

2023/0221/670

öffentlich

Informationsvorlage

670 - Umwelt und Grünflächen

Bericht erstattet: Dorda Dieter



Machbarkeitsstudie zur nachhaltigen Sanierung und Restaurierung des Brückweiher im Naherholungsgebiet Jägersburg

Beratungsfolge	Geplante Sitzungstermine	Ö / N
Bau- und Umweltausschuss (Kenntnisnahme)	04.05.2023	Ö

Sachverhalt

Die Machbarkeitsstudie zur nachhaltigen Sanierung und Restaurierung des Brückweiher wird vom Geschäftsführer des mit der Studie beauftragten Büros für Gewässerkunde und Landschaftsökologie Herrn Dipl. Geogr. Klaus-Jürgen Boos vorgestellt.

Finanzielle Auswirkungen

Anlage/n

- 1 Machbarkeitsstudie Brückweiher komprimiert (öffentlich)

Machbarkeitsstudie zur nachhaltigen Sanierung und Restaurierung des Brückweiher bei Homburg



BGL

BÜRO FÜR GEWÄSSERKUNDE
UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE
KLAUS- JÜRGEN BOOS

Klaus-Jürgen Boos (Dipl. Geogr.)

Saarbrücken, März 2023

Ziehrerstraße 11
66130 Saarbrücken
Telefon: (0681) 872962

Telefax: (0681) 872962
E-Mail: BGL.Boos@t-online.de
Internet: www.bgl-boos.de

Inhaltsverzeichnis

1	VERANLASSUNG UND UNTERSUCHUNGSUMFANG	4
2	GÜTEANFORDERUNGEN	5
2.1	SEEWASSER	5
2.2	FLIEßGEWÄSSER	6
3	SEEMORPHOLOGIE UND BAULICHE EINRICHTUNGEN	7
3.1	SEEWASSERSTAND	7
3.2	SEEMORPHOLOGIE	7
3.3	BAULICHE EINRICHTUNGEN	10
4	WASSERHAUSHALT DES BRÜCKWEIHERS	11
5	EXTERNE BELASTUNGSQUELLEN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET	16
5.1	LANDNUTZUNGEN	16
5.2	ATMOSPHERISCHE EINTRAGSPOTENTIALE FÜR NÄHRSTOFFE	16
5.3	WASSERBESCHAFFENHEIT DER ZUFLÜSSE	17
5.3.1	BESCHAFFENHEIT DES FELSBACHS	17
5.3.2	BESCHAFFENHEIT DES ERBACHS	18
5.3.3	BEZUGSWERTE FÜR DIE EINTRAGSBILANZIERUNG	20
6	WASSERBESCHAFFENHEIT DES BRÜCKWEIHERS	21
6.1	TEMPERATURHAUSHALT	24
6.1.1	TEMPERATURTIEFENPROFILE	24
6.1.2	TEMPERATURLÄNGSPROFILE	25
6.2	SAUERSTOFFHAUSHALT	27
6.2.1	SAUERSTOFFTIEFENPROFILE	27
6.2.2	SAUERSTOFFLÄNGSPROFILE	29
6.3	LEITFÄHIGKEITSWERTE	31
6.3.1	LEITFÄHIGKEITSWERTE IM TIEFENPROFIL	31
6.3.2	LEITFÄHIGKEITSMESSUNGEN IM LÄNGSPROFIL	33
6.4	VERTEILUNG AUSGESUCHTER IONEN	34
6.5	NÄHRSTOFFHAUSHALT UND BIOMASSE	34
6.5.1	PHOSPHORGEHALTE	34
6.5.2	STICKSTOFFGEHALTE	35
6.5.3	WEITERE INDIKATORWERTE ZUR BEURTEILUNG DES NÄHRSTOFFHAUSHALTES	35
6.6	BESIEDLUNGSBILD	36
6.6.1	PHYTOPLANKTON	36
6.6.2	MAKROPHYTEN	38
7	SEDIMENTZUSTAND	39
7.1	VERSCHLAMMUNGSGRAD	39
7.2	SEDIMENTBESCHAFFENHEIT	39
7.2.1	NÄHRSTOFFGEHALTE DES SEDIMENTS UND PHOSPHORRÜCKLÖSUNG	40
7.2.2	SCHADSTOFFBELASTUNGEN	41
8	DEFIZITANALYSE	44
8.1	DARSTELLUNG UND BEWERTUNG DER BELASTUNGSGRÖßEN DES WEIHERS	44
8.2	QUANTIFIZIERUNG DER EXTERNEN NÄHRSTOFFEINTRÄGE	45
8.2.1.1	Nährstoffeintrag durch Niederschlag	46

8.2.1.2	Nährstoffeintrag durch die Zuflüsse	46
8.2.1.3	Nährstoffeintrag durch Falllaub	46
8.2.1.4	Nährstoffeintrag durch Wasservogel	47
8.2.1.5	Nährstoffeinträge durch Freizeitfischerei.....	49
8.3	GESAMTBILANZ DER EXTERNEN NÄHRSTOFFEINTRÄGE	49
8.3.1	PHOSPHORBELASTUNG.....	49
8.3.2	STICKSTOFFBELASTUNG.....	50
9	ENTWICKLUNG UND PRÜFUNG GEEIGNETER MAßNAHMENOPTIONEN	52
9.1	METHODISCHES VORGEHEN.....	52
9.2	DATENGRUNDLAGEN FÜR DEN MODELLINPUT	54
9.2.1	METEOROLOGISCHE INPUTDATEN	54
9.2.2	MORPHOLOGISCHE INPUTDATEN	55
9.2.3	HYDRAULISCHE INPUTDATEN	55
9.3	VERGLEICHZUSTAND (ENTWICKLUNGSPROGNOSE UNTER BEIBEHALTUNG DES ISTZUSTANDES) UND MODELLPRÜFUNG.....	56
9.3.1	TEMPERATURHAUSHALT	56
9.3.2	SEEVERDUNSTUNG.....	58
9.3.3	SAUERSTOFFHAUSHALT	59
9.3.4	PHOSPHORGEHALTE	61
9.3.5	ALGENENTWICKLUNG.....	64
9.3.6	CYANOBAKTERIENENTWICKLUNG.....	67
9.3.7	SEDIMENTATIONSRATE UND VERLANDUNGSGESCHWINDIGKEIT	67
9.3.8	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG ZUKÜNFTIG ZU ERWARTENDER DEFIZITE IM BRÜCKWEIHER.....	68
9.4	MAßNAHMENÜBERSICHT	69
9.5	MAßNAHME 1: FÖRDERUNG DER WASSERPFLANZENDOMINANZ DURCH FISCHEREILICHE BEWIRTSCHAFTUNG.....	70
9.5.1	VORAUSSETZUNGEN.....	70
9.5.2	MAßNAHMENBESCHREIBUNG UND KOSTENSCHÄTZUNG	72
9.6	MAßNAHME 2: VERMINDERUNG DER EXTERNEN NÄHRSTOFFZUFUHR DURCH EXTENSIVIERUNG IM EINZUGSGEBIET	73
9.6.1	MAßNAHMENBESCHREIBUNG	73
9.6.2	PROGNOSE DER ERREICHBAREN VERBESSERUNGEN DURCH VERMINDERUNG DER EXTERNEN NÄHRSTOFFBELASTUNG DES BRÜCKWEIHERS.....	74
9.6.2.1	Sauerstoffhaushalt.....	74
9.6.2.2	Phosphorgehalte im Freiwasser.....	74
9.6.2.3	Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte).....	75
9.6.2.4	Cyanobakterien (Chlorophyll-a Gehalt durch Cyanobakterienbiomasse).....	76
9.7	MAßNAHME 3: VERMINDERUNG DER ZUFLUSSRATE DURCH TEILWEISE FÜHRUNG DES ERBACHS IM SEITENSCHLUSS DES BRÜCKWEIHERS (BYPASS)	78
9.7.1	MAßNAHMENBESCHREIBUNG UND KOSTENSCHÄTZUNG	78
9.7.2	PROGNOSE DER ERREICHBAREN VERBESSERUNGEN DURCH EINE VERRINGERUNG DER ZUFLUSSRATE MITTELS BYPASSLEITUNG.....	78
9.7.2.1	Sauerstoffhaushalt.....	78
9.7.2.2	Phosphorgehalte im Freiwasser.....	79
9.7.2.3	Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte).....	80
9.7.2.4	Cyanobakterien (Chlorophyll-a Gehalt durch Cyanobakterienbiomasse).....	81
9.8	MAßNAHME 4: ERHÖHUNG DES PHOSPHORBINDUNGSVERMÖGENS DURCH DIE ZUGABE EINES PHOSPHORFÄLLUNGSMITTELS IN VERBINDUNG MIT DER VERMINDERUNG DER ZUFLUSSRATE (=MAßNAHME 3)	83
9.8.1	MAßNAHMENBESCHREIBUNG UND KOSTENSCHÄTZUNG	83
9.8.2	PROGNOSE DER ERREICHBAREN VERBESSERUNGEN DURCH ZUGABE EINES PHOSPHORFÄLLUNGSMITTELS IN VERBINDUNG MIT DER REDUZIERUNG DER WASSERAUSTAUSCHRATE	84
9.8.2.1	Sauerstoffhaushalt.....	84
9.8.2.2	Phosphorgehalte im Freiwasser.....	85

9.8.2.3	Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte)	86
9.8.2.4	Cyanobakterien (Chlorophyll-a Gehalt durch Cyanobakterienbiomasse)	87
9.9	MAßNAHME 5: VERBESSERUNG DER MILIEUBEDINGUNGEN DURCH TEILENTSCHLÄMMUNG DES BRÜCKWEIHERS.....	88
9.9.1	MAßNAHMENBESCHREIBUNG UND KOSTENSCHÄTZUNG	88
9.9.2	PROGNOSE DER ERREICHBAREN VERBESSERUNGEN DURCH TEILENTSCHLÄMMUNG	92
9.9.2.1	Sauerstoffhaushalt.....	92
9.9.2.2	Phosphorgehalte im Freiwasser.....	93
9.9.2.3	Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte)	94
9.9.2.4	Cyanobakterien (Chlorophyll-a Gehalte der Cyanobakterien).....	95
9.10	MAßNAHME 6: VERBINDUNG DER TEILENTSCHLÄMMUNG (=MAßNAHME 5) MIT VERMINDERUNG DER EXTERNEN NÄHRSTOFFZUFUHR (=MAßNAHME 2) UND DER ZUFLUSSRATE (=MAßNAHME 3).....	96
9.10.1	MAßNAHMENBESCHREIBUNG UND KOSTENSCHÄTZUNG.....	96
9.10.2	PROGNOSE DER ERREICHBAREN VERBESSERUNGEN	97
9.10.2.1	Sauerstoffhaushalt	97
9.10.2.2	Phosphorgehalte im Freiwasser	97
9.10.2.3	Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte).....	98
9.10.2.4	Cyanobakterien (Chlorophyll-a Gehalte der Cyanobakterien)	100
9.11	MAßNAHME 7: VOLLENTSCHLÄMMUNG IN VERBINDUNG MIT EINER VERMINDERUNG DER EXTERNEN NÄHRSTOFFZUFUHR (=MAßNAHME 2) UND DER ZUFLUSSRATE (=MAßNAHME 3)	100
9.11.1	MAßNAHMENBESCHREIBUNG UND KOSTENSCHÄTZUNG.....	100
9.11.2	PROGNOSE DER ERREICHBAREN VERBESSERUNGEN	101
9.11.2.1	Sauerstoffhaushalt	101
9.11.2.2	Phosphorgehalte im Freiwasser	101
9.11.2.3	Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte).....	102
9.11.2.4	Cyanobakterien (Chlorophyll-a Gehalte der Cyanobakterien)	102
9.12	MAßNAHME 8: EXTERNE PHOSPHORELIMINATION IN VERBINDUNG MIT EINER TEILENTSCHLÄMMUNG (=MAßNAHME 5) SOWIE DER VERMINDERUNG DER EXTERNEN NÄHRSTOFFZUFUHR (=MAßNAHME 2) UND DER ZUFLUSSRATE (=MAßNAHME 3)	103
9.12.1	MAßNAHMENBESCHREIBUNG.....	103
9.12.2	KOSTENSCHÄTZUNG.....	107
9.12.3	ERREICHBARE VERBESSERUNGEN	108
10	<u>MAßNAHMENEMPFEHLUNGEN UND HINWEISE ZUR WEITEREN BEWIRTSCHAFTUNG</u>	109
10.1	ZUSAMMENFASSENDEN MAßNAHMENBEWERTUNG	109
10.2	UMSETZUNGSEMPFEHLUNG	110
10.3	BEWIRTSCHAFTUNGSMÖGLICHKEITEN ZUR VERBESSERUNG DER ABFLÜSSE IM ERBACHSYSTEM.....	110
11	<u>ZUSAMMENFASSUNG.....</u>	112
12	<u>ABBILDUNGSVERZEICHNIS</u>	117
13	<u>TABELLENVERZEICHNIS</u>	120
14	<u>LITERATURVERZEICHNIS</u>	122

1 Veranlassung und Untersuchungsumfang

Um Möglichkeiten zur Beseitigung der bestehenden Gütedefizite des Brückweiher bei Homburg zu ermitteln, wurde von der Stadt Homburg eine Machbarkeitsstudie in Auftrag gegeben, die im Anschluss an eine Erhebung und Bewertung des aktuellen Gütezustandes Maßnahmenvorschläge für eine nachhaltige Sanierung und Restaurierung des Gewässers erarbeitet.

Der Brückweiher ist ein im Jahr 1959 von Pionieren der US-Armee als Fischereigewässer angelegter Weiher. Er bildet einen Teil der vom Erbach durchflossenen Teichkette aus insgesamt 7 Elementen mit sehr unterschiedlicher Flächenausdehnung, die sich in Fließrichtung wie folgt aneinanderreihen:

- Schlossweiher (ca. 1,7 ha),
- Wasserspielplatz [0,08 ha],
- Fischteich 1 [0,1 ha],
- Fischteich 2 [0,4],
- Fischteich 3 [0,9 ha]),
- Brückweiher [7,2 ha]
- Möhlwoog [7,4 ha]

Neben dem Erbach erhält das Gewässersystem auch Zuflüsse durch den Felsbach. Im Rahmen der Untersuchungen erfolgten Erhebungen der Beschaffenheit des Seewassers und Sediments im Brückweiher, des Zuflusswassers aus Erbach, Felsbach und Schlossweiher sowie der Seemorphologie des Brückweiher einschließlich der Sedimentmächtigkeit. Zur Erfassung der biologischen Komponenten wurden das Phytoplankton untersucht und die Wasserpflanzenbestände gesichtet.

Die Untersuchungsgegenstände und Beprobungstermine sind in der Tabelle 1.1 angegeben.

Tabelle 1.1: Untersuchungsumfang

	13.8.2021	27.8.2021	25.10.2021	11.2.2022
Vor-Ort-Parameter	X	X	X	X
Seewasserbeschaffenheit	X	X	X	X
Zuflussbeschaffenheit	X	X*	X	X
Sedimentbeschaffenheit	X			X
Sedimentmächtigkeit				X
Seevermessung	X	X	X	X
Phytoplankton	X	X		

* Neben den stets beprobten Zuflüssen Erbach und Felsbach erfolgte an diesem Zeitpunkt auch eine einmalige Erfassung der Wasserbeschaffenheit im Schlossweiher.

Die Vor-Ort-Parameter wurden elektrometrisch mit einer CTD Sonde von SST (CTD 90M) gemessen, die übrigen Parameter wurden von der SGS INSTITUT FRESENIUS GMBH in Radolfzell analysiert.

2 Güteanforderungen

2.1 Seewasser

Als Zielgrößen für Restaurierungsmaßnahmen im und am Brückweiher werden die in der Tabelle 2.1 angegebenen Werte definiert, wobei dem derzeitigen Nutzungsspektrum ein Anforderungsprofil mit mittleren Ansprüchen an die Wasserqualität entspricht.

Das Gütebild eines Stillgewässers wird maßgeblich von der Nährstoffbelastung und der dazu in einer Wechselwirkung stehenden Qualität des Sauerstoffhaushaltes geprägt. Auch die Sedimentbeschaffenheit und das Besiedlungsbild sind in hohem Ausmaß von der Nährstoffverfügbarkeit im Wasserkörper abhängig. Eine besondere Relevanz hat der Nährstoff Phosphor, der unter natürlichen, vom Menschen unbeeinflussten Bedingungen nur in sehr geringen Konzentrationen vorkommt. Neben den Phosphorgehalten geben auch die Parameter Sichttiefe und Chlorophyll-a als Kennwert für die Algenentwicklung Auskunft über die Beschaffenheit des Nährstoffhaushaltes. Diese beiden Parameter dienen daher ebenfalls zur Bestimmung des Trophiegrades.

Der Begriff Trophie bezeichnet die Intensität der organischen photoautotrophen Produktion in einem Ökosystem. Mittels des Trophiegrades erfolgt eine auf dem Ausmaß der verfügbaren Nährstoffe beruhende Zuordnung zu einer Skala von gering bis hoch nährstoffbelastet mit den Zustandsbereichen oligotroph, mesotroph, eutroph, polytroph oder hypertroph.

Tabelle 2.1: Leitbildabhängige Qualitätsziele zur Beurteilung des Brückweihers nach LA-WA 2001

Parameter	Anforderungsprofil mit hohen Ansprüchen an die Wasserqualität (z.B. Badenutzung)	Anforderungsprofil mit mittleren Ansprüchen an die Wasserqualität (z.B. Erholung, Freizeitsport, Naturschutz)
ges.-Phosphor	17 - 60 [$\mu\text{g/l}$] = 0,017 - 0,06 [mg/l]	34 - 119 [$\mu\text{g/l}$] = 0,034 - 0,119 [mg/l]
Sichttiefe	2,8 - 1,1 [m]	1,7 - 0,67 [m]
Chlorophyll-a	10,8 - 31 [$\mu\text{g/l}$]	19,4 - 56 [$\mu\text{g/l}$]
Trophiegrad	eutroph 1 - eutroph 2	eutroph 2 - polytroph

Die oft als Blaualgen bezeichneten Cyanobakterien gehören taxonomisch nicht zu den Algen. Sie bevorzugen aber ähnliche Milieubedingungen wie Algen, so dass in algenreichen Seen immer auch Massentwicklungen von Cyanobakterien möglich sind. In der EU-Badegewässerrichtlinie (2006) wird die Belastung durch Cyanobakterien thematisiert, sie formuliert aber keine konkreten Grenzwerte für Cyanobakterien. Daher werden die Empfehlungswerte des UBA (2015) für die Einstufung der Wasserbeschaffenheit von Badegewässern zur Beurteilung der Cyanobakterienentwicklung herangezogen, obwohl der Brückweiher kein Badegewässer ist.

Tabelle 2.2: Warnstufen des UBA zur Beurteilung der Blaualgenentwicklung in Badegewässern

Warnstufe UBA (2015)	Cyanobakterien Chl-a		Cyanobakterienbio-masse
Wasserbeschaffenheit Badegewässerqualität	< 5 $\mu\text{g/L}$	↔	< 1 mm^3/L
Warnstufe 1	5 $\mu\text{g/L}$	↔	1 mm^3/L
Warnstufe 2	15 $\mu\text{g/L}$	↔	3 mm^3/L
Warnstufe 3	75 $\mu\text{g/L}$	↔	15 mm^3/L

2.2 Fließgewässer

Für Fließgewässer unterschiedlichen Typs sind in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) Empfehlungswerte entsprechend der nach EU-WRRL geforderten europaweit einheitlichen Einschätzung definiert.

Die in der Tabelle 2.2 angegebenen Werte bilden in der Ausprägung für die Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potential die Grundlage zur Beurteilung der Wasserqualität der beiden Zuflüsse Erbach und Felsbach, die dem Fließgewässer Typ 5,1 (Feinmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche) zuzuordnen sind.

Tabelle 2.3: Güteanforderungen für Fließgewässer nach OGewV (2016)

Parameter	Einheit	Feinmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche (Typ 5.1)			
		Statistische Kenngröße	Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand und das höchste ökologische Potential	Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potential	Umweltqualitätsnormen zur Beurteilung des chemischen Zustandes
Wassertemperatur Sommer (April-Nov.)	° C	MAX	< 20 (Cyp-R)	≤ 23 (Cyp-R)	
Sauerstoffgehalt	mg/l	MIN/a ²	> 9	> 8	
BSB ₅	mg/l	MW/a ³	< 3	< 3	
TOC	mg/l	MW/a ³	< 7	< 7	
Chlorid	mg/l	MW/a ³	≤ 50	≤ 200	
Sulfat	mg/l	90 Perzentil/a ⁴	≤ 25		
		MW/a ³		≤ 220	
pH-Wert	/	MIN/a MAX/a ²		7,0 - 8,5	
Eisen	mg/l	MW/a ³	-	≤ 0,7	
ortho-Phosphat-P	mg/l	MW/a ³	≤ 0,02	≤ 0,07	
Gesamt-Phosphor	mg/l	MW/a ³	≤ 0,05	≤ 0,10	
Ammonium-N	mg/l	MW/a ³	≤ 0,04	≤ 0,1	
Ammoniak-N	µg/l	MW/a ³	< 1	≤ 1	
Nitrit-N	µg/l	MW/a ³	≤ 10	≤ 30	
Nitrat	mg/l				50

² Minimal- bzw. Maximalwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresminimal- bzw. -maximalwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren

³ Mittelwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren

⁴ 90 Perzentil bezogen auf die Messwerte eines Kalenderjahres

Cyp-R: cyprinidengeprägte Gewässer des Rhithrals

3 Seemorphologie und bauliche Einrichtungen

3.1 Seewasserstand

Die Wasserstände des Brückweiher wurden zwischen dem 13.8.2021 und dem 11.2.2022 mittels Drucksonde in 2-Stunden Intervallen aufgezeichnet. Abgebildet wurde der Wasserstand über der Drucksonde (vgl. Abbildung 3.1). Darüber hinaus sind in der Grafik auf der rechten Hochachse die Abflusswerte am Pegel Erbach und die Niederschlagswerte an der DWD-Messstelle 3545 Neunkirchen-Wellesweiler (236.00m NN; 49.3440H; 7.2297R) dargestellt.

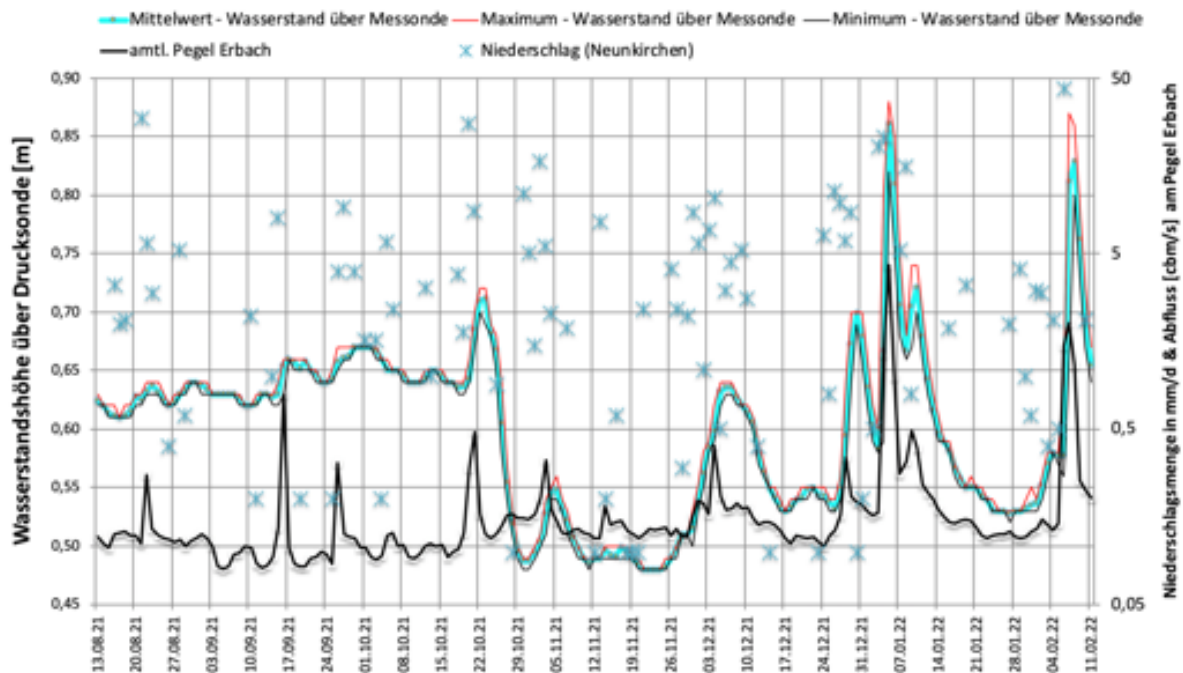


Abbildung 3.1: Wasserstände im Brückweiher sowie Abflüsse am Pegel Erbach und Niederschlagswerte der DWD-Messstelle 3545 Neunkirchen-Wellesweiler

Der höchste Wasserstand (Hochwasserstand) über der Drucksonde wurde am 5.1.2022 erreicht. Zu diesem Zeitpunkt lag der Seepiegel 25 cm höher als die mittleren Sommerwasserstände 2021. Der Niedrigwasserstand wurde ab dem 1.11.21 mit 0,48 mm (ca. 257,98 ü. NN) erreicht. Zu diesem Zeitpunkt war der Weiher um ca. 0,15 m abgesenkt, damit es bei Hochwasser nicht zu einer Überflutung der Ufer kommt.

3.2 Seemorphologie

Die Seemorphologie wurde mittels Echolots an drei Untersuchungsterminen im Jahr 2021 (13.8., 27.8. und 25.10.) erfasst. Auf Basis der dabei ermittelten Daten wurde unter Bezug auf die zum Messzeitpunkt jeweils unterschiedlichen Tageswerte der mit Drucksonde aufgezeichneten Wasserstände eine bathymetrische Karte erstellt (vgl. Abbildung 3.3 auf Seite 9).

Entsprechend den im Zeitraum 13.8.2021 bis 11.2.2022 erfassten Wasserständen im Brückweiher errechnet sich bei einem Maximum von 120.000 m³ und einem Minimum von 108.000 m³ ein mittleres Seevolumen von 115.000 m³. Für Mittel-, Hoch- und Niedrigwas-

Seeumfeld, Seemorphologie und bauliche Einrichtungen

serstände innerhalb des recht kurzen Beobachtungszeitraums ergeben sich die in der Tabelle 3.1 angegebenen Kennwerte.

Tabelle 3.1: Wasserstände und morphologische Kennwerte des Brückweihers

	Wasserstand		Maximale Tiefe [m]	Mittlere Tiefe [m]	Seefläche [m ²]	Seevolumen [m ³]
	[m ü. Sonde]	[m ü.NN]				
Mittelwasser	0,60	258,10	3,20	1,58	72.500	114.717
Hochwasser (90. Perzentil)	0,67	258,17	3,27	1,68	72.500	119.788
Niedrigwasser (10. Perzentil)	0,50	258,00	3,1	1,48	72.500	107.472

Die in der Abbildung 3.2 dargestellte Flächen- und Volumenkurve zeigen, dass der Weiher über einen relativ kleinvolumigen tieferen Wasserkörper und einen geringen Flächenanteil mit Wassertiefen von weniger als 0,5 Meter verfügt. Es stehen demnach nur wenige Flachwasserbereiche zur Verfügung, in denen sich Schilf ansiedeln könnte.

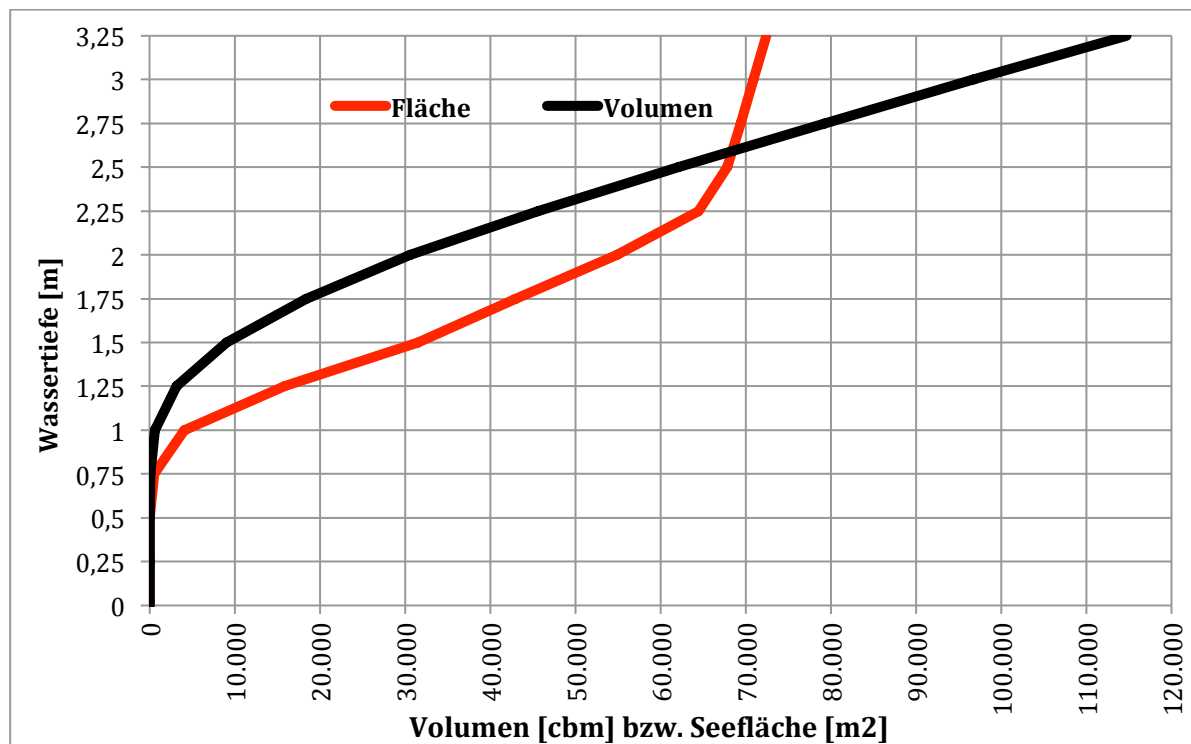


Abbildung 3.2: Volumen und Fläche des Brückweihers in Abhängigkeit von der Wassertiefe



Abbildung 3.3: Bathymetrische Karte des Brückweihers bei Mittelwasser (ca. 258,10 m ü NN)

3.3 Bauliche Einrichtungen

Der Hauptzufluss in den Brückweiher erfolgt durch den Erbach, der das gesamte Gewässersystem durchfließt. Der Zulauf erfolgt mit hoher Strömung über ein Einlaufbauwerk, das mit einer Verrohrung an die oberstromig gelegene Fischteichkette angebunden ist. Das Ablaufbauwerk des Brückweihers verfügt über einen Tiefenablass, der eine Regulierung des Seewasserstandes zulässt. Im Herbst wird der Wasserstand abgesenkt, um den Brückweiher auch als Hochwasserrückhalteraum nutzen zu können.



Abbildung 3.4: Zulaufgestaltung



Abbildung 3.5: Ablaufgestaltung

4 Wasserhaushalt des Brückweihers

Der Wasserhaushalt des Untersuchungsgewässers wird durch die folgenden Faktoren bestimmt:

1. Zuflüsse über Erbach, Felsbach und den nur periodisch wasserführenden Schlosswiesgraben
2. Zustrom von Oberflächenabfluss aus dem Umfeld
3. Grundwasserzufluss
4. Direkter Niederschlagseintrag
5. Verdunstungsverluste
6. Versickerung in den Untergrund

Nicht für alle Komponenten kann eine Quantifizierung ihres Einflusses auf die Wasserbilanz des Brückweihers durchgeführt werden. Dies gilt insbesondere für den Grundwasserzufluss, die Versickerungsrate in den Untergrund sowie den diffusen Eintrag von Oberflächenwasser aus dem Umfeld. Aufgrund der morphologischen und hydraulischen Gegebenheiten ist aber davon auszugehen, dass diese drei Faktoren nur einen unerheblichen Anteil am Wasserhaushalt einnehmen und vernachlässigt werden können.

Insbesondere im Hinblick auf das Ausmaß der externen Belastung des Brückweihers ist anzunehmen, dass die Zuflüsse durch Erbach, Felsbach und, aufgrund der geringen und nur temporären Wasserführung in deutlich schwächerem Ausmaß, auch der Schlosswiesgraben den Wasserhaushalt des Brückweihers bestimmen.

Vom Landesamt für Umwelt und Arbeitsschutz des Saarlandes (LUA) in Saarbrücken werden für die drei Zuflüsse die folgenden Werte angegeben:

- Erbach bis Brückweiherr: EZG = 4,11 km² MQ = 0,025 m³/s
- Felsbach: EZG = 2,64 km² MQ = 0,016 m³/s
- Schlosswiesgraben: EZG = 0,37 km² MQ = 0,002 m³/s

Da die Modellierungen zur Ermittlung von Maßnahmenauswirkungen auf den Gewässerzustand des Brückweihers Tageswerte der Zuflussmengen über einen längeren Zeitraum voraussetzen, erfolgt eine „Dynamisierung“ der oben genannten MQ-Werte auf der Grundlage des Referenzpegels in Beeden. Für den Pegel 1631120-W/ Beeden/ Erbach wurden von dem LUA Tageswerte des Zeitabschnitts Anfang 2014 bis 18.12.2022 zur Verfügung gestellt. Auffallend sind die starken Schwankungen der Abflusswerte im Bereich von 0,006 bis 5,25 m³/s (siehe Tabelle 4.1).

Tabelle 4.1: Abflusswerte in m³/s des Erbachs am Pegel in Beeden (Daten LUA Saarland)

Jahre	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
2014	0,18	0,27	0,16	0,13	0,14	0,14	0,23	0,14	0,14	0,17	0,21	0,18
2015	0,22	0,17	0,16	0,15	0,14	0,11	0,10	0,12	0,17	0,16	0,20	0,15
2016	0,23	0,63	0,21	0,24	0,25	0,49	0,27	0,18	0,16	0,19	0,21	0,17
2017	0,15	0,20	0,22	0,13	0,17	0,15	0,16	0,15	0,23	0,13	0,26	0,39
2018	0,69	0,26	0,22	0,21	0,33	0,25	0,19	0,14	0,15	0,13	0,14	0,23
2019	0,17	0,18	0,24	0,15	0,19	0,15	0,12	0,12	0,12	0,19	0,15	0,31
2020	0,15	0,48	0,35	0,13	0,13	0,14	0,09	0,11	0,12	0,12	0,12	0,18
2021	0,20	0,32	0,16	0,11	0,13	0,22	0,28	0,14	0,13	0,14	0,15	0,17

Wasserhaushalt des Brückweihers

Jahre	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
2022	0,38	0,33	0,14	0,23	0,15	0,13	0,11	0,15	0,19	0,19	0,18	0,14
Mittelwert	0,26	0,32	0,21	0,16	0,18	0,20	0,17	0,14	0,16	0,16	0,18	0,22
Minimum	0,11	0,11	0,10	0,09	0,08	0,08	0,06	0,08	0,08	0,09	0,10	0,11
Maximum	5,26	5,17	1,58	0,90	0,85	2,06	1,42	0,97	2,13	0,86	1,25	1,85

Für den Erbach oberstromig des Brückweihers und die beiden Zuflüsse Felsbach und Schlosswiesgraben lassen sich anhand der folgenden Abflussquotienten auf der Grundlage des amtlichen Pegels in Beeden die Zuflusswerte anpassen (vgl. Abbildung 4.1).

<u>Gewässer</u>	<u>Abflussquotient</u>
Erbach bei Beeden:	1
Erbach oberstr. Brückweiher:	0,1282
Felsbach:	0,0821
Schlosswiesgraben:	0,0103

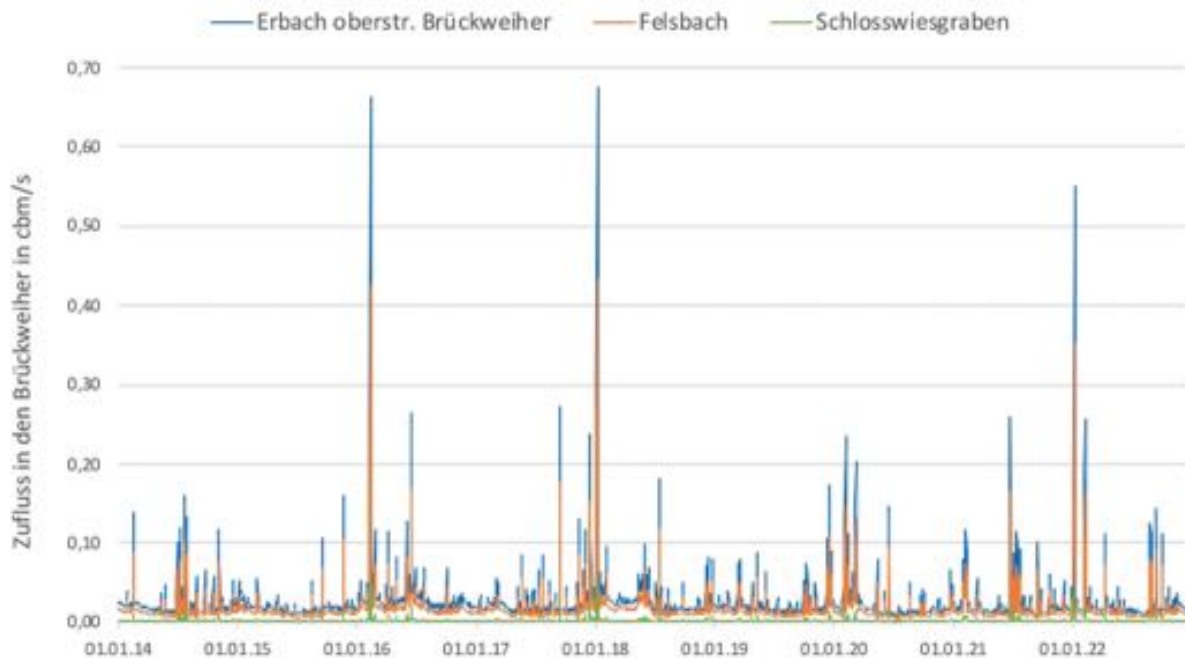


Abbildung 4.1: Berechnete Tageszuflüsse in den Brückweiher auf Basis der unter Bezug zum Pegel des Erbachs bei Beeden abgeleiteten Abflussquotienten

Für die drei Zuflüsse Erbach, Felsbach und Schlosswiesgraben errechnen sich auf dieser Basis für den Zeitraum 2014 bis 2022 die folgenden mittleren Zuflusswerte und der am 5.1.2018 erreichte Maximalwert.

Tabelle 4.2: Berechnete mittlerer und maximale Zuflüsse in den Brückweiher

	Erbach	Felsbach	Schlosswiesgraben
MQ Zufluss in den Brückweiher [m³/s]	0,025	0,016	0,002
Maximalwert [m³/s] am 5.1.2018	0,675	0,432	0,054

Die Rechenwerte zeigen kurzfristig auftretende extreme Belastungsspitzen, die aufgrund der vorgeschalteten Weiher und Teiche in dieser Form im unmittelbaren Zufluss des Brückweihers real nicht zu erwarten sind. Da die Zuflüsse zum Brückweiher anhand von Koeffizienten unter Bezug auf die Abflusswerte am Pegel Beeden berechnet wurden, gehen ver-

stärkte Abflüsse aus dem Siedlungsbereich in die Berechnung ein, die in dem oberstromigen Einzugsgebiet des Brückweihers so nicht vorhanden sind.

Um diese Abflussspitzen zu nivellieren, aber auch um Daten für einen 21-jährigen Modellzeitraum mit den zusätzlichen Referenzjahren 2002 bis 2013 zu generieren, von denen keine Pegelmessungen vorlagen, wurde untersucht, ob eine Anpassung unter Bezug auf den Zusammenhang zwischen Abflusswerten am Pegel Beeden und Niederschlagswerten im Einzugsgebiet erfolgen kann. Hierzu wurden mittels einer linearen, multiplen Regressionsberechnung die folgenden Variablen in Beziehung gesetzt:

- Als unabhängige Variable (y) die gemessenen Abflüsse (Tageswerte)
- Die Niederschlagswerte im Einzugsgebiet während des 3-Tage Zeitraums (Tageswerte) vor dem Stichtag als abhängige Variable 1
- Die Tagesmitteltemperatur der 3 Tage vor dem Stichtag als abhängige Variable 2

Dabei ergab sich bezogen auf die hohe Zahl der Beobachtungen (3274 Tage) ein starker Zusammenhang zwischen gemessenen Abflusswerten sowie Niederschlag und Temperatur. Es wurde ein Regressionskoeffizienten von $r=0,54$ bei einem Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,29$ ermittelt. Auf dieser Basis lassen sich die folgenden Formeln zur Berechnung der Zuflussmengen in den Brückweiher ableiten:

Tabelle 4.3: Grundlage zur Berechnung der Zuflussmengen in den Brückweiher

Q-Zuflüsse	Berechnungsformeln für die Brückweiherzuflüsse
$Q_{\text{Erbach/Brückweiher}} =$	$(0,143 + \text{Nieder.} * 0,034 + \text{Temp.} * -0,0028) * 0,12825$
$Q_{\text{Felsbach}} =$	$(0,143 + \text{Nieder.} * 0,034 + \text{Temp.} * -0,0028) * 0,0821$
$Q_{\text{Schloosweggraben}} =$	$(0,143 + \text{Nieder.} * 0,034 + \text{Temp.} * -0,0028) * 0,01026$

Nieder.= Mittlerer Niederschlag der letzten 3 Tage vor dem Stichtag im Einzugsgebiet des Erbachs (DWD-Station 3545)

Temp.= Mittlerer Tagestemperatur der letzten 3 Tage vor dem Stichtag im Einzugsgebiet des Erbachs (DWD-Station 3545)

Die mit diesen Formeln berechneten Zuflussmengen sind in der Abbildung 4.2 dargestellt. Die Berücksichtigung der Niederschlags- und Temperaturwerte führt zu einer Verminderung der berechneten Maximalabflüssen im Erbach von mehr als 600 L/s auf einen plausibleren Wert von maximal bis zu 120 L/s.

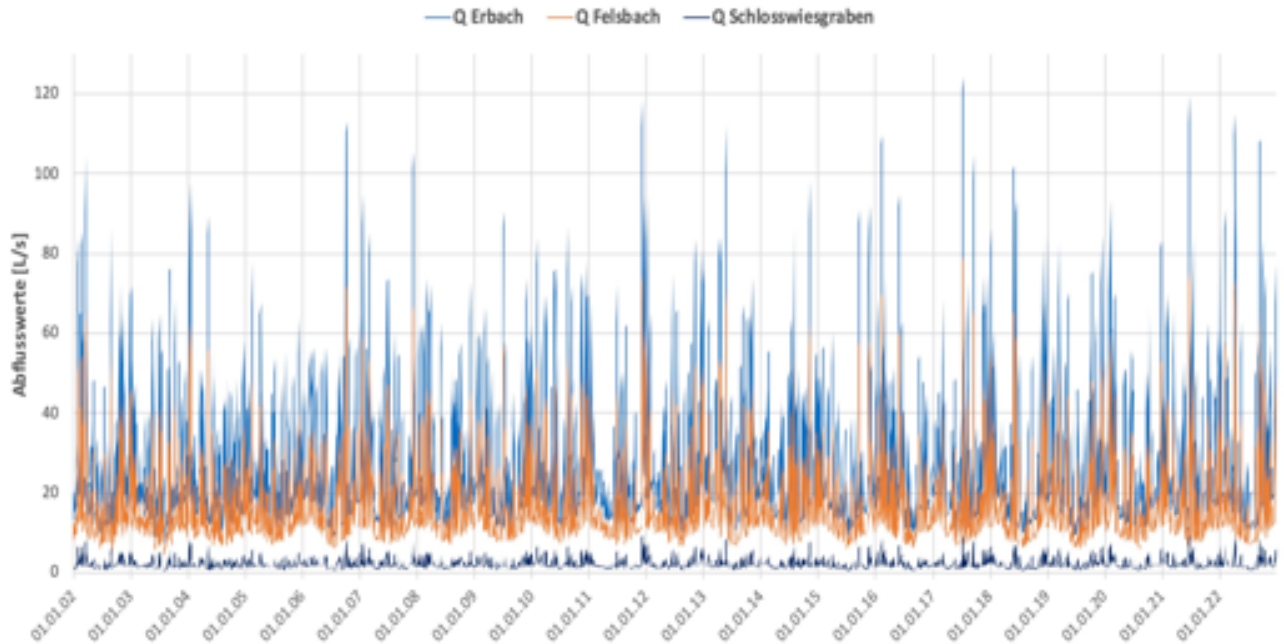


Abbildung 4.2: Unter Bezug auf Niederschlagsmenge und Lufttemperatur im Einzugsgebiet angepasste Abflusswerte der drei Brückweiherzuflüsse

Zur Verifizierung der hergeleiteten Abflussmengen wurden am Erbach im Bereich des Brückweihers und am Felsbach Messungen mit der Salzverdünnungsmethode durchgeführt.

Drei Untersuchungen am Erbach/Brückweiher lieferten keine verwertbaren Ergebnisse, da es offenbar nicht zu einer ausreichenden Vermischung des Tracers (Salzlösung) kam.

Die beiden Untersuchungen am Felsbach ergaben Abflusswerte, die nur leicht unter den für die jeweiligen Stichtage berechneten Werten lagen (vgl. Tabelle 4.4), so dass von einer hinreichenden Genauigkeit der Berechnungsgrundlage auszugehen ist.

Tabelle 4.4: Rechen- und Messwerte der Abflussmengen des Felsbachs für 2 Stichtage

	13.8. 2021	25.10.21
Messwerte der Salzverdünnungsmessungen	6,2 L/s	9,3 L/s
Berechnet wie in Tabelle 4.3	8,5 L/s	11,6 L/s

Für den Klimareferenzzeitraum von 2002 bis 2022, der den Prognosen der Wasserqualität zugrunde liegt, werden die in der Tabelle 4.5 angegebenen Werte genutzt.

Demnach beträgt die Wasserverweilzeit des Brückweihers bei einem mittleren Seevolumen von 114.717 m³ 29 bis 34 Tage, die Gesamtzuflüsse liegen in einem Bereich zwischen 38,5 bis 46,5 Liter/Sekunde.

Wasserhaushalt des Brückweihers

Tabelle 4.5: Mittlere Jahreszuflüsse und Wasserverweilzeit des Brückweihers

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Ø
Ø Q Erbach [L/s]	26,6	23,1	24,1	22,9	24,8	26,1	24,9	25,7	27,0	23,8	25,4	26,6	24,5	22,4	25,6	26,5	24,8	25,6	24,5	26,5	25,1	25,1
Ø Q Felsbach [L/s]	17,1	14,8	15,4	14,6	15,9	16,7	15,9	16,4	17,3	15,2	16,3	17,1	15,7	14,3	16,4	17,0	15,8	16,4	15,7	16,9	16,1	16,0
Ø Q Schlosswiesgraben [L/s]	2,1	1,8	1,9	1,8	2,0	2,1	2,0	2,1	2,2	1,9	2,0	2,1	2,0	1,8	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,1	2,0	2,0
Ø Gesamtzufluss [L/s]	45,8	39,7	41,4	39,3	42,7	44,9	42,8	44,2	46,5	40,9	43,8	45,8	42,2	38,5	44,1	45,6	42,6	44,0	42,2	45,5	43,2	43,1
Wasserverweilzeit [Tage]	29	33	32	34	31	30	31	30	29	32	30	29	31	34	30	29	31	30	31	29	31	31

5 Externe Belastungsquellen im Untersuchungsgebiet

5.1 Landnutzungen

Der Großteil des Wassereinzugsgebietes und des Seeumfeldes wird von Wald geprägt. An zweiter Stelle spielen landwirtschaftliche Flächen und der Siedlungsbereich eine Rolle.

Mit Abwassereinträgen ist nur aus diffusen Quellen und ggf. durch Regenüberläufe zu rechnen, wobei die vorgeschalteten Stillgewässer wie der Schlossweiher und die Fischteiche quasi als Vorsperren für den Brückweiher fungieren und einen Teil der mit dem Erbach eingetragenen Stoffe zurückhalten.



Abbildung 5.1: Landnutzung im Einzugsgebiet des Untersuchungsgewässers (Grundlage Google Satellite)

5.2 Atmosphärische Eintragungspotentiale für Nährstoffe

Phosphor und Stickstoff stellen die wichtigsten Nährstoffe für das Pflanzenwachstum dar, so dass zusätzliche Einträge durch Immission immer ein verstärktes Pflanzenwachstum verursachen. Die verfügbare Phosphormenge limitiert zumeist das gesamte Pflanzenwachstum. Für Stickstoff gilt dies in der Regel nicht, da insbesondere Nitrat mikrobiell abgebaut wird ohne in den Nährstoffkreislauf zu gelangen.

Zur Bilanzierung der mit dem Niederschlag über die Seeoberfläche eingetragenen Nährstoffgehalte müssen für den Bodensee ermittelte Eintragungswerte (vgl. Tabelle 5.1) zugrunde gelegt werden, da aktuellere oder gebietsnäher erhobene Daten nicht zur Verfügung stehen.

Tabelle 5.1: Depositionsraten für Nährstoffe

		Bodensee 1996	Bodensee 1997	Bodensee ø 96-97
N-Eintrag (primär NO ₃ -N)	kg/ ha*Jahr	13,02	10,00	11,51
P-Eintrag (primär PO ₄ -P)	kg/ ha*Jahr	0,61	0,32	0,46

5.3 Wasserbeschaffenheit der Zuflüsse

Die Wasserversorgung des Brückweiher erfolgt durch die drei Zuflüsse Erbach, Felsbach und Schlosswiesgraben. Letzterer führt allerdings nur periodisch Wasser und wurde aufgrund seiner geringen Wassereinträge nicht gesondert beprobt. Die beiden im unmittelbaren Einmündungsbereich zum Brückweiher gelegenen Messstellen zur Erfassung der Zuflussbelastung durch Erbach und Felsbach wurden viermal beprobt.

Tabelle 5.2: Messstellen und Beprobungstermine der Zuflüsse in den Brückweiher

Messstelle	Datum	Y	X
Erbach	13.08.21; 27.08.21; 25.10.21; 11.2.22	49,36686	7,3163
Felsbach	13.08.21; 27.08.21; 25.10.21; 11.2.22	49,36542	7,31202

5.3.1 Beschaffenheit des Felsbachs

Der Felsbach zeichnet sich aufgrund der Verhältnisse in seinem Einzugsgebiet durch vergleichsweise geringe Wassertemperaturen aus (Tabelle 5.3). Die Werte für den gelösten sowie den gesamt-Phosphor nehmen ein moderates Ausmaß an und entsprechen weitgehend der Hintergrundbelastung natürlicher Mittelgebirgs- und Tieflandbäche.

Bezüglich dieses sehr wichtigen Parameters weist der Felsbach einen sehr guten ökologischen Zustand auf. Die Nitratwerte sind leicht erhöht, was einen Hinweis auf Einträge von Landwirtschaftsdünger durch die Nutzung im Einzugsgebiet gibt.

Auffallend sind die erhöhten TOC-Werte, die auf eine Huminstoffbelastung des Gewässers durch das zum Teil anmoorige Einzugsgebiet zurückgehen und damit nicht primär anthropogen verursacht werden, sondern der geogenen bzw. biogenen Hintergrundbelastung entsprechen. Die Substanzen Chlorid, Sulfat, Kalium und Natrium zeigen nur eine geringe Schwankungsamplitude, so dass nicht mit starken Veränderungen des Belastungsmusters durch unterschiedliche Niederschlagsanteile zu rechnen ist.

Bezüglich der Belastungsparameter weist der Felsbach eine gute bis sehr gute Wasserbeschaffenheit auf. Insgesamt ist die Schwankungsbreite bei allen Substanzen so gering, dass die Mittelwerte das Belastungsniveau ausreichend genau wiedergeben.

Externe Belastungsquellen im Untersuchungsgebiet

Tabelle 5.3: Kennwerte des Felsbachs

Parameter	Einheit	13.08.21	27.08.21	25.10.21	11.02. 22	MW	OGewV ^{a)}
Ø Abflüsse der zurückliegenden 5 Tage	L/s	14,8	15,7	26,2	45,8		
Temperatur	° C	18,28	13,71	7,59	4,35		≤23 ^{b)}
Sauerstoffgehalt	mg/l	8,88	8,84	10,97	10,18	9,72	>8 ^{b)}
Sauerstoffsättigung	%	94,66	85,46	91,93	78,60	87,66	
El. Leitfähigkeit	µS/cm	268,98	267,45	250,50	261,78	262,18	
pH-Wert		7,8	7,9	7,8	7,4	7,73	
Gesamtposphat	mg/L	0,14	0,13	0,08	0,14	0,123	
Gesamtposphat-P	mg/L	0,050	0,040	0,030	0,050	0,043	≤0,1 ^{c)}
ortho-Phosphat	mg/L	0,069	0,055	0,027	0,076	0,057	
ortho-Phosphat-P	mg/L	0,023	0,018	0,009	0,025	0,019	≤0,07 ^{c)}
Ammonium	mg/L	<0,04	<0,04	<0,04	0,04	0,04	
Ammonium-N	mg/L	<0,03	<0,03	<0,03	0,03	0,03	≤0,1 ^{c)}
Nitrit	mg/L	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,02	
Nitrit N	mg/L	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	≤0,03 ^{c)}
Nitrat	mg/L	6,9	8,3	7	13,3	8,88	50
Nitrat-N	mg/L	1,56	1,87	1,58	3,00	2,00	11,3
Nanorganisch	mg/L	1,60	1,91	1,62	3,04	2,04	
TOC	mg/L	5,7	5,1	5,8	4	5,15	
Eisen, ges.	mg/L	0,27	0,24	0,46	0,08	0,26	≤0,7 ^{c)}
Mangan	mg/L	0,074	0,086	0,14	0,043	0,09	
Sulfat	mg/L	18	21	26	19	21,00	
Chlorid	mg/L	12,7	12,2	14,6	10,8	12,58	
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/L	1,46	1,59	1,39	0,83	1,32	
Hydrogencarbonat	mg/L	89,1	97	84,8	50,6	80,38	
Calcium	mg/L	24,1	25,2	23,9	17	22,55	
Magnesium	mg/L	10,6	11,6	11,2	6,53	9,98	
Silicium	mg/L	4,4	4,4	5,5	3,9	4,55	
Kalium	mg/L	4,2	4	3,6	2,8	3,65	
Natrium	mg/L	8,4	8	8	6,9	7,83	

^{a)} Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potential nach der Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016

^{b)} Maximalwert im Sommer

^{c)} Minimalwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresminimalwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren

^{d)} Mittelwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren

5.3.2 Beschaffenheit des Erbachs

Der Erbach durchfließt vor der Einmündung in den Brückweiher mehrere Teichanlagen. Dadurch unterliegt das Zuflusswasser, das in den Brückweiher gelangt, erheblichen Beeinflussungen:

Externe Belastungsquellen im Untersuchungsgebiet

- Belastungsspitzen werden bei der Passage der vorgeschalteten Teiche gedämpft, so dass die Wasserbeschaffenheit weniger schwankt und die aus mehreren Messungen gebildeten Mittelwerte das Belastungsmuster des Brückweiher adäquat erfassen.
- Während der Sommermonate entsteht eine zusätzliche Belastungskomponente für den Brückweiher durch die Algenbildung in den zuvor durchflossenen Teichen. Diese verursacht insbesondere bei starker Sonneneinstrahlung eine Erhöhung der externen Belastung mit organischem Kohlenstoff (TOC), der mit ausgespülten Algen in den Brückweiher gelangt.
- Durch Freisetzungsprozesse aus dem Sediment der oberstromigen Teiche können Stoffe in den Brückweiher verlagert werden, die der Erbach vor seiner Einmündung in das Teichsystem nicht oder in anderen Konzentrationen mitführt. Mit einer daraus entstehenden Belastungskomponente ist vor allem im Sommerhalbjahr bei erhöhten Temperaturen und geringen Abflüssen zu rechnen.

Der Erbachzufluss in den Brückweiher weist deutlich höhere Phosphorwerte auf als der Felsbach, erreicht aber diesbezüglich immer noch einen guten ökologischen Zustand (vgl. Tabelle 5.4). Die stärkere Belastung des Erbachs dürfte auf Einträge aus dem Siedlungsbereich durch diffuse Zuflüsse oder Regenwassereinleitungen zurückzuführen sein.

Die Nitratwerte zeigen ein deutliches Schwankungsmuster mit niedrigen Werten im Sommerhalbjahr (0,5 bis 1,9 mg/L) und einer deutlichen Erhöhung im Winter (12,8 mg/L). Während der Sommermonate wird das vorhandene Nitrat in der vorgeschalteten Teichkette weitgehend aufgebraucht, während bei den erhöhten Abflüssen im Winterhalbjahr sowohl ein geringerer Rückhalt als auch ein höherer externer Eintrag stattfindet. Als Belastungsquellen für Nitrat kommen neben dem Eintrag aus landwirtschaftlichen genutzten Flächen auch abwasserbürtige Belastungen aus dem Siedlungsbereich in Betracht.

