

# **Prognose der Güteentwicklung des Baggersees Rhinau unter den Bedingungen des Rechtszustandes und einer geplanten Vertiefung**

*BGL*

BÜRO FÜR GEWÄSSERKUNDE  
UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE  
KLAUS- JÜRGEN BOOS

erstellt von:  
Klaus-Jürgen Boos (Dipl. Geogr.)  
Saarbrücken,  
April 2018

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>3</b>
<b>2</b>	<b><u>VORHABENSBESCHREIBUNG</u></b> .....	<b>4</b>
<b>3</b>	<b><u>GÜTEZUSTAND DES BAGGERSEES</u></b> .....	<b>10</b>
<b>3.1</b>	<b>QUALITÄTSZIELE UND GÜTEANFORDERUNGEN</b> .....	<b>10</b>
3.1.1	NÄHRSTOFFGEHALTE .....	10
3.1.2	SAUERSTOFFGEHALTE.....	11
3.1.3	CHLOROPHYLLGEHALTE .....	11
3.1.4	SICHTTIEFE .....	11
<b>3.2</b>	<b>UNTERSUCHUNGSUMFANG</b> .....	<b>12</b>
<b>3.3</b>	<b>WASSERBESCHAFFENHEIT</b> .....	<b>13</b>
3.3.1	TEMPERATURHAUSHALT UND GEWÄSSERSCHICHTUNG.....	13
3.3.1.1	Temperaturtiefenprofile .....	13
3.3.1.2	Auswirkungen der oberflächigen Zuflüsse auf die Seewassertemperaturen .....	14
3.3.1.2.1	Loggeraufzeichnungen der Wassertemperatur des Seewassers und der Zuflüsse (Stundenwerte) .....	14
3.3.1.2.2	Temperaturverteilung in der oberflächennahen Wasserschicht des Sees .....	15
3.3.2	SAUERSTOFFHAUSHALT .....	16
3.3.3	LEITFÄHIGKEITSWERTE ( $\kappa_{25}$ ) .....	18
3.3.3.1	Leitfähigkeitswerte im Tiefenprofil .....	18
3.3.3.2	Erfassung der Leitfähigkeitswerte in der oberflächennahen Wasserschicht .....	19
3.3.4	VERTEILUNG AUSGESUCHTER IONEN .....	20
3.3.5	NÄHRSTOFFHAUSHALT UND BIOMASSE.....	22
3.3.5.1	Phosphorgehalte.....	22
3.3.5.2	Stickstoffgehalte.....	23
3.3.5.3	Weitere Indikatorwerte zur Beurteilung des Nährstoffhaushaltes.....	24
<b>3.4</b>	<b>SEDIMENTBESCHAFFENHEIT</b> .....	<b>26</b>
<b>4</b>	<b><u>GÜTEPROGNOSEN</u></b> .....	<b>27</b>
<b>4.1</b>	<b>METHODIK UND DATENGRUNDLAGEN</b> .....	<b>27</b>
4.1.1	MODELL ZUR PROGNOSE DES TEMPERATURHAUSHALTES UND DER WASSERQUALITÄT .....	27
4.1.2	BETRACHTUNGSZEITRAUM .....	28
4.1.3	DATENGRUNDLAGEN.....	28
4.1.3.1	Wetterdaten.....	29
4.1.3.2	Wasserhaushalt des Baggersees .....	30
4.1.3.2.1	Wasseraustausch durch den Grundwasserzustrom.....	31
4.1.3.2.2	Oberflächenzufluss aus dem Taubergießen und dem Rhein .....	31
4.1.3.2.2.1	Messtechnische Quantifizierung der Zuflussraten .....	31
4.1.3.2.2.2	Ermittlung der Wasseraustraschraten auf der Grundlage der Wasserstandsänderungen .....	32
4.1.3.3	Wasserbeschaffenheit der zuströmenden Wasserkörper .....	37
4.1.3.3.1	Wassertemperatur von Gießen- und Rheinwasser.....	37
4.1.3.3.2	Chemisch-physikalische Wasserbeschaffenheit .....	40
4.1.3.3.2.1	Wasserbeschaffenheit des Gießenzuflusses.....	40
4.1.3.3.2.2	Wasserbeschaffenheit im Rhein .....	41
<b>4.2</b>	<b>VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DEN GEWÄSSERZUSTAND DES BAGGERSEES</b> .....	<b>44</b>
4.2.1	TEMPERATURHAUSHALT UND ZIRKULATIONSVERHALTEN DES BAGGERSEES.....	45
4.2.1.1	Istzustand in Auskiesung.....	45
4.2.1.1.1	Istzustand in Auskiesung bei Standardzufluss .....	46

4.2.1.1.2	Istzustand in Auskiesung bei veränderten Zuflusswerten .....	48
4.2.1.2	Endzustand 2020.....	49
4.2.1.3	Rechtszustand stillgelegt .....	50
4.2.1.4	Planvariante nach Abschluss der Auskiesung .....	52
4.2.1.5	Zirkulation im seebodennahen Bereich sowie Einmischungsverhalten der Zuflüsse im Seewasserkörper.....	54
4.2.2	ENTWICKLUNG DER WASSERBESCHAFFENHEIT DES BAGGERSEES.....	56
4.2.2.1	Sauerstoffhaushalt.....	56
4.2.2.2	Phosphorgehalte im Epilimnion .....	60
4.2.2.3	Chlorophyll-a Gehalte im Epilimnion .....	63
4.2.2.4	Sichttiefenwerte.....	65
4.2.2.5	Ammoniumgehalte .....	67
<b>4.3</b>	<b>ZUSAMMENFASSEDE BEWERTUNG PLANUNGSBEDINGTER AUSWIRKUNGEN AUF DEN ZUSTAND DES BAGGERSEES .....</b>	<b>71</b>
<b>4.4</b>	<b>AUSWIRKUNGEN GERINGERER ZUFLUSSMENGEN AUF DEN GEWÄSSERZUSTAND DES RHINAUER BAGGERSEES .....</b>	<b>74</b>
4.4.1	SAUERSTOFFHAUSHALT.....	75
4.4.2	PHOSPHORGEHALTE DES SEEWASSERS .....	76
4.4.3	ALGENTWICKLUNG IM SEEWASSER .....	77
4.4.4	SICHTTIEFE (WASSERTRANSPARENZ) DES SEEWASSERS .....	78
4.4.5	AMMONIUM-N GEHALTE IM SEEWASSER.....	79
4.4.6	ZUSAMMENFASSEDE DARSTELLUNG DER WIRKUNG GERINGERER ZUFLUSSRATEN AUF DIE BESCHAFFENHEITSKENNWERTE DES SEES.....	80
<b>5</b>	<b><u>ABSCHLIEßENDE BEWERTUNG DER VORHABENSAUSWIRKUNGEN .....</u></b>	<b>81</b>
<b>6</b>	<b><u>MÖGLICHE ERGÄNZUNGSMAßNAHMEN .....</u></b>	<b>82</b>
6.1	GEFÄLLED RUCKLEITUNG .....	82
6.2	OPTIONALE VERRINGERUNG DER ABGRABUNGSTIEFE AUF T <sub>MAX</sub> = 80 M (80 M Ü.NN) .....	83
<b>7</b>	<b><u>ZUSAMMENFASSUNG .....</u></b>	<b>84</b>
<b>8</b>	<b><u>ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....</u></b>	<b>88</b>
<b>9</b>	<b><u>TABELLENVERZEICHNIS.....</u></b>	<b>91</b>
<b>10</b>	<b><u>LITERATURVERZEICHNIS .....</u></b>	<b>92</b>

# 1 Einleitung

Das Untersuchungsgewässer, der Baggersee Rhinau der DMA Mineralaufbereitung GmbH (Kuhlenwall 8, 47051 Duisburg), liegt im Naturschutzgebiet Taubergießen und verfügt über eine Gesamtfläche von 57 ha. Die derzeitige Planung sieht eine Vertiefung des Gewässers vor, eine Erweiterung des Sees in der Fläche ist nicht geplant.

Der vorliegende Bericht erarbeitet die erforderlichen limnologischen und gewässerökologischen Unterlagen für das Vertiefungsvorhaben des Baggersees.

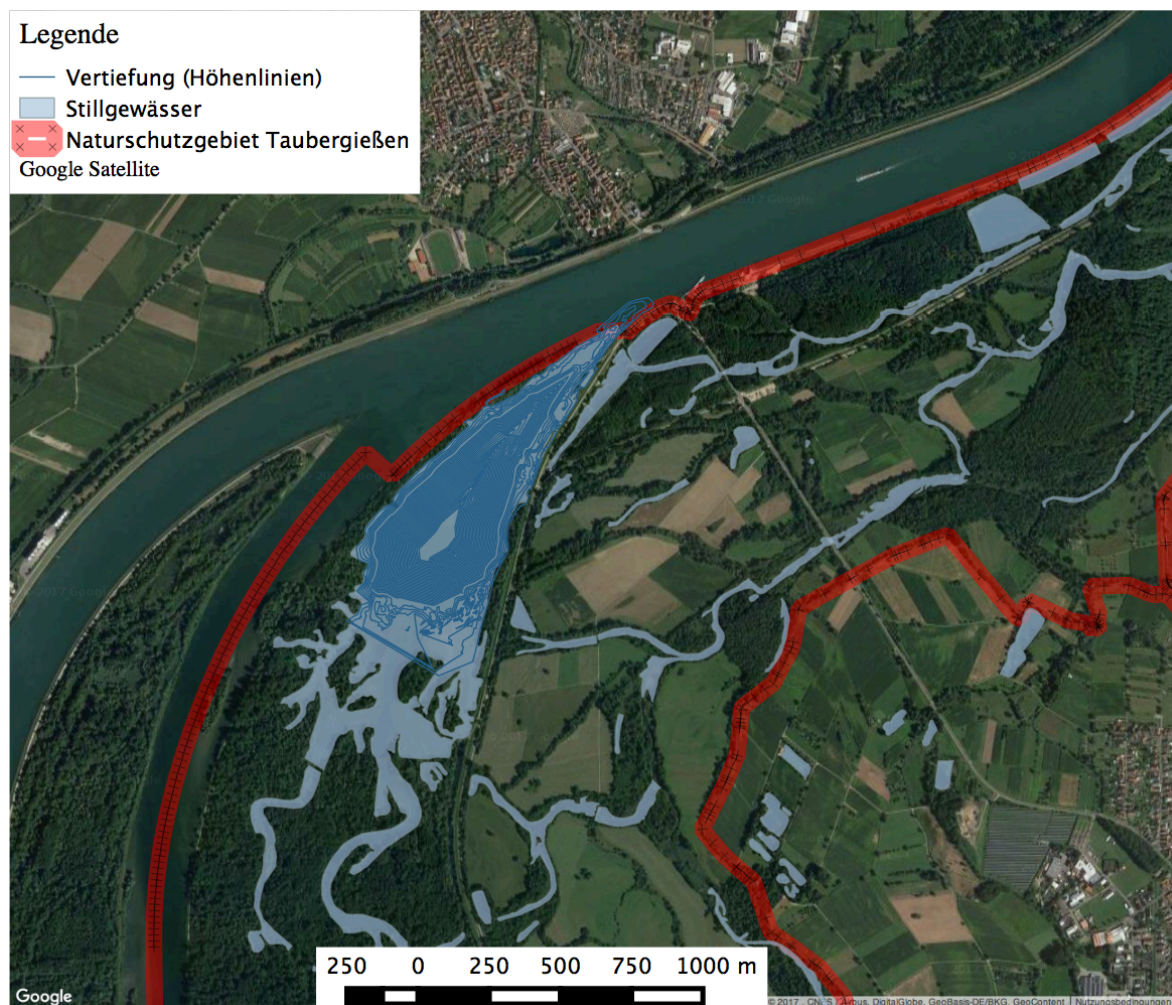


Abbildung 1.1: Lage des Untersuchungsgewässers und des geplanten Vertiefungsbereichs

## 2 Vorhabensbeschreibung

Bei der Beschreibung der morphologischen Kenngrößen des Untersuchungsgewässers ist zwischen dem Konzessionsbereich, in dem eine Auskiesung stattfindet, und dem gesamten Seebereich zu unterscheiden, da Wasserflächen im Süden nicht mit der Auskiesung in Zusammenhang stehen.

Der See weist derzeit bei einem Wasserstand (Mittelwasser) von 160,4 m ü.NN eine Seefläche von 57,8 ha auf, der Abgrabungsbereich innerhalb der Konzessionsfläche beträgt hingegen nur 27,6 ha.

Die maximale Tiefe erreicht bei einer Seespiegellage von 160,47 m ü.NN einen Wert von 55,47 m. Die Seesohle liegt demnach zur Zeit in einer Höhe von bis zu 105 m ü.NN. Die morphologischen Kennwerte sind der Tabelle 2.1 zu entnehmen.

*Tabelle 2.1: Morphologische Kennwerte des Baggersees*

Gegenstand	Einheit	Wert
Mittlerer Seewasserstand (2011-2016)	m ü.NN	160,47
Seefläche [A]	ha	57,8
Abgrabungsfläche im Konzessionsbereich	ha	27,6
Seevolumen [Vol] im Konzessionsbereichs	m <sup>3</sup>	5.900.000
Maximale Tiefe	m	55,47
Maximale derzeitige Abbautiefe	m ü.NN	105
Maximal genehmigte Abbautiefe	m ü.NN	100

Derzeit erfolgt die Auskiesung der noch vorhandenen und genehmigten Restmengen. Der gegenwärtige Zustand wird im Folgenden als Variante "Istzustand in Auskiesung" bezeichnet.

In Bezug auf die künftige Entwicklung ergeben sich die im Folgenden beschriebenen Varianten "Endzustand 2020", "Rechtszustand" und "Planvariante". Bis auf den Istzustand wird für alle Varianten davon ausgegangen, dass keine Auskiesungstätigkeit mehr stattfindet. Die Angaben zur gegenwärtigen und zukünftigen Morphologie des Baggersees basieren auf den durch Regioplan (2017) erstellten Unterlagen.

Die vier zu untersuchenden Varianten können wie folgt beschrieben werden:

### 1. Istzustand in Auskiesung

Dieser Variante liegen die derzeitigen Kennwerte der 57,8 ha umfassenden Seefläche mit einer Konzessionsfläche von 27,6 ha und einer maximalen Wassertiefe von 55,47 m (105 m ü.NN) zugrunde. Das durch die Kiesgewinnung der DMA Mineralaufbereitung GmbH genutzte Seevolumen beträgt dabei ca. 5,9 Mio. m<sup>3</sup>. Der Gütezustand wird durch die Auskiesungstätigkeit beeinflusst.

### 2. Endzustand 2020

Hierbei wird ein Abschluss der Auskiesung zum Ende des Jahres 2020 vorausgesetzt. Bis dahin sind die betriebstechnisch maximal möglichen Kiesmengen ent-

nommen worden, das gesamte konzessionierte Entnahmevolumen wurde aber noch nicht erreicht. Infolge der Kiesgewinnung hat sich das Seevolumen auf 7.346.421 m<sup>3</sup> vergrößert.

**3. Rechtszustand**

Durch die weitere Kiesgewinnung bis zum Konzessionsende erreicht das Seevolumen ca. 10,8 Mio. m<sup>3</sup>. Die von der Auskiesung betroffene Seefläche umfasst 27,6 ha.

**4. Planvariante**

Bei identischer Konzessionsfläche von 27,6 ha ergibt sich durch die angestrebte Seevertiefung auf 70 m ü.NN eine Vergrößerung des Seevolumens auf 11,85 Mio. m<sup>3</sup>.

Den vier Varianten entsprechen die in der Tabelle 2.2 wiedergegebenen morphologischen Kennwerte. Alle Angaben beziehen sich auf einen Seepegelstand von 160,00 m ü.NN.

**Tabelle 2.2: Morphologische Kennwerte der unterschiedlichen Entwicklungsstufen des Baggersees**

	Seesohle [m. ü.NN]	Konzessions- fläche [ha]	Maximale Tiefe (T <sub>max</sub> ) [m]	Mittlere Tiefe (ø) [m]	Volumen [m <sup>3</sup> ]
Istzustand in Auskiesung [Tmax=55 m]	105	27,6	55	13,6	5.864.820
Endzustand 2020 [Tmax=60 m]	100	27,6	60	17,6	7.346.421
Rechtszustand [Tmax=60 m]	100	27,6	60	25,9	10.841.714
Planvariante [Tmax= 90 m]	70	27,6	90	28,6	11.849.155

Die Ausgestaltungen des Seebeckens sind für die einzelnen Varianten bis auf den Endzustand 2020, der nicht abgebildet wurde, in den folgenden Abbildungen dargestellt.

Deutlich sichtbar ist, dass im Süden die Seefläche über den Konzessionsbereich hinausgeht, auf den sich die Auskiesungstätigkeit beschränkt.

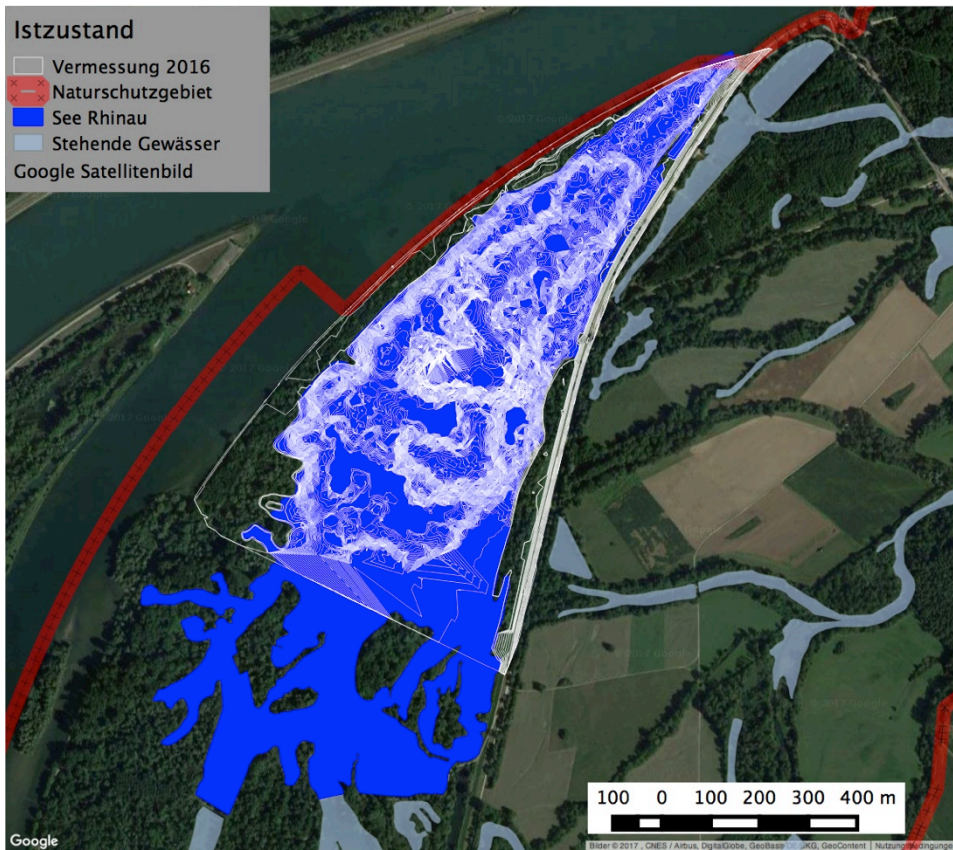


Abbildung 2.1: Ausgestaltung des Baggersees Rhinau im Istzustand

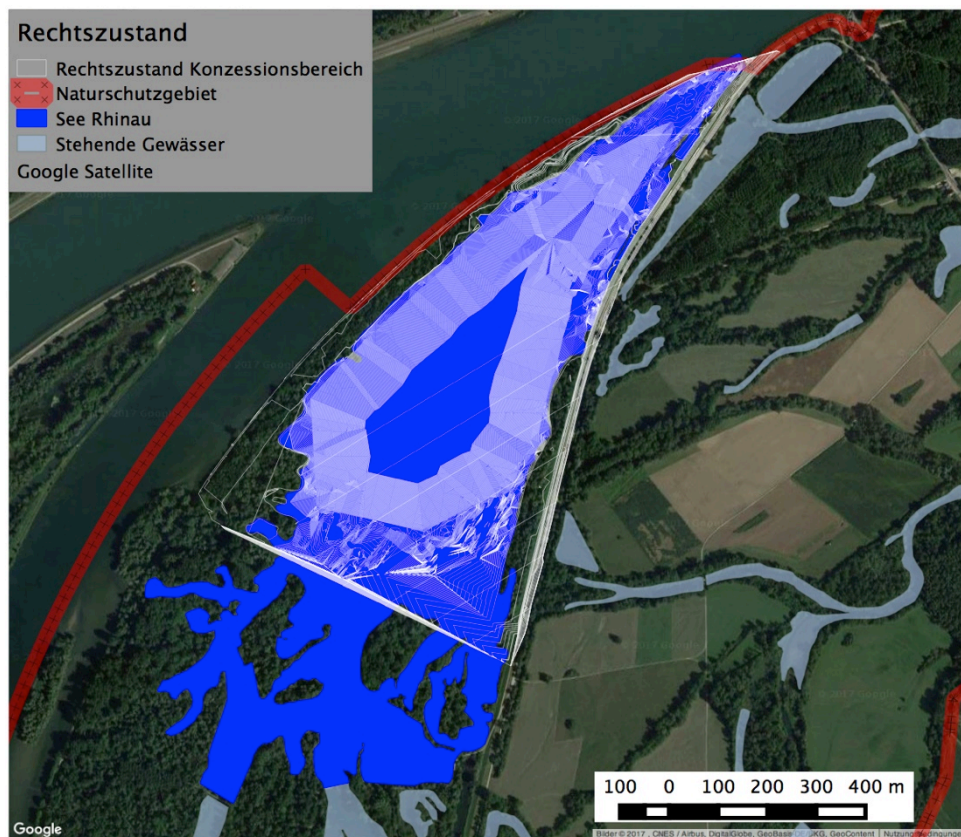


Abbildung 2.2: Ausgestaltung des Baggersees Rhinau im Rechtszustand

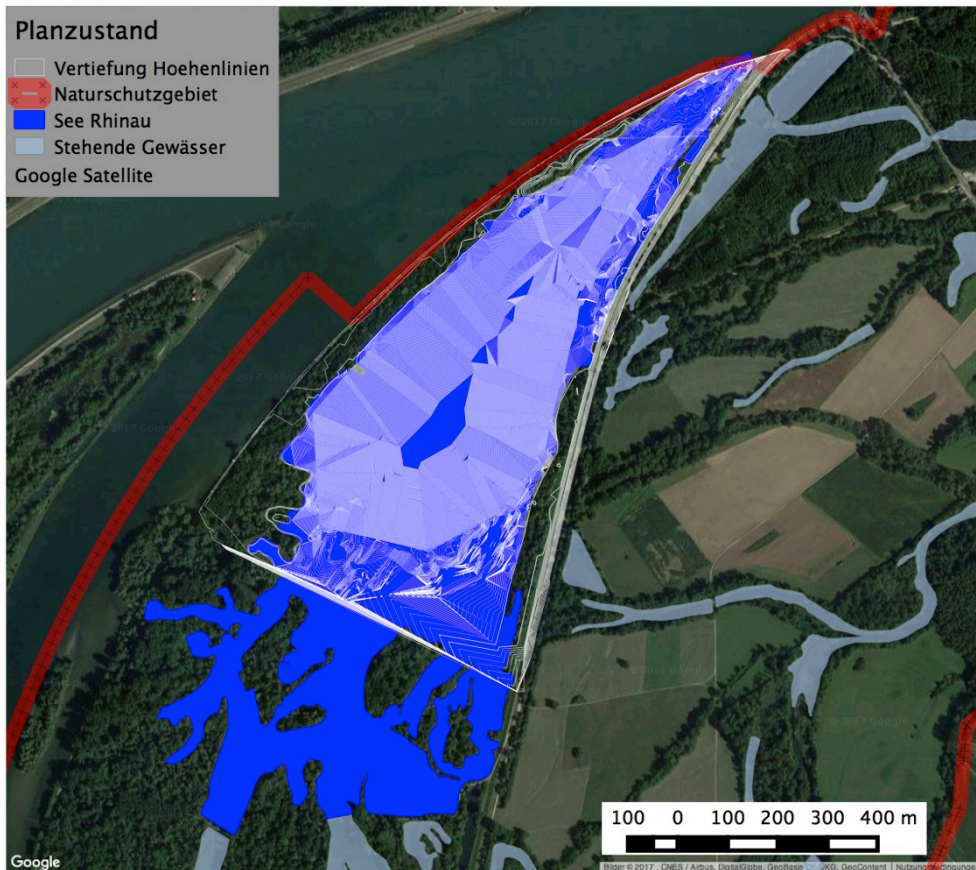


Abbildung 2.3: Ausgestaltung des Baggersees Rhinau im Planzustand

Die im Süden an den Konzessionsbereich anschließende Seefläche wird bis zur Herrenkopfbrücke und Salmenbrücke in die Untersuchung einbezogen. Dieser Bereich umfasst eine Fläche von 16 ha und erreicht eine mittlere Wassertiefe von ca. 2 m. Unter Berücksichtigung dieser von der Auskiesung nicht betroffenen Bereiche südlich der Konzessionsfläche ergeben sich die nachfolgend dargestellten Flächen- und Volumenkurven für die vier Untersuchungsvarianten. Die Werte für die grundnahen Volumina (10 m über Grund) und die tiefen, hypolimnischen Volumina (30% der maximalen Seetiefe über Grund) sind in der Tabelle 2.3 gesondert angegeben.

Tabelle 2.3: Volumen der grundnahen und tiefen Seebereiche

	Istzustand		Endzustand 2020		Rechtszustand		Planvariante	
	m <sup>3</sup>	m ü.NN	m <sup>3</sup>	m ü.NN	m <sup>3</sup>	m ü.NN	m <sup>3</sup>	m ü.NN
Seevolumen bis 10 m über Grund	6.060	115	246.805	110	772.025	110	168.675	80
Seevolumen bis 30% der maximalen Seetiefe	72.020	122	765.583	118	1.600.940	118	840.182	97

Alle Varianten, insbesondere der Istzustand und die Planvariante, verfügen über einen sehr kleinvolumigen hypolimnischen Wasserkörper. In dem kleinen Volumen werden die absedimentierenden Stoffe stark konzentriert und verursachen hier bei der Mineralisierung erhebliche Sauerstoffzehrungen. Allerdings können diese Wasserkörper wegen ihres kleinen Volumens auch nur einen geringen Einfluss auf den Gesamtwasserkörper ausüben.



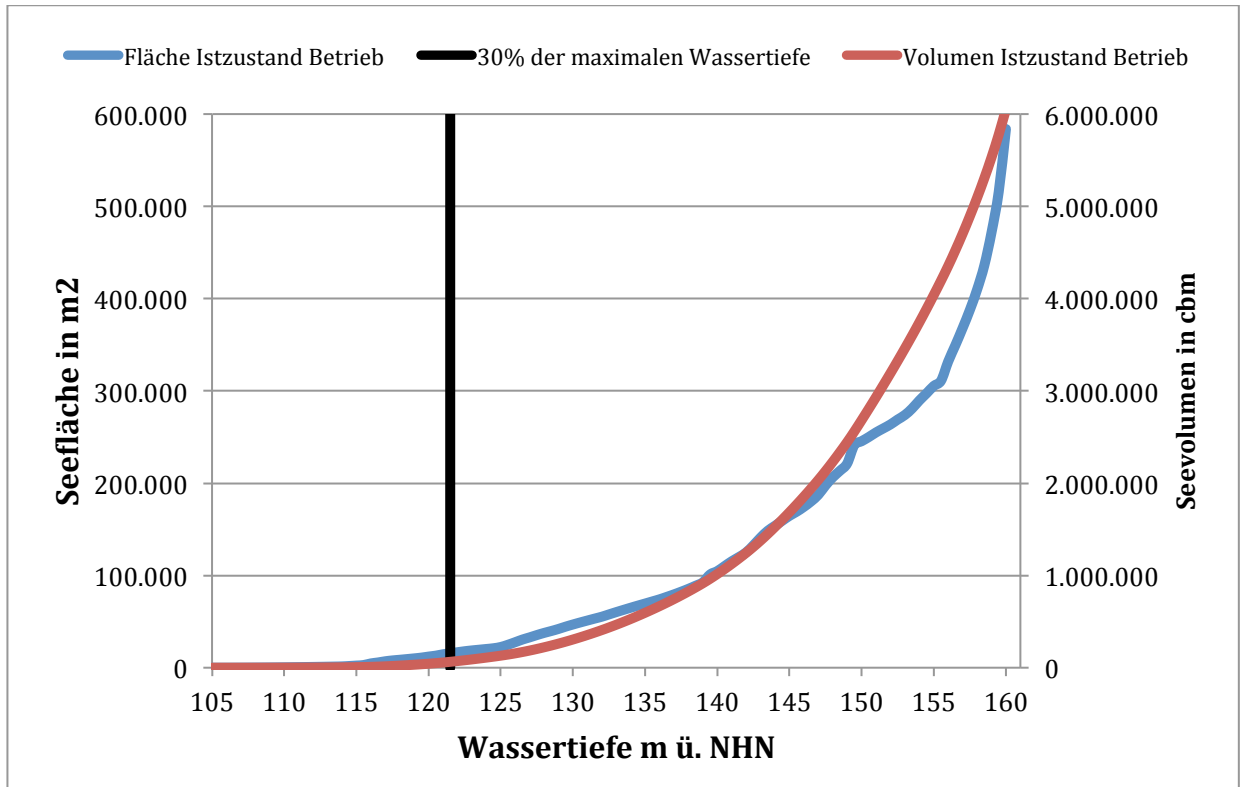


Abbildung 2.4: Seefläche und Seevolumen in Abhängigkeit der Wassertiefe beim Istzustand

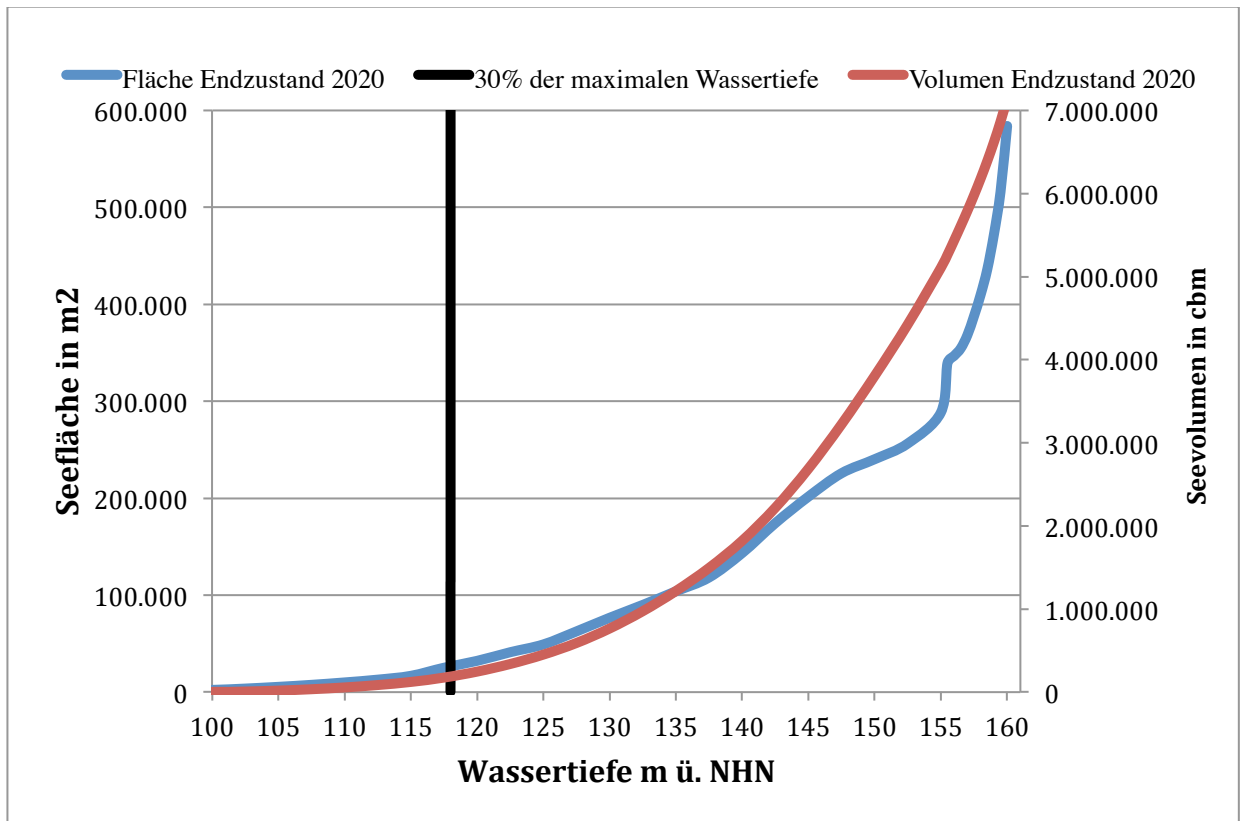


Abbildung 2.5: Seefläche und Seevolumen in Abhängigkeit der Wassertiefe beim Endzustand 2020

