quantitativ erfasst. Es wurden dabei mindestens 95 % der Biomasse ermittelt und mindestens 400 Objekte pro Probe gezählt. Die Abundanz des Phytoplanktons wurde durch Auszählen der gesamten Sedimentationskammer oder von Transekten, abhängig von Größe und Dichte der Organismen, ermittelt. Bei der Zählung kleinerer dominanter Phytoplanktontaxa wurden mindestens 60 Zellen bzw. Zähleinheiten pro Art in mindestens zwei Transekten ausgezählt. Größere Taxa wurden in größeren Teilflächen bzw. der gesamten Kammer ausgewertet. Fäden in der Lugolprobe (incl. *Aulacoseira*) wurden in der Regel durch Zählung von 100-µm-Abschnitten erfasst.

Bei erhöhtem Vorkommen von gallertigen Cyanobakterien (meist *Microcystis*) wurde eine Teilprobe der Lugolprobe mit einem Ultraschall-Desintegrator (Sonoplus Ultraschall-Homogenisator HD 2070) behandelt, so dass die Kolonien aufgelöst wurden und die Zellen einzeln gezählt werden konnten. Die Proben wurden ca. 2 min. bei 70 % Power beschallt. In der unbehandelten Lugolprobe wurde vorher der jeweilige Anteil der einzelnen chroococcalen Arten an der Gesamtanzahl der Zellen abgeschätzt.

Das Körpervolumen des Phytoplanktons der Lugolprobe wurde durch Annäherung an geometrische Körper in Anlehnung an ATT (1998) und PADISAK & ADRIAN (1999) ermittelt. Bei in der Größe stark variablen Taxa wurden ca. 20 Zellen pro Taxon oder Größenklasse ausgemessen. Bei Taxa mit nahezu konstantem Volumen wurde das Volumen der einmal vermessenen Zelle beim nächsten Termin wiederverwendet. Bei selten vorkommenden Taxa wurden vereinzelt Volumina aus der Literatur verwendet. Das Biovolumen wurde für jedes Taxon, jede Algenklasse und die Gesamtprobe berechnet.

7.7.2 Zooplankton

Zur Bestimmung der Frisch- bzw. Trockengewichte der verschiedenen Zooplanktontaxa wurden Mittelwerte aus vorangegangenen Berichten (z.B. ARP, MAIER, & MICHELS 2014, MAIER & STICH 2012) verwendet, d.h. für Rotatorien feste Frischgewichte je Taxon (RUTTNER-KOLISKO 1977), für Crustaceen Trockengewichte anhand von Trockengewichts-Längen-Relationen (z. B. BOTTRELL et al. 1976), wobei bei den Crustaceen Größenklassen oder Jugendstadien gezählt wurden und ein mittlerer Wert verwendet wurde. Bei den Cladoceren wurden die Größenklassen in 100- bis 300 µm-Schritten aufgeteilt, während die Copepoden nach Stadien (Nauplien, C1, C2, C3, C4, C5, Männchen, Weibchen) eingeteilt wurden (ca. 100 bis 200-µm-Schritte zwischen den Stadien).

Bestimmung: Die Zählung / Bestimmung erfolgte soweit möglich auf Artbasis. Für die Bestimmung der Arten wurde die aktuelle Bestimmungsliteratur verwendet (siehe Bestimmungsliteratur im Anhang).

Probenbehandlung: Jede der Zooplankton-Proben wurde vor ihrer Bearbeitung zunächst über ein 30 µm Planktongaze-Sieb dekantiert und mit Leitungswasser gespült. Das im Sieb konzentrierte Zooplankton wurde anschließend - je nach Dichte - in 100 – 2000 ml Kolben suspendiert. Aus dieser Suspension wurden mindestens 2 Teilproben entnommen, anschließend in 5 ml Röhrenkammern (Kammerhöhe 0,5 cm) gefüllt und nach einer Sedimentationszeit von ca. 10 (Crustaceen) bis 30 Minuten (Rotatorien) unter dem inversen Mikroskop (Olympus CKX 41) ausgezählt.

Zählung, Zählkategorien: Bei den Rotatorien liegen Messungen für jedes Taxon aus früheren Projekten (ARP & DENEKE 2006, 2007) vor, die übernommen wurden. Eine Festlegung von Zählkategorien / Größenklassen erfolgte für größenvariable Crustaceen. Für die Größenklassendifferenzierung der Cladoceren wurde ein Okular mit Gitternetz verwendet, das vorher mittels eines Objektmikrometers geeicht wurde. Für sehr große Zooplankter (Raubcladoceren), die mittels des relativ kleinen Probenahme-Netzes nur halbquantitativ erfasst werden, wurde eine durchschnittliche Größe ermittelt. Zur Ermittlung der Abundanz der Raubcladoceren wurde die gesamte Probe herangezogen; d.h. die Probe wurde nochmals über das 30 µm Sieb dekantiert, anschließend in Petrischalen verteilt und komplett nach Raubcladoceren durchsucht. Die Anwesenheit von *Chaoborus* spp. wurde jeweils notiert und die in der gesamten Probe vorhandenen Larven wurden ebenfalls gezählt. Die Abundanzen der Arten / Zählkategorien wurden unter Berück-

sichtigung der Netzgeometrie (Öffnungsdurchmesser, Radius) bzw. des Schöpferinhaltes und der Verdünnung im Labor hochgerechnet.

Biomasse: Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Trockengewichte für Rädertiere orientieren sich an früheren Studien zum Zooplankton von Seen in Schleswig Holstein (z.B. ARP & DENEKE 2006). Angaben zum Biovolumen finden sich z.B. in Ruttner-Kolisko (1977). Bei Cladoceren wurde für jede Gattung (jeden „Morphotyp“: *Daphnia* vs. *Bosmina* vs. *Eubosmina* vs. *Ceriodaphnia* vs. *Diaphanosoma*) verschiedene Formeln verwendet und damit die Trockenmasse für jede Zählkategorie / Größenklasse innerhalb der Gattung errechnet (vgl. BOTTRELL et al. 1976, MCCAULEY 1984 sowie PADISÁK & ADRIAN in TÜMLING & FRIEDRICH 1999). Bei Copepoden wurden für Calanoide, kleine Cyclopoide und große Cyclopoide unterschiedliche Formeln (Längen-Gewichts-Regressionen) auf die Zählkategorien verwendet, wobei Formeln aus BOTTRELL et al. (1976) verwendet wurden. Die verwendeten Formeln wurden vorab auf ihre Plausibilität geprüft; d.h. die daraus errechneten Ergebnisse wurden mit Literaturdaten verglichen (z.B. mit den Angaben in DUMONT et al. 1975, Stich & Maier 2012). Für Raubcladoceren wurden mittlere Trockengewichte aus GARTON & BERG (1990) (*Bythotrephes*) bzw. CUMMINS et al. (1969) (*Leptodora*) verwendet.

Cladoceren-Größenindex (GIC): Als mögliches Maß für Top-Down Effekte wurde in Anlehnung an ARP & DENEKE (2007) der Cladoceren-Größenindex (GIC) berechnet. Dieser Index errechnet sich als Quotient aus der mittleren Cladocerenbiomasse und der mittleren Abundanz der Cladoceren (d.h. GIC = mittlere Masse eines Cladoceren-Individuums). Die Abschätzung der „top-down“ Effekte durch Fischfraß mittels GIC basiert v. a. auf den in der Literatur beschriebenen Fakten, dass Fische große, wenig fluchtfähige und auffällig gefärbte Individuen selektieren. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass das Größenspektrum u. a. auch „bottom up“ – gesteuert ist, d.h. durch das Angebot von Nährstoffen für das Phytoplanktonwachstum. Unterschreitet der GIC im Sommer (zur Zeit des stärksten Fisch-Prädationsdruckes) $6 \mu\text{g L}^{-1}$ (das Gewicht einer 1 mm langen Daphnie), so wird der Prädationsdruck durch Fische als mindestens moderat eingestuft.

Z/P (=Zooplankton-/Phytoplanktonbiomasse): Zur Abschätzung der Verwertung des Phytoplanktons durch das Zooplankton wurde in Anlehnung an JEPPESEN et al. (1997) bzw. DENEKE et al. (2016) das Z/P-Verhältnis für jeden Termin errechnet, wobei die Protozoen vernachlässigt wurden, da sie methodisch nur sehr ungenau erfasst werden können und in der Regel die im Jahresmittel geringsten Biomassen aufweisen. Unter der Annahme, dass Cladoceren und Rotatorien pro Tag 100 %, Copepoden etwa 50 % ihres Körpergewichts als Nahrung zu sich nehmen (JEPPESEN ET AL. 1997), kann aus der Zooplankton- und Phytoplankton-Biomasse eine hypothetische konsumierte Phytoplankton-Biomasse pro Zeiteinheit berechnet werden, die Aufschluss über den Umsatz bzw. die Grazingrate gibt. Diese **Z/P-Rate** wird in Prozent konsumierte Biomasse pro Tag angegeben. Für Z/P wird hier auf der Basis des Biovolumens gerechnet, wobei das ermittelte Trockengewicht (TG) der Zooplankter in Biovolumen umgerechnet wird (nach $\text{TG mg} = \text{Biovolumen mm}^3 * 0,1$).

7.8 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos wurde in allen drei Gewässern sowohl im Bereich der Ufer (Eulitoral = Uferbereich bis 1,5 m Tiefe) als auch am Gewässergrund im Rahmen einer einmaligen Beprobung am 12.4.2016 untersucht.

Die Aufsammlung der aquatischen Makrozoen erfolgte im Eulitoral in einer Wassertiefe von 0,2 bis 1,5 m mit Hilfe eines Benthos-Handkeschers mit stabiler Stahlschabekante (Hydrobios; Schabekante: 25 cm).

