

Diplomarbeit

Entwicklung des trophischen Zustands des Caputher Sees

Vorgelegt von Rico Richter

Gutachter: Prof. Dr. Brigitte Nixdorf, Dr. Björn Grüneberg

Potsdam, September 2015

1	VERANLASSUNG UND PROBLEMSTELLUNG.....	1
2	AUFGABENSTELLUNG UND ZIELE.....	2
3	METHODEN UND DATENBASIS.....	3
3.1	Methoden	3
3.1.1	Wasserprobenahme und Analytik	3
3.1.2	Sedimentuntersuchungen	5
3.2	Zusätzlich genutzte Daten und Studien	12
3.3	Bewertungsverfahren	13
3.3.1	LAWA (1999)	13
3.3.2	WRRL (2000).....	16
4	CHARAKTERISIERUNG DES CAPUTHER SEES UND SEINES EINZUGSGEBIETES	
	18	
4.1	Geologie und Landnutzung im Einzugsgebiet	18
4.2	Morphometrie und Hydrologie	18
4.3	Trophischer Referenzzustand, Nutzungs- und Entwicklungsziele.....	20
5	GEWÄSSERÖKOLOGISCHE ZUSTANDSANALYSE.....	21
5.1	Nährstoffeinträge aus dem EZG: Belastungsgeschichte und Abschätzung der momentanen Einträge.....	21
5.2	Thermische Schichtung und Sauerstoffverhältnisse	24
5.3	Akkumulation von Nährstoffen im Hypolimnion.....	25
5.4	Sichttiefe, Nährstoffe und Chl-a	29
5.5	Phytoplankton und Makrophyten	33
5.6	Fische und fischereiliche Nutzung	34

5.7	Einfluss seeinterner Prozesse	34
5.7.1	Bestimmung Sedimentakkumulation aus Warven	36
5.7.2	Sedimentfeststoff und P-Pool	37
5.7.3	Porenwasser und diffuser Flux	40
5.7.4	Rolle des Sediments für den P-Haushalt.....	41
5.8	Bewertung und Entwicklung des trophischen Zustands	41
6	ZUKÜNFTIGE ENTWICKLUNG UND EMPFEHLUNG ZUM UMGANG MIT DEM SEE UND SEINEM EINZUGSGEBIET	44
6.1	Entwicklung des gewässerökologischen Zustands	44
6.2	Sanierung und Restaurierung	46
7	LITERATURVERZEICHNIS.....	53
8	TABELLENVERZEICHNIS.....	56
9	ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	57
10	ANHANG.....	59
 DANKSAGUNG		
 EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG		

1 Veranlassung und Problemstellung

Der Caputher See zeigt seit den 1990er Jahren verstärkte Eutrophierungserscheinungen, wie verringerte Sichttiefe und Zunahme des Phytoplanktons. Deshalb wurde 1999 eine limnologische Zustandsanalyse von Mietz (Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH & Ingenieur-Büro Siedlungswassertechnik GmbH) durchgeführt, um einen Handlungsbedarf zu klären und mögliche Sanierungs- bzw. Restaurierungsmaßnahmen vorzuschlagen. Bei dieser Untersuchung wurden als mögliche Ursachen der Verschlechterung der Wasserqualität des Sees zum einen die Verkipfung ungeklärter Abwässer in der Nähe des Sees festgestellt und zum anderen der Besatz mit nichtheimischen Marmor- und Silberkarpfen. Daraus resultieren bis heute erkennbare Auswirkungen wie Sauerstoffschwund während der Sommerstagnation, das Fehlen von Makrophyten, sowie das Vorkommen von giftigem Schwefelwasserstoff im Tiefenwasser (Mietz 1999). Dadurch sind die tieferen Bereiche des Sees zu einem lebensfeindlichen Raum (Totraum) geworden. Die von Mietz vorgeschlagenen Maßnahmen zur trophischen Verbesserung des Caputher Sees wurden dann jedoch nicht durchgeführt. Im Jahr 2010 wurde der Verein „Caputher See e.V.“ gegründet, um u.a. die Privatisierung des Sees zu verhindern und die Wasserqualität, auch im Hinblick auf eine öffentliche Nutzung, zu verbessern. Der Gemeinde Schwielowsee wurde im Jahr 2014 der Caputher See übertragen und somit wird auch in Zukunft sichergestellt, dass er in öffentlicher Hand bleibt. Vom Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (LUGV) wurden 2009 und 2012 Endberichte in Auftrag gegeben, welche den ökologischen Zustand von verschiedenen Seen in Brandenburg, darunter auch des Caputher Sees, untersucht haben. Somit liegen 3 limnologische Untersuchungen über einen großen Zeitraum vom Caputher See vor. Zudem wurde in Kooperation mit dem Fischerhof Seddin 2014 damit begonnen, die Silber- und Marmorkarpfen abzufischen, was einen weiteren Schritt zur Verbesserung der Wasserqualität des Caputher Sees darstellt.

2 Aufgabenstellung und Ziele

Ziel dieser Diplomarbeit ist es, eine Prognose über die Entwicklung des ökologischen Zustands des Caputher Sees unter folgenden Aspekten zu erstellen. Zum einen soll die wahrscheinliche Entwicklung des Sees ohne weitere Eingriffe aufgezeigt werden. Zum anderen sollen mögliche Sanierungs- bzw. Restaurierungsmaßnahmen vorgeschlagen und deren Auswirkungen diskutiert werden.

Dafür werden zunächst sämtliche relevante Daten und Studien über den Caputher See zusammengestellt. Mit diesem Überblick wird eine Entwicklung des Sees von den ersten limnologischen Untersuchungen bis zum heutigen Stand aufgezeigt. Dabei wird auch die unterschiedliche Methodik der Probenahme und Analytik der einzelnen Studien berücksichtigt. Für eine Prognose der Entwicklung ist zunächst eine Charakterisierung des gegenwärtigen limnologischen Zustandes des Sees notwendig. Die trophischen Zustandsanalysen nach Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1999) und nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) der Europäischen Union klassifizieren zunächst den See anhand der geologischen, morphometrischen und hydrologischen Gegebenheiten und bestimmen den potentiell natürlichen bzw. ökologischen Zustand im Abgleich mit einem Referenzzustand. Dabei wird die Nährstoffsituation im See und in seinem Einzugsgebiet, sowie das Phytoplankton (speziell nach WRRL 2000) bewertet. Anhand des trophischen Zustands des Caputher Sees wird ein möglicher Handlungsbedarf abgeleitet. Für die Einschätzung der Erfolgsaussichten möglicher Sanierungs- bzw. Restaurierungsmaßnahmen werden die seeinternen Prozesse näher betrachtet. Die 2010 von der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus-Senftenberg (BTU) erstmals für den Caputher See durchgeführten Sedimentuntersuchungen sollen einen Einblick in den Nährstoffpool des Sediments sowie die Nährstoffrücklösungen aus dem Sediment geben, wodurch der Nährstoffhaushalt des Caputher Sees näher bestimmt wird.

3 Methoden und Datenbasis

3.1 Methoden

Von Juli bis November 2010 wurden einmal monatlich Wasseruntersuchungen an der tiefsten Stelle des Caputher Sees durchgeführt. Zudem wurden im September 2010 Sedimentkerne an der tiefsten Stelle entnommen. Im Oktober 2010 wurde jeweils ein Dialyse-Sammler an der tiefsten Stelle und westlich des Sees in einem Quellbereich exponiert und 14 Tage später entnommen. Dabei wurde auch eine Probe des Quellwassers genommen.

3.1.1 Wasserprobenahme und Analytik

Messungen der Gewässergüteparameter

Die Sichttiefe wurde mittels einer Secchi-Scheibe bestimmt. Mit einer Multiparametersonde (DS 5, Ott) wurden Tiefenprofile folgender Parameter erstellt: Temperatur, pH-Wert, Redoxpotential, Leitfähigkeit, Trübung, Sauerstoff-Konzentration und -Sättigung. Mit einer Fluoreszenzsonde (FluoroProbe, Moldaenke GmbH) wurden Tiefenprofile der Algentaxa (Grün-, Blau-, Kieselalgen, Gelbstoffe, Kryptophyten, Gesamtkonzentration) gemessen.

Probenahme, -aufbereitung und -konservierung

Für die Nährstoffanalytik und die Bestimmung von Chlorophyll a wurden volumengewichtete Mischproben mit einem Wasserschöpfer gesammelt. Bei einem geschichtetem See erfolgte dies jeweils für Epi- und Hypolimnion in 0,5 m- bis 1 m-Schritten und bei ungeschichtetem See in 1 m- bis 2 m-Schritten. Zudem wurde bei ungeschichtetem See eine Probe über dem Gewässergrund entnommen.

Für die Ermittlung der Konzentrationen von TP wurden 100 ml aus den Mischproben in PE-Flaschen, die vorher mit 1 ml 38,5%er Schwefelsäure versetzt wurden, abgefüllt.

Für die Ermittlung der Konzentrationen von gelösten Nährstoffen (SRP, $\text{NH}_4\text{-N}$) wurden 50 ml aus den Mischproben unmittelbar nach der Probenahme filtriert (0,45 μm Membranfilter) und in PE-Flaschen abgefüllt.

Für die Phytoplankton-Bestimmung wurden 100 ml aus den Mischproben in Enghals-Klarglasflaschen abgefüllt und mit Lugolscher Lösung fixiert.

Alle Proben wurden kühl und dunkel gelagert und unmittelbar zur Laboranalyse transportiert.

Für die Chl a- und Phäopigment-Bestimmung wurde am Tag der Probenahme ein Probevolumen, je nach Sichttiefe, durch Glasfaserfilter (MN 85/70) filtriert und eingefroren.

Tabelle 1 Übersicht der verwendeten Methoden in der Laboranalytik

Parameter	Probenahme, Konservierung und Lagerung	Analytik (Methode)	Beschreibung
TP	100 ml PE-Flaschen + unfiltriert +1 ml 38,5 % H ₂ SO ₄ + einfrieren	DIN EN ISO 6878	Molybdänblau-Verfahren, photometrisch durch Perkin Elmer UV/VIS-Spektrometer Lambda 2
SRP	50 ml PE-Flaschen + filtriert 0,45 µm + einfrieren	DIN EN ISO 6878	Molybdänblau-Verfahren, photometrisch durch Perkin Elmer UV/VIS-Spektrometer Lambda 2
NH ₄ -N	50 ml PE-Flaschen + filtriert 0,45 µm + einfrieren	DIN 38406-E5	Als Indophenol, photometrisch durch NANOCOLOR-Photometer 300 D
Chl a	100 ml Glasflaschen + Lugolscher Lösung + nicht einfrieren	DIN 38412-16	Nach NUSCH (1980), photometrisch durch Perkin Elmer UV/VIS- Spektrometer Lambda 2

Analytik

Chlorophyll a- und Phäopigment-Bestimmung nach NUSCH (1980)

Die eingefrorenen Filter wurden unter Schwachlicht (Grünlicht) trocken zermörsert und mit 3 mal 4 ml 90 % Ethanol in Braungläschen gefüllt, so dass keine Rückstände im Mörser oder am Stößel verblieben. Die Glasfläschchen wurden für 4 Minuten in ein 70 °C warmes Wasserbad gestellt und anschließend 2 Minuten im Ultraschallbad beschallt. Nachdem die Fläschchen 1 – 2 Stunden im Dunkeln abgekühlt sind, wurden die Extrakte durch 2 übereinanderliegende Papierfilter (M&N 619 de) in Rollrandfläschchen filtriert und das Filtrat in Reagenzgläser gefüllt.

Es folgte die photometrische Bestimmung am Perkin-Elmer-Photometer. Anschließend wurden die übrigen Chlorophyll-Extrakte zu Phäophytin abgebaut. Dazu wurden je 5 ml Extrakt mit 20 µl 2N HCl angesäuert und innerhalb von 30 Minuten photometrisch bestimmt.

Ammonium

Die Ammonium-Bestimmung erfolgte am Tag der Probenahme durch ein photometrisches Schnelltestverfahren als Indophenol mittels NANOCOLOR-Photometer 300 D.

SRP

10 ml der filtrierten Probe, 0,2 ml Ascorbinsäure und 0,4 ml Molybdatschwefelsäure-Reagenz wurden in Reagenzgläser pipettiert. Nach 10 – 30 Minuten erfolgte die photometrische Bestimmung (Wellenlänge 880 nm).

TP

10 ml Probe und 0,4 ml gesättigte Kaliumperoxodisulfat-Lösung wurden in Reagenzgläser pipettiert und für 1 Stunde bei 120 °C im Autoklaven aufgeschlossen. Nach Hinzugabe von 132 µl NaOH III (zur Einstellung des pH-Wertes), 0,2 ml Ascorbinsäure und 0,4 ml Molybdatschwefelsäure-Reagenz erfolgte die photometrische Bestimmung (Wellenlänge 880 nm).

3.1.2 Sedimentuntersuchungen

Sedimentprobenahme und Porenwassergewinnung

Sedimententnahme

Die Sedimentkernentnahme erfolgte an der tiefsten Stelle des Sees aus einem Boot heraus mittels eines Sedimentstechers (Uwitec, 60 mm Durchmesser). Die Sedimentkerne wurden kühl und dunkel gelagert und zur Laboranalyse transportiert. Mit zunehmender Sedimenttiefe wurde der Abstand der zu schneidenden Horizonte größer gewählt (bis 2 cm Tiefe alle 1 cm, bis 10 cm Tiefe alle 2 cm, bis 19 cm Tiefe alle 3 cm, ab 19 cm Tiefe alle 5 cm). Die so gewonnenen Horizonte wurden für die Feststoffanalyse in Tiegel und für die Porenwasseranalyse in Zentrifugenröhrchen gefüllt. Zur Gewinnung des Porenwassers wurden die Proben zentrifugiert (15 Minuten, 4000 U min⁻¹) und anschließend filtriert (0,45 µm).

In-situ Verfahren: Dialyse Sammler (Peeper)

Zur Vorbereitung der gereinigten Peeper wurde der Transportbehälter mit sauerstofffreiem demineralisiertem Wasser befüllt und mit Stickstoff begast. Die Kammern der Peeper wurden ebenfalls mit sauerstofffreiem demineralisiertem Wasser randvoll gefüllt, mit einer Dialysemembran (0,2 µm HT Tuffryn-Membran, Gelman) blasenfrei abgedeckt und

anschließend mit der Deckplatte verschlossen. Der Transport erfolgte jeweils in dem vorbereiteten Transportbehälter. Nach einer Expositionsdauer von 14 Tagen erfolgten die Entnahmen der Peeper und die Analyse der Probenflüssigkeit am selben Tag.

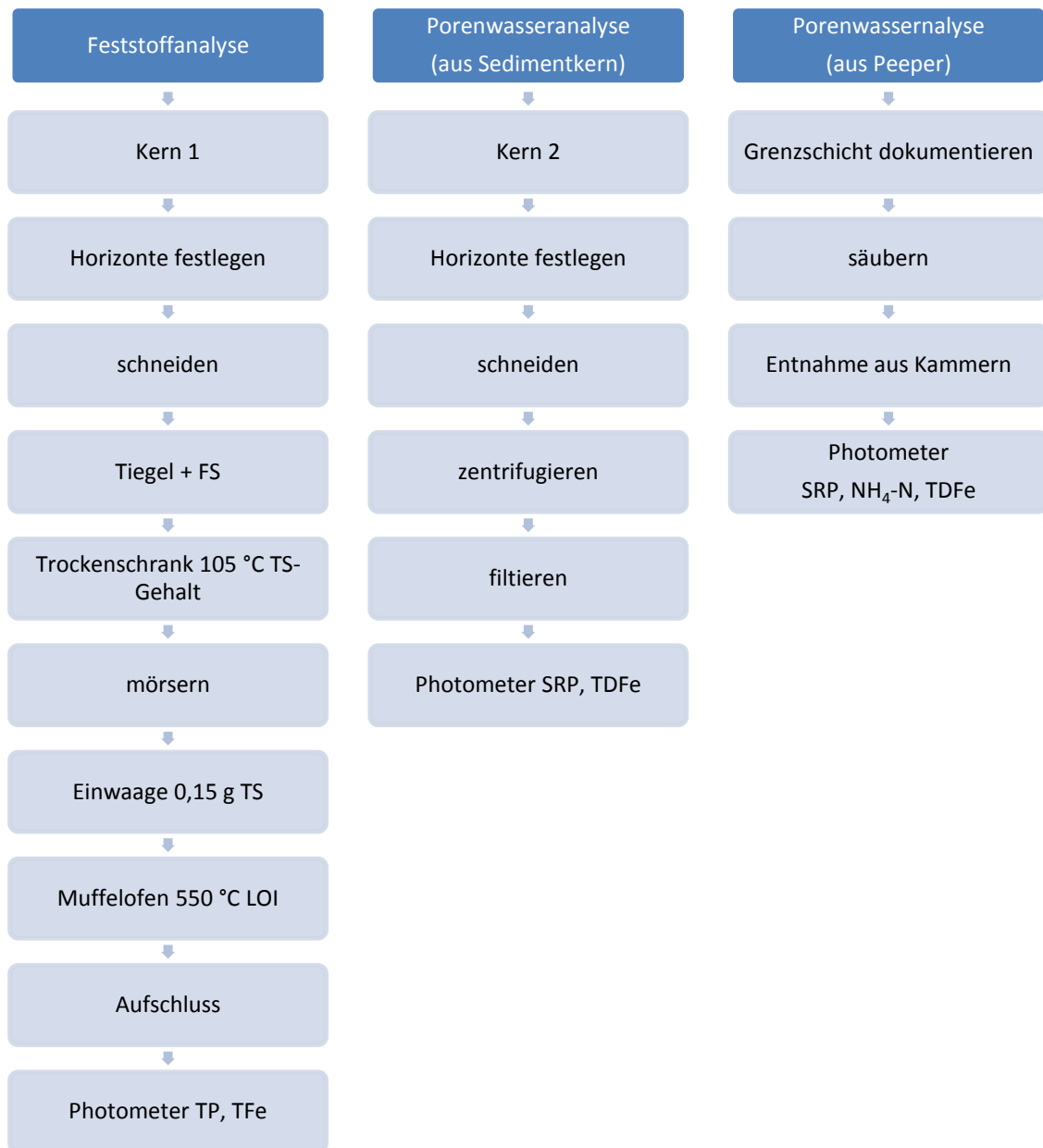


Abbildung 1 Schematische Übersicht der Sedimentanalyse

Feststoffanalyse

Trockensubstanz

Die Bestimmung des Trockensubstanz-Gehaltes (TS) erfolgte durch Trocknung bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz. Dafür wurden die vorher gewogenen und bei 105 °C vorgetrockneten Porzellantiegel mit Frischmasse befüllt und erneut gewogen. Nach einer Trocknung im Trockenschrank bei 105 °C für 24 Stunden und einer anschließenden

Abkühlung im Exsikkator, wurden die Tiegel nochmals gewogen. Durch den Gewichtsverlust konnte der TS-Gehalt als prozentualer Anteil an der Frischmasse berechnet werden.

Organische Substanz

Die Bestimmung des Anteils organischer Substanz am Trockengewicht erfolgte durch die Bestimmung des Glühverlustes (LOI) bei 550 °C. Dafür wurde das getrocknete Sediment zur Homogenisierung fein gemörsert. Davon wurden 0,15 g in vorgeglühte (550 °C) und vorher gewogene Tiegel eingewogen. Der organische Anteil der Trockensubstanz wurde in einem Muffelofen bei 550 °C für 2 Stunden verglüht. Nach einer Abkühlung im Exsikkator wurden die Tiegel nochmals gewogen. Durch den Gewichtsverlust konnte der Glühverlust als prozentualer Anteil an der Trockenmasse berechnet werden.

Bestimmung von Gesamtposphor und Gesamteisen

Aufschluss

Der Aufschluss erfolgte in Anlehnung an Andersen (1975) und wurde von Grüneberg (2006) verändert.

Nach der Bestimmung des Glühverlustes wurde der Glührückstand mit 15 ml 2N HCL in 100 ml Erlenmeyerkolben überführt und für 30 Minuten auf einer Heizplatte leicht sieden gelassen. Nach einer Abkühlung wurde die aufgeschlossene Probe in 50 ml Maßkolben überführt und mit demineralisiertem Wasser auf 50 ml aufgefüllt. Abschließend wurde ein Aliquot der Lösung filtriert (0,45 µm) und in Reagenzgläser abgefüllt.

Photometrische Bestimmung

TP

Nach Grüneberg (2006) ist für die photometrische TP-Bestimmung eine Neutralisation erforderlich, wobei nach DIN 38405 D11 der pH-Wert zwischen 3 und 11 vor der Zugabe der Nachweisreagenzien einzustellen ist. 0,5 ml des Filtrats wurden in ein Reagenzgläser pipettiert und diese gewogen. Nach der Einwaage wurden 4,5 ml demineralisiertes Wasser, 0,1 ml Ascorbinsäure und 1 Tropfen Indikatorlösung (1 g 2,5 (γ) Dinitrophenol auf 100 ml) hinzugegeben. Der pH-Wert wurde durch tropfenweise Hinzugabe von NaOH bis zum Farbumschlag bei ständigem Schütteln eingestellt. Nach erneutem Wiegen (Auswaage) kann der Verdünnungsfaktor berechnet werden. 5 ml der so hergestellten Proben-Lösung werden abgezogen und 0,1 ml Ascorbinsäure und 0,2 ml Molybdatschwefelsäure-Reagenz hinzugefügt. Nach gründlicher Mischung und 15 Minuten Ruhezeit erfolgte die photometrische Bestimmung am Perkin-Elmer UV/VIS Spektrometer Lambda 2 (Wellenlänge 880 nm).

TFe

0,5 ml des aufgeschlossenen Filtrats wurden in Reagenzgläser pipettiert und mit demineralisiertem Wasser auf 5 ml aufgefüllt. Nach Hinzugabe von 0,1 ml Ascorbinsäure, 0,5 ml Ammoniumacetat-Pufferlösung und 0,25 ml 1,10 Phenanthrolin-Lösung wurde gründlich durchmischt. 15 Minuten später erfolgte die photometrische Bestimmung am Perkin-Elmer UV/VIS Spektrometer Lambda 2 (Wellenlänge 511 nm).

Porenwasseranalyse

Bestimmung von gelöstem Phosphor und gelöstem Eisen

SRP

0,25 ml filtriertes Porenwasser aus den Sedimentkernen bzw. 0,5 ml Porenwasser aus den Peepern wurde in Reagenzgläser pipettiert und auf mit demineralisiertem Wasser auf 5 ml aufgefüllt. Nach Hinzugabe von 0,1 ml Ascorbinsäure, 0,2 ml Molybdatschwefelsäure-Reagenz wurde gründlich durchmischt. 15 Minuten später erfolgte die photometrische Bestimmung am Perkin-Elmer UV/VIS Spektrometer Lambda 2 (Wellenlänge 880 nm).

