



UNIVERSITÄT
LEIPZIG

MASTERARBEIT

Caputher See

Gewässerzustand und Erarbeitung eines Therapiekonzeptes – Ergänzung einer Forschungsreihe durch Sedimentsondierungen und -untersuchungen

Anna Heller

Angestrebter akademischer Grad:

Master of Science Physische Geographie

Leipzig, den 09.06.2022

Gutachter: Prof. Dr. Christoph Zielhofer, Institut für Geographie, Universität Leipzig
Dr. Kerstin Wöbbecke, *enviteam* Umweltnetzwerk Gewässer und Landschaft

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen bedanken, die mir auf dem Weg zur Vollendung dieser Arbeit zur Seite gestanden haben. Nur mit deren Unterstützung konnte ich die Anfertigung meiner Masterarbeit gut bewältigen.

An erster Stelle bedanke ich mich beim Enviteam und Caputher See Verein für die Möglichkeit mit dieser Arbeit etwas Bedeutsames für meine Heimat zu leisten. Besonders möchte ich dabei meiner Betreuerin Dr. Kerstin Wöbbecke, Bernd Koppelmeyer und Frank Plücken danke sagen für eure Zeit, euer Interesse und Engagement, sowie eure Ausdauer mit dieser Arbeit. Vielen Dank ebenfalls an Christoph Zielhofer für seine Betreuung. Durch seine Modulhalte bin ich erst auf die Hydrologie gekommen.

Ein großes Dankeschön an alle Korrekturleserinnen und -leser, die mir mit vielen schlaun Kommentaren weitergeholfen haben! Nicht zuletzt herzlichen Dank für die seelische Unterstützung durch meine Familie und meinen Freund!

Abstract

The Caputher Lake is located in Brandenburg close to Potsdam. The main water input is generated through ground water. In different case studies it was classified from polytrophic (MIETZ 1999) to eutrophic (ARP ET.AL. 2016) resulting from poor management in the 1980ies. Due to leaching of wastewater close to the lake and the insertion of foreign carps, the water quality decreased drastically showing the high need of restoration. The wastewater input was stopped in 1992 (MIETZ 1999). From 2010 on the carps are gradually removed (CAPUTHER SEE E.V. 2020). Nevertheless, recent studies like WÖBBECKE ET.AL. (2019) show little improvement of water quality. Based on results of the majority of studies and sediment exploration in summer 2020 the phosphorus resolve from sediments seems to have a larger impact on water quality of the Caputher Lake than the summarized external input. Based on chemical soil analysis, differences in the morphology correlate significantly with differences of chemical characteristics and rations of components. The shallow southern part of the Caputher Lake differs chemically and in morphology from the deep northern part and should be treated/restorated differently. There is only one part where submerse macrophytes grow. Moreover, this growth seems to be based on fresh water input as well as coarser particles in soil beneath the plants improving the water transparency. Therefore, improvements will be possible only through measures of lake restoration like removing water from the hypolimnion during stable stagnation from the northern part targeting the reduction of phosphor in lake generally. Another important measure is the successive removal of the carps to improve water transparency through reduction of phytoplankton and promotion of submerse macrophytes and zooplankton.

Inhalt

I.	Abbildungsverzeichnis.....	I
II.	Tabellenverzeichnis.....	III
III.	Abkürzungsverzeichnis.....	IV
1	Einleitung.....	1
1.1	Anlass und Problemstellung.....	1
1.2	Forschungsfragen und Ziele.....	2
2	Untersuchungsgebiet.....	4
2.1.	Lage, Relief, Geologie.....	4
2.2	Morphometrie und Hydrologie.....	6
2.3	Einzugsgebiet und Landnutzung.....	8
2.4	Klima.....	9
3	Methodik.....	10
A 3.1	Auswertung und Einordnung der Ergebnisse in die Forschungsreihe.....	10
A 3.2	Feldmethoden.....	11
A 3.2.1	Sondierung Tiefe des glazialen Seebeckens (Gesamttiefe) und Wassertiefe.....	11
A 3.2.2	Errechnung Mächtigkeit der holozänen Sedimente.....	13
A 3.2.3	Sedimentkernentnahme holozäner Sedimente.....	13
A 3.3	Limnochemische Analysen/Aufbereitung der Daten.....	15
A 3.3.1	Fraktionierung der Phosphorverbindungen nach Psenner et.al. (1984).....	16
A 3.3.2	Feststoffanalyse.....	18
A 3.3.3	Aufbereitung der Daten.....	19
A 3.4	Auswahl und Bewertung von Maßnahmen der Seentherapie.....	19
4	Theorie.....	20
A 4	Theoretische Grundlagen und Forschungsreihe CS.....	20
A 4.1	Trophiesystem/Trophiebewertung von Standgewässern.....	20
A 4.1.1	Referenz-Zustand.....	22
A 4.1.2	Ist-Zustand.....	25

A 4.2 Grundlagen des Stoffhaushaltes im Ökosystem See.....	25
A 4.2.1 Organik	26
A 4.2.2 Phosphor	26
A 4.2.3 Stickstoff.....	28
A 4.2.4 Eisen	30
A 4.2.5 Calcium	30
A 4.2.6 Schwefel	31
A 4.3 Forschungsreihe CS	31
A 4.3.1 Übersicht Veröffentlichungen und untersuchte Parameter	32
A 4.3.2 Feldmessungen	34
A 4.3.3 Nährstoffe/Trophie	34
A 4.3.4 Plankton	34
A 4.3.5 Submerse Makrophyten.....	34
B 4 Seentherapie	36
B 4.1 Grundlagen der Seentherapie	36
B 4.2 Ablauf von Therapiemaßnahmen.....	39
B 4.3 Maßnahmen im EZG: Sanierung.....	40
B 4.3.1 Abwasserumleitung (Ringkanalisation).....	40
B 4.3.2 Phosphatrückhaltung in Kläranlagen	41
B 4.3.3 Verringerung des Nährstoffeintrags aus der Fläche	42
B 4.3.4 Vorbecken	43
B 4.3.5 Phosphoreliminierung im Zufluss.....	44
B 4.4 Maßnahmen im See: Restaurierung.....	46
B 4.4.1 Veränderung der Seebeckenmorphologie.....	46
B 4.4.2 Belüftung	47
B 4.4.3 Zwangszirkulation (künstliche Destratifikation).....	48
B 4.4.4 Externe P-Eliminierung aus Seewasser	49
B 4.4.5 Hydraulische Maßnahmen	52

B 4.4.6 Entschlammung.....	54
B 4.4.7 Behandlung des Sedimentes im Gewässer.....	55
B 4.4.8 Kalkung	58
B 4.4.9 Sedimentabdeckung.....	59
B 4.4.10 Chemische Nährstofffällung.....	60
B 4.4.11 Mechanische Entkrautung.....	62
B 4.4.12 Nahrungsnetzsteuerung (Biomaniplulation).....	63
B 4.4.13 Einsatz von Pflanzen fressenden Fische zur Reduzierung von Makrophyten und Phytoplankton	65
B 4.4.14 Einsatz von Algiziden und Herbiziden	66
B 4.5 Bisher angewendete und empfohlene Maßnahmen der Seentherapie im CS.....	66
5 Ergebnisse	68
A 5.1 Sondierungen im Feld	68
A 5.1.1 Verteilung der Daten (Gesamttiefen, Wassertiefen, holozäne Sedimentmächtigkeit)	70
A 5.1.2 Räumliche Darstellung von Gesamttiefen, Wassertiefen, holozänen Sedimentmächtigkeiten	71
A 5.1.3 Holozäne Sedimentmächtigkeiten: Hypothese zur räumlichen Verteilung.....	77
A 5.1.4 Beschaffenheit der Sedimente.....	81
A 5.1.5 Bohrkerne.....	82
A 5.2 Nasschemische Analyse	88
A 5.2.1 Feststoffanalyse.....	88
A 5.2.2 Fraktionierung der Phosphorverbindungen nach PSENNER ET.AL. (1984).....	100
5.3 Einordnung der Ergebnisse der Untersuchungen 2020 in die Forschungsreihe/ Defizitanalyse des CSs.....	102
5.4 Maßnahmenkatalog	103
6 Diskussion	106
A 6.1 Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen Sommer 2020.....	106
A 6.2 Gewässerzustand des Caputher Sees und Einordnung der Sedimentuntersuchungen Sommer 2020 in die Forschungsreihe	109

B 6.3 Maßnahmen der Seentherapie	109
7 Fazit und Ausblick	111
Literaturverzeichnis	113

I. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Geografische Lage des Caputher Sees in Deutschland (a), Caputher See in der Region Potsdam (b)	4
Abbildung 2: Relief CS mit EZG, braun dargestellt sind Höhenzüge, grün Niederungen (LGBR 2020) ...	5
Abbildung 3: Geologie im Einzugsgebiet des CSs, grün: Niedermoor, hellbraun-grau im EZG: glazi-fluviatile Kiese, rot-braun: glaziale sandig-kiesige Ablagerungen, hellgrau: periglaziale Tal-, Hangsande und Schwemmfächer aus GK 25 LGBR (2020).....	6
Abbildung 4: Morphometrie CS, AB = Beff, CD = Leff, E = tiefste Stelle (eigene Bearbeitung von Shapes des INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER + INGENIEURE 2007).....	7
Abbildung 5: Einlauf in den Pumpenteich nahe der tiefsten Stelle des CS (eigene Aufnahmen 18.07.2020)	8
Abbildung 6: Klimadiagramm Caputh (eigene Bearbeitung von CLIMATE-DATA.ORG 2021)	9
Abbildung 7: Wassertiefenkarte des CSs mit Pixelgitter (eigene Bearbeitung von INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER + INGENIEURE (2007))	12
Abbildung 8: Schema Messung der Wassertiefe und Gesamttiefe.....	13
Abbildung 9: Einteilung des CS in vier Teile mit Bohrungen (eigene Bearbeitung von INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER + INGENIEURE (2007))	14
Abbildung 10: Schematische Darstellung des Analysegangs der P-Fraktionierung von Sedimenten nach Hupfer (1995) (bereitgestellt von PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor).....	17
Abbildung 11: Übersicht der der trophischen Zustandsanalyse von Standgewässern nach LAWA (1999)	22
Abbildung 12: Kreislauf des Stickstoffs in Gewässern (eigene Darstellung nach KLAPPER 1992, KALBE 1997).....	29
Abbildung 13: Aufwuchs der submersen Makrophyten an der Wasseroberfläche, Südostufer CS (eigene Aufnahme 24. Juni 2020).....	36
Abbildung 14: Ablauf von Therapiemaßnahmen, inhaltlich übernommen aus DWA (2006) S. 77.....	39
Abbildung 15: Standorte Bohrungen 14.07.2020, weiß Sondierungen mit dem Lot und Gestänge, gelb Probennahme mit Fallrohr (Hintergrund GOOGLE EARTH 2021).....	69
Abbildung 16: Boxplots, Verteilung der Gesamttiefen/Wassertiefen/ Differenz = holozäne Sedimentmächtigkeiten	70
Abbildung 17: Wassertiefen INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER+ INGENIEURE (2007)	72
Abbildung 18: Wassertiefen, Spline-Interpolation (eigene Darstellung)	74

Abbildung 19: Gesamttiefen CS (quartäres Seebecken), Spline-Interpolation (eigene Darstellung) ...	75
Abbildung 20: Holozäne Sedimentmächtigkeiten CS, Spline-Interpolation (eigene Darstellung)	76
Abbildung 21: Seerosengürtel mit freiem Korridor (eigene Aufnahme Mai 2021).....	77
Abbildung 22: Verhältnis Wassertiefe zu Gesamttiefe (eigene Darstellung).....	78
Abbildung 23: Ratio Gesamttiefe/holozäne Sedimentmächtigkeit, Spline-Interpolation (eigene Darstellung)	80
Abbildung 24: Verortung der Bohrungen mit Seebereichen auf Tiefenkarte des CSs (eigene Bearbeitung, Tiefenkarte von Institut für Angewandte Gewässerökologie GmbH; Luftbild Brandenburg GmbH Planer + Ingenieure (2007)).....	82
Abbildung 25: Sedimentkern CS-S1 (eigene Aufnahme).....	83
Abbildung 26: Sedimentkern CS-S2 (eigene Aufnahme).....	84
Abbildung 27: Sedimentkern CS-S3 (eigene Aufnahme).....	85
Abbildung 28: Sedimentkern CS-S3 (eigene Aufnahme).....	86
Abbildung 29: Sedimentflocken schwimmen an der Wasseroberfläche von CS-S4 (eigene Aufnahme)	87
Abbildung 30: Korrelationsmatrix (Pearson) zwischen den Parametern der Feststoffanalytik mit Signifikanzlevel von $p < 0,05$ (schwarze Kreuze), rot = stark negative Korrelation, blau = stark positive Korrelation.....	88
Abbildung 31: Ergebnis Feststoffanalyse der TM, GV 550 und GV 850 im Verhältnis zur Tiefe	89
Abbildung 32: Ergebnis Feststoffanalyse von P, Fe und N im Verhältnis zur Tiefe	90
Abbildung 33: Ergebnis Feststoffanalyse von Ca und S im Verhältnis zur Tiefe	91
Abbildung 34: HKA-Faktorkarte mit Darstellung der ersten beiden Dimensionen und den \cos^2 -Wert (eigene Darstellung)	93
Abbildung 35: Optimale Anzahl der Cluster nach Silhouette Index und Dunn Index	94
Abbildung 36: Überprüfung der Robustheit der Cluster mittels Jaccard-Index.....	95
Abbildung 37: Cluster Dendrogramm mit Einteilung der Proben in 3 (rosa) und 6 Cluster (blau)	95
Abbildung 38: Ergebnis Korrelation der Cluster mit TM, GV 550, GV 850 - 3 Cluster gesamt.....	96
Abbildung 39: Ergebnis Korrelation der Cluster mit P, N, Ca - 3 Cluster gesamt.....	96
Abbildung 40: Ergebnis Korrelation der Cluster mit Fe, S - 3 Cluster gesamt	97
Abbildung 41: Ergebnis Korrelation der Cluster mit TM, GV 550, GV 850 - 6 Cluster gesamt.....	98
Abbildung 42: Ergebnis Korrelation der Cluster mit P, N, Ca - 6 Cluster gesamt.....	98
Abbildung 43: Ergebnis Korrelation der Cluster mit Fe, S - 6 Cluster gesamt	99
Abbildung 44: P-Fractionen.....	100

II. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Morphometrische und hydrologische Kenndaten des Caputher Sees nach MIETZ ET. AL. (1999), teilweise aktualisiert durch ARP ET.AL. (2016)	7
Tabelle 2: Übersicht Veröffentlichungen CS.....	10
Tabelle 3: Sequenzen des P-Extraktionsverfahrens und die Zuordnung der einzelnen P-Fractionen nach HUPFER 1995	16
Tabelle 4: Labormethoden der Feststoffanalyse Angaben der PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor GmbH & Co. KG	18
Tabelle 5: Bewertungsstufen 1 – 7 in Abhängigkeit vom trophischen Istzustand und vom Referenzzustand eines Standgewässers direkt übernommen aus LAWA (1999), S.55.....	21
Tabelle 6: P-Einträge aus dem EZG des CS	24
Tabelle 7: Übersicht limnochemischer Untersuchungen CS mit untersuchten Parametern (Methoden können sich unterscheiden)	32
Tabelle 8: „Seenrestaurierungsmethoden angewendet auf den Caputher See“ (MIETZ 1999, ABB. 13) 67	
Tabelle 9: Ansprache im Gelände CS-S1 nach Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005)	83
Tabelle 10: Ansprache im Gelände CS-S2 nach Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005)	85
Tabelle 11: Ansprache im Gelände CS-S3 nach Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005)	86
Tabelle 12: Ansprache im Gelände CS-S3 nach Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005)	87
Tabelle 13: Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse der ersten 2 Hauptkomponenten (Dim1, Dim2).....	92
Tabelle 14: Loadings der Hauptkomponenten Dim1 und Dim2.....	92
Tabelle 15: Legende Abbildung 43 (Nummerierung der P-Fractionen für die Darstellung)	100
Tabelle 16: Maßnahmen, die zur Restaurierung eines Sees in Erwägung zu ziehen sind, in Abhängigkeit von morpho- und hydrometrischen Faktoren des Gewässers (Auswahl spezifisch für die Morphometrie des CSs aus aus BESCH ET.AL. (1992))	104

III. Abkürzungsverzeichnis

BG	Bestimmungsgrenze eines Parameters
Ca	Calcium
CS	Caputher See
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
EZG	Einzugsgebiet
Fe	Eisen
GV 550	Glühverlust bei 550 Grad Celsius
GV 850	Glühverlust bei 850 Grad Celsius
HK	Hauptkomponente
HKA	Hauptkomponentenanalyse
N	Stickstoff
NH ₄ Cl	Ammoniumchlorid
NRP	non reactive phosphorus, der organische Phosphor (PSENNER ET.AL.1984)
NSG	Naturschutzgebiet
P	Phosphor
S	Schwefel
SBOF	Seebodenoberfläche
SRP	soluble reactive phosphorus, der gelöste reaktive Phosphor (SCHÖNBORN 2003) (PSENNER ET.AL.1984)
WOF	Wasseroberfläche
TM	Trockenmasse
TP	Gesamtphosphat, gelöster und partikulärer Phosphor (SCHÖNBORN 2003)

1 Einleitung

1.1 Anlass und Problemstellung

Der Caputher See ist ein glazial angelegtes Gewässer im Landkreis Potsdam-Mittelmark in Brandenburg. Der See ist ein „seit Jahrzehnten stark eutrophiertes Gewässer“. (ARP ET.AL. 2013, S. 5)

Die vorliegende Arbeit thematisiert im **Teil A** die Gewässerbewertung mit Fokus auf Nährstoffrücklösungsprozesse von Phosphor und der Sondierung der Sedimentauflagen im See. Damit soll die u.A. von WÖBBECKE ET.AL. 2014 UND 2016 aufgestellte Hypothese überprüft werden, welche erhöhte Phosphorkonzentrationen im Hypolimnion nicht allein auf Abbauprozesse sedimentierter Algen, sondern auch auf interne Rücklösungsprozesse zurückführt.

Aufgrund der eigenen Sedimentanalyse und den Forschungsergebnissen der letzten Jahre sollen im **Teil B** interne und externe Maßnahmen der Seentherapie zur Verbesserung der Gewässergüte vorgestellt, bewertet und vorgeschlagen werden.

Im Auftrag der Gemeinde Schwielowsee werden schon seit 1999 Forschungen rund um den See betrieben. Anlass war die sichtbare Verschlechterung der Wasserqualität. 1999 wurde eine erste umfassende Zustandsanalyse des CS von MIETZ ET.AL. vorgenommen und Maßnahmen zur Sanierung vorgeschlagen. Als mögliche Ursachen für die Verschlechterung der Wasserqualität wurden die Versickerung ungeklärter Abwässer auf der Ostseite des Sees und der massive Besatz mit Mamor- und Silberkarpfen zur Entkrautung und Verbesserung der fischereilichen Nutzung des Sees genannt. (MIETZ ET.AL. 1999) Auswirkungen sind Sauerstoffschwund während der Sommerstagnation, das weitgehende Fehlen von submersen Makrophyten, sowie das Vorkommen von giftigem Schwefelwasserstoff und lebensfeindlichen Bedingungen im Hypolimnion. (MIETZ ET.AL. 1999) Die von MIETZ vorgeschlagenen Maßnahmen zur Verbesserung des trophischen Zustands wurden nicht umgesetzt.

2010 wurde der Caputher See e.V. gegründet, der sich aktiv einerseits für die Verhinderung einer Privatisierung des CSs einsetzt, andererseits die Wasserqualitätsverbesserung des Sees verfolgt. Das erste Ziel wurde 2014 mit der Übertragung des CSs an die Gemeinde Schwielowsee erreicht. Somit bleibt der See langfristig in öffentlicher Hand und kann weiterhin von der Öffentlichkeit genutzt werden. Das zweite Ziel soll unter anderem über eine Abfischung der Silber- und Mamorkarpfen in Kooperation mit dem Fischerhof Seddin erreicht werden. Seit 2014 sind über 1000 Karpfen aus dem See entfernt worden. (CAPUTHER SEE E.V. 2020)

Weiterhin wurden regelmäßige Untersuchungen zum Monitoring des Zustandes des CSs in Zusammenarbeit mit den Umweltbüros LimPlan und enviteam, sowie mit der TU Cottbus durchgeführt.

Zusätzlich wurden 2009 und 2012 Endberichte vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg zur Untersuchung von Brandeburger Seen in Auftrag gegeben, darunter der CS.

Eine detaillierte Übersicht der Veröffentlichungen zum CS mit den jeweils untersuchten Parametern findet sich in Kapitel A4.

1.2 Forschungsfragen und Ziele

Im **Teil A** der Arbeit sollen die Ergebnisse der Forschungsreihe dargestellt und durch die Sedimentuntersuchungen ergänzt werden. Hierbei liegt der Fokus auf den Rücklösungsprozessen von Phosphor aus den Sedimenten und einer Sondierung der holozänen Sedimentmächtigkeiten im See. Die Ergebnisse der Messungen der holozänen Lockersedimente sollen in einem Modell graphisch aufbereitet werden und zusammen mit der Abschlussarbeit dem Caputher See e.V. zu Informationszwecken bereitgestellt werden. Ziel ist es folgende Fragen zu beantworten:

Welche Forschungsergebnisse zur Gewässergüte des CS liegen vor und wie ist die Gewässergüte dahingehend zu bewerten?

Wie mächtig sind die seeinternen holozänen Sedimentauflagen im CS und wie sind diese beschaffen?

Wie und in welchem Maße gibt es Rücklösungsprozesse von Phosphor aus den Sedimenten?

Wie unterscheiden sich die in verschiedenen Bereichen des Sees genommenen Bohrkern in ihrer chemischen Charakteristik?

Wie sind die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen in die Forschungsreihe einzuordnen?

Methodisch sollen diese Fragen über eine Auswertung von 16 Bohrkernen an 4 Stellen und 25 Mächtigmessungen der Mudde, der holozänen Lockersedimente, im See erreicht werden. Die Beprobungen werden an für einzelne Teile des Sees repräsentativen Stellen genommen und besonders auf die Rücklösungsprozesse aus dem Sediment untersucht. Dazu werden die Fraktionierungen der Phosphorverbindungen in Sedimenten nach PSENNER (1976), eine Feststoffanalyse auf die Elemente P, N, Ca, Fe und S, sowie eine Korngrößenbestimmung nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE; BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN

UND ROHSTOFFE 2005) vorgenommen. Die Ergebnisse werden zuletzt mit den schon vorliegenden Kenntnissen aus der Forschungsreihe abgeglichen.

Im **Teil B** sollen Maßnahmen der Seentherapie vorgestellt werden. Diese sollen möglichst mit Beispielen von dem CS ähnlichen Gewässern belegt werden um einen Vergleich und eine Bewertung hinsichtlich der Erfolgsaussichten zu erleichtern. Hierzu werden Fallbeispiele aus Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Niedersachsen verwendet.

Zuletzt werden die Maßnahmen hinsichtlich der Machbarkeit und dem Nutzen am CS bewertet. Ziel ist es, somit einen passenden Maßnahmenkatalog für den CS zusammenzustellen. Dabei sollen folgende Fragen beantwortet werden:

Welche Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte gibt es?

Wo liegen die Defizite im CS und wie kann diesen entgegengewirkt werden?

Welche konkreten Maßnahmen können zur Verbesserung der Gewässergüte des CSs empfohlen werden?

Diese Masterarbeit hat damit letztendlich den Anspruch, als Entscheidungsgrundlage für weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität des CS, sowie als informatives Medium für den Caputher See Verein, die Gemeinde und interessierte Bürger zu fungieren, ohne den fachlichen Anspruch einer Studienabschlussarbeit zu verlieren. Auf Grund dessen werden Grundlagen des Stoffhaushaltes, sowie auch nicht geeignete Maßnahmen ausführlich erklärt um eine gemeinsame Wissensbasis zu schaffen und Missverständnis durch fehlende fachliche Grundlagen in der gemeinsamen Diskussion vorzubeugen.

2 Untersuchungsgebiet

2.1. Lage, Relief, Geologie

Der Caputher See liegt in Brandenburg, Landkreis Potsdam Mittelmark, in der Gemeinde Schwielowsee nahe Caputh. Er liegt südlich des der Havelseenkette zugehörigen Templiner Sees.

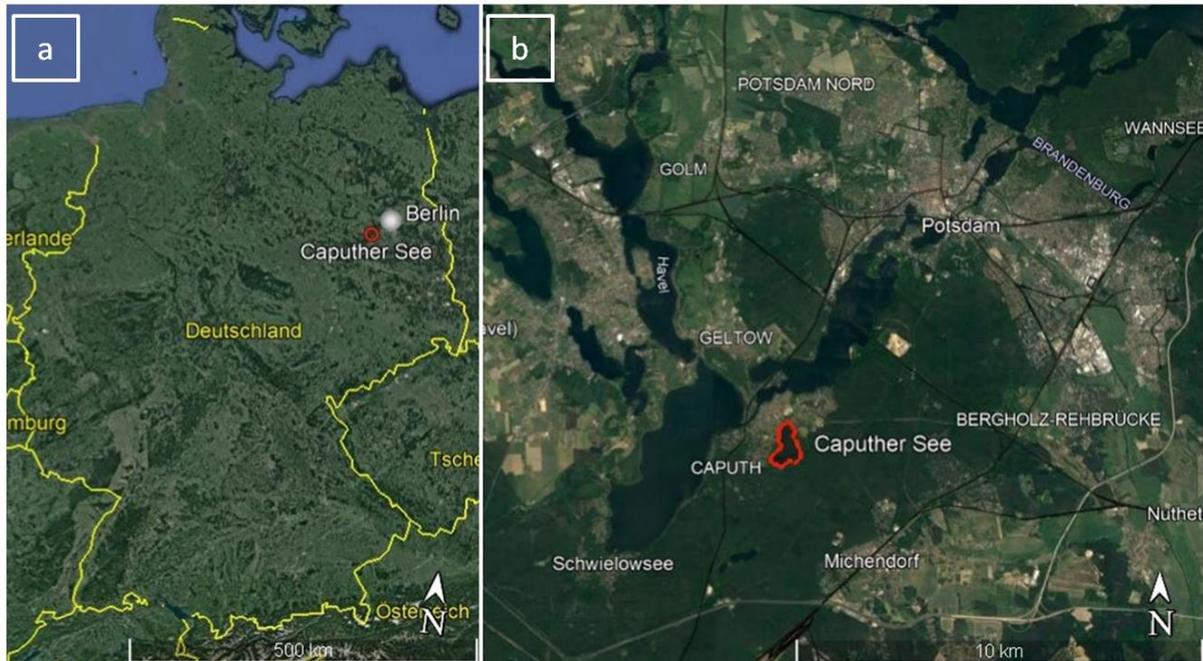


Abbildung 1: Geografische Lage des Caputher Sees in Deutschland (a), Caputher See in der Region Potsdam (b)

Der CS ist ein in der Weichselkaltzeit glazial angelegtes Gewässer zugehörig zu einem Nebenrinnental der Havelniederung. Dieses liegt zwischen der Brandenburger Eisrandlage und der dritten Rückzugsstaffel des weichselkaltzeitlichen Inlandeises. Typisch für dieses Gebiet ist die morphologische Formenvielfalt der Landschaft. (HRSG. LUA 1996)

Die Rinne ist eingebettet zwischen der östlich gelegenen Stauchmoräne Krähenberg und der glazifluvial geprägten Beelitzer Heide im Westen. In der Nähe eines Gletschertores im Bereich des Ortes Ferch gelegen, waren hier große erosive Schmelzwasserkräfte wirksam, die das Nebenrinnental formten. (HERMSDORF 2011) Das System entwässert von Südwest nach Nordost in den Templiner See. Das Becken des CSs ist eine Toteisform. (HERMSDORF 2011) In der Rinne gibt es weiter südlich zwei weitere Gewässer, den Großen und den Kleinen Lienewitzsee, die teilweise jahreszeitlich bedingt bis vor wenigen Jahren über einen kleinen oberirdischen Wasserlauf in der CS entwässerten. (ARP ET.AL. 2016)

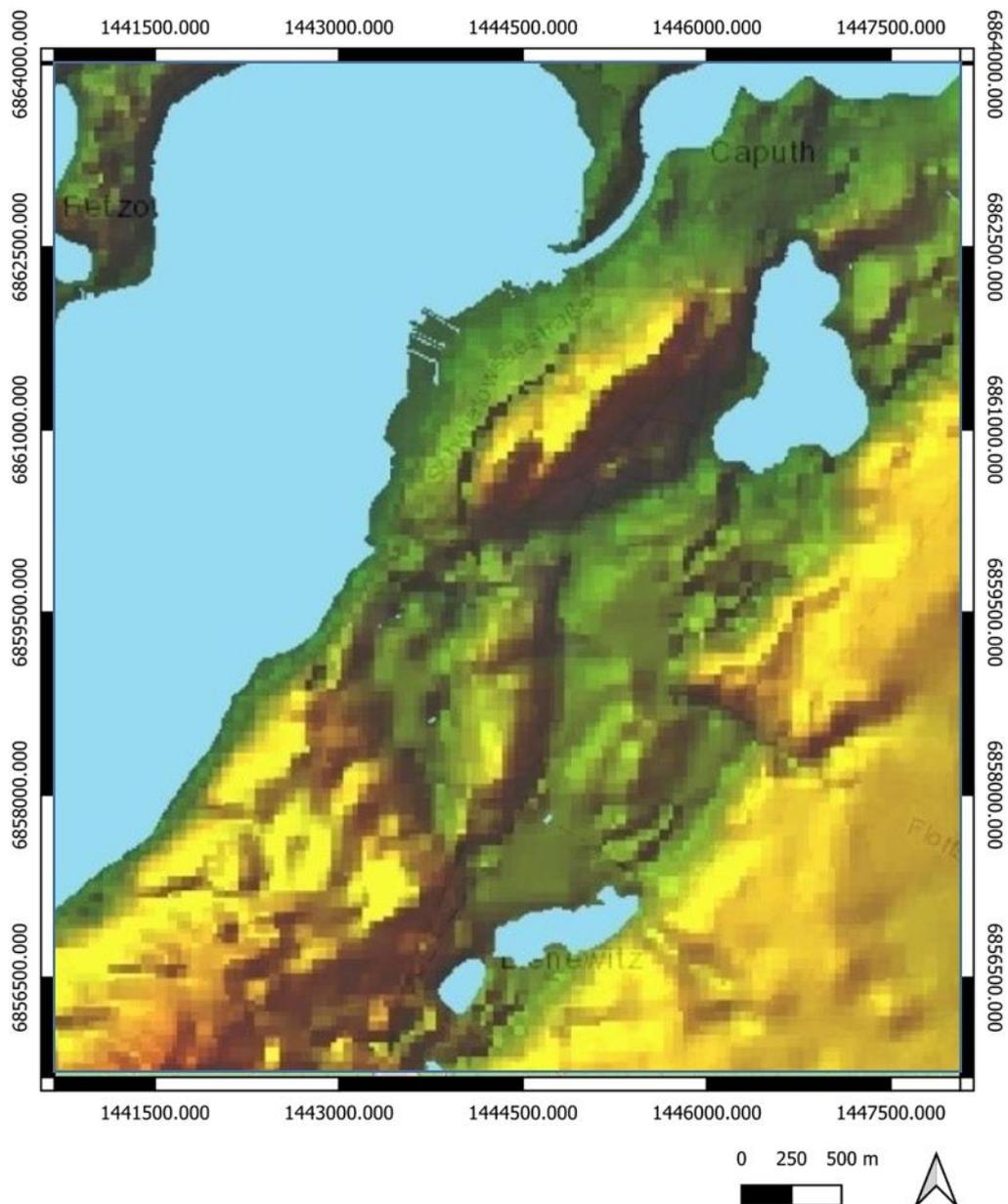


Abbildung 2: Relief CS mit EZG, braun dargestellt sind Höhenzüge, grün Niederungen (LGBR 2020)

Im Süden der eiszeitlichen Rinne zwischen den Lienewitzseen und dem CS sind finden sich anmoorige, stark humose, sandig-schluffige Böden sowie Niedermoortorf. Diese Niedermoortflächen werden unterbrochen durch in der GK 25 (LGBR 2020) hellbraun-grau dargestellte glazi-fluviale kiesige Ablagerungen. Diese Böden bilden einen weitestgehend unbedeckten Grundwasserleiter, der nach Norden von den Lienewitzseen zum CS hin entwässert. (HERMSDORF 2015) (GROHNKE 2015)

An den westlichen und östlichen Rändern der Rinne stehen periglaziale, teils fluviatile Hangsande oder Schwemmkegel mit schluffigem bis sandigen, teils humosen Material an. Diese sind stellenweise von geringmächtigem Holozän bedeckt. Der im Westen liegende Krähenberg wird vor allem durch seine kiesigen und sandigen Substrate charakterisiert. Holozäne fluviatile Auensedimente schließen sich im Norden rund um den Abfluss des CSs an. (LGBR 2020)

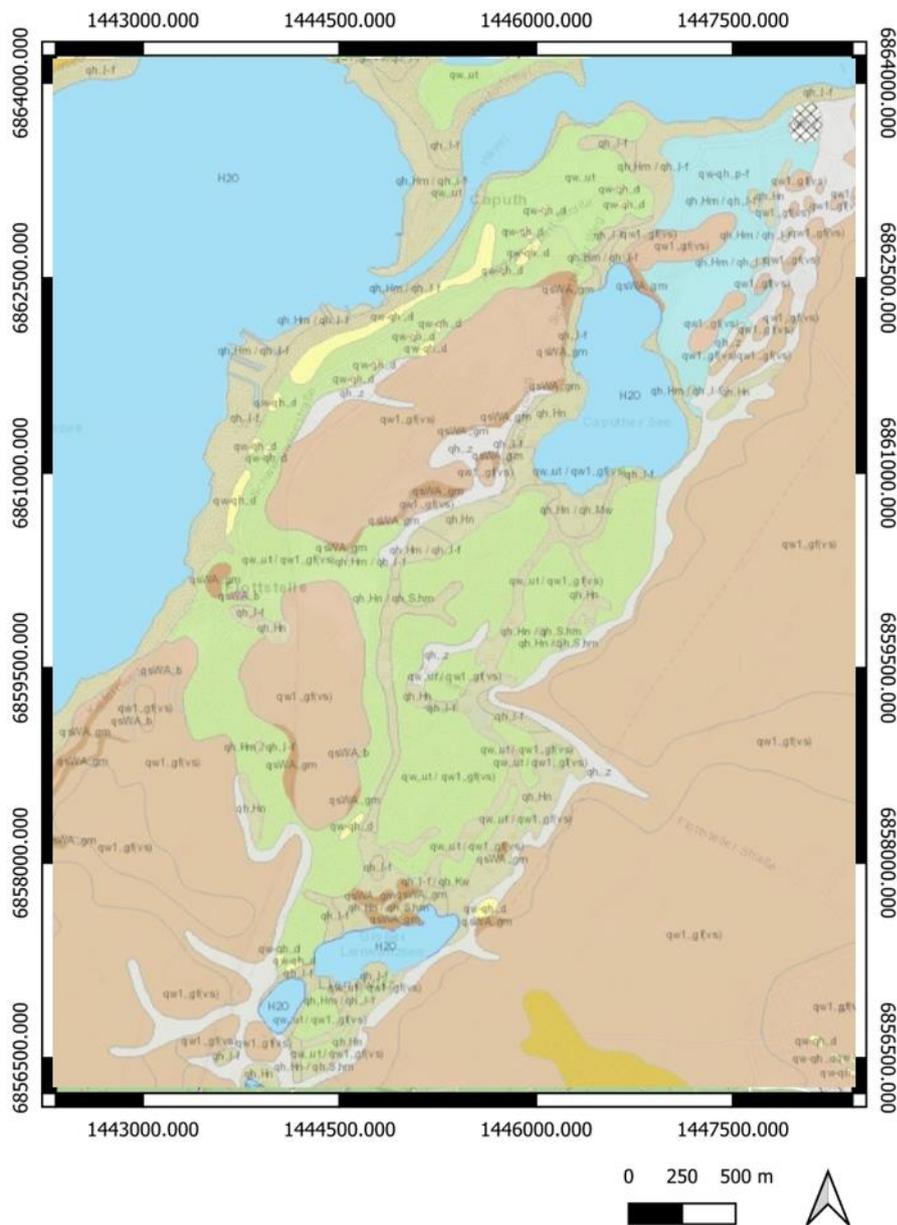


Abbildung 3: Geologie im Einzugsgebiet des CSs, grün: Niedermoor, hellbraun-grau im EZG: glazifluviatile Kiese, rot-braun: glaziale sandig-kiesige Ablagerungen, hellgrau: periglaziale Tal-, Hangsande und Schwemmfächer aus GK 25 LGBR (2020)

2.2 Morphometrie und Hydrologie

Der CS hat eine Seefläche von 49,6 ha in fast dreieckiger Form. Er ist im Mittel 3,4 m tief, in weiten Teilen recht flach und in diesen Arealen über den Jahresverlauf nicht stabil geschichtet. In der Nordspitze des Sees liegt die tiefste Stelle mit 9,2 m Tiefe, an der sich von April/Mai bis September eine stabile Temperaturschichtung bildet. (ARP ET AL. 2016) (CAPUTHER SEE E.V. 2020) Weitere morphometrische Parameter sind in Tabelle 1 aufgeführt. Der CS entwässert von Süd nach Nord. Im Süden gibt es zwei kleinere Zuflüsse aus dem südlich gelegenen Waldgebiet. Ein Zufluss verbindet den CS über das Wurzelfenn mit den Lienewitzseen. Einen weiteren Zufluss gibt es an der Ostseite,

der vor allem durch Oberflächenwasser gespeist ist. Der CS entwässert über einen zunächst zweigeteilten kleinen oberflächlichen Ablauf von der Nordspitze in den Templiner See. Die Ab- und Zuflüsse führten in den vergangenen Jahren kaum bzw. gar kein Wasser. Der CS wird daher gegenwärtig hauptsächlich über das Grundwasser gespeist. (ARP ET.AL. 2016) (WÖBBECKE ET.AL. 2019)

Tabelle 1: Morphometrische und hydrologische Kenndaten des Caputher Sees nach MIETZ ET. AL. (1999), teilweise aktualisiert durch ARP ET.AL. (2016)

Seefläche A [ha]	Volumen V [Mio. m ³]	Max. Tiefe Z _{max} [m]	Mittlere Tiefe Z _m [m]	Effektive Länge L _{eff} [m]	Effektive Breite B _{eff} [m]	Tiefengradient tF	Theo- retische Verweilzeit des Wassers R _t [a]
46,9	1,54	9,2	3,1	1180	740	1,39	1,16

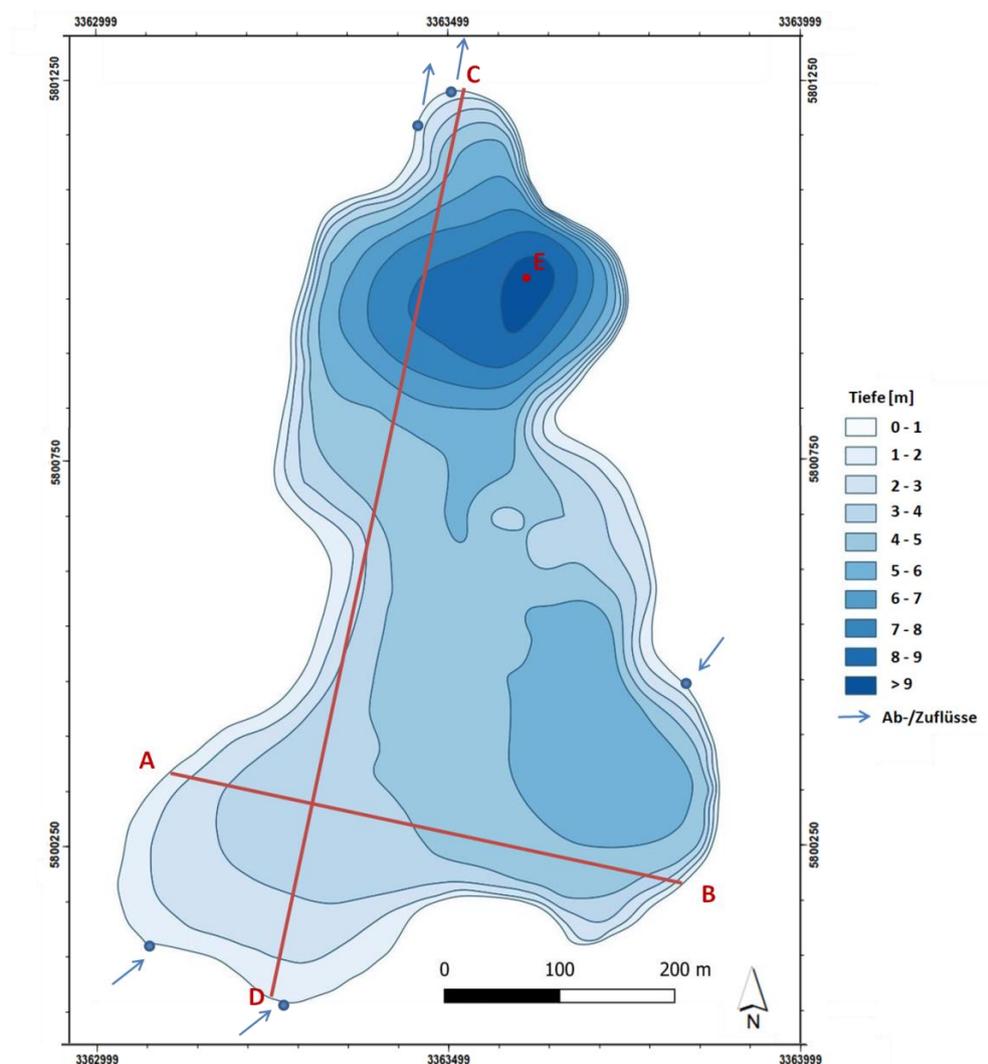


Abbildung 4: Morphometrie CS, AB = B_{eff}, CD = L_{eff}, E = tiefste Stelle (eigene Bearbeitung von Shapes des INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER + INGENIEURE 2007)

2.3 Einzugsgebiet und Landnutzung

Etwa zwei Drittel der Seefläche im südlichen Teil gehören zum NSG „Lienewitz-Caputher Seen- und Feuchtgebietskette“. (LAND BRANDENBURG 2002) Direkt an den Lienewitzseen befindet sich die Siedlung Lienewitz, im Westen und Norden des CS schließt direkt der Ort Caputh an. Die Landnutzung im EZG beschränkt sich auf forstwirtschaftliche Nutzung. (ARP ET.AL. 2016) Der See selbst wird binnenfischereilich, sowie für Freizeitwecke und als Naherholungsgebiet genutzt. (CAPUTHER SEE E.V. 2020)

Am Nordostufer des Sees befindet sich seit 1972 eine Brauchwasserpumpe, die Oberflächenwasser für die Bewässerung von zwei Kleingartenanlagen abpumpt. Nach Angaben der Pächter der Brauchwasserpumpe wurden in den vergangenen Jahren (Stand 2016) rund 15000 Kubikmeter Wasser im Jahr entnommen. (GREINER 2016)



Abbildung 5: Einlauf in den Pumpenteich nahe der tiefsten Stelle des CS (eigene Aufnahmen 18.07.2020)

2.4 Klima

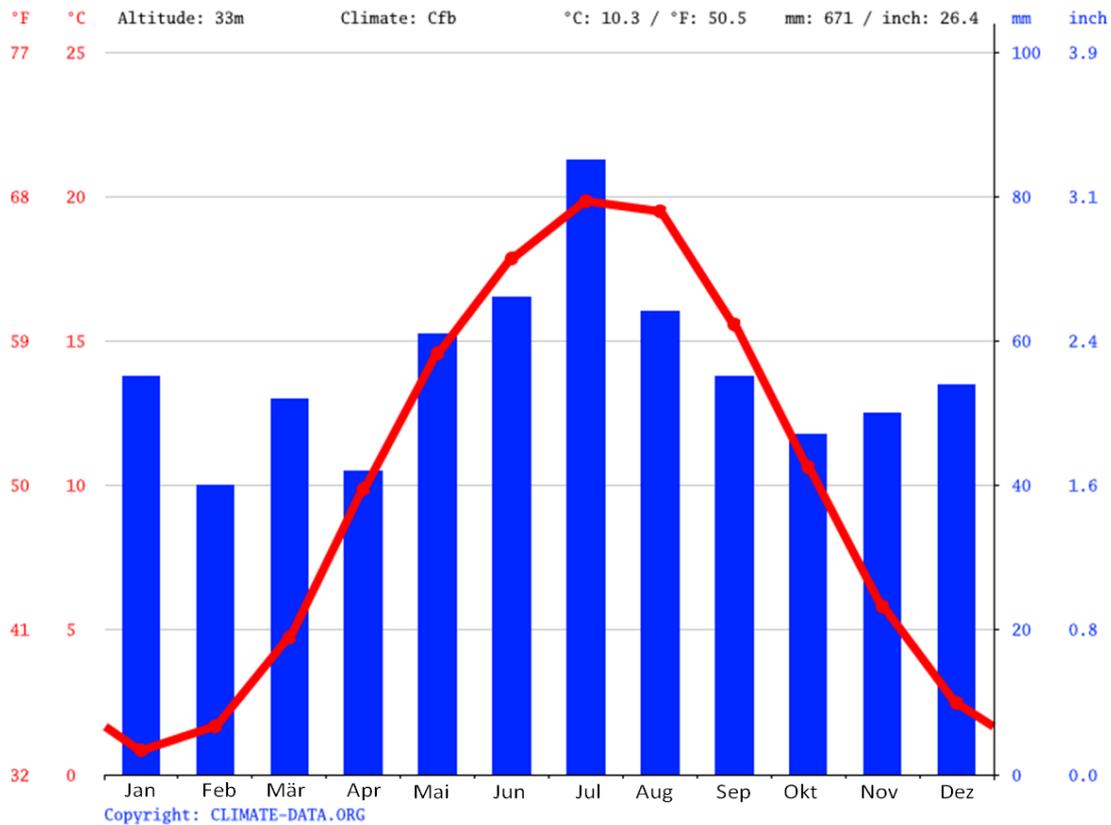


Abbildung 6: Klimadiagramm Caputh (eigene Bearbeitung von CLIMATE-DATA.ORG 2021)

Nach Köppen und Geiger wird das Untersuchungsgebiet als Cfb-Klima klassifiziert. Der See liegt auf einer Höhe von 33m über NN. Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt 10,3°C, wobei die durchschnittlichen Temperaturen im Jahresverlauf um 19°C zwischen dem wärmsten Monat Juli mit 19,8°C und dem kältesten Januar mit 0,8°C schwanken. Innerhalb eines Jahres fallen etwa 671 mm Niederschlag, wobei der Juli als niederschlagsreichster Monat mit 85 mm im Durchschnitt zu nennen ist. Mit etwa 40 mm Niederschlag ist der Februar der trockenster Monat. (CLIMATE-DATA.ORG 2021)

Für einen Vergleich des Untersuchungszeitpunktes mit dem langjährigen Mittel wird die Station Potsdam herangezogen. Vor allem der Niederschlag ist für den hauptsächlich vom Grundwasser gespeißten CS von Bedeutung. Die Station Potsdam verzeichnete für das Jahr 2020 nur 85% des Niederschlags des langjährigen Mittels, dagegen jedoch +1,8°C. 2019 waren es 93% und 2,0°C, 2018 59% und +1,9°C. (KLIMAKONTOR 2021) Der Pegelstand am Pumpenteich betrug am 18.07.2020 ca. 14 cm.

3 Methodik

A 3.1 Auswertung und Einordnung der Ergebnisse in die Forschungsreihe

Seit 1999 gibt es Untersuchungen zum CS. Diese sollen über eine Literaturrecherche der Veröffentlichungen gesammelt dargestellt werden. Dabei geht es vor allem um die langfristige Entwicklung der mehrfach untersuchten Parameter und die Einordnung der einmaligen Untersuchungen anderer Parameter. Das Ziel ist, ein möglichst vollständiges Bild über den Zustand und die Entwicklung des CSs zu gewinnen. In Tabelle 2 ist die bisherige Literatur in der Forschungsreihe zum CS aufgelistet. Eine Kurzübersicht der untersuchten Parameter gibt es in Kapitel A4.

Die eigenen Ergebnisse im Rahmen der Sedimentuntersuchungen im Sommer 2020 werden zuletzt in Beziehung zu den vorhergehenden Ergebnissen gesetzt und diskutiert.

Tabelle 2: Übersicht Veröffentlichungen CS

Autor	Jahr	Titel
MIETZ	1999	Caputher See – Zustand und Ansätze der Restauration
ARP, KOPPELMEYER	2010	Biologisches und chemisches Monitoring zur Indikation des ökologischen Zustandes gemäß EU-WRRL in 83 Seen im Land Brandenburg
HERMSDORF	2011	Hydrogeochemisch-genetische Bewertung des Caputher Sees
ARP, KOPPELMEYER, WÖBBECKE	2013	Monitoring zur Indikation des trophischen Zustandes gemäß EU-WRRL in 4 Seen im Land Brandenburg
RICHTER	2015	Entwicklung des trophischen Zustands des Caputher Sees (Diplomarbeit)
ARP, WÖBBECKE, KOPPELMEYER, MAIER	2014	Limnologische Untersuchungen des Caputher Sees 2017 - Untersuchungen des Phyto- und Zooplanktons sowie wichtiger limnochemischer Gewässerparameter vom August und Oktober 2014
ARP, WÖBBECKE, MICHELS, KOPPELMEYER, MAIER,	2016	Monitoring von Plankton und Limnochemie gemäß EU-WRRL in 13 Seen in Brandenburg
WÖBBECKE, KOPPELMEYER, ARP, MAIER	2016	Limnologische Untersuchungen des Caputher Sees 2016 - Untersuchungen des Phyto- und Zooplanktons sowie wichtiger

			limnochemischer Gewässerparameter vom August, September und Oktober 2016
WÖBBECKE, MAIER	ARP,	2017	Limnologische Untersuchungen des Caputher Sees 2017 - Untersuchungen des Phyto- und Zooplanktons sowie wichtiger limnochemischer Gewässerparameter vom August, September und Oktober 2017
WÖBBECKE, MAIER	ARP,	2019	Limnologische Untersuchungen des Caputher Sees 2019 - Untersuchungen wichtiger trophischer Gewässerparameter, vor-Ort-Parameter, des Phyto- und Zooplanktons sowie submerser Makrophyten
BERGER		2020	Biologisches und limnochemisches Monitoring zur Indikation des ökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie in 34 Seen im Land Brandenburg im Jahr 2018 (Los 3)

A 3.2 Feldmethoden

A 3.2.1 Sondierung Tiefe des glazialen Seebeckens (Gesamttiefe) und Wassertiefe

Um die Gestalt des glazialen Seebeckens, die Wassertiefe und Mächtigkeit der holozänen lockeren Sedimente des CSs in seiner Gesamtheit möglichst objektiv abzubilden, wurde ein Gitter mit 18 Pixeln von der Größe 190 x 190 m erstellt. Dieses Gitter wurde auf die Tiefenkarte des CSs erstellt mit Shapes des INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER + INGENIEURE (2007) aufgelegt. Die Shape Daten basieren auf einer Aufnahme der Wassertiefen mittels Echolot.

