



**Gemeinde Briesen (Mark)**

Bahnhofstraße 3, 15518 Briesen (Mark)

---

## Verbesserung der Wasserqualität im Kersdorfer Mühlenfließ und Petersdorfer/ Madlitzer See



### *Machbarkeitsstudie*

digitale Ausfertigung

---

ifs. GmbH  
Institut für Freiraum und Siedlungsentwicklung  
Großenhainer Straße 15  
01097 Dresden



ifs. GmbH  
Institut für Freiraum und  
Siedlungsentwicklung GmbH

---

Dresden, 17.04.2023



Verbesserung der Wasserqualität im  
Kersdorfer Mühlenfließ und Petersdorfer/ Madlitzer See  
Machbarkeitsstudie

Auftraggeber

Gemeinde Briesen (Mark)  
der Bürgermeister  
Bahnhofstraße 3  
15518 Briesen (Mark)

Verfasser

ifs. GmbH Institut für Freiraum und Siedlungsentwicklung  
Großenhainer Straße 15  
01097 Dresden

Bearbeiter

Dr. Torsten Schmidt

Dresden, im April 2023

---

Dr. Torsten Schmidt  
(Geschäftsführer)



## Inhaltsverzeichnis

1 Anlass und Aufgabenstellung .....	7
2 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes .....	8
2.1 Lage und Abgrenzung des Gebietes .....	8
2.2 Naturräumliche Gliederung .....	9
2.3 räumliche Verteilung der Landnutzung .....	10
2.4 Geologie und Geomorphologie .....	12
2.5 Boden .....	13
2.6 Klima .....	13
2.6.1 Lufttemperatur und Niederschlag .....	13
2.6.2 Größen des Wasserhaushaltes im Einzugsgebiet .....	15
3. Hydrologie .....	15
3.1 Grundwasser .....	16
3.1.1 Grundwasserleiter und Grundwasserflurabstände .....	16
3.1.2 Qualitätsparameter der Grundwasserkörper .....	16
3.2 Oberflächenwasser .....	19
3.2.1 Fließgewässer .....	20
3.2.2 Stillgewässer .....	22
4. Ermittlung der Abflussmengen im Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes – Niederschlags- Abfluss-Modell .....	51
4.1 Vorgehensweise .....	51
4.2 Modellierungssoftware .....	52
4.3 Grundlagen der Modellbildung .....	55
4.3.1 Datengrundlagen .....	55
4.3.2 Software und Berechnungsprogramme .....	55
4.4 Datenaufbereitung der Gebietsparameter im GIS .....	55
4.5 hydrologische Bodentypen .....	56
4.6 Landnutzung und Ermittlung der CN-Werte .....	58
4.7 Neigung, Länge und Flächen .....	60
4.8 Ergebnisse der Modellierung der Niederschlags-Abflussereignisse .....	60
5 Berechnung des Wasserhaushalts und der Nährstoffbilanz .....	64
5.1 Wasserhaushaltsbilanzierung .....	64
5.2 Nährstoffbilanzierung .....	65
6. Maßnahmenkonzept .....	66
6.1 Maßnahmenvorschläge zur Verbesserung der Gewässerqualität im Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes .....	68
6.1.1 Maßnahme 1 - Förderung der biologischen Umsetzung .....	69

6.1.2 Maßnahme 2 - Entnahme von verfügbaren Pools im Sediment zur Reduzierung der Rücklösung .....	72
6.1.3 Maßnahme 3 - Entzug durch Abtrennung der Nährstoffverbindungen aus dem Wasserkörper .....	75
7 Literatur.....	80

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Topographische Karte des Einzugsgebietes (EZG) des Kersdorfer Mühlenfließes mit Abgrenzung der betrachteten vier Teileinzugsgebiete (TEZG).....	8
Abbildung 2: Verteilung der Landnutzung im betrachteten teil des Einzugsgebietes der Kersdorfer Mühlenfließes. Quelle: CIR Biotopkartierung, LfU 2023. ....	12
Abbildung 3: Verteilung der monatlichen Niederschläge im Beobachtungszeitraum 2006 – 2021. ....	14
Abbildung 4: Lage der Messstellen im Madlitzer See (oben) und Petersdorfer See (unten). ....	27
Abbildung 5: Radardiagramm nach PhytoLoss für den Madlitzer See .....	39
Abbildung 6: Radardiagramm nach PhytoLoss für den Petersdorfer See .....	44

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Verteilung der im Modellgebiet vorkommenden Landnutzungsformen und deren Flächenanteil. ....	11
Tabelle 2: Größen des Wasserhaushaltes im Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes untergliedert nach den entsprechenden Teileinzugsgebieten.....	15
Tabelle 3: Zusammenstellung der Merkmale und Einschätzung der vom EZG des Kersdorfer Mühlenfließ überdeckten Grundwasserleiter.....	17
Tabelle 4: Hydrochemische Merkmale der vom EZG des Kersdorfer Mühlenfließ überdeckten Grundwasserleiter. ....	18
Tabelle 5: Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchung von Grundwasserproben durch den LK OS im Jahr 2016. ....	19
Tabelle 6: bedeutsame Gewässer im Gemeindegebiet der Gemeinde Briesen (Mark). ....	19
Tabelle 7: Eigenschaften seeausflussgeprägter Fließgewässer (LAWA-Typ 21).....	21
Tabelle 8: Gewässerkundliche Hauptzahlen der Abflüsse aus der mehrjährigen Reihe für den Pegel Briesen am Kersdorfer Mühlenfließ. ....	21
Tabelle 9; Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten der beiden OWK des Kersdorfer Mühlenfließes. ....	22
Tabelle 10: Signifikante Belastungen der Oberflächenwasserkörper des Kersdorfer Mühlenfließes. Quelle: LfU (Steckbriefe zum 3. Bewirtschaftungsplan) .....	22
Tabelle 11: Parameter zur Einstufung der Trophiestufe nach "fixed boundary"-System der OECD (1982). ....	23
Tabelle 12: Hydrochemische Analysewerte des Madlitzer- und des Petersdorfer Sees aus dem Jahr 1993.....	24

---

Tabelle 13: Übersicht zu trophierelevanten Parametern der Seen (Mittelwerte April – Oktober 2013).	25
Tabelle 14: limnochemische Mittelwerte des Petersdorfer Sees und des Madlitzer Sees. ....	25
Tabelle 15: Messstellen und untersuchte Sedimentschichten. ....	28
Tabelle 16: P-Fractionen, die in den Sedimentproben untersucht wurden. ....	29
Tabelle 17: Tiefenorientierte Analyse der Sedimentbeschaffenheit im Madlitzer See (tiefste Stelle)...	30
Tabelle 18: Tiefenorientierte Analyse der Sedimentbeschaffenheit im Petersdorfer See (Nordostteil)	32
Tabelle 19: Tiefenorientierte Analyse der Sedimentbeschaffenheit im Petersdorfer See (tiefste Stelle) .....	33
Tabelle 20: Limnochemische Messwerte der BGD ECOSAX für die beiden Messstellen im Madlitzer See; positive P-Diffusionsraten bedeuten seewärts gerichtete Fluxe (Freisetzung aus dem Sediment) .....	34
Tabelle 21: Zeitreihe der P-Diffusionsraten in $\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im Bereich der Wasser-Sediment-Grenze von zwei Messpunkten im Madlitzer See; positive Werte: seewärts gerichtete Fluxe (Freisetzung)....	34
Tabelle 22: Limnochemische Messwerte der BGD ECOSAX für die beiden Messstellen im Petersdorfer See; positive P-Diffusionsraten bedeuten seewärts gerichtete Fluxe (Freisetzung aus dem Sediment) .....	35
Tabelle 23: Zeitreihe der P-Diffusionsraten in $\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ im Bereich der Wasser-Sediment-Grenze von zwei Messpunkten im Petersdorfer See; positive Werte: seewärts gerichtete Fluxe (Freisetzung). .....	36
Tabelle 24: provisorische Bewertung nach PhytoSee (MISCHKE et al. 2017a) .....	37
Tabelle 25: Madlitzer See - Individuendichten der Rotatorien ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Rädertiere im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Rotatorien). ....	38
Tabelle 26: Madlitzer See - Individuendichten der Cladoceren ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Cladoceren im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Cladoceren).....	38
Tabelle 27: Madlitzer See - Individuendichten der Copepoden ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Copepoden im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Copepoden). ....	39
Tabelle 28: Madlitzer See - Merkmale der Nahrungsqualität für das Metazooplankton im Jahresverlauf, Rahmen: Zeitraum für Auswertungen nach PhytoLoss.....	40
Tabelle 29: Madlitzer See - Indizes für das Zooplankton-Grazing auf das fressbare Phytoplankton im Jahresverlauf, Rahmen: Zeitraum für Auswertungen nach PhytoLoss. ....	40
Tabelle 30: Madlitzer See - Indizes für Zooplanktonverluste durch Fischfraß, Rahmen: Zeitraum für Auswertungen nach PhytoLoss. ....	40
Tabelle 31: provisorische Bewertung nach PhytoSee (MISCHKE et al. 2017a) .....	41
Tabelle 32: Petersdorfer See - Individuendichten der Rotatorien ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Rädertiere im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Rotatorien). ....	42
Tabelle 33: Petersdorfer See - Individuendichten der Cladoceren ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Cladoceren im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Cladoceren).....	43
Tabelle 34: Petersdorfer See - Individuendichten der Copepoden ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Copepoden im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Copepoden). ....	43
Tabelle 35: Petersdorfer See - Merkmale der Nahrungsqualität für das Metazooplankton im Jahresverlauf, Rahmen: Zeitraum für Auswertungen nach PhytoLoss. ....	44
Tabelle 36: Petersdorfer See - Indizes für das Zooplankton-Grazing auf das fressbare Phytoplankton im Jahresverlauf, Rahmen: Zeitraum für Auswertungen nach PhytoLoss. ....	44

---

Tabelle 37: Petersdorfer See - Indizes für Zooplanktonverluste durch Fischfraß, Rahmen: Zeitraum für Auswertungen nach PhytoLoss. ....	45
Tabelle 38: Gesamtfang im Nördlichen Seeteil, Darstellung der Arten getrennt nach 0+, 1+ und adulten Fischen sowie nach Anzahl und Masse (die Einteilung von 0+, 1+ und adult erfolgt nach SCHAARSCHMIDT et al. 2005) .....	47
Tabelle 39: Gesamtfang im südlichen Seeteil, Darstellung der Arten getrennt nach 0+, 1+ und adulten Fischen sowie nach Anzahl und Masse (die Einteilung von 0+, 1+ und adult erfolgt nach SCHAARSCHMIDT et al. 2005). ....	47
Tabelle 40: Fischdichten im Petersdorfer See .....	48
Tabelle 41: verwendete Datengrundlagen .....	55
Tabelle 42: Strukturmerkmale zur Einteilung der hydrologischen Bodengruppen des SCS-Verfahrens. ....	57
Tabelle 43: Übersicht über die im Modellgebiet verbreiteten Bodensubstrate sowie deren Zuordnung zu den hydrologischen Bodengruppen nach dem SCS-Verfahren. ....	57
Tabelle 44: gewählte CN-Werte der unterschiedlichen Landnutzungsklassen.....	59
Tabelle 45: gewichtete CN-Werte der Teileinzugsgebiete (TEZG) des Modellgebietes.....	60
Tabelle 46: Ergebnisse des Niederschlags-Abflussmodells für das Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes .....	62
Tabelle 47: gemessene Änderungen der Seespiegel des Madlitzer Sees sowie des Petersdorfer Sees. ....	64
Tabelle 48: Übersicht über die Ursachen gewässerökologischer Defizite und den diesen gegenübergestellten Maßnahmen.....	66
Tabelle 49: Eignungsmatrix für die betreffenden Planungsabschnitte des Kersdorfer Mühlenfließ. ....	70
Tabelle 50: Merkmale des Gewässerabschnittes im Kersdorfer Mühlenfließ .....	70
Tabelle 51: Kostenprognose Maßnahme 1 .....	71
Tabelle 52: Kostenprognose Maßnahme 2 .....	74
Tabelle 53: Kostenprognose Maßnahme 3.1 .....	77
Tabelle 54: Kostenprognose Maßnahme 3.2 .....	79

## 1 Anlass und Aufgabenstellung

Der Petersdorfer See ist das flächenmäßig bedeutsamste Stillgewässer im Oberlauf des Kersdorfer Mühlenfließes und nach Einstufung des LfU Brandenburg ein hoch polytropher Flachsee in einem schlechten ökologischen Zustand. Die inakzeptablen Zustände des fließenden sowie der stehenden Gewässer im nördlichen Teil des Einzugsgebietes wirken sich über das Kersdorfer Mühlenfließ auch in die Ortslage Briesen (Mark) aus.

In den vergangenen Jahren gab es in den Sommermonaten wiederholt Anwohnerbeschwerden aus der Gemeinde Briesen (Mark) wegen der Geruchsbelästigung, die vom Kersdorfer Mühlenfließ vermutlich durch austretenden Schwefelwasserstoff ausgeht.

Vor diesem Hintergrund wurde durch das Landesamt für Umwelt in der Zeit von Juni 2011 bis Mai 2012 ein investigatives Monitoring im Einzugsgebiet des Petersdorfer Sees und im abfließenden Kersdorfer Mühlengraben durchgeführt (LFU 2013). Als Ursache wurde eine übermäßige Nährstoffbelastung des Gewässersystems angesehen.

Bereits 2009 wurden verschiedene potentielle Quellen für die Nährstoffbelastung durch die Untere Wasserbehörde des Landkreises Oder-Spree geprüft:

- Suche nach unbekanntem Einleitungen
- Prüfung abflussloser Abwassersammelgruben auf Dichtheit
- Prüfung auf ordnungsgemäße Fischbewirtschaftung

Bei diesen Prüfungen fanden sich keine Anhaltspunkte für zusätzliche Nährstoffeinträge.

Weiterhin wurde die illegale Einleitung von Abwasser in den Petersdorfer See oder in das Kersdorfer Mühlenfließ oberhalb der Ortschaft vermutet. Bis 2007 fanden regelmäßige Untersuchungen im Südbecken des Petersdorfer Sees durch das Gesundheitsamt des Landkreises Oder-Spree zur Badegewässerüberwachung statt (vier Beprobungen in der Badesaison). Bei einer Messung im Jahr 2005 wurde eine Überschreitung des Grenzwertes für gesamtcoliforme Keime festgestellt.

Eine weiterführende Untersuchung auf abwasserbürtige Keime brachte jedoch keine Hinweise auf erhöhte *E. coli*- oder *Fäkalstreptokokken*-Konzentrationen. In der Einschätzung des Gesundheitsamtes von 2007 wurden keine Hinweise auf Abwassereinleitungen in den Petersdorfer See aufgeführt.

In den Jahren 2020 – 2022 wurden verschiedene Detailuntersuchungen zur Hydrochemie des Grundwassers, der Schichtung und chemischen Zusammensetzung der Sedimente des Petersdorfer Sees, der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung des Phytoplanktons sowie zum aktuellen Fischbesatz durchgeführt. Aufbauend auf diesen Detailuntersuchungen soll im Rahmen der vorliegenden Machbarkeitsstudie eine Zusammenführung der einzelnen Ergebnisse vorgenommen werden und auf dieser Grundlage Empfehlungen zur Verbesserung der hydrochemischen Verhältnisse erarbeitet werden.

## 2 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

### 2.1 Lage und Abgrenzung des Gebietes

Das Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes hat eine Gesamtfläche von ca. 5.151,11 ha und liegt im Landkreis Märkisch-Oderland in den Gemeinden Briesen (Mark) und Falkenhagen (Mark), Brandenburg. Im Rahmen der vorliegenden Machbarkeitsstudie werden die naturräumlichen und hydrologischen Verhältnisse auf ca. 3.867,79 ha (75,1 %) des Einzugsgebietes des Kersdorfer Mühlenfließes betrachtet.

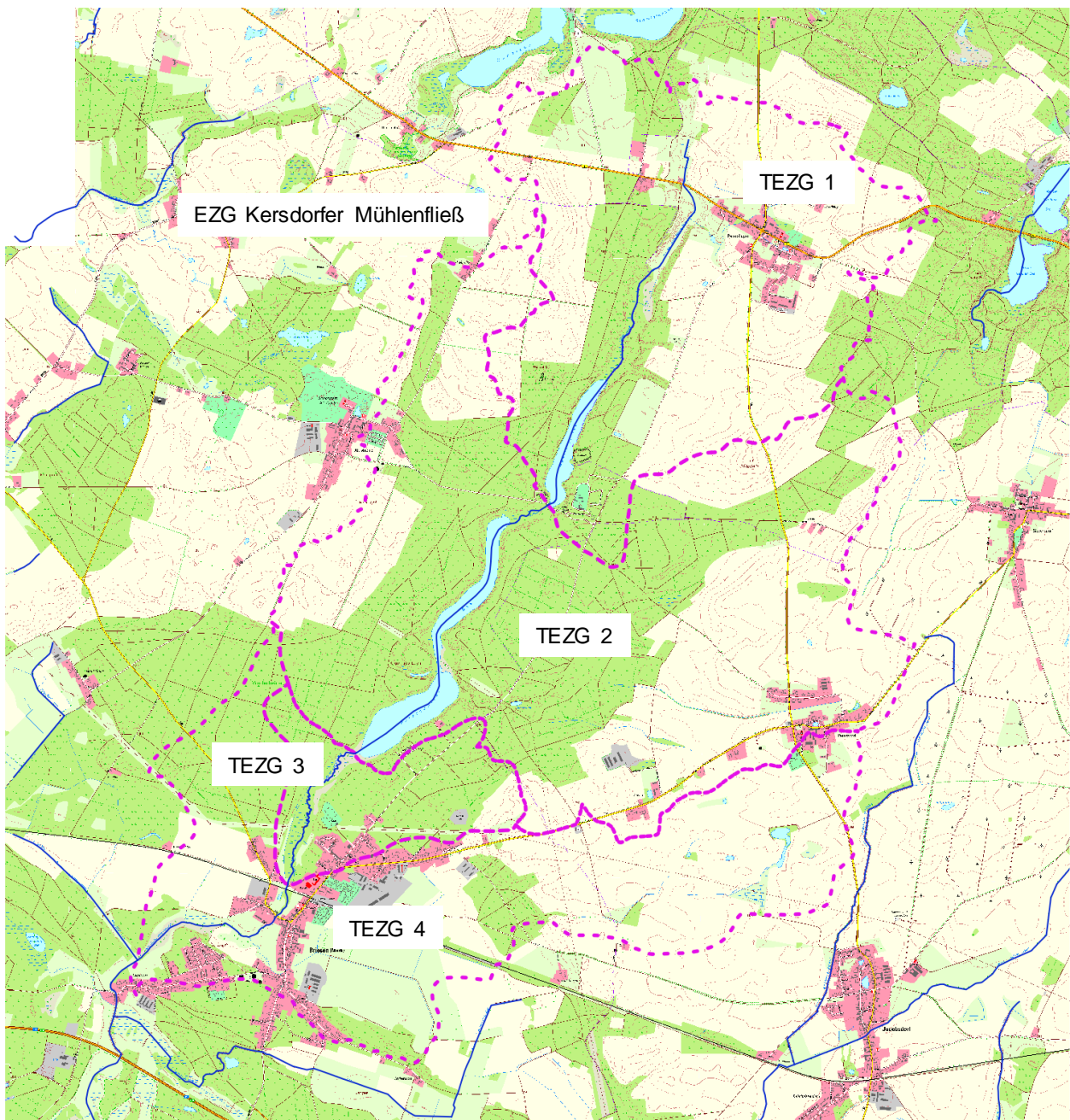


Abbildung 1: Topographische Karte des Einzugsgebietes (EZG) des Kersdorfer Mühlenfließes mit Abgrenzung der betrachteten vier Teileinzugsgebiete (TEZG).



Das Gebiet erstreckt sich in Südwest-Nordost-Richtung auf einer Länge von etwa 13,74 km und einer maximalen Breite von etwa 5,85 km vom Ortsteil Petershagen über die Madlitzer Mühle und die Ortslage Briesen (Mark) bis zum Kersdorfer See nördlich der Kersdorfer Schleuse am Oder-Spree-Kanal. Die nächsten Städte sind Müncheberg im Nordwesten, Seelow im Nordosten und Frankfurt/Oder im Südosten.

Das Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes befindet sich an einer Stelle des Berliner Urstromtales an der die Falkenhagener Rinne, eine Schmelzwasserrinne der Eiszeit, in das alte Urstromtal einmündet und mit ihrem Gewässersystem (Mühlgraben, Petersdorfer und Kersdorfer See) das Tal spreewärts durchquert.

Zwischen den Malitzer See und dem Petersdorfer See befindet sich am Verlauf des Kersdorfer Mühlenfließes der zu Falkenhagen gehörige Wohnplatz Fischerhaus. Im Süden wird das Gebiet in Nordwest-Südost-Richtung durch die Bundesautobahn BAB12 durchschnitten. Etwa mittige des EZG des Kersdorfer Mühlenfließes verläuft mit einem Bogen von Nordwesten nach Nordosten die Landesstraße L 38, welche eine Hauptverbindungsachse zwischen Briesen und den umliegenden Gemeinden darstellt. Im Osten verläuft, teilweise entlang der EZG-Gebietsgrenze, in Nord-Süd-Richtung die Landesstraße L37.

Das Einzugsgebiet umfasst den Quellbereich des Kersdorfer Mühlenfließes bei Nordwestlich von Petershagen sowie dessen weiteren Verlauf in einer Schmelzwasserrinne, die sich in die eiszeitliche Grundmoränenplatte gegraben hat, einschließlich der Seen Madlitzer See, Petersdorfer See sowie Kersdorfer See. Die südliche Grenze des Einzugsgebietes verläuft entlang des nördlichen Ufers des Oder-Spree-Kanals, spart diesen selbst jedoch aus.

Die Seen sind wasserpflanzenreich mit ausgedehnten Ufer- und Verlandungszonen, umgeben von naturnahen Feuchtlebensräumen wie Röhrichten und erlenreichen Feuchtwäldern. Entlang der Talhänge finden sich laubholzreiche Waldbestände, die reich an Altbäumen sind. Auf den Talhängen und Kuppen sind großflächige Offenbereiche zu finden, die teils durch artenreiche Halb- und Trockenrasen gekennzeichnet sind und zu einem großen Teil durch Beweidung bewirtschaftet werden.

Hinsichtlich seiner administrativen Lage ist das Planungsgebiet wie folgt zuzuordnen:

- |             |  |
|-------------|--|
| Bundesland: | <ul style="list-style-type: none"><li>• Brandenburg</li></ul>  |
| Landkreise: | <ul style="list-style-type: none"><li>• Oder-Spree (Hauptteil des EZG)</li><li>• Märkisch-Oderland (Quellbereich bis Madlitzer See)</li></ul>                      |
| Ämter:      | <ul style="list-style-type: none"><li>• Amt Odervorland (LOS)</li><li>• Amt Lebus (MOL)</li></ul>  |
| Gemeinden:  | <ul style="list-style-type: none"><li>• Briesen (Mark) (Amt Odervorland)</li><li>• Gemeinde Jacobsdorf (Amt Odervorland)</li><li>• Zeschdorf (Amt Lebus)</li></ul> |

## 2.2 Naturräumliche Gliederung

Zur ökologischen Charakterisierung und Abgrenzung von Landschaften wird Deutschland, basierend auf dem System von MEYNEN et al. (1953-1962), in naturräumliche Einheiten gegliedert. Für die Anwendung im Naturschutz wurde das System durch SSYMANK et al. (1994) auf Ebene der Haupteinheiten durch Zusammenfassung einzelner Einheiten vereinfacht und mit neuer Nummerierung versehen (BFN 2008).

Der nördliche Teil des Einzugsgebietes des Kersdorfer Mühlenfließes wird nach diesem System der Haupteinheit „Ostbrandenburgische Platte“ (D06) der Großlandschaft des Norddeutschen Tieflandes zugeordnet. Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs nach SCHOLZ (1962) ordnet das Untersuchungsgebiet der „Lebusplatte“ (794), Haupteinheit „Ostbrandenburgische Platte“ (79) zu.

Der südliche Teil des EZG des Kersdorfer Mühlenfließes ist nach SSYMANK (1994) der naturräumlichen Haupteinheit D12 – Mittelbrandenburgische Platten und Niederungen sowie Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet zuzuordnen. Gemäß der Landschaftsgliederung Brandenburgs (SCHOLZ 1962) befindet sich das Gebiet im Brandenburger Heide- und Seengebiet (82) in der Berlin-Fürstenwalder Spreetalniederung (820).

Wie die Mittelmärkischen Moränenlandschaften gehören auch die Grund- und Endmoränen des Ostbrandenburgischen Heide- und Seengebietes zum Brandenburger Stadium und seinen Zerfallsstufen. Die Platten, Talsand- und Sanderflächen der Region weisen zumeist ein ebenes bis flachwelliges Relief auf, großflächige Vermoorungen fehlen in der Region. Das Ostbrandenburgische Heide- und Seengebiet gehört zu den walddreichen Landschaften Brandenburgs, weite Bereiche mit sandigen Schmelzwasserablagerungen werden heute allerdings von Kiefernforsten eingenommen.

Die Berlin-Fürstenwalder Spreetalniederung ist ein Teil des Berliner Urstromtals, das die Schmelzwasser des Frankfurter Stadiums abführte und heute von der Spree und dem Oder-Spree-Kanal durchflossen wird. Im Westen queren einige Rinnentäler mit zahlreichen Seen das Tal. Ferner wird die in West-Ost-Richtung verlaufende Spreetalniederung von mehreren Seitentälern gegliedert, die direkt oder indirekt in die Spree münden. Die ebene bis flach geneigte Talsandfläche mit einer mittleren Höhe von 30 bis 45 m wird nur von einigen kleinen Diluvialinseln überragt. Sandböden herrschen vor, im Bereich der Flussniederungen sind stellenweise organische Nassböden entwickelt. Die Spreeniederung ist durch Grünlandnutzung geprägt, doch ist auch hier der Anteil naturnaher Wald- und Röhrichtgesellschaften noch relativ hoch. Die schmalen Verlandungszonen der in die Sandebenen eingesenkten Rinnenseen wurden, wie auch im Planungsgebiet, in der Vergangenheit als Mäh- und Streuwiesen genutzt. Heute sind sie zumindest noch kleinflächig als artenreiche Stromtal- oder Pfeifengraswiesen erhalten.

### 2.3 räumliche Verteilung der Landnutzung

Das Einzugsgebiet ist in eine Umgebung eingebettet, die land- und forstwirtschaftlich genutzt wird. Die Flächen westlich und östlich von der Gemeinde Briesen sowie nördlich und südlich von Kersdorf und kleinere Flächen am Südrand des Gemeindegebietes werden landwirtschaftlich genutzt (Äcker und Wiesen). Der Westteil, Südteil und der Norden des Gemeindegebietes werden überwiegend forstwirtschaftlich genutzt. Hier finden sich auch Niederungsbereiche mit (z.T. verlandeten Gewässern, Seen, Wassergräben und umgebenden Wiesen).

Das Landschaftsbild ist durch die Eiszeit geprägt. Ebene, von Gräben durchzogene Wiesen- und Ackerflächen werden durch umgebende Kiefernwälder in unterschiedliche Landschaftsräume gegliedert. Von besonderem Wert für die Naherholung sind die nördlich und südlich des Ortes gelegenen Gewässer, der Petersdorfer und Kersdorfer See, zwei von Wald umschlossene Binnenseen.

Der Petersdorfer See wurde amtlicherseits bis 2006 als Badegewässer geführt.

Der die Seen verbindende und von Wiesen, Luchgebieten und Bruchwald begleitete Mühlengraben sowie das westlich an Kersdorf anschließende Glieningmoor mit dem Kleinen und Großen Glieningsee haben eine hohe Bedeutung für biologische Vielfalt und Artenschutz.

Für die Bewertung der hydrologischen Voraussetzungen innerhalb des Einzugsgebietes ist die Verteilung der einzelnen Landnutzungsformen von wesentlicher Bedeutung, da die Art sowie die Nutzung der Flächen bzw. die auf diesen Flächen wachsende Vegetation mit dem Wasserrückhalt des Gebietes sowie mit dem Umfang der stofflichen Belastung in Form von Stickstoff- und/oder Phosphorimmissionen korreliert sind.

Zur Berechnung der Verteilung der Flächennutzung innerhalb des Einzugsgebietes wurden die amtlichen Daten der CIR-Biotopkartierung als Basisdaten herangezogen, deren GIS-basierte Auswertung, zu der in Tabelle 1 zusammengefassten Verteilung der Landnutzungsklassen führt. Auffällig ist der mit ca. 42,0 % relativ hohe Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen an der Gesamtfläche des Modellgebietes.

Die verschiedenen Formen der Ackerbewirtschaftung wirken sich sehr spezifisch auf den Wasser- und Stoffhaushalt des Planungsgebietes aus. Insbesondere die Unterschiede zwischen Reihenpflanzungen mit größeren Pflanzabständen (Mais, Kartoffeln, Zuckerrüben) und eher dicht schließenden Kulturen (Getreide) sind aus hydrologischer Sicht relevant.

Tabelle 1: Verteilung der im Modellgebiet vorkommenden Landnutzungsformen und deren Flächenanteil.

Landnutzungsform	TEZG 1		TEZG 2		TEZG 3		TEZG 4		EZG gesamt	
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
intensiv genutzte Äcker	4,721	44,76	7,021	43,26	0,154	7,19	4,099	43,02	15,995	<b>41,6</b>
Intensivgrünland	0,36	3,41					1,033	10,84	1,393	3,62
Wildäcker und Ackerbrachen	0,887	8,41	0,07	0,43	0,397	18,47	0,158	1,66	1,512	3,93
Laubwälder	0,652	6,18	0,83	5,11	0,168	7,84	0,189	1,99	1,839	4,78
Erlen-Bruchwälder	0,184	1,75	0,146	0,9					0,33	0,86
Nadelwälder	1,227	11,64	4,22	26	1,063	49,5	1,638	17,19	8,148	<b>21,19</b>
Laub-Nadel-Mischbestand			1,083	6,67					1,083	2,82
Nadel-Laub-Mischbestand	0,685	6,49	1,419	8,75			0,239	2,51	2,343	<b>6,09</b>
Grünland	0,973	9,22	0,373	2,3	0,093	4,34	0,693	7,27	2,132	<b>5,54</b>
Großröhrichte an Standgewässern und Sumpfflächen	0,001	0,01	0,042	0,26	0,013	0,6	0,05	0,53	0,106	0,28
Gemeinbedarfsflächen mit Baumbestand	0,214	2,03	0,027	0,17	0,006	0,3	0,041	0,43	0,288	0,75
Gärten			0,117	0,72	0,009	0,4	0,184	1,93	0,31	0,81
Gemeinbedarfsflächen mit hohem Grünanteil	0,016	0,15			0,04	1,89	0,047	0,49	0,511	1,33
Ruderalvegetation / Unland	0,163	1,54	0,137	0,84	0,058	2,72	0,153	1,6	0,23	0,6
Plätze und Lagerflächen ohne Gehölze	0,035	0,34	0,005	0,03	0,003	0,12	0,187	1,97	0,103	0,27
Wohn- und Mischgebiete	0,15	1,43	0,186	1,14	0,139	6,49	0,582	6,11	1,057	2,75
temporär wasserführende Kleingewässer			0,018	0,11			0,025	0,26	0,043	0,11
Stillgewässer	0,168	1,59	0,458	2,82					0,626	1,63
Industrie- und Gewerbeflächen	0,111	1,05	0,078	0,48	0,003	0,14	0,178	1,87	0,37	0,96
Ver- und Entsorgungsanlagen							0,032	0,33	0,032	0,08

Die forstwirtschaftlichen Nutzflächen macht mit ca. 35,0 % der Landnutzung einen Anteil von etwa einem Drittel der Landfläche aus. Gemeinsam mit den ebenfalls oft waldähnlichen Erlenbruchwäldern bedecken die mit Gehölzen bestandenen Flächen ca. 36,0 % des Planungsgebietes (vgl. Abbildung 2).

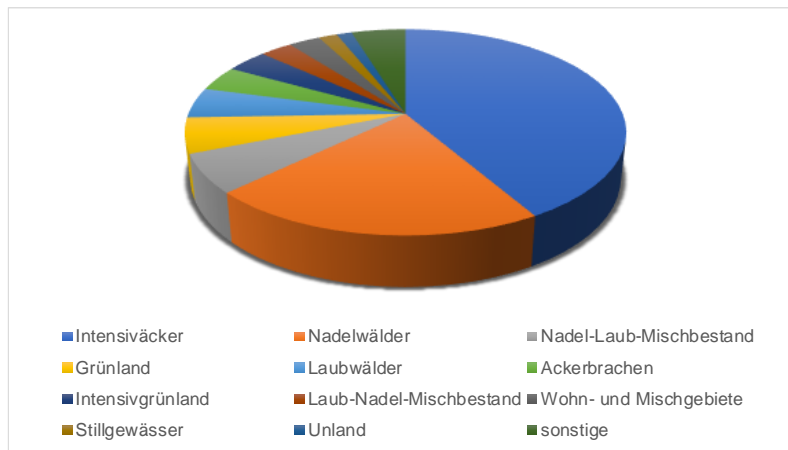


Abbildung 2: Verteilung der Landnutzung im betrachteten teil des Einzugsgebietes der Kersdorfer Mühlenfließes. Quelle: CIR Biotopkartierung, LfU 2023.

Der Waldanteil (als Summe von forstlichen Anpflanzungen und Feldgehölzen) liegt mit 36,0 % etwas über dem bundesdeutschen Durchschnitt (Waldanteil an der Bodenfläche Deutschlands: 32,0 %), entspricht aber ziemlich genau dem Waldanteil des Landes Brandenburg (Waldanteil an der Bodenfläche des Landes Brandenburg 2015: 35,5 %). Mit Gehölzen bestandene Flächen sind im Bereich der Talhänge und in den Randbereichen der beiden Seen konzentriert. Der Waldbestand ist durch Nadelbäume – insbesondere die Kiefer – geprägt. Lokal beschränkt und landschaftlich von untergeordneter Bedeutung sind die Bruchwälder im Niederungsbereich des Kersdorfer Mühlenfließes.

Verglichen mit der Flächengröße des Einzugsgebietes des Kersdorfer Mühlenfließes machen die beiden größten Stillgewässer, der Petersdorfer See sowie der Madlitzer See, mit gemeinsam ca. 0,62 km<sup>2</sup> Seefläche lediglich knapp 2,0 % der Fläche des Einzugsgebietes aus.

Aus **Abbildung 3** ist die räumliche Verteilung der verschiedenen Nutzungsarten zu entnehmen. Fehlende Anteile werden dabei extrapoliert.

## 2.4 Geologie und Geomorphologie

Das Gebiet erhielt seine Formgebung im Wesentlichen während der Weichsel-Eiszeit und den damit verbundenen glazialen sowie periglazialen landschaftsgenetischen Prozessen. Die Schmelzwässer der Eisrandlagen des Frankfurter Stadiums flossen im Berliner Urstromtal ab. Das Berliner Urstromtal entstand als Teil des Warschau-Berliner-Urstromtals vor rund 18.000 Jahren. Es war die Entwässerungsbahn der Schmelzwässer des Inlandeises zur Zeit der Frankfurter Eisrandlage, die etwas nördlich und nordöstlich von Berlin verläuft. Der Verlauf des Urstromtales lässt sich etwa durch die Linie Eisenhüttenstadt, Müllrose, Fürstenwalde/Spree, Berlin (Zentrum), Falkensee, nördlich von Nauen, Friesack beschreiben. Das Tal wird im Norden und Süden von Platten begrenzt. Nördlich liegen die Grund- und Endmoränenplateaus Land Lebus, Barnim und Ländchen Glien, die südlichen Talbegrenzungen bilden die Beeskower Platte sowie die flachwelligen Plateaus Teltow und Nauener Platte, die allesamt aus eiszeitlichen Ablagerungen (vor allem Geschiebemergel und Sand) bestehen.