TDFe

1,5 ml des Porenwassers aus den Peepern wurde in Reagenzgläser pipettiert und mit demineralisiertem Wasser auf 5 ml aufgefüllt. Nach Hinzugabe von 0,1 ml Ascorbinsäure, 0,5 ml Ammoniumacetat-Pufferlösung und 0,25 ml 1,10 Phenanthrolin-Lösung wurde gründlich durchmischt. 15 Minuten später erfolgte die photometrische Bestimmung am Perkin-Elmer UV/VIS Spektrometer Lambda 2 (Wellenlänge 511 nm)

P-Pool- und P-Fluxberechnungen

Potentiell mobiler P-Pool

Nach Lewandowski (2002) liegt der Berechnung des potentiell mobilen P-Pools die Modelvorstellung zugrunde, dass im Verlauf der Frühdiagenese der mobilisierbare P-Anteil freigesetzt wurde und sich ein konstanter TP-Gehalt in der Sedimentschicht eingestellt hat. Somit kann der niedrigste TP-Gehalt des Sedimenttiefenprofils TP_{min} mit dem permanent gebundenen P gleichgesetzt werden. Der potentiell mobile P-Anteil errechnet sich nach Gleichung:

$$pot\ mobile\ P = \sum_{z=1}^i (TP_i - TP_{min}) * x_i * (1 - \varphi) * \rho_{Sediment\ i} \quad (1)$$

pot mobile P	potentiell mobiler P-Anteil [mg P cm ⁻²]
TP _i	TP-Gehalt der Schicht i [mg P g ⁻¹ TS]
TP _{min}	permanent gebundener P [mg P g ⁻¹ TS]
x _i	Dicke der Schicht i [cm]
φ	Porosität [-]
ρ _{Sediment i}	Dichte des trockenen Sediments der Schicht i [g cm ⁻³]

Porosität

$$\varphi = \frac{\frac{\omega}{\rho_{wasser}}}{\frac{\omega}{\rho_{wasser}} + \frac{1 - \omega}{\rho_{sediment}}} \quad (2)$$

φ	Porosität [-]
ω	Wassergehalt [Gewichts % / 100]
ρ _{Wasser}	Dichte von Wasser bei entsprechender Temperatur [g cm ⁻³]
ρ _{Sediment}	Dichte des Sediments [g cm ⁻³]

Dichte des Sediments

$$\rho_{sediment} = \frac{1}{\frac{GV}{\rho_{org}} + \frac{1 - GV}{\rho_{mineral.}}} \quad (3)$$

ρ _{sediment}	Dichte des Sediments [g cm ⁻³]
GV	Glühverlust [LOI/100]
ρ _{org}	Dichte des organischen Materials [1,4 g cm ⁻³]
ρ _{mineral.}	Dichte der mineralischen Bestandteile [2,65 g cm ⁻³]

P-Flux

Die P-Freisetzungsrates kann u.a. aus der Änderung der P-Menge im Hypolimnion während der Stagnationsphase als hypolimnische P-Akkumulationsrate und aus der Änderung der P-Konzentrationen im Sedimentporenwasser als diffusiver Flux berechnet werden (Lewandowski 2002).

Hypolimnische P-Akkumulationsrate

Nach Lewandowski (2002) kann die Zunahme der hypolimnischen P-Konzentration auf die P-Freisetzung aus dem Sediment zurückgeführt werden, wenn der hypolimnische Wasserkörper vom Epilimnion und den Zu- und Abflüssen während der Stagnationsphase abgetrennt ist. Für die hypolimnische P-Menge wurde in der Berechnung die SRP-Konzentrationen herangezogen, da die Zunahme der SRP-Konzentrationen eindeutig auf Rücklösungsprozesse zurückzuführen ist (Lewandowski 2002).

$$\text{HPA} = \frac{\sum_{z=1}^i (cP_z * V_z)_{t_2} - \sum_{z=1}^i (cP_z * V_z)_{t_1}}{A * (t_2 - t_1)} \quad (4)$$

HPA	hypolimnische P-akkumulationsrate [$\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$]
z	Wasserschicht
V	Volumen des hypolimnischen Wasserkörpers [m^3]
A	hypolimnische Sedimentfläche [m^2]
cP_z	P-Konzentration der Wasserschicht z [g m^{-3}]
t	Zeitpunkt der Beprobung

Diffusiver-Flux

Die Berechnung des diffusiven P-Fluxes beruht auf dem Konzentrationsaustausch an der Sediment-Wasser-Grenze mittels molekularer Diffusion und kann nach dem ersten Fick'schen Gesetz berechnet werden (Lewandowski 2002).

$$J_i = \frac{\varphi}{\Theta^2} * D_i * \frac{dC_i}{dz} \quad (5)$$

J_i	Diffusionsrate des Ions i [$\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$]
φ	Porosität [-]
Θ	Tortuosität [-]
D_i	molekularer Diffusionskoeffizient des Ions [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]
dC_i	Konzentrationsdifferenz des Ions [g m^{-3}]
dz	Diffusionsweg [m]

Tortuosität (nach Boudreau 1996)

$$\Theta = \sqrt{1 - \ln(\varphi^2)} \quad (6)$$

Θ Tortuosität [-]

φ Porosität [-]

molekularer Diffusionskoeffizient

$$D_i = D_{i,25^\circ\text{C}} * \frac{\eta_{25^\circ\text{C}} * T}{\eta_T * 298,15 \text{ K}} \quad (7)$$

D_i molekularer Diffusionskoeffizient des Ions i [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]

$D_{i, 25^\circ\text{C}}$ molekularer Diffusionskoeffizient des Ions i bei 25°C [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]

T Temperatur an der Sediment-Wasser-Grenze [K]

$\eta_{25^\circ\text{C}}$ dynamische Viskosität von Wasser bei 25°C ($0,89 \cdot 10^{-3} \text{ kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$)
(Baumgartner & Liebscher 1996)

η_T dynamische Viskosität von Wasser bei T [$\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$]
(Baumgartner & Liebscher 1996)

Für die Berechnung des diffusiven P-Fluxes wurden die SRP-Konzentrationen, mittels des an der tiefsten Stelle des Caputher Sees versenkten Peeper, herangezogen. Dabei wurde die Konzentrationsdifferenz zwischen 1 cm Sedimenttiefe und 1 cm über Sediment-Wasser-Grenze berechnet. Der Diffusionsweg wurde mit einem 1cm festgelegt. Die Porosität der Schicht 0-1 cm Sedimenttiefe wurde aus dem Sedimentkern (Sedimentkernentnahme vom 19.09.2010) errechnet. Nach Lewandowski (2002) ist der molekulare Diffusionskoeffizient von mehrwertigen Ionen (wie z.B. Phosphat) temperatur- und pH-Wert-abhängig, wobei aber auf das aufwendige Verfahren, den Protolysegrad zu bestimmen, verzichtet werden kann. Es wurde für die Ermittlung des molekularen Diffusionskoeffizienten von PO_4^{3-} die Temperatur des Sediments berücksichtigt. Bei der Beprobung vom 09.09.2010 betrug die Wassertemperatur in 8 m Tiefe $9,76^\circ\text{C}$. Es ist nun davon auszugehen, dass die Temperatur im Sediment darunter lag und deshalb wurde der molekulare Diffusionskoeffizient nach (7 für 5°C und für 10°C berechnet und danach der Mittelwert gebildet. Die festgelegte Temperatur von $7,5^\circ\text{C}$ kann somit als wahrscheinliche Sedimenttemperatur betrachtet werden. Die Werte der dynamischen Viskosität von Wasser bei einer Temperatur von 5 bzw. 10°C stammen von

Baumgartner & Liebscher (1996). Lewandowski (2002) gibt den molekularen Diffusionskoeffizienten von PO_4^{3-} bei 25 °C mit $6,12 \cdot 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ an.

3.2 Zusätzlich genutzte Daten und Studien

Es wurden folgende Studien herangezogen:

- Gewässerökologisches Gutachten „Caputher See – Zustand und Ansätze der Restauration“, Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH & Ingenieur-Büro Siedlungswassertechnik GmbH, O. Mietz, 1999
- Endbericht „Seenmonitoring 2009 Brandenburg Süd“, *LimPlan* (Büro für Gewässer- und Landschaftsökologie), Landesumweltamt des Landes Brandenburg (LUA), W. Arp & B. Koppelmeyer 2010
- Endbericht „Monitoring 4 Seen 2012 Brandenburg“, *LimPlan* (Büro für Gewässer- und Landschaftsökologie), LUGV, W. Arp, B. Koppelmeyer & K. Wöbbecke 2013
- Hydrogeochemisch-genetische Bewertung des Caputher Sees, LUGV, A. Hermsdorf, 2011
- Befischungsdaten 1999 – 2010, LUGV 2010

Das Gutachten von Mietz (1999) gibt eine trophische Zustandsanalyse nach LAWA (1999) des Caputher Sees im Jahr 1999. Das Gutachten zeigt die generellen Probleme des Caputher Sees auf. Zusätzlich sind limnochemische Daten aus Beprobungen des Caputher Sees von 1992 bis 1998 vorhanden. Des Weiteren stellt das Gutachten Grundwasseruntersuchungen von 3 Grundwasserpegeln dar und schlägt Sanierungs- bzw. Restaurierungsvorschläge vor. Die Wasserproben wurden in den Jahren 1992 bis 1994 zumeist aus 0,5 m Wassertiefe, über dem Gewässergrund, sowie einer Probe, die dazwischen lag, entnommen. Ab 1995 wurde beschränkt sich die Wasserprobenentnahme auf 0,5 m Wassertiefe, sowie eine Probenahme über dem Gewässergrund.

Der *LimPlan*-Endbericht 2009 (Arp 2010) legt eine trophische Zustandsanalyse nach LAWA (1999) u.a. des Caputher Sees im Jahr 2009 dar. Die Wasserproben wurden als Mischprobe aus der euphotischen Zone hergestellt.

Der *LimPlan*-Endbericht 2012 (Arp 2013) legt eine trophische Zustandsanalyse nach LAWA (1999) und nach WRRL (2000) u.a. des Caputher Sees dar. Die Wasserproben wurden als Mischprobe aus der euphotischen Zone hergestellt.

3.3 Bewertungsverfahren

3.3.1 LAWA (1999)

Das Bewertungsverfahren nach LAWA (1999) beruht auf einem Vergleich des trophischen Istzustandes eines Gewässers mit einem unbelasteten, naturnahen Referenzzustand, dem potenziell natürlichen Zustand. Voraussetzung einer Vergleichsmöglichkeit ist eine Klassifizierung der Gewässer, um alle Ist- und Referenzzustände beschreiben zu können. Die Klassifizierung nach dem Trophiesystem erfolgt durch die Beschreibung der Nährstoffsituation anhand des Parameters Gesamtphosphor und der Beschreibung der trophischen Situation anhand der Parameter Chlorophyll a und der Sichttiefe.

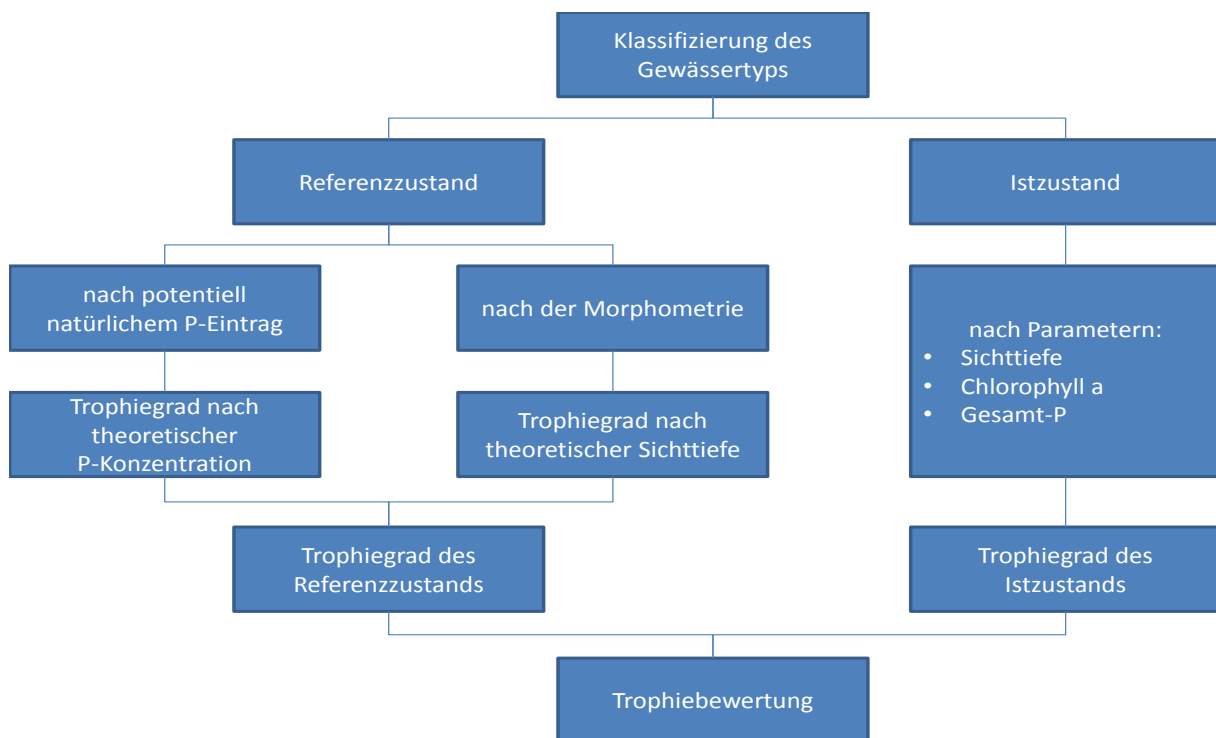


Abbildung 2 Schematische Übersicht der trophischen Zustandsanalyse von Standgewässern nach LAWA 1999

Quantitative Beschreibung des Referenzzustandes

Potentiell natürlicher Eintrag von Nährstoffen

Die Beschreibung des Referenzzustandes hinsichtlich der Nährstoffsituation erfolgt anhand eines potentiell natürlichen Nährstoffeintrags. Dafür wird abgeleitet, wieviel P über die Größe der Landfläche des Einzugsgebietes (EZG), in Abhängigkeit der Bodenarten und der Nutzung, und der Gewässerfläche in die Gewässer eingetragen wird.

Folgende Daten sind dafür erforderlich:

- Gesamtgröße des Niederschlagsgebietes
- Die Flächenanteile ausgewiesener Nutzungen und Bodenarten der Landflächen des Einzugsgebietes
- Die Größe der Seeoberfläche
- Das Seevolumen
- Der mittlere Jahresabfluss der Zuläufe

Für die Berechnung der mittlere im See zu erwartende Gesamt-P-Konzentration P_λ ((10) ist die mittlere Konzentration der Seezuflüsse P_i ((8) und die mittlere Verweilzeit R_t des Wassers im See ((9) erforderlich.

Mittlere Konzentration der Seezuflüsse P_i :

$$P_i [mg\ m^{-3}] = \frac{Gesamt - P - Fracht\ [kg\ a^{-1}]}{Jahresabfluss\ [Mio\ m^3\ a^{-1}]} \quad (8)$$

Mittlere Verweilzeit R_t des Wassers im See:

$$R_t [a] = \frac{Volumen\ [m^3]}{Jahreswasserfracht\ [m^3\ a^{-1}]} \quad (9)$$

Mittlere im See zu erwartende Gesamt-P-Konzentration P_λ :

$$P_\lambda [mg\ m^{-3}] = \frac{P_i}{1 + \sqrt{R_t}} \quad (10)$$

Die errechnete Gesamt-P-Konzentration P_λ wird einem Referenztrophiegrad nach dem potentiell natürlichen P-Eintrag zugeordnet.

Trophiesteuernde Kenngrößen der Seebeckenmorphometrie

Die trophische Situation des Referenzzustandes wird durch einen morphometrieabhängigen Trophie-Erwartungszustand beschrieben. Anhand morphometrischer Kenngrößen lässt sich eine Referenz-Sichttiefe errechnen, die Rückschlüsse auf eine zu erwartende Konzentration von Chlorophyll a und somit auf einen Trophiegrad zulässt.

Zur Berechnung sind folgende Parameter zu ermitteln:

- Seefläche A [m²]
- Seevolumen V [m³]
- Maximale Tiefe Z_{max} [m]
- Mittlere Tiefe Z_m [m]
- Effektive Länge L_{eff} [km]
- Effektive Breite B_{eff} [km]
- Tiefengradient F

Mittlere Tiefe Z_m:

$$Z_m [m] = \frac{\text{Seevolumen [m}^3\text{]}}{\text{Seefläche [m}^2\text{]}} \quad (11)$$

Tiefengradient F:

$$F = \frac{Z_{max}}{4,78 * (L_{eff} + B_{eff})^{0,28}} \quad (12)$$

Mit Z_{max} = maximale Tiefe (m)

L_{eff} = effektive Länge (m)

B_{eff} = effektive Breite (m)

Mittlere sommerliche Sichttiefe des Referenzzustandes:

$$ST_{Ref} = 0,265 * Z_m + 0,425 * F + 0,398 \quad (13)$$

Die mittlere sommerliche Sichttiefe des Referenzzustandes ST_{Ref} wird in Abhängigkeit der Klassifizierung des Sees einem Referenztrophiegrad nach der Morphometrie zugeordnet.

Quantitative Beschreibung des Istzustandes

Für die Beschreibung des Istzustandes sind folgende Parameter zu ermitteln:

- TP-Konzentration bei Frühjahrszirkulation TPvz
- Epilimnischer Sommermittelwert der TP-Konzentration TPsm
- Epilimnischer Sommermittelwert der Chl a-Konzentration (ohne Klarwasserstadium)
- Sommermittelwert der Sichttiefen (ohne Klarwasserstadium)

Nach einer Klassifizierung des Sees werden die oben genannten Parameter einem Index im Trophiesystem zugewiesen. Aus den Einzelindices wird in Abhängigkeit eines Wichtungsfaktors für jeden Parameter ein Gesamtindex errechnet, der einem Trophiegrad zuzuordnen ist. Abschließend erfolgt eine Bewertung des Trophiezustandes.

3.3.2 WRRL (2000)

Das Bewertungssystem von Standgewässern mittels Phytoplankton beschreibt den trophischen Zustand anhand des multi-metrischen Indexwertes Phyto-See-Index (PSI) (Mischke et al. 2007). Nach einer weiterreichenden Klassifizierung der Seetypen als nach dem Bewertungsverfahren nach LAWA (1999), bei dem jedem Seetyp ein Referenztrophiewert zugeordnet wird, besteht der PSI aus den „Metrics“:

1. Biomasse
2. Algenklasse
3. Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI)

Zusätzlich kann der PSI durch die Metric Diatomeen-Profundal-Index (DI-PROF) (Schönfelder 2006) ergänzt werden. Der Beprobungsumfang sollte 6 Beprobungen, die im Zeitraum von April bis November liegen, umfassen, wobei mindestens 4 Beprobungen davon von Mai bis September durchgeführt werden sollten.

Für die einzelnen Metrics sind folgende Parameter zu bestimmen:

1. Biomasse:
 - Arithmetischer Mittelwert von Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons aus Epilimnion / euphotischer Zone
 - Arithmetischer Mittelwert von Chl a – Konzentration aus Epilimnion / euphotischer Zone

- Maximum-Wert Chl a, wenn dieser Wert um 25 % größer als der Saisonmittelwert ist und mindestens 3 Messungen vorliegen

Durch eine Bewertungsfunktion wird für jeden Parameter ein Bewertungswert errechnet und aus diesen das arithmetische Mittel gebildet.

2. Algenklasse:

Aufsummierte Biovolumina / prozentualer Anteil am Gesamtbiovolumen von Seetyp abhängigen Algenklassen als arithmetisches Mittel. Mittels Bewertungsfunktion werden Bewertungswerte der Einzelparameter errechnet und das arithmetische Mittel gebildet.

3. PTSI:

Anhand von Indikatorarten wird eine trophische Einstufung vorgenommen, die direkt mit dem trophischen Status des LAWA-Index (1999) vergleichbar ist. Für die Beurteilung nach WRRL wird der PTSI durch einen Vergleich mit dem trophischen Referenzwert des Seetyps in eine Bewertungszahl transformiert. Indikatorlisten der Seetypen zeigen die Wichtungsfaktoren für jedes Indikatortaxon.

4. DI-PROF:

Trophische Klassifizierung durch Auflistung aller Diatomeen-Indikatortaxa aus einer Profundalprobe und Vergleich mit dem Seetyp entsprechenden Referenzwert führt zu einer Bewertungszahl.

4 Charakterisierung des Caputher Sees und seines Einzugsgebietes

4.1 Geologie und Landnutzung im Einzugsgebiet

Der Caputher See liegt südlich der Landeshauptstadt Potsdam im Land Brandenburg. Er ist eine weichselkaltzeitlich geprägte Toteisform und einem Nebenrinnental der Havelniederung zugehörig (Hermsdorf 2011).

Zwei Drittel des Caputher Sees liegen im Naturschutzgebiet „Lienewitz-Caputher Seen- und Feuchtgebietskette“. Das Einzugsgebiet (1634 ha (Mietz 1999)) ist im Norden und Westen urban durch den Ort Caputh geprägt, im Osten und Süden dominiert Wald (1225,5 ha (Mietz 1999)). Im Süden schließt sich ein Moor (32,68 ha (Mietz 1999)) an.

4.2 Morphometrie und Hydrologie

Der Caputher See erstreckt sich in seiner größten Längsausdehnung von Norden nach Süden. Die tiefste Stelle befindet sich in der nördlichen Spitze. Obwohl der Tiefengradient unter 1,5 liegt, ist der See im Sommer im Bereich der tiefsten Stelle stabil geschichtet, in weiten Bereichen aber polymiktisch (Arp 2013). Mit dem Absinken des Grund- und Oberflächenwassers in der Region seit den 1970er Jahren, fiel der Zufluss aus dem südlich gelegenen Lienewitzsee temporär bzw. dauerhaft trocken. Der Caputher See hat damit faktisch keine Zuflüsse mehr und ist somit ein grundwassergespeister See. Im Süd-Osten des Sees befindet sich eine Quelle in einem moorähnlichen Bereich in Ufernähe, die vermutlich aus den ebenfalls im Süd-Osten befindlichen, höher liegenden, ehemaligen Fischteichen gespeist wird. Der See fließt über einen kleinen Kanal durch den Ort Caputh nach Norden in die Havel ab. 1999 stellte Mietz (1999) fest, dass der Abfluss von Juni bis Oktober versiegte. Es ist deshalb davon auszugehen, dass der Abfluss auch in den darauffolgenden Jahren nicht regelmäßig wasserführend war.