Pro Pixel sollte mindestens eine Sondierung vorgenommen werden. In einigen Pixeln sind starke kleinräumige Veränderungen wie Löcher oder steile Hänge unter Wasser zu erkennen, die durch zusätzliche Sondierungen möglichst aufgenommen werden und somit auf darunterliegende Strukturen überprüft werden sollten. Dazu wurden die zusätzlichen 7 nicht pixelgebundenen Sondierungen genutzt.

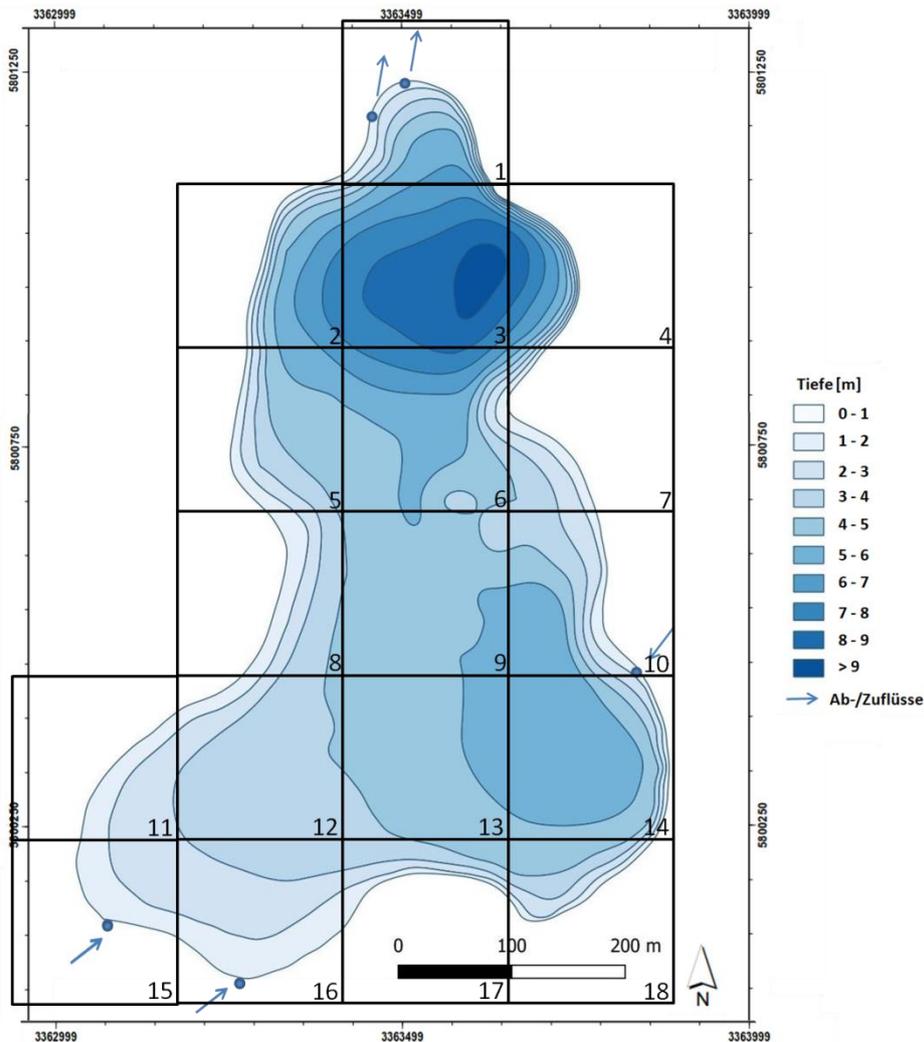


Abbildung 7: Wassertiefenkarte des CSs mit Pixelgitter (eigene Bearbeitung von INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBUR GMBH PLANER + INGENIEURE (2007))

Am 14.07.2020 wurden an 25 Stellen im CS die Wassertiefe und die Tiefe des glazialen Beckens im beprobt. Die Tiefe des glazialen Beckens (Gesamttiefe) wurde mit einem Gestänge vom Boot ausgemessen. Dieses wurde durch die weichen holozänen Mudde/Sedimente bis auf die feste Oberfläche des quartären Seebodens gedrückt. An der gleichen Stelle wurde eine Messung der Wassertiefe mithilfe eines Tellerlotes durchgeführt. Das Tellerlot liegt auf der Oberfläche der holozänen Mudde, dem heutigen Seeboden, auf.

Parallel zur Sondierung wurde die Beschaffenheit der holozänen Sedimente mittels Feldmethoden der Bodenkundlichen Kartieranleitung der AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2005) eingeschätzt. Diese sollen als erste Einschätzung der Sedimentbeschaffenheit der holozänen Ablagerungen an den verschiedenen Stellen des Sees dienen. Sie ersetzen keine Korngrößenanalyse im Labor! Die Einschätzung bezieht sich dabei auf eine Mischprobe der Lockersedimente am Bohrstock.

A 3.2.2 Errechnung Mächtigkeit der holozänen Sedimente

Die Mächtigkeit der holozänen Auflage wurde errechnet aus der Differenz zwischen gemessener Gesamttiefe und Wassertiefe.

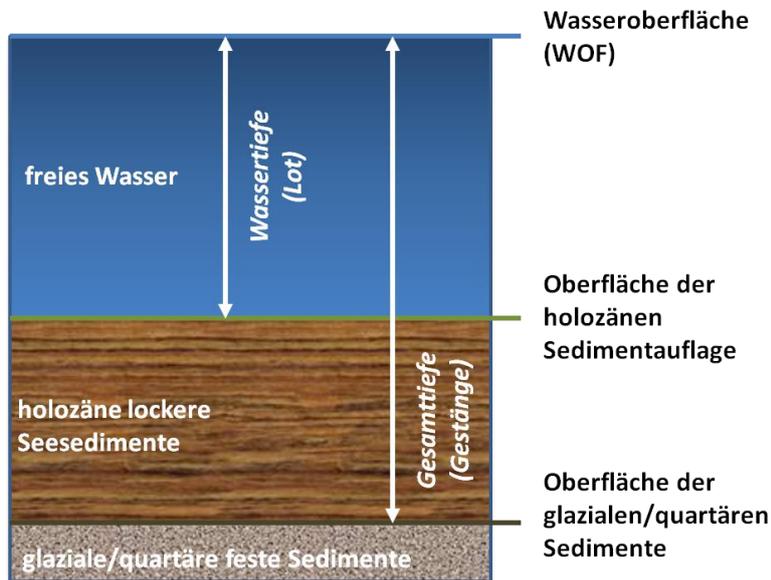


Abbildung 8: Schema Messung der Wassertiefe und Gesamttiefe

A 3.2.3 Sedimentkernentnahme holozäner Sedimente

Der Zeitraum für die Bohrungen wurde für den Spätsommer festgesetzt, da bei geschichteten Seen am Ende der Sommerstagnation anoxische Verhältnisse vorherrschen sollten. Die meisten Spurenelemente sind dann festgelegt, während sie im oxischen Milieu freigesetzt werden. Nur Eisen und Mangan werden bevorzugt im anoxischen Bereich gelöst, weil der Abbau der organischen Substanz dann von diesen Verbindungen übernommen wird. (KÖHN 2001) Das Sedimentationszentrum ist in einem See an den Stellen zu erwarten, wo die Geschwindigkeit des durchfließenden Wassers am geringsten ist und, hauptsächlich organisches, Material zur Ablagerung kommt. Der Gewässerboden lässt sich in Akkumulations-, Transport- und Erosionszonen einteilen. (HUPFER in HRSG. DOKULIL ET.AL. 2001) Es wird angenommen, dass sich das Sediment eines Liefergebietes vorrangig in Tiefenzonen im Unterwasserrelief des Sees akkumuliert und dort eine chemisch repräsentative Mischprobe des Sedimentes dieses Gebietes erwartet werden kann. Die tiefsten Stellen wurden deshalb als günstigste Probenahmebereiche ausgewählt.

Die Auswahl der zu unterscheidenden Liefergebiete der im Labor zu untersuchenden Sedimentkerne begründet sich auf der selbst vorgenommenen Einteilung des Sees auf Basis der Tiefenkarte INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER + INGENIEURE (2007) und der wahrscheinlichen Sammlung von Sediment an verschiedenen tief gelegenen Stellen. Diese Einteilung soll mittels Clusteranalyse überprüft werden.

Die Bohrungen wurden mit einem 50 cm langen Sedimentstecher durchgeführt. Die oberen 20 cm der jeweils vier Bohrkerne eines Standortes wurden in 5 cm mächtigen Schichten abgehobelt und als Mischprobe für das Labor aufgefangen. Die Sedimentproben für die Laboranalyse wurden als Mischprobe aus den jeweiligen 5 cm der vier an der gleichen Stelle genommenen Bohrung hergestellt. Die so hergestellten Mischproben wurden in vorbereitete Probengefäße abgefüllt, gekühlt, dunkel aufbewahrt und umgehend in das Labor der PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor GmbH & Co. KG transportiert.

Der CS kann basierend auf der Tiefenkarte (Abbildung 9) in vier Bereiche unterteilt werden. Diese sollten auf die Rücklösung von Stoffen aus den Sedimenten in das Freiwasser untersucht werden. Es sollen an einer jeweils möglichst tiefen Stelle in den entsprechenden vier Teilen des CSs vier Bohrungen an der gleichen Stelle gemacht werden, d.h. 16 insgesamt. Somit sollen sehr kleinräumige Anomalien möglichst ausgeschlossen werden. Die Wassertiefe an den vier Stellen wurde ebenfalls mittels Tellerlot bestimmt.

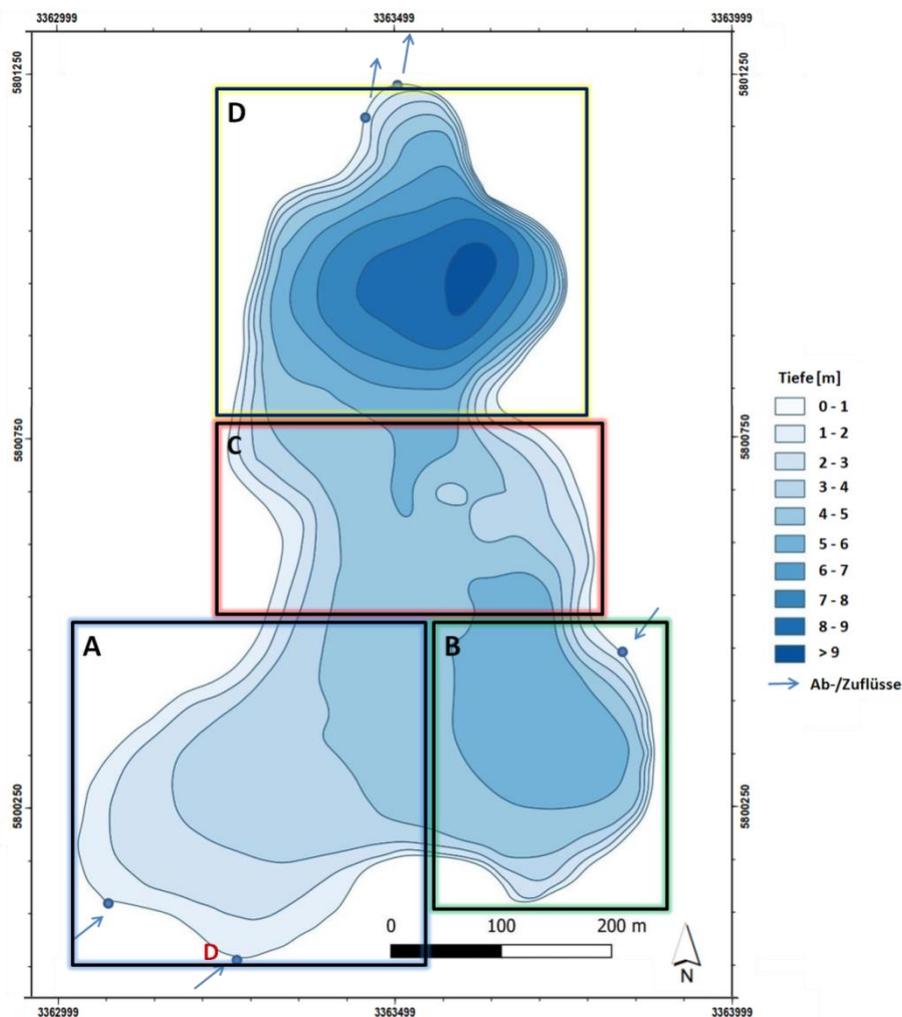


Abbildung 9: Einteilung des CS in vier Teile mit Bohrungen (eigene Bearbeitung von INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER + INGENIEURE (2007))

Die Einteilung der vier Bereiche erfolgte nach theoretischen Sedimentverlagerungen im Unterwasserrelief durch Erosion an höher gelegenen und Akkumulation des Sedimentes in tiefer gelegenen Stellen. Die Tiefenkarte lässt vermuten, dass es einmal am Ostufer eine Tiefenlinie gab. Diese wurde vermutlich durch halbkreisförmige Sedimente eines kleinen Zuflusses am Südostufer teilweise überprägt. Die Zu- und Abflüsse des CS führen über die letzten Jahre kaum Wasser (WÖBBECKE ET.AL. 2019) (ARP ET.AL. 2016), weshalb angenommen werden kann, dass die jüngeren Sedimente kaum durch Transport durch einen Wasserdurchfluss in Richtung Süd-Nord beeinflusst sind. Vor allem in den flachen Bereichen in Teil B, C und D überwiegt vermutlich der Einfluss durch Wind gegenüber der gerichteten Bewegung durch einen Durchfluss des Wassers.

Teil A ist sehr flach mit geringer Reliefenergie. Das gesamte Plateau liegt höher als die unterbrochene Tiefenlinie im Osten des Sees. In diesen Teil des Sees münden am Südufer zwei oberflächliche Abflüsse aus dem Wurzelfenn des EZGs ein. Diese führten jedoch in den letzten Jahren kein bzw. kaum Wasser. (WÖBBECKE ET.AL. 2019) (ARP ET.AL. 2016) Die Wasserbewegung wird vermutlich in den letzten Jahren größtenteils durch Windeinfluss generiert. Vor einer nasschemischen Analyse kann vermutet werden, dass die chemische Charakteristik nicht oder kaum durch Sedimente aus den anderen Seeteilen beeinflusst ist, sondern eher durch Sedimentinput aus dem EZG. Eine Probe soll nahe der einmündenden Oberflächenabflüsse genommen werden.

Teil B ist von größeren Wassertiefen und steilen Hängen geprägt. Mittig befindet sich eine tiefe Stelle, in der sich wahrscheinlich Sedimente aus den höher gelegenen umliegenden Bereichen sammeln. Um die chemische Zusammensetzung des Teils D abzubilden, soll eine Probe aus dem Bereich der größten Tiefe genommen werden. Es kann angenommen werden, dass auch Sedimente aus dem Teil A und C teilweise hierher umgelagert wurden.

Teil C charakterisiert sich durch ein wechselhaftes Relief. Die Tiefenkarte lässt den Einfluss eines kleinen oberflächlichen Fließgewässers am Ostufer erkennen. Die flache halbkreisförmige Zone in direkter Nähe zu dessen Mündung in den CS lassen einen Schwemmfächer vermuten, der im Feld nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE 2005) untersucht werden soll. Hier soll die Beprobung möglichst an einer relativ tiefen Stelle nahe des vermuteten Schwemmfächers stattfinden.

Teil D ist gekennzeichnet durch steil abfallende Hänge hin zum absolut tiefsten Punkt des Sees. Es kann angenommen werden, dass sich die Sedimente in diesem Teil des Sees an der tiefsten Stelle sammeln. Dort soll folglich eine Probe nahe der tiefsten Stelle genommen werden.

A 3.3 Limnochemische Analysen/Aufbereitung der Daten

Alle limnochemischen Analysen wurden von PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor GmbH & Co. KG durchgeführt.

A 3.3.1 Fraktionierung der Phosphorverbindungen nach Psenner et.al. (1984)

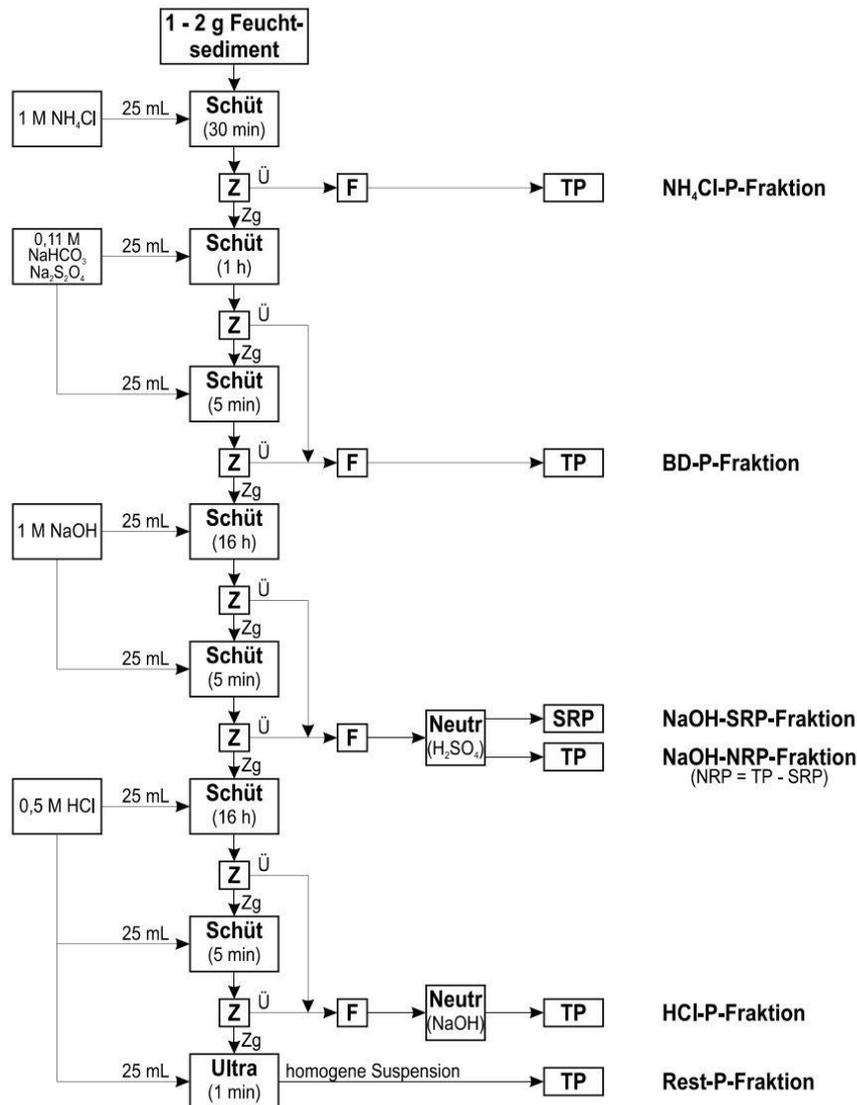
Die P-Bindungsformen im Sediment wurden mit einem Extraktionsverfahren basierend auf PSENNER ET. AL. (1984) und modifiziert in HUPFER (1995) aus dem Frischesediment ermittelt. Hierbei wurde auf eine Unterscheidung in molybdatreaktiven (SRP) und nicht reaktiven Phosphor (NRP) in allen Fraktionen außer der NaOH-Fraktion verzichtet, da laut HUPFER in untersuchten Sedimenten eutropher Seen nur in der NaOH-Fraktion nennenswerte Unterschiede zwischen SRP und TP (TP = SRP + NRP) zu erwarten sind. Alle Extraktionslösungen wurden zunächst in einem Ultraschallbad unter Vakuum entgast um eine Oxidation anoxischer Sedimente zu vermeiden. Die Stufen der Extraktion sind in Tabelle 3 aufgelistet. Die Beweisgrenze liegt bei 0,1 mg/g TM.

Die Extraktionseffizienz beträgt bei dieser Methode $90,6\% \pm 12,4\%$. Daher sollte es zu einer relativ guten Übereinstimmung mit den in der Feststoffanalyse ermittelten P-Gesamt Werten kommen. Sie liegt in der Regel zwischen 80 und 90 %. (PSENNER ET. AL. 1984) (HUPFER 1995) Am Ende der Fraktionierung wird die Summe der Fraktionen mit dem unabhängig bestimmten TP-Gehalt verglichen.

Tabelle 3: Sequenzen des P-Extraktionsverfahrens und die Zuordnung der einzelnen P-Fraktionen nach HUPFER 1995

Extraktionsmittel (Einwirkzeit)	Fraktion	Zu erwartende P-Bindungsform
1. NH ₄ Cl (1 M) (0,5 h)	SRP NRP	Im Interstitialwasser gelöster P und labil an Oberflächen adsorbierter P (z.B. von Fe und CaCO ₃) NRP im Interstitialwasser (< 0,45 µm) und labil adsorbierter organischer P-Verbindungen
2. NaHCO ₃ / Na ₂ S ₂ O ₄ (0,11M) (Bicarbonat/Dithionithe BD) (1 h)	SRP NRP	Unter reduzierenden Bedingungen löslicher SRP (vor allem an Fe-Hydroxide und Mn-Oxide gebunden) Unter reduzierenden Bedingungen löslicher NRP
3. NaOH (1 M) (16 h)	SRP NRP	An Oberflächen von Metalloxiden (Al, Fe, ...) gebundene P, die gegen OH ⁻ -Ionen austauschbar sind; in Basen löslicher P P in Mikroorganismen (einschließlich Polyphosphate) und Detritus-P, huminstoffgebundene P
4. HCl (0,5 M) (16 h)	SRP	An Karbonate und Apatit gebundene Phosphate, Spuren von hydratisierenden organischen P

	NRP	säurestabiler organischer P (z.B. organischer P in kalzithüllenbildenden Algen, organische P-Verbindungen in Kalzitkristallen)
5. $K_2S_2O_8$ (0,5 h; 134 °C)	TP	refraktärer organischer und anders gebundener P (Rest-P)



F Filtration mit Membranfilter 0,45 µm
 Neutr Neutralisation
 Schüt Schütteln im Überkopfschüttler
 SRP SRP-Bestimmung
 Zg Zentrifugat

TP TP-Bestimmung
 Ü Überstand
 Ultra Ultraschallbad
 Z Zentrifugieren (5 min bei 10.000g)

Abbildung 10: Schematische Darstellung des Analysegangs der P-Fraktionierung von Sedimenten nach Hupfer (1995) (bereitgestellt von PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor)

A 3.3.2 Feststoffanalyse

In Tabelle 5 sind die Methoden der Feststoffanalyse aufgezählt und kurz beschrieben.

Tabelle 4: Labormethoden der Feststoffanalyse Angaben der PWU Potsdamer Wasser- und Umweltlabor GmbH & Co. KG

Parameter	Verfahren	Beschreibung	Einheit
Trockenmasse	DIN EN 12880	Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts; Deutsche Fassung EN 12880:2000	%
Glühverlust 550°C	DIN EN 12879	Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung des Glühverlustes der Trockenmasse; Deutsche Fassung EN 12879:2000	%
Glühverlust 850°C	DIN EN 15935	Boden, Abfall, behandelter Bioabfall und Schlamm - Bestimmung des Glühverlusts; Deutsche Fassung EN 15935:2021	%
Gesamt-P	DIN EN ISO 17294-2	Wasserbeschaffenheit - Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) - Teil 2: Bestimmung von ausgewählten Elementen einschließlich Uran-Isotope (ISO/DIS 17294-2:2022); Deutsche und Englische Fassung prEN ISO 17294-2:2022	mg/kg TM
Gesamt-N	DIN EN 13342	Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung des Stickstoffs nach Kjeldahl; Deutsche Fassung EN 13342:2000	mg/kg TM
Ca	DIN EN ISO 11885	Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES) (ISO 11885:2007); Deutsche Fassung EN ISO 11885:2009	mg/kg TM
Fe	DIN EN ISO 11885	Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES) (ISO 11885:2007); Deutsche Fassung EN ISO 11885:2009	mg/kg TM
S	DIN EN ISO 17294-2	Wasserbeschaffenheit - Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) - Teil 2: Bestimmung von ausgewählten Elementen einschließlich Uran-Isotope (ISO/DIS 17294-2:2022); Deutsche und Englische Fassung prEN ISO 17294-2:2022	mg/kg TM

A 3.3.3 Aufbereitung der Daten

Für das Erstellen der digitalen Höhenmodelle von Gesamttiefe, Wassertiefe und holozäne Sedimentmächtigkeit wurden mittels ArcGIS Pro die 25 Sondierungen mit dem Umriss des Sees interpoliert. Dabei wurde die Spline mit Barriere Interpolation gewählt. Diese Methode wurde durch einen Vergleich der Ergebnisse mit der Tiefenkarte der Wassertiefen vom INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER+ INGENIEURE (2007) gegenüber anderen Interpolationen ausgewählt, wie der Natürlichen Nachbarn, Inverse Distance Weighted oder Kriging. Die Spline Interpolation erzeugt eine relativ glatte Oberfläche ohne scharfe Kanten, was auf einem sehr weichen holozänem Seeboden der Realität am nächsten kommt. Weiterhin verläuft die errechnete Fläche exakt durch die gemessenen Punkte. (ESRI 2016)

Für die Quantifizierung der chemischen Charakteristik der Bohrkerne wurde eine Clusteranalyse verwendet. Diese wurde mittels k-means mit RStudio durchgeführt. Alle statistischen Analysen, wie lineare Regressionen, Korrelationen oder statistische Gütemaße wurden ebenfalls mit RStudio erarbeitet. Die RScripte finden sich im Anhang.

A 3.4 Auswahl und Bewertung von Maßnahmen der Seentherapie

Der Teil B der Arbeit zielt auf die Empfehlung von Maßnahmen der Seentherapie zur Verbesserung der Gewässergüte des CS ab. Als theoretische Grundlage hierfür werden die Standartwerke BESCH ET.AL. (1992) „Limnologie für die Praxis“, SCHÖNBORN (2003) „Lehrbuch der Limnologie“, SCHWOERBEL, BRENDENBERGER (2010) „Einführung in die Limnologie“, sowie das DWA-Regelwerk „Merkblatt DWA-M 606 – Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie“ von 2006 und das Diskussionspapier der BWK (1997) „Seensanierung – wasserrechtliche/ technische Verfahren und Kosten“ verwendet.

Mithilfe dieser Literatur sollen im ersten Schritt Begriffe und Grundlagen der Seentherapie geklärt, im zweiten Schritt Maßnahmen benannt und zuletzt Fallbeispiele und Kosten aufgezeigt werden. Schritt eins und zwei sollen dabei einen theoretischen Überblick über die Möglichkeiten einer Seentherapie aufzeigen. Die erwähnten Fallbeispiele werden so ausgewählt, dass sie möglichst dem CS ähnliche Seen beschreiben um auf diese Weise einen Vergleich zu erleichtern, sowie Kosten und Erfolgchancen besser abschätzen zu können.

Hierbei soll die Bewertung auf Basis des in Teil A untersuchten Ist-Zustands des CS durchgeführt werden, wobei langfristig die Annäherung des Referenz-Zustands das Ziel sein soll. (4.1.1)

4 Theorie

A 4 Theoretische Grundlagen und Forschungsreihe CS

A 4.1 Trophiesystem/Trophiebewertung von Standgewässern

Ein See unterliegt natürlicherweise einer Alterung. Nährstoffeinträge erhöhen die Intensität der Primärproduktion und verändern die Beschaffenheit des Wassers und Gewässers. Durch Sedimentation und Akkumulation von Schwebstoffen und Biomasse reduzieren sich sukzessiv Tiefe und Fläche des Sees. Der See verlandet. Natürlicherweise läuft die Verlandung eines Gewässers über lange Zeiträume ab, kann aber anthropogen beschleunigt werden über Eingriffe in das Ökosystem und/oder verstärkte Nährstoffeinträge ins EZG. Die Zunahme der Eutrophierung ist heute Hauptursache für die Verschlechterung der Gewässergüte. Der Eintrag von P-Verbindungen in das Gewässer ist Hauptursache für die Eutrophierung, da Phosphor eine Schlüsselstellung bei der Steuerung der Primärproduktion im Ökosystem See einnimmt. (DWA 2006)

Zur quantitativen Bewertung und Klassifikation eines Sees wird nach LAWA (1999) das Belastungskonzept von VOLLENWEIDER (OECS 1982) in Erweiterung genutzt. Das Belastungskonzept von VOLLENWEIDER enthielt ursprünglich nur die drei Trophiegrade oligotroph, mesotroph und eutroph. Zur differenzierten Beschreibung von stark belasteten Gewässern wurde in Anlehnung an den Fachbereichsstandart „Stehende Gewässer, TGL 27885/01 ein Trophiesystem mit den fünf Trophieklassen oligotroph, mesotroph, eutroph, polytroph und hypertroph definiert.

Als **oligotroph** werden Gewässer eingeordnet, deren Produktion auf Grund von geringer Verfügbarkeit von Nährstoffen nur schwach ausgeprägt ist. Die Phytoplanktonentwicklung ist ganzjährig gering, wodurch sich ganzjährige hohe Sichttiefen ergeben. Die Sauerstoffkonzentration des Tiefenwassers weißt am Ende der Stagnationsperiode über 4 mg/l auf. (LAWA 1999, S. 14)

In **mesotrophen** Gewässern findet eine höhere Produktion statt als bei oligotrophen Gewässern. Die begründet sich durch die höhere Verfügbarkeit von Nährstoffen. Die Phytoplanktonentwicklung erfolgt mäßig bei großer Artenvielfalt und einem Maximum im Frühjahr. Weiterhin sind mesotrophe Gewässer durch mittlere Sichttiefen, ein häufiges metalimnisches Sauerstoffminimum und teilweise einen Sauerstoffmangel im Hypolimnion gekennzeichnet. (LAWA 1999, S. 14)

Eutrophe Gewässer zeichnen sich durch eine hohe Produktion aufgrund der guten Verfügbarkeit von Nährstoffen aus. Gleichzeitig ist die Phytoplanktonentwicklung hoch, Algenblüten sind möglich, wodurch die Sichttiefe gering ist. Die oberste Wasserschicht kann durch Assimilation der Algen

zeitweise mit Sauerstoff übersättigt sein. Im Gegensatz dazu kommt es zu Ende des Sommers regelmäßig zu starkem Sauerstoffmangel im Tiefenwasser. (LAWA 1999, S. 14)

In **polytrophen** Gewässer ist die Produktion von Grund auf sehr hoch aufgrund extrem hoher Nährstoffkonzentrationen. Die Produktion ist zeitweise nicht nährstoff-, bzw. phosphorlimitiert. Im Jahresverlauf können mehrfach Algenmasseentwicklungen stattfinden. Im Sommer sind oft Blaualgen dominierend. Die resultierende Sichttiefe ist sehr gering, meist unter 1m. Sauerstoffschwund und nachfolgende Schwefelwasserstoffbildung im Sommer sind die Regel. Der Zustand p2 (Tabelle 5) kommt unter natürlichen Bedingungen nicht vor. (LAWA 1999 S. 14)

Hypertrophe Gewässer sind charakterisiert durch eine ganzjährige hohe Nährstoffverfügbarkeit. Die Planktonproduktion ist hier nicht nährstofflimitiert. Es findet eine ganzjährige Algenmasseentwicklung statt, die einerseits die Gewässerfarbe bestimmt, andererseits sehr geringe Sichttiefen von nur in seltenen Fällen über 1m nach sich zieht. In geschichteten Seen gibt es zu allen Jahreszeiten in starkes Sauerstoffdefizit im Tiefenwasser und schon wenige Wochen nach Beginn der Schichtung vollständigen Sauerstoffschwund. Der Zustand h (Tabelle 5) kommt unter natürlichen Bedingungen nicht vor. (LAWA 1999, S. 15)

Tabelle 5: Bewertungsstufen 1 – 7 in Abhängigkeit vom trophischen Istzustand und vom Referenzzustand eines Standgewässers direkt übernommen aus LAWA (1999), S.55

	Istzustand						
	oligotroph	mesotroph	eutroph		polytroph		hypertroph
Symbol	o	m	e1	e2	p1	p2	h
Referenz-zustand							
o	1	2	3	4	5	6	7
m	-	1	2	3	4	6	7
e1	-	-	1	2	3	5	7
e2	-	-	-	1	3	5	7
p1	-	-	-	-	1	4	7
p2, h	kommen definitionsgemäß als Referenz-Zustand nicht vor						

Die Kenntnis sowohl des Ist-Zustands, als auch des Referenzzustands ist wichtig, um den Erfolg von Maßnahmen beobachten zu können und zu wissen, welches Ziel erreicht werden kann und wann es erreicht ist. (MIETZ 1999) Ein Gewässer kann somit über den Ist- und Referenz-Zustand klassifiziert und quantitativ in seiner zeitlichen Entwicklung beurteilt werden.

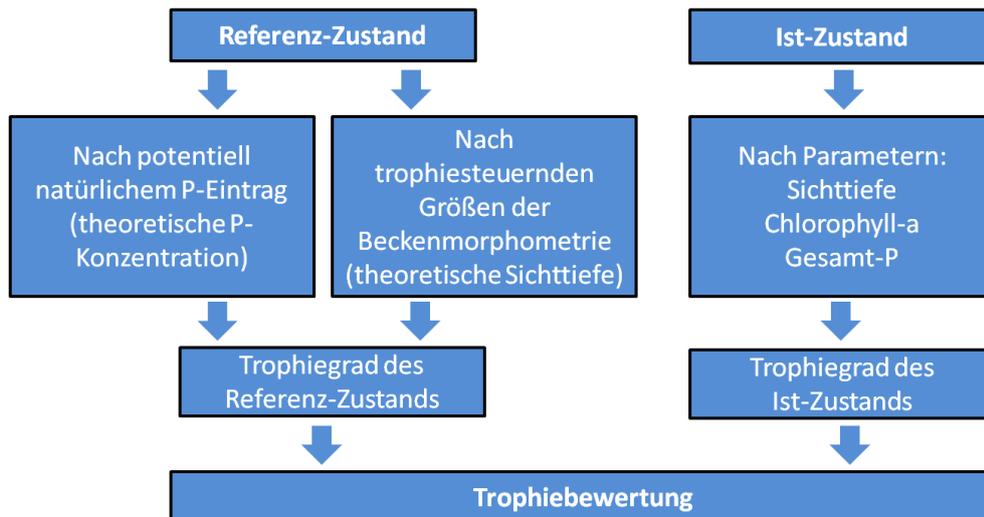


Abbildung 11: Übersicht der trophischen Zustandsanalyse von Standgewässern nach LAWA (1999)

A 4.1.1 Referenz-Zustand

Der Referenz- Zustand ist der potentiell natürliche Gewässerzustand, der seinen naturräumlichen Randbedingungen entspricht. Der Referenz-Zustand wird bei allen Maßnahmen der Seentherapie angestrebt. (DWA 2006) Hierbei können auch irreversible vom Menschen vorgenommene Veränderungen akzeptiert und mit einbezogen werden. (LAWA 1999)

Die Quantifizierung des Referenzzustandes erfolgt nach der Richtlinie der LAWA (1999). Dieser Zustand kann anhand voneinander unabhängiger Ansätze bestimmt werden:

Referenzzustand nach trophiesteuernden Kenngrößen der Beckenmorphometrie mittels theoretischer Sichttiefe

Referenzzustand nach potentiell natürlichem Nährstoffeintrag nach theoretischer P-Konzentration

Bei unterschiedlichen errechneten Referenzzuständen wird nach LAWA (1999) der geringste Trophiegrad als Bewertungsgrundlage im Sinne des Gewässerschutzes herangezogen. Die verwendeten Klassifikationen und Bezeichnungen der Trophiegrade werden ausführlich in Kapitel A 4.1 beschrieben.

Der **Referenzzustand nach trophiesteuernden Kenngrößen der Beckenmorphometrie** beschreibt den Zusammenhang zwischen der Trophie eines Gewässers und seiner Morphometrie. (LAWA 1999) Dieser Zusammenhang lässt sich am besten beschreiben durch die mittlere Tiefe und den Tiefengradienten als Maß für die Schichtungsstabilität eines Sees. Dieser Zusammenhang basiert auf den höchsten Korrelationskoeffizienten einer statistischen Analyse von 108 natürlichen Seen in Norddeutschland von MIETZ (1991). Die beschreibenden Größen für das Seebecken sind die mittlere

Tiefe und der Tiefengradient. Seen mit einem Tiefengradienten größer 1,5 sind in der Regel im Sommer thermisch stabil. (LAWA 1999) Berechnet werden beide Größen nach MIETZ (1991) wie folgt:

$$\text{Mittlere Tiefe} = \text{Seevolumen [m}^3\text{]} / \text{Seefläche [m}^2\text{]}$$

$$\text{Tiefengradient} = \text{maximale Seetiefe [m]} / \text{theoretische Epilimniontiefe [m]}$$

Die theoretische Epilimniontiefe als Maß für die Angriffsmöglichkeit des Windes lässt sich nach der empirischen Formel von Ventz (1974) mittels der effektiven Achsenlänge berechnen. Die effektive Länge ist die größte Längsausdehnung über der freien Wasserfläche und steht orthogonal zur effektiven Breite. (LAWA 1999)

$$\text{Theoretische Epilimniontiefe} = 5,81 * \text{effektive Achsenlänge}^{0,28} \text{ [m]}$$

$$\text{Effektive Achsenlänge} = (\text{effektive Länge [km]} + \text{effektive Breit [km]}) / 2 \quad (\text{LAWA 1999})$$

Eine positive Korrelation mit sowohl der mittleren Tiefe, als auch dem Tiefengradienten wurde bei der Sichttiefe im Referenzzustand festgestellt und geeicht. (MIETZ 1991) (JAKUSCHKO 1988) Von dieser Referenzsichttiefe lässt sich auf die positiv korrelierten Chlorophyll-Konzentration und Gesamt-P-Gehalte schließen, was eine Einordnung in das Trophiesystem ermöglicht. (LAWA 1999) In MIETZ (1999) wurde mit folgender Formel die potentielle Sichttiefe für den CS bestimmt:

$$\text{Sichttiefe im Referenzzustand [m]} = 0,265 \times \text{mittlere Tiefe [m]} + 0,425 \times \text{Tiefengradient (F)} + 0,398$$

$$= 0,265 \times 3 \text{ m} + 0,425 \times 1,39 + 0,398$$

$$= \underline{1,78 \text{ m}}$$

Bei Erreichen des potentiell natürlichen Zustands nach Beckenmorphometrie, kann im CS eine Sichttiefe von 1,78 m erwartet werden. So ergab sich im Jahr 1999 ein Handlungsbedarf von rund 1 m. Der errechnete Referenzzustand ist **e1**. (MIETZ 1999)

Der **Referenzzustand nach potentiell natürlichem Nährstoffeintrag** bezieht sich auf die Größe des EZGs und der daraus theoretischen ausgetragenen Menge an P. Berücksichtigt werden die Bodenart, die Nutzung, die Gesamtgröße des Niederschlagsgebiets, der mittlere Jahresabfluss der Zuläufe, das Gewässervolumen und die Gewässerfläche. Zusätzlich werden für die Berechnung der P_{ges} die Größen P_{input} und R_t benötigt. (LAWA 1999)

Mittlere P-Konzentration Zuflüsse P_{input} :

Tabelle 6: P-Einträge aus dem EZG des CS

Flächenart	Fläche [ha] (MIETZ 1999)	P-Eintragsrate [kg P ha ⁻¹ a ⁻¹] (LAWA 1999)	Errechnete gesamt P-Konzentration Zuflüsse [kg a ⁻¹]
Wald	1225,5	0,05	61,3
Intakte Moore	32,68	0,2	6,5
Atmosphäre	49,6	0,3	14,9
			Σ = 82,7

Nach MIETZ (1999) beträgt die Jahreswasserfracht des CSs 1,33 Mio m³ a⁻¹.

$$\begin{aligned}
 P_{\text{input}} [\text{mg}/\text{m}^3] &= \text{Gesamt-P-Konzentration Zuflüsse} [\text{kg a}^{-1}] / \text{Jahresabfluss} [\text{Mio m}^3 \text{ a}^{-1}] \quad (\text{LAWA 1999}) \\
 &= 82,7 \text{ kg a}^{-1} / 1,33 \text{ Mio m}^3 \text{ a}^{-1} \\
 &= \underline{62,2 \text{ mg m}^{-3}}
 \end{aligned}$$

Mittlere Verweilzeit R_t:

$$\begin{aligned}
 R_t [\text{a}] &= \text{Volumen} [\text{m}^3] / \text{Jahreswasserfracht} [\text{m}^3 \text{ a}^{-1}] \quad (\text{LAWA 1999}) \\
 &= 1,5 \text{ Mio m}^3 / 1,33 \text{ Mio m}^3 \text{ a}^{-1} \\
 &= \underline{1,1579 \text{ a}}
 \end{aligned}$$

Mittlere potentielle Gesamt-P-Konzentration im See P_{ges}:

$$\begin{aligned}
 P_{\text{ges}} [\text{mg m}^{-3}] &= P_{\text{input}} [\text{mg m}^{-3}] / (1 + \sqrt{R_t}) \quad (\text{LAWA 1999}) \\
 &= 62,2 \text{ mg m}^{-3} / (1 + \sqrt{1,1579 \text{ a}}) \\
 &= \underline{29,96 \text{ mg m}^{-3}}
 \end{aligned}$$

Die errechnete P_{ges} wird anschließend einem Referenztrophiegrad nach dem potentiell natürlichen P-Eintrag zugeordnet. (LAWA 1999) Ein P_{ges} von 29,96 mg m⁻³ wird dem Trophiegrad **m** zugeordnet. (Kapitel A 4.1) Es ist jedoch zu beachten, dass der CS vorwiegend grundwassergespeißt ist. (WÖBBECKE ET.AL. 2019) Damit ist der P-Eintragspfad allein über die Berechnung des oberflächlichen P-Austrags aus Flächen des EZGs nicht zu bestimmen und könnte daher unterschätzt worden sein!

Da der **Referenzzustand nach trophiesteuernenden Größen der Beckenmorphometrie e1** und der **Referenzzustand nach potentiell natürlichem Nährstoffeintrag m** ist, wird nach LAWA (1999) der tiefere Trophiegrad benutzt.

Der **Referenzzustand des CSs** kann deshalb als **mesotroph** angenommen werden!

A 4.1.2 Ist-Zustand

Der Ist-Zustand ist der derzeitige, durch Untersuchungen feststellbare Gewässerzustand. (LAWA 1999) Er wird zum Vergleich mit dem Referenz-Zustand festgestellt um einen Handlungsbedarf zur Verbesserung der Gewässergüte zu quantifizieren. (DWA 2006)

Zur quantitativen Bewertung und Klassifikation eines Sees wird nach LAWA (1999) das modifizierte Belastungskonzept von VOLLENWEIDER (OECS 1982) genutzt. Der Ist-Zustand eines Sees wird vor allem über die Nährstoffsituation und die Trophie beschrieben. Dazu werden der Gesamt-P-Gehalt, Chlorophyll-a-Konzentration und Sichttiefe hinzugezogen. Als zusätzliche Information werden oft die dominierenden Algentaxa angegeben. Der Einfachheit und Praktikabilität halber wird der Ist-Zustand teilweise nur auf Grund des Gesamt-P-Gehaltes eingeschätzt. Mehrheitlich wird der Prozess der Eutrophierung in Standgewässern auf durch eine steigende Verfügbarkeit von P bedingt und wirkt somit limitierend für die Primärproduktion. Daher ist eine Reduzierung der P-Verfügbarkeit als Sanierungsmaßnahme auch in hypertrophen Systemen sinnvoll. (LAWA 1999)

A 4.2 Grundlagen des Stoffhaushaltes im Ökosystem See

Über oberflächliche Abflüsse werden Stoffe in den See hinein transportiert und im See sedimentiert. Im See selbst wird organische Substanz gebildet. Alle Stoffe, die nicht sofort in den obersten Schichten genutzt werden können, bzw. von denen ein Überschuss produziert wurde, sinken zu Boden. Autochthone und allochthone Stoffe werden sedimentiert, organische Stoffe im Idealfall mineralisiert. Anorganische Partikel wie Ton, Schluff und feiner Sand, aber auch Kalk, Eisenverbindungen und Silicate akkumulieren sich am Boden. Sedimente haben somit in hochproduktiven Seen die Funktion der Stoffsenke, vor allem für Nährstoffe wie P und N, aber auch für andere Stoffe. Diese Stoffe können unter gleichbleibenden Bedingungen im Sediment für lange Zeit konserviert werden und bieten in ihrer Zusammensetzung und Tiefenverteilung der Stoffe ein Archiv der Stoffzusammensetzungen in der Geschichte des Gewässers und des EZGs. Im Gegensatz zu Wasserproben, die eine Momentaufnahme der Stoffzusammensetzung darstellen, lassen sich so langfristige Trends erfassen, auch weil sich im Sediment die Konzentration der Stoffe durch teils jahrelange Akkumulation vervielfacht und sich auch Spurenstoffe hier besser nachweisen lassen. Unter veränderten Bedingungen können Stoffe wieder freigesetzt oder remobilisiert werden, was besonders für Standgewässer mit langer Verweilzeit des Wassers ein Risiko für die Gewässerqualität darstellt. (KÖHN 2001)

A 4.2.1 Organik

Kohlenstoff ist der wichtigste Bestandteil der Biomasse. In ein Gewässer erfolgt der Eintrag von allochthonem organischen Kohlenstoff aus dem EZG und der Atmosphäre, sowie autochthon durch Atmungsprozesse und Produktion von Biomasse. (Kalbe 1997)

Die Kenntnis über den Organikanteil ist wichtig zur Abschätzung ob z.B. eine Behandlung des Sedimentes mittels Nitratreinbringung sinnvoll ist. (4.4.7.1) In nährstoffreichen Stillgewässern werden sowohl allochtone, als auch autochtone organische Substanz sedimentiert. Der Anteil an organischer Substanz kommt zum Ausdruck durch Korrelationen mit der Trockensubstanz TS, dem Glühverlust GV bei 550 °C und dem organisch gebundenen Kohlenstoff TOC. (KÖHN 2001) Zusammenhänge gibt es auch zwischen dem Anteil an Trockensubstanz, der organischen Substanz und der Trophie eines Sees. Bei umfangreichen Sedimentuntersuchungen in Brandenburg hat man entgegen den Erwartungen in eutrophen Seen niedrigere Anteile an organischer Substanz gefunden als in oligotrophen und in hocheutrophen Seen (GONSIORCZYK 1997). Man vermutet, dass der prozentuale Anteil an organischer Substanz in eutrophen Seen durch die intensive Calcitpräzipitation während der Sommermonate niedriger ausfällt. Das Verhältnis von organisch gebundenem Kohlenstoff zu Stickstoff und Phosphor kann Aufschluss geben über die Art der organischen Substanz (MÜLLER 1977), die sich wiederum auf die Bindung von Schadstoffen auswirkt. Die wichtigste Quelle für autochthon gebildete organische Substanz ist das Phytoplankton.

Wenn während der Sommerstagnation unter reduzierenden Bedingungen die Mineralisation der organischen Substanz erfolgt, kann die Nährstoffsituation eines Sees durch die Remobilisierung von Stickstoff und Phosphor auch aus tieferen Schichten erheblich beeinflusst werden. Im jahreszeitlichen Wechsel fungiert das Sediment somit als Senke für Nährstoffe, aber auch als Quelle. Die im Sediment akkumulierten Vorräte können den Nährstoffhaushalt eines Gewässers auch nach Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet über viele Jahre hinweg steuern (SCHERNEWSKI 1996), ein Vorgang, der als interne Eutrophierung bezeichnet wird.

Sehr viele Spurenelemente und vor allem organische Schadstoffe sind im Sediment bevorzugt an die organische Substanz gebunden. Beim mikrobiellen Abbau, im oxischen Milieu mit Hilfe von Sauerstoff, im anoxischen mit Eisen- und Manganverbindungen oder auch Sulfat, können diese Schadstoffe genauso wie die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor wieder freigesetzt werden. Insofern beeinflusst der Anteil an organischer Substanz die biologische Verfügbarkeit von Umweltchemikalien und ist zur Interpretation der Sedimenttoxizität notwendig (STEFFEN 1989).

