

**Limnologisches Begleitgutachten  
zur UVU Kiesgrubenerweiterung  
Philipp & Co. KG  
Bad Schönborn**



BÜRO FÜR GEWÄSSERKUNDE  
UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE  
KLAUS- JÜRGEN BOOS

erstellt von:  
Klaus-Jürgen Boos (Dipl. Geogr.)  
Saarbrücken,  
Mai 2020

Ziehrerstraße 11  
66130 Saarbrücken  
Telefon: (0681) 872962

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

## **Inhaltsverzeichnis**

<b>1</b>	<b><u>EINLEITUNG .....</u></b>	<b><u>4</u></b>
<b>2</b>	<b><u>VORHABENSBESCHREIBUNG .....</u></b>	<b><u>5</u></b>
<b>3</b>	<b><u>EXTERNE EINFLUSSGRÖßEN IM UNTERSUCHUNGSGBIET .....</u></b>	<b><u>8</u></b>
3.1	LANDNUTZUNGEN .....	8
3.2	ATMOSPHERISCHE EINTRAGSPOTENTIALE FÜR NÄHRSTOFFE .....	9
3.3	GRUNDWASSER .....	10
3.3.1	ZUFLUSSKOMPONENTEN.....	11
3.3.1.1	Belastungsvariante 1 .....	12
3.3.1.2	Belastungsvariante 2 .....	13
3.3.2	GRUNDWASSERGEFÄLLE, GRUNDWASSERFLIEßRICHTUNG UND DURCHLÄSSIGKEITSBEIWERT .....	15
3.3.2.1	Darstellung der Grundwassergleichen im Seeumfeld .....	15
3.3.2.2	Durchlässigkeitsverteilung, Porenvolumen und Transmissivität.....	18
3.3.3	BESCHAFFENHEIT DES ZUSTRÖMENDEN GRUNDWASSERS .....	18
3.3.3.1	Oxidationszustand des Grundwassers .....	23
3.3.3.2	Nährstoffgehalte (P und N) .....	24
3.3.3.3	Carbonathärte und Pufferungskapazität.....	25
3.3.3.4	Temperatur und Leitfähigkeit.....	26
3.3.3.5	Silizium .....	26
<b>4</b>	<b><u>WASSERHAUSHALT DES BAGGERSEES .....</u></b>	<b><u>27</u></b>
<b>5</b>	<b><u>GÜTEZUSTAND DES BAGGERSEES .....</u></b>	<b><u>28</u></b>
5.1	UNTERSUCHUNGSUMFANG UND PROBENAHMESTANDORTE .....	28
5.2	QUALITÄTSZIELE UND GÜTEANFORDERUNGEN FÜR STILLGEWÄSSER.....	29
5.2.1	TROPHIERELEVANTE PARAMETER .....	29
5.2.1.1	Nährstoffgehalte .....	29
5.2.1.2	Sauerstoffgehalte.....	29
5.2.1.3	Chlorophyllgehalte.....	30
5.2.1.4	Sichttiefe.....	30
5.3	WASSERBESCHAFFENHEIT .....	30
5.3.1	TEMPERATURHAUSHALT UND GEWÄSSERSCHICHTUNG.....	30
5.3.2	SAUERSTOFFHAUSHALT .....	32
5.3.3	LEITFÄHIGKEITSWERTE.....	34
5.3.4	VERTEILUNG AUSGESUCHTER IONEN .....	35
5.3.5	NÄHRSTOFFHAUSHALT UND BIOMASSE.....	37
5.3.5.1	Phosphorgehalte.....	37
5.3.5.2	Stickstoffgehalte.....	38
5.3.5.3	Weitere Indikatorwerte zur Beurteilung des Nährstoffhaushaltes.....	40
5.3.6	SCHADSTOFFBELASTUNGEN .....	41
5.4	SEDIMENTBESCHAFFENHEIT .....	41
5.5	BESIEDLUNGSBILD DER BODENLEBENDEN GEWÄSSERORGANISMEN (MAKROZOOBENTHOS).....	42
5.6	BESIEDLUNGSBILD DES PHYTOPLANKTONS.....	43
5.7	ZUSAMMENFASSENDE BESCHREIBUNG DES GEWÄSSERZUSTANDES .....	45
<b>6</b>	<b><u>BELASTUNGSPFADE .....</u></b>	<b><u>47</u></b>
6.1	NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH GRUNDWASSERZUFLUSS .....	47

<b>6.2</b>	<b>NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH NIEDERSCHLAG .....</b>	<b>48</b>
<b>6.3</b>	<b>NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH BADENUTZUNG.....</b>	<b>48</b>
<b>6.4</b>	<b>NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH FREIZEITFISCHEREI.....</b>	<b>49</b>
<b>6.5</b>	<b>NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH WASSERVÖGEL .....</b>	<b>49</b>
<b>6.6</b>	<b>NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH FALLLAUB .....</b>	<b>51</b>
<b>6.7</b>	<b>GESAMTBILANZ DER EXTERNEN NÄHRSTOFFEINTRÄGE.....</b>	<b>51</b>
6.7.1	PHOSPHOREINTRÄGE .....	51
6.7.2	STICKSTOFFEINTRÄGE .....	53
<b>7</b>	<b><u>VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DEN GEWÄSSERZUSTAND DES BAGGERSEES.....</u></b>	<b>55</b>
<b>7.1</b>	<b>METHODISCHE VORGEHENSWEISE .....</b>	<b>55</b>
7.1.1	PROGNOSEMODELL UND MODELLKONSTANTEN.....	55
7.1.2	INPUTDATEN .....	57
7.1.2.1	Meteorologie.....	57
7.1.2.2	Hydraulische Anbindung des Sees an das Grundwasser.....	58
<b>7.2</b>	<b>PLAUSIBILITÄTSPRÜFUNG DER BEIDEN BELASTUNGSVARIANTEN DURCH DEN GRUNDWASSERZUFLUSS.....</b>	<b>59</b>
<b>7.3</b>	<b>TEMPERATURHAUSHALT, ZIRKULATIONSVERHALTEN UND SAUERSTOFFHAUSHALT DES BAGGERSEES .....</b>	<b>63</b>
7.3.1	ISTZUSTAND .....	63
7.3.1.1	Temperaturhaushalt .....	63
7.3.1.2	Sauerstoffhaushalt .....	66
7.3.2	GENEHMIGUNGSZUSTAND .....	66
7.3.2.1	Temperatursimulation bei geringerer Windeinwirkung.....	67
7.3.2.2	Temperatursimulation bei stärkerer Windeinwirkung .....	68
7.3.2.3	Zirkulationsverhalten des Wasserkörpers bei geringerer Windeinwirkung.....	69
7.3.2.4	Zirkulationsverhalten des Wasserkörpers bei stärkerer Windeinwirkung .....	70
7.3.2.5	Sauerstoffhaushalt des Wasserkörpers bei geringerer Windeinwirkung.....	71
7.3.2.6	Sauerstoffhaushalt des Wasserkörpers bei stärkerer Windeinwirkung.....	72
7.3.2.7	Beurteilung der Windeffekte für den Gütezustand des Untersuchungsgewässers und Festlegung des ESAC -Koeffizienten.....	73
7.3.3	PLANVARIANTE .....	75
7.3.3.1	Temperaturhaushalt .....	75
7.3.3.2	Zirkulationsverhalten des Wasserkörpers.....	77
7.3.3.3	Sauerstoffhaushalt .....	78
7.3.4	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DES SAUERSTOFFHAUSHALTES.....	79
<b>7.4</b>	<b>EINMISCHUNGSVERHALTEN DES ZUFLIEßENDEN GRUNDWASSERS IM SEEVOLUMEN .....</b>	<b>80</b>
<b>7.5</b>	<b>NÄHRSTOFFHAUSHALT UND ALGENENTWICKLUNG .....</b>	<b>81</b>
7.5.1	PHOSPHORGEHALTE .....	81
7.5.2	CHLOROPHYLL-A GEHALTE.....	84
7.5.3	SICHTTIEFENWERTE.....	86
7.5.4	NITRATBELASTUNG .....	87

<b><u>8</u></b>	<b><u>VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DAS GRUNDWASSER .....</u></b>	<b><u>93</u></b>
<b><u>9</u></b>	<b><u>ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG PLANUNGSBEDINGTER AUSWIRKUNGEN AUF DEN ZUSTAND DES BAGGERSEES UND DES ABSTROMIGEN GRUNDWASSERS .....</u></b>	<b><u>97</u></b>
<b><u>10</u></b>	<b><u>MÖGLICHKEITEN ZUR OPTIMIERUNG DER SEEWASSERQUALITÄT DURCH EINE VERÄNDERTE SEEFORM .....</u></b>	<b><u>99</u></b>
<b><u>11</u></b>	<b><u>ZUSAMMENFASSUNG .....</u></b>	<b><u>102</u></b>
<b><u>12</u></b>	<b><u>ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....</u></b>	<b><u>106</u></b>
<b><u>13</u></b>	<b><u>TABELLENVERZEICHNIS .....</u></b>	<b><u>109</u></b>
<b><u>14</u></b>	<b><u>LITERATURVERZEICHNIS .....</u></b>	<b><u>111</u></b>

# **1        Einleitung**

Der vorliegende Bericht erarbeitet die erforderlichen limnologischen und gewässerökologischen Unterlagen für das Erweiterungsvorhaben des Philipp-Sees (Inneres Fischwasser) in Bad Schönborn durch die Philipp & Co KG. entsprechend dem Leitfaden Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft (LfU 2004, S. 64 ff: PF-UVU-N). Die zugrunde gelegten Gewässergütedaten (See- und Grundwasser) wurden im Zeitraum 2008 bis 2019 erhoben.

## 2 Vorhabensbeschreibung

Der See weist derzeit (Vermessungsunterlagen Mai 2017) bei einem Wasserstand (Mittelwasser) von 105,00 m ü.NN eine Seefläche von 56,4,8 ha auf (Istzustand). Die maximale Tiefe beträgt bei einer Seespiegellage von 105 m ü.NN 40 m. Die Seesohle liegt demnach zur Zeit in einer Höhe von 65,5 m ü.NN. Durch die Abgrabung von Restflächen im Rahmen der erteilten Abgrabungsgenehmigung wird sich noch eine Vergrößerung der Seefläche auf 62,5 ha ergeben (im Folgenden als Genehmigungszustand bezeichnet).

Im Anschluss daran ist eine Erweiterung (Planvariante) vorgesehen. Im Rahmen dieses Gutachtens sollen die Auswirkungen der Erweiterung auf die Güteentwicklung des Sees mittels einer modellgestützten Prognose untersucht werden. Unter Einbeziehung des Istzustandes und des Genehmigungszustandes ergeben sich die folgenden drei Entwicklungsstufen als Untersuchungsgegenstände. Grundlagen für die Angaben zur gegenwärtigen und zukünftigen Morphologie des Baggersees sind die im Mai 2017 vom Büro Atmann durchgeführten Seevermessungen und die von Arguplan erstellten Unterlagen.

### 1. Istzustand

Der Istzustand (Mai 2017) entspricht einer Seegröße von 56,4 ha. Die Wassertiefe beträgt 40 m (65,5 m ü.NN). Das Seevolumen erreicht ca. 11,9 Mio. m<sup>3</sup>.

### 2. Genehmigungszustand

Im Rahmen des genehmigten Abgrabungsvolumens wird der See gegenüber dem Istzustand in der Fläche noch um 6,1 ha auf 62,5 ha und volumenmäßig von 11,9 Mio. m<sup>3</sup> auf 16,6 Mio. m<sup>3</sup> vergrößert. Die maximale Wassertiefe verbleibt bei 40 m (65,5 m ü.NN).

### 3. Planvariante

Bei unveränderter maximaler Wassertiefe von 40 m (65,5 m ü.NN) erfolgt eine Vergrößerung der Seefläche auf 74,6 ha. In dem eigentlichen Erweiterungsbereich bleibt die maximale Abgrabungstiefe allerdings auf 75 m ü.NN begrenzt. Das Seevolumen beträgt dann 18,9 Mio. m<sup>3</sup>. Die Morphologie des Sees ist im Hinblick auf eine minimale Beeinflussung des abstromigen Grundwassers hin optimiert.

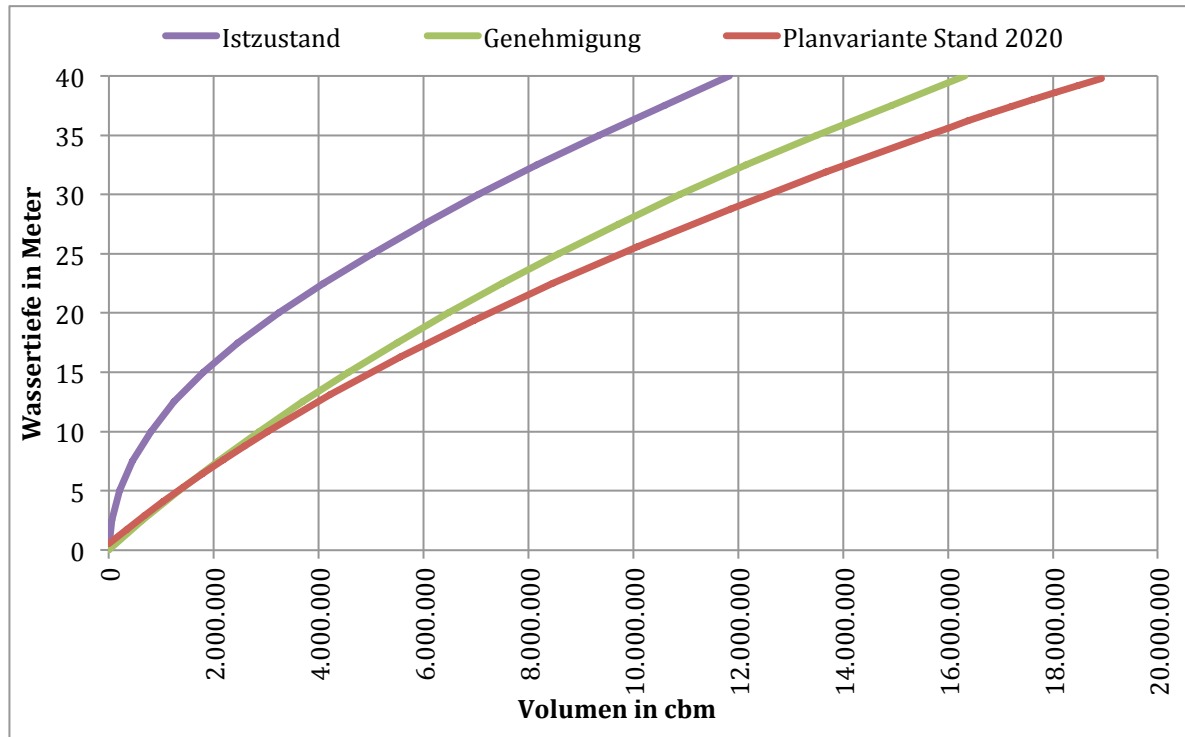
Den drei Entwicklungsstufen entsprechen die in der Tabelle 2.1 dargestellten morphologischen Kennwerte. Alle Angaben beziehen sich auf einen Seepegelstand von 105,00 m ü.NN.

Bei der Berechnung des Seevolumens wird von einem wieder rückgespülten 5-10 prozentigen Feinmaterialanteil des Baggerguts ausgegangen, so dass sich durch die Auflandung des Rückspülgutes eine Volumenverminderung von mindestens 5 % ergibt.

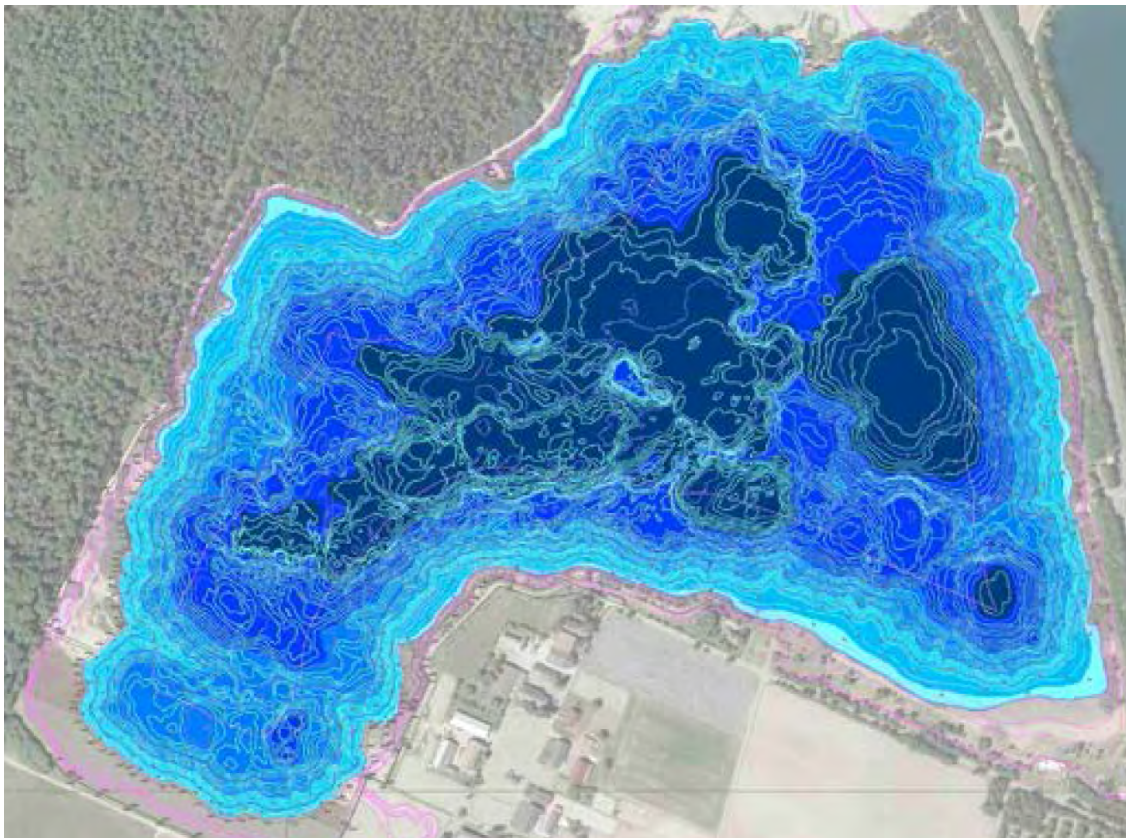
**Tabelle 2.1: Morphologische Kennwerte der unterschiedlichen Entwicklungsstufen des Baggersees**

	Seesohle [m. ü.NN]	Fläche [ha]	Maximale Tiefe [m]	Mittlere Tiefe (ø) [m]	Volumen [m <sup>3</sup> ]
Istzustand	65,5	56,4	40	21,1	11.900.000
Genehmigungszustand	65,5	62,5	40	26,6	16.600.000
Planvariante	65,5	74,6	40	25,3	18.900.000
Planvariante Erweiterungsbereich	75	13,3	30	/	(2.300.000)

Die Volumenkurve der Seeformen ist der Abbildung 2.1 zu entnehmen. Für die einzelnen Entwicklungsstadien ergeben sich die in den anschließenden Abbildungen dargestellten Flächenformen.



*Abbildung 2.1: Volumenkurve*



*Abbildung 2.2: Ausgestaltung des Seebeckens im Istzustand*

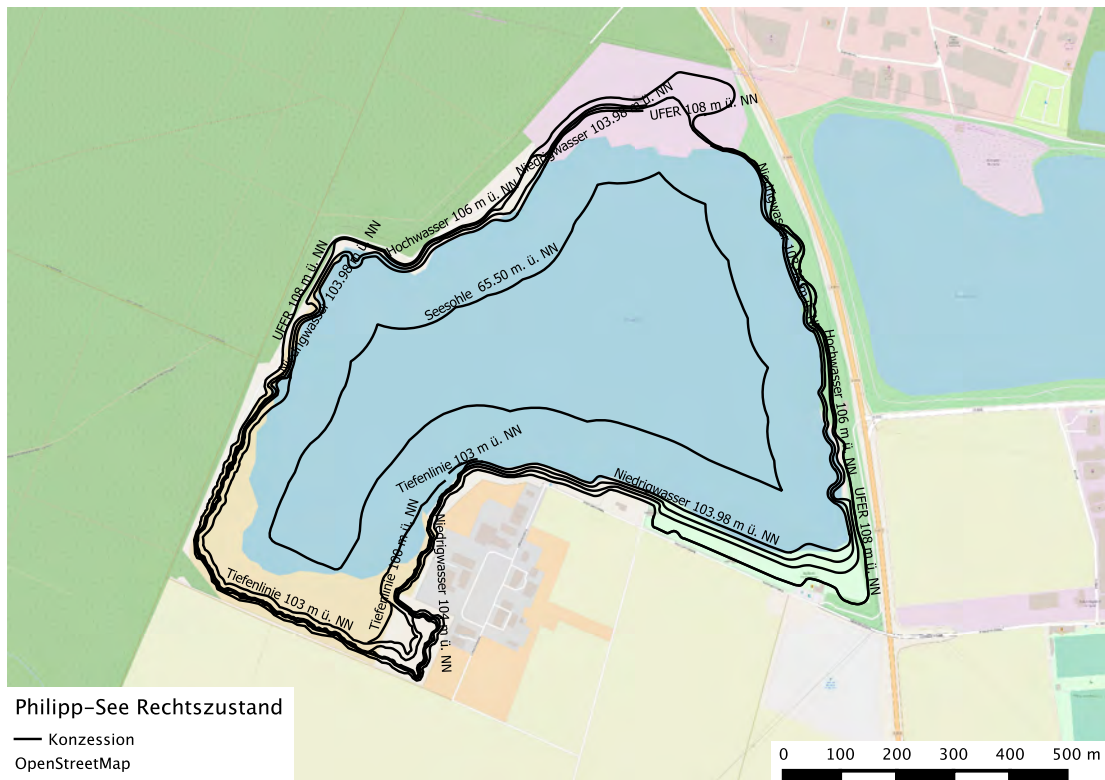


Abbildung 2.3: Ausgestaltung des Seebeckens im Genehmigungszustand

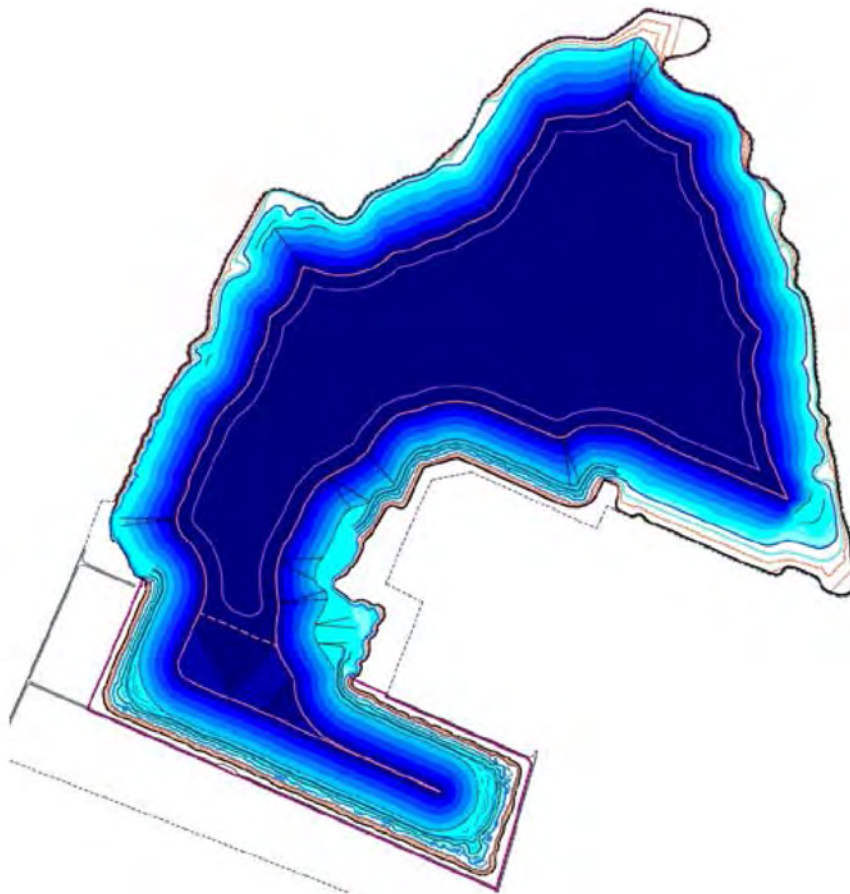


Abbildung 2.4: Ausgestaltung des Seebeckens nach Umsetzung der Planvariante (Kartengrundlage Arguplan)



### **3 Externe Einflussgrößen im Untersuchungsgebiet**

#### **3.1 Landnutzungen**

Primäre Nutzungsformen im umgebenden Planungsraum sind:

- Landwirtschaftliche Nutzungen als die mit Abstand wichtigste Nutzungsform im unmittelbaren Grundwasserzustrombereich (< 2 km oberstromig) des Sees

Von untergeordneter Bedeutung bzw. in weitere Entfernung (> 2 km oberstromig) sind Nutzungen wie:

- Industriegebiete
- Siedlungsbereiche einschließlich Verkehrswegen
- Wald- und Forstflächen



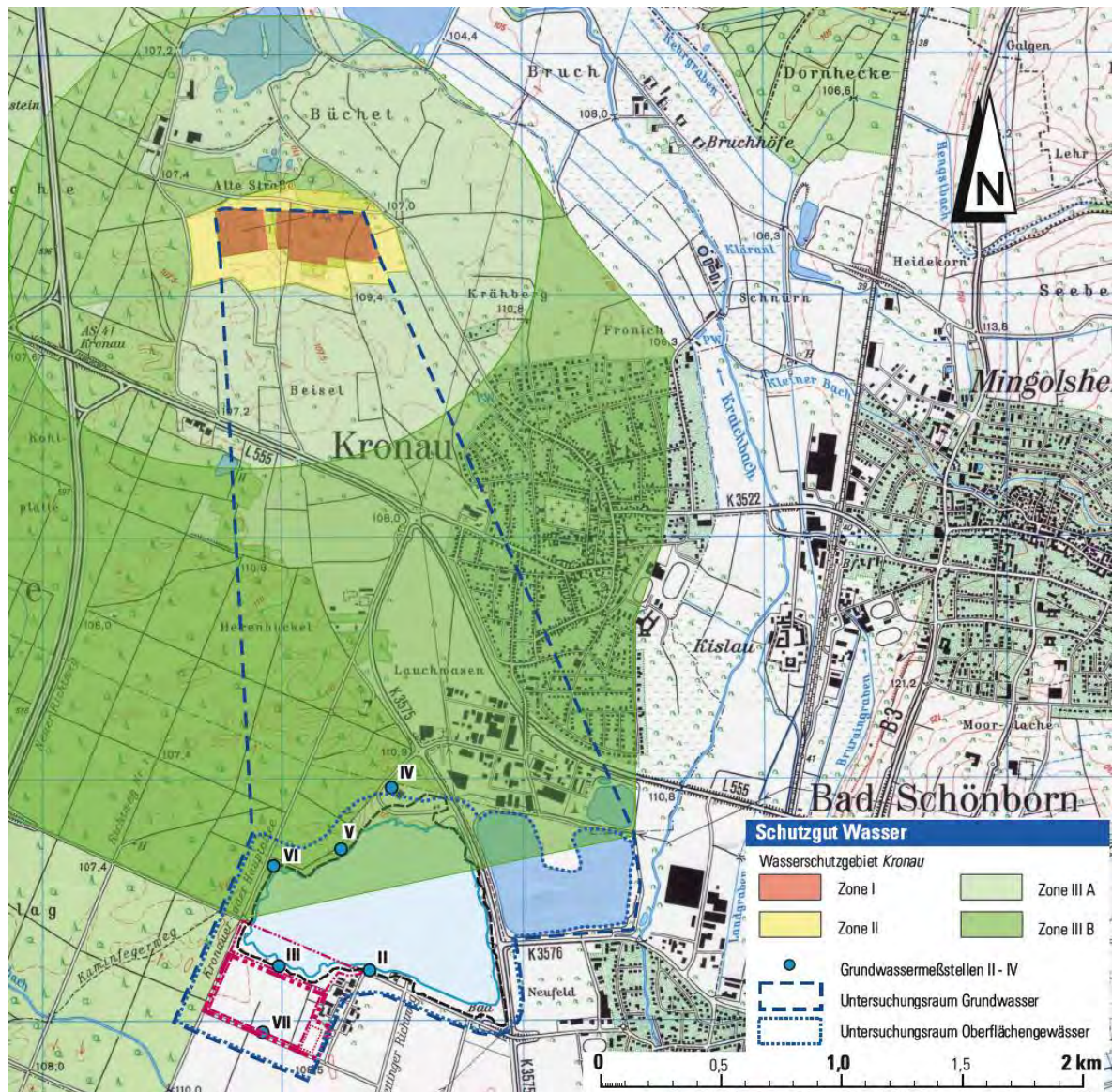
*Abbildung 3.1: Landnutzung im Grundwassereinzugsgebiet des Untersuchungsgewässers (Grundlage Schrägluftbild, Aufnahme Boos 2016)*

Als Folge der landwirtschaftlichen Nutzung können durch die Verlagerung von Nitrat in das Grundwasser und den See Belastungen entstehen, wenn der Grundwasserleiter über ein geringes Nitratabbauvermögen verfügt.

Von besonderer Bedeutung ist auch die Sicherung des Wasserschutzgebietes des Zweckwasserverbandes Gruppenwasserversorgung Hohberg, das im Abstrom des Untersuchungsgebietes liegt und dessen Schutzzone 3B bis in den bestehenden Abgrabungsbereich hinein-



reicht (siehe Abbildung 3.2). Nach Auskunft des LGRB befindet sich das WSG allerdings in Überarbeitung.



**Abbildung 3.2:** Lage des Wasserschutzgebietes des Zweckwasserverbandes Gruppenwasserversorgung Hohberg (Kartengrundlage Arguplan)

### 3.2 Atmosphärische Eintragspotentiale für Nährstoffe

Phosphor und Stickstoff stellen die wichtigsten Nährstoffe für das Pflanzenwachstum dar. Insbesondere in grundwasserdominierten Baggerseen limitiert die verfügbare Phosphormenge das gesamte Pflanzenwachstum, so dass zusätzliche Einträge durch Immission immer ein verstärktes Pflanzenwachstum verursachen.

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 (vgl. Tabelle 3.1) werden die von der forstlichen Versuchsanstalt Freiburg für

Hockenheim und Rothenfels (Bruhberg) bei Gaggenau ermittelten Depositionsraten herangezogen (vgl. <http://www.fva-bw.de/monitoring/index9.html>).

**Tabelle 3.1: Depositionsraten für Nährstoffe**

		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Mittelwert
Freiland Rothenfels (600 m ü.NN)	P [g/ha/a]	60	47	56	76	72	31	28	46	46	72	/	/	53,4
	N_ges [kg/ha/a]	9,6	13,2	15,4	14,7	10,9	13,3	12,5	13,6	12,0	8,8	/	/	12,4
Freiland Hockenheim (100 m ü.NN)	P [g/ha/a]	24	48	96	59	9	24	26	37	40	32	23	58	39,7
	N_ges [kg/ha/a]	6,0	7,3	10,7	8,2	7,1	7,6	8,0	8,2	5,9	5,4	7,4	6,4	7,4

Pro Hektar und Jahr errechnen sich anhand dieser Werte die folgenden durchschnittlichen Eintrags- und Bilanzierungsgrößen für das Untersuchungsgebiet, wobei von den etwas höheren Belastungswerten der Messstation Rothenfels (Bruhberg) bei Gaggenau ausgegangen wird, um einem größeren Schwankungsbereich Rechnung zu tragen.

Sowohl bei den Phosphor- als auch bei den Stickstoffanalysen handelt es sich um den gelösten Anteil der Nährstofffraktionen. Der partikuläre Anteil wurde durch Filtration des Eluats mittels eines 0,45 µm Filters abgeschieden.

$$\text{P-Eintrag}_{\text{Bruhberg}} = 0,053 \text{ [kg/ha*Jahr]}$$

$$\text{N-Eintrag}_{\text{Bruhberg}} = 12,4 \text{ [kg/ha*Jahr]}$$

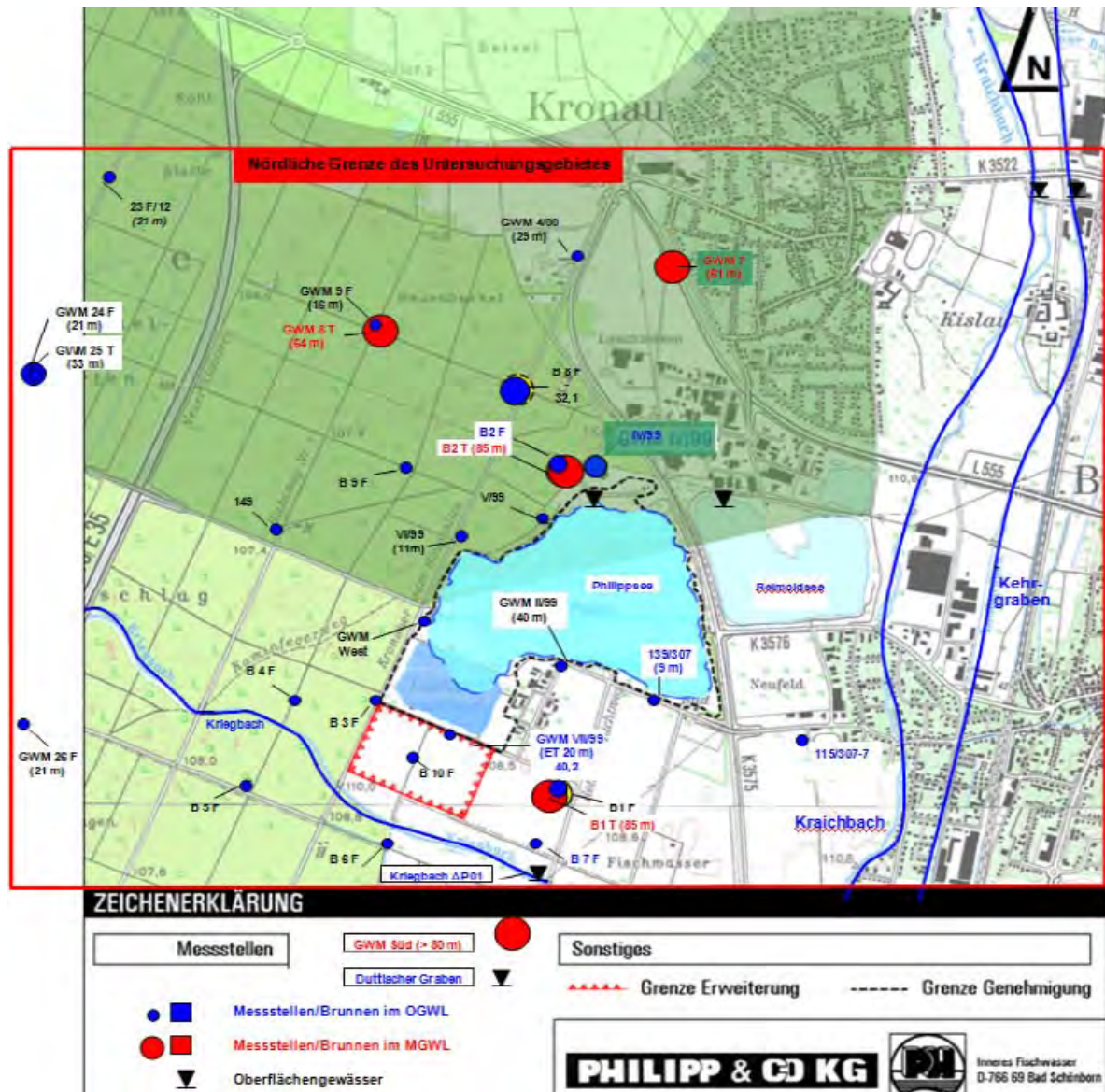
### 3.3 Grundwasser

Zur Ermittlung der Grundwasserfließverhältnisse im Seeumfeld und der Beschaffenheitskennwerte des zuströmenden Grundwassers wurden die von der Philipp & Co KG. im Rahmen der Eigenüberwachung erhobenen Werte der zurückliegenden Jahre berücksichtigt (Pätzold 2015) und um die aktuellsten Untersuchungsergebnisse durch Hydroisotop ergänzt.

Diese Messungen aus dem Intensivuntersuchungsprogramm wurden in den Jahren 2015 und 2016 von Hydroisotop erhoben.

Die kartographische Darstellung der Grundwassermessstellen ist der Abbildung 3.3 (Hydroisotop 2017) zu entnehmen.





**Abbildung 3.3: Lage der Grundwassermessstellen (Karte Hydroisotop 2017)**

### 3.3.1 Zuflusskomponenten

Da die Wasserbeschaffenheit des Sees neben der Ausprägung des Seemetabolismus wesentlich von der Qualität des zufließenden Grundwassers bestimmt wird, ist die richtige Festlegung der Zuflusskomponenten und der jeweils zugehörigen Grundwassermessstellen entscheidend für die Beurteilung der Grundwasser-Seewasser-Wechselwirkungen und insbesondere auch für die Belastungsrelevanz des Grundwasserzuflusses.

Ein Grundwasserzufluss in den See erfolgt sowohl aus dem Oberen Grundwasserleiter (OGWL = Zuflusskomponente 1) als auch aus dem Mittleren Grundwasserleiter (MGWL = Zuflusskomponente 2). Für die Herausarbeitung der jeweiligen Grundwasserbeschaffenheit dieser beiden Zuflusskomponenten kommen hier die beiden in den folgenden Kapiteln beschriebenen Vorgehensweisen in Betracht.

### 3.3.1.1 Belastungsvariante 1

Hydroisotop (2017) hat anhand isopenhydrologischer Untersuchungen die Grundwassermessstellen der einzelnen Zuflusskomponenten bei einem Anteil von OGWL: MGWL von 9 zu 1 wie folgt festgelegt.

#### **Zuflusskomponente 1**

Die Zuflusskomponente 1 umfasst die folgenden Messstellen aus dem OGWL.

*Tabelle 3.2: Messstellen der Zuflusskomponente 1*

	Zustrom	Zustrom	Zustrom	Zustrom	Zustrom
Aquifer	OGWL tief	OGWL flach	OGWL tief	OGWL flach	OGWL flach
Nr. a	GWM II 1999	B7 F/ 2016	B1 F 2016	139 / 307-6	115 / 307-7
Ausbautiefe	39,85	15,9	30,8	8,6	5,2

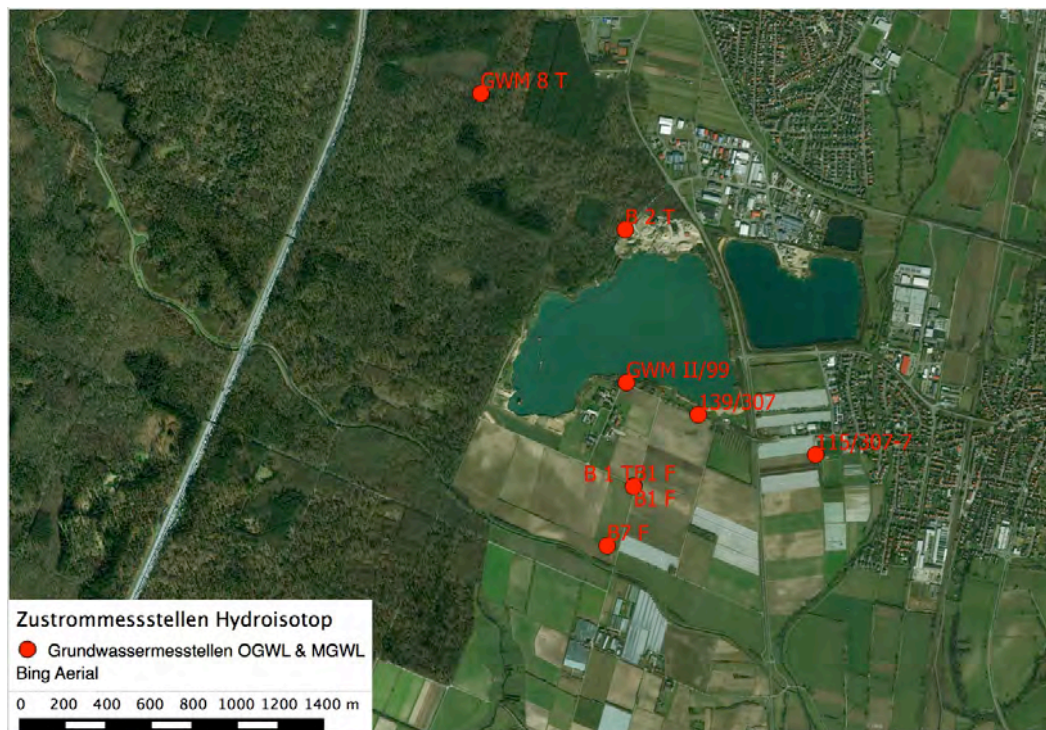
#### **Zuflusskomponente 2**

Bei der Zuflusskomponente 2 handelt es sich um oberstromige und unterstromige im MGWL verfilterte Messstellen.

*Tabelle 3.3: Messstellen der Zuflusskomponente 2*

	Zustrom	Zustrom	Seitstrom
Aquifer	MGWL	MGWL	MGWL
Nr. a	GWM 8 T/ 2012	B 1 T	B2 T
Ausbautiefe	64	85	85

Die Lage der ausgewählten Messstellen ist der Abbildung 3.4 zu entnehmen.



*Abbildung 3.4: Lage der Grundwassermessstellen für die Auswahl der Zuflusskomponenten (Hydroisotop)*





**Tabelle 3.4: Messstellen der Zuflusskomponente 1 unter Berücksichtigung des Seemetabolismus**

	Zustrom	Zustrom	Zustrom	Zustrom	Zustrom	Zustrom
<b>Aquifer</b>	OGWL flach	OGWL flach	OGWL flach	OGWL flach	OGWL flach	OGWL tief
<b>Nr. a</b>	B3 F/ 2016	B10 F 2016	B6 F2016	GWMVII1999	B7 F/ 2016	GWM II 1999
<b>Ausbautiefe</b>	30,8	14,65	15,9	20,3	15,9	39,85
	Zustrom	Zustrom	Seitstrom	Seitstrom	Seitstrom	Seitabstrom
<b>Aquifer</b>	OGWL tief	OGWL flach	OGWL flach	OGWL flach	OGWL flach	OGWL flach
<b>Nr. a</b>	B1 F 2016	139 / 307-6	B5 F/ 2016	B4 F/ 2016	149/ 307-1	B 9 F/ 2016
<b>Ausbautiefe</b>	30,8	8,6	15,9	15,9	6	15,9

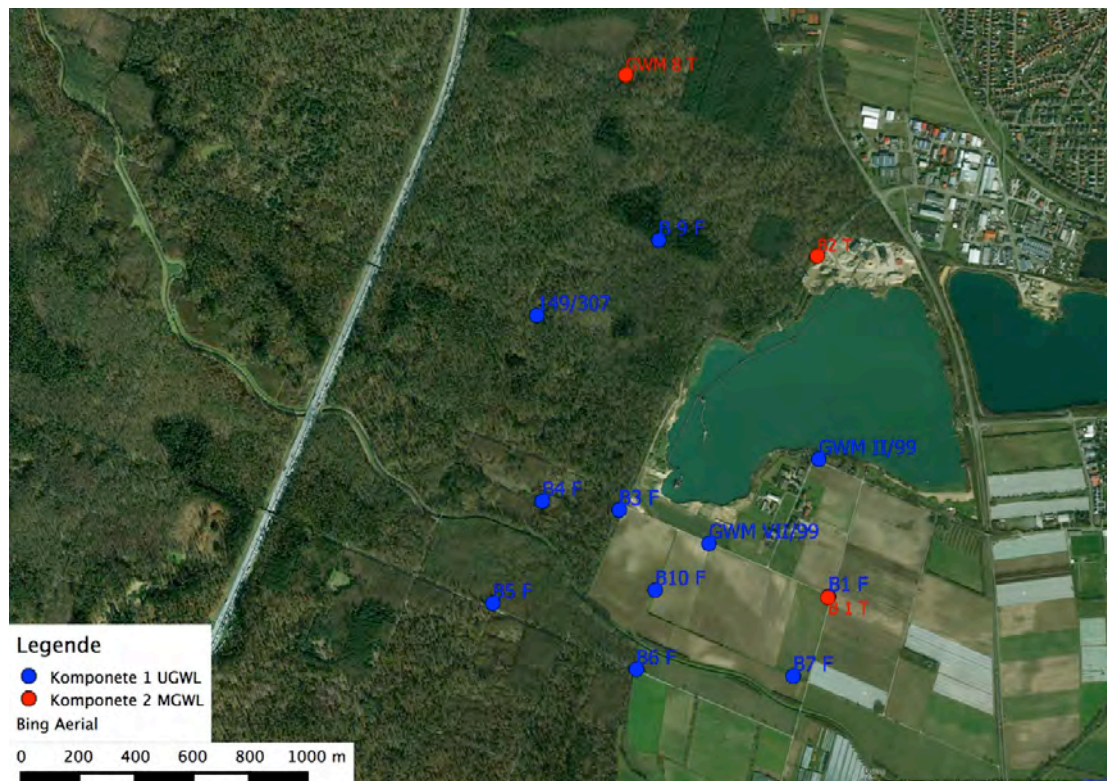
### Zuflusskomponente 2

Zur Zuflusskomponente 2 zählen die drei im Mittleren Grundwasserleiter verfilterten Messstellen (vgl. Tabelle 3.5).

**Tabelle 3.5: Messstellen der Zuflusskomponente 2 unter Berücksichtigung des Seemetabolismus**

	Abstrom	Zustrom	Abstrom
<b>Aquifer</b>	MGWL	MGWL	MGWL
<b>Nr. a</b>	GWM 8 T/ 2012	B1 T	B2 T
<b>Ausbautiefe</b>	64	85	85

Der Lageplan dieser Grundwassermessstellen ist in der Abbildung 3.6 dargestellt.



**Abbildung 3.6: Lage der Grundwassermessstellen für die Auswahl der Zuflusskomponenten unter Berücksichtigung des Seemetabolismus**



### 3.3.2 Grundwassergefälle, Grundwasserfließrichtung und Durchlässigkeitsbeiwert

Die Ermittlung des Grundwassergefälles und der Grundwasserfließrichtung basiert auf der großräumigen hydrogeologischen Kartierung im Raum Karlsruhe / Speyer (UM Baden-Württemberg & Rheinland-Pfalz 2007) und den von HYDRAG (2017) erstellten Grundwassergleichenplänen.

#### 3.3.2.1 Darstellung der Grundwassergleichen im Seeumfeld

Die Darstellung der Grundwassergleichen im nahen Seeumfeld sind den folgenden drei Abbildungen zu entnehmen. Es ergibt sich demnach eine nord-nord-westliche Strömungsrichtung.



Abbildung 3.7: Grundwassergleichenkarte vom 23.5.2016 im OGWL (HYDRAG 2017)



## Externe Einflussgrößen im Untersuchungsgebiet



Abbildung 3.8: Grundwassergleichenkarte vom 18.10.2017 im OGWL (HYDRAG 2017)

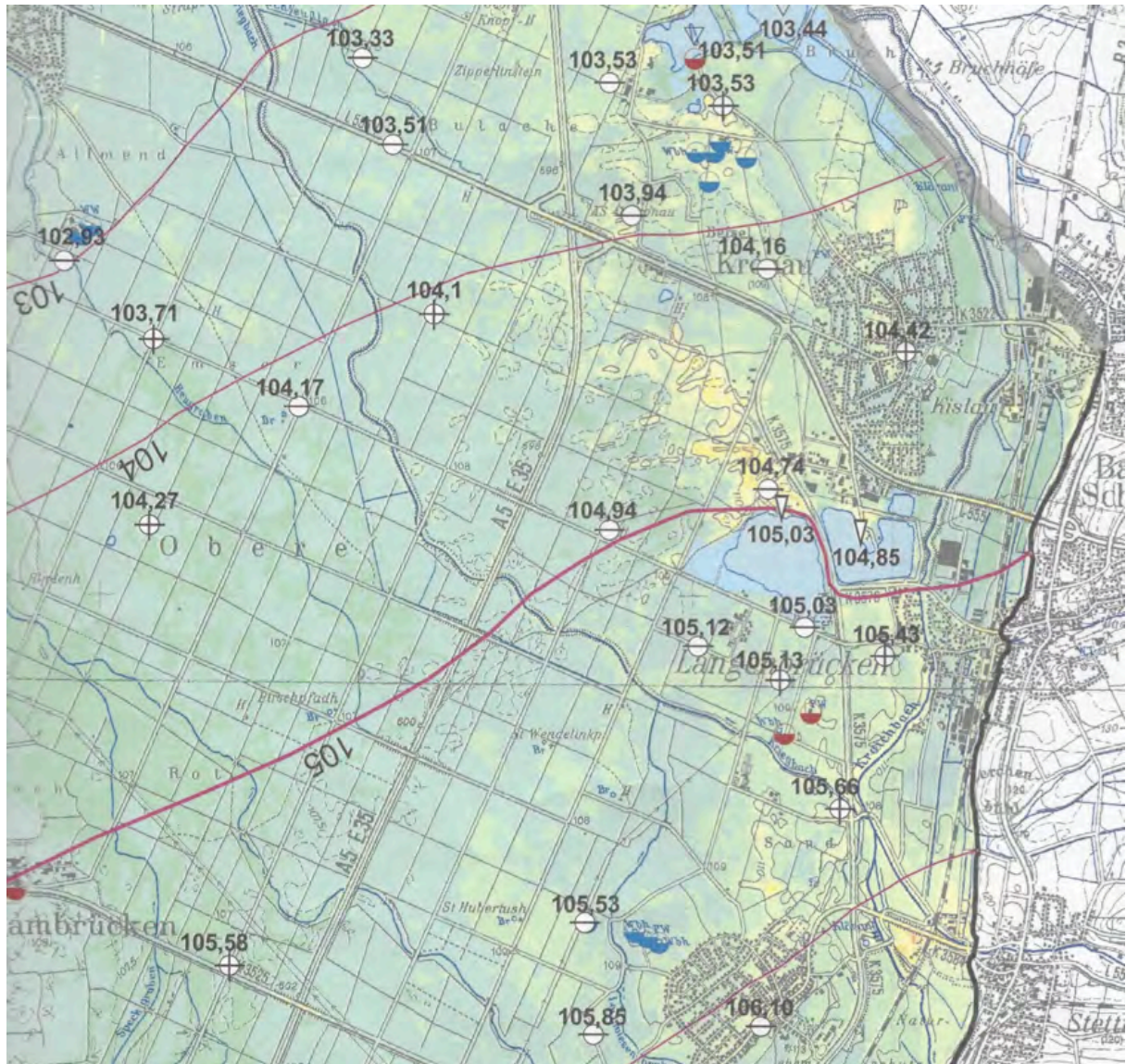


Abbildung 3.9: Grundwassergleichenplan 29.9.2003-1.10.2003 (niedrige Grundwasserstände) HGK 2007

Das Grundwassergefälle in dem vom See nicht beeinflussten Grundwasserleiter erreicht unter Bezug auf die einzelnen Stichtage sowie im Gesamtmittel, das bei den Bilanzierungen als Berechnungsgrundlage dient, die in der Tabelle 3.6 angegebenen Werte:

Tabelle 3.6: Grundwassergefälle im seeunbeeinflussten Grundwasserleiter

Wasserstandssituation	$\Delta h[m]$	Länge [m]	hydraulisches Gefälle [‰]
Hydrag 23.5.2016 (niedrige Grundwasserstände)	$\Delta 0,5$	1000-1500	0,5-0,35 (0,43)
Hydrag 18.10.2017 (hohe Grundwasserstände)	$\Delta 0,5$	1500-2000	0,35-0,25 (0,3)
Hydrogeologische Kartierung 29.9.2003-1.10.2003 (niedrige Grundwasserstände)	$\Delta 2m$	4500	0,44
<b>Gesamtmittelwert</b>			<b>0,39</b>



### 3.3.2.2 Durchlässigkeitsverteilung, Porenvolumen und Transmissivität

In Anlehnung an HYDRAG (2016) und Schäfer (2015) ist im weiteren Untersuchungsraum für OGWL und MGWL mit den folgenden kf-Werten zu rechnen:

OGWL:      kf-Wert=       $3\text{-}5 \cdot 10^{-3}$       m/s

MGWL:      kf-Wert=       $0,5\text{-}1 \cdot 10^{-3}$       m/s

### 3.3.3 Beschaffenheit des zuströmenden Grundwassers

Die Beschaffenheit des Grundwassers im Baggerseeumfeld wurde auf der Grundlage von Messergebnissen aus den Jahren 2015 und 2016 (vgl. Tabelle 3.7 auf den Seiten 19f) ermittelt.