Tabelle 2 **Morphometrische und hydrologische Kenndaten des Caputher Sees (Daten von Mietz 1999)**

A – Seefläche, **V** – Seevolumen, **Z_{max}** – maximale Tiefe, **Z_m** – mittlere Tiefe
L_{eff} – effektive Länge, **B_{eff}** – effektive Breite, **F** – Tiefengradient, **R_t** –
theoretische Verweilzeit des Wassers

A	V	Z _{max}	Z _m	L _{eff}	B _{eff}	F	R _t
[ha]	[Mio. m ³]	[m]	[m]	[m]	[m]	[-]	[a]
46,9	1,54	8	3,1	1180	740	1,39	1,16

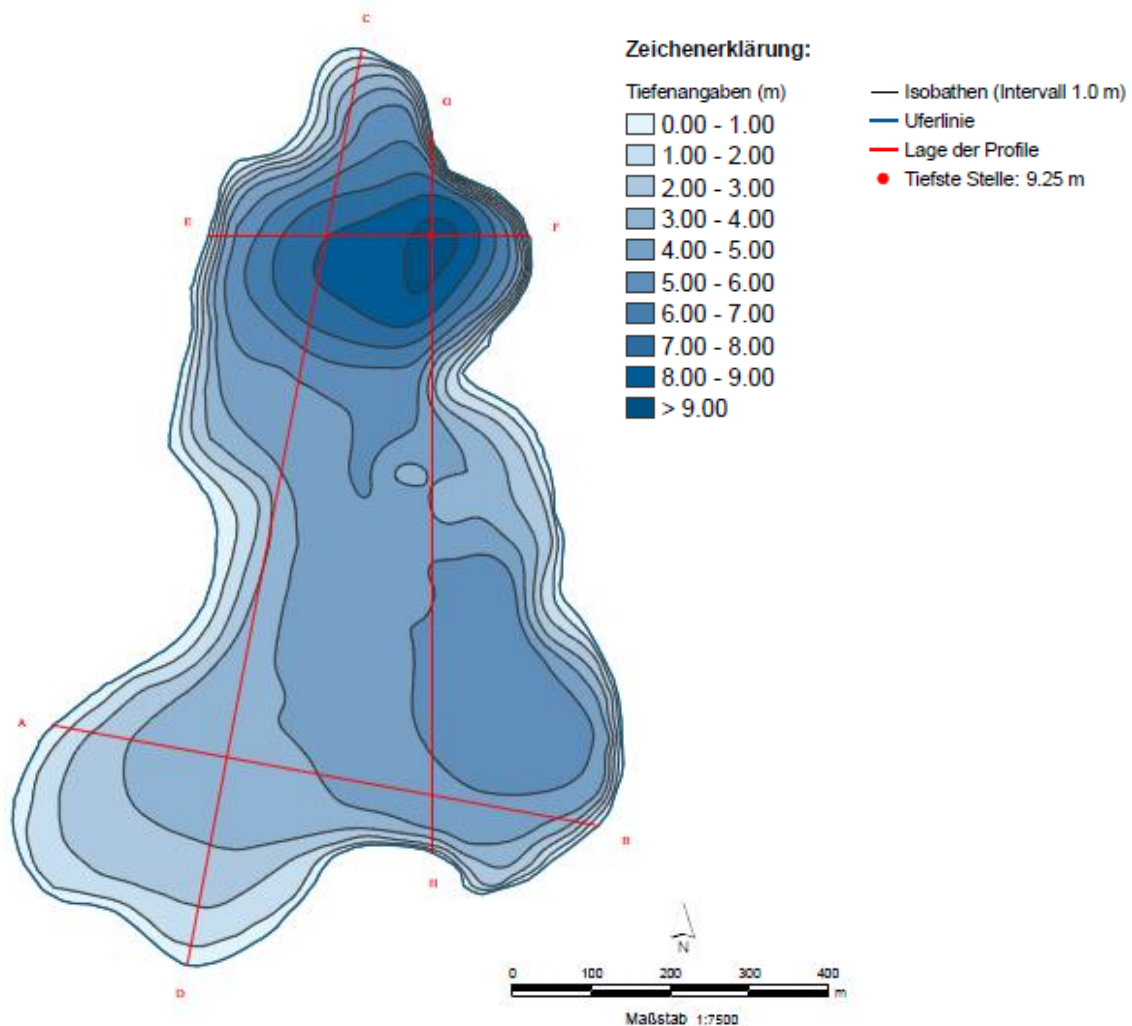


Abbildung 3 **Tiefenkarte des Caputher Sees (Ministerium für Ländliche Entwicklung Umwelt und Verbraucherschutz 2007)**

Gerade AB – effektive Breite, **Gerade CD** – effektive Länge, **Gerade EF** – Ost-West-Ausdehnung an der tiefsten Stelle, **Gerade HG** – Nord-Süd-Ausdehnung an der tiefsten Stelle, **Schnittpunkt der Geraden EF und HG** – tiefste Stelle

4.3 Trophischer Referenzzustand, Nutzungs- und Entwicklungsziele

Zur Ermittlung des trophischen Referenzzustandes nach LAWA 1999 dienen die Werte aus dem Gutachten von Mietz (1999).

Referenzzustand nach dem potentiell natürlichen P-Eintrag

Tabelle 3 Phosphoreinträge aus dem Einzugsgebiets des Caputher Sees (Daten der Fläche und der P-Fracht von Mietz 1999, Daten der Eintragsrate von LAWA 1999)

Flächenart	Fläche [ha]	P-Eintragsrate [kg P ha ⁻¹ a ⁻¹]	P-Fracht [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

In Summe ergibt sich eine theoretische jährliche P-Fracht von 82,7 kg P a⁻¹ (Mietz 1999). Die Jahreswasserfracht (Q) beträgt 1,33 Mio m³ a⁻¹ (Mietz 1999). Nach (8) errechnet sich eine mittlere P-Konzentration der Zuflüsse (P_i) von 62,2 mg m⁻³ (Mietz 1999). Daraufhin errechnet sich nach (10) eine mittlere theoretische P-Konzentration im Caputher See von 29,9 mg m⁻³ (Mietz 1999). Die Ergebnisse sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4 Relevante Kenngrößen für die Berechnung des Referenzzustands nach dem potentiell natürlichen P-Eintrag (Daten von Mietz 1999)

Q – Jahreswasserfracht, P_i – mittlere P-Konzentration der Zuflüsse, R_t – theoretische Verweilzeit des Wassers, P_λ – mittlere im See zu erwartende Gesamt-P-Konzentration

Σ P-Fracht [kg a ⁻¹]	Q [Mio m ³]	P _i [mg m ⁻³]	R _t [a]	P _λ [mg m ⁻³]
82,7	1,33	62,2	1,1579	29,9

Der Referenztrophiegrad nach dem potentiellen P-Eintrag des Caputher Sees ist nach somit:
mesotroph.

Referenzzustand nach der Morphometrie

Mit den morphometrischen Kenngrößen aus Tabelle 2 und (13) errechnet sich eine mittlere theoretische Referenzsichttiefe von 1,78 m.

Der Trophiegrad des Referenzzustandes nach der Morphometrie ist:

eutroph (e1).

Bei verschiedenen Referenzzuständen wird nach LAWA (1999) im Sinne des Gewässerschutzes der geringere Trophiegrad als Bewertungsgrundlage herangezogen. Beim Caputher See ist dies der Referenzzustand nach dem potentiell natürlichen P-Eintrag: **mesotroph**. Dabei ist zu beachten, dass der Caputher See vorwiegend grundwassergespeist ist und dieser P-Eintragspfad nicht bekannt ist, somit könnte der Referenzzustand nach dem potentiell natürlichen P-Eintrag unterschätzt werden.

Der Caputher See soll weiterhin ein Naherholungsgebiet und Badesees bleiben. Die bisher geringe fischereiliche Nutzung durch Angler steht dem Naturschutzaspekt nicht widersprüchlich gegenüber und kann beibehalten werden. Ziel des Caputher See e.V. ist es, die Wasserqualität so zu verbessern, dass eine Sichttiefe von 1,2 m erreicht wird (Caputher See e.v. 2015).

5 Gewässerökologische Zustandsanalyse

5.1 Nährstoffeinträge aus dem EZG: Belastungsgeschichte und Abschätzung der momentanen Einträge

Zur Belastungsgeschichte des Caputher Sees zählt vor allem die Verkipfung ungeklärter Abwässer bis 1992 nordöstlich des Sees in der Nähe des Sportplatzes in Fäkalsickerbecken (Mietz 1999). Es ist davon auszugehen, dass dadurch große Mengen an Nährstoffen in den Caputher See eingetragen wurden. Eine genaue Einschätzung dieser Belastung kann nicht gegeben werden, da der Zeitraum, die Frachten und die Eintragspfade in den See nicht bekannt sind. In Tabelle 5 sind die Ergebnisse der Pegeluntersuchungen (Mietz 1999) vom 31.08.1993 dargestellt. Zum Vergleich der Konzentrationen von Nährstoffen aus diesen Pegeluntersuchungen und vom Caputher See, sind zeitlich nahe Messwerte vom 26.08.1993

aus dem See mit dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass die Konzentrationen von Phosphat bei allen 3 Pegeln unter der Nachweisgrenze liegen. Dadurch, dass die Nachweisgrenze für Phosphat relativ hoch liegt, lassen sich keine zuverlässigen Aussagen über den P-Eintrag in den Caputher See aus dieser Quelle treffen. Auffällig sind die stark erhöhten Nitrat-Konzentrationen der Pegel, vor allem im Pegel „Klärteich, am Waldesrand“. Zudem weisen alle Pegel niedrige pH-Werte auf. Weiterhin auffällig sind die sehr hohe Leitfähigkeit und der hohe chemische Sauerstoffbedarf (CSB) des Pegels „Klärteich, Straßenkreuzung“, welche auf ein stark belastetes Wasser schließen lassen. Dennoch unterscheiden sich die Nährstoffkonzentrationen und der pH-Wert nicht in dem Maße von den beiden anderen Pegeln, als dass sich diese hohen Werte erklären würden. Es mussten demzufolge noch andere (Schad-) Stoffe im Grundwasser dieses Pegels vorhanden sein, welche aber nicht untersucht wurden. Auch wenn die Quantifizierung dieser Altlast als Eintragsquelle in den Caputher See ohne genaue und aktuelle Messungen nicht möglich ist, steht fest, dass der nordöstliche Bereich großflächig kontaminiert wurde. Des Weiteren weist Hermsdorf (2011) auf mögliche anthropogene Einflüsse hin, wobei unklar ist, ob von Anliegern tatsächlich Einleitungen in den See stattfinden und in welchem Ausmaße. Der Besatz von Marmor- und Silberkarpfen stellt zwar im eigentlichen Sinne keine Altlast dar, jedoch verweist das Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Wiesner 2010) darauf, dass der Besatz mit solchen nichtheimischen Fischen zur Eutrophierung eines Gewässers beitragen kann.

Tabelle 5 Physikalische und chemische Parameter aus den Pegeluntersuchungen vom 31.08.1993 und dem Caputher See vom 26.08.1993 (Daten von Mietz 1999)
NO₂-N – Nitrit, NO₃-N – Nitrat, NO₄-N – Ammonium, SRP – gelöster reaktiver Phosphor, CSB – chemischer Sauerstoffbedarf

Probenahmestelle	Tiefe [m]	Leitfähigkeit [µS cm ⁻¹]	pH-Wert [-]	NO ₂ -N [mg l ⁻¹]	NO ₃ -N [mg l ⁻¹]	NO ₄ -N [mg l ⁻¹]	SRP [mg l ⁻¹]	CSB [mg l ⁻¹]
Klärteich, Straßenkreuzung		1856	6,98	< 0,005	3,7	0,82	< 0,06	70
Klärteich, gegenüber Sportplatz		254	5,88	<0,005	7,5	0,02	< 0,06	7
Klärteich, am Waldesrand		623	6,89	0,062	9,9	0,84	< 0,06	6
Caputher See (26.08.1993)	0,5	413	8,22	<0,01	0,02	1,4	0,018	
	6,5	488	7,12	0,01	0,02	2,14	0,034	
	8	570	6,92	<0,01	0,04	6,27	0,316	

Die Abschätzung der Menge der Nährstoffeinträge aus dem EZG kann sich bei grundwassergespeisten Seen als schwierig erweisen. Die bekannten Einträge über das Niederschlagsgebiet des Caputher Sees wurden von Mietz (1999) dargestellt (siehe Kap. 4.3.). Von der östlich des Sees gelegenen Sickerquelle sind nur die Konzentrationen von SRP, Fe und $\text{NH}_4\text{-N}$ aus dem dort exponierten Peeper bekannt. Um die Eintragsfracht aus dieser Quelle quantifizieren zu können, müssten noch die Fläche und der Volumenstrom bekannt sein. Eine Abschätzung der Relevanz von diesem Eintragspfad, kann durch einen Vergleich der Konzentrationen aus den Peepern und dem Caputher See getroffen werden. Aus Tabelle 6 ist ersichtlich, dass die Konzentrationen von Ammonium und gelöstem Phosphor im Quellbereich bedeutend größer sind, als die im Freiwasser des Caputher Sees. Zudem liegen die Konzentrationen von gelöstem Eisen im Quellbereich um den Faktor 20 höher als im Sedimentporenwasser des Sees. Dies zeigte sich auch beim Ausbringen des Peepers, wo deutlich verockerte Bereiche erkennbar waren. Somit stellt der Quellbereich einen bedeutenden punktuellen Eintragspfad von Ammonium und Eisen für den Caputher See dar. Jedoch kann die Menge an eingetragenen Wasser als gering angesehen werden, zumal die verockerten Bereiche darauf schließen lassen, dass gelöste Stoffe im Quellbereich ausgefällt und somit dort zurückgehalten werden.

Tabelle 6 **Konzentrationen von gelöstem Phosphor, Stickstoff und Eisen im Quellbereich, Freiwasser (09.09.2010) und im Sediment des Caputher Sees (Daten von BTU)**
SRP – gelöster reaktiver Phosphor, $\text{NH}_4\text{-N}$ – Ammonium, Fe – gelöstes Eisen

	SRP [mg l ⁻¹]	NH₄-N [mg l ⁻¹]	Fe [mg l ⁻¹]
Peeper Quelle	0,023	21,79	6,19
Peeper tiefste Stelle Caputher See	2,40	12,64	0,31
Caputher See Epilimion	0,0021	< 0,1	
Caputher See Hypolimnion	0,0047	2,07	

5.2 Thermische Schichtung und Sauerstoffverhältnisse

Durch den Tiefengradienten F (LAWA 1999) lässt sich abschätzen, ob ein See im Sommer stabil geschichtet oder durchmischt ist. Seen mit $F \geq 1,5$ sind in der Regel stabil geschichtet. Obwohl der Caputher See einen Tiefengradienten von nur 1,39 aufweist, wird er in den trophischen Zustandsanalysen von Mietz (1999) und den *LimPlan*-Endberichten 2009/12 (Arp 2010, 2013) wegen seiner Beckenmorphometrie (Mietz 1999) als stabil geschichteter See eingestuft. Dies trifft aber nur an der tiefsten Stelle des Caputher Sees zu. Die Langzeituntersuchungen von 1992 bis 1999 (Mietz 1999), die *LimPlan*-Endberichte 2009/2012 (Arp 2010, 2013) und die eigenen durchgeführten Untersuchungen in 2010 zeigen, dass der Caputher See sich in der Regel ab Mai ab 3 – 5 m Tiefe beginnt einzuschichten. Die Sprungschicht (Metalimnion) definiert sich in den Monaten Juni/Juli stärker und verschiebt sich bis September um 1 m in die Tiefe, wobei sie sich zwischenzeitlich um 1 – 2 m verschieben kann. Ab Oktober ist der Caputher See vollständig durchmischt. Die Sprungschicht reichte teilweise bis zum Grund, weshalb ein ausgeprägtes Hypolimnion schwer zu definieren ist. Der Caputher See ist in großen Bereichen nicht mehr als 5 – 6 m tief, wodurch das Epilimnion bis zum Gewässergrund reichen kann. Aufgrund des gleichmäßig warmen Wasserkörpers weisen diese flachen Bereiche des Sees Charakteristiken eines polymiktischen Flachsees auf.

Die Sauerstoffverhältnisse des Caputher Sees aus den Langzeitmessungen von Mietz (1999) von 1992 bis 1999 zeigen, dass bei vollständiger Durchmischung in den Wintermonaten November bis Februar die gesamte Wassersäule zumeist leicht untersättigt war (SSI ca. 80 %). Zu keinem Zeitpunkt der Durchmischung kam es zu anaeroben Verhältnissen im Tiefenwasser. Für den Monat November bestätigten dies auch der *LimPlan*-Endbericht 2009 (Arp 2010) und die eigene durchgeführte Messung 2010. Im März und April war der See bis zum Grund in der Regel leicht unter- bzw. übersättigt (Mietz 1999, Arp 2010). Im Mai war das Oberflächenwasser häufig übersättigt, wobei in 2 – 3 m Tiefe meist ein rapider Sauerstoffschwund einsetzte und ab 4 – 6 m Tiefe zu sauerstofffreiem Tiefenwasser führte (Mietz 1999, Arp 2010). Dieser rapide Rückgang der Sauerstoffsättigung innerhalb von wenigen Metern, von einem stark übersättigten Oberflächenwasser bis hin zur Anaerobie, setzte sich in den Monaten Juni bis August fort, wobei sich die Grenze zum anaeroben Tiefenwasser im Laufe des Sommers nach oben verschob. Damit herrschten während der Sommerstagnation in allen Untersuchungsjahren ab 4 – 6 m Tiefe durchgängig anaerobe Verhältnisse (Mietz 1999, Arp 2010 & 2013). Mit der Auflösung der Schichtung (meist im

September) wird sauerstoffhaltiges Oberflächenwasser in tiefere Bereiche transportiert, wobei es im Tiefenwasser teilweise noch zu anaeroben Verhältnissen über dem Gewässergrund kommen konnte. Im Oktober ist meist der gesamte Wasserkörper vollständig durchmischt und leicht untersättigt. Nur in den Jahren 1995 bis 1997 gab es im Oktober noch sauerstofffreies Tiefenwasser (Mietz 1999). Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich die Anoxie mit Beginn der Sommerstagnation erst auf den Bereich an der tiefsten Stelle des Sees beschränkt (ab 6 m Tiefe, 13 % der Seefläche) und sich im Laufe des Sommers auf weite Bereiche des Sees (ab 4 m Tiefe, 54 % der Seefläche) ausweitete. Eine Änderung dieser Situation ist über den gesamten Untersuchungszeitraum (1992 bis 2012) nicht erkennbar.

5.3 Akkumulation von Nährstoffen im Hypolimnion

Die Anreicherung von Nährstoffen im Hypolimnion des Caputher Sees wird zum einen durch die thermische Schichtung und Abgrenzung zum Epilimnion hervorgerufen. Aufgrund der unterschiedlichen Dichte des Wassers bei unterschiedlicher Temperatur wird die Durchmischung der Wasserschichten weitestgehend unterbunden. Partikel können ins Hypolimnion sedimentieren, gelöste Stoffe gelangen aber nur durch turbulente Diffusion ins Epilimnion (Lewandowski 2002). Zum anderen werden gelöste Stoffe an der Grenze zwischen anaerober und aerober Wasserschicht zum Teil ausgefällt. Durch beide Grenzen wird der Transport von Nährstoffen aus dem Hypolimnion ins Epilimnion beeinträchtigt. Durch Sedimentation, mikrobielle Zersetzungsprozesse und Rücklösung aus dem Sediment reichern sich somit Nährstoffe im Hypolimnion an.

Die Abbildung 4 bis Abbildung 7 zeigen zum Vergleich der Konzentrationsunterschiede die Nährstoffkonzentrationen (Gesamtposphor bzw. -stickstoff; gelöster Phosphor und gelöster Stickstoff) über dem Gewässergrund und in der euphotischen Zone (zumeist aus 0,5 m Wassertiefe). Alle dargestellten Messwerte (Abbildung 4 bis Abbildung 7) entstammen dem Gutachten von Mietz (1999). Zu beachten ist dabei, dass die Messwerte über dem Gewässergrund aus dem Jahre 1992 während der Sommerstagnation, genaugenommen nicht zum Hypolimnion bzw. über dem Gewässergrund gezählt werden können, da einige dieser Proben nur bei 4 – 6 m Tiefe entnommen wurden. Zur Verdeutlichung der Konzentrationsgradienten in den unterschiedlichen Wasserschichten, wurden sie dennoch mit dargestellt. Die restlichen Messwerte (1993 bis 1999) der Nährstoffe über dem Gewässergrund wurden aus mindestens 7 m Tiefe entnommen. Um die Akkumulation von Nährstoffen im Hypolimnion bewerten zu können, ist es wichtig, dass die Tiefe der

Probenentnahme bei Schichtung des Sees deutlich im Hypolimnion liegt und nicht knapp unterhalb der Sprungschicht, weshalb nur bestimmte Messwerte aus dem Gutachten von Mietz (1999) verwendet werden können.