A 4.2.2 Phosphor

P nimmt bei der Primärproduktion im Gewässer eine Schlüsselrolle ein und ist oft der produktionsbegrenzende Nährstoff. (DWA 2006) In Standgewässern ist P fast ausschließlich als PO_4^{3-}

(Orthophosphat) vorhanden. PO^{3-} ist ein Säurerest der Phosphorsäure, dessen Kationen meist Ca^{2+} , Fe^{3+} oder Al^{3+} sind. PO^{3-} kann von Organismen aufgenommen und in Polyphosphat umgewandelt werden. (SCHÖNBORN 2003)

SRP bezeichnet das gelöste, reaktive und somit bioverfügbare P. Nicht gelöstes organisches und kolloidales P zählt zur Gruppe des nicht reaktiven Ps, kurz **NRP**. Die Summe des Polyphosphats, des gelösten, sowie partikulärem P ist der **TP**, der Gesamtphosphor. (SCHÖNBORN 2003)

P ist ein wichtiger Nährstoff für Mikroorganismen und Pflanzen. Diese können den gelösten und Algen und Bakterien mittels Freisetzung der alkalischen Phosphatase auch Teile des adsorbierten und chemisch-organisch gebundenen partikulären Ps nutzen. Die Phosphatase-Konzentration im Seewasser lässt sich messen und korreliert positiv mit dem Chlorophyll-a Gehalt. Die Akkumulation in Pflanzen steigt mit dem P-Gehalt des Wassers. (SCHÖNBORN 2003)

Das Sediment wirkt in einem Gewässer durch die Sedimentation per se als Nährstoffsene. Unter veränderten Bedingungen im Bereich des Tiefenwassers und Sedimentes kann es jedoch zu Rücklösungsprozessen kommen und stellt somit eine P-Quelle dar. Auch laufen in den verschiedenen Tiefenschichten des Sees (zur Stagnation verschiedene Prozesse ab. (SCHÖNBORN 2003)

Das Sediment im **Litoral** und in den Zirkulationszeiten ist oft oxidiert. Unter diesen Bedingungen liegt P gebunden im Sediment vor. Sobald es zu Sauerstoffschwund durch Absterben von Pflanzen oder in windstillen Perioden kommt, kann auch hier P freigesetzt werden. Das im Litoral freigesetzte P verbleibt jedoch allermeistens in diesem Bereich und wird mit Erhöhung der Sauerstoffkonzentration wieder im Sediment festgelegt oder von Algen und Bakterien rasch verstoffwechselt. (SCHÖNBORN 2003)

Während der Stagnationsphase wird im **Epilimnion** das durch Bakterien und Algen aufgenommene Orthophosphat durch Exkretion und Abbau der toten Plankter wieder freigesetzt, was wiederum aufgenommen wird. Was nicht im Epilimnion genutzt wird, sinkt weiter in das Hypolimnion. (SCHÖNBORN 2003)

Während der Stagnationsphase im **Hypolimnion** verhält sich der P je nach Bedingung unterschiedlich, akkumuliert sich, diffundiert ins freie Wasser, wird adsorbiert, chemische gebunden oder von Bakterien aufgenommen. Die Verhältnisse im Hypolimnion wirken sich in der Sediment-Wasser-Zone auch direkt auf das Sediment aus. (SCHÖNBORN 2003)

Der Sauerstoffgehalt im Hypolimnion beeinflusst den Redoxzyklus des Eisens und somit die P-Festlegung im Sediment. (DWA 2006) Unter aeroben Bedingungen bindet P allgemein schnell an Fe^{3+} und bildet einen schwerlöslichen Komplex (Phosphateliminierung). Vom Sediment wird so viel P

aufgenommen oder in Mikroorganismen verstoffwechselt, bis ein Konzentrationsgleichgewicht mit dem P des Wassers hergestellt ist. So kann das Sediment dem umliegenden Wasser viel P entziehen (Phosphorfalle des Sediments). Ist wenig Eisen im Sediment vorhanden, kann P auch an andere Partikel adsorbieren. (SCHÖNBORN 2003) P-Rücklösung findet statt, wenn der Sauerstoffgehalt im Hypolimnion einen Wert von 2-3 mg/l (BESCH ET.AL. 1992) bzw. 10 % in der Sediment-Wasser-Zone unterschreitet. Das Fe^{3+} wird schnell zu Fe^{2+} reduziert, wobei P schlagartig wieder in Lösung geht. Bei diesen Bedingungen werden so auch Ammonium und Mangan freigesetzt. (SCHÖNBORN 2003) Bei solchen Bedingungen ist es nicht untypisch, dass die interne Nährstoffrücklösung die flächenbezogene Nährstoffbelastung übersteigt. (BESCH ET.AL. 1992) Auch infolge des Windenflusses in Flachseen oder erhöhten Durchflüssen kann es im Sediment zu Turbulenzen kommen, die zu einer Resuspension des adsorbierten Ps führen. Auch erhöhte Temperaturen, die Abnahme des pH-Wertes oder die gramnegativen, im Sediment lebenden und Milch-, Zitronen- oder Malonsäure ausstoßenden Bakterien können die P-Rücklösung fördern. Ist viel Eisen im Sediment und der P chemisch bereits gebunden, entsteht viel gelartiges Ferrihydroxid. Bei einem erneuten P-Input kommt es dann nicht zur Bindung, sondern lediglich Adsorption von P, welches leicht auswaschbar ist. Auch bei Anwesenheit von Sauerstoff kann es unter diesen Umständen zu einer Resuspension von P kommen. (SCHÖNBORN 2003)

Die Gesamtheit aller Prozesse der Rücklösung oder Resuspension von P werden als interne Düngung bezeichnet. Wenn diese besonders in den Stagnationsphasen zunimmt, kann es zu sich selbst verstärkenden Prozessen kommen. Besonders in der Sommerstagnation führt mehr P in der produktiven Schicht zu mehr Produktion, was mehr tote, absinkende Plankter bedingt. Der Abbau dieser verbraucht wiederum Sauerstoff im Hypolimnion, führt zu Methangasbildung und intensiviert die P-Freisetzung aus dem Sediment. Methanblasen reißen wiederum mehr P mit an die Oberfläche und in die produktive Schicht, wo es wieder verstoffwechselt wird. Es kommt zu einer rasanten Eutrophierung und massiven Sauerstoffschwund. (SCHÖNBORN 2003)

A 4.2.3 Stickstoff

Stickstoff ist nach P das wichtigste Makronährelement für Pflanzen und Phytoplankton und kann unter Umständen produktionsbegrenzend sein. (KLAPPER 1992) Im Ökosystem See kommen molekular gelöster Stickstoff (N_2), Ammonium (NH_4^+), Nitrit (NO_2^-) und Nitrat (NO_3^-) vor. (SCHÖNBORN 2003).

Die wichtigsten anorganischen Verbindungen im Standgewässer sind Nitrat und Ammonium, da sie als Stickstofflieferanten für submerse Makrophyten dienen. Im Epilimnion von hoch produktiven Seen kann es dazu kommen, dass das Nitrat komplett aufgezehrt wird. Dann übernimmt Ammonium die Versorgung der autotrophen Pflanzen. (SCHWOERBEL, BRENDELBERGER 2010)

Der Stickstoffeintrag in ein Gewässer kann direkt aus angrenzenden terrestrischen Bereichen, als auch über Zuflüsse, aus Abwässern und der Landwirtschaft erfolgen. Eine Besonderheit ist die Stickstofffixierung aus der Atmosphäre. (KALBE 1997)

Der Stickstoffkreislauf in Standgewässern ist eng mit dem Sauerstoffhaushalt gekoppelt und wird vor allem über die Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation reguliert. (Schönborn 2003) (Abbildung 12). Außerdem wird er in vielfältiger Weise durch Mikroorganismen gesteuert.

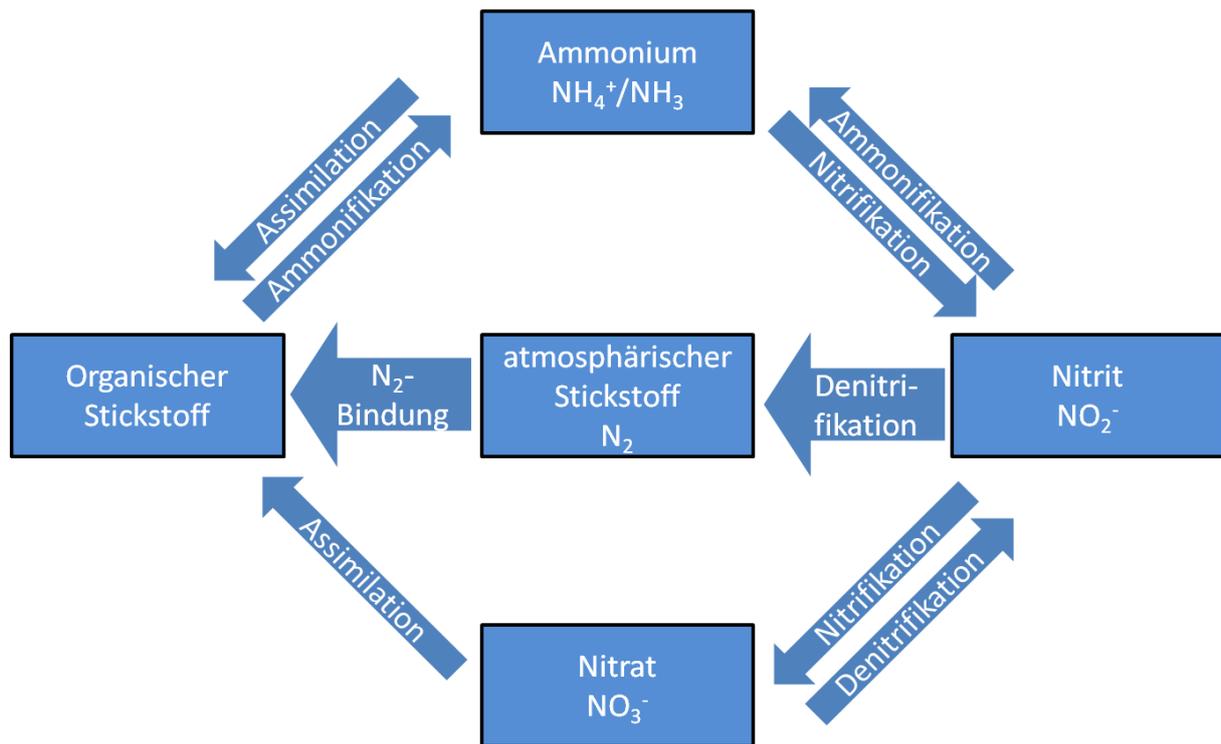


Abbildung 12: Kreislauf des Stickstoffs in Gewässern (eigene Darstellung nach KLAPPER 1992, KALBE 1997)

Die Stickstofffixierung/Bindung des atmosphärischen N_2 erfolgt durch Blaualgen oder in geringerem Maße Bakterien. Diese können den durch das Enzym Nitrogenase den Stickstoff binden und in NH_4^+ umwandeln. (KLAPPER 1992)

Das bei der Eiweißzersetzung freiwerdendes Ammonium wird durch aerobe Nitrifikanten zu Nitrit oxidiert (Nitrifikation). Das Nitrit wird durch Nitratbakterien weiter zu Nitrat oxidiert (Nitritation). Diese Prozesse sind streng aerob. (SCHWOERBEL, BRENDENBERGER 2010) In eutrophen und organischen Standgewässern kann Nitrat als Stabilisator des Sauerstoffregimes dienen und somit die Bildung von Fäulnis und Schwefelwasserstoff, sowie die Rücklösung von P aus den Sedimenten unterbinden. (KLAPPER 1992) (B 4.4.7.1)

Unter anaeroben Verhältnissen kommt es zu einer Anreicherung des Ammoniums und einem Abbau von Nitrat durch die anaerobe Nitratammonifikation bzw. Denitrifikation von Nitrat zu elementarem

Stickstoff durch Pseudomonaceen. (SCHWOERBEL, BRENDENBERGER 2010) Während der Sommerstagnation kann es deshalb im sauerstofffreien Hypolimnion zu einer Anreicherung von Ammonium kommen. Geopart mit hohen pH-Werten, wie sie durch die Assimilation von Algen in hocheutrophen Seen entstehen, kann es zur Bildung von freiem Ammoniak kommen, einem Fischgift. (KLAPPER 1992)

Ein Großteil der Stickstoffverbindungen in den Standgewässern wird für die Assimilation von Organismen genutzt. So liegen mehr als 50% der Stickstoffverbindungen als organische Stickstoffverbindungen in diesen Systemen vor. (KLAPPER 1992) Bei der Gewässereutrophierung spielt N hinter P eine untergeordnete Rolle, da die Primärproduktion eindeutig durch den P-Gehalt limitiert wird. Auch große Überschüsse an N können nicht genutzt werden, wenn der P fehlt. P und N werden im Verhältnis 1:7 verwertet und liegen auch so in der Biomasse vor. (KLAPPER 1992)

Die N-Umsetzung an der Sediment-Wasser-Grenze ist extrem dynamisch und kann über eine Vielzahl von Prozessen beschrieben werden. Vor allem in Bezug auf die Gewässereutrophierung ist erneut das Zusammenspiel mit P von großer Bedeutung. In einem aeroben Hypolimnion bleibt P weitestgehend unlöslich im Sediment zurück, während mineralische N-Verbindungen relativ gut in das umgebende Freiwasser migrieren. Wird die Sediment-Wasser-Grenzschicht anaerob, wird P in das Wasser freigesetzt, während Nitrat zu N_2 denitrifiziert und in die Atmosphäre und somit aus dem Gewässer entweicht. Die Nitratazmung findet solange statt, bis das Nitrat aufgebraucht und der mineralische N nur noch als Ammonium vorliegt. (KLAPPER 1992)

A 4.2.4 Eisen

Eisen tritt in Gewässern als freie Ionen, sowie als organischer und anorganischer Komplexbildner auf. Im aeroben Pelagial liegt Eisen meist als Eisen-III-hydroxid vor, das in großen Aggregaten ausfällt. Eisenverbindungen spielen vor allem im Sediment als Bindungspartner des Ps eine herausragende Rolle. (A 4.2.2) Zweiwertiges Eisen ist fischtoxisch und liegt unter aeroben Bedingungen hauptsächlich im Sediment vor. Die meisten umweltschädlichen Spurenmetalle, z.B. Schwermetalle, werden an Eisenhydroxid adsorbiert, werden mitgefällt und im Sediment akkumuliert. Unter sauren Bedingungen werden Eisenverbindungen und ihre Bindungspartner gelöst und in Folge dessen oft zum ökologischen Problem. (KLAPPER 1992)

A 4.2.5 Calcium

Calciumverbindungen im Gewässer sind Teil des anorganischen Kohlenstoffs. Das Vorhandensein bzw. die Einbringung von Ca-Verbindungen beeinflusst das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht durch seine Pufferwirkung und den basischen pH-Wert im Wasser. (B 4.4.8 Kalkung) Im Sediment fördert Kalk außerdem die Zersetzung stark zellulosehaltiger Verbindungen und verfestigt den Seeboden. (DWA 2006) Damit hat eine Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts massive

Auswirkungen auf die Sedimentbildung. (HUPFER in HRSG. DOKULI ET.AL. 2001) Durch eine Erhöhung des pH-Wertes können saure Gewässer neutralisiert, die Mineralisierung organischer Ablagerungen gefördert und Muddemächtigkeiten im Gewässer reduziert werden. Durch das Vorhandensein von vielen Calciumverbindungen kann die Lösung von Metallen wie zweiwertiges Eisen und Aluminium verhindert und fischtoxische Verhältnisse vorgebeugt werden. (KLAPPER 1992) In der Teichwirtschaft kann Kalk nach dem Ablassen der Teiche zur Desinfektion des Teichbodens eingesetzt werden um Algen und Makrophyten abzutöten. (DWA 2006)

A 4.2.6 Schwefel

Der Input von Schwefel in Gewässer erfolgt vor allen über den oberflächlichen Zufluss oder kann als Sulfat mit der Niederschlagsdeposition oder über Mineraldünger in die Seen eingebracht werden. Der Output findet vor allem über den oberflächlichen Abfluss, aber auch über die Abgabe flüchtiger organischer Schwefelverbindungen wie Dimethylsulfid durch vor allem Cyanobakterien in die Atmosphäre. (KLAPPER 1992)

Im Gewässer kann Schwefel ähnlich wie Stickstoff in verschiedenen Oxidationsstufen vorliegen und mikrobiell sowohl oxidieren, als auch reduzieren. Dabei hängt die Umsetzung des Schwefels stark von Licht und Redoxverhältnissen ab und ist daher im See vertikal zониert. (KLAPPER 1992) Im Wasserkörper unter aeroben Verhältnissen liegt S meist als Sulfat vor. Im Sediment tragen Sulfate im anoxischen Milieu zum Abbau der organischen Substanz bei. Sie werden dabei reduziert und sind deshalb für die Sulfidkonzentration bedeutsam (WALLMANN 1992). Weiterhin wird im Sediment bzw. unter sauerstofffreien Verhältnissen Sulfat, Sulfit, Thiosulfat oder atomarer S schnell durch *Desulfovibrio* zu fischgiftigem H_2S reduziert. (HUPFER in HRSG. DOKULI ET.AL. 2001) Dabei wird vor allem Organik assimiliert, sowie Schwermetalle gefällt und schwerlösliche Eisensulfide gebildet. (HUPFER in HRSG. DOKULI ET.AL. 2001) Teile des Sulfats werden durch die Schwefelbakterien als atomarer S gespeichert, wodurch die sonst farblosen *Thiobacillus* oder *Thiothrix* ihre charakteristische weiße Farbe annehmen, die weiße Schleier an der Grenze von zwischen anaeroben Sediment und aerobem Wasserkörper hervorrufen. (KLAPPER 1992) Die Akkumulation von H_2S im Hypolimnion während der Sommerstagnation kann in der Herbstzirkulation Auslöser für völligen Sauerstoffschund im gesamten Wasserkörper und Fischsterben sein. (HUPFER in HRSG. DOKULI ET.AL. 2001)

Photoautotrophe Schwefelbakterien betreiben mit Licht und unter anaeroben Bedingungen Photosynthese, wobei sie nicht H_2O , sondern H_2S assimilieren. Damit können sie einen Beitrag zur Entgiftung des lebensfeindlichen Milieus unter H_2S leisten. (KLAPPER 1992)

A 4.3 Forschungsreihe CS

A 4.3.1 Übersicht Veröffentlichungen und untersuchte Parameter

Der Caputher See ist ein seit Jahrzehnten eutrophierter Flachsee, der seit den 1990ern immer wieder mit verschiedenen Schwerpunkten und in unterschiedlicher wissenschaftlicher Tiefe untersucht wurde. Seit 2009 wurde der CS limnochemisch alle drei Jahre untersucht (ARP ET.AL. 2010, ARP ET.AL. 2013, ARP ET.AL. 2016, WÖBBECKE ET.AL. 2019). Im gleichen Rhythmus wird seit 2012 ein Planktonmonitoring vom Landesamt für Umwelt (LUA) in Potsdam durchgeführt. Hinzukommen von der Gemeinde Schwielowsee oder dem Caputher See e.V. beauftragte Untersuchungen mit unterschiedlichem Fokus, unter anderem Kurzgutachten zu Nährstoffen und Plankton von ARP. ET.AL (2014) und WÖBBECKE ET.AL. (2016), sowie studentische Abschlussarbeiten wie die Diplomarbeit von RICHTER (2015) und diese Masterarbeit von HELLER (2022).

Um einen generellen Überblick über die Forschungsreihe zu gewinnen, sind in Tabelle 8 alle bekannten beprobten Parameter im zeitlichen Verlauf dargestellt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen werden in den nachfolgenden Kapiteln vorgestellt. Wichtig zu wissen ist an dieser Stelle, dass fast alle Untersuchungen auf Wasseruntersuchungen nahe der tiefsten Stelle des CSs basieren, jedoch kaum andere Teile des CSs untersucht wurden. Für die gleichen Parameter wurden teils unterschiedliche Methoden verwendet. Genaue Methoden sind in den jeweiligen Veröffentlichungen nachzulesen. Wichtig zu beachten ist, dass die Tabelle nicht vollständig ist. Sie soll vielmehr einen groben Anhaltspunkt als Erleichterung zur Orientierung in der Forschungsreihe geben.

Tabelle 7: Übersicht limnochemischer Untersuchungen CS mit untersuchten Parametern (Methoden können sich unterscheiden)

Beprobte Parameter	MIETZ (1999)	ARP ET.AL. (2010)	HERMSDORF (2011)	GRÜNEBERG (2012)	ARP ET.AL. (2013)	RICHTER (2015)	ARP ET.AL. (2016)	WÖBBECKE ET.AL. (2016)	WÖBBECKE ET.AL. (2017)	BERGER (2019)	WÖBBECKE ET.AL. (2019)	BERGER (2020)	HELLER (2022)
Sichttiefe	X	X			X	X	X	X	X			X	
Temperatur	X					X		X	X		X	X	
Sauerstoffkonzentration	X					X		X	X		X	X	
Redoxpotential						X		X			X	X	

Beprobte Parameter	MIETZ (1999)	ARP ET.AL. (2010)	HERMSDORF (2011)	GRÜNEBERG (2012)	ARP ET.AL. (2013)	RICHTER (2015)	ARP ET.AL. (2016)	WÖBBECKE ET.AL. (2016)	WÖBBECKE ET.AL. (2017)	BERGER (2019)	WÖBBECKE ET.AL. (2019)	BERGER (2020)	HELLER (2022)
pH-Wert, Leitfähigkeit	X					X	X	X			X	X	
Sediment- mächtigkeiten													X
Sedimentanalyse				X		X							X
Plankton					X	X		X	X		X		
Chlorophyll-a	X				X		X	X	X		X	X	
Phaeophytin					X			X	X				
Submerse Makrophyten								X			X		
Phosphor	X				X		X	X	X		X	X	X
Stickstoff	X		X		X		X	X	X		X	X	X
TOC											X		
HCO ₃			X										
Eisen			X										X
Schwefel			X										X
Natrium			X		X		X						
Calcium			X		X		X						X
Magnesium			X		X		X						
Kalium			X		X		X						
Silizium					X		X						
Chloride, Härte	X		X										

GRÜNEBERG (2012) ist eine Rohdatenzusammenstellung der von Rico Richter 2010 entnommenen Proben. Teilweise wurden dieselben Proben als Grundlage für die Diplomarbeit RICHTER (2015) verwendet.

A 4.3.2 Feldmessungen

Nach MIETZ ET.AL. (1999) wurde schon während der Frühjahrszirkulation auch in 8m Tiefe eine Sauerstoffsättigung von 100% oder mehr gemessen. In der Zeit der Sommerstagnation 1999 bildeten sich bereits in unter 3 m bis 5m Tiefe anaerobe Verhältnisse. Der Sauerstoffhaushalt ist nach wie vor extrem unausgeglichen und hat sich über die Jahre kaum verändert. (WÖBBECKE ET.AL. 2019)

Die Sichttiefe wurde während der Sommerstagnation von MIETZ ET.AL. (1999) zwischen 0,7 und 0,9 m gemessen. Auch in allen späteren Messungen liegt das Mittel bei >1 m Sichttiefe. (WÖBBECKE ET.AL. 2019)

In allen Untersuchungsjahren bildete sich eine stabile Temperaturschichtung während der Sommerstagnation an der tiefsten Stelle aus. (u.A. WÖBBECKE ET.AL. 2014)

A 4.3.3 Nährstoffe/Trophie

Alle Untersuchungen ergaben im Freiwasser eine hohe Trophie zwischen eutroph 2 (u.A. ARP ET.AL. 2010 UND 2016) bis polytroph 1. (MIETZ ET.AL. 1999)

Bei den 1999 durch MIETZ ET.AL. durchgeführten Untersuchungen wurde an der tiefsten Stelle im Freiwasser im gesamten Tiefenprofil eine deutliche Übersättigung mit P und N festgestellt. Auffällig war auch, dass im Hypolimnion die Werte im Vergleich zum Epilimnion zu jeder Messung während der Sommerstagnation um das 3- bis 4,8-fache bei P und das 5- bis 6-fache bei N erhöht waren. Eine Limitation der Primärproduktion durch P lag zu keiner Zeit vor. Auch in späteren Messungen wie u.A. Wöbbecke et.al. (2014) lagen weiterhin sehr hohe P-Werte in der gesamten Wassersäule vor.

Nach ARP ET.AL (2010) sind seit Mitte der 1980er bis frühe 1990er Jahre die Nährstoffe reduziert und die Chlorophyll-a-Gehalte um etwa 1/3 zurückgegangen.

A 4.3.4 Plankton

Nach ARP ET.AL (2010) sind zwar seit Mitte der 1980er bis frühe 1990er Jahre die Nährstoffe und Chlorophyll-a-Gehalte reduziert, was jedoch leider noch nicht entscheidend zu einer Veränderung in der Planktonstruktur geführt hat. Das Phytoplankton wird seit Jahren vor allem im Sommer und Herbst durch Blaualgen dominiert, vorrangig durch dünnfädige *Oscillatoriales*. Diese tragen stark zur Trübung des Wassers bei. Beim Zooplankton sind kleinen ineffektiven Filtrierer dominant. (WÖBBECKE ET.AL. 2019)

A 4.3.5 Submerse Makrophyten

Die Ausdehnung und Artenzusammensetzung submerser Makrophyten in flachen Seen ist sowohl für den Stoffumsatz bedeutsam, als auch als langsam reagierender Indikator für Trophieveränderungen nutzbar. (WÖBBECKE ET.AL. 2016)

2016, 2018 und 2019 wurden durch WÖBBECKE ET.AL. die submersen Wasserpflanzen im CS kartiert. Die Beprobung wurde mit einer Harke in den Flachwasserbereichen in Ufernähe in ca. 100m Abständen durchgeführt. Wegen der geringen Sichttiefe von unter 1m war der Einsatz eines Sichtkastens nicht sinnvoll.

In WÖBBECKE ET.AL. (2016) werden zusätzlich die Ergebnisse einer „Pilotstudie zum Artenschutzmonitoring an Seen“ (NATUR UND TEXT 1996) mit einbezogen. 1996 konnte nur an einem kurzen Abschnitt Schwebematten von *Ceratophyllum demersum* (Raues Hornblatt) und an einem rund 100 m langen, grundwasserbeeinflussten Abschnitt *Fontinalis antipyretica* (Fieber-Quellmoos) gefunden werden. (aus NATUR UND TEXT 1996 in WÖBBECKE ET.AL. 2016) Nach MIETZ ET.AL. (1999) hat sich der CS von einem makrophytendominierten zu einem planktondominierten See verändert. Die fast vollkommene Verödung der Makrophytenbestände war damals folglich ein eher neues Phänomen.

Im August 2016 wurden submerse Makrophyten durch WÖBBECKE ET.AL. nur an einer Stelle am Südostufer gefunden. Der Bestand befand sich etwa 10 m vom Ufer entfernt und wurde auf eine Größe von 40 m Länge und 30 m Breite geschätzt. Die Submersen befanden sich in einer maximalen Wassertiefe von 1,20 m. Es wurden fast ausschließlich *Myriophyllum spicatum* (Tausendblatt) gefunden, die stark verkalkt waren, aber kaum Algenaufwuchs zeigten. Der Bestand wirkte vital. Am ersten Termin wurde wie 1996 vereinzelt *Ceratophyllum demersum* entdeckt. Im Vergleich 2016 zu 1996 (TEXT UND NATUR) kann eine Verdrängung des Hornblatts durch Tausendblatt angenommen werden. Möglich wäre nach WÖBBECKE ET.AL. (2016) eine Trophieverringering, die eine solche Verschiebung der Arten bedingen kann. Das Fehlen des Quellmooses könnte auf eine Veränderung des Grundwasserregimes hindeuten. (WÖBBECKE ET.AL. 2016)

2018 konnte an der gleichen Stelle wie 2016 am Süd-Ost-Ufer ein dichter, vitaler Bestand von *Myriophyllum spicatum* festgestellt werden. Mit GPS wurde der Bestand im August 2019 genau vermessen. Die Länge senkrecht zum Ufer betrug 34 m, die Breite zwischen 8 und 10 m und die maximale Wassertiefe 1,25 m. Die vegetationsfreie Zone von ca. 6 bis 7 m zwischen Ufer und Bestand blieb erhalten. Die kleinere Ausdehnung im Vergleich zu August 2016 wird auf eine Überschätzung der tatsächlichen Größe zurückgeführt. Südlich des vermessenen Bestandes wurden zwei einzelne Pflanzen der Art *Potamogeton perfoliatus* (Laichkraut) gefunden. (WÖBBECKE ET.AL. 2019)

Alle Untersuchungen ergaben eine weitgehende Verödung der Submersen im CS. Auch im flachen und somit gut für Unterwasservegetation geeigneten Südwesten des CS konnten zwischen Beständen der Weißen Seerose und Gelber Teichrose nur vereinzelt submersen Makrophyten gefunden werden. Am Südostufer gibt es einen erstmals 2016 dokumentierten flächigen und vitalen Bestand von *Myriophyllum spicatum*. (WÖBBECKE ET.AL. 2016) (WÖBBECKE ET.AL. 2019)

Auch zu den Arbeiten im Feld im Juli 2020 wurde der Bestand angefahren und besichtigt. Die submersen Makrophyten befanden sich wieder an der gleichen Stelle und wirkten vital und reichten bis an die Wasseroberfläche (Abbildung 13). Es wurde jedoch keine Artbestimmung durchgeführt.

Bei weiteren Ortsbegehungen von Juni bis August 2020, sowie im Juli 2021 und Mai 2022 wurden auch vereinzelte submerse Makrophyten nördlich von der 2019 kartierten Stelle am Südostufer gefunden. Es wird eine erneute Sondierung der Unterwasservegetation empfohlen, um die eventuelle Vergrößerung der Unterwasservegetation im CS mit wissenschaftlichen Methoden zu bestätigen.



Abbildung 13: Aufwuchs der submersen Makrophyten an der Wasseroberfläche, Südostufer CS (eigene Aufnahme 24. Juni 2020)

B 4 Seentherapie

B 4.1 Grundlagen der Seentherapie

Seentherapie oder Seenrehabilitation (HRSG. BWK 1997) bezeichnet die „Gesamtheit der Maßnahmen, die der Verbesserung des Zustands von Seen dienen.“ (DWA 2006, S. 10)

Es kann zwischen Seesanieung und Seerestaurierung unterschieden werden. Seesanieung werden alle externen Therapiemaßnahmen im EZG eines Gewässers genannt. (HRSG. BWK 1997) Im

Unterschied dazu stehen die Seerestaurierungen, die alle Therapiemaßnahmen im Gewässer, Englisch „in-lake“, einschließen. (DWA 2006)

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)

Folglich haben Gewässersanierungen das Ziel, den externen Phosphoreintrag in das EZG des Gewässers zu verhindern oder zu reduzieren. (HRSG. BWK 1997) Gewässerrestaurierung hingegen greift in seeinterne Prozesse ein und behandelt dort Symptome. (DWA 2006)

Grundsätzlich gilt: Sanierung vor Restaurierung! (DWA 2006)

Wenn externe Nährstoffeinträge soweit wie möglich eliminiert werden, kann das allein schon zu einer deutlichen Verbesserung der Gewässergüte beitragen. Erst wenn alle Maßnahmen zur Sanierung eines Gewässers ergriffen wurden, sollte mit der Restaurierung begonnen werden. (HRSG. BWK 1997) In Ausnahmefällen kann es aber sinnvoll sein, Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen parallel durchzuführen. In vielen Fällen ist eine Kombination aus mehreren Verfahren empfehlenswert und verspricht den größten Erfolg. (DWA 2006)

Auch technische Maßnahmen können Teil einer Seetherapie sein, wenn sie den Zustand eines Gewässers langfristig verbessern. Unter dem Begriff Erhaltung werden alle technischen Maßnahmen zusammengefasst, die in bestimmten Abständen wiederholt werden sollten. Für beide Begriffe kann als Beispiel die (Teil-)Entschlammung genannt werden. Diese Maßnahme kann sowohl nach einmaliger Anwendung helfen, die Gewässergüte zu verbessern, kann aber auch als Unterhaltung regelmäßig wiederholt werden, um einer erneuten Verschlechterung des Zustands vorzubeugen. (DWA 2006)

Ziel aller Therapiemaßnahmen ist es, den Ist-Zustand eines Sees an den potentiellen Referenz-Zustand anzunähern oder anzugleichen (Kapitel A 4.1.1), ein langfristig stabiles System zu schaffen und somit auch die Forderung der Europäischen Gemeinschaft (Richtlinie 2000/60/EG) nach einem „guten ökologischen Zustand“ zu erreichen. Häufig können dabei die Nutzungsmöglichkeiten des Gewässers erhalten oder sogar verbessert werden. (DWA 2006) Es sollte jedoch nicht versucht werden, einen früheren optimalen Zustand wiederherzustellen. Dieser ist je nach Zustand des EZGs nicht zu erreichen und kann durch zu hoch gesteckte Ziele große Folgekosten mit wenig Nutzen nach sich ziehen. (HRSG. BWK 1997)

Weiterhin ist es wichtig zu verstehen, dass Seetherapiemaßnahmen häufig nicht sofort, sondern erst nach einiger Zeit eine positive Reaktion der Gewässer auf die Maßnahmen hervorrufen. (DWA 2006)

Grundlage einer jeden Seentherapie sollte eine vorhergegangene gründliche Voruntersuchung des gegenwärtigen Zustandes und möglicher Ursachen für diesen sein. Essentiell ist, hierbei unbedingt das gesamte System und die Interaktion seiner Kompartimente wie Bode, Atmosphäre oder Gewässer zu betrachten, da Gewässer „Indikatoren für die Nachhaltigkeit der Landschaft“ sind. (HRSG. BWK 1997, S. 8)

Jede Maßnahme hat ihre Grenzen. An dieser Stelle soll betont werden, dass nicht jedes beliebige Gewässer durch beliebige Maßnahmen der Seentherapie in seinem Zustand verbessert werden kann. Für jeden See muss eine individuell passende Lösung gefunden werden. Hierbei ist es auch immer von Vorteil aus wirtschaftlichen und ökologischen Gründen die Maßnahmen gegen die mögliche Verbesserung, also die Kosten gegen den Nutzen, abzuwägen. (DWA 2006)

Die Auswahl der Maßnahmen und die anschließende Erfolgskontrolle sollten, wenn möglich in fachlicher Begleitung erfolgen. In jedem Fall ist eine gute Kooperation von Limnologen, Ingenieuren und Planern von Nöten. (DWA 2006)

B 4.2 Ablauf von Therapiemaßnahmen

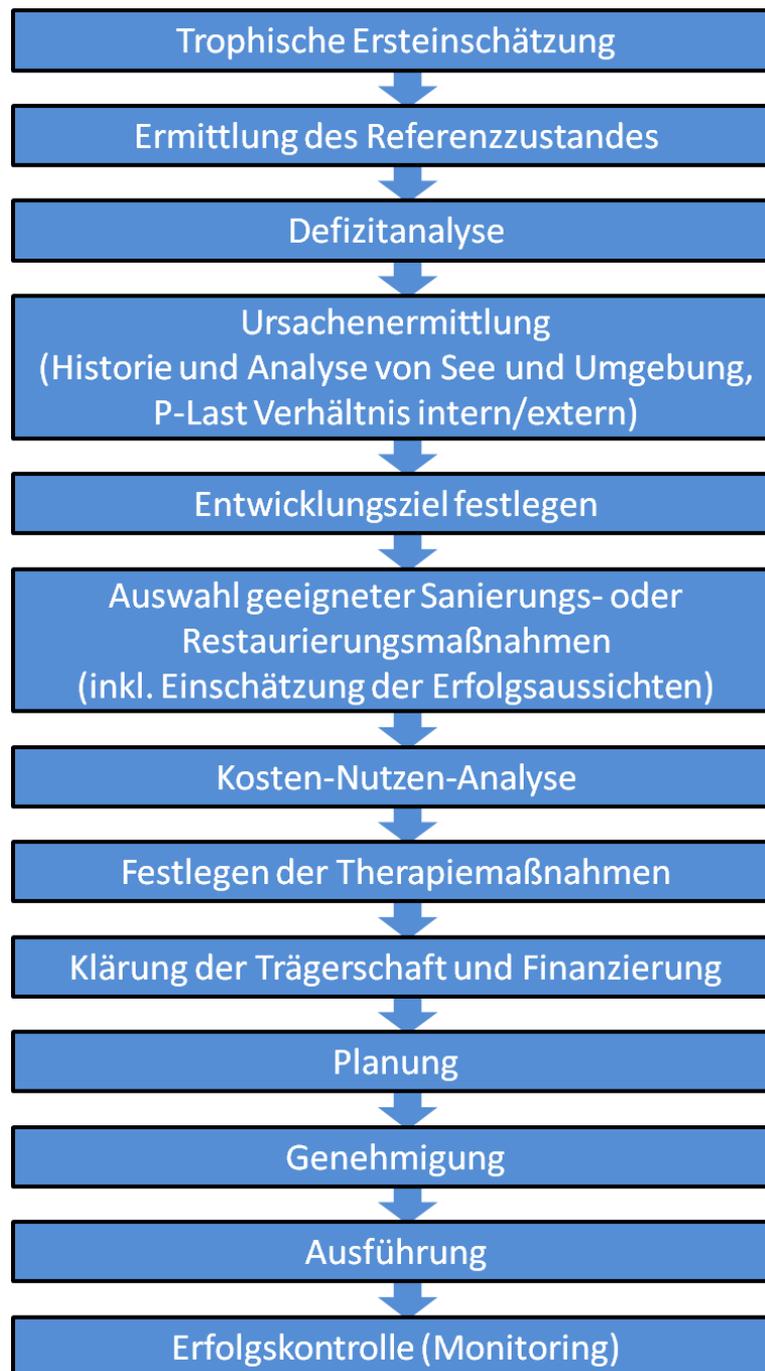


Abbildung 14: Ablauf von Therapiemaßnahmen, inhaltlich übernommen aus DWA (2006) S. 77

In Abbildung XY ist eine Allgemeine Vorgehensweise von Voruntersuchungen, über die Definition von Entwicklungszielen, bis hin zu Planung und Finanzierung von Therapiemaßnahmen eines Gewässers aufgeführt.

An dieser Stelle kann für den CS festgestellt werden, dass einige Punkte schon erledigt wurden. Durch eine lange Forschungsreihe sind sowohl die trophische Ersteinschätzung (Kapitel A 4.3), die

Ermittlung des Referenzzustandes (Kapitel A 4.1.1), sowie eine Defizitanalyse und Ursachenermittlung für Probleme (Kapitel A 5.3) bereits erfolgt.

Durch den CAPUTHER SEE E.V. (2020) in Zusammenarbeit mit WÖBBECKE ET.AL. (2016) wurden die **Entwicklungsziele** festgelegt:

- Erreichen von 1,20 m Sichttiefe (CAPUTHER SEE E.V. 2020)
- Dauerhafter Erhalt der Erholungsnutzung für die Allgemeinheit in Einklang mit dem Naturschutz (CAPUTHER SEE E.V. 2020)
- Die Etablierung einer stabilen Submersenvegetation (WÖBBECKE ET.AL. 2016)
- Nahrungsketten im Freiwasser optimieren zu Gunsten des Zooplanktons, Reduktion des Bestands von Silber- und Mamorkarpfen, sowie der Weißfische allgemein (WÖBBECKE ET.AL. 2016)
- Verringerung der Trophie, Annäherung an den Referenzzustand (WÖBBECKE ET.AL. 2016)

Die Auswahl der geeigneten Maßnahmen der Seentherapie erfolgte durch z.B. Mietz (1999) mit konkreter Kostenrechnung und einem prognostizierten Nutzen. Diese Empfehlung wurde jedoch nicht umgesetzt. Durch u.A. WÖBBECKE ET.AL. (2016) wurde die Entnahme von Silber- und Graskarpfen empfohlen. Diese Maßnahme wird seit rund 10 Jahren sukzessive durch den Caputher See e.V. in Zusammenarbeit mit dem Fischerhof Seddin durchgeführt. (CAPUTHER SEE E.V. 2020)

B 4.3 Maßnahmen im EZG: Sanierung

B 4.3.1 Abwasserumleitung (Ringkanalisation)

Begriffe

Für eine Abwasserumleitung wird das Abwasser in dem See nahen Bereichen gesammelt und zentral behandelt. Anschließend wird das gereinigte Abwasser unterhalb des Sees wiedereingeleitet. (DWA 2006)

Ziel

Eine Abwasserumleitung ist dann sinnvoll, wenn die Ufer eines Gewässers stark besiedelt sind. Das Ziel dieser Maßnahme ist, das anfallende Abwasser dieser Siedlungen vom Gewässer fern zu halten, in einer Kanalisation aufzufangen und an einem zentralen Ort zu reinigen. (DWA 2006)

Zur zentralen Abwassereinigen bedarf es einem umfangreichen Kanalsystem, dem Sammler, das die anfallenden Abwässer auffängt und zu einem Hauptsammler leitet. Von diesem Hauptsammler werden die gereinigten Abwässer in ein Fließgewässer unterhalb des zu sanierenden Sees geleitet. Der Sammler orientiert sich zumeist an der Uferlinie des zu sanierenden Sees. (DWA 2006)

Durch diese Maßnahme wird eine erhebliche Nährstofffracht aus Punktquellen aus den anliegenden Siedlungen und deren Abwässer vom See ferngehalten. (DWA 2006)

Kosten

Die Kosten für diese Methode können stark variieren. Der größte finanzielle Aufwand entsteht dadurch ein Ringkanalsystem anzulegen. Diese Kosten sind stark davon abhängig, ob bereits

Kanalisationen vorliegen und wie diese verknüpft sind. Bereits bestehende Systeme können optimaler Weise einfach dafür benutzt werden. (DWA 2006)

Beispiele

Erfolgreiche Beispiele sind der Tegernsee oder der Chiemsee in Bayern. Durch die Ringkanalisation konnte die Trophie deutlich gesenkt oder zumindest auf dem gleichen Niveau gehalten werden. (DWA 2006)

B 4.3.2 Phosphatrückhaltung in Kläranlagen

Begriffe

Unter der Phosphatrückhaltung ist die weitestgehende Entfernung des Phosphors aus dem Abwasser von Kläranlagen gemeint, bevor es in Oberflächengewässer eingeleitet wird. Hierbei werden vor allem chemische Fällung (Kapitel B 4.4.10), biologische P-Elimination und Flockungs- und Membranfiltration angewendet. Diese Verfahren werden bereits in vielen Kläranlagen verwendet, weshalb meist kleinere Mengen P mit dem Abwasser der Anlagen in die Oberflächengewässer emittiert werden, als gesetzlich vorgeschrieben. (DWA 2006)

Ziel

Ziel dieser Verfahren ist es, die P-Fracht der Kläranlagen in einer dritten Reinigungsstufe vor der Einleitung des Abwassers in die Oberflächengewässer so weit wie möglich zu reduzieren. (DWA 2006)

Die chemische Fällung zielt vor allem auf das Orthophosphat ab. Mittel Eisen- und Aluminiumsalzen werden Phosphationen aus dem Abwasser entfernt und mit Chlorid- oder Sulfationen ersetzt. (DWA 2006) Kalkmilch (Calciumhydrat) bewirkt eine Fällung aufgrund der pH-Erhöhung, auf die eine Neutralisation folgen muss. (DWA 2006) (WHITE 2020)

Die biologische P-Elimination funktioniert durch ein Einbringen von phosphatspeichernden Mikroorganismen, die im Wechsel von anaeroben zu aeroben Bedingungen mehr Phosphate aufnehmen als für den Stoffwechsel nötig. (DWA 2006)

Sowohl bei der chemischen Fällung, als auch bei der biologischen P-Elimination fällt Klärschlamm mit erhöhtem P-Gehalt an. Eine anschließende Flockenfiltration, ein nachgeschaltetes Filterbett oder eine Abtrennung des belebten Schlammes mit einer Membranfiltration kann die Reinigungsleistung steigern. (DWA 2006)

Kosten/ Beispiele

Die Kosten sind einzeln für die benötigten Reinigungsverfahren und deren bauliche Grundlage zu berechnen. Zusätzlich fallen Kosten für die benutzen Chemikalien an, wobei Eisen(II)sulfat teurer ist als vergleichbare Mengen an Kalkmilch. (DWA 2006)

Anzumerken ist hierbei, dass die Phosphatfällung gängige Praxis in Kläranlagen ist. Deshalb wird hier auf Beispiele verzichtet. (DWA 2006) Voraussetzung zu Anwendung dieser Maßnahme ist eine im EZG vorhandene Kläranlage.

B 4.3.3 Verringerung des Nährstoffeintrags aus der Fläche

Begriffe

Die Verringerung des Nährstoffeintrags aus der Fläche beschreibt konkret ein Konzept der Flächennutzung. Im EZG eines Gewässers soll mittels umweltorientiertem Managements der Eintrag von Nährstoffen vor allem in die Oberflächengewässer reduziert werden. Folglich sollen diffuse und Punktquellen von Nährstoffen von Anfang an verringert oder vom Gewässer abgegrenzt werden. (DWA 2006)

Ziel

Diese Sanierungsmaßnahme zielt darauf ab, die nicht aus Punktquellen zu bestimmenden, sondern aus der Fläche kommenden, diffusen Nährstoffeintrag in die Gewässer zu reduzieren. Quellen dieses diffusen Eintrags können die Landwirtschaft und in kleineren Mengen auch atmosphärische Depositionen, das Grundwasser oder versiegelte Siedlungsflächen sein. (DWA 2006)

Um die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) einzuhalten, ist es unmöglich, nur den Nährstoffeintrag aus Punktquellen zu berücksichtigen. An dieser Stelle ist ein ganzheitliches und für das Gewässer individuelles EZG-Management sinnvoll, das gewässerverträgliche Nutzungsformen und Bewirtschaftungen landwirtschaftlicher Flächen durchsetzt oder zumindest über eine räumliche Trennung einen eingeschränkten Rückhalt der Nährstoffe sichert. Erosion ist so weit wie möglich zu reduzieren. (DWA 2006)

Um die Umsetzung solcher komplexen ganzheitlichen Maßnahmen attraktiver zu gestalten und somit auch anderen sonst nötig werdenden Maßnahmen vorzubeugen, sollte die derzeitige Förderungspraxis vor allem in der Landwirtschaft mehr auf den Gewässerschutz ausgerichtet werden. Die Konzepte sollen, wenn möglich dabei nicht im Widerspruch zu den ökonomischen Interessen der Landnutzer und Eigentümer stehen. (DWA 2006)

Kosten /Beispiele

Ein Beispiel ist die Sanierung des Demnitzer Mühlenfließes, einem Nebengewässer der Spree in Ostbrandenburg. Es wurde zwischen 1996-1999 renaturiert basierend auf einem umfassenden Renaturierungskonzept zur Verringerung des Nährstoffeintrages aus der Fläche. (LUA 1998) Als besonders wirksam stellte sich die Minderung der Nährstoffeinträge, die von Agrarflächen stammen heraus. (DBU 2020) Zusätzlich wurde die natürlichen Wasser- und Stoffretentionsfähigkeit, durch die Reduktion der Gewässerberäumung und der gezielte Rückbau vorhandener

Entwässerungseinrichtungen, sowie die Verlangsamung der Fließgeschwindigkeiten durch Wiedervernässung gewässerbegleitender Feuchtgebiete gefördert. (DBU 2020)

Kosten wurden nicht genannt, jedoch wurde das Projekt unter anderem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt finanziert. (DBU 2020) Da ein ganzes EZG aufwendig saniert werden muss, können die Kosten jedoch als vergleichsweise hoch angenommen werden.

Diese Maßnahme wird, wahrscheinlich auch aufgrund der hohen Kosten und des hohen Aufwands, selten genutzt. (DWA 2006)

B 4.3.4 Vorbecken

Begriffe

Im Zufluss eines mit Nähr- und Schadstoffen belastetem Gewässer wird eine bauliche Maßnahme errichtet, die den Zufluss stoppen oder verlangsamen soll. (DWA 2006) Hierbei werden natürliche Prozesse wie die Sedimentation oder biogene Festlegung von Stoffen genutzt. Vorbecken sind somit vorgelagerte Puffersysteme. (DWA 2006)

Im Mittelgebirge können Vorsperren oder Tauchwände errichtet werden. Diese sind kleinere Staubecken unmittelbar vor Talsperren. Alternativ kann auch ein kleiner Teil der Talsperre abgetrennt werden durch Tauchwände oder Unterwasservorsperren. (DWA 2006)

Das Prinzip lässt sich auch auf natürliche Gewässer übertragen. Als Puffersystem eignen sich vorgelagerte bewachsene Feuchtgebiete, Teiche oder die Förderung von Wasserpflanzen in Flachwasserzonen. (DWA 2006)

Für Standorte im Flachland eignen sich auch gut bewirtschaftete Schilfpolder mit einem möglichst artenreinen Bestand aus Schilfrohr (*Phragmites australis*). Das Schilfrohr wird in einem flachen Vorbecken gepflanzt und dient der Oberflächenvergrößerung für Periphyton und aufwachsende Makrophyten. (DWA 2006) Da die Pufferleistung der bewachsenen Vorbecken vor allem durch vitale Pflanzen bedingt ist, ist sie stark saisonal wirksam und funktioniert somit nur schlecht außerhalb der Vegetationsperiode. (DWA 2006)

Ziel

Die Maßnahme zielt vor allem auf die Minimierung von Nährstoffen aus diffusen Quellen im EZG des Gewässers ab. (DWA 2006) Diese können anderenfalls nur über ein aufwendiges, gesamtheitliches Management des EZG reduziert werden (Kapitel B 4.3.3).