Die TOC-Gehalte sind erhöht, wobei die Belastung durch den Eintrag von Algen aus den vorgeschalteten Teichen im Sommer ein verstärktes Ausmaß annimmt. Die Substanzen Chlorid, Sulfat, Kalium und Natrium sind unauffällig.

Die Wasserqualität des Erbachs ist insgesamt als gut zu bezeichnen. Allerdings erreichen die hier gemessenen Phosphorwerte ein zwar in Fließgewässern unbedenklichen, aber in Bezug auf die Eutrophierungsrelevanz für Stillgewässer bereits bedenkliches Ausmaß. Dies gilt insbesondere in Anbetracht der sehr hohen Zuflussmengen.

Trotz Schwankungen der Parameter TOC und Nitrat geben die Mittelwerte aus den vier Messungen das langfristige Belastungsmuster ausreichend genau wieder und können somit als Grundlage für die Modellberechnungen genutzt werden.

Tabelle 5.4: Kennwerte des Erbachs beim Zufluss in den Brückweiher

Parameter	Einheit	13.08.21	27.08.21	25.10.21	11.02.22	MW	OGewV ^{b)}
Ø Abflüsse der zurückliegenden 3 Tage	L/s	16,2	18,6	37,3	98,5		
Temperatur	° C	24,23	18,18	9,61	4,43	14,11	≤23 ^{a)}
Sauerstoffgehalt	mg/l	12,03	7,87	8,15	11,56	9,90	>8 ^{b)}
Sauerstoffsättigung	%	144,05	83,68	71,70	89,40	97,21	
El. Leitfähigkeit	µS/cm	322,71	299,13	289,85	274,99	296,67	
pH		8,5	8,4	8,4	7,9	8,30	
Gesamtphosphat	mg/L	0,23	0,2	0,14	0,26	0,208	
Gesamtphosphat-P	mg/L	0,08	0,07	0,05	0,08	0,070	≤0,1 ^{a)}
ortho-Phosphat	mg/L	0,026	<0,015	0,058	0,099	0,050	
ortho-Phosphat-P	mg/L	0,008	<0,005	0,019	0,032	0,016	≤0,07 ^{a)}
Ammonium	mg/L	<0,04	0,12	0,11	0,07	0,09	

Externe Belastungsquellen im Untersuchungsgebiet

Parameter	Einheit	13.08.21	27.08.21	25.10.21	11.02.22	MW	OGewV ^{a)}
Ammonium-N	mg/L	<0,03	0,09	0,09	0,05	0,07	≤0,1 ^{a)}
Nitrit	mg/L	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,02	
Nitrit N	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	≤0,03 ^{a)}
Nitrat	mg/L	<0,5	<0,5	1,9	12,8	3,93	50
Nitrat-N	mg/L	<0,11	<0,11	0,43	2,89	0,89	11,3
Nanorganisch	mg/L	0,15	0,21	0,52	2,95	0,96	
TOC	mg/L	13	5,9	4,8	4,9	7,15	
Eisen, ges.	mg/L	<0,01	0,12	0,06	0,08	0,07	≤0,7 ^{a)}
Mangan	mg/L	0,043	0,033	0,02	0,018	0,03	
Sulfat	mg/L	14	17	22	16	17,25	
Chlorid	mg/L	16,7	19,6	24,6	17	19,48	
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/L	1,63	2,04	2,1	1,09	1,72	
Hydrogencarbonat	mg/L	99,5	124	128	66,5	104,50	
Calcium	mg/L	24	29,6	30,9	20,3	26,20	
Magnesium	mg/L	10	12,7	14,2	8,08	11,25	
Silicium	mg/L	1,3	2,2	1,4	3	1,98	
Kalium	mg/L	3,5	3,9	3,6	3,5	3,63	
Natrium	mg/L	9,9	11,2	12,1	9,3	10,63	

^{a)} Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potential nach der Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016

^{b)} Maximalwert im Sommer

^{c)} Minimalwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresminimalwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren

^{d)} Mittelwert als arithmetisches Mittel aus den Jahresmittelwerten von maximal drei aufeinander folgenden Kalenderjahren

5.3.3 Bezugswerte für die Eintragsbilanzierung

Als Belastungskenngrößen des Zuflusswassers in den Brückweiher werden die in der Tabelle 5.5 angegebenen Werte zugrunde gelegt. Für den Schlosswiesgraben, der nur periodisch Wasser führt und zum Wasserhaushalt des Brückweihers lediglich einen marginalen Beitrag leistet, können die Werte des Felsbachs übernommen werden.

Tabelle 5.5: Belastungskenngrößen der Zuflüsse in den Brückweiher

	Parameter	Einheit	Erbach	Felsbach	Schlosswiesgraben
Mittelwerte	Ø Wasserzufluss (2002-2022)	L/s	25,1	16	2
	o-Phosphat-P	mg/l	0,016	0,019	0,019
	Gesamt-Phosphat-P	mg/l	0,07	0,043	0,043
	Ammonium N	mg/l	0,07	0,03	0,03
	N _{nanorganisch}	mg/l	0,96	2,04	2,04
	Hydrogencarbonat	mg/l	104,5	80,38	80,38

6 Wasserbeschaffenheit des Brückweihers

Zur Ermittlung der Wasserbeschaffenheit des Brückweihers wurden die Vor-Ort-Parameter Sauerstoff, Wassertemperatur und elektrische Leitfähigkeit sowie die chemisch-physikalischen Kennwerte erfasst.

Die Beprobungstermine und die Lage der Messstellen sind in der Tabelle 6.1 verzeichnet.

Tabelle 6.1: Messstellen und Beprobungstermine am Brückweiher und am Schlossweiher

Messstelle	Datum	Y	X
Referenzmessstellen Brückweiher			
Std. 1 (13.8.21)	13.08.21	49,36663	7,31603
Std. 2 (13.8.21)	13.08.21	49,36272	7,31253
Std. 2/2 (13.8.21)	13.08.21	49,36268	7,31254
Std. 3 (13.8.21)	13.08.21	49,36344	7,31187
Std. 2 (27.8.21)	27.08.21	49,3627	7,31256
Std. 3 (27.8.21)	27.08.21	49,36328	7,31167
Std. 3/2 (27.8.21)	27.08.21	49,36283	7,31121
Std. 2 (25.10.21)	25.10.21	49,36278	7,31257
Std. 2/2 (25.10.21)	25.10.21	49,36281	7,31258
Std. 3 (25.10.21)	25.10.21	49,36307	7,31135
Std. 1 (11.2.22)	11.02.22	49,36661	7,31586
Std. 2/2 (11.2.22)	11.02.22	49,36276	7,31257
Weitere Messstellen			
Wasserspielplatz	27.08.21	49,3694	7,31969
Schlossweiher	27.08.21	49,3705	7,32035

Wasserbeschaffenheit des Brückweihers

Die als Referenzstandorte zur Ermittlung der Wasserbeschaffenheit des Brückweihers dienenden Seemessstellen und die Messstellen zur Erfassung der Zuflussbelastung sind in der

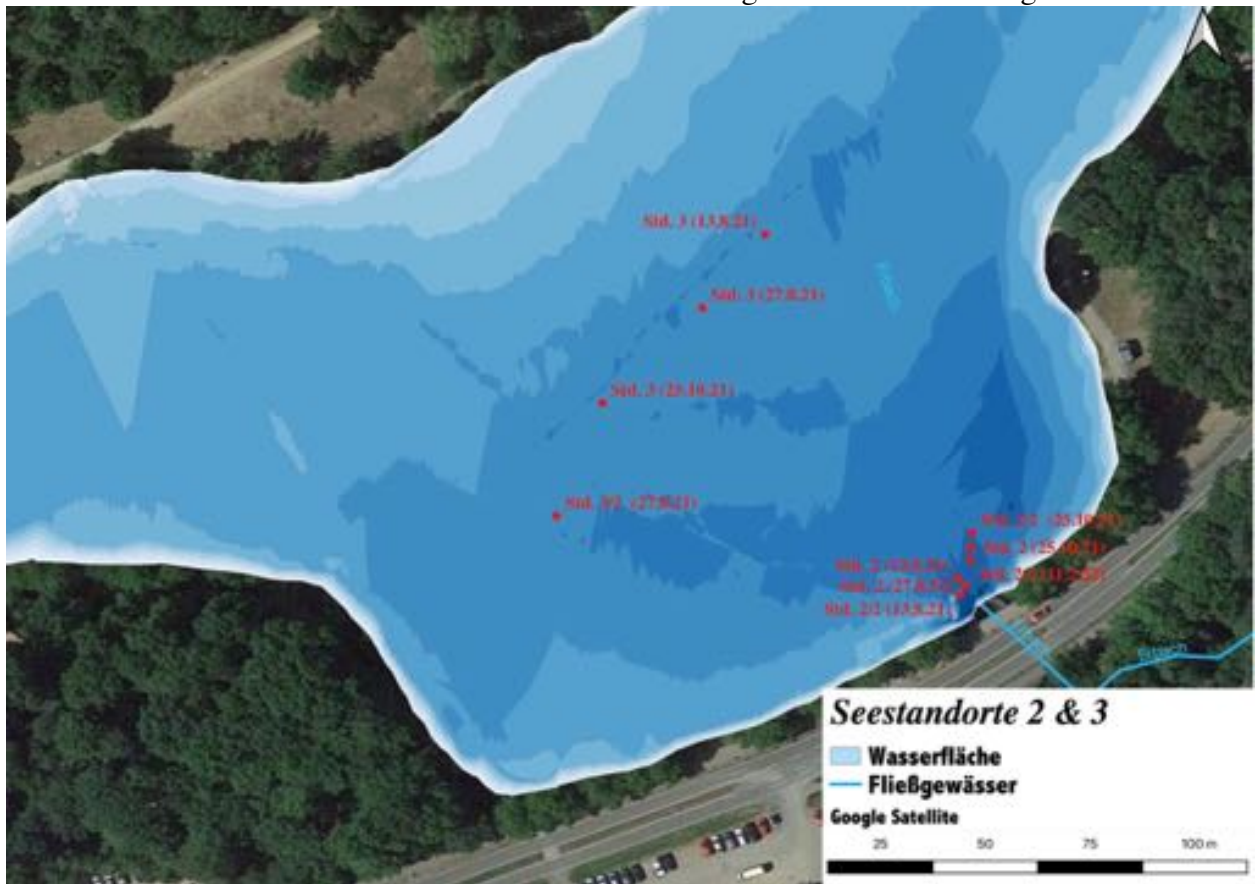


Abbildung 6.1 dargestellt. Die Messstelle Std. 1 erfasst die Wasserbeschaffenheit des Brückweihers im Bereich des Zulaufs, die Messstelle Std. 2 liegt vor dem Ablaufbauwerk.

Weitere Beprobungsstellen befanden sich am Wasserspielfplatz und im Schlossweiher, dem ersten Gewässer der Teichkette.

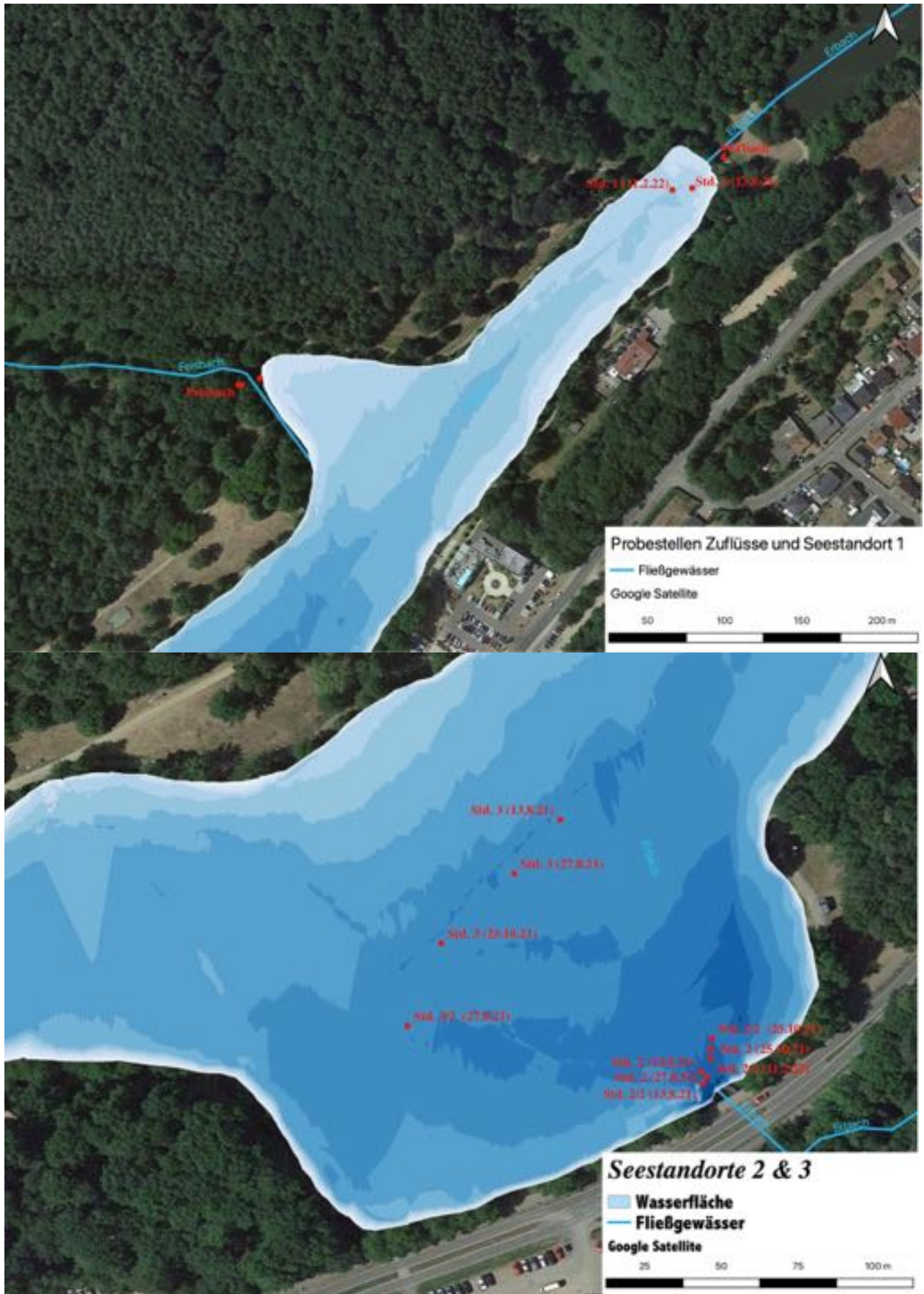


Abbildung 6.1: Messstellen im Brückweiher

6.1 Temperaturhaushalt

6.1.1 Temperaturtiefenprofile

Die Wassertemperatur an den Untersuchungsstellen schwankte in Abhängigkeit von den Lufttemperaturen und der Sonneneinstrahlung. Während des Untersuchungszeitraums wurden zeitweise sehr hohe Temperaturen von 24,3 °C im Sommer und 4,3° C im Winter gemessen. Die sommerlichen Wassertemperaturen des Brückweihers lagen deutlich über den Werten der Zuflüsse.

Schichtungseffekte waren im Brückweiher aufgrund der geringen Wassertiefe nur mäßig ausgeprägt, ein Temperaturrückgang mit der Gewässertiefe trat allerdings im Hochsommer deutlich in Erscheinung (vgl. Abbildung 6.2).

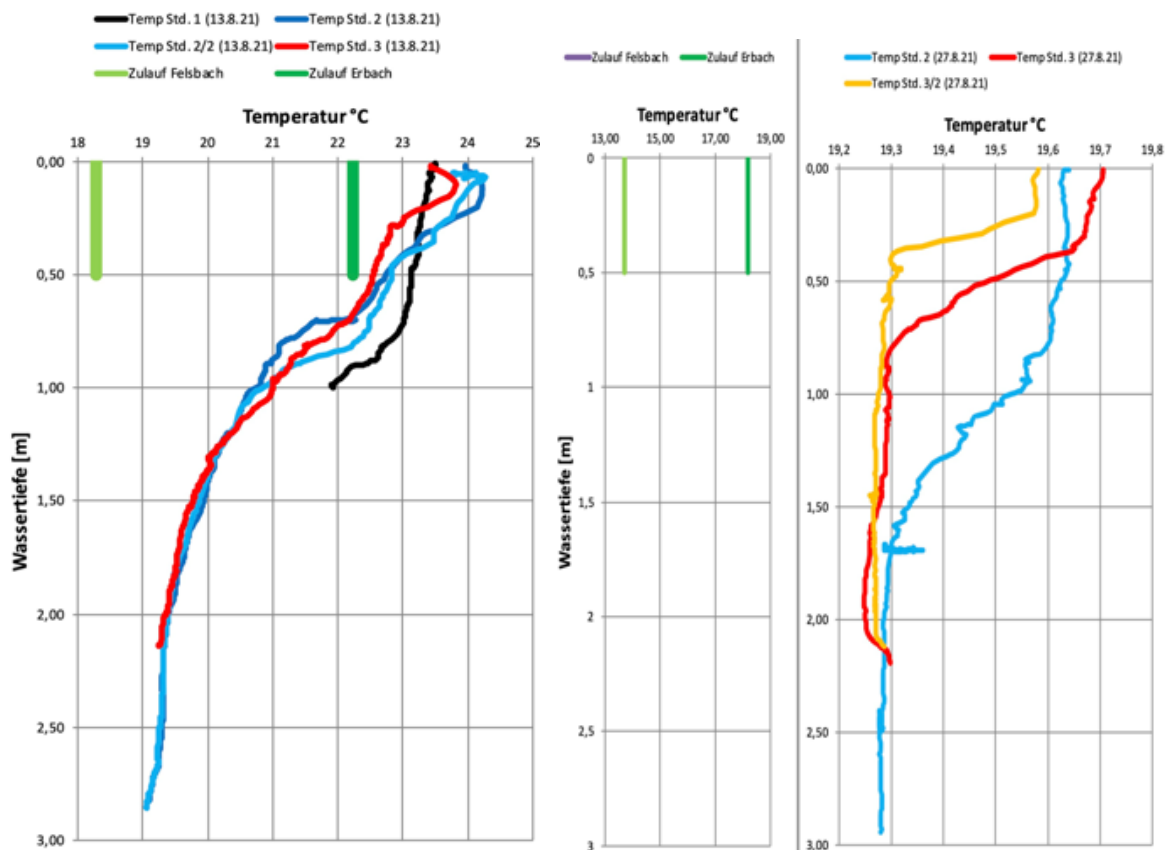


Abbildung 6.2: Tiefenprofile der Wassertemperatur des Brückweihers im August 2021

Wassertemperaturen von mehr als 22° C begünstigt das Aufkommen von Cyanobakterien (Blaualgen), die zu erheblichen Beeinträchtigungen bei der Gewässernutzung führen können.

Bei der Herbst- und der Wintermessung erfolgt wegen der hohen Wasseraustauschrate eine rasche Angleichung der Wassertemperaturen im Brückweiher an die niedrigeren Temperaturen des Zuflusswassers (vgl. Abbildung 6.3).

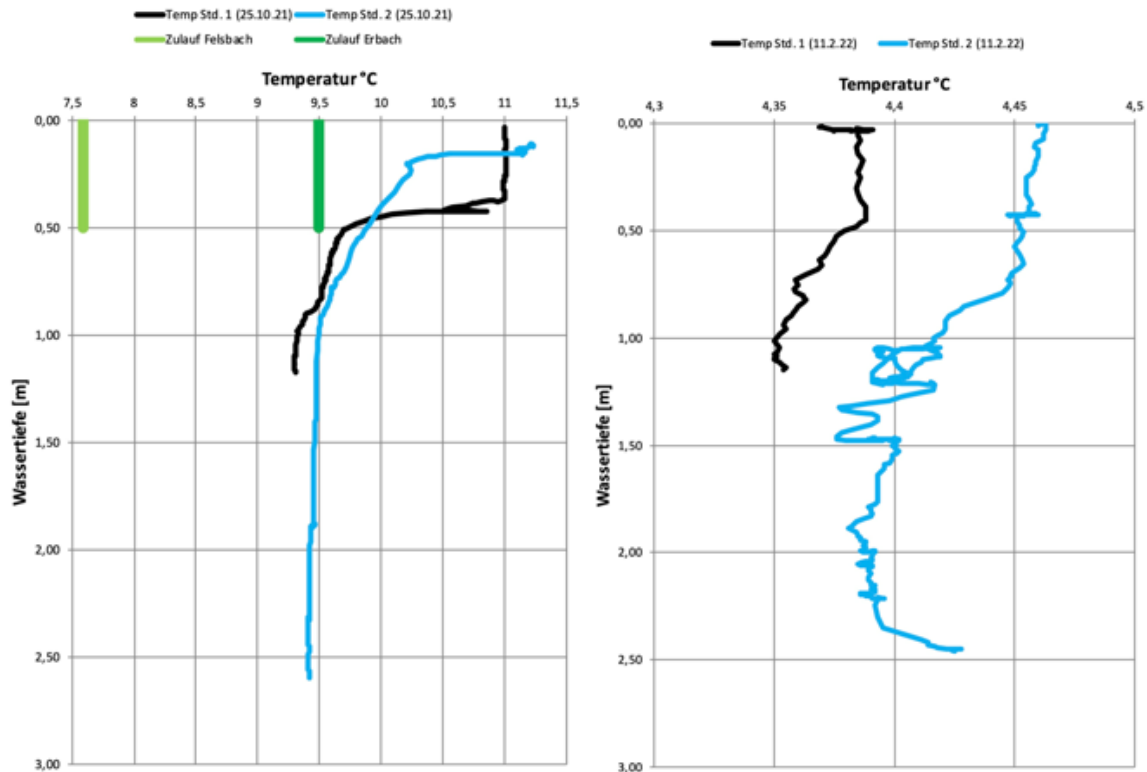


Abbildung 6.3: Tiefenprofile der Wassertemperatur des Brückweihers im Oktober 2021 und Februar 2022

Hinsichtlich der Verteilung der Wassertemperaturen im Fließgefüge ergaben die Messungen Folgendes:

- Zwischen dem Standort 1 im Einlaufbereich des Erbachs und Standort 2 in der Nähe des Ablaufbauwerkes kommt es zu einer Zunahme der Wassertemperatur, die aber auf den oberflächennahen Bereich beschränkt bleibt.
- Die Wassertemperaturen des Felsbachs sind immer deutlich geringer als die des Brückweihers und des Erbachs, dessen Wasser durch den Einstau im Schlossteich und den Fischteichen erwärmt wird. Das zuströmende Wasser des Erbachs ist jedoch kälter als das Teichwasser an der Oberfläche, in der Gewässertiefe allerdings weist der Brückweiher im Sommer niedrigere und im Winter nahezu identische Wassertemperaturen auf.

6.1.2 Temperaturlängsprofile

Bei allen vier Stichtagsmessungen erfolgte eine flächenmäßige Erfassung der Wassertemperaturen im Bereich der Wasseroberfläche (0,1 bis 0,6 m Wassertiefe) über die gesamte Seefläche. Die verwendete CTD-Sonde (CDT 90 M von SST) war mit einem GPS-Empfänger gekoppelt, so dass die einzelnen Messwerte räumlich punktgenau dargestellt werden können.

Aus den in Zeitabständen von 0,1 Sekunden aufgezeichneten Messwerten wurden Mittelwerte für einen Zeitraum von jeweils einer Sekunde gebildet und den jeweiligen Messpunkten kartografisch zugeordnet. Die Messungen dienen vor allem dazu, durch Temperaturunter-

schiede den Einfluss von Vermischungsvorgängen durch die Zuflüsse im Wasserkörper des Weihers zu erkennen.

Hinsichtlich der Verteilungsgardienten lieferten sämtliche Messungen ein weitgehend identisches Ergebnis, so dass die Darstellung der Messergebnisse vom 13.8.2021 (vgl. Abbildung 6.4) und vom 25.10.21 (vgl. Abbildung 6.5) ein ausreichend genaues Bild vermitteln.

Nach diesen Ergebnissen ist festzuhalten, dass trotz der deutlich unterschiedlichen Beschaffenheitskennwerte der Zuflüsse, insbesondere des Felsbachs im Vergleich zum Erbach, kein räumlicher Temperaturgradient im Seewasser ausgebildet war. Somit ist von einer weitgehenden Vermischung der Zuflusswässer mit dem vorhandenen Teichwasser auszugehen.

Dies hat Auswirkungen für die Auswahl und die Anzahl der Probenahmestellen. Unter diesen Bedingungen würde bereits eine Probenahmestelle die genaue Erfassung der chemisch-physikalischen Wasserbeschaffenheit ermöglichen. Außerdem kann die Wasserbeschaffenheit des Brückweihers mit einem hydrodynamischen 1-d Modell hinreichend genau prognostiziert werden.

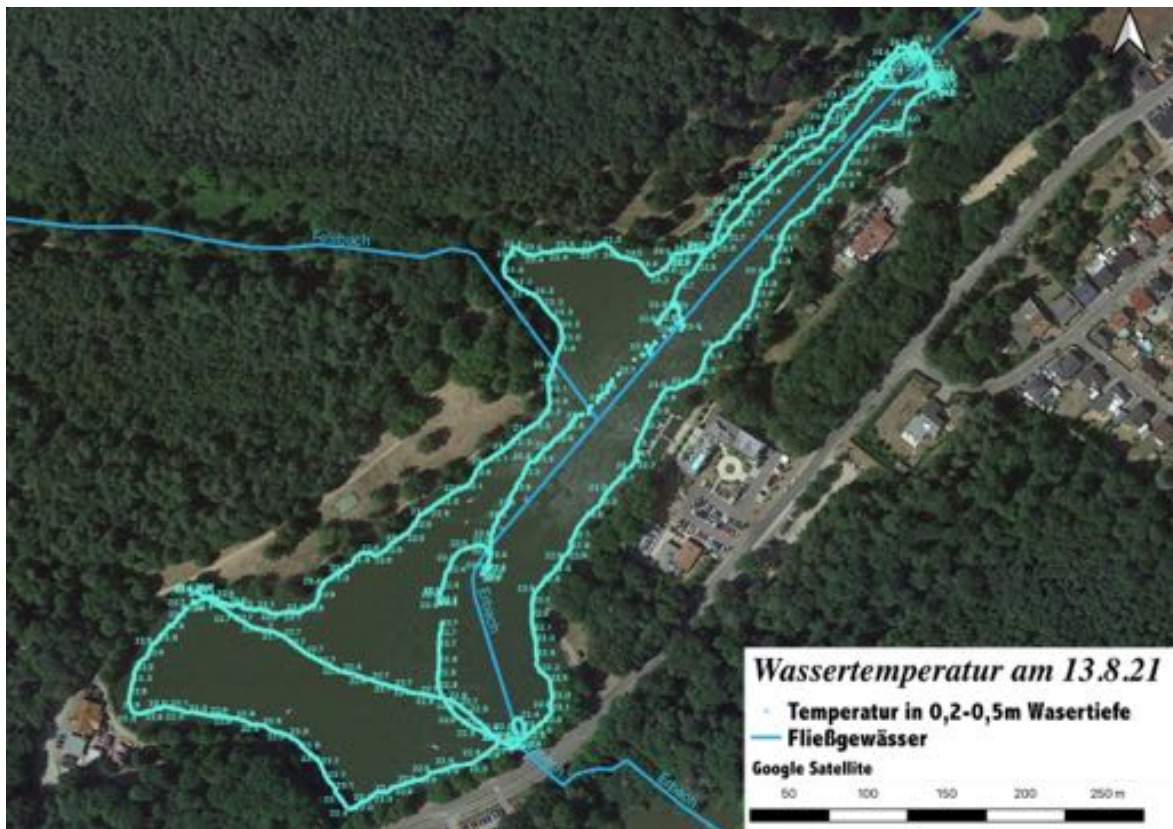


Abbildung 6.4: Verteilung der Temperaturwerte [°C] im Untersuchungsgebiet am 13.8.21

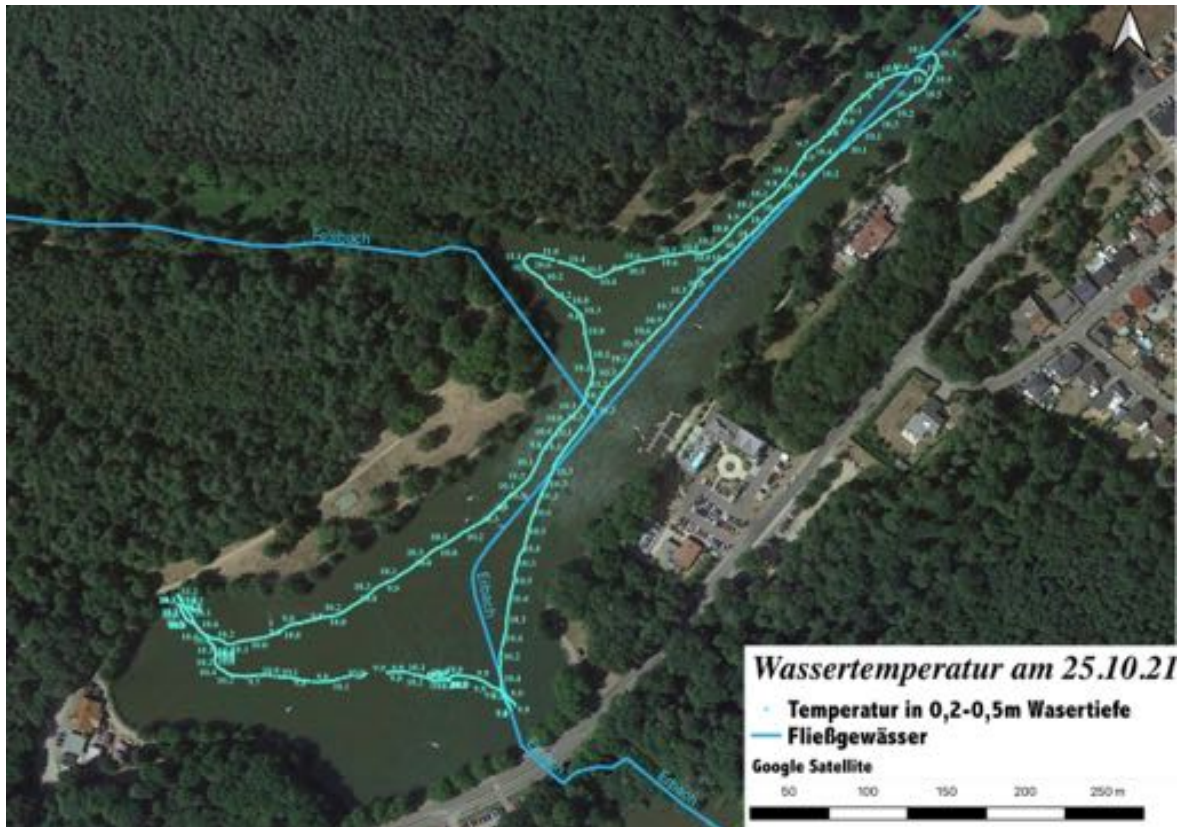


Abbildung 6.5: Verteilung der Temperaturwerte [°C] im Untersuchungsgebiet am 25.10.21

6.2 Sauerstoffhaushalt

6.2.1 Sauerstofftiefenprofile

Die Messung vom 13.8.2021 weist an der Wasseroberfläche sehr hohe Sauerstoffwerte mit Konzentrationen von über 20 O₂ mg/L auf (vgl. Abbildung 6.6). Dies entsprach einer deutlichen Sauerstoffübersättigung von 230 %, die auf den erheblichen biogenen Sauerstoffeintrag im Brückweiher zu diesem Zeitpunkt verweist.

Bei den vorherrschenden Temperaturen am Stichtag würden Sauerstoffgehalte von 8 mg/L dem Sättigungswert von 100 entsprechen. Massenentwicklungen von Algen und Cyanobakterien (Blualgen) verursachen einen starken Sauerstoffeintrag durch Photosynthese.

In der Gewässertiefe stellten sich bei dieser ersten Sommermessung ab 2 m Gewässertiefe Sauerstoffdefizite mit Gehalten von nur noch ca. 2 mg/L ein. Die Sauerstoffverluste in der Tiefe wurden durch die Sedimentzehrung (Mineralisierung abgestorbener Algenbiomasse), aber auch durch die Atmung von Algen verursacht, da die Lichtverhältnisse in der Tiefe keinen ausreichenden Sauerstoffeintrag durch Photosynthese mehr ermöglichen, um die Sauerstoffverluste durch die Atmung auszugleichen.

Die Tiefenprofile der Sauerstoffgehalte vom 13.8.2021 zeigen mit deutlich erhöhten Sauerstoffgehalten im oberflächennahen Wasser und Sauerstoffdefiziten im grundnahen Bereich das typische Bild eines von starken Algen- bzw. Cyanobakterienentwicklung betroffenen Gewässers.

Bei der folgenden Sommermessung am 27.8.21 hatten sich die Verhältnisse wieder stabilisiert, das Algenmaximum war also bereits überschritten.

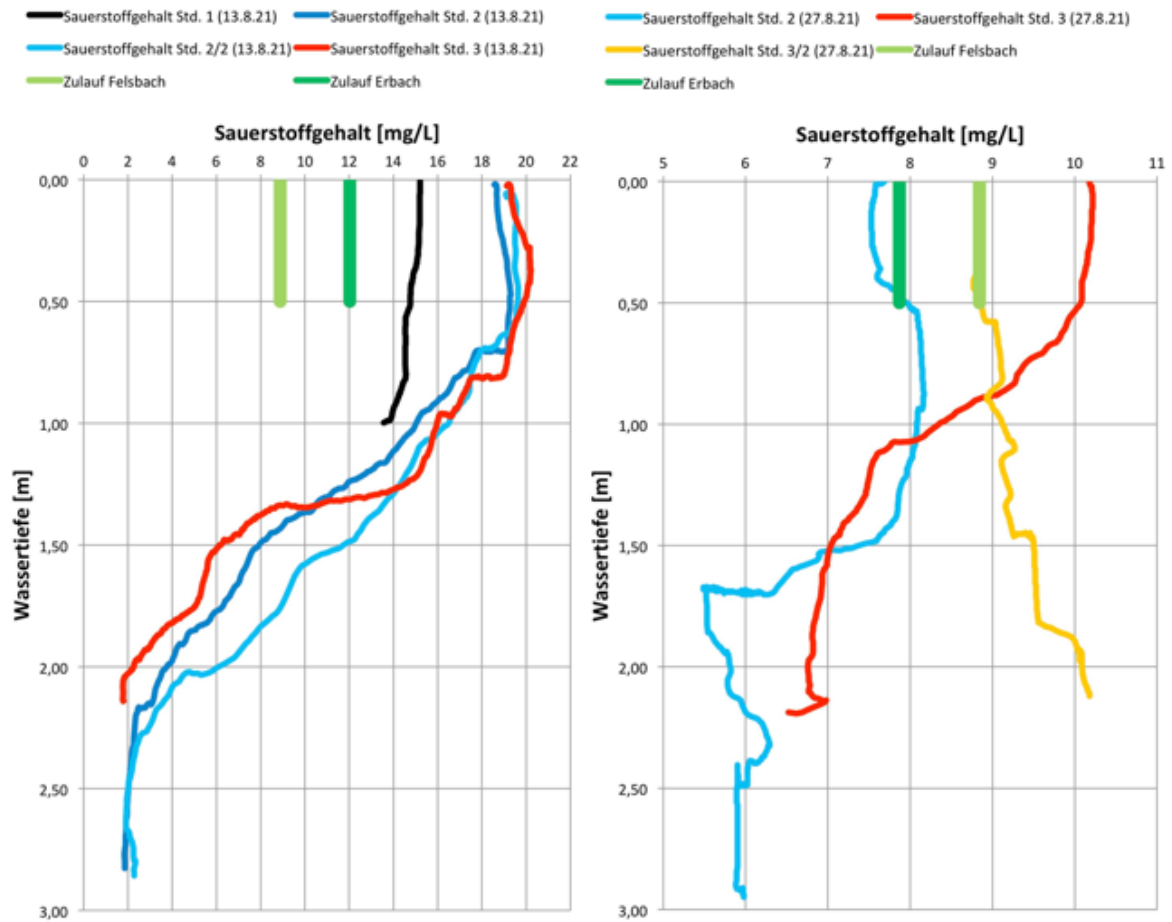


Abbildung 6.6: Tiefenprofile der Sauerstoffgehalte im Brückweiher am 13.8. und am 27.7.21

Die Messungen im Herbst 2021 und im Winter 2022 zeigen, dass es infolge temperaturinduzierter Vertikalvermischungen zu einem Sauerstoffeintrag in die Gewässertiefe kommt (vgl. Abbildung 6.7).

Dies führt allerdings nicht zu einer Vereinheitlichung der Werte über die gesamte Wassersäule, wie es in tieferen Gewässern der Fall wäre. Zeitweilige Sauerstoffdefizite werden aber aufgelöst.

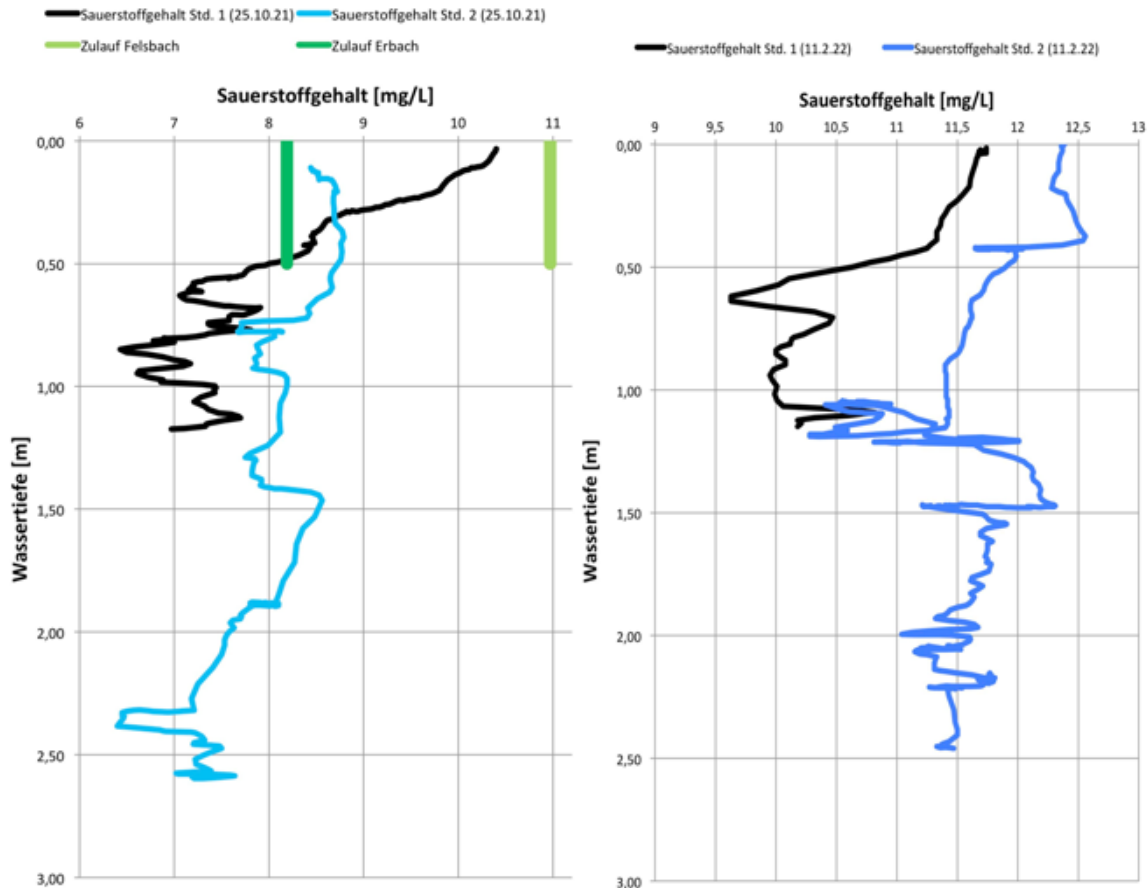


Abbildung 6.7: Tiefenprofile der Sauerstoffgehalte im Brückweiher am 25.10.21 und am 11.2.22

Der Sauerstoffeintrag mit den Zuflüssen dürfte nur einen geringen Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt des Brückweiher ausüben, wie der Vergleich der Profilmessungen und der Zuflusswerte von Felsbach und Erbach zeigt (vgl. Abbildung 6.6 und Abbildung 6.7). Beide Zuflüsse reichen nicht aus, um sommerliche Sauerstoffverluste durch starke Algenentwicklungen auszugleichen.

6.2.2 Sauerstofflängsprofile

Analog zum Vorgehen bei der Erfassung der Wassertemperaturen wurden auch die Sauerstoffgehalte durch Transekte über die gesamte Wasserfläche in Tiefenbereichen von 0,1 bis 0,6 m Wassertiefe gemessen.

Wie das in der Abbildung 6.8 dargestellte Ergebnis vom 13.8.2021 zeigt, kam es zu diesem Zeitpunkt nicht nur an den Messstellen der Tiefenprofilmessungen (vgl. Kapitel 6.2.1) zu Sauerstoffübersättigungen durch starke Algenentwicklung. Vielmehr war der gesamten Weiher betroffen, wobei die oberflächennahen Sauerstoffwerte in Abhängigkeit von lokal unterschiedlich intensiver Algen- bzw. Cyanobakterienentwicklung zwischen 15 mg/L und 20 mg/L schwankten.

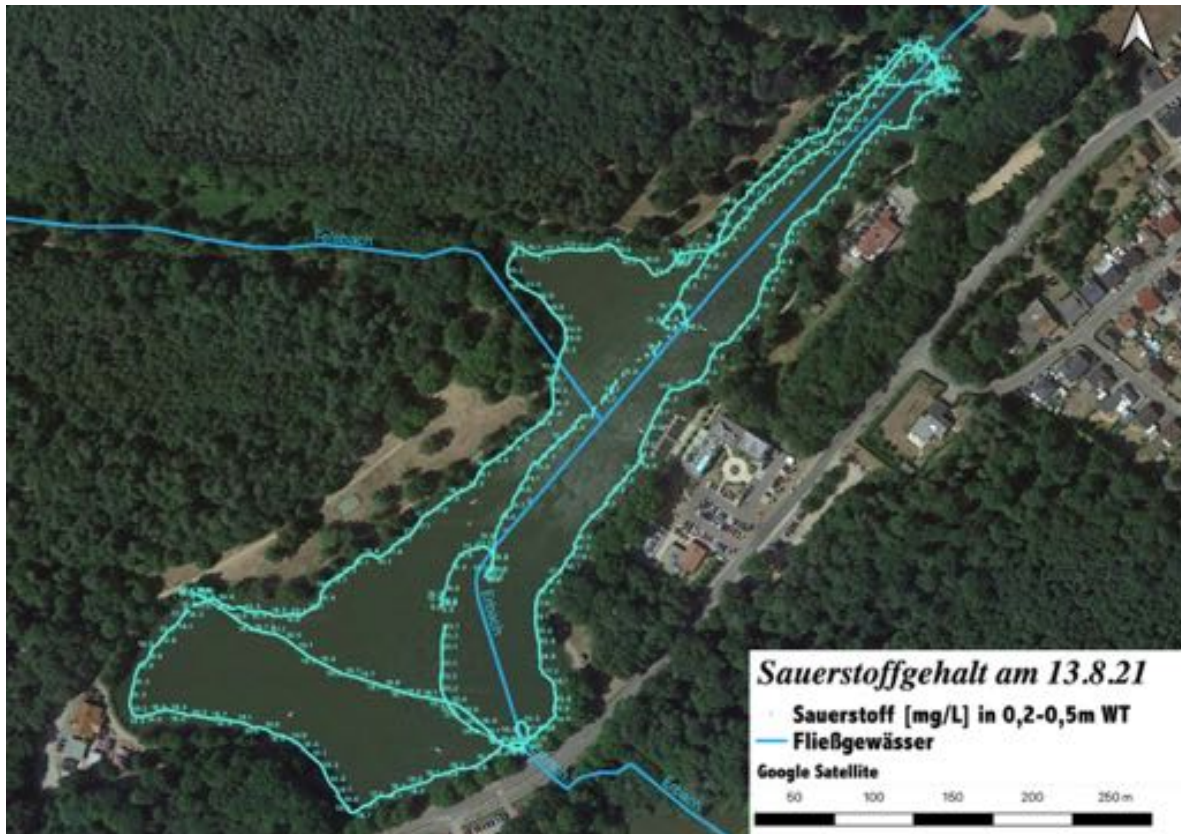


Abbildung 6.8: Sauerstoffverteilung im Längsprofil vom 13.8.2021 im Brückweiher

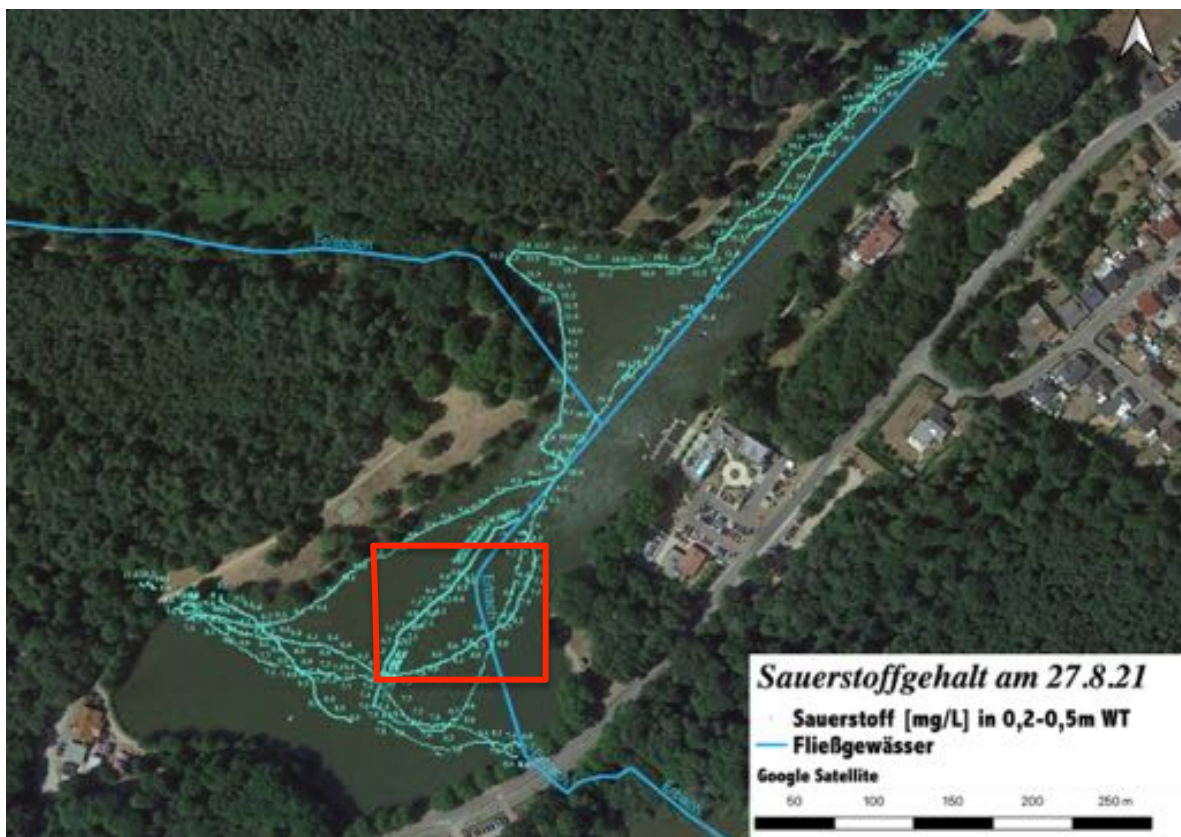


Abbildung 6.9: Sauerstoffverteilung im Längsprofil vom 27.8.2021 im Brückweiher

Bei den Längsprofilmessungen am 27.8.21 traten keine Sauerstoffübersättigungen mehr auf, die Werte lagen an der Seeoberfläche in einem Bereich von 7-11 mg/L (vgl. Abbildung 6.9).

Im zentralen Seebereich, wo am 13.8.21 noch die höchsten Sauerstoffwerte auftraten, wurden jetzt die geringsten Konzentrationen gemessen. Dies ist auf die stärkere Sedimentbildung und die infolgedessen intensivere Sedimentzehrung an dieser Stelle zurückzuführen.

6.3 Leitfähigkeitswerte

6.3.1 Leitfähigkeitswerte im Tiefenprofil

Die Leitfähigkeitswerte des Seewassers (vgl. Abbildung 6.10 und Abbildung 6.11) wird in starkem Umfang von der Beschaffenheit des Zuflusswassers und dem Seemetabolismus bestimmt.

Insgesamt ist festzuhalten:

- Der Erbach weist eine deutlich höhere Leitfähigkeit auf als der Brückweiher und der Felsbach.
- Die Leitfähigkeitswerte des Felsbaches liegen nur geringfügig über denjenigen des Brückweiher.
- Im Brückweiher kommt es durch stillgewässertypische Ab- und Umbauvorgänge zu einem deutlichen Rückgang der Leitfähigkeitswerte in dem über den Erbachzufluss eingetragenen Wasser. Gerade Hydrogenkarbonat, das einen Großteil der Leitfähigkeitswerte (Ionengehalte) ausmacht, wird durch die biogene Entkalkung in einem Stillgewässer deutlich vermindert. In geringerem Ausmaß werden die Leitfähigkeitswerte im Brückweiher auch durch die Vermischung mit dem zufließenden Wasser des Felsbaches reduziert.

Diese Ergebnisse sind bei allen Messungen zu erkennen, wobei der Rückgang während der Sommermonate deutlich stärker ausfällt als im Winter. Dies ist auf den geringeren Wasserzufluss durch den Erbach im Sommer und die intensiveren Abbau- und Umbauvorgängen bei hohen Wassertemperaturen zurückzuführen.

Wasserbeschaffenheit des Brückweiher

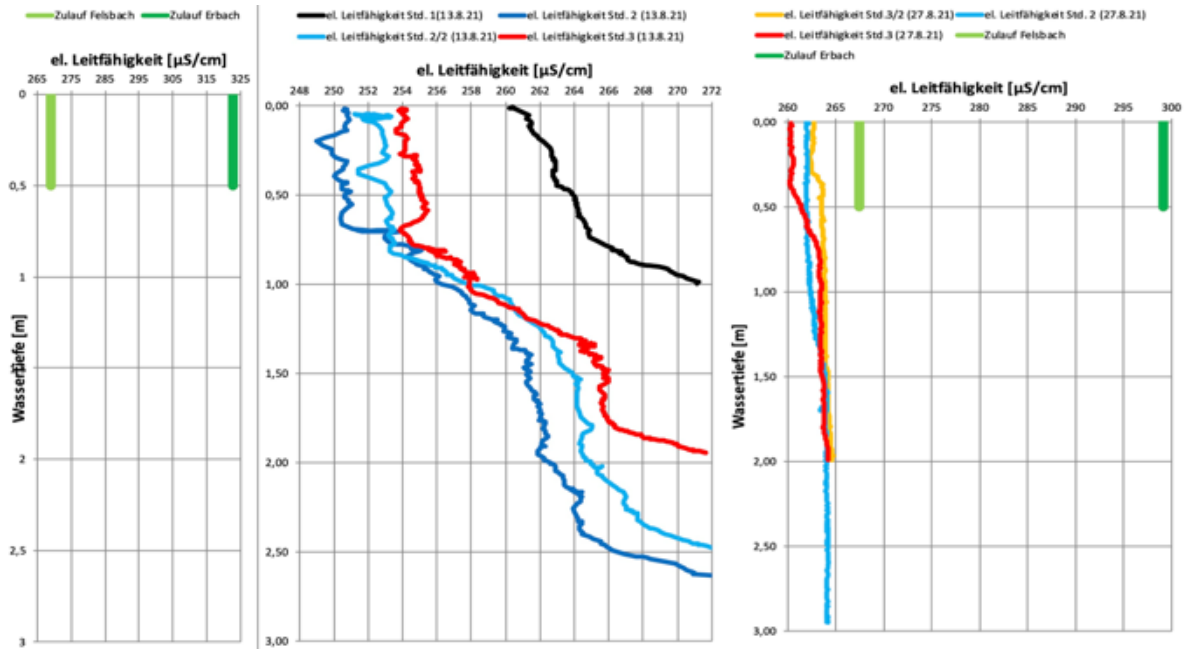


Abbildung 6.10: Tiefenprofile der Leitfähigkeitswerte_{ges} im Brückweiher am 13.8. und 27.8.21

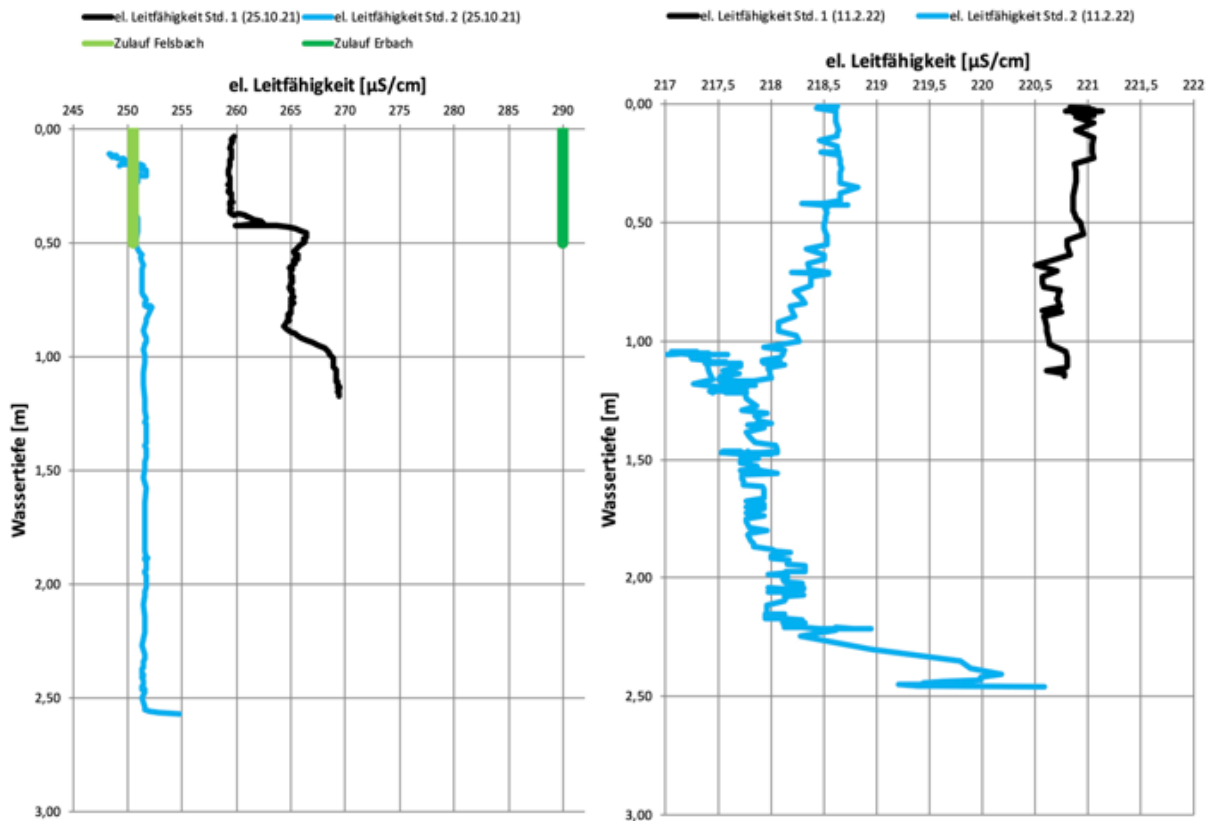


Abbildung 6.11: Tiefenprofile der Leitfähigkeitswerte_{ges} im Brückweiher am 21.10.21 und 11.2.22

6.3.2 Leitfähigkeitsmessungen im Längsprofil

Die Erfassung der Leitfähigkeitswerte im Längsprofil (zur Vorgehensweise vgl. Kapitel 6.1.2) ergab nur geringe Unterschiede in der Fläche (vgl. Abbildung 6.12 und Abbildung 6.13).