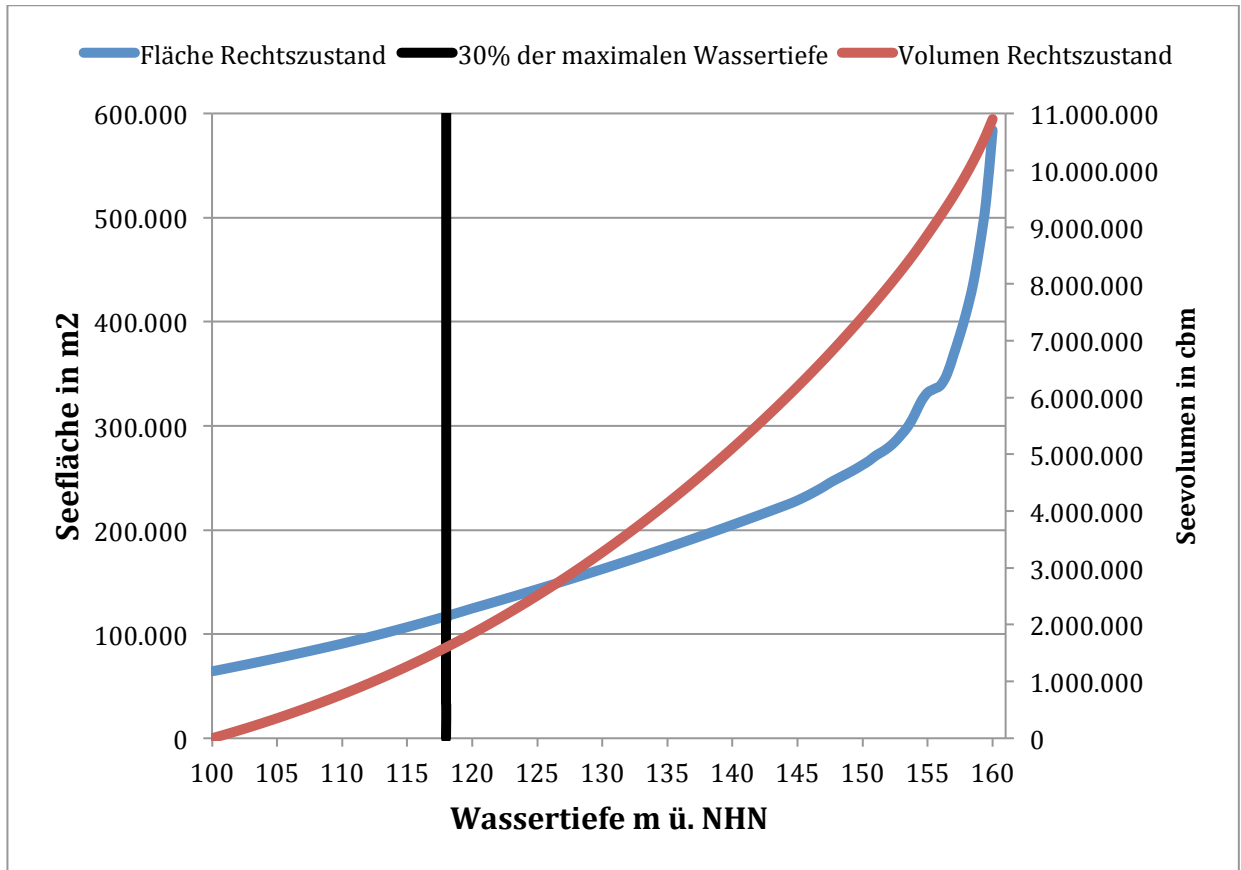


Abbildung 2.6: Seefläche und Seevolumen in Abhängigkeit der Wassertiefe beim Rechtszustand

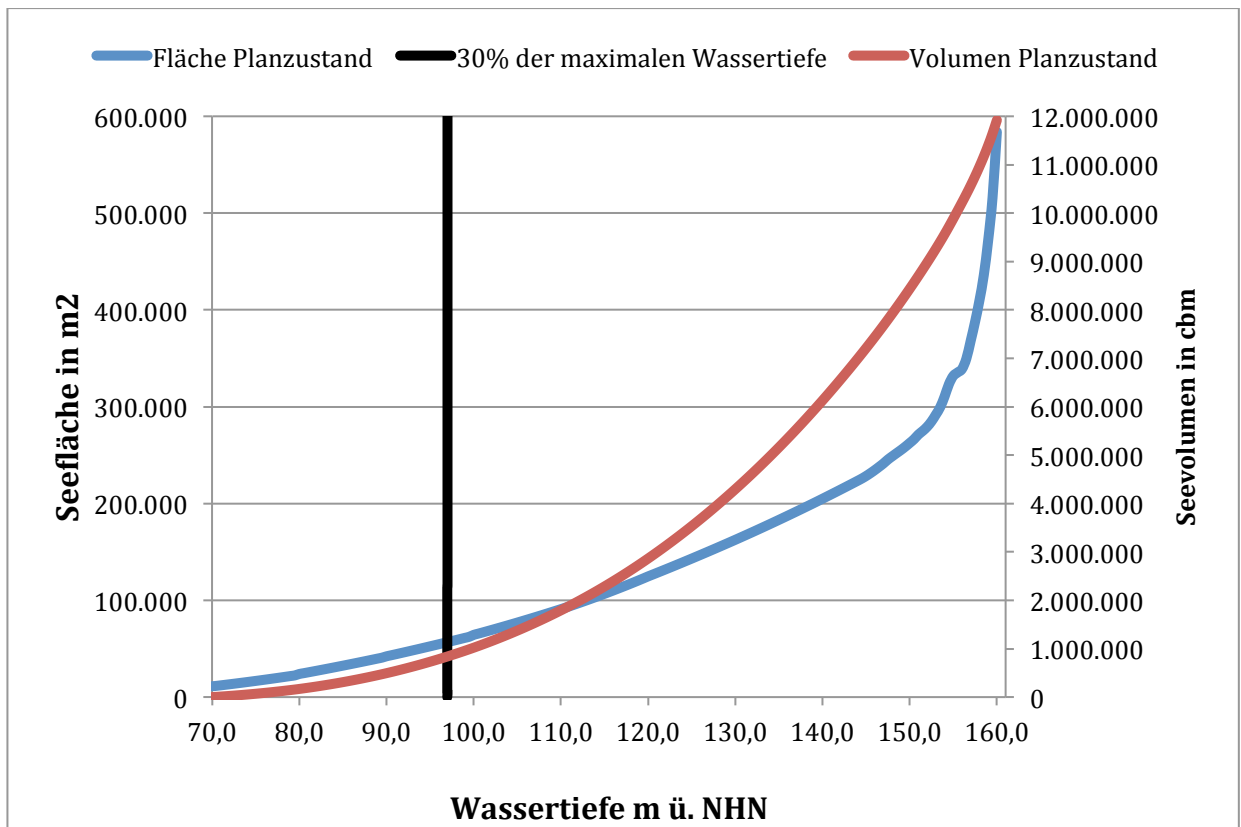


Abbildung 2.7: Seefläche und Seevolumen in Abhängigkeit der Wassertiefe bei der Planvariante

## **3 Gütezustand des Baggersees**

### **3.1 Qualitätsziele und Güteanforderungen**

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 wird.

Baggerseen, die wie das Untersuchungsgewässer

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

sollten zumindest über einen eutrophen Status verfügen.

Hinsichtlich der Einstufung nach den Umweltqualitätsnormen (UQN) der OGewV (2016) wird hilfsweise auf den Typ Flussee als Referenzgewässer zurückgegriffen, da für den Sondertyp künstlicher See (Typ 99) wie z.B. Baggerseen noch keine Umweltqualitätsnormen (UQN) definiert sind.

Wegen der hohen Wasseraustauschraten ist dieser Seetypus als das geeignetste Referenzgewässer anzusehen. Als Flussee gilt ein durchströmter See mit einer  $\varnothing$  Verweilzeit von 3-30 Tagen (Typ 12).

#### **3.1.1 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 für fließgewässerangebundene Baggerseen ein eutropher Referenzzustand zugrunde gelegt wird.

Als Referenzgewässer für die Umweltqualitätsnormen (UQN) der OGewV (2016) dient, wie eingangs des Kapitels ausgeführt wurde, der Seetyp 12 (Flussee).

Gesamt-Phosphor						
		Oligotroph	Mesotroph	<b>Eutroph</b>	Polytroph	Quelle
Zirkulation	[µg/l]	< 15	15 - 45	<b>45 - 150</b>	> 150	LAWA 1998
	[mg/l]	< 0,015	0,015 - 0,045	<b>0,045 - 0,150</b>	> 0,150	
Stagnation	[µg/l]	1 - 6	7 - 36	<b>43 - &gt; 200</b>	/	LAWA 2003
	[mg/l]	0,001 - 0,006	0,007 - 0,036	<b>0,043 - &gt; 0,2</b>	/	
		Grenzbereich sehr gut / gut		Grenzbereich gut/mäßig		
Saisonmittel (1.4. bis 31.10.)	[µg/l]	40 - 50		60 - 90		OGewV 2016
	[mg/l]	0,04 - 0,05		0,06 - 0,09		

### 3.1.2 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 eutrophen Gewässerstatus, der als Orientierungsgröße für das Untersuchungsgewässer gilt, beträgt diese Schicht mehr als 30 % der maximalen Seetiefe.

	Oligotroph	Mesotroph	<b>Eutroph</b>	Polytroph	kritisch belastet	Verfahren/Quelle
Anteil der O <sub>2</sub> -freien Schicht in %	0-10	10-30	<b>&gt;30</b>	>>30	> 50	LfU 2004

Da keine feste Orientierungsgröße für den Übergang vom eutrophen zum polytrophen Status definiert ist, wird im Folgenden der Übergangswert vom mesotrophen zum eutrophen Status (30 % der maximalen Seetiefe) als Orientierungsgröße genutzt. Ab einem Ausmaß der sauerstofffreien Schicht von > 50 % ist ein See als kritisch belastet einzustufen, so dass dieser Wert in eutrophen Gewässern immer deutlich unterschritten werden sollte und daher nicht als Orientierungswert nutzbar ist.

### 3.1.3 Chlorophyllgehalte

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

	Oligotroph	Mesotroph	<b>Eutroph</b>	Polytroph	Verfahren/Quelle
Chlorophyll-a [µg/l]	< 4	4 - 12	<b>12 - 35</b>	35 - 103	MIETZ et al. 1995

### 3.1.4 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 ent-

stehen, ist der Indikatorwert der Sichttiefe allerdings eingeschränkt, da die mineralische Trübung kein Sekundäreffekt der Eutrophierung ist.

Als Bezugsgrößen für die trophische Einstufung nach LAWA (2003) dienen die im Folgenden wiedergegebenen Werte, wobei ein eutropher Zustand als Bezugsgröße zugrunde gelegt wird. Für die Einstufung nach OGewV (2016) wird der Flussee (Typ 12) mit einer Verweilzeit von  $\varnothing$  3-30 Tage als Referenzgewässer herangezogen (vgl. Seite 10).

	Oligotroph	Mesotroph	<b>Eutroph</b>	Polytroph	Verfahren/Quelle
Sichttiefe [m]	11,7 bis 4,8	4,4 bis 2	<b>1,8 bis 0,8</b>	< 0,8	LAWA 2003
Sichttiefe [m] im Saisonmittel (1.4. bis 31.10.)	Grenzbereich sehr gut / gut 1,5-2,5		Grenzbereich gut/mäßig 1,2-0,8		OGewV 2016

### 3.2 Untersuchungsumfang

Als Grundlage zur Beurteilung der Wasserbeschaffenheit des Baggersees dienen Beprobungen aus den Jahren 2007 bis 2017 (vgl. Tabelle 3.1).

*Tabelle 3.1: Beprobungen der Seewasserbeschaffenheit*

Datum	Chemisch-physikalische Wasserbeschaffenheit	Tiefenprofile der Vor-Ort-Parameter	Sedimentbeschaffenheit
05.03.07	X	X	
09.08.07	X		
19.09.07	X	X	
06.03.08	X	X	
02.09.08	X	X	
17.03.09	X	X	
16.09.09	X	X	X
15.03.10	X	X	
13.09.10	X	X	
29.03.12	X	X	
13.06.12	X		
06.09.12	X	X	
27.02.14	X	X	
09.09.14	X	X	X
17.03.16	X	X	
15.09.16	X	X	X
10.10.16	X	X	X
23.02.17	X	X	
30.03.17	X	X	
08.09.17		X	

Die Probennahmen und Tiefenprofilmessungen wurden an einer Messstelle im tiefsten, nicht unmittelbar von der Baggertätigkeit beeinflussten Seebereich durchgeführt.

### 3.3 Wasserbeschaffenheit

#### 3.3.1 Temperaturhaushalt und Gewässerschichtung

##### 3.3.1.1 Temperaturtiefenprofile

Die Temperaturtiefenprofile in den Zirkulationsphasen (vgl. Abbildung 3.1) zeigen infolge der Wasservermischung durch die Baggertätigkeit eine nur sehr schwach ausgeprägte thermische Schichtung in den Sommerhalbjahren an. Ein deutlich abgegrenztes kaltemperiertes Hypolimnion bildete sich im See unter diesen Bedingungen nicht aus. Etwas stärkere Temperaturunterschiede zwischen der oberflächennahen und der tiefen Wasserschicht ergaben sich in den Jahren 2008, 2009, 2010 und 2012, aber auch in diesen Jahren betrug die Temperaturdifferenz nur ca. 5 bis 6 °C.

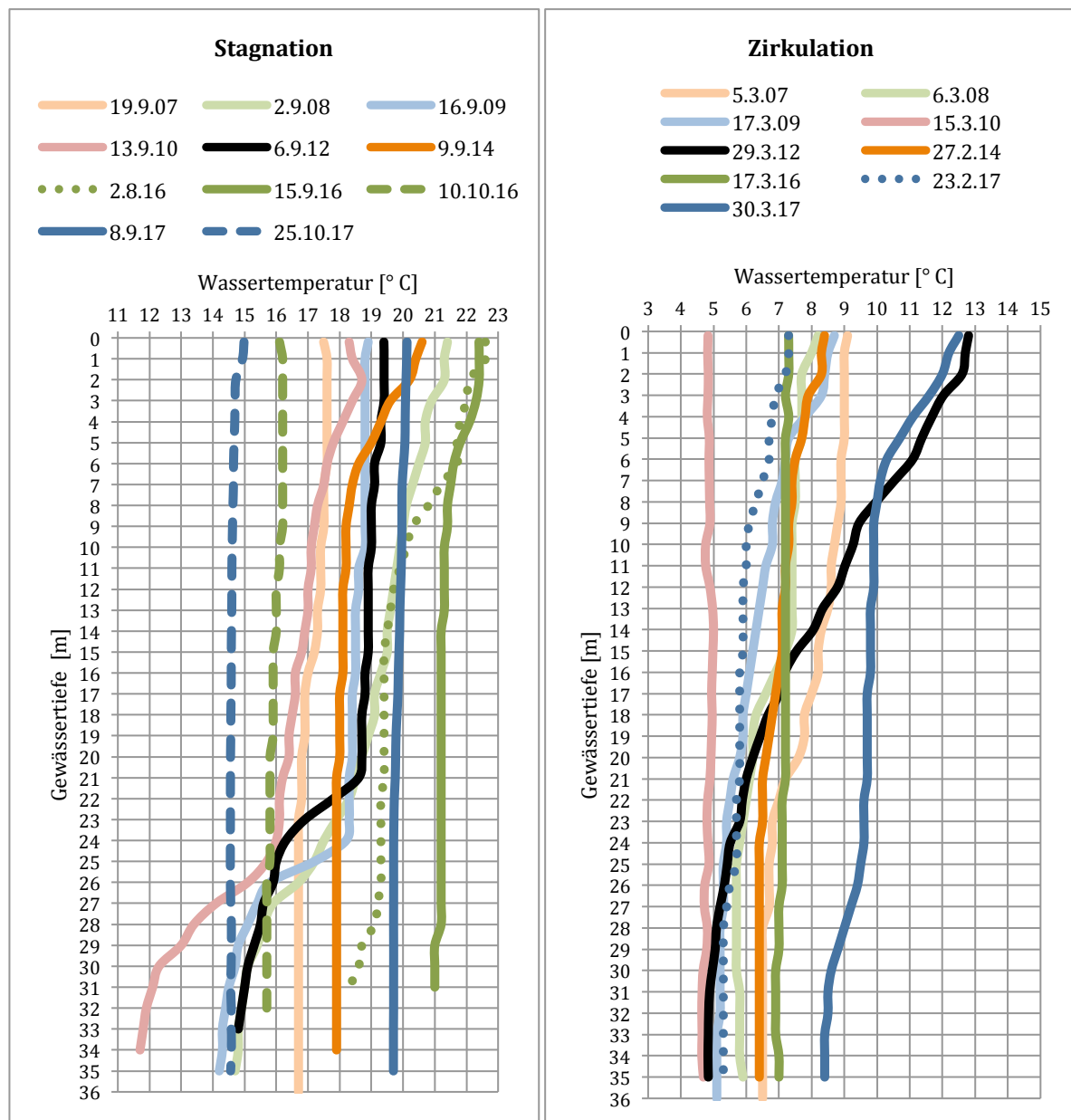


Abbildung 3.1: Vertikalprofile der Wassertemperatur im See

Während der Zirkulationsphasen erreichten die Wassertemperaturen im Spätwinter weitgehend identische Ausprägungen über die gesamte Wassertiefe. Bei den Messungen im späten März hatte sich zeitweise (2012 und 2017) bereits eine Wassererwärmung von der Oberfläche her ausgebreitet.

Im Untersuchungsgewässer bestanden zu keinem Zeitpunkt stabile thermische Schichtungseffekte, da der Energieeintrag durch die Baggertätigkeit eine permanente Umwälzung des Wasserkörpers verursachte. Beeinträchtigungen des Zirkulationsgeschehens ergaben sich unter diesen Bedingungen selbstverständlich ebenfalls nicht.

### 3.3.1.2 Auswirkungen der oberflächigen Zuflüsse auf die Seewassertemperaturen

#### 3.3.1.2.1 Loggeraufzeichnungen der Wassertemperatur des Seewassers und der Zuflüsse (Stundenwerte)

Um die Auswirkungen der oberflächigen Zuflüsse auf den Temperaturhaushalt des Baggersees zu prüfen, wurden zwischen dem 30.3.2017 und dem 16.8.2017 Stundenwerte der Wassertemperaturen in unterschiedlichen Seetiefen sowie im zufließenden Wasser aus dem Rhein und den beiden Gießenzuflüssen (Herrenkopfbrücke und Salmenbrücke) erhoben.

Wie die in der Abbildung 3.2 dargestellten Ergebnisse dieser Messungen zeigen, besteht ein sehr starker korrelativer Zusammenhang zwischen den Temperaturen des Rheinwassers, des Seewassers in 1 m Wassertiefe sowie des Gießenzuflusses an der Herrenkopfbrücke.

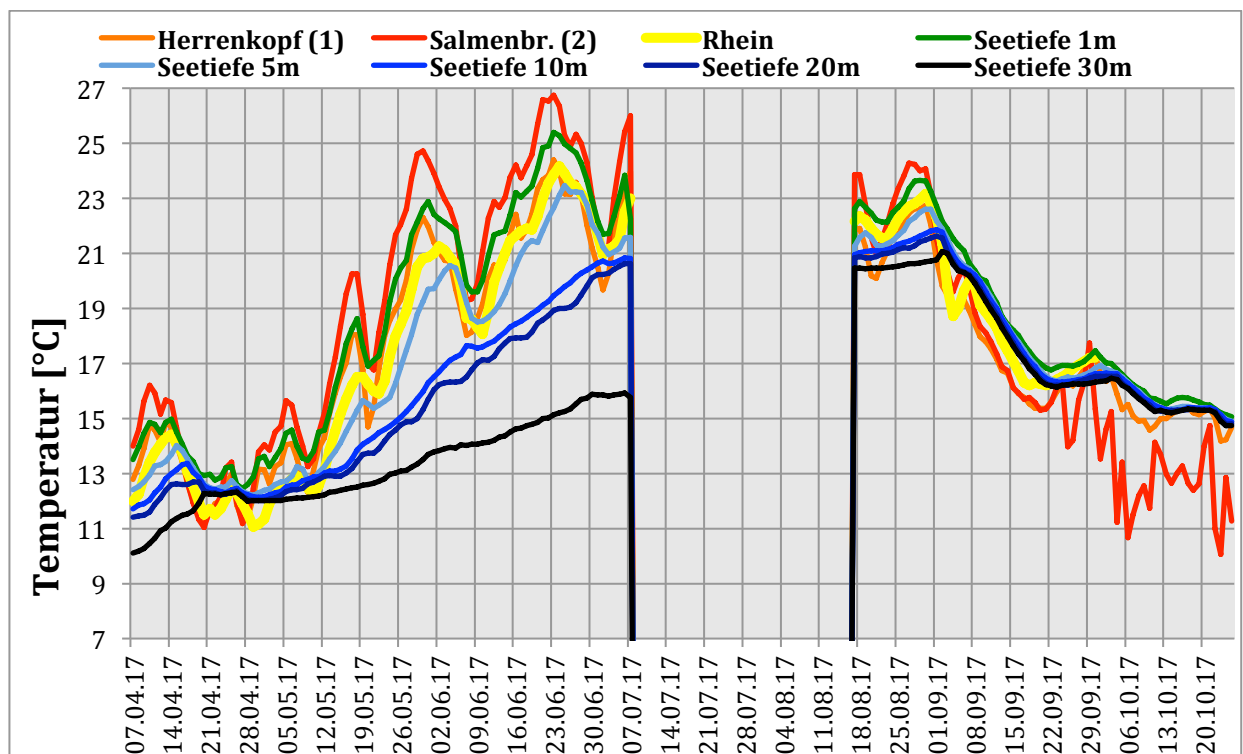


Abbildung 3.2: Loggeraufzeichnungen der Wassertemperaturen der Zuflüsse und des Seewassers in unterschiedlichen Seetiefen (Tagesmittelwerte)

Aus den Messergebnissen (siehe auch Tabelle 3.2) sind folgende Schlüsse abzuleiten:

- Durch den Zufluss des Rheinwassers ergibt sich eine starke Beeinflussung des oberflächennahen Seewassers.

- Auch die Korrelation zwischen den Wassertemperaturen des Gießenzuflusses an der Herrenkopfbücke und dem Seewasser sind hoch, einen geringeren Einfluss auf die Seewassertemperatur übt der Zufluss an der Salmenbrücke aus.
- Die Gießenzuflüsse wirken insgesamt weniger stark auf die Beschaffenheit des Seewassers ein als der Rheinzufluss, dessen Wassertemperaturen mit den Temperaturen des Seewassers in den Tiefenstufen 1, 5, 10 und 20 Meter stärker korrelieren.

*Tabelle 3.2: Korrelationen zwischen den Temperaturen des Seewassers und der Zuflüsse*

Korrelationstabelle								
	Gießenzufluss Herrenkopfb.	Gießenzufluss Salmenbr.	Rhein	See 1 m	See 5 m	See 10 m	See 20 m	See 30 m
Gießenzufluss Herrenkopfb.	1,000	<b>0,949</b>	<b>0,975</b>	<b>0,985</b>	<b>0,933</b>	0,831	0,806	0,678
Gießenzufluss Salmenbr.	<b>0,949</b>	1,000	<b>0,933</b>	<b>0,933</b>	0,831	0,700	0,663	0,608
Rhein	<b>0,975</b>	<b>0,933</b>	1,000	<b>0,990</b>	<b>0,980</b>	<b>0,917</b>	<b>0,900</b>	0,755
See 1 m	<b>0,985</b>	<b>0,933</b>	<b>0,990</b>	1,000	<b>0,964</b>	0,877	0,854	0,728
See 5 m	<b>0,933</b>	0,831	<b>0,980</b>	<b>0,964</b>	1,000	<b>0,959</b>	<b>0,943</b>	0,819
See 10 m	0,831	0,700	<b>0,917</b>	0,877	<b>0,959</b>	1,000	<b>0,997</b>	<b>0,911</b>
See 20 m	0,806	0,663	<b>0,900</b>	0,854	<b>0,943</b>	<b>0,997</b>	1,000	<b>0,927</b>
See 30 m	0,678	0,608	0,755	0,728	0,819	<b>0,911</b>	<b>0,927</b>	1,000

### 3.3.1.2.2 Temperaturverteilung in der oberflächennahen Wasserschicht des Sees

Zur Erfassung kennzeichnender Veränderungen der Wassertemperaturen an der Seeoberfläche durch das Zustromwasser aus Rhein und Gießen wurden die Temperaturen mittels einer CTD-Sonde (CTD 90M von SST), die mit einem GPS-Empfänger gekoppelt war, am 8.9.2017 und am 25.10.2017 in einer definierten oberflächennahen Wasserschicht gemessen. Die Aufzeichnung von Temperatur und Lagekoordinaten erfolgte bei der Messung vom 8.9.2017 an insgesamt 9.895 Datenpunkten und am 25.10.2017 an insgesamt 15.715 Datenpunkten.

Beide Messungen weisen einen Temperaturgradienten zwischen dem Einmündungsbereich der Gießenzuflüsse im Süden des Sees und der Seemitte aus (vgl. Abbildung 3.3). Die etwas niedrigeren Wassertemperaturen im Südbereich können als Hinweis darauf gewertet werden, dass trotz der wechselnden Wasserstände permanent Gießenwasser dem See zuströmt.



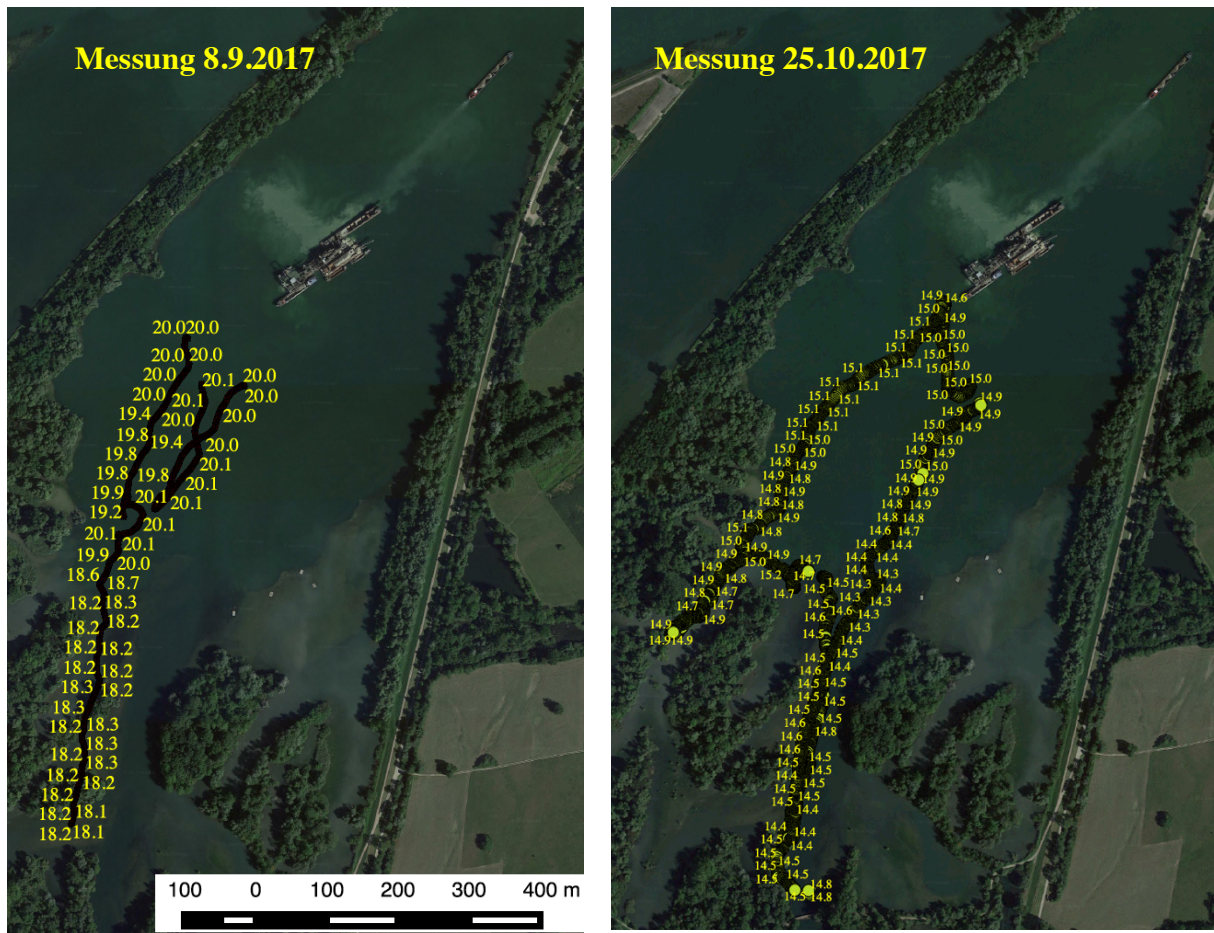


Abbildung 3.3: Temperaturverteilung in der oberflächennahen Wasserschicht

### 3.3.2 Sauerstoffhaushalt

Während der Sommerstagnation bildete sich mehrfach (2008, 2009, 2010 und 2012) ein sauerstofffreier Wasserkörper über Grund aus (vgl. Abbildung 3.4).

Das Ausmaß der sauerstoffarmen Schicht ( $O_2$ -Gehalt < 2 mg/l), die sich in der Stagnationsphase über Grund gebildet hatte, betrug am:

- 2.9.2008 bei einer Gewässertiefe von 35 m: ca. 10 m (= 28,6 % der Gesamttiefe)
- 16.9.2009 bei einer Gewässertiefe von 35 m: ca. 9,5 m (= 27,1 % der Gesamttiefe)
- 13.9.2010 bei einer Gewässertiefe von 34 m: ca. 5 m (= 14,7 % der Gesamttiefe)
- 6.9.2012 bei einer Gewässertiefe von 33 m: ca. 9,8 m (= 29,7 % der Gesamttiefe)

Demnach erreichte die Ausdehnung der sauerstoffarmen Wasserschicht über Grund zu keinem Zeitpunkt den Wert von 30 Prozent, der den Übergang von einem mesotrophen zu einem eutrophen Status markiert (vgl. Kapitel 3.1.2).

Während der Zirkulationsphasen wurde der gesamte Wasserkörper bis zum Grund mit Sauerstoff versorgt.

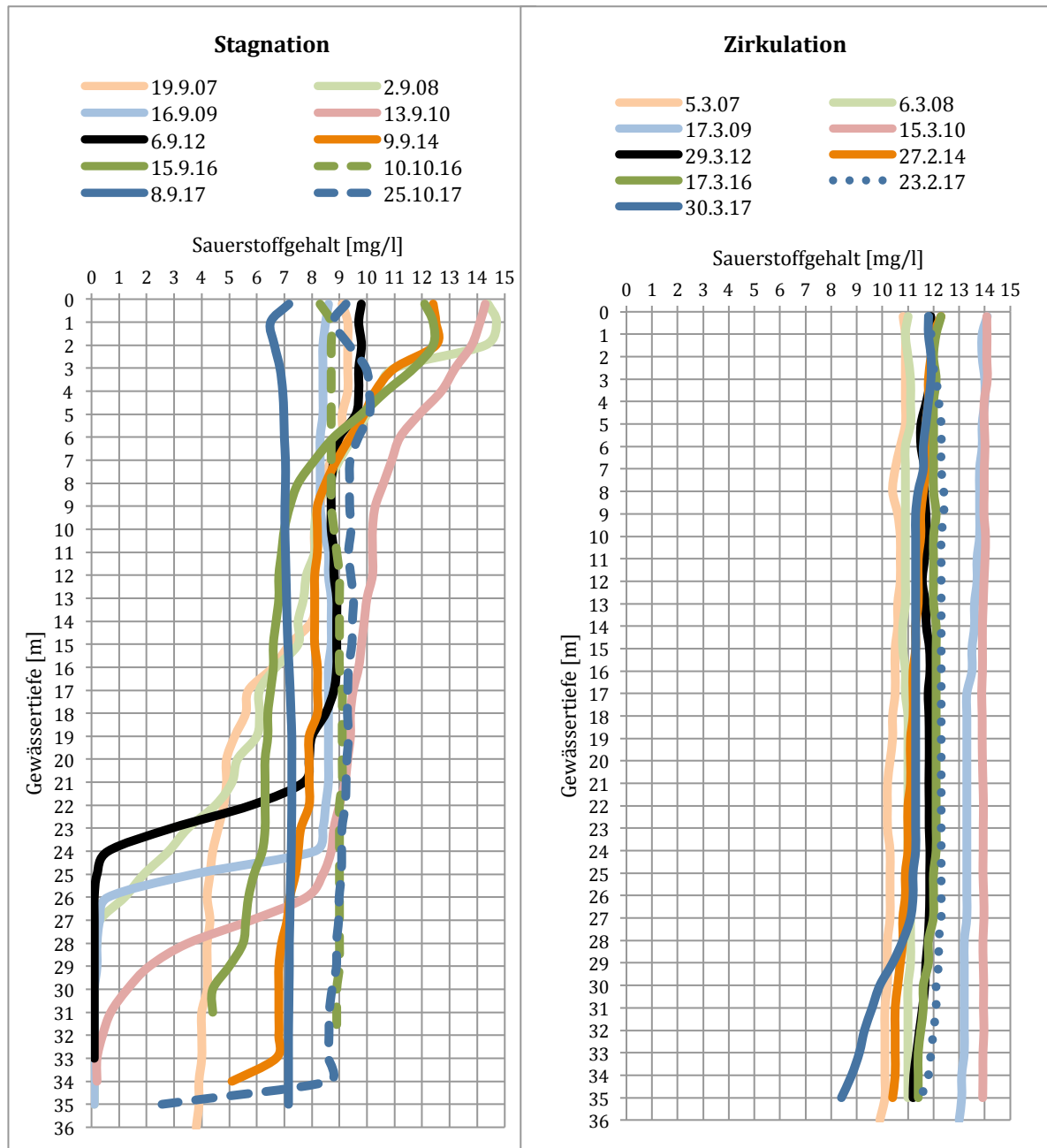


Abbildung 3.4: Vertikalprofile der Sauerstoffgehalte im See

Wie die in der Tabelle 3.3 wiedergegebenen Messwerte für redoxsensitive Parameter ausweisen, ergaben sich insgesamt geringe Werte.

Anreicherungen von Eisen oder Mangan über Grund während der Stagnationsphasen bestanden nur in einem sehr geringen Ausmaß. Das gilt in Bezug auf die Eisengehalte auch für die Messung vom 16.9.09, als sich ein 9,5 m mächtiger sauerstoffarmer Wasserkörper über Grund mit weitgehend vollständigem Sauerstoffverlust gebildet hatte.