Vorsperren, Unterwasservorsperren oder Tauchwände reduzieren die Fließgeschwindigkeit des Wassers. (DWA 2006) In den Vorbecken kann sich so Phytoplankton, optimal Diatomeen (DWA 2006), ansiedeln, das die Nährstoffe im Wasser verstoffwechselt. Diese so erzeugte Biomasse akkumuliert sich zusammen mit allochthonen Schwebstoffen am Grund der Vorbecken. (DWA 2006) Die Verweildauer des Wassers ist dann optimal, wenn die Wachstumsrate der schnellwachsenden

Algen größer ist als die Verlustrate durch Auswaschung und klein genug, dass sich Zooplankton nur schlecht entwickeln kann. (DWA 2006) Berechnungen hierfür gibt es im Merkblatt DWA-M 605 (2005), beläuft sich aber in den meisten Fällen zwischen drei und fünf Tagen. Um die langfristige Funktionalität zu gewährleisten, müssen die abgelagerten Sedimente regelmäßig entfernt werden. (DWA 2006)

Auch die bewirtschafteten Polder funktionieren durch die Reduzierung der Fließgeschwindigkeit und damit einhergehender Sedimentation, sowie auf der Verstoffwechslung der Nährstoffe durch Periphyton und Makrophyten. (DWA 2006)

Kosten

Die Kosten hängen von der Größe und dem Standort der Vorbecken ab. Folientauchwände können eine günstige Alternative oder Ergänzung zu massiven Bauwerken sein. Hinzukommen Wartungskosten, etwa zum Entfernen des akkumulierten Sedimentes aus dem Vorbecken. Der finanzielle Aufwand für bewirtschaftete Polder ist einerseits die bauliche Maßnahme und das Anpflanzen des Schilfrohrs, weiterhin die Wartungskosten. Das Schilfrohr muss regelmäßig gemäht werden um nicht durch vermindertes Licht das Wachstum der Wasserpflanzen und Algen zu hemmen. Das geerntete Schilfrohr kann jedoch zur Deckung der Kosten verkauft werden. (DWA 2006)

Beispiele

Vorbecken werden oft in Verbindung mit Trinkwassertalsperren zur Vorklärung genutzt. Ein Beispiel ist die Trinkwassertalsperre Saidenbach. Hier werden 6 Vorbecken an allen Zuflüssen als wichtige Teile des Multi-Barrieren-Prinzips genutzt um Nährstoffe, Sedimente und weitere unerwünschte Stoffe zurückzuhalten und somit die Wasserqualität in der Hauptsperre zu schützen. (HRSG. LTV SACHSEN 2020)

B 4.3.5 Phosphoreliminierung im Zufluss

Begriffe

Zum Zweck der P-Eliminierung im Zufluss gibt es verschiedene Verfahren. Basierend auf biologischer und physikalisch-chemischer Entfernung von Nährstoffen aus dem Zufluss kommen Pflanzenklärsysteme und Bodenfilter zum Einsatz. Das Prinzip bei beiden Methoden ist die Passage des Wassers durch eine bepflanzte Zone oder durch einen Bodenfilter. Bei reinen Bodenfiltern wird auf eine Bepflanzung gänzlich verzichtet. Abhängig von der Konstruktion wird das Wasser entweder horizontal, vertikal, kontinuierlich oder intermittierend durch den Filter transportiert. Die Zusammensetzung der Bepflanzung und das verwendete Substrat können variieren. Weiterhin gibt es stationäre Phosphoreliminierungsanlagen, die technisch sehr effizient die P-Fracht aus dem Wasser entfernen. (DWA 2006)

Ziel

Ziel ist die Eliminierung von P-Verbindungen aus dem Wasser des Zuflusses und somit den gesamt P-Input in ein Gewässer. Meist reichen Bodenfilter und Pflanzenklärsysteme allein nicht aus um das Wasser ausreichend von P-Verbindungen zu befreien. (DWA 2006) Im Bodenfilter laufen an eisen- und aluminiumhaltigen Mineralen und Calciumverbindungen Adsorptionsprozesse ab, die Phosphor aus dem Wasser binden. Um die Effizienz eines Bodenfilters zu steigern, können von Anfang an Materialien mit hohen Gehalten an Eisen, Aluminium oder Calcium benutzt werden. Wichtig ist, darauf zu achten, dass sich keine anaeroben und damit reduzierenden Verhältnisse einstellen, die die Phosphatrücklösung aus Eisenverbindungen begünstigen. (DWA 2006)

Die Funktion von Pflanzenklärsystemen ohne Bodenpassage ähnelt in den Prozessen eines bewirtschafteten Schilfpolders, basierend auf dem Stoffwechsel von Mikroorganismen. (Kapitel B 4.3.4) Auch hier sind aerobe Verhältnisse im Boden für die P-Retention kritisch, die aber durch eine gute Durchwurzelung unterstützt werden. Daher bietet sich eine Kombination aus Pflanzenklärsystem und Bodenfilter an. (DWA 2006)

Technische Phosphoreliminierungsanlagen funktionieren in drei Schritten. Zuerst wird mithilfe von Eisen- und Aluminiumsalzen eine Partikelstabilisierung und Fällung von P-Verbindungen vorgenommen. Der zweite Schritt ist die Flockung der partikulären Substanz, die dann im letzten Schritt mehrfach filtriert und aus dem System entnommen wird. Positive Nebeneffekte sind die weitgehende Entfernung von Schwebstoffen, Bakterien und organischen gelösten Substanzen. Durch diese Art der Wasserbehandlung kann nach DWA (2006) die Gesamt-P Konzentration in den Zuläufen auf Werte $< 20 \mu\text{g}$ reduziert werden. Das behandelte Wasser verliert so seine eutrophierende Wirkung. (DWA 2006)

Kosten

Die Baukosten belaufen sich auf rund 100 €/m^2 für Bodenfilter und 400 €/m^2 für Pflanzenklärsysteme. (DWA 2006) Die Wartungskosten sind je nach Anlagenart und-Größe sehr unterschiedlich. Technische P-Eliminierungsanlagen sind im Bau je nach Größe und Ausstattung sehr unterschiedlich. Die Kosten entstehen so im Schwerpunkt meist bei den baulichen Maßnahmen, jedoch sollten auch die nicht unerheblichen Wartungsarbeiten und die Kosten für den Einsatz der Chemikalien berücksichtigt werden. Ohne Personal und Unterhaltung belaufen sich die Kosten auf rund 2 €/m^3 . (DWA 2006)

Beispiele

Bodenfilter werden häufig für die Reinigung von Straßenoberflächenabwasser genutzt. An der Wahnbachtalsperre in Nordrhein-Westfalen und am Tegeler See in Berlin werden technische P-Eliminierungsanlagen eingesetzt. (DWA 2006)

B 4.4 Maßnahmen im See: Restaurierung

B 4.4.1 Veränderung der Seebeckenmorphologie

Begriffe

Die Veränderung der Seebeckenmorphologie geschieht durch mechanische Eingriffe in die Gestalt des Gewässers. Die Veränderungen konzentrieren sich dabei auf den Ufer- und Sohlebereich der Seen. (DWA 2006)

Ziel

Ziel ist, die Beckenmorphologie und somit ihren Einfluss auf die Trophie des Sees positiv zu beeinflussen (Kapitel B 4.3.1). Besonders flache Seen haben bei gleicher Nährstoffbelastung im Vergleich zu tieferen Gewässern oft einen höheren Trophiegrad. Durch die Vertiefung des Sees kann die Primärproduktion eingeschränkt werden. In flachen Seen ohne bzw. mit sehr kleinen Beständen an submersen Makrophyten herrscht eine ständige Durchmischung durch Wind, sodass immer wieder gelöste und partikuläre Nährstoffe in die durchlichtete Zone gelangen. In solchen Systemen können die Nährstoffe nicht sedimentieren. Wenn der See tief genug ist um ein Hypolimnion auszubilden, kann in den Zeiten der Schichtung im Sediment am Seeboden eine Nährstoffsinke entstehen. (DWA 2006)

Eine weitere Maßnahme ist die Abflachung und Bepflanzung der Uferböschung. In Schilfgürteln wird so die Durchmischung des Wassers gehemmt, Fließgeschwindigkeit verringert sich. Dadurch kann es auch in den Uferzonen zu einer Sedimentation von Nährstoffen kommen. (DWA 2006)

Die Veränderung der Beckenmorphometrie ist eine nachhaltig wirksame Maßnahme. Anhand von Berechnungen nach LAWA (1999) kann als Beispiel ein eutropher kleiner See mit einer mittleren Tiefe von 1,9m und einer maximalen Tiefe von 3 m durch eine Vertiefung der mittleren Wasserstiefe auf 3 m und maximalen Tiefe von 5 m mit großer Wahrscheinlichkeit den Trophiegrad mesotroph erreichen. Weitere Vorteile sind die gleichzeitige Entfernung von bereits vorhandenen Nährstoffen im See durch das Sediment (Kapitel B 4.4.6) und eine Steigerung der Attraktivität als Badensee, da in größerer Tiefe das Wachstum submerser Makrophyten durch Lichtmangel gehemmt ist. (DWA 2006)

Kosten

Die Kosten für eine Seebeckenvertiefung sind sehr hoch. Deshalb zeigt sich in der Praxis, dass diese Maßnahme in vielen Fällen nur mit einer Rohstoffgewinnung, z.B. Kies, einhergeht. Die Kosten für die Bepflanzung sind stark abhängig von der Größe der zu bepflanzenden Fläche. (DWA 2006)

Beispiele

Sanierte Gewässer, die die Verbesserung der Trophie durch eine Vertiefung und gleichzeitige Bepflanzung der Ufer erreicht haben, sind nicht bekannt. (DWA 2006)

B 4.4.2 Belüftung

Begriffe

Die Belüftung bezeichnet verschiedene technische Maßnahmen zu Erhöhung des Sauerstoffgehaltes im Wasser. (DWA 2006)

Mögliche Maßnahmen sind die Destratifikation (Kapitel B 4.4.3), externe oder interne Tiefenwasserbelüftung und Injektion von reinem Sauerstoff. Wichtig ist, dass in stabil geschichteten Seen die Schichtung durch die Maßnahmen nicht zerstört wird. Bei Flachseen ohne Schichtung wird auch mit Pumpen oder Turbinen gearbeitet, um Luft oberflächennah in das Seewasser einzutragen. (DWA 2006)

Ziel

Ziel ist es, Sauerstoffmangel oder –Schwund im Wasserkörper, der als Symptom der Trophie auftritt, auszugleichen. Sauerstoffmangel tritt dann ein, wenn das Gleichgewicht zwischen der Primärproduktion und dem Abbau unter aeroben Bedingungen von organischer Substanz nicht mehr gegeben ist. Sobald der Sauerstoff aufgebraucht ist, wird das organische Material unter anaeroben Bedingungen abgebaut, die zur Anreicherung von toxischem Schwefelwasserstoff, Ammonium, Nitrit und unter reduzierenden Bedingungen gelösten Eisen oder Mangan führen können. (DWA 2006)

Für die Planung der Belüftung ist es entscheidend zu wissen, wann und an welchen Stellen im See der Sauerstoffschwund auftritt. In tiefen geschichteten Seen tritt der Sauerstoffschwund meist zuerst am Seeboden auf und breitet sich dann sukzessive auf das Hypolimnion aus. In flachen polymiktischen Seen betrifft der Sauerstoffschwund den ganzen Wasserkörper in oft extremen Unterschieden zwischen Tag und Nacht aufgrund des Stoffwechsels von submersen Makrophyten. (DWA 2006)

Folglich ist die Zielvorstellung zu Zeiten und an Orten des Sauerstoffschwunds extern Sauerstoff in das System zu bringen um akuten Sauerstoffmangel zu bekämpfen. Die Belüftung kann die Anreicherung von Eisen, Mangan, Schwefelwasserstoff und Ammonium, sowie freier Kohlensäure reduzieren, den Abbau von organischen Substanzen verbessern und folglich die Faulschlammabildung herabsetzen. Durch die Entstehung von Eisenoxiden an den Sedimentoberflächen kann wieder Phosphor gebunden werden. (DWA 2006)

Wichtig zu verstehen ist, dass die Maßnahme der Belüftung nur akute Symptome bekämpft und nicht als Langzeitmaßnahme allein eingesetzt werden kann! (DWA 2006)

Kosten

Die Kosten belaufen sich auf die Anschaffung eines Gerätes zur Tiefenwasserbelüftung und den Betriebskosten. Ein Tiefenwasserbelüfter kann je nach Leistung Stand 2006 zwischen 15.000 € und 250.000 € kosten, wobei auch deutlich teurere Geräte verkauft werden. (DWA 2006)

Beispiele

Im Großteil der Fallbeispiele konnte die Tiefenwasserbelüftung die gesetzten Ziele erfüllen. Hier ist nochmal betont, dass sich diese Ziele jedoch als reine Symptombekämpfung definiert sind, die nur wirken, wenn die Anlage in Betrieb ist. An der Wahnbach-Talsperre (Nordrhein-Westfalen) konnte durch eine Tiefenbelüftung die Remobilisierung von Eisen und Mangan aus den Sedimenten reduziert werden. Die dauerhafte Senkung der P-Konzentration im Gewässer kann mit der Tiefenwasserbelüftung jedoch nicht erreicht werden. (DWA 2006)

B 4.4.3 Zwangszirkulation (künstliche Destratifikation)

Begriffe

Unter Zwangszirkulation fallen zwei verschiedene technische Maßnahmen basieren auf Lufteintrag von außen in das Gewässer: die künstliche Destratifikation in Seen zur Zeit der sommerlichen Stagnation und der potentiellen Zwangszirkulation in meromiktischen Seen zur Zeit der Durchmischung im Frühjahr oder Herbst. (STEINBERG in BESCH ET.AL. 1992) Die gleichförmige Zwangszirkulation generiert eine permanente Umwälzung, wogegen die intermittierende eine zeitweilige Zirkulation herstellt. Die externe Lufteinfuhr kann über punkt- oder linienförmige Quellen erfolgen. (DWA 2006)

Ziel

Ziel der **künstlichen Destratifikation** ist es, durch einen gleichförmigen oder intermittierenden Lufteintrag zu verhindern, dass sich vor allem während des Sommers eine thermisch bedingte Wasserschichtung bildet oder bereits bestehende Stagnationen erhalten bleiben. (DWA 2006) Die **potentielle Zwangszirkulation** in meromiktischen Seen soll zur Zeit der Herbst- oder Frühjahrsdurchmischung ausbleibende oder unvollständige Durchmischungen ausgleichen und eine Meromixie verhindern. (STEINBERG in BESCH ET.AL. 1992)

Auf diese Weise sollen eine Durchmischung aller Wasserschichten und ein Stoffaustausch auch mit dem Tiefenwasser möglich werden. Der Sauerstoffhaushalt wird während der Durchmischung stabilisiert, anaerobe Zonen werden verkleinert oder beseitigt. (DWA 2006)

Durch Sauerstoffeintrag in das Tiefenwasser können reduzierende Substanzen wie Eisen-III- oder Mangan-II-Verbindungen oxidiert werden. Ein weiterer Effekt ist die Veränderung der Algenartenzusammensetzung im Gewässer, wie die Verringerung von Blaualgen und der generellen Reduktion von Algenbiomasse im Wasserkörper durch den limitierenden Faktor des Lichtes. (STEINBERG in BESCH ET.AL. 1992) Je mächtiger die durchmischte Schicht, desto weniger Licht steht dem Phytoplankton für die Photosynthese zur Verfügung. Um eine Anpassung des Phytoplanktons an neue stabile Bedingungen zu verhindern, kann eine intermittierende Zwangszirkulation, also ein Wechsel der Verhältnisse, nachhaltig Algenmassenentwicklungen vorbeugen. (DWA 2006)

Kosten

Kosten fallen an für den Bau einer Zwangszirkulationsanlage, sowie die Betriebskosten. Das von der TLU Jena von 1997 bis 2001 wissenschaftlich begleitete Projekt in der Bleilochtalsperre (Thüringen) kostete rund 970.000 €. Betriebskosten im Versuchszeitraum beliefen sich auf 460.000 €, rund die Hälfte davon wurde für Strom aufgewendet. (DWA 2006)

Beispiel

An der Bleilochtalsperre (Thüringen) wird seit 1997 eine künstliche Destratifikation von jeweils Ende der Frühlingszirkulation bis Anfang der Herbstzirkulation betreiben. Die Luft wird durch eine liniernförmige Quelle in 20 m Tiefe eingeblasen. Diese steigt auf und nimmt Tiefenwasser mit sich, welches das Oberflächenwasser und die darin enthaltene Biomasse verdrängt. Auf diese Art bildet sich eine langsam drehende Wasserwalze. Der Luftstrom wird immer wieder verändert. Bei gleichbleibender Trophie reduzierte sich das mittlere Algenvolumen um rund zwei Drittel, Massenentwicklungen von Blaualgen konnten verhindert und somit der Badebetrieb gesichert werden. Das Phytoplankton entwickelte eine größere Artenvielfalt, das Zooplankton vermehrte sich. (DWA 2006)

Im Pulvermaar (Rheinland-Pfalz) wurde eine potentielle Zwangszirkulation im Herbst angewendet, um eine unvollständige Durchmischung im Herbst auszugleichen. Das Ziel, die Ausbildung eines Monimolimnions zu verhindern, wurde erreicht. (DWA 2006)

Nicht zu empfehlen ist eine Zwangszirkulation in Seen mit geringer Durchmischungstiefe. Durch die Zirkulation können zu viele Nährstoffe in die lichtdurchflutete Zone transportiert werden und das Algenwachstum massiv fördern. Auch in zu tiefen Seen mit einem stark ausgeprägten sauerstofffreien Hypolimnion ist die Maßnahme nicht zu empfehlen, wenn der Sauerstoffmangel durch den externen Lufteintrag nicht ausgeglichen werden kann. Folgen können ein Sauerstoffdefizit und hohe Konzentrationen von Eisen, Mangan und Schwefelwasserstoff im ganzen Wasserkörper sein. (DWA 2006)

B 4.4.4 Externe P-Eliminierung aus Seewasser

Begriffe

Die externe P-Eliminierung wird in einer externen Anlage am Ufer des Sees vorgenommen. In der Anlage wird P aus dem Seewasser entfernt mittels Fällung, Flockung, Flotation, Adsorption oder Filtration. Das gereinigte Seewasser wird anschließend wieder in das Gewässer zurückgeleitet. Die Anlage muss dabei in der Lage sein, das Volumen des zu reinigendem Wasser mehrmals in der eingesetzten Zeit reinigen zu können. Beispiele einer solchen P-Eliminierungsanlage sind ein- oder zweistufige Bodenfilter, z.B. die NEPTUN-Anlage oder auch technische Anlagen mit dem PELICON- oder ALGASAN-Verfahren. Grundlage ist das Prinzip der Adsorption der gelösten Wasserinhaltsstoffe

und die Überführung dieser in schwer lösliche Verbindungen, die mittels Fällung und Filtration aus dem Wasserkörper entfernt werden können.

Ziel

Ziel ist es möglichst viel P aus dem Seewasser zu entfernen. (DWA 2006)

In geschichteten Seen kommt es besonders in den Sommermonaten zu einer P-Anreicherung im Hypolimnion. In diesem Fall eignet sich eine PELICON-Anlage (P-Eliminations-Container). Das Tiefenwasser wird in eine externe Anlage am Rand des Gewässers gepumpt und dort mit Fällmittel behandelt, wodurch der Großteil der frei im Gewässer vorhandenen P-Verbindungen erfasst werden können. Durch das Fällmittel werden gelöste Wasserinhaltsstoffe in eine schwerlösliche Form gebracht. Die entstehenden Flocken werden mittels Druck-Entspannungsflotation aus dem Wasser entfernt und in einem eigenen Behältnis aufgefangen. Das gereinigte Wasser wird so, wie es für die Erhaltung der natürlichen Schichtung des Gewässers dienlich ist, zurückgeleitet. (DWA 2006)

In flache Seen ohne stabile Schichtung kann eine Behandlung des ganzen Wasserkörpers sinnvoll sein. Das ALGASAN-Verfahren eignet sich gut für kleinere und mittelgroße ungeschichtete Seen. Hier kann bei Bedarf der ganze Wasserkörper oder nur das Oberflächenwasser im Falle einer Algenblüte gereinigt werden. Durch gezieltes Abschöpfen der Wasseroberfläche und Filtration des Wassers werden Mikroalgen und suspendierte Stoffe eliminiert, sowie gelöstes P an einem Filtergranulat adsorbiert. Das gereinigte Wasser wird vor der Rückführung mit Sauerstoff angereichert. P wird somit vor allem über den in der Algenbiomasse vorhandenen Anteil sowie die Adsorption an einem Filtergranulat entfernt. Dadurch sollen massives Algenwachstum vorgebeugt und die Primärproduktion reduziert werden. (DWA 2006)

Die dritte Möglichkeit der externen P-Eliminierung ist der Einsatz von NEPTUN-Anlagen. Diese bestehen aus ein- oder zweistufigen Bodenfiltern. Die Größe der Anlage hängt hier entscheidend von der Menge des zu reinigenden Wassers ab. In der ersten Stufe wird das zu reinigende Seewasser zuerst auf einen Grobfilter aus Oolith-Split versprüht. Ziel ist die Mineralisierung von Algen und die Abtötung von Keimen. In der zweiten Stufe wird das Wasser durch einen bewachsenen Feinfilter mit hohen Anteilen an Goethit und Eisen vertikal versickert. In diesem Schritt steht die partikuläre Bindung von P im Fokus. Bei einstufigen Bodenfiltern wird nur der zweite Schritt verwendet. (DWA 2006)

Besonders wirksam ist die externe P-Eliminierung dann, wenn das Wasser im See eine lange Verweilzeit hat und Sanierungsmaßnahmen erst mittelfristig Wirkung zeigen würde. Ein Vorteil der externen Anlagen gegenüber der P-Fällung direkt im See, stellt die Möglichkeit des kontinuierlichen Betriebes dar, im Gegensatz zu einer oder wenigen Einzelbehandlungen im Jahr. Weiterhin vorteilhaft ist, dass verwendete Chemikalien nur zu einem geringen Anteil in das Gewässer gelangen. Neben dem P kann auch das Fällmittel fast vollständig zurückgehalten werden. In externen Anlagen

ist es möglich über den P hinaus noch weitere unerwünschte Wasserinhaltsstoffe über eine vorgeschaltete Filterung zu entfernen. Ein Beispiel ist die Reduktion von H₂S mittels Eisensulfatchlorid. (DWA 2006)

Kosten

Die Investitionskosten für eine PELICON-Anlage liegen Stand 2006 bei ca. 150.000 €. Die jährlichen Betriebskosten sind abhängig vom Strompreis und der Gewässergröße für ca. 15 kW/m³ zu errechnen. Hinzu kommen noch die Kosten für Fällmittel und allgemeine Wartungskosten. Damit ist die PELIKON-Anlage die vergleichsweise teuerste Anlage zur externen Eliminierung von P. (DWA 2006)

Die Kosten für eine ALGASAN-Anlage mit rund 10 m³/h und einer Pumpenleistung von ca. 1 kW/h belaufen sich auf rund 35.000 € Stand 2006. Die Betriebskosten errechnen sich auch hier aus den anfallenden Stromkosten, der Größe des Sees und der allgemeinen Wartungskosten. Von der DWA (2006) wurden für einen dreijährigen Betrieb Betriebskosten in einer Höhe von 18.000 €/Jahr geschätzt. (DWA 2006)

Die Baukosten für einen einstufigen NEPTUN Bodenfilter belaufen sich 2006 auf rund 50.000 €. Dazu kommen Stromkosten je nach Pumpenleistung und Dauer des Betriebs im Jahr. Betriebskosten belaufen sich auf die anfallenden Reinigungskosten für die oberflächliche Reinigung des Bodenfilters und den regelmäßigen Austausch des Filtermaterials. Eine zweistufige Anlage ist entsprechend teurer. (DWA 2006)

Beispiele

Das Prinzip der PELICON-Anlage wird z.B. am Strandbad Farmsen in Hamburg und am Burgsee (Thüringen) angewendet. Diese Beispiele zeigen, dass es möglich ist mit der Behandlung des Tiefenwassers die Badenutzung in kleinen und mittelgroßen Seen erfolgreich zu sichern. Zur langfristigen Auswirkung auf die Trophie liegen leider keine Daten vor. Es finden jedoch immer noch starke Rücklösungsprozesse von P aus dem Sediment statt. (DWA 2006)

Das ALGASAN-Verfahren wird seit 2001 im 4,5 ha großen Bärensee bei Frankfurt angewendet. Die P-Eliminierungsraten liegen hier saisonal zwischen 40 und 89%. Über die langfristige Auswirkung auf die Trophie liegen auch hier keine Daten vor. Aus der reinen P-Eliminierung kann jedoch abgeleitet werden, dass das Verfahren für kleine Seen gut funktioniert. (DWA 2006)

Im Sommerbad Volksdorf (Hamburg), im Badese See Achtern Diek (Niedersachsen) und der Penkuner Seenkette (Mecklenburg-Vorpommern) werden seit 1996, 1997 bzw. 2001 NEPTUN-Anlagen zur externen P-Eliminierung genutzt. Die durchschnittlichen P-Eliminierungsraten liegen in den kleinen bis mittelgroßen Gewässern bei rund 50%. Im Sommerbad Volksdorf konnte durch den Einsatz die Badenutzung langfristig gesichert werden. Im Badese See Achtern Diek wurde eine langfristige Verbesserung der Trophie nachgewiesen. (DWA 2006)

B 4.4.5 Hydraulische Maßnahmen

4.4.5.1 Verdünnung, Spülung

Begriffe

Die Verdünnung wird bewirkt durch einen Input von nährstoffarmen Wasser und verringert so die Konzentration von Nährstoffen. (DWA 2006)

Das Wasser wird aus externen Quellen bezogen. Diese können nahe Fließgewässer, Seen oder auch das Grundwasser sein. Dabei kann Wasser zugepumpt oder der See durch bauliche Maßnahmen mit dem Wasser durchströmt werden. Bedingung ist das Vorhandensein einer solchen externen Quelle in passender Qualität und Quantität, sowie die deutlich kleinere P-Konzentration des externen Wassers. In Ausnahmefällen kann auch Trinkwasser eingesetzt werden. (DWA 2006)

Grundsätzlich kann eine Verdünnung auch durch eine Sanierung des EZGs erreicht werden. Durch die verringerte Nährstofffracht aus den EZG wird das Gewässer mit nährstoffärmerem Wasser aus dem natürlichen Zufluss versorgt werden. Diese Art der Verdünnung kommt jedoch ohne direkte hydraulische Maßnahmen aus und wird daher nicht als solche klassifiziert. (DWA 2006)

Ziel

Ziel ist es, die Primärproduktion mit der relativen Minimierung von vor allem P zu reduzieren und somit eine Senkung der Trophie zu erwirken. Das zugepumpte Wasser muss einen deutlich niedrigeren P-Anteil besitzen als das Seewasser. Der Effekt einer Verdünnung mittels der unterschiedlichen Konzentrationen von zugeführtem Wasser und Seewasser von P kann nach KLAPPER (1992) berechnet werden:

$$C_t = C_{im} + (C_o - C_{im}) e^{-dt}$$

C_t = Konzentration von P im See zu Zeit t

C_{im} = Konzentration des zugepumpten Wassers

C_o = Ausgangskonzentration

d = Austauschrate

Die dauerhafte Verdünnung mit einzelnen Spülungen eines Gewässers kann eine nachhaltige Senkung des Trophiegrades im Gewässer zur Folge haben. Diese Maßnahmen können auch als Ergänzung zu Sanierungsmaßnahmen des EZG eingesetzt werden. Die Wirkung einer Sanierungsmaßnahme und damit einem verringerten Nährstoffeintrag zeigt wie eingangs erwähnt oft erst nach einer gewissen Zeit Wirkung. Diese Zeit kann durch eine vorübergehende Verdünnung/Spülung deutlich verkürzt werden. (DWA 2006)

Kosten

Die Kosten für eine Verdünnung bzw. Spülung können stark variieren je nach Größe des Gewässers und damit Quantität des benötigten nährstoffärmeren Wassers, sowie den nötigen baulichen Veränderungen für die Infrastruktur und der Pumpleistung. (DWA 2006)

Beispiele

Eine Verdünnung wurde im Veluwe See in den Niederlanden angewendet. Dabei wurde drainiertes Grundwasser aus einem nahegelegenen Polder aus den Gräben in den See gepumpt.

Ein anderes Beispiel für die Verdünnung in Kombination mit P-Fällung ist der Bleibtreusee (Nordrhein-Westfalen). In diesem Fall war es sinnvoll den gesamten Wasserkörper abzupumpen, das Restwasser von P durch eine P-Fällung zu reinigen und eine Neubefüllung mit Grundwasser vorzunehmen. Der Trophiegrad konnte nachhaltig von stark eutroph auf mesotroph gesenkt werden. (DWA 2006)

4.4.5.2 Tiefenwasserableitung

Begriffe

Bei der Tiefenwasserableitung wird hypolimnische Wasser aus dem See entfernt.

Ziel

Ziel ist ein gezielter Nährstoffexport mit dem Tiefenwasser aus dem Gewässer. Die Funktionalität dieser Maßnahme basiert auf der Anreicherung von Nährstoffen im Tiefenwassers eines während der Sommermonate stabil geschichteten Sees durch Vertikaltransport und Sedimentation von vor allem P-Verbindungen, sowie zusätzlichen Rücklösungsprozessen von P aus den Sedimenten am Seeboden. Positive Nebeneffekte sind die gleichzeitige Entfernung von sauerstoffarmen oder- freien Wasser aus dem Hypolimnion, sowie unter anaeroben und reduzierenden Bedingungen gebildete, teils giftige Stoffe wie H₂S. (DWA 2006)

Bei der Ableitung des Wassers kann je nach Relief und örtlichen Gegebenheiten das natürliche Druckgefälle im Abfluss eines Sees genutzt werden basierend auf dem OLSZEWSKI-Rohr ohne zusätzlich benötigte Energie. Weitere Möglichkeiten sind das Abpumpen des Wassers oder ein Grundablass. (KLAPPER 1992)

Das entfernte Tiefenwasser muss anschließend je nach weiterer Verwendung gereinigt werden, z.B. wenn es in ein anderes Gewässer eingeleitet werden soll. Eine sinnvolle Verwendung kann das Aufbringen des nährstoffreichen Wassers auf landwirtschaftliche Flächen sein. (DWA 2006)

Kosten

Für die Tiefenwasserableitung fallen die Anschaffungs- und Baukosten für Rohrleitungen und eventuelle Einrichtungen für das Reinigen des entnommenen Tiefenwassers, sowie Kosten für dazugehörige Infrastruktur an. Wenn mit einer Pumpe gearbeitet wird, fallen hierbei zusätzlich Betriebskosten an. Bei der Nutzung des OLSZEWSKI-Rohrs können Betriebskosten gespart werden.

Beispiele

Nachdem eine direkte Abwassereinleitung in den Obinger See (Bayern) unterbunden wurde, wurde zusätzlich eine Tiefenwasserableitung vorgenommen. Die P-Konzentrationen konnten dadurch

reduziert werden. Das Trophielevel stagnierte jedoch durch eine sehr kurze Verweilzeit des Wassers im See und die unverminderte Nährstoffzufuhr aus dem Einzugsgebiet.

Im Meerfelder Maar (Rheinland-Pfalz) wird seit den 1980er Jahren durchgängig Tiefenwasser abgeleitet. Zusätzlich wird im Frühjahr und Sommer Oberflächenwasser gezielt abgepumpt, um die Algenbiomasse kurzfristig aus dem See zu entfernen. Auf diese Weise konnte sommerliche Sichttiefen von unter 10 cm deutlich verbessert werden. (SCHARF in BESCH ET.AL. 1992)

B 4.4.6 Entschlammung

Begriffe

Diese mechanische Maßnahme bezeichnet die teilweise oder vollständige Entfernung der Sedimentauflage aus einem See. (DWA 2006)

Ziel

Unter bestimmten Bedingungen können Nährstoffe aus dem Sediment eines Sees wieder freigesetzt werden, insbesondere Phosphorverbindungen (Kapitel 4.2.2). In Fällen, in denen die interne Nährstoffrücklösung die externe Nährstoffzufuhr übersteigt, ist eine Restaurierung der Sedimente einer Sanierung des EZGs des Gewässers vorzuziehen. Es ist sinnvoll, eine völlige Beseitigung des Nährstoffdepots vorzunehmen. Vorzugsweise werden die oberflächennahen, nährstoffreichen Schichten des Sediments entfernt. Somit werden die älteren, weniger nährstoffreichen Sedimente exponiert. Bei geringer Sedimentauflage kann auch das gesamte holozäne Sediment bis auf den quartären Seeboden entfernt werden. (BESCH ET.AL. 1992)

Ziel ist es somit die Nährstoffrücklösung durch Entfernen des Nährstoffdepots zu reduzieren oder zeitweilig zu beenden, sowie neuen Sedimentationsraum zu schaffen. (BESCH ET.AL. 1992)

Bei tieferen Seen kann diese Maßnahme allerdings finanziell und technisch sehr kompliziert sein. Sie ist pauschal vor allem bei Flachseen zu empfehlen, da die Nährstoffrückführung in die trophogene Zone wegen der geringen Schichtungsstabilität und der physikalischen Aufwirbelung der Sedimente besonders hoch sein kann.

Durchgeführt wird eine Entschlammung meist mit einem Saugbagger, bzw. bei ablassbaren Gewässern kann die Ausbaggerung auch direkt erfolgen. Wichtig ist auch zu beachten, dass für das entfernte Material in unmittelbarer Nähe des Sees Flächen vorzuhalten sind. Die Nassbaggerung erfordert das Anlegen von Spülfeldern, wobei das Transportwasser wieder in den See einzuleiten ist. Seeschlämme können unter Umständen landwirtschaftlich genutzt werden. Ihr hoher Nährstoffgehalt kann bei der Bodenverbesserung für die ackerbauliche Bewirtschaftung helfen. (BESCH ET.AL. 1992) Ausnahme bilden hier belastete Sedimente bzw. Transportwässer, die umweltgerecht entsorgt oder gereinigt werden müssen.

Kosten

Die Kosten für eine Entschlammung sind vergleichsweise sehr hoch, da sowohl für die technische Entfernung, sowie für die Lagerung, Untersuchung und wenn nötig Transport und Entsorgung des Materials Genehmigungen und Fachfirmen notwendig sind.

Beispiele

Der im Mittel 1,1m tiefe Ivenacker See in Mecklenburg-Vorpommern wurde teilentschlammt. Ansatz war, dass aus dem Umland in den See eingetragene Material diesem wieder zuzuführen und damit die Böden zu verbessern. Mittels einem Saugbagger wurde das Sediment auf Spülfelder am Ufer aufgebracht. Nach Untersuchung der Sedimente auf Schadstoffe wurden diese als unbedenklich eingestuft. Ein Jahr nach Aufbringung des Materials wurde die Fläche wieder landwirtschaftlich genutzt. Ziel war die teilweise Umkehr der Verlandung, Verminderung der ganzjährigen Planktontrübe, Verbesserung der Sichttiefe für die Besiedelung mit Makrophyten und Verhindern von weiterem Fischsterben aufgrund von Sauerstoffdefizit. Die Ziele konnten mit der zeitgleichen Sanierung eines einmündenden Baches mittel Phosphatfällung im Zulauf, sowie Besatz mit Raubfischen erreicht werden und das Trophielevel auf den potentiellen natürlichen Zustand gesenkt werden. (SANDROCK, SCHARF 2013)

Andere erfolgreiche Beispiele sind der Windmühlenbruch (Nordrhein-Westfalen) und der Breyeller See (Nordrhein-Westfalen), wo durch eine Entschlammung der Wasserkörper vergrößert und somit die Hochwasserretention wiederhergestellt werden konnte. Allerdings geht bei vielen Fallbeispielen die Entschlammung nicht mit der gewünschten Verbesserung der Trophie und nachhaltigen Senkung der Nährstoffkonzentration einher, da die interne Nährstoffrücklösung gegenüber dem Eintrag aus externen Quellen deutlich überschätzt wurde. (DWA 2006)

B 4.4.7 Behandlung des Sedimentes im Gewässer

B 4.4.7.1 Sedimentoxidation mit Nitrat

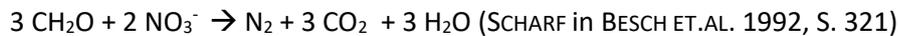
Begriffe

Die Sedimentoxidation mit Nitrat erhöht die Nitratverfügbarkeit in den oberen Schichten des Lockersediments. Der diffuse, kontinuierliche Eintrag von Nitrat in Gewässer führt in Flachseen zu einer positiven Wirkung auf die P-Bindung im Sediment. (DWA 2006)

Das RIPLOX-Verfahren kombiniert die erhöhte Nitratverfügbarkeit in mit einer Eisenfällung im Wasserkörper. (DWA 2006) Die Chemikalien werden mittels einer Sedimentharke in das Sediment eingebracht. (BESCH ET.AL. 1992)

Ziel

Ziel ist es, Organik abzubauen, das Redoxpotential an der Sedimentoberfläche durch Nitrat als Sauerstofflieferanten zu erhöhen und mittels der Oxidation von Eisen und Sulfat die P-Freisetzung zu hemmen. (DWA 2006)



Wird Nitrat in relativ organische Sedimente eingebracht, kommt es zur Bildung von Denitrifikationspopulationen, die die Organik abbauen und Nitrat in molekularen Stickstoff umwandeln. Die Denitrifikation läuft auf einem hohen Redoxpotential ab. Hierbei können sogar Eisenverbindungen wie Eisensulfid oxidiert werden, wodurch Eisen frei wird. An dieses freie Eisen kann P gebunden werden. (BESCH ET.AL. 1992)

Nach der Behandlung ist ein niedrigerer pH-Wert zu erwarten. Deshalb sollten pH-Messungen durchgeführt und Maßnahmen für die Neutralisation ergriffen werden, z.B. eine Kalkung. (Kapitel 4.4.8)

Die Oxidation mit Nitrat kann mit der Oxidation durch Sauerstoff in der Wirkung und den Effekten verglichen werden und soll als Alternative dienen. (DWA 2006) Im Vergleich zur Einbringung von Sauerstoff dringt Nitrat tiefer in das Sediment ein und ist fast unbegrenzt löslich. Weiterhin kann das RIPLOX-Verfahren gezielt zur Verminderung der Anreicherung von H₂S genutzt werden. (KLAPPER 1992)

Wichtig zu wissen ist jedoch, dass die Wirkungskapazität einer Oxidation mit Nitrat immer unter einer künstlichen oder natürlichen Oxidation mit Sauerstoff liegt. (DWA 2006)

Kosten

Kosten fallen vor allem für die benötigten Chemikalien und deren Ausbringung an. 2006 beliefen sich Kosten für eine Sedimentbehandlung am Schwielochsee (Brandenburg) auf rund 10.500 und 18.000 €/ha. (DWA 2006)

Beispiele

Die Sedimentbehandlung mittels der Oxidation durch Nitrat wurde an der Alten Donau (Österreich), am See Lyng (Dänemark) und im Lillesee (Schweden) durchgeführt. Die Ergebnisse der Anwendungen fielen sehr unterschiedlich aus. In BESCH ET.AL. (1992) wird die Anwendung im Lillesee 1975 als erfolgreich beschrieben. Die interne Düngung wurde nachhaltig gemindert. Das Verfahren soll sich problemlos auf andere Gewässer mit Faulschlamm am Gewässergrund übertragen lassen, einzig sollen vorher „Vorversuche“ durchgeführt werden, um die „optimale Dosierung der Chemikalien“ zu bestimmen. (BESCH ET.AL. 1992, S. 322)

In der Alten Donau stellte sich der relativ schnellen Verbrauch von Nitrat sowohl bei einmaliger, als auch bei Mehrfachbehandlungen als Problem heraus. Hier war die Menge und Nachlieferung der

organischen Substanz im Sediment im Vergleich zur eingebrachten Menge an Nitrat zu gering um das Redoxpotential im Sediment nachhaltig zu erhöhen. (DWA 2006)

Im See Lyng konnte die Rücklösung von P aus den Sedimenten nachweislich nach einer 10- bis 11-maligen Zugabe von $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ um 23 % bis 52 % verringert werden. Allerdings stellt sich in diesem Beispiel die Frage, ob diese Erfolge nicht auch der gleichzeitig stattfindenden Eiseneinbringung zugeschrieben werden sollten. (DWA 2006)

Die Beispiele zeigen, dass in jedem Fall vor der Anwendung sehr genaue Prozessstudien von Fachleuten am Objekt durchgeführt werden sollten! (DWA 2006)

4.4.7.2 Biotechnische Entschlammungen

Begriffe

Die biotechnische Entschlammung bezeichnet die Belüftung des Sedimentes zur Unterstützung des aeroben mikrobiellen Abbaus der Organik im Sediment. Dazu werden Belüftungssysteme wie Kreislaufbelüfter oder Rotationsbelüfter in intermittierendem Betrieb eingesetzt. (DWA 2006)

Ziel

Ziel ist die Reduktion des Sedimentvolumens durch Verlust von Organik und Wasser. Basis ist der Abbau der organischen Bestandteile im Sediment durch Mikroorganismen unter aeroben Bedingungen. Die Düsen der Belüftungssysteme werden auf das Sediment ausgerichtet. Gezielt wird mit einem Strahl aus Wasser und Luft Sediment aufgewirbelt und mit Sauerstoff angereichert. Dadurch werden aerobe Bedingungen geschaffen, die einen zeitweiligen mikrobiellen Abbau verstärken. In den Phasen ohne Belüftung akkumuliert sich das aufgewirbelte Sediment erneut. Es kommt zu einem schnellen Verbrauch des eingeblasenen Sauerstoffs und in Folge wieder zu anaeroben Bedingungen. Diese begünstigen wiederum eine mikrobielle Denitrifikation. (DWA 2006)

Kosten

Für die biotechnische Entschlammung muss eine Belüftungsanlage gekauft oder gemietet werden. Einzuplanen sind die Kosten bei der Montage, der Wartung und im Stromverbrauch. Die Art und Größe der Anlage richtet sich hierbei stark nach der Gewässergröße und der Sedimentzusammensetzung. Die Kosten belaufen sich laut DWA (2006) auf rund 25 bis 50 €/m³.

Beispiele

Die biotechnische Entschlammung eignet sich für kleine Gewässer von maximal 2 m Tiefe und ab einem organischen Gehalt von mindestens 20 % in der Trockensubstanz. (DWA 2006)

Beispiele sind die Anwendung eines Kreislaufbelüfters in einem Hochwasserrückhaltebecken (Hamburg-Harburg) und eines Rotationslüfters in einem Parkteich (Hamburg). Im ersten Beispiel konnte das Sedimentvolumen um 12 % verringert werden, was vor allem auf den kleineren Gehalt von Wasser und Organik im Sediment zurückzuführen ist. Zusätzlich wurden hier Bakterien zum

Abbau der organischen Substanz, sowie eine P-Fällung mittels Eisen- und Kalkverbindungen durchgeführt. (DWA 2006)

Im zweiten Beispiel konnte das Sedimentvolumen um über 60 % verringert werden. Der Anteil der Organik im Sediment wurde auf rund 50 % reduziert. (DWA 2006)

B 4.4.8 Kalkung

Begriffe

Eine Kalkung beschreibt die Einbringung einer Calciumverbindung in ein Gewässer. In Frage kommen Calciumcarbonat (CaCO_3), Brandkalk (CaO), Löschkalk (Ca(OH)_2) oder ein Gemisch dieser Komponenten, sowie Seekreide oder Coccolithenkalk. (DWA 2006)

Ziel

Die Einbringung von Kalk beeinflusst das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht durch seine Pufferwirkung und den basischen pH-Wert im Wasser. Bei einer massiven Kalkung mit Brandkalk kann sich der pH-Wert bis auf 10 erhöhen. In der Teichwirtschaft wird Kalk deshalb nach dem Ablassen der Teiche zur Desinfektion des Teichbodens eingesetzt um Algen und Makrophyten abzutöten. (DWA 2006) Im Sediment fördert Kalk außerdem die Zersetzung stark zellulosehaltiger Verbindungen und verfestigt den Seeboden. (DWA 2006)

Ziel einer Kalkung ist es, saure Gewässer zu neutralisieren, sowie die Mineralisierung organischer Ablagerungen zu fördern und Sedimentmächtigkeiten von holozänen Lockersedimenten im Gewässer zu reduzieren. Kalk hebt den pH-Wert, was dabei helfen kann den pH-Wert im See zu stabilisieren und die Aluminiumtoxizität durch neutrale Bedingungen zu senken.

Dafür kann Kalk entweder in fester Form über dem Gewässer ausgestreut oder als Suspension mit Wasser ausgebracht werden. Wenn eine Kalkung des Sediments vorgenommen werden soll, kann mit speziellen Geräten die mechanische Durchmischung des Kalks mit dem Sediment vorgenommen werden. (DWA 2006)

Ziel ist es nicht, den natürlichen Charakter von Gewässern nachhaltig zu verändern. Natürlich saure Gewässer dürfen daher nicht mit Kalk behandelt werden! (DWA 2006)

Kosten

Die Kosten für eine Kalkung belaufen sich ausschließlich auf die Menge der eingebrachten Calciumverbindungen und ihrer Ausbringung. Es versteht sich, dass diese Kosten stark von der Größe des Gewässers, der Aufbringungsart, der Menge und der gewählten Calciumverbindung abhängen. (DWA 2006)

Beispiele

In Skandinavien werden versauerte Seen systematisch gekalkt. Die Kalkung ist jedoch nicht nachhaltig, wenn es versauerte Zuflüsse gibt, die mittelfristig die neutralisierende Wirkung von Kalk

wieder aufheben. Es sind also bei Seen mit (versauertem) Zufluss immer wieder Kalkungen erforderlich, was einerseits finanziell aufwändig ist, andererseits ein Gewässer nachhaltig verändern kann. In sehr kleinen isolierten Parkseen kann die gelegentliche Kalkung zu einer Schlammreduzierung führen. (DWA 2006)

B 4.4.9 Sedimentabdeckung

Begriffe

Eine Sedimentabdeckung fungiert als künstliche Trennung zwischen Wasserkörper und Sediment eines Gewässers. Diese kann als chemische oder physikalische Barriere wirken. (DWA 2006) Es gibt verschiedene Arten der Abdeckung von Folien bis zu partikuläre Substanzen. (BESCH ET.AL. 1992)

Die Sedimentabdeckung ist wie die Sedimententfernung dann sinnvoll, wenn besonders viel P aus den Sedimenten rückgelöst wird und externe P-Quellen bereits eliminiert wurden. (DWA 2006)

Ziel

Ziel ist eine mechanische Stabilisierung der Sedimentoberfläche und damit eine Unterbindung/Verminderung des Transports von Stoffen zwischen Sediment und Wasser oder eine Maßnahme um Teile oder ein ganzes Gewässer frei von Makrophyten zu halten. (BESCH ET.AL. 1992)

Das Material für die Abdeckung ist für die individuellen Zwecke zu wählen. Folien können gut geeignet sein um Makrophytenaufwuchs zu unterbinden. Zu beachten ist, dass die Folien nicht zu schwer sein dürfen, da das abzudeckende Material wassergesättigt ist und die Folie sonst einsinken kann. Weiterhin sollten sie gasdurchlässig sein um ein Aufschwimmen zu verhindern. (DWA 2006)

Gut eignen sich Materialien, die aktive Barriersysteme bilden wie Tone, die sowohl physikalisch, als auch als auch chemisch günstige Eigenschaften mitbringen. Beispielsweise können so Materialien ausgewählt werden, die nicht nur nach unten das Sediment abdichten und P-Rücklösung verhindern, sondern gleichzeitig P binden. Sande und Schluffe sind nicht geeignet, da sie aufgrund ihres Gewichtes in die wasserreichen Sedimente einsinken würden. Ein weiterer Ansatz ist es, seeeigene Altsedimente zur Abdichtung zu nutzen. (DWA 2006)

Kosten

Kosten für eine Sedimentabdeckung fallen an für die Voruntersuchungen, das Material und dessen Transport, sowie der Ausbringungstechnologie.

Beispiele

Es gibt nicht viele Beispiele und damit kaum aussagekräftige Erfahrungsberichte über die Methode der Sedimentabdeckung. Bekannte Versuche, mittels einer Abdeckung des Sediments ein Gewässer frei von Makrophyten zu halten, scheiterten. (DWA 2006)

Weiterhin können technische Probleme und die Beschaffenheit des Gewässers die Ausbringung von Abdeckungsmaterialien erschweren. (DWA 2006)

Im Rudower See (Brandenburg) wurden 1989 Altsedimente zur Abdeckung der Sedimente aufgebracht. Die trophische Entwicklung wurde durch diese Maßnahme nicht beeinflusst, da versäumt wurde vorher nachhaltige und wirkungsvolle Sanierungsmaßnahmen im EZG durchzuführen. (DWA 2006)

1995 wurde das Sediment des Arendsees (Sachsen-Anhalt) mit litoraler Seekreide abgedeckt. Auch bei diesem Versuch konnte mit dieser Maßnahme die Trophie im Gewässer nicht verbessert werden. (DWA 2006)

Aufgrund aktueller und vergangener Erfahrungsberichte müssen die rein physikalische Sedimentabdeckung in planktondominierten eutrophen Gewässern als nicht erfolgversprechende Restaurierungsmaßnahme bewertet werden. (DWA 2006)

B 4.4.10 Chemische Nährstofffällung

Begriffe

Bei dieser Restaurierungsmaßnahme werden Stoffe oder Stoffgemische dem Wasser zugegeben um Nährstoffe, speziell P, auszufällen. Die ausgefällten Nährstoffe werden am Seeboden akkumuliert und sedimentiert. Zur chemischen P-Fällung werden Aluminium-, Eisensalze oder Calciumverbindungen verwendet. (DWA 2006)

Die chemische Nährstofffällung wird auch bei der Elimination von P aus dem Abwasser verwendet. (STEINER in BESCH ET.AL. 1992) Die Ausbringung kann je nach Größe des Gewässers und Aggregatzustand der Fällmittel über Schiffe, aus der Luft oder über Rohleitungen erfolgen. Empfehlenswert ist die Kombination mit Tiefenwasserbelüftung (Kapitel 4.4.2) oder der Oxidation mit Nitrat (Kapitel 4.4.7.1). (DWA 2006)

Ziel

In eutrophierten Seen mit langer Verweilzeit des Wassers und hoher P-Rücklösungsrate aus den Sedimenten soll der Einsatz von Fällmitteln mittelfristig die P-Konzentration im Wasserkörper reduzieren. Für langfristigen und nachhaltigen Erfolg der Maßnahme, muss die Behandlung des Gewässers mit Fällmittel in regelmäßigen Abständen nach einigen Jahren wiederholt werden. Dabei ist zu beachten, die Dosis des jeweiligen Fällmittels um das 5 bzw. 10-fache stöchiometrische Verhältnis gegenüber dem P im Wasser zu erhöhen um einen nachhaltigen Effekt zu erzielen. (DWA 2006)

Die gelösten P-Verbindungen sollen je nach eingesetztem Fällmittel als in Wasser schwerlöslichen Salzen oder partikulärer P wie Plankton durch Koagulation ausgefällt werden, bzw. an kolloidale Flocken gebunden werden. (DWA 2006) Bei einer Überdosierung kann das Fällmittel am Gewässerboden akkumuliert werden und dort die P-Bindungskapazität der Sedimente mittelfristig verbessern und gleichzeitig der P-Rücklösung entgegenwirken. (STEINBERG in BESCH ET.AL. 1992)

Da Fällmittel unterschiedlich wirken, ist es wichtig, vorher eine gewässerspezifische Auswahl aufgrund des Redoxpotentials im Hypolimnion, der Ausbringart und -tiefe, sowie die Dosierung zu bestimmen. (STEINBERG in BESCH ET.AL. 1992)

Der Einsatz von Aluminium- oder Eisensalzen zur Nährstofffällung kann aufgrund der Freisetzung von H^+ -Ionen eine Absenkung des pH-Wertes ins saure Milieu bewirken. Beim Einsatz von Aluminiumsalzen ist zu beachten, dass ab einem pH-Wert kleiner 4 vorrangig toxische hydratisierte und gelöste Al^{3+} -Verbindungen oder $Al(OH)_3$ gebildet werden. Hier kann mit einer gezielten Zugabe von basischem Kalk neutralisiert werden. Zu hohe pH-Werte ab 8 können zu einem Austausch und somit einer Freisetzung von P für OH^- -Ionen aus Metall-Hydroxiden führen, weshalb die Kalkmengen genau berechnet werden sollten. (DWA 2006) Geeignete Aluminiumsalze sind je nach gewünschter Ausbringungsart $Al_2(SO_4)_3$, $AlCl_3$ oder $Na_2Al_2O_4$. (DWA 2006, S. 64)

Die Wirkung von Eisensalzen zur P-Fällung wird maßgeblich beeinflusst von den Redoxbedingungen im Hypolimnion und an den Sedimentoberflächen. Bei sauerstofffreiem Tiefenwasser stellen sich oft reduktive Bedingungen ein, die zur Freisetzung von Fe^{2+} aus dreiwertigen Eisenverbindungen oder der Bildung von FeS oder FeS_2 führen können. Als Eisensalze kommen $FeSO_4$, $FeCl_2$, $FeCl_3$ oder $FeClSO_4$ in Frage. (DWA 2006, S. 64)

Die Phosphatfällung mithilfe von Calciumverbindungen hat die Sorption bzw. die Kristallisation von gelösten oder suspendiertem P, sowie Flockung und Koagulation der P-Verbindungen zum Ziel. Dieses Fällmittel eignet sich besonders gut, wenn viele Algen oder andere Schwebstoffe im Wasserkörper vorhanden sind, da sie als Nukleierungskeime wirken können für die Kristallisation. Bei hohem pH-Wert und hoher P-Konzentration kommt es zur Bildung von Calciumsulfaten im Wasser. Vor allem Hydroxyapatid hat eine geringe Löslichkeit ab einem pH von 9,5. Da viele Seen jedoch einen natürlichen pH von unter 9,5 haben, überwiegt hier die Lösung von Calciumsulfaten und der darin gebundenen P-Verbindungen, was die Verwendung von Calciumverbindungen als Fällmittel für diese Gewässer untauglich macht.

Kosten

Die Kosten können stark variieren je nach Art des Fällmittels, der Ausbringung und der Dosis, wobei Aluminiumsalze deutlich teurer sind als Eisensalze oder Calciumverbindungen.