Als Ablagerungen treten demzufolge innerhalb des Einzugsgebietes des Kersdorfer Mühlenfließes weichseleiszeitliche glazifluviale Sande, Kiese und Schotter auf, wobei Kiese und Gerölle stark gerundet sind.

Die glazialen und periglazialen Prozesse der Weichsel-Eiszeit schufen eine nahezu ebene Landschaft, deren topographische Höhen sich zwischen ca. 60 - 45 m NHN bewegen. Das Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes liegt in einer Niederung, die sich zwischen den flachen bis welligen Moränenlandschaften des älteren Jungmoränengebietes (Brandenburger und Frankfurter Gürtel) erstreckt

(LIPPSTREU 2010). Die subglaziale Schmelzwasserrinne ist mäßig bis tief in die umgebenden Sanderflächen der Grundmoräne eingeschnitten und im Bereich des Einzugsgebietes zum Teil großflächig vermoort. Eingestreut in die Niederung erheben sich mehrere mineralische Kuppen (Sanderaufschüttungen).

Die höchste Erhebung liegt östlich der Gemeinde Briesen, nördlich der Frankfurter Straße. Die unbenannte Hügelkuppe hat eine Höhe von 66,8 m über NHN. Die tiefsten Bereiche des Gebietes liegen mit 37,9 m über NHN westlich der Kersdorfer Schleuse am Ufer der Spree, von wo aus sich das Gelände entlang der Talhänge bis auf etwa 67 m NHN erhöht. Gefälle und Höhe der Talhänge nehmen vom Kersdorfer See, wo diese relativ sanft ausgebildet sind, nach Norden bis zum Petersdorfer bzw. Madlitzer See zu. Die Differenz zwischen höchstem und tiefstem Punkt beträgt 28,9 m. Beide Punkte liegen 8,4 km (Luftlinie) voneinander entfernt.

Im Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes ist überwiegend eine ebene Oberfläche mit Höhenlagen zwischen 42 und 45 m über NN anzutreffen. Ein kleiner Bereich im Nordosten des Territoriums weist leichte Hügelformen auf. Das Waldgebiet südlich der Autobahn ist, abgesehen von Dünenformationen, die sich 2 - 6 m über das umgebende Terrain erheben, ebenfalls relativ eben.

## 2.5 Boden

Die Leitbodengesellschaften im Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes sind Niedermoore und Niedermoore über Flusssanden vergesellschaftet mit Gleyen aus Flusssanden (KÜHN 2010), die Bodenarten sind Niedermoortorf sowie Sandböden mit unterschiedlichem Lehmanteil (BIONET 1996, AG BODEN 2005, LGB 2017b). Auf den Plateau-Lagen ist die Hauptbodenart Sand (S) mit anlehmigem Sand (SI). Laut Bodenübersichtskarte (BÜK) sind im Niederungsbereich des Einzugsgebietes als Bodentypen Erdniedermoore überwiegend aus Torf über Flusssand und an den Talhängen der Sanderflächen der Grundmoräne Braunerde-Fahlerden und Fahlerden im Westen sowie podsolige Braunerden im Osten anzutreffen (LBGR 2017a).

Das Ertragspotenzial ist mit Bodenzahlen überwiegend zwischen 30 bis 50 in den Niederungsbereichen sowie teilweise (westlicher Hang) und überwiegend unter 30 (östlicher Hang) in den Hangbereichen der Grundmoräne mittel bzw. niedrig.

Insbesondere im Bereich der steilen Hänge beiderseits des Petersdorfer Sees ist der Boden stark erosionsgefährdet.

## 2.6 Klima

### 2.6.1 Lufttemperatur und Niederschlag

Brandenburg befindet sich im Übergangsbereich zwischen ozeanischem Klima im Westen Europas und kontinentalem Klima im Osten und ist geprägt durch Wärme und Trockenheit im Sommer sowie Kälte und Trockenheit im Winter (HENDL 1994). Nach HEYER (1962) ist das Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes mit einer jährlichen Niederschlagssumme um 530 mm/a als niederschlagsarm einzustufen. In Brandenburg lag der aktuelle Jahresmittelwert der Niederschläge in den Jahren 1981-2010 mit einem Wert von 575 mm/a etwas höher (DWD 2017c).

Das Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes gehört damit ebenfalls der Klimaregion des Ostdeutschen Binnenlandklimas an und zeigt typische Merkmale der warm-gemäßigten feuchten Klimazone Mitteleuropas.

Die nächsten Wetterstationen zum Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes des Deutschen Wetterdienstes sind die Stationen Seelow, Lebus, Müncheberg und Frankfurt/Oder. In den Jahren 1981-

2010 lagen die jährlichen Jahresniederschläge zwischen 523 bis 592 mm/a (DWD 2017a), die jährlichen Durchschnittstemperaturen lagen im gleichen Zeitraum bei Müncheberg mit 9°C unter dem Jahresmittel Brandenburgs von 9,3°C (DWD 2017b, c).

Im Archiv des DWD sind jedoch Daten zu Niederschlagswerten einer Station in Neu Madlitz abgelegt, welche in der vorliegenden Machbarkeitsstudie als Grundlage für die Bemessung der Oberflächen- und Sickerwasserabflüsse verwendet wurden. Neu Madlitz befindet sich etwa im Zentrum des Einzugsgebietes des Kersdorfer Mühlenfließes und bildet damit die lokalen Verhältnisse sehr gut ab.

Als Grundlage zur Bewertung der Niederschlagsverhältnisse wurde eine zeitliche Periode von 2006 – 2021 (für diese Zeitperiode standen Daten zur Verfügung) ausgewertet. Innerhalb dieser Periode lag der mittlere Niederschlag bei 569,89 mm/a, das Jahr mit dem geringsten Niederschlag war das Jahr 2018 mit einem Jahresniederschlag von lediglich 363,61 mm/a. Das regenreichste Jahr war 2010 mit einem Jahresniederschlag von 792,43 mm/a.

Innerhalb der betrachteten Klimaperiode war der niederschlagsreichste Monat ist der Juli mit einer mittleren Niederschlagsmenge von 88,26 mm, der trockenste Monat ist der April mit 26,54 mm, dicht gefolgt vom Februar mit 28,89 mm. In den Monaten November bis April (Winterhalbjahr) fallen durchschnittlich 221,0 mm Niederschlag, von Mai bis Oktober (Sommerhalbjahr) im Mittel 349,1 mm.

Die mittlere Jahrestemperatur beträgt ca. 8,9 °C, während des Winterhalbjahrs sind es im Mittel 2 °C, im Sommerhalbjahr durchschnittlich 14 °C. Wärmster Monat ist der Juli, kältester Monat der Januar.

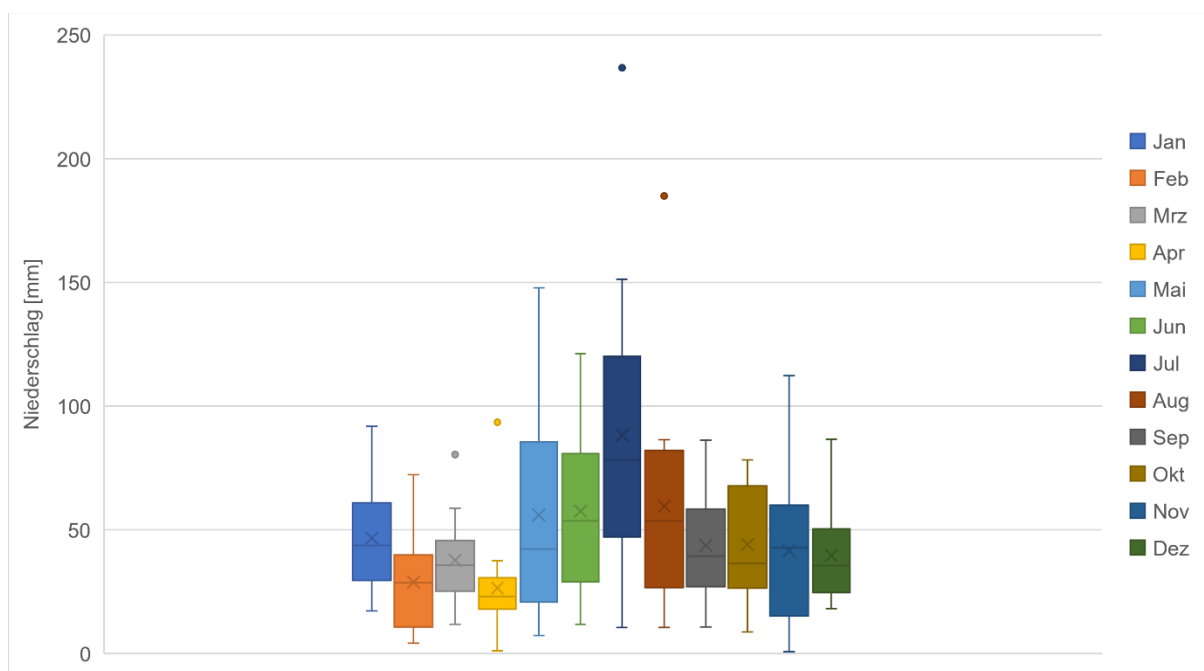


Abbildung 3: Verteilung der monatlichen Niederschläge im Beobachtungszeitraum 2006 – 2021. Quelle: DWD download-archiv

In der Region Berlin-Brandenburg sind die erwarteten Auswirkungen des Klimawandels aufgrund der klimatischen Voraussetzungen deutschlandweit gegenwärtig am stärksten zu beobachten (LFU 2016). Neben einer Zunahme der jährlichen Durchschnittstemperatur in den letzten 30 Jahren werden häufigere Extremwetterereignisse sowie die Verschiebung der Jahreszeiten mit einem früheren Beginn der Vegetationsphasen verzeichnet. Weiterhin werden Verschiebungen der mittleren jährlichen Niederschläge in der jahreszeitlichen Verteilung beobachtet, wobei verlängerte Trockenperioden (und Hitzewellen) und häufigere Starkregenereignisse im Sommer sowie erhöhte Niederschlagssummen im Winter auftreten (LFU 2016b). Die beobachteten Niederschlags-Jahreswerte haben in den letzten 30 Jahren leicht abgenommen, allerdings ist dieser Trend noch nicht statistisch abgesichert.

Die Analyse der Niederschläge einzelner Monate ergab teilweise signifikante Änderungen. So stellte LAHMER (2002) für den Monat Mai eine statistisch signifikante Abnahme der Niederschlagsmenge fest.

Auch die Auswertung der Jahreswerte der klimatischen Wasserbilanz (Differenz zwischen beobachteten Niederschlagswerten und berechneter potenzieller Verdunstung) für den o.g. Zeitraum weist auf einen negativen Trend hin (BRONSTERT et al. 2003), es verdunstet also potentiell mehr Wasser als abregnet. Auch hier ist der negative Trend der Jahreswerte der klimatischen Wasserbilanz statistisch noch nicht signifikant, wohl aber für einzelne Sommermonate (vgl. LAHMER 2002).

## 2.6.2 Größen des Wasserhaushaltes im Einzugsgebiet

Die Wasserhaushaltsgrößen des Planungsgebietes wurden der „Kartenanwendung Hydrologie“ des LfU entnommen. Diese Daten beruhen auf einem landesweit mit einem detaillierten Niederschlags-Abfluss-Modell modellierten Modell des Wasserhaushaltes. Als Grundlegendaten für die Modellierung wurden das digitale Höhenmodell (DGM 25), Bodeninformationen (BÜK300), Landnutzung (CIR BB), Gewässernetz und oberirdische Einzugsgebiete genutzt.

Im Wasserhaushaltsmodell des Landes Brandenburg wird das Einzugsgebiet oberhalb der Brücke Kersdorfer Straße in 4 Teileinzugsgebiete unterteilt. Die Größen des Wasserhaushaltes für diese Einzugsgebiete sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Größen des Wasserhaushaltes im Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes untergliedert nach den entsprechenden Teileinzugsgebieten. Quelle: Landesamt für Umwelt Brandenburg (LfU), Kartenanwendung Hydrologie

		TEZG 1	TEZG 2	TEZG 3	TEZG 4
EZG-Kennzahl		5827641	5827643	58276451	58276459
Korrig. Niederschlag	(mm/a)	611	603	593	603
Reale Verdunstung	(mm/a)	484	510	546	544
Potent Verdunstung	(mm/a)	725	726	720	719
Grundwasserneubildung	(mm/a)	111	73	35	39
Oberflächenabfluss	(mm/a)	9	17	4	5
Abfluss urbane Flächen	(mm/a)	7	4	9	15

## 3. Hydrologie

Zur Beschreibung der hydrologischen Verhältnisse wurden zur Verfügung gestellte Abflussdaten und Grundwasserstände sowie Niederschlagsdaten einer Messstation in Neu Madlitz herangezogen.

Die Seenkette wird zum einen durch einen Zufluss am Nordende des Madlitzer Sees, zum anderen aus Hangquellen im nördlichen Bereich der Seenkette gespeist. Der jeweilige Anteil ist nicht bekannt. Verluste ergeben sich aus dem Abfluss des Kersdorfer Mühlenfließes am Südlichen Petersdorfer See.

## 3.1 Grundwasser

### 3.1.1 Grundwasserleiter und Grundwasserflurabstände

Das Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes überdeckt sich mit den Grundwassereinzugsgebieten der Spree sowie Oder, das Grundwasser fließt entsprechend oberhalb des Madlitzsees in Richtung Osten zur Oder hin ab, während der mittlere und südliche Teil des EZG nach Süden in Richtung der Spree entwässert (MANHENKE 2010). Konkret überlagert sich das Einzugsgebiet mit 3 Grundwasserkörpern:

- EU\_CD\_GB: DEGB\_DEBB\_HAV\_US\_3-1 (Untere Spree 1)
- EU\_CD\_GB: DEGB\_DEBB\_ODR\_OD\_1-2 (Alte Oder 2)
- EU\_CD\_GB: DEGB\_DEBB\_ODR\_OD\_6 (Frankfurt (Oder))

Die genannten Grundwasserkörper (GWK) haben einen unterschiedlichen Flächenanteil am Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes. Der GWK DEGB\_DEBB\_HAV\_US\_3-1 (Untere Spree 1) sowie der GWK DEGB\_DEBB\_ODR\_OD\_1-2 (Alte Oder 2) besitzen mit 59,93 % (2654,08 ha) bzw. 39,11 % (1732,37 ha) die flächenmäßig größte Überdeckung mit dem EZG. Der GWK DEGB\_DEBB\_ODR\_OD\_6 (Frankfurt (Oder)) überlagert sich mit 0,96 % (42,39 ha) nur kleinflächig im Osten mit dem EZG.

In den Niederungsbereichen unterliegen die Böden mit einem Grundwasserflurabstand von unter einem Meter einem vorherrschend starken Grundwassereinfluss (KÜHN 2010c), was sich in den großflächig vorhandenen Moorböden widerspiegelt. Entlang der Hänge nimmt der Grundwassereinfluss entsprechend mit der Höhe ab und der Grundwasserflurabstand zu, an den Hängen östlich des Petersdorfer Sees bzw. des Madlitzer Sees liegt dieser bei 20 bis 30 m (LFU 2012).

Der Grundwasserleiterkomplex 1 (GWLK1) weist in den Niederungsbereichen des Einzugsgebietes eine organogene schluffig sandige Bedeckung auf (LBGR 2017b). An der östlichen Grenze des Einzugsgebietes liegt der GWLK1 weitestgehend ohne Bedeckung vor. Die Flächen der umgebenden Grundmoräne weisen überwiegend einen oberflächig anstehenden Grundwassergeringleiter mit hohem Sandgehalt auf, der stellenweise von einer durchlässigen Schicht aus trockeneren Sanden überlagert wird.

Im gesamten Gebiet liegt aufgrund der glazigenen Stauchung der Grundmoräne ein gemindertes Rückhaltevermögen und daher eine erhöhte Anfälligkeit des Grundwasserleiters gegenüber Fremd- und Schadstoffverschmutzung vor. Das Rückhaltevermögen der Grundwasserüberdeckung ist aufgrund der geringen Mächtigkeit in den Niederungsbereichen gar nicht bis gering vorhanden, in den Bereichen der Anhöhen wird es aufgrund der Geschiebemergel-Auflage als mittel eingestuft (BERNER 2010).

Im Rahmen der Voruntersuchungen wurden durch die Firma SensaTec (Berlin) im Randbereich des Petersdorfer Sees 8 Grundwassermessstellen eingebracht. Die Lage der Bohrpunkte ist in **Abbildung 3** dargestellt.

Messdaten zu den Grundwasserständen dieser Grundwassermessstellen liegen gegenwärtig noch nicht vor.

### 3.1.2 Qualitätsparameter der Grundwasserkörper

Entsprechend den Angaben aus den Steckbriefen des LfU (Zusammenstellung siehe **Tab. 3**) befinden sich alle drei der am EZG des Kersdorfer Mühlenfließes beteiligten GWK in einem mengenmäßig guten Zustand. Eine Beeinträchtigung der Speisung des Oberflächenwasserkörpers aufgrund möglicherweise sinkender Grundwasserstände ist daher nicht zu befürchten.



Hinsichtlich ihres chemischen Zustandes bestehen insbesondere im Hinblick auf die Nitratbelastung deutliche Unterschiede zwischen den Grundwasserleitern. Sowohl der GWK DEGB\_DEBB\_ODR\_OD\_1-2 (Alte Oder 2) also auch der GWK DEGB\_DEBB\_ODR\_OD\_6 (Frankfurt (Oder)) weisen einen schlechten chemischen Zustand auf, da die einschlägigen Grenzwerte für die Belastung des Grundwassers mit Nitrat-Stickstoff von 50 mg/l (TrinkwV 2001) nicht eingehalten werden.

Tabelle 3: Zusammenstellung der Merkmale und Einschätzung der vom EZG des Kersdorfer Mühlenfließ überdeckten Grundwasserleiter. Quelle: LfU (Stechbriefe Grundwasserleiter).

		DEGB_DEBB_HAV_US_3-1	DEGB_DEBB_ODR_OD_1-2	DEGB_DEBB_ODR_OD_6
Anteil des GWK am Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes		59,92 %	39,11 %	0,96 %
<b>Signifikante Belastungen</b>				
<b>Menge</b>				
	Entnahmen zur Wasserversorgung	nein	nein	nein
	Industrielle Entnahmen	nein	nein	nein
	Bergbaubedingte Belastungen	nein	nein	nein
<b>Chemie</b>				
	Diffuse Quellen - landwirtschaftlich	nein	ja	ja
	Andere diffuse Quellen	nein	ja	ja
	Punktuelle Quellen (landwirtschaftlich)	nein	nein	nein
	Bergbaubedingte Belastungen	nein	nein	nein
	Andere Belastungen	nein	nein	nein
<b>Auswirkungen der Belastungen</b>				
<b>Menge</b>				
	Auswirkungen aufgrund zu hoher Wasserentnahmen	nein	nein	nein
	Auswirkungen auf grundwasserabhängige Landökosysteme	nein	nein	nein
	Auswirkungen bergbaubedingter Belastungen	nein	nein	nein
<b>Chemie</b>				
	Auswirkungen diffuser Belastungen	nein	ja	ja
	Auswirkungen punktueller Belastungen	nein	nein	nein
	Auswirkungen bergbaubedingter Belastungen	nein	nein	nein
<b>Zustandsbewertung</b>				
<b>Menge</b>				
	mengenmäßiger Zustand	gut	gut	gut
	Zustand bezüglich grundwasserabhängiger Landökosysteme	gut	gut	gut
<b>Chemie</b>				
	hydrochemischer Zustand	gut	schlecht	schlecht
	Zustand bezüglich einzelner Stoffe:			
	Nitrat	gut	schlecht	schlecht
	Ammonium	gut	gut	gut
	Sulfat	gut	gut	gut
	Chlorid	gut	gut	gut
	Nitrit	gut	gut	gut
	Ortho-Phosphat	gut	gut	gut
	Pflanzenschutzmittel (einzeln / gesamt)	gut	gut	gut
	(Halb-)Metalle (As, Cd, Hg)	gut	gut	gut
	Summe aus Tri- und Tetrachlorethen	gut	gut	gut

Für die im Rahmen der Machbarkeitsstudie zu behandelnde Fragestellung, mit welchen Maßnahmen eine Senkung des trophischen Niveaus innerhalb des Madlitzer- und Petersdorfer Sees und nachfolgend dann auch im Kersdorfer Mühlenfließ gelingen kann, sind insbesondere die durch das Grundwasser eingetragenen Frachten an den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor relevant.

Grundwasserkörper müssen im Hinblick auf die Frage der Eutrophierung von Oberflächengewässern – und hier insbesondere von kleineren Stillgewässern – grundsätzlich als unerschöpfliche Ressource angesehen werden. Sofern die Quellen anthropogen verursachter Nährstoffbelastungen eines Grundwasserkörpers nicht durch geeignete Maßnahmen abgestellt werden, erfolgt die Nachlieferung dieser Nährstoffe kontinuierlich weiter. Insbesondere kleiner Stillgewässer wirken dabei als Sedimentfallen, wodurch sich aufgrund von Sedimentations- und Remineralisierungsprozessen Nährstoffe anreichern können.

Die in Tabelle 4 dargestellten Nitratwerte des GWK EU\_CD\_GB: DEGB\_DEBB\_ODR\_OD\_1-2 (Alte Oder 2) führen aufgrund ihrer Stoffmengenkonzentration zu erheblichen Einträgen in den Oberlauf des Kersdorfer Mühlenfließes sowie in den Madlitzer See. Unter Berücksichtigung des zufließenden Oberflächenabflusses (vgl. Kap. Xxx) ergeben sich Stofffrachten von xxx kg Nitrat-Stickstoff und xxx kg Phosphor pro Jahr.

Tabelle 4: Hydrochemische Merkmale der vom EZG des Kersdorfer Mühlenfließ überdeckten Grundwasserleiter. Quelle: LfU (online Datenabruf der Messstellen).

Hydrochemischer Parameter	Mittelwerte der Jahre 2020 -2022					
	Müncheberg	Döbberin	Tremplin	Briesen1	Briesen2	Briesen3
Messstellen-KZ	34502401	35522582	36522651	36510539	36515159	36515160
Grundwasserkörper	AO2	AO2	FO	US1	US1	US1
Ammonium [mg/l]	0,04	0,07	1,62	0,27	0,41	0,39
Ammonium-N [mg/l]	0,03	0,05	1,26	0,21	0,32	0,30
Nitrat [mg/l]	69,59	141,88	4,63	0,09	0,09	0,09
Nitrat-N [mg/l]	15,72	32,05	1,046	0,02	0,02	0,02
Nitrit [mg/l]	0,05	0,03	0,48	0,03	0,03	0,03
Nitrit-N [mg/l]	0,02	0,01	0,146	0,01	0,01	0,01
ortho-Phosphat [mg/l]	0,98	0,03	0,02	0,18	0,28	0,29
ortho-Phosphat-P [mg/l]	0,32	0,01	0,007	0,06	0,09	0,09
Phosphor, gesamt [mg/l]	0,70	0,07	0,005	-	-	-
Sulfat [mg/l]	64,20	131,83	8,04	1,65	16,60	41,08

US1 ... EU\_CD\_GB: DEGB\_DEBB\_HAV\_US\_3-1 (Untere Spree 1)

AO2 ... EU\_CD\_GB: DEGB\_DEBB\_ODR\_OD\_1-2 (Alte Oder 2)

FO ... EU\_CD\_GB: DEGB\_DEBB\_ODR\_OD\_6 (Frankfurt (Oder))

Durch den Landkreis Oder-Spree Dezernat III Kreisentwicklung, Umwelt und Bauwesen wurden im Jahr 2016 4 Untersuchungen zum Hangquellwasser / Grundwasser im Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes bei der Fa. Aqua-Kommunal-Service GmbH in Auftrag gegeben. Diese Untersuchungen ergaben folgende Befunde:

Tabelle 5: Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchung von Grundwasserproben durch den LK OS im Jahr 2016.

		Messstelle			
		Briesen Nordostufer Petersdorfer See Nähe Wanderweg über Fließ unterhalb Madlitzer Mühle	Briesen Nordostufer Petersdorfer See 750 m unterhalb Madlitzer Mühle	Briesen Seeweg 30 Familie Lippold Hausbrunnen Außenwasserhahn	Briesen Nordostufer Petersdorfer See - PN vom Ufer, Schöpfproben
Datum der Probennahme		15.11.2016	15.11.2016	15.11.2016	15.11.2016
hydrochemische Parameter					
Phosphat-gesamt	[mg/l]	0,932	2,11	0,963	---
Phosphor-gesamt	[mg P/l]	0,304	0,688	0,314	---
Phosphat-ortho	[mg/l]	<0,1	<0,1	<0,1	---
Phosphor-ortho	[mg P/l]	< 0,033	<0,033	<0,033	---
Nitrat	[mg/l]	2,39	3,04	0,17	---
Nitrat-N	[mg N/l]	0,54	0,686	0,038	---
Nitrit	[mg/l]	0,05	0,02	<0,02	---
Nitrit-N	[mg N/l]	0,015	0,006	< 0,006	---
Ammonium	[mg/l]	0,35	<0,05	0,11	---
Ammonium-N	[mg N/l]	0,273	< 0,039	0,086	---

### 3.2 Oberflächenwasser

Innerhalb des Einzugsgebietes des Kersdorfer Mühlenfließes befinden sich zahlreiche Oberflächengewässer in Form von Fließten, Gräben, Seen, Teiche sowie einige Verlandungsflächen. Die vorhandenen Stillgewässer sind häufig durch Gräben miteinander verbunden.

Das Oberflächenwasser im Einzugsgebiet fließt nach Süden, in Richtung des Spreetals ab.

Bedeutsame Gewässer im bzw. angrenzend an das Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes sind:

Tabelle 6: bedeutsame Gewässer im Gemeindegebiet der Gemeinde Briesen (Mark).

Gewässer I.Ordnung	Lage	Länge (km)	Fläche (ha)	sonstiges
Spree und Nebenarme	Südgrenze	ca. 8,4		Gemeindegrenze am / im Fluss, Landesgewässer, Fischereibewirtschaftung
Oder-Spree-Kanal		ca. 10,0		Bundeswasserstraße, Länge einschließlich Nebenarme, Fischereibewirtschaftung
<b>Gewässer II. Ordnung</b>				
Goldenes Fließ	Zeisigluch	6		
Langer Luchgraben	nördlich BAB	11,3		
Kersdorfer Mühlenfließ		7,7		
Fauler Graben	östlich Spree	1,3		
Stillgewässer				
Kersdorfer See			5,9	Fischereibewirtschaftung
Großer Glienigsee			ca. 6	
Kleiner Glienigsee			ca. 2	

Für den Unterhalt der Gewässer II. Ordnung ist der Wasser- und Bodenverband "Untere Spree" zuständig. (Gesetz über die Bildung von Gewässerunterhaltungsverbänden (GUVG) vom 13. März 1995, GVBl. Brandenburg Teil I Nr. 3 vom 20. März 1995).

### 3.2.1 Fließgewässer

Zentrales Element des Einzugsgebietes ist der Verlauf des Kersdorfer Mühlenfließes und die aus ihm gebildeten Rinnenseen. Die Quellregion des Kersdorfer Mühlenfließes liegt in einem Grünlandbereich nordwestlich von Petershagen. Von dort verläuft das Fließ weiter nach Süden und bildet den Madlitzer See sowie den Petersdorfer See im hier betrachteten Abschnitt des Einzugsgebietes. Außerhalb des hier betrachteten Abschnitts des Einzugsgebietes bildet und durchfließt das Kersdorfer Mühlenfließ den Kersdorfer See.

Das Gewässerbett des Kersdorfer Mühlenfließ ist überwiegend natürlicherweise überwiegend flach ausgebildet und weist ein nur geringes Gefälle und entsprechend nur eine relativ geringe Strömung auf. Durch Baggerarbeiten zur Beseitigung von Schlammablagerungen wurde das Fließ jedoch unterhalb der Waldpassage deutlich eingetieft. Das Sohlsubstrat ist sandig und wird in unterschiedlicher Verteilung und Stärke von humosen Ablagerungen aus den Anmoor- und Torfbildungen der angrenzenden beschattenden Auwälder überlagert.

Innerhalb der Ortslage Briesen sind nur wenige Brückenbauwerke und Straßendurchlässe vorhanden.

Das Kersdorfer Mühlenfließ ist ein Gewässer II. Ordnung (BFG-Kennung: DE\_RW\_DEBB582764\_775). Es hat eine Länge von etwa 15,46 km (BGA 2016), von denen 10,58 km im Untersuchungsgebiet verlaufen, davon 6,59 km als Fließgewässer und etwa 3,99 km als Durchfluss durch die Seen, und ist unterhalb des Petersdorfer Sees dem Fließgewässertyp „Seeausflussgeprägte Fließgewässer“ (LAWA-Typcode 21) zuzuordnen (UBA 2018). Oberhalb des Madlitzer Sees ist es als Fließgewässertyp 11 „organisch geprägte Bäche“ ausgewiesen (BFG-Kennung: DE\_RW\_DEBB 582764\_776). Es gehört zur Flussgebietseinheit „Havel“, Planungseinheit „Untere Spree“.

#### 3.2.1.1 hydromorphologische Struktur

Die hydromorphologische Struktur des Kersdorfer Mühlenfließes weist ein deutlich 3-geteiltes Bild auf. Der Oberlauf des Kersdorfer Mühlenfließes weist deutliche Defizite in Bezug auf seine hydromorphologische Struktur auf. Der Gewässerlauf wurde bis unterhalb der Ortslage Petershagen der Strukturklasse 4 zugeordnet. Im mittleren Abschnitt, d.h. ab oberhalb des Madlitzer Sees bis zum Beginn der Ortslage Briesen weist das Kersdorfer Mühlenfließ bereits überwiegend eine gute bis befriedigende ökomorphologische Struktur auf. Im unteren Abschnitt des hier betrachteten Gebietes, d.h. ab etwas oberhalb der Ortslage Briesen bis zur Autobahn BAB 12 wurde das Kersdorfer Mühlenfließ als deutlich verändert bis stark verändert eingestuft (Strukturgüteklassen 4 und 5).

Die Struktur eines Fließgewässers, d.h. seine Linienführung in Form von Laufentwicklung und Längsprofil, seine Sohlenstruktur und seine natürliche Eintiefung variieren natürlicherweise zwischen verschiedenen Fließgewässertypen (z.B. Niederungsbach vs. Gebirgsbach). Um daher die gegenwärtige Struktur eines Fließgewässers bewerten zu können, ist es notwendig zu wissen, wie der natürliche Zustand des Gewässers ohne anthropogene Überprägung aussehen würde.

Das Kersdorfer Mühlenfließ ist unterhalb des Madlitzer Sees dem LAWA-Typ 21 „Seeausflussgeprägte Fließgewässer“ zuzuordnen. Dieser wird nachfolgend durch POTTGIESSER (2018) beschrieben.

Tabelle 7: Eigenschaften seeausflussgeprägter Fließgewässer (LAWA-Typ 21)

allgemeine Charakteristik:	Fließgewässerabschnitte unterhalb von Seen gehören zum typischen Bild des Gewässernetzes der Jungmoränenlandschaft des Norddeutschen Tieflandes (Subtyp 21_N). Es handelt sich um sommerwarme Bäche und kleine Flüsse, die ausschließlich unterhalb von Seen vorkommen
Strömungsbild:	träge (lenitischen Seeausfluss)
Sohlsubstrat:	abhängig von den regionalen und lokalen geologischen und pedologischen Bedingungen, tendenziell detritus- und feinsedimentfrei
elektr. Leitfähigkeit:	400-600 $\mu\text{S}/\text{cm}$
pH-Wert:	7,0-8,5
Karbonathärte:	7 20 $^{\circ}\text{dH}$
Gesamthärte:	12 28 $^{\circ}\text{dH}$
Abfluss/Hydrologie:	Durch den oberhalb liegenden See ist dieser permanent fließende Gewässertyp durch ein vergleichmäßigttes Abflussregime mit ausgeglichener Wasserführung gekennzeichnet.

Die oberhalb des Pegels Briesen im Hauptschluss des Kersdorfer Mühlenfließes liegenden Seen (Petersdorfer See und Madlitzer See) dämpfen die Variabilität der zu beobachtenden Abflüsse. Am Pegel Briesen entwässert das Kersdorfer Mühlenfließ gemäß der hydrologischen Fachauskunft des LfU vom 18.12.2019 oberirdisch ein Einzugsgebiet von rund 29,1 km<sup>2</sup>.

Nachfolgend werden die gewässerkundlichen Hauptzahlen der Abflüsse aus der mehrjährigen Reihe für den Pegel Briesen am Kersdorfer Mühlenfließ tabellarisch dargestellt.

Tabelle 8: Gewässerkundliche Hauptzahlen der Abflüsse aus der mehrjährigen Reihe für den Pegel Briesen am Kersdorfer Mühlenfließ. Quelle: Landesmessnetz des LfU, 18.12.2022

Abflussreihe	NNQ (Datum)	NQ	MNQ	MQ	MHQ	HQ	HHQ (Datum)
1982 2019 (ohne 2007)	0,047 m <sup>3</sup> /s (13.08.1989)	0,047 m <sup>3</sup> /s	0,085 m <sup>3</sup> /s	0,154 m <sup>3</sup> /s	0,242 m <sup>3</sup> /s	0,336 m <sup>3</sup> /s	0,336 m <sup>3</sup> /s (20.08.1996)

Die im Hinblick auf die ökologische Durchgängigkeit relevanten Abflusskennwerte betragen am Pegelstandort Briesen:

$$Q_{30} = 0,090 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$Q_{330} = 0,225 \text{ m}^3/\text{s}$$

Die Ermittlung der Hochwasserscheitelabflüsse unter Angabe des Wiederkehrintervalls (HQT-Werte) wurde über die extremwertstatistische Auswertung der Jahreshöchstabflüsse mittels des Programms HQ-EX 4.0 (DHI-WASY, 2015) vorgenommen. Die Werte bewegen sich von HQ2 = 0,26 m<sup>3</sup>/s bis HQ100 = 0,68 m<sup>3</sup>/s.

### 3.2.1.2 hydrochemischer Zustand

Nachfolgend ist die Bewertung der biologischen Qualitätsparameter entsprechend den Steckbriefen zum 3. Bewirtschaftungsplan für die beiden Oberflächenwasserkörper (OWK) des Kersdorfer Mühlenfließes dargestellt.

Tabelle 9; Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten der beiden OWK des Kersdorfer Mühlenfließes. Quelle: LfU Gewässersteckbrief

Wasserkörper	Qualitätskomponente			
	Makrophyten / Phytobenthos	Makrozoobenthos	Fische	allg. physiko- chem. Parameter
DE_RW_DEBB582764_775	nicht klassifiziert / gut	schlecht	schlecht	schlechter als gut
DE_RW_DEBB582764_776	nicht klassifiziert / mäßig	unbefriedigend	nicht klassifiziert	nicht klassifiziert

Für beide Oberflächenwasserkörper werden in den Steckbriefen die nachfolgend genannten signifikanten Belastungen angeführt:

Tabelle 10: Signifikante Belastungen der Oberflächenwasserkörper des Kersdorfer Mühlenfließes. Quelle: LfU (Steckbriefe zum 3. Bewirtschaftungsplan)

DE_RW_DEBB582764_775	DE_RW_DEBB582764_776
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Diffuse Quellen aufgrund landwirtschaftlicher Aktivitäten (durch Versickerung, Erosion, Ableitung, Drainagen, Änderung in der Bewirtschaftung, Aufforstung)</li> <li>• Auswaschungen von Materialien und Bauwerken in Bereichen ohne Kanalisation (Diffuse Quellen)</li> <li>• andere diffuse Quellen (spezifizieren)</li> <li>• für Wasserkraftwerke (Wasserentnahmen)</li> <li>• Wehre (Abflussreg. / morph. Veränderungen)</li> <li>• durch Regenwasserentlastungen (Punktquellen)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Diffuse Quellen aufgrund landwirtschaftlicher Aktivitäten (durch Versickerung, Erosion, Ableitung, Drainagen, Änderung in der Bewirtschaftung, Aufforstung)</li> <li>• Auswaschungen von Materialien und Bauwerken in Bereichen ohne Kanalisation (Diffuse Quellen)</li> <li>• andere diffuse Quellen (spezifizieren)</li> <li>• Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen (Abflussreg. / morph. Veränderungen)</li> <li>• durch Regenwasserentlastungen (Punktquellen)</li> </ul>

### 3.2.2 Stillgewässer

Das Kersdorfer Mühlenfließ bildet und durchfließt mehrere Stillgewässer innerhalb seines Einzugsgebietes. Der Madlitzersee sowie der Petersdorfer See sind ursprünglich naturnahe eutrophe Rinnenseen.