Mangan allerdings wurde über Grund freigesetzt, und es kam zu einem geringfügigen Nitratabbau. Sulfid wurde jedoch aufgrund der Redoxverhältnisse (oxisch) nicht gebildet.

Tabelle 3.3: Redoxsensitive Parameter im Seewasser

Datum	Entnahmetiefe	Eisen [mg/l]	Mangan [mg/l]	Oxidierbarkeit [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]	Sulfid als H <sub>2</sub> S [mg/l]
17.3.09	Mischprobe	0,04	0,009	2,5	2,1	
16.9.09	Epilimnion	0,02	< 0,005	1,6	1,1	
	Hypolimnion	0,03	0,006	1,5	1,1	<0,05
	über Grund	0,02	0,12	1,4	0,95	<0,05
27.2.14	Mischprobe	0,062	0,01	1,1	2,2	
9.9.14	Epilimnion	0,013	0,002	1,3	1,1	
	Hypolimnion	0,009	< 0,001	2,4	1,2	
	über Grund	0,011	0,008	1,1	1,1	
15.9.16	Epilimnion	0,031	< 0,005	1,4	1,2	
	Hypolimnion	0,059	0,008	1,2	1,4	
	über Grund	0,099	0,017	1,2	1,4	
10.10.16	Epilimnion	0,046	0,006	0,7	1,4	
	Hypolimnion	0,054	0,007	< 0,5	1,4	
	über Grund	0,091	0,011	0,9	1,4	
23.2.17	Mischprobe	0,082	0,011	0,8	2,2	
30.3.17	Mischprobe	0,015	0,006	1,3	1,8	

### 3.3.3 Leitfähigkeitswerte ( $\kappa_{25}$ )

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.

#### 3.3.3.1 Leitfähigkeitswerte im Tiefenprofil

Die etwas geringeren Leitfähigkeitswerte während der Sommerhalbjahre wurden durch die Stoffaufnahme in Pflanzenbiomasse (Algen, höhere Wasserpflanzen) und physikalische Prozesse verursacht (vgl. Abbildung 3.5).

Im Wesentlichen sind dies Vorgänge, die im Zusammenhang mit der physikalischen oder biogenen Entkalkung stehen. Abweichungen der Messwerte im Vertikalprofil (Vertikalgradienten) waren aufgrund der Baggertätigkeit und wegen des Schiffsbetriebs kaum ausgeprägt.

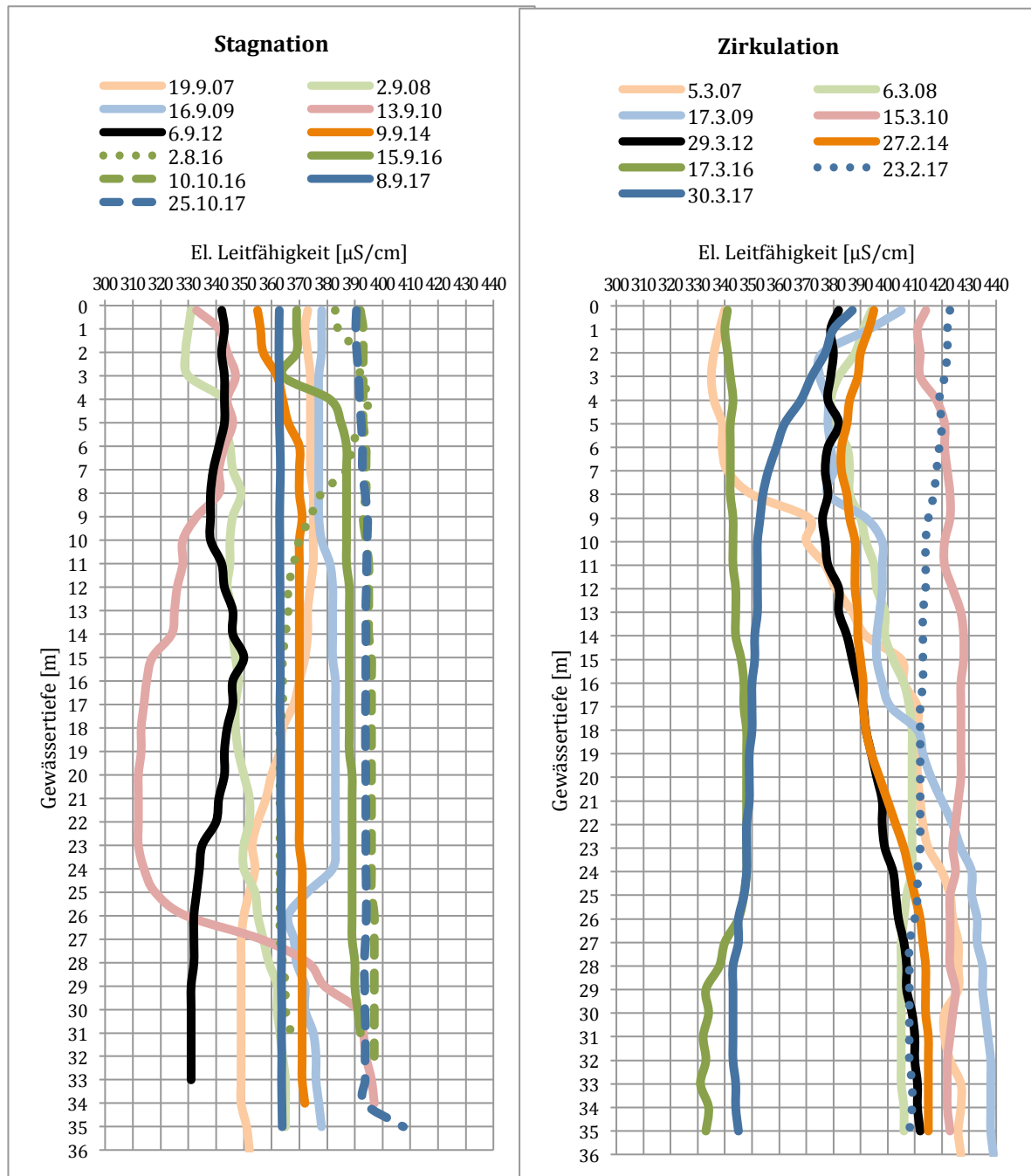


Abbildung 3.5: Vertikalprofile der Elektrischen Leitfähigkeit ( $\kappa_{25}$ ) im See

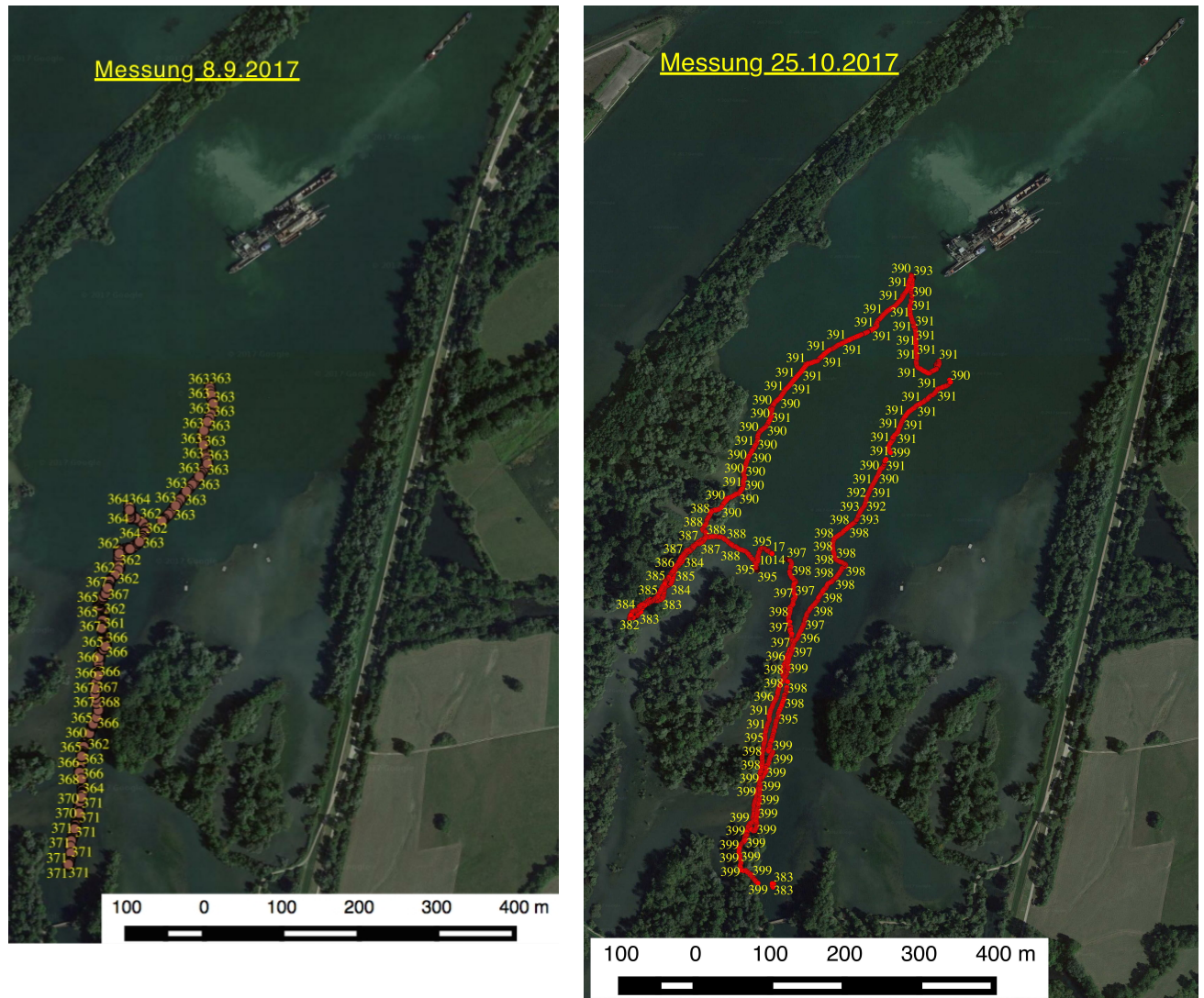
### 3.3.3.2 Erfassung der Leitfähigkeitswerte in der oberflächennahen Wasserschicht

Analog zum Vorgehen bei der Temperaturerfassung (vgl. Kapitel 3.3.1.2.2) erfolgte auch eine Erfassung der Leitfähigkeitswerte mittels CTD Sonde.

Dabei wurden am 8.9.2017 insgesamt 4975 Messstellen und am 25.10.2017 insgesamt 15634 Messstellen erfasst.

Die räumliche Verteilung der Messwerte zeigt wie bei der Wassertemperatur auch in Bezug auf die elektrische Leitfähigkeit einen deutlichen Gradienten zwischen dem Gießenzufluss-

bereich im Süden des Sees und der zentralen Seefläche auf (vgl. Abbildung 3.6). Auch dieser Parameter lässt demzufolge den Schluss auf einen permanenten Zustrom aus dem Gießen in den See zu.



*Abbildung 3.6: Verteilung der Leitfähigkeitswerte in der oberflächennahen Wasserschicht des Sees*

### 3.3.4 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 3.4) können als Indikatoren zur Beurteilung der Gewässergüte genutzt werden.

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 Untersuchungs-gewässer allerdings wegen der durch den Baggerbetrieb bedingt geringen Schichtungsstabilität nur abgeschwächt auftreten.

Tabelle 3.4: Verteilung ausgesuchter Ionen im Seewasser

		Sulfat	Chlorid	Säurekap. (KS 4,3)	Hydrogencarbonat	Calcium	Magnesium	Silicium	Silicium gelöst	Kalium	Natrium
		mg/l	mg/l	mmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
9.8.07	Mischprobe		19,5								
17.3.09	Mischprobe	24	28	2,64	161	54	7,6	3,5		2,3	17,5
16.9.09	Epilimnion	29	21	2,53	154	48	7,3		1,4	2,4	14,4
	Hypolimnion	29	22	2,57	157	51	7,6		1,5	2,7	15,3
	über Grund	23	18,2	2,66	162	51	7,1		2,3	2,4	13,6
13.6.12	Mischprobe		9								
27.2.14	Mischprobe	24	23		160	51,4	7,58	3,22		2,56	15,1
9.9.14	Epilimnion	23	17	2,88	178	50,2	7,54	1,82		2,54	14,8
	Hypolimnion	23	16	2,97	181,5	52,6	7,85	1,8		2,83	13,8
	über Grund	23	16	2,99	181,5	53,7	7,94	1,85		2,61	13,6
15.9.16	Epilimnion	27	21	2,68	164	53	8	1,6		2,5	14
	Hypolimnion	27	21	2,74	167	53	8,2	1,8		2,4	13
	über Grund	28	21	2,81	171	53	7,9	1,9		2,5	13
10.10.16	Epilimnion	28	22	2,85	174	57	8,1	1,9		2,6	15
	Hypolimnion	28	23	2,82	172	55	7,8	1,9		2,6	14
	über Grund	29	23	2,87	175	57	8,5	2		2,7	15
23.2.17	Mischprobe	26	28	2,91	178	58	7,7	2		2,6	16
30.3.17	Mischprobe	25	22	2,54	155	50	6,3	2,4		2,2	13
WW*		180	187,5			320	40			10	160
TrinkwV**		250	250								

\* LUBW, 2013, Grundwasserüberwachungsprogramm \*\* TrinkwV 2001

Während der Stagnationsphase sinkt biologisches Material aus der produktiven Zone des Sees (Epilimnion) in das Hypolimnion und verursacht dort eine Erhöhung der Gehalte an Hydrogencarbonat, 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 wurde in der Gewässertiefe nicht reduziert, so dass aus der Verteilung dieses Parameters nicht auf anoxische Umbauebedingungen im grundnahen Seewasser geschlossen werden kann.

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.

### 3.3.5 Nährstoffhaushalt und Biomasse

#### 3.3.5.1 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 Zirkulationsphasen in geringen bis mäßigen Konzentrationen vorhanden, die weitgehend einem mesotrophen Status (nach LAWA 1998) entsprachen, also besser als die angesetzte Leitbildvorgabe (eutroph) waren (vgl. Tabelle 3.5 und Abbildung 3.7).

Tabelle 3.5: Phosphorgehalte im Seewasser

		Phosphor ges. [mg/l]	Gesamt-Phosphat [mg/l]	ortho-Phosphat [mg/l]	ortho-Phosphat-P [mg/l]
9.8.07	Mischprobe	0,0085	0,026	<0,015**	<0,005**
17.3.09	Mischprobe	0,044	0,135	0,052**	0,017**
16.9.09	Epilimnion	0,027	0,083	0,046	0,015
	Hypolimnion	0,11	0,337	0,037	0,012
	über Grund	0,072	0,221	0,083	0,027
15.3.10	Mischprobe	0,035	0,11		
29.3.12	Mischprobe	0,03	0,092		
13.6.12	Mischprobe	0,046*	0,141*	0,067	0,022
27.2.14	Mischprobe	0,033	0,101	0,09	0,03
9.9.14	Epilimnion	0,012	0,037	<0,015	<0,005
	Hypolimnion	0,025	0,077	<0,015	<0,005
	über Grund	<0,01	<0,03	<0,015	<0,005
15.9.16	Epilimnion	0,036	0,11	<0,015	<0,005
	Hypolimnion	0,016	0,049	0,021	0,007
	über Grund	0,039	0,12	0,028	0,009
10.10.16	Epilimnion	0,031	0,095	0,049	0,016
	Hypolimnion	0,033	0,101	0,049	0,016
	über Grund	0,052	0,159	0,049	0,016
23.2.17	Mischprobe	0,037	0,113	0,052	0,017
30.3.17	Mischprobe	0,042	0,13	0,071	0,023
Kennwert Zirkulation***		0,045 - 0,150			
Kennwert Stagnation****		0,043 - >0,2			

\* aus der homogenisierten Probe \*\* SRP \*\*\* eutropher Status nach LAWA (1998) \*\*\*\* eutropher Status nach LAWA (2003)

Auch in den Stagnationsphasen blieben die Gehalte an Gesamtphosphor im Epilimnion, die als Bezugsgrößen zur Bestimmung des Trophiestatus dienen, stets unterhalb des Grenzwertes zum eutrophen Status, also ebenfalls im mesotrophen Bereich. Unter Bezug auf die Umweltqualitätsnormen der OGeV (2016) zeigten die Werte einen sehr guten Zustand an (vgl. Kapitel 3.1.1). Zeitweise kam es zu einer Anreicherung von Phosphor in der Gewässertiefe, die aber nur 16.9.09 deutlich ausfiel.

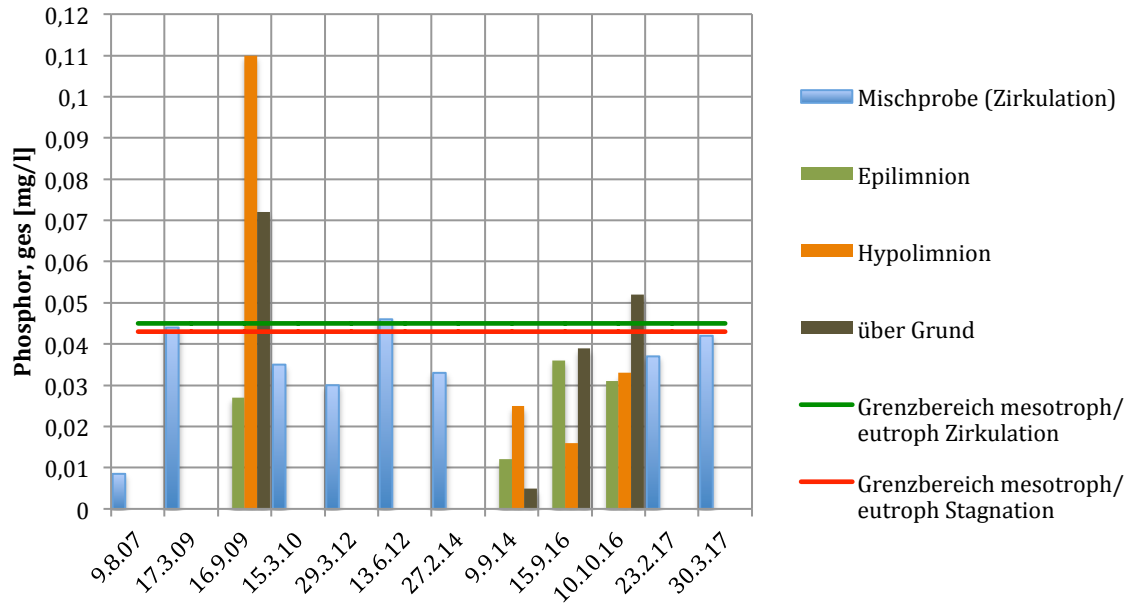


Abbildung 3.7: Gesamt-Phosphor im Seewasser

### 3.3.5.2 Stickstoffgehalte

Die Nitratgehalte erreichten im Seewasser nur niedrige Konzentrationen, die stets deutlich unter dem Warnwert der LUBW und dem Grenzwert der TrinkwV lagen (vgl. Tabelle 3.6). Die Ammoniumgehalte waren ebenfalls sehr gering, zu einer leichten Anreicherung über Grund kam es lediglich am 6.9.12. Während diese beiden Parameter stets unter den Orientierungsgrößen blieben, wurden im Vergleich dazu höhere Nitritwerte gemessen, die zeitweise über den Orientierungsgrößen lagen und Anreicherungen über Grund erkennen ließen.

Tabelle 3.6: Stickstoffgehalte im Seewasser

		Ammonium [mg/l]	Ammonium-N [mg/l]	Nitrit [mg/l]	Nitrit-N [mg/l]	Nitrat [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]
9.8.07	Mischprobe	<0,06	<0,05	0,07	0,02	6,2	1,4
19.9.07	Epilimnion	<0,05	<0,04				
	Hypolimnion	<0,05	<0,04				
	über Grund	<0,05	<0,04				
2.9.08	Epilimnion	<0,05	<0,04				
	Hypolimnion	<0,05	<0,04				
	über Grund	0,06	0,05				
17.3.09	Mischprobe	0,06	0,05	<0,07	<0,02	9,3	2,1
16.9.09	Epilimnion	<0,06	<0,05	0,158	0,048	4,9	1,1
	Hypolimnion	<0,06	<0,05	0,135	0,041	4,9	1,1
	über Grund	<0,06	<0,05	0,210	0,064	4,2	0,95
13.9.10	Epilimnion	<0,05	<0,04				
	Hypolimnion	<0,05	<0,04				
	über Grund	<0,05	<0,04				
13.6.12	Mischprobe	0,06	0,05	0,056	0,017	6,2	1,2



		Ammonium [mg/l]	Ammonium-N [mg/l]	Nitrit [mg/l]	Nitrit-N [mg/l]	Nitrat [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]
6.9.12	Epilimnion	0,08	0,06				
	Hypolimnion	0,15	0,11				
	über Grund	0,18	0,14				
27.2.14	Mischprobe	<0,06	<0,05	0,04	0,013	9,7	2,2
9.9.14	Epilimnion	0,11	0,08	0,04	0,012	4,9	1,1
	Hypolimnion	<0,06	<0,05	0,12	0,038	5,2	1,2
	über Grund	0,07	0,05	0,15	0,046	4,9	1,1
15.9.16	Epilimnion	0,03	0,02	0,07	0,02	5,2	1,2
	Hypolimnion	0,03	0,02	0,07	0,02	6,1	1,4
	über Grund	0,03	0,02	0,07	0,02	6,1	1,4
10.10.16	Epilimnion	0,05	0,04	0,1	0,03	6	1,4
	Hypolimnion	0,05	0,04	0,07	0,02	6,1	1,4
	über Grund	0,05	0,04	0,07	0,02	6,1	1,4
23.2.17	Mischprobe	0,07	0,05	0,07	0,02	9,7	2,2
30.3.17	Mischprobe	0,1	0,07	0,04	0,01	8	1,8
	WW*	0,38		0,08		37,5	
	TrinkwV**	0,5		0,1		50	

\* LUBW, 2013 Grundwasserüberwachungsprogramm \*\* Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001)

### 3.3.5.3 Weitere Indikatorwerte zur Beurteilung des Nährstoffhaushaltes

Die in der Tabelle 3.7 angegebenen Parameter verwiesen weder auf Belastungen des Nährstoffhaushaltes noch auf eine unter Bezug auf die Orientierungsgrößen zu hohe Trophie. Die DOC-Werte waren gering und es zeigten sich keine Anreicherungen über Grund.

**Tabelle 3.7: Weitere Indikatorwerte des Nährstoffhaushaltes im See**

		DOC [mg/l]	Chlorophyll-a [ $\mu$ g/l]	Sichttiefe [m]
5.3.07				0,8
9.8.07	Mischprobe / Epilimnion	2,45	20,5	1,075
19.9.07	Epilimnion		<2	2,4
6.3.08				0,9
2.9.08	Epilimnion		<2	2
17.3.09	Mischprobe	2,3		1,45
16.9.09	Epilimnion	1,6	6	1,3
	Hypolimnion	1,5		
	über Grund	1,7		
15.3.10				1,25
13.9.10	Epilimnion		25	2
29.3.12				2,2
13.6.12	Mischprobe / Epilimnion	3,1	2	0,6
6.9.12	Epilimnion		2	2,1
27.2.14	Mischprobe	3,8		1,57
9.9.14	Epilimnion	1,9	<1	2,6
	Hypolimnion	1,8		
	über Grund	1,9		
17.3.16				1,55

		DOC [mg/l]	Chlorophyll-a [ $\mu\text{g/l}$ ]	Sichttiefe [m]
15.9.16	Epilimnion	2,6	14	1,67
	Hypolimnion	1,8		
	über Grund	1,9		
10.10.16	Epilimnion	2,2	<1	2,75
	Hypolimnion	1,9		
	über Grund	2,1		
23.2.17	Mischprobe	2,1		1,92
30.3.17	Mischprobe	<1		1,85
<b>Kennwert eutroph</b>			<b>12 - 35 *</b>	<b>1,8 - 0,8 **</b>
Kennwert mesotroph			4 - 12 *	4,4 - 2 **

\* Mietz et al. (1995) \*\* LAWA (2003)

Die Chlorophyll-a Gehalte spiegeln nach Mietz et al. (1995) zeitweise einen eutrophen Zustand wider (vgl. Abbildung 3.8). Infolge der hohen Variabilität der Algenentwicklung ergaben sich aber auch Messwerte, die deutlich im mesotrophen Bereich lagen.

Die Sichttiefenwerte entsprachen zumeist einem eutrophen Status nach LAWA (2003), insbesondere zum Ende der Untersuchungsperiode wurden aber auch Werte im mesotrophen Bereich gemessen. Insgesamt ist die Sichttiefe nur eingeschränkt als Trophieindikator nutzbar, da im Untersuchungsgebiet Trübungseffekte nicht nur durch Algenruhe, sondern auch durch die Kiesgewinnung entstehen.

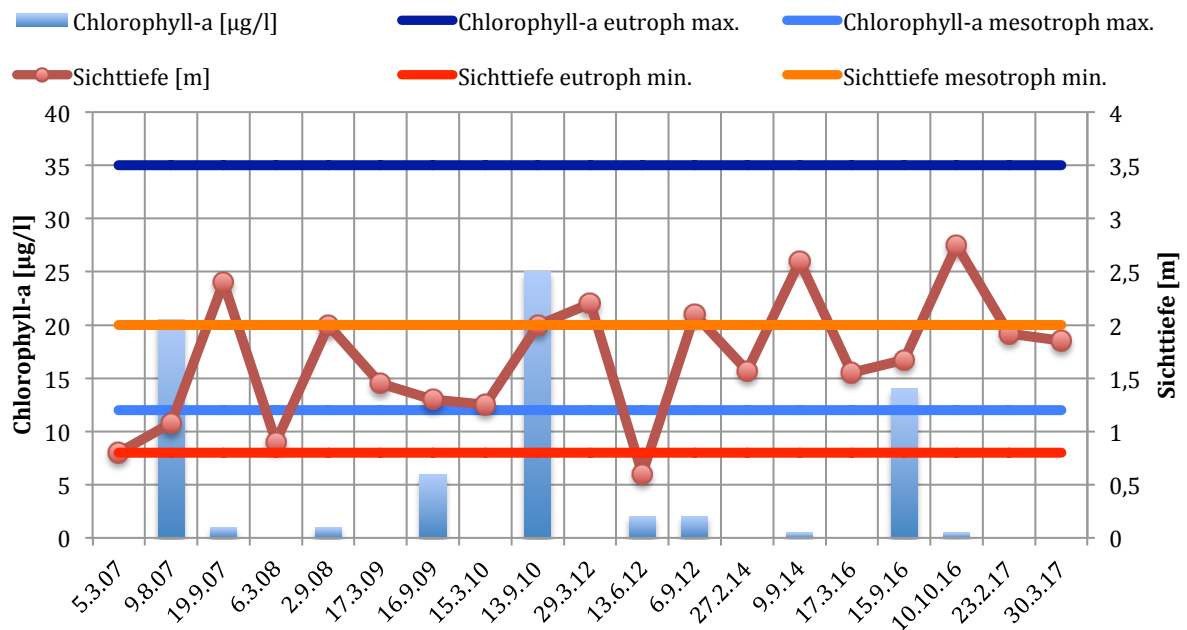


Abbildung 3.8: Chlorophyll-a und Sichttiefen im See

### 3.4 Sedimentbeschaffenheit

Wie die in der Tabelle 3.8 angegebenen Werte zeigen, bestanden vergleichsweise hohe Nährstoffgehalte im Sediment des Baggersees. Die Werte für Phosphor und Stickstoff lagen deutlich über dem mittleren Belastungsniveau der zumeist grundwasserdominierten Baggerseen in der Oberrheinebene. Der Sedimentzustand wird demnach wesentlich durch den Zustrom des nährstoffreichen Oberflächenwassers geprägt.

Die Gehalte an Arsen, Eisen und TOC waren unauffällig. Der Grenzwert für Arsengehalte des Sediments von 40 mg/kg TR (OGewV 2016) wurde deutlich unterschritten. Die TOC Gehalte waren sehr gering und die Eisenwerte entsprachen der Hintergrundbelastung.

**Tabelle 3.8: Stoffgehalte im Seesediment**

Parameter	Einheit	Messwerte				Referenzwerte *		
		16.9.09	9.9.14	15.9.16	10.10.16	MW	MIN	MAX
Arsen	mg/kg TR				12			
Eisen	mg/kg TR				23300			
Phosphor, gesamt	mg/kg TR	1720	870	776	811	572	228,6	1063
Phosphor als P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	mg/kg TR			1780	1860			
Stickstoff, gesamt	mg/kg TR	1080	3600	2780	2900	868	100	4600
TOC	mg/kg TR			25600	21600			
Trockenrückstand	%	47,5	33,5	39,6	39			
Glühverlust	% TR	4,6	9,9	7,5	7,8			
Glührückstand	% TR	45,5	90,1					

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

## **4 Güteprognosen**

### **4.1 Methodik und Datengrundlagen**

#### **4.1.1 Modell zur Prognose des Temperaturhaushaltes und der Wasserqualität**

Zur Modellsimulation für die Güteprognosen diente das 1-D hydrodynamische Modell DYRESM (Dynamic Reservoir Simulation Model), das mit dem Programm CAEDYM gekoppelt wurde.

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 advective 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.

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

Da bei der Bewertung des Untersuchungsgewässers und seiner unterschiedlichen Entwicklungsphasen dem Sauerstoffhaushalt eine zentrale Rolle zukommt, soll hier das diesbezügliche Vorgehen bei der Prognosestellung kurz 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 4.1).

Für die Entwicklung der Wasserqualität eines Baggersees ist die Sauerstoffzehrungsrate des Sediments insbesondere in der Langfristperspektive von sehr erheblicher Bedeutung, da sie zumeist entscheidend auf den Zustand des Sauerstoffhaushaltes einwirkt, der seinerseits wesentliche Gütekennwerte bestimmt.

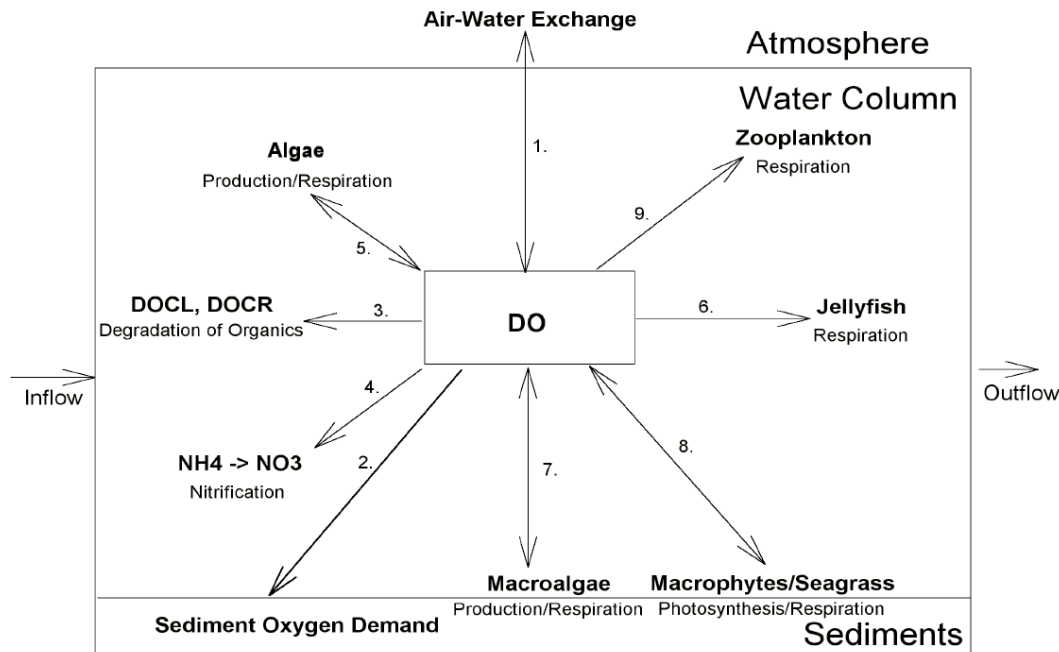


Abbildung 4.1: Abhängigkeit des Sauerstoffhaushaltes von den Einzelkompartimenten (Abb. aus HIP-SEY et. al. 2006)

#### 4.1.2 Betrachtungszeitraum

Mit dem Modell Dyresm/Caedym wird unter Zuhilfenahme vorhandener Daten, also zurückliegender Zeitreihenaufzeichnungen, die künftige Wasserqualität des Baggersees und ihre Entwicklung für die hier untersuchten Varianten berechnet. Die Datengrundlage für den Modellantrieb basiert dabei immer auf historischen Daten, und es wird vorausgesetzt, dass der zugrunde gelegte (historische) Zeitraum alle Witterungsverhältnisse widerspiegelt, die auch in Zukunft zu erwarten sind.

Für die hier durchgeführten Prognosen wurde der Zeitraum vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 als Referenzzeitraum zugrunde gelegt, in dem sich infolge sehr hoher Temperaturen und sehr geringer Niederschläge bzw. Abflüsse Phasen mit gewässerökologisch extrem belastenden Witterungsbedingungen befanden (Jahre 2003 und 2004). Derartige Bedingungen sind in dieser extremen Ausprägung als Singularität anzusehen. Die Zuordnung der zugrundgelegten Daten zur Abfolge der einzelnen Jahre des Betrachtungszeitraumes ergibt sich wie folgt:

Historische Daten	2000	2001	2002	.....	2016	2017
Betrachtungszeitraum	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr		17. Jahr	18. Jahr

#### 4.1.3 Datengrundlagen

Zur Verwendung kommt einerseits Datenmaterial, das zur Durchführung der numerischen Modellrechnungen für die Prognosen der Wassertemperatur, Wasserqualität und Hydrologie erforderlich ist, sowie andererseits ein aktuell erhobener Datenbestand des Untersu-

chungsgewässers, mit dessen Hilfe das Prognosemodell auf die spezifischen Gegebenheiten des Raumes und des Gewässertyps angepasst werden kann.