Für den Sperlingssee und den Entenpfuhl wurden entlang der gesamten Uferlinie 20 bzw. 10 Teilproben in der Größe eines Kescherzuges (25 x25 cm) in einer Probe zusammengefasst; pro See bzw. je Probe konnte so eine Fläche von mindestens 0,5 m² untersucht werden. Die Lokalisierung der Teilproben erfolgte in Anhängigkeit der vorhandenen Besiedelungsstrukturen; jede Struktur wurde in Anhängigkeit ihres anteiligen Vorkommens im See beprobt.

Für den Möwensee wurden analog insgesamt 3 Proben, differenziert nach den Besiedelungsstrukturen Phytal (emerse Makrophyten), anorganische Substrate (Sand und Steine) sowie organische Hartsubstrate (Totholz und Wurzeln) entnommen.

Die Untersuchung des Gewässergrundes aller drei Gewässer erfolgte mit einem Ekman-Birge-Greifer. Aus der Mitte der Gewässer wurden jeweils drei Teilproben entnommen, die beprobte Fläche betrug jeweils 0,068 m². Eine Übersicht der Probeentnahmen und der beprobten Substrattypen zeigt Tab. 18

Tab. 18: Beprobung, Probestellen und Teilproben der Untersuchungen zum Makrozoobenthos.

See	Besiedelungsstruktur	Anzahl der Teilproben /Fläche
Möwensee, Litoral	Phytal	12/0,75 m ²
	anorganische Substrate	5/0,3 m ²
	organische Hartsubstrate (Totholz)	8/0,5 m ²
Möwensee, Grund	Grob- und Feindetritus, Faulschlamm	3/0,068 m ²
Sperlingsee, Litoral	Mischprobe	20/1,25 m ²
Sperlingsee, Grund	Grob- und Feindetritus, Faulschlamm	3/0,068 m ²
Entenpfuhl, Litoral	Mischprobe	10/0,6 m ²
	Grob- und Feindetritus, Faulschlamm	3/0,068 m ²

Das insgesamt entnommene Material einer Messstelle wurde mit 96 %igem Ethanol fixiert und vollständig im Labor ausgelesen. Im Feld wurde jede Probe kurz in Weißschalen durchgesehen, um fragile Tiere für eine sichere Bestimmung zu entnehmen.

Die taxonomische Bestimmung der Tiere im Labor erfolgte nach dem Stand der Wissenschaft in Abhängigkeit des Entwicklungsstadiums für die meisten Taxa bis auf Artniveau, in einigen Fällen nur bis auf die Artengruppe. Jede nachgewiesene Art wurde in Form von mindestens einem Beleg dokumentiert.

Das nach der EU-WRRL für Seen > 50 ha entwickelte Bewertungssystem ist auf Kleingewässer nicht oder nur bedingt anwendbar. Neben der Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie (MILER et al. (2013) bzw. stattdessen werden die Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos an Hand weiterer funktionaler Kriterien miteinander verglichen (z.B. Präferenzen für Mikrohabitate und Ernährungstypen).

Der Möwensee wurde als einziger der drei Seen auf Basis des strukturell-biozönotischen Bewertungsansatzes für Seen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) nach MILER et al. (2013) bewertet, auch wenn dies eingeschränkt gilt, da er der größte der drei Gewässer ist. Bei diesem Bewertungssystem wird der hydromorphologische Zustands der Uferzonen, abhängig vom jeweiligen Seetyp, beurteilt. Als Bewertungskriterien dienen hier die für den Seetyp 14

(ungeschichtete Seen mit kleinem Einzugsgebiet) relevanten Bewertungskriterien. Es handelt sich um ein sog. Multimetrisches Bewertungsverfahren, mit welchem Wertkategorien für verschiedene Eigenschaften der makrobenthischen Zoozönose ermittelt werden (Vielfalt, ökolog. Toleranz durch einen sog. Fauna-Index, funktionelle Metrics, z.B. Anzahl von Bewohnern auf Steinen, und Gruppen-Zusammensetzung, z.B. der Anteil der Libellen). Die Einzelergebnisse werden in einem multimetrischen Index über Mittelwertbildung zusammengefasst.

7.9 Ufer- und Umfeldkartierung

Erhebung der Uferstruktur und -vegetation

Struktur und Vegetation der Uferzone wurden in Anlehnung an die Methode der EU-Wasserrahmenrichtlinie, wie sie im Land Berlin praktiziert wird (FELL & KERNBACH 2009), kartiert. Da die Methode der WRRL für Seen größer als 50 ha Fläche entwickelt wurde, wurde sie für diese kleinen Parkgewässer anhand der im Tiergartenprojekt (KOPPELMEYER et al. 2014) gewonnenen Erfahrungen modifiziert.

Zunächst wurde das Ufer in bezüglich Morphologie und Vegetation möglichst homogene Abschnitte von in der Regel nicht kleiner als 10 m Länge unterteilt. Für diese Abschnitte wurden drei uferparallele Zonen erfasst, wobei die Breite der Zonen ihrer Funktion angepasst wurde. So wurde z.B. zur Zone der Ufervegetation die Fläche bis zum nächsten Wanderweg gerechnet. Diese konnte dadurch schmaler als 5 m sein oder auch breiter, wenn die entsprechende Fläche zwar breiter aber bis zum Weg mit z.B. typischer Verlandungsvegetation bewachsen war. Wenn durch die steilen Ufer eine typische Ufervegetation gar nicht vorhanden war, wurde die 5m-Zone betrachtet, um die Funktion für den Stoffrückhalt zu erfassen.

Tab. 19: Bei der Kartierung der Vegetationsstruktur und der morphologischen Struktur der Ufer erfasste Größen

	Zone		
	„Wasservegetation“	„Ufervegetation“	„Umfeld“
Bereich	unterhalb der Wasserlinie bis 4 m Wassertiefe (= hier gesamter See)	Wasserlinie bis ca. 5 m landseitig bzw. bis zum nächsten Weg/Zaun	ab Zone Ufervegetation bis zur Grenze des oberirdischen Einzugsgebiets
erfasste Größen	Vegetation	Vegetation	Vegetation
	<ul style="list-style-type: none"> Vegetationsstrukturen mit dominanten Arten sowie Bestandslänge, -breite, -dichte von Emersen, Submersen und Schwimmblattpflanzen Wassertiefe a.d. Bestandsgrenzen 	<ul style="list-style-type: none"> Vegetationsstrukturen mit dominanten Arten Störungen/Schädigungen umgestürzte Bäume 	<ul style="list-style-type: none"> Vegetationsstrukturen mit dominanten Arten Störungen/Schädigungen
	Standortfaktoren	Standortfaktoren	Standortfaktoren
	<ul style="list-style-type: none"> Uferbefestigung Erholungseinrichtungen Uferneigung Substrat 	<ul style="list-style-type: none"> Uferneigung Substrat/Boden Erholungseinrichtungen 	<ul style="list-style-type: none"> Hangneigung Substrat/Boden Schädigungen (Erosion)

	<ul style="list-style-type: none"> • ggf. Höhe Profilkante • Beschattung • Schädigungen 	<ul style="list-style-type: none"> • Schädigungen • technische Einrichtungen 	
Zielgrößen, Fragestellung	<ul style="list-style-type: none"> • Naturnähe/ Nischen- diversität • Funktion für Stoffrückhalt • Funktion im Stoffumsatz • Möglichkeiten der Röhrichtansiedlung 	<ul style="list-style-type: none"> • Naturnähe/ Nischendiversität • Stoffrückhalt/-eintrag 	<ul style="list-style-type: none"> • Naturnähe • Erosion/ Erosionsgefährdung • Abschätzung Laubeintrag

Zur Einordnung der Vegetationsstruktur im Umfeld wurden zusätzlich CIR-Luftbilder hinzugezogen.

Die Beschattung wurde mit der fünfstufigen Skala nach WÖRLEIN (1992) abgeschätzt (Tab. 20 im Anhang). Dazu wurden neben dem Eindruck vor Ort Luftbilder und theoretische Überlegungen einbezogen. Bei der Beurteilung der Beschattung (während der Vegetationsperiode) wurde ein ca. 5 m breiter uferparalleler Streifen zugrunde gelegt.

Die Kategorien der Vegetationsstruktur wurden so modifiziert, dass neben der Bewertung der Naturnähe die Fragestellungen des Stoffrückhaltes, des Laubeintrags und der Erholungslenkung berücksichtigt werden können.

Darüber hinaus wurden als punktuelle Elemente Erholungseinrichtungen, punktuelle Störungen bzw. Schädigungen der Vegetation, Totholz und andere markante punktförmige Strukturen in der Karte verzeichnet.

Die einzelnen Kategorien der Kartierung sind im Anhang, Tab. 19, dargestellt.

Verarbeitung, Darstellung und Bewertung

Die kartierten Strukturen der einzelnen Abschnitte sowie der Punktelemente wurden soweit möglich im Satelliten- bzw. Luftbild überprüft, codiert und in Exceltabellen erfasst. Zusätzlich zum angebotenen Leistungsumfang wurden durch Digitalisierung der Abschnitte in einem GIS Karten erstellt, die themenweise verschnitten als Grundlage für Maßnahmenvorschläge dienen.

Die Bewertung der Naturnähe erfolgt nach den Kriterien der WRRL, jedoch angepasst an kleine Parkgewässer wie in KOPPELMEYER et al. (2014) für die Gewässer des Berliner Tiergartens modifiziert. Die Definition der Bewertungsklassen ist im Anhang, Tab. 21, dargestellt. Die Abgrenzung der oberirdischen Einzugsgebiete erfolgte nach dem digitalen Höhenmodell aus ATKIS (FISBroker, Stand November 2016, s. Abb. 2) sowie anhand einer Begehung.