Der Madlitzer See hat eine Größe von gut 16 ha, eine maximale Tiefe von nur 2,40 m mit einer durchschnittlichen Tiefe von etwa 1,47 m und ist ein polymiktischer Flachsee mit typischen Verlandungsbereichen und nur kaum ausgeprägter submerser Makrophytenflora. Der Madlitzer See wird fischereiwirtschaftlich und für die Angelfischerei genutzt.

Der Petersdorfer See ist knapp 48 ha groß und maximal 2,65 m (nördlicher Teilsee) bzw. 1,95 m (südlicher Teilsee) tief. Die durchschnittliche Tiefe beträgt 1,45 m (nördlicher Teilsee) bzw. 1,13 m (südlicher Teilsee). Der Petersdorfer See ist ebenfalls ein sich ausgesprochen polymiktisch verhaltender See mit fehlender submerser Vegetation.

### 3.2.2.1 hydrologische und hydrochemische Merkmale des Petersdorfer- und Madlitzer Sees

Mit diesem Kapitel soll ein erster grober Überblick über die hydrochemischen und trophischen Eigenschaften des Petersdorfer Sees sowie des Madlitzer Sees vermittelt werden.

Für die Ableitung und Bewertung von potentiellen Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität der beiden Seen sowie des Kersdorfer Mühlenfließes ist es notwendig, den aktuellen Ausgangszustand zu charakterisieren. Interessant sind hierbei vor allem die, für die Trophie bestimmenden Parameter. Der Begriff der Trophie leitet sich vom griechischen 'trophos' her und bedeutet Nahrung. Der von NAUMANN für die Charakterisierung von Seen eingeführte Begriff wird in der Regel zusammen mit den Vorsilben 'eu' (eu.:griech. gut, rein) oder 'oligo' (oligos: griech. wenig) verwendet. Bis in die zweite Hälfte dieses Jahrhunderts wurde unter einem eutrophen See, ein See mit hohem Gehalt an Biomasse, der den Fischen reichlich Nahrung bot, verstanden.

Unter einem eutrophen See wird heute ein mit Nährstoffen, meist aus dem Einzugsgebiet, belasteter und deshalb hochproduktiver See verstanden (OECD 1971). In der Regel werden die Seen in vier trophische Klassen, mit steigender Nährstoffkonzentration im Wasser und zunehmender Phytoplanktonproduktion, unterteilt: oligo-, meso-, eu- und hypertroph (Tab. 11).

Die größte Verbreitung und höchste Akzeptanz weist das "fixed boundary"-System der OECD (1982) auf. Hierbei wird die Trophie eines Sees durch 5 Parameter festgelegt: Die mittlere TP-Konzentration, die mittlere Chlorophyll-a- Konzentration, das Chlorophyll-a-Maximum, die mittlere Sichttiefe nach SECCHI und die maximale Sichttiefe nach SECCHI. Dabei werden 4 Klassen von oligotroph bis hypertroph ausgewiesen. Tabelle 11 zeigt die Klassifikation und die Klassengrenzen sowie die Daten für den Petersdorfer See sowie den Madlitzer See.

Der Petersdorfer See sowie der Madlitzer See sind danach beide als hypertroph zu bezeichnen.

Tabelle 11: Parameter zur Einstufung der Trophiestufe nach "fixed boundary"-System der OECD (1982).

Trophiestufe	Total-N	Total-P	Chl.-a	Chl.-a	Secchi-Tiefe	Secchi-Tiefe
	Mittel	Mittel	Mittel	Maximum	Mittel	Minimum
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	m	m
oligotroph	< 700	< 10	< 2,5	< 8	> 6	> 3
mesotroph	700 – 900	10 – 35	2,5 – 8	8 – 25	6 – 3	3 – 1,5
eutroph	900 – 2000	35 – 100	8 – 25	25 – 75	3 – 1,5	1,5 – 0,7
hypertroph	>2000	> 100	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7
Madlitzer See	1370	130	48	-	-	0,55
Petersdorfer See	1070	140	28	-	-	0,80

Im Rahmen einer Studie des Ingenieurbüro Dr. Fechter GmbH (1993) wurden neben einer stichprobenartigen Untersuchung des Wasserkörpers eine Kartierung und Untersuchung der limnischen Sedimente sowie eine floristisch / vegetationskundliche Voruntersuchung der Ufer- und Verlandungsbereiche durchgeführt.

Dabei wurden in sehr umfangreichem Maß hydrochemische Parameter bestimmt, welche im Folgenden nachrichtlich übernommen und in Tabelle 12 dargestellt sind.

Tabelle 12: Hydrochemische Analysewerte des Madlitzer- und des Petersdorfer Sees aus dem Jahr 1993. Quelle: Ingenieurbüro Dr. Fechter GmbH (1993)

	Madlitzer See		Nördl. Petersdorfer See		Südl. Petersdorfer See	
	Oberflächen- -probe	Tiefen- -probe	Oberflächen- -probe	Tiefen- -probe	Oberflächen- -probe	Tiefen- -probe
Probentiefe (m)	0,5	2,0	0,5	2,0	0,5	2,0
Sichttiefe (m)	0,55	*	0,80	*	0,90	*
Temp. (°C)	13,8	12,9	13,7	13,2	14,2	14,1
Turb. (NTU)	17,0	19,8	7,8	8,2	7,4	7,2
el. Leitf. (mS/m20°C)	52,0	52,7	51,8	51,5	51,0	50,9
Alk. (mM/l)	4,2	4,3	4,3	4,3	3,8	3,8
pH-Wert	8,3	7,9	8,3	8,1	8,4	8,4
O2 (mg/l)	11,0	3,8	10,6	8,1	12,1	11,3
O2 Sat. (%)	106	36	102	77	118	110
Gesamt-Chlorophyll	64	*	40	*	39	*
Chlorophyll a	48	*	28	*	22	*
Phaeophytin	16	*	12	*	17	*
Seston (mg/l)	10,6	*	7,0	*	6,3	*
PO4-P (mg/l)	0,01	0,08	0,01	0,02	0,01	0,01
Ges. P filt. (mg/l)	0,02	0,09	0,03	0,03	0,02	0,03
Ges. P (mg/l)	0,13	0,21	0,14	0,09	0,09	0,07
NO3-N (mg/l)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02
NO2-N (mg/l)	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
NO4-N (mg/l)	0,02	0,16	0,02	0,02	0,01	0,02
N anorg.	0,03	0,17	0,03	0,03	0,02	0,04
Ges. N filt. (mg/l)	0,34	0,47	0,37	0,32	0,52	0,49
Ges. N (mg/l)	1,37	1,62	0,98	0,91	1,07	1,00
SiO2 (mg/l)	21,8	22,6	16,7	16,9	12,9	12,9
Cl (mg/l)	29,3	29,8	25,8	26,8	31,5	31,2
SO4 (mg/l)	72,2	72,8	70,6	70,5	82,3	83,1
Ca (mg/l)	98,9	100,5	96,8	98,2	95,1	93,7
Mg (mg/l)	11,6	11,6	11,9	11,8	12,0	12,2
Na (mg/l)	11,2	11,2	11,6	11,6	12,8	12,9
K (mg/l)	2,5	2,5	2,3	2,5	2,1	2,2
Fe (mg/l)	0,05	0,06	0,04	0,08	0,01	0,01
Mn (mg/l)	0,19	0,48	0,11	0,15	0,10	0,10
Zn (mg/l)	5,4	5,3	17,1	3,9	21,1	29,5
Cu (mg/l)	13,1	6,0	15,3	13,3	11,8	12,6
Cd (mg/l)	0,02	0,02	0,03	0,05	0,02	0,03
Pb (mg/l)	0,10	0,08	0,61	0,86	0,61	0,33
Cr (mg/l)	0,08	0,23	0,04	0,13	0,02	0,34
Ni (mg/l)	0,07	0,27	0,19	0,58	0,32	1,39
Al (mg/l)	45,8	63,6	79,1	79,1	124,5	56,1



Die Untersuchung liefert wesentliche Erkenntnisse zur Entwicklung des dokumentierten Zustandes und insbesondere auch dahingehend, dass sich die Intensivierung der planktischen Primärproduktion ausgehend vom Madlitzer See über den nördlichen Petersdorfer See ausgebreitet hat und sich erst zeitlich verzögert im südlichen Petersdorfer See eingestellt hat.

Die Untersuchung weist auf die unterschiedliche Morphologie des nördlichen und südlichen Teils des Petersdorfer Sees hin, die sich auch auf die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons auszuwirken scheinen, ebenso wird darauf hingewiesen, dass sich der Madlitzer See wiederum vom Petersdorfer See abhebt.

Eine Sonderuntersuchung des LfU im Jahre 2013 kam hinsichtlich der hydrochemischen Parameter zu ähnlichen Ergebnissen. Die Studie resümiert, dass beide Seen stark nährstoffbelastet sind. Die mittlere Gesamtphosphorkonzentration in der Vegetationsperiode (Monate April-Oktober 2013) liegt im Petersdorfer See bei 149 µg/l, im Madlitzer See bei 132 µg/l. Die Obergrenze für den guten ökologischen Zustand nach EU-WRRL liegt für Gesamtphosphor bei 35 - 55 µg/l (Saisonmittel), wobei Abweichungen vom Grenzwert durch Phosphorrücklösungsprozesse bei sehr flachen Seen möglich sind (Riedmüller et. al 2013). Die aktuellen Gesamtphosphorkonzentrationen sind somit weit vom guten Zustand entfernt.

Die Stickstoffkonzentration beider Seen liegt in der Vegetationsperiode im Mittel bei 1,5 mg/l. Die verfügbaren Nährstoffe werden für den Aufbau von Phytoplanktonbiomasse genutzt. Dies zeigt sich in hohen Chl-a-Konzentrationen und geringen Sichttiefen (Tab. 1). Das TN/TP-Verhältnis liegt etwa bei 10, die Seen sind somit tendentiell N-limitiert, wobei aufgrund der hohen Chl-a-Konzentrationen auch eine Lichtlimitation des Phytoplanktons wahrscheinlich ist.

Beide Seen sind dem Phytoplankton-Seetyp 11.2 zuzuordnen. Dies bedeutet, dass der potentiell natürliche Referenzzustand für beide Seen eutroph ist (Trophieindex = 2,75). Aktuell sind die Seen mit einem Trophieindex von 4,2 bzw. 4,1 als hoch polytroph einzustufen.

Tabelle 13: Übersicht zu trophierelevanten Parametern der Seen (Mittelwerte April – Oktober 2013).  
 Quelle: LfU (2013)

Messstelle	TP [µg/l]	TN [mg/l]	Chl-a [µg/l]	Sichttiefe [m]
Madlitzer See	132	1,5	83	0,56
Petersdorfer See	149	1,5	99	0,52

Nachfolgend sind die limnochemischen Mittelwerte 2018 sowohl für den Petersdorfer See als auch für den Madlitzer See aufgeführt.

Tabelle 14: limnochemische Mittelwerte des Petersdorfer Sees und des Madlitzer Sees. Quelle: LfU, 2018

Parameter	Petersdorfer See			Madlitzer See		
	2011	2015	2018	2011	2015	2018
Chlorophyll-a-Gehalt (Saisonmittel in µg/l)	86	87	99	73	86	74
Sichttiefe (Saisonmittel in m)	0,65	0,48	0,5	0,638	0,52	0,71
TI_akt	4,25	n.b.*	n.b.*	4,124	n.b.*	n.b.*
Gesamtstickstoff (Saisonmittel in mg/l)	1,392	1,419	2,467	1,385	1,647	1,8
Gesamt-Phosphor (Zirkulationswert in µg/l)	183 (FJ)	66 (FJ)	75 (FJ) 45 (H)	144	60	78 (FJ) 71 (H)
Gesamt-Phosphor (Saisonmittel in µg/l)	147	166	106	126	136	117

In Tabelle 14 ist erkennbar, dass sich die Gesamtposphorfracht im Saisonmittel von 2011 zu 2018 sowohl im Petersdorfer als auch im Madlitzer See verringert hat, wobei jedoch im Jahr 2015 ein leichter Anstieg gegenüber 2011 zu verzeichnen ist.

## Petersdorfer See

Nachfolgend wird der Petersdorfer See hinsichtlich allgemeiner Angaben, des Leitbildes und seines Umfeldes charakterisiert.

Seentyp:	LAWA Typ 11 polymiktischer Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet
Größe des Einzugsgebietes:	ca. 2.700 ha (Geodaten LFU 2019)
Volumen:	519.000 m <sup>3</sup> (INGENIEURBÜRO DR. FECHTER GMBH 1993)
Volumenquotient:	52,02 (ein Maß für die Wirkung des Einzugsgebiets auf den Stoffhaushalt eines Sees (km <sup>2</sup> / m <sup>3</sup> ))
Wasseraustauschrate:	7/a (INGENIEURBÜRO DR. FECHTER GMBH 1993), 6/a im abflussarmer Zeitraum 1992 1993 <ul style="list-style-type: none"><li>aufgrund veränderter Niederschläge vermutlich aktuell niedriger</li></ul>
Aufenthaltszeit Wasser:	70 Tage im Sommer, 45 Tage im Winter (INGENIEURBÜRO DR. FECHTER GMBH 1993)
max. Tiefe:	2,7 m im Südteil und 1,8 m im Nordteil
Fläche:	47,6 ha (Geodaten LFU 2019)
Fläche Nordteil:	18,8 ha (ermittelt aus Geodaten LFU 2019)
Fläche Südteil:	28,8 ha (ermittelt aus Geodaten LFU 2019)
Uferlänge:	ca. 6.000 m (ermittelt aus Geodaten LFU 2019)
Monitoring gemäß WRRL:	Limnochemie (2011, 2015, 2018) Phytoplankton (2011, 2015) Makrophyten, Diatomeen, Zooplankton

Der Petersdorfer See bildet gemeinsam mit dem Madlitzer See ein vom Kersdorfer Mühlenfließ durchströmtes (offenes) Seensystem. Der Petersdorfer See selbst besteht aus zwei durch einen schmalen, sehr flachen Kanal verbundenen Teilen. Während der nördliche Teil langgestreckt und schmal ist und bei einer maximalen Wassertiefe von 2,5 bis 2,7 m eine Fläche von ca. 18,8 ha (ca. 40% der Gesamtfläche) aufweist, ist der südliche Teil wesentlich breiter und flacher und weist aktuell bei einer Flächengröße von ca. 28,8 ha (ca. 60 % der Gesamtfläche) eine maximale Wassertiefe von 1,8 m auf.

Während der Nordteil vor allem von zahlreichen Sturzbäumen entlang der Ufer geprägt ist, finden sich entlang der Ufer des Südteils auch ausgedehntere Röhrichtgürtel.

Der Petersdorfer See weist nur noch an wenigen Stellen lokal einen artenarmen Makrophytenbestand auf. Insbesondere in dem Verbindungsbereich zwischen dem Nord- und dem Südteil kommen kleine Teich- und Seerosenfelder vor.

Der Petersdorfer See befindet sich wie auch der Madlitzer See in Privateigentum und beide Seen werden durch einen Berufsfischer bewirtschaftet

Der Petersdorfer See wird nur zu 1/3 durch Grundwasser gespeist (LfU 2013). Der überwiegende Teil des Zuflusses erfolgt oberflächlich über den Verbindungsgraben vom Madlitzer See. Entsprechend gelangt ein Großteil der Nährstofffracht vom Madlitzer See in den Petersdorfer See (LfU 2013).

### Madlitzer See

Der Madlitzer See liegt nördlich des Petersdorfer Sees. Beide Seen sind durch das Kersdorfer Mühlenfließ miteinander verbunden, sodass ein Wasseraustausch stattfindet.

Der Madlitzer See hat eine Fläche von 16 ha und eine maximale Tiefe von etwa 1,5 m, wobei zum Madlitzer See derzeit keine Tiefenkarte vorliegt. Darüber hinaus ist der Madlitzer See gemäß LfU (2013) überwiegend grundwasserbeeinflusst und der Oberflächenzufluss hat durchschnittlich einen Anteil von 3 % am Abfluss des Sees. Für den Madlitzer See liegt kein getrenntes EZG vor, sondern die beiden Seen haben ein gemeinsames Einzugsgebiet.

### 3.2.2.2 Charakteristik der Seesedimente des Petersdorfer- und Madlitzer Sees

Zur Charakterisierung der Seesedimente des Petersdorfer sowie des Madlitzer Sees wurde in Vorbereitung der hier dargestellten Machbarkeitsstudie eine Voruntersuchung in Auftrag gegeben. Diese Voruntersuchung wurde zwischen 2019 – und 2022 durch das Büro BGD ECOSAX GmbH durchgeführt. Die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen werden nachfolgend dargestellt:

Zur Untersuchung der Sedimente auf ihre allgemeine chemische Zusammensetzung, Schadstoffe, ihres P-Mobilisierungspotenzial, der P-Bindungsformen und P-Diffusionsraten wurden an je zwei Messstellen pro See ungestörte Sedimentkerne entnommen. In **Abbildung 4** sind der Petersdorfer See und Madlitzer See sowie die festgelegten Messstellen dargestellt.

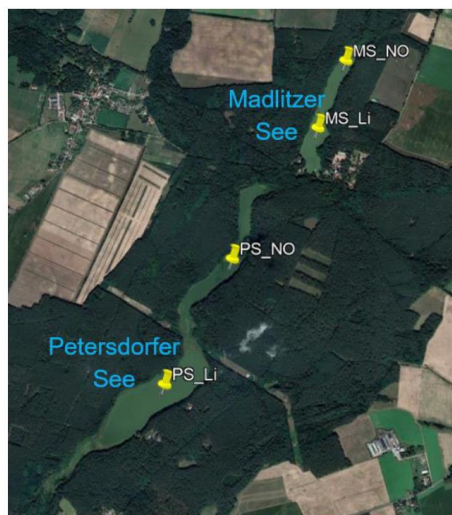


Abbildung 4: Lage der Messstellen im Madlitzer See (oben) und Petersdorfer See (unten). Quelle: BGD ECOSAX GmbH (2022)

In der nachfolgenden Tabelle 15 sind die untersuchten Sedimentschichten für jede Messstelle inklusive dem dabei angewendete Analytikprogramm aufgeführt.

Tabelle 15: Messstellen und untersuchte Sedimentschichten. Quelle: BGD ECOSAX GmbH (2022)

See	Madlitzer See		Petersdorfer See	
MSt.-Name	MS_Li	MS_NO	PS_Li	PS_NO
Untersuchte Tiefen / Schichten des Sediments	0 – 2 cm	0 – 2 cm	0 – 2 cm	0 – 2 cm
	2 – 5 cm		2 – 5 cm	2 – 5 cm
	5 – 10 cm		5 – 10 cm	5 – 10 cm
	10 – 20 cm		10 – 20 cm	10 – 20 cm
	20 – 30 cm		20 – 30 cm	20 – 30 cm
Schadstoffanalytik nach BB RL – EvB	Mischprobe		Mischprobe	Mischprobe
	0 – 30 cm		0 – 30 cm	0 – 30 cm
P-Mobilisierungspotential	alle Schichten		alle Schichten	alle Schichten
P-Bindungsformen	alle Schichten		alle Schichten	
P-Diffusionsraten	0 – 2 cm	0 – 2 cm	0 – 2 cm	0 – 2 cm

Die Probennahmen im Madlitzer See und Petersdorfer See wurden jeweils am gleichen Tag (13.09.2021 und 01.11.2021) durchgeführt.

### **Sedimentzusammensetzung und Schadstoffanalytik nach BB RL – EvB (2001)**

Zunächst ist festzustellen, dass hinsichtlich der in den Sedimenten der beiden Seen untersuchten Stoffe nur geringe Unterschiede bestehen und diese somit als relativ homogen einzuschätzen sind. Das deutet auf vergleichbare Einflussfaktoren und Einflussgrößen innerhalb der beiden Seen hin.

In der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) sind in Anlage 6 Umweltqualitätsnormen (UQN) für flussgebietsspezifische Schadstoffe zur Beurteilung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials aufgeführt. Eine Umweltqualitätsnorm ist dabei die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Schwebstoffen, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf. Für die folgenden Stoffe sind sedimentbezogene UQN aufgeführt: Arsen (40 mg/kg), Chrom (640 mg/kg), Kupfer (160 mg/kg), Zink (800 mg/kg) und PCB (0,02 mg/kg).

Sämtliche Werte der sedimentbezogenen UQN nach Anlage 6 OGewV (2016) werden in den entnommenen Sedimenten des Madlitzer Sees und des Petersdorfer Sees deutlich eingehalten.

Zudem liegen die meisten Stoffkonzentrationen in den entnommenen Sedimenten in Wertebereichen, die eine Auf- und Einbringung auf und in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden der Bodenart Sand bzw. Lehm / Schluff (Einschränkung durch die Stoffe Blei, Cadmium und Zink) erlauben. Somit wäre auch die Auf- und Einbringung im Landschaftsbau (Bodenart Lehm / Schluff) möglich. Dem entgegen stehen jedoch die erhöhten MKW-Gehalte von 160–170 mg/kg TS, die den Richtwert von 100 mg/kg TS überschreiten. Bei der Probe von der tiefsten Messstelle des Petersdorfer Sees (Probe-Nr. 0824/21) lag der MKW-Gehalt unterhalb der Bestimmungsgrenze (130 mg/kg TS), die jedoch geringfügig höher ist als der angegebene Richtwert. Im Falle einer großflächigen Sedimententnahme zur Restauration des Sees muss jedoch aufgrund der sonst homogenen Verhältnisse im Sediment auch hier von einer Überschreitung des Richtwertes ausgegangen werden.

Alle untersuchten Proben unterschritten aber nicht den Zuordnungswert zur Gruppe Z0 von 200 mg/kg TS nach der technischen Regel Boden der LAGA. Damit ist ein offener Einbau der Sedimente (z.B. für Rekultivierungszwecke) möglich.

Hinsichtlich der Deponierung der entnommenen Sedimente werden alle Zuordnungswerte nach BB RL EvB (2001) zur Ablagerung auf nicht basisabgedichteten Boden- / Bauschuttdeponien eingehalten. Voraussetzung zur Ablagerung ist jedoch, dass die entnommenen Sedimente vorher entwässert wurden (erforderliche Trockensubstanz > 35 Ma-%).

In den 1:10 Eluaten der Sedimentmischproben wurden weder die kritischen Spurenelemente noch Cyanide (als ges. eluierbar) oberhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenzen quantifiziert. Ausnahme davon bildet die Nickel-Konzentration der Probe aus dem Madlitzer See mit einer geringfügigen Überschreitung der Bestimmungsgrenze. Somit ist keine einschränkende Überschreitung der LAGA Z0-Kriterien für Lehm/ Schluff bzw. für Ton zu konstatieren. Auch beim pH-Wert, Phenolindex sowie der Chlorid- und Sulfatkonzentration sind die LAGA Z0-Kriterien für 1:10 Eluat in den Eluaten eingehalten. Lediglich die elektrische Leitfähigkeit der unverdünnten Porenwässer der Sedimentmischproben liegen über dem LAGA Z0-Kriterium für 1:10 Eluat (250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), welches jedoch nicht auf unverdünntes Porenwasser anzuwenden ist.

Die in den untersuchten Proben gemessenen Gesamt-P-Konzentrationen von 867 – 1.310 mg/kg deuten auf eine relativ hohe Nährstoffbelastung im Sediment des Madlitzer Sees und Petersdorfer Sees hin.

### **P-Mobilisierungspotenzial und P-Bindungsformen**

Zur Bestimmung der P-Bindungsformen nach dem sequenziellen Extraktionsverfahren von HUPFER et al. (2009) wurden die Bindungsformen labil adsorbierter P, reduktiv löslicher P, Metalloxid- (Al-) gebundener P, organisch gebundener P, säurelöslicher P und refraktärer P bestimmt. Die Anteile der Phosphor-Konzentrationen in den nacheinander durchgeführten Extraktionsschritten geben Auskunft über die Bindungsformen des Phosphors und damit auch Informationen über die Rücklösbarkeit aus dem Sediment. Von besonderem Interesse sind dabei der leichtlösliche und der unter reduktiven Bedingungen lösliche Phosphor, der unter bestimmten Bedingungen dem See wieder zugänglich werden kann. Als interne Phosphorquelle kann dieser Prozess zur Eutrophierung beitragen. Untersucht wurden die in Tabelle 16 beschriebenen Fraktionen.

Tabelle 16: P-Fraktionen, die in den Sedimentproben untersucht wurden. Quelle: BGD ECOSAX GmbH (2022)

NH <sub>4</sub> Cl-Fraktion	im Interstitialwasser befindlicher Anteil, labil an Oberflächen adsorbierter Phosphor (z.B. an Calciumkarbonaten)
BD-Fraktion	unter reduzierenden Bedingungen löslicher P-Anteil, diese Phosphorfraktion liefert den wesentlichen Teil des in eutrophen Gewässern hypolimnisch rückgelösten Phosphors
NaOH-Fraktion	an Metalloxiden (Fe, Al) gebundenes P, durch OH <sup>-</sup> austauschbar, auch in Mikroorganismen, Detritus oder Huminstoffen gebundener P, schwer remobilisierbar
HCl-Fraktion	karbonatische Anteile und Apatit-P, schwer remobilisierbar
Rest-Fraktion	refraktärer organischer Phosphor, nicht remobilisierbar

### **Madlitzer See**

Die tiefenorientierte Analyse des Sediments im Madlitzer See (tiefste Stelle) verdeutlicht, dass die Sedimentbeschaffenheit bis zu einer Tiefe von 0,3 m eher geringe Unterschiede aufweist. Dies gilt insbesondere für den Vergleich der Sedimentschichten 10–20 cm und 20–30 cm. Die Trockenmasse nimmt geringfügig in den tieferen Schichten zu, wobei die organische Substanz (Glühverlust) nahezu gleichbleibt. Der Anteil der nicht-karbonatischen Bestandteile nimmt tendenziell in tieferen Sedimentschichten zu, wobei die Unterschiede mit 6,3–7,1 % relativ gering sind. Die Gesamt-P-Konzentration weist dagegen bis 10 cm Sedimenttiefe einen deutlich abnehmenden Gradienten auf, während sie in den Schichten >10 cm Sedimenttiefe nahezu gleichbleibt.

Im Porenwasser variierten die pH-Werte zwischen pH 7,1 und pH 7,6, mit den tendenziell höheren Werten in den oberen Sedimentschichten. Als ein typischer Redoxindikator für reduktive Mineralisierungsprozesse stieg die Ammoniumkonzentration im Porenwasser von der Schicht 0–2 cm bis zur

Schicht 5–10 cm an. Adäquat bewirkte Sulfatreduktion einen Rückgang der Sulfatkonzentration im Porenwasser von der Schicht 0–2 cm bis zur Schicht 5–10 cm. Die Sulfatkonzentration der Schicht 10–20 cm lag unterhalb der Bestimmungsgrenze, was auf eine weitgehende Reduktion des Sulfats zurückzuführen ist und anaerobe (methanogene) Bedingungen signalisiert. Die SRP-Konzentration im Porenwasser stieg tendenziell mit zunehmender Tiefe. Damit korrelieren höhere Feststoffgehalte von Gesamt-P in den obersten Sedimentschichten mit vergleichsweise niedrigeren ortho-P-Konzentration im Porenwasser, was einen tendenziell effektiveren P-Rückhalt nahe der Sedimentoberfläche im Vergleich zu tieferen Sedimentschichten bezeugt.

Die nahezu konstante Gesamt-P-Konzentration in den Schichten >10 cm Sedimenttiefe offenbart den im reduktiven Milieu permanent im Sediment fixierten Phosphor, während der über diese P-Konzentration hinausgehende Phosphor-Pool in der oberen Sedimentschicht bis 10 cm Tiefe den am P-Kreislauf teilnehmenden, potenziell freisetzbaren Phosphor repräsentiert. Dieser Pool kann an der tiefsten Stelle des Madlitzer Sees auf 550 mg P/m<sup>2</sup> abgeschätzt werden (Tabelle 17).

Die Freisetzung dieses sedimentgebundenen Phosphors in eine Wassersäule von 2 m (entspricht einem Wasservolumen von 2 m<sup>3</sup>) würde eine Konzentrationserhöhung von 550/2 mg P/m<sup>3</sup> = 225 µg/L bewirken. Tatsächlich wurde im Madlitzer See über Grund zwischen dem 02.06. und 07.07.2021 ein Anstieg der ortho-P-Konzentration um 120 µg/L gemessen, was bereits einer guten Hälfte dieses freisetzbaren P-Pools entspricht. Da aus dem August (Hochsommer) keine Daten vorliegen, ist nicht bekannt, ob eine weitere Konzentrationserhöhung im Seewasser stattgefunden hat. Die am 21.09.2021 von IAG gemessene ortho-P-Konzentration (132 µg/L) entsprach ungefähr der am 07.07.2021 gemessenen (134 µg/L).

Tabelle 17: Tiefenorientierte Analyse der Sedimentbeschaffenheit im Madlitzer See (tiefste Stelle)

			Labornummer / Sedimentschicht				
			0826/21	0827/21	0828/21	0829/21	0830/21
Art	Parameter	Einheit	0 - 2 cm	2 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm
Sediment / Feststoff	Trockenmasse	% OS	9,52	10,5	12,7	14,8	15,6
	Org. Substanz (Glühverlust)	% TS	18,8	17,5	17,5	18,2	18,0
	anorg. Kohlenstoff (TIC)	% TS	7,1	7,1	6,9	6,9	6,3
	nicht-karbonat. mineralische Bestandteile (ber.)	% TS	22,3	23,6	25,3	24,6	29,8
	Gesamt-P	mg/kg TS	984	858	797	822	818
berechnet	P potenziell freisetzbar	mg/kg TS	172	45,7	-	-	-
	TS-Masse in Schicht / m <sup>2</sup>	kg TS	2,19	3,67	7,64	18,37	19,59
	P-Freisetzungspotenzial	g P/m <sup>2</sup>	0,38	0,17	-	-	-
Porenwasser	o-Phosphat-P (SRP)	mg/L	1,51	1,89	2,43	1,58	1,51
	Sulfat	mg/L	9,0	7,0	4,0	< 2,0	7,0
	Ammonium-N	mg/L	12,8	19,2	24,0	28,1	27,3
	pH-Wert	-	7,3	7,6	7,1	7,1	7,1

Die Auswertung der sequenziellen P-Extraktion nach dem Psenner-Hupfer-Schema zeigt drei dominierende P-Fractionen, die gemeinsam etwa 70 % des extrahierten Phosphors ausmachen: NaOH-SRP (an Metalloxyde/-hydroxide gebundenes Phosphat, durch OH- Ionen austauschbar), NaOH-NRP (organischer, durch im stark alkalischen Milieu mobilisierbarer Phosphor einschl. Poly-P und an Huminstoffen gebundener Phosphor) sowie HCl-P (karbonatisch und in Apatit gebundener Phosphor). Mit zunehmender Sedimenttiefe ist eine Verschiebung der P-Gehalte und der relativen Anteile dieser P-Fractionen festzustellen. Während in der obersten 0–2 cm Schicht der NaOH-NRP mit über einem

Drittel Anteil am TP dominiert und mit zunehmender Tiefe deutlich abnimmt, steigt der HCl-P vor allem in der 20–30 cm Schicht sprunghaft an und erreicht einen Anteil von 40 % am TP (Abbildung 4). Im Gegensatz dazu nimmt der NaOH-SRP nur geringfügig mit der Tiefe ab, sein relativer Anteil bleibt nahezu gleich bei etwa 18 % des TP.

Relativ wenig verändern sich die Anteile des unter stark reduzierenden Bedingungen löslichen Phosphors (BD-P) und des Residual-P; beide Fraktionen machen rund 10 % des TP aus.

Bei der ersten P-Fraktion, dem leicht austauschbaren und im Porenwasser gelösten Phosphor, sind die prozentualen Anteile in der obersten 0–2 cm Sedimentschicht mit 1,7 % des extrahierten Phosphors besonders niedrig. In den darunter befindlichen Sedimentschichten bewegen sich die Anteile des  $\text{NH}_4\text{Cl-P}$  bei rund 7,0–7,5 %. Der als potenziell bioverfügbar postulierte Phosphor liegt bei 300–400 mg/kg TS und geht bis zur 20–30 cm Sedimentschicht auf 228 mg/kg TS zurück. Somit werden ein Drittel bis knapp die Hälfte des extrahierten Phosphors als potenziell bioverfügbar eingestuft. Die im Zuge der sequenziellen Extraktion als P-Summe im Vergleich zum Gesamt-P nach Aufschluss erreichte Wiederfindung bewegt sich zwischen 77–102 % und beträgt im Mittel 89 %, was vor dem Hintergrund der komplexen Sedimentmatrix ein akzeptables Ergebnis bedeutet.

Durch Addition der als potenziell bioverfügbar postulierten P-Fraktionen ( $\text{NH}_4\text{Cl-SRP}$ , BD-SRP und NaOH-NRP) je analysierter Sedimentschicht und Bezug dieser P-Gehalte auf die jeweiligen Trockenrückstände je Schicht wurde das P-Mobilisierungspotenzial pro Quadratmeter und Schicht rechnerisch ermittelt. Am Messpunkt der tiefsten Stelle variieren diese Werte zwischen 780 und 5.540 mg P m<sup>-2</sup> Schicht<sup>-1</sup>, wobei der höchste Wert für die 10–20 cm Schicht resultierte. Addiert man die rein informativ die schichtenspezifischen Werte für die untersuchte 0–30 cm Sedimentschicht zusammen, resultiert der tiefsten Stelle eine potenziell bioverfügbare Phosphormenge von 14,8 g P/m<sup>2</sup> (bioverfügbares P-Mobilisierungspotenzial). Aus gutachterlicher Sicht wird mit diesem Ansatz der real bioverfügbare P-Pool jedoch stark überschätzt.

#### Petersdorfer See - Nordostteil

Die tiefenorientierte Analyse des Sediments im Petersdorfer See (Nordostteil) zeigt von der obersten Sedimentschicht 0–2 cm bis zur tiefsten beprobten Schicht 20–30 cm nahezu eine Verdoppelung der Sedimenttrockenmasse auf 13 % OS und einen Anstieg der nicht-karbonatischen mineralischen Trockensubstanz auf knapp 33 % TS. Hingegen verändert sich der Gehalt an anorganischem Kohlenstoff (TIC) nur unwesentlich. Leicht rückläufig mit zunehmender Sedimenttiefe sind die Gehalte an organischer Substanz (Rückgang des Glühverlustes um 3 Prozentpunkte) und an Gesamt-Phosphor.

Das Porenwasser wies einen neutralen pH-Wert um pH 7,5 auf. Als ein typischer Redoxindikator für reduktive Mineralisierungsprozesse verdoppelte sich die Ammoniumkonzentration im Porenwasser von der Schicht 0–2 cm bis zur Schicht 5–10 cm.