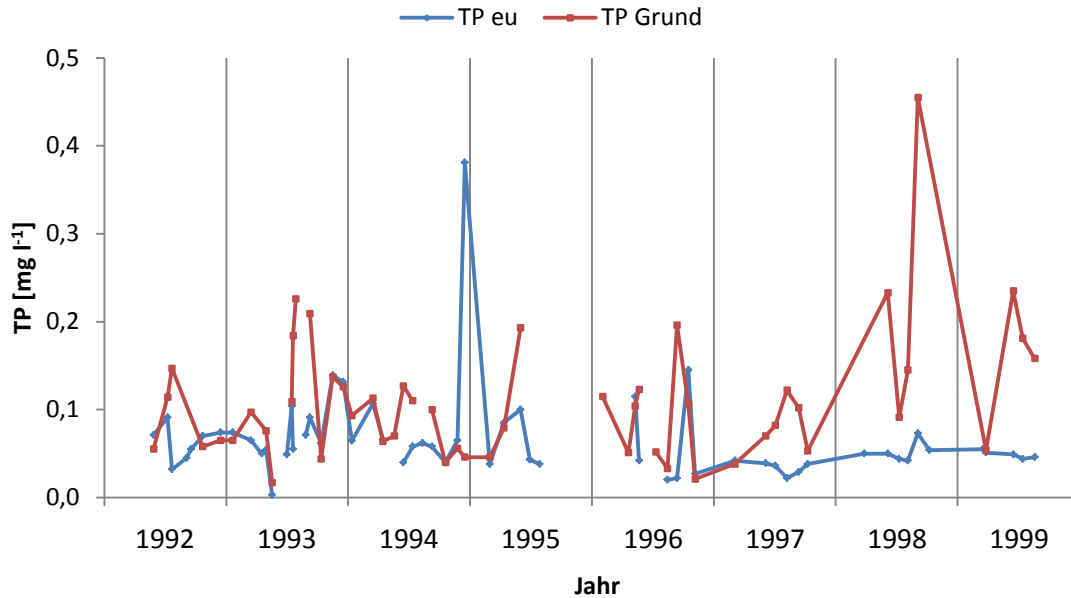


Abbildung 4 Konzentrationen von Gesamtphosphor in der euphotischen Zone (TP eu) und über dem Gewässergrund (TP Grund) des Caputher Sees (Daten von Mietz 1999)

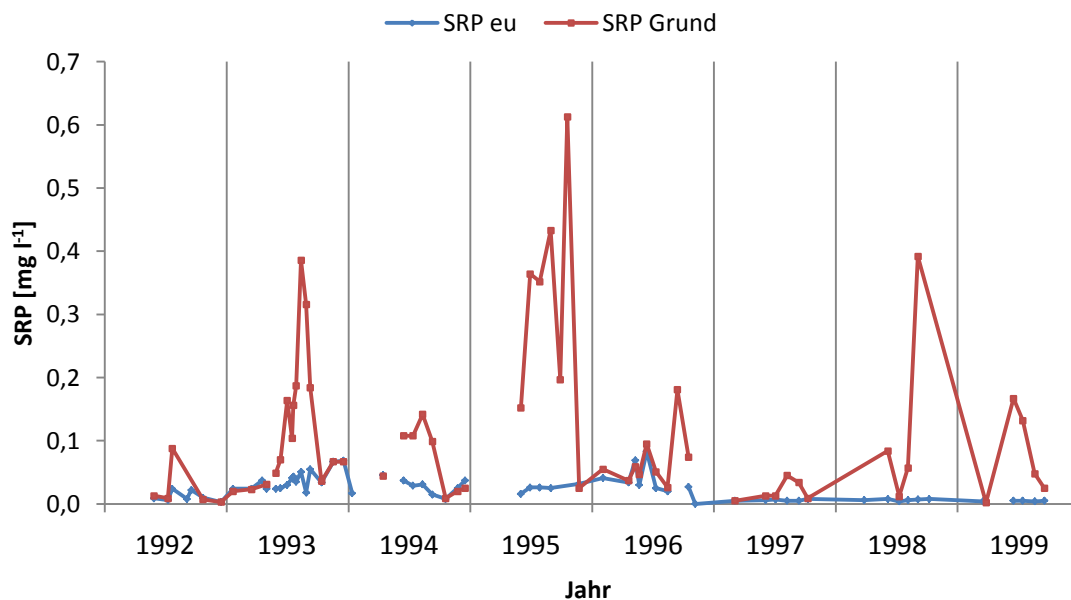


Abbildung 5 Konzentrationen von gelöstem reaktiven Phosphor in der euphotischen Zone (SRP eu) und über dem Gewässergrund (SRP Grund) des Caputher Sees (Daten von Mietz 1999)

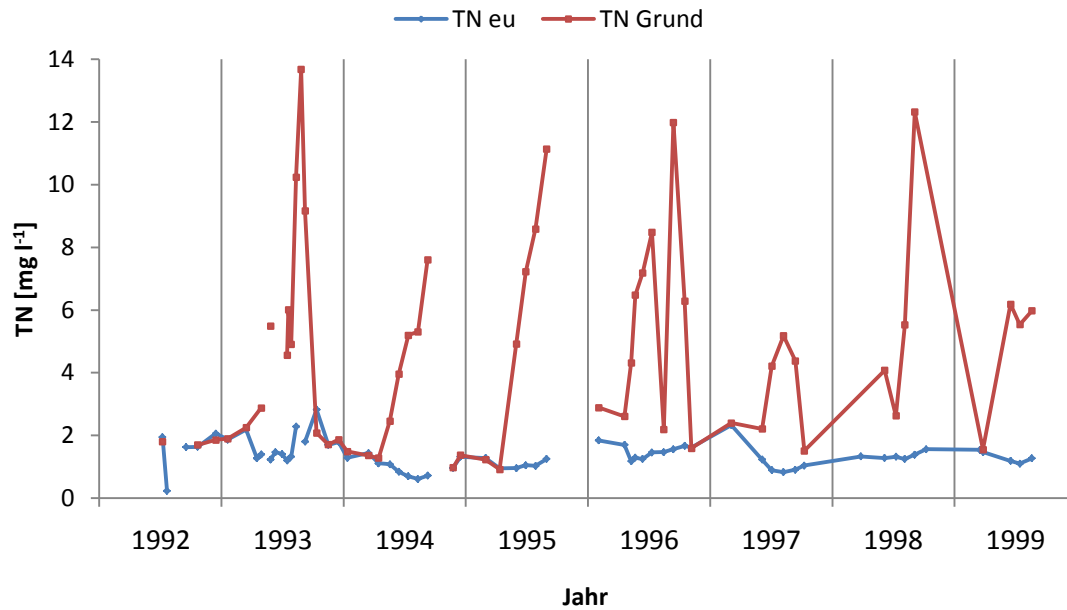


Abbildung 6 Konzentrationen von Gesamtstickstoff in der euphotischen Zone (TN eu) und über dem Gewässergrund (TN Grund) des Caputher Sees (Daten von Mietz 1999)

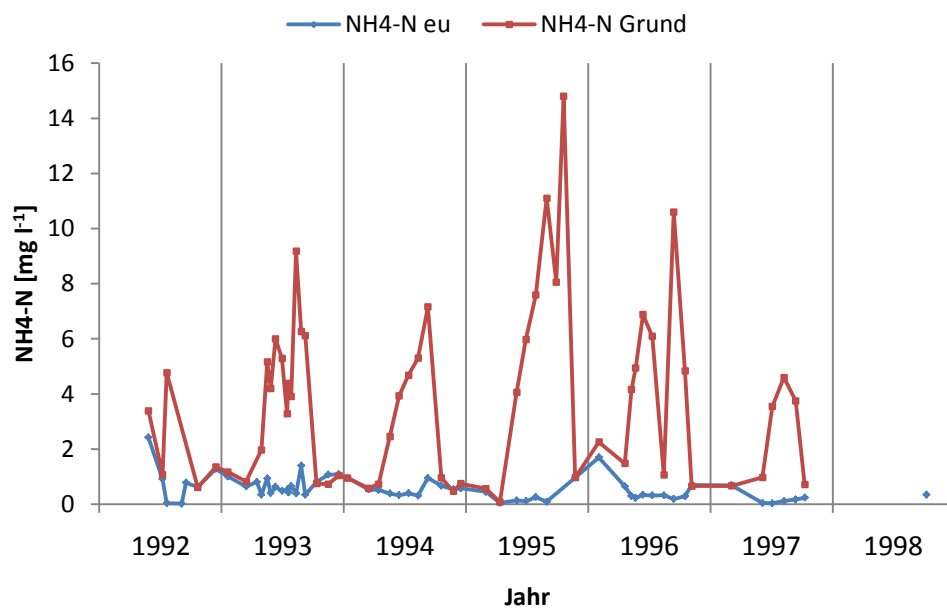


Abbildung 7 Konzentrationen von Ammonium in der euphotischen Zone (NH4-N eu) und über dem Gewässergrund (NH4-N Grund) des Caputher Sees (Daten von Mietz 1999)

In den Abbildung 4 bis Abbildung 7 sind die Konzentrationsunterschiede zwischen der euphotischen Zone und dem Hypolimnion, während der Stagnation, deutlich zu erkennen. Die Messwerte während der Sommerstagnation sind Grundlage für die Berechnung der hypolimnischen Akkumulationsraten (HPA-Raten). Das Jahr 1992 kann auf Grund der zu

geringen Probenahmetiefen nicht berücksichtigt werden, da die Wasserproben teilweise aus der Sprungschicht entnommen wurden. Es ist ersichtlich, dass sich die untersuchten Jahre voneinander unterscheiden und, dass der Verlauf der Konzentrationen während einer Stagnationsphase schwankt. Dies liegt zum einen an den unterschiedlichen Tiefen der Probenentnahme, die zwischen 7 und 9 m Tiefe schwanken. Stark abnehmende Werte, wie beispielsweise die TP-Konzentrationen (Abbildung 4) von Juni zu August 1998 oder kontinuierlich abnehmende Werte wie 1999 (Abbildung 4, Abbildung 5), würde dies nicht erklären, da die Differenz der Probenahmetiefen zu diesen Zeitpunkten nur 0,5 m beträgt. Demzufolge muss bei abnehmenden Messwerten entweder die Nettosedimentation größer sein als die Freisetzung aus dem Sediment, oder es kommt möglicherweise zur teilweisen Durchmischung des Tiefenwassers. Aufgrund der Längsausdehnung des Caputher Sees und der großen Bereiche, welche maximal 6 m Wassertiefe aufweisen, könnte es durch windinduzierte Strömungen zu einer teilweisen Durchmischung des Hypolimnions kommen. Dadurch würde nährstoffreiches Tiefenwasser aus dem Hypolimnion ausgetragen bzw. nährstoffarmes Oberflächenwasser in das Hypolimnion eingetragen werden.

Die hypolimnischen Akkumulationsraten der untersuchten Nährstoffe wurden nach (4) berechnet und sind in Tabelle 7 dargestellt. Da das Volumen der hypolimnischen Wasserschichten nicht bekannt ist bezieht sich die Konzentrationsänderung über einen Zeitraum allgemein auf 1 m³ hypolimnisches Wasser und 1 m² hypolimnische Sedimentationsfläche. Bei der Auswahl der Daten von Mietz (1999) zur Berechnung der HPA-Raten wurde darauf geachtet, dass der Zeitraum in denen die Konzentrationen angestiegen sind möglichst groß ist und, dass die Probenahmetiefe sich nicht mehr als 0,5 m unterscheidet.

Tabelle 7 Hypolimnische Akkumulationsraten (HPA) verschiedener Nährstoffe im Bereich der tiefsten Stelle (7,5 – 8,5 m Tiefe) des Caputher Sees
SRP – gelöster reaktiver Phosphor, TP – Gesamtphosphor, NH₄-N – Ammonium, TN – Gesamtstickstoff

Jahr	HPA			
	SRP	TP	NH ₄ -N	TN
	mg m ⁻² d ⁻¹	mg m ⁻² d ⁻¹	mg m ⁻² d ⁻¹	mg m ⁻² d ⁻¹
1993	4,43	2,94	65,53	90,76
1994	0,60	2,11	41,59	45,58
1995	3,12		78,22	69,11
1996	1,18	5,62	49,65	48,33
1997	0,70	0,81	56,59	46,41
1998	3,42	2,47		91,56

Die eigenen Messungen von 2010 wurden nicht mitdargestellt, da der Caputher See nur in den Monaten August und September geschichtet war und die hypolimnischen Konzentrationen von SRP und Ammonium abgenommen hatten (ähnlich 1999). Die SRP-Konzentration ist von 0,02 mg l⁻¹ (August) auf 0,004 mg l⁻¹ (September) und die Ammonium-Konzentration von 2,6 mg l⁻¹ (August) auf 2,1 mg l⁻¹ (September) gesunken. Im Vergleich zu den Konzentrationen der 1990er Jahre sind die von 2010 sehr gering.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass es bei allen untersuchten Nährstoffen zu keiner kontinuierlichen Akkumulation im Hypolimnion kommt. Vor allem bei Phosphor schwankten die HPA-Raten stärker als bei Stickstoff. Bei allen untersuchten Nährstoffen kann es zu hohen HPA-Raten in kurzer Zeit kommen. Besonders Stickstoff weist dabei sehr hohe Werte auf.

5.4 Sichttiefe, Nährstoffe und Chl-a

Die Parameter Sichttiefe und Konzentrationen von Chl-a und Gesamt-P sind die Haupt-Bewertungskriterien für die Zustandsanalyse nach LAWA (1999). Die Verfügbarkeit von Nährstoffen, insbesondere gelöster Phosphor und Stickstoff, beeinflusst das Phytoplanktonwachstum, welches sich wiederum auf die Sichttiefe auswirkt. Die Modellvorstellung der Beziehung der Parameter untereinander stellt sich in der Regel so dar, dass ein erhöhtes Nährstoffvorkommen im Gewässer ein erhöhtes Phytoplanktonwachstum zur Folge haben kann. Phytoplanktonkonzentrationen lassen sich vereinfacht in Konzentrationen von Chl-a messen und ausdrücken. Erhöhte Konzentrationen von Chl-a können wiederum die Sichttiefe negativ beeinflussen.

Im Folgenden werden die Parameter Sichttiefe, Konzentrationen von Chl-a, TP, SRP, TN und NH₄-N des Caputher Sees aus den verschiedenen Datensätzen zusammengestellt und näher betrachtet. In den beiden *LimPlan*-Endberichten von 2009/2012 (Arp 2010, 2013) wurden für die trophische Zustandsanalyse nach LAWA 1999 die Werte der Konzentrationen der Nährstoffe und Chl-a nicht aus dem Epilimnion, sondern aus der euphotischen Zone (in Anlehnung an EU-WRRL) ermittelt. Die euphotische Zone berechnet sich aus der 2,5 fachen Sichttiefe. Um die Daten aus den *LimPlan*-Endberichten 2009/2012 (Arp 2010, 2013) mit denen aus dem Gutachten von Mietz (1999) vergleichen zu können, wurden aus diesem Gutachten auch nur die Werte aus der euphotischen Zone herangezogen. Bis auf wenige Ausnahmen stammen diese aus 0,5 m Wassertiefe. Obwohl die eigenen Messwerte von 2010 in den Monaten August und September aus dem Epilimnion bzw. in den Monaten Oktober und November als Mischprobe aus der gesamten Wassersäule und nicht aus der euphotischen

Zone stammen, sind sie in den Abbildung 8, Abbildung 9, Abbildung 11 und Abbildung 12, mit dargestellt. Der Parameter TN wurde 2010 nicht ermittelt. Des Weiteren sind die ersten Untersuchungsergebnisse des aktuellen (noch nicht veröffentlichten) *LimPlan*-Gutachtens 2015 (Arp voraussichtlich 2016) aus den Monaten März, April, Juni und Juli dargestellt.

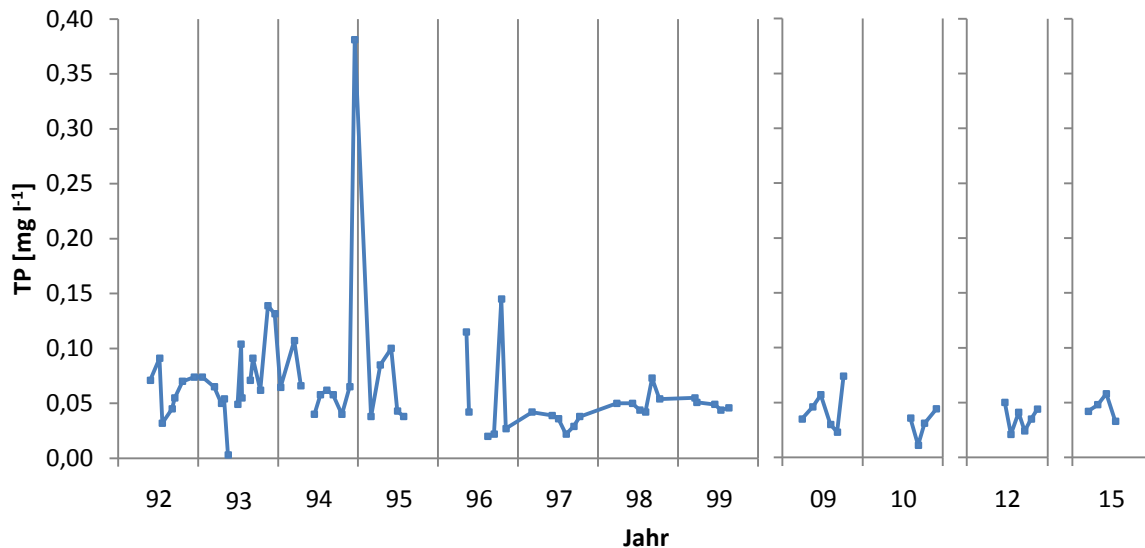


Abbildung 8 Konzentrationen von Gesamtphosphor in der euphotischen Zone bzw. 2010 aus dem Epilimnion des Caputher Sees (Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013; Daten von 2015 vom LUGV 2015)

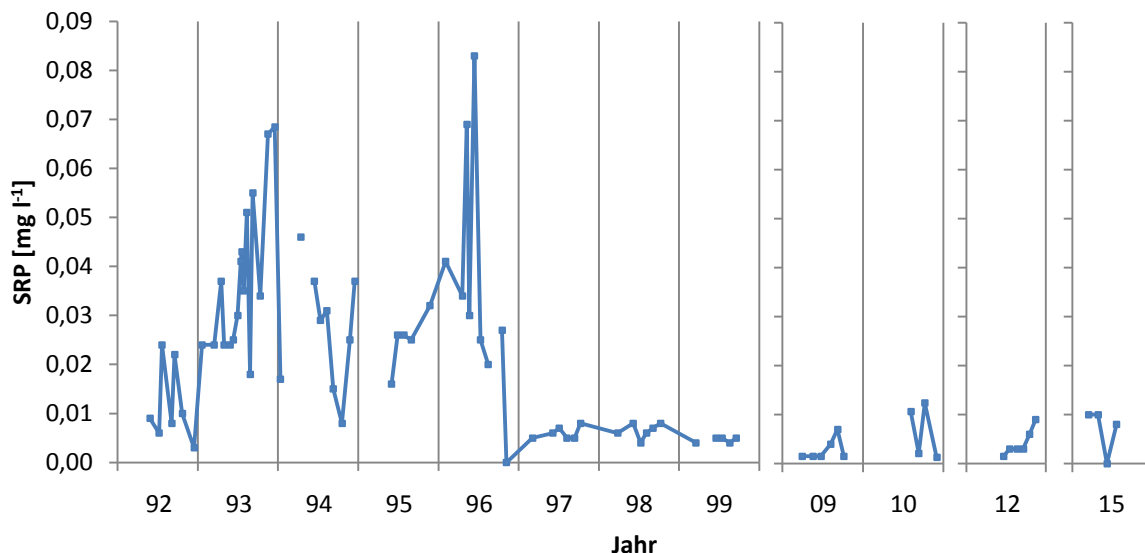


Abbildung 9 Konzentrationen von gelöstem reaktiven Phosphor (SRP) in der euphotischen Zone bzw. 2010 aus dem Epilimnion des Caputher Sees (Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013; Daten von 2015 vom LUGV 2015)

Aus den Abbildung 8 und Abbildung 9 ist ersichtlich, dass die P-Konzentrationen in den Jahren 1992 bis 1996 besonders im Sommer stark schwankten. Abnehmende Konzentrationen während des Sommers, wie sie beim modelhaften, oben beschriebenen Jahresgang verlaufen, sind erst ab 1997 grob zu erkennen. Weiterhin ist erkennbar, dass ab 1997 die P-Konzentrationen, vor allem SRP, im Mittel niedriger liegen. Dabei liegen die SRP-Konzentrationen teilweise knapp über bzw. unter der Nachweisgrenze.

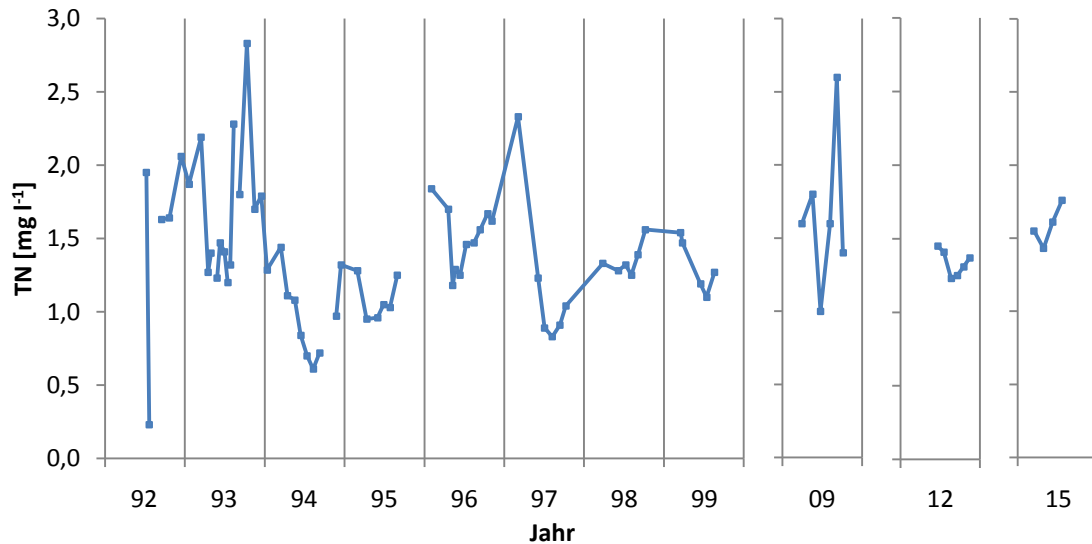


Abbildung 10 Konzentrationen von Gesamtstickstoff (TN) in der euphotischen Zone des Caputher Sees (Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013; Daten von 2015 von LUGV 2015)

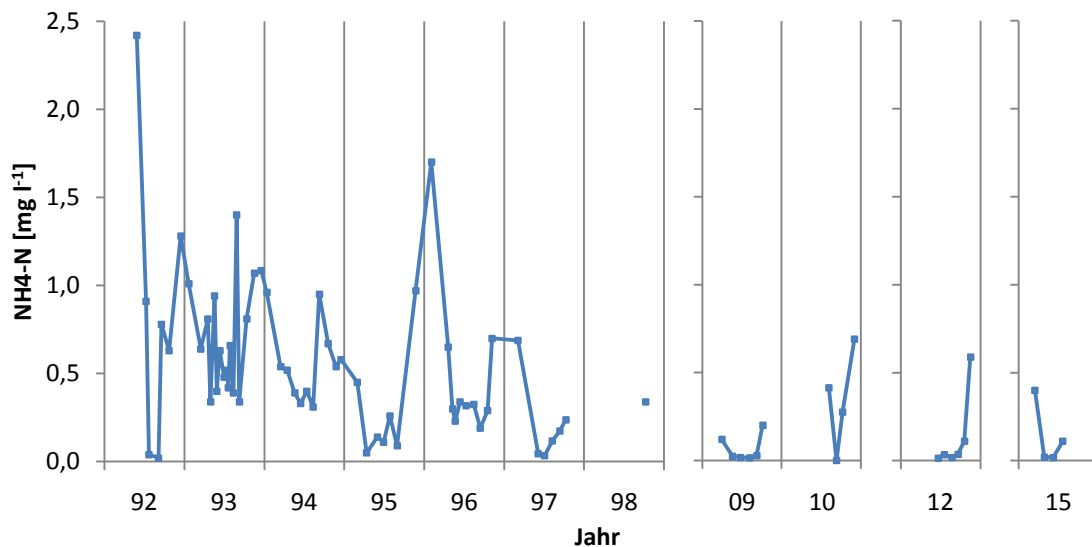


Abbildung 11 Konzentrationen von Ammonium (NH₄-N) in der euphotischen Zone bzw. 2010 aus dem Epilimnion des Caputher Sees (Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013; Daten von 2015 von LUGV 2015)

Abnehmende Konzentrationen von TN (Abbildung 10) und Ammonium (Abbildung 11) während des Sommers sind im Gegensatz zu TP und SRP (siehe oben) besser zu erkennen. Des Weiteren kam es bei den Stickstoff-Konzentrationen nur noch in den Jahren 1992/93 zu starken Schwankungen. Während eine tendenzielle Abnahme der Ammonium-Konzentrationen über die Jahre erkennbar ist, bleiben die TN-Konzentrationen grob gesehen auf einem Niveau. Ähnlich niedrige Konzentrationen von SRP, die knapp über bzw. unter der Nachweisgrenze liegen, sind auch bei Ammonium zu erkennen. Diese niedrigen Werte traten ab 2009 im Sommer häufiger auf.

