

Sanierungskonzept Lankower See, Sodemannscher Teich und Ziegeleiteich



Auftraggeber:
Landeshauptstadt Schwerin
Fachdienst Umwelt
Am Packhof 2-6
19053 Schwerin



Auftragnehmer:
bioplan - Institut für angewandte Biologie
und Landschaftsplanung
Strandstraße 32 a
18211 Ostseebad Nienhagen

Juli 2022

**Sanierungskonzept
Lankower See (See-Nr. 220050),
Sodemanscher Teich (See Nr. 220130)
und Ziegeleiteich (See Nr. 220140)**

Auftraggeber:

Landeshauptstadt Schwerin
Fachdienst Umwelt
Am Packhof 2-6
19053 Schwerin

Auftragnehmer:

bioplan - Institut für angewandte Biologie und Landschaftsplanung
Strandstraße 32a
18211 Ostseebad Nienhagen

Verantwortliche Bearbeiter:

Dr. André Wizemann

.....
Dr. Stefan Sandrock

unter Mitarbeit von:

Jutta Hennig
Benjamin Rach
Kai Wichmann
Kilian Bonin

Bearbeitungszeitraum:

März 2020 - Juli 2022

INHALTSVERZEICHNIS

	SEITE
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	I
TABELLENVERZEICHNIS	XIII
1 ANLASS UND AUFGABENSTELLUNG	1
2 GRUNDSÄTZLICHES METHODISCHES VORGEHEN	2
3 GENESE UND UMGEBUNGSFAKTOREN	3
3.1 RÄUMLICHE LAGE UND EINZUGSGEBIET	3
3.2 MORPHOMETRISCHE DATEN	7
3.2.1 LANKOWER SEE	8
3.2.2 SODEMANNSCHER TEICH	9
3.2.3 ZIEGELEITEICH	11
3.3 BODENVERHÄLTNISSE, OBERFLÄCHENRELIEF UND GRUNDWASSERZUFLUSS	13
3.4 HYDROLOGIE	16
3.4.1 LANKOWER SEE	17
3.4.2 SODEMANNSCHER TEICH	21
3.4.3 ZIEGELEITEICH	24
3.5 KLIMAVERHÄLTNISSE UND WITTERUNG	26
3.6 NUTZUNG IM EINZUGSGEBIET UND POTENZIELLE EXTERNE BELASTUNGSQUELLEN .	30
3.6.1 BIOTOP- UND NUTZUNGSTYPENKARTIERUNG	30
3.6.2 BESTEHENDE WASSERRECHTE UND ABWASSERSITUATION	31
3.6.3 TOURISMUS UND FREIZEIT	32
3.6.4 FISCHEREI	33
4 REFERENZ- UND ZIELZUSTAND	33
4.1 LANKOWER SEE	34
4.2 SODEMANNSCHER TEICH	35
4.3 ZIEGELEITEICH	36
5 AKTUELLE UNTERSUCHUNGEN AN DEN DREI SCHWERINER GEWÄSSERN	38
5.1 LANKOWER SEE	38
5.1.1 METHODEN	38
5.1.2 CHEMISCHE UND PHYSIKOCHEMISCHE PARAMETER DES LANKOWER SEES UND DER OBER- UND UNTERIRDISCHEN ZULÄUFE	41
5.1.2.1 ZUSTAND DES LANKOWER SEES IM JAHR 2020	41
5.1.2.1.1 MESSDATEN IM LANKOWER SEE	41
5.1.2.1.2 QUALITÄT UND QUANTITÄT DER OBERFLÄCHENZULÄUFE ZUM LANKOWER SEE IM JAHR 2020	67
5.1.2.1.3 QUALITÄT UND QUANTITÄT DES UNTERIRDISCH ZUFLIEßENDEN WASSERS IM JAHR 2020	71
5.1.2.2 AKTUELLER ZUSTAND DES LANKOWER SEES IM JAHR 2021	74
5.1.2.2.1 MESSDATEN IM LANKOWER SEE	74

5.1.2.2.2 QUALITÄT UND QUANTITÄT DER OBERFLÄCHENZULÄUFE ZUM LANKOWER SEE IM JAHR 2021	83
5.1.2.2.3 QUALITÄT UND QUANTITÄT DES UNTERIRDISCH ZUFLIEßENDEN WASSERS IM JAHR 2021	87
5.1.2.3 TROPHIEBEWERTUNG DES LANKOWER SEES FÜR DIE JAHRE 2020 UND 2021 .	90
5.1.2.4 VERGLEICH MIT VERFÜGBAREN DATEN AUS DEN VORJAHREN/ENTWICK- LUNG	91
5.1.3 FLORA UND FAUNA DES LANKOWER SEES.....	97
5.1.3.1 PLANKTON.....	97
5.1.3.1.1 METHODEN.....	97
5.1.3.1.2 ERGEBNISSE	98
5.1.3.2 MAKROPHYTEN	109
5.1.3.2.1 METHODEN.....	109
5.1.3.2.2 ERGEBNISSE	110
5.1.3.3 MAKROZOOBENTHOS	114
5.1.3.4 FISCHE.....	117
5.1.3.4.1 METHODEN.....	117
5.1.3.4.2 ERGEBNISSE	118
5.1.3.4.3 BEWERTUNG.....	120
5.1.4 QUALITÄT UND QUANTITÄT DES SEESSEDIMENTS UND UNTERSUCHUNGEN ZUR ROLLE DES SEDIMENTS ALS QUELLE FÜR EINE INTERNE P-BELASTUNG IM LANKOWER SEE.....	121
5.1.4.1 METHODEN.....	121
5.1.4.2 ERGEBNISSE	122
5.1.4.2.1 SEDIMENTQUALITÄT.....	122
5.1.4.2.2 PHOSPHATRÜCKLÖSUNG AUS DEM SEDIMENT	127
5.2 SODEMANNSCHER TEICH.....	130
5.2.1 METHODEN.....	130
5.2.2 CHEMISCHE UND PHYSIKOCHEMISCHE PARAMETER DES SODEMANNSCHEN TEICHS UND DER OBER- UND UNTERIRDISCHEN ZULÄUFE IN DEN JAHREN 2020 UND 2021 .	132
5.2.2.1 ZUSTAND DES SODEMANNSCHEN TEICHS IN DEN JAHREN 2020 UND 2021 ..	132
5.2.2.1.1 MESSDATEN DES SODEMANNSCHEN TEICHS.....	132
5.2.2.1.2 QUALITÄT UND QUANTITÄT DER OBERFLÄCHENZULÄUFE ZUM SODEMANNSCHEN TEICH IM JAHR 2020	151
5.2.2.1.3 QUALITÄT UND QUANTITÄT DER OBERFLÄCHENZULÄUFE ZUM SODEMANNSCHEN TEICH IM JAHR 2021	154
5.2.2.1.4 QUALITÄT UND QUANTITÄT DES UNTERIRDISCH ZUFLIEßENDEN WASSERS ZUM SODEMANNSCHEN TEICH IM JAHR 2020 UND 2021 ..	157
5.2.2.2 VERGLEICH MIT VERFÜGBAREN DATEN AUS DEN VORJAHREN/ENTWICK- LUNG	163
5.2.3 FLORA UND FAUNA DES SODEMANNSCHEN TEICHS	169
5.2.3.1 PLANKTON.....	169

5.2.3.1.1	METHODEN.....	169
5.2.3.1.2	ERGEBNISSE	169
5.2.3.2	MAKROPHYTEN	181
5.2.3.2.1	METHODEN.....	181
5.2.3.2.2	ERGEBNISSE	181
5.2.3.3	MAKROZOOBENTHOS	184
5.2.3.4	FISCHE.....	187
5.2.3.4.1	METHODEN.....	187
5.2.3.4.2	ERGEBNISSE	187
5.2.3.4.3	BEWERTUNG.....	189
5.2.4	QUALITÄT UND QUANTITÄT DES SEESSEDIMENTS UND UNTERSUCHUNGEN ZUR ROLLE DES SEDIMENTS ALS QUELLE FÜR EINE INTERNE P-BELASTUNG IM SODE- MANNSCHEN TEICH	190
5.2.4.1	METHODEN.....	190
5.2.4.2	ERGEBNISSE	192
5.2.4.2.1	SEDIMENTSTÄRKE	192
5.2.4.2.2	SEDIMENTQUALITÄT.....	195
5.2.4.2.3	PHOSPHATRÜCKLÖSUNG AUS DEM SEDIMENT	198
5.3	ZIEGELEITEICH.....	202
5.3.1	METHODEN.....	202
5.3.2	CHEMISCHE UND PHYSIKOCHEMISCHE PARAMETER DES ZIEGELEITEICHS UND DER OBER- UND UNTERIRDISCHEN ZULÄUFE IN DEN JAHREN 2020 UND 2021	204
5.3.2.1	ZUSTAND DES ZIEGELEITEICHS IM JAHR 2020 UND 2021.....	204
5.3.2.1.1	MESSDATEN IM ZIEGELEITEICH	204
5.3.2.1.2	QUALITÄT UND QUANTITÄT DER OBERFLÄCHENZULÄUFE ZUM ZIEGELEITEICH IM JAHR 2020	215
5.3.2.1.3	QUALITÄT UND QUANTITÄT DER OBERFLÄCHENZULÄUFE ZUM ZIEGELEITEICH IM JAHR 2021	218
5.3.2.1.4	QUALITÄT UND QUANTITÄT DES UNTERIRDISCH ZUFLIEBENDEN WASSERS ZUM ZIEGELEITEICH IM JAHR 2020 UND 2021	221
5.3.2.2	VERGLEICH MIT VERFÜGBAREN DATEN AUS DEN VORJAHREN/ENTWICK- LUNG	227
5.3.3	FLORA UND FAUNA DES ZIEGELEITEICHS	233
5.3.3.1	PLANKTON.....	233
5.3.3.1.1	METHODEN.....	233
5.3.3.1.2	ERGEBNISSE	233
5.3.3.2	MAKROPHYTEN	245
5.3.3.2.1	METHODEN.....	245
5.3.3.2.2	ERGEBNISSE	245
5.3.3.3	MAKROZOOBENTHOS	247
5.3.3.4	FISCHE.....	249
5.3.3.4.1	METHODEN.....	249

5.3.3.4.2	ERGEBNISSE	250
5.3.3.4.3	BEWERTUNG.....	251
5.3.4	QUALITÄT UND QUANTITÄT DES SEESSEDIMENTS UND UNTERSUCHUNGEN ZUR ROLLE DES SEDIMENTS ALS QUELLE FÜR EINE INTERNE P-BELASTUNG IM ZIEGELEITEICH.....	252
5.3.4.1	METHODEN.....	252
5.3.4.2	ERGEBNISSE	253
5.3.4.2.1	SEDIMENTSTÄRKE	253
5.3.4.2.2	SEDIMENTQUALITÄT.....	256
5.3.4.2.3	PHOSPHATRÜCKLÖSUNG AUS DEM SEDIMENT	259
5.4	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG (ISTZUSTAND).....	262
5.4.1	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DES ISTZUSTANDS DES LANKOWER SEES FÜR DIE JAHRE 2020 UND 2021.....	262
5.4.2	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DES ISTZUSTANDS DES SODEMANNSCHEN TEICHS FÜR DIE JAHRE 2020 UND 2021	265
5.4.3	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DES ISTZUSTANDS DES ZIEGELEITEICHS FÜR DIE JAHRE 2020 UND 2021.....	267
5.5	NÄHRSTOFFBILANZIERUNGEN.....	268
5.5.1	NÄHRSTOFFBILANZIERUNG LANKOWER SEE 2021	269
5.5.2	NÄHRSTOFFBILANZIERUNG SODEMANNSCHER TEICH 2021.....	273
5.5.3	NÄHRSTOFFBILANZIERUNG ZIEGELEITEICH 2021	275
6	ABLEITUNG VON MÖGLICHEN RESTAURIERUNGS-/SANIERUNGSMABNAHMEN	278
6.1	LANKOWER SEE	278
6.2	SODEMANNSCHER TEICH.....	287
6.3	ZIEGELEITEICH.....	290
6.4	ZEITLICHER ABLAUF ZUR UMSETZUNG DER MABNAHMEN UND ENTWICKLUNGS-PROGNOSE	292
7	KOSTENSCHÄTZUNG	295
8	ZUSAMMENFASSUNG	298
9	QUELLENVERZEICHNIS.....	301
10	ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	304
11	GLOSSAR	307

ANLAGEN:

LANKOWER SEE (2020/2021)

- 1 FOTODOKUMENTATION
- 2 FELDMESSWERTE
- 3 ORIGINAL-PROBENAHMEPROTOKOLLE

- 4 WASSERANALYTIK
- 5 NÄHRSTOFFFRACHTEN, WASSERBILANZ
- 6 PHYTOPLANKTON
- 7 ZOOPLANKTON
- 8 MAKROZOOBENTHOS (NUR 2020)
- 9 MAKROPHYTEN (NUR 2020)
- 10 FISCHEREI (NUR 2020)
- 11 SEDIMENT / P-RÜCKLÖSUNG
- 12 FLURSTÜCKE

SODEMANNSCHER TEICH (2020/2021)

- 1 FOTODOKUMENTATION
- 2 FELDMESSWERTE
- 3 ORIGINAL-PROBENAHMEPROTOKOLLE
- 4 WASSERANALYTIK
- 5 NÄHRSTOFFFRACHTEN, WASSERBILANZ
- 6 PHYTOPLANKTON
- 7 ZOOPLANKTON
- 8 MAKROZOOBENTHOS (NUR 2020)
- 9 MAKROPHYTEN (NUR 2020)
- 10 FISCHEREI (NUR 2021)
- 11 SEDIMENT / P-RÜCKLÖSUNG

ZIEGELEITEICH (2020/2021)

- 1 FOTODOKUMENTATION
- 2 FELDMESSWERTE
- 3 ORIGINAL-PROBENAHMEPROTOKOLLE
- 4 WASSERANALYTIK
- 5 NÄHRSTOFFFRACHTEN, WASSERBILANZ
- 6 PHYTOPLANKTON
- 7 ZOOPLANKTON
- 8 MAKROZOOBENTHOS (NUR 2020)
- 9 MAKROPHYTEN (NUR 2020)
- 10 FISCHEREI (NUR 2021)
- 11 SEDIMENT / P-RÜCKLÖSUNG

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb.3.1-1: Lage des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs in Schwerin.....	4
Abb.3.1-2: Oberirdisches Einzugsgebiet des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs	6
Abb.3.1-3: Schutzstatus im oberirdischen EZG des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs	7
Abb.3.2-1: Tiefenkarte des Lankower Sees	9
Abb.3.2-2: Tiefenkarte des Sodemannschen Teichs	11
Abb.3.2-3: Tiefenkarte des Ziegeleiteichs	13
Abb.3.3-1: Bodenverhältnisse im EZG des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs	14
Abb.3.3-2: GW-Flurabstand und Geschütztheitsgrad des GW im EZG des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs.....	15
Abb.3.3-3: GW-Isohypsen und GW-Anströmrichtung im Umland des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs.....	15
Abb.3.3-4: Grundwasserneubildung im EZG des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs	16
Abb.3.4-1: Lage der oberirdischen Zuläufe und des Ablaufs am Lankower See	18
Abb.3.4-2: Zu- und Ablaufmengen zum bzw. vom Lankower See im Jahr 2021	20
Abb.3.4-3: Lage der oberirdischen Zuläufe und des Ablaufs am Sodemannschen Teich	22
Abb.3.4-4: Zu- und Ablaufmengen zum bzw. vom Sodemannschen Teich im Jahr 2021	23
Abb.3.4-5: Lage der oberirdischen Zuläufe und des Ablaufs am Ziegeleiteich	25
Abb.3.4-6: Zu- und Ablaufmengen zum bzw. vom Ziegeleiteich im Jahr 2021.....	25
Abb.3.5-1: Halbmonatsmittel der Lufttemperatur im Jahr 2021 für die Station Schwerin.....	28
Abb.3.5-2: Summe der Niederschläge im Jahr 2021 für die Station Schwerin	28
Abb.3.5-3: Sonnenscheindauer im Jahr 2021 für die Station Schwerin.....	29
Abb.3.5-4: Mittlere Windgeschwindigkeit im Jahr 2021 für die Station Schwerin.....	29
Abb.3.6-1: Biotop- und Nutzungstypen im Einzugsgebiet des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs.....	30
Abb.3.6-2: Potenzielle Wasser- und Winderosionsgefährdung im Umfeld des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs	31
Abb.3.6-3: Wasserrechte im Einzugsgebiet des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs	32
Abb.5.1-1: Im Jahr 2020 und 2021 monatlich untersuchte Messstellen am und im Lankower See.....	39
Abb.5.1-2: Oberflächenwassertemperaturen und Temperaturen des Tiefenwassers im Lankower See im Jahr 2020 an den 3 Messstellen.....	42
Abb.5.1-3: Sichttiefen im Lankower See 2020 an den 3 Messstellen.....	42
Abb.5.1-4: Tiefenprofile der Sauerstoffsättigung im Lankower See im Jahr 2020 an den 3 Messstellen.....	43

Abb.5.1-5: Chlorophyll a und Sichttiefe im Lankower See im Jahr 2020 an MST1	44
Abb.5.1-6: Chlorophyll a und Sichttiefe im Lankower See im Jahr 2020 an MST2	44
Abb.5.1-7: Chlorophyll a und Sichttiefe im Lankower See im Jahr 2020 an MST3	44
Abb.5.1-8: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) im Lankower See 2020 an MST1	45
Abb.5.1-9: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) im Lankower See 2020 an MST2	45
Abb.5.1-10: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) im Lankower See 2020 an MST3	46
Abb.5.1-11: Ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentration (SRP) im Lankower See 2020 an MST1.....	46
Abb.5.1-12: Ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentration (SRP) im Lankower See 2020 an MST2.....	47
Abb.5.1-13: Ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentration (SRP) im Lankower See 2020 an MST3.....	47
Abb.5.1-14: Gesamt-Stickstoff-Konzentration (TN) im Lankower See 2020 an MST1	48
Abb.5.1-15: Gesamt-Stickstoff-Konzentration (TN) im Lankower See 2020 an MST2	48
Abb.5.1-16: Gesamt-Stickstoff-Konzentration (TN) im Lankower See 2020 an MST3	49
Abb.5.1-17: Nitratkonzentration im Lankower See 2020 an MST1	49
Abb.5.1-18: Nitratkonzentration im Lankower See 2020 an MST2	49
Abb.5.1-19: Nitratkonzentration im Lankower See 2020 an MST3	50
Abb.5.1-20: Nitritkonzentration im Lankower See 2020 an MST1	50
Abb.5.1-21: Nitritkonzentration im Lankower See 2020 an MST2.....	50
Abb.5.1-22: Nitritkonzentration im Lankower See 2020 an MST3.....	51
Abb.5.1-23: Ammoniumkonzentration im Lankower See 2020 an MST1	51
Abb.5.1-24: Ammoniumkonzentration im Lankower See 2020 an MST2	51
Abb.5.1-25: Ammoniumkonzentration im Lankower See 2020 an MST3	52
Abb.5.1-26: Calciumkonzentration im Lankower See 2020 an MST1	52
Abb.5.1-27: Calciumkonzentration im Lankower See 2020 an MST2.....	53
Abb.5.1-28: Calcium im Lankower See 2020 an MST3.....	53
Abb.5.1-29: Magnesiumkonzentration im Lankower See 2020 an MST1	54
Abb.5.1-30: Magnesiumkonzentration im Lankower See 2020 an MST2	54
Abb.5.1-31: Magnesiumkonzentration im Lankower See 2020 an MST3	54
Abb.5.1-32: Chloridkonzentration im Lankower See 2020 an MST1	55
Abb.5.1-33: Chloridkonzentration im Lankower See 2020 an MST2	55
Abb.5.1-34: Chloridkonzentration im Lankower See 2020 an MST3	55
Abb.5.1-35: Sulfatkonzentration im Lankower See 2020 an MST1	56
Abb.5.1-36: Sulfatkonzentration im Lankower See 2020 an MST2.....	56
Abb.5.1-37: Sulfatkonzentration im Lankower See 2020 an MST3.....	57
Abb.5.1-38: ortho-Silikat-Konzentration im Lankower See 2020 an MST1	57
Abb.5.1-39: ortho-Silikat im Lankower See 2020 an MST2	58
Abb.5.1-40: ortho-Silikat-Konzentration im Lankower See 2020 an MST3.....	58
Abb.5.1-41: Gesamthärte im Lankower See 2020 an MST1	59
Abb.5.1-42: Gesamthärte im Lankower See 2020 an MST2	59
Abb.5.1-43: Gesamthärte im Lankower See 2020 an MST3	59

Abb.5.1-44: Karbonathärte im Lankower See 2020 an MST1	60
Abb.5.1-45: Karbonathärte im Lankower See 2020 an MST2	60
Abb.5.1-46: Karbonathärte im Lankower See 2020 an MST3	60
Abb.5.1-47: Eisenkonzentration im Lankower See 2020 an MST1	61
Abb.5.1-48: Eisenkonzentration im Lankower See 2020 an MST2	61
Abb.5.1-49: Eisenkonzentration im Lankower See 2020 an MST3	61
Abb.5.1-50: Mangankonzentration im Lankower See 2020 an MST1	62
Abb.5.1-51: Mangankonzentration im Lankower See 2020 an MST2	62
Abb.5.1-52: Mangankonzentration im Lankower See 2020 an MST3	62
Abb.5.1-53: Gesamt-organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) im Lankower See 2020 an MST1.....	63
Abb.5.1-54: Gesamt-organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) im Lankower See 2020 an MST2.....	63
Abb.5.1-55: Gesamt-organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) im Lankower See 2020 an MST3.....	63
Abb.5.1-56: Gelöster-organischer Kohlenstoffgehalt (DOC) im Lankower See 2020 an MST1.....	64
Abb.5.1-57: Gelöster-organischer Kohlenstoffgehalt (DOC) im Lankower See 2020 an MST2.....	64
Abb.5.1-58: Gelöster-organischer Kohlenstoffgehalt (DOC) im Lankower See 2020 an MST3.....	64
Abb.5.1-59: Basekapazität (KB 8,2) im Lankower See 2020 an MST1	65
Abb.5.1-60: Basekapazität (KB 8,2) im Lankower See 2020 an MST2	65
Abb.5.1-61: Basekapazität (KB 8,2) im Lankower See 2020 an MST3	65
Abb.5.1-62: Säurekapazität (KS 4,3) im Lankower See 2020 an MST1	66
Abb.5.1-63: Säurekapazität (KS 4,3) im Lankower See 2020 an MST2	66
Abb.5.1-64: Säurekapazität (KS 4,3) im Lankower See 2020 an MST3	66
Abb.5.1-65: Gesamtphosphor-Konzentrationen (TP) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020.....	67
Abb.5.1-66: Ortho-Phosphat-Konzentrationen (SRP) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020.....	68
Abb.5.1-67: Gesamtstickstoff-Konzentrationen (TN) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020.....	68
Abb.5.1-68: Nitrat-Konzentrationen in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020	69
Abb.5.1-69: Nitrit-Konzentrationen in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020	69
Abb.5.1-70: Ammonium-Konzentrationen in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lan- kower See 2020	69
Abb.5.1-71: Chlorid-Konzentrationen in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020	70

Abb.5.1-72: Gesamt-organischer Kohlenstoff (TOC) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020.....	70
Abb.5.1-73: Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) in den GW-Pegeln am Lankower See 2020 ...	71
Abb.5.1-74: Ortho-Phosphat-Konzentrationen (SRP) in den GW-Pegeln am Lankower See 2020.....	72
Abb.5.1-75: Gesamt-Stickstoff (TN) in den GW-Pegeln am Lankower See 2020.....	72
Abb.5.1-76: Nitratkonzentration in den GW-Pegeln am Lankower See 2020.....	73
Abb.5.1-77: Nitritkonzentration in den GW-Pegeln am Lankower See 2020	73
Abb.5.1-78: Ammoniumkonzentration in den GW-Pegeln am Lankower See 2020.....	74
Abb.5.1-79: Gesamt-organischer Kohlenstoff (TOC) in den GW-Pegeln am Lankower See 2020.....	74
Abb.5.1-80: Oberflächenwassertemperaturen und Temperaturen des Tiefenwassers im Lankower See 2021 an MST1	75
Abb.5.1-81: Sichttiefen im Lankower See 2021 an MST1	75
Abb.5.1-82: Tiefenprofile der Sauerstoffsättigung im Lankower See 2021 an MST1	76
Abb.5.1-83: Chlorophyll a und Sichttiefe im Lankower See 2021 an MST1	76
Abb.5.1-84: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) im Lankower See 2021 an MST1	77
Abb.5.1-85: Ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentration (SRP) im Lankower See 2021 an MST1.....	77
Abb.5.1-86: Gesamt-Stickstoff-Konzentration (TN) im Lankower See 2021 an MST1	78
Abb.5.1-87: Nitratkonzentration im Lankower See 2021 an MST1	78
Abb.5.1-88: Nitritkonzentration im Lankower See 2021 an MST1.....	79
Abb.5.1-89: Ammoniumkonzentration im Lankower See 2021 an MST1	79
Abb.5.1-90: Calciumkonzentration im Lankower See 2021 an MST1	80
Abb.5.1-91: Magnesiumkonzentration im Lankower See 2021 an MST1	80
Abb.5.1-92: Chloridkonzentration im Lankower See 2021 an MST1	80
Abb.5.1-93: Gesamthärte im Lankower See 2021 an MST1	81
Abb.5.1-94: Karbonathärte im Lankower See 2021 an MST1	81
Abb.5.1-95: Basekapazität (KB 8,2) im Lankower See 2021 an MST1	82
Abb.5.1-96: Säurekapazität (KS 4,3) im Lankower See 2021 an MST1	82
Abb.5.1-97: Gesamtphosphor-Konzentrationen (TP) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2021.....	84
Abb.5.1-98: Gesamtstickstoff-Konzentrationen (TN) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2021	85
Abb.5.1-99: In den Lankower See über die Oberflächenzuläufe eingetragene Phosphorfrachten im Jahr 2020.....	85
Abb.5.1-100: In den Lankower See über die Oberflächenzuläufe eingetragene Phosphorfrachten im Jahr 2021 (kein Zulauf über Z1).....	86
Abb.5.1-101: In den Lankower See über die Oberflächenzuläufe eingetragene Stickstofffrachten im Jahr 2020.....	86
Abb.5.1-102: In den Lankower See über die Oberflächenzuläufe eingetragene Stickstofffrachten im Jahr 2021 (kein Zulauf über Z1).....	87

Abb.5.1-103: Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) in den GW-Pegeln am Lankower See 2021 .	88
Abb.5.1-104: Gesamt-Stickstoff (TN) in den GW-Pegeln am Lankower See 2021	88
Abb.5.1-105: Höhe der Wasserstände in den GW-Pegeln am Lankower See und Seewasser- stand des Lankower Sees 2021	89
Abb.5.1-106: Über das oberflächennahe Grundwasser/Zwischenabfluss in den Lankower See eingetragene P-Fracht im Jahren 2021	89
Abb.5.1-107: Über das oberflächennahe Grundwasser/Zwischenabfluss in den Lankower See eingetragene N-Fracht im Jahr 2021	90
Abb.5.1-108: Entwicklung der Gesamt-Phosphor-Werte im Lankower See an MST1	93
Abb.5.1-109: Entwicklung der Gesamt-Stickstoff-Werte im Lankower See an MST1.....	94
Abb.5.1-110: Entwicklung der Chlorophyll a-Werte im Lankower See an MST1.....	95
Abb.5.1-111: Entwicklung der Sichttiefe im Lankower See an MST1	96
Abb.5.1-112: Phytoplanktonabundanzen im Lankower See 2020.....	98
Abb.5.1-113: Phytoplanktonbiomassen im Lankower See 2020	98
Abb.5.1-114: Phytoplanktonabundanzen im Lankower See 2021	99
Abb.5.1-115: Phytoplanktonbiomassen im Lankower See 2021	100
Abb.5.1-116: Zooplanktonabundanzen im Lankower See 2020.....	101
Abb.5.1-117: Zooplanktonbiomassen im Lankower See 2020	102
Abb.5.1-118: Steckbrief mit Radardiagramm des Zooplanktons im Lankower See im Jahr 2020 nach PhytoLoss 3.1 (2021).....	103
Abb.5.1-119: Zooplanktonabundanzen im Lankower See 2021	104
Abb.5.1-120: Zooplanktonbiomassen im Lankower See 2021	104
Abb.5.1-121: Steckbrief mit Radardiagramm des Zooplanktons im Lankower See im Jahr 2021 nach PhytoLoss 3.1 (2021).....	106
Abb.5.1-122: Einzelne Radardiagramme des Zooplanktons im Lankower See im Jahr 2021 nach PhytoLoss 3.1 (2021).....	107
Abb.5.1-123: Entwicklung der Biomasse und der Zusammensetzung des Phytoplanktons im Lankower See seit 1995	108
Abb.5.1-124: Entwicklung der Biomasse (MW) und der Zusammensetzung des Zooplank- tons im Lankower See seit 1995	109
Abb.5.1-125: Lage der untersuchten Transekte und Zwischenstationen im Lankower See 2020.....	110
Abb.5.1-126: Häufig vorkommende submerse Makrophyten im Lankower See 2020.....	112
Abb.5.1-127: Beispiele für den dichten Makrophytenbewuchs im Lankower See 2021.....	114
Abb.5.1-128: Probenahmestellen Makrozoobenthos Lankower See 2020	115
Abb.5.1-129: Mit Dreikantmuscheln bewachsene Baumstubben im Lankower See.....	117
Abb.5.1-130: Probebefischung (E-Befischung) durch den Landesanglerverband MV.....	118
Abb.5.1-131: Prozentuale Anteile der Einzelarten am Gesamtfang (gewichtsbezogen) im Lankower See im September 2020	119
Abb.5.1-132: Längenverteilung der gefangenen Hechte (n = 17).....	119
Abb.5.1-133: Fotos der häufigsten Fischarten im Lankower See im Jahr 2020	120

Abb.5.1-134: Gewichtsverhältnis zwischen Raub- und Friedfisch im Fang im Lankower See im Jahr 2020	121
Abb.5.1-135: Sediment an Station MST1	124
Abb.5.1-136: Beispiel einer Entnahme des an der Sediment-Grenzschicht anstehenden Tiefenwassers sowie des obersten Sediments aus dem Sedimentstechrohr.....	127
Abb.5.1-137: P-Gehalte im Sediment in den Tiefenstufen bis 90 cm, aufgeschlüsselt nach der Verfügbarkeit	128
Abb.5.1-138: Für den Untersuchungszeitraum ermittelte Rücklösungsraten (Diffusionsraten) von Phosphor (in mg P/m ² d) aus dem Sediment im Lankower See 2020	129
Abb.5.1-139: Für den Untersuchungszeitraum ermittelte Rücklösungsraten (Diffusionsraten) von Phosphor (in mg P/m ² d) aus dem Sediment im Lankower See 2021	129
Abb.5.1-140: Für den Untersuchungszeitraum errechneter P-Eintrag in kg (absolut) über Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment im Lankower See 2020.....	130
Abb.5.1-141: Für den Untersuchungszeitraum errechneter P-Eintrag in kg (absolut) über Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment im Lankower See 2021.....	130
Abb.5.2-1: Im Jahr 2020 und 2021 monatlich untersuchte Messstellen am und im Sodemannschen Teich.....	131
Abb.5.2-2: Oberflächenwassertemperaturen und Temperaturen des Tiefenwassers im Sodemannschen Teich im Jahr 2020 und 2021	132
Abb.5.2-3: Sichttiefen im Sodemannschen Teich in den Jahren 2020 und 2021.....	133
Abb.5.2-4: Tiefenprofile der Sauerstoffsättigung im Sodemannschen Teich in den Jahren 2020 und 2021	133
Abb.5.2-5: Chlorophyll a und Sichttiefe im Sodemannschen Teich im Jahr 2020.....	134
Abb.5.2-6: Chlorophyll a und Sichttiefe im Sodemannschen Teich im Jahr 2021	134
Abb.5.2-7: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) im Sodemannschen Teich 2020.....	135
Abb.5.2-8: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) im Sodemannschen Teich 2021	135
Abb.5.2-9: Ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentration (SRP) im Sodemannschen Teich 2020.....	136
Abb.5.2-10: Ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentration (SRP) im Sodemannschen Teich 2021	136
Abb.5.2-11: Gesamt-Stickstoff-Konzentration (TN) im Sodemannschen Teich 2020.....	137
Abb.5.2-12: Gesamt-Stickstoff-Konzentration (TN) im Sodemannschen Teich 2021	137
Abb.5.2-13: Nitratkonzentration im Sodemannschen Teich 2020.....	138
Abb.5.2-14: Nitratkonzentration im Sodemannschen Teich 2021	138
Abb.5.2-15: Nitritkonzentration im Sodemannschen Teich 2020.....	138
Abb.5.2-16: Nitritkonzentration im Sodemannschen Teich 2021.....	139
Abb.5.2-17: Ammoniumkonzentration im Sodemannschen Teich 2020.....	139
Abb.5.2-18: Ammoniumkonzentration im Sodemannschen Teich 2021	139
Abb.5.2-19: Calciumkonzentration im Sodemannschen Teich 2020.....	140
Abb.5.2-20: Calciumkonzentration im Sodemannschen Teich 2021.....	140
Abb.5.2-21: Magnesiumkonzentration im Sodemannschen Teich 2020	141
Abb.5.2-22: Chloridkonzentration im Sodemannscher Teich 2020.....	141

Abb.5.2-23: Chloridkonzentration im Sodemannschen Teich 2021	142
Abb.5.2-24: Sulfatkonzentration im Sodemannschen Teich 2020.....	142
Abb.5.2-25: ortho-Silikat-Konzentration im Sodemannschen Teich 2020.....	143
Abb.5.2-26: Gesamthärte im Sodemannschen Teich 2020	143
Abb.5.2-27: Gesamthärte im Sodemannschen Teich 2021	144
Abb.5.2-28: Karbonathärte im Sodemannschen Teich 2020	144
Abb.5.2-29: Karbonathärte im Sodemannschen Teich 2021	145
Abb.5.2-30: Eisenkonzentration im Sodemannschen Teich 2020	145
Abb.5.2-31: Mangankonzentration im Sodemannschen Teich 2020	146
Abb.5.2-32: Gesamt-organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) im Sodemannschen Teich 2020.....	146
Abb.5.2-33: Gelöster organischer Kohlenstoffgehalt (DOC) im Sodemannschen Teich 2020.....	147
Abb.5.2-34: Basekapazität (KB8,2) im Sodemannschen Teich 2020.....	147
Abb.5.2-35: Basekapazität (KB8,2) im Sodemannschen Teich 2021	148
Abb.5.2-36: Säurekapazität (KS4,3) im Sodemannschen Teich 2020.....	148
Abb.5.2-37: Säurekapazität (KS4,3) im Sodemannschen Teich 2021	149
Abb.5.2-38: Gesamtphosphor-Konzentrationen (TP) in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020.....	151
Abb.5.2-39: Ortho-Phosphat-Konzentrationen (SRP) in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020.....	151
Abb.5.2-40: Gesamtstickstoff-Konzentrationen (TN) in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020.....	152
Abb.5.2-41: Nitrat-Konzentrationen in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020.....	152
Abb.5.2-42: Nitrit-Konzentrationen in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020.....	153
Abb.5.2-43: Ammonium-Konzentrationen in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020.....	153
Abb.5.2-44: Chlorid-Konzentrationen in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020 ...	154
Abb.5.2-45: Gesamt-organischer Kohlenstoff (TOC) in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020.....	154
Abb.5.2-46: Gesamtphosphor-Konzentrationen (TP) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Sodemannschen Teich 2021.....	155
Abb.5.2-47: Gesamtstickstoff-Konzentrationen (TN) in den Zuläufen und im Ablauf vom Sodemannschen Teich 2021	155
Abb.5.2-48: In den Sodemannschen Teich über die Oberflächenzuläufe eingetragene Phos- phorfrachten im Jahr 2020	156
Abb.5.2-49: In den Sodemannschen Teich über die Oberflächenzuläufe eingetragene Phos- phorfrachten im Jahr 2021	156
Abb.5.2-50: In den Sodemannschen Teich über die Oberflächenzuläufe eingetragene Stick- stofffrachten im Jahr 2020	156
Abb.5.2-51: In den Sodemannschen Teich über die Oberflächenzuläufe eingetragene Stick- stofffrachten im Jahr 2021	157

Abb.5.2-52: Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020.....	158
Abb.5.2-53: Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2021.....	158
Abb.5.2-54: Ortho-Phosphat-Konzentrationen (SRP) in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020.....	159
Abb.5.2-55: Gesamt-Stickstoff (TN) in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020...	159
Abb.5.2-56: Gesamt-Stickstoff (TN) in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2021...	160
Abb.5.2-57: Nitratkonzentration in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020	160
Abb.5.2-58: Nitritkonzentration in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020	161
Abb.5.2-59: Ammoniumkonzentration in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020.....	161
Abb.5.2-60: Gesamt-organischer Kohlenstoff (TOC) in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020.....	162
Abb.5.2-61: Höhe der Wasserstände in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich und See- wasserstand des Sodemannschen Teichs 2021	163
Abb.5.2-62: Entwicklung der Gesamt-Phosphorwerte im Sodemannschen Teich seit 1995.	165
Abb.5.2-63: Entwicklung der Gesamt-Stickstoffwerte im Sodemannschen Teich seit 1995	166
Abb.5.2-64: Entwicklung der Chlorophyll a-Werte im Sodemannschen Teich seit 1995.....	167
Abb.5.2-65: Entwicklung der Sichttiefe im Sodemannschen Teich seit 2008.....	168
Abb.5.2-66: Phytoplanktonabundanzen im Sodemannschen Teich 2020.....	170
Abb.5.2-67: Phytoplanktonbiomassen im Sodemannschen Teich 2020	170
Abb.5.2-68: Phytoplanktonabundanzen im Sodemannschen Teich 2021	171
Abb.5.2-69: Phytoplanktonbiomassen im Sodemannschen Teich 2021	172
Abb.5.2-70: Zooplanktonabundanzen im Sodemannschen Teich 2020.....	173
Abb.5.2-71: Zooplanktonbiomassen im Sodemannschen Teich 2020.....	173
Abb.5.2-72: Steckbrief mit Radardiagramm des Zooplanktons im Sodemannschen Teich im Jahr 2020 nach PhytoLoss	175
Abb.5.2-73: Zooplanktonabundanzen im Sodemannschen Teich 2021.....	176
Abb.5.2-74: Zooplanktonbiomassen im Sodemannschen Teich 2021	176
Abb.5.2-75: Steckbrief mit Radardiagramm des Zooplanktons im Sodemannschen Teich im Jahr 2021 nach PhytoLoss 3.1 (2021).....	178
Abb.5.2-76: Einzelne Radardiagramme des Zooplanktons im Sodemannschen Teich im Jahr 2021 nach PhytoLoss 3.1 (2021)	179
Abb.5.2-77: Entwicklung der Biomasse und der Zusammensetzung des Phytoplanktons im Sodemannschen Teich seit 1995	180
Abb.5.2-78: Entwicklung der Biomasse (MW) und der Zusammensetzung des Zooplank- tons im Sodemannschen Teich in den Jahren 1995, 2020 und 2021	181
Abb.5.2-79: Übersicht der Verbreitung submerser Makrophyten im Sodemannschen Teich 2020.....	182
Abb.5.2-80: Häufig vorkommende submerser Makrophyten im Sodemannschen Teich 2020.....	184

Abb.5.2-81: Probenahmestellen Makrozoobenthos Sodemannscher Teich 2020.....	184
Abb.5.2-82: Großmuscheln im Sodemannschen Teich.....	186
Abb.5.2-83: Standorte der Stellnetze im Sodemannschen Teich 2021	187
Abb.5.2-84: Prozentuale Anteile der Einzelarten am Gesamtfang (gewichtsbezogen) im Sodemannschen Teich 2021.....	188
Abb.5.2-85: Einer von insgesamt 8 gefangenen Bleien mit einer Länge > 50 cm.....	188
Abb.5.2-86: Fotos ausgewählter, im Sodemannschen Teich gefangener Fischarten.....	189
Abb.5.2-87: Verhältnis von Fried- und Raubfisch im Fang im Sodemannschen Teich am 02.11.2021.....	190
Abb.5.2-88: Mechanisches Sondiergestänge zur Erfassung der Schlammmächtigkeit	191
Abb.5.2-89: Lage der Schnitte zur Ermittlung der Schlammmächtigkeit im Sodemannschen Teich.....	191
Abb.5.2-90: Schlammmächtigkeit im Sodemannschen Teich (Schnitt B).....	193
Abb.5.2-91: Schlammmächtigkeit im Sodemannschen Teich (Schnitt G)	194
Abb.5.2-92: Sediment an der tiefsten Stelle.....	196
Abb.5.2-93: P-Gehalte im Sediment des Sodemannschen Teichs in einer Tiefe von 0-60 cm, aufgeschlüsselt nach der Verfügbarkeit	199
Abb.5.2-94: Für den Untersuchungszeitraum an der tiefsten Stelle ermittelte Rücklösungs- raten (Diffusionsraten) von Phosphor (in mg P/m ² d) aus dem Sediment im Sodemannschen Teich 2020.....	200
Abb.5.2-95: Für den Untersuchungszeitraum an den 2 Messstellen ermittelte Rücklösungs- raten (Diffusionsraten) von Phosphor (in mg P/m ² d) aus dem Sediment im Sodemannschen Teich 2021	201
Abb.5.2-96: Für den Untersuchungszeitraum errechneter P-Eintrag in kg (absolut) über Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment im Sodemannschen Teich 2020.....	201
Abb.5.2-97: Für den Untersuchungszeitraum errechneter P-Eintrag in kg (absolut) über Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment im Sodemannschen Teich See 2021.....	202
Abb.5.3-1: Im Jahr 2020 und 2021 monatlich untersuchte Messstellen am und im Ziegelei- teich.....	203
Abb.5.3-2: Wassertemperaturen im Ziegeleiteich in den Jahren 2020 und 2021	204
Abb.5.3-3: Sichttiefen im Ziegeleiteich in den Jahren 2020 und 2021	205
Abb.5.3-4: Tiefenprofile der Sauerstoffsättigung im Ziegeleiteich in den Jahren 2020 und 2021.....	205
Abb.5.3-5: Chlorophyll a und Sichttiefe im Ziegeleiteich im Jahr 2020	206
Abb.5.3-6: Chlorophyll a und Sichttiefe im Ziegeleiteich im Jahr 2021	206
Abb.5.3-7: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) und ortho-Phosphat (SRP) im Ziegelei- teich 2020.....	207
Abb.5.3-8: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) und ortho-Phosphat (SRP) im Ziegelei- teich 2021	207
Abb.5.3-9: Stickstoff-Konzentrationen im Ziegeleiteich 2020.....	208
Abb.5.3-10: Stickstoff-Konzentrationen im Ziegeleiteich 2021	208

Abb.5.3-11: Calcium- und Magnesiumkonzentration im Ziegeleiteich 2020.....	209
Abb.5.3-12: Calcium-, Magnesium- und Chloridkonzentration im Ziegeleiteich 2021	209
Abb.5.3-13: Chlorid- und Sulfatkonzentration im Ziegeleiteich 2020	209
Abb.5.3-14: ortho-Silikat-Konzentration im Ziegeleiteich 2020	210
Abb.5.3-15: Gesamthärte und Karbonathärte im Ziegeleiteich 2020	210
Abb.5.3-16: Gesamthärte und Karbonathärte im Ziegeleiteich 2021	211
Abb.5.3-17: Eisen- und Mangankonzentration im Ziegeleiteich 2020	211
Abb.5.3-18: Gesamt-organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) und gelöster organischer Kohlenstoffgehalt (DOC) im Ziegeleiteich 2020.....	212
Abb.5.3-19: Basekapazität (KB8,2) und Säurekapazität (KS4,3) im Ziegeleiteich 2020.....	212
Abb.5.3-20: Basekapazität (KB8,2) und Säurekapazität (KS4,3) im Ziegeleiteich 2021	213
Abb.5.3-21: Gesamtphosphor-Konzentrationen (TP) im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020.....	215
Abb.5.3-22: Ortho-Phosphat-Konzentrationen (SRP) im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020	215
Abb.5.3-23: Gesamtstickstoff-Konzentrationen (TN) im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020.....	216
Abb.5.3-24: Nitrat-Konzentrationen im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020.....	216
Abb.5.3-25: Nitrit-Konzentrationen im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020.....	217
Abb.5.3-26: Ammonium-Konzentrationen im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegelei- teich 2020	217
Abb.5.3-27: Chlorid-Konzentrationen im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020.....	217
Abb.5.3-28: Gesamt-organischer Kohlenstoff (TOC) im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020	218
Abb.5.3-29: Gesamtphosphor-Konzentrationen (TP) im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2021	219
Abb.5.3-30: Gesamtstickstoff-Konzentrationen (TN) im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2021	219
Abb.5.3-31: In den Ziegeleiteich über den Oberflächenzulauf eingetragene Phosphor- frachten im Jahr 2020.....	220
Abb.5.3-32: In den Ziegeleiteich über den Oberflächenzulauf eingetragene Phosphor- frachten im Jahr 2021	220
Abb.5.3-33: In den Ziegeleiteich über den Oberflächenzulauf eingetragene Stickstoff- frachten im Jahr 2020.....	220
Abb.5.3-34: In den Ziegeleiteich über den Oberflächenzulauf eingetragene Stickstoff- frachten im Jahr 2021	221
Abb.5.3-35: Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020 ...	222
Abb.5.3-36: Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) im GW-Pegel am Ziegeleiteich 2021.....	222

Abb.5.3-37: Ortho-Phosphat-Konzentrationen (SRP) in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020.....	223
Abb.5.3-38: Gesamt-Stickstoff (TN) in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020.....	223
Abb.5.3-39: Gesamt-Stickstoff (TN) im GW-Pegel am Ziegeleiteich 2021.....	224
Abb.5.3-40: Nitratkonzentration in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020.....	224
Abb.5.3-41: Nitritkonzentration in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020	225
Abb.5.3-42: Ammoniumkonzentration in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020.....	225
Abb.5.3-43: Gesamt-organischer Kohlenstoff (TOC) in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020.....	225
Abb.5.3-44: Höhe der Wasserstände in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich und Seewasserstand des Ziegeleiteichs 2021	226
Abb.5.3-45: Über das oberflächennahe Grundwasser/Zwischenabfluss in den Ziegeleiteich eingetragene P-Fracht im Jahr 2021	227
Abb.5.3-46: Über das oberflächennahe Grundwasser/Zwischenabfluss in den Ziegeleiteich eingetragene N-Fracht im Jahr 2021	227
Abb.5.3-47: Entwicklung der Gesamt-Phosphorwerte im Ziegeleiteich seit 1995.....	229
Abb.5.3-48: Entwicklung der Gesamt-Stickstoffwerte im Ziegeleiteich seit 1995	230
Abb.5.3-49: Entwicklung der Chlorophyll a-Werte im Ziegeleiteich seit 1995	231
Abb.5.3-50: Entwicklung der Sichttiefe im Ziegeleiteich seit 2008	232
Abb.5.3-51: Phytoplanktonabundanzen im Ziegeleiteich 2020	234
Abb.5.3-52: Phytoplanktonbiomassen im Ziegeleiteich 2020	234
Abb.5.3-53: Phytoplanktonabundanzen im Ziegeleiteich See 2021	235
Abb.5.3-54: Phytoplanktonbiomassen im Ziegeleiteich 2021	236
Abb.5.3-55: Zooplanktonabundanzen im Ziegeleiteich 2020.....	237
Abb.5.3-56: Zooplanktonbiomassen im Ziegeleiteich 2020	237
Abb.5.3-57: Steckbrief mit Radardiagramm des Zooplanktons im Ziegeleiteich im Jahr 2020 nach PhytoLoss 3.1 (2021).....	239
Abb.5.3-58: Zooplanktonabundanzen im Ziegeleiteich 2021	240
Abb.5.3-59: Zooplanktonbiomassen im Ziegeleiteich 2021	240
Abb.5.3-60: Steckbrief mit Radardiagramm des Zooplanktons im Ziegeleiteich im Jahr 2021 nach PhytoLoss 3.1 (2021).....	242
Abb.5.3-61: Einzelne Radardiagramme des Zooplanktons im Ziegeleiteich im Jahr 2021 nach PhytoLoss 3.1 (2021).....	243
Abb.5.3-62: Entwicklung der Biomasse und der Zusammensetzung des Phytoplanktons im Ziegeleiteich seit 1995	244
Abb.5.3-63: Entwicklung der Biomasse (MW) und der Zusammensetzung des Zooplanktons im Ziegeleiteich in den Jahren 1995, 2020 und 2021	245
Abb.5.3-64: Übersicht der Verbreitung der Makrophytenvegetation im Ziegeleiteich 2020.....	246
Abb.5.3-65: Einzige im Ziegeleiteich 2020 vorkommende Arten der submersen Makrophyten	247
Abb.5.3-66: Probenahmestellen Makrozoobenthos Ziegeleiteich 2020	248

Abb.5.3-67: Ausbringen der Stellnetze und Vermessen und Wiegen der Fische an Land im/am Ziegeleiteich 2021	249
Abb.5.3-68: Verlauf der Stellnetzwände bei der Probebefischung im Ziegeleiteich am 02.11.2021	249
Abb.5.3-69: Prozentuale Anteile der Einzelarten am Gesamtfang (gewichtsbezogen) im Ziegeleiteich 2021	250
Abb.5.3-70: Fotos der im Ziegeleiteich 2021 gefangenen Arten	251
Abb.5.3-71: Längenverteilung der Karauschen im Fang 2021 im Ziegeleiteich (n = 92)	252
Abb.5.3-72: Lage der Schnitte zur Ermittlung der Schlammmächtigkeit im Ziegeleiteich...	253
Abb.5.3-73: Schlammmächtigkeit im Ziegeleiteich (Schnitt B)	254
Abb.5.3-74: Schlammmächtigkeit im Ziegeleiteich (Schnitt F)	255
Abb.5.3-75: Sediment an der tiefsten Stelle	257
Abb.5.3-76: P-Gehalte im Sediment des Ziegeleiteichs in einer Tiefe von 0-60 cm, aufge- schlüsselt nach der Verfügbarkeit	260
Abb.5.3-77: Für den Untersuchungszeitraum ermittelte Rücklösungsdaten von Phosphor (in mg P/m ² d) aus dem Sediment im Ziegeleiteich 2020	261
Abb.5.3-78: Für den Untersuchungszeitraum ermittelte Rücklösungsdaten von Phosphor (in mg P/m ² d) aus dem Sediment im Ziegeleiteich 2021	261
Abb.5.3-79: Für den Untersuchungszeitraum errechneter P-Eintrag (absolut) über Rück- lösungsvorgänge aus dem Sediment im Ziegeleiteich 2020	262
Abb.5.3-80: Für den Untersuchungszeitraum errechneter P-Eintrag (absolut) über Rück- lösungsvorgänge aus dem Sediment im Ziegeleiteich 2021	262
Abb.5.5-1: Prinzipielle P-Eintragspfade in ein Standgewässer	269
Abb.5.5-2: Wassererosionsgefährdete Flächen am Lankower See	271
Abb.5.5-3: Anteile der P-Eintragsquellen (%) in den Lankower See 2021	273
Abb.5.5-4: Wassererosionsgefährdete Flächen am Sodemannschen Teich	274
Abb.5.5-5: Anteil der P-Eintragsquellen (%) in den Sodemannschen Teich im Jahr 2021 ...	275
Abb.5.5-6: Wassererosionsgefährdete Flächen am Ziegeleiteich	277
Abb.5.5-7: Anteil der P-Eintragsquellen (%) in den Ziegeleiteich im Jahr 2021	278
Abb.6.1-1: Möglicher Standort der Phosphatfällanlage an Zulauf Z4 am Lankower See	280
Abb.6.1-2: Blick vom Westufer auf den Lankower See; im Vordergrund Fläche für geplanten Entwicklungskorridor	282
Abb.6.1-3: Maßnahme zum Erosionsschutz/Entwicklungskorridor am Lankower See	283
Abb.6.1-4: Ausbringfläche für Fällmittel im Lankower See	284
Abb.6.1-5: Der „Polycone“, eine technische Lösung zur Anreicherung eines schmalen Hypolimnions mit Sauerstoff, ohne die Temperaturschichtung im See zu zer- stören	285
Abb.6.1-6: Standorte der Tiefenwasserbelüftungsanlagen („Tibeane cone“) sowie der Zu- leitungen und Sauerstoffbehälter am Ufer	286
Abb.6.2-1: Installation eines Retentionsfilters (Schemazeichnung) an Zulauf Z2 am Sodemannschen Teich	288
Abb.6.2-2: Ausbringfläche für Fällmittel im Sodemannschen Teich	289

Abb.6.3-1: Beispielfotos für Verschmutzung und Vogelansammlungen am Ziegeleiteich...	291
Abb.6.3-2: Flächen der Trockenbaggerung im Ziegeleiteich und potenzielle Fläche zur Zwischenlagerung des entnommenen Sediments.....	292

TABELLENVERZEICHNIS

Tab.3.2-1: Morphometrische Daten Lankower See	8
Tab.3.2-2: Morphometrische Daten Sodemannscher Teich.....	10
Tab.3.2-3: Morphometrische Daten des Ziegeleiteich	12
Tab.3.4-1: Gebietsabflusspenden der Zuläufe in den Lankower See	19
Tab.3.4-2: Kalkulation der monatlichen Menge des hypodermischen Zuflusses zum Lankower See 2021	21
Tab.3.4-3: Gebietsabflusspenden der Zuläufe in den Sodemannschen Teich	22
Tab.3.4-4: Kalkulation der monatlichen Menge des hypodermischen Zuflusses zum Sodemannschen Teich 2021	24
Tab.3.4-5: Kalkulation der monatlichen Menge des hypodermischen Zuflusses zum Ziegeleiteich	26
Tab.3.6-1: Nutzungsarten im Einzugsgebiet des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs.....	30
Tab.5.1-1: Zusammenstellung der im Rahmen des Untersuchungsprogramms am Lankower See im Jahr 2020 und 2021 untersuchten Wassergüteparameter an den Messstellen im See sowie in den Zuläufen und Pegeln	40
Tab.5.1-2: Übersicht der Untersuchungsergebnisse ausgewählter Analyseparameter in der Mischprobe am Lankower See im Zeitraum 2020/2021 an MST1 im Jahresvergleich	83
Tab.5.1-3: Trophieberechnung und Klassifizierung gemäß LAWA (2014) für den Lankower See an Messstelle MST1 im Jahr 2020 und 2021.....	90
Tab.5.1-4: Trophie-Klassifizierung des Lankower Sees an MST1 nach LAWA (1999/2014) seit 1995.....	97
Tab.5.1-5: Indexwert und Gesamtbewertung des Phytoplanktons im Lankower See 2020 und 2021 mittels PhytoSee Vers.7.1 (2020)	101
Tab.5.1-6: Liste der in den Transekten und an den Zwischenstationen im Lankower See 2020 gefundenen Makrophytenarten	111
Tab.5.1-7: Maximale relative Häufigkeit submerser Makrophyten in den Transekten und an den Zwischenstationen im Lankower See 2020	112
Tab.5.1-8: Lage der unteren Verbreitungsgrenzen der submersen Makrophytenarten in den Transekten im Lankower See 2020	113
Tab.5.1-9: Ergebnistabelle der Berechnung nach PHYLIB, Lankower See 2020.....	113
Tab.5.1-10: Ergebnisse der PHYLIB-Berechnung der ökologischen Zustandsklasse im Lankower See für die Untersuchungsjahre seit 2007.....	113
Tab.5.1-11: Vorkommende Benthos-Taxa an den 6 Stationen im Lankower See 2020.....	115
Tab.5.1-12: Fangzusammensetzung im Lankower See, geordnet nach Fanggewicht	118

Tab.5.1-13: Allgemeine Charakterisierung des Oberflächensediments des Lankower Sees aus den Horizonten (0-30cm, 30-60 cm, 60-90 cm) an den 3 Messtellen und den 3 Probenahmeterminen	122
Tab.5.1-14: Vergleich der im Sediment des Lankower Sees an den Messtellen (Mischproben, 0-60 cm) gefundenen Metallgehalte mit den Grenzwerten der Klärschlammverordnung	124
Tab.5.1-15: Vergleich der im Sediment des Lankower Sees an den Messtellen (Mischproben, 0-60 cm) gefundenen Metallgehalte mit der LAGA-Verordnung	125
Tab.5.1-16: Vergleich der im Lankower See in den Sedimentproben gefundenen Schadstoffgehalte (Mischproben) mit verfügbaren Richtwerten aus der Literatur	125
Tab.5.1-17: Vergleich der im Sediment des Lankower Sees an den Messtellen ermittelten Schadstoffgehalte mit dem 70 %-Vorsorgewert nach BBodSchV	126
Tab.5.1-18: P-Gehalte im Sediment in einer Tiefe von 0-90 cm an den Messtellen (Mittelwerte der Probenahmetermine) im Lankower See in verschiedenen Bindungsformen	127
Tab.5.2-1: Übersicht der Untersuchungsergebnisse ausgewählter Analyseparameter im Sodemannschen Teich in Zeitraum 2020/2021 im Jahresvergleich	149
Tab.5.2-2: Trophieberechnung und Klassifizierung gemäß LAWA (2014) für den Sodemannschen Teich im Jahr 2020 und 2021	150
Tab.5.2-3: Trophie-Klassifizierung des Sodemannschen Teichs nach LAWA (1999/2014) seit 2008.....	169
Tab.5.2-4: Indexwert und Gesamtbewertung des Phytoplanktons im Sodemannschen Teich 2020 und 2021 mittels PhytoSee Vers.7.1 (2020)	172
Tab.5.2-5: Liste der im Sodemannschen Teich 2020 gefundenen Makrophytenarten.....	183
Tab.5.2-6: Vorkommende Benthos-Taxa an den 3 Stationen im Sodemannschen Teich 2020	185
Tab.5.2-7: Fangzusammensetzung Sodemannscher Teich 2021, geordnet nach Fanggewicht.....	187
Tab.5.2-8: Allgemeine Charakterisierung des Oberflächensediments (0-60 cm) des Sodemannschen Teichs an den 3 Probenahmeterminen 2020.....	195
Tab.5.2-9: Vergleich der im Sediment (Mischprobe 0-60 cm) des Sodemannschen Teichs gefundenen Metallgehalte mit den Grenzwerten der Klärschlammverordnung... ..	196
Tab.5.2-10: Vergleich der im Sediment (Mischprobe 0-60 cm) des Sodemannschen Teichs gefundenen Metallgehalte mit der LAGA-Verordnung	197
Tab.5.2-11: Vergleich der in den Sedimentproben (Mischprobe 0-60 cm) des Sodemannschen Teichs gefundenen Schadstoffgehalte mit verfügbaren Richtwerten aus der Literatur.....	197
Tab.5.2-12: Vergleich der im Sediment des Sodemannschen Teichs (Mischprobe 0-60 cm) ermittelten Schadstoffgehalte mit dem 70 %-Vorsorgewert nach BBodSchV ..	198
Tab.5.2-13: P-Gehalte im Sediment in einer Tiefe von 0-60 cm (Mittelwerte aus den 3 Sedimentprobenahmen) im Sodemannschen Teich in verschiedenen Bindungsformen	199

Tab.5.3-1: Übersicht der Untersuchungsergebnisse ausgewählter Analyseparameter am Ziegeleiteich im Zeitraum 2020/2021 im Jahresvergleich	213
Tab.5.3-2: Trophieberechnung und Klassifizierung gemäß LAWA (2014) für den Ziegeleiteich in den Jahren 2020 und 2021	214
Tab.5.3-3: Trophie-Klassifizierung des Ziegeleiteichs nach LAWA (1999/2014) seit 2008	233
Tab.5.3-4: Indexwert und Gesamtbewertung des Phytoplanktons im Ziegeleiteich 2020 und 2021 mittels PhytoSee Vers.7.1 (2020)	237
Tab.5.3-5: Liste der im Ziegeleiteich 2020 gefundenen Makrophytenarten	247
Tab.5.3-6: Gesamtartenliste Makrozoobenthos Ziegeleiteich 2020.....	248
Tab.5.3-7: Fangzusammensetzung Ziegeleiteich 2021, geordnet nach Fanggewicht.....	250
Tab.5.3-8: Allgemeine Charakterisierung des Oberflächensediments (0-60 cm) an 3 Probenahmeterminen im Ziegeleiteich 2020	256
Tab.5.3-9: Vergleich der im Sediment des Ziegeleiteichs (Mischprobe 0-60 cm) gefundenen Metallgehalte mit den Grenzwerten der Klärschlammverordnung.....	257
Tab.5.3-10: Vergleich der im Sediment des Ziegeleiteichs (Mischprobe 0-60 cm) gefundenen Metallgehalte mit der LAGA-Verordnung	257
Tab.5.3-11: Vergleich der in den Sedimentproben des Ziegeleiteichs (Mischprobe 0-60 cm) gefundenen Schadstoffgehalte mit verfügbaren Richtwerten aus der Literatur.....	258
Tab.5.3-12: Vergleich der im Sediment des Ziegeleiteichs (Mischprobe 0-60 cm) ermittelten Schadstoffgehalte mit dem 70 %-Vorsorgewert nach BBodSchV.....	259
Tab.5.3-13: P-Gehalte im Sediment des Ziegeleiteichs in einer Tiefe von 0-60 cm (Mittelwerte aus 3 Probenahmeterminen) in in verschiedenen Bindungsformen	259
Tab.5.5-1: P-Einträge in den Lankower See, kalkuliert aus Messdaten der Jahres 2021	272
Tab.5.5-2: P-Einträge in den Sodemannschen Teich, kalkuliert aus Messdaten der Jahres 2021	275
Tab.5.5-3: P-Einträge in den Ziegeleiteich, kalkuliert aus Messdaten der Jahres 2021	277
Tab.6.1-1: Zusammenstellung bereits geplanter Maßnahmen am Lankower See	279
Tab.6.4-1: Vorgeschlagene Maßnahmen für eine Sanierung/Restaurierung des Lankower Sees.....	294
Tab.6.4-2: Vorgeschlagene Maßnahmen für eine Sanierung/Restaurierung des Sodemannschen Teichs	294
Tab.6.4-3: Vorgeschlagene Maßnahmen für eine Sanierung/Restaurierung des Ziegeleiteichs.....	295
Tab.7-1: Kostenschätzung Restaurierungsmaßnahmen Lankower See	295
Tab.7-2: Kostenschätzung Restaurierungsmaßnahmen Sodemannscher Teich.....	297
Tab.7-3: Kostenschätzung Restaurierungsmaßnahmen Ziegeleiteich	297

1 ANLASS UND AUFGABENSTELLUNG

Der Lankower See (See-Nr. 220050) und die beiden künstlichen Kleinseen (ehemaligen Tongruben), der Sodemannsche Teich (220130) und der Ziegeleiteich (220140), sind Teil eines zusammenhängenden Entwässerungssystemkomplexes des Schweriner Stadtgebiets „Lankow“.

Der Lankower See ist ein seit langem zu stark mit Nährstoffen belastetes Gewässer, dass auf Grund seiner Lage mitten im Stadtgebiet einem erheblichem Nutzungsdruck verschiedenster Art (z.B. Straßenablauf, Industrie, Kleingärten, Partytourismus) ausgesetzt ist und dabei auch noch eine erhebliche Rolle beim Erhalt der Lebensqualität im Umfeld (Naherholung) einnimmt. Die beiden Kleinseen wurden nach Nutzungsende der Tongewinnung in den 50er Jahren (Sodemannscher Teich, Ziegelei Weinrebe) bzw. 60er Jahren (Ziegeleiteich, Ziegelei Bruhn) als „Regenwasserrückhaltebecken“ erhalten, deren Umgebung sich nach und nach von einer landwirtschaftlich geprägten Nutzung hin zu einem industriell geprägten Gebiet gewandelt hat. Eingeleitete industrielle Abwässer und Ableitungen von Oberflächenwasser aus der Umgebung haben die beiden Kleingewässer und deren Sedimente über die Jahre erheblich belastet. Die beiden Kleinseen sind dem Lankower See praktisch vorgeschaltet, funktionieren dabei als Nährstoff- und Schlammrückhalt der Regenwasserabläufe für den Lankower See, in den sie schlussendlich entwässern. Sie nehmen heute einen nicht unerheblichen Teil (etwa $\frac{1}{3}$) der Regenwassermenge des Einzugsgebiets aus dem Industriegebiet „Lankow“ für den Lankower See auf. Demzufolge lässt sich ein Sanierungskonzept des Lankower Sees nur ganzheitlich umsetzen, in dem neben dem Lankower See auch die beiden Kleingewässer Berücksichtigung finden. Der Lankower See selbst ist weitergehend entscheidend für die Wasserqualität der nachgeschalteten Seen, den Ostorfer See und den Faulen See.

Der Lankower See ist mit einer Fläche von etwa 55 ha zudem ein gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) berichtspflichtiges Gewässer. Damit existiert eine unmittelbare Verpflichtung den See bis spätestens 2027 in einen „guten Zustand“ (Klasse 2) zu überführen, welcher nur geringfügig vom gewässerspezifischen, natürlichen Zustand (Klasse 1) abweicht. Der Lankower See wurde in der Vergangenheit bereits in den Jahren 1995, 1998, 2006, 2010, 2013 und letztmalig 2017 limnologisch eingeschätzt. Er wurde aufgrund der trophierelevanten Parameter nach LAWA (1999 bzw. 2014) in allen bisherigen Untersuchungsjahren in den Bereich eutroph eingestuft. Für den Lankower See ist jedoch ein mesotropher Zustand in der Seenliste des Seenreferats M-V (Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V 2021) als potenziell natürlicher Zustand („guter“ Zustand nach OGeWV 2016) ausgewiesen. Damit weicht der als Typ 10.1 (RIEDMÜLLER et al. 2013) einzustufende See mindestens eine Stufe von seinem natürlichen Referenzzustand ab. Auch die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton und Makrophyten zeigen seit Jahren Defizite. Der See wurde bisher in die ökologische Zustandsklasse 4 (unbefriedigend) eingestuft und verfehlte damit das WRRL-Ziel eines „guten“ ökologischen Zustands (Klasse 2) um 2 Klassen.

Die beiden künstlichen Kleinseen wurden in den Jahren 1995 (BIOPLAN 1995), 2008 und 2018 limnologisch eingeschätzt. Der Sodemannsche Teich wird nach Seebeckenmorphometrie in einen mesotrophen Zustand, der Ziegeleiteich in einen eutrophen Zustand, eingruppiert. Beide Kleinseen waren damals (1995) wie zuletzt (2018) stark eutrophiert und auch der heute anzustrebende „gute ökologische Zustand“ war nicht gegeben.

Um den Zustand der Seen in ihrem Gesamtkomplex einzuschätzen und ggf. zu verbessern, wurde die Erarbeitung eines limnologischen Gutachtens/Machbarkeitsstudie festgelegt. Mit der Studie soll die Zustandsbeschreibung aktualisiert, die biologischen Qualitätskomponenten aufgenommen, eine Nährstoffbilanzierung zur Ermittlung der Ursachen der Belastungen durchgeführt und adäquate Sanierungs-/Restaurierungsmaßnahmen abgeleitet und dargestellt werden. Auftraggeber der Machbarkeitsstudie ist die Stadt Schwerin.

Der Lankower See befindet sich im Landeseigentum und wird durch die Landgesellschaft M-V verwaltet. Die Fläche des Sodemannschen Teichs besteht aus mehreren Flurstücken (vgl. Abb.A.1-1 im Anhang), wobei der westliche Teil der Stadt Schwerin gehört und der östliche Teil mit „Rat der Stadt“ als Eigentümer bezeichnet wird. Diese Flächen sind der Stadt offiziell noch nicht zugeordnet worden; dies soll jedoch in Kürze durch einen Zuordnungsantrag erfolgen. Der Ziegeleiteich befindet sich zur Hälfte in Privatbesitz, die andere Hälfte ist ebenfalls in Besitz der Stadt Schwerin.

2 GRUNDSÄTZLICHES METHODISCHES VORGEHEN

Da die 3 Gewässer funktionell zusammenhängen wurde ein Gesamtkonzept zur Erfassung der Situation erstellt.

Das mit der Leistungsbeschreibung vorgegebene Programm beinhaltete zunächst eine monatliche Probenahme von März bis September. Bei Auswertung der Daten von 2020 wurde deutlich, dass es für den Entscheidungsprozess der Auswahl geeigneter Sanierungsmethoden sinnvoll wäre, den Untersuchungszeitraum auf das Winterhalbjahr, idealerweise auch auf das Folgejahr, auszudehnen. Daraufhin wurde der Untersuchungsrahmen zeitlich auf das Jahr 2021 erstreckt; zudem wurden inhaltliche Ergänzungen vorgenommen. Die Erweiterungen betrafen vor allem die Phosphorrücklösungsthematik aus dem Sediment (Einbeziehung verschiedener Tiefenstufen) und die Aufnahme des Fischbestands in den beiden Teichen. Die um ein weiteres Jahr verlängerten Datenreihen zu den wasserchemischen Parametern der Gewässerkörper, der Oberflächenzuläufe und der Grundwasserkörper verbessern zudem die Aussagekraft der für die Bewertung erforderlichen Grundlagendaten. Andere Parameter, die 2020 schon erfasst wurden (Makrophytenverbreitung, Makrozoobenthos, Qualität der Sedimente), wurden 2021 nicht nochmals untersucht.

Im Detail wurden im Untersuchungszeitraum beider Jahre im Lankower See, im Sodemannschen Teich und im Ziegeleiteich die wichtigsten Wassergüteparameter, die Oberflächenzuflüsse und das anströmende Grundwasser erfasst, um möglichst vollständig die externen und internen Nährstoffeinträge quantifizieren zu können. Auch die internen Einträge (P-Rücklösung aus dem Sediment) wurden durch Messung der Konzentrationsunterschiede zwischen Interstitialwasser in der oberen Sedimentschicht und überstehendem Wasser errechnet. Das anstehende Sediment ist zudem an bestimmten Stationen hinsichtlich der allgemeinen Parameter und der Metalle sowie der verschiedenen Bindungsfractionen des Phosphors und weitergehend bezüglich relevanter organischer Schadstoffe charakterisiert worden. In den beiden Kleinseen wurde neben diesem umfangreichen Programm zusätzlich noch die Sedimentmächtigkeit, orientierend anhand von Längs- und Querschnitten durch Sondierungen, erfasst. Zur Einschätzung der biologischen Komponenten in den Seen sind die Qualität und Quantität des Phyto- und Zooplanktons untersucht, Makrozoobenthosproben entnommen, der Fischbestand erfasst und ausgewertet sowie die Wasserpflanzen im See kartiert und bewertet worden.

Der Umfang des Messprogramms und der 2-jährige Gesamtzeitraum stellen sich in einer besonderen Gliederung des Gesamtgutachtens dar. Die Messergebnisse und die Ergebnisse der biologischen Untersuchungen werden für jedes Gewässer gesondert dargestellt. Ebenso die Trophieeinschätzung sowie die Entwicklung und Bilanzierung der Nährstoffe. Zur Beurteilung der Gesamtsituation sind dazu zudem Angaben zum Einzugsgebiet und zu vorhandenen Altdaten/Gutachten mit eingeflossen, die vom Auftraggeber sowie dem Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern (Referat 420 - Gewässerkunde, Seenprogramm) zur Verfügung gestellt und/oder dem Kartenportal Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V 2022b) bzw. dem Fachinformationssystem FIS WRRL (LUNG M-V 2022a) entnommen wurden.

Für die konkrete Bewertung des aktuellen Trophiezustands wurde die Bewertungsvorschrift nach LAWA (2014) herangezogen. Für das Phyto- und Zooplankton und auch die Makrophyten sind die WRRL-konformen Verfahren PhytoSee, PhytoLoss und PHYLIB angewendet worden. Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos wurde nach neuesten Erkenntnissen zu Indikator taxa und seetypischen Habitatpräferenzen bewertet.

3 GENESE UND UMGEBUNGSFAKTOREN

3.1 RÄUMLICHE LAGE UND EINZUGSGEBIET

Der Lankower See befindet sich im gleichnamigen Stadtteil der Landeshauptstadt Schwerin, etwa 2,5 km nordwestlich des Schweriner Schlosses (Abb.3.1-1). Am gesamten östlichen Ufer, welches recht steil ist, befinden sich Kleingärten bis mindestens 100 m vom Ufer entfernt. Dahinter schließt sich das stark bebaute Gebiet der Schweriner Weststadt an (Vielzahl an mehrgeschossigen Wohnblöcken). Am Nord- bzw. Nordostufer verläuft die stark befahrene Lübecker Straße und etwas weiter vom See entfernt am Nordwestufer die ebenfalls viel frequentierte

Gadebuscher Straße. Das Nordufer weist darüber hinaus zum Stadtteil Lankow gehörende bebaute Gebiete auf (Einfamilienhäuser und Gartenanlagen). Am Westufer des Sees befinden sich eine große Fläche mit Kleingärten und, sozusagen in zweiter Reihe, Wohngebiete des Stadtteils Neumühle. Diese Wohngebiete und Kleingärten sind durch die Lankower Berge, ein ehemals als Schafweide und Motocross-Strecke genutztes Naherholungsgebiet, vom See getrennt.

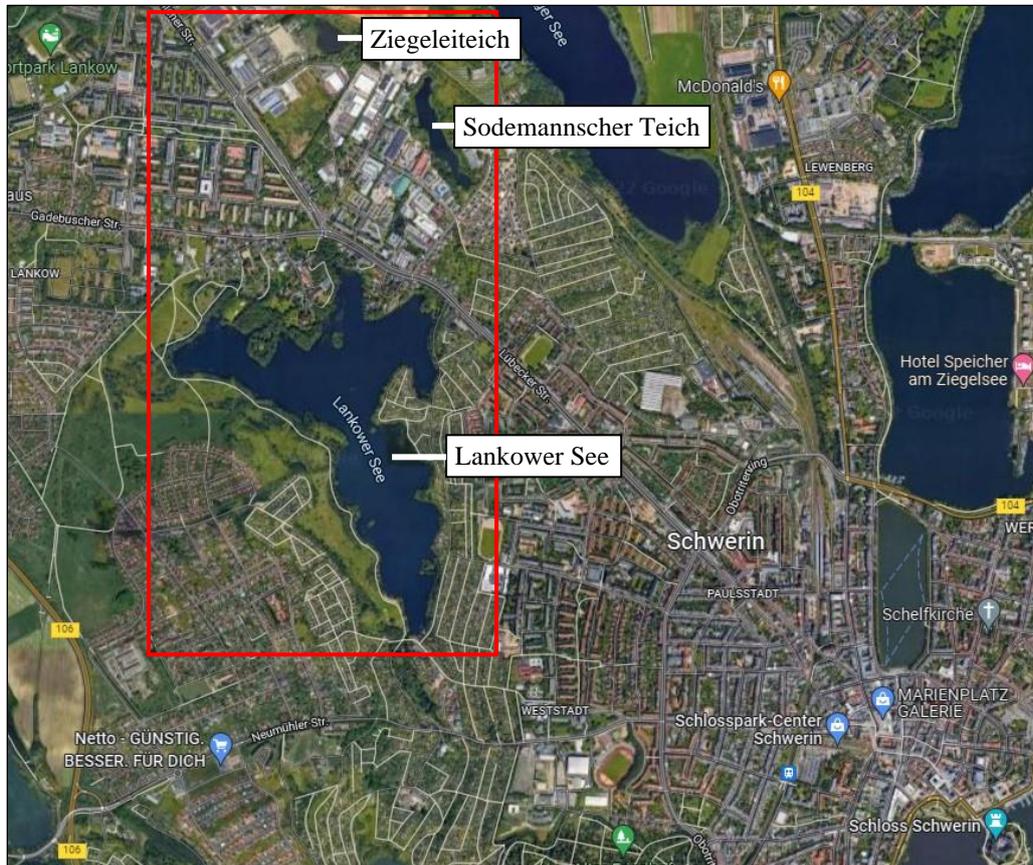


Abb.3.1-1: Lage des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs in Schwerin (GOOGLE MAPS 2022)

Der Lankower See verdankt seine Entstehung der Eiszeit; er ist kein klassischer Rinnensee, sondern ein sogenannter „Ausliegersee“ im Becken des Schweriner Sees. Er entstand während der letzten Eiszeit (Würmeiszeit) als Senke, die sich nach dem Rückgang des Eises dauerhaft mit Wasser füllte. Der See erstreckt sich in seiner Längenausdehnung von Norden nach Süden (längste Entfernung vom Nord- zum Südufer ca. 1.500 m). Das Gewässer gliedert sich dabei in zwei Bereiche, die in der Mitte durch eine Einengung geteilt werden. Der nördliche Bereich ist stark gegliedert und breiter als der südliche Teil, in dem sich mit etwa 10,20 m die tiefste Stelle befindet. Die maximale West-Ost-Ausdehnung des nördlichen Teils beträgt etwa 1.000 m, die des südlichen Teils ca. 400 m.

Der Lankower See lag lange Zeit vor den Toren der Stadt Schwerin und war so vor Überbelastungen und Übernutzungen durch den Menschen relativ gut geschützt. Erst 1928 wurde er im Rahmen der Erweiterung der Stadt Schwerin ins Stadtgebiet einbezogen. Allerdings ist die Be-

lastung zu diesem Zeitpunkt noch als sehr gering einzuschätzen, da die Bebauung nur sehr locker war. Erst als Ende der 50er Jahre Schwerin mit der Weststadt massiv an den See heranwuchs, eine Vielzahl Gartenanlagen an den unmittelbaren Ufern des Sees entstanden und Ende der 60er Jahre/Anfang der 70er Jahre das Neubaugebiet „Lankow“ im Norden und vor allem das Industriegebiet „Lankow“ dazukamen, entstanden kritische Belastungen für den See.

Der Lankower See gilt heute als beliebtes Naherholungsgebiet der Schweriner sowie ihrer Gäste. Am Nordwestufer sowie Südufer befinden sich insgesamt zwei offizielle Badestellen. Bademöglichkeiten bestehen jedoch auch in zahlreichen Buchten mit bequemer Zugang zum Wasser rings um den Lankower See herum. Am Südufer gibt es zudem einen Bootsverleih. Der See ist ein beliebtes Angelgewässer, welches jedoch nur durch Besitzer mit gültigem Angelschein mit Elektro-Bootsmotoren gemäß § 21 LWaG befahren werden darf. Der betreuende Angelverein ist der *Natur- und Angelfreunde Lankower See e. V.* Die im nördlichen Seeteil befindliche Insel Rethhorst ist als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen und darf nicht mehr betreten werden.

Etwa 500 m nördlich des Lankower Sees befindet sich der Sodemannsche Teich (Abb.3.1-1), der über den Ablauf in den Lankower See entwässert. Der Sodemannsche Teich liegt inmitten eines Gewerbegebiets; nördlich bzw. nordwestlich des Gewässers besteht das Gelände der ALBA Nord GmbH (Unternehmen der Entsorgungs- und Recyclingbranche). Am Südwestufer befindet sich ein Gelände, auf dem sich eine Firma für Schweißtechnik, eine Firma für Messebau sowie eine Autowerkstatt angesiedelt haben. Das komplette Westufer ist bebaut und weist in erster Reihe zum Sodemannschen Teich verschiedene Firmen der Baubranche, ein Aus- und Weiterbildungszentrum sowie eine Autowerkstatt auf. Angrenzend an das Südufer befindet sich eine Eigenheimsiedlung. Am Westufer und teilweise auch am Ostufer des Sodemannschen Teichs gibt es einen schmalen Gehölzstreifen, der das Gewässer von der umgebenden Bebauung und Nutzung etwas abgrenzt. Das Ostufer bzw. Nordostufer ist durch eine Offenlandfläche gekennzeichnet.

Der Ziegeleiteich befindet sich etwa 300 m nordöstlich des Sodemannschen Teichs (Abb. 3.1-1) und entwässert u.a. über eine Regenwasserleitung in diesen. Am Westufer des Ziegeleiteichs gibt es, direkt angrenzend an das Gewässer (getrennt durch eine schmale Baumreihe), eine Lagerfläche für Kunststoffabfälle (zugehörig zur ALBA Nord GmbH). Am Südufer hat die Verkehrsgesellschaft Ludwigslust-Parchim ihren Sitz, an das Ostufer grenzt ein weiterer Industriestandort und das Gelände des toom-Baumarkts. Der gesamte Uferbereich des Gewässers ist von einem schmalen Gehölzgürtel umgeben.

Der Sodemannsche Teich und der Ziegeleiteich sind im Gegensatz zum Lankower See nicht durch eiszeitliche Bildungen, sondern künstlich, entstanden. Es handelt sich um ehemalige Tongruben. Die Ziegelei Bruhn hat noch bis in die 1950er Jahre aus dem Sodemannschen Teich, die Ziegelei Weinrebe bis 1960 aus dem Ziegeleiteich Ton gewonnen. Für die Wasserqualität der beiden kleinen, oft gemeinsam als „Sodemannsche Teiche“ bezeichneten, Gewässer entscheidend war die massive Wohnbebauung, vor allem aber der Anschluss des Industriegebiets

„Lankow“. Während die Teiche früher nur von landwirtschaftlicher Nutzfläche umgeben waren, wurde durch o.g. Bebauung praktisch das gesamte dort anfallende Regenwasser über die Sodemannschen Teiche in den Lankower See abgeleitet. Die Teiche sollten dabei bewusst als Schlammfang dienen, in denen sich aufgrund der Reduzierung der Fließgeschwindigkeit die aus den Regensammlern eingetragenen Sand- und Schwebeteilchen absetzen konnten. Als nachträglich auch der Ziegeleiweg und die Büdnerstraße vollständig mit Industriebetrieben bebaut wurden, stiegen die Belastungen weiter an, zumal nicht nur Regenwässer, sondern auch z.T. nur ungenügend behandelte Industrieabwässer und vor allem Oberflächenabspülungen von unsachgemäß gelagerten Düngemitteln und Pestiziden (ehemaliges ACZ) und anderen problematischen Stoffen über viele Jahre in die Teiche gelangten.

Der Lankower See sowie der Sodemannsche Teich und der Ziegeleiteich befinden sich in der Planungsregion Westmecklenburg. Das Gebiet um die Seen herum gehört zur Landschaftszone „Höhenrücken und Mecklenburgische Seenplatte“, zur Großlandschaft „Westmecklenburgische Seenlandschaft“ sowie zur Landschaftseinheit „Schweriner Seengebiet“ (LUNG M-V 2022b).

Das Einzugsgebiet des Lankower Sees weist eine Größe von etwa 4,4 km² auf (Abb.3.1-2). Es erstreckt sich im Wesentlichen westlich und zu einem geringeren Teil nördlich und östlich des Sees. In den Lankower See entwässern mehrere kleinere Gräben sowie Rohrleitungen (Stadtteilentwässerung sowie Straßenabläufe) und ein Regenrückhaltebecken.

Die Größe des EZG des Sodemannschen Teichs wird im FIS WRRL mit 0,56 km² angegeben, die des Ziegeleiteichs mit 0,93 km² (LUNG M-V 2022a).

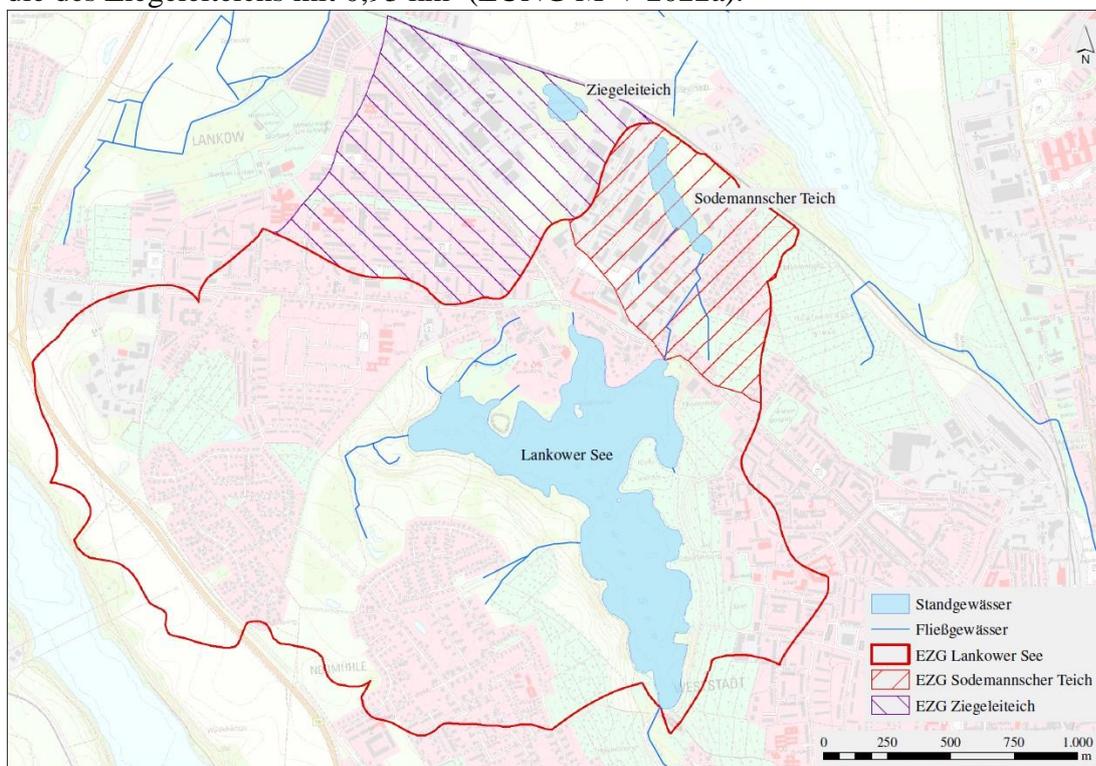


Abb.3.1-2: Oberirdisches Einzugsgebiet des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs (LUNG M-V 2022b)

Der Lankower See sowie der sich westlich anschließende Teil der Lankower Berge bis zum Neumühler See (Grenze des EZG) sind Bestandteil des Landschaftsschutzgebiets L16c „Schweriner Seenlandschaft (Stadt Schwerin)“ (Abb.3.1-3), für welches ein Entwurf mit leicht veränderter Grenze vorliegt (Stand: 05/2022). Darüber hinaus gehört das gesamte EZG zur weiteren Schutzzone (Zone IIIA/IIIB) des Wasserschutzgebiets „Schwerin“ (MV_WSG_2233_12). Der Sodemannsche Teich ist Bestandteil des LSG 138a „Schweriner Innensee, Ziegelau-Bensee und Medeweger See“ (LUNG M-V 2022b).

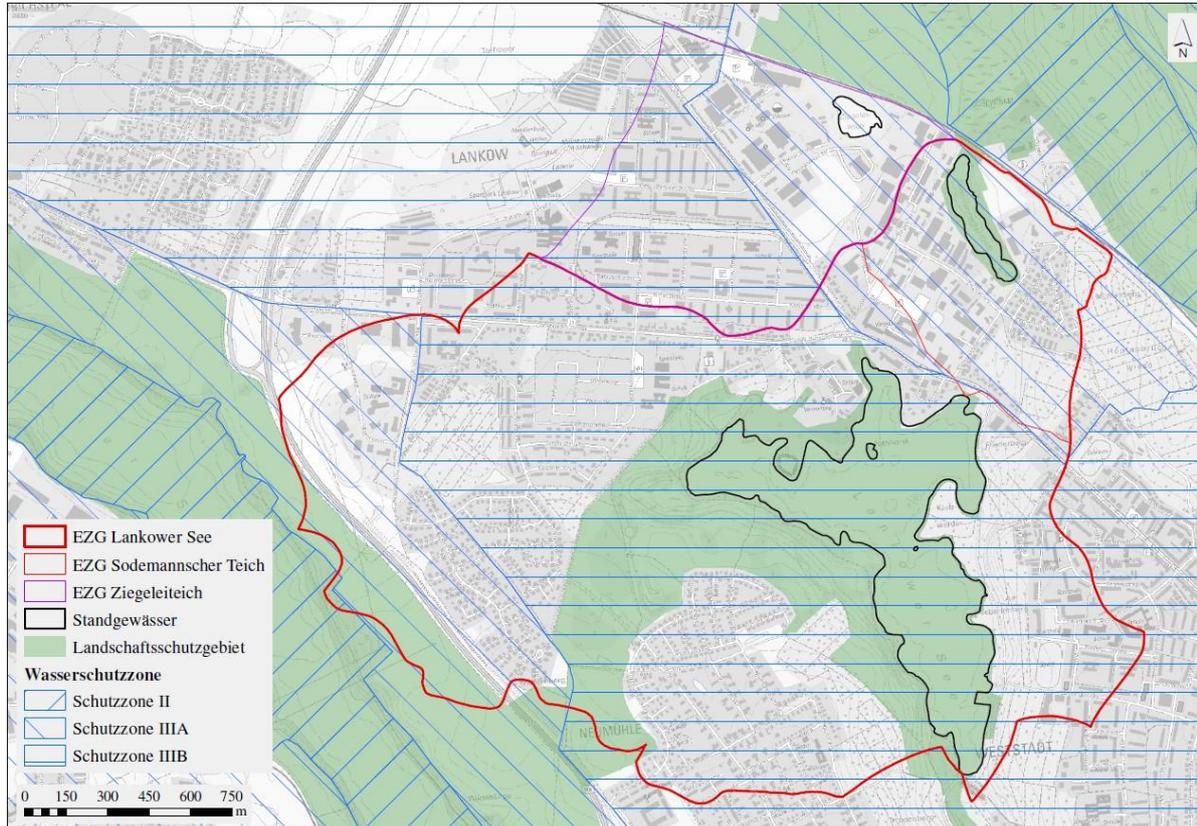


Abb.3.1-3: Schutzstatus im oberirdischen EZG des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs (LUNG M-V 2022b)

3.2 MORPHOMETRISCHE DATEN

Die Morphometrie eines Sees ist weitgehend durch seine Entstehungsgeschichte bestimmt; entsprechend lassen sich aus ihr auch Aussagen über die Eigenschaften und Reaktionsmuster/-möglichkeiten des Gewässers ableiten. Die wichtigsten morphometrischen Größen zum Lankower See und den beiden Kleinseen (Teichen) wurden vom Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V (Seenprogramm, Referat 420, 2021) zur Verfügung gestellt und sind in Tab.3.2-1 bis Tab.3.2-3 zusammengefasst.

3.2.1 LANKOWER SEE

Der Lankower See ist ein maximal über 10 m tiefer geschichteter See, ein Relikt der glazialen Vereisung (Ausliegersee), weshalb der See eine durchaus hohe mittlere Tiefe von 5,0 m aufweist (Abb.3.2-1). Die Uferbereiche fallen daher recht steil ab, jedoch ist das Ufer buchtenreich ausgeprägt (Uferentwicklung = 2,50). Der See besitzt zudem, vor allem in den zahlreichen Buchten, Flachwasserbereiche, die gute Voraussetzungen für eine Besiedlung mit submersen Makrophyten darstellen.

Der Lankower See weist einen Flächengradienten von 7,8 (Verhältnis von Einzugsgebietsfläche zur Seefläche) und einen Volumenquotienten $> 1,5$ (Einzugsgebietsfläche zum Seevolumen) auf, was darauf schließen lässt, dass der trophische Zustand des Sees deutlich durch sein Einzugsgebiet geprägt wird. Daher können lokale Belastungsquellen (z.B. Zuläufe und Erosionsabflüsse) im EZG erheblichen Anteil an der trophischen Situation des Sees haben.

Tab.3.2-1: Morphometrische Daten Lankower See (Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V 2021)

See-/Messstellenummer	220050
Mittlere Wasserspiegelhöhe über NN	42,4 m
Bezugsjahr Morphometrie	2015
Maximale Tiefe	10,20 m
Mittlere Tiefe	5,00 m
Seefläche	55,59 ha
Seevolumen	2.780.271 m ³
Einzugsgebietsgröße	4,4 km ²
Uferlänge	6.599 m
Uferentwicklung	2,50
Effektive Länge	1.570 m
Effektive Breite	900 m
Schichtung	geschichtet
Tiefengradient	1,65
Flächengradient	7,8
Volumengradient	1,6
potenziell natürlicher Zustand („guter“ Zustand nach OGewV 2016)	mesotroph

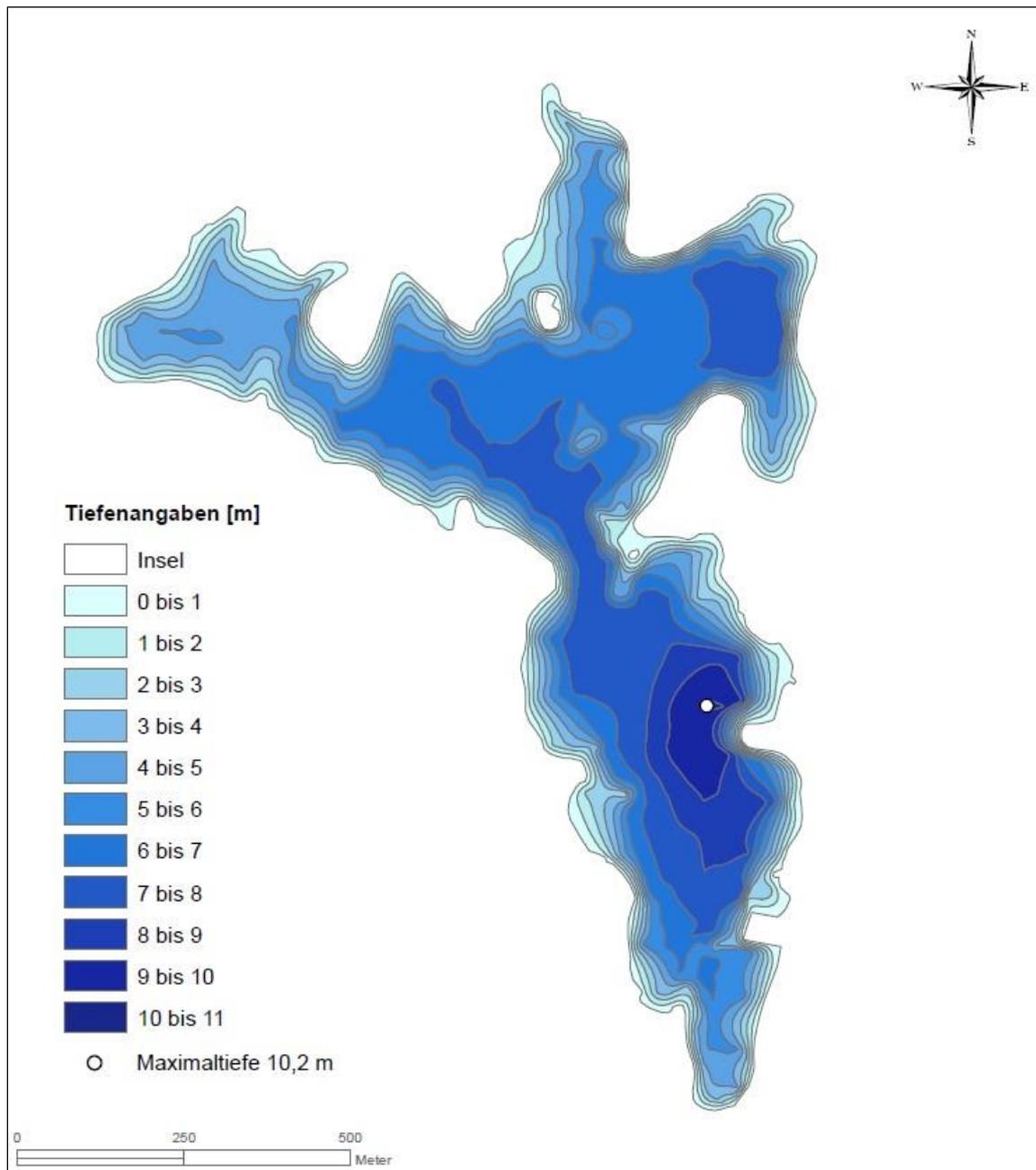


Abb.3.2-1: Tiefenkarte des Lankower Sees (Seenprogramm M-V 2021, leicht geändert)

3.2.2 SODEMANNSCHER TEICH

Der Sodemannsche Teich ist ein künstliches Gewässer, das aus einer ehemaligen Tongrube entstanden ist. Mit einer Fläche von nur 3,45 ha ist der Kleinsee stark durch sein Einzugsgebiet, das Industriegebiet „Lankow“, geprägt. Die Uferbereiche sind in weiten Bereichen relativ steil abfallend und wenig buchtenreich (Uferentwicklung = 1,27). Der im Allgemeinen als ungeschichtet angesehene Kleinsee ist mit maximal 7,8 m durchaus so tief (Abb.3.2-2), dass es im Sommer zeitweise zu einer thermischen Schichtung kommen kann. Die mittlere Tiefe liegt mit 3,0 m gerade im Grenzbereich, was bei der Bewertung der trophischen Situation (nach LAWA

2014) ausschlaggebend ist. Demzufolge wird für den See auf Grundlage seiner Seebeckenmorphometrie ein natürlicher Zustand im Bereich mesotroph angegeben. Der Kleinsee besitzt im südlichen Teil ausgeprägte Flachwasserbereiche < 3 m, die neben den ansonsten nur schmalen flachen Uferbereichen eine Besiedlung mit submersen Makrophyten ermöglichen. Auf Grund seiner Lage und Entstehung werden für den Sodemannschen Teich kein Volumen und Flächengradient angegeben. Angaben zum Einzugsgebiet (in Klammern) wurden aus dem Fachinformationssystem Wasser (2022) übernommen, dies beinhaltet auch künstlich angelegte Entwässerungssysteme, welche in Seerichtung entwässern.

Tab.3.2-2: Morphometrische Daten Sodemannscher Teich (Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V 2021)

See-/Messstellenummer	220130
Mittlere Wasserspiegelhöhe über NN	42,9 m
Bezugsjahr Morphometrie	2015
Maximale Tiefe	7,80 m
Mittlere Tiefe	3,00 m
Seefläche	3,45 ha
Seevolumen	104.470 m ³
Einzugsgebietsgröße	- / (56,2 ha)
Uferlänge	1.165 m
Uferentwicklung	1,76
Effektive Länge	471
Effektive Breite	94
Schichtung	ungeschichtet
Tiefengradient	1,91
Flächengradient	-
Volumengradient	-
potenziell natürlicher Zustand („guter“ Zustand angelehnt an OGewV 2016)	mesotroph

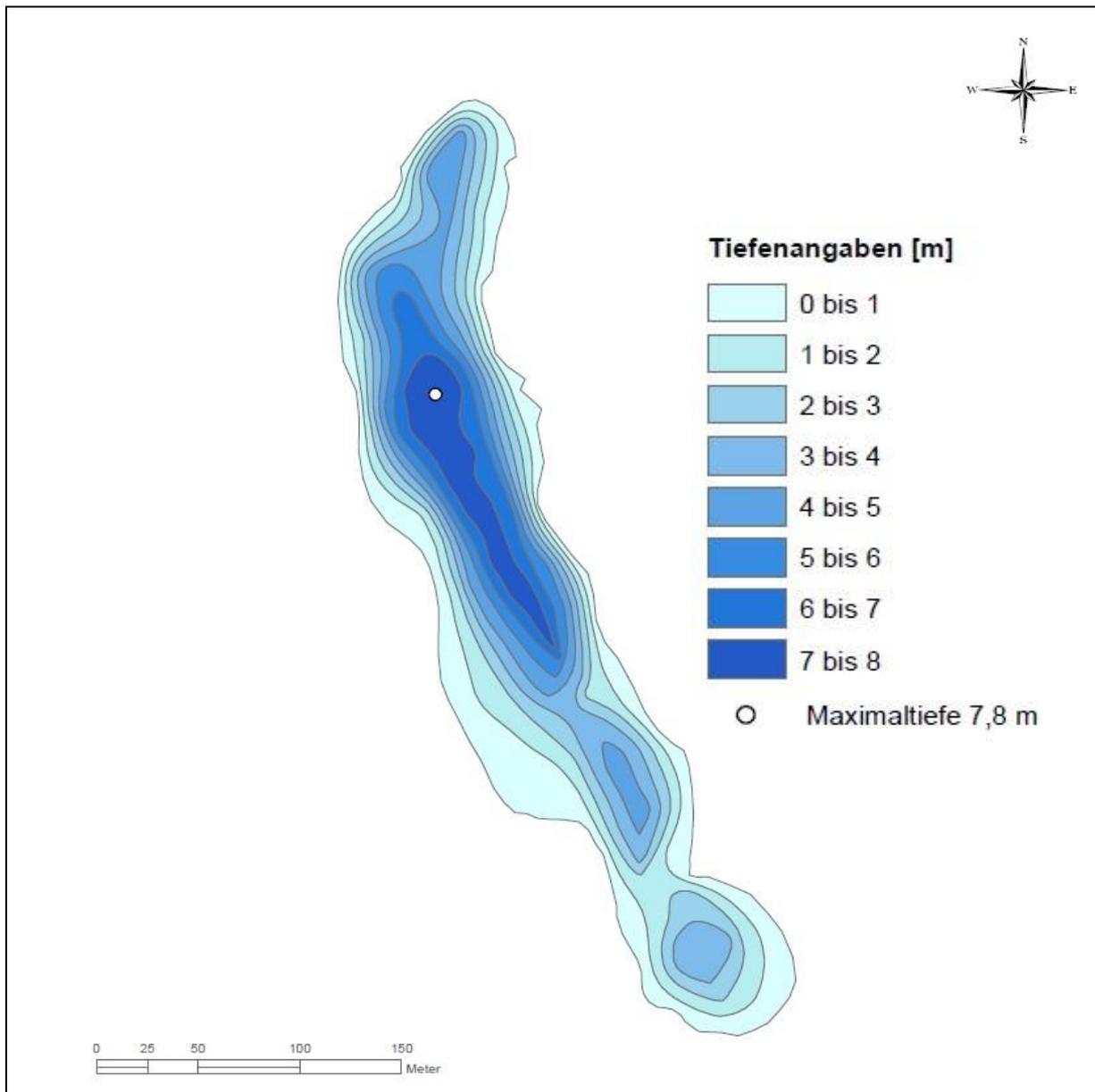


Abb.3.2-2: Tiefenkarte des Sodemannschen Teichs (Seenprogramm M-V 2021, leicht geändert)

3.2.3 ZIEGELEITEICH

Der Ziegeleiteich ist wie der Sodemannsche Teich ein künstliches Gewässer, das ebenfalls aus einer ehemaligen Tongrube hervorgegangen ist. Der ungeschichtete Kleinsee (1,56 ha Seefläche) ist mit einer maximalen Tiefe von nur 3,50 m und einer mittleren Tiefe von 1,35 m sehr flach (Abb.3.2-3). Die Uferentwicklung ist gering ausgeprägt (1,26), da der See nur wenige Buchten aufweist. Jedoch ist der künstliche See so flach, dass er in einem „naturnahen“ Zustand prinzipiell flächendeckend mit submersen Makrophyten besiedelt sein könnte. Wie für den Sodemannschen Teich lässt sich das Einzugsgebiet und somit der Volumen- und Flächengradient nicht direkt aus natürlichen Gegebenheiten ableiten. Angaben zum Einzugsgebiet (in Klammern) wurden auch hier aus dem Fachinformationssystem Wasser (2022) übernommen.

Tab.3.2-3: Morphometrische Daten des Ziegeleiteich (Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt M-V 2021)

See-/Messstellenummer	220140
Mittlere Wasserspiegelhöhe über NN	42,5 m
Bezugsjahr Morphometrie	2015
Maximale Tiefe	3,50 m
Mittlere Tiefe	1,35 m
Seefläche	1,56 ha
Seevolumen	21.056 m ³
Einzugsgebietsgröße	- / (92,59 ha)
Uferlänge	555 m
Uferentwicklung	1,26
Effektive Länge	195
Effektive Breite	120
Schichtung	ungeschichtet
Tiefengradient	1,01
Flächengradient	-
Volumengradient	-
potenziell natürlicher Zustand („guter“ Zustand angelehnt an OGewV 2016)	eutroph

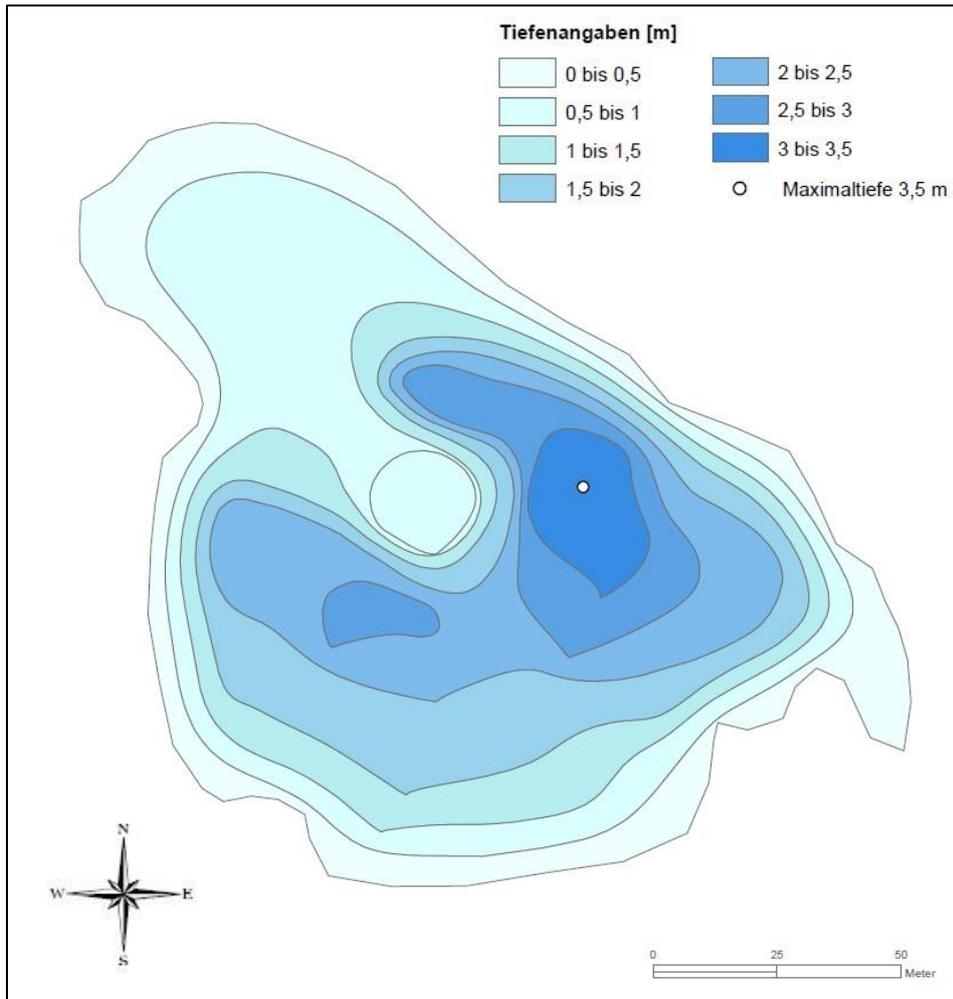


Abb.3.2-3: Tiefenkarte des Ziegeleiteichs (Seenprogramm M-V 2021, leicht geändert)

3.3 BODENVERHÄLTNISSE, OBERFLÄCHENRELIEF UND GRUNDWASSERZUFLUSS

Böden, Oberflächenrelief und Grundwasserzufluss im Einzugsgebiet von Standgewässern sind für deren Trophielage von entscheidender Bedeutung.

Das Einzugsgebiet der 3 Schweriner Seen ist vor allem von Lehmböden geprägt, welche z.T. stark stauwasserbeeinflusst sind und weit mehr als 50 % der Fläche der EZG bedecken (Abb.3.3-1). Hinzu kommt ein kleinerer Bereich teilweise grundwasserbeeinflusster Sandböden im Norden und Nordwesten des EZG des Lankower Sees und Ziegeleiteichs sowie anthropogen geprägte Sand-, Lehm-, Ton- und Schuttböden insbesondere östlich des Lankower Sees (LUNG M-V 2022b).

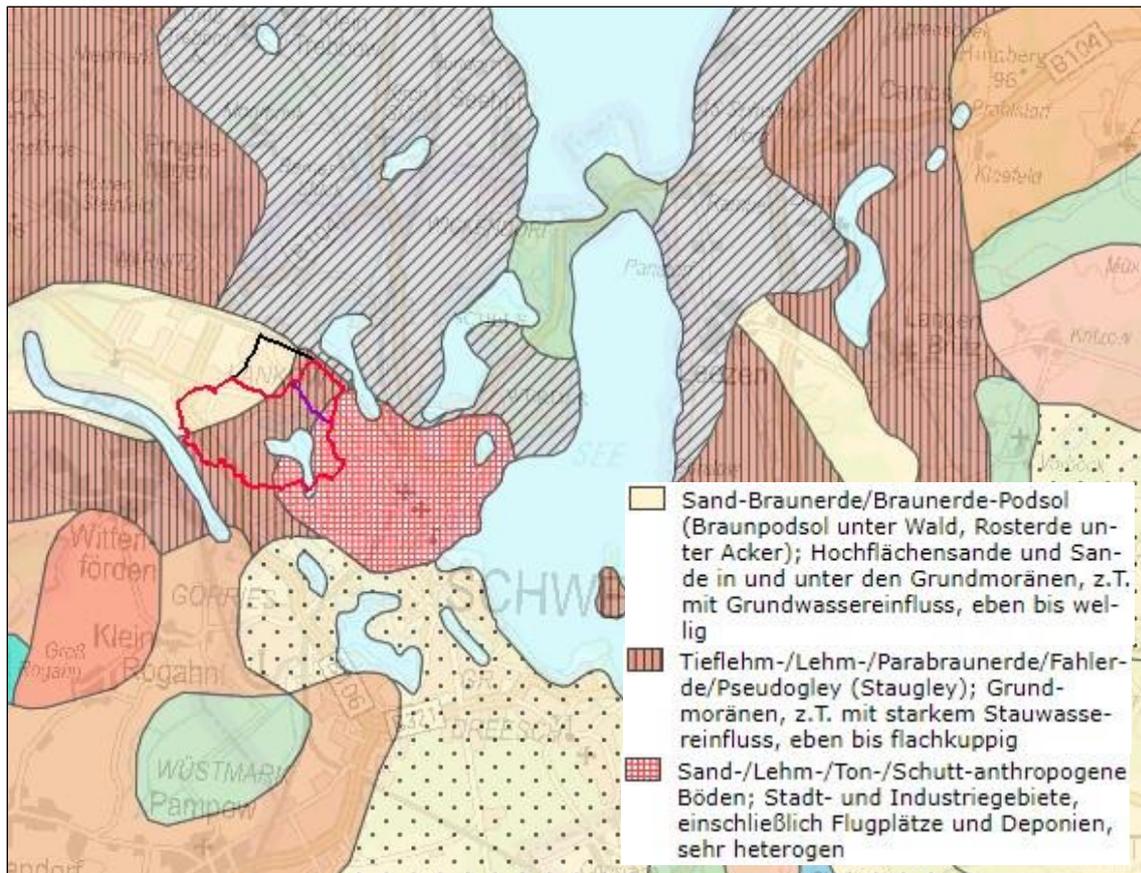


Abb.3.3-1: Bodenverhältnisse im EZG des Lankower Sees (rot), Sodemannschen Teichs (lila) und Ziegeleiteichs (schwarz) (LUNG M-V 2022b)

Der für den Lankower See sowie die Sodemannschen Teiche relevante Grundwasserkörper (WP_WA_1_16) wird der Planungseinheit „Elde-Müritz“ zugeordnet (LUNG M-V 2022a). Der Grundwasserflurabstand beträgt gemäß Kartenportal M-V im gesamten EZG aller 3 Gewässer mehr als 10 m (Abb.3.3-2). Gleichzeitig weist der Großteil des Gebiets aufgrund der mehr als 10 m starken bindigen Deckschichten über dem bedeckten Grundwasserleiter einen hohen Geschütztheitsgrad des Grundwassers auf. Ein geringer Schutz des Grundwassers wird insbesondere für das nordwestliche EZG ausgewiesen. Grund hierfür ist ein unbedeckter Grundwasserleiter, der zudem lediglich weniger als 5 m bindige Deckschichten aufweist (LUNG M-V 2022b).

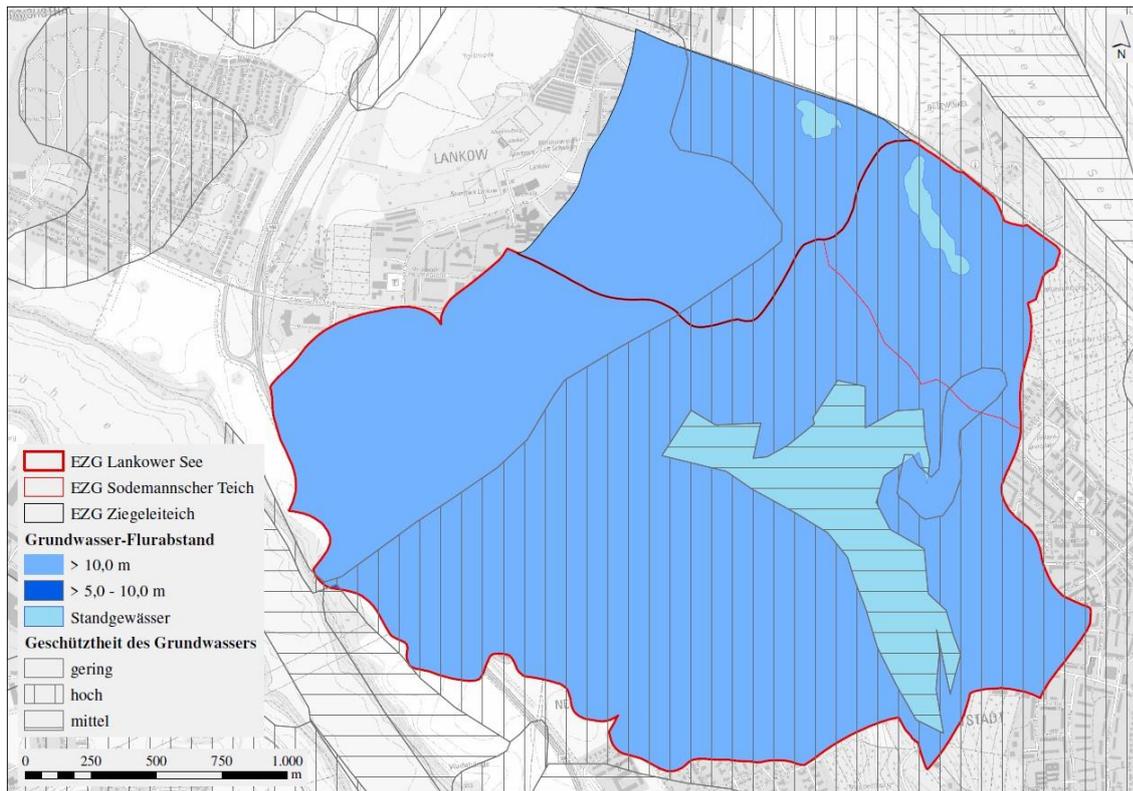


Abb.3.3-2: GW-Flurabstand und Geschützhtheitsgrad des GW im EZG des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs (LUNG M-V 2022b)

Das Grundwasser strömt in einem relativ geringen Gefälle (recht großer Abstand zwischen den GW-Isohypsen) insbesondere aus nordwestlicher bis westlicher Richtung dem Lankower See sowie dem Sodemannschen Teich und Ziegeleiteich zu (Abb.3.3-3) (LUNG MV 2022b).

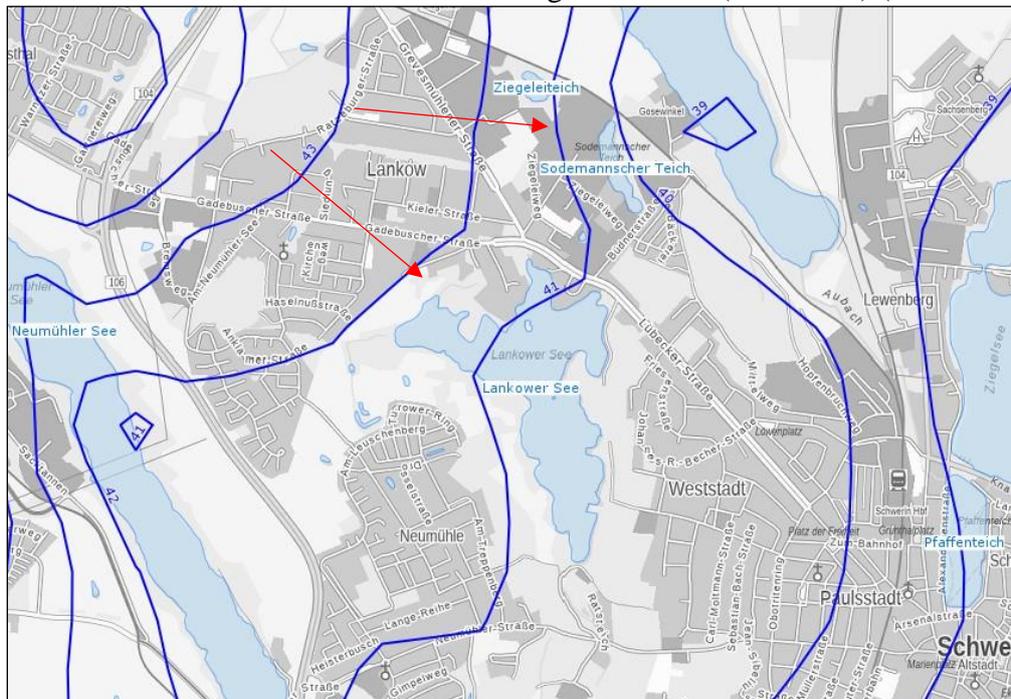


Abb.3.3-3: GW-Isohypsen und GW-Anströmrichtung (rote Pfeile) im Umland des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs (LUNG M-V 2022b)

Als Grundwasserneubildungsrate wird im Kartenportal M-V für den Lankower See 42,5 mm/a und für den Sodemannschen Teich 26,5 mm/a angegeben (Abb.3.3-4). Ansonsten beträgt die GWN in einem Großteil des EZG mehr als 200 mm/a. Lediglich westlich des Lankower Sees werden geringere Werte angegeben (LUNG M-V 2022b).

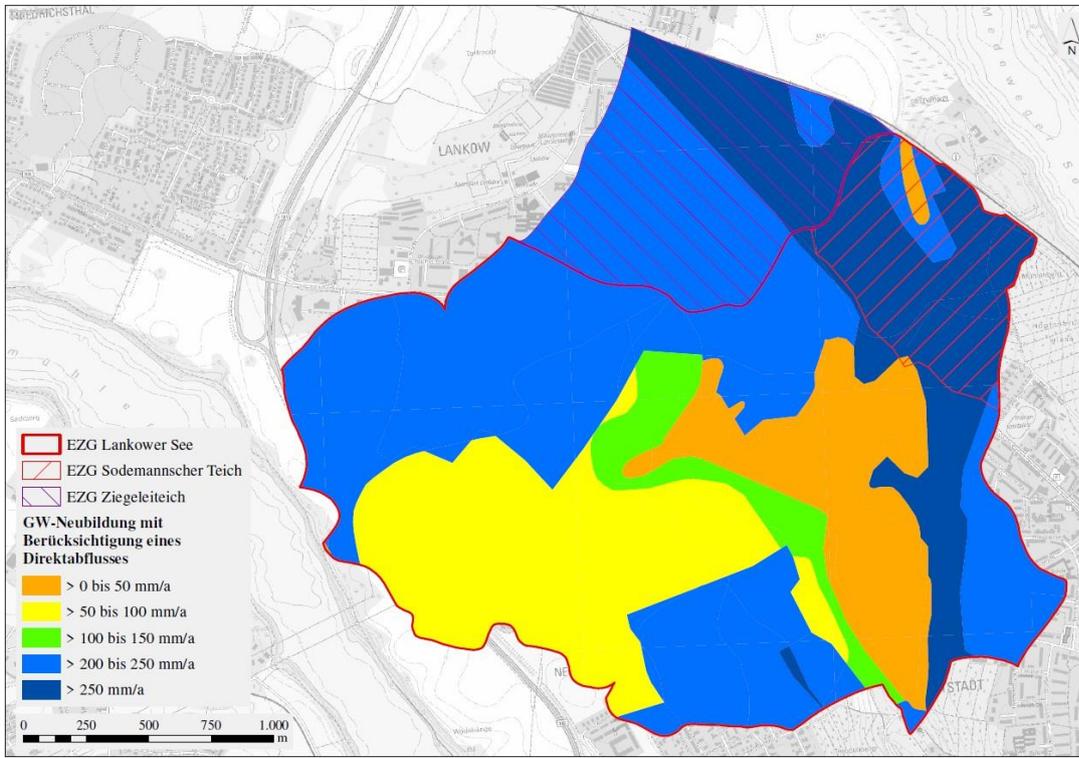


Abb.3.3-4: Grundwasserneubildung im EZG des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs (LUNG MV 2022b)

3.4 HYDROLOGIE

Die aktuellen Oberflächenzulauf- und Ablaufmengen zum bzw. vom Lankower See sowie zum bzw. vom Sodemannschen Teich und Ziegeleiteich sind monatlich mit einer Flügelsonde (MiniAir, Firma Schiltknecht) erfasst bzw. bei sehr geringem Zulauf ausgelitert worden (vgl. Abb.3.4-2, Abb.3.4-4 und Abb.3.4-6).

Um die Verweilzeit des Wassers im jeweiligen Gewässer einschätzen zu können, ist die über den Untersuchungszeitraum von 12 Monaten (2021) ermittelte Gesamtablaufmenge mit dem Seevolumen ins Verhältnis gesetzt worden. Daraus errechnet sich eine Austauschrate über den Untersuchungszeitraum.

Die Menge des unterirdisch zugeflossenen Wassers ist auf der Grundlage der Wasserhaushaltsgleichung bzw. Kontinuitätsgleichung ermittelt worden, in welcher die unterschiedlichen Elemente der Zu- und Abgänge zum/vom Wasservolumen des jeweiligen Standgewässers in Beziehung zueinander gesetzt werden. Die allgemeine Wasserhaushaltsgleichung für Seen lautet:

$$P + Q_{z,o} + Q_{z,u} - ET - Q_{a,o} - Q_{a,u} = \Delta S / \Delta t$$

Hierbei stellt P den Niederschlag auf die Seeoberfläche, $Q_{z,o}$ den oberirdischen Zufluss, $Q_{z,u}$ den Zwischenabfluss oder hypodermischen Abfluss, ET die Verdunstung von der Seeoberfläche, $Q_{a,o}$ den Abfluss aus dem See, $Q_{a,u}$ die Grundwasserneubildung und $\Delta S/\Delta t$ die Speicherinhaltsänderung dar. Die Niederschläge für das Jahr 2021 sind beim Deutschen Wetterdienst abgefragt und die Verdunstung nach der Berechnungsformel von DALTON zur Verdunstung von der freien Wasserfläche des Sees gemäß dem vereinfachten Verfahren nach RICHTER (1984 in DVWK Merkblatt 238/1996) abgeschätzt worden. Zu- und Abflüsse wurden, wie oben erwähnt, gemessen. Aus den verfügbaren Werten ist dann für die einzelnen Untersuchungsmonate jeweils die Menge des unterirdisch zufließenden Wassers wie folgt näherungsweise abgeschätzt worden:

$$Q_{z,u} = \Delta S / \Delta t + Q_{a,o} + ET - P - Q_{z,o}$$

Die ermittelten Daten sind in Tabellenform im jeweiligen Kapitel (Kap.3.4-1 bis Kap.3.4-3) dargestellt.

Die für den Untersuchungszeitraum (Januar bis Dezember 2021) kalkulierten Zuflussmengen für das unterirdisch zufließende Wasser (hypodermischer Zufluss) sind entsprechend genutzt worden, um aus den Ergebnissen der Nährstoffuntersuchungen der Proben aus 2 (Lankower See) bzw. 1 (Sodemannscher Teich und Ziegeleiteich) seenah gesetzten Pegelrohr/en Frachten ableiten zu können.

Da mit den verfügbaren Daten nicht zu differenzieren ist, aus welcher Richtung welche Menge oberflächennahes Grundwasser kommt, sind die Nährstofffrachten über diesen Pfad mit dem Mittelwert der monatlichen Werte aus beiden Pegelmessstellen (Lankower See) bzw. mit den monatlichen Werten der einzelnen Pegelmessstelle (Sodemannscher Teich und Ziegeleiteich) kalkuliert worden, sofern die Wasserstände in den Pegeln höher lagen als der Seewasserstand.

3.4.1 LANKOWER SEE

Die Zuläufe zum Lankower See entwässern, bis auf Zulauf 7, welcher aus dem Sodemannschen Teich kommt, alle direkt das Stadtgebiet von Schwerin (Abb.3.4-1). Es handelt sich dabei um kleinere Gräben sowie Rohrleitungen, die Oberflächen- und Regenwasser von Dach- und Verkehrsflächen verschiedener Wohngebiete einleiten (Tab.3.4-1).

Der Zulauf 3 wird im FIS WRRL als Graben aus Lankower See (GWK 592832520000000) bezeichnet, der am Südufer den See verlässt (Ablauf, Bezeichnung als ZV7) und über den Ostorfer See und den Faulen See nahe des Schweriner Schlosses in den Schweriner See entwässert. Lediglich die Zuläufe 4 und 7 waren über das gesamte Jahr hinweg wasserführend; am Zulauf 1 (Drainagerohr am „Seeterrassen“-Bootsverleih) konnte aufgrund fehlender Wasserführung keine einzige Probe entnommen werden (kein Zulauf). Alle anderen Zuläufe waren meist wasserführend bzw. zeitweise auch trocken. Auch der Ablauf erfolgte nicht in allen Monaten.

Die mittleren Gebietsabflusspenden der einzelnen Zuläufe bei Seeintritt sind, entsprechend ihren jeweiligen Einzugsgebietsgrößen, der Tab.3.4-1 zu entnehmen. Bezogen auf die letzten Jahre ergibt sich damit insgesamt eine mittlere Gebietsabflusspende von etwa 17,26 l/s (LUNG M-V 2022a, Daten Auftraggeber). Für Zulauf 1 (Drainagerohr) kann auf Grund des unbekanntem Einzugsgebiets keine Gebietsabflusspende angegeben werde.



Abb.3.4-1: Lage der oberirdischen Zuläufe und des Ablaufs am Lankower See (LUNG M-V 2022a)

Tab.3.4-1: Gebietsabflussspenden der Zuläufe in den Lankower See (LUNG M-V 2022a)

Name Zulauf	Art der Einleitung	Art der zu entwässernden Flächen	angeschlossene Stadtteile/Einwohner	Größe Teil-EZG [km ²]	MQ [l/s*km ²]	Gebietsabflussspende [l/s]
Zulauf 1	Regenwasser	Dach-, Weg- u. Terrassenflächen Bootsverleih	kleinräumig in Lankow	nicht bekannt	6,96	-
Zulauf 2	Regenwasser	Dach- und Verkehrsflächen lockeres Wohngebiet	Neumühle (anteilig)	0,057	6,96	0,40
Zulauf 3	Regenwasser	Dach- und Verkehrsflächen lockeres Wohngebiet	anteilig Neumühle u. Lankow	0,33	6,22	2,05
Zulauf 4	Regenwasser	Dach- und Verkehrsflächen Wohngebiet sowie Durchgangsstraßen	Großteil von Lankow	1,06	6,96	7,38
Zulauf 5	Regenwasser	Dach- und Verkehrsflächen lockeres Wohngebiet	kleinräumig in Lankow	0,004	6,96	0,03
Zulauf 6	Regenwasser	Dach -und Verkehrsflächen Wohn- u. Gewerbegebiet sowie Durchgangstraße	anteilig Lankow	0,071	6,96	0,49
Zulauf 7	Oberflächenwasser	verrohrter Vorflutgraben als Verbindung zwischen Sodemannschen Teich und Lankower See	anteilig Gewerbegebiet u. Wohngebiet Lankow	0,56	6,61	3,70
Zulauf 8	Regenwasser	Durchgangs- und Anwohnerstraße sowie Wohnhausdachflächen	anteilig Lankow und Weststadt	0,035	6,96	0,24
Zulauf 9	Regenwasser	Durchgangs- und Anwohnerstraße sowie Wohnhausdachflächen	Großteil der Weststadt	0,427	6,96	2,97
					gesamt	17,26

Aus den gemessenen Werten errechnet sich für den Untersuchungszeitraum von Januar bis Dezember 2021 ein mittlerer Zulauf von 170,7 l/s zum Lankower See und ein mittlerer Ablauf von 259,6 l/s (Abb.3.4-2). Dies weist auf einen durchschnittlichen „Wassergewinn“ von etwa 90 l/s hin, der durch Kontakt zum Grundwasser zu erklären ist. Am Ostufer des Lankower Sees existiert eine sogenannte Sandlinse.

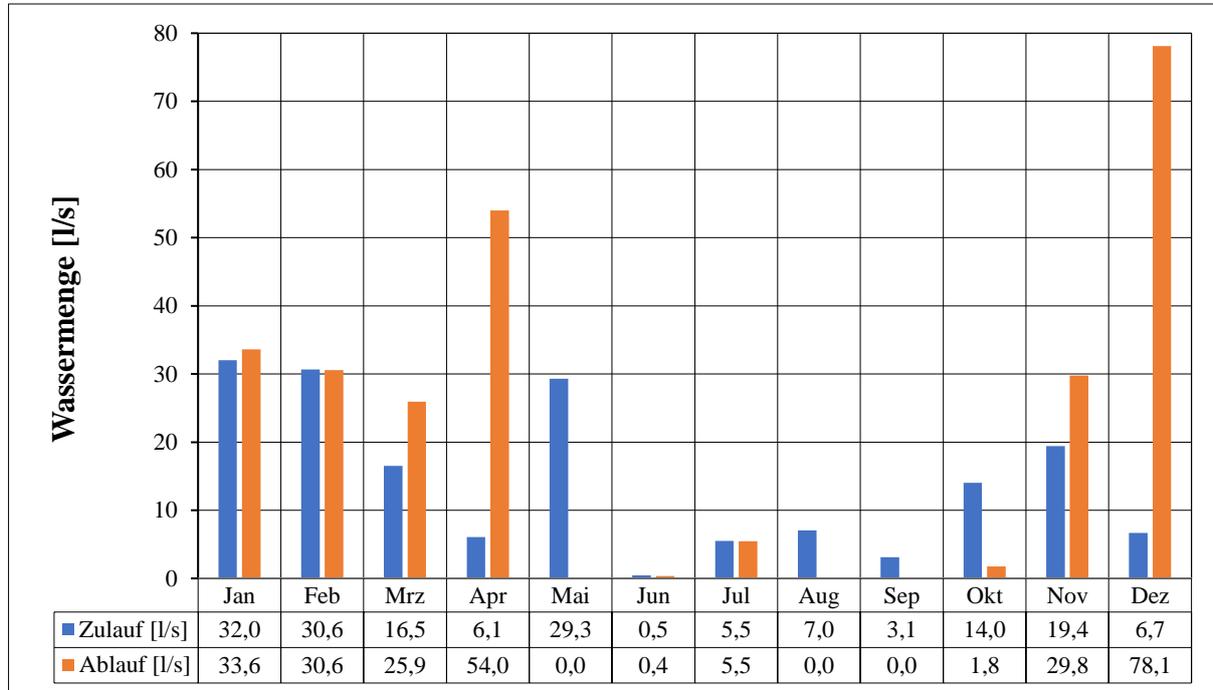


Abb.3.4-2: Zu- und Ablaufmengen zum bzw. vom Lankower See im Jahr 2021

Bei einer ermittelten Gesamtablaufmenge von 695.268,45 m³ und einem Seevolumen von 2.780.271 m³ errechnet sich für den Lankower See über den Untersuchungszeitraum eine Austauschrate von 4 a, d.h. das Wasser des Sees hat sich im Untersuchungszeitraum Januar bis Dezember 2021 etwa 0,25 x ausgetauscht.

Der hypodermische Zufluss (d.h. dem See oberflächennah zuströmendes Wasser) ist in Tab. 3.4-2 aufgeführt. Bei negativen Ergebnissen ist davon auszugehen, dass es keinen Eintrag über den hypodermischen Zufluss gab. Dies war in den Monaten Januar, Februar, Mai, August und Oktober der Fall.

Bei positiven Werten hingegen gab es einen Zufluss. Es ist aber aus der Datenlage nicht eindeutig zu entscheiden, ob es sich um „echtes“ Grundwasser oder oberflächennahen Abfluss (Zwischenabfluss, hypodermischen Zufluss) handelte. Auf Grundlage von Einzelmessungen in nahegelegenen Grundwasserpegeln hatte der See jedoch zumindest zeitweise auch Grundwasserkontakt. In die Berechnungen (Tab.3.4-2) geht der Zufluss jedoch dennoch als hypodermischer Zufluss ein.

Tab.3.4-2: Kalkulation der monatlichen Menge des hypodermischen Zuflusses zum Lankower See 2021

	Zulauf	Ablauf	Verdunstung	Niederschlag	Speicherinhaltsänderung	hypodermischer Zufluss *
	m ³ /Monat	m ³ /Monat				
Jan	85.711	89.994	3.808	33.510	10.880	-14.540
Feb	74.124	81.895	5.440	19.530	-32.640	-38.959
Mrz	44.194	69.471	12.512	21.814	0	15.975
Apr	15.697	144.634	27.200	17.354	-38.080	100.703
Mai	78.472	0	42.432	39.168	-16.320	-91.528
Jun	1.166	964	52.224	19.693	10.880	43.209
Jul	14.710	14.656	56.576	42.323	10.880	25.079
Aug	18.826	0	52.768	31.008	-21.760	-18.826
Sep	8.087	0	38.080	25.894	0	4.099
Okt	37.524	4.725	22.848	24.154	21.760	-12.345
Nov	50.386	79.693	13.600	26.547	38.080	54.440
Dez	17.825	209.237	8.160	28.723	16.320	187.169
Summe	446.723	695.268	335.648	329.718		254.475

* negative Werte = kein hypodermischer Zufluss

3.4.2 SODEMANNSCHER TEICH

Die Zuläufe zum Sodemannschen Teich sind Rohrleitungen, die Regenwasser von Dach- und Verkehrsflächen verschiedener Wohn- und Gewerbegebiete einleiten (Abb.3.4-3).

Der Zulauf 1 wird im FIS WRRL als Graben aus Sodemannscher Teich (GWK 592832522000000) bezeichnet, der am Südufer das Gewässer verlässt (Ablauf, Bezeichnung als KV35) und in den Lankower See entwässert. Alle Zuläufe waren im Untersuchungszeitraum nicht dauerhaft wasserführend; ein Ablauf wurde zu keiner Zeit festgestellt. Da jedoch der Zulauf 7 zum Lankower See dauerhaft wasserführend war, liegt es nahe, dass es sich dabei hauptsächlich um Oberflächenablauf (aus dem Gewerbe- und Wohngebiet Lankow) der in den Ablauf mündenden Rohrleitung KV28 handelt.

Die mittleren Gebietsabflussspenden der einzelnen Zuläufe bei Seeintritt sind der Tab.3.4-3 zu entnehmen. Bezogen auf die letzten Jahre ergibt sich damit insgesamt eine mittlere Gebietsabflussspende von etwa 8,08 l/s (LUNG M-V 2022a, Daten Auftraggeber).



Abb.3.4-3: Lage der oberirdischen Zuläufe und des Ablaufs am Sodemannschen Teich (LUNG M-V 2022a)

Tab.3.4-3: Gebietsabflussspenden der Zuläufe in den Sodemannschen Teich (LUNG M-V 2022a)

Name Zulauf	Art der Einleitung	Art der zu entwässernden Flächen	angeschlossene Stadtteile/Einwohner	Größe Teil-EZG [km ²]	MQ [l/s*km ²]	Gebietsabflussspende [l/s]
Zulauf 1	Regenwasser	Dach -und Verkehrsflächen Wohn- u. Gewerbegebiet sowie Erschließungsstraße	anteilig Gewerbegebiet Lankow	0,039	6,61	0,26
Zulauf 2	Regenwasser	Dach -und Verkehrsflächen Wohn- u. Gewerbegebiet sowie Erschließungsstraße	anteilig Gewerbegebiet u. Großteil von Lankow	0,605	6,61	4,00
Zulauf 3	Regenwasser	unbekannt	unbekannt	0,560	6,61	3,70
Zulauf 4	Regenwasser	Dach- u. Hofflächen Gewerbegebiet (Recyclinghof)	anteilig Gewerbegebiet Lankow	0,018	6,61	0,12
					Gesamt	8,08

Aus den gemessenen Werten errechnet sich für den Untersuchungszeitraum von Januar bis Dezember 2021 ein mittlerer Zulauf von 5,60 l/s zum Sodemannschen Teich (Abb.3.4-4). Ein Abfluss wurde an den Probenahmeterminen nicht festgestellt.

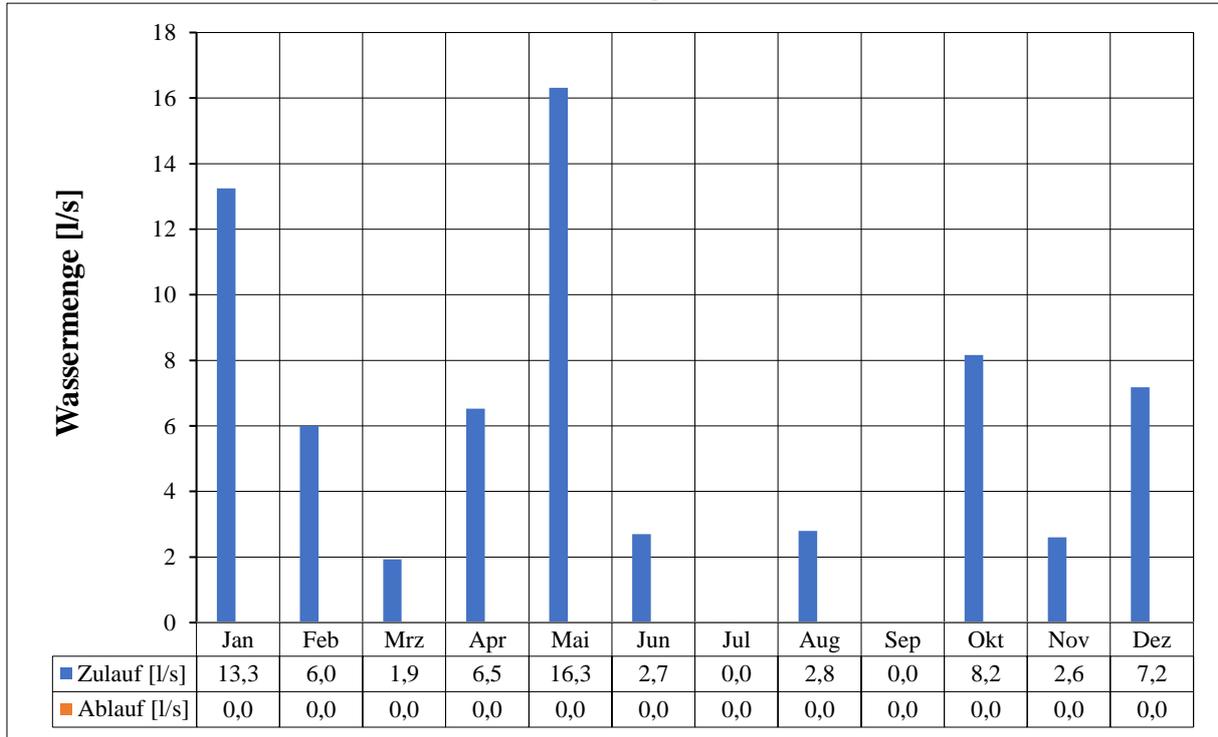


Abb.3.4-4: Zu- und Abflussmengen zum bzw. vom Sodemannschen Teich im Jahr 2021

Bei einem fehlenden Abfluss kann für den Sodemannschen Teich keine Austauschrate errechnet werden. Ein Wasseraustausch war somit nicht nachweisbar.

Der hypodermische Zufluss (d.h. dem See oberflächennah zuströmendes Wasser) ist in Tab. 3.4-4 aufgeführt. Bei negativen Ergebnissen ist davon auszugehen, dass es keinen Eintrag über den hypodermischen Zufluss gab. Dies war in allen Monaten außer Juli und September der Fall, in denen ein geringer hypodermischer Zufluss errechnet wurde. Sowohl Niederschlag und Verdunstung als auch der oberirdische Zufluss und ein potenzieller hypodermischer Zufluss gleichen sich jeweils aus. Ein oberflächlicher Abfluss aus dem Sodemannschen Teich wurde 2021 an den Probenahmeterminen nicht beobachtet. Es ist zu vermuten, dass ein Abfluss nur kurzfristig, in Zusammenhang mit Starkregenereignissen, stattfand. Eine Abgabe an das Grundwasser ist aufgrund der gegebenen Bodenverhältnisse (Tonmaterial) nicht möglich.

Tab.3.4-4: Kalkulation der monatlichen Menge des hypodermischen Zuflusses zum Sodemannschen Teich 2021

	Zulauf	Ablauf	Verdunstung	Niederschlag	Speicherinhaltsänderung	hypodermischer Zufluss *
	m ³ /Monat	m ³ /Monat				
Jan	35.489	0	231	2.033	1.980	-35.311
Feb	14.506	0	330	1.185	0	-15.360
Mrz	5.169	0	759	1.323	-2.310	-8.044
Apr	16.926	0	1.650	1.053	-1.320	-17.648
Mai	43.703	0	2.574	2.376	660	-42.845
Jun	6.998	0	3.168	1.195	-660	-5.685
Jul	2	0	3.432	2.567	-330	532
Aug	7.500	0	3.201	1.881	-660	-6.840
Sep	0	0	2.310	1.571	660	1.399
Okt	21.862	0	1.386	1.465	-1.320	-23.262
Nov	6.739	0	825	1.610	990	-6.535
Dez	19.236	0	495	1.742	2.310	-18.174
Summe	178.131	0	20.361	20.001		-177.771

* negative Werte = kein hypodermischer Zufluss

3.4.3 ZIEGELEITEICH

Der Zulauf 1 zum Ziegeleiteich ist eine Rohrleitung, die Regenwasser von Dach- und Hofflächen des angrenzenden Gewerbegebiets einleitet (Abb.3.4-5). Ein zweiter Zulauf (Einleitung von Regenwasser von Dach- und Hofflächen des toom-Baumarkts) war aufgrund undurchdringlicher Zuwegung nicht auffindbar.

Im Jahr 2021 konnte ein Zulauf zum Ziegeleiteich lediglich in den Monaten Januar bis März ermittelt werden, ein Ablauf nur in den Monaten Januar und Februar.

Die mittlere Gebietsabflussspende des beprobten Zulaufs bzw. des nicht auffindbaren Zulaufs bei Seeintritt entsprechend der Einzugsgebietsgröße von 0,008 km² bzw. 0,013 km² ergibt 0,06 l/s bzw. 0,10 l/s (bei einer mittleren Abflussspende des Teilgebiets von 7,43 l/s*km²). Bezogen auf die letzten Jahre ergibt sich damit insgesamt eine mittlere Gebietsabflussspende von etwa 0,16 l/s (LUNG M-V 2022a, Daten Auftraggeber).



Abb.3.4-5: Lage der oberirdischen Zuläufe und des Ablaufs am Ziegeleiteich (LUNG M-V 2022a)

Aus den gemessenen Werten errechnet sich für den Untersuchungszeitraum von Januar bis Dezember 2021 ein mittlerer Zulauf von 0,40 l/s zum Ziegeleiteich und ein mittlerer Ablauf von 1,20 l/s (Abb.3.4-6). Dies weist auf einen durchschnittlichen „Wasserverlust“ von etwa 0,80 l/s hin.

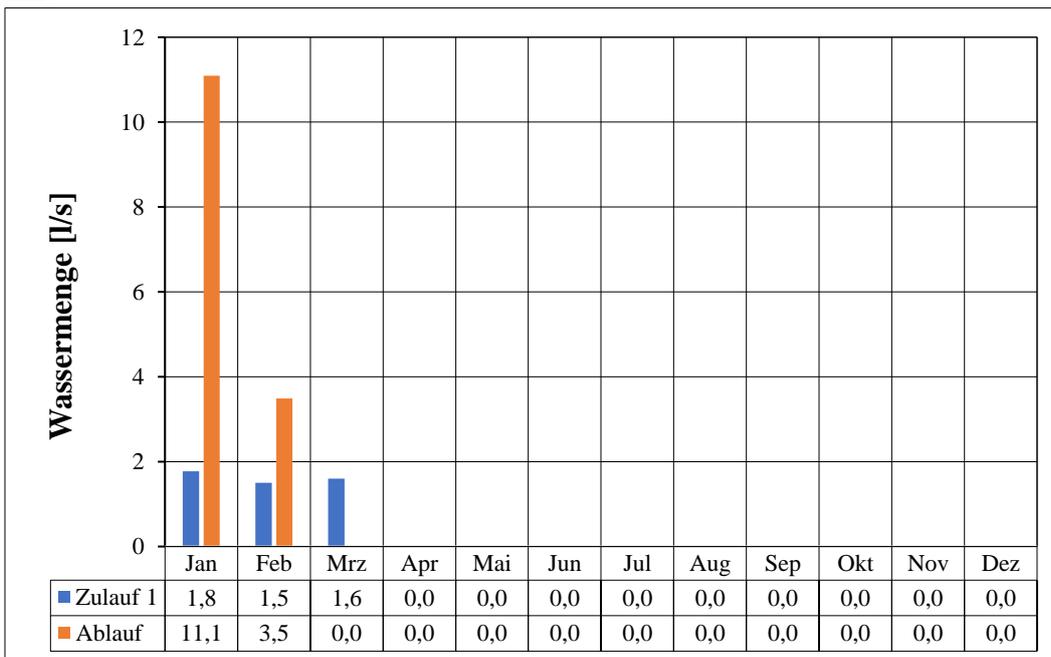


Abb.3.4-6: Zu- und Ablaufmengen zum bzw. vom Ziegeleiteich im Jahr 2021

Bei einer ermittelten Gesamtablaufmenge von 38.145,08 m³ und einem Seevolumen von 20.573,0 m³ errechnet sich für den Ziegeleiteich über den Untersuchungszeitraum eine Austauschrate von 0,54 a, d.h. das Wasser des Ziegeleiteichs hat sich im Untersuchungszeitraum Januar bis Dezember 2021 etwa 1,85 x ausgetauscht.

Der hypodermische Zufluss (d.h. dem See oberflächennah zuströmendes Wasser) ist in Tab. 3.4-5 aufgeführt. Bei negativen Ergebnissen ist davon auszugehen, dass es keinen Eintrag über den hypodermischen Zufluss gab. Dies war in den Monaten März, Mai, Juni, August, September und November der Fall.

Tab.3.4-5: Kalkulation der monatlichen Menge des hypodermischen Zuflusses zum Ziegeleiteich

	Zulauf	Ablauf	Verdunstung	Niederschlag	Speicherinhaltsänderung	hypodermischer Zufluss *
	m ³ /Monat	m ³ /Monat				
Jan	4.757	29.714	92	813	792	25.029
Feb	3.629	8.431	132	474	-132	4.328
Mrz	4.285	0	304	529	-528	-5.039
Apr	0	0	660	421	-132	107
Mai	0	0	1.030	950	-132	-53
Jun	0	0	1.267	478	-1.320	-531
Jul	0	0	1.373	1.027	-132	214
Aug	0	0	1.280	752	-924	-396
Sep	0	0	924	628	-528	-232
Okt	0	0	554	586	132	100
Nov	0	0	330	644	-528	-842
Dez	0	0	198	697	2.508	2.009
Summe	12.671	38.145	8.144	8.001		24.694

* negative Werte = kein hypodermischer Zufluss

3.5 KLIMAVERHÄLTNISSE UND WITTERUNG

Klima und Witterung spielen vor allem über die Temperatur, den Niederschlag, die Sonneneinstrahlung, aber auch den die Durchmischung des Wasserkörpers bestimmenden Wind bei der Trophieentwicklung eines Standgewässers eine entscheidende Rolle. Es soll deshalb an dieser Stelle kurz auf die grundsätzlichen sowie die speziellen klimatischen/witterungsbedingten Besonderheiten im Untersuchungsgebiet bzw. Zeitraum eingegangen werden. Das Klima der Planungsregion Westmecklenburg ist durch den Übergang vom subatlantischen Klimabereich zum

kontinentaleren Klima geprägt. Im küstennahen Umfeld spielt der Ostseeinfluss eine größere Rolle, während im südöstlichen Teil der kontinentalere Charakter mit geringeren Jahresniederschlägen und größeren Temperaturdifferenzen zum Ausdruck kommt. Die Planungsregion Westmecklenburg weist durchschnittliche Niederschläge von 600-650 mm im langjährigen Mittel auf und kann damit in M-V als niederschlagsbegünstigt eingestuft werden. Die vorherrschenden Windrichtungen sind der atlantischen Prägung entsprechend dem Westsektor (ca. 50 %) zuzuordnen. Die größte Häufigkeit erreichen Winde aus Südwesten. Winde aus östlicher Richtung sind mit einer Häufigkeit von nur 25-30 % vor allem in den Monaten März bis Mai und im Oktober zu verzeichnen. Die mittlere Windgeschwindigkeit nimmt von der Küste zum Binnenland und von West nach Ost ab. Hohe Windgeschwindigkeiten treten vorwiegend in den Frühjahrs- und Herbstmonaten auf (LUNG M-V 2008).

Die Einzugsgebiete des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs befinden sich in 30-40 km Entfernung zur Ostsee und sind damit dem maritim geprägten Binnenplanarklima zuzuordnen. Die jährlichen Niederschlagshöhen liegen im Durchschnitt deutlich über 600 mm. Die durchschnittlichen Niederschlagsmengen werden mit dem von West nach Ost abnehmenden atlantischen Einfluss geringer. Auch die mittlere Temperatur nimmt nach Osten hin ab (LUNG M-V 2008).

Als Referenzstation für die 3 Gewässer dient die Station Schwerin (ID: 4625), an der neben der Lufttemperatur und der Niederschlagshöhe auch die Sonnenscheindauer sowie die Windgeschwindigkeit erfasst wird. Alle Daten entstammen den öffentlich verfügbaren Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD).

Das langjährige Mittel (Jahre 1981-2010) der Lufttemperatur beträgt an der Station Schwerin 9,0°C. Im Untersuchungsgebiet lag die Durchschnittstemperatur im Jahr 2021 bei 9,7°C, also 0,7°C über dem 30-jährigen Mittelwert. Insbesondere der Juni (3,1-5,2°C wärmer) und Juli (1,2-1,9°C wärmer) sowie die erste September- (2,6°C wärmer), Oktober- (1,8°C wärmer), November- (3,1°C wärmer) und Dezemberhälfte (1,2°C wärmer) und die zweite Februar- (5,6°C wärmer) sowie Märzhälfte (2,5°C wärmer) des Jahres 2021 waren deutlich wärmer als im langjährigen Mittel (Abb.3.5-1). Hingegen waren der April (0,8-3,8°C kälter) und Mai (1,0-2,5°C kälter) sowie die erste Februar- (4,9°C kälter) und Märzhälfte (0,5°C kälter) und die zweite Augusthälfte (2,1°C kälter) teilweise deutlich kälter. In allen anderen Zeiträumen erreichte die Lufttemperatur für die jeweilige Jahreszeit annähernd typische Werte.

Insgesamt kann das Jahr 2021 als deutlich wärmer als im langjährigen Mittel eingestuft werden, was auch den Trend der vergangenen Jahre bestätigt. In Deutschland war 2021 das elfte zu warme Jahr in Folge (DWD 2022).

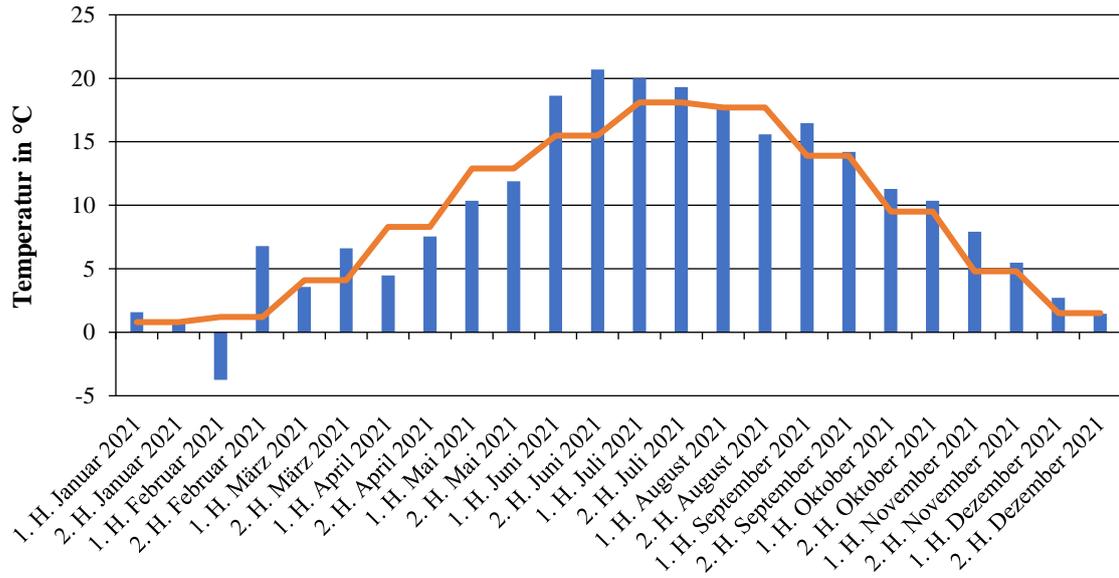


Abb.3.5-1: Halbmonatsmittel der Lufttemperatur im Jahr 2021 für die Station Schwerin, orangefarbene Linie: Langjähriges Mittel (1981-2010) für die Station Schwerin (DWD 2022)

Im Jahr 2021 sind im Untersuchungsgebiet 606,1 mm Niederschlag gefallen (Station Schwerin). Das langjährige Mittel der Niederschläge beträgt für diese Station 641,0 mm. Insgesamt sind für das Jahr 2021 damit etwa 95 % des zu erwartenden Niederschlags ermittelt worden. In den Monaten Januar, Mai und Juli wurden 11-39 % höhere Niederschläge verzeichnet als im langjährigen Mittel (1981-2010) zu erwarten gewesen wären (Abb.3.5-2). In allen anderen Monaten lagen die Regenmengen zum Teil deutlich unter dem 30-jährigen Mittelwert; sie betragen zwischen 59 und 96 % des langjährigen Mittels. Insbesondere der Juni war deutlich zu trocken (DWD 2020).

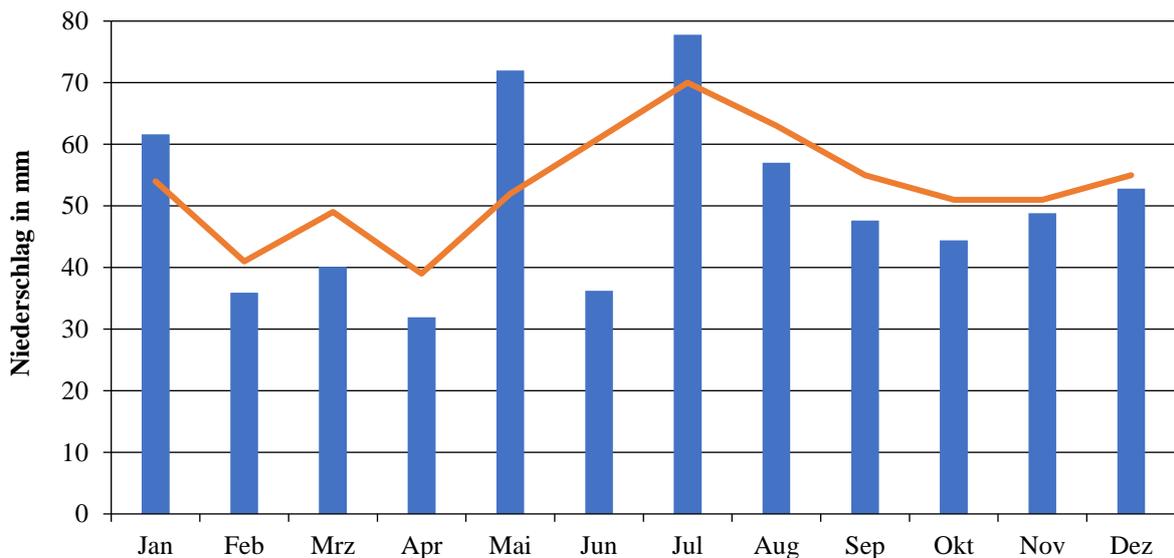


Abb.3.5-2: Summe der Niederschläge im Jahr 2021 für die Station Schwerin (ID: 4625), orangefarbene Linie: Langjähriges Mittel (1981-2010) für die Station Schwerin (DWD 2022)

Das langjährige Mittel der Sonnenscheindauer beträgt für die Station Schwerin 1.651 h. Für das Jahr 2021 sind im Untersuchungsgebiet mit 1.470 h ungefähr 11 % weniger Sonnenstunden ermittelt worden. Lediglich die Monate Februar, März und Juni verzeichneten 9-27 % mehr Sonnenstunden; in fast allen anderen Monaten betrug die Sonnenscheindauer zwischen 42 und 94 % des langjährigen Mittels (Abb.3.5-3). Lediglich im April lag die Sonnenscheindauer im Bereich des langjährigen Mittelwerts der Jahre 1981-2010. Im Vergleich zu den Jahren 1991 bis 2020 entsprach die Sonnenscheindauer dem Soll (DWD 2022).

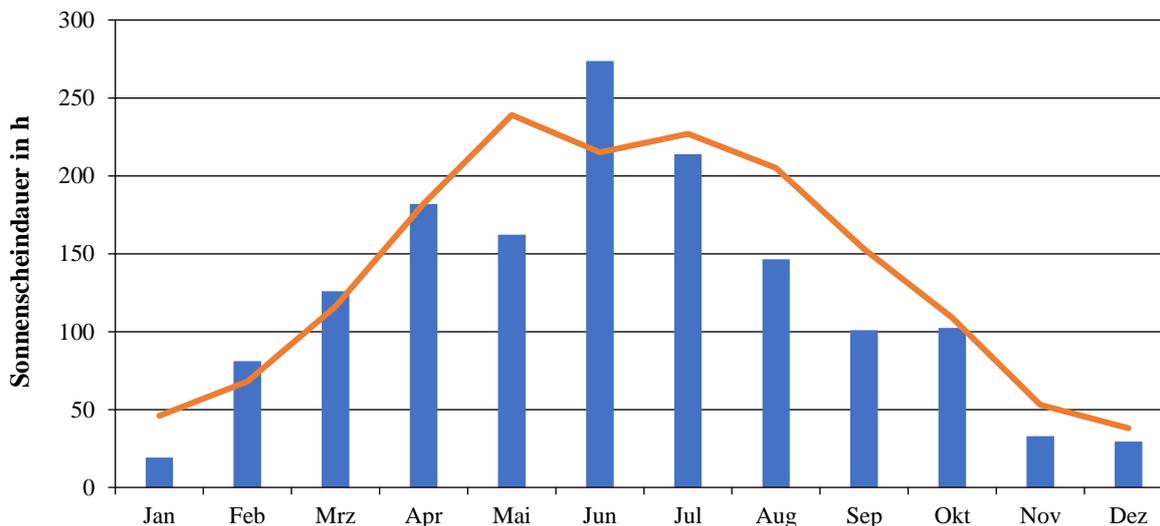


Abb.3.5-3: Sonnenscheindauer im Jahr 2021 für die Station Schwerin, orangefarbene Linie: Langjähriges Mittel (1981-2010) für die Station Schwerin (DWD 2022)

Die mittlere Windgeschwindigkeit für die Station Schwerin betrug im Jahr 2021 zwischen 2,7 m/s (Juni) und 4,3 m/s (April) mit Windspitzen von 4,1 m/s (Februar) bis 25,6 m/s (Dezember) (Abb.3.5-4, DWD 2022).

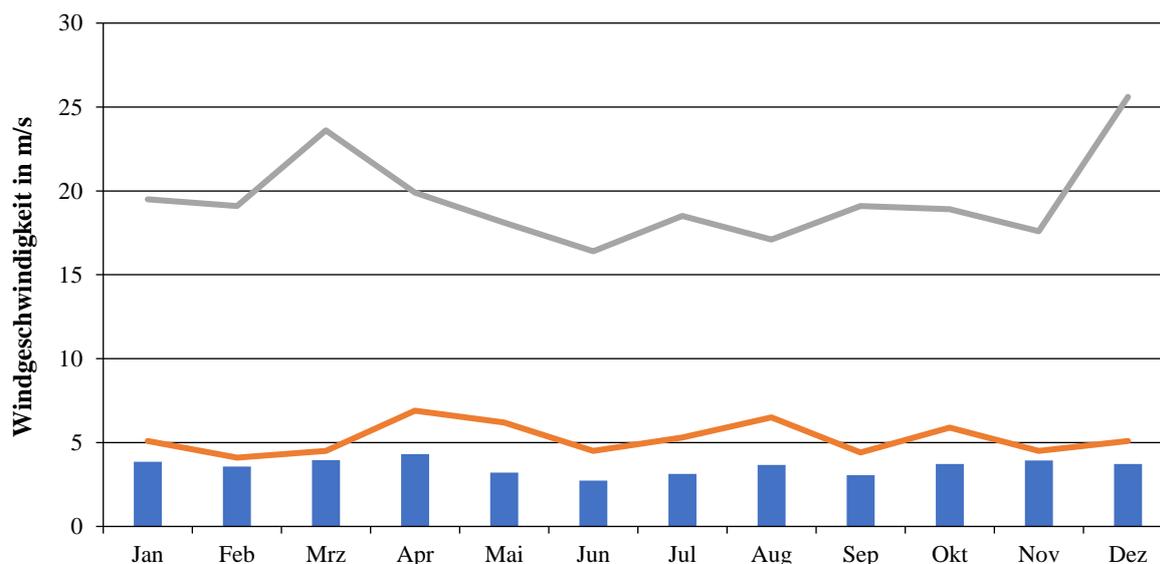


Abb.3.5-0-4: Mittlere Windgeschwindigkeit im Jahr 2021 für die Station Schwerin, orangefarbene Linie: minimale Windspitze, graue Linie: maximale Windspitze (DWD 2022)

3.6 NUTZUNG IM EINZUGSGEBIET UND POTENZIELLE EXTERNE BELASTUNGSQUELLEN

3.6.1 BIOTOP- UND NUTZUNGSTYPENKARTIERUNG

Das insgesamt 5,72 km² (572 ha) große Gesamteinzugsgebiet aller 3 betrachteten Gewässer besteht, wie bei in einer Stadt gelegenen Seen bzw. Teichen zu erwarten, zu einem großen Teil aus Siedlungsflächen, Gewerbe/Industrie, Kleingärten und viel befahrenen Straßen (Abb.3.6-1 und Tab.3.6-1). Das EZG des Sodemannschen Teichs ist Bestandteil des EZG des Lankower Sees.