Abbildung 6.12: Leitfähigkeitswerte_{cp25} im Längsprofil am 13.8.21

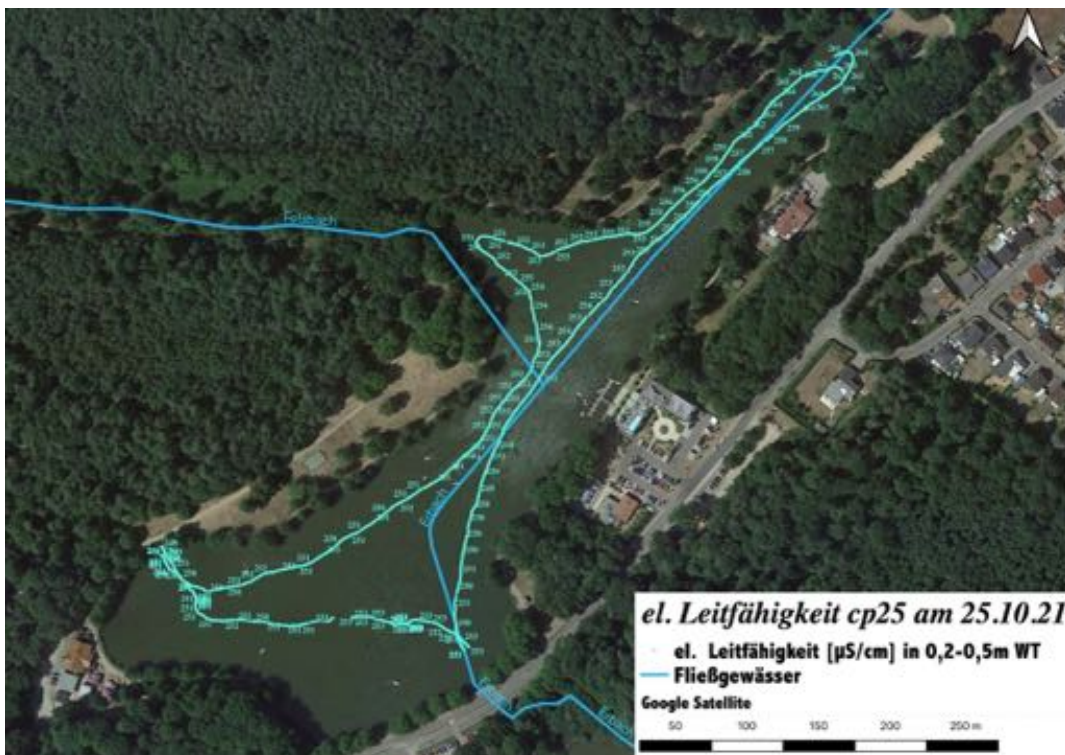


Abbildung 6.13: Leitfähigkeitswerte_{cp25} im Längsprofil am 25.10.21

Nur auf den ersten 150 m vor dem Nordufer des Weihers traten höhere Leitfähigkeitswerte auf, so dass hier ein Gradient vorhanden war. Ab der Einmündung des Felsbachs waren die Leitfähigkeitswerte wiederum so gering, das von einer weitgehenden Wasservermischung auszugehen ist.

6.4 Verteilung ausgesuchter Ionen

Die Konzentrationen und das Verteilungsmuster der in Tabelle 6.2 angeführten Stoffe können als Indikatoren zur Quantifizierung des Niederschlags- bzw. Fließgewässerzuflusses in den Brückweiher und zur Beurteilung der Gewässergüte des Weihers genutzt werden.

Tabelle 6.2: Verteilung ausgesuchter Ionen im Wasser des Brückweihers

Parameter	Einheit	Brückweiher Std 1		Brückweiher Std 2			
		13.08.21	11.02.22	13.08.21	27.08.21	25.10.21	11.02.22
Eisen, ges.	mg/L	<0,01	0,05	<0,01	<0,01	0,07	0,09
Mangan	mg/L	0,074	0,061	0,063	0,022	0,018	0,008
Hydrogencarbonat	mg/L	97	68,3	96,4	104	106	65,9
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/L	1,59	1,12	1,58	1,7	1,73	1,08
Silicium	mg/L	2,6	3	2,6	2,2	2,5	3,1
Calcium	mg/L	24	20,2	23,6	24,4	24,4	20,3
Magnesium	mg/L	9,91	7,94	9,77	10,1	10,6	8,22
Sulfat	mg/L	14	15	14	14	17	18
Chlorid	mg/L	16,5	17,2	16,4	16,1	19,2	16,4
Kalium	mg/L	3,4	3,6	3,6	3,8	3,4	3,1
Natrium	mg/L	9,9	9,6	10,1	10	9,2	9,1

Die erhobenen Parameter zeigen weder in Bezug auf die beiden Messtellen noch an den vier Stichtagen auffällige Unterschiede. Im Bereich des Zuflusses (Std. 1) werden nahezu identische Werte gemessen wie vor dem Ablaufbauwerk (Std. 2). Aus dem Ergebnis lassen sich keine Schlüsse in Bezug auf das Abbaugeschehen im Weiher oder den Niederschlagsanteil im Wasser ziehen. Die Werte sind insgesamt unauffällig.

6.5 Nährstoffhaushalt und Biomasse

6.5.1 Phosphorgehalte

Von besonderer Bedeutung für die Belastungssituation eines Stillgewässers ist der P-Gehalt des Wasserkörpers, da Phosphor in der Regel in sehr geringen Konzentrationen vorhanden ist und somit das Algenwachstum limitiert.

Die Messwerte für Gesamtphosphat-P (= Gesamtphosphor) blieben bei allen Messungen im Bereich der gesetzten Orientierungsgröße für mittlere Ansprüche an die Wasserqualität (vgl. Tabelle 6.3 und Kapitel 2.1). Die Phosphorgehalte des Weihers entsprechen einem Trophiestatus von eutroph 2 bis polytroph und zeigen damit eine deutliche, für den Gewässertypus eines flachen, stark durchströmten Stillgewässers aber noch akzeptable Nährstoffbelastung an, sofern weitere Defiziterscheinungen wie ein hohes Algen- bzw. Cyanobakterienaufkommen unterbleiben.

Die gelöste und biogen verfügbare Phosphorfraktion, das ortho-Phosphat, war bei den Sommermessungen durch Inkorporation in Algenbiomasse vollständig verbraucht. Auch bei der Wintermessung blieben die Gehalte gering.

Tabelle 6.3: Phosphorgehalte im Wasser des Brückweiher

Parameter	Einheit	Brückweiher Std 1		Brückweiher Std 2				Orientierungswerte*
		13.08.21	11.02.22	13.08.21	27.08.21	25.10.21	11.02.22	
ortho-Phosphat	mg/L	<0,015	0,148	<0,015	<0,015	<0,015	0,041	
ortho-Phosphat P	mg/L	0,005	0,048	<0,005	<0,005	<0,005	0,013	
Gesamtposphat	mg/L	0,31	0,33	0,28	0,23	0,14	0,15	
Gesamtposphat P	mg/L	0,10	0,11	0,09	0,08	0,05	0,05	0,031 bis 0,119

* nach LAWA (2001) für ein Anforderungsprofil mit mittleren Ansprüchen an die Wasserqualität

6.5.2 Stickstoffgehalte

Die Nitritgehalte blieben im Brückweiher stets unterhalb der Nachweisgrenze (vgl. Tabelle 6.4), so dass diesbezüglich keine Gefahr für die Fischfauna entsteht. Bei Nitritgehalten von mehr als 0,2 mg/L ergibt sich eine für Fische toxische Größenordnung. Ammonium war aufgrund der Algenentwicklung teilweise erhöht. Die Nitratgehalte blieben mit Ausnahme der Messung vom 11.2.22 sehr gering. Der Stichtag im Februar spiegelt eine höhere externe Belastung durch stärkeren Zufluss von Oberflächenwasser wider.

Insgesamt verweisen die Stickstoffgehalte im Brückweiher nicht auf ein Belastungspotential.

Tabelle 6.4: Stickstoffgehalte im Wasser des Brückweiher

Parameter	Einheit	Brückweiher Std 1		Brückweiher Std 2			
		13.08.21	11.2.22	13.08.21	27.08.21	25.10.21	11.02.22
Ammonium	mg/L	0,04	0,1	0,06	0,1	0,17	<0,04
Ammonium-N	mg/L	0,03	0,08	0,05	0,08	0,13	0,03
Nitrit	mg/L	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Nitrit-N	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Nitrat	mg/L	<0,5	13,1	0,5	0,5	0,5	12,7
Nitrat-N	mg/L	<0,11	2,96	0,11	0,11	0,11	2,87
Nanorganisch	mg/L	0,15	3,05	0,17	0,20	0,25	2,90

6.5.3 Weitere Indikatorwerte zur Beurteilung des Nährstoffhaushaltes

Aufgrund hoher Algendichte waren die Sichttiefenwerte im Brückweiher durchweg sehr gering (vgl. Tabelle 6.5). Sie lagen bei den Sommermessungen deutlich unterhalb der Orientierungswerte und zeigten damit ein erhebliches Defizit an.

Die Chlorophyll-a Gehalte, ein Indikator für die Algen- und Cyanobakterienbiomasse, erreichten mit 185 µg/L am 13.8.21 und mit 125 µg/L am 27.8.21 Werte, die den Orientierungswert um ein Vielfaches überschritten.

Auch die TOC-Werte (Gesamter organischer Kohlenstoff) waren infolge der starken Algenentwicklung hoch. Da für die Mineralisierung von je 1 mg/l organischem Kohlenstoff (TOC) 2,7 mg/l Sauerstoff verbraucht werden, wirken sich die hohen TOC-Werte unmittelbar negativ auf den Sauerstoffhaushalt aus.

Tabelle 6.5: Weitere Indikatorwerte des Nährstoffhaushaltes im Wasser des Brückweihers

Parameter	Einheit	Brückweiher Std 1			Brückweiher Std 2				Orientierungswerte*
		13.08.21	27.8.21	11.02.22	13.08.21	27.08.21	25.10.21	11.02.22	
TOC	mg/L	17		4,6	15	13	6,5	4,2	
Sichttiefe	m	0,15	0,3	0,6	0,2	0,25	0,7	0,9	1,7 – 0,67
Chlorophyll-a	µg/L	/	/	/	185	125	24	2	19,4 - 56

* nach LAWA (2001) für ein Anforderungsprofil mit mittleren Ansprüchen an die Wasserqualität

Die Parameter TOC, Sichttiefe und Chlorophyll-a verweisen auf eine zu hohe Nährstoffbelastung des Brückweihers, in dessen Folge es zu sehr starken Algenentwicklungen kommt.

6.6 Besiedlungsbild

6.6.1 Phytoplankton

Die Phytoplanktonentwicklung zeigt während der Sommermonate eine starke Dominanz von Cyanobakterien (Blualgen) mit potentiell toxinbildenden Arten. Dies begründet ein erhebliches Defizit für den Brückweiher.

Die Einzelbewertung ist in der Tabelle 6.6 dargestellt.

Tabelle 6.6: Phytoplankton im Brückweiher

MESS-STELLE	DA-TUM	Bemerkung	Chloro-phyll-a µg/L	Ge-samtbi-omasse mm ³ /L	Cyano-bakte-rien	Di-atomeae	Phyto-mona-dina	coccale Chloro-phyceae	Conju-gato-phyceae	Crypto-phyceae	Dino-phyceae	Chryso-und Hapto-phyceae	Eug-len-phyceae	Xanto-phyceae und Sonsti-ge
Brückweiher Std. 2 (Mönch)	13.08.21	Mit einer Biomasse von 65 mg/L ist die Phytoplanktonentwicklung im Brückweiher extrem hoch. Dabei setzt sich die Algenbiomasse ganz überwiegend aus fädigen Cyanobakterien zusammen. Abgesehen von der feinen hormogonalen Cyanobakterie <i>Planktolyngbya limnetica</i> haben sich hauptsächlich potenzielle Bildner von Cyanotoxinen durchgesetzt (u.a. <i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i> , <i>Planktothrix aghardii</i> , <i>Aphanizomenon gracile</i> und <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>). Die Biomasse an toxinbildenden Cyanobakterien liegt dadurch bei 45 mg/L und damit weit oberhalb der Alarmstufe des UBA* von 15 mg/L (vgl. auch Kapitel 2.1). Auch wenn das Gewässer nicht als Badensee genutzt wird, sollten Besucher informiert werden, da Aufrahmungen im Uferbereich eine Gefahr für spielende Kinder oder mitgeführte Hunde darstellen können.	185	64,23	59,59	0,79	0,07	1,12	0,00	1,52	0,48	0,45	0,18	0,02
Brückweiher Std. 1	13.08.21	Die Algenentwicklung unterscheidet sich an beiden Beprobungsstellen nicht wesentlich voneinander. Auch hier lässt sich eine Massenentwicklung fädiger Cyanobakterien feststellen, die Biomasse an potenziellen Toxinbildnern liegt hier bei 52 mg/L.	185	66,74	62,51	0,43	0,58	1,70	0,00	0,66	0,81	0,04	0,00	0,02
Brückweiher Std. 2 (Mönch)	27.08.21	Die Phytoplanktonbiomasse ist leicht zurückgegangen, mit 52 mg/L ist diese aber weiterhin sehr hoch. Noch immer dominieren fädige Cyanobakterien, die als potenzielle Bildner von Toxinen bekannt sind (<i>Planktothrix aghardii</i> , <i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i> , <i>Aphanizomenon gracile</i> , <i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> und <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>). Die Biomasse an Toxinbildnern liegt bei 42 mg/L und damit deutlich oberhalb der Alarmstufe des UBA von 15 mg/L. Somit ist unverändert davon auszugehen, dass von dem Gewässer gesundheitliche Gefahren ausgehen (s.o.).	125	52,75	44,37	1,78	0,29	0,94	0,07	3,73	0,12	0,24	1,21	0,00
Brückweiher Std. 2 (Mönch)	25.10.21	Deutlicher Rückgang der Phytoplanktonbiomasse auf 10 mg/L. Jetzt dominieren in langen Ketten auftretende Kieselalgen der Gattung <i>Aulacoseira</i> . Die Biomasse an Cyanobakterien ist seit dem Spätsommer ganz massiv von 44 auf 2,6 mg/L zurückgegangen. Die potenziell toxinbildende Art <i>Planktothrix aghardii</i> ist noch immer häufig, insgesamt liegt die Biomasse an Toxinbildnern bei 1,7 mg/L und damit nur noch oberhalb der untersten Warnstufe des UBA.	24	9,82	2,57	3,41	0,19	1,59	0,07	1,20	0,06	0,45	0,29	0,00
Brückweiher Std. 2 (Mönch)	11.02.22	Das Frühjahrsplankton wird von kleinen centrischen Diatomeen dominiert. Mit 2,5 mg/L ist die Algenentwicklung moderat, potenziell toxinbildende Cyanobakterien treten nicht auf.	2	2,57	0,04	1,56	0,17	0,05	0,00	0,30	0,01	0,33	0,09	0,00

* In der überarbeiteten Empfehlung des UBA gelten nun 3 Warnstufen mit folgenden Grenzwerten: **Sichttiefe < 2 m** und gleichzeitigem Vorkommen von Cyanobakterien bzw. **> 1mg/L Cyanobakterienbiomasse: Erhöhte Aufmerksamkeit** (Überwachungshäufigkeit verdichten, Allgemeine Aufklärung und Information über dieses Badegewässer). Bilden sich Schlieren oder grünliche Trübung durch Cyanobakterien oder die Sicht ist **< 1m bzw. > 3mg/L an Cyanobakterienbiomasse: Warnstufe** (Warnhinweise an die Badenden ausgeben). Große Bereiche mit geschlossener Schicht an aufgerahmten Cyanobakterien oder **Sichttiefe < 0,5 m bzw. 15 mg/L Cyanobakterienbiomasse: Alarmstufe** (neben Warnhinweise ggf. vorübergehendes Badeverbot)

6.6.2 Makrophyten

Im Brückweiher wurden bei keiner Beprobung Makrophyten (höhere Wasserpflanzen) gesehen. Das Gewässer dürfte demnach weitgehend frei von Makrophyten sein.

7 Sedimentzustand

Im Rahmen von Sedimentuntersuchungen am 11.2.2022 wurden die Sedimentmächtigkeit und der Sedimentbeschaffenheit erfasst.

7.1 Verschlammungsgrad

Die mittlere Sedimentmächtigkeit lag am 11.2.2022 bei 0,85 m (vgl. Abbildung 7.1). Dies entspricht einer Schlammmenge von ca. 60.000 m³.

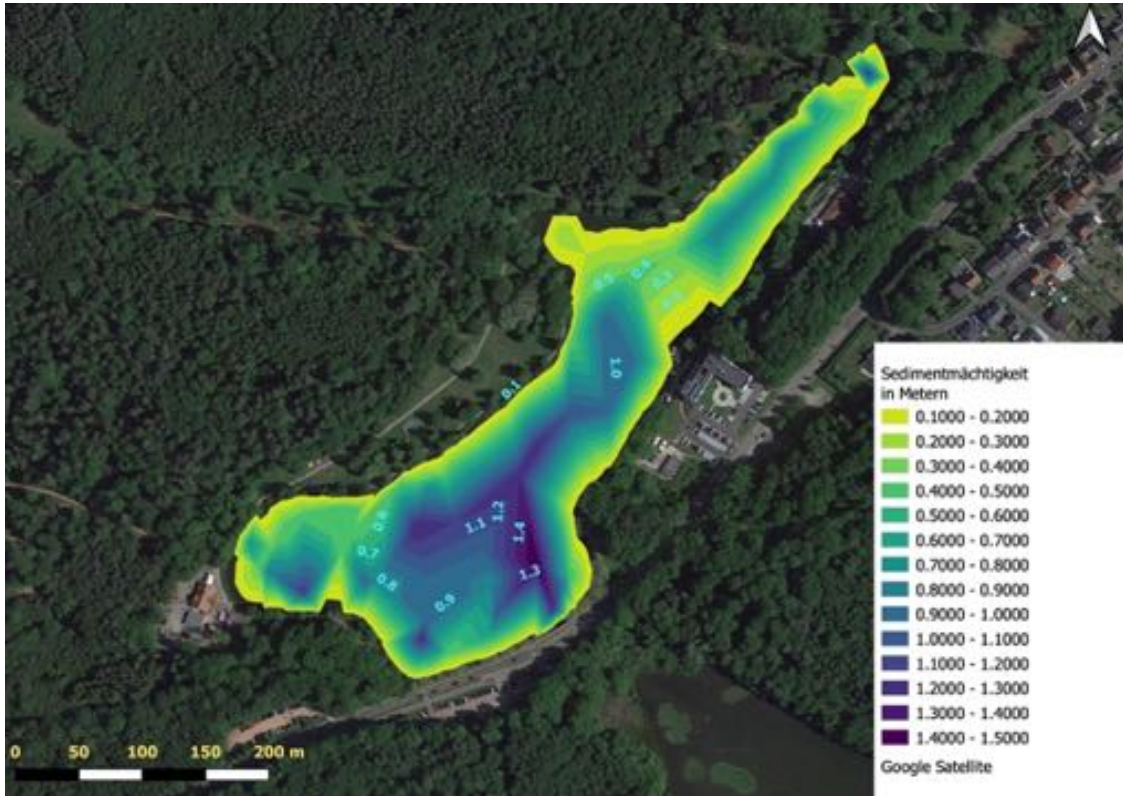


Abbildung 7.1: Sedimentmächtigkeit am 11.2.2022

7.2 Sedimentbeschaffenheit

Die Sedimentbeschaffenheit wurde an den in der Abbildung 7.2 dargestellten 5 Messstellen am 11.2.2022 untersucht. Für die Beprobung wurde ein Sedimentstechrohr von Hydrobios mit einer maximalen Eindringtiefe von 1 m benutzt. Die gezogenen Mischproben erfassten die Schlamm- auflage im Tiefenbereich von \varnothing 0-0,5 m.

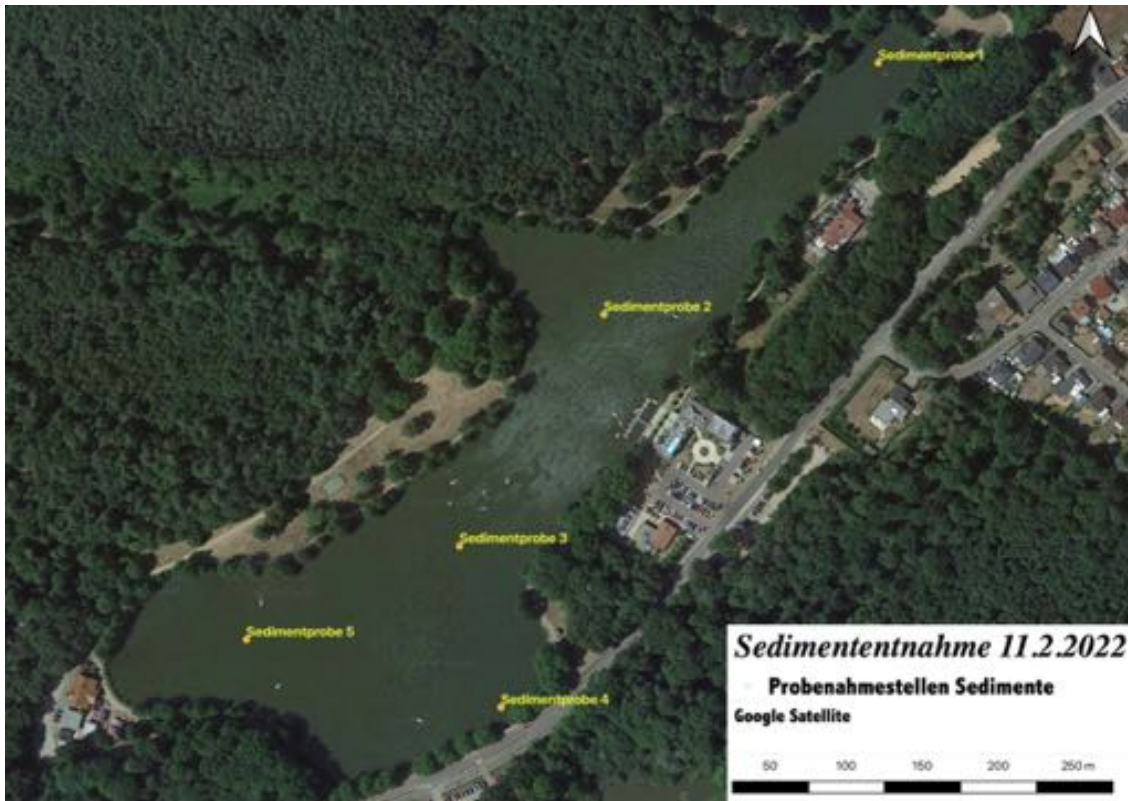


Abbildung 7.2: Lage der Probenahmestellen der Sedimentbeprobung vom 11.2.2022

7.2.1 Nährstoffgehalte des Sediments und Phosphorrücklösung

Der Brückweiher verfügt mit Werten von 160 bis 850 mg/kg TS (Mittelwert 474 mg/kg TS) über geringe bis moderate Phosphorkonzentrationen im Sediment. Etwas höher sind die Konzentrationen des organischen Kohlenstoffs (vgl. Tabelle 7.1).

Tabelle 7.1: Nährstoffgehalte und Anteile des organischen Kohlenstoffs (TOC) im Sediment des Brückweihers

	TOC (%)	Stickstoff (mg/kg)	Phosphor (mg/kg)
Standort 1	3,6	2700	610
Standort 2	0,8	1300	160
Standort 3	3,2	2200	560
Standort 4	5,3	4100	850
Standort 5	1,5	1300	190
Mittelwert	2,88	2320	474
Seen in Süddeutschland und NRW (140 Seen) zum Vergleich			
Mittelwert	2,7	1.538	855
25 Perzentil	1,2	200	518
90 Perzentil	5,6	3.619,00	1.402
Max	15,1	7.500,00	5.645

Vergleicht man die Nährstoffkonzentrationen der untersuchten Sedimente mit denen anderer Seen, dann ergibt sich ein mittleres Belastungsniveau. Allerdings sind für die Phosphorrücklösungen aus dem Sediment nicht nur die P-Konzentrationen, sondern auch das Ausmaß der Abbau- und Umbauvorgänge und die dadurch bedingte P-Freisetzungsrates verantwortlich.

In welchem Umfang es zu einer Freisetzung von Sedimentphosphor kommt hängt von der Bindungsform des Phosphors, den Milieubedingungen im Sedimentbereich und der Turbulenz im Seewasserkörper ab. Bei Flachgewässern wird der Phosphoreintrag aus dem Sediment durch die geringe Wassertiefe gefördert. Durch die nächtliche Abkühlung und windinduzierte Strömungen

entstehen ständig Wasserumwälzungen, die bis zum Gewässergrund reichen und Nährstoffe in die von Algen und Cyanobakterien besiedelten oberflächennahen Zonen eintragen.

Die Ausbildung eines sauerstoffarmen Milieus im Bereich der Sediment-Wasser-Wechselzone kann sehr erhebliche Rücklösungen von Sedimentphosphor verursachen. Eine genaue messtechnische Ermittlung der Belastungswerte durch Sedimentrücklösung ("interne Düngung") ist allerdings sehr aufwendig und erfordert langfristige Messreihen, da die Belastungswerte in Abhängigkeit u.a. von den jeweiligen Temperatur- und Windverhältnissen stark schwanken können.

7.2.2 Schadstoffbelastungen

Legt man für die Beurteilung der Proben die ***Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums für die Verwertung von als Abfall eingestuftem Bodenmaterial vom 14. März 2007 / Gültigkeit verlängert bis zum Inkrafttreten der Änderung zur Bundesbodenschutzverordnung, längstens bis 31. Dezember 2019 (GABl. Nr. 13, S. 998)*** zugrunde, ergeben sich unter Bezug auf die Mittelwerte nur bei einem Parameter im Feststoff nennenswerte Überschreitungen des Zuordnungswertes Z0 (Lehm/Schluff).

Es handelt sich dabei den Summenparameter PAK (nach EPA) im Feststoff (vgl. Tabelle 7.2, Seite 42) an den Standorten 1 und 4, wobei auch eine Überschreitung im Mittelwert sämtlicher Proben ergibt.

Lediglich eine geringfügige Überschreitung wurde für Zink am Standort 4 gemessen, die aber in der Mischprobe aller Standorte (Mittelwert) nicht mehr von Relevanz ist.

Durch die Entnahme und Verlagerung des Sediments entsteht keine Belastungssituation für das Gewässerumfeld. Die aus dem Brückweiher bei einer Entschlammung entnommenen Sedimente können uneingeschränkt verwendet und eingebaut werden.

Sedimentzustand

Tabelle 7.2: Einstufung der Sedimente des Brückweiher entsprechend der Verwaltungsvorschrift für die Verwertung von als Abfall eingestuftem Bodenmaterial

Parameter	Messwerte vom 11.2.2022					Mittelwert (·)	Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums für die Verwertung von als Abfall eingestuftem Bodenmaterial vom 14. März 2007 (Gültigkeit verlängert bis zum Inkrafttreten der Änderung zur Bundesbodenschutzverordnung, längstens bis 31. Dezember 2019 (GABl. Nr. 13, S. 998))											
	Standort 1	Standort 2	Standort 3	Standort 4	Standort 5		Z0 Sand	Z0 Lehm/Schluff	Z0 Ton	Z0* IIIA ^b	Z0* ^c	Z1.1	Z1.2	Z2				
Gehalte im Feststoff																		
Trockensubstanz	Masse-%	45,3	67,3	52,2	32,2	60,5	51,5											
Trockensubstanz LTR	Masse-%	47,1	66,6	55,4	33,6	60,9	52,72											
Cyanide, ges.	mg/kg TR	<0,2	0,2	<0,2	0,4	0,2	0,2											
N ges.	mg/kg TR	2700	1300	2200	4100	1300	2320											
N ges	mg/kg TR	2700	1300	2200	4100	1300	2320											
TOC	Masse-% TR	3,6	0,8	3,2	5,3	1,5	2,88											
Arsen	mg/kg TR	13	4	16	17	5	11	10	15	20	15 / 20 ^b	15 / 20 ^b	45	45	150			
Blei	mg/kg TR	45	15	41	69	18	37,6	40	70	100	100	140	210	210	700			
Cadmium	mg/kg TR	0,6	0,3	0,4	0,9	0,3	0,5	0,4	1	1,5	1	1	3	3	10			
Chrom	mg/kg TR	36	17	33	54	11	30,2	30	60	100	100	120	180	180	600			
Kupfer	mg/kg TR	21	6	15	27	6	15	20	40	60	60	80	120	120	400			
Nickel	mg/kg TR	31	13	26	51	10	26,2	15	50	70	70	100	150	150	500			
Phosphor	mg/kg TR	610	160	560	850	190	474											
Quecksilber	mg/kg TR	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,5	1	1	1	1,5	1,5	5			
Thallium	mg/kg TR	0,5	0,3	0,5	0,7	0,2	0,44	0,4	0,7	1	0,7	0,7	2,1	2,1	7			
Zink	mg/kg TR	180	65	130	250	53	135,6	60	150	200	200	300	450	450	1500			
KW-Index C10-C40	mg/kg TR	<10	<10	<10	<10	<10	<10	100	100	100	100	400	600	600	2000			
KW-Index C10-C22	mg/kg TR	<10	<10	<10	<10	<10	<10	100	100	100	100	200	300	300	1000			
EOX	mg/kg TR	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1	1	1	1	1	3	3	10			
cis-1,2-Dichlorethen	mg/kg TR	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005											
Dichlormethan	mg/kg TR	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005											
Tetrachlormethan	mg/kg TR	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005											
1,1,1-Trichlorethan	mg/kg TR	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005											
Trichlorethen	mg/kg TR	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005											
Tetrachlorethen	mg/kg TR	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005											
Trichlormethan	mg/kg TR	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005											
Summe nachg. LHKW	mg/kg TR	/	/	/	/	/	/	1	1	1	1	1	1	1	1			
Benzol	mg/kg TR	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01											
Toluol	mg/kg TR	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01											
Ethylbenzol	mg/kg TR	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01											
1,2-Dimethylbenzol	mg/kg TR	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01											
1,3+1,4-Dimethylbenzol	mg/kg TR	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02											
Summe Xyole	mg/kg TR	-	-	-	-	-	/											
Summe BTEX	mg/kg TR	-	-	-	-	-	/	1	1	1	1	1	1	1	1			
Naphthalin	mg/kg TR	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05											
Acenaphthylen	mg/kg TR	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05											
Acenaphthen	mg/kg TR	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05											
Fluoren	mg/kg TR	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05											
Phenanthren	mg/kg TR	0,41	<0,05	<0,05	0,42	<0,05	0,181											
Anthracen	mg/kg TR	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05											

Sedimentzustand

Parameter		Messwerte vom 11.2.2022					Mittelwert ¹⁾	Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums für die Verwertung von als Abfall eingestuftem Bodenmaterial vom 14. März 2007 (Gültigkeit verlängert bis zum Inkrafttreten der Änderung zur Bundesbodenschutzverordnung, längstens bis 31. Dezember 2019 (GABl. Nr. 13, S. 998))								
		Standort 1	Standort 2	Standort 3	Standort 4	Standort 5		Z0 Sand	Z0 Lehm/Schluff	Z0 Ton	Z0* IIIA ²⁾	Z0* ³⁾	Z1.1	Z1.2	Z2	
Fluoranthren	mg/kg TR	1,4	<0,05	0,51	2	<0,05	0,792									
Pyren	mg/kg TR	1,2	<0,05	0,43	1,7	<0,05	0,676									
Benz(a)anthracen	mg/kg TR	0,57	<0,05	0,19	0,74	<0,05	0,31									
Chrysen	mg/kg TR	0,75	<0,05	0,24	0,96	<0,05	0,4									
Benzo(b)fluoranthren	mg/kg TR	0,89	<0,05	0,34	1,1	<0,05	0,476									
Benzo(k)fluoranthren	mg/kg TR	0,46	<0,05	<0,05	0,44	<0,05	0,195									
Benzo(a)pyren	mg/kg TR	0,55	<0,05	0,18	0,71	<0,05	0,298	0,3	0,3	0,3	0,3	0,6	0,9	0,9	3	
Dibenzo(a,h)anthracen	mg/kg TR	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05									
Benzo(g,h,i)perylen	mg/kg TR	0,35	<0,05	<0,05	0,41	<0,05	0,167									
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	mg/kg TR	0,31	<0,05	<0,05	0,37	<0,05	0,151									
Summe PAK (n. EPA)	mg/kg TR	6,89	/	1,89	8,85	/	5,88	3	3	3	3	3	3	9	30	
PCB 28	mg/kg TR	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003									
PCB 52	mg/kg TR	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003									
PCB 101	mg/kg TR	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003									
PCB 118	mg/kg TR	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003									
PCB 138	mg/kg TR	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003									
PCB 153	mg/kg TR	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003									
PCB 180	mg/kg TR	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003									
Summe 6 PCB	mg/kg TR	/	/	/	/	/	/	0,05	0,05	0,05	0,05	0,1	0,15	0,15	0,5	
Gehalte im Eluat																
ph-Wert ⁴⁾		7,5	8,2	7,9	8	7,3	7,78	6,5 - 9,5	6,5 - 9,5	6,5 - 9,5	6,5 - 9,5	6,5 - 9,5	6,5 - 9,5	6 - 12	5,5 - 12	
Elektr. Leitfähigkeit (25°C)	µS/cm	79	95	95	89	77	87	250	250	250	250	250	250	1500	2000	
Chlorid	mg/l	1,7	0,9	1,9	1,7	1,2	1,48	30	30	30	30	30	30	50	100	
Sulfat ⁵⁾	mg/l	15	16	24	18	17	18	50	50	50	50	50	50	100	150	
Cyanide, ges.	mg/l	<0,002	0,002	<0,002	<0,002	<0,002	0,002	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,01	0,02	
Phenol-Index, wdf.	mg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,04	0,1	
Arsen	mg/l	0,005	<0,005	0,008	0,005	<0,005	0,0046	-	-	-	0,014	0,014	0,014	0,02	0,06	
Blei	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	0,12	<0,005	0,026	-	-	-	0,04	0,04	0,04	0,08	0,2	
Cadmium	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	<0,001	0,0006	-	-	-	0,0015	0,0015	0,0015	0,003	0,006	
Chrom	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	-	-	-	0,0125	0,0125	0,0125	0,025	0,06	
Kupfer	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	0,096	<0,005	0,0212	-	-	-	0,02	0,02	0,02	0,06	0,1	
Nickel	mg/l	<0,005	<0,005	<0,005	0,034	<0,005	0,0088	-	-	-	0,015	0,015	0,015	0,02	0,07	
Quecksilber	mg/l	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	-	-	-	0,0005	0,0005	0,0005	0,001	0,002	
Zink	mg/l	0,01	0,02	0,01	0,08	<0,01	0,025	-	-	-	0,15	0,15	0,15	0,2	0,6	

¹⁾ Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze gehen mit dem halben Wert der Bestimmungsgrenze in die Mittelwertberechnung ein, sofern nicht alle Messwerte des Parameters unter der Bestimmungsgrenze liegen.

²⁾ Bei einer Abdeckung von ≥ 2 m mit Z0 Material kann darunter Z0* Material eingebaut werden

³⁾ Eine Überschreitung dieser Parameter allein ist kein Ausschlusskriterium.

⁴⁾ Auf die Öffnungsklausel in Nr. 6.3 wird besonders hingewiesen. Bei großflächigen Verwertungen von Bodenmaterialien mit mehr als 20 mg/l Sulfat im Eluat sind in Gebieten ohne geogen erhöhte Sulfatgehalte im Grundwasser grundwassereinzugsbezogene Frachtbetrachtungen anzustellen.

⁵⁾ Der Wert 15 mg/kg gilt für Bodenmaterial der Bodenarten Sand und Lehm/Schluff. Für Bodenmaterial der Bodenart Ton gilt der Wert 20 mg/kg.

8 Defizitanalyse

Die unzureichende Wasserqualität eines Stillgewässers und die darauf zurückzuführenden Folgewirkungen wie Sauerstoffarmut oder Pflanzenmassenentwicklungen können in der Regel auf eine oder mehrere der folgenden Ursachen zurückgeführt werden:

- Beeinträchtigungen des Wasserhaushaltes wegen zu geringer Zuflussmengen, so dass der limnische Charakter eines Habitats nicht dauerhaft aufrechterhalten werden kann.
- Zu hohe externe Nährstoffbefrachtung.
- Starke Nährstofffreisetzungen aus dem Sediment, die zu einer internen Düngung führen.
- Unangepasste oder zu stark ausgeprägte Nutzungen.
- Ungünstige morphologische Bedingungen, die spezifische Fehlentwicklungen fördern können.
- Belastungen durch Nutzungen auf seeangrenzenden Flächen.
- Ungünstige klimatische Bedingungen mit hohen Einstrahlungswerten und Wassertemperaturen.

Häufig greifen die genannten Belastungsursachen ineinander über und bedingen oder verstärken sich gegenseitig. Inwieweit die externen oder internen Belastungen das Gütebild eines Stillgewässers verschlechtern, wird neben den absoluten Belastungsgrößen von der Fähigkeit des Seemetabolismus zur Abpufferung der Belastungen mitbestimmt, die wesentlich durch morphologische (z.B. Fläche, Tiefe, Uferform), hydraulische (z.B. Wasserhaushalt, Wasserverweilzeit) oder auch biotische (z.B. Lebensgemeinschaften, Nahrungsnetz) Faktoren geprägt ist.

Die Folgen einer zu starken Belastung können je nach Gewässertyp unterschiedliche Formen annehmen. Sie sind dann als Defizite zu bewerten, wenn sie den definierten Qualitätszielen des Gewässers (vgl. Kapitel 2) zuwiderlaufen. Das Ausmaß und die Ursachen dieser Abweichung bestimmen den entstehenden Handlungsbedarf.

8.1 Darstellung und Bewertung der Belastungsgrößen des Weihers

Der in den Kapiteln 3 bis 7 dargestellte Zustand des Gewässers und seiner Belastungskomponenten erfordert einen erheblichen Handlungsbedarf insbesondere infolge der hohen Zuflussrate in das Gewässer, der geringen Wassertiefe, des deutlichen Nährstofffreisetzungspotentials aus dem Sediment und vor allem der starken Entwicklung von Algen- und Cyanobakterien (Blaualgen).

In der Tabelle 8.1 sind die Defizite und das Ausmaß des daraus entstehenden Handlungsbedarfs für die Untersuchungsgegenstände Wasserhaushalt, Sediment, Wasserkörper und Organismenbesiedlung zusammengefasst dargestellt.

Tabelle 8.1: Darstellung und Bewertung der Belastungsfaktoren des Brückweiher

Untersuchungsgegenstand	Beschreibung	Handlungsbedarf
Wasserhaushalt		
Hydraulische Belastung	Die sehr hohe Wasseraustauschrate führt zu einer permanenten Nachlieferung von Nährstoffen über die Zuflüsse, so dass auch bei moderaten oder geringen Nährstoffkonzentrationen des zufließenden Wassers starke externe Belastungen für den Brückweiher entstehen.	sehr hoch
Stabilisierung des Wasserhaushaltes in den Sommermonaten	Das infolge der externen Belastung im Lauf der Jahre durch Sedimentation entstandene Nährstoffdepot im Sediment entwickelt insbesondere in den abflussschwachen Sommermonaten ein erhebliches internes Belastungspotential. Bei niedrigen Abflüssen und einer hohen Verdunstung nimmt die Ausspülungsrate für den aus dem Sediment freigesetzten Phosphor ab, so dass es zu einer Erhöhung der Phosphorgehalte im Weiher kommt. Die Verringerung der externen Belastung bei niedrigen Zuflüssen bewirkt wegen der gleichzeitigen Erhöhung der internen Belastung also keine direkte Verbesserung des Nährstoffhaushaltes.	sehr hoch
Sediment		
Verschlammungsgrad	Die starken Sedimentablagerungen und der hohe Verschlammungsgrad verringern nicht nur die Wassertiefe und das Wasservolumen, sondern sie begünstigen auch die permanente Resuspension von Feinstmaterialien und Nährstoffen im geringvolumigen Wasserkörper des Weiher.	sehr hoch
Sauerstoffzehrungspotential der Sedimente	Aufgrund der mäßigen Gehalte an organischem Kohlenstoff im Sediment besteht für den Wasserkörper trotz deutlichem Verschlammungsgrad kein hohes Sauerstoffzehrungspotential.	mittel bis gering
Nährstoffgehalte der Sedimente	Trotz nur mäßiger Nährstoffgehalte im Sediment begünstigt die geringe Seetiefe und auch die fischereiliche Nutzung des Gewässers Rücklösungen des Nährstoffs Phosphor aus dem Sediment. Dadurch wird das Algen- und Cyanobakterien (Blualgen)-Wachstum gefördert.	sehr hoch
Schadstoffgehalte der Sedimente	Die Sedimente sind gering mit Schadstoffen belastet. Dadurch ergibt sich weder eine Einschränkung der Restaurierungsmöglichkeiten noch eine Gefährdung für die im Weiher oder seinem Umfeld lebenden Organismen. Auch von einer Anreicherung der Schadstoffe in der Nahrungskette ist nicht auszugehen.	kein
Wasserkörper		
Temperaturhaushalt	Deutliche Temperaturschwankungen, insbesondere die starke Erwärmung während der Sommermonate verursachen erheblichen Stress für die Gewässerorganismen.	hoch
Sauerstoffhaushalt	Überformung des Sauerstoffhaushaltes entstehen während des Sommerhalbjahres infolge von Algen- und Cyanobakterien-Massenentwicklungen, die zu Sauerstoffübersättigungen am Tage und Sauerstoffdefizite in der Nacht führen. Die hohe Wasseraustauschrate unterbindet allerdings starke Sauerstoffdefizite im Nahbereich des Erbachzuflusses.	hoch
Nährstoffhaushalt	Die durch Einträge mit dem Erbachzufluss und Sedimentrücklösung erhöhten Phosphor-Werte im Weiher bilden primäre Nährstoffquellen für Algen- und Cyanobakterien-Massenentwicklungen aus.	hoch
Organismenbesiedlung		
Wasserpflanzen	Makrophyten (höhere Wasserpflanzen) wurden im Gewässer nicht angetroffen. Ihr Fehlen wirkt sich negativ auf den Nähr- und Sauerstoffhaushalt aus und fördert die Algendominanz.	sehr hoch
Algen	Die starken Algenentwicklungen im Brückweiher belasten den Sauerstoffhaushalt und schränken sowohl die ökologische Wertigkeit als auch die Nutzungsmöglichkeiten des Gewässers stark ein.	sehr hoch
Cyanobakterien	Das starke Entwicklungspotential für Cyanobakterien (Blualgen) schränkt sowohl die ökologische Wertigkeit als auch die Nutzungsmöglichkeiten des Brückweiher erheblich ein.	sehr hoch

8.2 Quantifizierung der externen Nährstoffeinträge

Die Quantifizierung der Belastungsgrößen muss hier auf die externe Nährstoffzufuhr begrenzt bleiben. Der interne Nährstoffeintrag durch Rücklösung von Sedimentphosphor

dürfte für das Untersuchungsgewässer unter Anbetracht der hydraulischen Bedingungen und des Sedimentationsverhaltens zwar ein erhebliches Belastungspotential ausbilden, dessen Ausmaß aber nicht genau bestimmt werden kann.

Als externe Belastungsquellen für Nährstoffe werden der Niederschlag, die oberflächigen Zuflüsse, Falllaub, Wasservögel und die Fischerei diskutiert.

8.2.1.1 Nährstoffeintrag durch Niederschlag

Ein Teil der externen Phosphor- und Stickstoffeinträge in den See erfolgt durch den direkten Niederschlag. Legt man die für den Süddeutschen Raum (Bodensee) ermittelten Werte zugrunde (IGKB 2004), ergeben sich die folgenden Größenordnungen:

Tabelle 8.2: Nährstoffeintrag durch Niederschlag

	Referenzwert (IGKB) [kg/ ha*Jahr]	Seefläche [ha]	Gesamt [kg/ Jahr]
P-Eintrag (primär PO ₄ -P)	0,46	7,25	3,3
N-Eintrag (primär NO ₃ -N)	11,51	7,25	83

8.2.1.2 Nährstoffeintrag durch die Zuflüsse

Dem Brückweiher fließen die in der Tabelle 8.3 angegebenen Wassermengen zu. Unter Bezug auf die mittleren Stoffkonzentrationen errechnen sich hieraus die aufgelisteten, jährliche Eintragungsmengen für Phosphor und Stickstoff.

Tabelle 8.3: Nährstoffeintrag durch Zuflüsse

	Zufluss	Zufluss- menge [l/s]	Zuflusskonzentra- tion [mg/l]	Eintragsmen- ge [kg/ Jahr]
Phosphoreintrag	Erbach	25,1	0,070	55,4
	Felsbach	16	0,043	21,7
	Schlosswiesgraben	2	0,043	2,7
Stickstoffeintrag	Erbach	25,1	0,96	760,4
	Felsbach	16	2,04	1030,0
	Schlosswiesgraben	2	2,04	128,8

Die Herleitung der Zuflussmengen ist in Kapitel 4 beschrieben, Ausführungen zur Wasserbeschaffenheit der Zuflüsse finden sich in Kapitel 5.3.

8.2.1.3 Nährstoffeintrag durch Falllaub

Die Bedeutung des Falllaubs für die Gewässereutrophierung wird sehr kontrovers diskutiert. Nach POLTZ (1978) beispielsweise kann der Falllaubeintrag in das flache, polymiktische Steinhuder Meer durch die intensive biogene CO₂- Bildung die P- Freisetzung fördern. Demgegenüber führt KLAPPER (1992) für den oligotrophen Stechlinsee aus, dass die Primärproduktion dieses Sees in erster Linie auf die Algen zurückgeht. Wasserpflanzen erreichen nur 25% der Primärproduktion der Algen, Falllaub nur 5%.

Im Rahmen einer sehr intensiv durchgeführten Untersuchung (CASPER et al. 1985) konnte ein Zusammenhang zwischen Eutrophierung und Falllaubeintrag in den ufernahen Seebuchten des Stechlins nicht nachgewiesen werden.

Für die mit dem Laubfall eines Baumes in den See eingetragene P- Belastung geben KEIM & GEISLER (1992, zitiert aus HERRMANN 1993) einen Wert von 5 g organisch gebundenem Phosphor an. Neben dem Falllaubeintrag durch überstehende Baumkronen spielt auch das angewehrte Laubstreu eine in seiner Bedeutung je nach Gewässer unterschiedliche Rolle. Nach HAMM 1978 (zitiert aus HERRMANN 1993) fallen im geschlossenen Waldbestand rund 100-300 g TS/m² Laubstreu an, das 230 mg P pro 100 g TS enthalten kann.

CASPER et al. (1985) gehen beim Stechlin von einem ähnlich hohen Laubstreuanteil aus wie Hamm, allerdings mit einem P-Gehalt von nur 38 mg pro 100 g TS. Ein Großteil des anfallenden Laubstreu besteht beim Stechlin aus Buchenlaub.

Um die Eutrophierungsgefährdung, die von Falllaub ausgeht, richtig bewerten zu können, sind Angaben zur Algen- oder Pflanzenverfügbarkeit des im Falllaub gebundenen Phosphors notwendig. Der im Blattgewebe organisch gebundene Phosphor wird nur in geringem Umfang als wasserlöslicher Phosphor freigesetzt.

CASPER et al. (1985) geben einen Maximalwert von 5% P an, der innerhalb kurzer Zeit aus dem Blattgewebe (Buchenlaub) freigesetzt wird. Nach längerer Falllaubexposition kommt es sogar zu P-Verlusten.

Nach den Untersuchungen von BOERS (1991) und BOSTRÖM (1984) kann davon ausgegangen werden, dass Sedimente aus zersetztem Falllaub mit einem hohen organischen Kohlenstoffanteil ein geringes redox- und pH-sensitives Rücklösungsvermögen aufweisen. Allerdings konnte im Rahmen dieser Arbeit eine sehr deutliche Abhängigkeit der P-Mobilisierung von der Wassertemperatur nachgewiesen werden.

Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch STEINBERG (1989) sowie HÅKANSON & JANNSON (1983). Die temperaturabhängige P-Mobilisierung nimmt im Vergleich zu den pH- und redoxsensitiven Prozessen ein erheblich höheres Ausmaß an.

Wie stark sich eine Verminderung des Falllaubeintrags durch Freischlagen der Ufer, das ja zugleich eine Reduktion der Uferbeschattung und eine nicht vermeidbare Erhöhung der Temperaturen im besonnten Litoral bedeutet, auf die P-Freisetzung des mineralisierten Detritus auswirkt, ist derzeit nicht abzuschätzen.

Aus den mir bekannten Veröffentlichungen zu diesem Thema ist eine Eutrophierungsgefährdung durch falllaubbedingten Nährstoffeintrag nicht ableitbar. Sauerstoffzehrung nach herbstlichem Laubfall stellt nur bei kleinen Gewässern mit Kronenschluss einen relevanten Faktor dar. Aus diesem Grunde wird hier auf eine Eintragsbilanzierung des Falllaubes für den Nährstoffhaushalt verzichtet.

8.2.1.4 Nährstoffeintrag durch Wasservögel

Für die Belastung durch die Avifauna muss auf Literaturangaben zurückgegriffen werden, da keine Untersuchungen zur Besiedlungsdichte von Wasservögeln im oder am Untersuchungsgewässer existieren.

Nährstoffeinträge durch Wasservögel stellen in der Regel unter den in Mitteleuropa herrschenden Verhältnissen keinen Belastungsfaktor dar. Nach ZIEMANN (1986) ist der von Wasservögeln verursachte Phosphoreintrag in Seen hier im Allgemeinen als sehr gering anzusehen. Die genaue Ermittlung des P-Eintrages in ein Gewässer setzt präzise Angaben zur Populationsdichte und Populationszusammensetzung der Vogelfauna voraus. Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt eines Gewässers infolge von Wasservögeln ergeben sich in unterschiedlicher Weise durch:

1. **Import** von Nährstoffen bei Nahrungsaufnahme außerhalb des Gewässers und Kotabgabe im Gewässer.
2. **Regeneration** der im Gewässer vorhandenen Nährstoffe durch Nahrungsaufnahme aus dem Gewässer und Kotabgabe in das Gewässer, wodurch sich eine Vergrößerung der Umsatzgeschwindigkeit und eine Remobilisierung von Nährstoffen ergeben.
3. **Export** von Nährstoffen durch Nahrungsaufnahme im Gewässer und Kotabgabe außerhalb des Gewässers.

ZIEMANN (1986) geht von einem Verhältnis zwischen Import (Nahrungsaufnahme außerhalb, Kotabgabe in dem Gewässer) und Regeneration (Nahrungsaufnahme und Kotabgabe im Gewässer) in der Größenordnung von 23:77 aus. Damit würden nur 23 % der durch

Wasservögel verursachten Phosphorbelastung des Seewassers durch Import entstehen, den deutlich größeren Anteil bildet die Regeneration des bereits im Gewässer vorhandenen Phosphors. SCHERER et al. (1995) halten mit einem Verhältnis von 13:87 den Importanteil noch für deutlich geringer.

Im Hinblick auf die Beeinflussung des Nährstoffhaushaltes können drei ökologische Gruppen von Wasservögeln unterschieden werden:

1. Brut und Nahrungsaufnahme ausschließlich am oder im Gewässer (*Fulica* = Blässhuhn, *Aythya ferina* = Tafelente, *Podiceps* = Haubentaucher). Kein Import, nur Regeneration und geringer Export.
2. Brut außerhalb des Gewässers, Nahrungsaufnahme aus dem Gewässer (*Ardea cinerea* = Graureiher). Kein Nährstoffimport, sondern Export, teilweise Regeneration.
3. Brut meist am Gewässer, Nahrung teils aus dem Gewässer, teils aus der Umgebung (*Anas* = Enten, *Anser* = Gänse, *Larus* = Möwen). Export, Import und Regeneration. Gänse geben nur 20- 25% ihres Kots in das Gewässer ab, der Rest verbleibt im Uferbereich (ZAGLAUER 2002).

Für den P- Gehalt der Nahrung werden üblicherweise die folgenden Umrechnungen vorgenommen:

$$100 \text{ g FM}_{(\text{Frischmasse})} = 12 \text{ g TM}_{(\text{Trockenmasse})} = 9 \text{ g organische Substanz}$$

Der P- Gehalt wird nach ZIEMANN (1986) mit 0,3% der TM bei pflanzlicher Nahrung und bei tierischer Nahrung mit 0,5% der FM angenommen. 100 g FM sind wie folgt zu beschreiben:

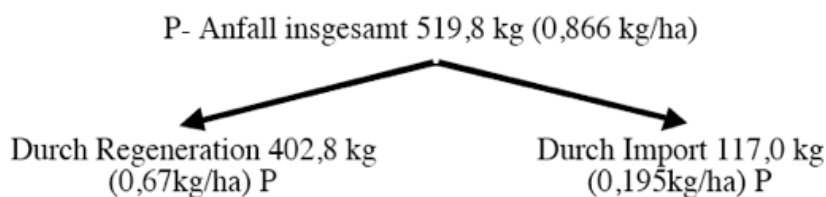
Tierisch:	63,5 kcal	⇒	265,8 kJ	⇒	0,5 g P
Pflanzlich:	41,4 kcal	⇒	173,3 kJ	⇒	0,036 g P

Das Verhältnis pflanzlicher zu tierischer Nahrung beträgt für:

Gänse	⇒	95:5
Blessralle	⇒	90:10
Tafelente	⇒	80:20
Stockente	⇒	75:25
Lachmöve	⇒	10:90

Nach MANNY et al. (1975) gehen allerdings im Eluat (destilliertes Wasser 24h eluiert) nur 16% P und 36% N in Lösung, es ist also nur ein Teil des abgegebenen Kots eutrophierungswirksam.

ZIEMANN (1986) errechnet für die 600 ha große Talsperre in Kelbra folgende Einträge durch Wasservögel, wobei zu berücksichtigen ist, dass in dem Untersuchungsgebiet eine hohe Vogeldichte bestand



In der Gesamtbilanz der Talsperre Kelbra macht dies allerdings nur rund 0,7% des gesamten P-Imports aus. Geht man für das Untersuchungsgebiet von identischen Verhältnissen

aus, dann ergibt sich ein Phosphorimport durch Wasservögel, der über dem des Niederschlagswertes liegt. Die Bilanzierung der Eintragswerte ist der Tabelle 8.4 zu entnehmen.

Tabelle 8.4: Nährstoffeinträge durch Wasservögel

	Referenzwert [kg/ ha*Jahr]	Seefläche [ha]	Gesamt 25% [kg/Jahr]
Pgesamt	0,2	7,1	0,87
Nanorg	1,17	7,1	5,08

8.2.1.5 Nährstoffeinträge durch Freizeitfischerei

Nährstoffeinträge durch die Freizeitfischerei ergeben sich durch die mit dem Anfütterungsmaterial eingebrachten Nährstoffe, die u.U. erhebliche Belastungen verursachen können. Geht man pro Angler von 1 kg Anfütterungsmaterial mit Phosphorkonzentrationen von 1 g P je kg Trockensubstanz und Stickstoffkonzentrationen von 6 g N je kg Trockensubstanz (SCHMITT 1988) aus, dann gelangen bei 200 Angeltagen mit je 20 Angelnden pro Jahr 4.000 kg Anfütterungsmaterial in das Gewässer. Dies entspricht den folgenden Nährstoffeinträgen:

Tabelle 8.5: Nährstoffeinträge durch Freizeitfischerei

	Konzentration im Anfütterungsmaterial [g je kg TS]	Anfütterungsmenge im Jahr [kg*Jahr]	Eintrag Ist-, Genehmigungs- & Planvariante [kg/ Jahr]
Phosphor	1	4000	4
Stickstoff	6	4000	24

8.3 Gesamtbilanz der externen Nährstoffeinträge

8.3.1 Phosphorbelastung

Die Gesamtbelastung aus den externen Phosphoreinträgen (vgl. Abbildung 8.1) weist für den Brückweiher einen hohen Flächenbelastungswert aus, wobei die Zuflüsse Erbach und Felsbach die primäre Belastungsquelle darstellen. Alle anderen Belastungsquellen sind von untergeordneter Bedeutung.

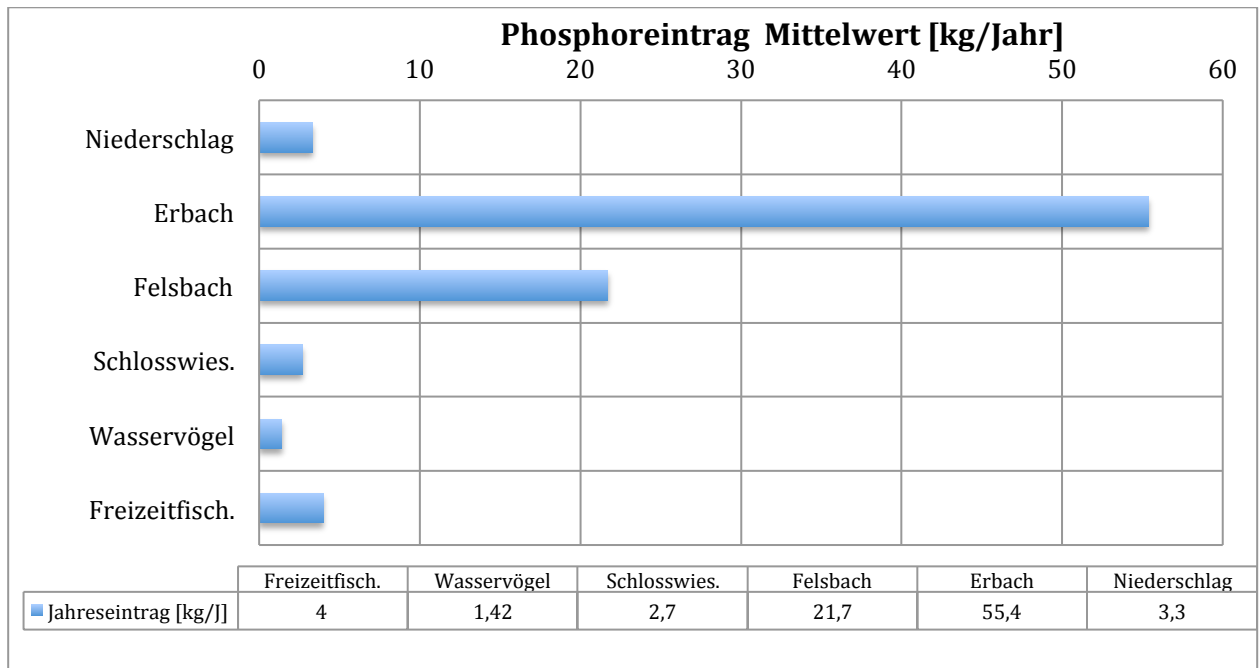


Abbildung 8.1: Bilanz der externen Phosphoreinträge in den Brückweiher

8.3.2 Stickstoffbelastung

Stickstoff ist von deutlich geringerer Bedeutung für die Gewässereutrophierung als Phosphor. Er kann zwar auch das Wasserpflanzen- und Algenwachstum fördern, ist aber in der Regel immer im Überschuss vorhanden und wirkt sich in den seltensten Fällen limitierend auf das Pflanzenwachstum aus.