Adäquat dazu halbierte sich die Sulfatkonzentration auf 15 mg/L infolge von Sulfatreduktion. Die SRP-Konzentration im Porenwasser stieg bis auf 2,5 mg/L in der 5–10 cm Sedimentschicht und verkleinerte sich wieder in den tieferen Sedimentschichten. Die nahezu konstanten Gesamt-P-Gehalte in den Schichten >5 cm Sedimenttiefe offenbaren den im reduktiven Milieu permanent im Sediment fixierten Phosphor, während der über diese P-Konzentration hinausgehende Phosphor-Pool in der oberen Sedimentschicht bis 5 cm Tiefe den am P-Kreislauf teilnehmenden, potenziell freisetzbaren Phosphor repräsentiert. Dieser Pool kann an der Untersuchungsstelle im Nordostteil des Petersdorfer Sees auf 1,23 g P/m<sup>2</sup> abgeschätzt werden (Tabelle 18).

Tabelle 18: Tiefenorientierte Analyse der Sedimentbeschaffenheit im Petersdorfer See (Nordostteil)

			Labornummer / Sedimentschicht				
			0837/21	0838/21	0839/21	0840/21	0841/21
Art	Parameter	Einheit	0 - 2 cm	2 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm
Sediment / Feststoff	Trockenmasse	% OS	7,15	10,0	11,6	11,7	12,8
	Org. Substanz (Glühverlust)	% TS	21,7	20,5	19,0	19,1	18,6
	anorg. Kohlenstoff (TIC)	% TS	6,8	7,0	7,0	6,3	5,9
	nicht-karbonat. mineralische Bestandteile (ber.)	% TS	21,9	21,5	23,0	28,7	32,5
	Gesamt-P	mg/kg TS	1.260	1.190	973	938	998
berechnet	P potenziell freisetz- bar	mg/kg TS	290	220	-	-	-
	TS-Masse in Schicht / m <sup>2</sup>	kg TS	1,59	3,47	6,87	13,9	15,4
	P-Freisetzung- potenzial	g P/m <sup>2</sup>	0,46	0,77	-	-	-
Porenwasser	o-Phosphat-P (SRP)	mg/L	1,81	1,73	2,54	1,55	0,88
	Sulfat	mg/L	20	28	21	16	15
	Ammonium-N	mg/L	9,38	11,6	17,9	17,9	17,5
	pH-Wert	-	7,6	7,5	7,4	7,5	7,3

### Petersdorfer See – Tiefste Stelle

Die tiefenorientierte Analyse des Sediments im Petersdorfer See (tiefste Stelle) zeigt von der obersten Sedimentschicht 0–2 cm bis zur tiefsten beprobten Schicht 20–30 cm nahezu eine Verdoppelung der Sedimenttrockenmasse auf 18 % OS und einen Anstieg der nicht-karbonatischen mineralischen Trockensubstanz auf knapp 20 % TS (Tabelle 19). Hingegen verändert sich der Gehalt an anorganischem Kohlenstoff (TIC) nur unwesentlich. Leicht rückläufig mit zunehmender Sedimenttiefe sind die Gehalte an organischer Substanz (Rückgang des Glühverlustes um 3 Prozentpunkte) und an Gesamt-Phosphor. Damit ähneln sich die grundsätzlichen Sedimentbeschaffenheit und Trends an den beiden Untersuchungspunkten im Petersdorfer See weitgehend.

Das Porenwasser wies einen neutralen pH-Wert zwischen pH 7,3 und pH 7,7 auf; mit den höheren Werten in den oberen Sedimentschichten. Als ein typischer Redoxindikator für reduktive Mineralisierungsprozesse stieg die Ammoniumkonzentration im Porenwasser von der 5–10 cm Schicht bis zur 20–30 cm Schicht stark an (mehr als eine Verdreifachung). Adäquat dazu ging die Sulfatkonzentration auf weniger als ein Fünftel (7 mg/L) zurück infolge von Sulfatreduktion. Die SRP-Konzentration im Porenwasser stieg nahezu stetig bis auf fast 1 mg/L an. Damit korrelieren höhere Feststoffgehalte von Gesamt-P in den obersten Sedimentschichten mit vergleichsweise niedrigeren ortho-P-Konzentration im Porenwasser, was einen tendenziell effektiveren P-Rückhalt nahe der Sedimentoberfläche im Vergleich zu tieferen Sedimentschichten bezeugt. Obgleich sich die Gesamt-P-Konzentration mit zunehmender Sedimenttiefe stetig verringerte, lässt sich der in den Schichten >10 cm Tiefe unter reduktiven Bedingungen vorhandene Phosphor als weitgehend fixiert betrachten. Der über diese (durchschnittliche) P-Konzentration hinausgehende Phosphor-Pool in den oberen Sedimentschichten bis 10 cm Tiefe repräsentiert folglich den am P-Kreislauf teilnehmenden, potenziell freisetzbaren Phosphor. Dieser Pool kann an der tiefsten Stelle des Petersdorfer Sees auf 2,37 g P/m<sup>2</sup> abgeschätzt werden (Tabelle 19).



Tabelle 19: Tiefenorientierte Analyse der Sedimentbeschaffenheit im Petersdorfer See (tiefste Stelle)

			Labnummer / Sedimentschicht				
			0832/21	0833/21	0834/21	0835/21	0836/21
Art	Parameter	Einheit	0 - 2 cm	2 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm
Sediment / Feststoff	Trockenmasse	% OS	9,12	11,5	13,9	16,0	18,1
	Org. Substanz (Glühverlust)	% TS	15,5	15,4	14,0	13,6	12,4
	anorg. Kohlenstoff (TIC)	% TS	8,6	8,6	8,7	8,7	8,2
	nicht-karbonat. mineralische Bestandteile (ber.)	% TS	13,2	13,3	13,9	14,3	19,6
	Gesamt-P	mg/kg TS	947	907	809	729	660
berechnet	P potenziell freisetz- bar	mg/kg TS	253	213	115	-	-
	TS-Masse in Schicht/m <sup>2</sup>	kg TS	2,08	4,08	8,50	20,2	23,5
	P-Freisetzung- potenzial	g P/m <sup>2</sup>	0,53	0,87	0,97	-	-
Porenwasser	o-Phosphat-P (SRP)	mg/L	0,14	0,46	0,64	0,55	0,95
	Sulfat	mg/L	38	39	23	22	7,0
	Ammonium-N	mg/L	4,68	4,95	4,42	8,10	14,5
	pH-Wert	-	7,7	7,7	7,6	7,4	7,3

Die Auswertung der sequenziellen P-Extraktion nach dem Psenner-Hupfer-Schema zeigt zwei dominierende P-Fractionen, die zusammen gut 60 % des extrahierten Phosphors ausmachen: NaOH-NRP (organischer, im stark alkalischen Milieu mobilisierbarer Phosphor einschl. Poly-P und an Huminstoffen gebundener Phosphor) sowie HCl-P (karbonatisch und in Apatit gebundener Phosphor). Mit zunehmender Sedimenttiefe ist eine Verschiebung der P-Gehalte und der relativen Anteile dieser P-Fractionen festzustellen. Während in der obersten 0–2 cm Schicht der NaOH-NRP mit einem Gehalt von 400 mg P/kg TS und ca. 40 % Anteil am TP dominiert und der Gehalt mit zunehmender Tiefe deutlich abnimmt (Halbierung bis in 20–30 cm Tiefe), verändert sich der Gehalt an HCl-P vergleichsweise wenig. Sein relativer Anteil am TP steigt, weil der P-Gehalt insgesamt deutlich rückläufig ist. Auch die Gehalte der anderen P-Fractionen zeigten eher unauffällige Veränderungen mit der Sedimenttiefe.

Noch am deutlichsten bildet sich ein leichter Rückgang des unter stark reduzierenden Bedingungen löslichen Phosphors (BD-P) ab, und mit ähnlichem Gehalt auch des an Metalloxyde/-hydroxide gebundenen Phosphats, das gegen OH- Ionen austauschbar ist (NaOH-SRP). Lediglich der im Porenwasser gelöste und durch Ionenaustausch eluierbare Phosphor (Fraktion NH<sub>4</sub>Cl-P) zeigt noch eine leichte Zunahme von etwa 2 % auf 5 % des extrahierten Phosphors.

Der als potenziell bioverfügbar postulierte Phosphor liegt in der obersten 0–2 cm Schicht bei fast 500 mg/kg TS und geht bis zur 20–30 cm Sedimentschicht auf 226 mg/kg TS zurück. Somit werden mindestens 38 % bis über die Hälfte des extrahierten Phosphors als potenziell bioverfügbar eingestuft. Die im Zuge der sequenziellen Extraktion als P-Summe im Vergleich zum Gesamt-P nach Aufschluss erreichte Wiederfindung bewegt sich zwischen 79–97 % und beträgt im Mittel 88 %, was vor dem Hintergrund der komplexen Sedimentmatrix ein akzeptables Ergebnis darstellt.

### P-Diffusionsraten

P-Diffusionsraten an der Wasser-Sediment-Grenze wurden im Zeitraum von Anfang Juni bis Anfang November ermittelt. Dabei bedeuten positive Werte einen seewärts gerichteten Phosphat-Flux (Freisetzung aus dem Sediment), d.h. die ortho-P-Konzentration im obersten Sedimentporenwasser ist höher als im Überstandwasser. Sind die Konzentrationsverhältnisse umgekehrt, resultieren negative P-Diffusionsraten, d.h. sedimentwärts gerichtete Phosphat-Fluxe (Retention im Sediment).

Für den Madlitzer See zeigt die Tabelle 20 die von BGD ECOSAX erarbeiteten Messwerte zur Berechnung der P-Diffusionsraten. Eine Übersicht mit allen von BGD ECOSAX berechneten P-Diffusionsraten, auch für die Messtermine von IAG, gibt die Tabelle 21. Es ist festzustellen, dass diese Raten allesamt positiv sind, und die Werte an der tiefsten Stelle (P1) tendenziell höher sind als bei der Messstelle P2 (ca. 600 m nordöstlich von P1). Die höchsten Werte wurden für den 21.09.2021 errechnet, gefolgt von den Werten am 07.07.21 und 01.11.21. Da die niedrigsten Raten am 02.06.21 ermittelt wurden, ist anzunehmen, dass die P-Diffusionsraten im Winter und Frühjahr niedriger sind als im produktiven Hochsommer und Herbst. Ob es in den weniger produktiven Jahreszeiten zeitweise auch zu einer abwärtsgerichteten P-Diffusion vom Seewasser ins Sediment kommt, kann anhand der vorliegenden Datensätze nicht geklärt werden.

Tabelle 20: Limnochemische Messwerte der BGD ECOSAX für die beiden Messstellen im Madlitzer See; positive P-Diffusionsraten bedeuten seewärts gerichtete Fluxe (Freisetzung aus dem Sediment)

Madlitzer See			Limnochemie / tiefste Stelle		"ca. 600m nordöstlich"	
			0 - 2 cm		0 - 2 cm	
			13.09.2021	01.11.2021	13.09.2021	01.11.2021
Medium	Parameter	Einheit	0832/21	1047/21	0837/21	1046/21
Sediment	Trockenmasse	% OS	9,5	9,6	6,8	10,2
	Glühverlust	% TS	18,8	21,2	27	17,4
	Wassergehalt	% OS	90,5	90,4	93,2	89,8
Porenwasser	o-Phosphat-P (SRP)	mg/L	1,51	2,52	1,19	2,07
Überstands- wasser	o-Phosphat-P (SRP)	mg/L	0,47	0,36	0,54	0,28
	pH-Wert	-	7,3	7,8	7,4	7,9
	Temperatur bei pH-Messung	°C	19,9	18,9	21,8	17,4
	Leitfähigkeit	µS/cm	703	647	656	655
berechnete P-Diffusionsrate		mg/(m <sup>2</sup> *d)	2,4	3,9	1,6	3,2

Tabelle 21: Zeitreihe der P-Diffusionsraten in mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> im Bereich der Wasser-Sediment-Grenze von zwei Messpunkten im Madlitzer See; positive Werte: seewärts gerichtete Fluxe (Freisetzung).

P-Diffusionsrate (mg P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) im Madlitzer See	02.06.21	07.07.21	13.09.21	21.09.21	01.11.21
P1 = tiefste Stelle	0,57	5,10	2,39	6,08	3,88
P2 = 600 m NO	1,11	2,25	1,55	4,38	3,20
Median	0,84	3,67	1,97	5,23	3,54

Geht man davon aus, dass aus dem Sediment freigesetztes ortho-Phosphat schnell vom „hungrigen“ Phytoplankton aufgenommen wird und bei der Analyse von Gesamt-P miterfasst wird, lässt sich der Anstieg der Gesamt-P-Konzentration im Seewasser für eine durchmischte Wassersäule von 2 Metern auf den Quadratmeter Sedimentoberfläche umrechnen. Diese Berechnung zeigt eine P-Zunahme von 4,23 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> im Zeitraum vom 02.06.21 bis 07.07.21 (Anstieg der TP-Konzentration von 83 mg/m<sup>3</sup> auf 157 mg/m<sup>3</sup>) und im Zeitraum vom 02.06.21 bis 17.08.21 (Anstieg der TP-Konzentration von 83 mg/m<sup>3</sup> auf 203 mg/m<sup>3</sup>) eine P-Zunahme von 3,16 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

Diese Zahlen bestätigen die Größenordnung der für das Sediment berechneten P-Freisetzungsraten, so dass die Untersuchungsbefunde verdeutlichen, dass das Sediment (zumindest im Sommer) eine wesentliche P-Quelle für das Seewasser darstellt.

Im Petersdorfer See wurden an der Messstelle „Limnochemie / tiefste Stelle“ deutlich niedrigere o-Phosphat-P-Konzentrationen im Porenwasser und Überstandswasser gemessen als an der Messstelle „Seemitte Nordostteil“. Die berechneten P-Diffusionsraten variieren zwischen 0,03 und 1,9 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> an der tiefsten Stelle im südlichen Seebecken und zwischen 0,2 und 6,4 mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> in Seemitte im Nordbecken. Bezogen auf die Seefläche des Südbeckens von ca. 28,3 ha würde dies einen Eintrag von 8,5 – 538 g P/d aus dem Sediment in das Seewasser bedeuten. Für das Nordbecken ergibt sich bei einer Fläche von 17,9 ha ein Eintrag von 30 – 1.150 kg/d, was deutlich macht, dass die Sedimente im Nordostteil eine (zumindest zeitweise) intensivere P-Freisetzung aufweisen als die Sedimente im Südbecken.

Tabelle 22: Limnochemische Messwerte der BGD ECOSAX für die beiden Messstellen im Petersdorfer See; positive P-Diffusionsraten bedeuten seewärts gerichtete Fluxe (Freisetzung aus dem Sediment)

PetersdorferSee			Limnochemie / tiefste Stelle		Seemitte Nordostteil	
			0 - 2 cm		0 - 2 cm	
			13.09.2021	01.11.2021	13.09.2021	01.11.2021
Medium	Parameter	Einheit	0832/21	1047/21	0837/21	1046/21
Sediment	Trockenmasse	% OS	9,12	8,9	7,15	9,5
	Glühverlust	% TS	15,5	27,8	21,7	19,6
	Wassergehalt	% OS	90,88	91,1	92,85	90,5
Porenwasser	o-Phosphat-P (SRP)	mg/L	0,14	0,38	1,81	1,79
Überstandswasser	o-Phosphat-P (SRP)	mg/L	0,07	0,21	0,52	0,31
	pH-Wert	-	7,5	7,9	7,6	7,9
	Temperatur bei pH-Messung	°C	22,8	17,3	22,5	16,8
	Leitfähigkeit	µS/cm	561	595	632	627
berechnete P-Diffusionsrate		mg/(m <sup>2</sup> *d)	0,2	0,3	3,0	2,7

Geht man analog zum Madlitzer See auch beim Petersdorfer See davon aus, dass aus dem Sediment freigesetztes ortho-Phosphat schnell vom „hungrigen“ Phytoplankton aufgenommen wird und bei der Analyse von Gesamt-P miterfasst wird, lässt sich der Anstieg der Gesamt-P-Konzentration im Seewasser für eine durchmischte Wassersäule von 1,5 Metern auf den Quadratmeter Sedimentoberfläche umrechnen. Diese Berechnung zeigt eine P-Zunahme von 0,6 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> im Zeitraum vom 02.06.21 bis 07.07.21 (Anstieg der TP-Konzentration von 52 mg/m<sup>3</sup> auf 66 mg/m<sup>3</sup>) und im Zeitraum vom 02.06.21 bis 17.08.21 (Anstieg der TP-Konzentration von 52 mg/m<sup>3</sup> auf 163 mg/m<sup>3</sup>) eine P-Zunahme von 2,2 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Für den Zeitraum vom 07.07. bis 17.08.21 beträgt die P-Zunahme 3,6 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

Diese Zahlen bestätigen die Größenordnung der für das Sediment berechneten P-Freisetzungsraten, so dass die Untersuchungsbefunde verdeutlichen, dass auch bei diesem Flachsee das Sediment (zumindest im Sommer) eine wesentliche P-Quelle für das Seewasser darstellt.

Im Madlitzer See wurde an der tiefsten Stelle (P1) bis zum September eine Verzehnfachung der P-Freisetzungsraten festgestellt. An der Stelle P2 (600 m nordöstlich von P1) kam es immerhin noch zu einer Vervierfachung. Der höchste Medianwert trat mit 5,2 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> am 21.09.21 auf.

Im Petersdorfer See stiegen die P-Freisetzungsraten zwischen Anfang Juni und Hochsommer noch weitaus mehr an: um Faktor 38 in der Seemitte des NO-Teils (P2), und sogar um Faktor 72 an der tiefsten Stelle (P1). Diese Befunde verdeutlichen, dass die Sedimente in beiden Flachseen eine wesentliche Phosphorquelle für die jeweiligen Wasserkörper darstellen.

Um diesen Zustand im Sinne der Eutrophierungsminderung zu verbessern, kommen prinzipiell zwei Wege in Betracht:

- (i) Maßnahmen zur Erhöhung der P-Retention im Sediment,
- (ii) Maßnahmen zur Sedimententfernung.

Vorteil der zweiten Strategie insbesondere bei Flachseen ist, dass sich mit der Sedimententnahme das Volumen für den Wasserkörper vergrößert. Allerdings hat diese Strategie den Nachteil, dass die stoffliche Verwertung der entnommenen Sedimente in Bezug auf den Feststoff und auf austretendes Porenwasser geklärt werden muss.

Tabelle 23: Zeitreihe der P-Diffusionsraten in  $\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$  im Bereich der Wasser-Sediment-Grenze von zwei Messpunkten im Petersdorfer See; positive Werte: seewärts gerichtete Fluxe (Freisetzung).

P-Diffusionsrate ( $\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) im Petersdorfer See	02.06.21	07.07.21	13.09.21	21.09.21	01.11.21
P1 = tiefste Stelle	0,03	1,85	0,16	0,97	0,31
P2 = 600 m NO	0,17	1,85	2,97	6,41	2,65
Median	0,10	1,85	1,56	3,69	1,48

Die durchgeführten konzeptionellen Voruntersuchungen zur Sedimentbeschaffenheit und Schadstoffanalytik nach BB RL – EvB (2001) zeigten, dass sämtliche Werte der sedimentbezogenen Kriterien in den entnommenen Sedimenten des Madlitzer Sees und des Petersdorfer Sees eingehalten sind.

### 3.2.2.3 Untersuchungen zum Phyto- und Zooplankton des Petersdorfer- und Madlitzer Sees

#### 3.2.2.3.1 Phytoplankton Madlitzer See

Die folgenden Ausführungen zum Phytoplankton sowie zum Zooplankton des Madlitzer Sees und des Petersdorfer Sees sind nachrichtlich aus dem Abschlussbericht des Institut für angewandte Gewässerökologie (Seddin) mit Stand Oktober 2021 entnommen.

Der Madlitzer See kann in Anlehnung an MISCHKE et al. (2017a) dem Phytoplankton-Seetyp 12 (natürliche Tieflandseen, calciumreich, relativ großes Einzugsgebiet ( $VQ > 1,5$ ) polymiktisch, Verweilzeit 3-30 d) zugeordnet werden. Bei einem Volumen von ca. 300.000  $\text{m}^3$  (Fläche ca. 15 ha, mittlere Tiefe ca. 2,0 m) und einem Zufluss von ca. 4.200.000  $\text{m}^3/\text{a}$  (LUGV 2013) beträgt die theoretische Aufenthaltszeit nur ca. 26 Tage.

Da der See nur eine Fläche von ca. 15 ha hat und das Seetypensystem für Seen entwickelt wurde, die nach EU-WRRRL bewertet werden müssen, also Seen mit einer Fläche von  $> 50$  ha, ist die erfolgte Bewertung nach PhytoSee nur provisorisch, da das Bewertungstool für Seen  $< 50$  ha formal nicht gültig ist.

Der See wurde von April bis Oktober 2021 an insgesamt 6 Terminen auf das Phytoplankton hin untersucht. Insgesamt wurden Arten aus 9 Artgruppen festgestellt.

Die Ergebnisse der taxonomischen Determination des Phytoplanktons wurden nach PhytoSee (MISCHKE et al. 2017a) in der Version 7.0 provisorisch bewertet.

Tabelle 24: provisorische Bewertung nach PhytoSee (MISCHKE et al. 2017a)

<b>Kenngößen und PSI - Bewertung</b>	
Madlitzer See	
Phytoplankton-Seetyp	12
Chl.-a (Saisonmittel) in µg/l	80,7
Phytoplankton-Biovolumen (Saisonmittel) im mm <sup>3</sup> /l	28,43
Gesamt-Phosphor (Saisonmittel) in mg/l	0,141
Bewertung Biomasse-Metric	4,26
Bewertung Algenklassen-Metric	2,70
PTSI-Metric	3,24
Anzahl Indikatortaxa	14,8
Phyto-See-Index	3,51
ökologische Zustandsklasse	unbefriedigend
Trophie-Index für Phytoplankton-BV nach LAWA (2014)	4,4

Der Saisonmittelwert des Phytoplankton-Biovolumens betrug 28,43 mm<sup>3</sup>/l. Nach LAWA (2014) wäre dem See damit ein Trophie-Index von 4,4 und ein Trophiegrad von polytroph 2 zuzuordnen.

Im Jahresverlauf schwankte das Biovolumen zwischen 2,1 mm<sup>3</sup>/l und 53,4 mm<sup>3</sup>/l. Im April und Anfang Juni war das Biovolumen noch sehr gering, es nahm von 2,1 mm<sup>3</sup>/l im April auf 4,8 mm<sup>3</sup>/l Anfang Juni zu. Zum dritten Probenahmetermin, Anfang Juli, ist das Biovolumen sprunghaft auf 53,4 mm<sup>3</sup>/l angestiegen. Im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode nahm das Biovolumen von Termin zu Termin leicht ab, auf 42,4 mm<sup>3</sup>/l Mitte August, 38,6 mm<sup>3</sup>/l Mitte September und 29,2 mm<sup>3</sup>/l am Ende der Vegetationsperiode Ende Oktober.

Die dominanten Artgruppen wechselten im Jahresverlauf mit dem Biovolumen. Im April und Juni dominierten die Diatomeen mit 40 bzw. 46 % des Gesamtbiovolumens, danach spielten sie nur noch eine untergeordnete Rolle. Subdominante Artgruppen waren im April die Chrysophyceen (26 % Gesamtbiovolumen) sowie Anfang Juni die Cyanobakterien (22 % Gesamtbiovolumen).

Damit deutete sich schon Anfang Juni die Dominanz der Cyanobakterien im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode an. Zwischen Anfang Juli und Ende Oktober bildete diese Artgruppe 97 – 99 % des Gesamtbiovolumens. Dominante Art war dabei an allen Terminen Planktothrix agardhii mit einem Biovolumenanteil von 79 – 93 %. Hinzu trat Aphanizomenon gracile mit abnehmenden Biovolumen zwischen 13 % (Juli, August) und 6 % (September, Oktober).

### 3.2.2.3.2 Zooplankton Madlitzer See

Der Madlitzer See wurde vom 14.04. bis zum 26.10.2021 an insgesamt 6 Terminen auf das Zooplankton untersucht. Insgesamt wurden 38 Arten sowie höhere Taxa des Metazooplanktons festgestellt (Rotifera – 21, Cladocera – 11 und Copepoda – 6). Darüber hinaus waren 3 Taxa aus der Gruppe der Protozoen

in den Proben vorhanden. Als carnivore Arten konnten die Raubcladocere *Leptodora kindtii* und Larven der Büschelmücke Chaoborus im Sommer in meist geringen Individuendichten nachgewiesen werden.

### Biomasse

Die Biomasse des Metazooplanktons (Trockenmasse) im Madlitzer See ist mit durchschnittlichen 600 µg/l (Mittelwert) recht hoch; nach TGL 27885/01 (1982) ergäbe sich eine Einstufung in den eutrophen Bereich. Calanoide Copepoden haben mit durchschnittlichen 35 % den größten Anteil an der Biomasse, die mittleren Anteile der Cladoceren und cyclopoiden Copepoden sind mit 18 % und 19 % und deutlich niedriger. Rotatorien haben mit 28 % einen ungewöhnlich hohen Anteil an der Biomasse des Metazooplanktons.

### Artenspektrum und Individuendichten

Die Individuendichte der Rädertiere ist extrem hoch; sie beträgt durchschnittlich 3.300 Ind./l, maximal waren es 6.000 Ind./l (am 17.08.2021). Aspektbestimmende Arten sind vor allem Facetten-Rädertiere (*Keratella* div. sp.). Temporär kommen darüber hinaus *Pompholyx sulcata* und *Filinia longiseta* dominant im Plankton vor.

Tabelle 25: Madlitzer See - Individuendichten der Rotatorien ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Rädertiere im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Rotatorien).

Taxon	Datum					
	14.4.21	2.6.21	7.7.21	17.8.21	21.9.21	26.10.21
Rotatorien ges.	3.497,8	1.624,3	2.596,2	6.067,3	2.682,7	304,0
<i>Filinia longiseta</i>	-	-	-	37	21	-
<i>Keratella cochlearis</i>	25	22	-	34	29	90
<i>Keratella quadrata</i>	43	-	-	-	-	-
<i>Keratella tecta</i>	-	-	24	-	14	-
<i>Pompholyx sulcata</i>	-	60	68	-	-	-

Die Individuendichte der Cladoceren ist mit 65 Ind./l nur durchschnittlich hoch, maximal waren es 218 Ind./l. am 02.06.2021. *Daphnia cucullata* ist sehr stetig im Plankton vorhanden und gehört ganzjährig zu den aspektbestimmenden Arten. Im Frühjahr und im Hochsommer prägen darüber hinaus kleine Arten (*Bosmina longirostris*, *Bosmina coregoni berlinensis*, *Chydorus sphaericus* und *Ceriodaphnia quadrangula*) das Bild der Zoozönose.

Tabelle 26: Madlitzer See - Individuendichten der Cladoceren ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Cladoceren im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Cladoceren).

Taxon	Datum					
	14.4.21	2.6.21	7.7.21	17.8.21	21.9.21	26.10.21
Cladoceren ges.	4,6	218,2	46,6	31,7	22,9	12,9
<i>Bosmina longirostris</i>	63	-	-	-	-	-
<i>Bosmina coregoni berlinensis</i>	13	-	-	-	-	-
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	-	-	-	26	-	-
<i>Chydorus sphaericus</i>	-	13	-	16	-	-
<i>Daphnia cucullata</i>	25	86	36	32	95	93

Die Individuendichte der Copepoden ist hoch, sie beträgt durchschnittlich 500 Ind./l, maximal waren es 900 Ind./l. am 02.06.2021. Als sehr effektive Planktonfiltrierer kommen die großen Schwebekrebschen (calanoide Copepoden) *Eudiaptomus graciloides* sehr stetig im Plankton vor. Zusammen mit ihren Larven- und Jugendstadien hat die Tiergruppe vor allem im Frühjahr sehr hohe Anteile an der Besiedlungsdichte. Innerhalb der cyclopoiden Copepoden kommt *Mesocyclops leuckartii* sehr stetig vor mit einem sommerlichen Entwicklungsmaximum.

Tabelle 27: Madlitzer See - Individuendichten der Copepoden ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Copepoden im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Copepoden).

Taxon	Datum					
	14.4.21	2.6.21	7.7.21	17.8.21	21.9.21	26.10.21
Copepoden ges.	349,1	893,9	213,3	758,3	242,7	0,0
Calanoida-Copepodid	-	-	-	-	13	21
Calanoida-Nauplius	11	79	30	-	-	11
Cyclopoida-Copepodid	-	-	12	-	15	20
Cyclopoida-Nauplius	79	-	38	78	56	31

### PhytoLoss

Die Ergebnisse der taxonomischen Determination des Zooplanktons wurden nach PhytoLoss (Deneke et al. 2015) in der Version 3.1 bewertet.

Die Metazooplankton-Biomasse im Madlitzer See ist hoch, jedoch mit geringem Grazing-Effekt (Grazing-Effektstärke = 2) auf das (fressbare) Phytoplankton.

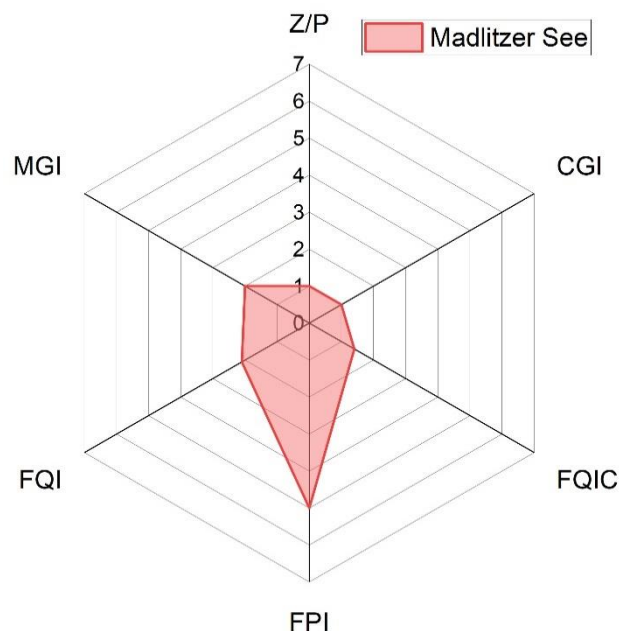


Abbildung 5: Radardiagramm nach PhytoLoss für den Madlitzer See

Im Einzelnen kann die Stellung des Zooplanktons im Nahrungsgefüge wie folgt beschrieben werden: Die Futterqualität des Phytoplanktons für das vorhandene Zooplankton ist im PhytoLoss-Auswertez Zeitraum überwiegend gering.

Tabelle 28: Madlitzer See - Merkmale der Nahrungsqualität für das Metazooplankton im Jahresverlauf, Rahmen: Zeitraum für Auswertungen nach PhytoLoss.

Bezeichnung	Einheit	Monat						Legende
		4	6	7	8	9	10	
Phytoplankton-BV ges.	mm <sup>3</sup> /l	2,13	4,80	53,43	42,44	38,61	29,18	gering
fressbares Phytoplankton-BV	mm <sup>3</sup> /l	0,75	2,14	17,97	10,68	14,17	10,68	mittel
fressbares Phytoplankton-BV (Anteil)	%	35	45	34	25	37	37	stark
Futter-Qualitäts-Index		2,8	2,8	2,1	2,1	2,8	2,8	sehr stark

Der Grazing-Effekt des Zooplanktons auf das Phytoplankton ist im PhytoLoss-Auswertez Zeitraum gering, im Frühjahr und Fröhsommer wurde ein starker Fraßdruck mit entsprechender Wirkung auf das Phytoplankton festgestellt.

Tabelle 29: Madlitzer See - Indizes für das Zooplankton-Grazing auf das fressbare Phytoplankton im Jahresverlauf, Rahmen: Zeitraum für Auswertungen nach PhytoLoss.

Bezeichnung	Monat						Legende
	4	6	7	8	9	10	
Metazooplankton-Grazing-Index	5	5	1	3	2	3	gering
Cladoceren-Grazing-Index	2	4	1	1	1	1	mittel
Grazing-Effekt-Stärke	5	5	1	3	2	3	stark

Das Zooplankton wird im Auswertez Zeitraum mäßig bis stark durch Fischfraß reduziert, erkennbar vor allem an der ab Juli / August deutlich verminderten Individuendichte von *Daphnia cucullata* und *Leptodora kindtii*. Die niedrigen Werte für den Cladoceren-Größenindex sind jedoch auch das Resultat der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft aus kleinen Arten, so dass die auf dem Größenindex basierenden Hinweise auf einen Prädationsdruck planktivorer Fische sehr unsicher sind.

Tabelle 30: Madlitzer See - Indizes für Zooplanktonverluste durch Fischfraß, Rahmen: Zeitraum für Auswertungen nach PhytoLoss.

Bezeichnung	Monat					
	4	6	7	8	9	10
Cladoceren-Größen-Index	3,1	1,9	2,5	1,6	2,3	3,1
Fisch-Prädations-Index	4	5	4	5	5	4



### 3.2.2.3 Phytoplankton Petersdorfer See

Der Petersdorfer See kann in Anlehnung an MISCHKE et al. (2017a) dem Phytoplankton-Seetyp 11.2 (natürliche Tieflandseen, calciumreich, relativ großes Einzugsgebiet ( $VQ > 1,5$ ) polymiktisch, Verweilzeit  $> 30$  d, mittlere Tiefe  $< 3$  m) zugeordnet werden. Bei einem Volumen von ca. 920.000 m<sup>3</sup> (Fläche ca. 46 ha, mittlere Tiefe ca. 2,0 m) und einem Zufluss von ca. 6.200.000 m<sup>3</sup>/a (LUGV 2013) beträgt die theoretische Aufenthaltszeit ca. 54 Tage.

Da der See nur eine Fläche von ca. 46 ha hat und das Seetypensystem für Seen entwickelt wurde, die nach EU-WRRL bewertet werden müssen, also Seen mit einer Fläche von  $> 50$  ha, ist die erfolgte Bewertung nach PhytoSee nur provisorisch, da das Bewertungstool für Seen  $< 50$  ha formal nicht gültig ist.

Der See wurde von April bis Oktober 2021 an insgesamt 6 Terminen auf das Phytoplankton hin untersucht. Insgesamt wurden Arten aus 9 Artgruppen festgestellt.

Die Ergebnisse der taxonomischen Determination des Phytoplanktons wurden nach PhytoSee (MISCHKE et al. 2017a) in der Version 7.0 provisorisch bewertet.

Tabelle 31: provisorische Bewertung nach PhytoSee (MISCHKE et al. 2017a)

Kenngößen und PSI - Bewertung	
Petersdorfer See	
Phytoplankton-Seetyp	11.2
Chl.-a (Saisonmittel) in µg/l	71,8
Phytoplankton-Biovolumen (Saisonmittel) in mm <sup>3</sup> /l	22,07
Gesamt-Phosphor (Saisonmittel) in mg/l	0,104
Bewertung Biomasse-Metric	4,60
Bewertung Algenklassen-Metric	2,70
PTSI-Metric	3,51
Anzahl Indikatortaxa	14,1
Phyto-See-Index	4,05
ökologische Zustandsklasse	unbefriedigend
Trophie-Index für Phytoplankton-BV nach LAWA (2014)	4,2

Der Saisonmittelwert des Phytoplankton-Biovolumens betrug 22,07 mm<sup>3</sup>/l. Nach LAWA (2014) wäre dem See damit ein Trophie-Index von 4,2 und ein Trophiegrad von polytroph 2 zuzuordnen.

Im Jahresverlauf schwankte das Biovolumen zwischen 6,2 mm<sup>3</sup>/l und 51,2 mm<sup>3</sup>/l. Zwischen April und Anfang Juli war das Biovolumen noch sehr gering, es nahm von 6,12mm<sup>3</sup>/l im April über 6,5 mm<sup>3</sup>/l Anfang Juni auf 7,6 mm<sup>3</sup>/l Anfang Juli zu. Zum vierten Probenahmetermin, Mitte August, ist das Biovolumen sprunghaft auf 51,2 mm<sup>3</sup>/l angestiegen. Im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode nahm das Biovolumen von Termin zu Termin ab, auf 41,6 mm<sup>3</sup>/l Mitte September und 19,3 mm<sup>3</sup>/l am Ende der Vegetationsperiode Ende Oktober.