Die Messergebnisse dienen zur Beurteilung der Beschaffenheit des in den Baggersee einströmenden Grundwassers. Bei einer maximalen Seetiefe von 40 m (65,5 m ü.NN), also im Istzustand sowie im Genehmigungszustand und der Planvariante (vgl. Kapitel 2) fließt dem See primär Wasser aus dem Oberen Grundwasserleiter zu.

Auf der Basis der tabellarisch angegebenen Messwerte erfolgt die Ableitung der Beschaffenheitskenngrößen des in den Baggersee gelangenden Grundwassers. Zusätzlich zu den Mittelwerten wird zur Erfassung erhöhter Belastungsmomente auch das 90. Perzentil herangezogen, also jener Wert, unter dem 90% aller Messwerte liegen.

Für Messungen unterhalb der analytischen Nachweisgrenze des jeweiligen Verfahrens wurde in der statistischen Auswertung entsprechend der üblichen Vorgehensweise der halbe Wert des Nachweisgrenzwertes genutzt.

Bei der Ermittlung der Eintragswerte wird zwischen den beiden Bilanzierungsansätzen unterschieden.

Tabelle 3.7: Festlegung der Zuflussbeschaffenheit auf der Grundlage der Grundwasserbeschaffenheit (Hydroisotop)

Lage in Bezug zum Philipp-See	Zu-, Seit- oder Abstrom	Aquifer	Bezeichnung / Baujahr	Datum	Temperatur	spez. el. Leitfähigkeit	Salinität	pH-Wert	gelöster Sauerstoffgehalt	Redoxpotential (berechnet)	Sk-Wert (pH 4,3) vor Ort	Natrium (Na <sup>+</sup> )	Kalium (K <sup>+</sup> )	Calcium (Ca <sup>2+</sup> )	Magnesium (Mg <sup>2+</sup> )	Hydrogenkarbonat	Chlorid (Cl <sup>-</sup> )	Sulfat (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	Gesamthärte berechnet	Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	ortho-Phosphat	ortho-Phosphat-P	Phosphor ges.	Silizium	Eisen ges.
					°C	µS/cm	psu		mg/l	mV	mmo/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mmo/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Süd	Zu-strom	OGWL flach	B7F/2016	30.05.16	13,1	793	0,61	7,25	3,7	513	4,4	11,7	4,1	126	14,8	254	21,1	90	3,75	0,025	0,005	90,1	0,050	0,016	0,003	4,3	0,03
Süd	Zu-strom	OGWL tief	GWMII 1999	15.06.16	12,9	840	0,65	7,14	0,1	420	5,2	22	7,1	129	18,3	312	33,8	137	3,97	0,025	0,12	10,5	0,050	0,016	0,005	5,7	0,09
Süd	Zu-strom	OGWL tief	B1F/2016PV Ende	10.12.15	12,1	973	0,75	7,08	1,5	480	5,2	17,3	10,4	159	20,8	316	27,4	172	4,82	0,025	0,01	64,3	0,050	0,016	0,010	4,9	0,01
Süd	Zu-strom	OGWL tief	B1F 2016	30.05.16	13,3	1039	0,80	7,09	0,1	358	5,4	23,3	13,1	171	22,1	316	36,6	226	5,17	0,025	0,02	40,3	0,050	0,016	0,005	3,6	0,05
Süd	Zu-strom	OGWL flach	139/307-6	14.06.16	12,5	1108	0,85	7	0,05	382	6,1	12,3	4,5	198	20,5	365	34,4	145	5,78	0,025	0,06	125	0,050	0,016	0,050	4,3	0,01
Südost	Zu-strom	OGWL flach	115/307-7	15.06.16	13,4	1316	1,01	6,76	0,7	300	7	12,2	4,9	250	22,9	387	31,8	345	7,18	0,21	0,26	32,4	0,050	0,016	0,090	3,9	4,3
Mittelwert					12,88	1011	0,78	7,05	1,03	408,8 <sub>3</sub>	5,55	16,47	7,35	172,1 <sub>7</sub>	19,90	325	31	185,8 <sub>3</sub>	5,11	0,06	0,08	60,43	0,05	0,02	0,027	4,45	0,75
90 Perzentil					13,35	1212	0,93	7,195	2,6	496,5	6,55	22,65	11,75	224	22,5	376	35,5	285,5	6,48	0,117 <sub>5</sub>	0,19	107,5 <sub>5</sub>	0,05	0,016	0,07	5,3	2,195
Variationskoeffizient					3,9%	18,8%	18,6%	2,3%	139,0%	19,3%	16,1%	31,7%	49,8%	27,1%	14,8%	14,3%	18,5%	48,4%	24,7%	135,3%	124,4%	69,2%	00%	00%	131,0%	16,9%	232,5%
Nord-west	Seit-strom	MGWL	GWM8 T/2012	15.06.16	11,9	610	0,47	7,3	0,05	297	4,25	11,4	2,2	91,1	15,8	256	23,2	79,4	2,92	0,025	0,005	0,1	0,050	0,016	0,003	5,9	0,5
Süd	Zu-strom	MGWL	B1T /2015PV Ende	11.12.15	12,2	1037	0,80	7,08	0,6	401	6,05	27,3	4,6	161	28	365	48,2	204	5,17	0,61	0,005	0,1	0,050	0,016	0,010	6,4	0,31
Süd	Zu-strom	MGWL	B1T 2015	30.05.16	13,6	1106	0,85	6,99	0,1	143	6,3	27,6	4,6	177	29,7	370	55,2	237	5,64	0,64	0,005	0,1	0,050	0,016	0,005	5,7	2,1

*Externe Einflussgrößen im Untersuchungsgebiet*

Lage in Bezug zum Philipp-See	Zu-, Seit- oder Abstrom	Aquifer	Bezeichnung / Baujahr	Datum	Temperatur	spez. el. Leitfähigkeit	Salinität	pH-Wert	gelöster Sauerstoffgehalt	Redoxpotential (berechnet)	Sk-Wert (pH 4,3) vor Ort	Natrium (Na+)	Kalium (K+)	Calcium (Ca2+)	Magnesium (Mg2+)	Hydrogenkarbonat	Chlorid (Cl-)	Sulfat (SO42-)	Gesamthärte berechnet	Ammonium (NH4+)	Nitrit (NO2-)	Nitrat (NO3-)	ortho-Phosphat	ortho-Phosphat-P	Phosphor ges.	Silizium	Eisen ges.
					°C	µS/cm	psu		mg/l	mV	mmo/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mmo/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Nord	Abstr om	MGWL	B2 T (30 min)	08.12.2015	-	782	0,60	-	-	-	-	16,8	2,4	117	22,8	329	44,1	92,4	3,86	-	-	0,7	< 0,1	0,033	-	-	-
Nord	Abstr om	MGWL	B2 T (Ende PV)	08.12.2015	11,9	782	0,60	7,08	<0,1	177	5,55	16,3	2,2	117	23	330	42,9	90,3	3,86	-	-	1,0	< 0,1	0,033	-	-	-
Nord	Abstr om	MGWL	B 2 T	22.04.2016	13,3	831	0,64	7,09	<0,1	127	5,9	15	2,6	122	25,6	349	50,1	84,8	4,1	0,31	< 0,01	< 0,2	< 0,1	0,033	0,04	6,8	1,3
Mittelwert					12,58	858,00	0,66	7,11	0,25	229,00	5,61	19,07	3,10	130,85	24,15	333,17	43,95	131,32	4,26	0,40	0,01	0,40	0,05	0,02	0,01	6,20	1,05
90 Perzentil					13,48	1071,5	0,825	7,216	0,5	359,4	6,2	27,45	4,6	169	28,85	367,5	52,65	220,5	5,405	0,631	0,005	0,88	0,05	0,033	0,031	6,68	1,86
Variationskoeffizient					6,4%	21,3%	21,4%	1,6%	121,7%	51,1%	14,4%	35,5%	37,8%	24,4%	20,3%	12,5%	25,2%	53,3%	23,2%	72,9%	0,0%	106,1%	0,0%	38,0%	119,0%	8,0%	77,9%

Tabelle 3.8 Festlegung der Zuflussbeschaffenheit auf der Grundlage der Grundwasserbeschaffenheit und unter Berücksichtigung der Seewasserbeschaffenheit (BGL)

Lage in Bezug zum Philipp-See	Zu-, Seit- oder	Aquifer	Bezeichnung / Baujahr	Datum	Temperatur	spez. el. Leitfähigkeit	Salinität	pH-Wert	gelöster Sauerstoff	Redoxpotential (berechnet)	Sk-Wert (pH 4,3) vor Ort	Natrium (Na+)	Kalium (K+)	Calcium (Ca2+)	Magnesium (Mg2+)	Hydrogenkarbonat	Chlorid (Cl-)	Sulfat (SO42-)	Gesamthärte berechnet	Ammonium (NH4+)	Nitrit (NO2-)	Nitrat (NO3-)	ortho-Phosphat	ortho-Phosphat-P	Phosphor ges.	Silizium	Eisen ges.
					°C	µS/cm	psu		mg/l	mV	mmo/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mmo/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Südwest	Seitstrom	OGWL flach	B5F/2016	30.05.16	11,9	601	0,46	7,31	0,1	157	3,95	10,6	1,8	99,5	11,3	237	22	92,9	2,95	0,07	0,05	0,1	0,050	0,016	0,010	4,9	0,79
Südwest	Seitstrom	OGWL flach	B4F/2016	30.05.16	11,9	607	0,47	7,19	0,05	123	4,8	8,4	2,2	103	12,5	283	15,1	70,8	3,08	0,025	0,02	0,1	0,050	0,016	0,020	4,1	1,8
West	Seitstrom	OGWL flach	149/307-1	22.04.16	11	515	0,40	7,28	0,1	127	4,9	4,6	1,1	96	6,7	287	4,6	29,8	2,67	0,11	0,005	6,1	0,050	0,016	0,080	4,5	1,7
Nordwest	Seitstrom	OGWL flach	B9F/2016	22.04.16	11,6	626	0,48	7,3	0,05	116	4,6	8,9	2,2	104	13	271	17,4	90,5	3,13	0,1	0,01	0,1	0,050	0,016	0,040	5,2	1,4
Nordwest	Seitstrom	OGWL flach	GWM9 F/2012	15.06.16	10,5	616	0,47	7,24	0,1	111	4,6	8,7	1,9	103	12,1	267	13,7	89,8	3,07	0,11	0,1	0,4	0,050	0,016	0,050	5,3	3,1
Südwest	Zu- strom	OGWL flach	B3F/2016	30.05.16	12,3	664	0,51	7,14	0,05	156	4,45	10,9	2,6	110	13,8	269	24,1	102	3,31	0,025	0,005	0,1	0,050	0,016	0,003	3,8	0,69
Süd	Zu- strom	OGWL flach	B10F/2016	30.05.16	12,5	840	0,65	7,01	0,05	256	5,9	11,1	3,4	141	21	352	23	137	4,38	0,05	0,06	7,3	0,050	0,016	0,005	3,4	0,05
Süd	Zu- strom	OGWL flach	B6F/2016	30.05.16	12,4	651	0,50	7,43	0,1	271	4,85	10,4	2,4	109	13,9	290	24,1	78,6	3,29	0,05	0,05	1,7	0,100	0,033	0,030	2,6	0,05
Süd	Zu- strom	OGWL flach	GWM VII/1999	14.06.16	12,5	877	0,67	7,17	0,05	327	5,55	12,3	3,4	140	22,8	338	31,8	117	4,43	0,05	0,27	40,2	0,050	0,016	0,005	4,5	0,02
Süd	Zu- strom	OGWL flach	B7F/2016	30.05.16	13,1	793	0,61	7,25	3,7	513	4,4	11,7	4,1	126	14,8	254	21,1	90	3,75	0,025	0,005	90,1	0,050	0,016	0,003	4,3	0,03
Süd	Zu- strom	OGWL tief	GWM II/1999	15.06.16	12,9	840	0,65	7,14	0,1	420	5,2	22	7,1	129	18,3	312	33,8	137	3,97	0,025	0,12	10,5	0,050	0,016	0,005	5,7	0,09
Süd	Zu- strom	OGWL tief	B1F/2016PV Ende)	10.12.15	12,1	973	0,75	7,08	1,5	480	5,2	17,3	10,4	159	20,8	316	27,4	172	4,82	0,025	0,01	64,3	0,050	0,016	0,010	4,9	0,01
Süd	Zu- strom	OGWL tief	B1F/2016	30.05.16	13,3	1039	0,80	7,09	0,1	358	5,4	23,3	13,1	171	22,1	316	36,6	226	5,17	0,025	0,02	40,3	0,050	0,016	0,005	3,6	0,05
Süd	Zu- strom	OGWL flach	139/307-6	14.06.16	12,5	1108	0,85	7	0,05	382	6,1	12,3	4,5	198	20,5	365	34,4	145	5,78	0,025	0,06	125	0,050	0,016	0,050	4,3	0,01

**Externe Einflussgrößen im Untersuchungsgebiet**

Lage in Bezug zum Philipp-See	Zu-, Seiter oder	Aquifer	Bezeichnung / Baujahr	Datum	Temperatur	spez. el. Leitfähigkeit	Salinität	pH-Wert	gelöster Sauerstoff-	Redoxpotential (berechnet)	Sk-Wert (pH 4,3) vor Ort	Natrium (Na+)	Kalium (K+)	Calcium (Ca2+)	Magnesium (Mg2+)	Hydrogenkarbonat	Chlorid (Cl-)	Sulfat (SO42-)	Gesamthärte berechnet	Ammonium (NH4+)	Nitrit (NO2-)	Nitrat (NO3-)	ortho-Phosphat	ortho-Phosphat-P	Phosphor ges.	Silizium	Eisen ges.
					°C	µS/cm	psu		mg/l	mV	mmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Mittelwert					12,18	767,86	0,59	7,19	0,44	271,21	4,99	12,32	4,30	127,75	15,97	296,93	23,51	112,74	3,84	0,05	0,06	27,59	0,05	0,02	0,023	4,36	0,70
90 Perzentil					13,04	1019,2	0,785	7,307	1,08	462	5,795	20,59	9,41	167,4	21,77	347,8	34,22	163,9	5,065	0,107	0,114	82,36	0,05	0,016	0,050	5,27	1,77
Variationskoeffizient					63%	233%	23,9%	1,7%	232,6%	52,8%	12,1%	42,1%	82,0%	24,2%	30,7%	12,7%	38,2%	42,9%	24,6%	65,3%	127,6%	144,5%	24,9%	26,4%	106,3%	19,1%	137,2%
Nord-west	Seitstrom	MGWL	GWM8 T/2012	15.06.16	11,9	610	0,47	7,3	0,05	297	4,25	11,4	2,2	91,1	15,8	256	23,2	79,4	2,92	0,025	0,005	0,1	0,050	0,016	0,003	5,9	0,5
Süd	Zu-strom	MGWL	B1 T /2015PV Ende	11.12.15	12,2	1037	0,80	7,08	0,6	401	6,05	27,3	4,6	161	28	365	48,2	204	5,17	0,61	0,005	0,1	0,050	0,016	0,010	6,4	0,31
Süd	Zu-strom	MGWL	B1 T 2015	30.05.16	13,6	1106	0,85	6,99	0,1	143	6,3	27,6	4,6	177	29,7	370	55,2	237	5,64	0,64	0,005	0,1	0,050	0,016	0,005	5,7	2,1
Nord	Abstr om	MGWL	B2 T (30 min)	08.12.2015	-	782	0,60	-	-	-	-	16,8	2,4	117	22,8	329	44,1	92,4	3,86	-	-	0,7	< 0,1	0,033	-	-	-
Nord	Abstr om	MGWL	B2 T (Ende PV)	08.12.2015	11,9	782	0,60	7,08	<0,1	177	5,55	16,3	2,2	117	23	330	42,9	90,3	3,86	-	-	1,0	< 0,1	0,033	-	-	-
Nord	Abstr om	MGWL	B 2 T	22.04.2016	13,3	831	0,64	7,09	<0,1	127	5,9	15	2,6	122	25,6	349	50,1	84,8	4,1	0,31	< 0,01	< 0,2	< 0,1	0,033	0,04	6,8	1,3
Mittelwert					12,58	858,00	0,66	7,11	0,25	229,00	5,61	19,07	3,10	130,85	24,15	333,17	43,95	131,32	4,26	0,40	0,01	0,40	0,05	0,02	0,01	6,20	1,05
90 Perzentil					13,48	1071,5	0,825	7,216	0,5	359,4	6,2	27,45	4,6	169	28,85	367,5	52,65	220,5	5,405	0,631	0,005	0,88	0,05	0,033	0,031	6,68	1,86
Variationskoeffizient					6,4%	21,3%	21,4%	1,6%	121,7%	51,1%	14,4%	35,5%	37,8%	24,4%	20,3%	12,5%	25,2%	53,3%	23,2%	72,9%	0,0%	106,1%	0,0%	38,0%	119,0%	8,0%	77,9%

### 3.3.3.1 Oxidationszustand des Grundwassers

Von besonderer Bedeutung für die Umbauprozesse im Grundwasser ist der Oxidationszustand, da es in Abhängigkeit von den Redoxzuständen (oxische bzw. anoxische Verhältnisse) zu unterschiedlichen Stofffreisetzungen, Stofffestlegungen oder Mineralienneubildungen kommt. Die Stoffdepots können bei einer Veränderung des Oxidationszustandes wieder in Lösung gehen und dann u.U. Belastungen verursachen.

Der Oxidationszustand im oberflächennahen Grundwasser (OGWL oben) ist als anoxisch anzusprechen (vgl. Tabelle 3.9).

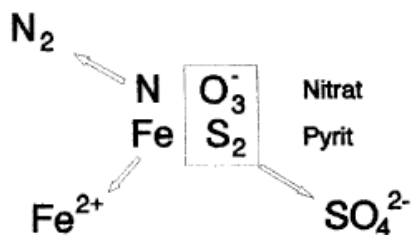
Die Sauerstoffarmut des Grundwassers ist Voraussetzung für ein hohes Denitrifikationsvermögen, das den raschen Abbau der durch landwirtschaftliche Nutzung verursachten Nitratreinträge in das Grundwasser ermöglicht, so dass geringe oder keine Nitratkonzentrationen im Grundwasser auftreten.

Unter Bezug auf die beiden unterschiedlichen Ansätze zur Herleitung der Belastungsrelevanz des zuströmenden Grundwassers (vgl. Kapitel 3.3.1) ergeben sich Unterschiede vor allem für die Nitratwerte im OGWL. Bei den der Belastungsvariante 1 zugrunde gelegten Grundwassermessstellen sind neben den Nitrat- auch die Sulfatwerte höher als bei der alternativen Zuordnung unter Berücksichtigung des Seemetabolismus (Belastungsvariante 2).

**Tabelle 3.9: Oxidationszustand im Oberen Grundwasserleiter (OGWL)**

Parameter	Einheit	Belastungsvariante 1		Belastungsvariante 2	
		Mittelwert	Variationskoeffizient	Mittelwert	Variationskoeffizient
gelöster Sauerstoff	mg/l	1,03	139,0%	0,44	232,6%
Eisen ges.	mg/l	0,75	232,5%	0,70	137,2%
Sulfat	mg/l	185,83	48,4%	112,74	42,9%
Nitrat	mg/l	60,43	69,2%	27,59	144,5%

Denitrifikationsvorgänge im Grundwasserleiter können zu starken Eisen- und Sulfat-Freisetzungen führen, wenn es im Rahmen der autotrophen Denitrifikation zur Auflösung von Pyrit kommt, wie das folgende Reaktionsschema (KÖLLE 1991) veranschaulicht.



Dabei wird ein geogenes Schwermetalldepot aufgelöst, wodurch sich Schwermetallbelastungen für den See und das Grundwasser ergeben können. Dieser Prozess ist immer auch mit einer Absenkung der pH-Werte verbunden. Eine erhöhte Mobilität von Nickel und Zink im Grundwasser als Folge von anthropogenen Nitratreinträgen wurde in Einzelfällen nachgewiesen (KÖLLE 1991 & 1992). Dass diese Folgewirkungen der Auflösung von Pyrit im Aquifer des Untersuchungsraums eine Rolle spielen können, machen die hohen Eisen- und Sulfatwerte an der Grundwassermessstelle 115/307-7 deutlich. Allerdings erfordert diese Reaktion sehr hohe Nitratsumsätze und würde zu sehr hohen Eisengehalten von über 200



mg/l Fe führen, wenn es nicht vorher zu einer oxidativen Eisenausfällung kommt. Folglich ist ein größerer Teil des Sulfats wohl geogenen Ursprungs (Hydroisotop 2017).

gelöster Sauerstoff [mg/l]	Eisen ges. [mg/l]	Mangan [mg/l]	Sulfat [mg/l]	Nitrat [mg/l]	pH-Wert
0,7	4,3	1,4	345	32,4	6,76

Im Mittleren Grundwasserleiter (vgl. Tabelle 3.10) dominieren ebenfalls anoxische Bedingungen mit sehr geringen Sauerstoff- und Nitratgehalten sowie leicht erhöhten Eisengehalten, die auf redoxsensitive Freisetzungen zurückzuführen sind. Unterschiede zwischen den beiden Belastungsvarianten bestehen hier nicht.

**Tabelle 3.10: Oxidationszustand im Mittleren Grundwasserleiter (MGWL)**

Parameter	Einheit	Mittelwert	Variationskoeffizient
gelöster Sauerstoff	mg/l	0,25	121,7%
Eisen ges.	mg/l	1,05	77,9%
Sulfat	mg/l	131,32	53,3%
Nitrat	mg/l	0,40	106,1%

### 3.3.3.2 Nährstoffgehalte (P und N)

Die Phosphorgehalte des oberflächennahen Grundwassers aus dem Oberen Grundwasserleiter im Zustrombereich des Untersuchungsgewässers weisen ein geringes bis mäßiges Ausmaß auf. Unter Bezug auf die Belastungskennwerte ist von einer mäßigen, nicht aber von einer starken Förderung des Wasserpflanzenwachstums bzw. der Algenentwicklung auszugehen, deren Aufkommen wesentlich durch die verfügbaren Phosphorgehalte bestimmt wird. Stickstoff liegt primär in oxidierter Form als Nitrat vor und erreicht infolge von Nitratreinträgen durch landwirtschaftliche Nutzungen ein hohes Ausmaß.

Den Modellberechnungen liegen die in den beiden folgenden Tabellen angeführten gemittelten Zustromwerte des Grundwassers in den See zugrunde. Unter Bezug auf die Nährstoffparameter ergeben sich für die beiden Belastungsvarianten deutliche Unterschiede im Oberen Grundwasserleiter, die insbesondere die Nitratbelastung des Sees durch das zu strömende Grundwasser betreffen. Die Belastungsvariante 1 weist diesbezüglich einen erheblich höheren Wert auf (vgl. Tabelle 3.11).

**Tabelle 3.11: Nährstoffgehalte im Oberen Grundwasserleiter (OGWL)**

Parameter	Einheit	Belastungsvariante 1		Belastungsvariante 2	
		Mittelwert	Variationskoeffizient	Mittelwert	Variationskoeffizient
Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	mg/l	0,06	135,3%	0,05	65,3%
Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	mg/l	0,08	124,4%	0,06	127,6%
Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )		60,43	69,2%	27,59	10,0%
N <sub>anorganisch</sub> (=NH <sub>4</sub> <sup>-</sup> N+NO <sub>2</sub> -N+NO <sub>3</sub> -N)		13,71	/	6,29	/
ortho-Phosphat-P	mg/l	0,02	0,0%	0,02	26,4%
Phosphor ges.	mg/l	0,027	131,0%	0,023	106,3%

Für den Mittleren Grundwasserleiter weisen beide Belastungsvarianten identische Werte aus, hier liegen die Phosphorwerte deutlich niedriger als im Oberen Grundwasserleiter. Die

Stickstoffgehalte erreichen aufgrund des weitgehenden Verbrauchs von Nitrat infolge des mikrobiellen Abbaus (Denitrifikation) ebenfalls ein erheblich geringeres Ausmaß (vgl. Tabelle 3.12). Mit dem Zustrom des Grundwassers aus dem Mittleren Grundwasserleiter erfolgt ein geringerer Nährstoffeintrag in den See.

**Tabelle 3.12: Nährstoffgehalte im Mittleren Grundwasserleiter (MGWL)**

Parameter	Einheit	Mittelwert	Variationskoeffizient
Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )	mg/l	0,40	72,9%
Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ )	mg/l	0,01	0,0%
Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ )	mg/l	0,40	106,1%
$\text{N}_{\text{anorganisch}} (= \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N})$	mg/l	0,40	/
ortho-Phosphat-P	mg/l	0,02	38,0%
Phosphor ges.	mg/l	0,015	119,0%

### 3.3.3.3 Carbonathärte und Pufferungskapazität

Von erheblicher Bedeutung für den Nährstoffhaushalt von Seen ist neben den Nährstoffbelastungen auch das Pufferungsvermögen des Zuflusswassers, das wesentlich durch die Zusammensetzung der Gesteinsformationen im Einzugsgebiet bestimmt wird. Gewässer mit Gehalten an Hydrogenkarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) von mehr als 1 mmol/l (= 61 mg/l) und Calciumwerten über 15 mg/l gelten als gut gepuffert und sind gegenüber Nährstoffeinträgen sehr viel weniger empfindlich. Mit mittleren Hydrogenkarbonatgehalten von 325 mg/l (Belastungsvariante 1) bis 293 mg/l (Belastungsvariante 2) im OGWL und 330,3 mg/l im MGWL sowie Calciumwerten von 172,2 (Belastungsvariante 1) bzw. 143 mg/l (Belastungsvariante 2) im OGWL und 130,85 mg/l im MGWL verfügt das zuströmende Grundwasser über eine hohe chemische Pufferkapazität.

Demzufolge ist mit einer hohen Fällungsrate bei Phosphoreinträgen in den See zu rechnen, da durch die biogene Calcitfällung im See Phosphor z.B. als Apatit partikulär gebunden und aus dem Wasserkörper eliminiert wird. Die Qualität des Grundwassers im Zustrombereich des Sees ermöglicht eine gute Abpufferung von Nährstoffeinträgen und bietet im Hinblick auf die Trophieentwicklung sehr gute Voraussetzungen für eine langfristig hohe Seewasserqualität.

Die in Tabelle 3.13 und Tabelle 3.14 dargestellten Kennwerte liegen den Modellberechnungen zugrunde, wobei sich beim Hydrogenkarbonat nur geringfügige Unterschiede zwischen dem Oberen und dem Mittleren Grundwasserleiter ergeben.

**Tabelle 3.13: Hydrogenkarbonat- und Calciumgehalte im Oberen Grundwasserleiter (OGWL)**

Parameter	Einheit	Belastungsvariante 1		Belastungsvariante 2	
		Mittelwert	Variationskoeffizient	Mittelwert	Variationskoeffizient
Hydrogenkarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ )	mg/l	325,00	14,3%	296,93	12,7%
Calcium	mg/l	172,2	27,1%	127,75	24,2%

Tendenziell weist der Mittlere Grundwasserleiter leicht höhere Hydrogenkarbonat- und Calciumgehalte auf als der Ober Grundwasserleiter.

**Tabelle 3.14: Hydrogenkarbonat- und Calciumgehalte im Mittleren Grundwasserleiter (MGWL)**

Parameter	Einheit	Mittelwert	Variationskoeffizient
Hydrogenkarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ )	mg/l	333,17	12,5%
Calcium	mg/l	130,85	24,4%

#### 3.3.3.4 Temperatur und Leitfähigkeit

Anhand der Temperatur- und Leitfähigkeitswerte des zuströmenden Grundwassers können Aussagen zum Ionengehalt (Leitfähigkeit) und in Verbindung mit der Temperatur auch zur Dichte gemacht werden. Auch die Salinität, die sich aus der Leitfähigkeit errechnen lässt, ist ein Indikator für die Dichte des Wassers. Die Dichte bestimmt wesentlich die Einmischung des Zuflusswassers im See. Wie bei allen Grundwasserleitern im Lockergestein sind die Werte an den Messstellen des Oberen Grundwasserleiters und des Mittleren Grundwasserleiters relativ konstant. Die Belastungsvariante 1 weist für den OGWL auffällig höhere Leitfähigkeitswerte auf als die Belastungsvariante 2 (vgl. Tabelle 3.15).

**Tabelle 3.15: Temperatur- und Leitfähigkeitswerte im Oberen Grundwasserleiter (OGWL)**

Parameter	Einheit	Belastungsvariante 1		Belastungsvariante 2	
		Mittelwert	Variationskoeffizient	Mittelwert	Variationskoeffizient
Temperatur	°C	12,88	3,9%	12,18	6,3%
Leitfähigkeit <sub>cap 25</sub>	µS/cm	1011,50	18,8%	767,86	23,9%
Salinität	psu	0,778	18,6%	0,591	23,9%

Im Mittleren Grundwasserleiter stellen sich unter Bezug auf die Belastungsvariante 2 bei leicht höheren Wassertemperaturen als im Oberen Grundwasserleiter höhere Leitfähigkeitswerte und damit ein höherer Ionengehalt ein. Zieht man die Werte der Belastungsvariante 1 als Vergleichsgrößen heran, ergeben sich im MGWL generell geringere Gehalte.

**Tabelle 3.16: Temperatur- und Leitfähigkeitswerte im Mittleren Grundwasserleiter (MGWL)**

Parameter	Einheit	Mittelwert	Variationskoeffizient
Temperatur	°C	12,58	6,4%
Leitfähigkeit <sub>cap 25</sub>	µS/cm	858,00	21,3%
Salinität	psu	0,660	21,4%

#### 3.3.3.5 Silizium

Silizium dient als zusätzlicher Nährstoff für Kieselalgen. Die Siliziumgehalte erreichen im oberflächennahen Grundwasserkörper mittlere Werten von ca. 4,5 mg/l für beide Belastungsvarianten (vgl. Tabelle 3.17). Das Grundwasser im Mittleren Grundwasserleiter (MGWL) ist mit 6,2 mg/l im Mittel siliziumreicher.

**Tabelle 3.17: Siliziumgehalte im Oberen (OGWL) und Mittleren Grundwasserleiter (MGWL)**

Parameter	Einheit	Belastungsvariante 1		Belastungsvariante 2	
		Mittelwert	Variationskoeffizient	Mittelwert	Variationskoeffizient
Siliziumgehalt OGWL	mg/l	4,450	16,9%	4,364	19,1%
Siliziumgehalt MGWL	mg/l	6,200	8,0%	6,200	8,0%

## 4 Wasserhaushalt des Baggersees

Um das Ausmaß der Grundwasserbeeinflussung genauer untersuchen zu können, wurde für das Untersuchungsgebiet ein Grundwassermodell erstellt (Schäfer 2018 und 2020). Die im Rahmen des Modells ermittelten Grundwasserzuflusswerte sind der Tabelle 4.1 zu entnehmen.

**Tabelle 4.1: Grundwasseranbindung des Baggersees (Grundwassermodell)**

	<b>Istzustand</b>	<b>1 (OGWL)</b>	<b>2 (OGWL)</b>	<b>3 (OGWL)</b>	<b>4 (MGWL)</b>	<b>Gesamt</b>
<b>Istzustand</b>	Tiefenlage oben [m ü.NN]	105	80	78	75	
	Tiefenlage unten [m ü.NN]	80	78	75	65	
	Ø Tiefenlage [m ü.NN]	93	79	76,5	65	
	Grundwasserzufluss [l/s]	38,1	0	1,2	0,4	39,7
	Grundwasserzufluss [m³/Jahr]	1.201.522	0	37.843	12.614	1.251.979
	Grundwasserzufluss [m³/Tag]	3.292	0	104	35	
	Anteil am Gesamtzufluss	95%	1%	4%	1%	
<b>Genehmigungszustand</b>	<b>Seevolumen [m³]</b>	<b>11.900.000</b>		<b>GW-Verweilzeit [J]</b>		<b>9,5</b>
	Tiefenlage oben [m ü.NN]	105	80	78	75	
	Tiefenlage unten [m ü.NN]	80	78	75	65	
	Ø Tiefenlage [m ü.NN]	93	79	76,5	65	
	Grundwasserzufluss [l/s]	22,1	3,8	8,2	3,3	37,4
	Grundwasserzufluss [m³/Jahr]	696.946	119.837	258.595	104.069	1.179.446
	Grundwasserzufluss [m³/Tag]	1.909	328	708	285	
	Anteil am Gesamtzufluss	61%	0%	20%	13%	
<b>Planvariante</b>	<b>Seevolumen [m³]</b>	<b>16.600.000</b>		<b>GW-Verweilzeit [J]</b>		<b>14,1</b>
	Tiefenlage oben [m ü.NN]	105	80	78	75	
	Tiefenlage unten [m ü.NN]	80	78	75	65	
	Ø Tiefenlage [m ü.NN]	93	79	76,5	65	
	Grundwasserzufluss [l/s]	31,7	6,2	4	1,4	43,3
	Grundwasserzufluss [m³/Jahr]	999.691	195.523	126.144	44.150	1.365.509
	Grundwasserzufluss [m³/Tag]	2.739	536	346	121	
	Anteil am Gesamtzufluss	73,20%	14,30%	9,20%	3,20%	
	<b>Seevolumen [m³]</b>	<b>18.900.000</b>		<b>GW-Verweilzeit [J]</b>		<b>13,8</b>

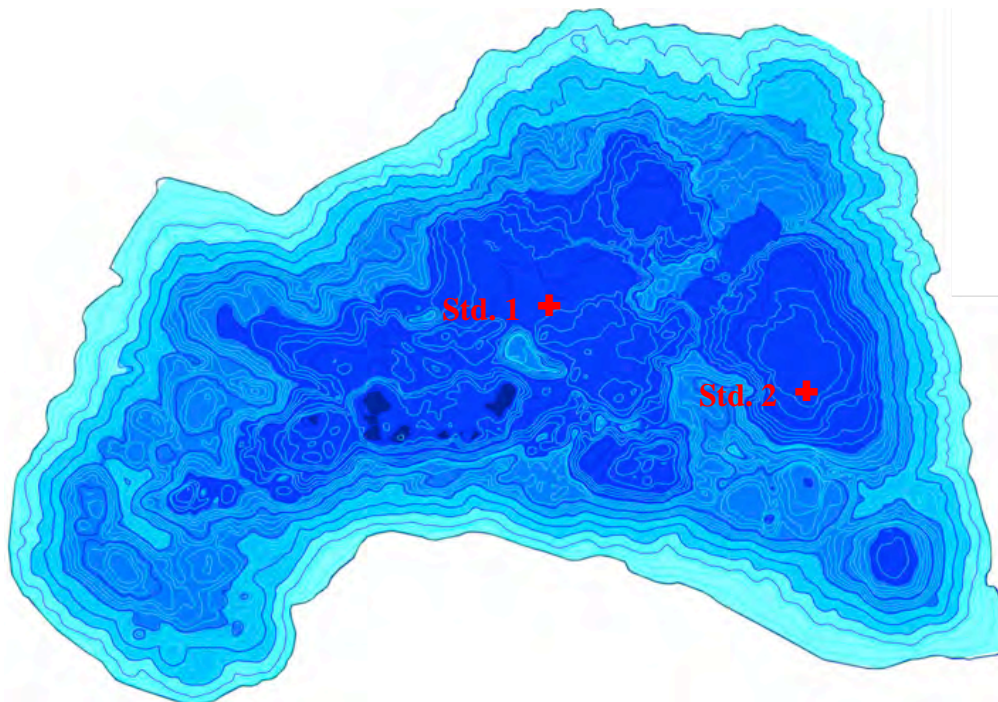
## 5 Gütezustand des Baggersees

### 5.1 Untersuchungsumfang und Probenahmestandorte

Als Grundlage zur Beurteilung der Wasser- und Sedimentbeschaffenheit des Baggersees dienen Beprobungen, die in den Jahren 2008, 2012 und 2014 bis 2019 durchgeführt wurden (vgl. Tabelle 5.1). Der Untersuchungsumfang orientierte sich an den Vorgaben des Leitfadens Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft (LfU 2004, S. 64 ff: PF-UVU-N). Die Probenahmen und Tiefenprofilmessungen wurden im zentralen Seebereich (Std. 1 in Abbildung 5.1) durchgeführt. Am 10.10.14 und am 22.8.19 erfolgten zusätzliche Tiefenprofilmessungen in einem weiter östlich gelegenen Seebereich (Std. 2).

**Tabelle 5.1: Beprobungsumfang**

Datum	Chemisch-physikalische Wasserbeschaffenheit	Tiefenprofile der Vor-Ort-Parameter	Sedimentzustand
23.4.2008	X		X
8.9.2008	X		X
20.4.2012	X	X	
4.9.2012	X	X	X
10.10.2014	X	X	
25.2.2015	X	X	
13.5.2015		X	
8.12.2015	X		
21.4.2016	X		
17.5.2017	X		
15.5.2018	X		
11.9.2018			X
12.9.2018	X		
22.8.2019		X	



**Abbildung 5.1: Probenahmestandorte**

## 5.2 Qualitätsziele und Güteanforderungen für Stillgewässer

Das Gütebild eines Sees wird maßgeblich von den Nährstoffkonzentrationen und der dazu in einer Wechselwirkung stehenden Qualität des Sauerstoffhaushaltes bestimmt. Hier soll daher zunächst dargestellt werden, in welchem Umfang eine Belastung durch Nährstoffe toleriert werden kann und wie sich die Nährstoffzufuhr auf die Flächenbelastung und den trophischen Zustand eines Sees auswirkt.

Baggerseen, die wie das Untersuchungsgewässer

- eine Wassertiefe von mehr als 10 m aufweisen und
- weder an Fließgewässer angebunden sind noch im Überflutungsbereich eines großen Fließgewässers liegen,

sollten zumindest über einen mesotrophen Status verfügen.

Neben den trophierelevanten Kennwerten werden als Qualitätsziele auch Kennwerte für Parameter herangezogen, die auf direkte, zumeist anthropogen verursachte Einträge hinweisen bzw. für die Grenzwerte oder Mindestanforderungen definiert sind.

### 5.2.1 Trophierelevante Parameter

#### 5.2.1.1 Nährstoffgehalte

Durch die Zufuhr von Nährstoffen kann es zu einer Verschlechterung der Wasserqualität kommen, insbesondere wenn die Nährstoffbelastung des Gewässers einen gewissen Schwellenwert überschreitet. Eine besondere Relevanz hat dabei der Nährstoff Phosphor, der unter natürlichen, vom Menschen unbeeinflussten Bedingungen nur in sehr geringen Konzentrationen vorliegt und somit das Algenwachstum limitiert. Starkes Algenwachstum führt immer auch zu einer Belastung des Sauerstoffhaushaltes, da für die Mineralisierung des Algendetritus ein hoher Sauerstoffbedarf notwendig ist. Die durch die Photosynthese gebildete organische Substanz aus Algenbiomasse stellt somit ein Reduktionsmittel dar, das den Stoffhaushalt von Stillgewässern stark beeinflussen kann und auch redoxsensitive Nährstofffreisetzungen aus dem Sediment begünstigt.

Als Grundlage für die trophische Einstufung des Gewässers auf der Basis der Phosphorgehalte dienen die folgenden Zuordnungsgrößen, wobei ein mesotropher Referenzzustand zugrunde gelegt wird:

Gesamt-Phosphor						
		Oligotroph	Mesotroph	Eutroph	Polytroph	Quelle
Zirkulation	[µg/l]	< 15	<b>15 - 45</b>	45 - 150	> 150	LAWA 1998
	[mg/l]	< 0,015	<b>0,015 - 0,045</b>	0,045 - 0,150	> 0,150	
Stagnation	[µg/l]	1 - 6	<b>7 - 36</b>	43 - > 200	/	LAWA 2003
	[mg/l]	0,001 - 0,006	<b>0,007 - 0,036</b>	0,043 - > 0,2	/	

#### 5.2.1.2 Sauerstoffgehalte

Der Sauerstoffhaushalt steht in einem direkten Bezug zur Nährstoffbelastung und Biomasseentwicklung, er beeinflusst maßgeblich das Besiedlungsbild eines Sees. In eingeschichteten Seen kann die relative Mächtigkeit der sauerstoffarmen (< 2 mg/l O<sub>2</sub>) Wasserschicht über Grund im Verhältnis zur Gesamttiefe als Trophieindikator herangezogen werden (LfU

2004). Bei einem mesotrophen Gewässerstatus, der als Zielgröße für das Untersuchungs-gewässer gilt, beträgt diese Schicht 10 - 30 % der maximalen Seetiefe.

	Oligotroph	<b>Mesotroph</b>	Eutroph	Polytroph	Verfah- ren/Quelle
Anteil der O <sub>2</sub> -freien Schicht in %	0-10	<b>10-30</b>	>30	>>30	LfU 2004

#### 5.2.1.3 Chlorophyllgehalte

Auch der Parameter Chlorophyll-a Gehalt bietet eine wichtige Beurteilungsgrundlag für den Trophiestatus eines Gewässers. Als Bezugsgrößen für die trophische Einstufung dienen die im Folgenden angegebenen Werte für das Saisonmittel (1.5. bis 15.9), wobei ein mesotropher Referenzzustand zugrunde gelegt wird:

	Oligotroph	<b>Mesotroph</b>	Eutroph	Polytroph	Verfah- ren/Quelle
Chlorophyll-a [ $\mu\text{g/l}$ ]	< 4	<b>4 - 12</b>	12 - 35	35 - 103	MIETZ et al. 1995

#### 5.2.1.4 Sichttiefe

Die verstärkte biologische Aktivität in einem belasteten See verursacht vor allem infolge der Algenentwicklung eine deutliche Gewässertrübung, die ebenfalls als Maßstab für die Bestimmung des Trophiestatus genutzt werden kann. Sofern Trübungseffekte auch durch die Kiesgewinnung oder die mit dem Kieswaschwasser eingetragenen Feinmineralien entstehen, ist der Indikatorwert der Sichttiefe allerdings eingeschränkt, da die mineralische Trübung kein Sekundäreffekt der Eutrophierung ist.

Als Bezugsgrößen für die trophische Einstufung dienen die im Folgenden wiedergegebenen Werte. Als Referenz wird ein mesotropher Zustand zugrunde gelegt.

	Oligotroph	<b>Mesotroph</b>	Eutroph	Polytroph	Verfah- ren/Quelle
Sichttiefe [m]	11,7 bis 4,8	<b>4,4 bis 2</b>	1,8 bis 0,8	< 0,8	LAWA 2003

## 5.3 Wasserbeschaffenheit

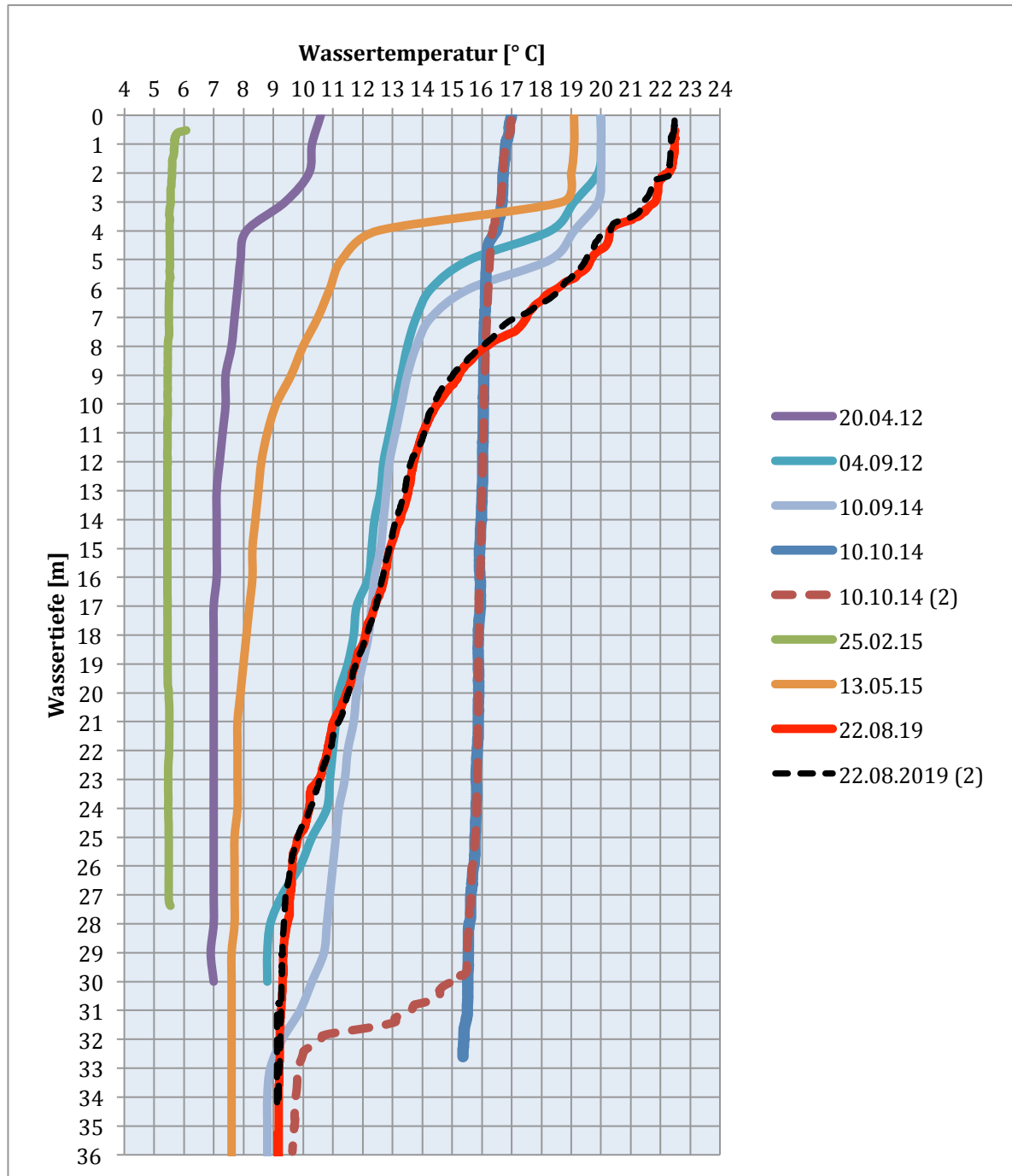
### 5.3.1 Temperaturhaushalt und Gewässerschichtung

Die Temperaturtiefenprofile (vgl. Abbildung 5.2) zeigen eine Zirkulation des Wasserkörpers in den Winterhalbjahren und eine teilweise infolge der Baggertätigkeit abgeschwächte thermische Schichtung in den Sommerhalbjahren an. Eine deutlich abgegrenzte Sprungschicht hatte sich vor allem bei der Messung am 13.5.15 ausgebildet. Zu diesem Zeitpunkt bestand zwischen der Wasseroberfläche und dem Tiefenwasserkörper über Grund eine Temperaturdifferenz von ca. 11,5 °C. Auch die Messungen am 4.9.12 und am 10.9.14 wiesen eine noch stabile Schichtung des Sees aus.

Bei den Messungen vom 10.10.14 und vom 25.2.15 war an Standort 1 im zentralen Seebe-reich eine weitgehende Temperaturgleichheit über die gesamte Wassertiefe infolge der

Vollzirkulation festzustellen. An dem 2014 zusätzlich beprobten Standort 2 zeigte die Abnahme der Wassertemperatur zwischen 30 m Wassertiefe und Gewässergrund, dass an dieser Stelle die Vollzirkulation noch nicht vollständig erfolgt war.

Die Messungen vom 22.8.18 ergaben für beide Standorte identische Werte. An der Oberfläche war infolge der hohen Lufttemperaturen in den der Messung vorangegangenen Wochen das Wasser stärker erwärmt. Die Schichtung war infolge der Baggertätigkeit abgeschwächt, und es hatte sich keine Sprungschicht ausgebildet.



*Abbildung 5.2: Tiefenprofile der Wassertemperatur im Baggersee "Inneres Fischwasser"*



### 5.3.2 Sauerstoffhaushalt

Ein sauerstoffarmer Wasserkörper über Grund mit  $O_2$ - Gehalten unter 2 mg/l hatte sich zu keinem Zeitpunkt im Untersuchungsgewässer ausgebildet (vgl. Abbildung 5.3). Der Zielwert für einen mesotrophen Status (maximale Ausdehnung der sauerstoffarmen Schicht 10 - 30 % der Gesamttiefe) wurde demnach deutlich erreicht (vgl. Kapitel 5.2.1.2).