8 Anhang

8.1 Ergebnisse der limnochemischen Laboranalysen

Nährstoffe und Chl.a

Seename	Datum	Sicht- tiefe (m)	Chl.a (µg/l)	Phaeo (µg/l)	TP (mg/l)	PO ₄ -P (mg/l)	TNb (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₃ -N (mg/l)
Möwensee	09.03.16	0,7	269	5,0	0,168	0,074	1,3	0,047	0,005
Möwensee	05.04.16	2,0	35,5	6,1	0,193	0,161	1,9	0,210	0,061
Möwensee	03.05.16	1,1	29,6	4,7	0,254	0,149	1,3	0,049	0,005
Möwensee	06.06.16	1,0	68,0	4,9	0,250	0,175	1,4	0,037	0,005
Möwensee	05.07.16	0,9	21,8	26	0,415	0,188	1,5	0,012	0,040
Möwensee	11.08.16	0,8	111	20	0,336	0,132	1,8	0,005	0,005
Möwensee	06.09.16	0,5	187	<1,0	0,538	0,121	2,1	0,039	0,005
Möwensee	06.10.16	1,1	58,2	7,6	0,633	0,050	1,7	0,180	0,130
Möwensee	09.11.16	1	32,8	11	0,456	0,085	2,1	0,890	0,005
Möwensee	15.12.16	1	107	20	0,369	0,229	2,2	0,400	0,005
Sperlingsee	09.03.16	>1,5	35,5	7,1	0,329	0,239	1,1	0,170	0,005
Sperlingsee	05.04.16	>2,1	4,44	<1,0	0,226	0,200	1,2	0,210	0,038
Sperlingsee	03.05.16	>1,6	2,96	1,2	0,254	0,213	1,0	0,110	0,005
Sperlingsee	06.06.16	1,2	2,91	3,3	0,427	0,368	1,3	0,390	0,024
Sperlingsee	05.07.16	>1,4	2,91	5,4	0,634	0,442	1,2	0,410	0,005
Sperlingsee	11.08.16	>1,5	10,2	4,4	0,582	0,435	1,5	0,540	0,005
Sperlingsee	06.09.16	>1,1	11,7	4,0	0,649	0,468	1,9	0,820	0,037
Sperlingsee	06.10.16	>1,3	16,0	1,7	0,199	0,135	1,5	1,400	0,074
Sperlingsee	09.11.16	>1,2	8,74	<1,0	0,486	0,150	1,8	1,000	0,005
Sperlingsee	15.12.16	>1,1	72,8	33	0,668	0,462	1,5	0,028	0,005
Entenpfuhl	09.03.16	0,6	160	8,6	0,086	0,039	0,8	0,083	0,005
Entenpfuhl	05.04.16	>1,2	13,3	4,4	0,077	0,062	1,0	0,130	0,005
Entenpfuhl	03.05.16	>1,1	7,40	<1,0	0,065	0,029	0,9	0,130	0,005
Entenpfuhl	06.06.16	>0,5	10,2	9,6	0,465	0,420	2,3	1,400	0,016
Entenpfuhl	05.07.16	>0,5	5,82	4,6	0,841	0,611	3,2	2,300	0,005
Entenpfuhl	11.08.16	>0,5	18,9	2,9	0,790	0,617	4,7	3,000	0,005
Entenpfuhl	06.09.16	>0,5	2,91	4,4	0,927	0,675	4,7	3,200	0,023
Entenpfuhl	06.10.16	0,4	101	6,4	0,668	0,197	4,4	3,500	0,005
Entenpfuhl	09.11.16	0,4	43,7	8,3	0,571	0,150	3,1	2,300	0,005
Entenpfuhl	15.12.16	0,2	172	19	0,522	0,292	3,0	0,630	0,005

Weitere limnochemische Parameter

Seename	Datum	SiO ₂ - Si mg/l	BSB5 mg/l	DOC mg/l	TOC mg/l	SBV mmol/l	Chlorid mg/l	Sulfat mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l
Möwensee	09.03.16	*	13	16,2	17,7							
Möwensee	05.04.16	1,0	4	15,2	16,3	4,6	29	9,0	69	13	18	15
Möwensee	03.05.16	0,7	5	15,9	16,9	4,7	28	8,0	72	13	18	15
Möwensee	06.06.16	0,4	5	17,8	19,6	4,7	29	9,0	77	13	19	16
Möwensee	05.07.16	1,4	3	14,0	15,9	4,9	32	11	78	13	22	16

Möwensee	11.08.16	2,2	5	13,8	17,5	5,0	29	8,0	81	14	20	17
Seename	Datum	SiO ₂ - Si mg/l	BSB ₅ mg/l	DOC mg/l	TOC mg/l	SBV mmol/	Chlorid mg/l	Sulfat mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l
Möwensee	06.09.16	2,6	<3	14,3	20,7	5,0	25	14	84	14	15	16
Möwensee	06.10.16	5,2	<3	15,8	16,0	5,2	35	11	83	14	21	17
Möwensee	09.11.16	4,0	<3	14,1	15,6	5,3	33	11	85	14	20	1
Möwensee	15.12.16	3,5	3	16,0	16,7	5,2	30	8,0	86	14	20	17
Sperlingsee	09.03.16	*	6	11,6	14,0							
Sperlingsee	05.04.16	2,3	<3	9,5	10,5	3,8	33	64	80	11	21	12
Sperlingsee	03.05.16	0,8	<3	10,6	11,4	3,8	32	63	82	12	22	11
Sperlingsee	06.06.16	1,8	<3	13,7	14,1	3,8	34	70	85	12	23	13
Sperlingsee	05.07.16	4,6	<3	11,2	11,8	4,0	33	65	86	12	23	12
Sperlingsee	11.08.16	3,4	<3	11,7	12,4	4,1	34	66	88	13	24	12
Sperlingsee	06.09.16	3,5	<3	11,6	12,7	4,0	30	55	86	13	17	12
Sperlingsee	06.10.16	3,6	<3	9,1	12,3	4,3	40	69	93	13	25	13
Sperlingsee	09.11.16	3,5	<3	11,1	12,1	4,3	41	82	93	13	25	13
Sperlingsee	15.12.16	4,1	5	14,8	16,4	4,2	39	75	93	14	26	14
Entenpfuhl	09.03.16	*	8	10,8	11,3							
Entenpfuhl	05.04.16	4,3	3	7,7	7,8	4,8	54	155	129	17	34	10
Entenpfuhl	03.05.16	1,6	<3	9,9	10,1	4,8	54	155	129	17	36	10
Entenpfuhl	06.06.16	4,0	3	12,3	13,9	4,8	54	144	130	18	35	12
Entenpfuhl	05.07.16	2,6	<3	9,6	12,3	5,6	51	113	126	17	34	11
Entenpfuhl	11.08.16	5,8	3	11,1	16,7	5,6	53	113	130	17	34	11
Entenpfuhl	06.09.16	6,0	<3	15,4	16,1	5,4	45	94	125	16	26	11
Entenpfuhl	06.10.16	3,4	3	9,9	13,5	5,3	57	136	126	16	34	11
Entenpfuhl	09.11.16	5,4	7	10,9	12,2	5,7	60	117	133	17	35	13
Entenpfuhl	15.12.16	5,9	11	15,2	19,8	5,7	53	83	124	16	35	13

Abkürzungen: SBV = Säurebindungsvermögen

8.2 Sondenprofile

Seename	Datum	Tiefe m	Temp °C	LF µS/cm	pH	ORP mV	Chl a µg/l	O ₂ %	O ₂ mg/l
Möwensee	09.03.2016	0,5	4,5	481	8,20	369	140	121	15,6
Möwensee	09.03.2016	1,0	4,3	481	8,18	366	173	123	16,0
Möwensee	09.03.2016	1,5	4,3	481	8,17	364	224	122	15,8
Möwensee	09.03.2016	2,0	4,3	481	8,16	363	227	122	15,9
Möwensee	09.03.2016	2,5	4,4	481	8,02	308	33,5	115	15,0
Möwensee	05.04.2016	0,5	10,8	470	7,44	301	16,1	65	7,2
Möwensee	05.04.2016	1,0	10,1	470	7,39	297	28,8	43	4,8
Möwensee	05.04.2016	1,4	9,6	470	7,34	296	16,0	27	3,1
Möwensee	05.04.2016	2,3	8,8	472	7,27	262	0,08	12	1,4
Möwensee	03.05.2016	0,5	13,7	448	7,73	307	44,0	80	8,3
Möwensee	03.05.2016	1,0	12,8	450	7,67	306	34,3	69	7,3
Möwensee	03.05.2016	1,5	11,9	452	7,66	308	30,8	53	5,7
Möwensee	03.05.2016	2,0	11,1	449	7,55	311	45,4	10	1,1
Möwensee	03.05.2016	2,5	10,6	451	7,52	306	102	0	0,0
Möwensee	06.06.2016	0,5	21,4	460	8,17	315	151	94	8,3
Möwensee	06.06.2016	1,0	21,0	465	8,02	316	69,7	56	5,0
Möwensee	06.06.2016	2,0	19,5	474	7,60	314	67,9	0	0,0
Möwensee	05.07.2016	0,5	20,7	483	7,70	309	82,7	30	2,7