Die Durchführung der Modellläufe erfordert einen umfangreichen Dateninput von meteorologischen, limnologischen, morphologischen und hydraulischen Kenngrößen sowie von sonstigen Einflussfaktoren, wie z.B. betriebsbedingten Auswirkungen auf das Zirkulationsverhalten und den Sauerstoffhaushalt des Untersuchungsgewässers.

#### 4.1.3.1 Wetterdaten

Für den Dateninput wurde die Eignung von Messwerten mehrerer Wetterstationen im Planungsraum selbst oder seinem Umkreis geprüft. Die Wetterstation Kehl repräsentiert demnach die Bedingungen am Baggersee Rhinau am besten, da sie sich ebenfalls in Rheinnähe befindet und somit ein ähnliches Lokalklima aufweist wie das Umfeld des Untersuchungsgewässers. An der Wetterstation Kehl standen Langzeitaufzeichnungen der Parameter Globalstrahlung, Niederschlag, Temperatur und Windgeschwindigkeit zur Verfügung.

**Komponentenübersicht**

- Luftschadstoffe
- Meteorologische Größen

**Stationsauswahl**

bitte wählen Sie eine Station

**Erläuterungen**

- Gebietszuordnung

Sie sind hier: Startseite LUBW > Messstelleninformationen > Übersichtskarte > Kehl

**Kehl**  
Am Yachthafen  
77694 Kehl

**Messzeitraum**

vom: 01.02.1982  
bis:

**Geogr. Position**

Rechtswert: 3411702  
Hochwert: 5382970  
Höhe: 136 m

**Gebietszuordnung**

Umgebung: vorstädtisch  
Stationsart: Hintergrund

gemessene Komponenten in Kehl



Abbildung 4.2: Kennwerte der LUBW-Wetterstation Kehl

Für Daten zu Bedeckungsgrad und relativer Feuchte, die in Kehl nicht aufgezeichnet werden, wurde auf die nächstgelegene Station (DWD-Station Lahr) zurückgegriffen. Die geographischen Koordinaten der beiden Stationen sind der Tabelle 4.1 zu entnehmen.

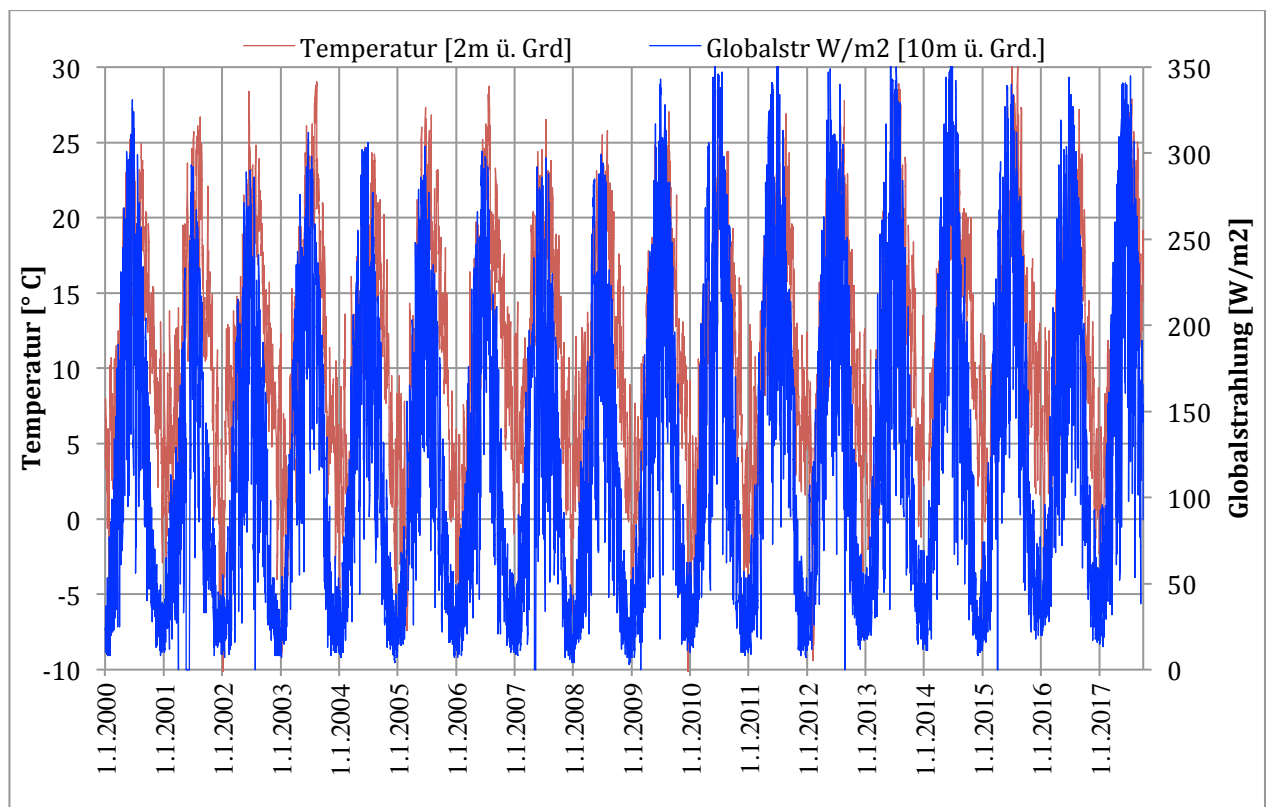
Tabelle 4.1: Geographische Koordinaten der genutzten Wetterstationen

Station	Höhe Messstation [m ü.NN]	Rechtswert	Hochwert	Sensor über Gelände [m]	Messreihe
Kehl am Yachthafen	135	3411699	5382970	10	1.1.2000 bis 30.9.2017
Lahr (DWD Nr. 2812)	155	3413234	5359205	10	

Die meteorologischen Messwerte lagen als Tagesmittel und Tagessummenwerte vor und sind für das Untersuchungsgebiet als repräsentativ anzusehen. Zur Auswertung kommen die Tageswerte vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 für folgende Parameter:

- Globalstrahlung in  $W/m^2$
- Gesamtbedeckung in Achteln
- Windgeschwindigkeit in m/s
- Lufttemperatur in  $^{\circ}C$
- Relative Luftfeuchte in %
- Niederschlagshöhe in mm

Im Verlauf dieses Zeitraumes traten teilweise extreme Witterungsereignisse auf (vgl. Abbildung 4.3). So waren die Sommer der Jahre 2003, 2005, 2006 und 2015 besonders heiß und die Winter in den Jahren 2000, 2002, 2008 und 2009 von starker Kälte geprägt. 2003 und 2015 war eine extrem hohe Sonneneinstrahlung (Globalstrahlung) zu verzeichnen, so dass die Witterungssituation in diesen Jahren ein starkes Algenwachstum begünstigte.



**Abbildung 4.3: Temperaturverlauf und Globalstrahlung während des Betrachtungszeitraums**

#### 4.1.3.2 Wasserhaushalt des Baggersees

Der Wasserhaushalt des Untersuchungsgewässers wird durch die folgenden Faktoren bestimmt:

1. Grundwasserzustrom
2. Oberflächenzufluss aus dem Taubergießen (Gießenzuflüsse) und dem Rhein
3. Vermehrter Zufluss von Rheinwasser im Hochwasserfall
4. Niederschlagseinträge in den See
5. Verdunstungsausgleich

#### 4.1.3.2.1 Wasseraustausch durch den Grundwasserzustrom

Anhand der von Hydrodata durchgeführten Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass ein nennenswerter Zufluss von Grundwasser in den See nicht stattfindet (Hydrodata 2017, S. 66). Auch die Exfiltration von Seewasser in den Untergrund ist insgesamt gering. Hydrodata hat die folgenden Infiltrationsmengen von Seewasser in den Aquifer ermittelt:

	Wassertiefe	Porosität	Infiltrationsmenge
Istzustand	30-35 m (33 m)	5%	20-25 l/s
Endzustand 2020	bis 60 m (60 m)	7,5 %	50-55 l/s
Rechtszustand	bis 60 m (60 m)	7,5 %	50-55 l/s
Planvariante	Bis 90 m (90 m)	7,5 %	55-60 l/s

#### 4.1.3.2.2 Oberflächenzufluss aus dem Taubergießen und dem Rhein

Insgesamt ist von drei Zuflusskomponenten auszugehen:

1. Zuflüsse aus dem Taubergießen (Gießenzuflüsse) über die Herrenkopfbrücke und die Salmenbrücke mit Bestandteilen von Rheinwasser und Rheinuferfiltrat.
2. Rheinzufuß als Ausgleichsströmung bei steigenden Rheinpegelständen und Abfluss aus dem See bei fallenden Rheinpegelständen. Durch den Betrieb der Schleusen und die Energiegewinnung im Bereich der Staustufe ergeben sich tägliche Wasserstandsschwankungen von mehreren Dezimetern.
3. Hochwasserbedingte Zuflüsse aus dem Rhein und dem Taubergießen, die in Abhängigkeit des Überstaus den See frei überströmen und einen jeweils entsprechend hohen temporären Wasseraustausch verursachen.

Aufgrund der komplexen Hydrologie des Untersuchungsgebietes mit Zu- und Abzweigen kann eine Zuflussquantifizierung durch die Dimensionierung der Durchlässe nicht vorgenommen werden. Die Zuflussraten wurden aus diesem Grund

- messtechnisch (Hydro-Data) über Abflussmessungen und
- anhand der Wasserstandsschwankungen ermittelt.

##### 4.1.3.2.2.1 Messtechnische Quantifizierung der Zuflussraten

Die messtechnische Quantifizierung der Zuflussmengen (HYDRODATA 2017b) wurde durch die starken Wasserstandsschwankungen im Rhein (Pegel Kappel) und im Baggersee (Pegel Herrenkopfbrücke), die einen täglichen Wechsel der Abflussrichtungen verursachten, erheblich erschwert. In den Monaten April bis Juni 2017 wurden monatliche mittlere Zuflussmengen in den folgenden Größenordnungen ermittelt:

<b>Zeitraum</b>	<b>Zuflüsse [m<sup>3</sup>/s]</b>	<b>Fließrichtung</b>
April 2017	0,092	Richtung Süd-Nord
Mai 2017	0,197	Richtung Süd-Nord
Juni 2017	0,106	Richtung Süd-Nord

Infolge der permanenten Veränderung der Fließrichtung strömte der eben eingetragene Wasserkörper aber unmittelbar wieder ab, so dass immer nur ein Teilwasseraustausch erfolgte.



Da die Messungen des Rheinzufusses kurzfristige, erhebliche Schwankungen der Zuflussmengen von bis zu  $114 \text{ m}^3/\text{s}$  aufwiesen, wurden diese erhobenen Werte durch die oben erwähnte Methode der wasserstandsinduzierten Ermittlung der Austauschrate abgesichert. Insgesamt ist laut HYDRODATA (2017b) mit einer mittleren Zuflussrate in den See von  $1,5$  bis  $1,9 \text{ m}^3/\text{s}$  zu rechnen.

#### 4.1.3.2.2 Ermittlung der Wasseraustauschrate auf der Grundlage der Wasserstandsänderungen

Da die Wasserstandsschwankungen im See von den Zu- und Abflussmengen bestimmt werden, also bei steigenden Seepiegeln dem See Wasser zufließt und bei fallenden Pegeln Wasser aus dem See abfließt, können die Wasseraustauschrate auch mittels der Wasserstandsänderungen im See ermittelt werden. Dafür stehen zwei Messstellen zu Verfügung:

- Die amtliche Messstelle 2101/066-8 bei Rheinkilometer 260,9 (Pegel Kappel)
- Eine Drucksonde an der Herrenkopfbücke (Brücke 1)

Die an der amtlichen Messstelle in 15-minütigen Abständen erhobenen Wasserstände liegen für einen 17-jährigen Beobachtungszeitraum vor. An der Herrenkopfbücke erfolgte die Erfassung alle 30 Minuten über einen Zeitraum vom 30.3.2017 bis zum 8.7.2017. Die Tagesgänge der beiden Pegel für den Expositionszeitraum der Sonde an der Herrenkopfbücke sind in der Abbildung 4.4 dargestellt.

Vergleicht man den Verlauf der Werte am Pegel Kappel (Rhein-km 260,9) mit denen im See, wird deutlich, dass die Werte an der amtlichen Messstelle sehr viel stärker gedämpft sind als bei den Messungen an der Herrenkopfbücke. Hierfür sind bauliche Voraussetzungen und die Art der Messwerterfassung verantwortlich, die Auswirkungen des Wellenschlags auf die Messwerte im Vergleich zum Seepiegel abschwächen.

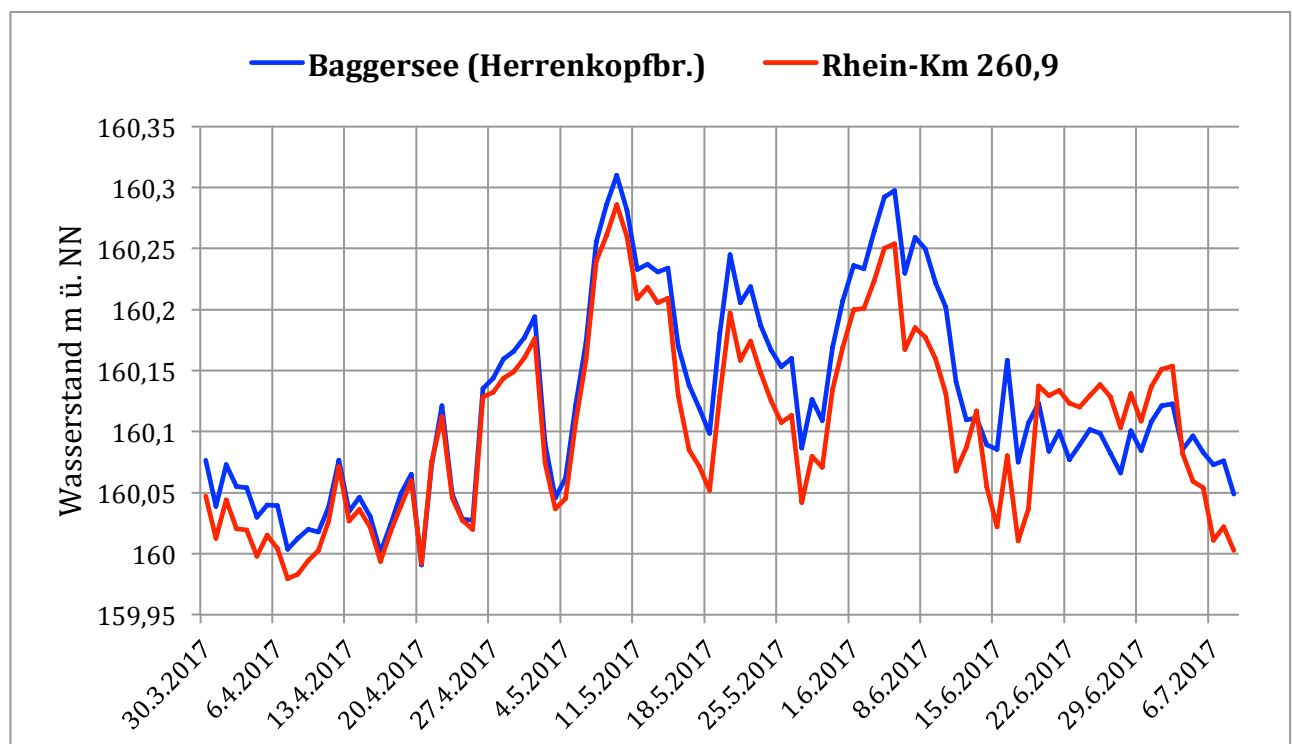


Abbildung 4.4: See- und Rheinwasserstände im Beobachtungszeitraum 30.3.2017 bis 8.7.2017

Der parallele Verlauf beider Messreihen zeigt, dass die Wasserstände im Baggersee stark vom Rheinzufuss bestimmt werden. Die Tatsache, dass die Seepegel bis auf einen ca. 2 wöchigen Zeitraum Ende Juni geringfügig höher waren als die Rheinwasserstände, kann als Indiz für Zuflüsse über den Gießen gewertet werden, die zur Aufhöhung des Wasserspiegels beitragen.

Der Zusammenhang zwischen den Seewasserständen (Messstelle Herrenkopfbücke) und den Rheinwasserständen an der Baggerseeemündung (Pegel Kappel Fl.km 260,9) ist in der Abbildung 4.5 dargestellt. Dabei zeigt sich der erwartungsgemäß starke Zusammenhang zwischen den beiden Messserien mit einem Bestimmtheitsmaß von  $r^2=0,793$ . Dies bedeutet, dass 79% der Varianz durch das Modell erklärt werden kann, also die Veränderung der Seewasserstände zu 79% auf Schwankungen der Rheinwasserstände zurückzuführen sind.

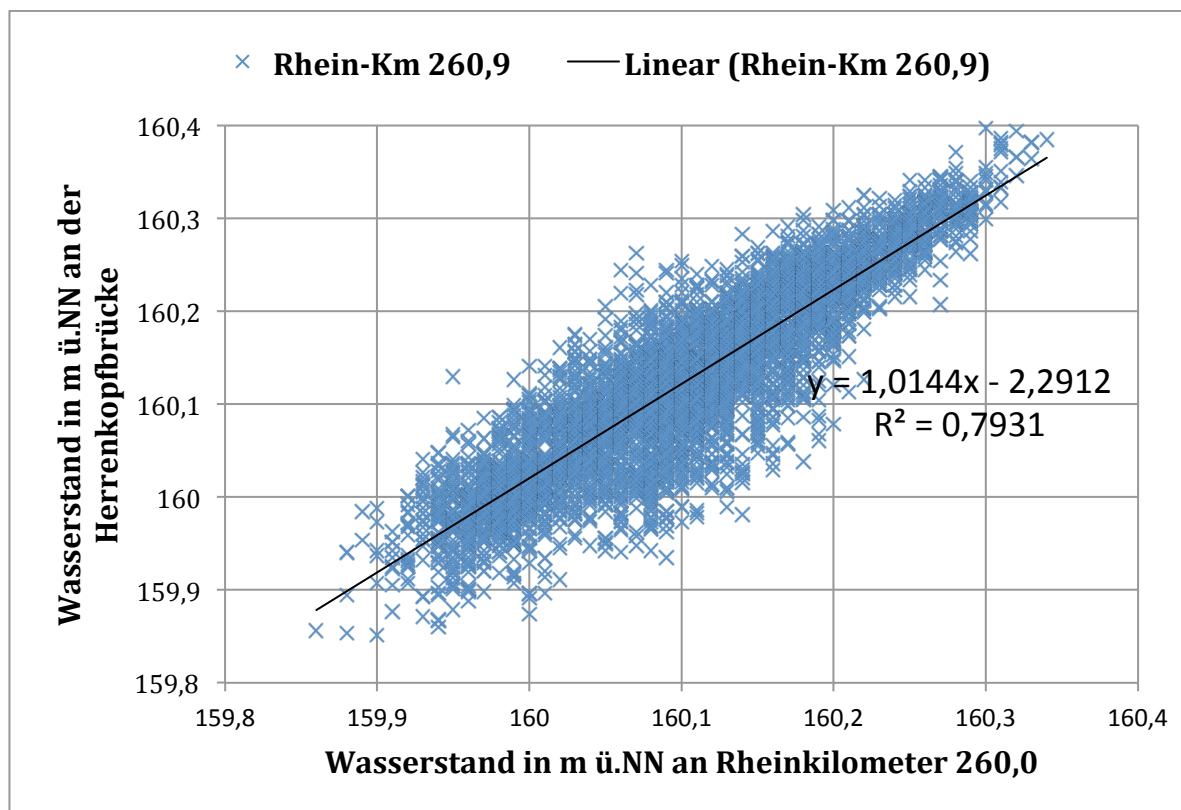


Abbildung 4.5: Korrelativer Zusammenhang zwischen Seepegel und Rheinpegel

Wegen des hohen korrelativen Zusammenhangs ergibt sich die Möglichkeit, mittels der folgenden Formel die Seewasserstände aus den Rheinwasserständen zu errechnen:

$$\text{Seewasserstand} = 1,0144 \cdot \text{Rheinwasserstand} - 2,2912$$

In den beiden folgenden Graphiken sind die Tagesgänge der Wasserstände am See- und am Rheinpegel für ausgewählte Zeiträume dargestellt. Auffällig ist ein ausgesprochener Tagesgang der See- und Rheinwasserstände, wobei im Tageszyklus zwei Peaks auszumachen sind: Die Wasserstände steigen zwischen 5:00 und 8:00 Uhr sowie zwischen 17:00 und 20:00 Uhr an. Während dieser Zeitabschnitte wird der Seewasserspiegel jeweils um ca. 15 cm angehoben, so dass sich je Tag als Summenwert ein Anstieg von 20 bis 35 cm ergibt. Bei einer zugrunde gelegten Seefläche von 58 ha entspricht dies einer Zuflussmenge von 116.000 bis 203.000 m<sup>3</sup>/d bzw. von 1,3 bis 2,3 m<sup>3</sup>/s.

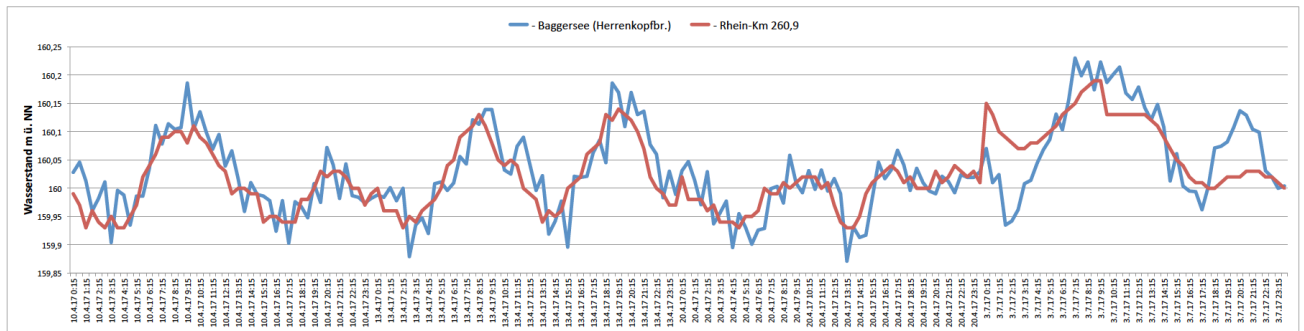


Abbildung 4.6: Wasserstandsschwankungen von Rhein- und Baggerseepegel am 10.4.2017, 13.4.2017, 20.4.2017 und 3.7.2017

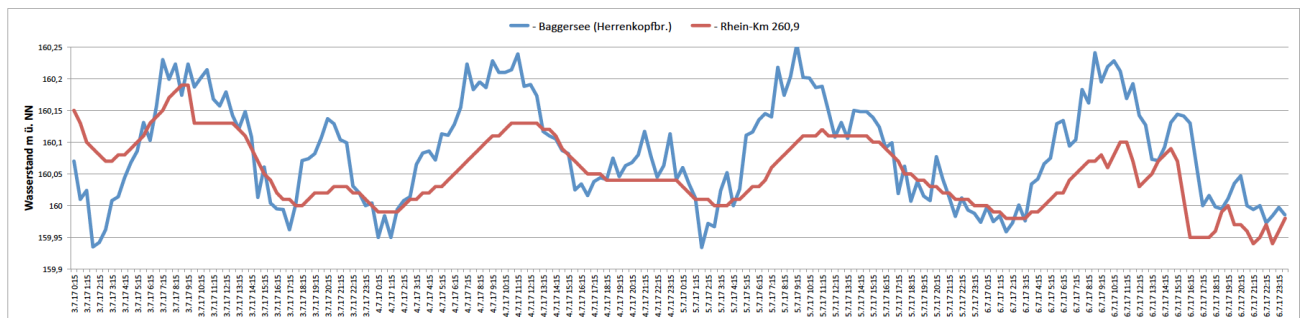


Abbildung 4.7: Wasserstandsschwankungen von Rhein- und Baggerseepegel im Tagesverlauf vom 3.7.2017 bis zum 6.7.2017

Zur Ermittlung der Zuflussraten auf Basis der Summe der Seespiegelanstiege wurden aus den im 15 Minuten Abstand erfassten Sondenaufzeichnungen am Pegel Kappel (Rhein-km 260,9) nur jene Werte berücksichtigt, die gegenüber dem Vorwert um mindestens 2 cm angestiegen sind. Auf diese Weise sollten geringfügige Schwankungen durch Wellenschlag aus der Berechnung eliminiert werden.

Auf der Grundlage der Wasserstandsschwankungen (Summe des täglichen Wasserstandsanstiegs) kann anhand des Rheinpegels ein Tageswert für den mittleren Seewasserzufluss errechnet werden. Für den Rheinpegel liegen durchgängige Wasserstandsaufzeichnungen der zurückliegenden 17 Jahre (Januar 2000 bis Juli 2017) vor. Für die Berechnung wird davon ausgegangen, dass der Seespiegelanstieg im Einmündungsbereich primär durch den Rheinzufuss verursacht wird. Berücksichtigt man den mittels der oben genannten Formel berechneten Seewasserstand, ergibt sich ein im Vergleich zum Rheinwasserstand um ca. 25% höherer Wert. Diese Differenz wird als Anteil des Gießenzufusses angenommen. Unter diesen Voraussetzungen errechnet sich der in Tabelle 4.2 angegebene mittlere tägliche Wasserspiegelanstieg je Untersuchungsjahr. Mit diesem Wert werden die mittleren Zuflussraten (cbm/s) der einzelnen Wasserkörper berechnet.

Tabelle 4.2: Berechnung des Wasserspiegelanstiegs und des Zuflusses in den Baggersee

Jahr	Mittlerer täglicher Wasserspiegelanstieg			Mittlerer täglicher Wasserzufluss		
	Gießen [m/d]	Rhein [m/d]	Gesamt [m/d]	Gießenzufluss [m <sup>3</sup> /s]	Rheinzufuss [m <sup>3</sup> /s]	Gesamtzufluss [m <sup>3</sup> /s]
2000	0,095	0,247	0,342	0,64	1,65	2,29
2001	0,076	0,256	0,333	0,51	1,72	2,23
2002	0,077	0,231	0,308	0,52	1,55	2,06
2003	0,034	0,358	0,392	0,22	2,40	2,62
2004	0,056	0,390	0,446	0,37	2,61	2,98

Jahr	Mittlerer täglicher Wasserspiegelanstieg			Mittlerer täglicher Wasserzufluss		
	Gießen [m/d]	Rhein [m/d]	Gesamt [m/d]	Gießenzufluss [m <sup>3</sup> /s]	Rheinzufuss [m <sup>3</sup> /s]	Gesamtzufuss [m <sup>3</sup> /s]
2005	0,047	0,454	0,501	0,31	3,04	3,35
2006	0,051	0,451	0,502	0,34	3,01	3,36
2007	0,059	0,437	0,496	0,40	2,92	3,32
2008	0,069	0,460	0,528	0,46	3,08	3,54
2009	0,063	0,434	0,496	0,42	2,90	3,32
2010	0,069	0,417	0,487	0,46	2,79	3,25
2011	0,049	0,395	0,444	0,33	2,65	2,97
2012	0,063	0,271	0,334	0,42	1,82	2,24
2013	0,055	0,308	0,363	0,37	2,06	2,43
2014	0,068	0,349	0,417	0,45	2,33	2,79
2015	0,049	0,517	0,566	0,33	3,46	3,79
2016	0,041	0,383	0,424	0,28	2,56	2,84
2017	0,008	0,259	0,267	0,05	1,73	1,78
<b>Mittelwert</b>	<b>0,057</b>	<b>0,368</b>	<b>0,425</b>	<b>0,39</b>	<b>2,48</b>	<b>2,87</b>

Die auf Basis der Wasserstandsschwankungen berechneten Zuflüsse in den Baggersee sind in der Abbildung 4.8 als Tageswerte dargestellt und bilden die Grundlage für die Modellrechnungen.

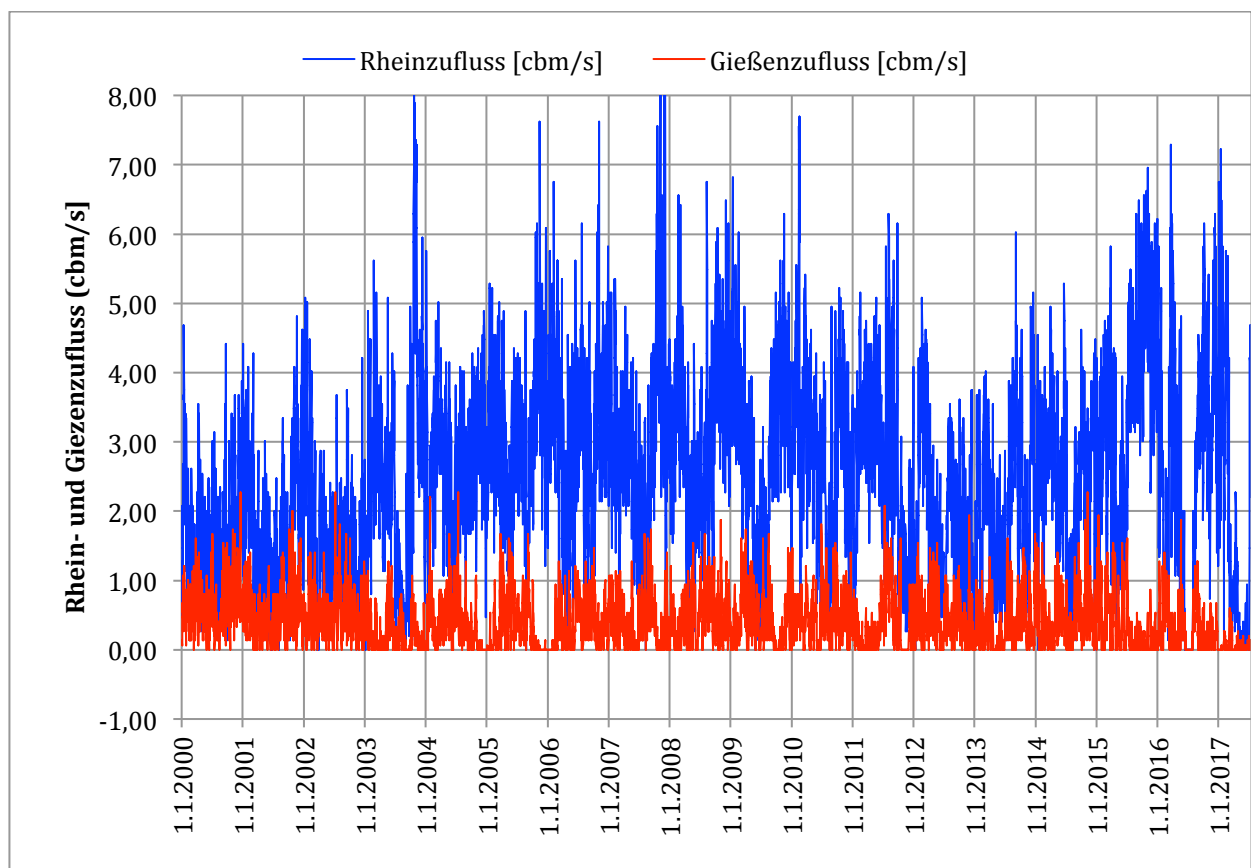


Abbildung 4.8: Anhand der Wasserspiegelschwankungen hergeleitete Gießen- und Rheinzufussmengen in den Baggersee

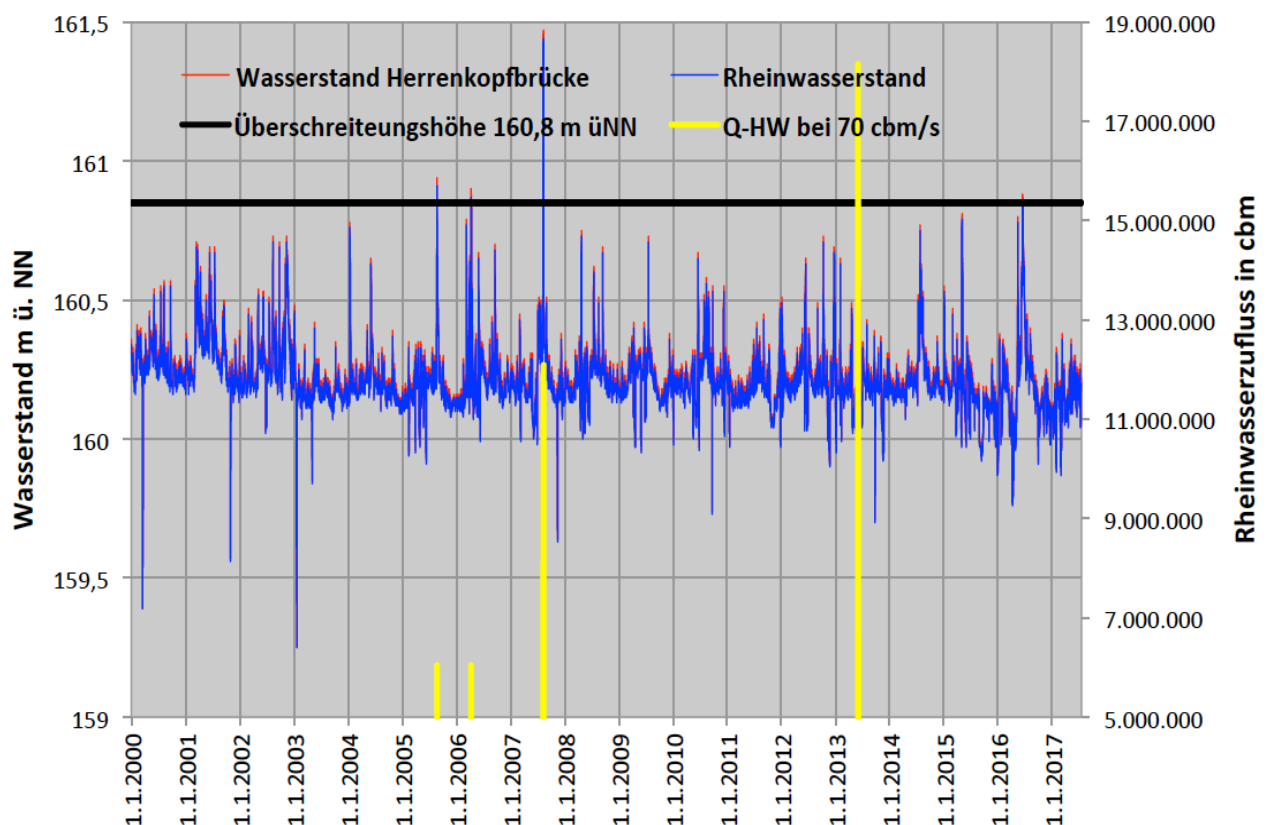
In diesem Ansatz findet allerdings der Wasserzufluss bei Hochwasser, der durch das freie Überströmen der Seefläche mit Rheinwasser stattfindet, keine Berücksichtigung.