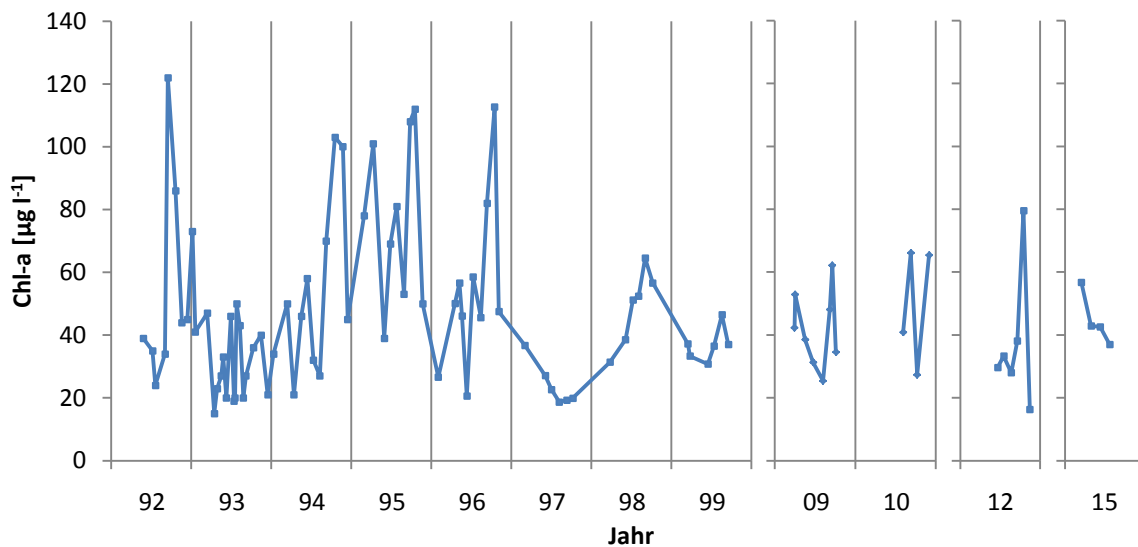


Abbildung 12 Konzentrationen von Chlorophyll a in der euphotischen Zone bzw. 2010 aus dem Epilimnion des Caputher Sees (Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013; Daten von 2015 von LUGV 2015)

Die teilweise starken Schwankungen der Nährstoffkonzentrationen (siehe oben) sind bis 1996 auch bei den Konzentrationen von Chl-a (Abbildung 12) zu erkennen, wobei die höchsten Werte meist während der Herbstzirkulation auftraten.

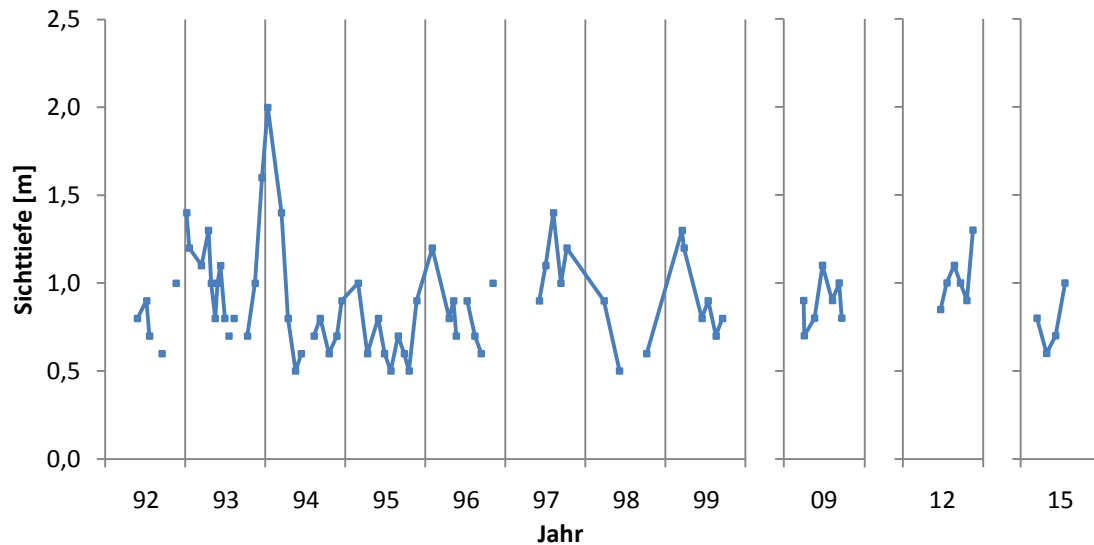


Abbildung 13 Sichttiefen des Caputher Sees (Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013; Daten von 2015 von LUGV 2015)

Die bereits erwähnte negative Korrelation der Sichttiefe zu Konzentration von Chl-a ist in den Abbildung 12 und Abbildung 13 erkennbar. Die wenigen Messungen, die in den Wintermonaten durchgeführt wurden, weisen die größten Sichttiefen auf.

Eine deutliche Abnahme der Nährstoffkonzentrationen über die Jahre ist klar erkennbar, wohingegen nur eine geringe Zunahme der Sichttiefe bzw. Abnahme der Konzentration von Chl-a zu verzeichnen ist.

5.5 Phytoplankton und Makrophyten

Der Caputher See war einst ein makrophytendominierter See, der zu einem planktondominierten See gewandelt hat (Mietz 1999). Mögliche Ursachen sind zum einen die bereits erwähnte Verkipfung ungeklärter Abwässer in der Nähe des Caputher Sees und dadurch die Erhöhung der verfügbaren Nährstoffe für die planktische Primärproduktion. Zum anderen könnte der Besatz von Marmor- und Silberkarpfen in den 1980er Jahren den Wechsel gefördert haben (siehe Kapitel 5.5).

Während Mietz (1999) lediglich von einer Dominanz an fädigen Blaualgen berichtet, wurde für den *LimPlan*-Endbericht 2012 (Arp 2013) im Rahmen der Zustandsanalyse nach WRRL (2000) die Phytoplanktonbiozönose näher betrachtet. In diesem Bericht wird auch die Dominanz der Cyanobakterien (Blaualgen), insbesondere dünnfädige *Oscillatoriales*, über den gesamten Untersuchungszeitraum deutlich (Arp 2013).

Ein Vorkommen von submersen Makrophyten ist nicht bekannt, wohingegen große Flächen der Flachwasserbereiche, besonders im Süden des Sees, mit Röhricht bewachsen sind.

5.6 Fische und fischereiliche Nutzung

In den 1980er Jahren wurden in den Caputher See Marmor- und Silberkarpfen eingesetzt (Mietz 1999). Diese in Ostasien heimischen Fische können bis zu 120 cm lang, 25 kg schwer und ca. 20 Jahre alt werden (Wiesner 2010). Aufgrund der geringeren Temperaturen ist eine Vermehrung dieser Fische in Mitteleuropa nahezu ausgeschlossen (Wiesner 2010). Silberkarpfen filtrieren selektiv Phytoplankton, wohingegen Marmorkarpfen hauptsächlich Zooplankton, welches sich u.a. von Phytoplankton ernährt, filtrieren (Wiesner 2010). Wiesner (2010) verweist aber auf einen möglichen Wechsel der Nahrungsbasis bei Silberkarpfen von Phytoplankton zu Zooplankton. Des Weiteren wird auf eine Verschlechterung des trophischen Zustands von Gewässern nach Besatz von Marmor- und Silberkarpfen verwiesen. Als mögliche Ursachen werden die selektive planktivore Ernährung der Silberkarpfen bzw. das Filtrieren von Zooplankton beider Arten und die daraus resultierende Zerstörung der Phytoplanktongemeinschaft genannt. Durch die Veränderung der Zusammensetzung des Phytoplanktons sowie durch die erhöhte Verfügbarkeit von Nährstoffen, auf Grund des Fraßdrucks, kann es zur Förderung der Eutrophierung von Gewässern kommen (Wiesner 2010). Dieser außerordentliche Eingriff in die natürliche Nahrungskette könnte somit zu einem erhöhten Wachstum des Phytoplanktons geführt haben, da diese weniger Fressfeinde in Form von Zooplankton haben. Eine höhere Phytoplankton-Dichte lässt weniger Sonnenlicht für Makrophyten in der durchlichteten Zone für deren Photosynthese ankommen. Der Besatz mit nichtheimischen Fischarten könnte somit zum Wechsel des Caputher Sees von einem makrophytendominierten zu einem planktondominierten See beigetragen haben.

5.7 Einfluss seeinterner Prozesse

Die Verfügbarkeit von Nährstoffen, vor allem Phosphor, hat einen bedeutenden Einfluss auf die Phytoplanktonentwicklung eines Gewässers. Sedimente prägen wesentlich den Stoffhaushalt eines Gewässers und können als Senke aber auch als Quelle fungieren, wobei die Stoffkonzentrationen im Sediment um mehrere Größenordnungen höher liegen können als im Freiwasser (Hupfer 2001). Viele Restaurationsmaßnahmen in einem Gewässer

zielen auf eine Erhöhung der P-Retention oder auf eine Verringerung der P-Rücklösung ab. Schon Mietz (1999) vermutete, dass die Nährstoffrücklösung aus dem Sediment im Caputher See bedeutender für den Eutrophierungsprozess sei, als die Summe der externen Nährstoffeinträge. Um nun abschätzen zu können, welche Restaurationsmaßnahmen sinnvoll und erfolgversprechend wären, sind umfangreiche Sedimentuntersuchungen notwendig. Durch die Analyse der Sedimentkerne und Peeper sollen Aussagen über die P-Bilanz des Caputher Sees getroffen werden. Dafür sind die Pool- (P-Masse im Wasserkörper und Sediment) und Fluxgrößen (P-Einträge, P-Rücklösung, Brutto- und Nettosedimentation) zu bestimmen.

5.7.1 Bestimmung Sedimentakkumulation aus Warven

Bei der Sedimentkernentnahme am 19.09.2010 sind unterschiedlich gefärbte Bereiche optisch aufgefallen. Deutlich waren die im Wechsel dunklen und hellen Schichten erkennbar (siehe Abbildung 14). Diese Schichten werden Warven genannt und entstehen bei der biogenen Kalzitfällung. Diese wird bei starkem Auftreten von Phytoplankton durch einen Anstieg des pH-Wertes hervorgerufen, wobei im Wasser Calciumcarbonat ausgefällt wird. Das Vorhandensein der Warven ist somit ein Indiz für das erhöhte Vorkommen von Phytoplankton und dessen Einfluss auf den Caputher See. Zum anderen weist die deutliche Schichtung des Sediments daraufhin, dass es kaum zu Aufwirbelungen bzw. Durchmischungen durch Lebewesen oder Wasserturbulenzen kommt. Dies kann durchaus auf die Anaerobie und das Vorkommen von Schwefelwasserstoff im Tiefenwasser während der Stagnationsphase zurückzuführen sein. Anhand der Schichten kann man ähnlich wie bei Jahresringen bei Bäumen, die Sedimentationsrate pro Jahr bestimmen, dabei entspricht der Abstand von einer hellen Schicht zu einer darauffolgend hellen Schicht einem Jahr. Für den Caputher See ergibt sich so eine durchschnittliche Sedimentationsrate von $1,3 \text{ cm a}^{-1}$. Solche hohen Sedimentationsraten sind typisch für stark eutrophierte Gewässer, was auf ein verstärktes



Abbildung 14 Sedimentkern vom 19.09.2010 aus der tiefsten Stelle des Caputher Sees

Phytoplanktonvorkommen zurückzuführen ist. Bei der Berechnung der Sedimentationsraten ist die niedrigste Warve bei ca. 15 cm Sedimenttiefe erkennbar, welche auf ein Alter von ungefähr 20 Jahre geschätzt werden kann. Demzufolge wären die ersten deutlichen Kalzitfällungen ab ca. 1990 aufgetreten. Der Besatz mit Marmor- und Silberkarpfen fand in den 1980er Jahren statt und es brauchte sicherlich einige Jahre, die Planktonbiozönose durch deren Fraßdruck so zu verändern, dass der Caputher See phytoplanktondominiert wurde. Erst durch das erhöhte Vorkommen von Phytoplankton, konnte es zu Kalzitfällungen kommen. Der

eben beschriebene zeitliche Ablauf passt somit gut zu den ermittelten Sedimentationsraten und deren Abschätzung auf das Alter der Sedimentschichten.

5.7.2 Sedimentfeststoff und P-Pool

Hupfer (2001) unterscheidet Sedimentationspartikel nach der Herkunft in allochthon (aus dem Einzugsgebiet des Gewässers) und autochthon (in dem Gewässer selbst gebildet) sowie nach stofflichen Bestandteilen (organische und mineralische). Aufgrund des relativ kleinen oberirdischen Einzugsgebiets des Caputher Sees, ist davon auszugehen, dass der Großteil der Sedimentationspartikel autochthoner Herkunft ist. Die Unterscheidung nach organischen und mineralischen Bestandteilen kann anhand des Glühverlustes und des Trockensubstanzgehaltes verdeutlicht werden. Der Anteil organischer Substanz im Sedimenttiefenprofil (Abbildung 15) liegt im Mittel bei 27,3 %, wobei die oberste Schicht ein Maximum von 34,98 % aufweist. Generell fallen die Werte bis Horizont 13 – 16 cm, mit einem Minimum von 22,98 %, darunter steigen sie wieder an. Die TS-Gehalte (Abbildung 15) weisen in der obersten Schicht ein Minimum von 4,8 % und in der untersten Schicht ein Maximum von 10,73 % auf. Die hohen Glühverluste und die niedrigen TS-Gehalte weisen somit auf ein Sediment mit höheren organischen und wenig mineralischen Bestandteilen hin. Dabei können die hohen Werte der organischen Anteile auf die hohen Planktongehalte und die Ausscheidungen der Marmor- und Silberkarpfen zurückgeführt werden.

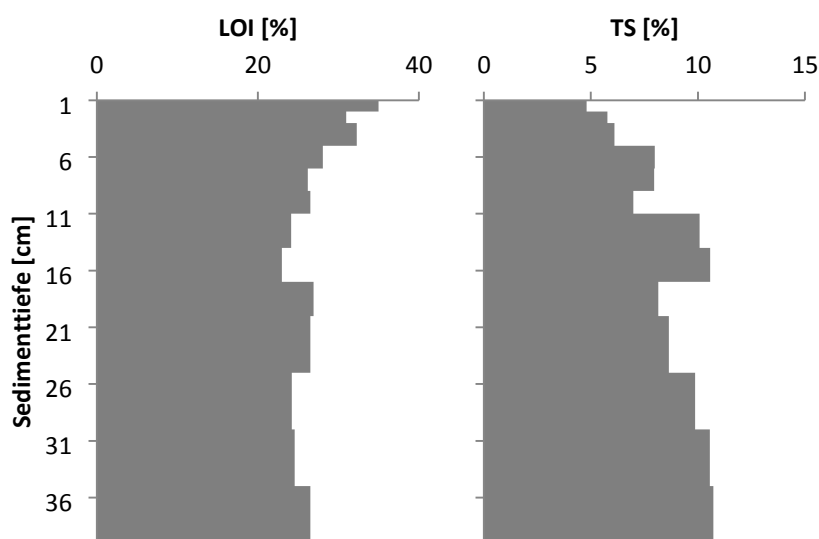


Abbildung 15 Sedimenttiefenprofile von Trockensubstanzgehalt (TS) und Anteil organischer Substanz (LOI) des Sedimentkerns vom 19.09.2010 aus der tiefsten Stelle des Caputher Sees

In Abbildung 16 sind die TP- und TFe-Gehalte des Sedimenttiefenprofils aus der tiefsten Stelle des Caputher Sees, sowie das molare Fe:P-Verhältnis dargestellt. Tendenziell lässt sich feststellen, dass der TP-Gehalt mit der Sedimenttiefe abnimmt, während der TFe-Gehalt zunimmt. Ab Horizont 10 – 13 cm verändern sich die TP-Gehalte kaum. Den flacher werdenden Verlauf begründet Lewandowski (2002) mit 2 Ursachen: 1. Durch hohe Verfügbarkeit organischer Substanzen an der Sediment-Wasser-Grenze laufen Mineralisationsprozesse dort am intensivsten ab. 2. Durch die Alterung des Sediments verringern sich die Oberfläche und damit auch die Sorptionskapazität, wobei diese Alterungsprozesse mit zunehmender Tiefe, langsamer ablaufen. Bei einer Sedimenttiefe von 19 – 34 cm verändern sich die Werte bei beiden Parametern kaum. Auffällig ist die sprunghafte Veränderung des untersten Horizonts.

Im Vergleich mit den untersuchten Sedimenten aus den Gewässern von Lewandowski (2002) und Gonsiorczyk (2002) sind die TP-Gehalte im stark eutrophen Caputher See als relativ gering einzuschätzen. Aufgrund des großen Zeitraums der Anaerobie und, da diese schon ab 4 m Wassertiefe einsetzt, könnte ein wesentlicher Anteil der Sedimentationspartikel schon während der Sedimentation durch Zersetzungsprozesse gelöst werden. Andererseits sprechen die hohen Sedimentationsraten gegen eine geringe Sedimentationsgeschwindigkeit.

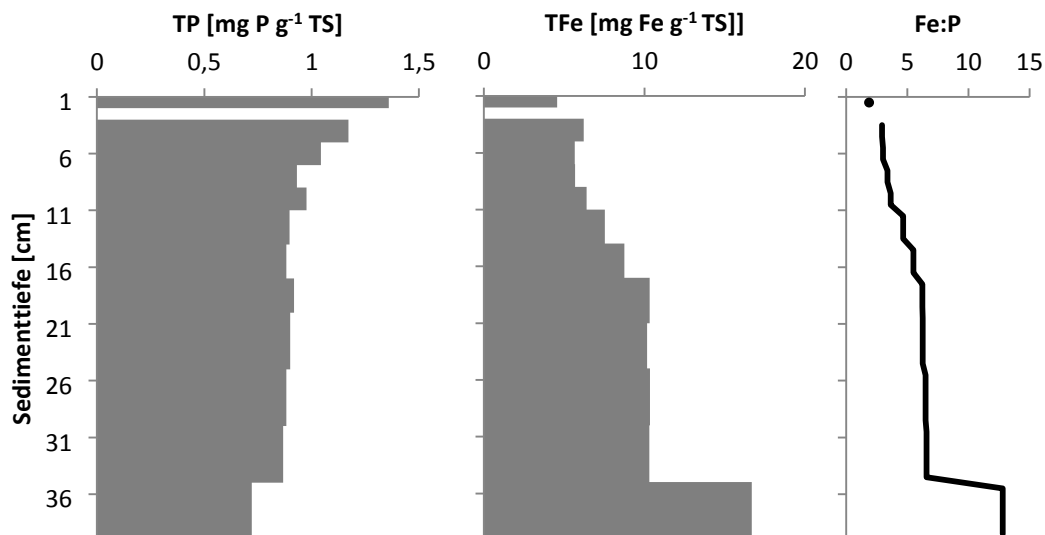


Abbildung 16 Sedimenttiefenprofile von Konzentrationen von Gesamt-Phosphor und Gesamt-Eisen, sowie molares Eisen-Phosphor-Verhältnis des Sedimentkerns vom 19.09.2010 aus der tiefsten Stelle des Caputher Sees

Der potentiell mobile P-Anteil des Sediments oder auch das P-Freisetzungspotential, ist der Teil des Sediment-P-Pools, der im Verlauf der Frühdiagenese mobilisierbar ist (Lewandowski 2002). Er wurde aus der Veränderung der TP-Gehalte im Sedimenttiefenprofil ermittelt,

wobei stationäre Verhältnisse im Gewässer angenommen wurden, die zu einer konstanten Sedimentation führen. Das Sedimenttiefenprofil kann somit als Zeitskala angesehen werden. Aus Abbildung 17 ist ersichtlich, dass die TP-Gehalte mit zunehmender Sedimenttiefe abnehmen. Der niedrigste TP-Gehalt ($0,72 \text{ mg P g}^{-1} \text{ TS}$) wird für die Berechnung des potentiell mobilen P-Anteils nach (1) als $\text{TP}_{\min}$ eingesetzt. Dieser befindet sich in der tiefsten Schicht (ab 34 cm Sedimenttiefe), weshalb alle darüber liegenden Schichten zum potentiell mobilen P-Anteil miteingerechnet werden. Dadurch ergibt sich ein potentiell mobiler P-Anteil von **$6,2 \text{ g m}^{-2}$** .