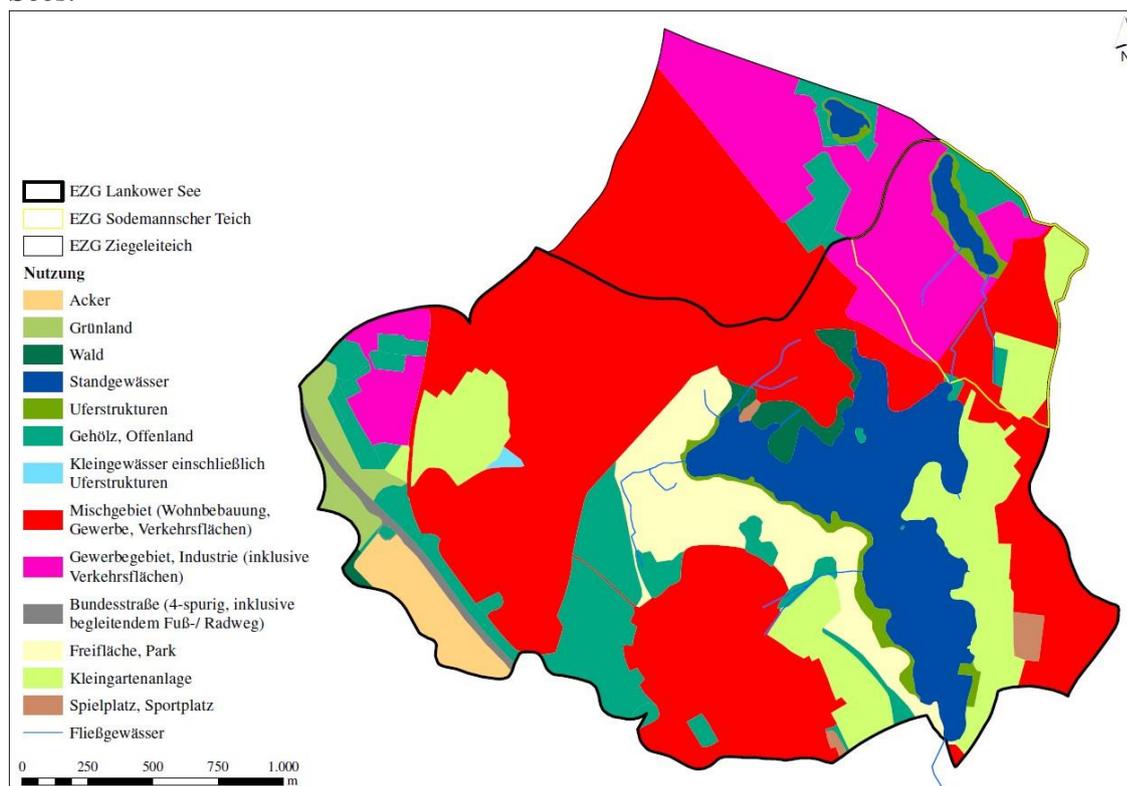


Abb.3.6-1: Biotop- und Nutzungstypen im Einzugsgebiet des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs

Tab.3.6-1: Nutzungsarten im Einzugsgebiet des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs

Nutzungsart	Fläche [ha]	Fläche [%]
Mischgebiet (Wohnbebauung, Gewerbe)	249,4	43,6
Gewerbegebiet, Industrie	71,1	12,4
Standgewässer einschl. Uferstrukturen	68,9	12,1
Kleingartenanlage	57,1	10,0
Gehölze, Offenland	54,4	9,5
Freifläche, Park	36,1	6,3
Acker	11,6	2,0

Fortsetzung Tab.3.6-1

Nutzungsart	Fläche [ha]	Fläche [%]
Grünland	8,4	1,5
Wald	7,2	1,3
Bundesstraße	4,0	0,7
Spielplatz, Sportplatz	2,7	0,5
Kleingewässer einschl. Uferstrukturen	0,6	0,1
gesamt	571,5	100,0

Die potenzielle Wassererosionsgefährdung spielt vor allem westlich und östlich des Lankower Sees eine große Rolle (Abb.3.6-2). Für den Sodemannschen Teich ist eine leichte Erosionsgefährdung am Ostufer ausgewiesen. Eine potenzielle Winderosionsgefährdung besteht hingegen im Einzugsgebiet nicht (Abb.3.6-2). Die im Einzugsgebiet des Lankower Sees und der Teiche existierenden Zuläufe speisen sich vorwiegend aus städtischen Oberflächenwässern. Es ist daher davon auszugehen, dass die Einzugsgebietsflächen (Verkehr, Industrie, Wohnbebauung) eine entsprechend hohe Nährstoffbelastung in den See eintragen.

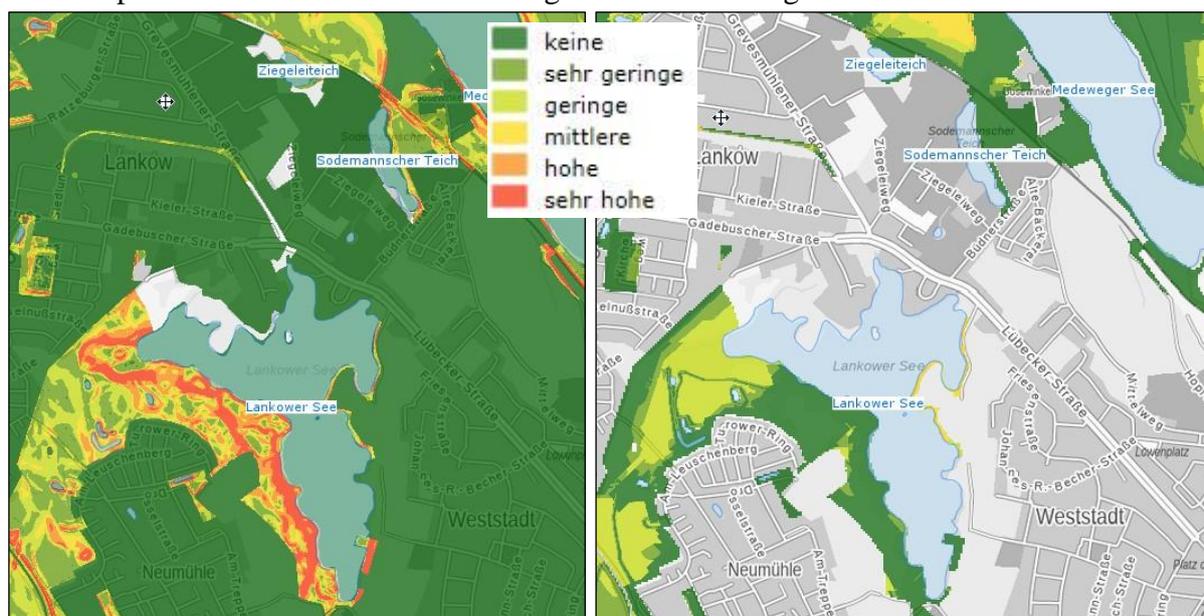


Abb.3.6-2: Potenzielle Wasser- (links) und Winderosionsgefährdung (rechts) im Umfeld des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs (LUNG M-V 2022b)

3.6.2 BESTEHENDE WASSERRECHTE UND ABWASSERSITUATION

Im Einzugsgebiet des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs besteht eine Vielzahl von Wasserechten (Tab.A.3.6-1; im Anhang beigelegt), die insbesondere die Einleitung von Stoffen bzw. Niederschlagswasser in die 3 oberirdischen Gewässer, aber auch in das Grundwasser, regeln (Abb.3.6-3, LUNG M-V 2022b, Daten Auftraggeber).

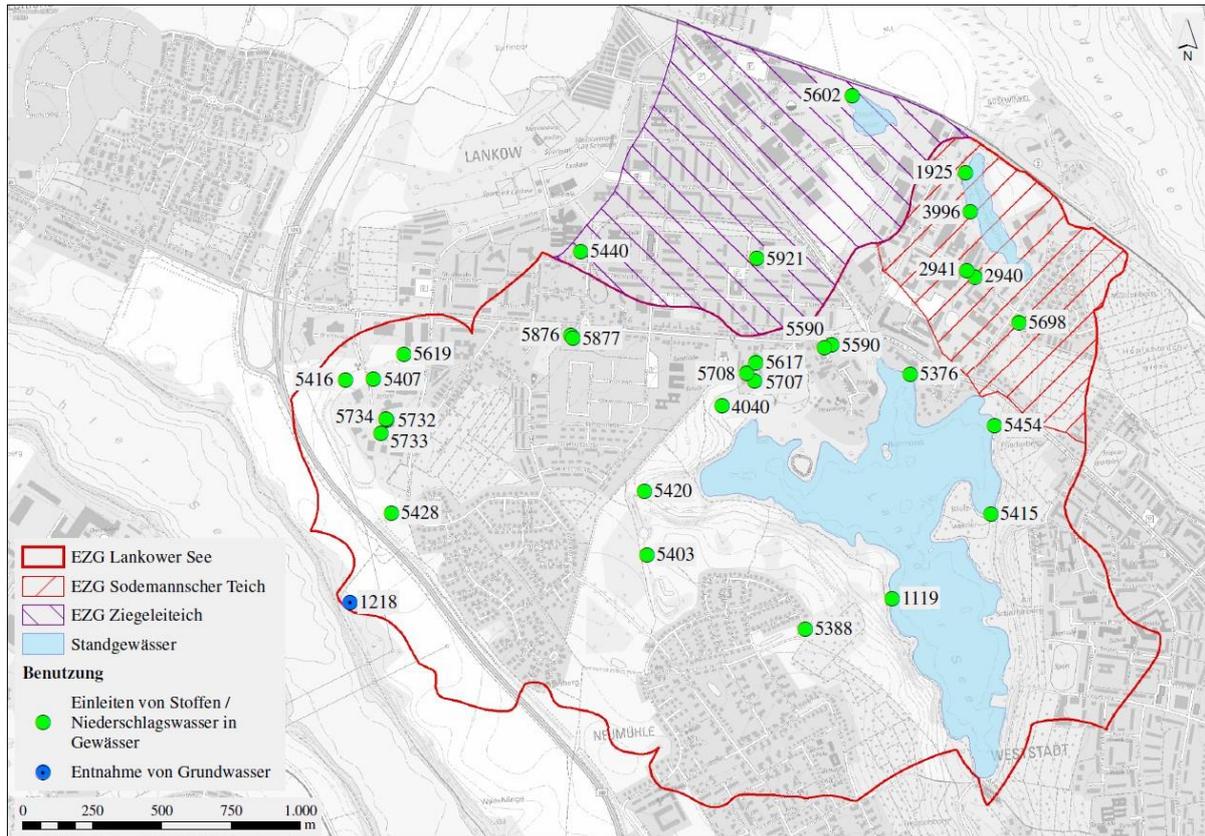


Abb.3.6-3: Wasserrechte im Einzugsgebiet des Lankower Sees, Sodemannschen Teichs und Ziegeleiteichs (LUNG M-V 2022b)

Nach Informationen der SAE (Schweriner Abwasserentsorgung – Eigenbetrieb der Landeshauptstadt Schwerin) beträgt der Anschlussgrad an die Kanalisation in Schwerin 99,77 %. Die wenigen restlichen Grundstücke werden über abflusslose Sammelgruben entsorgt. Der Anschlussgrad an die Abwasserreinigung liegt in ganz Schwerin demzufolge bei 100 %. Darüber hinaus gibt es im EZG der 3 Gewässer insgesamt eine Vielzahl von Kleingartenanlagen. Im Jahr 2015 wurde eine Allgemeinverfügung zur Dichtheitsprüfung abflussloser Sammelgruben erlassen. Die Nachweise liegen laut SAE weitestgehend vollständig vor. Zu erwähnen ist zudem, dass die Einleitstelle 5415 (Zulauf Z9; R12 vom ehemaligen Heizkraftwerk), die in früheren Gutachten (z.B. BIOPLAN 1995) als eine Haupteintragsquelle identifiziert wurde, mittlerweile durch die SAE aufwendig saniert wurde. Der Zulauf besitzt heute einen Sedimentations- und Leichtstoffrückhalt.

3.6.3 TOURISMUS UND FREIZEIT

Das Gebiet um den Lankower See ist ein städtisches Naherholungsgebiet. Es ist möglich auf einem teilweise befestigten Weg den See komplett zu umrunden. Das Seeufer ist hoch frequentiert, vor allem von Spaziergängern (viele Hundehalter), Radfahrern und Joggern. Der See besitzt 2 offizielle Badestellen (kostenfrei), die in den Sommermonaten stark frequentiert (> 200 Besucher pro Tag) sein können. Die Badestellen befinden sich am Nord- und Südufer des Sees

und werden durch die SDS bewirtschaftet. Auch die Anlieger und Besitzer der Kleingartenkolonie am Ufer nutzen den See für ihre Freizeitaktivitäten. Der See ist Pachtgewässer des Landesanglerverbands M-V. Es existiert am Südufer ein Bootsverleih (vor allem Verleih von Tretbooten) sowie ein Kiosk/Imbiss. Motorboote sind auf dem See nicht zugelassen.

Der Sodemannsche Teich und der Ziegeleiteich werden als Schlammfang und Vorschaltbecken zum Lankower See genutzt. Freizeitaktivitäten finden dort in der Regel nicht statt. Gelegentlich wird am Sodemannschen Teich (inoffiziell) geangelt. Badeaktivitäten sind unbekannt und auch nicht sehr wahrscheinlich.

3.6.4 FISCHEREI

Der Lankower See ist ein Angelgewässer. Fischereiberechtigter ist der Landesanglerverband M-V, betreuender Verein vor Ort der *Natur- und Angelfreunde Lankower See e. V.* Der Verein hat ca. 100 Mitglieder und verfügt am See über 39 Bootsliegeplätze für Ruderboote. 2 x im Frühjahr und 2 x im Herbst werden von den Vereinsmitgliedern die Ufer des Sees von Müll/Abfällen gereinigt. Zudem beteiligt man sich regelmäßig am vom LAV M-V organisierten „Tag der Gewässerpflege“.

In den vergangenen Jahren wurde folgender Fischbesatz vorgenommen (Angaben LAV M-V und örtlicher Angelverein):

- 2017: 200 kg Karpfen (3-sömmrig)
- 2017: 40 kg Aal (vorgestreckt)
- 2018: 22 kg Aal (vorgestreckt)
- 2020: 200 ca. 25 cm lange Zander.

Im Rahmen des Landesaalprogramms wird zudem jährlich mit ca. 50 kg Satzaal besetzt.

Am Sodemannschen Teich wird ebenfalls, wie beschrieben, zeitweise geangelt. Es handelt sich jedoch nicht um ein klassisches Angelgewässer und eine kommerzielle Nutzung existiert ebenfalls nicht. Der Ziegeleiteich ist weitgehend umzäunt und unzugänglich.

4 REFERENZ- UND ZIELZUSTAND

Anzustrebendes Ziel der Sanierung/Restaurierung eines Standgewässers ist, im Idealfall, seinen Referenzzustand zu erreichen. Dieser setzt sich sowohl aus der Morphometrie des Gewässers, seinem physikalisch-chemischen Gütezustand und seiner Biologie, als auch den wesentlichen Faktoren seines Umlands (Boden und Vegetationsbedeckung) zusammen. Der abzuleitende „potenziell natürliche Zustand“ kann dabei für verschiedene Standgewässertypen durchaus sehr verschieden sein (RIEDMÜLLER et al. 2013). Der Ermittlung des Referenzzustands bei Planungen zur Gewässersanierung kommt daher eine zentrale Bedeutung zu. Das Ziel ist dabei den realistisch erreichbaren Gewässergütezustand einzuschätzen und einen unbefriedigenden Gütezustand zu beseitigen.

Nach der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) werden die Standgewässer nach ihren spezifischen natürlichen Eigenschaften wie Morphometrie, Einzugsgebietsgröße und geografische Lage bestimmten Seetypen zugeordnet, für die wiederum für spezifische ausgewählte Kenngrößen Grenzbereiche für die Abtrennung von Gewässern mit „gutem“ und „sehr gutem“ Zustand und „nicht gutem“ Zustand festgelegt worden sind. Überdies werden die Seen in ihrem Gesamtzustand nach physikalisch-chemischen Güteparametern, ihrer Trophie sowie biologischer Komponenten nach einem 5-stufigen Klassensystem bewertet (OGewV 2016). Dabei entspricht das Erreichen der Grenzwerte für den „sehr guten“ Zustand (bzgl. der Trophie) bzw. die ökologische Bewertung nach Klasse 1 (bzgl. der biologischen Qualitätskomponenten Plankton und Makrophyten) dem Referenzzustand des jeweiligen Seetyps (RIEDMÜLLER et al. 2013).

4.1 LANKOWER SEE

In der Seenliste des Landes M-V ist für den Lankower See der mindestens zu erreichende trophische „potenziell natürliche“ Zustand (nach den Orientierungswerten der OGewV 2016) mit mesotroph ausgewiesen (Seenprogramm, Referat 420, Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume, und Umwelt M-V 2021).

Der Lankower See befindet sich in der Ökoregion Norddeutsches Tiefland (OGewV, 2016; Seetypen nach RIEDMÜLLER et al. 2013). Als kalkreicher, tiefer geschichteter See mit einem Volumen-Quotienten $> 1,5$ und einer Seefläche > 5 ha ist er dem Seetyp 10.1 zuzuordnen. Damit liegt der für die trophische Bewertung maßgebende Grenzwert der Gesamt-Phosphorkonzentration für den „sehr gut“/„gut“-Bereich im Saisonmittel bei $< 0,025$ mg/l, der „gut“/„mäßig“-Bereich entsprechend bei $0,025 - 0,040$ mg/l. Gemäß der Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA (2014) entspricht eine saisonale mittlere Gesamt-Phosphorkonzentration von $0,025$ mg/l einem mesotrophen m2-Zustand.

Gemäß EU-WRRL werden die Gewässer nach ihrem Gesamtzustand (physikalisch-chemische Güte und ökologische Wertigkeit) bewertet. Nach EU-WRRL ist nach dem Klassensystem der ökologisch „gute“ Zustand (Klasse 2) und nicht der „sehr gute“ Zustand (Klasse 1) zu erreichen. Um den „guten“ ökologischen Zustand (Klasse 2) zu erreichen, müssen sich alle biologischen Qualitätskomponenten (Plankton, Makrophyten, Benthos) im „guten“ Zustand befinden. Dazu müssen sich die physikalisch-chemischen Güteparameter, welche die Trophie des Sees maßgeblich beeinflussen, in einem Zustand (im Idealfall nahe des Referenzniveaus) befinden, der das Erreichen des „guten“ Zustands der biologischen Qualitätskomponenten zulässt. Die biologischen Komponenten nehmen dabei als integrierende und ganz wesentlich vom Gewässergütezustand (Trophie) beeinflusste Elemente eine zentrale und bestimmende Stellung in der Gesamtbewertung ein. Es wird deshalb hier der mindestens zu erreichende „gute“ trophische Zustand des Seetyps (mesotroph m2) als maßgebende Grundlage angesehen.

Nach RIEDMÜLLER et al. (2013) ist als biologischer Zielzustand für einen See des Typs 10.1 in Bezug auf das Phytoplankton ein Biovolumen im Saisonmittel von $< 1,5$ mm³/l zu nennen. Das

Biovolumen im Referenzzustand des Sees setzt sich dabei aus den Algenklassen Diatomeen, Chlorophyceen, Cryptophyceen, Dinophyceen und Cyanophyceen zusammen, wobei die einzelnen Biovolumina dieser Klassen unter $0,4 \text{ mm}^3/\text{l}$ im Saisonmittel liegen sollten. Die Chrysophyceen sind mit mindestens 3-7 % am Gesamtvolumen vertreten.

Das Zooplankton sollte von Copepoden (50 % der Biomasse) dominiert sein, wobei die calanoiden Copepoden (*Eudiaptomus* spp.) den Hauptanteil stellen. Das Zooplankton sollte zudem nur einem mittleren Prädationsdruck durch Fische ausgesetzt sein, sodass sich *Daphnien* des *D. galeata-longispina*-Komplexes entwickeln können.

Als charakteristisch für das Makrozoobenthos ist für Seen des Tieflands vor allem das Vorkommen von Sedimentfressern und Sand-/Schlammbewohnern ausgewiesen. Chironomiden bilden den Hauptanteil an den vorkommenden Insektentaxa, jedoch wäre im Referenzzustand auch eine geringe Anzahl an Taxa sensibler Arten (Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata) zu erwarten.

Die submerse Makrophytengemeinschaft sollte sich vor allem aus oligo- und mesotrophen Arten, insbesondere Armleuchteralgen, die auch die untere Vegetationsgrenze bilden, zusammensetzen. Diese kann sich dabei in bis zu 7,0 m Wassertiefe befinden. Charakteristisch sind zudem Characeenrasen, die an vorhandene Röhricht- und Schwimmblattgemeinschaften anschließen.

Um das Erreichen eines „guten“ ökologischen Zustands (Klasse 2) wahrscheinlich zu machen, müsste als Ziel nach LAWA (2014) und nach LAWA-AO (RAKON 2015) ein Phosphorsaisonmittelwert von $< 0,035 \text{ mg/l}$ (entspricht noch knapp dem trophischen Zustand mesotroph m2 des Seetyps; RIEDMÜLLER et al. 2013), mindestens aber $< 0,040 \text{ mg/l}$, angestrebt werden (OGewV 2016). Es würden sich idealerweise im Saisonmittel Sichttiefen ab 2,5 m und Chlorophyllwerte von $< 5,4 \text{ } \mu\text{g/l}$ einstellen, was wiederum die Ausbildung eines artenreichen Makrophytenbestands ermöglichen würde.

4.2 SODEMANNSCHER TEICH

Für den Sodemannschen Teich wird in der Seenliste des Landes M-V der trophische „potenziell natürliche“ Zustand (nach den Orientierungswerten der OGewV 2016) mit mesotroph ausgewiesen (Seenprogramm, Referat 420, Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume, und Umwelt M-V 2021).

Der Sodemannsche Teich ist ein künstliches Gewässer (ehemalige Tongrube). In Anlehnung an die Einstufung nach Seetypen (nach RIEDMÜLLER et al. 2013) kann der Kleinsee dem Seetyp 14(k) zugeordnet werden. Der für die trophische Bewertung mitmaßgebende Grenzwert der Gesamt-Phosphorkonzentration für den „sehr gut“/„gut“-Bereich liegt im Saisonmittel damit bei $< 0,025 \text{ mg/l}$, der „gut“/„mäßig“-Bereich entsprechend bei $0,025 - 0,040 \text{ mg/l}$. Gemäß der

Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA (2014) entspricht eine saisonale mittlere Gesamt-Phosphorkonzentration von 0,025 - 0,040 mg/l einem mesotrophen m2-Zustand.

Gemäß EU-WRRL wird zum Erreichen des guten Zustands der biologischen Komponenten (Klasse 2) der „gute“ trophische Zustand des Seetyps (mesotroph m2) als maßgebende Grundlage angesehen.

Nach RIEDMÜLLER et al. (2013) ist als biologischer Zielzustand für einen See des Typs 14(k) in Bezug auf das Phytoplankton ein Biovolumen im Saisonmittel von $< 2,1 \text{ mm}^3/\text{l}$ zu nennen. Das Biovolumen im Referenzzustand des Seetyps setzt sich bei kleineren Seen dabei hauptsächlich aus den Algenklassen Diatomeen, Dinophyceae und Cyanophyceae zusammen, wobei die einzelnen Biovolumina dieser Klassen $< 0,7 \text{ mm}^3/\text{l}$ im Saisonmittel liegen sollten. Chlorophyceae sind artenreich vertreten, stellen aber nur ein geringes mittleres saisonales Biovolumen ($< 0,05 \text{ mm}^3/\text{l}$).

Das Zooplankton sollte von Copepoden (etwa 55 % der Biomasse) dominiert sein, wobei die calanoiden Copepoden (z.B. Eudiaptomus spp.) einen Anteil von 25 % stellen können. Das Zooplankton kann einem mittleren bis hohen Prädationsdruck durch Fische ausgesetzt sein, so dass größere Daphnienarten meist durch kleinere Arten wie *Daphnia cucullata* ersetzt werden.

Als charakteristisch für das Makrozoobenthos sind im Eulitoral nur niedrige Taxazahlen und Abundanzen von sensitiven Insektentaxa (Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata). Stark vertreten sind die Chironomiden. Als Ernährungstypen sind hohe Artanteile an Sedimentfressern und nur wenigen Weidegängern zu erwarten. Das Vorkommen von Kies-/Steinbewohner ist weniger stark ausgeprägt, Sand-/Schlammbewohner dominieren.

Die submerse Makrophytengemeinschaft sollte sich vor allem aus meso-eutraphenten Arten, insbesondere Laichkräuter und Armleuchteralgen, zusammensetzen. Flache Seen können durchgängig besiedelt sein. Ausgedehnte Röhricht- und Schwimmblattgemeinschaften charakterisieren die Uferzone.

Um das Erreichen eines „guten“ ökologischen Zustands (Klasse 2) wahrscheinlich zu machen, müsste als Ziel nach LAWA (2014) ein Phosphorsaisonmittelwert von $< 0,030 \text{ mg/l}$ (entspricht noch knapp dem trophischen Zustand mesotroph m2 des Seetyps; RIEDMÜLLER et al. 2013), mindestens aber $< 0,040 \text{ mg/l}$, angestrebt werden (OGewV 2016). Es würden sich idealerweise im Saisonmittel Sichttiefen ab 2,0 m und Chlorophyllwerte von $< 7,2 \text{ } \mu\text{g/l}$ einstellen, was wiederum die Ausbildung einer artenreichen Armleuchteralgenvegetation ermöglichen würde.

4.3 ZIEGELEITEICH

Für den Ziegeleiteich wird in der Seenliste des Landes M-V der trophische „potenziell natürliche“ Zustand (nach den Orientierungswerten der OGewV 2016) mit eutroph ausgewiesen

(Seenprogramm, Referat 420, Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume, und Umwelt M-V 2021).

Der Ziegeleiteich ist ebenfalls ein künstliches Gewässer (ehemalige Tongrube). In Anlehnung an die Einstufung nach Seetypen (nach RIEDMÜLLER et al. 2013) kann der Kleinsee dem Seetyp 11.2(k) zugeordnet werden. Der für die trophische Bewertung maßgebende Grenzwert der Gesamt-Phosphorkonzentration für den „sehr gut“/„gut“-Bereich liegt im Saisonmittel damit bei $< 0,035$ mg/l, der „gut“/„mäßig“-Bereich entsprechend bei $0,035 - 0,055$ mg/l. Gemäß der Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA (2014) entspricht eine saisonale mittlere Gesamt-Phosphorkonzentration von $0,035 - 0,055$ mg/l einem eutrophen (e1/e2) Zustand.

Gemäß EU-WRRL wird zum Erreichen des guten Zustands der biologischen Komponenten (Klasse 2) der „gute“ trophische Zustand des Seetyps (eutroph) als maßgebende Grundlage angesehen.

Nach RIEDMÜLLER et al. (2013) ist als biologischer Zielzustand für einen See des Typs 11.2(k) in Bezug auf das Phytoplankton ein Biovolumen im Saisonmittel von $< 3,5$ mm³/l zu nennen. Das Biovolumen im Referenzzustand des Sees setzt sich dabei hauptsächlich aus den Algenklassen Diatomeen, Dinophyceae und Cyanophyceae zusammen, wobei die einzelnen Biovolumina dieser Klassen $< 1,0$ mm³/l im Saisonmittel liegen sollten. Algenblüten sollten nur selten auftreten. Chlorophyceae sind artenreich vertreten, stellen aber nur geringe mittlere Biovolumina von $< 0,1$ mm³/l.

Das Zooplankton sollte von Copepoden (etwa 50 % der Biomasse) dominiert sein, wobei die cyclopoiden Copepoden (z.B. *Cyclops strenuus*) mit etwa 30 % den Hauptanteil stellen. Das Zooplankton ist in der Regel einem hohen bis sehr hohen Prädationsdruck durch Fische ausgesetzt, sodass eher kleinere Daphnienarten, z.B. *Bosmina coregoni* und *Daphnia cucullata*, vorkommen.

Als charakteristisch für das Makrozoobenthos ist für Seen des Tieflands vor allem das Vorkommen von Sedimentfressern und Sand-/Schlammbewohnern ausgewiesen und nur wenig Weidengänger. Auch bei den Habitatpräferenzen sind Sand-/Schlammbewohner dominant, es kommen wenige Kies-/Steinbewohner vor. Die Chironomiden bilden den Hauptanteil der vorkommenden Insektentaxa, jedoch wären im Referenzzustand auch einige Taxa sensitiver Arten (Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata) in geringen Abundanzen zu erwarten.

Die submerse Makrophytengemeinschaft sollte sich vor allem aus meso-eutraphenten Arten zusammensetzen. Flachseen können dabei durchgängig besiedelt sein. Die Uferzone ist durch Röhricht- und Schwimmblattgemeinschaften charakterisiert.

Um das Erreichen eines „guten“ ökologischen Zustands (Klasse 2) wahrscheinlich zu machen, müsste als Ziel nach LAWA (2014) ein Phosphorsaisonmittelwert von $< 0,055$ mg/l (entspricht

knapp dem trophischen Zustand an der Grenze eutroph e1/e2 des Seetyps; RIEDMÜLLER et al. 2013), mindestens aber $< 0,080$ mg/l (eutroph e2), angestrebt werden (LAWA 2014). Es würden sich idealerweise im Saisonmittel Sichttiefen ab 1,3 m und Chlorophyllwerte von < 13 μ g/l einstellen, was wiederum die Ausbildung eines artenreichen Makrophytenbestands ermöglichen würde.

5 AKTUELLE UNTERSUCHUNGEN AN DEN DREI SCHWERINER GEWÄSSERN

5.1 LANKOWER SEE

5.1.1 METHODEN

Der aktuelle Trophiezustand des Lankower Sees ist von März 2020 bis September 2020 und im darauffolgenden Jahr von Januar 2021 bis Dezember 2021 monatlich untersucht worden. Die Probenahmen erfolgten in allen Monaten vom Boot aus. 2020 an der tiefsten Stelle (MST1) sowie an 2 weiteren nur 5 bzw. 8 m tiefen Messstellen (MST2 und MST3) im nördlichen Teil des Sees. 2021 ebenfalls an der tiefsten Stelle (MST1). Im Jahr 2020 wurden an der tiefsten Stelle (MST1) sowie an MST2 und MST3, im Jahr 2021 nur an der tiefsten Stelle (MST1), jeweils eine Mischprobe aus der Wassersäule (bis zur mittleren Tiefe bzw. ggf. bis zur thermischen Schichtung) entnommen. Aus der Mischprobe wurden Unterproben für die Nährstoff- (Messprogramm entsprechend Gewässerüberwachungserlass), Chlorophyll- und Phytoplanktonanalyse entnommen. Parallel wurde ein Profil der Sofortparameter Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration und -sättigung, spezifische Leitfähigkeit, pH-Wert sowie Redoxpotential aufgenommen. Zusätzlich wurde in beiden Jahren eine Tiefenprobe 1 m über Grund entnommen (2020 an allen MST, 2021 nur an MST1). Im Jahr 2021 wurde in den Monaten Mai bis Oktober an MST1 zusätzlich eine Nährstoffprobe aus 5 m analysiert.

Zooplanktonproben sind in beiden Jahren an der tiefsten Stelle (MST1) als 30 l-Netzproben über die gesamte Wassersäule (bzw. 2021 bei Schichtung bis zur O₂-Grenzschicht ($< 0,5$ mg/l O₂)) entnommen worden.

Die Probenahme zur Bestimmung der P-Rücklösung nach SINKE et al. (1990) erfolgte 2020 an den Messstellen MST1, MST2 und MST3. 2021 erfolgte die Probenahme für die P-Rücklösung an MST1 und einer weiteren Messstelle (MST2). Die Messstelle MST2 der Jahre 2020 und 2021 für die P-Rücklösung waren nicht identisch. Im Jahr 2021 wurde an einer anderen Stelle ein anderer Tiefenhorizont beprobt. 2021 wurden an MST2 keine weiteren Parameter aufgenommen.

Die Beprobung des zufließenden Grundwassers wurde im Jahr 2020 von März an durch die Firma Aqua Service Schwerin (AQS) durch monatliche Beprobung eines bereits existierenden Pegels (Grundwassermessstelle) übernommen. Im Juni 2020 wurden an 2 weiteren Stellen, am Ost- und Westufer, Pegelrohre eingebaut, um das zufließende Schichtenwasser/Zwischenab-

fluss zu sammeln und hinsichtlich der Nährstoffgehalte untersuchen zu können, da die Grundwassermessstelle etwas weiter entfernt lag und zeitweise keine Daten lieferte. Die Probenahmen erfolgten im Jahr 2020 monatlich bis September. Die seenah eingebrachten Pegel wurden nochmals über das gesamte Jahr 2021 beprobt.

Im September 2020 erfolgte die Entnahme von Sedimentproben an 3 Stationen. Verwendet wurde ein Sedimentstechrohr der Firma LIMNOS. Analysiert wurden jeweils die oberen 90 cm in drei Tiefenhorizonten (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm).

Die Lage der Probenahmestellen für die Wasseruntersuchungen im Jahr 2020 und 2021 zeigt Abb.5.1-1. In Tab.5.1-1 sind alle untersuchten Parameter, die verwendeten Methoden sowie der jeweilige Untersuchungsumfang zusammengestellt.

Die Untersuchungen wurden im Jahr 2020 durch entsprechende Erhebungen zum Makrophytenbestand (1 x im Sommer) und zur Makrozoobenthosgemeinschaft (Frühjahr, Sommer und Herbst an jeweils 6 Stellen) sowie durch Untersuchungen zur Rolle und Qualität des Seesediments komplettiert. Die verwendeten Methoden und Untersuchungsstellen werden in den jeweiligen Kapiteln erläutert.

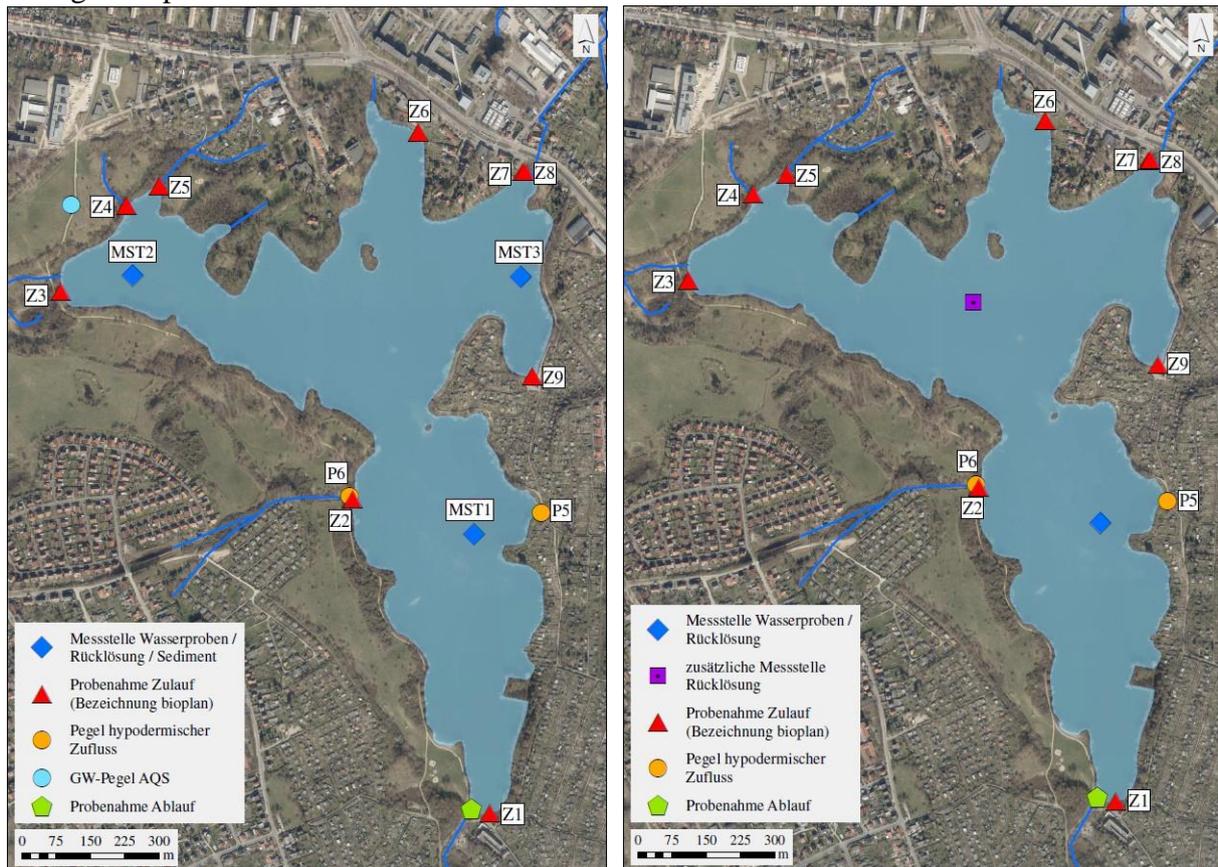


Abb.5.1-1: Im Jahr 2020 (links) und 2021 (rechts) monatlich untersuchte Messstellen am und im Lankower See

Tab.5.1-1: Zusammenstellung der im Rahmen des Untersuchungsprogramms am Lankower See im Jahr 2020 und 2021 untersuchten Wassergüteparameter an den Messstellen im See sowie in den Zuläufen und Pegeln

Parameter	Methode	Seemessstellen (20/21)	Zuläufe (20/21)	Pegel (20/21)
Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP)	DIN EN ISO 6878 (D11) 2004-09	x / x	x / x	x / x
ortho-Phosphat-Phosphor (SRP)	DIN EN ISO 15681-2 (D46) 2005-05	x / x	x / -	x / -
Nitrat-Stickstoff	DIN EN ISO 13395 (D28) 1996-12	x / x	x / -	x / -
Nitrit-Stickstoff	DIN EN ISO 13395 (D28) 1996-12	x / x	x / -	x / -
Ammonium-Stickstoff	DIN EN ISO 11732 (E23) 2005-05	x / x	x / -	x / -
Gesamt-Stickstoff (TN)	DIN EN ISO 11905-1 (H36) 1998-08	x / x	x / x	x / x
TOC	DIN 38409 H3	x / -	x / -	x / -
DOC	DIN 38409 H3	x / -		
Chlorophyll a	DIN 38412-L16:1985-12	x / x		
Phaeopigmente	DIN 38412-L16:1985-12	x / x		
Säurekapazität/ Alkalinität	DIN 38409-H7 2004-03	x / x		
Basekapazität	DIN 38409-H7 2004-03	x / x		
Gesamthärte	DIN 38409 H6	x / x		
Karbonathärte	DIN 38409 H6	x / x		
Chlorid	EN ISO 10304-1: 2009-07	x / x	x / -	
Calcium	DIN EN ISO 1 885, 09/2009 (E22)	x / x		
Magnesium	DIN EN ISO 1 885, 09/2009 (E22)	x / x		
Sulfat	DIN 38405-D5	x / -		
ortho-Silikat	DIN 38405 D21	x / -		
Eisen	DIN 38406-E3	x / -		
Mangan	DIN 38406-E1	x / -		
gelöster Sauerstoff und SSI	DIN EN 25814:1992-11 (G22) Datenlogger GRANT/YSI	x / x	x / x	x / x
pH	DIN 38404 C5: 2009-07 Datenlogger GRANT/YSI	x / x	x / x	x / x

Fortsetzung Tab.5.1-1

Parameter	Methode	Seemessstellen (20/21)	Zuläufe (20/21)	Pegel (20/21)
Redoxpotential	DIN 38404-C6:1984-05 Datenlogger GRANT/YSI	x / x	x / x	x / x
Leitfähigkeit	DIN EN 27888:1993-11 (C8) Datenlogger GRANT/YSI	x / x	x / x	x / x
Sichttiefe	Secchi-Scheibe	x / x		
Wassertemperatur	DIN 38404-C4: 1976-12 Datenlogger GRANT/YSI	x / x	x / x	x / x

5.1.2 CHEMISCHE UND PHYSIKOCHEMISCHE PARAMETER DES LANKOWER SEES UND DER OBER- UND UNTERIRDISCHEN ZULÄUFE

5.1.2.1 ZUSTAND DES LANKOWER SEES IM JAHR 2020

5.1.2.1.1 MESSDATEN IM LANKOWER SEE

Es wird an dieser Stelle nur auf ausgewählte Parameter eingegangen, alle Einzelmessergebnisse sind in entsprechenden Tabellen im Anhang enthalten.

Wassertemperatur: Die höchste Oberflächenwassertemperatur wurde im Lankower See im Jahr 2020 im August mit 22,1°C (MST3) gemessen. Abb.5.1-2 zeigt den Verlauf der Wassertemperaturkurve an der Oberfläche und im Tiefenwasser an den 3 Messstellen im See. An MST1 und MST3 ließ sich im Sommer eine Schichtung ab etwa 6-7 m feststellen. Währenddessen lag die Tiefenwassertemperatur bei etwa 10°C.

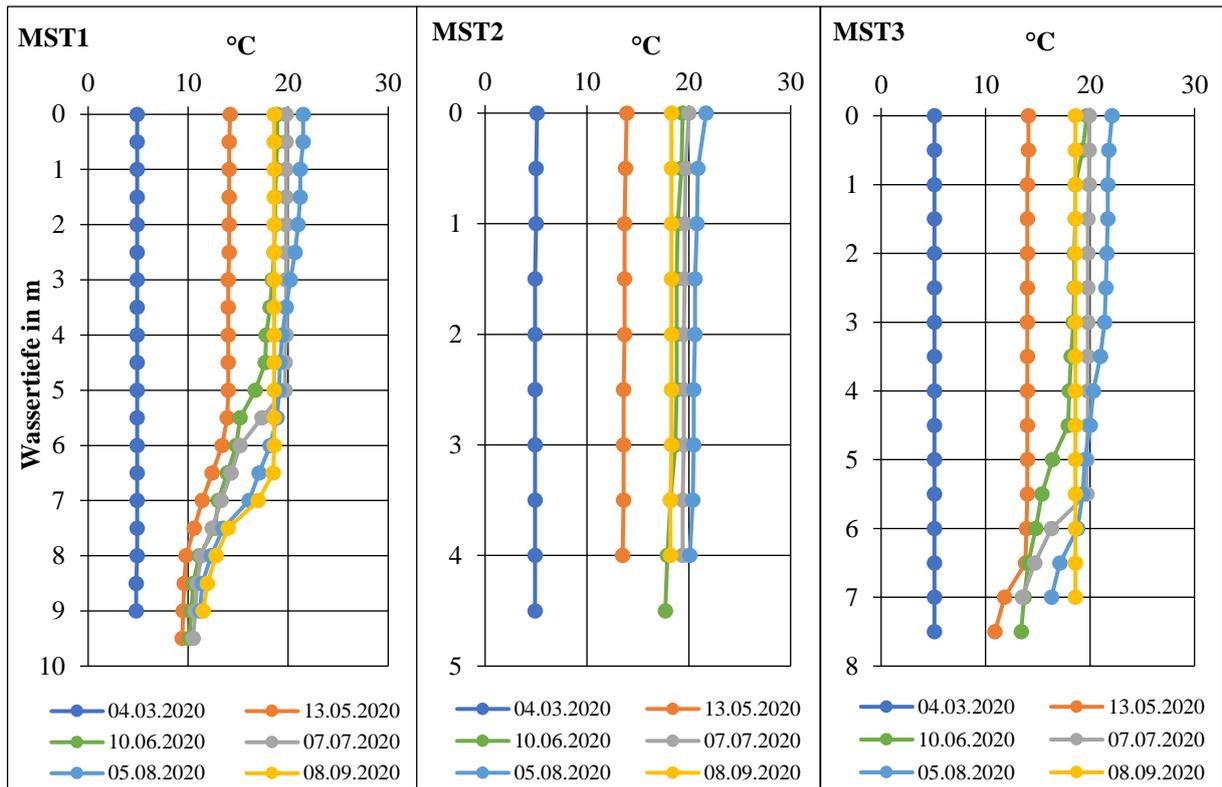


Abb.5.1-2: Oberflächenwassertemperaturen und Temperaturen des Tiefenwassers im Lankower See im Jahr 2020 an den 3 Messstellen

Sichttiefe: Die gemessenen Sichttiefen lagen im Untersuchungszeitraum im Lankower See zwischen 0,90 m an allen MST (März) und 4,70 m an MST1 (Juni) (Abb.5.1-3). Die mittlere Sichttiefe lag an MST1 bei etwa 2,85 m, an MST2 bei etwa 2,50 m und an MST3 bei etwa 2,88 m.

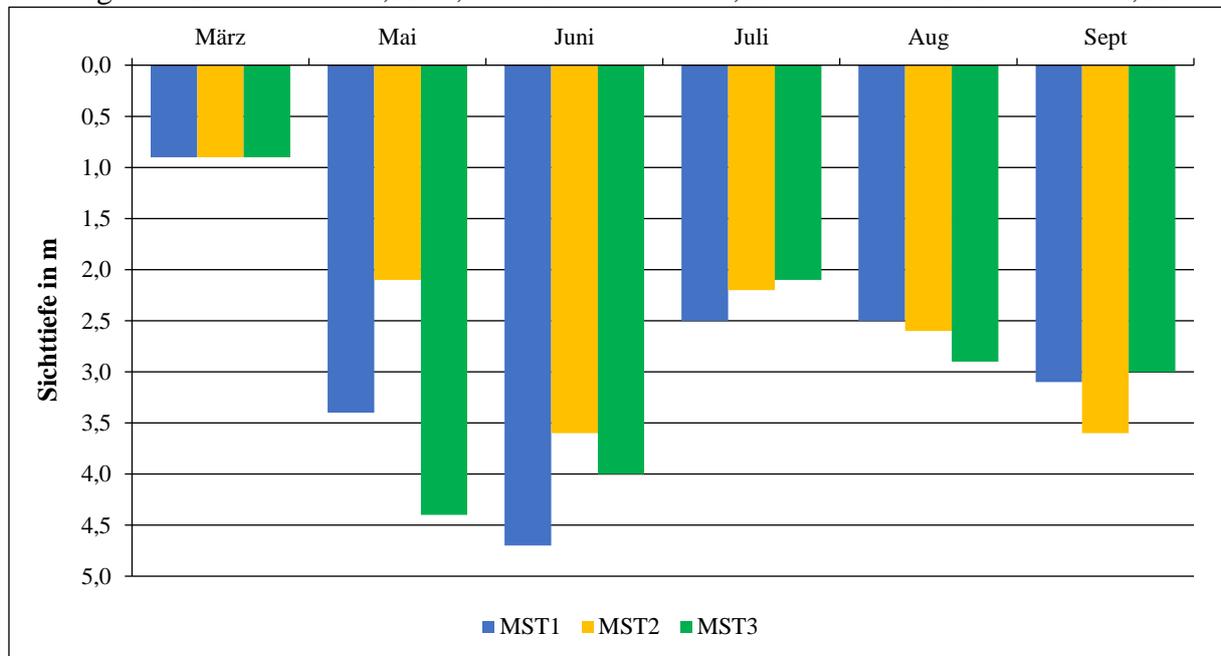


Abb.5.1-3: Sichttiefen im Lankower See 2020 an den 3 Messstellen

Die gemessenen Sauerstoffsättigungen zeigten im Lankower See eine Übersättigung an der Oberfläche von etwa 120-130 % im März und August (Abb.5.1-4). Die Sättigungswerte gingen mit der Tiefe an MST1 und MST3 im Sommer ab etwa 6 m deutlich zurück. An MST2 (flachste Messstelle) lagen die Sättigungswerte bis zum Grund immer über 50 %.

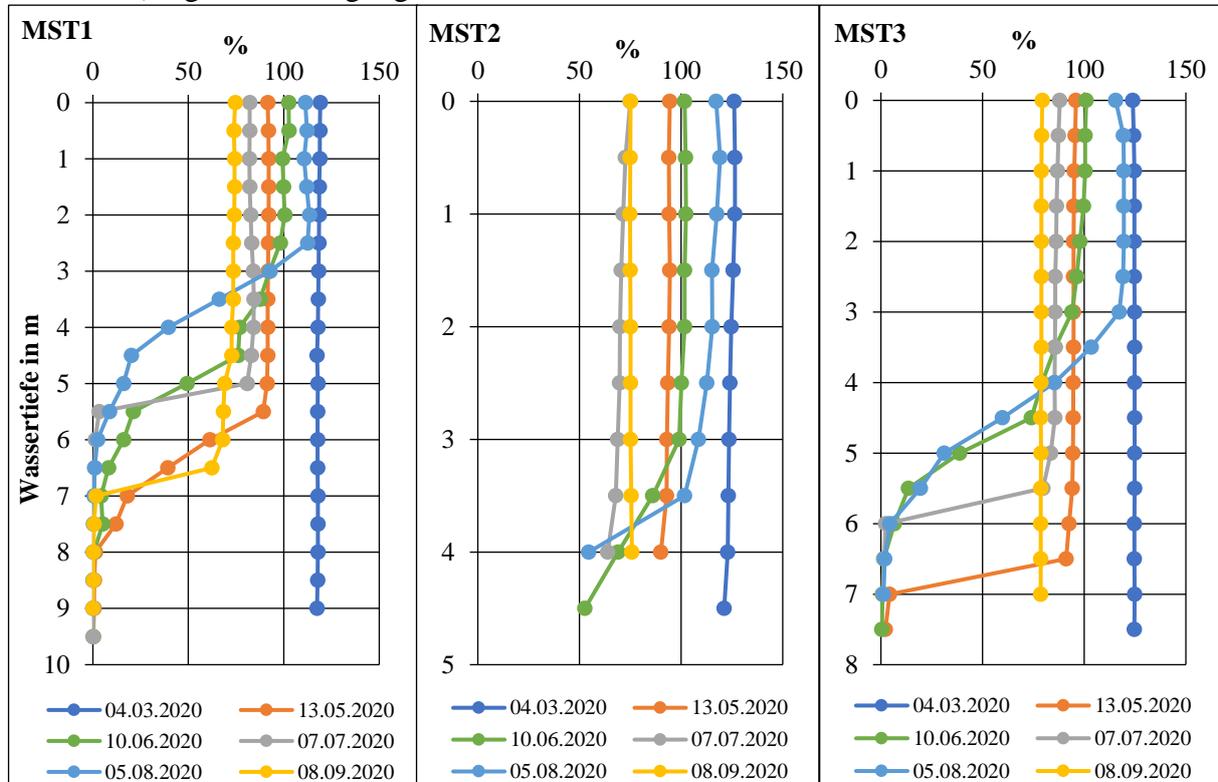


Abb.5.1-4: Tiefenprofile der Sauerstoffsättigung im Lankower See im Jahr 2020 an den 3 Messstellen

Die im Lankower See ermittelten Chlorophyll a-Werte zeigten ein Frühjahrsmaximum mit etwa 40-50 $\mu\text{g/l}$ an allen Messstellen (Abb.5.1-5 bis Abb.5.1-7). Danach lagen die Werte immer < 20 $\mu\text{g/l}$. Der Jahresmittelwert lag bei 13-17 $\mu\text{g/l}$.

Die Sichttiefe korreliert mit der Chlorophyll a-Konzentration (Phytoplankton) in typischer Weise. Lediglich im Juli ergab sich ein Rückgang der Sichttiefe bei nicht entsprechend starkem Anstieg des Chlorophyll a. Das Auftreten große Plankter (Diatomeen und Dinophyceen) kann dafür verantwortlich sein.

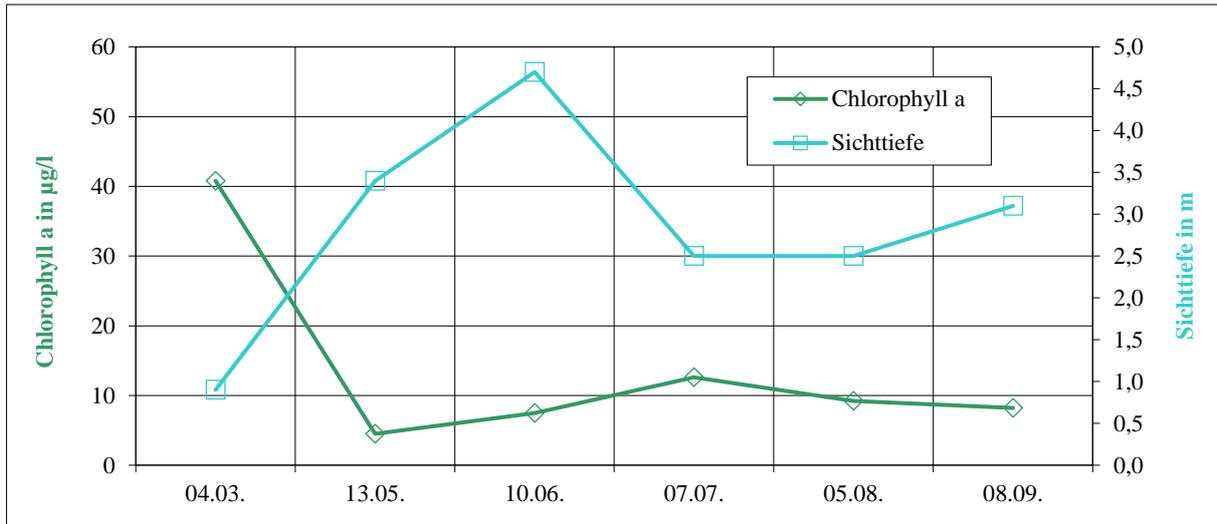


Abb.5.1-5: Chlorophyll a und Sichttiefe im Lankower See im Jahr 2020 an MST1

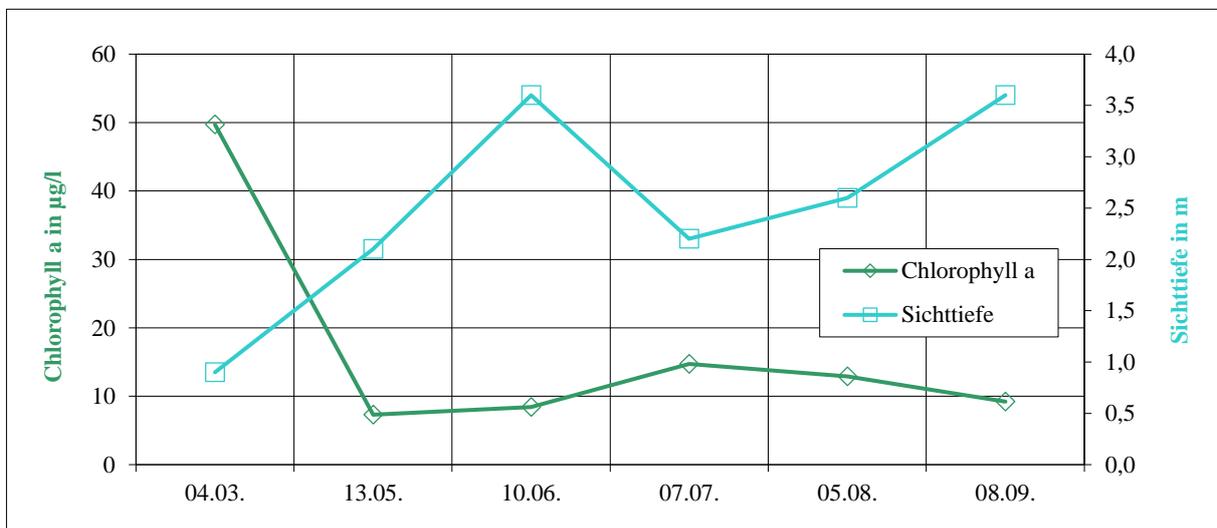


Abb.5.1-6: Chlorophyll a und Sichttiefe im Lankower See im Jahr 2020 an MST2

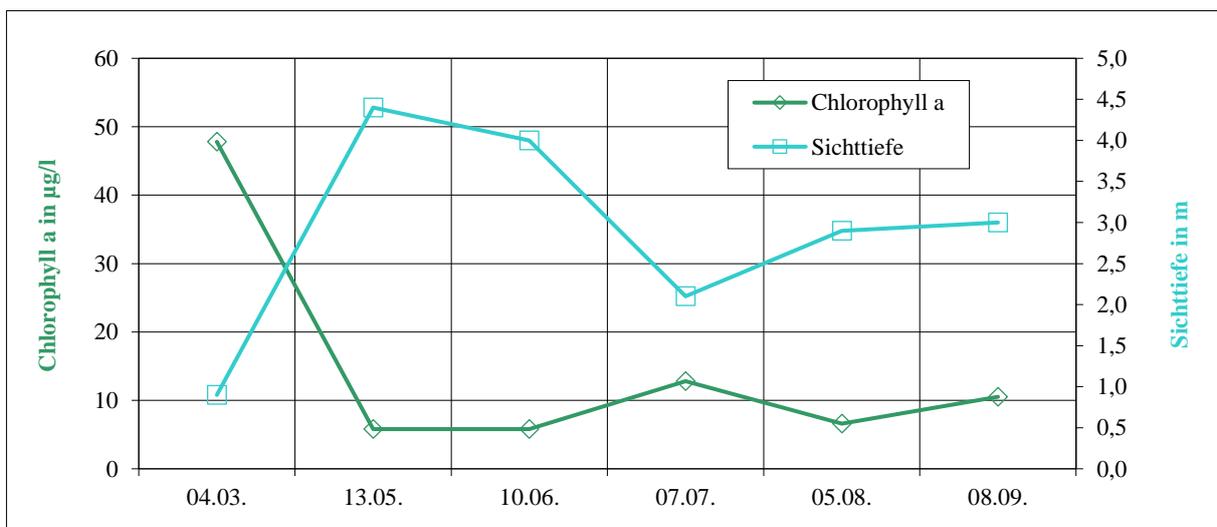


Abb.5.1-7: Chlorophyll a und Sichttiefe im Lankower See im Jahr 2020 an MST3

Phosphor: Die im Jahresverlauf im Lankower See gemessenen Gesamtphosphor-Werte (TP) in der Mischprobe an MST1, MST2 und MST3 zeigten etwas unterschiedliche Verläufe (Abb. 5.1-8 bis Abb.5.1-10). An MST1 lagen die Konzentrationen in der Mischprobe in einem Bereich zwischen 0,165 und 0,294 mg/l. Die Konzentrationen in der Tiefe stiegen im Jahresverlauf stark an und erreichten im Tiefenwasser einen sehr hohen Wert von 1,88 mg/l. An MST2, der flachen Messstelle, lagen Tiefenwerte und Oberflächenwerte eng beieinander, von etwa 0,17-0,27 mg/l. Die Konzentrationen an MST3 zeigten hingegen einen ähnlichen Verlauf wie an MST1. Die Oberflächenwerte lagen hier zwischen 0,185 und 0,274 mg/l, die Werte im Tiefenwasser stiegen ab Juni deutlich auf maximal 0,84 mg/l. Interessant ist, dass die P-Rücklösung praktisch nicht zu diesen hohen Werten im Tiefenwasser beitrug (vgl. Kap.5.1.4).

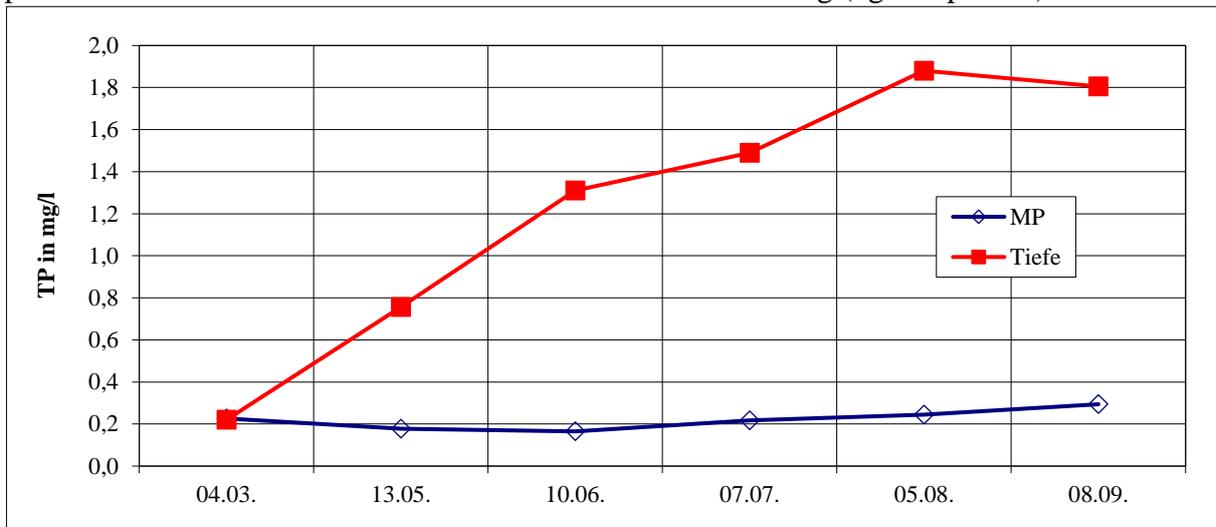


Abb.5.1-8: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) im Lankower See 2020 an MST1

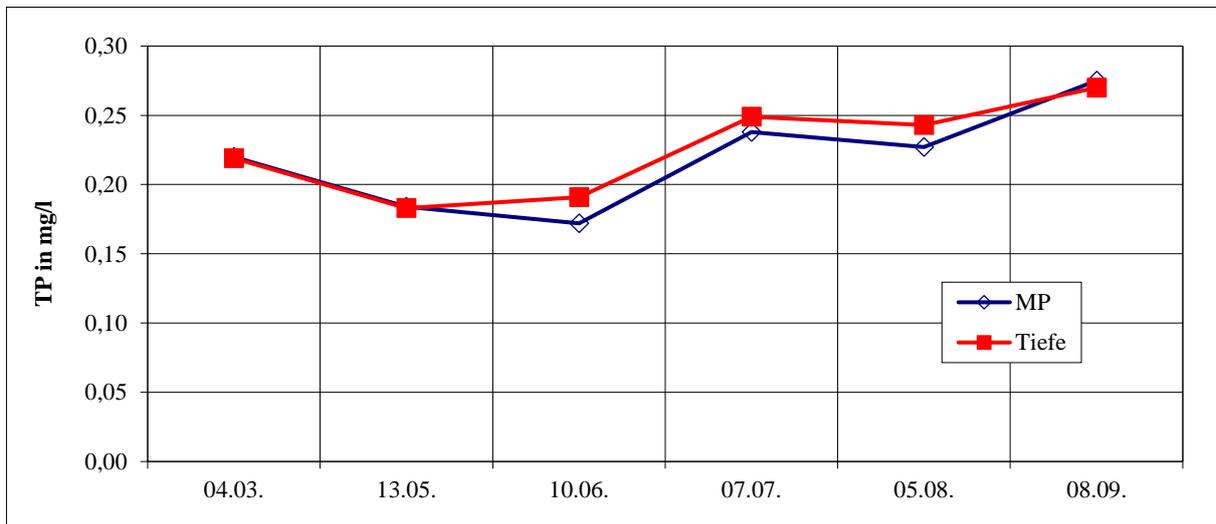


Abb.5.1-9: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) im Lankower See 2020 an MST2

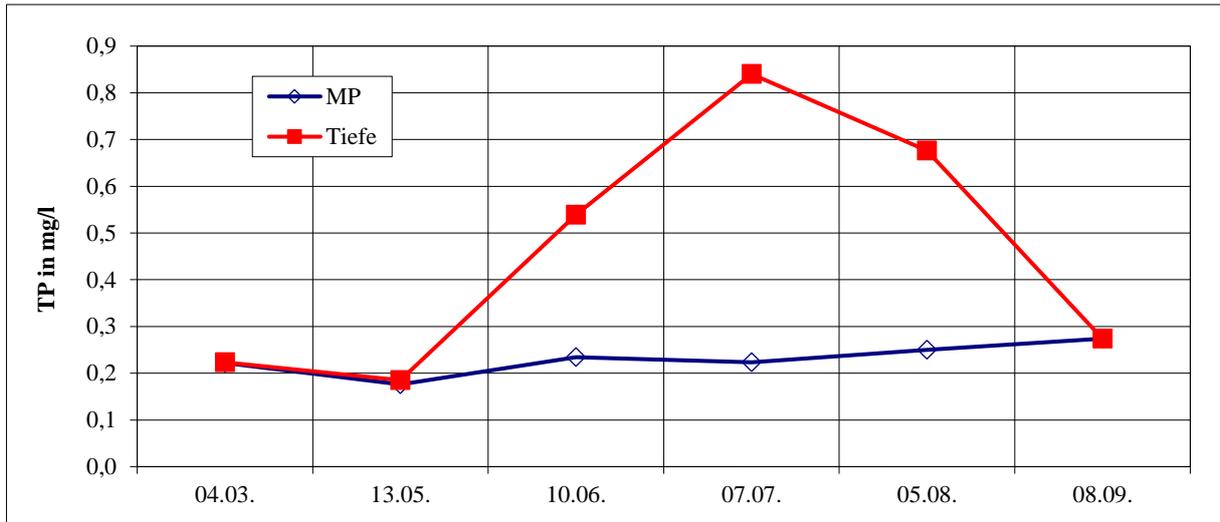


Abb.5.1-10: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) im Lankower See 2020 an MST3

Die ortho-Phosphatwerte in der Mischprobe je Messstelle (MST1, MST2 und MST3) zeigten einen fast identischen Verlauf zur jeweiligen TP-Konzentration (Abb.5.1-11 bis Abb.5.1-13). Die Konzentrationen lagen an MST1 zwischen 0,137 und 0,250 mg/l, im Tiefenwasser bei maximal 1,65 mg/l. An MST2 lagen die Konzentrationen zwischen 0,148 und 0,245 mg/l, über Grund fast identisch (flache Messstelle). An MST3 lagen die Konzentrationen in der Mischprobe zwischen etwa 0,140 und 0,238 mg/l. Im Tiefenwasser wurden maximal 0,748 mg/l gemessen. Dass die ortho-Phosphat-Konzentrationen die Gesamt-Phosphat-Konzentrationen fast exakt abbilden (und dies an allen Messstellen) zeigt, dass es sich beim Phosphat größtenteils um bioverfügbares ortho-Phosphat handelte.

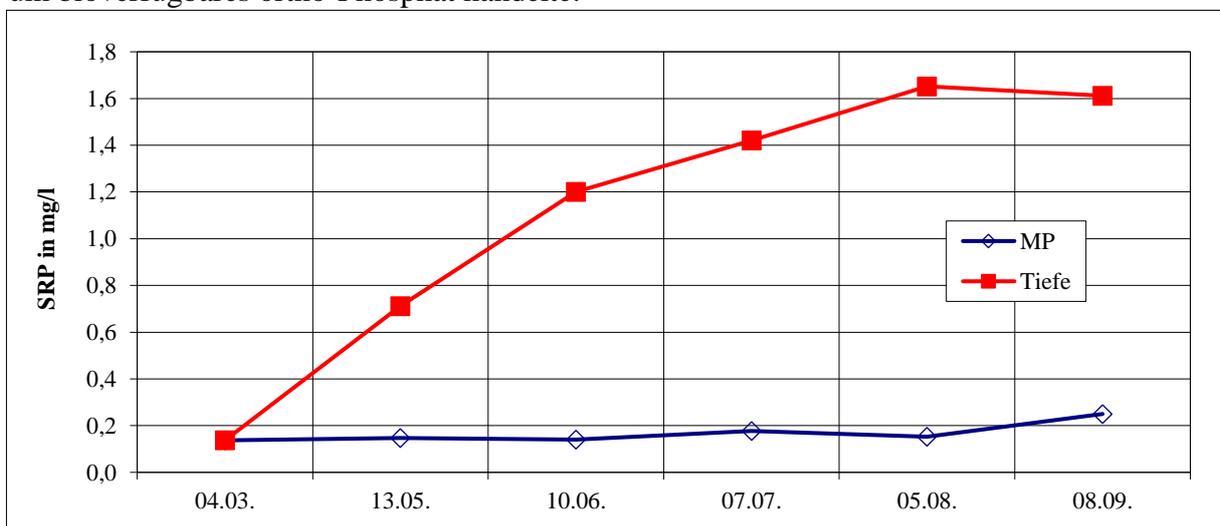


Abb.5.1-11: Ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentration (SRP) im Lankower See 2020 an MST1

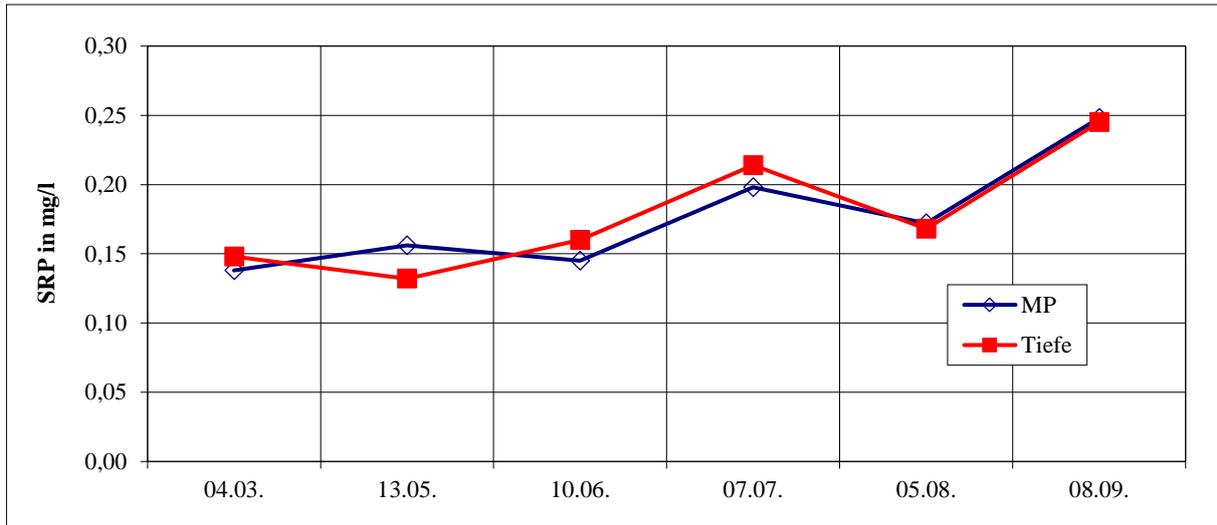


Abb.5.1-12: Ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentration (SRP) im Lankower See 2020 an MST2

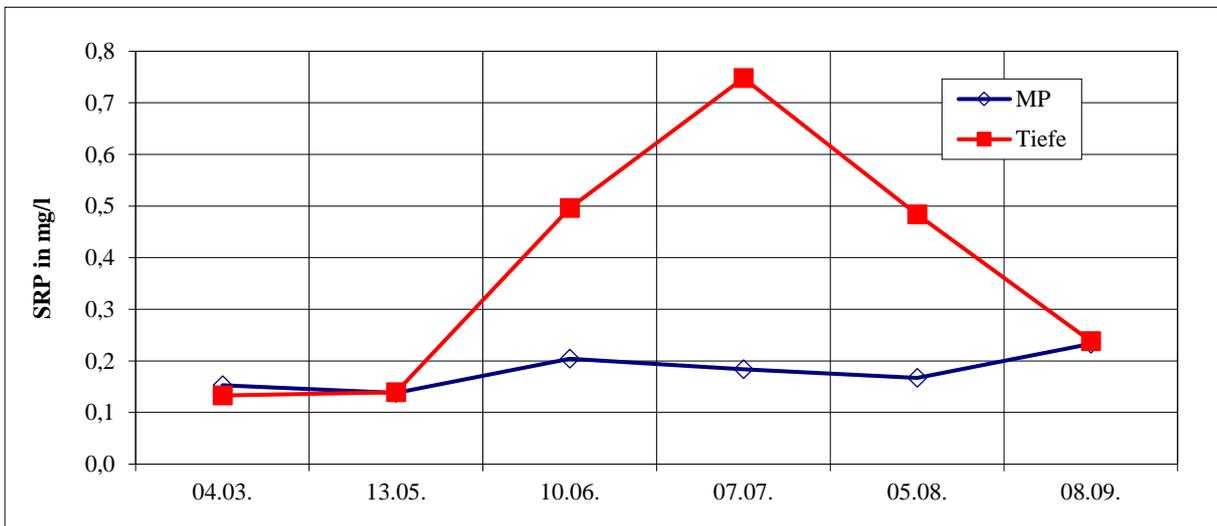


Abb.5.1-13: Ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentration (SRP) im Lankower See 2020 an MST3

Stickstoff: Die Gesamt-Stickstoffwerte (TN) lagen im Untersuchungszeitraum an MST1 in der Mischprobe zwischen 0,77 und 1,51 mg/l. Im Tiefenwasser zeigte sich ein Anstieg über den Untersuchungszeitraum bis auf 4,05 mg/l (Abb.5.1-14 bis Abb.5.1-16). An MST2 lagen die Konzentrationen zwischen 1 und 2 mg/l in der Mischprobe und über Grund, mit zumeist ähnlichem Verlauf. An MST3 zeigte sich, anders als an MST1, kein so deutlicher Anstieg der Konzentrationen im Tiefenwasser; die Werte lagen bei etwa 1-1,6 mg/l, in der Mischprobe etwas niedriger bei 0,8-1,4 mg/l.

Die Nitratkurve verlief an allen Messstellen ähnlich (Abb.5.1-17 bis Abb.5.1-19). Die Konzentrationen waren im Frühjahr höher, bei etwa 0,5-1,0 mg/l (MST2), und fielen in den Folgemonaten auf Werte zwischen 0,1 und 0,2 mg/l, sowohl in der Mischprobe als auch in der Tiefenprobe. Eine Ausnahme stellte im August an MST2 die Konzentration über Grund dar. Hier war ein Anstieg bis auf 0,8 mg/l zu verzeichnen.

Die Nitritwerte waren insgesamt unauffällig (Abb.5.1-20 bis Abb.5.1-22). Eine geringfügig erhöhte Konzentration zeigte sich nur an MST1 im Mai über Grund mit 0,008 mg/l (Abb.5.1-20).

Die Ammoniumkonzentrationen zeigten sich im Verlauf fast identisch zu den Gesamt-Stickstoff-Kurven (Abb.5.1-23 bis Abb.5.1-25). An MST1 und MST3 lag einen Anstieg im Tiefenwasser über den Untersuchungszeitraum auf 2,79 mg/l bzw. 0,54 mg/l vor. In der Mischprobe war die Konzentrationen durchgängig < 0,1 mg/l. An MST2 (flache Messstelle) lagen die Konzentrationen der Mischprobe und über Grund im Verlauf auf ähnlichem Niveau zwischen 0,02 und 0,08 mg/l.

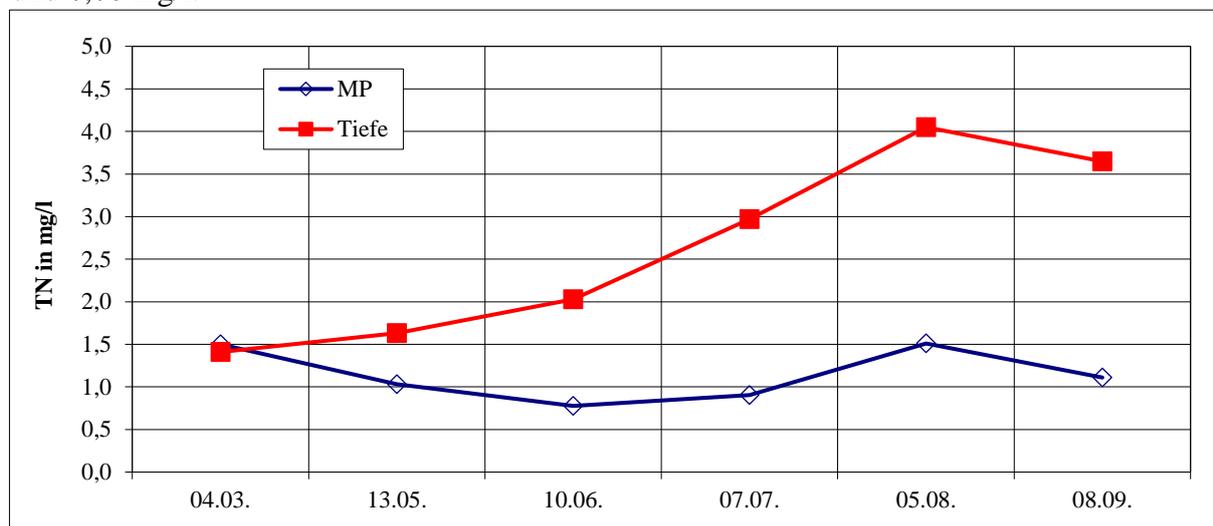


Abb.5.1-14: Gesamt-Stickstoff-Konzentration (TN) im Lankower See 2020 an MST1

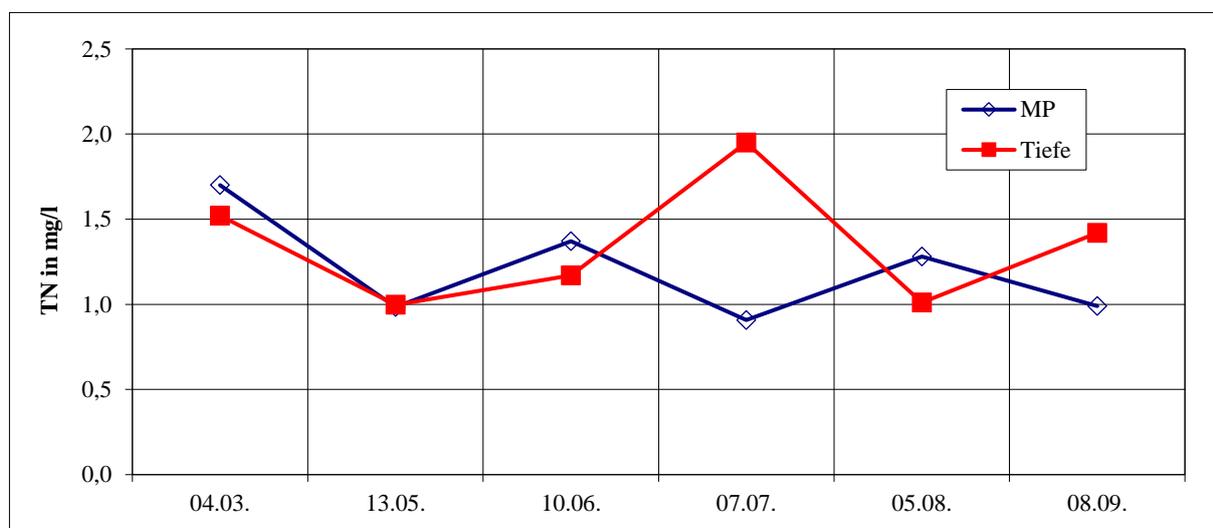


Abb.5.1-15: Gesamt-Stickstoff-Konzentration (TN) im Lankower See 2020 an MST2

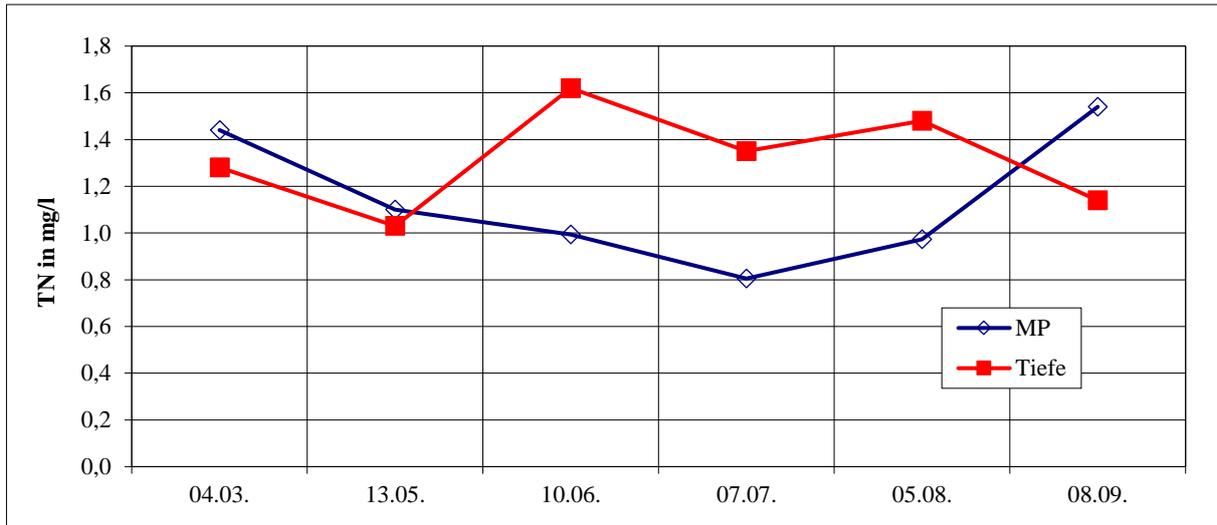


Abb.5.1-16: Gesamt-Stickstoff-Konzentration (TN) im Lankower See 2020 an MST3

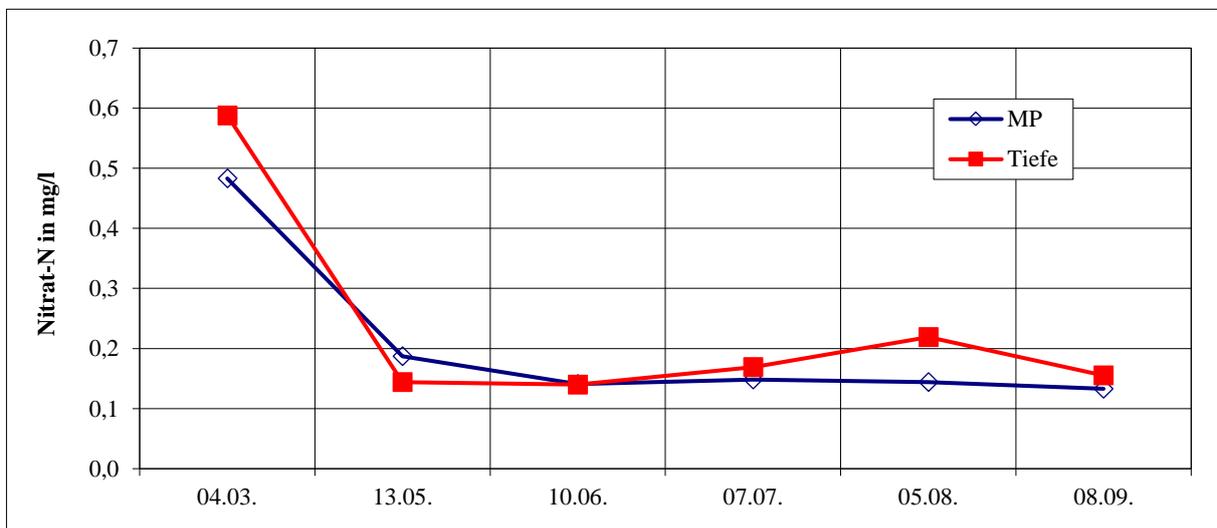


Abb.5.1-17: Nitratkonzentration im Lankower See 2020 an MST1

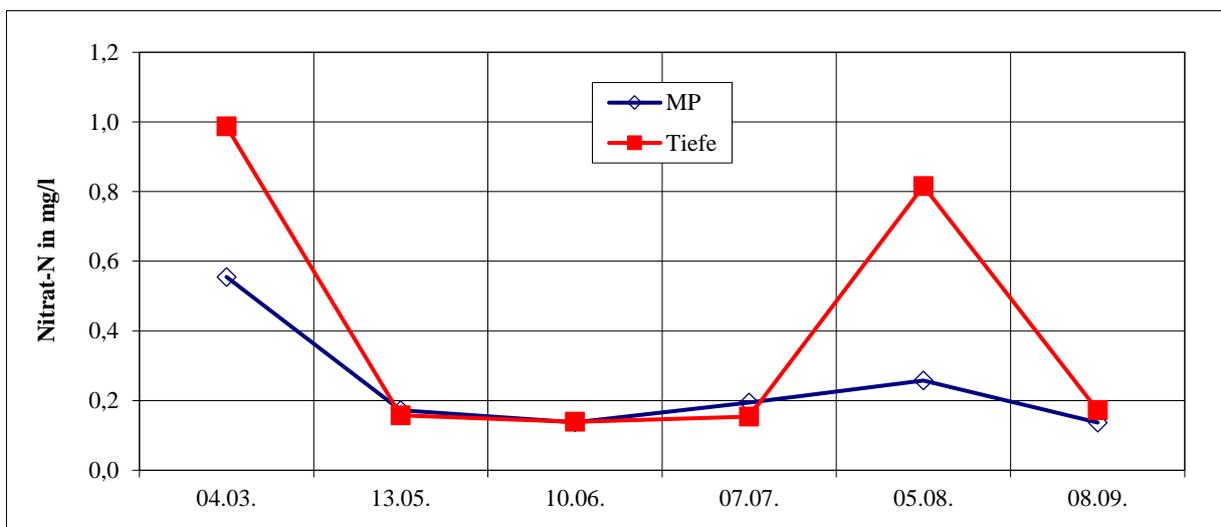


Abb.5.1-18: Nitratkonzentration im Lankower See 2020 an MST2

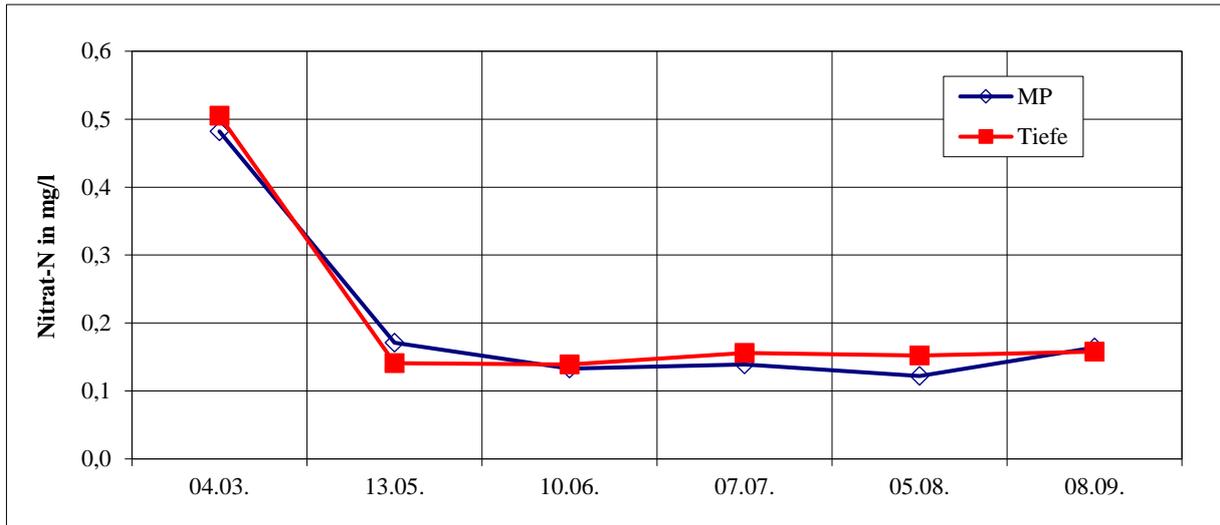


Abb.5.1-19: Nitratkonzentration im Lankower See 2020 an MST3

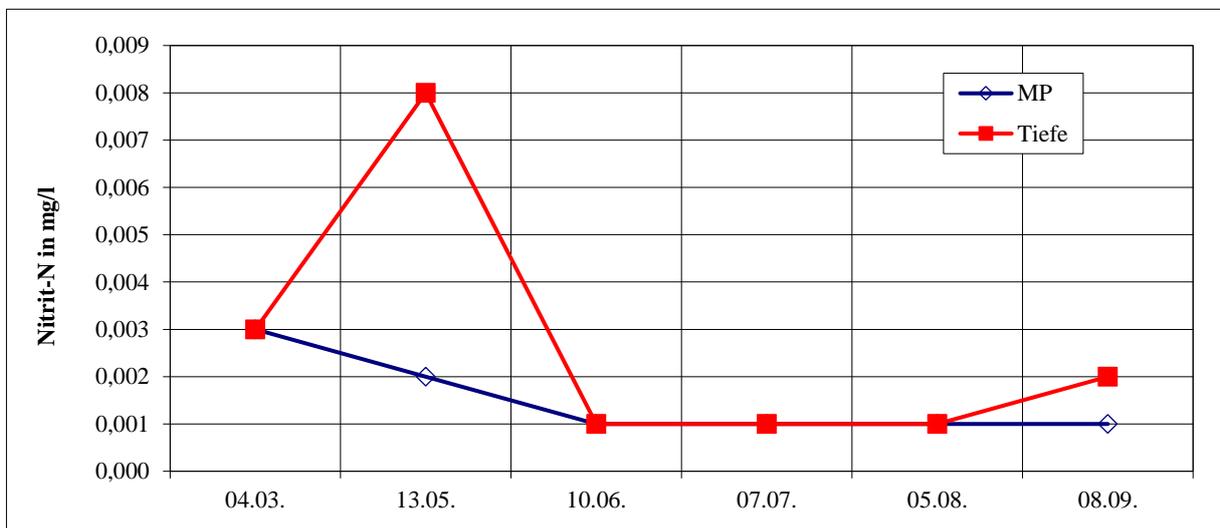


Abb.5.1-20: Nitritkonzentration im Lankower See 2020 an MST1

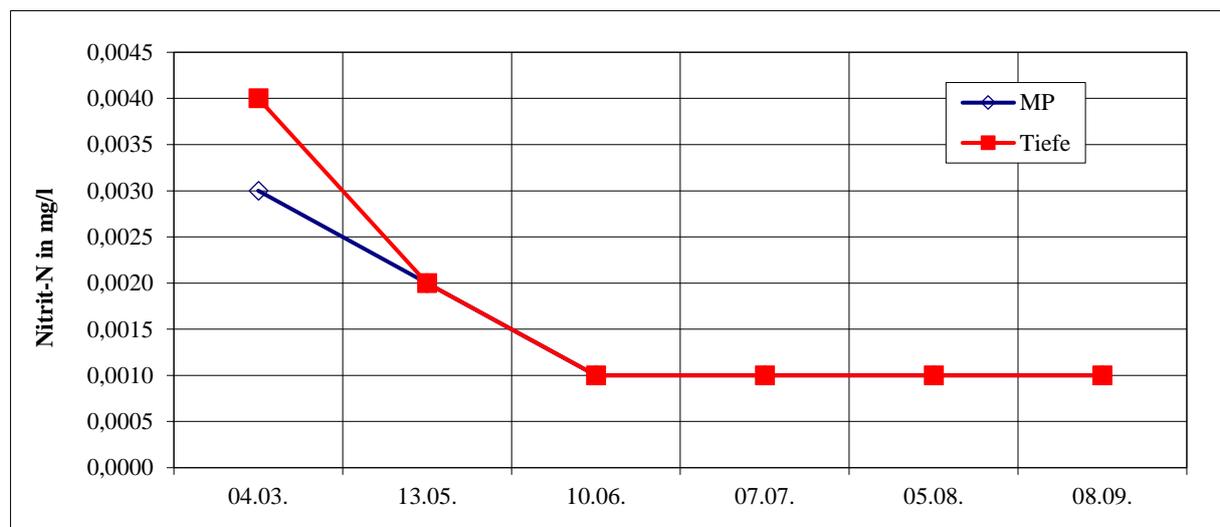


Abb.5.1-21: Nitritkonzentration im Lankower See 2020 an MST2

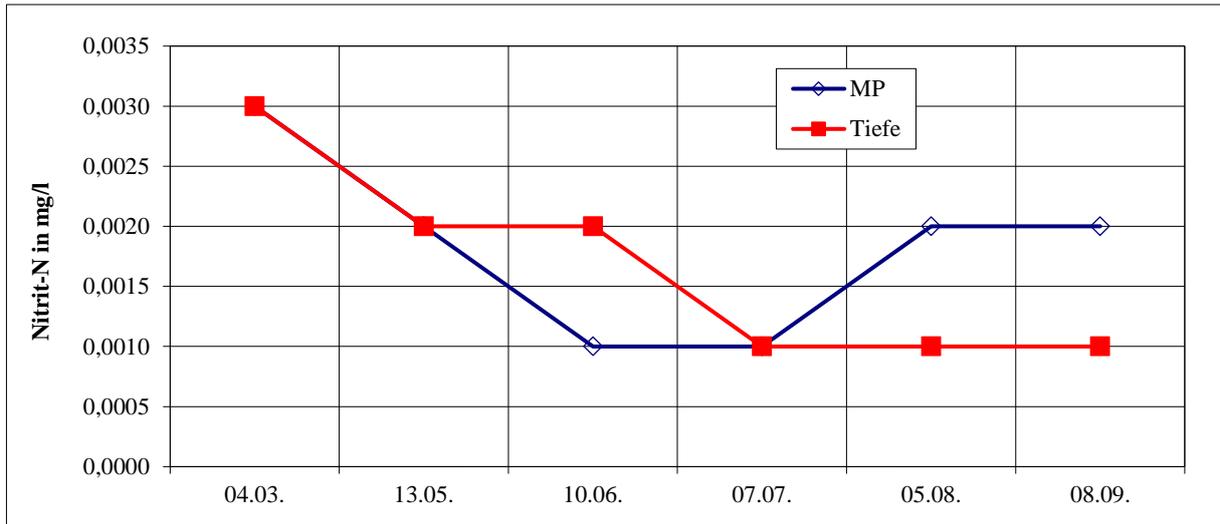


Abb.5.1-22: Nitritkonzentration im Lankower See 2020 an MST3

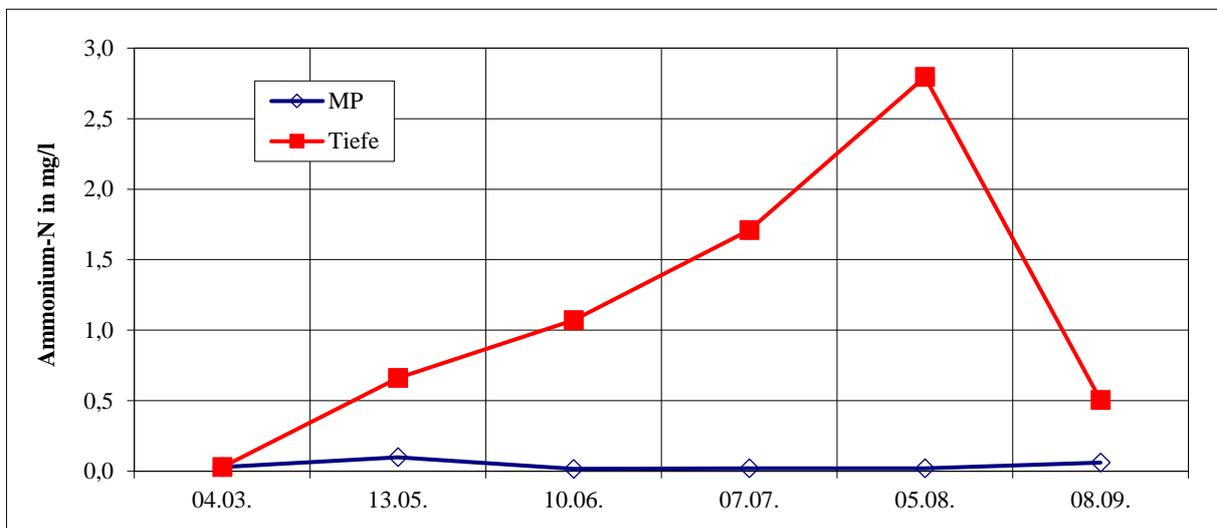


Abb.5.1-23: Ammoniumkonzentration im Lankower See 2020 an MST1

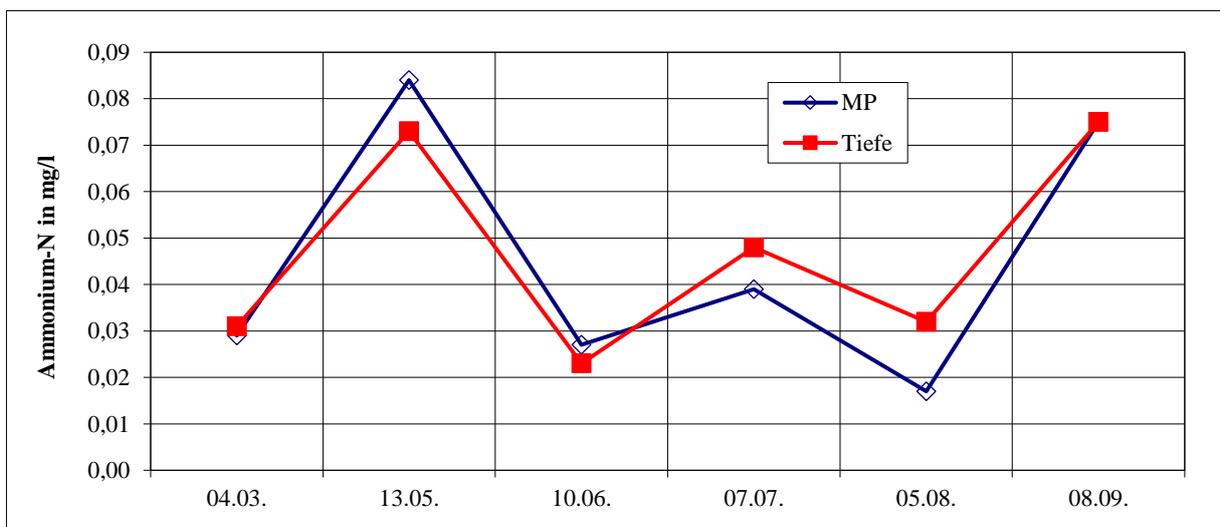


Abb.5.1-24: Ammoniumkonzentration im Lankower See 2020 an MST2

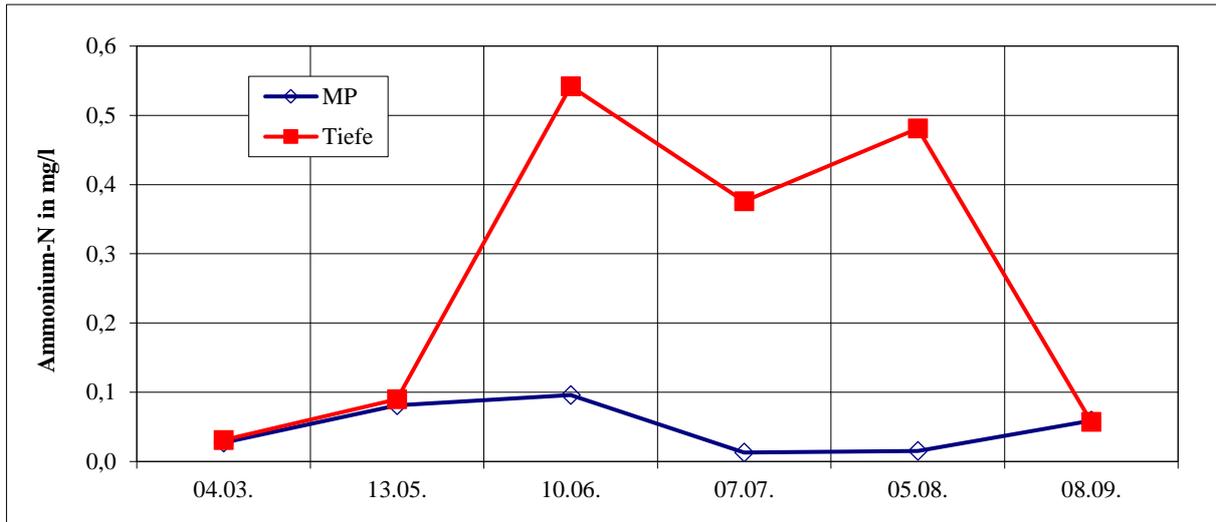


Abb.5.1-25: Ammoniumkonzentration im Lankower See 2020 an MST3

In Abb.5.1-26 bis Abb.5.1-64 sind die Grafiken weiterer analysierter Einzelparameter dargestellt. Eine zusammenfassende Bewertung der Einzelparameter der Jahre 2020 und 2021 folgt in Tab.5.1-2.

Die Calciumkonzentration an den 3 Messstellen lag zwischen 40 und 60 mg/l (Abb.5.1-26 bis Abb.5.1-28). Damit sind die Werte als etwas erhöht einzuschätzen.

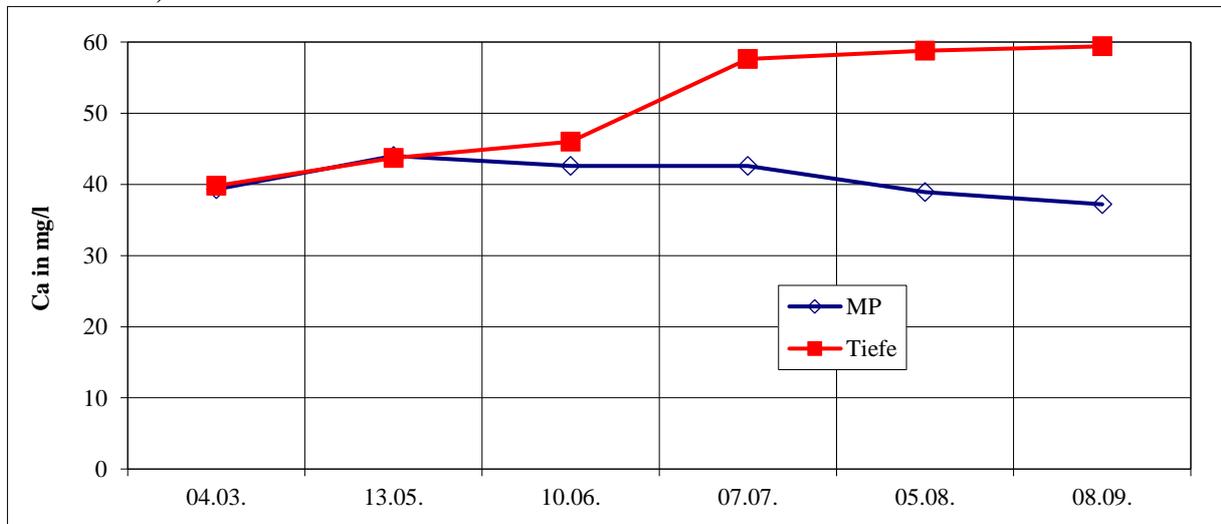


Abb.5.1-26: Calciumkonzentration im Lankower See 2020 an MST1

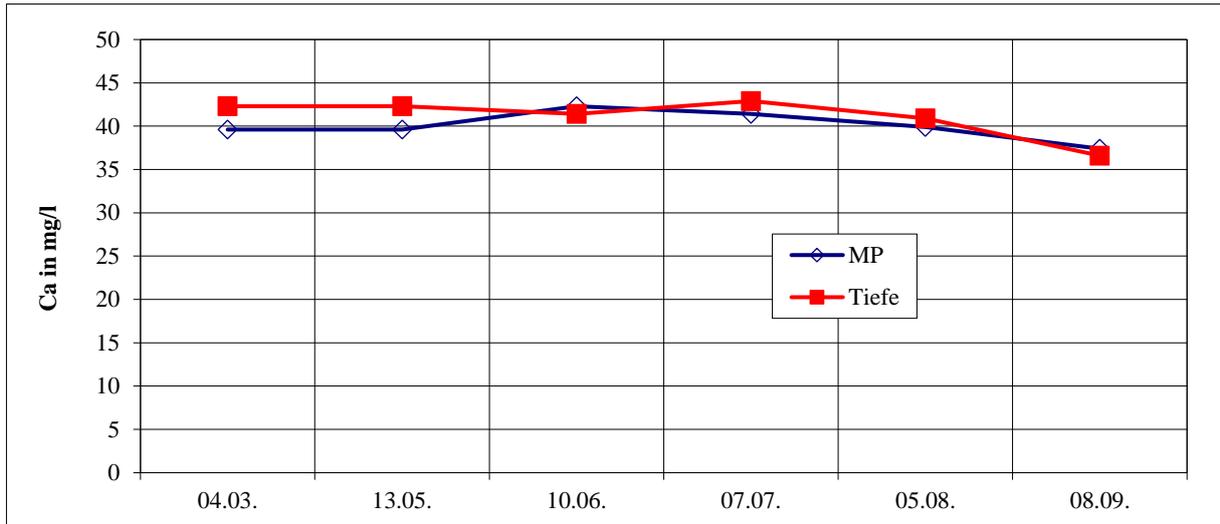


Abb.5.1-27: Calciumkonzentration im Lankower See 2020 an MST2



Abb.5.1-28: Calcium im Lankower See 2020 an MST3

Die Magnesiumkonzentration an den Messstellen lag im Untersuchungszeitraum zwischen 3 und 6 mg/l (Abb.5.1-29 bis Abb.5.1-31). Der Verlauf in der Mischprobe war weitgehend identisch mit dem Verlauf der Tiefenprobe. Ausnahme ist MST3 im Sommer; hier zeigten sich in der Tiefenprobe etwas niedrigere Werte.

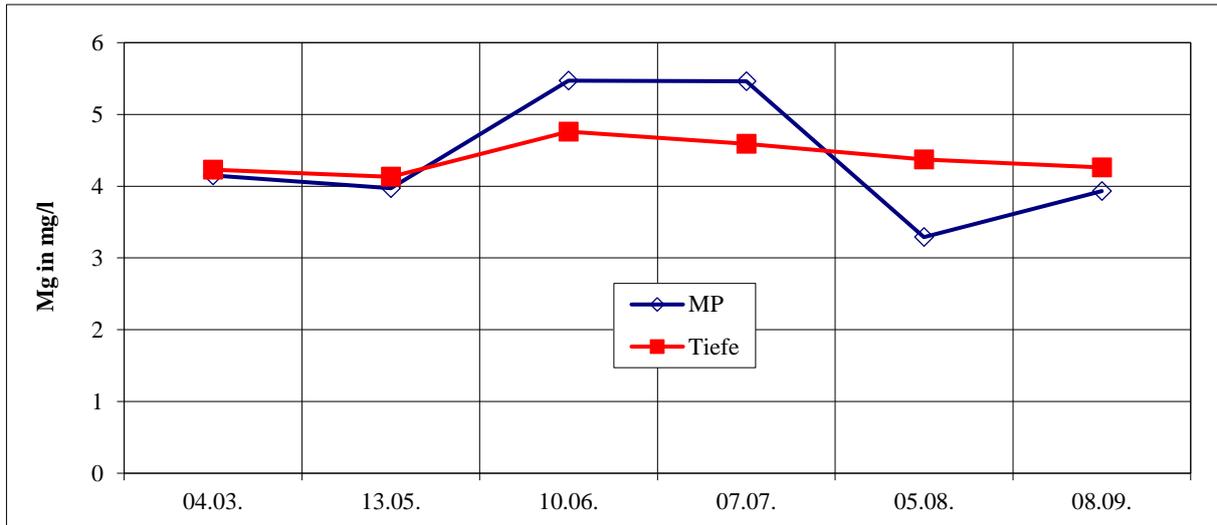


Abb.5.1-29: Magnesiumkonzentration im Lankower See 2020 an MST1

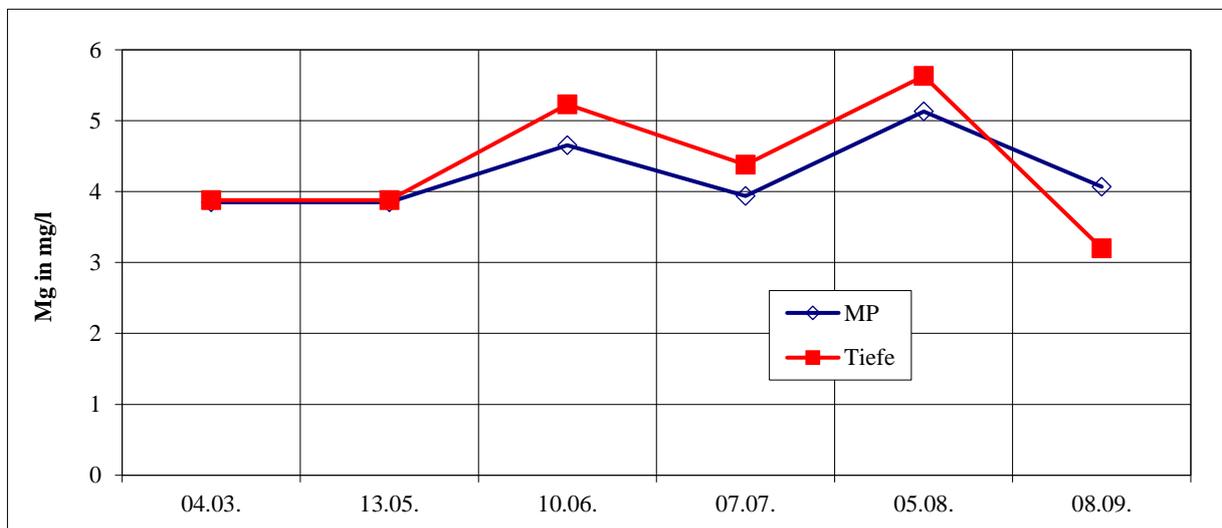


Abb.5.1-30: Magnesiumkonzentration im Lankower See 2020 an MST2

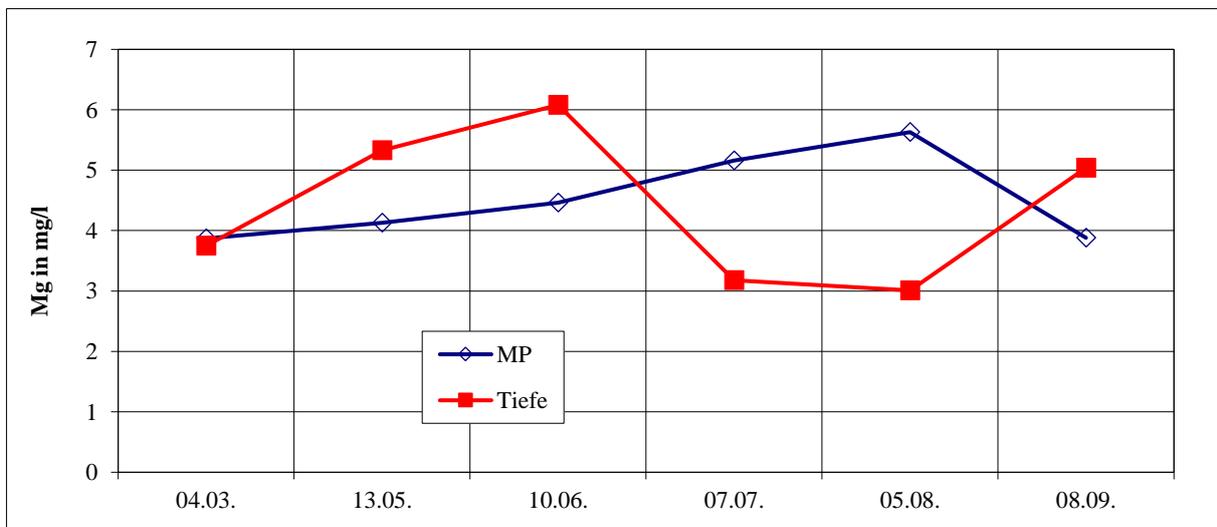


Abb.5.1-31: Magnesiumkonzentration im Lankower See 2020 an MST3

Beim Chlorid lagen die Konzentrationen an allen Messstellen in der Misch- und Tiefenprobe auf ähnlichem Niveau von etwa 35 mg/l (Abb.5.1-32 bis Abb.5.1-34).

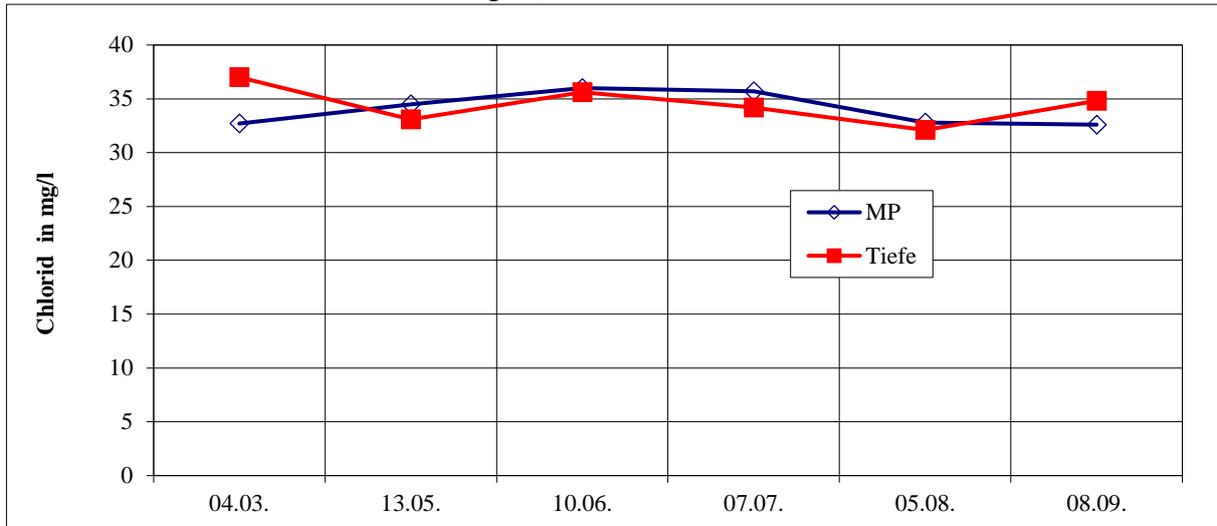


Abb.5.1-32: Chloridkonzentration im Lankower See 2020 an MST1

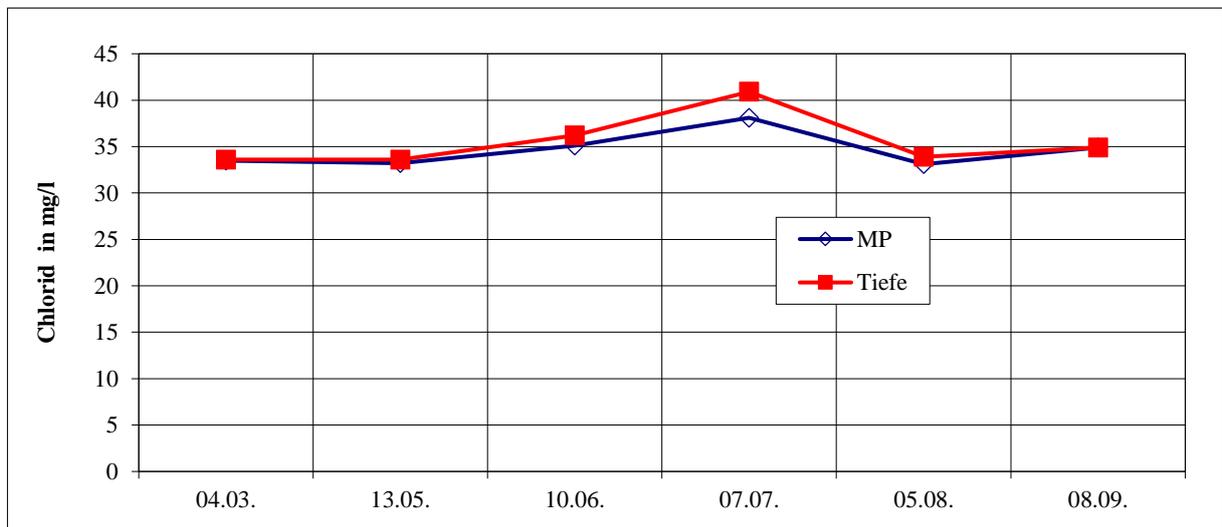


Abb.5.1-33: Chloridkonzentration im Lankower See 2020 an MST2

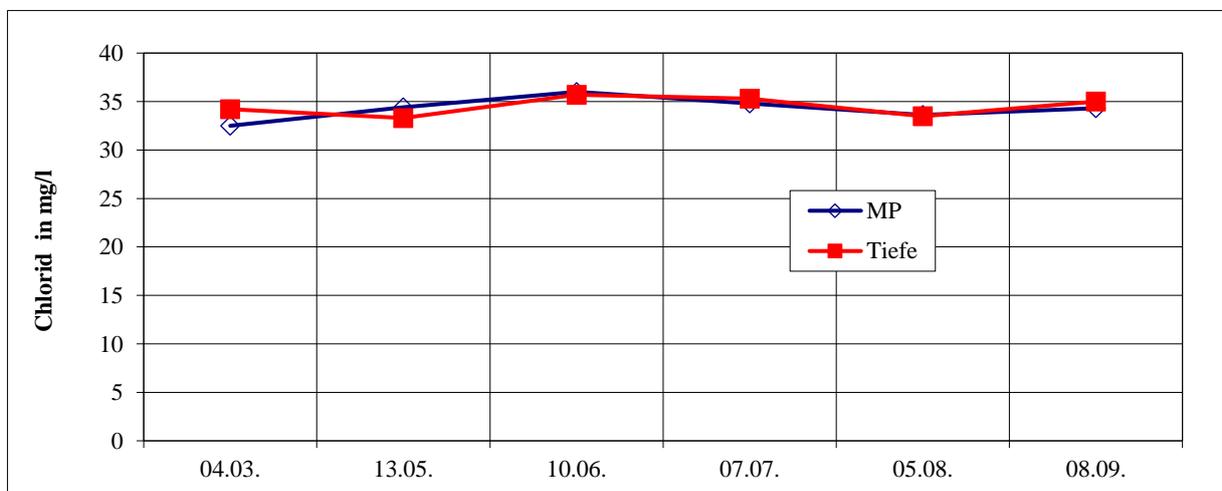


Abb.5.1-34: Chloridkonzentration im Lankower See 2020 an MST3

Die Sulfat-Konzentrationen zeigten sich an den Messstellen auf einem ähnlichen Niveau von etwa 10-12 mg/l (Abb.5-1-35 bis Abb.5.1-37). An MST1 variierten die Tiefenwerte stärker und fielen nach einem Anstieg im Juli auf 16 mg/l in der Folge auf etwa 3 mg/l ab. An MST2 gab es hingegen in der Mischprobe einen Peak auf etwa 21 mg/l.

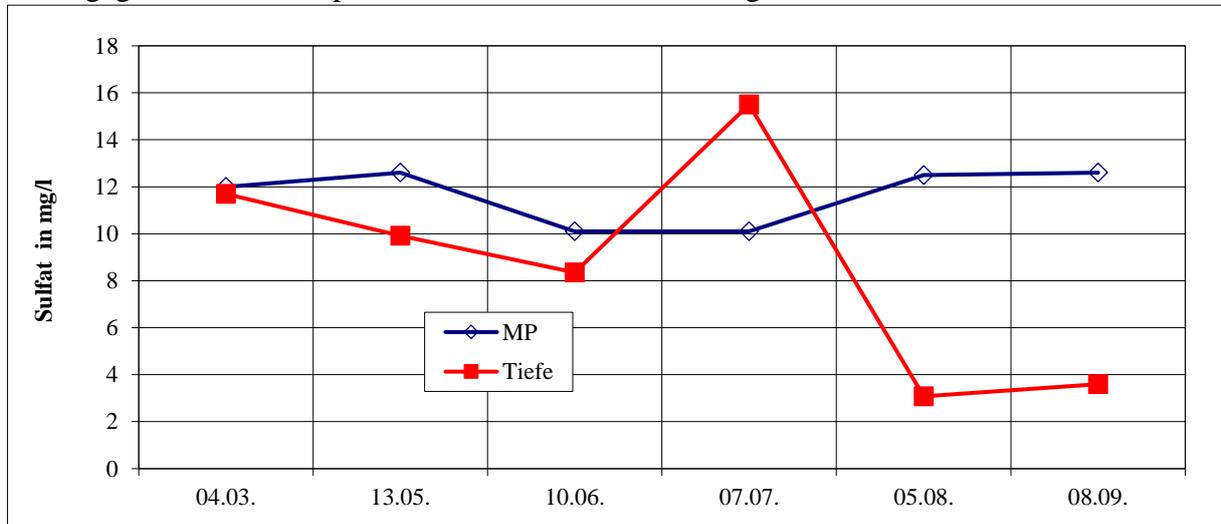


Abb.5.1-35: Sulfatkonzentration im Lankower See 2020 an MST1

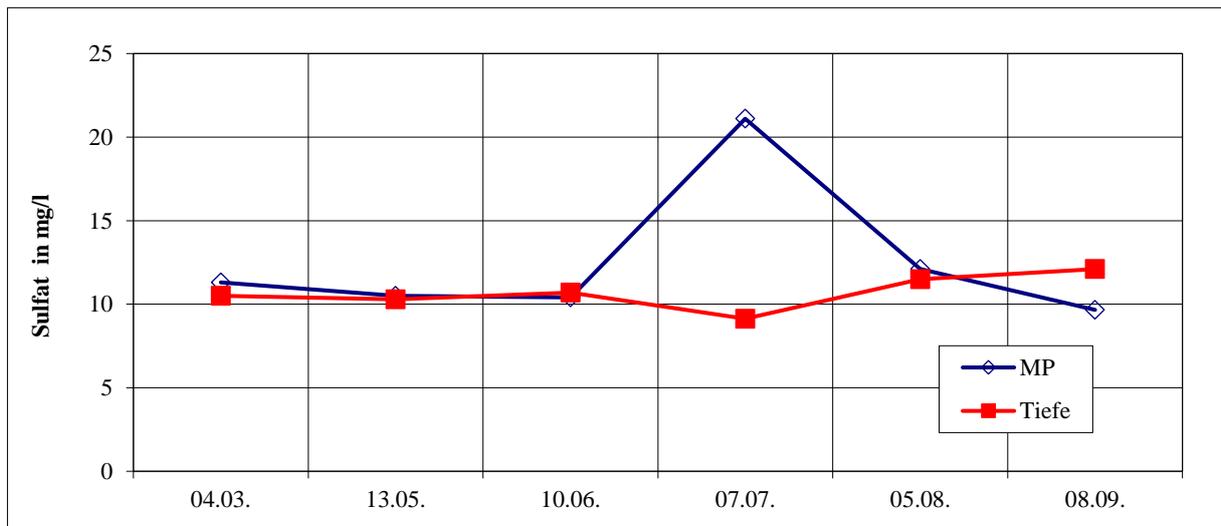


Abb.5.1-36: Sulfatkonzentration im Lankower See 2020 an MST2

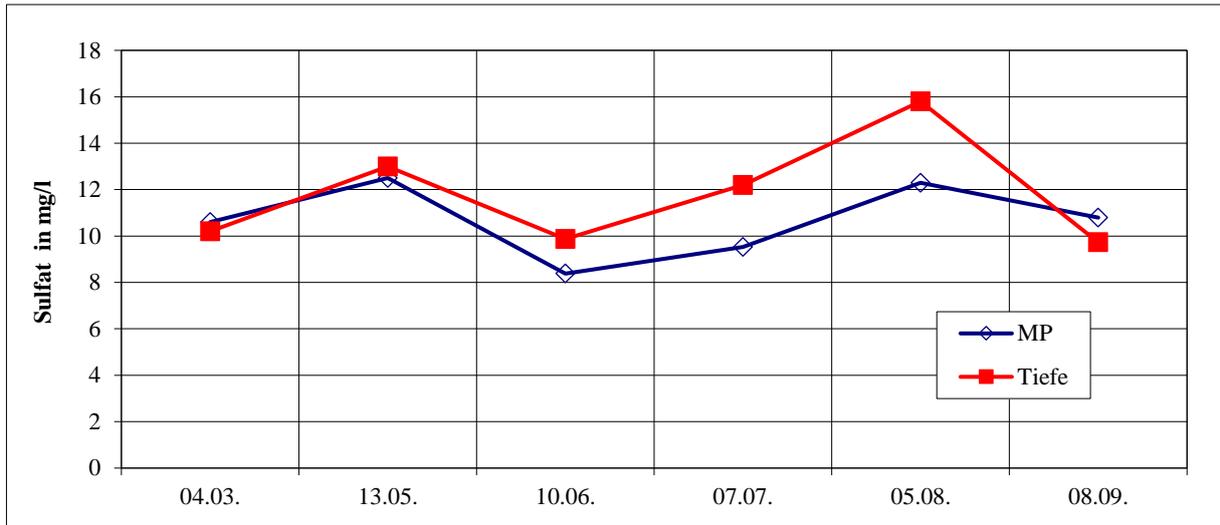


Abb.5.1-37: Sulfatkonzentration im Lankower See 2020 an MST3

Die ortho-Silikat-Konzentration zeigte an allen Messstellen über den Untersuchungszeitraum einen ansteigenden Verlauf, der in den Tiefenproben an MST1 und MST3 deutlicher ausgeprägt war (Abb.5.1-38 bis Abb.5.1-40). Die Werte bewegten sich in den Mischproben bis auf etwa 2 mg/l, in den Tiefenproben hingegen bis auf knapp 14 mg/l (MST1) und 6 mg/l (MST3).

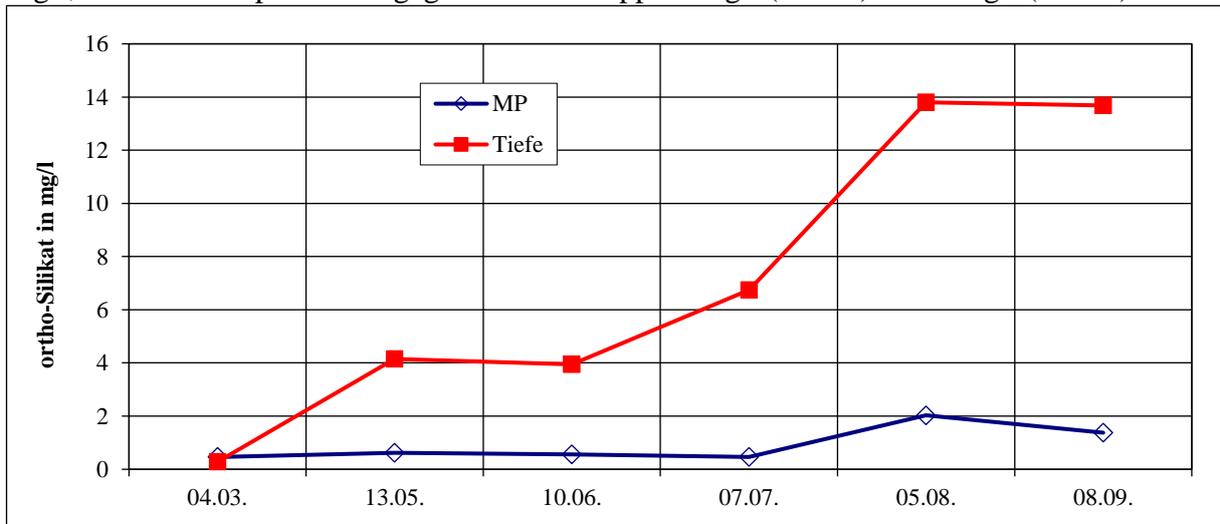


Abb.5.1-38: ortho-Silikat-Konzentration im Lankower See 2020 an MST1

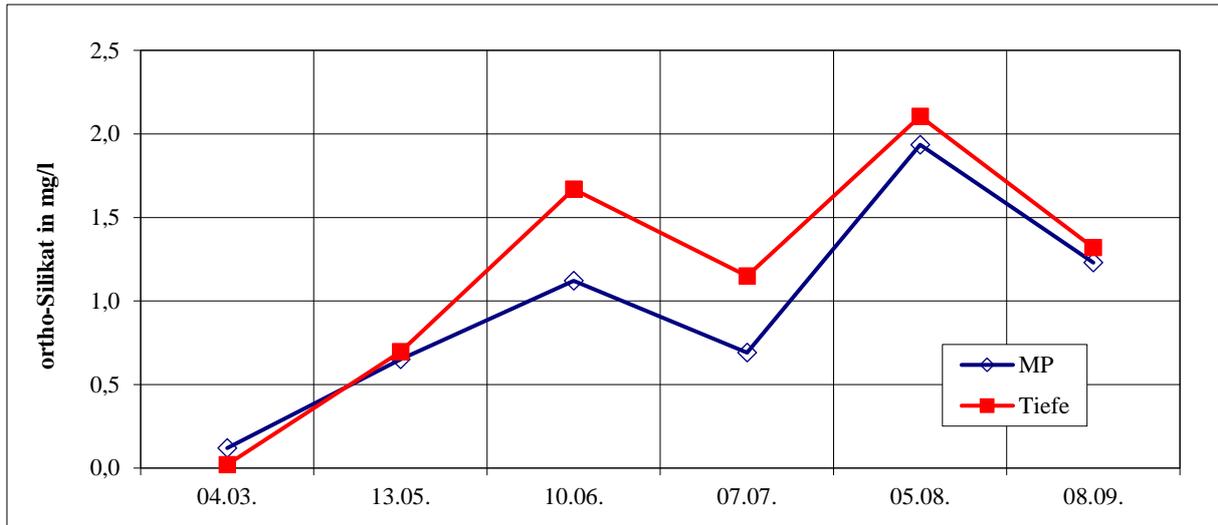


Abb.5.1-39: ortho-Silikat im Lankower See 2020 an MST2

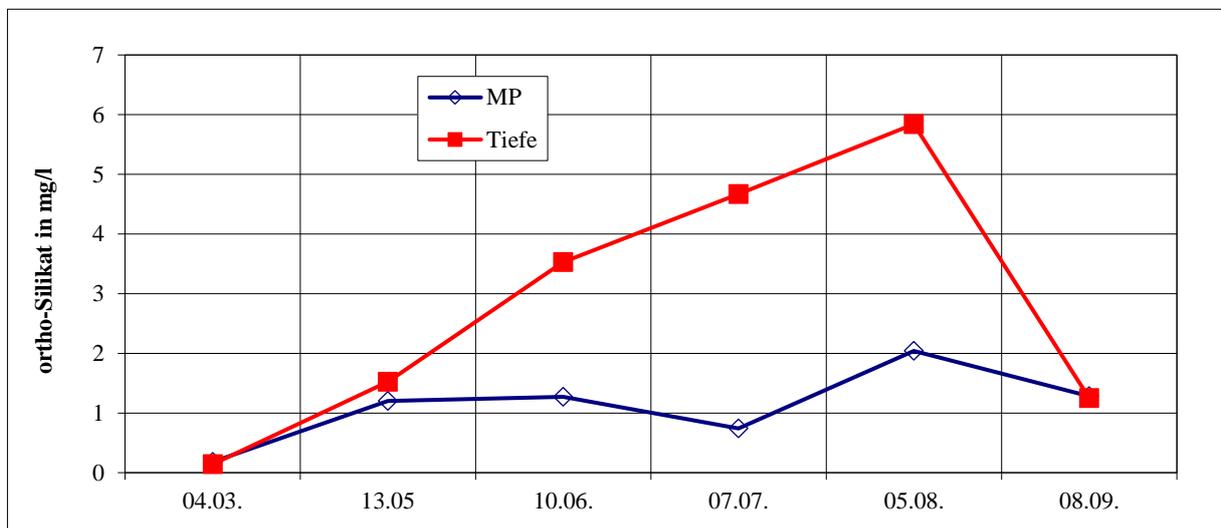


Abb.5.1-40: ortho-Silikat-Konzentration im Lankower See 2020 an MST3

Die Gesamthärte-Konzentration verlief an den Messstellen ebenfalls ähnlich (Abb.5.1-41 bis Abb.5.1-43). Dabei waren die Konzentrationen des Tiefenwassers mit bis zu 90 mg/l zumeist etwas höher als in den Mischproben mit etwa 60-70 mg/l.

Die Karbonathärte lag auf einem ähnlichen Niveau wie die Gesamthärte, was bedeutet, dass es sich bei den Wasserhärte bildenden Ionen hauptsächlich um Karbonationen (CO_3^{2+}) handelte (Abb.5.1-44 bis Abb.5.1-46). Auch hier lag die Konzentration im Tiefenwasser zumeist etwas höher.

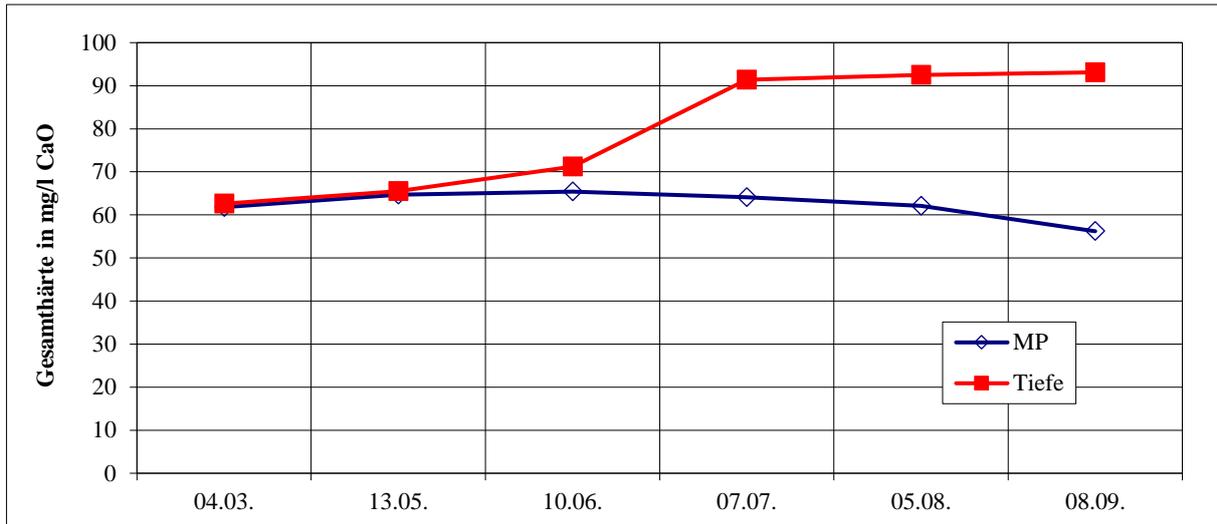


Abb.5.1-41: Gesamthärte im Lankower See 2020 an MST1

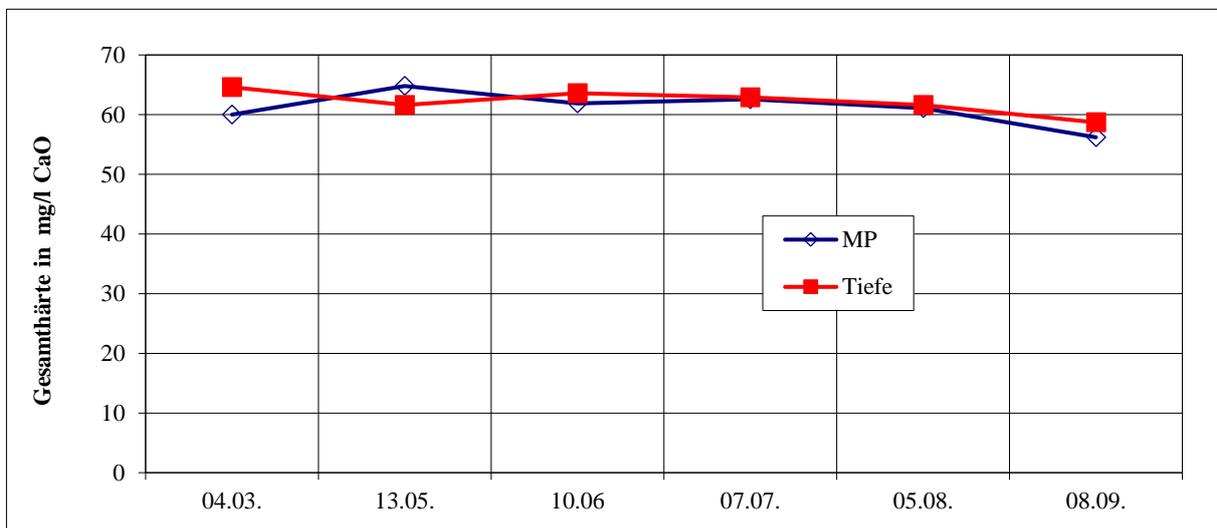


Abb.5.1-42: Gesamthärte im Lankower See 2020 an MST2

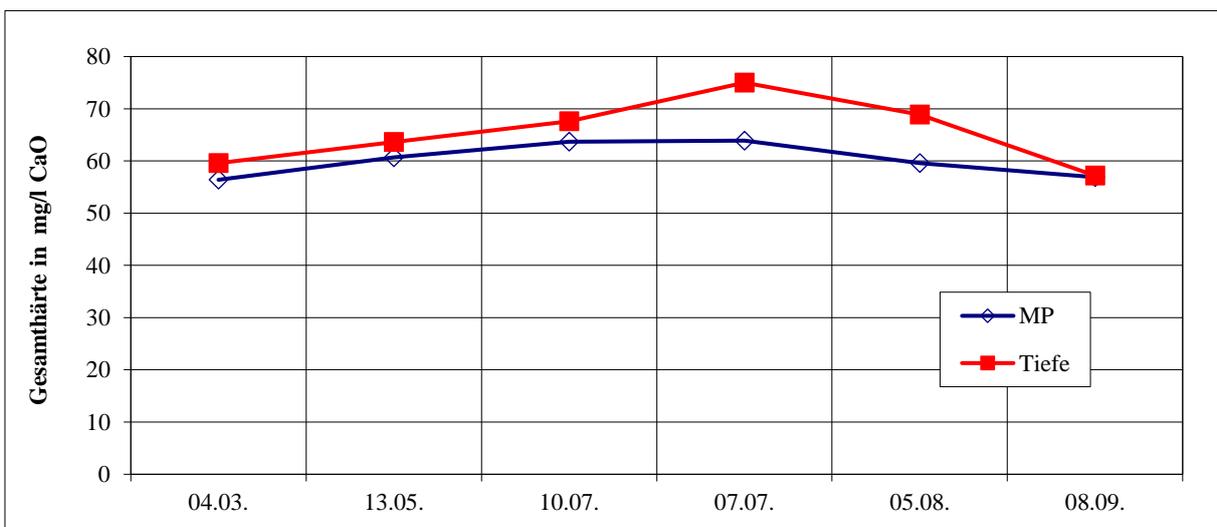


Abb.5.1-43: Gesamthärte im Lankower See 2020 an MST3

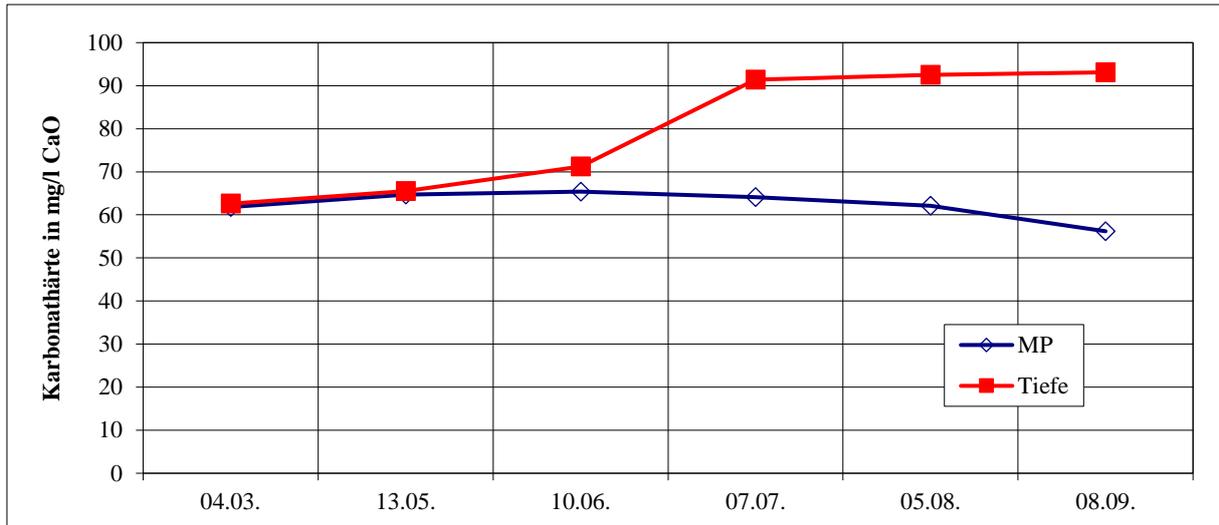


Abb.5.1-44: Karbonathärte im Lankower See 2020 an MST1

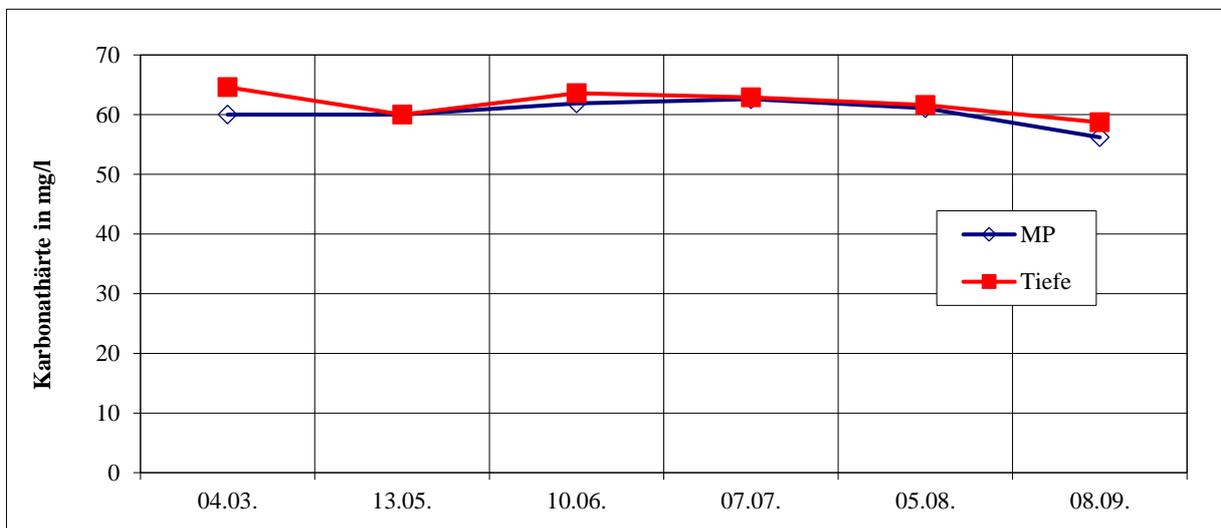


Abb.5.1-45: Karbonathärte im Lankower See 2020 an MST2

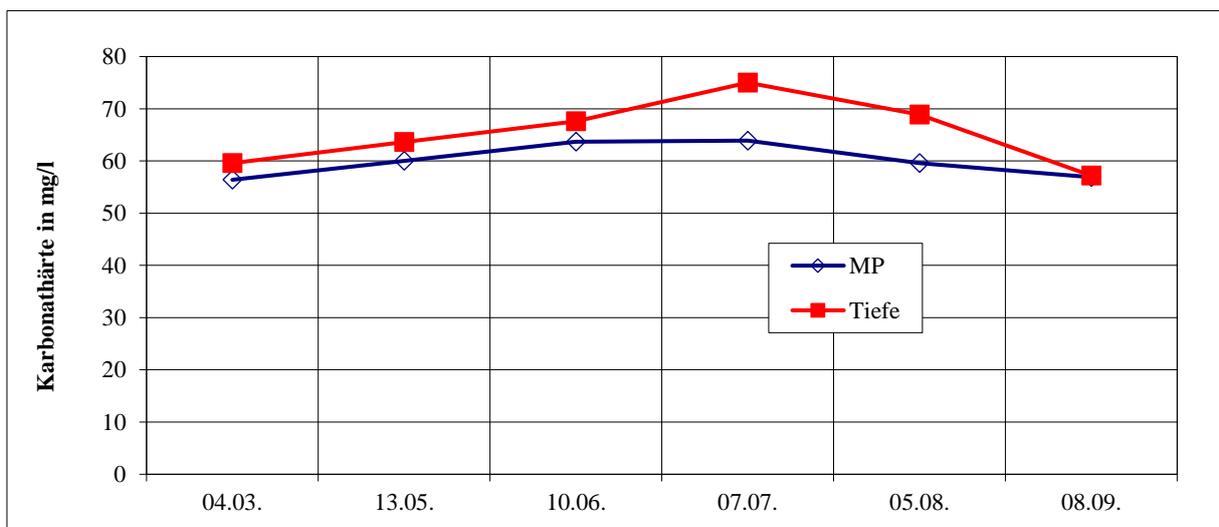


Abb.5.1-46: Karbonathärte im Lankower See 2020 an MST3

Die Eisenkonzentration verlief vor allem an MST1 in der Mischprobe und der Tiefenprobe unterschiedlich (Abb.5.1-47 bis Abb.5.1-49). Es war ein deutlicher Anstieg ab Juli auf bis zu 0,25 mg/l zu verzeichnen. Ansonsten bewegten sich die Werte an allen Messstellen um 0,01-0,02 mg/l.

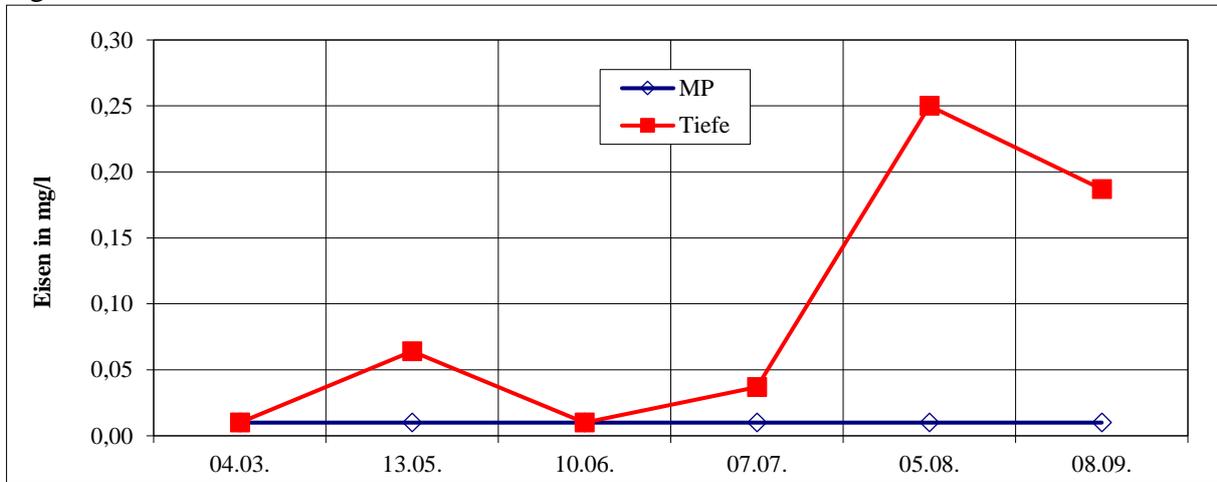


Abb.5.1-47: Eisenkonzentration im Lankower See 2020 an MST1

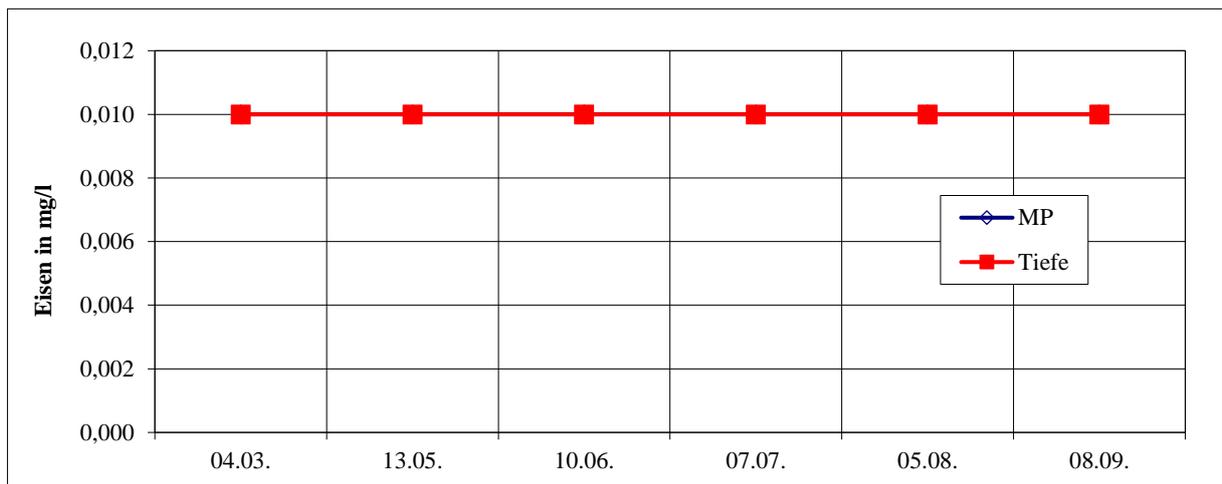


Abb.5.1-48: Eisenkonzentration im Lankower See 2020 an MST2

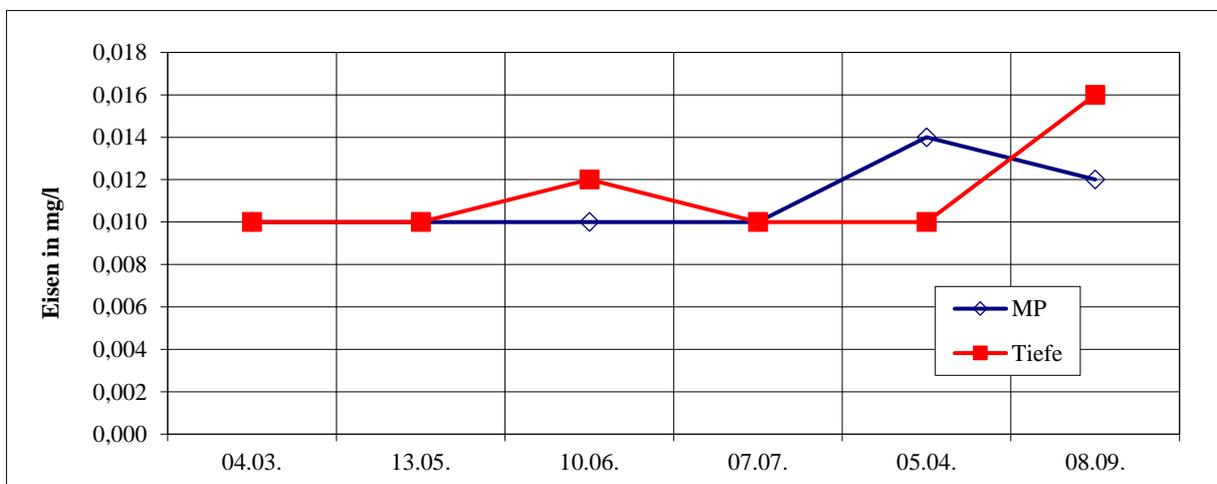


Abb.5.1-49: Eisenkonzentration im Lankower See 2020 an MST3

Die Mangan-Konzentration zeigte in den Tiefenproben einen Anstieg ab Juni (Abb.5.1-50 bis Abb.5.1-52). An MST1 war dieser am deutlichsten auf bis zu 7 mg/l, an MST2 nur auf etwa 0,62 mg/l. In der Mischprobe blieben die Werte durchweg niedriger in einem Bereich von < 0,2 mg/l.

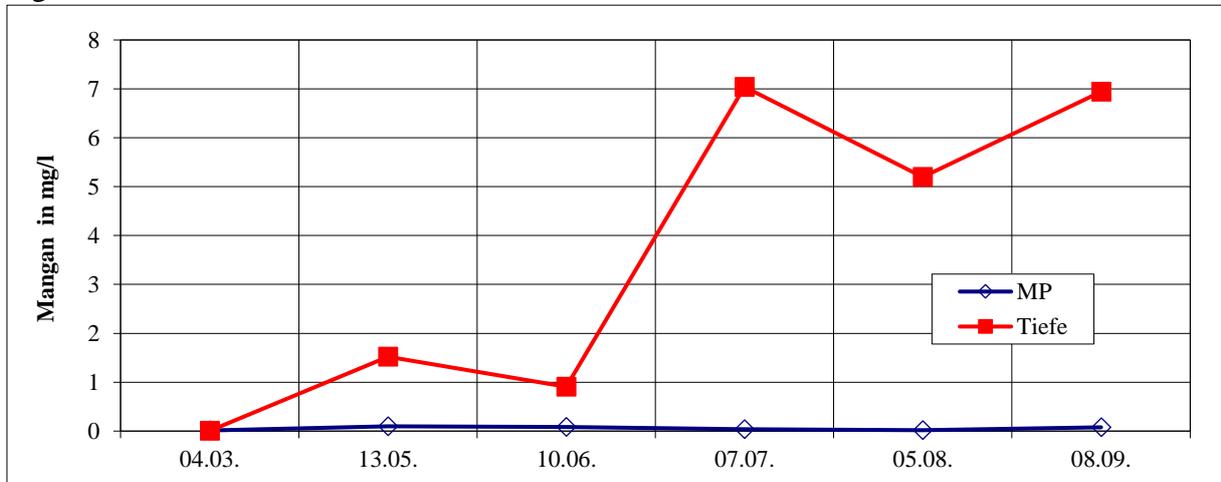


Abb.5.1-50: Mangankonzentration im Lankower See 2020 an MST1

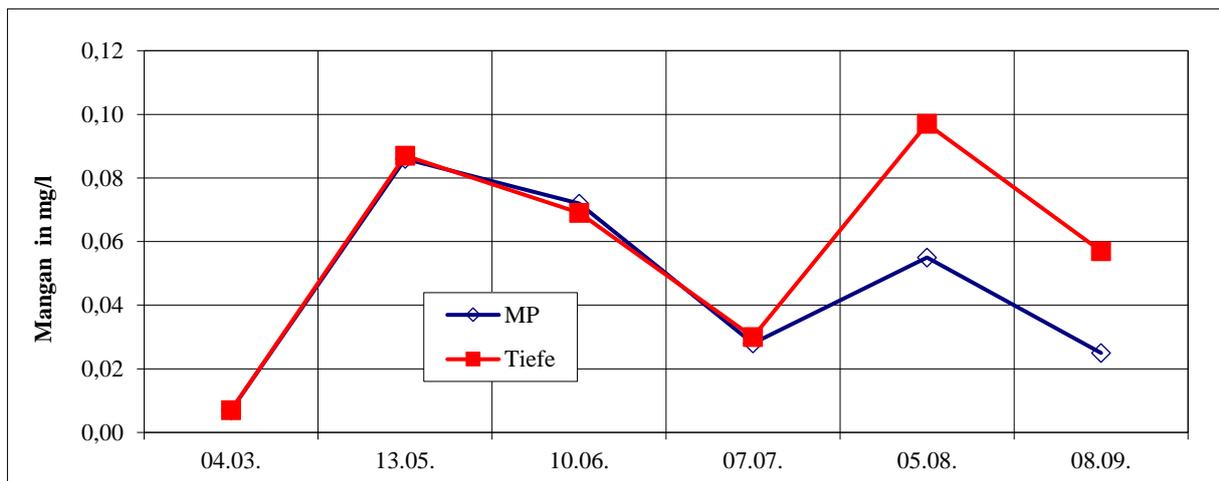


Abb.5.1-51: Mangankonzentration im Lankower See 2020 an MST2

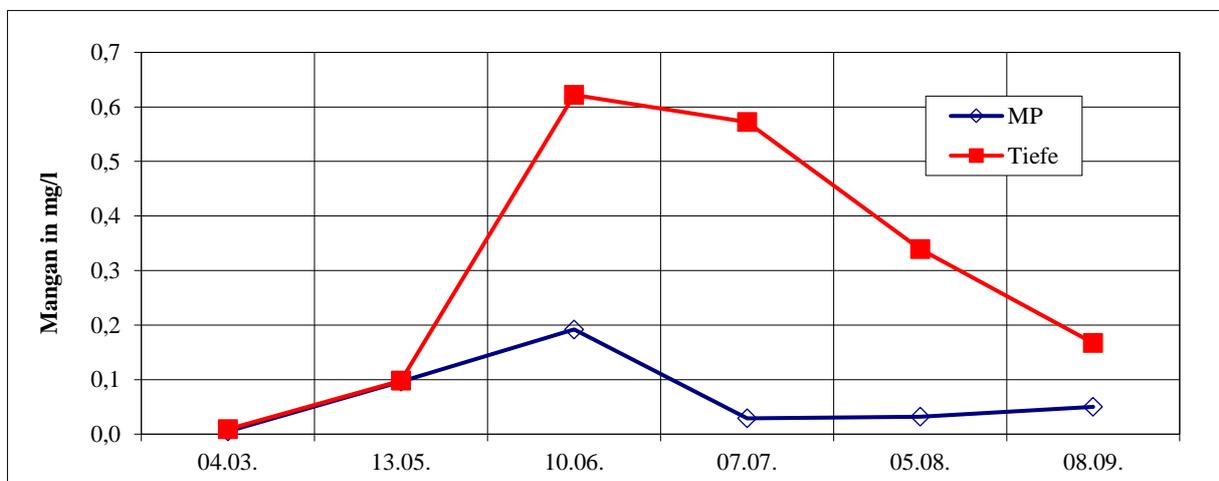


Abb.5.1-52: Mangankonzentration im Lankower See 2020 an MST3

Die TOC-Konzentrationen (Gesamt-organischer Kohlenstoffgehalt) verliefen an den Messstellen sowohl in der Misch- als auch in der Tiefenprobe recht ähnlich (Abb.5.1-53 bis Abb. 5.1-55). Zumeist lagen die Werte zwischen 3 und 8 mg/l. Ausreißer gab es in der Tiefenprobe an MST1 im August mit 12 mg/l und an MST3 im September mit etwa 10 mg/l.

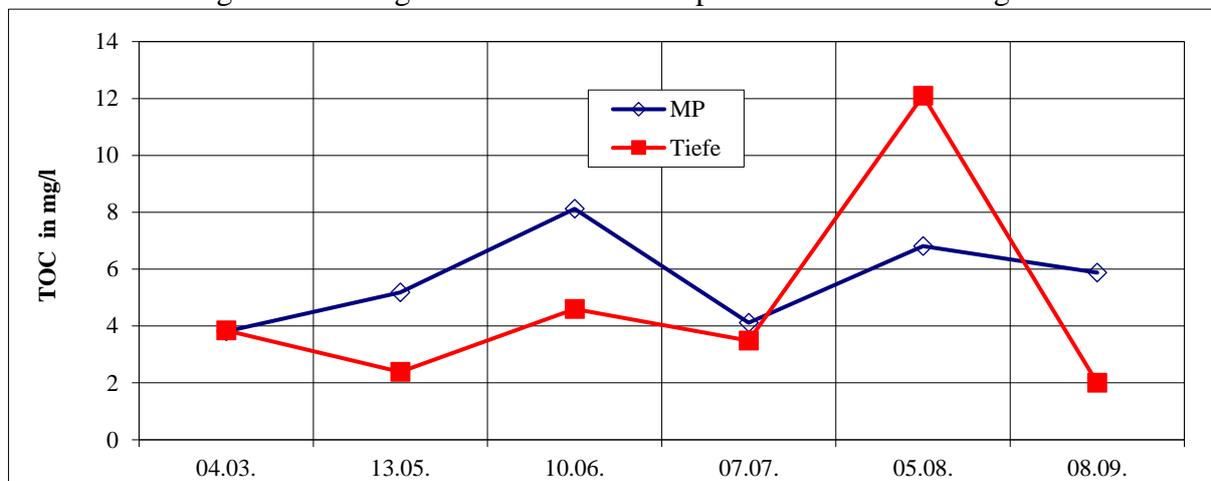


Abb.5.1-53: Gesamt-organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) im Lankower See 2020 an MST1

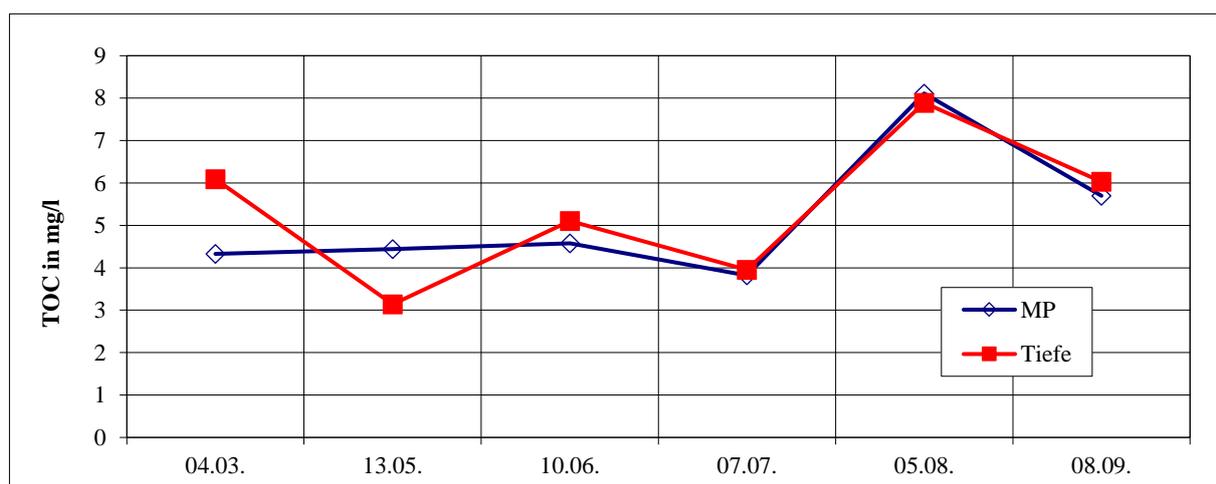


Abb.5.1-54: Gesamt-organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) im Lankower See 2020 an MST2

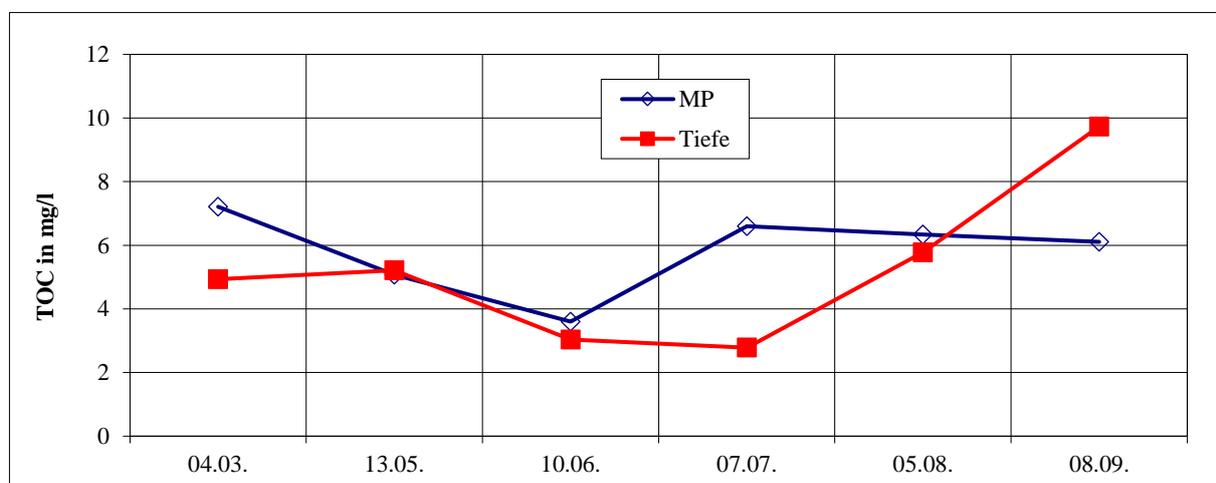


Abb.5.1-55: Gesamt-organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) im Lankower See 2020 an MST3

Die DOC-Konzentrationen (Gelöster-organischer Kohlenstoffgehalt) verliefen ebenfalls in ähnlicher Weise (Abb.5.1-56 bis Abb.5.1-58). Die Werte bewegten sich zwischen 2 und 8 mg/l, wobei Misch- und Tiefenprobe zumeist auf recht ähnlichem Niveau lagen.