Beispiele

In der Literatur sind viele erfolgreiche Beispiele der Behandlung von Gewässern mit Aluminiumsalzen aufgeführt. Es kann der Eindruck entstehen, dass diese öfter als Eisensalze angewendet wurden. Die positiven Auswirkungen einer Behandlung hielten oft über 5 Jahre an, bevor eine erneute Fällmitteleinbringung nötig war. (DWA 2006)

Am Barleber See (Sachsen-Anhalt) wurde 1986 $Al_2(SO_4)_3$ zur chemischen Fällung von P als alleinige Maßnahme ohne vorherige Sanierung des Einzugsgebietes angewendet. Bis 2004 waren die positive

Auswirkung auf Trophie und P-Konzentration messbar. Hierbei ist zu bemerken, dass der Barleber See mit 12 Jahren eine sehr lange Verweilzeit des Wassers hat, was die Wirkung der in den See eingebrachten Fällmittel maximiert. (DWA 2006)

1993 wurde das Einzugsgebiet des Groß-Glienicker Sees an der Grenze von Berlin nach Brandenburg saniert. Um die Effekte der Sanierung schneller sichtbar zu machen, wurden zusätzlich eine Tiefenwasserbelüftung und eine Nährstofffällung mittels Eisensalzen vorgenommen. Somit konnte der angestrebte Gewässerzustand durch eine schlagartige Senkung der P-Konzentration im Wasser kurzfristig erreicht werden. Auch hier hat das Wasser mit rund 16 Jahren eine lange Verweilzeit. (DWA 2006)

Bei Gewässern mit relativ kurzer Verweilzeit konnten mittels chemischer Nährstofffällung keine langfristigen Erfolge erzielt werden. In der Talsperre Bautzen konnte die P-Konzentration nur für kurze Zeit mittels Fällung mit Eisensalzen gesenkt werden, da zu schnell nährstoffreiches Wasser aus dem nicht sanierten Einzugsgebiet nachgeliefert wurde. (DWA 2006)

Die Fällung mit Calcium kann langfristig die P-Konzentration nur dann senken, wenn die Behandlung oft wiederholt wurde. Durch zu niedrige pH-Werte sind die Fällprodukte unter neutralen oder sauren Bedingungen nicht stabil und es kommt zu einer P-Rücklösung. (DWA 2006)

B 4.4.11 Mechanische Entkrautung

Begriffe

Die mechanische Entkrautung bezeichnet technische Verfahren zum Entfernen oder Vermindern von Makrophyten in Gewässern. Sie ist als kurzfristig wirkende, regelmäßig zu wiederholende Gewässerunterhaltungsmaßnahme anzusehen. (DWA 2006)

Ziel

Ziel ist oft die Wiedernutzbarmachung des Sees als Erholungsort zum Baden oder Bootfahren. Mechanische Entkrautung kann aber auch der Entfernung von in den Makrophyten gebundenen Nährstoffen aus dem Kreislauf dienen, sowie als Präventionsmaßnahme gegen mögliches Fischsterben im Winter aufgrund von Sauerstoffschwund unter dem Eis bei Absterben der Makrophyten. Dabei ist zu beachten, dass eine Ausrottung der Makrophyten meist eine massive Phytoplanktonentwicklung nach sich zieht, da Phytoplankton und Makrophyten in Konkurrenz um Nährstoffe und Licht stehen. Daher ist diese Maßnahme ausschließlich im Litoral bei Massenentwicklungen anzuwenden und nur da, wo es zum Erhalten von z.B. der Badefunktion wirklich notwendig ist. Schützenswerte Uferzonen sollten in Hinblick auf Naturschutz und Fischerei unbedingt ausgespart werden. (HAMM in BESCH ET.AL. 1992)

Kosten

Die Kosten können je nach Art der Entkrautung, Anzahl der nötigen Wiederholungen im Jahr und der zu entkrautenden Fläche und damit dem zu entsorgendem Material stark variieren. Viele Beispiele zeigen, dass auf eigene Konstruktionen zurückgegriffen wird. Üblich ist die Anschaffung eines Mähbootes, eines Mähroboters oder auch der Entfernung des Krautes von Hand mit herkömmlichen Rechen. Vor allem die Personalkosten sollten hier nicht unterschätzt werden. (DWA 2006)

Beispiele

Der Unterbacher See (Nordrhein-Westfalen) wird seit den 1960er Jahren regelmäßig mit einem Mähboot entkrautet. Dieses schneidet die Makrophyten in 2m Tiefe ab. Der Vorgang muss regelmäßig wiederholt werden und ist somit relativ zeit- und kostenaufwendig. Die Badenutzung im See wird auf diese Weise erhalten. (DWA 2006)

B 4.4.12 Nahrungsnetzsteuerung (Biomaniplulation)

Begriffe

Unter Nahrungsnetzsteuerung oder Biomanipulation versteht man biotechnische Eingriffe in die Nahrungskette eines Gewässers, um Zustände in diesem zu verändern bzw. vorzubeugen. Auch bei dieser Sanierungsmaßnahme ist zu betonen, dass eine Sanierung des EZGs zwingend vorher durchgeführt werden muss, da durch externe Nährstoffnachlieferungen positive Effekte kompensiert werden! (DWA 2006)

Ziel

Durch die top-down Steuerung hat solch eine Maßnahme indirekt eine Auswirkung auf das Zooplankton. Fallstudien wie BENNDORF ET.AL. (2002) oder MEHNER ET.AL. (2004) zeigen, dass die direkten Effekte der Nahrungsnetzsteuerung in kleinen flachen Seen erfolgversprechender sind als in großen tiefen Seen, durch die unterschiedliche relative Entfernung der Trophieebenen voneinander, z.B. der Artenverschiebung des Phytoplanktons auf fraßresistente Arten gegenüber Zooplankton.

In flachen Seen ist somit das Ziel submerse Makrophyten flächig anzusiedeln oder zu erhalten um den Algenverfügbaren P im Freiwasser deutlich zu reduzieren. Teilweise kann die Sichttiefe mehr von der wühlenden Tätigkeit von Fischen beeinträchtigt sein kann als vom Fraßdruck der Friedfische auf das Zooplankton. (DWA 2006)

In tiefen, geschichteten Seen kann eine Top-Down-Steuerung nach Lotka-Volterra-Modell erfolgreich sein. Ziel ist die indirekte Verbesserung über die Verringerung der Gesamt-P-Konzentration im Wasserkörper durch erhöhte P-Bindung im Zooplankton, eine bessere P-Sedimentation und eine minimierte P-Rücklösung in das Freiwasser mittels der Begünstigung von Zooplankton wie Arten der Gattung Daphnia, das im großen Maße dazu beiträgt das Phytoplankton zu dezimieren. Das Zooplankton wird vor allem durch planktivore Friedfische gefressen. Deshalb kann es sinnvoll sein,

Friedfische zu entfernen, bzw. gezielten Besatz mit Raubfischen vorzunehmen, um den Fraßdruck auf das Zooplankton zu minimieren. Wichtig zu klären ist, in wie weit sich der Effekt zwischen den Nahrungsebenen fortpflanzt, die vor allem durch Gewässermorphologie und Trophie bestimmt werden. Oberhalb einer P-Konzentration von 500 µg/l ist eine Kontrolle des Phytoplanktons durch vermehrten Fraßdruck auf Friedfische durch Raubfische nicht mehr kontrollierbar, aber auch bei sehr niedrige P-Konzentrationen können die durch Nahrungsnetzsteuerung hervorgerufenen Veränderungen unwirksam sein. (DWA 2006)

Kosten

Die Nahrungsnetzsteuerung kann auf verschiedene Weise geschehen. Die erste Methode ist der Besatz mit Raubfischen von 30% bis 40% der Biomasse und/oder das gleichzeitige Verbot der Raubfischentnahme aus dem Gewässer. Die Kosten dafür belaufen sich auf den Anschaffungspreis für die Satzische bzw. die Fangkontrollen. (DWA 2006)

Die zweite Methode ist das Entfernen planktivorer und wühlender Friedfische aus dem Gewässer. Das aus Gründen des Naturschutzes sowohl das Ablassen des Gewässers, als auch der Einsatz von Fischgiften verboten oder technisch nicht möglich sind, kommen fischereiliche Methoden wie Stellnetz, Reuse oder Zugnetzfischerei in Betracht. Eine Zusammenarbeit mit örtlichen Fischern kann die Anschaffungskosten für die Geräte entfallen lassen. (DWA 2006)

Beispiele

In der Talsperre Bautzen (Sachsen) läuft seit Mitte der 1980er Jahre eine Langzeitmaßnahme zur Nahrungsnetzsteuerung. Im hypertrophen, 533 ha großen und im Mittel 7,4 m tiefen Gewässer wurde der Raubfischanteil bis auf über 50% der Gesamtfischbiomasse aufgestockt. Dieser Besatz führte zu einer lang anhaltenden Massenentwicklung des Zooplanktons *Daphnia galeata*. (DWA 2006)

Erfolgreiche Nahrungsnetzsteuerungen in Flachseen gibt es viele. Ein Beispiel ist die Studie von Meijer et. Al. (1999), in der in 18 Flachseen in den Niederlanden die Folgen der weitreichenden Abfischung von Friedfischen untersucht wurde. In 16 Seen konnte eine Verbesserung der Sichttiefe, eine Verringerung der Chlorophyll-a-Konzentration im Freiwasser und eine teilweise Wiederansiedlung von submersen Makrophyten beobachtet werden.

Im Feldberger Haussee (Mecklenburg-Vorpommern) konnte eine Zugnetzbefischung und damit die Verringerung des Friedfischanteils ergänzt durch einen starken Raubfischbesatz nach vorhergegangener Sanierung des EZGs zu einer schnelleren Absenkung der P-Konzentration führen. (DWA 2006)

Auch im Caputher See wird sukzessive der Bestand an Silber- und Mamorkarpfen durch Stellnetzfischerei reduziert. Seit Beginn der Befischungen 2014 wurden rund 10 t Fisch aus dem See entfernt. Bis heute lassen sich Auswirkungen auf die Wasserqualität leider noch nicht feststellen, was

aber auch an der wahrscheinlich großen unbekanntenen Zahl der noch im See verbleibenden Karpfen liegen kann. (Caputher See e.V. 2020)

B 4.4.13 Einsatz von Pflanzen fressenden Fische zur Reduzierung von Makrophyten und Phytoplankton

Begriffe

Der Einsatz von Pflanzen fressenden Fischen zur Reduktion von Makrophyten und Planktonalgen kann als Biomanipulation kategorisiert werden. Bei dieser Maßnahme werden oft stark verkrautete Gewässer mit pflanzenfressenden Fischen besetzt um den Makrophytenbewuchs zu vermindern oder zu entfernen. (DWA 2006) Diese Maßnahme wird hier erwähnt, da sie im Caputher See zu DDR-Zeiten angewendet wurde. (MIETZ 1999)

Ziel

Ziel ist meist die Wiedernutzbarmachung eines Gewässers für Erholungszwecke oder der verbesserte Durchfluss in Gräben. Oft wurden in Deutschland seit den 1960er Jahren Silber- und Mamorkarpfen verwendet, da sich die nicht heimischen Fische hier nicht vermehren können und somit regulierbar erschienen. Diese Karpfenartigen sind hauptsächlich Planktonfiltrierer, die sich ab 19 °C Wassertemperatur vor allem von Phytoplankton ernähren sollen. (DWA 2006)

Kosten

Die Kosten für den Besatz mit Pflanzen fressenden Fischen sind vergleichsweise sehr gering und belaufen sich ausschließlich auf die Anschaffung der Besatzfische und Kosten für die Besatzmaßnahmen.

Beispiele

Laut DWA (2006) gibt es typische Auswirkungen des Besatzes mit pflanzenfressenden Fischen zur Bekämpfung von Makrophyten, die in Fallbeispielen immer wieder bestätigt werden. Das Ziel der Entkrautung ist nicht immer sicher zu erreichen, da Faktoren wie Temperatur, Gewässertyp, Dichte und Artenvielfalt der Makrophyten eine Rolle spielen. Auch die Gewässergröße hat deutlich Einfluss: In allen Fällen der Befragung von Angelvereinen in acht Bundesländern von Dilewski und Scharf (1991) folgte in Seen mit einem Besatz von 50 Fischen pro Hektar nach kurzer Zeit ein völliger Kahlfraß, von dem sich nur in 16% der Fälle der Makrophytenbestand teilweise erholen konnte. Bei zu niedriger Besatzdichte kam es wiederum erst nach Jahren zum Erreichen des Ziels. Nach der vollständigen Beseitigung der submersen Makrophyten wurde in allen Fällen eine zusätzliche Beseitigung des Schilfes festgestellt. Einzig Teich- und Seerose, sowie Hahnenfußgewächse werden ausgespart. Phytoplankton wird selektiv gefressen, beliebter ist Zooplankton, was die Artenzusammensetzung verschiebt und unter anderem Massenentwicklungen von fädigen Blaualgen begünstigt. (DWA 2006)

Probleme entstanden zudem durch die schlechte Nahrungsverwertung der Tiere von nur rund 23 %. (HAMM in BESCH ET.AL. 1992) Der ausgeschiedene Kot ist sehr nährstoffreich und setzt die zuvor in den Pflanzen gebundenen Nährstoffe frei, wodurch ein extremes Phytoplanktonwachstum begünstigt wird. Die fischereiliche Kontrolle ist sehr schwierig, sofern das Gewässer nicht abgelassen werden kann. Der starke Wandertrieb der Tiere erschwert eine Eindämmung zusätzlich. (DWA 2006)

Im Caputher See wurden Silber- und Mamorkarpfen eingesetzt, die durch den Fraß von Makrophyten vor allem die fischereiliche Nutzung, sowie die Badenutzung sichern sollten. Heute sind im See kaum noch Makrophyten vorhanden, dafür dominieren vor allem fädige Blaualgen, die eine sehr geringe Sichttiefe verursachen. (u.A. MIETZ 1999, WÖBBECKE ET.AL. 2019)

Ein weiterer Misserfolg ist war der Besatz des Fleadsees (Kärnten/Österreich) mit Graskarpfen. Der 1 ha große See war völlig verkrautet. Die Karpfen konnten wie geplant den See von den störenden Makrophyten befreien. Nach Entfernung der Makrophyten im See wurden die Fische jedoch im Gewässer belassen, wo sie aufgrund der Nahrungsknappheit auch den gesamten Schilfgürtel vernichteten. (HAMM in BESCH ET.AL. 1992)

Insgesamt sollte von einem Besatz mit Silber- und Mamorkarpfen zur Verbesserung der Gewässerqualität abgesehen werden. (DWA 2006)

B 4.4.14 Einsatz von Algiziden und Herbiziden

Eine heute nicht mehr genutzte Maßnahme ist der Einsatz von Algiziden oder Herbiziden um störenden Pflanzenbewuchs zu reduzieren oder entfernen. Die Verwendung von Algiziden und Herbiziden zu seetherapeutischen Zwecken ist in Deutschland verboten. (DWA 2006) Die Maßnahme wurde hier nur aufgenommen, da sie in MIETZ (1999) als Restaurierungsmöglichkeit benannt wurde.

B 4.5 Bisher angewendete und empfohlene Maßnahmen der Seentherapie im CS

Von MIETZ (1999) wurden bereits einige Maßnahmen der Seentherapie bewertet hinsichtlich ihrer Erfolgsaussichten und Kosten. Für einzelne Methoden wurden auch tatsächliche Kosten errechnet, die aber aufgrund der Währungsreform und der vergangenen Zeit heute nicht mehr zutreffen. Trotzdem kann die 1999 von MIETZ erstellte Tabelle 9 eine relative Übersicht über verschiedene Methoden und deren Kosten geben.

Tabelle 8: „Seenrestaurierungsmethoden angewendet auf den Caputher See“ (MIETZ 1999, ABB. 13)

Sanierungsmethode	Erfolgsaussichten	Kosten
Hypolimnische Belüftung (B 4.4.2)	++	+++
Zwangszirkulation (B 4.4.3)	+	++
Tiefenwasserentnahme (B 4.4.5.2)	+++	+
Dilution (B 4.4.12)	+++	++
Flushing (B 4.4.12)	+++	++
Sedimententnahme (B 4.4.6)	++++	++++
Sedimentabdeckung (B 4.4.9)	+	+++
Chemische Fällung Freiwasser (B 4.4.10)	+++	++
Chemische Fällung Sediment (B 4.4.10)	+	++
Einsatz von Algiziden (B 4.4.14)	+	++
Mechanische Entkrautung (B 4.4.11)	nein	nein
Einsatz von pflanzenfressenden Fischen (B 4.4.13)	nein	nein
Bio-manipulation (B 4.4.12)	++	++
Sedimentoxidation mit Nitrat (B 4.4.10)	+	++
Kalkung (B 4.4.8)	++	+++
Vorsperren/Pflanzbeete	++	++

(B 4.3.2)		
-----------	--	--

- + = geringe Erfolgsaussichten/ geringe Kosten
- ++ = mäßige Erfolgsaussichten/ mäßige Kosten
- +++ = hohe Erfolgsaussichten/ hohe Kosten
- ++++ = sehr hohe Erfolgsaussichten/ sehr hohe Kosten

Von 2014 bis 2016 wurden 341 Silber- und 91 Marmorkarpfen entnommen, mit einem Gesamtgewicht von über 4 t Fischbiomasse (CAPUTHER SEE E.V. 2020). Die Entnahme soll dazu führen, das Zooplankton zu stärken, um einen erhöhten Fraßdruck auf das Phytoplankton auszuüben. Beide Karpfenarten, auch die phytoplanktonfressenden Silberkarpfen, fressen Zooplankton (KLAPPER 1992). Ihre Entnahme ist gleichzeitig eine Nährstoffreduktion im See. (WÖBBECKE ET.AL. 2016)

5 Ergebnisse

A 5.1 Sondierungen im Feld

Die Wassertiefe und die Gesamttiefe des quartären Seebeckens unter der WOF wurde an 25 Stellen beprobt. Wie auf Abbildung 15 zu sehen, gibt es im nördlichen Teil des CS pro Pixel mehr Sondierungen als in den restlichen Bereichen. Bei der Bewertung sollte diese räumliche Verteilung der Sondierungen berücksichtigt werden.



Abbildung 15: Standorte Bohrungen 14.07.2020, weiß Sondierungen mit dem Lot und Gestänge, gelb Probennahme mit Fallrohr (Hintergrund GOOGLE EARTH 2021)

Im Folgenden Abschnitt bezeichnen die Wassertiefen den Abstand zwischen WOF und holozäner lockerer Seesedimentauflage, die Gesamttiefen den Abstand zwischen WOF und dem quartären festen Becken des CSs und die holozänen Sedimentmächtigkeiten die Differenz der Wassertiefe und Gesamttiefe und somit die lockeren holozänen Seesedimente. (Kapitel A 3.2.1)

A 5.1.1 Verteilung der Daten (Gesamttiefen, Wassertiefen, holozäne Sedimentmächtigkeit)

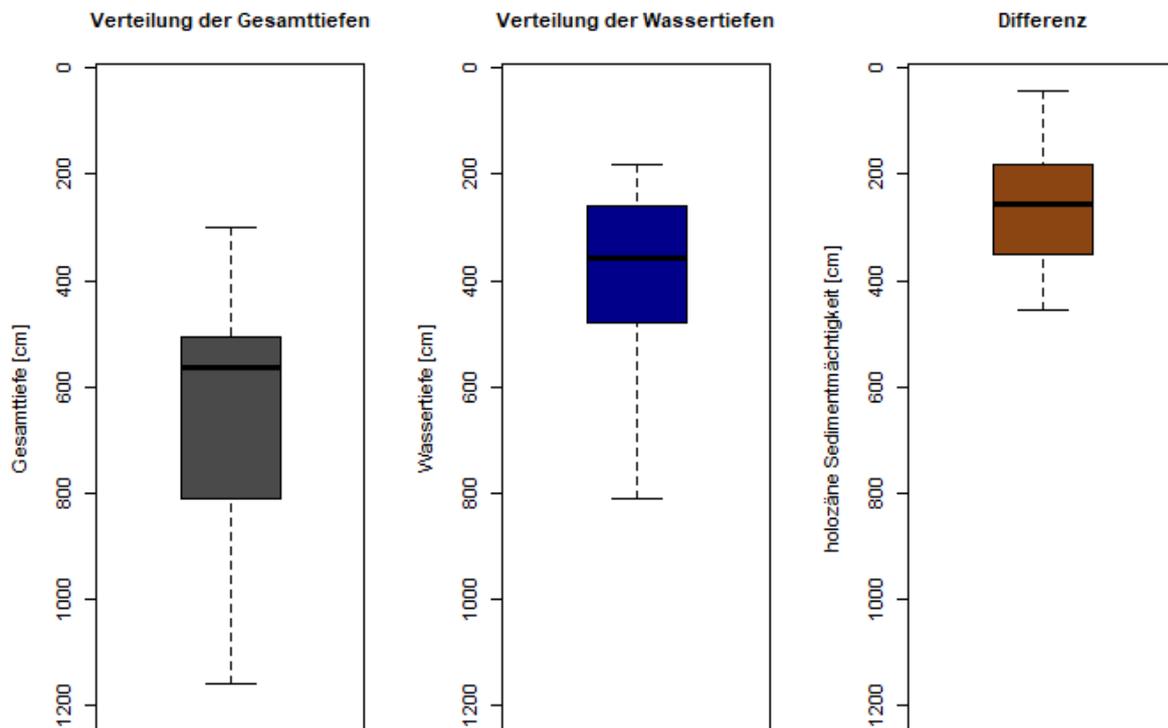


Abbildung 16: Boxplots, Verteilung der Gesamttiefen/Wassertiefen/ Differenz = holozäne Sedimentmächtigkeiten

In Abbildung 16 sind die Verteilungen der Wassertiefe, der Gesamttiefe und ihrer Differenz dargestellt. Die Wassertiefe ist die Tiefe des freien Wassers, die Gesamttiefe die Tiefe des quartären Seebeckens und die Differenz die im Holozän abgelagerten Sedimente.

Die Boxplots zeigen den Median (schwarze Linie), sowie das erste Quartil über dem Median und das dritte Quartil unter dem Median an (inverse y-Achse). Die Antennen fassen die gesamte Verteilung. Die obere Grenze des ersten Quartils bedeutet, dass über der Box 25% der Daten liegen, das dritte Quartil, dass unter der Box 25% der Daten liegen. In der Box verteilen sich folglich 50% der Daten.

Sondiert wurden Gesamttiefen von minimal 300 cm (Punkt 087) direkt am Nord-Ost-Ufer und maximal 1160 cm (Punkt 089) nahe der tiefsten Stelle. Die durchschnittliche Gesamttiefe beträgt 642,84 cm. Der Median liegt bei 565 cm. Das erste Quartil beginnt bei 505 cm, das dritte Quartil bei 810 cm. Die Box umfasst somit eine Spanne von 305 cm und ist eher in den kleineren Tiefen verordnet, was die mittels Echolot aufgenommene Tiefenkarte von INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER+ INGENIEURE (2007) bestätigt. Der CS ist in seinem Unterwasserrelief ohne holozäne Sedimentauflage trotzdem weitestgehend flach. Auffällig ist die Größe des ersten Quartils von nur 60 cm zwischen 505 cm und 565 cm Tiefe. In dieser Tiefe befinden sich ein Viertel der Messungen, wogegen sich die tiefsten 25% der Messungen zwischen 810 cm und 1160 cm auf 350 cm verteilen.

Mit dem Tellerlot wurden minimale 180 cm (Punkt 110) am Westufer im Pixel 7 und maximale 810 cm Wassertiefe (Punkt 089) nahe der tiefsten Stelle gemessen. Die durchschnittliche ermittelte Wassertiefe liegt bei 382,72 cm. Diese ist rund einen Meter höher als die durch den CAPUTHER SEE E.V. (2020) angegebene von 310 cm, zu erklären durch eine Konzentration der Sondierungen im nördlichen Bereich des Sees. Bei 340 cm befindet sich der Median. Das erste Quartil beginnt bei 257 cm, das dritte Quartil endet bei 480 cm Tiefe. Die 50% der Daten liegen im oberen Drittel der Verteilung in Richtung der kleinen Wassertiefen. Auffällig ist die kleine Spanne der oberen Antenne und des ersten Quartils von 95 cm und 83 cm. Die Daten verteilen sich somit überwiegend in flachen Tiefen. Damit kann der CS auch durch diese Sondierungsreihe als See mit relativ kleinen Wassertiefen und einer mittleren Tiefe von 310 cm (CAPUTHER SEE E.V. 2020) bestätigt werden.

Die Mächtigkeit der holozänen Mudde bzw. Lockersedimente ist bis heute nie untersucht worden. Hier wurde sie errechnet als Differenz der Gesamttiefe zur Wassertiefe. Auch hier ist zu beachten, dass die Messungen durch viele Zusatzmessungen im Norden des Sees beeinflusst sind. Die geringste und größte holozäne Sedimentmächtigkeit wurde im nördlichen Becken gemessen, die geringste von 43 cm in 300 cm Wassertiefe nah am Ufer (Punkt 087), die mächtigste in 1010 cm Wassertiefe mit 457 cm (Punkt 88) nahe der tiefsten Stelle des CSs. Das erste Quartil beginnt bei 182 cm, das dritte Quartil endet bei 350 cm. 50 % der Daten verteilen sich zwischen diesen Tiefen in dem auch der Median von 257 cm. Der Mittelwert liegt bei 260,12 cm.

Die Sondierungen zeigen ein überwiegend relativ flaches, quartäres Seebecken mit Tiefen um die 6 m, mit Wassertiefen von durchschnittlich rund 3 m und holozänen Sedimentmächtigkeiten von rund 2,6 m.

A 5.1.2 Räumliche Darstellung von Gesamttiefen, Wassertiefen, holozänen Sedimentmächtigkeiten

Für den räumlichen Überblick wurden digitale Höhenmodelle mittels ArcGIS erstellt. Dabei wurden die Messpunkte mittels Spline (mit Barriere gleich dem Umriss des CSs) interpoliert. Für den Umriss des CSs wurde jeweils eine Wassertiefe, Gesamttiefe oder holozäner Sedimentmächtigkeit von 0 cm beanschlagt. Die interpolierten Werte zwischen den Flächen hängen direkt von den Sondierungen und dem Umriss ab. Im Vergleich mit andern Intepolationen, z.B. der Natürlichen Nachbarn, Inverse Distance Weighted oder Kriging wurde die Spline Interpolation der Wassertiefen im Vergleich mit der Tiefenkarte vom INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER+ INGENIEURE (2007) ausgewählt. Die Spline Interpolation erzeugt eine relativ glatte Oberfläche ohne scharfe Kanten, was auf einem sehr weichen holozänen Seeboden der Realität am nächsten kommen sollte. Weiterhin verläuft die errechnete Fläche exakt durch die gemessenen Punkte. (ESRI 2016)

Zu beachten ist deshalb, dass die zwischen den Messungen interpolierten Flächen ein rechnerisches Modell sind. Bevor die erzeugten Abbildungen interpretiert werden, soll das Modell bewertet werden. Zum Vergleich wurde die Tiefenkarte von 2007 neben die Wassertiefen gestellt. Auch die Verortung des tiefsten gemessenen Punktes wird mit einbezogen. Somit soll im ersten Schritt die Modellgüte anhand der gemessenen Wassertiefen und der Vergleichsmessung aus 2007 bewertet werden. Anschließend folgt die Interpretation der Modelle.

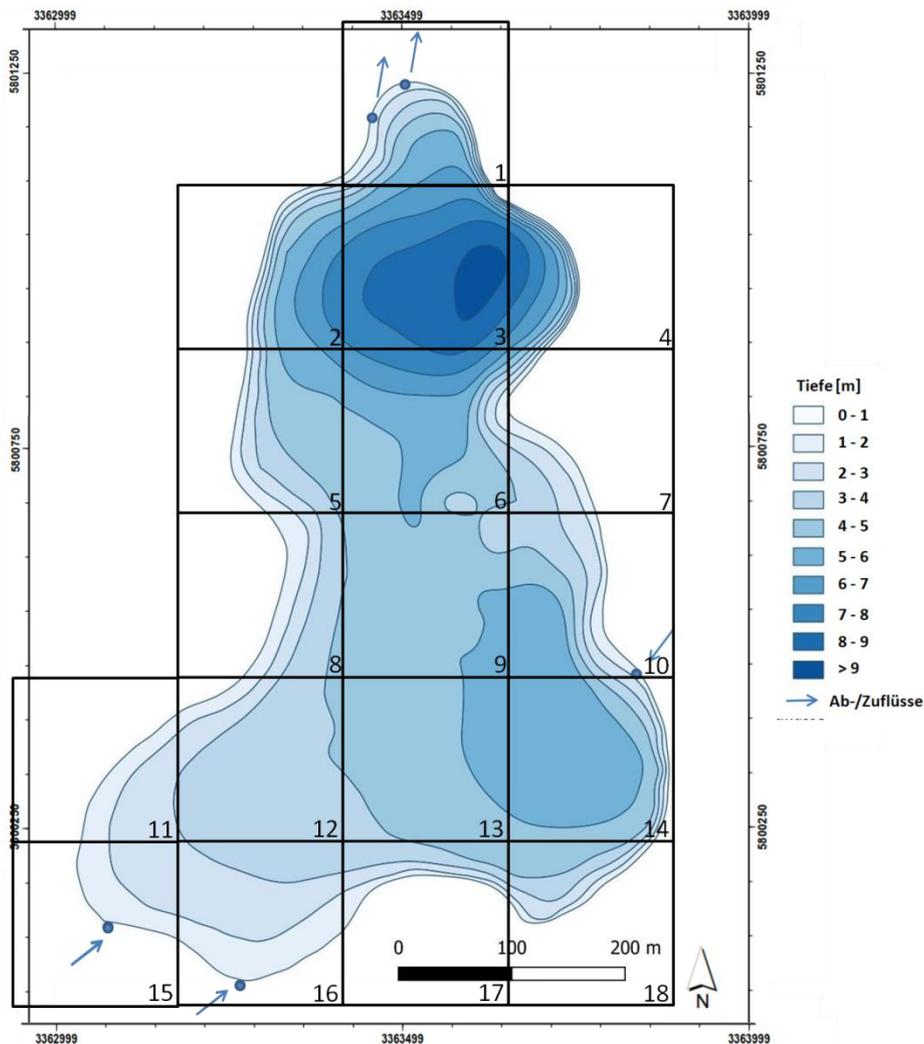


Abbildung 17: Wassertiefen INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER+ INGENIEURE (2007)

Nach ersten Versuchen wurde eine Schwäche des Modells nahe der tiefsten Stelle hin zum Nordöstlichen Ufer in allen Modellen festgestellt. Aus diesem Grund wurde als Stützpunkt die tiefste Stelle gemessen vom INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER+ INGENIEURE (2007) mit einbezogen. Der Stützpunkt wird in den Abbildungen 18 bis 21 rot dargestellt.

In Abbildung 18 wurden die Wassertiefen des CS mittels der Sondierungen interpoliert und dargestellt. Die größte gemessene Wassertiefe liegt bei 810 cm im Nord-Osten des Sees (Punkt 089). Die geringste Wassertiefe wurde mit 180 cm im Pixel 7 (Punkt 110) im Osten des Sees in Ufernähe gemessen. Die Interpolation weicht etwas ab mit einer maximalen Wassertiefe von 828,5 cm nahe der tiefsten gemessenen Stelle, sowie -18 cm direkt am Ufer. Die Abweichung von wenigen Zentimetern über bzw. unter den gemessenen Höchst- und Tiefstwerten zeigen jedoch, dass die Interpolation gut funktioniert hat. Auch der Vergleich mit der Tiefenkarte von 2007 (Abbildung 17) zeigt hohe Übereinstimmungen.

Zusammenfassend kann die Interpolation der Wassertiefen gut als Abbildung der tatsächlichen Verhältnisse des CS angenommen werden. Die Bewertung des Modells der Wassertiefen wird auch auf die Gesamttiefe und die holozänen Sedimentmächtigkeiten übertragen.

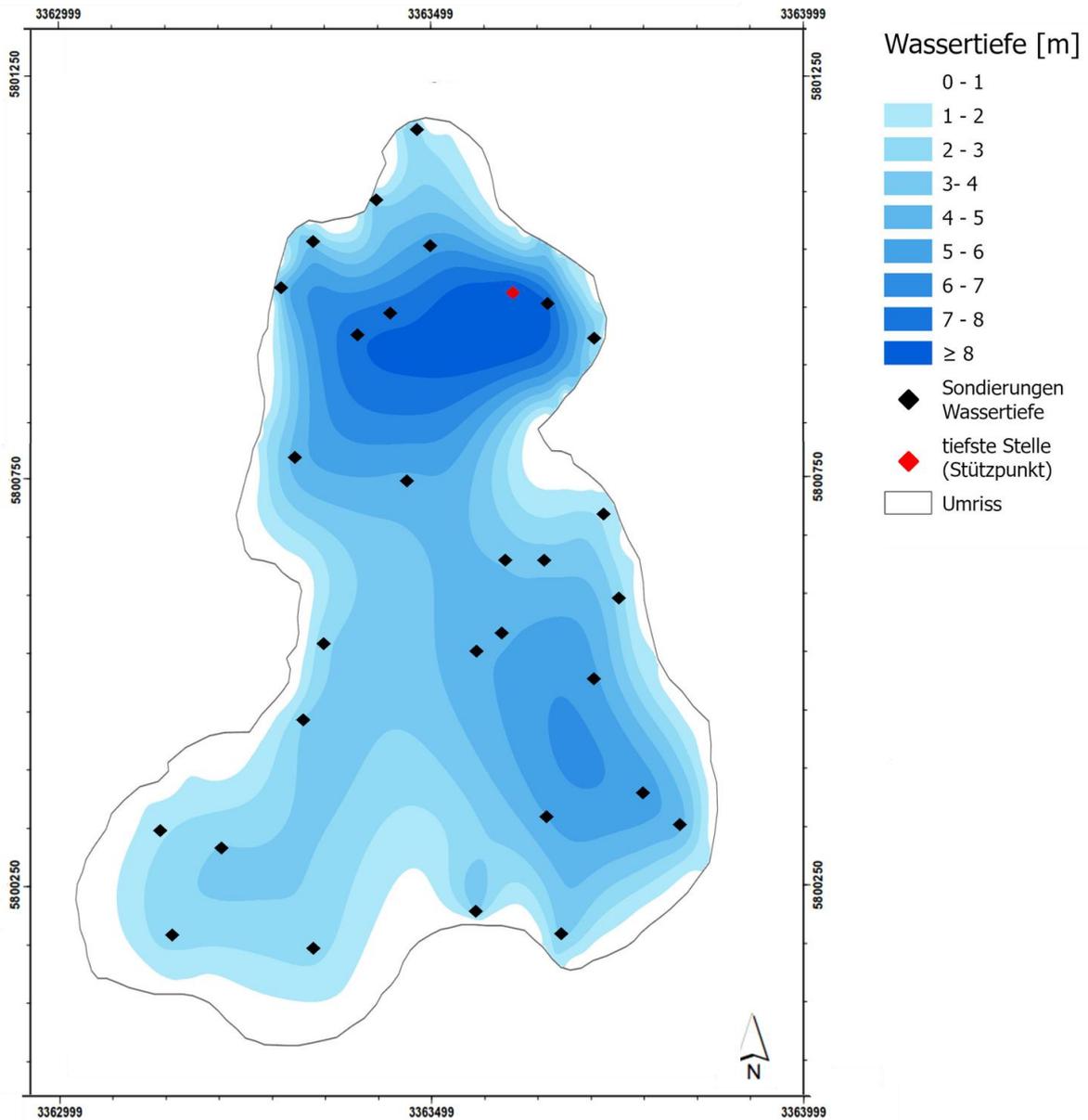


Abbildung 18: Wassertiefen, Spline-Interpolation (eigene Darstellung)

In Abbildung 18 (Wassertiefen Interpoliert) und Abbildung 17 (Wassertiefen mittels Echolot von 2007) sind Wassertiefen von 0 cm bis größer 800 m dargestellt. Der nördliche Teil des CSs zeichnet sich durch steil abfallende Hänge und große Wassertiefen aus. Diese wurden im Sommer 2020 bis zu 810 cm gemessen. Auch im Südosten des Sees gibt es eine auffällig tiefe Stelle von rund 600 cm. Diese beiden tiefen Stellen scheinen fast wie eine Tiefenrinne verbunden zu sein und grenzen sich gegen den weitestgehend flachen Südwesten des Sees deutlich ab. Am Ostufer zwischen der südlichen tiefen Stelle und der Halbinsel sind weitere relativ flache Stellen von 0 bis 300 cm zu verzeichnen, die die Tiefenlinie zwischen den beiden tiefen Stellen im Süden und Norden unterbrechen. Kleinräumige Besonderheiten im Relief sind durch die Sondierung und Interpolation in diesem Bereich nicht abgebildet. Auffällig ist, dass keiner der drei aktiv wasserführenden Zuflüsse auf

das Unterwasserrelief Einfluss zu nehmen scheint. Die Zuflussmengen scheinen dafür zu gering zu sein, sowohl für Ausspülungen, als auch für Sedimenttransport in den See.

Zusammenfassen kann die Sondierung der Wassertiefen im Sommer 2020 die mittels Echolot gemessenen Wassertiefen von 2007 bestätigen.

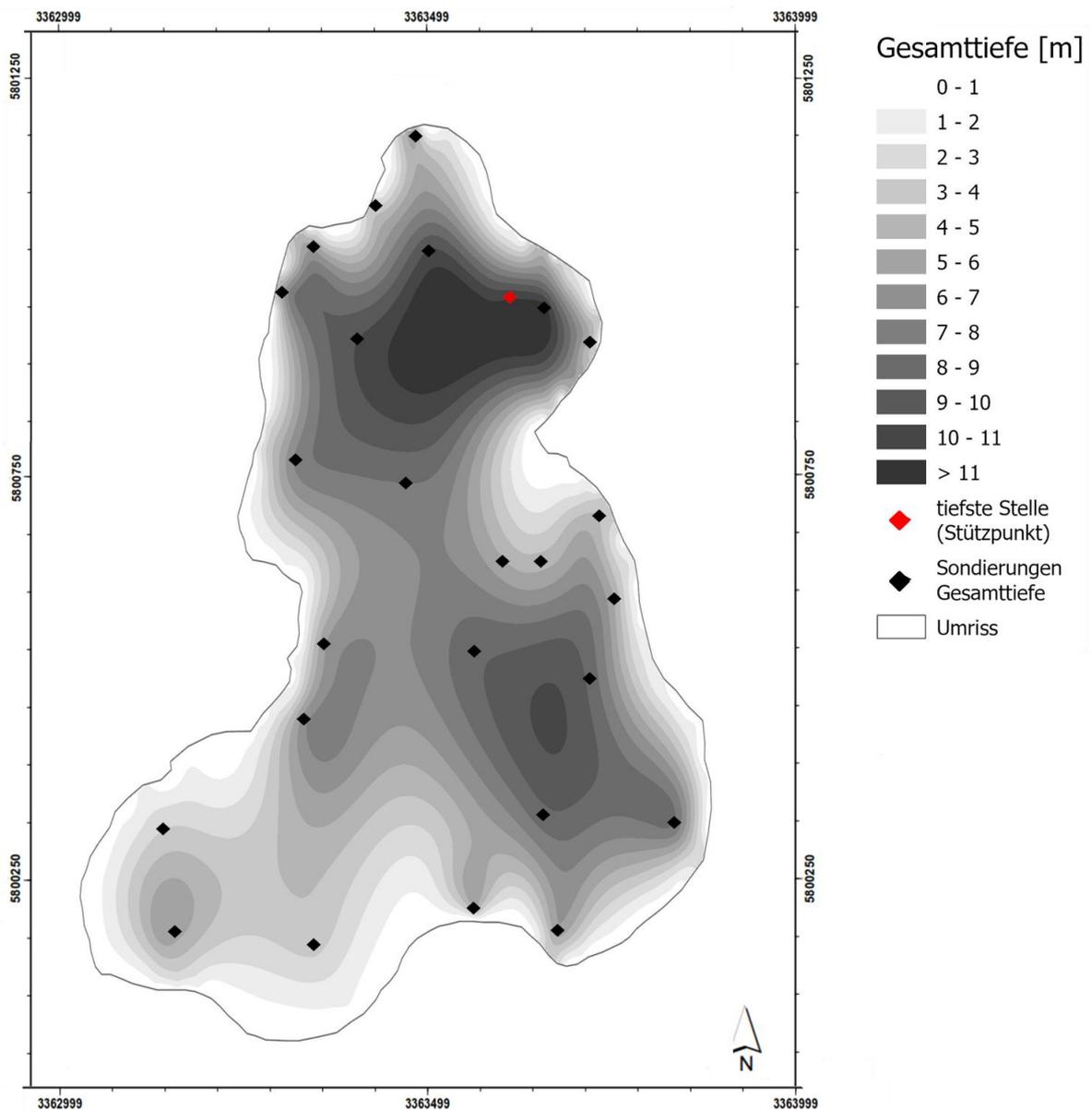


Abbildung 19: Gesamttiefen CS (quartäres Seebecken), Spline-Interpolation (eigene Darstellung)

In Abbildung 19 sind die Gesamttiefen dargestellt. Maximal wurde eine Gesamttiefe von 1160 cm, interpoliert 1188 cm, im Punkt 089 im Norden gemessen. Die kleinste empirische Gesamttiefe wurde mit 43 cm im Punkt 087 in direkter Ufernähe gemessen und mit -27 cm interpoliert. Auch hier sind die Abweichungen der Interpolation von den gemessenen Werten nicht groß.

Im Vergleich zu den Wassertiefen ist die Abbildung der Gesamttiefen da quartäre Seebecken um die lockere holozäne Sedimentauflage bereinigt. In Abbildung 19 wird die angedeutete Tiefenlinie vom Südosten bis in den Norden sichtbar. Ausläufer dieser Rinne erstrecken sich bis zur Halbinsel am Westufer. Unmittelbar am südwestlichen Zufluss scheint es Ausspülungen zu geben, die darauf hindeuten, dass der Zufluss in der Vergangenheit deutlich mehr Wasser führte. Eine Rinne vom Zufluss hin zur östlichen Tiefenlinie lässt sich erahnen.

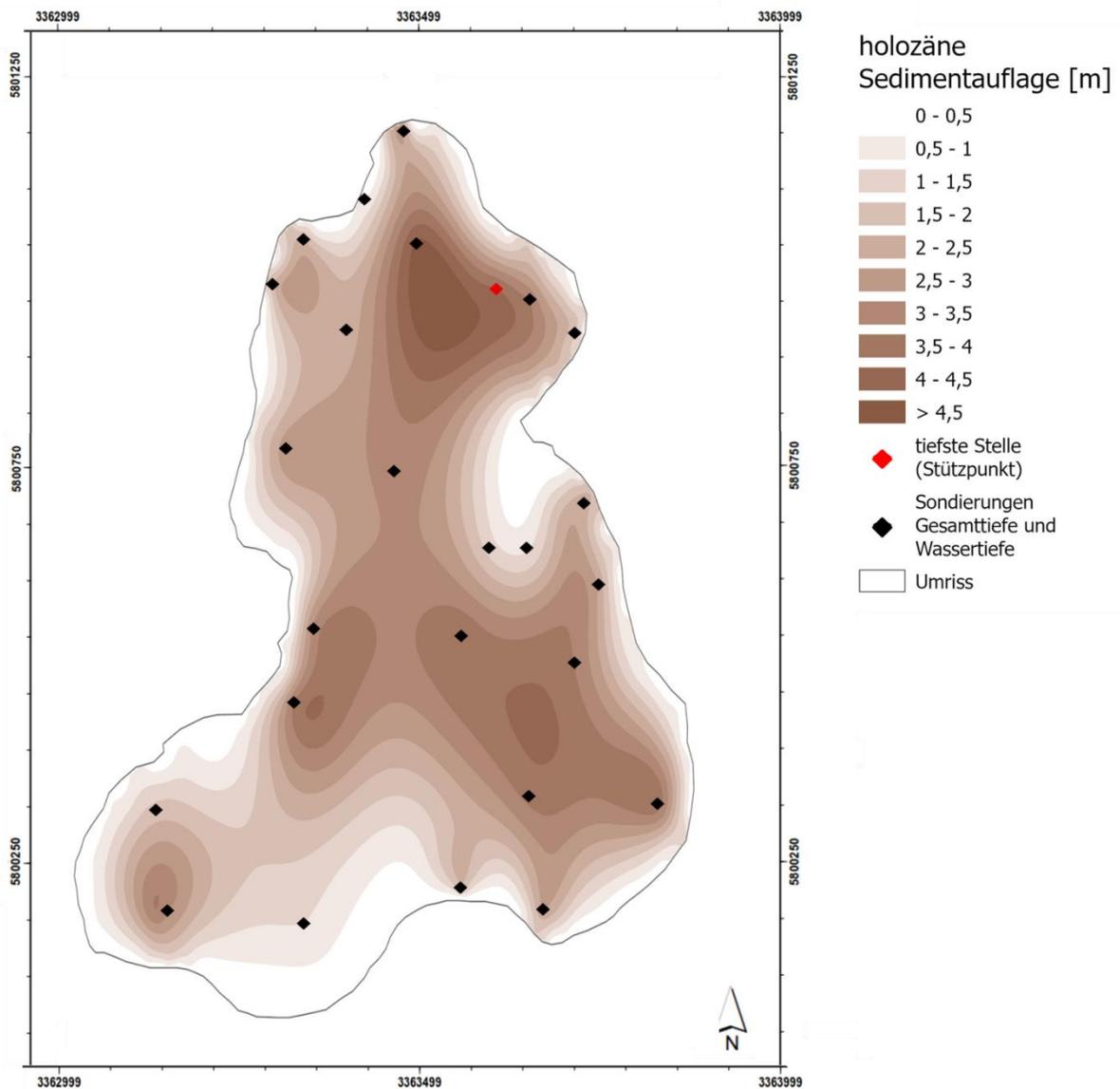


Abbildung 20: Holozäne Sedimentmächtigkeiten CS, Spline-Interpolation (eigene Darstellung)

Die Mächtigkeit der holozänen Sedimente ist in Abbildung 20 dargestellt. Die maximale Mächtigkeit der holozänen Lockersedimente wurde mit 457 cm gemessen und mit 462 cm interpoliert. Der geringste empirische Wert ist 43 cm, interpoliert -13 cm. Die Farbabstufungen sind im Abstand von jeweils 50 cm für eine detailliertere Darstellung gewählt.

Die mächtigsten Sedimentauflagen größer 400 cm finden sich sowohl im Nordbecken, als auch in der unterbrochenen Tiefenlinie, die sich auf den Darstellungen der Wassertiefen findet bis zur tiefen Stelle im Südosten. Auffällig sind jedoch auch die mächtigen Auflagen am Westufer (Punkt 097) und Am südwestlichen Zufluss. Hier wurde augenscheinlich viel Sediment durch den Zufluss akkumuliert. Die anderen Zuflüsse konnten leider ohne den dichten Seerosenbestand zu beschädigen nicht unmittelbar an ihrem Einlauf beprobt werden. Bei dem östlicheren der beiden Zuflüsse lässt sich jedoch ähnliches erwarten, da unmittelbar nach dem Zufluss im See ein meterlanger nicht bewachsener Korridor im Mai 2021 zu beobachten war.



Abbildung 21: Seerosengürtel mit freiem Korridor (eigene Aufnahme Mai 2021)

Es kann die Hypothese aufgestellt werden, dass vor allem die tiefer liegenden Areale des Unterwasserreliefs mit Lockersediment verfüllt wurden, wogegen die flachen Areale eine weniger mächtige Bedeckung aufweist.

A 5.1.3 Holozäne Sedimentmächtigkeiten: Hypothese zur räumlichen Verteilung

Hypothese: Die sukzessive Sedimentablagerung im Holozän wird maßgeblich durch das quartäre Unterwasserrelief beeinflusst!

Die Hypothese soll statistisch überprüft werden. Postuliert wurde ein Zusammenhang von großen holozänen Sedimentmächtigkeiten zu großen Gesamttiefen. Damit werden laut Hypothese andere Einflüsse wie Wind, innere Turbulenzen oder ein gerichteter Durchfluss des Wassers in eine Richtung, sowie Bioturbation oder starke Stoffrücklösung aus den holozänen Sedimenten weitestgehend ausgeschlossen. Zur Bestimmung des statistischen Zusammenhangs wurde eine lineare Regression zwischen Wassertiefe und holozäner Sedimentmächtigkeit gerechnet. Diese erstellt ein Modell, das alle Messungen möglichst gut erklären sollte (Abbildung 22, rote Linie).

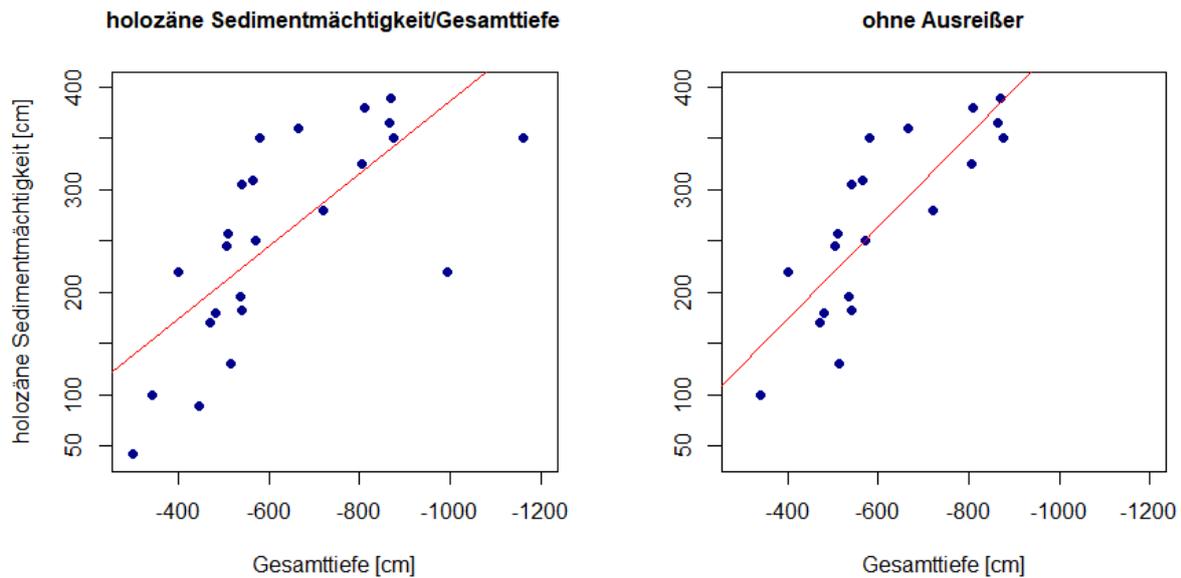


Abbildung 22: Verhältnis Wassertiefe zu Gesamttiefe (eigene Darstellung)

Mit einem p-Value kleiner 0,001 konnte die Nullhypothese verworfen werden, d.h. das Modell leistet einen Erklärungsbeitrag, die holozäne Sedimentmächtigkeit kann u.A. durch die Gesamttiefe erklärt werden. Die Akkumulation von holozänen Seesedimenten hängt somit auch vom quartären Unterwasserrelief ab.

Erstaunlich war das kleine R^2 von lediglich 0,5604. Damit erklärt das Modell nur knapp 50% der beobachteten Daten. Auffällig sind dabei besonders drei Punkte, die kaum durch das Modell erklärt werden (Abweichungen >100 cm vom Modell). Diese wurden durch eine Bereinigung der Daten entfernt. (Abbildung 22 ohne Ausreißer) Das neue R^2 liegt danach bei 0,7646 mit einem p-Value von ebenfalls unter 0,001. Ausgenommen der drei auffälligen Punkte erklärt das Modell so rund 76% der beobachteten Daten. Als Fazit kann das quartäre Becken demnach bei einer Mehrheit der Daten als erklärende Größe für die Verteilung der holozänen Sedimentauflagen genutzt werden. Besonders in drei Fällen wird jedoch deutlich, dass auch andere Faktoren die holozäne Sedimentmächtigkeit beeinflussen. Die drei auffälligen Sondierungen haben verglichen mit dem Modell relativ kleine Werte. Es kann angenommen werden, dass Prozesse der Ablagerung von Sedimenten entgegenwirken bzw. das Sediment abgebaut wird oder die Produktion von zu akkumulierendem Material hier nur verringert stattfindet.