Die dominanten Artgruppen wechselten im Jahresverlauf mit dem Biovolumen. Im April dominierten die Diatomeen mit 43 % des Gesamtbiovolumens, subdominante Artgruppen waren im April die Chrysophyceen (32 % Gesamtbiovolumen) sowie die Cyanobakterien (14 % Gesamtbiovolumen). Im Juni wechselte die Artzusammensetzung des Phytoplanktons, dominante Artgruppe waren die

Cryptophyceen mit 71 % des Gesamtbiovolumens. Subdo-minant waren die Conjugatophyceen mit 11 % Biovolumenanteil, der Anteil der Cyanobakte-rien fiel auf 4 %. Im Juli kam es zu einer erneuten Veränderung der Artzusammensetzung des Phytoplanktons, dominante Artgruppe waren nun die Dinophyceen mit einem Biovolu-menanteil von 51 %, subdominant waren die Diatomeen (26 % Biovolumenanteil). Cyanobakterien spielten erneut nur eine untergeordnete Rolle (3 % Anteil am Gesamtbiovo-lumen).

Dies änderte sich ab August gravierend: im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode waren die Cyanobakterien jeweils die dominante Artgruppe. Zwischen Mitte August und Ende Oktober bildete diese Artgruppe 85 – 98 % des Gesamtbiovolumens. Dominante Art war dabei an allen Terminen Planktothrix agardhii mit einem Biovolumenanteil von 71 – 83 %. Hinzu trat Aphanizomenon gracile mit ähnlichen Biovolumenanteilen zwischen 12 % (Au-gust) und 14 % (Oktober).

### 3.2.2.3.4 Zooplankton Petersdorfer See

Der Petersdorfer See wurde vom 14.04. bis zum 26.10.2021 an insgesamt 6 Terminen auf das Zooplankton untersucht. . Insgesamt wurden 37 Arten sowie höhere Taxa des Metazooplanktons festgestellt (Rotifera – 22, Cladocera – 10 und Copepoda – 5). Als carnivore Arten konnten die Raubcladocere Leptodora kindtii und Larven der Büschelmücke Chaoborus im Sommer in meist geringen Individuendichten nachgewiesen werden.

#### Biomasse

Die Biomasse des Metazooplanktons (Trockenmasse) im Petersdorfer See ist mit durchschnittlichen 500 µg/l (Mittelwert) hoch; nach TGL 27885/01 (1982) ergäbe sich eine Einstufung in den eutrophen Bereich. Calanoide Copepoden haben mit durchschnittlichen 37 % den größten Anteil an der Biomasse, die mittleren Anteile der Cladoceren und cyclopiden Copepoden sind mit 29 % und 26 % deutlich niedriger. Der Biomasseanteil der Rotatorien beträgt 8 %.

#### Artenspektrum und Individuendichten

Die Individuendichte der **Rädertiere** ist vergleichsweise hoch, sie beträgt durchschnittlich 830 Ind./l, maximal waren es 2.000 Ind./l (am 21.09.2021). Aspektbestimmende Arten sind vor allem Facetten-Rädertiere (Keratella div. sp.). Temporär kommt darüber hinaus das Schielaugen-Rädertier *Pompholyx sulcata* dominant im Plankton vor.

Tabelle 32: Petersdorfer See - Individuendichten der Rotatorien ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Rädertiere im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Rotatorien).

Taxon	Datum					
	14.4.21	2.6.21	7.7.21	17.8.21	21.9.21	26.10.21
Rotatorien ges.	1.046,9	124,0	17,5	892,0	2.051,1	96,0
Keratella cochlearis	14	38	20	-	32	70
Keratella quadrata	37	15	-	-	-	-
Keratella tecta	-	-	35	57	16	-
Pompholyx sulcata	-	-	28	-	16	-

Die Individuendichte der Cladoceren ist mit 74 Ind./l durchschnittlich hoch, maximal waren es 240 Ind./l. am 02.06.2021. *Daphnia cucullata* ist als effektiver Filtrierer ganzjährig im Plankton vorhanden mit dominantem Vorkommen im Juni und im Herbst. Ansonsten wird die Lebensgemeinschaft von kleinen Cladoceren geprägt, von denen *Bosmina coregonii* fast ganzjährig hohe Anteile an der Individuendichte ausbildet.

Tabelle 33: Petersdorfer See - Individuendichten der Cladoceren ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Cladoceren im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Cladoceren).

Taxon	Datum					
	14.4.21	2.6.21	7.7.21	17.8.21	21.9.21	26.10.21
Cladoceren ges.	2,8	238,4	40,4	36,7	50,6	10,7
<i>Bosmina coregoni</i>	47	37	32	68	13	-
<i>Chydorus sphaericus</i>	47	-	12	-	-	-
<i>Daphnia cucullata</i>	-	50	-	-	75	93
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	-	-	34	19	-	-

Die Individuendichte der Copepoden ist vergleichsweise hoch, sie beträgt durchschnittlich 380 Ind./l, maximal waren es 764 Ind./l. am 14.04.2021. Als sehr effektive Planktonfiltrierer kommen die großen Schwebekrebschen (calanoide Copepoden) *Eudiaptomus graciloides* sehr stetig im Plankton vor. Zusammen mit ihren Larven- und Jugendstadien hat die Tiergruppe ganzjährig sehr hohe Anteile an der Besiedlungsdichte. Innerhalb der cyclopoiden Copepoden kommt *Mesocyclops leuckartii* sehr stetig vor mit einem fröhsommerlichen Entwicklungsmaximum.

Tabelle 34: Petersdorfer See - Individuendichten der Copepoden ges. [Ind./l] und aspektbestimmende Copepoden im zeitlichen Verlauf (Angaben in % der Individuendichte der Copepoden).

Taxon	Datum					
	14.4.21	2.6.21	7.7.21	17.8.21	21.9.21	26.10.21
Copepoden ges.	763,7	187,7	437,7	247,2	275,2	51,8
Calanoida-Copepodid	-	22	-	-	12	-
Calanoida-Nauplius	54	21	15	17	30	27
Cyclopoida-Copepodid	-	-	-	-	-	18
Cyclopoida-Nauplius	38	32	65	65	40	34
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	-	-	-	11	-	-

## PhytoLoss

Die Ergebnisse der taxonomischen Determination des Zooplanktons wurden nach PhytoLoss (Deneke et al. 2015) in der Version 3.1 bewertet.

Die Metazooplankton-Biomasse im Petersdorfer See ist hoch, mit geringem Grazing-Effekt (Grazing-Effektstärke = 2) auf das (fressbare) Phytoplankton.

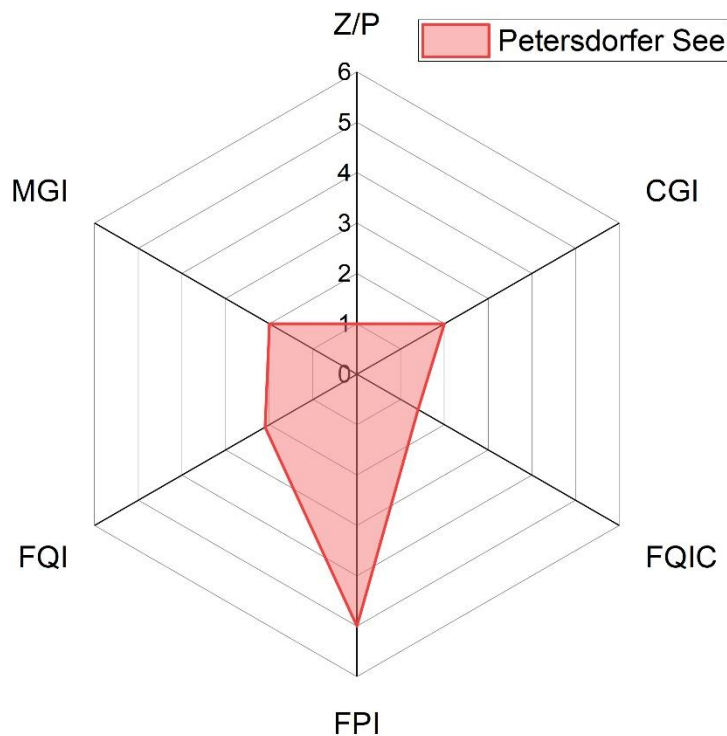


Abbildung 6: Radardiagramm nach PhytoLoss für den Petersdorfer See

Im Einzelnen kann die Stellung des Zooplanktons im Nahrungsgefüge wie folgt beschrieben werden: Die Futterqualität des Phytoplanktons für das vorhandene Zooplankton ist im PhytoLoss-Auswertezeitraum überwiegend gering.

Tabelle 35: Petersdorfer See - Merkmale der Nahrungsqualität für das Metazooplankton im Jahresverlauf, Rahmen: Zeitraum für Auswertungen nach PhytoLoss.

Bezeichnung	Einheit	Monat						Legende
		4	6	7	8	9	10	
Phytoplankton-BV ges.	mm <sup>3</sup> /l	6,25	6,52	7,63	51,21	41,56	19,29	mittel
fressbares Phytoplankton-BV	mm <sup>3</sup> /l	2,63	4,09	2,03	21,36	14,46	5,67	stark
fressbares Phytoplankton-BV (Anteil)	%	42	63	27	42	35	29	sehr stark
Futter-Qualitäts-Index		2,8	4,2	2,1	2,8	2,1	2,1	

Der Grazing-Effekt des Zooplanktons auf das Phytoplankton ist im ganzjährig mäßig bis gering.

Tabelle 36: Petersdorfer See - Indizes für das Zooplankton-Grazing auf das fressbare Phytoplankton im Jahresverlauf, Rahmen: Zeitraum für Auswertungen nach PhytoLoss.

Bezeichnung	Monat						Legende
	4	6	7	8	9	10	
Metazooplankton-Grazing-Index	3	4	3	1	3	2	mittel
Cladoceren-Grazing-Index	1	4	3	1	1	1	stark
Grazing-Effekt-Stärke	3	4	3	1	3	2	sehr stark

Das Zooplankton wird im Ergebnis von PhytoLoss ganzjährig stark durch Fischfraß reduziert, erkennbar an der generell geringen Größe der Cladoceren. Die niedrigen Werte für den Cladoceren-Größenindex sind jedoch auch das Resultat der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft aus kleinen Arten, so dass die auf dem Größenindex basierenden Hinweise auf einen Prädationsdruck planktivorer Fische sehr unsicher sind.

Tabelle 37: Petersdorfer See - Indizes für Zooplanktonverluste durch Fischfraß, Rahmen: Zeitraum für Auswertungen nach PhytoLoss.

Bezeichnung	Monat					
	4	6	7	8	9	10
Cladoceren-Größen-Index	2,4	2,9	1,8	2,3	2,1	2,5
Fisch-Prädations-Index	5	4	5	5	5	5

### 3.2.2.4 Untersuchungen zum Makrozoobenthos des Petersdorfer- und Madlitzer Sees

Eine Erfassung des Makrozoobenthos erfolgte 2020 im Rahmen einer landesweiten Erhebung im Land Brandenburg durch das Planungsbüro Hydrobiologie (Berlin).

Der Petersdorfer See wurde durch Abwassereinleitungen in den sich nördlich anschließenden Madlitzer See erheblich eutrophiert. Zum Untersuchungszeitpunkt besaß der südliche Teil des Sees bis zum Krummen Luch allerdings eine relativ hohe Sichttiefe, der nördliche Teil war dagegen stark getrübt.

In den Schwingrasen-Randmooren herrschen, vermutlich durch seitliche Quellzuflüsse, teilweise nährstoffärmere Bedingungen. Aus diesem Grund konnten im Petersdorfer See mit der Zierlichen Tellerschnecke *Anisus vorticulus* (FFH-Art) und der Pokal-Azurjungfer *Erythromma* (Syn. *Cercion*) *lindenii* überraschenderweise zwei Arten nachgewiesen werden, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in mesotrophen Gewässern besitzen.

Die mittlere Taxazahl je Probestelle lag bei 59 Taxa, die mittlere Individuenanzahl (m<sup>2</sup>) bei 6.209.

Mit *Potamopyrgus antipodarum* und *Dugesia tigrina* wurden lediglich zwei Neozoenarten gefunden, davon erreichte nur Letztere höhere Individuendichten. Geringe Dichten von Neozoen sind typisch für organisch geprägte Gewässer.

Aufgrund ihrer Seltenheit bzw. Gefährdung bemerkenswerte Taxa sind die bereits oben erwähnten Arten sowie die Wasserspinne *Argyroneta aquatica* und die Erbsenmuschel *Pisidium pseudosphaerium*.

Der Madlitzer See wurde durch Abwassereinleitungen erheblich eutrophiert und befindet sich derzeit im poly- bis hypertrophen Zustand.

Die mittlere Taxazahl je Probestelle lag bei 53 Taxa, die mittlere Individuenanzahl (m<sup>2</sup>) bei 2.719.

Mit dem Strudelwurm *Dugesia tigrina* wurde lediglich eine Neozoe gefunden, geringe Dichten von Neozoen sind typisch für organisch geprägte Gewässer.

Aufgrund ihrer Seltenheit bzw. Gefährdung bemerkenswerte Arten wurden nicht festgestellt.

### 3.2.2.4 Fischbestand des Petersdorfer- und Madlitzer Sees

Der Fischbestand wurde im Rahmen einer gesonderten Untersuchung im Jahr 2019 erfasst (team ferox 2020).

„Der Fischbesatz eines Sees kann großen Einfluss auf die Stoffflüsse im See haben. So fördert beispielsweise ein übermäßiger Besatz mit zooplanktonfressenden Friedfischen die Entwicklung des Phytoplanktons, da der Fraßdruck auf das Phytoplankton reduziert wird (KOMÁRKOVÁ 1998). Durch die Ausscheidungen der Fische werden die Nährstoffe außerdem kurzfristig für Algenwachstum verfügbar gemacht. Des Weiteren erschweren insbesondere Karpfen durch das Aufwühlen des Gewässergrundes die Ansiedlung von Makrophyten, die als Nährstoffkonkurrenten für das Phytoplankton wirken könnten.

Die im Jahr 2022 durchgeführte Fischerfassung erfolgte mittels dreier Methoden: Elektrobefischung, Multimaschenkiemennetzbefischung, Split-Beam-Echolotung

#### Gesamtfischbestand

Nachfolgend werden die Fangergebnisse der drei unterschiedlichen Fangmethoden (Multi-Maschenkiemennetze nach DIN 14757, Großmaschige Multimaschenkiemennetze mit 70/90/110 mm Maschenweite, Elektrobefischung) gepoolt dargestellt.

Als wesentliches Ergebnis der fischökologischen Untersuchungen zeigt sich, dass sich der Nord- und der Südteil des Petersdorfer Sees hinsichtlich der Fischfauna deutlich voneinander unterscheidet.

#### Nördlicher Seeteil

Bei den Elektrobefischungen (zwei Strecken im Südteil und eine Strecke im Nordteil) wurden auf einer Gesamtlänge von 675 m insgesamt 414 Individuen aus sieben Arten dokumentiert.

Dabei waren Flussbarsch (69,6 %) und Rotfeder (20,0 %) die am häufigsten gefangenen Arten, gefolgt von Rotaugen (3,9 %) und Güster (3,6 %). Im Südteil war der Einheitsfang mit 0,52 und 0,35 Ind./lfm deutlich geringer als im Nordteil, wo der Einheitsfang 1,87 Ind./lfm betrug.

Im Nordteil konnten insgesamt 1.215 Individuen aus 9 Arten mit einer Gesamtbiomasse von 29,226 kg erfasst werden.

Die Unterschiede hinsichtlich des Fischbestandes zwischen dem Nord- und dem Südteil des Petersdorfer Sees wurden auch bei den Netzbefischungen deutlich. Insgesamt wurden im Nordteil des Petersdorfer Sees 1.019 Individuen aus sieben Arten mit Hilfe der benthischen Multimaschenkiemennetze erfasst. Die gesamte Biomasse betrug 25,08 kg. Die Netzfänge im Nordteil wiesen einen vergleichsweise hohen Einheitsfang sowohl in Bezug auf die Biomasse als auch in Bezug auf die Individuenanzahl auf und wurden hinsichtlich der Individuenanzahl vom Barsch mit insgesamt 459 Tieren, gefolgt vom Rotaugen mit 154 und dem Zander mit 123 Individuen dominiert. Während sich bei Barsch und Zander anhand der gefangenen 0+-Fische eine intensive Reproduktion nachweisen lässt, konnten beim Rotaugen nur zwei 0+-Individuen erfasst werden. Hinsichtlich der Biomasse dominierte die Güster mit 8,32 kg verteilt auf 96 adulte Tiere. Bei der Güster ist im Nordteil auffällig, dass ausschließlich adulte Tiere dokumentiert werden konnten, 0+- und 1+-Individuen sind nicht im Netzfang vertreten. Hinsichtlich der Biomasse folgten auf die Güster Rotaugen und Barsch.

Insgesamt wurden im Südteil des Petersdorfer Sees 394 Individuen aus acht Arten mit Hilfe der benthischen Multimaschenkiemennetze erfasst. Die gesamte Biomasse betrug 8,21 kg. Der Südteil des Petersdorfer Sees wies einen deutlich geringeren Einheitsfang (EHF) sowohl in Bezug auf die Individuenanzahl als auch in Bezug auf die Biomasse auf als der Nordteil.

Der erfasste Fischbestand wird zahlenmäßig durch den Zander dominiert, wobei neben 252 0+-Individuen nur ein adultes Tier gefangen wurde. Die zweithäufigste Art und die Art mit der höchsten Biomasse im Netzfang war die Güster, gefolgt von Ukelei und Brasse. Allerdings konnte die

Reproduktion der Güster hier nur mit einem Individuum belegt werden, während von Ukelei und Brasse keine 0+-Individuen erfasst wurden. Auffällig war auch der geringe Anteil an Rotaugen im Vergleich zum Nordteil.

Im Vergleich zum Nordteil des Petersdorfer Sees scheint der Barsch im Südteil nur in einer sehr geringen Abundanz vertreten zu sein, obwohl sich Perciden (Barschartige) im Vergleich zu Cypriniden sehr gut mit Kiemennetzen fangen lässt (vgl. DIN EN 14757).

Tabelle 38: Gesamtfang im Nördlichen Seeteil, Darstellung der Arten getrennt nach 0+, 1+ und adulten Fischen sowie nach Anzahl und Masse (die Einteilung von 0+, 1+ und adult erfolgt nach SCHAARSCHMIDT et al. 2005)

Art	Anzahl					Masse				
	0+	1+	adult	absolut	relativ	0+	1+	adult	absolut	relativ
Zander	123	-	-	123	10,12	380	-	-	380	1,30
Barsch	319	233	27	579	47,65	1.994	2.034	1.134	5.342	18,28
Ukelei	-	4	104	108	8,89	-	36	1.824	1.860	6,36
Güster	-	3	107	110	9,05	-	92	8.790	8.882	30,39
Kaulbarsch	4	10	9	23	1,89	8	73	93	174	0,60
Rotauge	2	22	146	170	13,99	5	249	7.300	7.554	25,85
Rotfeder	-	27	18	45	3,70	-	496	638	1.134	3,88
Brasse	4	9	43	56	4,61	6	156	3.734	3.896	13,33
Sonnenbarsch	-	-	1	1	0,08	-	-	-	4	0,01
gesamt	452	308	455	1.215	100,0	2.393	3.136	23.697	29.226	100,0

### Südlicher Seeteil

Im Südteil konnten insgesamt 615 Individuen aus 10 Arten mit einer Gesamtbiomasse von 21,971 kg erfasst werden.

Tabelle 39: Gesamtfang im südlichen Seeteil, Darstellung der Arten getrennt nach 0+, 1+ und adulten Fischen sowie nach Anzahl und Masse (die Einteilung von 0+, 1+ und adult erfolgt nach SCHAARSCHMIDT et al. 2005).

Art	Anzahl					Masse				
	0+	1+	adult	absolut	relativ	0+	1+	adult	absolut	relativ
Zander	252	-	2	253	41,30	819	-	3.367	4.186	19,05
Barsch	16	152	3	171	27,80	57	2.045	74	2.176	9,90
Ukelei	-	-	49	49	7,97	-	-	1.294	1.294	5,89
Güster	1	75	1	77	12,52	2	68	3.567	3.637	16,55
Kaulbarsch	2	7	2	11	1,79	4	57	29	90	0,41
Rotauge	-	-	2	2	0,33	-	-	129	129	0,59
Brasse	-	2	7	9	1,46	-	38	984	1.022	4,65
Hecht	-	-	3	3	0,49	-	-	6.535	6.535	29,74
Rotfeder	-	17	21	38	6,18	-	159	173	332	1,51
Giebel	-	-	1	1	0,16	-	-	2.570	2.570	11,70
gesamt	271	253	91	615	100,0	882	2.208	18.722	21.971	100,0

Der Vergleich der Verteilung der Altersstufen zeigt, dass im nördlichen Seeteil die Anteile der 0+ und der geschlechtsreifen Individuen etwa gleich verteilt sind, während im südlichen Seeteil der Anteil der 0+ Individuen mit 64,9 % deutlich dominiert. Die Betrachtung des Gesamtbestandes zeigt, dass ca. die Hälfte (48,6 %) der erfassten Individuen der 0+-Kohorte und 18,1 % der 1+-Kohorte zugeordnet werden kann und ein Drittel (33,4 %) geschlechtsreif ist.

Gemäß MEHNER et al. (2004) bzw. MEHNER et al. (2002) ist ein Biomasseverhältnis von 25% Raubfischen: 75% potentielle Planktonfresser geeignet, um die planktivoren Arten soweit zu reduzieren, dass der Frassdruck auf das Zooplankton deutlich reduziert wird. Ein derartiges Verhältnis wäre entsprechend bei einer sog. Biomanipulation (vgl. Abschnitt 9.2.1 anzustreben.

Dabei können auch Raubfischanteile von bis zu 50 % im Rahmen der Biomanipulation noch zu gewünschten Ergebnissen führen (z.B. Talsperre Bautzen, J. BENNDORF & H. DORNER - unveröffentlicht, zitiert in MEHNER et al. 2002).

Für den Südteil ergibt sich somit ein Raubfischbestand von Zander und Barsch mit 47 % und somit ein relativ hoher Anteil, während im Nordteil weder Hechte noch Zander innerhalb der relevanten Alterskohorten gefangen werden konnten. Für den Zander ist aufgrund der nachgewiesenen Reproduktion jedoch von einem rezenten Vorkommen adulter, geschlechtsreifer Tiere im Nordteil auszugehen. Der Anteil der möglicherweise ebenfalls piscivoren Barsche beträgt im Nordteil 12 % und ist somit im Vergleich zu den Cypriniden ebenfalls sehr gering.

Es ergibt sich somit ein deutlicher Unterschied innerhalb der erfassten Fischbestände für die beiden Teile des Petersdorfer Sees, der bei einer möglichen angestrebten Biomanipulation zu deutlichen schwer vorherzusagenden Effekten und Wirkbeziehungen zwischen dem Nord- und dem Südteil führen können. Fischereiliche Maßnahmen können dabei sowohl kompensatorische als auch depensatorische Effekte bewirken.

Die Auswertung der hydroakustischen Daten ergibt für beide Seeteile sehr hohe Fischdichten. Die Werte liegen im Bereich von 130 Ind./dam<sup>3</sup>, wobei es sich hier um einen extrem flachen polytrophen See handelt und dementsprechend sehr hohe Werte durchaus zu erwarten sind.

Es ergeben sich im Einzelnen folgende Schätzungen für die Individuendichte (Fischdichte pro Volumeneinheit und Fischdichte pro Flächeneinheit) und die daraus berechnete Gesamtzahl an Fischen in den jeweiligen Seeabschnitten.

Tabelle 40: Fischdichten im Petersdorfer See

	Nördlicher Seeteil		Südlicher Seeteil	
	TAG	NACHT	TAG	NACHT
Beprobungsvolumen [m <sup>3</sup> ]	74.374,62	87.392,53	81.817,22	70.290,49
Fischdichte [Ind./m <sup>3</sup> ]	0,12	0,21	0,14	0,13
Fischdichte [Ind./1000m <sup>3</sup> ]	124	212	135	130
Fischdichte [Ind./ha]	1.825	3.123	1.529	1.475
Anzahl Fische [Ind.]	29.193	49.961	38.235	36.871

Die Werte stimmen insgesamt zwischen Nord- und Südteil sowie zwischen Tag- und Nachtuntersuchungen (124-135 Ind./dam<sup>3</sup>) überein. Lediglich der für die nächtlichen Beschallungen des Nordteils errechnete Wert von 212 Ind./dam<sup>3</sup> weicht deutlich von den übrigen Werten ab und liegt rund 70 % über dem Wert für die Beschallungen vom Tag. Diese Werte wurden mehrfach überprüft und für korrekt befunden.

Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass die tatsächlichen Dichten noch etwas höher liegen als die hier berechneten Werte. Dies liegt zum einen daran, dass aufgrund des geringen Rauschabstands sehr kleine Fische nicht detektiert und damit nicht gezählt werden können. Es ist daher naheliegend, dass aufgrund dieser Tatsache die berechneten Fischdichten unter den tatsächlichen Dichten liegen. Wie groß diese Abweichung ist, ist nur sehr schwer einzuschätzen.

Es ist bei der nächtlichen Dichteverteilung im nördlichen Teil deutlich zu erkennen, dass im gesamten zentralen Bereich, also im freien Wasser, ähnlich niedrige Dichten vorherrschen wie am Tag. Lediglich die Uferbereiche weisen sehr viel höhere Dichten auf. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass Fische,



die sich tagsüber im Schutz des Ufers aufhalten, nachts diese Bereiche wenigstens teilweise verlassen, auch wenn sie, zumindest in dieser Momentaufnahme, nicht gänzlich ins offene Wasser hinausschwimmen. Die Tatsache aber, dass sie den unmittelbaren, mit viel Vegetation und Altholz versehenen Uferbereich verlassen reicht aus, dass diese Fische dann vom Schallkegel erfasst werden können und damit zu den Dichteabschätzungen beitragen, was die erhöhten Werte in der Nacht erklären würde.

Für die generelle Beurteilung der Fischdichten im Petersdorfer See ist die Abklärung der detaillierten Verhältnisse jedoch nicht erforderlich. Es kann festgehalten werden, dass die Fischdichten mit mindestens 124-135 Ind./dam<sup>3</sup> extrem hoch sind, was im Einklang mit dem polytrophen Trophiegrad des Sees steht.

Werden die Fangergebnisse der drei unterschiedlichen Fangmethoden (Multi-Maschen-Kiemennetze nach DIN 14757, Großmaschige Multimaschenkiemennetze mit 70/90/110 mm Maschenweite, Elektrofischerei) gepoolt dargestellt, zeigen sich die Unterschiede zwischen den Seeteilen deutlich. Im Nordteil konnten insgesamt 1.215 Individuen aus neun Arten mit einer Gesamtbiomasse von 29,23 kg erfasst werden. Die Biomasse von Zander und Hecht, die als wesentliche Prädatoren im Gewässer identifiziert wurden, ist im Südteil wesentlich höher als im Nordteil, dies ist vor allem auch durch den Fang von jeweils einem großen Hecht und einem großen Zander bei der zusätzlichen Netzbefischung mit großen Maschenweiten bedingt. Dagegen liegt die Biomasse des Barsches, der grundsätzlich auch eine piscivore Ernährungsweise aufweisen kann (vgl. Abschnitt 5.5.2) im Nordteil deutlich höher als im Südteil, was auf die insgesamt deutlich höhere Individuenanzahl zurückgeführt werden kann. Im Südteil konnten insgesamt 615 Individuen aus 10 Arten mit einer Gesamtbiomasse von 21,97 kg erfasst werden.

### **Maßnahmen aus der Betrachtung des Fischbestandes**

Grundsätzlich sind bei allen fischereilichen Maßnahmen kompensatorische und depensatorische Effekte zu berücksichtigen, die den möglichen Erfolg der Maßnahme beeinträchtigen können.

#### Kompensatorische Effekte (LEWIN et al. 2010):

Die Produktivität einer Population ist dichteabhängig und wird durch die Tragfähigkeit des Gewässers bestimmt. Der Effekt der Dichte auf die Produktivität wird zusätzlich durch biotische und abiotische Parameter bestimmt. Dichteabhängige Faktoren wirken sich dabei altersklassenspezifisch aus, was nicht auf juvenile Fische beschränkt ist. Ein fischereiliches Eingreifen reduziert die Abundanz einer oder mehrerer Arten und somit auch die Konkurrenz um Nahrung oder Habitate, so dass es zu einem kompensatorischen Wachstum kommen kann. Mit der Verringerung der Individuendichte kann sich die Wachstumsrate solange erhöhen bis die Fische ein Altersstadium erreichen bei dem keine Konkurrenz auftritt.

Grundsätzlich können aus Befischungen schnellere Wachstumsraten, größere Individuen und eine höhere Fruchtbarkeit resultieren. Das dichteabhängige Wachstum ist ein kompensatorischer Mechanismus, der Selektionseffekte maskieren kann. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass es nicht bei allen Arten aufgrund geringerer Dichten zu einer Wachstumssteigerung kommt. Dies kann insbesondere auch den Flussbarsch gelten.

#### Depensatorische Effekte (LEWIN et al. 2010):

Die Depensation besteht in der Abnahme des Reproduktionserfolges bei sinkender Populationsgröße und kann in zwei unterschiedlichen Ergebnissen resultieren. Zum einen kann sich im Bestand ein neues Gleichgewicht bei geringerer Dichte einstellen oder zum anderen kann der Bestand zusammenbrechen, sobald ein bestimmter Dichtewert unterschritten wird. Die Verringerung der Populationsdichte unter einen bestimmten Schwellenwert kann zum Zusammenbruch des Sozialgefüges einer Population führen, da Reproduktion, Nahrungssuche, Migration und Schwarmbildung beeinträchtigt werden. Die Reduzierung der Abundanz von Raubfischpopulationen, die häufig das Zielobjekt der Fischerei sind, kann den Druck auf die kleineren Beutfische derart reduzieren, dass diese stark zunehmen und die

juvenilen Stadien der Raubfische durch Prädation oder Konkurrenz so beeinträchtigen, dass eine Rekrutierung der Raubfischbestände verlangsamt oder verhindert wird. Auch eine konstant bleibende Prädation auf die immer kleiner werdende Population kann zu depensatorischen Effekten beitragen. Die Entfernung der großen Individuen einer Population deren reproduktives Potential überproportional stark verringern, da große Fische eine vergleichsweise hohe Reproduktionsleistung erbringen.

Hinsichtlich der erfassten Fischbestände ergibt sich für die beiden Teile des Petersdorfer Sees ein deutlicher Unterschied, der bei einer möglichen angestrebten Biomanipulation zu deutlichen, schwer vorherzusagenden Effekten und Wirkbeziehungen zwischen dem Nord- und dem Südtteil führen kann.

Die sehr unterschiedlichen Ergebnisse der Fischbestandserfassung für die beiden Seeteile geben Anlass dazu anzunehmen, dass auch die Wechselwirkungen innerhalb des Nahrungsnetzes für beide Seeteile getrennt voneinander betrachtet werden müssen. Bei der bisherigen Erfassung der biologischen Parameter, insbesondere Phytoplankton und Zooplankton wurde bis auf die Untersuchungen von 1993 nicht zwischen den beiden Seeteilen differenziert.

Insbesondere die Präsenz bzw. Absenz von Fischnährtieren am Gewässergrund ist relevant, um für einige im See vorkommende Arten die vermutliche, derzeitige Ernährungsweise abzuleiten. Darüber hinaus kann bei einer ungenügenden Dichte an Benthosorganismen auch davon ausgegangen werden, dass die Wühltätigkeit der Fische als eher gering anzunehmen ist und somit auch mögliche Effekte durch die resultierende Bioturbation des Gewässergrundes sowie eine mögliche damit einhergehende Phosphorrücklösung bzw. entstehende Trübungsereignisse eher vernachlässigt werden können.

Als Problem für den Petersdorfer See ist der rezente Bestand an Graskarpfen anzusehen. Nach Angaben des Fischereiberechtigten befindet sich ein größerer Bestand an Graskarpfen in dem Gewässer, was durch vereinzelte Sichtnachweise während der Bestandserfassung bestätigt werden konnte. Dabei können bereits geringe Dichten mit geringen Biomassen von 20-29 kg/ha zu hohen Schäden führen. In zwei Studien konnten dabei Veränderungen der Artzusammensetzung und eine drastische Biomassereduktion der aquatischen Makrophyten um das 2,5- bis 5-fache festgestellt werden (KIRKAGAC & DEMIR 2006, PIPALOVA 2002 jeweils in WATERSTRAAT et al. 2017). Derartige Biomassen können bereits mit einem ausgewachsenen Fisch/ha erreicht werden, d.h. ein Bestand von 40-50 Graskarpfen im gesamten Petersdorfer könnten bereits einen nachhaltigen Effekt auf den Makrophytenbestand haben. Grundsätzlich gelten Graskarpfen als schwierig zu fangende Fische, es wurden jedoch in der näheren Vergangenheit gute Ergebnisse mit dem Einsatz von Kummreusen erzielt. Die Möglichkeiten ein derartiges Fanggerät auf dem Petersdorfer See einzusetzen, sollte vorrangig und intensiv auch in Verbindung mit weiteren Maßnahmen wie z.B. dem Einsatz schwimmender Schilfinselfen geprüft werden. Darüber hinaus könnte die Erstellung eines Hegeplans für das Gewässer zielführend sein.

## 4. Ermittlung der Abflussmengen im Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes – Niederschlags-Abfluss-Modell

Die Ermittlung von Nährstofffrachten, die über diffuse Eintragswege aus dem Einzugsgebiet in das Kersdorfer Mühlenfließ verlagert werden bzw. deren longitudinale Verlagerung innerhalb des Fließgewässers setzt die Kenntnis der zeitlichen und quantitativen Abflussverhältnisse voraus. Der mengenmäßige Abfluss pro Zeiteinheit ist das notwendige Maß, um aus den gemessenen Stoffmengenkonzentrationen an Nitrat und Phosphat in den unterschiedlichen Kompartimenten des Gewässersystems die Höhe der Stofffrachten zu ermitteln.

Zur Abschätzung des Abflusses sowie seiner Veränderung über die Zeit wurde für das Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes ein Niederschlag-Abfluss-Modell unter Nutzung einer Simulationssoftware aufgestellt. Basierend auf der Betrachtungsperiode 2006 – 2021 wurden die aus den jährlichen Niederschlägen resultierenden Abflüsse dabei für drei unterschiedliche Szenarien untersucht: (1) für das langjährige Mittel des Betrachtungszeitraumes, (2) für die aus den 3 trockensten Jahren des Betrachtungszeitraumes resultierenden Abflüsse sowie (3) für die aus den 3 regenreichsten Jahren des Betrachtungszeitraumes resultierenden Abflüsse.

Mit dem als Grundlage für diesen Bericht genutzten Niederschlag-Abfluss-Modell wird einschränkend lediglich die schnelle Abflusskomponente, d.h. der oberirdisch zum Abfluss gelangende Niederschlag, betrachtet. Gegebenenfalls höhere Grundwasserzuflüsse, welche aus der Infiltration von Niederschlägen bzw. von Hochwasserständen der das Einzugsgebiet tangierenden Fließgewässer in den Grundwasserspeicher resultieren, werden in der vorliegenden Betrachtung nicht berücksichtigt und waren nicht Gegenstand der Aufgabenstellung.

Im Rahmen einer hydrologischen Untersuchung wurde das Einzugsgebiet (EZG) des Kersdorfer Mühlenfließes ermittelt und die entsprechenden Teileinzugsgebiete (TEZG) dem vernetzten EZG zugeordnet.