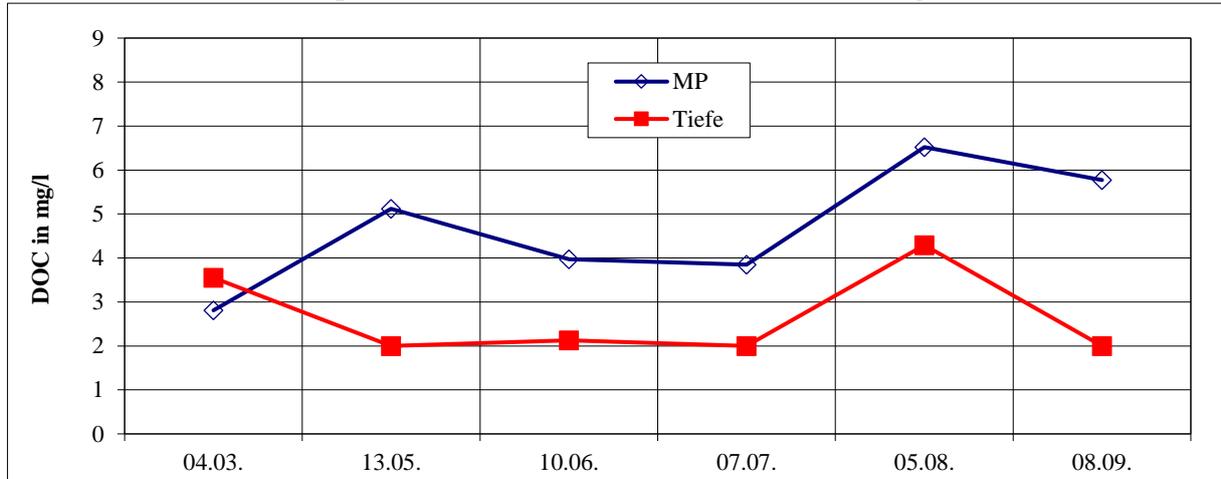


Abb.5.1-56: Gelöster-organischer Kohlenstoffgehalt (DOC) im Lankower See 2020 an MST1

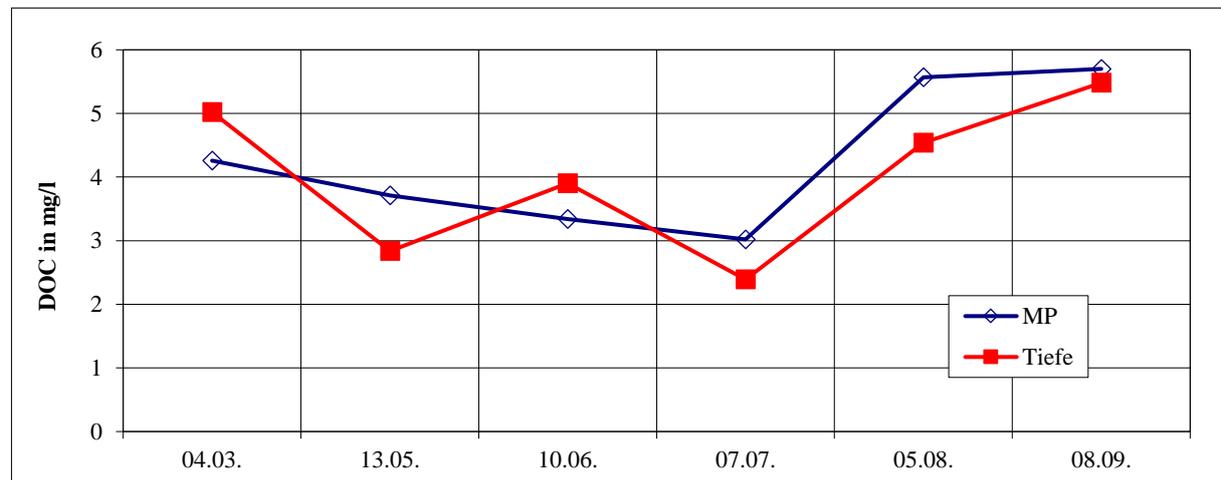


Abb.5.1-57: Gelöster-organischer Kohlenstoffgehalt (DOC) im Lankower See 2020 an MST2

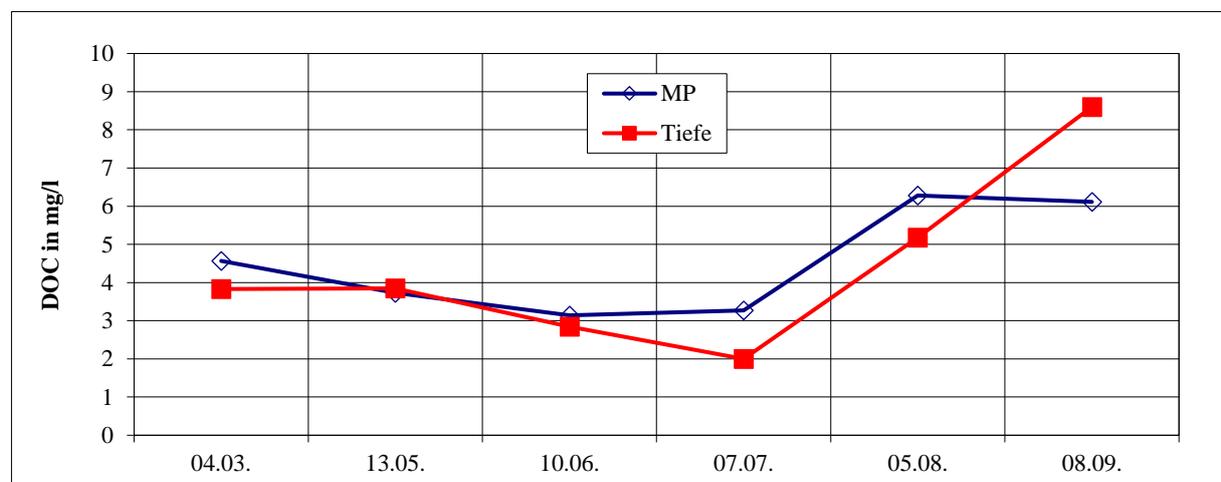


Abb.5.1-58: Gelöster-organischer Kohlenstoffgehalt (DOC) im Lankower See 2020 an MST3

Die Basekapazität in den Proben der Messstellen lag in den Tiefenproben zumeist höher als in den Oberflächenmischproben mit Werten von 0,6-1,0 mmol/l (Abb.5.1-59 bis Abb.5.1-61). In den Mischproben lagen die Werte meist < 0,6 mmol/l, mit Minima von etwa 0,11 mmol/l (MST1).

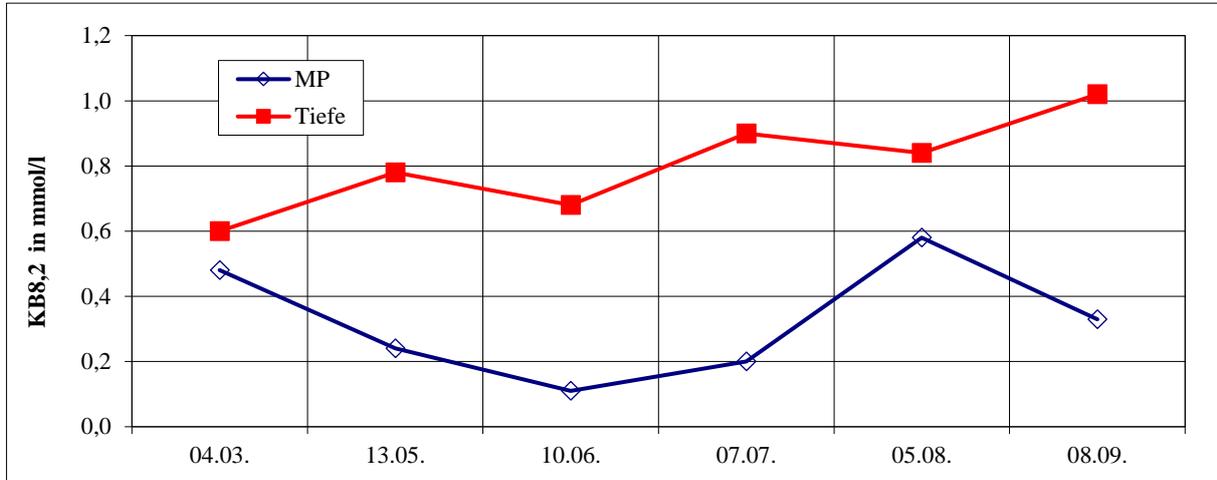


Abb.5.1-59: Basekapazität (KB 8,2) im Lankower See 2020 an MST1

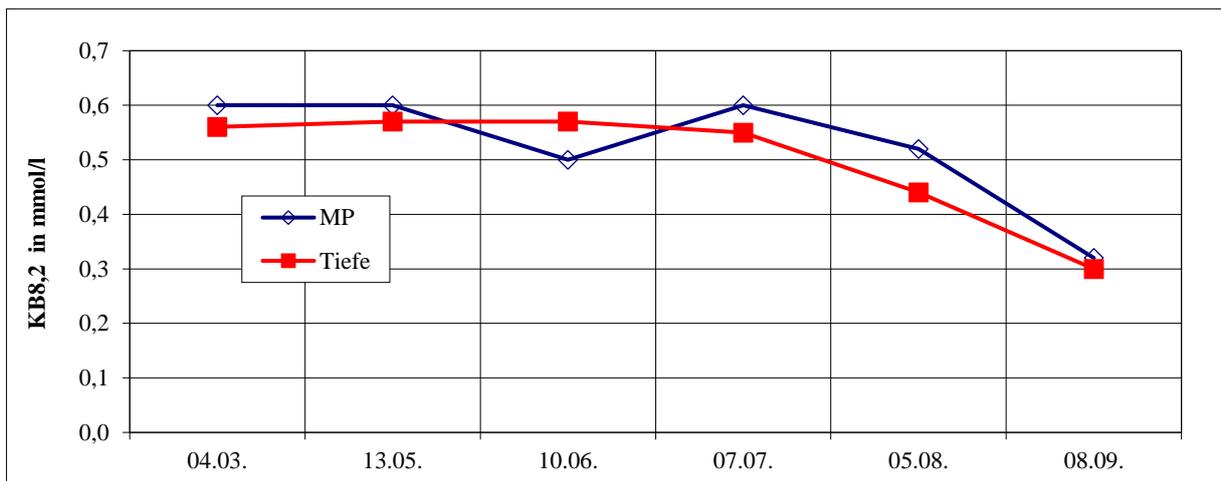


Abb.5.1-60: Basekapazität (KB 8,2) im Lankower See 2020 an MST2

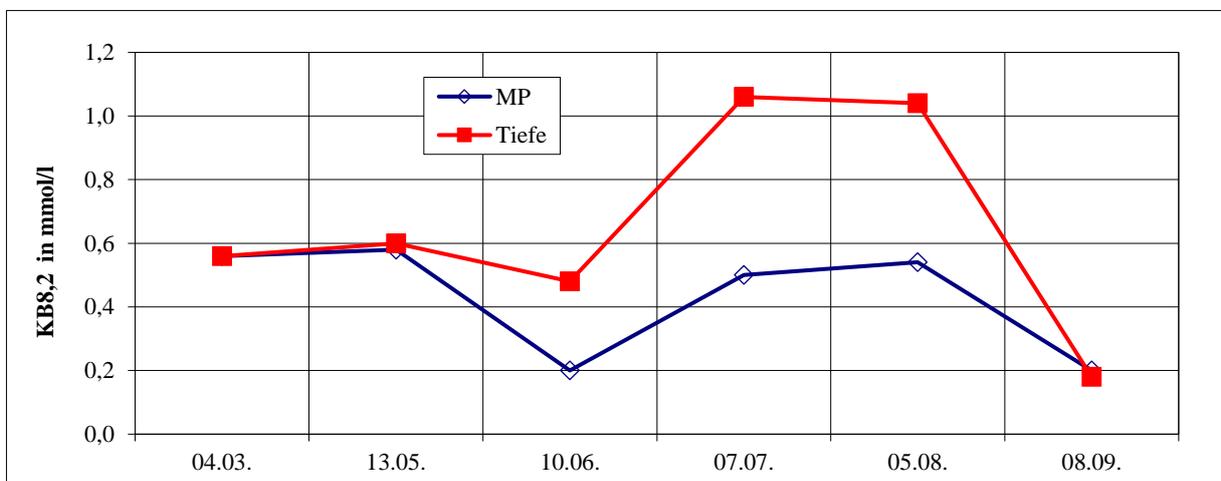


Abb.5.1-61: Basekapazität (KB 8,2) im Lankower See 2020 an MST3

Bei der Säurekapazität lagen die Werte zumeist um 2 mmol/l, es zeigte sich im Tiefenwasser an MST1 ein Anstieg ab Juli auf bis zu 3,3 mmol/l (Abb.5.1-62 bis Abb.5.1-64).

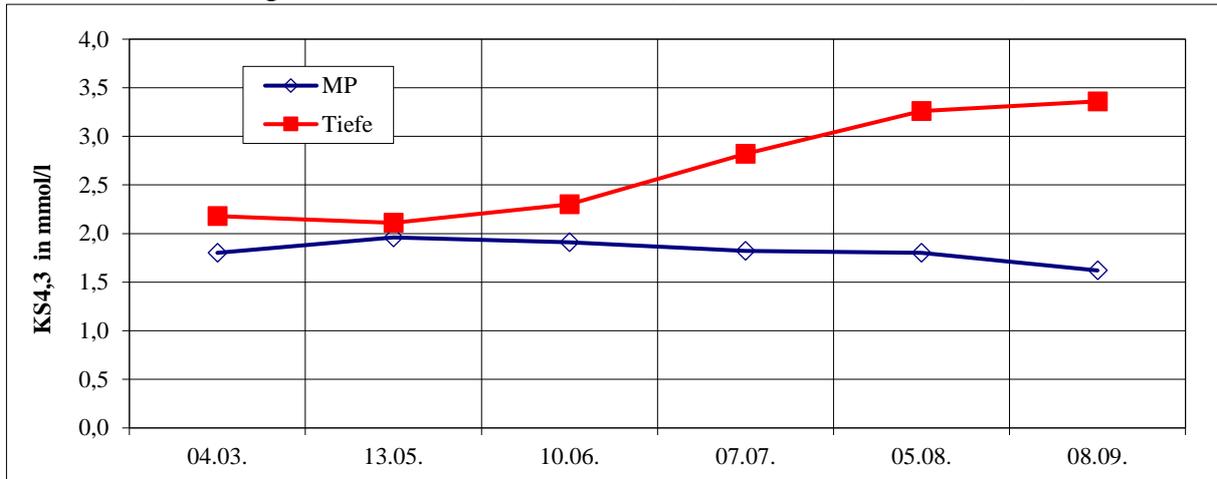


Abb.5.1-62: Säurekapazität (KS 4,3) im Lankower See 2020 an MST1

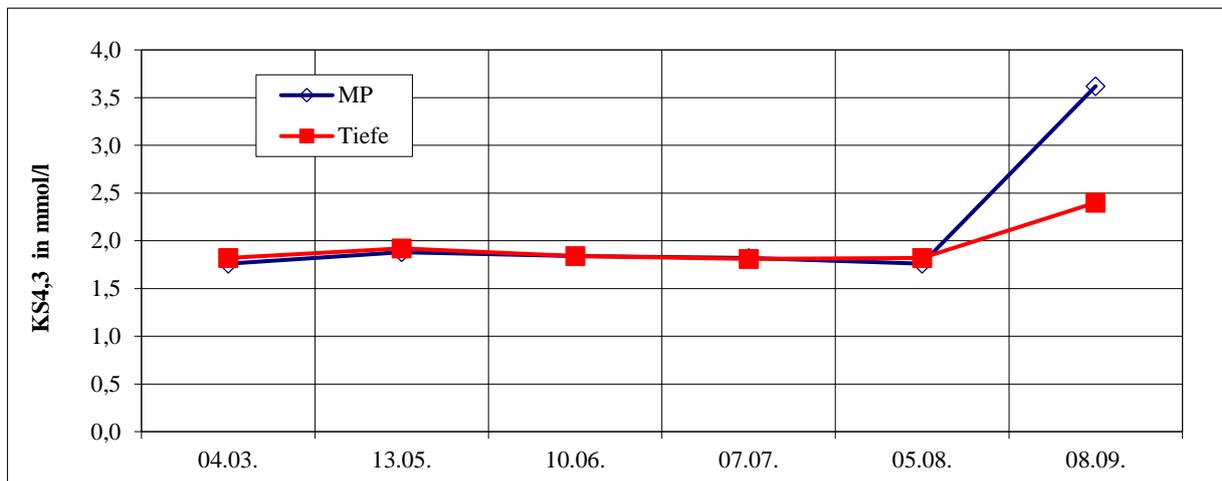


Abb.5.1-63: Säurekapazität (KS 4,3) im Lankower See 2020 an MST2

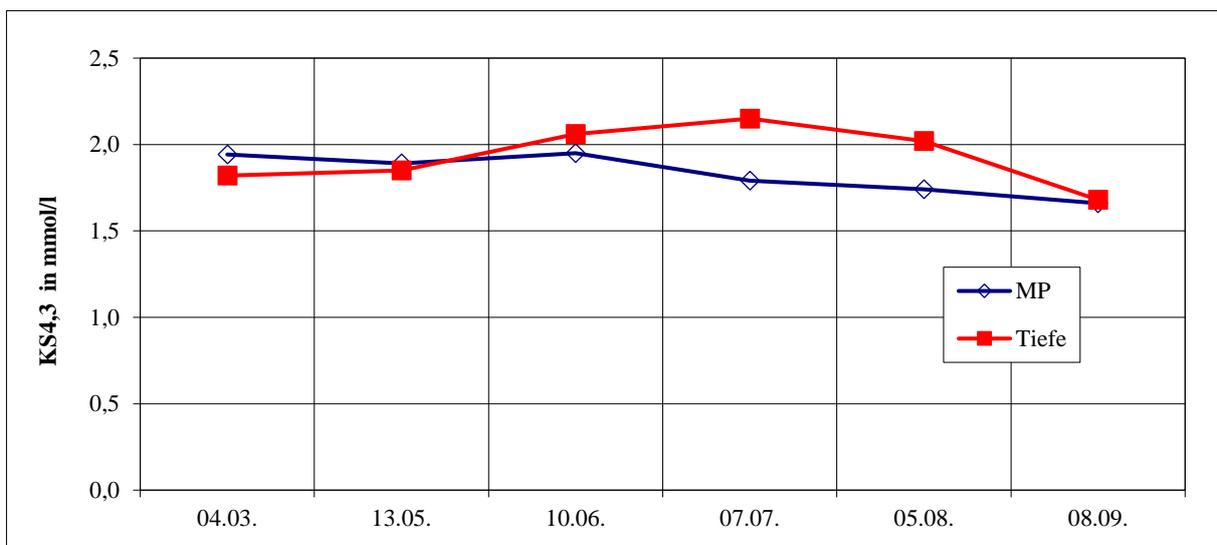


Abb.5.1-64: Säurekapazität (KS 4,3) im Lankower See 2020 an MST3

Mit Blick auf eine eventuelle Nährstofffällung ist festzustellen, dass sowohl die Gesamthärte als auch die Alkalinität (Säurebindungsvermögen) im Lankower See mit Werten von 60-70 mg/l CaO bzw. 0,6-2,0 mmol/l an den Messstellen Werte erreichen, bei denen davon auszugehen ist, dass das Gewässer nur mäßig gepuffert und damit nicht besonders robust in Bezug auf die Anwendung saurer Fällmittel ist. Damit empfiehlt es sich im Falle der Anwendung ein etwas basischeres Fällmittel einzusetzen und die Fällmittelmenge entsprechend genau zu dosieren.

5.1.2.1.2 QUALITÄT UND QUANTITÄT DER OBERFLÄCHENZULÄUFE ZUM LANKOWER SEE IM JAHR 2020

Nachfolgend sind die Messwerte der chemischen Parameter der 9 Zuläufe (Z1-Z9) und des Ablaufs des Lankower Sees im Jahr 2020 dargestellt. Durchgängig wasserführend waren dabei nur die Zuläufe Z4, Z7 und Z9. Der Ablauf war nur im März und Mai aktiv (Ablaufwehr geöffnet).

Bei den TP-Konzentrationen zeigte Z4 fast durchgängig die höchste Konzentration (Abb. 5.1-65). Im September wurde ein sehr hoher Wert von 0,475 mg/l ermittelt. An Z3 wurde im Mai ebenfalls ein hoher Wert von 0,453 mg/l festgestellt. Generell höhere Werte (> 0,1 mg/l) wurden im August an fast allen Zuläufen gemessen. Der Ablauf lag in den aktiven Monaten bei Werten von 0,17-0,22 mg/l.

Die ortho-Phosphat (SRP)-Konzentration zeigte in den Zuläufen einen ähnlichen Verlauf (Abb.5.1-66). Die höchsten Werte hatten ebenfalls Z4 mit 0,322 mg/l (September) und Z3 mit 0,322 mg/l (Mai). Der Ablauf lag, wenn aktiv, im Bereich um etwa 0,14 mg/l.

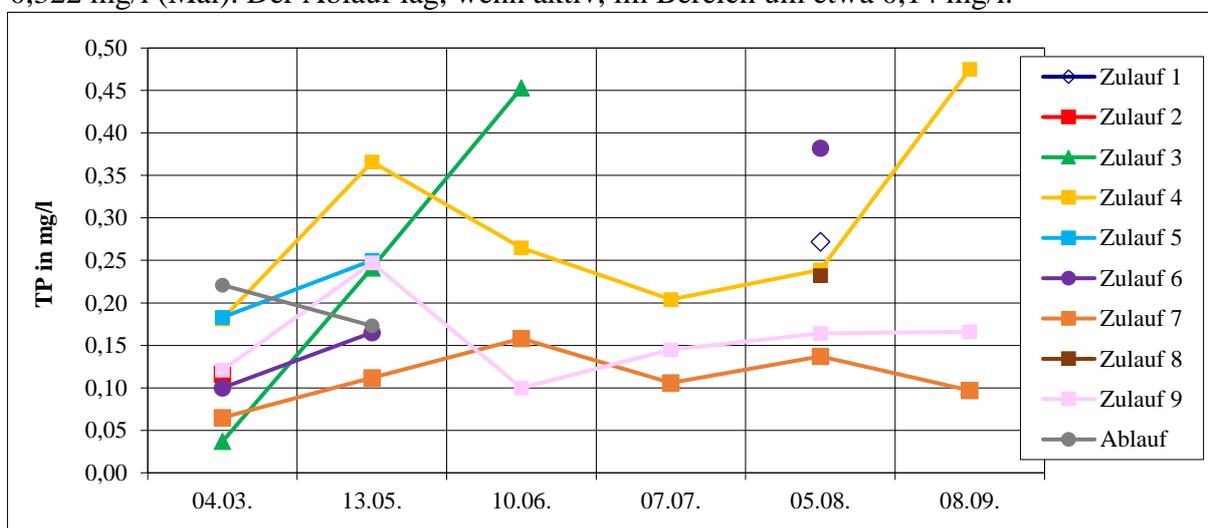


Abb.5.1-65: Gesamtphosphor-Konzentrationen (TP) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020

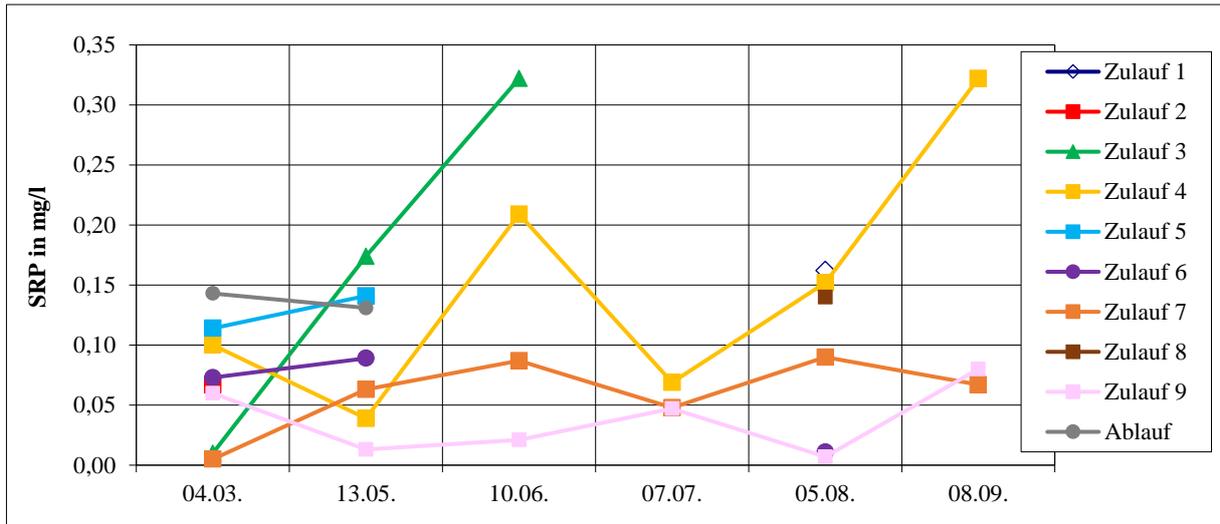


Abb.5.1-66: Ortho-Phosphat-Konzentrationen (SRP) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020

Bei der Gesamt-N-Konzentration wies Z6 im August mit 6,45 mg/l die höchste Konzentration auf (Abb.5.1-67). Im Frühjahr (März, Mai) bis in den Juni zeigten einige Zuläufe generell sehr hohe Werte von z.T. deutlich > 2 mg/l. Die Konzentration in Z7 stieg hingegen im Juli und August auf fast 4 mg/l an. In Z4 lag nochmals eine sehr hohe Konzentration von 4,56 mg/l im September vor. Die Werte im Ablauf lagen in den aktiven Monaten < 2 mg/l.

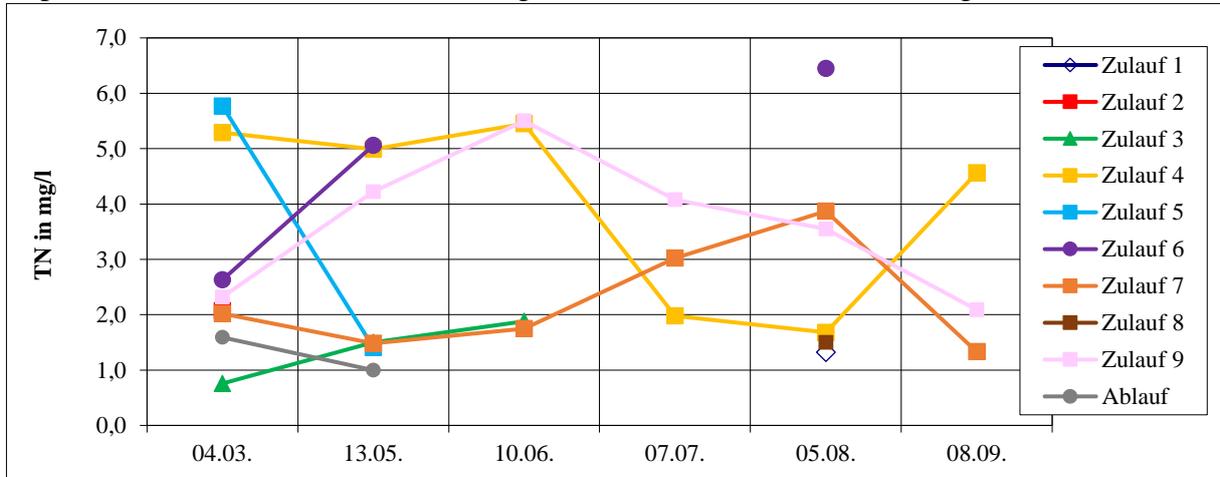


Abb.5.1-67: Gesamtstickstoff-Konzentrationen (TN) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020

Der Verlauf der Nitrat-Werte (Abb.5.1-68) war z.T. recht ähnlich (z.B. Z5 und Z6). Z5 wies im März eine Konzentration von 5,77 mg/l auf.

Nitrit spielte in Z4 und Z9 eine gewisse Rolle (Abb.5.1-69). Die Konzentrationen waren meist leicht erhöht (> 0,01 mg/l), besonders hoch im Juni in Z4 mit fast 0,2 mg/l und im August in Z9 mit > 0,1 mg/l.

Beim Ammonium zeigte Z4 deutlich die höchsten Werte, meist über 1,0-2,38 mg/l (September) (Abb.5.1-70). Auch Z9 stieg im Mai auf > 1,0 mg/l, befand sich ansonsten unter oder um 0,5 mg/l. Z6 zeigte im August ebenfalls eine relativ hohe Konzentration von 1,27 mg/l.

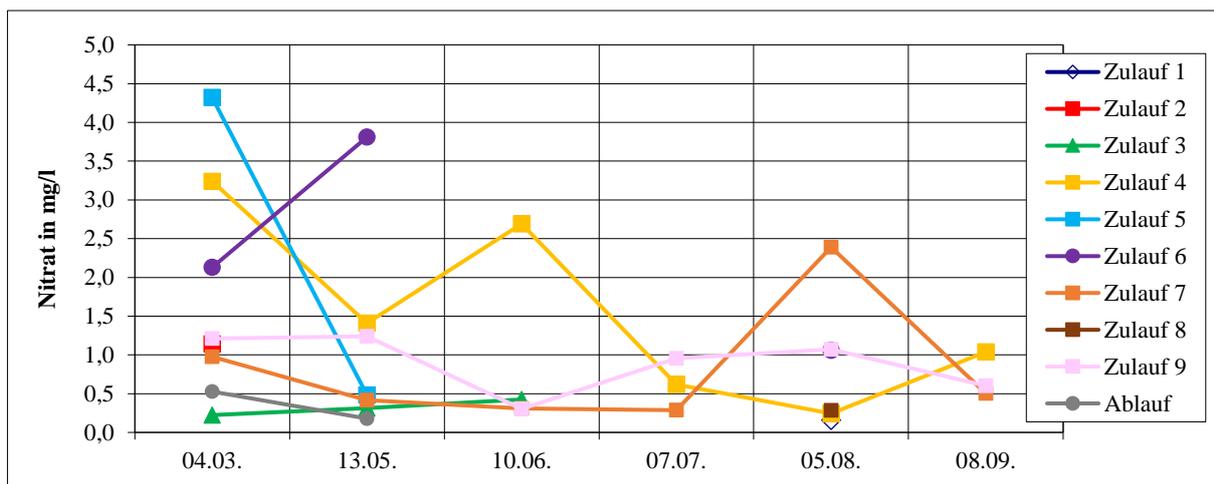


Abb.5.1-68: Nitrat-Konzentrationen in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020

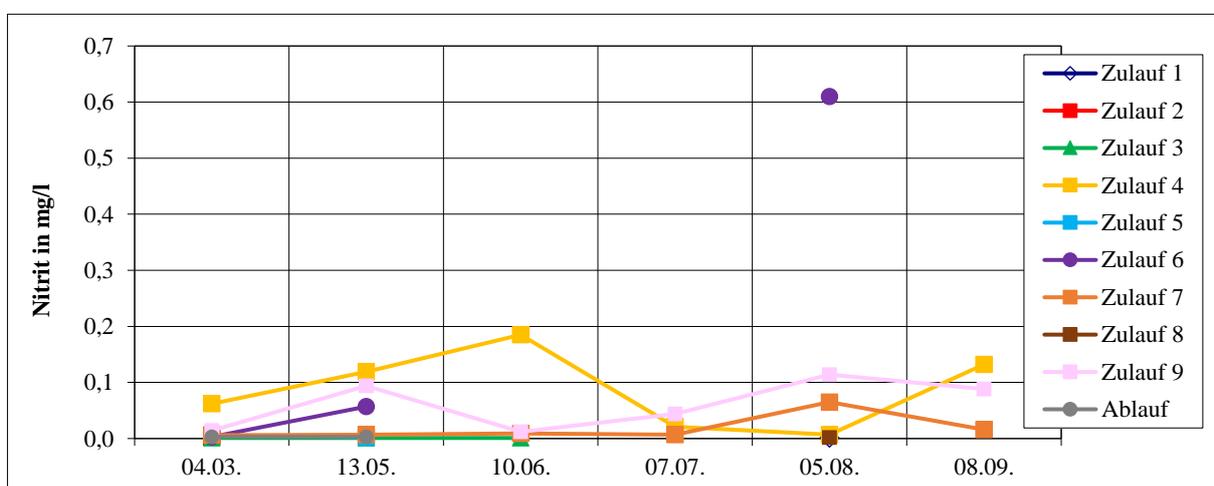


Abb.5.1-69: Nitrit-Konzentrationen in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020

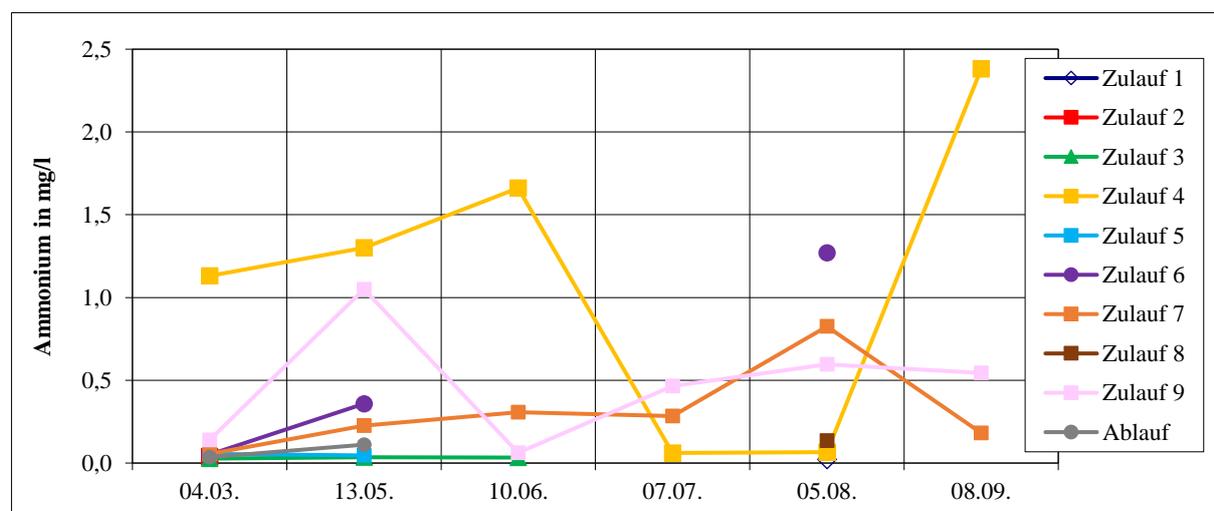


Abb.5.1-70: Ammonium-Konzentrationen in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020

Bezüglich des Chlorids war Z4 wieder am auffälligsten (Abb.5.1-71). Besonders hoch lag die Konzentration im März mit etwa 120 mg/l (Streusalz, Schneelage), aber auch im Juni war eine Konzentration von etwa 65 mg/l durchaus als überhöht zu bezeichnen. Die übrigen Zuläufe lagen meist um 30-40 mg/l, was zwar nicht besonders niedrig, aber auch nicht als überhöht einzuordnen ist. Z9 zeigte hier insgesamt die geringste Belastung.

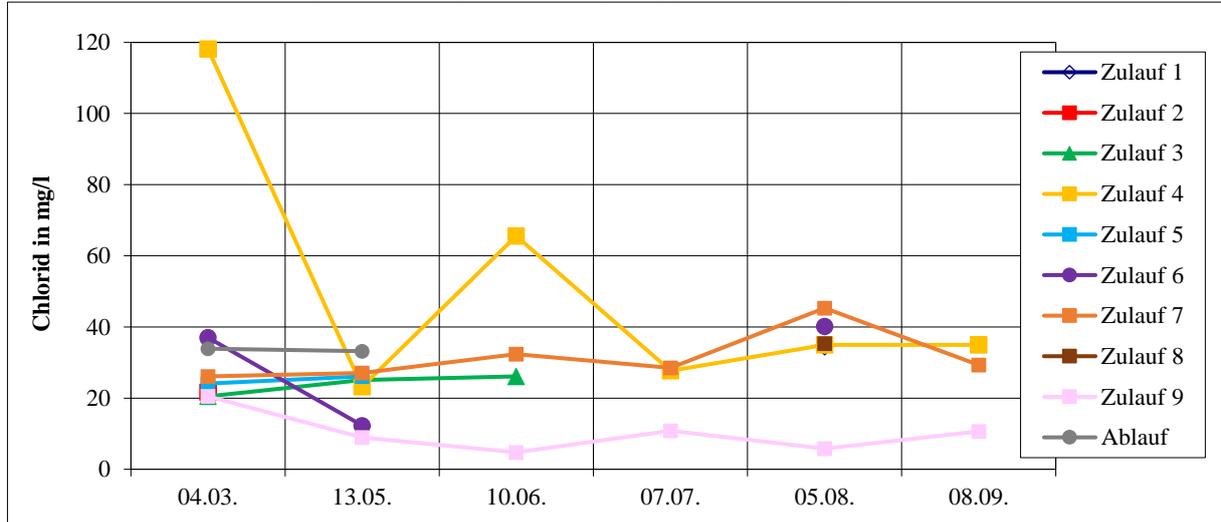


Abb.5.1-71: Chlorid-Konzentrationen in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020

Der gesamt-organische Kohlenstoff (TOC) lag in den Zuläufen 3, 4, 5 und 9 zeitweise deutlich über 10 mg/l (Abb.5.1-72). Besonders hoch war die Belastung in vielen Zuläufen im Mai und im August, bei Z3 auch noch im Juni. Die höchsten Konzentrationen zeigte im Saisonverlauf Z9 mit maximal 20,1 mg/l (Mai).

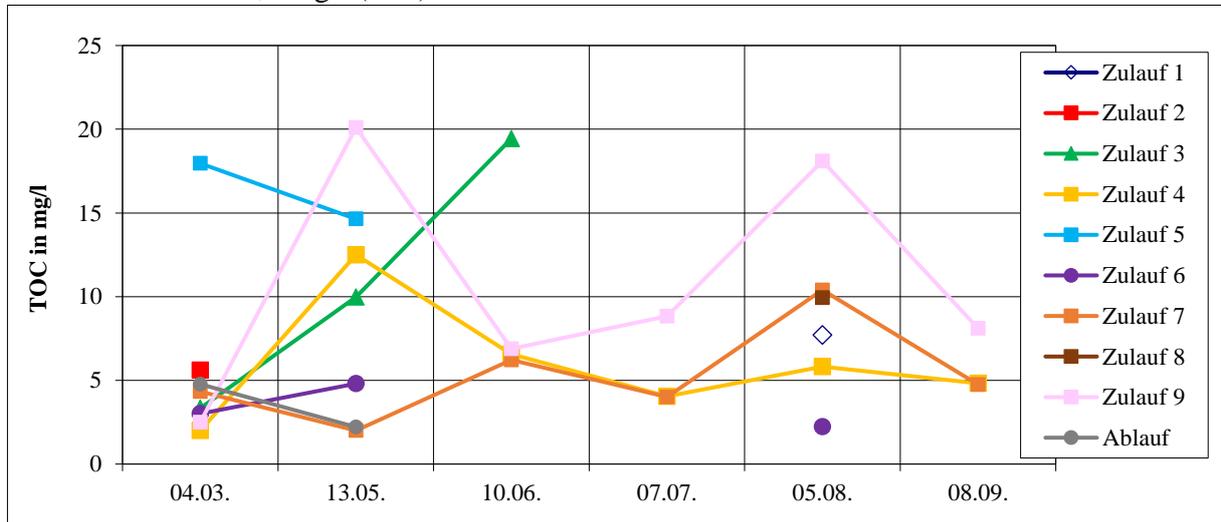


Abb.5.1-72: Gesamt-organischer Kohlenstoff (TOC) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2020

5.1.2.1.3 QUALITÄT UND QUANTITÄT DES UNTERIRDISCH ZUFLIEBENDEN WASSERS IM JAHR 2020

Am Lankower See wurden zur Untersuchung des unterirdischen Zuflusses im Jahr 2020 insgesamt 3 Pegel beprobt, davon eine seit Jahren bestehende Grundwassermessstelle (P1), die extern durch die Firma Aqua Service Schwerin (AQS) beprobt wurde, jedoch ab Juni versandete und nicht mehr beprobt werden konnte. Pegel 5 und 6 wurden im Juni von der Firma bioplan seenah zusätzlich eingebracht und erfassten den Zufluss des hypodermischen Schichtenwassers.

Die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (TP) im GW-Pegel 1 lag im März und Mai bei 0,1 mg/l (Abb.5.1-73). Pegel 5 (ab Juni) zeigte deutlich höhere Werte von maximal 0,35 mg/l im Juli und lag generell über 0,15 mg/l. Pegel 6 lag dagegen im Saisonverlauf konstant unter 0,05 mg/l, was ein recht niedriges Niveau darstellt.

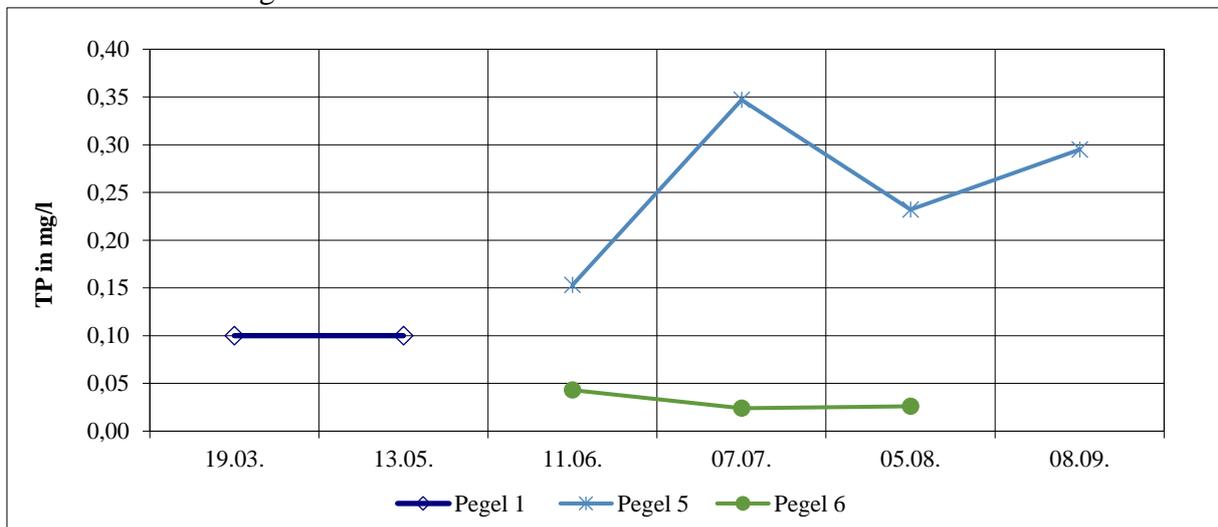


Abb.5.1-73: Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) in den GW-Pegeln am Lankower See 2020

Die im Jahr 2020 ermittelte Konzentration des ortho-Phosphats (SRP) war ebenfalls in Pegel 5 zumeist am höchsten (Abb.5.1-74); erreicht wurden 0,021 mg/l im Juni. GW-Pegel 1 zeigte Werte von 0,01 und 0,005 mg/l. Auch Pegel 6 lag beständig unter 0,01 mg/l.

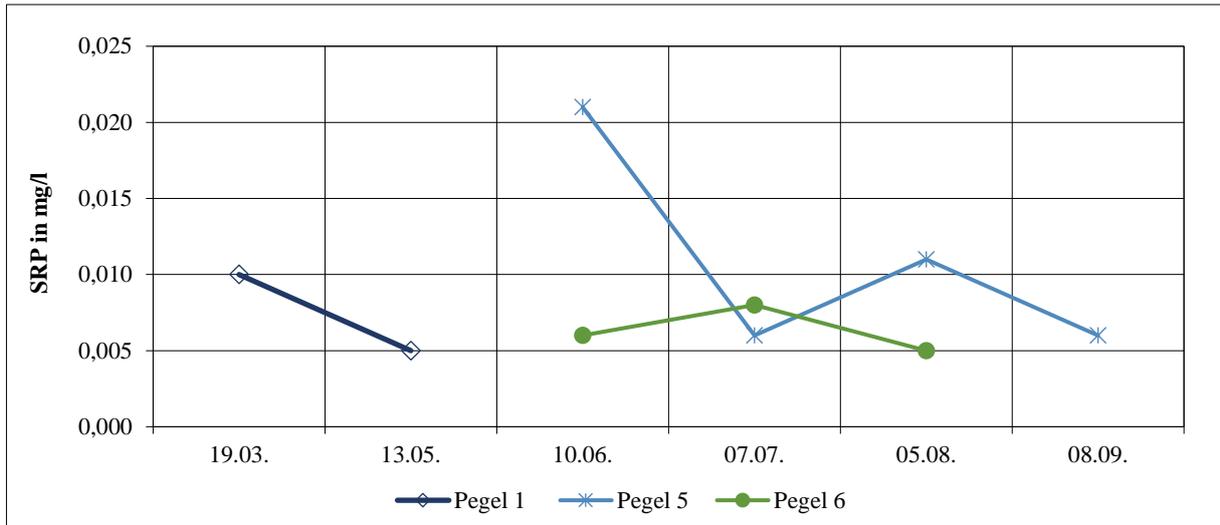


Abb.5.1-74: Ortho-Phosphat-Konzentrationen (SRP) in den GW-Pegeln am Lankower See 2020

Die Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen (TN) lagen im Jahr 2020 in den hypodermischen Pegeln mit über 1,5 mg/l deutlich höher als im GW-Pegel 1 mit etwa 0,5 mg/l (Abb.5.1-75). Den höchsten Wert zeigte auch hier Pegel 5 im Juni mit 3,13 mg/l.

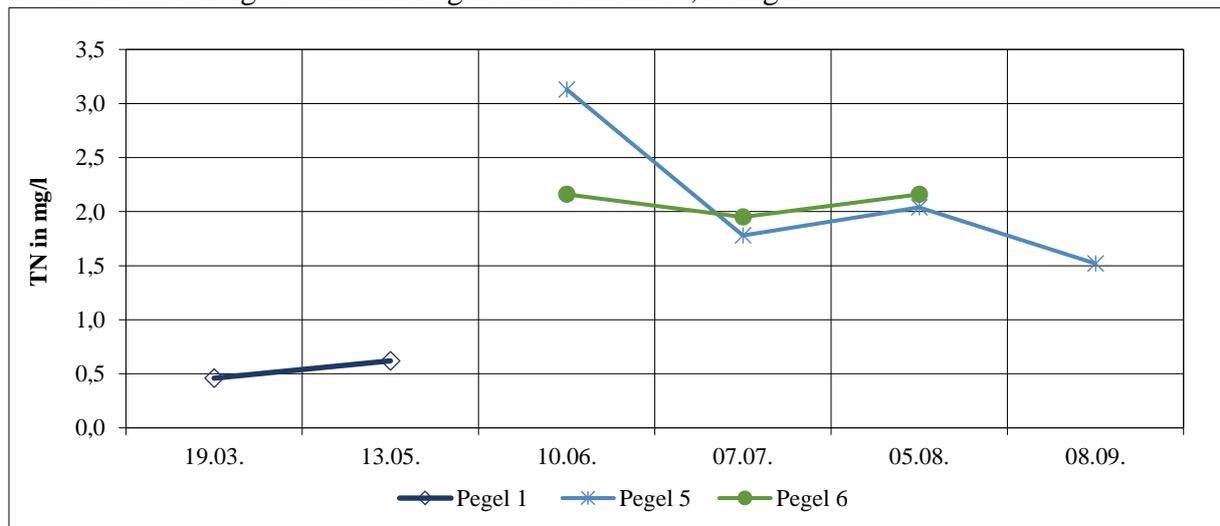


Abb.5.1-75: Gesamt-Stickstoff (TN) in den GW-Pegeln am Lankower See 2020

Die im Jahr 2020 gemessenen Nitrat-Konzentrationen waren, wie auch bezüglich Gesamt-Stickstoff, in den seenahen Pegeln 5 und 6 deutlich höher als im GW-Pegel 1 (Abb.5.1-76). In Pegel 1 lag die Konzentration bei 0,1 mg/l, in den Pegeln 5 und 6 zwischen 0,2 und 0,35 mg/l, wobei auch hier Pegel 5 die höheren Konzentrationen aufwies.

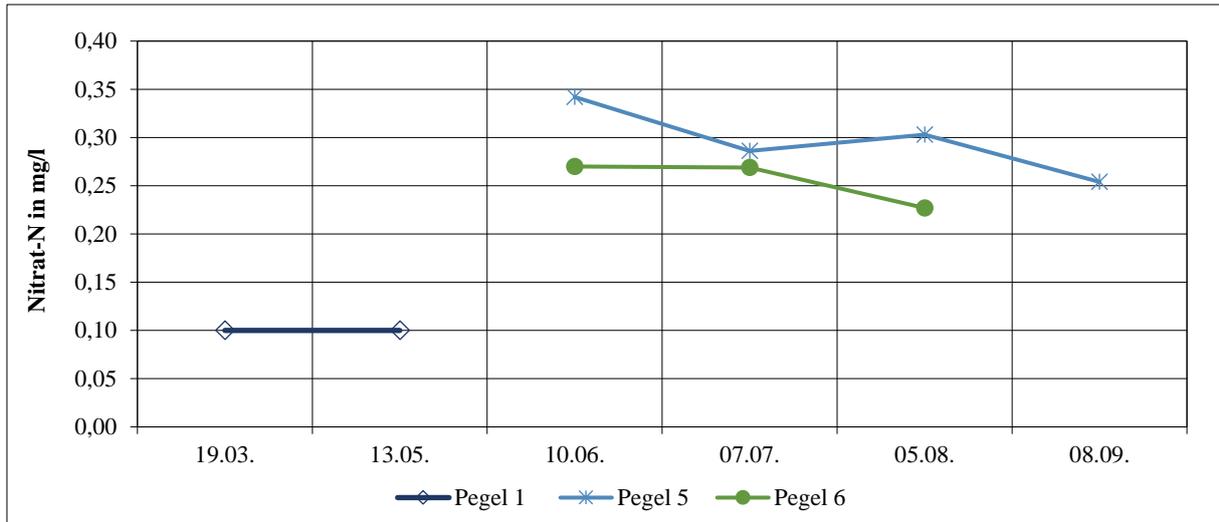


Abb.5.1-76: Nitratkonzentration in den GW-Pegeln am Lankower See 2020

Bei der Nitrit-Konzentration zeigten sich die Pegel insgesamt unauffällig (Abb.5.1-77). Pegel 5 wies mit maximal 0,008 mg/l die höheren Werte auf. Der GW-Pegel 1 lag an der methodenspezifischen Nachweisgrenze von 0,005 mg/l.

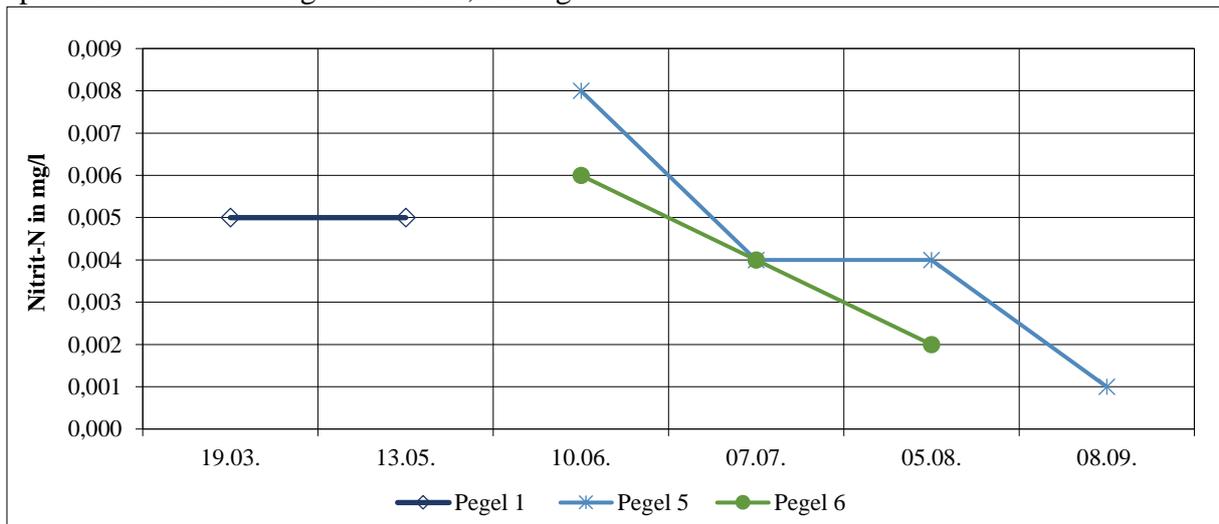


Abb.5.1-77: Nitritkonzentration in den GW-Pegeln am Lankower See 2020

Die Ammonium-Konzentration lag im GW-Pegel 1 zwischen 0,3 und 0,4 mg/l (Abb.5.1-78). Die Pegel 5 und 6 zeigten höhere Konzentrationen von maximal 0,746 mg/l (Pegel 6) bzw. 0,643 mg/l (Pegel 5) im August.

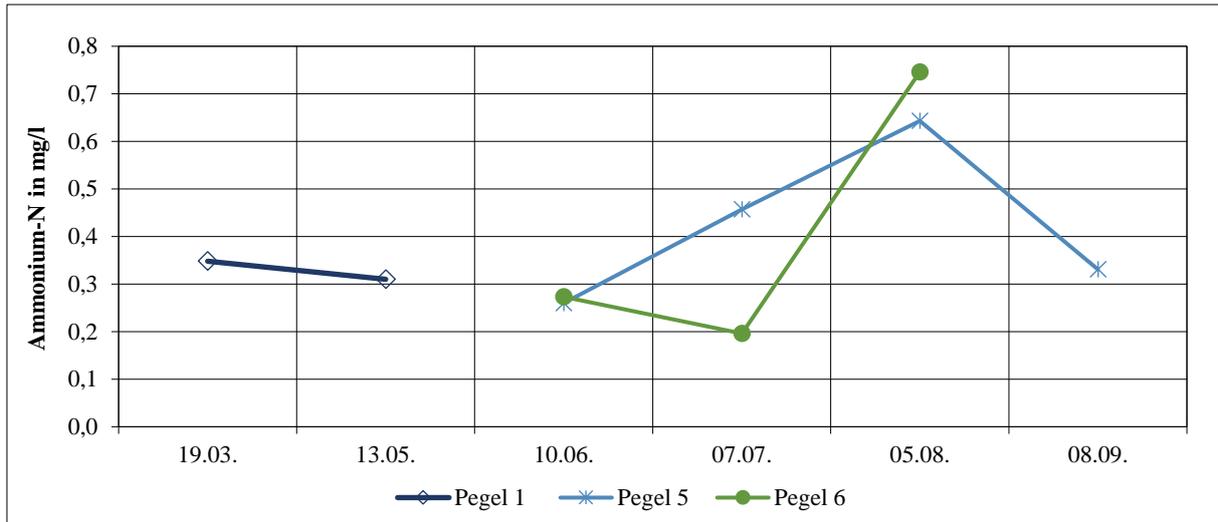


Abb.5.1-78: Ammoniumkonzentration in den GW-Pegeln am Lankower See 2020

Bei der Konzentration des Gesamt-organischen Kohlenstoffs (TOC) zeigte GW-Pegel 1 niedrige Werte von 1,5 mg/l bis 1,8 mg/l (Abb.5.1-79). Pegel 5 und 6 wiesen z.T. deutlich höhere Konzentrationen auf. So lag in Pegel 5 die Konzentration bei 16,9 mg/l im Juni, in Pegel 6 bei 37,8 mg/l im August.

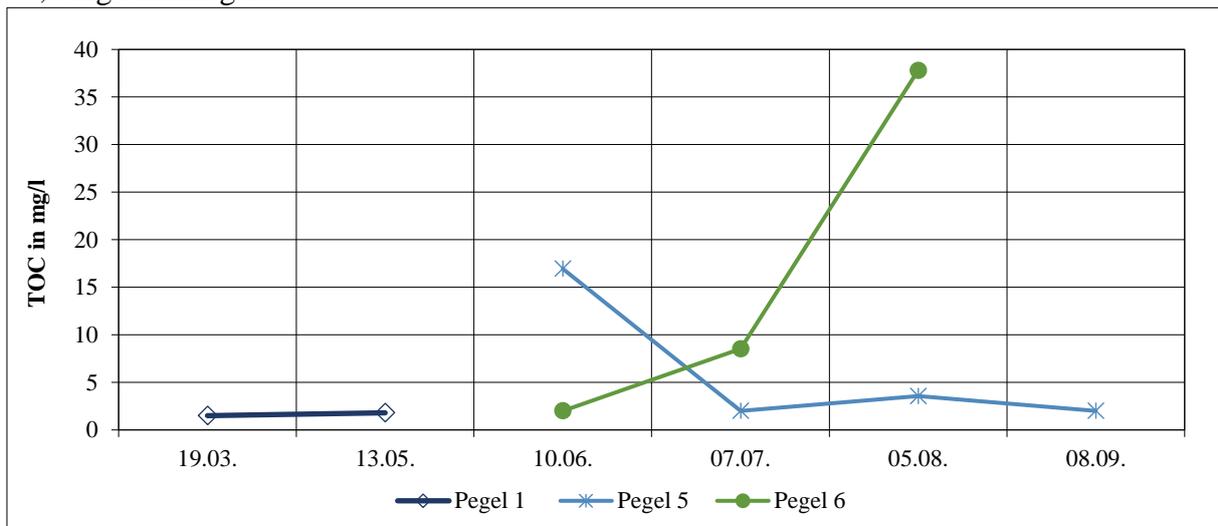


Abb.5.1-79: Gesamt-organischer Kohlenstoff (TOC) in den GW-Pegeln am Lankower See 2020

5.1.2.2 AKTUELLER ZUSTAND DES LANKOWER SEES IM JAHR 2021

5.1.2.2.1 MESSDATEN IM LANKOWER SEE

Im Jahr 2021 wurde nur die tiefste Stelle (MST1) monatlich beprobt. Wichtige Einzelparameter der Messungen beider Jahre sind in Tab.5.1-2 am Ende dieses Kapitels nochmals aufgeführt.

Wassertemperatur: Die höchste Oberflächenwassertemperatur wurde im Lankower See im Jahr 2021 im Juli mit 24,3°C gemessen. Abb.5.1-80 zeigt den Verlauf der Wassertemperaturkurve

an der Oberfläche und im Tiefenwasser an der tiefsten Stelle (MST1) im See. Ab Juni begann sich der See einzuschichten, eine thermische Schichtung (zwischen 4 m bis 8 m) konnte bis in den September festgestellt werden.

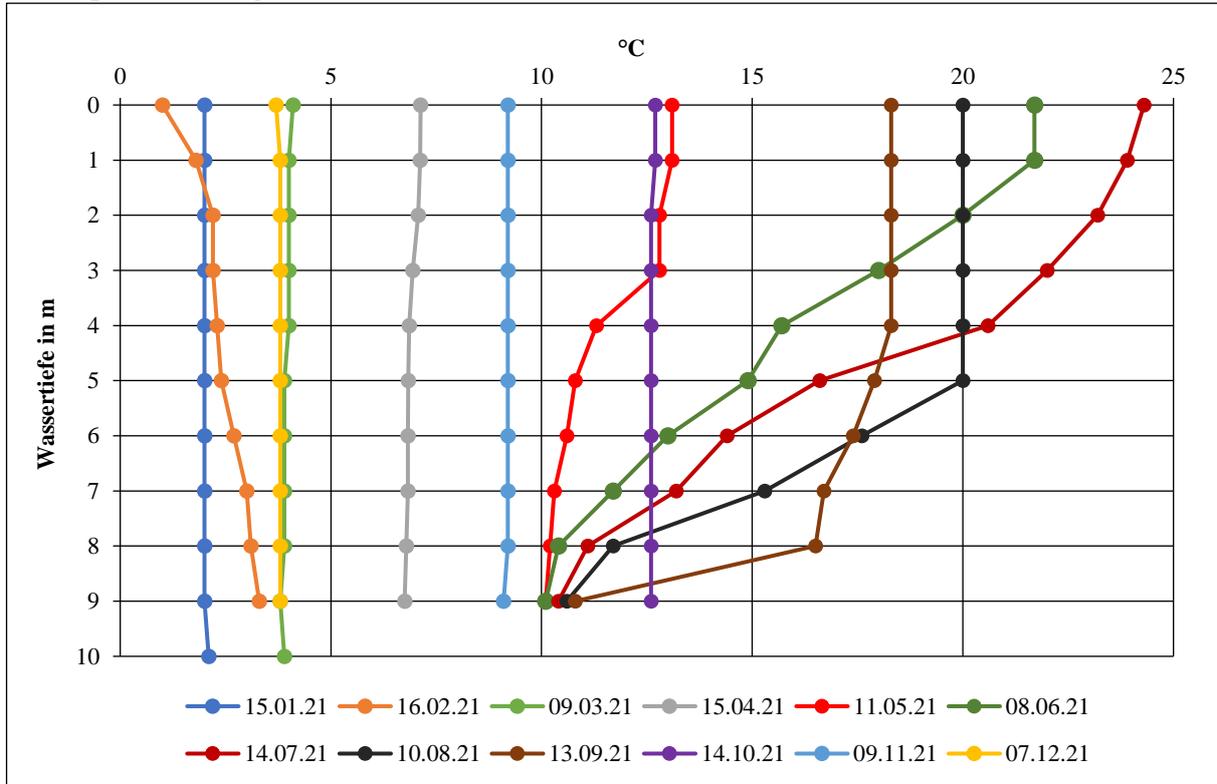


Abb.5.1-80: Oberflächenwassertemperaturen und Temperaturen des Tiefenwassers im Lankower See 2021 an MST1

Sichttiefe: Die gemessenen Sichttiefen lagen im Untersuchungszeitraum im Lankower See zwischen 2,10 m (März) und 5,40 m (Januar) (Abb.5.1-81). Die mittlere Sichttiefe lag bei etwa 3,30 m.

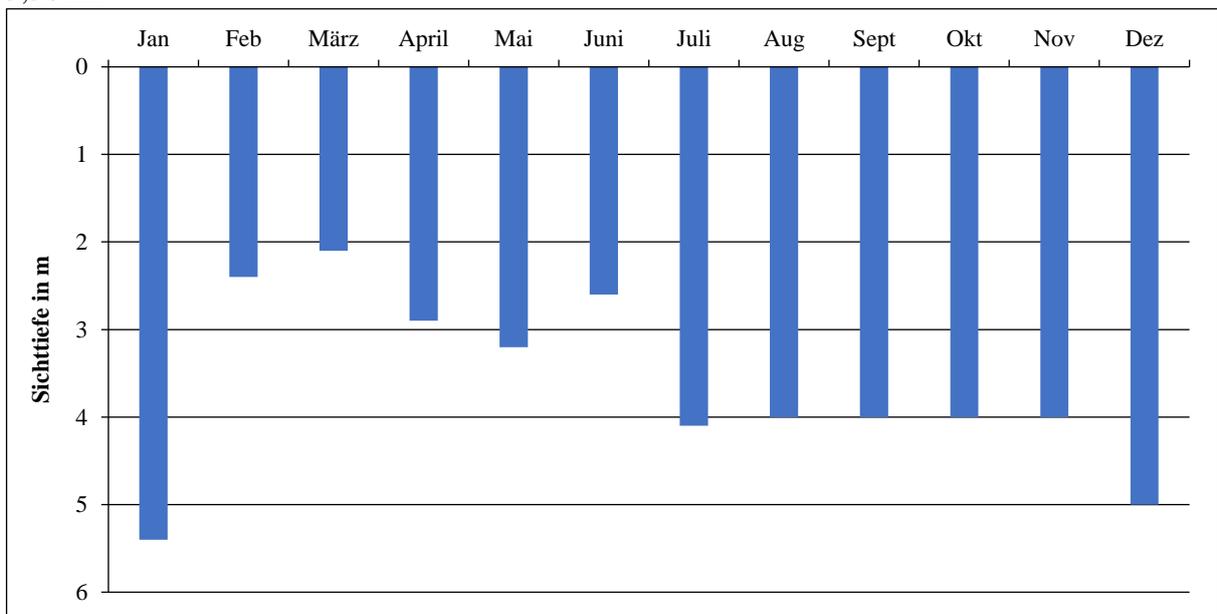


Abb.5.1-81: Sichttiefen im Lankower See 2021 an MST1

Die gemessenen Sauerstoffsättigungen zeigten im Lankower See eine maximale Übersättigung an der Oberfläche von über 135 % im März. Schon im März ließ sich eine Sauerstoffabnahme mit zunehmender Tiefe feststellen (Abb.5.1-82). In den Folgemonaten war dann ab etwa 5 m nur noch geringfügig Sauerstoff vorhanden.

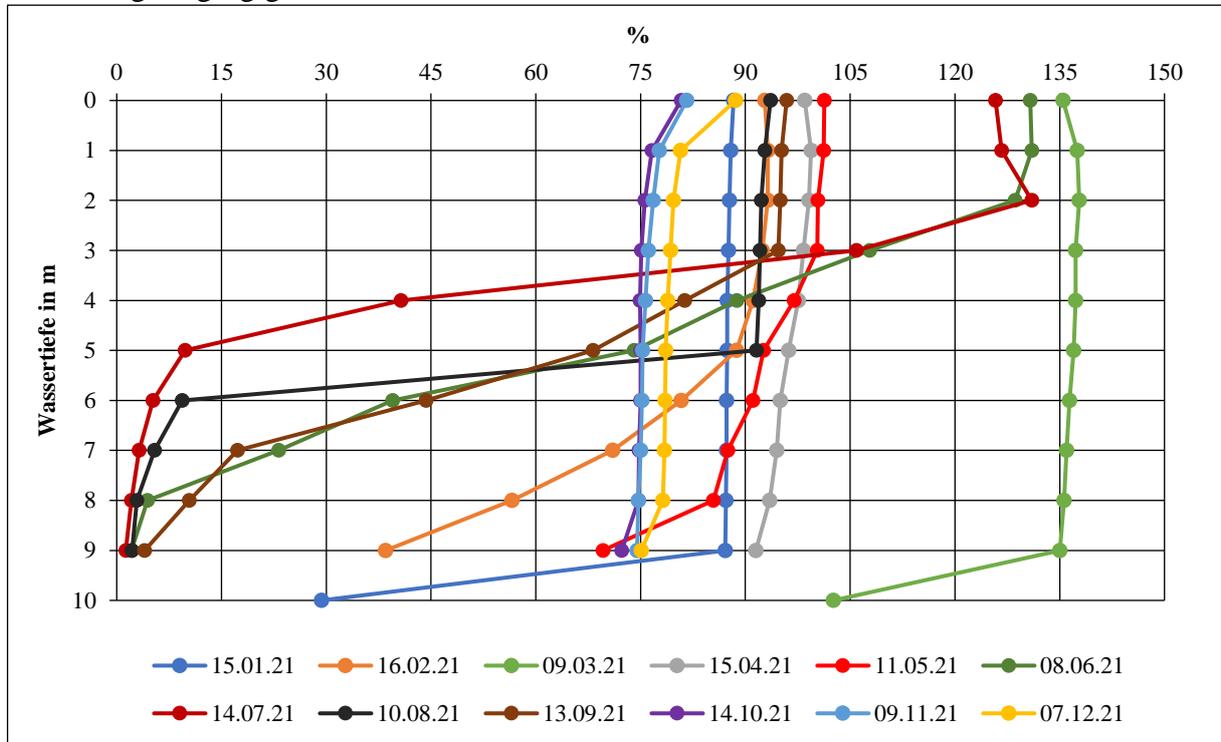


Abb.5.1-82: Tiefenprofile der Sauerstoffsättigung im Lankower See 2021 an MST1

Die ermittelten Chlorophyll a-Werte zeigten im Jahr 2021 mit 32,9 µg/l ein Maximum bereits im März und damit ebenso früh wie 2020 (Abb.5.1-83). Der Jahresmittelwert lag bei 11 µg/l. Die Sichttiefe korreliert mit der Chlorophyll a-Konzentration (Phytoplankton) sehr gut. Lediglich im Juni waren vermutlich größere Plankter für eine Abnahme der Sichttiefe, bei gleichzeitig niedriger Chlorophyll a-Konzentration, verantwortlich.

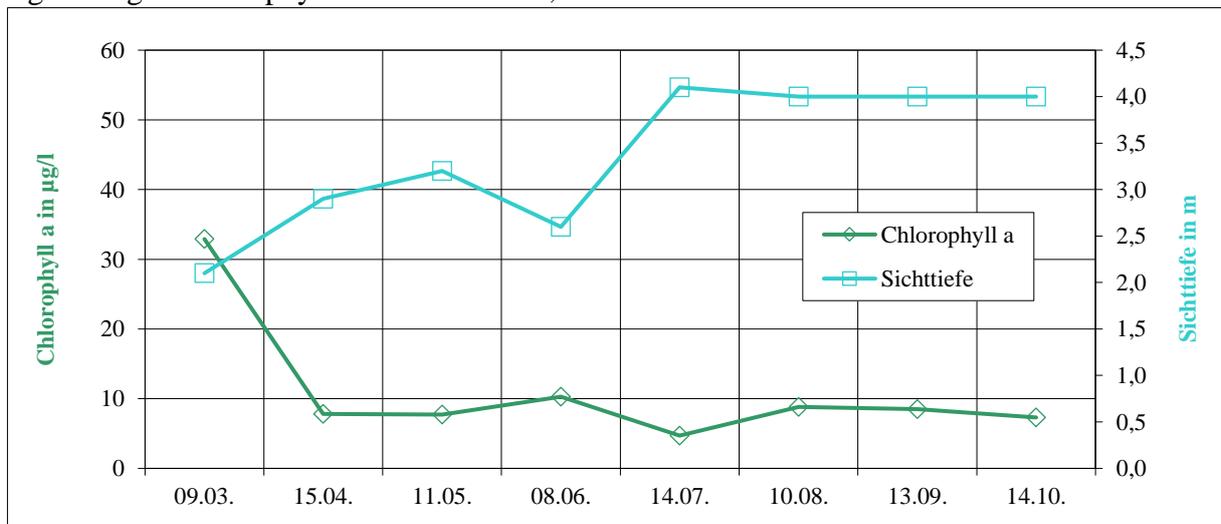


Abb.5.1-83: Chlorophyll a und Sichttiefe im Lankower See 2021 an MST1

Phosphor: Die im Jahresverlauf im Lankower See gemessenen Gesamtphosphor-Werte (TP) in der Mischprobe bewegten sich zwischen 0,155 und 0,279 mg/l (Abb.5.1-84). Im Tiefenwasser stieg die Konzentration stark an und erreichte im August mit 0,9 mg/l ihr Maximum.

Die ortho-Phosphatwerte zeigten einen fast identischen Verlauf (Abb.5.1-85). Die Werte lagen zumeist > 0,1mg/l in der Mischprobe und auch die Tiefenwasserkonzentration stieg im August auf bis zu 0,7 mg/l. Damit bestätigt sich auch 2021, dass der Großteil des Gesamt-Phosphats (TP) aus bioverfügbarem ortho-Phosphat (SRP) besteht.

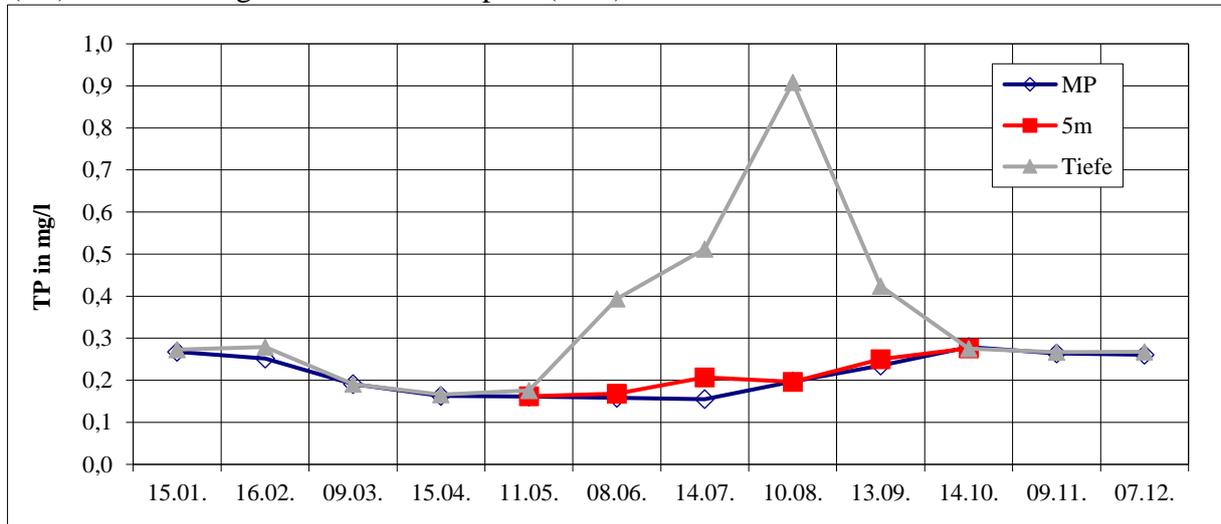


Abb.5.1-84: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) im Lankower See 2021 an MST1

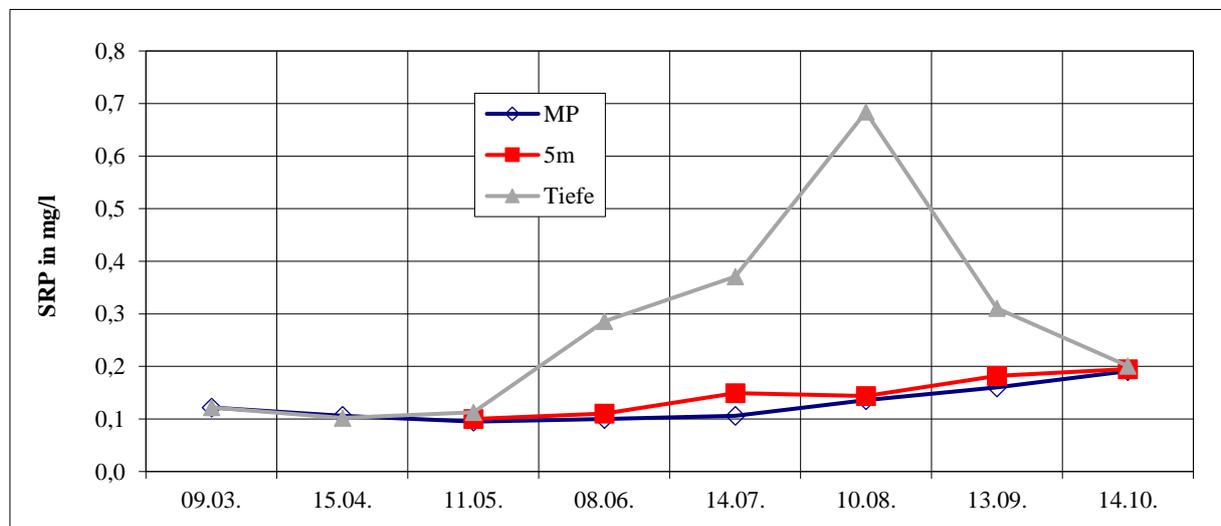


Abb.5.1-85: Ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentration (SRP) im Lankower See 2021 an MST1

Stickstoff: Die Gesamt-Stickstoffwerte (TN) lagen in der Oberflächenmischprobe an MST1 in einem Bereich von 0,5-2,0 mg/l, wobei ein Anstieg bis in den Juli zu verzeichnen war (Abb. 5.1-86). Ähnlich verhielt es sich mit der Tiefenprobe, hier fiel die Konzentration jedoch nach dem Peak im Juli zunächst nicht ab. Bei der Probe aus 5 m Wassertiefe zeigte sich im Sommer eine niedrigere Konzentration als in der Oberflächen- und Tiefenprobe. In 5 m Wassertiefe lag die Konzentration weitgehend in einem Bereich zwischen 0,5 und 1,0 mg/l.

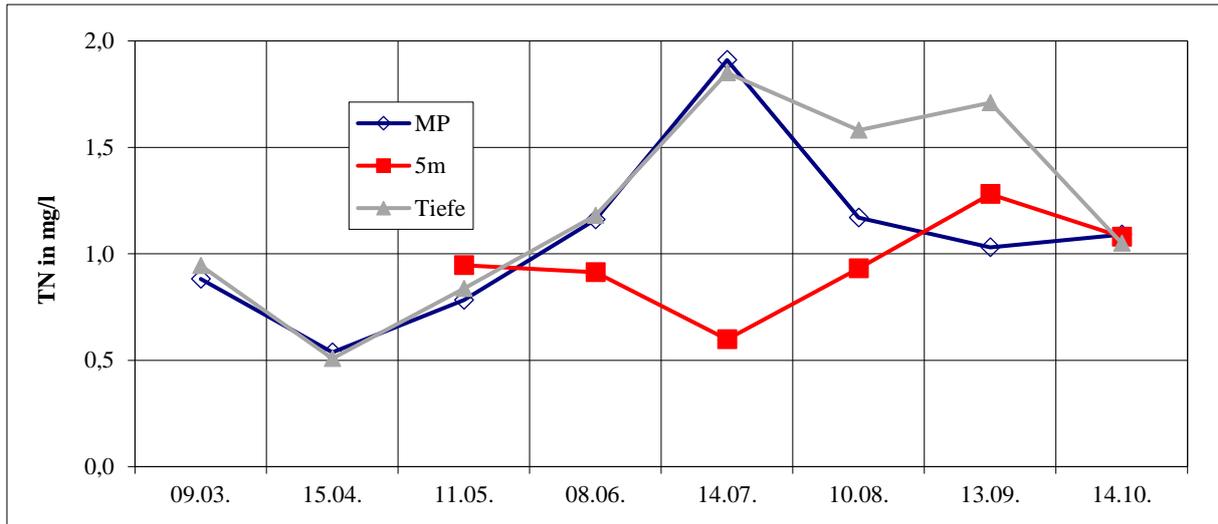


Abb.5.1-86: Gesamt-Stickstoff-Konzentration (TN) im Lankower See 2021 an MST1

Die Nitratwerte zeigten für die Oberflächenproben und Tiefenproben einen sehr ähnlichen Verlauf (Abb.5.1-87). Die Konzentrationen lagen zunächst in einem Bereich zwischen 0,05 und 0,15 mg/l, stiegen dann zum Oktober auf bis zu 0,2 mg/l an.

Die Nitritkonzentration war bis zum Oktober in allen Proben mit 0,001-0,003 mg/l unauffällig (Abb.5.1-88). Im Oktober stieg die Konzentration dann ebenfalls in allen Proben auf 0,008 mg/l an, was jedoch noch nicht als überhöht gewertet werden kann.

Beim Ammonium waren die Konzentrationen in der Oberflächenprobe und der Probe aus 5 m Wassertiefe unauffällig in einem Bereich von etwa 0,01-0,05 mg/l (Abb.5.1-89). Die Tiefenprobe zeigte einen starken Anstieg ab Mai und erreichte im August mit etwa 0,45 mg/l den höchsten Wert. Zum Oktober fiel die Konzentration wieder auf < 0,05 mg/l ab.

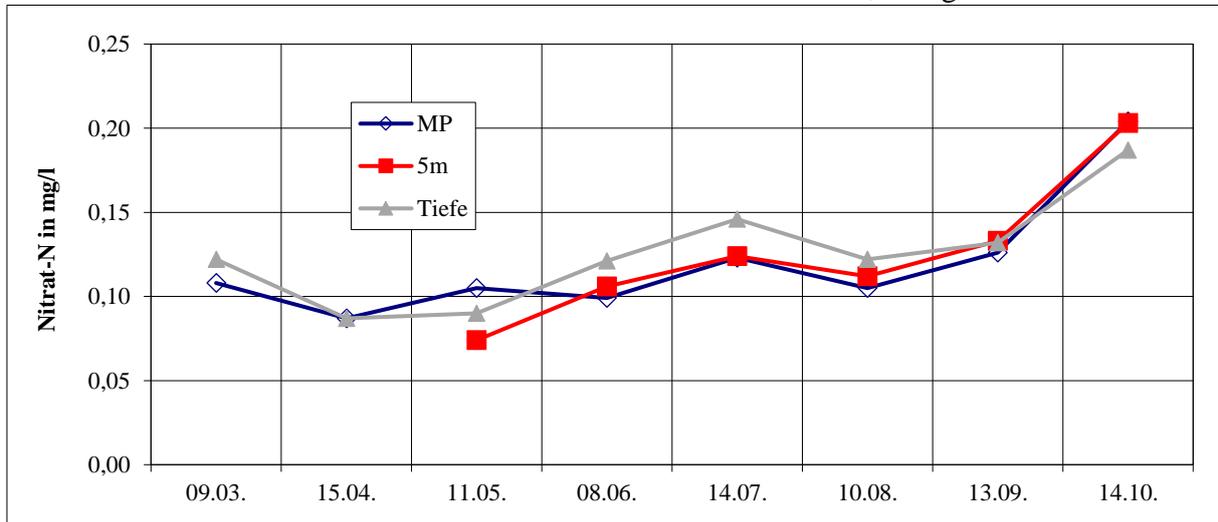


Abb.5.1-87: Nitratkonzentration im Lankower See 2021 an MST1

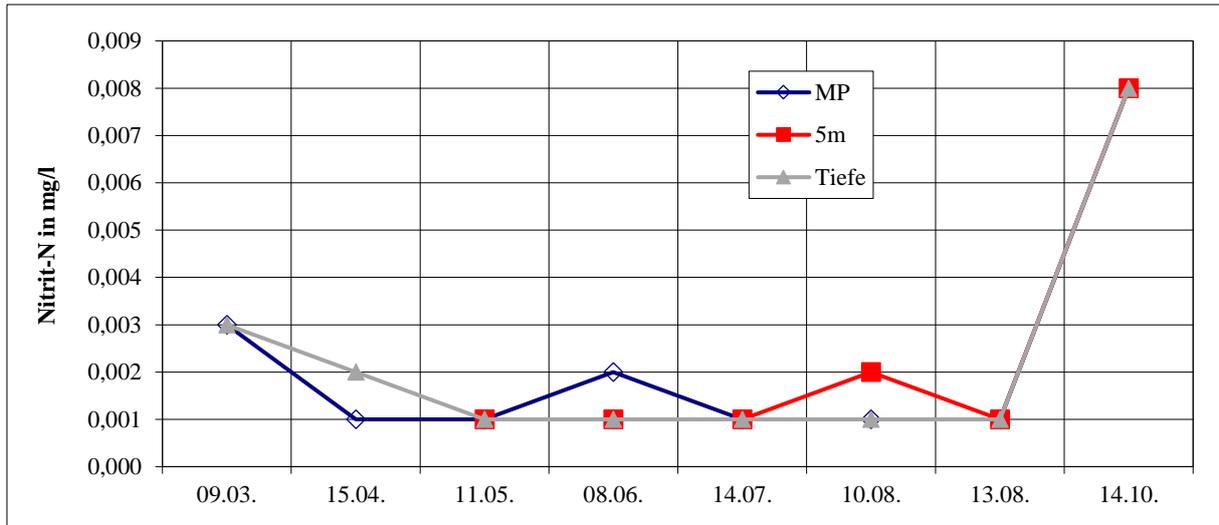


Abb.5.1-88: Nitritkonzentration im Lankower See 2021 an MST1

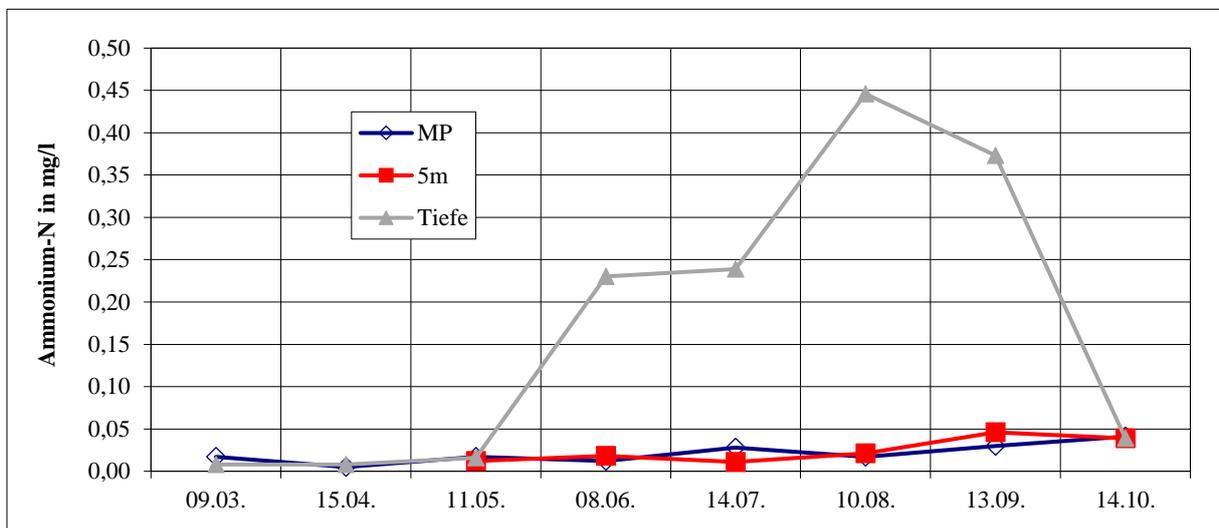


Abb.5.1-89: Ammoniumkonzentration im Lankower See 2021 an MST1

In Abb.5.1-90 bis Abb.5.1-96 sind die Grafiken weiterer, nur im März und Oktober, analysierter Einzelparameter dargestellt.

Die Calciumkonzentration war im Frühjahr generell höher und lag in der Mischprobe zwischen 33,7 und 39,5 mg/l (Abb.5.1-90). In der Tiefenprobe lagen die Konzentrationen bei 33,5-41,1 mg/l.

Beim Magnesium verhielt es sich wie beim Calcium; die Frühjahrswerte lagen höher (Abb. 5.1-91). Die Mischprobe zeigte Konzentrationen von 2,86-3,88 mg/l, die Tiefenprobe 2,86-4,47 mg/l.

Die Chloridkonzentration verhielt sich im Frühjahr und Herbst ähnlich (Abb.5.1-92). Die Werte der Mischprobe und der Tiefenprobe lagen um 35 mg/l, was als nicht erhöht eingestuft werden kann.

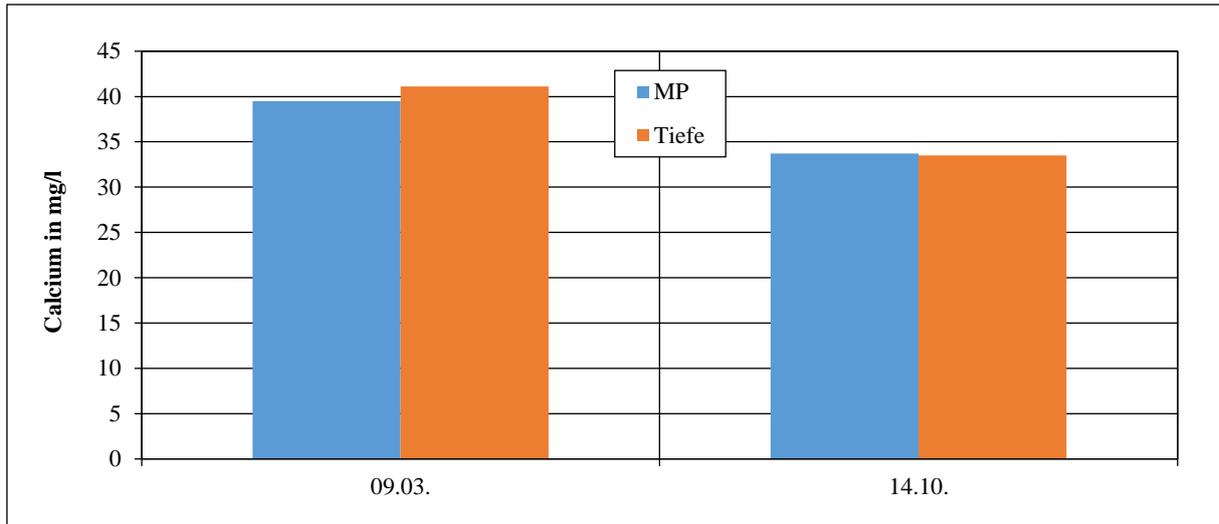


Abb.5.1-90: Calciumkonzentration im Lankower See 2021 an MST1

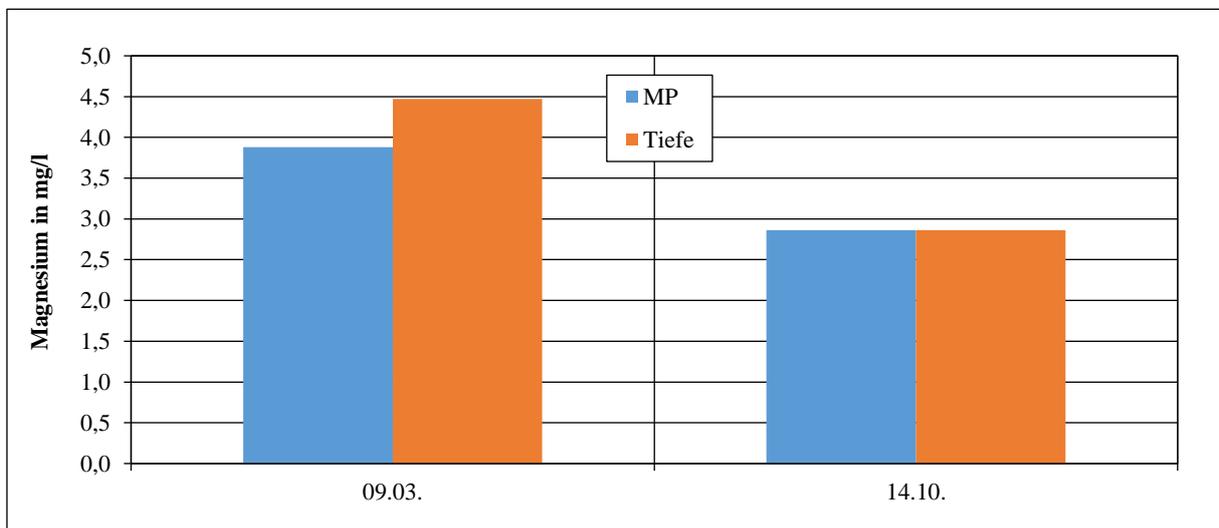


Abb.5.1-91: Magnesiumkonzentration im Lankower See 2021 an MST1

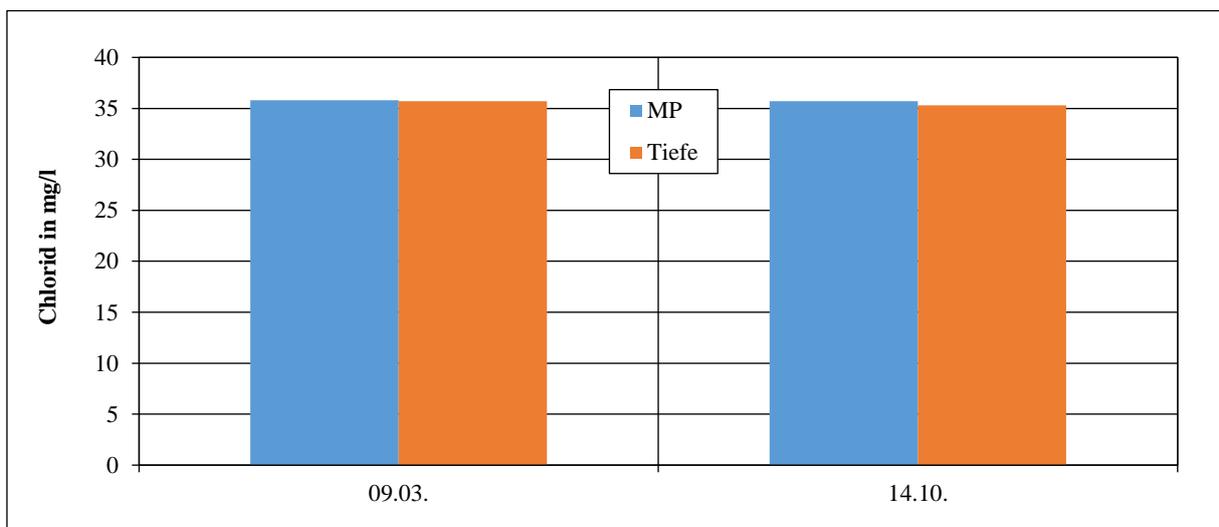


Abb.5.1-92: Chloridkonzentration im Lankower See 2021 an MST1

Die Gesamthärte war ebenfalls im Frühjahr höher als im Herbst (Abb.5.1-93). Die Werte der Mischprobe lagen zwischen rund 51 und 60 mg/l, die Werte der Tiefenprobe zwischen etwa 51 und 68 mg/l.

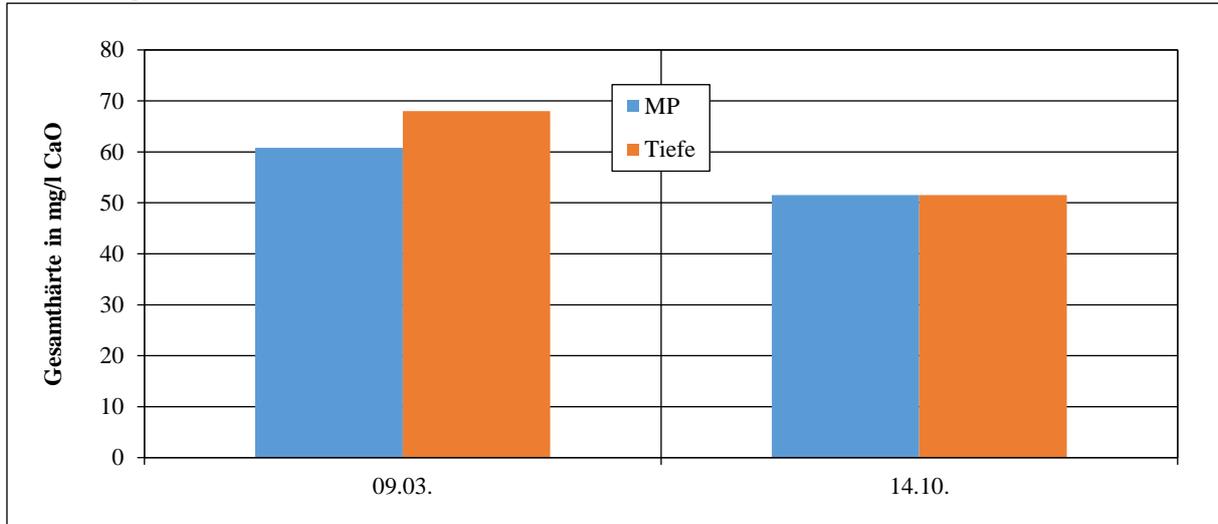


Abb.5.1-93: Gesamthärte im Lankower See 2021 an MST1

Die Konzentration der Karbonathärte befand sich in der Mischprobe und in der Tiefenprobe auf dem gleichen Niveau wie die der Gesamthärte (Abb.5.1-94). Damit entsprach die Wasserhärte nahezu komplett der Karbonathärte.

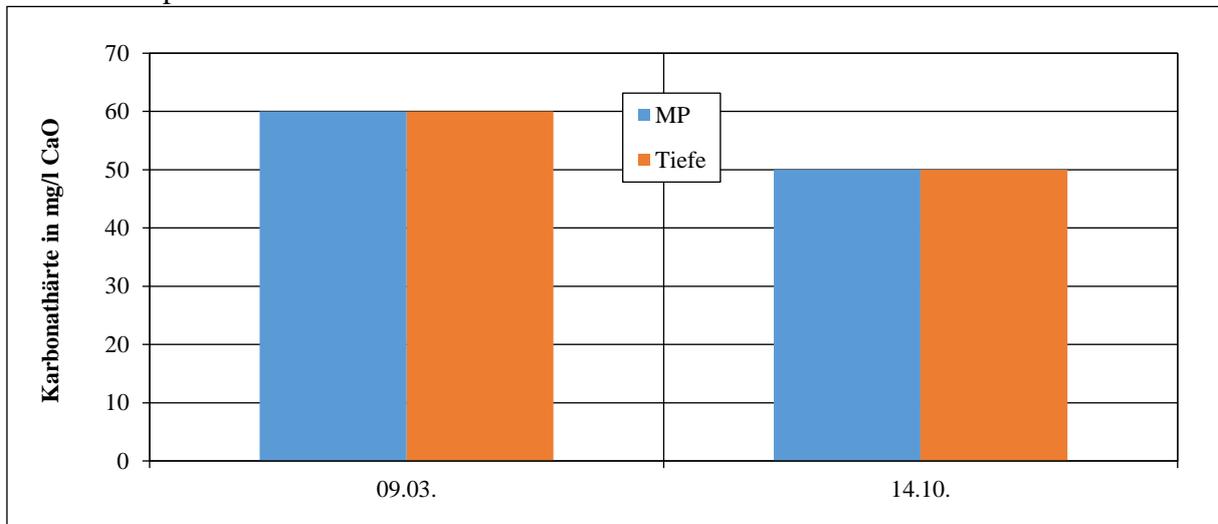


Abb.5.1-94: Karbonathärte im Lankower See 2021 an MST1

Die Basekapazität konnte im Frühjahr nicht ermittelt werden, da der pH-Wert des Wassers über pH 8,2 als Grundlage der Messung lag (Abb.5.1-95). In der Herbstprobe lagen die Werte der Oberflächenmischprobe bei 0,12 mmol/l (entspricht Konzentration an Lauge, um die Probe auf pH 8,2 einzustellen), die der Tiefenprobe bei 0,11 mmol/l. Die Säurekapazität war im Frühjahr höher als im Herbst (Abb.5.1-96). Die Werte der Mischprobe lagen in einem Bereich zwischen 1,61 und 1,84 mmol/l (entspricht Konzentration an Säure, um die Probe auf einen pH 4,3 einzustellen). In der Tiefenprobe lagen die Werte zwischen 1,63 und 1,81 mmol/l.

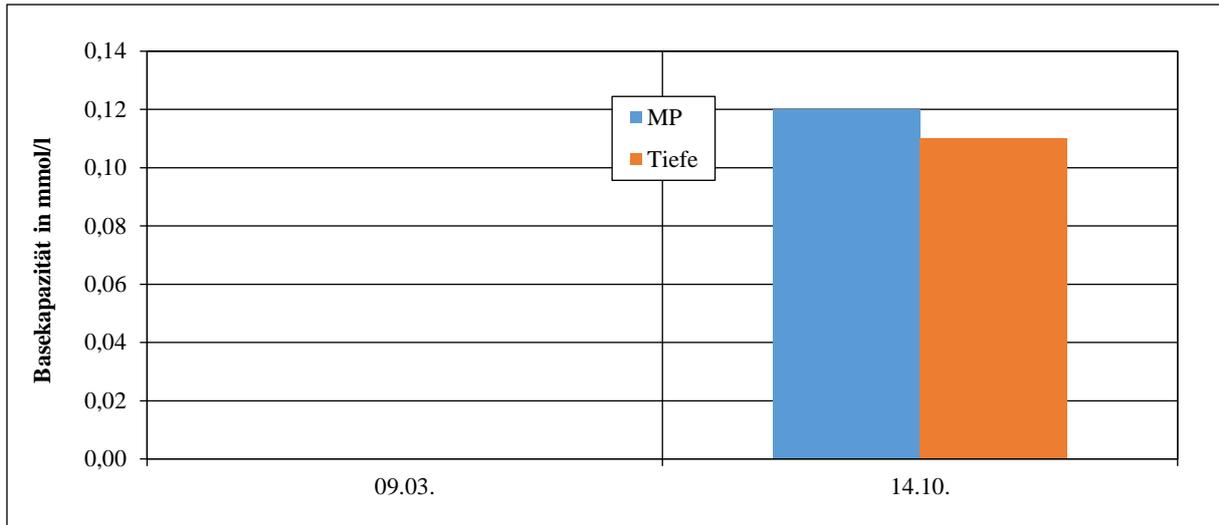


Abb.5.1-95: Basekapazität (KB 8,2) im Lankower See 2021 an MST1

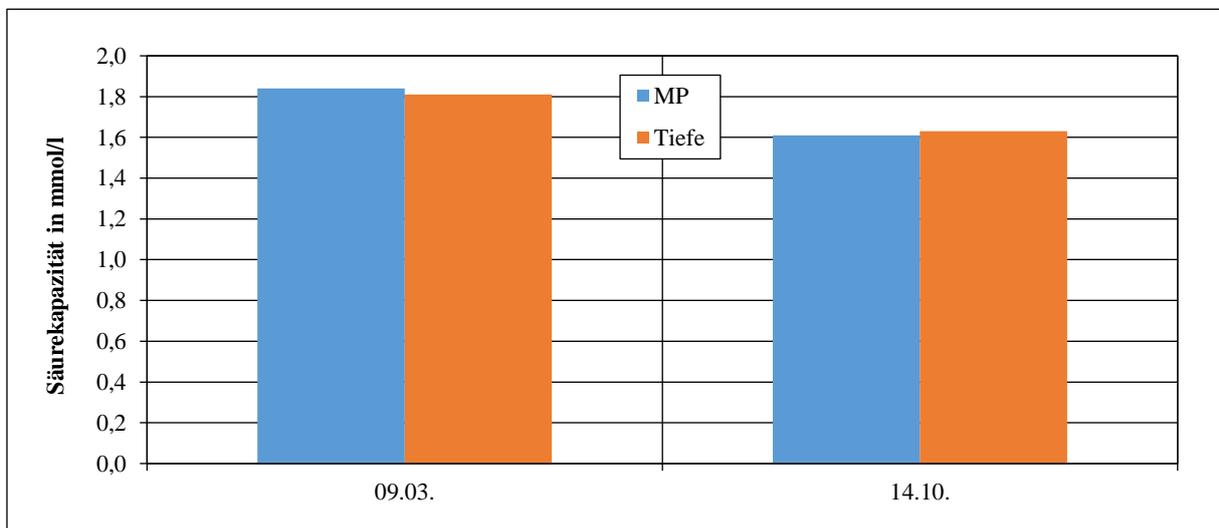


Abb.5.1-96: Säurekapazität (KS 4,3) im Lankower See 2021 an MST1

Damit ist mit Blick auf eine eventuelle Nährstofffällung festzustellen, dass die Werte der Gesamthärte als auch die Alkalinität (Säurebindungsvermögen) im Lankower See mit Werten von 50-60 mg/l CaO bzw. 1,6-1,8 mmol/l an MST1 in der Spitze nochmals etwas niedriger als 2020 waren (2020: bis 70 mg/l CaO bzw. 2,0 mmol/l in der Mischprobe). Es ist somit davon auszugehen, dass der Lankower See eher schwach-mäßig gepuffert und damit weniger robust in Bezug auf die Anwendung saurer Fällmittel ist. Die Empfehlungen, im Falle einer Anwendung ein basischeres Fällmittel zu verwenden bzw. die Dosierung genau einzustellen, lassen sich bestätigen.

Tab.5.1-2: Übersicht der Untersuchungsergebnisse ausgewählter Analyseparameter in der Mischprobe (MP) am Lankower See im Zeitraum 2020/2021 an MST1 im Jahresvergleich

Parameter	Jahres-MW der MP in mg/l (2020/2021)	Jahresspanne in mg/l (2020/2021)	Bewertung (zusammenfassend)
Gesamt-P	0,23 / 0,21	0,176-0,274 / 0,155-0,279	in beiden Jahren deutlich erhöht (Zielwert Saisonmittel < 0,035 mg/l)
o-PO ₄ -P	0,18 / 0,17	0,138-0,233 / 0,095-0,191	deutlich erhöht; etwas niedriger in 2021, vermutlich auf Grund Makrophytendominanz
Gesamt-N	1,14 / 1,07	0,805-1,540 / 0,537-1,910	in beiden Jahren etwas erhöht (Zielwert Saisonmittel < 1,0 mg/l)
Nitrat-N	0,20 / 0,12	0,122-0,482 / 0,087-0,204	in beiden Jahren im Saisonmittel nicht deutlich überhöht, jedoch einzelne Peaks > 0,2 mg/l
Nitrit-N	0,002 / 0,002	0,001-0,003 / 0,001-0,008	in beiden Jahren unauffällig
Ammonium-N	0,049 / 0,021	0,015-0,096 / 0,005-0,041	in beiden Jahren unauffällig
Chlorid	34,2 / 35,7	32,5-36,0 / 35,7-35,8	in beiden Jahren nicht erhöht
Säurekapazität (Alkalinität)	1,83 mmol/l / 1,73 mmol/l	1,66-1,95 mmol/l / 1,61-1,84 mmol/l	niedrig-mäßige Pufferkapazität gegenüber Säuren
Calcium	40,3 / 36,6	37,3-42,5 / 33,7-39,5	nur geringfügig erhöht (> 30 mg/l)
Magnesium	4,52 / 3,37	3,87-5,63 / 2,86-3,88	nicht erhöht

5.1.2.2.2 QUALITÄT UND QUANTITÄT DER OBERFLÄCHENZULÄUFE ZUM LANKOWER SEE IM JAHR 2021

Die 9 Zuläufe (Z1-Z9) und der Ablauf wurden im Jahr 2021 am Lankower See nur hinsichtlich der Parameter Gesamt-Phosphat (TP) und Gesamt-Stickstoff (TN) untersucht. Es wurden allerdings Daten über das ganze Jahr aufgenommen. Durchgängig wasserführend waren nur die Zuläufe 4 (Neumühler Weg) und 7 (Büdnerstraße), der Ablauf nur von Januar bis April, Juni und Juli sowie Oktober bis Dezember. Am 17.08.2021 wurde zusätzlich ein Starkregenereignis mit aufgenommen.

Die höchsten TP-Konzentrationen zeigte im Saisonverlauf auch im Jahr 2021 Z4 mit maximal 0,804 mg/l im August (Abb.5.1-97). Die Konzentrationen in Z4 lagen zumeist über 0,2 mg/l. Auch Z9 wies recht hohe Werte mit bis zu 0,4 mg/l im Sommer auf. In Z2 lagen sporadisch, wenn aktiv, hohe Konzentrationen von 0,655 mg/l (September) und 0,520 mg/l (Mai) vor. Generell lässt sich sagen, dass alle Zuläufe zeitweise überhöhte Phosphat-Konzentrationen > 0,1 mg/l aufwiesen. Dies ist, angesichts der Tatsache, dass über die Zuläufe zumeist nur Regenwasser von Verkehrs- und Dachflächen eingeleitet wird, durchaus bemerkenswert.

Der Ablauf zeigte ebenfalls zeitweise (Frühjahr/Herbst) eine Belastung von > 0,2 mg/l. Am gesondert beprobten Starkregenereignis am 17.08.2021 wies nur Z5 eine hohe, wenn auch bedeutende, Konzentration von 1,574 mg/l auf. Die anderen Zuläufe waren zwar erhöht, jedoch im Vergleich zum Saisonverlauf nicht deutlich; die Werte blieben unter 0,3 mg/l.

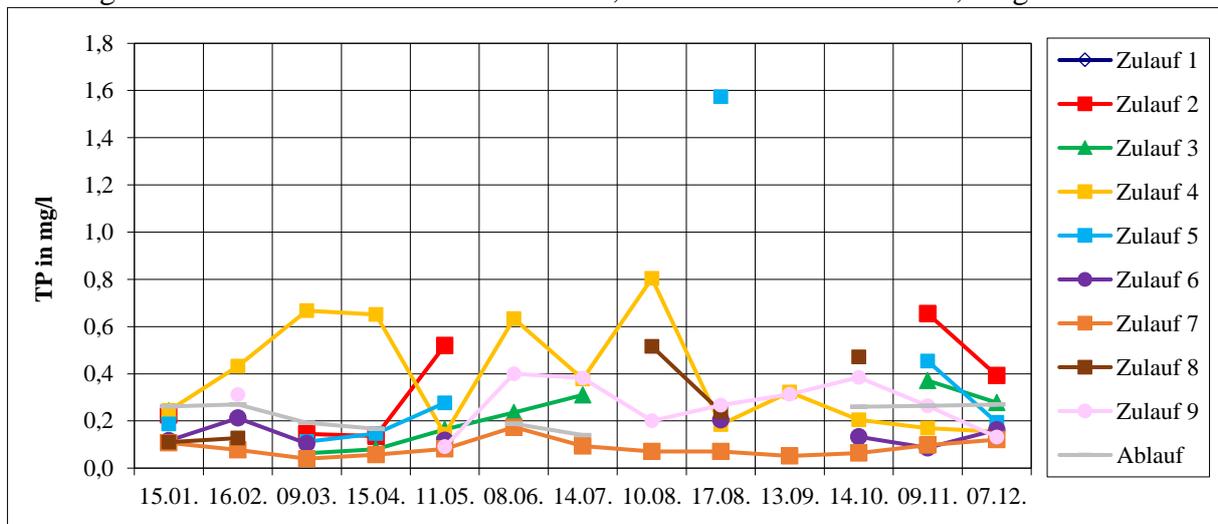


Abb.5.1-97: Gesamtposphor-Konzentrationen (TP) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2021

Die Gesamt-N-Konzentrationen lagen in Z4 wiederum deutlich am höchsten, mit durchaus „extremen“ Spitzenwerten von 13,1 mg/l, 12,4 mg/l sowie 9,6 mg/l im März, April und Juni (Abb.5.1-98). Auch in den übrigen Monaten lagen die Konzentrationen in Z4 über denen der anderen Zuläufe. Ansonsten ist auch Z9, der zumeist Konzentrationen > 2 mg/l (bis zu 6,86 mg/l) aufwies, wieder auffällig. Die weiteren Zuläufe zeigten ebenfalls erhöhte Werte (jedoch nicht ganz auf diesem Niveau), blieben größtenteils aber < 4 mg/l. Am Starkregenereignis vom 17.08.2021 zeigte auch hier nur Z5 eine deutlich höhere Konzentration von 5,49 mg/l.

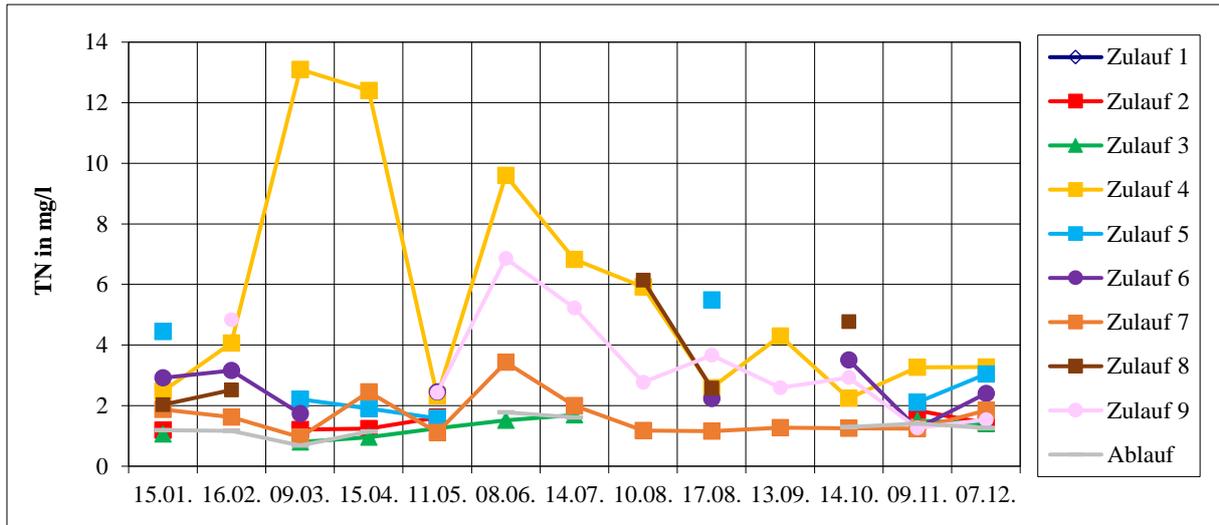


Abb.5.1-98: Gesamtstickstoff-Konzentrationen (TN) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Lankower See 2021

Entscheidend für die Wirkung im See sind letztlich die eingetragenen Nährstofffrachten. Die ermittelten Phosphor- und Stickstofffrachten sind in Abb.5.1-99 bis Abb.5.1-102 dargestellt. Im Jahr 2020 wurde nur das Sommerhalbjahr beprobt, eine Frachtbilanzierung ist somit nicht aussagekräftig. Im Jahr 2021 wurde das ganze Jahr erfasst, deshalb wird nur dieses als Grundlage zur Nährstoffbilanzierung des Eintrags in den See herangezogen. Die für das Jahr 2021 errechnete P-Gesamtfracht lag bei etwa 100 kg, die N-Gesamtfracht bei etwa 1.300 kg. Alle entsprechenden Datentabellen sind im Anhang beigefügt.

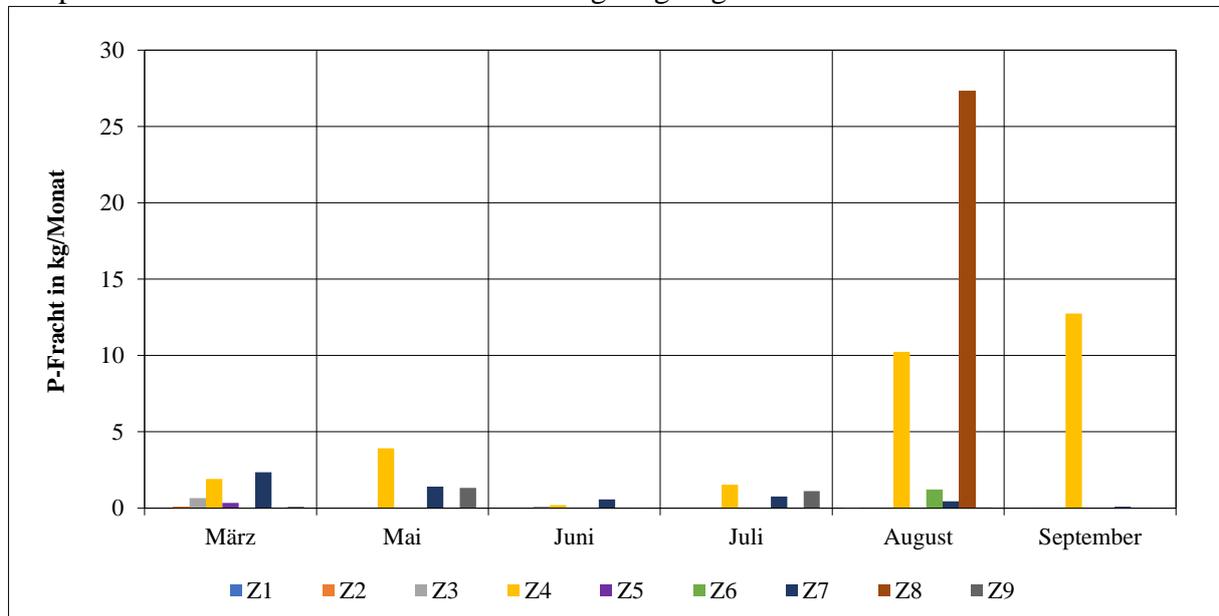


Abb.5.1-99: In den Lankower See über die Oberflächenzuläufe eingetragene Phosphorfrachten im Jahr 2020

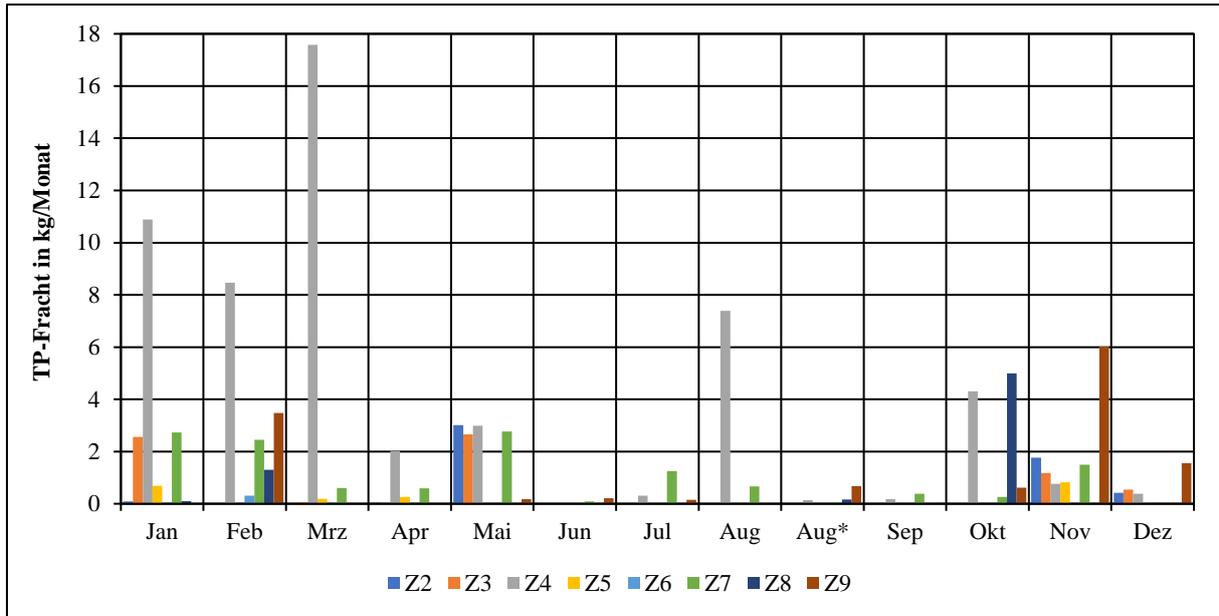


Abb.5.1-100: In den Lankower See über die Oberflächenzuläufe eingetragene Phosphorfrachten im Jahr 2021 (kein Zulauf über Z1)

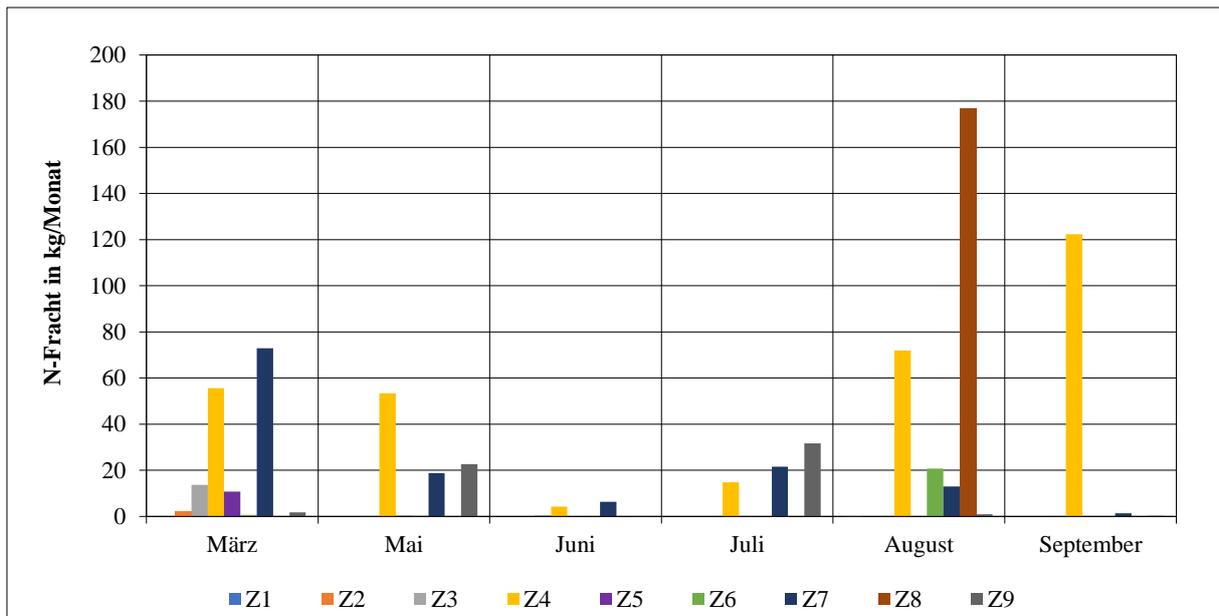


Abb.5.1-101: In den Lankower See über die Oberflächenzuläufe eingetragene Stickstofffrachten im Jahr 2020

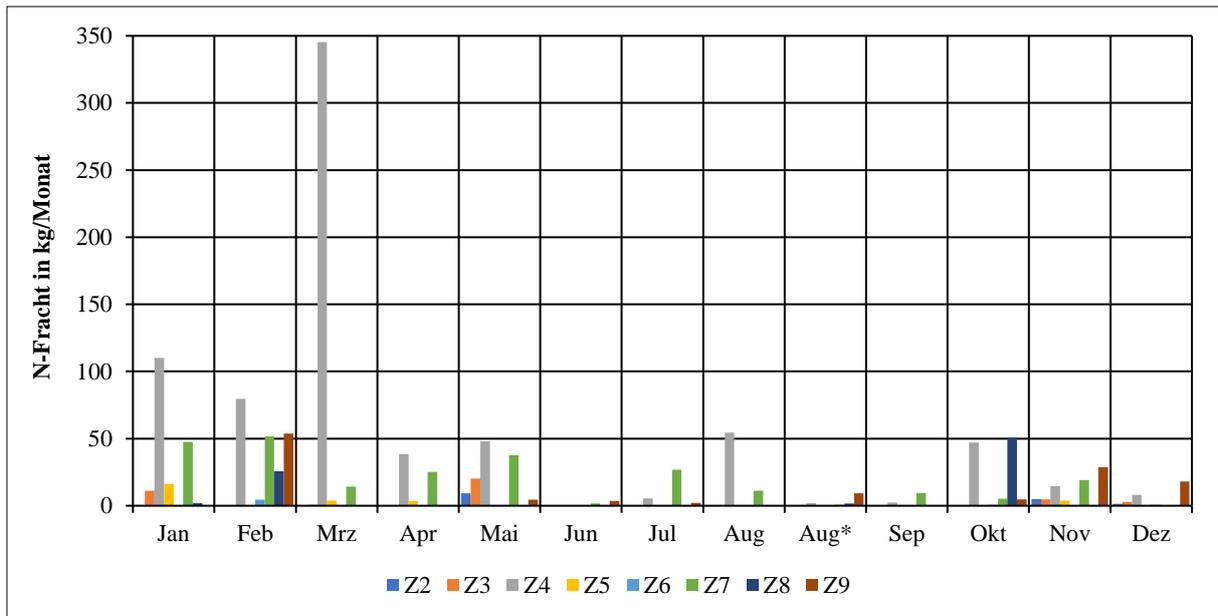


Abb.5.1-102: In den Lankower See über die Oberflächenzuläufe eingetragene Stickstofffrachten im Jahr 2021 (kein Zulauf über Z1)

Es wird deutlich, dass sowohl im Jahr 2020 als auch im Jahr 2021 Zulauf 4 über den Untersuchungszeitraum gesehen die höchste Nährstofffracht (TP und TN) besitzt und fast durchgängig aktiv war. Im Jahr 2020 waren zudem Zulauf 7 (vom Sodemannschen Teich) und Zulauf 8 (nur im August) auffällig. Z8 trug im Jahr 2021 im Oktober ebenfalls eine etwas höhere Fracht, Z7 zeigte ebenfalls über das gesamte Jahr höhere Werte. Zulauf 9, der durch die SAE umfangreich saniert wurde, ist nicht mehr als nennenswerte Eintragsquelle einzustufen.

5.1.2.2.3 QUALITÄT UND QUANTITÄT DES UNTERIRDISCH ZUFLIEBENDEN WASSERS IM JAHR 2021

Im Jahr 2021 wurden nur noch die Pegel 5 und 6 beprobt. Das Messprogramm beschränkte sich auf die Analyse von Gesamt-Phosphat (TP) und Gesamt-Stickstoff (TN).

Die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (TP) im Jahr 2021 wiesen in Pegel 5 durchweg die höheren Werte auf (Abb.5.1-103). Die höchsten Werte wurden mit 0,278 mg/l im September und 0,27 mg/l im Oktober etwas später im Jahr ermittelt. Pegel 6 lag unauffällig bei < 0,05 mg/l.

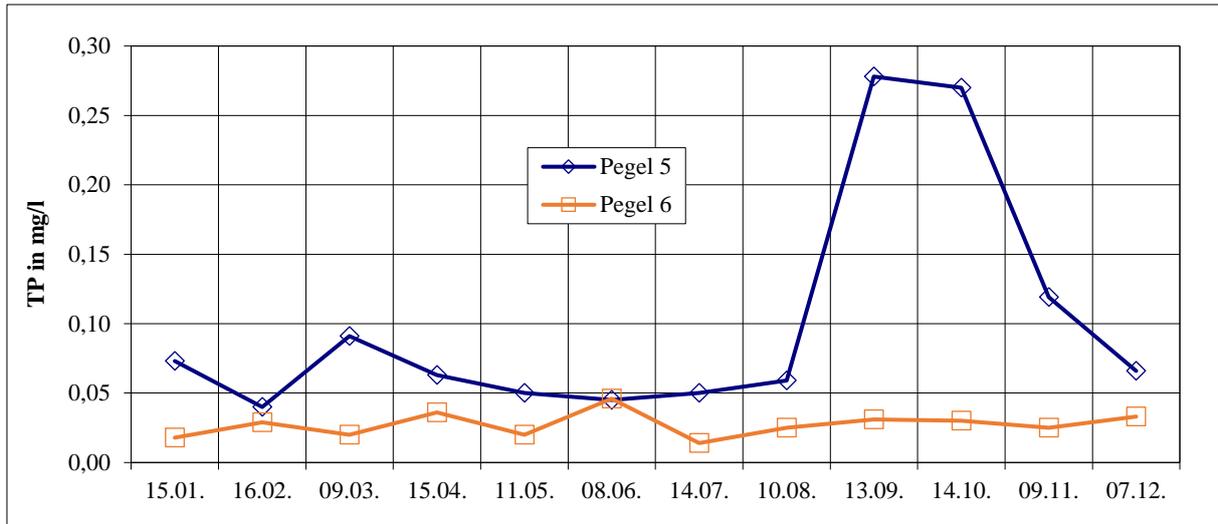


Abb.5.1-103: Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) in den GW-Pegeln am Lankower See 2021

Die Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen (TN) lagen im Jahr 2021 für die Pegel 5 und 6 meist bei etwa 2 mg/l (Abb.5.1-104). Jedoch zeigte Pegel 5 mehrmals deutliche Peaks von 7 mg/l im Januar, 8,19 mg/l im Juli und ein erhöhtes Niveau zum Ende des Jahres von etwa 4 mg/l (November, Dezember).

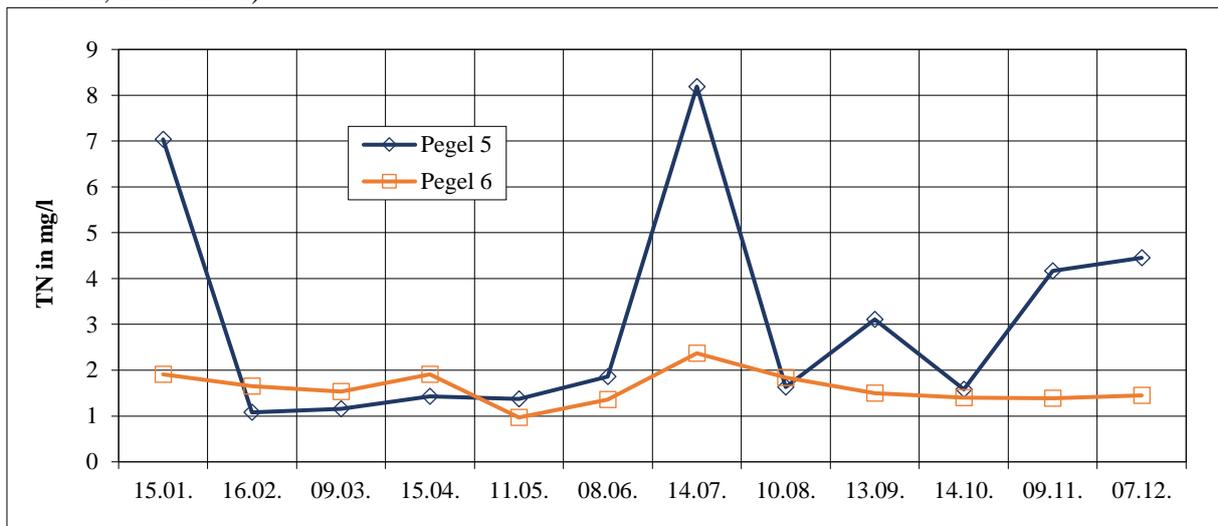


Abb.5.1-104: Gesamt-Stickstoff (TN) in den GW-Pegeln am Lankower See 2021

Nährstofffracht über das hypodermische Grundwasser im Jahr 2021

Eine Nährstoffbilanzierung wird nur für das Jahr 2021 vorgenommen, da hier eine breitere Datengrundlage (ganzjährige Beprobung) existiert. Dazu sind zunächst aus den gemäß der Kontinuitätsgleichung kalkulierten, dem See monatlich, unterirdisch zulaufenden Wassermengen und den mittleren monatlichen TP- und TN-Konzentrationen aus den 2 Pegelrohren die jeweils eingetragenen P- und N-Frachten errechnet worden. Im Jahr 2021 war nur für die Monate März, April, November und Dezember ein Zustrom festzustellen, da nur hier eine positive Wasserbi-

lanz (Zulaufvolumen höher als Ablaufvolumen) des Sees vorlag. Zur Berechnung des Nährstoffeintrags wurden nur Pegel berücksichtigt, die in den betreffenden Monaten über dem Seespiegel lagen (Abb.5.1-105).

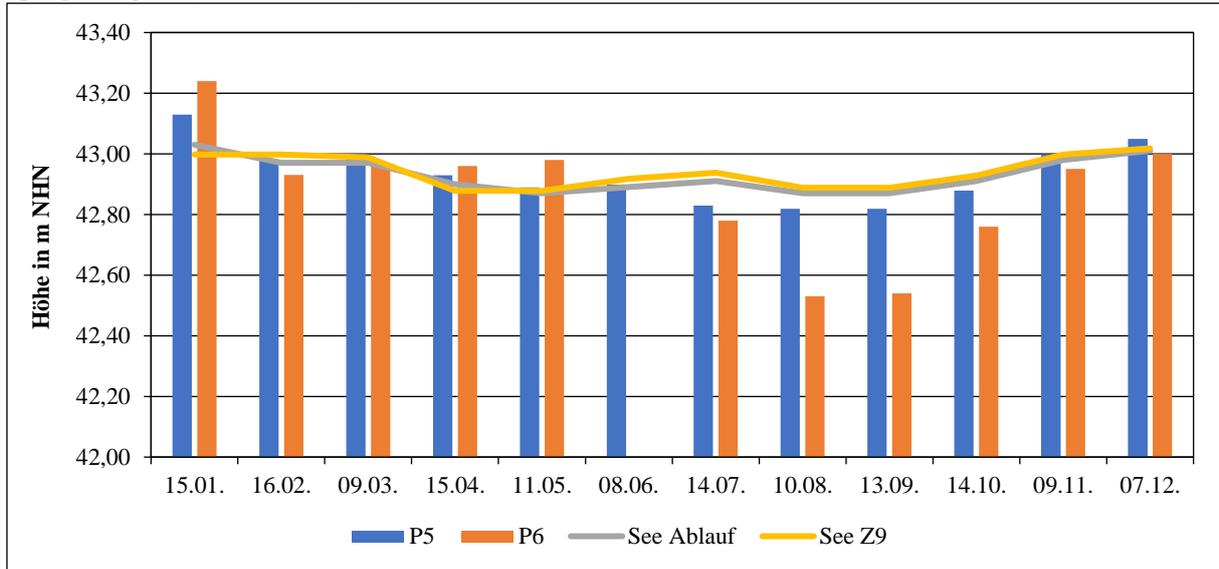


Abb.5.1-105: Höhe der Wasserstände in den GW-Pegeln am Lankower See und Seewasserstand (gelbe und graue Linie; 2 Messpunkte) des Lankower Sees 2021

In Abb.5.1-106 und Abb.5.1-107 sind die monatlich dem See mit dem oberflächennah zufließenden Grundwasser eingetragenen Frachten dargestellt. Für die über die Wasserbilanz ermittelten Frachten im März, April, November und Dezember ergab sich daraus im Jahr 2021 ein Eintragswert von etwa 25 kg Phosphor. Der Stickstoffeintrag über die Wasserbilanz lag bei etwa 1.250 kg.

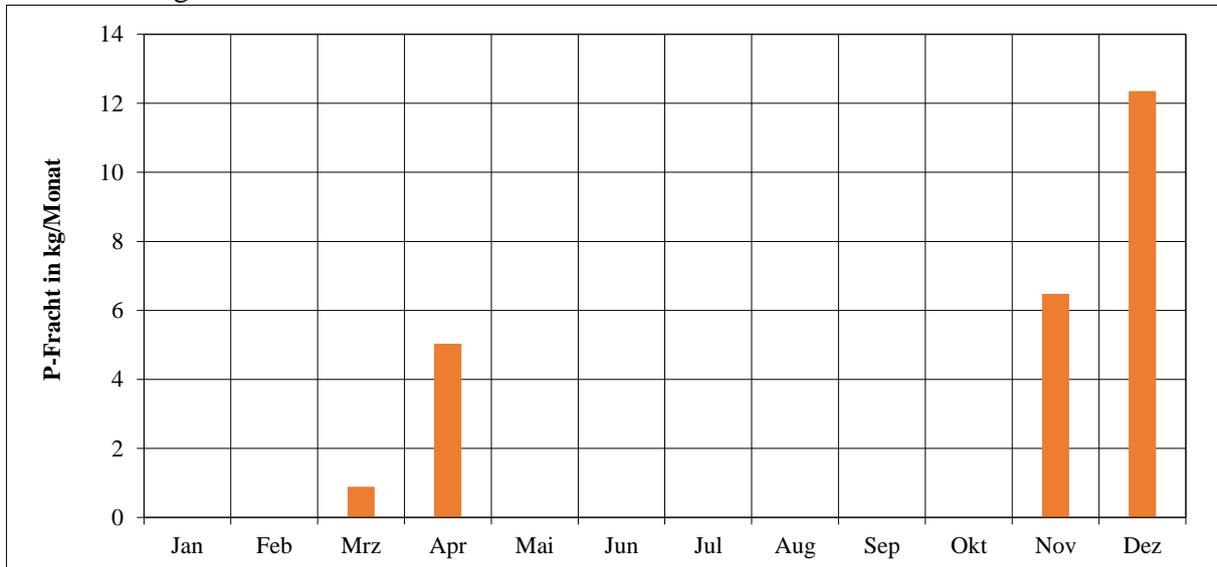


Abb.5.1-106: Über das oberflächennahe Grundwasser/Zwischenabfluss in den Lankower See eingetragene P-Fracht im Jahren 2021

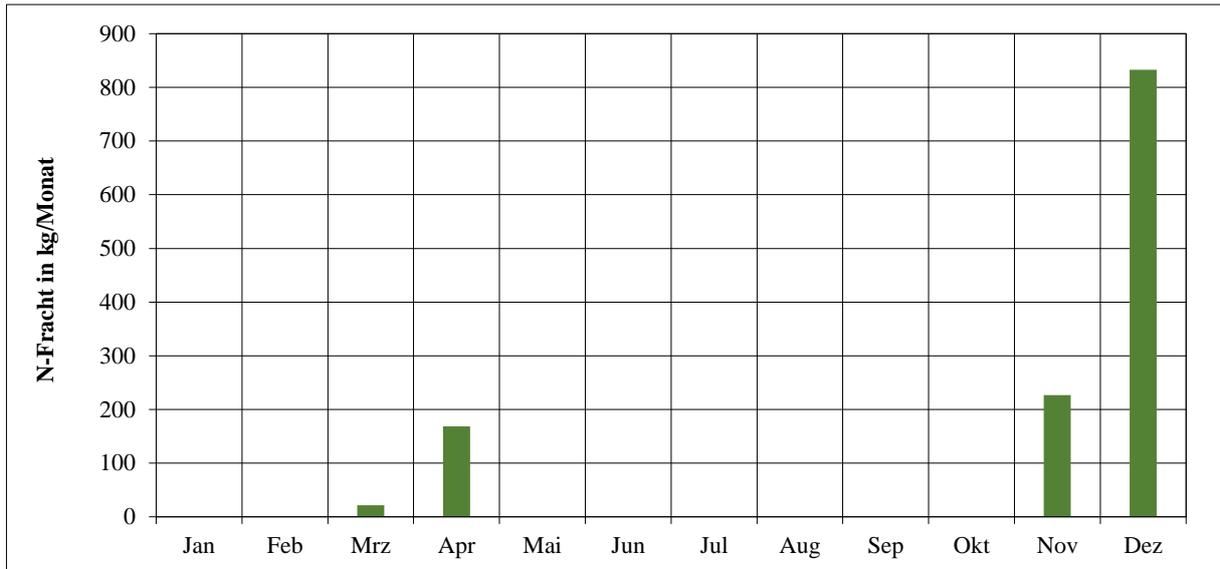


Abb.5.1-107: Über das oberflächennahe Grundwasser/Zwischenabfluss in den Lankower See eingetragene N-Fracht im Jahr 2021

5.1.2.3 TROPHIEBEWERTUNG DES LANKOWER SEES FÜR DIE JAHRE 2020 UND 2021

Die Trophieberechnung entsprechend LAWA (2014) ergab für den Lankower See im Jahr 2020 einen Indexwert von 3,5 und im Jahr 2021 einen Indexwert von 3,3 an MST1 und damit in beiden Jahren eine Einstufung im Bereich von stark eutroph (e2) (Tab.5.1-3). Nach RIEDMÜLLER et al. (2013) bzw. LAWA (2014) lag der See damit 2 Stufen über seinem potenziell möglichen Zustand (mesotroph m1). Um den „guten“ ökologischen Zustand erreichen zu können, müsste sich der See nach der OGewV (2016) mindestens im Bereich von mesotroph m2 befinden. Dazu sind jedoch die mittleren saisonalen TP-Konzentrationen derzeit deutlich zu hoch. Diese sollten im saisonalen Mittel 35 µg/l i.d.R. nicht überschreiten.

Zudem zu beachten ist hier auch die starke Besiedlung mit submersen Makrophyten (besonders im Jahr 2021), die sich auf die Trophie (Nährstoffkonzentration in der Wassersäule) positiv auswirken kann und die tatsächliche Nährstofflast im See zudem noch verschleiert.

Tab.5.1-3: Trophieberechnung und Klassifizierung gemäß LAWA (2014) für den Lankower See an Messstelle MST1 im Jahr 2020 und 2021 (geschichteter See > 5 ha, Typ 10.1); stark makrophytendominiert (insbesondere im Jahr 2021)

2020	Mrz	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	MW	Index	Wichtung	Produkt	Iges
Sichttiefe (m)	0,9	3,4	4,7	2,5	2,5	3,1	2,85	2,27	7	15,88	
Chlorophyll a (µg/l)	40,8	4,5	7,5	12,6	9,2	8,2	13,80	2,81	10	28,07	
Gesamt-PO ₄ -P (µg/l)	227	177	165	217	245	294	221	4,55	7	31,86	
Gesamt-PO ₄ -P (µg/l)	227						227	4,89	6	29,37	
									Summe	105,17	3,5

Referenzzustand: mesotroph m1

eutroph e2

2021	Mrz	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	MW	Index	Wichtung	Produkt	Iges
Sichttiefe (m)	2,10	3,20	2,60	4,10	4,00	4,00	3,33	2,03	7	14,18	
Chlorophyll a (µg/l)	32,9	7,7	10,3	4,7	8,8	8,5	12,15	2,70	10	26,98	
Gesamt-PO ₄ -P (µg/l)	191	161	158	155	197	235	182,83	4,34	7	30,41	
Gesamt-PO ₄ -P (µg/l)	191						191	4,68	6	28,10	
									Summe	99,67	3,3

natürlicher Zustand: mesotroph m1

eutroph e2

5.1.2.4 VERGLEICH MIT VERFÜGBAREN DATEN AUS DEN VORJAHREN/ENTWICKLUNG

Für eine Entscheidung über Handlungsbedarf und Handlungsoptionen hinsichtlich des Gütezustands eines Gewässers spielt auch dessen Langzeitentwicklung eine entscheidende Rolle, zumal dieser witterungsbedingt teilweise deutlichen jährlichen Schwankungen unterliegen kann und aus der Untersuchung nur einer Vegetationsperiode ohne Kenntnis der Langzeitentwicklung unter Umständen fehlerhafte Schlüsse gezogen werden könnten.

Zum Lankower See existieren Altdaten seit 1975. Eine Vergleichbarkeit der Daten hinsichtlich der Sichttiefe ist in etwa ab 1986 gegeben. Ein Vergleich der Entwicklung der chemischen (trophischen) Parameter (TP, TN, Chlorophyll a) ergibt ab etwa 1992 Sinn. Die Daten sind vom Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern (Referat 420 - Gewässerkunde, Seenprogramm, MKLLU 2022) zur Verfügung gestellt worden. Am Lankower See existieren 3 Messstellen (diese wurden im Jahr 2020 beprobt), ein langfristiger kontinuierlicher Trend lässt sich allerdings am besten über die Hauptmessstelle (tiefste Stelle, MST1) darstellen. Im Jahr 2021 wurde nur Messstelle MST1 beprobt. Die Gesamt-Phosphor-Werte zeigen über die Zeit seit 1992 eine starke Abnahme, allerdings von einem sehr hohen Niveau (Abb.5.1-108). Deutlich wird der Rückgang ab dem Jahr 2006 (Verbot phosphathaltiger Produkte). Die Abnahme der TP-Konzentration ist nachfolgend nicht mehr so stark ausgeprägt, wobei der See in der Zeitreihe 2017 die niedrigsten Konzentrationen (< 0,2 mg/l) aufwies. Nachfolgend ist eher wieder eine Zunahme der TP-Konzentration zu verzeichnen.

Die Gesamt-Stickstoff-Werte zeigen einen ähnlichen Trend (Abb.5.1-109). Ein starker Rückgang der TN-Konzentrationen erfolgte ab dem Jahr 2006, in dem der See auch seine, in der Zeitreihe, bisher niedrigste Konzentration (< 1 mg/l) aufwies. In nachfolgenden Jahren und bis zum Jahr 2021 ist jedoch ein merklicher Anstieg der TN-Konzentration zu verzeichnen. Insofern verschleiert hier der Gesamttrend die aktuelle Entwicklung.

Der Chlorophyll a-Gehalt zeigt den schwächsten Trend der trophierelevanten Parameter (Abb.5.1-110). Insgesamt ist er leicht abnehmend, jedoch weist auch hier das Jahr 2006 die bisher niedrigsten Konzentrationen (< 10 µg/l) auf. Wie bei den Nährstoffwerten ist auch bei der Chlorophyll a-Konzentration in den Jahren nach 2006 wieder ein Anstieg zu verzeichnen. Bei den Sichttiefen ist die Entwicklung seit 1986 deutlich positiv und dieser Trend hat sich bis ins Jahr 2021 auch gehalten (2021: MW > 3,0 m) (Abb.5.1-111). Anzumerken ist hier allerdings, dass der See seit mehreren Jahren stark makrophytendominiert ist, was zu einer hohen

Pufferkapazität des Nährstoffangebots (Aufnahme durch Makrophyten) führt. Nährstoffe werden somit dem Phytoplankton entzogen, was in höheren Sichttiefen resultiert. Damit ist die Sichttiefe in diesem Fall kein zuverlässiger Anzeiger der aktuellen trophischen Gesamtsituation, die auf Grund der anderen Parameter als deutlich schlechter einzuschätzen ist.

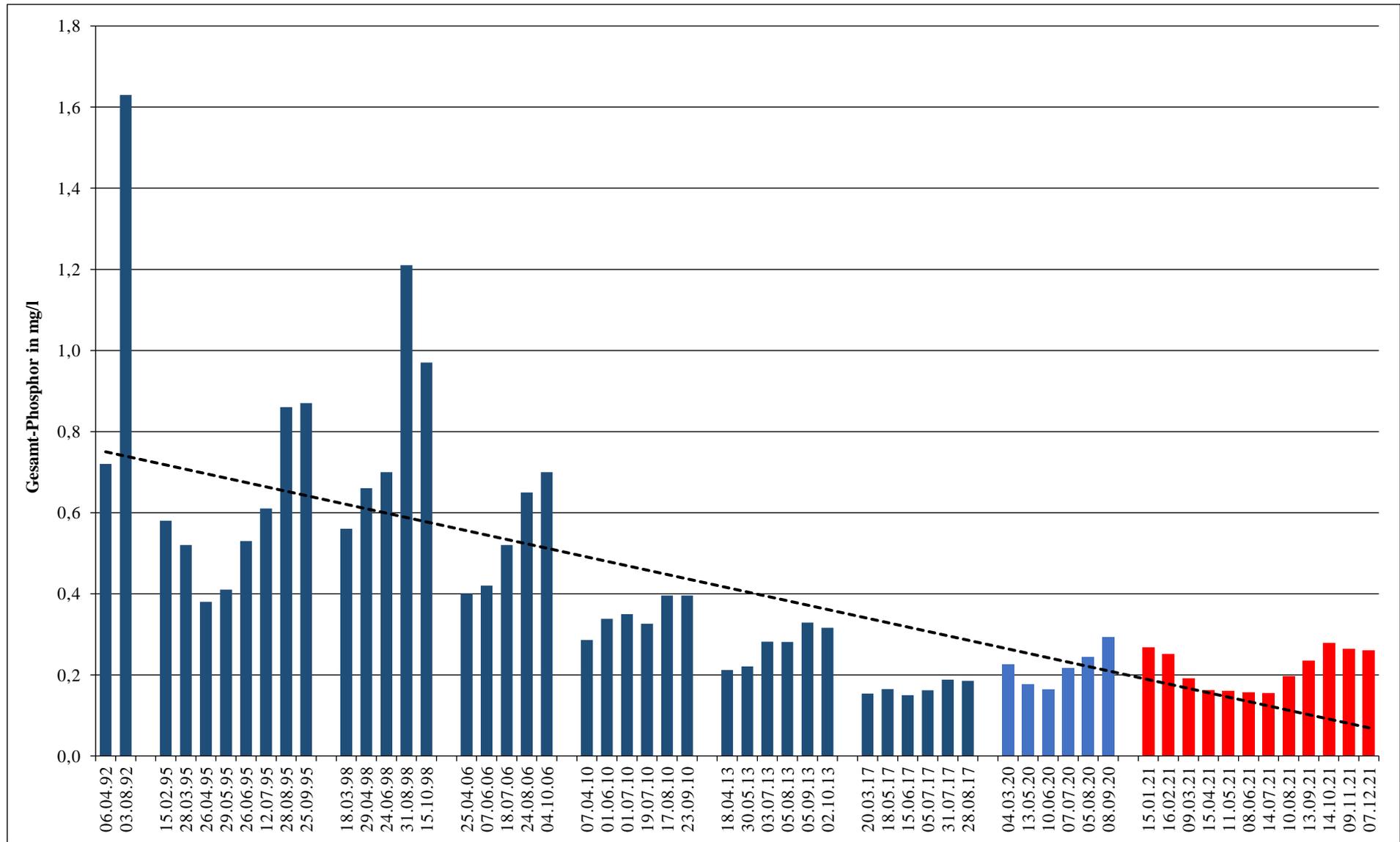


Abb.5.1-108: Entwicklung der Gesamt-Phosphor-Werte im Lankower See an MST1 (hellblau: 2020; rot: 2021)

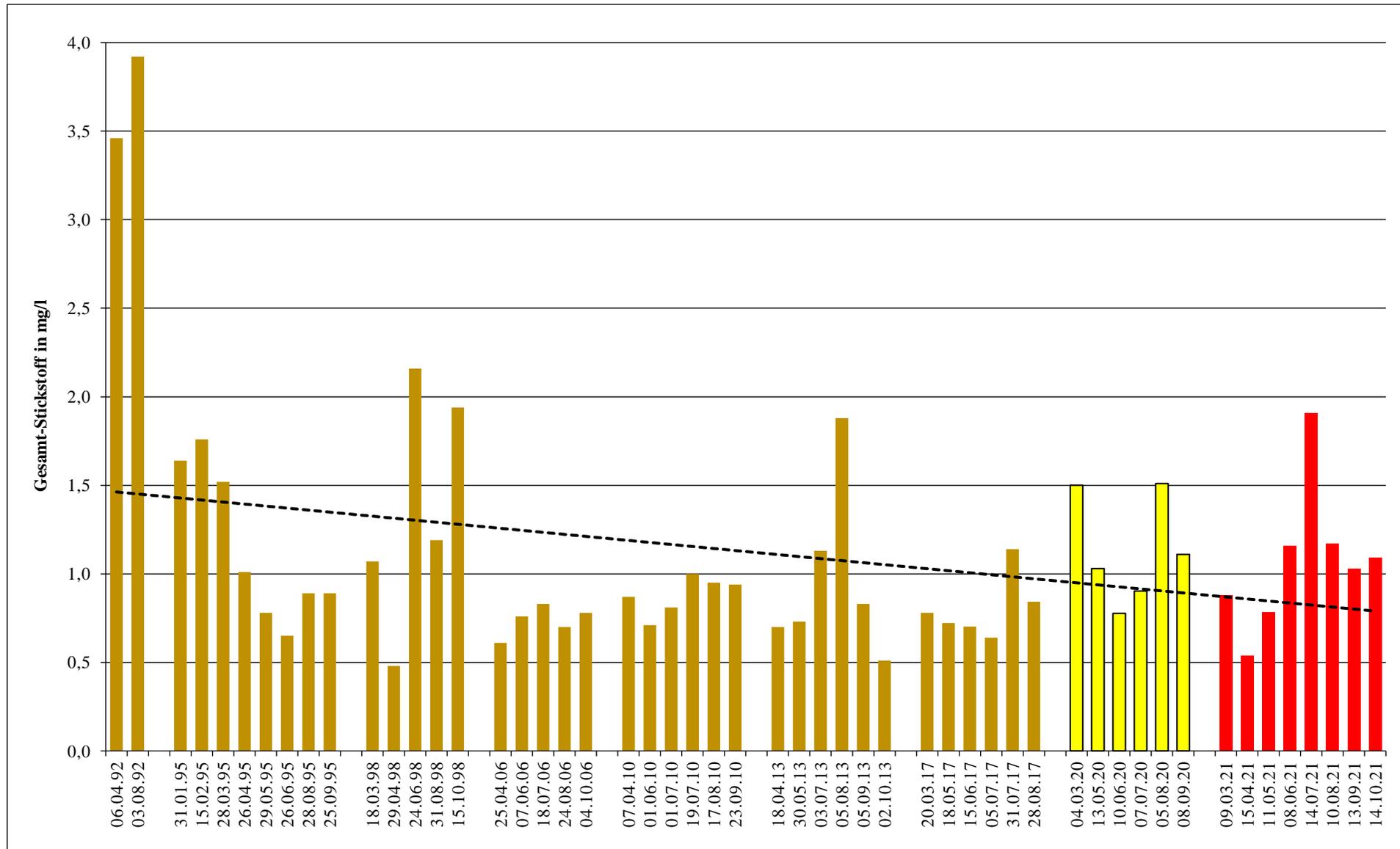


Abb.5.1-109: Entwicklung der Gesamt-Stickstoff-Werte im Lankower See an MST1 (hellgelb: 2020; rot: 2021)

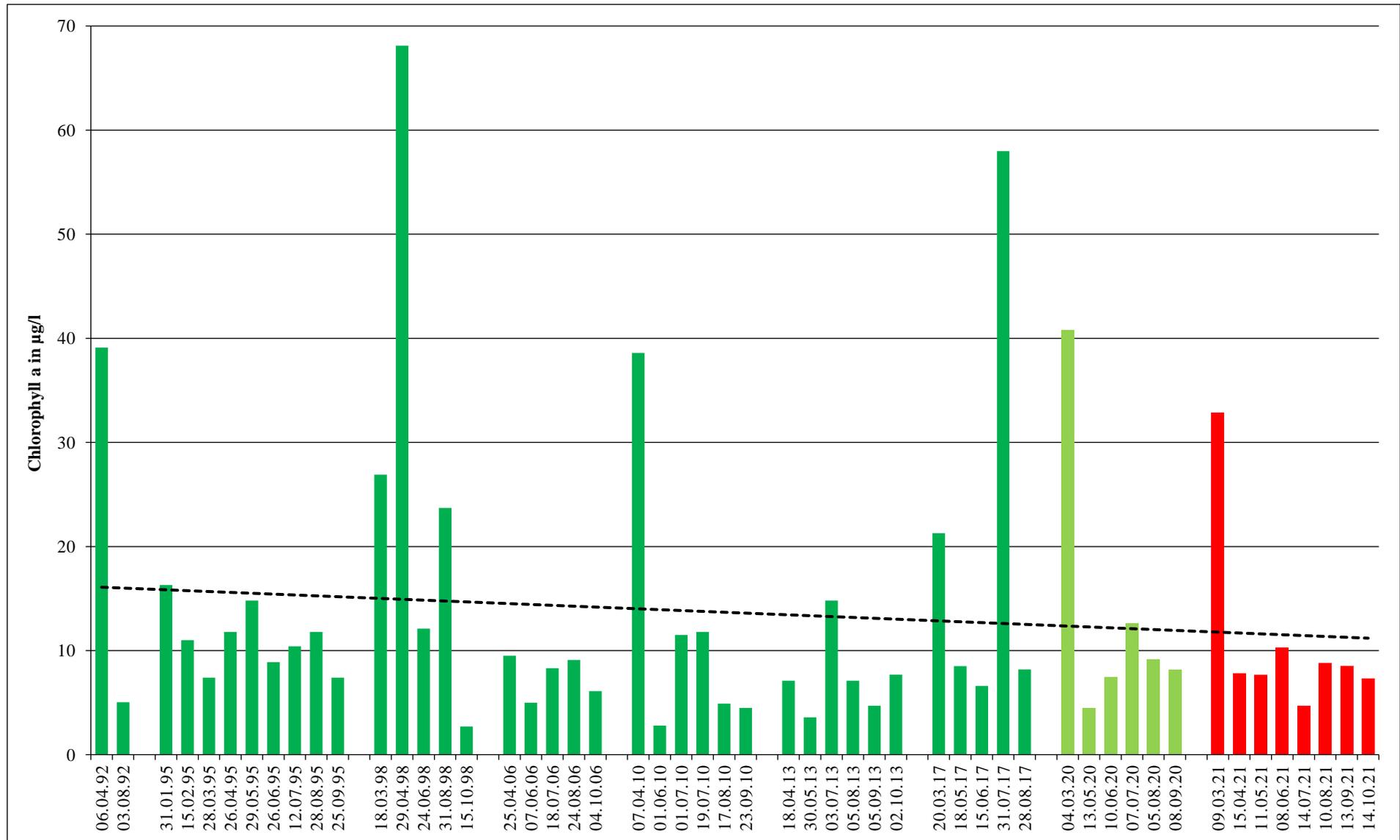


Abb.5.1-110: Entwicklung der Chlorophyll a-Werte im Lankower See an MST1 (hellgrün: 2020; rot: 2021)

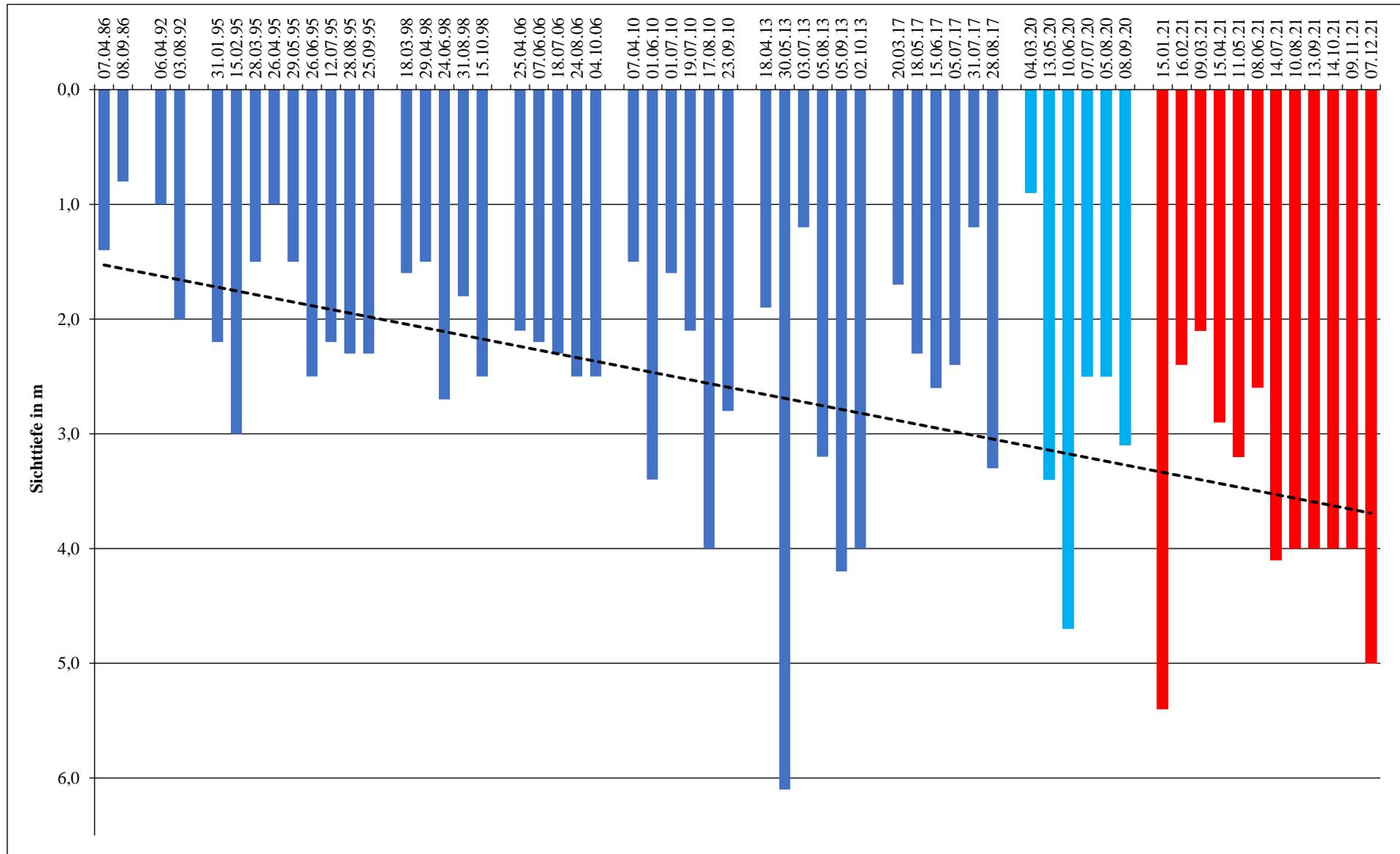


Abb.5.1-111: Entwicklung der Sichttiefe im Lankower See an MST1 (hellblau: 2020; rot: 2021)

Die Trophiesituation des Lankower Sees zeigt im Prinzip eine Stagnation seit 1995 (Tab. 5.1-4). Der See schwankt zwischen dem Zustand schwach und stark eutroph (e1 bzw. e2). 2010 konnte der See mit „schwach eutroph“ (e1) seinen bisher besten trophischen Zustand (seit Aufnahme der Trophiesituation) erreichen. Die trophische Situation wird in den letzten Jahren allerdings durch die starke Makrophytendominanz verschleiert. Der See ist, betrachtet man die Nährstoffkonzentrationen gesondert, durchaus an der Grenze zum polytrophen Zustand. Der Referenzzustand des Sees ist nach seinem Seetyp (10.1) und nach der Seebeckenmorphometrie im Bereich von mesotroph (m1/m2) anzusehen (RIEDMÜLLER et al. 2013). Dazu wäre ein Trophie-Indexwert nach LAWA (2014) von < 2,5 anzustreben. Dies erscheint nur durch eine aktive Senkung der Nährstoffzufuhr aus dem Umfeld (Zuläufe, Oberflächenerosion, Schichtenwasserzufluss) realistisch.