Zusammenfassend können 76% der gemessenen Mächtigkeiten holozäner Seesedimente statistisch gut über das Unterwasserrelief des quartären Beckens erklärt werden, wenn die Punkte 089, 093 und 108 nicht berücksichtigt werden. Damit bestätigt sich die Hypothese für die Mehrheit der Daten, dass an den tiefen Stellen mächtige Lockersedimente auf der quartären Basis akkumuliert sind und in den flacheren Arealen weniger mächtige. Faktoren wie Wind, das Fließen des Wassers in eine Richtung,

sowie Bioturbation oder Stoffrücklösung sind im Vergleich eher zu vernachlässigen bei der Beeinflussung der Akkumulation von Sediment an den entsprechenden Stellen. Die tiefen Stellen im Unterwasserrelief fungieren als Sedimentfallen und Sammelstelle für holozänes Lockersediment aus dem Umfeld.

Die Punkte 089, 093 und 108 bilden eine Ausnahme. Diese lassen sich durch das Modell kaum erklären. Das Regressionsresiduum liegt für alle über 100 cm unter dem Modell, was bei einer mittleren Wassertiefe von 310 cm (CAPUTHER SEE E.V. 2020) bemerkenswert ist. Die Punkte 089 und 093 liegen im nördlichen Becken und wurden beide mit einer Gesamttiefe von rund 1000 cm sondiert. Dagegen ist die holozäne Sedimentauflage klein. Hier fehlt sedimentiertes holozänes Material, das nach dem Zusammenhang zwischen Unterwasserrelief und holozäne Sedimentmächtigkeit deutlich mächtiger sein müssten. Auch bei Punkt 108 am östlichen Ufer ist die holozäne Sedimentmächtigkeit vergleichsweise klein. An dieser Stelle gibt es noch weitere Auffälligkeiten in den Korngrößen und dem Unterwasserrelief, die auf einen sandigen Schwemmfächer eines nicht mehr vorhandenen Zuflusses hindeuten.

Für die räumliche Verortung wurde ein Ratio zwischen der Gesamttiefe und der holozänen Sedimentmächtigkeit erstellt. Ein großes Ratio bedeutet große Gesamttiefen im Vergleich zur holozänen Sedimentmächtigkeit, ein kleines Ratio bedeutet kleine Gesamttiefen im Vergleich zu den holozänen Sedimentmächtigkeiten. An den dunkel eingezeichneten Stellen liegt vergleichsweise wenig holozänes Sediment, an den hellen dagegen viel.

Um das Ratio besser einordnen zu können, wird die Steigung der Regressionsgeraden/des Modells herangezogen. Diese beträgt $-0,35514$, d.h. wenn die Gesamttiefe um einen Zentimeter tiefer wird (Gesamttiefe hat ein negatives Vorzeichen!), wird die holozäne Sedimentmächtigkeit um $0,35514$ cm größer. Das modellierte normale Ratio liegt also bei ca. 3,6.

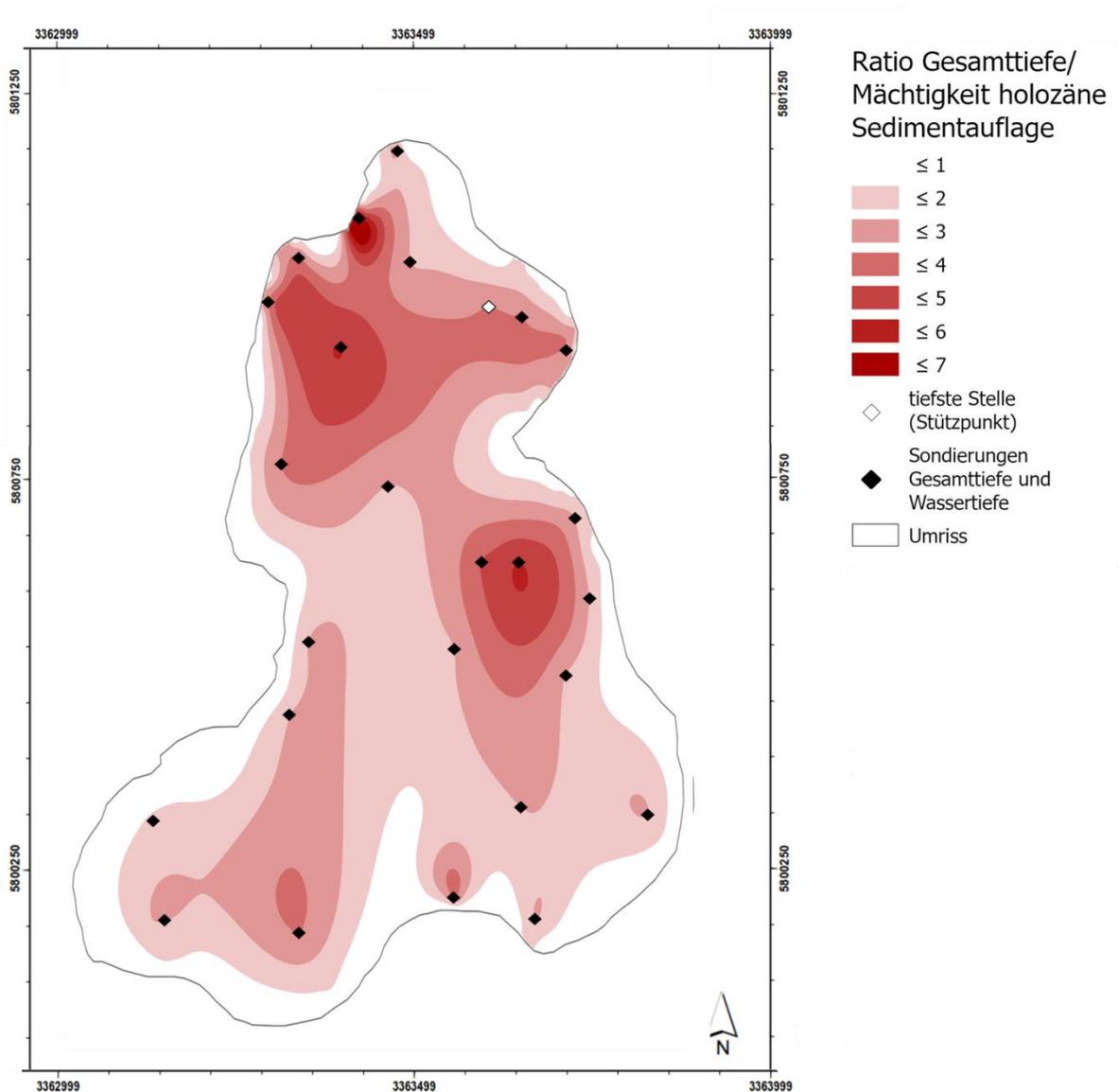


Abbildung 23: Ratio Gesamttiefe/holozäne Sedimentmächtigkeit, Spline-Interpolation (eigene Darstellung)

In den flachen, weiß dargestellten Uferbereichen rund um den See liegt das Ratio nicht selten bei 1, d.h. das quartäre Becken ist laut Modell vollständig mit holozänen Sedimenten verfüllt, der Bereich ist „trocken“. Diese Verhältnisse sind natürlich in der Realität nicht gegeben, da über all diesen Flächen definitiv Wasser steht, die holozäne Sedimentmächtigkeit also nicht gleich der Gesamttiefe sein kann. Vielmehr ist besonders im Südwesten das Problem, dass die Ufer im Naturschutzgebiet mit einem dichten See- und Teichrosengürtel bewachsen waren und deshalb Messungen relativ weit entfernt vom Ufer gemacht wurden.

Über den größten Teil des Sees betätigt die Abbildung 23 das Modell und die Hypothese mit einem Normratio von rund 3,6. Besonders kleine Ratios, also vergleichsweise mächtige Sedimentablagerungen finden sich im Bereich der Ufer im Südwestbecken. Im Südosten hingegen sind auch an den Ufern in unmittelbarer Nähe der Messungen ein Ratio von 3 bis 4 festzustellen,

also das „normale“ Ratio. Im Nordbecken und im östlichen Teil C des Sees finden sich große Ratios. Hervorzuheben sind die Punkte 087, 093 und 108. Hier ist die holozäne Sedimentmächtigkeit also vergleichsweise klein im Gegensatz zur Gesamttiefe.

Nicht ins Modell passten die Punkte 089, 093 und 108. Diese sind auch hier immer über dem „normalen“ Ratio von rund 3,6 angesiedelt. Punkt 089 kann aber mit einem Ratio von 3,31 relativiert werden, d.h. der Punkt fällt trotz sehr großem Regressionsresiduum in den Normalbereich. Die auffälligen Punkte 093 im Nordbecken und 108 am östlichen Ufer sind auch hier mit deutlich zu kleinem Ratio hervorzuheben.

Am östlichen Ufer drückt sich auch hier eine halbrunde Form durch, die kaum Lockersedimentauflage im Vergleich zur Gesamttiefe aufweist ähnlich wie in der Wassertiefenkarte von 2007 (INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER+ INGENIEURE).

Zusammenfassend kann das Modell als hilfreiches Instrument für die räumliche Verortung von abweichenden holozänen Sedimentmächtigkeiten genutzt werden. In einigen Bereichen fallen sie kleiner als erwartet aus und müssen dahingehend in den folgenden kapiteln interpretiert werden.

A 5.1.4 Beschaffenheit der Sedimente

Parallel zu den Tiefensondierungen wurde die Beschaffenheit der Sedimente nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE 2005) an den 25 sondierten Stellen durch eine Mischprobe der holozänen Lockersedimente bestimmt. Die zusätzlichen 4 Bohrkerne werden im Folgenden gesondert aufgeschlüsselt. Die Beschaffenheit der Sedimente soll hier einen generellen Überblick über die Sedimentbeschaffenheit am holozänen Seeboden bieten, ersetzt jedoch keine nass-chemische Analyse!

Die oberen holozänen Sedimente im CS sind generell sehr locker, sowie vorrangig schluffig mit kleinen Anteilen von Ton oder vereinzelt Feinsand (Ut2 bis Ut3, Lehmschluffe). Über die Fläche gibt es kaum Unterschiede in den Korngrößenzusammensetzungen. Auffällig sind die Sondierungen 100 nahe der südwestlichen Zuflüsse, 107 sowie 108 am östlichen Ufer, die vergleichsweise extrem sandig sind. Nach KA 5 wurden diese Proben als Slu (Sandlehme) eingestuft. Eingangs wurde der CS in Teil A, B, C und D auf Basis der Tiefenkarte (INSTITUT FÜR ANGEWANDTE GEWÄSSERÖKOLOGIE GMBH; LUFTBILD BRANDENBURG GMBH PLANER + INGENIEURE 2007) eingeteilt. (Kapitel A 3.2.3, Abbildung 9) Teil C fiel durch kleinräumige Reliefunterschiede, sowie ein halbkreisförmiges Plateau am Ostufer auf (Punkt 107, 108). Weiterhin waren durch WÖBBECKE ET.AL. 2016 und 2019 in diesem Teil des Sees Bestände von submersen Makrophyten gefunden worden. Sondierung 100 liegt hingegen unmittelbar vor einem der Zuflüsse im Südwesten. Eine Hypothese ist der Transport von kleineren

Korngrößen durch das einfließende Wasser aus diesem Bereich heraus, welches nur die größeren Sedimente zurücklässt.

A 5.1.5 Bohrkerne

Die Proben wurden am 14.07.2020 genommen. Der Wasserstand des Sees betrug am Pegel 13,5 cm. An vier vorher ausgewählten Stellen wurden jeweils vier Kerne mit dem 50 cm langen Fall-Lot genommen. Diese Stellen sollen repräsentativ für einen der vier Bereiche des Sees sein (Abbildung 24).

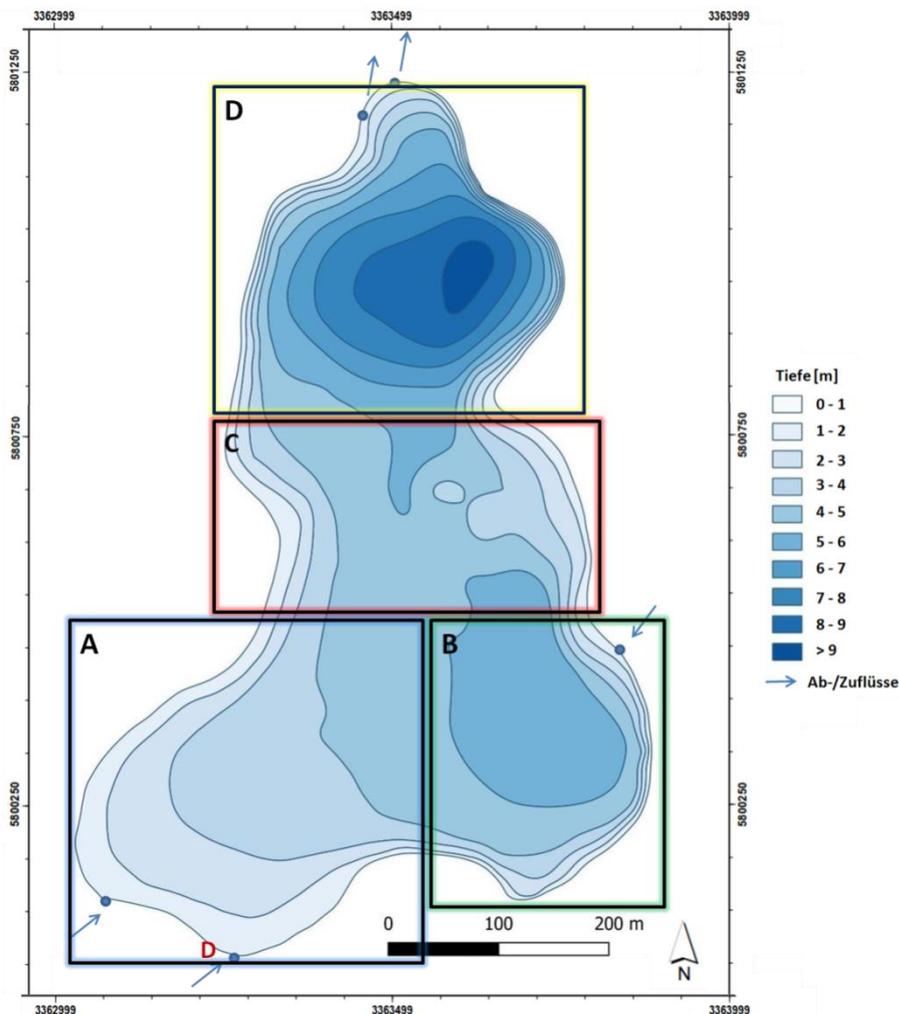


Abbildung 24: Verortung der Bohrungen mit Seebereichen auf Tiefenkarte des CSs (eigene Bearbeitung, Tiefenkarte von Institut für Angewandte Gewässerökologie GmbH; Luftbild Brandenburg GmbH Planer + Ingenieure (2007))

Bohrkern CS-S1



Abbildung 25: Sedimentkern CS-S1 (eigene Aufnahme)

Tabelle 9: Ansprache im Gelände CS-S1 nach Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005)

Proben ID	Schicht [cm]	Bindigkeit	Bodenart	Formbarkeit
1.1	0-5	5	Ut2	5
1.2	5-10	5	Ut2	5
1.3	10-15	5	Ut2	5
1.4	15-20	5	Ut2	5
	Ab 20	5	Ut3 5-10% Sand	5

Die Bohrung CS-S1 wurde in Teil A bei 305 cm Wassertiefe genommen und soll als repräsentative Probe für den Südwesten des Gewässers fungieren. Teil A ist durchgehend flach mit einer sehr geringen Reliefenergie. In diesem Teil gibt es zwei Zuflüsse. Die Ufer sind dicht bewachsen mit einem Schilfgürtel, sowie Teich- und Seerosen. Submerse Makrophyten kommen in diesem Teil des Sees nicht vor. (WÖBBECKE ET.AL. 2016 und 2019)

Bohrkern CS-S2



Abbildung 26: Sedimentkern CS-S2 (eigene Aufnahme)

Die Sedimente und das freie Wasser sind direkt bei der Probennahme sehr warm (Außentemperatur bei 32 °C). Im freien Wasser über den Sedimenten schwimmen kleine vitale Wasserorganismen. In der Probe fällt sofort eine farbliche Zweiteilung auf. Die oberen 20cm sind eher braun und locker, sowie an der Oberfläche recht flockig. Der untere Teil ist dagegen heller, braun-grau und viel dichter. Deshalb werden im Folgenden zusätzlich zu den oberen 20cm noch die Korngröße, Bindigkeit, Bodenart und Farbe des unteren tiefer 20 cm Teils aufgetragen. CS-S1 ist sehr schluffig (Ut2) und wird nach unten hin immer toniger und dichter (Ut3). Unter 20cm kommen ca. 5 bis 10% Feinsandanteil dazu, in den oberen 20 cm ist gar kein Sand vorhanden. Die Bindigkeit aller Schichten wird mit 5, einem sehr starken Zusammenhalt der Bodenprobe, bewertet. Die Formbarkeit aller Schichten wird mit 5, ausrollbar auf dünner als eine halbe Bleistiftstärke bewertet, was für einen deutlichen Tonanteil spricht

Tabelle 10: Ansprache im Gelände CS-S2 nach Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005)

Proben ID	Schicht [cm]	Bindigkeit	Bodenart	Formbarkeit
2.1	0-5	5	Ut3	5
2.2	5-10	5	Ut3	5
2.3	10-15	5	Ut3	5
2.4	15-20	5	Ut3	5

CS-S2 wurde im Teil B, also im Südosten des CS in einer Wassertiefe von 550 cm genommen worden. Hier wird eine Sedimentakkumulation aus den flacheren Zonen dieses Seeteils postuliert. CS-S2 ist über die Tiefe sehr homogen in Bindigkeit, Bodenart, Formbarkeit und Farbe. Der Kern ist vorrangig schluffig, mit kleinen Anteilen von Ton und Feinsand. Im Verlauf von oben nach unten wird der Wasseranteil im Sediment immer geringer und damit der Kern dichter. In den oberen 10 cm gibt es viele Gasgänge. CS-S2 stinkt leicht nach SO₂. Der Kern ist insgesamt organischer und dunkler als CS-S1.

Bohrkern CS-S3



Abbildung 27: Sedimentkern CS-S3 (eigene Aufnahme)

Tabelle 11: Ansprache im Gelände CS-S3 nach Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005)

Proben ID	Schicht [cm]	Bindigkeit	Bodenart	Formbarkeit
3.1	0-5	5	Ut3	5
3.2	5-10	5	Ut3	5
3.3	10-15	5	Ut3	5
3.4	15-20	5	Uls	5

CS-S3 wurde im Teil C des CSs genommen. Dieser Teil charakterisiert sich über ein kleinräumig unterschiedliches Relief. Der Kern wurde in 480 cm Wassertiefe genommen. In seiner Gesamtheit ist dieser Sedimentkern viel sandiger als die vorhergehenden. Der Ut3 wird mit ca. 10% Sand bewertet. In CS-S3 ist eine leichte Zunahme sowohl des Ton-, als auch des Feinsandgehaltes von oben nach unten festzustellen. Damit wird der Kern nach unten hin auch immer dichter. Der Kern ist gesamt relativ organisch. Bis ca. 10 cm Tiefe gibt es Gasgänge, jedoch ist der Kern beinahe geruchlos.

Bohrkern CS-S4



Abbildung 28: Sedimentkern CS-S3 (eigene Aufnahme)

Tabelle 12: Ansprache im Gelände CS-S3 nach Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005)

Proben ID	Schicht [cm]	Bindigkeit	Bodenart	Formbarkeit
4.1	0-5	5	Ut3	5
4.2	5-10	5	Ut3	5
4.3	10-15	5	Ut3	5
4.4	15-20	5	Ut3	5

CS-S4 wurde im Teil D im Norden des Sees genommen. Dieser Teil wird vor allem durch seine großen Wassertiefen und steilen Hänge charakterisiert. Der Sedimentkern wurde nah der tiefsten Stelle in einer Wassertiefe von 760 cm genommen. CS-S4 ist komplett durchzogen von Gasgängen. Auffällig ist weiterhin, dass aus dem Sediment permanent kleine Gasbläschen aufsteigen. Diese nehmen dabei Sediment ins freie Wasser mit. Diese „Flocken“ bleiben teilweise an der Wasseroberfläche oder fallen wieder zu Boden und bilden so eine extrem lockere Schichtung in den oberen 5 cm. Weiterhin fällt eine horizontale rötliche Marmorierung auf, die in 1mm mächtigen horizontalen Streifen verläuft. Die Probe ist sehr dunkel/organisch und riecht stark. Weiterhin fällt auf, dass sowohl das Wasser, als auch die Probe sehr kalt sind, was sich aber über die Entnahmetiefe erklären lässt.



Abbildung 29: Sedimentflocken schwimmen an der Wasseroberfläche von CS-S4 (eigene Aufnahme)

A 5.2 Nasschemische Analyse

A 5.2.1 Feststoffanalyse

A 5.2.1.1 Korrelationsmatrix Parameter

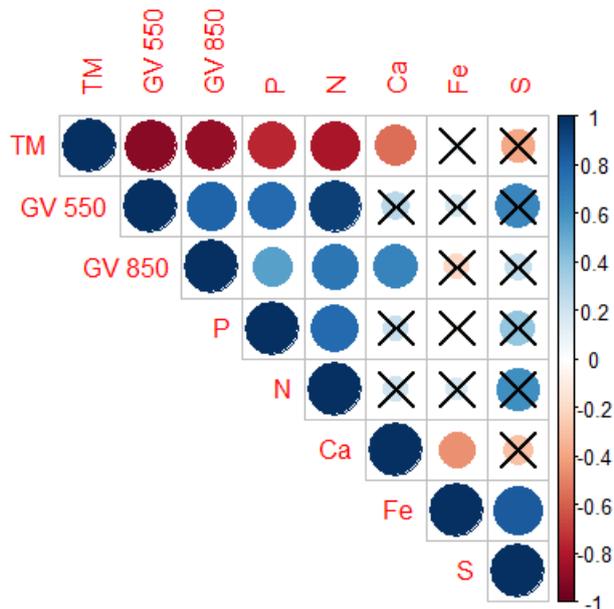


Abbildung 30: Korrelationsmatrix (Pearson) zwischen den Parametern der Feststoffanalyse mit Signifikanzlevel von $p < 0,05$ (schwarze Kreuze), rot = stark negative Korrelation, blau = stark positive Korrelation

Abbildung 30 zeigt die Korrelationsmatrix der Parameter der Feststoffanalyse. Die nicht signifikanten Korrelationen ($p < 0,05$) sind durchkreuzt. Folglich können zusammenfassende Aussagen getroffen werden:

- GV 550 und GV 850 (Organischer Kohlenstoff) korrelieren stark positiv miteinander, sowie mit P und N.
- Die TM korreliert negativ bis stark negativ mit GV 550, GV 850, P und N.
- Fe und S sind stark positiv korreliert.

Die TM zeigt jeweils hohe negative Korrelationen unter $-0,75$ mit GV 550, GV 850, P und N, sowie eine negative Korrelation von $-0,55$ mit Ca. Da GV 550 und GV 850 vor allem mit dem organischen Kohlenstoff korreliert sind (AMELUNG ET.AL. 2018), ist wenig überraschend anzunehmen, dass eine negative Korrelation zwischen der TM und der Organik besteht.

Der GV 550 ist stark positiv korreliert mit dem GV 850, sowie mit P ($0,77$) und N ($0,94$). GV 850 korreliert wie GV 550 stark positiv mit P und N, zusätzlich mit Ca ($0,66$). P und N korrelieren stark positiv mit $0,77$.

Fe und S korrelieren stark positiv mit $0,84$.

Ca korreliert positiv mit GV 850 und schwach negativ mit Fe und TM.

Daraus ergeben sich folgende Gruppen:

- TM
- GV 550, GV 850, P, N, (Ca)
- Fe, S

A 5.2.1.2 Tiefendarstellungen

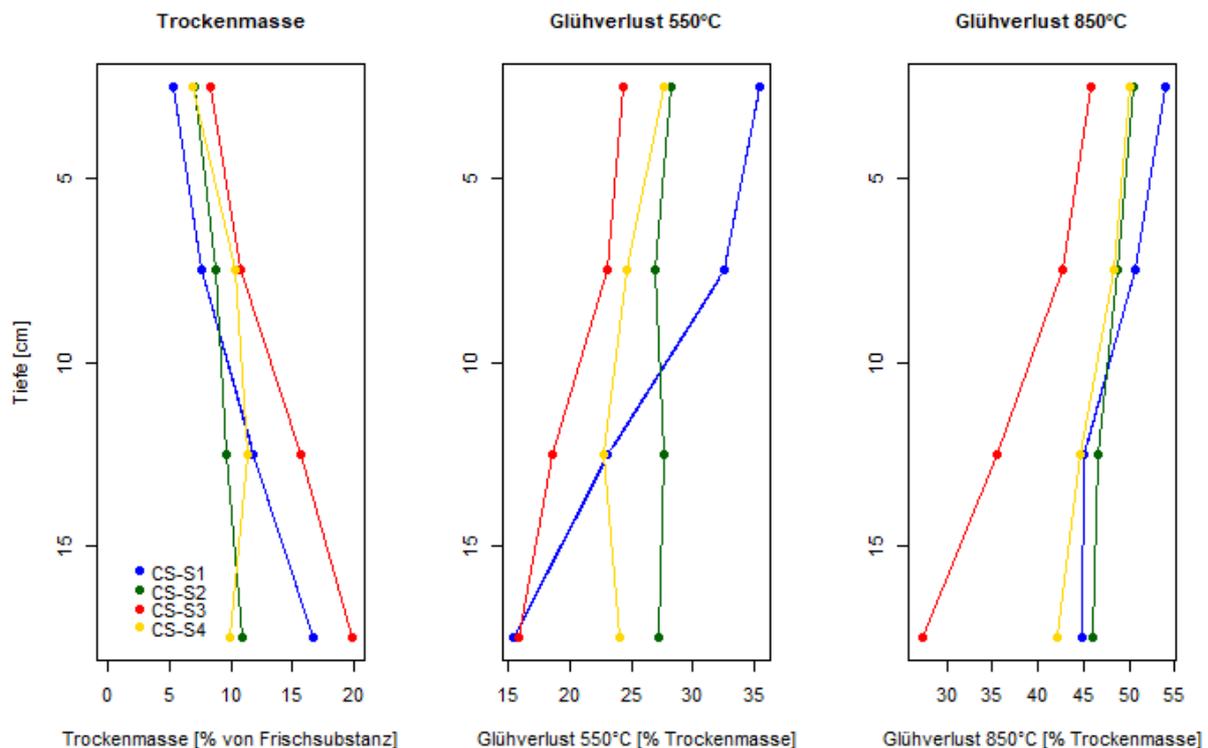


Abbildung 31: Ergebnis Feststoffanalyse der TM, GV 550 und GV 850 im Verhältnis zur Tiefe

In Abbildung 31 sind die Trockenmasse, sowie der Glühverlust bei 550 °C und 850 °C in der Tiefe des 20 cm tiefen Bohrkerns dargestellt. Die Einteilung erfolgt in 5 cm mächtigen Schichten.

Die Trockenmasse von CS-S1, CS-S2 und CS-S3 wird kontinuierlich von oben nach unten größer, der Kern wird dichter. Nur bei CS-S4 finden sich die höchsten TMs in 10 und 15 cm Tiefe, nicht in 20 cm Tiefe, wahrscheinlich bedingt durch eine massive Gas-/Methanbildung (AMELUNG ET.AL. 2018) unter reduzierenden Bedingungen und damit eine eingeschränkte Verdichtung des Kerns in der Tiefe.

Der Glühverlust bei 550 °C korreliert stark mit der organischen Substanz. (BLUME ET.AL. 2011) Vor allem CS-S1 zeigt eine starke Abnahme von oben nach unten auf das gleiche Niveau wie die anderen Bohrkernprofile, bei CS-S3 ist eine moderate Abnahme zu verzeichnen. CS-S1 hat damit eine sehr organische Auflage in den oberen 5 cm im Vergleich zu den anderen Proben. In den Profilen von CS-S2 und CS-S4 bleibt der Glühverlust über die Tiefe fast gleich. Der Glühverlust bei 850 °C zeigt ein ähnliches Bild: Bei CS-S3 ist eine starke Abnahme von oben nach unten zu finden, in den restlichen

Profilen bleibt der Glühverlust bei 850 °C annähernd gleich mit einer minimalen Abnahme von oben nach unten.

Die Differenz des Glühverlustes bei 550 °C zum Glühverlust bei 850 °C kann als der anorganische Teil des Kohlenstoffes angenommen werden. (BLUME ET.AL. 2011) In allen Proben nimmt sowohl GV 550 °C als auch GV 850 °C von oben nach unten ab, wobei diese Tendenz bei CS-S3 extrem auffällig ist. Bei CS-S1, CS-S2 und CS-S3 ist der Trend zwar vorhanden, aber die Prozentanteile bleiben über die Tiefe vergleichsweise konstant.

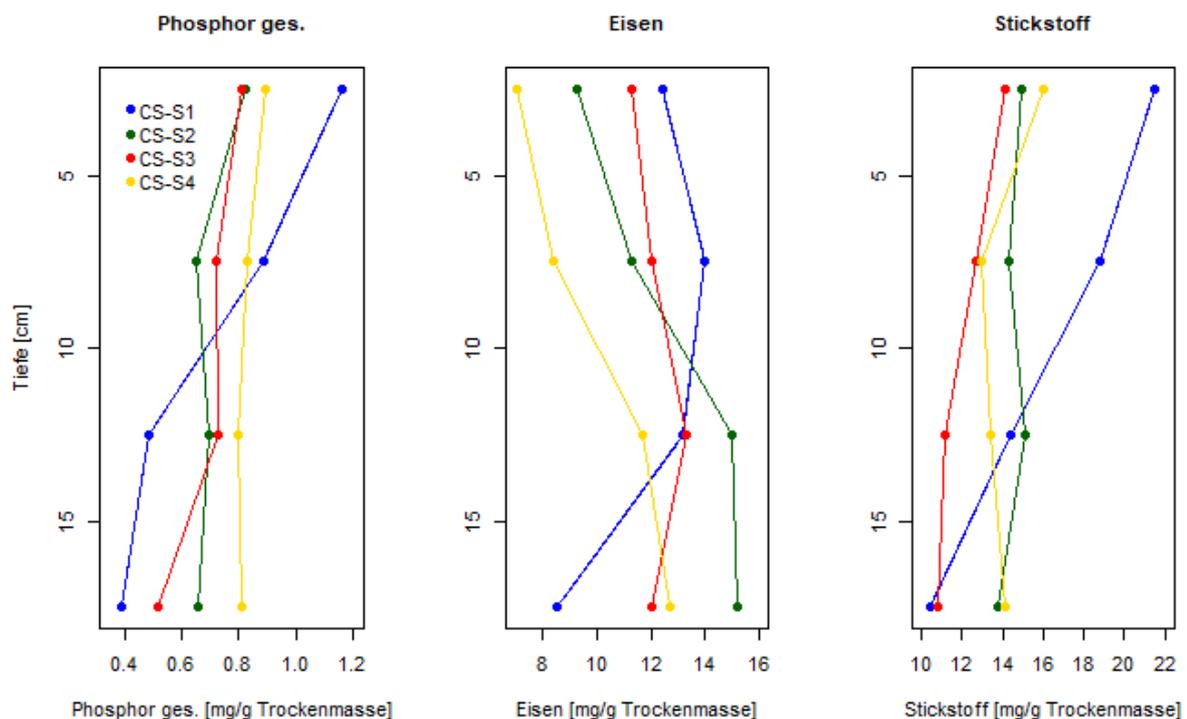


Abbildung 32: Ergebnis Feststoffanalyse von P, Fe und N im Verhältnis zur Tiefe

In Abbildung 32 sind der Gesamt-Phosphor-, sowie der Eisen- und der Stickstoffgehalt in der Tiefe des 20 cm tiefen Bohrkerns dargestellt. Die Einteilung erfolgt auch hier in 5 cm mächtigen Schichten.

Die Phosphorkonzentration über die Tiefe nimmt bei CS-S1 kontinuierlich von oben nach unten ab, ähnlich wie bei GV 550 °C. Die P-Tiefenprofile von CS-S2, CS-S3 und CS-S4 weisen kaum Änderungen über die Tiefe auf, sind aber in 20 cm tendenziell am kleinsten.

Die Profile des Eisengehaltes unterscheiden sich stark voneinander. Ein Trend der Zunahme von oben nach unten ist bei CS-S2 und CS-S4 zu erkennen, wogegen CS-S3 eher konstant bleibt und CS-S1 eher von oben nach unten abnimmt.

Im Tiefenprofil von CS-S1 wird der Stickstoffgehalt mit zunehmender Tiefe immer kleiner. Auch bei CS-S3 ist eine konstante Abnahme in der Tiefe zu erkennen, jedoch sind die Unterschiede zwischen

den einzelnen Beprobungstiefen sehr klein. Bei CS-S2 und CS-S4 ist kein klarer Trend zu erkennen. Die Stickstoffkonzentrationen in den beiden Profilen verändern sich in der Tiefe kaum.

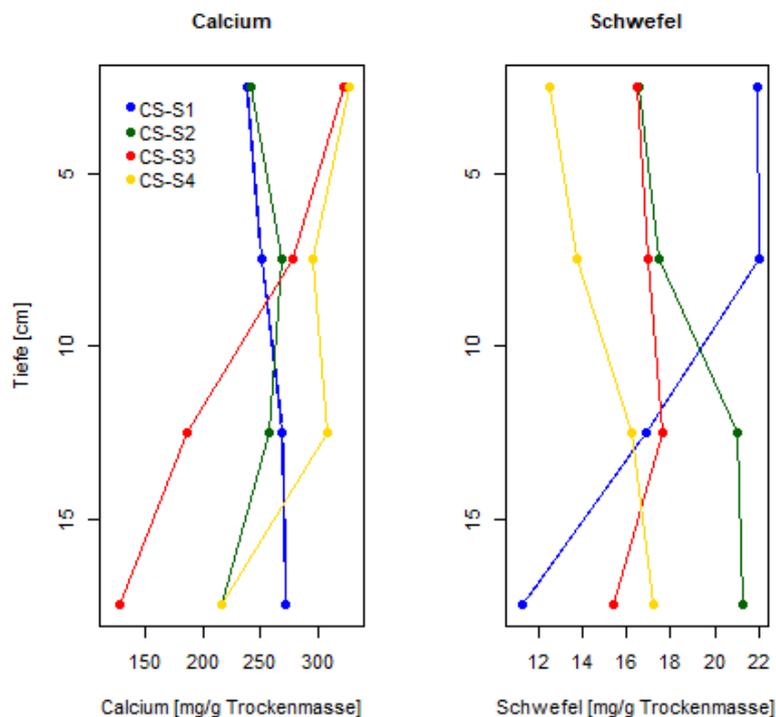


Abbildung 33: Ergebnis Feststoffanalyse von Ca und S im Verhältnis zur Tiefe

In Abbildung 33 sind der Calcium-, sowie der Schwefelgehalt in der Tiefe des 20 cm tiefen Bohrkerns dargestellt mit der Einteilung in 5 cm mächtige Schichten.

Die Calciumgehalte von CS-S1 und CS-S2 verändern sich über die Tiefe kaum. Bei CS-S1 kann ein leichter Anstieg der Konzentration von oben nach unten verzeichnet werden. Bei CS-S3 gibt es eine deutliche Abnahme der Calciumkonzentration von oben nach unten. Bei CS-S4 ist kein eindeutiger Trend zu erkennen. Bei CS-S2, CS-S3 und CS-S4 sind die minimalen Ca-Gehalte bei 20 cm Tiefe zu finden.

Die Schwefelgehalte aller Profile bleiben auf den oberen 10 cm relativ konstant. Erst darunter ergeben sich Unterschiede im Verlauf der Graphen. In CS-S1 gibt es eine deutliche Abnahme von 10 zu 20 cm Tiefe, bei CS-S4 ist es, in geringerem Maße, umgekehrt. Bei CS-S2 und CS-S3 ist kein eindeutiger Trend erkennbar. Die Schwefelkonzentrationen bleiben über die gesamte Tiefe von CS-S3 auffällig konstant.

Auffällig ist, dass sich CS-S1 bei GV 550, P, N, Ca und S im Verlauf teils deutlich von den anderen drei Profilen unterscheidet. Eine Vermutung könnte ein Zusammenhang mit dem direkten Einfluss der

Zuflüsse und damit der relativ unveränderten chemischen Charakteristik des EZGs sein, die bei den anderen drei Profilen stark durch seeinterne Prozesse überprägt wurde.

A 5.2.1.3 Hauptkomponentenanalyse

Die Ergebnisse der HKA sind in der Tabelle 13 sowie in der Abbildung 34 dargestellt. Diesen Ergebnissen zufolge sind die Eigenwerte bzw. die Standardabweichung der zweiten extrahierten Komponenten größer als eins. Infolgedessen konnten die untersuchten Elemente und Proxy in zwei Hauptkomponenten gruppiert werden, die 86 % der gesamten Streuung der Daten erklären.

Hauptkomponente	Eigenwert	Varianz [%]	Kummulative Varianz[%]
Dim1	2,1538	57,98	57,98
Dim2	1,5005	28,14	86,13

Tabelle 13: Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse der ersten 2 Hauptkomponenten (Dim1, Dim2)

Parameter Feststoffanalyse	Dim1	Dim2
TM	0,441469675807508	-0,127383574139591
GV 550	-0,453568251033072	-0,086305784455238
GV 850	-0,398887590690522	0,240017313922764
P	-0,379907089902437	0,0067146286218076
N	-0,432676429956942	-0,104180469807031
Ca	-0,194919596061621	0,496248366655832
Fe	-0,0430111696358846	-0,611611236776242
S	-0,262463630527412	-0,536178163244272

Tabelle 14: Loadings der Hauptkomponenten Dim1 und Dim2

Die erste HK kann als organische Komponente betrachtet werden, da alle Parameter mit organischen Bestandteilen des Sedimentes wie abgestorbenem Plankton, Pflanzenresten oder Pflanzennährstoffen assoziiert werden können. Der organische Faktor erklärt 57,98 % der Gesamtvarianz. Hier ist zu beachten, dass TM in die entgegengesetzte Richtung streut, also ein anderes Vorzeichen hat, als die anderen 4 untersuchten Parameter der ersten HK.

Die zweite Hauptkomponente beinhaltet die anorganischen Elemente. Dieses Ergebnis betätigt die Korrelationsmatrix (A 5.2.1.1). Auch hier ist zu beachten, dass Ca ein anderes Vorzeichen als Fe und S hat und damit in der folgenden graphischen Darstellung in die andere Richtung entlang der 2. HK streut.

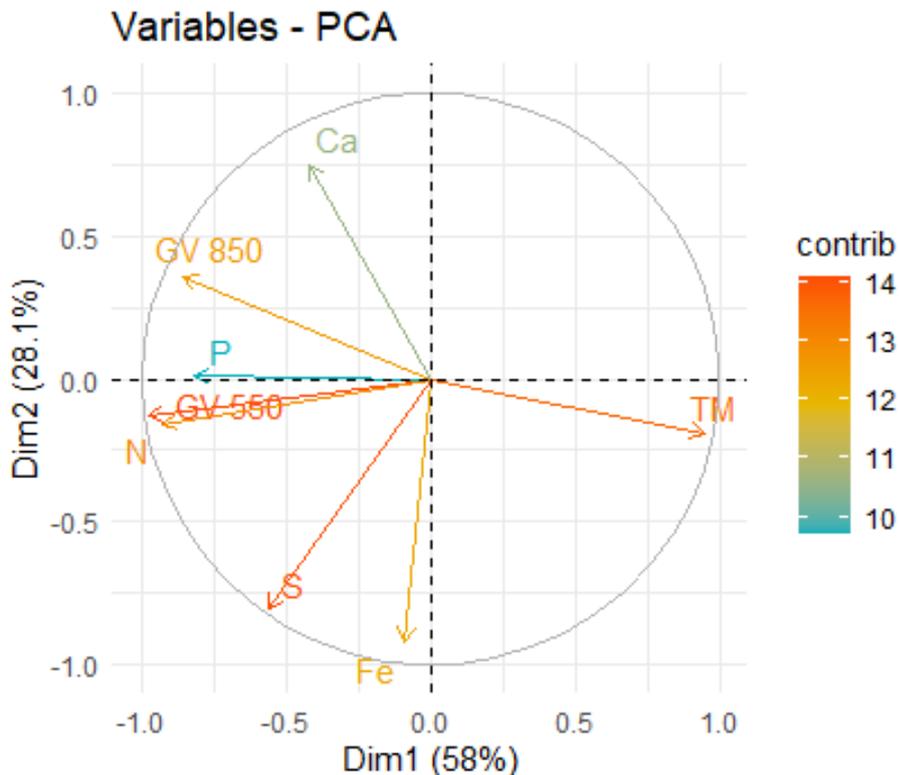


Abbildung 34: HKA-Faktorkarte mit Darstellung der ersten beiden Dimensionen und den \cos^2 -Wert (eigene Darstellung)

Die Abb. 34 zeigt die Faktorkarte, auch als variabler Korrelationsplot bekannt. Sie zeigt die Beziehungen zwischen allen Variablen. Dementsprechend werden positiv korrelierte Variablen gruppiert. Negativ korrelierte Variablen werden auf gegenüberliegenden Seiten des Plotursprungs positioniert (entgegengesetzte Quadranten). Der Abstand zwischen den Variablen und dem Ursprung misst die Qualität der Variablen auf der Faktorkarte.

Allgemein zeigt ein hoher \cos^2 -Wert eine gute Repräsentativität der Variable auf der Hauptkomponente an. In diesem Fall ist die Variable nahe am Umfang des Korrelationskreises positioniert. Ein niedriger \cos^2 -Wert zeigt dagegen an, dass die Variable von den HKs nicht perfekt repräsentiert wird. In diesem Fall befindet sich die Variable in der Nähe des Kreismittelpunkts.

Alle Variablen liegen relativ nah zu den Achsen der entsprechenden HK und alle haben einen hohen \cos^2 -Wert, also eine gute Repräsentativität der jeweiligen Variable.

Variablen, die relativ nah um den 0.0-Punkt der ersten HK verteilt liegen, beeinflussen diese auch maßgeblich. Die weiter entfernten Variablen wie Fe, S und Ca liegen dagegen weit gestreut vor und beeinflussen die erste Variable weniger.

Umgekehrt stimmt diese Aussage auch gut für die 2. HK für die Variablen TM, P, N, GV 550 und GV 850.

A 5.2.1.4 Clusteranalyse

Um Ähnlichkeiten zwischen den einzelnen Kernen festzustellen, wurde eine Clusteranalyse vorgenommen. Dabei wurden jeweils die vier 5 cm mächtigen Schichten der vier Kerne kategorisiert. Basis bildet die Feststoffanalyse der Kerne. Mittels k-means und hierarchischer Clusteranalyse wurden zwei verschiedene Clusteranalysen durchgeführt. Beide brachten das gleiche Ergebnis. Zu besserer Anschaulichkeit wurde das Dendrogramm als Abbildung aufgeführt. (Abbildung 37).

Die optimale Anzahl der Cluster wurde mittels Silhouette Index und Dunn Index festgestellt, welche sich aber widersprechen. Die Summe der Indexe legt die optimale Anzahl sowohl bei 3, als auch bei 6 Clustern fest.



Abbildung 35: Optimale Anzahl der Cluster nach Silhouette Index und Dunn Index

Mittels des Jaccard-Index werden die beiden Lösungen nochmals auf ihre Robustheit überprüft. Bei insgesamt drei Clustern sind 2 stabil, 1 weist Korrelationen auf. Bei gesamt sechs Clustern sind 3 robust, 3 weisen Korrelationen auf.

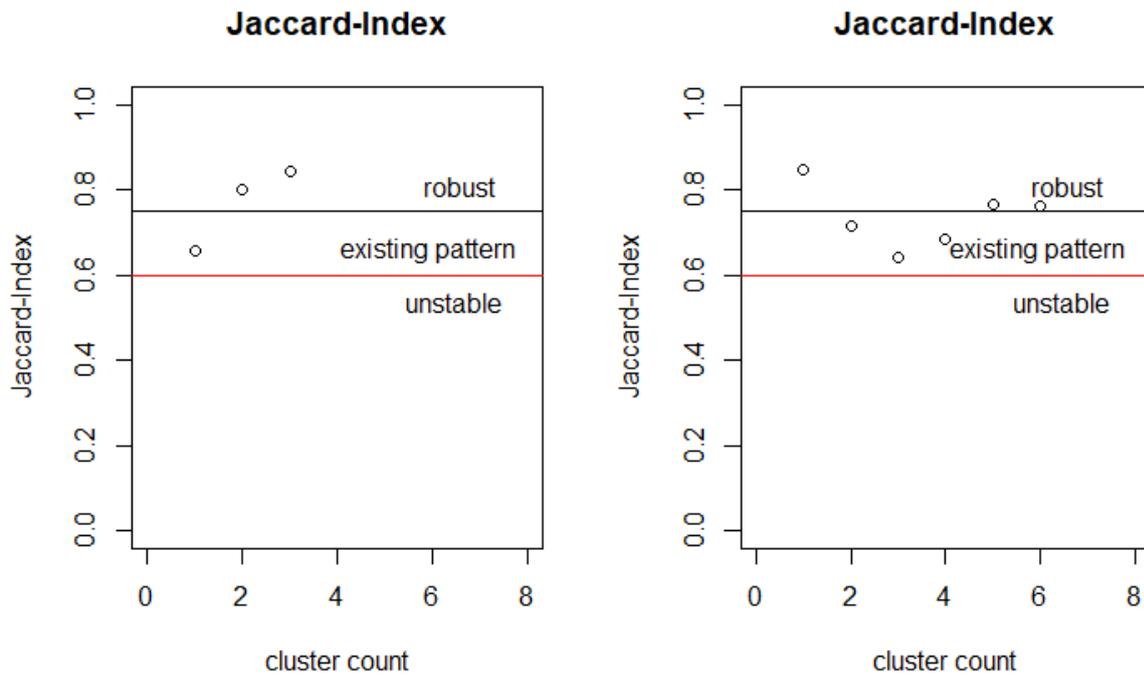


Abbildung 36: Überprüfung der Robustheit der Cluster mittels Jaccard-Index

In der 3-Cluster Lösung umfassen die stabilen Cluster zwei bzw. drei abgehobelte 5 cm mächtige Schichten, das dritte Cluster jedoch 11. Damit ist das dritte Cluster das größte und heterogenste. Für die Auswertung wird daher im 3. Cluster die 6-Cluster Lösung für Interpretationszwecke mit herangezogen.

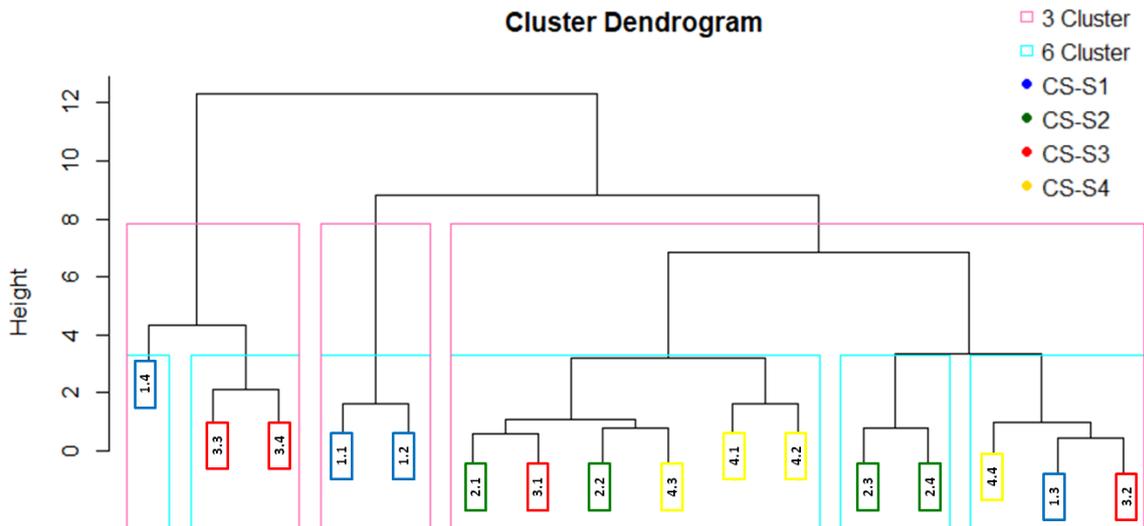


Abbildung 37: Cluster Dendrogramm mit Einteilung der Proben in 3 (rosa) und 6 Cluster (blau)

Das erste Cluster besteht aus dem untersten Abschnitt von CS-S1 (CS-S14), sowie den unteren beiden Abschnitten von CS-S3. Das Cluster ist stark korreliert mit GV 550, GV 580, P, N, Fe und S. Damit lässt

sich sagen, dass sich die unteren Abschnitte der Kerne CS-S1 und CS-S3 durch Korrelationen von Organik, sowie Nährstoffen und ihren Bindungspartnern auszeichnen.

Das zweite Cluster besteht aus den oberen 10 cm des Kernes CS-S1. Es korreliert in starken Maße mit Ca, sowie in etwas weniger starken Maße als Cluster 1 mit GV 850, sowie Fe und S.