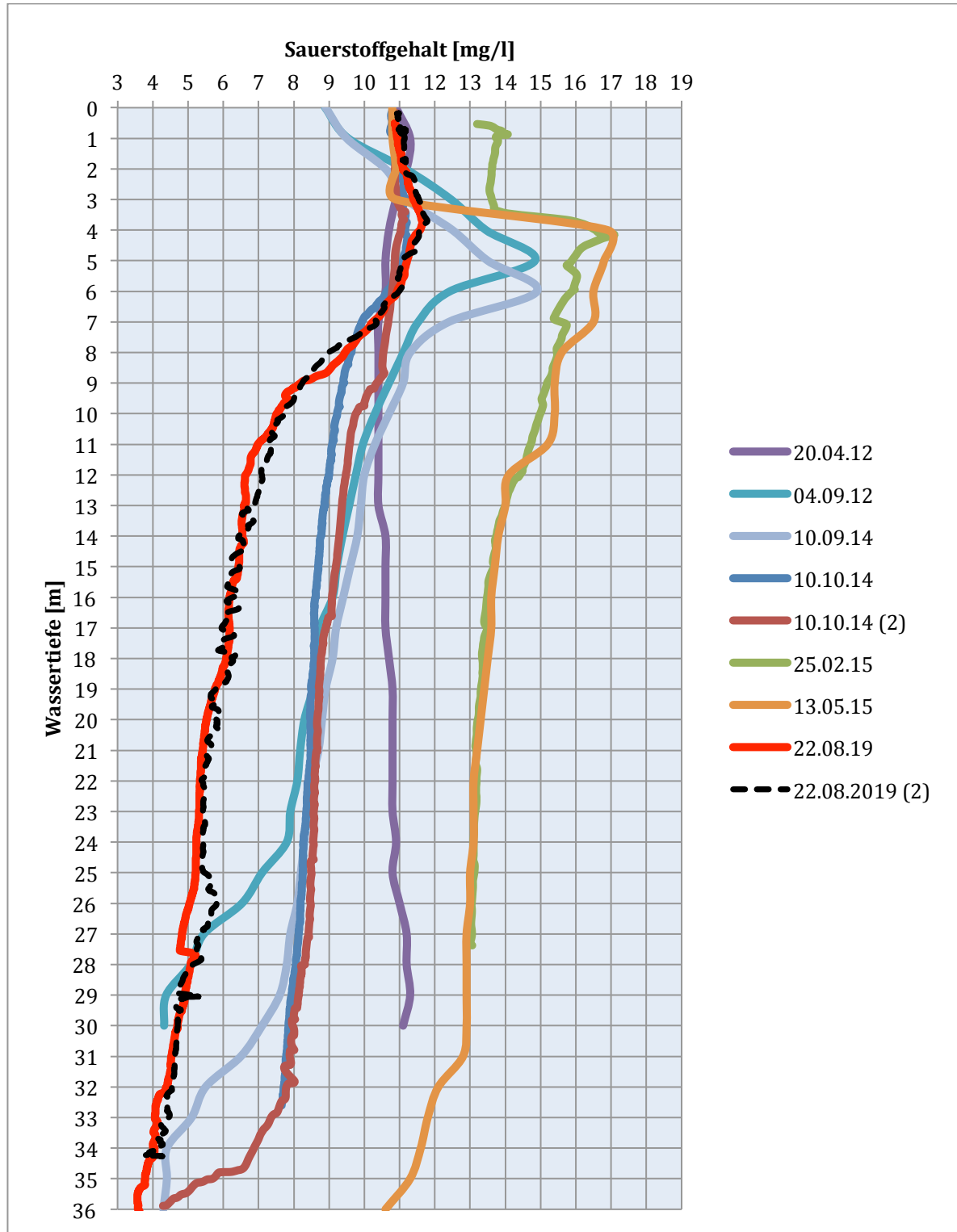


Abbildung 5.3: Tiefenprofile der Sauerstoffgehalte im Baggersee "Inneres Fischwasser"

Bei den Messungen vom 4.9.12, 10.9.14, 25.2.15 und 13.5.15 war ein metalimnisches Sauerstoffmaximum zwischen 3-8 m Wassertiefe ausgebildet, das auf einen biogenen Sauerstoffeintrag von Algen hinweist. Dies war bei den beiden Messungen im August 2019, die für beide Standorte nahezu identische Werte ausweisen, nicht mehr der Fall.

Der Rückgang der Sauerstoffgehalte in der Gewässertiefe blieb bei allen Messungen moderat. Zu starken Sauerstoffzehrungen des Sediments kam es nicht. Wie die Ausprägungen redoxsensitiver Parameter in unterschiedlichen Gewässertiefen (vgl. Tabelle 5.2) zeigt, verweisen die Gehalte über Grund nicht auf Rücklösungen unter Sauerstoffarmut. Lediglich am 8.12.2015 wurden vergleichsweise höhere, absolut gesehen aber immer noch geringe Eisengehalte über Grund gemessen. Am 12.9.18 kam es zu einer Anreicherung von Eisen und Mangan im Hypolimnion und über Grund.

**Tabelle 5.2: Redoxsensitive Parameter im Baggersee "Inneres Fischwasser"**

Parameter	Entnahmetiefe	Einheit	23.4.08	08.9.08	20.4.12	4.9.12	10.10.14	25.2.15	8.12.15	21.4.16	17.5.17	15.5.18	12.9.18	22.8.19
Eisen ges.	Epilimnion	mg/l		0,05		0,04	0,07						0,1	
	Hypolimn.	mg/l		0,05		0,04	0,01						0,24	
	ü. Grund	mg/l		0,3		0,03	0,08						0,14	
	1 m	mg/l							0,07	0,03				
	10m	mg/l							0,08					
	20m	mg/l							0,07	0,07				
	34m	mg/l							0,62	0,08				
	Mischpr.	mg/l	0,35		0,03			0,04			0,39	0,085		
Mangan	Epilimnion	mg/l		0,0068		<0,005	0,045						0,0056	
	Hypolimn.	mg/l		0,0066		0,0071	0,007						0,0091	
	ü. Grund	mg/l		0,136		0,023	0,042						0,36	
	1 m	mg/l							0,03	0,04				
	10m	mg/l							0,03					
	20m	mg/l							0,04	0,05				
	34m	mg/l							0,12	0,05				
	Mischpr.	mg/l						0,057						
Oxidierbarkeit	Epilimnion	mg/l O <sub>2</sub>		0,97		0,89							0,65	
	Hypolimn.	mg/l O <sub>2</sub>		1,1		0,81							0,49	
	ü. Grund	mg/l O <sub>2</sub>		3,5		0,64							0,9	
	Mischpr.	mg/l O <sub>2</sub>						4						
gelöster Sauerstoffgehalt	1 m	mg/l								12,7				
	10m	mg/l								12,4				
	20m	mg/l								12,4				
	34m	mg/l								12,3				
KMnO <sub>4</sub> -Verbr.	Mischpr.	mg/l						16						

### 5.3.3 Leitfähigkeitswerte

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Indikator für die Menge der im Wasser gelösten Ionen, sie erreichte im Untersuchungsgewässer mittlere, für die geogene Grundbelastung des Naturraums typische Werte.

Geringere Leitfähigkeitswerte in der oberen, epilimnischen Wasserschicht werden durch die Stoffaufnahme in Pflanzenbiomasse (Algen, höhere Wasserpflanzen) und physikalische Prozesse verursacht. Im Wesentlichen sind dies Vorgänge, die im Zusammenhang mit der physikalischen oder biogenen Entkalkung stehen und wegen der betriebsverursachten Wasserumwälzung im Untersuchungsgewässer nur abgeschwächt vorkommen (vgl. Abbildung 5.4). Deutlich geringere Werte im oberflächennahen Wasserkörper traten nur am 22.8.19 auf, wobei die zwei beprobten Standorte ein weitgehend identisches Erscheinungsbild zeigten.

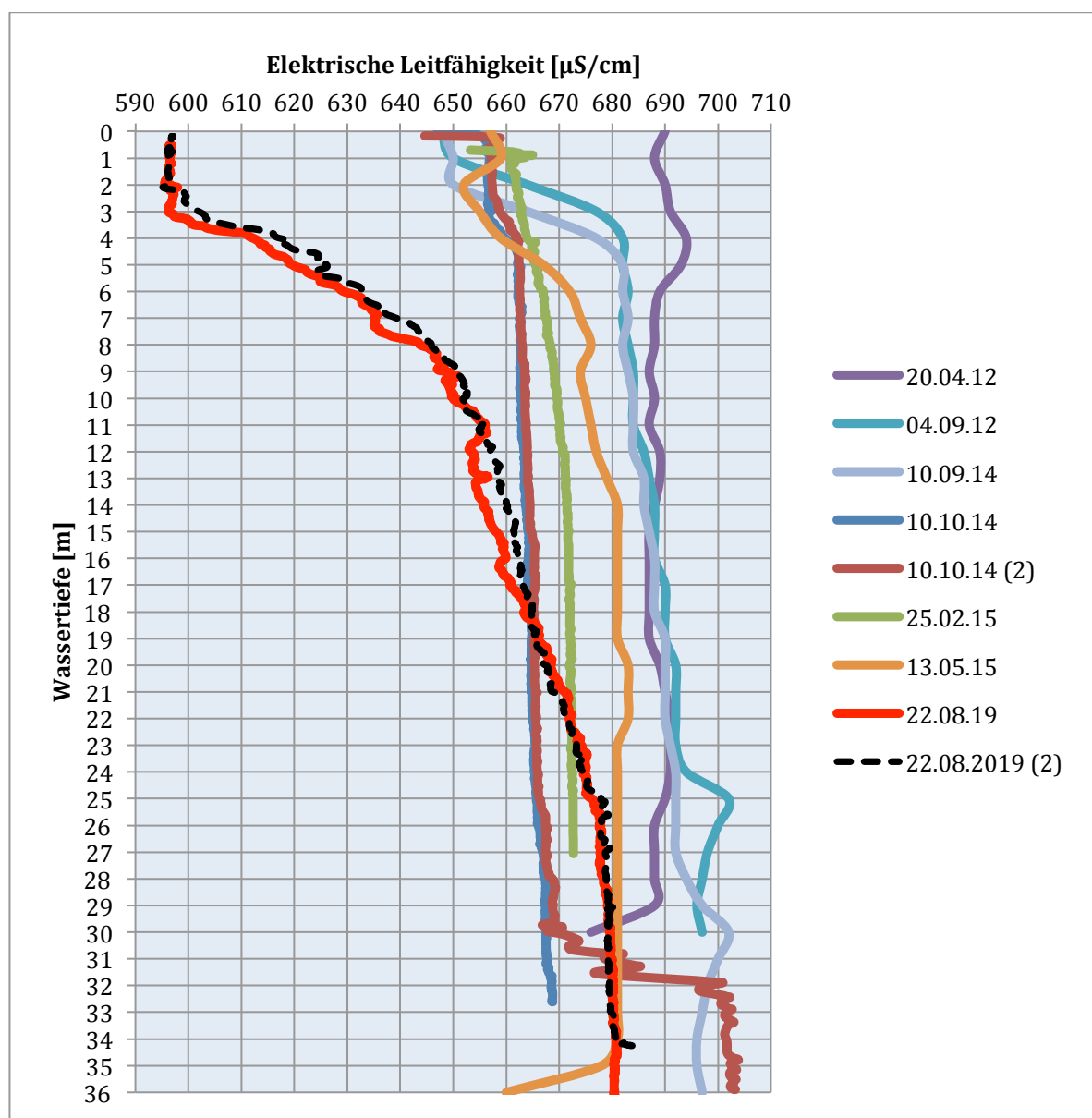


Abbildung 5.4: Tiefenprofile der Elektrischen Leitfähigkeit im Baggersee "Inneres Fischwasser"

Nur bei der Messung vom 10.10.14 am Standort 2 kam es in der Tiefe zu einer Erhöhung der Werte, die auf die Akkumulation abgestorbener Biomasse und die Rücklösung von Calcit bei noch nicht vollständig erfolgter Zirkulation zurückzuführen sein dürfte (vgl. auch Kapitel 5.3.1).

Das geringe Ausmaß dieser Anreicherung bzw. ihr Ausbleiben bei den anderen Messungen verweist auf eine niedrige biologische Produktivität im See.

### 5.3.4 Verteilung ausgesuchter Ionen

Die Konzentrationen und das Verteilungsmuster der Stoffe Sulfat, Chlorid, Hydrogencarbonat, Calcium, Magnesium, Silicium, Kalium und Natrium im Vertikalprofil bzw. im Jahresverlauf (vgl. Tabelle 5.3) können als Indikatoren zur Beurteilung der Gewässergüte genutzt werden.

**Tabelle 5.3: Verteilung ausgesuchter Ionen im Baggersee "Inneres Fischwasser"**

Parameter	Entnahmetiefe	Einheit	23.4.08	08.9.08	20.4.12	4.9.12	10.10.14	25.2.15	8.12.15	21.4.16	17.5.17	15.5.18	12.9.18
Sulfat	Epilim.	mg/l		125		144	128						148
	Hypolim.	mg/l		112		129	128						148
	ü. Grund	mg/l		117		152	128						147
	1 m	mg/l							138	136			
	10m	mg/l							136				
	20m	mg/l							139	138			
	34m	mg/l							137	140			
	Mischpr.	mg/l	146		132			128			130	144	
Chlorid	Epilim.	mg/l		32,2		33,6	32,6						34
	Hypolim.	mg/l		28,4		29,7	32,6						33
	ü. Grund	mg/l		29,8		32,8	32,5						33
	1 m	mg/l							30,8	29,8			
	10m	mg/l							29,9				
	20m	mg/l							30,1	30,1			
	34m	mg/l							36	30,6			
	Mischpr.	mg/l						32,5			31		
Hydrogencarbonat	Epilim.	mg/l		155		113	170						
	Hypolim.	mg/l		222		173	165						
	ü. Grund	mg/l		210		149	169						
	1 m	mg/l							164	160			
	10m	mg/l							166				
	20m	mg/l							165	171			
	34m	mg/l							164	170			
	Mischpr.	mg/l						177					

*Gütezustand des Baggersees*

Parameter	Entnahmetiefe	Einheit	23.4.08	08.9.08	20.4.12	4.9.12	10.10.14	25.2.15	8.12.15	21.4.16	17.5.17	15.5.18	12.9.18
Calcium	Epilim.	mg/l		84,2		83,8	98,1						82
	Hypolim.	mg/l		93,8		94,2	96,8						87
	ü. Grund	mg/l		96,2		96,5	97,9						94
	1 m	mg/l							90,8	89,8			
	10m	mg/l							90,9				
	20m	mg/l							91	93,2			
	34m	mg/l							91	93,3			
	Mischpr.	mg/l						95,4					
Magnesium	Epilim.	mg/l		21,9		17,8	18,8						18
	Hypolim.	mg/l		23,3		17,5	18,8						18
	ü. Grund	mg/l		22,4		17,8	18,8						18
	1 m	mg/l							18	18			
	10m	mg/l							18,1				
	20m	mg/l							18,1	18,3			
	34m	mg/l							18	18,3			
	Mischpr.	mg/l						18,8				19	
Silicium	Epilim.	mg/l		1,3		0,6	1,5						0,78
	Hypolim.	mg/l		2,8		1,2	1,1						1,4
	ü. Grund	mg/l		3,3		1,7	1,5						3
	1 m	mg/l							1,1	0,66			
	10m	mg/l							1,2				
	20m	mg/l							1,2	1,1			
	34m	mg/l							1,7	1,2			
	Mischpr.	mg/l						1,5					
Kalium	Epilim.	mg/l				7	6,5						
	Hypolim.	mg/l				7	6,5						
	ü. Grund	mg/l				7	6,5						
	1 m	mg/l							6,5	6,1			
	10m	mg/l							6,2				
	20m	mg/l							6,7	6,6			
	34m	mg/l							14	6,2			
	Mischpr.	mg/l						6,7					
Natrium	Epilim.	mg/l				14,1	14,1						
	Hypolim.	mg/l				14,1	14,1						
	ü. Grund	mg/l				14,1	14,1						
	1 m	mg/l							14,4	14,7			
	10m	mg/l							14,6				
	20m	mg/l							14,6	15			
	34m	mg/l							14,6	14,6			
	Mischpr.	mg/l						14,3					

In Abhängigkeit von dem Gütezustand eines Sees ergeben sich für die Konzentrationen der hier ausgewählten Stoffe typische Verteilungsmuster im Vertikalprofil bzw. im Jahresverlauf, die auf spezifische Ausprägungen der Stoffwechselprozesse im See hinweisen. Mögliche Anreicherungsprozesse in unterschiedlichen Tiefenzonen würden im Untersuchungsgewässer allerdings wegen der Beeinflussung der Schichtung durch die Baggertätigkeit nur abgeschwächt auftreten.

Während der Stagnationsphase sinkt biologisches Material aus der produktiven Zone des Sees (Epilimnion) in das Hypolimnion und verursacht dort eine Erhöhung der Gehalte an Hydrogenkarbonat, Calcium und Silizium. In nährstoffreichen Gewässern kommt es dabei u.a. durch die Verlagerung von Algenbiomasse in die Tiefe und ihre anschließende Mineralisierung zu erheblichen Konzentrationsunterschieden zwischen dem Epilimnion und dem Hypolimnion. Dieser Anreicherungsseffekt bestand im Untersuchungsgewässer nur in sehr geringem Umfang. Hinweise auf eine hohe biologische Produktivität ergaben sich daraus also nicht.

Sulfat unterlag im See aufgrund der guten Sauerstoffversorgung bis zum Gewässergrund nicht der Reduktion. Die Höhe der Sulfat- wie auch der Chloridkonzentrationen im See wurde maßgeblich von der Qualität des zuströmenden Grundwassers bestimmt, ein Um- oder Abbau der Stoffe fand im See nicht statt. Auch infolge der betriebsbedingten Durchmischung des Wasserkörpers ergaben sich generell nur geringe Unterschiede der Stoffkonzentrationen im Tiefenprofil.

Insgesamt verwiesen weder die absoluten Konzentrationen noch das tiefendifferenzierte Verteilungsmuster auf Gütedefizite im Untersuchungsgewässer. Die erhobenen Messwerte blieben nahezu generell sehr deutlich unter den Warnwerten der LUBW (WW) und den Grenzwerte der TrinkwV. Lediglich bei der Messung vom 21.4.16 wurde mit 14 mg/l der Warnwert für Kalium (10 mg/l) überschritten. Für die erhöhten Kaliumgehalte ist neben der geogenen Grundbelastung auch der Eintrag durch Dünger verantwortlich.

### **5.3.5 Nährstoffhaushalt und Biomasse**

#### **5.3.5.1 Phosphorgehalte**

Von besonderer Bedeutung für die Belastungssituation eines Sees ist der P-Gehalt des Seewassers, da Phosphor in der Regel in sehr geringen Konzentrationen vorhanden ist und somit das Algenwachstum limitiert. Gesamtphosphor war während der Untersuchungsstermine in stark schwankenden, zumeist geringen bis sehr geringen Konzentrationen im Seewasser vorhanden (vgl. Tabelle 5.4). Über Grund kam es zu einer Erhöhung der Werte, wobei aber auch der am 8.9.2008 mit 0,163 mg/l gemessene Maximalwert noch nicht auf erhebliche Rücklösungsprozesse für Phosphor verweist. Der direkt pflanzenverfügbare ortho-Phosphat-Phosphor war zumeist aufgezehrt. Höhere Werte ergaben sich nur am 8.9.2008 über Grund.

Die für die Trophieeinstufung relevanten Messergebnisse im Epilimnion wiesen den See als mesotrophes Gewässer aus. Die Zielgrößen eines mesotrophen Status nach LAWA 1998 & 2003 (vgl. Kapitel 5.2.1.1) wurden mit Ausnahme der schon erwähnten Messung vom 8.9.2008 auch in den Einzelmessungen immer erreicht.

Mit 0,052 µg/l an der Oberfläche wies die Messung vom 8.9.2008 einen deutlich erhöhten Wert aus. Da dies aber nicht gleichzeitig zu einem signifikanten Anstieg der Chlorophyll-a Gehalte geführt hatte (vgl. Tabelle 5.6, Seite 40) und ortho-Phosphat im Bereich des Epi-

limnions ebenfalls gering blieb ( $< 0,03$ ), liegt es nahe, die starke Erhöhung des Gesamtposphors zu diesem Zeitpunkt auf temporären mineralischen Eintrag zurückzuführen.

Tabelle 5.4: Phosphorgehalte im Baggersee "Inneres Fischwasser"

Parameter	Entnahmetiefe	Einheit	23.4.08	08.9.08	20.4.12	4.9.12	10.10.14	25.2.15	8.12.15	21.4.16	17.5.17	15.5.18	12.9.18	22.8.19
Phosphorges. *	Epilim.	mg/l		0,052		$<0,01$	0,007						$<0,01$	
	Hypolim.	mg/l		$<0,01$		0,01	$<0,005$						0,012	
	ü. Grund	mg/l		0,163		0,013	0,01						0,01	
	1 m	mg/l							0,01	0,04				
	20m	mg/l							0,01	0,07				
	34m	mg/l							0,02	0,04				
	Mischpr.	mg/l	0,018		$<0,01$			$<0,005$				0,021		$<0,005$
ortho-Phosphat	Epilim.	mg/l		$<0,03$		$<0,03$	$<0,015$						$<0,03$	
	Hypolim.	mg/l		$<0,03$		$<0,03$	$<0,015$						$<0,03$	
	ü. Grund	mg/l		0,107		$<0,03$	0,02						$<0,03$	
	1 m	mg/l							$<0,1$	$<0,1$				
	10m	mg/l							$<0,1$					
	20m	mg/l							$<0,1$	$<0,1$				
	34m	mg/l							$<0,1$	$<0,1$				
	Mischpr.	mg/l	$<0,03$		$<0,03$			$<0,015$			$<0,03$	0,034		$<0,015$
ortho-Phosphat als P	Epilim.	mg/l		$<0,01$		$<0,01$	$<0,005$						$<0,01$	
	Hypolim.	mg/l		$<0,01$		$<0,01$	$<0,005$						$<0,01$	
	ü. Grund	mg/l		0,035		$<0,01$	0,007						$<0,01$	
	1 m	mg/l												
	10m	mg/l							$<0,03$	$<0,03$				
	20m	mg/l							$<0,03$					
	34m	mg/l							$<0,03$	$<0,03$				
	Mischpr.	mg/l	$<0,01$		$<0,01$			$<0,005$	$<0,03$	$<0,03$	$<0,01$	0,01		$<0,005$

\* Orientierungsgrößen mesotroph: Zirkulation 0,015 - 0,045 (LAWA 1998) / Stagnation 0,007 - 0,036 (LAWA 2003)

### 5.3.5.2 Stickstoffgehalte

Im Hinblick auf die Stickstoffspezies (vgl. Tabelle 5.5) zeigte sich bei ansonsten sehr niedrigen Werten eine moderate Erhöhung der Ammoniumgehalte bei beiden Messungen im Jahr 2008. Aber auch diese Messwerte blieben noch im Bereich der Warn- und Grenzwerte. Im Unterschied dazu war Nitrit zeitweise über diese Werte hinaus erhöht, nämlich ebenfalls bei beiden Messungen 2008 und zusätzlich bei den zwei Messungen 2012. In den Folgejahren 2014 bis 2016 waren die Nitritgehalte deutlich geringer. Für die erhöhten Werte 2008 und 2012 ist eine Ursachenermittlung auf der vorhandenen Datenbasis nicht möglich. Erhöhte Nitritwerte im Seewasser sind nur dann plausibel, wenn intensive Nitrifikationsvorgänge stattfinden oder wenn es im Verlauf der Denitrifikation zu einer Nitritbildung als Zwischenstufe des Nitratabbaus kommt. Eine intensive Nitrifikation würde allerdings deutlich höhere Ammoniumwerte und DOC/TOC Gehalte voraussetzen als sie im See gemessen wurden (vgl. Tabelle 5.6 auf Seite 40). Außerdem ist ein Nitratabbau nur unter anoxischen Bedingungen zu erwarten, die das Untersuchungsgewässer nicht aufweist.

Tabelle 5.5: Stickstoffgehalte im Baggersee "Inneres Fischwasser"

Parameter	Entnahmetiefe	Einheit	23.4.08	08.9.08	20.4.12	4.9.12	10.10.14	25.2.15	8.12.15	21.4.16	17.5.17	15.5.18	12.9.18	22.8.19
Ammonium	Epilim.	mg/l		0,014		<0,01	<0,04						0,022	
	Hypolim.	mg/l		<0,016		<0,01	<0,04						0,019	
	ü. Grund	mg/l		0,019		<0,01	<0,04						0,1	
	1 m	mg/l							<0,05	<0,05				
	10m	mg/l							<0,05					
	20m	mg/l							<0,05	<0,05				
	34m	mg/l							0,07	<0,05				
	Mischpr.	mg/l	0,049		<0,01			<0,04			0,14	0,075		
Nitrit	Epilim.	mg/l		0,176		0,163	0,02						0,088	
	Hypolim.	mg/l		<0,063		0,028	<0,02						0,08	
	ü. Grund	mg/l		0,05		0,055	<0,02						0,33	
	1 m	mg/l							0,01	0,03				
	10m	mg/l							<0,01					
	20m	mg/l							0,01	0,03				
	34m	mg/l							<0,01	0,02				
	Mischpr.	mg/l	0,184		0,125			0,07			0,15	0,087		
Nitrat	Epilim.	mg/l		44,2		38,5	37,2						23	
	Hypolim.	mg/l		39,8		35,1	37,5						24	
	ü. Grund	mg/l		41,7		36,5	37,7						20	
	1 m	mg/l							30,6	29,9				
	10m	mg/l							30,1					
	20m	mg/l							29,9	30,4				
	34m	mg/l							30,7	30,7				
	Mischpr.	mg/l	47,8		38,8			34,5			25	26		23,6

Die Nitratgehalte erreichten im Seewasser entsprechend der Beschaffenheit des zuströmenden Grundwassers hohe Konzentrationen, die oftmals über dem Warnwert allerdings immer unter dem Grenzwert der TrinkwV (2001) lagen. Das mit dem Grundwasser eingetragene Nitrat wird im See aufgrund der geringen Algenbiomasse und wegen der guten Sauerstoffversorgung nur in geringem Umfang Ab- und Umbauprozessen unterzogen. Die hohen Nitratkonzentrationen im Seewasser dokumentieren somit das mäßige bis hohe Belastungsniveau des umgebenden Grundwassers.

Im Vergleich zu den bei früheren Untersuchungen ab dem Jahr 1994 gemessenen Konzentrationen ist jedoch ein kontinuierlicher, starker Rückgang der Nitratwerte im Seewasser festzustellen (vgl. Abbildung 5.5). Am 1.3.1995 wurden noch ca. 69,1 mg/l gemessen. Die Gehalte reduzierten sich dann auf 55,6 mg/l am 19.1.2004 und schließlich noch einmal deutlich auf den aktuellen Wert von 23,6 mg/l (12.9.2018 und 22.8.2019). Verursacht wird dies durch den Rückgang der Nitratkonzentrationen im Grundwasserzufluss, der u.a. eine Folge des geringeren Einsatzes von Düngemitteln in der Landwirtschaft sein kann oder auf ein über die Jahre verändertes Anströmverhalten des Grundwassers zurückzuführen ist. Da die Abgrabung quer zur Grundwasseranströmrichtung erfolgte, ergab sich eine zunehmende Vergrößerung des Grundwassereinzugsgebietes, die den Zufluss nitratärmeren Grundwas-



sers begünstigen kann. Durch das hohe Wasservolumen und die vergleichsweise lange Verweilzeit von aktuell 9,5 Jahren müssen die Nitratzuflüsse vergleichsweise gering sein.

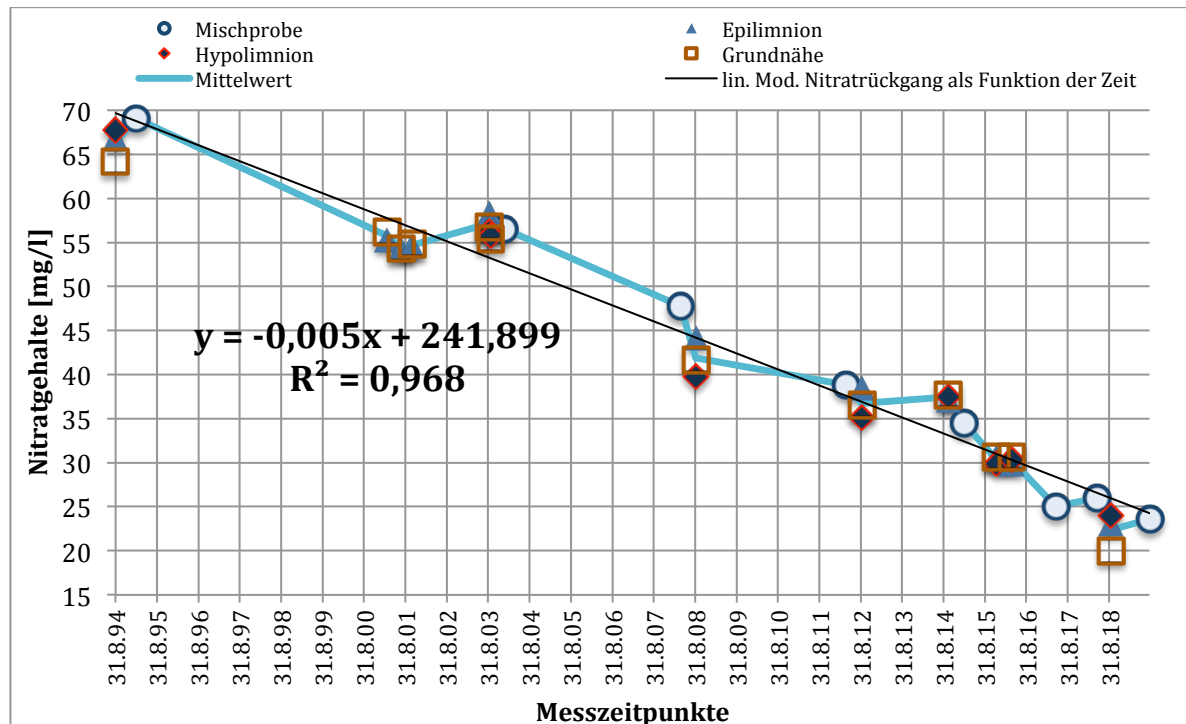


Abbildung 5.5: Entwicklung der Nitratgehalte im Seewasser von 1994 bis 2019

### 5.3.5.3 Weitere Indikatorwerte zur Beurteilung des Nährstoffhaushaltes

Die in der Tabelle 5.6 angegebenen Parameter verweisen auf einen weitgehend ausgeglichenen Zustand des Nährstoffhaushaltes.

Tabelle 5.6: Weitere Indikatorwerte des Nährstoffhaushaltes im Baggersee "Inneres Fischwasser"

Parameter	Entnahmetiefe	Einheit	23.4.08	08.9.08	20.4.12	4.9.12	10.10.14	25.2.15	8.12.15	21.4.16	17.5.17	15.5.18	12.9.18	22.8.19
DOC *	Epilim.	mg/l C		2,9		3,1							2,5	
	Hypolim.	mg/l C		2,4		2,1							2,3	
	ü. Grund	mg/l C		2,2		2,1							2,9	
	Mischpr.	mg/l						3,3						
TOC	Epilim.	mg/l					2							
	Hypolim.	mg/l					2,2							
	ü. Grund	mg/l					2,2							
	Mischpr.	mg/l						3,3						
Chlorophyll-a**	/	µg/l	6,8	3	13	1,2	7						4,1	12,4
Sichttiefe***	/	m	1,9	1,7	2,4	1,7	2,1	1,9						1,6

\* Orientierungsgröße 3 mg/l (LUBW, 2013) \*\* Größenordnung für mesotrophen Status 4-12 µg/l (Mietz et. al 1995), \*\*\* Größenordnung für mesotrophen Status 4,4-2 m (LAWA 2003)

Die Gehalte des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) wie auch des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) waren gering. Von einer Belastung des Sauerstoffhaushaltes durch die Mineralisierung organischer Wasserinhaltsstoffe ist folglich im Untersuchungs-gewässer nicht auszugehen.

Die Chlorophyll-a Werte lagen fast immer im Bereich eines mesotrophen Status (maximal 12 µg/l). Die Messwerte zwischen 1,2 und 13 µg/l zeigten eine nur schwach ausgeprägte Algenentwicklung im Gewässer an (vgl. Kapitel 5.2.1.3). Dies ist auch eine Folge des Baggerbetriebs, der durch Aufwirbelung von Mineralien das Lichtklima und somit die Lebensbedingungen für Algen und Wasserpflanzen beeinträchtigt. Dieser Effekt wird durch die niedrigen Sichttiefenwerte belegt, die teilweise unterhalb der Größenordnung eines mesotrophen Status (mindestens 2 m) blieben, hier aber wegen der mineralischen Trübung durch den Baggerbetrieb als Trophieindikator nur eingeschränkt nutzbar sind (vgl. Kapitel 5.2.1.4).

### 5.3.6 Schadstoffbelastungen

Am 22.8.2019 erfolgte zusätzlich eine Beprobung des Wasserkörpers auf ausgewählte Substanzen, und zwar das Pestizid Terbutryn und eine Auswahl von PFT's (vgl. Tabelle 5.7). Im Seewasser konnten dabei keine PFT- oder Terbutryn-Belastung festgestellt werden.

*Tabelle 5.7: Schadstoffe im Seewasser am 22.8.2019*

<b>Pestizide</b>		
Terbutryn	µg/l	< 0,01
<b>Perfluorierte Tenside (PFT)</b>		
Perfluorbutansäure	µg/l	< 0,01
Perfluorbutansulfonsäure	µg/l	< 0,01
Perfluorpentansäure	µg/l	< 0,01
Perfluorhexansäure	µg/l	< 0,01
Perfluorhexansulfonsäure	µg/l	< 0,01
Perfluorheptansäure	µg/l	< 0,01
Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)	µg/l	< 0,01
Perfluoroctansäure	µg/l	< 0,01
Perfluoroctansulfonsäure	µg/l	< 0,01
Perfluoroctansulfonsäureamid	µg/l	< 0,05
Perfluornonansäure	µg/l	< 0,01
Perfluordecansäure	µg/l	< 0,01
1H,1H,2H,2HPerfluoroctansulfonsäure	µg/l	< 0,01

## 5.4 Sedimentbeschaffenheit

Wie die in der Tabelle 5.8 angegebenen Werte zeigen, waren die Biomasseanteile und Nährstoffgehalte im Sediment gering bis mäßig und entsprachen einem im Vergleich zu den Referenzwerten niedrigen bis mittleren Belastungsniveau. Der Sedimentzustand zeigte

das Entwicklungsstadium eines gering belasteten, noch in Auskiesung befindlichen Gewässers mit erst beginnendem Seebodenbildungsprozess.

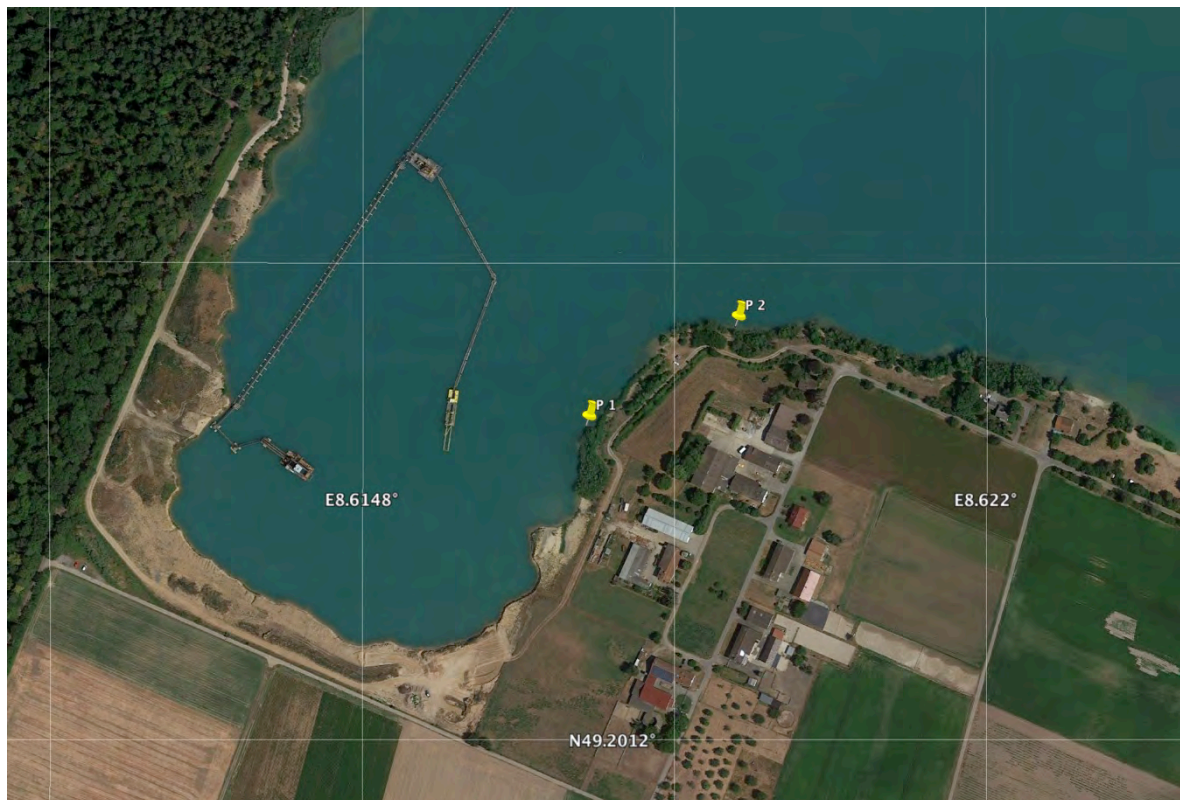
**Tabelle 5.8: Nährstoffgehalte im Sediment des Baggersees "Inneres Fischwasser"**

Parameter	Messwerte				Referenzwerte *		
	23.04.08	08.09.08	04.09.12	11.9.18	MW	Min.	Max.
Glühverlust [%]	4	3	3,9	5,9	5,38	1,8	15,3
Glührückstand [%]	96	97	96,1	94,1	94,62	84,7	98,2
Phosphor (P) [mg/kg]	515	545	581		572	228,6	1063
Stickstoff gesamt (N) [mg/kg]	422	129	144	312	868	100	4600
Trockensubstanz [%]		60,4	53,9	53,1			

\* aus dem Messprogramm der LUBW an 67 Baggerseen der Oberrheinebene (n = 67; August 94)

## 5.5 Besiedlungsbild der bodenlebenden Gewässerorganismen (Makrozoobenthos)

Das Makrozoobenthos wurde im August 2018 an den in Abbildung 5.6 dargestellten beiden Untersuchungsstellen erfasst.



**Abbildung 5.6: Lage der Makrozoobenthos-Probenahmestellen (August 2018)**

An den 2 Probestellen wurden insgesamt 27 Arten oder höhere taxonomische Einheiten nachgewiesen (vgl. Gesamtartenliste in Tabelle 5.9).

Die Probestellen lagen nicht im unmittelbaren Erweiterungsbereich, da auf den dortigen Böden wegen der fortschreitenden Erosion keine stabilen Verhältnisse anzutreffen waren und das Besiedlungsbild eine dementsprechend spärliche Ausbildung aufwies.

Tabelle 5.9: Gesamtartenliste Makrozoobenthos

DV-Nr	Taxonname (original)	Individuen / m <sup>2</sup>		Neozoa
		P 1	P 2	
14	<i>Anabolia nervosa</i>	1	0	
211	<i>Athripsodes cinereus</i>	1	0	
156	<i>Caenis horaria</i>	4	6	
847	<i>Caenis luctuosa</i>	14	12	
493	<i>Ceratopogonidae Gen. sp.</i>	3	7	
1385	<i>Echinogammarus ischnus</i>	6	1	X
911	<i>Chironomidae Gen. sp.</i>	23	5	
20084	<i>Chironominae Gen. sp.</i>	23	3	
394	<i>Cloeon dipterum</i>	2	0	
1097	<i>Dreissena polymorpha</i>	33	7	X
189	<i>Gerris sp.</i>	3	0	
230	<i>Notonecta glauca</i>	1	0	
1958	<i>Physella acuta</i>	39	8	X
101	<i>Platynemis pennipes</i>	0	1	
248	<i>Sialis lutaria</i>	2	0	
502	<i>Tanypodinae Gen. sp.</i>	2	0	
419	<i>Anax parthenope</i>	3	0	
689	<i>Micronecta scholtzi</i>	101	15	
1036	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	18	8	X
1004	<i>Asellus aquaticus</i>	6	0	
252	<i>Centropilum luteolum</i>	0	2	
567	<i>Parapoynx sp.</i>	1	0	
20201	<i>Chironomus riparius</i> -Agg.	0	0	
1300	<i>Corbicula fluminea</i>	33	2	X
1175	<i>Corbicula "fluminalis"</i>	1	0	X
1085	<i>Valvata piscinalis ssp.</i>	4	0	
1586	<i>Dreissena rostriformis</i>	4	0	X

Es wurden keine Arten nachgewiesen, die in den Roten Listen der gefährdeten Tierarten Deutschlands (RL BRD) und Baden-Württembergs (RL BA-Wü) gelistet sind. Für Baden-Württemberg fehlen allerdings aktuelle Rote Listen der Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Wasserkäfer (*Hydrophilidae*, *Dytiscidae*, usw.).

Dominierende Taxa waren Wassermilben (*Hydrachnidia*), die Zwergruderwanze (*Micronecta scholtzi*), die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*). Rund 26% der nachgewiesenen Taxa waren Neozoen. Der hohe Neozoenanteil ist typisch für Gewässer der Rheinschiene. Die Neozoen gehören vor allem der Gruppe der Krebse und Muscheln an.

## 5.6 Besiedlungsbild des Phytoplanktons

Bei der Untersuchung des Phytoplanktons am 19.10.18 und 22.08.19 wurden die in der Tabelle 5.10 angegebenen Arten erfasst. Die Häufigkeit der Taxa ist als Individuenzahl je ml und die Gesamtbioasse in der Einheit mm<sup>3</sup>/L dargestellt. Besondere Bedeutung kommt den Cyanobakterien (Blaualgen) zu, da für diese Orientierungswerte bezüglich der Badegewässerqualität bestehen.

Tabelle 5.10: Gesamtartenliste planktischer Algen und Cyanobakterien

	19.10.18		22.08.19		Orientierungswert Warnstufe (UBA 2015) für potentiell toxinbildende Cyanobakterien (mm <sup>3</sup> /L)
Zeilenbeschriftungen	Individuenzahl/ ml	Gesamtbiomasse mm <sup>3</sup> /L	Individuenzahl/ ml	Gesamtbiomasse mm <sup>3</sup> /L	
<b>Chlorococcales</b>	<b>22,2</b>	<b>0,005</b>	<b>3406,9</b>	<b>0,2410</b>	
Coelastrum astroideum mittel			166,7	0,0134	
Coelastrum microporum klein			10,4	0,0002	
Coelastrum microporum mittel			20,8	0,0026	
Coelastrum reticulatum	22,2	0,005	541,8	0,1221	
Coelastrum reticulatum klein			2583,8	0,0886	
Oocystis sp. mittel			62,5	0,0137	
Scenedesmus sp. klein			20,8	0,0003	
<b>Chrysophyceae</b>			<b>4980,1</b>	<b>0,5840</b>	
Chrysochromulina parva			1469,0	0,0346	
Dinobryon divergens			114,6	0,0262	
Dinobryon sociale			3302,7	0,5046	
Pseudopedinella erkensis			31,3	0,0065	
Uroglena sp.			62,5	0,0120	
<b>Conjugatophyceae (Desmidiaceae)</b>			<b>0,1</b>	<b>0,0004</b>	
Gonatozygon brevissonii			0,1	0,0004	
<b>Cryptophyceae</b>	<b>58,3</b>	<b>0,025</b>	<b>456,3</b>	<b>0,0310</b>	
Cryptomonas erosa/ovata klein	2,8	0,003	8,3	0,0087	
Katablepharis ovalis			20,8	0,0013	
Rhodomonas lacustris var. lacustris			427,2	0,0211	
Rhodomonas lens	55,6	0,022			
<b>Cyanobakterien (Hormogonales)</b>	<b>29949,8</b>	<b>0,638</b>	<b>166,6</b>	<b>0,0035</b>	<b>3</b>
Planktothrix rubescens (Zähleinheit 1µm)	29949,8	0,638	166,6	0,0035	3
<b>Diatomeae (Centrales)</b>	<b>27,8</b>	<b>0,025</b>	<b>3240,2</b>	<b>0,6811</b>	
centrale Diatomeen (0-5)			31,3	0,0029	
centrale Diatomeen (15-20)	1,4	0,003			
Cyclotella ocellata (10-15)			450,1	0,3116	
Cyclotella ocellata (5-10)			2729,7	0,3254	
Cyclotella sp. (10-15)	9,7	0,012	16,7	0,0211	
Cyclotella sp. (15-20)			12,5	0,0201	
Cyclotella sp. (5-10)	15,3	0,004			
Stephanodiscus neoastraea (20-25)	1,4	0,006			
<b>Diatomeae (Pennales)</b>	<b>1,8</b>	<b>0,001</b>	<b>26,4</b>	<b>0,0112</b>	
Fragilaria grunowii groß	0,4	0,001	0,1	0,0002	
Fragilaria grunowii klein			1,3	0,0033	
Fragilaria sp. mittel	1,4	0,000	25,0	0,0077	
<b>Dinophyceae</b>	<b>1,5</b>	<b>0,086</b>	<b>11,0</b>	<b>0,3613</b>	
Ceratium hirundinella groß	0,9	0,060	4,9	0,3283	
Gymnodinium helveticum	0,1	0,001	0,2	0,0020	
Gymnodinium lantzschii			4,2	0,0035	
Gymnodinium uberrimum groß			0,1	0,0059	
Peridiniopsis polonicum	0,2	0,002	1,0	0,0113	
Peridinium bipes	0,3	0,022	0,6	0,0103	
<b>Phytomonadina</b>	<b>2,8</b>	<b>0,001</b>	<b>183,4</b>	<b>0,1175</b>	
Carteria sp. mittel			79,2	0,1065	
Chlamydomonas sp. klein			93,8	0,0046	
Chlamydomonas sp. mittel			10,4	0,0064	
Phacotus lenticularis	2,8	0,001			

Das UBA (2015) legt 3 Warn- bzw. Alarmstufen fest. Bei einem Biomassewert potentiell toxinbildender Arten von mehr als 1 mm<sup>3</sup>/L (= 1 mg/L) und einer Sichttiefe unter 2 m sollte die Überwachungshäufigkeit verdichtet und Badende über die Wasserbeschaffenheit informiert werden. Es gilt die **Warnstufe 1** (Erhöhte Aufmerksamkeit). Bilden sich Schlieren oder grünliche Trübungen durch Cyanobakterien oder eine Verminderung der Sichttiefe auf Werte unter 1 m beziehungsweise eine Erhöhung der Cyanobakterienbiomasse auf mehr als 3 mg/L gilt die **Warnstufe 2** (Warnhinweise für Badende).

Sind große Bereiche mit einer geschlossenen Schicht aufgerahmter Cyanobakterien zu erkennen oder fallen die Sichttiefenwerte unter 0,5 m bzw. ist die Cyanobakterienbiomasse größer als 15 mg/L gilt die **Alarmstufe** (neben Warnhinweisen ggf. vorübergehende Badeverbote).

Anhand des Besiedlungsbildes ergibt sich unter Bezug auf die beiden Messtermine folgende Bewertung:

19.10.18	Mit 0,8 mg/L geringe Algenentwicklung. Der überwiegende Teil der Biomasse setzt sich jedoch aus der potenziell toxinbildenden Cyanobakterie <i>Planktothrix rubescens</i> zusammen. Mit einer Biomasse an Toxinbildnern von 0,6 mg/L liegt deren Konzentration aber noch unterhalb der Warnstufe 1 des UBA (2015).
22.08.19	Die spätsommerliche Algenentwicklung im Jahr 2019 war mit einer Biomasse von 2 mg/L mäßig hoch. Dabei dominierten die kleine centrische Kieselalge (Diatomeae) <i>Cyclotella ocellata</i> sowie die in Kolonien auftretende Chrysophyceae <i>Dinobryon divergens</i> . Die toxinbildende Cyanobakterie <i>Planktothrix rubescens</i> trat nur ganz vereinzelt auf. Hier blieben die Werte sehr deutlich unter der Warnstufe 1 des UBA (2015)

Bezüglich der Algenentwicklung weist das Gewässer einen günstigen Zustand auf. Im Sommer 2018 kam es nach einer langanhaltenden Schönwetterphase zu einer Zunahme der Cyanobakterienentwicklung. Belastungen oder Einschränkungen ergaben sich hierdurch allerdings nicht.

Das Ausmaß der Cyanobakterienentwicklung ist primär auf die Witterungsbedingungen, insbesondere die langen Schönwetterphasen in den zurückliegenden 2 Jahren (2018 & 2019) zurückzuführen.

## **5.7 Zusammenfassende Beschreibung des Gewässerzustandes**

Wie die in der Tabelle 5.11 dargestellte zusammenfassende Bewertung ausweist, sind derzeit keine Belastungen oder Negativentwicklungen im Untersuchungsgewässer festzustellen.

Allerdings begünstigt die Auskiesungstätigkeit das Zirkulationsverhalten und trägt somit zum positiven Gewässerzustand bei. Dies wirkt sich auch auf das Phytoplankton und insbesondere auf die Einschränkung von Algenmassenentwicklungen aus.