Wie die Wasserstandsaufzeichnungen am Rheinpegel Kappel (Rhein-km 260,9) zeigen, kommt es aufgrund der Stauhaltung des Rheinwassers aber nur selten zu starken Rheinwasseranstiegen. Am 9.8.2007 erfolgte durch Limnoconsult eine Messung bei starkem Hochwasser. Zu diesem Zeitpunkt war der See durch über den Taubergießen zufließendes Rheinwasser vollständig überströmt. Der Wasserstand beim Rheinpegel Kappel (Rhein Km 260,9) betrug 161,42 m ü.NN.

Eine Quantifizierung der tatsächlichen Zuflussraten im Hochwasserfall ist derzeit nicht möglich. Allerdings soll im Rahmen der Modellierungen der Effekt von episodischen Hochwasserereignissen Berücksichtigung finden, indem die folgenden Annahmen getroffen werden:

- Ab einem Seewasserstand von 160,85 m ü.NN kommt es zu einem starken Zufluss von Oberflächenwasser in den See.
- Je Überflutungstag fließt dem See eine Wassermenge von 70 m<sup>3</sup>/s oberflächlich zu.

Auf dieser Basis ergeben sich die in der Abbildung 4.9 dargestellten Häufigkeiten und Intensitäten von Einflutungen in den See durch Hochwasser.



*Abbildung 4.9: Maximale Tageswerte von Rheinwasserstand und berechnetem Seewasserstand*

Demnach ist während des 17-jährigen Beobachtungszeitraums mit vier derartigen Ereignissen zu rechnen, die in der Regel ein bis drei Tage andauern.

Die dabei in den See gelangenen Zuflussmengen sind in der Tabelle 4.3 angegeben.

**Tabelle 4.3: Berechnete Ereignishäufigkeit und Wassereinträge in den See bei Hochwasser**

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Anzahl der Flutungstage	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Flutungsmenge [m <sup>3</sup> ]	0	0	0	0	0	6.048.000	6.048.000	12.096.000	0	0	0	0	0	18.144.000	0	0	0	0

#### 4.1.3.3 Wasserbeschaffenheit der zuströmenden Wasserkörper

Dem See fließt fast ausschließlich Oberflächenwasser aus dem Taubergießen und dem Rhein zu, Grundwasserzuflüsse spielen aufgrund der hydraulischen Verhältnisse keine nennenswerte Rolle.

Da die beiden Gießenzuflüsse (an der Herrenkopfbrücke und der Salmenbrücke) ihr Wasser primär über die oberstromigen Abschlagbauwerke aus dem Rhein und durch infiltrierendes Rheinuferfiltrat erhalten, handelt es sich bei den Rhein- und Gießenzuflüssen um Wasserkörper mit sehr ähnlicher Beschaffenheit.

##### 4.1.3.3.1 Wassertemperatur von Gießen- und Rheinwasser

Die Wassertemperatur des zufließenden Gießenwassers wurde an der Herrenkopfbrücke und an der Salmenbrücke mit Loggern der Marke Tinytag im Zeitraum 2011 bis 2012 und der Marke Hobo Pendant im Zeitraum 2016 bis 2017 alle 30 Minuten aufgezeichnet.

Der Logger an der Herrenkopfbrücke war in ca. 30 m Entfernung von der Brücke an einer Schwimmboje und der Logger im Bereich der Salmenbrücke an einem Ankerstein befestigt, der seinerseits mit einem Seil an der Brücke fixiert war.

Der Logger an der Salmenbrücke wurde während der Messserie unkontrolliert, laut Aufzeichnung bereits am 25.9.2017 aus dem Gewässer entfernt, so dass ab diesem Zeitraum keine Messdaten dieser Messstelle für die Modellierung zur Verfügung standen. Die während der beiden Untersuchungsperioden erhobenen Werte sind in der Abbildung 4.10 dargestellt, die Zeitlücken ergeben sich durch Expositionsunterbrechungen während des Auslesens der Sonden.

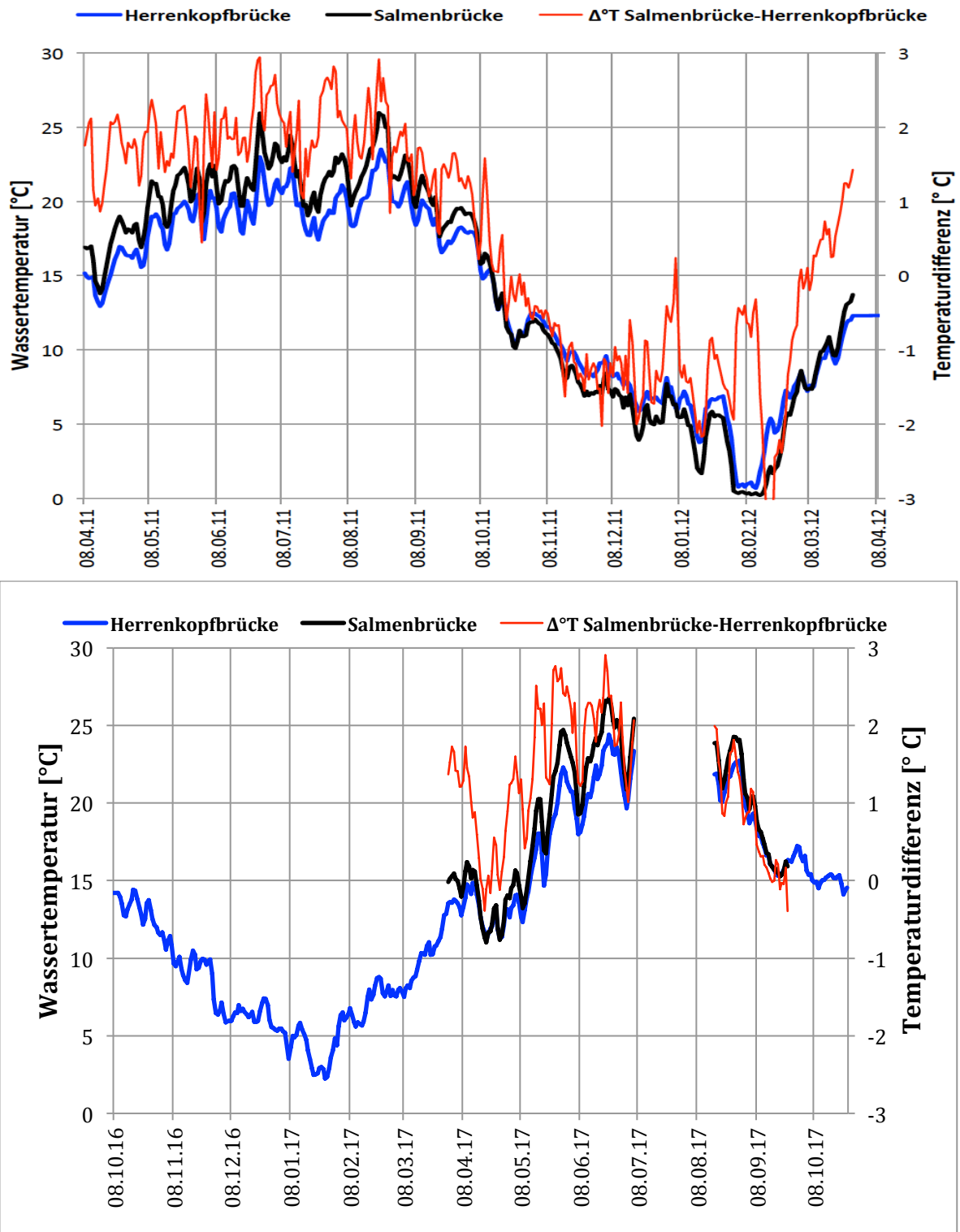


Abbildung 4.10: Loggeraufzeichnungen der Wassertemperatur an Herrenkopfbücke- und Salmenbrücke

Die Wassertemperaturen im Bereich der beiden Gießenzuflüsse unterscheiden sich geringfügig. Tendenziell ist der Gießenzufluss im Bereich der Salmenbrücke bei Wassertemperaturen unter 10° C etwas kälter als der Gießenzufluss an der Herrenkopfbücke. Bei Temperaturen über 10° C dreht sich dieses Verhältnis um, nun ist die Wassertemperatur an der Herrenkopfbücke niedriger. Dies deutet darauf hin, dass an der Salmenbrücke ein ver-

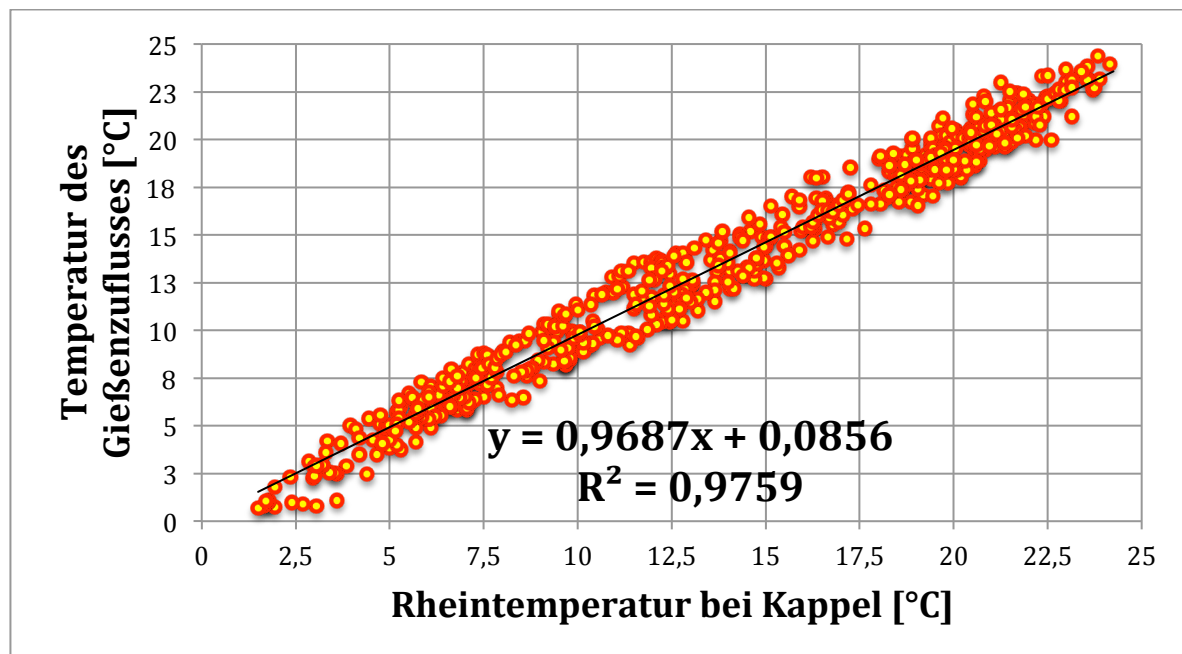
mehrter Rückstrom aus dem Baggersee erfolgt, da sich das Seewasser im Winter stärker abkühlt und im Sommer stärker erwärmt als das Zuflusswasser. Der über die Herrenkopfbrücke in den See einmündende Zufluss wird somit als der primäre Baggerseezufluss aus dem Gießen angesehen.

Da für den Modellantrieb auf die „historischen“ Klima- und Zuflussdaten der zurückliegenden 17 Jahre zurückgegriffen wird, müssen für diesen Zeitraum nicht nur Tageswerte der Klimadaten, sondern auch tägliche Wassertemperatur-Werte der Zuflüsse zur Verfügung stehen. Entsprechend weit zurückreichende Temperaturlaufzeichnungen liegen nur von den Rheinstandorten Breisach-Jägershof (Rhein-km 232,79) und Kehl-Kronenhof (Rhein-km 292,245) in Aufzeichnungen des WSA Freiburg vor. Da sich die Wassertemperaturen an den Standorten Breisach-Jägershof und Kehl-Kronenhof kaum unterscheiden, wurde die Wassertemperatur des Rheins im Bereich des Untersuchungsgewässers (Rhein-km 260,9) aus den Mittelwertbildungen (Tagesmittelwerte vom 1.1.2000 bis zum 30.9.2017) der beider Standorte berechnet (siehe Tabelle 4.4).

**Tabelle 4.4: Wassertemperaturen an den Messstellen Breisach-Jägershof und Kehl-Kronenhof**

	Wassertemperatur Breisach-Jägershof (Rhein-km 232,79)	Wassertemperatur Kehl-Kronenhof (Rhein-km 292,245)	Wassertemperatur ø Breisach/Kehl
Einheit	°C	°C	°C
Mittelwert	13,46	13,68	13,55
Minimum	1,40	1,60	1,50
Maximum	26,70	28,30	27,50
Anzahl [n]	5367	6483	6483

Mit Hilfe der beiden langfristigen Messserien können bei entsprechend hoher Korrelation mit den Messwerten des Gießenzuflusses an der Herrenkopfbrücke die Wassertemperaturen des Gießenzuflusses für den 17-jährigen Untersuchungszeitraum berechnet werden.



**Abbildung 4.11: Korrelation zwischen Rheintemperatur (Tageswert) bei Kappel und Gießenzufluss (Herrenkopfbrücke)**



Wie der Abbildung 4.11 zu entnehmen ist, besteht bei einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2=0,9759$  ein sehr starker korrelativer Zusammenhang zwischen den Temperaturen des Rhein- und Gießenwassers (Betrachtungszeitraum 8.4.2011 bis 30.9.2017). Ein Bestimmtheitsmaß von 0,9759 bedeutet, dass durch das Modell ca. 98% der Varianz erklärt werden können, also die Wassertemperatur des Gießenwassers fast ausschließlich durch die Rheintemperatur zu erklären ist. Folglich kann die mittlere Tagestemperatur des Gießenzuflusses sehr genau mittels der folgenden Formel aus den Rheinwassertemperaturen berechnet werden.

$$\bar{\varnothing} \text{ Tagestemperatur Gießenzufluss} = 0,9687 \cdot \text{Rheinwassertemperatur} + 0,0856$$

Auf der Grundlage der vom WSA Freiburg an den Standorten Breisach-Jägerhof (Rhein-km 232,79) und Kehl-Kronenhof (Rhein-km 292,245) erhobenen Rheinwassertemperaturen errechnen sich demnach die in der Abbildung 4.12 dargestellten Temperaturen des Gießenzuflusses.

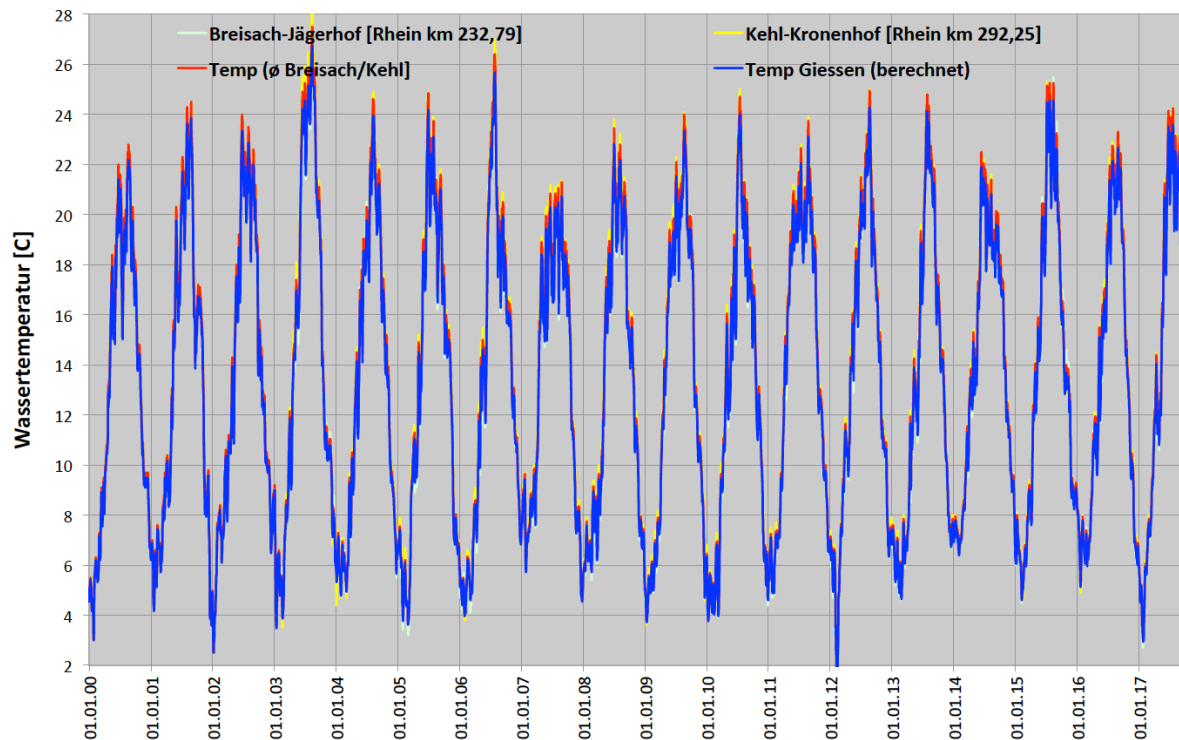


Abbildung 4.12: Wassertemperaturen von Rhein- und Gießenzufluss

#### 4.1.3.3.2 Chemisch-physikalische Wasserbeschaffenheit

##### 4.1.3.3.2.1 Wasserbeschaffenheit des Gießenzuflusses

Die in den Zuflüssen aus dem Taubergießen an der Herrenkopfbrücke und der Salmenbrücke gemessenen chemisch-physikalischen Werte sind in der Tabelle 4.5 aufgelistet. Die Mittelwerte dienen im Folgenden als mittlere Belastungswerte des Rhinauer Baggersees durch die Gießenzuflüsse.

Tabelle 4.5: Belastungskennwerte des Gießenzuflusses

Parameter	Einheit	Mittelwert	Anzahl	90. Perzentil	Maximum	Variationskoeffizient
El. Leitfähigkeit ( $\kappa_{25}$ )	$\mu\text{S/cm}$	396,4	34	427,7	464,0	11,1%
pH-Wert	/	8,1	34	8,608	9,4	5,6%
Sauerstoffgehalt	mg/l	9,8	34	12,21	13,3	17,9%
Sauerstoffsättigung	%	97,6	34	120,7	131,0	13,7%
Temperatur	$^{\circ}\text{C}$	17,6	34	20,07	78,1	66,7%
Calcium	mg/l	54,6	12	59,9	60,0	8,2%
Chlorid	mg/l	21,6	16	27	34,0	31,0%
Chlorophyll-a	$\mu\text{g/l}$	39,5	7	121,6	139,0	148,8%
DOC	mg/l	2,2	13	2,84	3,4	35,6%
Eisen	mg/l	0,09	10	0,175	0,31	98,8%
Gesamthärte	$^{\circ}\text{dH}$	9,4	12	10,29	10,3	7,6%
Hydrogencarbonat	mg/l	170,3	12	180,9	182,0	6,6%
Canorganisch (=HCO <sup>3</sup> *0,197)	mg/l	33,50		35,59	35,80	6,6%
Kalium	mg/l	2,9	10	3,06	3,6	11,2%
Magnesium	mg/l	7,8	12	8,4	8,6	6,9%
Mangan	mg/l	0,011	10	0,0152	0,017	42,2%
Natrium	mg/l	15,3	10	16,29	18,0	8,8%
Ammonium-N	mg/l	0,036	14	0,057	0,090	57,6%
Nitrat-N	mg/l	1,6	13	2,16	2,7	29,5%
Nitrit-N	mg/l	0,012	13	0,0194	0,020	38,5%
ortho-Phosphat-P	mg/l	0,016	13	0,0254	0,027	49,4%
Phosphor ges.	mg/l	0,039	15	0,051	0,055	22,2%
Permanganatindex	mg/l	1,2	10	1,6	1,6	33,0%
Phaeopigmentgehalt	$\mu\text{g/l}$	1,5	4	2,7	3,0	81,6%
SAK (254 nm) (aus filtrierter Probe)	l/m	8,5	3	10,44	11,0	27,8%
Säurekapazität (KS 4,3)	mmol/l	2,79	11	2,97	2,99	6,5%
Sichttiefe	m	1,1	13	1,82	2,2	56,9%
Silicium	mg/l	1,9	10	2,041	3,3	26,3%
Sulfat	mg/l	27,5	10	29	29,0	4,6%
Abdampfdruckstand (105°C)	mg/l	575,0	2	600,6	607,0	7,9%
abfiltrierbare Stoffe	mg/l	74,0	5	156,8	176,0	102,4%
absetzbare Stoffe	ml/l	0,7	3	1,04	1,1	55,1%

#### 4.1.3.3.2.2 Wasserbeschaffenheit im Rhein

Zur Beurteilung der Belastung des Rhinauer Baggersees durch den Zufluss von Rheinwasser liegen Daten von der im Bereich der Staustufe gelegenen Messstelle Breisach (Rechtswert 3448730; Hochwert 5430640) vor. Der Untersuchungszeitraum beschränkt sich auf die Jahre 2010 bis 2016. Während dieses Zeitraums wurden insgesamt an 306 Stichtagen Wasseranalysen durchgeführt.

Bei der Wasserbeschaffenheit des Rheins wird zwischen den Kennwerten für Normalabflussbedingungen und erhöhte Abflussbedingungen unterschieden. Erhöhte Abflussbedingungen liegen vor, wenn die Rheinwasserstände am Pegel Kappel einen Wert von 160,5 m ü.NN überschreiten. Die als Modellinput genutzten statistischen Kennwerte des Datenmaterials von der Landesmessstelle der LUBW in Karlsruhe aus den Jahren 2010 bis 2016 sind in der Tabelle 4.6 angegeben.

Tabelle 4.6: Kennwerte der Wasserbeschaffenheit des Rheins an der LUBW-Messstelle Breisach im Zeitraum 2010 bis 2016

Parameter	Einheit	Mittelwert	Anzahl	90. Perzentil	Maximum	Variationskoeffizient
<b>Normalabflüsse</b>						
Rheinwasserstand	m ü. NN	160,19	306	160,32	160,79	0,08%
elektr. Leitfähigkeit ( $\kappa_{25}$ )	$\mu\text{S}/\text{cm}$	375,21	200	422,20	468,00	9,37%
pH-Wert	/	8,10	200	8,40	8,80	2,84%
Sauerstoff	mg/l	10,69	198	13,03	16,00	16,51%
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	5,60	104	10,70	89,00	194,40%
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0,031	178	0,050	0,080	47,08%
Nitrat-Stickstoff	mg/l	1,448	229	1,900	2,500	24,35%
Nitrit-Stickstoff	mg/l	0,013	178	0,021	0,026	44,34%
N-anorganisch	mg/l	1,109	306	1,900	2,527	64,31%
Gesamtstickstoff	mg/l	1,775	102	2,200	2,600	17,87%
ortho-Phosphat-Phosphor	mg/l	0,014	182	0,027	0,044	66,16%
Gesamtphosphor	mg/l	0,041	102	0,06	0,18	60,52%
DOC [mg/l]	mg/l	1,65	53	1,98	2,60	17,68%
BSB5 [mg/l]	mg/l	0,74	53	1,20	1,50	48,67%
Chlorophyll-a [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	$\mu\text{g}/\text{l}$	2,28	87	4,39	9,51	74,54%
Phaeophytin [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	$\mu\text{g}/\text{l}$	0,55	13	1,19	1,33	83,69%
Säurekapazität bis pH 4,3	mmo/l	2,73	39	2,92	3,00	5,70%
Hydrogencarbonat	mg/l	166,5	39	178,1	183,0	5,70%
C <sub>anorganisch</sub> (=HCO <sup>3-</sup> *0,197)	mg/l	32,76	39	35,04	36	5,70%
Silicium	mg/l	1,70	39	2,32	3,10	30,12%
Silikat	mg/l	3,59	26	5,04	6,64	32,78%
Sulfat	mg/l	24,39	132	28,00	31,00	11,48%
Kalium	mg/l	2,01	39	2,30	2,40	11,15%
Natrium	mg/l	11,23	39	14,00	15,00	21,66%
Chlorid	mg/l	16,32	136	20,95	26,40	24,06%
Calcium	mg/l	51,42	39	56,24	57,40	6,55%
Magnesium	mg/l	7,28	39	7,72	8,20	5,60%
Eisen	$\mu\text{g}/\text{l}$	112,21	39	178,20	771,00	130,01%
Mangan	$\mu\text{g}/\text{l}$	10,57	39	14,22	47,50	85,82%
Mangan, gelöst	$\mu\text{g}/\text{l}$	2,76	39	4,52	5,20	54,02%
<b>Erhöhte Abflüsse</b>						
Rheinwasserstand	m ü. NN	160,61	10	160,75	160,79	0,05%
elektr. Leitfähigkeit ( $\kappa_{25}$ )	$\mu\text{S}/\text{cm}$	333,40	5	348,80	351,00	5,18%
pH-Wert	/	8,08	5	8,28	8,30	2,38%
Sauerstoff	mg/l	10,36	5	11,50	11,60	9,22%
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	61,00	2	86,20	89,00	64,91%
Ammonium-Stickstoff	mg/l	0,043	3	0,058	0,060	35,25%
Nitrat-Stickstoff	mg/l	1,200	4	1,370	1,400	13,61%
Nitrit-Stickstoff	mg/l	0,013	3	0,015	0,015	11,46%
N-anorganisch	mg/l	0,497	10	1,334	1,400	130,02%
Gesamtstickstoff	mg/l	1,640	5	1,780	1,800	6,95%
ortho-Phosphat-Phosphor	mg/l	0,016	3	0,022	0,022	49,58%
Gesamtphosphor	mg/l	0,056	5	0,09	0,10	48,46%
DOC [mg/l]	mg/l					
BSB5 [mg/l]	mg/l					
Chlorophyll-a [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	$\mu\text{g}/\text{l}$	6,28	2	8,31	8,54	50,81%
Phaeophytin [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ]	$\mu\text{g}/\text{l}$					
Säurekapazität bis pH 4,3	mmo/l	2,80	1	2,80	2,80	/
Hydrogencarbonat	mg/l	170,8	1	/	/	/

## *Güteprognosen*

<b>Parameter</b>	<b>Einheit</b>	<b>Mittelwert</b>	<b>Anzahl</b>	<b>90. Perzentil</b>	<b>Maximum</b>	<b>Variationskoeffizient</b>
Canorganisch (=HCO <sup>3</sup> *0,197)	mg/l	33,6	1	/	/	/
Silicium	mg/l	2,20	1	2,20	2,20	
Silikat	mg/l					
Sulfat	mg/l	21,00	6	22,75	23,00	8,52%
Kalium	mg/l	1,70	1	1,70	1,70	
Natrium	mg/l	6,00	1	6,00	6,00	
Chlorid	mg/l	9,73	6	11,28	11,30	17,67%
Calcium	mg/l	57,00	1	57,00	57,00	
Magnesium	mg/l	7,00	1	7,00	7,00	
Eisen	mg/l	390,00	1	390,00	390,00	
Mangan	mg/l	24,10	1	24,10	24,10	
Mangan, gelöst	mg/l	3,00	1	3,00	3,00	

## 4.2 Vorhabensbedingte Auswirkungen auf den Gewässerzustand des Baggersees

Die Planumsetzung (weitere Auskiesung) kann Veränderungen des thermischen Schichtungs- und Zirkulationsverhaltens im Rhinauer Baggersee hervorrufen, in deren Folge weitere Parameter wie z.B. der Sauerstoffhaushalt und die dichtegesteuerte Einschichtung des zufließenden Wassers betroffen sind. 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 unter Bezug auf einen 18-jährigen Entwicklungszeitraum für die vier in Kapitel 2 näher beschriebenen Varianten durchgeführt:

- Istzustand in Auskiesung (Tmax 55m)
- Endzustand 2020 stillgelegt (Tmax 60m)
- Rechtszustand stillgelegt (Tmax 60m)
- Planzustand nach Abschluss der Auskiesung (Tmax 90m)

Nur für den "Istzustand in Auskiesung" werden die durch Baggertätigkeit verursachten Wasserturbulenzen und Rückspülwassereinleitungen berücksichtigt. Für die anderen Varianten wird die Beendigung der Auskiesung vorausgesetzt.

Die für den Modellantrieb erforderlichen Daten wurden in Kapitel 4.1.3 beschrieben bzw. hergeleitet. Hier sollen nur die zugrunde gelegten morphologischen Daten nochmals in Form von Volumenkurven dargestellt werden, da bei der Interpretation auf die Größe der Einzelvolumina Bezug genommen wird.

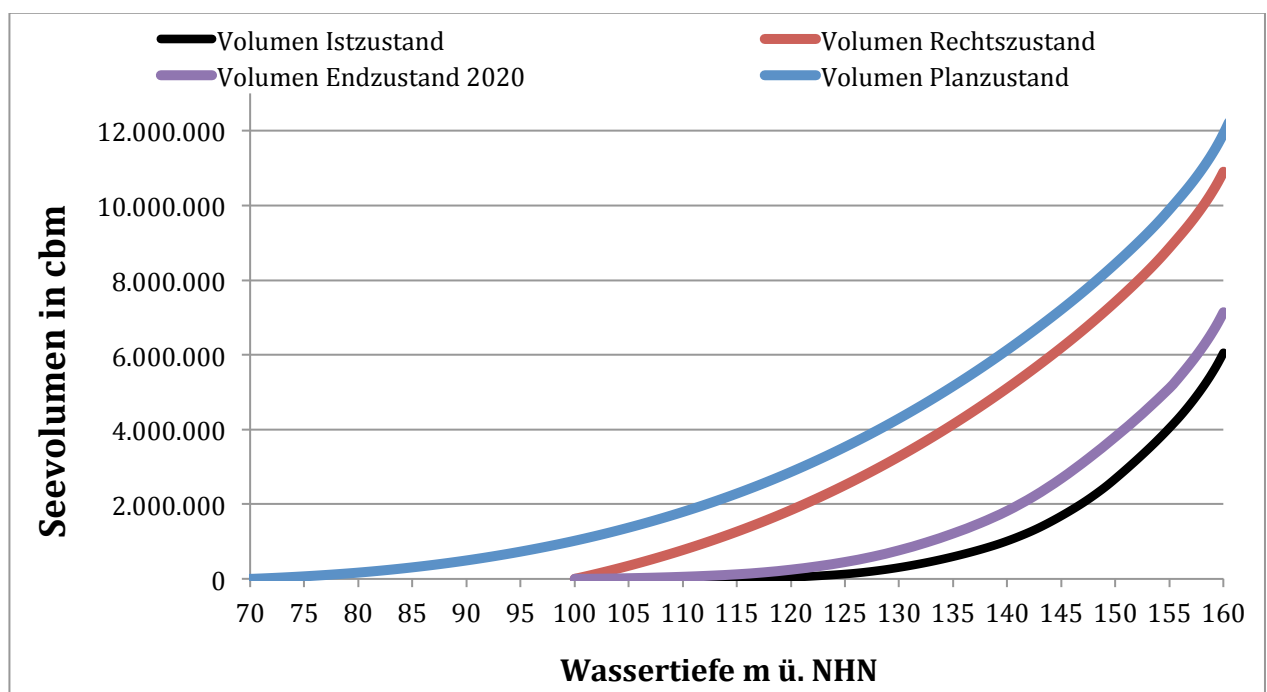


Abbildung 4.13: Volumenkurven des Untersuchungsgewässers in unterschiedlichen Ausbauvarianten

Die in der Tabelle 4.7 dargestellten Kenngrößen für die Zuflüsse liegen den Berechnungen als dynamisierte Tageswerte zugrunde. Die Herleitung der Werte ist in Kapitel 4.1.3.2 beschrieben, hier werden nur die Mittelwerte dargestellt. Wie der Tabelle zu entnehmen ist, ergibt sich maßnahmenbedingt keine Vergrößerung der Seefläche. Die Zuflussraten bleiben ebenfalls für alle Varianten identisch.

Tabelle 4.7: Morphologische und hydraulische Inputdaten

	Istzustand in Auskiesung	Endzustand 2020	Rechtszustand	Planzustand
Kiesentnahme	ja	nein	nein	nein
Maximale Tiefe [m]	55	60	60	90
Seefläche [ha ] bei 160 m ü. NN*	58,4	58,4	58,4	58,4
Seevolumen [Mio. m <sup>3</sup> ] bei 160 m ü.NN*	6	6,9	10,9	11,9
Ø Zufluss Gießen (2000-2017) [m <sup>3</sup> /s]	0,39	0,39	0,39	0,39
Ø Zufluss Rheinmündung [m <sup>3</sup> /s]	2,47	2,47	2,47	2,47
Ø Zufluss Rheinhochwasser [m <sup>3</sup> /s]	0,075	0,075	0,075	0,075
Σ Zufluss aller Komponenten [m <sup>3</sup> /s]	2,933	2,933	2,933	2,933

\* Die Flächen und Volumenangaben betreffen den gesamten See auch außerhalb des Konzessionsbereiches

#### 4.2.1 Temperaturhaushalt und Zirkulationsverhalten des Baggersees

Eine Vergrößerung der Seetiefe kann Veränderungen des Einschichtungs- und Zirkulationsverhaltens bewirken. Hier wird insbesondere die Frage thematisiert, ob auch nach der Einstellung der Auskiesung stets mit einer vollständigen Zirkulation des Sees im Winterhalbjahr 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.