Seename	Datum	Tiefe m	Temp °C	LF µS/cm	pH	ORP mV	Chl a µg/l	O ₂ %	O ₂ mg/l
Möwensee	05.07.2016	1,0	20,5	483	7,67	308	82,2	19	1,7
Möwensee	05.07.2016	1,5	20,4	483	7,63	308	84,4	14	1,3
Möwensee	05.07.2016	2,0	20,4	484	7,59	309	80,3	6	0,6
Möwensee	11.08.2016	0,5	19,2	488	7,85	337	129	67	6,2
Möwensee	11.08.2016	1,0	18,8	487	7,84	337	125	59	5,5
Möwensee	11.08.2016	1,5	18,7	490	7,83	338	120	52	4,8
Möwensee	11.08.2016	2,1	18,6	488	7,82	338	130	50	4,6
Möwensee	06.09.2016	0,5	19,4	491	7,81	330	119	61	5,6
Möwensee	06.09.2016	1,0	19,3	491	7,73	331	113	52	4,8
Möwensee	06.09.2016	1,5	19,2	492	7,72	332	107	46	4,2
Möwensee	06.09.2016	2,0	19,1	492	7,72	330	0,55	43	3,9
Möwensee	06.10.2016	0,5	13,8	495	7,78	299	83,5	24	2,5
Möwensee	06.10.2016	1,0	13,9	495	7,75	299	87,4	24	2,5
Möwensee	06.10.2016	1,5	13,8	495	7,72	299	78,8	23	2,4
Möwensee	06.10.2016	2,0	13,8	495	7,73	299	74,9	19	2,0
Möwensee	09.11.2016	0,5	6,3	489	7,92	362	62,4	30	3,8
Möwensee	09.11.2016	0,9	6,4	489	7,74	363	61,6	20	2,5
Möwensee	09.11.2016	1,5	6,5	489	7,63	363	61,8	18	2,2
Möwensee	09.11.2016	2,0	6,4	489	7,56	363	61,4	17	2,1
Möwensee	15.12.2016	0,6	4,1	471	7,91	301	161	62	8,1
Möwensee	15.12.2016	1,0	4,2	474	7,85	301	150	44	5,7
Möwensee	15.12.2016	2,0	4,3	479	7,80	302	186	37	4,8

Seename	Datum	Tiefe m	Temp °C	LF µS/cm	pH	ORP mV	Chl a µg/l	O ₂ %	O ₂ mg/l
Sperlingsee	09.03.2016	0,5	4,2	519	7,27	364	42	39	5,1
Sperlingsee	09.03.2016	1,0	4,2	519	7,34	361	49	37	4,8
Sperlingsee	05.04.2016	0,5	11,1	510	7,34	278	4,9	41	4,5
Sperlingsee	05.04.2016	1,0	9,5	509	7,17	270	4,8	18	2,1
Sperlingsee	05.04.2016	1,5	9,5	508	7,14	214	7,0	14	1,6
Sperlingsee	03.05.2016	0,5	12,6	496	7,83	305	4,4	61	6,4
Sperlingsee	03.05.2016	1,0	11,5	494	7,75	299	4,2	32	3,4
Sperlingsee	03.05.2016	1,5	11,3	493	7,74	127	10	18	2,0
Sperlingsee	06.06.2016	0,5	20,5	512	7,66	250	5,2	15	1,4
Sperlingsee	06.06.2016	1,0	19,1	538	7,47	133	17	12	1,1
Sperlingsee	05.07.2016	0,5	19,4	526	7,50	292	6,1	8,5	0,8
Sperlingsee	05.07.2016	1,0	19,2	524	7,49	287	7,1	15	1,4
Sperlingsee	11.08.2016	0,5	17,5	532	7,74	335	12	6,2	0,6
Sperlingsee	11.08.2016	1,0	17,4	530	7,69	322	7,0	9,3	0,9
Sperlingsee	06.09.2016	0,5	18,6	536	7,92	332	11	10	1,0
Sperlingsee	06.10.2016	0,5	12,5	560	7,72	290	13	6,2	0,7
Sperlingsee	06.10.2016	1,0	12,5	559	7,69	290	12	6,1	0,7
Sperlingsee	09.11.2016	0,5	5,7	547	7,59	364	11	6,2	0,8
Sperlingsee	09.11.2016	1,0	5,7	546	7,57	364	12	5,0	0,6
Sperlingsee	15.12.2016	0,5	4,5	537	7,92	280	68	18	2,3
Sperlingsee	15.12.2016	1,0	4,6	533	7,82	248	63	4,6	0,6

Seename	Datum	Tiefe m	Temp °C	LF µS/cm	pH	ORP mV	Chl a µg/l	O ₂ %	O ₂ mg/l
Entenpfuhl	09.03.2016	0,5	4,0	742	7,90	301	249	105	13,8
Entenpfuhl	09.03.2016	1,0	5,0	956	7,10	38	32	19	2,5
Entenpfuhl	05.04.2016	0,5	11,1	759	7,15	158	45	49	5,3
Entenpfuhl	05.04.2016	1,0	9,9	922	6,78	103	64	6,2	0,7
Entenpfuhl	03.05.2016	0,5	10,4	762	7,66	223	5,2	33	3,6
Entenpfuhl	03.05.2016	1,0	9,8	761	7,62	213	17	18	2,0
Entenpfuhl	06.06.2016	0,5	19,9	770					
Entenpfuhl	05.07.2016	0,5	18,6	758	7,59	285	7,5	20	1,9
Entenpfuhl	11.08.2016	0,5	15,6	768	7,73	307	14	16	1,6
Entenpfuhl	06.09.2016	0,5	16,7	761	7,81	250	100	18	1,8
Entenpfuhl	06.10.2016	0,5	11,6	767	7,50	96	21	0,0	0,0
Entenpfuhl	09.11.2016	0,5	5,3	739	7,48	84	23	0,0	0,0
Entenpfuhl	15.12.2016	0,5	4,5	679	7,71	141	105	0,0	0,0

8.3 Biovolumen der Algengruppen Phytoplankton

Seename	Datum	Bacillario- phyceae (mm ³ /l)	Chloro- phyceae (mm ³ /l)	Chryso- phyceae (mm ³ /l)	Crypto- phyceae (mm ³ /l)	Cyano- bacteria (mm ³ /l)	Dino- phyceae (mm ³ /l)	Eugleno- phyceae (mm ³ /l)	Sonstige (mm ³ /l)	Gesamt- BV (mm ³ /l)
Möwensee	09.03.16	0,121	0,027	19,77	0,026		0,921		0,005	20,9
Möwensee	05.04.16	0,384	0,010	3,261	0,098		0,083		0,021	3,86
Möwensee	03.05.16	0,379	0,113	0,750		0,155	1,301		0,000	2,70
Möwensee	06.06.16	0,094	0,099	0,562	0,210	0,122	9,618	0,204	0,000	10,9
Möwensee	05.07.16	0,412	0,477		0,134	0,119	0,143	0,017	0,023	1,33
Möwensee	11.08.16	0,245	1,323	4,955	0,192	0,048	2,078	0,010	0,003	8,85
Möwensee	06.09.16	0,161	0,859	12,03	0,093	0,391	3,861	0,321	0,003	17,7
Sperlingssee	09.03.16				4,601	0,003			0,000	4,60
Sperlingssee	05.04.16				0,583	0,012			0,000	0,59
Sperlingssee	03.05.16				0,706				0,000	0,71
Sperlingssee	06.06.16	0,012		0,035	0,091				0,000	0,14
Sperlingssee	05.07.16	0,021	0,004		0,179	0,006			0,084	0,29
Sperlingssee	11.08.16				0,742	0,267			0,000	1,01
Sperlingssee	06.09.16	0,010			0,853	0,089		0,006	0,000	0,96
Entenpfuhl	09.03.16		22,29		1,327				0,000	23,6
Entenpfuhl	05.04.16	0,028	0,182	0,200	0,639				0,000	1,05
Entenpfuhl	03.05.16				0,689			0,014	0,000	0,70
Entenpfuhl	06.06.16	0,034			0,005				0,342	0,38
Entenpfuhl	05.07.16				0,005	0,004			0,017	0,03
Entenpfuhl	11.08.16				0,099	0,010			0,000	0,11
Entenpfuhl	06.09.16		0,002		0,001	0,003			0,002	0,01

8.4 Trockengewichte der Zooplankton-Gruppen und der Größenindex (GIC)

Seename	Datum	Protozoen (µg/l)	Rotatoria (µg/l)	Cladocera (µg/l)	Calanoida (µg/l)	Cyclopoida (µg/l)	Gesamt-TG (µg/l)	GIC (µg/Ind)
Möwensee	09.03.2016	8,61	1.567	0,00	0,00	69,64	1.645	
Möwensee	05.04.2016	1,81	214,1	0,00	0,00	359,4	575,4	
Möwensee	03.05.2016	5,90	135,3	1,44	0,00	229,0	371,7	1,3
Möwensee	06.06.2016	37,21	325,1	296,2	0,00	38,01	696,4	1,0
Möwensee	05.07.2016	30,27	274,0	128,2	0,00	85,13	517,6	1,2
Möwensee	11.08.2016	0,78	190,8	70,58	0,00	47,24	309,4	1,1
Möwensee	06.09.2016	1,32	158,0	21,47	0,00	75,72	256,5	1,2
Sperlingsee	09.03.2016	8,66	416,8	206,9	0,00	336,9	969,1	12
Sperlingsee	05.04.2016	0,10	18,20	819,1	1,09	805,6	1.644	9,1
Sperlingsee	03.05.2016	0,02	57,84	220,9	67,83	1.164	1.511	10
Sperlingsee	06.06.2016	0,14	9,82	796,4	161,8	14,98	983,1	11
Sperlingsee	05.07.2016	0,07	17,76	225,7	70,81	8,06	322,4	10
Sperlingsee	11.08.2016	0,05	108,1	332,2	100,73	14,98	556,1	10
Sperlingsee	06.09.2016	0,00	68,00	446,1	14,86	2,39	531,3	17
Entenpfuhl	09.03.2016	0,08	3,23	3,35	0,00	1.969	1.975	36
Entenpfuhl	05.04.2016	0,00	1,49	297,1	0,00	2.390	2.689	11
Entenpfuhl	03.05.2016	0,00	14,02	266,0	0,25	980,8	1.261	10
Entenpfuhl	06.06.2016	0,37	50,01	6.079	0,00	11,60	6.141	6,9
Entenpfuhl	05.07.2016	0,00	42,68	5.522	0,00	18,20	5.583	11
Entenpfuhl	11.08.2016	0,00	0,26	5.726	0,00	2,50	5.729	7,0
Entenpfuhl	06.09.2016	0,21	1,74	7.872	0,00	120,25	7.994	10