**Tabelle 5.11: Zusammenfassende Bewertung des Gewässerzustandes**

Parameter	Indikatorbedeutung	Bewertung	Orientierungswert	Einstufung
Temperatur & Gewässerschichtung	Bei eingeschränktem Zirkulationsverhalten (Meromixis) entwickeln sich Sauerstoffdefizite.	See zirkuliert, das Zirkulationsverhalten wird auch durch die Auskiesungstätigkeit gefördert.	/	Positiv
Sauerstoffhaushalt	Sauerstoffdefizite weisen auf ein Überangebot an Nährstoffen und hohe Zehrungsintensität der Sedimente hin.	Keine Sauerstoffdefizite im Tiefenwasserkörper. Auskiesungstätigkeit verbessert die Sauerstoffsituation.	Höchstens 30% der Wassersäule über Grund O <sub>2</sub> -Gehalt < 2mg/l	Positiv, deutlich besser als Leitbildwert.
Leitfähigkeit	Ionenanreicherungen in der Tiefe weisen auf hohe Trophie hin.	Die Leitfähigkeitswerte nehmen im Sommer mit der Seetiefe kaum zu. Die Auskiesung fördert die Durchmischung.	/	Positiv, keine Belastung erkennbar.
Phosphorgehalte	Erhöhte Phosphorkonzentrationen begünstigen Algenwachstum und indirekt Sauerstoffdefizite.	Geringe Phosphorgehalte im Wasserkörper. Keine Rücklösung in der Tiefe.	0,007 bis 0,036 mg/l	Positiv, Messwerte liegen im Bereich des Orientierungswertes oder unterschreiten diesen teils deutlich.
Chlorophyll-a Gehalte	Hohe Chlorophyll-a Gehalte indizieren starkes Algen- und Cyanobakterienwachstum.	Niedrige Chlorophyll-a Gehalte im Wasserkörper infolge geringer Phosphorkonzentrationen und intensiver Wasserumwälzung durch Auskiesungstätigkeit.	4-12 µg/l	Positiv, Messwerte liegen meist im Bereich des Orientierungswertes oder unterschreiten diesen. Vereinzelt treten höhere Werte auf. Der Mittelwert ist aber deutlich leitbildkonform.
Sichttiefe	Geringe Sichttiefenwerte sind ein Indikator für Algen- und Cyanobakterienmassenentwicklungen, sofern nicht durch mineralische Trübe bedingt.	Sichttiefenwerte wegen intensiver Auskiesungstätigkeit (mineralische Trübe) reduziert.	4,4 – 2 m	Wegen mineralischer Trübe nicht als Trophieindikator verwertbar.
Algen- und Cyanobakterienentwicklung	Hohe Algendichten weisen auf ein Überangebot an Nährstoffen hin. Zudem begünstigt die Klimaerwärmung die Phytoplanktonentwicklung.	Geringe bis mäßige Nährstoffgehalte, die Auskiesungstätigkeit und die hohe Seetiefe schränken die Phytoplanktonentwicklung ein.	Cyanobakterienbiomasse < 3 mm <sup>3</sup> /L	Geringes Entwicklungspotential aufgrund des günstigen Nährstoffhaushaltes.

## 6 Belastungspfade

Die Wasserqualität eines Stillgewässers wird wesentlich von externen Belastungen geprägt, die auf unterschiedliche Art und Weise in den See gelangen.

Inwieweit derartige Einträge das Gütebild eines Stillgewässers negativ beeinflussen, resultiert neben den absoluten Belastungsgrößen auch aus der Fähigkeit des Seemetabolismus zur Abpufferung der Belastungen, 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 externer Belastungen für die Wasserqualität fallen je nach Gewässertyp sehr unterschiedlich aus. Daher kann von einem externen Belastungsmuster nicht unmittelbar auf die damit verbundenen Auswirkungen für den Gütezustand des Sees geschlossen werden.

### 6.1 Nährstoffeinträge durch Grundwasserzufluss

Mit dem Grundwasserzufluss gelangen permanent Nährstoffe in den Baggersee. Das Belastungspotential des Grundwassers im Untersuchungsraum wurde anhand von mehreren Stichtagmessungen erfasst (vgl. Tabelle 3.8 ) auf den Seiten 21ff). Auf der Grundlage der in Kapitel 3.3 hergeleiteten Belastungswerte lassen sich die in der Tabelle 6.1 angegebenen Eintragungswerte durch den Grundwasserzufluss in den Baggersee ermitteln. Werte unterhalb der Nachweisgrenze wurden mit dem halben Nachweisgrenzwert berücksichtigt.

**Tabelle 6.1: Eintragungswerte und Belastungen durch den Grundwasserzufluss**

			Istzustand			Genehmigungszustand			Planvariante		
	Belastungsvariante 1*	Belastungsvariante 2*	Grundwasserzufluss	Jahresfracht Variante 1	Jahresfracht Variante 2	Grundwasserzufluss	Jahresfracht Variante 1	Jahresfracht Variante 2	Grundwasserzufluss	Jahresfracht Variante 1	Jahresfracht Variante 2
	mg/l		m³/Jahr	kg/Jahr		m³/Jahr	kg/Jahr		m³/Jahr	kg/Jahr	
ø Gesamt-Phosphor (P) Oberer Grundwasserleiter	0,027	0,023	1.239.365	33,5	28,5	1.075.378	29,0	24,7	1.321.358	35,7	30,4
ø Ngesamt-anorg. Oberer Grundwasserleiter	13,71	6,29	1.239.365	16.917	7.796	1.075.378	14.679	6.764	1.321.358	18.037	8.311
ø Gesamt-Phosphor (P) Mittlerer Grundwasserleiter	0,015	0,015	12.614	0,2	0,2	104.069	1,6	1,6	44.150	0,7	0,7
ø Ngesamt-anorg. Mittlerer Grundwasserleiter	0,4	0,4	12.614	5,0	5,0	104.069	41,6	41,6	44.150	17,7	17,7
<b>ø Gesamt-Phosphor (P) gesamt</b>			1.251.979	33,7	28,7	1.179.447	30,6	26,3	1.365.508	36,3	31,1
<b>ø Ngesamt-anorg. gesamt</b>			1.251.979	16.922	7.801	1.179.447	14.721	6.806	1.365.508	18.054	8.329

\* Zu den Belastungsvarianten siehe Kapitel 3.3.1.1 und Kapitel 3.3.1.2



## 6.2 Nährstoffeinträge durch Niederschlag

Ein Teil der externen Phosphor- und Stickstoffeinträge in den See erfolgt auch durch Niederschlag. Legt man die für den süddeutschen Raum (Messstation Rothenfels - Bruhberg bei Gaggenau) ermittelten Werte zugrunde (FVA Freiburg: <http://www.fva-bw.de/monitoring/index9.html>), ergeben sich die folgenden Größenordnungen:

**Tabelle 6.2: Nährstoffeinträge durch Niederschlag**

	Zugrunde gelegter Eintragswert [kg/ha*Jahr]	Seefläche Istzustand [ha]	Seefläche Genehmigungszustand [ha]	Seefläche Planvariante [ha]	Eintrag Istzustand [kg/Jahr]	Eintrag Genehmigungszustand [kg/Jahr]	Eintrag Planvariante [kg/Jahr]
P-Eintrag	0,0534	53,8	61,7	74,3	2,9	3,3	4,0
N-Eintrag	12,4	53,8	61,7	74,3	667,1	765,1	921,3

Der Niederschlag besitzt im Vergleich zu dem Belastungspotential des Grundwassers nur einen sehr geringen Anteil an den gesamten externen Phosphorzufuhren in den See.

## 6.3 Nährstoffeinträge durch Badenutzung

Für den Eintrag von Nährstoffen durch die Badenutzung kann auf pauschale Bilanzierungskennwerte zurückgegriffen werden, wobei von einem Eintrag durch Badenutzung von 0,1 g P und 1,8 g N je Badetag und Badegast ausgegangen wird (vgl. BOOS 1996).

Unter mitteleuropäischen Klimaverhältnissen ist mit 55 Badetagen pro Jahr zu rechnen. Aufgrund des vorhandenen Badestrandes ist beim Untersuchungsgewässer von einer hohen Badeintensität auszugehen, die mit 1500 Badegästen je Badetag angesetzt wird. Demnach errechnen sich die folgenden, für sämtliche untersuchten Varianten identischen Eintragswerte.

**Tabelle 6.3: Nährstoffeinträge durch Badenutzung**

		Istzustand	Genehmigungszustand	Planvariante
Zahl der Badegäste je Badetag (55d)	/	1.500	1.500	1.500
Ø jährlicher Phosphoreintrag durch Badegäste	kg/ Jahr	8,25	8,25	8,25
Ø jährlicher Stickstoffeintrag durch Badegäste	kg/ Jahr	148,5	148,5	148,5

Gegenüber den Untersuchungen von 2004 (BOOS: Limnologisches und Hydrologisches Begleitgutachten zur UVU Kiesgrubenerweiterung Philipp & Co. KG. Bad Schönborn) wurde bei dieser Bilanzierung die Zahl der Badegäste je Badetag von 2.500 auf 1.500 reduziert, da der alte Wert deutlich zu hoch angesetzt war.

Bei dieser immer noch sehr hohen Zahl von Badegästen (1.500 je Badetag = 82.500 / Jahr) stellt die Badenutzung für das Gewässer kein Belastungspotential dar.

## 6.4 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 10 Angelnden pro Jahr 2.000 kg Anfütterungsmaterial in das Gewässer. Dies entspricht den folgenden Nährstoffeinträgen:

*Tabelle 6.4: Nährstoffeinträge durch Freizeitfischerei*

	Konzentration im Anfütterungsmaterial [g je kg TS]	Anfütterungsmenge im Jahr [kg*Jahr]	Eintrag Ist-, Genehmigungs- & Planvariante [kg/ Jahr]
Phosphor	1	2000	2
Stickstoff	6	2000	12

## 6.5 Nährstoffeinträge durch Wasservögel

Nährstoffeinträge durch Wasservögel stellen in der Regel unter den in Mitteleuropa herrschenden Verhältnissen keinen Belastungsfaktor dar. Nach ZIEMANN (1986) ist der Phosphoreintrag in Seen durch Wasservögel 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:

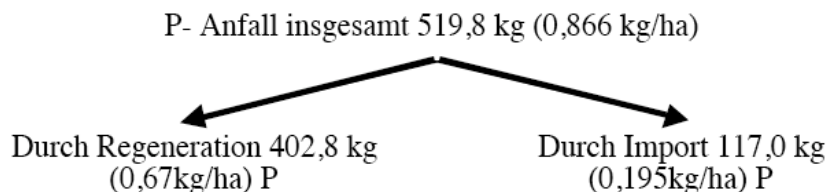
Tierisch:	63,5 kcal $\Rightarrow$	265,8 kJ $\Rightarrow$	0,5 g P
Pflanzlich:	41,4 kcal $\Rightarrow$	173,3 kJ $\Rightarrow$	0,036 g P

Das Verhältnis pflanzlicher zu tierischer Nahrung beträgt für:

Gänse	$\Rightarrow$	95:5
Bleßralle	$\Rightarrow$	90:10
Tafelente	$\Rightarrow$	80:20
Stockente	$\Rightarrow$	75:25
Lachmöve	$\Rightarrow$	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 und das folgende Ausmaß annimmt:

Tabelle 6.5: Nährstoffeinträge durch Wasservögel

		Referenzwert [kg/ ha*Jahr]	Seefläche [ha]	Gesamt [kg/Jahr]
<b>Istzustand</b>	Pgesamt	0,20	53,8	10,8
	o-Phosphat-P	0,20	53,8	10,8
	Nanorg	1,17	53,8	62,9
<b>Genehmigungszu- stand</b>	Pgesamt	0,20	61,7	12,3
	o-Phosphat-P	0,20	61,7	12,3
	Nanorg	1,17	61,7	72,2
<b>Planvariante</b>	Pgesamt	0,20	74,3	14,9
	o-Phosphat-P	0,20	74,3	14,9
	Nanorg	1,17	74,3	86,9

Da an Baggerseen die Störungen der Vogelfauna durch Besucher und Betrieb aber höher sind als an der großen Talsperre Kelbra, dürfte dieser theoretische Eintragswert in Bezug auf die Verhältnisse an Baggerseen eher zu hoch angesetzt sein.

## 6.6 Nährstoffeinträge durch Falllaub

Das Belastungspotential durch Falllaubeintrag kann unberücksichtigt bleiben, weil die Belastungswerte so gering sind, dass sie nicht ins Gewicht fallen.

Für die mit dem Laubfall eines Baumes in den See eingetragene P- Belastung geben KEIM & GEISSLER (1992, zitiert aus HERRMANN 1993) einen Wert von 5 g organisch gebundenem Phosphor an. Zusätzlich zu diesem sehr geringen Wert ist zu berücksichtigen, dass der im Blattgewebe organisch gebundene Phosphor nur in geringem Umfang als wasserlöslicher Phosphor freigesetzt wird.

CASPER et al. (1985) geben einen Maximalwert von 5% P an, der innerhalb kurzer Zeit aus dem Blattgewebe (Buchenlaub) eluiert wird.

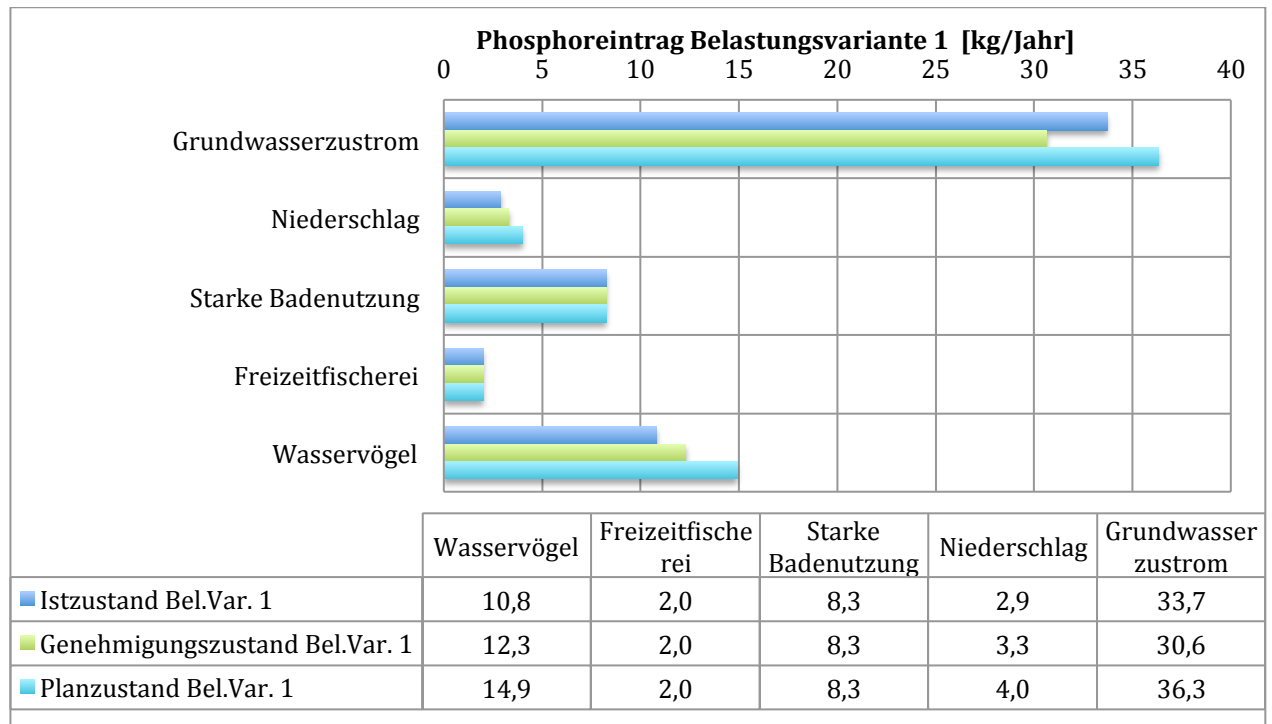
## 6.7 Gesamtbilanz der externen Nährstoffeinträge

Die Gesamtbilanz wird im Folgenden für Gesamtphosphor und anorganischen Gesamtstickstoff unter Bezug auf zwei unterschiedliche Beschaffenheitskennwerte des Grundwasserzuflusses (Belastungsvariante 1 und 2, vgl. Kapitel 3.3.1) durchgeführt.

### 6.7.1 Phosphoreinträge

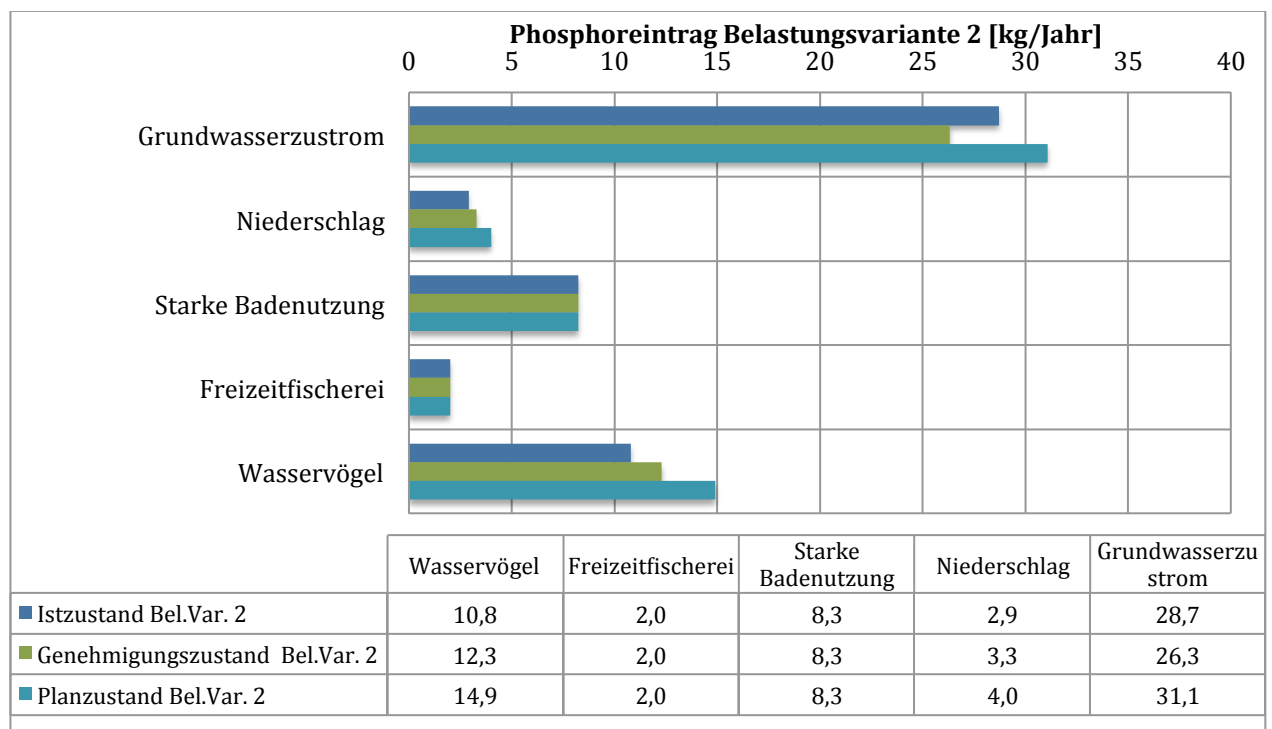
Die Bilanzierung aller Phosphoreinträge in den See zeigt, dass das Grundwasser für alle untersuchten Zustände (Istzustand, Genehmigungszustand und Planvarianten) die mit Abstand wichtigste Eintragsquelle für Phosphor darstellt.

Von den übrigen Eintragspfaden erlangt bei der Belastungsvariante 1 (siehe Kapitel 3.3.1.1) lediglich noch der Stoffeintrag durch die Avifauna unter der Voraussetzung eines sehr hohen Eintragspotentials (vgl. Kapitel 6.5) ein relevantes Ausmaß, das in der Summe bis zu einem Sechstel der Nährstoffeinträge ausmachen kann (vgl. Abbildung 6.1).



**Abbildung 6.1: Modellbilanz der externen Phosphoreinträge in den See (Grundwasser-Belastungsvariante 1)**

Unter Bezug auf die Grundwasser-Belastungsvariante 2 (siehe Kapitel 3.3.1.2.) ergeben sich ähnliche Bedingungen, wobei die Phosphorbelastung durch das Grundwasser etwas geringer (-15%) ausfällt (vgl. Abbildung 6.2). Die Relationen zwischen den Hauptbelastungsfaktoren bleiben aber bestehen. Insgesamt führt die beabsichtigte Erweiterung des Sees nur zu einer geringfügigen Vermehrung des Phosphoreintrages durch den Grundwasserzustrom.



**Abbildung 6.2: Modellbilanz der externen Phosphoreinträge in den See (Grundwasser- Belastungsvariante 2)**

## 6.7.2 Stickstoffeinträge

Für die Stickstoffeinträge der Belastungsvariante 1 (vgl. Abbildung 6.3) ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei der Phosphorbelastung.

Auch hier stellt der Grundwasserzufluss die primäre Belastungsquelle dar. Aufgrund der hohen Nitratwerte im zuströmenden Grundwasser übertrifft dieser Belastungspfad alle anderen Belastungsquellen bei weitem. Der Niederschlag als zweitwichtigste Belastungskomponente erreicht nur noch einen Anteil von 5 % am gesamten Stickstoffeintrag.

Durch die geplante Seeerweiterung erhöht sich der Stickstoffeintrag in Folge der höheren Wasserumsatzrate geringfügig.

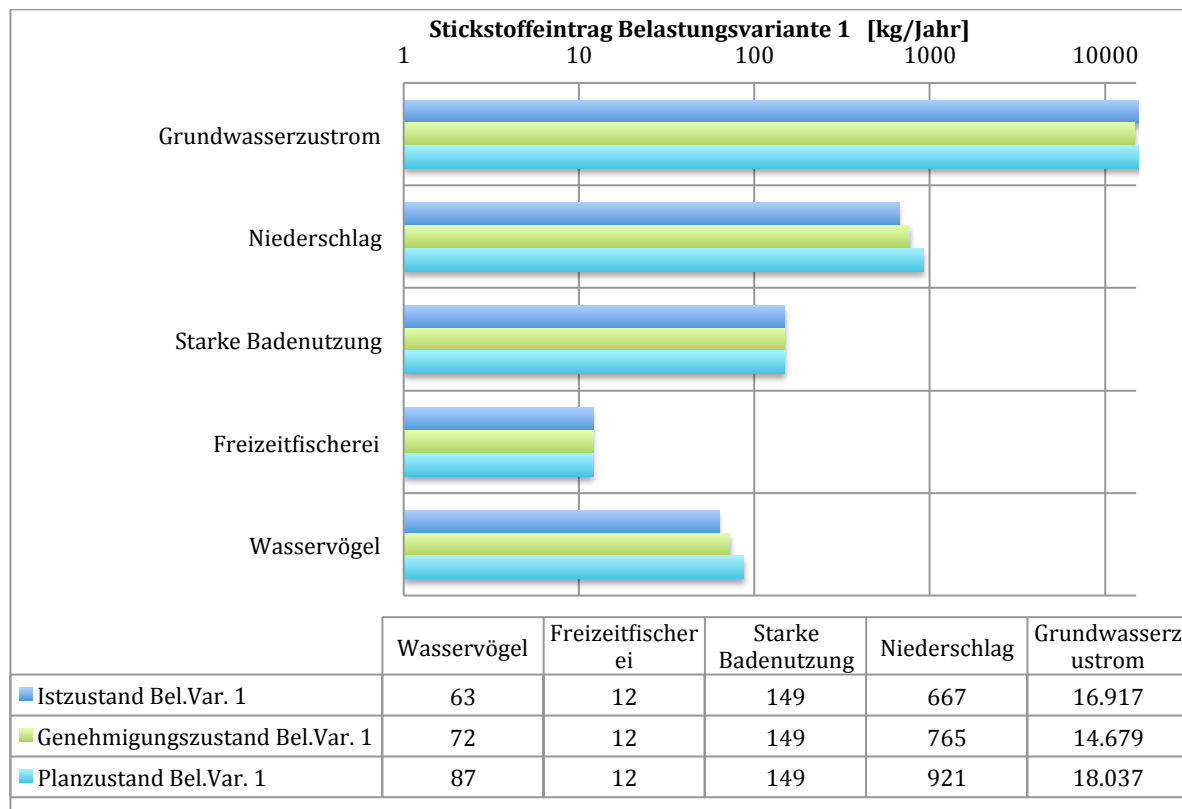
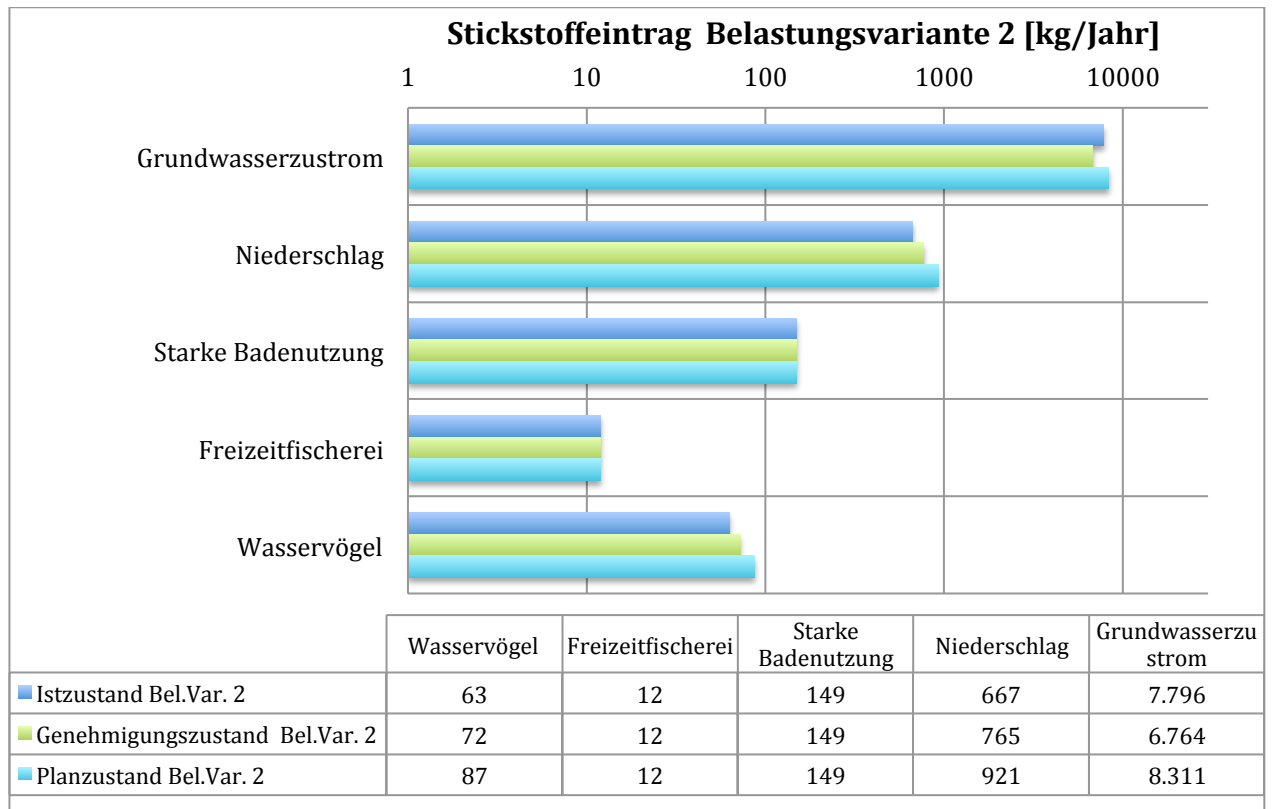


Abbildung 6.3: Modellbilanz der externen Stickstoffeinträge in den See (Grundwasser- Belastungsvariante 1)

Unter Bezug auf die etwas geringeren Stickstoffeinträge der Grundwasser-Belastungsvariante 2 ergibt sich ein verminderter Eintrag in den See, das Grundwasser bleibt aber als Belastungskomponente weiterhin dominant. Der Niederschlag macht als zweite Eintragskomponente 10% der Gesamtbelastung aus (vgl. Abbildung 6.4).



**Abbildung 6.4: Modellbilanz der externen Stickstoffeinträge in den See (Grundwasser- Belastungsvariante 2)**

Wegen der vielfältigen Ab- und Umbauprozesse im See, deren Ausmaß von der Erweiterung des Gewässers beeinflusst wird, kann ebenso wie bei der externen Phosphorbelastung auch bei den Stickstoffwerten aus den externen Einträgen nicht unmittelbar auf die Gehalte im Seewasser geschlossen werden. Auf die zu erwartenden Stickstoffkonzentrationen im Seewasser wird im Rahmen der Modellrechnungen in Kapitel 7.5.4 eingegangen.

## **7 Vorhabensbedingte Auswirkungen auf den Gewässerzustand des Baggersees**

Die Planumsetzung kann durch die Erweiterung des Sees Veränderungen seines thermischen Schichtungs- und Zirkulationsverhaltens hervorrufen, in deren Folge weitere Parameter wie z.B. der Sauerstoffhaushalt und die dichtegesteuerte Einschichtung des zufließenden Grundwassers betroffen sind. Die Wasserqualität des Sees kann neben den damit ggf. ohnehin verbundenen Auswirkungen auch durch das unterschiedliche externe Belastungsmuster nach der Erweiterung beeinflusst werden.

Gegenstände der Prognose des Gewässerzustandes sind demnach im Folgenden vor allem das Zirkulationsverhalten des Sees, die Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes und die nach Umsetzung der Planung zu erwartende Ausprägungen des Nährstoffhaushaltes.

Die Prognosen werden für einen 21-jährigen Entwicklungszeitraum der drei Untersuchungsvarianten unter folgenden Voraussetzungen im Hinblick auf den Betriebsstatus durchgeführt:

- Istzustand: in Auskiesung
- Genehmigungszustand: Auskiesung abgeschlossen
- Planvariante Auskiesung abgeschlossen

Bei den Modellsimulationen werden also nur unter Bezug auf den Istzustand die durch Baggertätigkeit verursachten Wasserturbulenzen berücksichtigt. Für die anderen Entwicklungsvarianten wird die Beendigung der Auskiesung vorausgesetzt.

### **7.1 Methodische Vorgehensweise**

#### **7.1.1 Prognosemodell und Modellkonstanten**

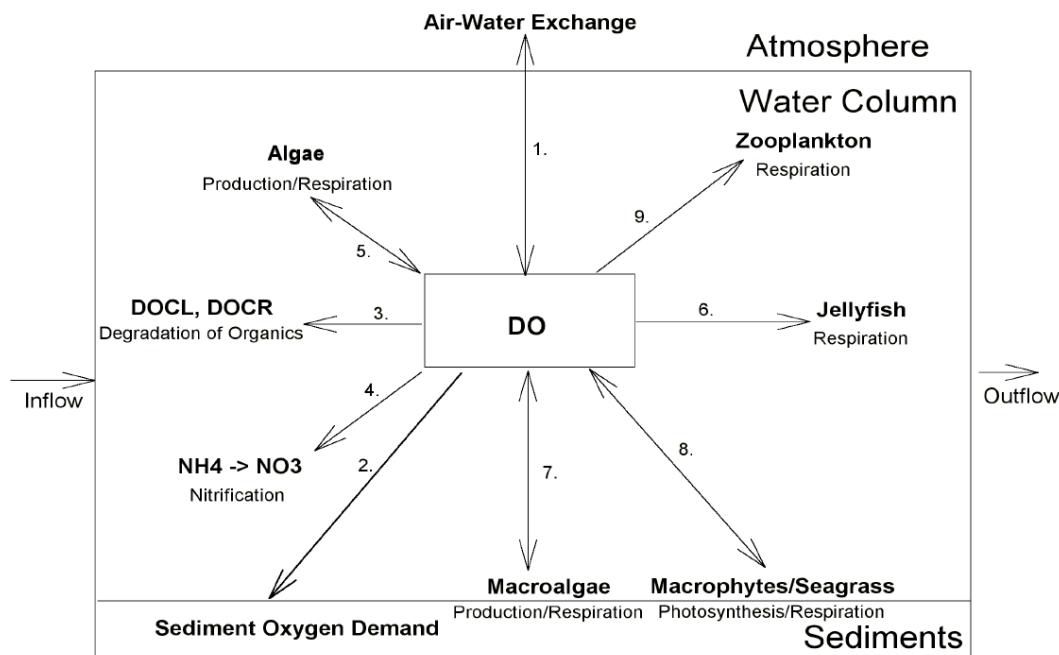
Zur Modellsimulation des Temperaturhaushaltes und Zirkulationsverhaltens dient das 1-D hydrodynamische Modell DYRESM (Dynamic Reservoir Simulation Model), das für die Prognose der Wasserqualität mit dem Programm CAEDYM gekoppelt wird. DYRESM wird seit 1978 unter stetiger Weiterentwicklung an einer Vielzahl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

Seemodellierungen mittels DYRESM erfordern einen umfangreichen Dateninput, u.a. von Kenngrößen der Seemorphologie, meteorologischen Tages- oder Stundenwerten, Wasserzu- und Wasserabflussmengen sowie betriebsbedingten Kenngrößen, die sich auf die Entwicklung der Wassertemperaturen auswirken. Zusätzlich kommt das Programmpaket CAEDYM in der Version 2.3 zur Anwendung, das aufbauend auf dem hydrodynamischen Modell DYRESM und den damit simulierten Einschichtungs- und Durchflussverhältnissen die Simulation der Stoffflüsse durch die einzelnen Kompartimente eines aquatischen Ökosystems ermöglicht. Dabei werden alle wesentlichen Produktions- und Abbauprozesse in



Wasserkörper und Sediment einschließlich der Wechselwirkungen mit den Gewässerorganismen abgebildet sowie in Tagesschritten berechnet.

Da bei der Bewertung des Untersuchungsgewässers einschließlich seiner unterschiedlichen Entwicklungsphasen dem Sauerstoffhaushalt eine zentrale Rolle zukommt, soll hier das diesbezügliche Vorgehen bei der Prognosestellung 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 7.1).



**Abbildung 7.1:** Abhängigkeit des Sauerstoffhaushaltes von den Einzelkompartimenten (Abb. aus HIPSEY et al. 2006)

Für die Entwicklung der Wasserqualität ist das Zirkulationsverhalten des Sees, aber auch die Sauerstoffzehrrate 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.

Für beide Parameter gibt das Modell Konstanten vor, die auf die besonderen Bedingungen des Einzelfalls angepasst werden können. Mit dem Ende der Auskiesung und dem Wegfall des betriebsbedingten Energieeintrags in den See, also für den Genehmigungszustand und die Planvariante, ist mit einem veränderten Zirkulationsverhalten gegenüber dem Istzustand zu rechnen. Dem wird durch eine Prüfung und ggf. Anpassung der Modellkonstanten Rechnung getragen.

Während das Modell in der hier zunächst verwendeten Grundkonstellation (HIPSEY et al. 2006) aufgrund der guten Datengrundlage auf Baggerseen im Betrieb präzise angepasst werden kann, ist eine entsprechend genaue Modelleichung für Baggerseen nach Abschluss der Auskiesung wegen der weniger umfangreichen Datenlage schwieriger. Daher wird für die Prognose des Genehmigungszustandes und der Planvariante neben den von HIPSEY et al. (2006) festgelegten Modellkonstanten auch auf die von ÖZKUNDAKCI et al. (2011) an einem ähnlich großen See (32 ha) wie dem Untersuchungsgewässer ermittelten Werte zurückgegriffen (vgl. Tabelle 7.1). Diese Modellkonfiguration berücksichtigt einen stärkeren Einfluss der Windeinwirkung auf das Zirkulationsgeschehen, womit den Bedingungen im

## *Vorhabensbedingte Auswirkungen auf den Gewässerzustand des Baggersees*

Untersuchungsgewässer nach Abschluss der Auskiesung gut entsprochen wird. Ähnliche Werte wurden auch von CUI et al. (2016) publiziert, wobei sich aufgrund einer anderen Morphologie des Referenzgewässers Unterschiede hinsichtlich Windeinwirkung und Sauerstoffzehrungsrate des Sediments ergeben.

**Tabelle 7.1: Modellkonstanten**

Bezeichnung	Einheit	HIPSEY et al. (2006)	ÖZKUNDAKCI et al. (2011)
<b>Physical parameters</b>			
Effective surface area coefficient	m <sup>-2</sup>	1,0 *10 <sup>+7</sup>	1,45*10 <sup>+6</sup>
Critical wind speed	m/s	3	3
shear production efficiency (eta_K)		0,17	0.21
potential energy mixing efficiency (eta_P)		0.20	0,2
wind stirring efficiency (eta_S)		0.4	0,2
Benthic boundary layer dissipation coefficient	m <sup>2</sup> /s	1,4 10 <sup>-5</sup>	7,5*10 <sup>-6</sup>
vertical mixing coeff.	/	20	600
Tageszeitpunkt (sec) der Modellierung 36.000 sec oder 10h Sonnenzeit	sec	36.000	36.000
<b>Sediment Parameters</b>			
Sediment DO demand	g/m <sup>2</sup> /day	0,3	2
Half-saturation coefficient for sediment oxygen demand	mg/l	0,5	0,25
Maximum potential PO <sub>4</sub> g/m <sup>2</sup> /day	g/m <sup>2</sup> /day	0,0026	0,016
Oxygen and nitrate half-saturation for release of phosphate from bottom sediments	mg/l	0,5	1,5
Maximum potential NH <sub>4</sub> release rate	g/m <sup>2</sup> /day	0,019	0,1
Oxygen half-saturation constant for release of ammonium from bottom sediments	mg/l	0,5	5
Temperature multiplier for nutrient release		1,05	1,05
<b>Nutrient parameters</b>			
Decomposition rate of POPL to DOPL	d <sup>-1</sup>	(0,01) 0,0035*	(0,001) 0,0035*
Mineralisation rate of DOPL to PO <sub>4</sub>	d <sup>-1</sup>	0,01	0,025
Decomposition rate of PONL to DONL	d <sup>-1</sup>	0,01	0,007
Mineralisation rate of DONL to NH <sub>4</sub>	d <sup>-1</sup>	0,003	0,01

\* Veränderung des Parameters nach Kalibrierung am Philipp-See

### 7.1.2 Inputdaten

Die Grundlage für den Antrieb des Modells bilden neben den externen Einträgen über die in Kapitel 6 beschriebenen Belastungspfade meteorologische und hydraulische Daten.

#### 7.1.2.1 Meteorologie

Als meteorologische Inputdaten wurden die frei verfügbaren Messwerte des DWD für den Standort Waghäusel-Kirrlach (49.2447 N; 8.5372 O) benutzt. Da Messwerte für die Globalstrahlung an dieser Station nicht verfügbar waren, wurden die diesbezüglichen Daten der Station Mannheim (49.5095 N; 8.5537 O; Höhe 96 m ü.NN bis 30.6.2006 und ab 6.7.2006: 49.5090 N; 8.5541 O ; Höhe 96 m ü.NN) verwendet. Da ab dem Jahr 2011 keine vollständige Daten der Station Waghäusel-Kirrlach mehr zur Verfügung standen, wurde für die Folgejahre auf Daten der DWD Station Rheinau-Memprechtshofen (48.6703 N; 7.9939 O) zurückgegriffen. Die folgenden Parameter gingen in die Auswertung ein:

- Globalstrahlung in W/m<sup>2</sup>
- Gesamtbedeckung in Achteln

- Windgeschwindigkeit in m/s
- Lufttemperatur in °C
- Relative Luftfeuchte in %
- Niederschlagshöhe in mm

Für die Beurteilung der Güteentwicklung des Untersuchungsgewässers muss bei den meteorologischen Kennwerten auf historische Daten zurückgegriffen werden. Die ausgewählte Zeitspanne repräsentiert eine gebietstypische Klimaentwicklung unter Einschluss von Klimaextremen (vgl. Abbildung 7.2).

So waren die Sommer 2003, 2011 und 2018 extrem heiß und infolge der starken Sonneneinstrahlung (Summe der Globalstrahlung) kann es bei solchen Witterungsphasen zu vermehrter Algenbildung mit anschließend stärkerem Sauerstoffverbrauch im Tiefenwasserkörper kommen. Dagegen war in den Jahre 2013 und 2016 die Sonneneinstrahlung deutlich geringer als im Durchschnitt.

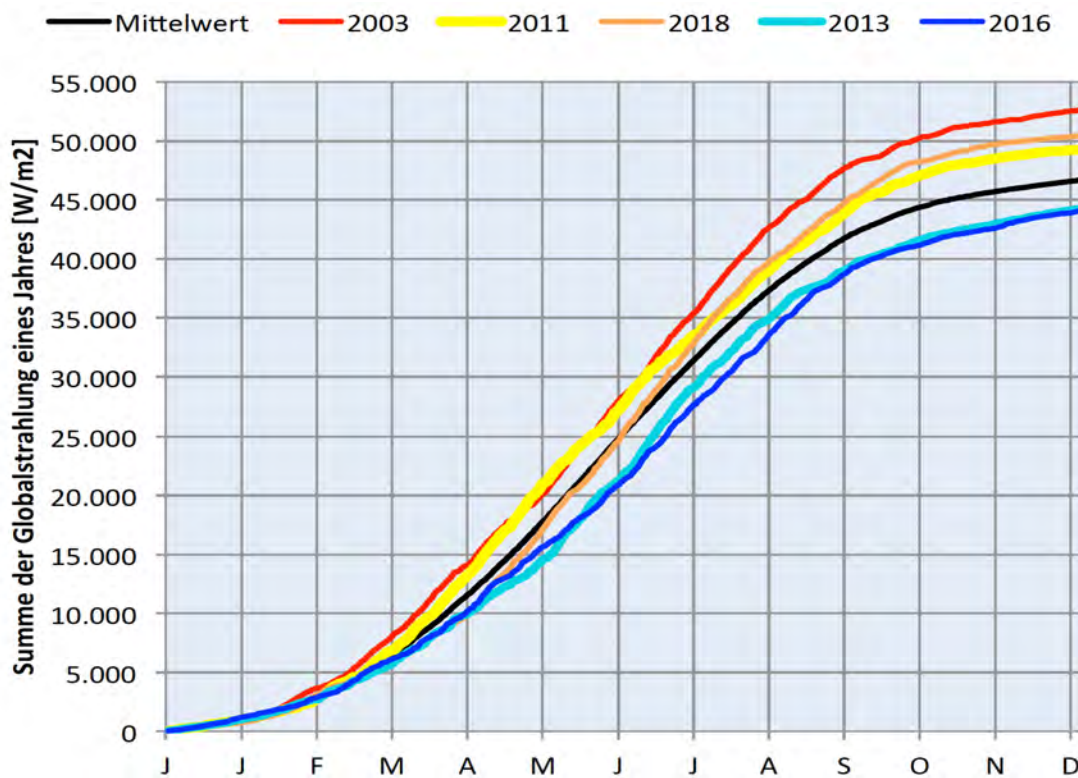


Abbildung 7.2: Verlauf der aufsummierten Globalstrahlungswerte ausgewählter Jahre

#### 7.1.2.2 Hydraulische Anbindung des Sees an das Grundwasser

Für eine mittlere hydraulische Anbindung, die auf der Grundlage eines Grundwassermodells (Schäfer 2020) ermittelt wurde, ergeben sich die folgenden Grundwasserzufluss- und Grundwasserabflussmengen.

## *Vorhabensbedingte Auswirkungen auf den Gewässerzustand des Baggersees*

**Tabelle 7.2: Morphologische und hydraulische Inputdaten bei mittlerer hydraulischer Anbindung des Sees**

	Istzustand	Genehmigungszustand	Planvariante
Kiesentnahme	ja	nein	nein
Maximale Tiefe [m]	40	40	40
Seefläche [m <sup>2</sup> ]	564.000	625.000	746.000
Seevolumen [m <sup>3</sup> ]	11.900.000	16.600.000	18.900.000
GW-Zufluss [l/s] OGWL	39,3	34,1	41,9
GW-Zufluss [l/s] MGWL	0,4	3,3	1,4

Das Grundwasser fließt dem See in jeweils verschiedenen Mengen über unterschiedliche Tiefenstufen zu. Als Modellannahme wird vorausgesetzt, dass in der Vertikalen 4 Grundwasserzutritts- und 4 Grundwasseraustrittsbereiche existieren. In Abhängigkeit von der Seetiefe ergeben sich die in der Tabelle 7.3 angegebenen Zustrombereiche und Wasseraustauschmengen.

**Tabelle 7.3: Tiefenstufen und Wasseraustausch**

	Tiefenstufen			
	1 (OGWL)	2 (OGWL)	3 (OGWL)	4 (MGWL)
<b>Istzustand</b>				
Ø Tiefenlage [m ü.NN]	93	79	76,5	65
Grundwasserzufluss [m <sup>3</sup> /Tag]	3.292	0	104	35
Seewasserabfluss [m <sup>3</sup> /Tag]	3260	29	124	28
<b>Genehmigungszustand</b>				
Ø Tiefenlage [m ü.NN]	93	79	76,5	65
Grundwasserzufluss [m <sup>3</sup> /Tag]	1.908	326	707	286
Seewasserabfluss [m <sup>3</sup> /Tag]	2.103	0	692	431
<b>Planvariante</b>				
Ø Tiefenlage [m ü.NN]	93	79	76,5	65
Grundwasserzufluss [m <sup>3</sup> /Tag]	2.739	536	346	121
Grundwasserzufluss [m <sup>3</sup> /Tag]	2.555	216	562	406

## **7.2 Plausibilitätsprüfung der beiden Belastungsvarianten durch den Grundwasserzufluss**

Seit 1994 ist ein kontinuierlicher, deutlicher Rückgang der Nitratgehalte im Seewasser festzustellen, der auf ein verändertes externes Belastungsmuster hindeutet (vgl. Abbildung 7.3)

Da der Rückgang der Nitratwerte nur durch eine Abnahme der Nitratgehalte im Zuflusswasser zu erklären ist, kann davon ausgegangen werden, dass Grundwasser und Seewasser über eine identische Abnahmerate je Zeiteinheit verfügen. Der für das Seewasser ermittelte Abnahmegradiant (Steigung der Gerade -0,005x) wurde auf den Grundwasserzufluss übertragen und die Zuflusswerte auf diese Weise zeitlich dynamisiert (vgl. Abbildung 7.3).

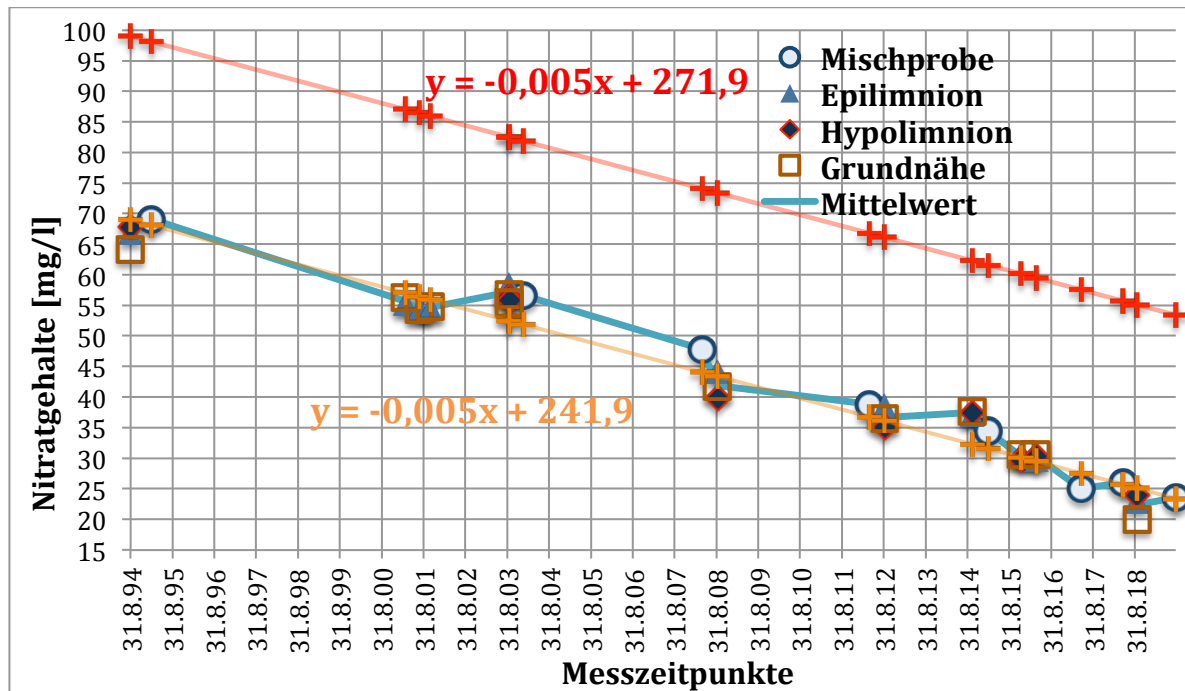


Abbildung 7.3: Zeitliche Anpassung (Dynamisierung) der Nitratbelastung mit dem Grundwasserzufluss durch die Nitratwerte im See

Die Dynamisierung erfolgt mit den in der Abbildung 7.3 dargestellten Formeln:

- Belastungsvariante 1 (siehe Kapitel 3.3.1.1)  $y = -0,005x + 271,9$
- Belastungsvariante 2 (siehe Kapitel 3.3.1.2)  $y = -0,005x + 241,9$

Anhand der Formeln lassen sich für Beispielstage die folgenden Nitratzuflusswerte berechnen:

	31.8.94	1.3.95	19.3.01	19.1.04	23.4.08	20.4.12	25.2.15	17.5.17	22.8.19
x= Datumzahl	34577	34759	36969	38005	39561	41019	42060	42872	43699
NO <sub>3</sub> -Zufluss Belastungsvariante 1 [mg/l]	99,0	98,1	87,1	81,9	74,1	66,8	61,6	57,5	53,4
NO <sub>3</sub> -Zufluss Belastungsvariante 2 [mg/l]	69,0	68,1	57,1	51,9	44,1	36,8	31,6	27,5	23,4

Bei der Bilanzierung der Nährstoffeintragswerte zeigte sich, dass die Nitratbelastung durch den Grundwasserzufluss in Abhängigkeit von der Auswahl der Zustrommessstellen stark unterschiedlich gewichtet werden muss (vgl. Kapitel 6.7.2). Die Nitratreinträge mit dem Grundwasserzufluss für beide Belastungsvarianten sind in der Tabelle 7.4 angegeben.