##### 4.2.1.1 Istzustand in Auskiesung

Der Temperaturhaushalt spielt eine zentrale Rolle beim Einschichtungsverhalten des Sees. Er wird in starkem Umfang von den Witterungsbedingungen, der Seemorphologie (Tiefe/Fläche), der Intensität der Auskiesung sowie der hydraulischen Anbindung des Gewässers an Oberflächenzuflüsse und das Grundwasser beeinflusst.

Im Folgenden sollen die Effekte von drei unterschiedlichen Zuflussraten (Standardzufluss, verminderter Zufluss und erhöhter Zufluss) auf den Temperaturhaushalt und das Einschichtungsverhalten vergleichend betrachtet werden (vgl. Tabelle 4.8). Der Standardzufluss wurde auf der Grundlage der Wasserstandsänderungen ermittelt (siehe Kapitel 4.1.3.2.2.2). Das Ausmaß des verminderten Zuflusses basiert auf zwei Stichtagsmessungen der Firma Hydrodata (siehe Kapitel 4.1.3.2.2.1), und für den erhöhten Zuflusswert werden die Kennwerte des Standardzuflusses um 30% heraufgesetzt.

Tabelle 4.8: Zuflussraten im Modell

Hydraulische Anbindung	Betrachtungszeitraum 2000-2017			
	Rheinzuffluss	Rheinzuffluss Hochwasser	Gießenzuffluss	Gesamt
Standardzufluss [m <sup>3</sup> /s]	2,47	0,075	0,388	2,933
verminderter Zufluss [m <sup>3</sup> /s]	1,47	0,075	0,227	1,772
erhöhter Zufluss [m <sup>3</sup> /s]	3,21	0,075	0,50	3,785

## 4.2.1.1.1 Istzustand in Auskiesung bei Standardzufluss

Die Auskiesungstätigkeit intensiviert das Zirkulationsverhalten 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, der täglichen Hebezyklen, 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, die Kieswaschwasserrückleitung und den Schutenbetrieb ausgegangen, die tagsüber während des Zeitraums, in dem eine Kiesgewinnung stattfindet, einem Volumenstrom von 1-2 m<sup>3</sup>/s entspricht.

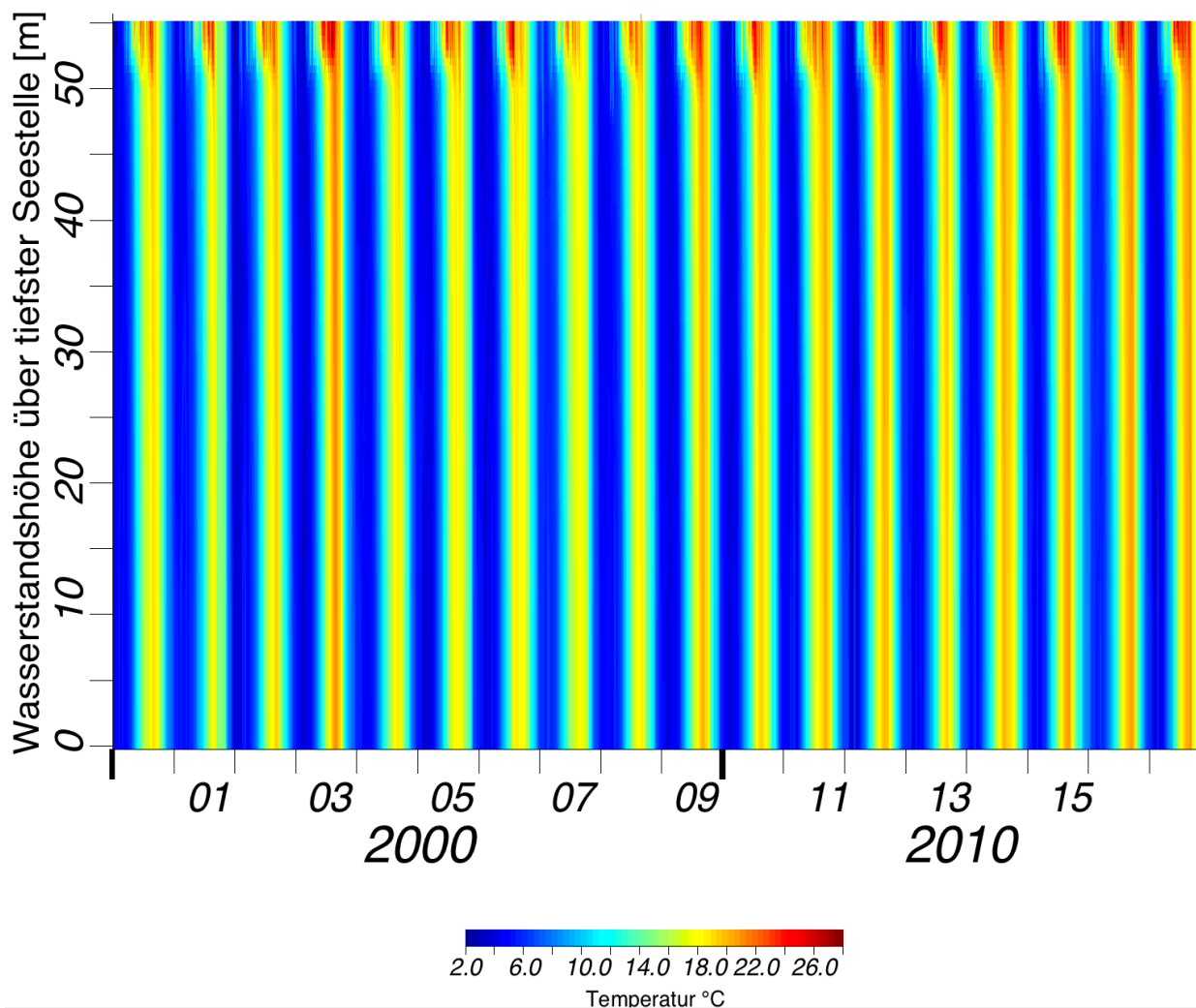
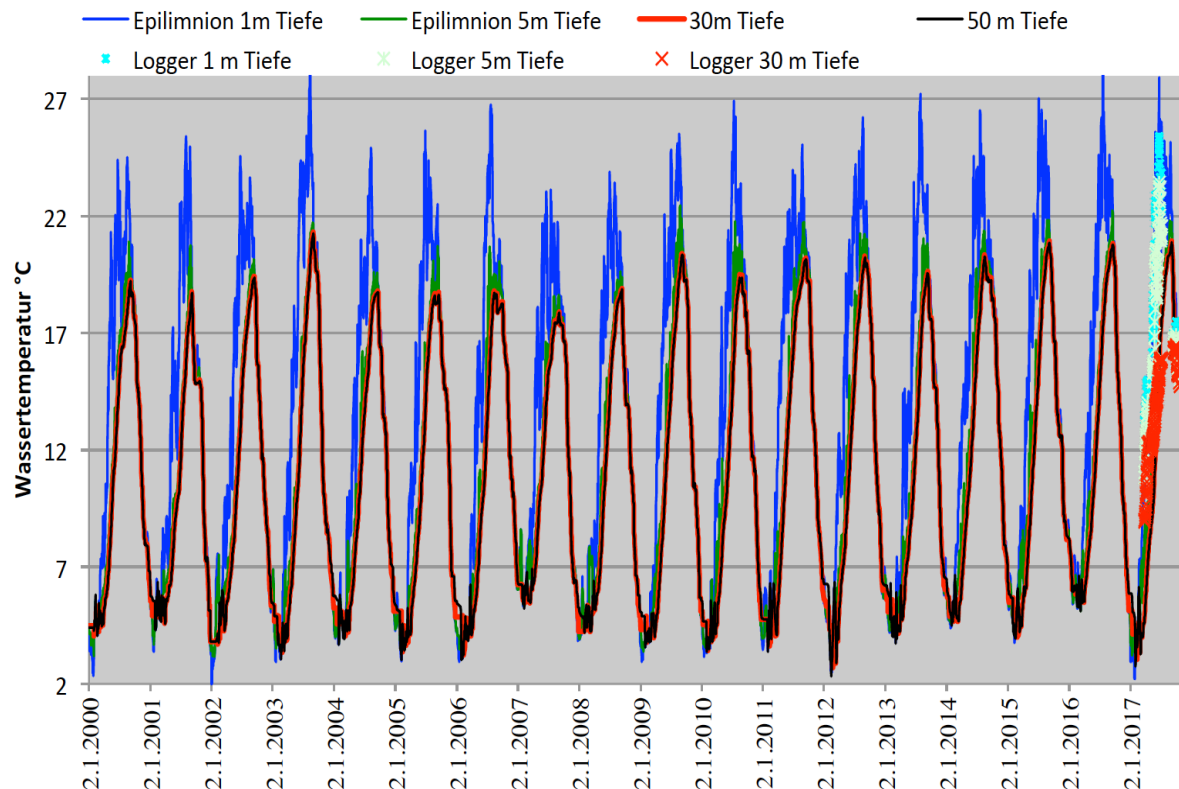


Abbildung 4.14: Temperatursimulation unter Bezug auf die Kennwerte des Istzustandes mit Auskiesungstätigkeit und die Klimadaten vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 (Tageswerte)

Für den gesamten Untersuchungszeitraum errechnet das Modell eine Volldurchmischung des Sees während der Winterhalbjahre und nur eine sehr geringfügige Stratifizierung im Sommer (vgl. Abbildung 4.14). Die hohen hypolimnischen Wassertemperaturen von 15 bis zu 20 °C in den Sommermonaten sind auf auskiesungsbedingte Zirkulationsströmungen sowie den Schiffsbetrieb zurückzuführen. Diese Modellergebnisse stimmen sehr gut mit den realen Profilmessungen (vgl. Kapitel 3.3.1) überein.

Der hohe Einfluss der Baggertätigkeit ist auch an dem weitgehend synchronen Verlauf der Wassertemperaturen in den unterschiedlichen Tiefenstufen zu erkennen (siehe Abbildung 4.15).



**Abbildung 4.15: Temperaturwerte der Simulation des Istzustandes mit Auskiesungstätigkeit in unterschiedlichen Tiefenstufen verglichen mit den Loggermessungen**

Ein Vergleich der Simulationswerte mit den im Rahmen des Projektes gemessenen Feldwerten zeigt eine gute Übereinstimmung (vgl. Abbildung 4.16). Die gleichwohl erkennbaren Unterschiede können auf folgende Ursachen zurückgeführt werden:

1. Für die durch Auskiesungstätigkeit verursachten Effekte stehen nur Jahreswerte zur Verfügung, die über die Produktionstage verteilt wurden. Eine genaue tagesweise Abbildung der Verhältnisse, wie dies bei den Klimawerten möglich ist, gelingt dadurch allerdings nicht.
2. Da eine exakte Ermittlung der Zuflussmengen aus dem Rhein und dem Taubergießen messtechnisch nicht möglich ist, erfolgte die Ermittlung der hydraulischen Anbindung des Baggersees auf der Grundlage von Wasserstandsänderungen. Da auch bei konstanten Seewasserständen Gießenwasser zufließen kann, das im Rahmen der Bilanzierung methodisch bedingt aber nicht berücksichtigt wird, führt dies möglicherweise zu einer Unterschätzung der Zuflussmengen.



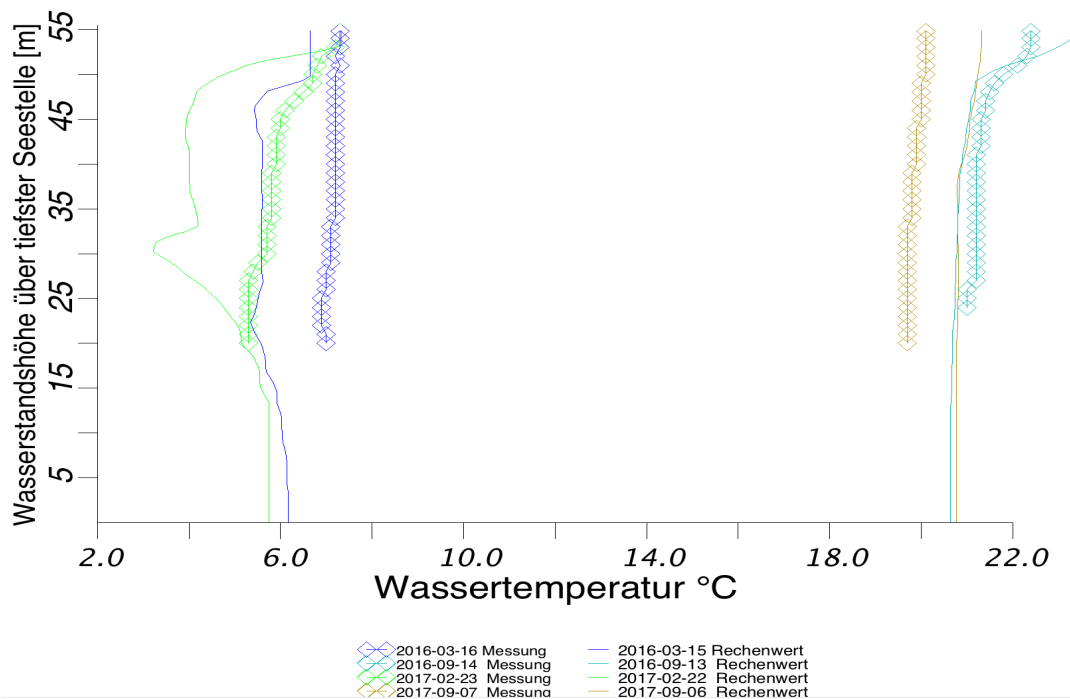


Abbildung 4.16: Feldmessung und Simulation im Istzustand

#### 4.2.1.1.2 Istzustand in Auskiesung bei veränderten Zuflusswerten

Weitere Modellrechnungen zeigen, dass unter der Modellannahme geringerer Zuflüsse prinzipiell von einer größeren Abweichung zwischen Messwerten und Modellwerten auszugehen ist (vgl. Abbildung 4.17).

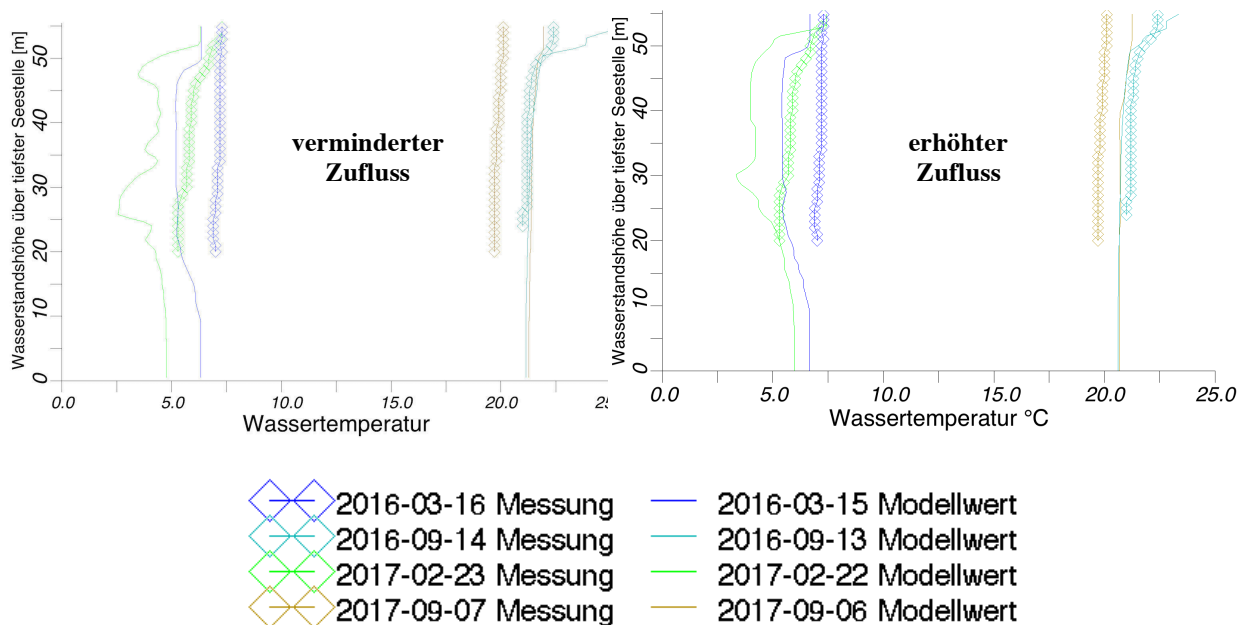


Abbildung 4.17: Vergleich von Mess- und Modellwerten bei verminderter sowie erhöhter hydraulischer Anbindung des Sees an die Oberflächengewässer

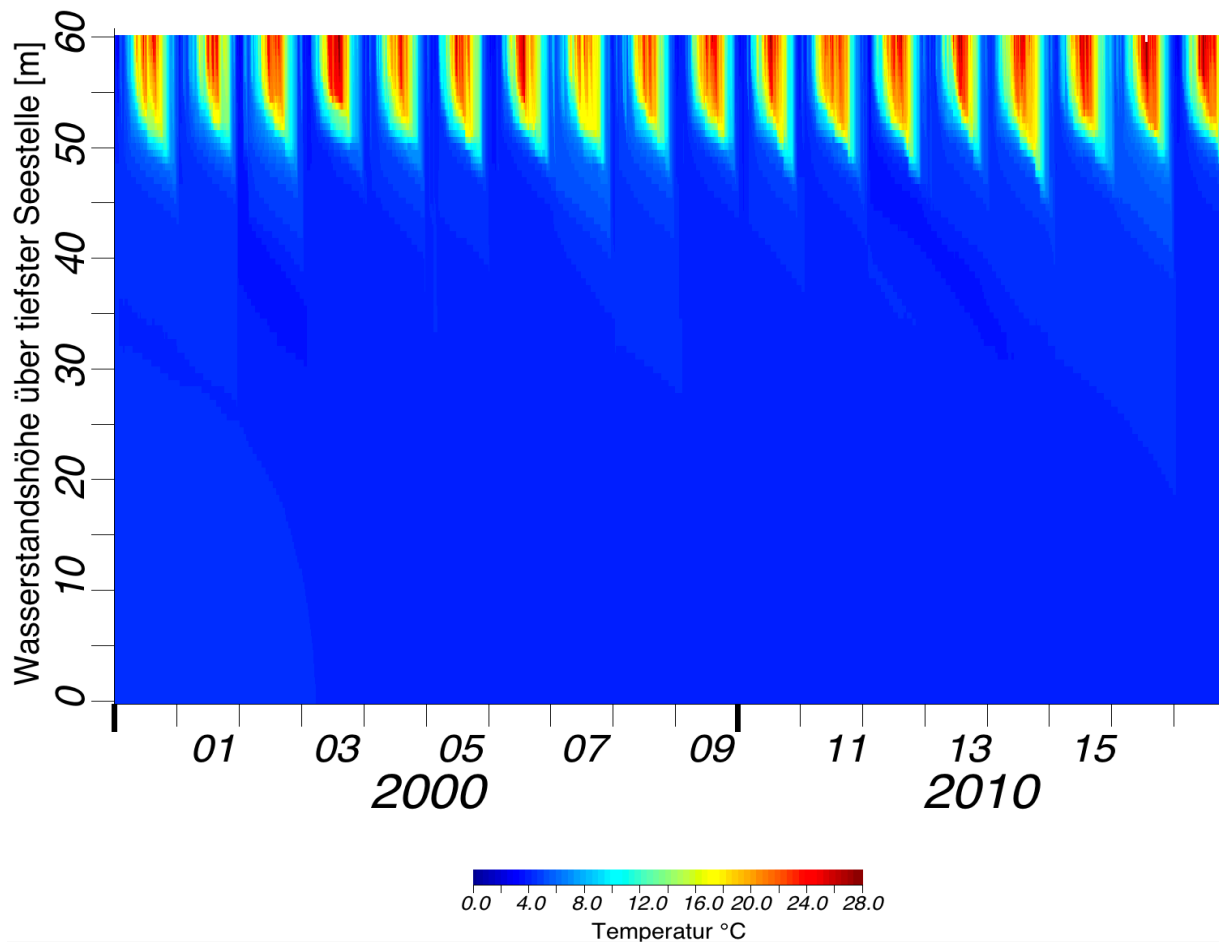
Bei einer Erhöhung der Zuflusswerte nähern sich Mess- und Modellwerte nur noch geringfügig weiter an, so dass auf eine entsprechende Anpassung der Inputwerten verzichtet wer-

den kann und die in Kapitel 4.1.3.2.2 hergeleiteten Zuflussraten als Inputwerte für alle Berechnungen in der Grundkonfiguration dienen können.

#### 4.2.1.2 Endzustand 2020

Diese Variante entspricht dem Zustand, der nach einer Beendigung der Kiesentnahme zum Ende des Jahres 2020 erreicht würde. Zu diesem Zeitpunkt beträgt die Sohlentiefe 60 m (100 m ü.NN).

Wie die Isoplethendarstellung des unter diesen Voraussetzungen ermittelten Modellergebnisses (vgl. Abbildung 4.18) zeigt, bleiben Temperaturschwankungen auf den oberflächennahen Wasserkörper beschränkt. In der Gewässertiefe stellen sich ganzjährig weitgehend identische Wassertemperaturen ein. Für den gesamten Beobachtungszeitraum errechnet das Modell eine Vollzirkulation des Sees während der Wintermonate.



**Abbildung 4.18:** Temperatursimulation unter Bezug auf die Kennwerte des Endzustandes 2020 mit den Klimadaten vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 (Tageswerte)

Die in der Abbildung 4.19 dargestellten Verläufe der Wassertemperaturen in unterschiedlichen Wassertiefen verdeutlichen das Zirkulationsgeschehen im See. In den Zirkulationsphasen kommt es stets zu einer Vollumwälzung des Wasserkörpers. Einschränkungen des Zirkulationsverhaltens ergeben sich allenfalls unter Klimabedingungen, wie sie 2007 und 2016 bestanden. Auf mögliche Beeinträchtigungen des Zirkulationsverhaltens wird in Kapitel 4.2.1.5 noch näher eingegangen.

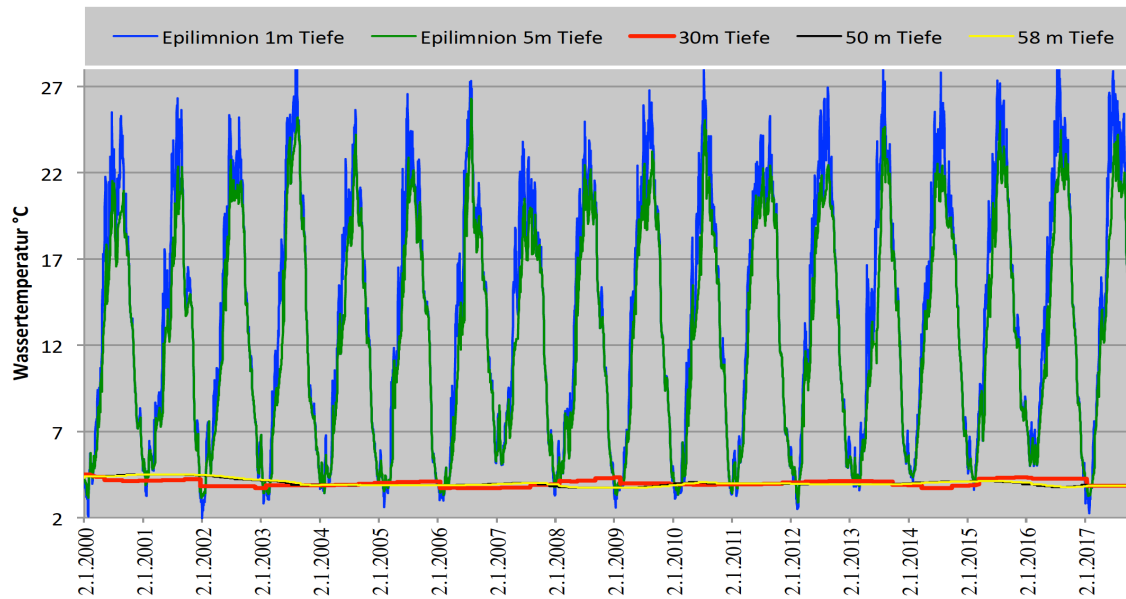


Abbildung 4.19: Simulation der Temperaturwerte für den Endzustand 2020 in unterschiedlichen Tiefenstufen

#### 4.2.1.3 Rechtszustand stillgelegt

Diese Variante entspricht dem morphologischen Zustand nach Erreichen des Rechtszustandes (Gewässertiefe 60 m bzw. 100 m ü.NN). Die Auskiesung ist abgeschlossen, so dass es nicht zu auskiesungsbedingten Beeinflussungen des Zirkulationsverhaltens kommt.

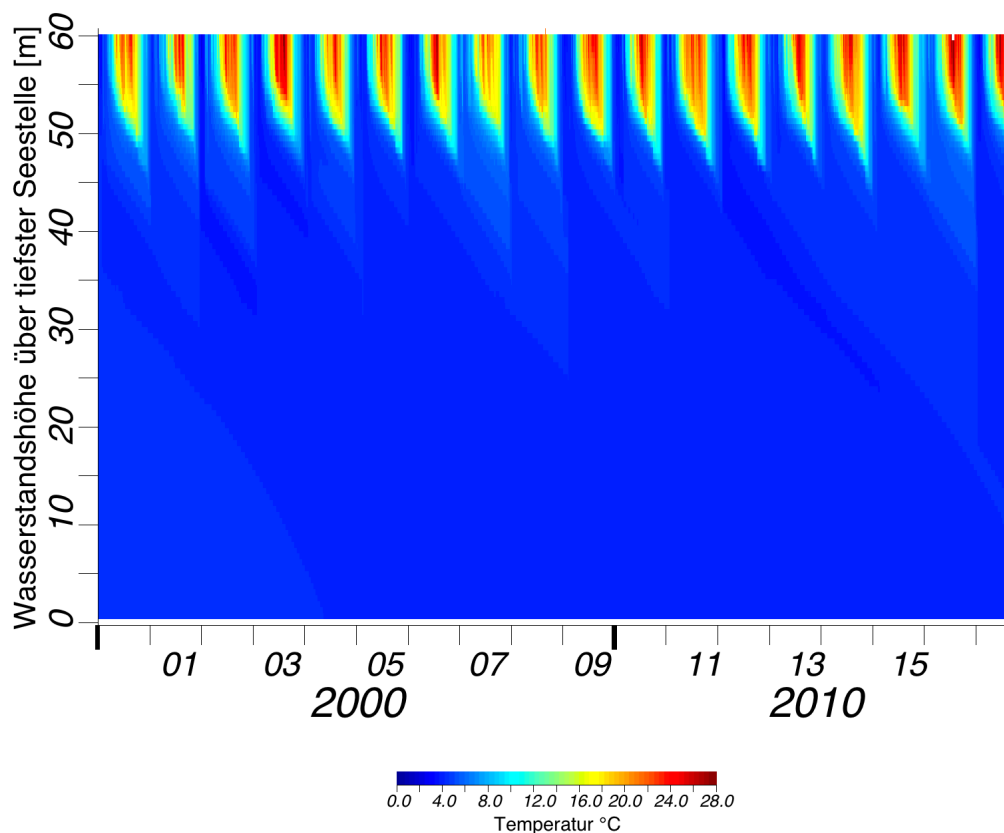


Abbildung 4.20: Temperatursimulation unter Bezug auf die Kennwerte des Rechtszustandes mit den Klimadaten vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 (Tageswerte)

Die Isolethendarstellung des Modellergebnisses (vgl. Abbildung 4.20) und die Verläufe der Wassertemperaturen in unterschiedlichen Wassertiefen (vgl. Abbildung 4.21) zeigen eine deutliche Schwankungsamplitude in den oberflächennahen Wasserschichten, während in den Tiefenstufen die Wassertemperaturen ganzjährig weitgehend identisch bleiben.

Das gesamte Wasservolumen des Sees wird in den Zirkulationsphasen stets vollständig umgewälzt. Beeinträchtigungen bleiben auf wenige Referenzjahre (Klimabedingungen wie 2007 und 2016) beschränkt. Das Zirkulationsverhalten ist geringfügig besser als bei der Variante Endzustand 2020.

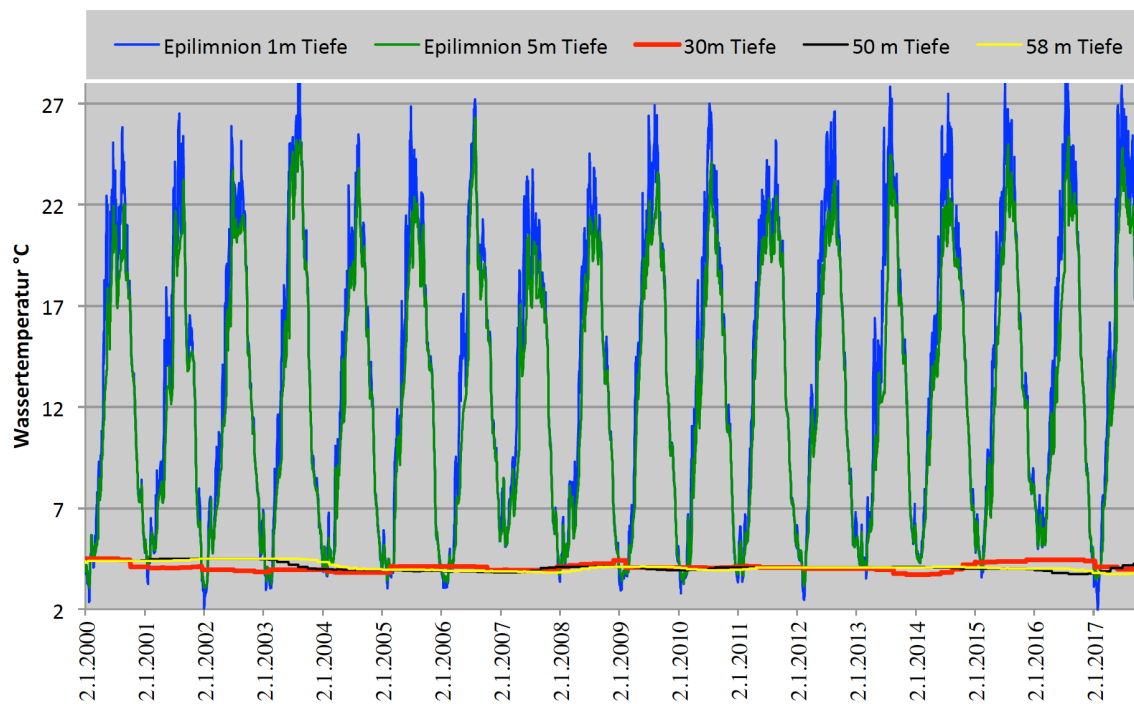


Abbildung 4.21: Simulation der Temperaturwerte für den Rechtszustand in unterschiedlichen Tiefenstufen

## 4.2.1.4 Planvariante nach Abschluss der Auskiesung

Die Planvariante entspricht einer Vertiefung des Sees auf 90 m (60 m ü.NN). Das Seeevolumen erhöht sich damit gegenüber dem Rechtszustand um ca. 1 Mio. m<sup>3</sup>.