Für das Nährelement Stickstoff ergibt sich als Gesamtbelastung für den Brückweiher ein hoher Flächenbelastungswert, der hauptsächlich durch die Zuflüsse von Erbach und Felsbach verursacht wird (vgl. Abbildung 8.2).

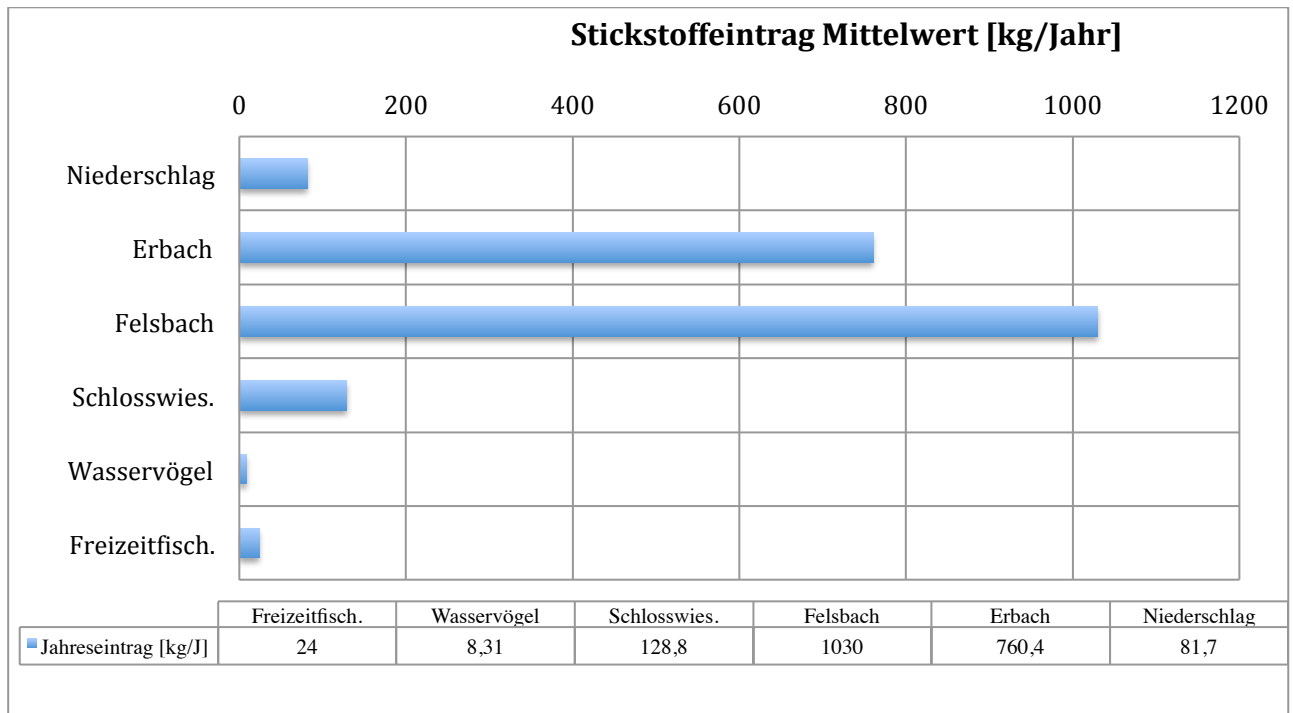


Abbildung 8.2: Bilanz der externen Stickstoffeinträge in den Brückweiher

9 Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

9.1 Methodisches Vorgehen

Die Auswirkungen der in diesem Kapitel dargestellten Maßnahmen auf den Gütezustand des Brückweiher werden mittels eines Prognosemodells (Dyresm/Caedym) geprüft, indem die Ergebnisse von Entwicklungsprognosen der Wasserqualität des Weiher nach Umsetzung der jeweiligen Maßnahme mit denjenigen einer Entwicklungsprognose unter den Bedingungen des Istzustandes, also ohne zusätzliche Maßnahmenumsetzungen, verglichen werden. Auf diese Weise lässt sich die Effizienz der einzelnen Maßnahmen sowohl im Vergleich untereinander als auch in Bezug auf die ungesteuerte Entwicklung des Gewässerzustandes bewerten. Außerdem kann dargestellt werden, wie sich der Brückweiher zukünftig entwickeln würde, wenn Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes unterblieben.

Die Entwicklungsprognosen umfassen einen Zeitraum von 21 Jahren, so dass ein einfacher Vergleich mit den vorhandenen Messwerten keine als Vergleichsgrößen nutzbaren Ergebnisse liefern kann. Die Messwerte dokumentieren den aktuellen Gewässerzustand, der im Verlauf des Prognosezeitraums noch Veränderungen unterworfen sein wird. Das vorhandene Datenmaterial dient allerdings zur Feinjustierung des Prognosemoduls, indem die Messwerte einzelner Zeiträume oder Stichtage mit Prognosewerten verglichen werden, die unter identischen Randbedingungen errechnet wurden. Nur wenn sich eine hohe Übereinstimmung zwischen diesen Werten ergibt, bildet das Modell mit der jeweiligen Konfiguration die Verhältnisse adäquat ab.

Für die Modellanpassung und zur Ermittlung der Maßnahmeneffizienz werden also für jeden der untersuchten Parameter drei unterschiedliche Arten von Werten genutzt:

1. Messwerte, die im Verlauf der Untersuchungen im Brückweiher erhoben wurden (Istzustand).
2. Prognosewerte für einen 21-jährigen Entwicklungszeitraum unter Bezug auf die derzeit bestehenden Randbedingungen (Vergleichszustand).
3. Prognosewerte für einen 21-jährigen Entwicklungszeitraum unter Bezug auf die durch unterschiedliche Maßnahmen veränderten Randbedingungen (Zustand nach Maßnahmenumsetzung).

Zur Modellsimulation dient das 1-D hydrodynamische Modell DYRESM (Dynamic Reservoir Simulation Model), das für die Prognose der Wasserqualität mit dem Programm CAEDYM gekoppelt wird. DYRESM wird seit 1978 unter stetiger Weiterentwicklung an einer Vielzahl von Stillgewässern eingesetzt und entspricht dem Stand der Technik. Das Modell stellt die Turbulenzverhältnisse durch Berücksichtigung der turbulenten kinetischen Energie (TKE) dar, so dass konvektive und advective sowie durch Reibung an Grenzschichten verursachte Vermischungsvorgänge in die Berechnung einbezogen werden.

Modellierungen mittels DYRESM erfordern einen umfangreichen Dateninput, u.a. von Kenngrößen der Seemorphologie, meteorologischen Tages- oder Stundenwerten, Wasserzu- und Wasserabflussmengen sowie weiteren Kenngrößen, die sich auf die Entwicklung der Wassertemperaturen auswirken.

CAEDYM in der Version 2.3 ermöglicht aufbauend auf dem hydrodynamischen Modell DYRESM und den damit simulierten Einschichtungs- und Durchflussverhältnissen die Simulation der Stoffflüsse durch die einzelnen Kompartimente eines aquatischen Ökosystems. Dabei werden alle wesentlichen Produktions- und Abbauprozesse in Wasserkörper und Sediment einschließlich der Wechselwirkungen mit den Gewässerorganismen abgebildet sowie in Tagesschritten berechnet.

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

Hier soll das Vorgehen bei der Prognosestellung für den Sauerstoffhaushalt erläutert werden. Das Sauerstoffmodul berücksichtigt alle Einzelkompartimente einschließlich der Sauerstoffeinträge durch die Photosyntheseaktivität von Algen oder Makrophyten und des Sauerstoffverbrauchs durch biogene Ab- und Umbauvorgänge sowie die Zehrung des Sediments (vgl. Abbildung 9.1).

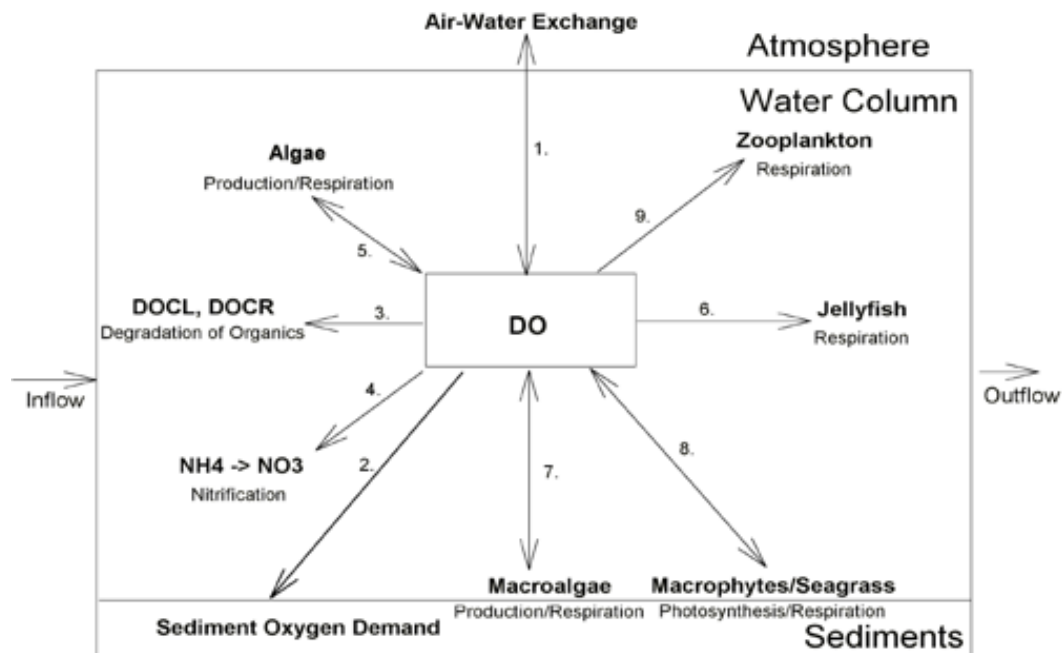


Abbildung 9.1: Abhängigkeit des Sauerstoffhaushaltes von den Einzelkompartimenten (Abb. aus HIPSEY et. al. 2006)

Für die Entwicklung der Wasserqualität ist die Sauerstoffzehrungsrate des Sediments insbesondere in der Langfristperspektive von sehr erheblicher Bedeutung, da sie zumeist entscheidend auf den Zustand des Sauerstoffhaushaltes einwirkt, der seinerseits wesentliche Gütekennwerte bestimmt. Ergänzend zu den von HIPSEY et al. (2006) angegebenen Modellkonstanten werden auch Werte genutzt, die CUI et al. (2016) und Özkundakci et al. (2011) in praktischen Anwendungen erarbeitet haben (vgl. Tabelle 9.1).

Tabelle 9.1: Modellkonstanten

	Wert	Bezeichnung	
Parameters File for DYCD	1.3E ⁻⁷	bulk aerodynamic. transport coeff.	
	0,17	shear production efficiency (eta_K)	
	0.20	potential energy mixing efficiency (eta_P)	
	0.4	wind stirring efficiency (eta_S)	
	1,0 E ⁻⁷	Effective surface area coefficient (m ²)	
	1,4 E ⁻³	BBL detrainment diffusivity	
	400	vertical mixing coeff.	
	36.000	Tageszeitpunkt (sec) der Modellierung 36.000 sec oder 10h Sonnenzeit	
Parameter	Einheit	Shahe-Reservoir	
Nutrient parameters			
Mineralization rate of DOPL to PO ₄	d ⁻¹	0,008	
Mineralization rate of DONL to NH ₄		0,004	
Nitrification rate		0,05	
Denitrification rate		0,01	
Sediment Parameters			
Sediment DO demand	g/m ² /d	1,2	
Maximum potential PO ₄ release rate		0,0551	
Maximum potential NH ₄ release rate		0,1	
Phytoplankton parameters		Cyanobakterien	Diatomeen
Maximum potential growth rate	d ⁻¹	0,7	1

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

Half-saturation constant for P uptake	mg/L	0,01	0,01
Half-saturation constant for N uptake		0,098	0,099
Minimum internal P concentration	mg P/ (mg Chl-a)/d	0,03	0,1
Maximum internal P concentration		2,6	2,3
Maximum rate of P uptake		1,1	1,85
Minimum internal N concentration		2	2,5
Maximum internal N concentration		4	4,5
Maximum rate of N uptake		0,75	0,58
Half saturation constant for silica	mg/L	0	0,2
Low concentrations of Si at which uptake ceases		0	0
Respiration rate coefficient	d ⁻¹	0,093	0,06

9.2 Datengrundlagen für den Modellinput

Neben den in Kapitel 8.3 dargestellten Nährstoffeinträgen verwendet das Modell meteorologische, morphologische und hydraulische Daten, die im Folgenden diskutiert werden.

Mit dem Model Dyresm/Caedym wird unter Zuhilfenahme vorhandener Daten, also zurückliegender Zeitreihenaufzeichnungen, die künftige Wasserqualität und deren Entwicklung berechnet. Die Datengrundlage für den Modelantrieb basiert auf historischen Daten, wobei vorausgesetzt wird, dass der zugrunde gelegte (historische) Zeitraum alle Witterungsverhältnisse widerspiegelt, die auch in Zukunft zu erwarten sind.

Den hier durchgeführten Prognosen liegt der Zeitraum vom 1.1.2002 bis zum 31.12.2022 als Referenzzeitraum zugrunde. Dieser umfasst infolge zeitweilig sehr hoher Temperaturen und sehr geringer Niederschläge bzw. Abflüsse Phasen mit gewässerökologisch extrem belastenden Witterungsbedingungen (Jahre 2003, 2004, 2017, 2017, 2018 bis 2022). Derartige Bedingungen sind in dieser extremen Ausprägung nicht mehr als Singularität anzusehen.

9.2.1 Meteorologische Inputdaten

Als meteorologische Inputdaten werden die frei verfügbaren Messwerte der DWD-Messstelle 3545 Neunkirchen-Wellesweiler (236 m NN; 49.3440H; 7.2297R) und der Wetterstation 4336 Saarbrücken-Ensheim (320 m NN; 49.2128H; 7.1077R) verwendet. Die Daten der Wetterstation 4336 dienen lediglich zur Darstellung der Globalstrahlung, die in Neunkirchen-Wellesweiler nicht erfasst wird, und zur Schließung einiger Datenlücken. Die folgenden Parameter gehen in die Auswertung ein:

- Globalstrahlung in W/m²
- Gesamtbedeckung in Achteln
- Windgeschwindigkeit in m/s
- Lufttemperatur in °C
- Relative Luftfeuchte in %
- Niederschlagshöhe in mm

Die ausgewählte Zeitspanne vom 1.1.2002 bis zum 31.12.2022 repräsentiert eine gebietstypische Klimaentwicklung unter Einschluss von Klimaextremen. So waren z.B. die Sommer 2003, 2004, 2018, 2019 und 2022 besonders heiß und die Winter 2002, 2009 und 2012 von starker Kälte geprägt. Im Schnitt fielen während dieses Zeitraums Niederschläge von 786 mm N/Jahr. Die Jahresmittelwerte der Parameter auf der Basis von Tageswerten, die in die Modellrechnungen eingehen, sind der Tabelle 9.2 zu entnehmen.

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

Tabelle 9.2: Meteorologische Inputdaten

Bezugs-jahr	Modelljahre	Ø Temp. [°C]	Globalstrahlungs- leistung [W/m ²]	Bedeckungs- grad	Jahresnie- derschlag [mm]	Ø Dampf- druck [hpa]	Windge- schwindig- keit [m/s]
2002	Modelljahr 1	10,1	113,7	0,68	987,3	10,6	3,8
2003	Modelljahr 2	10,3	138,6	0,57	667,7	9,9	3,5
2004	Modelljahr 3	9,4	126,3	0,68	777,6	10,2	3,5
2005	Modelljahr 4	9,6	131,4	0,65	668,4	9,8	3,3
2006	Modelljahr 5	10,3	127,1	0,67	852,6	10,1	3,7
2007	Modelljahr 6	10,3	129,0	0,65	944,8	9,9	3,7
2008	Modelljahr 7	9,8	124,3	0,69	840,2	9,7	3,7
2009	Modelljahr 8	9,7	132,5	0,65	906,2	9,7	3,4
2010	Modelljahr 9	8,7	128,4	0,72	981,7	9,1	3,5
2011	Modelljahr 10	10,3	135,4	0,66	758,7	9,8	3,6
2012	Modelljahr 11	9,6	132,6	0,67	882,8	9,9	3,7
2013	Modelljahr 12	9,4	122,5	0,73	971,6	10,2	3,6
2014	Modelljahr 13	10,9	130,9	0,70	839,3	10,9	3,4
2015	Modelljahr 14	10,6	132,9	0,68	652,4	10,3	3,7
2016	Modelljahr 15	10,1	123,6	0,69	911	10,5	3,4
2017	Modelljahr 16	10,3	134,1	0,68	995,1	10,5	3,6
2018	Modelljahr 17	11,1	142,4	0,63	859,8	10,8	3,5
2019	Modelljahr 18	10,6	138,9	0,65	921,9	10,4	3,6
2020	Modelljahr 19	11,1	142,9	0,64	854,8	10,3	3,8
2021	Modelljahr 20	9,6	131,3	0,68	957,5	10,1	3,4
2022	Modelljahr 21	11,4	152,5	0,65	938	10,1	3,5
Ø		10,1	118,3	0,67	865,2	10,1	3,6

9.2.2 Morphologische Inputdaten

Die für die Modellberechnungen relevanten morphologischen Daten sind in der Tabelle 9.3 angegeben.

Tabelle 9.3: Morphologische Inputdaten

	Einheit	Brückweiher
Maximale Tiefe (MW)	m	3,2
Seefläche	m ²	72.500
Wasservolumen	m ³	114.717

9.2.3 Hydraulische Inputdaten

Eine umfangreiche Darstellung des Wasserhaushaltes und der Zuflusskomponenten gibt Kapitel 4. In der Tabelle 9.4 sind die Zuflüsse und Wasseraustragsraten der drei Zuflüsse angegeben. Im Rahmen der Modellierung werden Tageswerte genutzt.

Tabelle 9.4: Wasserzuflussmengen und Wasseraustragsrate

	200	200	200	200	200	200	200	200	200	201	201	201	201	201	201	201	201	201	201	201	201	202	202	202	202	202	202	Ø
Erbach [m ³ /Jahr]	840.417	727.509	760.962	720.617	783.045	823.234	787.262	809.910	852.701	748.993	804.657	840.295	772.995	705.964	810.347	836.227	780.863	806.631	775.311	834.390	793.583	791.23						4

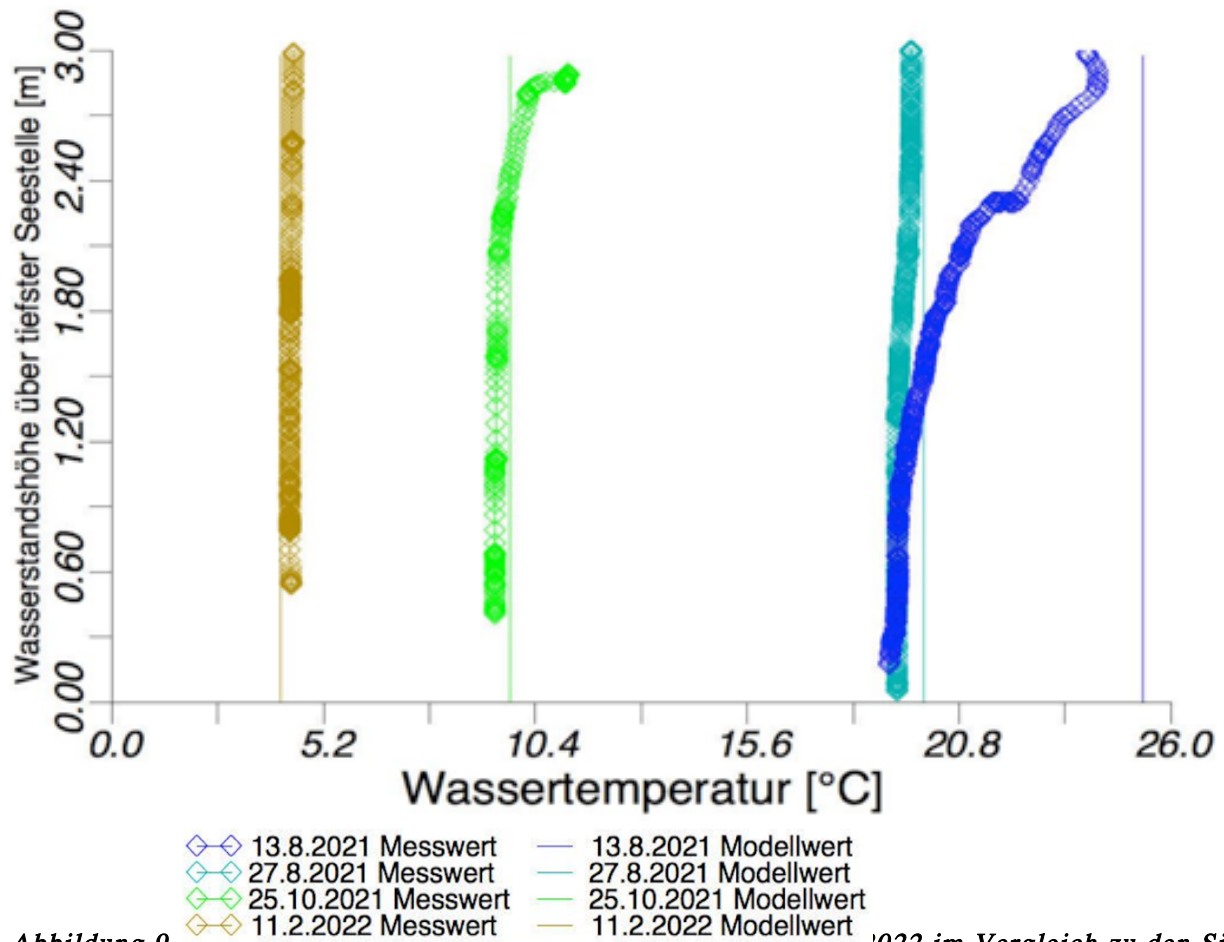


Abbildung 9.2: Temperaturmessungen der Wassertemperaturen 2021 und 2022 im Vergleich zu den Simulationswerten für den Brückweiher

Für den gesamten Modellzeitraum mit 21 Modelljahren ergibt die Simulation Temperaturwerte zwischen 0 und 30° C (vgl. Abbildung 9.3), wobei unter klimatischen Bedingungen wie in den Referenzjahren 2003 und 2018 bis 2022 mit den höchsten Wassertemperaturen zu rechnen ist.

Ab Wassertemperaturen von 22° C verstärkt sich das Algenwachstum, und auch das Potential für Massentwicklungen von Cyanobakterien (Blaualgen) nimmt deutlich zu.

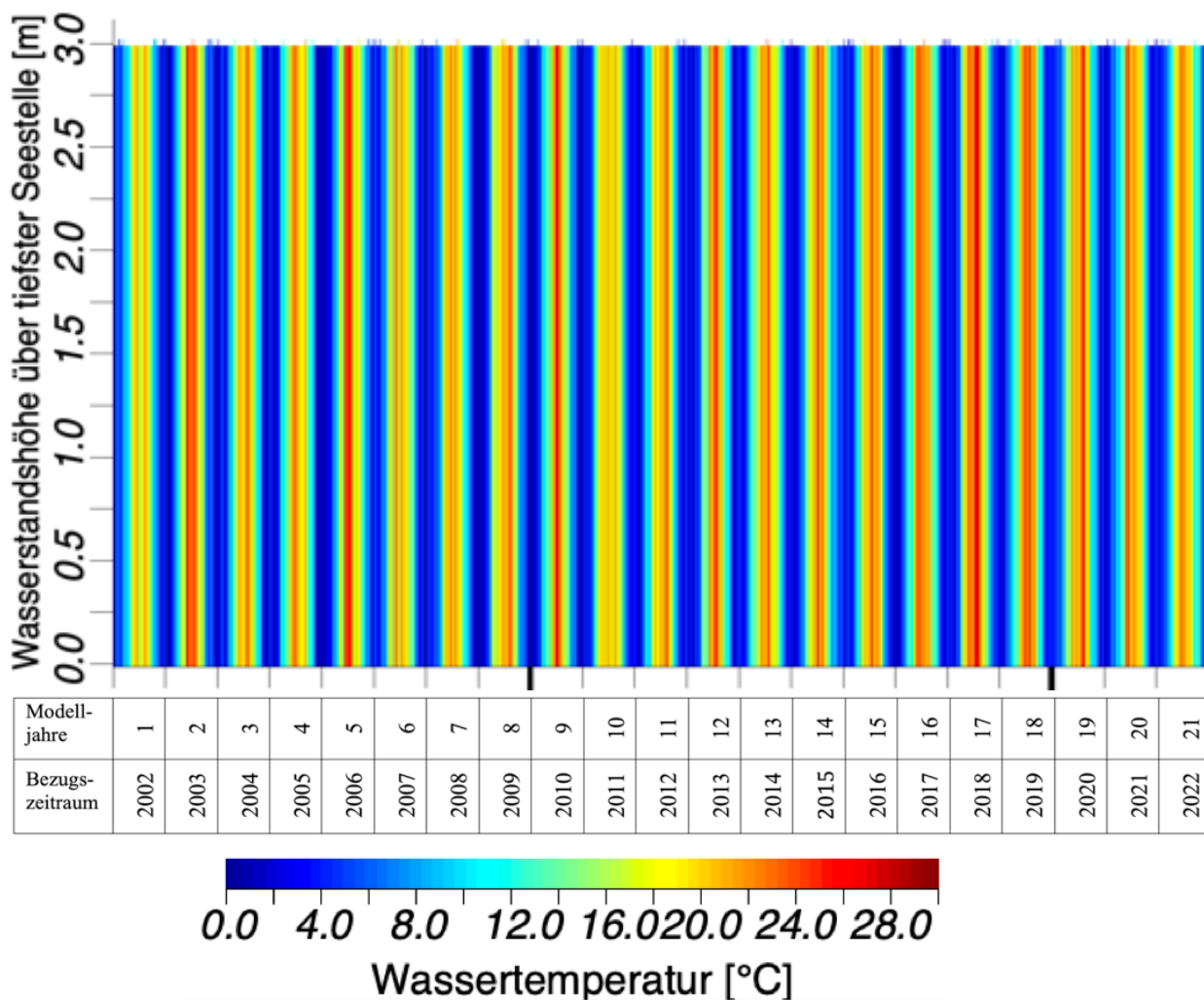


Abbildung 9.3: Temperatursimulation unter den Bedingungen des Istzustandes (Vergleichszustand) im Brückweiher

9.3.2 Seeverdunstung

Auf Basis der Modellierungsergebnisse für den Temperaturhaushalt berechnet das Modell die in der Tabelle 9.5 angegebenen Verdunstungsraten. Wegen der guten Übereinstimmung der Modellergebnisse für die Wassertemperaturen mit den Stichtagsmessungen ist von einer hohen Genauigkeit der berechneten Werte für die Wasserverluste durch Seeverdunstung auszugehen. Tendenziell wird das Modell die Verdunstungsrate bei sehr hohen Temperaturen eher überschätzen.

Die Berechnung ergibt für den Weiher eine mittlere Verdunstungsrate von 1,43 L/sec. Mit Maximalwerten von bis zu 4 L/sec ist in den Monaten Juni und Juli zu rechnen.

Tabelle 9.5: Berechnete mittlere Wasserverluste durch Seeverdunstung

Monat	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Jan	0,16	0,41	0,21	0,30	0,68	0,62	0,27	0,48	0,63	0,22	0,35	0,33	0,15	0,03	0,11	0,52	0,23	0,14	0,08	0,23
Feb	0,51	0,68	0,54	0,50	0,34	0,15	0,20	0,28	0,49	0,35	0,81	0,49	0,23	0,45	0,50	0,19	1,25	0,48	0,54	0,75
Mär	0,77	1,17	0,73	0,85	0,92	1,24	1,31	0,79	1,31	1,18	1,28	0,89	1,16	0,82	0,44	1,20	0,64	1,07	1,51	0,98
Apr	1,78	2,17	1,57	1,36	1,05	2,70	1,19	1,72	1,98	2,23	1,32	1,29	1,77	1,89	1,28	1,74	2,10	1,78	2,35	1,92
Mai	2,06	2,12	2,26	2,41	2,42	2,40	3,08	2,43	1,64	3,21	2,84	1,48	2,38	2,16	2,42	2,33	2,03	1,86	3,08	2,13
Jun	2,46	3,40	2,46	2,83	2,96	2,98	2,90	2,60	2,82	2,96	2,17	2,85	3,27	2,78	1,93	4,06	3,02	3,66	3,01	2,77
Juli	1,22	3,31	2,53	3,42	4,45	2,84	2,86	3,13	3,90	2,53	3,04	3,67	2,63	4,12	2,91	2,74	3,74	3,99	3,31	2,48
Aug	1,96	1,91	2,51	2,05	2,24	2,25	2,32	2,68	2,38	2,43	3,05	2,55	2,00	2,69	2,57	2,36	3,37	2,44	3,28	2,06
Sep	1,84	1,87	1,69	1,80	1,50	1,24	1,43	1,66	1,24	1,66	1,59	1,50	1,34	1,66	1,68	1,19	1,76	2,01	1,87	1,74
Okt	0,61	0,60	0,59	0,78	1,01	0,86	0,68	0,86	0,98	1,02	0,78	0,65	0,69	0,54	0,87	0,89	0,99	0,71	0,65	0,73
Nov	0,03	0,35	0,07	0,51	0,39	0,28	0,26	0,38	0,44	0,32	0,07	0,22	0,16	0,15	0,25	0,13	0,22	0,04	0,42	0,19
Dez	0,05	0,23	0,02	0,05	0,04	0,38	0,32	0,19	0,51	0,13	0,07	0,07	0,08	0,24	0,08	0,02	0,01	0,03	0,04	0,08
Mittelwert	1,12	1,52	1,27	1,41	1,50	1,47	1,40	1,43	1,53	1,52	1,45	1,33	1,32	1,46	1,25	1,44	1,57	1,52	1,66	1,34

Die hohe Verdunstungsrate kann erhebliche Defizite in den während des Hochsommers abflussschwachen Bächen Erbach und Felsbach verursachen, zumal der Brückweiher nur ein Teil der vom Erbach und Felsbach gespeisten Seenkette ist.

9.3.3 Sauerstoffhaushalt

Die Simulation der Sauerstoffgehalte ergibt bis auf den Stichtag 13.8.2021 eine hohe Übereinstimmung mit den Werten der Feldmessungen (vgl. Abbildung 9.4). Die am 13.8.2021 festgestellte Sauerstoffübersättigung konnte anhand des Modells und der zugrunde gelegten Modellkonfigurationen nicht wiedergegeben werden. Gleiches trifft auf die vermehrten Sauerstoffzehrungsvorgänge im Bereich der tieferen Wasserschichten an diesem Stichtag zu.

Unter Extrembedingungen, an windschwachen Hitzetagen bei gleichzeitiger starker Sedimentation von Algendetritus, bildet das Modell die dann ausnahmsweise entstehende Schichtung des Wasserkörpers nicht ab. Diese Ungenauigkeit der Modellierung dürfte auf wenige Ausnahmen beschränkt bleiben und ergibt sich wahrscheinlich durch eine zu starke Berücksichtigung windinduzierter Zirkulationseffekte im Modell. Wegen der ansonsten hohen Übereinstimmung zwischen Mess- und Simulationswerten kann das Modell in der gewählten Konstellation aber uneingeschränkt für die Prognose des Sauerstoffhaushaltes genutzt werden.

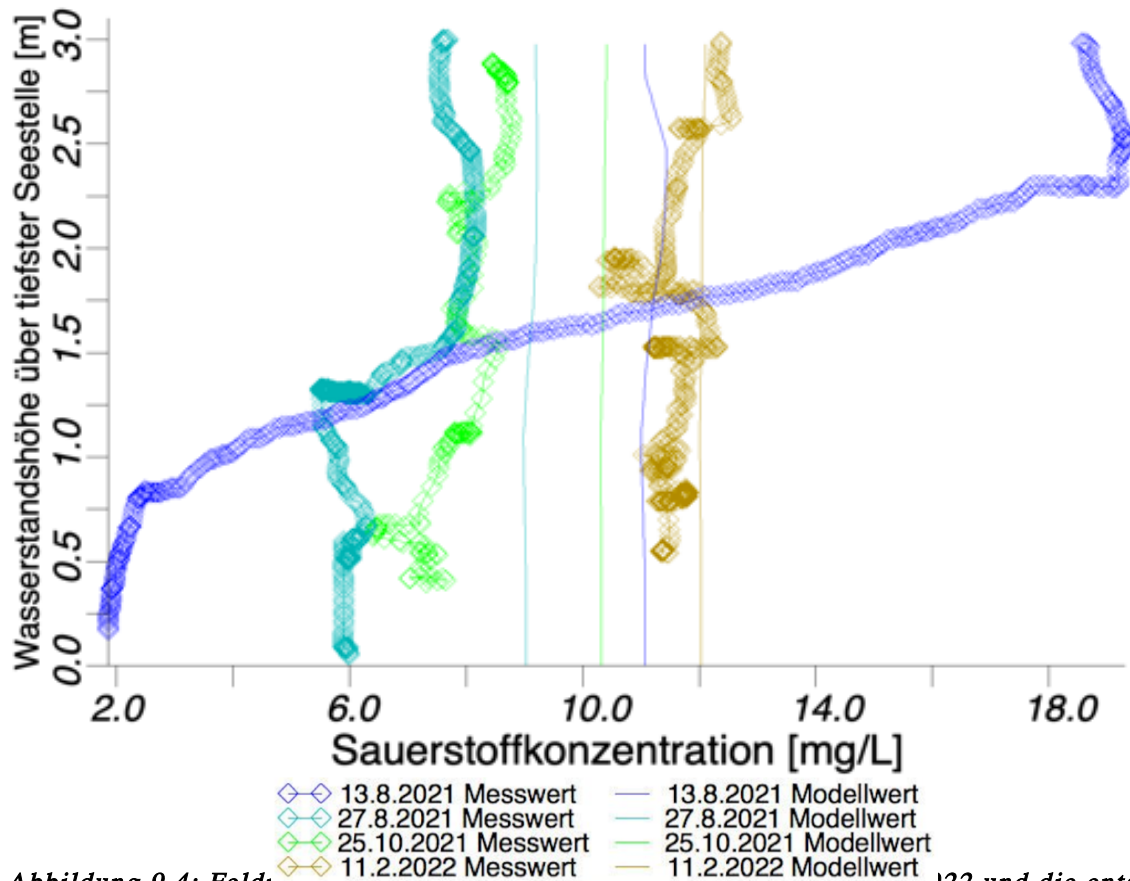


Abbildung 9.4: Feldmessungen der Sauerstoffkonzentrationen 2021 & 2022 und die entsprechenden Simulationswerte des Vergleichszustandes für den Brückweiher

Unter Beibehaltung des Istzustandes ist mit der in Abbildung 9.5 dargestellten Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes im Verlauf des von 21 Modelljahren gebildeten Berichtszeitraums zu rechnen.

Die Sauerstoffwerte schwanken zwischen 4 und 16 mg/L. Konzentrationen von mehr als 12 mg/L gehen meist auf Sauerstoffübersättigungen zurück, die durch ein zu hohes Algenwachstum verursacht werden.

Sauerstoffdefizite entstehen durch die Sedimentzehrung und den Sauerstoffverbrauch, den die Atmungsvorgänge von Algen und Wasserpflanzen bei geringer Sonneneinstrahlung verursachen, und bleiben auf die Sommermonate beschränkt. Starke und langandauernde Sauerstoffdefizite sind aber auch bei einer Fortdauer der gegenwärtigen Bedingungen, also ohne zusätzliche Maßnahmen, nicht zu befürchten.

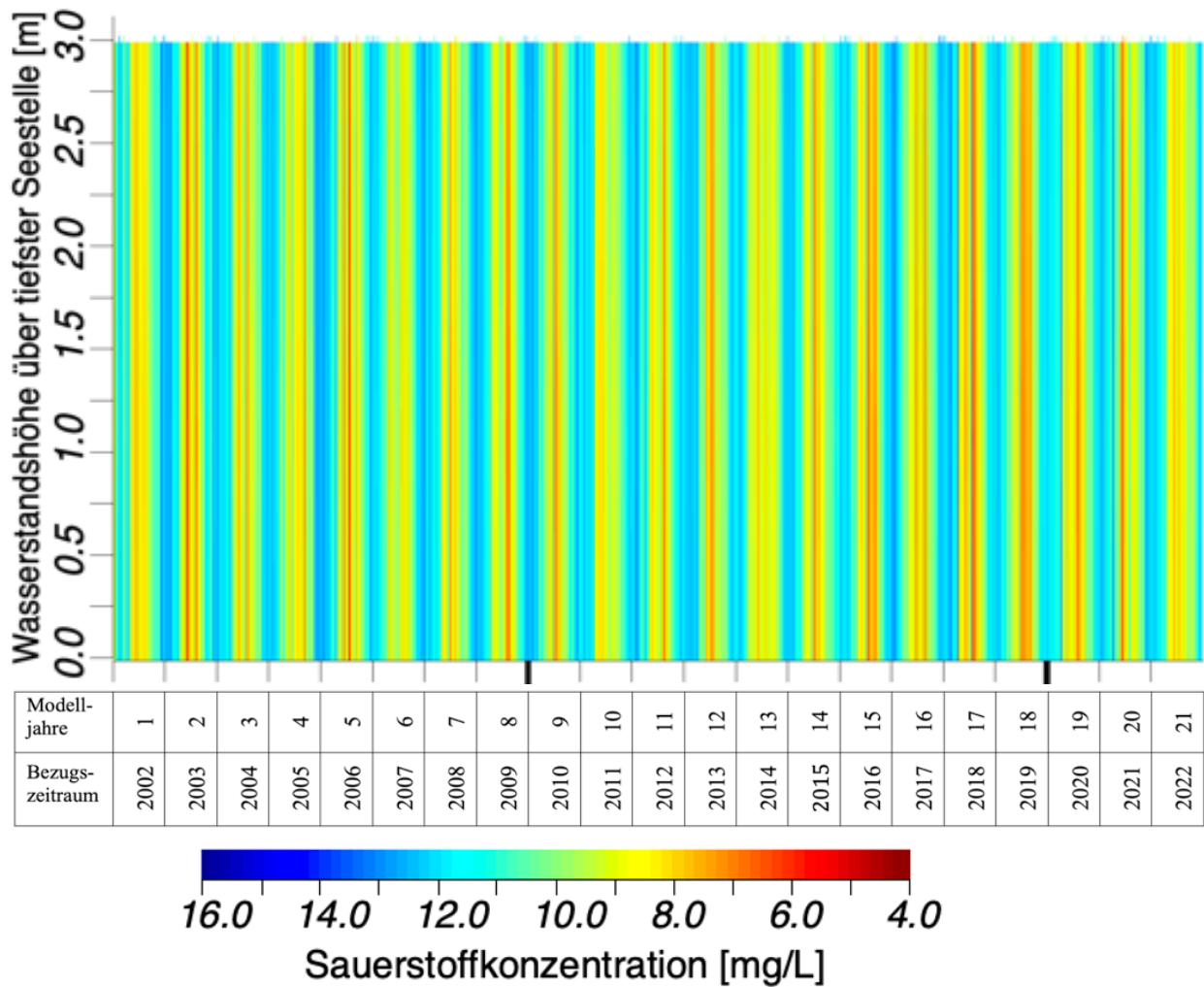


Abbildung 9.5: Sauerstoffsimulation unter den Bedingungen des Istzustandes (Vergleichszustand) für 21 Modelljahre im Brückweiher

9.3.4 Phosphorgehalte

Gerade in Flachgewässern wie dem Brückweiher werden die Phosphorgehalte neben den externen Einträgen auch ganz maßgeblich von internen Faktoren wie Rücklösungen aus dem Sediment und Freisetzungen beim Zerfallen abgestorbener Wasserpflanzen bzw. Algendetritus bestimmt.

Das hier verwendete Modell gibt ebenso wie bei den Sauerstoffgehalten (vgl. Kapitel 9.3.3) die in der Stichtagsmessung vom 13.8.2021 festgestellte Ausnahmeerscheinung einer stärkeren Einschichtung und der daraus resultierenden höheren Phosphor-Freisetzung aus dem Sediment nicht vollständig wieder.

Daher ergeben sich für diesen Stichtag auch in Bezug auf den Parameter Phosphor stärkere Abweichungen zwischen Mess- und Simulationswert (vgl. Abbildung 9.6). Für die übrigen Stichtage werden ausreichend genaue Simulationswerte berechnet, so dass die Eignung des Modells für die Prognose des Phosphorhaushaltes im Brückweiher nicht beeinträchtigt wird.

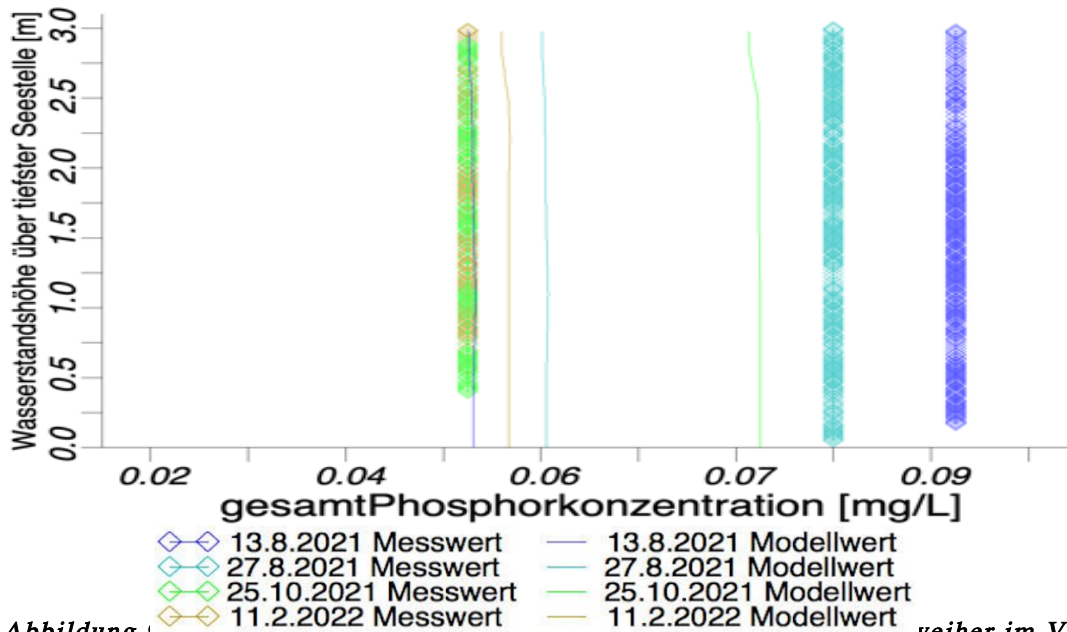


Abbildung 9.6: Messungen der Phosphorkonzentration im Brückweiher im Vergleich zu den Simulationen

Bezogen auf die gesamten 21 Modelljahre (vgl. Abbildung 9.7) zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit der Phosphorwerte von klimatischen Effekten und dem Ausmaß der Zirkulation des Wasserkörpers, die bei starken Vertikalströmungen vermehrt Nährstofffreisetzungen aus dem Sediment verursachen können. Dies tritt vor allem im Winter ein und bleibt auf kurze Zeiträume mit nur wenige Tage andauernden Belastungen beschränkt.

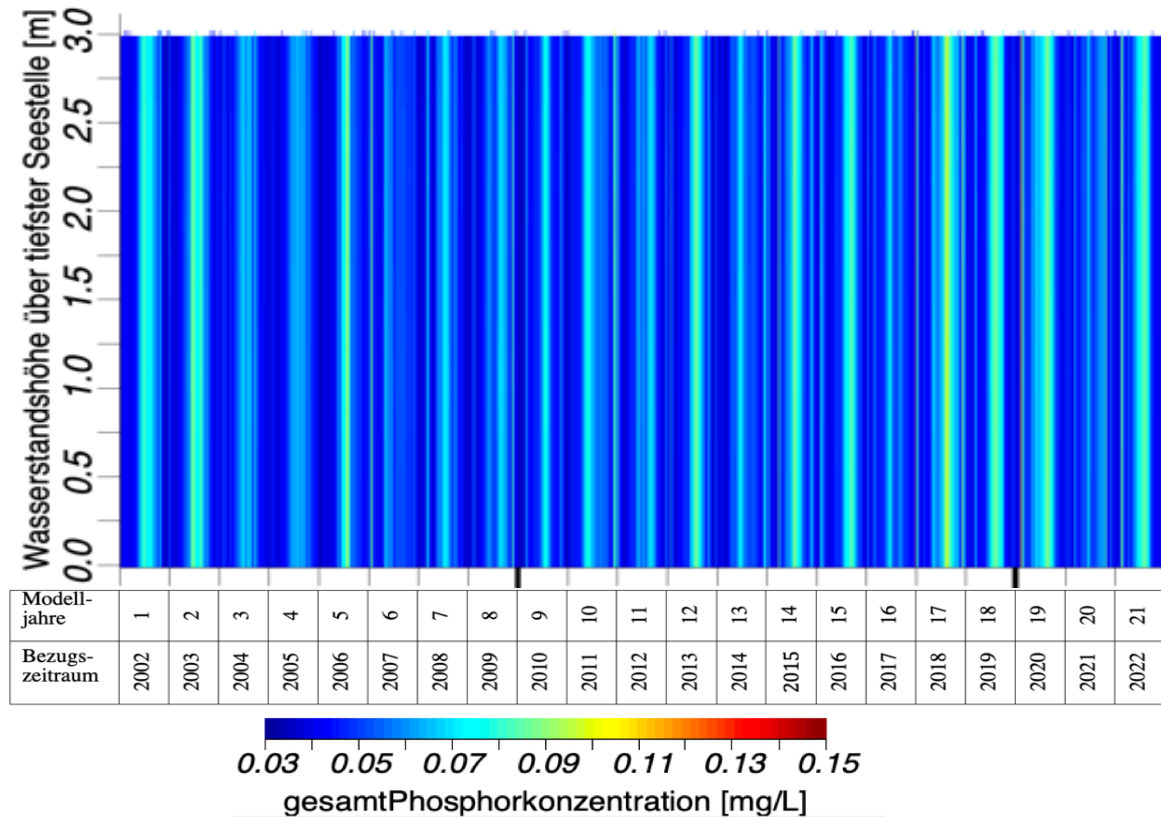


Abbildung 9.7: Phosphorsimulation unter den Bedingungen des Istzustandes (Vergleichszustand) für den Brückweiher

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

Die in der Abbildung 9.8 dargestellten Modellwerte für die Phosphorgehalte in 0,5 m Wassertiefe zeigen eine deutliche Schwankungsbreite der Werte in dieser Tiefenstufe. Diese hohe Variabilität hängt neben dem in der Abbildung ebenfalls dargestellten Ausmaß der externen Zuflüsse auch von der zeitlichen Dauer jener Witterungsbedingungen ab, welche die Rücklösungsrate für Sedimentphosphor beeinflussen. Hier sind vor allem länger anhaltende, sonnenreiche und niederschlagsarme Perioden im Sommer zu nennen.

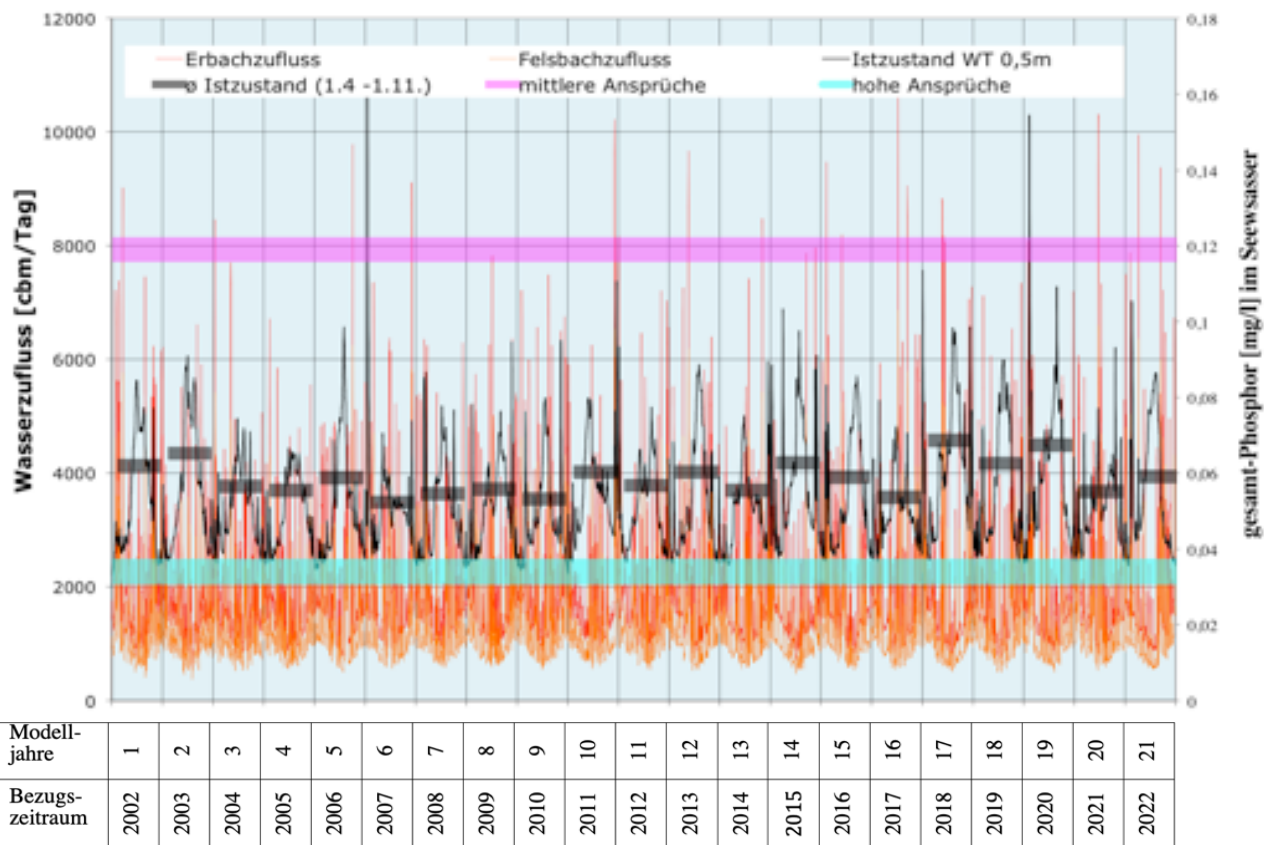


Abbildung 9.8: Modellwerte der Phosphorkonzentrationen des Brückweihers für den Vergleichszustand in 0,5 m Wassertiefe unter Bezug auf die Zuflussmengen und die Orientierungswerte

Die Orientierungswerte für eine Nutzung mit mittleren Ansprüchen (vgl. Kapitel 2.1) werden im Saisonmitte (April bis Oktober) stets eingehalten (vgl. auch Tabelle 9.6).

Die Aufteilung des Betrachtungszeitraums in eine erste Hälfte mit den Klimareferenzjahren 2002 bis 2011 und eine zweite Hälfte mit den Klimareferenzjahren 2012 bis 2022, in der vermehrt heiße Sommer auftraten, zeigt, dass infolge einer stärkeren Erwärmung des Wasserkörpers mit höheren Phosphorgehalten im oberflächennahen, produktiven Wasserkörper (euphotische Zone) zu rechnen ist.

Tabelle 9.6: Phosphor Simulationenwerte (Saisonmittel 1.4. – 1.11.) im Istzustand für 0,5 m Wassertiefe

Referenzjahre	Istzustand Wassertiefe 0,5m	Orientierungswert für hohe Ansprüche	Orientierungswert für mittlere Ansprüche
Ø 2002-2011	0,057	0,034	0,119
Ø 2012-2022	0,060		
Ø 2002-2022	0,059		

Aus den Modellwerten lässt sich für den Brückweiher das folgende Eutrophierungsgeschehen ableiten:

- Einträge von Nährstoffen durch den Zufluss von Erbach und Felsbach.

- Freisetzung von Sedimentphosphor durch Rücklösung und Resuspension insbesondere im Rahmen der Mineralisierung abgestorbener Biomasse und Sedimentaufwirbelung durch Wasserumwälzung.

Insgesamt können die bestimmenden Prozesse des Phosphorhaushaltes, die durch die externen Phosphoreinträge und die internen Phosphorfreisetzung in Gang gesetzt werden, im Modell adäquat abgebildet werden.

9.3.5 Algenentwicklung

Die Algenentwicklung wird im Modell anhand des Summenparameters Chlorophyll-a berechnet, wobei die folgenden fünf Algen- / Bakteriengruppen Berücksichtigung finden:

- Cyanobakterien (Blaualgen)
- Cryptophyceae
- Dinoflagelaten,
- Diatomeen
- Chlorophyten

Für das Jahr 2021 und den Winterwert 2022 ergibt sich unter Berücksichtigung der natürlichen Variabilität dieses Parameters eine ausreichende Übereinstimmung vom Mess- und Modellwerten (vgl. Abbildung 9.9).

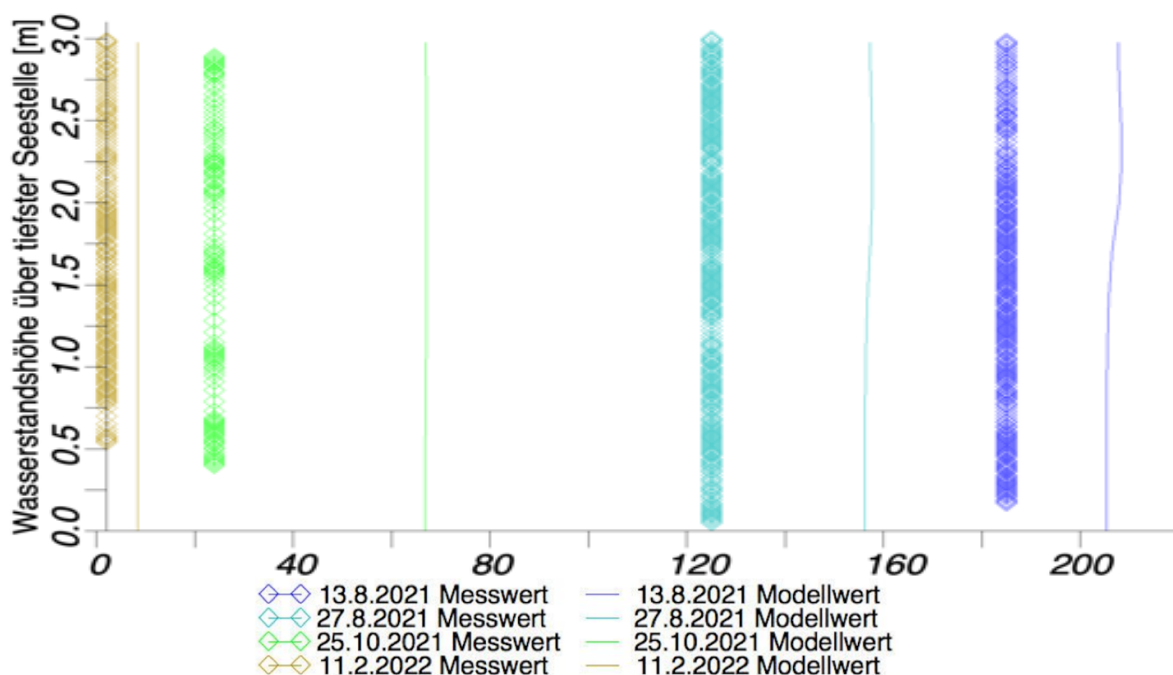


Abbildung 9.9: Feldmessungen der Chlorophyll-a Konzentrationen im Vergleich zu den Simulationswerten des Istzustandes für den Brückweiher

Für die gesamten 21 Modelljahre berechnet das Prognosemodell unter den Voraussetzungen des Istzustandes hohe Chlorophyll-a Maxima in den Sommermonaten, von denen zeitweise der gesamte Wasserkörper betroffen ist (vgl. Abbildung 9.10).