Tab.5.1-4: Trophie-Klassifizierung des Lankower Sees an MST1 (nach LAWA (1999/2014))
seit 1995; geschichtet, > 5 ha

Jahr	Trophie-Index (MST1)	Klassifizierung
1995	3,1	eutroph 2
1998	3,4	eutroph 2
2006	3,0	eutroph 2
2010	2,8	eutroph 1
2013	3,2	eutroph 2
2017	3,4	eutroph 2
2020	3,5	eutroph 2
2021	3,3	eutroph 2

5.1.3 FLORA UND FAUNA DES LANKOWER SEES

5.1.3.1 PLANKTON

5.1.3.1.1 METHODEN

Aus dem Lankower See sind im Jahr 2020 von März bis September insgesamt jeweils 6 Phyto- und Zooplanktonproben und im Jahr 2021 von März bis Oktober insgesamt jeweils 8 Phyto- und Zooplanktonproben an MST1 (tiefste Stelle) entnommen und untersucht worden. Die Zooplanktonproben wurden als Netzproben (30 l, verteilt über die Wassersäule, ggf. bis zur O₂-Sättigungsgrenze) an der tiefsten Stelle, die Phytoplanktonproben an gleicher Stelle als Misch-Vollproben entnommen, fixiert und im Labor qualitativ und quantitativ mikroskopisch ausgewertet.

5.1.3.1.2 ERGEBNISSE

Die Zählprotokolle aller Einzelproben sowie die Artenlisten und die Zusammenstellungen der an den einzelnen Probenahmeterminen jeweils ermittelten Individuenzahlen und Biomassen sind im Anhang beigefügt. An dieser Stelle seien nur die wichtigsten Grundaussagen hervorgehoben. Abb.5.1-112 bis Abb.5.1-115 fassen jeweils die Entwicklung des Phytoplanktons, Abb. 5.1-116 bis Abb.5.1-122 die Entwicklung des Zooplanktons im Lankower See im Beobachtungszeitraum zusammen.

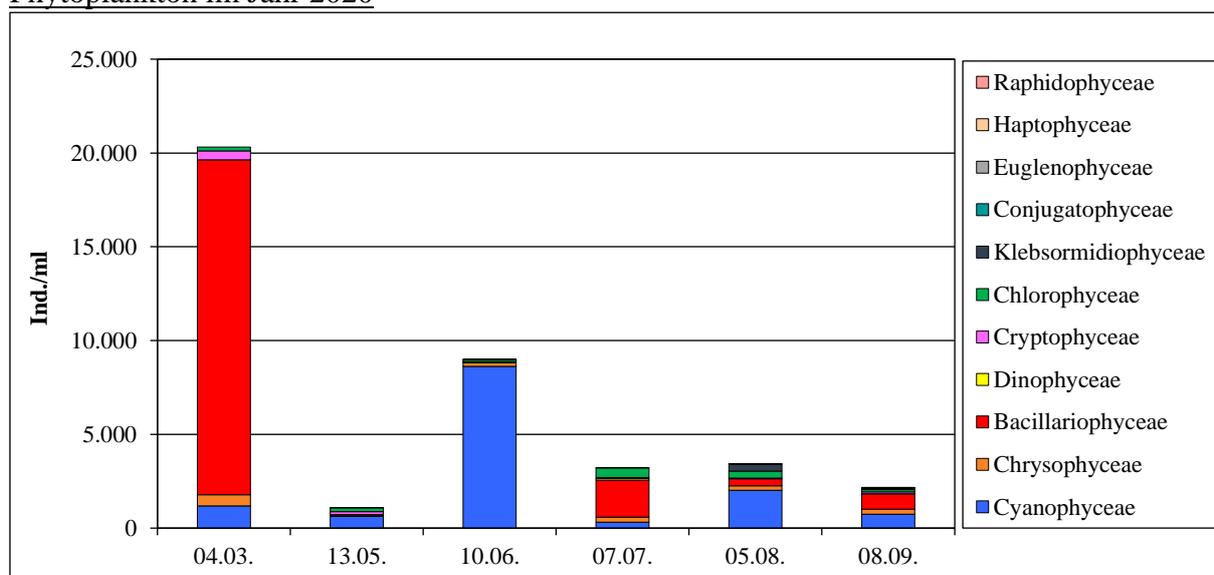
Phytoplankton im Jahr 2020

Abb.5.1-112: Phytoplanktonabundanzen im Lankower See 2020

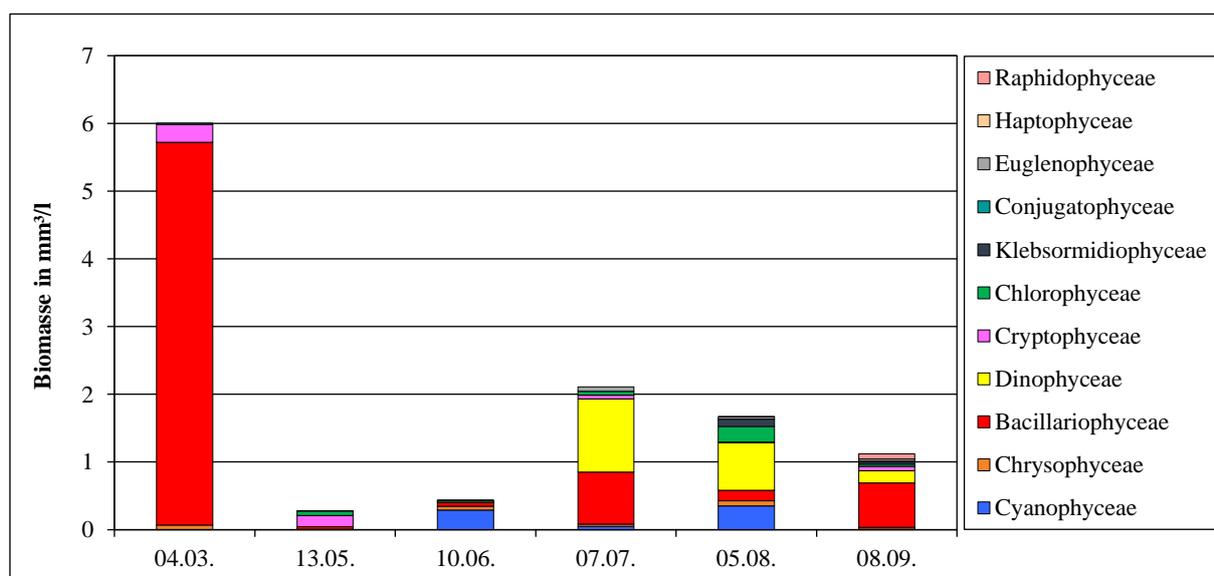


Abb.5.1-113: Phytoplanktonbiomassen im Lankower See 2020

Im Lankower See stellten die Diatomeen (etwa 63 % der saisonalen Gesamtbiomasse; Blüte im März) im Jahr 2020 mit Abstand den Hauptanteil des Phytoplanktons dar (v.a. *Asterionella*

formosa), gefolgt von den Dinophyceae (mit etwa 17 % der saisonalen Gesamtbiomasse; Blüten im Juli und August), vertreten durch die Art *Ceratium hirundinella*. Die Cyanophyceae stellten noch etwa 6 % und die Cryptophyceae etwa 5 % der saisonalen Gesamtbiomasse.

Interessant ist, dass Blüten der Dinophyceae, gerade von *Ceratium hirundinella*, schon aus den Jahren 1997 und 1998 bekannt sind (Altdaten, MKLLU Seenprogramm M-V). Da sich diese über Dauerstadien im Sediment vermehren, zeigt dies, dass auch nach solch langer Zeitspanne von über 25 Jahren das Potenzial bestimmter Planktonarten erhalten bleiben kann.

Neben den dominierenden Diatomeen und Dinophyceae gab es 2020 teilweise etwas höhere Anteile an Chlorophyceae im August (etwa 4 % der saisonalen Gesamtbiomasse). Bei den Chlorophyceae waren es verschiedene Monoraphidium- und Scenedesmus-Arten sowie Pedicestrum spp. Die Cryptophyceae stellten im März und Mai anteilig etwas höhere Biovolumina. Insgesamt lag das saisonale Biovolumen der einzelnen Algenklassen im Jahr 2020 auf Referenzniveau für den Seetyp 10.1 ($< 0,4 \text{ mm}^3/\text{l}$), bis auf die dominante Algenklasse der Diatomeen, die mit $1,1 \text{ mm}^3/\text{l}$ deutlich darüber lag. Die Chrysophyceae waren mit etwa 2,2 % Anteil an der saisonalen Gesamtbiomasse unterrepräsentiert, auf Referenzniveau wären 3-7 % typisch.

Die durchschnittliche saisonale Gesamtbiomasse lag 2020 mit etwa $1,9 \text{ mm}^3/\text{l}$ über dem Referenzniveau ($< 1,5 \text{ mm}^3/\text{l}$). Die Chlorophyll a-Werte bewegten sich im Jahresverlauf zwischen $5,8 \mu\text{g/l}$ im Mai und Juni sowie $47,8 \mu\text{g/l}$ im März. Der saisonale Mittelwert lag bei $14,9 \mu\text{g/l}$. Damit ist die durchschnittliche saisonale Chlorophyll a-Konzentration im Vergleich zum Referenzniveau des Seetyps 10.1 ($< 5,4 \mu\text{g/l}$) als erhöht anzusehen.

In der Summe war das Phytoplankton des Lankower Sees im Jahr 2020 mit > 50 Taxa als relativ artenreich anzusehen.

Phytoplankton im Jahr 2021

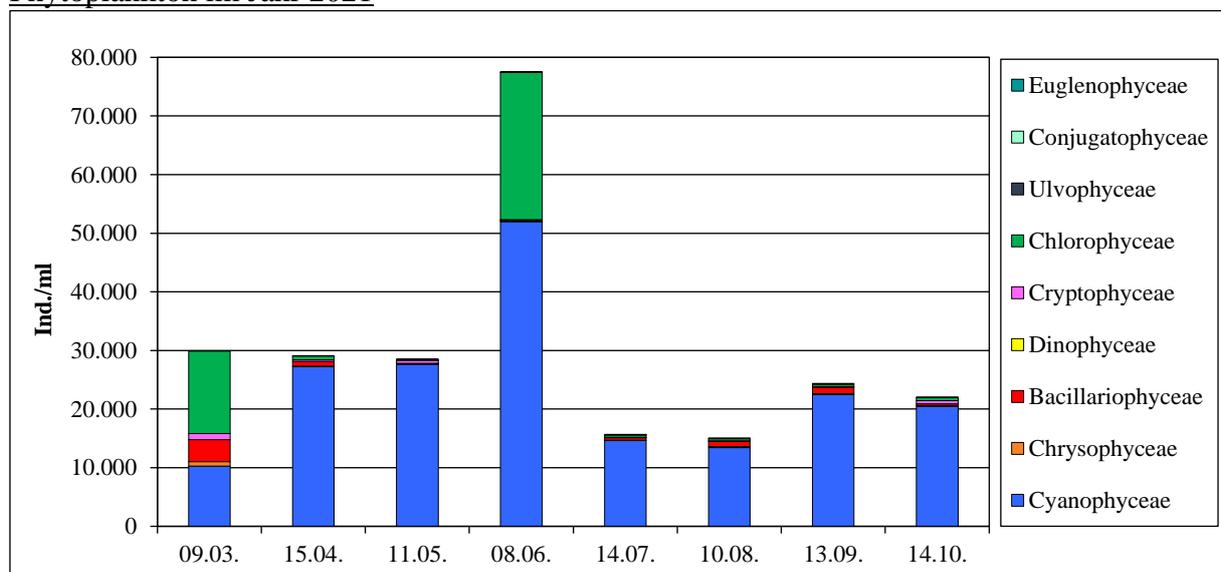


Abb.5.1-114: Phytoplanktonabundanzen im Lankower See 2021

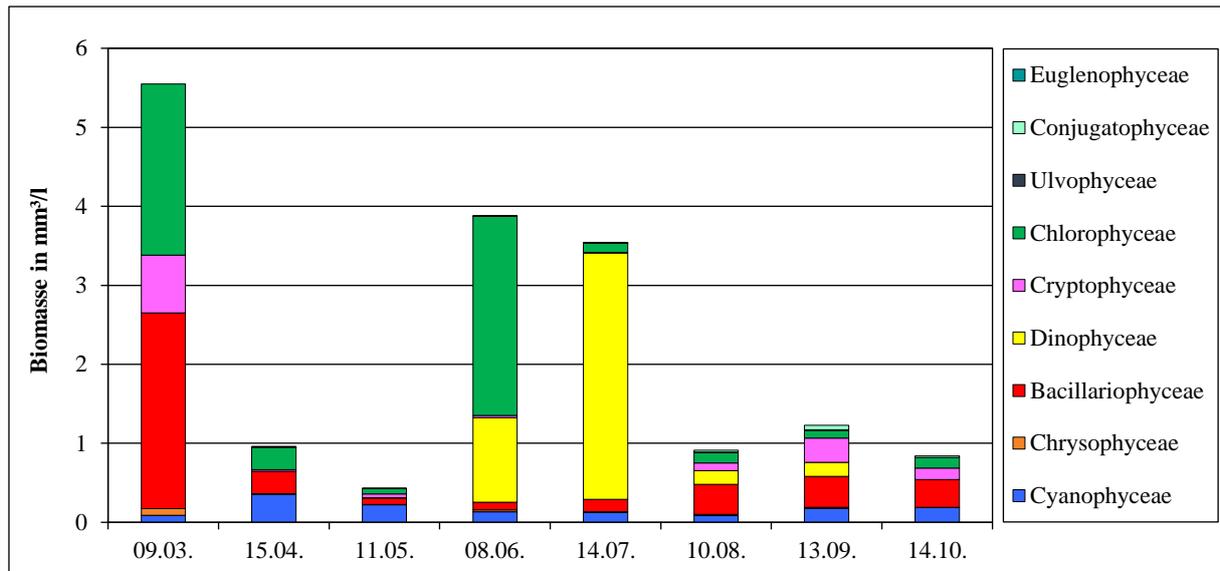


Abb.5.1-115: Phytoplanktonbiomassen im Lankower See 2021

Im Jahr 2021 zeigte sich ein etwas anderes Bild als im Jahr 2020, sowohl bei den Abundanzen als auch bei der Biomasse. Bei den Abundanzen traten im Jahr 2021 die Blaualgen (höchste Zellzahlen erreichen *Chroococcus*-Arten) viel deutlicher hervor als noch im Jahr 2020, was sich in maximalen Zellzahlen von > 50.000 (Juni) darstellte. Auffallend ist auch die deutliche Zunahme der Chlorophyceae (Grünalgen) im Frühjahr und Sommer (Juni). Die Diatomeen waren hinsichtlich der Zellzahlen nicht mehr so stark vertreten, die höchste Häufigkeit wurde dennoch im Frühjahr erreicht.

Bei der Biomasse waren im März die Diatomeen mit $2,47 \text{ mm}^3/\text{l}$ (24,3 % der mittleren saisonalen Gesamtbiomasse) und die Grünalgen mit $2,16 \text{ mm}^3/\text{l}$ (31,8 % der mittleren saisonalen Gesamtbiomasse) am stärksten vertreten. Damit war die Diatomeenblüte im Jahr 2021 nur halb so stark wie noch 2020. Die Grünalgen stellten nun praktisch die Hälfte der Frühjahrsblüte, das Biovolumen blieb im März mit etwa $5,5 \text{ mm}^3/\text{l}$ auf ähnlichem Niveau wie 2020. Im Juni erfolgte im Jahr 2021 nochmals eine Grünalgenblüte. Die Dinophyceae stellten dagegen im Juli mit etwa $3,11 \text{ mm}^3/\text{l}$ (26,1 % der mittleren saisonalen Gesamtbiomasse) die höchsten Biomasse-Anteile. 2020 traten höhere Biovolumina der Dinophyceae ebenfalls im Juli, aber auch noch im August, auf. Das starke Auftreten war, wie schon 2020 und in Vorjahren, vermutlich auf das Vorkommen von Dauerstadien im Sediment zurückzuführen (Altdaten, MKLLU Seenprogramm M-V). Die Blaualgenbiomasse blieb mit im Saisonmittel $0,17 \text{ mm}^3/\text{l}$ (7,9 % der mittleren saisonalen Gesamtbiomasse) niedrig. Die Cryptophyceae waren im Frühjahr mit etwa $0,73 \text{ mm}^3/\text{l}$ (7,9 % der mittleren saisonalen Gesamtbiomasse) am stärksten vertreten.

Bei den Biovolumina der einzelnen Algenklassen lagen im Jahr 2021 die Diatomeen ($0,53 \text{ mm}^3/\text{l}$), Chlorophyceae ($0,69 \text{ mm}^3/\text{l}$) und Dinophyceae ($0,56 \text{ mm}^3/\text{l}$) leicht über dem für den Seetyp angegebenen Referenzniveau von max. $0,4 \text{ mm}^3/\text{l}$. Die Chrysophyceae waren 2021 mit $< 1 \%$ Anteil an der saisonalen Gesamtbiomasse deutlich unterrepräsentiert, im Referenzzustand wären 3-7 % zu erwarten (RIEDMÜLLER et al. 2013). Die mittlere saisonale Gesamtbiomasse lag bei $2,16 \text{ mm}^3/\text{l}$ und damit ebenfalls über dem Referenzniveau von $< 1,5 \text{ mm}^3/\text{l}$ für

den Seetyp (10.1). Die Chlorophyll a-Konzentration war 2021 mit im Saisonmittel 11 µg/l im Vergleich zu 2020 zwar etwas niedriger, jedoch noch deutlich über Referenzniveau (< 5,4 µg/l).

PhytoSee-Berechnung für die Jahre 2020 und 2021

Die Berechnung mit dem EU-WRRL-konformen Bewertungstool PhytoSee Vers.7.1 (MISCHKE, RIEDMÜLLER und BÖHMER 2020) (Tab.5.1-5) ergab für das Jahr 2020 einen Indexwert von 3,18 und damit eine Bewertung als „mäßig“. Im Folgejahr 2021 ergab die Bewertung einen leicht besseren Indexwert von 2,78, aber dennoch eine „mäßig“ Bewertung. Die leichte „Verbesserung“ kann ihre Ursache auch in der massiven Makrophytendominanz im Jahr 2021 haben (Nährstoffaufnahme).

Tab.5.1-5: Indexwert und Gesamtbewertung des Phytoplanktons im Lankower See 2020 und 2021 mittels PhytoSee Vers.7.1 (2020)

Version-Programm	LAWA See_Typ	Typ_Nr	Gewässer-name	Jahr	PSI Phyto-See-Index	Gesamt-bewertung verbalstufig
PhytoSee 7.1 (2020)	10	PP 10.1	Lankower See	2020	3,18	mäßig
PhytoSee 7.1 (2020)	10	PP 10.1	Lankower See	2021	2,78	mäßig

Zooplankton im Jahr 2020

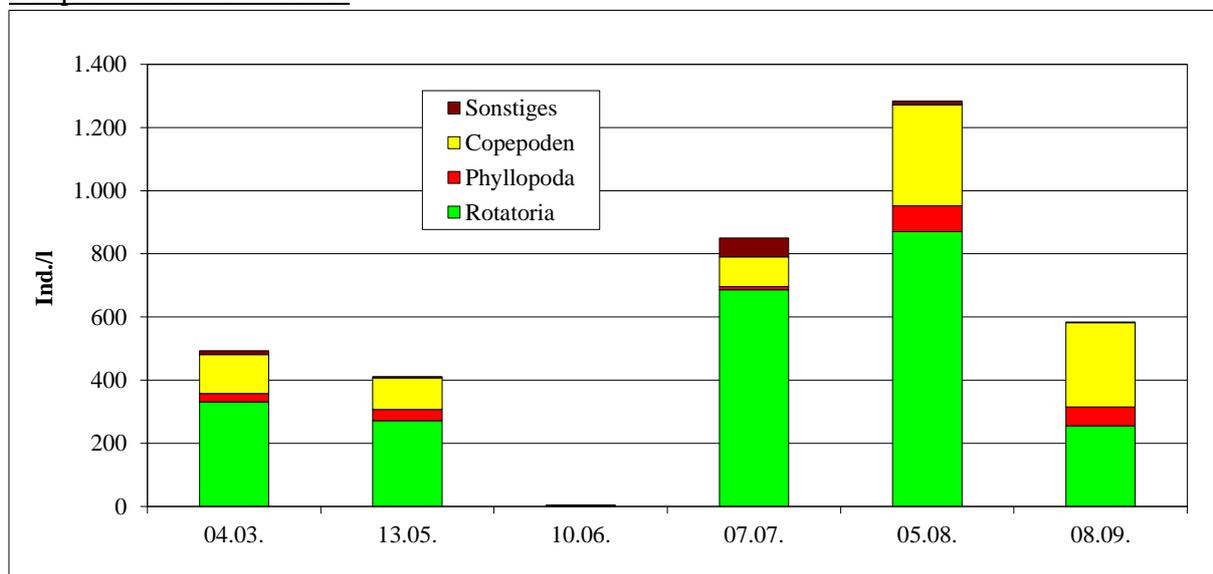


Abb.5.1-116: Zooplanktonabundanzen im Lankower See 2020

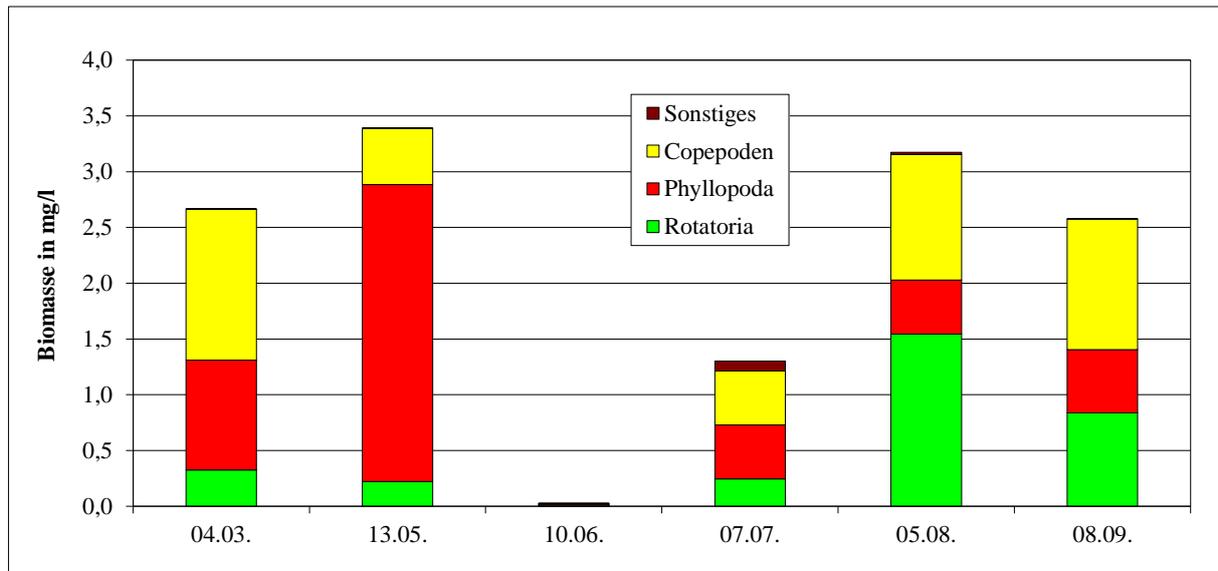


Abb.5.1-117: Zooplanktonbiomassen im Lankower See 2020

Vorwegzunehmen ist, dass die Juniprobe als nicht repräsentativ anzusehen ist, da Probleme bei der Fixierung der Zooplanktonprobe auftraten. Die nachfolgenden Einschätzungen beziehen sich demnach auf die übrigen Monate des Untersuchungszeitraums 2020 (die Gesamtbiomasse ist demnach unterschätzt).

Bezüglich der Abundanzen war das Zooplankton 2020, wie in eutrophen Gewässern zu erwarten, überwiegend von Rotatorien geprägt. Der Anteil der Rotatorien an der saisonalen Gesamtbiomasse lag bei etwa 24 %. Hohe Abundanzen erreichten die Arten *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Polyarthra dolichoptera*, *Polyarthra remata* sowie *Synchaeta* spp.

Bezogen auf die Biomasse waren die Copepoden (etwa 35 % der saisonalen Gesamtbiomasse) und Phyllopoden (39 % der saisonalen Gesamtbiomasse) deutlich stärker vertreten. Die Copepoden waren damit im Jahr 2020 etwas unterrepräsentiert, im Referenzzustand können > 50 %-Anteil am Biovolumen erwartet werden (zu beachten ist jedoch die fehlende Juniprobe). Die Hauptarten bei den Copepoden waren die Arten *Cyclops strenuus* und *Paracyclops fimbriatus* (cyclopid) sowie *Eudiaptomus gracilis* (calanoid). Eine starke Cladoceren-Entwicklung war im Mai zu verzeichnen, vor allem von *Daphnia longispina* und *Daphnia cucullata* getragen. Das Auftreten dieser eher kleineren Daphnien-Arten kann als Hinweis auf einen hohen Prädationsdruck, durch z.B. Fische, gewertet werden, aber auch die Nahrungsqualität (Phytoplanktonzusammensetzung) kann eine entscheidende Rolle spielen. Das Jahresmittel der saisonalen Zooplanktonbiomasse im Jahr 2020 lag bei etwa 2,2 mm³/l (Gesamtbiomasse von 13,1 mm³/l), was, trotz fehlender Juniprobe, einen relativ niedrigen Wert darstellt. Die Artenanzahl lag mit > 40 Arten auf einem mittleren Niveau (> 20 Rotatorienarten). Im Referenzzustand des Seetyps kann die Zooplanktongemeinschaft, vor allem die der Rotatorien, sehr artenreich (> 50 Arten) ausgebildet sein.

Abb.5.1-118 zeigt das Ergebnis der kombinierten Auswertung der Planktondaten (für den maßgebenden Bewertungszeitraum 24.06.-07.10.) für das Jahr 2020 mit dem Bewertungstool PhytoLoss 3.1 (2021). Die nicht repräsentative Juniprobe ist auf Grund der frühen Probenahme (10.06.) nicht berücksichtigt und hat daher keine Auswirkungen auf die Berechnung.

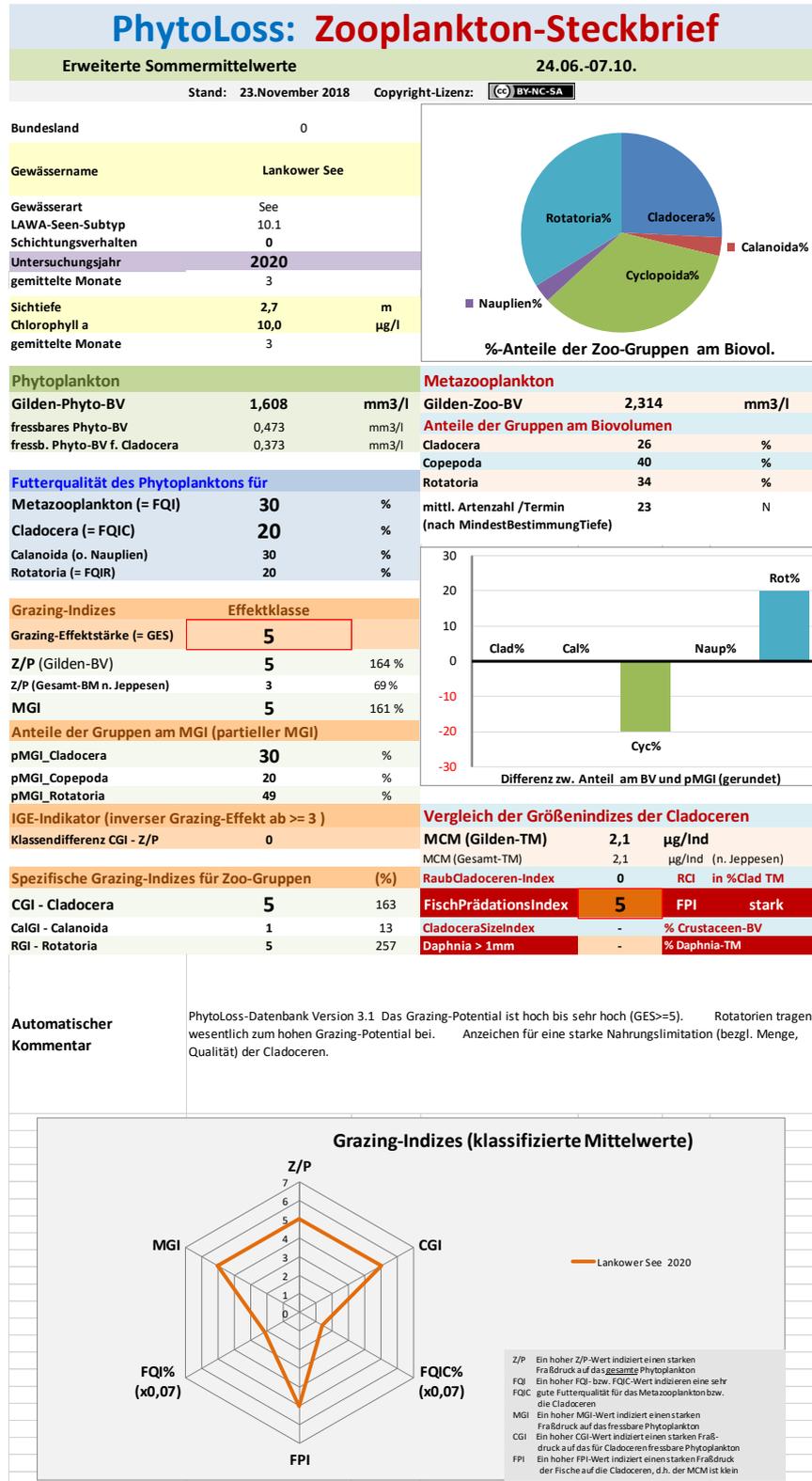


Abb.5.1-118: Steckbrief mit Radardiagramm des Zooplanktons im Lankower See im Jahr 2020 nach PhytoLoss 3.1 (2021)

Die Berechnung weist folgenden Kommentar zu den Daten aus:

Das Grazing-Potential ist hoch bis sehr hoch ($GES \geq 5$). Rotatorien tragen wesentlich zum hohen Grazing-Potential bei. Anzeichen für eine starke Nahrungslimitation (bzgl. Menge, Qualität) der Cladoceren.

Dies spiegelt sich auch im Auftreten eher kleinerer Phyllopodenarten (*Daphnia longispina* bzw. *Daphnia cucullata*) wider, wofür ebenfalls die geringe Nahrungsqualität ursächlich sein kann. Auch der Fraßdruck auf die Cladoceren wird durch den Fischprädaionsindex mit „stark“ angegeben. Auch dies wirkt sich auf das Vorkommen größerer Phyllopodenarten nachteilig aus.

Zooplankton im Jahr 2021

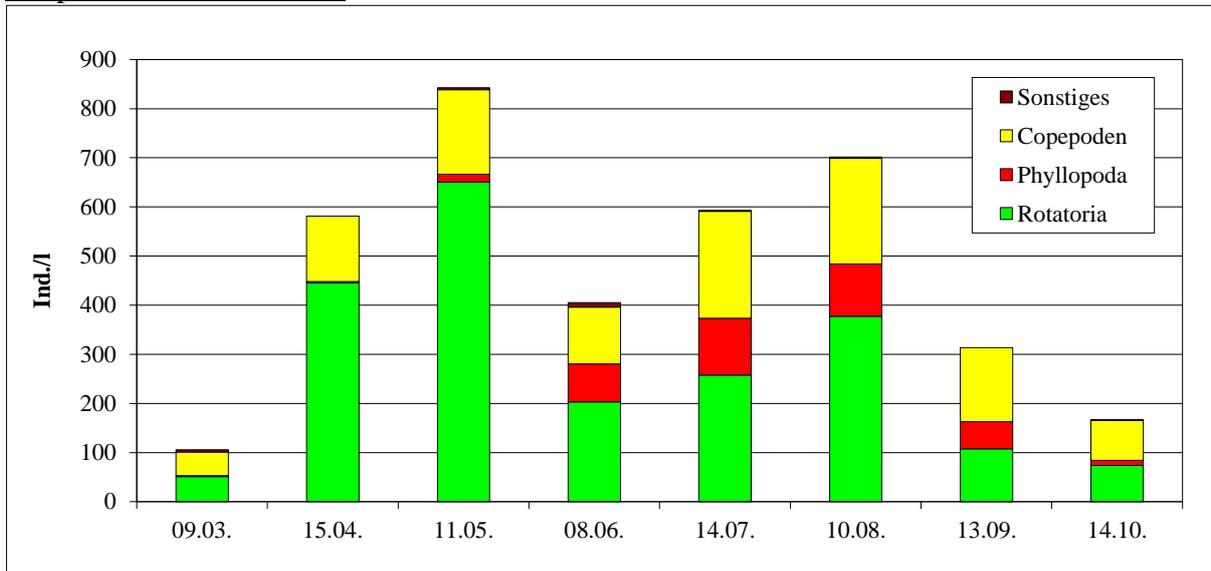


Abb.5.1-119: Zooplanktonabundanzen im Lankower See 2021

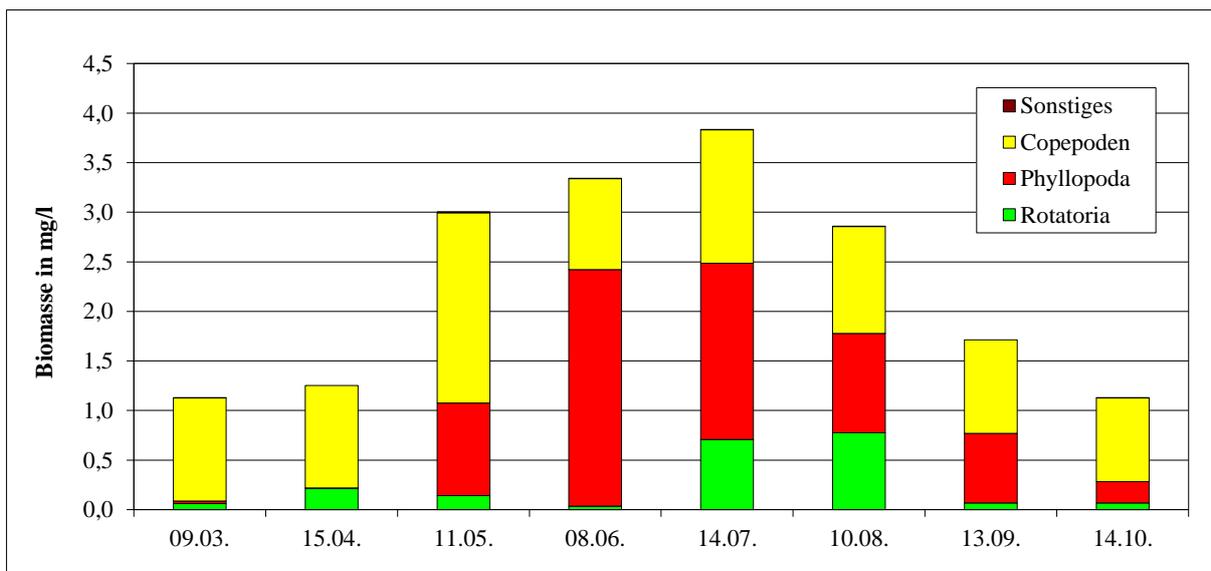


Abb.5.1-120: Zooplanktonbiomassen im Lankower See 2021

Das Zooplankton im Lankower See war bei den Abundanzen im Jahr 2021, wie im Jahr 2020, von den Rotatorien geprägt (Abb.5.1-119). Allerdings ist festzustellen, dass die Copepoden und auch die Phyllopoden 2021 einen größeren Anteil der Individuenzahlen stellten. Auffallend ist dies vor allem im Juli und August. Insgesamt sind die Abundanzen des Zooplanktons jedoch niedriger als noch 2020. Die häufigsten Arten bei den Rotatorien waren 2021 *Polyarthra dolichoptera*, *Keratella cochlearis* und *Conochilus unicornis*.

Bei der Biomasse zeigte sich ein deutlich größerer Anteil der Phyllopoden (38,6 % der mittleren saisonalen Biomasse), vor allem im Sommer. Dabei waren einige Taxa im Saisonverlauf stärker vertreten: *Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata*, *Daphnia longispina*, *Ceriodaphnia quadrangula* und *Diaphanosoma brachyurum*. Wie auch im Jahr 2020 waren vor allem kleinere Daphnienarten vorherrschend (Prädationsdruck oder Nahrungslimitation). Die Copepoden stellten über das ganze Jahr hohe Anteile der Biomasse (49,9 % der mittleren saisonalen Biomasse). Die häufigste Art war mit *Cyclops strenuus* ein cyclopoider Vertreter. Als häufigste calanoide Art trat *Eudiaptomus gracilis* auf. Mit fast 50 % Anteil der Copepoden an der mittleren saisonalen Gesamtbiomasse lag die Zusammensetzung des Zooplanktons im Jahr 2021 näher am Referenzzustand für den Seetyp. Die mittlere saisonale Biomasse lag mit etwa 2,2 mm³/l (Gesamtbiomasse von 18,26 mm³/l) auf gleichem Niveau wie 2020 und ist als eher niedrig einzuschätzen. Bezüglich der Artenanzahl war mit > 50 Arten (davon etwa 30 Rotatorienarten) eine etwas diversere Zooplanktongemeinschaft vorhanden. Dem Seetyp entsprechend stellte dies weiterhin ein mittleres Niveau dar, wobei im Referenzzustand bis zu 50 Rotatorienarten auftreten können.

Abb.5.1-121 und Abb.5.2-122 zeigen die Bewertungsergebnisse mit dem Tool PhytoLoss 3.1. Das Gesamtergebnis weist ein hohes Grazing-Potential der Zooplanktongemeinschaft aus. Anders als im Jahr 2020 wird das Vorkommen von eher kleineren Daphnienarten bzw. Individuen nicht auf eine Nahrungslimitation zurückgeführt, sondern auf einen höheren Prädationsdruck durch Fische.

Die Berechnung weist folgenden Kommentar zu den Daten aus:

Das Grazing-Potential ist hoch bis sehr hoch (GES ≥ 5). Der FPI (Fisch-Prädations-Index) ist sehr hoch ≥ 6 , d.h. die Cladoceren sind klein. Sie haben trotzdem ein hohes Grazing-Potential (GES ≥ 05). Hoher Prädationsdruck durch Fische und/oder abiotischer Stress sind mögliche Ursachen. Während intensiver Wachstumsphasen (z.B. Frühjahr) kann auch die Dominanz von Juvenilstadien verantwortlich sein.

Die Radardiagramme (Abb.5.1-122) der Zooplanktodynamik im Saisonverlauf für das Jahr 2021 werden nachfolgend interpretiert.

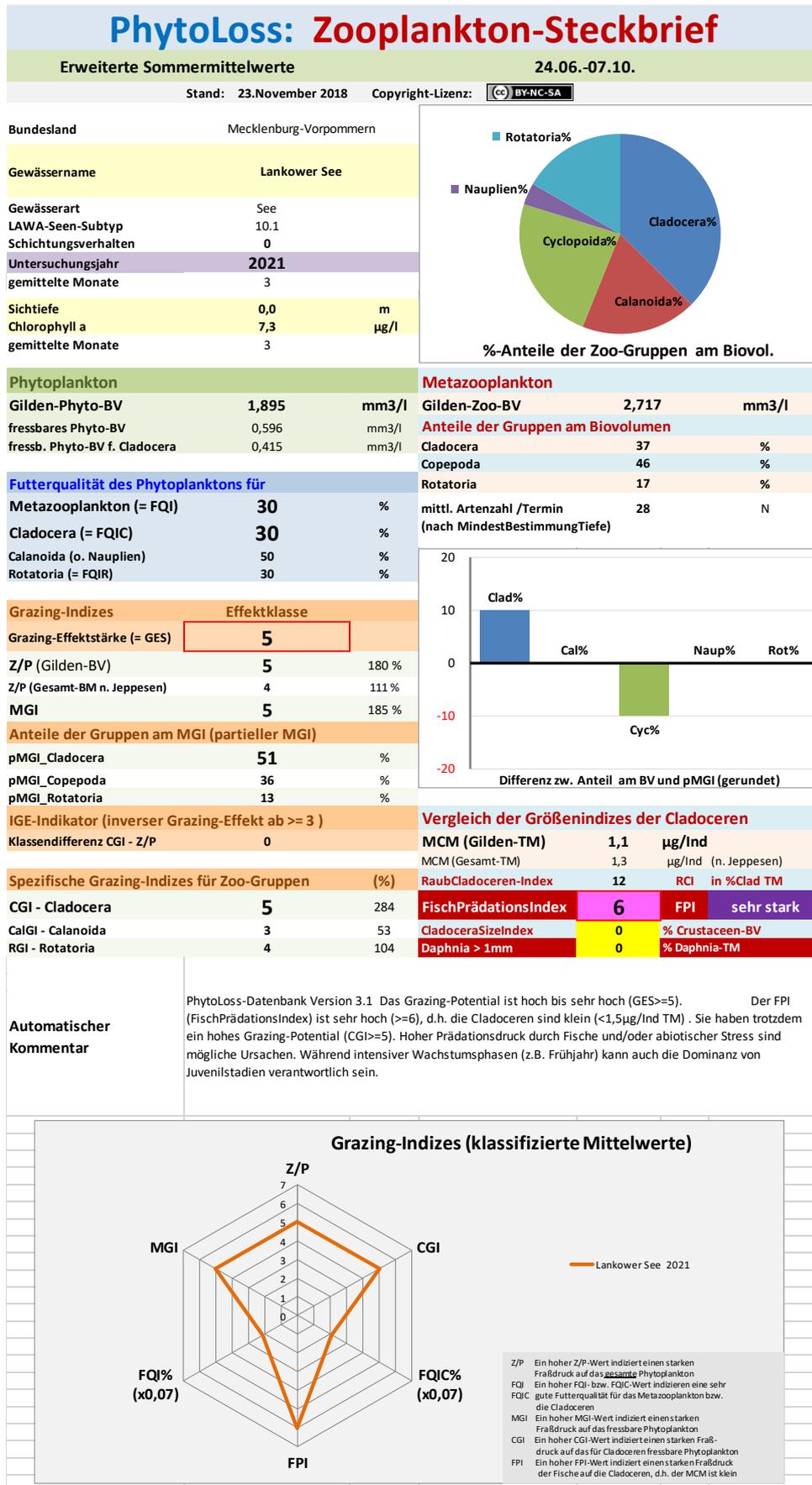


Abb.5.1-121: Steckbrief mit Radardiagramm des Zooplanktons im Lankower See im Jahr 2021 nach PhytoLoss 3.1 (2021)

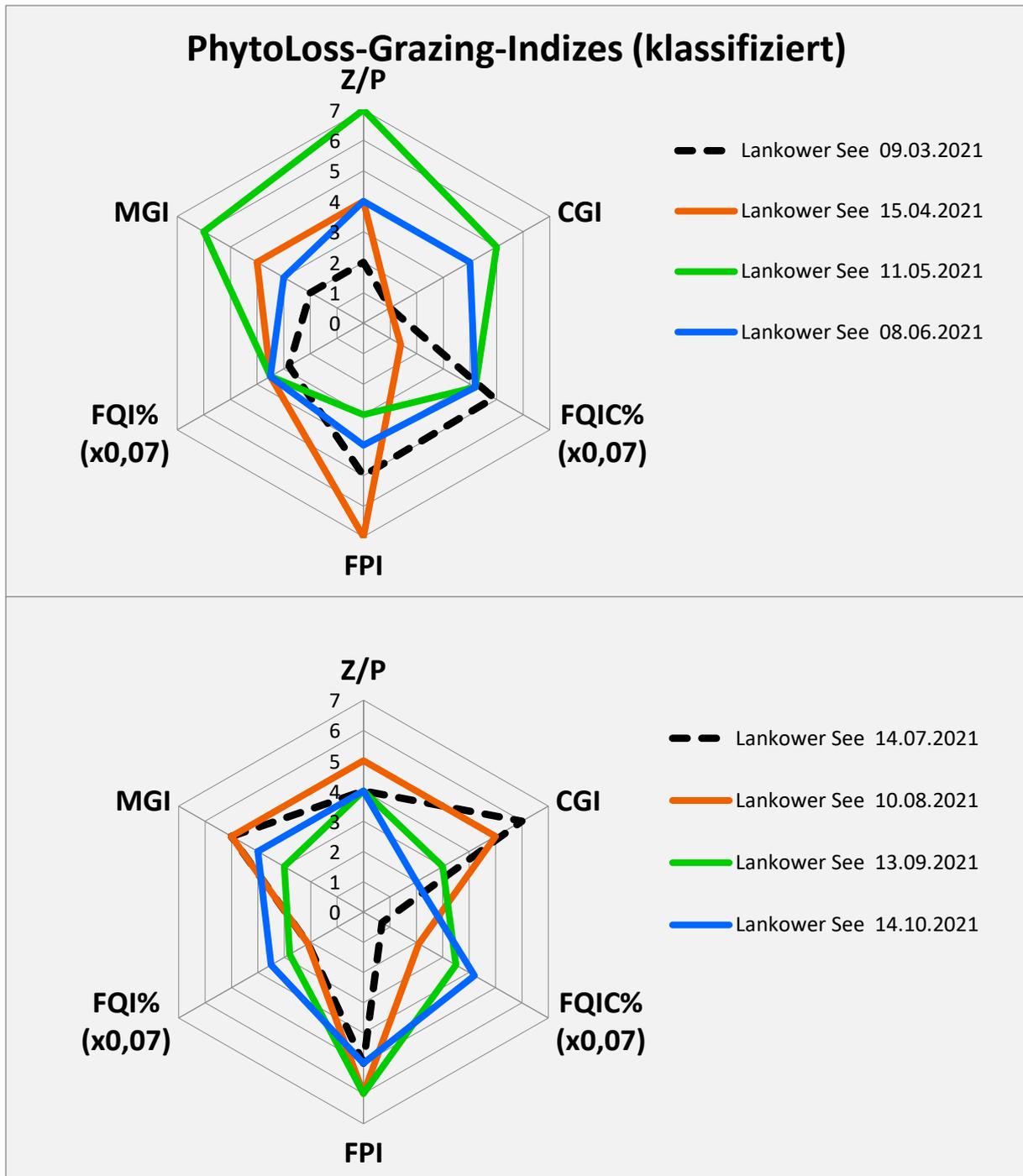


Abb.5.1-122: Einzelne Radardiagramme des Zooplanktons im Lankower See im Jahr 2021 nach PhytoLoss 3.1 (2021)

Im Frühjahr (März) zeigte sich die Zooplanktongemeinschaft noch in der Entwicklungsphase. Die Futterqualität (FQI) war im Frühjahr insgesamt nur mäßig ausgeprägt, die Futterqualität für die Cladoceren (FQIC) jedoch bereits gut. Im April traten zunächst die Rotatorien und Copepoden durch ein höheres Grazing-Potential (Z/P bzw. MGI) stärker hervor. Die Cladoceren waren noch weniger stark entwickelt. Im Mai stellte sich dann ein hoher Fraßdruck auf das Phytoplankton durch das Zooplankton ein (Z/P), die Rotatorien und die Copepoden lagen noch vor den Cladoceren. Im Juni zeigte sich das Grazing-Potential des Zooplanktons allgemein wieder

etwas niedriger, die Futterqualität (FQI/FQIC) des Phytoplanktons blieb relativ hoch. Zunehmend war jedoch ein höherer Prädationsdruck durch Fische festzustellen (FPI). Die Cladoceren zeigten im Juli dann ihre stärkste Ausprägung, ihr Fraßdruck auf das Phytoplankton stieg stark. Die Futterqualität (FQIC) sank drastisch, vermutlich auf Grund des hohen Grazing-Potentials (CGI). Das für Cladoceren fressbare Phytoplankton erholte sich im August etwas, der Index der Futterqualität (FQIC) stieg leicht an. Ansonsten bestand aber durch das gesamte Metazooplankton weiterhin ein recht hohes Grazing-Potential. Im September fiel das Grazing-Potential hingegen ab, der Fraßdruck durch Fische (FPI) stieg erneut an. Das fressbare Phytoplankton nahm im Oktober wieder zu. Der Fraßdruck bzw. das Grazing-Potential des Zooplanktons, vor allem der Copepoden und Rotatorien, stieg wieder leicht, erreichte aber gegen Ende der Saison nur noch mäßig hohe Werte.

Entwicklung der Planktongemeinschaft

Das Phytoplankton zeigt seit 1998, mit Ausnahme des Jahres 2013 (vermutlich Ausreißer, nicht repräsentativ), hohe Gesamtbiovolumina von $> 10 \text{ mm}^3/\text{l}$ (Abb.5.1-123). In den Jahren 1992 und 1995 sind nur wenige Probenahmeterminale verfügbar, so dass diese Jahre unter Vorbehalt zu sehen sind. Insgesamt ist bei der Zusammensetzung ein auffallender Trend von den Cryptophyceen hin zu den Cyanophyceen (2010 und 2017) und schließlich den Chlorophyceen (2021) zu sehen. Die stark makrophytendominierten Jahre 2020 und 2021 zeigen, dass sich der Anteil an Cyanophyceen im Vergleich zu den Vorjahren deutlich reduziert hat. Die Dinoflagellaten waren schon immer stark vertreten (mögliche Dauerstadien im Sediment), jedoch besonders im Jahr 2021. Die Diatomeen kommen nach dem Jahr 2010 auch in den Jahren 2020 und 2021 wieder stärker zur Geltung. Der Trend hin zu den Grünalgen (weniger Blaualgen und Cryptophyceen) könnte auf ein verändertes Nährstoffangebot (N/P-Verhältnis) zurückzuführen sein. Die Chrysophyceen waren zuletzt im Jahr 2010 stärker und auch im Jahr 2017 noch in nennenswertem Umfang vertreten.

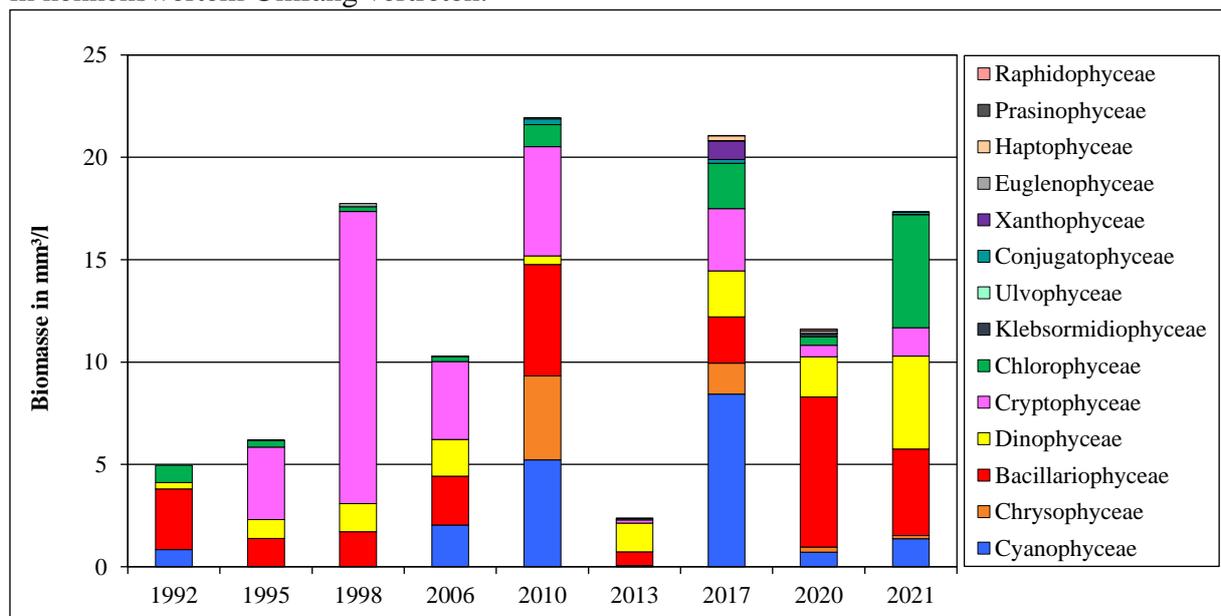


Abb.5.1-123: Entwicklung der Biomasse und der Zusammensetzung des Phytoplanktons im Lankower See seit 1995

Zur Entwicklung des Zooplanktons sind nur ältere Daten von 1992 bis 1998 verfügbar. Auf Grund der begrenzten Anzahl an Probenahmeterminen sind in Abb.5.1-124 die Mittelwerte der Gesamtbiomasse dargestellt. Jedoch führt auch dies dazu, dass die Biomasse älterer Jahre etwas unterschätzt wird. Die Verhältnisse zeigen jedoch, dass die Copepoden in ihrer Biomasse relativ stabil geblieben sind. Die Phyllopoden waren früher weniger stark vertreten, können aber mittlerweile trotz hohem Prädationsdruck größere Biomasseanteile stellen. Vermutlich trägt hierzu auch die starke Makrophytenbesiedlung in den letzten Jahren bei. Die Rotatorien haben etwas an Anteilen verloren. Anhand der mittleren Biomasse scheinen die letzten beiden Jahre wieder eine leicht positive Entwicklung anzudeuten, auch wenn der große Zwischenzeitraum dazu keine gesicherte Aussage treffen lässt.

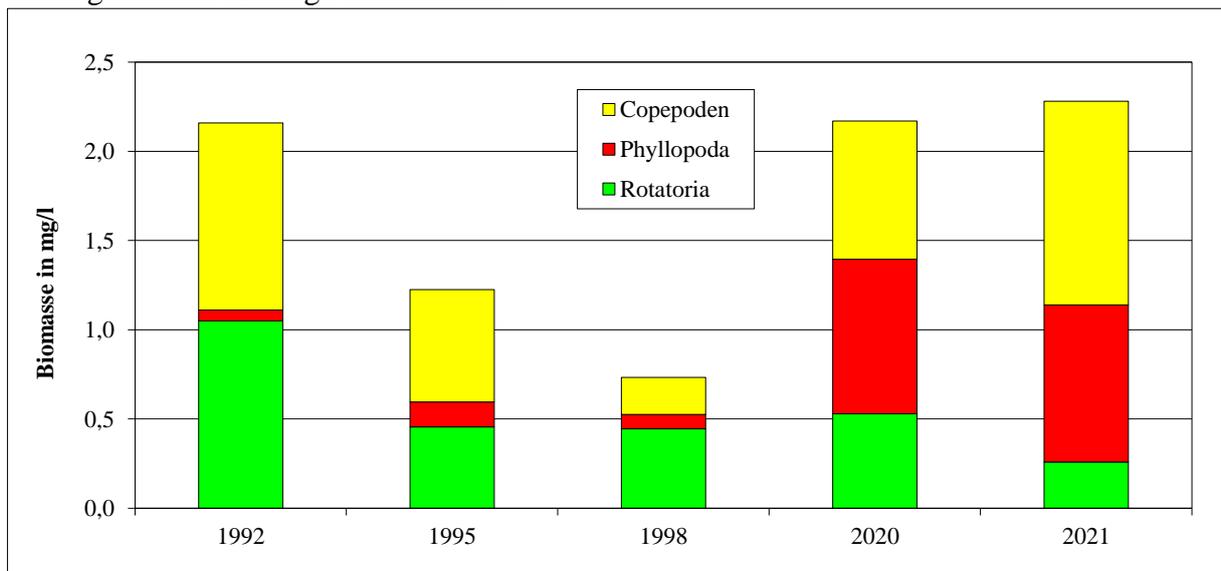


Abb.5.1-124: Entwicklung der Biomasse (MW) und der Zusammensetzung des Zooplanktons im Lankower See seit 1995

5.1.3.2 MAKROPHYTEN

5.1.3.2.1 METHODEN

Zur Erfassung des Makrophytenbestands im Lankower See wurden am 12.08.2020 der gesamte Uferbereich des Sees mit dem Boot abgefahren und auf 6 jeweils 30 m breiten Transekten und an 9 Zwischenstationen mit Echolot und Teleskopharke sowie leichter Taucherei die vorkommenden Makrophyten aufgenommen und gemäß der Verfahrensvorschrift zur Makrophytenbewertung nach EU-WRRL (PHYLIB-Verfahren) ausgewertet. Abb.5.1-125 zeigt die Lage der untersuchten Transekte und Zwischenstationen.

Die taxonomische Ansprache der Arten erfolgte nach ROTHMALER et al. (2002) bzw. KRAUSCH (1996); weiterhin wurde der Bestimmungsschlüssel von VAN DEN WEYER & SCHMIDT (2012) verwendet.

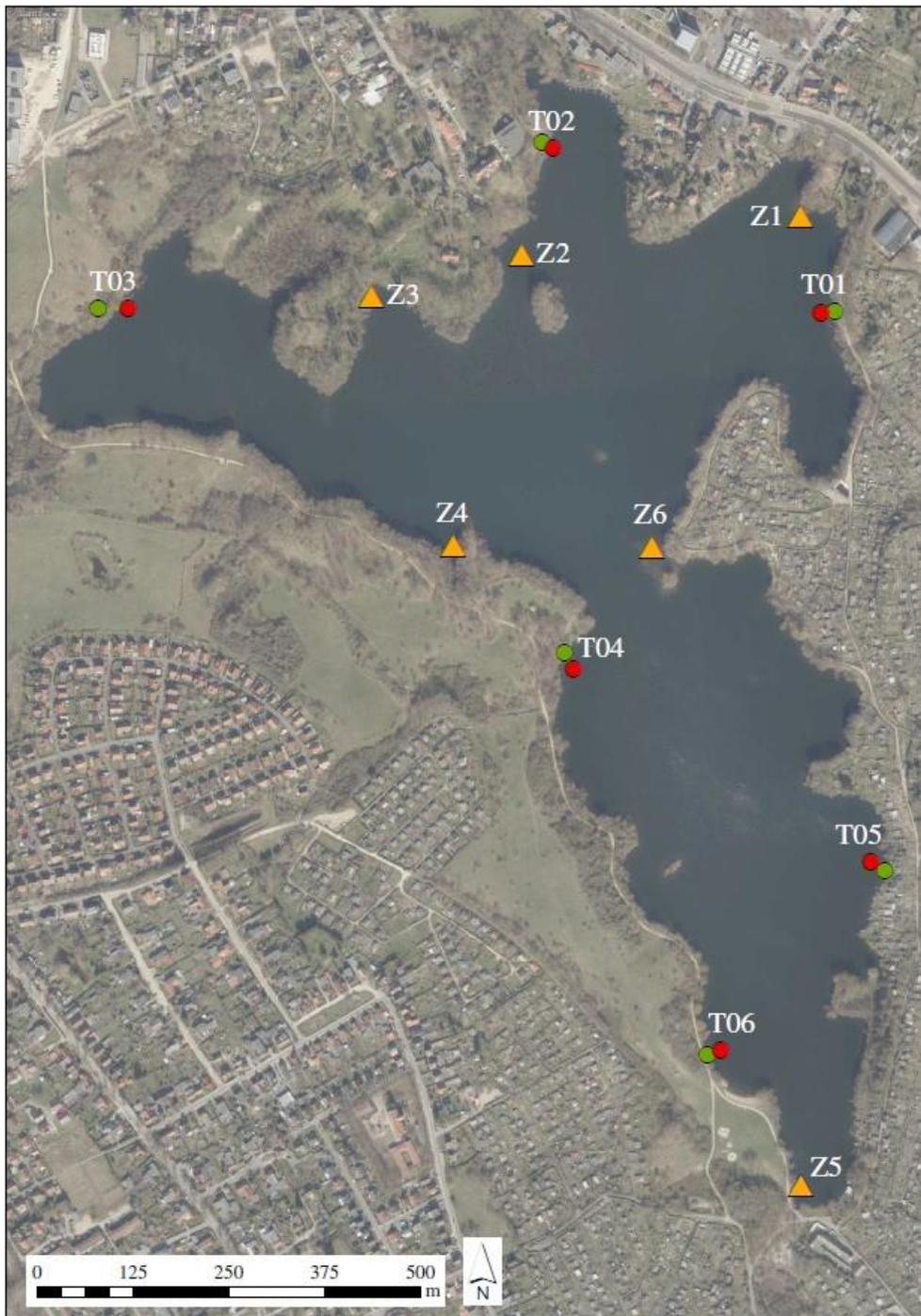


Abb.5.1-125: Lage der untersuchten Transekte und Zwischenstationen im Lankower See 2020

5.1.3.2.2 ERGEBNISSE

Die Einzelergebnisse für die 6 Transekte und 9 Zwischenstationen sind in Form der Kopien der Originalprotokolle im Anhang enthalten. Des Weiteren gibt es im digitalen Anhang ein Fotoarchiv, in dem unter anderem für jeden Schnitt/Transekt ein Foto in Richtung Ufer und ein Foto in Richtung offenes Gewässer vorliegt.

Artenspektrum

Bei der Kartierung am 12.08.2020 wurden insgesamt 21 Arten im See und Uferbereich aufgenommen, wovon 9 Arten als submers wachsend einzustufen sind (Tab.5.1-6).

Tab.5.1-6: Liste der in den Transekten und an den Zwischenstationen im Lankower See 2020 gefundenen Makrophytenarten

DV-Nr.	Taxa	Habitus*	RL-MV**
2066	<i>Acorus calamus</i>	e	
2884	<i>Alnus glutinosa</i>	e	
2188	<i>Carex riparia</i>	e	
2014	<i>Ceratophyllum demersum</i>	s	
2270	<i>Elodea nuttallii</i>	s	
2793	<i>Epilobium hirsutum</i>	e	
2064	<i>Glyceria maxima</i>	e	
2710	<i>Mentha aquatica</i>	e	
2005	<i>Myriophyllum spicatum</i>	s	V
7952	<i>Nitella mucronata</i>	s	V
7481	<i>Nitellopsis obtusa</i>	s	3
2021	<i>Nuphar lutea</i>	n	
2072	<i>Nymphaea alba</i>	n	
2022	<i>Phragmites australis</i>	e	
2041	<i>Potamogeton lucens</i>	s	
2023	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	s	
2664	<i>Potamogeton pusillus</i>	s	3
2024	<i>Ranunculus circinatus</i>	s	
2025	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	e	
2979	<i>Solanum dulcamara</i>	e	

* e = emers, s = submers, f-sb = Schwimmblattpflanze

** 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste

In Tab.5.1-7 sind die relativen Häufigkeiten aller submersen Arten aufgeführt. Häufigste und dominierende Art war die Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*), die in allen Transekten und an allen Zwischenstationen in größerer Anzahl (bis Stufe 4 = häufig) gefunden wurde. Daneben waren lokal größere Vorkommen von *Ranunculus circinatus* vorhanden. Auch kamen *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton lucens* und *Potamogeton perfoliatus* an einigen Probestellen häufiger vor. Abb.5.1-126 zeigt 2 der im Jahr 2020 am häufigsten nachgewiesenen submersen Wasserpflanzen im Lankower See.

Tab.5.1-7: Maximale relative Häufigkeit submerser Makrophyten in den Transekten (T) und an den Zwischenstationen (Z) im Lankower See 2020

DV-Nr.	Taxa (submers)	T1	T2	T3	T4	T5	T6	Z1	Z2	Z3	Z4	Z5	Z6	Z7	Z8	Z9
2270	<i>Elodea nuttallii</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
2024	<i>Ranunculus circinatus</i>				■			■			■				■	
2005	<i>Myriophyllum spicatum</i>		■								■		■	■		
2014	<i>Ceratophyllum demersum</i>				■	■		■								■
2023	<i>Potamogeton perfoliatus</i>					■								■	■	
2041	<i>Potamogeton lucens</i>				■		■								■	
2664	<i>Potamogeton pusillus</i>				■	■										
7481	<i>Nitellopsis obtusa</i>								■							
7952	<i>Nitella mucronata</i>												■			

höchste Häufigkeitsklassen

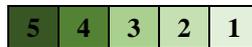


Abb.5.1-126: Häufig vorkommende submerse Makrophyten im Lankower See 2020; rechts: dichter Bestand an *Potamogeton perfoliatus*; links: Unterwasseraufnahme von *Elodea nuttallii*

Untere Verbreitungsgrenze

Die unteren Verbreitungsgrenzen (UVG) lagen in den Einzelschnitten zwischen 1,0 und 5,2 m (Tab.5.1-8). Dabei drang die Art *Elodea nuttallii* (Schmalblättrige Wasserpest) am tiefsten vor und bildete die untere Verbreitungsgrenze im Lankower See.

Tab.5.1-8: Lage der unteren Verbreitungsgrenzen (UVG in m) der submersen Makrophytenarten in den Transekten im Lankower See 2020

DV-Nr.	Taxa	T1	T2	T3	T4	T5	T6
2270	<i>Elodea nuttallii</i>	5,0	4,2	3,8	4,0	5,2	3,9
2024	<i>Ranunculus circinatus</i>				2,1		
2005	<i>Myriophyllum spicatum</i>		4,2				
2014	<i>Ceratophyllum demersum</i>				1,8	5,2	
2023	<i>Potamogeton perfoliatus</i>				1,0		
2041	<i>Potamogeton lucens</i>				2,3		1,2
2664	<i>Potamogeton pusillus</i>				1,0	2,3	

Bewertung nach PHYLIB

Die Berechnung nach PHYLIB ergab eine gesicherte Bewertung nur für 3 der 6 Transekte (Tab. 5.1-9). Die ausführlichen Ergebnisse sind im Anhang enthalten. Bei 3 Transekten war die Häufigkeit und Artanzahl nicht ausreichend, um eine gesicherte Bewertung zu ermöglichen. Die gesicherte Bewertung auf Grundlage von 3 Transekten ergab einen Indexwert von 4,0 (ökologische Zustandsklasse 4) und zeigt damit einen „unbefriedigenden“ Zustand der Makrophytengemeinschaft an. Diese Bewertung basiert vor allem auf dem Auftreten von nährstoffzeigenden Arten (*Elodea nuttallii*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*), was zur Abwertung führt, obwohl der See 2020 weitgehend makrophytendominiert war.

Tab.5.1-9: Ergebnistabelle der Berechnung nach PHYLIB, Lankower See 2020

OWK	Lankower See
Anzahl Messstellen	6
Anzahl Proben	6
Anzahl gesicherte Ergebnisse	3
Mittelwert OWK	4,0
Zustands-/Potentialklasse OWK	4
Bemerkungen	Bewertung des OWK gesichert

Entwicklung der Makrophytengemeinschaft

In Tab.5.1-10 sind die Bewertungsergebnisse der PHYLIB-Berechnungen seit 2007 dargestellt.

Tab.5.1-10: Ergebnisse der PHYLIB-Berechnung der ökologischen Zustandsklasse im Lankower See für die Untersuchungsjahre seit 2007

Untersuchungsjahr	ökologische Zustandsklasse
2007	keine PHYLIB-Bewertung
2010	3
2013	4
2020	4

Es wird deutlich, dass sich der Lankower See über die vergangenen Jahre stetig verschlechtert hat und sich mittlerweile von der ökologischen Zustandsklasse 3 („mäßig“) zu 4 („unbefriedigend“) bewegt hat. Dies ist auf Grund der Artzusammensetzung und niedriger Artenzahl wenig verwunderlich, da vor allem Störzeiger immer massiver im See vorkommen, wobei die Art *Elodea nuttallii* absolut dominant ist. Die früher (2007 und 2010) noch häufiger vorkommenden Arten der Armleuchteralgen (*Nitellopsis obtusa* und *Nitella mucronata*) sind nur noch rudimentär im See vorhanden. Bei der maximalen unteren Verbreitungsgrenze (UVG) lassen sich zwar Schwankungen über die Untersuchungsjahre feststellen, insgesamt liegt der See aber derzeit nicht besonders weit vom Referenzniveau des Seetyps (bis zu 7 m) entfernt. 2007 lag die UVG bei 3,50 m, im Jahr 2010 bei 5,60 m. 2013 wurde eine UVG von 4,20 m festgestellt und 2020 lag sie bei 5,20 m.

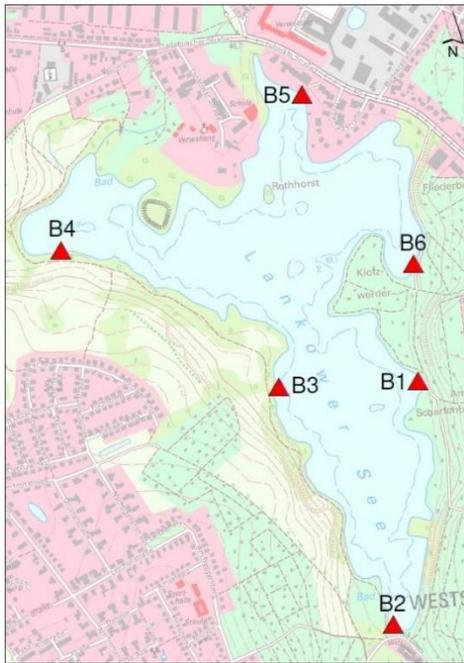
Angemerkt werden muss an dieser Stelle auch, dass zwar im Jahr 2021 keine Makrophyten-Bestandsaufnahme durchgeführt wurde, jedoch bei der monatlichen Beprobung eine massive Makrophytendominanz, getragen vor allem von der Schmalblättrigen Wasserpest (*Elodea nuttallii*) festzustellen war (Abb.5.1-127). Auch waren verschiedene Laichkrautarten in vielen Buchten des Sees in sehr dichten Beständen vorhanden. Teilweise war ein Befahren dieser dichten, weitläufig bewachsenen Bereiche mittels Boots kaum mehr möglich. Die fast schon extreme Makrophytenentwicklung lässt sich im Jahr 2021 eindeutig auf eine hohe Nährstoffzufuhr (Phosphat, Stickstoff) zurückführen. Der See lag in der Trophie im Bereich stark eutroph (e2); die Trophie wurde durch die vorhandenen Makrophyten tendenziell noch gesenkt (Nährstoffaufnahme → geringe Phytoplanktonentwicklung (geringe Chlorophyll a-Konzentration) → hohe Sichttiefe → zu niedrige Trophieeinschätzung).



Abb.5.1-127: Beispiele für den dichten Makrophytenbewuchs im Lankower See 2021

5.1.3.3 MAKROZOOBENTHOS

Die Probenahme erfolgte an 3 Terminen (04.03., 07.07. und 09.09.2020) vom Boot aus mit einem Ekman-Birge-Kastengreifer an 6 ufernahen Stationen (Abb.5.1-128). Die Wassertiefen lagen dort zwischen 1,6 und 3,0 m, so dass die Sauerstoffversorgung selbst im Hochsommer bodennah durchgängig gegeben war.



Station	RW	HW
B1	32657613	5945912
B2	32657545	5945252
B3	32657237	5945896
B4	32656652	5946266
B5	32657301	5946689
B6	32657601	5946231

Abb.5.1-128: Probenahmestellen Makrozoobenthos Lankower See 2020 (Koordinaten in Tabelle)

Insgesamt wurden im Jahr 2020 46 Taxa gefunden (Tab.5.1-11). Die ausführlichen Ergebnistabellen befinden sich im Anhang.

Tab.5.1-11: Vorkommende Benthos-Taxa an den 6 Stationen im Lankower See 2020

DV-Nr.	Taxa	B1	B2	B3	B4	B5	B6	gesamt
	Mollusca - Weichtiere							
	Bivalvia (Muscheln)							
1993	<i>Anodonta anatina</i>		x					x
1097	<i>Dreissena polymorpha</i>	x	x	x	x	x	x	x
1073	<i>Pisidium henslowanum</i>		x	x	x		x	x
1056	<i>Pisidium nitidum</i>		x	x	x	x	x	x
1075	<i>Pisidium subtruncatum</i>		x	x				x
1037	<i>Pisidium</i> sp.			x		x		x
1012	<i>Spaerium corneum</i>				x	x		x
	Gastropoda (Schnecken)							
1095	<i>Acroloxus lacustris</i>			x		x		x
1009	<i>Bithynia tentaculata</i>			x		x	x	x
1024	<i>Gyraulus albus</i>					x		x
1082	<i>Planorbium corneum</i> juvenil	x						x
1036	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	x	x	x	x	x	x	x
1100	<i>Radix</i> sp.			x				x
1085	<i>Valvata piscinalis</i>	x	x	x	x	x	x	x
	Turbellaria (Strudelwürmer)							
1177	<i>Dugesia lugubris / polychroa</i>	x						x
1104	<i>Dugesia tigrina</i>						x	x
	Nematomorpha (Saitenwürmer)							
5008	Nematoda		x					x

Fortsetzung Tab.5.1-11

DV-Nr.	Taxa	B1	B2	B3	B4	B5	B6	gesamt
	Annelida - Ringelwürmer							
	Oligochaeta (Wenigborster)							
5083	Nais sp.					x		x
5011	<i>Stylaria lacustris</i>						x	x
1013	Tubificidae Gen. sp.	x	x	x		x	x	x
	Crustacea - Krebse							
	Amphipoda (Krebse)							
1976	<i>Dikerogammarus haemobaphus</i>		x	x	x	x	x	x
1385	<i>Echinogammarus ischnus</i>	x					x	x
5077	Ostracoda (Muschelkrebse)		x	x				x
	Insecta - Insekten							
	Ephemeroptera (Eintagsfliegen)							
156	<i>Caenis horaria</i>	x	x	x	x		x	x
847	<i>Caenis luctuosa</i>			x				x
	Trichoptera (Köcherfliegen)							
57	<i>Agraylea multipunctata</i>	x						x
677	<i>Anabolia furcata</i>				x			x
211	<i>Athripsodes cinereus</i>			x	x	x		x
281	<i>Cyrnus crenaticornis</i>	x						x
27	Hydroptilidae Gen. sp.	x						x
506	<i>Molanna angustata</i>		x	x	x	x	x	x
451	<i>Mystacides azurea</i>			x	x			x
781	<i>Mystacides longiconis</i>					x		x
818	<i>Mystacides nigra</i>			x		x	x	x
20944	<i>Mystacides longiconis / nigra</i>		x				x	x
	Odonata (Libellen)							
615	Orthetrum sp.			x				x
	Heteroptera (Wanzen)							
450	<i>Micronecta minutissima</i> Larve	x		x			x	x
	Megaloptera (Schlammfliegen)							
249	<i>Sialis fuliginosa</i>			x				x
248	<i>Sialis lutaria</i>			x		x	x	x
	Diptera (Zweiflügler)							
481	Chaoborus sp.		x	x				x
20916	Ceratopogoninae Gen. sp.	x	x		x	x		x
910	Chironomini Gen. sp.	x	x	x	x	x	x	x
10391	<i>Chironomus plumosus</i>		x		x	x	x	x
409	Chironomus sp.	x		x	x			x
502	Tanypodinae Gen. sp.	x	x	x	x	x	x	x
605	Tanytarsini Gen. sp.	x	x	x	x		x	x
	gesamt	17	20	28	18	21	21	46

Mit 14 Mollusken- und 10 Köcherfliegen-Arten erwies sich der See nicht nur als vergleichsweise artenreich, sondern auch reich an anspruchsvollen Arten bzw. Artengruppen. Viele feste Oberflächen (Holzstubben, Äste, Steine) sind von dichten Postern der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* überwachsen (Abb.5.1-129), die ihrerseits vielen wirbellosen Tieren ein Lückensystem als Lebensraum bieten. Mit der Probenahme 09.09.2020 wurden an Station B4 10.489 Dreikantmuscheln pro m² festgestellt. Mit dem guten Muschelbestand ergibt sich ein enormes „Reinigungspotenzial“ für den See. Die Muscheln filtrieren das Seewasser und entnehmen Phytoplankton als Nahrung, was letztendlich trophiemindernd wirkt und die Diskrepanz zwischen vergleichsweise hohen Phosphatwerten und guten Sichttiefen erklärt. Die Situation beim Makrozoobenthos wird insgesamt als gut eingestuft.



Abb.5.1-129: Mit Dreikantmuscheln bewachsene Baumstubben im Lankower See

5.1.3.4 FISCHE

5.1.3.4.1 METHODEN

Der aktuelle Fischbestand wurde mittels Elektrofischung durch den Landesangelverband MV, der im Rahmen der Studie im Unterauftrag gebunden wurde, am 10.09.2020 erfasst (Abb.5.1-130). Dabei kam vom Boot aus ein motorgetriebenes E-Fischereigerät der Firma EFKO, Leistung 5 KW, zum Einsatz. Mit Ausnahme einiger Uferabschnitte im Nordwestteil wurden alle Uferbereiche befischt.

Die gefangenen Fische wurden nach dem Fang an Land durch Mitarbeiter der bioplan GmbH bestimmt, vermessen, gewogen und zurückgesetzt.



Abb.5.1-130: Probefischung (E-Befischung) durch den Landesangelverband MV

5.1.3.4.2 ERGEBNISSE

Insgesamt wurden bei der Probefischung 13,98 kg Fisch gefangen (Tab.5.1-12). Der Fang setzte sich aus 9 Arten zusammen.

Bezogen auf die Anzahl waren Barsch (285 Stück), Schleie (25) und Plötze (23) die häufigsten Arten. Bezogen auf das Gewicht waren Hecht mit 6,3 kg, Barsch mit 3,4 kg und Schleie mit 2,3 kg am stärksten vertreten. Ukelei und Steinbeißer wurden mit nur jeweils einem Einzelexemplar gefangen. Die Einzelergebnisse sind in Tabellen im Anhang aufgelistet. Abb.5.1-131 zeigt eine Übersicht zu den gewichtsbezogenen prozentualen Anteilen der gefangenen Arten.

Tab.5.1-12: Fangzusammensetzung im Lankower See, geordnet nach Fanggewicht

	Biomasse in g	Anzahl	% Biomasse
Hecht	6.372	17	45,57
Barsch	3.395	285	24,28
Schleie	2.273	25	16,26
Aal	1.485	17	10,62
Rotfeder	253	19	1,81
Plötze	190	23	1,36
Kaulbarsch	8	2	0,06
Steinbeißer	6	1	0,04
Ukelei	1	1	0,01
Gesamt	13.983	390	100,0

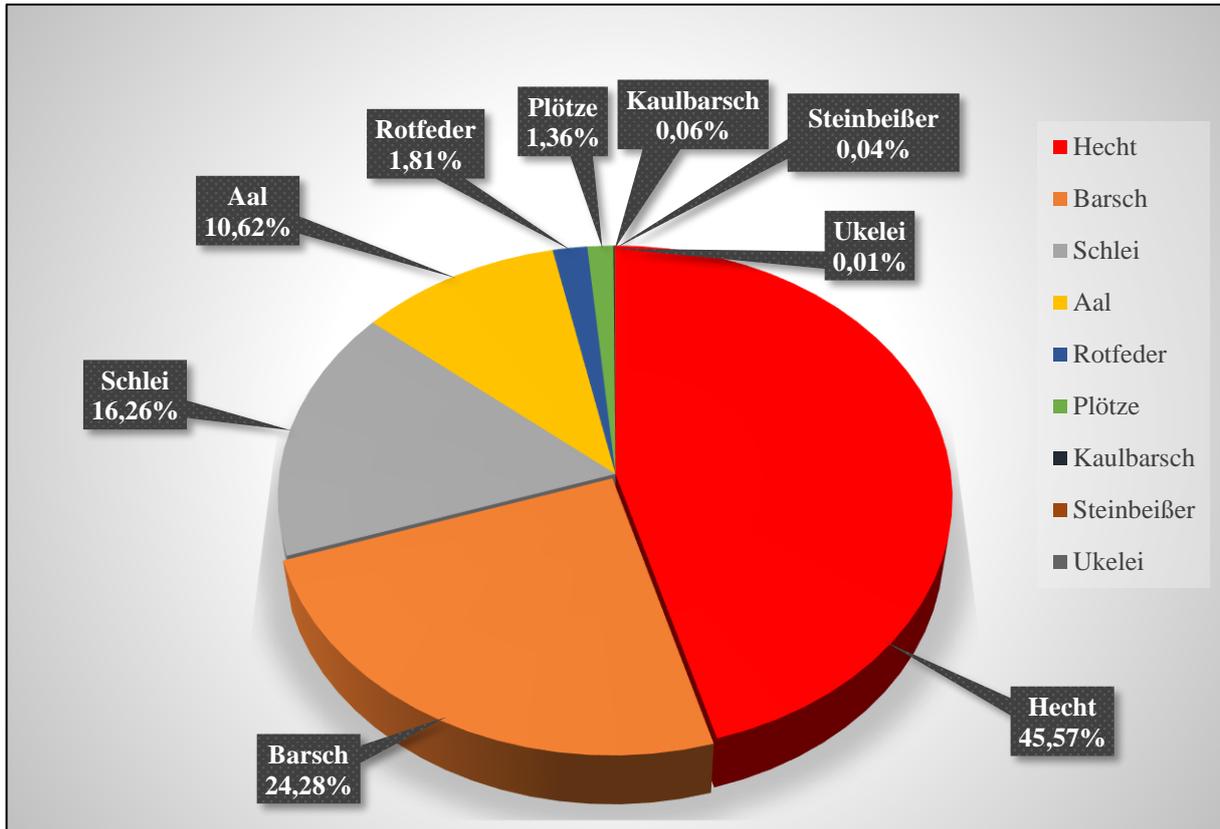


Abb.5.1-131: Prozentuale Anteile der Einzelarten am Gesamtfang (gewichtsbezogen) im Lankower See im September 2020

Mit 6,3 kg stellte der Hecht ca. 46 % und damit den größten Biomasseanteil am Gesamtfang. Die Fische hatten eine Länge von 24-63 cm (Abb.5.1-132), wobei die Längenklasse von 26-30 cm im Fang eindeutig überwog. In dieser Längenklasse hatten die Tiere Gewichte zwischen 120 und 189 g.

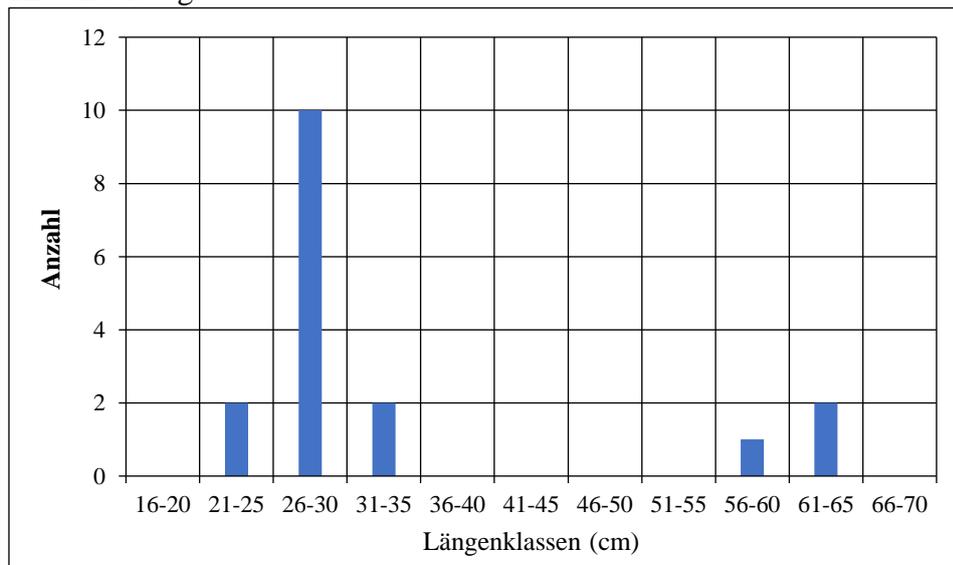


Abb.5.1-132: Längenverteilung der gefangenen Hechte (n = 17)

Einen mit 16 % ebenfalls recht hohen Anteil am Gesamtgewicht hatten die Schleie. Die gefangenen 25 Fische lagen im Größenspektrum zwischen 10 und 32 cm. Bemerkenswert ist auch der Fang von 17 Aalen mit einem Gesamtgewicht von annähernd 1,5 kg (vgl. Anhang).

Abb.5.1-133 enthält Fotos von den Arten mit den höchsten Biomasseanteilen.



Abb.5.1-133: Fotos der häufigsten Fischarten im Lankower See im Jahr 2020 (von links oben nach rechts unten: Hecht, Barsch, Schleie und Aal)

5.1.3.4.3 BEWERTUNG

Mit 9 gefundenen Fischarten erwies sich der Lankower See als vergleichsweise artenarm, wobei davon auszugehen ist, dass weitere, mit einem E-Fischereigerät schwer fängige, Arten wie Zander und Karpfen durchaus im See vorkommen. Der Fang von 17 Aalen zeigt, dass die Besatzmaßnahmen der vergangenen Jahre offenbar Erfolg hatten. Auffallend ist, dass weder Blei noch Güster gefangen wurden. Beide Arten sind für hocheutrophe Seen typisch. Ihre Abwesenheit im Fang verdeutlicht, dass der See schon längerfristig in einem für den vorgefundenen Nährstoffgehalt niedrigen Trophiebereich mit relativ hohen Sichttiefen und stark ausgebildetem Makrophytenbestand liegt. Unterstützt wird diese Feststellung durch den guten Hecht- und Schleibestand, der namensgebend für den vorgefundenen Fisch-Seetyp, dem Hecht-Schlei-See, ist. Die Längenverteilung der Hechte, mit hohem Anteil 1-2jähriger Fische zeigt, dass im See viel auf Raubfisch geangelt wird. Nur wenige Hechte erreichen größere Längenklassen, die

meisten werden offenbar als knapp-mäßige Fische entnommen. Trotzdem ist der Raubfischanteil (Hecht und Barsch über 15 cm Länge) mit über 50 % zufriedenstellend hoch, d.h. typgerecht (Abb.5.1-134). Für einen positiven Einfluss auf die Wasserqualität im Sinne der Biomanipulation wird ein Bestandsanteil der Raufische von 30-40 % angestrebt (KASPRZAK et al. 2000). Durchaus erfreulich ist auch der Fang eines Steinbeißers (*Cobitis taenia*/Dorngrundel). Die Art wird als sogenannte FFH-Art (Anhang II) geführt.

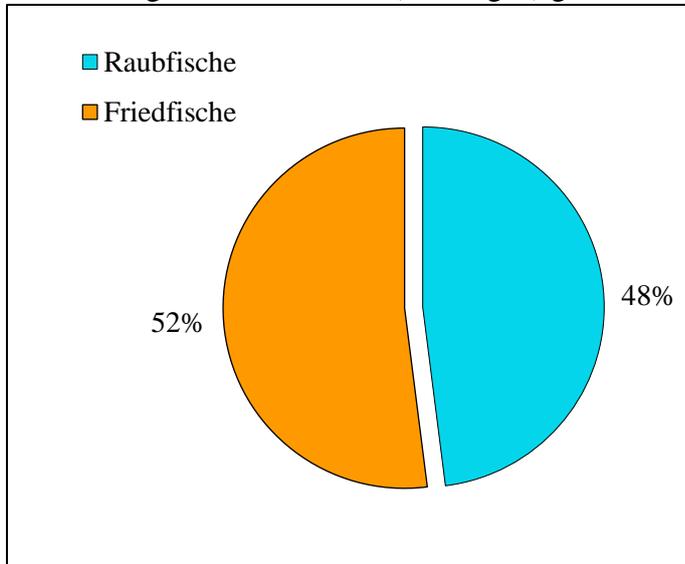


Abb.5.1-134: Gewichtsverhältnis zwischen Raub- und Friedfisch im Fang im Lankower See im Jahr 2020

5.1.4 QUALITÄT UND QUANTITÄT DES SEESSEDIMENTS UND UNTERSUCHUNGEN ZUR ROLLE DES SEDIMENTS ALS QUELLE FÜR EINE INTERNE P-BELASTUNG IM LANKOWER SEE

5.1.4.1 METHODEN

Zur Beschreibung der Qualität des Sediments im Lankower See sind in den Jahren 2020/2021 verschiedene spezielle Untersuchungen durchgeführt worden. Zur Erfassung der Sedimenteiigenschaften wurden an 3 Terminen (18.03.2020, 10.06.2020, 09.09.2020) an 3 Stellen (MST1-MST3, vgl. Abb.5.1-1) mit einem Limnos-Sedimentstechrohr je bis 90 cm Sedimentproben entnommen (3 Horizonte: 0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm) und nachfolgend von der KIWA GmbH (Kessin) bezüglich der allgemeinen Sedimentparameter in der Gesamtfraktion analysiert. Die Proben eines Probenahmetermins (09.09.2020) wurden als Mischprobe (0-60 cm) weitergehend bezüglich ihres Gehalts an organischen Spurenstoffen und Schwermetallen analysiert.

Als allgemeine Sedimentparameter wurden bestimmt: Trockenmasse (+ Gefriertrockenrückstand), Glühverlust, TOC, TIC, CaCO₃, TP, TN, Fe, Mn. Die weitergehende Analytik der Proben eines Termins (September) beinhaltete Schwermetalle, Organochlorpestizide, Polychlorierte Biphenyle, Pentachlorphenol und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (EPA).

Die verwendeten Analysemethoden und alle Messergebnisse sind in den Analyseprotokollen im Anhang aufgeführt.

Um die Rolle des Sediments hinsichtlich einer internen Düngung durch Phosphatrücklösung abschätzen zu können, wurden weiterhin im Jahr 2020 an 3 Messstellen und 2021 an 2 Messstellen jeweils monatlich, 2020 im März, Mai, Juni, September und 2021 über das ganze Jahr, das Interstitialwasser der obersten 2 cm des Sediments sowie das unmittelbar überstehende Tiefenwasser auf $\text{o-PO}_4\text{-P}$ untersucht und aus der Differenz nach dem 1. Fickschen Diffusionsgesetz die Phosphatrücklösung errechnet (SINKE et al. 1990 bzw. LEWANDOWSKI et al. 2002). Zur Abschätzung der Gesamteintragsmenge an Phosphor über Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment wurden die Messdaten auf die infrage kommenden Seeflächen der entsprechenden Tiefenbereiche hochgerechnet.

5.1.4.2 ERGEBNISSE

5.1.4.2.1 SEDIMENTQUALITÄT

Die Ergebnisse der allgemeinen Charakterisierung des Sediments des Lankower Sees sind der Tab.5.1-13 zu entnehmen. Alle Analysenwerte sind vollständig im Anhang beigefügt.

Tab.5.1-13: Allgemeine Charakterisierung des Oberflächensediments des Lankower Sees aus den Horizonten (0-30cm, 30-60 cm, 60-90 cm) an den 3 Messstellen und den 3 Probenahmeterminen

Probe (18.03.2020)	TM	Glühverlust	Wassergehalt	CaCO ₃	TOC	TIC	TP	TN	Fe	Mn
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)
MST1 (0-30 cm)	11,5	25,9	88,5	8,1	13	0,97	1.800	14.000	23.000	910
MST1 (30-60 cm)	14	24,1	86	5,4	11	0,65	1.300	13.000	22.000	510
MST1 (60-90 cm)	12,5	35,4	87,5	7,8	15	0,94	790	16.000	12.000	290
MST2 (0-30 cm)	12,1	24,4	87,9	9,7	12	1,20	1.500	13.000	27.000	600
MST2 (30-60 cm)	13,4	21,6	86,6	5,3	11	0,64	980	13.000	22.000	370
MST2 (60-90 cm)	17,8	21,8	82,2	1,9	11	0,23	910	12.000	19.000	310
MST3 (0-30 cm)	10,9	26,1	89,1	9,7	14	1,20	1.300	15.000	26.000	600
MST3 (30-60 cm)	10,9	26,2	89,1	9,3	14	1,10	1.100	15.000	22.000	520
MST3 (60-90 cm)	12,2	34,4	87,8	6,5	18	0,78	780	20.000	13.000	290

Fortsetzung Tab.5.1-13

Probe (10.06.2020)	TM	Glühverlust	Wassergehalt	CaCO ₃	TOC	TIC	TP	TN	Fe	Mn
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)
MST1 (0-30 cm)	10	26,7	90,1	7,8	13	0,94	1.800	14.000	32.000	920
MST1 (30-60 cm)	10	43,2	90,1	6,5	20	0,78	1.300	19.000	18.000	490
MST1 (60-90 cm)	8,7	54,4	91,3	11	26	1,40	970	23.000	13.000	410
MST2 (0-30 cm)	11,6	26,5	88,4	18	13	2,10	1.600	16.000	29.000	740
MST2 (30-60 cm)	13,3	27,8	86,7	15	13	1,90	1.100	19.000	26.000	470
MST2 (60-90 cm)	13,8	28,4	86,2	11	13	1,40	1.200	20.000	24.000	470
MST3 (0-30 cm)	11,9	24,9	88,1	7,6	14	0,91	1.800	13.000	31.000	700
MST3 (30-60 cm)	16,2	22,1	83,8	6,0	11	0,72	970	12.000	22.000	350
MST3 (60-90 cm)	13,6	32,2	86,4	8,4	15	1,0	1.100	16.000	18.000	330
Probe (09.09.2020)	TM	Glühverlust	Wassergehalt	CaCO ₃	TOC	TIC	TP	TN	Fe	Mn
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)
MST1 (0-30 cm)	11,4	25,4	88,6	6,4	13	0,77	1.400	12.000	25.000	860
MST1 (30-60 cm)	9,6	39,2	90,4	13	18	1,6	1.200	16.000	17.000	460
MST1 (60-90 cm)	7,5	54,4	92,5	17	26	2,0	790	23.000	13.000	340
MST2 (0-30 cm)	16,9	26,8	83,1	17	13	2,1	1.100	14.000	23.000	550
MST2 (30-60 cm)	12,1	27,6	87,9	13	14	1,6	1.000	15.000	25.000	430
MST2 (60-90 cm)	14,1	28,5	85,9	15	13	1,8	800	15.000	19.000	370
MST3 (0-30 cm)	12,9		87,1	17	13	2,0	1.500	14.000	24.000	680
MST3 (30-60 cm)	14,9	21,6	85,1	4,5	11	0,54	790	12.000	16.000	330
MST3 (60-90 cm)	16,8	21,4	83,2	1,4	11	0,17	910	12.000	18.000	330

Die Trockensubstanzgehalte (TM) im Lankower See lagen an den Messstellen in den Proben der 3 Probenahmetermine bei 7-14 % (MST1), 11-16 % (MST2) und 10-17 % (MST3). Die organischen Gehalte bewegten sich zwischen 24-54 % (MST1), 21-28 % (MST2) und 21-34 % (MST3). Die CaCO₃-Gehalte waren an MST2 mit 18 % (0-30 cm) am höchsten. Ansonsten lagen die Kalkgehalte der Sedimentproben z.T. auch unter 10 %. Abb.5.1-135 zeigt ein Foto vom äußeren Erscheinungsbild des Sediments bei der Probenahme an Station MST1.

Besonders interessant für die Rückwirkung des Sediments auf den Trophiezustand des Gewässers durch Rücklösungsprozesse ist der Phosphorgehalt des Sediments. Der P-Gehalt im Trockenrückstand lag zwischen 790 und 1.800 mg P/kg TM (MST1), 800 und 1.600 mg P/kg TM (MST2) sowie 780 und 1.800 mg P/kg (MST3), was einen eher moderaten Gehalt darstellt. Die Gehalte beim Gesamtstickstoff lagen zwischen 12.000 und 23.000 mg N/kg TM (MST1),

12.000 und 20.000 mg N/kg (MST2) sowie 12.000 und 20.000 mg N/kg (MST3), was schon eine etwas höhere Belastung indiziert.

Die Ergebnisse der Schadstoffuntersuchungen der Sedimente (Mischprobe) zeigen bei einem Vergleich der Metalle mit den Vorgaben der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 2017), dass nicht alle Grenzwerte unterschritten werden (Tab.5.1-14). Auffällig sind die Proben MST2 und MST3 mit höheren Schadstoffgehalten bei Cadmium. MST2 lag hier auf Niveau des Grenzwerts der Klärschlammverordnung, MST3 nur leicht darunter.

In Tab.5.1-15 ist der Vergleich mit den in der LAGA (Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Abfall) geltenden Grenzwerten für die Entsorgung von Bodenaushub dargestellt. Auf Grund der Gehalte bei Cadmium und Zink ist das Sediment an MST2 und MST3 nach LAGA 1.2 einzustufen. Das Sediment an MST1 ist hingegen nach LAGA 1.1 einzustufen.

Ein Vergleich der Sedimentproben mit den gemittelten Schadstoffwerten aus den Sedimenten von 50 Seen aus M-V (TÜV 1999) zeigt leichte Auffälligkeiten der Proben beim Gehalt von Arsen sowie bei vielen Metallgehalten, wie Chrom, Nickel, Blei, Zink und Kupfer (Tab.5.1-16). Bei einem Vergleich mit weiteren Hintergrundwerten nach BAUMANN et al. (1991) zeigen sich ebenfalls die Gehalte an Blei, Cadmium, Kupfer und Zink als erhöht.

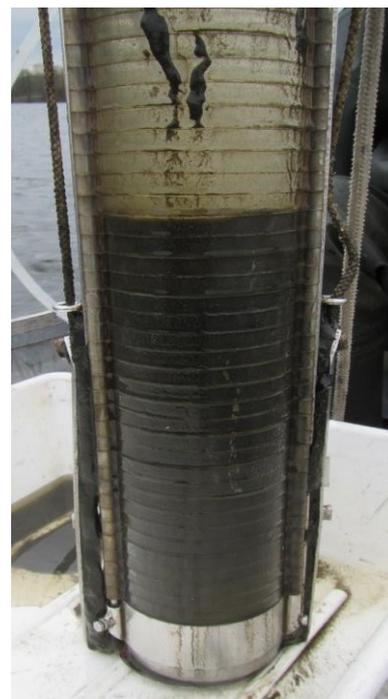


Abb.5.1-135: Sediment an Station MST1

Tab.5.1-14: Vergleich der im Sediment des Lankower Sees an den Messstellen (Mischproben, 0-60 cm) gefundenen Metallgehalte mit den Grenzwerten der Klärschlammverordnung (Angaben in mg/kg TM)

		Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
GW-Abf-KlärV		150	1,5	300	900	80	1	4.000
EU bis 2025		200	2	600	600	100	2	1.500
Lankower See	MST1	61	0,86	27	38	23	< 0,1	240
	MST2	91	1,5	26	53	23	< 0,1	330
	MST3	90	1,4	25	52	21	< 0,1	340

Tab.5.1-15: Vergleich der im Sediment des Lankower Sees an den Messstellen (Mischproben, 0-60 cm) gefundenen Metallgehalte mit der LAGA-Verordnung (Angaben in mg/kg)

LAGA		Ar-sen	Blei	Cad-mium	Chrom	Kup-fer	Nickel	Quecksil-ber	Zink
Z0		20	100	0,6	50	40	40	0,3	120
Z1.1		30	300	1	100	100	100	1	300
Z1.2		50	500	3	200	200	200	3	500
Z2		150	1.000	10	600	600	600	10	1.500
Lankower See	MST1	7,4	61	0,86	27	38	23	< 0,1	240
	MST2	10	91	1,5	26	53	23	< 0,1	330
	MST3	8,7	90	1,4	25	52	21	< 0,1	340

Tab.5.1-16: Vergleich der im Lankower See in den Sedimentproben gefundenen Schadstoffgehalte (Mischproben) mit verfügbaren Richtwerten aus der Literatur (alle Angaben in mg/kg TM)

	MST1	MST2	MST3	MW M-V TÜV NORD (1999)	Hintergrund-werte nach BAUMANN et al. (1991)
Arsen	7,4	10	8,7	6,9	10 - 13
Blei	61	91	90	58	15 - 34
Cadmium	0,86	1,5	1,4	1,0	0,15 - 0,50
Chrom	27	26	25	17	47 - 116
Kupfer	38	53	52	42	15,6 - 51
Nickel	23	23	21	13	21 - 68
Quecksilber	< 0,1	< 0,1	< 0,1	0,24	0,14 - 0,50
Zink	240	330	340	153	82 - 118
PAK ₁₆	2,9	5,9	7,3	2,46	
PCB ₇	n.n.	n.n.	n.n.	0,086	

Überschreitung im Vergleich zu den gemittelten Schadstoffwerten aus den Sedimenten von 50 Seen aus M-V (TÜV 1999)

Im Zuge des Abwägens einer möglichen Nutzung des Baggerguts für die landwirtschaftliche Verwertung müssen bestimmte Kriterien berücksichtigt werden. Generell gilt als Voraussetzung für eine landwirtschaftliche Nutzung von Baggergut neben der Forderung der Schadlosigkeit (Schadstoffparameter dürfen 70 % des entsprechenden Vorsorgewerts der Bodenschutzverordnung nicht überschreiten, vgl. Tab.5.1-17) auch die Forderung der Nützlichkeit. Diese gilt als erfüllt, wenn der Tongehalt > 10 %, die organische Substanz > 10 % TM oder der Calciumcarbonatgehalt > 5 % beträgt.

Mit einem organischen Gehalt von durchschnittlich etwa > 20 % TM und einem Kalkanteil (CaCO₃) von etwa 10 % erreicht das Oberflächensediment des Lankower Sees für 2 der 3 Parameter die Kriterien der Nützlichkeit. Die Tonfraktion wurde nicht analysiert.

Für die landwirtschaftliche Verwertung erfolgt allerdings auch eine Differenzierung nach der Beschaffenheit der Böden, auf denen das Material ausgebracht werden soll. Hinsichtlich der Metalle und organischen Schadstoffe wird die Aufbringungsmenge durch die Einstufung des Ackerbodens beeinflusst (Tab.5.1-17). Das Sediment im Lankower See ist auf Grund seiner hohen Cadmium- und Bleibelastung an allen Messstellen generell nicht für das Ausbringen auf landwirtschaftlichen Flächen geeignet, weder auf Sand- noch auf Lehmböden. Bei den Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) zeigt sich ebenfalls in der Sedimentprobe an MST3 eine Überschreitung des Grenzwerts für die Ausbringung auf Boden unabhängig vom Humusgehalt. Das Sediment an MST1 und MST2 ist hinsichtlich des PAK-Grenzwerts für eine Ausbringung auf Boden mit einem Humusgehalt < 8 % nicht geeignet.

Tab.5.1-17: Vergleich der im Sediment des Lankower Sees an den Messstellen ermittelten Schadstoffgehalte mit dem 70 %-Vorsorgewert nach BBodSchV (alle Angaben in mg/kg TM)

Bodenart	Cadmium	Blei	Chrom	Kupfer	Quecksilber	Nickel	Zink
Lehm/Schluff	0,70	49	42	28	0,35	35	105
Sand	0,28	28	21	14	0,07	10,5	42
MST1	0,86	61	27	38	< 0,1	23	240
MST2	1,5	91	26	53	< 0,1	23	330
MST3	1,4	90	25	52	< 0,1	21	340

Boden	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	Benzo(a)pyren	Polyzyklische Aromatische KW (PAK ₁₆)
Humusgehalt > 8 %	0,070	0,70	7,0
Humusgehalt < 8 %	0,035	0,21	2,1
MST1	n.n.	0,16	2,9
MST2	n.n.	0,48	5,9
MST3	n.n.	0,57	7,3

5.1.4.2.2 PHOSPHATRÜCKLÖSUNG AUS DEM SEDIMENT

Die Rücklösung von Nährstoffen aus den Sedimenten kann einen entscheidenden Faktor im Eutrophierungsprozess eines Sees darstellen. Über Jahre in den See eingetragene und im Sediment abgelagerte Nährstoffe können so selbst bei einer deutlichen Reduzierung externer Einträge eine Verbesserung der Wassergüte verhindern. Diese Rücklösungsprozesse sind an bestimmte Umgebungsbedingungen wie niedrige Gehalte an gelöstem Sauerstoff, hohe pH-Werte, hohe Temperaturen und geringe Sorptionskapazität des Sediments bei nährstoffreichen Sedimenten gekoppelt (UHLMANN 1985, RIPL 1980 und 1982, KLEIN UND KÜHN 1982, TRESSENOW 1979, HUPFER et al. 1997, LEWANDOWSKI, SCHAUSER UND HUPFER 2002 u.v.a.).

Abb.5.1-136 zeigt die Entnahme des über der Sediment-Grenzschicht anstehenden Tiefenwassers zur Bestimmung der Phosphat-Rücklösungsrate. Tab.5.1-18 und Abb.5.1.137 zeigen die Ergebnisse der Analyse nach PSENNER et al. (1988) an der untersuchten Messstellen im See.

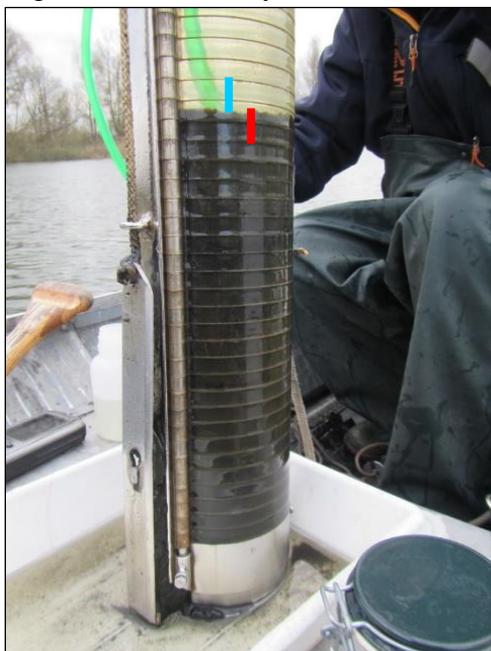


Abb.5.1-136: Beispiel einer Entnahme des an der Sediment-Grenzschicht anstehenden Tiefenwassers (blauer Strich) sowie des obersten Sediments (roter Strich) aus dem Sedimentstechrohr

Tab.5.1-18: P-Gehalte im Sediment in einer Tiefe von 0-90 cm an den Messstellen (Mittelwerte der Probenahmeterminen) im Lankower See in mg/kg in verschiedenen Bindungsformen

Fraktion (MW)	MST1 0-30 cm	MST1 30-60 cm	MST1 60-90 cm	MST2 0-30 cm	MST2 30-60 cm	MST2 60-90 cm	MST3 0-30 cm	MST3 30-60 cm	MST3 60-90 cm	Verfügbarkeit
NH ₄ -Cl-P	126	87	69	102	58	76	91	79	89	
BD-P	471	382	184	384	288	286	469	281	247	
NaOH-SRP	519	506	304	491	289	316	384	306	262	
NaOH-NRP	206	169	127	262	128	43	256	71	97	
HCl-P	384	319	323	416	282	266	401	293	300	
refrakt. Rest	1	1	1	1	0	1	2	1	1	

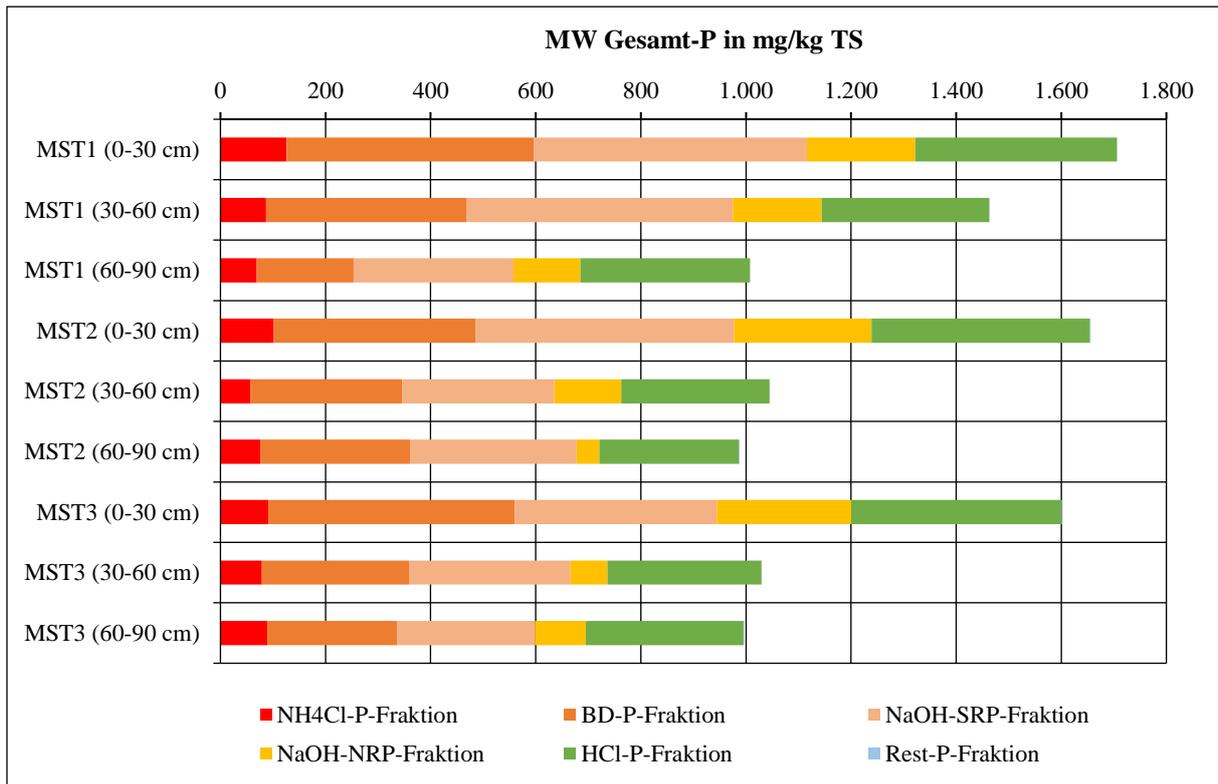


Abb.5.1-137: P-Gehalte (Mittelwerte der 3 Sedimentprobenahmen) im Sediment in den Tiefenstufen bis 90 cm, aufgeschlüsselt nach der Verfügbarkeit (P-Fractionen nach PSENNER et al. 1988)

Die Phosphor-Fraktionierung des Sediments im Lankower See zeigt, dass in allen beprobten Tiefenstufen durchaus ein gewisser Anteil der mobileren leicht verfügbaren NH₄-Cl- und BD-P-Fractionen existiert (etwa 25-30 %). Die ebenfalls leichter mobilisierbare NaOH-SRP-Fraktion ist in allen Proben zudem gut ausgeprägt. Die obersten 30 cm zeigen dabei den höchsten Anteil der mobilisierbaren P-Fractionen und besitzen auch den größten Gesamt-P-Gehalt (> 1.500 mg/kg P).

P-Rücklösung aus dem Sediment 2020 und 2021

Die **Rücklösung von Phosphat** aus dem Sediment wurde in den Jahren 2020 und 2021 ermittelt. Direkt vergleichbar sind die Messreihen jedoch nicht. Im Jahr 2020 wurde die P-Rücklösung an 4 Terminen (März, Mai, Juni und September) an 3 Messstellen ermittelt. Im Jahr 2021 wurde die P-Rücklösung monatlich über das gesamte Jahr an 2 Messstellen ermittelt, dabei ist nur Messstelle 1 (MST1; tiefste Stelle; etwa 10 m) in beiden Jahren beprobt worden. Die beiden anderen Messstellen des Jahres 2020 lagen in 4 m (MST2) und 7 m (MST3) Wassertiefe. Die zweite Messstelle des Jahres 2021 lag nicht an einer der Messstellen aus 2020, jedoch in einer ähnlichen Tiefe von etwa 7 m. Die ermittelten P-Rücklöseraten (mg P/m²d) an den Messstellen wurden auf den Monat hochgerechnet (Abb.5.1-138 bis Abb.5.1-141). Es ist klar ersichtlich, dass der Lankower See sowohl im Jahr 2020 als auch bei der monatlichen genaueren Messung im Jahr 2021 keine nennenswerte P-Rücklösung aufweist und dagegen in Summe eine deutliche P-Festlegung (2021: bis 120 kg P) im Sediment zeigt. Dies wird vor allem aus der monatlich

durchgängigen Messung im Jahr 2021 deutlich. Im Lankower See spielt derzeit die P-Rücklösung keine Rolle für den Eutrophierungsprozess.

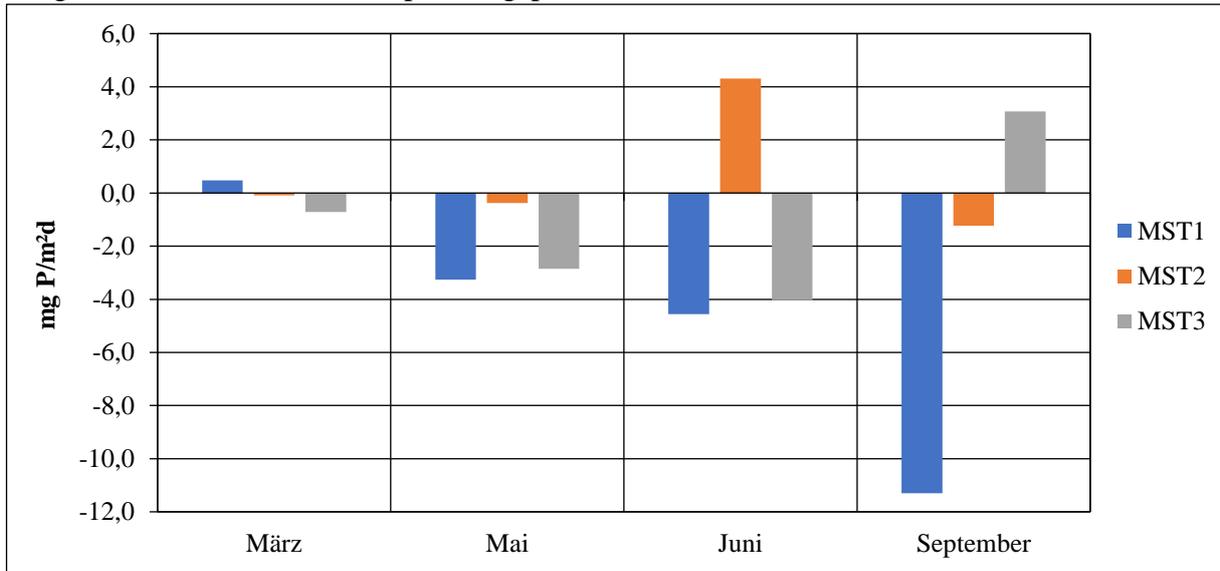


Abb.5.1-138: Für den Untersuchungszeitraum ermittelte Rücklösungsraten (Diffusionsraten) von Phosphor (in mg P/m²d) aus dem Sediment im Lankower See 2020 (negativer Wert = P-Festlegung)

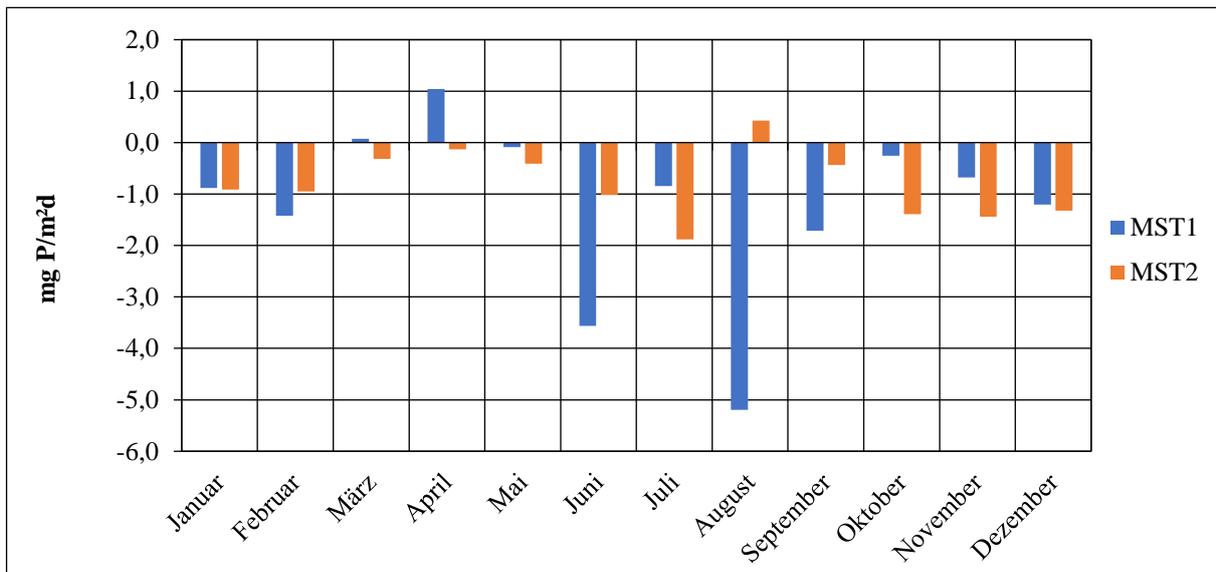


Abb.5.1-139: Für den Untersuchungszeitraum ermittelte Rücklösungsraten (Diffusionsraten) von Phosphor (in mg P/m²d) aus dem Sediment im Lankower See 2021 (negativer Wert = P-Festlegung)

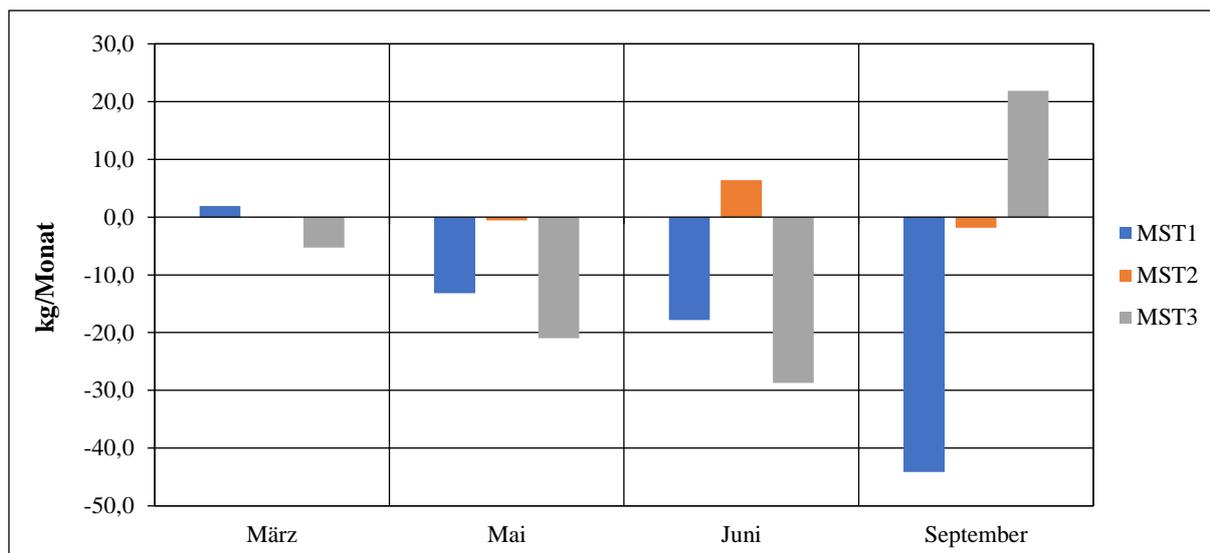


Abb.5.1-140: Für den Untersuchungszeitraum errechneter P-Eintrag in kg (absolut) über Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment im Lankower See 2020 (negativer Wert = P-Festlegung)

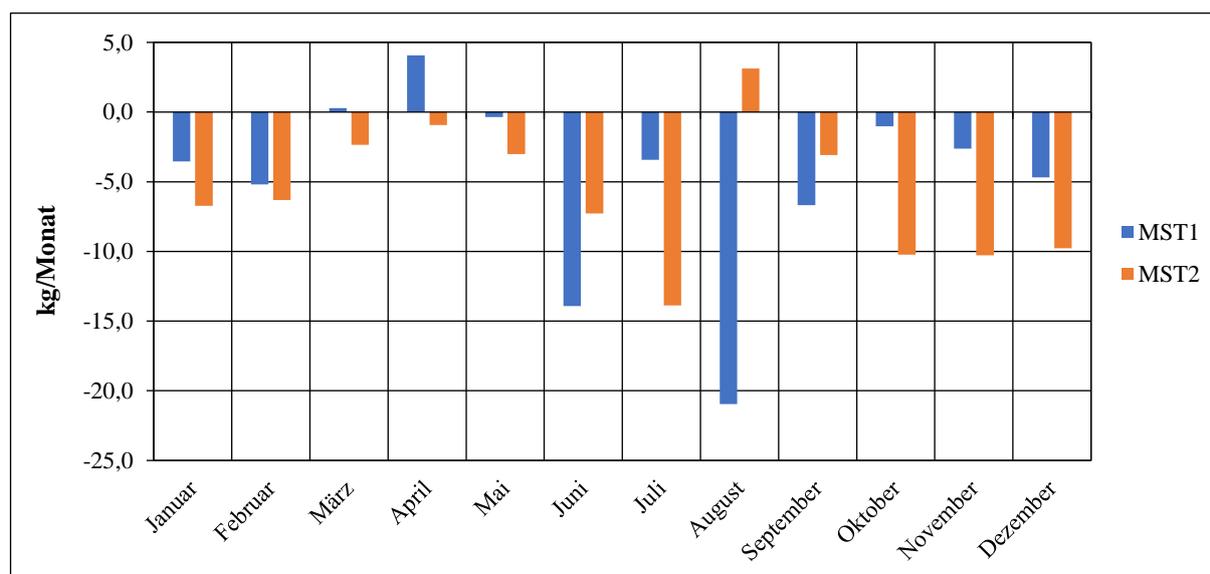


Abb.5.1-141: Für den Untersuchungszeitraum errechneter P-Eintrag in kg (absolut) über Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment im Lankower See 2021 (negativer Wert = P-Festlegung)

5.2 SODEMANNSCHER TEICH

5.2.1 METHODEN

Der aktuelle Trophiezustand des Sodemannschen Teichs ist von März 2020 bis September 2020 und im darauffolgenden Jahr von Januar 2021 bis Dezember 2021 monatlich untersucht worden. Die Aufnahme der physikalischen und chemischen Wasserparameter und des Planktons waren methodisch identisch mit der Beprobung des Lankower Sees (vgl. Kap.5.1).

Die Probenahme zur Bestimmung der P-Rücklösung nach SINKE et al. (1990) erfolgte 2020 an Messstelle MST1 (tiefste Stelle). 2021 erfolgte die Probenahme für die P-Rücklösung an MST1 und einer weiteren Messstelle (MST2). An Messstelle 2 wurde eine andere Tiefenstufe miterfasst. Andere Daten wurden an dieser Messstelle nicht aufgenommen.

Die Beprobung des zufließenden Grundwassers wurde im Jahr 2020 von März an durch die Firma Aqua Service Schwerin (AQS) durch monatliche Beprobung von 2 bereits existierenden Pegeln (Grundwassermessstellen) übernommen. Im Juni 2020 wurde an einer Stelle am Ufer ein zusätzliches Pegelrohr eingebaut, um das zufließende Schichtenwasser/Zwischenabfluss zu sammeln und hinsichtlich der Nährstoffgehalte untersuchen zu können, da die Grundwassermessstellen etwas entfernt lagen und auch zeitweise keine Daten lieferten. Die Probenahmen erfolgten 2020 monatlich bis September. Der seenah eingebrachte Pegel wurde nochmals über das gesamte Jahr 2021 beprobt.

Im September 2020 erfolgte die Entnahme von Sedimentproben an einer Station im See. Verwendet wurde ein Sedimentstechrohr der Firma LIMNOS. Analysiert wurden jeweils die oberen 60 cm aus 2 Tiefenhorizonten (0-30 cm und 30-60 cm).

Die Lage der Probenahmestellen für die Untersuchungen 2020 und 2021 zeigt Abb.5.2-1. Die Untersuchungen wurden im Jahr 2020 durch entsprechende Erhebungen zum Makrophytenbestand (1 x im Sommer) und zur Makrozoobenthosgemeinschaft (Frühjahr, Sommer und Herbst an jeweils 3 Stellen) sowie durch Untersuchungen zur Rolle und Qualität des Seesediments komplettiert. Im Jahr 2021 erfolgte eine Aufnahme des Fischbestands. Die verwendeten Methoden und Untersuchungsstellen werden in den jeweiligen Kapiteln erläutert.

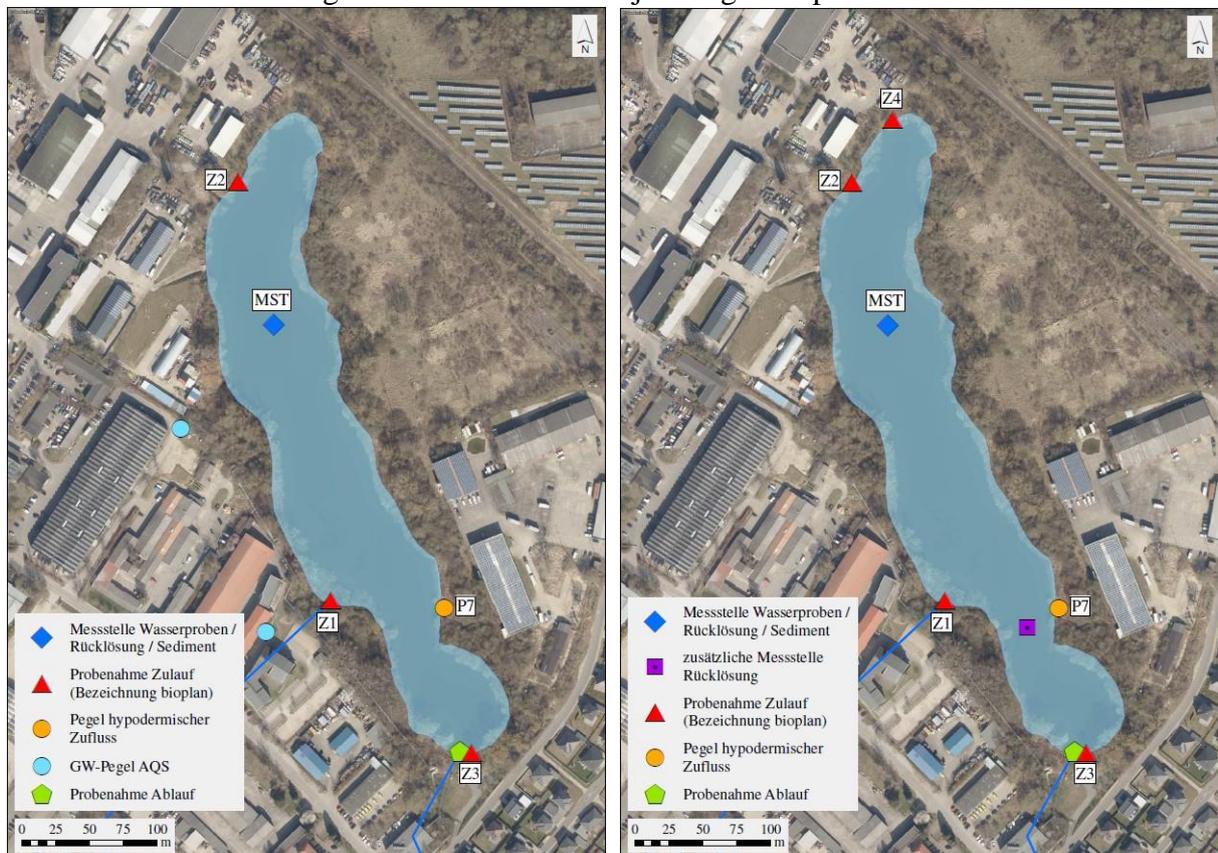


Abb.5.2-1: Im Jahr 2020 (links) und 2021 (rechts) monatlich untersuchte Messstellen am und im Sodemannscher Teich

5.2.2 CHEMISCHE UND PHYSIKOCHEMISCHE PARAMETER DES SODEMANNSCHEN TEICHS UND DER OBER- UND UNTERIRDISCHEN ZULÄUFE IN DEN JAHREN 2020 UND 2021

5.2.2.1 ZUSTAND DES SODEMANNSCHEN TEICHS IN DEN JAHREN 2020 UND 2021

5.2.2.1.1 MESSDATEN DES SODEMANNSCHEN TEICHS

Es wird an dieser Stelle nur auf ausgewählte Parameter eingegangen, alle Einzelmessergebnisse sind in entsprechenden Tabellen im Anhang enthalten.

Wassertemperatur: Die Verläufe der Oberflächenwassertemperaturen im Sodemannschen Teich zeigten sich im Jahr 2020 und 2021 recht ähnlich (Abb.5.2-2). Im Jahr 2021 lag jedoch die Höchsttemperatur mit 23,9°C etwas höher als im Jahr 2020 mit 21,1°C. Im Sommer ließ sich in beiden Jahren eine Schichtung ab etwa 2-3 m Wassertiefe feststellen. Währenddessen lag die Tiefenwassertemperatur bei etwa 6-7°C.

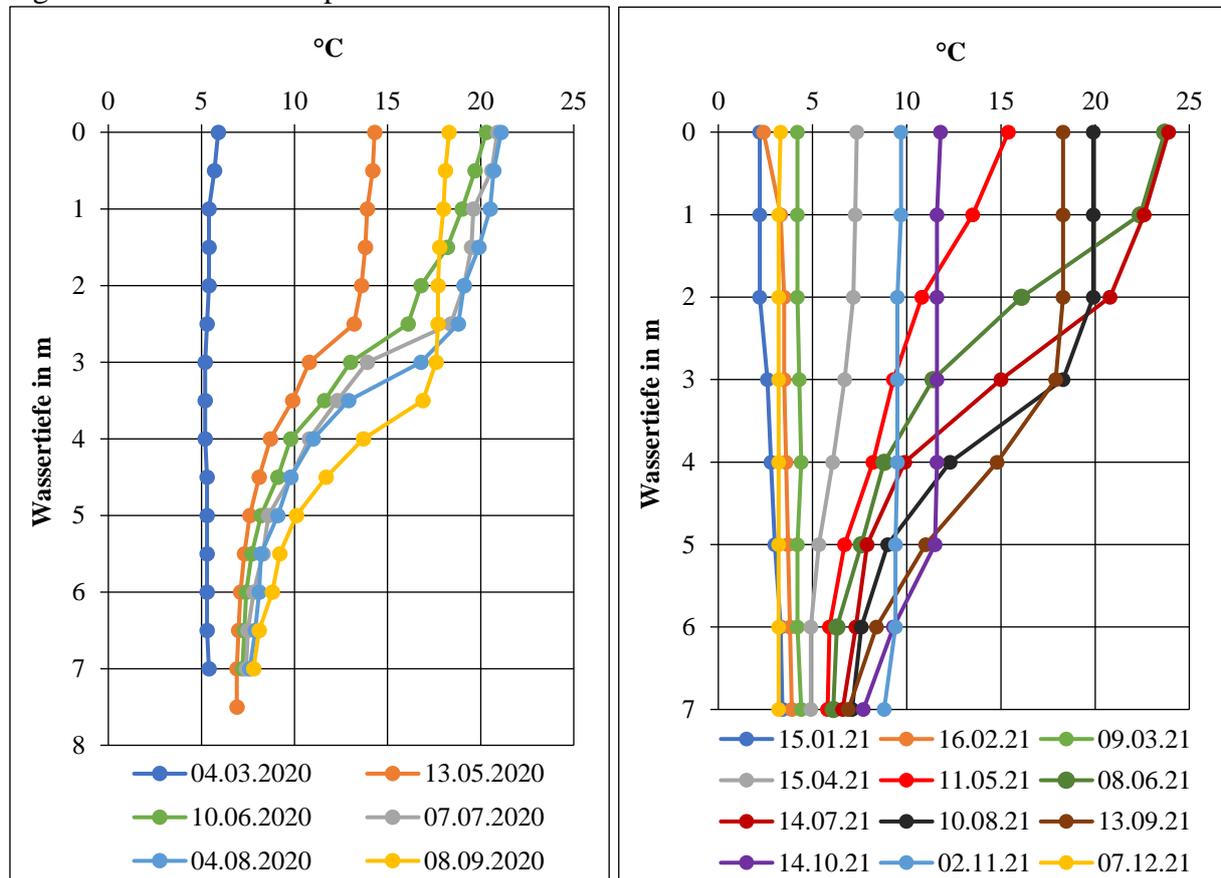


Abb.5.2-2: Oberflächenwassertemperaturen und Temperaturen des Tiefenwassers im Sodemannschen Teich im Jahr 2020 und 2021

Sichttiefe: Die Sichttiefen waren im Jahr 2021 zumeist etwas größer als im Jahr 2020 (Abb. 5.2-3), mit Ausnahme des Augusts. Die mittlere Sichttiefe lag 2020 bei etwa 1,1 m (nur Sommerhalbjahr), 2021 bei etwa 1,7 m (ganzes Jahr; Sommerhalbjahr etwa 1,2 m).

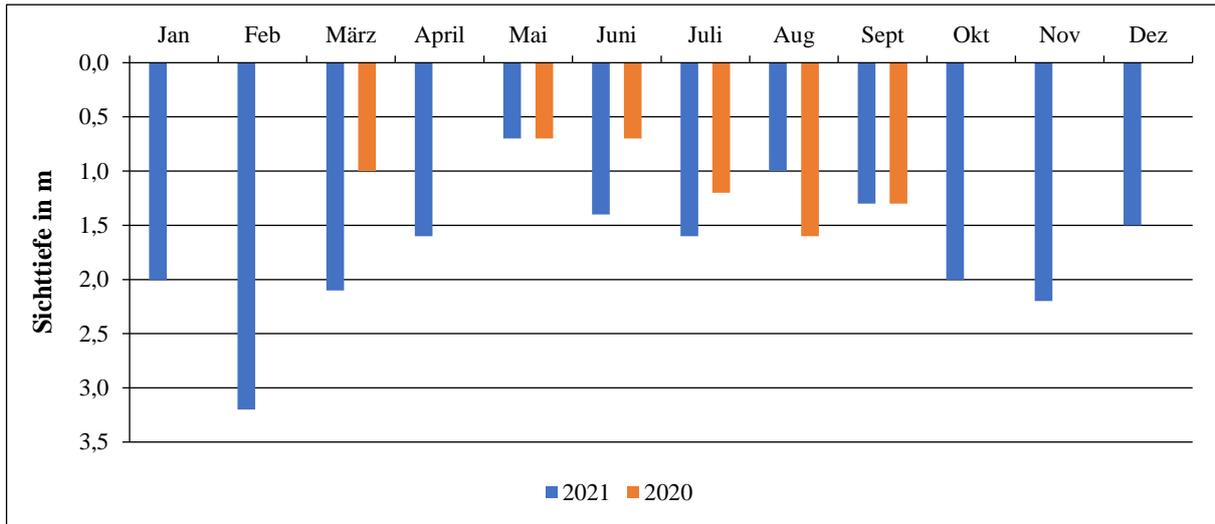


Abb.5.2-3: Sichttiefen im Sodemannschen Teich in den Jahren 2020 und 2021

Die gemessenen Sauerstoffsättigungen zeigten im Sodemannschen Teich im Jahr 2021 mit etwa 125 % eine stärkere Übersättigung an der Oberfläche als im Jahr 2020 mit maximal 111 % (Abb.5.2-4). In der Tiefe gab es in beiden Jahren im Sommer ab etwa 2-3 m starke Sauerstoffdefizite. Ab etwa 4 m war im Sommer kein Sauerstoff mehr vorhanden.

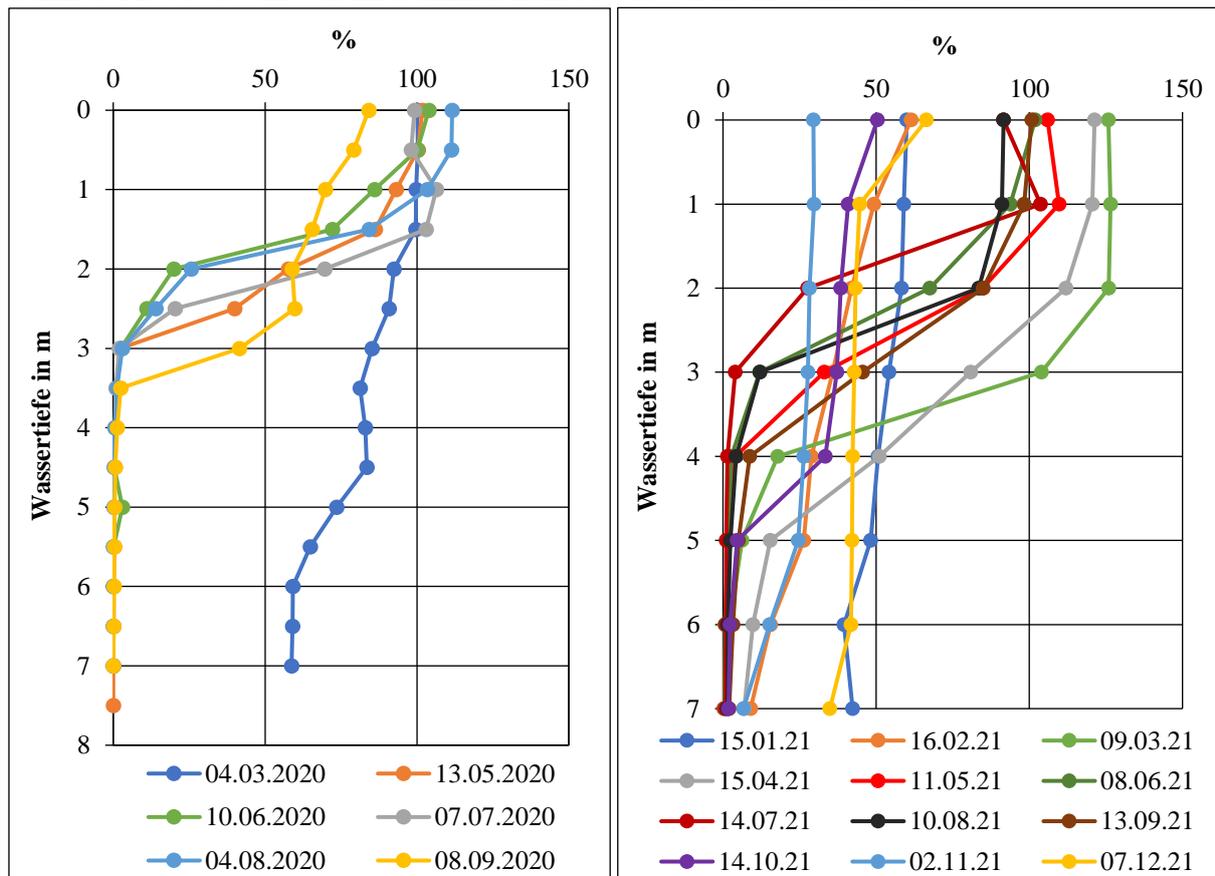


Abb.5.2-4: Tiefenprofile der Sauerstoffsättigung im Sodemannschen Teich in den Jahren 2020 und 2021

Die ermittelten Chlorophyll a-Werte zeigten im Jahr 2020 mit etwa 44-56 $\mu\text{g/l}$ ein stärkeres Frühjahrsmaximum als im Jahr 2021 mit maximal 40 $\mu\text{g/l}$ (Abb.5.2-5 und Abb.5.2-6). Im Spätsommer nahm die Chlorophyll a-Konzentration dann nochmals zu und stieg im Jahr 2020 auf maximal 65 $\mu\text{g/l}$ (August), im Jahr 2021 auf 93 $\mu\text{g/l}$ (September).

Im Jahr 2020 korrelierte die Sichttiefe mit der Chlorophyll a-Konzentration (Phytoplankton) nicht besonders gut, was an einem Vorkommen von großen Planktern liegen kann. Im Jahr 2021 zeigte sich ein typischerer Verlauf, bei Zunahme der Chlorophyll a-Konzentration erfolgte eine Abnahme der Sichttiefe.

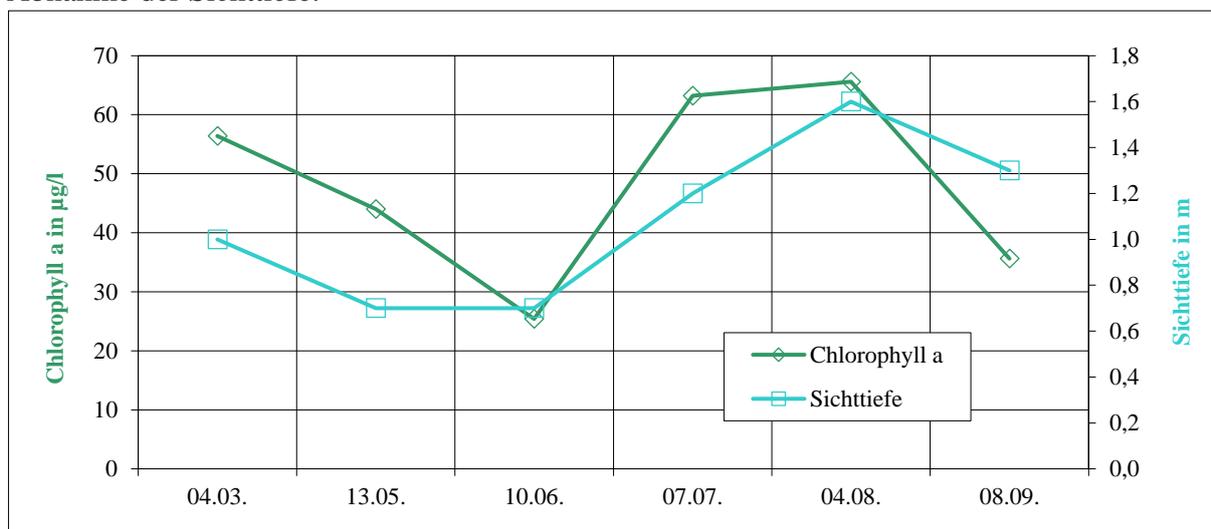


Abb.5.2-5: Chlorophyll a und Sichttiefe im Sodemannschen Teich im Jahr 2020

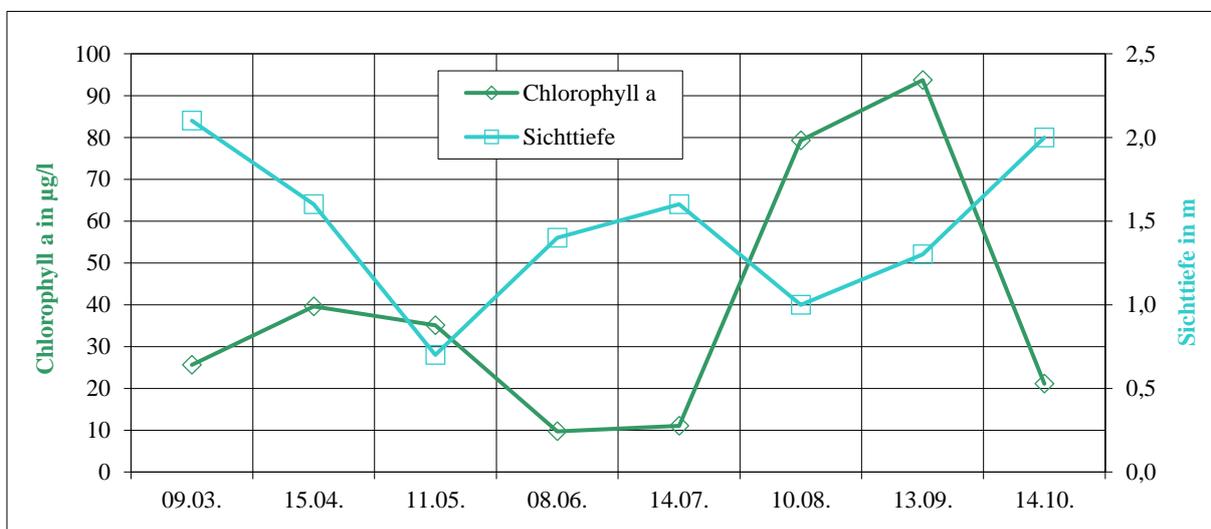


Abb.5.2-6: Chlorophyll a und Sichttiefe im Sodemannschen Teich im Jahr 2021

Phosphor: Die im Sodemannschen Teich gemessenen Gesamtphosphor-Werte (TP) lagen im Jahr 2020 und 2021 in der Oberflächenmischprobe auf ähnlichem Niveau (Abb.5.2-7 und Abb.5.2-8). Die Konzentrationen schwankten im Jahresverlauf zwischen etwa 0,04 und 0,15 mg/l . Die Mittelwerte der Jahre 2020 und 2021 (Werte des trophierelevanten Zeitraums März-September) zeigten nur leichte Unterschiede, 2020 lag dieser bei 0,072 mg/l , 2021 etwas niedriger bei 0,062 mg/l . Die Werte aus den Tiefenproben wiesen sowohl im Jahr 2020 als auch im

Jahr 2021 eine Aufkonzentration im Tiefenwasser über Grund auf bis zu 1,48 mg/l (2020) bzw. 1,64 mg/l (2021) auf.

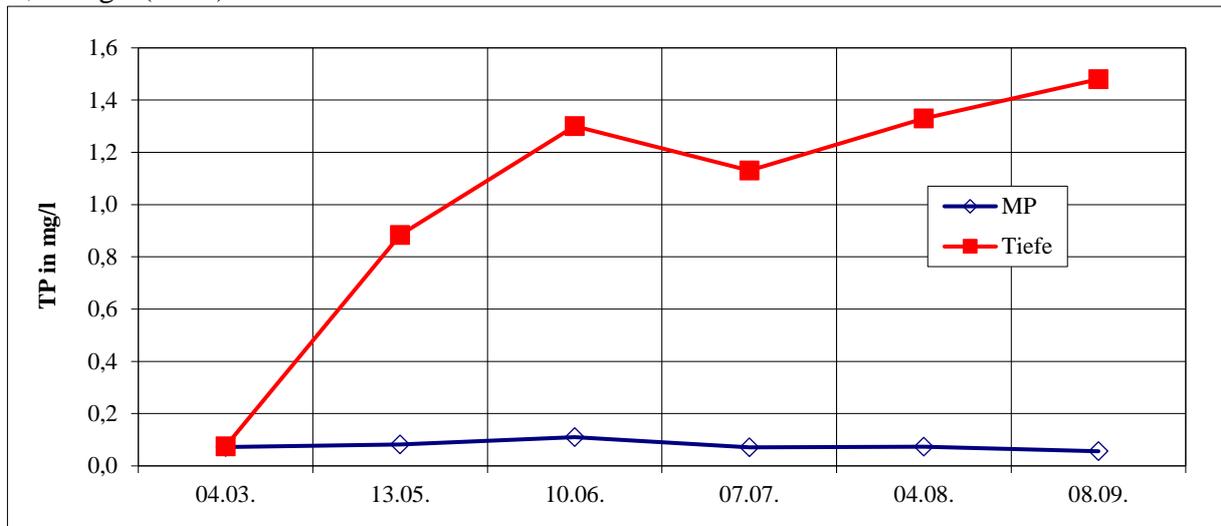


Abb.5.2-7: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) im Sodemannschen Teich 2020

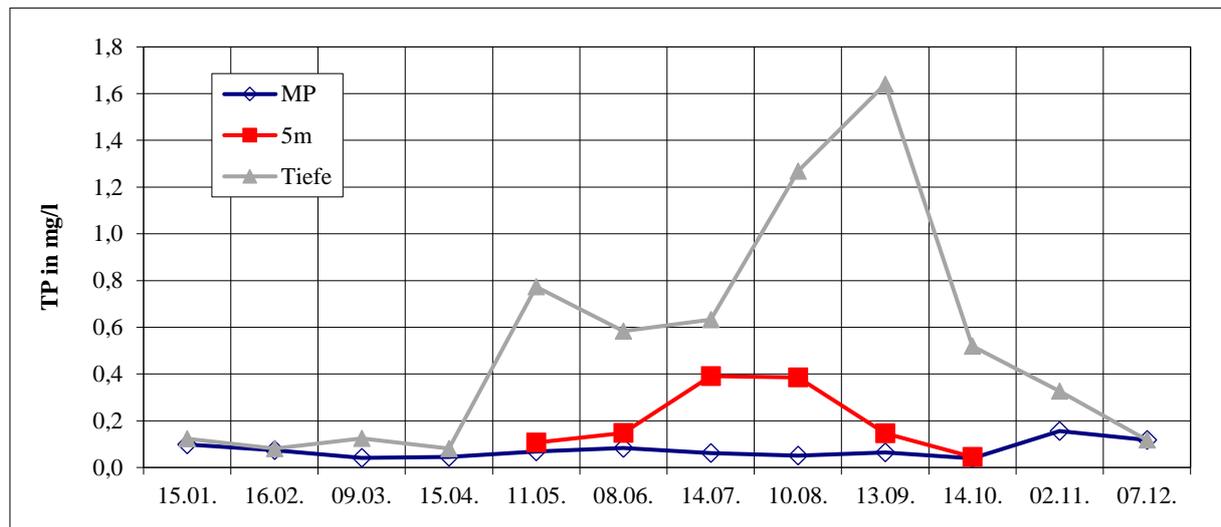


Abb.5.2-8: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) im Sodemannschen Teich 2021

Die ortho-Phosphat-Werte zeigten sowohl in der Mischprobe als auch in den Tiefenproben in beiden Jahren einen fast identischen Verlauf zur jeweiligen TP-Konzentration (Abb.5.1-9 und Abb.5.2-10). In der Mischprobe lagen die Werte bei maximal 0,020 mg/l (2021) bzw. 0,028 mg/l (2020). Im Tiefenwasser ergab sich dieselbe Aufkonzentration in beiden Jahren über das Sommerhalbjahr. Die maximalen Konzentrationen wurden mit 0,634 mg/l (2020) und 0,374 mg/l (2021) im August/September erreicht.

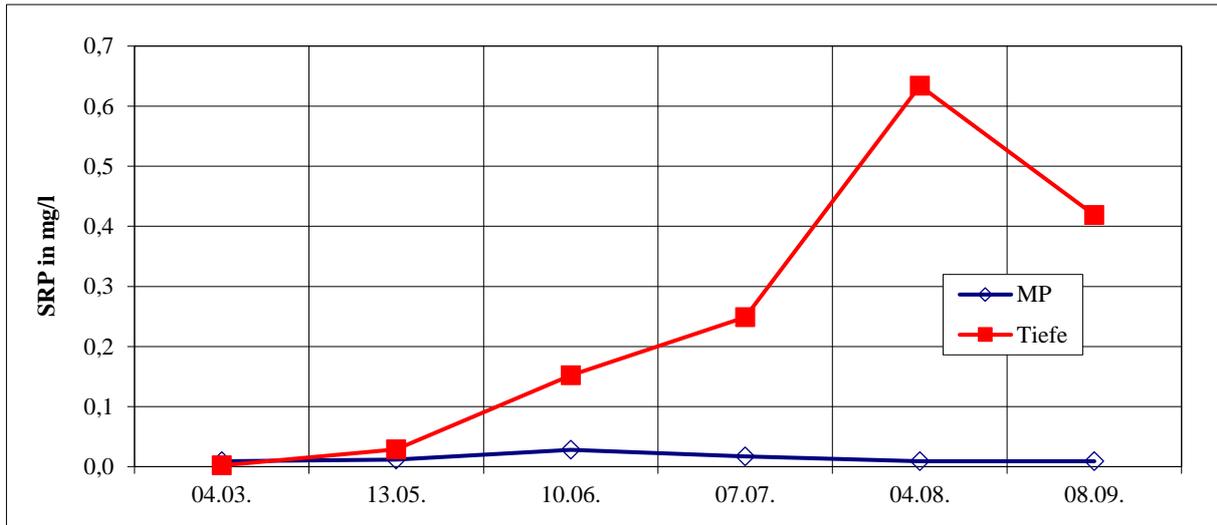


Abb.5.2-9: Ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentration (SRP) im Sodemannschen Teich 2020

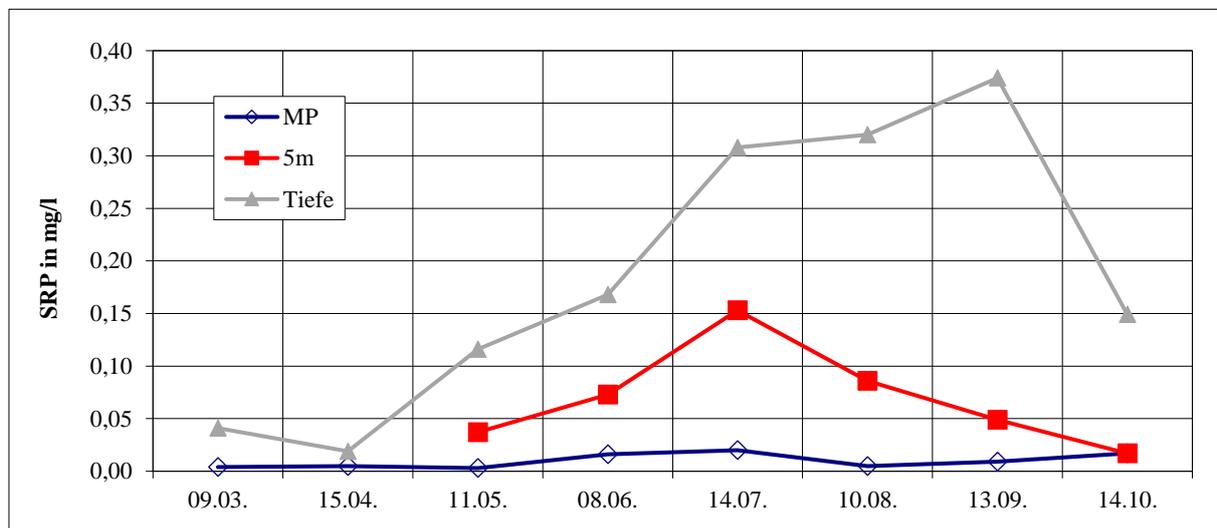


Abb.5.2-10: Ortho-Phosphat-Phosphor-Konzentration (SRP) im Sodemannschen Teich 2021

Stickstoff: Die Gesamt-Stickstoffwerte (TN) in der Oberflächenmischprobe lagen in den Jahren 2020 und 2021 in einem Bereich von etwa 1,0-1,6 mg/l (Abb.5.2-11 und Abb.5.2-12). Der saisonale Mittelwert war mit 1,28 mg/l etwas geringer als im Jahr 2021 mit 1,45 mg/l. Im Tiefenwasser zeigt sich auch hier in beiden Jahren eine Aufkonzentration über den Sommer. Im Jahr 2020 wurden im September 5,04 mg/l, im Jahr 2021 im selben Monat 6,47 mg/l, erreicht.

Die Nitratwerte in der Oberflächenmischprobe zeigten in beiden Jahren nach einem hohen Frühjahrswert im März von 0,72 mg/l (2020) bzw. 0,53 mg/l (2021) einen deutlichen Abfall auf Werte zwischen 0,1 und 0,2 mg/l über den Untersuchungszeitraum (Abb.5.2-13 und Abb.5.2-14). Die Tiefenprobe korrelierte dabei weitgehend mit den Konzentrationen in der Oberflächenmischprobe auf ähnlichem Niveau. Beim Nitrit zeigten sich einige Unterschiede in den Konzentrationen der Untersuchungsjahre (Abb.5.2-15 und Abb.5.2-16). Im Jahr 2020 gab es einen starken Peak im Tiefenwasser auf 0,127 mg/l im Juni, ansonsten lagen die Tiefen- und Oberflächenkonzentrationen weitgehend < 0,01 mg/l. 2021 war im Frühjahr im Tiefenwasser

ein leicht erhöhter Wert von 0,028 mg/l festzustellen. In den übrigen Monaten blieb die Konzentration in den Oberflächen- und Tiefenproben jedoch $< 0,01$ mg/l.

Die Ammoniumkonzentrationen aus den beiden Jahren zeigten sich im Verlauf sehr ähnlich (Abb.5.2-17 und Abb.5.2-18). Die Oberflächenkonzentrationen blieben weitgehend $< 0,1$ mg/l (unauffällig). Im Tiefenwasser erhöhte sich die Konzentration jedoch im Saisonverlauf zunehmend auf maximal 4,46 mg/l (2020) bzw. 5,45 mg/l (2021).