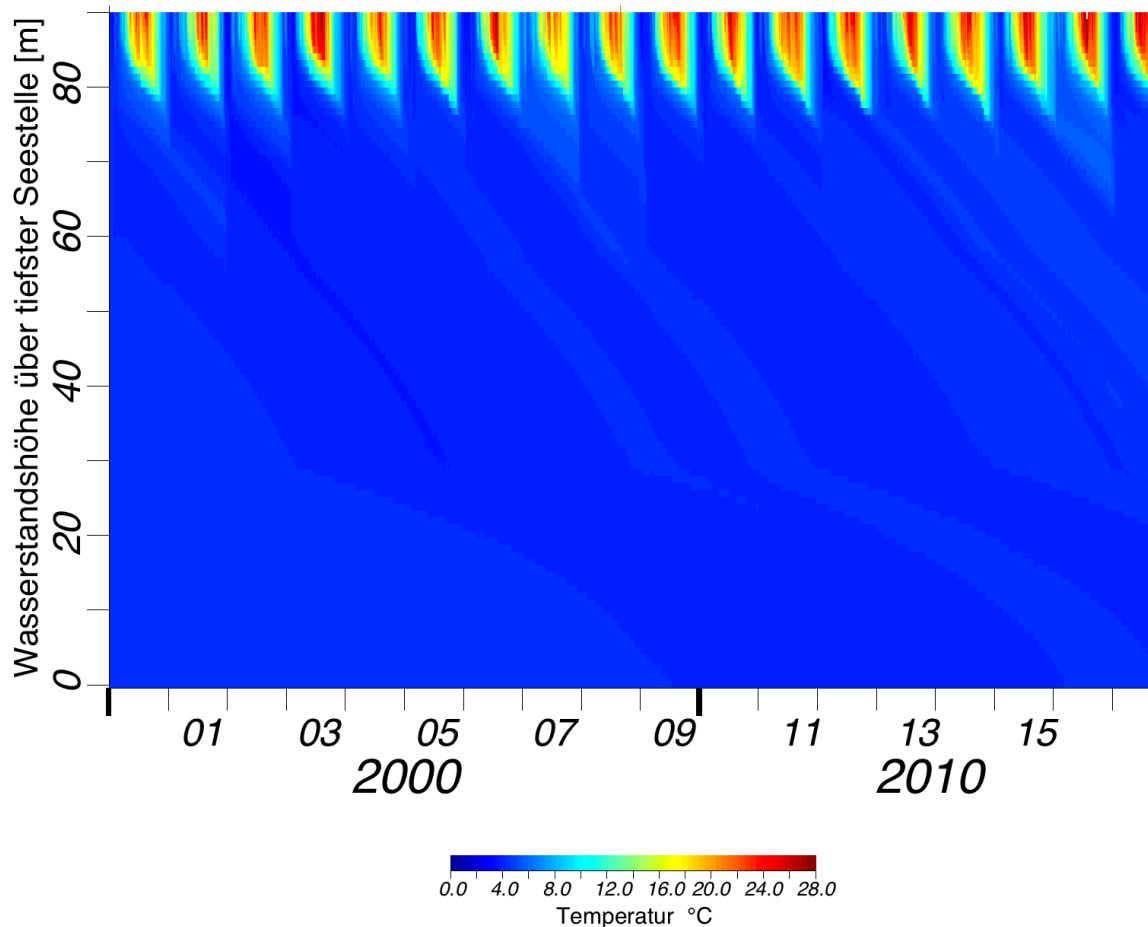


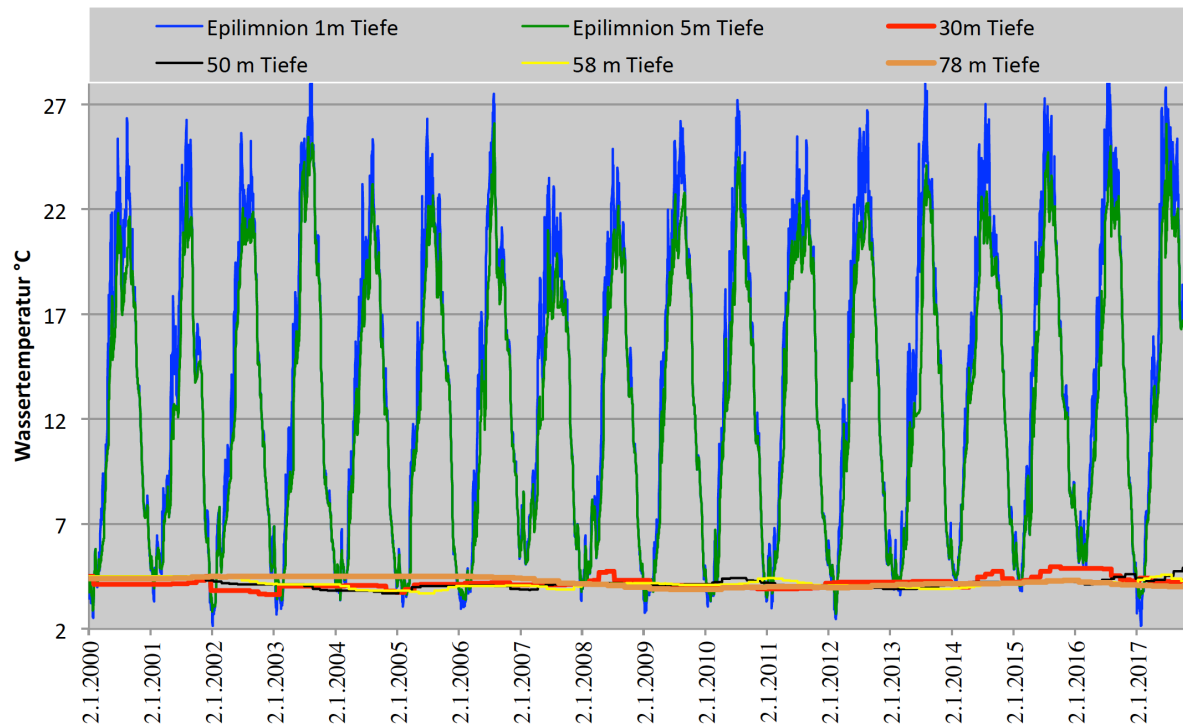
Abbildung 4.22: Temperatursimulation unter Bezug auf die Kennwerte der Planvariante mit den Klimadaten vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 (Tageswerte)

Die Betrachtung des Zirkulationsverhaltens erfolgt hier ebenfalls für einen Zustand nach Abschluss der Auskiesung, also ohne betriebsbedingte Zirkulationseffekte. Auch nach Umsetzung der Planvariante weist das Modell ein für tiefe Seen typisches Einschichtungsverhalten mit einer deutlichen Erwärmung der oberflächennahen Wasserschicht während der Sommermonate und einer Temperaturangleichung über die gesamte Seetiefe während der Wintermonate aus (vgl. Abbildung 4.22).

Die geringe Schwankungsbreite der Wassertemperaturen in der tiefen Wasserschicht bei 78 m ü.NN (2 m ü. Grund) zeigt, wie vereinzelt auch bei den Modellierungen des Endzustandes 2020 (vgl. Kapitel 4.2.1.2) und des Rechtszustandes (vgl. Kapitel 4.2.1.3), dass der Tiefenwasserkörper nicht in jedem Jahr einen Zustrom von Seewasser aus den oberflächennahen Bereichen erhält (vgl. Abbildung 4.23). Dies betrifft Klimabedingungen wie in den Referenzjahren 2007, 2014 und 2016 .

Da allerdings die Wasserdichte und damit das Schichtungsverhalten nicht nur von der Temperatur, sondern auch von der Leitfähigkeit (=Salinität) beeinflusst wird, kann eine genauere Aussage, inwieweit die seebodennahe Wasserschicht noch in das Zirkulationsge-

schehen eingebunden ist, nur anhand (virtueller) Traceruntersuchungen gemacht werden (vgl. Kapitel 4.2.1.5).



**Abbildung 4.23: Simulation der Temperaturwerte für die Planvariante in unterschiedlichen Tiefenstufen**

#### 4.2.1.5 Zirkulation im seebodennahen Bereich sowie Einmischungsverhalten der Zuflüsse im Seewasserkörper

Um festzustellen, ob nach der weiteren Auskiesung des Sees vom Zirkulationsgeschehen ausgenommene bodennahe Wasserschichten entstehen können, wurde im Modell ein virtueller Tracer zur Markierung der Tiefenschicht eingesetzt. Dieser Farbtracer markiert den tiefen Wasserkörper zu Beginn des Beobachtungszeitraums. Der Modellauf simuliert so dann das farblich darstellbare Vermischungsverhalten des tracermarkierten Tiefenwassers mit dem übrigen Seewasser. Zusätzlich wurde für das erste Jahr des Beobachtungszeitraums der Rheinzufuß über den Mündungsbereich sowie alle Wasserzuflüsse, die bei Rheinhochwasser in den See gelangen, mit einem weiteren virtuellen Tracer markiert.

Wie den graphisch dargestellten Ergebnissen der Modellierung zu entnehmen ist, wird sowohl beim Endzustand 2020 (vgl. Abbildung 4.24) als auch nach Erreichen des Rechtszustandes (vgl. Abbildung 4.25) und nach Umsetzung der Planvariante (vgl. Abbildung 4.26) die anfangs auf den Seebodenbereich beschränkte Wasserschicht allmählich im gesamten See eingemischt. Somit ist in allen Fällen von einer Vollzirkulation des Wasserkörpers auszugehen. Das im Bodenbereich eingeschichtete Wasser wird aber bei der Planvariante nicht unmittelbar in der nachfolgenden Zirkulationsphase vollständig in das Gesamtvolumen eingemischt, sondern die Phase der Vollvermischung ist erst nach zwei Jahren abgeschlossen.

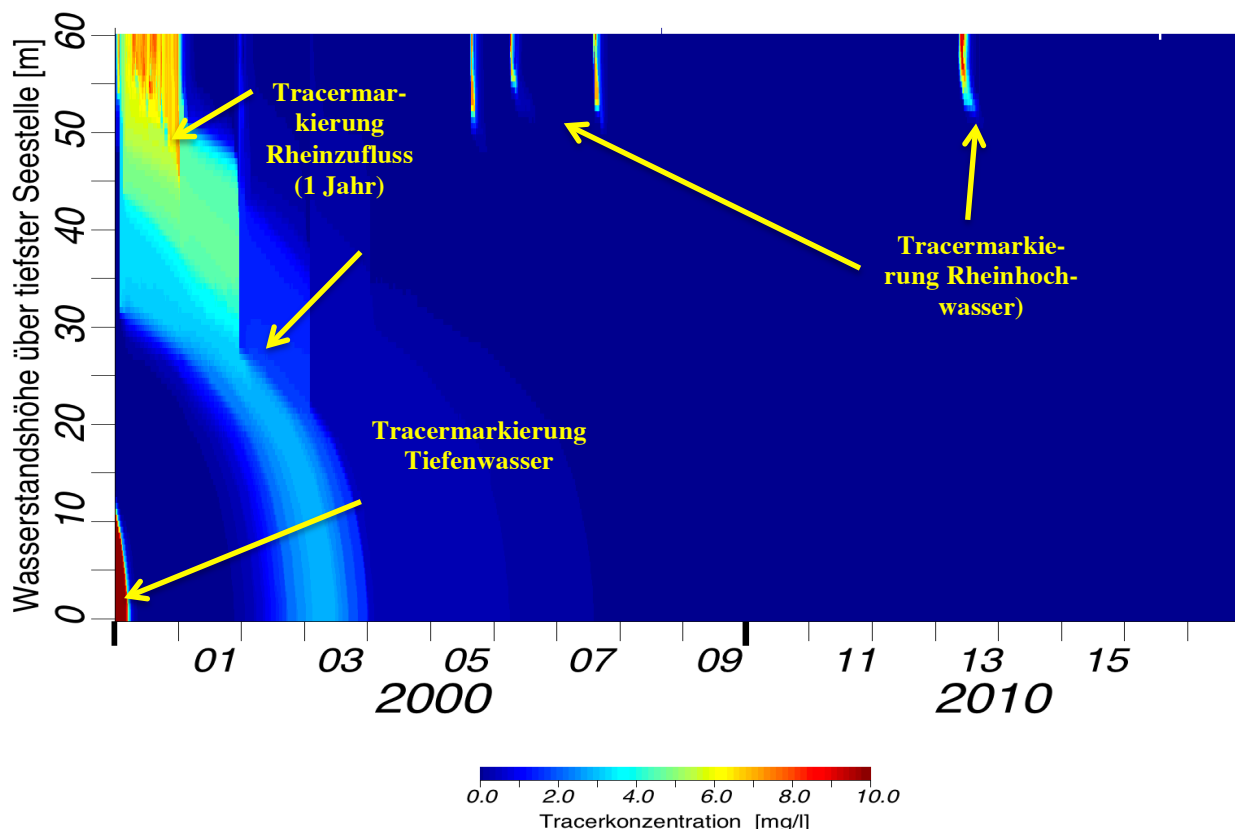


Abbildung 4.24: Simulation der Vermischung von tracermarkiertem Tiefenwasser im gesamten Seevolumen während des Beobachtungszeitraums nach Erreichen des Endzustandes 2020

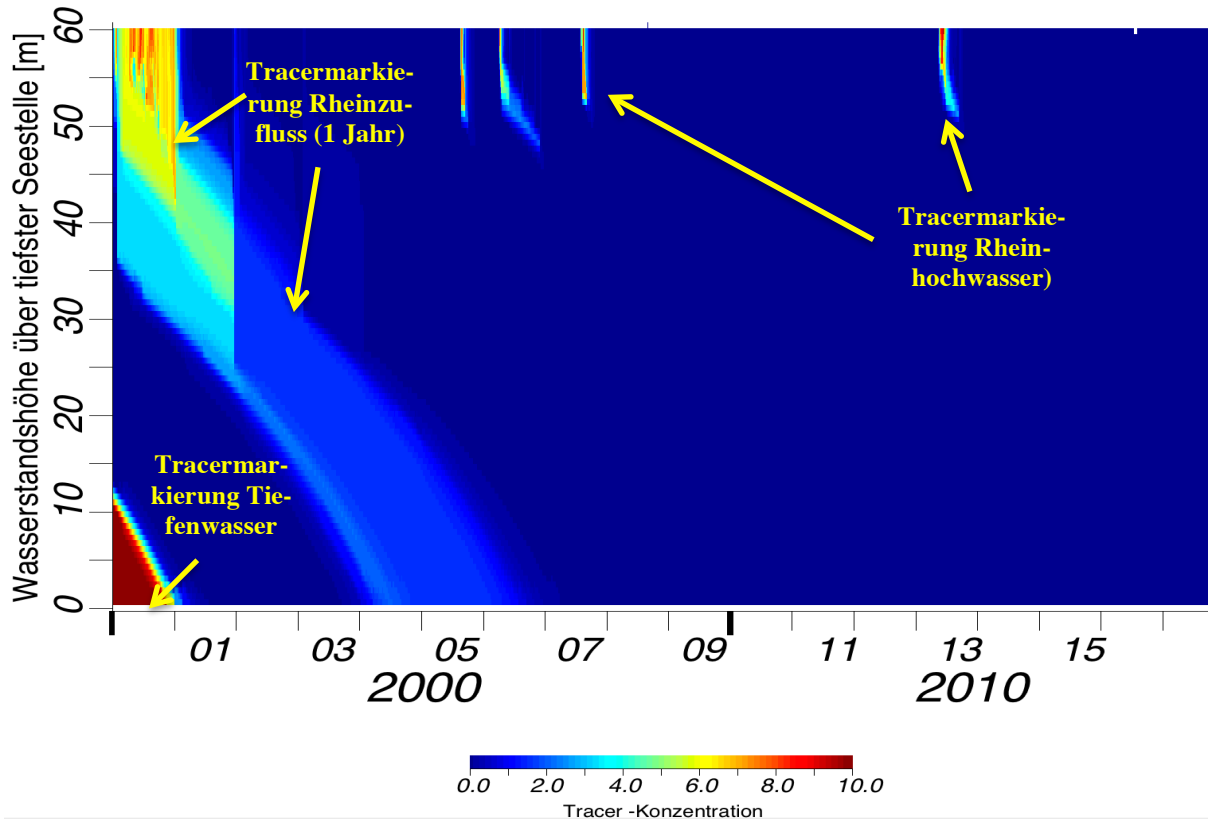


Abbildung 4.25: Simulation der Vermischung von tracermarkiertem Tiefenwasser im gesamten Seevolumen während des Beobachtungszeitraums nach Umsetzung des Rechtszustandes

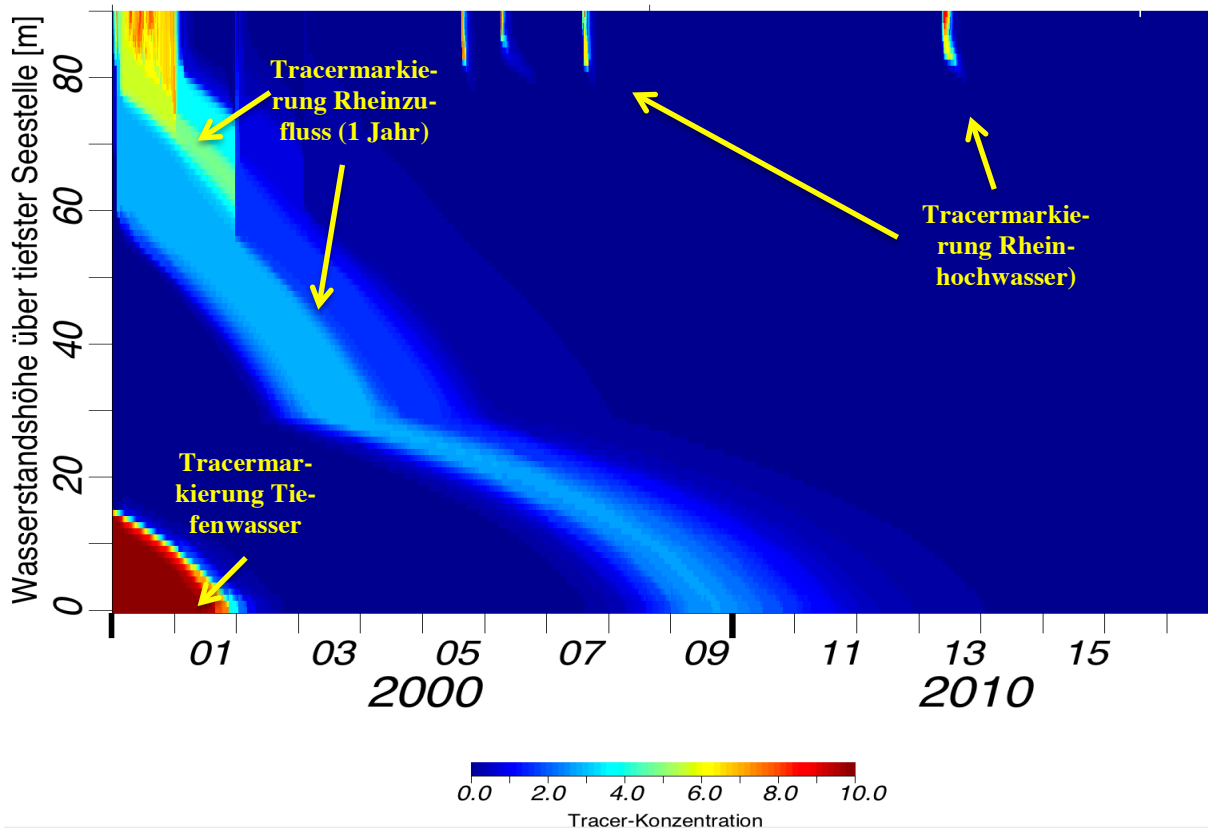


Abbildung 4.26: Simulation der Vermischung von tracermarkiertem Tiefenwasser im gesamten Seevolumen während des Beobachtungszeitraums nach Umsetzung der Planvariante



Die mit Hochwasserereignissen in Zusammenhang stehenden Rheinzufüsse mischen sich bei keiner der untersuchten Varianten vollständig im Seewasserkörper ein. Wegen der Beschränkung des nährstoffreichen Zuflusswassers auf Teilvolumen des Sees ist die Eutrophierungsrelevanz des im Hochwasserfall zuströmenden Rheinwassers für den Baggersee deutlich abgemildert.

#### 4.2.2 Entwicklung der Wasserbeschaffenheit des Baggersees

Die Prognose der Wasserbeschaffenheit erfolgt auf der Grundlage der Seemorphologie, des Einschichtungsverhaltens sowie des Ausmaßes und der Art der Oberflächengewässeranbindung unter Einschluss des damit verbundenen Belastungspotentials. Dargestellt werden im Folgenden die Entwicklungen des Sauerstoffhaushaltes, der Phosphorgehalte im Epilimnion, der Chlorophyll-a Gehalte, der Sichttiefenwerte und der Ammoniumgehalte für die vier untersuchten Varianten, die in Kapitel 2 dargestellt wurden. Als Start- und Inputdaten dienen die meteorologischen Kenndaten (vgl. Kap. 4.1.3.1) des Zeitraums vom 1.1. 2000 bis zum 5.10.2017 (6487 Tage) sowie die in Kapitel 3 diskutierten aktuellen Beschaffenheitskennwerte des Seewassers (Startkonfiguration). Die aktuellen Zuflussmengen und Beschaffenheitswerte der Oberflächengewässer bilden die im Modell verwendeten externe Belastungskenngrößen (vgl. Kapitel 4.1.3.2 und 4.1.3.3).

##### 4.2.2.1 Sauerstoffhaushalt

Unter den Bedingungen des Istzustandes mit bestehender Auskiesung errechnet das Modell die in der Abbildung 4.27 dargestellte Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes für den 18-jährigen Untersuchungszeitraum.

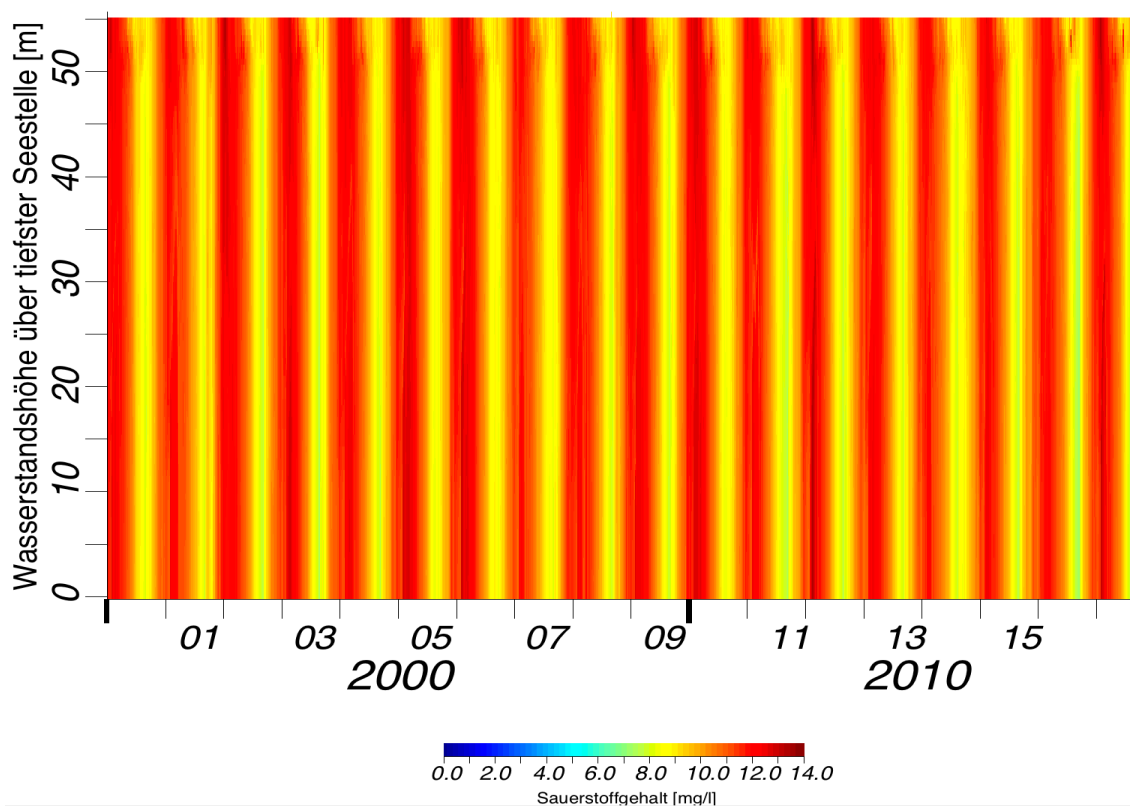


Abbildung 4.27: Simulation der Sauerstoffgehalte unter Bezug auf die Kennwerte des Istzustandes in Auskiesung mit den Klimadaten vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 (Tageswerte)

Die Sauerstoffgehalte in den unterschiedlichen Tiefenstufen des Sees sind vom alljährlichen Wechsel der Stagnations- und Zirkulationsphasen geprägt. Den durch die geringere Sauerstofflöslichkeit bei höheren Temperaturen und intensivere biogene Umsetzungsprozesse bedingten niedrigeren Sauerstoffwerten im Sommer stehen höhere Sauerstoffwerte in den Wintermonaten gegenüber. Insgesamt ist von einem sehr ausgeglichenen Sauerstoffhaushalt auszugehen. Hierfür ist primär die Auskiesungstätigkeit, aber auch die starke hydraulische Anbindung des Gewässers an Rhein und Gießen verantwortlich. Für den gesamten Betrachtungszeitraum ergibt sich eine sehr gute Sauerstoffversorgung bis zum Seeboden.

Vergleicht man die Modellwerte mit den Messwerten für ausgewählte Stichtage, ist bis auf die Stichtagsmessung vom 14.9.2016 eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Modell- und Messwerten festzustellen (vgl. Abbildung 4.28). Am 14.9.2016 ergaben sich Abweichungen sowohl im Bereich der oberflächennahen wie der tieferen Wasserschicht, die vermutlich durch ein stärkeres Algenaufkommen und eine höhere externe Belastung mit den Zuflüssen verursacht wurden.

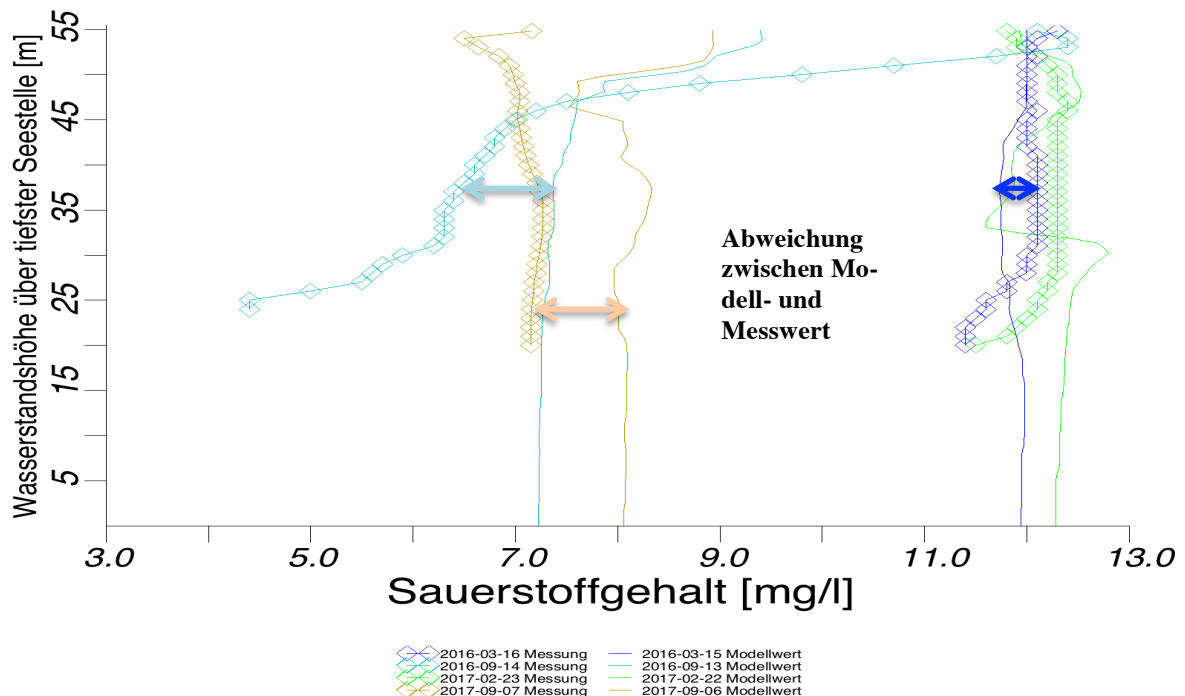


Abbildung 4.28: Vergleich von Mess- und Modellwerten der Sauerstoffgehalte bei vier Stichtagsmessungen

Nach Einstellung der Auskiesungstätigkeit ergeben sich ungünstigere Sauerstoffverhältnisse, da der durch die Kiesgewinnung verursachte Sauerstoffeintrag jetzt fehlt.

Im Vergleich zum Rechtszustand (vgl. Abbildung 4.30) ist im Endzustand 2020 (vgl. Abbildung 4.29 und im Planzustand (vgl. Abbildung 4.31) mit einer etwas schlechteren Sauerstoffversorgung des Tiefenwasserkörpers zu rechnen. Dies ist wesentlich durch die Ausgestaltung des Seebeckens in diesen beiden Varianten bedingt, da sich ein sehr kleinvolumiger Tiefenwasserkörper ausbildet.

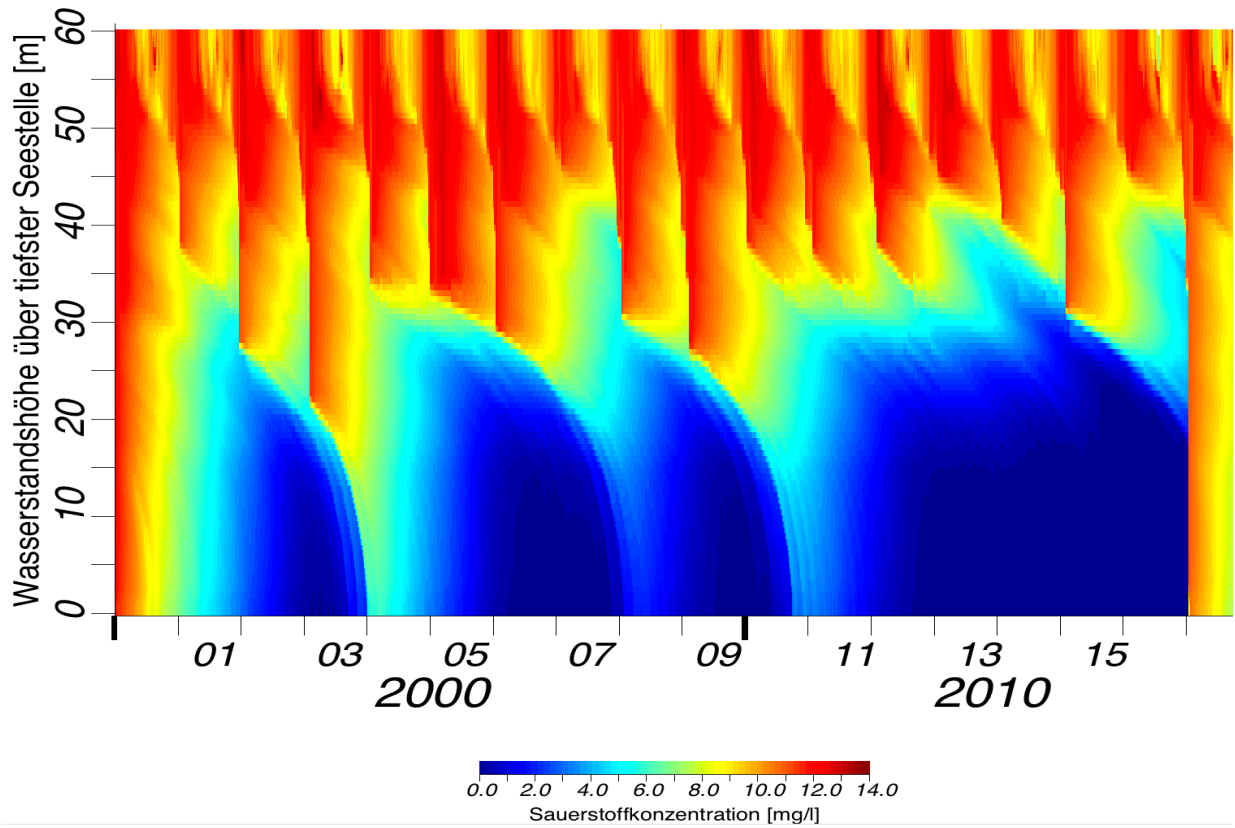


Abbildung 4.29: Simulation der Sauerstoffgehalte unter Bezug auf die Kennwerte des Endzustandes 2020 mit den Klimadaten vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 (Tageswerte)

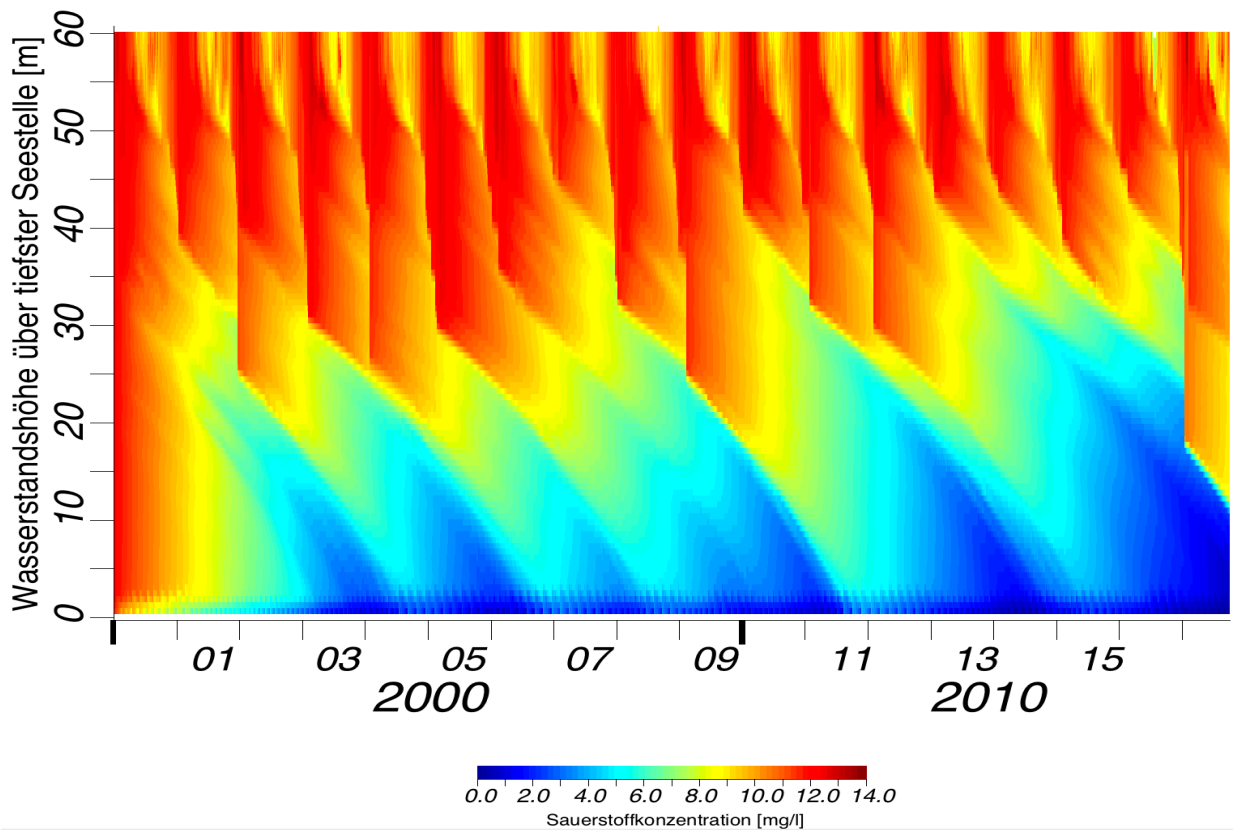
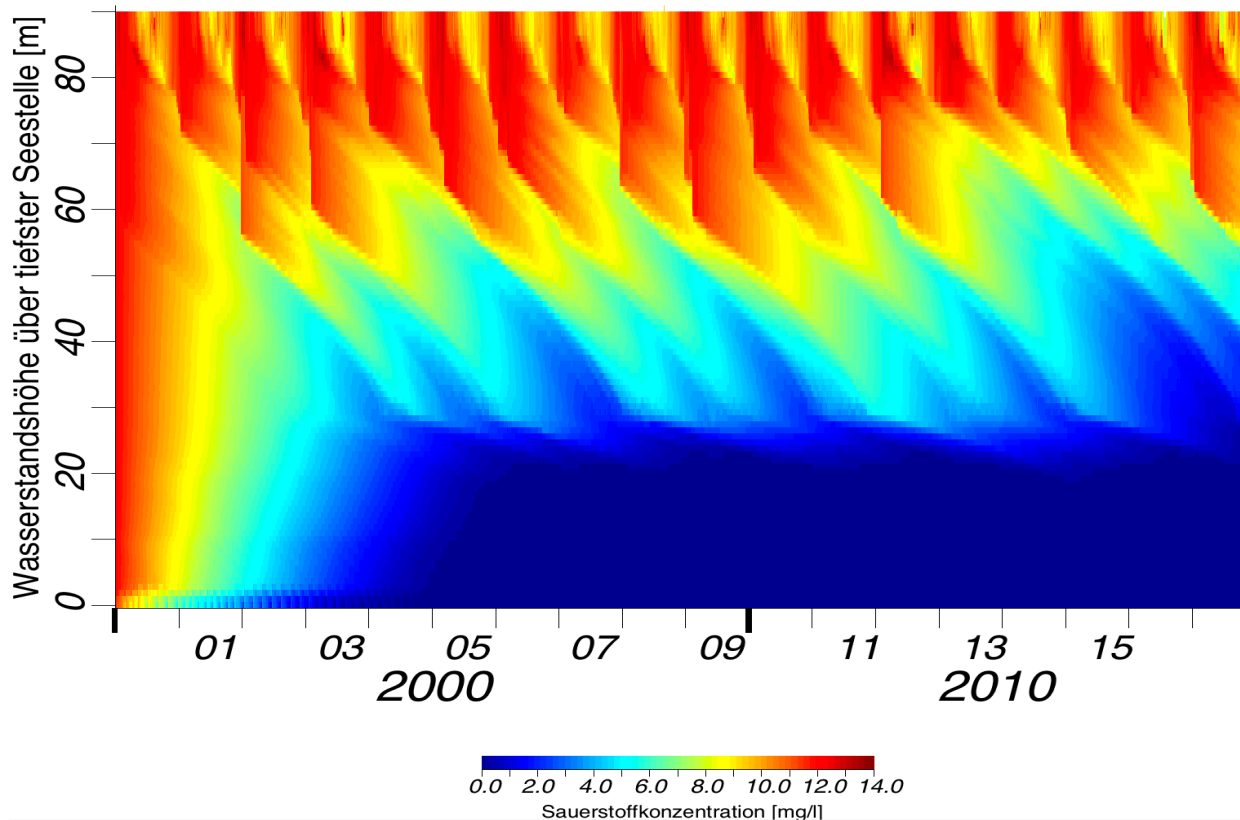