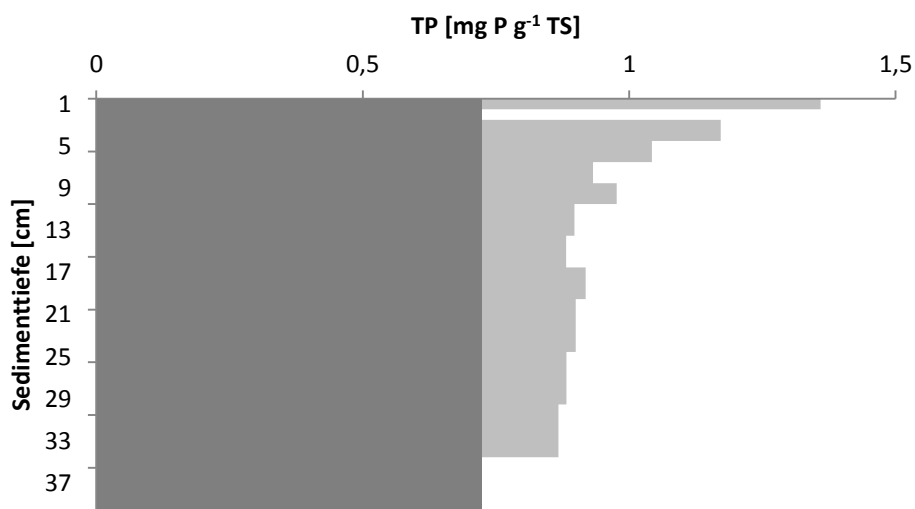


Abbildung 17 Sedimenttiefenprofil von Gesamtphosphor-Konzentration des Sedimentkerns vom 19.09.2010 aus der tiefsten Stelle des Caputher Sees
Die hellgrauen Flächen stellen den potentiell mobilisierbaren Phosphor dar.

5.7.3 Porenwasser und diffuser Flux

Die Konzentrationsverläufe gelöster Stoffe im Sedimentporenwasser bzw. Freiwasser des Caputher Sees sind in Abbildung 18 dargestellt. Auffällig sind vor allem die sehr hohen Ammoniumkonzentrationen.

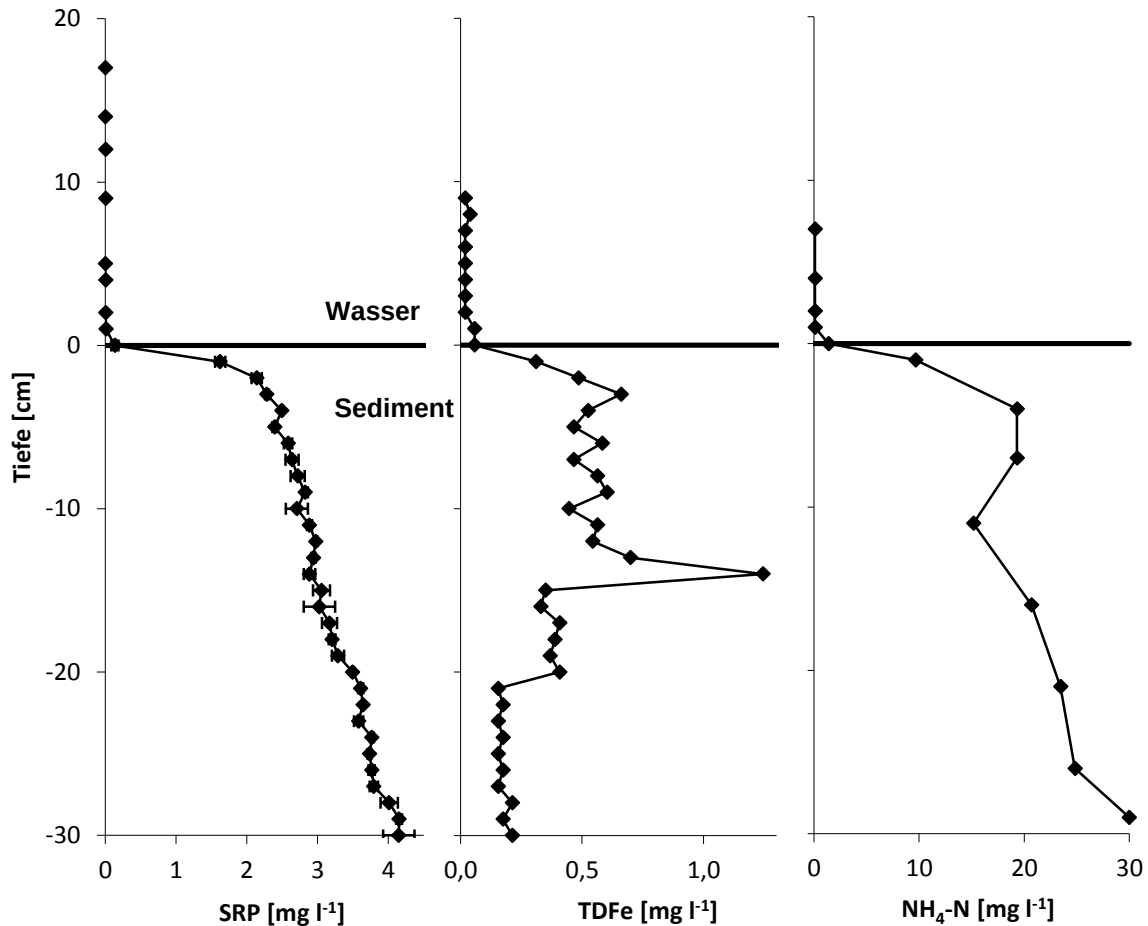


Abbildung 18 Konzentrationen verschiedener Parameter im Sedimentporenwasser bzw. im Freiwasser aus dem Peeper bei der tiefsten Stelle des Caputher Sees vom Oktober 2010

SRP – gelöster reaktiver Phosphor, TDFe – gesamt gelöstes Eisen, NH₄-N – Ammonium

Wie in den Methoden beschrieben, kann die hypolimnische Akkumulationsrate der SRP-Konzentrationen eindeutig auf die Rücklösungsprozesse aus dem Sediment zurückgeführt werden (Lewandowski 2002). Somit ist die hypolimnische Akkumulationsrate von SRP (Kapitel 5.3) gleichzusetzen mit der Freisetzungsrate von SRP aus dem Sediment.

Der diffusive P-Flux aus dem Peeper an der tiefsten Stelle des Caputher Sees, berechnet nach (5, ergibt: **0,2 mg m⁻² d⁻¹**.

5.7.4 Rolle des Sediments für den P-Haushalt

Durch die Sedimentuntersuchungen lassen sich zusammenfassend folgende Fakten für den Caputher See feststellen:

- Geringe diffusive P-Rücklösungsrate
- Sehr hohe P-Rücklösungsraten aus HPA-Berechnung möglich
- Hohe Sedimentationsraten
- Relativ geringe TP-Gehalte im Sediment und potentiell mobiler P-Pool
- Sehr geringe TFe-Gehalte
- Anaerobes Tiefenwasser bzw. Sediment über langen Zeitraum

Anhand der zusammengefassten Fakten lässt sich folgendes Bild darstellen:

Da der diffusive Flux das Minimum der P-Freisetzung darstellt (Lewandowski 2002) und andere Transportmechanismen, aufgrund des Totraums (Bioturbation) und der geringen Wasserturbulenzen in den tieferen Regionen des Caputher Sees nahezu ausgeschlossen werden können, lassen die teilweise sehr hohen P-Freisetzungsraten aus der HPA-Berechnung auf einen schnellen Um- und Abbau der frisch sedimentierten organischen Substanzen schließen. Das geringe P-Bindungsvermögen des Sediments in den oberen Sedimentschichten, gemessen am geringen molaren Fe:P-Verhältniss, und der lange Zeitraum in dem das Tiefenwasser sauerstofffrei ist, führen dazu, dass sich partikuläres P während und nach der Sedimentation wieder löst. Trotz der hohen Sedimentationsraten, wird somit relativ wenig P im Sediment gebunden.

5.8 Bewertung und Entwicklung des trophischen Zustands

Die Bewertung des trophischen Istzustands des Caputher Sees nach LAWA (1999) aus den Daten von Mietz (1999) und den beiden *LimPlan*-Endberichten 2009/12 (Arp 2010, 2013) ist zusammenfassend in Tabelle 8 dargestellt. Zu beachten ist dabei, dass für die Berechnung des trophischen Istzustands des Caputher Sees von 1992 bis 1999 aus den Daten von Mietz (1999), nur Werte herangezogen wurden, die für die Berechnung nach LAWA (1999) relevant sind. Dies bedeutet, es wurden meist 1 – 2 Werte während der Frühjahrszirkulation und 3 – 5 Werte während der Sommerstagnation bei der Berechnung verwendet.

Tabelle 8 **Trophischer Zustand und Bewertung des Caputher Sees nach LAWA (1999)**
(Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013)

TPvz - Gesamtphosphor zur Frühjahrszirkulation, TPso - Gesamtphosphor zur Sommerstagnation, Chl-a - Chlorophyll a, TI - Trophieindex

Jahr	TPvz [$\mu\text{g l}^{-1}$]	TPso [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Sichttiefe [m]	Chl-a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	TI	Trophie	Bewertung
1992	70,0	58,33	0,80	34,17	3,3	e2	3
1993	57,5	44,50	0,84	28,50	3,1	e2	3
1994	86,5	43,60	0,65	46,60	3,4	e2	3
1995	85,0	60,33	0,65	60,50	3,5	e2	3
1996	86,0	40,17	0,75	51,61	3,4	e2	3
1997	42,0	32,33	1,13	22,80	2,9	e1	2
1998	50,0	52,25	0,50	51,68	3,5	e2	3
1999	53,0	46,33	0,80	37,70	3,2	e2	3
2009	35,0	39,00	0,95	35,80	3,1	e2	3
2012	44,0	34,00	1,00	32,20	3,1	e2	3

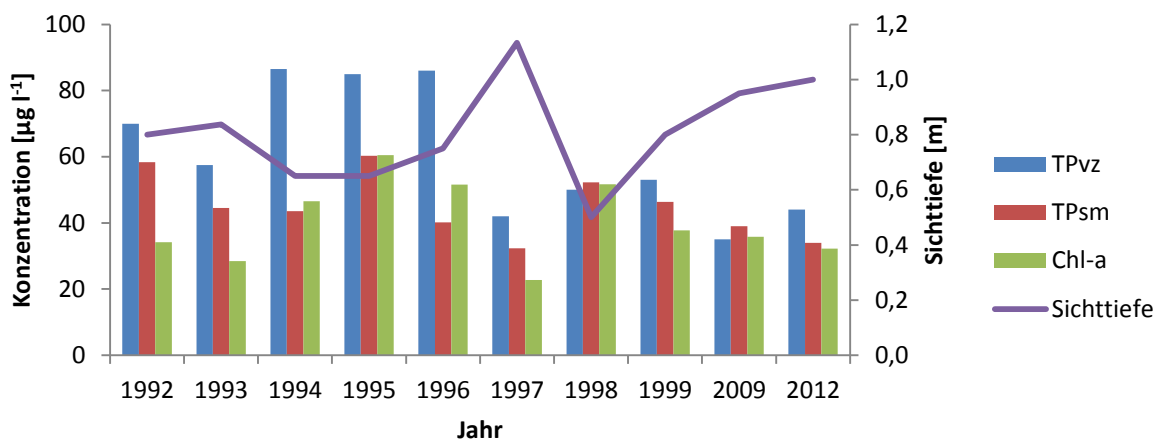


Abbildung 19 **Trophierelevante Parameter nach LAWA (1999) des Caputher Sees**

TPvz – Konzentration von Gesamtphosphor zur Frühjahrsvollzirkulation,
TPsm – Konzentration von Gesamtphosphor als epilimnischer
Sommerrmittelwert, Chl-a – Konzentration von Chlorophyll a

Aus Abbildung 19 ist ersichtlich, dass die Sichttiefe und die Konzentrationen von TP und Chl-a in den Jahren 1992 bis 1996 stark schwankten. Dagegen sind im Jahr 1997 die Konzentrationen von TP und Chl-a stark gefallen. Im Vergleich zum Jahr 1996 haben sich die Konzentrationen von TPvz und Chl-a halbiert, während die Sichttiefe sich fast verdoppelt hat. Von 1998 bis 2012 scheinen sich die Konzentrationen von TP und Chl-a auf ein niedrigeres Niveau eingestellt zu haben. Der große zeitliche Sprung von 10 Jahren zwischen 1999 und

2009 zeigt eine geringfügige Abnahme der Konzentrationen von TP und Chl-a, wobei die Sichttiefe in diesem Zeitraum stetig gestiegen ist. Vergleicht man nur die Werte der Parameter aus den Jahren 1992 und 2012, so ist die TP-Konzentration stark gesunken und die Sichttiefe leicht gestiegen, während die Konzentration von Chl-a sich nicht merklich verändert hat. Somit ist anhand dieser trophieweisenden Parameter eine sukzessive Verbesserung des Caputher Sees erkennbar. Jedoch hat sich der trophische Zustand (anhand des Trophiegrades) im betrachteten Zeitraum, bis auf das Jahr 1997, bei dem die Sichttiefe größer und die Chl-a-Konzentrationen sehr gering waren, nicht verbessert. Für das Jahr 1997 berechnete sich der trophische Zustand des Caputher Sees als eutroph e1. Da durch die Wichtungsfaktoren die TP-Konzentrationen eine untergeordnete Rolle spielen und die Sichttiefe, aber vor allem die Konzentration von Chl-a am stärksten in die Berechnung eingehen, müssen sich diese signifikant verbessern, um eine Änderung des Trophiegrades zu bewirken. Dies wird anhand der TP-Konzentrationen (zur Frühjahrszirkulation und Sommerstagnation) der Jahre 2009/12 deutlich, die bei der Zuweisung zum Trophiegrad nach LAWA (1999) als mesotroph eingestuft werden. Aufgrund der Dominanz der Blaualgen fällt die Klassifizierung der Trophie des Sees nach dem PSI entsprechend „unbefriedigend“ (PSI 3,6 (Arp 2013)) aus (Arp 2013).

6 Zukünftige Entwicklung und Empfehlung zum Umgang mit dem See und seinem Einzugsgebiet

6.1 Entwicklung des gewässerökologischen Zustands

Auf Grundlage der bisher dargestellten Faktoren, die den bisherigen Zustand des Caputher Sees charakterisieren, soll eine Abschätzung der zukünftigen Entwicklung des Sees vorgenommen werden. Durch die Beendigung der Verkipfung von ungeklärten Abwässern wird der Eintrag über das Grundwasser aus diesen Bereichen langfristig gesehen minimal werden. Des Weiteren werden die östlich gelegenen alten Fischteiche langsam verlanden, wodurch der Eintrag von Nährstoffen aus dem Quellbereich versiegt. Zudem kann davon ausgegangen werden, dass sich durch die von Hermsdorf (2011) angesprochene Kolmation des Sediments der Eintrag über den Grundwasserpfad verringert. Die sukzessive Verringerung der Nährstoffe im Freiwasser des Caputher Sees im untersuchten Zeitraum von 1992 bis 2012 wird sich demzufolge fortsetzen. Erst mit dem Aussterben der Marmor- und Silberkarpfen kann sich ein natürliches Nahrungsnetz im See einstellen. Die vom BfN (Wiesner 2010) angegebene Lebenserwartung der Karpfen von ca. 20 Jahren ist als zu gering anzusehen. Bei einem Massensterben von Silberkarpfen in der Talsperre Heyda (Thüringen) 2013 und einer folgenden Untersuchung der möglichen Ursache, wurde festgestellt, dass alle Fische 27 Jahre alt und zumeist 10 kg schwer waren (www.welt.de, 06.05.2013). Obwohl der genaue Zeitpunkt des Besatzes in den Caputher See nicht bekannt ist und sich die Lebenserwartung in der Literatur unterscheidet, könnten die Marmor- und Silberkarpfen in den kommenden Jahren aussterben. Durch dieses Aussterben der Karpfen würde sich das Verhältnis von Raubfischen zu Friedfischen stabilisieren und das Zooplankton kann wieder mehr größere Formen ausbilden. Durch die damit verbundene Verschiebung der Phytoplanktongemeinschaft, weg von der Dominanz der Cyanobakterien, und dem verringerten Eintrag von Nährstoffen, würde sich die Ausbildung von Algenblüten verringern. Zudem wird sich die schnelldiagenetische Nährstoffrücklösung aus dem Sediment zurückgehen, da weniger organische Substanz sedimentiert. Mit der Verringerung der Algenblüten könnte sich die Intensität der biogenen Kalzitfällung minimieren bzw. nicht mehr auftreten, falls die Verschiebung des pH-Wertes durch die Algenblüten nicht mehr ausreicht, um Kalzitkristalle auszufällen. Ist dann nur eine geringmächtige bzw. keine Kalzitschicht im Sediment vorhanden, würde sich wieder mehr Phosphor lösen, da dieser nicht mehr so gut im

Sediment gebunden wird. Dadurch stehen dem Phytoplankton mehr Nährstoffe zur Verfügung, wodurch wiederum das Auftreten von Algenblüten und damit einhergehend die Kalzitfällung begünstigt wird. Ob der Caputher See es schafft, diesen Kreislauf ohne menschliche Einflussnahme zu durchbrechen, lässt sich schwer abschätzen. Erst mit Erreichen eines genügend hohen Lichtangebots in tieferen Bereichen des Sees, hervorgerufen durch die Abnahme der Phytoplanktondichte, wird die Möglichkeit geschaffen, dass sich submerse Makrophyten wieder ansiedeln können. Mit dem Vorhandensein der Makrophyten verschiebt sich die sauerstofffreie Zone in die Tiefe, wodurch ein größerer Lebensraum geschaffen würde. Reicht das sauerstoffhaltige Wasser bis zum Sediment der flacheren polymiktischen Bereiche des Sees, wird zudem die Nährstoffrücklösung aus dem Sediment verringert bzw. wieder gelöste Nährstoffe fallen in einem kurzgeschlossenen Kreislauf an der sauerstoffhaltigen Wasserschicht wieder aus. Ist dieser Punkt erreicht, bei dem die Nährstoffrücklösung hauptsächlich auf das Hypolimnion beschränkt ist, müsste eine schnellere Verbesserung der trophischen Situation im See erkennbar sein. Für einen Sauerstoffeintrag ins Hypolimnion dürfte der von den Makrophyten erzeugte Sauerstoff jedoch nicht ausreichen. Aufgrund der sehr hohen Ammoniumkonzentrationen im Porenwasser des Sediments an der tiefsten Stelle des Sees (Abbildung 18) und im Quellbereich (Tabelle 6), sowie aus den Pegeluntersuchungen (Tabelle 5) ist davon auszugehen, dass generell Stickstoffverbindungen in sehr hohem Maße im Sediment vorliegen. Weiterhin kann davon ausgegangen werden, dass durch Zersetzungsprozesse im Sediment giftiges Ammoniak freigesetzt wird. Selbst bei verringerter Sedimentation von organischer Substanz, dürften die Ab- und Umbauprozesse im Sediment, durch die sehr hohen Konzentrationen von Stickstoffverbindungen, weiterhin zur höchstwahrscheinlichen Freisetzung von Ammoniak führen. Daneben ist das Vorkommen von Schwefelwasserstoff im Tiefenwasser des Sees ein Fakt (Mietz 1999, BTU 2010). Durch die natürliche Abdeckung frisch sedimentierten Materials über einen sehr langen Zeitraum würden diese Zersetzungsprozesse gemindert werden, da die Sedimentschichten mit hohen Konzentrationen von Stickstoffverbindungen und einem hohem Anteil organischer Substanz nun tiefer liegen. Somit könnten die tieferen Bereiche des Sees als Lebensraum über einen erheblich langen Zeitraum, wenn nicht sogar dauerhaft zerstört worden sein, falls sich die Konzentrationen dieser toxischen Stoffe nicht erheblich mindern.

6.2 Sanierung und Restaurierung

Auf Grundlage der bisherigen Ergebnisse sollen im Folgenden Maßnahmen zur Verbesserung der trophischen Situation im Caputher See vorgeschlagen, sowie deren Effektivität diskutiert werden. Diese Seentherapien unterscheiden sich in Sanierungsmaßnahmen und Restaurierungsmaßnahmen. Bei einer Sanierung handelt es sich um externe Maßnahmen im Einzugsgebiet eines Gewässers, bei der Restaurierung geht es um interne Maßnahmen im Gewässer selber. Sanierungsmaßnahmen zielen zumeist darauf ab, die Nährstoffeinträge in ein Gewässer zu verringern. Bei Restaurierungsmaßnahmen wird vorrangig versucht, die Nährstoffrücklösung zu verringern bzw. die Nettosedimentation zu erhöhen, sowie den Export von Nährstoffen aus dem Gewässer zu steigern. Dabei gilt generell, dass Sanierungs- vor Restaurierungsmaßnahmen durchgeführt werden sollten, da erst durch eine externe Lastsenkung längerfristige bzw. dauerhafte Verbesserungen von Gewässern erreicht werden können.

Für den Caputher See können Sanierungsmaßnahmen nahezu ausgeschlossen werden. Die Beendigung der Verkipfung ungeklärter Abwässer 1992 stellte bereits die größte Lastsenkung für den See dar. Mietz (1999) hatte auf die sehr hohen Kosten einer Grundwassersanierung hingewiesen und bis heute hat sich daran nichts geändert. Zum einen ist der kontaminierte Bereich sehr groß, welcher eine großflächige Sanierung erfordern würde, wobei die Kosten den Nutzen weit übersteigen. Zum anderen wurde sicherlich der Großteil der Schadstoffe seit Beendigung der Verkipfung 1992 bereits herausgespült.

Aus der Abschätzung der möglichen zukünftigen Entwicklung des Caputher Sees ohne äußere Eingriffe (Kapitel 6.1) lassen sich folgende Problempunkte feststellen:

- Gestörtes Nahrungsnetz aufgrund zu vieler Marmor- und Silberkarpfen
- Fehlen von Makrophyten aufgrund der Planktondichte
- Großflächige Anoxie über Gewässergrund und dadurch mögliche Nährstoffrücklösung

Das Aussterben der Marmor- und Silberkarpfen stellt den Beginn der in Kapitel 6.1 beschriebenen Entwicklung dar. Durch gezieltes Abfischen dieser Karpfen kann dieser Prozess beschleunigt werden.