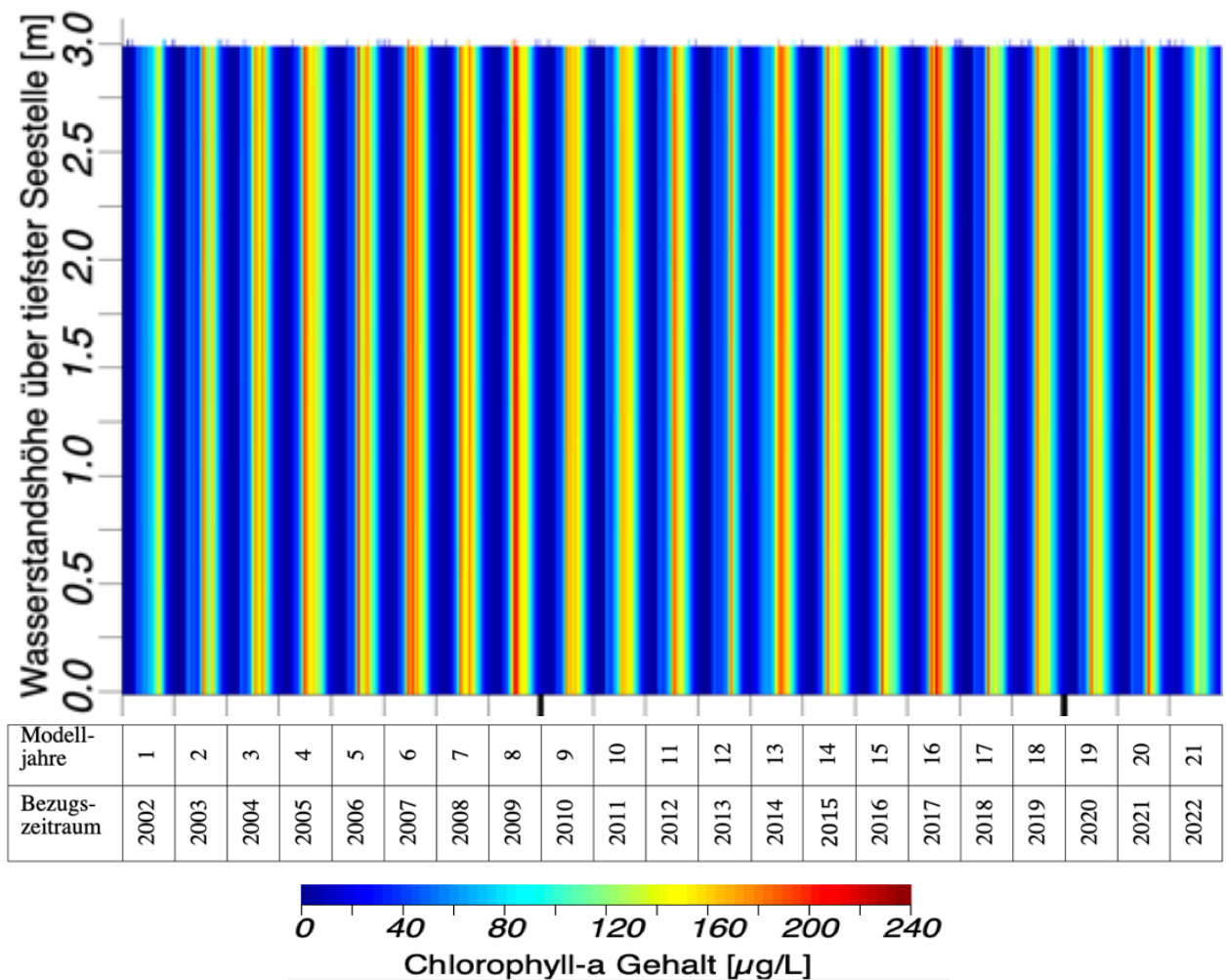


Abbildung 9.10: Simulation der Chlorophyll-a Gehalte im Brückweiher unter den Bedingungen des Istzustandes (Vergleichszustand)

Für die oberflächennahe Wasserschicht von 0,5 m Tiefe errechnet das Modell fast durchgängig Chlorophyll-a Gehalte über dem Orientierungswert für mittlere Nutzungsansprüche (vgl. Abbildung 9.11).

In Bezug auf die Zuflussmengen aus dem Erbach ergibt sich kein eindeutiger Trend. Ein vermehrter Zufluss kann sowohl zu einer Minderung der Chlorophyll-a Gehalte durch Auspüfungseffekte führen als auch infolge einer verstärkten externen Nährstoffzufuhr bei hoher Sonneneinstrahlung das Algenwachstum intensivieren.

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

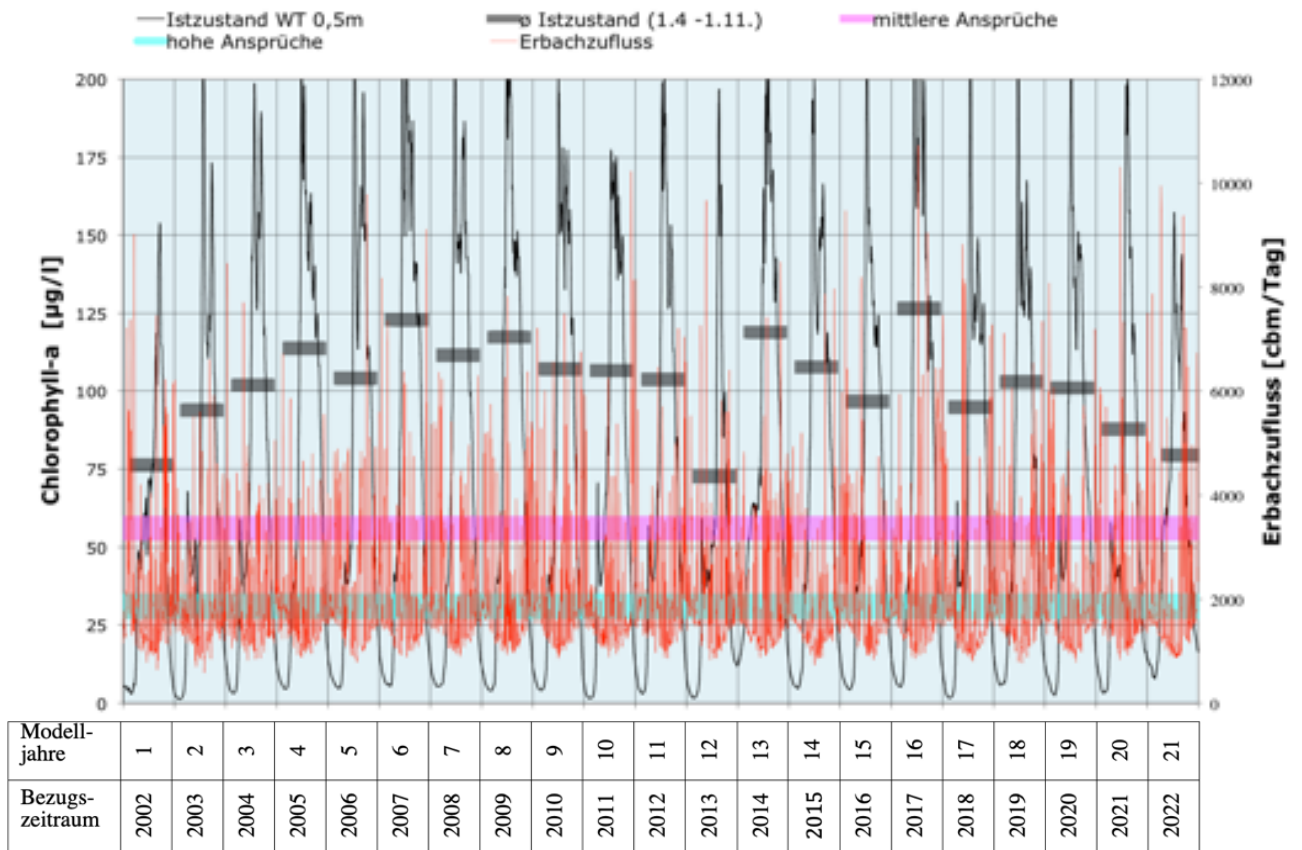


Abbildung 9.11: Modellwerte des Vergleichszustandes für die Chlorophyll-a Gehalte in 0,5 m Wassertiefe im Brückweiher unter Bezug auf die Zuflussmengen und die Orientierungswerte

Im Saisonmittel werden beide Orientierungsgrößen sehr deutlich verfehlt (vgl. Tabelle 9.7).

Tabelle 9.7: Chlorophyll-a Simulationswerte (Saisonmittel 1.4. – 1.11.) im Istzustand für 0,5 m Wassertiefe

Referenzjahre	Istzustand Wassertiefe 0,5m	Orientierungswert für hohe Ansprüche	Orientierungswert für mittlere Ansprüche
Ø 2002-2011	105,5	31	56
Ø 2012-2022	98,9		
Ø 2002-2022	102,3		

9.3.6 Cyanobakterienentwicklung

Aufgrund der geringen Wassertiefe und der günstigen Nährstoffversorgung ist mit einer hohen Cyanobakterien- (Blaualgen) Dichte im Untersuchungsgewässer zu rechnen (vgl. Abbildung 9.12), wenn keine geeigneten Gegenmaßnahmen ergriffen werden.

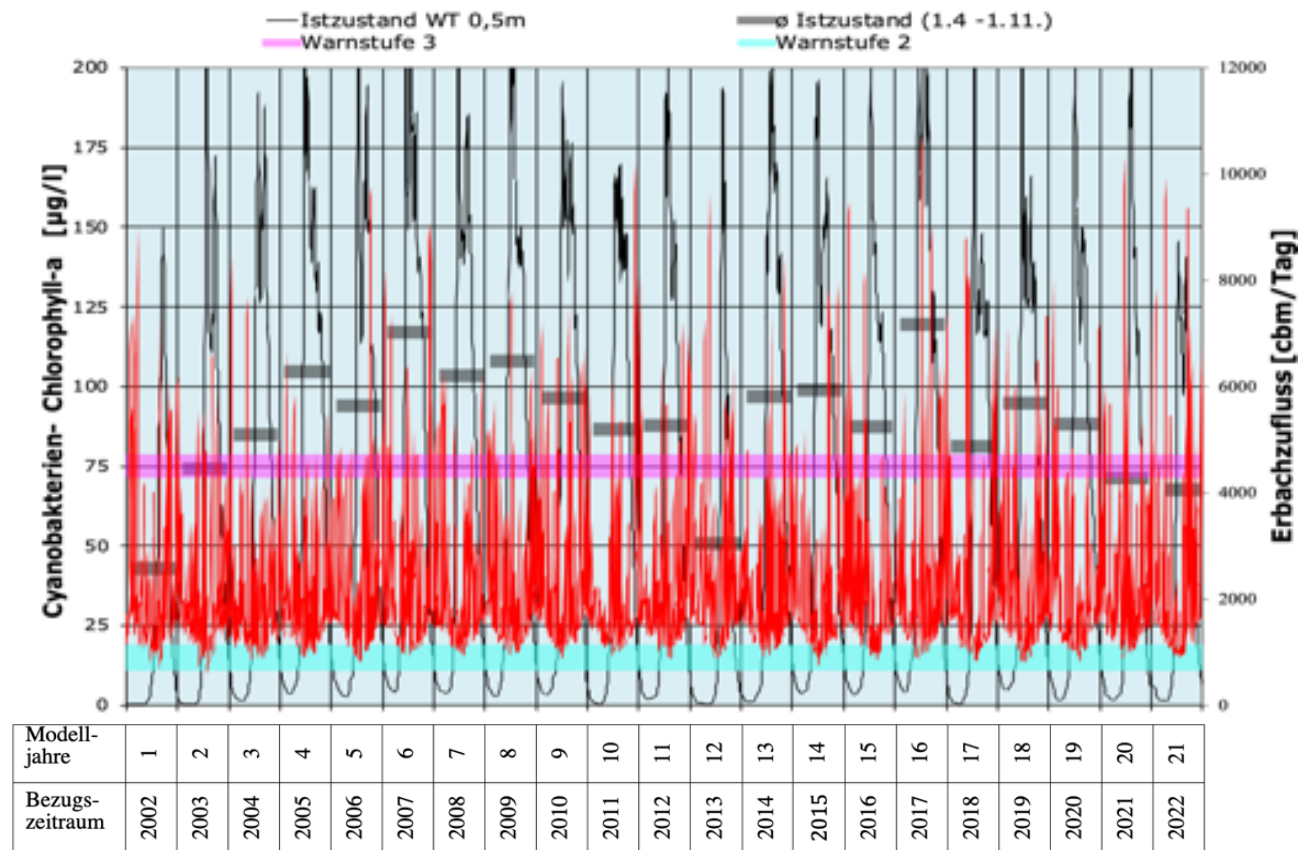


Abbildung 9.12: Modellwerte der Cyanobakterien-Chlorophyll-a Gehalte für den Vergleichszustand in 0,5 m Wassertiefe im Brückweiher unter Bezug auf die Zuflussmengen und die Orientierungswerte

Die vom UBA herausgegebenen Leitwerte für die Badegewässernutzung (vgl. Kapitel 2.1) können nicht erreicht werden. Im Saisonmittel wird auch die höchste Warnstufe zumeist überschritten. Dies zeigt ein erhebliches Defizit für die zukünftige Entwicklung im Brückweiher an, dem begegnet werden sollte, obwohl es sich nicht um ein Badegewässer handelt.

Tabelle 9.8. Cyanobakterien Chlorophyll-a Simulationswerte (Saisonmittel 1.4. – 1.11.) im Istzustand für 0,5 m Wassertiefe

Referenzjahre	Istzustand Wassertiefe 0,5m	Warnstufe 1	Warnstufe 2	Warnstufe 3
Ø 2002-2011	91,2	5	15	75
Ø 2012-2022	85,6			
Ø 2002-2022	88,4			

9.3.7 Sedimentationsrate und Verlandungsgeschwindigkeit

Ein wichtiger Parameter zur Beurteilung der künftigen Entwicklung des Brückweiher ist auch das Ausmaß der Verlandung. Durch den Eintrag von Feinpartikeln und die Sedimentation abgestorbener Biomasse verlanden Flachgewässer allmählich und verlieren schließlich

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

ihre Charakteristik als limnisches Habitat. Die Sedimentationsrate und damit die Verlandungsgeschwindigkeit hängt stark von dem Charakter des Einzugsgebiets (Sandsteinformation) und der Menge des mit den Zuflüssen eingetragenen Feinmaterials ab.

Die Ermittlung der Sedimentationsrate erfolgt üblicherweise durch die Analyse von Sedimentationskernen, die auf bestimmte Beschaffenheitskennwerte oder bei länger zurückliegenden Zeiträumen auf die Pollenzusammensetzung hin untersucht werden. Da derartige Untersuchungen für den Brückweiher nicht vorliegen, muss die Sedimentationsrate des Untersuchungsgewässers hier unter Rückgriff auf die Sedimentationsraten vergleichbarer Gewässer (vgl. Tabelle 9.9) geschätzt werden.

Tabelle 9.9: Sedimentationsraten von Referenzgewässern

Parameter	Aalkistensee	Böhringer See	Mindelsee	Herrenwie- ser See	Schurmsee	Glaswald- see
Fläche [ha]	12,00	5,3	102,00	1,10	1,50	2,90
Vol. [ha]	120.000	291.000	8,74 Mio.			
Tmax	2,00	8,5	13,50	9,50	11,00	13,00
Entstehung	Künstl. Fischteich durch Anlage eines Dammes (Talsperre) entstanden. Sehr hohe Wasseraustauschrate.	Toteisloch	Natürlich Gletscherzungensee	Natürlicher Karsee		
Art des Zuflusses	Salzach ca. 120 L/s	Grundwasser und Pfarrmoosgraben	Mehrere Zuflüsse ca.200 L/s und Grundwasser.	Quellen und Seegraben	Quellen, Gräben und Fließgewässer	
Verweilzeit [Tage]	12	720 bis 1440	506	keine Angabe		
Sedimentationsrate [cm/Jahr]	0,75	0,2	0,15	0,05	0,05	0,025
Methode	Analyse von Bohrprofilen, Cs-Gehalten und weiteren Spurenstoffen	Analyse von Bohrprofilen und Auswertung von Pollenanalysen, Radiokarbonmethode	Analyse von Bohrprofilen und Auswertung von Pollenanalysen, Radiokarbonmethode			
Quellen	Boos (1998)	Lechterbeck & Rösch (2020)	Rösch et al. (2014)	Rösch (2012)	Schütze et. al. (2018)	

Für den Brückweiher ist eine Sedimentationsrate anzunehmen, die der des Aalkistensees (0,75 cm / Jahr) entspricht. Wenn man eine Sedimentationsrate von ca. 0,8 cm/Jahr zugrunde legt, ist ohne Gegenmaßnahmen die Entwicklung des Weihers zu einem Verlandungsgewässer mit Niedermoorcharakteristik spätestens nach 100 bis 200 Jahren zu erwarten.

9.3.8 Zusammenfassende Bewertung zukünftig zu erwartender Defizite im Brückweiher

Die Entwicklungsprognose des Brückweihers unter Beibehaltung des Istzustandes weist bezüglich des Parameters Phosphor ein geringes bis mäßiges und hinsichtlich des Entwicklungspotentials für Algen (Chlorophyll-a) und Blaualgen (Cyanobakterien Chl.-a) ein sehr hohes Defizit aus (vgl. Tabelle 9.10).

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

Tabelle 9.10: Saisonmittelwerte (1.4 bis 31.10) aus der Prognose des Referenzzustandes

Saisonmittelwerte (1.4. bis 31.10.)	Phosphor [mg/L]	Chlorophyll-a [µg/L]	Cyanobakterien-Chl.-a [µg/L]
Ø Referenzzustand im 21-jährigen Betrachtungszeitraum (0,5m Wassertiefe)	0,059	102	88
Orientierungswert für hohe Ansprüche	0,031	31	/
Orientierungswert für mittlere Ansprüche	0,119	56	/
UBA-Warnstufe 1	nur Cyanobakterien		5
UBA-Warnstufe 2			15
UBA-Warnstufe 3			75

Bei Fortdauer der gegenwärtigen Belastungssituation wird sich im Untersuchungsgewässer zukünftig unter einer vergleichbaren Klimaentwicklung wie im Zeitraum 2002 bis 2022 ein Gewässerzustand einstellen, der stark von Algenmassenentwicklungen geprägt ist. Dies bedeutet neben starken Gewässertrübungen und dem Aufkommen potentiell toxinbildender Blaualgenarten auch hohe Schwankungen der Sauerstoffwerte mit deutlichen Sauerstoffübersättigungen an Sonnentagen und Sauerstoffdefiziten in den Nachtstunden. Zukünftig ist eher noch mit einer weiteren Verschlechterung der schon jetzt zu starken Algen- und Blaualgenentwicklung zu rechnen.

9.4 Maßnahmenübersicht

Die im Folgenden vorgestellten Maßnahmen zielen auf eine Verbesserung der Milieubedingungen im Brückweiher durch die Verminderung des Nährstoffangebotes und die Optimierungen der hydraulischen Anbindung sowie der Gewässermorphologie (Gewässertiefe) ab. Angestrebt wird vor allem eine Förderung höherer Wasserpflanzen und eine Verminderung des Wachstumspotentials für Algen und Cyanobakterien (Blaualgen).

Eine Übersicht über die vorgeschlagenen Maßnahmen gibt die Tabelle 9.11. Die maßnahmenverursachten Effekte für den Gewässerzustand des Brückweihers werden mit dem in Kapitel 9.1 beschriebenen Modell prognostiziert und unter Bezug auf die Restaurierungsziele bewertet. Meistens reicht eine Einzelmaßnahme nicht aus, um den gewünschten Effekt zu erzielen. Daher werden auch Maßnahmenkombinationen untersucht.

Tabelle 9.11: Maßnahmenübersicht

Nr.	Bezeichnung	Kapitel
1	Förderung der Wasserpflanzendominanz durch fischereiliche Bewirtschaftung	9.5
2	Verminderung der externen Nährstoffzufuhr durch Extensivierung im Einzugsgebiet	0
3	Verminderung der Zuflussrate durch teilweise Führung des Erbachs im Seitenschluss (Bypass)	9.7
4	Erhöhung des Phosphorbindungsvermögens durch die Zugabe eines Phosphorfällungsmittels in Verbindung mit der Verminderung der Zuflussrate (=Maßnahme 3)	9.8
5	Verbesserung der Milieubedingungen durch Teilentschlammung des Brückweihers	9.9
6	Verbindung der Teilentschlammung (=Maßnahme 5) mit Verminderung der externen Nährstoffzufuhr (=Maßnahme 2) und der Zuflussrate (=Maßnahme 3)	9.10
7	Vollentschlammung des Brückweihers in Verbindung mit einer Verminderung der externen Nährstoffzufuhr (=Maßnahme 2) und der Zuflussrate (=Maßnahme 3)	9.11
8	Externe Phosphorelimination in Verbindung mit einer Teilentschlammung (=Maßnahme 5) sowie der Verminderung der externen Nährstoffzufuhr (=Maßnahme 2) und der Zuflussrate (=Maßnahme 3)	9.12

9.5 Maßnahme 1: Förderung der Wasserpflanzendominanz durch fischereiliche Bewirtschaftung

9.5.1 Voraussetzungen

Während des Untersuchungszeitraums waren im Brückweiher keine höheren Wasserpflanzen vorhanden, was als erhebliches Defizit zu werten ist. Bei Seen wird zwischen zwei um die Ressourcen konkurrierenden Wasserpflanzengruppen unterschieden, wobei in der Regel eine der Gruppen dominiert:

- Makrophyten (Höhere Wasserpflanzen) und Charophyten (Armleuchteralgen)
- Phytoplankton (freischwebende Algen) und Bakterien (Cyanobakterien und Schwefelbakterien)

Die Milieubedingungen in makrophytendominierten und in phytoplanktondominierten Gewässern unterscheiden sich sehr deutlich. Dabei verändert jede Gruppe die Milieubedingungen selbst, so dass sie ihre Konkurrenzvorteile manifestiert und die jeweils erreichte Dominanz längerfristig Bestand hat.

In makrophytendominierten Gewässern (vgl. Abbildung 9.13) sind die folgenden Milieubedingungen bestimmend (MOSS et al. 1996):

- a. In den Makrophytenbeständen herrschen günstige Sedimentationsbedingungen, so dass Algen schnell aussinken.
- b. Die Makrophyten konkurrieren auch im Freiwasserkörper mit den Algen um Nährstoffe und Licht. Bei Makrophytendominanz kommt es für die Algen zur Ressourcenlimitierung.
- c. Manche Makrophyten scheiden Stoffe aus, die das Algenwachstum hemmen (Allelopathie).
- d. Die Strukturvielfalt der durch Makrophyten entstehenden Habitats bietet den algenfressenden Zooplanktern (Cladoceren) günstige Nahrungs- und Rückzugsräume, so dass ein hoher Fraßdruck auf freischwebende Algen, aber auch auf Aufwuchsalgen entsteht.
- e. Innerhalb der Makrophytenbeständen können sich kompakte Sedimente mit einem geringen Anteil von Algendetritus entwickeln und so die Wachstums- und Regenerationsmöglichkeiten für Makrophyten noch verbessern.

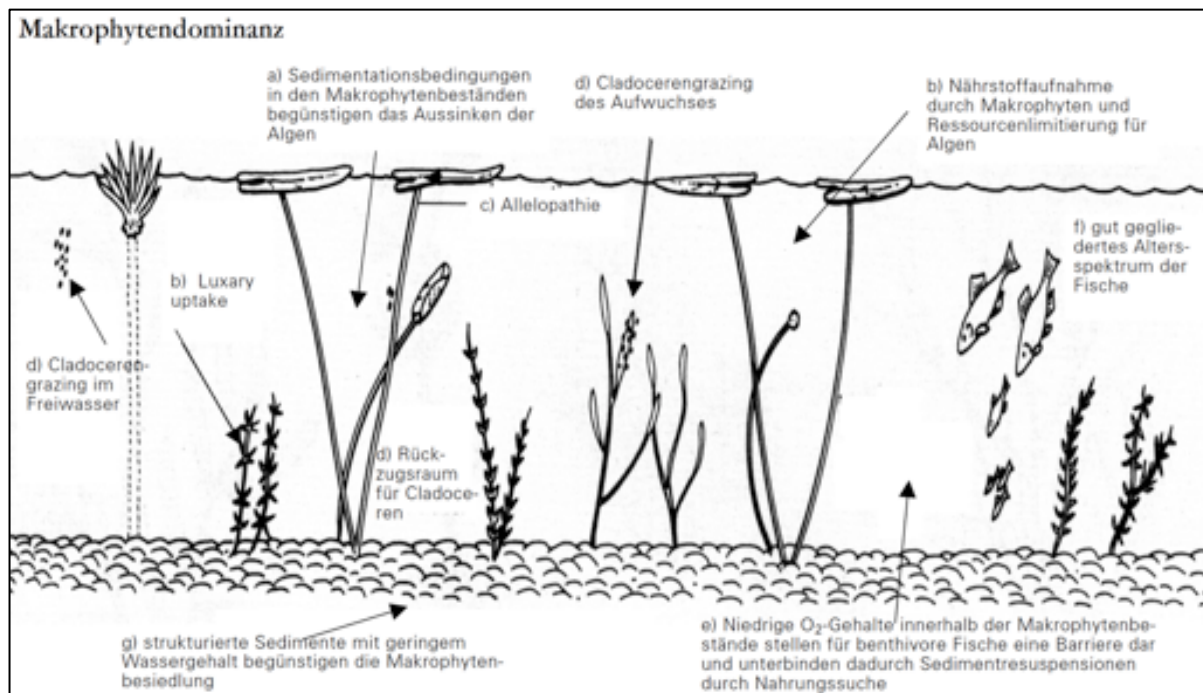


Abbildung 9.13: Milieubedingungen in makrophytendominierten Gewässern (Abb. nach MOSS et al. 1996, verändert)

In phytoplanktondominierten Gewässern (vgl. Abbildung 9.14) sind die folgenden Milieubedingungen bestimmend (MOSS et al. 1996):

- a. Eine rasche Wassererwärmung im Frühjahr verschafft den schnell wachsenden Algen einen Entwicklungsvorteil, in dessen Folge das Wachstum von Makrophyten durch Licht- und Nährstofflimitierung unterdrückt wird.
- b. Die Fischfauna ist dominiert von jungen Altersklassen primär planktivorer Ernährungstypen und verbütteten Beständen, so dass ein hoher Fraßdruck auf das Zooplankton entsteht. Darüber hinaus begünstigen benthivore Fische durch gründelnde Nahrungsaufnahme Sedimentresuspensionen.
- c. Bei den Zooplanktongemeinschaften dominieren wegen des hohen Fraßdrucks durch Fische kleinere Größenklassen mit geringem "Grazingpotential" für Phytoplankton.
- d. Durch starke Algendetritus-Ablagerungen entwickeln sich Seebodenauflagen (Mudden oder Sapropel), die aufgrund ihres hohen Wassergehaltes und der geringen Dichte sehr schnell resuspendiert werden und auf diese Weise zur Wassertrübung beitragen.

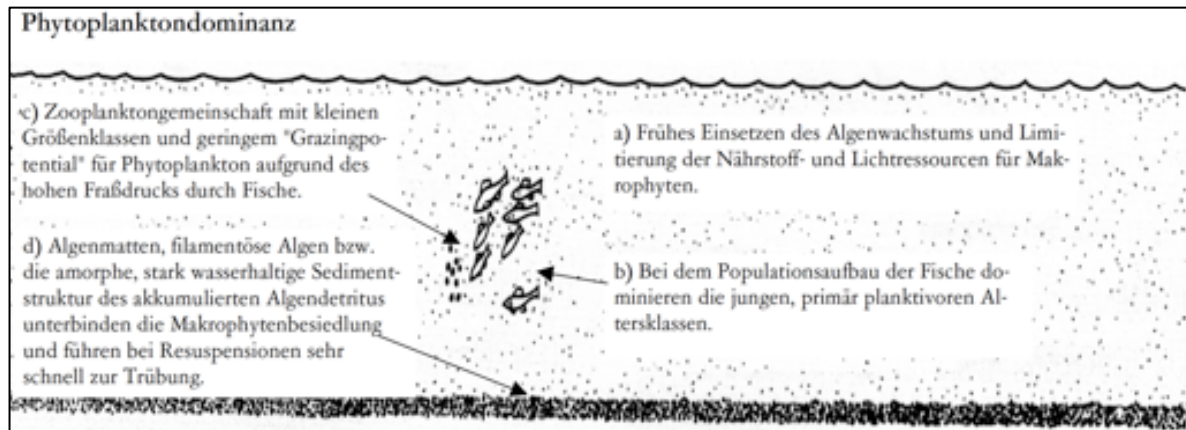


Abbildung 9.14: Milieubedingungen in phytoplanktondominierten Gewässern (Abb. nach MOSS et al. 1996, verändert)

Obwohl die jeweilige Dominanz von Makrophyten bzw. Phytoplankton selbstverstärkend wirkt und eine Entwicklungsrichtung manifestieren kann, kommt es unter bestimmten Bedingungen zu einem Dominanzwechsel. Dieser ist meist an die Nährstoffverhältnisse gebunden.

9.5.2 Maßnahmenbeschreibung und Kostenschätzung

Die Förderung von Wasserpflanzenbeständen ist durch eine Begrenzung der Populationen benthivorer (gründelnde) Fische, insbesondere von Karpfen zu erreichen.

Das Ausmaß der Nährstoffresuspension, die von benthivoren Fischen ausgeht, wird vielfach diskutiert. Angaben zum Ausmaß der damit verbundenen Nährstofffreisetzung existieren allerdings nur vereinzelt. So geben HUSER et al. (2016) an, dass bei einem Flachsee (Tmax 2,7m) die Phosphorfreisetzung durch benthivore Fische in Abhängigkeit der Wassertiefe zwischen 55-92% zunahm. Die Karpfendichte betrug dabei 180 kg/ha bzw. 50 Ind./ha. Insgesamt geht eine Mehrzahl der Studien von einer Einflussnahme des Karpfen- und Brassenbestandes auf die Nährstoffresuspension aus (VILIZZI et al. 2015). Eine Resuspensionsrate lässt sich allerdings aus den gesichteten Studien nicht ableiten.

VILIZZI et al. (2015) haben auf der Grundlage von Datenauswertungen ebenfalls festgestellt, dass mehrheitlich ein Zusammenhang zwischen Wasserpflanzenbeständen und dem Bestand an benthivoren und phytophagen (Grasfische und Rotfedern) Fischen angenommen wird. Die negative Beeinflussung der Makrophyten erfolgt dabei nicht nur durch Fraß, sondern auch durch Entwurzeln, Resuspension und Trübung sowie Förderung des Algenaufkommens. Konkurrenzvorteile für Algen werden durch eine bessere Nährstoffversorgung (Resuspension und Ausscheidung) und durch die Beeinflussung des Nahrungsnetzes (Fraßdruck auf das algenfressende Zooplankton) gefördert.

Die in mehreren Literaturquellen beschriebenen Auswirkungen hoher Karpfenbestände auf die Wasserqualität sind in der Tabelle 9.12 zusammenfassend angegeben.

Tabelle 9.12: Karpfenbesatz und Makrophyten-Aufkommen

Karpfenbestand [kg/ha]	Übriger Fischbestand [kg/ha]	Einfluss auf die Wasserpflanzen	Literaturquelle
100	keine Angabe	Kaum noch Wasserpflanzen, erhöhte Trübung und Algenaufkommen.	Huser et. al (2016)
198 (± 49)		Auswirkungen auf die Wasserqualität und die Makrophyten mit Verschiebung zur Algendominanz.	Vilizzi et al. (2015)
< 30 (bei hoher Gewässerqualität)	mindestens 80 % der Gesamtbiomasse an Karpfen	Gesamtkomplex ökologische Schäden bezogen auf die EU-WRRL Vorgaben für Gewässer des ländlichen Raums [≥ 50ha].	Vereinigung Sportvisserij Nederland (zitiert nach Waterstraat et al. 2017)
< 50 (bei mittlerer Gewässerqualität)			
< 100 (bei geringer Gewässerqualität)			

Bei der Beseitigung negativer Auswirkungen auf die Wasserqualität durch den Fischbesatz steht zunächst der Karpfen im Fokus, dessen Bestandsdichte nach den hier zitierten Ergebnissen einen Wert von 50 kg/ha oder, bezogen auf den Brückweiher, eine Bestandsdichte von 350 kg insgesamt nicht überschreiten sollte. Für die Etablierung eines hochwertigen Wasserpflanzenbestandes wäre sogar ein Wert von 30 kg/ha oder 210 kg insgesamt notwendig. Neben der Reduktion der Karpfendichte sollte auch die Anzahl der Brassen verringert werden. Sofern sich Giebel im Gewässer befinden, sollte diese Art zumindest deutlich zurückgedrängt bzw. vollständig beseitigt werden.

Durch diese Maßnahme können aber nicht alle resuspensionsverursachten Trübungen im Wasserkörper unterbunden werden. Auch Strömungsprozesse durch die Zuflüsse in den Weiher und in noch stärkerem Umfang windinduzierte sowie durch Abkühlung der oberflächennahen Wasserschicht verursachte konvektive Strömungen bewirken Nährstoffresuspension in der Wasser/Sediment Grenzschicht. Dennoch ist davon auszugehen, dass bereits mit einer Optimierung des Fischbestandes deutliche Aufwertungen erreichbar sind und insbesondere die Bedingungen für das Aufkommen höherer Wasserpflanzen gefördert werden können. Die Auswirkungen von Biomanipulationsmaßnahmen auf den Gewässerzustand sind allerdings zu komplex, als dass sie im Modell zuverlässig abgebildet und damit quantifiziert werden könnten.

Die Kosten für die als Grundvoraussetzung der Maßnahme notwendige Bestandserhebung sowie die Entnahme durch Netz- und Elektrofischerei einschließlich gutachterlicher Bewertung der Ergebnisse belaufen sich auf ca. 25.000 bis 30.000 €.

9.6 Maßnahme 2: Verminderung der externen Nährstoffzufuhr durch Extensivierung im Einzugsgebiet

9.6.1 Maßnahmenbeschreibung

Mit den Zuflüssen aus dem Erbach und dem Felsbach gelangen erhebliche Nährstofffrachten in den Brückweiher (vgl. Kapitel 5.3 und 8.3). Durch folgende Maßnahmen im unmittelbaren Einzugsgebiet dieser beiden Bäche kann die Nährstoffbelastung im zufließenden Bachwasser vermindert werden:

- Optimierung der Uferrandstreifen von Erbach und Felsbach mit Verbesserung ihrer Schutzfunktion
- Einschränkungen der Düngerausbringung im Nahbereich von Erbach und Felsbach
- Beseitigung ggf. vorhandener punktueller Einleitungen im Einzugsgebiet
- Angepasste Nutzung der oberstromig zum Brückweiher gelegenen Fischteiche mit dem Ziel eines geringeren Nährstoffaustrages

Die hier genannten Maßnahmen stellen eine mögliche Auswahl dar und müssen nicht in ihrer Gesamtheit umgesetzt werden, um eine niedrigere externe Nährstoffbelastung des Brückweihers zu erreichen. Bei den Modellberechnungen der Maßnahmenauswirkung auf den Gewässerzustand des Brückweihers wird davon ausgegangen, dass durch eine Verbesserung der Bachwasserqualität die Nährstoffeinträge in den Weiher um 20 % reduziert werden können. Ob durch die vorgeschlagenen Maßnahmen tatsächlich eine Reduktion der externen Nährstoffbelastung in diesem Ausmaß erreicht werden kann, muss allerdings im Rahmen einer entsprechenden Fachstudie untersucht werden.

9.6.2 Prognose der erreichbaren Verbesserungen durch Verminderung der externen Nährstoffbelastung des Brückweihers

9.6.2.1 Sauerstoffhaushalt

Mit einer Verringerung der externen Nährstoffeinträge durch die Zuflüsse um 20% ist nur eine unerhebliche Verbesserung der Sauerstoffversorgung im Brückweiher gegenüber dem Ist- bzw. Referenzzustand zu erreichen (vgl. Abbildung 9.15). Aus dem Prognoseergebnis kann allerdings eine leichte Abschwächung der Sauerstoffmaxima, die infolge biogener Sauerstoffeinträge vor allem durch Algen entstehen, und auch der Sauerstoffminima, die sich durch die Mineralisierung von Algendetritus ergeben, abgelesen werden. Dies wirkt sich aber kaum auf die Saisonmittewerte (1.4. bis 1.11.) aus.

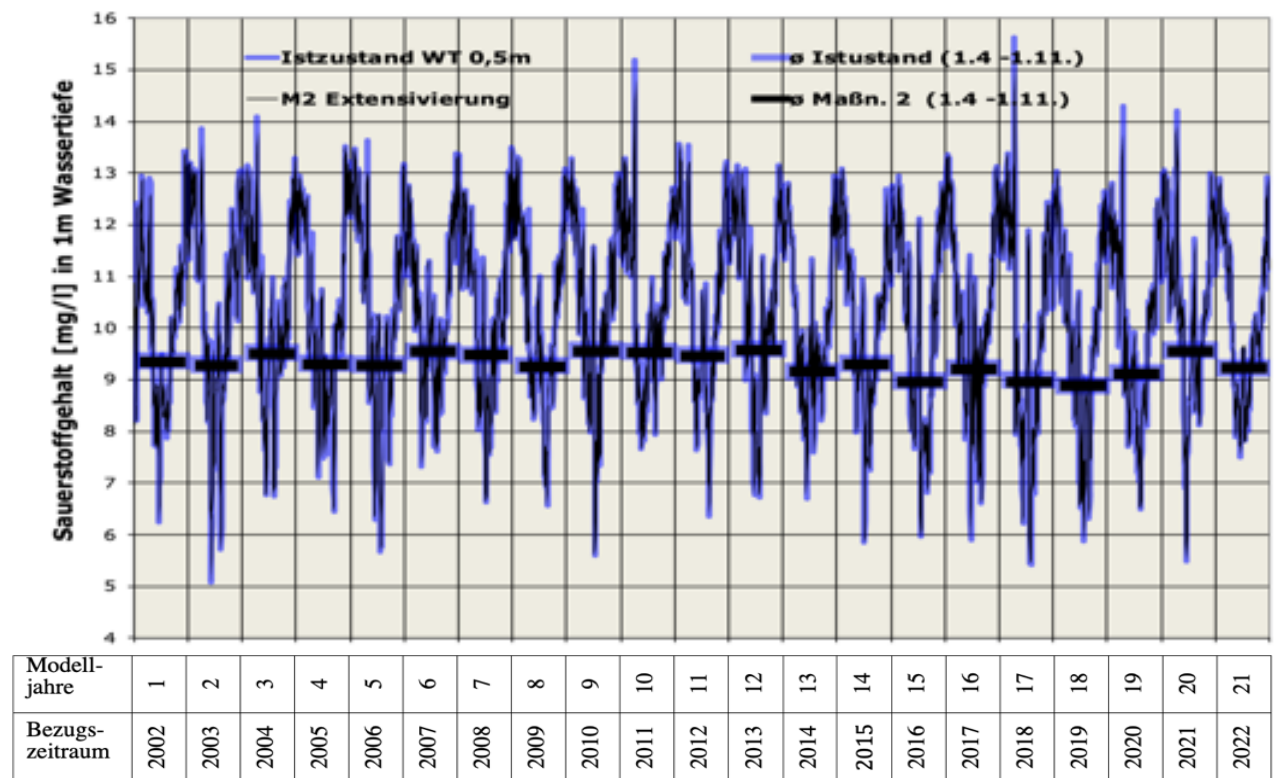


Abbildung 9.15: Auswirkungen der Maßnahme 2 auf die Sauerstoffgehalte im Brückweiher in 0,5 m Wassertiefe

9.6.2.2 Phosphorgehalte im Freiwasser

Für die Phosphorgehalte im Weiher weist die Prognose eine leichte Verringerung aus, wenn der externe Phosphoreintrag durch Maßnahmen im Gewässerumfeld abgesenkt wird (vgl. Abbildung 9.16).

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

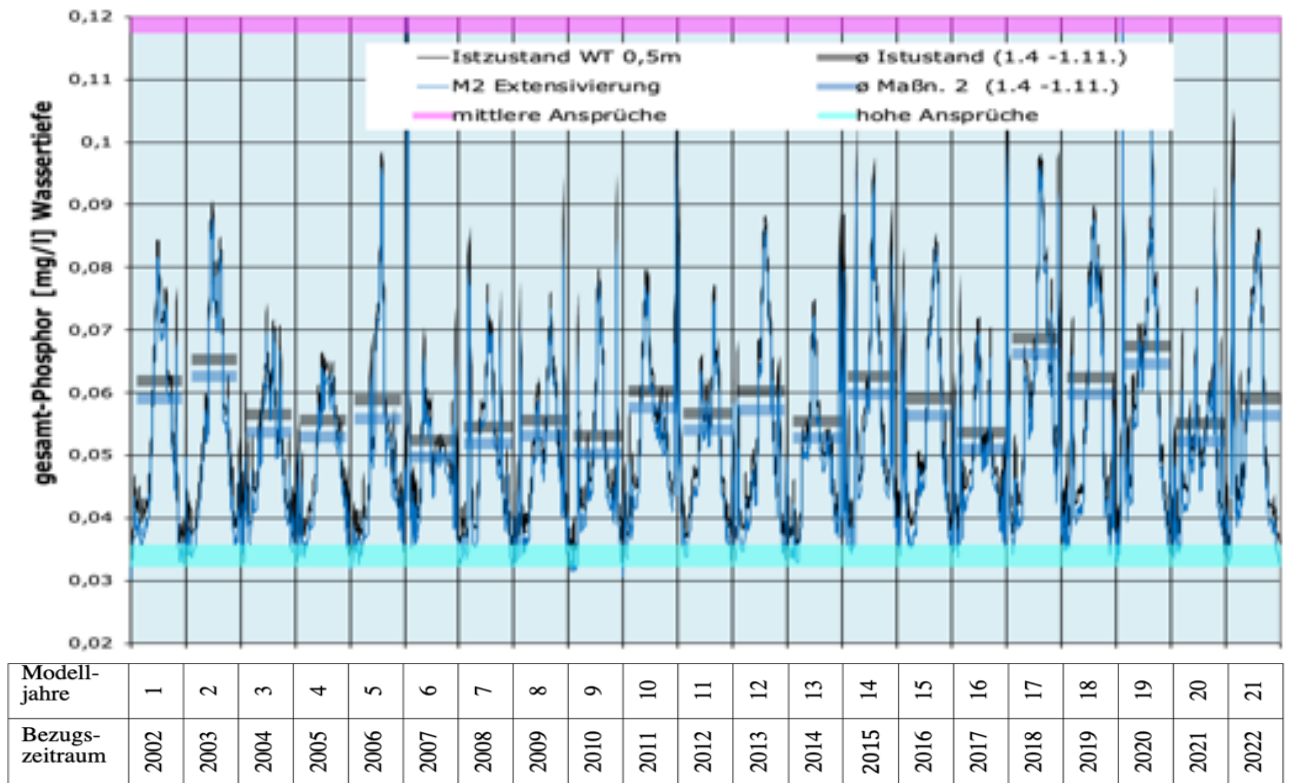


Abbildung 9.16: Gesamt-P im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 2 in 0,5 m Wassertiefe unter Bezug auf die Orientierungsgrößen für mittlere bzw. hohe Ansprüche an die Wasserqualität

Mit der Maßnahme 2 kann nur eine schwache Reduzierung der Phosphorgehalte im Brückweiher erreicht werden (vgl. Tabelle 9.13). Dies gilt sowohl für die Jahresmittelwerte als auch, in noch geringerem Umfang, für die Saisonmittelwerte.

Das höhere Rücklösungsvermögen für Sedimentphosphor ist verantwortlich dafür, dass die P-Rückgänge während der Wachstumsperiode mit -4,7% geringer ausfallen.

Tabelle 9.13: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Phosphorgehalt des Brückweihers in 0,5 m Wassertiefe nach Umsetzung der Maßnahme 2

Referenzjahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel		Saisonmittel April- Oktober	
		gesamt-Phosphor [mg/L]			
		Vergleichszustand	Maßnahme 2 (Extensivierung)	Vergleichszustand	Maßnahme 2 (QGW 0,5)
Ø 2002-2011	1-10	0,052	0,049	0,057	0,055
Ø 2012-2022	11-21	0,055	0,052	0,060	0,058
Ø 2002-2022	1-21	0,053	0,050	0,059	0,056
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (- = Rückgang)			-6,16%		-4,70%

9.6.2.3 Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte)

Das in der Abbildung 9.17 dargestellte Prognoseergebnis für die Chlorophyllgehalte im gesamten Wasserkörper des Brückweihers weist maßnahmenbedingt einen nur minimalen Rückgang der Algenentwicklung nach Umsetzung der Maßnahme 2 aus. Das Algenaufkommen bleibt extrem hoch. Das Nährstoffangebot reicht also auch bei einer Verminderung der externen Phosphorzufuhr aus, damit Algen günstige Wachstumsbedingungen vorfinden. Die Orientierungswerte selbst für mittlere Ansprüche an die Wasserqualität werden sehr deutlich verfehlt.

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

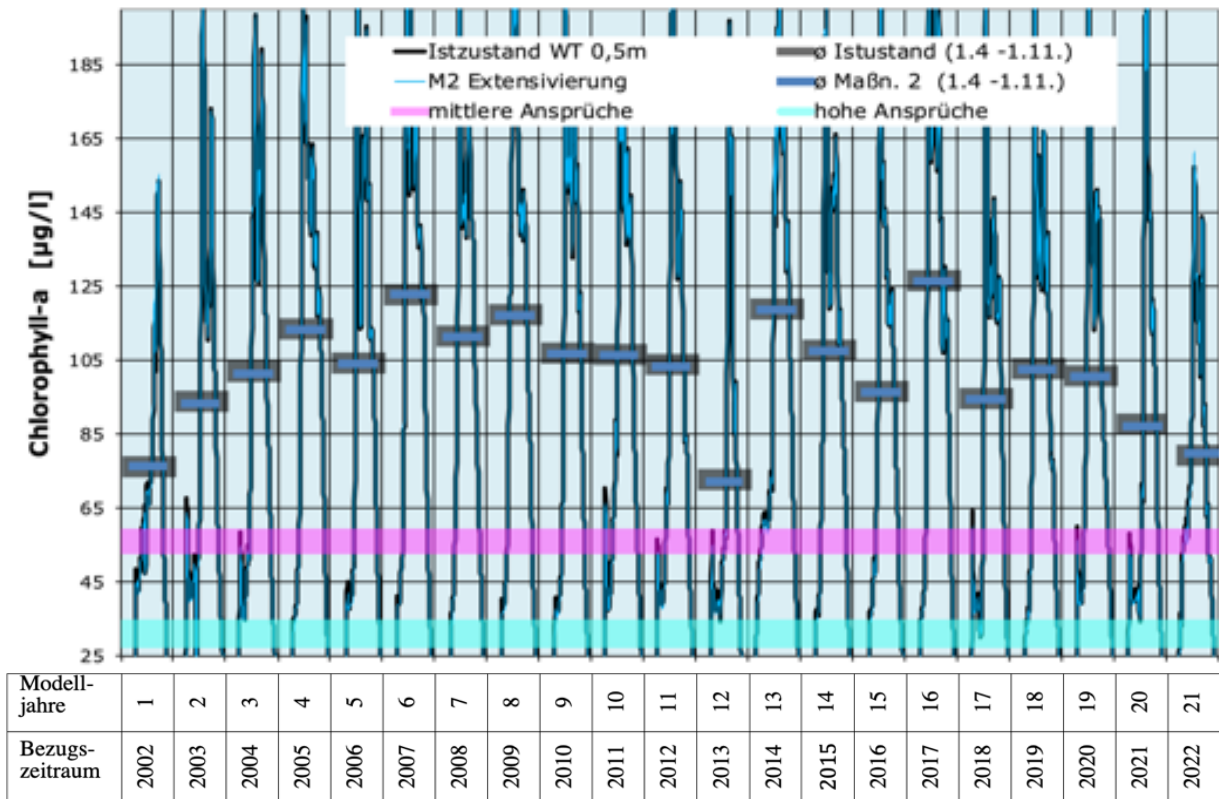


Abbildung 9.17: Chlorophyll-a Werte im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 2 in 0,5 m Wassertiefe unter Bezug auf die Orientierungsgrößen für mittlere bzw. hohe Ansprüche an die Wasserqualität

Mit einem Rückgang von lediglich 0,26% (Jahresmittel) bzw. 0,22% (Saisonmittel) ist in Bezug auf das Entwicklungspotential von Algen durch Extensivierungsmaßnahmen im Gewässerumfeld kaum ein Effekt zu erzielen.

Tabelle 9.14: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Chlorophyll-a Gehalt im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 2

Referenzjahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel		Saisonmittel April- Oktober	
		Chlorophyll-a Gehalt [$\mu\text{g/L}$]			
		Vergleichszustand	Maßnahme 2 (Extensivierung)	Vergleichszustand	Maßnahme 2 (QGW 0,5)
\emptyset 2002-2011	1-10	69,8	69,6	105,5	105,3
\emptyset 2012-2022	11-21	66,5	66,3	98,9	98,6
\emptyset 2002-2021	1-21	68,1	68,0	102,3	102,1
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (- = Rückgang)			-0,26%		-0,22%

9.6.2.4 Cyanobakterien (Chlorophyll-a Gehalt durch Cyanobakterienbiomasse)

Für die Cyanobakterienentwicklung prognostiziert das Modell nach Umsetzung der Maßnahme 2 sogar eine leichte Verschlechterung, also eine Zunahme des Entwicklungspotentials für Blaualgen (vgl. Abbildung 9.18).

Dies erklärt sich durch den Konkurrenzvorteil, den Blaualgen bei niedrigerer Nährstoffverfügbarkeit gegenüber Algen gewinnen. Cyanobakterien können die vorhandenen Nährstoffe besser verwerten, so dass sich durch die maßnahmenbedingte schwache Verminderung der Phosphorgehalte eine leichte Erhöhung der Cyanobakterienbiomasse ergibt, während die Algenbiomasse reduziert wird. Beides erreicht aber nur ein minimales Ausmaß.

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

Erst bei einer weiteren, deutlichen Verringerung der Phosphorverfügbarkeit im Wasser des Brückweihers wäre mit einem Rückgang der Blaualgenentwicklung zu rechnen.

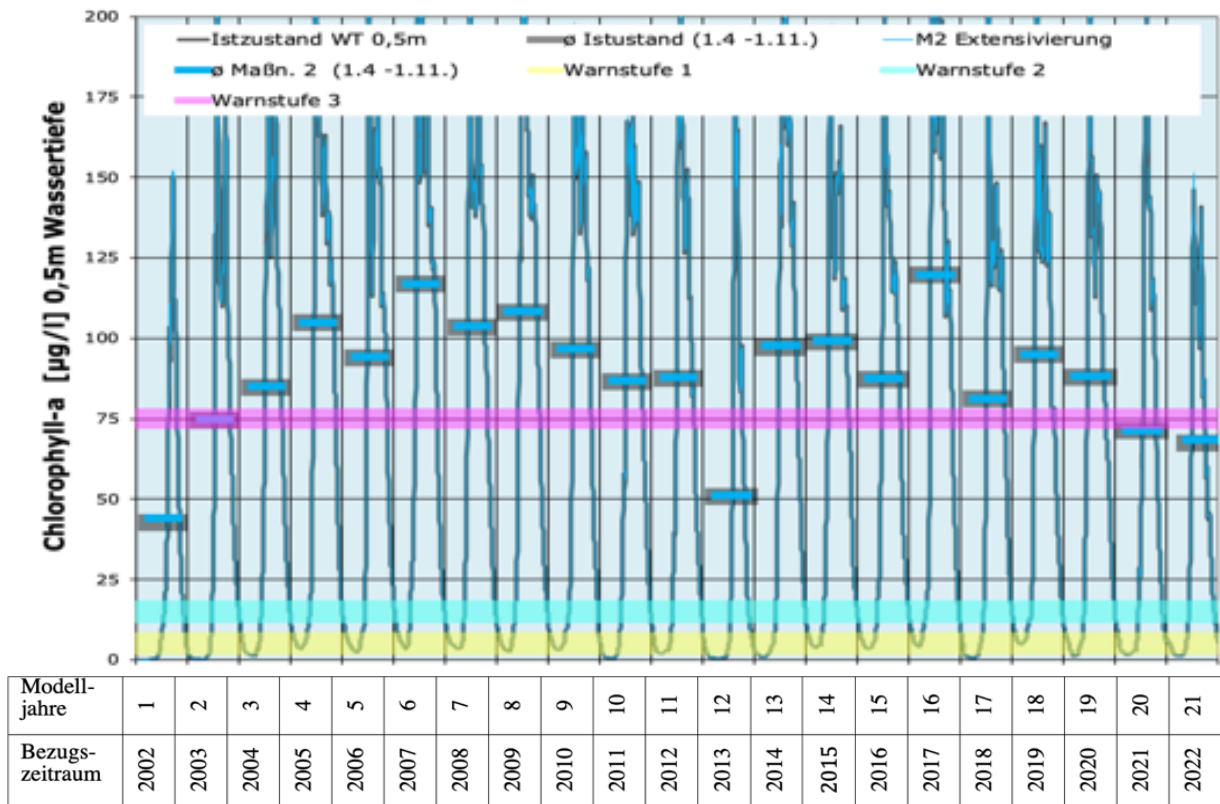


Abbildung 9.18: Chlorophyll-a Werte der Cyanobakterienbiomasse im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 2 in 0,5 m Wassertiefe unter Bezug auf die Orientierungsgrößen für mittlere bzw. hohe Ansprüche an die Wasserqualität

Die Extensivierung reicht folglich zur Verminderung oder Vermeidung von Cyanobakterienmassenentwicklungen nicht aus (vgl. Tabelle 9.15).

Tabelle 9.15: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für Cyanobakterien-Chlorophyll-a im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 2

Referenzjahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel		Saisonmittel April- Oktober	
		Cyanobakterien Chlorophyll-a Gehalt [$\mu\text{g/L}$]			
		Vergleichszustand	Maßnahme 2 (Extensivierung)	Vergleichszustand	Maßnahme 2 (QGW 0,5)
2002-2011	1-10	60,8	61,0	91,2	91,6
2012-2021	11-21	56,6	56,8	85,6	86,0
Ø 2002-2021	1-21	58,6	58,8	88,4	88,7
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (+ = Zunahme)			+ 0,38%		+ 0,43%

9.7 Maßnahme 3: Verminderung der Zuflussrate durch teilweise Führung des Erbachs im Seitenschluss des Brückweiher (Bypass)

9.7.1 Maßnahmenbeschreibung und Kostenschätzung

Durch die Reduzierung der Wasserzuflüsse aus dem Erbach und die damit verbundene Verringerung der Wasseraustauschrate des Brückweiher wird eine Verminderung der externen Nährstoffzufuhr und, als Folge der längeren Wasserverweilzeit, auch eine Verbesserung der seeinternen Ab- und Umbauprozesse insbesondere für Nährstoffe angestrebt. Zu diesem Zweck kann ein Teil des derzeit in den Brückweiher fließenden Bachwassers mittels einer Verrohrung („Bypass“) um den Brückweiher herumgeleitet und später wieder dem Gewässersystem zugeführt werden.

Für die Modellberechnung wird vorausgesetzt, dass die Bypassleitung über einen großen Zeitraum des Jahres aktiv ist und den Erbachzufluss im Jahresmittel von 25,1 L/s auf 16,4 L/s, also um 35 %, verringert.

Die baulichen Einrichtungen für die z.B. auf dem Seegrund verlegte Bypassleitung sowie ihre Einbindung in ein Zu- und Ablaufbauwerk ist mit Kosten von ca. 0,6 bis 0,8 Mio. € verbunden.

9.7.2 Prognose der erreichbaren Verbesserungen durch eine Verringerung der Zuflussrate mittels Bypassleitung

9.7.2.1 Sauerstoffhaushalt

Als Folge einer Verringerung der Zuflüsse mit dem Erbach ergeben sich nahezu keine Auswirkungen für den Sauerstoffhaushalt des Brückweiher (vgl. Abbildung 9.19). In 0,5 m Wassertiefe stellen sich im Saisonmittel (1.4 bis 1.11.) nahezu identische Werte ein wie unter den Bedingungen des Istzustandes. In Bezug auf die Tageswerte könnte sich eine Abschwächung der Sauerstoffmaxima ebenso wie der Sauerstoffminima ergeben. Dies allein würde aber keine Empfehlung für die Umsetzung der Maßnahme begründen.