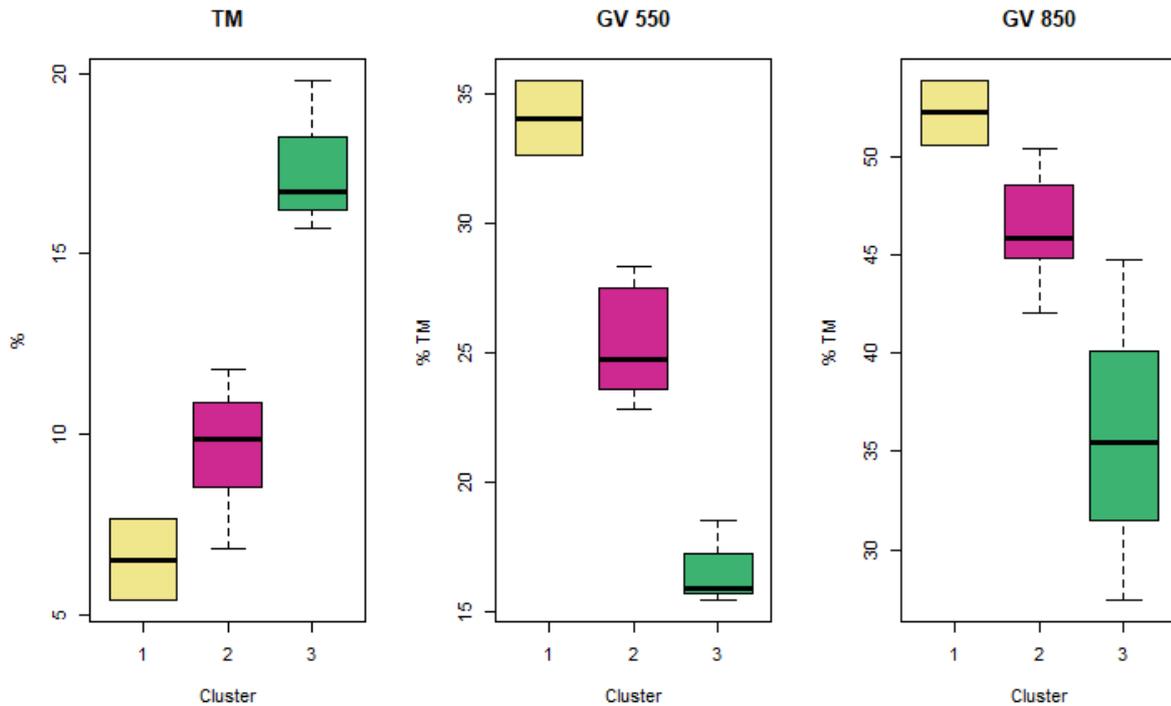


Abbildung 38: Ergebnis Korrelation der Cluster mit TM, GV 550, GV 850 - 3 Cluster gesamt

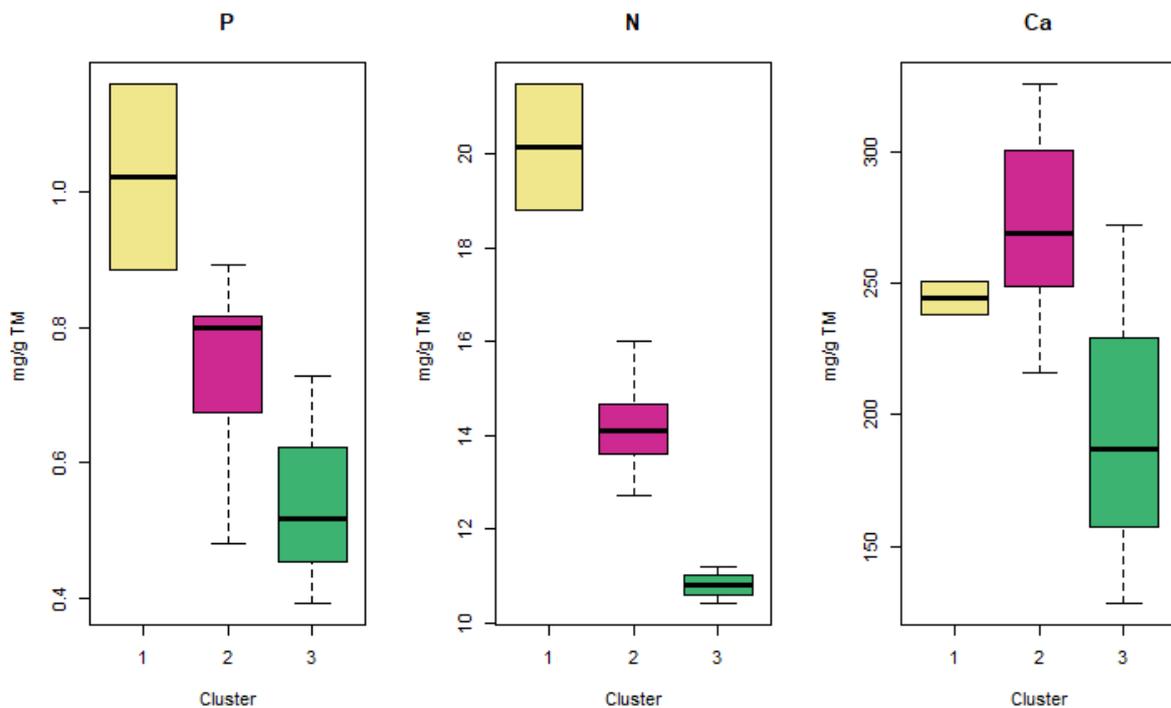


Abbildung 39: Ergebnis Korrelation der Cluster mit P, N, Ca - 3 Cluster gesamt

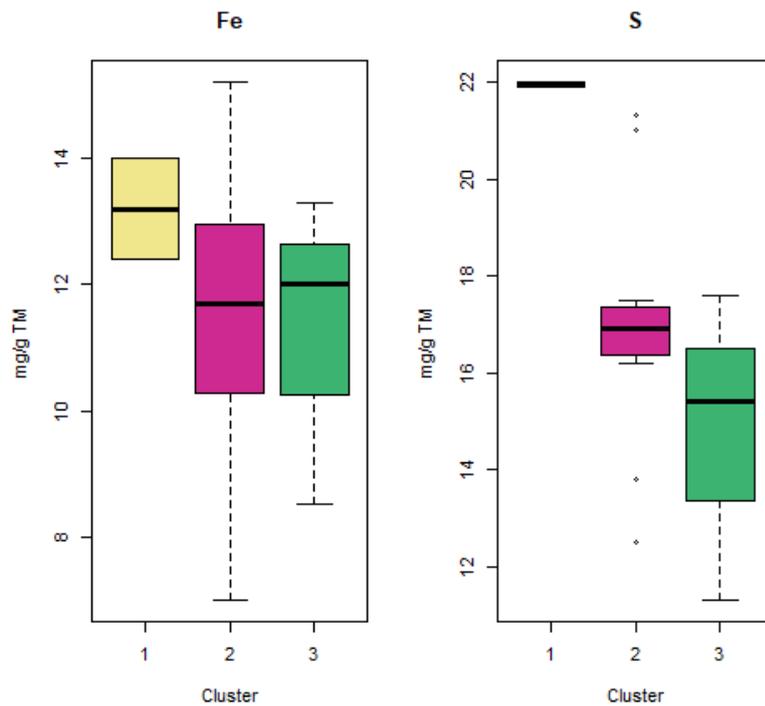


Abbildung 40: Ergebnis Korrelation der Cluster mit Fe, S - 3 Cluster gesamt

Das dritte Cluster ist das größte Cluster und sehr heterogen, also relativ schwer zu interpretieren. Hier wird für diesen Zweck die 6-Cluster Lösung hinzugezogen. Es wird unterschieden in Cluster 3A, 3B und 3C, dunkelpink (4), grün (5) und orange (6) dargestellt. (Abbildung 41) In Cluster 3A sind vor allem der Kern CS-S4 bis zu einer Tiefe von 15 cm, sowie die oberen 5 cm von CS-S3 und die oberen 10 cm von CS-S2 zu finden. Cluster 3B besteht nur aus den unteren beiden Schichten von CS-S2. Cluster 3C ist wiederum sehr heterogen, sowohl in der Tiefenverteilung, als auch in der Zuordnung verschiedener Kerne.

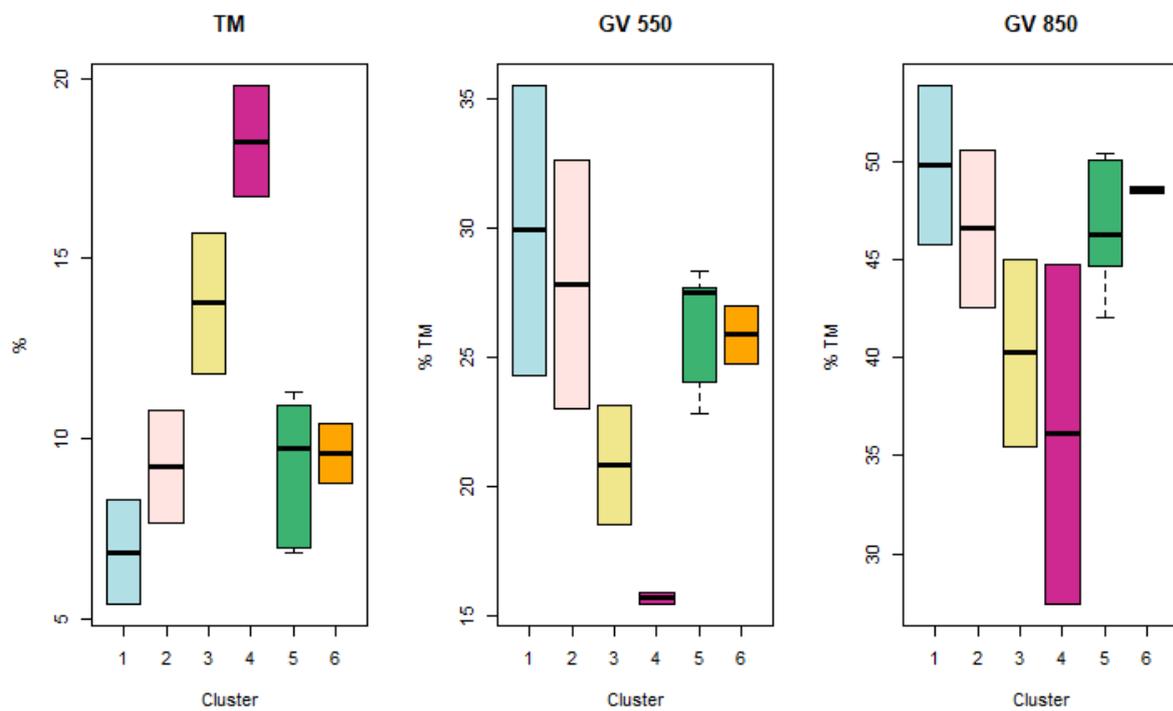


Abbildung 41: Ergebnis Korrelation der Cluster mit TM, GV 550, GV 850 - 6 Cluster gesamt

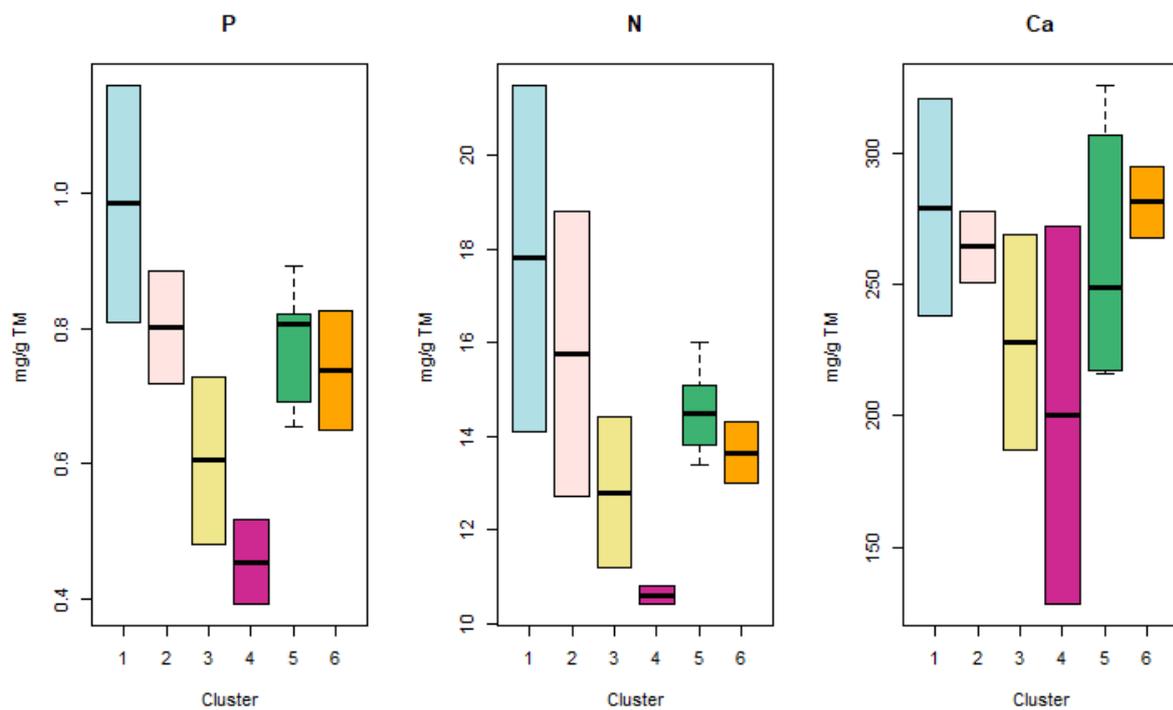


Abbildung 42: Ergebnis Korrelation der Cluster mit P, N, Ca - 6 Cluster gesamt

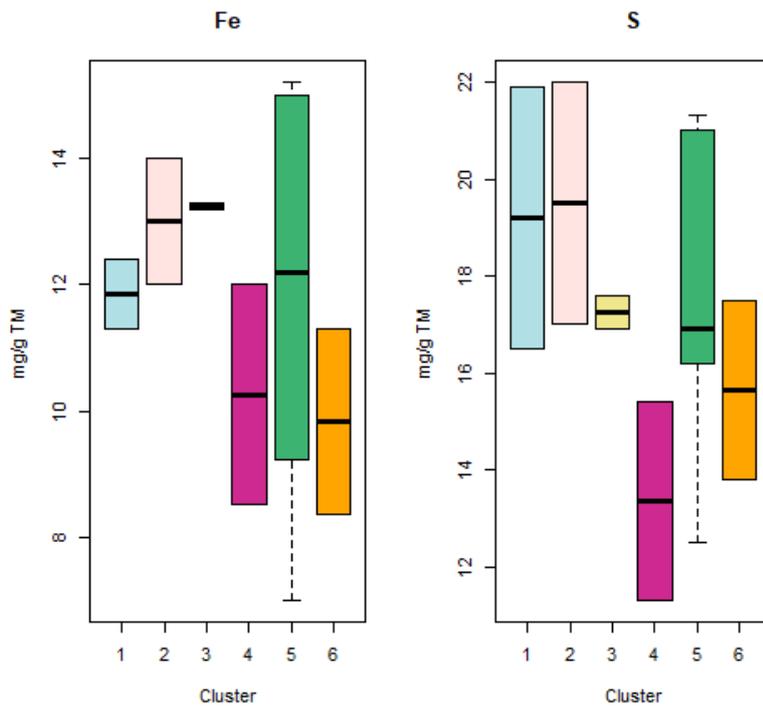


Abbildung 43: Ergebnis Korrelation der Cluster mit Fe, S - 6 Cluster gesamt

Cluster 3A (dunkelpink) ist auch nach der 6-Cluster Lösung es sehr großes heterogenes Cluster. 3A korreliert sehr stark positiv mit der TM, sowie sehr stark negativ mit GV 550, P und N, welche die Organik der Proben charakterisieren. Das Cluster 3A korreliert also stark negativ mit der Organik. 3B (grün) korreliert sehr stark positiv mit GV 850, Ca, sowie Fe und S. Somit kann dieses Cluster als besonders korreliert mit dem anorganischen Kohlenstoff, sowie S und Fe beschrieben werden. Cluster 3C (orange) korreliert stark positiv mit Ca.

Nach der Clusteranalyse kann behauptet werden, dass sich die einzelnen 5cm Abschnitte der Bohrungen mit unterschiedlichen Parametern der Feststoffanalyse sehr unterschiedlich korrelieren und es räumliche und Unterschiede in der Profiltiefe gibt, die sich gruppieren lassen.

A 5.2.2 Fraktionierung der Phosphorverbindungen nach PSENNER ET.AL. (1984)

Tabelle 15: Legende Abbildung 43 (Nummerierung der P-Fractionen für die Darstellung)

Nummer	Fraktionen nach Extraktionsmittel
1	NH ₄ Cl-P-Fraktion
2	BD-Fraktion
3	NaOH-P-Fraktion
3.1	NaOH-SRP
3.2	NaOH-NRP
4	HCl-P-Fraktion
5	Rest-P-Fraktion

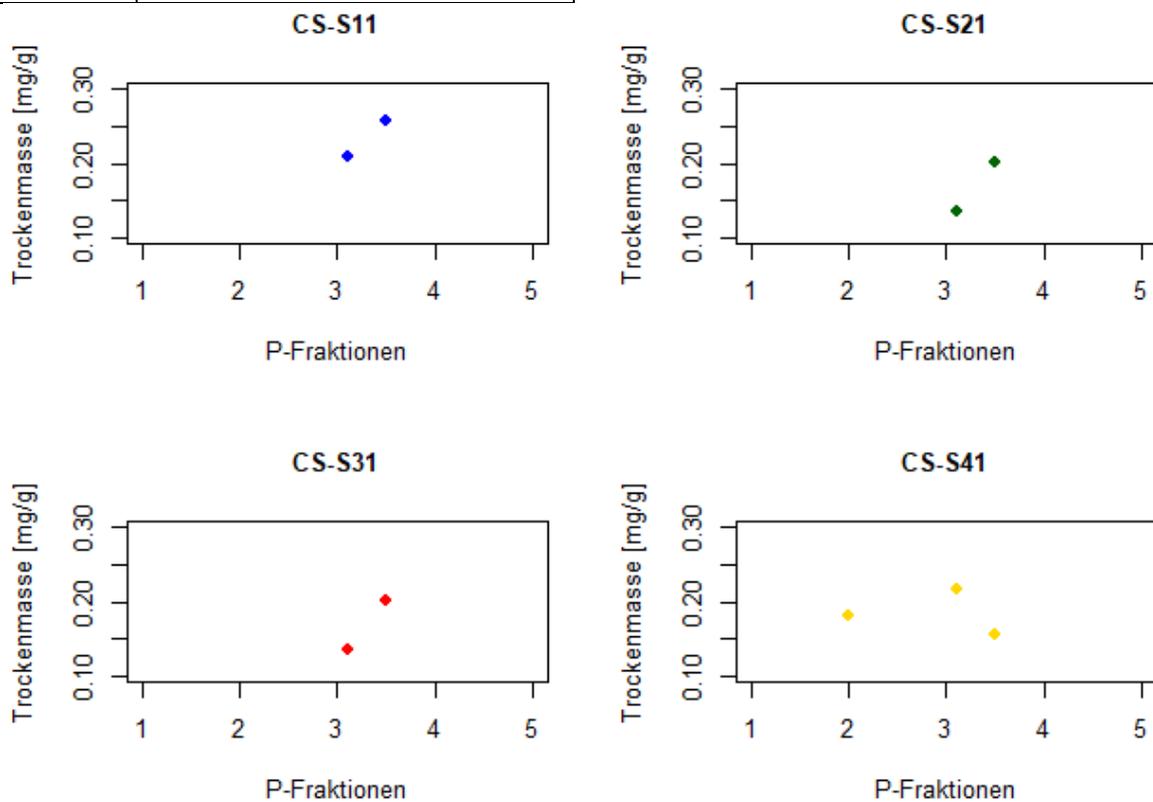


Abbildung 44: P-Fractionen

In Abbildung 44 sind jeweils die P-Fractionen der obersten 5 cm der Bohrkerne dargestellt. Die Beweisgrenze liegt bei 0,1 mg/g TM. Jede Nummer auf der X-Achse steht für eine der Fraktionen (Tabelle 15). Die NaOH-P-Fraktion ist dabei in die SRP und NRP Komponenten geteilt aufgeführt. SRP bezeichnet das gelöste, reaktive und somit bioverfügbare P. Nicht gelöstes organisches und kolloidales P zählt zur Gruppe des nicht reaktiven Ps, kurz NRP. (SCHÖNBORN 2003)

In CS-S11 konnten ausschließlich mittels NaOH-lösliche P-Fractionen in Konzentrationen über der Beweisgrenze mit gesamt 0,465 mg/g TM nachgewiesen werden. Diese teilten sich in 0,208 g/mg TM

SRP und 0,257 g/mg TM NRP. CS-S11 hat somit die höchste im Sommer 2020 nachweisbare Konzentration an NaOH-löslichem P.

Auch in CS-S21 und CS-S31 konnte nur die NaOH-P-Fraktion in Konzentrationen über der Beweisgrenze festgestellt werden.

CS-S21 kommt auf eine gesamte NaOH-P-Fraktion von 0,338 mg/g TM, davon 0,136 mg/g TM SRP und 0,202 mg/g TM NRP.

Bei Probe CS-S31 konnte eine NaOH-P-Fraktion von 0,309 mg/g TM, davon 0,109 mg/g TM SRP und 0,18 mg/g TM NRP.

Die Proben CS-S11, CS-S21 und CS-S31 sind insofern ähnlich, dass in allen nur die NaOH-P-Fraktion in Konzentrationen über 0,01 mg/g TM nachgewiesen werden konnte und in dieser Fraktion die Konzentration an NRP immer größer ist, als die an SRP. Der größere Teil des Ps, der NRP, ist in diesen Proben in Mikroorganismen und Detritus, sowie im Sediment an Huminstoffe gebunden. Der Rest liegt als SRP an Oberflächen von Metalloxiden, z.B. Al oder Fe, gebundene und gegen OH⁻-Ionen austauschbar vor.

In Probe CS-S41 fanden sich Konzentrationen größer 0,01 mg/g TM in der NaOH-P-Fraktion und BD-P-Fraktion. Die gesamte NaOH-P Konzentration liegt bei 0,317 mg/g TM, davon 0,216 mg/g TM SRP und 0,155 mg/g TM NRP. Die BD-Fraktion liegt bei 0,182 mg/g TM.

Die Fraktionierung des Ps in Probe CS-S41 unterscheidet sich von den anderen drei Gruppen vor allem über die nachweisbare Konzentration der BD-Fraktion, aber auch über die größere Konzentration von SRP gegenüber NRP in der NaOH-Fraktion. Die BD-löslichen Phosphate sind vor allem an Fe-Hydroxide und Mn-Oxide gebunden und werden unter reduzierenden Bedingungen frei.

In allen Proben konnten keine Konzentrationen größer 0,1 mg/g TM der NH₄Cl-P-Fraktion, HCl-P-Fraktion und der Rest-P-Fraktion nachgewiesen werden.

Eine gewisse Menge an NaOH-löslichem P scheint also im CS „normal“ zu sein, eine BD-lösliche P-Fraktion über der Beweisgrenze findet sich jedoch nur in CS-S41. Dort sollte aus diesem Grund auch unter reduzierenden Bedingungen, wenn der P frei wird mit Maßnahmen angesetzt werden.

Im Vergleich mit der in der Feststoffanalyse ermittelten Menge des TP fallen weitere Unterschiede zwischen den Proben auf. Die Summe des Gewichts pro g TM aller Fraktionen über der Beweisgrenze ergeben im Verhältnis zum mittels Feststoffanalyse festgestelltem TP bei CS-S11, CS-S21 und CS-S31 rund 40%. Bei CS-S41 ergeben sich 62%, was gut über die hohen Konzentrationen an BD-P zu erklären ist.

5.3 Einordnung der Ergebnisse der Untersuchungen 2020 in die Forschungsreihe/ Defizitanalyse des CSs

Die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen sollten vor allem die offene Frage beantworten, ob eine P-Rücklösung aus den Sedimenten stattfindet. Dieser Umstand wurde vielfach vermutet und kann mit dieser Arbeit im tiefen Nordbecken während der Sommerstagnation bestätigt werden. Die Einordnung der Arbeitsergebnisse dieser Masterarbeit in die Forschungsreihe soll über die Analyse der Defizite erfolgen.

Der CS hat nach Literaturrecherche und den eigenen Untersuchungen fünf große ursächliche Defizite, die teils die gleichen drei Hauptprobleme begünstigen: Sauerstoffdefizit, gestörtes Nahrungsnetz und geringe Sichttiefen. Die Ergebnisse der Untersuchungen 2020 bestätigen, soweit methodisch und inhaltlich möglich, die vorhergehenden Untersuchungen der Forschungsreihe.

Die Morphometrie

Das Nordbecken des Caputher Sees ist besonders tief und hat ein im Vergleich mit dem restlichen See mit mittleren Tiefen um die 3 m ein sehr großes Volumen. (2.2) Durch Sauerstoffschwund während der Stagnationsphasen ergibt sich deshalb zu Beginn der jahreszeitlich bedingten Zirkulation eine große Menge an sauerstoffarmen oder -freien Wasser, die kaum durch das sauerstoffhaltige Wasser im restlichen See ausgeglichen werden kann. In Folge dessen kommt es im gesamten Wasserkörper zu Sauerstoffmangel. (A 4.2.2)

Auch in Bezug auf eine mögliche Seerestaurierung sollte diese unterschiedliche Morphometrie unbedingt berücksichtigt werden!

Das gestörte Nahrungsnetz

Durch den großen Bestand von Weißfisch, insbesondere Silber- und Mamorkarpfen wird das Zooplankton massiv dezimiert, was eine Dominanz von Phytoplankton ermöglicht. Vor allem fädige Blaualgen dominieren und verschlechtern die Sichttiefe im Caputher See. (A 4.3.4) (A 4.3.5) (B4.4.13) Dieser Zustand ist weder ökologisch, noch ästhetisch in Bezug auf die Freizeitnutzung des Sees wünschenswert. Da trotz allem viele Nährstoffe im CS vorhanden sind, wäre die angestrebte Alternative weniger Weißfische, eine größere Sichttiefe und damit einen Umschwung auf die Dominanz von submersen Makrophyten im „Austausch“ zu Phytoplankton.

Feinsediment als Gewässerboden

Durch Untersuchungen der holozänen Sedimente konnte ein großer Anteil von sehr kleinen Korngrößen auf dem anstehenden holozänen Seeboden nachgewiesen werden. Diese Sedimente können durch Wind, Wellen, Bewegungen der im und am See lebenden Tiere, sowie den Badebetrieb

aufgewirbelt werden und setzen sich dann erst wieder sehr langsam ab. Damit wird zusätzlich zur Phytoplanktontrübe die Sichttiefe verschlechtert. Durch eigene Beobachtungen, aber auch Untersuchungen der submersen Makrophyten durch WÖBBECKE ET.AL. 2016 und 2019 wurden submerse Makrophyten nur an eher sandigen Stellen im flachen Teilen des CS gefunden, was dafürspricht, dass vielleicht auch der Untergrund entscheidend ist für die Etablierung einer stabilen Population von submersen Makrophyten. Sollte diese Hypothese zutreffen, wäre es sehr schwer dauerhaft submerse Makrophyten im ganzen See zu etablieren.

Hohe Konzentration von Nährstoffen im Freiwasser gesteigert durch Rücklösung von P in Sommerstagnation im Nordbecken

Die hohe Konzentration von Nährstoffen im Wasser ist seit Jahren immer wieder beobachtet worden. (A 4.3.3) begünstigt Verbrauch von O₂

Die hohe Konzentration von Nährstoffen während der Produktivität im Sommer wird an dieser Stelle durch die Rücklösung noch gesteigert, was die Produktivität und die Bildung neuer Nährstoffe begünstigt. Die vielfältige Umsetzung von Nährstoffen verbraucht Sauerstoff, was den Sauerstoffschwund im Tiefenwasser verschlimmert.

Entnahme von Oberflächenwasser

Am Nordostufer des Sees befindet sich seit 1972 eine Brauchwasserpumpe, die Oberflächenwasser für die Bewässerung von zwei Kleingartenanlagen abpumpt. Nach Angaben der Pächter der Brauchwasserpumpe wurden in den vergangenen Jahren (Stand 2016) rund 15000 Kubikmeter Wasser pro Jahr entnommen. (GREINER 2016) Auch Privatpersonen nutzen den See für die Bewässerung ihrer Gärten. Durch die Entnahme des sauerstoffreichen Oberflächenwassers wird das Verhältnis der Volumina im Vergleich zum am Ende der Sommerstagnation fast sauerstofffreien Tiefenwassers noch verschärft. Deshalb sollte die Entnahme, auch in kleinstmengen, dringend unterlassen werden!

5.4 Maßnahmenkatalog

Mit der Beendigung von Versickerung unbereinigter Abwässer in der Nähe des Sportplatzes zu Beginn des Jahres 1992 wurde der wichtigste Schritt zur Sanierung des EZG getätigt. (CAPUTHER SEE E.V. 2020) Im USG befinden sich keine Landwirtschaft oder Industrie. Oberflächlich kommt nur das Wasser dazu, welches durch Regen an den Hängen rund um den CS direkt einfließt. Auch das Wasser aus dem weiter südlich gelegenen Teil der glazialen Abflussrinne spielt heute keine große Rolle mehr aufgrund extrem niedriger Abflussmengen der letzten Jahre aus dem Wurzelfenn der Lienewitzsseen in den CS. (WÖBBECKE ET.AL. 2019) Der P-Eintrag durch Falllaub in größere stehende Gewässer ist

vernachlässigbar gering. (DWA 2006) Außerdem ist der erosive Eintrag von den umliegenden Hängen, sowie das Falllaub baulich nicht veränderbar bzw. eine Veränderung oder Entfernung der Ufervegetation mit der Nutzung der Erholung und dem Schutzstatus eines großen Teils des Sees nicht vereinbar.

Damit kann davon ausgegangen werden, dass der externe P-Eintrag in den CS keine Stellschraube für Maßnahmen der Seentherapie sein kann! Deshalb empfiehlt sich hier ausnahmsweise keine Sanierung des EZG.

Maßnahmen einer Restaurierung des CS können in Betracht gezogen werden. In Tabelle 16 sind nach BESCH ET.AL. (1992) Maßnahmen der Seenrestaurierung angepasst an die Morphometrie und hydrometrischen Faktoren des CS nach ihrer Eignung aufgeführt.

Tabelle 16: Maßnahmen, die zur Restaurierung eines Sees in Erwägung zu ziehen sind, in Abhängigkeit von morpho- und hydrometrischen Faktoren des Gewässers (Auswahl spezifisch für die Morphometrie des CSs aus BESCH ET.AL. (1992))

Oberfläche des Sees (km²)	> 1
Größte Tiefe (m)	< 5
Theoretische Wassererneuerungszeit (a)	> 5
Entschlammung	
Tiefenwasserableitung	-
Frischwasserzuleitung	+
Ganzjährige Destratifikation	-
Zwangszirkulation potentiell meromiktischer Seen in Frühjahr und Herbst	-
Hypolimnische Belüftung	-
Mechanische Entkrautung	
Sedimentabdeckung zur Unterdrückung interner Düngung	?
Chemische Nährstofffällung	+
Sedimentoxidation mit Nitrat	

+ = Maßnahme vom Verfahren her zu empfehlen

? = Erfolg der Maßnahme ungewiss

- = Maßnahme für diesen Seentyp ungeeignet

ohne = Maßnahme vom Verfahren her möglich, aber wahrscheinlich gegenüber anderen Verfahren unwirtschaftlich

Von BESCH ET.AL. (1992) werden die Verfahren Frischwasserzuleitung und chemische Nährstofffällung basierend auf Seegröße, größter Tiefe und theoretischer Wassererneuerungszeit empfohlen. Beide Verfahren sind im CS eher nicht einsetzbar aufgrund der fehlenden Quelle im EZG für qualitativ hochwertiges Frischwasser und des Naturschutzstatus eines Großteils des Sees.

Die Sedimentabdeckung ist als ungewisser Erfolg eingestuft und deckt sich somit mit der Aussage der DWA (2006), dass bisher keine nachhaltige positive Auswirkung dieser Methode auf die Trophie dokumentiert sind. Die rein physikalische Sedimentabdeckung in planktondominierten eutrophen Gewässern muss aufgrund aktueller und vergangener Erfahrungsberichte als nicht erfolgsversprechende Restaurierungsmaßnahme bewertet werden. (DWA 2006)

Mittels dieses generellen Leitfadens von BESCH ET.AL. (1992) lässt sich leider keine geeignete Maßnahme für den CS ableiten. Daher ist es hier sinnvoll sich auf die Defizitanalyse und die Schlussfolgerungen der individuellen Untersuchungen des CS über die letzten Jahre zu berufen.

Schon 1999 wurde von MIETZ ET. AL. die Tiefenwasserableitung aufgrund der besonderen Morphologie des CS gezielt aus dem tiefen Nordbecken empfohlen. Weiterführende limnische Untersuchungen und Planktonmonitoring durch WÖBBECKE ET.AL. und ARP ET.AL. dokumentieren immer wieder ein gestörtes Nahrungsgefüge. Vor allem das Zooplanktons ist stark beeinträchtigt durch einen übermäßigen Bestand an Weißfisch, vor allem Mamor- und Silberkarpfen, was eine jahrelange Dominanz von fädigen Blaualgen und eine fast vollständige Auslöschung der submersen Makrophyten begünstigt. Deshalb wird durch WÖBBECKE ET.AL. (2016 und 2019) eine Bestandsdezimierung der Karpfen empfohlen, welche in den letzten Jahren schon durch sukzessive Abfischung umgesetzt wurde. Als weitere Maßnahme wurde eine Umzäunung der bestehenden Makrophytenbestände empfohlen. Diese Maßnahmen sollten unbedingt weitergeführt bzw. umgesetzt werden!

Mit den Sedimentuntersuchungen vom Sommer 2020 konnte bewiesen werden, dass eine P-Rücklösung im Nordbecken des Sees stattfindet. Daher ist eine Tiefenwasserentnahme an dieser Stelle auch aktuell als sinnvoll während der Sommerstagnation anzusehen. Eine technische Möglichkeit wäre die unmittelbar am Nordbecken bestehende Brauchwasserpumpe so zu modifizieren, das sie nicht mehr das sauerstoffreiche Oberflächenwasser während des Sommers entnimmt, sondern über eine Verlängerung eines Rohrs mit Rückschlagventil bis an dies tiefste Stelle stattdessen Tiefenwasser entnommen wird. Der Vorschlag wurde in einem Treffen mit dem Caputher See Verein im September 2021 vorgeschlagen und als ökologisch und finanziell sinnvoll befunden. Das Wasser der Brauchwasserpumpe wird für die Bewässerung von Pflanzen in Kleingärten verwendet. Das nährstoffreiche Tiefenwasser ist für diesen Zweck sehr gut zu gebrauchen. Wenn dies nicht gewünscht ist, sollte trotzdem dringend jede Form der Oberflächenwasserentnahme unterlassen werden. Auch die Summe von Kleinstmengen für die Gartenbewässerung kann einen ökologischen Unterschied machen!

6 Diskussion

Es liegt bereits eine Vielzahl von Untersuchungen verschiedenster Parameter mit unterschiedlichsten Methoden am CS vor. Ziel dieser Arbeit war es, diese durch Sedimentuntersuchungen zu ergänzen und bislang ungeklärte Fragen bzw. Hypothesen zu bearbeiten. Unklar waren bislang einerseits die genaue Mächtigkeit und Beschaffenheit der seeinternen holozänen Sedimente und deren räumliche Unterschiede, sowie das Potential für Rücklösung von Phosphor aus diesen Sedimenten. Auf Basis der Ergebnisse der aktuellsten Untersuchungen sollen erneut Maßnahmen für die Seesanierung empfohlen werden.

Im Folgenden werden die Ergebnisse dieser Arbeit anhand der Fragestellungen vom Anfang diskutiert.

Empfehlungen für Maßnahmen nach dieser MA

A 6.1 Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen Sommer 2020

Die erste Frage, **wie mächtig sind die seeinternen holozänen Sedimentauflagen im CS und wie sind diese beschaffen**, kann nach dieser Arbeit eindeutig beantwortet werden. (A 5.1 ff.) Die gemessenen holozänen Sedimentmächtigkeiten verteilen sich zwischen 43 cm und 457 cm mit einem Mittelwert von 260,12 cm. Die holozänen unmittelbar an der Sediment-Wasser-Grenze anstehenden Sedimente sind generell sehr locker, sowie vorrangig schluffig mit kleinen Anteilen von Ton oder vereinzelt Feinsand (Ut2 bis Ut3, Lehmschluffe). Über die Fläche gibt es kaum Unterschiede in den Korngrößenzusammensetzungen. Um möglichst unvoreingenommen beproben zu können, wurden die Sondierungen der holozänen Mudde in einem Raster mit Pixeln von der Größe 190 x 190 m vorgenommen. Zusätzlich wurden 7 nicht pixelgebundene Sondierungen an auffälligen Stellen genommen. (A 3.2) Hierbei ist zu beachten, dass ein Großteil der nicht pixelgebundenen Sondierungen in der nördlichen Hälfte des Sees verwendet wurden um kleinräumige Besonderheiten möglichst mit abzuzeichnen. Dahingehend sollten die Sondierungsergebnisse bewertet werden.

Auffällig sind die Muddesondierungen 100 nahe der südwestlichen Zuflüsse, 107 sowie 108 am östlichen Ufer, die vergleichsweise sehr sandig sind (Slu - Sandlehme). Wichtig zu wissen ist, dass an diesen zwei relativ sandigen Stellen 107 und 108 die einzigen vom Boot aus beobachtbaren submersen Makrophytenbestände im Untersuchungszeitraum 2020 waren. Es scheint offensichtlich, dass es einen Zusammenhang zwischen den grobkörnigeren holozänen Sedimenten und dem Vorkommen von submersen Makrophyten im CS gibt. Eine Vermutung ist, dass sich die Sichttiefe in diesen Bereichen durch den relativ schwer aufzuwirbelnden sandigen Untergrund verbessert und damit den Submersen einen Standortvorteil verschafft.

Die zweite Fragestellung lautete: Wie unterscheiden sich die in verschiedenen Bereichen des Sees genommenen Bohrkern in ihrer chemischen Charakteristik? Zu beachten ist, dass die Sedimentuntersuchungen immer im Kontext mit den anderen Ergebnissen der Forschungsreihe zu sehen sind! Isoliert beschränkt sich die Aussagekraft. Diese Frage wurde einerseits mittels der Tiefenverteilungen der Elemente in den Bohrkernen, andererseits auch über die Ähnlichkeiten zwischen den einzelnen Proben methodisch angegangen. Proben sind hierbei immer die jeweiligen 5 cm mächtigen abgeteufte Schichten aus den Bohrkernen, insgesamt vier Bohrkern mit jeweils vier Schichten. Um den geringen Umfang an Bohrkernen bestmöglich zu nutzen, wurde der See in Zonen aufgeteilt (A 2.3.2) und in diesen Zonen repräsentativ ein Standort gewählt. Um an diesem Standort kleinräumige Besonderheiten möglichst auszuschließen, wurden jeweils vier Kerne an der gleichen Stelle genommen und zu Mischproben verarbeitet. Zu beachten ist deshalb, dass der Ansatz modellhaft ist und deshalb nur eine beschränkte Aussagekraft besitzt, die nur durch weitere Beprobungen und Untersuchungen verbessert werden kann. Die genauen Ergebnisse finden sich in Kapitel 5.2.1. Generell sind sich die relativen Tiefenverteilungen bei allen Bohrprofilen erstaunlich ähnlich bei TM, GV 550, GV 850, P, N und S. Nur CS-S1 fällt bei P und S aus dem Rahmen. Bei Fe, Ca und S unterschieden sich die Tiefenprofile untereinander deutlich. Auffällig ist, dass sich CS-S1 bei GV 550, P, N, Ca und S im Tiefenprofil teils deutlich von den anderen drei Profilen unterscheidet. Eine Vermutung könnte ein Zusammenhang mit dem direkten Einfluss der Zuflüsse und damit der relativ unveränderten chemischen Charakteristik des EZGs sein, die bei den anderen drei Profilen stark durch seeinterne Prozesse überprägt wurde.

Als Vorarbeit zur Clusteranalyse wurden eine HKA durchgeführt. Alle Variablen sind durch die HKs sehr gut repräsentiert, weshalb sie gut als Grundlage für die Clusteranalyse taugen. Die Einteilung erfolgte in zwei verschiedene HKs mit den zugehörigen Parametern. HK 1 beinhaltet mit TM, GV 550, GV 850, P und N alle Parameter, die mit organischen Bestandteilen des Sedimentes wie abgestorbenem Plankton, Pflanzenresten oder Pflanzennährstoffen assoziiert werden können. Die zweite HK beinhaltet die anorganischen Elemente CA, Fe und S.

Im zweiten Schritt wurde eine hierarchische Clusteranalyse durchgeführt. Nach dieser Analyse kann behauptet werden, dass sich die einzelnen 5cm Abschnitte der Bohrungen sehr unterschiedlich mit den Parametern der Feststoffanalyse korrelieren und es räumliche und Unterschiede in der Profiltiefe gibt, die sich gruppieren lassen.

Hier wurde sich für eine 3-Cluster-Lösung entschieden nach der Überprüfung durch zwei Indexe. Das erste Cluster beinhaltet die untersten 5 cm von CS-S1 und die beiden unteren Schichten von CS-S3. Das Cluster ist stark korreliert mit GV 550, GV 580, P, N, Fe und S. Damit lässt sich sagen, dass sich die unteren Abschnitte der Kerne CS-S1 und CS-S3 durch Korrelationen von Organik, sowie Nährstoffen

und ihren Bindungspartnern auszeichnen. Das zweite Cluster besteht aus den oberen 10 cm des Kernes CS-S1. Es korreliert in starkem Maße mit Ca, sowie in etwas weniger starkem Maße als Cluster 1 mit GV 850, sowie Fe und S. Das dritte Cluster ist das größte Cluster und sehr heterogen, also relativ schwer zu interpretieren. Hier wurde für diesen Zweck die 6-Cluster Lösung hinzugezogen. Es wird unterschieden in Cluster 3A, 3B und 3C. (Abbildung 41) Cluster 3A ist auch nach der 6-Cluster Lösung ein sehr großes heterogenes Cluster und kann somit eher schwierig interpretiert werden. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass das Cluster 3A stark negativ mit der Organik korreliert. In Cluster 3A sind vor allem der Kern CS-S4 bis zu einer Tiefe von 15 cm, sowie die oberen 5 cm von CS-S3 und die oberen 10 cm von CS-S2 zu finden. Cluster 3B besteht nur aus den unteren beiden Schichten von CS-S2. 3B korreliert sehr stark mit dem anorganischen Kohlenstoff. Cluster 3C ist wiederum sehr heterogen, sowohl in der Tiefenverteilung, als auch in der Zuordnung verschiedener Kerne und korreliert stark positiv mit Ca.

Zusammenfassend kann die Zonierung des Sees nicht allgemein von der Clusteranalyse bestätigt werden. Die Ähnlichkeiten sind teilweise sehr konkret, aber sind schwer zu interpretieren in Bezug auf eine räumliche Abgrenzung aufgrund von Chemismus der Bohrungen. Zu sagen ist jedoch, dass durch die Zuflüsse im Süd-Westen anscheinend ein relevanter Input von Ca generiert wird.

Die dritte eingangs gestellte Frage war, wie und in welchem Maße gibt es Rücklösungsprozesse von Phosphor aus den Sedimenten. Diese Frage wurde mittels Phosphorfractionierungen nach PSENNER ET.AL. 1984 untersucht. (A5.2.2) Dabei war CS-S41, repräsentativ für das nördliche tiefe Becken, sehr auffällig. Die Fraktionierung des Ps in Probe CS-S41 unterscheidet sich von den anderen drei Proben, stellvertretend für jeweils einen Seebereich (A 3.2.3), vor allem über die nur hier nachweisbare Konzentration der BD-Fraktion, aber auch über die größere Konzentration von SRP gegenüber NRP in der NaOH-Fraktion. Die BD-löslichen Phosphate sind vor allem an Fe-Hydroxide und Mn-Oxide gebunden und werden unter reduzierenden Bedingungen frei. Damit kann von einer Rücklösung von P im Bereich des tiefen Nordbeckens des CS unter sauerstofffreien Verhältnissen ausgegangen werden. Diese Erkenntnis ist sowohl für die Beurteilung der Eignung von Restaurierungsmaßnahmen wichtig, als auch um aufzuzeigen, dass P im Caputher See flächendeckend in der NaOH-löslichen Fraktion vorliegt, es jedoch im tiefen Nordbecken noch eine weitere Fraktion, die BD-Fraktion gibt. Die absolute Einordnung der Höhe der Rücklösung und was diese für den See bedeutet ist kaum möglich, kann aber in ein „normal“ für weite Teile des Sees (CS-S1, CS-S2, CS-S3) und „ungewöhnlich hoch“ (CS-S4) für den CS eingeteilt werden

Wichtig zu wissen ist, dass aufgrund der Beckengestalt des Sees und seines Nährstoffreichtums ein gewisses Maß an P-Rücklösung immer passieren wird. Die Untersuchungen zielten deshalb auf Erkenntnisse für einen Managementplan ab.

A 6.2 Gewässerzustand des Caputher Sees und Einordnung der Sedimentuntersuchungen Sommer 2020 in die Forschungsreihe

Welche Forschungsergebnisse zur Gewässergüte des CS liegen vor und wie ist die Gewässergüte dahingehend zu bewerten? Es gibt viele Untersuchungsergebnisse über die letzten Jahre, die methodisch fast immer auf die Untersuchung von Wasserproben zurückgreifen. Eine Vielzahl der Wasserproben wurden ausschließlich aus der Wassersäule unmittelbar an der tiefsten Stelle entnommen. (A 4.3.1) Der Bereich um die tiefste Stelle des Sees bildet dabei aber kaum die Verhältnisse im Rest des Sees ab, der sich morphometrisch deutlich unterscheidet.

Der CS ist ein eutrophierter See mit geringen Sichttiefen und einer Dominanz von fädigen Blaualgen. Der See weist ein gestörtes Nahrungsgefüge auf. In der Sommerstagnation bildet sich im nördlichen Teil des Sees eine stabile Schichtung mit sauerstofffreiem Hypolimnion. Es sind kaum submerse Makrophyten vorhanden. (A 3) Der See wird nach dieser Untersuchung wiederholt als sanierungsbedürftig eingestuft!

Wie sind die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen in die Forschungsreihe einzuordnen?

Die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen sollten u-A. die offene Frage beantworten, ob eine P-Rücklösung aus den Sedimenten stattfindet. Dieser Umstand wurde vielfach vermutet und kann mit dieser Arbeit im tiefen Nordbecken während der Sommerstagnation bestätigt werden. Die Einordnung der Arbeitsergebnisse dieser Masterarbeit in die Forschungsreihe erfolgte über die Analyse der Defizite. Der CS hat nach Literaturrecherche und den eigenen Untersuchungen fünf große ursächliche Defizite, die teils die gleichen Probleme begünstigen. Die Ergebnisse der Untersuchungen 2020 bestätigen, soweit methodisch und inhaltlich möglich, nicht überraschend die vorhergehenden Untersuchungen der Forschungsreihe.

B 6.3 Maßnahmen der Seentherapie

Welche Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte gibt es?

Diese Frage wurde sehr ausführlich in den Kapiteln B 4.3 und B 4.4 beantwortet, unterfüttert mit diversen Beispielen. Wichtig zu wiederholen ist, dass im CS die Sanierung des EZGs bereits durch Beendigung der Einleitung von ungeklärten Abwässern abgeschlossen wurde. Die Nutzung im EZG ist hauptsächlich Forst, was für den See als unproblematisch einzustufen ist. Deshalb soll der **Fokus vor allem auf seeinterne Restaurierungsmaßnahmen** gelegt werden. Hierbei wurde vor allem die DWA (2006) als Leitfaden verwendet. Welche konkreten Maßnahmen sinnvoll sind und warum, wird im Folgenden zusammengefasst.

Wo liegen die Defizite im CS und wie kann diesen entgegengewirkt werden?

Für diese Frage wurden fünf Faktoren benannt, die gemeinsam die gleichen Probleme im See begünstigen: die Morphometrie, das gestörte Nahrungsnetz, der holozäne Gewässerboden aus Feinsediment, hohe Konzentration von Nährstoffen im Freiwasser gesteigert durch Rücklösung von P während der Sommerstagnation im Nordbecken und die Entnahme von Oberflächenwasser. Damit gehen drei Hauptprobleme einher: Sauerstoffzehrung verstärkt durch die hohen Nährstoffkonzentrationen (Sauerstoffdefizit), geringe Sichttiefen und das gestörte Nahrungsnetz. Diese Probleme verursachen sowohl ökologische als auch ästhetische Einschränkungen die Nutzung als Badesee betreffend und die Ursachen sollten, soweit möglich bekämpft werden! Konkrete Vorschläge wurden in Kapitel A 5.3 genannt und beinhalten Maßnahmen der Seentherapie und Managementvorschläge, die bereits in einer Sitzung mit dem CS e.V. im September 2021 vorgeschlagen und für sinnvoll und praktikabel befunden wurden. Diese Maßnahmen sollen hier noch einmal aufgezählt werden um die Frage zu beantworten **welche konkreten Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte des CSs empfohlen werden können**. Für die Auswahl von Therapiemaßnahmen für den CS war es sinnvoll sich auf die Defizitanalyse und die Schlussfolgerungen der individuellen Untersuchungen des CS über die letzten Jahre zu berufen, da sich eine Auswahl nach einem standartmäßigen Fragekatalog als nicht zielführend herausstellte. Dies überraschte jedoch nicht, da der CS eine sehr spezielle Morphometrie aufweist und deshalb nicht gut durch eine Art der Beckenform, wie in den Standartwerken vorausgesetzt, beschrieben werden kann.

Schon 1999 wurde von MIETZ ET. AL. die **Tiefenwasserableitung** aufgrund der besonderen Morphologie des CS gezielt aus dem tiefen Nordbecken empfohlen. Mit den Sedimentuntersuchungen vom Sommer 2020 konnte nachgewiesen werden, dass eine P-Rücklösung im Nordbecken des Sees stattfindet. Daher ist eine Tiefenwasserentnahme an dieser Stelle auch aktuell als sinnvoll während der Sommerstagnation anzusehen. Eine technische Möglichkeit wäre die unmittelbar am Nordbecken bestehende Brauchwasserpumpe so zu modifizieren, das sie nicht mehr das sauerstoffreiche Oberflächenwasser während des Sommers entnimmt, sondern über eine Verlängerung eines Rohrs mit Rückschlagventil bis an die tiefste Stelle stattdessen Tiefenwasser entnommen wird. Der Vorschlag wurde in einem Treffen mit dem Caputher See Verein im September 2021 vorgeschlagen und als ökologisch und finanziell sinnvoll befunden.

Durch WÖBBECKE ET.AL. (2016 und 2019) wird eine **Bestandsreduktion der Karpfen** empfohlen, welche in den letzten Jahren schon durch sukzessive Abfischung umgesetzt wurde. Diese Maßnahme sollte unbedingt weitergeführt werden! Des Weiteren sollte versucht werden, durch punktuelle **Auszäunung von Fischen** die Etablierung von **submersen Makrophyten** zu fördern. (WÖBBECKE ET.AL. 2019)

Abschließend wird auch an dieser Stelle betont, wie wichtig es ist, die **Entnahme von Oberflächenwasser gänzlich zu unterbinden!**

7 Fazit und Ausblick

Im Auftrag der Gemeinde Schwielowsee werden schon seit 1999 Forschungen rund um den See betrieben. Anlass war die sichtbare Verschlechterung der Wasserqualität. 1999 wurde eine erste umfassende Zustandsanalyse des CS von MIETZ ET.AL. vorgenommen und Maßnahmen zur Sanierung vorgeschlagen. Als mögliche Ursachen für die Verschlechterung der Wasserqualität wurden die Versickerung ungeklärter Abwässer auf der Ostseite des Sees und der massive Besatz mit Mamor- und Silberkarpfen zur Entkrautung und Verbesserung der fischereilichen Nutzung des Sees genannt. (MIETZ ET.AL. 1999) Auswirkungen sind Sauerstoffschwund während der Sommerstagnation, das weitgehende Fehlen von submersen Makrophyten, sowie das Vorkommen von giftigem Schwefelwasserstoff und lebensfeindlichen Bedingungen im Hypolimnion. (MIETZ ET.AL. 1999) Die von MIETZ vorgeschlagenen Maßnahmen zur Verbesserung des trophischen Zustands wurden nicht umgesetzt.