Bio-manipulation

Die Bio-manipulation stellt einen Eingriff in die Nahrungsnetzsteuerung zur biologischen Kontrolle der Phytoplanktonentwicklung dar. Dabei soll durch die Entnahme zooplanktonfressender Fische und einer gezielten Erhöhung der Raubfischbestände die

Phytoplanktondominanz beseitigt werden (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) 2010). Dadurch soll es zur anhaltenden Aufklärung des Wasserkörpers kommen, wodurch die Wachstumssituation für Makrophyten verbessert werden soll. Beim Caputher See würde die Entnahme der Marmor- und Silberkarpfen als erster Schritt ausreichen. Die selektiv planktivore Ernährungsweise der asiatischen Karpfen sowie der möglicherweise zusätzlich hohe Fraßdruck auf das Zooplankton (Wiesner 2010), führen zu einer Dominanz der Cyanobakterien. Mit der Entnahme der Karpfen wird die Möglichkeit geschaffen, dass sich eine dem natürlichen Fischbestand entsprechende Planktonbiozönose herausbildet. Nachdem die nicht heimischen Karpfen aus dem See entfernt wurden, sollten mehrjährige Fischbonitierungen durchgeführt werden, um das neu entstandene Verhältnis von Raubfischen zu Friedfischen zu klären, sowie Aufschluss über die Anpassungszeit zu geben. Falls der Bestand an Raubfischen einen, dem Caputher See entsprechenden, natürlichem Verhältnis noch nicht entsprechen sollte, müssen diese dem See als zweiten Schritt zugesetzt werden. Dabei sollten verschiedene Arten unterschiedlicher Größe und Alter eingesetzt werden. Zudem muss ein vorübergehendes Fangverbot von Raubfischen durchgesetzt werden. Nach wenigen Jahren sollte sich das Nahrungsnetz auf die entstandene Situation weitestgehend eingestellt haben, was sich u.a. in einer Abnahme der Konzentration von Chl-a und einer Zunahme der Sichttiefe äußern müsste. Ab diesem Zeitpunkt kann in einem dritten Schritt die Bepflanzung mit artgerechten Makrophyten erfolgen, um den Wechsel des Sees von einem phytoplankton- zu einem makrophytendominierten Gewässer zu beschleunigen.

Um die Anpassung des Nahrungsnetzgefüges und damit auch die Effektivität der Biomanipulation beurteilen zu können, sollten neben den oben erwähnten Fischbonitierungen auch regelmäßige Untersuchungen der Planktonbiozönose durchgeführt werden. Die kurzfristige Effektivität dieser Maßnahme misst sich u.a. an der Zusammensetzung der Planktongemeinschaft. Besonders das Aufbrechen der Dominanz der Cyanobakterien stellt dabei einen entscheidenden Aspekt dar. Falls sich nach einigen Jahren beim Zooplankton keine deutlichen Veränderungen, hin zu erhöhter Anzahl und größeren Formen, gezeigt haben, sollte eine erneute Abfischung von Weißfischen, insbesondere Plötzen, erfolgen. Bei einer Befischung des Caputher Sees 2010 (LUGV 2010) haben 675 Plötzen 43 % der Gesamtanzahl an gefangenen Fischen ausgemacht. Es ist davon auszugehen, dass die Plötzen-Population bzw. Weißfische nach der Abfischung der Marmor- und Silberkarpfen und somit verminderter Nahrungskonkurrenz ansteigt, wobei der Besatz mit Raubfischen dem entgegenwirken sollte. Aufgrund der Komplexität des Nahrungsnetzes und der

Anpassungszeit nach Veränderungen, ist ein langjähriges Monitoring Voraussetzung, um gegebenenfalls weitere erforderliche Eingriffe erkennen zu können. Erste Abfischungen der Marmor- und Silberkarpfen wurden 2014/15 durch den Caputher See e.V. mit Unterstützung des Fischerhofs Seddin durchgeführt, wodurch insgesamt 230 asiatische Karpfen, mehrheitlich Silberkarpfen, aus dem See entfernt wurden, dennoch geht der Verein von weiteren 300 – 500 Exemplaren im See aus (Caputher See e.V. 2014, 2015).

Die Biomanipulation allein reicht aber möglicherweise nicht aus, um den See in einen guten trophischen Zustand zu bringen bzw. dauerhaft zu halten. Die Entnahme der asiatischen Karpfen schafft primär nur die Möglichkeit des Einstellens einer natürlichen Biozönose. Das Hauptproblem der Eutrophierungserscheinung des Caputher Sees, eine zu hohe Konzentration von Chl-a und daraus resultierend eine geringe Sichttiefe, können durch die Biomanipulation nur mittel- bis langfristig verbessert werden. Obwohl sich die Nährstoffsituation bereits verbessert hat (Kapitel 5.8), reicht die Abnahme der P-Konzentration nicht aus, um das Phytoplankton am Wachstum entscheidend zu hemmen. Mit einem mittleren Chl-a/TP-Verhältnis von 1,2 (Arp 2012) scheinen die Cyanobakterien (da dominant) sich auf das geringere Nährstoffangebot eingestellt zu haben und setzen den geringeren P sehr effizient um. Demnach muss die P-Konzentration im Freiwasser entscheidend gesenkt werden.

Kalzitaufspülung

Die biogene Kalzitfällung im gut gepufferten (Mietz 1999, Arp 2009, 2012) Caputher See kann durch eine zusätzliche Kalzitaufspülung induziert bzw. verstärkt werden, um die P-Retention im Sediment zu steigern. Dabei kann man sich den hypolimnischen Totraum zunutze machen. Untersuchungen der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Stüben 2002) zeigten, dass die Effektivität der P-Retention in der Kalzitschicht, vor allem durch Bioturbation und Resuspension bzw. hydrodynamische Prozesse, gemindert wird. Durch den Totraum kann das Vorkommen von Makrozoobenthos nahezu ausgeschlossen werden. Zudem ist die windinduzierte Wellendynamik aufgrund der morphologischen Gegebenheiten des Caputher See im Bereich der tiefsten Stelle sehr gering. Somit trägt der eigentlich negative Totraum zur Stabilität einer Kalzitschicht bei, was wiederum die Effektivität der P-Retention im Sediment und somit auch die Effektivität dieser Maßnahme positiv beeinflusst. Eine intakte 1 cm mächtige Kalzitbarriere führte in den Untersuchungen (Stüben 2002) zu einer deutlichen Reduzierung des SRP-Fluxes an der Sediment-Wasser-Grenze. Die Reduzierung des SRP-Fluxes nahm mit steigender Barrieremächtigkeit noch zu, wobei darauf verwiesen wird, dass es aufgrund des

Auflagegewichts zur Verdrängung des Porenwassers kommen kann. Dadurch würde zusätzlich SRP in das Überstandswasser verfrachtet, was einen gegenteiligen Effekt zu dieser Maßnahme darstellt. Aus Abbildung 14 ist ersichtlich, dass die Kalzitschichten im Sedimentkern des Caputher Sees ca. 0,5 cm mächtig sind. Bei der Dosierung der auszubringenden Menge von Kalzit, kann sich an dieser, durch biogene Kalzitfällung entstandenen Mächtigkeit der Kalzitschicht orientiert werden. Untersuchungen mit Aufspülung seeeigener Seekreide im Arendsee zeigten jedoch, dass in diesem Fall nicht das Sediment die Haupt-P-Quelle des Arendsees war, sondern die organische Neuaufgabe (Hupfer 2004), wodurch die Barriere keine Langzeitwirkung hatte. Da dies im Caputher See wahrscheinlich auch der Fall ist (Kapitel 5.7.4), kann diese Maßnahme erst bei einer deutlichen Abnahme der Sedimentation organischen Materials erfolgen. Anderenfalls kann es trotz intakter Barriere wieder zu hohen Rücklösungen in kurzer Zeit (Kapitel 5.3) während der Sommerstagnation kommen. Zudem wird durch diese Maßnahme eher wenig Phosphor aus der Wassersäule ausgefällt, was das Phytoplanktonwachstum nicht entscheidend genug hemmen würde. Demnach ist die Kalzitaufspülung eher eine nachträgliche Maßnahme, nachdem die P-Konzentration im Freiwasser gesenkt wurde, um dann die Retention im Sediment zu erhöhen.

Um die Kosten dieser Maßnahme gering zu halten, würde es reichen, die Aufspülung auf den Bereich an der tiefsten Stelle (ab 7 m Tiefe) zu beschränken, insbesondere da dort die Effektivität der Barriere am höchsten sein wird (Totraum). Die Aufspülung auf die flächenmäßig größeren Flachbereiche des Sees würde den Aufwand und die Kosten mehr als verdoppeln. Zudem kann die Effektivität der Barrierschicht in den Flachbereichen nicht sichergestellt werden, da dort Resuspension durch windinduzierte Wellendynamik und Bioturbation wahrscheinlicher auftreten.

Phosphatfällung

Ein weiteres Verfahren zur Erhöhung der P-Retention im Sediment stellt die Phosphatfällung dar. Um Phosphor aus der Wassersäule zu fällen und im Sediment zu binden, kommen verschiedene Fällungsmittel zum Einsatz, wie z.B. Aluminium- oder Eisensalze, Calciumverbindungen, sowie Tonmineralien (NLKWN 2010). Der Einsatz von Eisensalzen ist aufgrund der redoxabhängigen Stabilität der Verbindungen bei anoxischem Tiefenwasser bedenklich, da diese unter anaeroben Verhältnissen wieder in Lösung gehen können (Hupfer 2001, NLWKN 2010). Aluminiumsalze sind hingegen auch bei anaeroben Verhältnissen stabil, weshalb dieses Fällungsmittel für den Caputher See geeigneter ist. Des Weiteren ist die

Gefahr der Versauerung des Gewässers beim Einsatz der Salze zu beachten (NLKWN 2010), wobei dies durch das gute Puffervermögen des Sees gemindert wird. Eine Kombination mit Calciumverbindungen, die zu einer Zunahme des pH-Wertes führen, wäre eine geeignete Methode, um der Gefahr des gravierenden An- oder Abstiegs des pH-Wertes vorzubeugen. Der Einsatz von Tonmineralien kann eher als Maßnahme zur Sedimentabdeckung statt als Fällungsmaßnahme angesehen werden, da die adsorptive P-Entfernung aus dem Freiwasser gering ausgeprägt ist (Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) 2004). Der Maßnahmenkatalog des NLKWN (2010) verweist jedoch auf Lanthan-Tonmineralien, wie Bentophos[®], welches beim Absinken freies Phosphat chemisch bindet und im Sediment einlagert. Weiterhin wird auf die sehr effektive Phosphatbindung auch unter anaeroben Bedingungen verwiesen. Zudem beeinflusst Bentophos[®] den pH-Wert nicht und zeigt sich bei photosynthetisch bedingten pH-Wertschwankungen äußerst bindungsstabil (NLKWN 2010). Für den Caputher See könnten demnach alle beschriebenen Fällungsmittel verwendet werden, bis auf Eisensalze, da diese sich unter den lange andauernden anaeroben Bedingungen im Tiefenwasser wieder lösen können. Die Verwendung von Tonmineralien (außer Bentophos[®]), im Sinne einer Sedimentabdeckung, kann allerdings durch die Rücklösungsprozesse der darüber sedimentierten organischen Schicht in seiner Effektivität als Langzeitmaßnahme gemindert werden (siehe Kalzitaufspülung). Demnach reduziert sich die Auswahl des Fällungsmittels auf eine Kombination von Aluminiumsalzen und Calciumverbindungen sowie dem Lanthan-Tonmineral Bentophos[®]. Bei der Auswahl könnten versuchstechnische Untersuchungen im Labormaßstab hilfreich sein, um zu ermitteln, welche Fällmittel unter den Randbedingungen des Caputher Sees effektiver sind. Die große Fläche des Caputher Sees erfordert auch große Mengen an Fällungsmittel, was die Kosten dieser Maßnahme steigert. Das NLKWN (2010) gibt eine Kostenspanne für Aluminiumsalze und Bentophos[®] von 2 – 4 € kg⁻¹ an. Eine Beschränkung auf den Bereich an der tiefsten Stelle des Sees scheint aber nicht sinnvoll, da dadurch weniger Phosphor aus der Wassersäule gefällt wird. Um das Phytoplanktonwachstum entscheidend zu hemmen, ist eine großflächige Ausbringung des Fällmittels deshalb notwendig.

Tiefenwasserableitung

Ein weiteres Verfahren zur Minderung der P-Konzentration im Gewässer stellt die Tiefenwasserableitung (TWA) dar. Im Gegensatz zur Fällung bzw. Sedimentabdeckung wird hierbei nicht die P-Retention im Sediment erhöht, sondern der P-Export gesteigert. Bei der TWA wird das nährstoffreiche hypolimnische Tiefenwasser aus einem See entfernt. Diese Maßnahme kann demnach nur während der Sommerstagnation durchgeführt werden und

beschränkt sich beim Caputher See auf den Bereich der tiefsten Stelle. Neben den Nährstoffen können dabei auch andere reduzierende bzw. toxische Stoffe (Schwefelwasserstoff, Ammoniak) entfernt werden, was zu positiven Effekten auf den Sauerstoffhaushalt des Sees führt (NLKWN 2010). Ein großes Problem bei der TWA besteht jedoch darin, dass das abgeleitete Tiefenwasser wieder ausgebracht werden muss. Eine Möglichkeit wäre die Einleitung in den Schwielowsee, entweder direkt mittels einer Rohrleitung durch den Ort Caputh oder mittels des nördlichen Abflusses. Dadurch würde aber das möglicherweise hochbelastete nähr- und schadstoffreiche Wasser nur verfrachtet werden. Obwohl der Schwielowsee bedeutend größer ist als der Caputher See und von der Havel durchflossen wird, muss untersucht werden, ob der zusätzliche Eintrag des abgeleiteten Tiefenwassers einen wesentlichen Einfluss auf den trophischen Zustand des Schwielowsees bedeutet. Ein weiteres Problem besteht dabei auch in dem Abfallen des Wasserspiegels des Caputher Sees. Zudem hat Mietz (1999) festgestellt, dass der Abfluss im Juli 1999 versiegte, wodurch keine natürliche Strömung Richtung Schwielowsee stattfand. Dieser Vorgang kann sich damit jederzeit wiederholen. Das hätte zur Folge, dass das dort eingeleitete Tiefenwasser wieder in den Caputher See zurückfließen würde. Ein Wehr könnte dies verhindern, wobei diese Barriere bei natürlichem Abfluss wieder zu öffnen sein sollte. Mietz (1999) stellte einen Entwurf der technischen Umsetzung und des Betriebs der Anlage dar. Im Sinne des Naturschutzes ist das Einleiten des ungeklärten Tiefenwassers in den Schwielowsee jedoch nicht zu empfehlen. Eine andere Möglichkeit besteht in Anwendung einer TWA mit externer P-Eliminierungsstufe, z.B. mit einer Pelicon-Anlage (Mietz 1999). Ein Vorteil dabei ist, dass es zu keinen Wasserstandsschwankungen kommt, da das abgeleitete Tiefenwasser wieder in den See zurückgeleitet wird. Des Weiteren werden die eingesetzten Chemikalien zum größten Teil zurückgehalten und gelangen damit kaum in den See. Der mitabgeleitete Schwefelwasserstoff kann vor der eigentlichen P-Fällung durch Zugabe von Eisensulfatchlorid entfernt werden, um Beeinträchtigungen des Prozesses zu vermeiden (NLKWN 2010).

Auszuschließende Verfahren

Aufgrund der vorhandenen Kalzitschichten im Sediment bis in 15 cm Tiefe und deren positive Auswirkung auf die Nährstoffretention, sowie die Tatsache, dass die TP-Konzentrationen mit der Sedimenttiefe abnehmen, ist eine Sedimententfernung keinesfalls zu empfehlen. Vor allem, da die größte Menge an rückgelöstem Phosphor auf die frischsedimentierte organische Substanz zurückzuführen ist.

Ein weiteres Restaurationsverfahren ist die Tiefenwasserbelüftung. Dabei wird das Tiefenwasser eines Sees mit Sauerstoff angereichert, um die aeroben Bereiche zu vergrößern. Dadurch sollen primär die Rücklösungsprozesse aus dem Sediment gemindert und zudem günstige Lebensbedingungen für tierische Organismen des Sees erhalten werden (NLKWN 2010). Diese Maßnahme ist aber nur bei laufendem Betrieb wirksam. Nach Beendigung der Maßnahme stellt sich schnell die vorherige Sauerstoffsituation im See wieder ein. Es ist keinesfalls eine Langzeitmaßnahme und somit nicht zu empfehlen.

Zusammenfassung

Aus der Diskussion über die möglichen Maßnahmen zur Verbesserung des trophischen Zustands des Caputher Sees lassen sich folgende vielversprechende Ansatzmöglichkeiten zusammenfassen:

1. Biomanipulation: Mit der Abfischung der Marmor- und Silberkarpfen sowie dem Besatz von Raubfischen und Makrophyten kann die Dominanz der Cyanobakterien aufgebrochen werden und im besten Fall kann sich die Sauerstoffsituation im See verbessern.
2. Phosphorfällung: Durch den Einsatz eines Fällungsmittels wird dem Freiwasser des Sees Phosphor entzogen, wodurch das Phytoplanktonwachstum gehemmt wird. Zudem erhöht sich dadurch das P-Bindungsvermögen des Sediments. Als mögliche Fällungsmittel kann entweder eine Kombination von Aluminiumsalzen und Calciumverbindungen oder das Lanthan-Tonmineral Bentophos[®] verwendet werden.
3. Tiefenwasserableitung mit externer Phosphorfällung: Die TWA mit externer P-Fällung entfernt ebenfalls pflanzenverfügbaren Phosphor aus dem See.

Durch die Biomanipulation wird das gestörte Nahrungsnetz in einen natürlichen Zustand gebracht, wodurch Makrophyten in der Lage sind die Sauerstoffsituation zu verbessern. Durch einen größeren aeroben Bereich, lösen sich weniger Nährstoffe, was wiederum zu geringerem Phytoplanktonwachstum und somit auch höheren Sichttiefen führt. Das größere Lichtangebot sorgt für den Erhalt der Makrophyten. Durch die P-Fällung oder die TWA wird dieser Prozess beschleunigt und sorgt für eine langfristig anhaltende Wirkung.

7 Literaturverzeichnis

- Andersen, J. M. (1975). Influence of pH on release of phosphorus from lake sediments. Arch. Hydrobiol. 76, 411 - 419.
- Arp, W. & Koppelmeyer, B. (2010). Biologische und chemisches Monitoring zur Indikation des ökologischen Zustandes gemäß EU-WRRL in 83 Seen im Land Brandenburg – LOS 2. Kennziffer GewSan Ö4 – 009-2/2009. Endbericht. Im Auftrag des Landesumweltamtes des Landes Brandenburg (LUA). Berlin
- Arp, W., Koppelmeyer, B. & Wöbbecke, K. (2013). Monitoring zur Indikation des trophischen Zustandes gemäß EU-WRRL in 4 Seen im Land Brandenburg. Kennziffer S3-VG-12-020. Endbericht. Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (LUGV). Berlin
- Arp, W. (geplant zur Veröffentlichung voraussichtlich 2016). Monitoring zur Indikation des trophischen Zustandes gemäß EU-WRRL u.a. im Caputher See, im Auftrag des LUGV
- BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung, Hrsg.) (2004). Möglichkeiten und Grenzen der Deeutrophierung von Seen mit Hilfe von Tonmineralien. Abschlussbericht zum BNBF-Verbundvorhaben „Entwicklung einer Methode zur Seerestaurierung auf Grundlage der Applikation von Tonmineralien“. 02 WT 0126/0127.
- Boudreau, B. P. (1996). The diffusive tortuosity of fine-grained unlithified sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 60, 3139-3142.
- Gonsiorczyk, T (2002). Wechselwirkungen zwischen der Sediment- und Gewässerbeschaffenheit in geschichteten Seen unterschiedlicher Trophie - Vergleichende Sedimentuntersuchungen zum C-, N- und P-Umsatz, Dissertation, IGB Neuglobsow / BTU Cottbus.
- Grüneberg, B. (2006). Benthische Stoffakkumulation und Nährstoffremobilisierung in geogen versauerten Seen, Dissertation, BTU Cottbus.
- Hermesdorf, A. (2011). Hydrogeochemisch-genetische Bewertung des Caputher Sees, LUGV.

- Hupfer, M. (2001). Seesedimente. In: Ökologie und Schutz von Seen. Dokulil, M.; Hamm, A. & Kohl, J. G. (Hrsg.), Wien: Fakults Verlags- und Buchhandels AG, 206-226.
- Hupfer, M. (2004). Bedeutung sedimentstratigraphischer Untersuchungen für die Seentherapie. *Studia Quaternaria*, 121, 171-178.
- LAWA (1998). Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Schwerin
- Lewandowski, J. (2002). Untersuchungen zum Einfluss seeinterner Verfahren auf die Phosphor-Diagenese in Sedimenten, Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät I.
- Liebscher, H. J., & Baumgartner, A. (1996). Allgemeine Hydrologie, Quantitative Hydrologie. Gebrüder Borntraeger, Berlin-Stuttgart.
- LUGV (2010). Befischungsdaten von 2009 und 2010 des Caputher Sees
- Mietz, O. (1999). Caputher See – Zustand und Ansätze der Restauration. Gutachten / Textteil. Seddiner See
- Mischke, U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Nixdorf, B. (2007). Praxistest Phytoplankton in Seen. Endbericht zum LAWA – Projekt (O 5.05). Berlin, Freiburg, Bad Saarow, Oktober 2007.
- NLKWN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hrsg.) (2010). Leitfaden Maßnahmenplanung Oberflächengewässer – Teil B: Standgewässer.
- Nusch, E. A. (1980). Comparison of different methods for chlorophyll and pheopigment determination. *Archives of Hydrobiology Bulletin (Ergebnisse der Limnologie)*. 14. 14-36
- Schönfelder, I. (2006). Anpassung des Bewertungsmoduls Diatomeenindex DI-PROF auf die Subtypen der Seen in Schleswig-Holstein. Im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Bericht Dezember.

Stüben, D., Neumann, T., Berg, U., Wurm, K., & Markert, U. (2001). Effizienz und ökologische Auswirkungen einer Calcitaufspülung als interne Restaurierungsmaßnahme für eutrophierte Standgewässer (N 98 006). BWPLUS.

Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W., & Nehring, S. (2010). Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels. BfN-Skripten, 279, 192.