8.5 Artenliste Phytoplankton

M_Name1	Taxon-ID	DV-Nr	TAXONNAME	Algenklasse	Autor
Möwensee	79	6800	Aulacoseira granulata var. angustissima	Bacillariophyceae	(O.Müller) Simonsen
Möwensee	351	26389	Fragilaria acus	Bacillariophyceae	(Kützing) Lange-Bertalot
Möwensee	349	6410	Fragilaria ulna angustissima - Sippen	Bacillariophyceae	sensu Krammer & Lange-Bertalot
Möwensee	352	16658	Fragilaria ulna var. ulna	Bacillariophyceae	(Nitzsch) Lange-Bertalot
Möwensee	446	6005	Melosira varians	Bacillariophyceae	C.Agardh
Möwensee	486	6990	Navicula	Bacillariophyceae	Bory
Möwensee	494	16856	Nitzschia acicularis - Formenkreis	Bacillariophyceae	sensu DV 16856
Möwensee	803	6947	Unbestimmte pennate Diatomeen	Bacillariophyceae	G.Karsten
Möwensee	829	6789	Zentrale Diatomeen 10-15µm	Bacillariophyceae	G.Karsten
Möwensee	840	6789	Zentrale Diatomeen 5-10µm	Bacillariophyceae	G.Karsten

M_Name1	Taxon-ID	DV-Nr	TAXONNAME	Algenklasse	Autor
Möwensee	117	7021	Chlamydomonas	Chlorophyceae	Ehrenberg
Möwensee	179	7813	Coelastrum astroideum	Chlorophyceae	De Notaris
Möwensee	214	7031	Crucigenia tetrapedia	Chlorophyceae	(Kirchner) W. & G.S.West
Möwensee	217	7812	Crucigeniella rectangularis	Chlorophyceae	(Nägeli) Komárek
Möwensee	422	7210	Lagerheimia genevensis	Chlorophyceae	Chodat
Möwensee	467	7317	Monoraphidium circinale	Chlorophyceae	(Nygaard) Nygaard
Möwensee	468	7245	Monoraphidium contortum	Chlorophyceae	(Thuret) Komárková-Legnerová
Möwensee	471	7913	Monoraphidium komarkovae	Chlorophyceae	Nygaard
Möwensee	534	7055	Pediastrum boryanum	Chlorophyceae	(Turpin) Meneghini
Möwensee	676	7892	Scenedesmus	Chlorophyceae	Meyen
Möwensee	639	7049	Scenedesmus acuminatus	Chlorophyceae	(Lagerheim) Chodat
Möwensee	653	7139	Scenedesmus disciformis	Chlorophyceae	(Chodat) Fott & Komárek
Möwensee	667	7086	Scenedesmus opoliensis	Chlorophyceae	P.G.Richter
Möwensee	669	7010	Scenedesmus quadricauda	Chlorophyceae	(Turpin) Brébisson sensu Chodat
Möwensee	748	7279	Tetraedron caudatum	Chlorophyceae	(Corda) Hansgirg
Möwensee	751	7281	Tetraedron minimum	Chlorophyceae	(A.Braun) Hansgirg
Möwensee	755	7660	Tetraedron triangulare	Chlorophyceae	Korshikov
Möwensee	786	7022	Unbestimmte Chlorococcales	Chlorophyceae	(Marchand) Pascher
Möwensee	299	7937	Dinobryon divergens	Chrysophyceae	Imhof
Möwensee	303	7884	Dinobryon sociale	Chrysophyceae	Ehrenberg
Möwensee	601	17313	Pseudopedinella erkensis	Chrysophyceae	Skuja
Möwensee	740	7803	Synura	Chrysophyceae	Ehrenberg
Möwensee	160	17153	Closterium acutum var. linea	Conjugatophyceae	(Perty) W. & G.S.West
Möwensee	172	7967	Closterium pronum	Conjugatophyceae	Brébisson
Möwensee	236	7032	Cryptomonas 30-35µm	Cryptophyceae	Ehrenberg
Möwensee	237	7032	Cryptomonas 35-40µm	Cryptophyceae	Ehrenberg
Möwensee	220	7398	Cryptomonas curvata	Cryptophyceae	Ehrenberg em. Penard
Möwensee	222	7032	Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus	Cryptophyceae	Ehrenberg
Möwensee	628	7868	Rhodomonas lacustris	Cryptophyceae	Pascher & Ruttner
Möwensee	627	7894	Rhodomonas lens	Cryptophyceae	Pascher & Ruttner
Möwensee	21	8032	Anabaena flos-aquae	Cyanobacteria	Brébisson ex Bornet & Flahault

M_Name1	Taxon-ID	DV-Nr	TAXONNAME	Algenklasse	Autor
Möwensee	26	8913	Anabaena planctonica	Cyanobacteria	Brunnthaler
Möwensee	55	8096	Aphanizomenon gracile	Cyanobacteria	Lemmermann
Möwensee	64	8873	Aphanocapsa	Cyanobacteria	Nägeli
Möwensee	448	8025	Merismopedia	Cyanobacteria	Meyen
Möwensee	584	8438	Planktothrix agardhii	Cyanobacteria	(Gomont) Anagnostidis & Komárek
Möwensee	103	17099	Ceratium furcoides	Dinophyceae	(Levander) Langhans
Möwensee	104	7239	Ceratium hirundinella	Dinophyceae	(O.F.Müller) Dujardin
Möwensee	390	7512	Gymnodinium	Dinophyceae	F.Stein
Möwensee	385	17085	Gymnodinium uberrimum	Dinophyceae	(G.J.Allman) Kofoid & Swezy
Möwensee	546	17300	Peridiniopsis polonicum	Dinophyceae	(Wołoszyńska) Bourrelly
Möwensee	555	7077	Peridinium	Dinophyceae	Ehrenberg
Möwensee	557	7077	Peridinium klein (<25µm)	Dinophyceae	Ehrenberg
Möwensee	558	7463	Peridinium umbonatum- Komplex	Dinophyceae	F.Stein
Möwensee	561		Peridinium/Peridiniopsis	Dinophyceae	
Möwensee	853	17098	Woloszynskia	Dinophyceae	R.H.Thompson
Möwensee	326	7016	Euglena	Euglenophyceae	Ehrenberg
Möwensee	569	7059	Phacus	Euglenophyceae	Dujardin
Möwensee	568	7997	Phacus pyrum	Euglenophyceae	(Ehrenberg) F.Stein
Sperlingssee	177	36025	Cocconeis placentula	Bacillariophyceae	Ehrenberg
Sperlingssee	351	26389	Fragilaria acus	Bacillariophyceae	(Kützing) Lange- Bertalot
Sperlingssee	336	16570	Fragilaria capucina	Bacillariophyceae	Desmazières
Sperlingssee	352	16658	Fragilaria ulna var. ulna	Bacillariophyceae	(Nitzsch) Lange- Bertalot
Sperlingssee	369	6794	Gomphonema	Bacillariophyceae	Ehrenberg
Sperlingssee	506	6972	Nitzschia	Bacillariophyceae	Hassall
Sperlingssee	803	6947	Unbestimmte pennate Diatomeen	Bacillariophyceae	G.Karsten
Sperlingssee	840	6789	Zentrale Diatomeen 5- 10µm	Bacillariophyceae	G.Karsten
Sperlingssee	748	7279	Tetraedron caudatum	Chlorophyceae	(Corda) Hansgirg
Sperlingssee	131	7631	Chromulina	Chrysophyceae	Cienkowski
Sperlingssee	601	17313	Pseudopedinella erkensis	Chrysophyceae	Skuja
Sperlingssee	1809	7085	Closterium diana	Conjugatophyceae	Ehrenberg ex Ralfs
Sperlingssee	236	7032	Cryptomonas 30-35µm	Cryptophyceae	Ehrenberg
Sperlingssee	220	7398	Cryptomonas curvata	Cryptophyceae	Ehrenberg em. Penard
Sperlingssee	222	7032	Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus	Cryptophyceae	Ehrenberg