2010 wurde der Caputher See e.V. gegründet, der sich aktiv einerseits für die Verhinderung einer Privatisierung des CSs einsetzt, andererseits die Wasserqualitätsverbesserung des Sees verfolgt. Das erste Ziel wurde 2014 mit der Übertragung des CSs an die Gemeinde Schwielowsee erreicht. Somit bleibt der See langfristig in öffentlicher Hand und kann weiterhin von der Öffentlichkeit genutzt werden. Das zweite Ziel soll unter anderem über eine Abfischung der Silber- und Mamorkarpfen in Kooperation mit dem Fischerhof Seddin erreicht werden. Seit 2014 sind über 1000 Karpfen aus dem See entfernt worden. (CAPUTHER SEE E.V. 2020)

Durch die Untersuchungen der Sedimente konnten offene Fragen zur Rücklösung von P aus den Sedimenten und den Sedimenten allgemein beantwortet werden und somit eine bessere Datengrundlage für weiterführende Management- und Restaurierungsmaßnahmen geschaffen werden. Damit wurde die u.A. von WÖBBECKE ET.AL. 2014 UND 2016 aufgestellte Hypothese bestätigt, welche erhöhte Phosphorkonzentrationen im Hypolimnion nicht allein auf Abbauprozesse sedimentierter Algen, sondern auch auf interne Rücklösungsprozesse zurückführt. Aus den durchschnittlich 260 cm mächtigen holozänen Mudden löst sich während der Sommerstagnation unter sauerstofffreien Bedingungen Phosphor und reichert sich im Hypolimnion an und befeuert das Problem der Sauerstoffzehrung im gesamten Wasserkörper und das anschließende Sauerstoffdefizit zur Herbstzirkulation, verstärkt durch eine kontinuierliche Oberflächenwasserentnahme im Sommer. Durch den zusätzlichen Phosphor wird auch die Produktivität im See gesteigert, was die Eutrophierung steigert.

Die Sichttiefen im CS sind seit Jahren sehr gering, einerseits durch eine Dominanz fädiger Blaualgen, andererseits durch einen sehr schluffigen Untergrund, der durch die Badenutzung oder auch durch die in und am See lebende Fauna leicht aufgewirbelt werden kann. Die Hypothese der Beeinflussung der Sichttiefe stützt sich auch auf die Vorkommen der vereinzelt submersen Makrophyten, die ausschließlich auf relativ sandigen Standorten vorkommen und dort gefördert werden sollten.

Wiederholt kann eine gezielte Tiefenwasserableitung aus dem Nordbecken empfohlen werden, um P-reiches Wasser aus dem See während der Sommerstagnation zu entfernen. Weiterhin sollte die Abfischung vor Allem der Mamor- und Silberkarpfen fortgeführt werden, da diese das Nahrungsnetz nachhaltig stören. An den relativ sandigen Standorten im Süd-Osten des Sees wird eine Einzäunung der submersen Makrophyten empfohlen um den Bestand zu fördern. Wichtig ist außerdem, dass die Entnahme von sauerstoffreichem Oberflächenwasser komplett untersagt wird um das Sauerstoffdefizit im Sommer nicht zu verschärfen.

Zusätzlich sollte die gute Kommunikation der Motivationen und der Maßnahmen im CS durch die Gemeinde und den Caputher See e.V. in dem Maße aufrechterhalten werden. Der CS gehört zu Caputh und ist ein wichtiger Ort für die Identität des Dorfes. Mit Aufklärung kann Akzeptanz für Maßnahmen geschaffen werden! Die Maßnahmen stimmen positiv auf eine baldige Verbesserung für die Ökologie und die Attraktivität des Sees als Naherholungsort. Diese Abschlussarbeit kann hoffentlich einen Teil dazu beitragen.

Literaturverzeichnis

- Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Mit 103 Tabellen und 31 Listen. Unter Mitarbeit von Herbert Sponagel. 5., verbesserte und erweiterte Auflage. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller).
- Amelung, Wulf; Blume, Hans-Peter; Fleige, Heiner; Horn, Rainer; Kandeler, Ellen; Kögel-Knabner, Ingrid et al. (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Unter Mitarbeit von Thomas Gaiser, Jürgen Gauer, Nina Stoppe, Sören Thiele-Bruhn und Gerhard Welp. 17., überarbeitete und ergänzte Auflage. Berlin: Springer Spektrum. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-662-55871-3>.
- Andres, Peter; Fechter, Leonhard; Güßbacher, Detlef; Heerwagen, Uwe; Hoffmann, Jürgen; Koch, Manfred et al. (1997): Seesanieung. wasserrechtliche/technische Verfahren und Kosten. Diskussionspapier. Unter Mitarbeit von in Zusammenarbeit mit der FH Lausitz, Cottbus (Vertrieb) Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Gewässerschutz. Cottbus, 07.1997.
- Arp, Wolfgang; Wöbbecke, Kerstin; Maier, Gerhard; Michels, U.; Koppelmeyer, Bernd (2016): Monitoring von Plankton und Limnochemie gemäß EU-WRRRL in 13 Seen in Brandenburg. (Auszug). Berlin.
- Benndorf, Jürgen; Böing, Wiebke; Koop, Jochen; Neubauer, Ivonne (2002): Top-down control of phytoplankton. The role of time scale, lake depth and trophic state. In: *Freshwater Biology* 47 (12), S. 2282–2295. Online verfügbar unter <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2427.2002.00989.x>, zuletzt geprüft am 08.01.2021.
- Berger, Katharina (08.01.2020): Biologisches und limnochemisches Monitoring zur Indikation des ökologischen Zustandes gemäß EU- Wasserrahmenrichtlinie in 34 Seen im Land Brandenburg im Jahr 2018 (Los 3). Endbericht (Auszug Caputher See). Vergabenummer: VB-18-012-01/MB100222669. Kittlitz.
- Besch, Wulf-Karl (1992): Limnologie für die Praxis. Grundlagen des Gewässerschutzes. 3., durchges. Aufl. Landsberg/Lech: ecomed (Angewandter Umweltschutz).
- Caputher See e. V. (2020): Caputher See e. V. | Caputher See in "Seenot". Unter Mitarbeit von Frank Plücken und Jürgen Scheidereiter. Online verfügbar unter <http://caputhersee.de/content/>, zuletzt aktualisiert am 24.11.2020, zuletzt geprüft am 08.01.2021.
- climate-data.org (2021): Klima Caputh. Online verfügbar unter <https://de.climate-data.org/europa/deutschland/brandenburg/caputh-710600/#climate-graph>, zuletzt geprüft am 26.03.2021.
- Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) (Hg.) (2020): Reduzierung diffuser Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer. Beispielhafte Projekte und Schwerpunkte. Online verfügbar unter https://www.dbu.de/123artikel27277_2430.html, zuletzt aktualisiert am 03.12.2020, zuletzt geprüft am 03.12.2020.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) (2005): Wirkung, Bemessung und Betrieb von Vorsperren zur Verminderung von Stoffeinträgen in Talsperren. August 2005. Hennef: DWA (DWA-Regelwerk, M 605).
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) (2006): Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie. Dezember 2006. Hennef: DWA (DWA-Regelwerk, M 606).
- Europäisches Parlament; Europäischer Rat (22.12.2000): Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Richtlinie 2000/60/EG.

Fundstelle: https://www.bafg.de/DE/02_Aufgaben/05_International/flussgeb_komm/wrrl.pdf?__blob=publicationFile.

Gonsieorczyk, Thomas (2002): Wechselwirkungen zwischen der Sediment- und Gewässerbeschaffenheit in geschichteten Seen unterschiedlicher Trophie. Vergleichende Sedimentuntersuchungen zum C-, N- und P-Umsatz. Dissertation. Unter Mitarbeit von B. Nixdorf, A. Gnauck, R. Koschel, Wehrli und B. Stechlin-Neuglobsow.

Greiner, Regine (2016): Schwielowsee entscheidet über Pachtvertrag. In: *Märkische Allgemeine* 2016, 24.05.2016. Online verfügbar unter <https://www.maz-online.de/Lokales/Potsdam-Mittelmark/Schwielowsee-entscheidet-ueber-Pachtvertrag>, zuletzt geprüft am 24.03.2021.

Grohnke, Ch. (2015): Hydrogeologische Karte des Landes Brandenburg 1:50000. Karte des weitgehend bedeckten Grundwasserleiterkomplexes GWLK2 (HYK50-2). Blatt L3742 Werder (Havel). Kleinmachnow: Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg. Online verfügbar unter http://www.geo.brandenburg.de/ows/hyk50.cgi_link/HYK50-2_L3742.pdf, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Grohnke, Ch. (2015): Hydrogeologische Karte des Landes Brandenburg 1:50000. Karte der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung (HYK 50-3). Blatt L3742 Werder (Havel). Kleinmachnow: Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg. Online verfügbar unter http://www.geo.brandenburg.de/ows/hyk50.cgi_link/HYK50-3_L3742.pdf, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Grohnke, Ch. (2015): Hydrogeologische Karte des Landes Brandenburg 1:50000. Karte der oberflächennahen Hydrogeologie (HYK50-1). Blatt L3742 Werder (Havel). Kleinmachnow: Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg. Online verfügbar unter http://www.geo.brandenburg.de/ows/hyk50.cgi_link/HYK50-1_L3742.pdf, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

H. Caspers (1984): OECD: Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. — 154 pp. Paris: Organisation for Economic Co-Operation and Development 1982. (Publié en français sous le titre »Eutrophication des Eaux. Méthodes de Surveillance, d'Evaluation et de Lutte«). In: *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 69 (2), S. 200. DOI: 10.1002/iroh.19840690206.

Hermsdorf, A. (2011): Hydrogeochemisch-genetische Bewertung des Caputher Sees.

Hermsdorf, A. (2015): Hydrogeologische Karte des Landes Brandenburg 1:50000. Karte der oberflächennahen Hydrogeologie (HYK50-1). Blatt L3744 Potsdam. Kleinmachnow: Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg. Online verfügbar unter http://www.geo.brandenburg.de/ows/hyk50.cgi_link/HYK50-1_L3744.pdf, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Hermsdorf, A. (2015): Hydrogeologische Karte des Landes Brandenburg 1:50000. Karte der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung (HYK 50-3). Blatt L3744 Potsdam. Kleinmachnow: Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg. Online verfügbar unter http://www.geo.brandenburg.de/ows/hyk50.cgi_link/HYK50-3_L3744.pdf, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Hermsdorf, A. (2015): Hydrogeologische Karte des Landes Brandenburg 1:50000. Karte des weitgehend bedeckten Grundwasserleiterkomplexes GWLK2 (HYK50-2). Blatt L3744 Potsdam. Kleinmachnow: Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg. Online verfügbar unter http://www.geo.brandenburg.de/ows/hyk50.cgi_link/HYK50-2_L3744.pdf, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Hoesch, Alexandra: Renaturierung von Flachseen durch gezielte Makrophytenbesiedlung. Renaturation of shallow lakes by planting of macrophytes. In: Rostocker Meeresbiologische Beiträge,

Bd. 15, S. 121–132. Online verfügbar unter <http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/literature/RMB/RMB-15/RMB-Band-15-Hoesch-121-132.pdf>, zuletzt geprüft am 11.11.2020.

Hupfer, Michael; Gohr, Friedemann, Krause, Dieter; Mathes, Jürgen; Spieker, Jürgen; Wanner, Susanne; Lewandowski, Jörg: Vorbereitung und Auswahl von Maßnahmen zur Seentherapie. In: Korrespondenz Wasserwirtschaft, Bd. 12, S. 710–717. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/284731943_Vorbereitung_und_Auswahl_von_Massnahmen_zur_Seentherapie, zuletzt geprüft am 25.11.2020.

Hupfer, Michael; Nixdorf, B. (2011): Zustand und Entwicklung von Seen in Berlin und Brandenburg. Diskussionspapier 11. In: *Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften* (01).

Institut für Angewandte Gewässerökologie GmbH; Luftbild Brandenburg GmbH Planer + Ingenieure (2007): Hydrographische Vermessung. Caputher See (5574710): Land Brandenburg, Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz.

Jaeger, Dieter (Hg.) (1995): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. Erweiterte Fassungen von Vorträgen des Workshops "Seesanieung und -restaurierung", veranstaltet vom 07. - 10.03.1994 in Hamburg von der Arbeitsgruppe "Chemische Limnologie" innerhalb der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL)] ; 40 Tabellen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie; Workshop "Seesanieung und -restaurierung". Stuttgart: G. Fischer (Limnologie aktuell, 8).

Jakuschko, O. F. (Hg.) (1988): Die Seen Weißrusslands (russ.). Minsk: Uradjai.

Janetz, Silvio: Hydrogeologisches Kartenwerk HYK-50. Erläuterungen. Online verfügbar unter http://www.geo.brandenburg.de/ows/htdocs/Hydrogeologisches_Kartenwerk.pdf, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Jörg Kunze (2013): Aktuelle Wasserbeschaffenheit des Caputher Sees. Hg. v. Caputher See e.V. Caputh.

Kabus, Timm-Alexander (2019): Weichwasserseen im brandenburgischen Jungmoränenland. Hydrochemie und Makrophytenbesiedlung. Berlin: epubli.

Klapper, Helmut (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz. Wassergütebewirtschaftung ; Schutz und Sanierung von Binnengewässern ; mit 49 Tabellen. Jena, Stuttgart: Fischer (Umweltforschung).

Köhn, Heinke (2001): Chemische Untersuchungen ausgewählter Seensedimente in Schleswig-Holstein. Flintbek: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Online verfügbar unter https://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/wafis/seen/chemie_sedimente.pdf, zuletzt geprüft am 26.11.2020.

Land Brandenburg: Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Brandenburg Teil II, GVBl Teil II. In: Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Brandenburg (GVBl).

Landestalsperrenverwaltung Sachsen (2020): Talsperre Saidenbach. Hg. v. Landestalsperrenverwaltung Sachsen. Pirna. Online verfügbar unter https://www.wasserwirtschaft.sachsen.de/TS_Saidenbach.html, zuletzt geprüft am 16.02.2022.

Landestalsperrenverwaltung Sachsen (2022): Die Talsperre Saiedenbach. Landestalsperrenverwaltung Sachsen. Pirna. Online verfügbar unter LTV_2020_flyer_TS_Saidenbach_web.pdf, zuletzt aktualisiert am 02.2020.

Landesumweltamt Brandenburg (LUA) (Hg.) (1996): Die Seen im Brandenburgischen Jungmoränenland. Teil 1. Unter Mitarbeit von Wolfgang Arp, Ingrid Gabrysch, Heiko Henker, Detlef Knuth, Kathrin Kulze, Jens Meisel et al. Gewässerkataster und angewandte Gewässerökologie e.V./ Institut für angewandte Gewässerökologie in Brandenburg gemeinnützige GmbH. 2 Bände. Potsdam (Die Seen im Brandenburgischen Jungmoränenland, 1).

Landesumweltamt Brandenburg (LUA) (Hg.) (1998): Die sensiblen Fließgewässer und das Fließgewässerschutzsystem im Land Brandenburg. Studie. 16 Bände. Potsdam (Studien und Tagungsberichte, 15).

LAWA (1999): "Gewässerbewertung - stehende Gewässer". Vorläufige Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen. 1. Aufl. Schwerin: Kulturbuch-Verl. (Empfehlungen Oberirdische Gewässer).

LGBR (2020): Digitales Geländemodell (geschummert). DGM: Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg. Online verfügbar unter <http://www.geo.brandenburg.de/hyk50>, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

LGBR (2020): Geologische Karte 1:25 000. GK 25: Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg. Online verfügbar unter <http://www.geo.brandenburg.de/lbgr/bergbau>, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

LGBR (2020): Geologische Übersichtskarte 1:100 000. GK 100: Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg. Online verfügbar unter <http://www.geo.brandenburg.de/lbgr/bergbau>, zuletzt geprüft am 08.11.2020.

Marie-Louise Meijer; Ingeborg de Boois; Marten Scheffer; Rob Portielje; Harry Hoeser (1999): Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. In: *Hydrobiologia* 408 (0), S. 13–30. DOI: 10.1023/A:1017045518813.

Mathes, Jürgen (2007): Erfahrungen mit Seetherapien in Mecklenburg-Vorpommern. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg Vorpommern. Lübeck, 06.12.2007.

Mehner, Thomas; Arlinghaus, R.; Berg, S.; Dörner, H.; Jacobsen, L.; Kasprzak, P. et al. (2004): How to link biomanipulation and sustainable fisheries management. A step-by-step guideline for lakes of the European temperature zone. In: *Fisheries Management and Ecology* (11), S. 261–275.

Mietz, O. (1991): Allgemeine limnologische Charakteristik von 12 Potsdamer Landseen unter der besonderen Berücksichtigung des Einflusses von topographischen und morphometrischen Parametern auf den Chlorophyll-Gehalt. Dissertation A,

Mietz, O.; St. Krause (18.10.1999): Caputher See - Zustand und Ansätze der Restaurierung. Gutachten/Textteil. Seddiner See.

Norton, Stephen A.; Coolidge, Kyle; Amirbahman, Aria; Bouchard, Roy; Kopáček, Jirí; Reinhardt, Raquel (2008): Speciation of Al, Fe, and P in recent sediment from three lakes in Maine, USA. In: *The Science of the total environment* 404 (2-3), S. 276–283. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.03.016.

Psenner, Roland (1984): Phosphorus release patterns from sediments of a meromictic mesotrophic lake (Piburger See, Austria). Hg. v. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie. Stuttgart (22). Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/303102128_Fractionation_of_phosphorus_in_suspended_matter_and_sediment, zuletzt geprüft am 03.12.2020.

Psenner, Roland; Pucsko, R.; Sager, Manfred: Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. In: Arch. Hydrobiol. Suppl., Bd. 70, S. 111–155. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/302366185_Die_Fraktionierung_organischer_und_anorganischer_Phosphorverbindungen_von_Sedimenten_-_Versuch_einer_Definition_ökologisch_wichtiger_Fraktionen, zuletzt geprüft am 26.10.2020.

Richter, Rico (09.2015): Diplomarbeit: Entwicklung des trophischen Zustands des Caputher Sees. Potsdam.

- Riedmüller, U.; Mischke, U.; Pottgiesser, T.; Böhmer, J.; Deneke, R.; Ritterbusch, D. et al.: Typ 10. Geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet. In: Steckbriefe der deutschen Seentypen. Begleittext und Steckbriefe.
- Riedmüller, U.; Mischke, U.; Pottgiesser, T.; Böhmer, J.; Deneke, R.; Ritterbusch, D. et al. (Hg.) (2013): Steckbriefe der deutschen Seentypen. Begleittext und Steckbriefe. Freiburg.
- Sandrock, S.; Scharf, E.-M. (2013): Teilentschlammung als wichtige Maßnahme zur Restaurierung von Flachseen. Chancen und Probleme, der Ivenacker See ein Fallbeispiel aus Mecklenburg Vorpommern. bioplan - Institut für angewandte Biologie und Landschaftsplanung. Ostseebad Nienhagen, 2013.
- Schönborn, Wilfried (2003): Lehrbuch der Limnologie. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verl. (Nägele u. Obermiller).
- Schwoerbel, Jürgen; Brendelberger, Heinz (2010): Einführung in die Limnologie. 9. Aufl.=1. Aufl. 2005 im Verl. Elsevier, unveränd. Nachdr. Heidelberg: Elsevier Spektrum Akad. Verl.
- Selig, Uwe; Schlungbaum, Günter: Vergleichende Untersuchungen zwischen einem dimiktischen und einem polymiktischen See in MV. gelöste und partikuläre Nährstoffe im Pelagial. In: Rostocker Meeresbiologische Beiträge, Bd. 9, S. 47–59. Online verfügbar unter <http://www.biologie.uni-rostock.de/oekologie/literature/RMB/Heft%2009/RMB-09-Selig-Schlungbaum-47-60.pdf>, zuletzt geprüft am 07.11.2020.
- Ventz, Dieter (1974): Die Einflussnahme von Umgebungsfaktoren und morphometrischen Faktoren auf den Stoffhaushalt von Seen. Dissertation A. Dresden.
- Wetterkontor (2021): Wetterrückblick Potsdam. Online verfügbar unter <https://www.wetterkontor.de/de/wetter/deutschland/rueckblick.asp?id=187>, zuletzt geprüft am 26.03.2021.
- White, William M. (2020): Geochemistry. Second edition.
- Wöbbecke, Kerstin; Arp, Wolfgang; Maier, Gerhard (12.2017): Limnologische Untersuchungen des Caputher Sees 2017. Untersuchungen des Phyto- und Zooplanktons sowie wichtiger limnochemischer Gewässerparameter vom August, September und Oktober 2017. Berlin.
- Wöbbecke, Kerstin; Arp, Wolfgang; Maier, Gerhard (11.2019): Limnologische Untersuchungen des Caputher Sees 2019. Untersuchung wichtiger trophischer Gewässerparameter, vor-Ort-Parameter, des Phyto- und Zooplanktons sowie submerser Makrophyten.
- Wöbbecke, Kerstin; Koppelmeyer, Bernd (2016): Geplante Vorgehensweise Caputher See. Online verfügbar unter <http://caputhersee.de/content/wp-content/uploads/2014/03/Geplante-Vorgehensweise-Caputher-See.docx>, zuletzt geprüft am 10.11.2020.
- Wöbbecke, Kerstin; Koppelmeyer, Bernd; Arp, Wolfgang; Maier, Gerhard (12.2016): Limnologische Untersuchungen des Caputher Sees 2016. Untersuchungen des Phyto- und Zooplanktons sowie wichtiger limnochemischer Gewässerparameter vom August, September und Oktober 2016. Berlin.

Erklärung der Selbstständigkeit

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit mit dem Titel

Caputher See - Gewässerzustand und Erarbeitung eines Restaurierungskonzeptes

selbstständig und ohne unerlaubte fremde Hilfe angefertigt, keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet und die den verwendeten Quellen und Hilfsmitteln wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Leipzig, den 09.06.2022



Anna Heller

Anhang

i. Anhang 1: Sondierungen

a. Anhang 1.1: Felsmessungen

Punkt	Gesamttiefe	Holozäne Sedimentmächtigkeit	Wassertiefe	X-Koord.	Y-Koord.	Ratio (Gesamttiefe /holozäne Sedimentmächtigkeit)
86	-510	-257	-253	12,9957746	52,3438737	1,64
87	-300	-43	-257	12,995054	52,343091	1,66
88	-1010	-457	-553	12,996009	52,342581	1,68
89	-1160	-350	-810	12,99809	52,341938	1,70
90	-470	-170	-300	12,998915	52,341552	1,72
91	-536	-196	-340	12,993934	52,342628	1,74
92	-540	-182	-358	12,993367	52,342114	1,76
93	-995	-220	-775	12,994722	52,341589	1,78
94	-805	-325	-480	12,995597	52,339964	1,80
95	-720	-280	-440	12,993612	52,340225	1,82
96	-565	-309	-256	12,994121	52,338152	1,83
97	-665	-360	-305	12,99376	52,337304	1,85
98	-580	-350	-230	12,991226	52,33491	1,87
99	-540	-305	-235	12,991438	52,33491	1,89
100	-340	-100	-240	12,993939	52,334762	1,91
101	-480	-180	-300	12,996817	52,335174	1,93
102	-570	-250	-320	12,998332	52,334924	1,95
103	-810	-380	-430	13,000433	52,336139	1,97
104	-865	-365	-500	12,998071	52,336226	1,99
105	-870	-390	-480	12,99683	52,338069	2,01
106	-875	-350	-525	12,99891	52,337761	2,03
107	-515	-130	-385	12,99734	52,339082	2,04
108	-445	-89	-356	12,99803	52,339081	2,06
109	-505	-245	-260	12,999352	52,33866	2,08
110	-400	-220	-180	12,999081	52,339595	2,10
111			-305	12,992311	52,335878	
112			-550	12,999779	52,336492	
113			-480	12,997277	52,338271	
114			-760	12,995301	52,341831	

b. Anhang 1.2: RScript Boxplots Sondierungen

```
par(mfrow = c(1,3))
```

```
boxplot(sondierungen$SO,
```

```
main = "Verteilung der Sondiertiefen",
```

```
ylab = "Sondiertiefe [cm]",
```

```

col="grey29",
cex.main = 1,
cex.lab = 1,
cex.axis = 1,
ylim = rev(range(40, 1200)),
xlim = range(0,2),
width = 1.5)
boxplot(sondierungen$WA,
main = "Verteilung der Wassertiefen",
ylab = "Wassertiefe [cm]",
col="darkblue",
cex.main = 1,
cex.lab = 1,
cex.axis = 1,
ylim = rev(range(40, 1200)),
xlim = range(0,2),
width = 1.5)
boxplot(sondierungen$Sedimentmaechtigkeit,
main = "Differenz",
ylab = "Sedimentmaechtigkeit [cm]",
col="chocolate4",
cex.main = 1,
cex.lab = 1,
cex.axis = 1,
ylim = rev(range(40, 1200)),
xlim = range(0,2),
width = 1.5)
median(sondierungen$`Sondierte (cm)`)
median(sondierungen$`Wassertiefe (cm)`)
median(sondierungen$`Differenz (cm) = Sedimentmaechtigkeit`)
quantile(sondierungen$`Sondierte (cm)`, 0.25)
quantile(sondierungen$`Sondierte (cm)`, 0.75)
quantile(sondierungen$`Wassertiefe (cm)`, 0.25)
quantile(sondierungen$`Wassertiefe (cm)`, 0.75)
quantile(sondierungen$`Differenz (cm) = Sedimentmaechtigkeit`, 0.25)

```

```
quantile(sondierungen$`Differenz (cm) = Sedimentmächtigkeit`, 0.75)
```

c. Anhang 1.3: RScript Regressionsmodell (Sondierungen), Darstellung

```
par(mfrow = c(1,2))  
plot(sondierungen$Sondiertiefe,  
     sondierungen$Sedimentmachtigkeit,  
     xlim = rev(range(-290, -1200)),  
     ylim = range(40,400),  
     type = "p",  
     pch = 19,  
     main = "Sedimentmächtigkeit/Sondiertiefe",  
     xlab = "Sondiertiefe [cm]",  
     ylab = "Sedimentmächtigkeit [cm]",  
     col="darkblue",  
     cex.main = 1,  
     cex.lab = 1,  
     cex.axis = 1)
```

#regressionsgerade

```
model <- lm(Sedimentmachtigkeit~Sondiertiefe, data = sondierungen)  
abline(model, col = "red")
```

#Überprüfen, ob das Modell einen Erklärungsbeitrag leistet,

#wenn p-value < 0,05, hier stimmt es -> weitermachen :)

```
summary(model)  
plot(sondierungenausreisser$y,  
     sondierungenausreisser$x,  
     type = "p",  
     xlim = rev(range(-290, -1200)),  
     ylim = range(40, 400),  
     pch = 19,  
     xlab = "Sondiertiefe [cm]",  
     main = "ohne Ausreißer",  
     ylab = "",  
     col="darkblue",  
     cex.main = 1,  
     cex.lab = 1,
```

cex.axis = 1)

#regressionsgerade

```
model2 <- lm(x~y, data = sondierungenausreisser)
```

```
abline(model2, col = "red")
```

```
summary(model2)
```

```
resid(model)
```

```
plot(density(resid(model)))
```

d. Anhang 1.4: Vergleich Regressionsmodell – empirische Daten

Punkt	Sondiertiefe [cm]	Sedimentmächtigkeit (empirisch) [cm]	Wassertiefe [cm]	Sedimentmächtigkeit (Modell) [cm]	Differenz Modell_Empirisch [cm]
86	-510	-257	-253	-212,873	44,127
87	-300	-43	-257	-138,323	-95,323
88	-1010	-457	-553	-390,373	66,627
89	-1160	-350	-810	-443,623	-93,623
90	-470	-170	-300	-198,673	-28,673
91	-536	-196	-340	-222,103	-26,103
92	-540	-182	-358	-223,523	-41,523
93	-995	-220	-775	-385,048	-165,048
94	-805	-325	-480	-317,598	7,402
95	-720	-280	-440	-287,423	-7,423
96	-565	-309	-256	-232,398	76,602
97	-665	-360	-305	-267,898	92,102
98	-580	-350	-230	-237,723	112,277
99	-540	-305	-235	-223,523	81,477
100	-340	-100	-240	-152,523	-52,523
101	-480	-180	-300	-202,223	-22,223
102	-570	-250	-320	-234,173	15,827
103	-810	-380	-430	-319,373	60,627
104	-865	-365	-500	-338,898	26,102
105	-870	-390	-480	-340,673	49,327
106	-875	-350	-525	-342,448	7,552
107	-515	-130	-385	-214,648	-84,648
108	-445	-89	-356	-189,798	-100,798
109	-505	-245	-260	-211,098	33,902
110	-400	-220	-180	-173,823	46,177

ii. Anhang 2: Feststoffanalyse

a. Anhang 2.1: Ergebnisse Feststoffanalyse

	Entnahmetiefe	TM	GV 550	GV 850	P	N	Ca	Fe	S
Proben ID	cm	%	%	%	mg/g TM	mg/g TM	mg/g TM	mg/g TM	mg/g TM
CS-S11	0-5	5,4	35,5	53,9	1,16	21,5	238	12,4	21,9
CS-S12	5-10	7,7	32,6	50,6	0,89	18,8	251	14,0	22,0
CS-S13	10-15	11,8	23,1	45,0	0,48	14,4	269	13,2	16,9
CS-S14	15-20	16,7	15,4	44,8	0,39	10,4	272	8,5	11,3
CS-S21	0-5	7,0	28,3	50,4	0,82	14,9	241	9,3	16,6
CS-S22	5-10	8,8	27,0	48,7	0,65	14,3	268	11,3	17,5
CS-S23	10-15	9,6	27,7	46,6	0,69	15,1	257	15,0	21,0
CS-S24	15-20	10,9	27,2	45,9	0,66	13,8	217	15,2	21,3
CS-S31	0-5	8,3	24,3	45,8	0,81	14,1	321	11,3	16,5
CS-S32	5-10	10,8	23,0	42,6	0,72	12,7	278	12,0	17,0
CS-S33	10-15	15,7	18,5	35,5	0,73	11,2	187	13,3	17,6
CS-S34	15-20	19,8	15,9	27,4	0,52	10,8	128	12,0	15,4
CS-S41	0-5	6,8	27,7	50,1	0,89	16,0	326	7,0	12,5
CS-S42	5-10	10,4	24,7	48,4	0,83	13,0	295	8,4	13,8
CS-S43	10-15	11,3	22,8	44,7	0,80	13,4	307	11,7	16,2
CS-S44	15-20	9,8	24,0	42,1	0,81	14,1	216	12,7	17,2

b. Anhang 2.2: RScript Darstellung Feststoffanalyse

```
par(mfrow = c(1,3))
```

#plot TM

```
plot(Sedimentfeststoff$TM1, Sedimentfeststoff$Tiefe, pch = 19, xlim = c(0,20), ylim =
rev(range(2.5,17.5)), type = "b", xlab = "Trockenmasse [% von Frischsubstanz]",main =
"Trockenmasse", ylab = "Tiefe [cm]", col="blue", cex.main = 1, cex.lab = 1, cex.axis = 1)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$TM1, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="blue")
```

```
points(Sedimentfeststoff$TM2, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen", pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$TM2, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen")
```

```
points(Sedimentfeststoff$TM3, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red", pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$TM3, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red")
```

```
points(Sedimentfeststoff$TM4, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold", pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$TM4, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold")
```

#Legende 1

```
legend("bottomleft",
```

```
  legend = c("CS-S1", "CS-S2", "CS-S3", "CS-S4"),
```

```
  col = c("blue", "darkgreen", "red", "gold"),
```

```
  pch = c(19,19,19,19),
```

```
  bty = "n",
```

```
  pt.cex = 1,
```

```
cex = 1,  
text.col = "black",  
horiz = F,  
inset = c(0, 0),  
y.intersp = 0.4,  
x.intersp = 0.3)
```

#plot GV550

```
plot(Sedimentfeststoff$GV5501, Sedimentfeststoff$Tiefe, pch = 19, ylim = rev(range(2.5,17.5)), type  
= "b", ylab = "", xlab = "Glühverlust 550°C [% Trockenmasse]",main = "Glühverlust 550°C", col="blue",  
cex.main = 1, cex.lab = 1, cex.axis = 1)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$GV5501, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="blue")
```

```
points(Sedimentfeststoff$GV5502, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen", pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$GV5502, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen")
```

```
points(Sedimentfeststoff$GV5503, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red", pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$GV5503, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red")
```

```
points(Sedimentfeststoff$GV5504, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold", pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$GV5504, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold")
```

#plot GV850

```
plot(Sedimentfeststoff$GV8501, Sedimentfeststoff$Tiefe, ylim = rev(range(2.5,17.5)), type = "b", xlab  
= "Glühverlust 850°C [% Glühverlust 550°C]", ylab = "",main = "Glühverlust 850°C", col="blue",  
cex.main = 1, cex.lab = 1, cex.axis = 1, xlim = c(27,54))
```

```
lines(Sedimentfeststoff$GV8501, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="blue")
```

```
points(Sedimentfeststoff$GV8502, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen")
```

```
lines(Sedimentfeststoff$GV8502, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen")
```

```
points(Sedimentfeststoff$GV8503, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red")
```

```
lines(Sedimentfeststoff$GV8503, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red")
```

```
points(Sedimentfeststoff$GV8504, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold")
```

```
lines(Sedimentfeststoff$GV8504, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold")
```

#plot P

```
plot(Sedimentfeststoff$P1, Sedimentfeststoff$Tiefe, pch = 19, ylim = rev(range(2.5,17.5)), xlim =  
range(0.35, 1.2), type = "b", xlab = "Phosphor ges. [mg/g Trockenmasse]",main = "Phosphor ges.",  
ylab = "Tiefe [cm]", col="blue", cex.main = 1, cex.lab = 1, cex.axis = 1)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$P1, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="blue")
```

```
points(Sedimentfeststoff$P2, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen", pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$P2, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen")
```

```

points(Sedimentfeststoff$P3, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red", pch = 19)
lines(Sedimentfeststoff$P3, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red")
points(Sedimentfeststoff$P4, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold", pch = 19)
lines(Sedimentfeststoff$P4, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold")

```

#Legende2

```

legend("topleft",
      legend = c("CS-S1", "CS-S2", "CS-S3", "CS-S4"),
      col = c("blue", "darkgreen", "red", "gold"),
      pch = c(19,19,19,19),
      bty = "n",
      pt.cex = 1,
      cex = 1,
      text.col = "black",
      horiz = F,
      inset = c(0, 0),
      y.intersp = 0.4,
      x.intersp = 0.3)

```

#plot Fe

```

plot(Sedimentfeststoff$Fe1, Sedimentfeststoff$Tiefe, pch = 19, ylim = rev(range(2.5,17.5)), type =
"b", xlab = "Eisen [mg/g Trockenmasse]", main = "Eisen", ylab = "", col="blue", xlim = c(7,16), cex.main
= 1, cex.lab = 1, cex.axis = 1)
lines(Sedimentfeststoff$Fe1, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="blue")
points(Sedimentfeststoff$Fe2, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen", pch = 19)
lines(Sedimentfeststoff$Fe2, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen")
points(Sedimentfeststoff$Fe3, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red", pch = 19)
lines(Sedimentfeststoff$Fe3, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red")
points(Sedimentfeststoff$Fe4, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold", pch = 19)
lines(Sedimentfeststoff$Fe4, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold")

```

#plot N

```

plot(Sedimentfeststoff$N1, Sedimentfeststoff$Tiefe, pch = 19, ylim = rev(range(2.5,17.5)), xlim =
range(10, 22), type = "b", xlab = "Stickstoff [mg/g Trockenmasse]", main = "Stickstoff", ylab = "",
col="blue", cex.main = 1, cex.lab = 1, cex.axis = 1)
lines(Sedimentfeststoff$N1, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="blue")
points(Sedimentfeststoff$N2, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen", pch = 19)
lines(Sedimentfeststoff$N2, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen")

```

```
points(Sedimentfeststoff$N3, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red", pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$N3, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red")
```

```
points(Sedimentfeststoff$N4, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold", pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$N4, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold")
```

#plot Ca

```
plot(Sedimentfeststoff$Ca1, Sedimentfeststoff$Tiefe, ylim = rev(range(2.5,17.5)), type = "b", xlab =  
"Calcium [mg/g Trockenmasse]", main = "Calcium", ylab = "Tiefe [cm]", col="blue", pch = 19, xlim =  
c(120,330), cex.main = 1, cex.lab = 1, cex.axis = 1)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$Ca1, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="blue", pch = 19)
```

```
points(Sedimentfeststoff$Ca2, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen", pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$Ca2, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen")
```

```
points(Sedimentfeststoff$Ca3, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red", pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$Ca3, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red")
```

```
points(Sedimentfeststoff$Ca4, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold", pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$Ca4, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold")
```

#Legende3

```
legend("topleft",
```

```
  legend = c("CS-S1", "CS-S2", "CS-S3", "CS-S4"),
```

```
  col = c("blue", "darkgreen", "red", "gold"),
```

```
  pch = c(19,19,19,19),
```

```
  bty = "n",
```

```
  pt.cex = 1,
```

```
  cex = 1,
```

```
  text.col = "black",
```

```
  horiz = F ,
```

```
  inset = c(0, 0),
```

```
  y.intersp = 0.4,
```

```
  x.intersp = 0.3)
```

#plot S

```
plot(Sedimentfeststoff$S1, Sedimentfeststoff$Tiefe, ylim = rev(range(2.5,17.5)), type = "b", xlab =  
"Schwefel [mg/g Trockenmasse]", main = "Schwefel", ylab = "", col="blue", xlim = c(11,22), cex.main =  
1, cex.lab = 1, cex.axis = 1, pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$S1, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="blue")
```

```
points(Sedimentfeststoff$S2, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen", pch = 19)
```

```
lines(Sedimentfeststoff$S2, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="darkgreen")
```

```

points(Sedimentfeststoff$S3, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red", pch = 19)
lines(Sedimentfeststoff$S3, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="red")
points(Sedimentfeststoff$S4, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold", pch = 19)
lines(Sedimentfeststoff$S4, Sedimentfeststoff$Tiefe, col="gold")

```

c. Anhang 2.3: Korrelationstabelle Sedimentfeststoff

	TM	GV 550	GV 850	P	N	Ca	Fe	S
TM	1	-0,907	-0,875	-0,758	-0,812	-0,554	0,066	-0,388
GV 550	-0,907	1	0,803	0,771	0,938	0,270	0,178	0,651
GV 850	-0,875	0,803	1	0,545	0,722	0,664	-0,204	0,232
P	-0,758	0,771	0,545	1	0,773	0,224	-0,051	0,399
N	-0,812	0,938	0,722	0,773	1	0,205	0,170	0,614
Ca	-0,554	0,270	0,664	0,224	0,205	1	-0,453	-0,293
Fe	0,066	0,178	-0,204	-0,051	0,170	-0,453	1	0,839
S	-0,388	0,651	0,232	0,399	0,614	-0,293	0,839	1

RScript

```

#erstellen subset Sedimentfeststoff R (Zusammenfassung der Daten gesamt)
subset_cor <- subset(Sedimentfeststoff_R, select = c("TM", "GV 550", "GV 850", "P", "N", "Ca", "Fe",
"S"))
# Erstellen Korrelationstabelle
Korrelationstabelle <- cor(subset_cor)
Korrelationstabelle # Tabelle darstellen
#Tabelle in Excel exportieren zum abspeichern
write.csv2(Korrelationstabelle, file="Korrelationstabelle_SF.csv")
#scatterplot erstellen
pairs(Korrelationstabelle)

```

d. Anhang 2.4: PCA und Clusteranalyse Sedimentfeststoffe

```

FSbind <- cbind(FS$TM, FS$`GV 550`, FS$`GV 850`, FS$P, FS$N, FS$Ca, FS$Fe, FS$S)
FSbind <- as.data.frame(FSbind)
colnames(FSbind) <- c("TM", "GV 550", "GV 850", "P", "N", "Ca",
"Fe", "S")
# Durchführung der PCA
FSbind[-1] <- lapply(FSbind[-1], as.character)# factor in character
FSbind[-1] <- lapply(FSbind[-1], as.numeric)
FSbind.pca <- prcomp(FSbind, center = TRUE, scale. = TRUE)
summary(FSbind.pca)

```

```

plot(FSbind.pca$x[,1], FSbind.pca$x[,2])
loading_scores<-FSbind.pca$rotation[,1]
library(psych)
fit2<-principal(FSbind, nfactors=3, rotate = "varimax")
# Berechnung der kumulierten Varianz nach Hauptkomponentenanzahl
FSbind.pca$sdev
pca.var2<-(FSbind.pca$sdev)^2 # sdev^2 --> Varianz
pca.var2/sum(pca.var2) # Gewinn der erklärten Varianz mit den einzelnen HKs
pca.cum.var2<-cumsum(pca.var2/sum(pca.var2)) # Kummulative erklärte Varianz mit HKs
a<-1:20
c<-cbind(a, pca.cum.var2)
b<-c(0,0)
pca.cum.var2<-rbind(b,c)
# Darstellung der kumulierten erklärten Varianz nach Hauptkomponentenanzahl
plot(pca.cum.var2[,2]~pca.cum.var2[,1], ylim=c(0,1), xlim = c(0,10), type="b",
xlab= "PC", ylab= "cumulative explained variance",
main= "Cumulative explained variance by PC count")
abline(h=0.8) # bei 3 HKs wird die 80%-Marke überschritten
abline(v=3, col="red")
# Darstellung PCA
library("factoextra")
biplot(FSbind.pca, expand =1, cex=0.6, xlim=c(-0.3,0.3))
fviz_pca_biplot(FSbind.pca, repel=TRUE,cex=0.6)
library(purrr)
# Clusteranalyse mit den ersten drei Hauptkomponenten
FSbind.pca_d <- dist(FSbind.pca$x[,1:3], method = "euclidean")
FSbind.pca_fit <- hclust(FSbind.pca_d, method="ward.D")
# Anzahl der Cluster herausfinden
# Clusterungen mit unterschiedlichen Clusteranzahlen erstellen
bhicl2 <- cutree(FSbind.pca_fit, k=2)
bhicl3 <- cutree(FSbind.pca_fit, k=3)
bhicl4 <- cutree(FSbind.pca_fit, k=4)
bhicl5 <- cutree(FSbind.pca_fit, k=5)
bhicl6 <- cutree(FSbind.pca_fit, k=6)
bhicl7 <- cutree(FSbind.pca_fit, k=7)

```

```

bhiclu8 <- cutree(FSbind.pca_fit, k=8)
bhiclu9 <- cutree(FSbind.pca_fit, k=9)
bhiclu10 <- cutree(FSbind.pca_fit, k=10)
library(cIValid)
# Dunn-Index
bb<-c(dunn(FSbind.pca_d,bhiclu2, method = "euclidean" ),
dunn(FSbind.pca_d,bhiclu3, method = "euclidean" ),
dunn(FSbind.pca_d,bhiclu4, method = "euclidean" ),
dunn(FSbind.pca_d,bhiclu5, method = "euclidean" ),
dunn(FSbind.pca_d,bhiclu6, method = "euclidean" ),
dunn(FSbind.pca_d,bhiclu7, method = "euclidean" ),
dunn(FSbind.pca_d,bhiclu8, method = "euclidean" ),
dunn(FSbind.pca_d,bhiclu9, method = "euclidean" ),
dunn(FSbind.pca_d,bhiclu10, method = "euclidean" ))
# Silhouetten-Index
cc<- c(mean(silhouette(bhiclu2, FSbind.pca_d)[,3]), mean(silhouette(bhiclu3, FSbind.pca_d)[,3]),
mean(silhouette(bhiclu4, FSbind.pca_d)[,3]),mean(silhouette(bhiclu5, FSbind.pca_d)[,3]),
      mean(silhouette(bhiclu6, FSbind.pca_d)[,3]), mean(silhouette(bhiclu7, FSbind.pca_d)[,3]),
      mean(silhouette(bhiclu8, FSbind.pca_d)[,3]), mean(silhouette(bhiclu9, FSbind.pca_d)[,3]),
      mean(silhouette(bhiclu10, FSbind.pca_d)[,3]))
# Extract the results for variables
var <- get_pca_var(FSbind.pca)# Contributions of variables to PC1
par(mfrow= c(1,2))
fviz_contrib(FSbind.pca, choice = "var", axes = 1, top = 10)
fviz_contrib(FSbind.pca, choice = "var", axes = 2, top = 10)
fviz_pca_var(FSbind.pca, col.var="contrib", gradient.cols = c("#00AFBB", "#E7B800", "#FC4E07"),
repel = TRUE # Avoid text overlapping) + theme_minimal() + ggtitle("Variables - PCA")
library(NbClust)
res.nbclust <- NbClust(FSbind.pca$x[,1:3], distance = "euclidean",
                      min.nc = 2, max.nc = 9,
                      method = "complete", index ="all")
pca2<-as.data.frame(FSbind.pca)
factoextra::fviz_nbclust(res.nbclust) +
theme_minimal() + ggtitle("Optimale Anzahl der Cluster")

```

```

fviz_nbclust(FSbind.pca$x,hcut, method = "silhouette", k.max = 24) +
theme_minimal() + ggtitle("Silhouette Index")+geom_vline(xintercept=6, linetype="dashed", color =
"blue")
a<- c(2:10)
dunn_sil_xrf_PCA2<-cbind(a,bb,cc)
colnames(dunn_sil_xrf_PCA2)<- c("Cluster","Dunn","Silhouette")
# Darstellung Dunn- und Slihouette-Index
plot(Dunn~Cluster, dunn_sil_xrf_PCA2, ylim=c(0,1), type="b", col="red", xlab="", ylab="")
par(new=T)
plot(Silhouette~Cluster, dunn_sil_xrf_PCA2, ylim=c(0,1), type="b",
xlab="cluster count", ylab="Silhouette-Index",
main="Silhouette-Index")
#sub="derived from hierarchical cluster analysis with preceding PCA")
abline(v = 3, col = "red", lty= 2)
# Die Ergebnisse beider Indizes widersprechen einander
# Jaccard-Index (bei 3 Clustern)
library(fpc)
FSbind.pca_jaccard<-clusterboot(FSbind.pca_d,
                                B = 1000, distances = T, bootmethod = "boot",
                                clustermethod =disthclustCBI, method= "ward.D", k=3)
plot(FSbind.pca_jaccard$bootmean, ylim=c(0,1), xlim=c(0.0,8),
ylab="Jaccard-Index", xlab="cluster count", main= "Jaccard-Index")
abline(0.75,0) # oberhalb eines Jaccard-Wertes von 0,75 gelten die Cluster als robust
abline(0.6,0, col="red")
text(5.95,0.66, "existing pattern", col ="black", cex = 1)
text(6.6,0.81, "robust", col ="black", cex = 1)
text(6.45,0.54, "unstable", col ="black", cex = 1)
# --> 2 Cluster sind robust
# ---> 2 Cluster
# Durchführung der Hirarchischen Clusteranalyse mit 3 Clustern
bPCA_hiclu2 <- cutree(FSbind.pca_fit, k=3)
# Dendogramm mit markierten Clustern
plot(FSbind.pca_fit, cex=0.5)
rect.hclust(FSbind.pca_fit, k=3, border="red")

```

```

bsil_PCA_hiclu2_FSbind.pca <- silhouette(bPCA_hiclu2, FSbind.pca_d)
plot(bsil_PCA_hiclu2_FSbind.pca)
bsilwerte_PCA_hiclu2<- bsil_PCA_hiclu2_FSbind.pca[,"sil_width"]
GroupsAllFSbind<- cbind(FSbind, "PCA2"=bPCA_hiclu2,bsilwerte_PCA_hiclu2)
par(mar=c(1.5,2,2,0.1)+0.1)
par(mfrow=c(4,5))
boxplot(TM~PCA2, data=GroupsAllFSbind, main="Mg",col=c('powderblue', 'mistyrose','khaki',
'maroon3', 'mediumseagreen', 'orange'))
boxplot(`GV 550`~PCA2, data=GroupsAllFSbind,main="P",col=c('powderblue', 'mistyrose','khaki',
'maroon3', 'mediumseagreen', 'orange'))
boxplot(`GV 850`~PCA2, data=GroupsAllFSbind, main="S",col=c('powderblue', 'mistyrose','khaki',
'maroon3', 'mediumseagreen', 'orange'))
boxplot(P~PCA2, data=GroupsAllFSbind, main="K",col=c('powderblue', 'mistyrose','khaki', 'maroon3',
'mediumseagreen', 'orange'))
boxplot(N~PCA2, data=GroupsAllFSbind, main="Ca",col=c('powderblue', 'mistyrose','khaki',
'maroon3', 'mediumseagreen', 'orange'))
boxplot(Fe~PCA2, data=GroupsAllFSbind, main="Ti",col=c('powderblue', 'mistyrose','khaki',
'maroon3', 'mediumseagreen', 'orange'))
boxplot(S~PCA2, data=GroupsAllFSbind, main="U",col=c('powderblue', 'mistyrose','khaki', 'maroon3',
'mediumseagreen', 'orange'))
boxplot(GroupsAllFSbind$`Rb/Sr`~GroupsAllFSbind$PCA2, data=GroupsAllFSbind,
main="Rb/Sr",col=c('powderblue', 'mistyrose','khaki', 'maroon3', 'mediumseagreen', 'orange'))

```

iii. Anhang 3: Phosphor-Fraktionierung

a. Anhang 3.1: Ergebnisse P-Fraktionierung

P-Fraktionen	Einheit	CS-S11	CS-S21	CS-S31	CS-S41
NH4Cl-P-Fraktion	mg/g TM	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
BD-P-Fraktion	mg/g TM	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,182
NaOH-TP-Fraktion	mg/g TM	0,465	0,338	0,309	0,371
NaOH-SRP-Fraktion	mg/g TM	0,208	0,136	0,129	0,216
NaOH-NRP-Fraktion	mg/g TM	0,257	0,202	0,180	0,155
HCl-P-Fraktion	mg/g TM	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Rest-P-Fraktion	mg/g TM	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

b. Anhang 3.2: RScript Darstellung P-Fractionen

```
par(mfrow = c(2,2))
plot(Fractionen$Proben,Fractionen$`CS-S1`, pch = 19, ylim = c(0.1,0.3), xlab = "P-Fractionen", main =
"CS-S11" , ylab = "Trockenmasse [mg/g]", col="blue", cex.main = 1, cex.lab = 1, cex.axis = 1)
plot(Fractionen$Proben,Fractionen$`CS-S2`, pch = 19, ylim = c(0.1,0.3), xlab = "P-Fractionen", main =
"CS-S21" , ylab = "Trockenmasse [mg/g]", col="darkgreen", cex.main = 1, cex.lab = 1, cex.axis = 1)
plot(Fractionen$Proben,Fractionen$`CS-S2`, pch = 19, ylim = c(0.1,0.3), xlab = "P-Fractionen", main =
"CS-S31" , ylab = "Trockenmasse [mg/g]", col="red", cex.main = 1, cex.lab = 1, cex.axis = 1)
plot(Fractionen$Proben,Fractionen$`CS-S4`, pch = 19, ylim = c(0.1,0.3), xlab = "P-Fractionen", main =
"CS-S41" , ylab = "Trockenmasse [mg/g]", col="gold", cex.main = 1, cex.lab = 1, cex.axis = 1)
```

c. Anhang 3.3: Berechnung der Anteile Ges-P (Feststoffanalyse) und Extraktionseffizienz

Summe aller Werte über Nachweißgrenze	0,465	0,338	0,309	0,553
Gesamt-P (Feststoffanalyse)	1,16	0,82	0,81	0,89
% von Ges-P (Feststoffanalyse)	40,1	41,2	38,1	62,1
Überprüfen der Extraktionseffizienz				
Summe aller Werte über Nachweißgrenze + Werte unter Nachweißgrenze mit 0,1	0,865	0,738	0,709	0,853
% von Ges-P (Feststoffanalyse)	74,57	90	87,53	95,84