<http://www.welt.de/wissenschaft/article115935156/Massensterben-der-Silberkarpfen-gibt-Raetsel-auf.html> (12.09.2015)

Caputher See e.V. (www.caputhersee.de) (12.09.2015)

8 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Übersicht der verwendeten Methoden in der Laboranalytik
Tabelle 2	Morphometrische und hydrologische Kenndaten des Caputher Sees (Daten von Mietz 1999)
Tabelle 3	Phosphoreinträge aus dem Einzugsgebiets des Caputher Sees (Daten der Fläche und der P-Fracht von Mietz 1999, Daten der Eintragsrate von LAWA 1999)
Tabelle 4	Relevante Kenngrößen für die Berechnung des Referenzzustands nach dem potentiell natürlichen P-Eintrag (Daten von Mietz 1999)
Tabelle 5	physikalische und chemische Parameter aus den Pegeluntersuchungen vom 31.08.1993 und dem Caputher See vom 26.08.1993 (Daten von Mietz 1999)
Tabelle 6	Konzentrationen von gelöstem Phosphor, Stickstoff und Eisen im Quellbereich, Freiwasser (09.09.2010) und im Sediment des Caputher Sees (Daten von BTU)
Tabelle 7	Hypolimnische Akkumulationsraten (HPA) verschiedener Nährstoffe als Sommermittelwerte im Bereich der tiefsten Stelle (7,5 – 9 m) des Caputher Sees
Tabelle 8	Trophischer Zustand und Bewertung des Caputher Sees nach LAWA (1999) (Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013)

9 Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1 Schematische Übersicht der Sedimentanalyse
- Abbildung 2 Schematische Übersicht der trophischen Zustandsanalyse von Standgewässern nach LAWA 1999
- Abbildung 3 Tiefenkarte des Caputher Sees (Ministerium für Ländliche Entwicklung Umwelt und Verbraucherschutz 2007)
- Abbildung 4 Konzentrationen von Gesamtposphor in der euphotischen Zone (TP eu) und über dem Gewässergrund (TP Grund) des Caputher Sees (Daten von Mietz 1999)
- Abbildung 5 Konzentrationen von gelöstem reaktiven Phosphor in der euphotischen Zone (SRP eu) und über dem Gewässergrund (SRP Grund) des Caputher Sees (Daten von Mietz 1999)
- Abbildung 6 Konzentrationen von Gesamtstickstoff in der euphotischen Zone (TN eu) und über dem Gewässergrund (TN Grund) des Caputher Sees (Daten von Mietz 1999)
- Abbildung 7 Konzentrationen von Ammonium in der euphotischen Zone (NH₄-N eu) und über dem Gewässergrund (NH₄-N Grund) des Caputher Sees (Daten von Mietz 1999)
- Abbildung 8 Konzentrationen von Gesamtposphor in der euphotischen Zone bzw. 2010 aus dem Epilimnion des Caputher Sees (Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013; Daten von 2015 vom LUGV 2015)
- Abbildung 9 Konzentrationen von gelöstem reaktiven Phosphor (SRP) in der euphotischen Zone bzw. 2010 aus dem Epilimnion des Caputher Sees (Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013; Daten von 2015 vom LUGV 2015)

- Abbildung 10 Konzentrationen von Gesamtstickstoff (TN) in der euphotischen Zone des Caputher Sees (Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013; Daten von 2015 von LUGV 2015)
- Abbildung 11 Konzentrationen von Ammonium (NH₄-N) in der euphotischen Zone bzw. 2010 aus dem Epilimnion des Caputher Sees (Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013; Daten von 2015 von LUGV 2015)
- Abbildung 12 Konzentrationen von Chlorophyll a in der euphotischen Zone bzw. 2010 aus dem Epilimnion des Caputher Sees (Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013; Daten von 2015 von LUGV 2015)
- Abbildung 13 Sichttiefen des Caputher Sees (Daten von 1992 – 1999 von Mietz 1999; Daten von 2009 & 2012 von Arp 2010, 2013; Daten von 2015 von LUGV 2015)
- Abbildung 14 Sedimentkern vom 19.09.2010 aus der tiefsten Stelle des Caputher Sees
- Abbildung 15 Sedimenttiefenprofile von Trockensubstanzgehalt (TS) und Anteil organischer Substanz (LOI) des Sedimentkerns vom 19.09.2010 aus der tiefsten Stelle des Caputher Sees
- Abbildung 16 Sedimenttiefenprofile von Konzentrationen von Gesamt-Phosphor und Gesamt-Eisen, sowie molares Eisen-Phosphor-Verhältnis des Sedimentkerns vom 19.09.2010 aus der tiefsten Stelle des Caputher Sees
- Abbildung 17 Sedimenttiefenprofil von Gesamtposphor-Konzentration des Sedimentkerns vom 19.09.2010 aus der tiefsten Stelle des Caputher Sees
- Abbildung 18 Konzentrationen verschiedener Parameter im Sedimentporenwasser bzw. im Freiwasser aus dem Peeper bei der tiefsten Stelle des Caputher Sees vom Oktober 2010
- Abbildung 19 Trophierelevante Parameter nach LAWA (1999) des Caputher Sees

10 Anhang

Tabelle A I Messwerte der Multiparameter-Sonde vom 05.08.2010 an der tiefsten Stelle des Caputher Sees

Tiefe	Temp.	pH	Redox	Leitf.	Trübung	O2-Sätt.	O2-Konz.
[m]	[°C]	[-]	[mV]	[$\mu\text{S cm}^{-1}$]	[NTU]	[%]	[mg l ⁻¹]
0,14	22,47	8,48	306	444	5,7	93,9	8,12
0,16	22,46	8,49	306	444	5,9	93,8	8,12
0,27	22,46	8,48	305	444	5,6	93,8	8,12
0,47	22,46	8,48	305	444	5,5	93,7	8,11
0,75	22,43	8,48	305	444	5,2	93,5	8,10
0,86	22,42	8,49	305	444	5,2	93,2	8,08
1,14	22,28	8,43	306	444	5,2	92,8	8,06
1,39	22,24	8,43	306	445	5,3	92,0	8,00
1,57	22,24	8,43	306	444	5,4	90,9	7,90
1,73	22,23	8,42	305	444	5,6	88,9	7,73
1,98	22,21	8,43	305	445	5,8	88,7	7,72
2,12	22,20	8,44	305	444	5,9	88,7	7,71
2,36	22,20	8,43	305	444	6,0	88,5	7,70
2,51	22,19	8,43	305	445	6,0	88,5	7,70
2,60	22,19	8,43	305	445	6,0	88,4	7,69
2,74	22,18	8,42	305	445	6,1	88,3	7,69
2,92	22,18	8,40	306	444	6,1	87,9	7,65
3,05	22,17	8,36	306	445	5,9	87,0	7,58
3,20	22,09	8,09	312	446	6,1	74,5	6,49
3,37	22,13	8,11	313	446	6,9	64,2	5,59
3,56	21,82	7,68	326	448	9,1	23,1	2,03
3,77	21,80	7,60	328	448	8,9	12,2	1,07
3,99	21,71	7,59	324	449	9,3	9,8	0,86
4,30	21,63	7,56	325	449	9,9	7,0	0,62
4,56	21,57	7,55	321	450	9,8	5,4	0,47
4,80	21,55	7,56	311	450	9,8	3,8	0,33
4,93	21,06	7,59	95	452	10,2	2,2	0,19
5,18	18,26	7,27	12	464	10,0	2,1	0,19
5,44	16,47	7,20	2	460	9,4	1,9	0,19
5,65	15,15	7,18	-5	461	8,4	1,7	0,17
5,91	14,09	7,11	-6	464	7,7	1,7	0,17
6,15	12,88	7,06	-8	473	7,0	1,6	0,17
6,35	12,04	7,01	-8	481	6,4	1,6	0,17
6,57	11,59	6,97	-9	488	6,1	1,5	0,16
6,79	11,04	6,91	-9	500	6,0	1,4	0,16
7,08	10,59	6,86	-11	510	6,1	1,4	0,15
7,24	10,53	6,84	-11	515	7,7	1,3	0,15
7,38	10,25	6,82	-11	519	8,0	1,4	0,15
7,57	10,02	6,79	-12	525	8,4	1,4	0,15
7,73	9,92	6,78	-12	532	8,7	1,3	0,15
8,02	9,75	6,73	-12	539	9,1	1,3	0,15
8,24	9,53	6,69	-11	548	9,5	1,3	0,15
8,49	9,48	6,66	-11	553	9,8	1,3	0,15
8,60	9,35	6,65	-11	558	10,0	1,3	0,15

Tabelle A II Messwerte der Multiparameter-Sonde vom 09.09.2010 an der tiefsten Stelle des Caputher Sees

Tiefe	Temp.	pH	Redox	Leitf.	Trübung	O2-Sätt.	O2-Konz.
[m]	[°C]	[-]	[mV]	[$\mu\text{S cm}^{-1}$]	[NTU]	[%]	[mg l ⁻¹]
0,30	17,29	8,13	383	444	7,3	81,5	7,82
0,32	17,28	8,13	383	444	7,1	81,4	7,81
0,51	17,28	8,13	381	443	6,2	81,4	7,81
1,01	17,29	8,14	381	443	6,8	81,7	7,83
1,50	17,28	8,14	380	443	7,6	81,7	7,84
2,07	17,27	8,14	380	444	7,0	80,9	7,76
2,52	17,27	8,14	380	443	7,2	80,6	7,73
2,99	17,28	8,15	379	443	7,4	80,4	7,72
3,50	17,26	8,14	379	443	7,1	80,3	7,71
4,05	17,20	8,12	380	444	7,3	78,8	7,57
4,51	17,17	8,17	379	444	7,7	80,0	7,69
4,98	17,14	8,19	378	444	7,6	82,0	7,89
5,50	17,10	8,16	378	444	8,1	80,7	7,78
5,83	16,79	7,56	191	452	15,5	13,4	1,30
6,05	16,55	7,46	66	458	18,1	2,2	0,22
6,53	14,22	7,07	-22	511	9,1	1,8	0,19
7,09	11,06	6,91	-20	547	10,1	1,5	0,17
7,45	10,22	6,84	-21	565	11,6	1,5	0,17
7,96	9,76	6,76	-22	588	12,4	1,4	0,16

Tabelle A III Messwerte der Multiparameter-Sonde vom 07.10.2010 an der tiefsten Stelle des Caputher Sees

Tiefe	Temp.	pH	Redox	Leitf.	Trübung	O2-Sätt.	O2-Konz.
[m]	[°C]	[-]	[mV]	[$\mu\text{S cm}^{-1}$]	[NTU]	[%]	[mg l ⁻¹]
0,16	14,53	8,27	326	440	5,3	102,5	10,43
0,47	14,5	8,25	325	440	5,3	102	10,38
1,01	14,45	8,24	325	440	5,6	101,4	10,33
1,51	14,34	8,21	326	440	8,1	98,6	10,07
2,03	14,33	8,2	326	440	6,2	97,6	9,98
2,48	14,22	8,14	327	440	6,1	94,3	9,66
3,06	14,09	8,08	328	441	6,1	91,6	9,4
3,53	13,97	8,06	329	442	5,6	87,5	9,01
4,01	13,94	8,06	330	441	5,8	86,3	8,89
4,56	13,87	8,03	331	441	5,4	84,8	8,75
4,99	13,81	7,97	332	441	5,4	80,5	8,32
5,49	13,72	7,93	333	441	5,6	78,5	8,13
5,97	13,67	7,9	334	442	5,9	74,3	7,7
6,53	13,62	7,86	335	442	5,7	69,8	7,24
6,96	13,56	7,81	336	442	6,1	64,5	6,7
7,43	13,46	7,77	338	443	5,9	60,4	6,29
8,02	13,42	7,75	339	443	6,4	55,5	5,79
8,47	13,39	7,74	339	444	7,4	52,6	5,49
8,73	13,32	7,62	132	448	103,1	47,7	4,98

Tabelle A IV Messwerte der Multiparameter-Sonde vom 30.11.2010 an der tiefsten Stelle des Caputher Sees

Tiefe	Temp.	pH	Redox	Leitf.	Trübung	O2-Sätt.	O2-Konz.
[m]	[°C]	[-]	[mV]	[$\mu\text{S cm}^{-1}$]	[NTU]	[%]	[mg l ⁻¹]
0,21	4,14	7,65	556	438	2,2	77,1	10,06
0,28	4,08	7,66	556	437	2	77	10,05
0,6	4,09	7,69	557	438	2,5	76,9	10,04
0,61	4,1	7,68	557	438	2,7	76,9	10,03
1,02	4,12	7,69	557	438	2,8	76,7	10,01
1,32	4,12	7,7	557	438	2,7	76,6	10
1,57	4,12	7,7	557	438	2,7	76,6	9,99
1,83	4,11	7,7	557	438	2,6	76,5	9,98
2,15	4,1	7,7	558	438	2,5	76,4	9,97
2,41	4,1	7,71	558	437	2,6	76,2	9,95
2,76	4,09	7,71	558	438	2,5	76	9,92
3,12	4,09	7,72	558	438	2,5	75,8	9,9
3,36	4,08	7,72	558	438	2,6	75,8	9,89
3,69	4,08	7,72	558	438	2,5	75,7	9,88
3,97	4,08	7,73	558	438	2,6	75,5	9,86
4,25	4,11	7,73	558	438	2,6	75,4	9,84
4,58	4,08	7,74	558	438	2,6	75,5	9,85
4,9	4,09	7,74	558	439	2,7	75,3	9,84
5,27	4,08	7,75	558	438	2,6	75,3	9,84
5,57	4,09	7,75	559	438	2,6	75,3	9,83
5,79	4,1	7,76	559	437	2,7	75,2	9,82
6,12	4,08	7,76	559	438	2,7	75,2	9,82
6,5	4,07	7,76	559	438	2,6	75,2	9,83
6,88	4,07	7,76	559	438	2,6	75,2	9,82
7,26	4,06	7,76	559	437	2,6	74,9	9,79
7,47	4,06	7,76	559	439	2,6	74,9	9,79
7,74	4,06	7,77	559	438	2,6	74,8	9,78
8,04	4,06	7,77	559	437	2,7	74,9	9,78

Tabelle A V Sedimentfeststoffanalyse des Sedimentkerns aus der tiefsten Stelle des Caputher Sees vom 19.09.2010

Horizont	TS	LOI	TP	TFe	Fe:P
[cm]	[% FS]	[% TS]	[mg P g ⁻¹ TS]	[mg Fe g ⁻¹ TS]	
0-1	4,80	34,98	1,36	4,57	1,86
1-2	5,76	30,97			
2-4	6,11	32,31	1,17	6,22	2,94
4-6	7,99	28,08	1,04	5,66	3,00
6-8	7,95	26,19	0,93	5,68	3,38
8-10	6,98	26,51	0,98	6,39	3,62
10-13	10,07	24,13	0,90	7,55	4,66
13-16	10,57	22,98	0,88	8,75	5,49
16-19	8,16	26,90	0,92	10,34	6,23
19-24	8,64	26,54	0,90	10,16	6,25
24-29	9,87	24,23	0,88	10,34	6,49
29-34	10,56	24,58	0,87	10,30	6,57
34-39	10,73	26,51	0,72	16,68	12,81

Tabelle A VI Porenwasseranalyse des Peepers aus der tiefsten Stelle des Caputher Sees vom Oktober 2015

Tiefe [cm]	SRP [mg l ⁻¹]	NH ₄ -N [mg l ⁻¹]	TDFe [mg Fe l ⁻¹]
-30	4,15		0,21
-29	4,15	30	0,17
-28	4,01		0,21
-27	3,79		0,16
-26	3,76	24,84	0,17
-25	3,73		0,16
-24	3,77		0,17
-23	3,58		0,16
-22	3,64		0,17
-21	3,61	23,46	0,16
-20	3,49		0,41
-19	3,29		0,37
-18	3,21		0,39
-17	3,17		0,41
-16	3,03	20,70	0,33
-15	3,06		0,35
-14	2,89		1,24
-13	2,94		0,70
-12	2,97		0,54
-11	2,89	15,18	0,56
-10	2,71		0,45
-9	2,82		0,60
-8	2,72		0,56
-7	2,64	19,32	0,47
-6	2,58		0,58
-5	2,39		0,47
-4	2,49	19,32	0,52
-3	2,28		0,66
-2	2,14		0,49
-1	1,62	9,66	0,31
0	0,14	1,38	0,06
1	0,01	0,1	0,06
2	0,01	0,1	0,02
3			0,02
4	0,00	0,1	0,02
5	0,00		0,02
6			0,02
7		0,1	0,02
8			0,04
9	0,00		0,02
10			
11			
12	0,01		
13			
14	0,00		
15			
16			
17	0,00		

Tabelle A VII Berechnung des potentiell mobilen P-Pools

Horizont	Dicke der Schicht	TGL LM	TGL LM +FS	TGL +TS 105 °C	FS	TS	H2O	TS	ω	TGL LM	EW TS 105°C	TGL + TS 550°C	LOI	ρ Sediment	Porosität	TP	TPmin	pot. mobiler P
[cm]	cm	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[% FS]		[g]	[g]	[g]	[%]	[g cm ⁻³]		[mg P g ⁻¹ TS]	[mg P g ⁻¹ TS]	[mg P cm ⁻²]
0-1	1	28,75	53,26	29,92	24,51	1,18	23,33	4,80	0,95	23,01	0,15	23,11	34,98	2,04	0,98	1,36	0,72	0,03
1-2	1	28,80	49,31	29,98	20,51	1,18	19,32	5,76	0,94	32,33	0,15	32,43	30,97	2,10	0,97		0,72	
2-4	2	31,45	58,54	33,10	27,10	1,65	25,44	6,11	0,94	34,89	0,15	34,99	32,31	2,08	0,97	1,17	0,72	0,06
4-6	2	30,56	59,42	32,87	28,85	2,30	26,55	7,99	0,92	22,03	0,15	22,14	28,08	2,14	0,96	1,04	0,72	0,05
6-8	2	26,07	52,08	28,14	26,01	2,07	23,94	7,95	0,92	33,18	0,15	33,29	26,19	2,17	0,96	0,93	0,72	0,04
8-10	2	28,78	54,60	30,58	25,82	1,80	24,02	6,98	0,93	22,36	0,15	22,47	26,51	2,17	0,97	0,98	0,72	0,04
10-13	3	22,72	50,88	25,55	28,16	2,84	25,33	10,07	0,90	21,97	0,15	22,08	24,13	2,21	0,95	0,90	0,72	0,06
13-16	3	38,07	80,64	42,57	42,57	4,50	38,07	10,57	0,89	21,98	0,15	22,09	22,98	2,23	0,95	0,88	0,72	0,05
16-19	3	45,39	83,70	48,51	38,31	3,12	35,18	8,16	0,92	22,09	0,15	22,20	26,90	2,16	0,96	0,92	0,72	0,05
19-24	5	42,79	82,01	46,18	39,22	3,39	35,83	8,64	0,91	22,71	0,15	22,82	26,54	2,17	0,96	0,90	0,72	0,08
24-29	5	39,72	81,05	43,80	41,33	4,08	37,25	9,87	0,90	34,04	0,15	34,15	24,23	2,20	0,95	0,88	0,72	0,08
29-34	5	40,74	94,38	46,40	53,64	5,66	47,97	10,56	0,89	21,31	0,15	21,43	24,58	2,20	0,95	0,87	0,72	0,08
34-39	5	69,26	148,97	77,81	79,71	8,55	71,16	10,73	0,89	22,25	0,15	22,36	26,51	2,17	0,95	0,72	0,72	0,00
																	potentiell mobiler P-Pool	0,62

Tabelle A VIII Berechnung der hypolimnischen Akkumulationsraten (Konzentrationen der Parameter SRP, TP, NH₄-N, TN von Mietz 1999)

Datum	Tiefe	SRP	HPA	Datum	Tiefe	TP	HPA	Datum	Tiefe	NH ₄ -N	HPA	Datum	Tiefe	TN	HPA
	[m]	[mg l ⁻¹]	[mg m ⁻¹ d ⁻¹]		[m]	[mg l ⁻¹]	[mg m ⁻¹ d ⁻¹]		[m]	[mg l ⁻¹]	[mg m ⁻¹ d ⁻¹]		[m]	[mg l ⁻¹]	[mg m ⁻¹ d ⁻¹]
27.05.1993	8,5	0,049	4,43	17.05.1993	7,5	0,017	2,94	27.05.1993	8,5	4,20	65,53	29.04.1993	7,5	2,88	90,76
11.08.1993	8,5	0,386		27.07.1993	8	0,226		11.08.1993	8,5	9,18		26.08.1993	8	13,68	
14.06.1994	8	0,108	0,60	18.05.1994	8,5	0,070	2,11	18.05.1994	8,5	2,46	41,59	18.05.1994	8,5	2,46	45,58
10.08.1994	8	0,142		14.06.1994	8	0,127		08.09.1994	8	7,16		08.09.1994	8	7,61	
31.05.1995	8,5	0,152	3,12					31.05.1995	8,5	4,06	78,22	31.05.1995	8,5	4,92	69,11
29.08.1995	8	0,433						29.08.1995	8	11,10		29.08.1995	8	11,14	
20.05.1996	8	0,047	1,18	13.08.1996	8,5	0,033	5,62	20.05.1996	8	4,94	49,65	20.05.1996	8	6,48	48,33
11.09.1996	8,3	0,181		11.09.1996	8,3	0,196		11.09.1996	8,3	10,60		11.09.1996	8,3	11,99	
03.06.1997	7,5	0,013	0,70	03.06.1997	7,5	0,070	0,81	03.06.1997	7,5	0,97	56,59	03.06.1997	7,5	2,21	46,41
06.08.1997	7,5	0,045		06.08.1997	7,5	0,122		06.08.1997	7,5	4,60		06.08.1997	7,5	5,18	
04.06.1998	8	0,084	3,42	04.06.1998	8	0,233	2,47					04.06.1998	8	4,08	91,56
02.09.1998	8,5	0,392		02.09.1998	8,5	0,455						02.09.1998	8,5	12,32	

Alle weiteren relevanten Daten und Berechnungen sind dem Anhang in digitaler Form zu entnehmen.

Danksagung

Ich möchte mich besonders bei Frau Prof. Dr. Brigitte Nixdorf und Herrn Dr. Björn Grüneberg für ihre große Geduld und Unterstützung bei der Anfertigung dieser Arbeit bedanken.

Mein weiterer Dank gilt den Mitarbeitern des Lehrstuhls Gewässerschutz, insbesondere Ingo Henschke für die tatkräftige Unterstützung bei den Gewässerprobenahmen sowie Gudrun Lippert und Ute Abel für die Einweisung und Hilfestellung während der Laborarbeiten.

Des Weiteren möchte ich mich bei Frau Barsch und Herrn Plücken vom LUGV für die Bereitstellung des Datenmaterials bedanken.

In Gedenken an Andreas Gude.

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich diese Diplomarbeit selbständig verfasst und keine anderen Quellen oder Hilfsmittel genutzt habe als die in dieser Diplomarbeit von mir benannten.

Potsdam, den 14.09.2015

Rico Richter