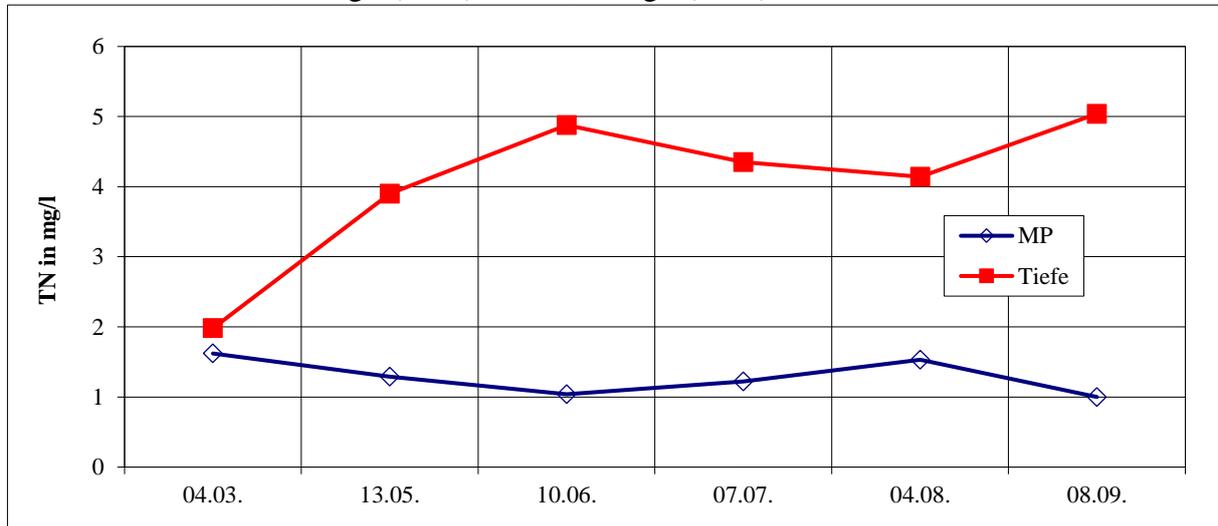


Abb.5.2-11: Gesamt-Stickstoff-Konzentration (TN) im Sodemannschen Teich 2020

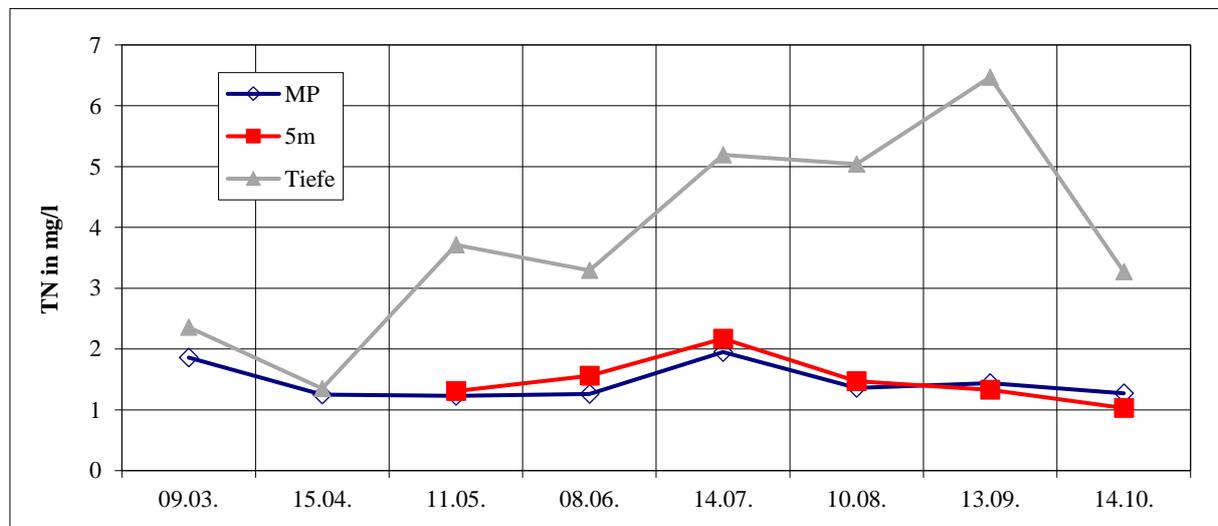


Abb.5.2-12: Gesamt-Stickstoff-Konzentration (TN) im Sodemannschen Teich 2021

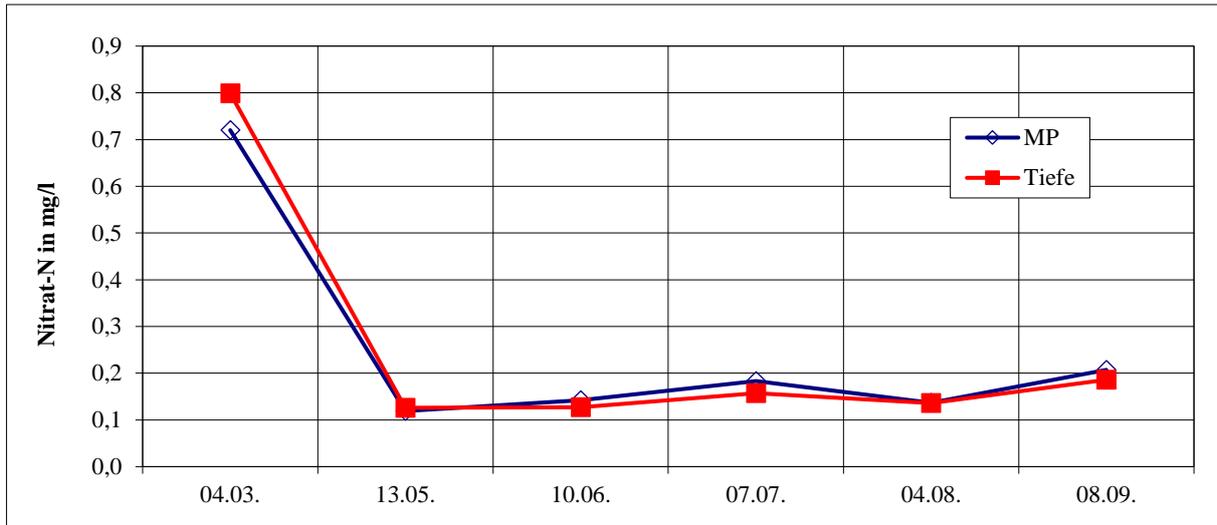


Abb.5.2-13: Nitratkonzentration im Sodemannschen Teich 2020

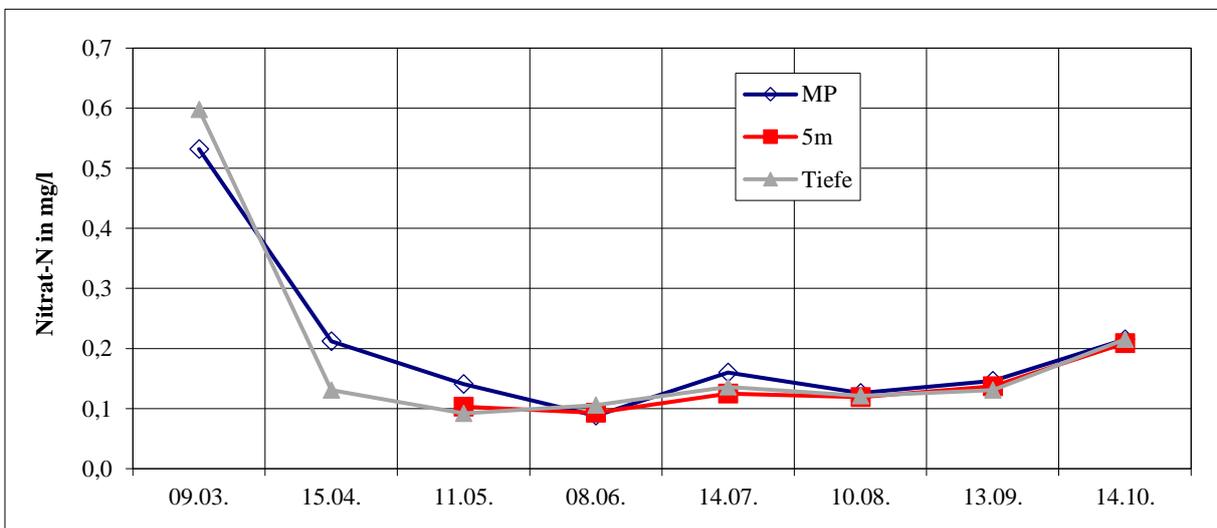


Abb.5.2-14: Nitratkonzentration im Sodemannschen Teich 2021

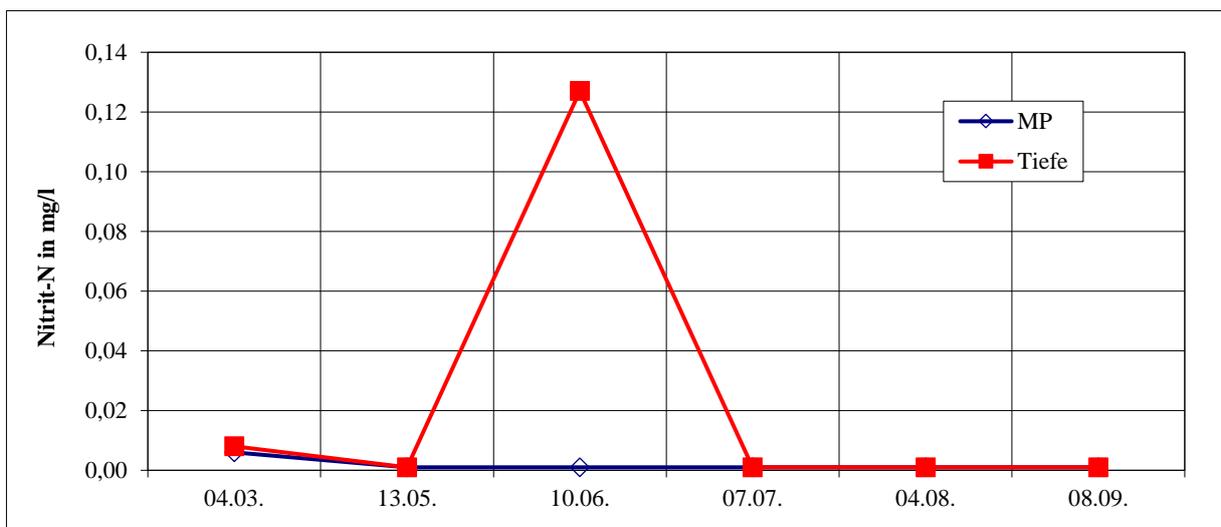


Abb.5.2-15: Nitritkonzentration im Sodemannschen Teich 2020

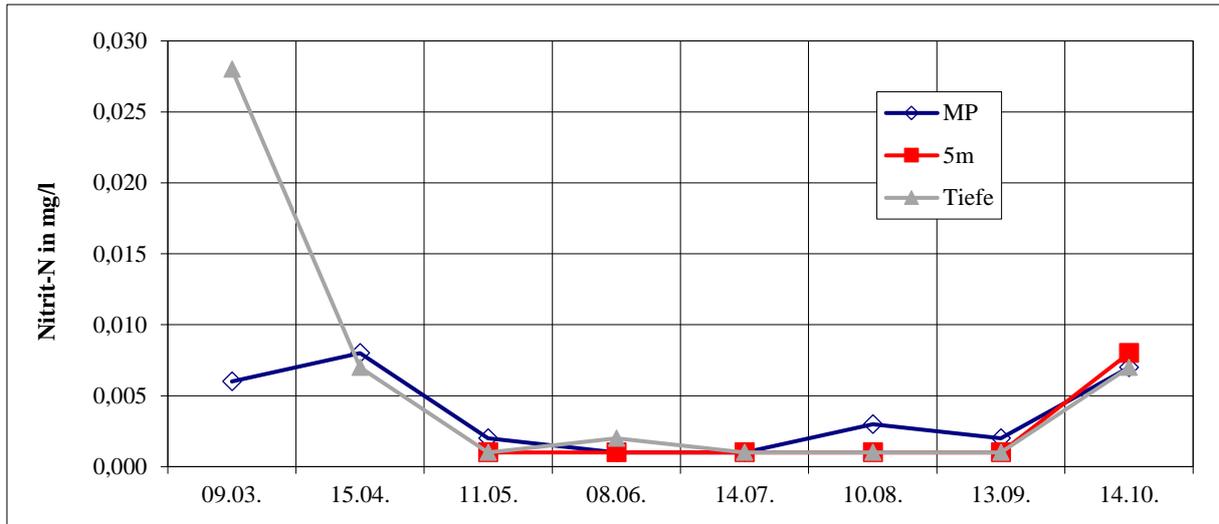


Abb.5.2-16: Nitritkonzentration im Sodemannschen Teich 2021

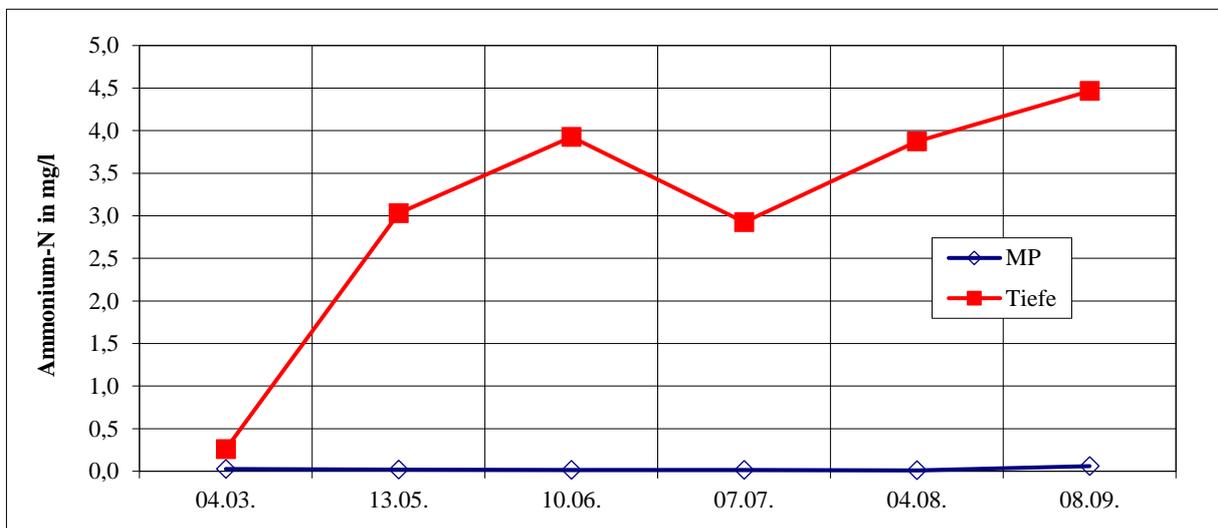


Abb.5.2-17: Ammoniumkonzentration im Sodemannschen Teich 2020

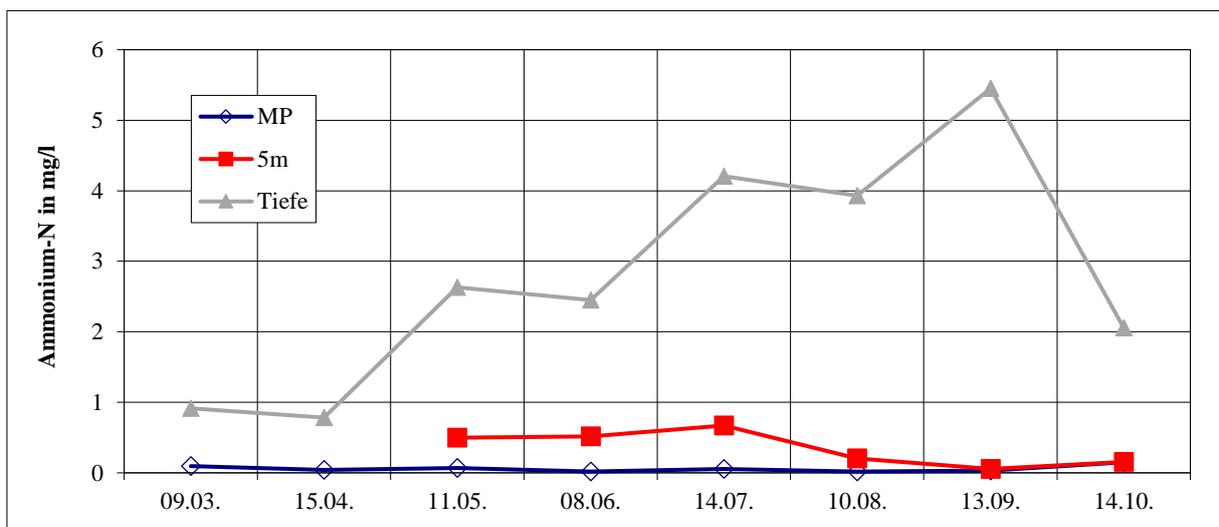


Abb.5.2-18: Ammoniumkonzentration im Sodemannschen Teich 2021

In Abb.5.2-19 bis Abb.5.2-37 sind die Grafiken weiterer analysierter Einzelparameter dargestellt. Eine zusammenfassende Bewertung der Einzelparameter der Jahre 2020 und 2021 folgt in Tab.5.2-1.

Die Calciumkonzentration lag in beiden Jahren im Bereich zwischen 40 und 60 mg/l (Abb. 5.2-19). Im Jahr 2021 wurden nur die Frühjahrs- und Herbstwerte aufgenommen. Im Vergleich lagen die Konzentrationen im Jahr 2021 etwas niedriger (Abb.5.2-20).

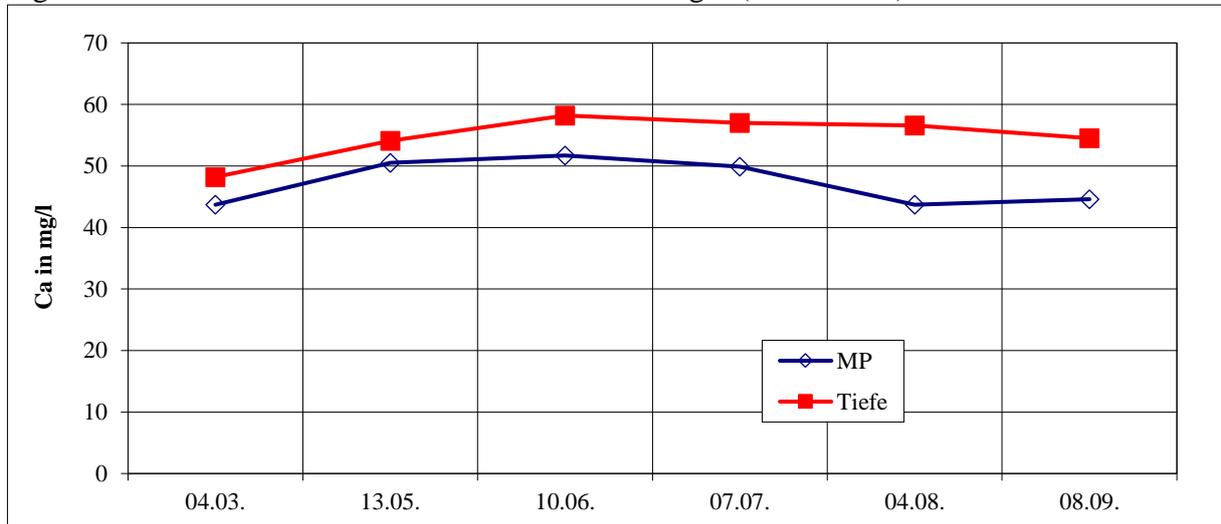


Abb.5.2-19: Calciumkonzentration im Sodemannschen Teich 2020

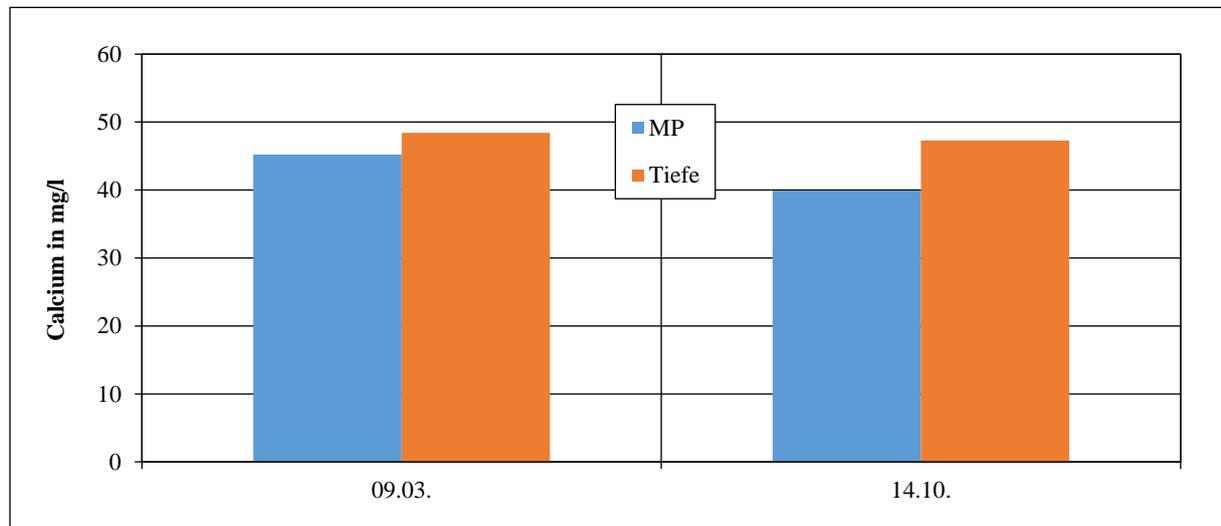


Abb.5.2-20: Calciumkonzentration im Sodemannschen Teich 2021

Die Magnesiumkonzentration wurde nur im Jahr 2020 ermittelt (Abb.5.2-21). Die Werte der Oberflächen- und Tiefenprobe lagen größtenteils in einem Bereich von 3-6 mg/l (Abb.5.2-21).

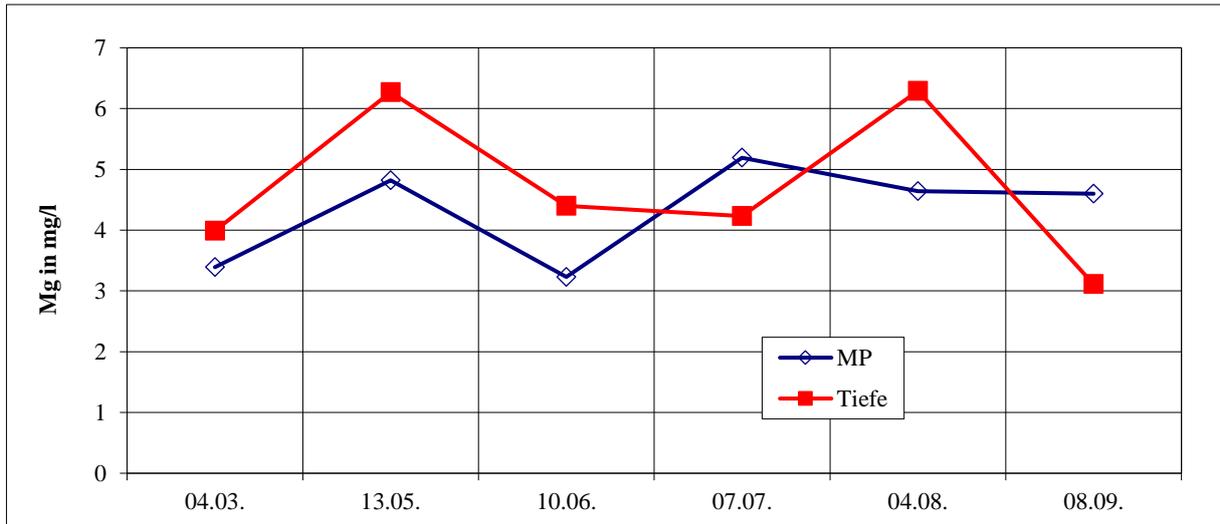


Abb.5.2-21: Magnesiumkonzentration im Sodemannschen Teich 2020

Beim Chlorid zeigten sich einige Unterschiede, vor allem in den Konzentrationen der Tiefenproben, der Jahre 2020 und 2021 (Abb.5.2-22 und Abb.5.2-23). 2020 lagen die Konzentrationen sowohl der Oberflächen- als auch der Tiefenproben zwischen etwa 25 und 35 mg/l, wobei die Oberflächenwerte etwas geringer waren. Im Jahr 2021 wurden nur die Frühjahrs- und Herbstwerte ermittelt. Die Oberflächenkonzentrationen lagen hier bereits auf einem höheren Niveau um 40-45 mg/l, die Tiefenproben zeigten einen deutlichen Anstieg gegenüber 2020 mit 53 mg/l (Herbstwert) und 96,4 mg/l (Frühjahrswert), was stark auf einen Eintrag durch Straßenabfluss (Salz) in den Sodemannschen Teich hindeutet.

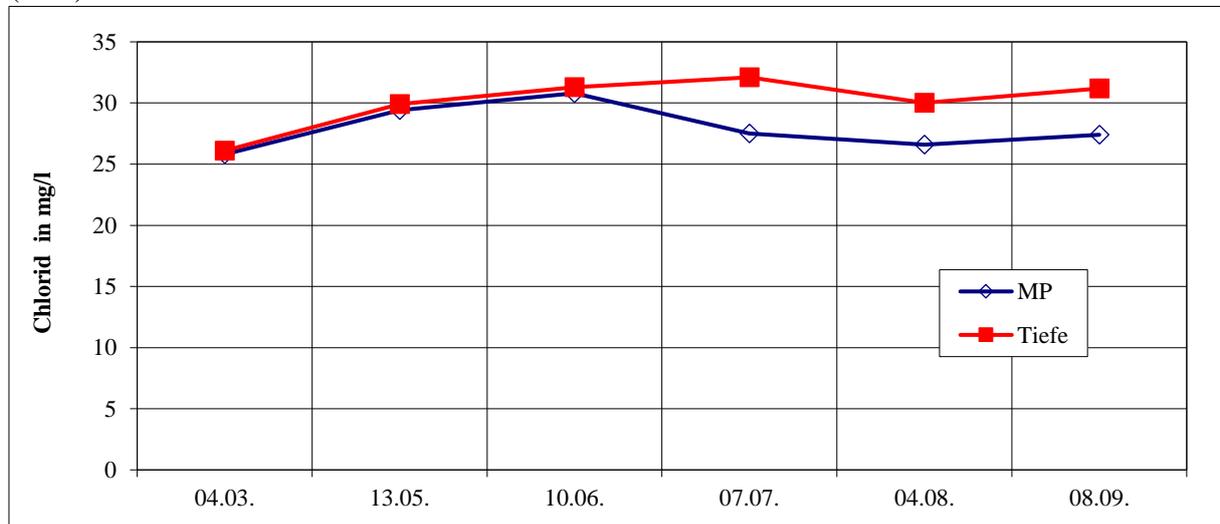


Abb.5.2-22: Chloridkonzentration im Sodemannscher Teich 2020

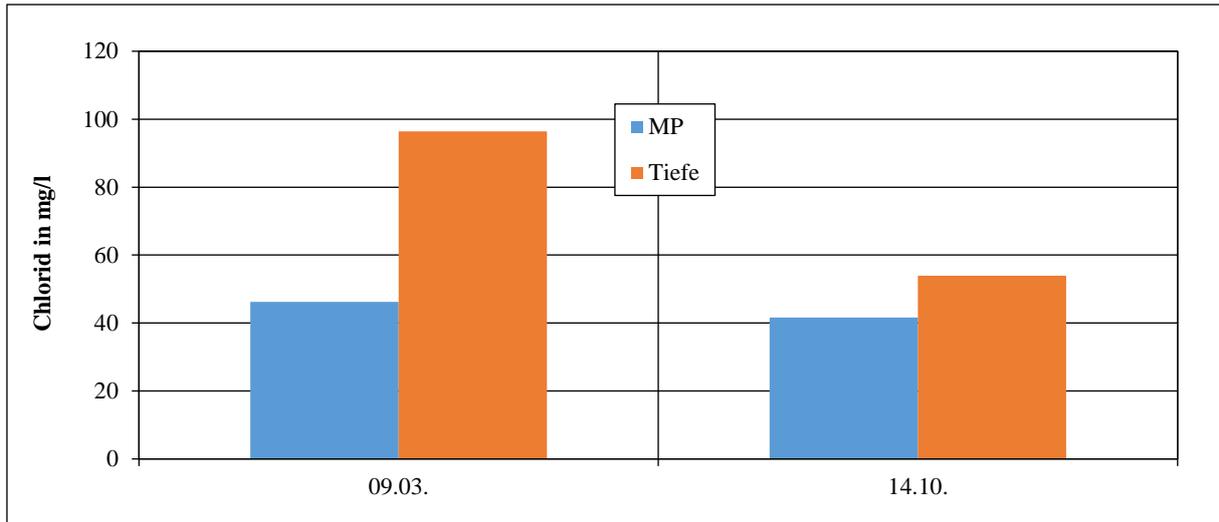


Abb.5.2-23: Chloridkonzentration im Sodemannschen Teich 2021

Die nur im Jahr 2020 aufgenommene Sulfat-Konzentration zeigte an der Oberflächenprobe einen relativ konstanten Saisonverlauf von etwa 10-13 mg/l (Abb.5.2-24). Die Tiefenprobe wies einen Abfall von etwa 14 mg/l im Frühjahr auf minimal etwa 3 mg/l im August auf.

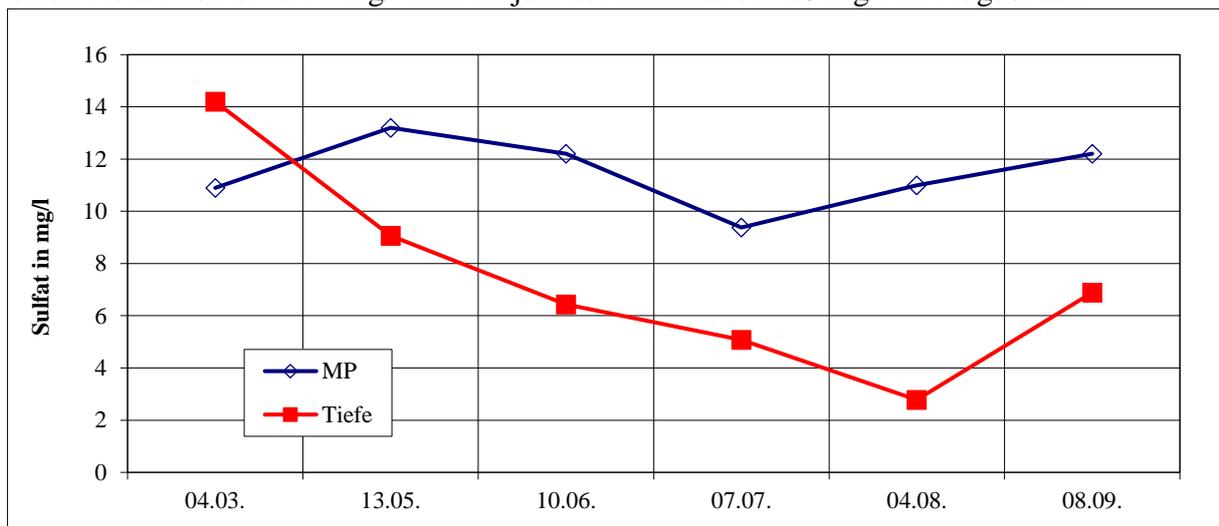


Abb.5.2-24: Sulfatkonzentration im Sodemannschen Teich 2020

Die ebenfalls nur im Jahr 2020 ermittelte ortho-Silikat-Konzentration im Oberflächen- und Tiefenwasser verlief bis zum Hochsommer ähnlich, mit etwas höheren Werten im Tiefenwasser um 3,0 mg/l, gegenüber 0,5-2,0 mg/l im Oberflächenwasser (Abb.5.2-25). Im August stieg jedoch die Konzentration im Tiefenwasser auf bis zu 8,9 mg/l an (vermutlich absinkende silikatische Plankter, Diatomeen und Dinophyceen).

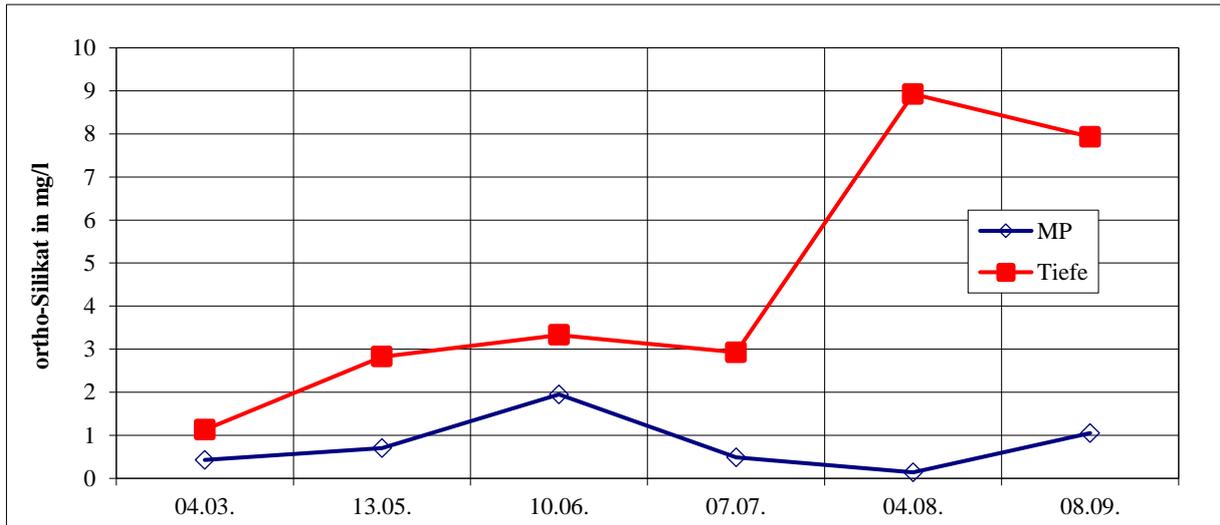


Abb.5.2-25: ortho-Silikat-Konzentration im Sodemannschen Teich 2020

Die Gesamthärte lag im Jahr 2020 etwas höher als im Jahr 2021, wobei hier nur die Frühjahr- und Herbstwerte aufgenommen wurden (Abb.5.2-26 und Abb.5.2-27). Im Jahr 2020 bewegten sich die Konzentrationen im Saisonverlauf zwischen etwa 65 und 90 mg/l. Das Oberflächenwasser hatte etwas niedrigere Konzentrationen. Im Jahr 2021 wurden im Tiefenwasser nur Konzentrationen bis etwa 75 mg/l gemessen. Auch im Oberflächenwasser waren es mit 60 mg/l bzw. 66 mg/l etwas niedrigere Werte als 2020.

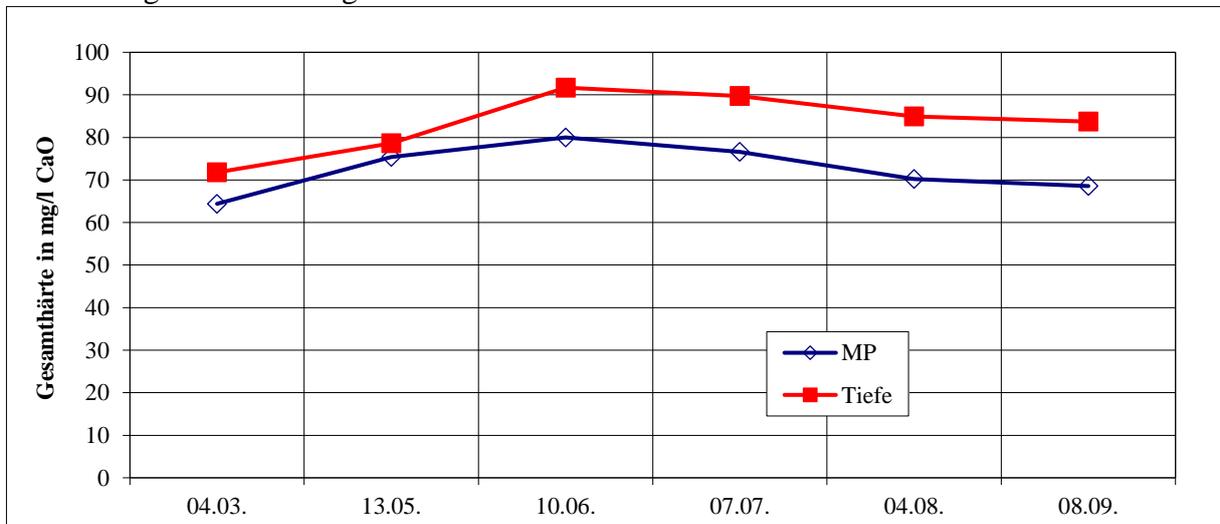


Abb.5.2-26: Gesamthärte im Sodemannschen Teich 2020

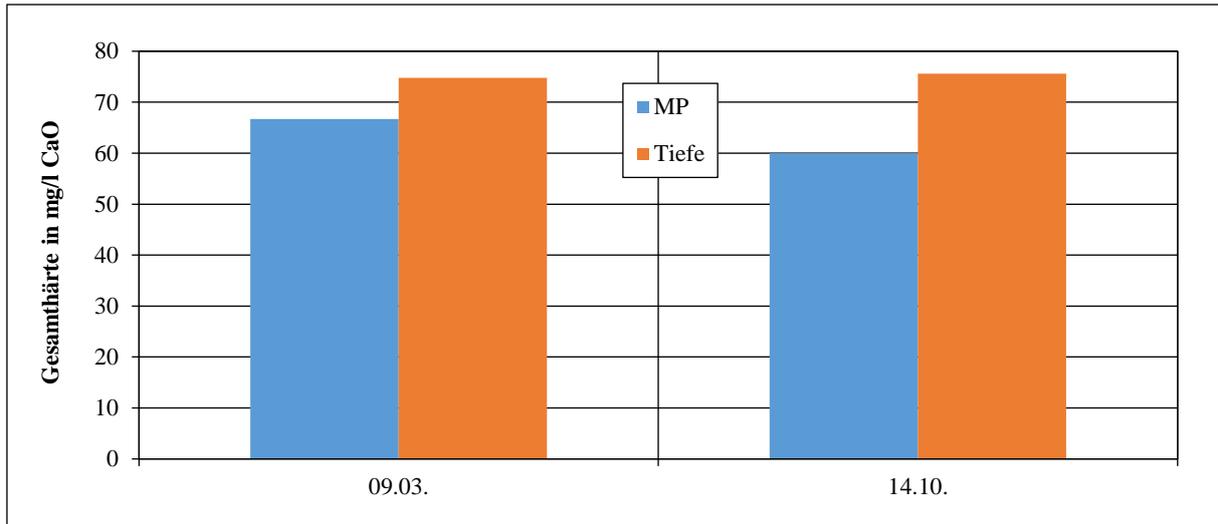


Abb.5.2-27: Gesamthärte im Sodemannschen Teich 2021

Die Konzentrationen der Karbonathärte befanden sich praktisch auf gleichem Niveau, was bedeutet, dass es sich bei den Wasserhärte bildenden Ionen hauptsächlich um Karbonationen (CO_3^{2+}) handelt (Abb.5.2-28 und Abb.5.2-29). Auch hier war die Konzentration im Tiefenwasser zumeist etwas höher. Auch die Werte aus 2021 waren fast identisch.

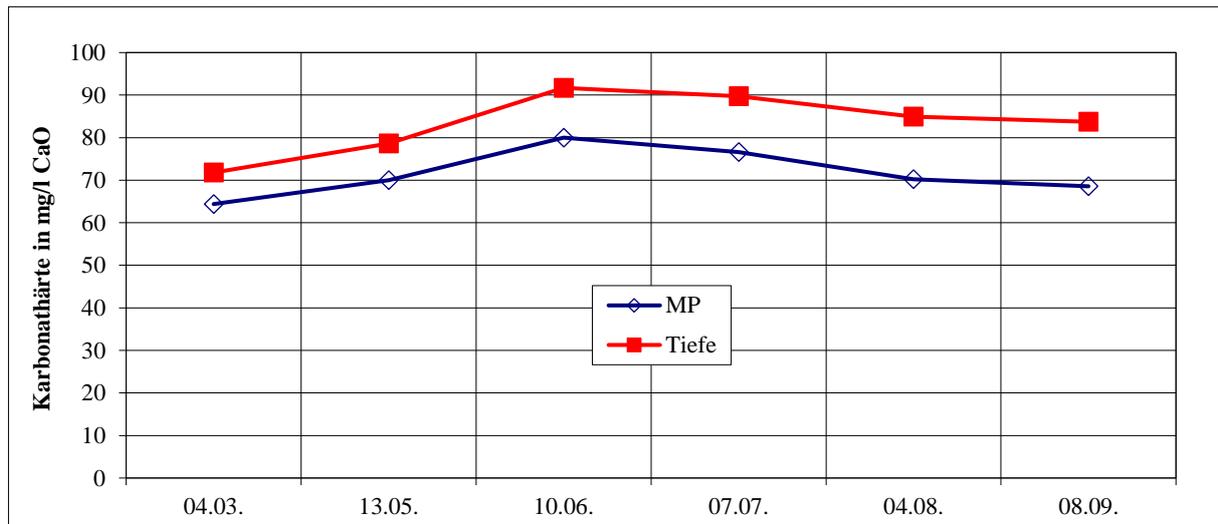


Abb.5.2-28: Karbonathärte im Sodemannschen Teich 2020

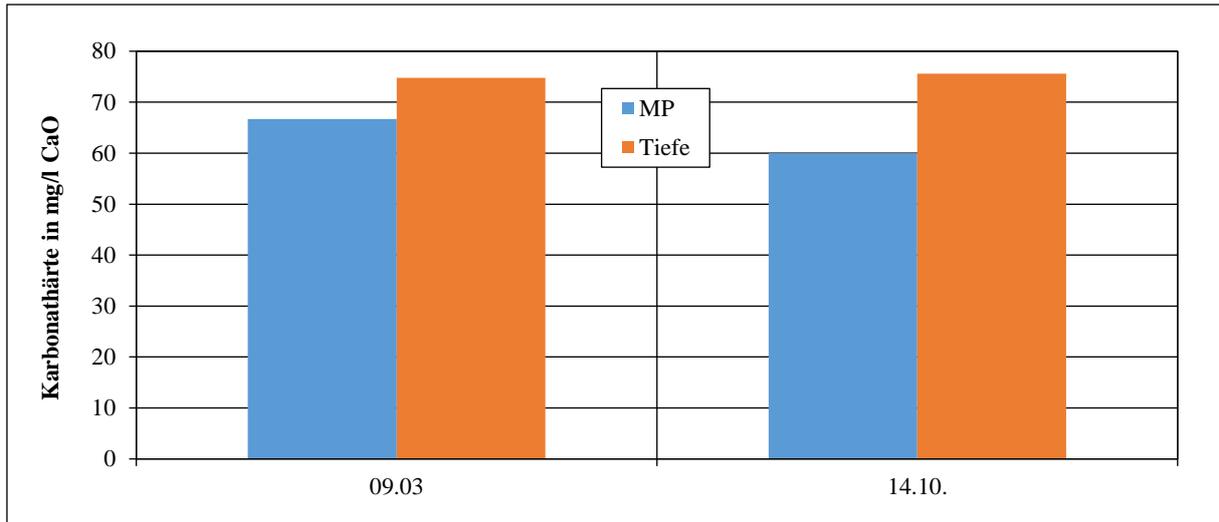


Abb.5.2-29: Karbonathärte im Sodemannschen Teich 2021

Die lediglich im Jahr 2020 ermittelte Eisenkonzentration zeigte in den Tiefenproben einen deutlichen Anstieg nach dem Frühjahr auf bis zu 2,96 mg/l im Juni (Abb.5.2-30). Im Oberflächenwasser war praktisch kaum freies Eisen nachweisbar.

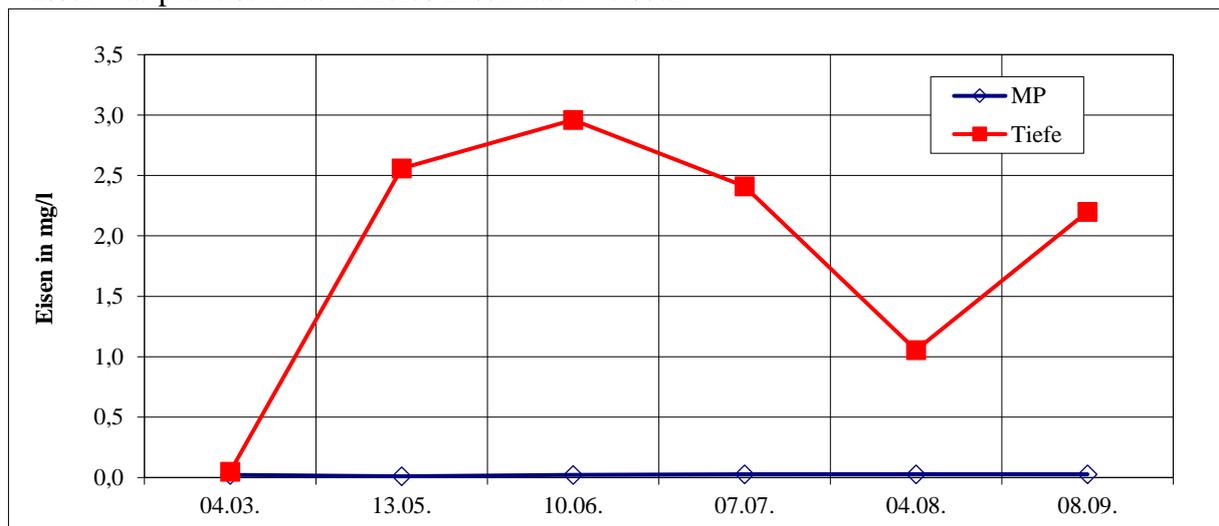


Abb.5.2-30: Eisenkonzentration im Sodemannschen Teich 2020

Die Mangan-Konzentration wurde ebenfalls nur im Jahr 2020 ermittelt (Abb.5.2-31). Sie deckte sich im Verlauf mit der Eisenkonzentration. Die gegenüber der Oberflächenprobe deutlich höheren Tiefenwerte erreichten maximal 1,78 mg/l (Juni), die Oberflächenwerte maximal 0,36 mg/l (August).

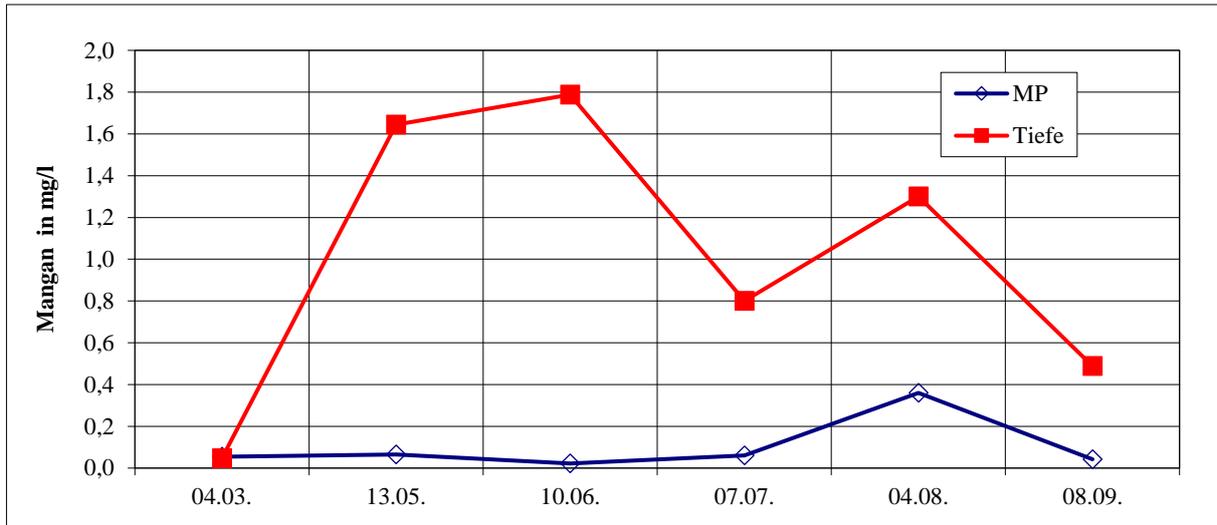


Abb.5.2-31: Mangankonzentration im Sodemannschen Teich 2020

Auch die TOC-Konzentration (Gesamt-organischer Kohlenstoffgehalt) wurde nur im Jahr 2020 gemessen (Abb.5.2-32). Sowohl in der Oberflächen- als auch in der Tiefenprobe war hier ein Anstieg im Spätsommer/Herbst auf etwa 16 mg/l zu verzeichnen.

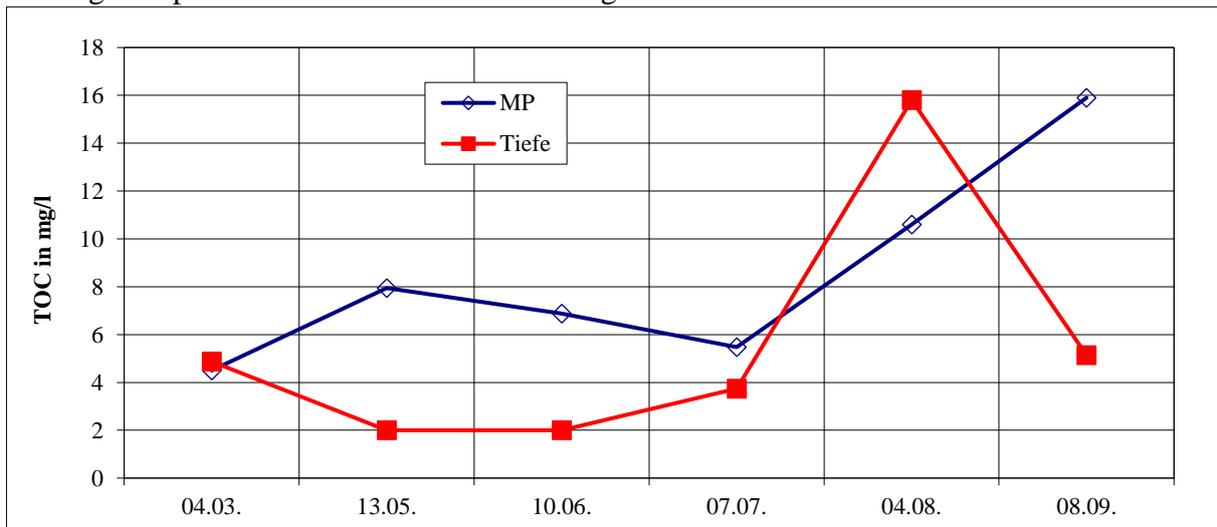


Abb.5.2-32: Gesamt-organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) im Sodemannschen Teich 2020

Die nur 2020 gemessenen DOC-Konzentrationen (Gelöster organischer Kohlenstoffgehalt) verliefen in ähnlicher Weise (Abb.5.2-33). Der Anstieg im Spätsommer/Herbst war ebenfalls deutlich auf etwa 10-13 mg/l in der Oberflächen- bzw. Tiefenprobe.

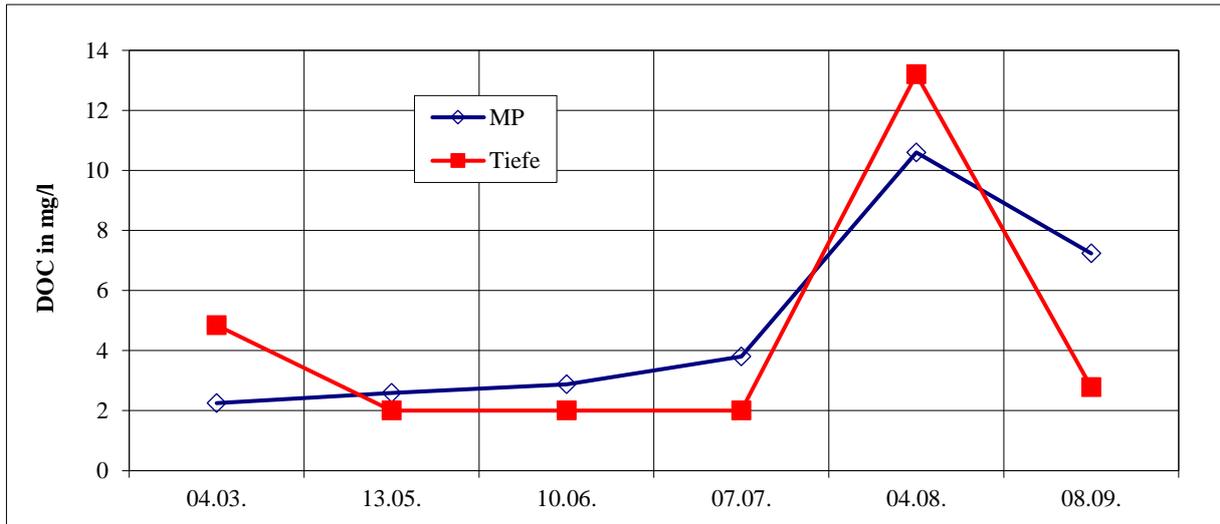


Abb.5.2-33: Gelöster organischer Kohlenstoffgehalt (DOC) im Sodemannschen Teich 2020

Die Basekapazität war 2020 in der Oberflächenprobe im Frühjahr mit maximal 0,8 mmol/l bereits recht gering und fiel im Saisonverlauf auf 0,2 mmol/l ab (Abb.5.2-34). Im Tiefenwasser war die Konzentration naturgemäß höher, erreichte mit maximal 1,48 mmol/l im Mai aber ebenfalls keine hohen Werte. Im Jahr 2021 wurden nur die Frühjahrs- und Herbstwerte ermittelt (Abb.5.2-35). Die Oberflächenkonzentrationen waren mit 0,04 mmol/l im Frühjahr und 0,18 mmol/l im Herbst nochmals geringer. Auch die Tiefenwerte lagen mit nur 0,34 mmol/l bzw. 0,46 mmol/l deutlich unter denen von 2020.

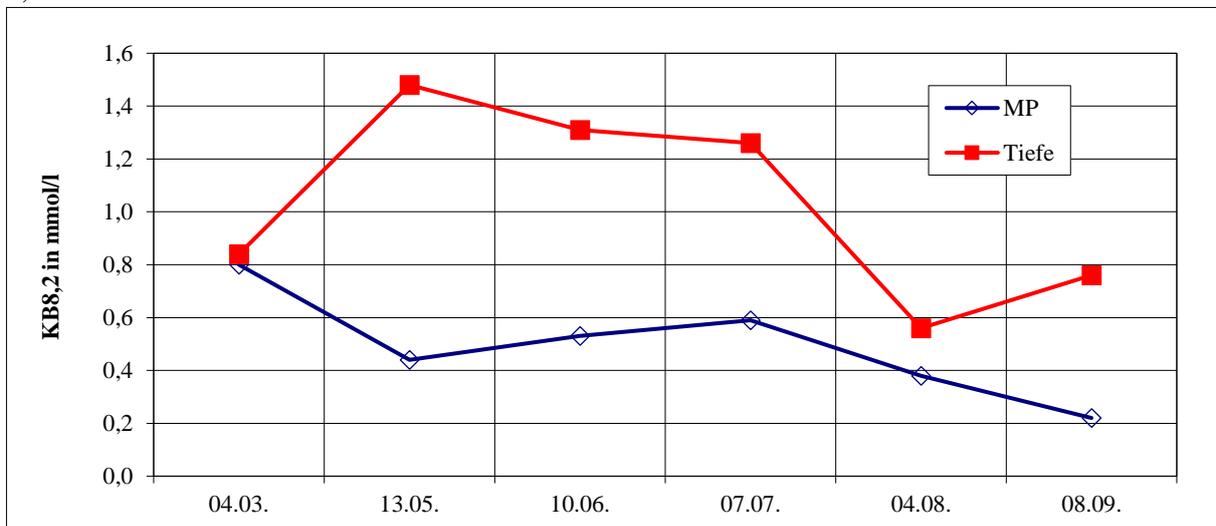


Abb.5.2-34: Basekapazität (KB8,2) im Sodemannschen Teich 2020

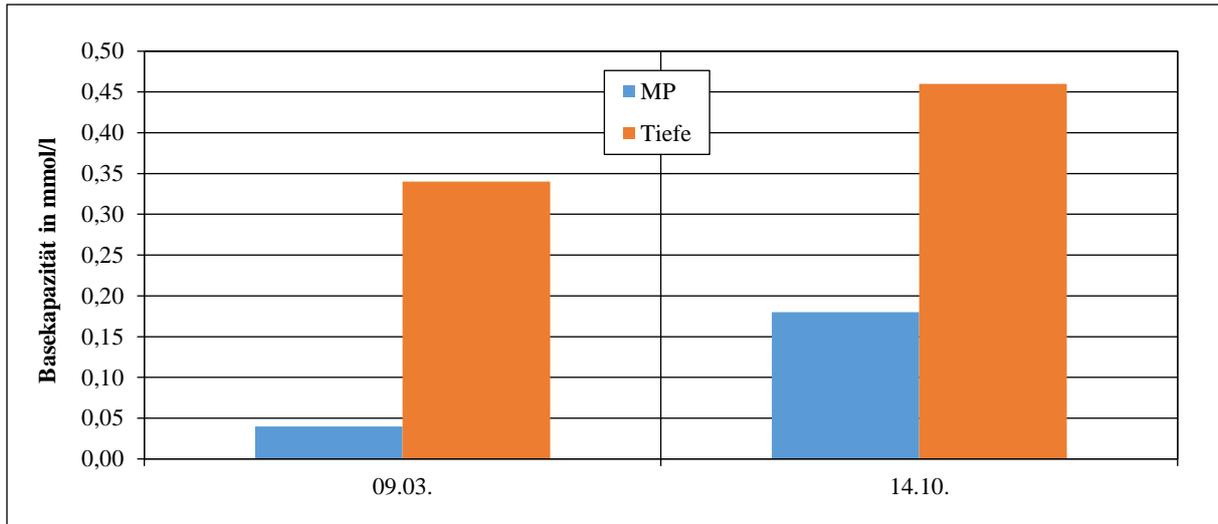


Abb.5.2-35: Basekapazität (KB8,2) im Sodemannschen Teich 2021

Die Säurekapazität lag im Jahr 2020 in der Oberflächenprobe fast konstant um 2 mmol/l (Abb.5.2-36). Die Konzentrationen der Tiefenproben stiegen im Saisonverlauf leicht von 2 mmol/l im Frühjahr auf bis zu 3 mmol/l im Sommer und Herbst. 2021 wurden nur die Frühjahrs- und Herbstwerte gemessen (Abb.5.2-37). Dabei war die Oberflächenkonzentration ähnlich zu 2020, die Konzentration der Tiefenprobe im Herbst lag mit 2,36 mmol/l dagegen etwas niedriger.

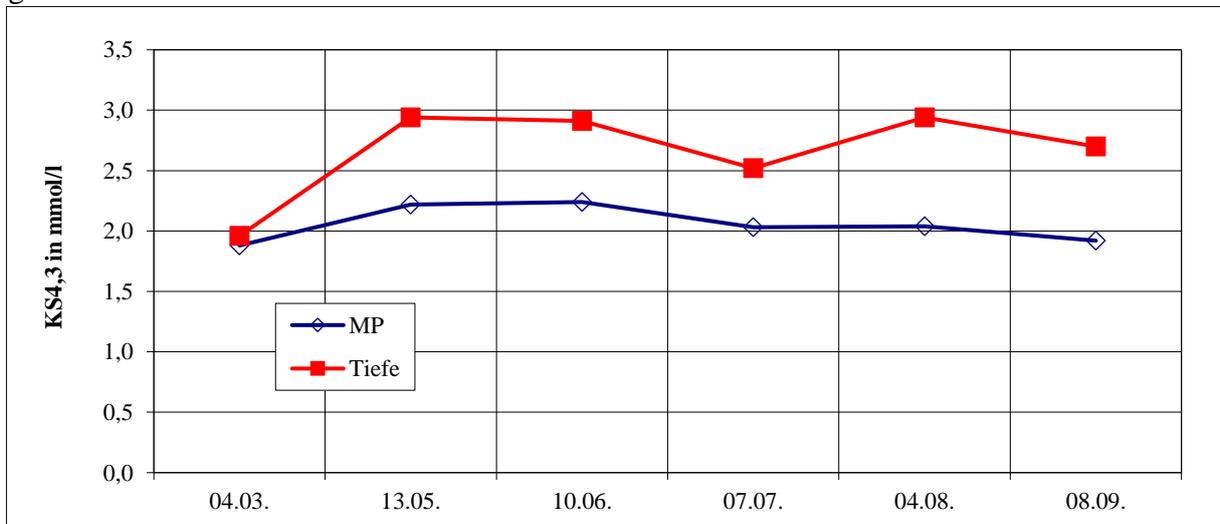


Abb.5.2-36: Säurekapazität (KS4,3) im Sodemannschen Teich 2020

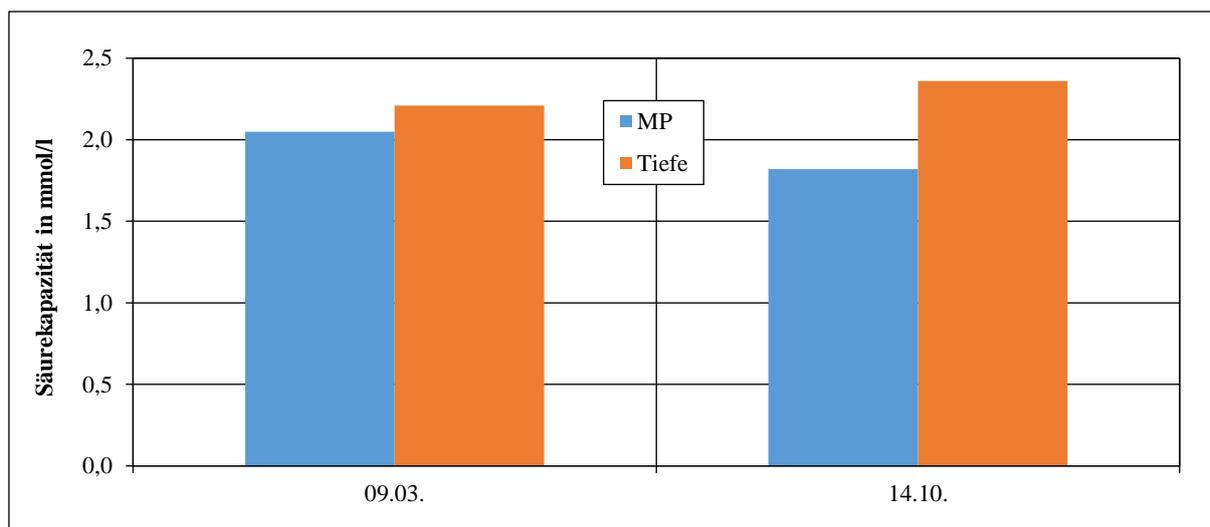


Abb.5.2-37: Säurekapazität (KS4,3) im Sodemannschen Teich 2021

Mit Blick auf eine eventuelle Nährstofffällung ist festzustellen, dass sowohl die Gesamthärte als auch die Alkalinität (Säurebindungsvermögen) im Sodemannschen Teich mit Werten von 60-90 mg/l CaO bzw. 2-3 mmol/l an den Messstellen Werte erreichen, bei denen davon auszugehen ist, dass das Gewässer mäßig gepuffert und damit vermutlich robust in Bezug auf die Anwendung saurer Fällmittel ist.

Tab.5.2-1: Übersicht der Untersuchungsergebnisse ausgewählter Analyseparameter im Sodemannschen Teich in Zeitraum 2020/2021 im Jahresvergleich

Parameter	Jahres-MW in mg/l (2020/2021)	Jahresgang in mg/l (2020/2021)	Bewertung (zusammenfassend)
Gesamt-P	0,078 / 0,075	0,056-0,110 / 0,039-0,156	überhöht (Zielwert Saisonmittel < 0,035 mg/l)
o-PO ₄ -P	0,014 / 0,010	0,009-0,028 / 0,003-0,020	in beiden Jahren unauffällig
Gesamt-N	1,28 / 1,45	1,00-1,62 / 1,23-1,95	leicht erhöht (Zielwert Saisonmittel < 1 mg/l)
Nitrat-N	0,25 / 0,20	0,12-0,72 / 0,09-0,53	nicht überhöht, aber temporäre Peaks
Nitrit-N	0,002 / 0,004	0,001-0,006 / 0,001-0,008	unauffällig
Ammonium-N	0,024 / 0,061	0,010-0,060 / 0,018-0,150	nicht überhöht, einzelne Peaks
Chlorid	27,9 / 43,9	25,8-30,8 / 41,6-46,2	im Jahr 2021 überhöht (> 30 mg/l)
Säurekapazität (Alkalinität)	2,06 mmol/l / 1,94 mmol/l	1,88-2,24 mmol/l / 1,82-2,05 mmol/l	mäßige Pufferkapazität gegenüber Säuren

Fortsetzung Tab.5.2-1

Parameter	Jahres-MW in mg/l (2020/2021)	Jahresgang in mg/l (2020/2021)	Bewertung (zusammenfassend)
Calcium	47,3 / 42,5	43,7-51,7 / 39,9-45,2	im Saisonmittel etwas überhöht (> 40 mg/l)
Magnesium	4,3 / 3,1	3,23-5,19 / 2,45-3,78	unauffällig

Trophiebewertung für die Jahre 2020 und 2021

Die Trophieberechnung entsprechend LAWA (2014) ergab für den Sodemannschen Teich im Jahr 2020 einen Indexwert von 3,6 und im Jahr 2021 einen Indexwert von 3,3. Damit war der Teich im Jahr 2020 in einem schwach polytrophen Zustand (p1) und im Jahr 2021 in einem stark eutrophen Zustand (e2) (Tab.5.2-2). Nach RIEDMÜLLER et al. (2013) bzw. LAWA (2014) liegt der See damit 2 Stufen über seinem potenziell natürlichen Zustand (mesotroph m1). Um den anzustrebenden „guten“ ökologischen Zustand (Klasse 2) in Anlehnung an die EU-WRRL zu erreichen, müsste sich der See nach der OGewV (2016) mindestens im Bereich von mesotroph m2 befinden. Eine mittlere saisonale Phosphorkonzentration von 35 µg/l sollte dafür nach Möglichkeit nicht deutlich überschritten werden. Ein künstliches Stadtgewässer kann jedoch stärkeren äußeren Belastungen im Umfeld ausgesetzt sein, die sich nicht direkt beeinflussen lassen.

Tab.5.2-2: Trophieberechnung und Klassifizierung gemäß LAWA (2014) für den Sodemannschen Teich im Jahr 2020 und 2021 (polymiktischer See, mittlere Tiefe < 3 m)

2020	Mrz/Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	MW	Index	Wichtung	Produkt	Iges
Sichttiefe (m)	1,0	0,7	0,7	1,2	1,6	1,3	1,08	3,23	6	19,41	
Chlorophyll a (µg/l)	56,4	44,0	25,4	63,2	65,6	35,6	48,37	3,88	10	38,80	
Gesamt-PO ₄ -P (µg/l)	72	82	110	71	74	56	77,5	3,45	6	20,71	
Gesamt-PO ₄ -P (µg/l)	72						72	3,59	4	14,38	
Summe										93,30	3,6

natürlicher Zustand: mesotroph

polytroph p1

2021	Mrz/Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	MW	Index	Wichtung	Produkt	Iges
Sichttiefe (m)	2,10	0,70	1,40	1,60	1,00	1,30	1,35	2,95	6	17,72	
Chlorophyll a (µg/l)	25,6	35,1	9,7	11,0	79,3	93,7	42,40	3,77	10	37,68	
Gesamt-PO ₄ -P (µg/l)	41	68	84	62	50	64	61,5	3,21	6	19,26	
Gesamt-PO ₄ -P (µg/l)	41						41	2,94	4	11,77	
Summe										86,43	3,3

natürlicher Zustand: mesotroph

eutroph e2

5.2.2.1.2 QUALITÄT UND QUANTITÄT DER OBERFLÄCHENZULÄUFE ZUM SODEMANNSCHEN TEICH IM JAHR 2020

Nachfolgend sind die Messwerte der chemischen Parameter der Zuläufe zum Sodemannschen Teich im Jahr 2020 dargestellt. Ein Ablauf konnte im Jahr 2020 an den Beprobungsterminen nicht festgestellt werden. Im Jahr 2020 wurden 3 Zuläufe beprobt. Die Zuläufe 1 und 3 waren 2020 nur im März wasserführend.

Die TP-Konzentrationen zeigten im März in den Zuläufen Werte um 0,1 mg/l (Abb.5.2-38), wobei die Konzentration in Z2 im Herbst auf maximal 0,166 mg/l stieg.

Die ortho-Phosphat-(SRP)-Konzentration war in den Zuläufen generell sehr gering, zwischen 0,004 mg/l (Z3) und 0,02 mg/l (Z2) (Abb.5.2-39). Die Konzentration in Z2 wies nachfolgend einen ähnlichen Verlauf wie die TP-Konzentration auf und stieg im Herbst auf 0,08 mg/l.

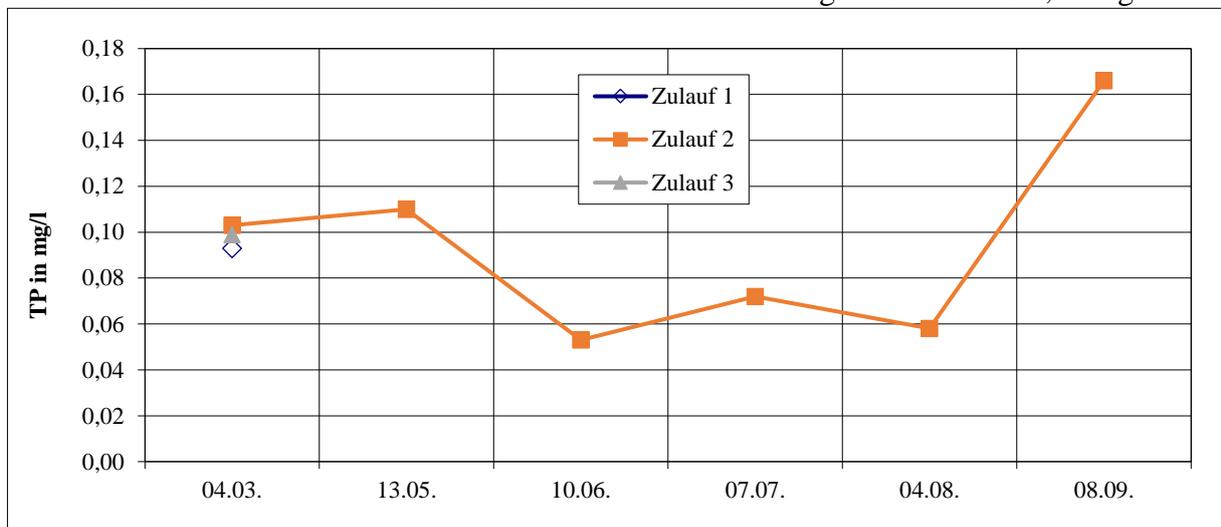


Abb.5.2-38: Gesamtposphor-Konzentrationen (TP) in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020

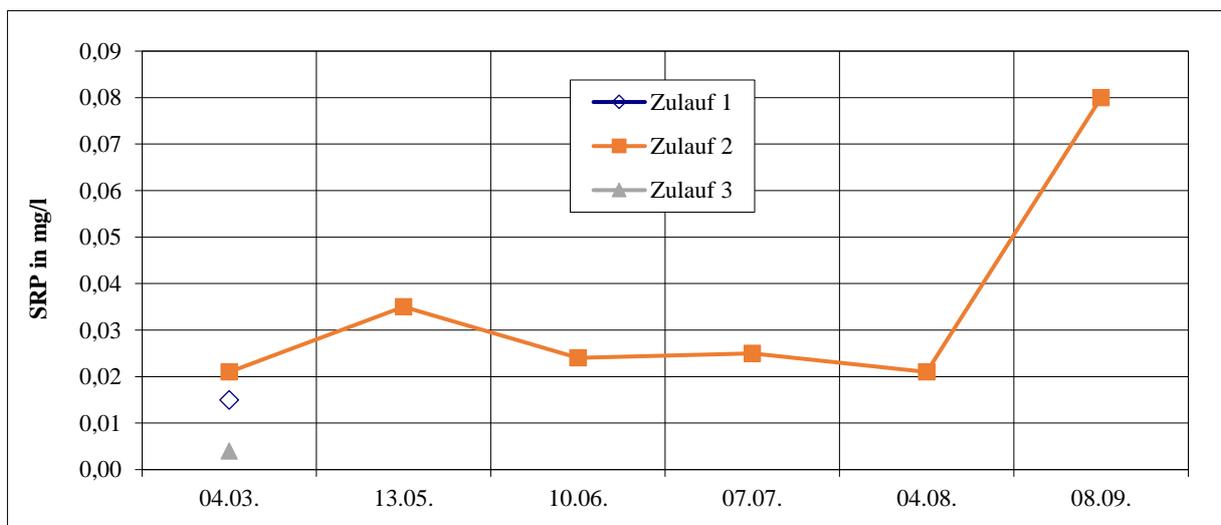


Abb.5.2-39: Ortho-Phosphat-Konzentrationen (SRP) in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020

Die Gesamt-N-Konzentrationen in den Zuläufen lag im Frühjahr bei Z1 und Z3 bei etwa 2 mg/l (Abb.5.2-40). Z2 zeigte höhere Werte um 4 mg/l (maximal 5,38 mg/l im Juni). In den weiteren Monaten fiel die Konzentration auf etwa 1-2 mg/l ab.

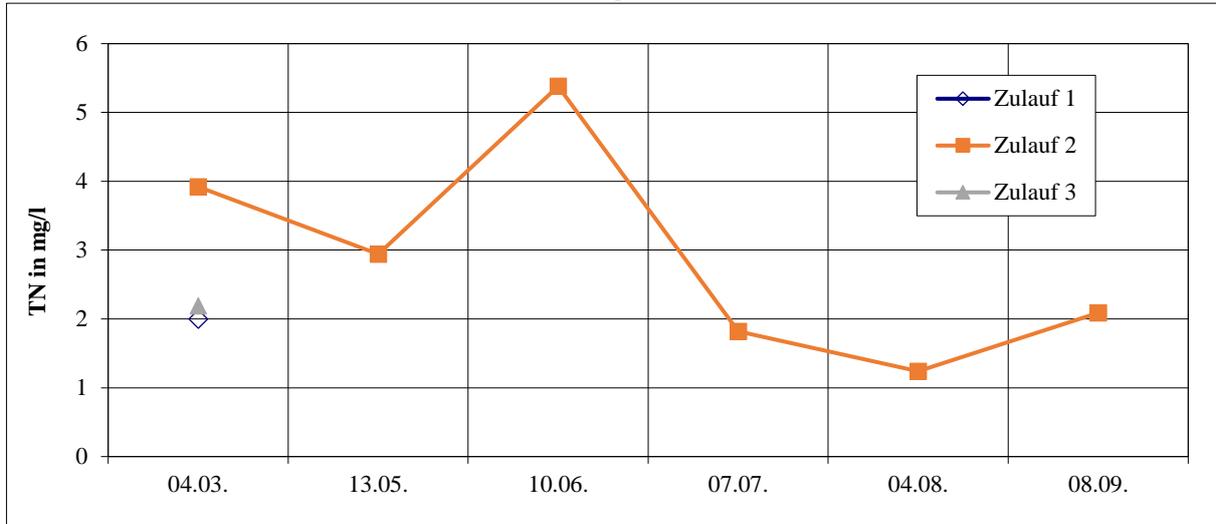


Abb.5.2-40: Gesamtstickstoff-Konzentrationen (TN) in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020

Bei den Nitratwerten lagen im März die Zuläufe 1 und 2 bei etwa 1 mg/l (Abb.5.2-41). Auch hier zeigte Z2 höhere Konzentrationen von etwa 2 mg/l und maximal 4,34 mg/l im Juni. Die Konzentrationen sanken ab Juli auf < 0,5 mg/l ab.

Beim Nitrit war nur Z2 mit 0,088 mg/l im September deutlich erhöht, ansonsten waren die Zuläufe unauffällig (Abb.5.2-42).

Ein ähnliches Bild zeigte sich beim Ammonium (Abb.5.2-43). In Z2 wurde ein Maximum von 0,54 mg/l im September ermittelt. Die Werte in den anderen Monaten lagen dagegen deutlich < 0,5 mg/l.

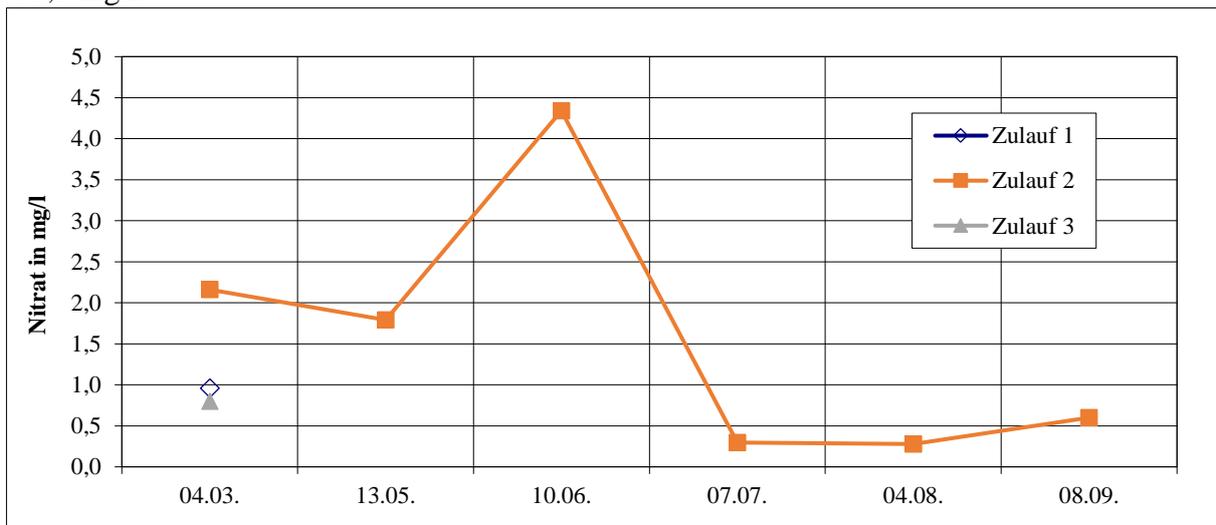


Abb.5.2-41: Nitrat-Konzentrationen in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020

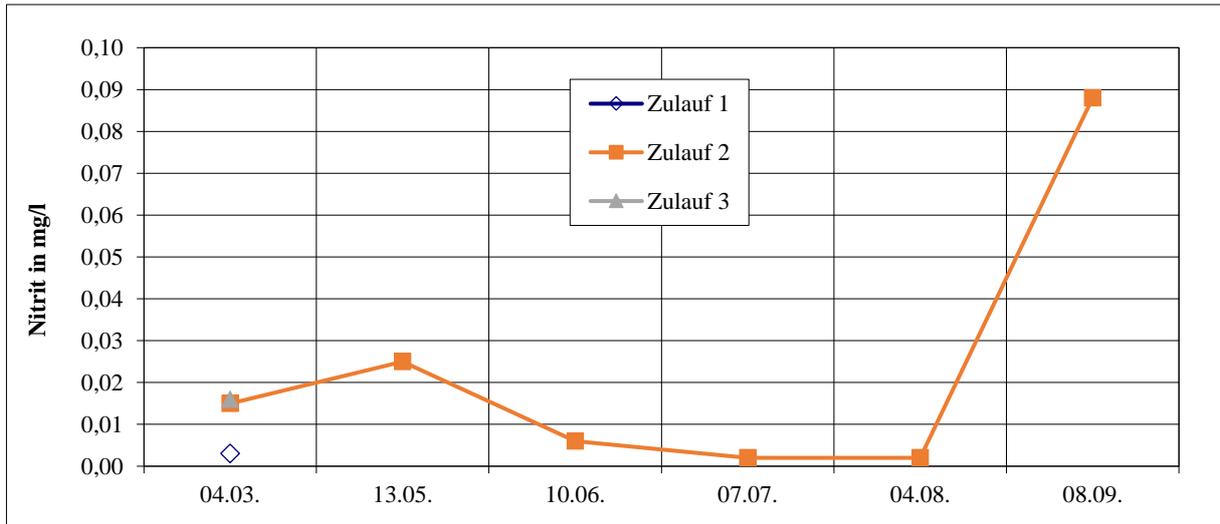


Abb.5.2-42: Nitrit-Konzentrationen in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020

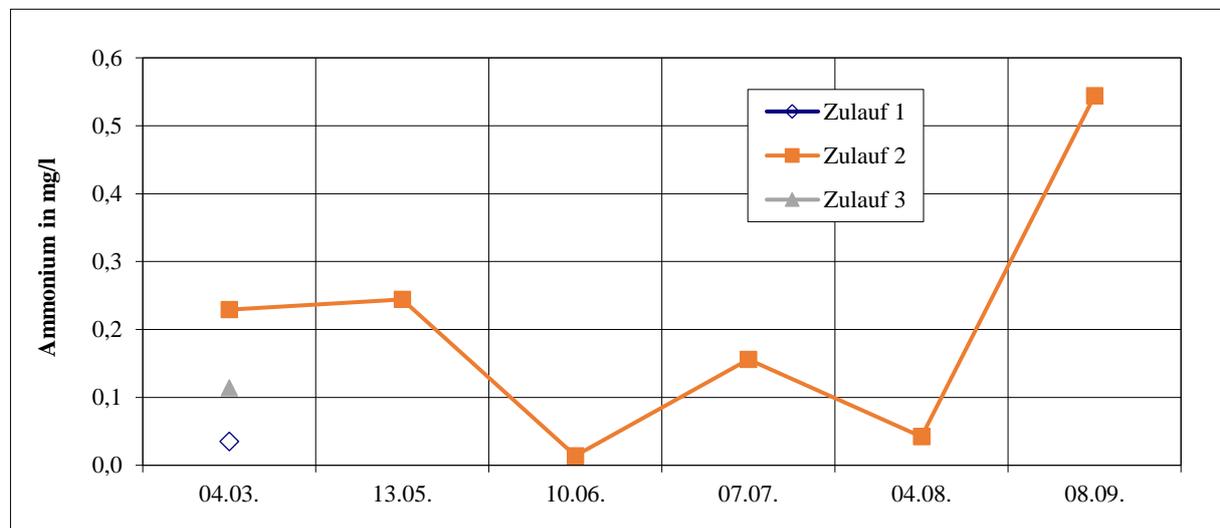


Abb.5.2-43: Ammonium-Konzentrationen in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020

Die Chlorid-Konzentration in Z2 war im Frühjahr und besonders im Mai sehr hoch (> 130 mg/l) (Abb.5.2-44). Nachfolgend lagen die Konzentrationen niedriger. Z1 und Z3 spielten hingegen keine Rolle.

Der gesamt-organische Kohlenstoff (TOC) war insgesamt in allen Zuläufen unauffällig (zumeist < 10 mg/l) (Abb.5.2-45).

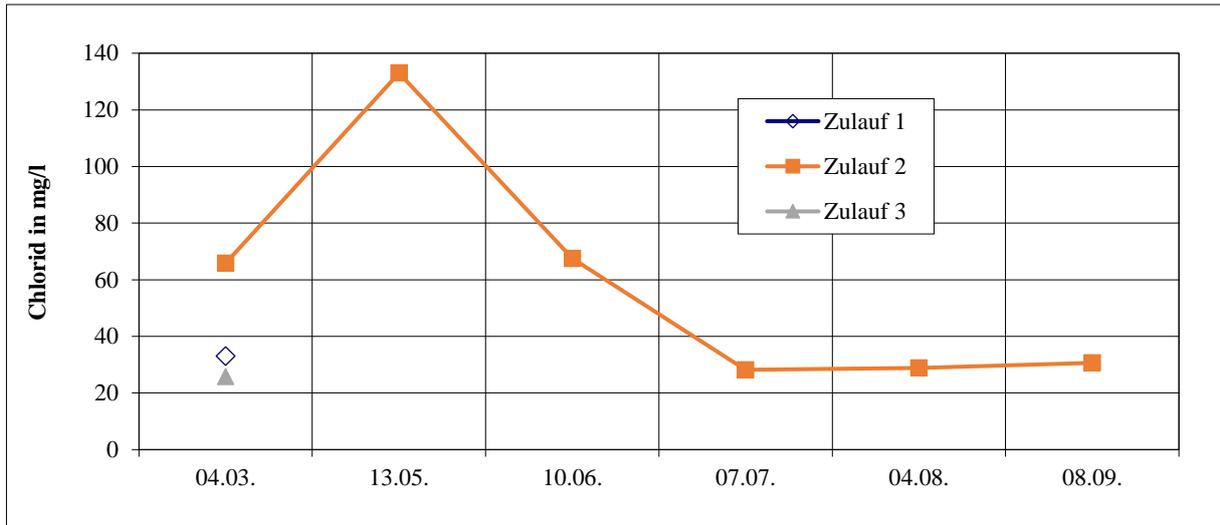


Abb.5.2-44: Chlorid-Konzentrationen in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020

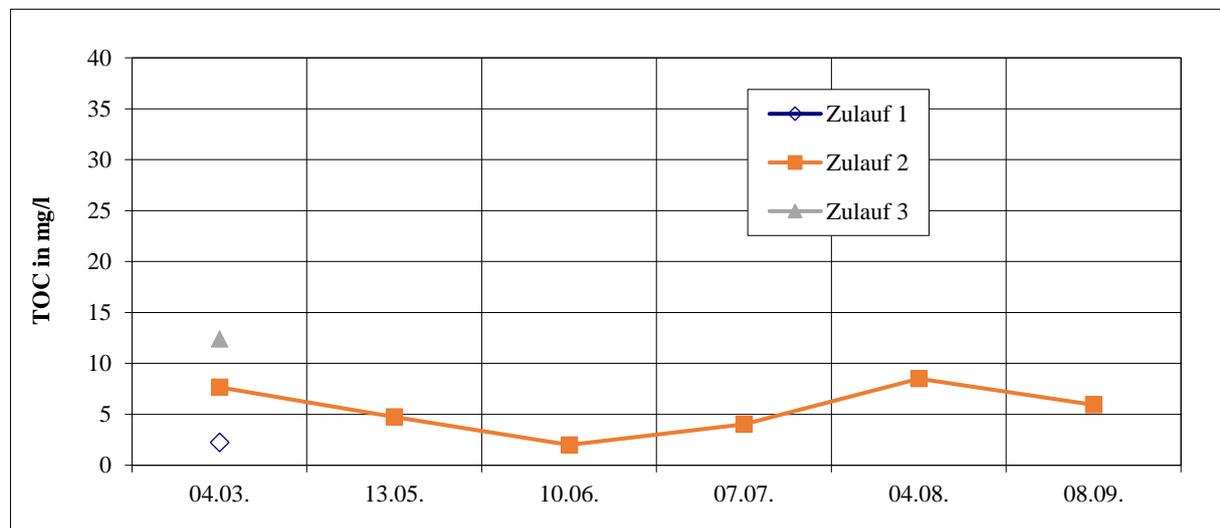


Abb.5.2-45: Gesamt-organischer Kohlenstoff (TOC) in den Zuläufen zum Sodemannschen Teich 2020

5.2.2.1.3 QUALITÄT UND QUANTITÄT DER OBERFLÄCHENZULÄUFE ZUM SODEMANNSCHEN TEICH IM JAHR 2021

Nachfolgend sind die Messwerte der chemischen Parameter der Zuläufe zum Sodemannschen Teich aus dem Jahr 2021 dargestellt. Ein Ablauf konnte auch 2021 an den Beprobungsterminen nicht festgestellt werden. Der Ablauf kann aber durchaus bei Starkregenereignissen wasserführend gewesen sein. Im Jahr 2021 wurde ein weiterer Zulauf (bzw. neu angelegter Zulauf 4) identifiziert und in die Beprobung mit aufgenommen. Es wurden im Jahr 2021 nur die Parameter Gesamt-Phosphat (TP) und Gesamt-Stickstoff (TN) analysiert.

Die TP-Konzentrationen in den Zuläufen variierten relativ stark (Abb.5.2-46). Z2 zeigte zu meist die höheren Werte (bis 0,2 mg/l), wengleich Z4 im Juli die höchste Konzentration mit

0,315 mg/l aufwies. Insgesamt trugen die Zuläufe, wenn wasserführend, in etwa Konzentrationen um 0,1 mg/l in den Sodemannschen Teich ein.

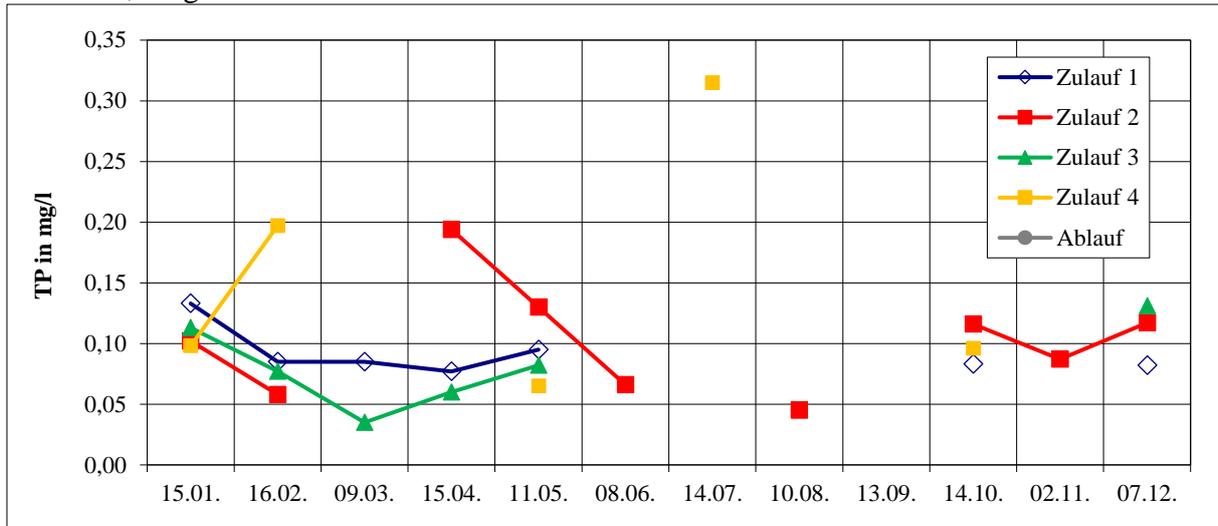


Abb.5.2-46: Gesamtphosphor-Konzentrationen (TP) in den Zuläufen zum und im Ablauf vom Sodemannschen Teich 2021

Bei den Gesamt-N-Konzentrationen in den Zuläufen zeigte sich ebenfalls ein diffuses Bild (Abb.5.2-47). Z2 hatte, wenn wasserführend, generell höhere Werte um 2-4 mg/l. Z4, sehr sporadisch wasserführend, wies Spitzenwerte von 7,86 mg/l (Februar) und 10,2 mg/l (Juli) auf. Die übrigen Zuläufe lagen weitgehend bei etwa 2 mg/l.

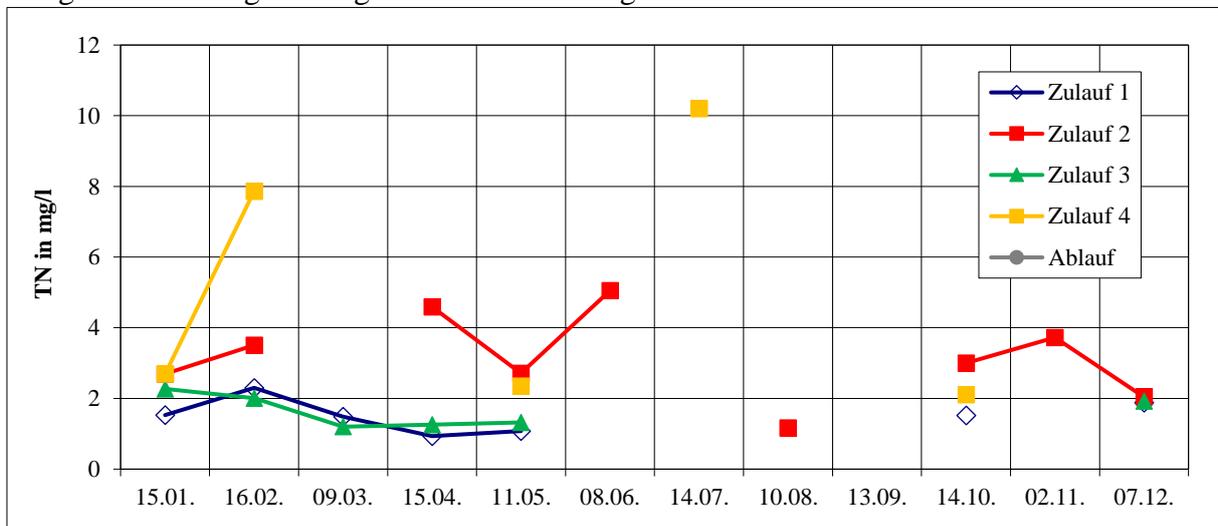


Abb.5.2-47: Gesamtstickstoff-Konzentrationen (TN) in den Zuläufen und im Ablauf vom Sodemannschen Teich 2021

Entscheidend für die Wirkung im See sind letztlich die eingetragenen Nährstofffrachten. Die ermittelten Phosphor- und Stickstofffrachten sind in Abb.5.2-48 bis Abb.5.2-51 dargestellt. Die entsprechenden Datentabellen sind im Anhang beigefügt. Für die Nährstoffbilanzierung wurde nur das Jahr 2021 herangezogen, da im Jahr 2020 keine ganzjährige Erfassung durchgeführt wurde und demnach keine realistische Einschätzung möglich ist. Im Jahr 2021 wurden zudem

weitere Zuläufe (Z3 und Z4) erfasst und monatlich beprobt. Die errechnete P-Gesamtfracht lag im Jahr 2021 bei etwa 18 kg, die N-Gesamtfracht bei etwa 427 kg.

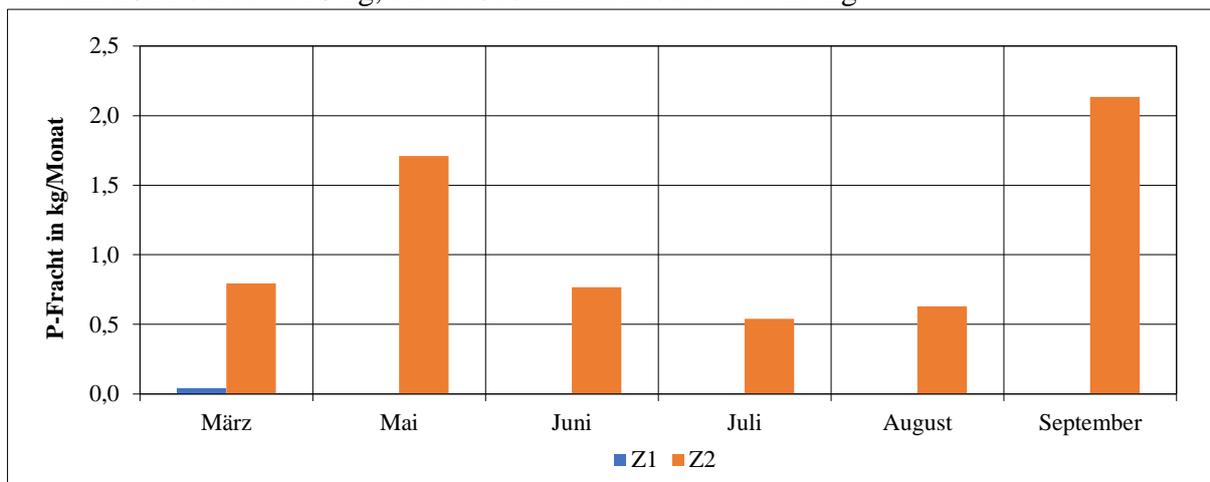


Abb.5.2-48: In den Sodemannschen Teich über die Oberflächenzuläufe eingetragene Phosphorfrachten im Jahr 2020

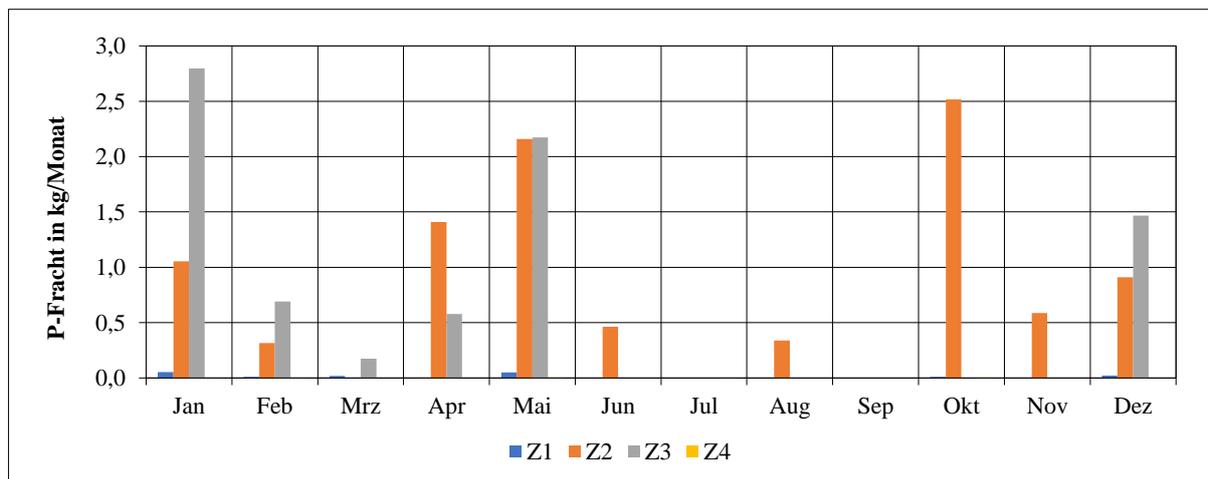


Abb.5.2-49: In den Sodemannschen Teich über die Oberflächenzuläufe eingetragene Phosphorfrachten im Jahr 2021

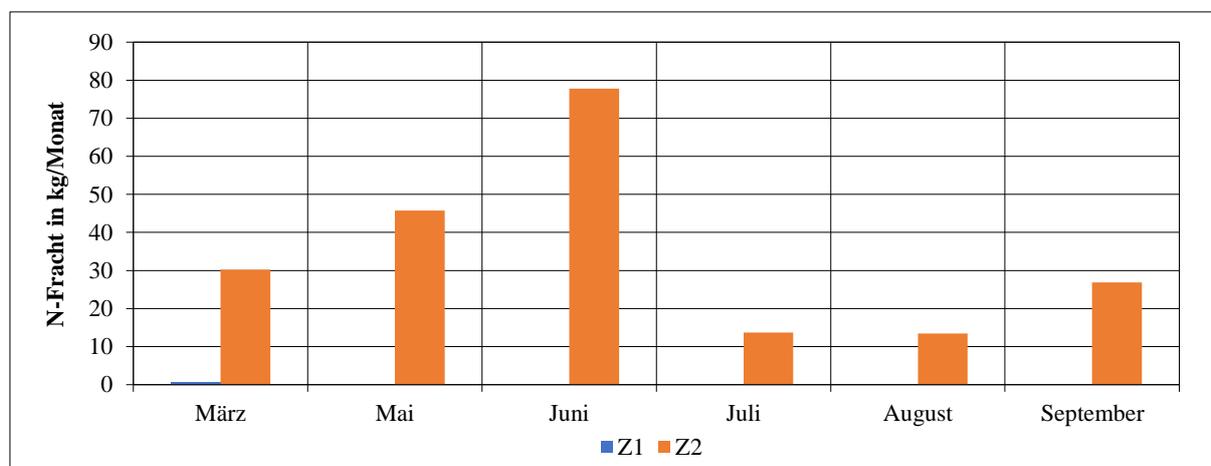


Abb.5.2-50: In den Sodemannschen Teich über die Oberflächenzuläufe eingetragene Stickstofffrachten im Jahr 2020

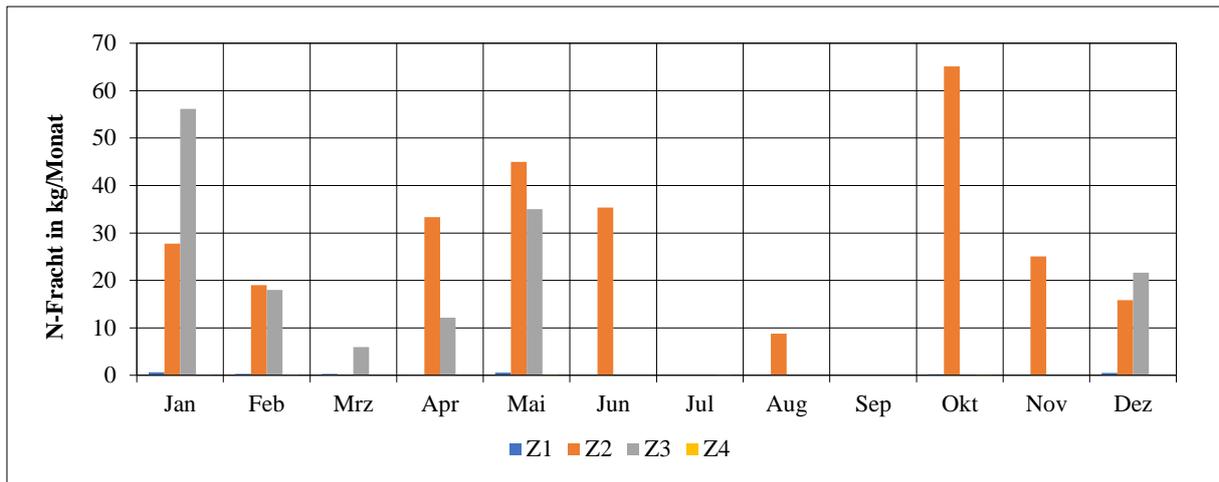


Abb.5.2-51: In den Sodemannschen Teich über die Oberflächenzuläufe eingetragene Stickstofffrachten im Jahr 2021

Es zeigt sich, dass für den Sodemannschen Teich die Zuläufe Z2 und Z3 die größte Bedeutung haben. Insgesamt lieferte Z2 den höchsten Eintrag, sowohl 2021 als auch 2020. Der nur im Jahr 2021 erfasste Zulauf Z3 besaß jedoch ebenfalls einen höheren Frachtanteil (> 25 %). Auch hier wird ersichtlich, dass die Erfassung der Zuläufe über das ganze Jahr zu einer wesentlich realistischeren Eintragsberechnung führt.

5.2.2.1.4 QUALITÄT UND QUANTITÄT DES UNTERIRDISCH ZUFLIEBENDEN WASSERS ZUM SODEMANNSCHEN TEICH IM JAHR 2020 UND 2021

Im Jahr 2020 wurden insgesamt 3 Pegel beprobt. 2 dieser Pegel (Pegel 2 und 3) waren Grundwassermessstellen, deren Beprobung durch die Firma Aqua Service Schwerin (AQS) erfolgte. Pegel 3 war ab Juni 2020 defekt und konnte nicht weiter beprobt werden, zudem wurde im März 2020 keine Analyse für Gesamt-Phosphat (TP) durchgeführt. Für Pegel 2 sind im Juni 2020 keine Messwerte für Gesamt-Phosphat (TP) verfügbar.

Pegel 7 (hypodermischer Zufluss/Schichtenwasser) wurde erst im August 2020 zusätzlich seenah eingebracht. Im Jahr 2021 wurde dann nur noch die Beprobung von Pegel 7 weitergeführt. Wie auch in den Zuläufen beschränkte sich das Untersuchungsprogramm im Jahr 2021 auf Gesamt-Phosphat (TP) und Gesamt-Stickstoff (TN).

Die in Abb.5.2-52 bzw. Abb.5.2.53 dargestellten Kurven zeigen die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (TP) aus den monatlich genommenen Wasserproben der Pegel. Für Pegel 2 existiert die längste Messreihe für das Jahr 2020. Die Konzentrationen lagen zwischen 0,02 und 0,04 mg/l. Pegel 3 zeigte einen Messwert bei 0,08 mg/l. Pegel 7 (ab August eingebracht) wies Konzentrationen von etwa 0,07-0,08 mg/l auf.

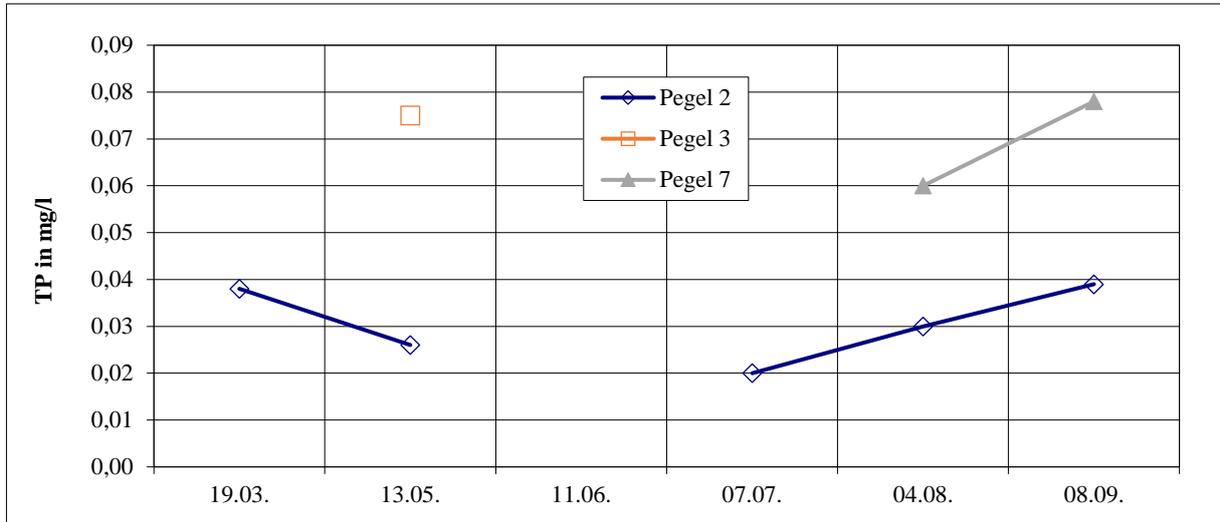


Abb.5.2-52: Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020

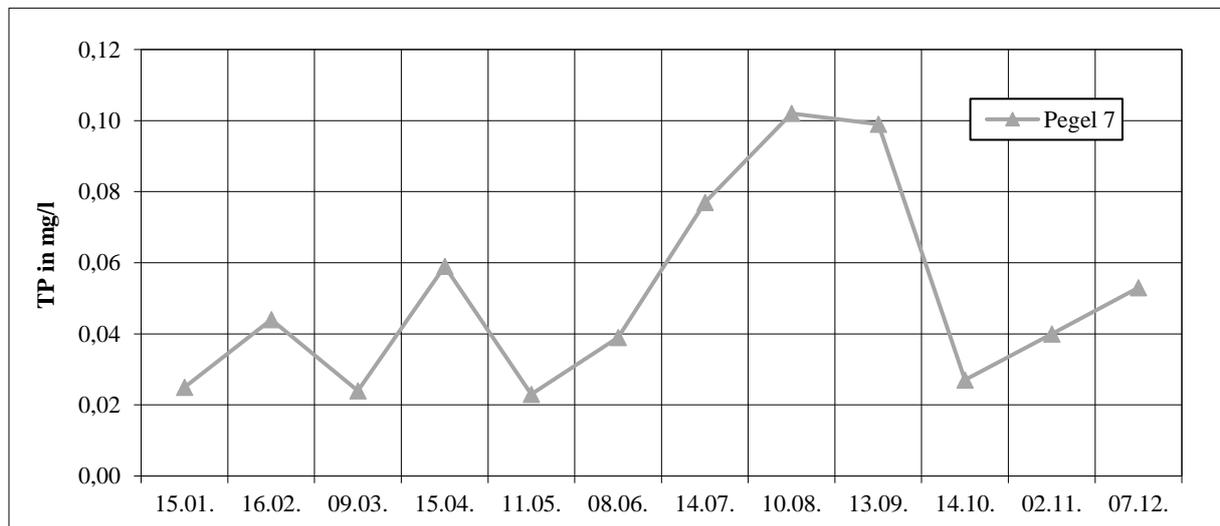


Abb.5.2-53: Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2021

Die nur im Jahr 2020 gemessenen ortho-Phosphat-Konzentrationen der Pegel lagen mit maximal 0,04 mg/l für Pegel 7 im September generell niedrig (Abb.5.2-54). Die beiden GW-Pegel (2 und 3) befanden sich um 0,005-0,010 mg/l.

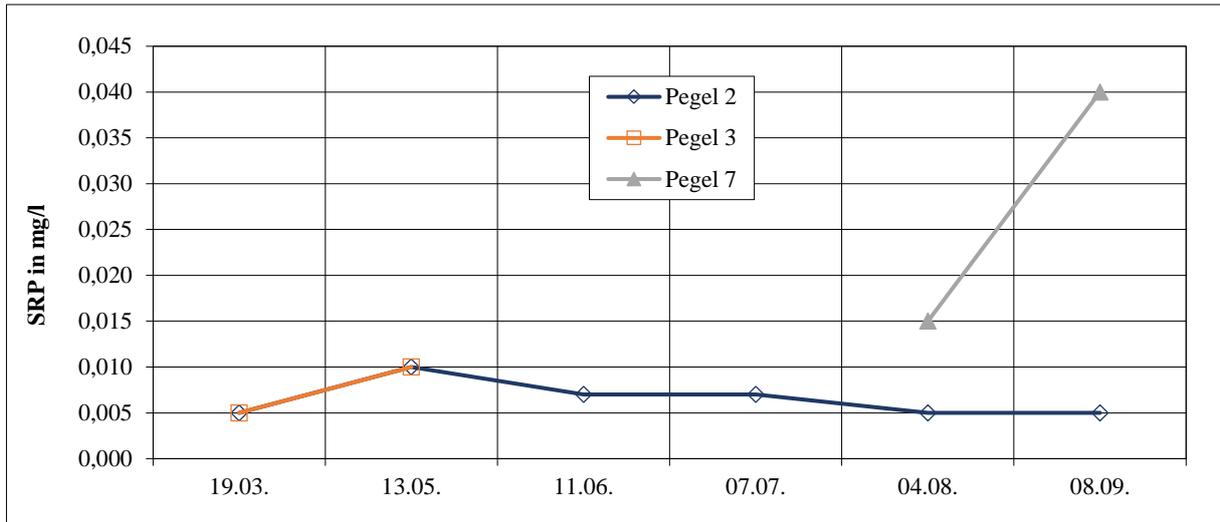


Abb.5.2-54: Ortho-Phosphat-Konzentrationen (SRP) in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020

Bei den Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen (TN) zeigte Pegel 7 mit 0,8-1,0 mg/l die höchsten Werte (Abb.5.2-55). Die GW-Pegel lagen auf einem Niveau zwischen 0,1 und 0,5 mg/l. Im Jahr 2021 gab es bei Pegel 7 mit maximal 1,73 mg/l (Juli) deutlich höhere Konzentrationen (Abb.5.2-56). Der Pegel schwankte im Saisonverlauf ansonsten zwischen etwa 0,6 und 1,6 mg/l.

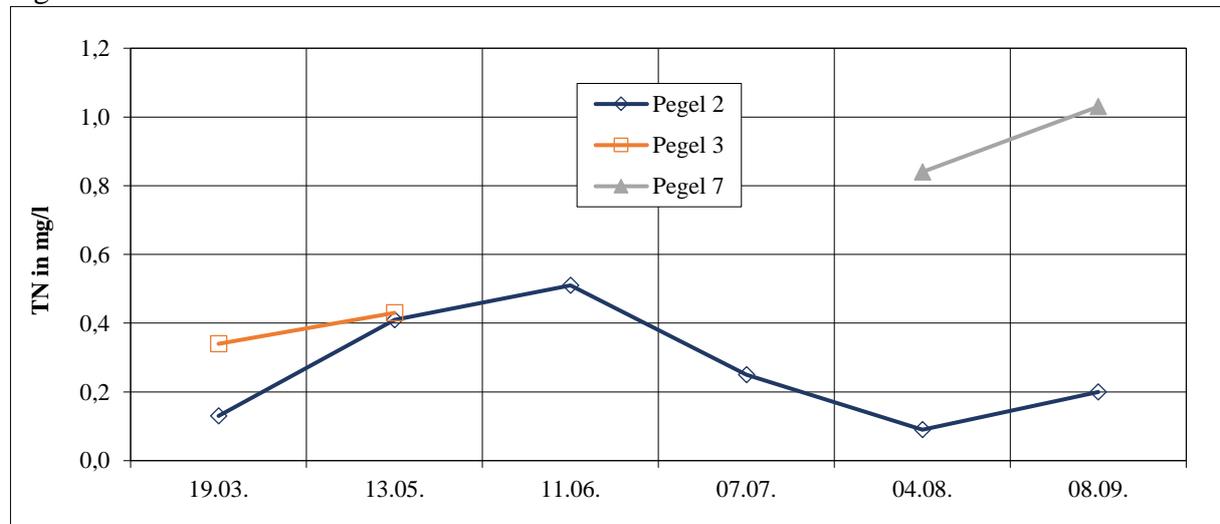


Abb.5.2-55: Gesamt-Stickstoff (TN) in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020

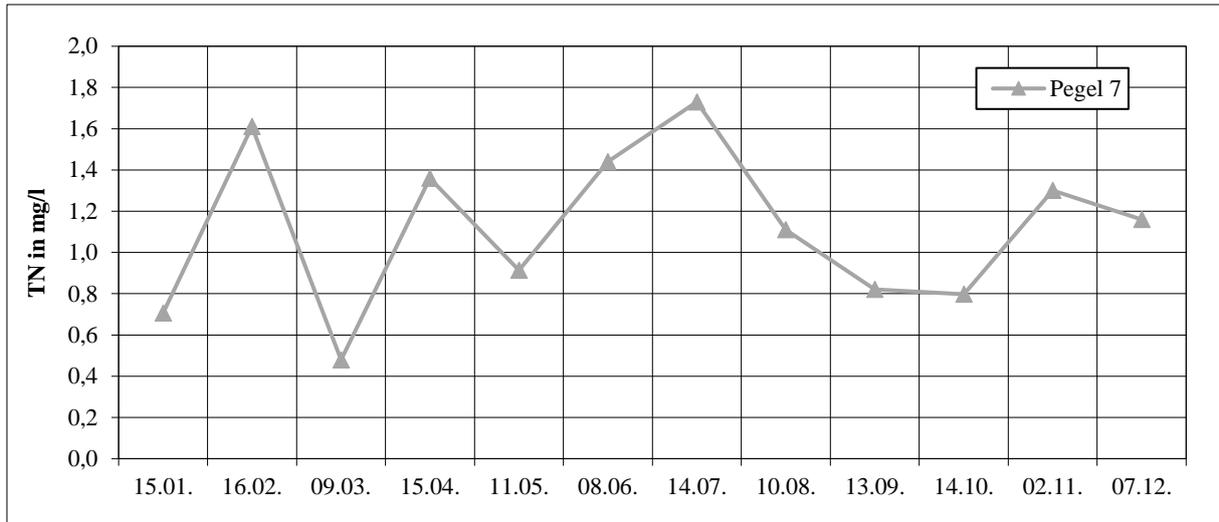


Abb.5.2-56: Gesamt-Stickstoff (TN) in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2021

Nitrat, Nitrit und Ammonium wurden nur im Jahr 2020 in den Wasserproben der Pegel gemessen (Abb.5.2-57 bis Abb.5.2-59). Beim Nitrat zeigte einzig Pegel 2 im Mai einen signifikanten Peak auf > 2 mg/l. Ansonsten waren die Pegel unauffällig. Nitrit war im Frühjahr in Pegel 2 mit 0,05 mg/l minimal erhöht. Beim Ammonium schwankten die Werte der Pegel stärker. Pegel 2 zeigte auch hier den höchsten Wert im Juni mit 0,124 mg/l. Pegel 2 und Pegel 7 lagen im Bereich von etwa 0,06-0,11 mg/l.

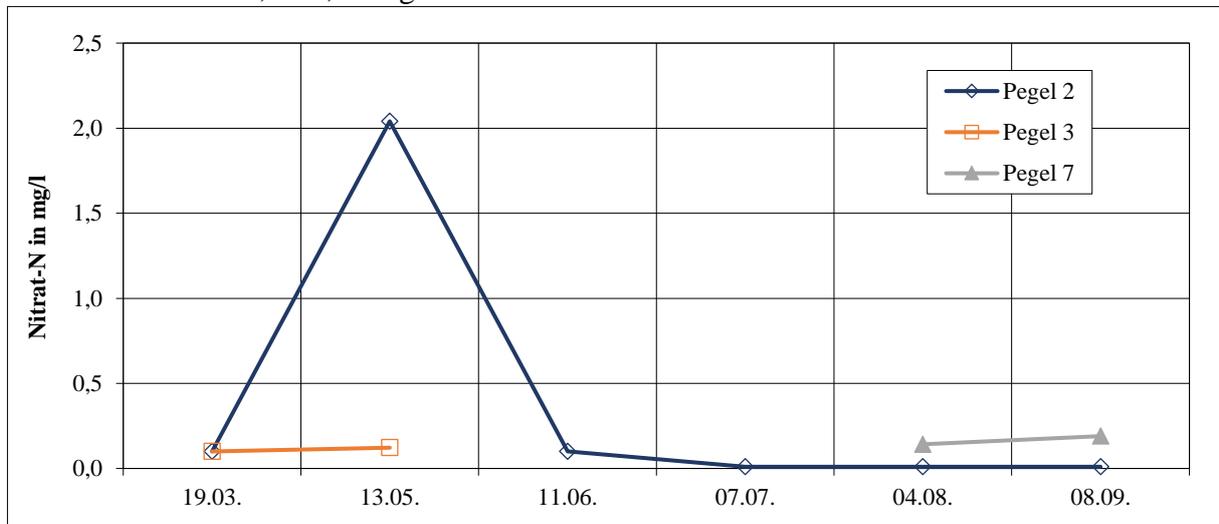


Abb.5.2-57: Nitratkonzentration in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020

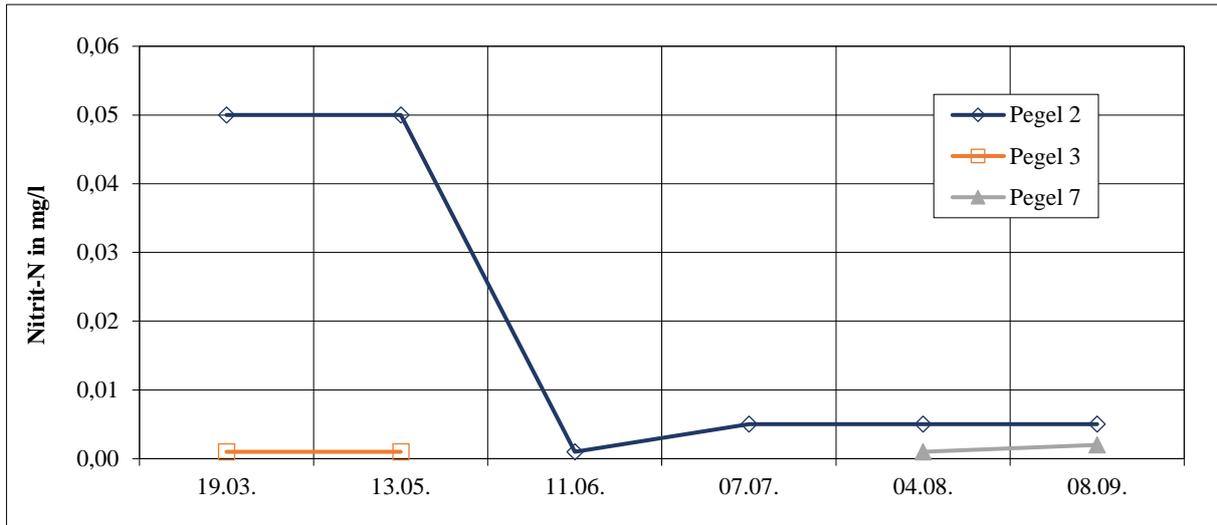


Abb.5.2-58: Nitritkonzentration in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020

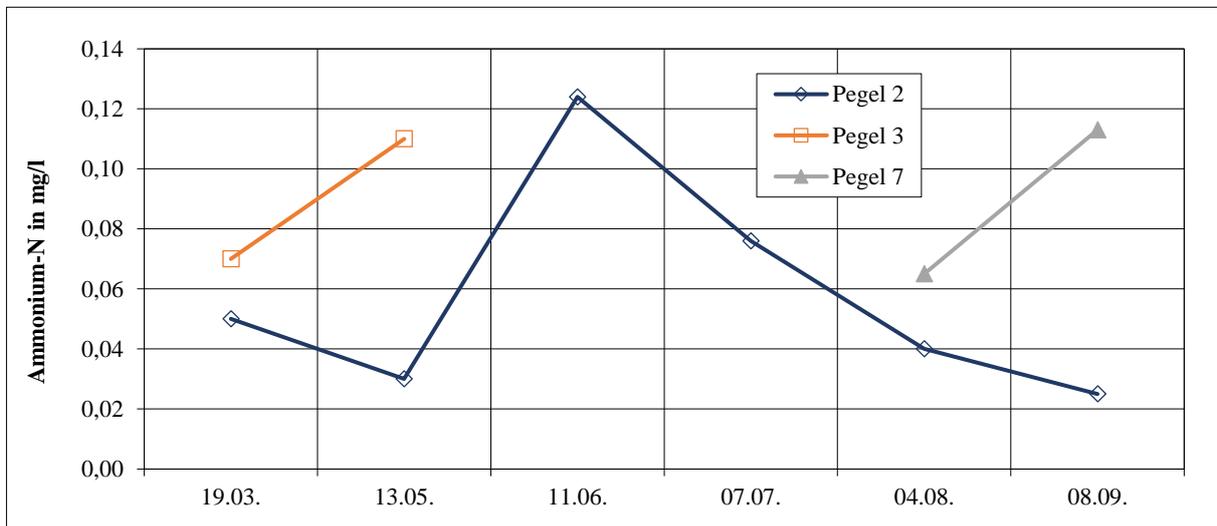


Abb.5.2-59: Ammoniumkonzentration in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020

Der gesamt-organische Kohlenstoff (TOC) zeigte sich nur in Pegel 7 mit Konzentrationen von maximal etwa 12 mg/l (August) stärker (Abb.5.2-60). Die GW-Pegel 2 und 3 lagen hier konstant < 2 mg/l.

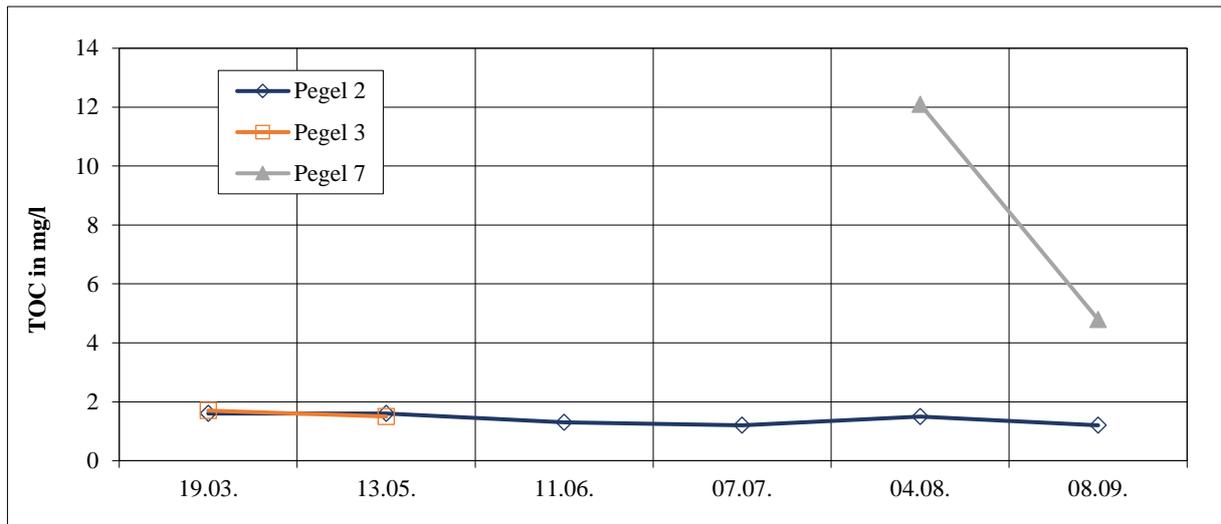


Abb.5.2-60: Gesamt-organischer Kohlenstoff (TOC) in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich 2020

Nährstofffracht über den hypodermischen Zufluss im Jahr 2021

Um beurteilen zu können, welchen Einfluss der hypodermische Zufluss zum See auf dessen Trophie besitzt, ist es erforderlich auch für diesen Eintragspfad Frachten zu ermitteln. Es wurden nur Messwerte aus dem Jahr 2021 zur Nährstoff-Bilanzierung herangezogen, da nur in diesem Jahr eine durchgängige monatliche Beprobung erfolgte. Dazu sind zunächst aus den gemäß der Kontinuitätsgleichung kalkulierten, dem See monatlich, unterirdisch zulaufenden Wassermengen und den mittleren monatlichen TP- und TN-Konzentrationen aus dem Pegelrohr die jeweils eingetragenen P- und N-Frachten errechnet worden. Auf Grundlage der Wasserbilanzrechnung (Zulaufvolumen höher als Ablaufvolumen) wurde ein Zustrom nur in den Monaten Juli und September festgestellt. Da zur Berechnung des Nährstoffeintrags nur Pegelwerte berücksichtigt werden, an denen der Pegel in den betreffenden Monaten über dem Seespiegel lag, ist kein Eintrag nachweisbar. Der Pegel lag im Juli und September unter dem Seespiegel (Abb.5.2-61).

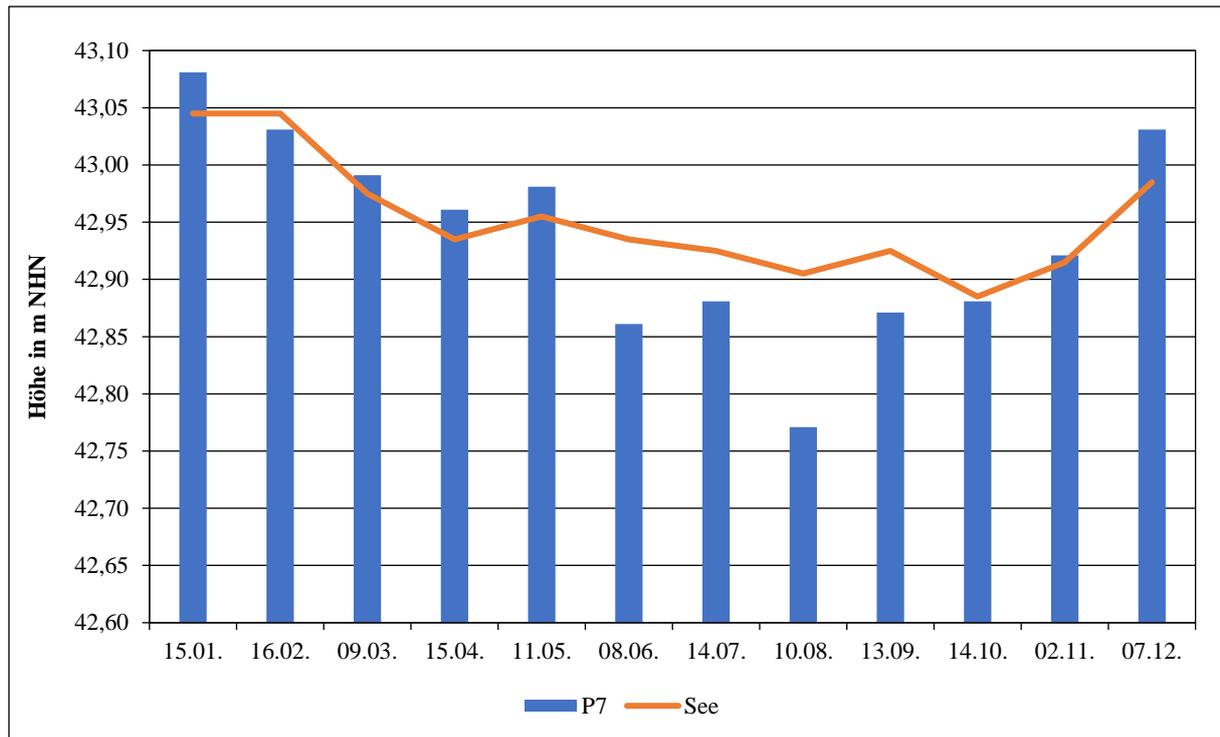


Abb.5.2-61: Höhe [m NHN] der Wasserstände in den GW-Pegeln am Sodemannschen Teich und Seewasserstand (Linie) des Sodemannschen Teichs 2021

5.2.2.2 VERGLEICH MIT VERFÜGBAREN DATEN AUS DEN VORJAHREN/ENTWICKLUNG

Für den Sodemannschen Teich existieren Altdaten zu den trophischen Parametern seit 1995. Es wurden jedoch seitdem nur wenige Jahre insgesamt erfasst. Nach 1995 sind dies nur noch die Jahre 2008 und 2018 sowie die Jahre, auf die sich dieses Gutachten bezieht (2020 und 2021). Alle Daten sind vom Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern (Referat 420 - Gewässerkunde, Seenprogramm, 2021) zur Verfügung gestellt worden.

Das Niveau der Gesamt-Phosphorwerte (TP) hat sich im Sodemannschen Teich seit 1995 nur leicht verändert, wobei die großen Zeitspannen zwischen den Beprobungen keine genaue Trendanalyse erlauben (Abb.5.2-62). Auffällig ist jedoch, dass im Jahr 2018 die TP-Konzentrationen deutlich höher waren als in den nachfolgenden Jahren 2020 und 2021.

Beim Gesamt-Stickstoff (TN) ist ein leicht abnehmender Trend zu erkennen, der wiederum nur unter Einschränkung aussagekräftig ist (Abb.5.2-63). Im Jahr 2008 waren die TN-Konzentrationen am niedrigsten, 2018 am höchsten. Die nachfolgenden Jahre 2020 und 2021 zeigen leicht niedrigere Werte.

Bei den Chlorophyll a-Gehalten ist hingegen ein Anstieg klar ersichtlich, auch wenn z.T. sehr lange Zeiträume zwischen den Beprobungsterminen liegen (Abb.5.2-64). Hier liegt das Jahr 2018 nicht an der Spitze, sondern in der aktuellen Untersuchung aus 2021 wurden die höchsten, dort je gemessenen Chlorophyll a-Konzentrationen ermittelt.

Bei der Sichttiefe (Daten seit 2008) zeigt sich ein leicht positiver Trend, unter Berücksichtigung der langen Zeiträume (Abb.5.2-65). Bis 2020 lag die Sichttiefe auf einem recht ähnlichen Niveau, erst 2021 steigt sie im Mittel an, was aber auf die ganzjährige Beprobung (+ Winterhalbjahr; höhere Sichttiefen) zurückzuführen ist. Nimmt man das Winterhalbjahr aus, so relativiert sich der Trend. Dennoch wird die Sichttiefe durch eine in den letzten Jahren starke Makrophytendominanz positiv beeinflusst.

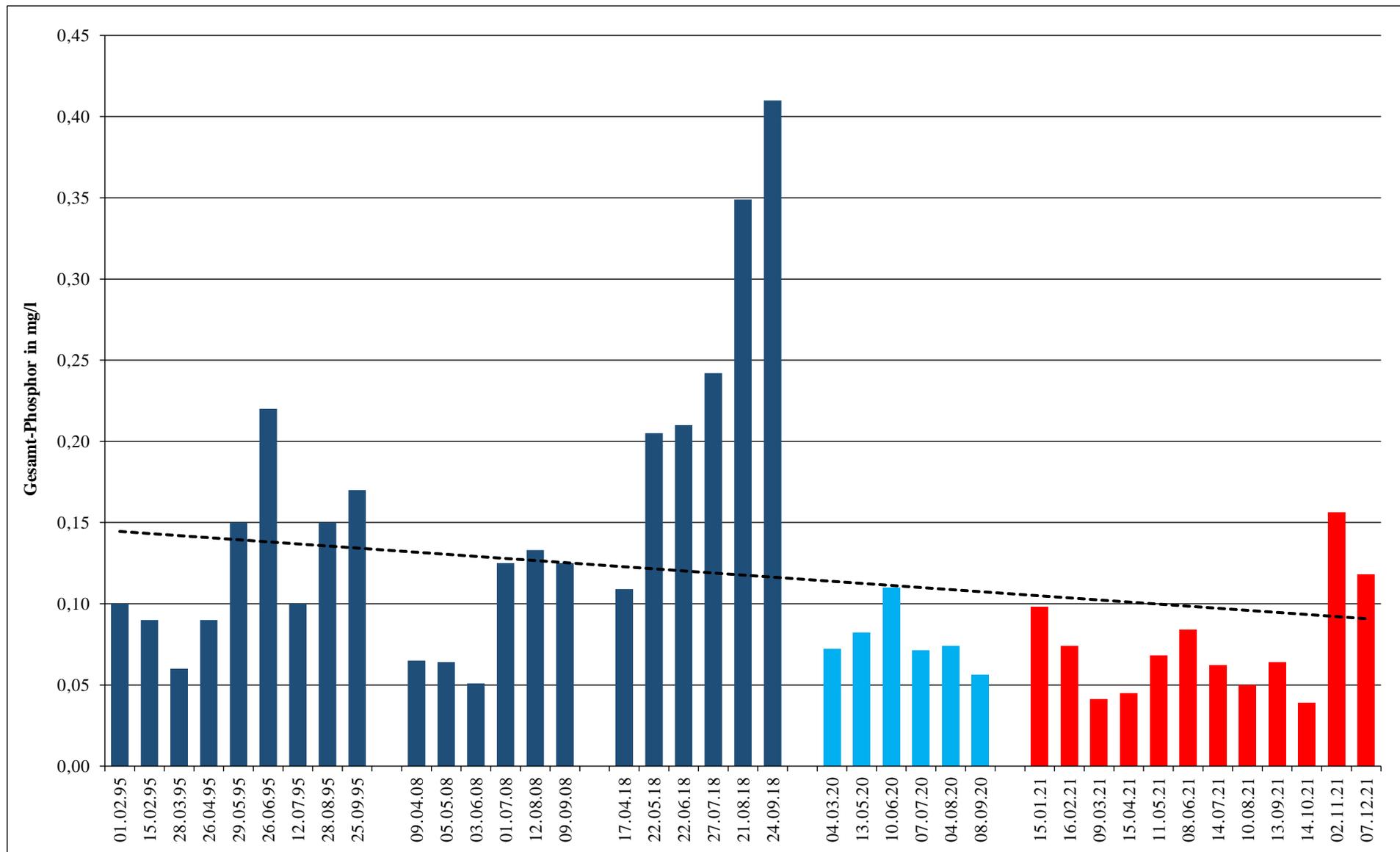


Abb.5.2-62: Entwicklung der Gesamt-Phosphorwerte im Sodemannschen Teich seit 1995 (hellblau: 2020; rot: 2021)

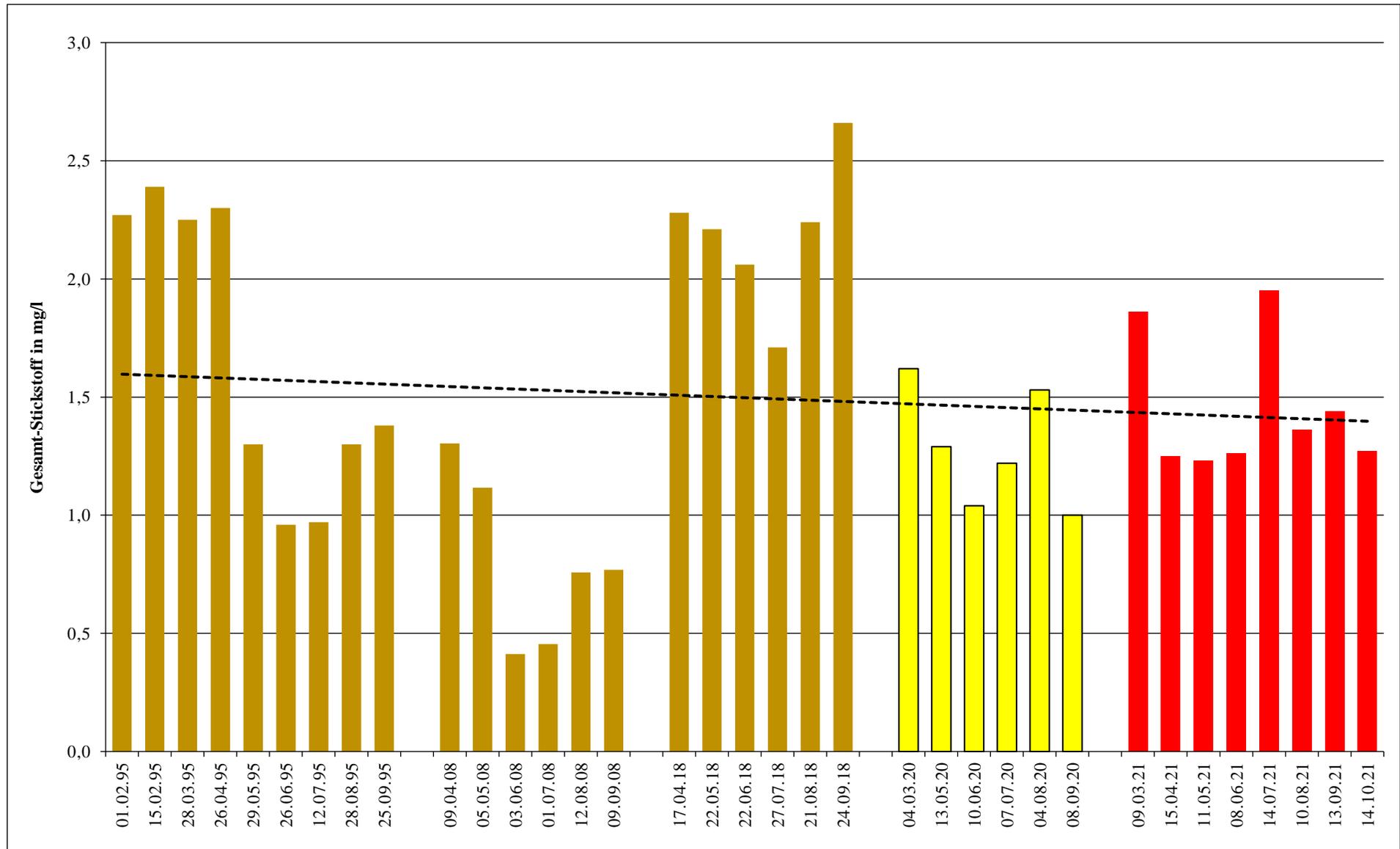


Abb.5.2-63: Entwicklung der Gesamt-Stickstoffwerte im Sodemannschen Teich seit 1995 (hellgelb: 2020; rot: 2021)

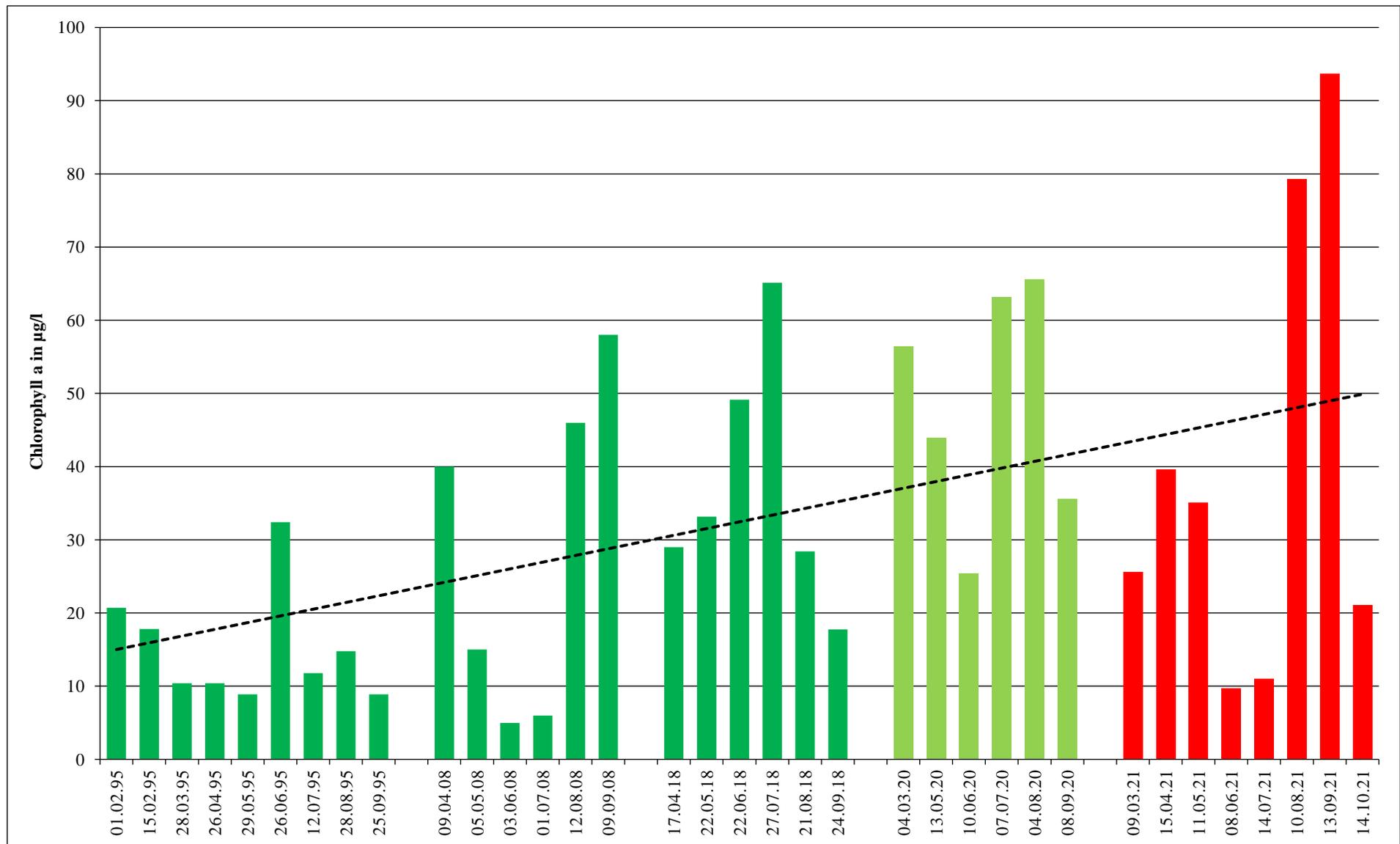


Abb.5.2-64: Entwicklung der Chlorophyll a-Werte im Sodemannschen Teich seit 1995 (hellgrün: 2020; rot: 2021)

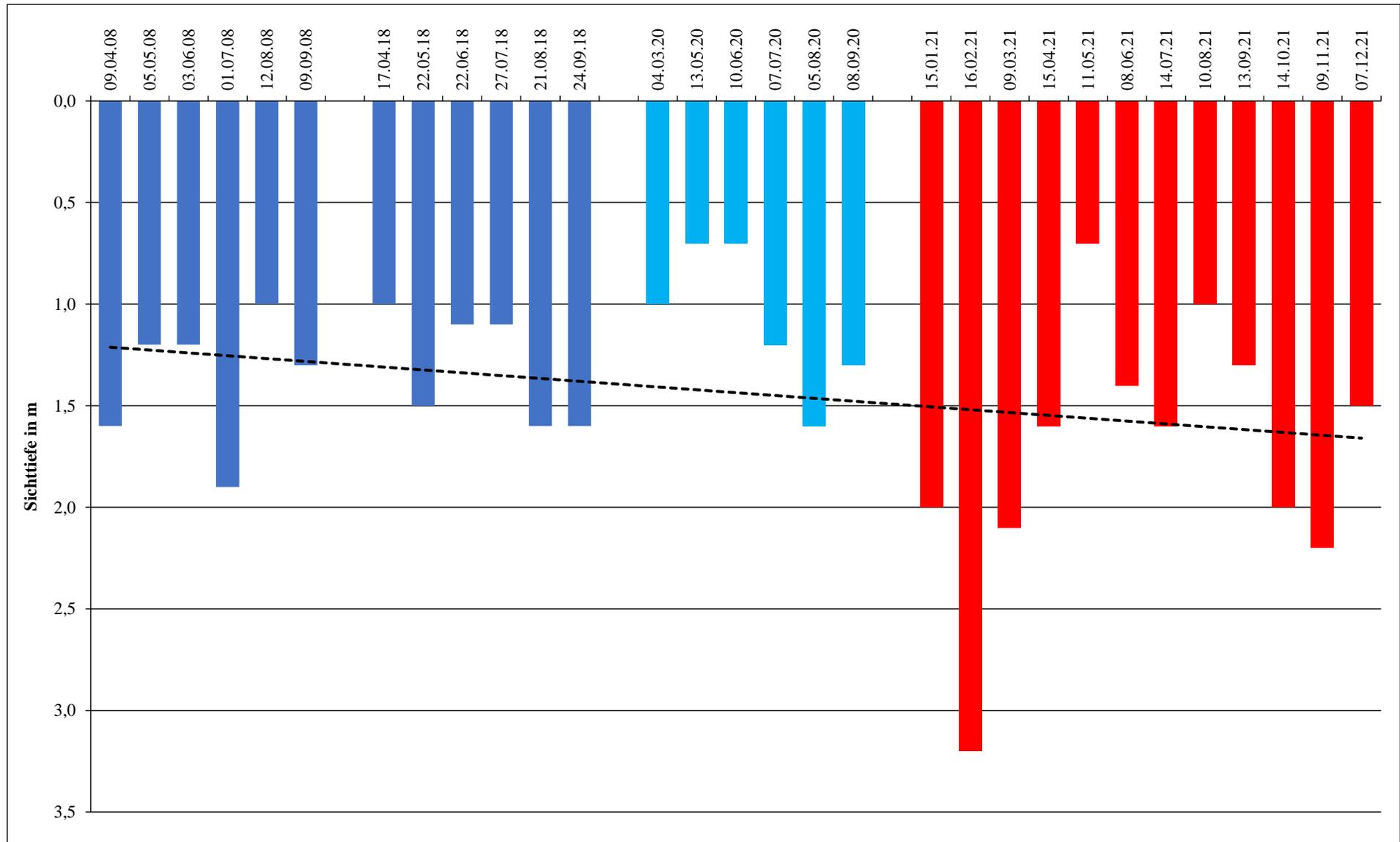


Abb.5.2-65: Entwicklung der Sichttiefe im Sodemannschen Teich seit 2008 (hellblau: 2020; rot: 2021)

Die Trophiesituation im Sodemannschen Teich hat sich über die Jahre seit 2008 nicht verbessert (Tab.5.2-3). Der See wurde im Jahr 2008 im Bereich stark eutroph (e2) eingestuft und befand sich auch 2021 wieder in diesem Zustand. Zwischenzeitlich lag die Trophie höher, maximal im Bereich stark polytroph (p2) im Jahr 2018. Der künstliche Kleinsee wäre unter Berücksichtigung seiner Seebeckenmorphometrie und in Anlehnung an den Seetyp 14(k) (RIEDMÜLLER et al. 2013) im Bereich mesotroph (m1/m2) einzustufen. Damit wäre ein Trophie-Indexwert von < 2,5 anzustreben (LAWA 2014). Die aktuelle Nährstoffbelastung steht dem jedoch entgegen. Bei einer Senkung der Nährstofflast sollte auf Grund der derzeitigen Makrophytendominanz recht schnell eine Verbesserung eintreten.

Tab.5.2-3: Trophie-Klassifizierung des Sodemannschen Teichs nach LAWA (1999/2014) seit 2008; polymiktisch, mittlere Tiefe < 3 m

Jahr	Trophie-Index	Klassifizierung
2008	3,3	eutroph 2
2018	3,8	polytroph 2
2020	3,6	polytroph 1
2021	3,3	eutroph 2

5.2.3 FLORA UND FAUNA DES SODEMANNSCHEN TEICHS

5.2.3.1 PLANKTON

5.2.3.1.1 METHODEN

Aus dem Sodemannschen Teich sind im Jahr 2020 von März bis September insgesamt jeweils 6 Phyto- und Zooplanktonproben und im Jahr 2021 von März bis Oktober insgesamt jeweils 8 Phyto- und Zooplanktonproben an MST1 (tiefste Stelle) entnommen und untersucht worden. Die Zooplanktonproben wurden als Netzproben (30 l, verteilt über die Wassersäule, ggf. bis zur O₂-Sättigungsgrenze) an der tiefsten Stelle, die Phytoplanktonproben an gleicher Stelle als Misch-Vollproben entnommen, fixiert und im Labor qualitativ und quantitativ mikroskopisch ausgewertet

5.2.3.1.2 ERGEBNISSE

Die Zählprotokolle aller Einzelproben sowie die Artenlisten und die Zusammenstellungen der an den einzelnen Probenahmeterminen jeweils ermittelten Individuenzahlen und Biomassen sind im Anhang beigelegt. An dieser Stelle seien nur die wichtigsten Grundaussagen hervorgehoben. Abb.5.2-66 bis Abb.5.2-69 fassen jeweils die Entwicklung des Phytoplanktons, Abb. 5.2-70 bis Abb.5.2-76 die Entwicklung des Zooplanktons im Sodemannschen Teich im Beobachtungszeitraum zusammen.

Phytoplankton im Jahr 2020

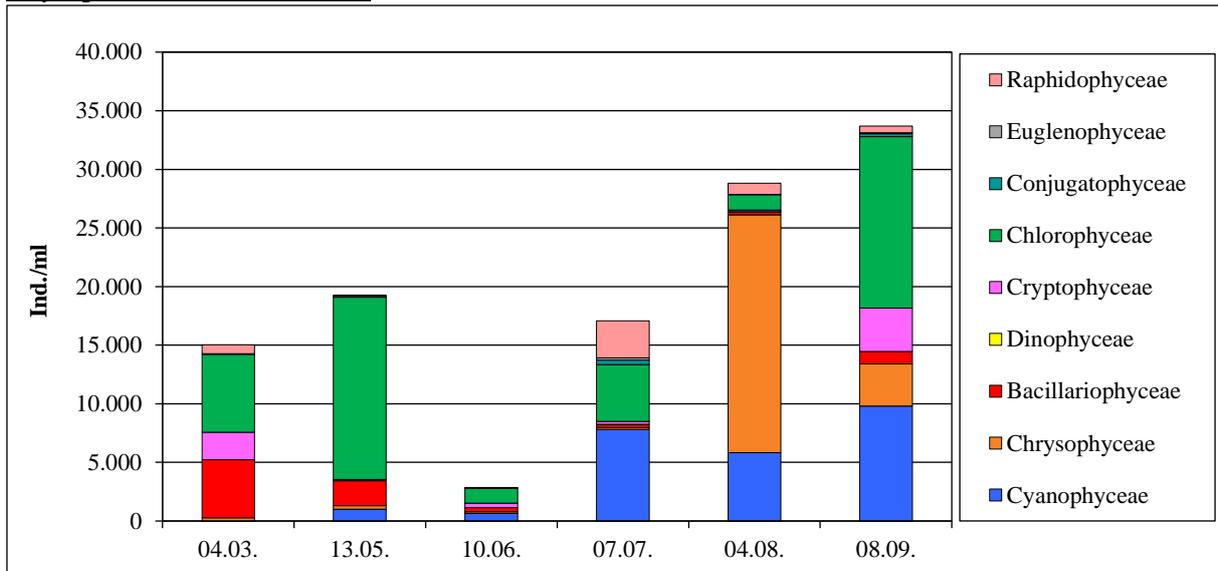


Abb.5.2-66: Phytoplanktonabundanzen im Sodemannschen Teich 2020

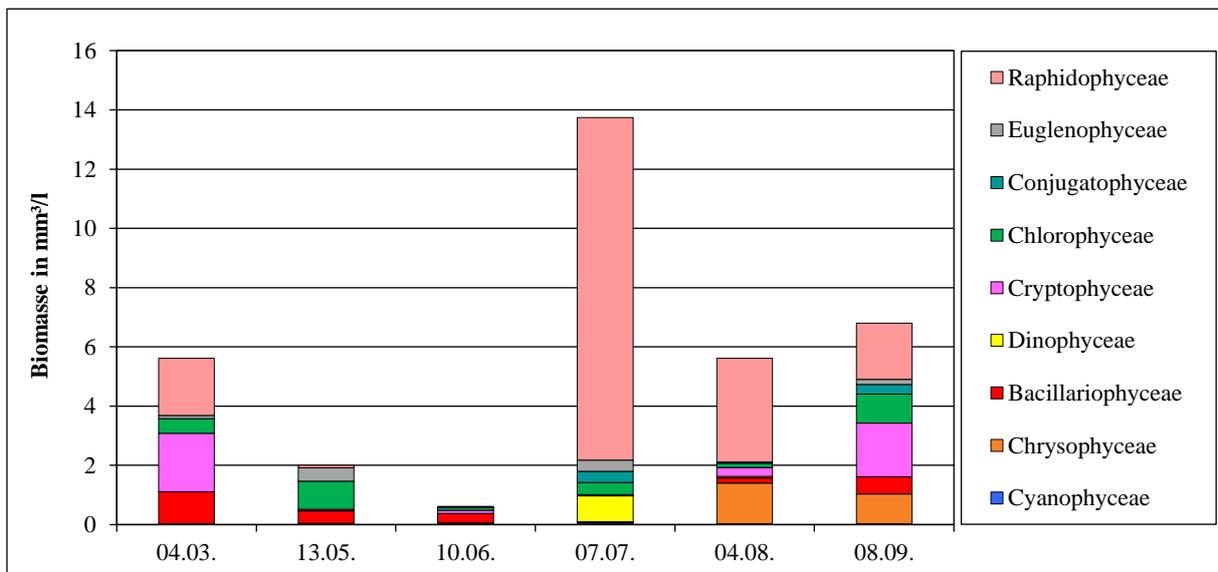


Abb.5.2-67: Phytoplanktonbiomassen im Sodemannschen Teich 2020

Im Sodemannschen Teich stellten die Raphidophyceen (etwa 55 % der saisonalen Gesamtbiomasse; Blüten im März, Juli, August und September) mit Abstand den Hauptanteil des Phytoplanktons dar (*Gonyostomum* spp.), gefolgt von den Cryptophyceen (mit etwa 13 % der saisonalen Gesamtbiomasse; Auftreten v.a. im März und September). Die Chlorophyceen stellten noch etwa 9 % und die Diatomeen (Bacillariophyceen) etwa 8 % der saisonalen Gesamtbiomasse. Auch die Chrysophyceen waren mit etwa 7 % noch relativ stark vertreten. Bei den Chlorophyceen waren es verschiedene Monoraphidium- und Scenedesmus-Arten sowie auch verschiedene Arten der Gattungen *Crucigenia*, *Tetraedron* und *Pediastrum*. Bei den Chrysophyceen trat vor allem vermehrt die Gattung *Kephyrion* spp. auf.

Insgesamt lag das saisonale Biovolumen der Algenklassen der Raphidopyceen (deutlich) und der Cryptophyceen (leicht) über dem Referenzniveau für den Seetyp 14(k) ($< 0,7 \text{ mm}^3/\text{l}$ je Algenklasse). Das mittlere saisonale Biovolumen wurde für die Algenklassen der Diatomeen, Cyanophyceen und Dinophyceen jedoch eingehalten. Das für die Chlorophyceen im Referenzzustand maßgebende saisonale Biovolumen von $< 0,05 \text{ mm}^3/\text{l}$ wurde mit $0,5 \text{ mm}^3/\text{l}$ ebenfalls deutlich überschritten.

Die durchschnittliche saisonale Gesamtbiomasse lag mit etwa $5,7 \text{ mm}^3/\text{l}$ über dem Referenzniveau ($< 2,1 \text{ mm}^3/\text{l}$). Die Chlorophyll a-Werte bewegten sich im Jahresverlauf zwischen $25,4 \mu\text{g/l}$ im Juni und $65,6 \mu\text{g/l}$ im August. Der saisonale Mittelwert der durchschnittlichen saisonale Chlorophyll a-Konzentration lag bei $48,4 \mu\text{g/l}$ und ist damit im Vergleich zum Referenzniveau des Seetyps 14(k) ($< 7,2 \mu\text{g/l}$) deutlich erhöht.

Zu beachten ist jedoch, dass es sich beim Sodemannschen Teich um ein künstlich angelegtes Gewässer handelt und gewisse Abweichungen von den Referenzwerten (als Orientierungswerte gelesen) durchaus vorhanden sein können.

In der Summe war das Phytoplankton des Sodemannschen Teichs mit etwa 60 Taxa als relativ artenreich anzusehen.

Phytoplankton im Jahr 2021

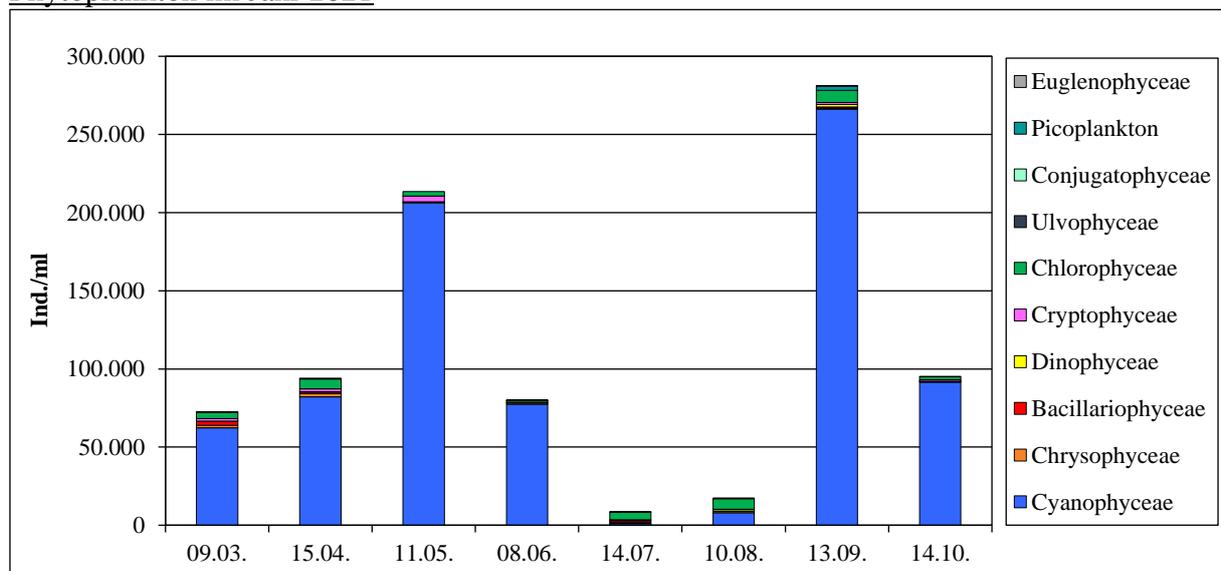


Abb.5.2-68: Phytoplanktonabundanzen im Sodemannschen Teich 2021

Im Jahr 2021 zeigte sich ein etwas anderes Bild als im Jahr 2020, sowohl bei den Abundanzen als auch bei der Biomasse. Bei den Abundanzen dominierten die Blaualgen deutlich. Auch bei der Biomasse stellten die Blaualgen (mittlere Biomasse $0,82 \text{ mm}^3/\text{l}$) mit einem Anteil im Saisonmittel von fast 25 % einen bedeutend höheren Anteil als noch 2020. Dies trifft auch für die Grünalgen zu (Saisonmittel $0,73 \text{ mm}^3/\text{l}$), ihr Anteil betrug ebenfalls $> 20 \%$. Größere Anteile stellten, vor allem im Spätsommer/Herbst, auch die Dinophyceen ($0,74 \text{ mm}^3/\text{l}$; etwa 21 % Biomasseanteil). Die Cryptophyceen waren dagegen im Frühjahr stärker vertreten, mit einem Anteil von etwa 12 % an der mittleren saisonalen Biomasse.

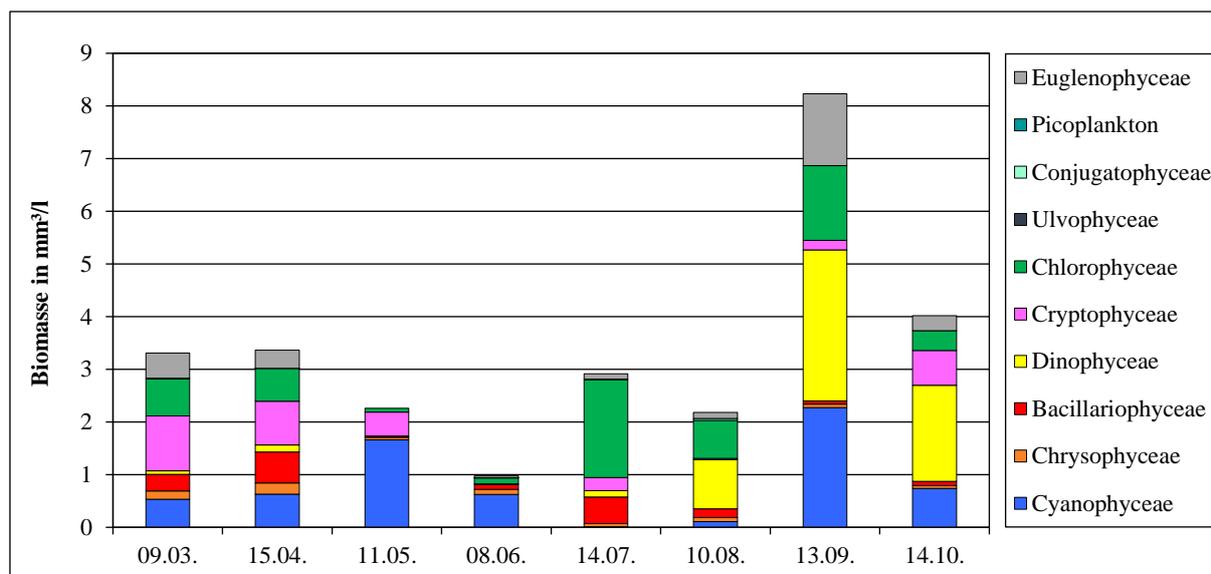


Abb.5.2-69: Phytoplanktonbiomassen im Sodemannschen Teich 2021

Vergleicht man die Biomasseanteile der einzelnen Algenklassen mit den Referenzwerten des Seetyps (14(k)), so lagen die Blaualgen und die Dinophyceen über dem Referenzwert von 0,7 mm³/l im Saisonmittel. Auch die Grünalgen (0,73 mm³/l) lagen weit über dem speziell für diese Algenklasse geltenden Referenzwert von 0,05 mm³/l.

Die mittlere saisonale Gesamtbiomasse war 2021 mit 3,04 mm³/l zwar etwas niedriger als noch 2020 (> 5 mm³/l), jedoch wurde der Referenzwert des Seetyps von < 2,1 mm³/l dennoch überschritten (RIEDMÜLLER et al. 2013). Die Chlorophyll a-Konzentration war 2021 mit im Saisonmittel von 39,4 µg/l im Vergleich zu 2020 (48,4 µg/l) ebenfalls etwas niedriger, jedoch nicht annähernd auf Referenzniveau (< 5,4 µg/l).

PhytoSee-Berechnung für die Jahre 2020 und 2021

Die Berechnung mit dem EU-WRRL-konformen Bewertungstool PhytoSee Vers.7.1 (MISCHKE, RIEDMÜLLER und BÖHMER 2020) ergab für das Jahr 2020 einen Indexwert von 3,62 und damit eine Bewertung als „unbefriedigend“ (Tab.5.2-4). Im Folgejahr 2021 ergab die Bewertung einen fast identischen Indexwert von 3,69, demzufolge ebenfalls eine Bewertung als „unbefriedigend“. Das Phytoplankton befand sich damit klar in einem „nicht guten“ Zustand.

Tab.5.2-4: Indexwert und Gesamtbewertung des Phytoplanktons im Sodemannschen Teich 2020 und 2021 mittels PhytoSee Vers.7.1 (2020)

Version-Programm	LAWA See_Typ	Typ_Nr	Gewässer-name	Jahr	PSI Phyto-See-Index	Gesamt-bewertung verbalstufig
PhytoSee 7.1 (2020)	14	PP 14k	Sodemannscher Teich	2020	3,62	unbefriedigend
PhytoSee 7.1 (2020)	14	PP 14k	Sodemannscher Teich	2021	3,69	unbefriedigend

Zooplankton im Jahr 2020

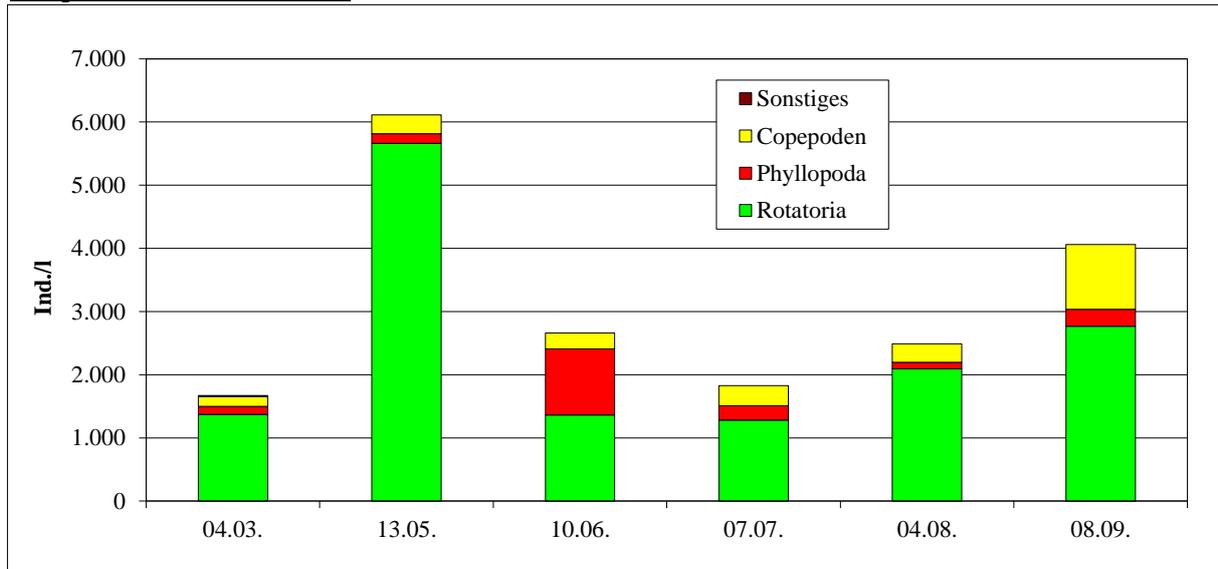


Abb.5.2-70: Zooplanktonabundanzen im Sodemannschen Teich 2020

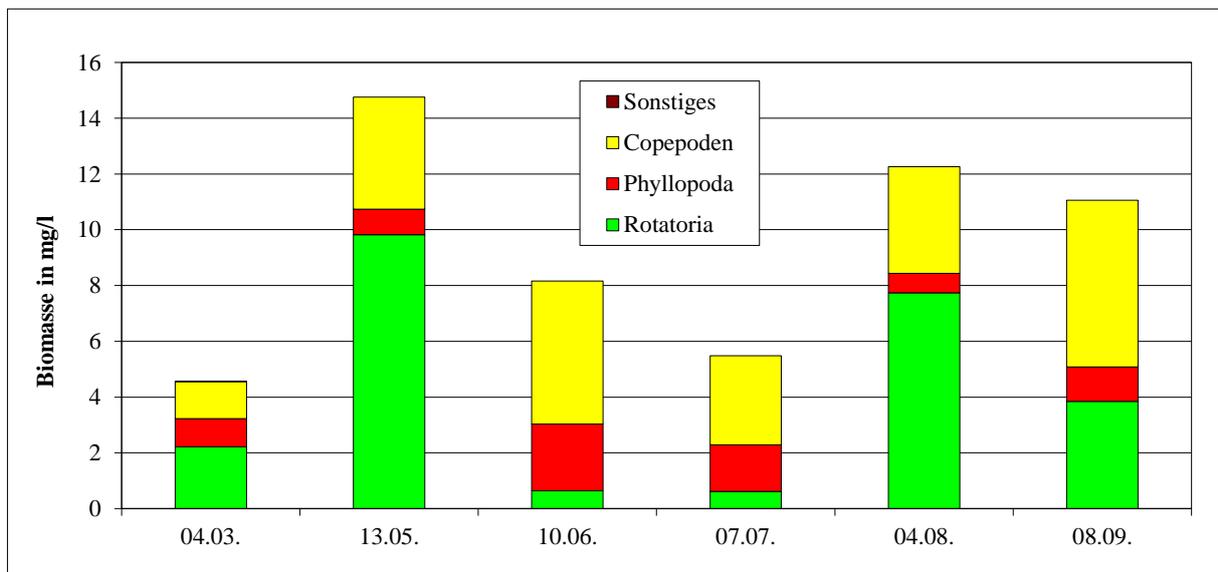


Abb.5.2-71: Zooplanktonbiomassen im Sodemannschen Teich 2020

Die Ausprägung des Zooplanktons war bezüglich der Abundanzen, wie in eutrophen Gewässern zu erwarten, von Rotatorien geprägt. Der Anteil der Rotatorien an der saisonalen Gesamtbiomasse lag bei ungewöhnlich hohen 44 %. Hohe Abundanzen erreichten dabei die Arten *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Conochilus unicornis*, *Polyarthra dolichoptera* sowie auch zeitweise *Brachionus angularis*.