Zielstellung dieser topographischen Analyse ist es, unter Rückgriff auf die maßgeblichen Niederschläge die entsprechenden Abflussmengen mithilfe eines Niederschlag-Abfluss-Modells (N-A-Modell) zu ermitteln. Genutzt wurde hierzu mit dem SCS Unit Hydrograph ein Modell, dem eine dimensionslose Einheitsganglinie zugrunde liegt. Die Curve Number Methode (SCS-Methode) wurde zur Modellierung der abflusswirksamen Anteile eines Niederschlagsereignisses auf Basis gebietspezifischer Parameter (Landnutzung und -bearbeitung, Bodenart, Feuchtegehalt) entwickelt und eignet sich besonders für kleine natürliche Einzugsgebiete.

Die dem Modell zugrundeliegenden meteorologischen Daten stammen aus einer Wetterstation des DWD in Neu Madlitz und entstammen damit unmittelbar aus dem Einzugsgebiet. Somit können Niederschlags-Abfluss-Beziehungen simuliert und der daraus resultierende Oberflächenabfluss nachvollziehbar bestimmt werden.

Betrachtet werden im Modell nur die oberirdischen Zuflüsse zu den Seen, die direkt während und nach einem Regenereignis in einem beschränkten Zeitraum wirken. Grundwasserzuflüsse sowie nachgelagerte laterale Zuflüsse, die bei einem längeren Betrachtungszeitraum relevant sein können, werden nicht berücksichtigt.

### 4.1 Vorgehensweise

Dieser Arbeit liegt ein deterministisches Niederschlags-Abfluss-Modell zugrunde, bei dem die Beziehung zwischen Niederschlag und Abfluss mittels deterministischen Variablen beschrieben wird. Bei den deterministischen Modellen kann aufgrund der Kausalität und Komplexität zwischen dem Grey-Box-Modell, dem prozessnahen White-Box-Modell und dem Black-Box-Modell unterschieden werden. Bei letzterem, auf dem das NA-Modell unter anderem basiert, wird weniger auf die physikalischen Grundgesetze geachtet, sondern vielmehr auf die Ursache-Wirkungs-Beziehung zwischen

Niederschlag und Abfluss. Es wird also zwischen Eingang und Ausgang ein empirisch ermittelter Konnex hergestellt und die Vorgänge, die im Einzugsgebiet (Black Box) ablaufen, außer Acht gelassen.

Ein typischer Vertreter dieses Modelltyps ist das Einheitsganglinienverfahren, bei dem die Form der Ganglinie vorgegeben ist. Der große Vorteil der Black-Box-Modelle ist ihre Einfachheit, da der Datenbedarf relativ gering ist. Wichtig ist jedoch eine Kalibrierung des Modells, weshalb Pegeldata vorhanden sein sollten (ÖWAV, 2019). Das NA-Modell dieser Arbeit stützt sich aber nicht nur auf das Black-Box-Modell, sondern berücksichtigt auch konzeptionelle Modelle. Bei diesen werden die Systemeigenschaften (die Einzugsgebietseigenschaften) berücksichtigt, um das Abflussverhalten darzustellen.

Ein Verfahren, das die Vorgangsweise dieser beiden Modelle vereinigt, ist das SCS-CN-Verfahren des Natural Resources Conservation Service (NRCS), ehemals Soil Conservation Service (SCS), das in dieser Arbeit als SCS-Verfahren bezeichnet wird. Dieses Modellierungsverfahren wurde gewählt, weil die Eigenschaften des Einzugsgebiets des Kersdorfer Mühlenfließes mit seinen knapp 3.867,79 ha gut beschrieben werden können und eine Pegelmessstelle nahe des Gebietsauslasses vorhanden ist. Unter Berücksichtigung der Einzugsgebietseigenschaften kann somit der eingehende Niederschlag in eine Abflussganglinie transformiert werden. Das SCS-Verfahren findet weltweit Anwendung und ist auch für kleine unbeobachtete Einzugsgebiete einsetzbar, wobei hier das Fehlen der Pegeldata, die zur Kalibrierung des Modells notwendig wären, nur zum Teil durch Erfahrungswerte kompensiert werden können.

Die nachfolgende Darstellung ist entsprechend dem inhaltlichen Vorgehen aufgebaut. Nach einer kurzen Einführung wird das zugrunde gelegte Modellkonzept beschrieben. Zudem wird das Einzugsgebiet näher charakterisiert, sofern dies zum Verständnis der benötigten Einzugsgebietsdaten zu Topographie, Landnutzung und Verbreitung der Bodenarten notwendig ist.

Da das verwendete Niederschlags-Abfluss-Modell (NA-Modell) auf dem SCS-Verfahren des National Soil Conservation Service basiert, ist die Vorgangsweise dieser Arbeit stark an das National Engineering Handbook Part 630 Hydrology gebunden, das vom United States Department of Agriculture bereitgestellt wird. Der Abflussbeiwert wird bei diesem Verfahren mit den CN-Werten beschrieben, die aus der Landnutzung und dem Bodentyp abgeleitet werden. Diese Informationen werden aus Kartenwerken übernommen.

Durch die Verschneidung der Landnutzungs- und Bodendaten wird für jedes der Teileinzugsgebiete ein mittlerer CN-Wert abgeleitet, wodurch das Modell nun alle nötigen Informationen enthält, die für die Erstellung des NA-Modells benötigt werden. Somit kann das Modell in das Simulationsprogramm HEC-HMS importiert werden.

Da die automatisch berechneten CN-Werte des ursprünglichen SCS-Verfahrens im Modell enthalten sind, müssen diese nach dem Verfahren des ASCE (American Society of Civil Engineers) neu berechnet werden. Damit geht auch eine Neuberechnung der Lag times und der Anfangsverluste einher. Für das Routing Verfahren sind neben der Neigung auch die Querprofile und die Rauigkeiten des Gerinnes von Relevanz. Daher müssen vor Ort an jedem Gerinneabschnitt, der im Modell definiert ist, die erforderlichen Informationen aufgenommen werden.

## 4.2 Modellierungssoftware

Für die vorliegende Bewertung wird das in den USA entwickelte Programm HEC-HMS verwendet, welches nachfolgend näher beschrieben werden soll. Ein Grund für die Verwendung stellt die freie, unentgeltliche Verfügbarkeit, die Erprobung in kleinen unbeobachteten Einzugsgebieten sowie die hohe Anwendungsflexibilität dar. Hydrologic Engineering Center's (HEC) Hydrologic Modeling System (HEC-HMS) ist ein detailliertes System, welches die Abflussmodellierung flächenspezifisch erfasst und dabei einzelne Komponenten impliziert.

Das verwendete Modell implementiert zur Berechnung von Bemessungsabflüssen das Einheitsganglinienverfahren (Unit-Hydrograph) des U.S. Soil Conservation Service (SCS) zusammen mit dem Curve

Number (CN) Verfahren zur Bestimmung des Effektivniederschlags. Das Programm dient der Abschätzung des Abflusses unter Ansatz eines spezifischen Bemessungsniederschlags für kleine homogene Einzugsgebiete. Die Berechnungen folgen weitestgehend den DVWK Regeln 112/1982 und 113/1984.

Für das oberirdische Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes existiert ein Pegel des LfU (Pegel Briesen) dessen Aufzeichnungen der Wasserstandsdaten zur Kalibrierung des N-A-Modelles genutzt werden kann.

Da niemals der gesamte Niederschlag in Abfluss übergeht, werden in den einzelnen Modellen verschiedene Ansätze angewendet, um dies wiederzugeben. Beim SCS-Verfahren werden vom Niederschlag  $h_N$  die Anfangsverluste  $I_a$  als auch Infiltrationsverluste  $h_V$  subtrahiert. Der daraus resultierende Niederschlag ist dem Abfluss  $h_A$  gleichzusetzen. Der Effektivniederschlag  $h_{Ne}$  ist bei diesem Verfahren die Differenz aus Niederschlags- und Anfangsverlusten (Hübl, 2020).

Die Anfangsverluste, in der englischen Literatur auch als Initial Abstraction bezeichnet und in dieser Arbeit unter anderem mit  $I_a$  abgekürzt, setzen sich aus Interzeptions-, Infiltrations- und Muldenverlusten zusammen. Während die Verluste durch Mulden und Interzeption anhand der Vegetation und dem Geländere relief gut abgeschätzt werden können, ist dies in Hinblick auf die Infiltrationsrate weitaus komplexer. So ist die Infiltration vor allem zu Beginn eines Niederschlagsereignisses mit sehr großen Unsicherheiten behaftet, da sie von der Niederschlagsintensität, der Bodenoberflächenbeschaffenheit und der Bodenfeuchtigkeit abhängig ist (USDA, 2004).

Sind die Anfangsverluste überwunden, so ist es von der Niederschlagsintensität abhängig, ob das Wasser in den Boden infiltriert oder oberflächlich abfließt. Als Infiltration wird die Versickerung von Wasser in den Boden bezeichnet. Die Geschwindigkeit, mit der das von Statten geht, wird als Infiltrationsrate bezeichnet und ist vom Sättigungsgrad, dem Korngefüge und der Beschaffenheit der Bodenoberfläche abhängig. Die hydraulische Leitfähigkeit bzw. der Durchlässigkeitsbeiwert  $k_f$  beschreiben die Geschwindigkeit, mit der dieser Vorgang abläuft.

Das Soil Conservation Service (SCS) Verfahren ist eine weit verbreitete Berechnungsmethode dafür.

Da die Speicherkenwerte des Bodens in der Regel nicht bekannt sind, wurde ein Parameter eingeführt, der die Gebietseigenschaften zu einem Wert zusammenfasst. Diese sogenannte Kurvennummer / Curve Number und in dieser Arbeit oftmals als CN-Wert bezeichneter Parameter beschreibt einerseits den Boden hinsichtlich seiner hydraulischen Leitfähigkeit, andererseits die Landnutzung in Hinsicht auf Bewuchs, Bewirtschaftung und Bebauung.

Die Curve Number (CN-Wert) stellt dafür den einzigen Eingabeparameter dar, der sich einfach und zuverlässig anhand der Landnutzung und des Bodentyps bestimmen lässt und keinen weiteren Messwerten bedarf. Die Determinierung der Anfangsverluste wird mit hoher Genauigkeit und ohne großen Aufwand impliziert.

Der CN-Wert ist zentraler Parameter für das SCS-Verfahren und wird durch die Landnutzung, die Bodenart und die Bodenfeuchte bestimmt. Laut DVWK-Merkblatt 113 soll bei der Synthese von Abflussganglinien eine Bodenfeuchteklasse II angenommen werden, was einer „mehr als durchschnittlichen, wenn auch nicht extrem großen Bodenfeuchte“ (DVWK 113, 1990) entspricht.

Die Bestimmung der CN-Werte erfolgt des Weiteren unter Betrachtung der Bodengruppe. Während der Niederschlag auf nicht-bindigen Böden schnell versickert, wird das Wasser bei bindigen Böden ohne große Infiltration abgegeben, was einen höheren CN-Wert und folglich einen höheren Abflusskoeffizienten mit sich bringt. Im SCS-Verfahren werden nach dem DVWK Merkblatt 113 in vier unterschiedliche Bodentypen anhand ihres Versickerungsvermögens definiert (siehe Tabelle 41).

Die Berechnung der Einheitsganglinie beruht auf der Berechnung des Effektivniederschlags in Abhängigkeit des CN-Wertes des Einzugsgebiets und einer linearen Speicherkaskade (Nash-Kaskade) mit zwei Speichern, mit unterschiedlichen Auslaufkoeffizienten ( $k_{1,2}$ ) sowie der variablen Verteilung des Niederschlags auf die beiden Speicher. Der erste Speicher repräsentiert dabei den schnellen Direktabfluss, der zweite den verzögerten Basisabfluss.

Der Effektivniederschlag entspricht dem direkten Abfluss und errechnet sich nach folgender Formel:

$$Pe = \frac{(P - I_a)^2}{(P - I_a + S)} \quad (1.1)$$

Dabei sind:

$Pe$  = direkter Abfluss [mm]

$P$  = Niederschlag [mm]

$I_a$  = Anfangsverlust (engl. initial abstraction) [mm]

$S$  = Gebietspeicher [mm]

$a$  = Beiwert von 0,2 [-]

Durch empirische Untersuchungen an kleinen Einzugsgebieten wurde die Beziehung zwischen  $I_a$  und  $S$  im Rahmen des SCS-Verfahrens mit  $I_a = 2 * S$  beschrieben (HEC-HMS Technical Reference Manual, 2000). Damit ergibt sich für die Berechnung von  $Pe$ :

$$Pe = \frac{(P - 0.2 * S)^2}{(P + 0.8 * S)} \quad (1.2)$$

Das potentielle Maximum der Retention  $S$  resultiert aus den charakteristischen Merkmalen des Einzugsgebietes in Bezug auf Bodenarten und Landnutzung. Diese können durch den dimensionslosen Parameter  $CN$  (Curve Number) beschrieben werden. Damit ist  $CN$  der einzige Parameter, welcher zur Modellierung des Oberflächenabflusses geschätzt werden muss:

$$S_{max} = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (1.3)$$

Aus dem Parameter  $S_{max}$  wird der Anfangsverlust  $I_a$  geschätzt.

$$I_a = a * S_{max} \quad (1.4)$$

Für den Parameter  $a$  wurde die Standardeinstellung der Software mit  $a = 0.2$  beibehalten.

Der Wert für  $CN$  kann als Funktion der Bodenart, der Landnutzung und der Vorfeuchte (basierend auf der Niederschlagssumme, die in den vorangegangenen fünf Tagen im EZG gefallen ist) berechnet werden. Die entsprechenden  $CN$ -Werte lassen sich aus einer Tabelle entnehmen, welche durch das SCS im Technical Report 55 publiziert wurde. Für Einzugsgebiete, welche aus verschiedenen Bodentypen mit unterschiedlicher Landnutzung aufgebaut sind, muss ein gewichteter  $CN$ -Wert wie folgt berechnet werden:

$$CN_{gewichtet} = \frac{\sum A_i CN_i}{\sum A_i} \quad (1.5)$$

Der Zwischenabfluss sowie der Oberflächenabfluss werden in der HEC-HMS Modellumgebung als Komponenten des direkten Abflusses aufgefasst und über ein Transformationsmodell simuliert. Die Parametereinstellung von HEC-HMS bietet sechs Transformationsmodelle an. In der vorliegenden Simulation wurde die SCS UH Methode verwendet.

Die zeitliche Dimension wird in das Modell über das verwendete Niederschlagsereignis eingeführt. Die Verteilung des Niederschlages über die Gesamtdauer des Niederschlagsereignisses bestimmen im SCS-Verfahren maßgeblich die zu simulierenden Abflussparameter, insbesondere den Zeitpunkt des Einsetzens höherer Oberflächenabflüsse sowie den zu erwartenden Spitzenabfluss. Der durch das Modell geschätzte Gesamtabfluss ist hingegen weitgehend unabhängig von der gewählten Art des Modellreges bzw. vom Verlauf des Niederschlagsereignisses.

## 4.3 Grundlagen der Modellbildung

### 4.3.1 Datengrundlagen

#### Eingangsdaten Niederschlag-Abfluss-Modell

- Digitale Bodendaten BÜK 50 (WMS-Dienst, LBG)
- ATKIS-Daten (LBG, 2022)
- DGM1 der Landesvermessung (LBG, 2022)
- Niederschlagsdaten Station Neu Madlitz (Archiv DWD)

### 4.3.2 Software und Berechnungsprogramme

- QGIS 3.14
- HEC-HMS (US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center)

## 4.4 Datenaufbereitung der Gebietsparameter im GIS

Die Aufbereitung der geographischen Grundlagendaten zur Erstellung und Analyse des gitterbasierten digitalen Höhenmodells wurde mit der freien GIS-Software QGIS durchgeführt. QGIS erlaubt es, Geoinformationen zu editieren, analysieren und grafisch darzustellen. Mit der Software QGIS wurden hauptsächlich die Erfassung der Teileinzugsgebiete, sowie die Erstellung von Rasterkarten der Gebietsparameter wie Bodentyp und Landnutzung, durchgeführt.

Im Folgenden sollen die Vorgehensweisen erläutert und die Ergebnisse der Datenaufbereitung dargestellt werden. Die Datengrundlage ist Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 41: verwendete Datengrundlagen

Daten	Quelle	Beschreibung
Geländemodell	Geodaten-Download (LBG)	DGM 5, d.h. Auflösung in Rastern von 5,0 m
Landnutzung	Geodaten-Download (LBG)	CIR-Biotopkartierung, Vektor-Layer Auflösung vergleichbar mit TK 50, Lagegenauigkeit zwischen 3 m – 15 m
Bodendaten	Geodaten-Download (LBG)	BK50 – Bodenkarte im Maßstab 1:50.000

Zur geographischen / topographischen Abgrenzung des Einzugsgebietes des Kersdorfer Mühlenfließes wurden die amtlichen und frei verfügbaren Daten des Landes Brandenburg genutzt. Innerhalb der Abgrenzung des Einzugsgebietes wurden die Geländehöhen des DGM-5 hinterlegt und hydrogeographisch ausgewertet.

Im ersten Schritt, dem so genannten Terrain Processing, wurden die räumlichen Grenzen des Einzugsgebietes bestimmt. Zur Ableitung der topographischen Basisdaten stand das Digitale Geländemodell 5 (DGM 5 mit einer Auflösung von 5 m<sup>2</sup>-Rastern) im xyz-Format zur Verfügung, aus dem schrittweise alle weiteren Layer erstellt wurden.

Die Ergebnisse des Terrain Processings werden in Form von entsprechenden Parametern an die Simulationssoftware HEC-HMS übergeben. Des Weiteren werden Eigenschaften wie die Fläche und das Gefälle der Teileinzugsgebiete, sowie die Länge der einzelnen Fließstrecken bestimmt und in den zugehörigen Datentabellen gespeichert. Im vorliegenden Modell entspricht der Auslasspunkt aus dem Modellgebiet dem Durchlass des Kersdorfer Mühlenfließes unter der Kersdorfer Straße in Briesen (Mark).

Die Fläche des berechneten Gesamteinzugsgebietes beträgt 38,678 km<sup>2</sup>.

Nach der Abgrenzung des Einzugsgebietes werden die auf die Flächengrößen gewichteten Gebietseigenschaften des Gebietes berechnet. Diese Berechnung ist Voraussetzung, um das SCS-Verfahren zur Berechnung des zu erwartenden Oberflächenabflusses anzuwenden zu können.

#### 4.5 hydrologische Bodentypen

Dem Einzugsgebiet – respektive den Teileinzugsgebieten - muss ein Bodentyp zugewiesen werden, damit in späterer Folge ein CN-Wert vergeben werden kann. Die Zuteilung zu den vier Bodentypen, in der englischen Literatur auch als hydrologic soil group (HSG) bezeichnet, erfolgt aufgrund der Durchlässigkeit. Es finden sich dafür verschiedene Ansätze. Einer davon stammt vom NRCS und leitet den Bodentyp von der Tiefe der nächsten wasserundurchlässigen Schicht, vom Grundwasserstand und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit ( $k_r$ -Wert) ab.

Der Boden nimmt eine entscheidende Rolle bei der Abflussbildung ein. Er bestimmt aufgrund seines Gesamtporenvolumens und seiner Feldkapazität, welcher Anteil des gefallenen Niederschlags zum Abfluss kommt.

Wenn keine Daten zur hydraulischen Leitfähigkeit des Bodens vorliegen, können auch über den Bodenaufbau und dessen Kornverteilung die Bodentypen nach USDA (2009) abgeschätzt werden (vgl. auch Tab. 42):

**HSG A:** Diese Böden haben ein geringes Abflusspotential, wenn sie durchfeuchtet sind, und haben in der Regel einen Tonanteil von 10 % und einen Sand und Kiesanteil von 90 %. Böden mit lehmigem Sand oder auch sandigem Lehm können in diese Gruppe fallen, wenn sie mehr als 35 % Kies/Schotter enthalten oder eine niedrige Schüttdichte aufweisen.

**HSG B:** Böden dieser Gruppe haben ein relativ geringes Abflusspotential, wenn sie durchfeuchtet sind. Sie haben normalerweise einen Tonanteil von 10 % bis 20 % und einen Sandanteil zwischen 50 % und 90 %. Böden mit Lehm, Schluff oder sandigem Lehmgefüge können dieser Bodengruppe angehören, wenn sie mehr als 35 % Kies/Schotter enthalten oder eine niedere Schüttdichte aufweisen.

**HSG C:** Das Abflusspotential der Gruppe C ist relativ hoch, wenn sie durchfeuchtet sind. Diese Böden haben typischerweise einen Tonanteil von 20 bis 40 Prozent und einen Sandanteil unter 50 %. Böden mit Lehm-, schluffigem Lehm- und sandigem Lehmgefüge können dieser Bodengruppe angehören, wenn sie mehr als 35 % Kies/Schotter enthalten oder eine niedere Schüttdichte aufweisen.

**HSG D:** In diese Gruppe fallen Böden mit hohem Abflusspotential, wenn sie durchfeuchtet sind. Sie haben normalerweise einen Tonanteil von über 40 % und weniger als 50 % Sand. Erkennen kann man diesen Bodentyp unter Umständen an seinem Schrumpf- und Schwellverhalten.



Tabelle 42: Strukturmerkmale zur Einteilung der hydrologischen Bodengruppen des SCS-Verfahrens.  
 Quelle: verändert nach Thürkow (2002)

Gruppe	Bodenarten	Bodeneigenschaften	$K_f$ ( $m \cdot s^{-1}$ )
A	tiefgründige Sand- und Kiesböden, tiefgründige Lehme und aggregierte Schluffböden	hohe Infiltrationsraten auch nach gründlicher Durchfeuchtung, hoher $K_f$	$\geq 2,08 \cdot 10^{-6}$
B	flachgründige Lößböden und sandige Lehme	mäßige Infiltrationsraten mit mäßigem $K_f$	$< 2,08 \cdot 10^{-6}$ bis $\geq 1,04 \cdot 10^{-6}$
C	Böden mit mäßig feiner bis feiner Textur (tL), flachgründiges sL, hoher Gehalt an organischem Material, hoher Tongehalt, Böden mit Stauschichten	geringe Infiltrationsraten und geringer $K_f$	$< 1,04 \cdot 10^{-6}$ bis $\geq 3,5 \cdot 10^{-7}$
D	Böden die quellen, Tone sowie einige Salzböden und Böden mit permanent hohem Grundwasserspiegel	sehr geringe Infiltrationsraten, sehr geringer $K_f$	$< 3,5 \cdot 10^{-7}$

Im Rahmen des SCS-Verfahrens werden vier hydrologische Bodengruppen (A, B, C und D) unterschieden. Diese Klassifizierung wird auf Basis der BK50 des Landesamtes für Umwelt, Brandenburg durchgeführt.

Tabelle 43: Übersicht über die im Modellgebiet verbreiteten Bodensubstrate sowie deren Zuordnung zu den hydrologischen Bodengruppen nach dem SCS-Verfahren.

Nr.	Bodenform	Kürzel	Zuordnung zu den hydrologischen Bodengruppen des SCS-Verfahrens
1	Böden aus Flugsand, z.T. über Sand anderer Substratgenese		A
2	Böden aus mächtigem Torf		C
3	Böden aus Sand		A
4	Böden aus Sand in pleistozänen Tälern		A
5	Böden aus Sand in pleistozänen Tälern mit Flugsand		A
6	Böden aus Sand mit Torf in holozänen Tälern		A
7	Böden aus Sand/Lehmsand über Lehm mit Sand		B
8	Böden aus teilweise bedecktem geringmächtigem Torf		C

Das Modellgebiet befindet sich im Bereich weichseleiszeitlicher Sander und Grundmoränen. Es dominieren überwiegend Sande und schluffig-lehmige Sande der Weichsel-Eiszeit im Wechsel mit anthropogenen Mischsedimenten. Nacheiszeitliche, natürliche Ablagerungen des Holozäns stehen in den Niederungen in Form von fluviatilen Sanden und Niedermoorbildungen an (vgl. Kap. 2.5).

Die Definition der SCS-Bodengruppe erfolgt über den spezifischen Wasserdurchlässigkeitsbeiwert ( $k_f$ -Wert) einer Teilfläche, der aus den zugänglichen Bodenparametern zugewiesen wurde (Tab. 3). Die im Modellgebiet vorkommenden Böden wurden nach diesem Verfahren überwiegend der Bodengruppe A

zugeordnet. Nach der Definition von Thürkow (2002) handelt es sich bei den, unter der hydrologischen Bodengruppe A gruppierten Böden, um tiefgründige Sand- und Kiesböden, tiefgründige Lehme und aggregierte Schluffböden mit hohen Infiltrationsraten. Den Lehmsanden der Lebusser Hochfläche wurde die hydrologische Bodengruppe B zugewiesen, da auch diese Böden tiefgründig sind und eine gute Infiltrationsleistung aufweisen. Die Torf- und Moorböden des Tales des Kersdorfer Mühlenfließes weisen überwiegend hohe Grundwasserstände und damit wassergesättigte Böden auf. Daher sind die Infiltrationsraten sehr gering und der anfallende Niederschlag kommt nahezu vollständig zum Abfluss.

Für die im Modellgebiet vorkommenden Sande mit variierenden Anteilen an Kies und Lehm bzw. Torfen mit wenigen schluffigen, tonigen und kiesigen Anteilen wurden in der Literatur bereits  $k_f$ -Werte ermittelt. Die Durchlässigkeitsbeiwerte liegen erfahrungsgemäß allerdings bei  $k_f$ -Werten  $< 2 \cdot 10^{-6} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ .

Modelltechnisch dient die Zuordnung zu den entsprechenden Bodengruppen der Anpassung (bzw. Auswahl) der entsprechenden CN-Werte; die genannten  $k_f$ -Werte dienen lediglich der Erläuterung und gehen als numerische Werte nicht in die Berechnungsroutinen des Modells ein. Für eine große Auswahl an Landnutzungsformen wurden die Infiltrationsraten bei unterschiedlichen Bodentypen empirisch ermittelt und die entsprechenden CN-Werte entsprechend angepasst. Die CN-Werte für eine bestimmte Kombination aus Landnutzungstyp und Bodentyp sind den einschlägigen Tabellen zu entnehmen.

Der Parameter „hydrologischen Bodengruppe“ ist folglich als integrativer Parameter zu interpretieren, welcher eine Vielzahl von Einzelgrößen in sich vereinigt, die die Infiltration von Niederschlagswasser bestimmen.

#### 4.6 Landnutzung und Ermittlung der CN-Werte

Bei der Betrachtung der Landnutzung spielt die Oberflächenbeschaffenheit eine entscheidende Rolle. Ist die Oberfläche dicht bewachsen, so kann mehr Wasser zurückgehalten werden als bei kahlen, versiegelten Oberflächen.

Abhängig von der Landnutzung und den Bodeneigenschaften treten unterschiedliche Abflussbeiwerte auf. So kommt es beispielsweise im Siedlungsbereich, wo viel Fläche versiegelt ist, zu höheren Abflussbeiwerten als auf Waldflächen, wo aufgrund hoher Interzeptions- und Infiltrationsleistung viel weniger oberflächlicher Abfluss entsteht.

Ein Problem hinsichtlich der Abschätzung des Abflussbeiwerts stellen landwirtschaftliche Flächen dar. Einerseits sind sie aufgrund der Vegetationsperioden einer Schwankung unterworfen, andererseits spielt auch die Fruchtfolge auf den Feldern eine ganz wesentliche Rolle. Wird beispielsweise die Ackerkultur des Vorjahres bereits im Juli geerntet und im darauffolgenden Jahr Mais gesetzt, so liegt das Feld womöglich über einen sehr langen Zeitraum brach, da der Mais erst im Mai ein nennenswertes Wachstum aufweist. So ist davon auszugehen, dass im Schnitt die Brache etwa ein Drittel bis zu zwei Drittel des Jahres ausmacht. Dies hat mehrere Nachteile. Ohne Vegetation gibt es keine Interzeption und auch die Verschlammungsneigung der Bodenoberfläche ist wesentlich höher. Auch nimmt der Abflussbeiwert üblicherweise mit fortschreitender Vegetationsentwicklung ab, da die Pflanzen dem Boden das Wasser entziehen und somit den Bodenwasserspeicher auch in tieferen Schichten rascher entleeren (Seibert & Auerswald, 2020).

Nachdem für jeden Punkt im EZG bekannt ist, welchem Boden- und Landnutzungstyp er zugewiesen ist, können die CN-Werte bestimmt werden. Dafür gibt es in der Literatur eine Vielzahl von Tabellen, die abhängig vom Bodentyp für jede Landnutzung den CN-Wert angibt.

Es ist zu beachten, dass die Werte in den Tabellen nur Richtwerte darstellen und dem Sachverständigen die Wahl der CN-Werte obliegt. Schließlich können die Werte aus den Tabellen nicht für alle Regionen gleichermaßen gültig sein, da die Wuchsbedingungen, das Klima und damit auch die Bodenbeschaffenheit einen erheblichen Einfluss auf das Abflussverhalten haben.

Die Verschneidung von Bodentyp und Landnutzung zur Ableitung der flächengewichteten CN-Werte erfolgte mit dem GIS-Programm QGIS. Die CN-Werte wurden nach Tabelle 5 erfasst und flächenanteils-

mäßig für jedes Teileinzugsgebiet ermittelt. Zur Anpassung des gewichteten CN-Wertes an den im Rahmen der iterativen Modellkalibrierung ermittelten optimalen Wert erfolgte eine systematische Anpassung der CN-Werte.

Für die Berücksichtigung der Vorfeuchte wurde die mittlere Bodenfeuchtekategorie CN<sub>II</sub> gewählt, eine Anpassung an sehr trockene (CN<sub>I</sub>) bzw. sehr feuchte (CN<sub>III</sub>) Verhältnisse erfolgte aus folgenden Gründen nicht:

Bodenfeuchtekategorie CN <sub>I</sub> :	Niederschlag der vorangegangenen 5 Tage < 30 mm	da die bewirtschafteten bzw. vegetationsbestandenen Böden innerhalb des Modellgebietes auch im trockenen Zustand gut wasseraufnahmefähig sind, erhöht eine geringe Vorfeuchte eher den Anfangsverlust und damit das Retentionspotential
Bodenfeuchtekategorie CN <sub>III</sub> :	Niederschlag der vorangegangenen 5 Tage > 50 mm	Niederschlagsmengen von > 50 mm sind im Modellgebiet charakteristisch für Niederschlagsereignisse > T10; es ist sehr unwahrscheinlich, dass ein solches Niederschlagsereignis den hier modellierten Ereignissen vorausgeht

Tabelle 44: gewählte CN-Werte der unterschiedlichen Landnutzungsklassen. Quelle: [https://en.wikipedia.org/wiki/Runoff\\_curve\\_number](https://en.wikipedia.org/wiki/Runoff_curve_number)

Landnutzungsform	EZG		
	hydrologische Bodengruppe		
	A	B	C
<b><i>naturnahe Flächen</i></b>			
Laubwälder	36	64	
Erlen-Bruchwälder			80
Laub-Nadel-Mischbestand	38	66	
Nadel-Laub-Mischbestand	41	69	
Nadelwälder	43	71	
Großröhrichte an Standgewässern und Sumpfflächen			89
Grünland	39	57	
Ruderalvegetation / Unland	65	69	
temporär wasserführende Kleingewässer			100
Stillgewässer			100
<b><i>Landwirtschaft</i></b>			
intensiv genutzte Äcker		76	
Intensivgrünland		72	
Wildäcker und Ackerbrachen	45	75	
<b><i>Siedlungen</i></b>			
Wohn- und Mischgebiete (mit 30 % Versiegelung der Grundstücke)	61	69	
Gärten	58	62	
Gemeinbedarfsflächen mit Baumbestand	54	64	
Industrie- und Gewerbeflächen	84	86	
Plätze und Lagerflächen ohne Gehölze	77	86	

Landnutzungsform	EZG		
	hydrologische Bodengruppe		
	A	B	C
Gemeinbedarfsflächen mit hohem Grünanteil	30	58	
<b>Verkehrsflächen</b>			
Ver- und Entsorgungsanlagen	79	89	

Für das Modellgebiet wurden basierend auf den konkreten Flächenanteile der einzelnen Landnutzungs-klassen innerhalb der EZG folgender gewichteter CN-Werte ermittelt.

Tabelle 45: gewichtete CN-Werte der Teileinzugsgebiete (TEZG) des Modellgebietes.

	TEZG 1	TEZG 2	TEZG 3	TEZG 4
gewichteter CN-Wert	64,66	64,05	58,27	67,48
Größe des EZG [km <sup>2</sup> ] <sup>1</sup>	10,603	15,745	2,145	9,510
Wasser- bzw. Seefläche [km <sup>2</sup> ]	0,168	0,476	0,000	0,025

<sup>1</sup> ... Angabe der EZG Größe ohne Berücksichtigung der jeweiligen Wasser- bzw. Seefläche

#### 4.7 Neigung, Länge und Flächen

Drei bedeutende Informationen für das Modell sind die Angaben über die Neigung, Länge und Fläche. Von diesen drei Kenngrößen ist die Bildung des Abflussgeschehens wesentlich abhängig. Zum einen ist die Fläche der TEZG relevant, da von dieser die resultierende Abflussmenge abhängt. Für die Abflussbildung und den Abfluss im Gerinne ist die durchschnittliche Neigung der TEZG und der Gerinneabschnitte als auch die Information über die Länge der längsten Fließwege in den TEZG und der Gerinneabschnitte von Bedeutung. Diese Daten erstellt das Programm HEC-GeoHMS auf Grundlage eines digitalen Höhenmodells.

#### 4.8 Ergebnisse der Modellierung der Niederschlags-Abflussereignisse

Tabelle 46 stellt die Ergebnisse der Niederschlags-Abfluss-Modellierung für das obere und mittlere Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes untergliedert in die vier Teileinzugsgebiete dar.

Für die Bewertung der Auswirkung von Oberflächenzuflüssen ausgewählter Niederschlagsereignisse auf den Wasserspiegel des Petersdorfer Sees bzw. des Madlitzer Sees werden drei Ereignisse betrachtet. (a) ein Normaljahr mit Niederschlagsmengen im langjährigen Mittel, (b) ein Trockenjahr mit Niederschlägen entsprechend dem Mittelwert der 3 trockensten Jahre der Periode 2006 – 2021 sowie (c) ein Feuchtjahr mit Niederschlägen entsprechend dem Mittelwert der 3 regenreichsten Jahre der Periode 2006 – 2021.

Eine Plausibilisierung der ermittelten Abflussspenden für die landseitigen Bereiche der Teileinzugsgebiete wurde mit den amtlichen Pegelwerten des Pegels Briesen durchgeführt.

Die Zielstellung der Untersuchung bestand darin, die Abflussvolumina an den systemkritischen Punkten – das sind insbesondere die Ein- und Ausflussbereiche des Madlitzer Sees sowie des Petersdorfer Sees – bei unterschiedlichen Zuflüssen aus dem oberirdischen Einzugsgebiet im Jahresverlauf abzuschätzen. Daher wurde auf die Darstellung des zeitlichen Verlaufes der Niederschlagsereignisse verzichtet, sondern lediglich die aus diesen Ereignissen resultierenden Gesamtzufüsse dargestellt.

Für das mittlere meteorologische Jahr wurde für das Einzugsgebiet oberhalb der Brücke Kersdorfer Straße ein Gesamtabfluss von ca. 6,7 Mio. m<sup>3</sup> errechnet. Dies entspricht einer mittleren Abflussrate von 0,153 m<sup>3</sup>/s. Der obere Teil des Einzugsgebietes, welcher den Madlitzer See einschließt, trägt mit einer Abflussspende von 1.982.519 m<sup>3</sup> bereits etwa ein Drittel (29,5 %) zur Bildung des Gesamtabflusses bei. Der oberhalb des Madlitzer Sees liegende Teil des TEZG 1 macht ca. 75% der Gesamtläche des TEZG aus. Da am Zufluss zum Madlitzer See keine Abflussmessungen durchgeführt wurden, lässt sich eine gesicherte Trennung zwischen Oberflächenzufluss und Grundwasserzuström in den Madlitzer See nicht vornehmen. Anhand der Modelldaten lässt sich allerdings die durch das LfU (2013) vorgenommene Einschätzung, dass der Madlitzer See nur zu ca. 3,0 % durch anstömendes Oberflächenwasser gespeist wird, nicht plausibel nachvollziehen.