Tabelle 7.4: Stickstoffbelastung im Grundwasserzustrom bei unterschiedlichen Bilanzierungsansätzen

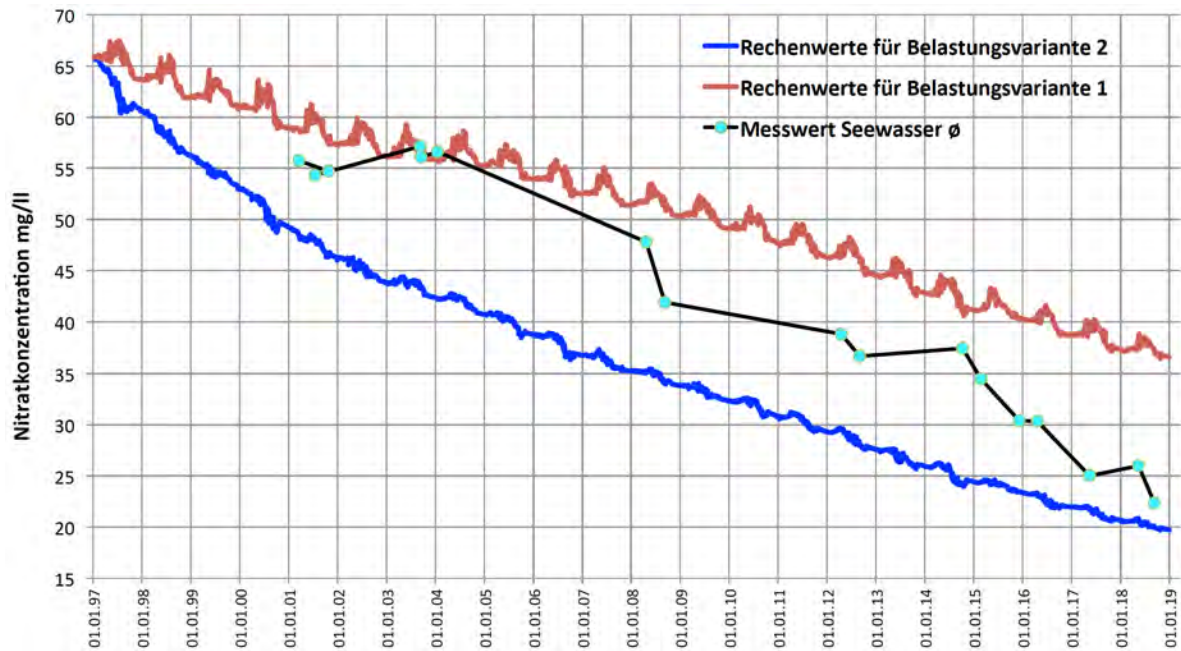
	Mittelwert [mg/l]	90 Perzentil [mg/l]	Variationskoeffizient [%]	Anzahl
Nitratzufl. Belastungsvariante 1	60,43	107,55	69,2%	6
Nitratzufl. Belastungsvariante 2	27,59	82,36	127,6%	14

Zur Auswahl der plausibleren Belastungsvariante wurde untersucht, mit welchem der Bilanzierungsansätze die realistischeren Seewasserkonzentrationen berechnet werden können. Mittels DYRESM/CAEDYM wurde die Entwicklung der Nitratgehalte unter den Bedin-



ungen des Istzustandes für einen 21 jährigen Untersuchungszeitraum berechnet und mit den vorhandenen Messwerten verglichen (vgl. Abbildung 7.4).

Aus dem Modellierungsergebnis wird ersichtlich, dass für den Zeitraum vor 2008 die Belastungsvariante 1 (höhere Nitratbelastung durch den Grundwasserzufluss) die realistischeren Ergebnisse liefert. Für die Zeit nach 2008 zeigt sich bei abnehmenden Nitratgehalten im Seewasser (Messwerte) eine deutlich höhere Übereinstimmung mit der Belastungsvariante 2 (niedrigere Nitratbelastung durch den Grundwasserzufluss).



Nitratbelastung durch den Grundwasserzufluss aus dem OGWL								
Datum	1.1.97	1.1.00	1.1.03	1.1.06	1.1.09	1.1.12	1.1.15	1.1.18
Belastungsvariante 1	94,7	89,3	83,8	78,3	72,8	67,4	61,9	56,4
Belastungsvariante 2	64,7	59,3	53,8	48,3	42,8	37,4	31,9	26,4

**Abbildung 7.4: Modellierung der Nitratgehalte für den Istzustand bei hohen (Belastungsvariante 1) und mittleren (Belastungsvariante 2) Zuflusswerten im Vergleich zu den Messwerten**

Unter Bezug auf dieses Ergebnis kann eine Präferenz für die Belastungsvariante 2 abgeleitet werden, so dass die daraus entstehenden Zuflussbelastungen im Folgenden als Modellinputwerte genutzt werden (vgl. Tabelle 7.5).

Die Belastungskennwerte entsprechen den mittleren Einträgen mit dem Grundwasserzufluss aus den aktuellen Beprobungen des Jahres 2016 (vgl. Kapitel 3.3.3).

### *Vorhabensbedingte Auswirkungen auf den Gewässerzustand des Baggersees*

**Tabelle 7.5 Inputparameter für die Belastung durch den Grundwasserzufluss**

MGWL	OGWL		
12,6	12,2	°C	Temperatur
858	767	µS/cm	el. Lf
0,7	0,6	psu	Salinität
7,1	7,2		pH-Wert
0,3	0,4	mg/l	Sauerstoff- gehalt
5,6	5,0	mmol/l	Ks4,4
19,0	12,0	mg/l	Natrium
3,1	4,3	mg/l	Kalium
131	128	mg/l	Calcium
24	16	mg/l	Magnesium
333	297	mg/l	Hydrogen- karbonat
44	24	mg/l	Chlorid
131	113	mg/l	Sulfat
0,40	0,05	mg/l	Ammonium
0,01	0,06	mg/l	Nitrit
0,40	27,59	mg/l	Nitrat
0,05	0,05	mg/l	ortho- Phosphat
0,02	0,02	mg/l	ortho- Phosphat-P
0,01	0,023	mg/l	Phosphor ges.
6,20	436	mg/l	Silizium
1,05	0,70	mg/l	Eisen ges.

### **7.3 Temperaturhaushalt, Zirkulationsverhalten und Sauerstoffhaushalt des Baggersees**

Eine Vergrößerung der Seefläche kann Veränderungen des Einschichtungs- und Zirkulationsverhaltens bewirken. Insbesondere wird hier die Frage thematisiert, ob auch nach der Einstellung der Auskiesung stets mit einer vollständigen Zirkulation des Sees zu rechnen ist.

Schichtungseffekte im Untersuchungsgewässer werden ausschließlich durch Temperaturunterschiede im Wasserkörper verursacht. Hinweise auf eine haline (chemische) Schichtung z.B. durch den Zufluss salzhaltigen Grundwassers ergaben sich nicht.

Bei einer eingeschränkten oder nur noch unzureichenden Vermischung des Tiefenwasserkörpers verschlechtert sich im Tiefenbereich des Sees der Sauerstoffhaushalt, da die Nachlieferung sauerstoffreichen Oberflächenwassers aus dem Epilimnion nur noch episodisch stattfindet.

#### **7.3.1 Istzustand**

Die Auskiesungstätigkeit intensiviert das Zirkulationsverhalten im Istzustand erheblich und setzt damit die Schichtungsstabilität deutlich herab. Dieser Prozess ist vergleichbar mit hydromechanischen Effekten durch Rührwerke zur Destratifikation, die im Modell berücksichtigt werden können, so dass auf diese Weise eine Simulation der auskiesungsverursachten Beeinflussungen des Schichtungsverhaltens möglich wird (LEWIS et al. 2001).

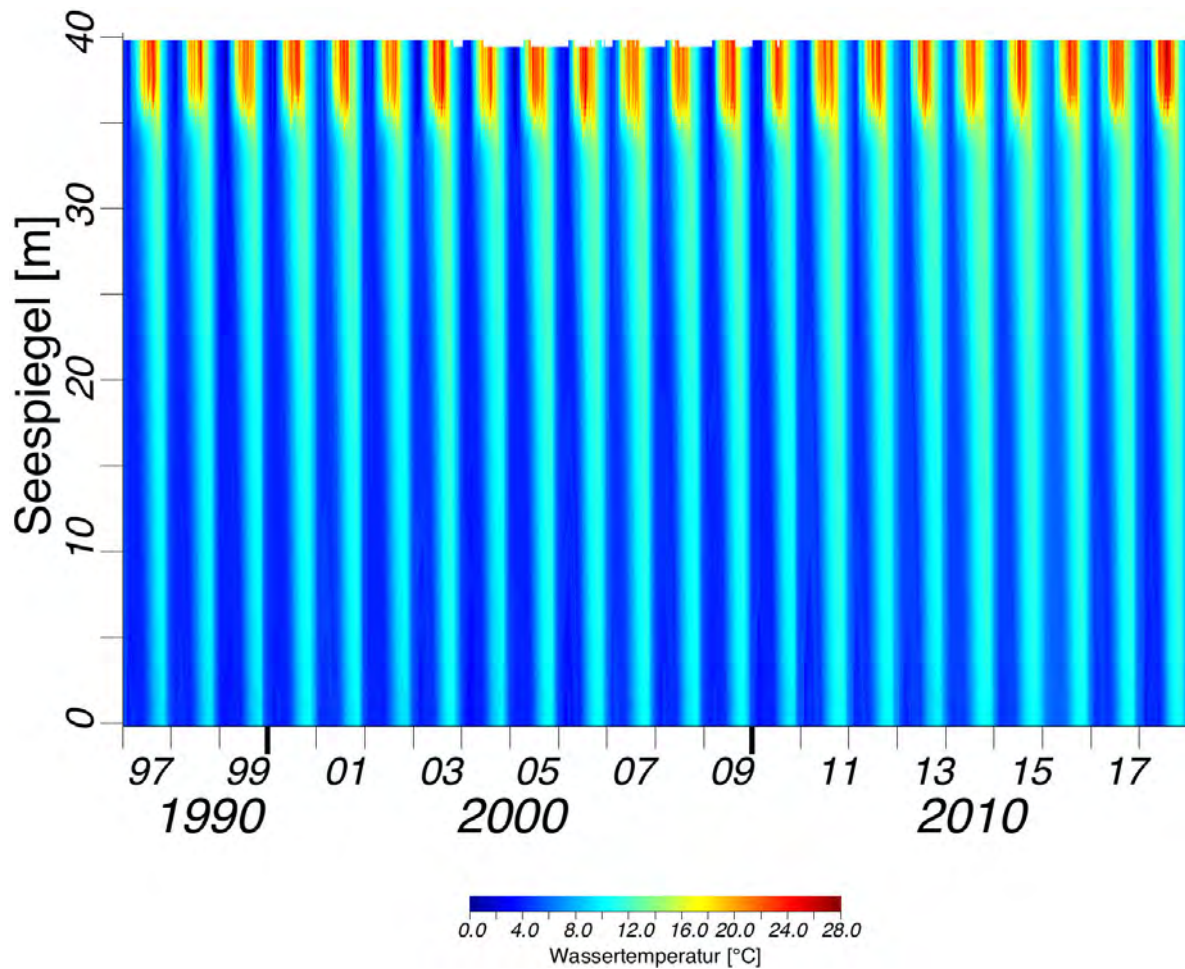
Die Zirkulationswirksamkeit der Baggertätigkeit kann anhand der eingesetzten Baggertechnik (Seilbagger), der täglichen Hebezyklen (Seilbagger), der umgeschlagenen Wassermenge (Kieswäsche), der Zahl der Betriebstage und Betriebsstunden, der Baggertiefe und der Schaufelgeometrie ermittelt werden. Aufgrund von Erfahrungswerten bezüglich der üblicherweise in vergleichbaren Baggerseen eingesetzten Gewinnungstechnik wird dabei von einer mittleren Wasserumwälzung durch den Hebevorgang ausgegangen, die einem Volumenstrom von 0,7 m<sup>3</sup>/s entspricht.

Die durch den Saugbagger und im Rahmen der Kieswäsche umgewälzten Wassermengen nehmen das folgende Ausmaß an:

- Saugbagger ca. 650.000 m<sup>3</sup>/Jahr
- Kieswäsche ca. 1.040.000 m<sup>3</sup>/Jahr

##### **7.3.1.1 Temperaturhaushalt**

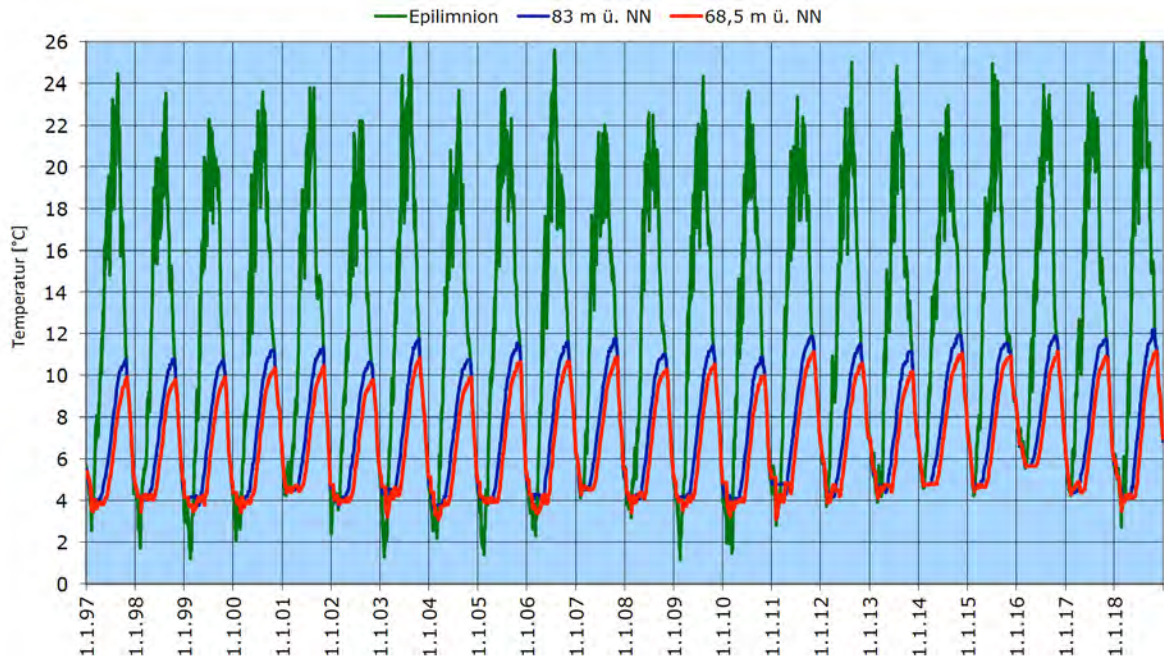
Unter Bezug auf die oben genannten Kennwerte und die meteorologischen und hydraulischen Inputdaten (siehe Kapitel 7.1.2) errechnen sich die in Abbildung 7.5 dargestellten Temperaturverläufe für den Referenzzeitraum vom 1.1.1997 bis zum 31.12.2018 auf der Basis von Tageswerten.



**Abbildung 7.5: Temperatursimulation unter Bezug auf die Kennwerte des Istzustand mit den Klimadaten vom 1.1.1997 bis zum 31.12.2010 (Tageswerte)**

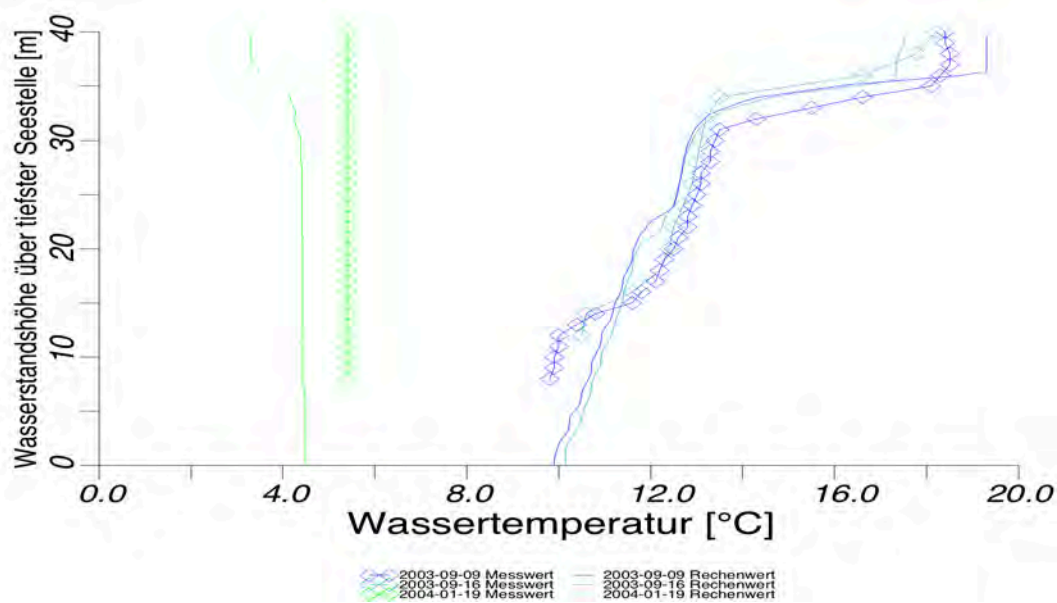
Für den gesamten Untersuchungszeitraum errechnet das Modell eine Volldurchmischung des Sees während der Winterhalbjahre und eine Stratifizierung im Sommer. Die vergleichsweise hohen hypolimnischen Wassertemperaturen von bis zu 12 °C in den Sommermonaten sind auf auskiesungsbedingte Zirkulationsströmungen zurückzuführen, die allerdings keine Auflösung der Schichtung bewirken.

Der hohe Einfluss der Baggertätigkeit ist auch an dem weitgehend synchronen Verlauf der Wassertemperaturen in den unterschiedlichen Tiefenstufen zu erkennen (siehe Abbildung 7.6).



*Abbildung 7.6: Temperaturwerte der Simulation des Istzustandes in unterschiedlichen Tiefenstufen*

Ein Vergleich der Simulationswerte mit den im Rahmen des Projektes gemessenen Feldwerten zeigt eine gute Übereinstimmung (vgl. Abbildung 7.7).



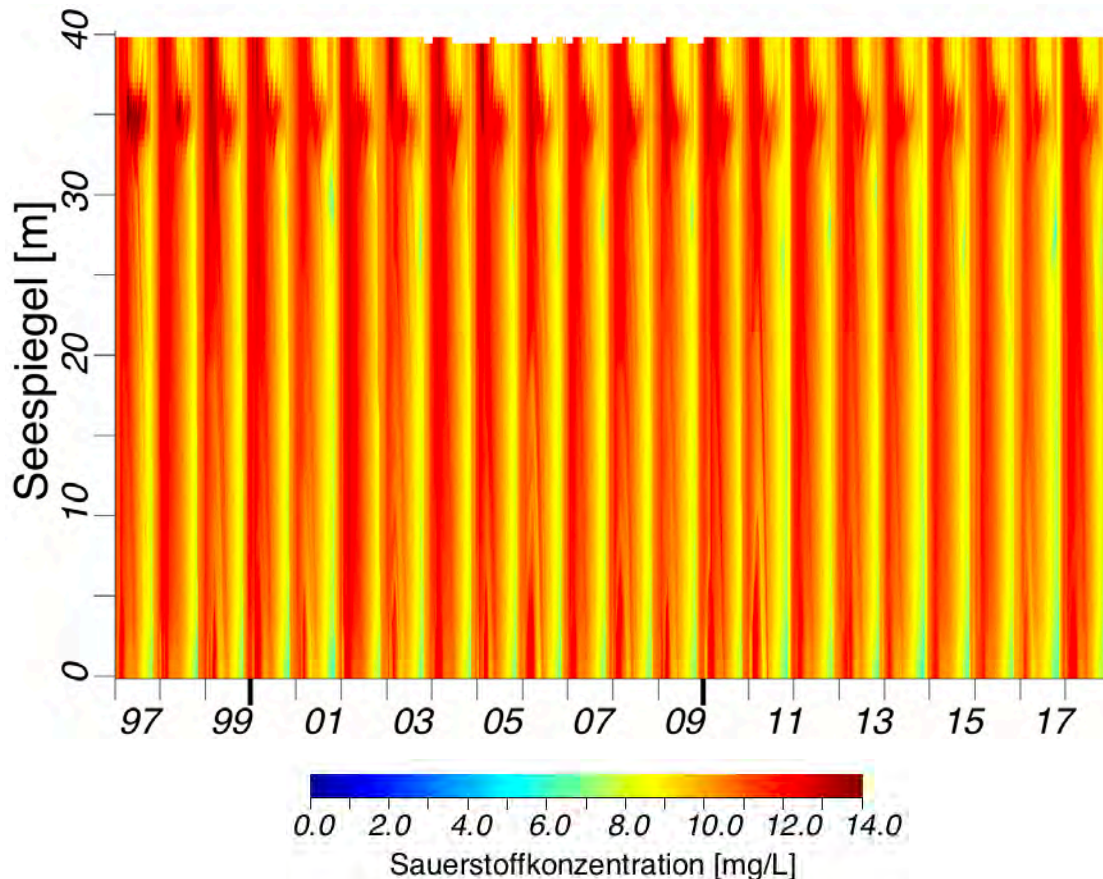
*Abbildung 7.7: Feldmessung und Simulation im Istzustand*

Gründe für die gleichwohl vorhandenen Abweichungen sind darin zu sehen, dass für die durch Auskiesungstätigkeit verursachten Effekte nur Jahreswerte zur Verfügung stehen, die über die Produktionstage verteilt wurden. Eine genaue tagesweise Abbildung der Verhältnisse, wie dies bei den Klimawerten möglich ist, gelingt dadurch allerdings nicht.



### 7.3.1.2 Sauerstoffhaushalt

Wie dem Isoplethendiagramm (Abbildung 7.8) zu entnehmen ist, ergibt sich für die Phase der Auskiesungstätigkeit immer eine sehr gute Sauerstoffversorgung des Gewässers. Während der Sommermonate können die Sauerstoffgehalte im Tiefenwasserkörper zwar auf Werte bis zu 6 mg/l zurückgehen, die Mindestanforderungen für den Sauerstoffhaushalt von 2 mg/l über mindestens 30 % der maximalen Wassertiefe werden aber immer deutlich erreicht.



*Abbildung 7.8: Simulation der Sauerstoffgehalte unter Bezug auf die Kennwerte des Istzustandes mit den Klimadaten vom 1.1.1997 bis zum 31.12.2018 (Tageswerte)*

Dieser positive Gütezustand ist auch auf betriebsbedingte Auswirkungen zurückzuführen. Die Auskiesungstätigkeit sorgt dafür, dass sauerstoffreiches Oberflächenwasser in die Gewässertiefe gelangt und so auch während der Sommermonate eine permanente Sauerstoffnachlieferung stattfindet.

### 7.3.2 Genehmigungszustand

Der Genehmigungszustand repräsentiert den Gewässerzustand am Ende des derzeit konzessionierten Abgrabungsvolumens. Der Seeboden hat dann in der maximalen Tiefe eine weitgehend ebene Ausgestaltung erfahren. Die Auskiesungstätigkeit wurde eingestellt, so dass die betriebsbedingten Einwirkungen auf das Zirkulationsgeschehen entfallen. Dies erfordert eine Anpassung der Modellkonfiguration, die aufgrund unzureichender Referenzdaten auch auf der Basis von Literaturangaben (vgl. Kapitel 7.1.1) erfolgen muss. Da eine Anpassung des Modells durch Referenzdaten nur eingeschränkt möglich ist, sollen hier zwei unter-

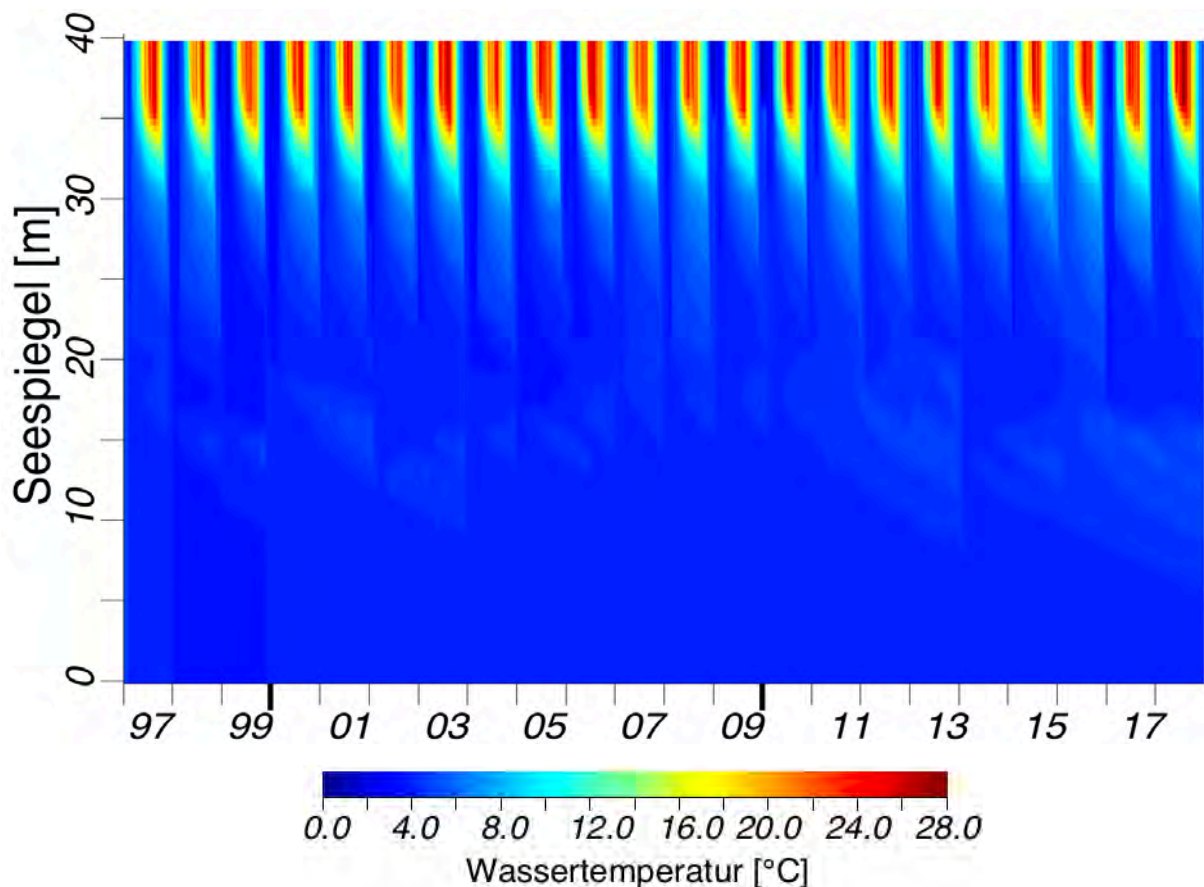


schiedliche Zirkulationsvarianten diskutiert werden. Eine mit stärkerer und eine mit schwächerer Windeinwirkung (Effective Surface Area Coefficient = ESAC). Dabei werden die folgenden Werte zugrunde gelegt:

- geringere Windeinwirkung ESAC= 10.000.000 m<sup>-2</sup> (HIPSEY et al. 2006)
- stärkere Windeinwirkung ESAC= 1.450.000 m<sup>-2</sup> (ÖZKUNDAKCI et al. 2011)

#### 7.3.2.1 Temperatursimulation bei geringerer Windeinwirkung

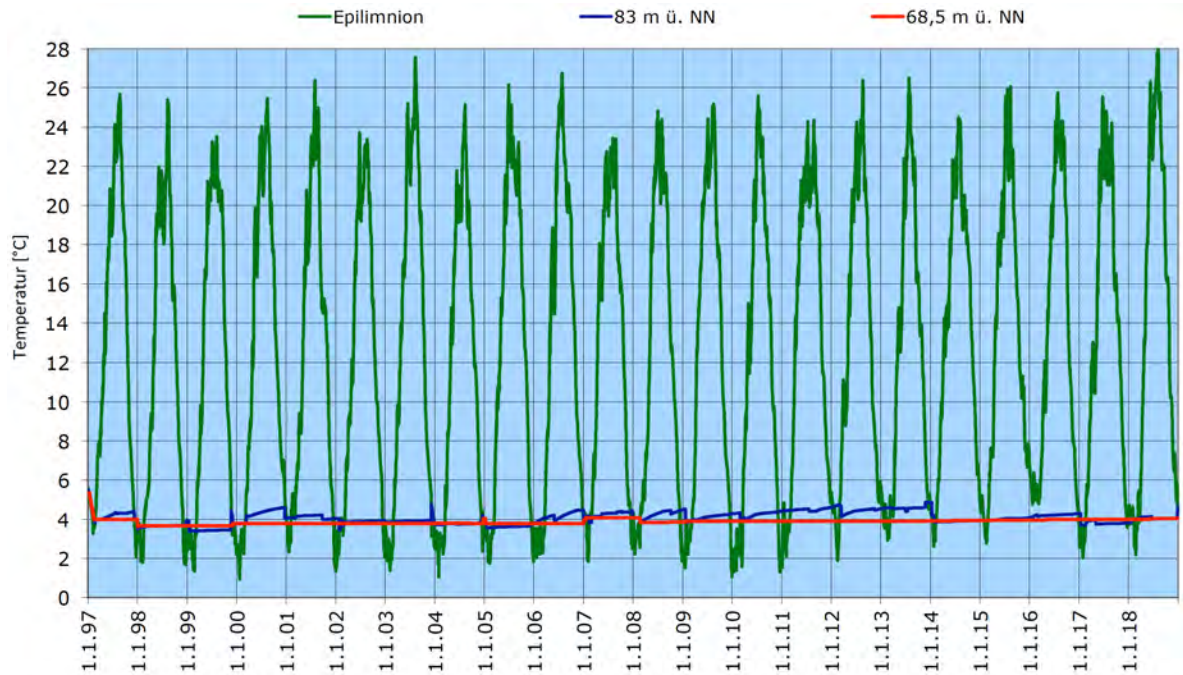
Für den Genehmigungszustand nach Abschluss der Auskiesung und Wegfall der auskiesungsbedingten Einflüsse auf die Wasserzirkulation berechnet das Modell für eine geringere Windeinwirkung ein Schichtungs- und Zirkulationsmuster mit einem kalttemperierten, hypolimnischen Tiefenwasserkörper, dessen Wassertemperatur im Bereich des Dichtemaximums des Wassers liegt (vgl. Abbildung 7.9).



*Abbildung 7.9: Temperatursimulation unter Bezug auf die Kennwerte des Genehmigungszustandes mit den Klimadaten vom 1.1.1997 bis zum 31.12.2018 (Tageswerte) bei geringerer Windeinwirkung*

Die Wassertemperaturen im Epilimnion erreichen 22 – 26 °C, in sehr heißen Sommern können kurzfristig an der Wasseroberfläche auch Werte bis zu 28 °C auftreten.

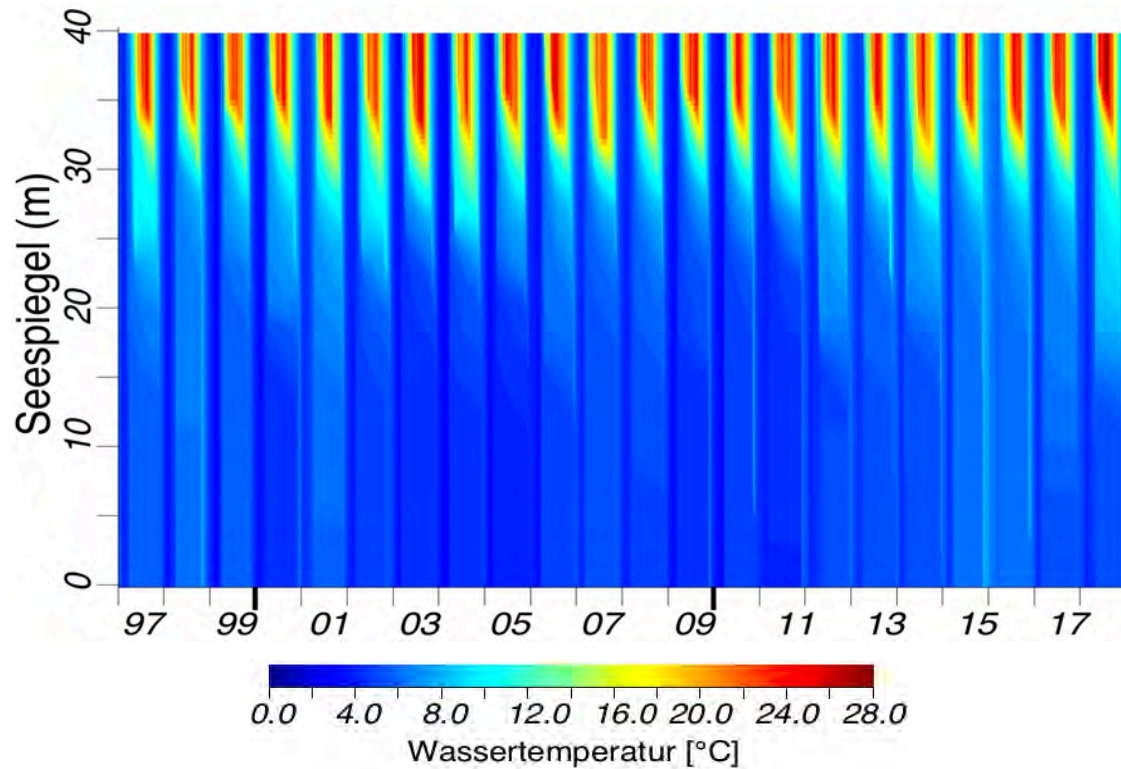
Im Vergleich zum Istzustand ergeben sich nach dem Wegfall des auskiesungsbedingten Energieeintrags in die Tiefe deutlich niedrigere Wassertemperaturen im Hypolimnion und infolgedessen eine höhere Schichtungsstabilität. In einer Wassertiefe von 68,5 m treten kaum noch Temperaturunterschiede im Jahresverlauf auf (vgl. Abbildung 7.10). Wasservermischungen entstehen nur noch dynamisch, nicht mehr durch Konvektion.



**Abbildung 7.10: Simulation der Temperaturwerte für den Genehmigungszustand bei geringerer Windeinwirkung in unterschiedlichen Tiefenstufen**

### 7.3.2.2 Temperatursimulation bei stärkerer Windeinwirkung

Bei stärkerer Windeinwirkung treten höher ausgeprägte Zirkulationseffekte auf (vgl. Abbildung 7.11).

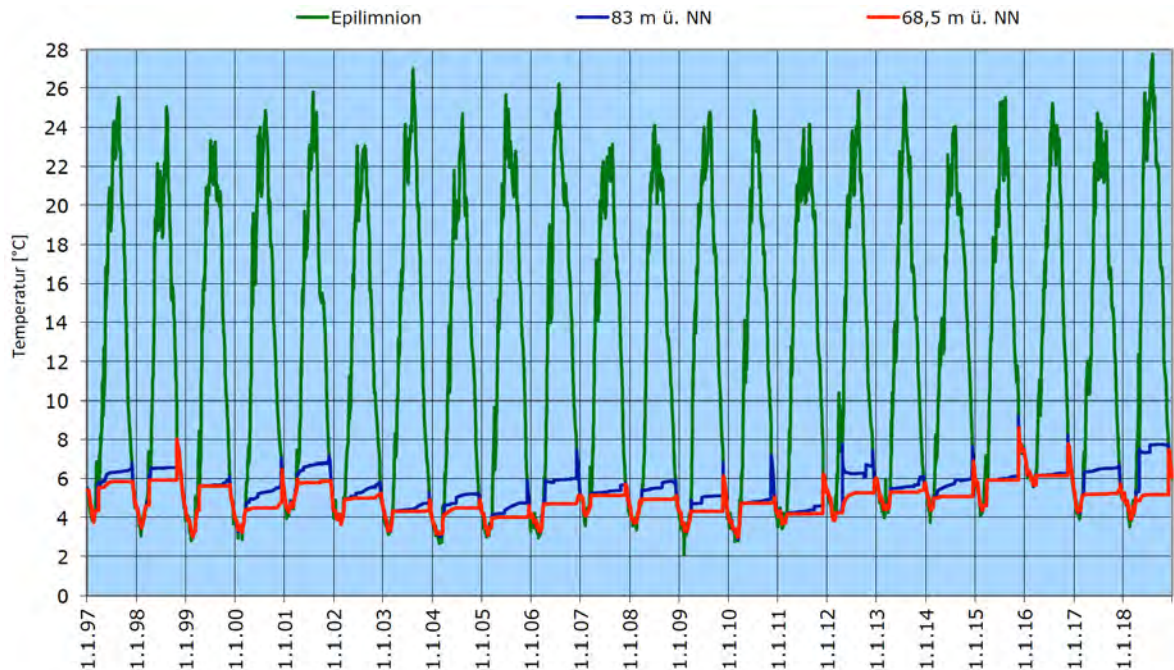


**Abbildung 7.11: Temperatursimulation unter Bezug auf die Kennwerte des Genehmigungszustandes mit den Klimadaten vom 1.1.1997 bis zum 31.12.2018 (Tageswerte) bei stärkerer Windeinwirkung**

## *Vorhabensbedingte Auswirkungen auf den Gewässerzustand des Baggersees*

Im Vergleich zur Temperatursimulation bei geringerer Windeinwirkung ergeben sich weniger starke Temperaturunterschiede zwischen der oberflächennahen und der tiefen Wasserschicht (vgl. Abbildung 7.12).

Infolgedessen kann die Wasservermischung im See auch konvektiv durch unterschiedliche Wassertemperaturen und nicht nur dynamisch durch induzierte Strömungen erfolgen.



**Abbildung 7.12:** Simulation der Temperaturwerte für den Genehmigungszustand bei stärkerer Windeinwirkung in unterschiedlichen Tiefenstufen

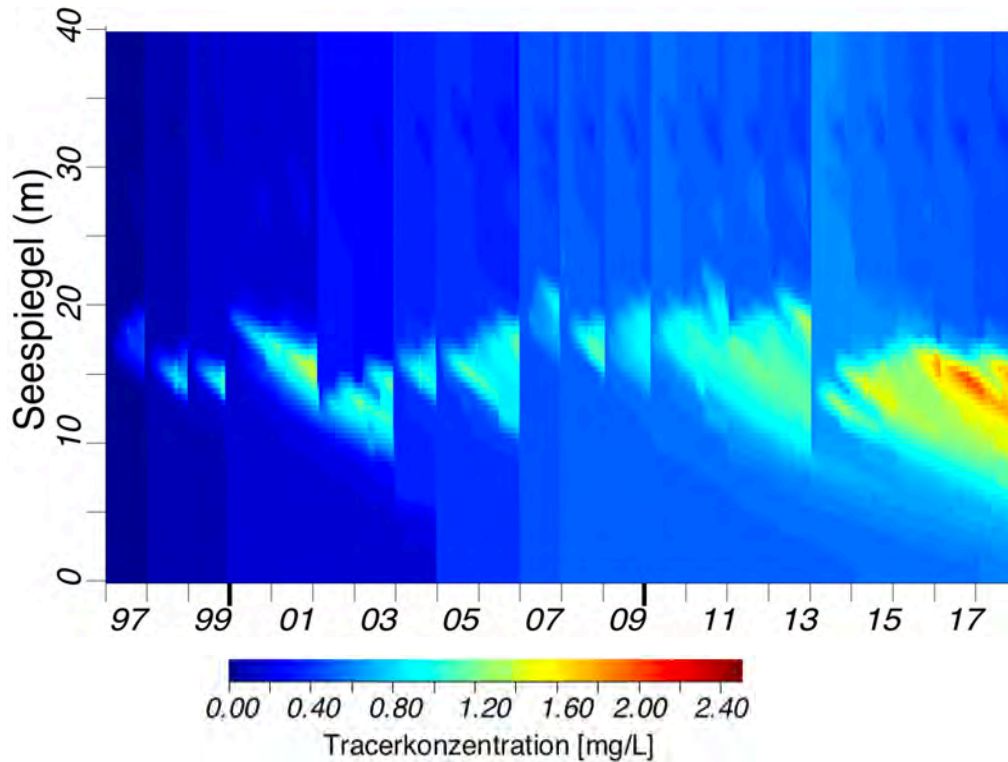
### 7.3.2.3 Zirkulationsverhalten des Wasserkörpers bei geringerer Windeinwirkung

Um festzustellen, ob nach Abschluss der Auskiesung vom Zirkulationsgeschehen ausgekommene bodennahe Wasserschichten entstehen können, wurde im Modell ein virtueller Tracer zur Markierung des zufließenden Grundwassers aus dem MGWL eingesetzt (Zuflusskonzentration 10 mg/l, Zuflussmenge 4,5 l/s, Tiefenlage des Zuflusses 65 m ü.NN).

Das in der Abbildung 7.13 dargestellte Ergebnis der Simulation zeigt, das für den Fall einer geringeren Windeinwirkung mit einem eingeschränkten Zirkulationsverhalten des Sees nach Abschluss der Auskiesung im Genehmigungszustand zu rechnen ist.

Der Tracer mischt sich ab dem Referenzjahr 2010 nicht durchgängig im gesamten Seevolumen ein.

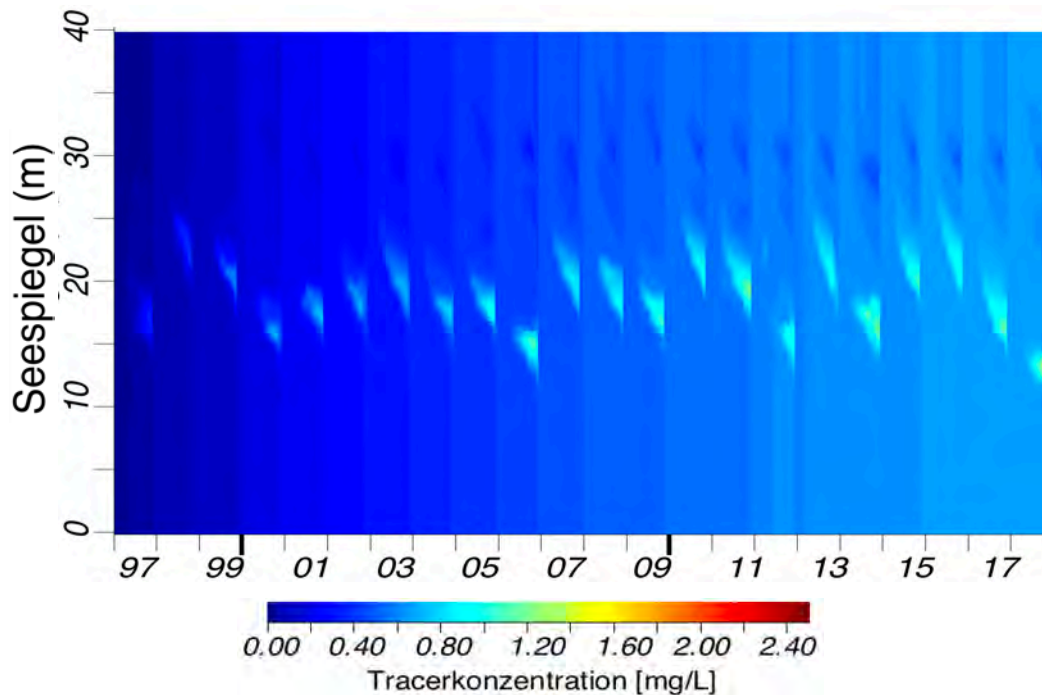




*Abbildung 7.13: Simulation der Vermischung von tracermarkiertem Tiefenwasser im gesamten Seevolumen bei geringerer Windeinwirkung*

#### 7.3.2.4 Zirkulationsverhalten des Wasserkörpers bei stärkerer Windeinwirkung

Die Modellkonfiguration mit stärkerer Windeinwirkung zeigt eine nahezu vollständige Vermischung des Tracers im Seewasser (vgl. Abbildung 7.14). Es kommt demnach zu einer intensiveren Wasservermischung bis in die Gewässertiefe.

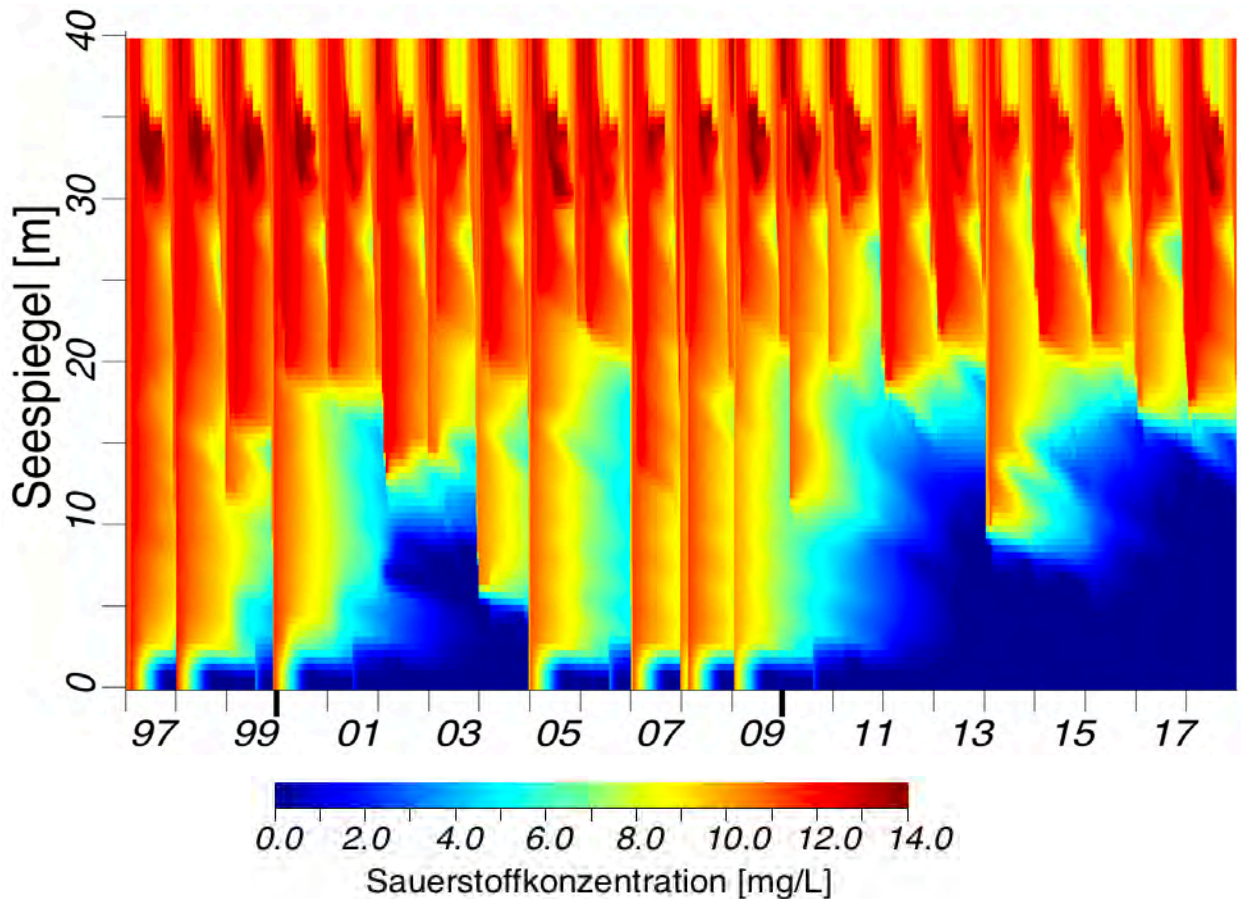


*Abbildung 7.14: Simulation der Vermischung von tracermarkiertem Tiefenwasser im gesamten Seevolumen bei stärkerer Windeinwirkung*

#### 7.3.2.5 Sauerstoffhaushalt des Wasserkörpers bei geringerer Windeinwirkung

Unter der Voraussetzung einer geringen Windeinwirkung werden sich nach Abschluss der Auskiesung im Genehmigungszustand Sauerstoffdefizite im Tiefenwasserkörper ergeben (vgl. Abbildung 7.15).

Nach dem Wegfall der auskiesungsverursachten Vermischungsvorgänge im Seewasser wird unter diesen Bedingungen nicht genug Sauerstoff in die Gewässertiefe transportiert, so dass allmählich dauerhaft ein ungünstiger Gewässerzustand entsteht.



*Abbildung 7.15: Simulation der Sauerstoffkonzentrationen unter Bezug auf die Kennwerte des Genehmigungszustandes mit den Klimadaten vom 1.1.1997 bis zum 31.12.2018 (Tageswerte) bei geringerer Windeinwirkung*

Die Güteanforderung eines Mindestsauerstoffwertes von 2 mg/l in 77,5 m ü.NN Wassertiefe kann nicht durchgängig erreicht werden (vgl. Abbildung 7.19).

Unter klimatischen ungünstigen Bedingungen wie in den Klimareferenzjahren 2013, 2017 und 2018 fällt der Wert unter diese Grenze.

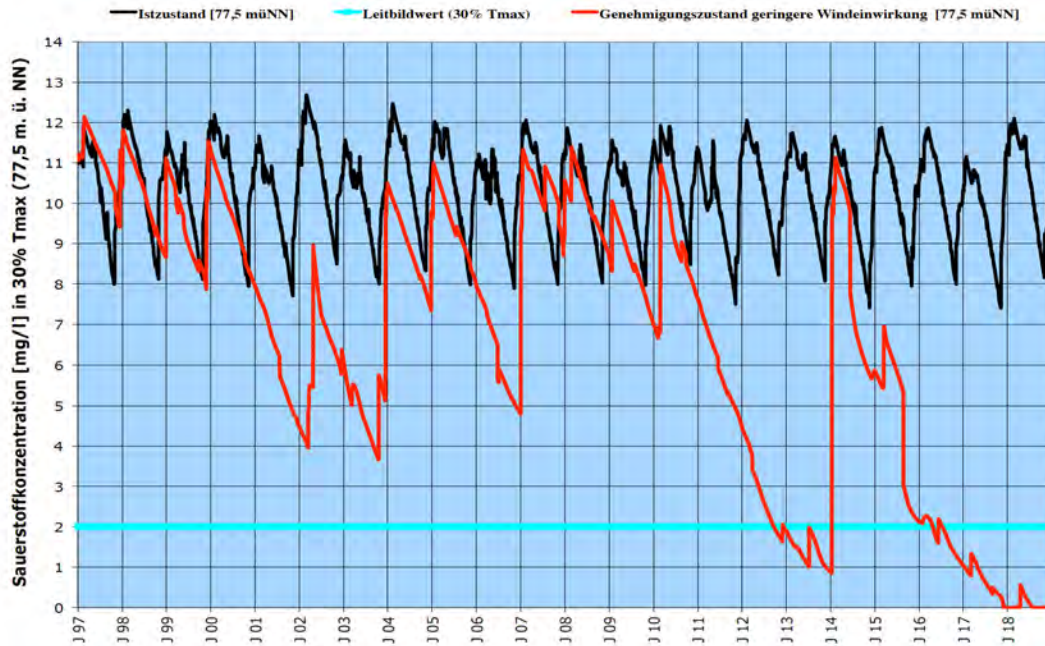


Abbildung 7.16: Simulation der Sauerstoffgehalte für den Genehmigungszustand bei geringerer Windeinwirkung in 77,5 m ü.NN (28 m Wassertiefe)

#### 7.3.2.6 Sauerstoffhaushalt des Wasserkörpers bei stärkerer Windeinwirkung

Unter der Voraussetzung einer stärkeren Windeinwirkung errechnet das Modell eine intensivere Wasservermischung und damit einen günstigeren Zustand des Sauerstoffhaushaltes (vgl. Abbildung 7.17).