M_Name1	Taxon-ID	DV-Nr	TAXONNAME	Algenklasse	Autor
Sperlingssee	223	7926	Cryptomonas marssonii	Cryptophyceae	Skuja
Sperlingssee	628	7868	Rhodomonas lacustris	Cryptophyceae	Pascher & Ruttner
Sperlingssee	31	8020	Anabaena	Cyanobacteria	Bory ex Bornet & Flahault
Sperlingssee	524	8011	Oscillatoria	Cyanobacteria	Vaucher ex Gomont
Sperlingssee	587	8437	Planktothrix	Cyanobacteria	Anagnostidis & Komárek
Sperlingssee	598	8059	Pseudanabaena	Cyanobacteria	Lauterborn
Sperlingssee	326	7016	Euglena	Euglenophyceae	Ehrenberg
Entenpfuhl	83	6797	Aulacoseira	Bacillariophyceae	Thwaites
Entenpfuhl	352	16658	Fragilaria ulna var. ulna	Bacillariophyceae	(Nitzsch) Lange-Bertalot
Entenpfuhl	506	6972	Nitzschia	Bacillariophyceae	Hassall
Entenpfuhl	829	6789	Zentrale Diatomeen 10-15µm	Bacillariophyceae	G.Karsten
Entenpfuhl	840	6789	Zentrale Diatomeen 5-10µm	Bacillariophyceae	G.Karsten
Entenpfuhl	117	7021	Chlamydomonas	Chlorophyceae	Ehrenberg
Entenpfuhl	564	7912	Phacotus lenticularis	Chlorophyceae	(Ehrenberg) F.Stein
Entenpfuhl	786	7022	Unbestimmte Chlorococcales	Chlorophyceae	(Marchand) Pascher
Entenpfuhl	131	7631	Chromulina	Chrysophyceae	Cienkowski
Entenpfuhl	600	7405	Pseudokephyrion	Chrysophyceae	Pascher em. Schmid
Entenpfuhl	236	7032	Cryptomonas 30-35µm	Cryptophyceae	Ehrenberg
Entenpfuhl	237	7032	Cryptomonas 35-40µm	Cryptophyceae	Ehrenberg
Entenpfuhl	220	7398	Cryptomonas curvata	Cryptophyceae	Ehrenberg em. Penard
Entenpfuhl	222	7032	Cryptomonas erosa/ovata/phaseolus	Cryptophyceae	Ehrenberg
Entenpfuhl	223	7926	Cryptomonas marssonii	Cryptophyceae	Skuja
Entenpfuhl	628	7868	Rhodomonas lacustris	Cryptophyceae	Pascher & Ruttner
Entenpfuhl	587	8437	Planktothrix	Cyanobacteria	Anagnostidis & Komárek
Entenpfuhl	598	8059	Pseudanabaena	Cyanobacteria	Lauterborn
Entenpfuhl	596	8206	Pseudanabaena limnetica	Cyanobacteria	(Lemmermann) Komárek
Entenpfuhl	326	7016	Euglena	Euglenophyceae	Ehrenberg
Entenpfuhl	898	7802	Unbestimmte Ulotrichales	Ulvophyceae	Borzí
Entenpfuhl	898	7802	Unbestimmte Ulotrichales	Ulvophyceae	Borzí

8.6 Artenliste Zooplankton

Taxon	Erstbeschreiber
Möwensee	
Einzeller	
Ciliophora n.det.	
Tintinnopsis sp.	F.STEIN
Rädertierchen	
Anuareopsis fissa	(GOSSE)
Asplanchna priodonta	(GOSSE)
Bdelloidea, n. det.	
Brachionus angularis	GOSSE
Brachionus angularis bidens	(PLATE)
Brachionus budapestiniensis	DADAY
Brachionus calyciflorus	(PALLAS)
Brachionus diversicornis	DADAY
Brachionus quadridentatus	(HERMANN)
Colurella sp.	BORY DE SAINT-VINCENT
Filinia longiseta	(EHRENBERG)
Hexarthra mira	(HUDSON)
Keratella cochlearis	(GOSSE)
Keratella cochlearis var. hispida	
Keratella cochlearis var. tecta	
Keratella hiemalis	(CARLIN)
Keratella quadrata	(O.F.MUELLER)
Lecane lunaris Gruppe	(EHRENBERG)
Lecane sp.	NITZSCH
Platyias quadricornis	(EHRENBERG)
Polyarthra dolichoptera	(IDELSON)
Polyarthra remata	(SKORIKOV)
Polyarthra vulgaris	(CARLIN)
Synchaeta pectinata	(EHRENBERG)
Synchaeta sp.	EHRENERBG
Trichocerca pusilla	(LAUTERBORN)
Trichocerca rousseleti	(VOIGT)
Blattfußkrebse	
Bosmina longirostris	(O.F.MUELLER)
Bosmina longirostris cornuta	(O.F.MUELLER)
Ceriodaphnia quadrangula	(O.F.MUELLER)
Chydorus sphaericus	(O.F.MUELLER)
Daphnia cucullata	SARS
Daphnia parvula	FORDYCE
Diaphanosoma brachyurum	(LIEVIN)
Ruderfußkrebse	
Acanthocyclops robustus	(G.O.SARS)
Cyclops kolensis	LILLJEBORG
Cyclops vicinus	ULJANIN
Diacyclops bicuspidatus	(CLAUS)
Mesocyclops leuckarti	(CLAUS)

Taxon	Erstbeschreiber
Nauplien Cyclopoida	

Sperlingsee	
Einzeller	
Arcella discoides	EHRENBERG
Arcella sp.	EHRENBERG
Ciliophora n.det.	
Tintinnopsis sp.	F.STEIN
Rädertierchen	
Bdelloidea, n. det.	
Brachionus angularis bidens	(PLATE)
Brachionus calyciflorus	(PALLAS)
Brachionus diversicornis	DADAY
Brachionus urceolaris	(O.F.MUELLER)
Euchlanis dilatata	(EHRENBERG)
Filinia longiseta	(EHRENBERG)
Gastropus stylifer	(IMHOF)
Hexarthra mira	(HUDSON)
Keratella cochlearis	(GOSSE)
Keratella cochlearis var. hispida	
Keratella cochlearis var. tecta	
Keratella quadrata	(O.F.MUELLER)
Keratella quadrata dispersa	
Keratella quadrata quadrata	(O.F.MUELLER)
Lecane sp.	NITZSCH
Lepadella sp.	BORY DE SAINT-VINCENT
Notholca acuminata	(EHRENBERG)
Polyarthra dolichoptera	(IDELSON)
Polyarthra remata	(SKORIKOV)
Polyarthra vulgaris	(CARLIN)
Synchaeta sp.	EHRENERBG
Trichotria pocillum	(O.F. MUELLER)
Blattfußkrebse	
Bosmina longirostris	(O.F.MUELLER)
Bosmina longirostris cornuta	(O.F.MUELLER)
Chydorus sphaericus	(O.F.MUELLER)
Daphnia longispina	O.F.MUELLER
Daphnia pulex	LEYDIG
Scapholeberis mucronata	(O.F.MUELLER)
Ruderfußkrebse	
Acanthocyclops robustus	(G.O.SARS)
Copepodide Calanoida	
Cyclops kolensis	LILLJEBORG
Cyclops strenuus	FISCHER
Eudiaptomus transylvanicus	DADAY
Mesocyclops leuckarti	(CLAUS)
Nauplien Calanoida	

Taxon	Erstbeschreiber
Nauplien Cyclopoida	
Insekten	
Chaoborus flavicans	(MEIGEN)

Entenpfuhl	
Einzeller	
Ciliophora n.det.	
Tintinnopsis sp.	F.STEIN
Rädertierchen	
Bdelloidea, n. det.	
Brachionus angularis bidens	(PLATE)
Brachionus urceolaris	(O.F.MUELLER)
Colurella sp.	BORY DE SAINT-VINCENT
Filinia longiseta	(EHRENBERG)
Hexarthra mira	(HUDSON)
Keratella cochlearis	(GOSSE)
Keratella cochlearis var. hispida	
Keratella cochlearis var. tecta	
Keratella quadrata	(O.F.MUELLER)
Lepadella sp.	BORY DE SAINT-VINCENT
Notholca acuminata	(EHRENBERG)
Polyarthra dolichoptera	(IDELSON)
Polyarthra remata	(SKORIKOV)
Polyarthra vulgaris	(CARLIN)
Synchaeta sp.	EHRENERBG
Blattfußkrebse	
Alona rectangula	SARS
Bosmina longirostris	(O.F.MUELLER)
Bosmina longirostris cornuta	(O.F.MUELLER)
Ceriodaphnia quadrangula	(O.F.MUELLER)
Chydorus sphaericus	(O.F.MUELLER)
Daphnia longispina	O.F.MUELLER
Daphnia pulex	LEYDIG
Scapholeberis mucronata	(O.F.MUELLER)
Ruderfußkrebse	
Acanthocyclops robustus	(G.O.SARS)
Cyclops kolensis	LILLJEBORG
Cyclops strenuus	FISCHER
Megacyclops viridis	(JURINE)
Mesocyclops leuckarti	(CLAUS)
Nauplien Calanoida	
Nauplien Cyclopoida	
Insekten	
Chaoborus flavicans	(MEIGEN)

8.7 Artenliste Makrozoobenthos

Tiergruppe	Taxon
Möwensee	
Strudelwürmer	Dugesia tigrina
Schnecken	Bithynia tentaculata
	Gyraulus albus
	Hippeutis complanatus
	Planorbis planorbis
Wenigborster	Limnodrilus hoffmeisteri
	Lumbriculidae Gen. sp.
	Nais sp.
	Potamothenix hammoniensis
	Psammoryctides barbatus
	Stylaria lacustris
	Tubifex tubifex
	Tubificidae Gen. sp.
Egel	Alboglossiphonia heteroclita
	Erpobdella octoculata
	Helobdella stagnalis
Isopoda	Asellus aquaticus
	Proasellus coxalis
Eintagsfliegen	Caenis horaria
	Cloeon dipterum
Libellen	Zygoptera n.dat.
Wanzen	Hesperocorixa limnaei
	Notonecta glauca
	Sigara sp.
Käfer	Anacaena limbata
	Hydroporus palustris
Köcherfliegen	Ecnomus tenellus
	Limnephilus flavicornis
	Limnephilus lunatus
Zweiflügler	Ablabesmyia monilis/phatta
	Ceratopogonidae gen. sp.
	Chaoborus flavicans
	Chironomus plumosus-Gr.
	Cricotopus sylvestris-Gr.
	Dicrotendipes nervosus
	Endochironomus albipennis
	Glyptotendipes pallens/glaucus
	Glyptotendipes paripes
	Limoniidae Gen. sp.
	Odontomyia sp.
	Parachironomus gracilior-Gr.
	Paracladius conversus
	Paratanytarsus dissimilis-Gr.
	Polypedilum sp.

	Polypedilum nubeculosum
Tiergruppe	Taxon
	Polypedilum sordens
	Procladius sp.
	Stratiomyidae Gen. sp.