Insgesamt wirkt der Madlitzer See im Szenario „mittleres meteorologisches Jahr“ als Abflusssenke, da die jährlichen Verdunstungsverluste die auf den See fallende Niederschlagsmenge um ca. 25.000 m<sup>3</sup> übersteigt. Ähnlich wirkt sich auch der Petersdorfer See auf das Abflussgeschehen aus. Hier übersteigen die jährlichen Verdunstungsverluste die auf den See fallende Niederschlagsmenge um ca. 318.800 m<sup>3</sup>. Für den Auslauf des Petersdorfer Sees wurde eine Abflussspende von 4.468.361 m<sup>3</sup> modelliert. Die entspricht einem mittleren Abfluss von 0,142 m<sup>3</sup>/s. Zwischen dem Auslauf des Petersdorfer Sees und dem Pegel Briesen erhöht sich die jährliche Abflussspende um 342.617 m<sup>3</sup>. Dies entspricht einem lateralen Zuström von ca. 40 m<sup>3</sup>/h.

Im Szenario „trockenes Jahr“, welches auf den meteorologischen Daten der drei niederschlagsärmsten Jahre der Periode 2006 – 2021 beruht, wird nur eine Abflussspende von ca. 3.18 Mio. m<sup>3</sup> erreicht, was ca. 47,5 % des Abflusses eines mittleren meteorologischen Jahres entspricht. Der gemittelte Abfluss sinkt in diesem Szenario auf 0,072 m<sup>3</sup>/s. Die Verluste aus der Verdunstung des Madlitzer Sees bzw. des Petersdorfer Sees steigen auf 36.344 m<sup>3</sup> bzw. auf 123.040 m<sup>3</sup>, was eine mittlere Zunahme der Verdunstungsverluste um etwa 31 % bedeutet. Für den Auslauf des Petersdorfer Sees wurde in diesem Szenario eine Abflussspende von 2.124.417 m<sup>3</sup> modelliert. Die entspricht einem mittleren Abfluss von 0,067 m<sup>3</sup>/s. Zwischen dem Auslauf des Petersdorfer Sees und dem Pegel Briesen erhöht sich die Abflussspende um 150.461 m<sup>3</sup>. Dies entspricht einem lateralen Zuström in den Niedrigwasserphasen von ca. 17 m<sup>3</sup>/h.

Im Szenario „feuchtes Jahr“, welches auf den meteorologischen Daten der drei regenreichsten Jahre der Periode 2006 – 2021 beruht, wird nur eine Abflussspende von ca. 11.7 Mio. m<sup>3</sup> erreicht, was ca. 175 % des Abflusses eines mittleren meteorologischen Jahres entspricht. Der gemittelte Abfluss steigt in diesem Szenario auf 0,276 m<sup>3</sup>/s. Der wesentliche Unterschied des Szenarios „feuchtes Jahr“ gegenüber den übrigen Modellen ist, dass sowohl der Madlitzer See als auch der Petersdorfer See in diesem Szenario nicht mehr durch Verdunstungsverluste gekennzeichnet sind, d.h. keine Abflusssenken mehr darstellen. Die Überschüsse aus der Relation zwischen Verdunstung und auf den See fallenden Niederschlag liegen bei 63.668 m<sup>3</sup> für den Madlitzer See und 178.588 m<sup>3</sup> für den Petersdorfer See.

Für den Auslauf des Petersdorfer Sees wurde in diesem Szenario eine Abflussspende von 8.127.574 m<sup>3</sup> modelliert. Die entspricht einem mittleren Abfluss von 0,258 m<sup>3</sup>/s. Zwischen dem Auslauf des Petersdorfer Sees und dem Pegel Briesen erhöht sich die Abflussspende um 570.417 m<sup>3</sup>. Dies entspricht einem lateralen Zuström in den Niedrigwasserphasen von ca. 65 m<sup>3</sup>/h.

Tabelle 46: Ergebnisse des Niederschlags-Abflussmodells für das Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes

	Szenario 1 – Abfluss bei mittlerem Gebietsniederschlag der Periode 2006 - 2021		Szenario 2 – Abfluss bei mittlerem Gebietsniederschlag der 3 trockensten Jahre der Periode 2006 - 2021		Szenario 3 – Abfluss bei mittlerem Gebietsniederschlag der 3 feuchtesten Jahre der Periode 2006 - 2021	
	Abflussspende des TEGZ [m³/a]	Kumulative Abflussspende [m³/a]	Abflussspende des TEGZ [m³/a]	Kumulative Abflussspende [m³/a]	Abflussspende des TEGZ [m³/a]	Kumulative Abflussspende [m³/a]
Quelle bis Madlitzer See (TEZG1)	1.982.519	1.982.519	929.835	929.835	3.194.297	3.194.297
Madlitzer See	-25.111	1.957.408	-36.344	893.491	63.668	3.257.965
Auslauf Madlitzer See bis Auslauf Petersdorfer See (TEZG2)	2.829.714	4.787.122	1.353.966	2.24.7457	4.691.021	7.948.986
Petersdorfer See	-318.761	4.468.361	-123.040	2.124.417	178.588	8.127.574
Auslauf Petersdorfer See bis Pegel Briesen (TEZG3)	342.617	4.810.978	150.461	2.274.878	570.417	8.697.991
Pegel Briesen bis Plagengraben (TEZG4)	1.888.602	6.699.580	907.332	3.182.210	3.005.791	11.703.782
<hr/>						
Jahresmittel des Gebietsabflusses [m³/s] am Pegel Briesen	0,153		0,072		0,276	



Die Ergebnisse des Niederschlags-Abfluss-Modells bestätigen, dass aus hydraulischer Sicht kritische Phasen in Bezug auf die Wasserqualität des Kersdorfer Mühlenfließes in den niederschlagsarmen Zeiträumen auftreten. Betrachtet man das Abflussgeschehen exemplarisch für das Szenario „trockenes Jahr“ – mit einem mittleren Abfluss von  $0,067 \text{ m}^3/\text{s}$  im Abschnitt zwischen Auslass Petersdorfer See und Pegel Briesen - , so ergibt sich bei einem topographischen Gefälle von  $0,00001 \text{ m/m}$  eine mittlere Fließgeschwindigkeit von  $0,02 \text{ m/s}$ . Für den stark beschatteten Abschnitt oberhalb der Falkenberger Straße (ca. 500 m) ergibt sich daraus eine Verweilzeit des Wassers von ca. 7,0 Stunden.



## 5 Berechnung des Wasserhaushalts und der Nährstoffbilanz

### 5.1 Wasserhaushaltsbilanzierung

Um die in das Gewässersystem aus Kersdorfer Mühlenfließ sowie Madlitzer und Petersdorfer See eingetragenen Nährstofffrachten abschätzen zu können, wäre es fachlich geboten, zuvor eine überschlägige Wasserhaushaltsberechnung durchzuführen. Eine Möglichkeit, eine derartige Bilanz aufzustellen, bestünde in der Parametrisierung einer Seewasserbilanz:

$$\frac{\Delta V}{\Delta t} + R = N + OW_{zu} + GW_{ex} - ET - OW_{ab} - GW_{in}$$

Dabei stellt  $\frac{\Delta V}{\Delta t}$  die Volumenänderung des Sees für einen definierten Zeitraum dar.  $R$  ist ein Residualterm, der für nicht berücksichtigte Komponenten steht. Weiterhin fließen der Niederschlag  $N$ , der Oberflächenzufluss  $OW_{zu}$ , der Oberflächenabfluss  $OW_{ab}$ , die Grundwasserexfiltration in den See  $GW_{ex}$ , die Grundwasserinfiltration aus dem See in den Grundwasserleiter  $GW_{in}$  und die Evapotranspiration  $ET$  in die Wasserhaushaltsbilanz ein. Da die meisten Terme einfach zu messen sind, kann die Gleichung zur unbekanntem Grundwasserkomponente umgestellt werden:

$$GW_{ex} - GW_{in} - R = \frac{\Delta V}{\Delta t} + ET + OW_{ab} - N - OW_{zu}$$

Dabei wird die Annahme zugrunde gelegt, dass die fehlenden Terme für Zwischenabfluss und Abfluss von Oberflächen vernachlässigbar sind oder in  $R$  enthalten sind. Als Ergebnis erhält man einen Nettoterm, bei dem die genaue Menge an Grundwasserzu- und abstrom leider unbekannt bleibt. Minimale Voraussetzung zur Aufstellung einer Seewasserbilanz ist jedoch, dass die Änderungen des Seespiegels als unabhängige Messgröße verfügbar sind.

#### Seevolumenänderung

Die Nettoseevolumenänderung im Zeitraum vom Oktober 2021 bis Juli 2022 wurde anhand der Messdaten der von IFG (2022) an den eigens errichteten Latten-Pegeln im Madlitzer See bzw. im Petersdorfer See berechnet. Die gemessenen Änderungen des Seespiegels wurden dabei in Beziehung zur Seefläche gesetzt.

Für die beiden Seen lagen folgende Werte zur Veränderung des Seespiegels vor:

Tabelle 47: gemessene Änderungen der Seespiegel des Madlitzer Sees sowie des Petersdorfer Sees.

	Madlitzer See		Petersdorfer See	
Seefläche	16.208.517 m <sup>2</sup>		47.647.929 m <sup>2</sup>	
	Spiegeländerung	Volumenänderung	Spiegeländerung	Volumenänderung
Beobachtungstermin				
26.10.2021 - 18.11.2021	1,0 cm 41,0 cm zu 42,0 cm	+162.085,17 m <sup>3</sup>	2,0 cm 28,0 cm zu 30,0 cm	+952.958,58 m <sup>3</sup>
18.11.2021 – 07.02.2022	9,0 cm 42,0 cm zu 33,0 cm	-1.458.766,50 m <sup>3</sup>	13,0 cm 30,0 cm zu 17,0 cm	-6.194.230,70 m <sup>3</sup>
07.02.2022 – 20.07.2022	0,0 cm 33,0 cm zu 33,0 cm	0,00 m <sup>3</sup>	7,0 cm 17,0 cm zu 10,0 cm	-3.335.355,00 m <sup>3</sup>

Die zur Verfügung stehenden Werte reichen hinsichtlich ihrer zeitlichen Auflösung nicht aus, um den Zustrom bzw. den Abstrom von Grundwasser aus den beiden Seen hinreichend genau zu quantifizieren.



## 5.2 Nährstoffbilanzierung

Um einen Überblick zu den Stoffmengen zu erhalten, ist es sinnvoll, nicht nur die Konzentrationen zu betrachten, sondern über die Wassermengen auch Frachtanteile zu berechnen. So ist der Madlitzer See überwiegend grundwasserbeeinflusst, der Oberflächenzufluss hat durchschnittlich nur einen Anteil von 3 % am Abfluss des Sees. Trotzdem gelangt über den Oberflächenzufluss eine nicht unbedeutende Menge an Stickstoff in den Madlitzer See. Die Stickstofffracht aus dem Oberflächenzufluss entspricht im Mittel etwa 13 % der Stickstofffracht im Abfluss. Für Phosphor liegt dieser Anteil nur bei 3 %.

Der Petersdorfer See wird nur zu einem Drittel durch Grundwasser gespeist. Der überwiegende Teil des Zuflusses erfolgt oberflächlich über den Verbindungsgraben vom Madlitzer See. Entsprechend gelangt ein Großteil der Nährstofffracht vom Madlitzer See in den Petersdorfer See. Für Stickstoff entspricht die Fracht aus dem Oberflächenzufluss im Mittel ca. 67 % der Fracht im Abfluss. Beim Phosphor sind es durchschnittlich 70 %.

Das heißt, es erfolgt eine interne Belastung der Seen mit Nährstoffen. Ursachen für diese interne Belastung können Rücklösungsprozesse aus dem Sediment, unbekannte Abwassereinleitungen oder trophiefördernder Fischbesatz sein. Für die interne Rücklösung wurden durch eine Vorstudie für den Petersdorfer See  $1,74 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  ausschließlich als seewärts gerichtete Fluxe (Freisetzung) ermittelt. Für den Madlitzer See lag der Wert bei  $3,05 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Ebenfalls ausschließlich als seewärts gerichtete Fluxe (Freisetzung). Legt man diesen Werten die Grundflächen der beiden Seen zugrunde, ergeben sich jährliche Freisetzungen von:

Madlitzer See: effektive Grundfläche See:  $101.759 \text{ m}^2$ ; jährliche P-Freisetzung aus dem Substrat  $113 \text{ kg/Jahr}$

Petersdorfer See: effektive Grundfläche See:  $313.612 \text{ m}^2$ ; jährliche P-Freisetzung aus dem Substrat  $199 \text{ kg/Jahr}$

Diese überschlägige Bilanzierung macht deutlich, dass derzeit etwa  $312 \text{ kg/a}$  aus den Sedimenten des Madlitzer Sees sowie des Petersdorfer Sees rückgelöst werden. Interpretiert man diese Zahlen vor dem Bilanzierungsergebnis des LfU (Studie 2013, Tab. 4), dann verschiebt sich der dem Grundwasser zugeschriebene Anteil des Phosphateintrages von 69,8 % auf nur noch 18 %, während der prozentuale Anteil der seeinternen Rücklösung von prognostizierten 12,3 % auf 80,2 % zunimmt.

Damit würde die seeinterne Rücklösung den weitaus größten Anteil an der Phosphatbelastung des Gewässersystems ausmachen und diesbezüglich den wichtigsten Prozess darstellen.

## 6. Maßnahmenkonzept

Man unterscheidet im Hinblick auf mögliche Maßnahmen zur Verbesserung der gewässerökologischen Verhältnisse zwischen Sanierung (Maßnahmen im Einzugsgebiet des Sees) und Restaurierung (seeinterne Maßnahmen). Im DWA-Merkblatt "Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie" (DWA, 2006) heißt es hierzu: „Während die Sanierung darauf abzielt, den Nährstoffeintrag in den See zu vermindern, greift die Restaurierung in seeinterne Prozesse ein und ist häufig eine Behandlung von Symptomen. Grundsätzlich gilt das Prinzip: Sanierung vor Restaurierung, weil prioritär die verschiedenen Ursachen der Eutrophierung zu bekämpfen sind. Erst nach Ausschaltung oder Minimierung externer Nährstoffeinträge können seeinterne Maßnahmen zu einer nachhaltigen Verbesserung der Wasserbeschaffenheit führen“.

Da Phosphor eine Schlüsselstellung bei der Steuerung der Primärproduktion und einen übergeordneten Beitrag zur Eutrophierung eines Gewässers einnimmt, zielen viele Maßnahmen der Seentherapie auf die Reduktion von Phosphor im Ökosystem ab (DWA 2006) (Scharf, Hamm, Steinberg in: Besch et. al. 1984). Ausgehend von der betrachteten P-Bilanz gibt es verschiedene Ansatzpunkte für die Seerestaurierung. Neben der Erhöhung des P-Exportes aus dem Gewässer, besteht die Möglichkeit, den P-Rückhalt (P-Nettosedimentation) im Gewässer zu erhöhen. Dies kann entweder durch eine einmalige oder andauernde Erhöhung der P-Bruttosedimentation realisiert werden oder durch eine Verringerung der P-Freisetzung aus dem Sediment (Hupfer & Scharf, 2002; Lewandowski et al., 2013). Wie zahlreiche Beispiele belegen (z.B. Annadotter et al., 1999; Krüger & Schlungbaum, 2001; Mathes, 2007) wird das Wirkpotenzial von seeinternen Maßnahmen oft überschätzt. Die Auswirkungen von steuernden Eingriffen in das Gewässer sind nur schwer zu prognostizieren und bergen ein hohes finanzielles Risiko. Daher liegt es nahe, ausschließlich Maßnahmen zur externen Lastsenkung zu ergreifen. Aus ökonomischen, aber auch aus limnologischen Gründen besteht in vielen Fällen trotzdem die Notwendigkeit von zusätzlichen Restaurierungsmaßnahmen.

Ziel aller empfohlenen Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen ist es, den Ist-Zustand des jeweiligen Gewässers an den potentiellen Referenz-Zustand anzunähern oder anzugleichen, ein langfristiges stabiles System zu schaffen und somit auch die Forderung der Europäischen Gemeinschaft (Richtlinie 2000/60/EG) nach einem „guten ökologischen Zustand“ zu erreichen. Dieser Ansatz sollte auch für die nicht-berichtspflichtigen Gewässer gelten, da eine nachhaltige Verbesserung des Gewässerzustandes nur über eine auf das gesamte Einzugsgebiet gerichtete Betrachtungsweise erfolgreich und dauerhaft sein kann.

Voraussetzung für eine nachhaltige Verbesserung der ökologischen Verhältnisse innerhalb des Petersdorfer Sees und des Madlitzer Sees ist die Kenntnis sowie das Verständnis der aktuell vorliegenden gewässerökologischen Defizite und deren Ursachen. Die vorstehenden Kapitel haben sich ausführlich dieser Problematik gewidmet. Ausgehend von dieser Betrachtung können grundsätzliche Maßnahmenpakete definiert werden, mit welchen bestenfalls die Ursachen, mindestens jedoch die Folgen gewässerökologischer Fehlentwicklungen minimiert werden können. Eine Übersicht über die potentiellen Ursachen gewässerökologischer Probleme sowie möglicher Gegenmaßnahmen ist in der nachfolgenden Tabelle 48 dargestellt.

Tabelle 48: Übersicht über die Ursachen gewässerökologischer Defizite und den diesen gegenübergestellten Maßnahmen. Quelle: NWLK 2010 verändert

Defizit	Ursache	Maßnahme
Defizit 1: Übersorgung mit Nährstoffen (Phosphorverbindungen)	Ursache 1: Diffuse Einträge aus dem Einzugsgebiet	<u>Änderung der Flächennutzung:</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Extensivierung kritischer Flächen</li> <li>• Wiedervernässung von Niedermooren</li> </ul>
		<u>Nährstoffrückhalt am Zulauf:</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Anlage von Gewässerrandstreifen</li> </ul>
		<u>Nährstoffrückhalt im Zulauf:</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Anlage von Schilfpoldern</li> </ul>

Defizit	Ursache	Maßnahme
		<ul style="list-style-type: none"> <li>Anlage von Bodenfiltern</li> <li>Anlage von Sedimentations- und Vorbecken</li> <li>technische Phosphoreliminationsanlagen</li> </ul>
	<u>Ursache 2:</u> Punktförmige Einträge aus dem Einzugsgebiet	Verbesserung der Abwasserbehandlung: <ul style="list-style-type: none"> <li>Behandlung von Straßenabwasser</li> </ul>
	<u>Ursache 3:</u> Resuspension aus dem Sediment	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sedimententnahme ((Teil-) Entschlammung)</li> <li>Sedimentbehandlung</li> </ul>
<u>Defizit 2:</u> Verlandung	<u>Ursache 1:</u> hohe Produktivität	siehe Maßnahmen zum Defizit 1 „Übersorgung mit Nährstoffen“
	<u>Ursache 2:</u> Sedimenteintrag über die Zuläufe	<u>Erosionsminderung im Einzugsgebiet:</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>Anlage von Gewässerrandstreifen</li> </ul> <u>Sedimentrückhalt im Zulauf:</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>Schaffung von Überflutungsbereichen</li> <li>Anlage von Sedimentations- und Vorbecken</li> <li>Anlage von Schilfpoldern</li> </ul>
<u>Defizit 3:</u> Beeinträchtigung der Nahrungsnetze	<u>Ursache 1:</u> fischereiliche Nutzung	<u>Veränderung der Zusammensetzung des Phytoplanktons:</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>Nahrungsnetzsteuerung</li> </ul>
	<u>Ursache 2:</u> Eutrophierung	siehe Maßnahmen zum Defizit 1 „Übersorgung mit Nährstoffen“
<u>Defizit 4:</u> Rückläufiger Wasserspiegel	<u>Ursache 1:</u> reduzierte Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet	<u>Anpassung von Flächennutzungen:</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>Umbau von Wäldern und Forsten in Laubwaldbestände</li> <li>Schaffung von Senken und Rückhalten im Einzugsgebiet</li> </ul>
	<u>Ursache 2:</u> negative klimatische Wasserbilanz bzw. abnehmende Grundwasserspiegel	<u>künstliche Zufuhr von Wasser:</u> <ul style="list-style-type: none"> <li>Herstellung einer Überleitung aus der nächsten Vorflut</li> <li>Herstellen einer Überleitung von großen versiegelten Flächen</li> <li>Herstellen einer Überleitung von gereinigtem Abwasser</li> </ul>
	<u>Ursache 3:</u> unkontrollierte Wasserverluste durch Beschädigung der Sohldichtung	<ul style="list-style-type: none"> <li>bauliche Maßnahmen zur Abdichtung der Gewässersohle</li> </ul>

## 6.1 Maßnahmenvorschläge zur Verbesserung der Gewässerqualität im Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes

Nachfolgend werden Maßnahmen dargestellt, welche geeignet sind, die in Kapitel 3 dargestellten gewässerökologischen Defizite zu minimieren. Naturgemäß konzentriert sich der überwiegende Teil der dargestellten Maßnahmen auf die Reduzierung des Nährstoffeintrages bzw. um die Reduzierung der bereits in den Gewässerökosystemen vorhandenen Nährstofffrachten.

Folgende Maßnahmenkomplexe sind für das Einzugsgebiet des Kersdorfer Mühlenfließes als grundsätzlich erfolgversprechend anzusehen:

- Reduzierung der Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet durch z.B.:
  - Verbesserung des Stoffrückhalts auf landwirtschaftlich genutzten Flächen durch z.B. Untersaaten, Winterbedeckung, pfluglose Bodenbearbeitung (Direktsaatverfahren)
  - Nutzungsänderung (evtl. Wiedervernässung) auf gewässernahen Flächen
- Nährstoffelimination im Oberflächenwasser durch z.B.:
  - Da eine ausreichende Reduzierung der Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet vermutlich nicht möglich sein wird, ist es evtl. erforderlich, zusätzlich eine Phosphorelimination über Boden- oder Pflanzenfilter im Zulauf zu installieren
  - technische Anlagen zur Phosphorfällung
- Reduzierung der Nährstofflasten innerhalb der Seen durch Entnahme von Sedimenten (Entschlammung)
- Verbesserung der Uferstruktur des Kersdorfer Mühlenfließes unterhalb des Petersdorfer Sees durch den Einbau von Totholz auf ca. 25% der Sohlfläche
- Förderung von Schilfröhrichten an den Uferzonen des Madlitzer Sees einschließlich deren Bewirtschaftung

Da eine Beseitigung der Ursachen der hypertrophen Verhältnisse im Gewässersystem Madlitzer See – Petersdorfer See, nämlich die Reduzierung der Einträge von Nährstoffen aus dem Einzugsgebiet – sei es über den Wirkpfad „Oberflächenabfluss“ oder den Wirkpfad „Grundwasserzufluss“ – , vermutlich mittelfristig nicht realistisch umsetzbar sein wird, konzentrieren sich die im Rahmen dieser Machbarkeitsstudie vorgeschlagenen Maßnahmen auf Maßnahmen, mit welchen eine Entnahme von Phosphor und/oder Stickstoff aus dem Gewässersystem erfolgversprechend ist (Symptombekämpfung).

Die Entnahme insbesondere von Phosphat-Lasten aus dem Gewässersystem kann grundsätzlich über drei Wege erfolgen:

- Maßnahme 1 - Förderung der biologischen Umsetzung
- Maßnahme 2 - Entnahme von verfügbaren Pools im Sediment zur Reduzierung der Rücklösung
- Maßnahme 3 - Entzug durch Abtrennung der Nährstoffverbindungen aus dem Wasserkörper

Die aktuelle Problematik am Kersdorfer Mühlenfließ, d.h. die Geruchsemissionen innerhalb der Ortslage, können diese Maßnahmen nicht unmittelbar beseitigen. Einschränkend ist aus fachgutachterlicher Sicht hierzu zunächst zu bemerken, dass in organisch geprägten Fließgewässern mit sehr geringer Fließgeschwindigkeit in sommerlichen Niedrigwasserphasen mit frei liegenden Schlammflächen auch unter natürlichen Bedingungen die Bildung fauliger Gerüche erfolgt und nicht zu verhindern ist. Im Kersdorfer Mühlenfließ führt jedoch die massive Bildung von Phytoplankton in den besonnten hypertrophen Seen und dessen Austrag über das Mühlenfließ zu einer Verschärfung des Problems. Es kann davon ausgegangen werden, dass das Phytoplankton unter den langsam fließenden, stark beschatteten Bedingungen unterhalb des Ausflusses aus dem Petersdorfer See nur noch eingeschränkt zur Photosynthese fähig ist und folglich die katabolen Prozesse zur Dominanz gelangen. Die durch

Messwerte nachgewiesenen niedrigen Sauerstoffkonzentrationen des Wassers im Kersdorfer Mühlenfließ bestätigen diese Einschätzung. Höhere Wassertemperaturen beschleunigen die katabolen Prozesse innerhalb des Wasserkörpers. Die topographisch bedingte geringe Fließgeschwindigkeit ohne Rauschen oder ähnliche Strukturen hat zur Folge, dass einerseits der im Rahmen der Abbauprozesse gebildete H<sub>2</sub>S nicht auf natürlichem Weg entgasen kann und andererseits kaum ein physikalischer Sauerstoffeintrag in den Fließkörper stattfindet. Das Kersdorfer Mühlenfließ würde vermutlich auch unter natürlichen Bedingungen bei höheren Temperaturen im Unterlauf Phasen des Sauerstoffmangels aufweisen, allerdings wären diese ohne die hohe organische Belastung des transportierten Phytoplanktons ohne wahrnehmbare Folgen.

Ursache der innerhalb der Ortslage Briesen zu beobachtenden Problematik ist daher die kontinuierliche systemische Überfrachtung eines nur unter Nährstoffarmut ökologisch optimal funktionierenden Gewässersystems mit pflanzenverfügbaren Nährstoffen. Die einzige Möglichkeit einer nachhaltigen Verbesserung der gegenwärtigen Situation bestünde daher in einer deutlichen Senkung des trophischen Niveaus des Madlitzer Sees bzw. des Petersdorfer Sees. Aufgrund der Nachlieferungen von Phosphor aus dem Grundwasser ist dies auf absehbare Zeit vermutlich nicht umsetzbar.

### 6.1.1 Maßnahme 1 - Förderung der biologischen Umsetzung

#### Einzelmaßnahme 1.1: Einbau von Totholzstrukturen im Kersdorfer Mühlenfließ

##### Gegebene Belastungen / Beeinträchtigungen

In ausgebauten oder strukturell ausgeräumten Fließgewässern kann das Potential der natürlichen Selbstreinigung nicht vollständig ausgeschöpft werden, da einerseits häufig Strukturelemente als Träger von Biofilmen fehlen und zum anderen die Begradigung oft mit Laufverkürzungen und folglich mit geringeren Strecken zur Realisierung der Selbstreinigung verbunden ist. Der Einbau von Totholzstrukturen stellt unter der Voraussetzung der prinzipiellen Eignung des Gewässers eine kostengünstige Möglichkeit dar, die hydromorphologische Strukturdiversität innerhalb des Kersdorfer Mühlenfließes zu erhöhen. Dies betrifft insbesondere den Abschnitt unterhalb des Ausflusses aus dem Petersdorfer See.

##### Zielstellung der Maßnahme

Ziel ist in erster Linie die Verbesserung der Selbstreinigungskräfte des Kersdorfer Mühlenfließes. Durch die Erhöhung der Nährstoffretention innerhalb der Fließgewässer wird das Potential kataboler (sauerstoffverbrauchender) Stoffumsetzungen innerhalb des Fließgewässers miniert.

##### Maßnahmenbeschreibung

Die mit dem Einbau von Totholzelementen erreichbare Zunahme der hydromorphologischen Strukturen führt zu einer Vergrößerung von Hartsubstratoberflächen. Auf diesen können Organismen wie Bakterien, Pilze und Algen in Form von Biofilmen siedeln. Derartige Biofilme steigern die Selbstreinigungskraft des Gewässers und können so zur Reduzierung der stofflichen Belastung beitragen. Zum anderen können Totholzelemente zu geringfügigen Unterschieden der Wasserspiegellage führen, wodurch aufgrund von Über- oder Unterströmung der Totholzelemente in begrenztem Umfang ein physikalischer Eintrag von Sauerstoff in den Wasserkörper erfolgen kann.

Gemäß des Leitfadens „Förderung von Totholz“ ist bei der Konzeption solcher Revitalisierungsmaßnahme zunächst festzustellen, ob und welche Gewässerabschnitte zum Einbau von Totholzstrukturen geeignet sind. Organisch geprägte Tieflandsbäche des LAWA-Typ 11 eignen sich grundsätzlich nur bedingt für den Einbau von Totholz, sofern man hinsichtlich der Wirkung dieser Maßnahme vor allem auf die Verbesserung der biologischen Qualitätskomponente der WRRL abstellt. Dies ist mit der vorliegenden Maßnahme nicht der Fall.

Tabelle 49: Eignungsmatrix für die betreffenden Planungsabschnitte des Kersdorfer Mühlenfließ.  
Quelle: Leitfaden „Totholz“

Kriterium	Realisierung im Kersdorfer Mühlenfließ
Fließgeschwindigkeit entsprechend den typspezifischen Anforderungen an Zustandsklasse 2 vorhanden oder zumindest Potential zur Schaffung einer entsprechend ausreichenden Strömung	Kriterium wird erfüllt
Höchstens gering bis mäßig saprobiell belastet (Saprobienindex nach DIN 38410 nach Möglichkeit < 2,20, höchstens jedoch 2,30)	Kriterium wird nicht erfüllt
Beschattung, natürlicher Laub- und Astholzeintrag	Kriterium wird erfüllt
Geringer Nutzungsdruck im Gewässerumfeld	Kriterium wird erfüllt
Wiederbesiedlungspotential durch fließgewässertypische Arten aus dem Ober- und Unterlauf bzw. Einzugsgebiet	Kriterium wird nicht erfüllt
Gewässerabschnitt mindestens 100 m lang	Kriterium wird erfüllt

Der Planungsabschnitt unterhalb des Petersdorfer Sees weist eine Gesamtlänge von ca. 1.400 m auf.

Da im Planungsabschnitt Umlagerungen im Bereich der Sohle möglich und auch gewollt sind und die räumlichen Verhältnisse eine Veränderung der Wasserspiegellage zulassen, wird durch den Einbau von Totholzelementen neben der Schaffung einer Mindesthabitatausstattung auch die Förderung der Sohdynamik angestrebt. Hierzu sollen mittels geeigneter Einbauten Prozesse angeregt werden, welche zur Bildung von besonderen Sohlstrukturen wie Kolken und Bänken sowie zu kleinräumigem Substratwechsel führen. Aufgrund der Lage des Abschnittes unterhalb eines See-Ausflusses existiert jedoch keine Geschiebezufuhr aus den oberstrom liegenden Gewässerabschnitten. Umlagerungen können daher nur bei höheren Abflüssen innerhalb des Abschnittes oder durch sukzessive Auflandungen z.B. durch Totholzinseln stattfinden.

Entsprechend des „Leitfaden für die Förderung von Totholz“ soll für die Mindesthabitatausstattung aus hydromorphologischer Sicht in den organischen Gewässern als Zielgröße eine Flächenüberdeckung mit Totholz von 2 bis 5 % der betrachteten Gewässerfläche angestrebt werden. Für den Planungszweck wird die gewählte Flächenbedeckung auf 5% festgelegt, da die unterstützende Wirkung des Totholzanteiles auf das Makrozoobenthos mit der eingebrachten Totholzmenge zunimmt. Die pro Gewässerabschnitt erforderliche Anzahl an Stämmen bzw. Starkholz berechnet sich wie folgt.

Tabelle 50: Merkmale des Gewässerabschnittes im Kersdorfer Mühlenfließ

	Kersdorfer Mühlenfließ
<b>Berechnung für die Mindesthabitatausstattung</b>	
Abschnittslänge	560,00 m
mittlere Sohlbreite (geschätzt)	3,50 m
Gewässertyp	Typ 11
Zieldeckung Totholz	5 % 98
Sohlfläche	1.960 m <sup>2</sup>
Fläche der eingebauten Holzelemente (Stamm mit Durchmesser 15 cm und Länge 3,0 m)	98 m <sup>2</sup>

Anzahl Stämme und Starkholz (Mittelwert der notwendigen Elemente für Mindestausstattung und Sohldynamik)	218
<b>Berechnung für die Sohldynamik</b>	
Anzahl der benötigten Elemente insgesamt (Mittelwert) (3 – 6 Stämme / 100 m <sup>2</sup> Sohle)	147 – 294 (220)
Volumen der eingebauten Holzelemente (Einzelelement 0,053 m <sup>3</sup> ) auf der gesamten Fließstrecke	7,79 m <sup>3</sup> - 15,58 m <sup>3</sup> (11,66 m <sup>3</sup> )
Anzahl notwendiger Baumfällungen / bereitzustellenden Stämme	146

Entsprechend den Empfehlungen aus dem Leitfaden „Totholz“ beträgt die einzubauende Menge an Totholz im stark beschattenden Abschnitt des Kersdorfer Mühlenfließes, etwa zwischen der Hochspannungsleitung bis zum Beginn der Ortslage Briesen 220 Totholzelemente. Dies entspricht der Bereitstellung von ca. 147 Bäumen. Dieser Kalkulation liegt die Annahme zugrunde, dass in Abhängigkeit der geplanten Totholzstruktur pro gefällttem Baum ca. 1,5 Totholzelemente gewonnen werden können.

Die Totholzelemente werden als sich wiederholende Strukturtypen in Anlehnung an das Szenario „Sohldynamik“ aus dem Leitfaden „Totholz“ in den Planungsabschnitten eingebaut. Die quantitative Verteilung der einzubauenden Strukturtypen von Totholzelementen orientiert sich an dem gemittelten Vorkommen gleicher Strukturen in natürlichen Fließgewässern der Niederungen.

#### Erwartete Wirkung der Maßnahme

Durch den Einbau von Totholzstrukturen als Trägermaterial für Biofilme werden die Selbstreinigungskräfte des Kersdorfer Mühlenfließes verstärkt. Dadurch können Nährstoffe, welche aus genutzten Landschaftsbereichen in das Gewässer eingetragen werden, effektiver abgebaut werden. Die Maßnahme verstärkt die Mineralisierung organischer Substanzen und reduziert damit das Potential für die Bildung von H<sub>2</sub>S.

Zum anderen besteht die Erwartung, dass der Einbau von Totholzstrukturen zu einer Diversifizierung der Strömungsverhältnisse beiträgt und damit den physikalischen Eintrag von Sauerstoff in den Fließkörper erhöht. Zusätzlich gelöster Sauerstoff wirkt ebenfalls der Bildung von Schwefelwasserstoff entgegen.

#### Einschätzung der Kosten

Es fallen Kosten für das Genehmigungsverfahren, für Planung sowie für die Werbung und den Einbau von Totholzstrukturen an.

Tabelle 51: Kostenprognose Maßnahme 1

	Totholzeinbau
Einbaumenge	146 Bäume
bautechnische Gesamtkosten	70.290 EUR
Planungskosten	15.200 EUR
<b>Herstellungskosten (gesamt, netto)</b>	<b>85.490 EUR</b>

#### Einzelmaßnahme 1.2: Initialpflanzung für Schilfgürtel am Madlitzer See

Eine zweite Maßnahme zur Förderung der Umsetzung von gelösten Nährstoffen in Biomasse besteht in der Wiederanlage eines Schilf- und Röhrichtgürtels entlang der Uferzone des Madlitzer Sees. Da jedoch hinsichtlich der Ursachen des Fehlens eines uferbegleitenden Schilfgürtels keine gesicherten Erkenntnisse vorliegen, wird auf diese Maßnahme hier nicht weiter eingegangen.