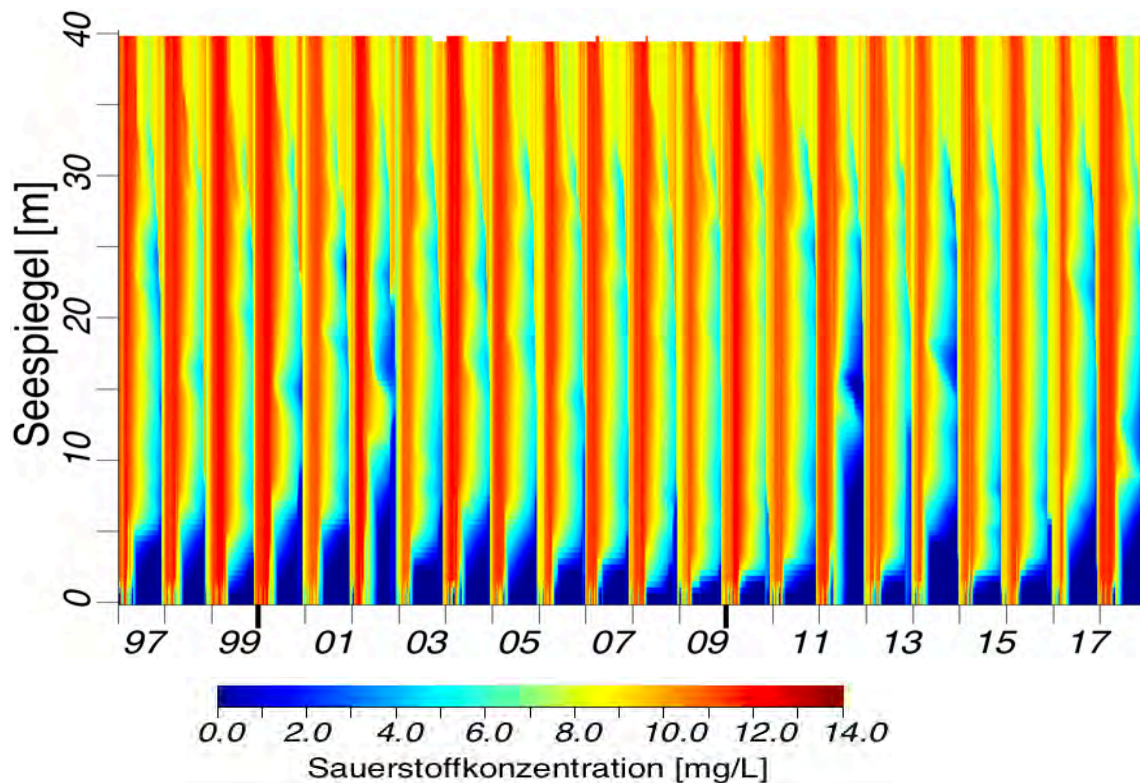
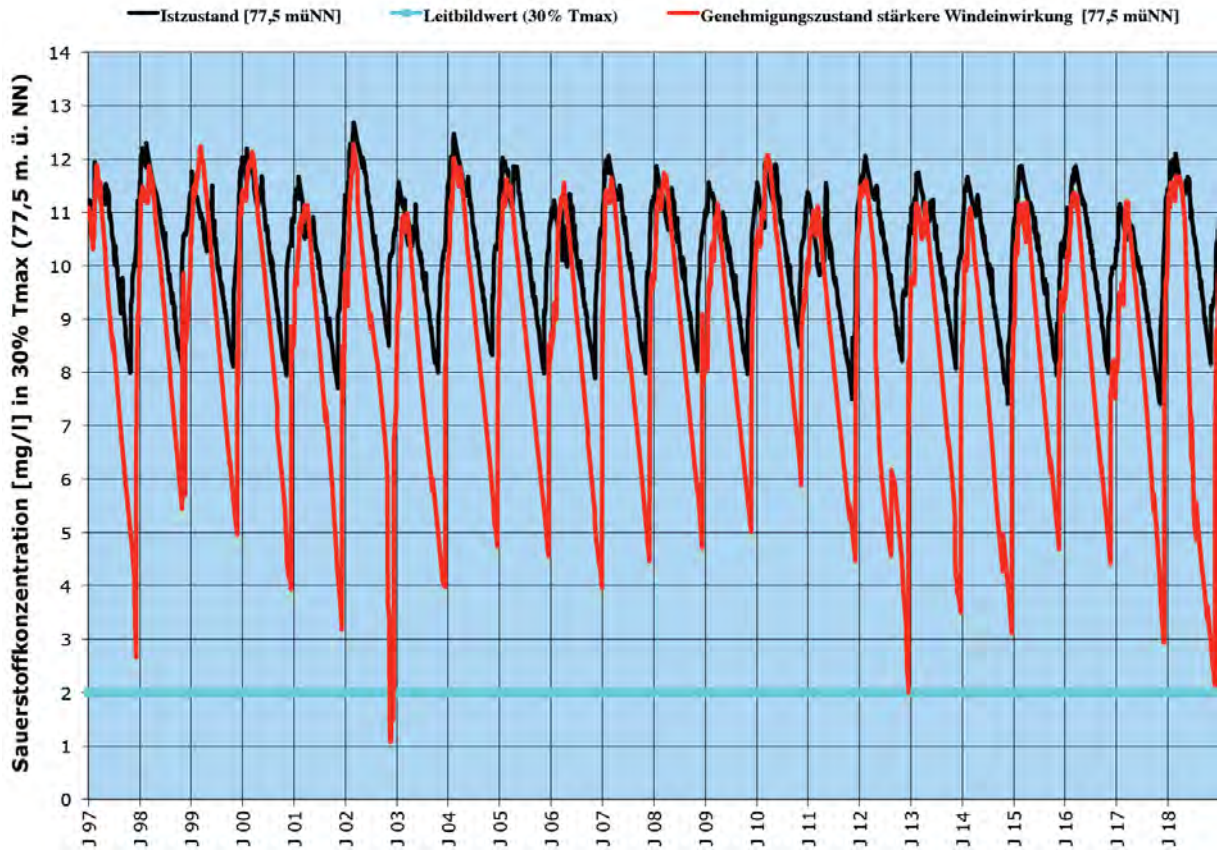


Abbildung 7.17: Simulation der Sauerstoffgehalte unter Bezug auf die Kennwerte des Genehmigungszustandes mit den Klimadaten vom 1.1.1997 bis zum 31.12.2018 (Tageswerte)



Auch hier weist der See im Sommerhalbjahr deutliche Sauerstoffdefizite auf, diese werden aber in der winterlichen Zirkulationsphase aufgelöst und verursachen kein über mehrere Jahre andauerndes Sauerstoffdefizit im grundnahen Seewasser. Bei diesem Modellansatz kommt es mit einer Ausnahme nicht zu Unterschreitungen des Orientierungswertes (vgl. Abbildung 7.18).



**Abbildung 7.18:** Simulation der Sauerstoffgehalte für den Genehmigungszustand bei stärkerer Windeinwirkung in 77,5 m ü.NN (28m Wassertiefe)

#### 7.3.2.7 Beurteilung der Windeffekte für den Gütezustand des Untersuchungsgewässers und Festlegung des ESAC -Koeffizienten

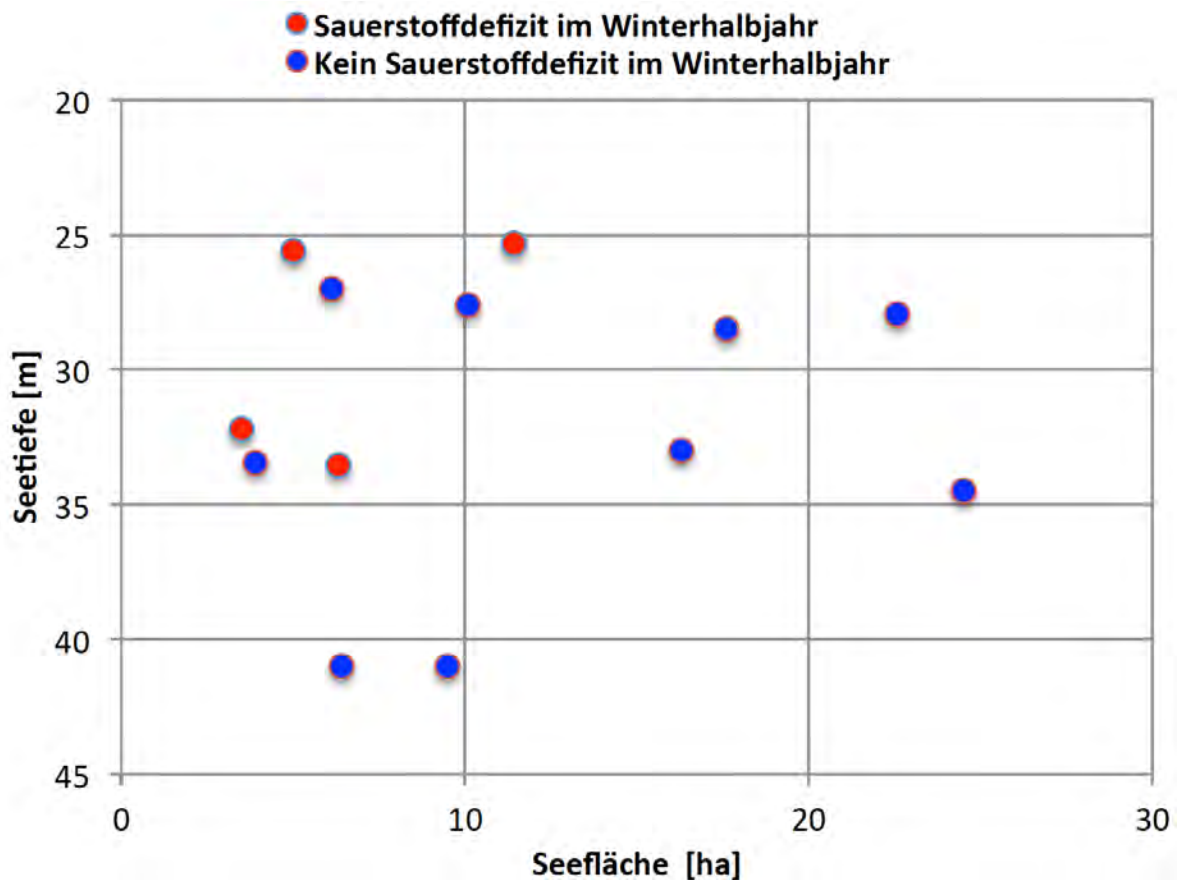
Da sich der Genehmigungszustand infolge des Wegfalls des auskiesungsverursachten Sauerstoffeintrags in die Gewässertiefe erheblich von dem Istzustand mit Kiesgewinnung unterscheidet, kann eine fallbezogene Validierung des Modells unter Bezug auf die vorhandenen Daten des Untersuchungsgewässers für die Zeit nach Abschluss der Auskiesung nur mit Einschränkungen erfolgen. Daher sollen hier als Vergleichsgrößen auch Daten von stillgelegten Baggerseen der Oberrheinebene, die über eine ähnliche hydraulische Anbindung (grundwasserdominiert) sowie vergleichbare Wassertiefen und Seeflächen verfügen, herangezogen werden.

Unter Bezug auf die Daten der LUBW (ZEBIS) können die in der Tabelle 7.6 angegebenen stillgelegten Baggerseen mit maximalen Gewässertiefen von mehr als 25 m zum Vergleich herangezogen werden. Von diesen insgesamt 12 Seen weisen 4 auch im Winterhalbjahr, während der Zirkulationsphase Sauerstoffdefizite im grundnahen Wasserkörper auf.

**Tabelle 7.6: Sauerstoffversorgung über Grund während der Zirkulationsphase in tiefen, stillgelegten Baggerseen der Oberreinebene (Daten ZEBIS 2003)**

CODE	Fläche [ha]	Tiefe [m]	Sauerstoffdefizit im Winterhalbjahr
ORT274	6,3	33,5	ja
KA36	11,4	25,3	ja
ORT268	3,5	32,2	ja
ORT279	5,0	25,6	ja
EMM315	9,5	41,0	nein
RNK152	22,5	28,0	nein
FB339	10,1	27,6	nein
KA28	16,3	33,0	nein
ORT234	3,9	33,5	nein
ORT238	24,5	34,5	nein
RA103	6,1	27,0	nein
RNK153	17,6	28,5	nein
ORT292	6,4	41	nein

Wie der in Abbildung 7.19 dargestellte Zusammenhang zwischen Seetiefe, Seefläche und Sauerstoffversorgung des grundnahen Wasserkörpers im Winterhalbjahr zeigt, ergeben sich in tiefen Baggerseen nach Abschluss der Auskiesung nur bei hoher Seetiefe und zugleich geringer Seefläche Belastung des Sauerstoffhaushaltes auch während der Zirkulationsphase. Unter der Voraussetzung einer ähnlichen Entwicklung im Untersuchungsgewässer wäre demnach ein über mehrere Jahre andauerndes Sauerstoffdefizit über Grund als unwahrscheinlich anzusehen.



**Abbildung 7.19: Sauerstoffversorgung der seebodennahen Wasserschicht in stillgelegten, tiefen Baggerseen der Oberreinebene während der Zirkulationsphase**

Demnach ist davon auszugehen, dass der von ÖZKUNDAKCI et al. (2011) ermittelte Konfigurationswert für den Effective Surface Area Coefficient die für das Untersuchungsge-  
wässer deutlich plausiblere Modellkonstante darstellt als die von HIPSEY et al. (2006) als  
allgemeine Grundkonfiguration vorgegebenen Werte (vgl. Tabelle 7.1 auf Seite 57).

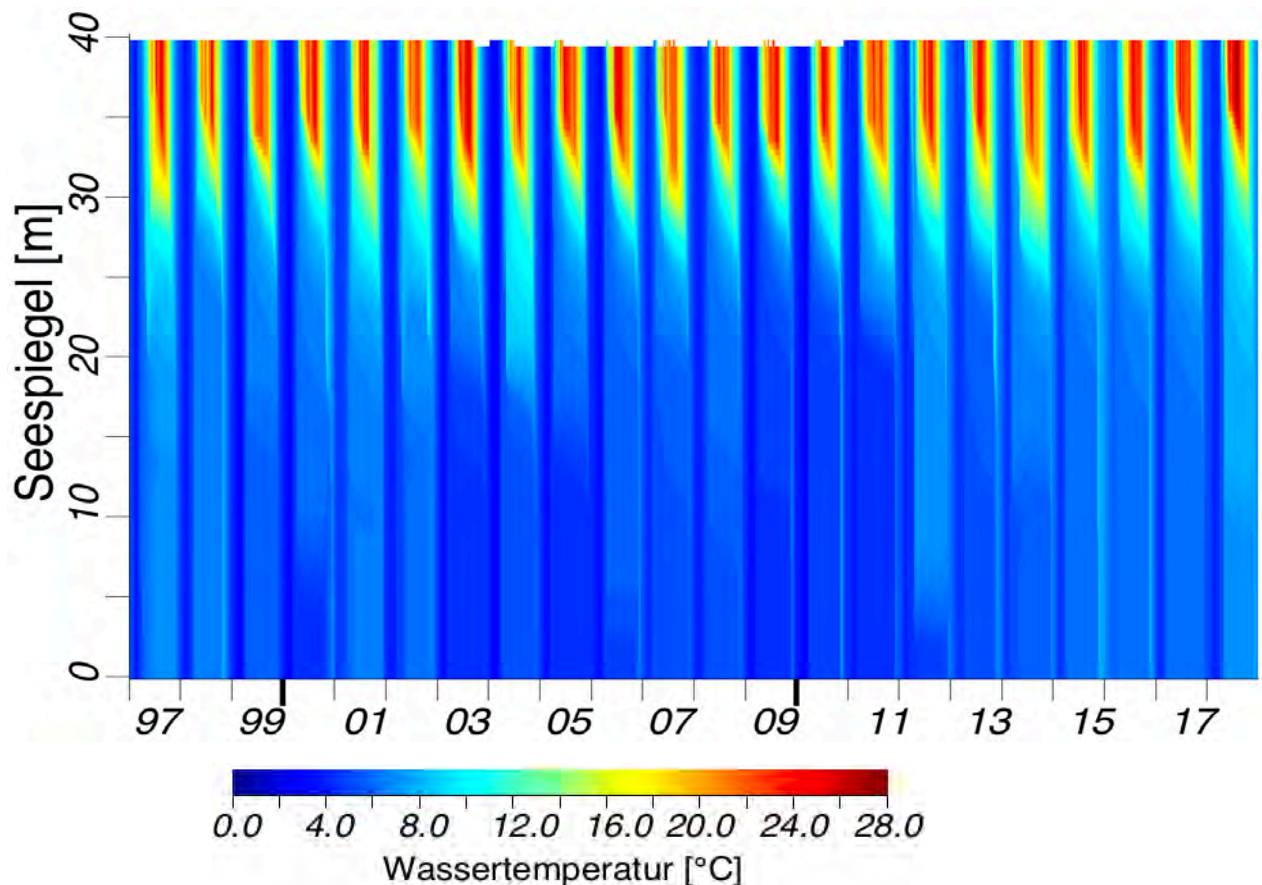
Folglich werden den Berechnungen zur Entwicklung des Gütezustandes nach Umsetzung  
der Planvariante Modellwerte zu Grunde gelegt, die auf den Koeffizienten von ÖZKUND-  
AKCI et al. (2011) beruhen.

### **7.3.3 Planvariante**

#### **7.3.3.1 Temperaturhaushalt**

Die Planvariante sieht bei gleicher maximaler Wassertiefe eine Flächenvergrößerung ge-  
genüber dem Genehmigungszustand um 12,1 ha auf 74,6 ha und eine daraus entstehende  
Volumenvergrößerung um 2,3 auf 18,9 Mio. m<sup>3</sup> vor.

Die Isoplethendarstellung des Modellergebnisses (vgl. Abbildung 7.20) zeigt eine vollstän-  
dige Durchmischung des Wasserkörpers in den Zirkulationsphasen an. Für die Planvariante  
ist nach Einstellung der Auskiesung demnach von einer Vollzirkulation des Wasserkörpers  
auszugehen.

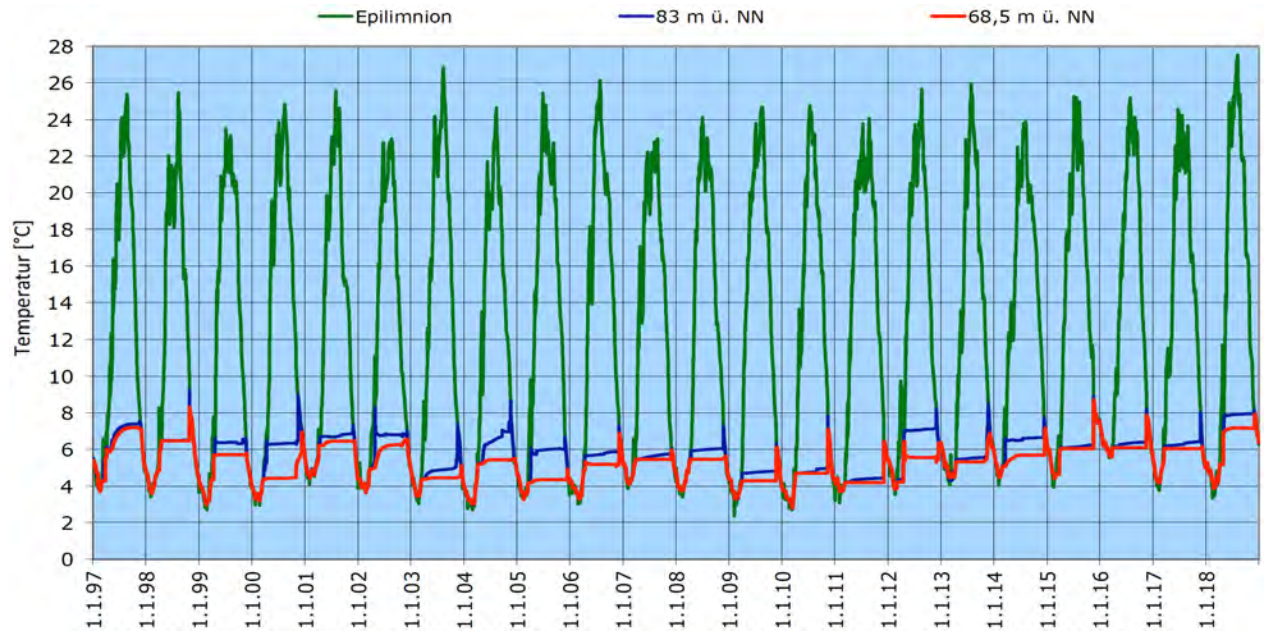


*Abbildung 7.20: Temperatursimulation unter Bezug auf die Kennwerte der Planvariante mit den Klimadaten vom 1.1.1997 bis zum 31.12.201 (Tageswerte)*

## *Vorhabensbedingte Auswirkungen auf den Gewässerzustand des Baggersees*

Die Verläufe der Wassertemperaturen in den tiefen Wasserschichten, bei 83 und 68,5 m ü.NN (= 3 m über Grund), sind von Schwankungen im Jahresverlauf gekennzeichnet (vgl. Abbildung 7.21).

Diese Schwankungen ergeben sich durch Vermischungsvorgänge, aber auch durch die Form der hydraulischen Anbindung des Gewässers an den Grundwasserleiter.



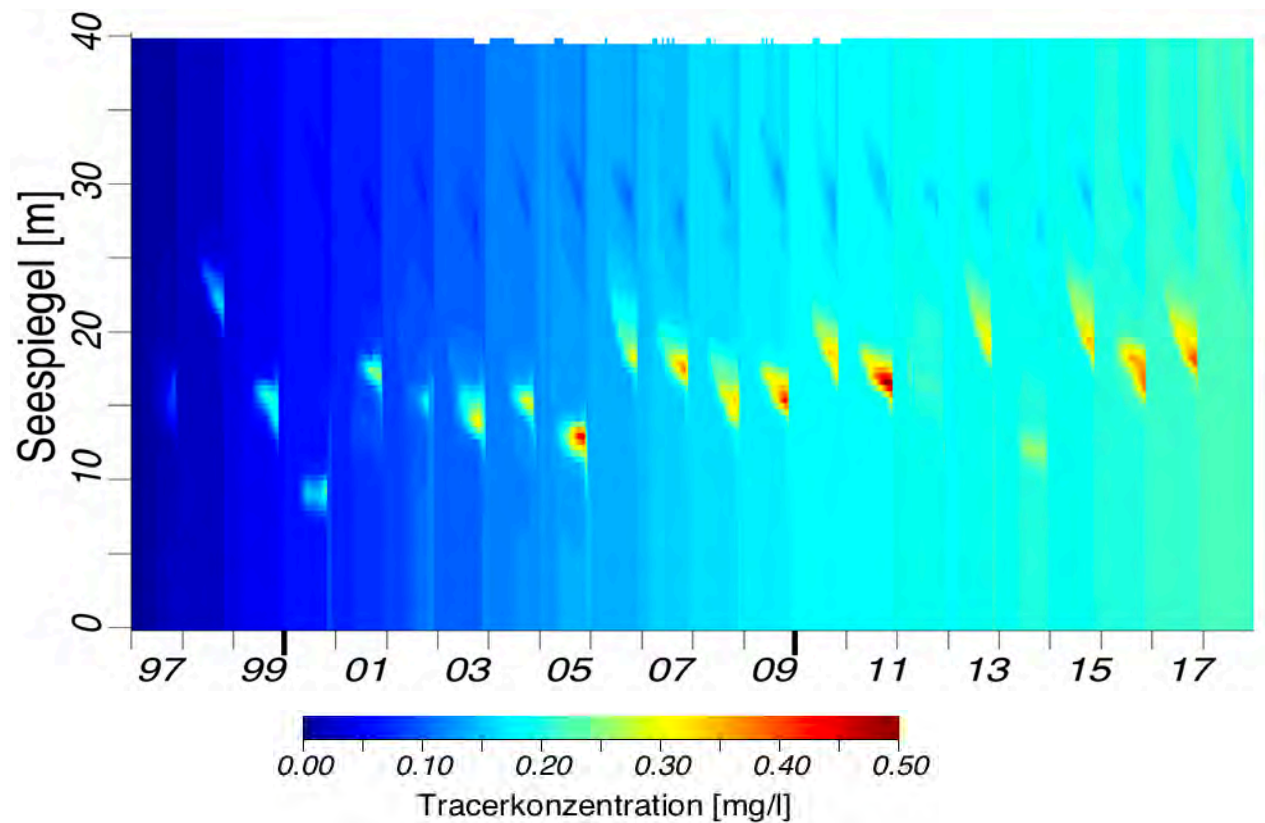
*Abbildung 7.21: Simulation der Temperaturwerte für die Planvariante in unterschiedlichen Tiefenstufen*



### 7.3.3.2 Zirkulationsverhalten des Wasserkörpers

Um festzustellen, ob nach der Erweiterung des Sees vom Zirkulationsgeschehen ausgekommene bodennahe Wasserschichten entstehen können, wurde im Modell ein virtueller Tracer in der Größenordnung von 10 mg/l zur Markierung des an der tiefsten Seestelle (65 m ü.NN) mit 1,4 l/s (121 m<sup>3</sup>/Tag) zufließenden Grundwassers eingesetzt.

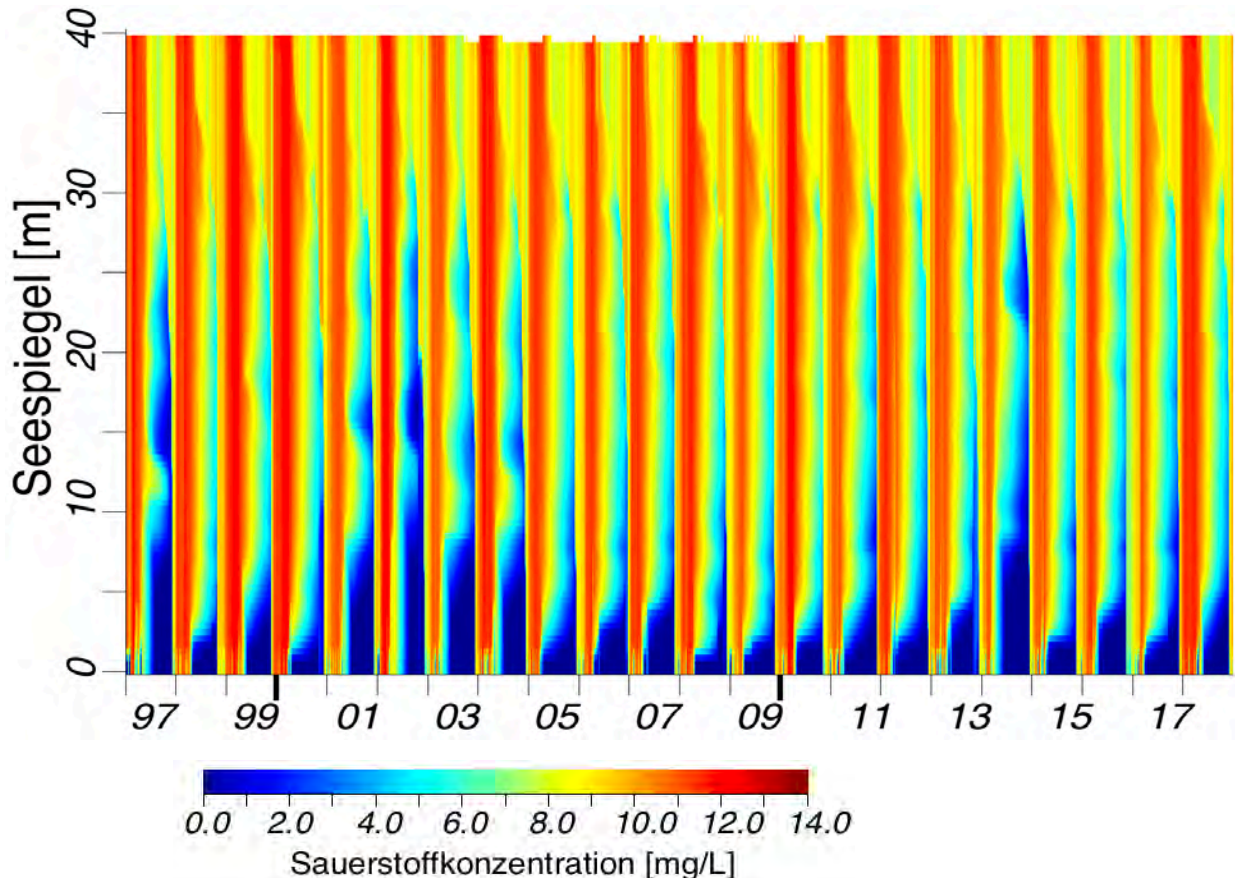
Im Verlauf des 20-jährigen Betrachtungszeitraumes mit den Klimadaten von 1997 bis 2018 indiziert der Tracer eine vollständige Einmischung in das Wasservolumen des Sees. Es ergeben sich insgesamt also keine vom Zirkulationsgeschehen getrennten Wasserschichten (vgl. Abbildung 7.22).



*Abbildung 7.22: Simulation der Vermischung von tracermarkiertem Grundwasser im Seevolumen der Planvariante mit den Klimadaten vom 1.1.1997 bis zum 31.12.2018 (Tageswerte)*

### 7.3.3.3 Sauerstoffhaushalt

Auch nach Umsetzung der Planvariante wird es durch die Vollumwälzung des Seewassers im Winter zu einer Reoxidation der während der Sommerstagnation teilweise sauerstoffarmen Tiefenbereiche und Seebodenbereiche kommen (vgl. Abbildung 7.23). Allerdings ist das Gütebild etwas schlechter als beim Genehmigungszustand (vgl. Kapitel 7.3.2.6).



**Abbildung 7.23:** Simulation der Sauerstoffgehalte unter Bezug auf die Kennwerte der Planvariante mit den Klimadaten vom 1.1.1997 bis zum 31.12.2018 (Tageswerte)

Trotz der vergrößerten Seefläche verursachen die Veränderungen der hydraulischen Anbindung an das Grundwasser und der Seemorphologie mit einem im Vergleich zur Seefläche kleineren hypolimnischen Wasserkörper einen etwas ungünstigeren Zustand des Sauerstoffhaushaltes.

Unter klimatischen Bedingungen wie in den Referenzjahren 1997, 2002 und 2014 ist damit zu rechnen, dass das Güteziel kurzfristig nicht erreicht wird (vgl. Abbildung 7.24).



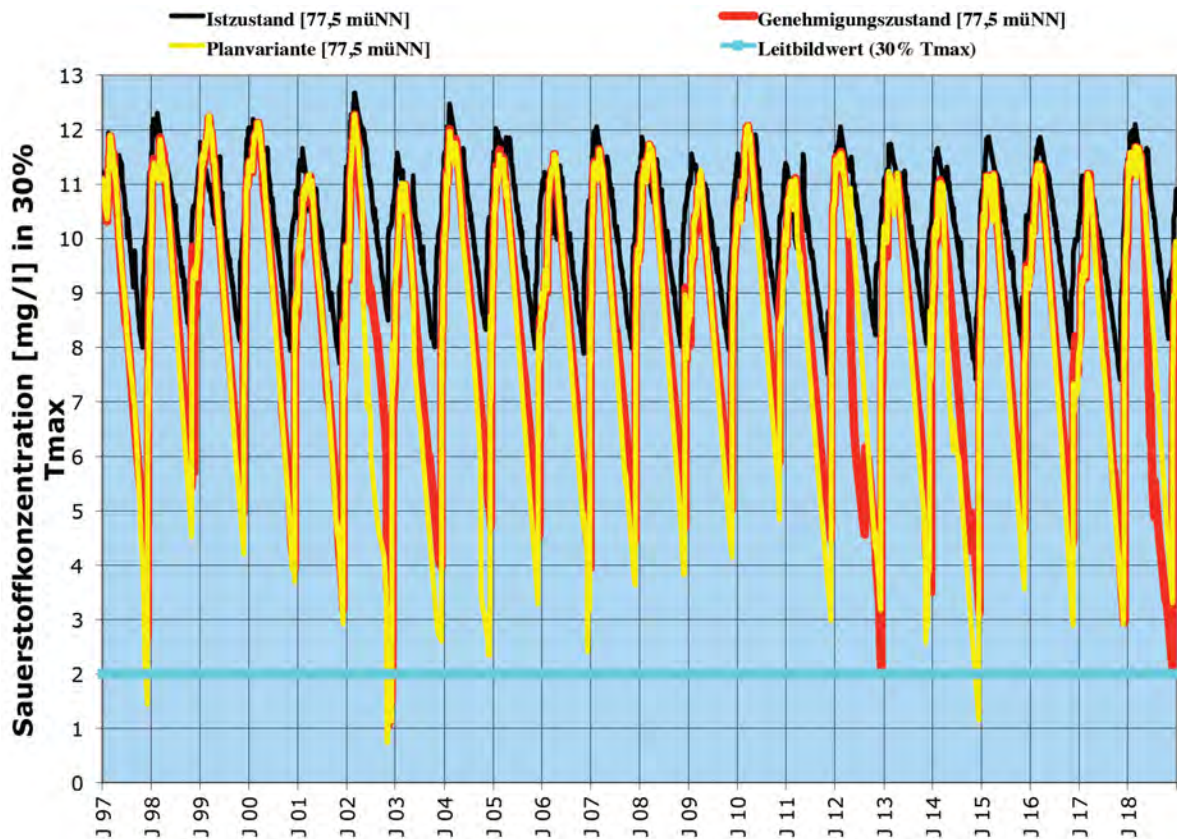


Abbildung 7.24: Simulation der Sauerstoffgehalte für den Planvariante in 77,5 m ü.NN (28 m Wassertiefe) im Vergleich zum Genehmigungszustand

### 7.3.4 Zusammenfassende Bewertung des Sauerstoffhaushaltes

In der Auskiesungsphase wird der Sauerstoffhaushalt maßgeblich von der betriebsbedingt abgeschwächten Wasserschichtung bestimmt. Auch während der sommerlichen Stagnationsphase kommt es dabei zur Einmischung von sauerstoffreichem Wasser aus dem Epilimnion in die Gewässertiefe. Nach Einstellung der Auskiesung fehlen diese Effekte und der See bildet während der Sommermonate ein für tiefe mesotrophe Seen kennzeichnendes hypolimnisches Sauerstoffdefizit aus.

Für Istzustand und Genehmigungszustand und die Planvariante ergeben sich bezüglich der Jahresminimumkonzentrationen in 77,5 m ü.NN die in der Tabelle 7.7 angegebenen Prognosewerte.

Die rot hinterlegten Felder zeigen ein Unterschreiten der geforderten Minimalgehalte an. In Abhängigkeit von den klimatischen Bedingungen werden im Genehmigungszustand in einem Klimareferenzjahr (2002) und in der Planvariante in drei Referenzjahren (1997, 2002 und 2014) die Anforderungen an den Sauerstoffhaushalt in der Gewässertiefe nicht erreicht.

**Tabelle 7.7: Minimumkonzentration der Sauerstoffgehalte in 77,5 m ü.NN**

	Klimareferenzjahre																					
	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Istzustand	8,0	8,1	8,1	7,9	7,7	8,5	8,0	8,3	8,0	7,9	8,0	8,0	8,0	8,5	7,5	8,2	8,1	7,4	7,9	8,0	7,4	8,2
Genehmigungszustand	2,7	5,4	5,0	3,9	3,2	1,1	4,0	4,7	4,6	4,0	4,5	4,7	5,0	5,9	4,5	2,0	3,5	3,1	4,7	4,4	2,9	2,1
Planvariante	1,4	4,5	4,2	3,7	2,9	0,7	2,6	2,3	3,3	2,4	3,6	3,8	4,2	4,8	3,0	3,2	2,6	1,2	3,6	2,9	2,9	3,3

## 7.4 Einmischungsverhalten des zufließenden Grundwassers im Seevolumen

Die Einmischung des zufließenden Grundwassers in den Baggersee wird wesentlich durch die von der Wassertemperatur abhängige Dichte beider Wasserkörper gesteuert. Auf der Basis der Modellergebnisse zum Temperaturhaushalt des Untersuchungsgewässers kann das Einmischungsverhalten des Grundwasserzuflusses wie folgt beschrieben werden:

- Im Winterhalbjahr ist bei allen Varianten (Istzustand, Genehmigungszustand und Planvariante) das zuströmende Grundwasser wärmer als das Seewasser. Das über den Seeboden und die tieferen Uferbereiche zuströmende Grundwasser steigt aufgrund seiner geringeren Dichte auf und vermischt sich im gesamten Seewasserkörper.
- Während des Sommerhalbjahres erreicht das zuströmende Grundwasser bei bestehender Auskiesung, also nur im Istzustand, deutlich geringere Temperaturen als das tiefe Seewasser und mischt sich dichtebedingt vermehrt im Tiefenbereich des Sees ein. Damit erfolgt auch ein vermehrter Durchstrom des Grundwassers durch den See, weil der Tiefenwasserkörper hydraulisch stärker an den Grundwasserleiter angebunden ist.
- Nach Abschluss der Auskiesung (Genehmigungszustand und Planvariante) schichtet sich das in der Tiefe dem See zuströmende Grundwasser während des Sommerhalbjahres in einer mittleren Seetiefe oberhalb des kälteren Hypolimnions ein.

## **7.5 Nährstoffhaushalt und Algenentwicklung**

Die Prognose des Nährstoffhaushaltes und der Algenentwicklung erfolgt auf der Grundlage der Seemorphologie, des Einschichtungsverhaltens sowie des Ausmaßes und der Art der Grundwasseranbindung unter Einschluss des damit verbundenen Belastungspotentials.

Dargestellt werden im Folgenden die Entwicklungen der Phosphorgehalte im Freiwasser, der Chlorophyll-a Gehalte, der Sichttiefenwerte sowie der Nitratwerte für die drei untersuchten Varianten Istzustand, Genehmigungszustand und Planvariante (vgl. Kapitel 2).

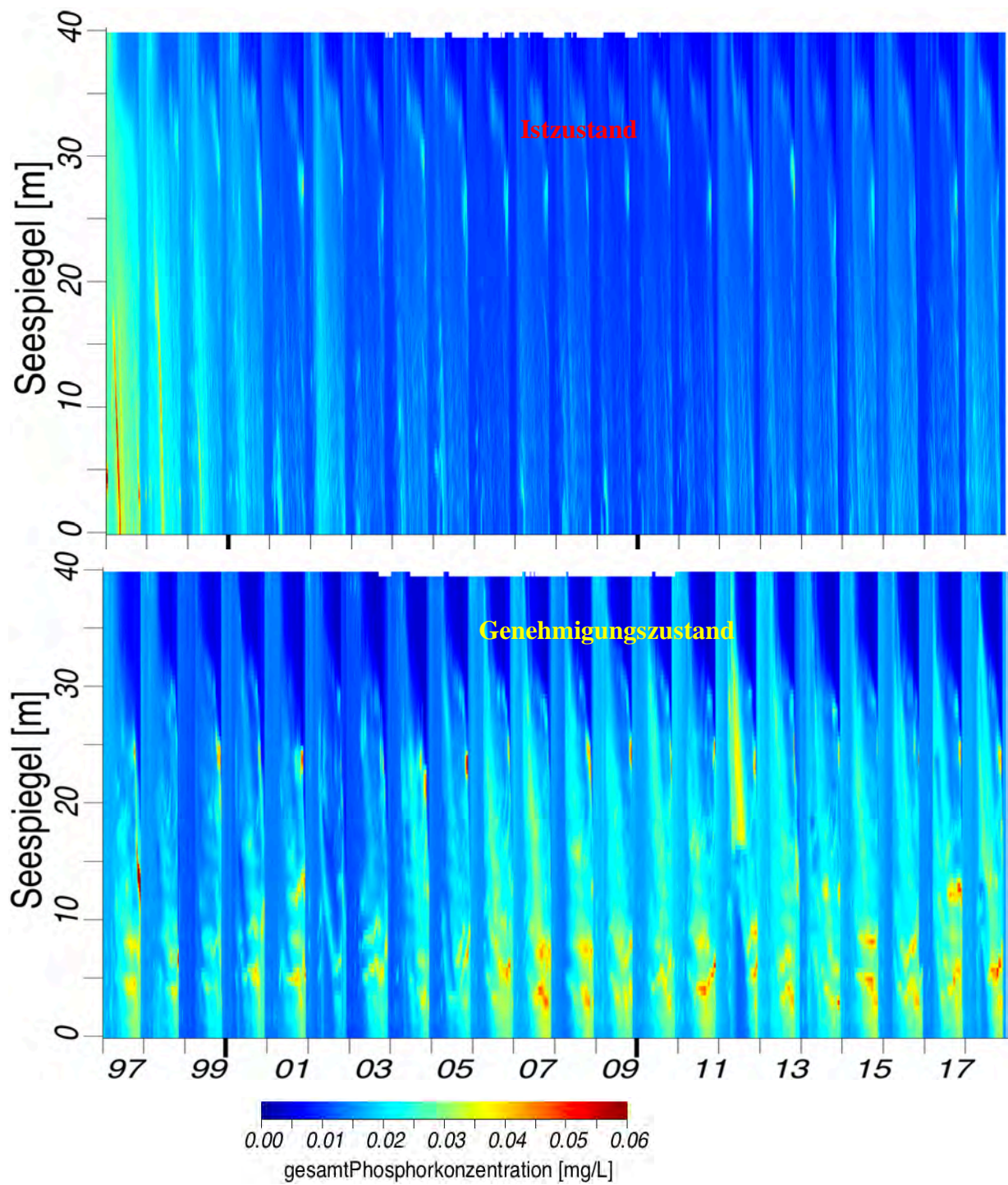
Als Start- und Inputdaten dienen die meteorologischen Kenndaten (vgl. Kapitel 7.1.2.1) des Zeitraums vom 1.1.1997 bis zum 31.12.2018 (8036 Tage), die aktuellen Beschaffenheitskennwerte des Seewassers als Startkonfiguration (vgl. Kapitel 5) und die aktuellen Grundwasserwerte (vgl. Kapitel 6.1) als externe Belastungskenngrößen.

### **7.5.1 Phosphorgehalte**

Während des Istzustandes kommt es durch die Rückleitung von Kieswaschwasser und die umwälzungsbedingt geringere Sedimentationsrate zu einer Aufkonzentration der Phosphorwerte im See, die aber insgesamt noch deutlich unterhalb des Zielwertes von 0,036 mg/l liegen.

Nach Abschluss der Auskiesungstätigkeit verstärken sich die Sauerstoffdefizite (vgl. Kapitel 7.3.4) und damit auch die Phosphorfreisetzungen aus dem Sediment. Andererseits fehlen die Einträge durch Rückspülwassereinleitungen und die permanente Nährstoffresuspension durch Umwälzungseffekte.

Insgesamt ergibt sich nach Abschluss der Auskiesung sowohl für den Genehmigungszustand wie auch für die Planvariante eine Zunahme der Phosphorbelastungen im Seewasser gegenüber dem Istzustand, wie die in den folgenden Abbildungen dargestellten Prognoseergebnisse zeigen.



*Abbildung 7.25: Simulation der Phosphorgehalte für Istzustand und Genehmigungszustand*



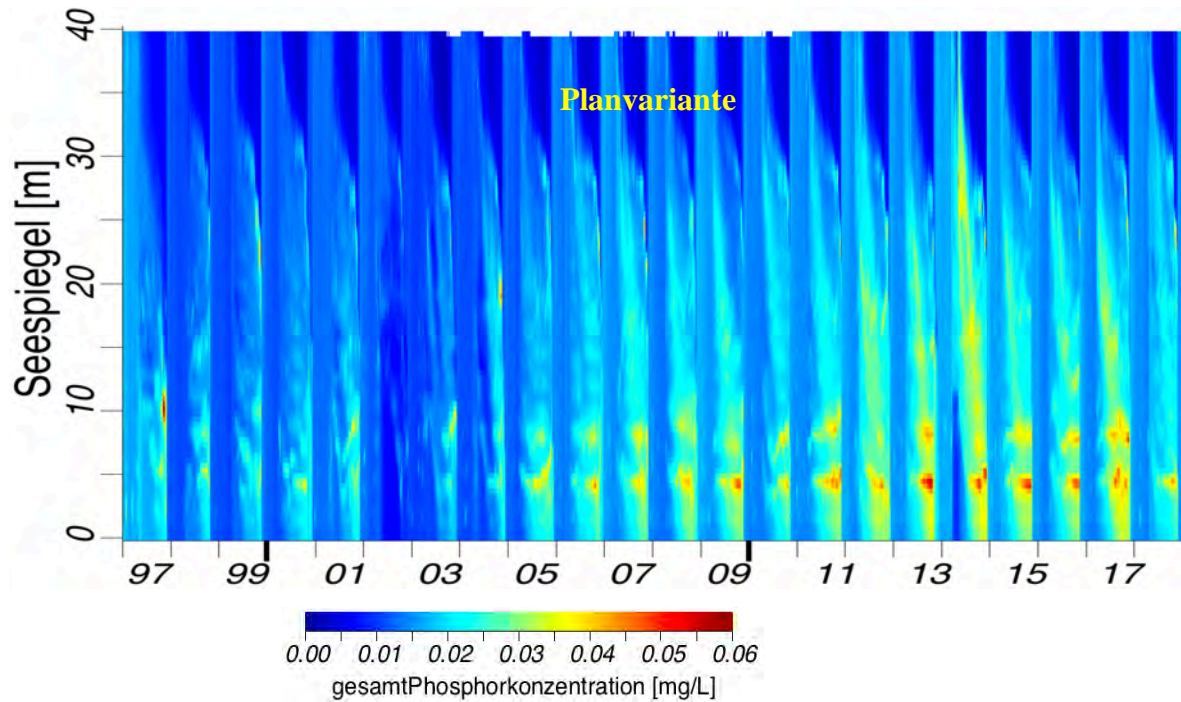


Abbildung 7.26: Simulation der Phosphorgehalte für die Planvariante

Der Grenzwert für einen mesotrophen Satus (maximal 0,036 mg/l Phosphor im Epilimnion) wird generell eingehalten (vgl. Abbildung 7.27). Insgesamt weist die Planvariante einen etwas phosphorärmeren und damit günstigeren Zustand als der Genehmigungszustand auf. Die für die Beurteilung relevanten Saisonmittelwerte (1.4. bis 1.11.), die aus dem Modellergebnis für die Phosphorgehalte im Epilimnion berechnet wurden, liegen stets innerhalb des mesotrophen Spektrums (0,007 bis 0,036).