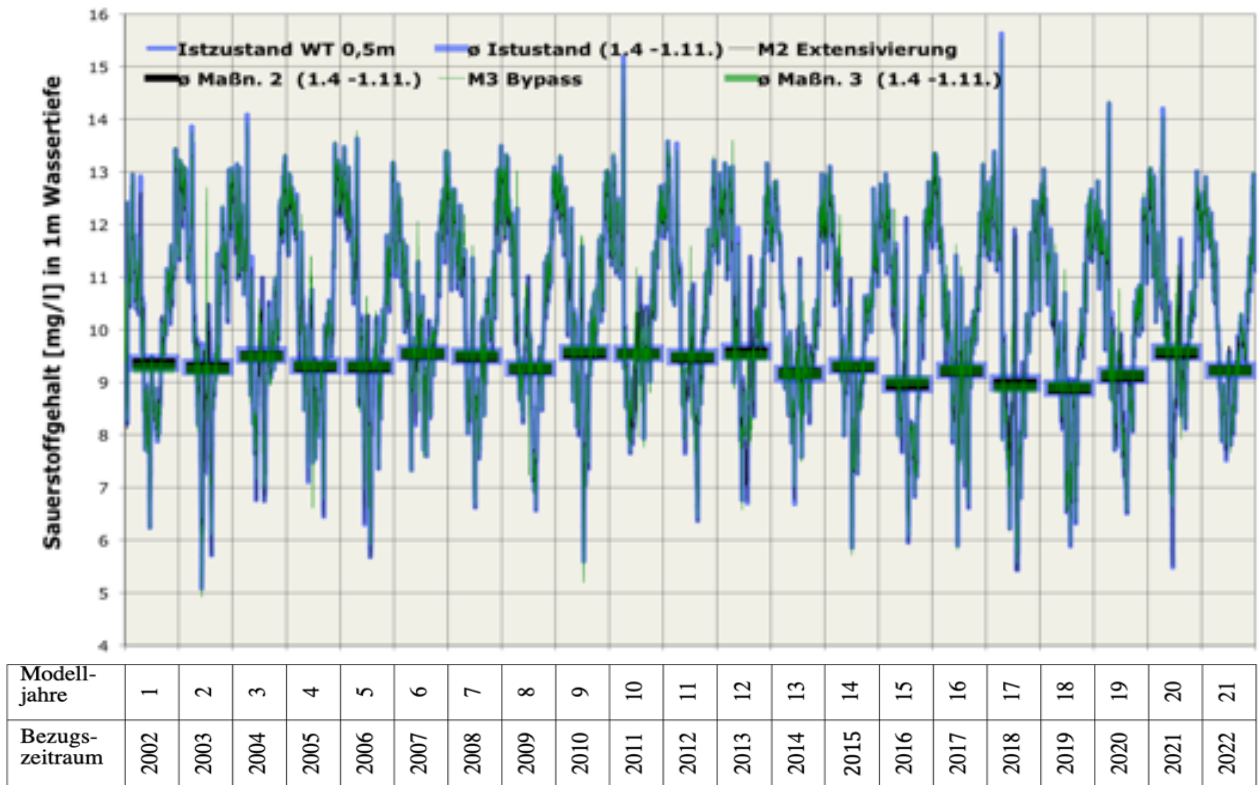


Abbildung 9.19: Auswirkungen der Maßnahme 3 (Verringerung der Zuflussrate in den Brückweiher) auf die Sauerstoffgehalte des Brückweihers in 0,5 m Wassertiefe

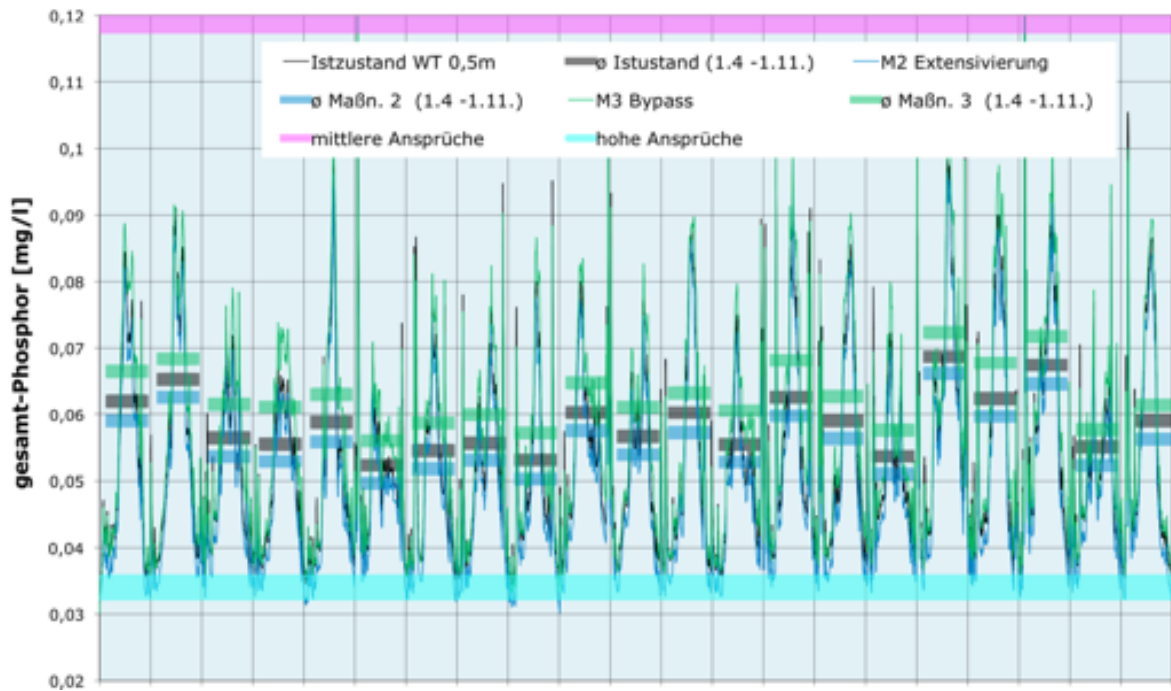
9.7.2.2 Phosphorgehalte im Freiwasser

In Bezug auf die angestrebte Verringerung der Phosphorgehalte im Brückweiher ist die Maßnahme kontraproduktiv. Es kommt zu einer Erhöhung der Phosphorwerte des Seewassers (vgl. Abbildung 9.20).

Die verminderte Nährstoffzufuhr kompensiert nicht die ebenfalls zurückgehende Ausspülungsrate, so dass die intern aus dem Sediment freigesetzten Nährstoffe vermehrt im Gewässer verbleiben und die Phosphorkonzentrationen insgesamt erhöhen. Langfristig wird durch die Verminderung der Zuflussrate der Nährstoffpool im Sediment aber abnehmen, da weniger Nährstoffe extern nachgeliefert und durch Sedimentation gespeichert werden. Daher würde sich allmählich ein günstigerer Gleichgewichtszustand des Nährstoffhaushaltes mit geringerem Nährstoffangebot und niedrigerer Biomasseentwicklung ausbilden. Dieser Zustand liegt aber jenseits des 21ig jährigen Prognosezeitraums und wird daher im Modell nicht abgebildet.

Trotz der leichten Erhöhung der Phosphorgehalte, die sich nach Umsetzung der Maßnahme 3 einstellen werden, bleiben die Werte weiterhin sehr deutlich im Bereich des angestrebten Orientierungswertes für mittlere Ansprüche an die Wasserqualität (vgl. Kapitel 2.1).

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen



Modell-jahre	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Bezugs-zeitraum	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022

Abbildung 9.20: Gesamt-P im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 3 in 0,5 m Wassertiefe unter Bezug auf die Orientierungsgrößen für mittlere bzw. hohe Ansprüche an die Wasserqualität

Die statistischen Kennwerte in der Tabelle 9.16 zeigen die leichte Zunahme der Phosphorbelastung im Brückweiher durch die Verringerung der Wasseraustauschrate, die infolge geringerer Ausspülfefekte bei unveränderter Rücklösungsrate für Sedimentphosphor entstehen.

Tabelle 9.16: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Phosphorgehalt des Brückweihers in 0,5 m Wassertiefe nach Umsetzung der Maßnahme 3

Referenz-jahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel		Saisonmittel April - Oktober	
		gesamt-Phosphor [mg/L]			
		Vergleichszustand	Maßnahme 3 (Bypass)	Vergleichszustand	Maßnahme 2 (Bypass)
2002-2011	1-10	0,052	0,055	0,057	0,057
2012-2021	11-21	0,055	0,058	0,060	0,060
Ø 2002-2021	1-21	0,053	0,056	0,059	0,059
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (+ = Zunahme)			+4,88%		+7,03%

9.7.2.3 Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte)

Wegen der leicht höheren Nährstoffverfügbarkeit ist im Anschluss an die Maßnahme 3 auch mit einer Erhöhung der Algenentwicklung im Brückweiher zu rechnen, die allerdings sehr gering ausfällt (vgl. Abbildung 9.21). Eine relevante Veränderung der Bedingungen, unter denen bereits im Istzustand beide Orientierungsgröße sehr deutlich verfehlt werden, ergibt sich nicht.

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

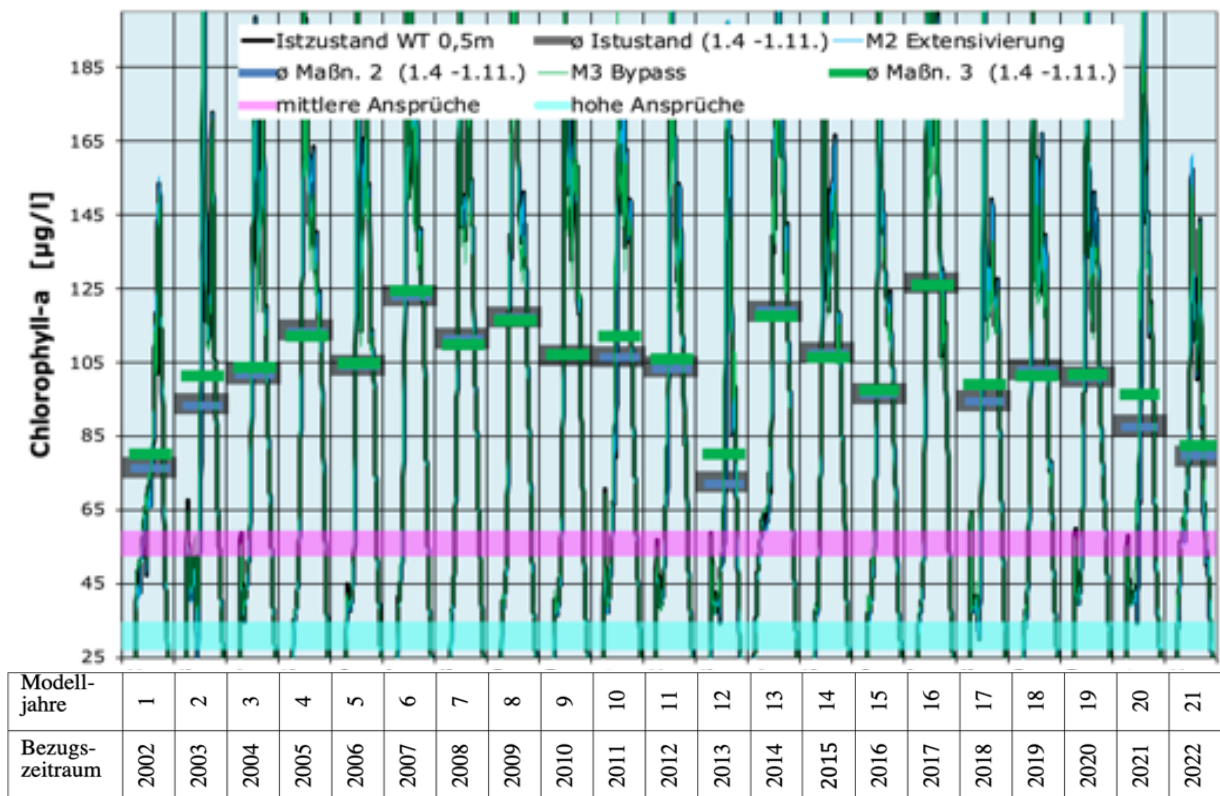


Abbildung 9.21: Chlorophyll-a Werte im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 3 in 0,5 m Wassertiefe unter Bezug auf die Orientierungsgrößen für mittlere bzw. hohe Ansprüche an die Wasserqualität

Die Verringerung der Wasseraustauschzeit führt ohne Reduzierung der internen Phosphorbelastung aus dem Sediment nicht zu einer Verringerung von Algenmassenentwicklungen (vgl. Tabelle 9.17). Da die Verstärkung des Wachstumspotentials für Algen aber sehr gering ausfällt, sind die Maßnahmenauswirkungen für diesen Parameter als neutral zu bezeichnen.

Tabelle 9.17: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Chlorophyll-a Gehalt im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 3

Referenzjahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel		Saisonmittel April - Oktober	
		Chlorophyll-a Gehalt [$\mu\text{g/L}$]			
		Vergleichszustand	Maßnahme 3 (Bypass)	Vergleichszustand	Maßnahme 3 (Bypass)
$\bar{\text{Ø}}$ 2002-2011	1-10		70,6	105,5	107,2
$\bar{\text{Ø}}$ 2012-2021	11-21	66,5	67,5	98,9	100,9
$\bar{\text{Ø}}$ 2002-2021	1-21	68,1	69,1	102,3	104,1
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (+ = Zunahme)			+ 1,34%		+ 1,79%

9.7.2.4 Cyanobakterien (Chlorophyll-a Gehalt durch Cyanobakterienbiomasse)

Die Verringerung der Durchflussrate führt wie bei den Algen auch bei den Cyanobakterien zu einer geringen Zunahme der Biomasse (vgl. Abbildung 9.22).

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

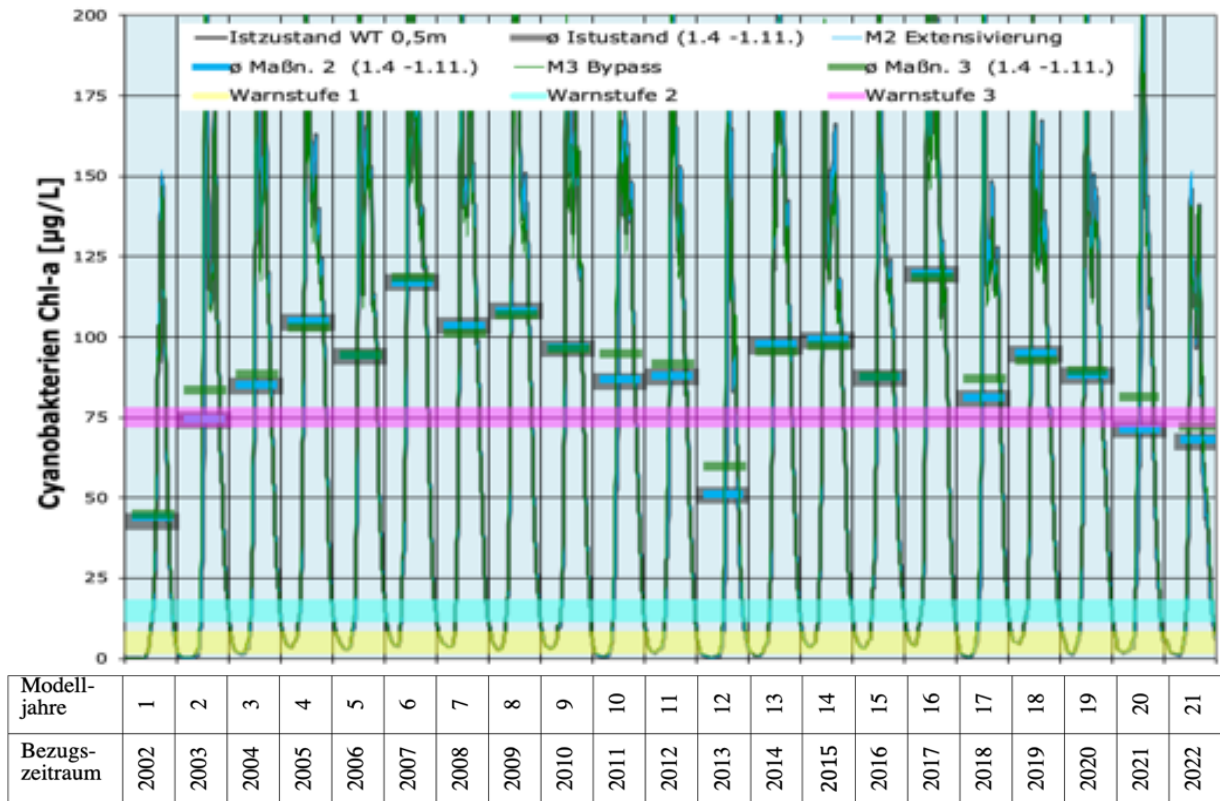


Abbildung 9.22: Chlorophyll-a Werte der Cyanobakterienbiomasse im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 3 in 0,5 m Wassertiefe unter Bezug auf die Orientierungsgrößen für mittlere bzw. hohe Ansprüche an die Wasserqualität

Eine Verbesserung des bereits unter den Bedingungen des Istzustandes deutlich zu hohen Entwicklungspotentials für Cyanobakterien (Blaualgen) ist mit der Maßnahme 3 nicht zu erreichen. Allerdings bleibt die prognostizierte Zunahme der Cyanobakterienbiomasse um 2,12 bzw. 2,71 % (vgl. Tabelle 9.18) so gering, dass auch nicht von einer maßnahmenbedingten Verschlechterung die Rede sein kann.

Tabelle 9.18: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für Cyanobakterien-Chlorophyll-a im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 3

Referenzjahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel		Saisonmittel April- Oktober	
		Cyanobakterien Chlorophyll-a Gehalt [$\mu\text{g/L}$]			
		Vergleichszustand	Maßnahme 3 (Bypass)	Vergleichszustand	Maßnahme 3 (Bypass)
$\bar{\emptyset}$ 2002-2011	1-10	60,8	61,8	91,2	93,2
$\bar{\emptyset}$ 2012-2022	11-21	56,6	57,9	85,6	88,2
$\bar{\emptyset}$ 2002-2021	1-21	58,6	59,9	88,4	90,8
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (+ = Zunahme)			+2,12%		+2,71%

9.8 **Maßnahme 4: Erhöhung des Phosphorbindungsvermögens durch die Zugabe eines Phosphorfällungsmittels in Verbindung mit der Verminderung der Zuflussrate (=Maßnahme 3)**

9.8.1 **Maßnahmenbeschreibung und Kostenschätzung**

Wie im Kapitel 9.7 gezeigt wurde, kann mit der Verminderung der Zuflussrate durch die Installation einer Bypassleitung (Maßnahme 3), mit der ein Teil des Zuflusswassers aus dem Erbach abgezweigt und erst unterhalb des Brückweihers wieder dem Gewässersystem zugeführt wird, kein positiver Effekt erreicht werden. Dies liegt vor allem daran, dass mit der verminderten Wasseraustauschrate auch die Ausspülungseffekte für Nährstoffe zurückgehen und die interne Phosphorrücklösung aus dem Sediment ein stärkeres Eutrophierungspotential gewinnt. Dieser Belastungspfad kann durch eine verbesserte Phosphorfestlegung im Sediment abgeschwächt werden. Erst damit kommen Auswirkungen einer verminderten externen Phosphorzufuhr überhaupt zum Tragen. Die Maßnahme 4 kombiniert die Verminderung der Zuflussrate also mit einer Phosphatfällung.

Mit der Applikation von Fällungsmitteln kann der Nährstoff Phosphor aus dem Wasserkörper eliminiert und das Bindungsvermögen des Sediments gegenüber Phosphor erhöht werden. Als Applikationsmittel kommen Aluminium- und Eisenverbindungen sowie auch Bentophos, ein mit Lanthan angereichertes Bentonitmehl, in Frage. Zusätzlich zu der Bentophosfällung kann noch eine Vorfällung mittels Eisen II oder Eisen III Chloridlösungen erfolgen. Die Applikationsmenge für Flachseen liegt zwischen 4-6 Tonnen Bentophos je ha. Um eine nachhaltige Wirkung zu erzielen, muss die Maßnahme von Zeit zu Zeit (alle ca. 5 bis 10 Jahre) wiederholt werden. Die Applikation des Fällungsmittels erfolgt von einem fahrenden Boot oder einem Ponton aus (vgl. Abbildung 9.23).



Abbildung 9.23: Bentophosapplikation im Feuersee in Stuttgart (Foto BGL)

Durch Einbringen des mit Lanthan angereicherten Tonminerals Bentonit (Produktname Bentophos) in das Wasser wird zunächst, während das Applikationsmittel auf den Gewässergrund absinkt, das im freien Wasser gelöste Phosphat chemisch eliminiert. Die angestrebten langfristigen Effekte entstehen durch die Erhöhung der Bindungskapazität der Sedimente gegenüber Phosphat, wenn sich das Mittel auf dem Gewässergrund abgelagert. Dies bewirkt eine Verminderung der Rücklösungsraten von Sedimentphosphor.

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

Ein nachhaltiger Effekt wird immer dann erreicht, wenn sich als Folge der Maßnahme der See von einem algendominierten in ein wasserpflanzendominiertes Gewässer umwandelt. Längerfristige Effekte treten ohne diese Umstellung meist nicht ein, so dass die Fortführung dieser Maßnahme durch Nachfällung nur sinnvoll ist, wenn sich bereits die Entwicklung einer Wasserpflanzendominanz abzeichnet oder zeitlich begrenzte Einwirkungen wie ungünstige Witterungsbedingungen, unerwarteter Nährstoffeintrag etc. das Aufkommen höherer Wasserpflanzen zunächst verhindert haben. Vermeidbare Effekte, die z.B. von einer falschen fischereilichen Bewirtschaftung ausgehen können, sind im Vorwege auszuschließen.

Die Kostenschätzung für Fällungsmittel und Applikation erreichen bei der Applikation von 40 t Bentophos und einem Preis von bis zu 3.500 €/t einschließlich Ausbringung den in der Tabelle 9.19 angegebenen Umfang. Alternativ können auch Eisen- oder Aluminiumverbindungen eingesetzt werden. Die Kosten für eine Eisenfällung sind deutlich geringer (50.000 € statt 140.000). Eisen (z.B. Eisen III Chlorid) hat aber ein geringeres Phosphorbindungsvermögen als Bentophos.

Tabelle 9.19: Kostenschätzung für Maßnahme 4 (Bentophosapplikation und Bypassleitung)

Maßnahmenschritte	Einmalige Kosten
Applikation von 40 t Bentophos einschließlich Ausbringung mit Boot	140.000 €
Alternativ: Applikation von 40 t Fe (III) Chlorid einschließlich Ausbringung mit Boot	50.000 €
Zusatzkosten Bypassleitung	600.000 €
Gesamtkosten	650.000 – 750.000 €

Die Applikation von Fällungsmitteln kann im Brückweiher nur dann erfolgreich sein, wenn die sehr hohe Wasseraustauschrate und damit die starke externe Nährstoffbefruchtung verringert wird. Deshalb muss die Fällungsmittelapplikation mit einer Verringerung der Zuflussrate (Maßnahme 3) kombiniert werden. Beides zusammen bildet die Maßnahme 4. Die im Folgenden dargestellten Prognoseergebnisse wurden unter der Bedingung ermittelt, dass zunächst, wie in Kapitel 9.7.1 beschrieben, der Zufluss aus dem Erbach um 25,1 L/s auf 16,4 L/s und damit um 35 % verringert wird.

9.8.2 Prognose der erreichbaren Verbesserungen durch Zugabe eines Phosphorfällungsmittels in Verbindung mit der Reduzierung der Wasseraustauschrate

Das Ausmaß der erreichbaren ökologischen Aufwertung im Brückweiher hängt wesentlich von der maßnahmenbedingten Verbesserung der Sedimentbeschaffenheit ab. Auf der Grundlage von Literaturangaben und eigenen Erfahrungen ist theoretisch von den in der Tabelle 9.20 angegebenen Veränderungen der relevanten Parameter auszugehen, die als Grundlage für die Modellkonfiguration genutzt werden.

Tabelle 9.20: Im Modell vorausgesetzte Veränderung der Phosphorfreisetzung durch Maßnahme 4

Vor der Fällung	
Maximum potential PO ₄ release rate	0,055 mg/m ² *d
Nach der Fällung	
Maximum potential PO ₄ release rate	0,020 mg/m ² *d

9.8.2.1 Sauerstoffhaushalt

Durch die Umsetzung der Maßnahme 4 (Kombination von Zuflussreduzierung und Phosphatfällung) ergeben sich keine signifikanten Veränderungen der mittleren Sauerstoffgehalt

te während der hauptsächlichen Wachstumsperiode im Sommerhalbjahr (vgl. Abbildung 9.24). Die mittleren Sauerstoffgehalte bewegen sich bereits unter den Bedingungen des Istzustandes in einem günstigen Bereich. Das Prognoseergebnis zeigt aber einen Rückgang der Sauerstoffspitzen an, so dass sich eine Verminderung des biogenen Sauerstoffeintrags als Maßnahmenfolge abzeichnet.

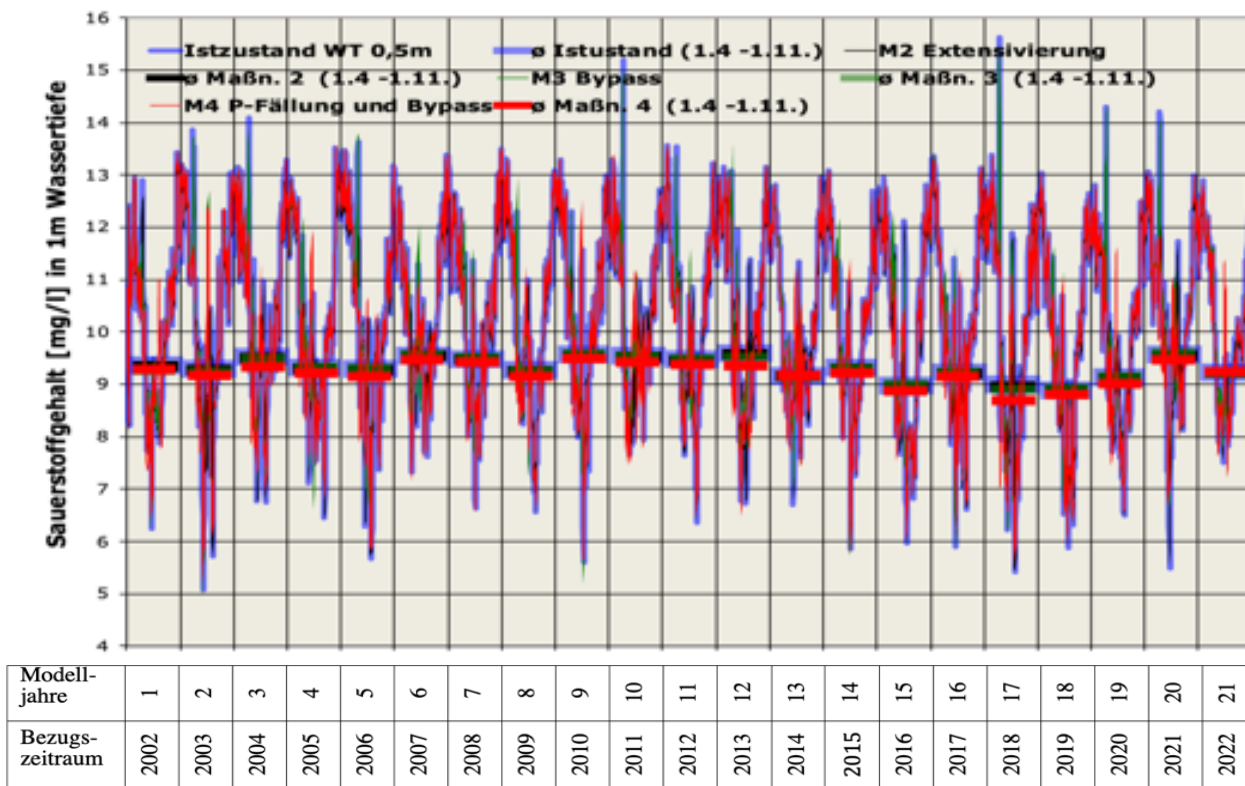


Abbildung 9.24: Auswirkungen der Maßnahme 4 (Kombination von Zuflussreduzierung und Phosphatfällung) auf die Sauerstoffgehalte des Brückweihers in 0,5 m Wassertiefe

9.8.2.2 Phosphorgehalte im Freiwasser

Die Maßnahme 4 bewirkt eine sehr deutliche Reduzierung der Phosphorgehalte im Seewasser (vgl. Abbildung 9.25). Im Saisonmittel (1.1. – 1.11.) erreichen die Konzentrationen fast die Orientierungsgröße für hohe Ansprüche an die Wasserqualität und zeigen damit eine im Vergleich mit den zuvor besprochenen Maßnahmen deutliche höhere Effizienz der Maßnahme 4 an.

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

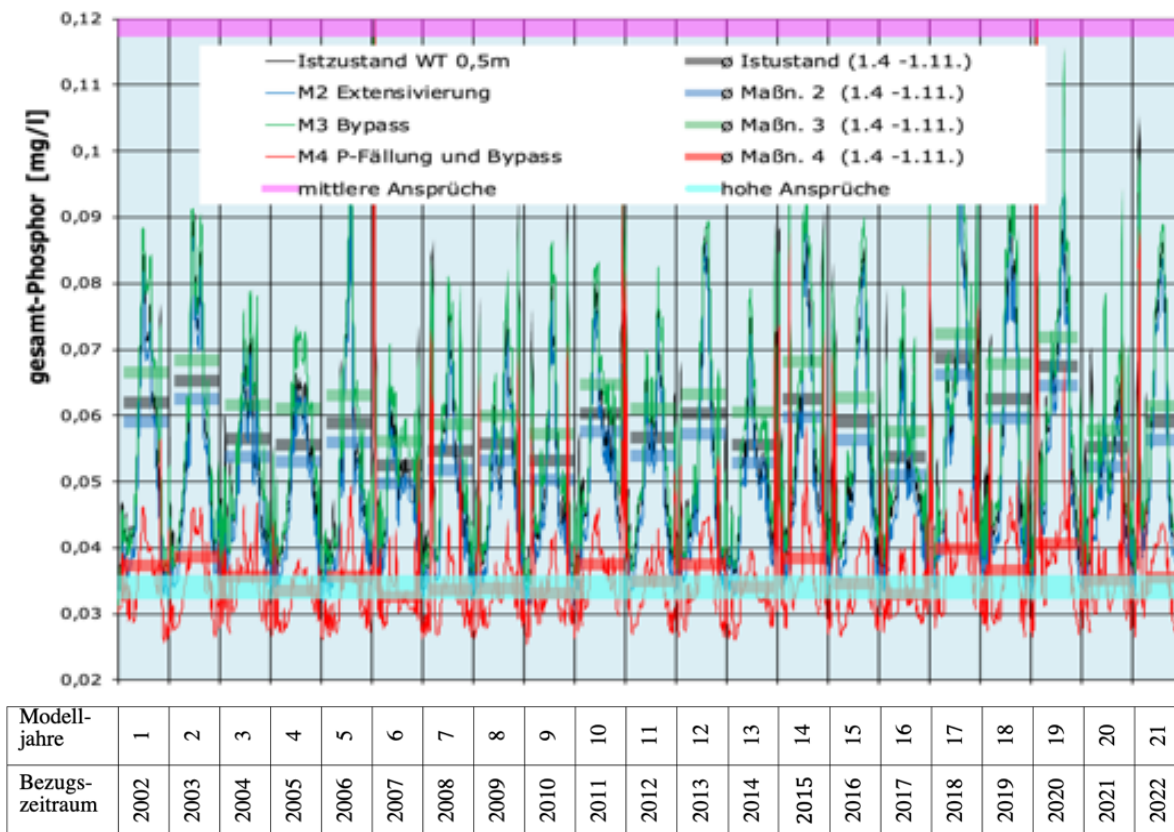


Abbildung 9.25: Gesamt-P im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 4 in 0,5 m Wassertiefe unter Bezug auf die Orientierungsgrößen für mittlere bzw. hohe Ansprüche an die Wasserqualität

Die statistischen Kennwerte in der Tabelle 9.16 zeigen eine Abnahme der Phosphorbelastung um ca. 35 bis 40%.

Tabelle 9.21: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Phosphorgehalt des Brückweihers in 0,5 m Wassertiefe nach Umsetzung der Maßnahme 4

Referenz-jahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel		Saisonmittel April - Oktober	
		gesamt-Phosphor [mg/L]			
		Vergleichszustand	Maßnahme 4 (Fällung & Bypass)	Vergleichszustand	Maßnahme 4 (Fällung & Bypass)
Ø 2002-2011	1-10	0,052	0,034	0,057	0,035
Ø 2012-2022	11-21	0,055	0,036	0,060	0,037
Ø 2002-2021	1-21	0,053	0,035	0,059	0,036
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (- = Abnahme)			-34,31%		-39,13%

9.8.2.3 Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte)

Die Algenentwicklung im Brückweiher nimmt allerdings maßnahmenbedingt keineswegs im gleichen Ausmaß ab wie die Phosphorgehalte und geht nur geringfügig zurück (vgl. Abbildung 9.26).

Im Zusammenspiel mit den übrigen Wachstumsbedingungen für Algen im Brückweiher, wie z.B. Lichtklima, Temperaturhaushalt, Nährstoffkonkurrenz mit Wasserpflanzen etc., bleibt auch nach einer deutlichen Reduzierung des Nährstoffangebots das Wachstumspotentials für Algen sehr hoch. Der Orientierungswert auch für mittlere Ansprüche an die Wasserqualität wird weiterhin deutlich verfehlt.

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

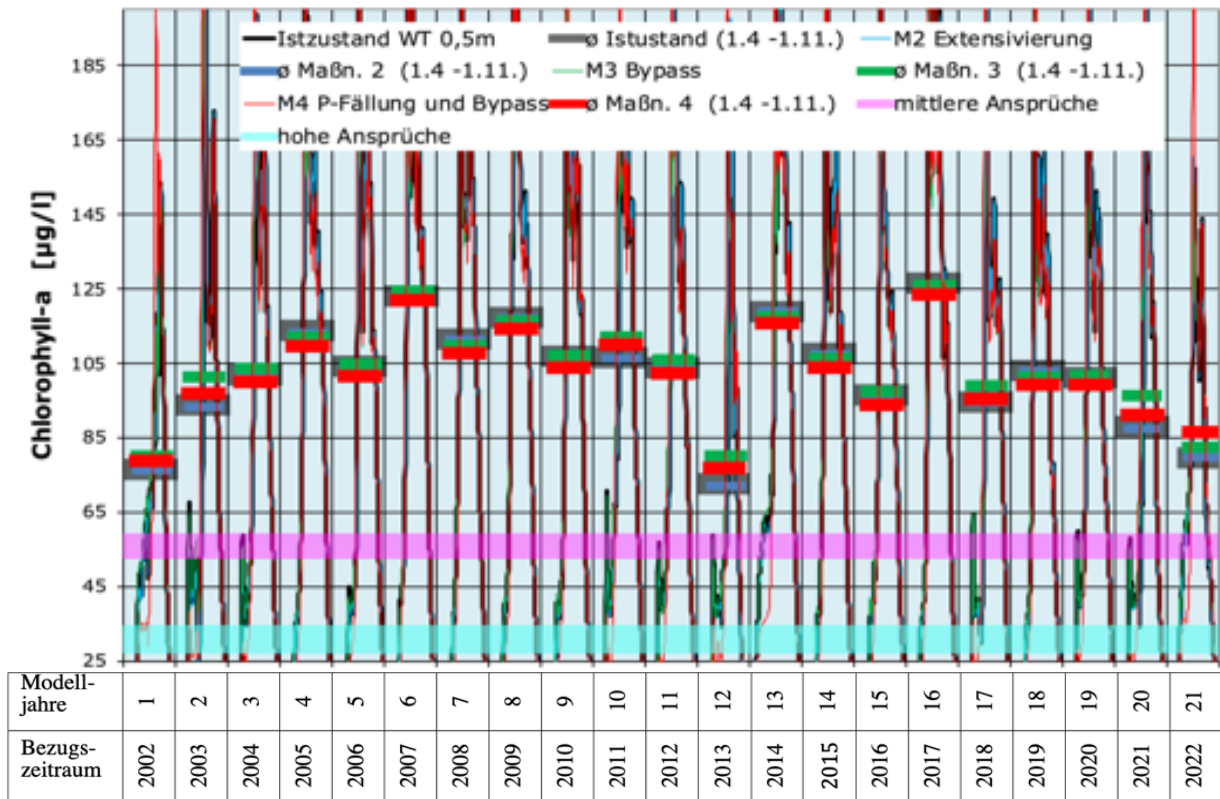


Abbildung 9.26: Chlorophyll-a Werte im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 4 in 0,5 m Wassertiefe unter Bezug auf die Orientierungsgrößen für mittlere bzw. hohe Ansprüche an die Wasserqualität

In Anbetracht des starken Rückgangs der Phosphorgehalte bewirkt die Maßnahme 4 lediglich eine äußerst geringe Reduzierung der Algenentwicklung um ca. 1% (vgl. Tabelle 9.22). Nur wenn es gelingt die im Weiher vorherrschende Algendominanz durch Förderung des Aufkommens Höherer Wasserpflanzen in eine Makrophytendominanz umzuwandeln (vgl. Kapitel 9.5), kann das Wachstumspotential für Algen deutlich reduziert werden.

Tabelle 9.22: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Chlorophyll-a Gehalt im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 4

Referenzjahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel		Saisonmittel April - Oktober	
		Chlorophyll-a Gehalt [$\mu\text{g/L}$]			
		Vergleichszustand	Maßnahme 4 (Fällung & Bypass)	Vergleichszustand	Maßnahme 4 (Fällung & Bypass)
Ø 2002-2011	1-10	69,8	68,8	105,5	104,4
Ø 2012-2022	11-21	66,5	65,5	98,9	98,6
Ø 2002-2022	1-21	68,1	67,2	102,3	101,6
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (- = Abnahme)			-1,17%		-0,70%

9.8.2.4 Cyanobakterien (Chlorophyll-a Gehalt durch Cyanobakterienbiomasse)

Trotz der deutlichen Reduzierung der Phosphorbelastungen durch die Maßnahme 4 ist sogar von einer leichten Zunahme der Cyanobakterienbiomasse auszugehen, wenn die im vorherigen Kapitel bereits angesprochenen sonstigen Parameter wie Lichtklima, Temperaturhaushalt, Nährstoffkonkurrenz mit Wasserpflanzen etc. unverändert bleiben. Da

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

Cyanobakterien über eine höhere Ressourceneffizienz insbesondere bei Phosphor verfügen, werden sie durch Konkurrenzvorteile gegenüber den Algen bei abnehmender Nährstoffverfügbarkeit zunächst leicht begünstigt. Erst eine langfristig stabile Umstellung des Nährstoffhaushaltes kann hier Abhilfe schaffen. Wie der Tabelle 9.23 zu entnehmen ist, gelingt durch die Maßnahme 4 allein keineswegs eine Verminderung des Cyanobakterienaufkommens.

Tabelle 9.23: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für Cyanobakterien-Chlorophyll-a im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 4

Referenzjahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel		Saisonmittel April- Oktober	
		Cyanobakterien Chlorophyll-a Gehalt [$\mu\text{g/L}$]			
		Vergleichszustand	Maßnahme 4 (Fällung & Bypass)	Vergleichszustand	Maßnahme 4 (Fällung & Bypass)
2002-2011	1-10	60,8	64,3	91,2	97,5
2012-2022	11-20	56,6	60,3	85,6	92,1
Ø 2002-2022	1-21	58,6	62,3	88,4	94,8
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (+ = Zunahme)			+6,22%		+7,33%

9.9 Maßnahme 5: Verbesserung der Milieubedingungen durch Teilentschlammung des Brückweihers

9.9.1 Maßnahmenbeschreibung und Kostenschätzung

Ziel der Maßnahme ist die Unterbindung von Nährstoffrücklösungen aus dem Sediment und die Verringerung der Sauerstoffzehrung durch die Entnahme der organischen Ablagerungen auf dem Weihergrund. Insbesondere die Verminderung des Sauerstoffzehrungs- und Phosphorrücklösungspotentials der vorhandenen Sedimentauflage kann als güterelevante Auswirkung der Maßnahme angesehen werden

Bei den Modellberechnungen zur Ermittlung der maßnahmenverursachten Auswirkungen wird die Entnahme von ca. 30.000 m³ Sedimentvolumen vorausgesetzt. Dies verursacht die in der Abbildung 9.27 dargestellten Veränderungen des Volumens und der Wassertiefe im Brückweiher.

Durch die Entnahme des Sediments vergrößert sich das Volumen des Brückweihers von 75.000 m³ auf 115.000 m³. Die Wassertiefe wird von 3,25 auf 4,5 m erhöht, die Seefläche bleibt identisch.

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

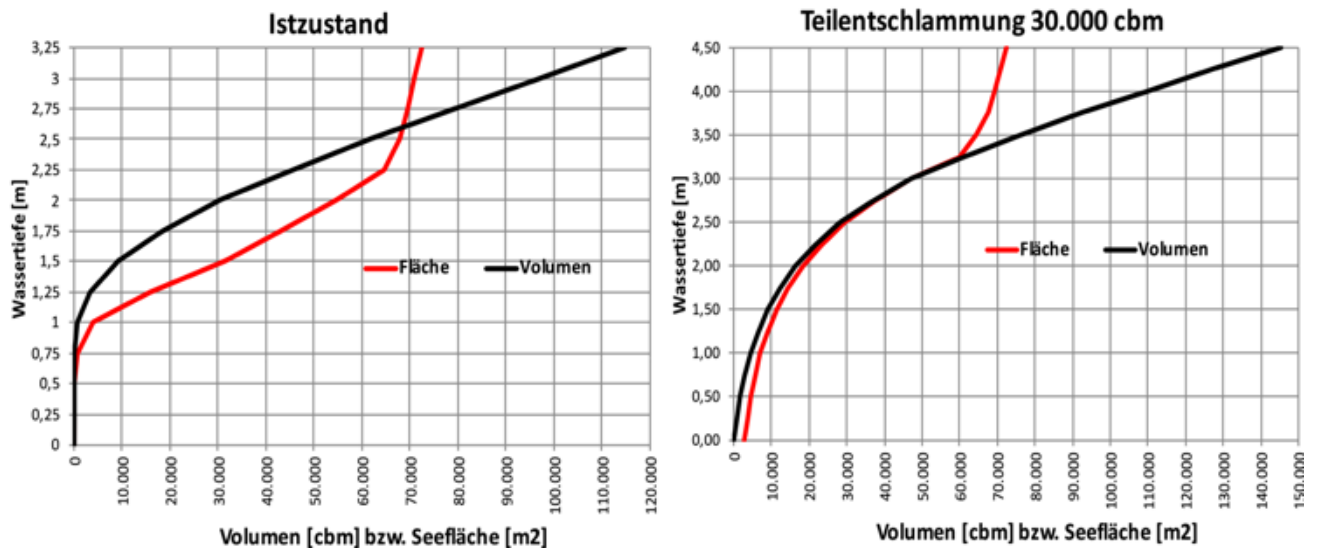


Abbildung 9.27: Veränderungen der morphologischen Kenngrößen durch die Teilentschlammung des Brückweihers

Eine Entschlammung wird üblicherweise mit einem Saugbagger (vgl. Abbildung 9.28) innerhalb weniger Wochen durchgeführt. Als Zeitraum für die Entschlammung kommen primär die Wintermonate außerhalb der Brutzeit in Frage. Allerdings zeigte sich bei Kiesgruben in der Oberrheinebene, dass der Baggerbetrieb dort nur einen geringen Einfluss auf die Avifauna hat. Demnach ist grundsätzlich auch eine andere zeitliche Planung möglich.



Abbildung 9.28: Beseitigung der Sedimente mittels Saugbagger

Der Einsatz eines Saugbaggers erfordert nach der Sedimententnahme eine Schlammaufbereitung mit entsprechender Entwässerung, wobei theoretisch drei Varianten in Betracht kommen:

- **Schlammmentwässerung in einem Schlamm-polder**

Die Schlammsuspension wird in einen Schlamm-polder (vgl. als Beispiel Abbildung 9.29) eingespült und durch Verdunstung und Versickerung entwässert. Bei einem Schlammvolumen von ca. 30.000 m³ sind als Transportmedium 60.000 m³ Wasser notwendig. Ein Teil des Wassers aus der Suspension kann über eine Rücklaufleitung dem Weiher wieder zugeführt werden. Zur schnelleren Entwässerung des Schlammes dient die Zugabe eines Fällungshilfsmittels wie Praestol (Polyacrylamid).



Abbildung 9.29: Schlamm-polder zur Aufbereitung entnommener Sedimente

Um eine effiziente Entwässerung des Schlammes zu gewährleisten, ist ein angemessen großer Spülpolder erforderlich. Dieser muss bei einer Schlammkonzentration von 90.000 m³ (Schlammvolumen und Transportmedium) über eine Fläche von ca. 25.0000 m² verfügen und eine Stapelhöhe von 1,5 bis 2 m zulassen, damit eine ausreichende Konsolidierung des Schlammmaterials möglich ist.

Eine derart große Freifläche existiert im unmittelbaren Umfeld des Brückweiher nicht. Der erforderliche Spülpolder müsste in erheblichem Abstand zum Brückweiher angelegt werden, z.B. an einer ca. 2200 m vom Brückweiher entfernten Stelle beim Felsbach oder abstromig des Möhlwoogs in 2000 m Entfernung. Dies erschwert die Umsetzung einer Sedimententwässerung in einem Spülpolder erheblich.

- **Schlamm-entwässerung und Schlammstapelung in Geobags**

Bei dieser Methode werden die entnommenen Sedimente in Geobags (poröse, geotextile Schläuche; vgl. Abbildung 9.30) aufgenommen und entwässert. Die Entwässerung erfolgt durch Versickerung und Verdunstung, wobei zur Beschleunigung dieses Vorgangs der Suspension ein Flockungshilfsmittel zugegeben wird.

Die Aufstellung der Geobags erfordert ebenfalls geeignete Flächen, der Flächenbedarf ist aber geringer als derjenige für Spülpolder. Daher dürfte diese Art der Schlamm-entwässerung hier eher in Frage kommen.



Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

Abbildung 9.30: Geobags zur Stapelung und Entwässerung von Sedimenten

Nach der Entwässerung muss das Material in jedem Fall entsorgt werden. Die derzeitigen Kosten für den Transport und die Endlagerung des entwässerten Materials in der einzigen für Seesedimente geeignete Deponie, die am Niederrhein liegt, betragen ca. 50 bis 60 €/m³.

Überschlagsmäßig ist für die Entnahme von ca. 30.000 m³ Sediment einschließlich Entsorgung mit den folgenden Kosten zu rechnen:

Tabelle 9.24: Kostenschätzung für Maßnahme 5 bei Verwendung eines Saugbaggers

Maßnahmenschritte	Kosten
Einrichten der Baustelle, Wiederherstellung des Ausgangszustandes und Anlage eines Schlammolders	250.000 €
Sedimententnahme mittels Saugbagger 30.000 m ³ á 20 €/m ³	600.000 €
Entwässern des Sediments mittels Fällungshilfsmittel 30.000 m ³ á 10 €/m ³	300.000 €
Abtransport der Sedimentsuspension per LKW (30.000 m ³ á 30 €/m ³)	900.000 €
Entsorgung bis LAGA 1.2 bei 30.000m ³ á 30 €/m ³	900.000 €
Sonstige Arbeiten (Kartierung und ggf. Entnahme der Großmuscheln)	50.000 €
Gesamtkosten Entschlammung	3.000.000 €

- **Vorortdeponierung der Sedimente und Ausbildung eines Bereichs mit Niedermoor-Charakteristik**

Da die Sedimente im Brückweiher frei von Schadstoffen sind, kann das entnommene Material auch vor Ort abgelagert und für den Aufbau von Schilfflächen, wie z.B. in Abbildung 9.31 dargestellt, genutzt werden. Die entnommenen Sedimente könnten sowohl in abgetrennten Teilbereichen des Brückweihers als auch im direkt unterstromig gelegenen Möhlwoog eingebracht werden. Dadurch würden die Kosten für Transport und Deponierung der entnommenen Sedimente entfallen und könnten für Ausgestaltungsmaßnahmen z.B. im Möhlwoog genutzt werden.

Nach Ablagerung und Konsolidierung der Sedimente entwickeln sich in den teilverfüllten Bereichen Schilfflächen, die nur noch in den Wintermonaten periodisch überstaut werden. Damit der Abfluss des Erbach durch die in diesen Bereichen höhere Verdunstung nicht zu stark reduziert wird, sollte der Erbach im Hochsommer durch ein Seitengerinne um die Schilfflächen herum geführt werden.



Abbildung 9.31: Schilfflächen in einem Niedermoorbereich (Weingartner Moor bei Karlsruhe)

9.9.2 Prognose der erreichbaren Verbesserungen durch Teilentschlammung

Durch die Entschlammung und Vertiefung des Gewässers werden morphologische und hydraulische Parameter verändert, die ebenfalls auf die Wasserqualität einwirken und teilweise gegenläufige Folgen hervorrufen. Infolge der Vergrößerung des Wasservolumens werden Auswirkungen des Sediments z.B. durch Nährstofffreisetzung oder Sauerstoffzehrung abgeschwächt. Zugleich verlängert sich aber die Wasserverweilzeit, so dass der Stoffrückhalt durch Sedimentation zunimmt und bei entsprechend starker externer Belastung im Sediment ein größerer Nährstoffpool abgelagert wird, der dann wiederum für Rücklösungsprozesse zur Verfügung steht.

Im Modell werden die gleichen Rücklösungsdaten für die Freisetzung von Sedimentphosphor vorausgesetzt wie bei der Berechnung der Fällungsmittelapplikation (vgl. Kapitel 9.8):

Tabelle 9.25: Im Modell vorausgesetzte Veränderung der Phosphorfreisetzung durch Maßnahme 5

Vor der Entschlammung	
Maximum potential PO ₄ release rate	0,055 mg/m ² *d
Nach der Entschlammung	
Maximum potential PO ₄ release rate	0,020 mg/m ² *d

Berechnet werden nur die Auswirkungen der Entschlammung ohne weitere Zusatzmaßnahmen.

9.9.2.1 Sauerstoffhaushalt

Eine güterelevante Veränderung der Sauerstoffgehalte im Brückweiher ist durch die Maßnahme nicht zu erwarten (vgl. Abbildung 9.32).

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

Die mittleren Sauerstoffgehalte verbleiben in etwa auf dem Niveau des Istzustandes. Die von biogenen Einträgen durch Algen verursachten Sauerstoffspitzen gehen im Vergleich zum Istzustand etwas zurück. Trotz der höheren Gewässertiefe ist nicht mit Sauerstoffdefiziten über Grund zu rechnen, der tiefere Wasserkörper wird also ausreichend mit Sauerstoff versorgt.

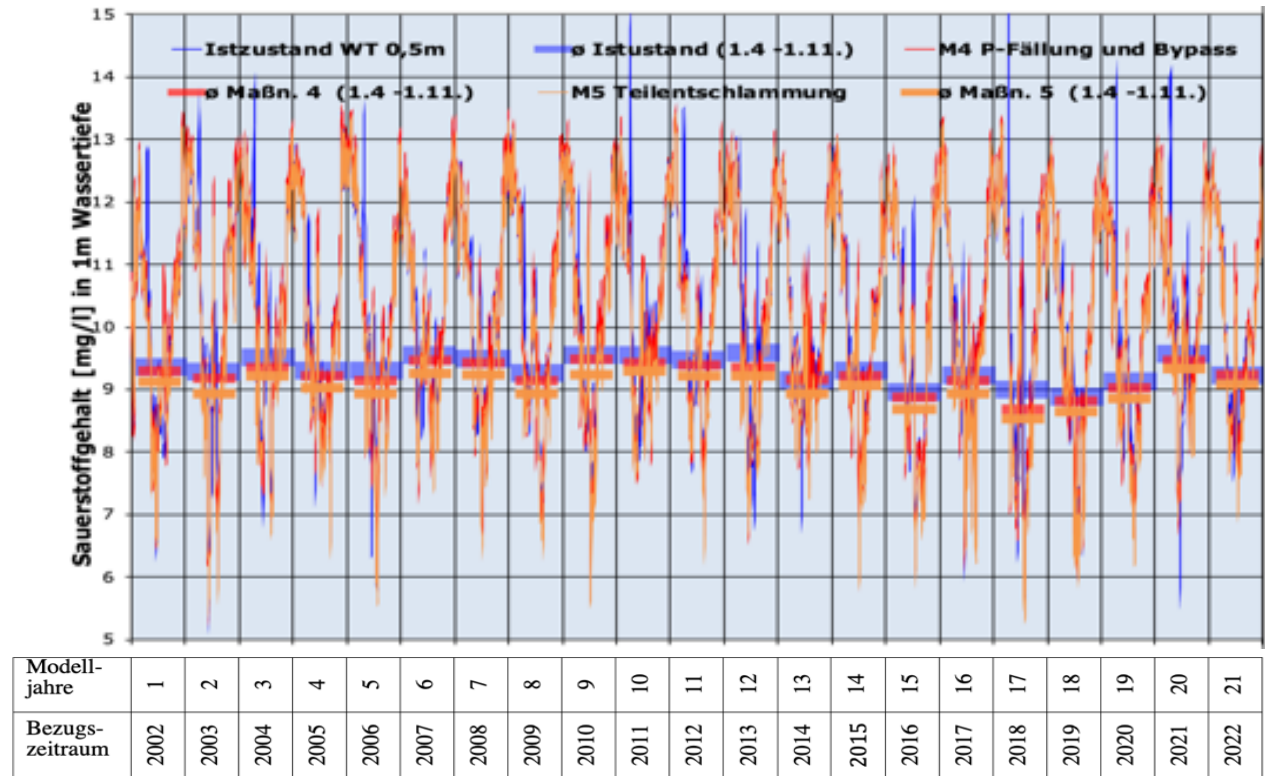


Abbildung 9.32: Auswirkungen der Maßnahme 5 (Teilentschlammung) auf die Sauerstoffgehalte des Brückweihers in 0,5 m Wassertiefe

9.9.2.2 Phosphorgehalte im Freiwasser

Im Hinblick auf die Phosphorgehalte ergeben sich durch Entschlammung erhebliche Verbesserungen ungefähr in dem Ausmaß, das durch die Maßnahme 4 (Kombination von Zuflussreduzierung und Phosphatfällung) erreicht werden kann.

Die Saisonmittelwerte entsprechen fast den Anforderungen für hohe Ansprüche an die Wasserqualität (vgl. Abbildung 9.33).

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

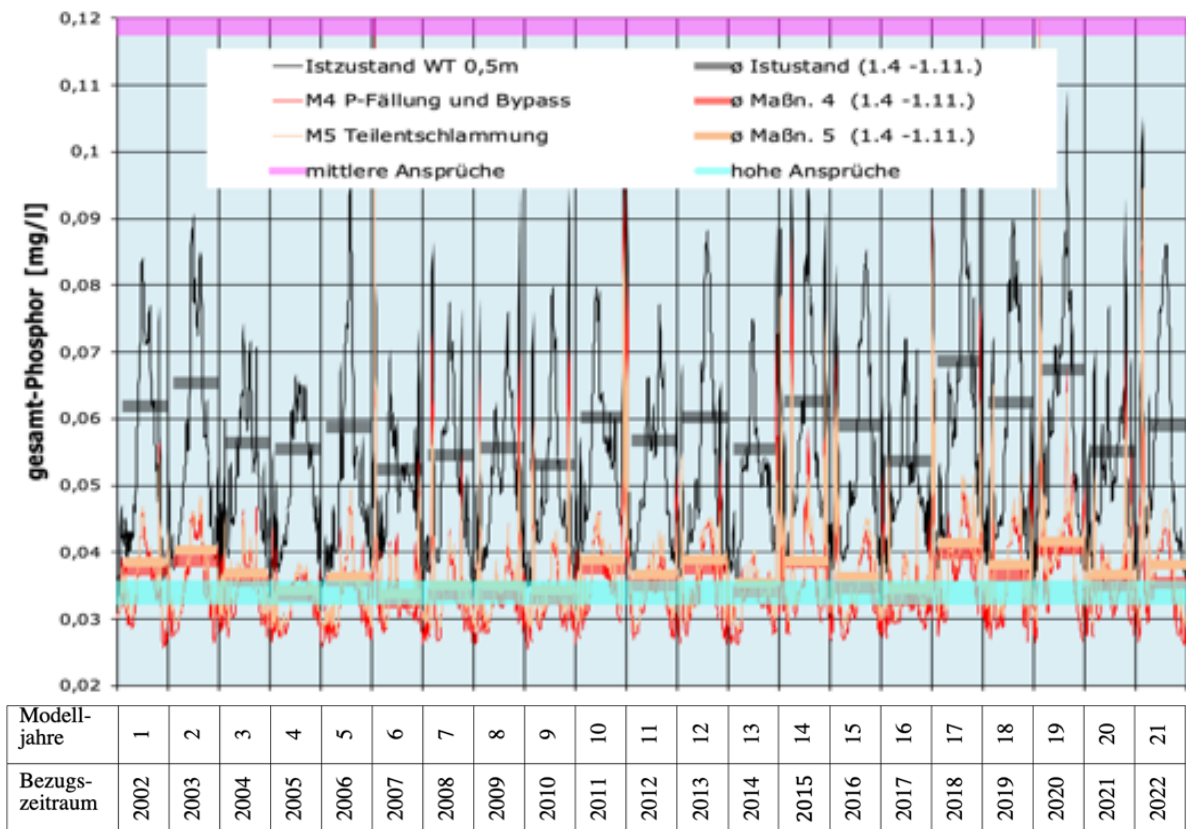


Abbildung 9.33: Gesamt-P im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 5 in 0,5 m Wassertiefe unter Bezug auf die Orientierungsgrößen für mittlere bzw. hohe Ansprüche an die Wasserqualität

Durch den Rückgang der Phosphorgehalte im Freiwasser um ca. 31 bis 37 % verbessern sich die Milieubedingungen im Brückweiher sehr deutlich. Im Zusammenspiel mit der höheren Wassertiefe dürften sich die Habitatstrukturen langfristig zugunsten der Ansiedlung von Höheren Wasserpflanzen verändern und damit das Algenaufkommen zurückdrängen.