Bezogen auf die Biomasse waren die Copepoden (etwa 42 % der saisonalen Gesamtbiomasse) ebenfalls stark vertreten, die Phyllopoden (mit etwa 14 % der saisonalen Gesamtbiomasse) dagegen deutlich schwächer. Die Copepoden waren damit etwas unterrepräsentiert, im Referenzzustand können etwa 55 % Anteil am Biovolumen erwartet werden. Die Hauptarten bei den calanoiden Copepoden waren die Arten *Eudiaptomus gracilis* und *Paracyclops fimbriatus*.

Calanoide Copepoden können im Referenzzustand mit bis zu 25 % der saisonalen Gesamtbiomasse erwartet werden. Bei den cyclopoiden Copepoden waren vor allem die Arten *Cyclops strenuus* und *Cryptocyclops bicolor* stärker vertreten. Die Cladoceren zeigten im Juni und Juli eine größere Entwicklung, vor allem von *Bosmina longirostris* und *Daphnia cucullata* getragen. Das Auftreten dieser eher kleineren Daphnien-Arten kann als Hinweis auf einen hohen Prädationsdruck, durch z.B. Fische, gewertet werden, aber auch die Nahrungsqualität (Phytoplanktonzusammensetzung) kann eine entscheidende Rolle spielen. Das Jahresmittel der saisonalen Zooplanktonbiomasse lag bei etwa 9,3 mm³/l (Gesamtbiomasse von 56,2 mm³/l), was einen mittleren Wert darstellt. Die Artenanzahl lag mit > 35 Arten (davon 21 Rotatorien-Arten) auf einem mittleren Niveau.

Abb.5.2-72 zeigt das Ergebnis der kombinierten Auswertung der Planktondaten (für den maßgebenden Bewertungszeitraum 24.06.-07.10.) mit dem Bewertungstool PhytoLoss. Die Berechnung weist folgenden Kommentar zu den Daten aus:

Die Bedingungen für ein stärkeres Cladoceren-Wachstum sind gegeben. Das Grazing-Potential der filtrierenden Cladoceren ist aber nur sehr gering ausgeprägt (CGI<=2). Kleinere Arten oder Stadien dominieren die Cladoceren-Biomasse. Ein übermäßiger Fraßdruck durch Fische und/oder starker abiotischer Stress könnte dafür verantwortlich sein.

Dies steht im Einklang mit dem Auftreten eher kleinerer Phyllopoden-Arten (*Bosmina longirostris* und *Daphnia cucullata*) und kann daher auf eine unzureichende chemische Gewässergüte (vgl. Trophie) zurückzuführen sein. Auch der Fraßdruck auf die Cladoceren wird durch den Fischprädaionsindex mit „sehr stark“ angegeben. Dies wirkt sich auf das Vorkommen größerer Phyllopoden-Arten ebenfalls nachteilig aus.

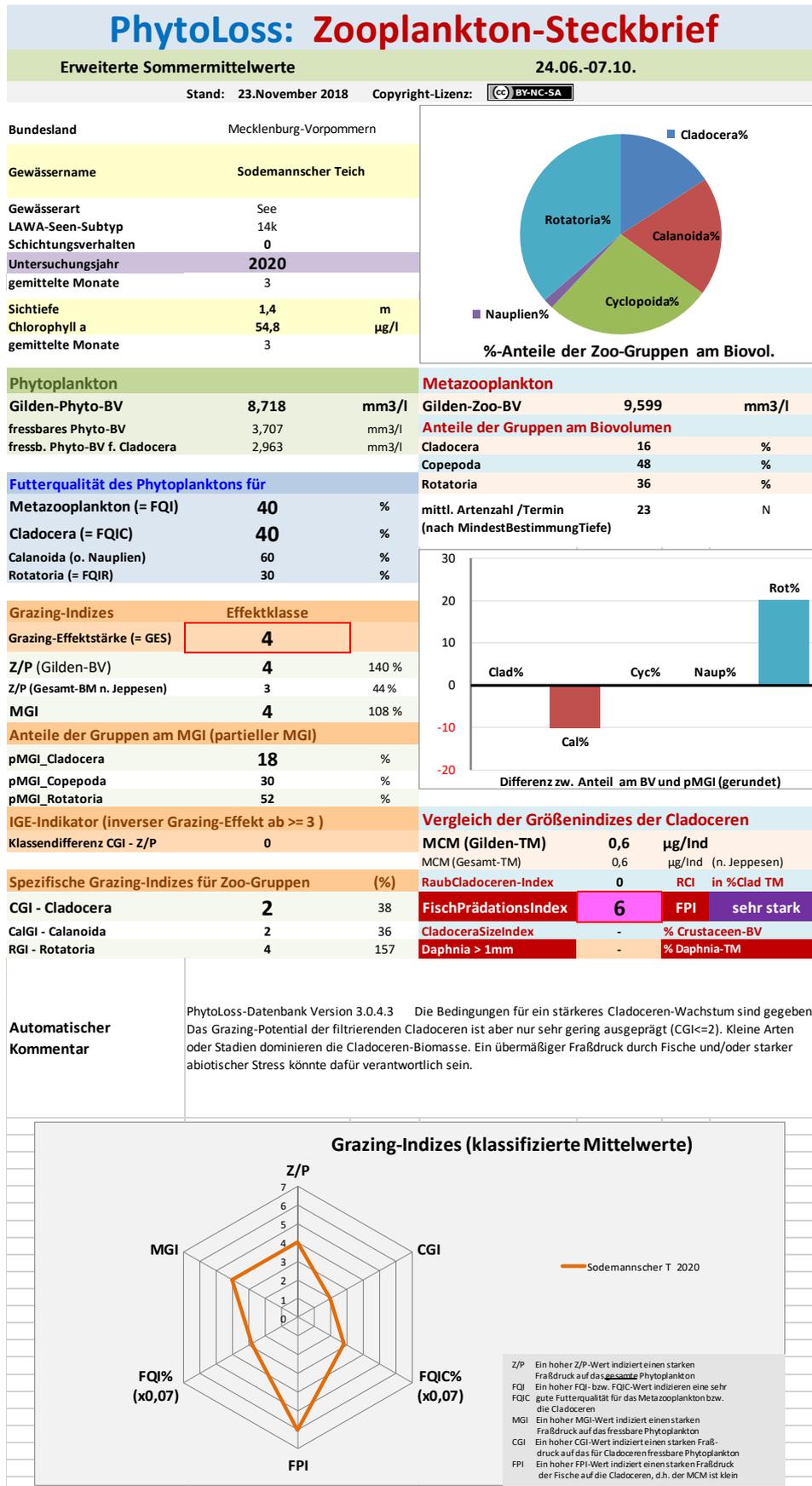


Abb.5.2-72: Steckbrief mit Radardiagramm des Zooplanktons im Sodemannschen Teich im Jahr 2020 nach PhytoLoss

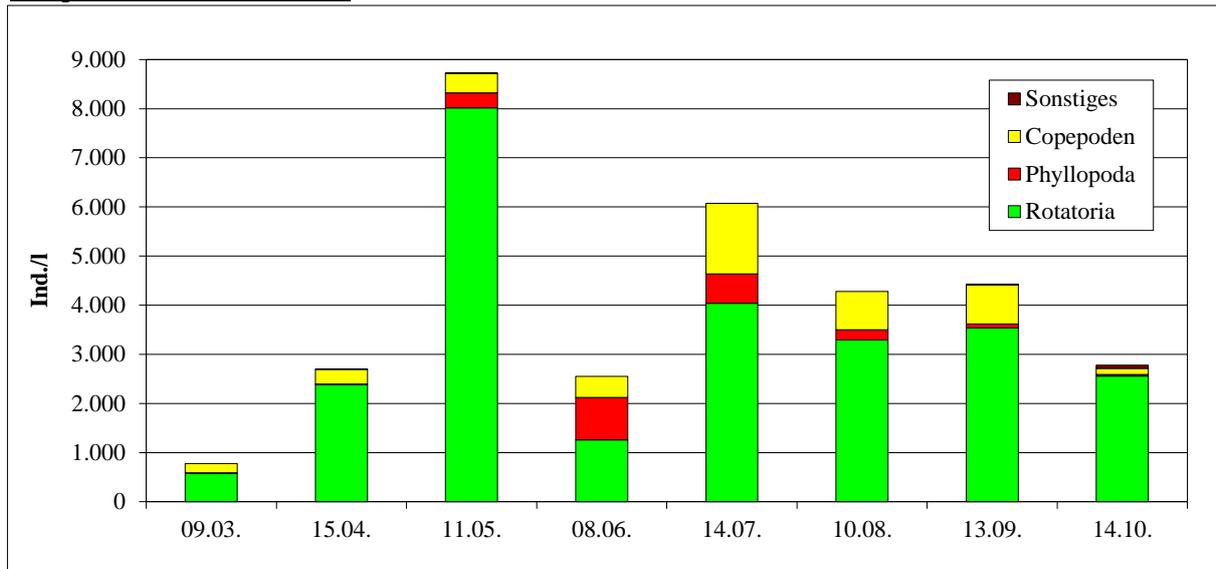
Zooplankton im Jahr 2021

Abb.5.2-73: Zooplanktonabundanzen im Sodemannschen Teich 2021

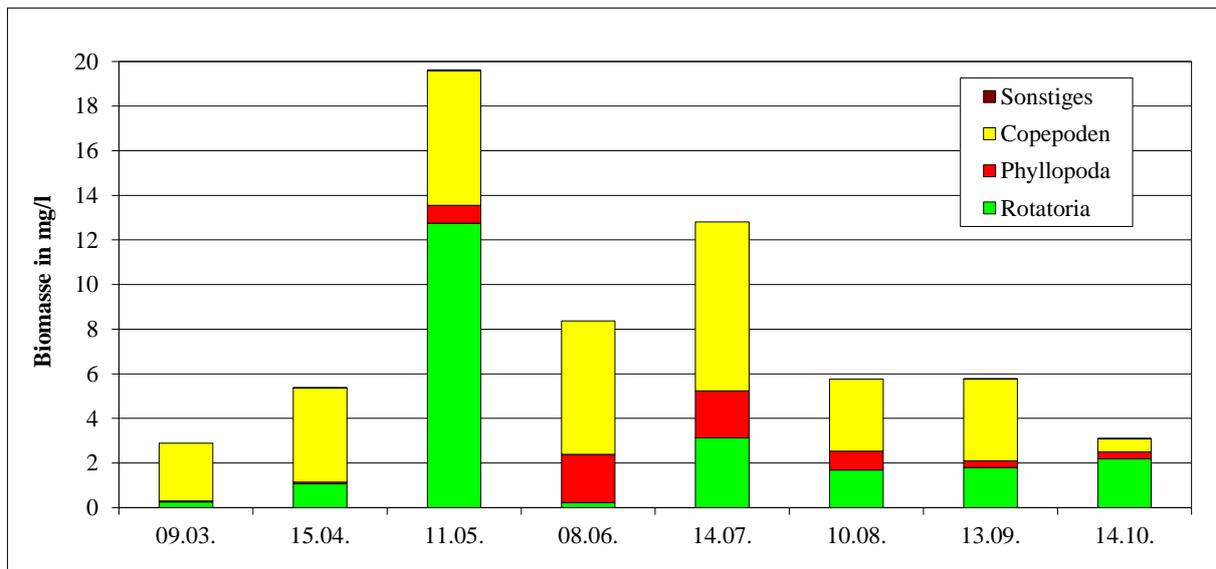


Abb.5.2-74: Zooplanktonbiomassen im Sodemannschen Teich 2021

Das Zooplankton im Sodemannschen Teich war bei den Abundanzen im Jahr 2021, wie im Jahr 2020, von den Rotatorien geprägt. Die Abundanzen lagen jedoch teilweise etwas höher als noch 2020. Bei den Häufigkeitsverhältnissen zwischen Phyllopoden, Copepoden und Rotatorien zeigten sich bei der Individuenzahl nur leichte Verschiebungen. 2020 traten die Copepoden in etwas höheren Individuenzahlen auf. Das starke Auftreten der Rotatorien im Mai zeigte sich auch 2021 in den Abundanzen und der Biomasse. Die häufigsten Arten bei den Rotatorien waren 2021 *Polyarthra dolichoptera*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata* und *Conochilus unicornis*.

Bei der mittleren saisonalen Biomasse stellten die Copepoden mehr als 50 % Anteil. Der Anteil der Copepoden an der mittleren saisonalen Gesamtbiomasse (> 50 %) lag damit im Jahr 2021

auf Referenzniveau für den Seetyp. Die häufigsten Copepoden-Arten waren *Cyclops strenuus* (Cyclopoida) und *Eudiaptomus gracilis* (Calanoida). Die Phyllopoden waren mit einem mittleren saisonalen Biomasseanteil von nur knapp über 10 % recht schwach vertreten. Fast die einzigen etwas häufiger vorkommenden Taxa waren im Saisonverlauf *Bosmina longirostris* und *Daphnia cucullata*. Das spricht für einen sehr hohen Prädationsdruck, da, wie auch im Jahr 2020, nur kleinere Daphnien-Arten auftraten.

Die mittlere saisonale Biomasse lag mit etwa 7,96 mm³/l (Gesamtbiomasse von 63,6 mm³/l) auf einem ähnlich hohen Niveau wie 2020. Die Artenanzahl war mit > 50 Arten (davon rund 30 Rotatorien-Arten) deutlich höher als noch 2020 (etwa 35 Arten, davon etwa 20 Rotatorien-Arten). Im Referenzzustand des Seetyps können bis zu 50 Rotatorien-Arten auftreten, demzufolge ist Artdiversität in einen mittleren Bereich einzuordnen.

Abb.5.2-75 und Abb.5.2-76 zeigen die Bewertungsergebnisse mit dem Tool PhytoLoss.

Die Berechnung weist folgenden Kommentar zu den Daten aus:

Das Grazing-Potential ist hoch bis sehr hoch (GES >=5). Für das hohe Grazing-Potenzial sind nicht die Cladoceren hauptverantwortlich.

Dies deckt sich mit den Ergebnissen, da die Phyllopoden einen kleinen Biomasseanteil stellten. Der Fraßdruck (FPI) wird mit der höchsten Einstufung bewertet, was bedeutet, dass die Fische hier keine Phyllopodenentwicklung zulassen. 2020 war der Fraßdruck im Mittel noch etwas niedriger.

Die Radardiagramme (Abb.5.2-76) der Zooplanktodynamik im Saisonverlauf des Jahres 2021 werden nachfolgend interpretiert.

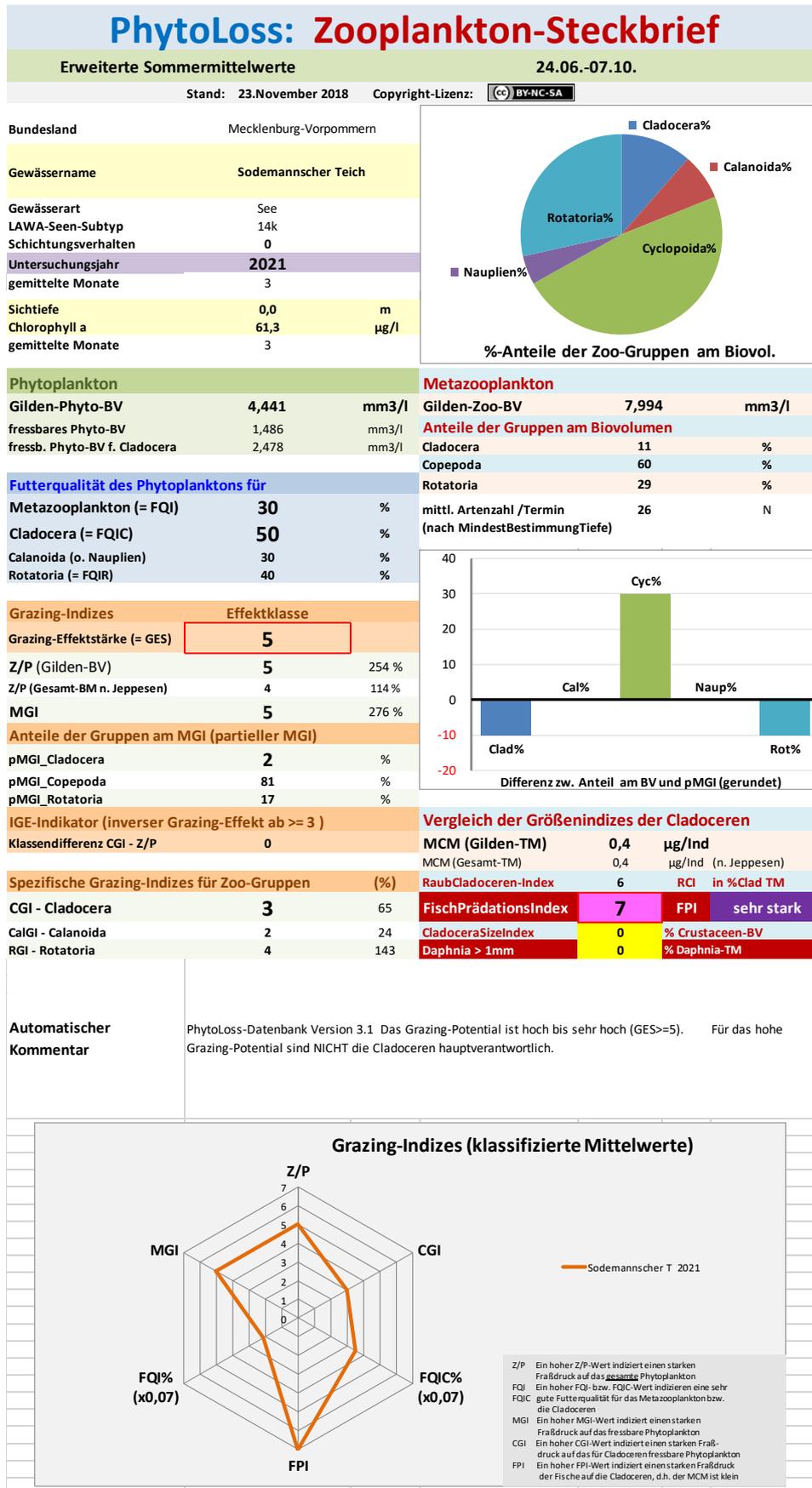


Abb.5.2-75: Steckbrief mit Radardiagramm des Zooplanktons im Sodemannschen Teich im Jahr 2021 nach PhytoLoss 3.1 (2021)

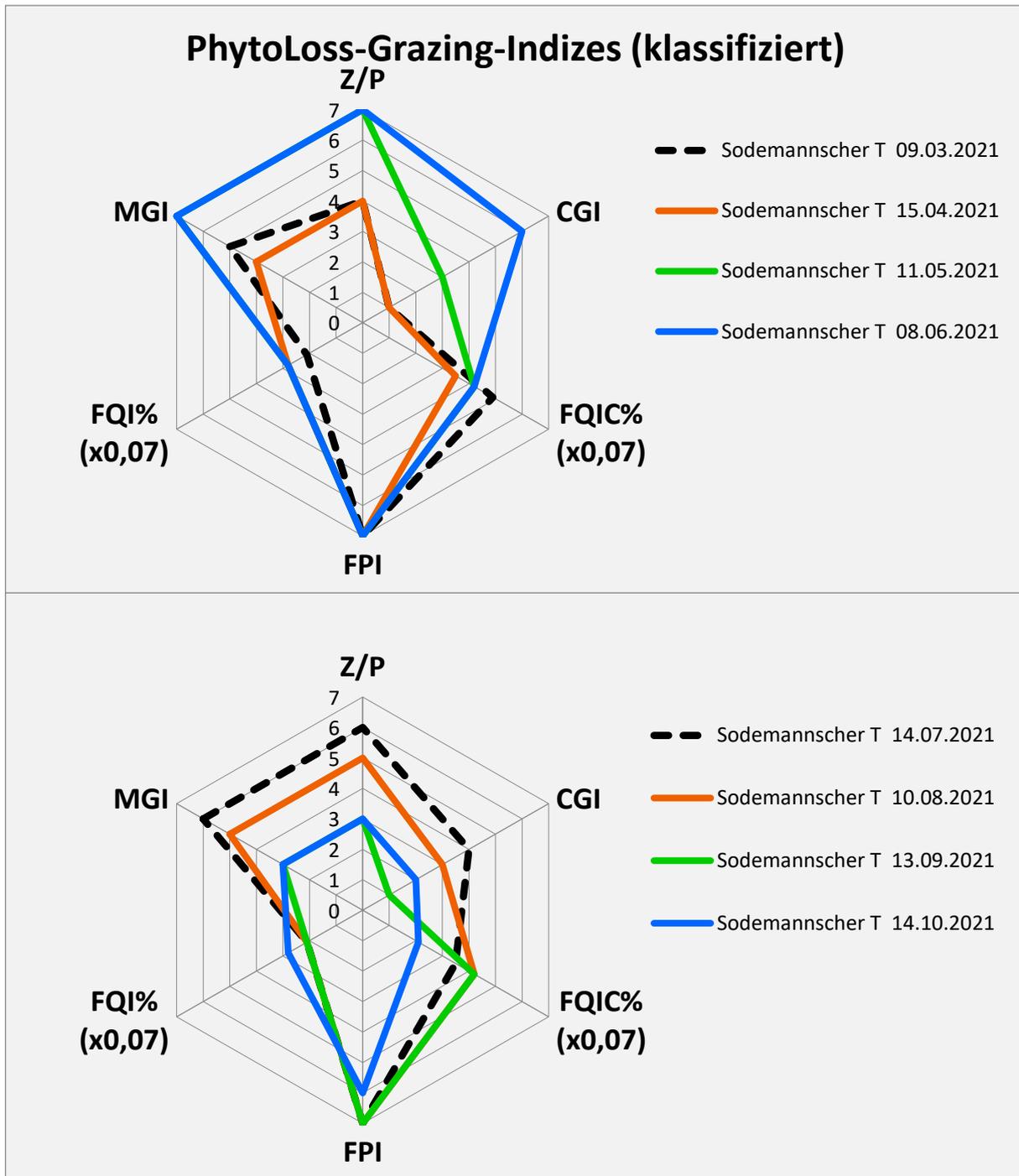


Abb.5.2-76: Einzelne Radardiagramme des Zooplanktons im Sodemannschen Teich im Jahr 2021 nach PhytoLoss 3.1 (2021)

Im Frühjahr (März) war die Entwicklung der Cladoceren noch gering, ihr Grazing-Potential (CGI) niedrig, die Futterqualität (fressbares Phytoplankton) war hingegen bereits relativ hoch (FQIC.). Die Copepoden waren bereits stärker entwickelt und übten einen mittleren Fraßdruck auf das Phytoplankton aus. Auch im April änderte sich wenig an der Situation, erst im Mai begann die Cladoceren-Entwicklung, ihr Grazing-Potential (CGI) stieg. Das Grazing-Potential der Copepoden und Rotatorien (MGI und Z/P; Fraßdruck auf das Phytoplankton) war bereits stark ausgeprägt. Im Juni erreichten auch die Cladoceren ihren Entwicklungshöhepunkt, der

Fraßdruck auf das Phytoplankton war in diesem Monat am stärksten. Nachfolgend zeigte sich über den Juli, August und September ein sukzessiver Rückgang des Fraßdrucks bzw. des Grazing-Potentials des Zooplanktons. Im Oktober nahm dazu dann die Futterqualität (FQI bzw. FQIC) noch deutlicher ab. Der Fisch-Prädations-Index (FPI) war über die ganze Saison sehr hoch, was die Zooplanktongemeinschaft in ihrer Entwicklung deutlich einschränken kann.

Entwicklung der Planktongemeinschaft

Das Phytoplankton im Sodemannschen Teich zeigte 1995 hohe Biovolumina von $> 25 \text{ mm}^3/\text{l}$, wengleich längere Zeiträume zwischen den Probenahmeterminen liegen (Abb.5.2-77). Auffallend ist die hohe Varianz der Zusammensetzung über die Jahre. Einzelne Algenklassen können in unterschiedlichen Jahren die Planktonzusammensetzung dominieren, so wie beispielsweise die Euglenophyceae im Jahr 2008 oder die Raphidophyceae im Jahr 2020. Generell lässt sich ein Trend von den Cryptophyceae hin zu den Chlorophyceae (ab 2008), Blaualgen (ab 2018) und Dinophyceae (ab 2020) erkennen. Die Anteile der Diatomeen scheinen seit 2018 leicht abzunehmen, die Anteile der Blaualgen waren 2021 ähnlich hoch wie die der Grünalgen. Möglicherweise sind auch hier die Nährstoffflüsse (N/P-Verhältnis) für die Veränderlichkeit verantwortlich. Der Sodemannsche Teich ist ein künstlicher See und demzufolge sehr stark vom jährlichen Nährstoffangebot aus dem Seeumfeld abhängig. 2020 war der See sehr stark makrophytendominiert, 2021 ebenfalls, jedoch nicht ganz in diesem Ausmaß.

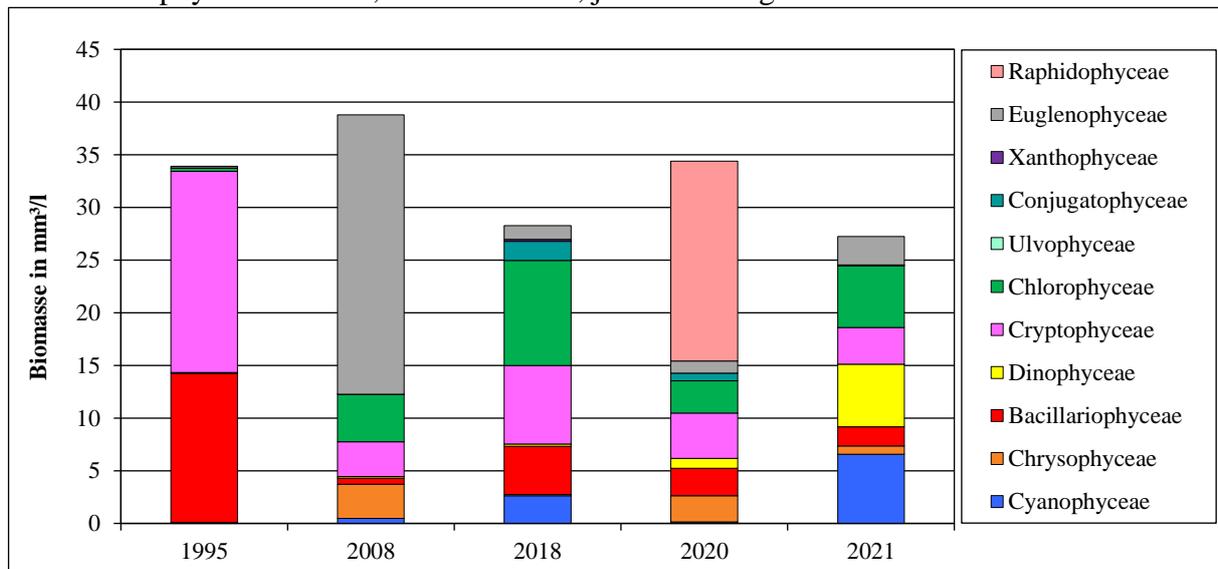


Abb.5.2-77: Entwicklung der Biomasse und der Zusammensetzung des Phytoplanktons im Sodemannschen Teich seit 1995

Zur Entwicklung des Zooplanktons im Sodemannschen Teich sind nur Daten aus dem Jahr 1995 (Altgutachten BIOPLAN 1995) verfügbar (Abb.5.2-78). Hier werden in der Grafik die Mittelwerte dargestellt. Danach war im Jahr 1995 das mittlere Biovolumen noch etwas höher als derzeit. Die Anteile der Rotatorien sind immer noch hoch, wenn auch etwas rückläufig. Die Phyllopoden sind dagegen, wie auch 1995, nicht besonders stark vertreten. Die Copepoden konnten einige Anteile gewinnen. Die Verhältnisse der Gruppen sind aber nach wie vor nicht ausgewogen.

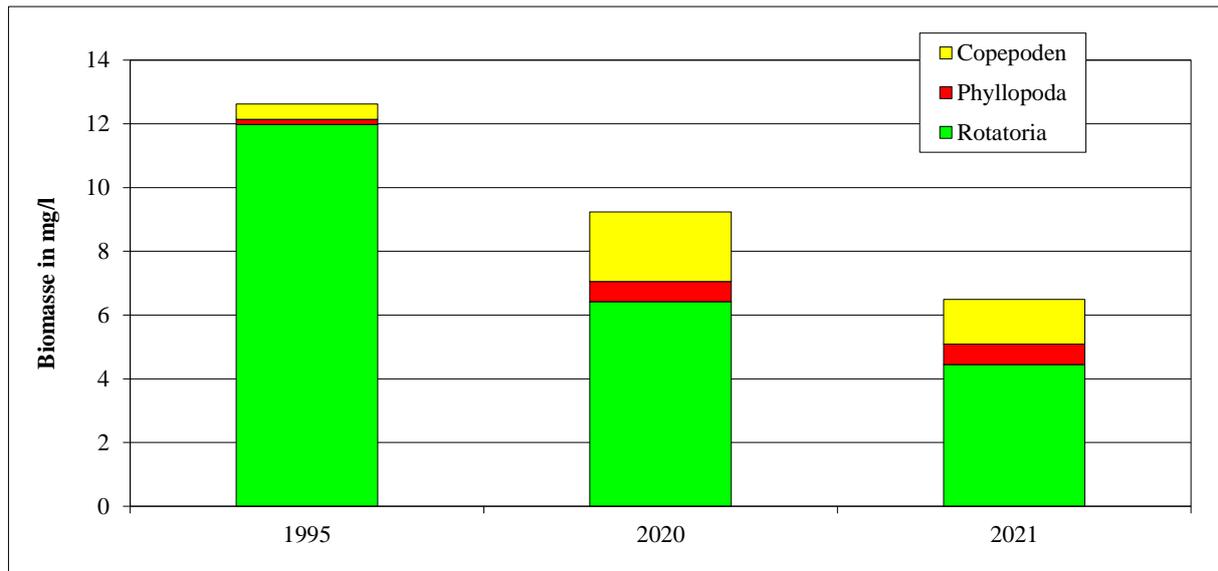


Abb.5.2-78: Entwicklung der Biomasse (MW) und der Zusammensetzung des Zooplanktons im Sodemannschen Teich in den Jahren 1995, 2020 und 2021

5.2.3.2 MAKROPHYTEN

5.2.3.2.1 METHODEN

Zur Erfassung des Makrophytenbestands im Sodemannschen Teich wurden am 04.08.2020 der gesamte Uferbereich des Sees mit dem Boot abgefahren und mit Echolot und Teleskopharke die vorkommenden Makrophyten aufgenommen und mittels einer Übersichtskartierung ausgewertet.

Die taxonomische Ansprache der Arten erfolgte nach ROTHMALER et al. (2002) bzw. KRAUSCH (1996); weiterhin wurde der Bestimmungsschlüssel von VAN DEN WEYER & SCHMIDT (2012) verwendet.

5.2.3.2.2 ERGEBNISSE

Abb.5.2-79 zeigt die Lage der vorgefundenen submersen Makrophyten im Sodemannschen Teich. Im Fotoarchiv im digitalen Anhang sind weitere Aufnahmen typischer, im See verteilter Makrophytenarten enthalten, die im Gutachten nicht abgebildet dargestellt werden.

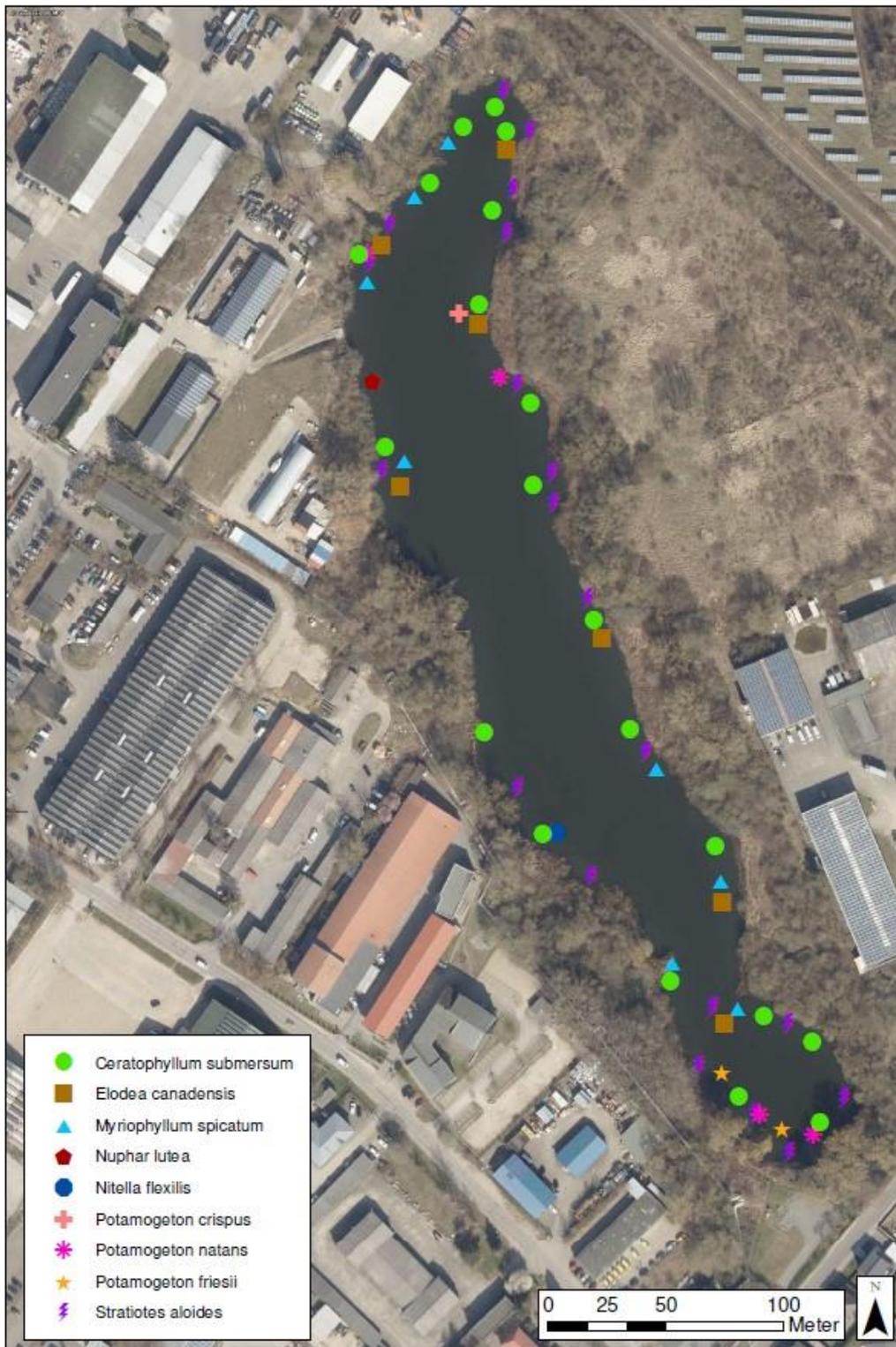


Abb.5.2-79: Übersicht der Verbreitung submerser Makrophyten im Sodemannschen Teich 2020

Artenspektrum

Bei der Kartierung am 04.08.2020 wurden insgesamt 20 Arten im See und Uferbereich aufgenommen, wovon 8 Arten als submers wachsend einzustufen sind (Tab.5.2-5).

Tab.5.2-5: Liste der im Sodemannschen Teich 2020 gefundenen Makrophytenarten

DV-Nr.	Gattung / Art	Habitus*	Rote Liste M-V**
2188	<i>Carex riparia</i>	e	
2923	<i>Carex pseudocyperus</i>	e	
2015	<i>Ceratophyllum submersum</i>	s	
2793	<i>Epilobium hirsutum</i>	e	
2011	<i>Elodea canadensis</i>	s	V
2064	<i>Glyceria maxima</i>	e	
2017	<i>Iris pseudocorus</i>	e	
2578	<i>Typha latifolia</i>	e	
2710	<i>Mentha aquatica</i>	e	
2005	<i>Myriophyllum spicatum</i>	s	V
7475	<i>Nitella flexilis</i>	s	3
2021	<i>Nuphar lutea</i>	f-sb	
2022	<i>Phragmites australis</i>	e	
2010	<i>Potamogeton natans</i>	s	
2002	<i>Potamogeton crispus</i>	s	
2668	<i>Potamogeton friesii</i>	s	2
2635	<i>Salix alba</i>	e	
2629	<i>Salix fragilis</i>	e	
2632	<i>Salix cinerea</i>	e	
2076	<i>Stratiotes aloides</i>	s	3

* e = emers, s = submers, f-sb = Schwimmblattpflanze

** 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste

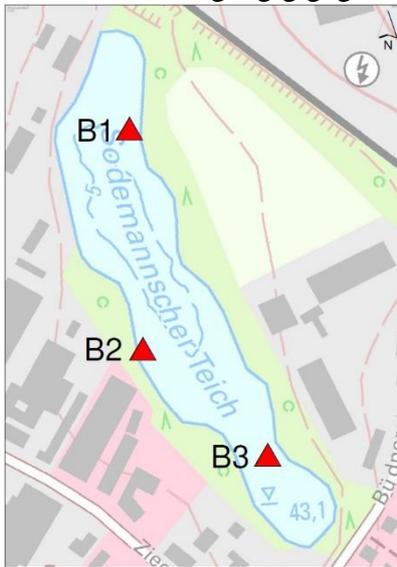
Sehr häufig war die Art *Stratiotes aloides* (Krebsschere), die vor allem im flacheren südöstlichen Seeteil und am östlichen Uferbereich sehr stark verbreitet war (Abb.5.2-80). Ebenfalls häufig waren die Störzeiger *Ceratophyllum demersum* und *Myriophyllum spicatum*. Mit *Nitella flexilis* konnte auch eine Art der Armleuchteralgen in Einzelbeständen gefunden werden. Die Laichkräuter waren mit *Potamogeton crispus* (ebenfalls Nährstoffzeiger) und *Potamogeton natans* sowie in Einzelfunden auch *Potamogeton friesii* vertreten. Auch die Kanadische Wasserpest *Elodea canadensis* konnte in größeren Beständen angetroffen werden. Die untere Verbreitungsgrenze (UVG) lag 2020 bei maximal 2,50 m (*Ceratophyllum demersum*).



Abb.5.2-80: Häufig vorkommende submersive Makrophyten im Sodemannschen Teich 2020; links: Krebschere (*Stratiotes aloides*); rechts: *Potamogeton crispus*

5.2.3.3 MAKROZOOBENTHOS

Die Probenahme erfolgte an 3 Terminen (04.03., 07.07. und 09.09.2020) vom Boot aus mit einem Ekman-Birge-Kastengreifer an 3 ufernahen Stationen (Abb.5.2-81). Die Wassertiefen lagen dort zwischen 1,6 und 3,0 m, so dass die Sauerstoffversorgung selbst im Hochsommer bodennah durchgängig gegeben war.



Station	RW	HW
B1	32657551	5947407
B2	32657563	5947208
B3	32657675	5947112

Abb.5.2-81: Probenahmestellen Makrozoobenthos Sodemannscher Teich 2020 (Koordinaten in Tabelle)

Insgesamt wurden im Jahr 2020 46 Taxa gefunden (Tab.5.2-6). Die ausführlichen Ergebnistabellen befinden sich im Anhang.

Tab.5.2-6: Vorkommende Benthos-Taxa an den 3 Stationen im Sodemannschen Teich 2020

DV-Nr.	Taxa	B1	B2	B3	gesamt
	Hydrozoa - Hohltiere				
5014	<i>Hydra spec.</i>		x		x
	Mollusca - Weichtiere				
	Bivalvia (Muscheln)				
1993	<i>Anodonta anatina</i>		x		x
1102	<i>Pisidium casernatum</i>			x	x
1056	<i>Pisidium nitidum</i>		x		x
1059	<i>Unio pictorum</i>				x*
	Gastropoda (Schnecken)				
1009	<i>Bithynia tentaculata</i>	x	x	x	x
1024	<i>Gyraulus albus</i>			x	x
1036	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	x	x	x	x
1409	<i>Radix balthica</i>		x		x
1085	<i>Valvata piscinalis</i>			x	x
	Turbellaria (Strudelwürmer)				
1007	<i>Dendrocoelum lacteum</i>			x	x
1177	<i>Dugesia tigrina</i>	x	x		x
	Annelida - Ringelwürmer				
	Oligochaeta (Wenigborster)				
5113	<i>Chaetogaster sp.</i>		x	x	x
5083	<i>Nais sp.</i>	x	x	x	x
5011	<i>Stylaria lacustris</i>		x		x
1013	Tubificidae Gen. sp.	x	x	x	x
	Hirudinea (Egel)				
1008	<i>Helobdella stagnalis</i>	x	x	x	x
1027	<i>Piscicola geometra</i>		x		x
	Nemathelminthes - Schlauchwürmer				
1277	Nematomorpha			x	x
	Crustacea - Krebse				
	Amphipoda (Krebse)				
1004	<i>Asellus aquaticus</i>	x	x	x	x
	Insecta - Insekten				
	Ephemeroptera (Eintagsfliegen)				
847	<i>Caenis luctuosa</i>	x	x	x	x
711	<i>Caenis robusta</i>		x	x	x
394	<i>Cloeon dipterum</i>		x		x
	Trichoptera (Köcherfliegen)				
517	<i>Agrypnia pagetana</i>		x	x	x
209	<i>Athripsodes aterrimus</i>		x	x	x
925	<i>Cyrnus flavidus</i>	x	x	x	x
69	<i>Cyrnus trimaculatus</i>		x		x
542	<i>Orthotrichia costalis</i>		x	x	x
524	<i>Oxyethira flavicornis</i>		x		x
635	<i>Phryganea grandis</i>			x	x

Fortsetzung Tab.5.2-6

DV-Nr.	Taxa	B1	B2	B3	gesamt
	Coleoptera (Käfer)				
102	<i>Haliplus</i> sp. larv.		x		x
	Odonata (Libellen)				
20358	<i>Erythromma</i> sp. larv.		x		x
159	<i>Ischnura elegans</i>			x	x
	Heteroptera (Wanzen)				
450	<i>Micronecta minutissima</i> Larve	x	x	x	x
	Diptera (Zweiflügler)				
481	<i>Chaoborus</i> sp.			x	x
20916	Ceratopogoninae Gen. sp.	x	x	x	x
910	Chironomini Gen. sp.	x	x	x	x
10391	<i>Chironomus plumosus</i>			x	x
	<i>Orthocladini</i> Gen. sp.		x		x
502	Tanypodinae Gen. sp.	x	x		x
605	Tanytarsini Gen. sp.	x	x	x	x
	gesamt	14	30	26	41

* nicht in Greiferproben, sondern beim Harken nach Wasserpflanzen gefunden

Mit 9 Taxa war die Artenanzahl bei den Mollusken erfreulich hoch, darunter mit der Malermuschel *Unio pictorum* und der Teichmuschel *Anodonta anatina* 2 Großmuschelarten (Abb. 5.2-82). Mit 7 Taxa war die Artenvielfalt auch bei den Köcherfliegen vergleichsweise hoch. Zu den abundanzstärksten Gruppen gehörten die Zuckmückenlarven. Ein Maximalwert wurde am 04.03. an B3 mit 1.689 Ind./m² Chironomini Gen. sp. festgestellt, aber auch Tubificiden (max. 1.378 Ind./m², 04.03., B3) und die Köcherfliegenart *Orthotrichia costalis* (max. 1.089 Ind./m², 04.03., B2) gehörten zu den zeitweilig in hohen Abundanzen gefundenen Arten.



Abb.5.2-82: Großmuscheln im Sodemannschen Teich; links Malermuschel *Unio pictorum*, rechts Teichmuschel *Anodonta anatina*

Die hohe Artenanzahl insgesamt, in besonderer Weise aber bei den Mollusken und Eintagsfliegen, weist das Makrozoobenthos als gut entwickelt aus.

5.2.3.4 FISCHERIE

5.2.3.4.1 METHODEN

Die Probefischung fand als Elektrofischung der Uferbereiche, kombiniert mit dem Ausbringen von Stellnetzen verschiedener Maschenweite, am Nachmittag des 02.11.2021 statt. Für die praktischen fischereilichen Arbeiten wurde Herr Volker Worschech (Ing. Binnenfischerei) gebunden, das Vermessen der Fische an Land wurde durch bioplan ausgeführt.

Gefischt wurde mit einem motorgetriebenen E-Fischereigerät Typ FEG 5000 (5 KW). Dabei wurden alle Uferbereiche befahren. Die Netze, die vor Beginn der E-Befischung ausgebracht wurden, standen 3 Stunden. Eingesetzt wurden Netze mit folgenden Maschenweiten und Längen:

MW 70 mm = 50 m

MW 90-145 mm = 100 m

Multimaschennetze = 2 x 30 m.

Die Standorte der Netze sind aus Abb.5.2-83 ersichtlich.



Abb.5.2-83: Standorte der Stellnetze im Sodemannschen Teich 2021

5.2.3.4.2 ERGEBNISSE

Insgesamt wurden mit E-Fischereigerät und Stellnetzen 38,8 kg Fisch gefangen (Tab.5.2-7). Der Fang setzte sich aus 10 Arten zusammen.

Tab.5.2-7: Fangzusammensetzung Sodemannscher Teich 2021, geordnet nach Fanggewicht

	Biomasse in g	Anzahl	% Biomasse
Blei	26.348	13	67,9
Hecht	5.780	11	14,9
Schlei	2.185	20	5,6
Plötze	1.367	99	3,5
Flussbarsch	1.306	50	3,4
Moderlieschen	785	272	2,0
Rotfeder	506	43	1,3
Karusche	408	3	1,1
Aal	77	1	0,2
Ukelei	25	1	0,1
gesamt	38.787	513	100

Bezogen auf die Anzahl waren Moderlieschen (272 Stück), Plötze (99), Barsche (50) und Rotfedern (43) am häufigsten im Fang vertreten. Aal und Ukelei wurden nur in Einzelexemplaren gefangen.

Bezogen auf das Gewicht war mit deutlichem Abstand Blei *Abramis brama* (7,2 kg) am stärksten vertreten, gefolgt von Hecht (5,8 kg), Schlei (2,2 kg), Plötze (1,4 kg) und Flussbarsch (1,3 kg). Die Einzelergebnisse sind in der Tabelle im Anhang aufgelistet. Abb.5.2-84 zeigt eine Übersicht zu den gewichtsbezogenen prozentualen Anteilen der gefangenen Arten.

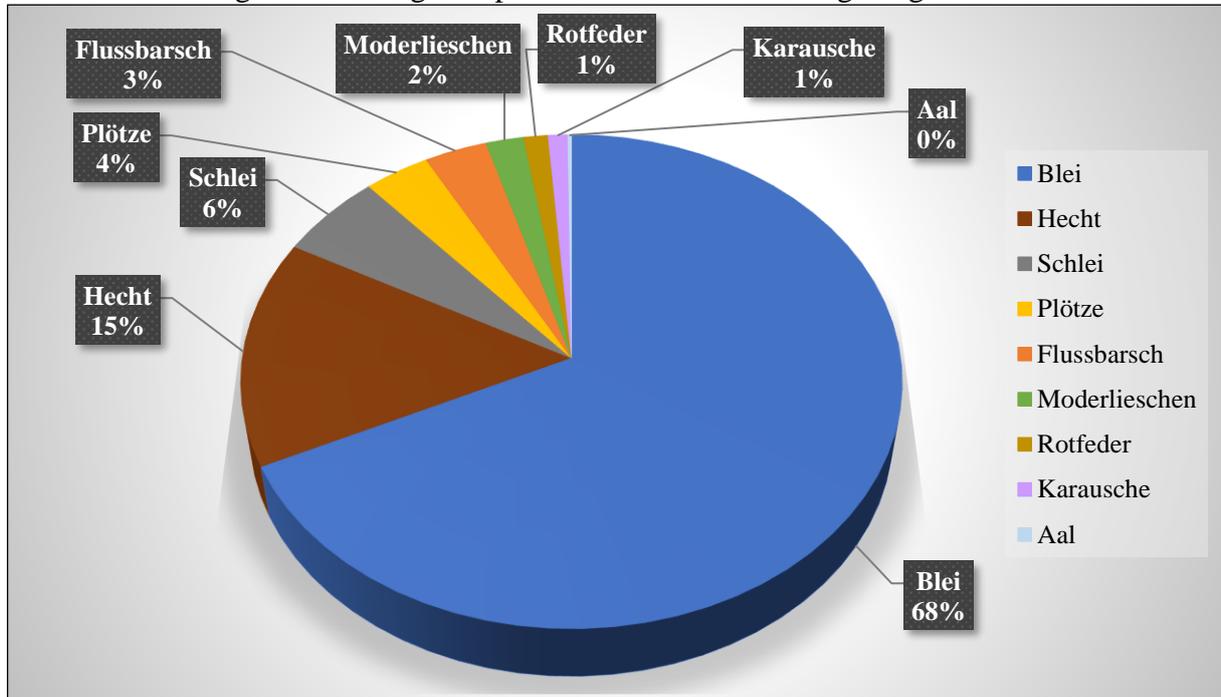


Abb.5.2-84: Prozentuale Anteile der Einzelarten am Gesamtfang (gewichtsbezogen) im Sodemannschen Teich 2021

Der hohe Anteil der Bleie an der Gesamtbiomasse resultiert aus der Tatsache, dass mit den Stellnetzen 8 über 50 cm lange Bleie/Brachsen gefangen wurden (Abb.5.2-85). Der größte gefangene Blei hatte eine Länge von 67 cm bei einem Gewicht von 4,05 kg.



Abb.5.2-85: Einer von insgesamt 8 gefangenen Bleien mit einer Länge > 50 cm

Abb.5.2-86 zeigt eine Auswahl von Fotos weiterer im Sodemannschen Teich gefangener Fische.



Abb.5.2-86: Fotos ausgewählter, im Sodemannschen Teich gefangener Fischarten; von links oben nach rechts unten: Hecht, Schlei, Plötze, Aal

5.2.3.4.3 BEWERTUNG

Das Vorkommen von 10 Fischarten im Sodemannschen Teich entspricht in etwa den Erwartungen an eine ehemalige Tongrube dieser Größe. Die bewegte Morphologie des Bodens bietet eine gewisse Habitatvielfalt (flachere, mit Wasserpflanzen bestandene Bereiche wechseln mit tieferen Rückzugsbereichen). Der Teich ist kein offizielles Angelgewässer, wird aber trotz recht schwerer Zugänglichkeit nach eigenen Beobachtungen häufig von vor allem auf Hecht angelnden „Petrijüngern“ aufgesucht. Im Grunde spiegelt sich das auch in der Zusammensetzung der Hechtfänge bei der Probestichfischung wider. Es wurden ganz überwiegend untermaßige, junge Hechte gefangen. Ältere, vor allem sehr große Hechte fehlten im Spektrum. Vielleicht ist das auch ein Grund dafür, dass größere Bleie im Teich ohne „Gegenspieler“ länger überleben können und damit größeren Anteil am Gesamtbestand haben. Abb.5.2-87 zeigt die gewichtsbezogene Verteilung zwischen Fried- und Raubfischen. Mit nur 16 % ist der Anteil der Raubfische vergleichsweise gering (30-40 % gelten als ökologisch vorteilhaft für die Trophie), der Mangel an Raubfischen ist aber nicht so ausgeprägt, dass es, wie beispielsweise im Ziegeleiteich, zu Verbuttungserscheinungen kommt. Alle Arten zeigen einen guten Ernährungszustand.

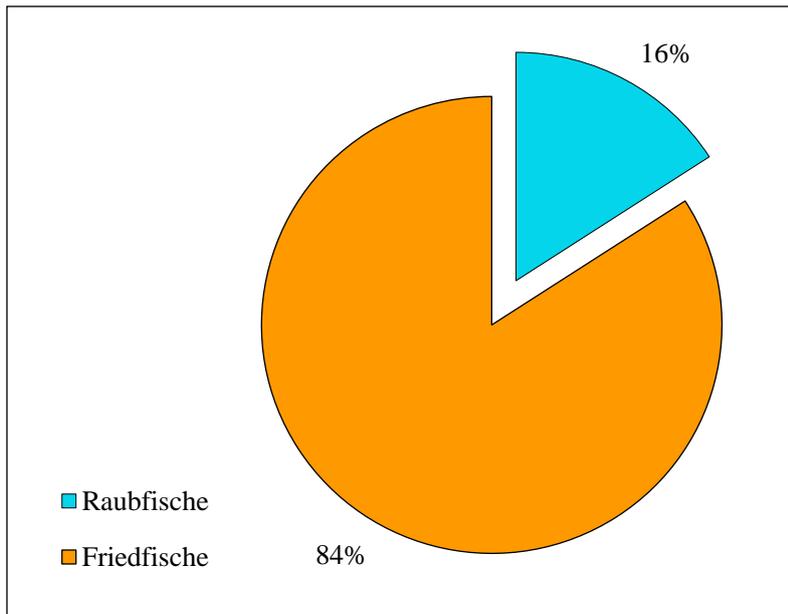


Abb.5.2-87: Verhältnis von Fried- und Raubfisch im Fang im Sodemannschen Teich am 02.11.2021

Eine gewisse Zurückhaltung beim Fang von Hechten wäre im Sinne der weiteren Verbesserung der Wasserqualität angezeigt, lässt sich erfahrungsgemäß für Stadtgewässer mit dermaßen unübersichtlich gelegenen Uferbereichen aber nur schwer durchsetzen.

5.2.4 QUALITÄT UND QUANTITÄT DES SEESSEDIMENTS UND UNTERSUCHUNGEN ZUR ROLLE DES SEDIMENTS ALS QUELLE FÜR EINE INTERNE P-BELASTUNG IM SODEMANNSCHEN TEICH

5.2.4.1 METHODEN

Zur Beschreibung von Menge und Qualität des Sediments im Sodemannschen Teich sind in den Jahren 2020/2021 verschiedene spezielle Untersuchungen durchgeführt worden. Die Schlammmächtigkeit wurde orientierend durch mechanische Sondierungen auf 5 in Längs- und 6 in Querrichtung gelegenen Schnitten erfasst. Die mechanische Sondierung erfolgte mit einem Spezialgestänge, dessen Gesamtlänge 8 m beträgt (Abb.5.2-88). Die Grenze dieser Methode liegt deshalb überall dort, wo die Summe aus Wassertiefe und Schlammmächtigkeit > 8 m ist. Die konkrete Position der sondierten Punkte wurde jeweils mit GPS aufgenommen und diesen Punkten die ermittelte Wassertiefe (Echolot) und Schlammmächtigkeit zugeordnet. Aus den gewonnenen Daten sind für 2 Einzelschnitte Profilzeichnungen erstellt worden (vgl. Abb. 5.2-90 und Abb.5.2-91). Die Lage der Sondierschnitte zeigt Abb.5.2-89. Die Daten der anderen Schnitte sind in Tabellenform im Anhang enthalten.



Abb.5.2-88: Mechanisches Sondiergestänge (links im Foto) zur Erfassung der Schlammmächtigkeit

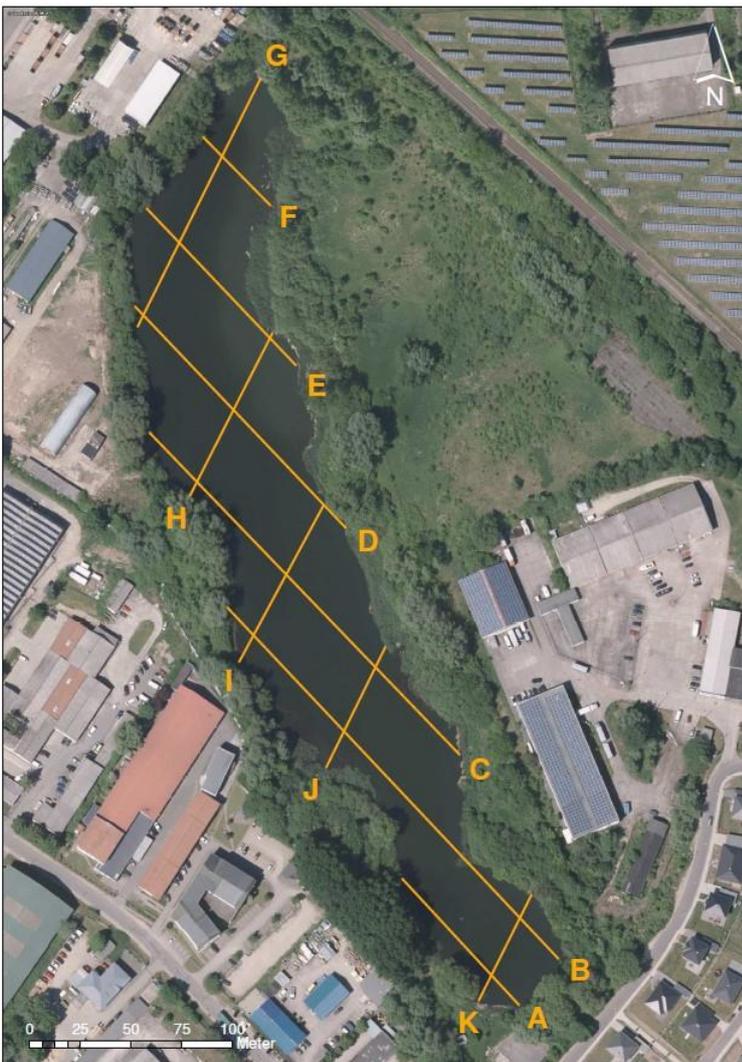


Abb.5.2-89: Lage der Schnitte zur Ermittlung der Schlammmächtigkeit im Sodemannschen Teich

Zur Erfassung der Sedimenteigenschaften wurden an der tiefsten Stelle (Abb.5.2-1 und Tab. 5.2-1) mit einem Limnos-Sedimentstechrohr aus 0-60 cm (Horizonte 0-30 cm, 30-60 cm) an 3 Terminen (18.03., 10.06. und 09.09.2020) Sedimentproben entnommen und nachfolgend von der KIWA GmbH (Kessin) bezüglich der allgemeinen Sedimentparameter in der Gesamtfraktion analysiert. Die Proben der Septemberbeprobung wurden weitergehend bezüglich ihres Gehalts an organischen Spurenstoffen und Schwermetallen analysiert.

Als allgemeine Sedimentparameter wurden bestimmt: Trockenmasse (+ Gefriertrockenrückstand), Glühverlust, TOC, TIC, CaCO₃, TP, TN, Fe, Mn. Die weitergehende Analytik beinhaltete Schwermetalle, Organochlorpestizide, Polychlorierte Biphenyle, Pentachlorphenol und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (EPA). Die verwendeten Analysemethoden und alle Messergebnisse sind in den Analyseprotokollen im Anhang aufgeführt.

Um die Rolle des Sediments hinsichtlich einer internen Düngung durch Phosphatrücklösung abschätzen zu können, wurden weiterhin an der tiefsten Stellen jeweils monatlich, im Jahr 2020 im März, Mai, Juli und September und im Jahr 2021 ganzjährig und an einer weiteren Messstelle im Tiefenbereich von 4,0 m, das Interstitialwasser der obersten 2 cm des Sediments sowie das unmittelbar überstehende Tiefenwasser auf o-PO₄-P untersucht und aus der Differenz nach dem 1. Fickschen Diffusionsgesetz die Phosphatrücklösung errechnet (SINKE et al. 1990 bzw. LEWANDOWSKI et al. 2002). Zur Abschätzung der Gesamteintragsmenge an Phosphor über Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment wurden die Messdaten auf die infrage kommenden Seeflächen der entsprechenden Tiefenbereiche hochgerechnet.

5.2.4.2 ERGEBNISSE

5.2.4.2.1 SEDIMENTSTÄRKE

Die Schlammmächtigkeit im Sodemannschen Teich lag in der Seemitte in etwa zwischen 1,0-2,0 m (maximal 2,80 m). An den Ufern war die Schlammmächtigkeit deutlich geringer mit maximal 1,0 m, oftmals zwischen 0,2 und 0,8 m (Abb.5.2-90 und 5.2-91).

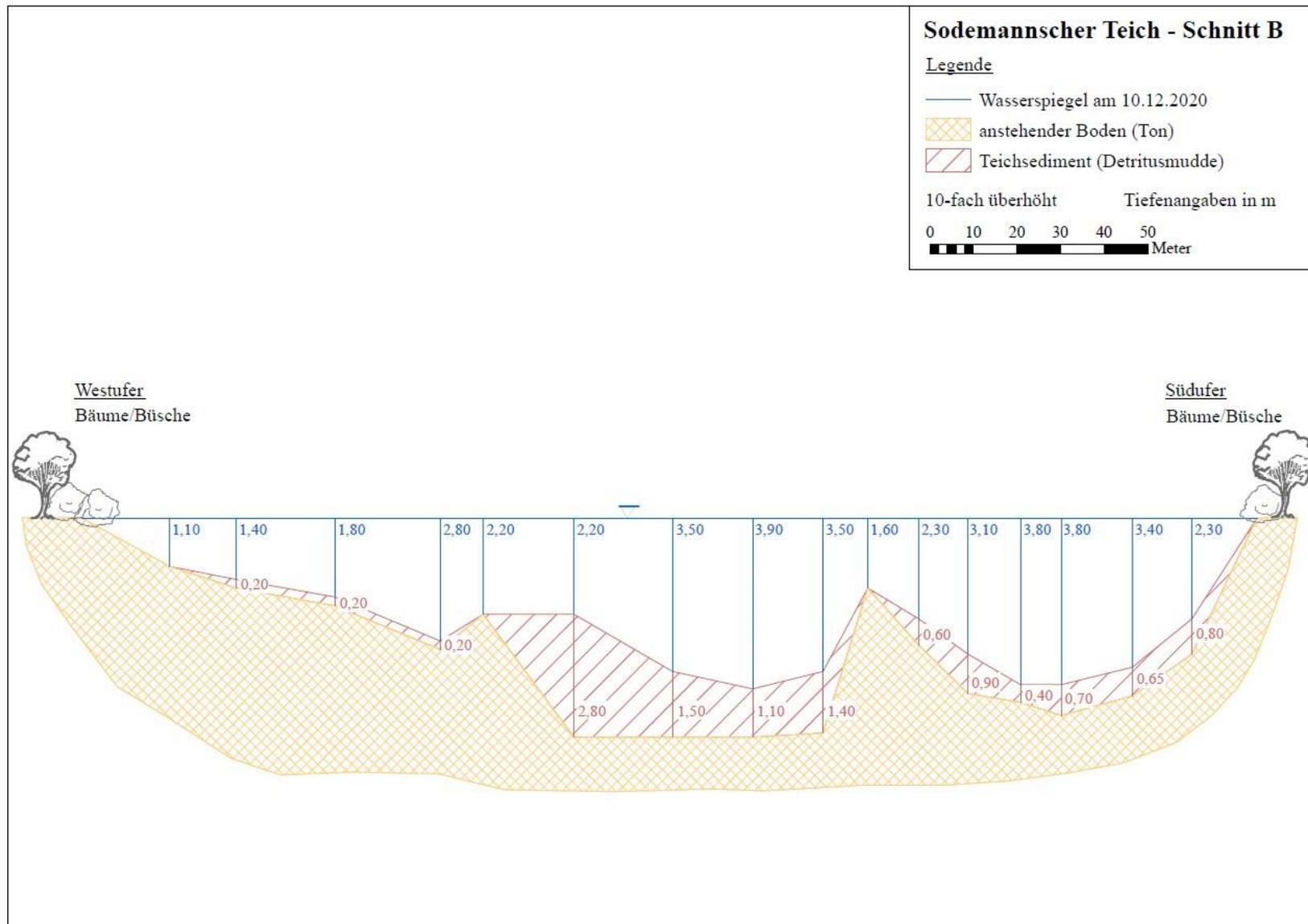


Abb.5.2-90: Schlammmächtigkeit im Sodemannschen Teich (Schnitt B)

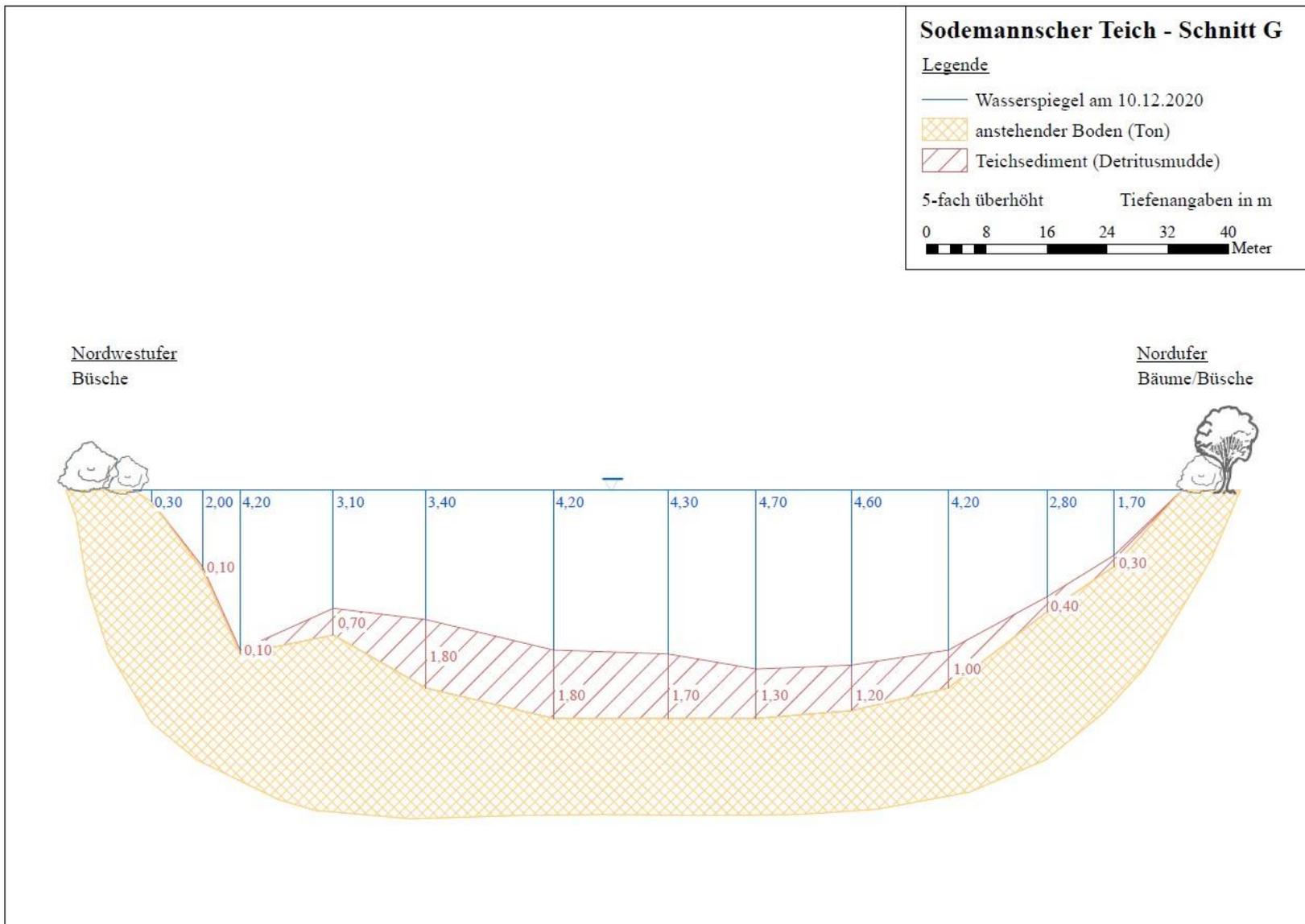


Abb.5.2-91: Schlammmächtigkeit im Sodemannschen Teich (Schnitt G)

5.2.4.2.2 SEDIMENTQUALITÄT

Die Ergebnisse der allgemeinen Charakterisierung des Sediments des Sodemannschen Teichs sind der Tab.5.2-8 zu entnehmen. Alle Analysenwerte sind vollständig im Anhang beigefügt.

Tab.5.2-8: Allgemeine Charakterisierung des Oberflächensediments (0-60 cm) des Sodemannschen Teichs an den 3 Probenahmeterminen 2020

Probe (18.03.20)	TM	Glüh- ver- lust	Wasser- gehalt	CaCO ₃	TOC	TIC	TP	TN	Fe	Mn
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)
MST1 (0-30 cm)	18,7	17,7	81,3	15	8,5	1,8	3.600	8.900	29.000	1.200
MST1 (30-60 cm)	10,8	33,8	66,2	14	5,7	1,7	3.600	4.400	28.000	640
Probe (10.06.20)	TM	Glüh- ver- lust	Wasser- gehalt	CaCO ₃	TOC	TIC	TP	TN	Fe	Mn
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)
MST1 (0-30 cm)	21,3	17,5	78,7	12	8,5	1,4	3.600	6.600	39.000	1.100
MST1 (30-60 cm)	36,8	8,9	63,2	14	3,6	1,7	1.600	2.700	33.000	680
Probe (09.09.20)	TM	Glüh- ver- lust	Wasser- gehalt	CaCO ₃	TOC	TIC	TP	TN	Fe	Mn
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)
MST1 (0-30 cm)	20,1	18,3	79,9	15	9,6	1,8	3.600	8.200	32.000	1.500
MST1 (30-60 cm)	25,5	16,5	74,5	17	9	2,1	2.400	5.600	29.000	760

Die Trockensubstanzgehalte im Sodemannschen Teich lagen an den Probenahmeterminen zwischen etwa 10 und 37 % (höher in den Tiefenfraktion > 30 cm). Die organischen Gehalte bewegten sich zwischen 9 und 39 %. Die CaCO₃-Gehalte lagen im Mittel bei etwa 14-15 %. Abb.5.2-92 zeigt ein Foto vom äußeren Erscheinungsbild des Sediments bei der Probenahme an der tiefsten Stelle.

Für die Rückwirkung des Sediments auf den Trophiezustand des Gewässers durch Rücklösungsprozesse ist der Phosphorgehalt des Sediments zu betrachten. Der P-Gehalt im Trockenrückstand lag zwischen 1.600 und 3.600 mg P/kg TM, was einen etwas erhöhten Gehalt darstellt und auf eine Akkumulation im Tiefenwasser schließen lässt. Die Gehalte beim Gesamtstickstoff lagen zwischen 2.700 und 8.900 mg N/kg TM und sind nicht als auffällig einzuschätzen. Die Ergebnisse der Schadstoffuntersuchungen der Sedimente zeigen bei einem Vergleich der Metalle mit den Vorgaben der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 2017), dass nicht alle Grenzwerte unterschritten werden (Tab.5.2-9). Auffällig ist hier der Cadmiumgehalt, der mit 1,9 mg/kg über dem Grenzwert (1,5 mg/kg) der Klärschlammverordnung liegt. Der Bleigehalt ist ebenfalls auffällig, jedoch noch unter dem Grenzwert.



Abb.5.2-0-92: Sediment an der tiefsten Stelle

In Tab.5.2-10 ist der Vergleich mit den in der LAGA (Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Abfall) geltenden Grenzwerten für die Entsorgung von Bodenaushub dargestellt. Auf Grund der Werte für Kupfer und Zink ist das Sediment im Sodemannschen Teich nach LAGA Z2 einzustufen. Ein Vergleich der Sedimentproben mit den gemittelten Schadstoffwerten aus den Sedimenten von 50 Seen aus M-V (TÜV 1999) zeigte Auffälligkeit bei diversen Metallgehalten wie Blei, Cadmium, Chrom, Nickel und Zink (Tab.5.2-11). Bei einem Vergleich mit weiteren Hintergrundwerten nach BAUMANN et al. (1991) lagen die Gehalte an Blei, Cadmium, Arsen, Kupfer und Zink im oberen Bereich der Vergleichswerte oder darüber (Tab.5.2-11). Anzumerken ist hierzu, dass der Sodemannsche Teich jahrelang einer Belastung durch industrielle Abwässer ausgesetzt war.

Tab.5.2-9: Vergleich der im Sediment (Mischprobe 0-60 cm) des Sodemannschen Teichs gefundenen Metallgehalte mit den Grenzwerten der Klärschlammverordnung (Angaben in mg/kg TM)

		Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
GW-Abf-KlärV		150	1,5	300	900	80	1	4.000
EU bis 2025		200	2,0	600	600	100	2	1.500
Sodemannscher Teich	MST1	100	1,9	43	240	27	< 0,1	1.000

Tab.5.2-10: Vergleich der im Sediment (Mischprobe 0-60 cm) des Sodemannschen Teichs gefundenen Metallgehalte mit der LAGA-Verordnung (Angaben in mg/kg)

LAGA	Ar-sen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Queck-silber	Zink	
Z0	20	100	0,6	50	40	40	0,3	120	
Z1.1	30	300	1,0	100	100	100	1	300	
Z1.2	50	500	3,0	200	200	200	3	500	
Z2	150	1.000	10	600	600	600	10	1.500	
Sodemann-scher Teich	MST1	13	100	1,9	43	240	27	< 0,1	1.000

Tab.5.2-11: Vergleich der in den Sedimentproben (Mischprobe 0-60 cm) des Sodemannschen Teichs gefundenen Schadstoffgehalte mit verfügbaren Richtwerten aus der Literatur (alle Angaben in mg/kg TM)

	MST1	MW M-V TÜV NORD (1999)	Hintergrund-werte nach BAUMANN et al. (1991)
Arsen	13	6,9	10 - 13
Blei	100	58	15 - 34
Cadmium	1,9	1,0	0,15 - 0,50
Chrom	43	17	47 - 116
Kupfer	240	42	15,6 - 51
Nickel	27	13	21 - 68
Quecksilber	< 0,1	0,24	0,14 - 0,50
Zink	1.000	153	82 - 118
PAK ₁₆	9,2	2,46	
PCB ₇	n.n.	0,086	

Überschreitung im Vergleich zu den gemittelten Schadstoffwerten aus den Sedimenten von 50 Seen aus M-V (TÜV 1999)

Im Zuge des Abwägens einer möglichen Nutzung des Baggerguts für die landwirtschaftliche Verwertung müssen bestimmte Kriterien berücksichtigt werden. Generell gilt als Voraussetzung für eine landwirtschaftliche Nutzung von Baggergut neben der Forderung der Schadlosigkeit (Schadstoffparameter dürfen 70 % des entsprechenden Vorsorgewerts der Bodenschutzverordnung nicht überschreiten, vgl. Tab.5.2-12) auch die Forderung der Nützlichkeit. Diese gilt als erfüllt, wenn der Tongehalt > 10 %, die organische Substanz > 10 % TM oder der Calciumcarbonatgehalt > 5 % beträgt.

Mit einem organischen Gehalt von durchschnittlich etwa 15 % TM und einem Kalkanteil (CaCO_3) von durchschnittlich etwa 14 % erreicht das Oberflächensediment des Sodemannschen Teichs für 2 der 3 Parameter noch knapp die Kriterien der Nützlichkeit. Die Tonfraktion wurde nicht analysiert.

Für die landwirtschaftliche Verwertung erfolgt allerdings auch eine Differenzierung nach der Beschaffenheit der Böden, auf denen das Material ausgebracht werden soll. Hinsichtlich der Metalle und organischen Schadstoffe wird die Aufbringungsmenge durch die Einstufung des Ackerbodens beeinflusst (Tab.5.2-12). Das Sediment im Sodemannschen Teich ist auf Grund der hohen Gehalte an Cadmium, Blei, Kupfer und Zink weder für eine Ausbringung auf Sand- noch auf Lehmböden geeignet. Auch bei den Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) werden die Grenzwerte für Böden unabhängig vom Humusgehalt überschritten.

Tab.5.2-12: Vergleich der im Sediment des Sodemannschen Teichs (Mischprobe 0-60 cm) ermittelten Schadstoffgehalte mit dem 70 %-Vorsorgewert nach BBodSchV (alle Angaben in mg/kg TM)

Bodenart	Cadmium	Blei	Chrom	Kupfer	Quecksilber	Nickel	Zink
Lehm/Schluff	0,70	49	42	28	0,35	35	105
Sand	0,28	28	21	14	0,07	10,5	42
MST1	1,9	100	43	240	< 0,1	27	1.000

Boden	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	Benzo(a)pyren	Polyzyklische Aromatische KW (PAK ₁₆)
Humusgehalt > 8 %	0,070	0,70	7,0
Humusgehalt < 8 %	0,035	0,21	2,1
MST1	n.n.	0,54	9,2

5.2.4.2.3 PHOSPHATRÜCKLÖSUNG AUS DEM SEDIMENT

Die Rücklösung von Nährstoffen aus den Sedimenten kann einen entscheidenden Faktor im Eutrophierungsprozess eines Sees darstellen. Über Jahre in den See eingetragene und im Sediment abgelagerte Nährstoffe können so selbst bei einer deutlichen Reduzierung externer Einträge eine Verbesserung der Wassergüte verhindern. Diese Rücklösungsprozesse sind an bestimmte Umgebungsbedingungen wie niedrige Gehalte an gelöstem Sauerstoff, hohe pH-Werte, hohe Temperaturen und geringe Sorptionskapazität des Sediments bei nährstoffreichen Sedimenten gekoppelt (UHLMANN 1985, RIPL 1980 und 1982, KLEIN UND KÜHN 1982, TRESSENOW 1979, HUPFER et al. 1997, LEWANDOWSKI, SCHAUSER UND HUPFER 2002 u.v.a.).

Tab.5.2-13 und Abb.5.2-93 zeigen die Ergebnisse der Analyse nach PSENNER et al. (1988) an der untersuchten Messstelle (MST1) im Sodemannschen Teich.

Tab.5.2-13: P-Gehalte im Sediment in einer Tiefe von 0-60 cm (Mittelwerte aus den 3 Sedimentprobenahmen) im Sodemannschen Teich in mg/kg in verschiedenen Bindungsformen

Fraktion	MST1 (0-30 cm)	MST1 (30-60 cm)	Verfügbarkeit
NH ₄ -Cl-P	112	97	
BD-P	781	426	
NaOH-SRP	1340	789	
NaOH-NRP	66	0	
HCl-P	604	450	
refrakt. Rest	3	2	

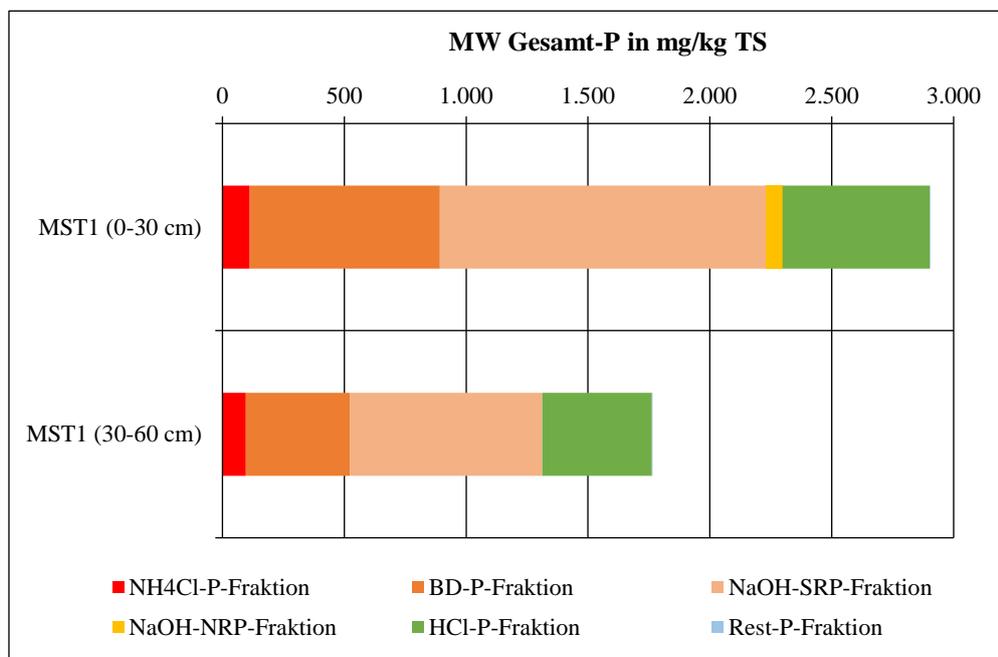


Abb.5.2-0-93: P-Gehalte (Mittelwerte der 3 Sedimentprobenahmen) im Sediment des Sodemannschen Teichs in einer Tiefe von 0-60 cm, aufgeschlüsselt nach der Verfügbarkeit (P-Fraktionen nach PSENNER et al. 1988)

Der überwiegende Teil des Phosphors im Sediment des Sodemannschen Teichs ist mäßig stabil gebunden. Die leicht verfügbaren NH₄-Cl- und BD-P-Fraktionen machen jeweils zusammen meist nur einen Anteil von etwa 15 und 20 % aus. Einen höheren Anteil zeigt die NaOH-SRP-Fraktion, die ebenfalls noch bedingt leichter mobilisierbar ist, vor allem im oberen Sedimenthorizont > 30 cm. Der Gesamt-P-Gehalt ist in diesem Horizont mit > 2.500 mg/kg ebenfalls leicht erhöht.

P-Rücklösung aus dem Sediment 2020 und 2021

Die **Rücklösung von Phosphat** aus dem Sediment wurde im Sodemannschen Teich in den Jahren 2020 und 2021 erfasst (Abb.5.2-94 bis Abb.5.2-97). Im Jahr 2020 wurde die P-Rücklösung nur an der tiefsten Stelle (7 m) in den Monaten März, Mai, Juni und September ermittelt. Im Jahr 2021 wurde die P-Rücklösung an 2 Messstellen, der tiefsten Stelle (7 m) und einer flacheren Messstelle (um 4 m), ganzjährig monatlich gemessen. In beiden Jahren ergeben sich nur sehr geringe P-Rücklöseraten, die entsprechend auf die betreffenden Seeflächen umgerechnet wurden. Für die tiefste Stelle wurden Seeflächen unter 4 m Wassertiefe angesetzt (sauerstofffrei im Sommer), für die flachere Messstelle die Flächen über 4 m Wassertiefe. Selbst in der Annahme, dass die flachere Messstelle in den P-Diffusionsraten überschätzt wird (überschätzte Seefläche, nicht sauerstofffrei), ergibt sich praktisch für 2021 und ebenso für 2020 kein nennenswertes P-Rücklösepotenzial. Die P-Rücklösung spielt somit für den Eutrophierungsprozess im Sodemannschen Teich keine Rolle. Eine signifikante P-Festlegung im Sediment findet ebenfalls nicht statt.

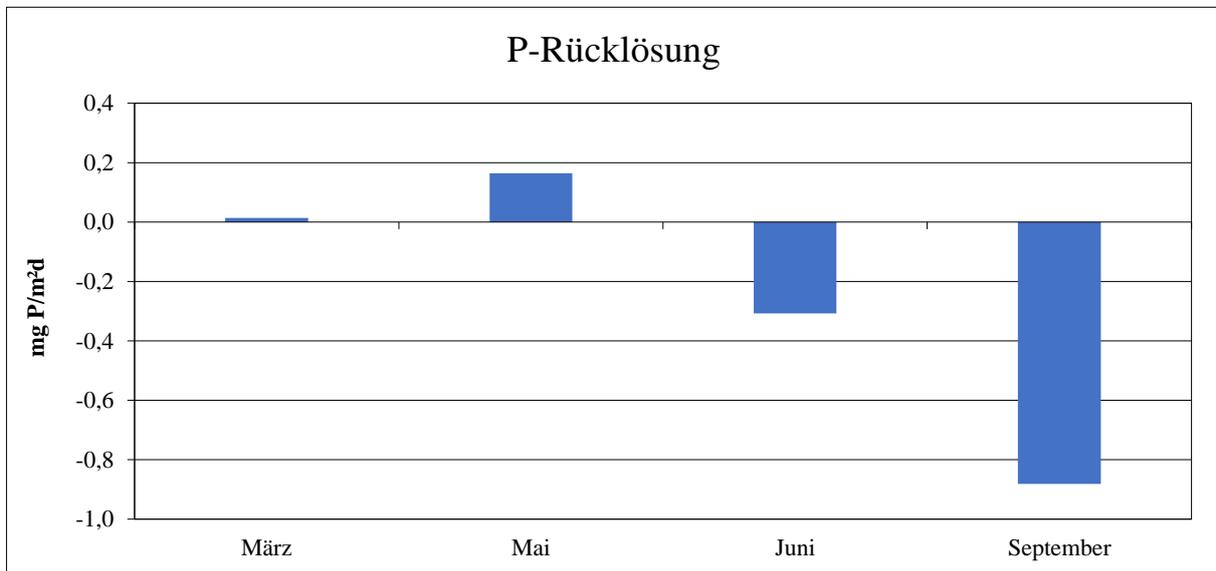


Abb.5.2-94: Für den Untersuchungszeitraum an der tiefsten Stelle ermittelte Rücklösungsrate (Diffusionsrate) von Phosphor (in mg P/m²d) aus dem Sediment im Sodemannschen Teich 2020 (negativer Wert = P-Festlegung)

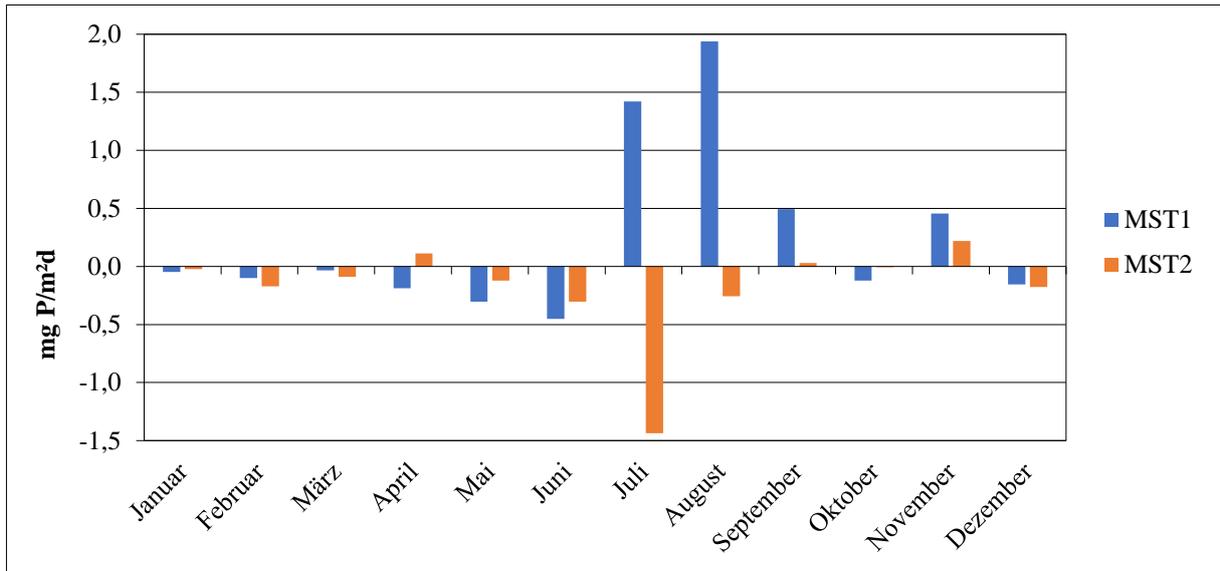


Abb.5.2-95: Für den Untersuchungszeitraum an den 2 Messstellen ermittelte Rücklösungsra-
ten (Diffusionsraten) von Phosphor (in mg P/m²d) aus dem Sediment im Sode-
mannschen Teich 2021 (negativer Wert = P-Festlegung)

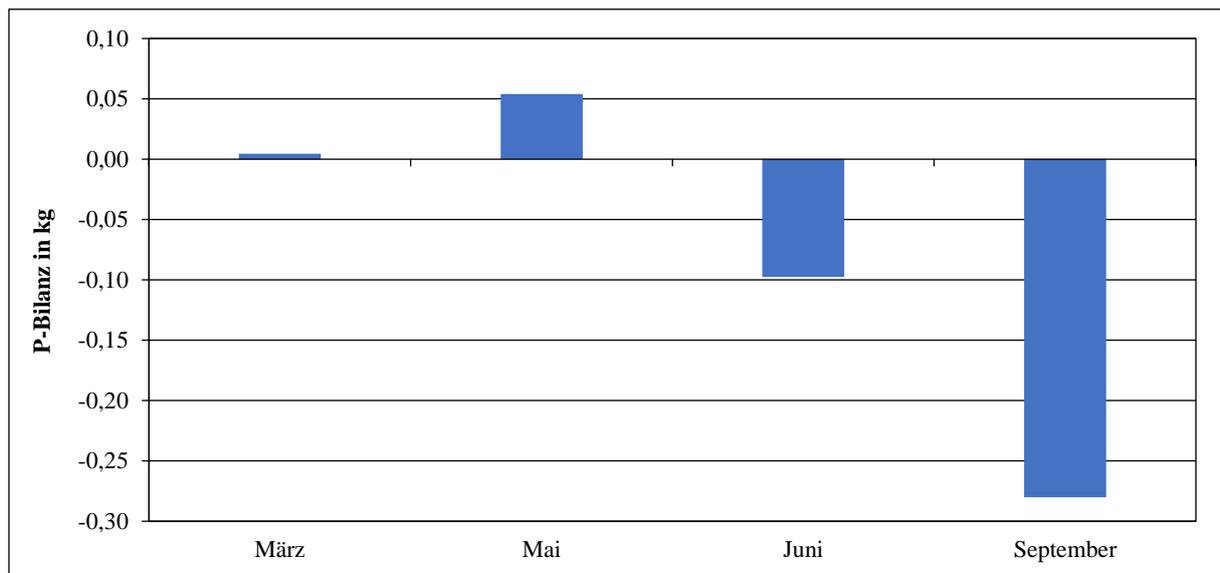


Abb.5.2-96: Für den Untersuchungszeitraum errechneter P-Eintrag in kg (absolut) über
Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment im Sodemannschen Teich 2020 (ne-
gativer Wert = P-Festlegung)

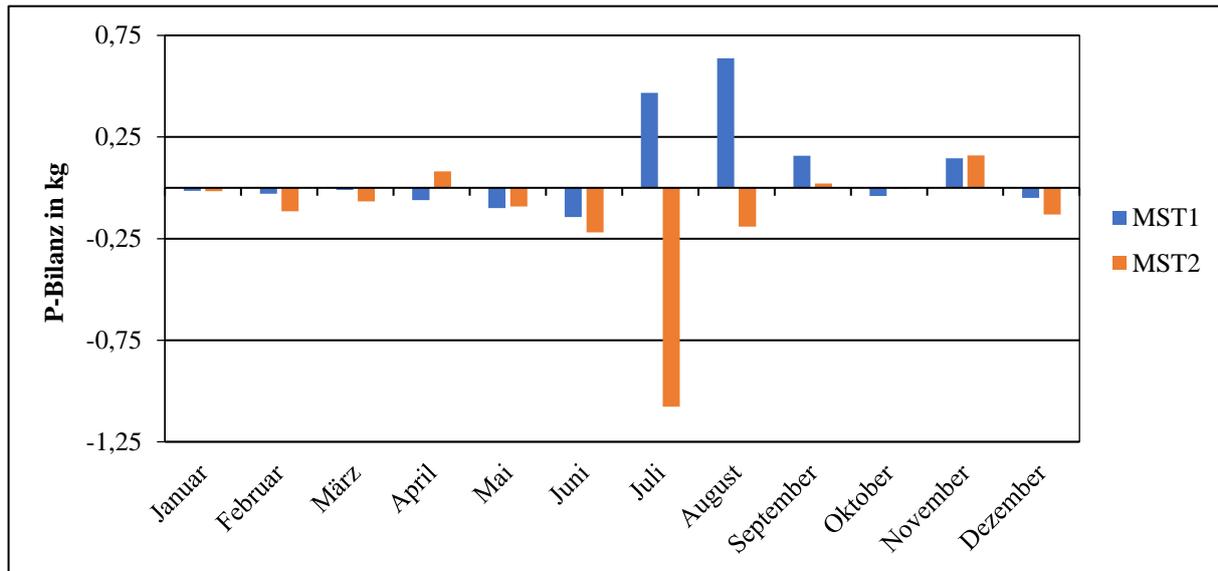


Abb.5.2-97: Für den Untersuchungszeitraum errechneter P-Eintrag in kg (absolut) über Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment im Sodemannschen Teich See 2021 (negativer Wert = P-Festlegung)

5.3 ZIEGELEITEICH

5.3.1 METHODEN

Der aktuelle Trophiezustand des Ziegeleiteichs ist von März 2020 bis September 2020 und im darauffolgenden Jahr von Januar 2021 bis Dezember 2021 monatlich untersucht worden. Die Probenahme der physikalischen und chemischen Wasserparameter und des Planktons erfolgte methodisch identisch zur Beprobung des Lankower Sees (vgl. Kap.5.1).

Die Probenahme zur Bestimmung der P-Rücklösung nach SINKE et al. (1990) erfolgte 2020 und 2021 an Messstelle MST1 (tiefste Stelle).

Die Beprobung des zufließenden Grundwassers wurde im Jahr 2020 von März an durch die Firma Aqua Service Schwerin (AQS) durch monatliche Beprobung eines bereits existierenden Pegels (Grundwassermessstelle) übernommen. Im Juni 2020 wurde an einer weiteren Stelle am Ufer ein zusätzliches Pegelrohr eingebaut, um das zufließende Schichtenwasser/Zwischenabfluss zu sammeln und hinsichtlich der Nährstoffgehalte untersuchen zu können, da die Grundwassermessstelle etwas entfernt lag und auch zeitweise keine Daten lieferte. Die Probenahmen erfolgten 2020 monatlich bis September. Der seenah eingebrachte Pegel wurde nochmals über das gesamte Jahr 2021 beprobt.

Im September 2020 erfolgte die Entnahme von Sedimentproben an einer Station im See. Verwendet wurde ein Sedimentstechrohr der Firma LIMNOS. Analysiert wurden jeweils die oberen 60 cm aus 2 Tiefenhorizonten (0-30 cm und 30-60 cm).

Die Lage der Probenahmestellen für die Wasseruntersuchungen in 2020 und 2021 zeigt Abb.5.3-1.

Die Untersuchungen wurden im Jahr 2020 durch entsprechende Erhebungen zum Makrophytenbestand (1 x im Sommer) und zur Makrozoobenthosgemeinschaft (Frühjahr, Sommer und Herbst an jeweils 3 Stellen) sowie durch Untersuchungen zur Rolle und Qualität des Seesediments komplettiert. Im Jahr 2021 erfolgte eine Aufnahme des Fischbestands. Die verwendeten Methoden und Untersuchungsstellen werden in den jeweiligen Kapiteln erläutert.

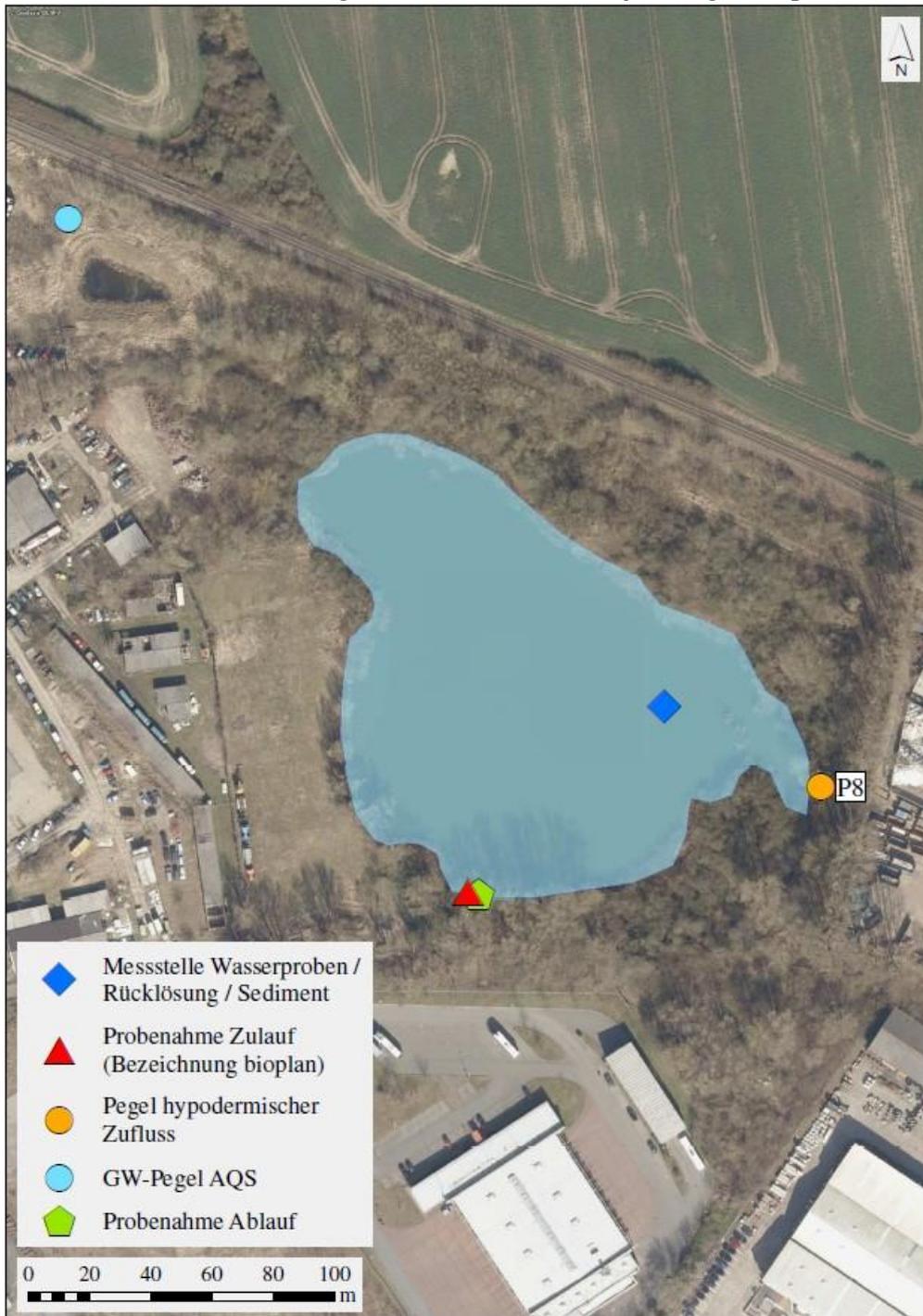


Abb.5.3-1: Im Jahr 2020 und 2021 monatlich untersuchte Messstellen am und im Ziegeleiteich (Sedimentuntersuchung und GW-Pegel AQS nur in 2020)

5.3.2 CHEMISCHE UND PHYSIKOCHEMISCHE PARAMETER DES ZIEGELEITEICHS UND DER OBER- UND UNTERIRDISCHEN ZULÄUFE IN DEN JAHREN 2020 UND 2021

5.3.2.1 ZUSTAND DES ZIEGELEITEICHS IM JAHR 2020 UND 2021

5.3.2.1.1 MESSDATEN IM ZIEGELEITEICH

Es wird an dieser Stelle nur auf ausgewählte Parameter eingegangen, alle Einzelmessergebnisse sind in entsprechenden Tabellen im Anhang enthalten.

Wassertemperatur: Die höchste Oberflächenwassertemperatur wurde im Ziegeleiteich 2021 mit 25,6°C im Juli gemessen. Generell war die Wassertemperatur im Jahr 2021 höher als noch im Jahr 2020. Abb.5.3-2 zeigt den Verlauf der Wassertemperaturkurve an der Oberfläche und im Tiefenwasser. Eine Schichtung konnte erwartungsgemäß in dem nur knapp 3 m tiefen kleinen See nicht festgestellt werden

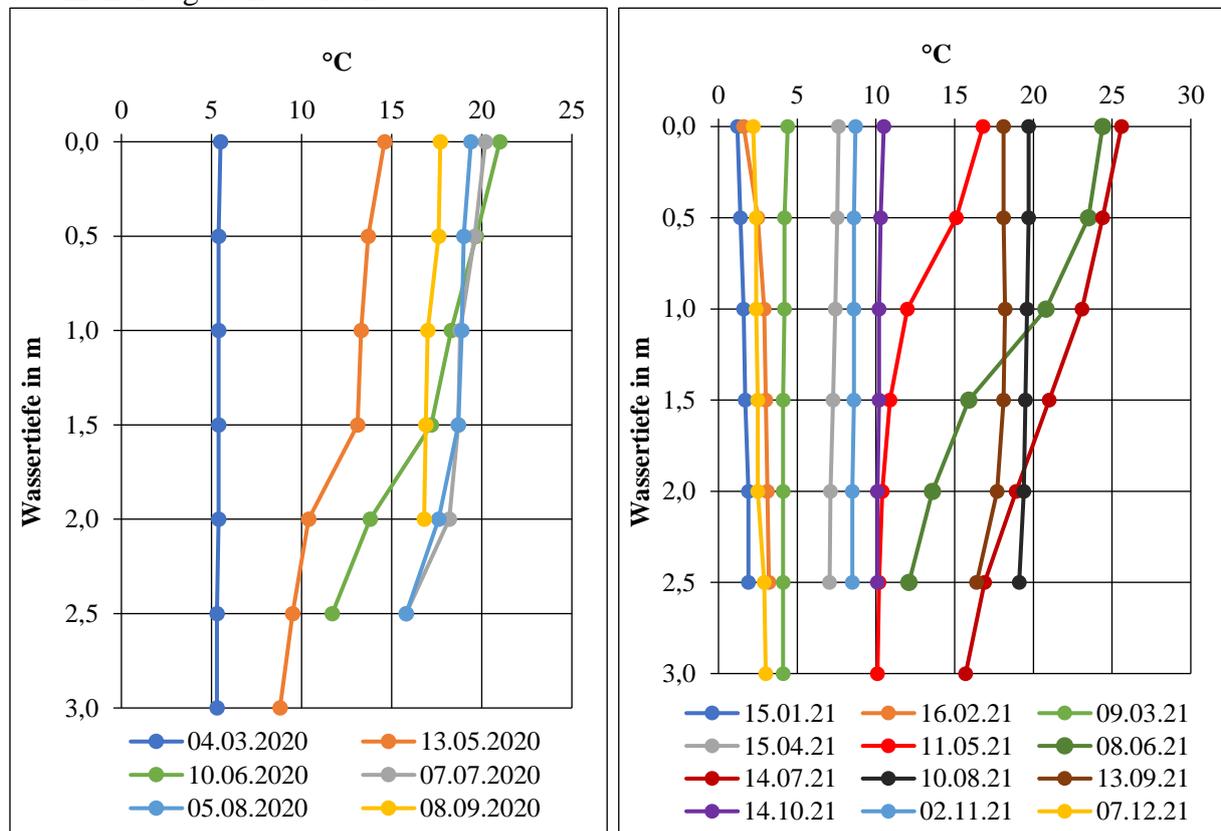


Abb.5.3-2: Wassertemperaturen im Ziegeleiteich in den Jahren 2020 und 2021

Sichttiefe: Die gemessenen Sichttiefen lagen 2020 im Untersuchungszeitraum (Sommerhalbjahr) im Ziegeleiteich zwischen 0,30 und 0,6 m (Abb.5.3-3). Im Jahr 2021 lagen diese zwischen 0,4 und 1,0 m, jedoch wurde 2021 das gesamte Jahr beprobt. Die mittlere Sichttiefe lag 2020 bei 0,44 m, im Jahr 2021 bei 0,64 m, jeweils für den trophierelevanten Zeitraum März bis September.

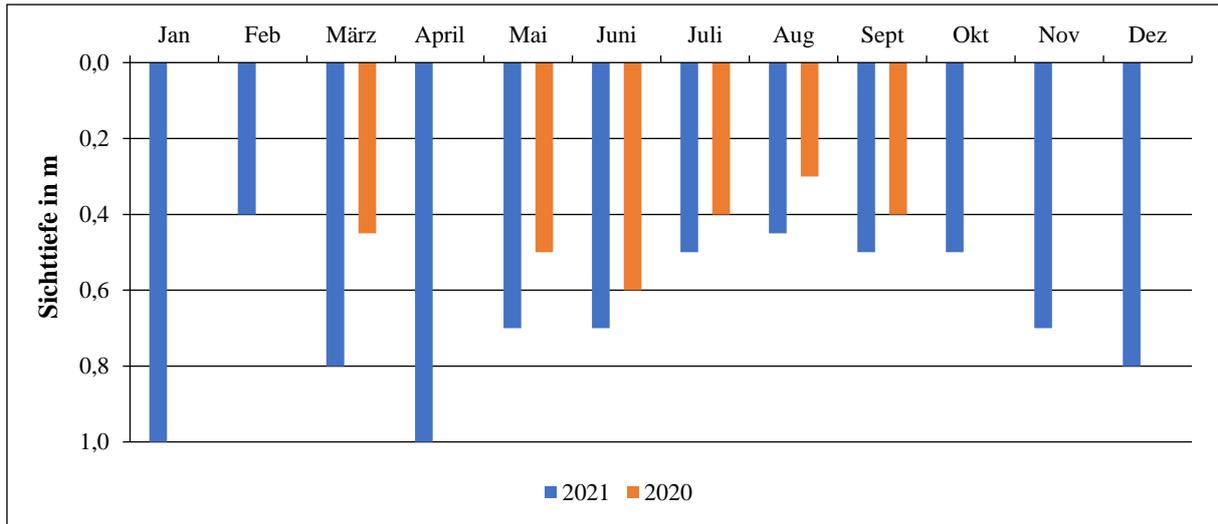


Abb.5.3-3: Sichttiefen im Ziegeleiteich in den Jahren 2020 und 2021

Die gemessenen Sauerstoffsättigungen zeigten im Ziegeleiteich eine Übersättigung an der Oberfläche von knapp 140 % im Juli 2020 (Abb.5.3-4). Im Jahr 2021 war die Sättigung im Juni in 0,5 m Wassertiefe mit 141,5 % sogar noch etwas höher. Die Sättigungswerte gingen mit der Tiefe im Sommer ab etwa 1,0-1,5 m deutlich zurück. Unter 1,5 m war in beiden Jahren im Sommer, bemerkenswert für den kleinen Flachsee, praktisch kein Sauerstoff mehr vorhanden.

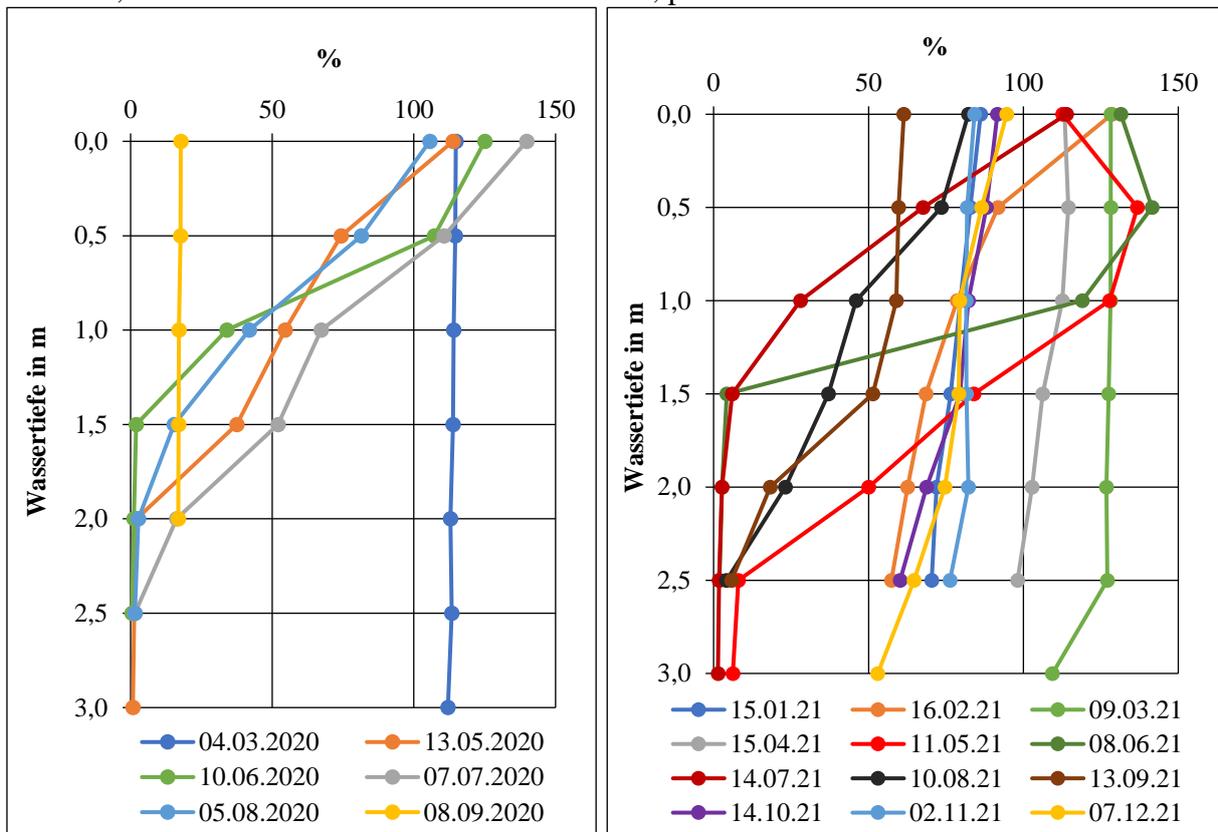


Abb.5.3-4: Tiefenprofile der Sauerstoffsättigung im Ziegeleiteich in den Jahren 2020 und 2021

Die im Ziegeleiteich ermittelten Chlorophyll a-Werte zeigten mit etwa 100 µg/l im Frühjahr und bis zu 256 µg/l im Spätsommer 2020 eine hohe Produktivität an (Abb.5.3-5). Auch im Jahr 2021 waren die Werte relativ hoch, wenngleich mit maximal 108 µg/l im August nicht so „extrem“ wie noch im vorhergehenden Jahr (Abb.5.3-6). Die Sichttiefe korrelierte mit der Chlorophyll a-Konzentration (Phytoplankton) im Jahr 2020 in typischer Weise. Auch im Jahr 2021 war diese Korrelation weitgehend gegeben, wenn auch nicht ganz so ausgeprägt.

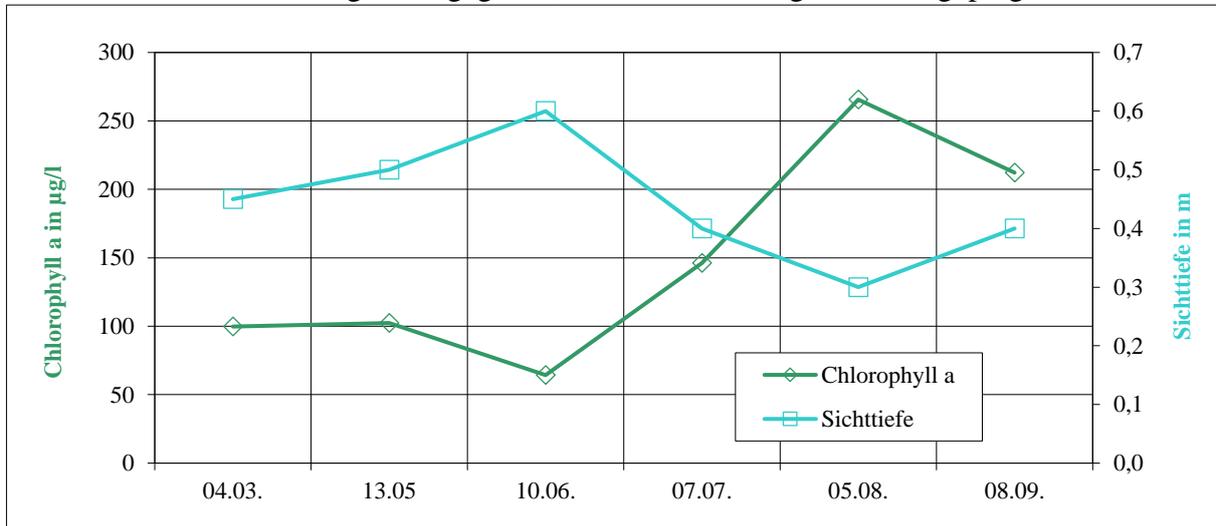


Abb.5.3-5: Chlorophyll a und Sichttiefe im Ziegeleiteich im Jahr 2020

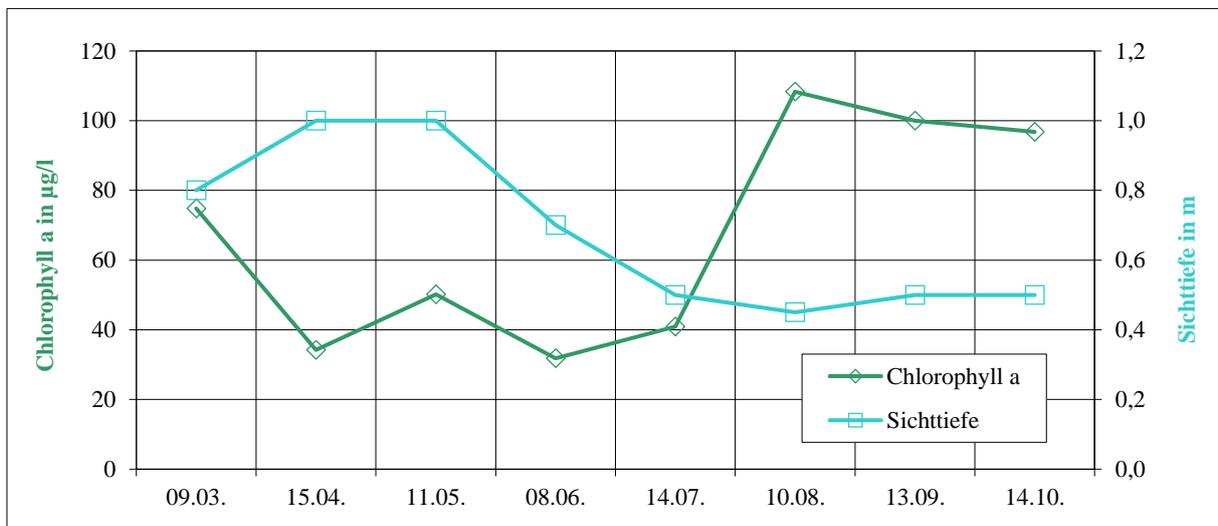


Abb.5.3-6: Chlorophyll a und Sichttiefe im Ziegeleiteich im Jahr 2021

Phosphor: Die im Jahresverlauf 2020 gemessenen Gesamtphosphor-Werte (TP) in der Mischprobe zeigten einen deutlichen Anstieg aus dem Frühjahr mit etwa 0,15 mg/l auf bis zu 0,33 mg/l im Sommer (Abb.5.3-7). Die ortho-Phosphat-(SRP)-Konzentrationen verhielten sich ähnlich, jedoch war der Anstieg nicht ganz so markant (Abb.5.3-7). Maximal erreicht wurden 0,058 mg/l. Im Jahr 2021 zeigte sich die TP-Konzentration mit weitgehend zwischen 0,1 und 0,2 mg/l und maximal 0,215 mg/l im Sommer etwas moderater (Abb.5.3-8). Die ortho-Phosphat-Werte (SRP) lagen mit > 0,08 mg/l (ebenfalls im Juli) dagegen im Sommer höher als 2020.

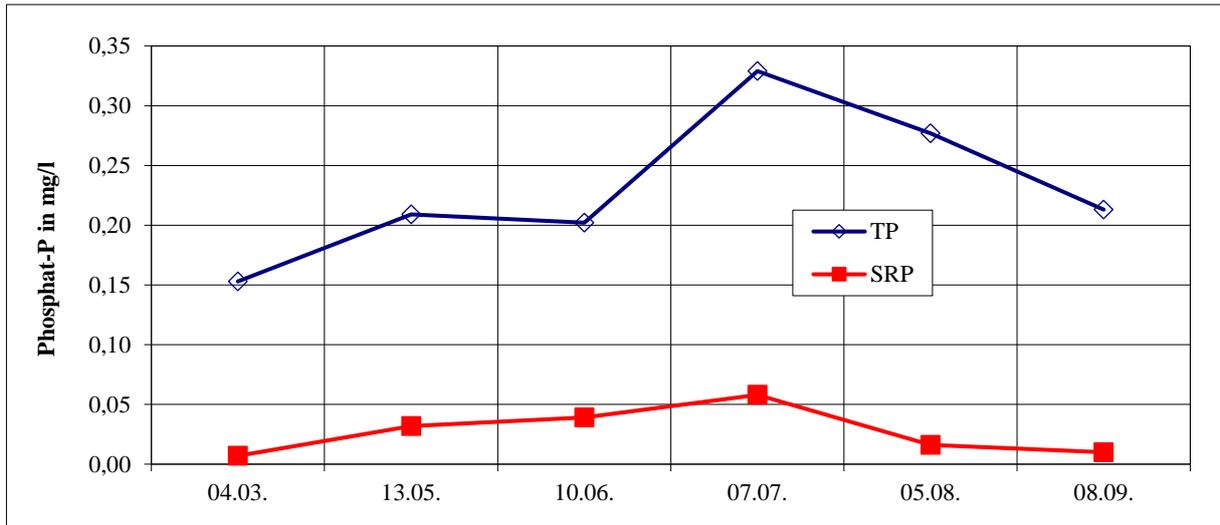


Abb.5.3-7: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) und ortho-Phosphat (SRP) im Ziegeleiteich 2020

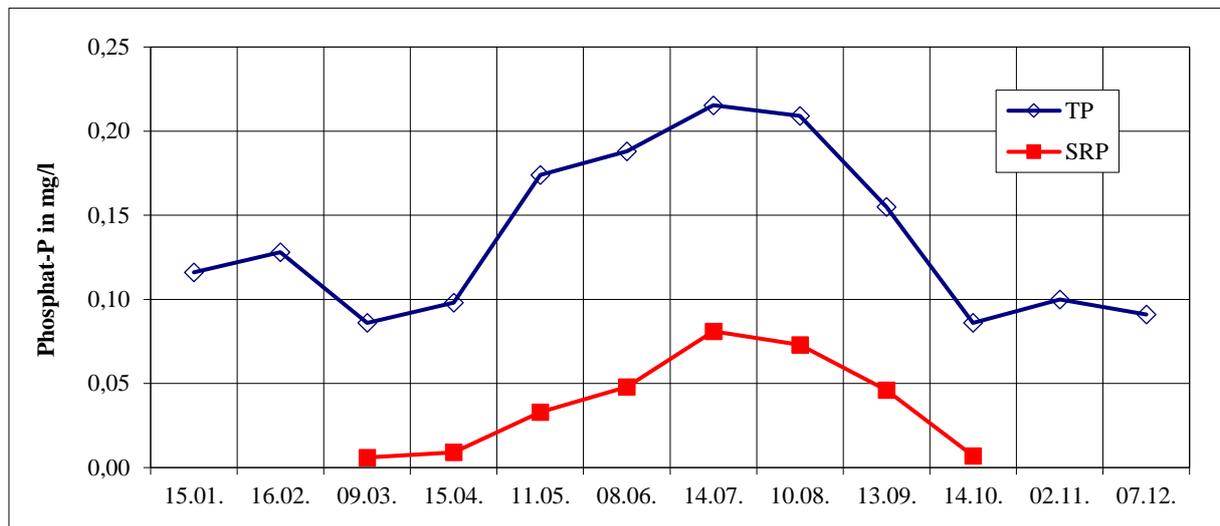


Abb.5.3-8: Gesamt-Phosphor-Konzentration (TP) und ortho-Phosphat (SRP) im Ziegeleiteich 2021

Stickstoff: Die Gesamt-Stickstoffwerte (TN) lagen im Jahr 2020 in der Mischprobe zwischen etwa 2,2 und 4,2 mg/l (Abb.5.3-9), mit ansteigender Kurve über den Saisonverlauf. Im Jahr 2021 war die Entwicklung ähnlich, wenngleich nicht diese hohen Stickstoffwerte erreicht wurden (Abb.5.3-10). Der Anstieg über den Saisonverlauf lag in einem Bereich von 1,2-2,5 mg/l. Die Nitratkurve zeigte im Jahr 2020 einen hohen Startwert im März von etwa 1,54 mg/l (Abb.5.3-9). Nachfolgend sanken die Werte stark auf < 0,3 mg/l, stiegen aber im Saisonverlauf wieder leicht an und erreichten im September etwa 0,45 mg/l. Im Jahr 2021 gab es keinen so hohen Frühjahrswert (Abb.5.3-10). Die Konzentration im März lag bei etwa 0,4 mg/l, sank danach ab und lag, über den Saisonverlauf gesehen, auf einem Niveau um 0,2 mg/l. Die Nitritwerte waren insgesamt unauffällig (< 0,01 mg/l) (Abb.5.3-9 und Abb.5.3-10). Eine geringfügig erhöhte Konzentration zeigte sich mit etwa 0,05 mg/l im September 2020 (Abb.5.3-9).

Die Ammoniumkonzentrationen wiesen im Verlauf des Jahres 2020 einen Anstieg bis September von < 0,1 auf 0,45 mg/l auf (Abb.5.3-9). Ein ähnlicher Anstieg war auch im Jahr 2021 zu verzeichnen, jedoch auf niedrigerem Niveau (Abb.5.3-10). Die Werte im September erreichten maximal etwa 0,16 mg/l.

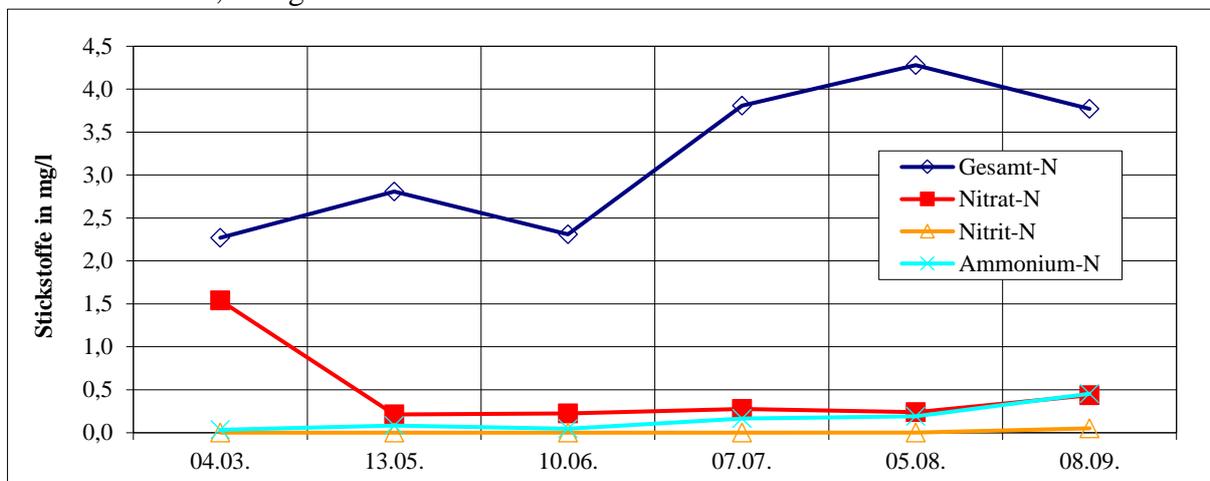


Abb.5.3-9: Stickstoff-Konzentrationen im Ziegeleiteich 2020

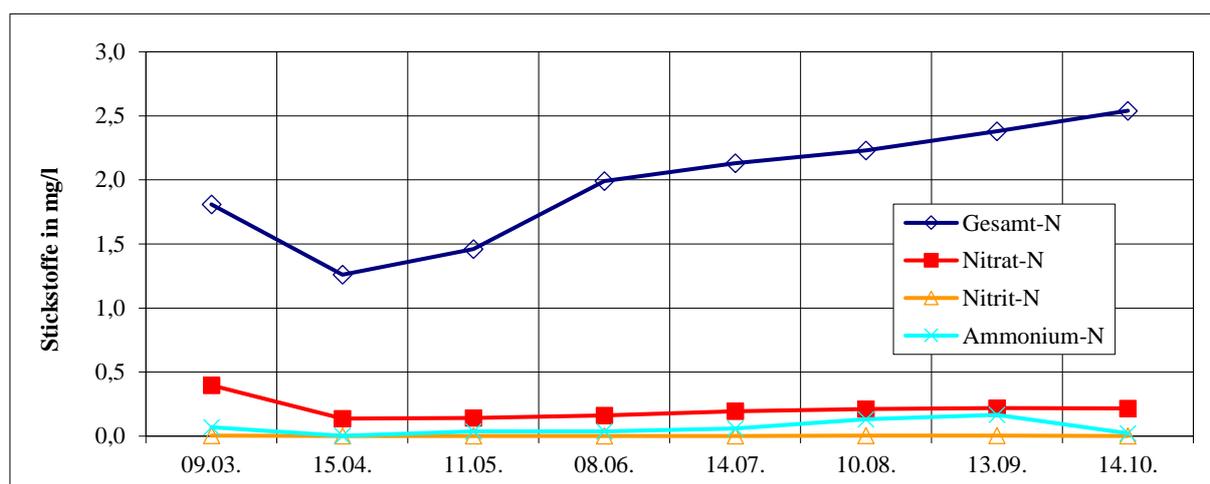


Abb.5.3-10: Stickstoff-Konzentrationen im Ziegeleiteich 2021

In Abb.5.3-11 bis Abb.5.3-20 sind die Grafiken weiterer analysierter Einzelparameter dargestellt. Eine zusammenfassende Bewertung der Einzelparameter der Jahre 2020 und 2021 folgt in Tab.5.3-2.

Die Calciumkonzentration lag im Jahr 2020 bei etwa 30-35 mg/l, die Magnesiumkonzentration um 5 mg/l (Abb.5.3-11). Im Jahr 2021 wurden nur die Frühjahrs- und Herbstwerte ermittelt (Abb.5.3-12). Die Calciumkonzentration lag mit 40-50 mg/l etwas höher als 2020, die Magnesiumkonzentration mit 3-4 mg/l dagegen etwas niedriger.

Beim Chlorid lagen die Konzentrationen im Jahr 2020 größtenteils im Bereich zwischen 30 und 40 mg/l (Abb.5.3-13). Auch im Jahr 2021, in dem nur die Frühjahrs- und Herbstwerte gemessen wurden, lag die Konzentration auf einem ähnlichen Niveau (um 40 mg/l, was leicht erhöhte

Werte darstellt) (Abb.5.3-12). Die Sulfatkonzentration wurde nur im Jahr 2020 gemessen (Abb.5.3-13). Sie variierte im Saisonverlauf in einem Bereich zwischen etwa 8 und 13 mg/l.

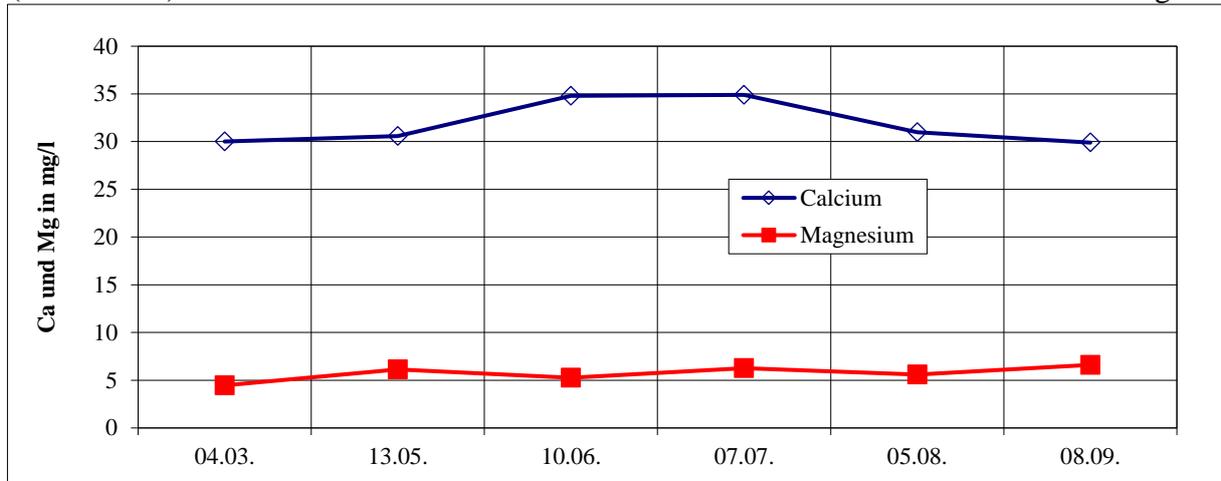


Abb.5.3-11: Calcium- und Magnesiumkonzentration im Ziegeleiteich 2020

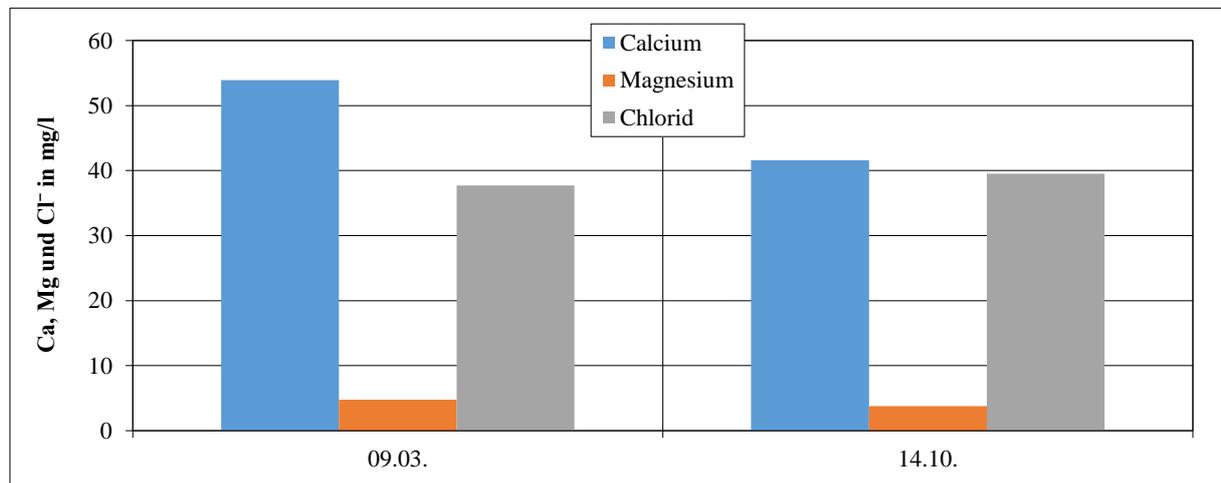


Abb.5.3-12: Calcium-, Magnesium- und Chloridkonzentration im Ziegeleiteich 2021

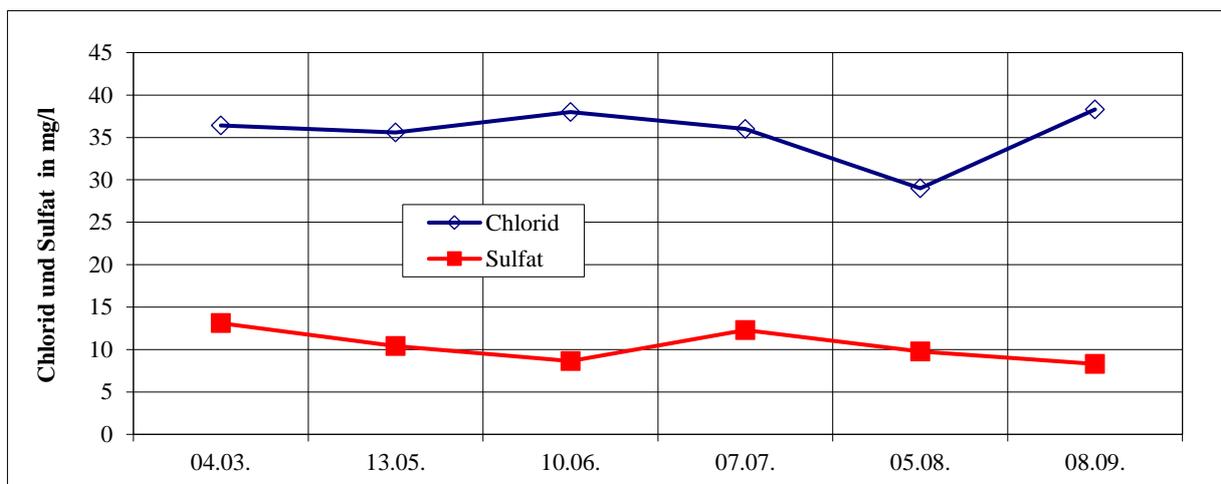


Abb.5.3-13: Chlorid- und Sulfatkonzentration im Ziegeleiteich 2020

Die ortho-Silikat-Konzentration, die ebenfalls nur 2020 ermittelt wurde, zeigte einen steilen Anstieg im August (Blüte silikatischer Plankter) auf etwa 0,8 mg/l (Abb.5.3-14). Ansonsten lag die Konzentration weitgehend zwischen 0,1 und 0,3 mg/l.

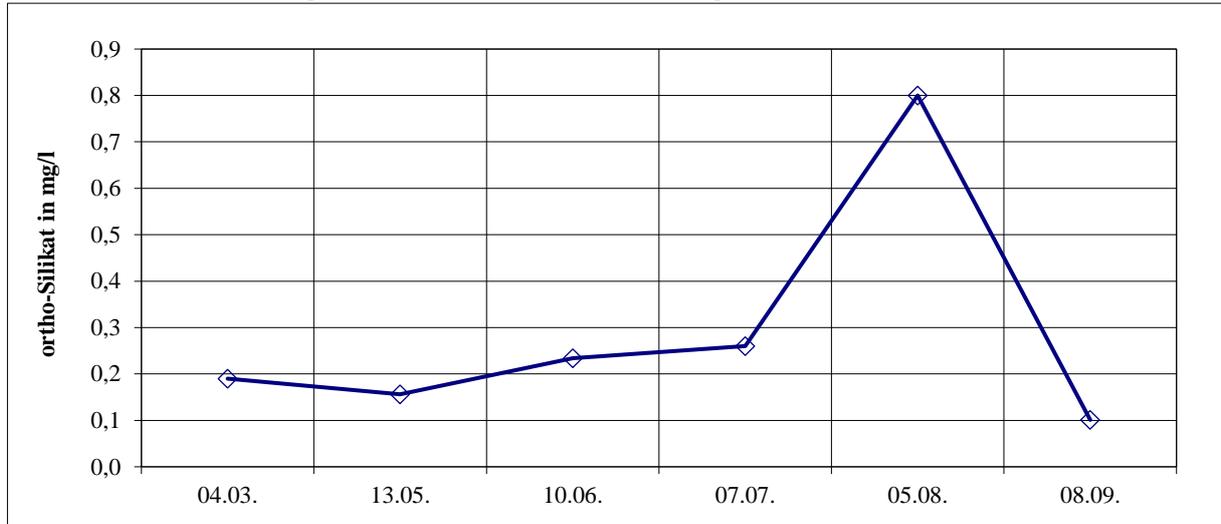


Abb.5.3-14: ortho-Silikat-Konzentration im Ziegeleiteich 2020

Die Gesamthärte im Jahr 2020 lag bei etwa 45-55 mg/l (Abb.5.3-15). Die Karbonathärte lag exakt auf diesem Niveau, was bedeutet, dass die Wasserhärte sich praktisch komplett aus der Karbonathärte zusammensetzt. Im Jahr 2021, in dem nur der Frühjahrs- und Herbstwert ermittelt wurde, verhält es sich gleich (Abb.5.3-16). Die Konzentration der Wasserhärte lag hier jedoch mit 67-86 mg/l etwas höher.

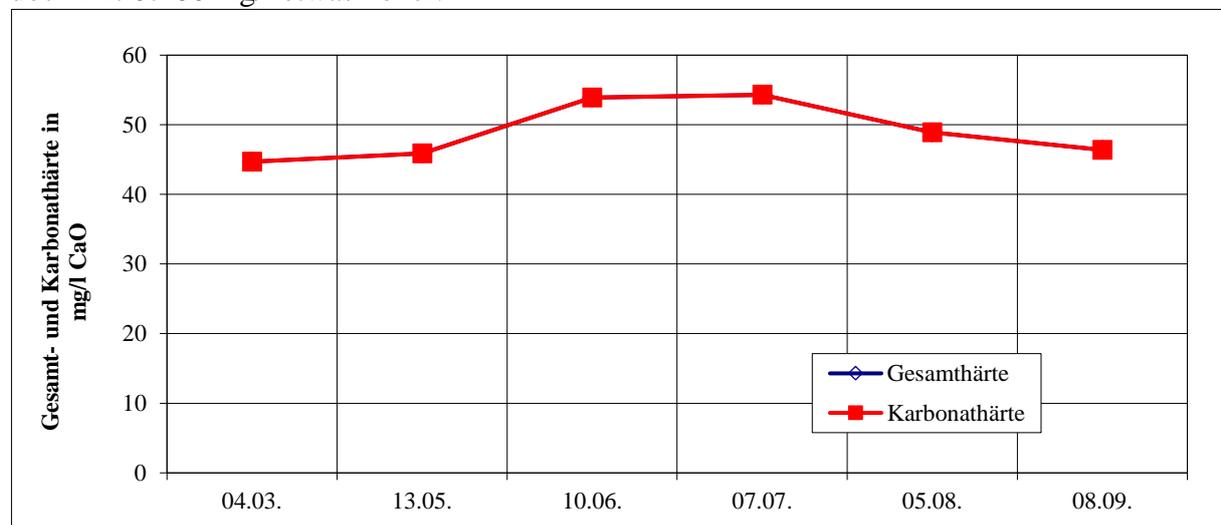


Abb.5.3-15: Gesamthärte und Karbonathärte im Ziegeleiteich 2020

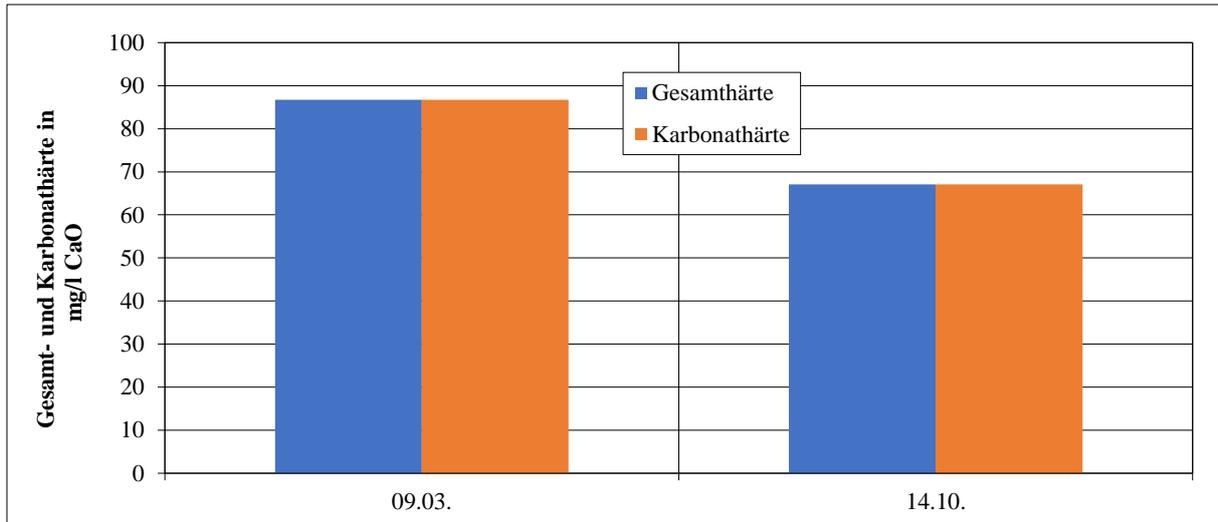


Abb.5.3-16: Gesamthärte und Karbonathärte im Ziegeleiteich 2021

Die Eisen- und Mangankonzentrationen wurden nur 2020 analysiert (Abb.5.3-17). Die Eisenkonzentration erreichte mit etwa 0,18 mg/l das Maximum im Juli. Die Werte lagen ansonsten in einem Bereich um 0,02-0,03 mg/l, nur im September stieg die Konzentration nochmals auf 0,1 mg/l. Bei der Mangankonzentration zeigte sich ein leichter Anstieg zum Juni hin auf 0,086 mg/l. Zuvor und nachfolgend lagen die Konzentrationen größtenteils zwischen 0,02 und 0,04 mg/l.

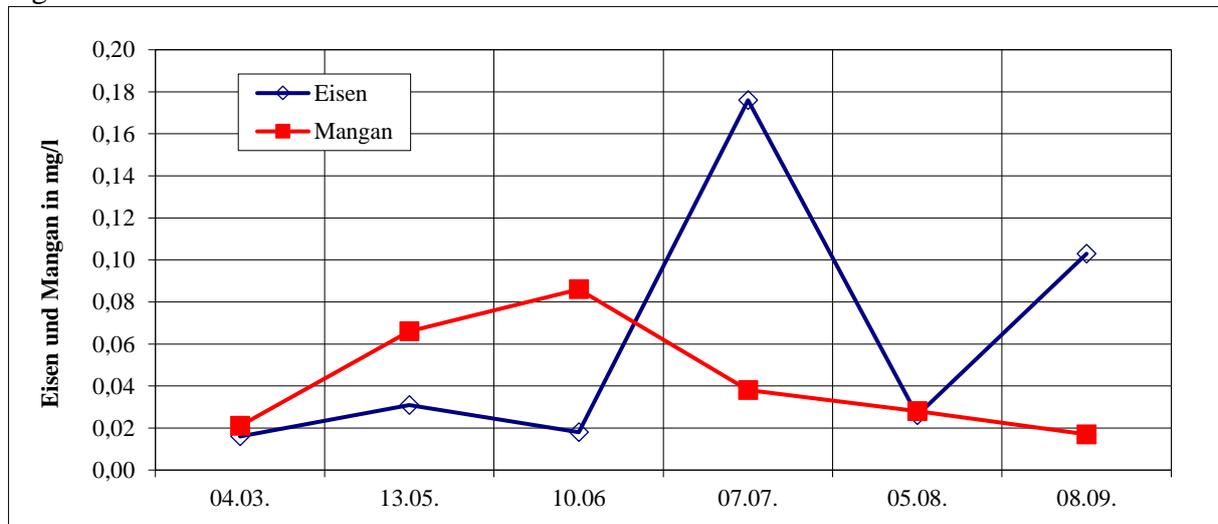


Abb.5.3-17: Eisen- und Mangankonzentration im Ziegeleiteich 2020

Auch die TOC-Konzentrationen (gesamt-organischer Kohlenstoffgehalt) sowie die DOC-Konzentrationen (gelöster organischer Kohlenstoffgehalt) wurden nur im Jahr 2020 gemessen (Abb.5.3-18). Die TOC-Konzentration lag zumeist im Bereich zwischen 20 und 30 mg/l, die DOC-Konzentration meist um 15 mg/l, im August jedoch nur bei 2,4 mg/l (Abb.5.3-18). Im August war der Anstieg der TOC- gegenüber einem Abfall der DOC-Konzentration auffällig. Möglicherweise hängt dies mit der partikulären Bindung von gelöstem Kohlenstoff an absinkenden silikatischen Schalen zusammen (vgl. ortho-Silikat bzw. Phytoplanktonentwicklung).

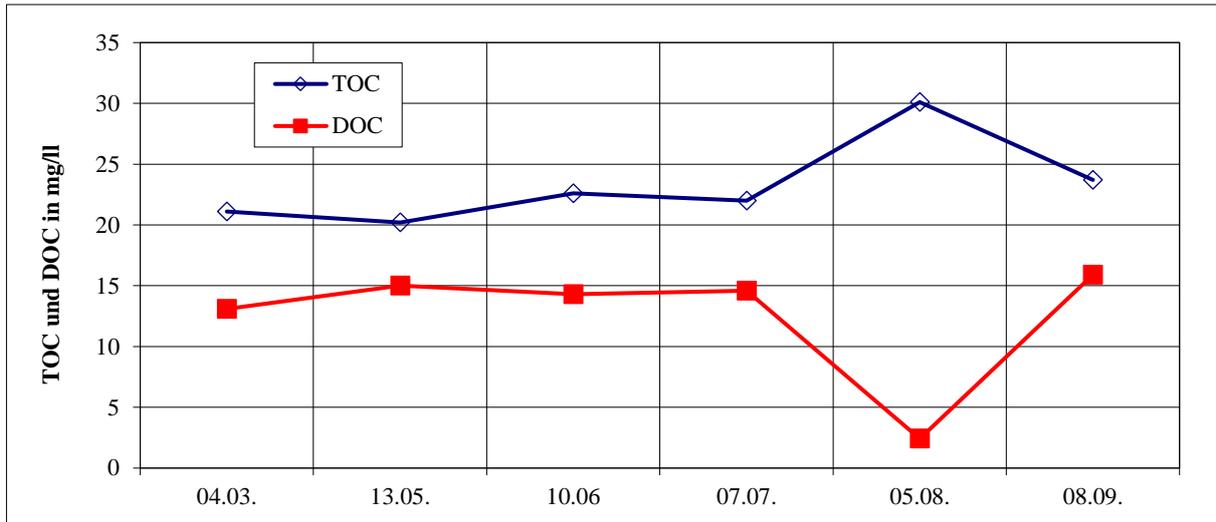


Abb.5.3-18: Gesamt-organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) und gelöster organischer Kohlenstoffgehalt (DOC) im Ziegeleiteich 2020

Die Basekapazität (KB8,2) verlief im Jahr 2020 in einem Bereich von 0,25-0,60 mmol/l (Abb.5.3-19). Die Säurekapazität (KS4,3) lag auf einem Niveau von 1,5-1,8 mmol/l. Im Jahr 2021 wurden auch hier nur die Frühjahrs- und Herbstwerte gemessen. Die Basekapazität war mit maximal 0,16 mmol/l bedeutend niedriger als 2020 (Abb.5.3-20). Die Säurekapazität (KS4,3) lag dagegen auf einem höheren Niveau. Es wurden Werte von 2,5-2,7 mmol/l ermittelt.

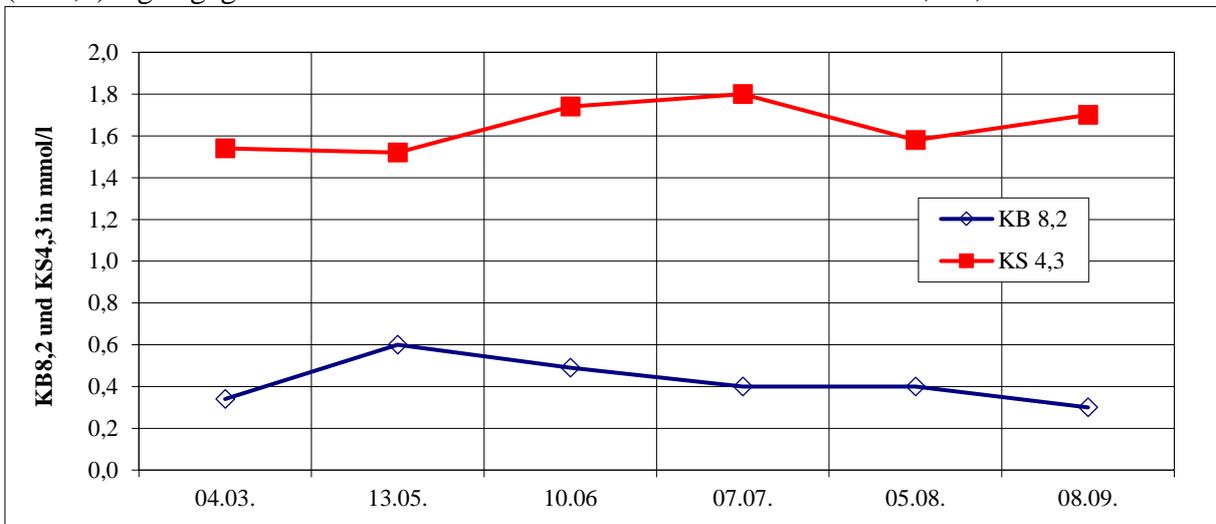


Abb.5.3-19: Basekapazität (KB8,2) und Säurekapazität (KS4,3) im Ziegeleiteich 2020

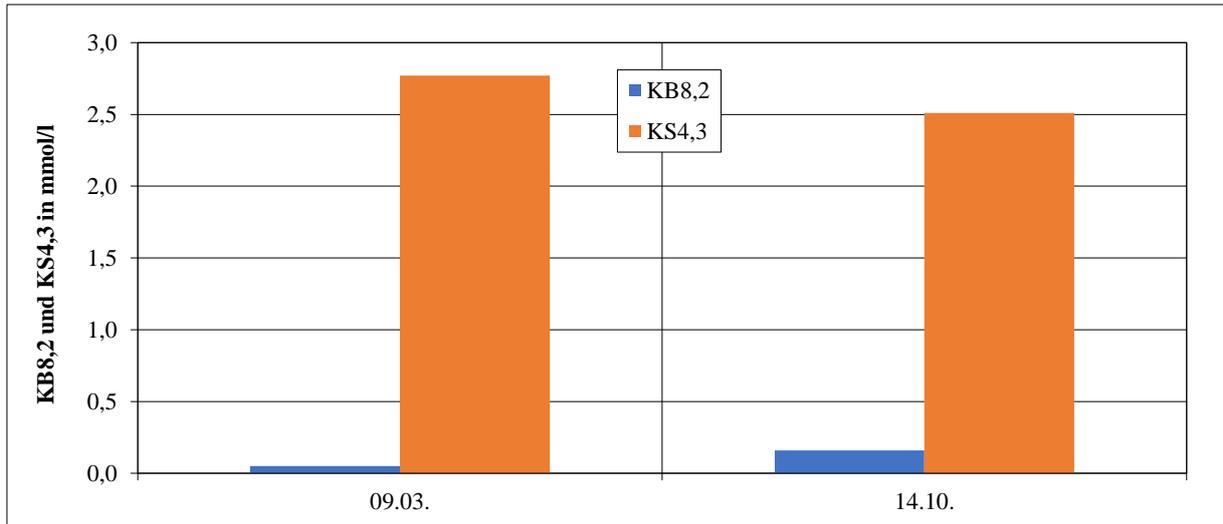


Abb.5.3-20: Basekapazität (KB8,2) und Säurekapazität (KS4,3) im Ziegeleiteich 2021

Damit ist mit Blick auf eine eventuelle Nährstofffällung festzustellen, dass im Jahr 2021 sowohl die Gesamthärte als auch die Alkalinität (Säurebindungsvermögen) im Ziegeleiteich mit Werten von 67-86 mg/l CaO bzw. 2,5-2,7 mmol/l an den Messstellen Werte erreichen, bei denen davon auszugehen ist, dass das Gewässer gut gepuffert und damit recht robust in Bezug auf die Anwendung saurer Fällmittel ist.

Tab.5.3-1: Übersicht der Untersuchungsergebnisse ausgewählter Analyseparameter am Ziegeleiteich im Zeitraum 2020/2021 im Jahresvergleich

Parameter	Jahres-MW in mg/l (2020/2021)	Jahresgang in mg/l (2020/2021)	Bewertung (zusammenfassend)
Gesamt-P	0,231 / 0,137	0,153-0,329 / 0,086-0,215	überhöht (Zielwert Saisonmittel < 0,055 mg/l)
o-PO ₄ -P	0,027 / 0,038	0,007-0,058 / 0,006-0,081	nicht überhöht, einzelne Peaks > 0,05 mg/l
Gesamt-N	3,21 / 1,98	2,27-4,28 / 1,26-2,54	überhöht (Zielwert Saisonmittel < 1 mg/l)
Nitrat-N	0,49 / 0,21	0,21-1,54 / 0,137-0,397	2020 überhöht, 2021 nicht überhöht, aber z.T. Peaks > 0,3 mg/l
Nitrit-N	0,010 / 0,002	0,001-0,051 / 0,001-0,004	unauffällig, 2020 einzelne Peaks > 0,01 mg/l
Ammonium-N	0,163 / 0,066	0,034-0,454 / 0,002-0,166	2020 leicht überhöht (> 0,1 mg/l); 2021 nicht überhöht, aber einzelne Peaks > 0,1 mg/l
Chlorid	35,5 / 38,6	29,0-38,3 / 37,7-39,5	leicht erhöht (> 30 mg/l)

Fortsetzung Tab.5.3-1

Parameter	Jahres-MW in mg/l (2020/2021)	Jahresgang in mg/l (2020/2021)	Bewertung (zusammenfassend)
Säurekapazität (Alkalinität)	1,65 mmol/l / 2,64 mmol/l	1,52-1,80 mmol/l / 2,51-2,77 mmol/l	schwach-mäßig gepuffert gegenüber Säuren
Calcium	31,8 /47,8	29,9-34,9 / 41,6-53,9	2021 etwas überhöht (> 40 mg/l)
Magnesium	5,73 / 4,3	4,46-6,61 / 3,80-4,78	unauffällig

Trophiebewertung für die Jahre 2020 und 2021

Die Trophieberechnung entsprechend LAWA (2014) ergab für den Ziegeleiteich im Jahr 2020 einen Indexwert von 4,6 und im Jahr 2021 einen Indexwert von 4,1, was für das Jahr 2020 zu einer Einstufung in einen Bereich von hypertroph und im Jahr 2021 in einen Bereich von stark polytroph (p2) führte (Tab.5.3-2). Nach RIEDMÜLLER et al. (2013) bzw. LAWA (2014) lag der See damit 3-4 Stufen über seinem potenziell möglichen Zustand (eutroph e1). Um mindestens den „guten“ ökologischen Zustand (Klasse 2) erreichen zu können, müsste sich der See nach der OGewV (2016) im Bereich von eutroph e2 befinden. Die mittleren saisonalen TP-Konzentrationen waren in beiden Jahren deutlich zu hoch. Diese sollten im saisonalen Mittel 55 µg/l möglichst nicht überschreiten. Bei einem künstlichen Stadtsee können jedoch äußere Einflussfaktoren relevant sein, die einer starken Verbesserung der trophischen Verhältnisse entgegenstehen.

Tab.5.3-2: Trophieberechnung und Klassifizierung gemäß LAWA (2014) für den Ziegeleiteich in den Jahren 2020 und 2021 (polymiktischer Kleinsee < 5 ha; mittlere Tiefe < 3 m)

2020	Mrz/Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	MW	Index	Wichtung	Produkt	Iges
Sichttiefe (m)	0,45	0,50	0,60	0,40	0,30	0,40	0,44	4,38	6	26,28	
Chlorophyll a (µg/l)	99,7	102,4	64,3	146,2	265,6	212,2	148,4	4,84	10	48,40	
Gesamt-PO ₄ -P (µg/l)	153	209	202	329	277	213	230,5	4,59	6	27,57	
Gesamt-PO ₄ -P (µg/l)	153						153	4,47	4	17,87	
Summe										120,12	4,6

natürlicher Zustand: eutroph e1

hypertroph

2021	Mrz/Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	MW	Index	Wichtung	Produkt	Iges
Sichttiefe (m)	0,80	1,00	0,70	0,50	0,45	0,50	0,66	3,87	6	23,22	
Chlorophyll a (µg/l)	74,8	50,2	31,8	40,9	108,3	100,0	67,67	4,17	10	41,68	
Gesamt-PO ₄ -P (µg/l)	86	174	188	215	209	155	171,17	4,28	6	25,70	
Gesamt-PO ₄ -P (µg/l)	86						86	3,80	4	15,20	
Summe										105,80	4,1

natürlicher Zustand: eutroph e1

polytroph p2

5.3.2.1.2 QUALITÄT UND QUANTITÄT DER OBERFLÄCHENZULÄUFE ZUM ZIEGELEITEICH IM JAHR 2020

Nachfolgend sind die Messwerte der chemischen Parameter des Zulaufs und des Ablaufs in den Ziegeleiteich im Jahr 2020 dargestellt. Strömungstechnisch wasserführend waren Zulauf und Ablauf 2020 innerhalb des Untersuchungszeitraums nur in den Monaten März, April und Juli (nur Zulauf).

Die TP-Konzentrationen im Zulauf und Ablauf lagen, wenn aktiv, in etwa um 0,15 mg/l (Abb. 5.3-21). Im Juli zeigte der Zulauf eine etwas höhere Konzentration von etwa 0,22 mg/l.

Die Konzentration des ortho-Phosphats (SRP) wies von März bis Mai einen Anstieg in Zulauf wie Ablauf auf (Abb.5.3-22), für den Zulauf von 0,013 auf 0,027 mg/l, für den Ablauf von < 0,001 auf 0,011 mg/l. Die Konzentration im Zulauf lag im Juli bei 0,041 mg/l.

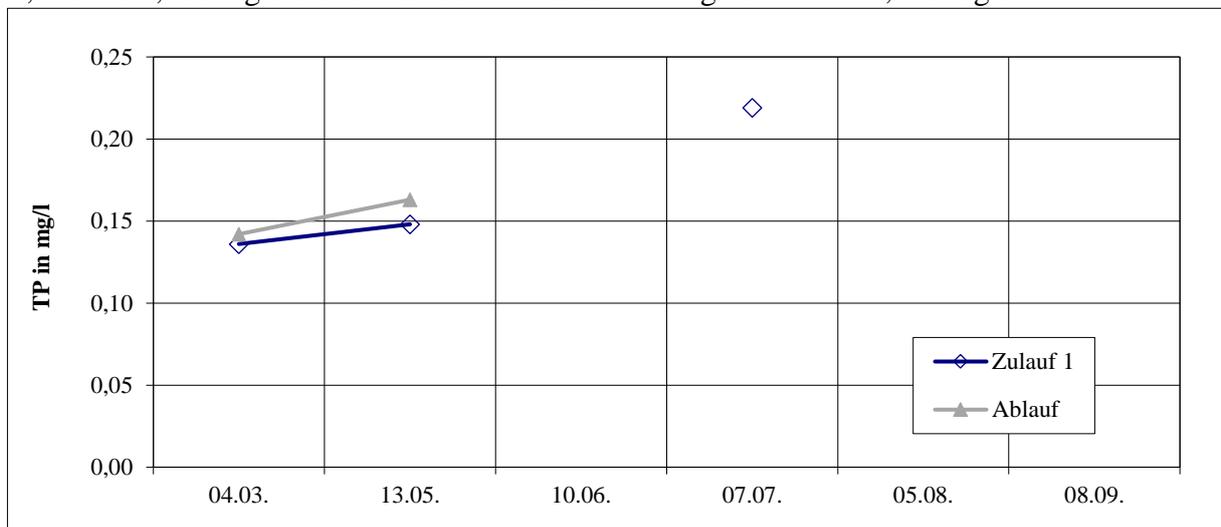


Abb.5.3-21: Gesamtposphor-Konzentrationen (TP) im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020

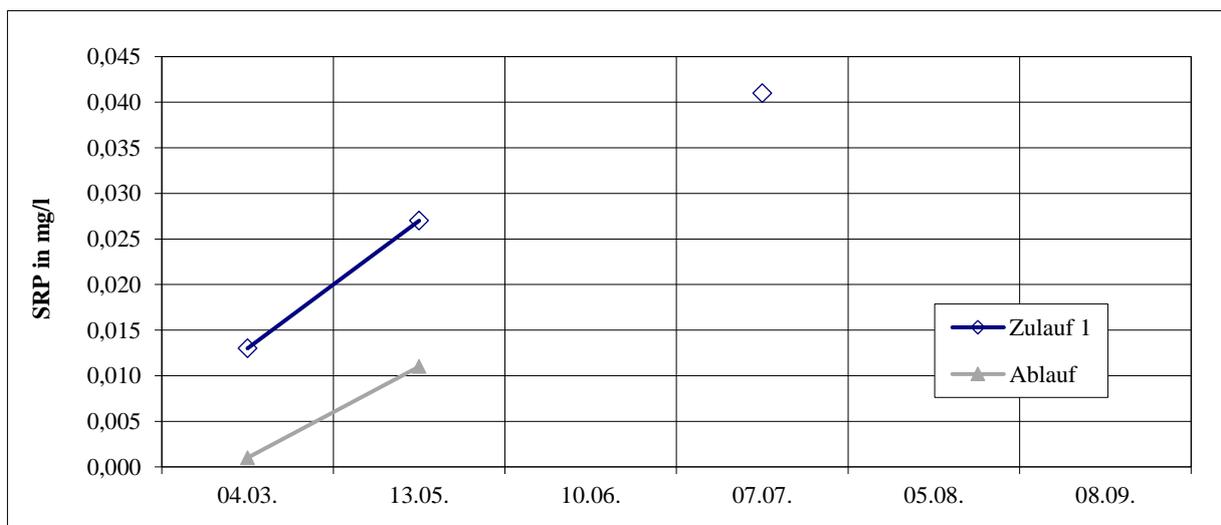


Abb.5.3-22: Ortho-Phosphat-Konzentrationen (SRP) im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020

Die Gesamt-N-Konzentrationen im Ablauf und Zulauf des Ziegeleiteichs sind in Abb.5.3-23 dargestellt. Die TN-Konzentration lag in Ablauf und Zulauf auf ähnlichem Niveau von etwa 2,3-2,5 mg/l. Im Juli zeigte der Zulauf eine Konzentration von 2,8 mg/l.