Sperlingsee	
Schnecken	Ferrissia wautieri
	Gyraulus crista
	Hippeutis complanatus
	Planorbis planorbis
Wenigborster	Lumbriculidae
Egel	Alboglossiphonia heteroclita
	Helobdella stagnalis
Isopoda	Proasellus coxalis
Eintagsfliegen	Cloeon dipterum
Wanzen	Hesperocorixa limnaei
Käfer	Anacaena limbata
	Helochares obscurus
	Hydroporus palustris
	Hygrotus inaequalis
	Rhantus
Köcherfliegen	Limnephilidae
Zweiflügler	Ablabesmyia monilis/phatta
	Ceratopogonidae
	Chaoborus flavicans
	Chironomus
	Chironomus plumosus-Gr.
	Chironomus tentans/pallidivittatus
	Cladotanytarsus
	Cricotopus sylvestris-Gr.
	Dicrotendipes nervosus
	Dicrotendipes notatus
	Einfeldia pagana
	Glyptotendipes pallens/glaucus
	Limnophyes
	Parachironomus gracilior-Gr.
	Paraphaenocladus
	Paratanytarsus dissimilis-Gr.
	Polypedilum sordens
	Procladius
	Psectrotanypus varius
	Ptychoptera
	Xenopelopia



Entenpfuhl	
Schnecken	Planorbis planorbis
Wenigborster	Lumbriculidae




	Tubificidae
Tiergruppe	Taxon
Egel	Helobdella stagnalis
Isopoda	Proasellus coxalis
Käfer	Anacaena limbata
	Cyphon
	Ilybius
	Rhantus
Zweiflügler	Ceratopogonidae
	Chaoborus flavicans
	Chironomus plumosus-Gr.
	Einfeldia pagana
	Ptychoptera




8.8 Uferkartierung - Beschreibung der Abschnitte


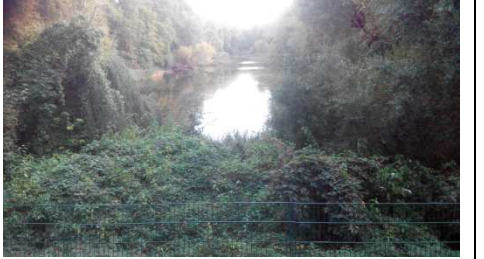

Möwensee

Ab.-Nr.	Wasservegetation	Ufersaum	Umfeld	Foto
1	keine Vegetation sandig, steil; freigespülte Wurzeln, Erosionskante keine Uferbefestigung; Ufer rel. flach (2)	niedriger Zaun wird von Hunden übersprungen, keine Grundvegetation durch Vertritt, aber lückig Bäume (Erlen, Weiden) Hundebadestelle mit Buddellöchern	Weg mit Bänken dicht am See, dahinter steile Böschung mit Buchen ohne Unterholz mit Wassererosionsrinnen	
2	Ufer verbaut mit großen Steinen in 45° ca. 0,5 m hoch, darunter mittelsteil (3) keine Wasservegetation	Weg führt sehr dicht am Ufer lang, Vegetation: ca. 30m langer Bestand von Landschilf, südlich davon 10 m Iris landwärts Gebüsch, Bäume	steile Hänge mit Buchen mit wenig Nadelbäumen; Böschung mit Erosionsrinnen und quergelegten Bäumen	
3	Uferbefestigung Steine wie Ab.2 keine Vegetation	Stein-Treppe zum Ufer aber abgezäunt Lattenpegel, keine Vegetation	wie oben, aber Bäume dicker, älter	

Ab.-Nr.	Wasservegetation	Ufersaum	Umfeld	Foto
4	<p>Verbau wie Ab. 2</p> <p>keine Wasservegetation</p> <p>Uferneigung steil (4)</p>	<p>UV: junge Erlen, Hartriegel, Brennnesseln, Brombeeren, Gemeines Springkraut; Iris und Carex weiter unten (aber nicht im Wasser);</p> <p>Iris und Carex bei Nachkartierung 45 cm im Wasser!</p>	<p>wie Ab. 3, aber Hangneigung etwas flacher</p>	
5	<p>Verbau: kleinerer Schotter, darüber Sand,</p> <p>keine Wasser-Vegetation</p>	<p>völlig vegetationsfrei, bis auf ein paar Brennnesseln;</p> <p>erodierter Gully</p> <p>Hundebadestelle,</p>	<p>wie Ab. 4, Trittstellen</p>	

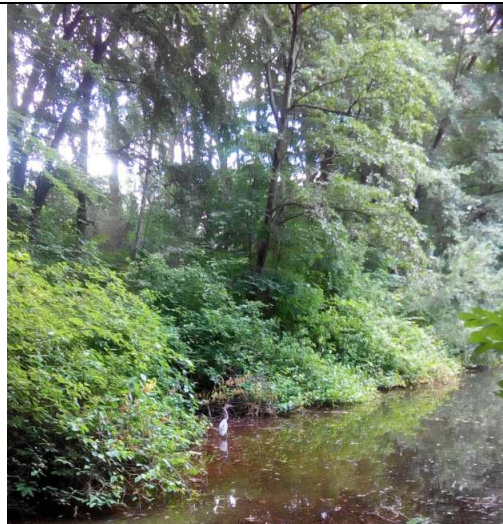
Ab.-Nr.	Wasservegetation	Ufersaum	Umfeld	Foto
6	keine; Ufer fällt unter Wasser flach ab (1)	junge Erlen, Ahorn, Weiden; freigespülte Baumwurzeln mit Erosionskante; viele Trampelpfade, Trittstellen, Toilettenpapier	Buchen mit etwas Unterwuchs, aber. ca. 30 % Nadelbäume steil (4)	
7	keine; Ufer sehr schlammig; viel Totholz	in Wassernähe Verlandungsvegetation mit Wassermilch, Sumpfschilf, Iris, Wolfstrapp, Indisches Springkraut u.a Ufer fällt unterhalb des Weges steil ab,	sehr steil (4) Bäume, Gebüsch, viel Nadelbäume	
8	keine; Totholz; unter Wasser flach abfallend durch Verschlammung (2)	Hartriegel /Weiden hängen über Wasser; ansonsten wie Ab. 7	Rasen mit Weg, Bank und eingezäuntem Sitzplatz	



Ab.-Nr.	Wasservegetation	Ufersaum	Umfeld	Foto
9	keine; unter Wasser sehr steil (5)	z.T. überhängendes Gebüsch, Äste; einige Seggenbulte (Carex riparia) in Wassernähe Trittstellen und Lagerplatz	ab hier Ufer mit hohem Zaun abgezäunt, steil abfallend ältere Bäume und junger Aufwuchs	
10	guter Wasserröhrichtbestand: 6m Iris, dann ca. 44 m Phragmites mit Kalmus Wassertiefe an der Bestandgrenze: 0,6 bis 0,9 m	wie Umfeld, wenig überhängende Büsche	steile Hänge mit Buchen, hoher Zaun	
11	keine Wasservegetation; freigespülte Wurzeln und Erosionskante; Ufer sehr steil abfallend	überhängende Weidenbüsche, wenig Seggen (Land), Buchen	wir vor (Buchen an steilen Hängen, etwas Nadelbäume, dahinter Weg und Bebauung)	


Ab.-Nr.	Wasservegetation	Ufersaum	Umfeld	Foto
12	<p>beginnend südl. 3m Seggen und Kalmus, dann 3m Typha lat., dann ca. 24 m Phragmites; insges. 3-5m breit</p> <p>Wt vor der Rö-Kante: Typha: 0,65m, Schilf: 0,60m</p>	<p>überhängende Weiden, Hartriegel;</p> <p>Erlen, Buchen, wenig Unterwuchs</p> <p>Trittstellen Müll</p> <p>Böschung steil (5)</p>	<p>Buchen, am Weg auch Nadelbäume</p> <p>Trittstellen</p>	
13	<p>WV: mehrere ca. 1m² große Röhrichtbestände</p> <p>Iris, Phragmites</p> <p>Kalmus an der Wasserlinie;</p> <p>keine Uferbefestigung</p>	<p>Ufervegetation: mehrere tote umgestürzte Bäume</p>	<p>Gebüsch, Bäume, Hochstauden (Erlen, Weiden) bis zum Damm hoch; viel Unterwuchs,</p> <p>keine Nadelbäume</p>	
14	<p>Seggen und Iris ca. 1 m breit, Wt Rö (Seggen): 0,4m;</p> <p>sehr steil abfallendes Ufer unter Wasser</p>	<p>Weg wieder dicht am Ufer</p> <p>keine Uferbefestigung</p> <p>Ufervegetation Büsche junge Bäume, Krautschicht: Brennnesseln, Hopfen, Brombeeren</p>	<p>Umfeld wie vor</p>	

Ab.-Nr.	Wasservegetation	Ufersaum	Umfeld	Foto
15	mehrere kleine Bestände (max. 9m) von Schilf, Seggen, Iris Kalmus Wassertiefe an der Bestandsgrenze im September: 0,3 m	Erlen, überhängendes Weidegebüsch Jungbäume	lockerer Buchenbestand, Hänge steil mit Erosionsspuren	-



Sperlingsee

Ab	Lage	Ufersaum	Wasservegetation	Umfeld	Foto
10	NE-Ufer	überhängende Büsche von Weiden und Hartriegel	keine	lückig Laubbäume mit Unterwuchs	

Ab	Lage	Ufersaum	Wasservegetation	Umfeld	Foto
11	am Pegel	überhängende Büsche von Weiden und Hartriegel	submers: <i>Nitella mucronata</i> bis etwa 1,4 m Wt	lückig Laubbäume mit Unterwuchs	
20	Ostufer		submers: <i>N. mucr.</i> , dichtes Schilfröhricht bis Wt ca. 0,35 m	lückig Laubbäume mit Unterwuchs	 <p data-bbox="1547 1075 1995 1102">Blick über Abschnitt 20 auf Abschnitt 40</p>

Ab	Lage	Ufersaum	Wasservegetation	Umfeld	Foto
30	Südufer und südl. Westufer		submers: <i>N. mucronata</i> bis ca. 1,2 m, steil abfallende Ufer	Laubbäume mit Unterwuchs	
40	nördl. Westufer	weniger überhängendes Gebüsch, Bäume	keine	Laubbäume mit Unterwuchs	s.o.