Tabelle 9.26: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Phosphorgehalt in 0,5 m Wassertiefe nach Umsetzung der Maßnahme 5

Referenz-jahre	Jahre nach Maß-nahmenumset-zung	Jahresmittel		Saisonmittel April - Oktober	
		gesamt-Phosphor [mg/L]			
		Vergleichszu-stand	Maßnahme 5 (Teilent-schlammung)	Vergleichszu-stand	Maßnahme 5 (Teilent-schlammung)
2002-2011	1-10	0,052	0,035	0,057	0,036
2012-2021	11-21	0,055	0,038	0,060	0,038
Ø 2002-2022	1-21	0,053	0,037	0,059	0,037
Veränderung gegenüber Ver-gleichszustand (- = Abnahme)			-31,40 %		-36,81 %

9.9.2.3 Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte)

Zwar bewirkt die Maßnahme 5 einen deutlicheren Rückgang der Algenentwicklung als die Maßnahmen 1 bis 4, der Orientierungsgröße selbst für mittlere Ansprüche an die Wasserqualität kann aber ohne Zusatzmaßnahmen dennoch nicht entsprochen werden (vgl. Abbildung 9.34).

Obwohl der maßnahmenbedingte Phosphorrückgang kein höheres Ausmaß erreicht als die Maßnahme 4 (Phosphatfällung), ist die Effektivität der Maßnahme 5 gegenüber Algenmassenentwicklungen deutlich stärker. Dies erklärt sich durch die höhere Wassertiefe nach der

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

Sedimententnahme, in deren Folge die auf den Weihergrund ausgesunkenen Nährstoffe nicht wieder unmittelbar für das Algenwachstum zur Verfügung stehen.

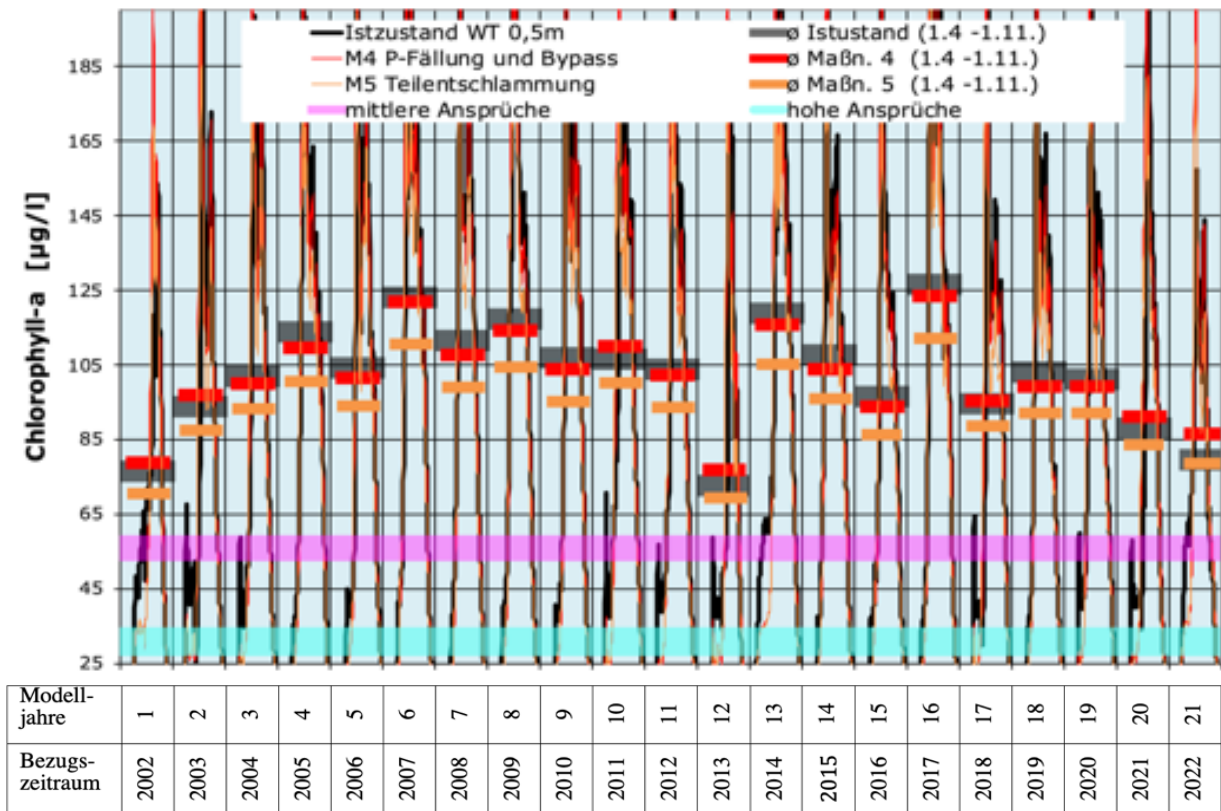


Abbildung 9.34: Chlorophyll-a Werte im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 5 (Teilentschlammung) in 0,5 m Wassertiefe unter Bezug auf die Orientierungsgrößen für mittlere bzw. hohe Ansprüche an die Wasserqualität

Insgesamt verfehlt aber auch die Teilentschlammung mit einer Reduzierung des Algenaufkommens von 8,76 bis 9,02 % (vgl. Tabelle 9.27) das Restaurierungsziel deutlich. Um Algenmassenentwicklungen nachhaltig begegnen zu können, müsste sich im See eine Wasserpflanzendominanz (vgl. Kapitel 9.5.1) etablieren.

Tabelle 9.27: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Chlorophyll-a Gehalt im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 5

Referenzjahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel		Saisonmittel Apr - Okt	
		Chlorophyll-a Gehalt [µg/L]			
		Vergleichszustand	Maßnahme 5 (Teilentschlammung)	Vergleichszustand	Maßnahme 5 (Teilentschlammung)
Ø 2002-2011	1-10	69,8	63,5	105,5	95,5
Ø 2012-2022	11-21	66,5	60,9	98,9	90,4
Ø 2002-2022	1-21	68,1	62,2	102,3	93,0
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (- = Abnahme)			-8,76%		-9,06%

9.9.2.4 Cyanobakterien (Chlorophyll-a Gehalte der Cyanobakterien)

Auch das Cyanobakterienaufkommen kann durch die Teilentschlammung und Vertiefung des Weihers etwas abgeschwächt werden. Allerdings fallen die Effekte geringer aus als bei der Algenentwicklung, da Cyanobakterien von einer Abnahme des Nährstoffangebots we-

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

niger beeinflusst werden und auch schwächer belichtete, tiefere Gewässerbereiche besiedeln können.

Tabelle 9.28: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Cyanobakterien-Chlorophyll-a Gehalt im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 5

Referenzjahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel		Saisonmittel April- Oktober	
		Cyanobakterien Chlorophyll-a Gehalt [$\mu\text{g/L}$]			
		Vergleichszustand	Maßnahme 5 (Teilent Schlammung)	Vergleichszustand	Maßnahme 5 (Teilent Schlammung)
Ø 2002-2011	1-10	60,8	59,0	91,2	88,8
Ø 2012-2022	11-21	56,6	55,7	85,6	84,4
Ø 2002-2022	1-21	58,6	57,3	88,4	86,6
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (+ = Zunahme)			-2,17%		-2,02%

9.10 Maßnahme 6: Verbindung der Teilentschlammung (=Maßnahme 5) mit Verminderung der externen Nährstoffzufuhr (=Maßnahme 2) und der Zuflussrate (=Maßnahme 3)

9.10.1 Maßnahmenbeschreibung und Kostenschätzung

Auch die Teilentschlammung des Brückweihers (Maßnahme 5) bewirkt keine ausreichende und nachhaltige Verbesserung des Gewässerzustandes. Insbesondere das Entwicklungspotential für Algen und Cyanobakterien bleibt trotz der deutlichen Reduzierung der Phosphorbelastung immer noch zu hoch. Hier soll nun dargestellt werden, welche Effekte durch die Kombination dreier Maßnahmen, die sowohl die externe Phosphorbelastung als auch die interne Phosphorfreisetzung reduzieren, erreicht werden können.

Zur Verminderung der externen Belastung dienen die Maßnahme 2 (Verminderung der Nährstoffgehalte im zufließenden Wasser des Erbachs, vgl. Kapitel 0) und die Maßnahme 3 (Verringerung der zufließenden Wassermenge aus dem Erbach, vgl. Kapitel 9.7). Die interne Belastung wird durch die in Kapitel 9.9 beschriebene Teilentschlammung des Weihers (Maßnahme 5) vermindert.

Die einzelnen Arbeitsschritte und eine überschlagsmäßige Kostenschätzung sind in der Tabelle 9.26 angegeben.

Tabelle 9.29: Kostenschätzung für Maßnahme 6

Maßnahmenschritte	Kosten
Einrichten der Baustelle und Wiederherstellung des Ausgangszustandes und Anlage eines Schlamm-polders	250.000 €
Sedimententnahme mittels Saugbagger 30.000 m ³ á 20 €/m ³	600.000 €
Entwässern des Sedimentes mittels Fällungshilfsmittel 30.000 m ³ á 10 €/m ³	300.000 €
Abtransport der Sedimentsuspension per LKW (30.000 m ³ á 30 €/m ³)	900.000 €
Entsorgung bis LAGA 1.2 bei 30.000 m ³ á 30 €/m ³	900.000 €
Sonstige Arbeiten (Kartierung und ggf. Entnahme der Großmuscheln)	50.000 €
Gesamtkosten Entschlammung	3.000.000 €
Bau einer Bypassleitung einschließlich Gestaltung der Bauwerke	600.000 €
Kosten gesamt netto ohne Planungskosten	3.600.000 €

Als Umrechnung von Schlamm von m³ in Tonne wird der Faktor 1,5 angesetzt.

9.10.2 Prognose der erreichbaren Verbesserungen

9.10.2.1 Sauerstoffhaushalt

Die Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes entspricht nach Umsetzung der Maßnahme 6 den Bedingungen, mit denen auch im Anschluss an die Teilentschlammung des Weiher (Maßnahme 5) zu rechnen ist. Sauerstoffdefizite treten im Wasserkörper nicht auf und die Maxima fallen etwas geringer aus als im Istzustand.

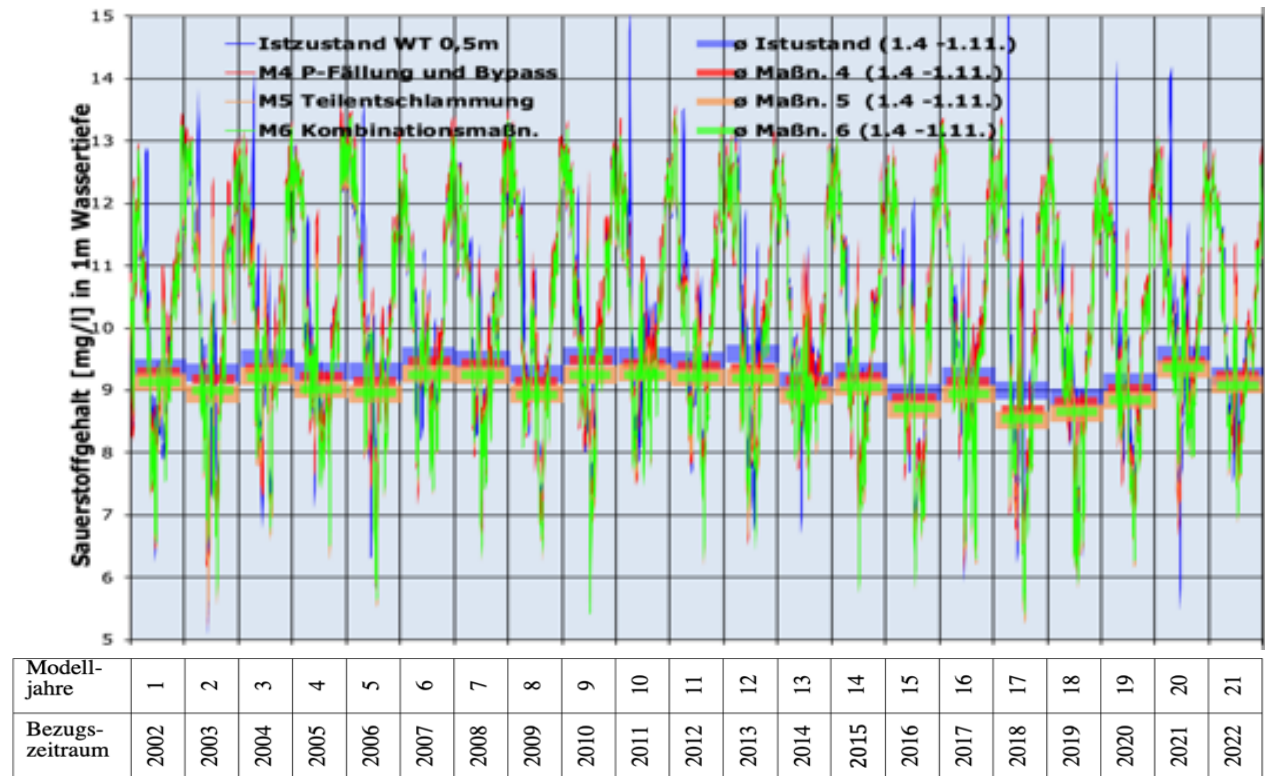
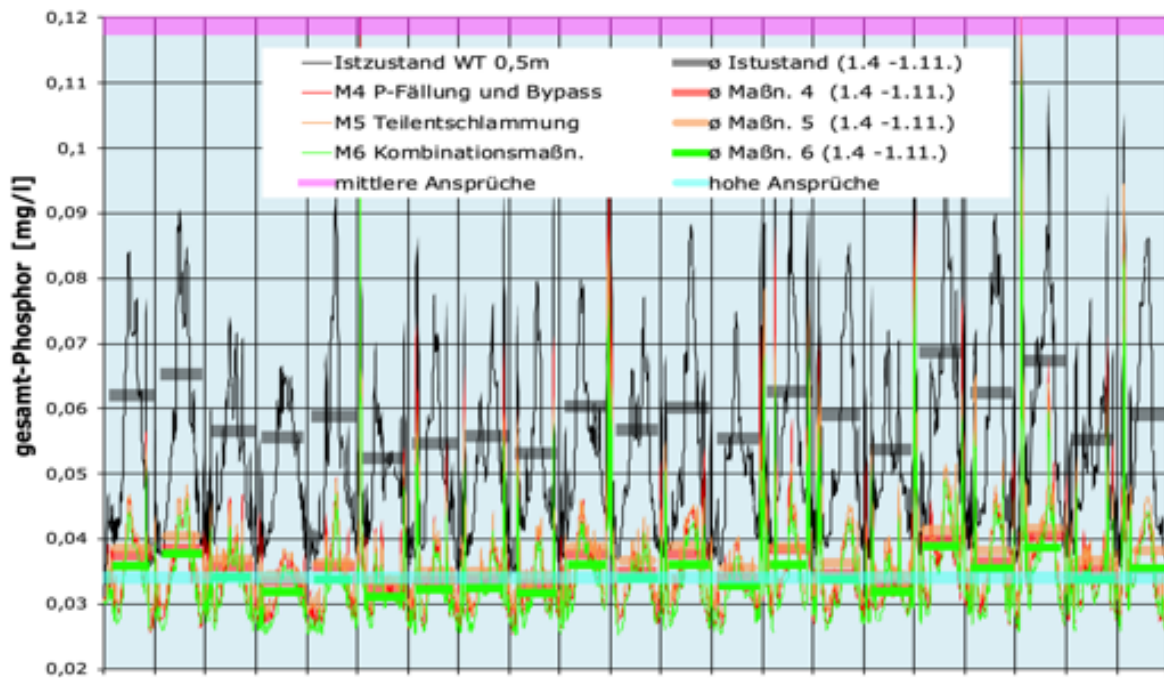


Abbildung 9.35: Auswirkungen der Maßnahme 6 (Teilentschlammung und Verminderung des externen Phosphoreintrags) auf die Sauerstoffgehalte des Brückweiher in 0,5 m Wassertiefe

9.10.2.2 Phosphorgehalte im Freiwasser

Die Kombination der Maßnahmen 2, 3 und 5 bewirkt durch die Verminderung der externen und internen Belastung eine stärkere Reduzierung der Phosphorgehalte im Brückweiher als sämtliche bisher diskutierte Einzelmaßnahmen (vgl. Abbildung 9.36). Die Effekte übersteigen auch die Auswirkungen, die durch eine Teilentschlammung (Maßnahme 5) allein erreichbar sind. Die Unterschiede zu dieser als Einzelmaßnahme sind allerdings nicht erheblich, die Anforderungen für hohe Ansprüche an die Wasserqualität können jedoch zuverlässiger eingehalten werden.

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen



Modell-jahre	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Bezugs-zeitraum	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022

Abbildung 9.36: Gesamt-P im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 6 (Kombination interner und externer Phosphorreduzierung) in 0,5 m Wassertiefe unter Bezug auf die Orientierungswerte

Die statistischen Kennwerte in der Tabelle 9.30 zeigen eine Abnahme der Phosphorbelastung um ca. 37 bis 41,5 %. Mit der Teilentschlammung allein wäre eine Reduzierung um 31,4 bis 36,8 % möglich (vgl. Tabelle 9.26 auf Seite 94).

Tabelle 9.30: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Phosphorgehalt in 0,5 m Wassertiefe nach Umsetzung der Maßnahme 6

Referenz-jahre	Jahre nach Maß-nahmenumset-zung	Jahresmittel		Saisonmittel April - Oktober	
		gesamt-Phosphor [mg/L]			
		Vergleichs-zustand	Maßnahme 6 (Kombinati-onsmaßnah-me*)	Vergleichs-zustand	Maßnahme 6 (Kombinati-onsmaßnah-me*)
Ø 2002-2011	1-10	0,052	0,032	0,057	0,034
Ø 2012-2022	11-21	0,055	0,035	0,060	0,035
Ø 2002-2022	1-21	0,053	0,034	0,059	0,034
Veränderung gegenüber Ver-gleichszustand (- = Abnahme)			-37,15%		-41,41%

*Kombinationsmaßnahme=Teilentschlammung (Maßnahme 5) + Bypass (Maßnahme 3) + Extensivierung (Maßnahme 2)

9.10.2.3 Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte)

Die Umsetzung der Kombinationsmaßnahme (Entschlammung, Bypassleitung und Extensivierung) bewirkt trotz des weiter verminderten Nährstoffangebots keinen relevanten Rückgang der Algenentwicklung im Brückweiher. Das Programm weist sogar Werte aus, die noch leicht über den Chlorophyll-a Gehalten liegen, die für die Teilentschlammung als Einzelmaßnahme ausgewiesen wurden (vgl. Abbildung 9.37). Auch das deutlich reduzierte Nährstoffangebot reicht also für die Entstehung von Algenmassenentwicklungen weiterhin aus. Keiner der anvisierten Orientierungswerte kann mit der Maßnahme 6 erreicht werden.

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

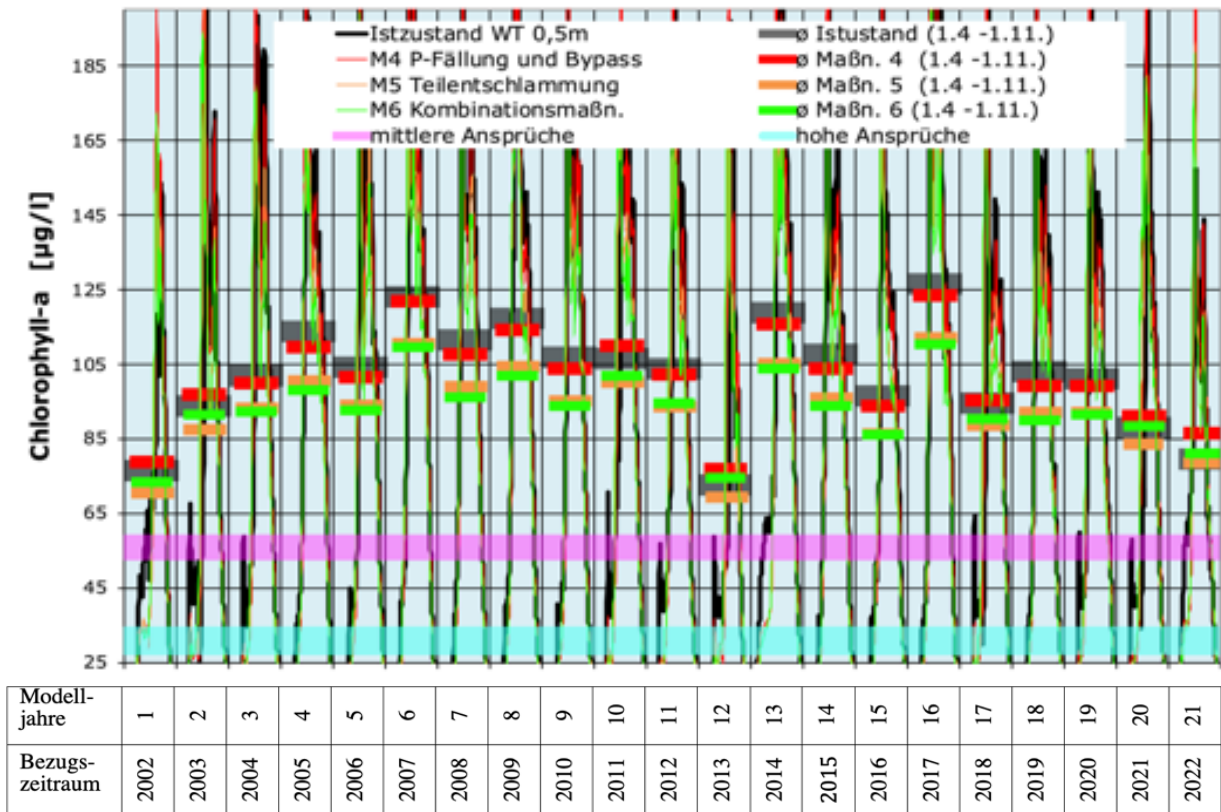


Abbildung 9.37: Chlorophyll-a Werte im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 6 (Kombination interner und externer Phosphorreduzierung) in 0,5 m Wassertiefe unter Bezug auf die Orientierungswerte

Mit der Maßnahmenkombination kann lediglich eine Abnahme der Chlorophyll-a Gehalte um ca. 9% erreicht werden (vgl. Tabelle 9.31). Neben der deutlichen Reduzierung der Phosphorgehalte im Weiher und einer moderaten Vertiefung durch die Entschlammung sind weitere Maßnahmen unumgänglich, um Algenmassenentwicklungen zuverlässig zu unterbinden. Wie schon mehrfach erwähnt, muss das Restaurierungsziel die Etablierung einer Wasserpflanzendominanz (vgl. Kapitel 9.5.1) sein.

Tabelle 9.31: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Chlorophyll-a Gehalt im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 6

Referenz-jahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel		Saisonmittel Apr - Okt	
		Chlorophyll-a Gehalt [$\mu\text{g/L}$]			
		Vergleichs-zustand	Maßnahme 6 (Kombinationsmaßnahme*)	Vergleichs-zustand	Maßnahme 6 (Kombinationsmaßnahme*)
Ø 2002-2011	1-10	69,8	63,0	105,5	95,2
Ø 2012-2022	11-21	66,5	60,7	98,9	91,0
Ø 2002-2022	1-21	68,1	61,8	102,3	93,2
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (- = Abnahme)			-9,24%		-8,87%

*Kombinationsmaßnahme=Teilentschlammung (Maßnahme 5) + Bypass (Maßnahme 3) + Extensivierung (Maßnahme 2)

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

9.10.2.4 Cyanobakterien (Chlorophyll-a Gehalte der Cyanobakterien)

Das Entwicklungspotential für Cyanobakterien wird durch die Maßnahme 6 kaum vermindert (vgl. Tabelle 9.32). Blaualgen können sich noch besser als Algen an geringere Nährstoffgehalte und Veränderungen des Lichtklimas anpassen.

Tabelle 9.32: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Cyanobakterien-Chlorophyll-a Gehalt im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 6

Referenzjahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel		Saisonmittel April- Oktober	
		Cyanobakterien Chlorophyll-a Gehalt [$\mu\text{g/L}$]			
		Vergleichszustand	Maßnahme 6 (Kombinationsmaßnahme*)	Vergleichszustand	Maßnahme 6 (Kombinationsmaßnahme*)
Ø 2002-2011	1-10	60,8	59,0	91,2	89,4
Ø 2012-2022	11-21	56,6	56,4	85,6	86,0
Ø 2002-2022	1-21	58,6	57,7	88,4	87,8
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (+ = Zunahme)			-1,51%		-0,68%

*Kombinationsmaßnahme=Teilent Schlammung (Maßnahme 5) + Bypass (Maßnahme 3) + Extensivierung (Maßnahme 2)

9.11 Maßnahme 7: Vollentschlammung in Verbindung mit einer Verminderung der externen Nährstoffzufuhr (=Maßnahme 2) und der Zuflussrate (=Maßnahme 3)

9.11.1 Maßnahmenbeschreibung und Kostenschätzung

Wie in Kapitel 9.10 dargelegt wurde, kann die Teilentschlammung des Brückweihers auch in Verbindung mit Maßnahmen zur Verminderung der externen Belastung (Maßnahme 6) im Hinblick auf die erforderliche Reduzierung des Entwicklungspotentials für Algen und Cyanobakterien nicht den gewünschten Restaurierungserfolg gewährleisten. Daher soll hier als weitere Variante die Vollentschlammung des Weihers ebenfalls in Kombination mit einer Reduzierung der externen Belastung untersucht werden. Gegenstand der Prognose ist eine Maßnahmenkombination, die neben der Entnahme von 50.000 m³ Sedimentmaterial auch die Verminderung der Nährstoffgehalte im zufließenden Wasser des Erbachs (= Maßnahme 2, vgl. Kapitel 0) sowie die Verringerung der zufließenden Wassermenge aus dem Erbach (= Maßnahme 3, vgl. Kapitel 9.7) beinhaltet.

Die dabei anfallenden Kosten können überschlagsmäßig wie folgt angegeben werden.

Tabelle 9.33: Kostenschätzung für Maßnahme 7

Maßnahmenschritte	Kosten
Einrichten der Baustelle und Wiederherstellung des Ausgangszustandes und Anlage eines Schlamm-polders	250.000 €
Sedimententnahme mittels Saugbagger 50.000 m ³ á 20 €/m ³	1.000.000 €
Entwässern des Sedimentes mittels Fällungshilfsmittel 50.000 m ³ á 10 €/m ³	500.000 €
Abtransport der Sedimentsuspension per LKW (50.000 m ³ á 30 €/m ³)	1.500.000 €
Entsorgung bis LAGA 1.2 bei 30.000m ³ á 30 €/m ³	1.500.000 €
Sonstige Arbeiten (Kartierung und ggf. Entnahme der Großmuscheln)	50.000 €
Gesamtkosten Entschlammung	4.800.000 €
Bau einer Bypassleitung einschließlich Gestaltung der Bauwerke	600.000 €
Kosten gesamt netto ohne Planungskosten	5.400.000 €

9.11.2 Prognose der erreichbaren Verbesserungen

Im Folgenden sollen vor allem die Unterschiede diskutiert werden, die sich im Vergleich zur Maßnahme 6, also durch eine Vollentschlammung des Brückweihers statt einer Teilentschlammung ergeben. Daher kann auf eine detaillierte Darstellung des Prognoseergebnisses verzichtet werden.

9.11.2.1 Sauerstoffhaushalt

Für den Sauerstoffhaushalt wird die Maßnahme 7 nur geringe Auswirkungen haben (vgl. Abbildung 9.38). Die bereits im Istzustand gute Sauerstoffversorgung des Weihers bleibt erhalten, und es entstehen infolge der Vertiefung auch bei einer Vollentschlammung ebenso wenig Probleme in Bezug auf die Sauerstoffversorgung im grundnahen Wasserkörper wie bei der Teilentschlammung.

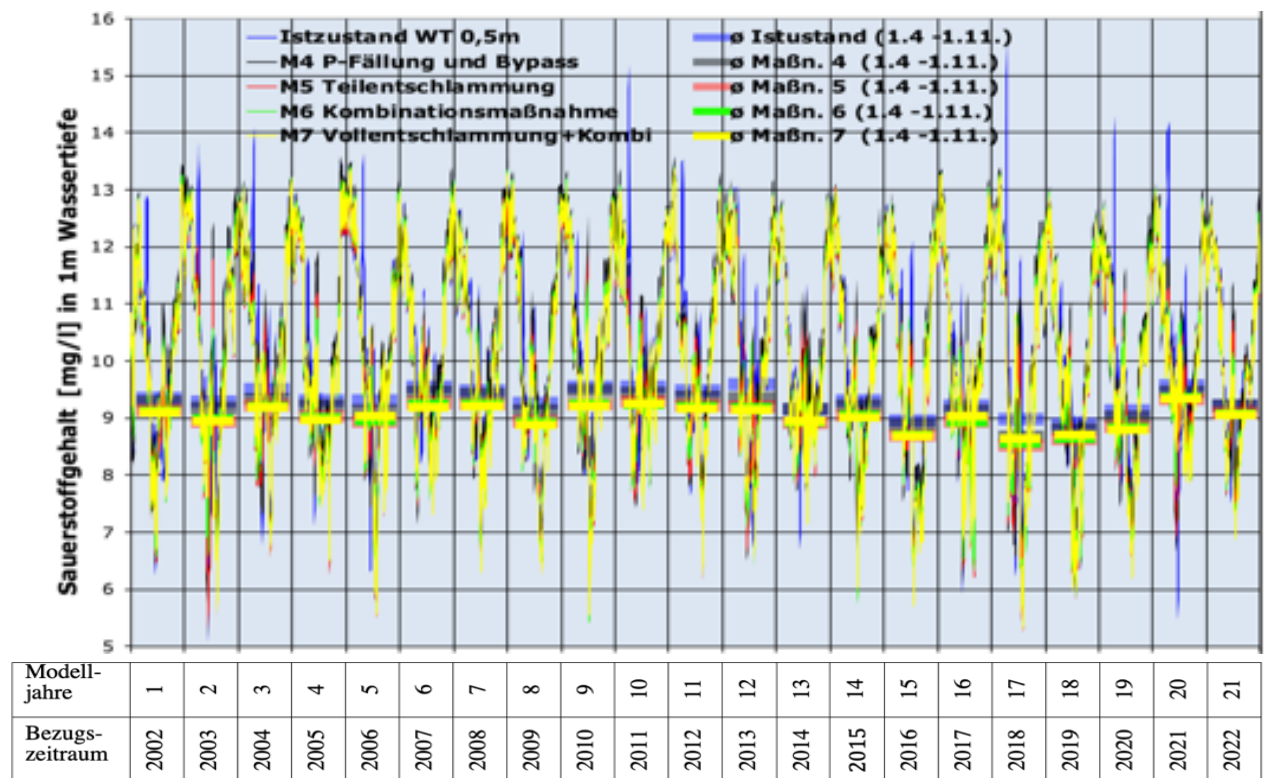


Abbildung 9.38: Auswirkungen der Maßnahme 7 (Vollentschlammung und Verminderung des externen Phosphoreintrags) auf die Sauerstoffgehalte des Brückweihers in 0,5 m Wassertiefe

9.11.2.2 Phosphorgehalte im Freiwasser

Durch die Vollentschlammung des Weihers in Kombination mit der Reduzierung des externen und internen Phosphoreintrags ist wie bei der Maßnahme 6 eine erhebliche Reduzierung der Phosphorgehalte im Brückweiher zu erreichen (vgl. Tabelle 9.34). Allerdings gehen die Werte etwas weniger zurück als bei Maßnahme 6. Für diesen Parameter ergibt sich also kein zusätzlich positiver Effekt, wenn die Teilentschlammung in der Maßnahmenkombination durch eine Vollentschlammung ersetzt wird. Die im Vergleich zur Maßnahme 6 leicht höheren Phosphorwerte entstehen infolge der längeren Wasserverweilzeit in dem nun tieferen und volumenmäßig größeren Weiher, wodurch die Ausspülungsprozesse für Nährstoffe abnehmen.

Tabelle 9.34: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Phosphorgehalt des Brückweihers in 0,5 m Wassertiefe nach Umsetzung der Maßnahme 7

Referenz-	Jahre nach	Jahresmittel	Saisonmittel April - Oktober
-----------	------------	--------------	------------------------------

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

jahre	Maßnahmenumsetzung	gesamt-Phosphor [mg/L]					
		Vergleichszustand	Maßnahme 6 *	Maßnahme 7 **	Vergleichszustand	Maßnahme 6 *	Maßnahme 7 **
Ø 2002-2011	1-10	0,052	0,032	0,033	0,057	0,034	0,035
Ø 2012-2022	11-21	0,055	0,035	0,035	0,060	0,035	0,038
Ø 2002-2022	1-21	0,053	0,034	0,034	0,059	0,034	0,036
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (- = Abnahme)			-37,15%	-35,69%		-41,41%	-38,15%

* Teilentschlammung (Maßnahme 5) + Bypass (Maßnahme 3) + Extensivierung (Maßnahme 2)

** Vollentschlammung + Bypass (Maßnahme 3) + Extensivierung (Maßnahme 2)

9.11.2.3 Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte)

Für die Algenentwicklung ist bei einer Voll- statt einer Teilentschlammung mit höheren Restaurierungseffekten zu rechnen (vgl. Tabelle 9.35). Unter Bezug auf das Restaurierungsziel bleiben aber auch diese Effekte unzureichend. Der zu hohen Algenentwicklung im Brückweiher kann durch eine noch stärkere Verminderung des internen Nährstoffeintrags (Freisetzung von Sedimentphosphor) und die weitere Vertiefung nicht effektiv begegnet werden.

Tabelle 9.35: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Chlorophyll-a Gehalt im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 7

Referenzjahre	Jahre nach Maßnahmenumsetzung	Jahresmittel			Saisonmittel April - Oktober		
		Chlorophyll-a Gehalt [$\mu\text{g/L}$]					
		Vergleichszustand	Maßnahme 6 *	Maßnahme 7 **	Vergleichszustand	Maßnahme 6 *	Maßnahme 7 **
Ø 2002-2011	1-10	69,8	63,0	59,3	105,5	95,2	89,3
Ø 2012-2022	11-21	66,5	60,7	57,8	98,9	91,0	86,4
Ø 2002-2022	1-21	68,1	61,8	58,5	102,3	93,2	87,9
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (- = Abnahme)			-9,24%	-14,10%		-8,87%	-14,06%

* Teilentschlammung (Maßnahme 5) + Bypass (Maßnahme 3) + Extensivierung (Maßnahme 2)

** Vollentschlammung + Bypass (Maßnahme 3) + Extensivierung (Maßnahme 2)

9.11.2.4 Cyanobakterien (Chlorophyll-a Gehalte der Cyanobakterien)

Auch die Auswirkungen auf das Entwicklungspotential für Cyanobakterien sind bei einer Vollentschlammung größer als bei einer Teilentschlammung (vgl. Tabelle 9.36). Allerdings ist der Effektivitätszugewinn so gering, dass in Bezug auf diesen Parameter die Restaurierungsziele ebenso wenig erreicht werden wie bei den Algenentwicklungen.

Auch nach Umsetzung der Maßnahme 7 bestünde weiterhin die Gefahr von Blaualgenmassenentwicklungen. Wie schon mehrfach angesprochen, müsste im Gewässer eine Umstellung der Milieubedingungen hin zu einer Dominanz Höherer Wasserpflanzen, die derzeit fast völlig fehlen, gelingen, damit das Entwicklungspotential von Algen und Cyanobakterien nachhaltig begrenzt werden kann. Dies ist nach Umsetzung der Maßnahme 7 langfristig durchaus möglich, da sich der Nährstoffhaushalt durch die geringeren Nährstoffeinträge und die veränderte Gewässermorphologie allmählich umstellen wird. Innerhalb des 21-jährigen Prognosezeitraums zeichnen sich solche Effekte allerdings noch nicht ab.

Tabelle 9.36: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Cyanobakterien-Chlorophyll-a Gehalt im Brückweiher nach Umsetzung der Maßnahme 7

Referenzjahre	Jahre nach Maßnahme	Jahresmittel			Saisonmittel April - Oktober		
		Chlorophyll-a Gehalt [$\mu\text{g/L}$]					

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

	menums- etzung	Ver- gleichs- zustand	Maß- nahme 6 *	Maß- nahme 7 **	Ver- gleichs- zustand	Maßnah- me 6 *	Maßnah- me 7 **
Ø 2002-2011	1-10	60,8	59,0	55,7	91,2	89,4	84,1
Ø 2012-2022	11-21	56,6	56,4	53,9	85,6	86,0	82,0
Ø 2002-2022	1-21	58,6	57,7	54,8	88,4	87,8	83,1
Veränderung gegenüber Vergleichszustand (- = Abnahme)			-1,51%	-6,46%		-0,68%	-5,94%

* Teilentschlammung (Maßnahme 5) + Bypass (Maßnahme 3) + Extensivierung (Maßnahme 2)

** Vollentschlammung + Bypass (Maßnahme 3) + Extensivierung (Maßnahme 2)

9.12 Maßnahme 8: Externe Phosphorelimination in Verbindung mit einer Teilentschlammung (=Maßnahme 5) sowie der Verminderung der externen Nährstoffzufuhr (=Maßnahme 2) und der Zuflussrate (=Maßnahme 3)

9.12.1 Maßnahmenbeschreibung

Keine bisher beschriebene Maßnahme kann die Phosphorgehalte im Brückweiher so stark vermindern, dass Algen- und Cyanobakterienmassenentwicklungen zuverlässig verhindert werden können. Erst eine weitere Reduzierung der Phosphorwerte durch die externe Reinigung des Seewassers mittels eines Bodenfilters oder in einer Phosphoreliminationsanlage (PEA) ermöglicht eine zeitnahe Umstellung des Weihers von der Algendominanz zur angestrebten Makrophytendominanz (vgl. Kapitel 9.5.1).

Die Diskussion möglicher Restaurierungseffekte durch die externe Reinigung des Seewassers erfolgt unter der Voraussetzung einer zuvor durchgeführten Teilentschlammung (vgl. Kapitel 9.9), einer Verminderung der zugeleiteten Wassermenge durch eine Bypassleitung (vgl. Kapitel 9.7) und der Verringerung der Belastungswerte im Zuflusswasser durch Extensivierungsmaßnahmen (vgl. Kapitel 0). Dabei sollte der Zufluss aus dem Erbach soweit wie möglich reduziert werden und im Idealfall nur noch zur Stützung des Seespiegels dienen, wenn die Zuflussmenge des Felsbachs dafür nicht ausreicht oder Verdunstungsverluste im Sommer ausgeglichen werden müssen.

Durch die Entnahme von Wasser aus dem Brückweiher, seine Reinigung in externen Bodenfiltern oder Phosphateliminationsanlagen und die anschließende Rückleitung des gereinigten Wassers wird der interne Wasserumsatz im Weiher erhöht und ein Nährstoffentzug bewirkt.

Einige der hierfür verwendbaren Anlagentypen können mit einer Wärmepumpe zur Gewinnung von Wärme oder Kälte aus dem im Kreislauf geführten Seewasser kombiniert werden. Diese Nutzung ist als Zusatzfunktion ohne Auswirkungen auf das Restaurierungsergebnis zu verstehen. Allerdings können infolge der Kombination der beiden Verfahren Kostenvorteile entstehen, da der Wasserumsatz und auch die Leitungssysteme über die Wärme/Kältenutzung finanziert werden können. Mittels der Wärmepumpe wird dem abgepumpten Wasser zunächst Wärme oder Kälte entzogen. Im Anschluss daran erfolgt die Reinigung des Wassers z.B. in einer externen Phosphoreliminationsanlage (PEA). Die beiden Verfahrensschritte sind in der Abbildung 9.39 schematisch dargestellt.

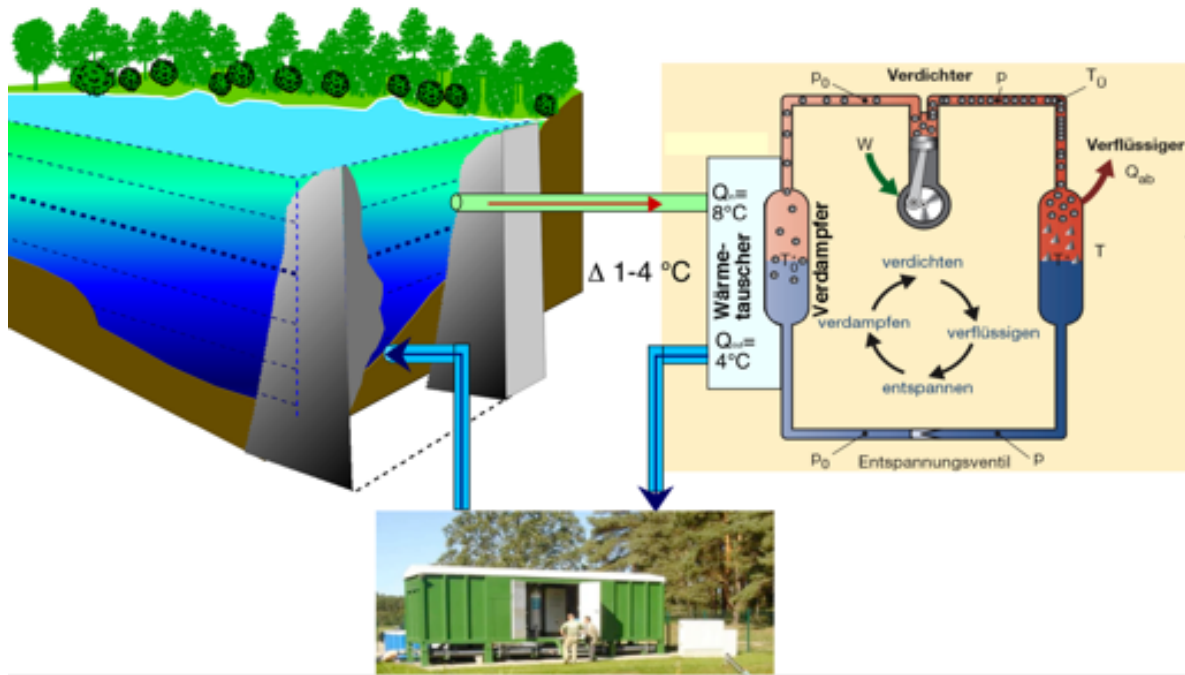


Abbildung 9.39: Thermische Nutzung von Seewasser mit nachgeschalteter Phosphoreliminationsanlage (PEA)

Die Reinigung in dem Bodenfilter oder der Phosphoreliminationsanlage (PEA) bleibt auf die Monate April bis einschließlich Oktober beschränkt. Die dabei umgeschlagenen Wassermengen betragen 17,5 L/s oder 1500 m³/Tag. Diese Mengen werden unabhängig von dem Bedarf zur Energiegewinnung - sofern die zusätzlich mögliche thermische Nutzung überhaupt erfolgt - immer den Reinigungsanlagen zugeführt. Da die Intensität der ggf. gewünschten energetischen Nutzung derzeit nicht konzipiert ist, wird von den in der Tabelle 9.37 angegebenen Mengen ausgegangen. Wenn die im Rahmen der seethermischen Nutzung umgeschlagenen Wassermengen geringer sind als die für den Umschlag in der PEA vorgesehenen Mengen, wird über eine weitere Leitung Wasser in die PEA geführt.

Tabelle 9.37: Umgeschlagene Wassermengen im Jahresverlauf bei externer Reinigung und thermischer Nutzung

Zeitraum	Januar	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	Sept.	Oktober	Nov.	Dez.	Σ [m ³ /J]
Umschlag* Seethermie [m ³ /d]	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	500	500	500	1.000	1.500	1.500	1.500	438.500
Umschlag* in Eliminationsanlage [m ³ /d]	0	0	0	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	0	0	320.250

*Umschlag = Entnahme aus dem Brückweiher und Rückleitung in den Brückweiher. Wasserumschlag beeinflusst die Wasserbilanz nicht.

Als mögliche Anlagentypen kommen zwei Arten von Bodenfiltern (Bodenfilter mit Fällungs- oder Adsorberstufe - Typ Neptun Polyplan oder Bodenfilter mit zeolithhaltigen Lavasanden als Filter und Adsorberstufe) und eine technische Phosphateliminationsanlage (z.B. Pelicon der Fa. Enviplan) in Frage. Für die erreichbare P-Eliminationsrate wird ein Rückgang von 60%, für den Algen- und TOC Rückhalt ein Wert von 75% und für die Stickstoffelimination (primär Ammonium) eine Leistung von 50% vorausgesetzt.

- **Bodenfilter mit Fällungs- oder Adsorberstufe (Typ Polyplan)**

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

Das entnommene Wasser wird durch ein Verteilersystem über dem Bodenfilter verrieselt und anschließend in den Weiher zurückgeleitet (vgl. als Beispiel Abbildung 9.40). Die Phosphorelimination erfolgt primär durch Adsorption. Für eine 60-prozentige Verringerung der Phosphorbelastung eines Wasservolumens von 360.000 m³ innerhalb von 245 Tagen ist eine Bodenfilterfläche von ca. 1500 m² notwendig (Angaben Polyplan GmbH; Stand März 2020). Die Anlage beinhaltet einen zweistufigen Aufbau mit einer nachgeschalteten Eisenchlorid- oder Polyaluminiumchlorid-Fällung, die bei einem Rückgang der Phosphorzulaufrwerte auf 60 µg/l auf eine Adsorberfällung umgeschaltet wird. Beim Einsatz einer Eisen- oder Aluminiumfällung muss der Überschussschlamm entsorgt werden.

Nach Angaben von Polyplan ist mit Investitionskosten zwischen 600.000 und 800.000 € zu rechnen.



Abbildung 9.40: Phosphorelimination durch Bodenfilter – Neptun Polyplan (Bild Polyplan GmbH)

- **Bodenfilter mit zeolithhaltigen Lavasanden als Filter- und Adsorberrstufe**

Alternativ kann auch ein Bodenfilter verwendet werden, dessen Reinigungsleistung ausschließlich auf Adsorption beruht (vgl. Abbildung 9.41). Dabei ist von den höchsten Retentionsleistungen gegenüber Phosphor auszugehen, wenn zeolithreiche Lavasande zum Einsatz kommen. Diese sind auch hydraulisch deutlich höher belastbar als normale, fluviale Sande (BRUCH et al. 2010).

Die dauerhafte hydraulische Belastung der Lavasande liegt bei 500-1000 mm/(m²*d). Bei einem in Volkertsweiler Kreis Tuttlingen realisierten Bodenfilter, der einer Teichkläranlage nachgeschaltet ist, erfolgte über mehrere Jahre eine hydraulische Belastung mit 700 mm/(m²*d), ohne dass dadurch die Reinigungsleistung eingeschränkt wurde.

Unter der Voraussetzung einer im Vergleich zu kommunalen Kläranlagen geringeren Belastung des Seewassers kann von einem hydraulischen Belastungswert von 750 mm/(m²*d) ausgegangen werden. Für die Reinigung von 1.500 m³/d bzw. 360.000 m³ Seewasser in 245 Tagen ist somit eine Bodenfilterfläche von mindestens 2200 m² notwendig.

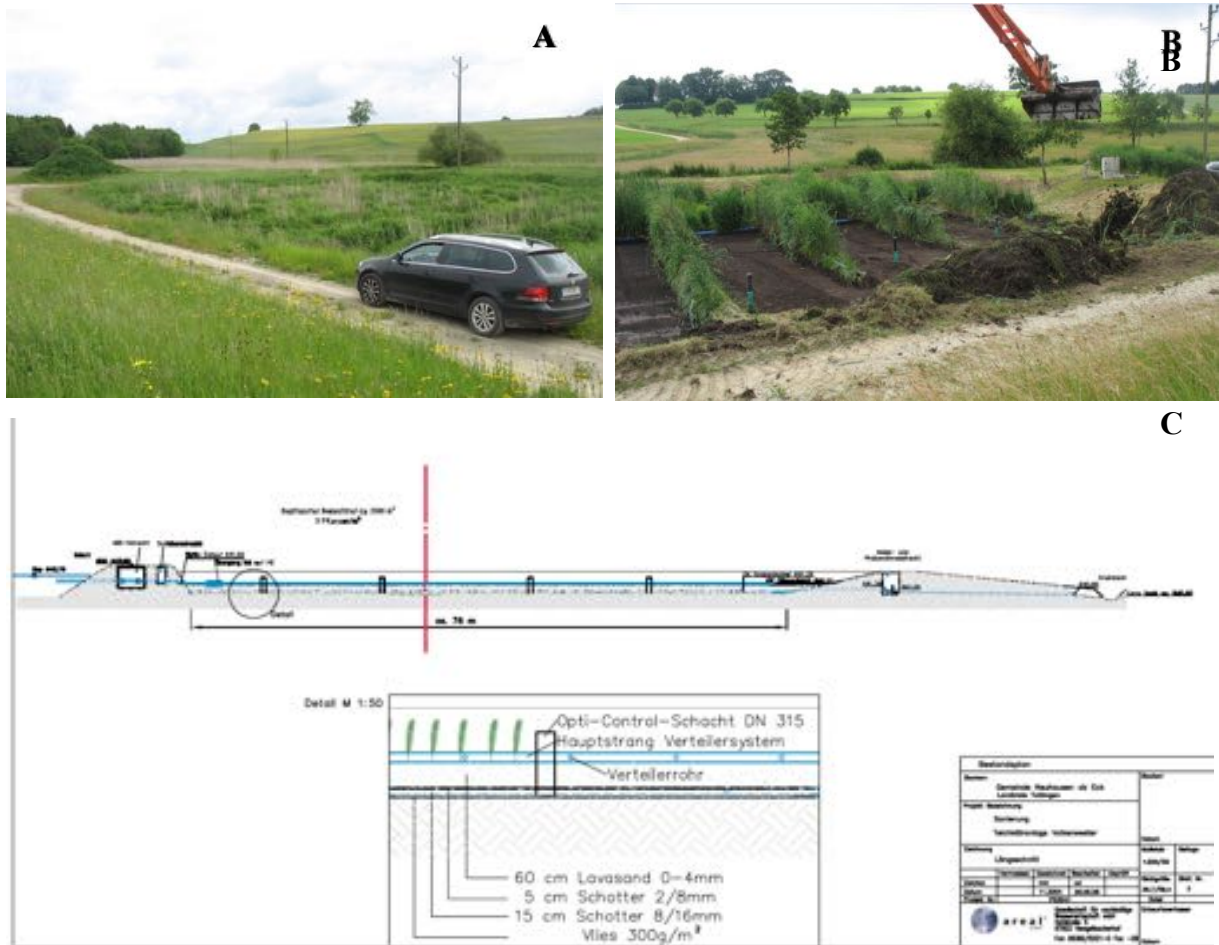


Abbildung 9.41: Phosphorelimination durch Bodenfilter - Dr. Bruch & Partner (Bild Dr. Bruch & Partner)

Nach mündlicher Mitteilung von Herrn Dr. Bruch (Dr. Bruch & Partner - Geowissenschaftler & Ingenieure) ist für die Erstellung der Anlage mit Kosten von ca. 700.000 € zu rechnen. Da es sich bei einem Bodenfilter um eine „Adsorberanlage“ handelt, muss von Zeit zu Zeit der Filterkörper ausgetauscht werden, was die Betriebsdauer der Anlage auf 10 bis 20 Jahre begrenzt.

- **Phosphateliminationsanlage**

Vergleichbar dem Reinigungsverfahren in einem Bodenfilter wird beim Einsatz einer technischen Phosphateliminationsanlage (PEA) Wasser aus dem Weiher entnommen, sodann extern, hier in einem Container, aufbereitet und anschließend in den See zurückgeleitet (vgl. Abbildung 9.42). Dabei wird dem Wasser primär ortho-Phosphat und Phosphor entzogen. Außerdem wird ein Teil der Algenbiomasse herausgefiltert.

Als Fällungsmittel kommen in der Regel Aluminiumverbindungen (Polyaluminiumchlorid) zur Anwendung. Es kann aber auch, wenn Aluminium als Fällungsmittel nicht eingesetzt werden soll, eine taninhaltige Substanz zur Anwendung kommen. Der abgeschiedene Schlamm (Überschussschlamm) muss entsorgt werden, so dass entsprechende Entsorgungskosten anfallen.



Abbildung 9.42: Externe Phosphateliminationsanlage

Die technische Anlage zeichnet sich durch einen sehr geringen Flächenbedarf aus und kann praktisch überall eingesetzt werden. Für die Reinigung eines Wasservolumens von 360.000 m³ im Jahr ist bei siebenmonatiger Zuleitung nach Auskunft von enviplan Ingenieurgesellschaft mbH (Stand 2020) ein Kostenaufwand von ca. 600.000 € notwendig.

9.12.2 Kostenschätzung

Überschlagsmäßig ist für die unterschiedlichen Verfahrensvarianten mit den folgenden Kosten zu rechnen. Zusätzlich fallen Kosten für die Teilentschlammung des Brückweihers und den Bau der Bypassleitung für die Zuflussregulierung an.

Tabelle 9.38: Kostenschätzung für Maßnahme 8 (Externe Nährstoffelimination)

Anlagentyp/Maßnahmenschritte	Investitionskosten	jährl. Betriebskosten
Bodenfilter mit Fällungs- oder Adsorberstufe (Typ Neptun Polyplan)		
Installation der Anlage mit einer Auslegung für 3.2000 m ³ /d	700.000,00 €	
Gestaltung des Zu- und Ablaufbereichs einschließlich Wasserversorgungsleitung	50.000,00 €	
Gesamtkosten netto ohne Planungskosten	750.000,00 €	
Jährliche Betriebskosten für Fällungsmittel und Energieversorgung		25.000 €
Anlagenbetreuung pauschal		10.000 €
Betriebskosten gesamt netto		35.000 €
Bodenfilter mit zeolithhaltigen Lavasanden als Filter und Adsorberstufe		
Installation der Anlage mit einer Auslegung für 3.2000 m ³ /d	700.000,00 €	
Gestaltung des Zu- und Ablaufbereichs einschließlich Wasserversorgungsleitung	50.000,00 €	
Gesamtkosten netto ohne Planungskosten	750.000 €	
Jährliche Betriebskosten für Fällungsmittel und Energieversorgung		20.000 €
Anlagenbetreuung pauschal		5.000 €
Betriebskosten gesamt netto		25.000 €
Phosphateliminationsanlage		
Installation der Anlage mit einer Auslegung für 1.5000 m ³ /d mit zwei Pelikon Containern	600.000,00 €	
Gestaltung des Zu- und Ablaufbereichs einschließlich Wasserversorgungsleitung	50.000,00 €	
Gesamtkosten netto ohne Planungskosten	650.000 €	
Jährliche Betriebskosten für Fällungsmittel und Energieversorgung		25.000 €
Anlagenbetreuung pauschal		10.000 €
Betriebskosten gesamt netto		35.000 €

Entwicklung und Prüfung geeigneter Maßnahmenoptionen

Anlagentyp/Maßnahmenschritte	Investitionskosten	jährl. Betriebskosten
Zusatzkosten für Teilentschlammung und Bypassleitung		
Gesamtkosten Teilentschlammung	3.000.000 €	
Bau einer Bypassleitung einschließlich Gestaltung der Bauwerke	600.000 €	
Gesamtkosten netto ohne Planungskosten	4.250.000 €	

9.12.3 Erreichbare Verbesserungen

Die Maßnahme ermöglicht die maximal erreichbare Verminderung der Phosphorgehalte im Brückweiher. Da die Eliminationsanlage regelbar ist, kann das Ausmaß des Phosphorentzugs gesteuert werden. Damit erübrigt sich die Berechnung der Maßnahmenauswirkungen auf Modellbasis.

Es ist davon auszugehen, dass infolge der deutlichen Reduzierung des Nährstoffangebots die gewünschte und für die langfristige Sicherung der Wasserqualität im Brückweiher erforderliche Umstellung von der Algen- zur Wasserpflanzendominanz gelingt. Durch die Veränderung der Milieubedingungen wird auch das Entwicklungspotential für Blaualgen stark reduziert.

10 Maßnahmenempfehlungen und Hinweise zur weiteren Bewirtschaftung

10.1 Zusammenfassende Maßnahmenbewertung

Die Restaurierungsziele für den Brückweiher können hinsichtlich der Phosphorwerte sehr gut erreicht werden. Deutlich schwieriger gestaltet sich die Reduzierung der Algen- und Cyanobakterien-Entwicklung auf ein Maß, das die gewünschte Umstellung der derzeitigen Algendominanz hin zu einer Makrophytendominanz zur Folge hat (vgl. Kapitel 9.5.1).

Das auch bei einer mäßigen bis deutlichen Reduzierung der Phosphorgehalte im Wasser des Brückweiher weiterhin hohe Entwicklungspotential für Algen und Cyanobakterien (Blaualgen) wird wesentlich durch die geringe Wassertiefe des Weiher und das Fehlen von Makrophyten (höhere Wasserpflanzen) verursacht.

Auch eine Entschlammung kann hier lediglich begrenzt Abhilfe leisten. Nur durch das Aufkommen von Makrophyten kann die derzeitige Algendominanz gebrochen werden. Der Eintritt dieses Zustands und seine Dauer sind zuverlässig kaum zu prognostizieren, allerdings besteht ein unmittelbarer Zusammenhang mit der verfügbaren Nährstoffmenge. Eine starke Reduzierung des Nährstoffangebots schafft die Voraussetzungen, unter denen Makrophyten nahezu immer einen Konkurrenzvorteil gegenüber Algen gewinnen.