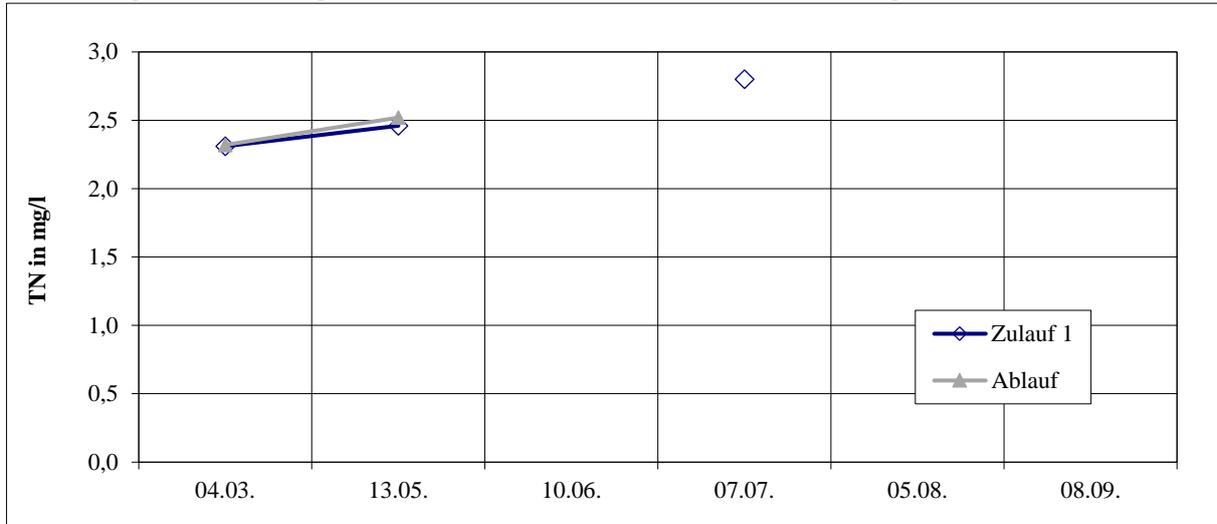


Abb.5.3-23: Gesamtstickstoff-Konzentrationen (TN) im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020

Die Nitrat-Werte wiesen eine niedrigere Konzentration auf (Abb.5.3-24). Ablauf und Zulauf lagen fast deckungsgleich um etwa 0,25 mg/l. Auch der Juliwert für den Zulauf lag mit etwa 0,29 mg/l nicht bedeutend höher.

Beim Nitrit gab es keine Auffälligkeiten (Abb.5.3-25). Der Zulauf zeigte im Juli den höchsten Wert mit 0,004 mg/l.

Ammonium war ebenfalls unbedeutend (Abb.5.3-26). Zulauf und Ablauf lagen in einem niedrigen Bereich zwischen etwa 0,03 und 0,07 mg/l.

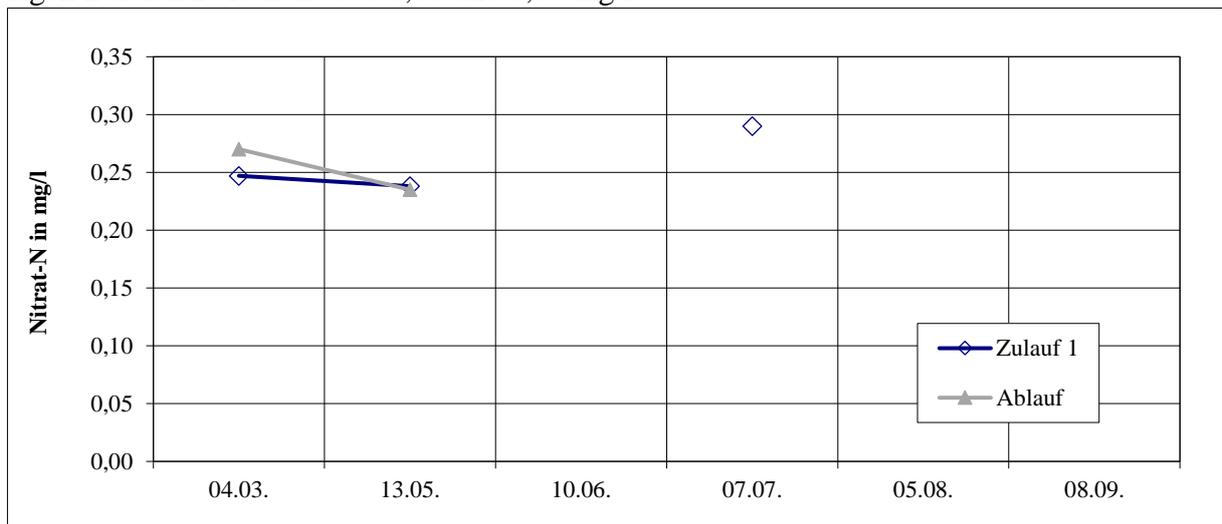


Abb.5.3-24: Nitrat-Konzentrationen im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020

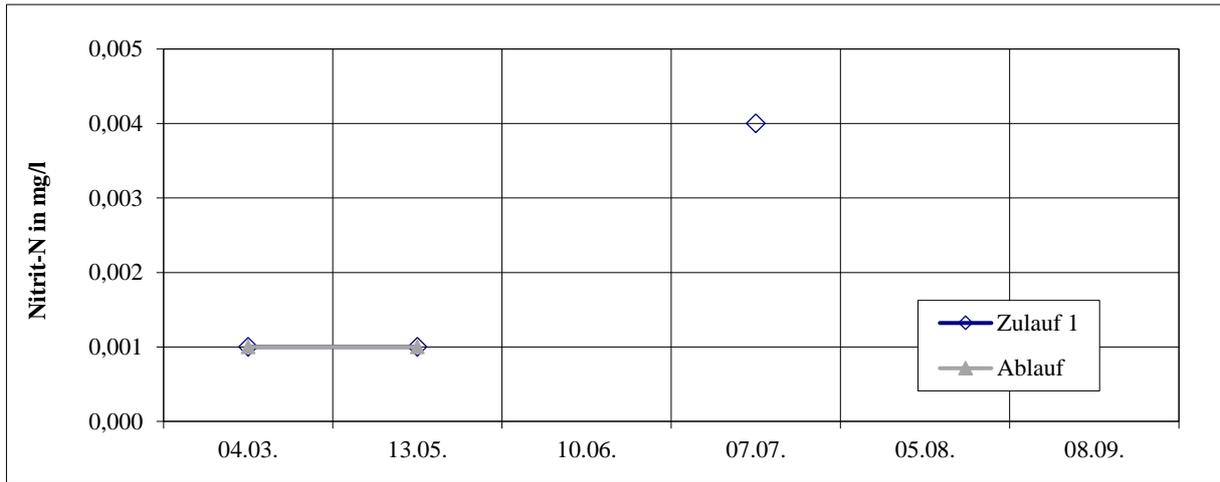


Abb.5.3-25: Nitrit-Konzentrationen im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020

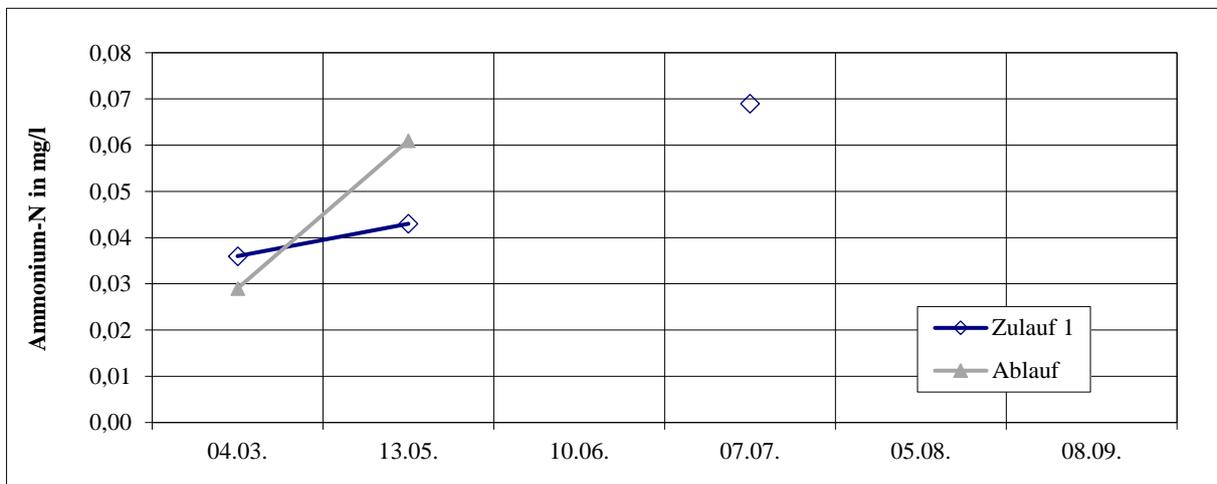


Abb.5.3-26: Ammonium-Konzentrationen im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020

Die Chlorid-Konzentration lag in Ablauf und Zulauf um 35 mg/l und ist damit nur als leicht erhöht einzuschätzen (Abb.5.3-27).

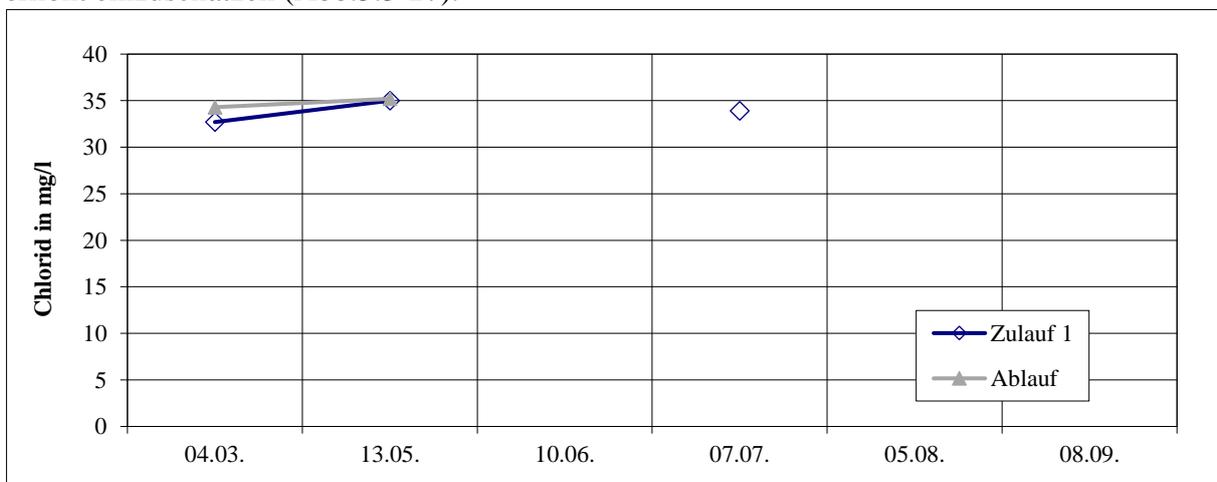


Abb.5.3-27: Chlorid-Konzentrationen im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020

Bei den Frühjahrswerten für den gesamt-organischen Kohlenstoff (TOC) lagen Zulauf und Ablauf zwischen 15 mg/l (Ablauf) und 20 mg/l (Zulauf) (Abb.5.3-28). Der Juliwert des Zulaufs lag ebenfalls bei 15 mg/l.

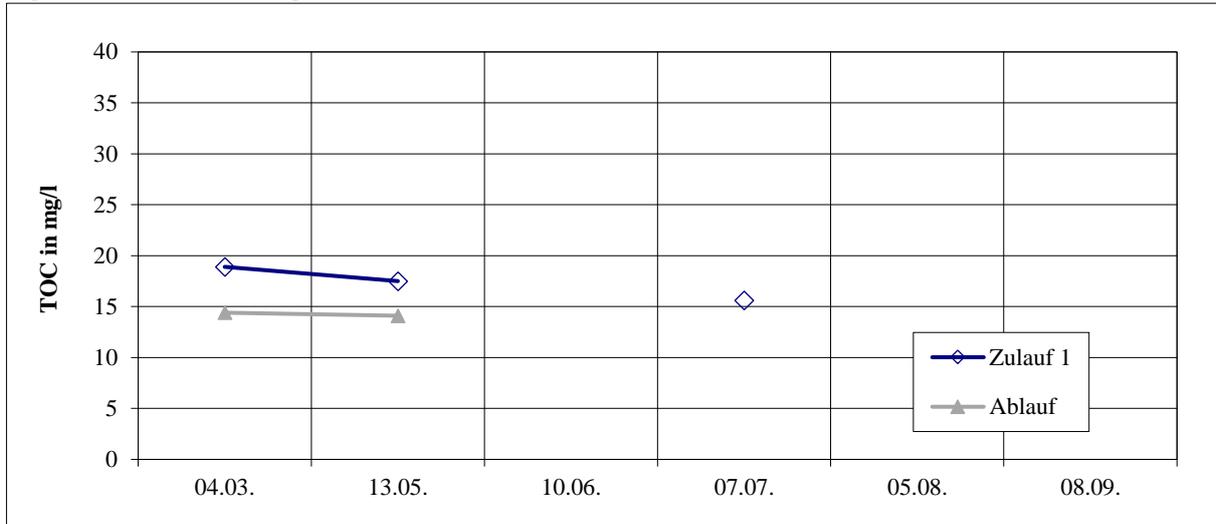


Abb.5.3-28: Gesamt-organischer Kohlenstoff (TOC) im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2020

5.3.2.1.3 QUALITÄT UND QUANTITÄT DER OBERFLÄCHENZULÄUFE ZUM ZIEGELEITEICH IM JAHR 2021

Nachfolgend sind die Messwerte der chemischen Parameter des Zulaufs zum und des Ablaufs vom Ziegeleiteich im Jahr 2021 dargestellt. Strömungstechnisch wasserführend waren Zulauf und Ablauf nur im Frühjahr. Der Zulauf war von Januar bis März aktiv, der Ablauf nur bis Februar.

Gemessen wurden im Jahr 2021 nur die Konzentrationen von Gesamt-Phosphat (TP) und Gesamt-Stickstoff (TN).

Die TP-Konzentrationen zeigten im Ablauf Konzentrationen von etwa 0,14 mg/l, im Zulauf war ein Peak im Februar auf etwa 0,13 mg/l zu verzeichnen, ansonsten lagen die Werte um 0,06 mg/l (Abb.5.3-29).

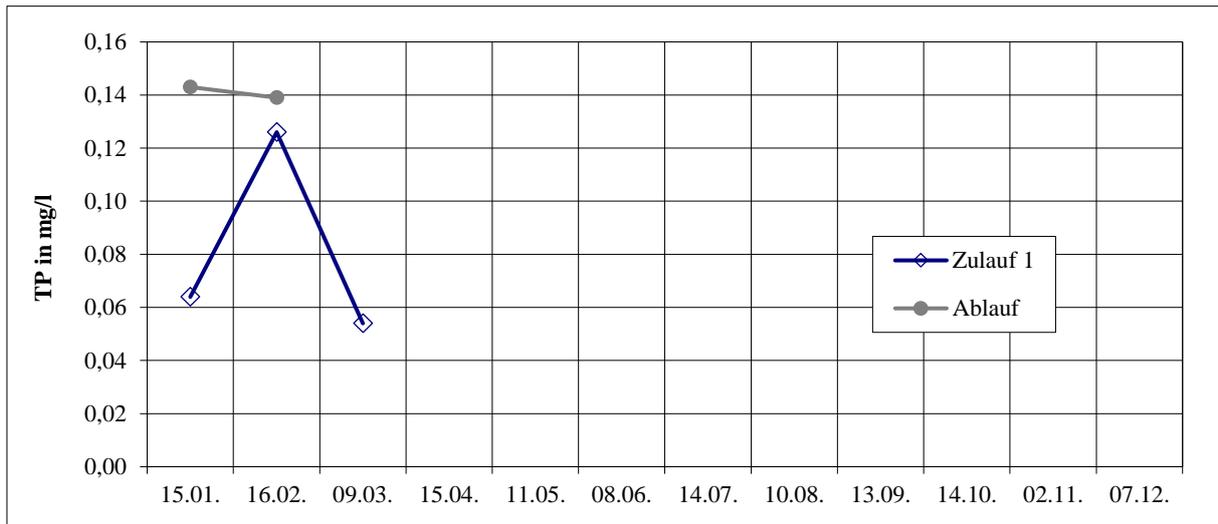


Abb.5.3-29: Gesamtposphor-Konzentrationen (TP) im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2021

Die Gesamt-N-Konzentration im Ablauf lag bei 3,0-3,5 mg/l. Die Konzentration im Zulauf war etwas niedriger und schwankte zwischen 1,7 und 3,0 mg/l (Abb.5.3-30).

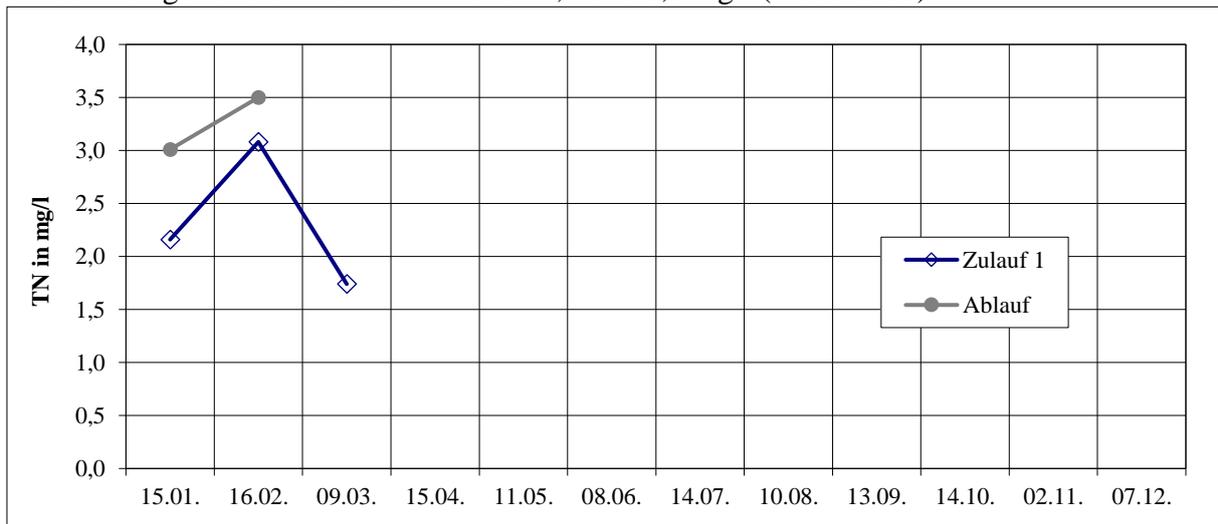


Abb.5.3-30: Gesamtstickstoff-Konzentrationen (TN) im Zulauf zum und im Ablauf vom Ziegeleiteich 2021

Die ermittelten Phosphor- und Stickstofffrachten sind in Abb.5.3-31 bis Abb.5.3-34 dargestellt. Die entsprechenden Datentabellen sind im Anhang beigefügt. Auch am Ziegeleiteich wird nur das Jahr 2021 zur Nährstoffbilanzierung herangezogen, da hier das ganze Jahr durchgängig beprobt wurde. Die errechnete P-Gesamtfracht lag im Jahr 2021 bei etwa 1 kg, die N-Gesamtfracht bei etwa 29 kg.

Der Zulauf lieferte im Frühjahr den höchsten Nährstoffeintrag und war auch in beiden Jahren primär nur im Frühjahr aktiv.

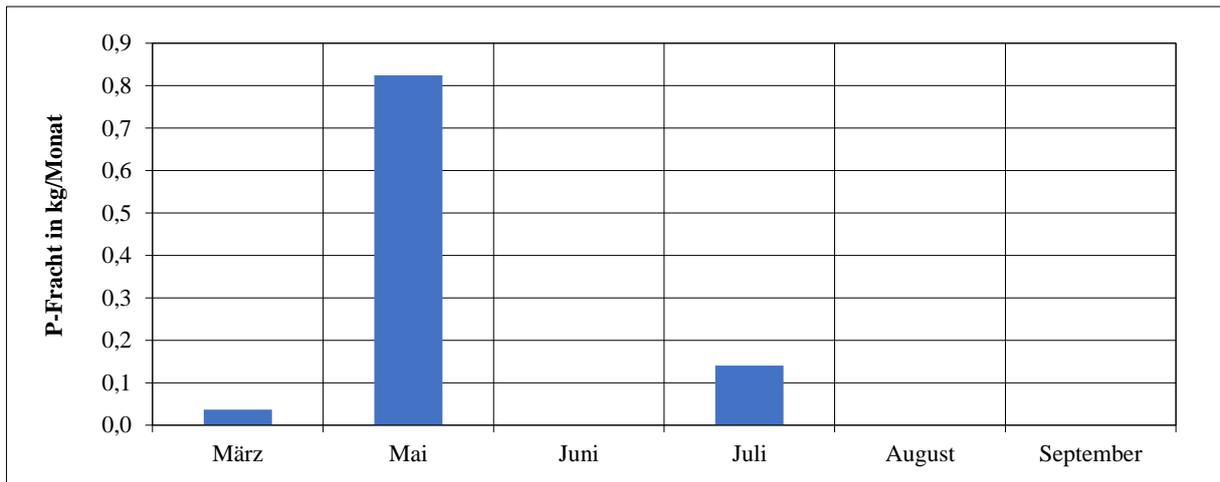


Abb.5.3-31: In den Ziegeleiteich über den Oberflächenzulauf eingetragene Phosphorfrachten im Jahr 2020

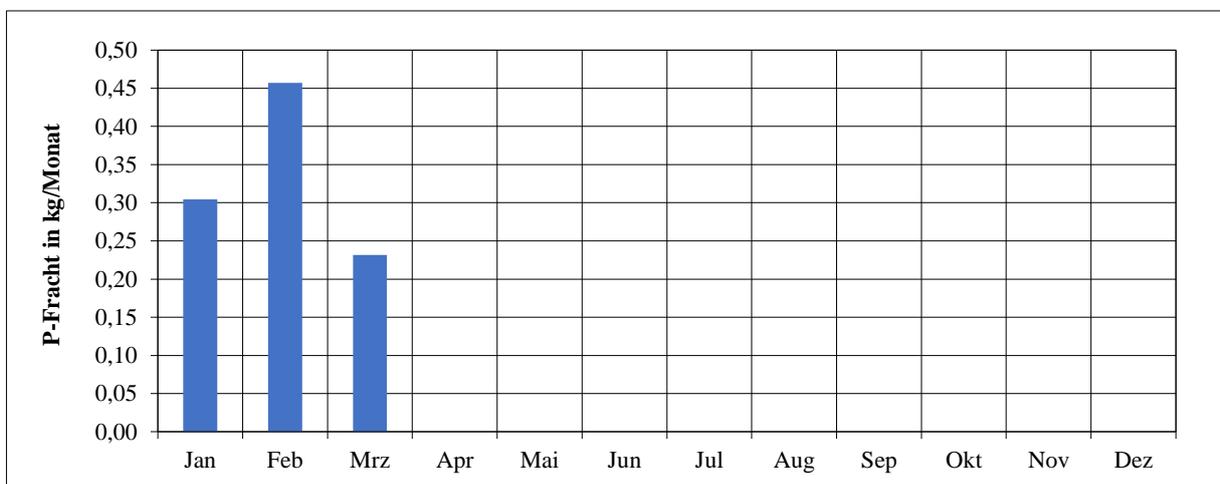


Abb.5.3-32: In den Ziegeleiteich über den Oberflächenzulauf eingetragene Phosphorfrachten im Jahr 2021

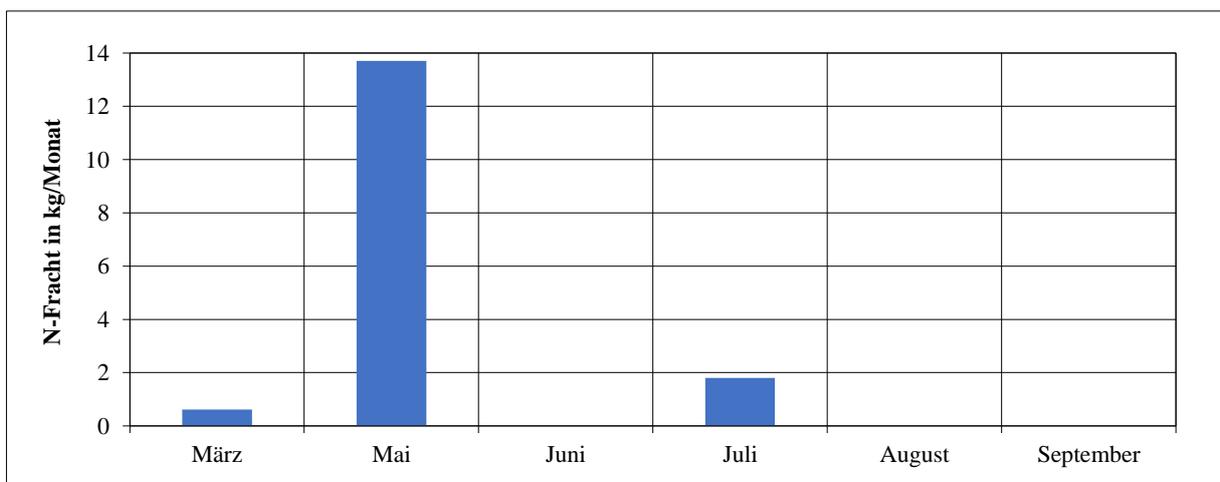


Abb.5.3-33: In den Ziegeleiteich über den Oberflächenzulauf eingetragene Stickstofffrachten im Jahr 2020

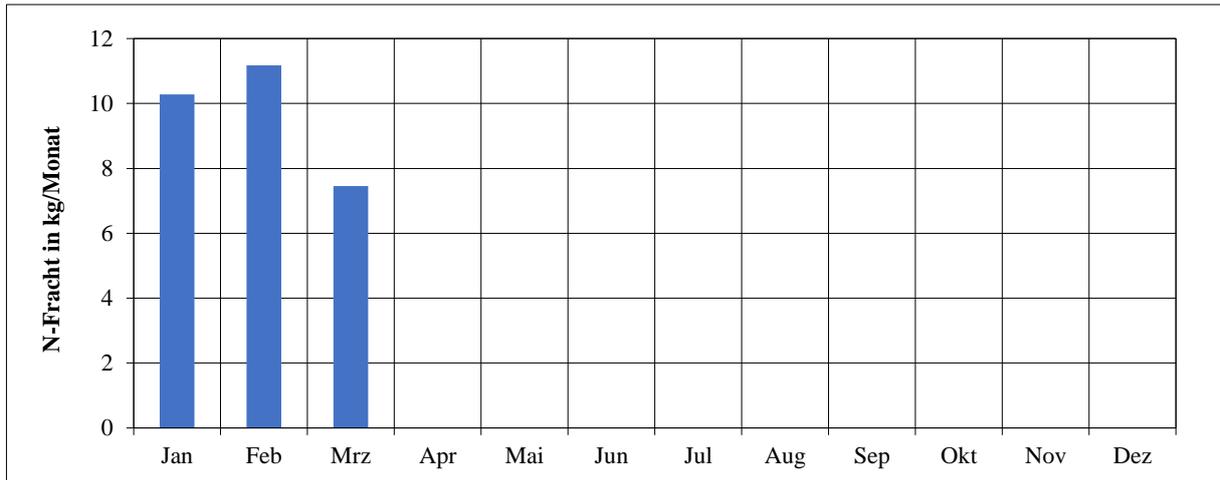


Abb.5.3-34: In den Ziegeleiteich über den Oberflächenzulauf eingetragene Stickstofffrachten im Jahr 2021

5.3.2.1.4 QUALITÄT UND QUANTITÄT DES UNTERIRDISCH ZUFLIEßENDEN WASSERS ZUM ZIEGELEITEICH IM JAHR 2020 UND 2021

Am Ziegeleiteich wurden im Jahr 2020 2 Pegel beprobt. Ein Pegel (Pegel 4) war dabei eine Grundwassermessstelle und wurde extern durch die Firma Aqua Service Schwerin (AQS) beprobt. Ab August 2020 wurde ein weiterer seenah eingebrachter Pegel (Pegel 8) beprobt (hypodermischer Zufluss/Schichtenwasser). Im Jahr 2021 wurde dann nur noch der seenahe Pegel (Pegel 8) beprobt.

Die in Abb.5.3-35 dargestellten Kurven zeigen die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen (TP), die 2020 im Untersuchungszeitraum monatlich in den Wasserproben aus den beiden eingebrachten Pegelrohren (P4 und P8) gemessen wurden. Der GW-Pegel (Pegel 4) wies eine TP-Konzentration zwischen 0,02 mg/l bis maximal 0,085 mg/l auf, der Juniwert wurde nicht erfasst. Bei Pegel 8 (ab August 2020) lag die Konzentration mit 0,13 mg/l (August) zunächst etwas höher, im September aber auf deutlich niedrigerem Niveau (etwa 0,03 mg/l). Im Jahr 2021 verlief Pegel 8 in etwa auf einem Niveau von 0,01-0,05 mg/l (Abb.5.3-36). Einen starken Anstieg zeigte der Pegel im Juni auf > 0,3 mg/l und auch nachfolgend noch hohen 0,21 mg/l (Juli). Im Dezember war nochmals ein Anstieg auf fast 0,15 mg/l zu verzeichnen.

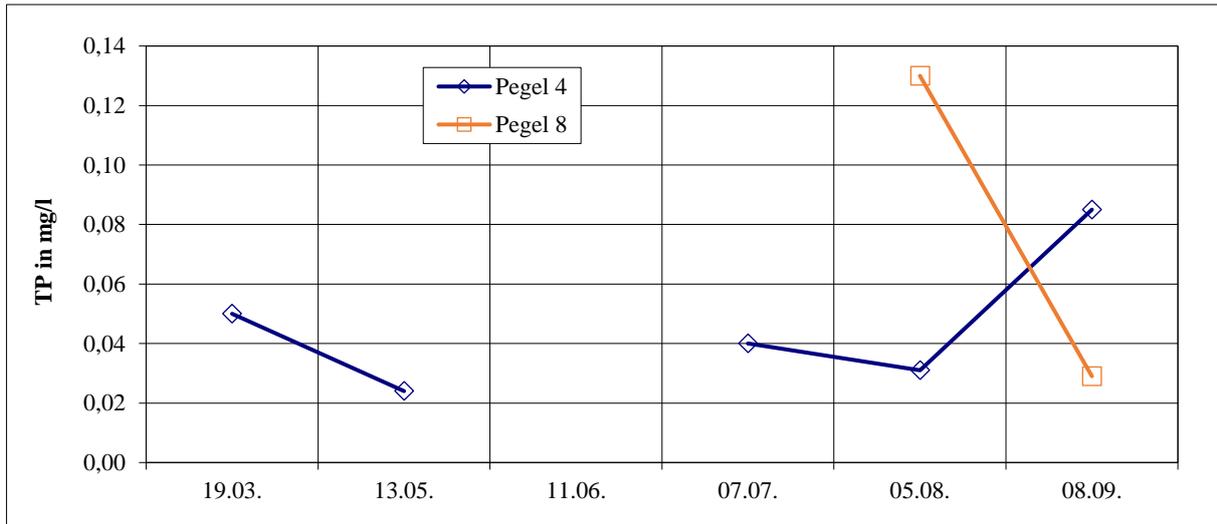


Abb.5.3-35: Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020

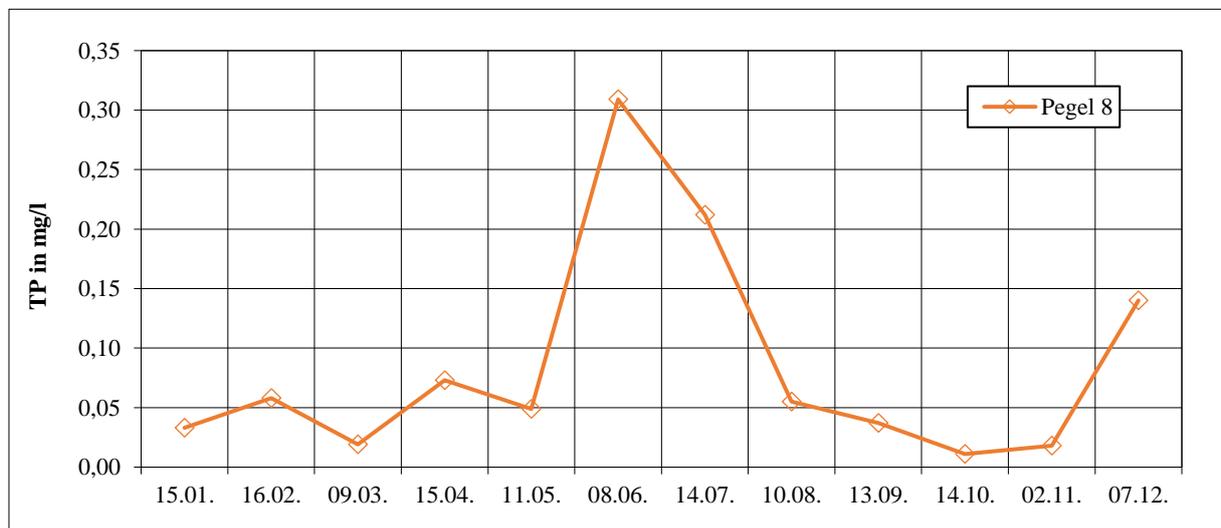


Abb.5.3-36: Gesamt-Phosphat-Phosphor (TP) im GW-Pegel am Ziegeleiteich 2021

Die nur im Jahr 2020 erfasste ortho-Phosphat-Konzentration zeigte für GW-Pegel 4 einen un-auffälligen Verlauf im Bereich um 0,005-0,010 mg/l (Abb.5.3-37). Pegel 8 wies im August mit etwa 0,03 mg/l ebenfalls einen höheren Wert auf, danach fiel die Konzentration auf ein Niveau von 0,05 mg/l.

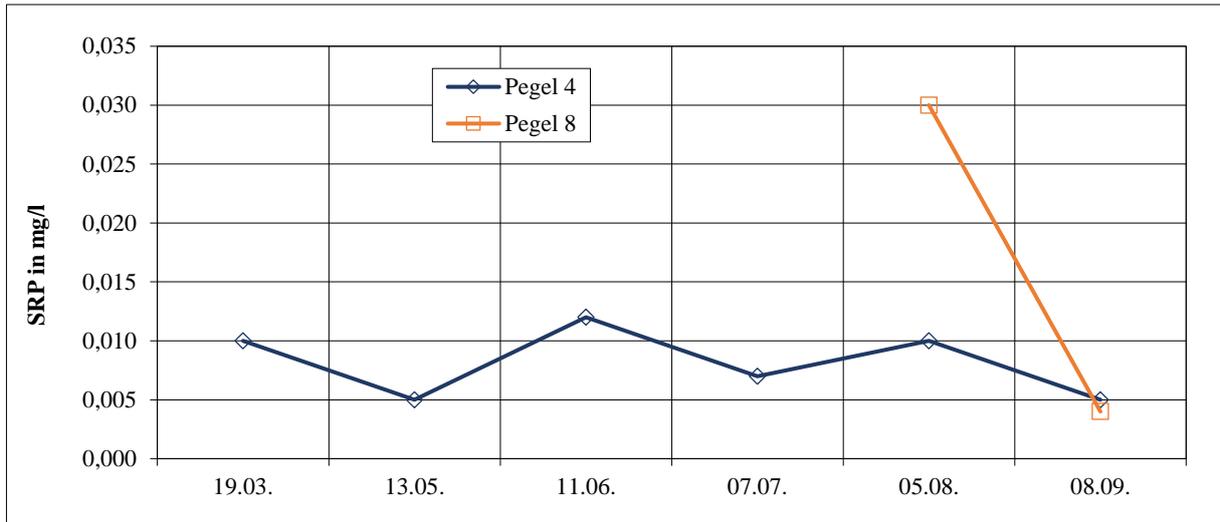


Abb.5.3-37: Ortho-Phosphat-Konzentrationen (SRP) in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020

Bei den Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen (TN) im Jahr 2020 lag der GW-Pegel 4 mit Werten von 0,7-1,2 mg/l deutlich niedriger als Pegel 8 (ab August) mit Werten von etwa 1,9-2,2 mg/l (Abb.5.3-38). Im Jahr 2021 zeigte Pegel 8 im Saisonverlauf weitgehend ein Niveau von 1-2 mg/l, im Mai und September stieg die Konzentration jedoch leicht über 2 mg/l (Abb.5.3-39).

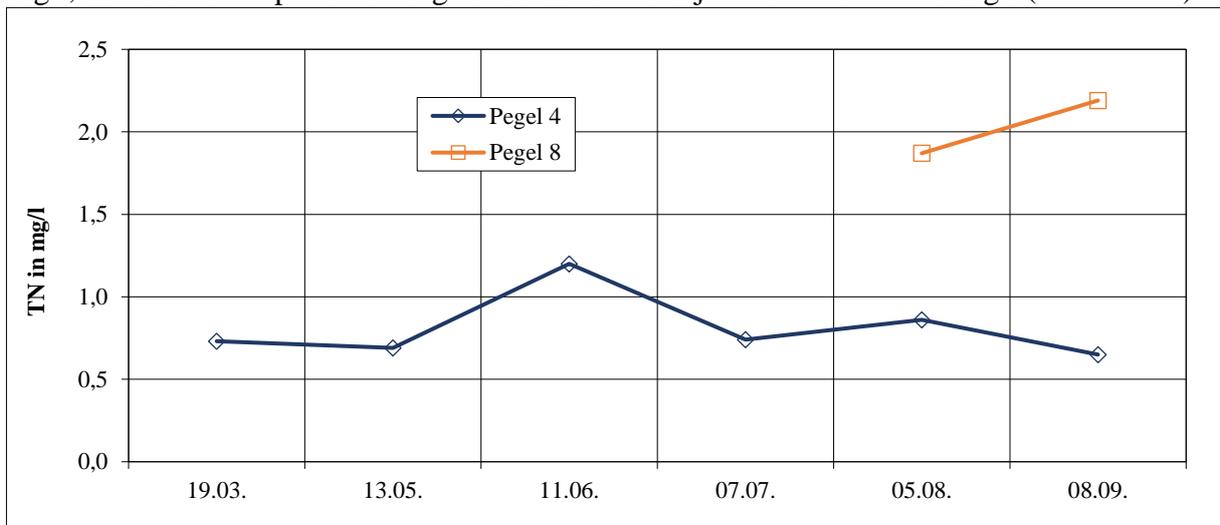


Abb.5.3-38: Gesamt-Stickstoff (TN) in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020

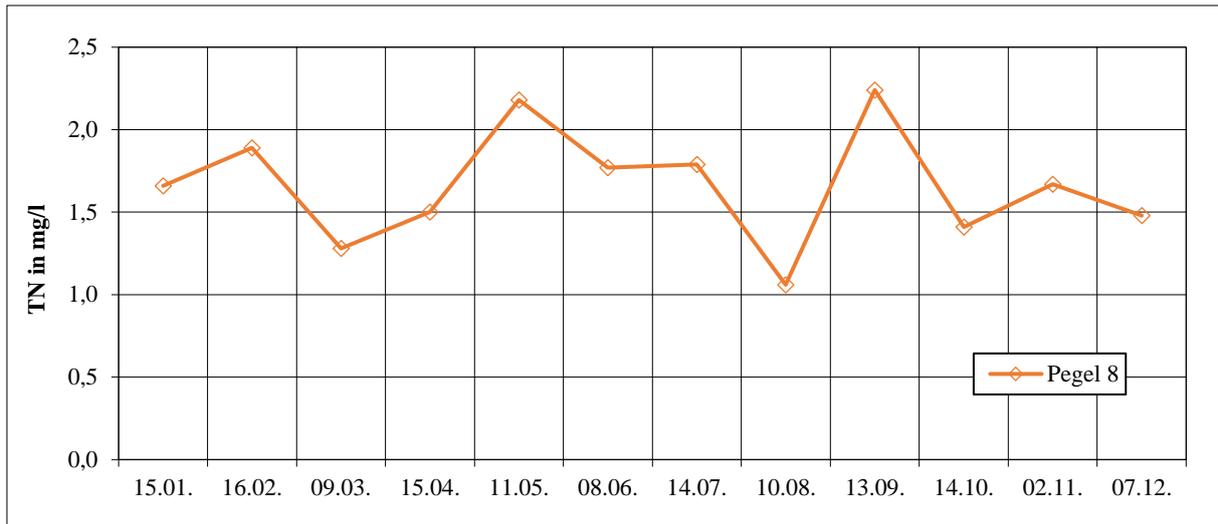


Abb.5.3-39: Gesamt-Stickstoff (TN) im GW-Pegel am Ziegeleiteich 2021

Die Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Konzentrationen wurden nur im Jahr 2020 ermittelt. Beim Nitrat zeigte GW-Pegel 4 ein hohes Frühjahrsniveau von maximal 1,33 mg/l, bis Juni absinkend in einen Bereich von 0,1 mg/l (Abb.5.3-40). Pegel 8 wies Werte um 0,3 mg/l auf. Nitrit war in beiden Pegeln größtenteils unauffällig, lediglich im März und im August ließen sich höhere Werte bis 0,05 mg/l messen (Abb.5.3-41). Die Ammonium-Konzentration lag in GW-Pegel 4 im Saisonverlauf zwischen 0,5 und 0,6 mg/l (Abb.5.3-42). Pegel 8 lag weit niedriger bei maximal „nur“ 0,23 mg/l (September).

Die ebenfalls nur im Jahr 2020 gemessene Konzentration des gesamt-organischen Kohlenstoffs (TOC) lag im GW-Pegel 4 konstant bei niedrigen Werten um 1,0-1,5 mg/l (Abb.5.3-43). Pegel 4 zeigte hier weitaus höhere Werte von 25-30 mg/l, was auf die direkte Nähe zu einer Deponie zurückzuführen sein kann.

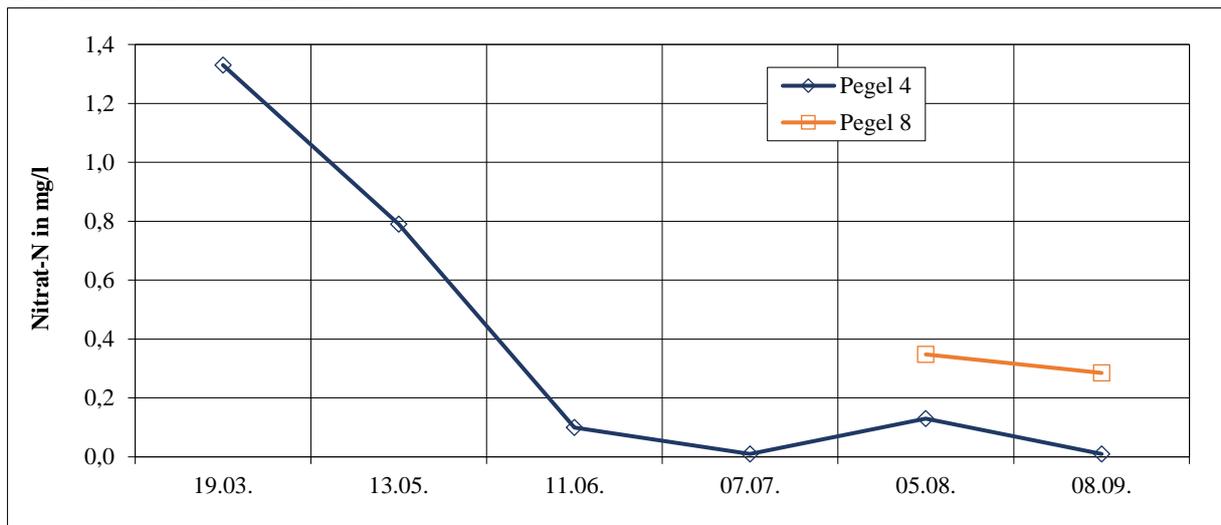


Abb.5.3-40: Nitratkonzentration in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020

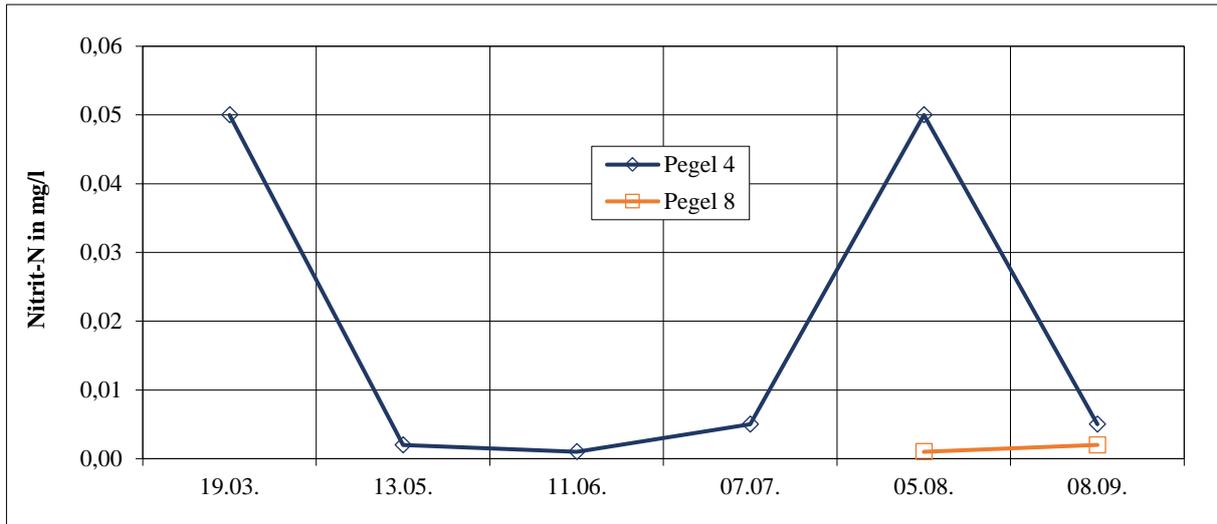


Abb.5.3-41: Nitritkonzentration in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020

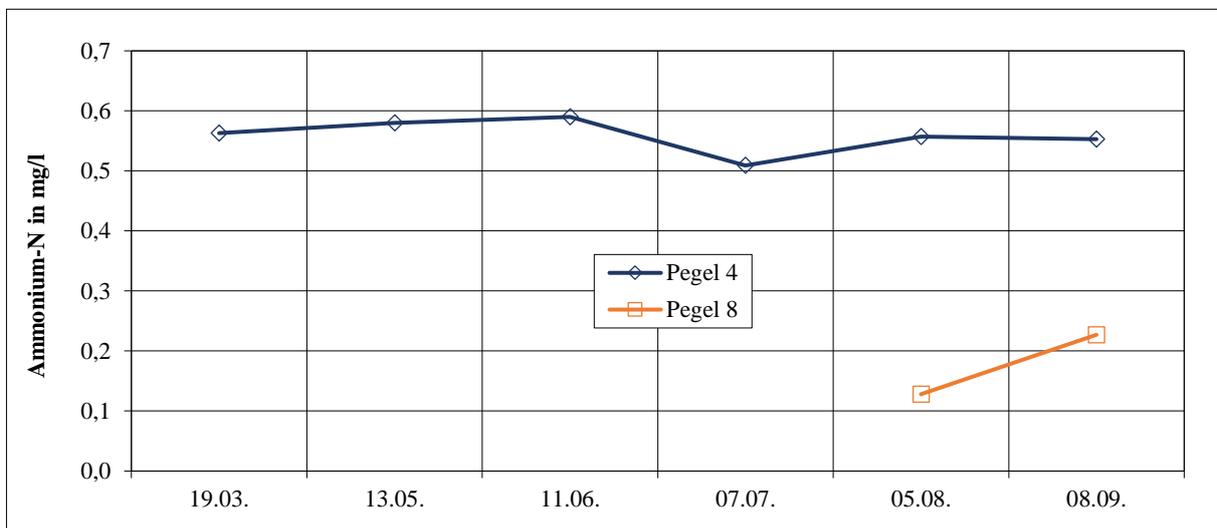


Abb.5.3-42: Ammoniumkonzentration in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020

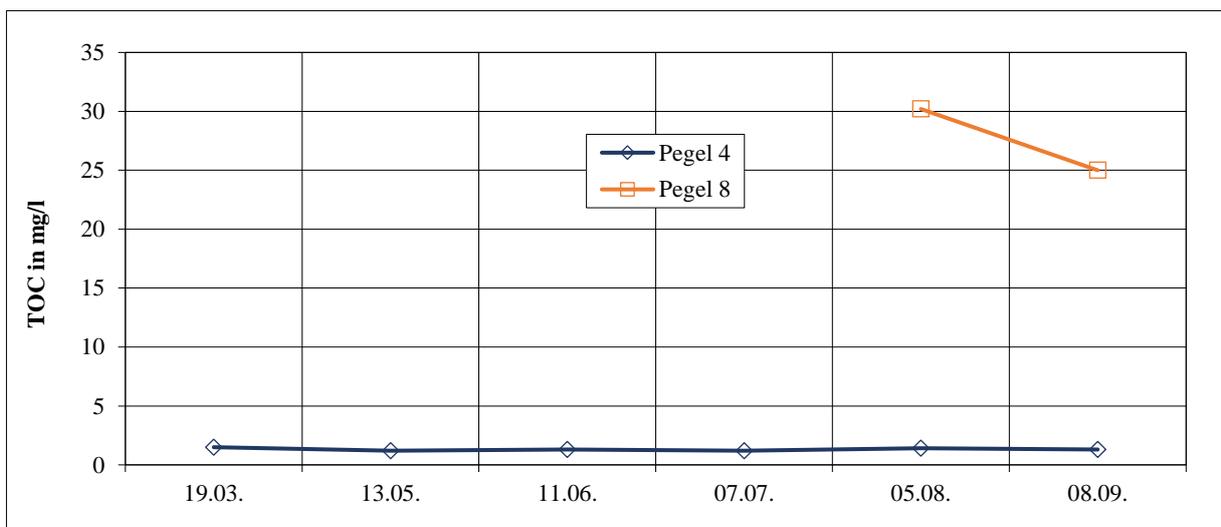


Abb.5.3-43: Gesamt-organischer Kohlenstoff (TOC) in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich 2020

Nährstofffracht über das hypodermische Grundwasser

Um beurteilen zu können, welchen Einfluss der hypodermische Zufluss zum See auf dessen Trophie besitzt, ist es erforderlich für diesen Eintragspfad Frachten zu ermitteln. Nur im Jahr 2021 erfolgte eine monatliche ganzjährige Beprobung, deshalb ist nur dieses Jahr zur Nährstoff-Bilanzierung herangezogen worden. Dazu sind zunächst aus den gemäß der Kontinuitätsgleichung kalkulierten, dem See monatlich, unterirdisch zulaufenden Wassermengen und den mittleren monatlichen TP- und TN-Konzentrationen aus dem Pegelrohr die jeweils eingetragenen P- und N-Frachten errechnet worden. Es war nur für die Monate Januar, Februar, April, Juli, Oktober und Dezember ein Zustrom festzustellen, da nur hier eine positive Wasserbilanz (Zulaufvolumen höher als Ablaufvolumen) des Sees vorlag. Zur Berechnung des Nährstoffeintrags wurden jedoch nur die Pegelwerte berücksichtigt, in denen der Pegel in den betreffenden Monaten über dem Seespiegel lag. Dies war nur im Januar und Februar der Fall (Abb.5.3-44). Im Juni lag der Pegel zwar über dem Seewasserstand, jedoch lag auf Grundlage der Wasserbilanz kein Zustrom vor.

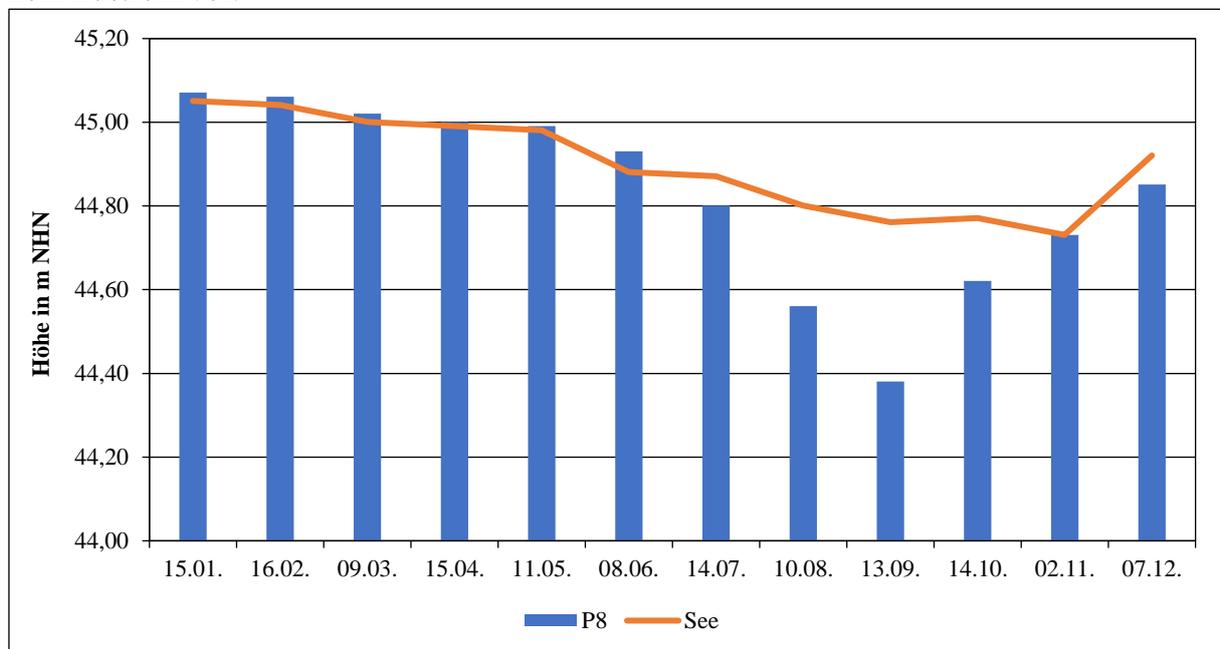


Abb.5.3-44: Höhe [m NHN] der Wasserstände in den GW-Pegeln am Ziegeleiteich und Seewasserstand (Linie) des Ziegeleiteichs 2021

In Abb.5.3-45 und Abb.5.3-46 sind die monatlich dem See mit dem oberflächennah zufließenden Grundwasser zufließenden Frachten dargestellt. Für die über die Wasserbilanz ermittelten Frachten ergab sich daraus für das Jahr 2021 ein Wert von etwa 1,1 kg Phosphor. Der Stickstoffeintrag, berechnet über die Wasserbilanz, lag bei etwa 50 kg.

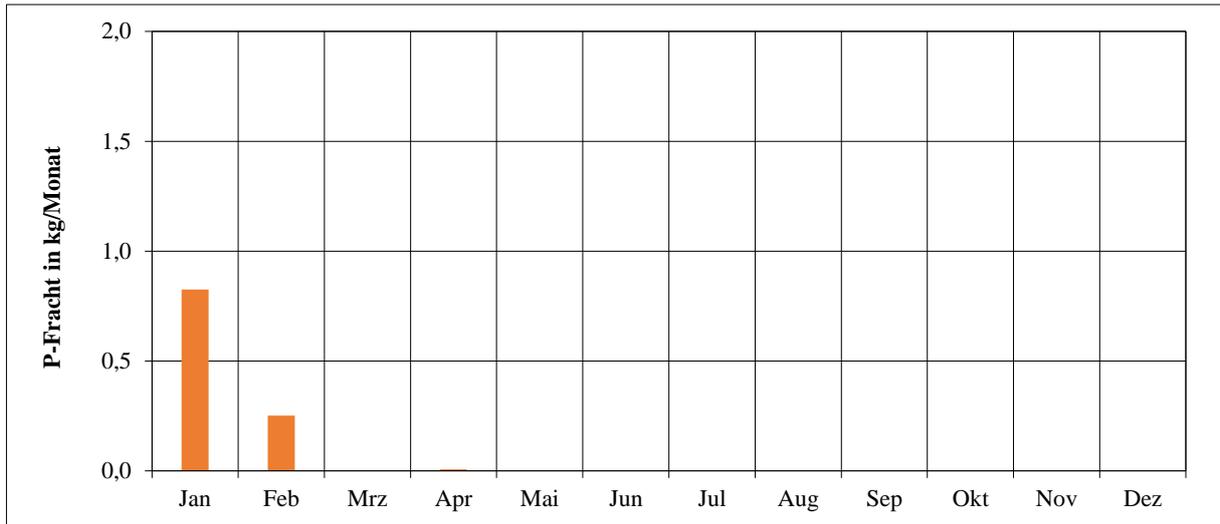


Abb.5.3-45: Über das oberflächennahe Grundwasser/Zwischenabfluss in den Ziegeleiteich eingetragene P-Fracht im Jahr 2021

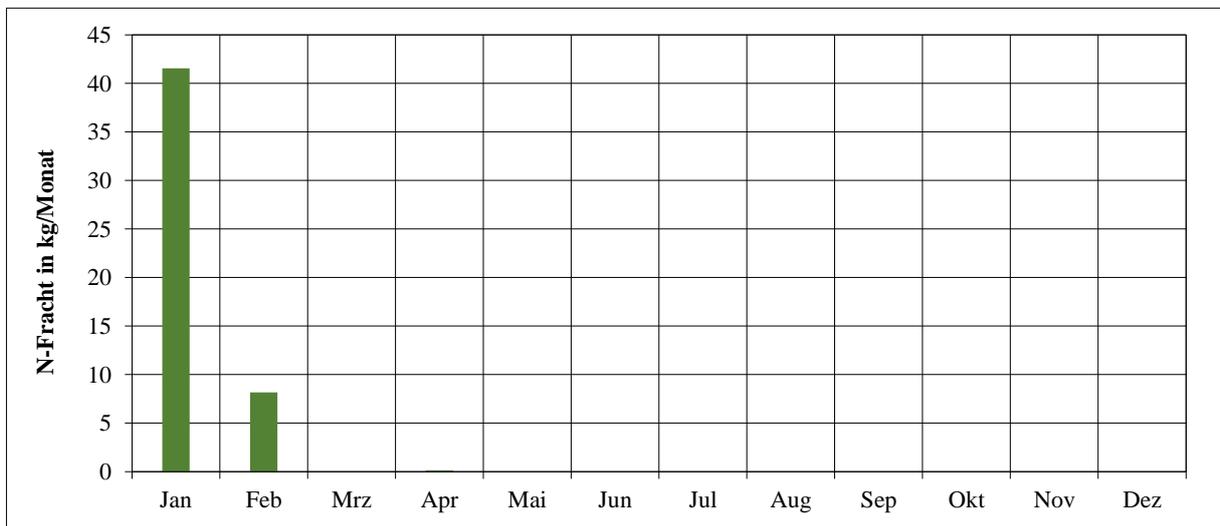


Abb.5.3-46: Über das oberflächennahe Grundwasser/Zwischenabfluss in den Ziegeleiteich eingetragene N-Fracht im Jahr 2021

5.3.2.2 VERGLEICH MIT VERFÜGBAREN DATEN AUS DEN VORJAHREN/ENTWICKLUNG

Für den Ziegeleiteich sind, wie für den Sodemannscher Teich, nur begrenzt Altdaten verfügbar. Die ersten Daten der trophierelevanten Parameter sind aus dem Jahr 1995 vorhanden, danach gibt es eine Lücke bis ins Jahr 2008. Auch nachfolgend wurde der Teich erst wieder 2018 und in den Jahren 2020 und 2021 beprobt. Alle Daten sind auch hier vom Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, ländliche Räume und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern (Referat 420 - Gewässerkunde, Seenprogramm, 2021) zur Verfügung gestellt worden.

Bei den Gesamt-Phosphorwerten (TP) zeigt sich über den Zeitraum ein stark abnehmender Trend, jedoch muss einerseits das sehr hohe Niveau bedacht werden und andererseits die langen Zeiträume ohne Beprobung (Abb.5.3-47). Dennoch sind die Werte des Sommerhalbjahrs seit

2018 etwas rückläufig. Die TP-Konzentrationen sind aber auch 2021 zeitweise noch sehr hoch ($> 0,2$ mg/l).

Die Gesamt-Stickstoffwerte (TN) lassen, unter den gegebenen Daten, einen ansteigenden Trend erkennen (Abb.5.3-48). Besonders auffällig ist das Jahr 2018. Aber auch wenn man den Trend ohne das Jahr 2018 betrachtet, so hat sich das Niveau der TN-Konzentrationen von 2020 und 2021 im Vergleich zu den früheren Beprobungen (1995, 2008) erhöht.

Die Chlorophyll a-Gehalte zeigen ebenfalls einen deutlichen Anstieg (Abb.5.3-49). Hier ragt bisher das Jahr 2020 mit Spitzenwerten > 250 $\mu\text{g/l}$ heraus. 2021 sind die Konzentrationen wieder leicht rückläufig. Das Niveau ist jedoch insgesamt höher als noch 2008 oder 1995.

Bei der Sichttiefe zeigt sich kein deutlicher Trend (Abb.5.3-50). Im Jahr 2020 war die Sichttiefe besonders niedrig, im Jahr 2021 stieg sie wieder leicht, wenn auch hier das ganze Jahr (+Winterhalbjahr) beprobt wurde. Insgesamt ist die Sichttiefe, auch in den Vorjahren, als sehr gering zu bezeichnen.

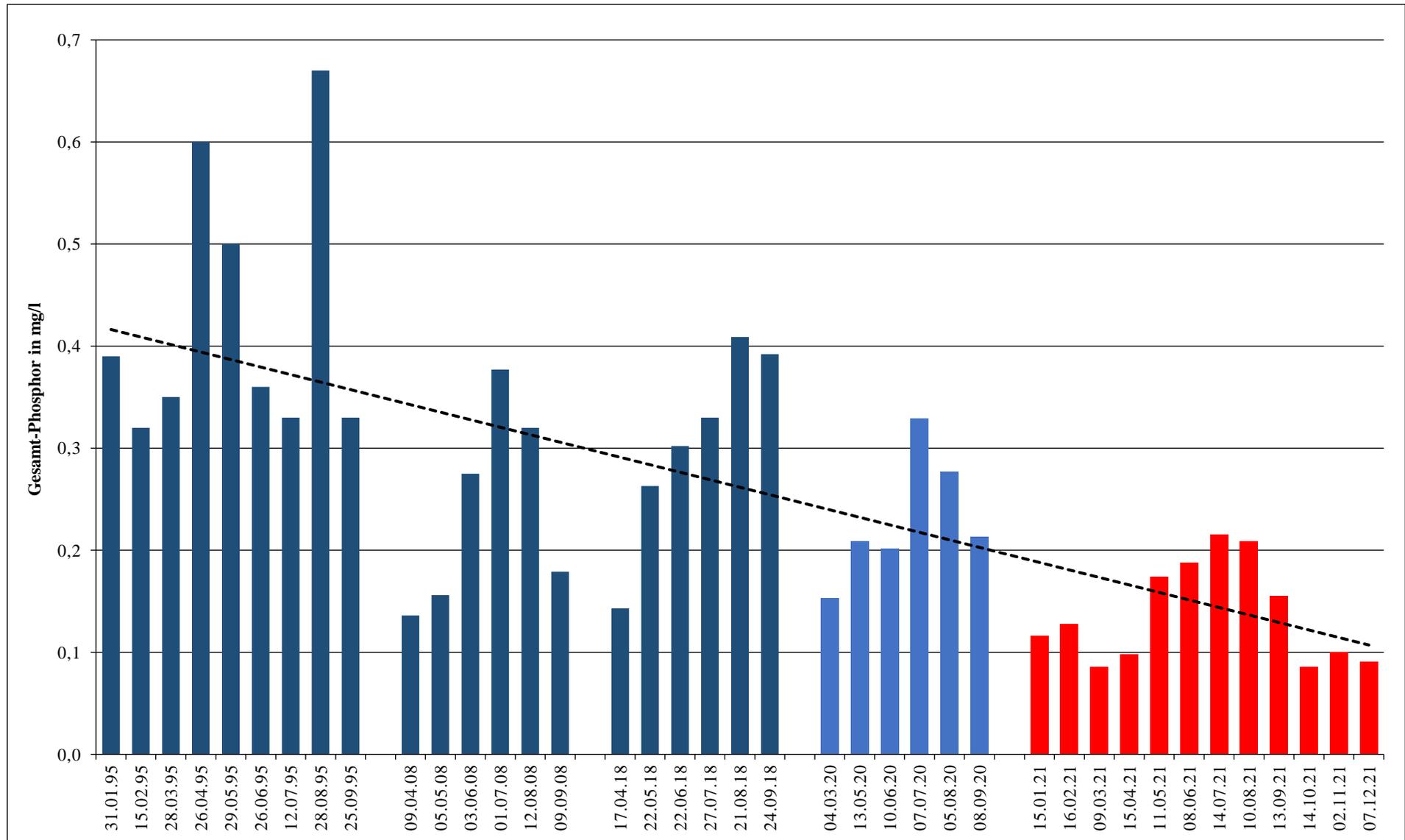


Abb.5.3-47: Entwicklung der Gesamt-Phosphorwerte im Ziegeleiteich seit 1995 (hellblau: 2020; rot: 2021)

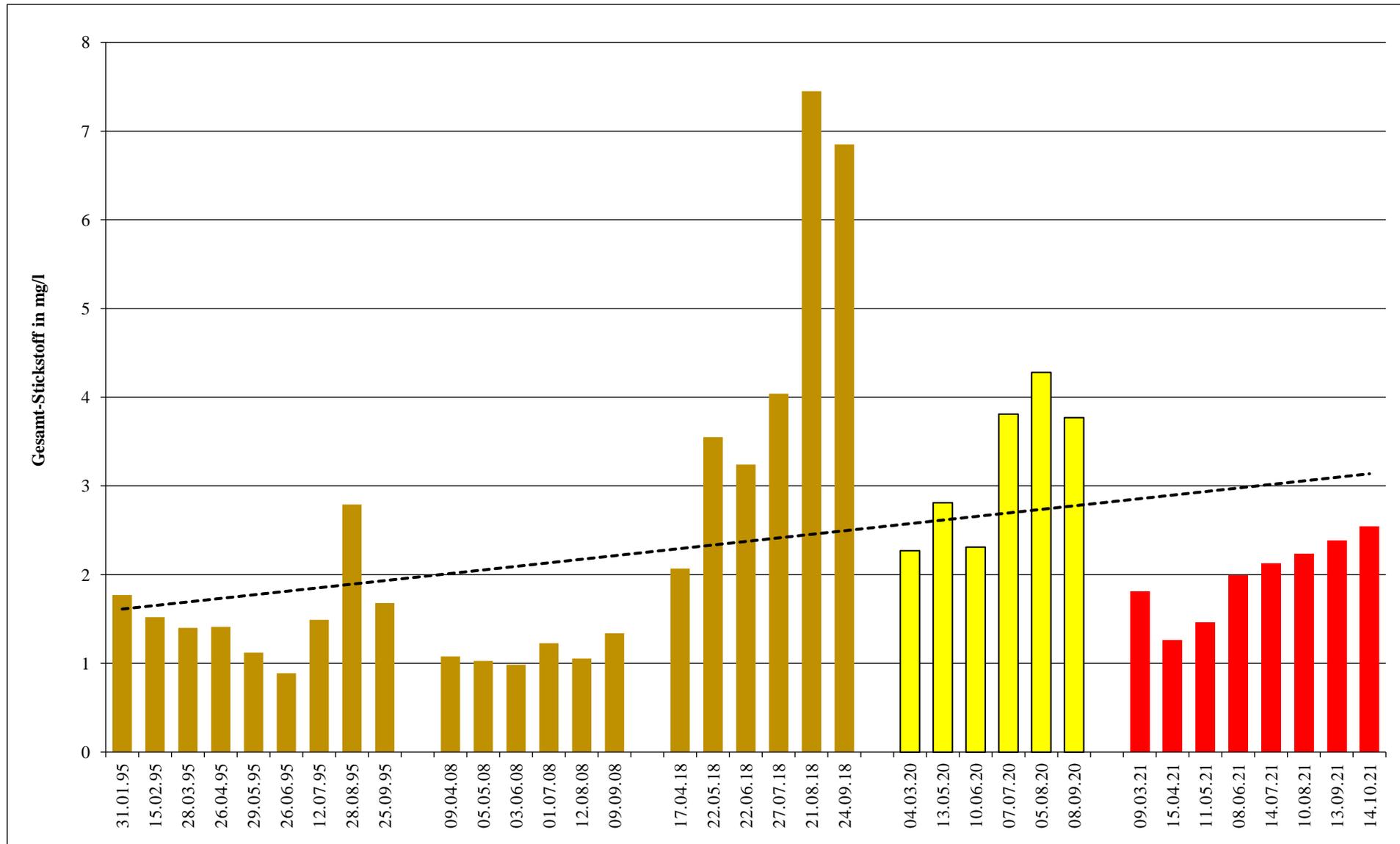


Abb.5.3-48: Entwicklung der Gesamt-Stickstoffwerte im Ziegeleiteich seit 1995 (hellgelb: 2020; rot: 2021)

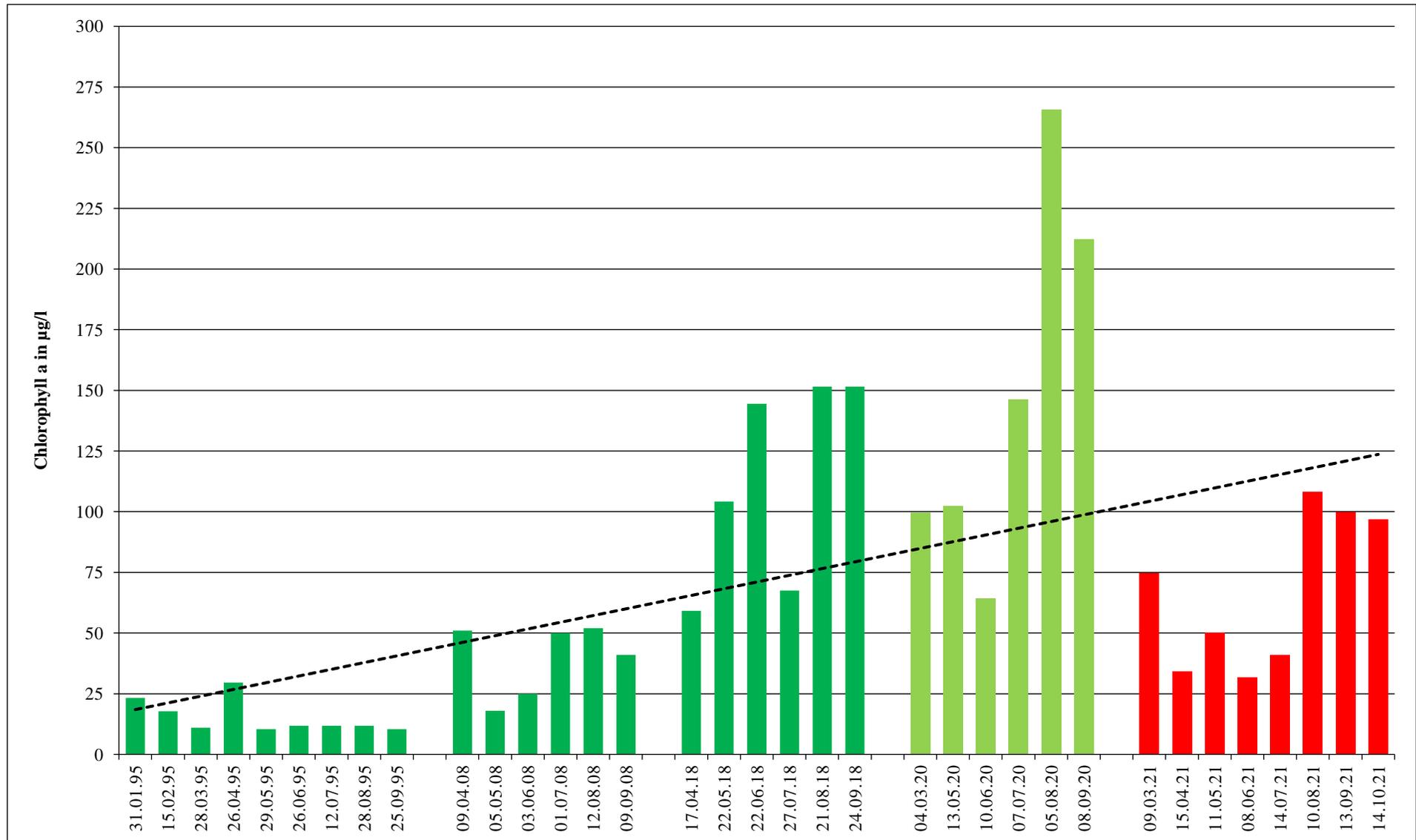


Abb.5.3-49: Entwicklung der Chlorophyll a-Werte im Ziegeleiteich seit 1995 (hellgrün: 2020; rot: 2021)

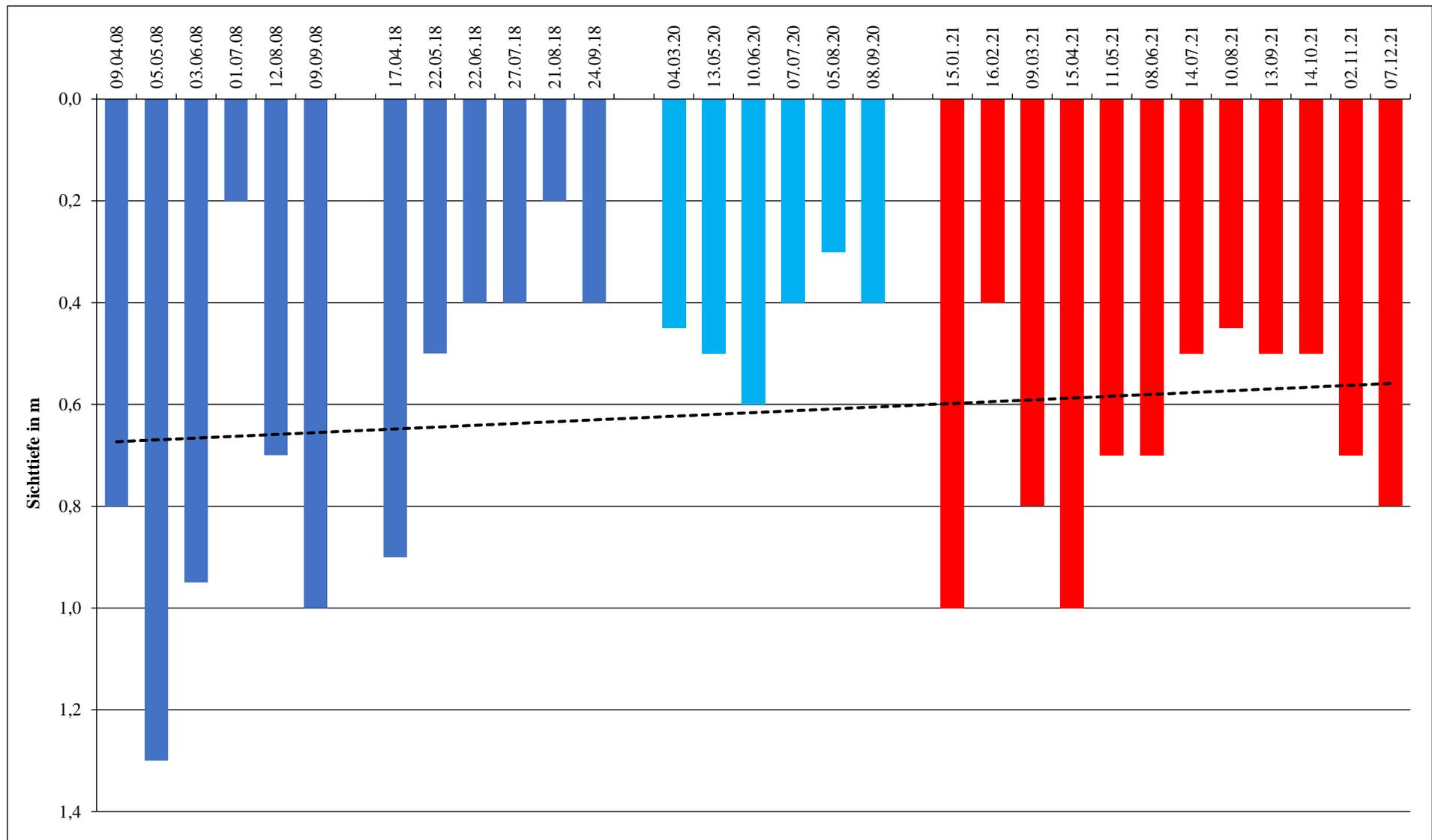


Abb.5.3-50: Entwicklung der Sichttiefe im Ziegeleiteich seit 2008 (hellblau: 2020; rot: 2021)

Eine Einschätzung der Trophiesituation im Ziegeleiteich liegt seit 2008 vor (Tab.5.3-3). Der Kleinsee schwankt seit 2008 in seinem Zustand zwischen stark polytroph (p2) und hypertroph. Der See ist sehr flach (< 3 m) und besitzt nur einen geringen Wasseraustausch. Nach seiner Seebeckenmorphometrie und den Gegebenheiten im Einzugsgebiet wäre ein eutropher Zustand (e1/e2), was einem Trophie-Indexwert < 3,0 entspräche, erreichbar (LAWA 2014). Um diesen eutrophen Zielzustand erreichen zu können, müsste jedoch der Nährstoffeintrag über das Einzugsgebiet deutlich reduziert werden.

Tab.5.3-3: Trophie-Klassifizierung des Ziegeleiteichs nach LAWA (1999/2014) seit 2008; polytrophisch, mittlere Tiefe < 3 m

Jahr	Trophie-Index	Klassifizierung
2008	3,8	polytroph 2
2018	4,6	hypertroph
2020	4,6	hypertroph
2021	4,1	polytroph 2

5.3.3 FLORA UND FAUNA DES ZIEGELEITEICHS

5.3.3.1 PLANKTON

5.3.3.1.1 METHODEN

Aus dem Ziegeleiteich sind im Jahr 2020 von März bis September insgesamt jeweils 6 Phyto- und Zooplanktonproben und im Jahr 2021 von März bis Oktober insgesamt jeweils 8 Phyto- und Zooplanktonproben an MST1 (tiefste Stelle) entnommen und untersucht worden. Die Zooplanktonproben wurden als Netzproben (30 l, verteilt über die Wassersäule, ggf. bis zur O₂-Sättigungsgrenze) an der tiefsten Stelle, die Phytoplanktonproben an gleicher Stelle als Misch-Vollproben entnommen, fixiert und im Labor qualitativ und quantitativ mikroskopisch ausgewertet.

5.3.3.1.2 ERGEBNISSE

Die Zählprotokolle aller Einzelproben sowie die Artenlisten und die Zusammenstellungen der an den einzelnen Probenahmeterminen jeweils ermittelten Individuenzahlen und Biomassen sind im Anhang beigefügt. An dieser Stelle seien nur die wichtigsten Grundaussagen hervorgehoben. Abb.5.3-51 bis Abb.5.3-54 fassen jeweils die Entwicklung des Phytoplanktons, Abb. 5.3-55 bis Abb.5.3-61 die Entwicklung des Zooplanktons im Ziegeleiteich im Beobachtungszeitraum zusammen.

Phytoplankton im Jahr 2020

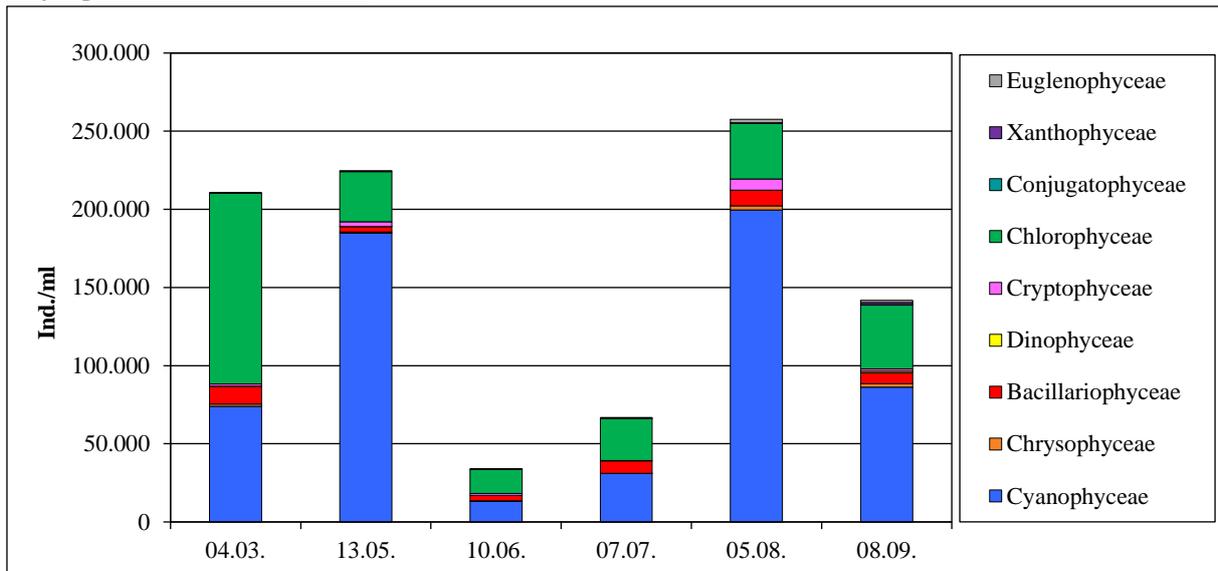


Abb.5.3-51: Phytoplanktonabundanzen im Ziegeleiteich 2020

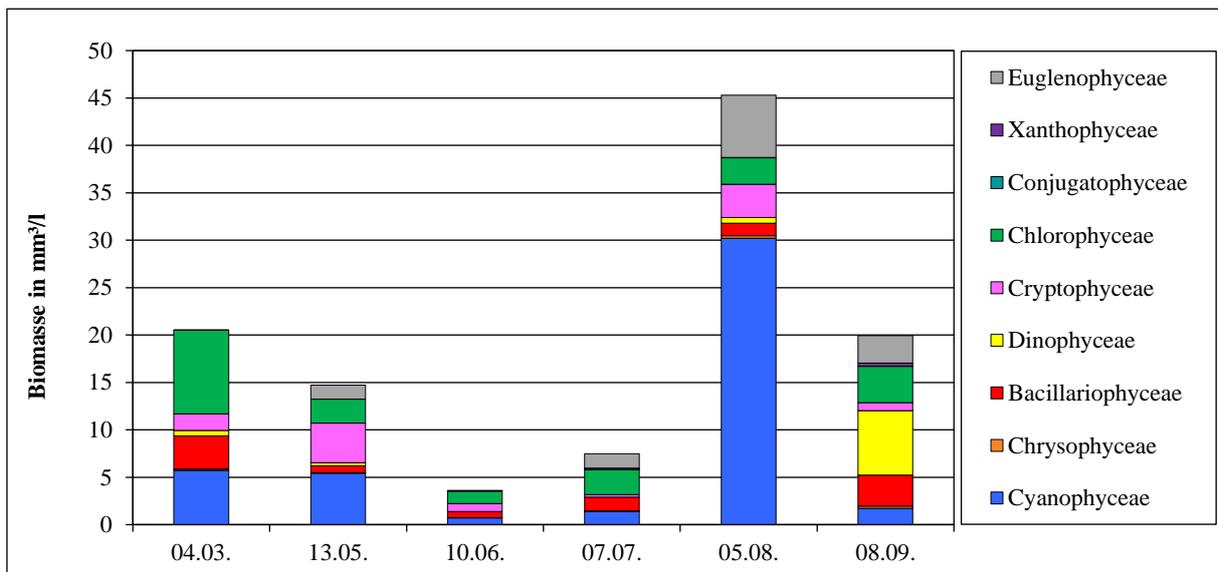


Abb.5.3-52: Phytoplanktonbiomassen im Ziegeleiteich 2020

Im Ziegeleiteich stellten die Cyanophyceen (etwa 40,5 % der saisonalen Gesamtbiomasse; massive Blüte im August) mit Abstand den Hauptanteil des Phytoplanktons dar. Dabei sind es vor allem die fädigen Blaualgenarten *Anabaena spiroides*, *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena limnetica* und *Limnothrix redekei*, die den Hauptanteil ausmachten.

Ebenfalls stark vertreten waren mit etwa 19 % Anteil der saisonalen Gesamtbiomasse die Chlorophyceen, während die Cryptophyceen etwa 10 % der saisonalen Gesamtbiomasse und die Bacillariophyceen (Diatomeen) etwa 9 % Anteil stellten. Die Dinophyceen besaßen noch einen Anteil von etwa 7 %. Die Euglenophyceen waren mit 11 % Anteil an der Gesamtbiomasse durch Arten der Gattungen *Phacus* spp. und *Trachelomonas* spp. gut ausgebildet. Bei den Chlo-

rophyceen zeigten sich verschiedene Monoraphidium- und Scenedesmus-Arten sowie verschiedene Arten der Gattungen *Crucigenia* spp., *Tetraedron* spp. und *Pediastrum* spp. Die Dinophyceen waren vor allem durch *Peridinium* spp. vertreten.

Insgesamt lag das saisonale Biovolumen der Algenklasse der Cyanophyceen (sehr deutlich), Bacillariophyceen und Cryptophyceen über dem Referenzniveau für den Seetyp 11.2(k) ($< 1 \text{ mm}^3/\text{l}$ je Algenklasse). Das für die Chlorophyceen im Referenzzustand maßgebende saisonale Biovolumen von $< 0,1 \text{ mm}^3/\text{l}$ wurde mit etwa $3,6 \text{ mm}^3/\text{l}$ ebenfalls sehr deutlich überschritten. Die durchschnittliche saisonale Gesamtbiomasse lag mit etwa $18,6 \text{ mm}^3/\text{l}$ um ein Mehrfaches über dem Referenzniveau des Seetyps ($< 3,5 \text{ mm}^3/\text{l}$). Die Chlorophyll a-Werte bewegten sich im Jahresverlauf zwischen $64,3 \mu\text{g/l}$ im Juni und $265,6 \mu\text{g/l}$ im August. Der saisonale Mittelwert der durchschnittlichen saisonalen Chlorophyll a-Konzentration lag bei hohen $148,4 \mu\text{g/l}$ und ist damit im Vergleich zum Referenzniveau des Seetyps 11.2(k) ($< 13 \mu\text{g/l}$) sehr stark überhöht.

Zu beachten ist jedoch, dass es sich beim Ziegeleiteich um ein künstlich angelegtes Gewässer handelt und gewisse Abweichungen von den Referenzwerten (als Orientierungswerte gelesen) durchaus vorhanden sein können. Jedoch sind solch gravierende Überschreitungen nicht zu tolerieren. In der Summe war das Phytoplankton des Ziegeleiteichs mit etwa 60 Taxa als durchaus artenreich anzusehen.

Phytoplankton im Jahr 2021

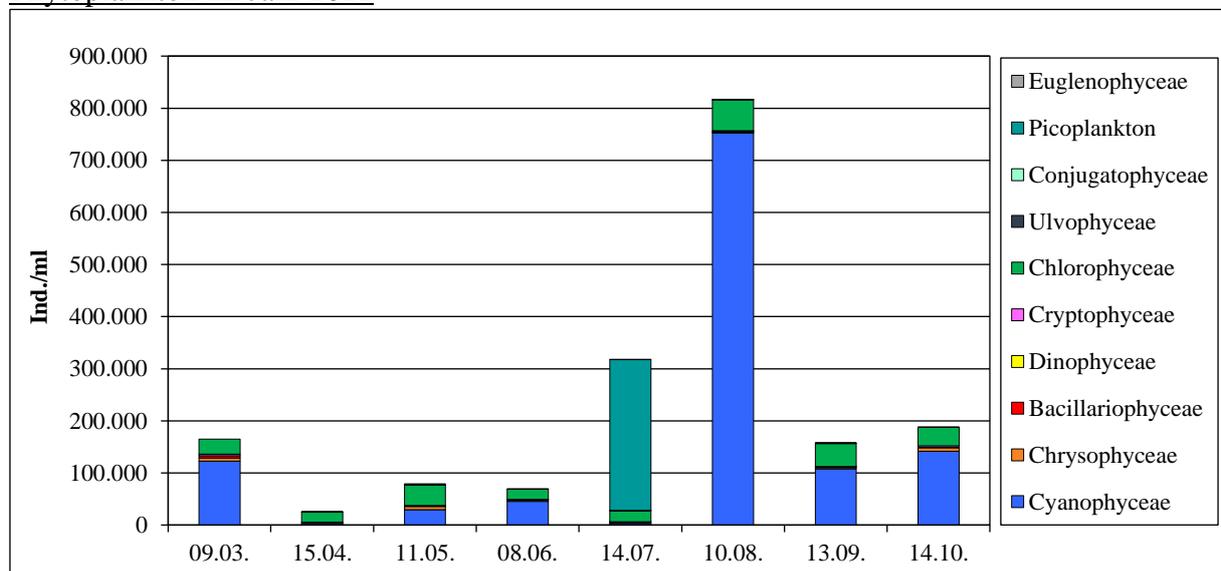


Abb.5.3-53: Phytoplanktonabundanzen im Ziegeleiteich See 2021

Im Jahr 2021 zeigte sich bei den Abundanzen ein ähnliches Bild wie im Jahr 2020. Die Blaualgen waren nach wie vor dominant, die Individuenzahlen 2021 allerdings fast doppelt so hoch. Die Grünalgen blieben auf vergleichbarem Niveau. Bei der Biomasse waren die Grünalgen 2021 mit etwa 31 % Biomasseanteil deutlich stärker vertreten (mittlere saisonale Biomasse $3,24 \text{ mm}^3/\text{l}$). Die häufigsten Taxa waren neben diversen Scenedesums- und Monoraphidium-Arten auch *Crucigenia tetrapedia* und *Pediastrum boryanum*. Die Blaualgen lagen aber weiterhin auf

höherem Niveau mit 33 % Anteil an der Biomasse (3,44 mm³/l). Die Hauptarten waren *Planktolyngbya limnetica*, *Planktothrix agardhii* und *Aphanizomenon gracile*. Die Cryptophyceae waren im Spätsommer und Herbst stärker vertreten (etwa 7 % Biomasseanteil; 2020: 10 %), ebenso die Euglenophyceae mit etwa 12 % Anteil an der mittleren saisonalen Biomasse (2020: 11 %). Hier war 2021 vor allem die Art *Trachelomonas volvocina* vorherrschend.

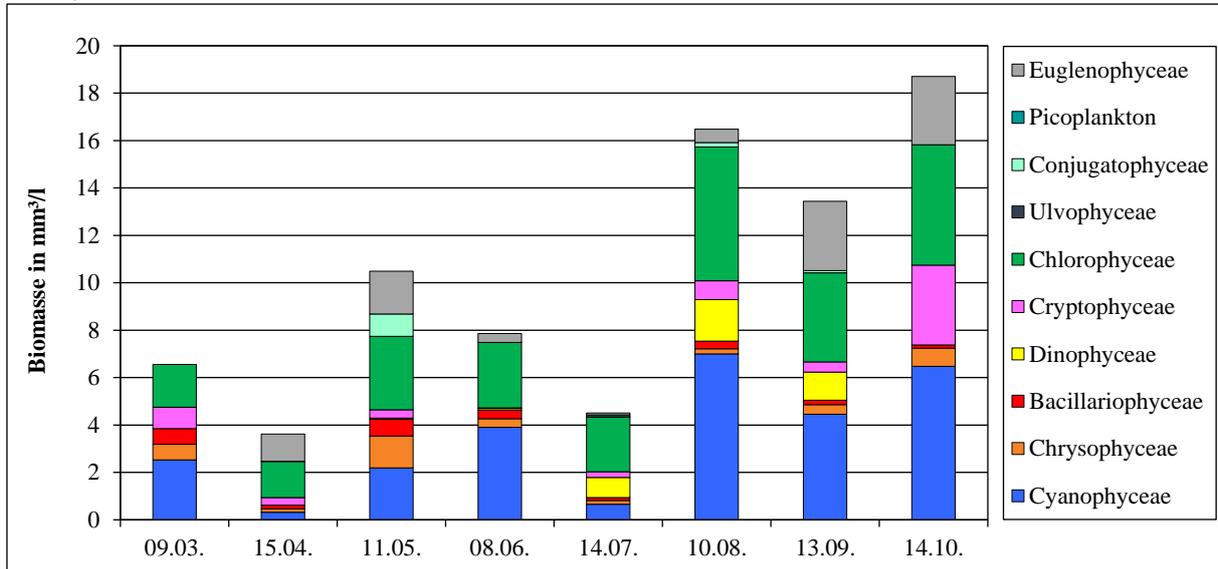


Abb.5.3-54: Phytoplanktonbiomassen im Ziegeleiteich 2021

Das für den Seetyp im Referenzzustand angegebene Biovolumen der einzelnen Algenklassen von < 0,1 mm³/l wurde im Jahr 2021 von den Cyanophyceae, Euglenophyceae und den Cryptophyceae teils deutlich überschritten. Auch das Referenzniveau für die Gruppe der Grünalgen (Chlorophyceae) von 0,1 mm³/l wurde sehr deutlich überschritten (RIEDMÜLLER et al. 2013). Die mittlere saisonale Gesamtbiomasse lag bei 10,2 mm³/l und damit ebenfalls weit über dem Referenzniveau von < 3,5 mm³/l für den Seetyp (11.2(k)). Die mittlere saisonale Chlorophyll a-Konzentration war 2021 mit im Saisonmittel 67,1 µg/l im Vergleich zu 2020 zwar nur halb so hoch. Jedoch ist dies ebenfalls sehr weit über Referenzniveau (< 13 µg/l). Die Artenanzahl war mit > 80 Arten nochmals höher als 2020 (etwa 60 Arten). Auffällig ist eine hohe Artenzahl der Grünalgen (> 45 Arten).

PhytoSee-Berechnung für die Jahre 2020 und 2021

Die Berechnung mit dem EU-WRRL-konformen Bewertungstool PhytoSee Vers.7.1 (MISCHKE, RIEDMÜLLER und BÖHMER 2020) ergab für das Jahr 2020 einen Indexwert von 5,08 und damit eine Bewertung als „schlecht“ (Tab.5.3-4). Im Folgejahr 2021 ergab die Bewertung einen Indexwert von 3,90, was eine Bewertung als „unbefriedigend“ ergibt. Das Phytoplankton im Ziegeleiteich war somit eindeutig in einem „nicht guten“ Zustand.

Tab.5.3-4: Indexwert und Gesamtbewertung des Phytoplanktons im Ziegeleiteich 2020 und 2021 mittels PhytoSee Vers.7.1 (2020)

Version-Programm	LAWA See_Typ	Typ_Nr	Gewässer-name	Jahr	PSI Phyto-See-Index	Gesamt-bewertung verbalstufig
PhytoSee 7.1 (2020)	11	PP 11.2k	Ziegeleiteich	2020	5,08	schlecht
PhytoSee 7.1 (2020)	11	PP 11.2k	Ziegeleiteich	2021	3,90	unbefriedigend

Zooplankton im Jahr 2020

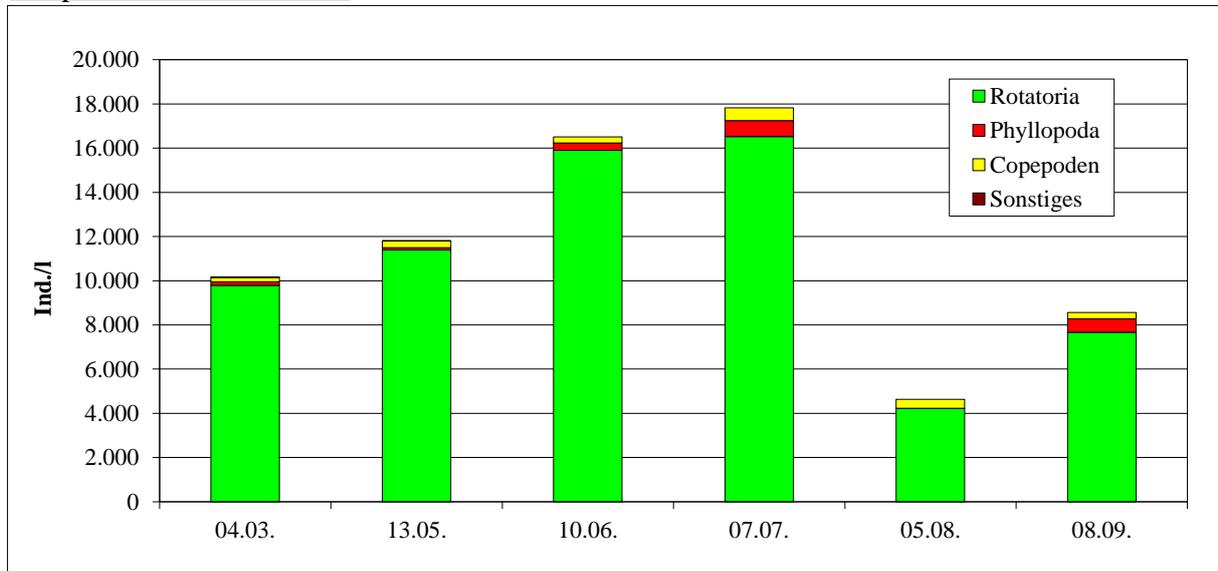


Abb.5.3-55: Zooplanktonabundanzen im Ziegeleiteich 2020

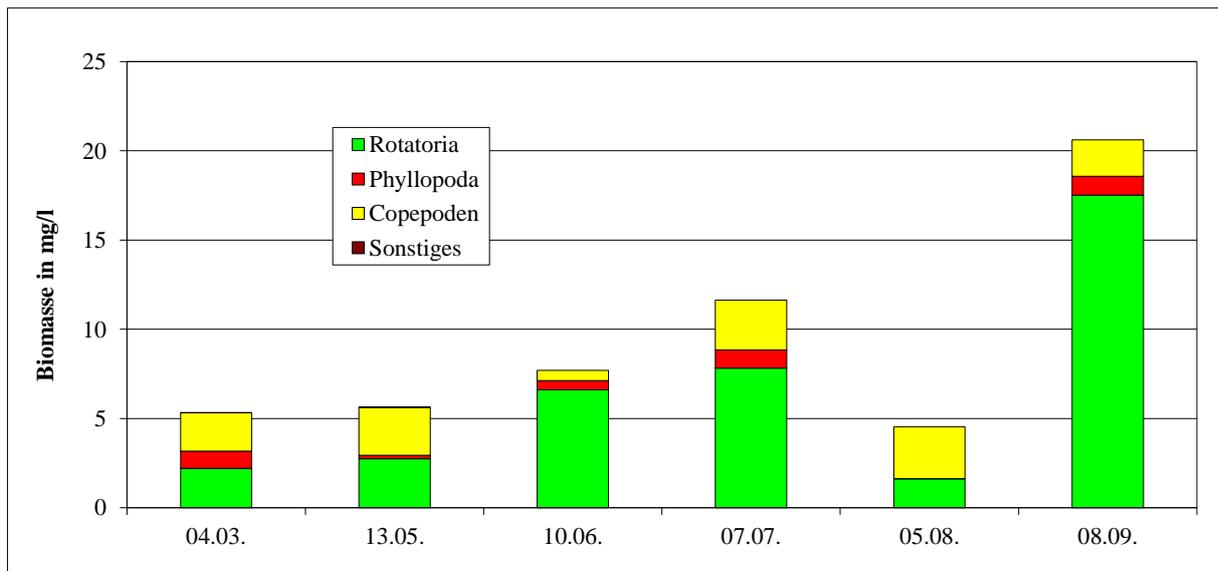


Abb.5.3-56: Zooplanktonbiomassen im Ziegeleiteich 2020

Die Ausprägung des Zooplanktons war bezüglich der Abundanzen, wie in eutrophen Gewässern zu erwarten, von Rotatorien geprägt. Der Anteil der Rotatorien an der saisonalen Gesamtbiomasse lag mit 69,5 % jedoch ungewöhnlich hoch. Hohe Abundanzen erreichten dabei die Arten *Keratella cochlearis*, *Polyarthra dolichoptera*, *Pompholyx sulcata*, *Filinia longiseta*, *Brachionus angularis* sowie zeitweise *Conochilus unicornis*.

Bezogen auf die Biomasse waren die Copepoden (etwa 23,6 % der saisonalen Gesamtbiomasse) und die Phyllopoden (mit nur etwa 6,8 % der saisonalen Gesamtbiomasse) dagegen deutlich schwächer vertreten. Die Copepoden waren damit sehr deutlich unterrepräsentiert, im Referenzzustand können etwa 50 % Anteil am Biovolumen erwartet werden. Calanoide Copepoden wurden nur in Nauplienstadien angetroffen. Cyclopoide Copepoden können im Referenzzustand mit bis zu 30 % der saisonalen Gesamtbiomasse erwartet werden. Bei den cyclopoiden Copepoden waren vor allem die Arten *Cyclops strenuus* und *Cryptocyclops bicolor* vertreten. Die Cladoceren zeigten im Juli und September eine etwas stärkere Entwicklung, vor allem von *Bosmina longirostris* getragen. Das Auftreten dieser eher kleineren Daphnien-Art kann als Hinweis auf einen hohen Prädationsdruck, durch z.B. Fische, gewertet werden, aber auch die Nahrungsqualität (Phytoplanktonzusammensetzung) kann eine entscheidende Rolle spielen. Das Jahresmittel der saisonalen Zooplanktonbiomasse lag bei etwa 9,2 mm³/l (Gesamtbiomasse von 55,4 mm³/l), was einen mittleren Wert darstellt. Die Artenanzahl lag mit > 30 Arten auf einem eher niedrigen Niveau (> 20 Rotatorien-Arten).

Abb.5.3-57 zeigt das Ergebnis der kombinierten Auswertung der Planktondaten (für den maßgebenden Bewertungszeitraum 24.06.-07.10.) mit dem Bewertungstool PhytoLoss. Die Berechnung weist folgenden Kommentar zu den Daten aus:

Die Bedingungen für ein stärkeres Cladoceren-Wachstum sind gegeben. Das Grazing-Potential der filtrierenden Cladoceren ist aber nur sehr gering ausgeprägt (CGI<=2). Kleine Arten oder Stadien dominieren die Cladoceren-Biomasse. Ein übermäßiger Fraßdruck durch Fische und/oder starker abiotischer Stress könnte dafür verantwortlich sein. Der Rotatorien-Anteil an der Biomasse ist ungewöhnlich hoch (>= 50%). Hinweis auf Sonderbedingungen! Der Cladoceren-Anteil an der Biomasse ist sehr niedrig (<=10 %). Hinweis auf Sonderbedingungen! Die Metazooplankton-Biomasse ist hoch (>10 mm³/l BV). Hinweis auf hoch-eutrophe Bedingungen.

Dies steht im Einklang mit dem Auftreten eher kleinerer Phyllopoden-Arten (*Bosmina longirostris*) und ist daher unzweifelhaft auf die unzureichende chemische Gewässergüte (vgl. Trophie) zurückzuführen. Auch der Fraßdruck auf die Cladoceren wird durch den Fischpräda-tionsindex mit „sehr stark“ angegeben. Dies wirkt sich auf das Vorkommen größerer Phyllopoden-Arten ebenfalls nachteilig aus.

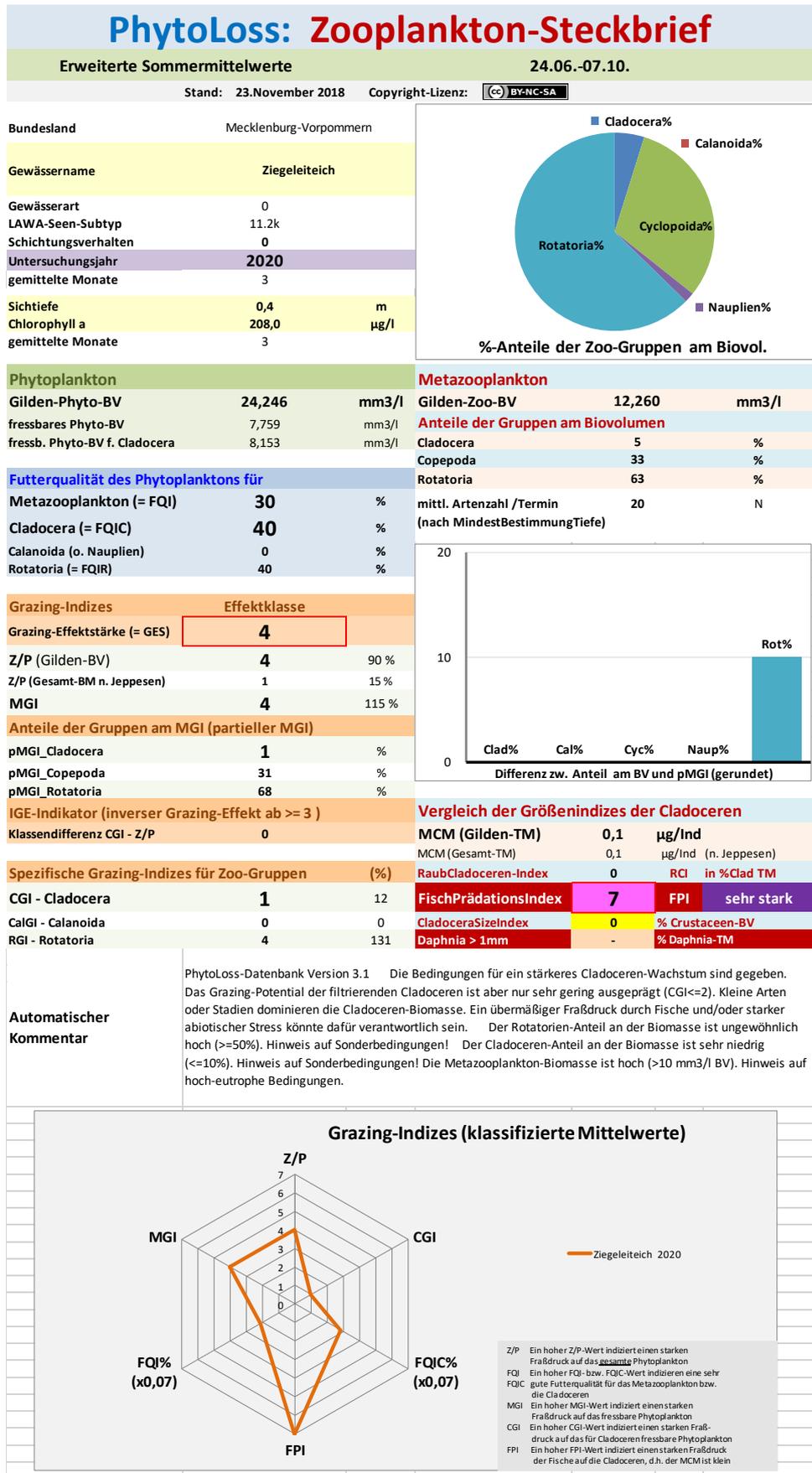


Abb.5.3-57: Steckbrief mit Radardiagramm des Zooplanktons im Ziegeleiteich im Jahr 2020 nach PhytoLoss 3.1 (2021)

Zooplankton im Jahr 2021

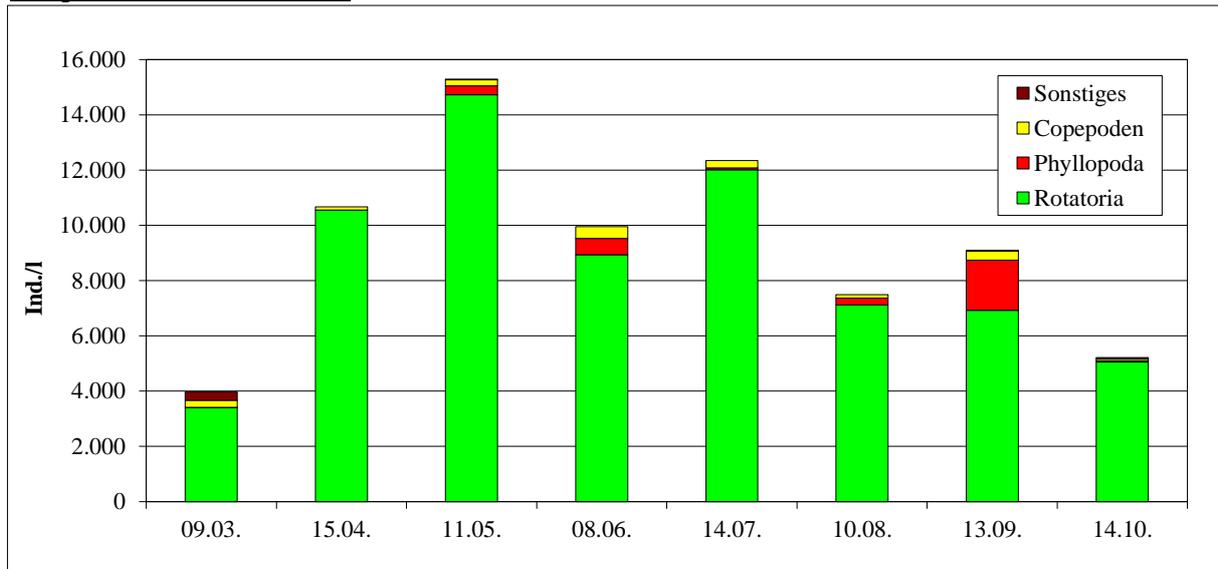


Abb.5.3-58: Zooplanktonabundanzen im Ziegeleiteich 2021

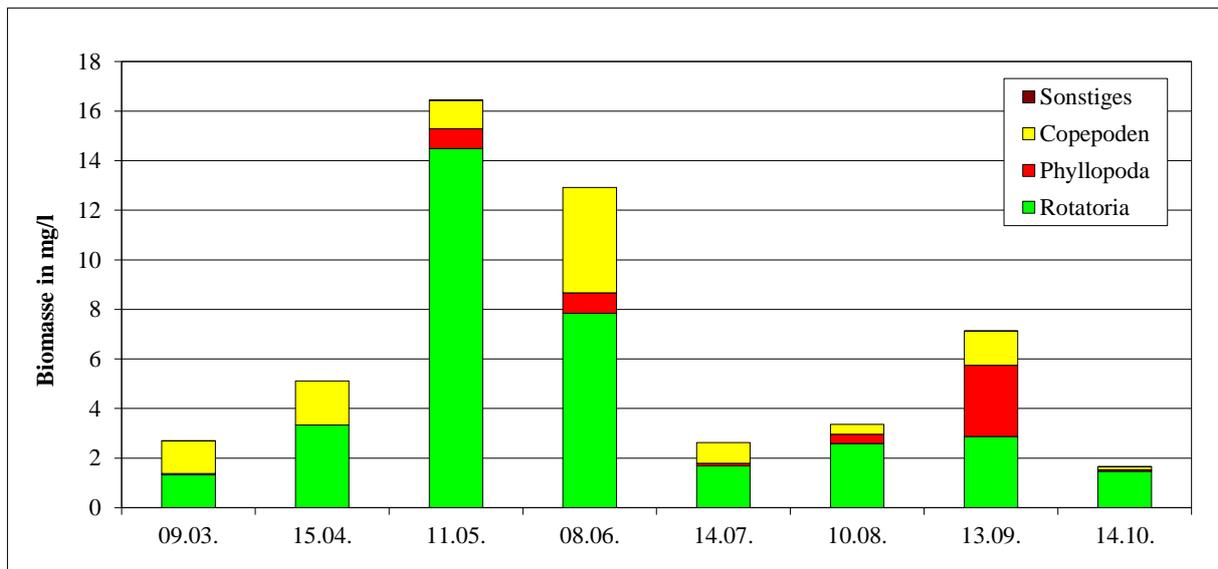


Abb.5.3-59: Zooplanktonbiomassen im Ziegeleiteich 2021

Das Zooplankton im Ziegeleiteich zeigte sich bei den Abundanzen im Jahr 2021 im Vergleich mit 2020 ebenfalls von den Rotatorien geprägt, jedoch lagen generell etwas niedrigere Individuenzahlen vor. Interessant ist, dass im Jahr 2021 im September die Phyllopoden einen größeren Anteil an den Individuenzahlen stellten. Die häufigsten Arten bei den Rotatorien waren 2021 *Polyarthra dolichoptera*, *Keratella cochlearis*, *Brachionus angularis* und *Filinia longiseti*. Die hohen Individuenzahlen der Phyllopoden im September wurden vor allem durch die Art *Bosmina longirostris* getragen, die auch in den übrigen Monaten und bereits im Jahr 2020 weitaus am häufigsten vorkam.

Der Anteil der Phyllopoden an der Biomasse war mit 9,7 %, wie auch im Vorjahr, relativ klein (mittlere Biomasse 0,63 mg/l). Der Prädationsdruck auf die Phyllopoden ist nach wie vor

hoch. Die Copepoden stellten im Jahr 2021 etwa 21,6 % der Biomasse, was ebenfalls einen bemerkenswert niedrigen Anteil darstellt, aber auch schon im Vorjahr so ermittelt wurde (ebenfalls hoher Prädationsdruck). Die häufigsten Arten bei den Copepoden waren *Cyclops strenuus* und *Paracyclops fimbriatus* (beide cyclopid), calanoide Vertreter wurden auch 2021 nicht angetroffen.

Mit einem Anteil $< 50\%$ sind die Copepoden an der mittleren saisonalen Gesamtbio­masse für den Seetyp im Jahr 2021 deutlich unterrepräsentiert, was ebenfalls im Vorjahr schon der Fall war. Die mittlere saisonale Biomasse lag mit etwa $6,5\text{ mm}^3/\text{l}$ (Gesamtbio­masse von $51,9\text{ mm}^3/\text{l}$) auf einem etwas niedrigeren Niveau als noch 2020. Bei der Artenzahl war mit > 50 Arten (davon etwa 30 Rotatorien-Arten) eine im Vergleich zum Vorjahr etwas diversere Zooplankton­gemeinschaft vorhanden. Dem Seetyp entsprechend lässt sich die Zooplankton­zusammen­setzung 2021 einem eher mittleren Niveau zuordnen, wobei im Referenzzustand bis zu 50 Ro­torien-Arten auftreten können. Die Phyllopoden und Copepoden sind ebenfalls noch unter­entwickelt.

Abb.5.3-60 und 5.3-61 zeigen die Bewertungsergebnisse mit dem Tool PhytoLoss 3.1. Das Ge­samtergebnis bzw. Radardiagramm weist ein nur mäßiges Grazing-Potential der Zooplankton­gemeinschaft aus, was auf das unterentwickelte Metazooplankton zurückzuführen ist. Hauptur­sache ist der besonders hohe Prädationsdruck durch Fische ($\text{FPI}=7$), die Futterqualität (FQI bzw. FQIC) ist jedoch ebenfalls nur mäßig.

Die Berechnung weist zusätzlich folgenden Kommentar zu den Daten aus:

Die Bedingungen für ein stärkeres Cladoceren-Wachstum sind gegeben. Das Grazing-Potential der filtrierenden Cladoceren ist aber nur sehr gering ausgeprägt ($\text{CGI}\leq 2$). Kleine Arten oder Stadien dominieren die Cladoceren-Biomasse. Ein übermäßiger Fraßdruck durch Fische und/oder starker abiotischer Stress könnte dafür verantwortlich sein. Der Rotatorien-Anteil an der Biomasse ist ungewöhnlich hoch ($\geq 50\%$). Hinweis auf Sonderbedingungen!

Die Radardiagramme (Abb.5.3-61) der Zooplanktodynamik im Saisonverlauf des Jahres 2021 werden nachfolgend interpretiert.

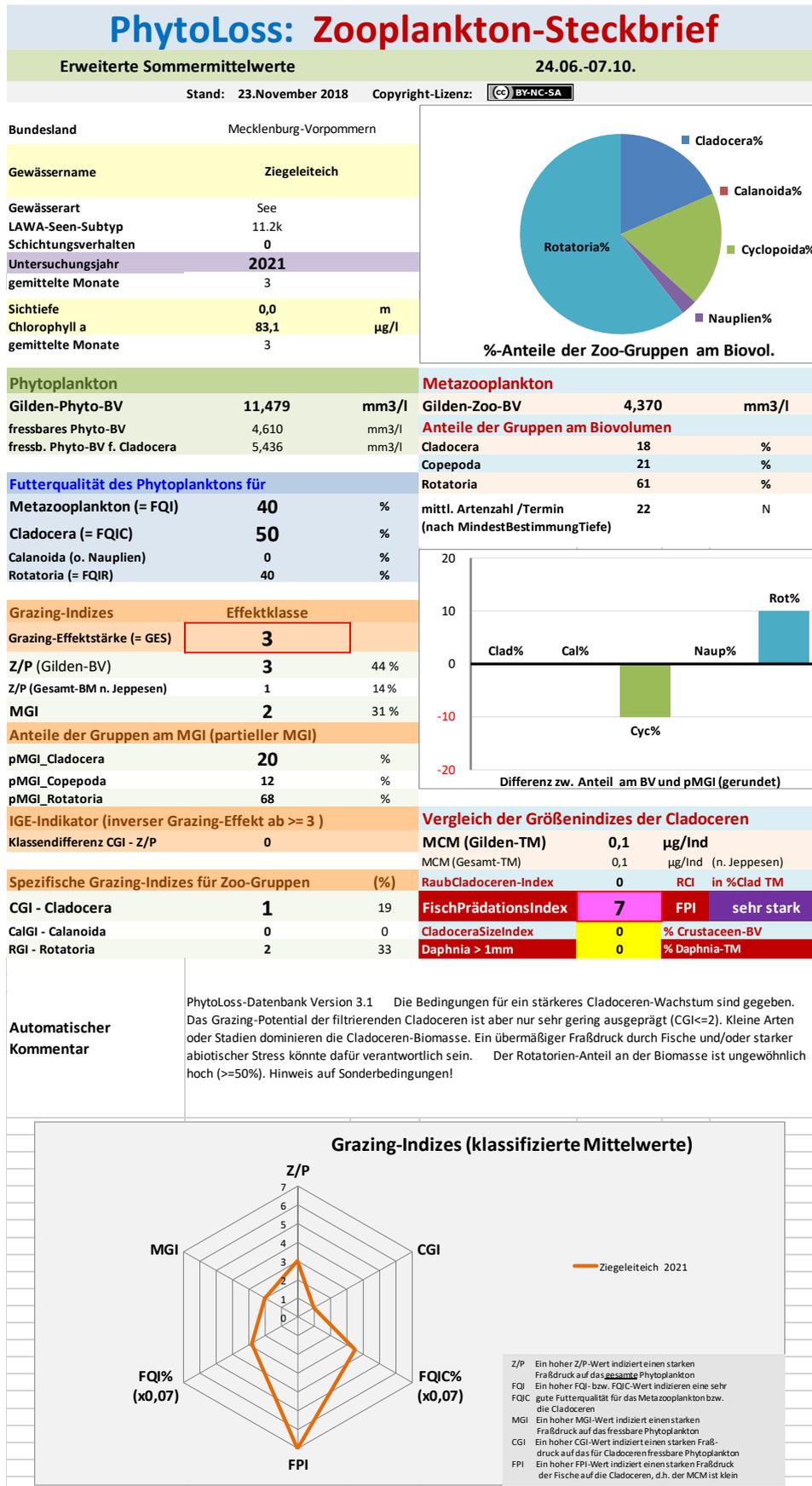


Abb.5.3-60: Steckbrief mit Radardiagramm des Zooplanktons im Ziegeleiteich im Jahr 2021 nach PhytoLoss 3.1 (2021)

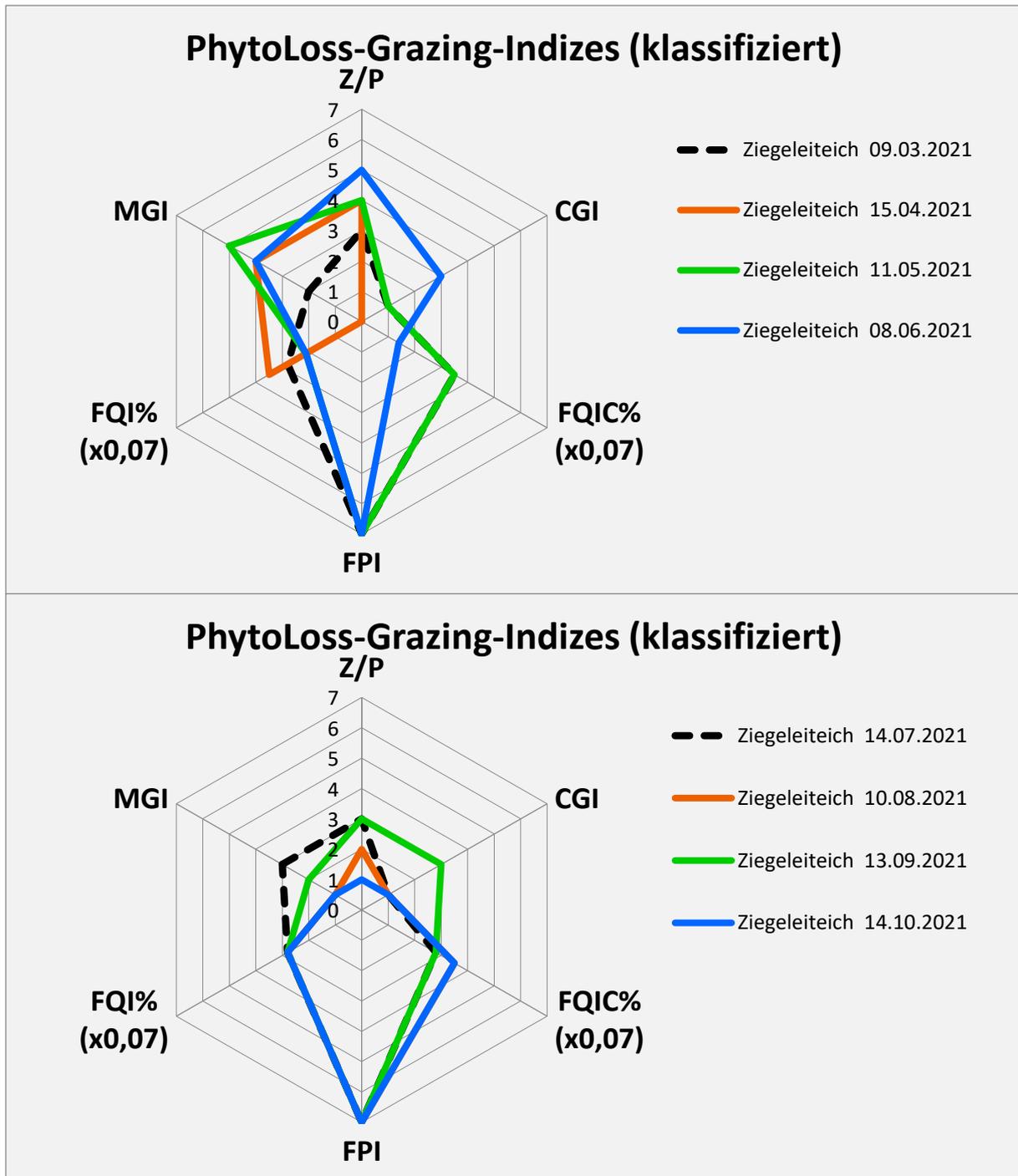


Abb.5.3-61: Einzelne Radardiagramme des Zooplanktons im Ziegeleiteich im Jahr 2021 nach PhytoLoss 3.1 (2021)

Im Ziegeleiteich zeigte sich im Frühjahr 2021 (März) nur eine geringe Entwicklung der Zooplanktongemeinschaft. Auch die Futterqualität (FQI) war im Frühjahr nur mäßig ausgeprägt. Im April war die Futterqualität (FQI bzw. FQIC) sogar besonders schlecht. Folglich war auch das Grazing-Potential (MGI und Z/P) sehr niedrig bzw. für die Cladoceren (CGI) nicht vorhanden. Im Mai zeigte sich eine etwas bessere Qualität des fressbaren Phytoplanktons, jedoch blieb die Entwicklung des Zooplanktons mäßig ausgeprägt, die Cladoceren waren nach

wie vor kaum entwickelt. Der Juni bildete den, wenn auch schwachen, Höhepunkt der Entwicklung von Phyllopoden und Copepoden, die Futterqualität blieb hingegen mäßig (FQI/FQIC). Nachfolgend brach die Zooplanktonpopulation, vor allem die der Phyllopoden, merklich ein und übte bis in den August nur einen marginalen Fraßdruck auf das Phytoplankton aus. Im September war dann nochmals eine leichte Erholung der Phyllopodenpopulation zu erkennen, das Niveau bzw. der Fraßdruck (CGI) blieb jedoch niedrig. Im Oktober spielten Copepoden und Phyllopoden in der Zooplanktongemeinschaft praktisch keine Rolle mehr, der geringe Fraßdruck auf das Phytoplankton wurde vor allem von den Rotatorien ausgeübt (Z/P). Ursächlich für die geringe Entwicklung des Zooplanktons im Jahresverlauf war sicherlich die mangelhafte Qualität des (fressbaren) Phytoplanktons. Jedoch war auch der Fraßdruck auf das Zooplankton (FPI) im Ziegeleiteich fast über die gesamte Saison besonders hoch. Somit war insgesamt der Druck auf das Zooplankton als sehr stark zu bezeichnen.

Entwicklung der Planktongemeinschaft

Das Phytoplankton zeigt im Ziegeleiteich einen eindeutigen Trend hin zu den Cyanophyceen (Blaualgen) (Abb.5.3-62). In den Jahren 1995 und 2008 waren die Anteile der Blaualgen noch gering, die Grünalgen und Diatomeen stellten dagegen größere Anteile, insbesondere im Jahr 1995 mit den höchsten Biomasseanteilen auch die Euglenophyceen. Die Euglenophyceen scheinen für den See charakteristisch und stellen in allen Jahren nennenswerte Anteile. Die Anteile der Diatomeen haben dagegen eher abgenommen (vor allem 2018 und 2021), die der Grünalgen eher zugenommen. Auch die Dinophyceen sind zumindest seit 2020 deutlicher vertreten. Die Biomasse war in allen Untersuchungsjahren mit $> 50 \text{ mm}^3/\text{l}$ bis zu etwa $110 \text{ mm}^3/\text{l}$ im Jahr 2020 sehr hoch. Der See besitzt praktisch keine submersen Makrophyten, demzufolge stehen eingetragene Nährstoffe in Gänze dem Phytoplankton zur Verfügung, dessen Auswirkung auf die Höhe der Biomasse und der Zusammensetzung des Phytoplanktons hier ersichtlich ist.

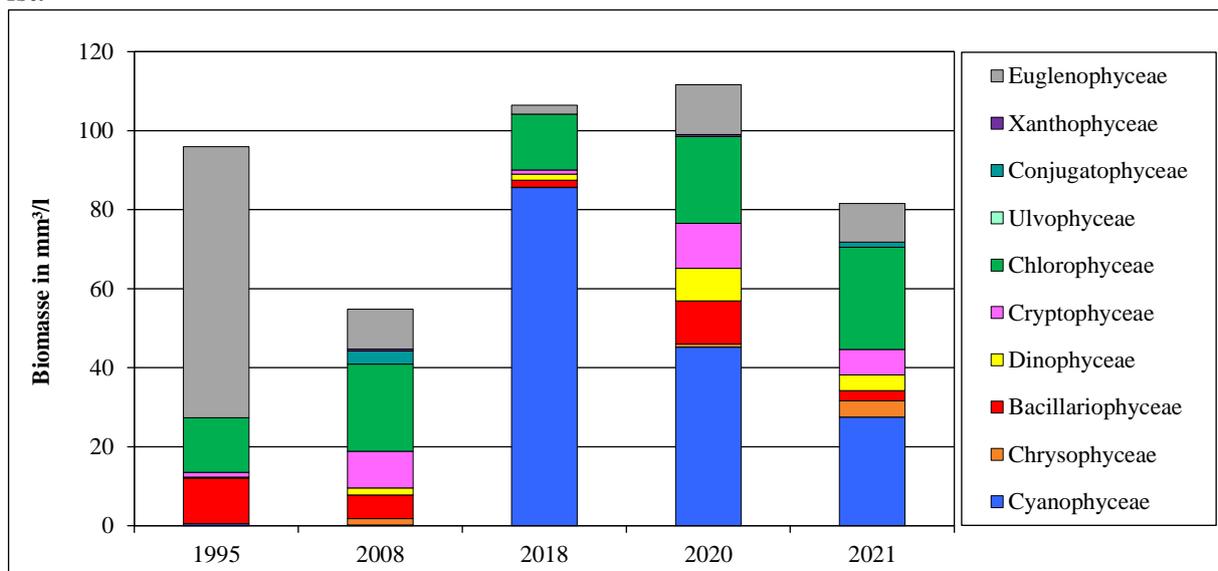


Abb.5.3-62: Entwicklung der Biomasse und der Zusammensetzung des Phytoplanktons im Ziegeleiteich seit 1995

Für den Ziegeleiteich sind Altdaten für das Zooplankton nur von 1995 verfügbar (Gutachten BIOPLAN 1995) (Abb.5.3-63). Die Grafik zeigt die Mittelwerte der Gesamtbiomasse. Die Rota-torien bestimmen den Ziegeleiteich in allen Untersuchungsjahren. Die Phyllo-poden sind nach wie vor nur marginal vertreten. Die Copepoden konnten im Vergleich zu 1995 einige Anteile an der Biomasse gewinnen, sind aber ebenfalls noch deutlich unterrepräsentiert. Vermutlich liegt hier ein langjähriger sehr hoher Prädationsdruck, in Kombination mit einer mangelhaften Futterqualität (fressbares Phytoplankton), vor, was die Ausbildung einer seetypischen ausge-wogenen Zooplanktonzusammensetzung nicht zulässt.

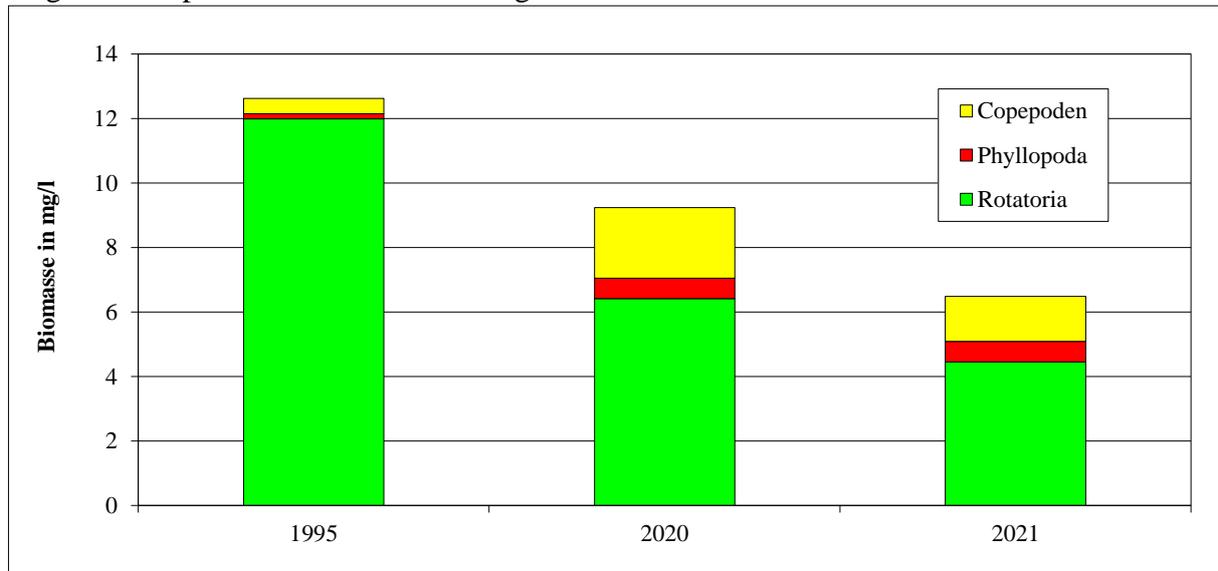


Abb.5.3-63: Entwicklung der Biomasse (MW) und der Zusammensetzung des Zooplanktons im Ziegeleiteich in den Jahren 1995, 2020 und 2021

5.3.3.2 MAKROPHYTEN

5.3.3.2.1 METHODEN

Zur Erfassung des Makrophytenbestands im Ziegeleiteich wurden am 05.08.2020 der gesamte Uferbereich des Sees mit dem Boot abgefahren und mit Echolot und Teleskopharke die vorkommenden Makrophyten aufgenommen und mittels einer Übersichtskartierung ausgewertet.

Die taxonomische Ansprache der Arten erfolgte nach ROTHMALER et al. (2002) bzw. KRAUSCH (1996); weiterhin wurde der Bestimmungsschlüssel von VAN DEN WEYER & SCHMIDT (2012) verwendet.

5.3.3.2.2 ERGEBNISSE

Abb.5.3-64 zeigt die Lage der vorgefundenen submersen Makrophyten im Ziegeleiteich. Im Fotoarchiv im digitalen Anhang sind weitere Aufnahmen typischer, im See vertretener Makro-phytenarten enthalten, die im Gutachten nicht bebildert dargestellt werden.

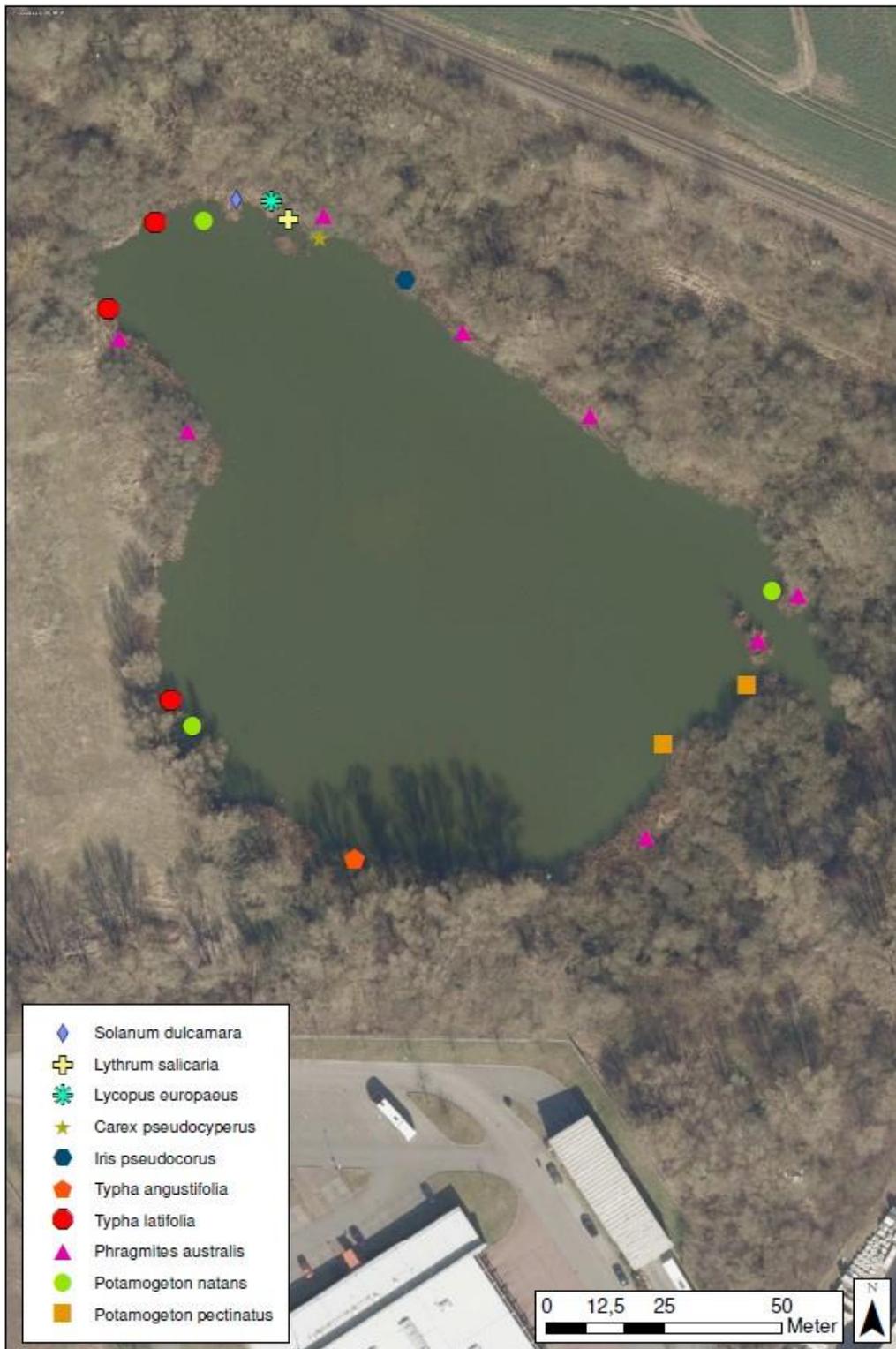


Abb.5.3-64: Übersicht der Verbreitung der Makrophytenvegetation im Ziegeleiteich 2020

Artenspektrum

Bei der Kartierung am 05.08.2020 wurden insgesamt 12 Arten im See und Uferbereich aufgenommen, wovon 2 Arten als submers wachsend einzustufen sind (Tab.5.3-5). Nach der Roten Liste M-V gefährdete Arten wurden nicht gefunden.

Tab.5.3-5: Liste der im Ziegeleiteich 2020 gefundenen Makrophytenarten

DV-Nr.	Gattung / Art	Habitus*
2923	<i>Carex pseudocyperus</i>	e
2017	<i>Iris pseudocorus</i>	e
2578	<i>Typha latifolia</i>	e
2059	<i>Typha angustifolia</i>	e
2718	<i>Lycopus europaeus</i>	e
2985	<i>Lythrum salicaria</i>	e
2022	<i>Phragmites australis</i>	e
2010	<i>Potamogeton natans</i>	s
2001	<i>Potamogeton pectinatus</i>	s
2979	<i>Solanum dulcamara</i>	e
2635	<i>Salix alba</i>	e
2632	<i>Salix cinerea</i>	e

* e = emers, s = submers

Im Ziegeleiteich konnten 2020 nur 2 submerse Arten, Vertreter der Laichkräuter *Potamogeton natans* und *Potamogeton pectinatus*, gefunden werden (Abb.5.3-65). Die untere Verbreitungsgrenze (UVG) lag bei 1,20 m (*Potamogeton pectinatus*).



Abb.5.3-65: Einzige im Ziegeleiteich 2020 vorkommende Arten der submersen Makrophyten; links: *Potamogeton pectinatus*, rechts: *Potamogeton natans*

5.3.3.3 MAKROZOOBENTHOS

Die Probenahme erfolgte an 3 Terminen (04.03., 07.07. und 09.09.2020) vom Boot aus mit einem Ekman-Birge-Kastengreifer an 3 ufernahen Stationen (Abb.5.3-66). Die Wassertiefen lagen dort zwischen 0,6 und 2,1 m, so dass die Sauerstoffversorgung selbst im Hochsommer bodennah durchgängig gegeben war.



Station	RW	HW
B1	32657107	5947620
B2	32657200	5947596
B3	32657111	5947689

Abb.5.3-66: Probenahmestellen Makrozoobenthos Ziegeleiteich 2020 (Koordinaten

Insgesamt wurden im Jahr 2020 lediglich 6 Taxa in den Proben gefunden (Tab.5.3-6). Die Einzelergebnisse sind im Anhang enthalten.

Die artenreichste und zugleich auch abundanzstärkste Gruppe stellten die Dipteren (Mücken und Fliegen) dar. Ein Maximum von 1.422 Ind./m² von auf und kurz über dem Sediment lebenden Büschelmückenlarven *Chaoborus* sp. wurde am 04.03.2020 an der am Westufer gelegenen Station B1 festgestellt. Einen ähnlich hohen Abundanzwert (1.444 Ind./m²) erreichten im Juli an Station B3 auch Enchyträen, kleine, im Sediment lebende Wenigborster/Würmer.

Tab.5.3-6: Gesamtartenliste Makrozoobenthos Ziegeleiteich 2020

DV-Nr.	Taxa	B1	B2	B3	gesamt
	Annelida - Ringelwürmer				
	Oligochaeta (Wenigborster)				
1365	Enchytraeidae	x		x	x
1013	Tubificidae Gen sp.	x	x	x	x
	Insecta - Insekten				
	Diptera (Zweiflügler)				
20916	Ceratopogonidae Gen sp.	x		x	x
481	<i>Chaoborus</i> sp.	x	x		x
910	Chironomini Gen. sp.	x	x	x	x
502	Tanypodinae Gen sp.	x	x	x	x
	gesamt	6	4	5	6

Insgesamt erwies sich das Makrozoobenthos als stark verarmt. Es handelt sich ausschließlich um anspruchslose Arten mit der Fähigkeit zeitweise auftretenden Sauerstoffmangel zu überbrücken. Blaualgenblüten, hohe Wassertemperaturen im Sommer und das Fehlen von Wasserpflanzen erschweren die Situation für Makrozoobenthosorganismen zusätzlich.

5.3.3.4 FISCHERIE

5.3.3.4.1 METHODEN

Die Probefischung fand als Elektrofischung der Uferbereiche, kombiniert mit dem Ausbringen von Stellnetzen verschiedener Maschenweite, am Vormittag des 02.11.2021 statt. Für die praktischen fischereilichen Arbeiten wurde Herr Volker Worschech (Ing. Binnenfischerei) gebunden, das Vermessen der Fische an Land wurde durch bioplan ausgeführt (Abb.5.3-67).

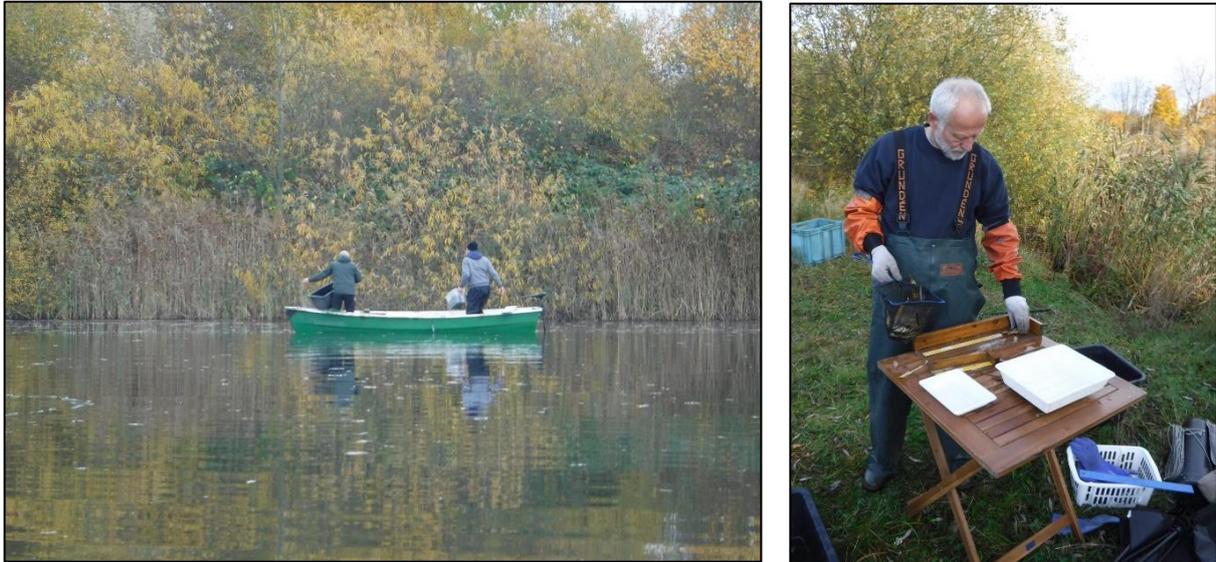


Abb.5.3-67: Ausbringen der Stellnetze (links) und Vermessen und Wiegen der Fische an Land (rechts) im/am Ziegeleiteich 2021

Gefischt wurde mit einem motorgetriebenen E-Fischereigerät Typ FEG 5000 (5 KW). Dabei wurden alle Uferbereiche befahren. Die Netze, die vor Beginn der E-Befischung ausgebracht wurden, standen 3 Stunden. Eingesetzt wurden Netze mit folgenden Maschenweiten und Längen:

MW 70 mm = 50 m

Multimaschennetze = 2 x 30 m.

Abb.5.3-68 enthält eine Karte mit dem Verlauf der Stellnetzwerke.



Abb.5.3-68: Verlauf der Stellnetzwerke bei der Probefischung im Ziegeleiteich am 02.11.2021

5.3.3.4.2 ERGEBNISSE

Mit den Stellnetzen und dem E-Fischereigerät wurden im Ziegeleiteich insgesamt 14,4 kg Fisch gefangen (Tab.5.3-7). Der Fang setzte sich aus 5 Arten zusammen.

Bezogen auf die Anzahl waren Karauschen (92 Stück), Plötze (86) und Moderlieschen (76) die häufigsten Arten.

Tab.5.3-7: Fangzusammensetzung Ziegeleiteich 2021, geordnet nach Fanggewicht

	Biomasse in g	Anzahl	% Biomasse
Giebel	7.175	67	50,0
Karause	2.444	92	17,0
Schlei	2.376	11	16,6
Plötze	2.361	86	16,4
Moderlieschen	135	76	0,9
gesamt	14.356	256	100,0

Bezogen auf das Gewicht war mit deutlichem Abstand Giebel (7,2 kg) am stärksten vertreten, gefolgt von Karause (2,4 kg), Schlei (2,4 kg), Plötze (2,4 kg) und Moderlieschen (0,13 kg). Die Einzelergebnisse sind in der Tabelle im Anhang aufgelistet. Abb.5.3-69 zeigt eine Übersicht zu den gewichtsbezogenen prozentualen Anteilen der gefangenen Arten.

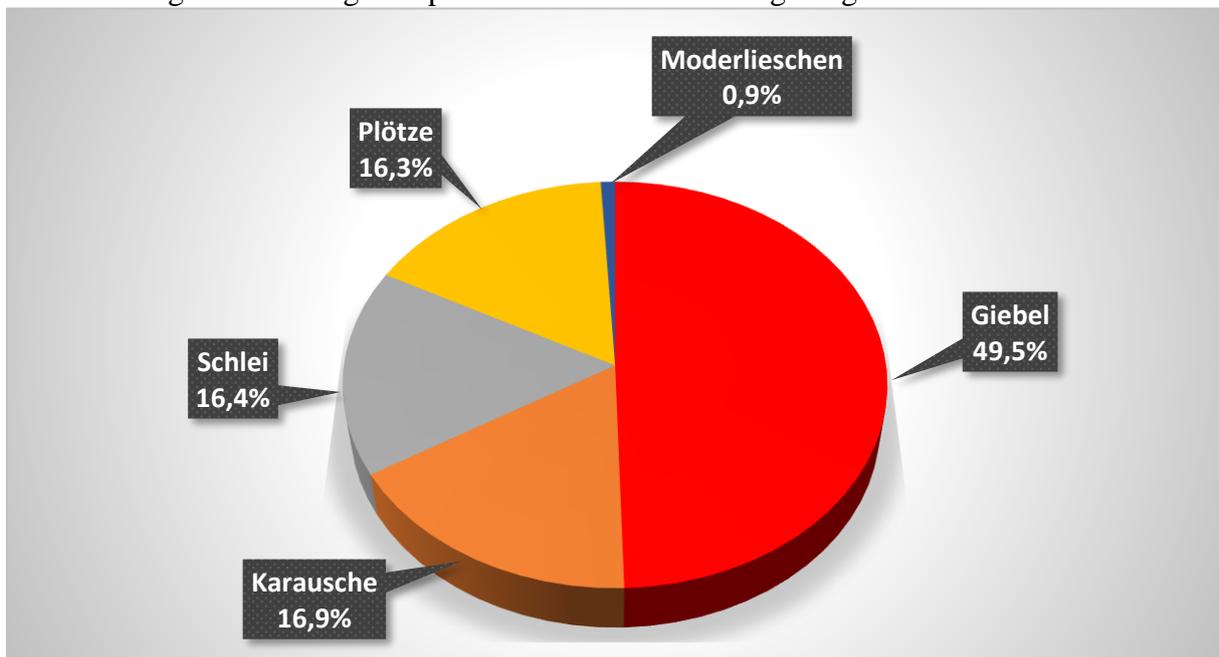


Abb.5.3-69: Prozentuale Anteile der Einzelarten am Gesamtfang (gewichtsbezogen) im Ziegeleiteich 2021

In den Stellnetzen verfangen hatten sich zudem 3 Amerikanische Flusskrebse (*Orconectes limosus*). Abb.5.3-70 enthält Fotos von den gefangenen Arten.



Abb.5.3-70: Fotos der im Ziegeleiteich 2021 gefangenen Arten, von links oben nach rechts unten: Gibel, Karasche, Schlei, Plötze, Moderlieschen, Amerikanische Flusskrebse

5.3.3.4.3 BEWERTUNG

Der Ziegeleiteich ist kein Angelgewässer und es findet auch kein Fischbesatz statt, so dass davon auszugehen ist, dass der vorhandene Bestand den Lebensverhältnissen im Teich weitgehend entspricht. Gibel und Karasche sind ein Artenpaar, das für stehende Flachgewässer mit bestenfalls mäßigem Pflanzenbewuchs typisch ist. Beide Arten vertragen sommerliche und auch winterliche Sauerstoffmangelsituationen (unter Eis) besser als andere Arten und bilden

daher im Teich auch etwa $\frac{2}{3}$ der Fischbiomasse ab. Während Giebel in nahezu allen Größenklassen gefangen wurden (6 - 36 cm), lag das Größenspektrum bei den Karauschen nur zwischen 5 und 17 cm (Abb.5.3-71). Das kann ein Zufall sein, es spricht aber Vieles dafür, dass es sich hier um eine Verbüttung (Kleinwüchsigkeit durch Nahrungs- bzw. Platzmangel, innerartliche Konkurrenz) handelt. Karauschen können unter optimalen Bedingungen durchaus Größen > 30 cm erreichen. Die Ursache für die Kleinwüchsigkeit ist im Raubfischmangel zu sehen. Hechte und auch Flussbarsche überstehen die Extremsituationen mit starken Blaualgenblüten deutlich schlechter und können sich auf Dauer nicht etablieren.

Auch die anderen Arten (Plötze, Moderlieschen und Schlei) zeigen vergleichsweise hohe Toleranzen in Bezug auf starke Algenblüten und „passen daher ins Bild“.

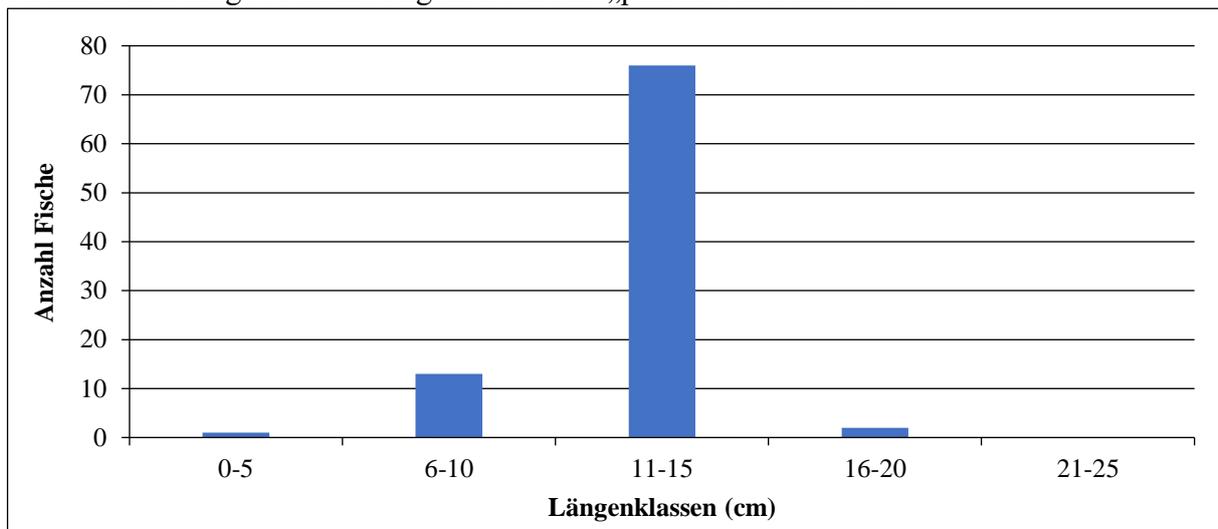


Abb.5.3-71: Längenverteilung der Karauschen im Fang 2021 im Ziegeleiteich (n = 92)

5.3.4 QUALITÄT UND QUANTITÄT DES SEESSEDIMENTS UND UNTERSUCHUNGEN ZUR ROLLE DES SEDIMENTS ALS QUELLE FÜR EINE INTERNE P-BELASTUNG IM ZIEGELEITEICH

5.3.4.1 METHODEN

Zur Beschreibung von Menge und Qualität des Sediments im Ziegeleiteich sind in den Jahren 2020/2021 verschiedene spezielle Untersuchungen durchgeführt worden. Die Schlammächtigkeit wurde orientierend durch mechanische Sondierungen in 4 in Längs- und 4 in Querrichtung gelegenen Schnitten erfasst. Die mechanische Sondierung erfolgte wie bereits im Kap.5.2.4.1 beschrieben.

Die konkrete Position der sondierten Punkte wurde jeweils mit GPS aufgenommen und diesen Punkten die ermittelte Wassertiefe (Echolot) und Schlammächtigkeit zugeordnet. Aus den gewonnenen Daten sind für 2 Einzelschnitte Profilzeichnungen erstellt worden (vgl. Abb. 5.3-73 und Abb.5.3-74). Die Lage der Sondierschnitte zeigt Abb.5.3-72. Die Daten der anderen Schnitte sind in Tabellenform im Anhang enthalten.

Zur Erfassung der Sedimenteigenschaften wurden an der tiefsten Stelle (Abb.5.3-3 und Tab. 5.3-1) mit einem Limnos-Sedimentstechrohr aus 0-60 cm (Horizonte 0-30 cm, 30-60 cm) an 3 Terminen (18.03., 10.06. und 09.09.2020) Sedimentproben entnommen und nachfolgend von

der KIWA GmbH (Kessin) bezüglich der allgemeinen Sedimentparameter in der Gesamtfraction analysiert. Die Proben der Septemberbeprobung wurden weitergehend bezüglich ihres Gehalts an organischen Spurenstoffen und Schwermetallen analysiert.



Abb.5.3-72: Lage der Schnitte zur Ermittlung der Schlammmächtigkeit im Ziegeleiteich

Als allgemeine Sedimentparameter wurden bestimmt: Trockenmasse (+ Gefrietrockenrückstand), Glühverlust, TOC, TIC, CaCO_3 , TP, TN, Fe, Mn. Die weitergehende Analytik beinhaltete Schwermetalle, Organochlorpestizide, Polychlorierte Biphenyle, Pentachlorphenol und Polzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (EPA). Die verwendeten Analysemethoden und alle Messergebnisse sind in den Analyseprotokollen im Anhang aufgeführt.

Um die Rolle des Sediments hinsichtlich einer internen Düngung durch Phosphatrücklösung abschätzen zu können, wurde an der tiefsten Stelle jeweils monatlich, im Jahr 2020 im März, Mai, Juli und September und im Jahr 2021 ganzjährig, das Interstitialwasser der obersten 2 cm des Sediments sowie das unmittelbar überstehende Tiefenwasser auf $\text{o-PO}_4\text{-P}$ untersucht und aus der Differenz nach dem 1. Fickschen Diffusionsgesetz die Phosphatrücklösung errechnet (SINKE et al. 1990 bzw. LEWANDOWSKI et al. 2002). Zur Abschätzung der Gesamteintragsmenge an Phosphor über Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment wurden die Messdaten auf die infrage kommenden Seeflächen des entsprechenden Tiefenbereichs hochgerechnet.

5.3.4.2 ERGEBNISSE

5.3.4.2.1 SEDIMENTSTÄRKE

Die Schlammmächtigkeit im Ziegeleiteich lag im Bereich der tiefsten Stelle bei etwa 1,1 m. Ansonsten betrug die Schlammmächtigkeit zumeist zwischen 0,2 und 0,5 m, wobei am Südwestufer teilweise auch Mächtigkeiten $> 1,0$ m festgestellt wurden (Abb.5.3-73 und 5.3-74).

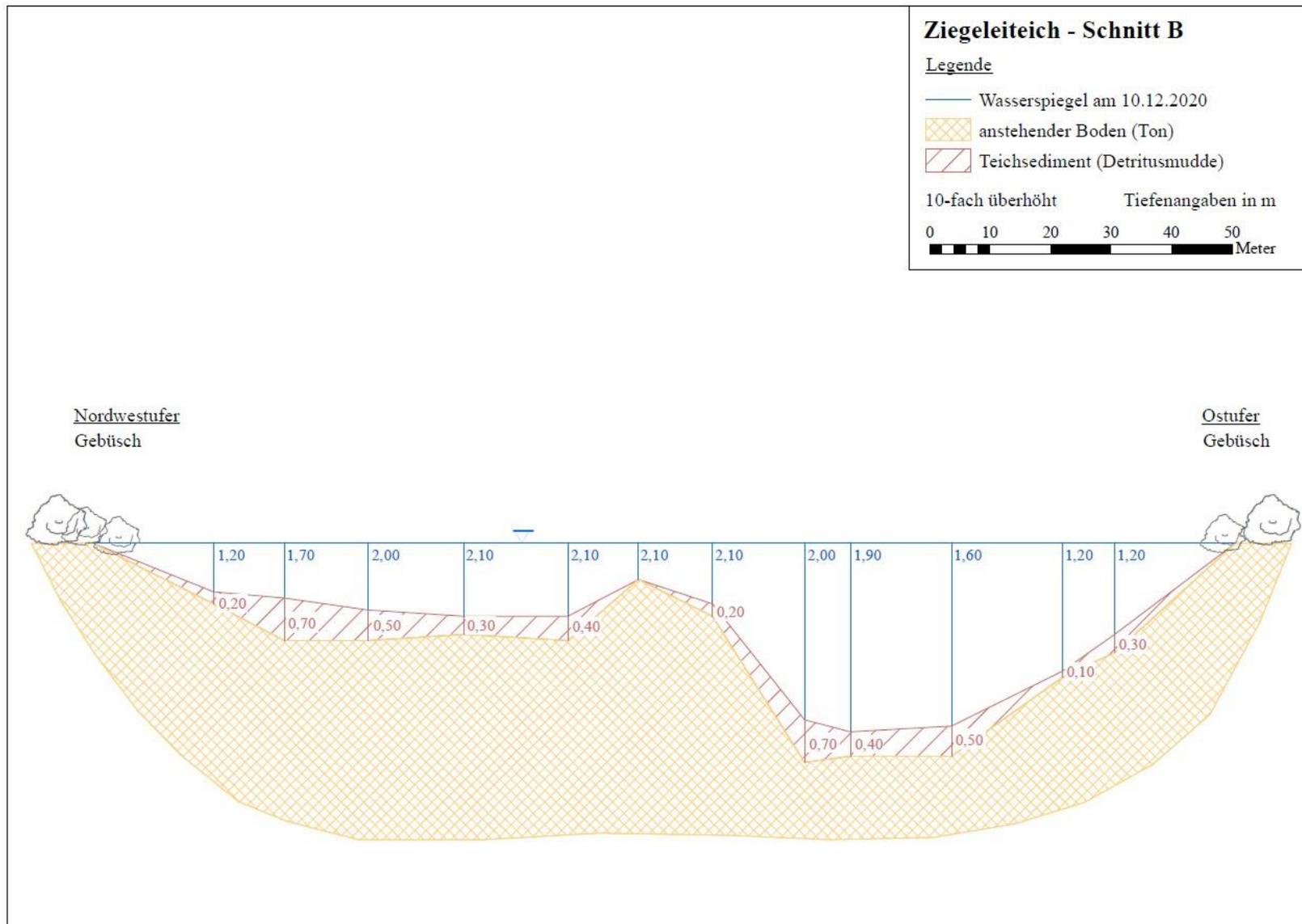


Abb.5.3-73: Schlammmächtigkeit im Ziegeleiteich (Schnitt B)

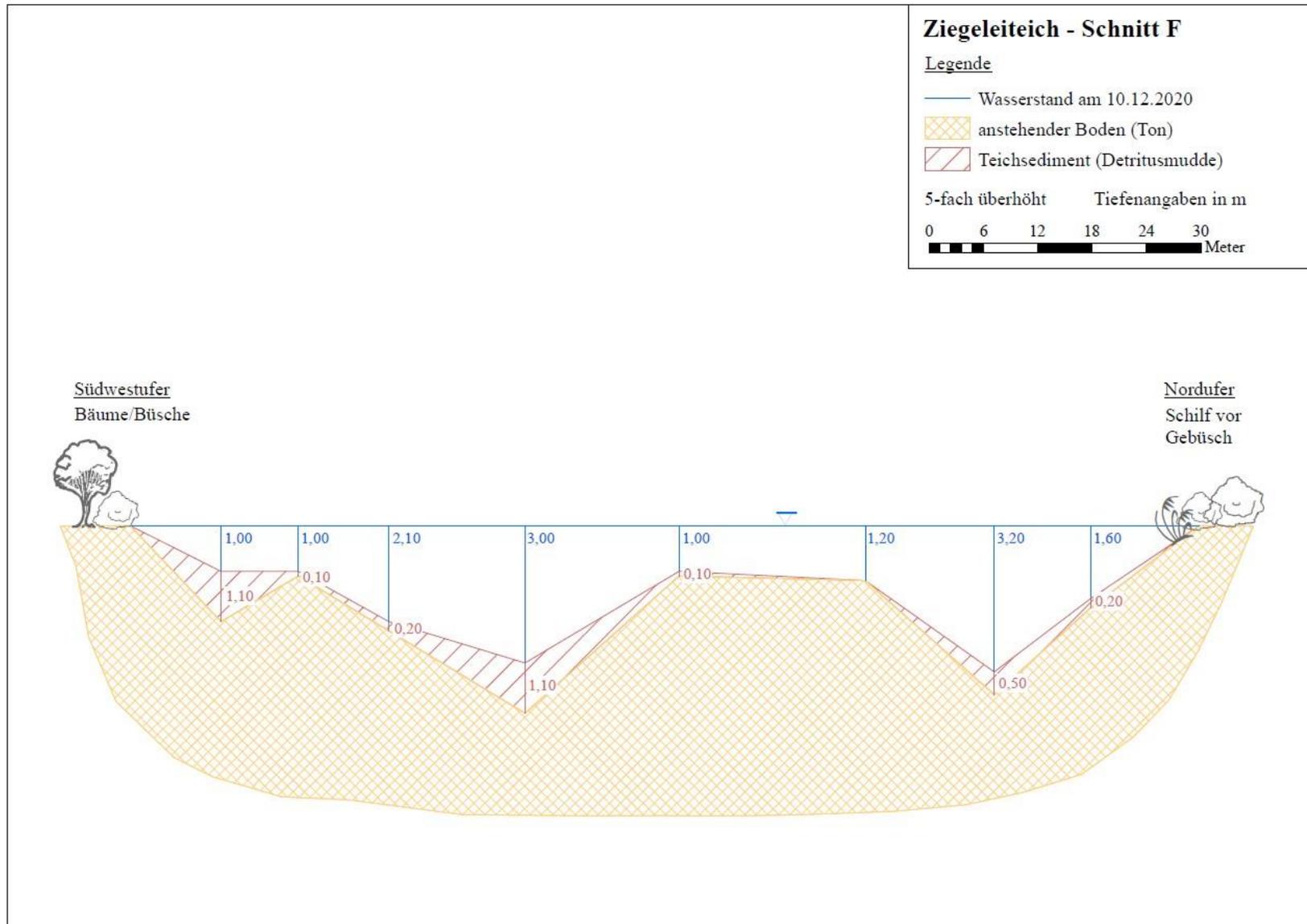


Abb.5.3-74: Schlammmächtigkeit im Ziegeleiteich (Schnitt F)

5.3.4.2.2 SEDIMENTQUALITÄT

Die Ergebnisse der allgemeinen Charakterisierung des Sediments des Ziegeleiteichs sind der Tab.5.3-8 zu entnehmen. Alle Analysenwerte sind vollständig im Anhang beigefügt.