Entenpfuhl

Ab	Wasservegetation	Ufersaum	Umfeld	Foto
1	im Frühjahr: <i>Lemna</i> sp. sonst keine	Bäume (Buchen) bis ans Ufer, locker, kaum Unterwuchs	eingezäunt, aber zugänglich von Brücke Ufer sehr steil, teils mit querliegenden Stämmen; Stelle mit Müll, Vertritt	
2	keine, viel Totholz im Wasser (Äste); schlammig	wie vor	wie vor	
3	keine	überhängende Büsche	Ufer flacher, sonst wie vor, aber mehr Unterwuchs, Baumbestand lockerer	
4	keine	verschlammter trocken gefallener Bereich	wie vor	

8.9 Steilheit der Ufer

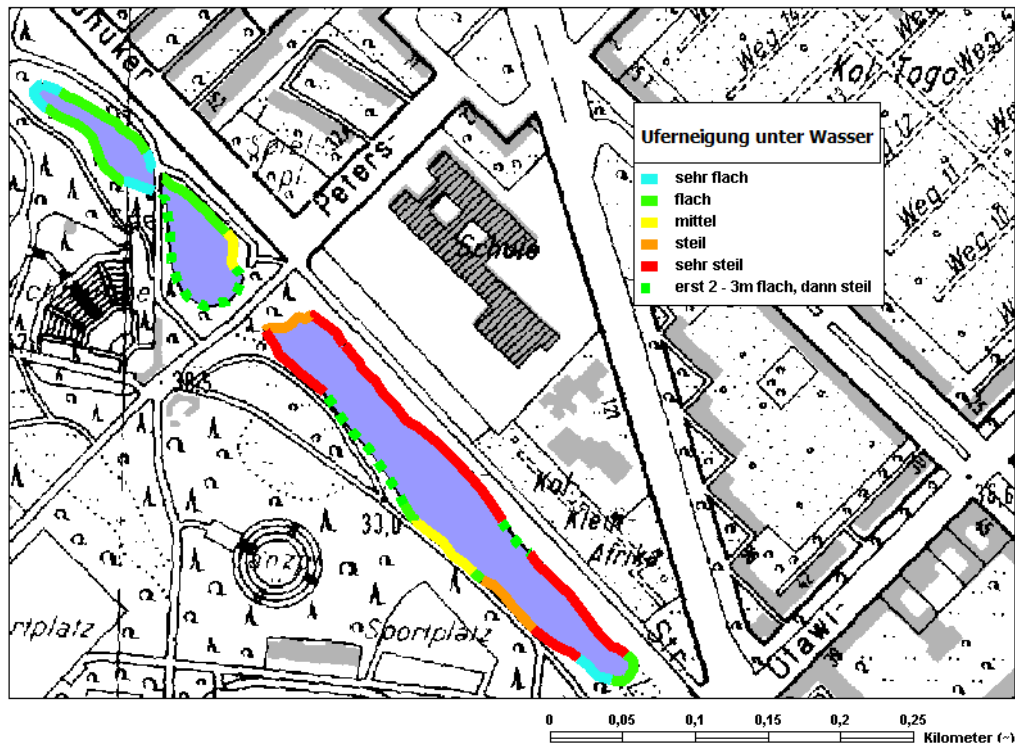


Abb. 62: Steilheit der Ufer unter Wasser

8.10 Beschattung der Ufer während der Vegetationsperiode

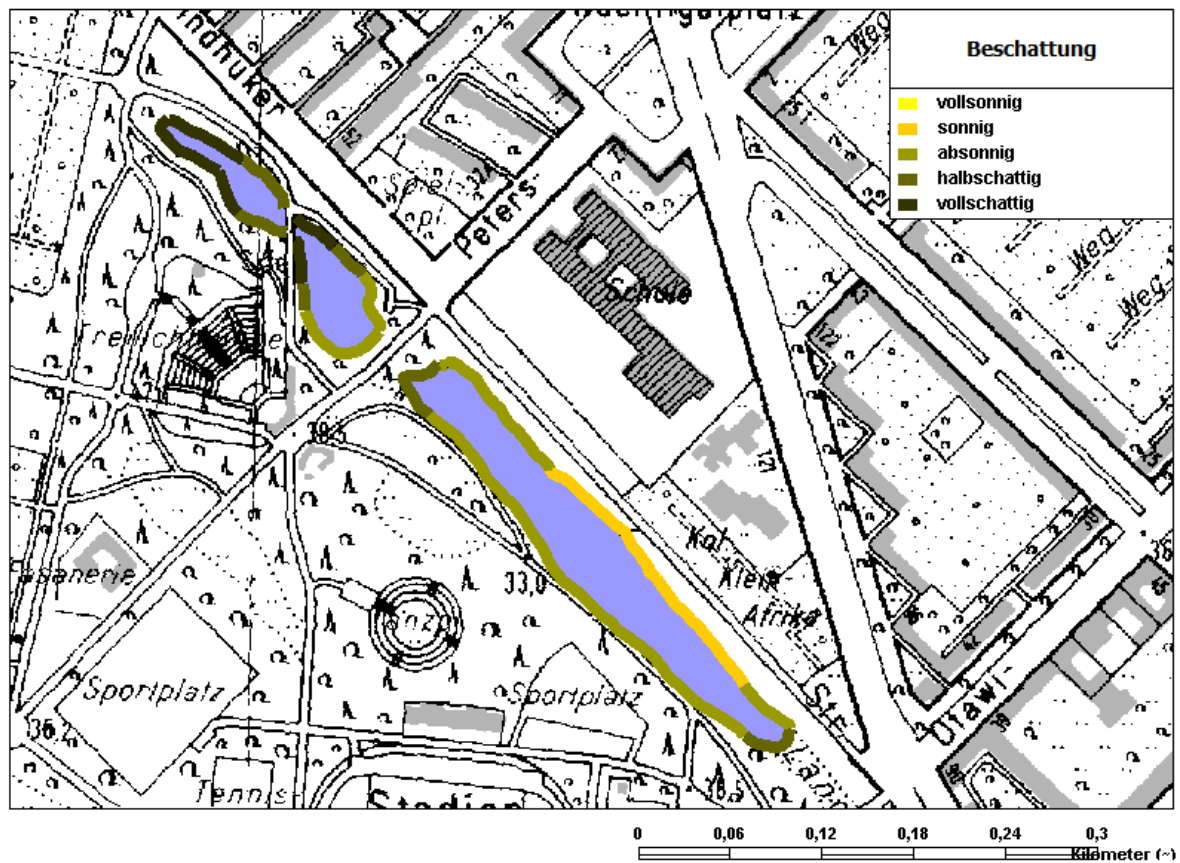


Abb. 63: Beschattung der Ufer während der Vegetationsperiode.
Beschattungsskala nach WÖRLEIN (1992)

Tab. 20: Definition der Beschattungsklassen nach WÖRLEIN (1992)

1	vollsonnig	Sonne von Auf- bis Untergang
2	sonnig	überwiegend wie oben, mittags volle Sonne
3	absonnig	überwiegend wie oben, in den heißesten Stunden jedoch im Schatten
4	halbschattig	mehr als die Tageshälfte u. mittags schattig
5	schattig	voller Schatten unter Bäumen

Tab. 21: Kriterien für die Bewertung der Naturnähe der Ufer
(Ab. = Abschnitt in Abb. 39)

Kat.	Name	Beschreibung	Beispiel
1	naturnah	<ul style="list-style-type: none"> kein Uferverbau oder andere feste Störstrukturen Zonierung mit potentiell natürlicher Ufervegetation inkl. submerser Vegetation, Röhricht, (soweit standorttypisch Ufer- und Umfeld standortgerecht vorhanden in ausreichender Breite von ≥ 5 m Breite keine und nur sehr geringe (leicht reversible) Störungen durch Vertritt etc. 	West- und Südufer Sperlingsee
2	bedingt naturnah	<ul style="list-style-type: none"> Vegetationsstruktur von Wasser- und Umfeldzone weitgehend standortgerecht aber Umfeldzone zu schmal oder <ul style="list-style-type: none"> kein Uferverbau, keine Unterwasservegetation aber standorttypische Ufer- und Umfeldvegetation ≥ 5 m Breite oder <ul style="list-style-type: none"> wie 1 aber mehrere Störstellen 	Ostufer Sperlingsee Ostufer Möwensee Westufer Entenpfuhl
3	mäßig beeinträchtigt (mäßig naturnah)	<ul style="list-style-type: none"> keine UWV lückiges Röhricht Uferzone schmal 	Ab. 15 Möwensee
4	deutlich beeinträchtigt	<ul style="list-style-type: none"> kein Uferverbau keine UWV, aber Röhricht lückig bzw. schmaler als möglich Trittstellen, Erosion Uferstreifen zu schmal 	Ab. 1 am Möwensee
5	merklich geschädigt	<ul style="list-style-type: none"> Uferverbau mit Steinschüttung kein standortgerechte Unterwasservegetation Uferstreifen standortgerecht aber sehr schmal (< 5 m) 	Ab. 2 und 4, Möwensee
6	stark geschädigt (weitgehend naturfern)	<ul style="list-style-type: none"> Uferzone vollständig vegetationsfrei mit künstlichem Substrat, aber für Tiere überwindbar 	Ab. 5 Möwensee („Hundebadestrand“)
7	übermäßig geschädigt (vollkommen naturfern)	<ul style="list-style-type: none"> keine Vegetation, fester Verbau (Mauer) und/oder hohe Uferkante für Tiere nicht überwindbar 	Abschnitt 3 mit Steintreppe Möwensee