Grundsätzlich wäre jedoch die Pflanzung von Initialen aus *Phragmites australis* im Uferbereich des Madlitzer Sees denkbar und ohne besondere Vorbereitung auch umsetzbar. Als Zielgröße sollten mindestens 20 Initialpflanzungen von jeweils 20 m<sup>2</sup> vorgenommen werden.

Die hierfür zu veranschlagenden Kosten belaufen sich auf ca. 10.000 EUR – 15.000 EUR (netto).

## 6.1.2 Maßnahme 2 - Entnahme von verfügbaren Pools im Sediment zur Reduzierung der Rücklösung

### Gegebene Belastungen / Beeinträchtigungen

Die Untersuchungen zu den chemischen Merkmalen der Seesedimente im Petersdorfer See sowie im Madlitzer See zeigten, dass beide Gewässer durch eine erhöhte Bildung organischer Faulschlämme (Sapropelbildung) oder nährstoffreiche Gewässersedimente belastet sind.

Die im Rahmen der Voruntersuchung durchgeführten Berechnungen zur potentiellen Rücklösung von Phosphat aus den entnommenen Sedimentproben ergaben ein erhebliches zu Nährstoffrücklösungspotential, wodurch die Eutrophierungsneigung insbesondere bei geringer werdender Wassertiefe deutlich zunimmt. Neben der Beschleunigung der natürlichen Alterungsprozesse des Gewässers (Verringerung der Wassertiefe, Verlandung), kommt es bei fortschreitender Verlandung durch abgelagerte Mudden zu einer Verschlechterung der Wasserqualität, welche insbesondere bei höheren Temperaturen problematische Ausmaße annehmen kann. Bei hohen Akkumulationsraten von Faulschlamm in den betrachteten Gewässern treten auch Störungen der Lebensgemeinschaften des Sees durch Verluste der Habitatqualität sowie des natürlichen Lückensystems in der Gewässersohle auf.

Durch die in den beiden Seen vorhandenen Stoffpools kann die Reduzierung der Trophie-Stufe – welche eine essentielle Voraussetzung für eine nachhaltige Verbesserung des Gesamtsystems darstellt – auch bei reduziertem Zustrom aus dem Grund- und Oberflächenwasser erheblich verzögert werden.

Voraussetzung zur Durchführung von Entschlammungen ist die Flächenverfügbarkeit für die Errichtung von Schlammfeldern sowie ein Verwertungskonzept für die Nutzung / Ablagerung der Sedimente. Die Voruntersuchungen ergaben, dass eine landwirtschaftliche Verwertung der Sedimente grundsätzlich möglich ist.

Weitere rechtliche Voraussetzungen sind:

- eine Bau-/Betriebsgenehmigung für den Schlammfelder,
- eine Genehmigung zur Konditionierung, Bereitstellung, landbaulichen Verwertung oder sonstigen Entsorgung des entnommenen Sedimentes am Ort der Entnahme,
- Bodenuntersuchungen nach der LAGA Boden sowie Nährstoff- und Schwermetalluntersuchungen.

### Zielstellung der Maßnahme

Ziele einer Entschlammung sind:

- Verhinderung der durch die Eutrophierung beschleunigten Verlandung,
- Reduzierung der Resuspension, die ansonsten zur Trübung des Gewässers führt,



- Beseitigung von Nähr- und Schadstoffen aus dem System, um die Wasserqualität zu verbessern,
- Optimierung der Sauerstoffverhältnisse im Gewässer,
- Rückgewinnung der Funktion eines Gewässers (Vergrößerung des Freiwasserbereiches).

### Maßnahmenbeschreibung

Ein erhöhtes Sedimentaufkommen stammt in den beiden Seen überwiegend aus der eutrophierungsbedingt beschleunigten Bildung von Neuschlamm, der im Wesentlichen aus den Überresten abgestorbener Planktonorganismen („Algenblüten“) besteht. Daneben kann auch der Eintrag von Laub von Bedeutung für die Schlammbildung sein.

Nicht zu verwechseln ist die Neuschlammbildung mit der vor allem in Flachseen durch Wind und Strömung bedingten massiven Sedimentumlagerung von altem Schlamm in Form von Treibmudde, die auch in bereits „therapierten“ nährstoffarmen Seen von Bedeutung sein kann. Dabei kann es insbesondere an künstlichen Strömungshindernisse (Steganlagen, Uferverbauungen, etc.) zur Ablagerung erheblicher Schlammbanken mit entsprechenden Nutzungseinschränkungen kommen.

Eine Entschlammung als Restaurierungsmaßnahme führt vor allem dann zum nachhaltigen Erfolg, wenn gleichzeitig der externe Eintrag von Nähr- und Feststoffen reduziert und damit eine Neubildung von Sediment verhindert wird (DWA 2006). Im Fall des Petersdorfer Sees sowie des Madlitzer Sees ist davon jedoch nicht auszugehen.

Das primäre Ziel der Entschlammung ist die Reduzierung der Phosphatabgabe der Sedimente an den Wasserkörper.

Die Voruntersuchungen ergaben, dass die nach der Entschlammung freigelegten tieferen Sedimentschichten geringere Nährstoffkonzentrationen aufweisen als die oberen Schichten. Dabei ist eine Entnahmestärke von mindestens 0,30 m notwendig.

Allerdings ist festzustellen, dass es sich bei einer Entschlammung immer nur um eine Unterhaltungsmaßnahme zur Unterstützung der ökologischen Prozesse innerhalb der Seen handelt, so lange keine Sanierung des Einzugsgebietes und somit keine Reduzierung des Nährstoff- und Sedimenteintrags auf ein natürliches Niveau stattgefunden hat.

Das technische Verfahren der Wahl für die Entschlammung des Petersdorfer Sees bzw. des Madlitzer Sees ist die Spülbaggerung. Spülbaggerungen stellen das Sedimententnahmeverfahren mit der geringsten ökologischen Belastung im Gewässer dar. Vorteile des Verfahrens sind u.a. nur geringe Verwirbelungen, die genaue Bestimmung der Entnahmetiefe des Sedimentes sowie ein geringes Abtreiben des Schlammes (DWA 2006: 57). Da die durchgeführten Untersuchungen zum Makrozoobenthos ergaben, dass innerhalb der beiden Seen die Faulschlämme so gut wie nicht besiedelt sind, bestehen vermutlich keine unüberwindbaren artenschutzrechtlichen Vorbehalte gegenüber einer flächigen Sedimententnahme. Aufgrund der übrigen ökologischen Erfordernisse zur schonenden Behandlung der Gewässerlebensräume (z.B. besondere Naturschutzanforderungen) sollte daher nach Möglichkeit die Sedimententnahme im Spülbaggerverfahren durchgeführt werden. Neben Saugschiffen können auch schwimmende „Saugbagger-Inseln“ für die Entnahme eingesetzt werden.

Die potentiellen Entnahmemengen sind aufgrund der Größe der beiden Seen auch bei einer Entnahme von lediglich 0,30 m erheblich. Für den Madlitzer See müssten ein oder mehrere Spülpolder mit einer Gesamtkapazität von ca. 30.500 m<sup>3</sup> geschaffen werden. Da dies praktisch nicht darstellbar ist, muss ein gekammerter Spülpolder zum Einsatz kommen, welcher wechselweise beschickt und entleert werden kann. Es wird geschätzt, dass hierzu eine Grundfläche von mindestens 6.000 m<sup>2</sup> notwendig ist.

Für den nördlichen Teil des Petersdorfer Sees ergibt die überschlägige Kalkulation eine potentielle Entnahmemenge von 32.700 m<sup>3</sup> Faulschlamm. Im Fall des südlichen Teils des Petersdorfer Sees liegt die geschätzte Menge bei 61.500 m<sup>3</sup>. In allen Fällen wurde bereits berücksichtigt, dass die Sedimententnahme nicht bis in die Uferbereiche hinein erfolgen kann.

Wie bereits erwähnt, muss der entnommene Schlamm in einem Absetzbecken entwässert werden. Im Bereich des Madlitzer Sees bieten sich dafür die Ackerflächen nordöstlich des Sees an oder Flächen innerhalb der Forstbestände. Letztere könnten anschließend mit Maßnahmen des Waldumbaus kombiniert werden.

Für die Entwässerung der Substrate aus dem Petersdorfer See (nördlicher und südlicher Teil) bieten sich einerseits die Flächen unter der Freileitungstrasse zwischen den beiden Seen sowie ebenfalls Flächen innerhalb der Forstbestände an.

Die Spülbecken sind entsprechend mit einer Grundabdichtung herzurichten, damit das Überstandswasser aus den zu entwässernden Substraten nicht in den Grundwasserkörper versickert. Da im Bereich der beiden Seen nur Bodensubstrate mit einer hohen Durchlässigkeit anstehen, existiert eine natürliche Dichtung gegenüber dem Grundwasser. Die Polder sind mit einer Auslassstelle (z.B. Mönchbauwerk) zur geordneten Abführung des Überstandswassers zu versehen. Da durch Mineralisierung und Rücklösung die im Sediment enthaltenen Nährstoffkonzentrationen wieder freigesetzt werden können, ist phosphatreiches Überstandswasser vor der Zurückleitung in den See durch eine P-Fällung nachzubehandeln (DWA 2006: 57). Dies kann mit mobilen Kleinanlagen zur technischen Phosphoreliminierung (z.B. Pelicon®-Anlage) umgesetzt werden.

Eine Spülbaggerung ist pauschal vor allem bei Flachseen wie dem Madlitzer See und dem Petersdorfer See zu empfehlen, da die Nährstoffrückführung in die trophogene Zone wegen der geringen Schichtungsstabilität und der physikalischen Aufwirbelung der Sedimente besonders hoch sein kann.

#### Erwartete Wirkung der Maßnahme

Die Maßnahme soll zur Reduzierung der in den beiden Seen vorhandenen Nährstoffpools (s. Voruntersuchung zur Substratbeschaffenheit) und folglich zur Minimierung der Rücklösung von Nährstoffen aus den Gewässersedimenten führen. Es ist aber darauf hinzuweisen, dass eine Entschlammung als singuläre und in der Regel kostenintensive Maßnahme, die nicht in Kombination mit weiteren Maßnahmen der Seetherapie stattfindet, nur selten zu einer Verbesserung der Wasserbeschaffenheit führt. Die Reduzierung der Zufuhr von Nährstoffen in die beiden Seen über das Grundwasser und/oder das Oberflächenwasser wird durch diese Maßnahme nicht ersetzt.

#### Einschätzung der Kosten

Es fallen Kosten für das Genehmigungsverfahren, für Planung, Bau und Betrieb eines Polders zur Entwässerung des Schlammes sowie Kosten für die Einrichtung und Beseitigung der Baustelle (An- und Abtransport der erforderlichen Geräte und Installationen) an.

Tabelle 52: Kostenprognose Maßnahme 2

	Madlitzer See	Petersdorfer See nördlicher Teil	Petersdorfer See südlicher Teil
notwendige Entnahmemenge	30.500 m <sup>3</sup>	32.700 m <sup>3</sup>	61.500 m <sup>3</sup>
Trockenmasse	12,62 %	10,65 %	13,72 %
bautechnische Gesamtkosten Schlamm entwässerung (Ansatz: 95 EUR/ m <sup>3</sup> )	2.897.500 EUR	3.106.500 EUR	5.842.500 EUR
Aufbereitung Restwasser (Phosphatfällung)	201.600 EUR	207.187 EUR	248.800 EUR
Anfallende Wassermenge (bei 30% Restfeuchte)	21.350 m <sup>3</sup>	22.890 m <sup>3</sup>	43.050 m <sup>3</sup>
anfallende entwässerte Sedimentmenge	9.150 m <sup>3</sup>	9.810 m <sup>3</sup>	18.450 m <sup>3</sup>
Entsorgungskosten Sediment	137.250 EUR	147.150 EUR	276.750 EUR
Baukosten (gesamt)	3.236.350 EUR	3.460.837 EUR	6.368.050 EUR

	Madlitzer See	Petersdorfer See nördlicher Teil	Petersdorfer See südlicher Teil
Planungskosten	151.950 EUR	159.921 EUR	255.672 EUR
<b>Herstellungskosten (gesamt, netto)</b>	<b>3.388.300 EUR</b>	<b>3.620.758 EUR</b>	<b>6.623.722 EUR</b>

Bei Teilentschlammungen der beiden Seen reduzieren sich die Kosten anteilig in Relation zu den tatsächlich entnommenen Schlammengen.

Zu beachten ist, dass zum Betrieb der technischen Phosphoreliminierung laufende Betriebskosten anfallen, welche sich schätzungsweise auf etwa 25.000 EUR pro Jahr belaufen.

### 6.1.3 Maßnahme 3 - Entzug durch Abtrennung der Nährstoffverbindungen aus dem Wasserkörper

#### Einzelmaßnahme 3.1: Technische Phosphoreliminationsanlagen

##### Gegebene Belastungen / Beeinträchtigungen

Der Madlitzer See sowie der Petersdorfer See sind durch hohe Frachten an Nährstoffen sowie an organisch abbaubaren Stoffen gekennzeichnet. Die hohen Nährstoffkonzentrationen resultieren einerseits aus der Bewirtschaftungshistorie der Gewässer (Fischzucht, Abwassereinleitung), aber auch aus einem unverminderten Eintrag über die Pfade Grundwasser und Oberflächenwasser. Wie bereits ausgeführt, besteht die Ursache für die aktuelle Problemlage der Geruchsemission in der Ortslage Briesen in einem Abbau der aus dem Petersdorfer See ausgetragenen organischen Massen (in Form von Phytoplankton) sowie der frei verfügbaren Nährstoffe im weiteren Verlauf des Kersdorfer Mühlenfließes. Der Entzug dieser Stoffe löst die Problemlage innerhalb der Seen nicht, kann jedoch eine Übergangslösung darstellen, um die Belastung des Unterlaufes des Kersdorfer Mühlenfließes (und damit der Ortslage Briesen) zu reduzieren.

Der Entzug von Phosphat aus dem abfließenden Oberflächenwasser kann mittels einer externen Phosphatfällung vorgenommen werden.

Die externe P-Eliminierung wird in einer externen Anlage am Ufer des Kersdorfer Mühlenfließes vorgenommen. In den derzeit zur Verfügung stehenden Anlagen wird Phosphor mittels Fällung, Flockung, Flotation, Adsorption oder Filtration aus dem Seewasser entfernt.

##### Zielstellung der Maßnahme

Ziel der Maßnahme ist ein möglichst hoher und kontinuierlicher Entzug von Phosphor aus dem Gewässer zur Reduzierung der Eutrophierung. Die aktuell zur Verfügung stehenden Anlagen schaffen, in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen, bis zu 300 Betriebstage pro Jahr. Der Fokus zum Betrieb der Anlage könnte jedoch von vornherein auf das Sommerhalbjahr gerichtet sein, da die Problemlagen insbesondere bei Niedrigwasserabfluss, d.h. Perioden mit hohen Temperaturen und geringem Niederschlag, auftreten.

##### Maßnahmenbeschreibung

Durch technische Phosphor-Eliminierungsanlagen lassen sich effizient Nährstoffe aus dem Wasser entnehmen. Hierbei handelt es sich um eine chemische Phosphorfällung, wie sie in ähnlicher Weise auch in der Abwasseraufbereitung angewendet wird. Ein weiterer Effekt ist die Reduzierung gelöster organischer Substanzen und die Entfernung mineralischer und organischer Trübstoffe sowie Bakterien (DWA, 2006).

Die Phosphor-Elimination umfasst in der Regel drei Verfahrensschritte:

- Partikelstabilisierung und Fällung von P-Verbindungen durch Einsatz von Metallsalzen (Fe / Al),
- Flockung (Agglomeration) der partikulären Substanz
- Entnahme durch Mehrschichtenfiltration oder Mikroflotation

Für die Phosphorelimination aus kleineren Gewässern stehen Kompaktanlagen mit einem Wasserdurchsatz von 10 m<sup>3</sup>/h bis 120 m<sup>3</sup>/h zur Verfügung, wie beispielweise die Pelicon®-Anlagen (Phosphor-Eliminations-Container) der Firma Enviplan.

Diese sind in Containern mit den üblichen Standardabmessungen untergebracht. Die Bauweise in Containerabmessungen ermöglicht ein leichtes Transportieren der Anlage. Die Anlage ist modular erweiterbar und leicht installierbar. Neben den Leitungen für den Zu- und Ablauf der Pelicon-Anlage benötigt die Anlage eine externe Stromversorgung. Sie eignen sich insbesondere für die Behandlung von abgepumptem phosphatreichem Wasser aus Oberflächengewässern.

Der Abfluss des Kersdorfer Mühlenfließes unterhalb des Petersdorfer Sees beträgt in den Niedrigwasserphasen zwischen 0,072 m<sup>3</sup>/s und 0,153 m<sup>3</sup>/s, was im Bereich der Kapazität der herkömmlichen Anlagen zur Phosphateliminierung liegt.

Als Standort für die Anlage wird ein Bereich innerhalb der Schneise unter der nördlich der Ortslage verlaufenden Hochspannungsleitung östlich des Kersdorfer Mühlenfließes vorgesehen. Die räumliche Nähe zu dem östlich verlaufenden Wirtschaftsweg, sowie der im Bestand geringe Bewuchs mit Gehölzen lassen diesen Standort vorteilhaft erscheinen. Da die Anlage in mobilen Containern untergebracht ist, sollten die Höhenverhältnisse zwischen GOK und den Leiterseilen ausreichend sein. Gegebenenfalls kann man die Container auch seitlich der Schneise aufbauen.

Zur Wartung der Anlage ist aus östlicher Richtung ein geschotterter Unterhaltungsweg herzustellen, welcher auch mit schwereren Fahrzeugen befahren werden kann. Zudem ist eine Medienerschließung mit Strom notwendig.

Zur geordneten Entnahme bzw. Wiederezuführung des Oberflächenwassers während der Betriebszeit der Phosphor-Eliminations-Anlage (hier zunächst nur während Niedrigwasserphasen vorgesehen) ist die Errichtung einer wasserbaulichen Anlage notwendig. Während des Betriebes der Anlage sollte zur Steigerung der Effizienz der Durchfluss im Kersdorfer Mühlenfließ mittels einer temporären oder regelbaren Stauanlage unterbrochen werden, so dass der Oberflächenabfluss sämtlich über die P-Eliminierungsanlage laufen muss. Die Stauanlage ist so auszuführen, dass die Stauwirkung bei Betriebsruhe der P-Eliminierungsanlage vollständig aufgehoben wird und eine ungehinderte Passage für aquatisch lebende Organismen möglich ist.

Zusätzlich notwendige Anlagenbestandteile sind ein Pumpensumpf, ein Betriebsgebäude für die Pumpenanlage sowie ein gegen Erosion gesicherter Einspeisepunkt einschließlich der verbindenden Rohrleitungen.

### Erwartete Wirkung der Maßnahme

Der Gehalt an Gesamt-P im gereinigten Wasser nach der Passage der Anlage lässt sich auf Werte <20 µg/l absenken. Damit wirkt das behandelte Wasser nicht weiter eutrophierend auf das Gewässer ein. Gleichzeitig kann durch die Behandlung auch eine Reduktion der Schadstofffrachten und der bakteriellen Belastung erreicht werden.

Durch die Gestaltung des Einspeisepunktes und der über Pumpen (also mit Druck) erfolgenden Einspeisung des Wassers kann die physikalische Lösung von Sauerstoff positiv beeinflusst werden. Durch die Senkung der mitgeführten organischen Anteile ist zu erwarten, dass der Sauerstoffgehalt nach der Passage der Anlage langsamer abnimmt bzw. die zur Geruchsemission führenden Abbauprozesse innerhalb des Wasserkörpers minimiert werden.

### Einschätzung der Kosten

Es fallen Kosten für die Investition für eine Pelicon-Anlage sowie die baulicher Herstellung der notwendigen Nebenanlagen, das Genehmigungsverfahren, für Planung, sowie Kosten für die Einrichtung und Beseitigung der Baustelle (An- und Abtransport der erforderlichen Geräte und Installationen) an.

Tabelle 53: Kostenprognose Maßnahme 3.1

		P-Eliminierungsanlage
notwendige Entnahmemenge / Durchsatz		ca. 5 – 10 m³/h
bautechnische Gesamtkosten		505.000 EUR
davon:	P-Eliminierungsanlage	220.000 EUR
	wasserbauliche Anlage	195.000 EUR
	Zuwegung / Medienerschließung	90.000 EUR
Planungskosten		60.200 EUR
<b>Herstellungskosten (gesamt, netto)</b>		<b>565.200 EUR</b>

Zu beachten ist, dass zum Betrieb der technischen Phosphoreliminierung laufende Betriebskosten anfallen, welche sich schätzungsweise auf etwa 25.000 EUR pro Jahr belaufen.

### Einzelmaßnahme 3.2: Anlage von Bodenfiltern / Schilfflächen

#### Gegebene Belastungen / Beeinträchtigungen

Der Madlitzer See sowie der Petersdorfer See sind durch hohe Frachten an Nährstoffen sowie an organisch abbaubaren Stoffen gekennzeichnet. Die hohen Nährstoffkonzentrationen resultieren einerseits aus der Bewirtschaftungshistorie der Gewässer (Fischzucht, Abwassereinleitung), aber auch aus einem unverminderten Eintrag über die Pfade Grundwasser und Oberflächenwasser. Wie bereits ausgeführt, besteht die Ursache für die aktuelle Problemlage der Geruchsemission in der Ortslage Briesen in einem Abbau der aus dem Petersdorfer See ausgetragenen organischen Massen (in Form von Phytoplankton) sowie der frei verfügbaren Nährstoffe im weiteren Verlauf des Kersdorfer Mühlenfließes. Der Entzug dieser Stoffe löst die Problemlage innerhalb der Seen nicht, kann jedoch eine Übergangslösung darstellen, um die Belastung des Unterlaufes des Kersdorfer Mühlenfließes (und damit der Ortslage Briesen) zu reduzieren.

Der Entzug von Phosphat und organischen Bestandteilen aus dem abfließenden Oberflächenwasser kann mittels eines Bodenfilters vorgenommen werden. Das Wirkungsprinzip ist ähnlich der Einzelmaßnahme 3.1. Vergleichbar mit der externen P-Eliminierung kann die Anlage von Bodenfiltern auch zur Reduzierung von Nährstofffrachten innerhalb eines Gewässerökosystems genutzt werden. Hierzu muss der Bodenfilter unter Einsatz technischer Anlagen mit Wasser aus dem Gewässer beschickt werden.

Ferner muss die Wassermenge des Zulaufs so dimensioniert sein, dass die Kapazität eines Bodenfilters ausreichend ist, um zumindest einen ausreichend großen Teil des Zulaufwassers zu behandeln.

Das Prinzip der Bodenfilter beruht auf der Passage des Wassers durch verschiedene Filterschichten unterschiedlicher Körnung. Diese fungieren als Trägermaterial für Mikroorganismen, welche den eigentlichen Abbauprozess leisten. Abhängig von der Konstruktion wird das Wasser entweder horizontal, vertikal, kontinuierlich oder intermittierend durch den Filter transportiert.

#### Zielstellung der Maßnahme

Ziel des Einsatzes von Bodenfilter ist die Verminderung bzw. Rückhaltung von Stoffeinträgen (Nähr- und Schadstoffe, organisch abbaubare Stoffe, Feststoffe) in das Gewässer zur Verminderung der Belastungen und folglich zur Reduzierung des Abbaus organischer Bestandteile im Kersdorfer Mühlenfließ unter Freisetzung von  $H_2S$ .

Der Fokus zum Betrieb der Anlage könnte jedoch von vornherein auf das Sommerhalbjahr gerichtet sein, da die Problemlagen insbesondere bei Niedrigwasserabfluss, d.h. Perioden mit hohen Temperaturen und geringem Niederschlag, auftreten.

### Maßnahmenbeschreibung

Bodenfilter sind Wasserbehandlungsanlagen zur Entfernung von Nähr- und Schadstoffen sowie von organisch abbaubaren Stoffen. Mineralische Stoffe werden durch sie ebenfalls zurückgehalten. Allerdings besteht bei einer zu großen Zufuhr von mineralischen Stoffen die Gefahr der Kolmation (Verstopfung der Poren) des Filters. Aufgrund des Charakters eines Seeausflusses sollte die Geschiebeführung des Kersdorfer Mühlenfließes jedoch unterhalb einer relevanten Größenordnung liegen.

Effektive Bodenfilter sollten heute generell mit einer Schilfbepflanzung angelegt werden und besitzen damit Parallelen zu den Schilfpoldern. Aus biologischen Gründen (Realisierung des Nährstoffumsatzes) sollte im Zulaufbauwerk des Filters die Schwellenbeschickung auf maximal  $0,15 \text{ m}^3/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$  begrenzt werden, was dem mittleren Abfluss eines meteorologisch durchschnittlichen Jahres entspricht.

Die Art des Bodenmaterials (z. B. Körnung, speziellen Adsorbens für Phosphat) kann variieren. Außerdem können die Systeme ein- oder mehrstufig ausgelegt sein und auch miteinander kombiniert werden.

Eine wichtige topografische Rahmenbedingung ist ferner, dass Flächen für den Bodenfilter im Bereich des Zulaufs zur Verfügung stehen. Berücksichtigung finden sollte dabei auch, dass bei „klassischen Bodenfiltern“ große Bodenfilter in der Regel kostengünstiger als kleinere Projekte sind.

Die P-Eliminierung erfolgt bei der Bodenpassage des Wassers. Hauptsächlich erfolgt eine Adsorption an eisen- und aluminiumhaltige Mineralien sowie an Calciumverbindungen. Durch die Einbringung von phosphor-bindenden Materialien (z.B. eisenhaltiger Wasserwerkskies, Feil- und Frässpäne von metallischem Eisen, kalkhaltige Substrate) lassen sich Wirksamkeit und Standzeit optimieren.

Zu beachten ist, dass sich keine anaeroben Bedingungen im Filterkörper einstellen. Ausgelöst beispielsweise durch Kolmation - kann es unter sauerstofffreien Bedingungen sonst wieder zur Freisetzung von Phosphaten aus reduzierten Eisenverbindungen kommen. Bei Bodenfiltern ohne Bepflanzung liegen in der Regel aerobe Verhältnisse vor, da diese intermittierend mit Wasser beschickt werden (DWA, 2006).

Als Standort für die Anlage wird ein Bereich innerhalb der Schneise unter der nördlich der Ortslage verlaufenden Hochspannungsleitung vorgesehen. Im Unterschied zur P-Eliminierungsanlage sollte der Bodenfilter jedoch aufgrund des größeren Platzbedarfes westlich der Hochspannungsleitung angelegt werden.

Eine Medienversorgung mit Elektrizität ist auch von der westlichen Seite her möglich. Zwischen dem westlich des Kersdorfer Mühlenfließ verlaufenden Wirtschaftsweg und dem Gewässer selbst besteht ein topographisches Gefälle von ca. 1,50 m, welches ausreichend ist, um einen Abstrom des Wassers durch den Bodenfilter aufrecht zu erhalten. Da zur Herstellung der Basisdichtung ohnehin umfangreiche Bodenarbeiten notwendig sind, ist eine Nivellierung der Bestandsbedingungen unproblematisch möglich. Die gesamte Anlage muss mit einem Betonring eingefasst werden, in welchen die entsprechenden Filterschichten eingebracht werden. Nach der Passage der Filterschichten wird das Wasser gesammelt und gefasst über ein Auslauforgan in das Kersdorfer Mühlenfließ abgegeben.

Zur Wartung der Anlage ist aus westlicher Richtung ein geschotterter Unterhaltungsweg herzustellen, welcher auch mit schwereren Fahrzeugen befahren werden kann. Zudem ist eine Medienerschließung mit Strom notwendig.

Zur geordneten Entnahme bzw. Wiedierzuführung des Oberflächenwassers während der Betriebszeit des Bodenfilters (hier zunächst nur während Niedrigwasserphasen vorgesehen) ist die Errichtung einer

wasserbaulichen Anlage notwendig. Während des Betriebes der Anlage sollte zur Steigerung der Effizienz der Durchfluss im Kersdorfer Mühlenfließ mittels einer temporären oder regelbaren Stauanlage unterbrochen werden, so dass der Oberflächenabfluss sämtlich über den Bodenfilter laufen muss. Die Stauanlage ist so auszuführen, dass die Stauwirkung bei Betriebsruhe des Bodenfilters vollständig aufgehoben wird und eine ungehinderte Passage für aquatisch lebende Organismen möglich ist.

Zusätzlich notwendige Anlagenbestandteile sind ein Pumpensumpf, ein Betriebsgebäude für die Pumpenanlage sowie ein gegen Erosion gesicherter Einspeisepunkt einschließlich der verbindenden Rohrleitungen.

#### Erwartete Wirkung der Maßnahme

Die Wirkung der Maßnahme besteht in der Reduzierung von P-Frachten sowie im Rückhalt von anderen Stoffen. Eingesetzt werden soll der Bodenfilter als technische Einrichtung zur Reduzierung bereits im System vorhandener Nährstofffrachten. Durch die Passage des Bodenfilters können die katabolen Prozesse im Unterlauf (Ortslage Briesen) soweit minimiert werden, dass eine vom Wasserkörper ausgehende Geruchsbelästigung ausgeschlossen werden kann.

#### Einschätzung der Kosten

Es fallen Kosten für die Investition für den Bodenfilter sowie die baulicher Herstellung der notwendigen Nebenanlagen, das Genehmigungsverfahren, für Planung, sowie Kosten für die Einrichtung und Beseitigung der Baustelle (An- und Abtransport der erforderlichen Geräte und Installationen) an.

Tabelle 54: Kostenprognose Maßnahme 3.2

		Bodenfilter
notwendige Entnahmemenge / Durchsatz		ca. 5 – 10 m <sup>3</sup> /h
bautechnische Gesamtkosten		585.000 EUR
davon:	P-Eliminierungsanlage	300.000 EUR
	wasserbauliche Anlage	195.000 EUR
	Zuwegung / Medienerschließung	90.000 EUR
Planungskosten		65.400 EUR
<b>Herstellungskosten (gesamt, netto)</b>		<b>650.400 EUR</b>

Zu beachten ist, dass zum Betrieb des Bodenfilters laufende Betriebskosten anfallen, welche sich schätzungsweise auf etwa 15.000 EUR pro Jahr belaufen.

## 7 Literatur

- AG BODEN (AD-HOC-AG BODEN) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. K 5. Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten. 5. Aufl., Hannover.
- BFN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (2008): Biogeografische Regionen und naturräumliche Haupteinheiten Deutschlands. [http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Naturraeumliche\\_Haupteinheiten\\_in\\_Deutschland\\_Biogeografische\\_Regionen\\_Web.pdf](http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Naturraeumliche_Haupteinheiten_in_Deutschland_Biogeografische_Regionen_Web.pdf), zuletzt abgerufen am 10.02.2023.
- BGD ECOSAX GmbH (2022): Kurzbericht inkl. Auswertung für - Voruntersuchungen für Machbarkeitsstudie Mühlenfließ Los 4 – Sedimente. Abschlussbericht
- BIONET (1996): Behandlungsrichtlinie für das NSG Matheswall/Schmielensee. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landkreises Märkisch-Oderland, Dezernat VI, Amt für Umwelt-, Naturschutz und Landschaftspflege, Seelow.
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2017a): Niederschlag: langjährige Mittelwerte 1981-2010. Bezugsstandort. [https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/nieder\\_8110\\_fest\\_html.html;jsessionid=C0DF94B76E94245A1F88E5113985BFD0.live11043?view=nasPublication&n=16102](https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/nieder_8110_fest_html.html;jsessionid=C0DF94B76E94245A1F88E5113985BFD0.live11043?view=nasPublication&n=16102), zuletzt abgerufen am 23.10.2017.
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2017b): Temperatur: langjährige Mittelwerte 1981-2010. Bezugsstandort. [https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/temp\\_8110\\_fest\\_html.html?view=nasPublication&n=16102](https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/temp_8110_fest_html.html?view=nasPublication&n=16102), zuletzt abgerufen am 23.10.2017.
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2017c): Zeitreihen und Trends. <https://www.dwd.de/DE/leistungen/zeitreihenundtrends/zeitreihenundtrends.html>, zuletzt abgerufen am 04.10.2017.
- HENDL, M. (1994): Das Klima des Norddeutschen Tieflandes – in: Liedke, H., Marcinec, J. (Hrsg.) (1994): Physische Geographie Deutschlands, Klett-Perthes: Gotha, 48-71.
- HEYER, E. (1962): Das Klima des Landes Brandenburg. Abhandlungen des meteorologischen und hydrologischen Dienstes der Deutschen Demokratischen Republik. Nr. 64 (Band IX). Akademie Verlag: Berlin, 61 S.
- INGENIEURBÜRO DR. FECHTER GMBH [Hrsg.] (1993): Studie zur Beschreibung des Zustands und der Belastungssituation für den Petersdorfer See und den Madlitzer See sowie Empfehlungen für Sanierungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen aus gewässerökologischer Sicht. Bericht Nr. F93.300.124.
- KÜHN, D. (2010): Karte 03 - Leitbodengesellschaften. in: Atlas zur Geologie von Brandenburg, 4. aktualisierte Auflage (2010). LBGR (Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg) (Hrsg.). Cottbus, 42-43. <https://lbgr.brandenburg.de/sixcms/detail.php/937097>, zuletzt abgerufen am 13.02.2023.
- LFU (2013): Fachliche Stellungnahme zur Geruchsbelästigung am Kersdorfer Mühlengraben im Abfluss des Petersdorfer Sees. Bearbeitung: Katrin Quiel, Jens Pätzolt. Potsdam.
- LFU (LANDESAMT FÜR UMWELT BRANDENBURG) (2016b): Klimareport Brandenburg 2016 – Das Klima von gestern, heute und in Zukunft. Darstellung der Entwicklung des Klimawandels im 20. Jh., aktuelle Probleme und von Szenarioergebnissen zum Ende des 21. Jh. Fachbeiträge des Landesamtes für Umwelt. Heft-Nr. 150. [https://lfu.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/fb\\_150.pdf](https://lfu.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/fb_150.pdf), zuletzt abgerufen am 10.11.2022.
- LGB (LANDESVERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION BRANDENBURG) (2017b): BrandenburgViewer Historisches: Karten Deutsches Reich (1902-1948). Stand der Karten: 2017. <https://bb-viewer.geobasis-bb.de/>, zuletzt abgerufen am 24.02.2023.



- LGB (LANDESVERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION BRANDENBURG) (2017a): BrandenburgViewer Historisches: Schmettauakten (1767-1787). Stand der Karten: 2017. <https://bb-viewer.geobasis-bb.de/>, zuletzt abgerufen am 24.02.2023.
- LIPPSTREU, L. (2010): Karte 1 – Landschaftsgenese. in: Atlas zur Geologie von Brandenburg, 4. aktualisierte Auflage (2010). LBGR (Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg) (Hrsg.). Cottbus, 44-45. <https://lbgr.brandenburg.de/sixcms/detail.php/937097>, zuletzt abgerufen am 13.02.2023.
- MEYNEN, E.; SCHMIDTHÜSEN, J.; GELLERT, J. NEEF, E.; MÜLLER-MINY, H., SCHULTZE, H.J. (1953-62): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Bd. 1-9. – Remagen, Bad Godesberg (Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Selbstverlag).
- Planungsbüro Hydrobiologie (2020) Berlin Monitoring der benthischen wirbellosen Fauna (Makrozoobenthos) in ausgewählten Seen des Landes Brandenburg im Jahr 2020
- SCHOLZ, E. (1962): Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs. Päd. Bezirkskabinett, Potsdam.
- SSYMANK, A. (1994): Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz: Das Schutzgebietssystem Natura 2000 und die FFH-Richtlinie der EU. Natur und Landschaft 69 (Heft 9).
- team ferox GmbH (2020): Erfassung und Bewertung des Fischbestandes im Petersdorfer See, Beschreibung seiner Wirkung auf das Nahrungsnetz und auf andere Qualitätskomponenten sowie Ableitung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte. Abschlussbericht