**Tab.5.3-8: Allgemeine Charakterisierung des Oberflächensediments (0-60 cm) an 3 Probenahmetermi-
nieren im Ziegeleiteich 2020**

Probe (18.03.2020)	TM	Glüh- verlust	Wasser- gehalt	CaCO ₃	TOC	TIC	TP	TN	Fe	Mn
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)
MST1 (0-30 cm)	12,6	24,4	87,4	7,2	12	0,77	2.400	12.000	19.000	340
MST1 (30-60 cm)	25,0	17,6	75,0	7,2	9,1	0,86	2.700	8.200	24.000	440
Probe (10.06.2020)	TM	Glüh- verlust	Wasser- gehalt	CaCO ₃	TOC	TIC	TP	TN	Fe	Mn
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)
MST1 (0-30 cm)	12,2	26,4	87,8	9,8	13	1,2	4.300	11.000	27.000	500
MST1 (30-60 cm)	20,8	19,7	79,2	9,4	9,2	1,1	3.800	8.100	30.000	510
Probe (09.09.2020)	TM	Glüh- verlust	Wasser- gehalt	CaCO ₃	TOC	TIC	TP	TN	Fe	Mn
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)	(mg/kg TM)
MST1 (0-30 cm)	12,4	25,9	87,6	7,0	13	0,84	2.800	11.000	21.000	380
MST1 (30-60 cm)	29,7	16,7	70,3	6,1	10	0,74	2.100	7.300	24.000	370

Die Trockensubstanzgehalte im Ziegeleiteich lagen zwischen 12,2 und 29,7 % (höhere Werte in der Tiefenfraktion > 30 cm). Die organischen Gehalte bewegten sich zwischen 16,7 und 26,4 %. Die CaCO₃-Gehalte lagen im Mittel bei 7 % (maximal 9 %) und waren damit sehr niedrig. Abb.5.3-75 zeigt ein Foto vom äußeren Erscheinungsbild des Sediments bei der Probenahme an der tiefsten Stelle.

Die potenzielle Rückwirkung des Sediments auf den Trophiezustand des Gewässers durch Rücklösungsprozesse lässt sich über den Phosphorgehalt des Sediments einschätzen. Der P-Gehalt im Trockenrückstand lag zwischen 2.100 und 4.300 mg P/kg TM, was keine erhöhten P-Gehalte darstellt. Die Gehalte beim Gesamtstickstoff lagen zwischen 7.300 und 12.000 mg N/kg TM und sind nicht auffällig.

Die Ergebnisse der Schadstoffuntersuchungen der Sedimente zeigten bei einem Vergleich der Metalle mit den Vorgaben der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 2017), dass nicht alle Grenzwerte unterschritten werden (Tab.5.3-9). Auffällig ist vor allem der Gehalt an Cadmium (2,2 mg/kg), der über dem Grenzwert der Klärschlammverordnung (1,5 mg/kg) lag. Damit wurde auch der EU-Grenzwert von 2 mg/kg überschritten.

In Tab.5.3-10 ist der Vergleich mit den in der LAGA (Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Abfall) geltenden Grenzwerten für die Entsorgung von Bodenaushub dargestellt. Das Sediment lässt sich auf Grund der Gehalte an Cadmium und Zink nach LAGA Z1.2 einstufen.

Ein Vergleich der Sedimentprobe mit den gemittelten Schadstoffwerten aus den Sedimenten von 50 Seen aus M-V (TÜV 1999) zeigte Auffälligkeiten bei diversen Metallen wie Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer und Zink (Tab.5.3-11). Auch bei einem Vergleich mit weiteren Hintergrundwerten nach BAUMANN et al. (1991) befanden sich ebenfalls die Gehalte dieser Metalle (Blei, Cadmium, Zink) deutlich darüber (Tab.5.3-11). Auch beim Ziegeleiteich lag eine langjährige Praxis der Einleitung von industriellen Abwässern vor, die ursächlich für die ermittelten Schadstoffgehalte sind.



Abb.5.3-75: Sediment an der tiefsten Stelle

Tab.5.3-9: Vergleich der im Sediment des Ziegeleiteichs (Mischprobe 0-60 cm) gefundenen Metallgehalte mit den Grenzwerten der Klärschlammverordnung (Angaben in mg/kg TM)

		Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
GW-Abf-KlärV		150	1,5	300	900	80	1	4.000
EU bis 2025		200	2	600	600	100	2	1.500
Ziegeleiteich	MST1	75	2,2	28	94	21	< 0,1	320

Tab.5.3-10: Vergleich der im Sediment des Ziegeleiteichs (Mischprobe 0-60 cm) gefundenen Metallgehalte mit der LAGA-Verordnung (Angaben in mg/kg)

LAGA		Arsen	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Z0		20	100	0,6	50	40	40	0,3	120
Z1.1		30	300	1	100	100	100	1	300
Z1.2		50	500	3	200	200	200	3	500
Z2		150	1.000	10	600	600	600	10	1.500
Ziegeleiteich	MST1	9,4	75	2,2	28	94	21	< 0,1	320

Tab.5.3-11: Vergleich der in den Sedimentproben des Ziegeleiteichs (Mischprobe 0-60 cm) gefundenen Schadstoffgehalte mit verfügbaren Richtwerten aus der Literatur (alle Angaben in mg/kg TM)

	MST1	MW M-V TÜV NORD (1999)	Hintergrund- werte nach BAUMANN et al. (1991)
Arsen	9,4	6,9	10 - 13
Blei	75	58	15 - 34
Cadmium	2,2	1,0	0,15 - 0,50
Chrom	28	17	47 - 116
Kupfer	94	42	15,6 - 51
Nickel	21	13	21 - 68
Quecksilber	< 0,1	0,24	0,14 - 0,50
Zink	320	153	82 - 118
PAK ₁₆	9,6	2,46	
PCB ₇	n.n.	0,086	

Überschreitung im Vergleich zu den gemittelten Schadstoffwerten aus den Sedimenten von 50 Seen aus M-V (TÜV 1999)

Im Zuge des Abwägens einer möglichen Nutzung des Baggerguts für die landwirtschaftliche Verwertung müssen bestimmte Kriterien berücksichtigt werden. Generell gilt als Voraussetzung für eine landwirtschaftliche Nutzung von Baggergut neben der Forderung der Schadlosigkeit (Schadstoffparameter dürfen 70 % des entsprechenden Vorsorgewerts der Bodenschutzverordnung nicht überschreiten, vgl. Tab.5.3-12) auch die Forderung der Nützlichkeit. Diese gilt als erfüllt, wenn der Tongehalt > 10 %, die organische Substanz > 10 % TM oder der Calciumcarbonatgehalt > 5 % beträgt.

Mit einem organischen Gehalt von durchschnittlich etwa 20 % TM und einem Kalkanteil (CaCO₃) von etwa 8 % erreicht das Oberflächensediment des Ziegeleiteichs für 2 der 3 Parameter die Kriterien der Nützlichkeit. Die Tonfraktion wurde nicht analysiert.

Für die landwirtschaftliche Verwertung erfolgt allerdings auch eine Differenzierung nach der Beschaffenheit der Böden, auf denen das Material ausgebracht werden soll. Hinsichtlich der Metalle und organischen Schadstoffe wird die Aufbringungsmenge durch die Einstufung des Ackerbodens beeinflusst (Tab.5.3-12). Auf Grund des hohen Cadmiumgehalts, aber auch der Bleibelastung sowie des erhöhten Kupfer- und Zinkgehalts, ist das Sediment des Ziegeleiteichs in keiner Weise für eine Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen geeignet. Auch der Grenzwert der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) für die Ausbringung auf Ackerböden wird, unabhängig vom Humusgehalt, überschritten.

Tab.5.3-12: Vergleich der im Sediment des Ziegeleiteichs (Mischprobe 0-60 cm) ermittelten Schadstoffgehalte mit dem 70 %-Vorsorgewert nach BBodSchV (alle Angaben in mg/kg TM)

Bodenart	Cadmium	Blei	Chrom	Kupfer	Quecksilber	Nickel	Zink
Lehm/Schluff	0,70	49	42	28	0,35	35	105
Sand	0,28	28	21	14	0,07	10,5	42
MST1	2,2	75	28	94	< 0,1	21	320

Boden	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	Benzo(a)pyren	Polyzyklische Aromatische KW (PAK ₁₆)
Humusgehalt > 8 %	0,070	0,70	7,0
Humusgehalt < 8 %	0,035	0,21	2,1
MST1	n.n.	0,10	9,6

5.3.4.2.3 PHOSPHATRÜCKLÖSUNG AUS DEM SEDIMENT

In flachen Seen wie dem Ziegeleiteich kann die Rücklösung von Nährstoffen aus den Sedimenten einen entscheidenden Faktor im Eutrophierungsprozess darstellen. Über Jahre in den See eingetragene und im Sediment abgelagerte Nährstoffe können so selbst bei einer deutlichen Reduzierung externer Einträge eine Verbesserung der Wassergüte verhindern. Diese Rücklösungsprozesse sind an bestimmte Umgebungsbedingungen wie niedrige Gehalte an gelöstem Sauerstoff, hohe pH-Werte, hohe Temperaturen und geringe Sorptionskapazität des Sediments bei nährstoffreichen Sedimenten gekoppelt (UHLMANN 1985, RIPL 1980 und 1982, KLEIN UND KÜHN 1982, TRESENOW 1979, HUPFER et al. 1997, LEWANDOWSKI, SCHAUSER UND HUPFER 2002 u.v.a.).

Tab.5.3-13 und Abb.5.3-76 zeigen die Ergebnisse der Analyse nach PSENNER et al. (1988) im Ziegeleiteich.

Tab.5.3-13: P-Gehalte im Sediment des Ziegeleiteichs in einer Tiefe von 0-60 cm (Mittelwerte aus 3 Probenahmeterminen) in mg/kg in verschiedenen Bindungsformen

Fraktion	MST1 (0-30 cm)	MST1 (30-60 cm)	Verfügbarkeit
NH ₄ -Cl-P	168	89	
BD-P	928	340	
NaOH-SRP	1125	1156	
NaOH-NRP	282	87	
HCl-P	902	550	
refrakt. Rest	1	2	

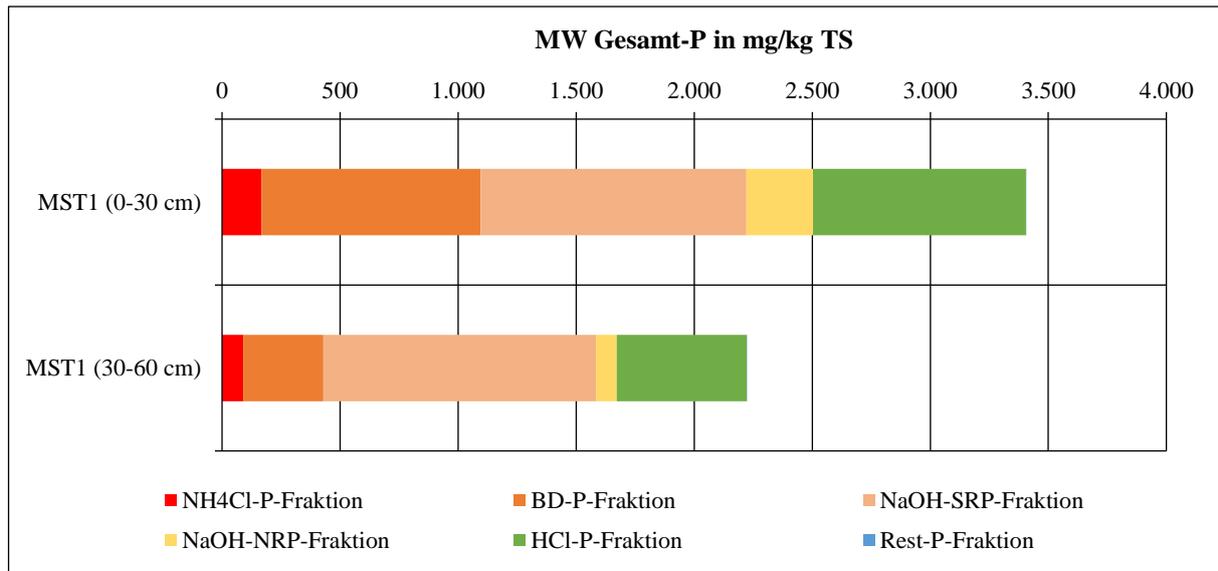


Abb.5.3-76: P-Gehalte (Mittelwerte) im Sediment des Ziegeleiteichs in einer Tiefe von 0-60 cm, aufgeschlüsselt nach der Verfügbarkeit (P-Fractionen nach PSENNER et al. 1988)

Im Ziegeleiteich ist der überwiegende Teil des Phosphors im Sediment recht stabil gebunden. Die leicht verfügbaren NH₄-Cl- und BD-P-Fractionen machen jeweils zusammen etwa einen Anteil um 25 % in den oberen 0-30 cm aus, wobei im Tiefenhorizont ab 30 cm die Anteile der mobilen P-Fractionen noch deutlich niedriger liegen. Die NaOH-SRP-Fraktion, die ebenfalls noch leichter mobilisierbar ist, zeigt jedoch einen Anteil um 30 % in beiden Horizonten. Der P-Gehalt im Sedimenthorizont 0-30 cm ist mit > 3.000 mg P/kg recht hoch.

P-Rücklösung aus dem Sediment 2020 und 2021

Die **Rücklösung von Phosphat** aus dem Sediment wurde im Ziegeleiteich in den Jahren 2020 und 2021 untersucht (Abb.5.3-77 bis Abb.5.3-80). Im Jahr 2020 wurden nur 4 Probenahmetermine (März, Mai, Juni, September) durchgeführt. Im Jahr 2021 wurde das Gewässer dagegen über das gesamte Jahr monatlich beprobt. Die Messstelle war hierbei dieselbe (MST1 = tiefste Stelle). Die ermittelten P-Rücklöseraten (mg P/m²d) wurden auf die Seefläche der Tiefenstufe > 1,5 m hochgerechnet (im Sommer sauerstoffarme bzw. freie Tiefenbereiche) und in einer P-Bilanz in kg/Monat dargestellt. Aus den ermittelten P-Rücklöseraten und der Berechnung geht hervor, dass in beiden Jahren in Summe keine nennenswerte P-Rücklösung stattgefunden hat. Im Jahr 2021, mit genauerer Erfassung, zeigte sich, dass es in Summe eine P-Festlegung im Sediment gab. Für den Eutrophierungsprozess im Ziegeleiteich spielt die P-Rücklösung somit keine Rolle.

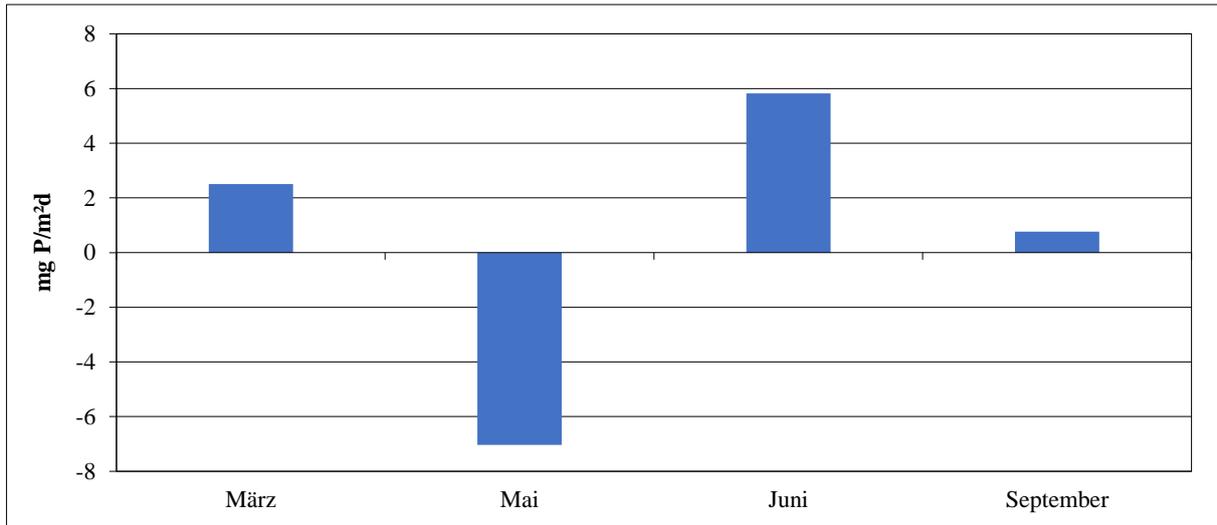


Abb.5.3-77: Für den Untersuchungszeitraum ermittelte Rücklösungsdaten von Phosphor (in mg P/m²d) aus dem Sediment im Ziegeleiteich 2020 (negativer Wert = P-Festlegung)

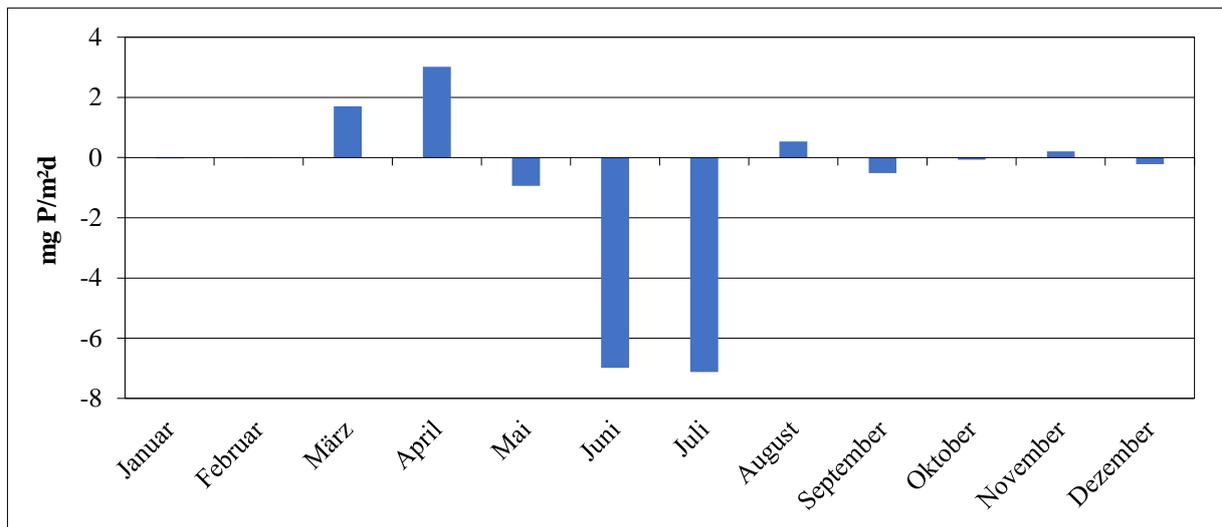


Abb.5.3-78: Für den Untersuchungszeitraum ermittelte Rücklösungsdaten von Phosphor (in mg P/m²d) aus dem Sediment im Ziegeleiteich 2021 (negativer Wert = P-Festlegung)

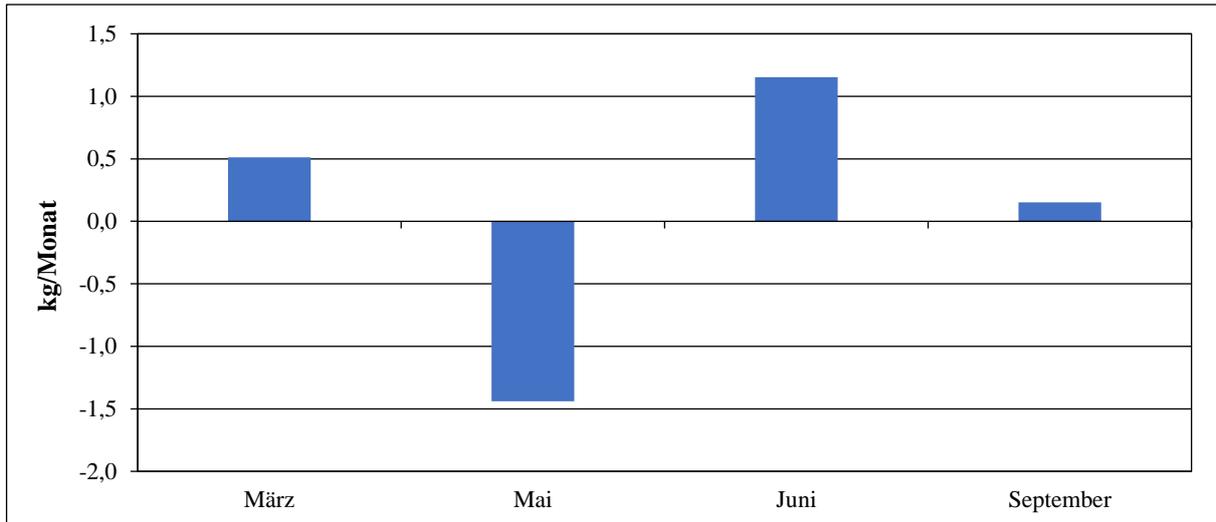


Abb.5.3-79: Für den Untersuchungszeitraum errechneter P-Eintrag (absolut) über Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment im Ziegeleiteich 2020 (negativer Wert = P-Festlegung)

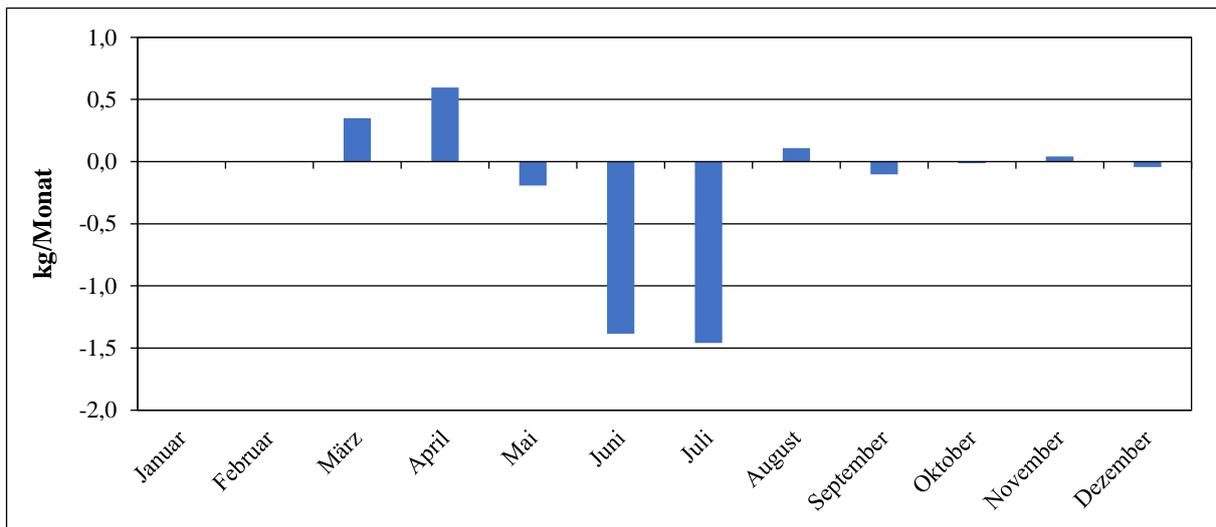


Abb.5.3-80: Für den Untersuchungszeitraum errechneter P-Eintrag (absolut) über Rücklösungsvorgänge aus dem Sediment im Ziegeleiteich 2021 (negativer Wert = P-Festlegung)

5.4 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG (ISTZUSTAND)

5.4.1 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DES ISTZUSTANDS DES LANKOWER SEES FÜR DIE JAHRE 2020 UND 2021

Die Einschätzung der Trophiesituation, die im Wesentlichen auf der Bewertung der Gesamt-Phosphatwerte, der Chlorophyll a-Konzentrationen und der beobachteten Sichttiefen beruht, ergab für den Lankower See im Jahr 2020 an den beiden tieferen Messstellen (nach LAWA 2014) einen stark eutrophen (e2; MST1; MST3), an der flacheren MST2 einen schwach polytrophen (p1), Zustand und damit eine Einstufung, die bei den morphologischen Gegebenheiten

(geschichteter See > 5 ha, Seetyp 10.1) etwa 3-4 Stufen schlechter, als nach seinem Referenzzustand zu erwarten (m1; nach RIEDMÜLLER et al. 2013), ausfällt. Im Jahr 2021 wurden die Parameter für die Trophie-Einschätzung nur an der tiefsten Messstelle MST1 erfasst. Dabei wurde, wie auch im Vorjahr, ein stark eutropher (e2) Zustand (nach LAWA 2014) ermittelt. Der See lag somit im Jahr 2021 auf ähnlichem Niveau wie 2020 und war zudem stark makrophytendominiert, was den tatsächlichen Trophiezustand verschleiert.

Um den „guten“ Zustand (Klasse 2) der biologischen Qualitätskomponenten zu ermöglichen, ist somit aufgrund des Seetyps (RIEDMÜLLER et al. 2013) und der angegebenen Grenzwerte eine LAWA-Einstufung im mesotrophen Bereich anzustreben. Mit einem Gesamtphosphorgehalt im trophierelevanten Saisonmittel (März-September) 2020 von etwa 221 µg/l (MST1), 219 µg/l (MST2) und 230 µg/l (MST3) bzw. 2021 von etwa 180 µg/l (MST1) befindet sich der See in Bezug auf seine trophische Bewertung offensichtlich in einem „unbefriedigenden“ Zustand (RIEDMÜLLER et al. 2013, OGewV 2016).

Die Grenze zum trophischen Mindestzielzustand (mesotroph m2), der ein Erreichen des „guten“ Zustands der biologischen Qualitätskomponenten (Klasse 2) ermöglichen würde, liegt bei einem Saisonmittelwert von < 35 µg/l TP. Bezogen auf die saisonale mittlere Sichttiefe wird 2020 der Grenzwert von 2,50 m (RIEDMÜLLER et al. 2013) mit durchschnittlich gemessenen etwa 2,85 m (MST1), 2,50 m (MST2) und 2,88 m (MST3) bzw. 2021 mit 3,33 m jedoch erreicht, was, trotz der hohen TP-Konzentration, an einer starken Entwicklung der submersen Makrophyten liegt (Aufnahme der Nährstoffe limitiert Phytoplanktonwachstum). Betrachtet man ausschließlich die ermittelten mittleren saisonalen TP-Konzentrationen der Jahre 2020 und 2021, so lag der See sogar auf einem Trophieniveau, dass einem stark polytrophen (p2) Zustand an der Grenze zum hypertrophen Zustand entspricht!

Das Phytoplankton erwies sich 2020 mit > 50 Taxa als mäßig artenreich mit starker Dominanz der Diatomeen (> 63 % des saisonalen Gesamtbiovolumens) und der Dinophyceen (etwa 17 % Anteil am saisonalen Biovolumen). Das saisonale Biovolumen vieler Algenklassen lag mit < 0,4 mm³/l auf Referenzniveau des Seetyps, mit Ausnahme der Diatomeen, die bedingt durch Frühjahrsblüten deutlich darüber lagen. So ist auch der Jahresmittelwert des Gesamtbiovolumens von etwa 1,9 mm³/l höher als für diesen Seetyp im Referenzzustand ausgewiesen (< 1,5 mm³/l). Die Bewertung mit dem EU-WRRL-konformen Bewertungstool PhytoSee weist für das Jahr 2020 mit einem PSI von 3,18 einen „mäßigen“ ökologischen Zustand (Klasse 3) für die Phytoplanktongemeinschaft aus.

Auch im Jahr 2021 waren die Diatomeen im Frühjahr, zusammen mit den Grünalgen, die dominierende Algenklasse. Die Diatomeenblüte fiel jedoch nur halb so stark wie noch 2020 aus. Die Referenzwerte der einzelnen Algenklassen von < 0,4 mm³/l wurden von den Diatomeen, Chlorophyceen und Dinophyceen leicht überschritten. Die Chrysophyceen waren 2021 nur unterdurchschnittlich repräsentiert. Die mittlere saisonale Gesamtbioasse war 2021 mit 2,6 mm³/l höher als 2020 und lag daher ebenfalls deutlich über Referenzniveau. Die Bewertung mittels PhytoSee ergab einen Indexwert von 2,78, leicht besser als 2020, jedoch weiterhin im Bereich „mäßig“. Der Lankower See war auch 2021 stark makrophytendominiert.

Das Zooplankton zeigte im Jahr 2020 eine Unterrepräsentation der Copepoden mit nur etwa 35 % Anteil an der Gesamtbiomasse (Referenzwert > 50 %). Die Phyllopoden waren hingegen mit 39 % relativ stark vertreten. Das Jahresmittel des Biovolumens lag bei 2,2 mm³/l, was einen recht niedrigen Wert darstellt. Im Jahr 2021 waren die Individuenzahlen der Copepoden und Phyllopoden höher als 2020. Die Verhältnisse der Biomasseanteile waren bei den Phyllopoden ähnlich (etwa 39 %), der Biomasseanteil der Copepoden war mit fast 50 % deutlich höher als 2020 und damit annähernd auf Referenzniveau. Die mittlere saisonale Biomasse zeigte ein ähnliches Niveau wie im Vorjahr und war damit ebenfalls wieder als niedrig einzustufen. Ein hoher Prädationsdruck ist die wahrscheinlichste Ursache. Es wurden an den Probenahmeterminen u.a. auch Silberkarpfen bei der Nahrungsaufnahme (Zooplankton) beobachtet.

Im Lankower See sind im Jahr 2020 9 submerse Makrophytenarten angetroffen worden. Die weitaus häufigste Art war die Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*), die auch im Jahr 2021, in dem keine gesonderte Aufnahme der submersen Vegetation stattfand, weitflächig verbreitet vorkam. Zu den übrigen häufigeren Arten gehören die Laichkräuter *Potamogeton lucens* und *Potamogeton perfoliatus* sowie *Myriophyllum spicatum* und *Ranunculus circinatus*. Von der Gruppe der Armelecheralgen sind in Einzelbeständen *Nitellopsis obtusa* und *Nitella mucronata* angetroffen worden.

Die Bewertung mittels des WRRL-konformen Tools PHYLIB ergab einen Indexwert der ökologischen Zustandsklasse von 4,0. Damit befand sich die submerse Makrophytengesellschaft in einem „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand (Klasse 4). Einer Einstufung in den „guten“ ökologischen Zustand (Klasse 2) stand das massive Vorkommen von Störzeigern (nährstofftolerante Arten) und die nur rudimentäre Armelecheralgenvegetation entgegen.

Der Fischbestand im Lankower See war mit nur 9 Arten als relativ artenarm einzuschätzen. Der Anteil der Raubfische ist ausreichend. Keine der vorgefundenen Arten zeigt Verbüttungsercheinungen.

Insgesamt erwies sich der Lankower See im Jahr 2020 und 2021 als ein deutlich zu stark mit Nährstoffen belastetes, stark eutrophes (e2) bis schwach polytrophes (p1) Gewässer, das derzeit vom trophischen Referenzzustand (mesotroph) stark abweicht. Die starke Makrophytenentwicklung verschleiert hierbei noch zusätzlich den „schlechten“ Zustand des Sees.

Gegenwärtig steht die trophische Situation der Entwicklung der biologischen Komponenten und dem anzustrebenden Ziel einer Zuordnung in den „guten“ ökologischen Zustand (Klasse 2) stark entgegen und es existiert die Gefahr einer negativen Entwicklung bei weiter entsprechend hoher Nährstoffzufuhr (stark polytropher bis hypertropher Zustand, rein auf Grundlage der mittleren saisonalen TP-Konzentrationen). Damit besteht gemäß EU-WRRL Handlungsbedarf, den Zustand des Sees zu verbessern.

5.4.2 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DES ISTZUSTANDS DES SODEMANNSCHEN TEICHS FÜR DIE JAHRE 2020 UND 2021

Für den Sodemannschen Teich ergab die Einschätzung der Trophiesituation nach der Berechnung für polymiktische Seen mit einer mittleren Wassertiefe < 3 m (nach LAWA 2014) im Jahr 2020 einen schwach polytrophen (p1) Zustand. Im Jahr 2021 wurde mit einem stark eutrophen (e2) Zustand ein leicht besserer Zustand festgestellt. Nach der aktuellen Einstufung lag der See damit mindestens 2 Stufen über der nach den morphologischen Gegebenheiten möglichen Einstufung (Referenzzustand mesotroph). Der Sodemannsche Teich wird als künstlicher See in den Seetyp 14(k) eingestuft (RIEDMÜLLER et al. 2013). Um den „guten“ Zustand (Klasse 2) der biologischen Qualitätskomponenten erreichen zu können, ist aufgrund des Seetyps (RIEDMÜLLER et al. 2013) und der Seemorphometrie eine Einstufung (nach LAWA) im mesotrophen Bereich anzustreben. Mit einem Gesamtphosphorgehalt im trophierelevanten Saisonmittel im Jahr 2020 von etwa $77 \mu\text{g/l}$ und im Jahr 2021 von etwa $61 \mu\text{g/l}$ befindet sich der See in Bezug auf seine trophische Bewertung in einem „nicht guten“ Zustand (RIEDMÜLLER et al. 2013, OGewV 2016). Die Grenze zum trophischen Mindestzielzustand (mesotroph m2), der ein Erreichen des „guten“ Zustands der biologischen Qualitätskomponenten (Klasse 2) ermöglichen würde, liegt bei einem Saisonmittelwert von $< 30 \mu\text{g/l}$ TP. Bezogen auf die saisonale mittlere Sichttiefe wurde der Grenzwert von $2,50$ m (RIEDMÜLLER et al. 2013) mit durchschnittlich gemessenen etwa $1,10$ m (2020) und $1,30$ m (2021) in beiden Jahren nicht erreicht. Auch der Chlorophyll a-Gehalt war im Saisonmittel von $48,3 \mu\text{g/l}$ im Jahr 2020 und $42,4 \mu\text{g/l}$ im Jahr 2021 deutlich zu hoch, der Referenzwert des Seetyps liegt bei $< 7,2 \mu\text{g/l}$.

Zu beachten ist jedoch, dass es sich bei dem Sodemannschen Teich um ein künstliches Gewässer < 5 ha handelt. Damit ist der Einfluss der unmittelbaren Ufernutzung besonders groß, was unabhängig von seeinternen Prozessen zu größeren jährlichen Schwankungen der Trophie führen kann.

Das Phytoplankton erwies sich 2020 mit etwa 60 Taxa als artenreich. Die häufigste Algenklasse war im Jahr 2020 die der Raphidophyceae mit ungewöhnlich hohen 55 % Anteil an der saisonalen Biomasse. Bei den Biomassen der einzelnen Algenklassen lagen die Raphidophyceae und die Cryptophyceae über dem für den Seetyp angegebenen Wert von $0,7 \text{ mm}^3/\text{l}$ im Saisonmittel. Auch die Chlorophyceae lagen deutlich über dem speziell für diese Algenklasse geltenden Referenzniveau von $0,05 \text{ mm}^3/\text{l}$. Die mittlere saisonale Biomasse war mit $5,7 \text{ mm}^3/\text{l}$ zu hoch für den Seetyp ($< 2,1 \text{ mm}^3/\text{l}$). Die Bewertung mit dem EU-WRRL-konformen Bewertungstool PhytoSee ergab für das Jahr 2020 mit einem PSI von 3,62 einen „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand (Klasse 4).

Im Jahr 2021 war die Phytoplanktonzusammensetzung gänzlich anders, was aber auf Grund des künstlichen Seecharakters durchaus normal sein kann. Die Blaualgen spielten eine wesentlich größere Rolle mit fast 25 % Anteil an der saisonalen Biomasse. Auch die Grünalgen waren mit einem Anteil > 20 % stärker repräsentiert. Bei den Biovolumina der einzelnen Algenklassen lagen die Blaualgen und die Dinophyceae über dem Referenzwert von $0,7 \text{ mm}^3/\text{l}$, die Grünal-

gen (Referenzwert 0,05 mm³/l), wie schon im Jahr 2020, ebenfalls. Die mittlere saisonale Biomasse war mit etwa 3 mm³/l etwas niedriger als 2020, jedoch weiterhin über Referenzniveau (2,1 mm³/l). Die Bewertung mit dem EU-WRRL-konformen Bewertungstool PhytoSee ergab für das Jahr 2021 mit einem PSI von 3,69 ebenfalls einen „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand (Klasse 4).

Das Zooplankton zeigte im Jahr 2020 einen ungewöhnlich hohen Anteil der Rotatorien an der Biomasse (44 %). Die Copepoden waren mit 42 % unterrepräsentiert, die Phyllopoden noch deutlicher mit nur 14 %, was auf einen hohen Fraßdruck schließen lässt. Das mittlere saisonale Biovolumen war mit 9,3 mm³/l auf einem durchschnittlichen Niveau. Im Jahr 2021 waren die Biomasseanteile der Copepoden etwas höher (> 50 %), die Phyllopoden waren dagegen mit nur etwa 10 % Anteil an der saisonalen Biomasse noch geringer repräsentiert als schon 2020. Die mittlere saisonale Gesamtbio­masse lag mit etwa 8 mm³/l auf einem ähnlichen Niveau wie im Jahr 2020. Insgesamt lässt sich auch 2021 ein überhoher Fraßdruck auf das Metazooplankton durch Fische konstatieren.

Im Sodemannschen Teich sind im Jahr 2020 8 submerse Makrophytenarten angetroffen worden. Die weitaus häufigste Art war die Krebsschere (*Stratiotes aloides*), die vor allem in den Uferbereichen und dem flacheren hinteren Seeteil stark verbreitet war. Ebenfalls häufig waren die Arten *Ceratophyllum demersum* und *Myriophyllum spicatum*. Aus der Gruppe der Armleuchteralgen konnten Einzelbestände von *Nitellopsis flexilis* angetroffen werden. Die untere Verbreitungsgrenze lag bei etwa 2,50 m. Insgesamt war für eine Einstufung in den „guten“ ökologischen Zustand (Klasse 2) eine zu hohe Anzahl an Störzeigern (nährstofftolerante Arten) vertreten.

Im Sodemannschen Teich wurden 10 Fischarten gefangen. Mit nur 16 % ist der Anteil der Raubfische vergleichsweise gering (30-40 % gelten als ökologisch vorteilhaft für die Trophie), der Mangel an Raubfischen ist aber noch nicht so ausgeprägt, dass es zu Verbüttungserscheinungen kommt.

Insgesamt erwies sich der Sodemannsche Teich im Jahr 2020 und 2021 als ein deutlich zu stark mit Nährstoffen belastetes, stark eutrophes (e2) bis schwach polytrophes (p1) Gewässer, das derzeit vom trophischen Zielzustand (mesotroph) stark abweicht. Gegenwärtig steht die trophische Situation der Entwicklung der biologischen Komponenten und dem anzustrebenden Ziel einer Zuordnung in den „guten“ ökologischen Zustand (Klasse 2) stark entgegen. Angelehnt an die EU-WRRL besteht damit Handlungsbedarf den Zustand des Gewässers zu verbessern.

5.4.3 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DES ISTZUSTANDS DES ZIEGELEITEICHS FÜR DIE JAHRE 2020 UND 2021

Die Einschätzung der Trophiesituation des Ziegeleiteichs ergab im Jahr 2020 einen hypertrophen und im Jahr 2021 einen stark polytrophen (p2) Zustand. Damit weicht der flache Kleinsee etwa 3-4 Stufen von seinem Referenzzustand eutroph (e1/e2) ab.

Um den „guten“ Zustand (Klasse 2) der biologischen Qualitätskomponenten zu ermöglichen, wäre daher aufgrund einer angelehnten Bewertung nach dem Seetyp 11.2(k) (RIEDMÜLLER et al. 2013) und der angegebenen Grenzwerte eine LAWA-Einstufung (2014) im eutrophen Bereich anzustreben. Mit einem Gesamtphosphorgehalt im trophierelevanten Saisonmittel (März-September) 2020 von etwa 230 µg/l und 2021 von etwa 171 µg/l befindet sich der See in Bezug auf seine trophische Bewertung offensichtlich in einem „nicht guten“ Zustand (RIEDMÜLLER et al. 2013, OGewV 2016).

Die Grenze zum trophischen Mindestzielzustand eutroph (e1/e2), der ein Erreichen des „guten“ Zustands der biologischen Qualitätskomponenten (Klasse 2) ermöglichen würde, liegt bei einem Saisonmittelwert von < 55 µg/l TP. Auch bezogen auf die saisonale mittlere Sichttiefe wird 2020 der Grenzwert von 1,20 m (LAWA 2014) mit durchschnittlich gemessenen etwa 0,44 m und 2021 mit 0,66 m nicht erreicht. Die mittlere saisonale Chlorophyll a-Konzentration lag 2020 mit etwa 148 µg/l und 2021 mit etwa 67 µg/l deutlich über dem Grenzwert von 13 µg/l (RIEDMÜLLER et al. 2013; LAWA 2014). Als künstlicher Kleinsee wird der Ziegeleiteich jedoch stark von der Nutzung seiner Ufer bzw. des unmittelbaren Einzugsgebiets geprägt, was zu nicht unerheblichen Schwankungen des jährlichen Trophiezustands führen kann.

Das Phytoplankton im Ziegeleiteich war 2020 von Blaualgen dominiert. Ihr Anteil an der saisonalen Biomasse betrug etwa 40 %. Auch die Chlorophyceen waren mit fast 20 % stark vertreten. Das Referenz-Biovolumen für die einzelnen Algenklassen (< 1,0 mm³/l) wurde von den Cyanophyceen, Diatomeen und Cryptophyceen z.T. deutlich überschritten. Die Chlorophyceen lagen weit über dem Referenzwert von 0,1 mm³/l für diese Algenklasse. Das mittlere saisonale Biovolumen betrug 18,6 mm³/l, was ebenfalls weit über Referenzniveau (3,5 mm³/l) liegt. Die Bewertung mit dem EU-WRRL-konformen Bewertungstool PhytoSee wies für das Jahr 2020 mit einem PSI von 5,08 einen „schlechten“ ökologischen Zustand (Klasse 5) für die Phytoplanktongemeinschaft aus.

Im Jahr 2021 waren nach wie vor die Blaualgen dominant. Die Grünalgen stellten mit etwa 31 % einen etwas höheren Anteil der Biomasse als 2020. Die Referenzwerte für die einzelnen Algenklassen wurden von den Cyanophyceen, Euglenophyceen und Cryptophyceen überschritten, ebenso deutlich das Referenzniveau der Grünalgen. Die mittlere saisonale Biomasse war mit etwa 10 mm³/l auch 2021 zu hoch für den Seetyp (3,5 mm³/l). Die Bewertung mit dem EU-WRRL-konformen Bewertungstool PhytoSee weist für die Phytoplanktongemeinschaft im Jahr 2021 mit einem PSI von 3,90 einen etwas „besseren“ Indexwert aus, was einem „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand (Klasse 4) entspricht. Insgesamt war das Phytoplankton jedoch nach wie vor in einem „nicht guten“ Zustand.

Das Zooplankton wies im Jahr 2020 einen bemerkenswert hohen Anteil der Rotatorien an der Gesamtbiomasse (fast 70 %) auf. Die Copepoden waren nur mit rund 24 %, die Phyllopoden praktisch nicht nennenswert (7 %), vertreten. Die Copepoden und die Phyllopoden waren folglich als deutlich unterrepräsentiert an der Zooplanktongemeinschaft anzusehen. Das mittlere saisonale Biovolumen lag bei 9,2 mm³/l, was einem mäßig-hohen Niveau entspricht. Im Jahr 2021 stellten ebenfalls die Rotatorien den Hauptteil der Zooplanktonbiomasse. Die Copepoden (etwa 22 % Biomasseanteil) und die Phyllopoden (10 % Biomasseanteil) waren weiterhin deutlich unterrepräsentiert. Die mittlere Gesamtbiomasse lag bei 6,5 mm³/l und damit etwas niedriger als noch 2020. Das niedrige Biovolumen der Copepoden und der Phyllopoden könnte auf einen starken Fraßdruck durch Fische im Ziegeleiteich hinweisen.

Im Ziegeleiteich sind im Jahr 2020 2 submerse Makrophytenarten angetroffen worden. Die weitgehend in Einzelbeständen im See vorkommenden Arten waren die beiden Laichkräuter *Potamogeton natans* und *Potamogeton pectinatus*. Die untere Verbreitungsgrenze lag bei 1,20 m. Eine für Flachseen typische Besiedlung, u.a. durch Armleuchteralgen, fehlte im Ziegeleiteich auf Grund der trophischen Situation völlig. Die Makrophytengemeinschaft kann nur in einen „schlechten“ Zustand (Klasse 5) eingestuft werden. Einer Einstufung in den „guten“ ökologischen Zustand (Klasse 2) steht die trophische Situation maßgeblich entgegen.

Beim Fischbestand im Ziegeleiteich ist eine Verbuttung (Kleinwüchsigkeit durch Nahrungs- bzw. Platzmangel, innerartliche Konkurrenz), vor allem bei Karauschen, festgestellt worden. Es herrschte im See ein ausgeprägter Raubfischmangel. Diese überstehen Extremsituationen (Sauerstoffmangel) schlechter und können sich nicht etablieren. Das Vorkommen anderer Arten mit hoher Toleranz wie Plötze, Moderlieschen und Schlei zeigt dies ebenfalls.

Insgesamt erwies sich der Ziegeleiteich im Jahr 2020 und 2021 als ein deutlich zu stark mit Nährstoffen belastetes, stark polytrophes (p2) bis hypertrophes Gewässer, das derzeit vom trophischen Zielzustand eutroph (e1/e2) stark abweicht. Die trophische Situation steht der Entwicklung der biologischen Komponenten und dem anzustrebenden Ziel einer Zuordnung in den „guten“ ökologischen Zustand (Klasse 2) stark entgegen. Der See befindet sich, bei den ökologischen Kriterien, in einem schlechten Zustand (Klasse 5). Angelehnt an die EU-WRRL besteht somit Handlungsbedarf den Zustand des Sees deutlich zu verbessern.

5.5 NÄHRSTOFFBILANZIERUNGEN

Als Grundvoraussetzung für eine Erklärung des trophischen Zustands eines Standgewässers und gegebenenfalls die Ableitung von Maßnahmen müssen die trophierelevanten Nährstoffe zumindest überschlägig bilanziert werden. Eine Zustandsverbesserung von mit Nährstoffen überbelasteten Seen ist nur über eine Reduzierung der im System verfügbaren Nährstoffe zu erreichen. Trotz verstärkter Forschungsaktivitäten zur steuernden Rolle von Stickstoff auf das Algenwachstum in Standgewässerökosystemen (BMBF-Verbundforschungsprojekt NITROLIMIT) ist vor allem bei relativ nährstoffreichen Gewässern seit den grundlegenden Arbeiten von

VOLLENWEIDER (1979) und FORSBERG (1979) nach wie vor die geltende Lehrmeinung und auch durch diverse praktische Beispiele belegt, dass es vor allem der Phosphor ist, über den eine Einflussnahme möglich ist, da Stickstoff für Cyanophyceen im Zweifelsfall aus der Luft aufgenommen werden kann. Zwar sind Stickstoff-Verbindungen im Gewässer für den Eutrophierungsprozess ebenfalls von großer Bedeutung, ihre Rolle ist vielfältig und indirekt (z.B. bei Fragen der Rücklösung aus den Sedimenten) auch wiederum mit dem P-Kreislauf des Gewässers gekoppelt, eine Steuerung der Produktivität eines Gewässers im Sinne einer Minimierung ist in der Regel über den Entzug oder die Reduzierung der Einträge dieses Nährstoffs aber nicht möglich.

Zur Ableitung von Maßnahmen für eine Verbesserung des ökologischen Zustands von Seen ist deshalb entscheidend, die jeweiligen Anteile der P-Eintragspfade zu kennen, um möglichst an den entscheidenden Stellen eingreifen zu können (Abb.5.5-1).

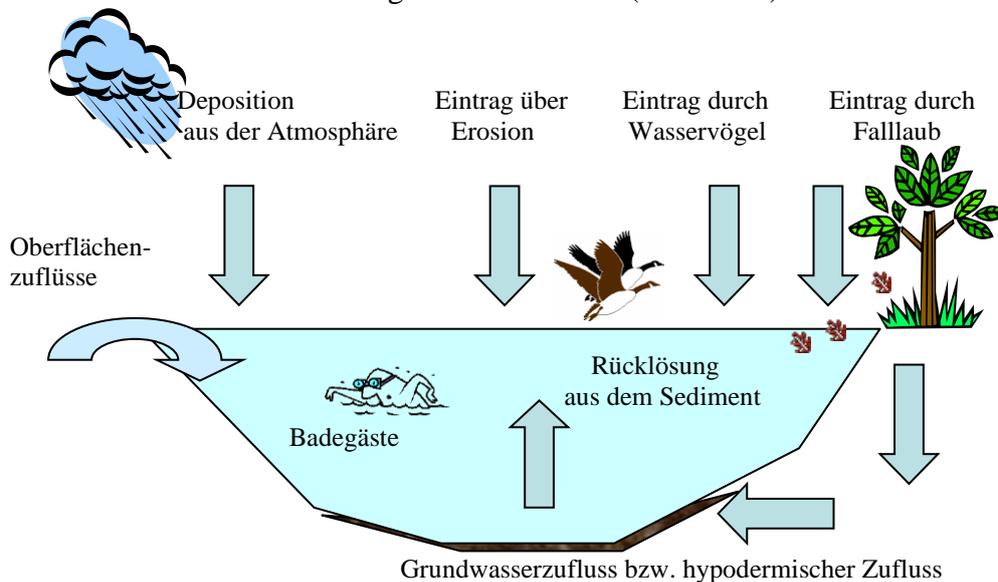


Abb.5.5-1: Prinzipielle P-Eintragspfade in ein Standgewässer

Für alle 3 Gewässer (Lankower See, Sodemannscher Teich, Ziegeleiteich) wird eine Nährstoff-Bilanzierung nur für das Jahr 2021 erstellt, da hier eine monatlich durchgängige Beprobung erfolgte. Somit lässt sich das Jahr 2021 deutlich realistischer abbilden als das Jahr 2020 mit einem wesentlich geringeren Untersuchungszeitraum.

5.5.1 NÄHRSTOFFBILANZIERUNG LANKOWER SEE 2021

Die Bilanz der P-Rücklösung aus dem Sediment für den Lankower See für das Jahr 2021 belief sich auf etwa **-120 kg**. Dieser Wert wurde über eine Berechnung für die Monate des Untersuchungszeitraums (12 Monate; Januar bis Dezember) aus den monatlich gemessenen Rücklösungsraten an MST1 und MST2 unter Bezugnahme der Tiefenbereiche (aktive Seeflächen, MST1 = 10-7 m; MST2 = 7-4 m) ermittelt. Im Ergebnis zeigte sich eine deutliche P-Festlegung im Sediment. Dies bedeutet, dass die P-Rücklösung für den Eutrophierungsprozess im Lankower See keine Bedeutung hat.

Der P-Eintrag durch Laubfall ist durch Vermessung der bewaldeten Uferabschnitte im Luftbild nach der Methode von LEWANDOWSKI, SCHAUSER UND HUPFER (2002) durchgeführt worden, die von einem herbstlichen Laubfall von 200 g TM/m² bei einer Streubreite von 5 m und einem durchschnittlichen P-Gehalt der Blätter von 2,4 g P/kg TM ausgehen. Bei etwa 6.000 m bewaldeten Uferbereichen ergibt sich somit für den Lankower See ein P-Eintrag durch Laubfall in der Saison von etwa **14,4 kg**.

Für die oberflächigen Zuläufe wurde für das Jahr 2021 ein P-Eintrag von etwa **100 kg** errechnet. Die Hauptlast, mit etwa der Hälfte der P-Fracht, trug dabei Zulauf Z4 ein. Daneben sind es die Zuläufe Z7 (vom Sodemannschen Teich) und Z9 (Regenwassersammelbecken), die ebenfalls einen etwas höheren Eintrag (> 10 kg/a) lieferten.

Der unterirdische P-Eintrag über den hypodermischen Zufluss für das Jahr 2021 wurde aus den P-Konzentrationen der Grundwasser-Beobachtungsrohre mittels Wasserbilanz aus den von der Kontinuitätsgleichung abgeleiteten monatlichen Zuflussmengen errechnet, sofern der jeweilige Pegelwasserstand höher lag als der Seewasserstand und auch die Wasserbilanz des Sees positiv war. Für die über die Wasserbilanz ermittelten Frachten im März, April, November und Dezember ergab sich daraus im Jahr 2021 ein Eintragswert von etwa **25 kg** Phosphor.

Als atmosphärischer Eintrag errechnen sich aus der Gewässeroberfläche und einem Richtwert von 0,3 kg P/ha*a (LAWA 1998) für 12 Monate etwa **16,7 kg**.

Wasservögel spielen am Lankower See eine nicht unerhebliche Rolle. Für die Berechnung des Eintrags sind jedoch nur die nicht dauerhaft am oder auf dem See lebenden Vögel interessant, da diese von außerhalb (z.B. landwirtschaftlich genutzten Flächen) Nährstoffe in den See eintragen. An den einzelnen Untersuchungsterminen wurden u.a. 200 Gänse, 380 Enten, 150 Möwen sowie 300 Gänsesäger auf dem See gesichtet. Davon sind einige ganzjährig am See, einige der Vögel aber auch nur in der Zugsaison. Es wird deshalb nur die Hälfte der gezählten Individuen für den Jahreseintrag angesetzt.

Für die P-Eintragsbilanz werden für die unterschiedlichen Vogelgruppen differenzierte Werte aus der Literatur herangezogen. Für Enten und Gänse werden 0,15 g P/d (RITTERBUSCH et al. 2013). Möwen und Gänsesäger beziehen ihre Nahrung überwiegend aus dem See, so dass sich hieraus kein nennenswerter Eintrag ergibt. Der berechnete P-Eintrag durch Wasservögel (v.a. Gänse und Enten) im Untersuchungszeitraum beläuft sich damit auf etwa **15 kg**.

Am Lankower See existieren 2 offizielle Badestellen sowie auch diverse Bademöglichkeiten für Grundstücksbesitzer am Seeufer. Im Durchschnitt, über die Saison von 6 Monaten, werden etwa 200 Badeaktivitäten/Tag angesetzt. Dies ergibt bis zu 36.000 Badeaktivitäten in der Gesamtsaison. Der P-Eintrag pro Badenden wird mit 0,1 g P/d angesetzt (SCHULZ 1981). Dies ergibt für den Lankower See im Untersuchungszeitraum einen P-Eintrag durch Badende von etwa **3,6 kg**.

Eine besondere Rolle hinsichtlich des Nährstoffeintrags spielt sowohl im Einzugsgebiet als auch in den See direkt, einerseits bedingt durch die Bodenqualität, andererseits durch die Topographie, die Erosion. Phosphate neigen sehr stark zur Bindung an Ton- und Schluff-Partikel. Diese werden vor allem durch Wassererosion oberflächlich bzw. oberflächennah im Verlaufe mit dem Oberflächenabfluss in das Gewässer eingebracht. Als für den direkten Eintrag von Phosphor durch Erosion in den Lankower See relevante Flächen sind alle Flächen zugrunde gelegt worden, die eine stärkere Erosionsgefährdung aufweisen, von Zuläufen durchflossen und in ihrer Lage unmittelbar am See liegen (Abb.5.5-2). Diese Flächen, insbesondere am Westufer, belaufen sich auf etwa 32,44 ha. Die Flächen bestehen größtenteils aus nicht bewirtschaftetem Grünland und Kleingartenanlagen um den See. Für extensives Grünland bzw. Offenland werden in der Literatur Werte von etwa 0,05 kg P/ha*a Austrag angegeben (DWA-Merkblatt 606 2022).



Abb.5.5-2: Wassererosionsgefährdete Flächen am Lankower See (LUNG M-V 2022b)

Signifikante P-Austräge finden dabei vor allem nach starken Regenereignissen statt und können ein Vielfaches des über das Jahr über die Erosion eingetragenen Phosphors ausmachen. Für Grünland (Wiesenstandorte) sind Oberflächenabläufe zwischen 20 und 50 % des gefallen Niederschlags ermittelt worden (RIES et al. 2020). Am Lankower See konnte im Jahr 2021 ein Starkregenereignis beobachtet werden (17.08.2021; 34,2 l/m²). Da es sich am Lankower See zu meist um Grünland bzw. Offenland und Kleingärten handelt und eine starke Hangneigung gegeben ist, werden 40 % der Regenmenge als Oberflächenablauf angesetzt. Vom Ergebnis wird

jedoch ebenfalls nur ein bestimmter Wert in Ansatz gebracht (- 25 %), da der Lankower See viele Uferbereiche besitzt, an denen sich ein die Erosion etwas abmildernder Gehölzgürtel (Uferbewuchs, Schilfgürtel) befindet.

Für die Hintergrunderosion errechnet sich unter Zugrundelegung eines Austragswerts von 0,05 kg P/ha*a für Grünland-/Wiesenflächen, unter Berücksichtigung des Gehölzgürtels (- 25 %), ein erosionsbedingter P-Eintrag für 12 Monate nach der Gleichung:

$$32,44 \text{ ha} \times 0,05 \text{ kg P/ha*a} = 1,6 \text{ kg P/ha*a}$$

$$= 1,6 \text{ kg P/a} - 25 \% \text{ (Gehölzgürtel)} = 1,2 \text{ kg P/a}$$

= 1,2 kg P

Für das Starkregenereignis (17.08.2021) wird ein Oberflächenabfluss von etwa 40 % (1.368 l/ha) angenommen. Der Gehölzgürtel mindert den errechneten Eintrag nochmals um 25 %. Als TP-Konzentration wird der Mittelwert der P-Fracht (pro h; ungefähre Dauer des Ereignisses) aller an diesem Tag erfassten Zuläufe (etwa 0,0014 kg P/l*h) angenommen.

$$32,44 \text{ ha} \times 0,0014 \text{ kg P/l} \times 1.368 \text{ l/ha} = 62,1 \text{ kg P}$$

$$62,1 \text{ kg P} - 25 \% \text{ (Gehölzgürtel)} = 46,6 \text{ kg}$$

= 46,6 kg P

Die Eintragsbilanz durch Erosion in den Lankower See lässt sich demnach insgesamt mit etwa **47,8 kg P/a** beziffern.

Die Gesamt-TP-Eintragsbilanz für den Lankower See im Jahr 2021 stellt sich damit wie folgt dar (vgl. Tab.5.5-1 und Abb.5.5-3):

Tab.5.5-1: P-Einträge in den Lankower See, kalkuliert aus Messdaten der Jahres 2021

Eintragspfad	TP-Eintrag in kg/12 Monate	%
oberirdischer Zufluss	100,0	45,0
Erosion	47,8	21,5
hypodermischer Zufluss	25,0	11,2
atmosphärischer Eintrag	16,7	7,5
Wasservögel	15,0	6,7
Laubfall	14,4	6,5
Badegäste	3,6	1,6
Summe	222,5	100,0

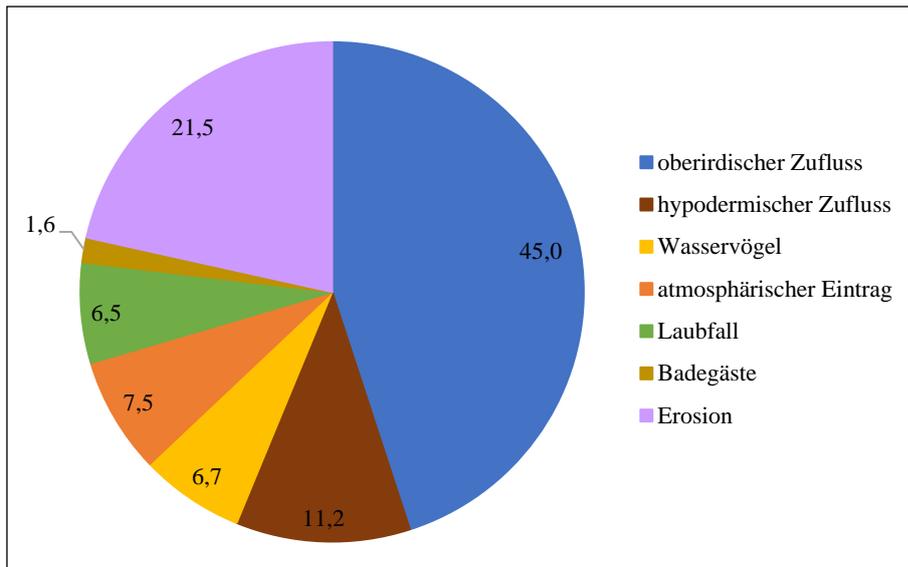


Abb.5.5-3: Anteile der P-Eintragsquellen (%) in den Lankower See 2021

5.5.2 NÄHRSTOFFBILANZIERUNG SODEMANNSCHER TEICH 2021

Die Bilanz der P-Rücklösung aus dem Sediment für den Sodemannschen Teich für das Jahr 2021 belief sich auf etwa **-0,5 kg**. Dieser Wert wurde über eine Berechnung für die Monate des Untersuchungszeitraums (12 Monate; Januar bis Dezember) aus den monatlich gemessenen Rücklösungsraten an MST1 und MST2 unter Bezugnahme der Tiefenbereiche (aktive Seeflächen, MST1 = 7-4 m; MST2 = 4-0 m) ermittelt. Im Ergebnis zeigt sich eine unwesentliche P-Festlegung im Sediment. Dies bedeutet, dass die P-Rücklösung für den Eutrophierungsprozess im Sodemannschen Teich keine Bedeutung hat.

Der P-Eintrag durch Laubfall (Methode vgl. Kap.5.5.1) belief sich bei etwa 900 m bewaldeten Uferbereichen für den Sodemannschen Teich in der Saison auf etwa **2,2 kg**.

Für die oberflächigen Zuläufe wurde für das Jahr 2021 ein P-Eintrag von etwa **18 kg** errechnet. Dabei lieferten die Zuläufe Z2 und Z3 die höchsten Frachten.

Ein unterirdischer P-Eintrag über den hypodermischen Zufluss (Methode vgl. Kap.5.5.1) für das Jahr 2021 ließ sich nicht nachweisen, da der Pegel in den betreffenden Monaten mit positiver Wasserbilanz unter dem Seewasserspiegel lag.

Als atmosphärischer Eintrag errechnen sich aus der Gewässeroberfläche und einem Richtwert von 0,3 kg P/ha*a (LAWA 1998) für 12 Monate etwa **1 kg**.

Wasservögel spielen am Sodemannschen Teich keine bedeutende Rolle. Im Untersuchungszeitraum wurde keine bedeutende Anzahl von Wasservögeln beobachtet. Ab und zu wurden einige Enten und Gänse angetroffen, jedoch ergab sich daraus kein nennenswerter Eintrag.

Am Sodemannschen Teich existiert keine offizielle Badestelle. Im Untersuchungszeitraum wurden keine Badeaktivitäten festgestellt. Von sporadischen Badeereignissen ist kein nennenswerter Eintrag zu erwarten.

Als für den direkten Eintrag von Phosphor durch Erosion in den Sodemannschen Teich relevante Flächen sind alle Flächen zugrunde gelegt worden, die eine stärkere Wassererosionsgefährdung aufweisen und in ihrer Lage unmittelbar am See liegen (Abb.5.5-4). Diese Flächen, insbesondere am Ostufer, belaufen sich auf etwa 1,37 ha. Dabei handelt es sich größtenteils um Offenland/ungenutztes Grünland, versiegelte Flächen, Kleingärten und mit Gehölzen bestandene Flächen. Als Hintergrundwert für die Erosion wird ein Mischwert aus den unterschiedlichen Nutzungsarten/-quellen gebildet. Hinweise geben die Messwerte der Zuläufe, da sie ebenfalls größtenteils gesammeltes Oberflächenwasser eintragen. Es lässt sich daraus ein Wert von etwa 3,65 kg P/ha*a ableiten. Da am Sodemannschen Teich keine Starkregenereignisse separat aufgenommen wurden, werden diese hier in der Hintergrunderosion über die Berechnung der Einträge über die Zuläufe mitberücksichtigt. Es werden keine Literaturwerte verwendet.

Vom Ergebnis der Berechnung des TP-Eintrags wird auch am Sodemannschen Teich nur ein bestimmter Wert in Ansatz gebracht (- 35 %), da der Kleinsee fast gänzlich von einem die Erosion etwas abmildernden Gehölzgürtel (Uferbewuchs, Schilfgürtel) umgeben ist.



Abb.5.5-4: Wassererosionsgefährdete Flächen am Sodemannschen Teich (LUNG MV 2022b)

Damit errechnet sich der erosionsbedingte P-Eintrag für 12 Monate unter Berücksichtigung des Gehölzgürtels (- 35 %) nach der Gleichung:

$$\begin{aligned}
 &1,37 \text{ ha} \times 3,65 \text{ kg P/ha*a} = 5,0 \text{ kg P/ha*a} \\
 &= 5,0 \text{ kg P/a} - 35 \% \text{ (Gehölzgürtel)} = 3,3 \text{ kg P/a} \\
 &= \underline{\underline{3,3 \text{ kg P}}}
 \end{aligned}$$

Die Eintragsbilanz durch Erosion in den Sodemannschen Teich lässt sich demnach mit etwa **3,3 kg P/a** beziffern.

Die Gesamt-TP-Eintragsbilanz für den Sodemannschen Teich im Jahr 2021 stellt sich damit wie folgt dar (vgl. Tab.5.5-2 und Abb.5.5-5):

Tab.5.5-2: P-Einträge in den Sodemannschen Teich, kalkuliert aus Messdaten der Jahres 2021

Eintragspfad	TP-Eintrag in kg/12 Monate	%
oberirdischer Zufluss	18,0	73,5
Erosion	3,3	13,5
Laubfall	2,2	8,9
atmosphärischer Eintrag	1,0	4,1
Summe	24,5	100

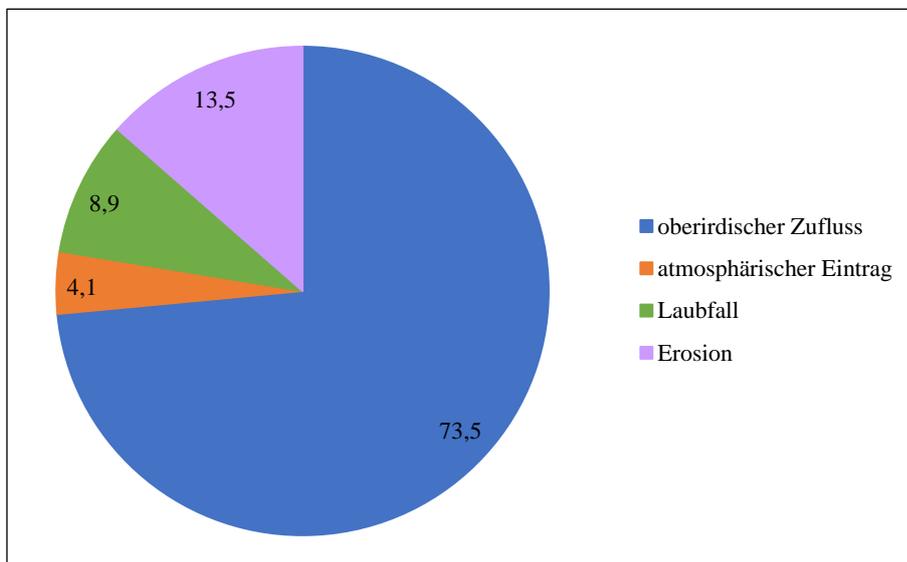


Abb.5.5-5: Anteil der P-Eintragsquellen (%) in den Sodemannschen Teich im Jahr 2021

5.5.3 NÄHRSTOFFBILANZIERUNG ZIEGELEITEICH 2021

Die Bilanz der P-Rücklösung aus dem Sediment für den Ziegeleiteich für das Jahr 2021 belief sich auf etwa **-2 kg**. Dieser Wert wurde über eine Berechnung für die Monate des Untersuchungszeitraums (12 Monate; Januar bis Dezember) aus den monatlich gemessenen Rücklösungsraten an MST1 unter Bezugnahme der Tiefenbereiche (aktive Seeflächen, MST1 = 3-1,5 m) ermittelt. Im Ergebnis zeigt sich eine unwesentliche P-Festlegung im Sediment. Dies bedeutet, dass die P-Rücklösung für den Eutrophierungsprozess im Ziegeleiteich ohne Bedeutung ist.

Der P-Eintrag durch Laubfall (Methode vgl. Kap.5.5.1) ergab bei etwa 500 m bewaldeten Uferbereichen für den Ziegeleiteich in der Saison **1,2 kg**.

Für den oberflächigen Zulauf wurde für das Jahr 2021 ein P-Eintrag von etwa **5 kg** errechnet. Der Zulauf war 2021 nur im Frühjahr aktiv.

Für den unterirdischen P-Eintrag über den hypodermischen Zufluss (Methode vgl. Kap.5.5.1) ergab sich für das Jahr 2021 ein Wert von etwa **1,1 kg**.

Als atmosphärischer Eintrag errechnen sich aus der Gewässeroberfläche und einem Richtwert von 0,3 kg P/ha*a (LAWA 1998) für 12 Monate etwa **0,5 kg**.

Vögel spielen am Ziegeleiteich eine nicht unbedeutende Rolle. Der Teich liegt in unmittelbarer Nähe zu einer Deponie. Zeitweilig sind dort bis zu 150 Möwen angetroffen worden, zudem gibt es eine größere Krähenkolonie von etwa 75 Tieren. Möwen und Krähen tragen durchaus größere Mengen an Material einer naheliegenden Lagerfläche eines Recyclinghofs ein. Die Individuenzahlen wurden auf das Jahr hochgerechnet, da die Vögel auf Grund der Deponie sehr ortstreu sind. Für die unterschiedlichen Vogelarten werden Werte aus der Literatur herangezogen. Für Möwen und äquivalent für Krähen werden etwa 0,3 g P/d angesetzt (BOROS 2021). Der abgeschätzte P-Eintrag durch Vögel beläuft sich somit auf etwa **25 kg** pro Jahr.

Am Ziegeleiteich existiert keine offizielle Badestelle. Es kann von sporadischen Badeaktivitäten ausgegangen werden, die jedoch in Summe keinen wesentlichen Eintrag liefern.

Als für den direkten Eintrag von Phosphor durch Erosion in den Ziegeleiteich relevante Flächen sind alle Flächen zugrunde gelegt worden, die eine stärkere Wassererosionsgefährdung (insbesondere am Nord- und Ostufer) aufweisen und in ihrer Lage unmittelbar am See liegen (Abb. 5.5-6). Hauptsächlich handelt es sich dabei Offenlandflächen und mit Gehölzen bestandene Flächen, aber auch die Flächen der Deponie sind Teil dieses wassererosionsgefährdeten Gebiets (insgesamt 0,45 ha).

Als Hintergrundwert für die Erosion wird auch am Ziegeleiteich ein Mischwert aus den unterschiedlichen Nutzungsarten/-quellen gebildet. Hier muss auf durchschnittliche Messwerte des Zulaufs und des hypodermischen Zuflusses (über Deponie) zurückgegriffen werden.

Es lässt sich daraus ein Wert von etwa 5,5 kg P/ha*a (inkl. Starkregenereignisse) ableiten. Da auch am Ziegeleiteich keine Starkregenereignisse separat beprobt wurden, werden diese hier ebenfalls in der Hintergrunderosion über die Berechnung der Einträge über die Messwerte der anderen Eintragsquellen mitberücksichtigt. Es werden keine Literaturwerte verwendet.

Vom Ergebnis wird jedoch nur ein bestimmter Wert in Ansatz gebracht (- 35 %), da der Ziegeleiteich praktisch gänzlich von einem die Erosion etwas abmildernden Gehölzgürtel (Uferbewuchs, Schilfgürtel) umgeben ist.



Abb.5.5-6: Wassererosionsgefährdete Flächen am Ziegeleiteich (LUNG MV 2022b)

Damit errechnet sich der erosionsbedingte P-Eintrag für 12 Monate unter Berücksichtigung des Gehölzgürtels (- 35 %) nach der Gleichung:

$$\begin{aligned}
 &0,45 \text{ ha} \times 5,5 \text{ kg P/ha} \cdot \text{a} = 2,5 \text{ kg P/ha} \cdot \text{a} \\
 &= 2,5 \text{ kg P/a} - 35 \% \text{ (Gehölzgürtel)} = 1,6 \text{ kg P/a} \\
 &\underline{\underline{= 1,6 \text{ kg P}}}
 \end{aligned}$$

Die Eintragsbilanz durch Erosion in den Ziegeleiteich lässt sich demnach mit etwa **1,6 kg P/a** beziffern.

Die Gesamt-TP-Eintragsbilanz für den Ziegeleiteich im Jahr 2021 stellt sich damit wie folgt dar (vgl. Tab.5.5-3 und Abb.5.5-7):

Tab.5.5-3: P-Einträge in den Ziegeleiteich, kalkuliert aus Messdaten der Jahres 2021

Eintragspfad	TP-Eintrag in kg/12 Monate	%
Vögel	25,0	72,7
oberirdischer Zufluss	5,0	14,5
Erosion	1,6	4,7
Laubfall	1,2	3,5
hypodermischer Zufluss	1,1	3,2
atmosphärischer Eintrag	0,5	1,4
Summe	34,4	100,0

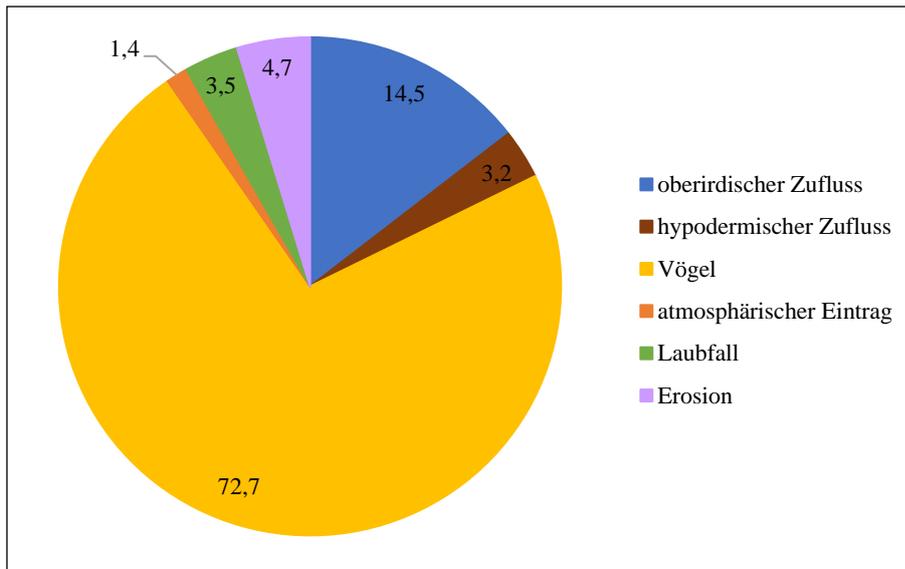


Abb.5.5-7: Anteil der P-Eintragsquellen (%) in den Ziegeleiteich im Jahr 2021

6 ABLEITUNG VON MÖGLICHEN RESTAURIERUNGS-/SANIERUNGSMABNAHMEN

6.1 LANKOWER SEE

Als für die Trophie des Lankower Sees maßgebend sind, auf Grundlage der Untersuchungen im Zeitraum der Jahre 2020/2021, die Zuläufe (45 %) sowie der hypodermische Schichtenwasserzufluss (11 %) ermittelt worden. Auch die Wassererosion spielt vor allem am West- und Ostufer eine bedeutende Rolle (21 %). Beide Ufer sind sehr steil zum See hin abfallend; am Ostufer ist zudem eine starke Bebauung (Kleingärten) vorhanden, was praktisch keinerlei Retention bei Starkregen ermöglicht. Das hypodermische Schichtenwasser, das am Ostufer in den See gelangt, ist ebenfalls sehr nährstoffreich. Der See ist bereits stark mit Nährstoffen angereichert (Akkumulation im Tiefenwasser) und besitzt, trotz seines makrophytendominierten Zustands, eine sehr hohe Trophie (stark eutroph). Auch die auf dem See über das Jahr angetroffenen Wasservögel (v.a. Gänse) tragen einen gewissen Anteil (7 %) an Nährstoffen ein, stellen jedoch keine bedeutende Belastungsquelle für den Lankower See dar.

Die vorgeschlagenen Maßnahmen zielen deshalb einerseits darauf ab, den Eintrag über die Oberflächenerosion, die Zuläufe und den Schichtenwasserzufluss zu reduzieren, andererseits die hohe Nährstofflast (P-Belastung) im See nachhaltig zu beseitigen und damit die Trophie deutlich abzusenken. Angestrebt wird langfristig eine Wandlung der Makrophytengesellschaft aus Störzeigern (v.a. die Schmalblättrige Wasserpest *Elodea nuttallii*), die typischerweise bis an die Wasseroberfläche wachsen, idealerweise hin zu einer Armleuchteralgenvegetation (kurze Rasengesellschaften). Dies kommt besonders der Badenutzung des Lankower Sees entgegen, da eine in den letzten Jahren vorherrschende Vegetation aus dichten, bis an die Oberfläche reichenden Wasserpflanzenbeständen das Baden in weiten Teilen nicht nur verunmöglicht, sondern zudem auch (v.a. für Kinder) gefährlich sein kann. Perspektivisch entfielen bei einem Wandel zu einer Makrophytengesellschaft aus Armleuchteralgen auch das „Mähen“ der Bade-

stellen. Durch eine Erhöhung der Transparenz des Wassers und Reduktion der Nährstoffe werden bei niedrigeren Nährstoffkonzentrationen konkurrenzstärkere Arten, wie z.B. Armleuchteralgen der noch im See vorhandenen Art *Nitellopsis obtusa*, gefördert. Dieser Wandel benötigt allerdings etwas Zeit und ist nicht kurzfristig zu erreichen. Eine zwischenzeitliche jährliche Entnahme („Teilentkrautung“; v.a. offizielle Badestellen) von massenhaft auftretenden nährstofftoleranten Makrophytenarten kann den See zusätzlich entlasten, da dabei die in den Pflanzen gebundenen Nährstoffe aus dem See entnommen werden. Keine echte Alternative, zudem entgegen dem Verbesserungsgebot für Gewässer nach den Vorgaben der EU-WRRL, ist es nichts zu tun, den See eutrophieren zu lassen und darauf zu hoffen dadurch die Wasserpflanzen „loszuwerden“.

Zum Lankower See existiert bereits eine Maßnahmenplanung des Landes (LUNG M-V 2022a), die sich auf den Trophiegrad des Sees und die Einträge über die Zuläufe bezieht (Tab.6.1-1). Alle angegebenen Maßnahmen werden durch die Vorschläge konkret angegangen und umgesetzt.

Tab.6.1-1: Zusammenstellung bereits geplanter Maßnahmen am Lankower See (LUNG M-V 2022a)

Maßnahmennummer	Beschreibung
M01_2021	Konzeptionelle Maßnahme / Erstellung eines Gutachtens
M03_2027	Nährstoffreduktion im See (evtl. P-Fällung)
M04_2027	Neubau/Anpassung von Anlagen zur Ableitung/Behandlung von Misch- und Niederschlagswasser
M05_2027	Optimierung Betriebsweise von Anlagen, Behandlung von Misch- und Niederschlagswasser
M06_2027	Konzeptionelle Maßnahme / Informations- und Fortbildungsmaßnahme: Information der Anlieger und Besucher über verhaltensgesteuerte Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität des Sees

Die Maßnahme M01_2021 liegt nun mit diesem Gutachten vor. Die Maßnahmen M04_2027 und M05_2027 zielen dabei auch auf das Sanierungskonzept zum Sodemannschen Teich (vgl. Kap.6.2) ab.

Maßnahmen im Einzugsgebiet

Die P-Bilanzierung hat gezeigt, dass ein großer Anteil des jährlichen P-Eintrags auf die Oberflächenerosion und die Zuläufe entfällt (zusammen rund 150 kg P/a). Trotz durch die SAE bereits umgesetzter guter Maßnahmen, wie der Installation einer Vorreinigungsanlage und eines Rückhaltebeckens am Zulauf (Z9; Klotzwerder) des ehemaligen Heizkraftwerks, gibt es immer noch einen hohen Eintrag über die Oberflächenzuläufe.

Die Zuläufe am Lankower See sind einer hohen Belastung durch abfließendes Oberflächen-/ Regenwasser aus den Stadtgebieten Lankow und Neumühle ausgesetzt. Es existieren deshalb bereits Maßnahmen (Tab.6.1-1; M04_2027 und M05_2027) die darauf abzielen, den Eintrag zu reduzieren. Besonders auffällig bei der P-Belastung waren die Zuläufe Z3 (Dillberg/Tutower Ring), Z4 (Neumühler Weg), Z7 (Büdnerstraße, vom Sodemannschen Teich) und Z9 (Klotzwerder, Regenwassersammelbecken), bei Starkregen auch besonders Z5 (Neumühler Weg/Lankower Straße). Für Zuläufe mit hoher P-Belastung ließen sich Maßnahmen umsetzen, die zumindest einen großen Teil der ermittelten 100 kg P/a „abfangen“ könnten.

Hierbei wäre zunächst Zulauf Z4 (Neumühler Weg) als „Haupteintragsquelle“ zu nennen (etwa 55 kg P/a). Das Wasser (überwiegend Regenwasser aus Dach- und Verkehrsflächen) wird zum Teil bereits durch Sedimentation und Rückhalt vorbehandelt. Zudem ist ein weiterer Ausbau der Vorbehandlungskapazität geplant. Die eingetragene P-Fracht ist dennoch hoch, da diese Maßnahmen vor allem den gelösten Phosphor nicht in einem hohen Umfang reduzieren können. An dem fast ganzjährig wasserführenden Zulauf könnte deshalb effektiv eine Phosphatfällanlage (PFA) betrieben werden. Inwieweit eine P-Fällung in die Ausbaumaßnahmen zur Vorbehandlung integriert werden können unterliegt der weiteren Prüfung. Der Standort einer allein stehenden P-Fällanlage wäre für eine optimale Fällleistung etwas seeferner zu wählen, damit Fällmittelflocken bei Verdriftung (starker Strömung) über die gesamte Fließstrecke bis zum See eine P-Bindung realisieren können (Abb.6.1-1). Ein Fällmittelrückstand im Gewässer und im See ist auf Grund ausreichender Wasserführung nicht zu erwarten. Der genaue Standort der PFA soll im Zuge der Ausführungsplanung zum Regenrückhaltebecken „Neumühler Straße“ erfolgen. Die Reduktionsleistung läge erfahrungsgemäß bei etwa $\frac{1}{3}$ des Ausgangswerts. Damit ließe sich der Eintrag über Zulauf Z4 mindestens um etwa 20 kg P/a reduzieren.



Abb.6.1-1: Möglicher Standort der Phosphatfällanlage an Zulauf Z4 am Lankower See

Zulauf Z3 (Dillberg/Tutower Ring) kommt über ein kleines Feuchtgebiet und wird über einen Stau reguliert. Oftmals war der Stau jedoch geschlossen, demzufolge ergab sich nur eine sporadische Belastung von etwa 7 kg P/a. Unter dieser Annahme wird von einer Maßnahme für diesen Zulauf abgesehen.

Zulauf Z5 (Neumühler Weg/Lankower Straße) kommt über eine Kleingartenanlage und mündet in den nördlichen Seeteil. Hier findet ebenfalls eine Behandlung des Wassers (überwiegend Regenwasser) mit Sedimentation und Rückhalt bereits statt. Der Zulauf hatte über den Untersuchungszeitraum gesehen keine bedeutende Fracht und war auch nicht dauerhaft wasserführend. Jedoch ließ sich bei Starkregen (erfasstes Ereignis am 17.08.2021) eine erhebliche Konzentration von 1,5 mg/l TP nachweisen. Es ist deshalb davon auszugehen, dass der Zulauf trotz existierender „Sedimentationsbehandlung“ pulsartig (Starkregen) hohe Nährstofffrachten eintragen kann. Für die Reduktion eines pulsartigen Nährstoffeintrags gibt es derzeit keine optimale Lösung. In diesem Fall würde eine Sensibilisierung der „Kleingärtner“ für das Problem eventuell zu einer Minderung des Eintragsgeschehens führen.

Bei Zulauf Z7 (Büdnerstraße) handelt es sich um die Einleitung, vom Sodemannschen Teich kommend, von Oberflächenwasser (auch aus Gewerbe und Wohngebieten in Lankow) bisher ohne zusätzliche Regenwasserbehandlung. Hier wurde 2021 eine P-Fracht von 13 kg/a ermittelt und es ist davon auszugehen, dass dies eine Unterschätzung darstellt, da vor allem bei längeren regenreichen Phasen bzw. auch bei Starkregen erhebliche Nährstoff-Pulse zu erwarten sind. Zudem war der Zulauf auch wasserführend, wenn kein Ablauf am Sodemannschen Teich festgestellt wurde. Es ist deshalb davon auszugehen, dass über Einleitung von Oberflächenwasser (Verkehrs- und Dachflächen) ebenfalls ein Eintrag erfolgt. Die Installation eines Rückhaltesystems (Sedimentation mit Nährstoffabscheidung) ist für die in Z7 zulaufenden Abflüsse anzuraten. Um den Eintrag durch den Sodemannschen Teich über Z7 zu reduzieren, sei auf die Maßnahmenplanung für eben diesen in Kap.6.2 verwiesen. Eine effektive Senkung der Nährstofflast im Sodemannschen Teich würde sich deutlich positiv auf die Eintragungssituation über Zulauf Z7 in den Lankower See auswirken.

Die Situation an Z9 (Klotzwerder), der ehemalige Zulauf des Heizkraftwerks (vgl. Gutachten BIOPLAN 1995), hat sich mit dem Neubau einer Regenwasservorbehandlungsanlage und eines Regenrückhaltebeckens deutlich verbessert. Zur Relation der ermittelten Fracht (> 10 P kg/a) kann das hohe Strömungsvolumens bei niedriger Konzentration genannt werden. Die Anlage ist modern, mit Sedimentations- und Leichtstoffrückhalt, und bedarf deshalb keiner weiteren Aufwertung. Von einer konkreten Empfehlung für den Zulauf wird deshalb abgesehen. Hier sind Stadt und SAE in Vorleistung gegangen.

Neben den Zuläufen wurde der Nährstoffeintrag über die Oberflächenerosion durch z.B. Starkregen als eine Haupteintragsquelle von Phosphat in den Lankower See erkannt. Am Ostufer befindet sich eine große Kleingartenanlage, die zudem teilweise in hängiger Lage (wassererosionsgefährdete Gebiete) bis direkt an den See heranreicht. Es ist hier mit einer erheblichen

oberflächlichen Abschwemmung bei regenreichen Phasen zu rechnen. Die abgeschwemmten Nährstoffe kommen dem See unmittelbar zu. Auch zeigt der hypodermische Zufluss (ermittelt über Pegel 5) eine hohe Nährstoffkonzentration, so dass auch über diesen Pfad durch die Bewirtschaftungspraxis der Kleingärten im Allgemeinen ein hohes Eutrophierungspotenzial für den See besteht. Bemerkte wurde u.a. das Abpumpen von Seewasser (mittels Tauchpumpe) zur Bewässerung der Kleingärten. Dadurch fließt bereits nährstoffhaltiges Seewasser über die Versickerung (hypodermischer Pfad), bei evtl. zusätzlichem Einsatz von Kunstdünger, durch die Geländemorphologie wieder dem See zu und verstärkt das „Nährstoffproblem“ des Sees zusätzlich. Abhilfe könnte entsprechende Öffentlichkeitsarbeit schaffen, um auf das Problem aufmerksam zu machen (Tab.6.1-1; M06_2027), sowie eine Anwendungsbeschränkung für den Einsatz von Pflanzendünger. Ebenfalls in Erwägung gezogen werden sollte den Nährstoffrückhalt über gezielte Pflanzungen in der Kleingartenanlage/den Kleingärten deutlich zu erhöhen sowie eine erosionsschonende Bewirtschaftung anzustreben (möglichst keine freien unbestandenen Flächen, vor allem nicht im Winterhalbjahr).

Auch am Westufer existiert oberhalb des Hangs zum Lankower See eine Kleingartenkolonie. Pegelwerte (Pegel 6) des hypodermischen Grundwassers zeigen eine erhöhte Nährstofffracht. Um den Eintrag über das oberflächennahe Grundwasser aus diesem Gebiet und auch die Oberflächenerosion bei Starkregenereignissen zu mindern, wird zusätzlich die Einrichtung eines 20 m breiten Entwicklungskorridors auf einer Länge von 500 m vorgeschlagen, der sich in die bereits vorhandene Ufervegetation eingliedern ließe (Abb.6.1-2 und Abb.6.1-3). Auf etwa 5 m Breite des Korridors soll dafür eine 3-reihige Hecke aus Schlehen angelegt werden, auf den restlichen ca. 15 m ist das Anlegen einer Bienenweide (Blühstreifen) geplant.



Abb.6.1-2: Blick vom Westufer auf den Lankower See; im Vordergrund Fläche für geplanten Entwicklungskorridor



Abb.6.1-3: Maßnahme zum Erosionsschutz / Entwicklungskorridor am Lankower See

Seeinterne Maßnahmen

Der Lankower See besitzt, mit im Jahresmittel $> 0,2 \text{ mg/l TP}$ im Oberflächenwasser, eine für den Seetyp im Referenzzustand sehr hohe Phosphorkonzentration. Der Referenzwert für den Seetyp ($< 0,025 \text{ mg/l TP}$) wird weit überschritten. Auch reichern sich über die Saison Nährstoffe im Tiefenwasser an. Bei der Herbstzirkulation, gelegentlich auch bei Sturmweatherlagen, gelangen diese Nährstoffe wieder in das Oberflächenwasser, sind dort bioverfügbar und fördern das Algenwachstum. Die Phosphorkonzentration im Oberflächenwasser sollte daher abgesenkt und der im Laufe des Sommerhalbjahrs im Tiefenwasser akkumulierende lösliche Phosphor gebunden werden. Am effektivsten und direkt erfolgsversprechend ließe sich dies durch eine Nährstofffällung (P-Fällung) der Wassersäule, über die Zugabe von aluminiumhaltigem Fällmittel, realisieren (vgl. Maßnahme M03_2027). Da aluminiumhaltige Fällmittel den pH-Wert eines Gewässers absenken können, ist es notwendig vor einer solchen Maßnahme auch die Säurebindungskapazität des Seewassers zu beachten/bewerten. Der Lankower See ist relativ schwach gepuffert (Säurekapazität $1,6\text{-}1,8 \text{ mmol/l}$; primär Zufluss von Oberflächenwasser). Es bietet sich daher die Verwendung eines etwas basischeren Fällmittels (Polyaluminiumchlorid-Sulfat/PACS) an. Um eine ähnliche Wirksamkeit zu erreichen, wie mit klassischem Polyaluminiumchlorid (PAC), sind dafür etwas größere Mengen erforderlich. Die P-Fällung wird ausschließlich über den Flächen mit Tiefenbereichen $> 6,0 \text{ m}$ durchgeführt, um vor allem die Uferbereiche, die sowohl Muschelbänke als auch Wasserpflanzen (UVG 5,2 m) aufweisen, auszusparen (Abb.6.1-4). Das Wasservolumen unter $6,0 \text{ m}$ beträgt im Lankower See etwa $1.533.100 \text{ m}^3$. Bei einem Wirkstoffgehalt des PACS von etwa $5,4 \% \text{ Al}^{3+}$ und einer Zielkonzentration im Wasser von $6 \text{ g/m}^3 \text{ Al}^{3+}$ lassen sich etwa $172 \text{ t PACS-Lösung}$ als für den See erforderliche Menge

errechnen. In jedem Fall ist im Rahmen der weiteren Planung ein Vorversuch (Labor, ex-situ) mit Tiefenwasser des Lankower Sees vorzusehen, um die genaue Menge der auszubringenden PACS-Lösung zu ermitteln.

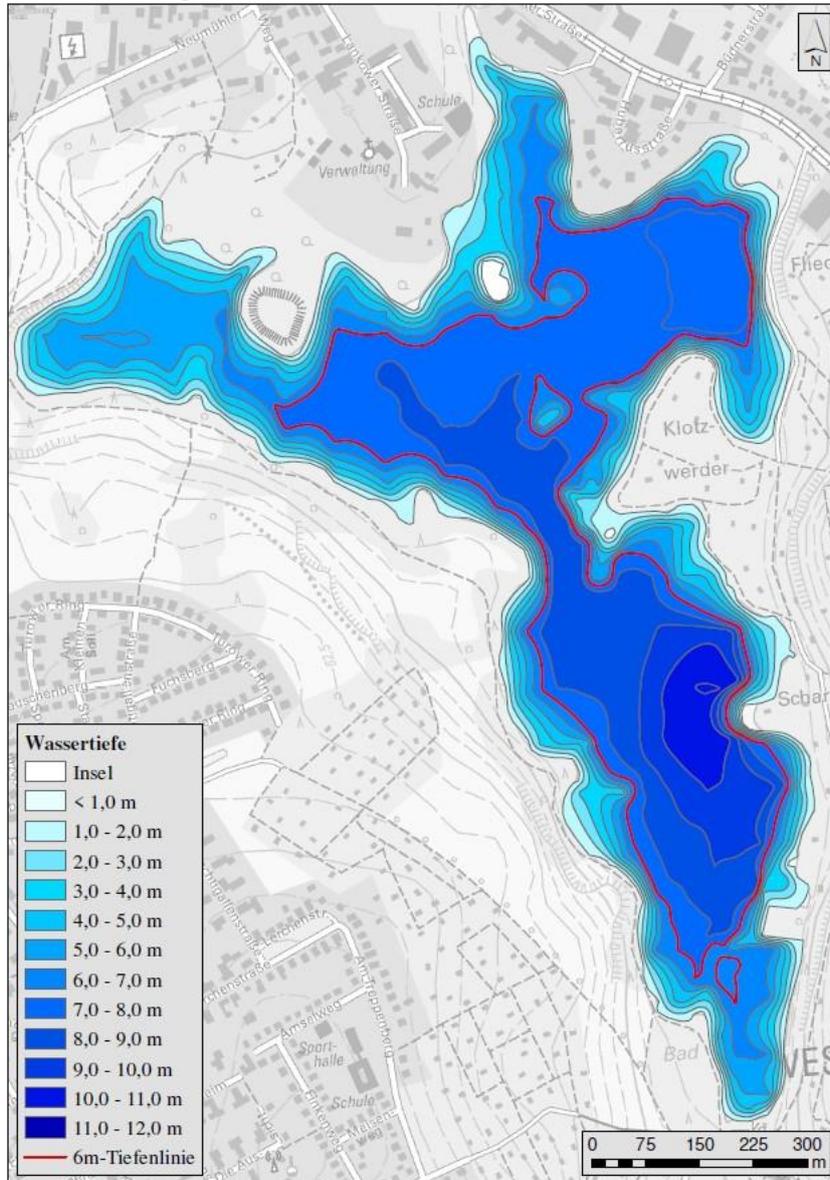


Abb.6.1-4: Ausbringfläche für Fällmittel im Lankower See (rote Linie = Seefläche mit Tiefenbereichen > 6,0 m)

Optionaler Ansatz (Tiefenwasserbelüftung):

Ein grundlegend anderer, „chemikalienfreier“ Ansatz besteht in der Verbesserung der P-Bindekapazität des Sediments durch Erhöhung der Sauerstoffkonzentration im Tiefenwasser. Der Eintrag von Sauerstoff in das Tiefenwasser, ohne die thermische Schichtung des Wasserkörpers zu zerstören oder das Tiefenwasser/Hypolimnion zu erwärmen, kann durch eine Tiefenwasserbelüftung realisiert werden (Abb.6.1-5). Mit einer verankerten TWBA wird sauerstoffarmes Wasser über Grund angesaugt, mit aufsteigenden Luftblasen belüftet und kurz unterhalb der

Temperatursprungschicht wieder abgegeben. Im Lankower See liegt die Temperatursprungschicht im Frühsommer bei ca. 3,5 m und sinkt dann im Verlauf des Sommers bis Oktober auf ca. 5,5 m ab.

Bei einer genauen Platzierung der Anlage über der tiefsten Stelle (10 m bei mittlerem Wasserstand) blieben zwischen Temperatursprungschicht und weichem Seegrund nur 4-5 m, die zu belüften wären. In dieser Lamelle wird Wasser angesaugt und belüftetes Wasser wieder abgegeben. Dabei sollte die Sprungschicht erhalten bleiben und vermieden werden, dass durch das bodennah wieder abgegebene, belüftete Wasser Sediment aufwirbelt. Hinzu kommt als weitere Schwierigkeit, dass die zur Belüftung notwendige Steighöhe im Rohr mit ca. 8,5 m nur sehr gering ist. Aus diesen Gründen wird diese, für tiefere Seen ansonsten sehr effiziente Methode für den Lankower See nicht empfohlen, sondern auf ein ähnliches Prinzip, unter Anwendung von reinem Sauerstoff, orientiert.

Von einer Landstation mit einem Vorratstank mit tiefgekühltem flüssigem Sauerstoff und einem Wärmeaustauscher wird Sauerstoff in einer Schlauchleitung zu einem am Grund an der tiefsten Stelle im See stehenden Mischbehälter („cone“) geleitet. Es handelt sich dabei um eine am Grund verankerte, glockenartige Anlage (Produktname „Polycone“), in der zunächst Tiefenwasser mittels einer Propellerpumpe angesaugt und vertikal von oben nach unten in den Konus gefördert wird. Im Konus befindet sich eine Sauerstoffbegasung, die feinstblasig Sauerstoff in das Wasser einleitet. Diese Blasen drängen infolge des Dichteunterschieds nach oben, werden aber durch die entgegengesetzte Strömung daran gehindert. Der Sauerstoff der Blase geht nach und nach in das vorbeiströmende Wasser über, bis die Blasen zu 100 % gelöst sind. Das bis auf 180 % mit Sauerstoff angereicherte Wasser wird dann über ein Schlauch-Verteilungssystem an bis zu 6 verschiedene Stellen im Hypolimnion transportiert.

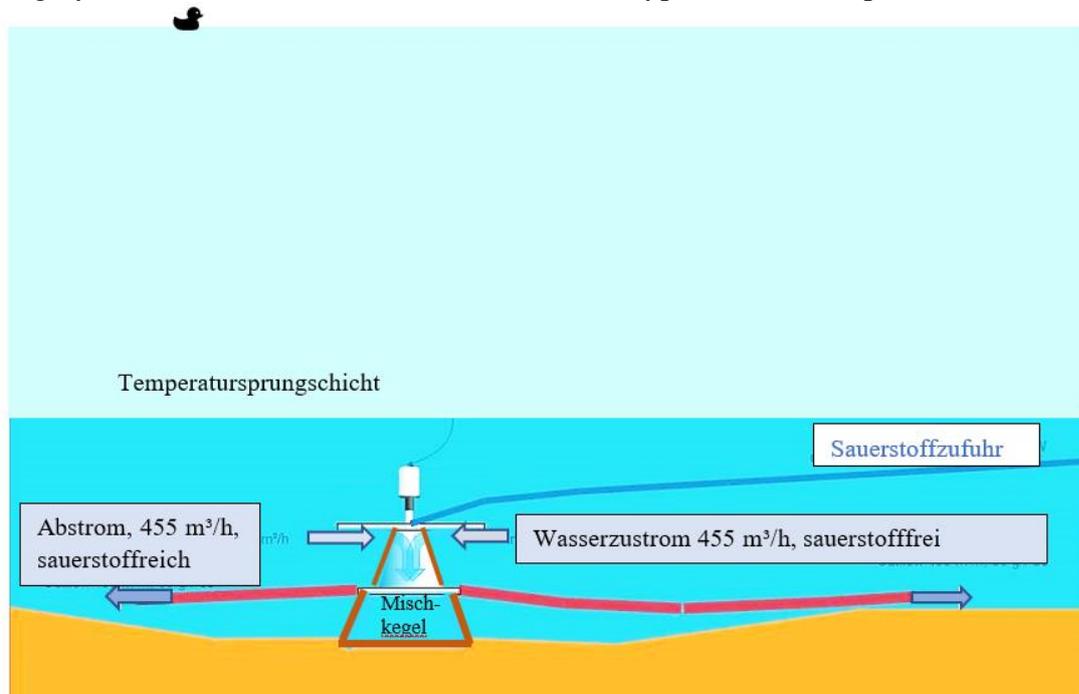


Abb.6.1-5: Der „Polycone“, eine technische Lösung zur Anreicherung eines schmalen Hypolimnions mit Sauerstoff, ohne die Temperaturschichtung im See zu zerstören (Quelle: POLYPLAN-KREIKENBAUM)

Die Sauerstoffzufuhr und Wasserpumpleistung werden per SPS so geregelt, dass sich stets eine Sättigung zwischen 130 und 180 % einstellt, um ein nachfolgendes Ausperlen des Sauerstoffs aus dem Wasser zu vermeiden. Erste Berechnungen (Firma POLYPLAN-KREIKENBAUM, Bremen) weisen für die Tiefenwasserschicht des Lankower Sees einen Bedarf von 130 kg O₂/d aus. Bei einer maximal erforderlichen Betriebszeit von 120 Tagen errechnet sich ein Jahresbedarf von ca. 15,6 t. Dieser könnte in Druckbehältern am Südufer des Sees gelagert werden. Von dort aus würde der Sauerstoff in Druckleitungen (am Grund, geschützt in einem „Panzerrohr“ zum Schutz vor Beschädigung) zu den beiden Mischanlagen, es sollten aufgrund der Beckenmorphologie 2 Anlagen sein, transportiert (Abb.6.1-6).

Die Erstinvestition wird mit ca. 300.000 € (netto) veranschlagt, die laufenden Kosten (Sauerstoff, Strom) würden bei etwa 15.000 €/Jahr (netto) liegen. Das System wird in sehr viel größerer Dimension im Panamakanal (Firma Hydrocone, USA) betrieben, ähnliche Systeme sind als Anwendungen in der Aquakultur bekannt (POLYPLAN-KREIKENBAUM). Für Deutschland hätte dieses Projekt Pilotcharakter, denn die Anwendung von reinem Sauerstoff zur Tiefenwasserbelüftung von Seen war bisher zu unwirtschaftlich. In naher Zukunft bietet sich die Möglichkeit, günstig Sauerstoff aus der Wasserstoffproduktion (Hydrolyse) zu erhalten, da dieser dabei gewissermaßen als „Abfallprodukt“ anfällt. In Frage käme verständlicherweise nur Sauerstoff aus der Hydrolyse von Wasserstoff mittels regenerativer Energien, sogenannter „Grüner Wasserstoff“.

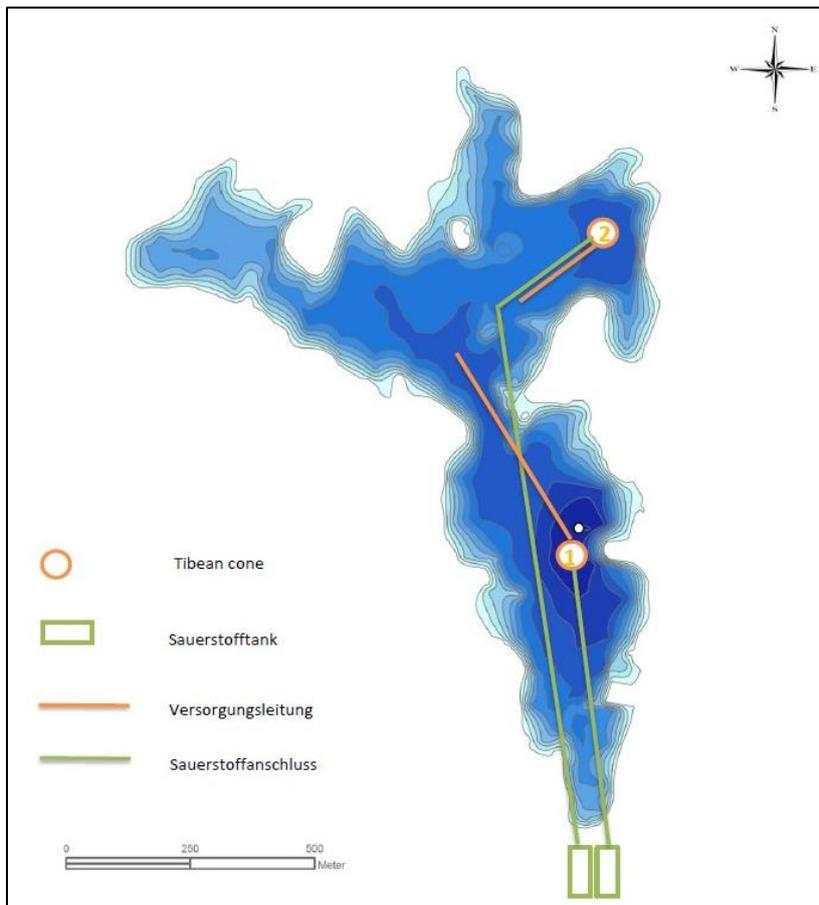


Abb.6.1-6: Standorte der Tiefenwasserbelüftungsanlagen („Tibeane cone“) sowie der Zuleitungen und Sauerstoffbehälter am Ufer

Des Weiteren hat sich die Massenverbreitung, insbesondere der Schmalblättrigen Wasserpest (*Elodea nuttalli*), für die Nutzung des Sees als Badegewässer und für andere Freizeitaktivitäten als hinderlich, z.T. gar als gefährlich; erwiesen. Es wird daher eine jährliche Teilentkrautung des Sees, v.a. an den offiziellen Badestellen, aber auch an allen anderen Stellen im See, an denen ein besonders hohes Vorkommen von *Elodea nuttalli* zu verzeichnen ist und es zu Nutzungseinschränkungen kommt, vorgeschlagen. Da das Auftreten von submersen Makrophyten nicht jedes Jahr in ähnlicher Weise ausgeprägt ist und an den gleichen Stellen im See erfolgt, muss je eine jährliche Planung durchgeführt werden, sobald ersichtlich wird, wo konkreter Handlungsbedarf besteht. Dies gilt auch für die Zwischenlagerung der entnommenen Biomasse und für die Entsorgung/Verwertung (Biogas, Dünger etc.).

Zu den am See angetroffenen zahlreichen Wasservögeln werden keine Maßnahmen vorgeschlagen, auch wenn diese nach der vorliegenden Berechnung einen gewissen Eintrag (etwa 15 kg P/a) einbringen. Es ist schwierig im Stadtgebiet Vergrämgungsmaßnahmen (v.a. gegen Gänse) durchzuführen, zudem handelt es sich bei den von den Vögeln stark frequentierten Inseln bzw. Halbinseln teilweise um Schutzgebiete. Die Ursache ist vermutlich außerhalb Schwerins zu sehen. Vor allem auf dem See rastende Gänse tragen sicher aus den umgebenden landwirtschaftlichen Flächen, auf denen sie sich tagsüber aufhalten, Nährstoffe in den Lankower See ein. Dauerhaft auf dem und am See lebende Wasservögel tragen hingegen nicht zu einer weiteren Eutrophierung bei, da sie mit der Nahrung auch Nährstoffe aus dem See entnehmen.

6.2 SODEMANNSCHER TEICH

Am Sodemannschen Teich spielt der Oberflächenzufluss (73 %) die Hauptrolle des Nährstoffeintrags. Die vorgeschlagenen Maßnahmen zielen deshalb darauf ab, den Eintrag über diesen Nährstoffpfad zu reduzieren. Der See selbst neigt zur Akkumulation von Nährstoffen im Tiefenwasser, deshalb wird eine Fällung in Tiefenbereichen unter 4,0 m im nördlichen Seeteil vorgeschlagen.

Maßnahmen im Einzugsgebiet

Der Sodemannsche Teich wird sehr stark durch seine Zuläufe und die Nähe zum Industriegebiet „Lankow“ bestimmt. Der künstliche See (ehemalige Tongrube) hat z.T. steil abfallende Ufer, wodurch bei stärkerem Regen im Prinzip alle gelösten Stoffe (Nähr- und Schadstoffe) direkt in den See eintragen werden. Vor allem Zulauf Z2 (über ALBA, Ziegeleiweg) liefert Oberflächenabfluss (Regenwasser von Dach- und Verkehrsflächen) aus dem Einzugsgebiet (Industriegebiet) und zeigt durchaus eine erhöhte Konzentration an Nährstoffen ($> 0,1 \text{ mg/l P}$). Einträge von Schadstoffen wurden nicht untersucht, sind aber auf Grundlage der Ergebnisse der Sedi-mentuntersuchungen ebenfalls wahrscheinlich.

Um den P-Eintrag über Zulauf Z2 (ALBA, Ziegeleiweg) zu mindern, ist der Einbau einer Filterbarriere aus granuliertem Eisen-(III)-oxidhydrat mit einer Körnung von 2-4 mm vorgesehen.

Die Bauweise in Form einer losen, überströmbaren Schüttung gewährleistet bei starkem Abflussgeschehen, wie es gelegentlich im Winter oder bei Starkregenereignissen der Fall sein kann, eine problemlose Überströmung. Abb.6.2-1 zeigt die ungefähre Dimension der etwa 4 m langen, maximal 1,5 m breiten und an der tiefsten Stelle 0,7 m hohen Schüttung/Filterbarriere in Z2. Das Volumen des Filters beträgt annäherungsweise 4,5 m³. Die Wirksamkeit an Z2 sollte zumindest anfangs durch ein Monitoringprogramm (Probenahme vor und in Fließrichtung nach dem Filter, Analyse Gesamtphosphor) überprüft werden. Die Speicherkapazität des Materials wird vom Hersteller mit etwa 10 g P/kg Filtermaterial angegeben. Bei einer Schüttdichte von ca. 650 g/l und einem Ausgangsvolumen von 4,5 m³ ergibt sich ein Gesamtgewicht von ca. 3.000 kg und damit eine maximale P-Speicherkapazität von etwa 30 kg P. Da erfahrungsgemäß, auch bei langsamer Filterpassage die TP-Konzentration kaum um mehr als 50 % reduziert werden kann und es sich hierbei auch nicht um linear verlaufende Prozesse handelt, ist mit einer mehrjährigen Wirksamkeit zu rechnen.



Abb.6.2-1: Installation eines Retentionsfilters (Schemazeichnung) an Zulauf Z2 am Sodemannschen Teich

Da auch die Oberflächenerosion einen Anteil (etwa 13 %) am Nährstoffeintrag besitzt, ist es ratsam, den um den See existierenden schmalen Gehölzgürtel (< 10 m) unbedingt zu erhalten. Eine Erweiterung ist nicht denkbar, da das Gebiet sehr stark industriell genutzt wird und eine Umwandlung von Flächen zu einem vergrößerten Pufferstreifen (> 25 m) nicht umsetzbar erscheint.

Der Einsatz von Streusalz im Winter lässt sich im Sodemannschen Teich an den erhöhten Chlorid-Gehalten (v.a. in den Zuläufen) ablesen. Da der See aus dem Einzugsgebiet sehr viel Oberflächenwasser aus versiegelten Verkehrsflächen (Parkplatz, Industrie/Gewerbefläche) erhält, wäre es wünschenswert, dass auf die Anwendung von Streusalz im Einzugsgebiet generell verzichtet wird.

Seeinterne Maßnahmen

Wie bereits erwähnt, bildet sich im Sodemannschen Teich im Tiefenwasser über die Saison eine stark nährstoffhaltige, anoxische Zone aus. Im Hochsommer war teilweise bereits ab 2 m Wassertiefe kaum noch Sauerstoff vorhanden. Um vor allem den Nährstoff Phosphat zu binden und zu verhindern, dass bei aufkommender Zirkulation die Nährstoffe aus dem Tiefenwasser in das Oberflächenwasser eingetragen werden, ist eine Nährstofffällung mit PAC zu empfehlen. Mit Blick auf die im Flachwasser vorkommenden Großmuscheln ist eine Fällung nur in Tiefenbereichen unter 4,0 m (und damit im nördlichen Seeteil) durchzuführen (Abb.6.2-2).

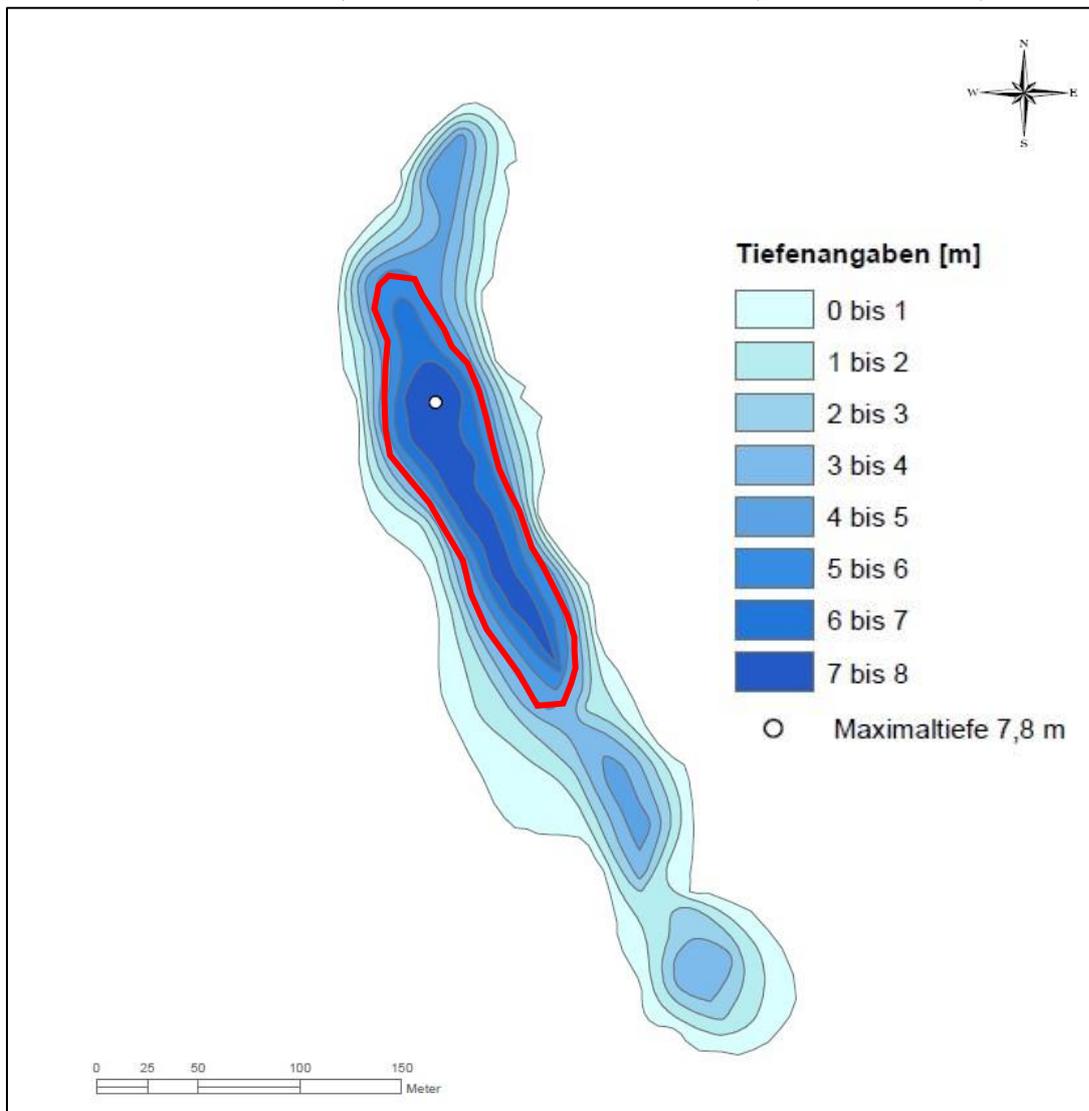


Abb.6.2-2: Ausbringfläche für Fällmittel im Sodemannschen Teich (rote Linie = Seefläche mit Tiefenbereichen > 4,0 m)

Nebeneffekt wäre eine Sedimentkonditionierung, die auch in Zukunft das P-Rücklösungspotenzial senkt. Die Zugabemenge ist in einem Laborversuch zu ermitteln. Erfahrungswerte legen eine anzustrebende Zielkonzentration von $8 \text{ g/m}^3 \text{ Al}^{3+}$ nahe. Bei einem Wasservolumen von etwa 47.000 m^3 der Wassersäule in Tiefenbereichen $> 4,0 \text{ m}$ und einem Wirkstoffgehalt des Fällmittels Polyaluminiumchlorid (PAC) von etwa 9% Al^{3+} errechnet sich ein Fällmittelverbrauch von 4.177 kg . Bei einer angenommenen Dichte des Wassers von $1,35 \text{ g/cm}^3$ wären ca. $3,1 \text{ m}^3$ PAC-Lösung per Fällboot auszubringen.

Eine Praxis, die vor allem den Bestand an Wasserpflanzen im Sodemannschen Teich gefährdet, ist die (vermutete) illegale Entnahme von großen Raubfischen (v.a. Hechten). Bei der Befischung des Gewässers wurden, trotz Stellnetz- und Elektrofischerei, keine großen Hechte angetroffen. Dagegen wurde ein hoher Bleibestand festgestellt. Große Raubfische regulieren den Bestand an Jung- und Friedfischen. Vor allem Jungfische haben sich, durch ihre Fraßaktivität an jungen Pflanzentrieben, als Hindernis zur Entwicklung einer Armeuchteralgenvegetation herausgestellt (E+E-Vorhaben „Chara Seen“, Stand Juni 2022; MAUERSBERGER et al.). Cypriniden tragen durch ihre Wühlaktivität zur Sedimentation und Trübung des Gewässers bei und behindern ebenfalls das Pflanzenwachstum. Um den Weißfischbestand, insbesondere den Bleibestand, zu reduzieren, wäre eine Zugnetzfischerei durchzuführen. Gefangene Fische können an ortsansässige Fischereiunternehmen abgegeben werden.

Um dem beobachteten „Schwarzangeln“ auf Hecht am Sodemannschen Teich zu begegnen, sollte die Verpachtung des Gewässers an einen Angelverein in Betracht gezogen werden. In diesem Rahmen wäre eine effektivere Kontrolle der Angelaktivitäten möglich. Der Pachtvertrag müsste neben dem Entnahmeverbot von Raubfischen zudem ein Verzicht auf den Besatz mit Karpfen beinhalten. Auch mit einer Sperrung/Umzäunung der aktuell als Zugang von Schwarzanglern genutzten Bereiche ließe sich, unabhängig vom Pachtverhältnis, ein unbefugter Zutritt (Schwarzangeln) erschweren.

6.3 ZIEGELEITEICH

Beim Ziegeleiteich stellen Vögel den Haupteintragspfad für Nährstoffe (73 %) dar. Daneben spielen noch der Oberflächenzufluss (14,5 %) und die Oberflächenerosion (5 %) eine gewisse Rolle. Ursächlich für den Nährstoffeintrag ist eine angrenzende Lagerfläche für Kunststoffmaterialien (ALBA Recyclinghof). Eine große Anzahl an Vögeln (Möwen und Krähen) hält sich praktisch das ganze Jahr um den See herum und auf der Lagerfläche auf. Die Vögel tragen erhebliche Mengen an Kunststoffresten/Abfall und Nährstoffen in den See ein. Demzufolge ist das wichtigste Problem, die Anzahl der Vögel auf der Anlage und damit am See zu minimieren. Durch die hohe Nährstofflast bei abnehmendem Wasservolumen hat der Kleinsee seine Funktion als wichtiges Nährstoffrückhaltebecken für die nachgeschalteten Gewässer (Sodemannscher Teich und Lankower See) weitgehend verloren. Durch eine Vertiefung/Vergrößerung des Wasservolumens mittels Entnahme von Sediment kann dem Ziegeleiteich seine Funktion als Retentionssystem für den Gewässerkomplex der 3 Seen zurückgegeben werden.

Maßnahmen im Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet des Ziegeleiteichs ist stark industriell geprägt und beinhaltet am nordöstlichen Ufer eine Lagerfläche der ALBA Nord GmbH (Recyclinghof). Aus dem Recyclinghof werden vor allem durch Vögel, aber auch durch Wind, Regen und damit Oberflächenerosion, Nähr- und Schadstoffe in den See eingetragen (Abb.6.3-1). Das Sediment des Ziegeleiteichs ist bereits stark schadstoffbelastet (u.a. Cadmium und Blei).

Zum Schutz vor dem Zugriff der Vögel wird empfohlen auf dem Gelände des Recyclinghofs eine Leichtbauhalle zu errichten, in der das Material sicher gelagert werden kann. So ließe sich der Austrag von Kunststoffresten in die Umgebung wirkungsvoll verhindern. Wenn das Nahrungsangebot für die Vögel nicht mehr gegeben ist, werden sie sich dort auch nicht mehr sammeln.

Auffällig war auch ein Anstieg der Chloridgehalte im Winter, der zweifellos auf Salzeintrag zurückzuführen ist. Da die Haupteinleitung (Regenwasser) in den Ziegeleiteich über Parkflächen (z.B. toom-Baumarkt) und andere versiegelte Flächen erfolgt, ist auch hier anzuraten, im Winter auf die Anwendung von Streusalz im Einzugsgebiet generell zu verzichten.



Abb.6.3-1: Beispielfotos für Verschmutzung und Vogelansammlungen am Ziegeleiteich;
oben: Krähen auf Bäumen und Müll-Lagerflächen, unten: Mülleintrag durch Wind
und Vögel

Seeinterne Maßnahmen

Der Ziegeleiteich ist sehr flach, maximal nur etwa 3,5 m tief und besitzt eine Schlammauflage von bis zu 1,1 m. Um die für die nachfolgenden Gewässer (Sodemannscher Teich, Lankower See) wichtige Retentionsleistung des Kleinsees zu erhöhen, wird deshalb eine Schlamm-entnahme, ausgeführt als Trockenbaggerung, vorgeschlagen (Abb.6.3-2). Der See wird zunächst komplett abgelassen, das Wasser (Volumen etwa 21.000 m³) kann über die kommunale Abwasserentsorgung (SAE) nach Voranalyse abgeleitet werden. Im See selbst befindet sich kaum Makrozoobenthos, die Schädigung von Muschelvorkommen oder submersen Wasserpflanzen ist ebenfalls nicht zu erwarten. Allerdings befindet sich eine größere Anzahl Fische im See. Die Fische werden durch ein ortsansässiges Fischereiu nternehmen entnommen, teils zwischengeh ältert und teils an Besitzer von Angelteichen verkauft.



Abb.6.3-2: Flächen der Trockenbaggerung im Ziegeleiteich und potenzielle Fläche zur Zwischenlagerung des entnommenen Sediments

Die Trockenbaggerung wird ab etwa 1 m Entfernung zur Schilfkante des Sees durchgeführt. Im Durchschnitt wird das Seebecken dadurch um etwa 0,3 m vertieft. Das zu entnehmende Schlammvolumen beträgt ca. 3.300 m³.

Zur Durchführung der Trockenbaggerung muss der Bagger über eine Rampe in das Gewässer einfahren können. Die Zufahrt wird mit Baggermatratzen gesichert. Das Material muss, entweder in nassem Zustand in dichten Muldenkippern oder in vorgetrocknetem Zustand, nachfolgend abtransportiert werden. Das Sediment kann auf der um den See liegenden Freifläche

(3.100 m²; Stadt ist Eigentümer) zunächst zwischengelagert werden. Durch „Ausbluten“ verliert das Sediment erfahrungsgemäß etwa $\frac{1}{3}$ seines Volumens, so dass bei maximal vollständiger Nutzung der Fläche mit einer Auflage von 0,75 m zu rechnen wäre. Nachfolgend wird das Sediment über eine Bodenbörse/durch ein Entsorgungsunternehmen entsorgt, da das Sediment schadstoffbelastet (v.a. Cadmium und Blei) und nach LAGA 1.2 einzustufen ist.

Die Durchführung der Maßnahme, im Vorlauf ist eine Zustandsprüfung des Regenrückhaltebeckens nahe des toom-Baumarkts vorzunehmen, wird die hohe Nährstofflast des Gewässers senken, die Retentionsleistung erhöhen und eine seetypische Besiedlung mit submersen Wasserpflanzen kann erfolgen.

6.4 ZEITLICHER ABLAUF ZUR UMSETZUNG DER MAßNAHMEN UND ENTWICKLUNGSPROGNOSE

Da die 3 Gewässer in einem Gewässerkomplex zusammenhängen, ist es empfehlenswert, mit den in Fließrichtung oben liegenden Maßnahmen zu beginnen. Demnach sollte mit der Restaurierung des Ziegeleiteichs begonnen werden. Konkret wird folgendes Vorgehen empfohlen:

- 1) Ablassen und Ausbaggerung des Ziegeleiteichs
- 2) Errichten einer Leichtbauhalle auf dem ALBA-Gelände
- 3) Einbau des Retentionsfilters an Zulauf Z2 des Sodemannschen Teichs
- 4) P-Fällung im Sodemannschen Teich
- 5) Bau und Inbetriebnahme einer P-Fällanlage an Zulauf 4 (Lankower See)
- 6) P-Fällung im Lankower See (optional: Installation Tiefenwasserbelüftung)
- 7) Entnahme von übermäßig wuchernder Wasserpest aus dem Lankower See (jährlich 2 x)

Mit der Anlage von Erosionsschutzpflanzungen (Entwicklungskorridor) am Lankower See kann unabhängig vom restlichen Baugeschehen begonnen werden.

Im Idealfall würde sich nach Durchführung der Maßnahmen im Ziegeleiteich die Trophie in einem eutrophen Bereich (e1/e2) einstellen, was auch den Sodemannschen Teich entlastet. Eine erwartbar höhere Sichttiefe ermöglicht nachfolgend die Ausbildung einer submersen Makrophytengesellschaft, was die Nährstoffretentionsleistung weiter erhöhen kann.

Im Sodemannschen Teich wird, durch die Nährstoffretention des Filters an Zulauf Z2 und der P-Fällung, eine Trophie im mesotrophen Bereich erreichbar. Die gut ausgebildete submers Makrophytengesellschaft könnte sich, durch eine erwartbar höhere Sichttiefe, von einer derzeit noch vorhandenen Vegetation an Störzeigern (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*) in Richtung einer Armeleuchteralgenvegetation entwickeln. Dies könnte zusätzlich durch ein Management/Verhindern des derzeitigen illegalen Angelbetriebs unterstützt werden.

Für den Lankower See kann durch die Umsetzung der Maßnahmen, Nährstoffretention in den Zuläufen und P-Fällung (optional: Tiefenwasserbelüftung), Reduktion des Erosionseintrags und Maßnahmen an den beiden Kleingewässern, ebenfalls ein mesotropher (m2) Zustand erreicht werden. Durch niedrigere Nährstoffkonzentrationen und erwartbar höhere Sichttiefen könnten sich konkurrenzstärkere Makrophytenarten gegenüber der derzeit starken Störzeigervegetation langfristig durchsetzen. Auch durch eine jährliche Teilentkrautung (*Eloдея nuttallii*)

können in Biomasse gebundene Nährstoffe aus dem See entfernt werden. Unter diesen Annahmen wird der Lankower See mittelfristig den „guten ökologischen Zustand“ (Klasse 2) erreichen. Alle vorgeschlagenen Maßnahmen für den Lankower See und die beiden Teiche sind in Tab.6.4-1 bis Tab.6.4-3 nochmals zusammengefasst dargestellt.

Tab.6.4-1: Vorgeschlagene Maßnahmen für eine Sanierung/Restaurierung des Lankower Sees

Nr.	Maßnahme	Bemerkungen
1	Installation Phosphatfällanlage an Zulauf 4 (Maßnahme M04_2027 und M05_2027)	Reduktion der Nährstoffeinträge über Zulauf 4
2	Düngerreduktion in den Gärten, Reduktion der Wasserentnahme zum Bewässern seenaher Grundstücke, Öffentlichkeitsarbeit (Maßnahme M06_2027)	Reduktion der Einträge über Oberflächenerosion am West- und Ostufer über die Kleingärten
3	Anlegen eines Entwicklungskorridors (20 m breite; 500 m Länge) am Westufer	Reduktion des hypodermischen Zuflusses und der Oberflächenerosion
4	P-Fällung über Seeflächen mit Tiefenbereichen unter 6,0 m (Maßnahme M03_2027)	Reduktion des P-Gehalts im Tiefenwasser und Sedimentkonditionierung, Nährstoffbindung
5	Teilentkrautung des Sees - v.a. <i>Eloдея nuttallii</i> - Badestellen und Stellen mit massivem Vorkommen (jährlich 2 x) - jährliche Planung der Entnahme	Nutzung des Sees für Freizeitaktivitäten sicherstellen, Sicherheit für den Badebetrieb erhöhen, Entlastung des Sees durch Entnahme von in Biomasse gebundenen Nährstoffen
6	<u>optional:</u> TWBA an tiefster Stelle und im nordöstlichen Seeteil; Tiefenbereiche unter 5,0 m (äquivalent Maßnahme M03_2027)	90-120 Tage Betrieb während der Schichtungsphase, Einbringen von reinem Sauerstoff
7	Erfolgskontrolle (3 Jahre)	Trophie/Ökologie

Tab.6.4-2: Vorgeschlagene Maßnahmen für eine Sanierung/Restaurierung des Sodemannschen Teichs

Nr.	Maßnahme	Bemerkungen
1	Retentionsfilter an Zulauf Z2 (Maßnahmen M04_2027 und M05_2027)	Nährstoffreduktion über Zulauf Z2
2	Nährstofffällung in Tiefenwasserbereichen unter 4,0 m mit PAC, Vorversuch erforderlich	Nährstoffbindung im See
3	Schwarzangeln unterbinden (v.a. Hechtangeln), kein Besatz mit Karpfen	Verpachtung an Angelverein, Umsetzung und Überwachung der getroffenen Regelungen Zugnetzfisherei

Fortsetzung Tab.6.4-2

Nr.	Maßnahme	Bemerkungen
4	Abfischen des Weißfischbestands (insbesondere Bleibestand) mit fischereibiologischer Begleitung	Zugnetzfischerei
5	Erfolgskontrolle (3 Jahre)	Trophie/Ökologie

Tab.6.4-3: Vorgeschlagene Maßnahmen für eine Sanierung/Restaurierung des Ziegeleiteichs

Nr.	Maßnahme	Bemerkungen
1	Adäquate Lagerung der Rohstoffe auf dem Recyclinghof	Reduktion des Eintrags über Vögel, Nahrungsangebot verknappen
2	Errichtung einer Leichtbauhalle zur Lagerung des Abfalls (geschützt vor Vögeln)	Verhindern des Nährstoff- und Materialeintrags von ALBA-Gelände
3	Trockenbaggerung ab 1,0 m vor Schilfkante, 3.300 m ³ Sedimentvolumen, Entsorgung über Bodenbörse vor Maßnahmenbeginn: Zustandsprüfung Regenrückhaltebecken nahe des toom-Baumarkt	Retentionsleistung für Nährstoffe erhöhen, Wasservolumen vergrößern
4	Erfolgskontrolle (3 Jahre)	Trophie/Ökologie

7 KOSTENSCHÄTZUNG

Nachfolgend sind die zu erwartenden Kosten für die in Kap.6 beschriebenen Maßnahmen aufgelistet. Je Gewässer wird der geschätzte Kostenrahmen (netto) in einer separaten Tabelle (Tab.7-1 bis Tab.7-3) dargestellt.

Tab.7-1: Kostenschätzung Restaurierungsmaßnahmen Lankower See

Nr.	Maßnahme	Kosten in €
1	Phosphatfällanlage an Zulauf 4 Bau, Installation Betrieb, Betreuung 3 Jahre Fällmittel: 3 x 4 t	16.200,00 38.880,00 3.900,00
2	Kleingärten: Düngerreduktion, Änderung Bewässerungspraxis, Öffentlichkeitsarbeit (Informationsveranstaltung, Infolyer)	3.000,00

Fortsetzung Tab.7-1

Nr.	Maßnahme	Kosten in €	
3	Anlegen eines Entwicklungskorridors (20 m Breite; 500 m Länge) am Westufer - Anpflanzung 3-reihige Hecke (5 m Breite) - Schlehe - Blühstreifen/Bienenweide (15 m Breite) - 3 Jahre Entwicklungspflege		11.000,00 2.500,00
4	P-Fällung über Seeflächen mit Tiefenbereichen unter 6,0 m, Wasservolumen etwa 1.533.000 m ³ Fällmittelmenge (PACS) etwa 172 t Anlieferung + Ausbringung Vorversuch erforderlich		51.000,00 40.000,00 1.400,00
5	Teilentkrautung des Sees - Durchführung / Mähboot (3 Jahre)	(3 x 15.000,00)	45.000,00
6	Erfolgskontrolle (3 Jahre)	(3 x 5.000,00)	15.000,00
7	Planungsleistungen + Baubegleitung - Phosphatfällanlage - Entwicklungskorridor - Nährstofffällung - Makrophytenentnahme (3 Jahre) - Nebenkosten (Vermessung, Baugrund etc.)		1.800,00 1.500,00 3.800,00 3.300,00 3.500,00
	Summe (netto)		ca. 241.780,00
8	<u>optional:</u> Installation der TWBA und Versorgungsleitungen (reiner Sauerstoff) Baunebenkosten (15 %) Sauerstoffspeicherung und Beschickung der Anlagen Betriebskosten (Jahr bzw. Saison) Planungskosten		238.000,00 42.000,00 41.000,00 15.500,00 30.000,00
	Summe (netto) optionale Tiefenwasserbelüftung		ca. 366.500,00

Tab.7-2: Kostenschätzung Restaurierungsmaßnahmen Sodemannscher Teich

Nr.	Maßnahme	Kosten in €
1	Retentionsfilter (an Zulauf Z2) + Kosten Material (2.000,00 €/t) + Transport/Wartung (4 Jahre) + Bauausführung (inkl. Folie und Stau)	6.000,00 6.500,00 9.200,00
2	Nährstofffällung in Tiefenwasserbereichen > 4,0 m mit PAC Umfüllen/Ausbringen PAC / Fällmittelmenge 4,1 t Vorversuch erforderlich	5.800,00 1.800,00 1.400,00
3	Unterbinden des Schwarzangelns, kein Karpfenbe- satz, Verpachtung an Angelverein	kostenneutral Pachtvertrag
4	Abfischen des Weißfischbestands (Zugnetzfischerei) mit fischereibiologischer Begleitung Weitergabe, ggf. auch Entsorgung, der gefangenen Weißfische	3.200,00
5	Erfolgskontrolle (3 Jahre)	(3 x 5.000,00) 15.000,00
6	Planungsleistungen + Baubegleitung - Retentionsfilter - Nährstofffällung - Nebenkosten (Vermessung etc.)	6.500,00
Summe (netto)		ca. 55.400,00

Tab.7-3: Kostenschätzung Restaurierungsmaßnahmen Ziegeleiteich

Nr.	Maßnahme	Kosten in €
1	Eintragsreduktion Vögel + Wind Adäquate Lagerung der Rohstoffe auf dem Recyc- linghof (Leichtbauhalle)	kostenneutral bzw. ggf. Schutzmaßnahmen vom Unternehmen zu organisieren und umzusetzen
2	Trockenbaggerung/Sedimententnahme Baustelleneinrichtung Trockenbaggerung ab 1 m vor Schilfkante 3.300 m ³ Sedimentvolumen Zwischenlagerung auf Freifläche (3.100 m ²) Abfuhr/Entsorgung über Bodenbörse	85.000,00 27.000,00
3	Erfolgskontrolle (3 Jahre)	(3 x 5.000,00) 15.000,00
4	Planungsleistungen + Baubegleitung - Trockenbaggerung - Nebenkosten (Vermessung etc.)	18.200,00
5	Summe (netto)	ca. 145.200,00

Die vorläufigen Gesamtkosten zur Sanierung des Gewässerkomplexes des Lankower Sees und der beiden Teiche belaufen sich auf etwa **442.380,00 € (netto, ohne optionale TWBA)**.

8 ZUSAMMENFASSUNG

Der Lankower See (See-Nr. 200050) ist mit einer Fläche von etwa 55 ha gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie ein berichtspflichtiges Gewässer. Die Anforderungen aus der EU-WRRL besagen, dass die größeren Gewässer bis zum Jahr 2027 in den „guten“ ökologischen Zustand zu überführen sind. Die beiden Kleinseen, der Sodemannsche Teich (See-Nr. 200130) und der Ziegeleiteich (See-Nr. 200140) sind dem Lankower See vorgeschaltet und beeinflussen daher die Trophie des Lankower Sees mit. Ihr ökologischer Zustand ist deshalb maßgeblich auch für das Erreichen des „guten“ Zustands für den Lankower See relevant.

Die beiden Kleinseen wurden 2018 letztmalig limnologisch eingeschätzt und wurden als zu stark mit Nährstoffen belastete Gewässer eingestuft. Der Sodemannsche Teich wurde als polytroph (p1), der Ziegeleiteich gar als hypertroph, eingestuft. Auch die biologischen Komponenten zeigten Defizite. Die Teiche zeigen nach wie vor eine zu hohe Trophie. Der Sodemannsche Teich ist im Jahr 2021 stark eutroph (e2), der Ziegeleiteich stark polytroph (p2). Auch die biologischen Komponenten sind insgesamt in einem „mäßigen“ (Klasse 3) bis „unbefriedigenden“ (Klasse 4) Zustand.

Der Lankower See wurde letztmalig im Jahr 2017 eingeschätzt. Auch dieses Gewässer zeigt nach wie vor eine zu hohe Trophie (Belastung durch Nährstoffe). Der See wurde aufgrund der trophierelevanten Parameter nach LAWA (2014) im Jahr 2017 als stark eutroph (e2) eingestuft. Die Einschätzung der Trophiesituation im Jahr 2021 ergab für den Lankower See ebenfalls einen stark eutrophen (e2) Zustand. Damit fällt seine Einstufung, bei den morphologischen Gegebenheiten (geschichteter See > 5 ha) 3 Stufen schlechter aus als für seinen Referenzzustand zu erwarten (mesotroph m1; RIEDMÜLLER et al. 2013).

Die biologischen Qualitätskomponenten, Phytoplankton und submersen Makrophyten (Wasserpflanzen), zeigen ebenfalls noch Defizite. Das Phytoplankton wird mit einem PhytoSee-Index von 2,78 im Jahr 2021 als in einem „mäßigen“ ökologischen Zustand (Klasse 3) bewertet, die Untersuchung der submersen Makrophyten mittels PHYLIB ergab insgesamt einen „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand (Klasse 4). Der See ist zwar weitläufig mit submersen Makrophyten besiedelt, es befinden sich jedoch massiv Nährstoffzeiger im See.

Entsprechend der Bewertungsverfahren der EU-WRRL befindet sich der Lankower See damit aktuell in der ökologischen Zustandsklasse 4 („unbefriedigend“). Mindestziel wäre eine Einstufung in die Zustandsklasse 2 („gut“). Somit besteht Handlungsbedarf den trophischen Zustand des Sees zu verbessern, um eine Entwicklung der ökologischen Qualitätskomponenten (Plankton und Makrophyten) in den „guten“ Zustand (Klasse 2) zu ermöglichen.

Alle 3 untersuchten Seen zeigten in den Jahren 2020 und 2021 eine hohe Nährstoffbelastung, so dass sich für jeden der Seen konkrete Sanierungsmaßnahmen ableiten lassen.

Für den Lankower See hat die Erstellung der Phosphoreintragsbilanz gezeigt, dass die größten Einträge über die Zuläufe und die Oberflächenerosion zu erwarten sind. Der See besitzt zudem eine hohe Nährstofflast im Oberflächen- und Tiefenwasser. Als Maßnahmen zur Verbesserung der Situation werden vorgeschlagen:

Maßnahmen im Umfeld des Lankower Sees (externe Maßnahmen):

- Installation einer Phosphatfällanlage zur Reduzierung der Nährstoffeinträge über Zulauf Z4
- Anlegen eines Entwicklungskorridors auf einer Breite von 20 m und einer Länge von 500 m auf der Westseite (Heckenpflanzung, Anlegen einer Bienenweide)
- Änderung des Nutzungsverhaltens in Kleingärten am Nord-, West- und Ostufer, Information über die Zusammenhänge zwischen Erosion, Starkregen und Nutzungsverhalten, evtl. Düngereduktion.

Maßnahmen im Lankower See (interne Maßnahmen):

- P-Fällung über Seeflächen mit Tiefenbereichen unter 6,0 m
- optional: Installation einer TWBA, Einmischen von reinem Sauerstoff im Tiefenwasser unter 5,0 m; Betrieb in der Schichtungsphase (90-120 Tage)
- jährliche Teilentkrautung (*Elodea nuttallii*) an offiziellen Badestellen und Stellen mit besonders hohem Vorkommen.

Beim Sodemannschen Teich ist die Haupteintragsquelle Zulauf Z2 (ALBA-Gelände). Zudem erfolgt im See eine hohe Nährstoffakkumulation im Tiefenwasser. Folgende Maßnahmen werden vorgeschlagen:

Maßnahmen im Umfeld des Sodemannschen Teichs (externe Maßnahmen):

- Installation eines Retentionsfilters zum Phosphorrückhalt in Zulauf Z2.

Maßnahmen im Sodemannschen Teich (interne Maßnahmen):

- Nährstofffällung mit PAC im Tiefenbereich unter 4,0 m
- Verpachtung des Gewässers an einen Angelverein, um illegale Angelaktivität zu unterbinden und den Bestand an Raubfischen zu erhöhen
- Abfischen des Weißfischbestands (insbesondere Bleie) mittels Zugnetzfischerei.

Für den Ziegeleiteich wurde der Eintrag durch Vögel als Hauptproblem identifiziert. Dies lässt sich indirekt über ein verbessertes Management der Lagerung des Materials eines naheliegenden Recyclinghofs lösen (Leichtbauhalle). Um die Retentionsleistung des Ziegeleiteichs als Quelle des Nährstoffflusses über den Sodemannschen Teich zum Lankower See zu erhöhen, wird eine Ausbaggerung/Vertiefung vorgeschlagen.

Maßnahmen im Umfeld des Ziegeleiteichs (externe Maßnahmen):

- verbessertes Management der gelagerten Materialien auf angrenzendem Recyclinghof
- Errichten einer Leichtbauhalle zur sicheren, abgeschlossenen Lagerung des Materials.

Maßnahmen im Ziegeleiteich (interne Maßnahmen):

- Trockenbaggerung des Kleinsees, um Nährstoffretention zu erhöhen, Zwischenlagerung des Sediments auf anliegender Freifläche, anschließend Entsorgung über Bodenbörse.

Die Kostenschätzung zur Umsetzung der Sanierungsmaßnahmen für die 3 Gewässer ergab einen vorläufigen Gesamtrahmen von etwa **442.380,00 € (netto, ohne optionale TWBA)**.

9 QUELLENVERZEICHNIS

BIOPLAN (1995)

Studie über Istzustand, Belastbarkeit und mögliche Sanierungsvarianten des Lankower Sees und der Sodemannschen Teiche. Auftraggeber Stadt Schwerin. Ostseebad Nienhagen.

BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL / LAGA

Arbeitsgremium der deutschen Umweltministerkonferenz

DVWK-Merkblatt 238/1996

Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen.

DVWK-Fachausschuss „Verdunstung“.

DWA Merkblatt 606/2022

Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie
in Druck

DWD / DEUTSCHER WETTERDIENST (2022)

Öffentlich verfügbare Daten zu den Themen Lufttemperatur, Niederschlagshöhe, Sonnenscheindauer und Windgeschwindigkeit sowie langjährige Mittelwerte.

<https://cdc.dwd.de/portal/>

https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/vielj_mittelwerte.html

FORSBERG, C. (1979)

Die physiologischen Grundlagen der Gewässer-Eutrophierung

HUPFER, M., GELBRECHT, J., SCHARF, B., STEINBERG, C. (1997)

Konzeptionelle Ansätze zur Steuerung des Phosphat-Haushaltes von Seen durch interne Maßnahmen.

Wasser & Boden, 49. Jahrgang., 12/1997, 8-13.

KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG / ABFKLÄRV (2017)

Bundesgesetzblatt

KLEIN, G. & KÜHN, R. (1982)

Bewertung des Erfolges von Nährstoffeliminierungsmaßnahmen an stark belasteten Gewässern. Z. Wasser Abwasser Forsch. 15 (1982) Nr. 3, S. 136-143.

KRAUSCH, H.-D. (1996)

Farbatlas Wasser- und Uferpflanzen.

Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 315 S.

LAWA / BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (1999)

Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien

Kulturbuchverlag Berlin, Schwerin 1999

LAWA / BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2014)

Trophieklassifikation von Seen, Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen.

Kulturbuchverlag Berlin, Kiel 2014.

LEWANDOWSKI, J., SCHAUSER, I., HUPFER, M. (2002)

Die Bedeutung von Sedimentuntersuchungen bei der Auswahl geeigneter Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen.

HW46, H.1, p.2-13.

LUNG M-V / LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (2008)

Gutachterlicher Landschaftsrahmenplan West Mecklenburg.

Erste Fortschreibung, Güstrow.

LUNG M-V / LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (2022a)

FIS Wasser MV – Modul Wasserrahmenrichtlinie.

LUNG M-V / LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN (2022b)

Kartenportal M-V.

<https://www.umweltkarten.mv-regierung.de/atlas/script/index.php>.

MAUERSBERGER ET AL. (2022)

E+E Vorhaben: Erprobung geeigneter Maßnahmen zur Reetablierung von Chara-Grundrasen in natürlichen kalkreichen See des norddeutschen Tieflands

25.Gewässersymposium des Landesamts für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V

https://www.lung.mv-regierung.de/dateien/7_vortrag7_22.pdf

MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT, LÄNDLICHE RÄUME UND UMWELT MECKLENBURG-VORPOMMERN / MKLLU (2022)

Referat 420 – Gewässerkunde, Seenprogramm, Klimawandel

Seenliste, Seenprogramm M-V

MISCHKE, U., RIEDMÜLLER, U., BÖHMER, J. (2020)

Bewertungstool PhytoSee Version 7.1.

OBERFLÄCHENGEWÄSSERVERORDNUNG / OGewV (2016)

Bundesgesetzblatt

PSENNER, R., BOSTRÖM, B., DINKA, M., PETERSSON, K., PUCSKO, R., SAGER, M. (1988)

Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment.

Arch. f. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 30: 98-103.

RIEDMÜLLER, U., MISCHKE, U., POTTGIESSER, T., BÖHMER, J., DENEKE, R., RITTERBUSCH, D., STELZER, D., HOEHN, E. (2013)

Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe, 11.

RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E., MISCHKE, U., DENEKE, R. (2013)

Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 4.10. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2010. 145 S. zzgl. Anhänge

RIPL, W. (1980)

Ökologische Steuermechanismen und ihr Einsatz in geschädigten See-Ökosystemen.

Verh. Dtsch. Zool. Ges. 1980, S. 48-56.

Gustav Fischer Verlag Stuttgart.

RIPL, W. (1982)

Flankierende Maßnahmen zur Sicherung des Sanierungserfolges an flachen Gewässern.

Z. Wasser Abwasser Forsch. 15 (1982) Nr.3, S. 131-135.

ROTHMALER, W., JÄGER, E., WERNER, K. (2002)

Exkursionsflora für Deutschland, Bd. 3: Gefäßpflanzen, Atlasband. Heidelberg, Berlin: Spektrum. 758 S. (10. Auflage).

RITTERBUSCH, D. (2013)

Nährstoffeintrag durch Gänse in Seen und mögliche Folgen für Gewässertrophie und Fischbestand. Institut für Binnenfischerei e.V. (IfB)

SCHULZ, L. (1981)

Nährstoffeintrag in Seen durch Badegäste.

Zentralblatt Bact. Hyg. J., Abt. B, Bd. 173, S. 528-548.

SINKE, A., CORNELESE, A., KEIZER, P., VAN TONGEREN, O., CAPPENBERG, T. (1990)

Mineralization, pore water chemistry and phosphorus release from peaty sediments in the eutrophic Loosdrecht lakes, The Netherlands.

Freshwater Biology (1990) 23, 587-599.

TRESENOW, U. (1979)

Die Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasser in ihrer Bedeutung für den Nährstoffhaushalt von Seen.

Z. Wasser, Abwasser Forschung 12 (1979) Nr.2.

TÜV NORD (1999)

Schadstoffe in Sedimenten der Binnen- und Küstengewässer M-V 1994-99, Datenbewertung, unveröffentlicht, LUNG M-V.

UHLMANN, D. (1985)

Die anthropogene Eutrophierung der Gewässer – ein umkehrbarer Prozess?

Sitzungsberichte der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig.

Math.-nat. Klasse. Akademie-Verlag Berlin. Band 118, Heft 5.

VAN DE WEYER, K. & SCHMIDT, C. (2012)

Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten. Unveröffentlichte Vorabversion. Herausgeber: Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg.

VOLLENWEIDER R.A. (1979)

Das Nährstoffbelastungskonzept als Grundlage für den externen Eingriff in den Eutrophierungsprozess stehender Gewässer und Talsperren.

Z. f. Wasser- und Abwasserforschung 12, 46 - 56

10 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

AbfKlärV	Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost (Klärschlammverordnung)
ACZ	Agro-Chemisches Zentrum
Al ³⁺	Aluminium-Ion (ungebundenes Aluminium)
AO	Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer
AQS	Aqua Service Schwerin
B	Benthos(station)
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BD-P	in gepufferter Dithionlösung lösliches Phosphat
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
Ca	Calcium
CaCO ₃	Calciumcarbonat
CaO	Calciumoxid
CGI	Cladoceren-Grazing-Index (Frassaktivität der Cladoceren)
DIN	Deutsches Institut für Normung

DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff (dissolved organic carbon)
DV-Nr.	Kennnummer
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
DWD	Deutscher Wetterdienst
E+E-Vorhaben	Erprobungs- und Entwicklungs-Vorhaben
EN	Europäische Norm
EU	Europäische Union
EU-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
EZG	Einzugsgebiet
Fe	Eisen
FIS	Fachinformationssystem des LUNG M-V
FPI	Fischprädatorenindex
FQI	Futterqualitätsindex
FQIC	Futterqualitätsindex Cladoceren
GPS	Globales Positionsbestimmungssystem (Global Positioning System)
GW	Grundwasser
GWK	Gewässerkörpernummer
GWN	Grundwasserneubildung
ID	Identifikator
Iges	Gesamtindex
Ind.	Individuen
ISO	Internationale Organisation für Normung
KB8,2	Basekapazität
KIWA GmbH	Keuringsinstituut voor Waterleiding Artikelen mit Sitz in Kessin
KS4,3	Säurekapazität
KW	Kohlenwasserstoff
LAGA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall
LAV	Landesangelverband
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LSG	Landschaftsschutzgebiet
LUNG M-V	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
LWaG	Landeswassergesetz
M	Maßnahme
Mg	Magnesium
MGI	Metazooplankton-Grazing-Index (Frassaktivität des Metazooplanktons)
MKLLU	Ministerium für Klimaschutz, Landwirtschaft, Ländliche Räume und Umwelt

Mn	Mangan
MP	Mischprobe
MQ	mittlere Abflusspende
MST	Messstelle
M-V	Mecklenburg-Vorpommern
MW	Mittelwert
N	Stickstoff
NH ₄	Ammonium
NHN	Normalhöhennull
O ₂	Sauerstoff
OGewV	Oberflächengewässerverordnung (Bundesgesetzblatt)
o-PO ₄	Ortho-Phosphat
OWK	Oberflächenwasserkörper
P	Phosphor / Pegel
PAC	Polyaluminiumchlorid
PACS	Polyaluminiumchlorid-Sulfat
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PFA	Phosphatfällanlage
PSI	PhytoSee-Index (Berechnung Gütezustand anhand des Phytoplanktons)
RL	Rote Liste
SAE	Schweriner Abwasserentsorgung, Eigenbetrieb der Landeshauptstadt Schwerin
SDS	Stadtwirtschaftliche Dienstleistungen Schwerin
SRP	lösliches Phosphat (soluble reactive phosphorus)
SSI	Sauerstoffsättigungsindex
T	Transekt
TIC	Gesamtanorganischer Kohlenstoff (total inorganic carbon)
TOC	Gesamtorganischer Kohlenstoff (total organic carbon)
TM	Trockenmasse
TN	Gesamtstickstoff (total nitrogen)
TP	Gesamtphosphor (total phosphorus)
TS	Trockensubstanz
TÜV	Technischer Überwachungsverein
TWBA	Tiefenwasserbelüftungsanlage
USA	United States of America (Vereinigte Staaten von Amerika)
UVG	Untere Verbreitungsgrenze
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG)
WSG	Wasserschutzgebiet
Z	Zulauf / Zwischenstation

Z/P Verhältnis Zooplankton zu Phytoplankton; je höher, desto höher der Frassdruck auf das Phytoplankton

11 GLOSSAR

Abflussspende	Wassermenge in Liter pro Sekunde, die in einem Einzugsgebiet bezogen auf eine Einheitsfläche von 1 km ² abfließt.
Abundanz	Mengengrad, der die Häufigkeit bzw. Individuenzahl innerhalb einer Aufnahme­fläche kennzeichnet
anoxisch	Bezeichnung für einen Zustand oder eine Reaktion in Abwesenheit oder unter Ausschluss von Sauerstoff
Bacillariophyceae	Kieselalgen (Synonym für Diatomeen)
Benzo(a)pyren	Polyzyklisch aromatischer Kohlenwasserstoff, der u.a. bei der unvollständigen Verbrennung von organischen Stoffen entsteht
Characeen	Armleuchteralgen
Chironomiden	Zuckmücken
Chlorophyceae	Grünalgen
Chrysophyceae	Goldalgen
Cladoceren	Wasserflöhe
Conjugatophyceae	Klasse der Algen
Copepoden	Ruderfußkrebse, kleine Krebse
Cryptophyceae	Schlundgeißler, Klasse der Algen
Cyanophyceae	Blau­algen
Cypriniden	Karpfenartige
Daphnien	Wasserflöhe; zu den Branchiopoda gehörende Gattung der Krebse, die überwiegend in stehenden Süßgewässern als Filtrierer leben
Diatomeen	Kieselalgen (Synonym für Bacillariophyceae)
Dinoflagellaten	Panzergeißler
Dinophyceae	Panzerflagellaten/Feueralgen, Klasse der Algen
emers	Wasserpflanzen, die ganz oder teilweise über die Wasseroberfläche hinauswachsen
Ephemeroptera	Eintagsfliegen
Euglenophyceae	Augentierchen, Klasse der Algen
Eulitoral	Uferbereich eines Gewässers, der innerhalb des höchsten und niedrigsten Wasserstands liegt
eutroph	nährstoffreich
Flagellen	fadenförmige Gebilde auf der Oberfläche einzelner Zellen, die der Fortbewegung dienen (Synonym: Geißeln)
Grazing	abgrasen/abweiden, hier Zooplankton konsumiert Phytoplankton
Grundwasserisohypsen	Linien gleicher Höhen einer Grundwasserdruckfläche
Haptophyceae	Algenklasse; komplexe einzellige Algen

hypodermischer Abfluss	Bodenwasserabfluss unterhalb der Oberfläche (Zwischenabfluss)
hypertroph	Gewässer, bei denen der Nährstoffgehalt und damit die Biomasseproduktion so hoch ist, dass bis zum Ende der Sommerstagnation der Sauerstoff in den bodennahen Schichten weitgehend aufgebraucht wird
Hypolimnion	untere, unbelichtete und damit kalte und tropholytische Wasserschicht in einem stehenden Gewässer
Interstitialwasser	Wasser, mit dem die Hohlräume im Bodensediment von Gewässern gefüllt sind
Klebsormidiophyceae	Süßwasser- und Erdalgen
Limnologie	Wissenschaft von der Ökologie der stehenden und fließenden Gewässer; die Limnologie befasst sich mit der Erforschung der Pflanzen- und Tiergesellschaften, welche die Gewässer als Lebensräume besiedeln; hierbei werden alle biotischen, chemischen, physikalischen und morphologischen Beziehungen untersucht
Makrophyten	alle mit bloßem Auge erkennbaren pflanzlichen Organismen (in diesem Fall Wasserpflanzen)
Makrozoobenthos	alle mit bloßem Auge erkennbaren tierischen Organismen, die im oder am Boden von Gewässern leben
meso-eutroph	Bezeichnung für Organismen, die mäßig-eutrophe Standorte besiedeln
mesotroph	mittlerer Gehalt an gelösten Nährstoffen und organischer Substanz
Mollusken	Weichtiere wie Kopffüßer, Schnecken und Muscheln
Morphometrie	Oberflächengestalt, Form und Struktur
Nauplien	Primärlarven
Odonata	Libellen
Organochlorpestizide	Stoffgruppe, die Produkte von Chlorierungen verschiedener Kohlenwasserstoffe sind; Entwicklung dieser Stoffe für den Einsatz als Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel (z.B. DDT)
Pentachlorphenol	ein chlorierter, aromatischer Kohlenwasserstoff, der wegen seiner fungiziden Wirkung insbesondere in Holzschutzmitteln vorkam
Phaeopigmente photoautotroph	Abbauprodukte des Chlorophylls Aufbau energiereicher organischer Verbindungen mit Hilfe des Sonnenlichts aus einfachen anorganischen Molekülen („sich selbst mit Licht ernährend“)
Phyllopoden	Blattfußkrebse, Unterklasse der Krebstiere

Phytoplankton	im Wasser freischwebende kleine Pflanzen wie Blaualgen und Grünalgen, die vom Wasser verfrachtet werden können
Picoplankton	Bezeichnung für die im Wasser schwebenden Organismen der Größenordnung 0,2-2 µm
polychlorierte Biphenyle	giftige und krebsauslösende chemische Chlorverbindungen, die bis in die 1980er Jahre vor allem in Transformatoren und elektrischen Kondensatoren sowie als Weichmacher in Lacken, Dichtungsmassen, Isoliermitteln und Kunststoffen verwendet wurden
polymiktisch	Bezeichnung für Seen mit mehrmaliger Vollzirkulation pro Jahr
polytroph	sehr nährstoffreich, z.B. durch starke pflanzliche Produktion
Prasinophyceae	Klasse der Algen
Raphidophyceae	Gruppe photoautotropher, durch Flagellen beweglicher, einzelliger Algen
Rotatorien	Rädertierchen
Schluff	Bodenart, die aus sehr feinem verwittertem Gestein (überwiegend Feldspat und Quarz) und anderen Sedimenten besteht. Schluff besitzt eine Körnung von 0,063 mm - 0,002 mm und lässt sich bezogen auf die Korngröße zwischen Sand und Ton einordnen
Sorption	Überbegriff für die selektive Aufnahme von Stoffen durch andere Stoffe
submers	untergetaucht, hier völlig untergetaucht lebende Wasserpflanzen
Taxa	Plural von Taxon, eine in der Biologie als systematische Einheit erkannte Gruppe von Lebewesen
Trichoptera	Köcherfliegen
Trophie	Intensität der organischen photoautotrophen Produktion
tropholytisch	organische Substanz abbauend
Tubificiden	Schlammröhrenwürmer
Ulvophyceae	Klasse von Algen, die zur Gruppe der Chlorophyta gehört, einer der beiden großen Gruppen von Grünalgen
Xanthophyceae	Gelbgrünalgen
Verbüttung	überproportionaler Anstieg der Individuenzahl einer Fischpopulation bei auffallender Zwergwüchsigkeit
Zooplankton	im Wasser schwebende tierische Lebewesen, die fast keine Eigenbewegung haben