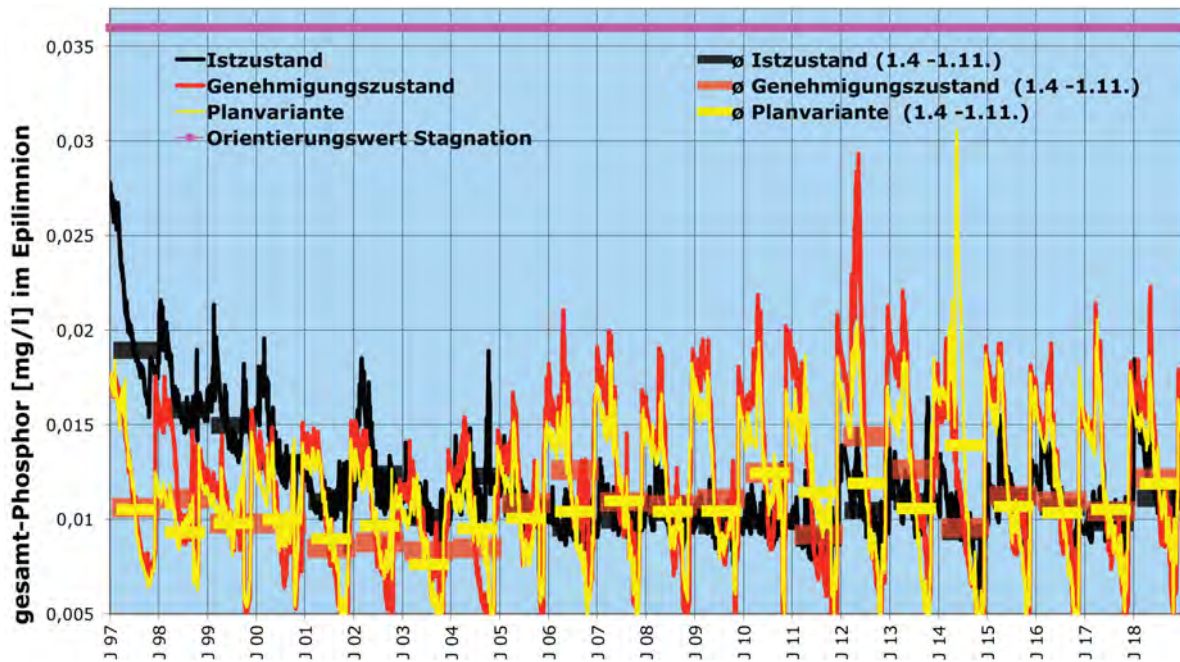
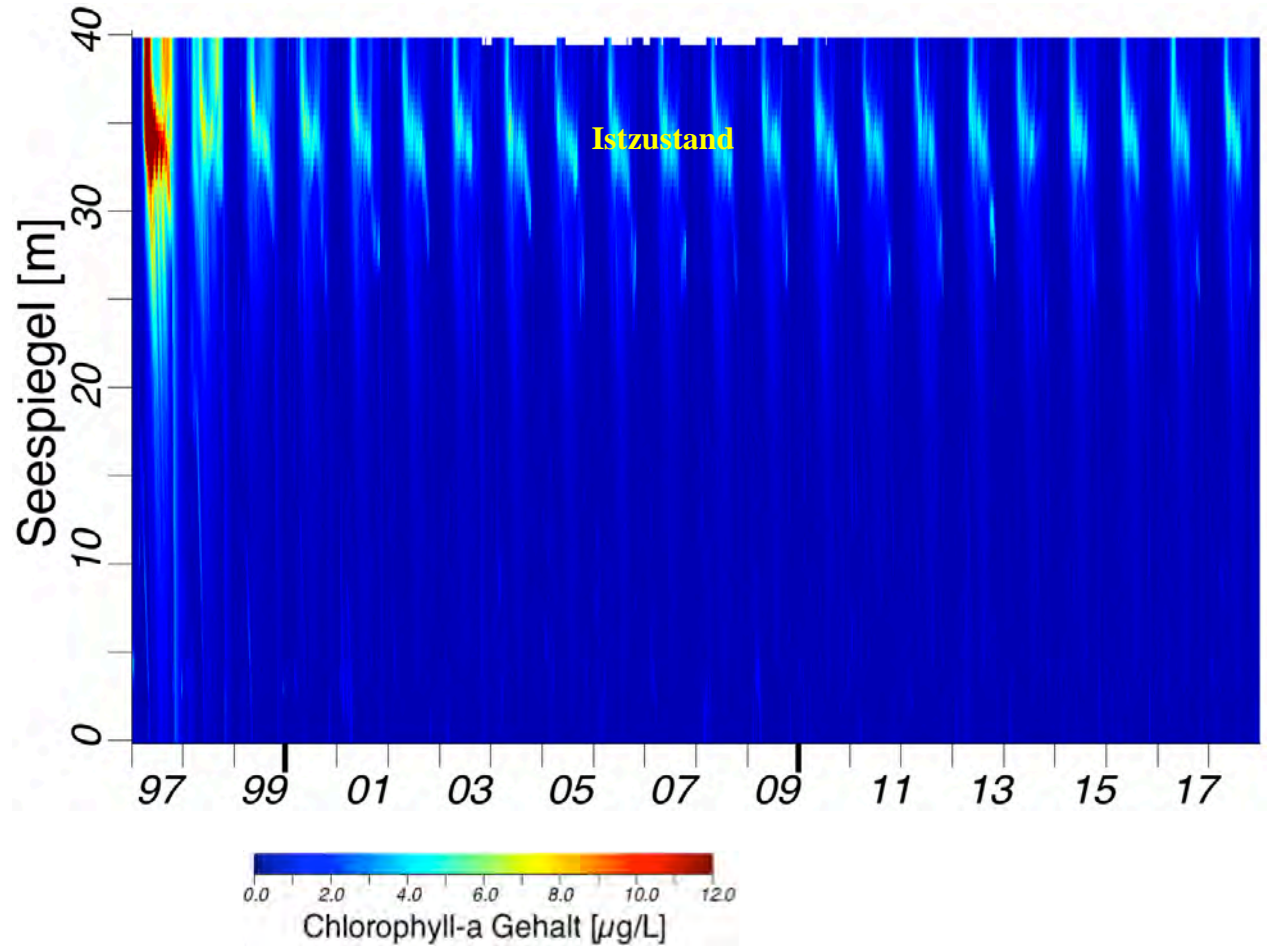


Abbildung 7.27: Simulation der Phosphorgehalte in der trophogenen Zone unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert

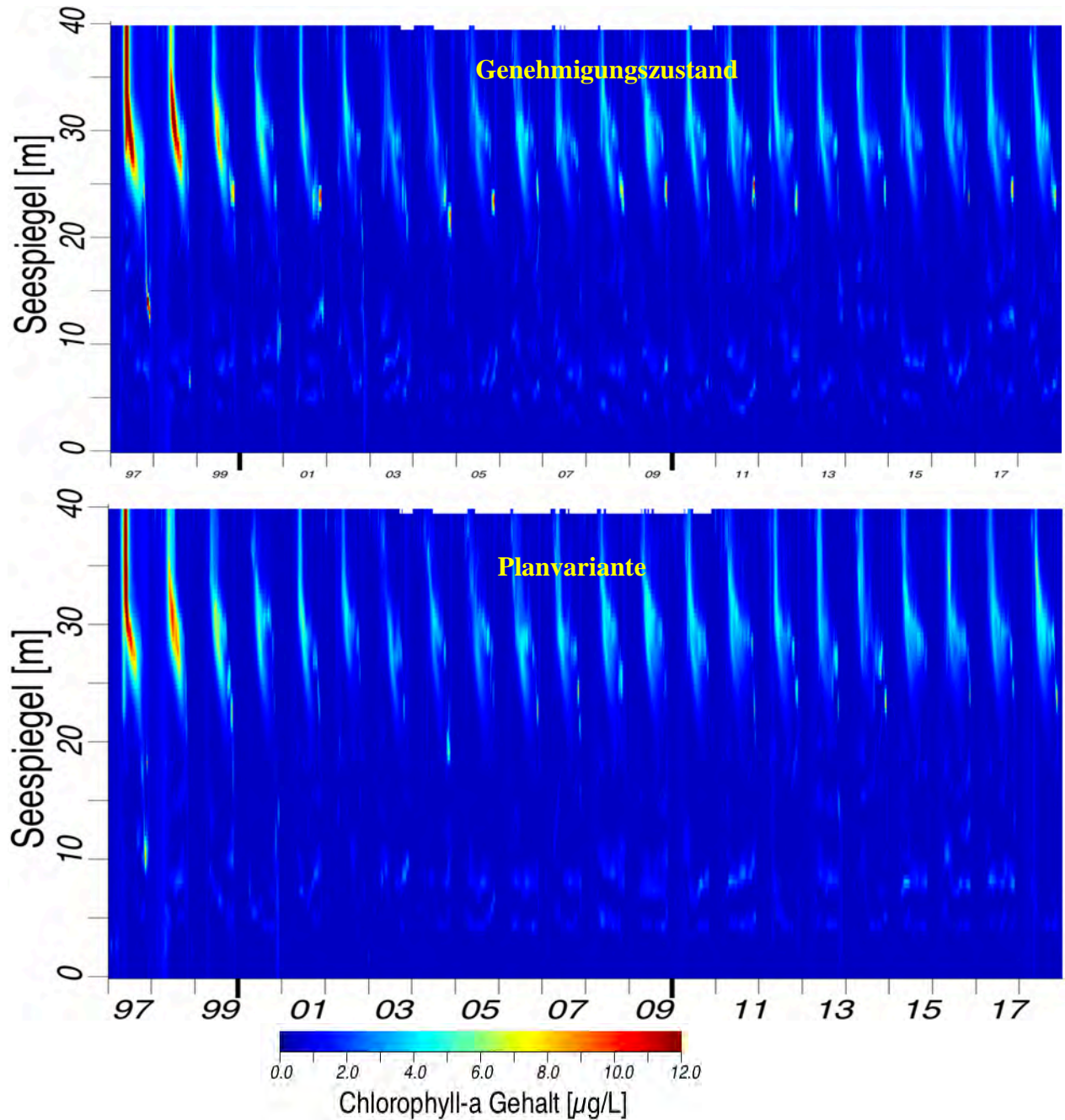
### 7.5.2 Chlorophyll-a Gehalte

Die in den folgenden Abbildungen dargestellten Prognoseergebnisse für die Chlorophyllgehalte im Seewasser als Kennwert der Algenentwicklung weisen nur geringe Unterschiede zwischen den untersuchten Varianten aus.



*Abbildung 7.28: Simulation von Chlorophyll-a für den Istzustand*

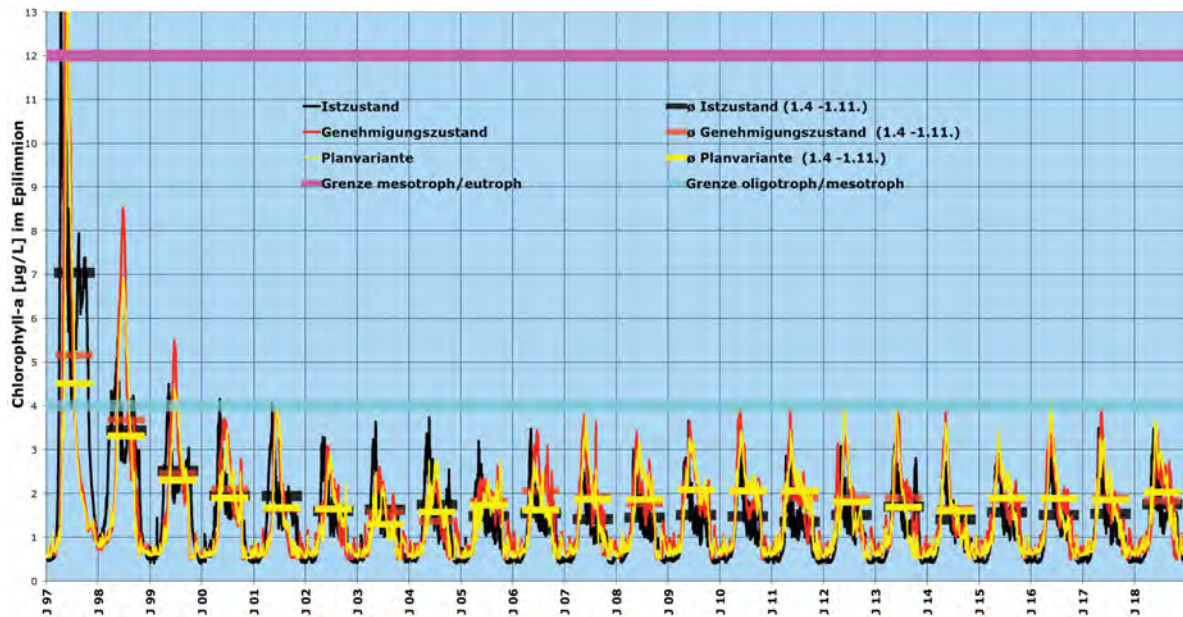




*Abbildung 7.29: Simulation von Chlorophyll-a für Genehmigungszustand und Planvariante*

Die Modellsimulation für die Chlorophyll-a Werte im Epilimnion (vgl. Abbildung 7.30) zeigt eine nur geringe Algenentwicklung an, die im Saisonmittel (1. April bis 31. Oktober) zumindest innerhalb des als Zielgröße gesetzten mesotrophen Spektrums liegt.

Zu einem Großteil ergeben sich auch Werte, die einen noch nährstoffärmeren oligotrophen Zustand widerspiegeln.



**Abbildung 7.30: Simulation der Chlorophyll-a Gehalte im Epilimnion unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert**

Die deutlich höhere Werte im ersten Modelljahr (1997) ergeben sich durch die recht hohen Startwerte des Modells. Während der Auskiesung (Istzustand) sind die Chlorophyll-a Gehalte etwas geringer als nach Einstellung der Auskiesung (Genehmigungszustand und Planvariante). Dies ist primär auf die stärkere Vermischung und die auskiesungsbedingten Trübungseffekte zurückzuführen.

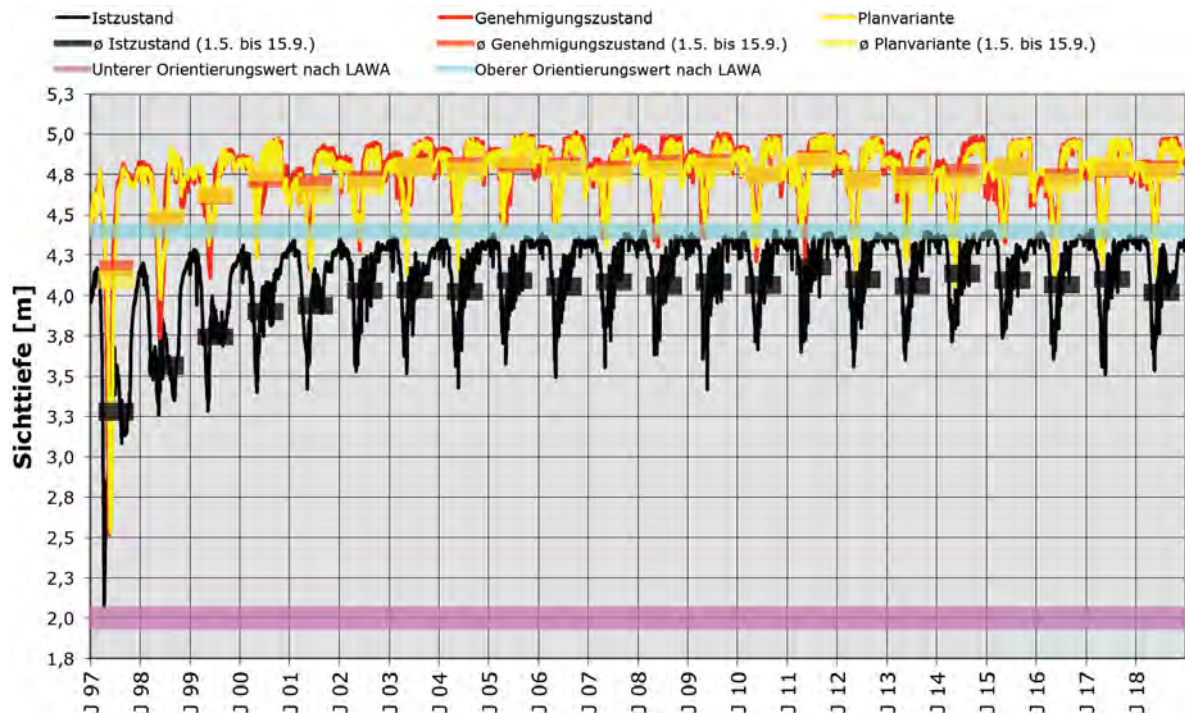
Nach Einstellung der Auskiesungstätigkeit ist infolge der ausbleibenden mineralischen Trübung insbesondere durch die Rückspülwassereinleitung mit verbesserten Bedingungen für das Aufkommen höherer Wasserpflanzen zu rechnen. Dies wird eine weitere Verminderung der Algenentwicklung fördern.

Vergleichbar mit dem Epplesee in Forchheim ist hier im weiteren Verlauf von einer Wasserpflanzendominanz und damit geringen Algendichten auszugehen.

### **7.5.3 Sichttiefenwerte**

Die Sichttiefe hängt von der Menge der im Wasser gelösten Partikel (Trübstoffe) ab und ist ein wichtiges Maß, um die maximale Tiefe des möglichen Wasserpflanzenwachstums abschätzen zu können.

In Baggerseen ohne Auskiesungstätigkeit und Oberflächenzuflüsse wird die Sichttiefe maßgeblich von der Menge schwebender Organismen (Plankton), insbesondere von Algen, bestimmt. Die Modellsimulation berechnet für die untersuchten Varianten die in Abbildung 7.31 dargestellten Sichttiefenwerte.



**Abbildung 7.31: Simulation der Sichttiefenwerte unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert**

Die Sichttiefe wurde aus der Extinktionsrate in Anlehnung an HORNING (2002) nach der folgenden Formel berechnet:

$$\text{Sichttiefe SD [m]} = 1,6 / (\text{Extinktionskoeffizient} \cdot \text{m}^{-1})$$

Die Modellsimulationen ergeben sowohl für den Istzustand als auch für den Genehmigungszustand und die Planvariante hohe Sichttiefen, also günstige Lichtverhältnisse für höhere Wasserpflanzen. Unter Bezug auf die in Kapitel 5.2.1.4 beschriebene Güteanforderungen der LAWA (2003) liegen die Saisonmittelwerte (1.4. bis 31.10.) für den Istzustand in einem mesotrophen und für den Genehmigungszustand und die Planvariante in einem oligotrophen Bereich. Unterschiede zwischen Genehmigungszustand und Planvariante ergeben sich nur in einem vernachlässigbar geringen Umfang.

Bei dem unter den Bedingungen des Istzustandes berechneten Modellergebnis ist zu beachten, dass die auskiesungsbedingten Trübungseffekte durch den Saugbaggerbetrieb nicht berücksichtigt werden konnten, da keine Angaben hinsichtlich der Trübungseffekte zur Verfügung stehen. Daraus erklären sich die hohen Werte für den Istzustand im Modell, die deutlich über den tatsächlich gemessenen, von betriebsbedingten Trübungseffekten beeinflussten Messwerten (vgl. Kapitel 5.3.5.3) liegen. Im Jahresverlauf ergibt sich ein natürliches Schwankungsmuster mit höheren Werten in den Wintermonaten und durch das Algenaufkommen reduzierten Sichttiefen im Sommerhalbjahr.

#### **7.5.4 Nitratbelastung**

Erhöhte Nitratwerte treten insbesondere an einigen Grundwassermessstellen im OGWL auf (vgl. Tabelle 7.8). Dabei kommt es zu Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen, so dass der Grundwasserkörper des OGWL im Sinne der EU-WRRL über keinen guten chemischen Zustand verfügt.

**Tabelle 7.8: Stickstoffbelastung im Grundwasserzustrom aus dem OGWL**

	Datum	Nitrat [mg/l]	Nitrat-N* [mg/l]	Nitrit [mg/l]	Ammonium [mg/l]
<b>Hoch belastete Messstellen im OGWL</b>					
GWM VII 1999	14.06.16	40,2	9,1	0,27	0,05
B7 F/ 2016	30.05.16	90,1	20,3	0,005	0,025
B1 F / 2016 PV Ende)	10.12.15	64,3	14,5	0,01	0,025
B1 F 2016	30.05.16	40,3	9,1	0,02	0,025
139 / 307-6	14.06.16	125	28,2	0,06	0,025
<b>Statistische Kennwerte für alle Zustrommessstellen aus dem OGWL</b>					
Mittelwert		27,59	6,2	0,06	0,05
90. Perzentil		82,36	18,6	0,114	0,107
Variationskoeffizien [%]		127,6%	127,60%	127,6%	65,3%
Anzahl		14	14	14	14

\* Die Umrechnung von Nitrat (NO<sub>3</sub>) in Nitrat-N (NO<sub>3</sub>-N) erfolgt durch Division mit dem Faktor 4,43.

Aufgrund der zum Teil deutlich erhöhten Nitratwerte im Grundwasserzustrom kommt es zu erheblichen Nitratreinträgen in den See. Hier soll daher die Frage thematisiert werden, wie das eingetragene Nitrat in das Ab- und Umbaugeschehen des Sees eingebunden wird. Nach dem grundwasserbürtigen Nitratreintrag erfolgt im See eine Verringerung der Konzentrationen insbesondere durch folgende Prozesse:

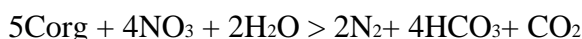
- Verdünnung durch Niederschlag

Verdünnungseffekte durch die Einmischung von Niederschlagswasser in den See wirken sich nur in geringem Umfang auf die Nitratgehalte im Seewasser aus, da der Nettoeintrag an Niederschlag relativ gering ist und die atmosphärische Nitratdeposition selbst ebenfalls eine Eintragsquelle darstellt.

- Abbau durch heterotrophe Denitrifikation

Die Denitrifikation durch heterotrophe Bakterien findet nur unter sauerstoffarmen Bedingungen statt. Solange das Untersuchungsgewässer ausgekieset wird, bestehen im gesamten Wasserkörper hohe Sauerstoffgehalte, so dass der Nitratabbau durch heterotrophe Denitrifikation nur während der Infiltration des Seewassers in den Untergrund (Uferpassage) erfolgen kann und nicht quantifizierbar ist. Als weitere Stickstoffsенke ist die Wechselwirkung zwischen Seewasser und Sediment zu sehen, die aber aufgrund des oxischen Milieus und der noch fehlenden Seebodenbildung keine Rolle spielt.

Nach Einstellung der Auskiesungstätigkeit kommt es zeitweilig im Tiefenwasserkörper zu sauerstoffarmen Bedingungen, so dass es dann auch wegen der guten Versorgung der biochemischen Prozesse durch organischen Kohlenstoff aus Algendetritus zu einem intensiven Nitratabbau durch Denitrifikation kommt. Das Reaktionsschema für die Denitrifikation lautet dabei wie folgt:



Für eine hohe Denitrifikationskapazität sind darüber hinaus C:N Verhältnisse > 1,5 notwendig. Bei einem TOC Gehalt im Seewasser von 2 mg/l und Nitrat-N-Werten von 23-30 mg/l (NO<sub>3</sub>-N = 5,2 – 6,8 mg/l) liegt der Wert unter 0,5. Der Stickstoffabbau durch Denitrifikation ist folglich auch durch die Substratversorgung (Mangel an organischem Kohlenstoff = TOC) gehemmt.

- Verbrauch durch Inkorporation in Algenbiomasse und Bakterien

Algen und Bakterien nehmen Stickstoff primär in reduzierter Form als Ammonium auf. Ist der Ammoniumstickstoff weitgehend aufgebraucht, kann auch Nitrat genutzt werden. Dies ist aber mit einem sehr viel höheren Energieaufwand für die Algen verbunden, da hierfür zuerst Nitratreduktase gebildet werden muss. Außerdem ist im aeroben Milieu die Bildung der Nitratreduktase gehemmt.

Folglich findet ein intensiver Nitratabbau unter aeroben Bedingungen durch Inkorporation in Algenbiomasse erst bei einer sehr hohen Trophielage (polytroph bis hypertroph) statt. Dabei werden Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor entsprechend der Redfield Ratio in der Algenbiomasse gespeichert  $[(CH_2O)_{106}(NH_3)_{16}(H_3PO_4)]$ . Diese hocheutrophen Bedingungen werden sich im Untersuchungsgewässer allerdings nicht einstellen. Für eine hohe Eliminationsrate von Stickstoff durch die Inkorporation in Biomasse sollte das C:N Verhältnis bei 12:1 liegen. Der Stickstoffabbau durch Inkorporation in Biomasse ist folglich bei einem Wert von 0,5-0,3 auch durch den Mangel an organischem Kohlenstoff (TOC) gehemmt.

- Nitratammonifikation

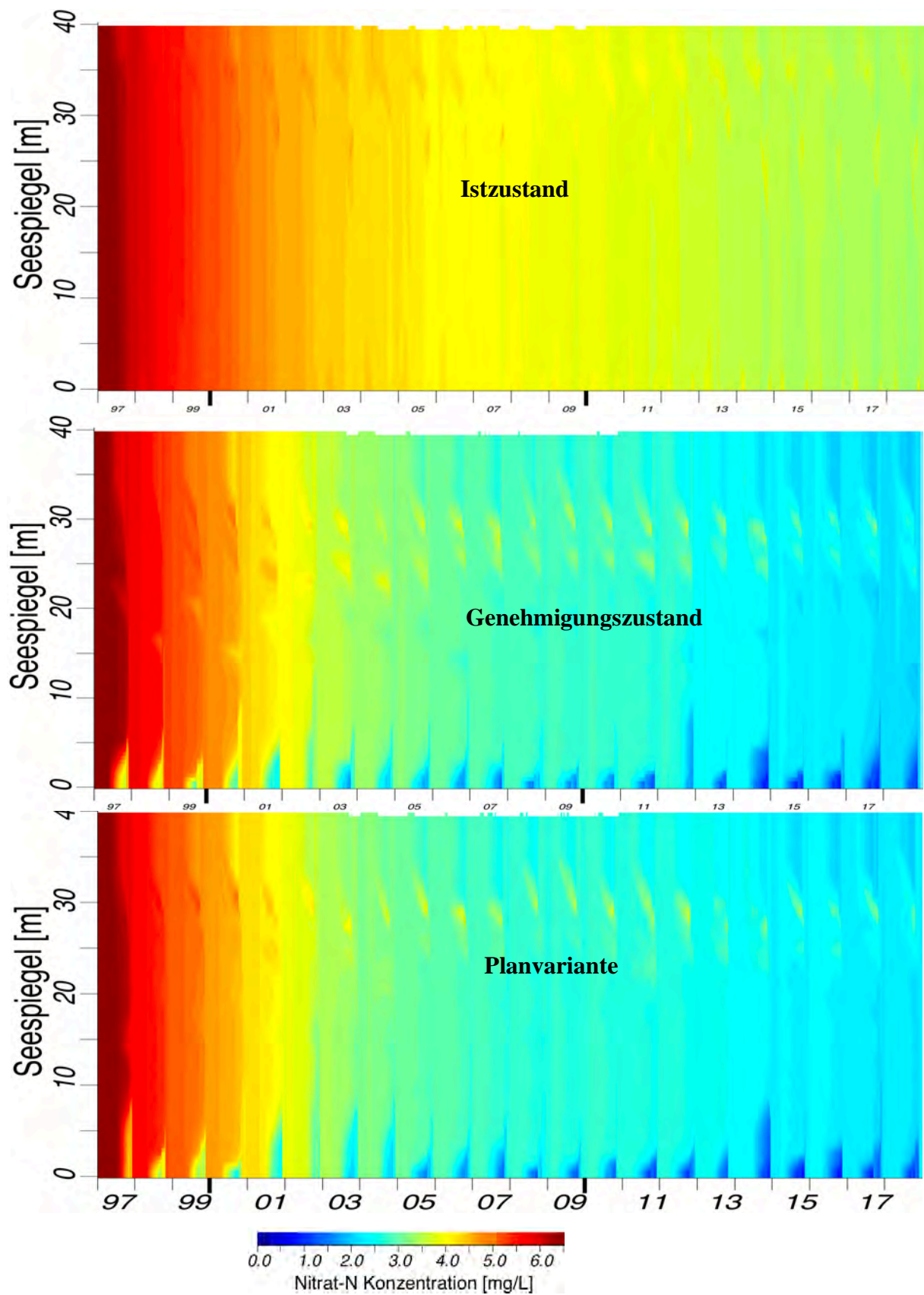
Mehrere fakultativ anaerobe Bakterien wie z.B. *E. coli* und *Enterobacter aerogenes* können unter anaeroben Bedingungen durch die Reduktion von Nitrat zu Nitrit Energie gewinnen. Nitrit wird auf dem Wege der assimilatorischen Nitritreduktion zu Ammonium reduziert und ausgeschieden. Die Reduktion von Nitrit zu Ammonium ermöglicht dabei keine Energiegewinnung. Auch dieser Prozess, der bei der Stickstoffumsetzung von geringerer Bedeutung ist, findet nur unter Sauerstoffarmut/Freiheit statt.

Im Untersuchungsgewässer werden Nitratabbauprozesse hauptsächlich durch die heterotrophe Denitrifikation und in deutlich geringerem Ausmaß auch durch Inkorporation in Algenbiomasse erfolgen.

Die mit DYRESM/CAEDYM (vgl. Kapitel 7.1.1) für den Istzustand, den Genehmigungszustand und die Planvarianten modellierten Nitrat-N-Isoplethen (siehe Abbildung 7.32) zeigen, dass ausgehend von einer den Messwerten im Seewasser entsprechenden hohen Nitratkonzentration für alle drei untersuchten Varianten zu Beginn des Betrachtungszeitraumes ein vergleichsweise sehr schneller Rückgang prognostiziert wird. Dies ist allerdings auch durch Schwierigkeiten bei der Auswahl der Modellinputwerte verursacht. Als Startbelastung für die Nitratgehalte im Seewasser wurde von den am 21.4.2016 gemessenen 6,8 mg/l  $NO_3$ -N ausgegangen. Dieser hohe Wert ist noch eine Folge der in den zurückliegenden Jahren deutlich höheren Belastung des Grundwassers im Zustrom bzw. dem zunehmenden Zufluss aus einem anderen Grundwassereinzugsgebiet mit weniger belastetem Grundwasser.

Die externe Belastung hat zwar mittlerweile deutlich abgenommen, das höhere Belastungsniveau der Vorjahre bleibt aber aufgrund der langen Wasserverweilzeiten des Sees im Seewasser noch wirksam. Dies ist ein Grund dafür, dass die Nitratgehalte im Grundwasserzustrom bei den Stichtagsmessungen der Jahre 2017 und 2018 geringer waren als im Seewasser. Der schnelle Rückgang der Nitratgehalte im Seewasser während der ersten 7 Jahre des Betrachtungszeitraumes wird dadurch verursacht, dass der Startwert im See mit 6,8 mg/l  $NO_3$ -N unter Bezug auf den aktuellen Nitratintrag mit dem Grundwasser zu hoch ist. Erst ab dem klimatischen Referenzjahr 2015 stellt sich ein stabiler Gleichgewichtszustand ein, ab dem die im Modell errechneten Werte als realistisch anzusehen sind.





*Abbildung 7.32: Simulation der Nitrat-N Konzentrationen des Seewassers im Ist- und Genehmigungszustand sowie für die Planvariante*



## *Vorhabensbedingte Auswirkungen auf den Gewässerzustand des Baggersees*

Innerhalb des verkürzten Beobachtungszeitraumes, der mit dem klimatischen Referenzjahr 2015 beginnt, ergeben sich die im Folgenden beschriebenen Abbauraten für im Wasser gelöstes Nitrat-N. Dabei wird zwischen zwei Tiefenstufen (15 m Wassertiefe und 5 m über Grund) unterschieden, um die jeweiligen Effekte der beiden im Untersuchungsgewässer relevanten Abbauprozesse für Nitrat zu verdeutlichen. Der Abbau im oberflächennäheren Bereich wird wesentlich durch die Inkorporation in Algenbiomasse verursacht, über dem Gewässergrund ist hingegen die heterotrophe Denitrifikation bestimmend.

Aus dem in Abbildung 7.33 dargestellten Verlauf der Modellwerte für die Nitrat-N Konzentrationen im Seewasser bei einer Wassertiefe von 15 m (2 fach) und 35m (1 fach) lassen sich die folgenden Abbauraten ableiten:

- Unter Bezug auf die Kennwerte des Istzustandes mit auskiesungsbedingt turbulenten Bedingungen und einem aeroben Milieu errechnet sich eine mittlere Abbaurate von 44 % im Seewasser (2015-2018).
- Für den Genehmigungszustand ergibt sich eine mittlere Abbaurate von 64 % (2015-2018).
- Bei der Planvariante entwickelt sich eine mittlere Abbaurate von 63 % (2015-2018).

**Tabelle 7.9: Abbau von Nitrat im Seewasser (Wassertiefe 15m (2fach) und 35m (1fach))**

	Istzustand	Genehmigungszustand	Planvariante
Grundwasserzufluss OGWL [l/s]	39,3	34,1	41,9
Grundwasserzufluss MGWL [l/s]	0,4	3,3	1,4
Abbaurrate (2015-2018)	44%	64 %	63 %
Nitratwerte am Ende des Prognosezeitraums [mg/l]	15,23	9,3	9,75
Nitrat- N-Werte am Ende des Prognosezeitraums [mg/l]	3,44	2,1	2,20

Bei den Prognosewerten für die Nitrat-N Konzentrationen im Seewasser (vgl. Abbildung 7.33) sind deutliche Schwankungsmuster zu erkennen. Diese können wie folgt erklärt werden:

- Abweichungen nach unten (Y-Achse) sind die Folge einer stärkeren Denitrifikationsstätigkeit in der tieferen Wasserschicht (35 m WT).
- Anstiege insbesondere in einer Wassertiefe von 25 sind die Folge eines sich hier vermehrt einmischenden Grundwassers.

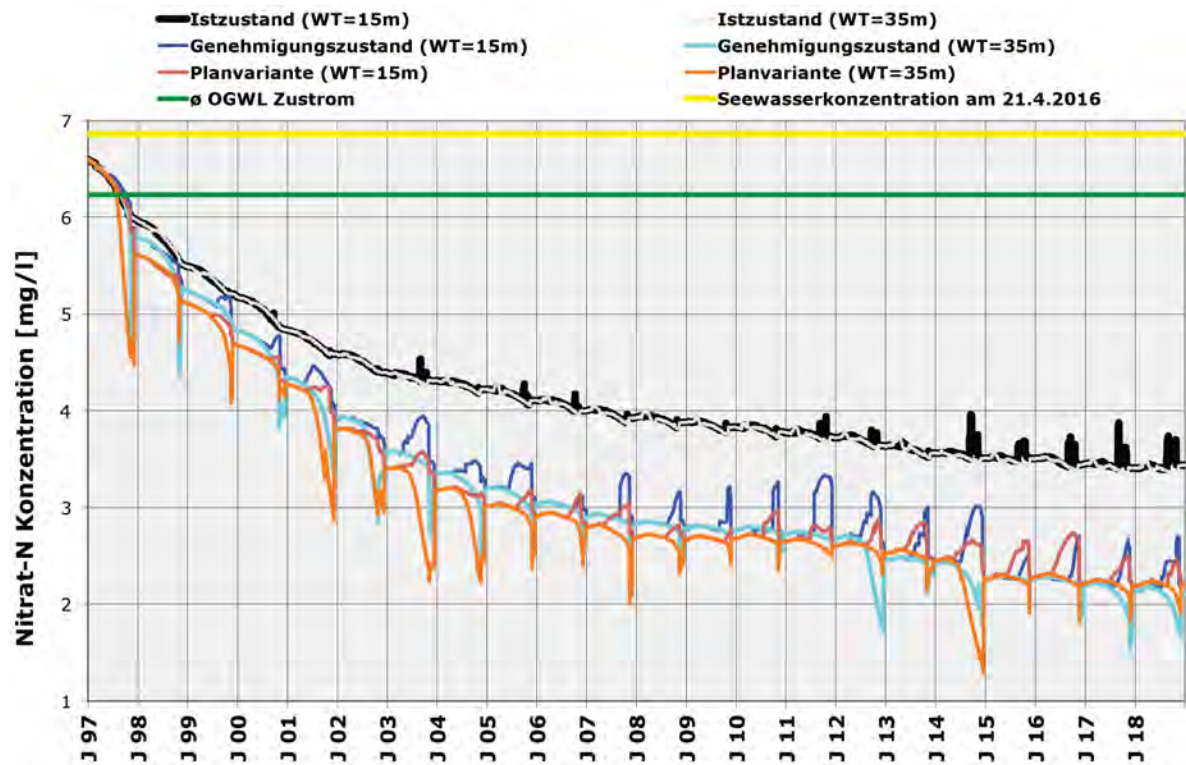


Abbildung 7.33: Verlauf der Prognosewerte für die Nitrat-N Konzentrationen des Seewassers in 15 m und 35 m Wassertiefe

## 8 Vorhabensbedingte Auswirkungen auf das Grundwasser

Kennzeichnend für den Philipp-See ist die über Jahrzehnte zu beobachtende Veränderung maßgeblicher Beschaffenheitskennwerte.

Dies betrifft neben den Nitratwerten u.a. auch die Leitfähigkeit, die Calciumgehalte sowie die stabilen Isotope (siehe Tabelle 8.1).

**Tabelle 8.1: Veränderung ausgewählter Beschaffenheitskennwerte über den Beobachtungszeitraum**

Konzentration im See- wasser	31.8.94	1.3.95	19.3.01	19.1.04	8.12.15	21.4.16	12.9.18
Nitrat [mg/l]	67,8	69,1	55,7	56,6	30,3	30,3	23
el. Leitfähigkeit [ $\mu$ S/cm]	770	765	754	745	670	664	660
Chlorid [mg/l]	38	38,3	37,4	35,1	29,9	29,8	33
Calcium [mg/l]	98,5	111,6	/	110	91	92	87
Sulfat [mg/l]	132	130,3	136	144	137	138	148
d <sup>18</sup> O [‰]	/	/	-6,32		-5,34	-5,56	
d <sup>2</sup> H [‰]	/	/	-47,7		-42,6	-42,1	

Der See befindet sich folglich noch nicht in einem Gleichgewichtszustand, der erst nach Abschluss der Auskiesung erreicht wird. Dies erschwert die Bewertung der seeverursachten Auswirkungen auf das abstromige Grundwasser unter Bezug auf die aktuellen Messwerte der Grundwasserbeschaffenheit.

Infolge des Zeitversatzes beim Anströmen der einzelnen Messstellen kann die Dynamik des Abbaugeschehens im See durch Stichtagsmessungen nicht erfasst werden. Das infiltrierende Seewasser wird zum Beispiel erst nach 6,3 Jahren die abstromige GWM 9F/2012 erreichen (siehe Abbildung 8.1), wenn man eine Grundwasserfließgeschwindigkeit im OGWL von 160 m/Jahr (MGWL 80 m/Jahr) zu Grunde legt (schriftl. Mitteilung Herr Schäfer 2020).

Zwischen der seeoberstromigen Messstelle B 7F/2016 und der GWM 9F/2012 besteht sogar eine Zeitdifferenz von 20 Jahren.

Da allein in den letzten 2,5 Jahren die Nitratwerte im See um 20-25% zurückgingen, wird bei der Verwendung einfacher linearer Verdünnungs- und Vermischungsformeln zur Berechnung der Seewasseranteile im Grundwasser dieser Gradient nicht berücksichtigt, und es besteht die Gefahr eine Fehlbewertung.

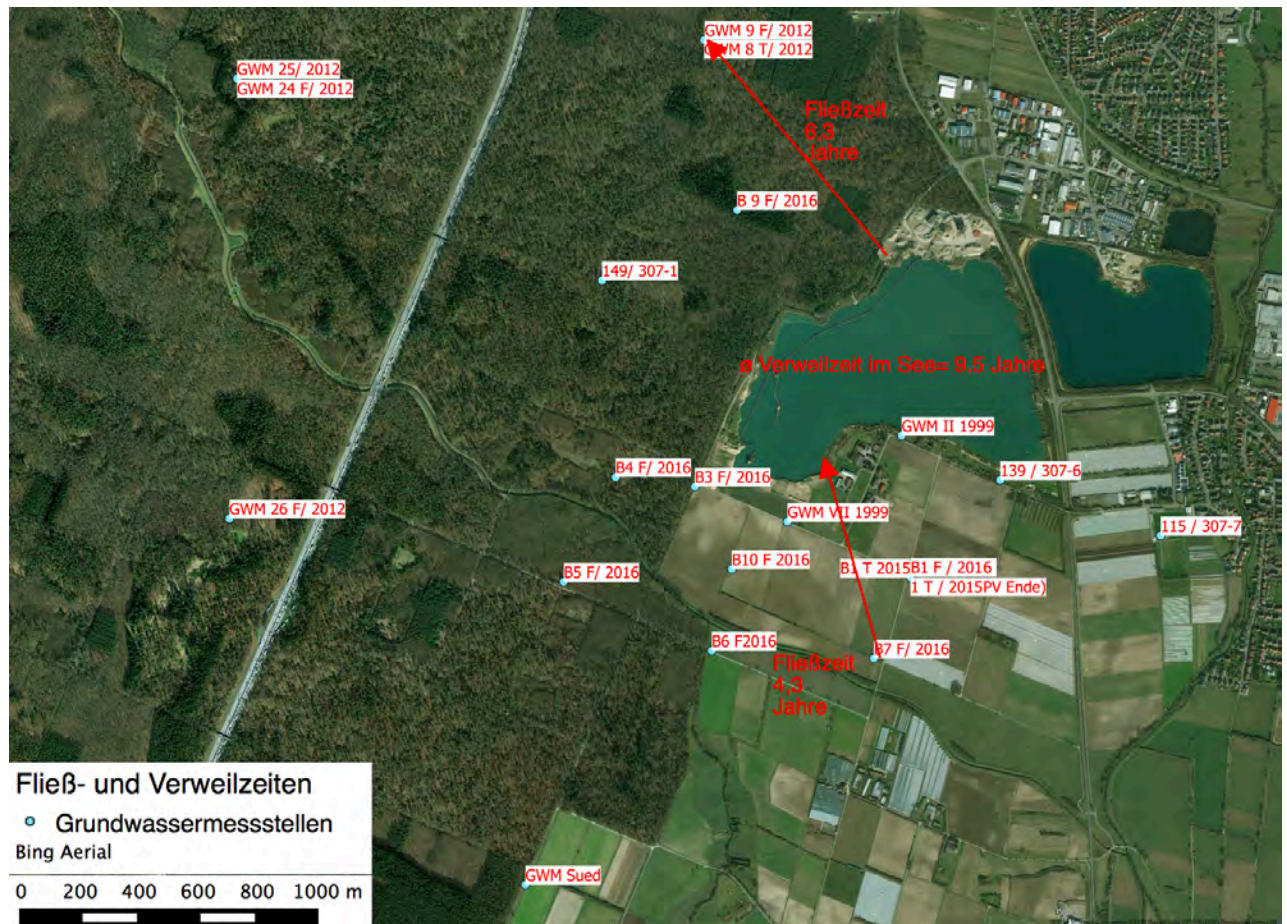


Abbildung 8.1: Mittlere Fließzeit zwischen den beiden GWM's B/ F/2016 und GWM 9 F/2012

Zur Ermittlung des Retentionsvermögens werden im Folgenden die Nitratgehalte des in das Grundwasser abströmenden Seewassers im Modell berechnet.

Wie in Kapitel 7.5.4 beschrieben, ergibt sich bei der Passage des Grundwassers durch den See ein Nitratrückhalt. Im Rahmen der Modellberechnungen der vom Grundwasserzufluss bestimmten Nitratgehalte des Seewassers wurde ein signifikanter Zusammenhang zwischen den externen Belastungswerten und den Konzentrationen im Seewasser nur für den späteren Teil des Beobachtungszeitraumes (historische Bezugsjahre 2008 bis 2018) festgestellt. Daher wird im Folgenden ausschließlich auf diesen Zeitraum Bezug genommen.

Die Nitratgehalte des in das Grundwasser abströmenden Seewassers werden im Modell für vier Abflussbereiche in unterschiedlichen Höhenlagen mit den entsprechenden Abflussmengen berechnet (siehe Tabelle 8.2). Diese Festlegung der Zu- und Abflusszonen auf fest definierte Höhen ist notwendig, da mittels der eingesetzten Modelle (DYREM/CAEDYM) die Berücksichtigung eines homogenen Ab- bzw. Zustroms über die gesamte Seesohle nicht möglich ist. Die Lage der Zonen wird aus der Seegeometrie abgeleitet und berücksichtigt die Größe der durch die Auskiesung verursachten Anschnittsflächen.

Tabelle 8.2: Abflussbereiche und Abflussmengen des infiltrierenden Seewassers im Modell

	Abfluss 1	Abfluss 2	Abfluss 3	Abfluss 4
<b>Höhenlage der Abflussstelle</b>				
Istzustand [m ü.NN]	93	79	76,5	65
Genehmigungszustand [m ü.NN]	93	79	76,5	65
Planvariante [m ü.NN]	93	79	76,5	65

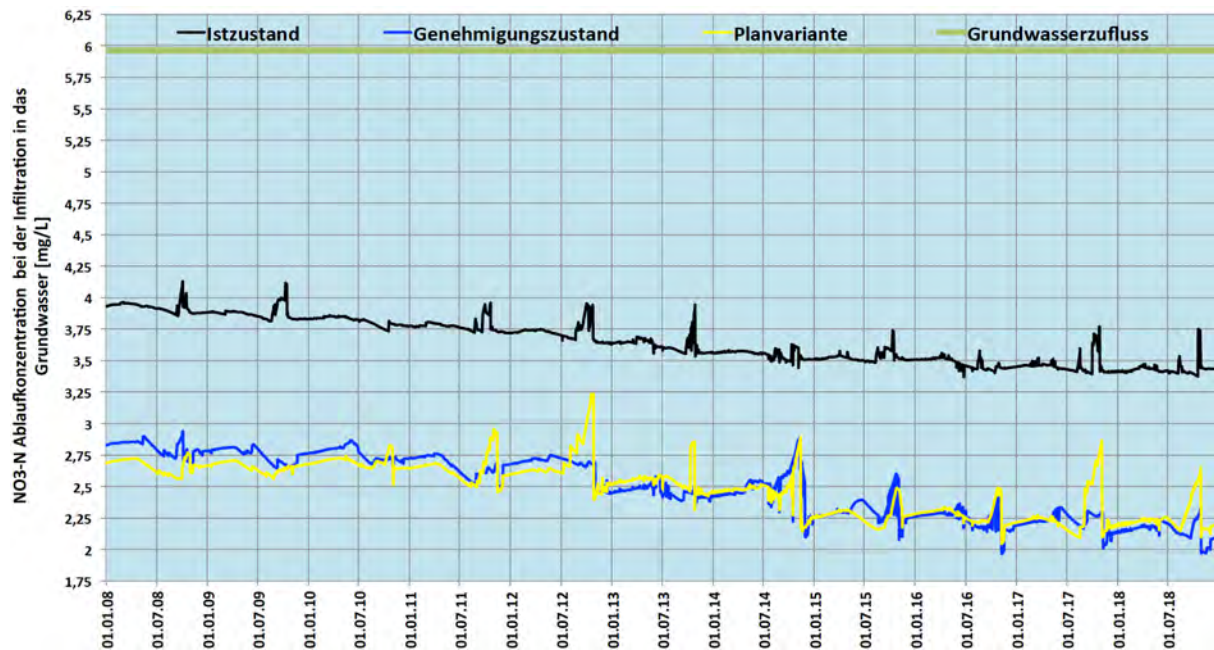


## Vorhabensbedingte Auswirkungen auf das Grundwasser

	Abfluss 1	Abfluss 2	Abfluss 3	Abfluss 4
<b>Mittlere Abflussmengen in den Grundwasserleiter</b>				
Istzustand [l/s]	37,7	0,3	1,4	0,3
Genehmigungszustand [l/s]	24,3	0,0	8,0	5,0
Planvariante [l/s]	29,6	2,5	6,5	4,7

Für den Abfluss im oberen Uferbereich (Abfluss 1) wird im Modell eine vermehrte Infiltration von abströmendem Seewasser bei erhöhten Seewasserständen infolge von Niederschlagsereignissen angenommen.

Auf der Grundlage der Nitratabflussbilanz in den einzelnen Tiefenstufen lassen sich die (mengengewichteten) Abflusskonzentrationen für Nitrat-N in das Grundwasser berechnen und unter Bezug auf den Betrachtungszeitraum graphisch darstellen (vgl. Abbildung 8.2).



**Abbildung 8.2: Simulationsergebnisse der mittleren Nitrat-N Konzentrationen des infiltrierenden Seewassers**

Die im Modell für die Klimabedingungen der einzelnen historischen Bezugsjahre errechneten Nitratmengen (Nitrat = Nitrat-N  $\times$  4,429), die bei der Seepassage dem Grundwasser entzogen werden, sind in der Tabelle 8.3 angegeben.

**Tabelle 8.3: Nitratrückhalt (Modellwerte) bei der Passage des Grundwassers durch den See**

Bezugsjahr	Istzustand		Genehmigungszustand		Planvariante	
	Nitrat-N (kg/J)	Nitrat (kg/J)	Nitrat-N (kg/J)	Nitrat (kg/J)	Nitrat-N (kg/J)	Nitrat (kg/J)
2008	2.817	12.475	3.410	15.101	4.612	20.425
2009	2.868	12.701	3.468	15.358	4.613	20.429
2010	2.947	13.051	3.460	15.323	4.561	20.199
2011	2.997	13.272	3.578	15.845	4.642	20.557
2012	2.654	11.753	3.476	15.394	4.405	19.508
2013	2.285	10.119	3.150	13.950	3.941	17.453
2014	2.693	11.926	3.350	14.836	4.357	19.295
2015	3.108	13.764	3.791	16.789	4.901	21.704
2016	2.820	12.489	3.699	16.381	4.680	20.726



### ***Vorhabensbedingte Auswirkungen auf das Grundwasser***

	<b>Istzustand</b>		<b>Genehmigungszustand</b>		<b>Planvariante</b>	
2017	2.885	12.776	3.771	16.700	4.753	21.049
2018	3.024	13.392	3.833	16.975	4.735	20.969
Mittelwert	2.827	12.520	3.544	15.696	4.564	20.210

Unter Bezug auf die drei untersuchten Varianten zeigt sich, dass nach Einstellung der Auskiesung der Nitratrückhalt im See gegenüber dem Istzustand mit Auskiesung ein deutlich höheres Ausmaß annimmt. Im Verlauf des Beobachtungszeitraumes ist mit der folgenden Erhöhung der Abbauraten zu rechnen:

	<b>Istzu- stand</b>	<b>Genehmigungs- zustand</b>	<b>Planvariante</b>
Abbaurrate des mit dem Grundwasserzufluss in den See eingetragenen Nitrat-N im Verlauf eines 11-jährigen Beobachtungszeitraumes	36,6%	52,8%	55,4%

Durch die Einstellung der Auskiesungstätigkeit und die Entwicklung eines sauerstoffarmen Hypolimnions nehmen für den Genehmigungszustand und die Planvariante die Nitratabbauraten deutlich zu. Der deutlich erhöhte Nitratrückhalt bei der Passage des Grundwassers durch den See bewirkt eine Entlastung des im seeabstromigen Grundwasser gelegenen Wasserschutzgebietes des Zweckwasserverbandes Gruppenwasserversorgung Hohberg (vgl. Kapitel 3.1).

Schon derzeit verfügt der See über ein erhebliches Retentionsvermögen u.a. gegenüber Nitrat (siehe Abbildung 5.5; Seite 40), aber auch andere z.B. lipophile Substanzen oder Metalle, die im aeroben Milieu ausfallen, werden zurückgehalten (vgl. BOOS 1999).

## **9 Zusammenfassende Bewertung planungsbedingter Auswirkungen auf den Zustand des Baggersees und des abstromigen Grundwassers**

Das Untersuchungsgewässer wird, wie im Kapitel 7 ausgeführt wurde, auch nach Abschluss der geplanten Erweiterung (Planvariante) über einen insgesamt positiven Gütezustand verfügen.

Hinsichtlich der Beschaffenheitskennwerte des Seewassers, namentlich für den Nährstoffhaushalt und die Algenentwicklung sowie der Transparenz des Wasserkörpers kann eine gute Entwicklungsprognose nach Umsetzung der Planvariante und auch beim Erreichen des Genehmigungszustandes festgestellt werden. Nach dem Wegfall des auskiesungsbedingten Energieeintrags nach Abschluss der Auskiesung ist sowohl im Genehmigungszustand als auch bei der Planvariante weiterhin mit einer vollständigen Zirkulation des Sees zu rechnen.

Für den Sauerstoffhaushalt ergeben sich ebenfalls noch günstige Entwicklungsprognosen. Allerdings wird der Orientierungswert für die maximale Ausdehnung der bodennahen, sauerstoffarmen Wasserschicht von höchstens 30% der größten Seetiefe in klimatisch ungünstigen Jahren nicht immer eingehalten. Die Überschreitungen bleiben jedoch zeitlich eng begrenzt und verursachen kein dauerhaftes Defizit.

In Bezug auf die Phosphorwerte, die Chlorophyll-a Gehalte (Algenentwicklung) und die Wassertransparenz ist für den Genehmigungszustand und die Planvariante von einer leitbildkonformen Ausprägung der Qualitätsparameter im mesotrophen bis oligotrophen Bereich auszugehen.

Bei der Passage des Grundwassers durch den See findet ein Nitratrückhalt statt, der aufgrund der erheblichen Nitratbelastung des Grundwassers im Untersuchungsgebiet eine Entlastungsfunktion für das Grundwasser und damit auch für das Wasserschutzgebiet Zweckwasserverband Gruppenwasserversorgung Hohberg ausbildet. Dies gilt wegen des besseren Denitrifikationsvermögens im anoxischen Tiefenwasser in noch höherem Ausmaß für die Zeit nach Einstellung der Auskiesung (Genehmigungszustand und Planvariante).

Eine zusammenfassende Bewertung der planungsbedingt zu erwartenden Auswirkungen für die See- und Grundwasserqualität gibt die Tabelle 9.1.