Die Verbindung von Entschlammung, Bypassleitung und externer Phosphorelimination (Maßnahme 8) kann die Nährstoffgehalte im Brückweiher so stark reduzieren, dass mit der Ausbildung von Milieubedingungen zu rechnen ist, die ein hohes Makrophytenaufkommen und die Unterbindung von Algen- und Blaualgenmassenentwicklungen ermöglichen (vgl. Tabelle 10.1).

Tabelle 10.1: Prognostizierte Auswirkungen der Maßnahmen (M) 1 bis 8 und voraussichtliche Kosten

	Istzustand (Vergleichszustand)	M1 optimierte fischereiliche Bewirtschaftung	M2 Extensivierung	M3 Bypass	M4 P-Fällung und Bypass	M5 Teilentschlammung	M6 Teilentschlammung + Extensivierung + Bypass	M7 Vollentschlammung + Extensivierung + Bypass	M8 Externe P-elimination + Bypass+Teilentschlammung	Orientierungswerte
Phosphor [mg/l]	0,059	Keine Güteberechnung möglich	0,056	0,063	0,036	0,037	0,034	0,036	<< 0,034	0,119
Algen [Chl-a µg/l]	102		102	104	102	93	93	88	<< 56	56
Cyanobakterien Chl-a [µg/l]	88		89	91	95	87	88	83	<< 5	15
Kosten	/	30.000 €	/	600.000 €	650.000 €	3.000.000 €	3.600.000 €	5.400.000 €	4.250.000 €	

10.2 Umsetzungsempfehlung

Da die Umsetzung der Maßnahme 8 mit sehr erheblichen Kosten verbunden ist, sollte zunächst eine kostengünstige „Basisvariante“ umgesetzt werden. Die Modellierungen prognostizieren dafür allerdings keinen vollständiger Restaurierungserfolg. Sofern die Ergebnisse unzureichend sind, sollten darauf aufbauend die in der Maßnahme 8 kombinierten Restaurierungsverfahren in Form einer mehrstufigen Aufbauvariante schrittweise durchgeführt werden.

- **Basisvariante (Maßnahme 1, vgl. Kapitel 9.5 und Maßnahme 2, vgl. Kapitel 0)**

Die Basisvariante beschränkt sich auf die fischereiliche Bewirtschaftung des Gewässers, insbesondere die Verringerung benthivorer Fische wie Karpfen, Brachse und, sofern vorhanden, Giebel (Maßnahme 1). Gleichzeitig sollten im Einzugsgebiet von Erbach und Felsbach bestehende diffuse Belastungen soweit wie möglich reduziert werden (Maßnahme 2). Im günstigsten Fall kann dadurch ein Wechsel von der Algen- zur Wasserpflanzendominanz im Brückweiher erreicht werden, wobei jedoch mit einer hohen Unbeständigkeit der Milieuverhältnisse zu rechnen ist und jederzeit wieder ein Umschlagen zur Algendominanz möglich erscheint. Die Kosten sind mit ca. 30.000 relativ gering.

- **Mehrstufige Aufbauvariante (Maßnahme 8, vgl. Kapitel 9.12)**

Diese Maßnahmenkombination sollte bei unzureichendem Restaurierungserfolg im Anschluss an die Basisvariante schrittweise unter Prüfung der jeweils erreichten Ergebnisse umgesetzt werden. Sie ermöglicht eine nachhaltige, grundlegende Optimierung der Wasserbeschaffenheit des Brückweihers und beinhaltet folgende Einzelschritte:

- ⇒ Verminderung der dem Brückweiher zugeleiteten Wassermenge durch Verlegung eines Teils des Zuflusses in den Seitenschluss mittels einer Bypassleitung
- ⇒ Teilentschlammung des Brückweihers
- ⇒ Externe Reinigung des Seewassers in einer Phosphoreliminationsanlage (PEA)

Wenn die Installation einer PEA-Anlage mit der energetischen Nutzung des Seewassers, insbesondere zu Heizzwecken, verbunden wird, könnten Kostenminderungen in erheblichem Umfang erreicht werden.

10.3 Bewirtschaftungsmöglichkeiten zur Verbesserung der Abflüsse im Erbachsystem

Durch die Stauhaltung in der Teichkette, deren zweitletztes Element der Brückweiher ist, entsteht während des Sommers eine sehr hohe Verdunstungsrate, die eine Abflussminderung im unterstromigen Erbach zur Folge hat. Keine der in Kapitel 9 beschriebenen Maßnahmen verursacht eine Verminderung der Abflussmengen bzw. eine Erhöhung der Verdunstungsraten. Es kommt also weder zu weiteren Defiziten noch zu einer Verbesserung (vgl. Abbildung 10.1).

Maßnahmenempfehlungen und Hinweise zur weiteren Bewirtschaftung

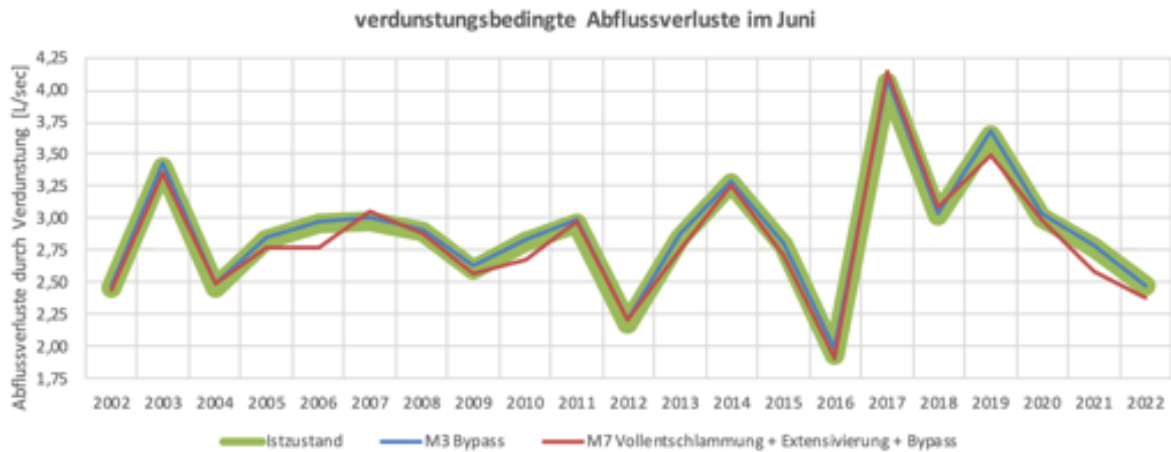


Abbildung 10.1: Maßnahmenverursachte Auswirkungen auf die Verdunstungsrate und Abflussmengen

Dennoch kann die Restaurierung des Brückweihers auch dazu benutzt werden, Abflussdefizite des Erbachs im Unterstrom der Teichkette zu vermindern. Dies wäre möglich durch die Teilentschlammung des Brückweihers und die Verlagerung der entnommenen Sedimente in den Möhlwoog. Die Abflussrate des Erbachs kann im Sommer allerdings nur dann erhöht werden, wenn der Erbach während der Sommermonate (Juni bis August) von den im Möhlwoog entstehenden Schilfflächen hydraulisch abgetrennt und in einem Seitengerinne geführt wird.

Die Maßnahme hat eine Verringerung der sommerlichen Seeverdunstungsrate zur Folge. Allerdings geht durch die Umwandlung in Schilfriedbereiche auch ein Teil der offenen Wasserflächen verloren. Die Entstehung von schilfbewachsenen Flachwasserbereichen bewirkt jedoch eine höhere Naturwertigkeit des Möhlwoogs im Vergleich zum Istzustand. Insgesamt würde dies die Resilienz der Landschaft gegenüber den anthropogenen Klimaänderungen, die zu einer weiteren Zunahme der Verdunstungsrate führen werden, erhöhen.

11 Zusammenfassung

Ziel der vorgelegten Machbarkeitsstudie ist die Erarbeitung von Maßnahmenoptionen zur Beseitigung der erheblichen Beeinträchtigungen des Brückweiher bei Homburg. Die erforderliche Datengrundlage wurde im Zeitraum 2021 und 2022 erhoben. Untersuchungsgegenstände bildeten die Beschaffenheit des Seewassers und des Sediments sowie die Seemorphologie einschließlich der Sedimentmächtigkeit. Die externe Belastung des Weiher durch Nähr- und Schadstoffe wurde mittels Beprobungen der Wasserbeschaffenheit in den beiden Zuflüssen Erbach und Felsbach erfasst. Außerdem erfolgte eine Untersuchung des Phytoplanktons (freischwebende Algen und Cyanobakterien) sowie eine Sichtung der Makrophytenbestände (höhere Wasserpflanzen).

Zur Bestimmung des Anforderungsprofils und der daraus abzuleitenden Zielwerte für die Wasserbeschaffenheit des Brückweiher wurde auf die Gewässerbewertung für stehende Gewässer durch die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2021) für ungeschichtete Seen zurückgegriffen. Das Entwicklungspotential für Cyanobakterien (Blualgen) wurde unter Bezug auf die Warnstufen des UBA (2015) bewertet. Als Bezugsgrößen zur Bestimmung der Wasserqualität in den beiden Fließgewässern Erbach und Felsbach dienten die Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potential für den Fließgewässer-Typ Typ 5,1 (feinmaterialreiche silikatische Mittelgebirgsbäche) nach der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016).

Der Brückweiher wurde im Jahr 1959 von Pionieren der US-Armee als Fischereigewässer angelegt und bildet den in Fließrichtung 6. Teil einer vom Erbach durchflossenen 7-teiligen Teichkette. Neben dem Erbach erhält das Gewässersystem relevante Zuflussmengen auch durch den Felsbach und nur sehr geringe Zuflüsse durch den Schlosswiesgraben. Die Bäche weisen stark schwankende Abflüsse auf. Im Mittel wurden für den Erbach bis zum Brückweiher $MQ = 0,025 \text{ m}^3/\text{s}$, für den Felsbach $MQ = 0,016 \text{ m}^3/\text{s}$ und für den Schlosswiesgraben $MQ = 0,002 \text{ m}^3/\text{s}$ ermittelt. Auf dieser Basis und unter Bezug auf die Niederschlagsmengen im Einzugsgebiet wurden Tageswert ermittelt, die als Grundlage der Prognosen zur Entwicklung der Wasserqualität im Brückweiher dienen.

Die Wasserstände im Brückweiher wurden zwischen dem 13.8.21 und dem 11.2.22 mittels Drucksonde in 2-Stunden Intervallen aufgezeichnet. Eine Erfassung der Seemorphologie erfolgte am 13.8.21, am 27.8.21 und am 25.10.21. Der Brückweiher weist nur wenige tiefe, aber auch kaum ganz flache Bereiche auf. Bei einer maximalen Tiefe von 3,2 m unter Mittelwasserbedingungen errechnet sich eine mittlere Tiefe von 1,58 m. Die Fläche des Weiher beträgt 72.500 m^2 und das Volumen erreicht 119.788 m^3 .

Externe Belastungen für den Brückweiher entstehen - gestaffelt nach den jeweiligen Zuflussmengen - vor allem durch den Zufluss des Erbachs, in geringerem Ausmaß auch durch Einträge mit dem Felsbach und in sehr geringem Ausmaß durch den nur periodisch wasserführenden Schlosswiesgraben. Weitere Belastungen können sich durch diffuse Einträge aus dem Umfeld ergeben. Auch der Niederschlag verursacht Nährstoffeinträge von ca. $0,46 \text{ kg/ha*Jahr}$ Phosphor und ca. $11,5 \text{ kg/ha*Jahr}$ Stickstoff. Damit würden pro Jahr $3,3 \text{ kg}$ Phosphor und 83 kg Stickstoff durch Niederschlag in den Brückweiher gelangen.

Die Nährstoffbelastung durch die zufließenden Bäche sind deutlich höher und erreichen für Phosphor ein Ausmaß von $55,4 \text{ kg/ Jahr}$ (Erbach), $21,7 \text{ kg/ Jahr}$ (Felsbach) und $2,7 \text{ kg/ Jahr}$ (Schlosswiesgraben). Stickstoff wird in den Größenordnungen $760,4 \text{ kg/ Jahr}$ (Erbach), 1030 kg/ Jahr (Felsbach) und $128,8 \text{ kg/ Jahr}$ (Schlosswiesgraben) in den Brückweiher eingetragen.

Insgesamt zeigte der Felsbach eine gute bis sehr gute Wasserbeschaffenheit und wies bezüglich der Phosphorbelastung einen sehr guten ökologischen Zustand auf. Die Nitratwerte waren leicht erhöht, was einen Hinweis auf Einträge von Landwirtschaftsdünger durch die Nutzung im Einzugsgebiet gibt. Auffallend sind die erhöhten TOC-Werte, die auf eine Huminstoffbelastung des Gewässers durch das zum Teil anmoorige Einzugsgebiet zurück-

gehen und damit nicht primär anthropogen verursacht werden, sondern der geogenen bzw. biogenen Hintergrundbelastung entsprechen. Die übrigen Untersuchungsparameter waren beim Felsbach unauffällig.

Die Phosphorgehalte des Erbachs, der vor seine Einmündung in den Brückweiher mehrere Teiche durchfließt, erreichten ein höheres Ausmaß, zeigten aber diesbezüglich immer noch einen guten ökologischen Zustand an. Die TOC-Gehalte waren erhöht, wobei die Belastung durch den Eintrag von Algen aus den vorgeschalteten Teichen im Sommer ein verstärktes Ausmaß annahm. Nitrat schwankte in Abhängigkeit von den Abflüssen und dem Nitratabbau in den vorgeschalteten Teichen im Jahresverlauf stark und erreichte im Winter deutlich höhere Gehalte als im Sommer. Auch die Wasserqualität des Erbachs ist insgesamt als gut zu bezeichnen. Allerdings erreichen die Phosphorgehalte ein zwar für Fließgewässer unerhebliches, aber in Bezug auf die Eutrophierungsrelevanz für Stillgewässer insbesondere in Anbetracht der sehr hohen Zuflussmengen bereits bedenkliches Ausmaß.

Die chemisch-physikalische Wasserbeschaffenheit des Brückweihers wurde an zwei Messstellen und vier Stichtagen im Bereich des Zulaufs und vor dem Ablaufbauwerk erfasst. Vertikalprofile der Vor-Ort-Parameter Wassertemperatur, Sauerstoff und elektrische Leitfähigkeit wurden an drei Stellen gemessen. Außerdem erfolgte eine flächenmäßige Erfassung dieser drei Parameter in der oberen Wasserschicht.

Die Wassertemperaturen erreichten in dem flachen Weiher zeitweise ein sehr hohes Ausmaß, wodurch insbesondere das Aufkommen von Algen und Cyanobakterien gefördert werden kann. Bei der Passage des Brückweihers kommt es zu einer Wassererwärmung, so dass vor dem Ablaufbauwerk immer höhere Temperaturen bestehen als im Zulauf. Ein deutlicher Gradient bildete ich aber nicht aus, so dass von einer raschen Einmischung des Zuflusswassers auszugehen ist. Im Sommer lagen die Temperaturen im Teichwasser stets über denen der Zuflusswässer, wobei die Wassertemperaturen des Felsbachs immer deutlich geringer waren als die des Erbachs, dessen Wasser durch den Einstau im Schlossteich und den Fischteichen erwärmt wird. Eine temperaturverursachte Gewässerschichtung war wegen der geringen Wassertiefe im Brückweiher nicht oder kaum vorhanden.

Im Sommer entstanden an der Gewässeroberfläche des Brückweihers teils sehr starke Sauerstoffübersättigungen. Am 13.8.2021 entwickelte sich eine Sauerstoffübersättigung von 230 %, die durch starken biogenen Sauerstoffeintrag von Algen und Cyanobakterien zu diesem Zeitpunkt verursacht wurde. Die flächenmäßige Erfassung der Sauerstoffwerte an der Gewässeroberfläche wies zu diesem Zeitpunkt hohe Übersättigungen für den gesamten Teich aus. Am 13.8.2021 zeigte der Brückweiher mit deutlich erhöhten Sauerstoffgehalten im oberflächennahen Wasser und Sauerstoffdefiziten im grundnahen Bereich das typische Bild eines von starken Algen- bzw. Cyanobakterienentwicklungen betroffenen Gewässers. Bei der folgenden Sommermessung am 27.8.21 hatten sich die Verhältnisse wieder stabilisiert, das Algenmaximum war also bereits überschritten. Im Herbst und Winter war der Brückweiher immer ausreichend mit Sauerstoff versorgt.

Im Brückweiher kommt es durch stillgewässertypische Ab- und Umbauvorgänge zu einem deutlichen Rückgang der Leitfähigkeitswerte in dem über den Erbach eingetragenen Wasser. Diese Ergebnisse sind bei allen Messungen zu erkennen, wobei der Rückgang während der Sommermonate deutlich stärker ausfällt als im Winter. Die Erfassung der Leitfähigkeitswerte im Längsprofil ergab nur geringe Unterschiede in der Fläche. Insgesamt bewegen sich die Leitfähigkeitswerte in einem gebietstypischen Spektrum.

Die Parameter Eisen, Mangan, Hydrogencarbonat, Silicium, Calcium, Magnesium, Sulfat, Chlorid, Kalium und Natrium zeigten weder in Bezug auf die beiden Messstellen noch an den vier Stichtagen auffällige Unterschiede. Im Bereich des Zuflusses wurden nahezu identische Werte gemessen wie vor dem Ablaufbauwerk. Aus dem Ergebnis lassen sich keine Schlüsse in Bezug auf das Abbaugeschehen im Weiher oder den Niederschlagsanteil im Wasser ziehen. Die Werte waren insgesamt unauffällig.

Die Messwerte für Gesamtphosphor blieben bei allen Messungen im Bereich der gesetzten Orientierungsgröße für mittlere Ansprüche an die Wasserqualität. Die Phosphorgehalte des Weiher entsprechen einem Trophiestatus von eutroph 2 bis polytroph und zeigten damit eine deutliche, für den Gewässertypus eines flachen, stark durchströmten Stillgewässers aber noch akzeptable Nährstoffbelastung an, sofern weitere Defiziterscheinungen wie ein hohes Algen- bzw. Cyanobakterienaufkommen unterbleiben.

Die Stickstoffspezies verwiesen nicht auf ein Belastungsszenario. Ammonium war aufgrund der Algenentwicklung teilweise erhöht, die Nitratgehalte blieben zumeist sehr gering. Nitrit lag generell unterhalb der Nachweisgrenze.

Die Parameter TOC, Sichttiefe und Chlorophyll-a zeigten zu hohe Nährstoffbelastungen des Brückweiher an, die sehr starke Algen- und Cyanobakterienentwicklungen verursachen können.

Die Untersuchung der Phytoplanktonentwicklung ergab während der Sommermonate eine starke Dominanz von Cyanobakterien (Blaualgen) mit potentiell toxinbildenden Arten. Dies begründet ein erhebliches Defizit für den Brückweiher. Makrophyten (höhere Wasserpflanzen) wurden bei keiner Beprobung angetroffen. Das Gewässer dürfte demnach weitgehend frei von Makrophyten sein. Auch dies ist als erhebliches Defizit zu werten und zeigt eine manifeste Algendominanz im Weiher an.

In Stillgewässern wie dem Brückweiher wird zwischen zwei um die Ressourcen konkurrierenden Wasserpflanzengruppen unterschieden:

- Makrophyten (Höhere Wasserpflanzen) und Charophyten (Armleuchteralgen) einerseits sowie
- Phytoplankton (freischwebende Algen) und Bakterien (Cyanobakterien und Schwefelbakterien) andererseits.

Dabei dominiert in der Regel eine dieser Gruppen. Anzustreben ist in jedem Fall eine Makrophytendominanz, da sie nahezu alle Qualitätsparameter der Wasserbeschaffenheit verbessert.

Die Sedimentmächtigkeit wurde am 11.2.2022 im gesamten Weiher und die Sedimentbeschaffenheit zum gleichen Zeitpunkt an 5 Messstellen erfasst. Die mittlere Sedimentmächtigkeit lag bei 0,85 m, woraus sich einer Schlammmenge von ca. 60.000 m³ errechnet. Die Sedimente zeigten mit Werten von 160 bis 850 mg/kg TS (Mittelwert 474 mg/kg TS) geringe bis moderate Phosphorkonzentrationen und leicht erhöhte Konzentrationen des organischen Kohlenstoffs. Daraus ergibt sich ein mittleres Belastungsniveau. Allerdings ist das Ausmaß der Freisetzung von Sedimentphosphor auch stark von der Bindungsform des Phosphors, den Milieubedingungen im Sedimentbereich und der Turbulenz im Seewasserkörper abhängig. Bei Flachgewässern wird der Phosphoreintrag aus dem Sediment durch die geringe Wassertiefe gefördert. Tägliche Wasserumwälzungen entstehen durch die nächtliche Abkühlung und windinduzierte Strömungen, die bis zum Seegrund reichen. Auf diese Weise ergibt sich eine starke Nährstoffversorgung der algenbesiedelten Zone.

Die Schadstoffbelastungen des Sediments waren bei der Messung am 11.2.2022 gering. Unter Bezug auf die Mittelwerte ergaben sich nur bei dem Summenparameter PAK (nach EPA) im Feststoff und lediglich an 2 Messstellen nennenswerte Überschreitungen des Zuordnungswertes Z0 (Lehm/Schluff), der die uneingeschränkte Weiterverwendung entnommener Sedimente gestattet. Eine geringfügige Überschreitung wurde auch für Zink an einer Messstelle gemessen, die aber in der gesamten Mischprobe nicht mehr von Relevanz war. Durch die Entnahme und Verlagerung des Sediments entsteht somit keine Belastungssituation für das Gewässerumfeld. Die aus dem Brückweiher bei einer Entschlammung entnommenen Sedimente können uneingeschränkt verwendet und eingebaut werden.

Das hauptsächliche Defizit des Brückweiher bildet das starke Entwicklungspotential für Algen und Cyanobakterien bei gleichzeitigem Fehlen höherer Wasserpflanzen. Damit in Zusammenhang steht eine für den Weiher zu hohe Nährstoffverfügbarkeit und die Belastung

des Sauerstoffhaushaltes. Als primäres Restaurierungsziel ist die Reduzierung des Nährstoffangebots und die Umstellung des Weihers von der derzeitigen Algendominanz hin zu einer Makrophytendominanz anzusehen.

Weitere Defizite sind die starken Sedimentablagerungen, in deren Folge eine hohe Sauerstoffzehrung und eutrophierungsrelevante interne Nährstoffrücklösungen entstehen. Die hohe Wasseraustauschrate des Weihers verursacht ebenfalls eine vermehrte Nährstoffzufuhr und kann als Defizit betrachtet werden. Durch die insgesamt große offene Wasserfläche der gesamten Teichkette kommt es außerdem im Sommer zu erheblichen Verdunstungsverlusten, wodurch die Abflüsse des Erbachs teilweise sehr stark reduziert werden. Im Verlauf der infolge des Klimawandels zu erwartenden weiteren Erwärmung dürfte sich dieses Problem in den kommenden Jahren noch verstärken.

Zur Verbesserung des Gütezustandes wurden acht unterschiedliche Maßnahmenoptionen entwickelt und hinsichtlich ihrer Erfolgsaussichten geprüft:

Maßnahme 1: Förderung der Wasserpflanzendominanz durch fischereiliche Bewirtschaftung

Maßnahme 2: Verminderung der externen Nährstoffzufuhr durch Extensivierung im Einzugsgebiet

Maßnahme 3: Verminderung der Zuflussrate durch teilweise Führung des Erbachs im Seitenschluss des Brückweihers (Bypass)

Maßnahme 4: Erhöhung des Phosphorbindungsvermögens durch die Zugabe eines Phosphorfällungsmittels in Verbindung mit der Verminderung der Zuflussrate (=Maßnahme 3)

Maßnahme 5: Verbesserung der Milieubedingungen durch Teilentschlammung des Brückweihers

Maßnahme 6: Verbindung der Teilentschlammung (=Maßnahme 5) mit Verminderung der externen Nährstoffzufuhr (=Maßnahme 2) und der Zuflussrate (=Maßnahme 3)

Maßnahme 7: Vollentschlammung des Brückweihers in Verbindung mit einer Verminderung der externen Nährstoffzufuhr (=Maßnahme 2) und der Zuflussrate (=Maßnahme 3)

Maßnahme 8: Externe Phosphorelimination in Verbindung mit einer Teilentschlammung (=Maßnahme 5) sowie der Verminderung der externen Nährstoffzufuhr (=Maßnahme 2) und der Zuflussrate (=Maßnahme 3)

Zur Effizienzprüfung der Maßnahmen in Bezug auf das Restaurierungsziel erfolgte eine Simulation der Qualitätsparameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Phosphorwerte, Algenentwicklung (Chlorophyll-a) und Cyanobakterienaufkommen (Cyanobakterien-Chlorophyll-a) mit dem Prognosemodell Dyresm/Caedym.

Die Maßnahmen verursachen sehr unterschiedlich hohe Kosten. Während für die Maßnahme 1 lediglich ca. 30.000 € aufzuwenden sind, steigen die Aufwendungen bei einer Teilentschlammung (Maßnahme 5) bereits auf ca. 3 Mio. € an.

Generell können die Güteanforderungen für den Brückweiher in Bezug auf die Nährstoffbelastungen immer erfüllt werden. Zur nachhaltigen Beseitigung des starken Aufkommens von Algen und Cyanobakterien mit dem Ziel der Ausbildung einer stabilen Makrophytendominanz ist zeitnah aber nur die sehr umfangreiche und mit ca. 4,25 Mio. € auch sehr kostenaufwändige Maßnahme 8 in der Lage. Wegen der hohen Kosten dieser Maßnahme sollte zunächst mit den Maßnahmen 1 und 2 eine kostengünstige „Basisvariante“ umgesetzt werden. Die Modellierungen prognostizieren dafür allerdings keinen vollständigen Restaurierungserfolg. Sofern die Ergebnisse unzureichend sind, sollten darauf aufbauend die in der Maßnahme 8 kombinierten Restaurierungsverfahren in Form einer mehrstufigen Aufbauvariante schrittweise unter Prüfung der jeweils erreichten Ergebnisse umgesetzt werden.

Das gewünschte Umschlagen der Algen- in eine Makrophytendominanz ist schwer vorhersehbar, aber bei sinkenden Nährstoffgehalten nahezu immer erreichbar. Möglicherweise ist

bereits der erste Schritt aus dem Maßnahmenbündel 8, die Teilentschlammung des Brückweiher, zielführend.

Das die gesamte Teichkette und den Erbach im Unterstrom der Teichkette betreffende Problem der hohen Verdunstung und niedrigen Abflüsse im Sommer wird durch keine der untersuchten Maßnahmen relevant verringert. Maßnahmenbedingt kommt es weder zu einer Erhöhung noch zu einer Verminderung der Abflüsse. Allerdings kann die Restaurierung des Brückweiher zusätzlich dazu benutzt werden, Abflussdefizite des Erbachs im Unterstrom der Teichkette zu vermindern, indem nach einer Teilentschlammung des Brückweiher die entnommenen Sedimente in den Möhlwoog, der an den Brückweiher anschließt, verbracht und zur Anlage einer nur noch zeitweise durchströmten Schilffläche genutzt werden. Wenn der Erbach während der Sommermonate (Juni bis August) von den im Möhlwoog entstehenden Schilfflächen hydraulisch abgetrennt in einem Seitengerinne geführt wird, kann dies die sommerliche Verdunstung vermindern und dementsprechend die Abflüsse des Erbachs im Sommer erhöhen. Dieses Vorgehen würde neben einer verbesserten Resilienz der Landschaft gegenüber den anthropogenen Klimaveränderungen auch eine höheren Naturwertigkeit im Bereich des Möhlwoogs bewirken.

12 Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 3.1: WASSERSTÄNDE IM BRÜCKWEIHER SOWIE ABFLÜSSE AM PEGEL ERBACH UND NIEDERSCHLAGSWERTE DER DWD-MESSSTELLE 3545 NEUNKIRCHEN-WELLESWEILER.....	7
ABBILDUNG 3.2: VOLUMEN UND FLÄCHE DES BRÜCKWEIHERS IN ABHÄNGIGKEIT VON DER WASSERTIEFE.....	8
ABBILDUNG 3.3: BATHYMETRISCHE KARTE DES BRÜCKWEIHERS BEI MITTELWASSER (CA. 258,10 M Ü NN).....	9
ABBILDUNG 3.4: ZULAUFGESTALTUNG.....	10
ABBILDUNG 3.5: ABLAUFGESTALTUNG.....	10
ABBILDUNG 4.1: BERECHNETE TAGESZUFLÜSSE IN DEN BRÜCKWEIHER AUF BASIS DER UNTER BEZUG ZUM PEGEL DES ERBACHS BEI BEEDEN ABGELEITETEN ABFLUSSQUOTIENTEN	12
ABBILDUNG 4.2: UNTER BEZUG AUF NIEDERSCHLAGSMENGE UND LUFTTEMPERATUR IM EINZUGSGEBIET ANGEPASSTE ABFLUSSWERTE DER DREI BRÜCKWEIHERZUFLÜSSE.....	14
ABBILDUNG 5.1: LANDNUTZUNG IM EINZUGSGEBIET DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS (GRUNDLAGE GOOGLE SATELLITE)	16
ABBILDUNG 6.1: MESSSTELLEN IM BRÜCKWEIHER.....	23
ABBILDUNG 6.2: TIEFENPROFILE DER WASSERTEMPERATUR DES BRÜCKWEIHERS IM AUGUST 2021	24
ABBILDUNG 6.3: TIEFENPROFILE DER WASSERTEMPERATUR DES BRÜCKWEIHERS IM OKTOBER 2021 UND FEBRUAR 2022.....	25
ABBILDUNG 6.4: VERTEILUNG DER TEMPERATURWERTE [°C] IM UNTERSUCHUNGSGEBIET AM 13.8.21	26
ABBILDUNG 6.5: VERTEILUNG DER TEMPERATURWERTE [°C] IM UNTERSUCHUNGSGEBIET AM 25.10.21.....	27
ABBILDUNG 6.6: TIEFENPROFILE DER SAUERSTOFFGEHALTE IM BRÜCKWEIHER AM 13.8. UND AM 27.7.21.....	28
ABBILDUNG 6.7: TIEFENPROFILE DER SAUERSTOFFGEHALTE IM BRÜCKWEIHER AM 25.10.21 UND AM 11.2.22.....	29
ABBILDUNG 6.8: SAUERSTOFFVERTEILUNG IM LÄNGSPROFIL VOM 13.8.2021 IM BRÜCKWEIHER	30
ABBILDUNG 6.9: SAUERSTOFFVERTEILUNG IM LÄNGSPROFIL VOM 27.8.2021 IM BRÜCKWEIHER	30
ABBILDUNG 6.10: TIEFENPROFILE DER LEITFÄHIGKEITSWERTE _{cp25} IM BRÜCKWEIHER AM 13.8. UND 27.8.21	32
ABBILDUNG 6.11: TIEFENPROFILE DER LEITFÄHIGKEITSWERTE _{cp25} IM BRÜCKWEIHER AM 21.10.21 UND 11.2.22	32
ABBILDUNG 6.12: LEITFÄHIGKEITSWERTE _{cp25} IM LÄNGSPROFIL AM 13.8.21.....	33
ABBILDUNG 6.13: LEITFÄHIGKEITSWERTE _{cp25} IM LÄNGSPROFIL AM 25.10.21	33
ABBILDUNG 7.1: SEDIMENTMÄCHTIGKEIT AM 11.2.2022.....	39
ABBILDUNG 7.2: LAGE DER PROBENAHMESTELLEN DER SEDIMENTBEPROBUNG VOM 11.2.2022	40
ABBILDUNG 8.1: BILANZ DER EXTERNEN PHOSPHOREINTRÄGE IN DEN BRÜCKWEIHER	50
ABBILDUNG 8.2: BILANZ DER EXTERNEN STICKSTOFFEINTRÄGE IN DEN BRÜCKWEIHER.....	51
ABBILDUNG 9.1: ABHÄNGIGKEIT DES SAUERSTOFFHAUSHALTES VON DEN EINZELKOMPARTIMENTEN (ABB. AUS HIPSEY ET. AL. 2006)	53
ABBILDUNG 9.2: FELDMESSUNGEN DER WASSERTEMPERATUREN 2021 UND 2022 IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN FÜR DEN BRÜCKWEIHER	57
ABBILDUNG 9.3: TEMPERATURSIMULATION UNTER DEN BEDINGUNGEN DES ISTZUSTANDES (VERGLEICHSZUSTAND) IM BRÜCKWEIHER	58
ABBILDUNG 9.4: FELDMESSUNGEN DER SAUERSTOFFKONZENTRATIONEN 2021 & 2022 UND DIE ENTSPRECHENDEN SIMULATIONSWERTE DES VERGLEICHSZUSTANDES FÜR DEN BRÜCKWEIHER	60
ABBILDUNG 9.5: SAUERSTOFFSIMULATION UNTER DEN BEDINGUNGEN DES ISTZUSTANDES (VERGLEICHSZUSTAND) FÜR 21 MODELLJAHRE IM BRÜCKWEIHER.....	61
ABBILDUNG 9.6: FELDMESSUNGEN DER PHOSPHORKONZENTRATIONEN IM BRÜCKWEIHER IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN	62
ABBILDUNG 9.7: PHOSPHORSIMULATION UNTER DEN BEDINGUNGEN DES ISTZUSTANDES (VERGLEICHSZUSTAND) FÜR DEN BRÜCKWEIHER.....	62
ABBILDUNG 9.8: MODELLWERTE DER PHOSPHORKONZENTRATIONEN DES BRÜCKWEIHERS FÜR DEN VERGLEICHSZUSTAND IN 0,5 M WASSERTIEFE UNTER BEZUG AUF DIE ZUFLUSSMENGEN UND DIE ORIENTIERUNGSWERTE	63
ABBILDUNG 9.9: FELDMESSUNGEN DER CHLOROPHYLL-A KONZENTRATIONEN IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN DES ISTZUSTANDES FÜR DEN BRÜCKWEIHER	64
ABBILDUNG 9.10: SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IM BRÜCKWEIHER UNTER DEN BEDINGUNGEN DES ISTZUSTANDES (VERGLEICHSZUSTAND)	65
ABBILDUNG 9.11: MODELLWERTE DES VERGLEICHSZUSTANDES FÜR DIE CHLOROPHYLL-A GEHALTE IN 0,5 M WASSERTIEFE IM BRÜCKWEIHER UNTER BEZUG AUF DIE ZUFLUSSMENGEN UND DIE ORIENTIERUNGSWERTE	66

ABBILDUNG 9.12: MODELLWERTE DER CYANOBAKTERIEN-CHLOROPHYLL-A GEHALTE FÜR DEN VERGLEICHZUSTAND IN 0,5 M WASSERTIEFE IM BRÜCKWEIHER UNTER BEZUG AUF DIE ZUFLUSSMENGEN UND DIE ORIENTIERUNGSWERTE	67
ABBILDUNG 9.13: MILIEUBEDINGUNGEN IN MAKROPHYTENDOMINIERTEN GEWÄSSERN (ABB. NACH MOSS ET AL. 1996, VERÄNDERT)	71
ABBILDUNG 9.14: MILIEUBEDINGUNGEN IN PHYTOPLANKTONDOMINIERTEN GEWÄSSERN (ABB. NACH MOSS ET AL. 1996, VERÄNDERT)	72
ABBILDUNG 9.15: AUSWIRKUNGEN DER MAßNAHME 2 AUF DIE SAUERSTOFFGEHALTE IM BRÜCKWEIHER IN 0,5 M WASSERTIEFE	74
ABBILDUNG 9.16: GESAMT-P IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 2 IN 0,5 M WASSERTIEFE UNTER BEZUG AUF DIE ORIENTIERUNGSGRÖßEN FÜR MITTLERE BZW. HOHE ANSPRÜCHE AN DIE WASSERQUALITÄT	75
ABBILDUNG 9.17: CHLOROPHYLL-A WERTE IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 2 IN 0,5 M WASSERTIEFE UNTER BEZUG AUF DIE ORIENTIERUNGSGRÖßEN FÜR MITTLERE BZW. HOHE ANSPRÜCHE AN DIE WASSERQUALITÄT.....	76
ABBILDUNG 9.18: CHLOROPHYLL-A WERTE DER CYANOBAKTERIENBIOMASSE IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 2 IN 0,5 M WASSERTIEFE UNTER BEZUG AUF DIE ORIENTIERUNGSGRÖßEN FÜR MITTLERE BZW. HOHE ANSPRÜCHE AN DIE WASSERQUALITÄT	77
ABBILDUNG 9.19: AUSWIRKUNGEN DER MAßNAHME 3 (VERRINGERUNG DER ZUFLUSSRATE IN DEN BRÜCKWEIHER) AUF DIE SAUERSTOFFGEHALTE DES BRÜCKWEIHERS IN 0,5 M WASSERTIEFE	79
ABBILDUNG 9.20: GESAMT-P IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 3 IN 0,5 M WASSERTIEFE UNTER BEZUG AUF DIE ORIENTIERUNGSGRÖßEN FÜR MITTLERE BZW. HOHE ANSPRÜCHE AN DIE WASSERQUALITÄT	80
ABBILDUNG 9.21: CHLOROPHYLL-A WERTE IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 3 IN 0,5 M WASSERTIEFE UNTER BEZUG AUF DIE ORIENTIERUNGSGRÖßEN FÜR MITTLERE BZW. HOHE ANSPRÜCHE AN DIE WASSERQUALITÄT.....	81
ABBILDUNG 9.22: CHLOROPHYLL-A WERTE DER CYANOBAKTERIENBIOMASSE IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 3 IN 0,5 M WASSERTIEFE UNTER BEZUG AUF DIE ORIENTIERUNGSGRÖßEN FÜR MITTLERE BZW. HOHE ANSPRÜCHE AN DIE WASSERQUALITÄT	82
ABBILDUNG 9.23: BENTOPHOSAPPLIKATION IM FEUERSEE IN STUTTGART (FOTO BGL)	83
ABBILDUNG 9.24: AUSWIRKUNGEN DER MAßNAHME 4 (KOMBINATION VON ZUFLUSSREDUZIERUNG UND PHOSPHATFÄLLUNG) AUF DIE SAUERSTOFFGEHALTE DES BRÜCKWEIHERS IN 0,5 M WASSERTIEFE.....	85
ABBILDUNG 9.25: GESAMT-P IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 4 IN 0,5 M WASSERTIEFE UNTER BEZUG AUF DIE ORIENTIERUNGSGRÖßEN FÜR MITTLERE BZW. HOHE ANSPRÜCHE AN DIE WASSERQUALITÄT	86
ABBILDUNG 9.26: CHLOROPHYLL-A WERTE IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 4 IN 0,5 M WASSERTIEFE UNTER BEZUG AUF DIE ORIENTIERUNGSGRÖßEN FÜR MITTLERE BZW. HOHE ANSPRÜCHE AN DIE WASSERQUALITÄT.....	87
ABBILDUNG 9.27: VERÄNDERUNGEN DER MORPHOLOGISCHEN KENNGRÖßEN DURCH DIE TEILENTSCHLÄMMUNG DES BRÜCKWEIHERS.....	89
ABBILDUNG 9.28: BESEITIGUNG DER SEDIMENTE MITTELS SAUGBAGGER	89
ABBILDUNG 9.29: SCHLAMPOLDER ZUR AUFBEREITUNG ENTNOMMENER SEDIMENTE	90
ABBILDUNG 9.30: GEOBAGS ZUR STAPELUNG UND ENTWÄSSERUNG VON SEDIMENTEN	91
ABBILDUNG 9.31: SCHILFFLÄCHEN IN EINEM NIEDERMOORBEREICH (WEINGARTNER MOOR BEI KARLSRUHE)	92
ABBILDUNG 9.32: AUSWIRKUNGEN DER MAßNAHME 5 (TEILENTSCHLÄMMUNG) AUF DIE SAUERSTOFFGEHALTE DES BRÜCKWEIHERS IN 0,5 M WASSERTIEFE	93
ABBILDUNG 9.33: GESAMT-P IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 5 IN 0,5 M WASSERTIEFE UNTER BEZUG AUF DIE ORIENTIERUNGSGRÖßEN FÜR MITTLERE BZW. HOHE ANSPRÜCHE AN DIE WASSERQUALITÄT	94
ABBILDUNG 9.34: CHLOROPHYLL-A WERTE IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 5 (TEILENTSCHLÄMMUNG) IN 0,5 M WASSERTIEFE UNTER BEZUG AUF DIE ORIENTIERUNGSGRÖßEN FÜR MITTLERE BZW. HOHE ANSPRÜCHE AN DIE WASSERQUALITÄT	95
ABBILDUNG 9.35: AUSWIRKUNGEN DER MAßNAHME 6 (TEILENTSCHLÄMMUNG UND VERMINDERUNG DES EXTERNEN PHOSPHOREINTRAGS) AUF DIE SAUERSTOFFGEHALTE DES BRÜCKWEIHERS IN 0,5 M WASSERTIEFE	97
ABBILDUNG 9.36: GESAMT-P IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 6 (KOMBINATION INTERNER UND EXTERNER PHOSPHORREDUZIERUNG) IN 0,5 M WASSERTIEFE UNTER BEZUG AUF DIE ORIENTIERUNGSGRÖßEN	98

ABBILDUNG 9.37: CHLOROPHYLL-A WERTE IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 6 (KOMBINATION INTERNER UND EXTERNER PHOSPHORREDUZIERUNG) IN 0,5 M WASSERTIEFE UNTER BEZUG AUF DIE ORIENTIERUNGSWERTE	99
ABBILDUNG 9.38: AUSWIRKUNGEN DER MAßNAHME 7 (VOLLENTSCHLÄMMUNG UND VERMINDERUNG DES EXTERNEN PHOSPHOREINTRAGS) AUF DIE SAUERSTOFFGEHALTE DES BRÜCKWEIHERS IN 0,5 M WASSERTIEFE	101
ABBILDUNG 9.39: THERMISCHE NUTZUNG VON SEEWASSER MIT NACHGESCHALTETER PHOSPHORELIMINATIONSANLAGE (PEA)	104
ABBILDUNG 9.40: PHOSPHORELIMINATION DURCH BODENFILTER – NEPTUN POLYPAN (BILD POLYPLAN GMBH)	105
ABBILDUNG 9.41: PHOSPHORELIMINATION DURCH BODENFILTER - DR. BRUCH & PARTNER (BILD DR. BRUCH & PARTNER)	106
ABBILDUNG 9.42: EXTERNE PHOSPHATELIMINATIONSANLAGE	107
ABBILDUNG 10.1: MAßNAHMENVERURSACHTE AUSWIRKUNGEN AUF DIE VERDUNSTUNGSRATE UND ABFLUSSMENGEN	111

13 Tabellenverzeichnis

TABELLE 1.1: UNTERSUCHUNGSUMFANG.....	4
TABELLE 2.1: LEITBILDABHÄNGIGE QUALITÄTSZIELE ZUR BEURTEILUNG DES BRÜCKWEIHERS NACH LAW 2001	5
TABELLE 2.2: WARNSTUFEN DES UBA ZUR BEURTEILUNG DER BLAUALGENENTWICKLUNG IN BADEGEWÄSSERN.....	5
TABELLE 2.3: GÜTEANFORDERUNGEN FÜR FLIEßGEWÄSSER NACH OGewV (2016).....	6
TABELLE 3.1: WASSERSTÄNDE UND MORPHOLOGISCHE KENNWERTE DES BRÜCKWEIHERS.....	8
TABELLE 4.1: ABFLUSSWERTE IN M ³ /S DES ERBACHS AM PEGEL IN BEEDEN (DATEN LUA SAARLAND)	11
TABELLE 4.2: BERECHNETE MITTLERER UND MAXIMALE ZUFLÜSSE IN DEN BRÜCKWEIHER	12
TABELLE 4.3: GRUNDLAGE ZUR BERECHNUNG DER ZUFLUSSMENGEN IN DEN BRÜCKWEIHER	13
TABELLE 4.4: RECHEN- UND MESSWERTE DER ABFLUSSMENGEN DES FELSBACHS FÜR 2 STICHTAGE	14
TABELLE 4.5: MITTLERE JAHRESZUFLÜSSE UND WASSERVERWEILZEIT DES BRÜCKWEIHERS.....	15
TABELLE 5.1: DEPOSITIONSRATEN FÜR NÄHRSTOFFE	17
TABELLE 5.2: MESSSTELLEN UND BEPROBUNGSTERMINE DER ZUFLÜSSE IN DEN BRÜCKWEIHER.....	17
TABELLE 5.3: KENNWERTE DES FELSBACHS	18
TABELLE 5.4: KENNWERTE DES ERBACHS BEIM ZUFLUSS IN DEN BRÜCKWEIHER	19
TABELLE 5.5: BELASTUNGSKENNGRÖßEN DER ZUFLÜSSE IN DEN BRÜCKWEIHER	20
TABELLE 6.1: MESSSTELLEN UND BEPROBUNGSTERMINE AM BRÜCKWEIHER UND AM SCHLOSSWEIHER	21
TABELLE 6.2: VERTEILUNG AUSGESUCHTER IONEN IM WASSER DES BRÜCKWEIHERS	34
TABELLE 6.3: PHOSPHORGEHALTE IM WASSER DES BRÜCKWEIHERS	35
TABELLE 6.4: STICKSTOFFGEHALTE IM WASSER DES BRÜCKWEIHERS	35
TABELLE 6.5: WEITERE INDIKATORWERTE DES NÄHRSTOFFHAUSHALTES IM WASSER DES BRÜCKWEIHERS.....	36
TABELLE 6.6: PHYTOPLANKTON IM BRÜCKWEIHER	37
TABELLE 7.1: NÄHRSTOFFGEHALTE UND ANTEILE DES ORGANISCHEN KOHLENSTOFFS (TOC) IM SEDIMENT DES BRÜCKWEIHERS.....	40
TABELLE 7.1: EINSTUFUNG DER SEDIMENTE DES BRÜCKWEIHER ENTSPRECHEND DER VERWALTUNGSVORSCHRIFT FÜR DIE VERWERTUNG VON ALS ABFALL EINGESTUFTEM BODENMATERIAL.....	42
TABELLE 8.1: DARSTELLUNG UND BEWERTUNG DER BELASTUNGSFAKTOREN DES BRÜCKWEIHERS	45
TABELLE 8.2: NÄHRSTOFFEINTRAG DURCH NIEDERSCHLAG.....	46
TABELLE 8.3: NÄHRSTOFFEINTRAG DURCH ZUFLÜSSE.....	46
TABELLE 8.4: NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH WASSERVÖGEL	49
TABELLE 8.5: NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH FREIZEITFISCHEREI.....	49
TABELLE 9.1: MODELLKONSTANTEN.....	53
TABELLE 9.2: METEOROLOGISCHE INPUTDATEN	55
TABELLE 9.3: MORPHOLOGISCHE INPUTDATEN	55
TABELLE 9.4: WASSERZUFLUSSMENGEN UND WASSERAUSTAUSCHRATE	55
TABELLE 9.5: BERECHNETE MITTLERE WASSERVERLUSTE DURCH SEEVERDUNSTUNG	59
TABELLE 9.6: PHOSPHOR SIMULATIONSWERTE (SAISONMITTEL 1.4. – 1.11.) IM ISTZUSTAND FÜR 0,5 M WASSERTIEFE	63
TABELLE 9.7: CHLOROPHYLL-A SIMULATIONSWERTE (SAISONMITTEL 1.4. – 1.11.) IM ISTZUSTAND FÜR 0,5 M WASSERTIEFE.....	66
TABELLE 9.8: CYANOBAKTERIEN CHLOROPHYLL-A SIMULATIONSWERTE (SAISONMITTEL 1.4. – 1.11.) IM ISTZUSTAND FÜR 0,5 M WASSERTIEFE.....	67
TABELLE 9.9: SEDIMENTATIONS-RATEN VON REFERENZGEWÄSSERN	68
TABELLE 9.10: SAISONMITTELWERTE (1.4 BIS 31.10) AUS DER PROGNOSE DES REFERENZZUSTANDES.....	69
TABELLE 9.11: MAßNAHMENÜBERSICHT	69
TABELLE 9.12: KARPFBESATZ UND MAKROPHYTEN-AUFKOMMEN	73
TABELLE 9.13: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN PHOSPHORGEHALT DES BRÜCKWEIHERS IN 0,5 M WASSERTIEFE NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 2	75
TABELLE 9.14: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN CHLOROPHYLL-A GEHALT IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 2	76
TABELLE 9.15: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR CYANOBAKTERIEN- CHLOROPHYLL-A IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 2	77
TABELLE 9.16: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN PHOSPHORGEHALT DES BRÜCKWEIHERS IN 0,5 M WASSERTIEFE NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 3	80

TABELLE 9.17: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN CHLOROPHYLL-A GEHALT IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 3	81
TABELLE 9.18: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR CYANOBAKTERIEN-CHLOROPHYLL-A IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 3	82
TABELLE 9.19: KOSTENSCHÄTZUNG FÜR MAßNAHME 4 (BENTOPHOSAPPLIKATION UND BYPASSLEITUNG)	84
TABELLE 9.20: IM MODELL VORAUSGESETZTE VERÄNDERUNG DER PHOSPHORFREISETZUNG DURCH MAßNAHME 4.....	84
TABELLE 9.21: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN PHOSPHORGEHALT DES BRÜCKWEIHERS IN 0,5 m WASSERTIEFE NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 4	86
TABELLE 9.22: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN CHLOROPHYLL-A GEHALT IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 4.....	87
TABELLE 9.23: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR CYANOBAKTERIEN-CHLOROPHYLL-A IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 4	88
TABELLE 9.24: KOSTENSCHÄTZUNG FÜR MAßNAHME 5 BEI VERWENDUNG EINES SAUGBAGGERS.....	91
TABELLE 9.25: IM MODELL VORAUSGESETZTE VERÄNDERUNG DER PHOSPHORFREISETZUNG DURCH MAßNAHME 5.....	92
TABELLE 9.26: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN PHOSPHORGEHALT IN 0,5 m WASSERTIEFE NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 5	94
TABELLE 9.27: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN CHLOROPHYLL-A GEHALT IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 5.....	95
TABELLE 9.28: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN CYANOBAKTERIEN-CHLOROPHYLL-A GEHALT IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 5.....	96
TABELLE 9.29: KOSTENSCHÄTZUNG FÜR MAßNAHME 6	96
TABELLE 9.30: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN PHOSPHORGEHALT IN 0,5 m WASSERTIEFE NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 6	98
TABELLE 9.31: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN CHLOROPHYLL-A GEHALT IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 6.....	99
TABELLE 9.32: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN CYANOBAKTERIEN-CHLOROPHYLL-A GEHALT IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 6.....	100
TABELLE 9.33: KOSTENSCHÄTZUNG FÜR MAßNAHME 7	100
TABELLE 9.34: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN PHOSPHORGEHALT DES BRÜCKWEIHERS IN 0,5 m WASSERTIEFE NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 7	101
TABELLE 9.35: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN CHLOROPHYLL-A GEHALT IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 7	102
TABELLE 9.36: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN CYANOBAKTERIEN-CHLOROPHYLL-A GEHALT IM BRÜCKWEIHER NACH UMSETZUNG DER MAßNAHME 7.....	102
TABELLE 9.37: UMGESCHLAGENE WASSERMENGEN IM JAHRESVERLAUF BEI EXTERNER REINIGUNG UND THERMISCHER NUTZUNG.....	104
TABELLE 9.38: KOSTENSCHÄTZUNG FÜR MAßNAHME 8 (EXTERNE NÄHRSTOFFELIMINATION)	107
TABELLE 10.1: PROGNOSTIZIERTE AUSWIRKUNGEN DER MAßNAHMEN (M) 1 BIS 8 UND VORAUSSICHTLICHE KOSTEN	109

14 Literaturverzeichnis

- Boers, P.C.M. (1991): The release of dissolved phosphorus from lake sediments, Diss. Univ. Wageningen, 139 S.
- Boos, K.-J. (1998): Zustandsbeschreibung und Restaurierungsvorschläge für den Aalkistensee bei Maulbronn, unveröffentlichter Bericht für die Bezirksstelle für Landschaftspflege und Naturschutz Karlsruhe
- Boström, B. (1984): Potential mobility of phosphorus in different types of lake sediments, *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 69, 415-429
- Bruch, I. et al. (2010): Improving the treatment efficiency of constructed wetlands with zeolite-containing filter sands. *Bioresour. Technol.* (2010), doi:10.1016/j.biortech.2010.09.041
- Casper, S.J., L. Krey & G. Proft (1985): Fallen leaves in Lake Stechlin, in: Casper, S.J. (Hrsg.), *Lake Stechlin - A temperate oligotrophic lake*, Dortrecht, Boston, Lancaster: Dr. W. Junk Publ., S. 400-409
- Cui, Yang et al. (2016): Modeling the response of phytoplankton to reduced external nutrient load in a subtropical Chinese reservoir using DYRESM-CAEDYM, *Lake and Reservoir Management*, 32:2, 146-157, DOI: 10.1080/10402381.2015.1136365
- Håkanson, L. & M. Jansson (1983): *Principles of lake sedimentology*, Berlin, Heidelberg: Springer, 316 S.
- Herrmann, S. (1993): Phosphatgehalt im Sediment und Nährstoffsituation zweier tiefer Karlsruher Baggerseen, Diplomarbeit in der Fachrichtung Umwelt- und Strahlenschutz an der Berufsakademie Karlsruhe
- Hipsey, M.R. et al. (2006): *Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM v2. v2.3 Science Manual*. Centre for Water Research, University of Western Australia
- Huser, B. et al. (2016): Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake. *Hydrobiologia* 763(1): 23-33
- Klapper, H (1992): *Eutrophierung und Gewässerschutz*, 1. Aufl., Jena: Fischer, 277 S.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2001): *Gewässerbewertung stehende Gewässer - Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifizierung von Talsperren* Berlin: Kulturbuch-Verlag
- Lechterbeck, J. & M. Rösch (2020): Böhlinger See, western Lake Constance (Germany): an 8500 year record of vegetation change, Grana, 2020 (<https://doi.org/10.1080/00173134.2020.1784265>)
- Manny, B.A., R.G. Wetzel & W.C. Johnson (1975): Annual contribution of carbon, nitrogen and phosphorus by migrant Canada geese to a hardwater lake, *Verh. int. Ver. Limnol.* 19, 949-951
- MOSS, B. et al. (1996): *A guide to the restoration of nutrient- enriched shallow lakes*. Norwich (UK), 179 S.
- OGewV (2016): *Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016*
- Özkundakci, D. et al. (2011): Modelling the response of a highly eutrophic lake to reductions in external and internal nutrient loading, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 45:2, 165-185, DOI: 10.1080/00288330.2010.548072

- Poltz, J. (1978): Untersuchungen an Sedimenten in niedersächsischen Flachseen - I. Die Sedimente des Steinhuder Meeres, Arch. Hydrobiol. 82, 1-19
- Rösch, M. (2012): Vegetation und Waldnutzung im Nordschwarzwald während sechs Jahrtausenden anhand von Profundalkernen aus dem Herrenwieser See. Mitteilungen des VFS. Standort.wald 47 (2012) , S. 43-64.
- Rösch, M. et al. (2014): Botanical off-site and on-site data as indicators of different land use systems: a discussion with examples from Southwest Germany. Veget Hist Archaeobot 23, 647–648 (2014).
- Scherer, N.M. et al. (1995): Phosphorus loading of an urban lake by bird droppings, Lake and Reservoir Management 11(4), 317-327
- Schmitt, H. (1988): Untersuchungen zur limnologischen Bedeutung intensiver Fischanfütterung in kleinen Seen, o.O., unveröffentlichter Bericht
- Schütze, M et al. (2018): Prediction of Holocene Mercury Accumulation Trends by Combining Palynological and Geochemical Records of Lake Sediments (Black Forest, Germany). Geosciences 2018, 8, 358
- Steinberg, C. (1989): Bioverfügbarkeit und Rolle des Phosphors im Gewässer, in: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (Hrsg.), Aktuelle Probleme des Gewässerschutzes: Nährstoffbelastung und -elimination, München, Wien: Oldenbourg (= Münchener Beiträge zur Abwasser- Fischerei- und Flußbiologie Bd. 43), S. 190-218
- UBA (2015): Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen. Bundesgesundheitsblatt 2015· 58: 908–920 DOI 10.1007/s00103-015-2192-8 Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2015
- Vilizzi, L., Tarkan, A. S. & Copp, G. H. (2015): Experimental Evidence from Causal Criteria Analysis for the Effects of Common Carp *Cyprinus carpio* on Freshwater Ecosystems: A Global Perspective. Fisheries Science & Aquaculture 23: 253-290
- Waterstraat A., M. Krappe, F. Möbius, M. Tschakert (2017): Einfluss benthivorer und phytophager Fischarten auf die Erreichung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie bei Seen mit empfindlicher Unterwasservegetation. LAWA-Projekt O4.16. Teil 1 Literaturstudie
- Zaglauer A. (2002): Bakteriologische-hygienische Beeinflussung von Oberflächengewässern durch Wasservögel. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Materialien Nr. 105
- Ziemann, H. (1986): Zur Einschätzung des Phosphoreintrages in Gewässer durch Wasservögel, dargestellt am Beispiel der Talsperre Kelbra, Acta ornithoecol. 1(2), 154-153