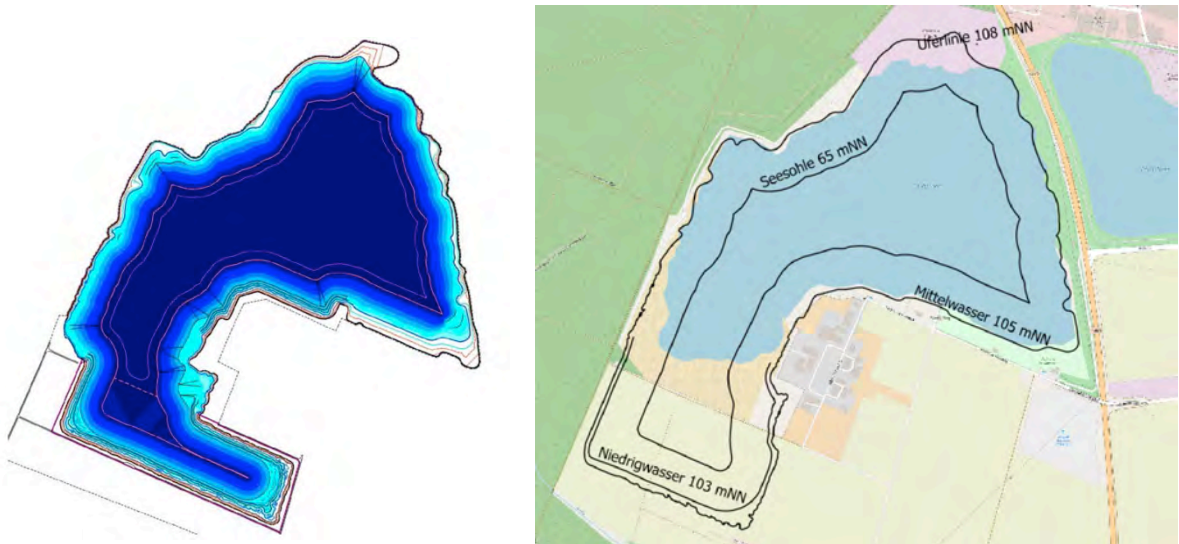
## Zusammenfassende Bewertung planungsbedingter Auswirkungen

**Tabelle 9.1: Gütekennwerte im Variantenvergleich**

	Istzustand		Genehmigungszustand		Planvariante	
Betriebszu- stand	in Auskiesung		stillgelegt		stillgelegt	
Tiefe max. [m]	40		40		40	
Seefläche [m <sup>2</sup> ]	564.000		625.000		746.000	
Seevol. [m <sup>3</sup> ]	11.900.000		16.600.000		18.900.000	
Zirkulations- verhalten	Vollständige Zirkulation (auch aus- kiesungsbedingt)	+	Vollständige Zirkulation	+	Vollständige Zirkulation	+
Sauerstoff- haushalt	Hoher Sauerstoffeintrag durch Baggertä- tigkeit (Bewertung deswegen nicht mög- lich).	/	Trotz Bildung einer sauerstoffarmen Wasser- schicht über Grund in der Stagnationsphase fast durchgängig günstig und leitbildkonform.	o	Trotz Bildung einer sauerstoffarmen Was- serschicht über Grund in der Stagnations- phase günstig und leitbildkonform. Über- schreitungen des Orientierungswertes nur kurzfristig.	o
Phosphorhaus- halt	Leitbildkonform oder besser (mesotroph bis oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (mesotroph bis oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (mesotroph bis oligotroph)	+
Chlorophyll-a	Leitbildkonform oder besser (mesotroph bis oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (mesotroph bis oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (mesotroph bis oligotroph)	+
Sichttiefe	Leitbildkonform (mesotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (mesotroph bis oligotroph)	+	Leitbildkonform oder besser (mesotroph bis oligotroph)	+
Nitratbelastung abstromiges Grundwasser	Leitbildkonform	+	Leitbildkonform, Verminderung der Nitratbe- lastung durch Retentionseffekte des Sees.	+	Leitbildkonform, Verminderung der Nitrat- belastung durch Retentionseffekte des Sees.	+
+ = positive Entwicklung - = negative Entwicklung o = eingeschränkt positiv / = Einstufung nicht möglich						

## 10 Möglichkeiten zur Optimierung der Seewasserqualität durch eine veränderte Seeform

Um festzustellen, ob eine veränderte Seeform zu einem günstigeren Zirkulationsverhalten und damit einem besseren Sauerstoffhaushalt führen kann, werden die Seeformen der aktuellen Planvariante (2020) und der alten Planvariante 1 (2018) miteinander verglichen.



**Abbildung 10.1:** Ausgestaltung des Seebeckens der aktuellen Planvariante (Stand 2020, linke Graphik) und der ehemaligen Planvariante 1 (Stand 2018, rechte Graphik)

Hinsichtlich der Seemorphologie und der hydraulischen Anbindung unterscheiden sich diese beiden Varianten wie folgt:

**Tabelle 10.1:** Morphologische Kennwerte der unterschiedlichen Entwicklungsstufen des Baggersees

	Seesohle [m. ü.NN]	Fläche [ha]	Maximale Tiefe ( $T_{\max}$ ) [m]	Mittlere Tiefe ( $\phi$ ) [m]	Volumen [m <sup>3</sup> ]	$Q_{\text{zu}}$ OGWL [l/s]	$Q_{\text{zu}}$ OGWL [l/s]
Planvariante [Stand 2020]	65,5	74,6	40	25,3	18.900.000	41,9	1,4
Planvariante 1 [Stand 2018]	65,5	74,3	40	26,1	19.400.000	39,4	4,8

Auf der Grundlage der durchgeführten Berechnungen ergeben sich in der Prognose die in Abbildung 10.2 dargestellten Sauerstoff-Isoplethen.

Hierbei zeigen sich erkennbare Auswirkungen der Seeform auf die Qualität des Sauerstoffhaushaltes, der in der aktuellen Planvariante eine etwas negativere Ausprägung erfährt als bei der Planvariante 1 von 2018. Die Sauerstoffdefizite reichen bei der aktuellen Planvariante deutlich weiter in das Metalimnion hinein.

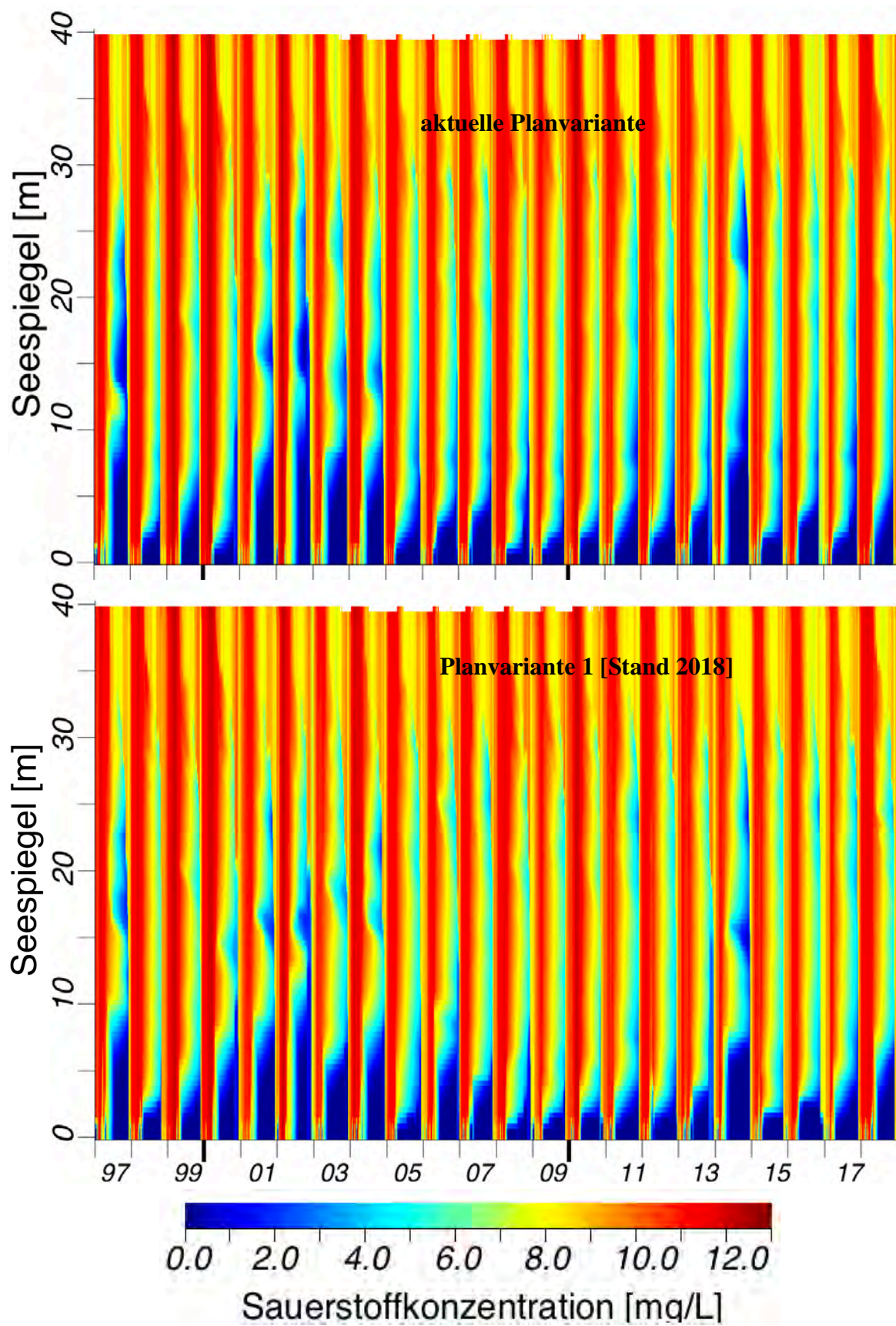
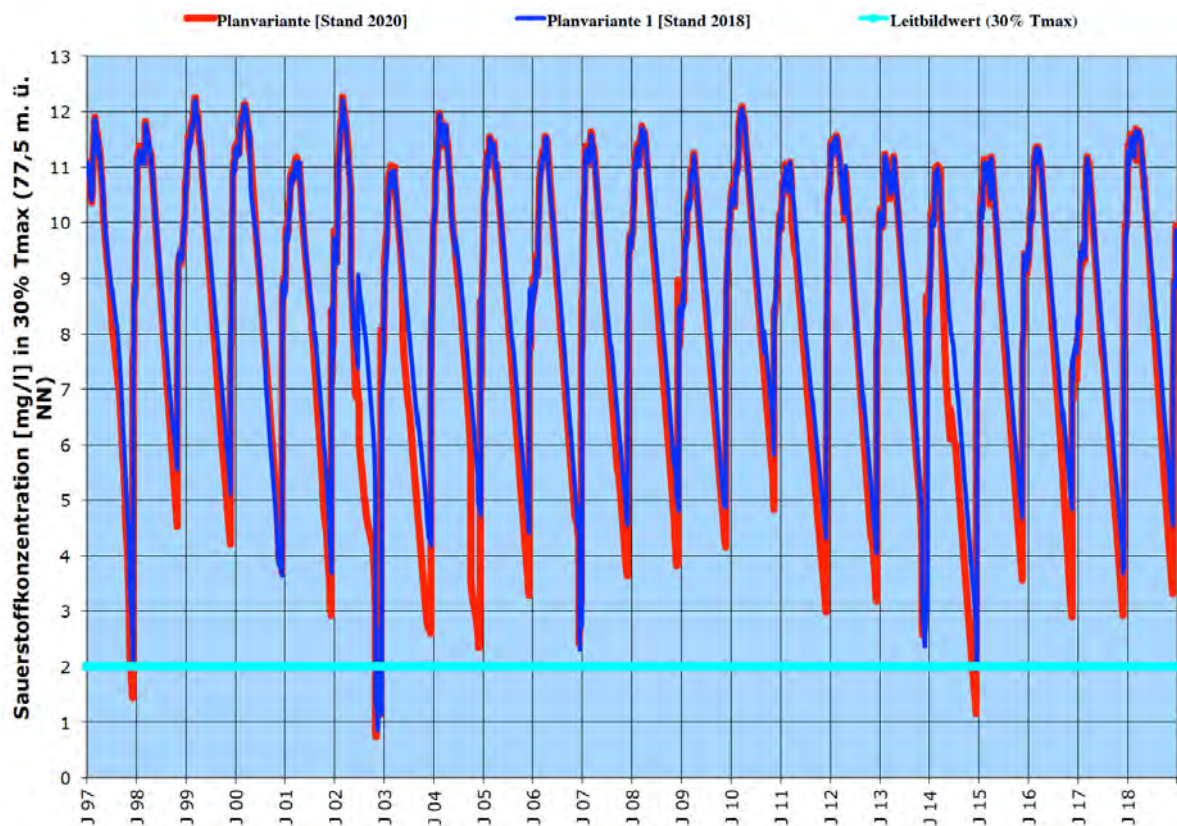


Abbildung 10.2: Sauerstoffhaushalt der aktuellen Planvariante (2020) und der ehemaligen Planvariante 1 (2018)



## Möglichkeiten zur Optimierung der Seewasserqualität durch eine veränderte Seeform

Dieses Ergebnis wird durch die Darstellung der Sauerstoffgehalte in der Tiefe von 77,5 m ü.NN bestätigt (vgl. Abbildung 10.3). In dieser Tiefe (= 28 m Seetiefe) sollte der Sauerstoffgehalt des Sees einen Wert von 2 mg/l nicht unterschreiten, damit die Güteanforderung für mesotrophe Gewässer (siehe Kapitel 5.2.1.2) eingehalten wird.



**Abbildung 10.3: Simulation der Sauerstoffgehalte für die aktuelle (Stand 2020) und die ehemalige Planvariante 1 (Stand 2018) in 77,5 m ü NN (28m Wassertiefe)**

Zwischen den beiden Planvarianten ergeben sich bezüglich der Jahresminimumkonzentrationen in 77,5 m ü.NN die folgenden Unterschiede.

Minimumkonzentration in 77,5 m ü.NN																							
Varianten	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Ø
Planvari- ante (2020)	1,4	4,5	4,2	3,7	2,9	0,7	2,6	2,3	3,3	2,4	3,6	3,8	4,2	4,8	3,0	3,2	2,6	1,2	3,6	2,9	2,9	3,3	3,1
Planvari- ante (2018)	2,1	5,6	5,1	3,6	3,7	0,9	4,2	4,7	4,4	2,3	4,6	4,8	4,9	5,8	4,3	4,0	2,4	1,9	4,7	4,8	3,7	4,6	4,0

Die aktuelle Planvariante (Stand 2020) weist folglich einen etwas ungünstigeren Zustand beim Sauerstoffhaushalt auf als die ehemalige Planvariante 1 (Stand 2018).

## **11 Zusammenfassung**

Der vorliegende Bericht erarbeitet die erforderlichen Unterlagen für die Umweltverträglichkeitsuntersuchung des Erweiterungsvorhabens am Baggersee Inneres Fischwasser in Bad Schönborn durch die Philipp & Co KG. Untersuchungsgegenstände bilden die Beschreibung des Istzustandes und vergleichende Prognosen der Güteentwicklung nach der Abgrabung von Restflächen im Rahmen der erteilten Abgrabungsgenehmigung (im Folgenden: Genehmigungszustand) sowie für ein Erweiterungsvorhaben (im Folgenden: Planvariante). Die Planvariante beinhaltet bei gleicher Tiefe wie im Genehmigungszustand (maximal 40 m = 65,5 m ü.NN) eine Vergrößerung der Seefläche auf 74,6 ha. In dem eigentlichen Erweiterungsbereich bleibt die maximale Abgrabungstiefe allerdings auf 75 m ü.NN begrenzt. Das Seevolumen beträgt dann 18,9 Mio. m<sup>3</sup>. Die Morphologie des Sees ist im Hinblick auf eine minimale Beeinflussung des abstromigen Grundwassers hin optimiert.

Externe Einflüsse für die Seewasserqualität entstehen durch die Landnutzung, atmosphärische Einträge und den Grundwasserzufluss. Atmosphärische Eintragspotentiale bestehen für Nährstoffe in einer mittleren Größenordnung von 0,053 kg/ha\*Jahr für Phosphor und 12,4 kg/ha\*Jahr für Stickstoff.

Das Grundwassergefälle im Umfeld des Untersuchungsgewässers weist einen mittleren Wert von 0,39 ‰ auf, die Grundwasserfließrichtung zeigt eine nord-nord-westliche Strömungsrichtung. Die Durchlässigkeitsbeiwerte erreichen im Oberen Grundwasserleiter (OGWL)  $k_f = 3\text{--}5 \cdot 10^{-3}$  m/s und im Mittleren Grundwasserleiter (MGWL)  $k_f = 0,5\text{--}1 \cdot 10^{-3}$  m/s. Bei einer maximalen Seetiefe von 40 m (65,5 m ü.NN) fließt dem See primär Wasser aus dem Oberen Grundwasserleiter zu.

Zur Ermittlung der externen Belastung des Sees mit dem Grundwasserzustrom wurden zwei unterschiedliche Belastungsvarianten untersucht, die sich durch die Auswahl der Grundwassermessstellen zur Erfassung der relevanten Belastungskennwerte unterscheiden. Die Belastungsvariante 1 weist insbesondere eine höhere Nitratbelastung, aber auch höhere Sulfatwerte auf. Eine Plausibilitätsprüfung mit Hilfe von Modellsimulationen zur Nitratbelastung des Seewassers für den Zeitraum 1997 bis 2019 und einem Vergleich mit zeitgleich erhobenen Messwerten ergab eine deutliche Präferenz für die Belastungsvariante 2 mit etwas geringeren, aber immer noch hohen Nitratreinträgen in den See.

Als Belastungskenngrößen für den Grundwasserzustrom wurden die Mittelwerte aus mehreren Messserien im Zeitraum 2015-2016 gebildet. Für Messungen unterhalb der analytischen Nachweisgrenze des jeweiligen Verfahrens wurde in der statistischen Auswertung entsprechend der üblichen Vorgehensweise der halbe Wert des Nachweisgrenzwertes genutzt.

Das dem See zuströmende Grundwasser ist in beiden Grundwasserstockwerken anoxisch. Die Phosphorgehalte sind im OGWL gering bis mäßig und nehmen im MGWL deutlich niedrigere Werte an. Stickstoff liegt primär in oxidierter Form als Nitrat vor und erreicht infolge von Nitratreinträgen durch landwirtschaftliche Nutzungen ein hohes Ausmaß im OGWL und ein erheblich niedrigeres im MGWL. Silizium, das den Kieselalgen als Nährstoff dient, liegt nur in geringen Konzentrationen mit Mittelwerten von 4,7 mg/l im OGWL und nur etwas höheren 6,0 mg/l im MGWL vor. Das Grundwasser beider Stockwerke besitzt eine hohe chemische Pufferkapazität gegenüber Nährstoffeinträgen und bietet im Hinblick auf die Trophieentwicklung des Sees daher positive Voraussetzungen für eine gute Seewasserqualität.

Das Grundwassermodell weist für den Wasserhaushalt des Sees Verweilzeiten von 9,5 Jahren im Istzustand, 14,1 Jahren im Genehmigungszustand und 13,8 Jahren nach Umsetzung der Planvariante aus. Bei sämtlichen Werten ergeben sich lange Wasserverweilzeiten, so dass die seetypischen, vom Sedimentationsgeschehen geprägten Ab- und Umbauprozesse gegenüber den Ausspülungsprozessen dominieren.

Die Erfassung des aktuellen Gütezustandes des Sees stützte sich auf insgesamt 13 Beprobungen der chemisch-physikalischen Wasserqualität und 4 Sedimentproben, die im Zeitraum 2008 bis 2019 durchgeführt wurden. Als Bezugsgröße zur Beurteilung der Gewässergüte dienten die mesotrophen Kenngrößen der trophieindizierenden Parameter.

Die Temperaturtiefenprofile zeigten eine Zirkulation des Wasserkörpers in den Winterhalbjahren und eine teilweise, infolge der Baggertätigkeit abgeschwächte thermische Schichtung in den Sommerhalbjahren an. Ein sauerstoffarmer Wasserkörper über Grund mit O<sub>2</sub>-Gehalten unter 2 mg/l bildete sich zu keinem Zeitpunkt aus, der Zielwert für einen mesotrophen Status (maximale Ausdehnung der sauerstoffarmen Schicht 10 - 30 % der Gesamttiefe) wurde demnach stets deutlich erreicht. Zeitweise ergaben sich Hinweise auf einen biogenen Sauerstoffeintrag durch Algen. Die elektrische Leitfähigkeit als Indikator für die Menge der im Wasser gelösten Ionen erreichte im Untersuchungsgewässer mittlere, für die geogene Grundbelastung des Naturraums typische Werte. Unter Bezug auf das Wertemuster güteindizierender Ionen war weder aus den absoluten Konzentrationen noch aus der Verteilung über die Gewässertiefe auf Gütedefizite zu schließen.

Gesamtposphor war während der Untersuchungstermine in stark schwankenden, zumeist geringen Konzentrationen im Seewasser vorhanden. Die für die Trophieeinstufung relevanten Messergebnisse im Epilimnion wiesen den See als mesotrophes Gewässer aus. Über Grund kam es zeitweise zu einer Erhöhung der Werte, die aber nicht ein erhebliches Rücklösungspotential für Phosphor anzeigte. Der direkt pflanzenverfügbare ortho-Phosphat-Phosphor war zumeist aufgezehrt. Während Ammonium und Nitrit nur in geringen bis mäßigen Konzentrationen gemessen wurde, erreichten die Nitratgehalte entsprechend der Beschaffenheit des zuströmenden Grundwassers hohe Konzentrationen. Allerdings war eine deutliche Absenkung des Belastungsniveaus im Vergleich zu den Vorjahren und insbesondere unter Bezug auf die sehr hohen Werte in den 1990er Jahren festzustellen.

Die Gehalte des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) wie auch des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) waren gering, so dass von einer Belastung des Sauerstoffhaushaltes durch die Mineralisierung organischer Wasserinhaltsstoffe im Untersuchungsgewässer nicht auszugehen ist. Die Algenentwicklung war nur schwach ausgeprägt und die Chlorophyll-a Werte lagen stets im Bereich eines mesotrophen Status. Die Sichttiefenwerte blieben aufgrund der betriebsbedingten mineralischen Trübung gering. Der See besitzt infolge der geogenen Gegebenheiten im Einzugsgebiet ein hohes Pufferungsvermögen gegenüber Phosphoreinträgen.

Schadstoffuntersuchungen auf das Pestizid Terbutryn und eine Auswahl von PFC's am 22.8.2019 ergaben keine PFT- oder Terbutryn-Belastungen.

Die Nährstoffgehalte im Sediment erreichten eine geringe bis mäßige Ausprägung und entsprachen dem Entwicklungsstadium eines gering belasteten, noch in Auskiesung befindlichen Gewässers mit erst beginnendem Seebodenbildungsprozess.

Bei einer Beprobung des Makrozoobenthos im August 2018 wurden an 2 Probestellen 27 Arten nachgewiesen. Dominierende Taxa waren Wassermilben (*Hydrachnidia*), die Zwergruderwanze (*Micronecta scholtzi*), die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke

(*Potamopyrgus antipodarum*). Rund 26% der nachgewiesenen Taxa waren Neozoen, in den Roten Listen der gefährdeten Tierarten Deutschlands (RL BRD) und Baden-Württembergs (RL BA-Wü) gelistete Arten traten nicht auf.

Die Untersuchung des Phytoplanktons am 19.10.18 und 22.08.19 ergab eine geringe bis mäßige Algenentwicklung. Allerdings erreichte 2018 die potenziell toxinbildende Cyanobakterie *Planktothrix rubescens* einen hohen Biomasseanteil. Belastungen oder Einschränkungen ergaben sich hierdurch jedoch nicht, selbst der UBA Schwellenwert für die Warnstufe 1 (1 mg/l potentiell toxinbildende Cyanobakterien) wurde mit 0,68 mg/l deutlich unterschritten.

Zur Ermittlung der planungsbedingten Folgen für den Gütezustand des Sees wurden Entwicklungsprognosen für den Temperaturhaushalt und das Zirkulationsverhalten sowie die maßgeblichen Kenngrößen des Nährstoffhaushaltes durchgeführt. Nährstoffbelastungen des Sees erfolgen durch den Grundwasserzufluss, den Niederschlagseintrag, Nutzungen wie Baden und Freizeitfischerei sowie die Nährstoffeinträge von Wasservögeln. Eine Gesamtbilanz dieser Eintragspfade für Gesamtphosphor und anorganischen Gesamtstickstoff ergab das mit Abstand höchste Belastungspotential durch den Grundwasserzufluss.

Aus den reinen Eintragswerten kann jedoch nicht unmittelbar auf die Nährstoffkonzentrationen im Wasserkörper geschlossen werden, da Phosphor im Stoffwechselgeschehen eines Sees vielfachen biotischen und abiotischen Umbau-, Abbau- und Ausspülungsprozessen unterliegt. Diese Effekte verstärken sich bei längeren Wasserverweilzeiten, die eine höhere Sedimentationsrate sowie intensivere Ab- und Umbauprozesse der mit dem Grundwasser eingetragenen Stoffe einschließlich der Nährstoffe ermöglichen.

Prognosen der Güteentwicklung des Sees mit dem 1-D hydrodynamischen Modell DY-RESM (Dynamic Reservoir Simulation Model) und dem Programm CAEDYM ergaben, dass auch nach Einstellung der Auskiesung im Genehmigungszustand und nach Umsetzung der Planvariante stets mit der vollständigen Zirkulation des Wasserkörpers zu rechnen ist. Auch für den Sauerstoffhaushalt ergibt sich ein insgesamt noch positives Bild. Allerdings wird der Orientierungswert für die maximale Ausdehnung der bodennahen, sauerstoffarmen Wasserschicht von höchstens 30% der größten Seetiefe in klimatisch ungünstigen Jahren nicht immer eingehalten. Die Überschreitungen bleiben jedoch zeitlich eng begrenzt und verursachen kein dauerhaftes Defizit.

Hinsichtlich der Phosphorwerte, der Chlorophyll-a Gehalte (Algenentwicklung) und der Wassertransparenz ist für den Genehmigungszustand und die Planvariante von einer leitbildkonformen Ausprägung der Qualitätsparameter im mesotrophen bis oligotrophen Bereich auszugehen.

Nach Abschluss der Auskiesung ergibt sich demnach eine positiv zu bewertende Ausprägung des Nährstoffhaushaltes und der Trophielage.

In Bezug auf das Grundwasser entstehen durch die Planumsetzung keine negativen Auswirkungen. Die Grundwasserschutzfunktion des Sees durch Nitratrückhalt bei der Grundwasserpassage wird sich nach Abschluss der Auskiesung im Genehmigungszustand und bei der Planvariante im Vergleich zum Istzustand noch deutlich erhöhen. Dabei bildet sich eine Entlastungsfunktion für das im Untersuchungsgebiet immer noch stark nitratbelastete Grundwasser und das im seeabstromigen Grundwasser gelegene Wasserschutzgebiet des Zweckwasserverbandes Gruppenwasserversorgung Hohberg aus.

Mögliche Auswirkungen auf die Beschaffenheit des Seewassers bei einer alternativen Ausgestaltung der Seemorphologie im Rahmen der Seeerweiterung wurden durch einen Vergleich der aktuellen Planvariante (2020) mit der Planvariante 1 aus den Planungen des Jahres 2018 geprüft. Dabei zeigten die Modellierungen, dass der Sauerstoffhaushalt des Sees im Fall der Planvariante 1 von 2018 eine etwas günstigere Ausprägung annimmt.



## 12 Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 2.1: VOLUMENKURVE .....	6
ABBILDUNG 2.2: AUSGESTALTUNG DES SEEBECKENS IM ISTZUSTAND.....	6
ABBILDUNG 2.3: AUSGESTALTUNG DES SEEBECKENS IM GENEHMIGUNGSZUSTAND .....	7
ABBILDUNG 2.4: AUSGESTALTUNG DES SEEBECKENS NACH UMSETZUNG DER PLANVARIANTE (KARTENGRUNDLAGE ARGUPLAN) .....	7
ABBILDUNG 3.1: LANDNUTZUNG IM GRUNDWASSEREINZUGSGEBIET DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS (GRUNDLAGE SCHRÄGLUFTBILD, AUFNAHME BOOS 2016) .....	8
ABBILDUNG 3.2: LAGE DES WASSERSCHUTZGEBIETES DES ZWECKWASSERVERBANDES GRUPPENWASSERVERSORGUNG HOHBERG (KARTENGRUNDLAGE ARGUPLAN) .....	9
ABBILDUNG 3.3: LAGE DER GRUNDWASSERMESSSTELLEN (KARTE HYDROISOTOP 2017).....	11
ABBILDUNG 3.4: LAGE DER GRUNDWASSERMESSSTELLEN FÜR DIE AUSWAHL DER ZUFLUSSKOMPONENTEN (HYDROISOTOP) .....	12
ABBILDUNG 3.5: DARSTELLUNG DER GRUNDWASSER-SEEWASSERWECHSELWIRKUNGEN ANHAND DER LEITFÄHIGKEITSWERTE (MESSERGEBNISSE VOM 14.5.2018) .....	13
ABBILDUNG 3.6: LAGE DER GRUNDWASSERMESSSTELLEN FÜR DIE AUSWAHL DER ZUFLUSSKOMPONENTEN UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES SEEMETABOLISMUS.....	14
ABBILDUNG 3.7: GRUNDWASSERGLEICHENKARTE VOM 23.5.2016 IM OGWL (HYDRAG 2017) .....	15
ABBILDUNG 3.8: GRUNDWASSERGLEICHENKARTE VOM 18.10.2017 IM OGWL (HYDRAG 2017).....	16
ABBILDUNG 3.9: GRUNDWASSERGLEICHENPLAN 29.9.2003-1.10.2003 (NIEDRIGE GRUNDWASSERSTÄNDE) HGK 2007.....	17
ABBILDUNG 5.1: PROBENAHMESTANDORTE .....	28
ABBILDUNG 5.2: TIEFENPROFILE DER WASSERTEMPERATUR IM BAGGERSEE "INNERES FISCHWASSER" .....	31
ABBILDUNG 5.3: TIEFENPROFILE DER SAUERSTOFFGEHALTE IM BAGGERSEE "INNERES FISCHWASSER" .....	32
ABBILDUNG 5.4: TIEFENPROFILE DER ELEKTRISCHEN LEITFÄHIGKEIT IM BAGGERSEE "INNERES FISCHWASSER" .....	34
ABBILDUNG 5.5: ENTWICKLUNG DER NITRATGEHALTE IM SEEWASSER VON 1994 BIS 2019 .....	40
ABBILDUNG 5.6: LAGE DER MAKROZOOBENTHOS-PROBENAHMESTELLEN (AUGUST 2018) .....	42
ABBILDUNG 6.1: MODELLBILANZ DER EXTERNEN PHOSPHOREINTRÄGE IN DEN SEE (GRUNDWASSER-BELASTUNGSVARIANTE 1) .....	52
ABBILDUNG 6.2: MODELLBILANZ DER EXTERNEN PHOSPHOREINTRÄGE IN DEN SEE (GRUNDWASSER-BELASTUNGSVARIANTE 2) .....	52
ABBILDUNG 6.3: MODELLBILANZ DER EXTERNEN STICKSTOFFEINTRÄGE IN DEN SEE (GRUNDWASSER-BELASTUNGSVARIANTE 1) .....	53
ABBILDUNG 6.4: MODELLBILANZ DER EXTERNEN STICKSTOFFEINTRÄGE IN DEN SEE (GRUNDWASSER-BELASTUNGSVARIANTE 2) .....	54
ABBILDUNG 7.1: ABHÄNGIGKEIT DES SAUERSTOFFHAUSHALTES VON DEN EINZELKOMPARTIMENTEN (ABB. AUS HIPSEY ET. AL. 2006) .....	56
ABBILDUNG 7.2: VERLAUF DER AUFSUMMIERTEN GLOBALSTRAHLUNGSWERTE AUSGEWÄHLTER JAHRE.....	58
ABBILDUNG 7.3: ZEITLICHE ANPASSUNG (DYNAMISIERUNG) DER NITRATBELASTUNG MIT DEM GRUNDWASSERZUFLUSS DURCH DIE NITRATWERTE IM SEE .....	60
ABBILDUNG 7.4: MODELLIERUNG DER NITRATGEHALTE FÜR DEN ISTZUSTAND BEI HOHEN (BELASTUNGSVARIANTE 1) UND MITTLEREN (BELASTUNGSVARIANTE 2) ZUFLUSSWERTEN IM VERGLEICH ZU DEN MESSWERTEN .....	61
ABBILDUNG 7.5: TEMPERATURSIMULATION UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES ISTZUSTAND MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.1997 BIS ZUM 31.12.2010 (TAGESWERTE .....	64
ABBILDUNG 7.6: TEMPERATURWERTE DER SIMULATION DES ISTZUSTANDES IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN ..	65
ABBILDUNG 7.7: FELDMESSUNG UND SIMULATION IM ISTZUSTAND .....	65

ABBILDUNG 7.8: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES ISTZUSTANDES MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.1997 BIS ZUM 31.12.2018 (TAGESWERTE) .....	66
ABBILDUNG 7.9: TEMPERATURSIMULATION UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES GENEHMIGUNGSZUSTANDES MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.1997 BIS ZUM 31.12.2018 (TAGESWERTE) BEI GERINGERER WINDEINWIRKUNG ..	67
ABBILDUNG 7.10: SIMULATION DER TEMPERATURWERTE FÜR DEN GENEHMIGUNGSZUSTAND BEI GERINGERER WINDEINWIRKUNG IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN .....	68
ABBILDUNG 7.11: TEMPERATURSIMULATION UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES GENEHMIGUNGSZUSTANDES MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.1997 BIS ZUM 31.12.2018 (TAGESWERTE) BEI STÄRKERER WINDEINWIRKUNG ....	68
ABBILDUNG 7.12: SIMULATION DER TEMPERATURWERTE FÜR DEN GENEHMIGUNGSZUSTAND BEI STÄRKERER WINDEINWIRKUNG IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN .....	69
ABBILDUNG 7.13: SIMULATION DER VERMISCHUNG VON TRACERMARKIERTEM TIEFENWASSER IM GESAMTEN SEEVOLUMEN BEI GERINGERER WINDEINWIRKUNG .....	70
ABBILDUNG 7.14: SIMULATION DER VERMISCHUNG VON TRACERMARKIERTEM TIEFENWASSER IM GESAMTEN SEEVOLUMEN BEI STÄRKERER WINDEINWIRKUNG .....	70
ABBILDUNG 7.15: SIMULATION DER SAUERSTOFFKONZENTRATIONEN UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES GENEHMIGUNGSZUSTANDES MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.1997 BIS ZUM 31.12.2018 (TAGESWERTE) BEI GERINGERER WINDEINWIRKUNG .....	71
ABBILDUNG 7.16: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE FÜR DEN GENEHMIGUNGSZUSTAND BEI GERINGERER WINDEINWIRKUNG IN 77,5 M Ü.NN (28 M WASSERTIEFE).....	72
ABBILDUNG 7.17: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES GENEHMIGUNGSZUSTANDES MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.1997 BIS ZUM 31.12.2018 (TAGESWERTE).....	72
ABBILDUNG 7.18: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE FÜR DEN GENEHMIGUNGSZUSTAND BEI STÄRKERER WINDEINWIRKUNG IN 77,5 M Ü.NN (28M WASSERTIEFE).....	73
ABBILDUNG 7.19: SAUERSTOFFVERSORGUNG DER SEEBODENNAHEN WASSERSCHICHT IN STILLGELEGTEN, TIEFEN BAGGERSEEN DER OBERRHEINEBENE WÄHREND DER ZIRKULATIONSPHASE.....	74
ABBILDUNG 7.20: TEMPERATURSIMULATION UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DER PLANVARIANTE MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.1997 BIS ZUM 31.12.201 (TAGESWERTE) .....	75
ABBILDUNG 7.21: SIMULATION DER TEMPERATURWERTE FÜR DIE PLANVARIANTE IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN .....	76
ABBILDUNG 7.22: SIMULATION DER VERMISCHUNG VON TRACERMARKIERTEM GRUNDWASSER IM SEEVOLUMEN DER PLANVARIANTE MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.1997 BIS ZUM 31.12.2018 (TAGESWERTE) .....	77
ABBILDUNG 7.23: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DER PLANVARIANTE MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.1997 BIS ZUM 31.12.2018 (TAGESWERTE) .....	78
ABBILDUNG 7.24: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE FÜR DEN PLANVARIANTE IN 77,5 M Ü.NN (28 M WASSERTIEFE) IM VERGLEICH ZUM GENEHMIGUNGSZUSTAND .....	79
ABBILDUNG 7.25: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE FÜR ISTZUSTAND UND GENEHMIGUNGSZUSTAND.....	82
ABBILDUNG 7.26: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE FÜR DIE PLANVARIANTE .....	83
ABBILDUNG 7.27: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT.....	83
ABBILDUNG 7.28: SIMULATION VON CHLOROPHYLL-A FÜR DEN ISTZUSTAND .....	84
ABBILDUNG 7.29: SIMULATION VON CHLOROPHYLL-A FÜR GENEHMIGUNGSZUSTAND UND PLANVARIANTE .....	85
ABBILDUNG 7.30: SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IM EPIIMNION UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT.....	86
ABBILDUNG 7.31: SIMULATION DER SICHTTIEFENWERTE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT.....	87
ABBILDUNG 7.32: SIMULATION DER NITRAT-N KONZENTRATIONEN DES SEEWASSERS IM IST- UND GENEHMIGUNGSZUSTAND SOWIE FÜR DIE PLANVARIANTE.....	90
ABBILDUNG 7.33: VERLAUF DER PROGNOSEWERTE FÜR DIE NITRAT-N KONZENTRATIONEN DES SEEWASSERS IN 15 M UND 35 M WASSERTIEFE.....	92
ABBILDUNG 8.1: MITTLERE FLIEßZEIT ZWISCHEN DEN BEIDEN GWM'S B/ F/2016 UND GWM 9 F/2012 .....	94

ABBILDUNG 8.2: SIMULATIONSWERTE DER MITTLEREN NITRAT-N KONZENTRATIONEN DES INFILTRIERENDEN SEEWASSERS .....	95
ABBILDUNG 10.1: AUSGESTALTUNG DES SEEBECKENS DER AKTUELLEN PLANVARIANTE (STAND 2020, LINKE GRAPHIK) UND DER EHEMALIGER PLANVARIANTE 1 (STAND 2018, RECHTE GRAPHIK) .....	99
ABBILDUNG 10.2: SAUERSTOFFHAUSHALT DER AKTUELLEN PLANVARIANTE (2020) UND DER EHEMALIGEN PLANVARIANTE 1 (2018) .....	100
ABBILDUNG 10.3: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE FÜR DIE AKTUELLE (STAND 2020) UND DIE EHEMALIGE PLANVARIANTE 1 (STAND 2018) IN 77,5 M Ü NN (28M WASSERTIEFE) .....	101

## 13 Tabellenverzeichnis

TABELLE 2.1: MORPHOLOGISCHE KENNWERTE DER UNTERSCHIEDLICHEN ENTWICKLUNGSTUFEN DES BAGGERSEES .....	5
TABELLE 3.1: DEPOSITIONSRATEN FÜR NÄHRSTOFFE .....	10
TABELLE 3.2: MESSSTELLEN DER ZUFLUSSKOMPONENTE 1 .....	12
TABELLE 3.3: MESSSTELLEN DER ZUFLUSSKOMPONENTE 2 .....	12
TABELLE 3.4: MESSSTELLEN DER ZUFLUSSKOMPONENTE 1 UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES SEEMETABOLISMUS.....	14
TABELLE 3.5: MESSSTELLEN DER ZUFLUSSKOMPONENTE 2 UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES SEEMETABOLISMUS.....	14
TABELLE 3.6: GRUNDWASSERGEFÄLLE IM SEEUNBEEINFLUSSTEN GRUNDWASSERLEITER.....	17
TABELLE 3.7: FESTLEGUNG DER ZUFLUSSBESCHAFFENHEIT AUF DER GRUNDLAGE DER GRUNDWASSERBESCHAFFENHEIT (HYDROISOTOP).....	19
TABELLE 3.8 FESTLEGUNG DER ZUFLUSSBESCHAFFENHEIT AUF DER GRUNDLAGE DER GRUNDWASSERBESCHAFFENHEIT UND UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DER SEEWASSERBESCHAFFENHEIT (BGL) .....	21
TABELLE 3.9: OXIDATIONSZUSTAND IM OBEREN GRUNDWASSERLEITER (OGWL) .....	23
TABELLE 3.10: OXIDATIONSZUSTAND IM MITTLEREN GRUNDWASSERLEITER (MGWL) .....	24
TABELLE 3.11: NÄHRSTOFFGEHALTE IM OBEREN GRUNDWASSERLEITER (OGWL) .....	24
TABELLE 3.12: NÄHRSTOFFGEHALTE IM MITTLEREN GRUNDWASSERLEITER (MGWL) .....	25
TABELLE 3.13: HYDROGENKARBONAT- UND CALCIUMGEHALTE IM OBEREN GRUNDWASSERLEITER (OGWL) .....	25
TABELLE 3.14: HYDROGENKARBONAT- UND CALCIUMGEHALTE IM MITTLEREN GRUNDWASSERLEITER (MGWL) .....	26
TABELLE 3.15: TEMPERATUR- UND LEITFÄHIGKEITSWERTE IM OBEREN GRUNDWASSERLEITER (OGWL) .....	26
TABELLE 3.16: TEMPERATUR- UND LEITFÄHIGKEITSWERTE IM MITTLEREN GRUNDWASSERLEITER (MGWL) .....	26
TABELLE 3.17: SILIZIUMGEHALTE IM OBEREN (OGWL)UND MITTLEREN GRUNDWASSERLEITER (MGWL) .....	26
TABELLE 4.1: GRUNDWASSERANBINDUNG DES BAGGERSEES (GRUNDWASSERMODELL) .....	27
TABELLE 5.1: BEPROBUNGSUMFANG.....	28
TABELLE 5.2: REDOXSENSITIVE PARAMETER IM BAGGERSEE "INNERES FISCHWASSER" .....	33
TABELLE 5.3: VERTEILUNG AUSGESUCHTER IONEN IM BAGGERSEE "INNERES FISCHWASSER" .....	35
TABELLE 5.4: PHOSPHORGEHALTE IM BAGGERSEE "INNERES FISCHWASSER" .....	38
TABELLE 5.5: STICKSTOFFGEHALTE IM BAGGERSEE "INNERES FISCHWASSER" .....	39
TABELLE 5.6: WEITERE INDIKATORWERTE DES NÄHRSTOFFHAUSHALTES IM BAGGERSEE "INNERES FISCHWASSER" .....	40
TABELLE 5.7: SCHADSTOFFE IM SEEWASSER AM 22.8.2019 .....	41
TABELLE 5.8: NÄHRSTOFFGEHALTE IM SEDIMENT DES BAGGERSEES "INNERES FISCHWASSER" .....	42
TABELLE 5.9: GESAMTARTENLISTE MAKROZOOBENTHOS.....	43
TABELLE 5.10: GESAMTARTENLISTE PLANKTISCHER ALGEN UND CYANOBAKTERIEN .....	44
TABELLE 5.11: ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DES GEWÄSSERZUSTANDES.....	46
TABELLE 6.1: EINTRAGSWERTE UND BELASTUNGEN DURCH DEN GRUNDWASSERZUFLUSS .....	47
TABELLE 6.2: NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH NIEDERSCHLAG.....	48
TABELLE 6.3: NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH BADENUTZUNG .....	48
TABELLE 6.4: NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH FREIZEITFISCHEREI.....	49
TABELLE 6.5: NÄHRSTOFFEINTRÄGE DURCH WASSERVÖGEL .....	51
TABELLE 7.1: MODELLKONSTANTEN.....	57
TABELLE 7.2: MORPHOLOGISCHE UND HYDRAULISCHE INPUTDATEN BEI MITTLERER HYDRAULISCHER ANBINDUNG DES SEES.....	59
TABELLE 7.3: TIEFENSTUFEN UND WASSERAUSTAUSCH .....	59

TABELLE 7.4: STICKSTOFFBELASTUNG IM GRUNDWASSERZUSTROM BEI UNTERSCHIEDLICHEN BILANZIERUNGSANSÄTZEN .....	60
TABELLE 7.5 INPUTPARAMETER FÜR DIE BELASTUNG DURCH DEN GRUNDWASSERZUFLUSS.....	62
TABELLE 7.6: SAUERSTOFFVERSORGUNG ÜBER GRUND WÄHREND DER ZIRKULATIONSPHASE IN TIEFEN, STILLGELEGTE BAGGERSEEN DER OBERREINEBENE (DATEN ZEBIS 2003).....	74
TABELLE 7.7: MINIMUMKONZENTRATION DER SAUERSTOFFGEHALTE IN 77,5 M Ü.NN.....	80
TABELLE 7.8: STICKSTOFFBELASTUNG IM GRUNDWASSERZUSTROM AUS DEM OGWL .....	88
TABELLE 7.9: ABBAU VON NITRAT IM SEEWASSER (WASSERTIEFE 15M (2FACH) UND 35M (1FACH)).....	91
TABELLE 8.1: VERÄNDERUNG AUSGEWÄHLTER BESCHAFFENHEITSKENNWERTE ÜBER DEN BEOBACHTUNGSZEITRAUM.	93
TABELLE 8.2: ABFLUSSBEREICHE UND ABFLUSSMENGEN DES INFILTRIERENDEN SEEWASSERS IM MODELL .....	94
TABELLE 8.3: NITRATRÜCKHALT (MODELLWERTE) BEI DER PASSAGE DES GRUNDWASSERS DURCH DEN SEE .....	95
TABELLE 9.1: GÜTEKENNWERTE IM VARIANTENVERGLEICH .....	98
TABELLE 10.1: MORPHOLOGISCHE KENNWERTE DER UNTERSCHIEDLICHEN ENTWICKLUNGSSTUFEN DES BAGGERSEES	99



## **14 Literaturverzeichnis**

- Boos, K.-J. (1996): Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Baggerseen - Literaturstudie, Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (= Veröffentlichungen des Zentralen Fachdienstes Wasser -Boden - Abfall - Altlasten bei der Landesanstalt für Umweltschutz Bd. 33), 163 S.
- Boos, K.-J. (1999): Ab- und Umbauprozesse in Baggerseen und deren Einfluss auf das Grundwasser - Literaturauswertung, Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), 174 S.
- Boos, K.-J. (2004): Limnologisches und Hydrologisches Begleitgutachten zur UVU Kiesgrubenerweiterung Philipp & Co. KG. Bad Schönborn, unveröffentlichter Bericht
- Casper, S.J., L. Krey & G. Proft (1985): Fallen leaves in Lake Stechlin, in: Casper, S.J. (Hrsg.), Lake Stechlin - A temperate oligotrophic lake, Dordrecht, 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
- FADER Umweltanalytik (2003): Untersuchungsprogramm zur Überprüfung des Wasserschutzgebietes des Zweckverbandes Gruppenwasserversorgung Hohberg, unveröffentlichter Zwischenbericht
- FADER Umweltanalytik (2015): ZV Gruppenwasserversorgung Hohberg Neuzonierung Wasserschutzgebiet Bericht über Detailauswertung von Pumpversuchen an Brunnen des Zweckverbandes
- 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
- Hornung, R. (2002): Numerical Modelling of Stratification in Lake Constance with the 1- D hydrodynamic model DYRESM. Masters thesis. Universität Stuttgart
- HYDRAG (2016): Grundwasserhydrologische Untersuchungen Kieswerk Bad Schönborn - Langenbrücken, Ergebnisbericht
- Hydroisotop (2017): - Erweiterung und Tieferbaggerung –Hydrochemische und isotonenhydrologische Bestandsaufnahme des Grundwassers im Umfeld des Baggersees bei Langenbrücken, Lkr. KA (Philipp-See)
- Kölle, W. (1991): Mobilisierung von Nickel und anderer Schwermetalle im Grundwasserleiter als Folge der Oxidation reduzierter Metallverbindungen durch Nitrat, in: Rheinisch-Westfälisches Inst. f. Wasserchemie und Wassertechnologie, Probleme der Öffentlichen Wasserversorgung mit metallischen Spurenstoffen, Band 5, S. 124-139
- Kölle, W. (1992): Mobilisierung und Immobilisierung geogener Schwermetalle, 3. Fachtagung Umweltverträgliches Wirtschaften - Die nachhaltige Sicherung des Trinkwassers, Veranst.: WFO, VDI, Stadtwerke Osnabrück, 22. 10. 1992

- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Bd. 2 - Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink, Berlin
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2003): Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien, Berlin: Kulturbuch-Verlag
- Lewis, D.M. et al. (2001): Numerical simulation of surface mixers used for destratification of reservoirs, International Congress on Modelling and Simulation, MODSIM 2001, 311-317
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2004): Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft - Empfehlungen für die Planung und Genehmigung des Abbaues von Kies und Sand, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 88), Karlsruhe, 104 S.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2004): Methodenband - Bestandsaufnahme der WRRL in Baden-Württemberg
- 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
- Mietz, O., H. Vietinghoff & I. Gabrysch (1995): Statistische Untersuchung zur Auswahl, Wichtung und zum Abgleich von Parametern innerhalb eines Klassifikationsansatzes für deutsche Seen sowie die regionale und typenbezogene Differenzierung der Seen in diesem Ansatz, Endbericht zu dem DVWK- Forschungsauftrag, Potsdam, 36 S.
- Niemeyer, R. (1978): Hydrologische Untersuchungen an Baggerseen und Alternativen der Folgenutzung, Mitt. des Inst. f. Landwirtschaftl. Wasserbau der Univ. Bonn 1978
- 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
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016
- Pätzold (2015): Chemisch-physikalische Untersuchungen am Baggersee „Inneres Fischwasser“ bei Langenbrücken
- Schäfer (2015): Grundwassermodell für den Bereich des ZV Gruppenwasserversorgung Hohberg (Gemeinde Östringen, Kreis Karlsruhe) und des WGZ Hardtwald (Gemeinde St. Leon-Rot, Rhein-Neckar-Kreis) - Zwischenbericht
- Schäfer (2020): Modellrechnungen für den Baggersee der Fa. Philipp & Co KG (Gemarkung Langenbrücken)
- 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
- TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001)

- UBA (2015): Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen. Bundesgesundheitsbl 2015· 58: 908–920 DOI 10.1007/s00103-015-2192-8 Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2015
- UM Baden-Württemberg & Rheinland-Pfalz (2007): Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum Karlsruhe-Speyer - Fortschreibung 1986 - 2005, Beschreibung der geologischen, hydrogeologischen und hydrologischen Situation, hrsg.: Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg & Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz, Stuttgart / Mainz
- 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