Abbildung 4.30: Simulation der Sauerstoffgehalte unter Bezug auf die Kennwerte des Rechtszustandes mit den Klimadaten vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 (Tageswerte)

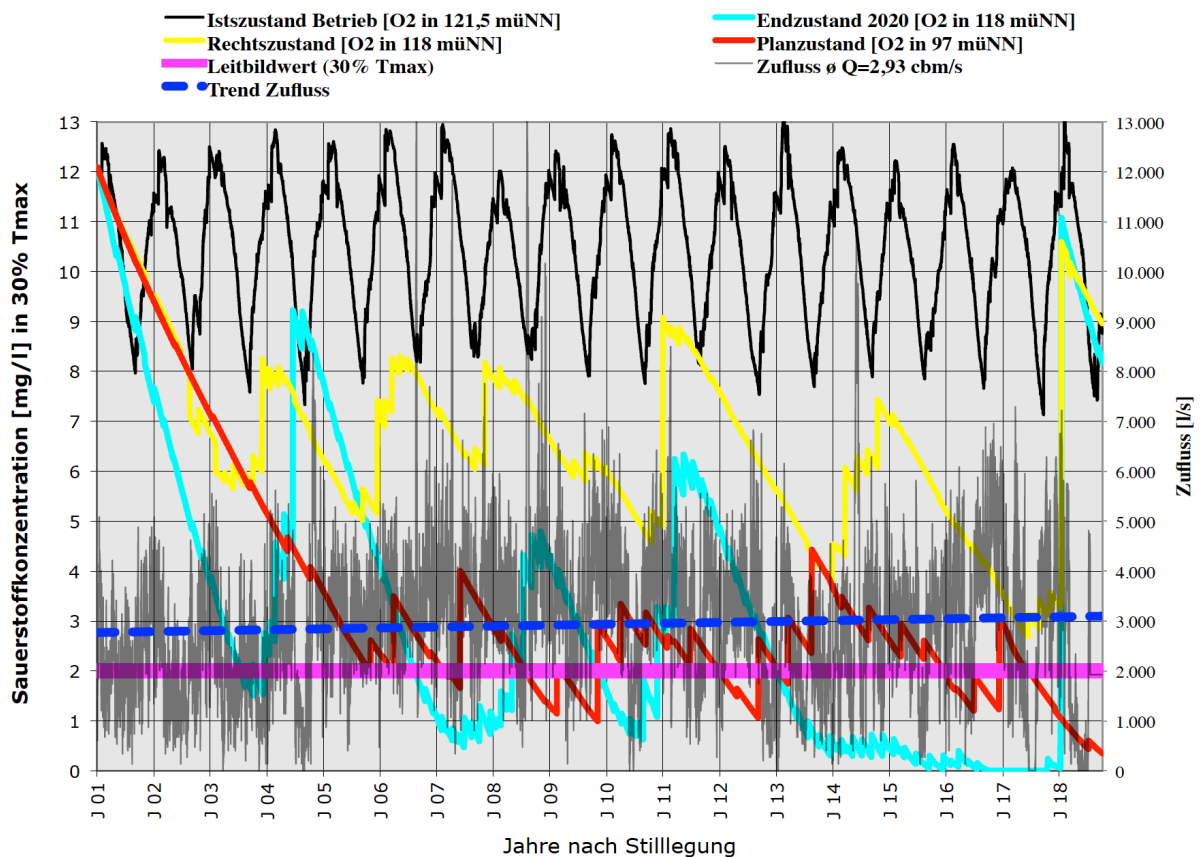


**Abbildung 4.31:** Simulation der Sauerstoffgehalte unter Bezug auf die Kennwerte der Planvariante mit den Klimadaten vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 (Tageswerte)

Der ungünstigere Zustand des Sauerstoffhaushaltes im Endzustand 2020 und in der Planvariante wird dadurch relativiert, dass der betroffene Tiefenwasserkörper in beiden Fällen nur ein sehr kleines Volumen besitzt. Die Volumenzunahme zwischen den Tiefenstufen 10 m ü.NN und 70 m ü.NN beträgt für die Planvariante nur ca. 1 Mio. m<sup>3</sup>. Der hier ausgebildete kleinvolumige, tiefe Trichter ist zwar schlechter in das Zirkulationsgeschehen eingebunden, aufgrund seines geringen Anteils am Gesamtvolumen bleiben seine Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt des gesamten Wasserkörpers aber ebenfalls gering.

Unter Bezug auf die in Kapitel 3.1.2 dargestellten Gütekennwerte für die maximale Ausdehnung der sauerstofffreien Wasserschicht ( $O_2$ -Gehalt  $\leq 2$  mg/l) über Grund während der Stagnationsphase berechnet das Modell für den Endzustand 2020 und die Planvariante Werte, die anders als im Istzustand und im Rechtszustand, zeitweise nicht mehr dem für grundwasserdominierte mesotrophe Baggerseen definierten Orientierungswert entsprechen (vgl. Abbildung 4.32). Dieser Orientierungswert wurde hier statt des eigentlich leitbildadäquaten eutrophen Wertes hilfsweise herangezogen, um eine exakte Grenzlinie (30 % der maximalen Gewässertiefe über Grund) ziehen zu können.

Die Sauerstoffdefizite im Endzustand 2020 und nach Umsetzung der Planvariante stellen sich in Abhängigkeit von den klimatischen Randbedingungen während mehrerer Jahre des Betrachtungszeitraums ein, sie sind aber nicht dauerhaft. Da der hier genutzte Orientierungswert für grundwasserdominierte Baggerseen nicht an die Bedingungen fließgewässer-angebundener Baggerseen wie das Untersuchungsgewässer angepasst ist, werden auch bei der Planvariante gewässerspezifische Qualitätsziele nicht überschritten.



	Istzustand Betrieb	Endzustand 2020	Rechtszustand	Planzustand
Abbautiefe [m]	55	60	60	90
30 % der max. Tiefe [m]	16,5	18	18	27
Tiefenlage [m. ü.NN]	121,5	118	118	97

Abbildung 4.32: Sauerstoffgehalte in Höhe von 30 % der Maximaltiefe über Grund

#### 4.2.2.2 Phosphorgehalte im Epilimnion

Unter Bezug auf die Phosphorgehalte im Epilimnion des Sees weisen die geprüften Varianten kaum ausgeprägte, nur tendenziell erkennbare Unterschiede auf (vgl. Abbildung 4.33 und Tabelle 4.9). Die höchsten Phosphorwerte errechnet das Modell für den Istzustand mit vorhandener Kiesgewinnung. Hier führt die betriebsbedingte Durchmischung des Wasserkörpers zu der Einmischung des etwas nährstoffreicheren Zuflusswassers aus Rhein und Gießen im gesamten Volumen des Sees.

Nach Einstellung der Auskiesungstätigkeit und infolge der Vergrößerung des Seevolumens schichtet sich das Zuflusswasser verstärkt nur noch in Teilvolumen des stabiler geschichteten Sees ein. Damit stehen die extern zugeführten Nährstoffe nicht mehr im gesamten Volumen zur Verfügung. Außerdem kommt es bei einer primären Einmischung im Epilimnion zur vermehrten Ausspülung von Nährstoffen.

Durch die geringere Vermischung des Wasserkörpers ergibt sich also nach Einstellung der Auskiesung eine Abnahme der Nährstoffgehalte im Epilimnion. Dies gilt sowohl für den Endzustand 2020 als auch für den Rechtszustand und die Planvariante.

Insgesamt ist für die Planvariante mit leicht geringeren Phosphorbelastungen des epilimnischen Wasserkörpers zu rechnen als im Rechtszustand. Noch etwas niedriger sind die Werte im Endzustand 2020. Der absolute Rückgang der Werte ist aber gering und wirkt sich am stärksten bei den eutrophierungsrelevanten Saisonmittelwerten (April bis Oktober) aus (siehe Tabelle 4.9).

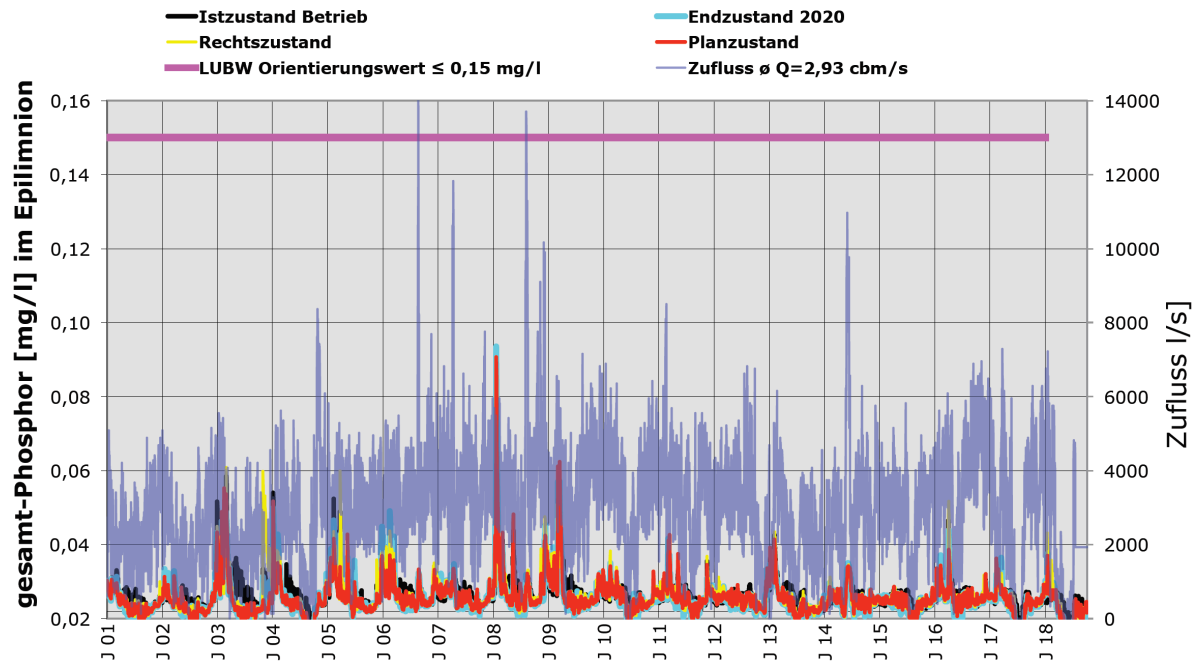


Abbildung 4.33: Simulation der Phosphorgehalte im Epilimnion unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert

Die Phosphorbelastungen im Freiwasser erreichen selbst unter Bezug auf die Maximalkonzentrationen immer die für Baggerseen mit Oberflächengewässernbindung definierte Orientierungsgröße eines eutrophen Sees von  $P \leq 0,15 \text{ mg/l}$  (vgl. Kapitel 3.1.1). In Bezug auf das Saisonmittel (April bis Oktober), das zur Bewertung des Trophiestatus herangezogen wird, ergeben sich für sämtliche Varianten Werte im mesotrophen Bereich, also eine Trophiestufe besser als der leitbildhaft geforderte eutrophe Orientierungswert. Im Hinblick auf die Umweltqualitätsnormen der OGewV (2016) erreicht die Bewertung aller Varianten den Grenzbereich von sehr gut / gut.

Tabelle 4.9: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für gesamt Phosphor

Referenz-jahr	Jahre nach Stilllegung	Jahresmittel ges. Phosphor [mg/l]					Saisonmittel April- Oktober ges. Phosphor [mg/l]			
		Istzustand Betrieb	Endzustand 2020	Rechtszustand	Planzustand	Diff. Planvariante-Rechtszustand	Istzustand Betrieb	Endzustand 2020	Rechtszustand	Planvariante
2000	1	0,0254	0,0237	0,0242	0,0241	-0,0001	0,025	0,0220	0,023	0,023
2001	2	0,0250	0,0242	0,0240	0,0241	0,0001	0,024	0,0220	0,022	0,022
2002	3	0,0296	0,0257	0,0290	0,0262	-0,0028	0,027	0,0220	0,023	0,022
2003	4	0,0261	0,0248	0,0248	0,0243	-0,0004	0,024	0,0214	0,021	0,022
2004	5	0,0279	0,0274	0,0278	0,0264	-0,0014	0,026	0,0246	0,025	0,024
2005	6	0,0280	0,0275	0,0277	0,0267	-0,0010	0,026	0,0246	0,025	0,025
2006	7	0,0260	0,0258	0,0260	0,0259	-0,0001	0,026	0,0247	0,025	0,025
2007	8	0,0301	0,0287	0,0298	0,0299	0,0001	0,0245	0,0248	0,0228	0,0227
2008	9	0,0281	0,0276	0,0278	0,0281	0,0003	0,0244	0,0241	0,0223	0,0224

Referenz-jahr	Jahre nach Stilllegung	Jahresmittel ges. Phosphor [mg/l]					Saisonmittel April- Oktober ges. Phosphor [mg/l]			
		Istzustand Betrieb	Endzustand 2020	Rechtszustand	Planzustand	Diff. Planvariante - Rechtszustand	Istzustand Betrieb	Endzustand 2020	Rechtszustand	Planvariante
2009	10	0,0255	0,0248	0,0256	0,0255	-0,0001	0,0266	0,0232	0,0231	0,0223
2010	11	0,0261	0,0254	0,0261	0,0264	0,0002	0,0243	0,0237	0,0215	0,0215
2011	12	0,0251	0,0247	0,0254	0,0253	-0,0001	0,0257	0,0242	0,0245	0,0244
2012	13	0,0260	0,0241	0,0251	0,0248	-0,0003	0,0264	0,0221	0,0250	0,0251
2013	14	0,0252	0,0251	0,0254	0,0254	0,0000	0,0261	0,0249	0,0253	0,0252
2014	15	0,0243	0,0234	0,0239	0,0240	0,0001	0,0273	0,0223	0,0258	0,0262
2015	16	0,0264	0,0258	0,0264	0,0263	-0,0001	0,0263	0,0251	0,0247	0,0245
2016	17	0,0246	0,0230	0,0236	0,0236	0,0000	0,0250	0,0207	0,0241	0,0240
2017	18	0,0234	0,0213	0,0222	0,0218	-0,0005	0,0253	0,0183	0,0245	0,0247
Ø 2000-2017		<b>0,0263</b>	<b>0,0252</b>	<b>0,0259</b>	<b>0,0255</b>	<b>-0,0003</b>	<b>0,0252</b>	<b>0,0231</b>	<b>0,0237</b>	<b>0,0237</b>

In Bezug auf den Endzustand 2020 ( $R^2=0,49$ ), den Rechtszustand ( $R^2=0,29$ ) und die Planvariante ( $R^2=0,53$ ) ergibt sich ein deutlicher positiver Zusammenhang zwischen den Jahresmittelwerten der Zuflussmengen und den Jahresmittelwerten der Phosphorkonzentrationen im Epilimnion (vgl. Abbildung 4.34).

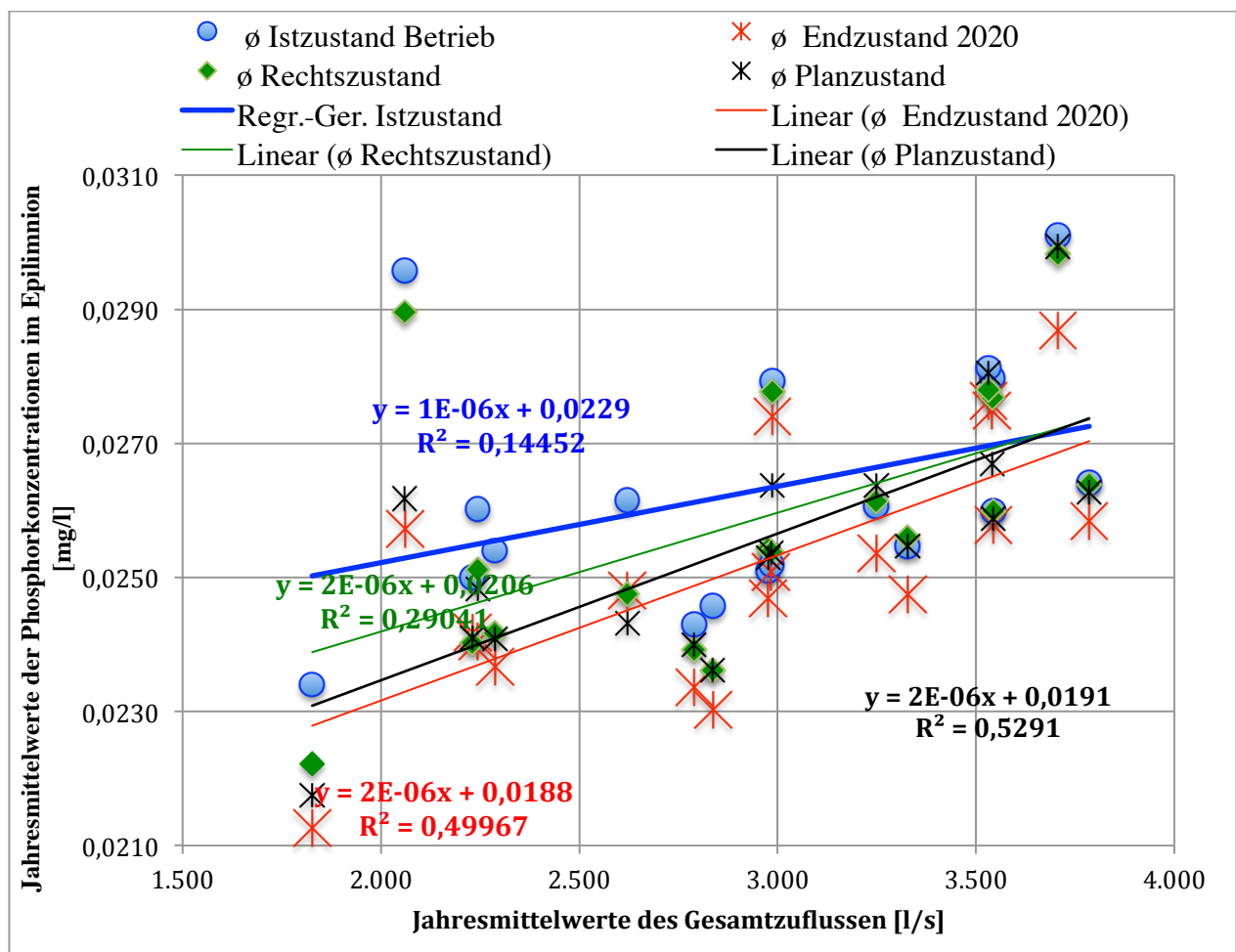


Abbildung 4.34: Zusammenhang zwischen den Phosphorgehalten im See und den Wasserzuflussmengen

Bei höheren Wasserzuflüssen entstehen also auch höhere Belastungswerte im Seewasser, so dass der externen Belastung durch die oberflächigen Zuflüsse eine steuernde Wirkung für den Nährstoffhaushalt des Sees zukommt.

Im Istzustand sind die ebenfalls feststellbaren Auswirkungen der externen Belastung geringer, weil die Kiesgewinnung durch die damit verbundene Turbulenz und den Feinmaterial-eintrag diesbezüglich eine dämpfende Wirkung ausübt.

#### 4.2.2.3 Chlorophyll-a Gehalte im Epilimnion

Die Modellsimulation für die Chlorophyll-a Werte (vgl. Abbildung 4.35) weist eine Algenentwicklung im Untersuchungsgewässer aus, die im Mittel der Sommerhalbjahre (April bis Oktober) bei allen Untersuchungsvarianten innerhalb des als Orientierungsgröße ( $< 35 \mu\text{g/l}$ ) angesetzten eutrophen Bereichs liegt.

Hinsichtlich der Einzelwerte ergibt sich natürlicherweise ein deutlicher Jahresgang und die Algenmaxima können zeitweise, wie für eutrophe Gewässer typisch, ein höheres Ausmaß annehmen.

Im Vergleich der untersuchten Varianten ergeben sich die geringsten Konzentrationen während des Istzustandes in Auskiesung. Durch die betriebsbedingt verstärkte Wasserumwälzung werden die Algen auf ein größeres Wasservolumen verteilt und damit die Chlorophyllkonzentrationen verringert. Auch die mit der Auskiesungstätigkeit verbundene mineralische Trübung bewirkt infolge der Beeinträchtigung des Lichtklimas ein geringeres Ausmaß der Algendichte. Während der noch vorhandenen Kiesentnahme im Istzustand liegen die Algendichten häufig in einem für mesotrophe Gewässer kennzeichnenden Bereich von  $< 12 \mu\text{g/l}$ .

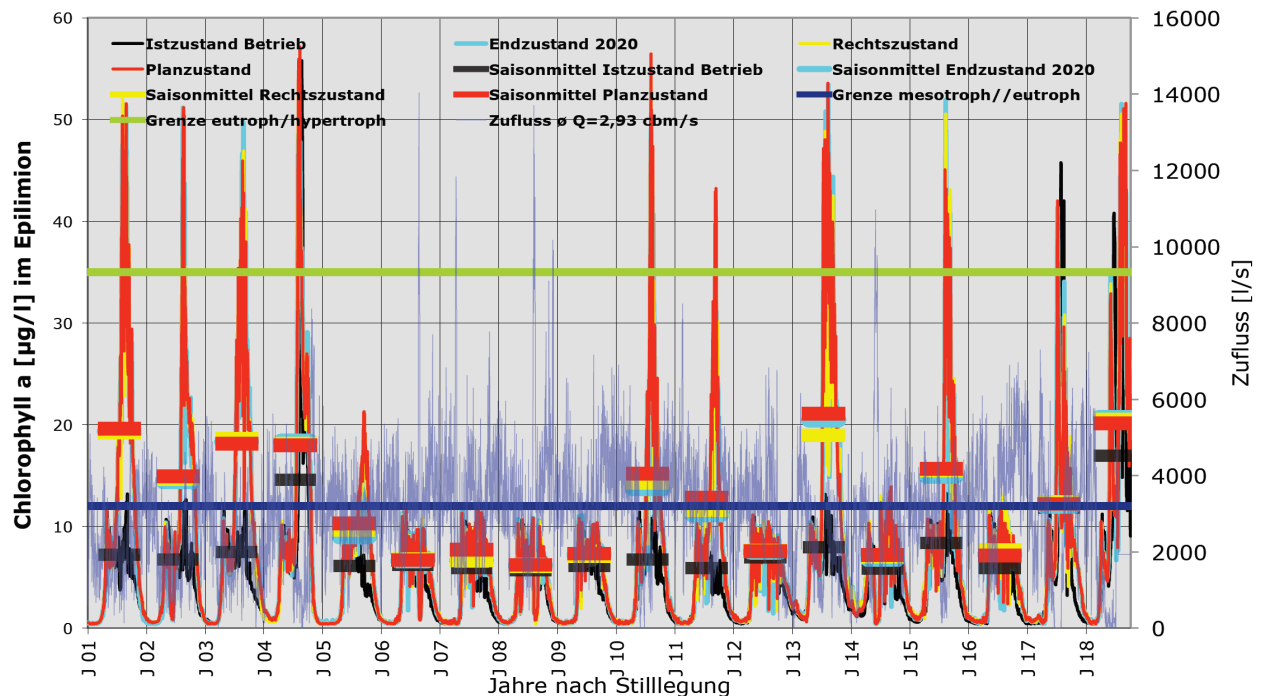


Abbildung 4.35: Simulation der Chlorophyll-a Gehalte im Epilimnion unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert



Für die Planvariante ergeben sich mit  $\bar{\varnothing}$  12,7  $\mu\text{g/l}$  geringfügig höhere Chlorophyll-Konzentrationen (vgl. Tabelle 4.10) als für den Endzustand 2020 ( $\bar{\varnothing}$  12,3  $\mu\text{g/l}$ ) und den Rechtszustand ( $\bar{\varnothing}$  12,4  $\mu\text{g/l}$ ).

Sämtliche Werte liegen aber im unteren und damit günstigsten Bereich der Eutrophierungsschwelle nur wenig oberhalb des Kennwertes für einen mesotroph Status und deutlich unter dem als Orientierungsgröße dienenden Kennwert für den Wechsel vom eutrophen zum polytrophen Status (35  $\mu\text{g/l}$ ).

**Tabelle 4.10: Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für Chlorophyll-a in  $\mu\text{g/l}$**

Referenz-jahr	Jahre nach Still-legung	Istzustand in Aus-kiesung	Endzu-stand 2020	Rechts-zustand	Planvari-ante	Differenz: Planvariante - Rechtszustand	$\bar{\varnothing}$ Zu-flussrate [l/s]
2000	1	7,2	19,3	19,2	19,6	0,4	2.287
2001	2	6,8	14,4	14,6	14,9	0,3	2.231
2002	3	7,5	18,3	18,6	18,1	-0,5	2.061
2003	4	14,6	18,4	18,1	18,0	-0,2	2.620
2004	5	6,1	9,0	9,6	10,3	0,7	2.987
2005	6	6,2	6,6	6,8	6,7	-0,1	3.540
2006	7	5,9	6,7	6,7	7,7	1,0	3.544
2007	8	5,7	6,1	6,1	6,2	0,2	3.706
2008	9	6,1	7,2	7,1	7,3	0,3	3.532
2009	10	6,7	13,7	14,3	15,2	0,9	3.327
2010	11	5,9	11,2	11,6	12,8	1,2	3.249
2011	12	6,9	7,5	7,6	7,5	-0,1	2.976
2012	13	8,0	20,5	18,9	21,1	2,1	2.243
2013	14	5,8	6,8	7,0	7,2	0,2	2.984
2014	15	8,3	14,9	15,5	15,6	0,2	2.790
2015	16	5,9	7,2	7,7	7,1	-0,5	3.785
2016	17	11,9	12,0	12,4	12,2	-0,1	2.837
2017	18	16,9	20,7	20,5	20,1	-0,4	1.827
<b><math>\bar{\varnothing}</math> 2000-2017</b>		<b>7,9</b>	<b>12,3</b>	<b>12,4</b>	<b>12,7</b>	<b>0,3</b>	<b>2.933</b>

Nach Beendigung der Auskiesung werden die Chlorophyll-a Gehalte ebenso wie die Nährstoffgehalte (vgl. Kapitel 4.2.2.2) in starkem Umfang von den Zuflussraten bestimmt. Hohe Zuflüsse bewirken hier allerdings die verstärkte Ausspülung von Algen und damit eine Verminderung der Chlorophyll-a Gehalte, während die Nährstoffkonzentrationen bei höheren Zuflussmengen ansteigen.

Der Zusammenhang zwischen Chlorophyll-a Konzentrationen und Zuflussmengen (Rhein, Gießen und Rheinhochwasser) sind in der Abbildung 4.36 dargestellt.

Das höhere Bestimmtheitsmaß für die drei Varianten Endzustand 2020, Rechtszustand und Planzustand ergibt sich infolge der fehlenden Einflüsse durch die Baggertätigkeit nach dem Ende der Auskiesung. Im Istzustand wird die Algenentwicklung deutlich von betriebsbedingten Auswirkungen bestimmt, so dass die Zuflussmenge als steuernder Faktor weniger stark ins Gewicht fällt.

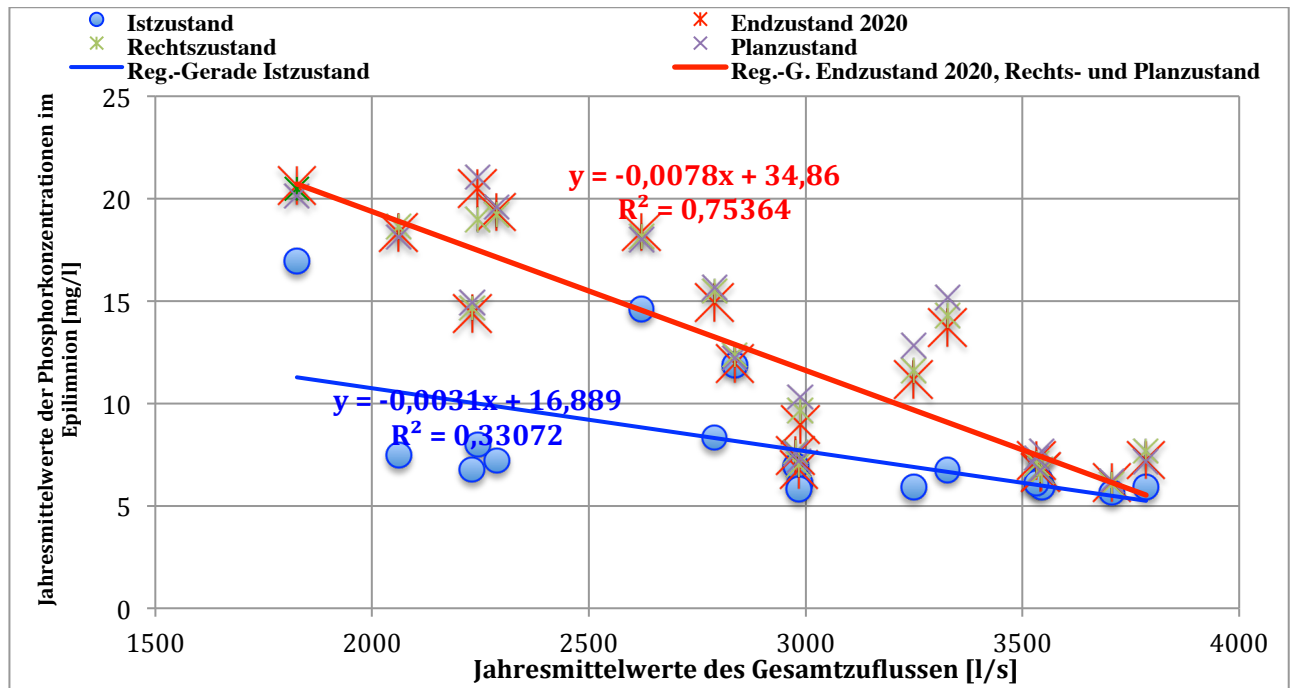


Abbildung 4.36: Zusammenhang zwischen Chlorophyll-a Gehalten im See und den Wasserzuflussmengen

#### 4.2.2.4 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 grundwasserdominierten Baggerseen ohne Auskiesungstätigkeit und Oberflächenzuflüsse wird die Sichttiefe maßgeblich von der Menge schwebender Organismen (Plankton), insbesondere Algen, bestimmt. Bei fließgewässerangelegenen Baggerseen mit hoher Wasseraustauschrate sorgen die Zuflüsse vor allem bei Hochwasser für einen erheblichen Trübeeintrag.

Die Modellsimulation berechnet für die untersuchten Varianten die in Abbildung 4.37 dargestellten Sichttiefenwerte. Die Sichttiefe wurde aus der Extinktionsrate in Anlehnung an HORNING (2002) nach der folgenden Formel berechnet:

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

Sowohl für den Istzustand als auch für den Endzustand 2020, den Rechtszustand und die Planvariante ergeben sich hohe Sichttiefen deutlich über dem Orientierungswert für den als Leitbild gewählten eutrophen Status. Die Saisonmittelwerte (1.4. bis 31.10.) liegen sämtlich über dem oberen Orientierungswert für einen eutrophen Status (1,8 m), verweisen also auf einen nährstoffärmeren, mesotrophen Status.

Unter Bezug auf die Umweltqualitätsnormen der OGeV (2016) erreicht die Bewertung aller Varianten den Grenzbereich von sehr gut / gut. Daher ist nach Einstellung der Auskiesungstätigkeit von der Ausbildung günstiger Lichtverhältnisse und Lebensbedingungen für höhere Wasserpflanzen auszugehen.

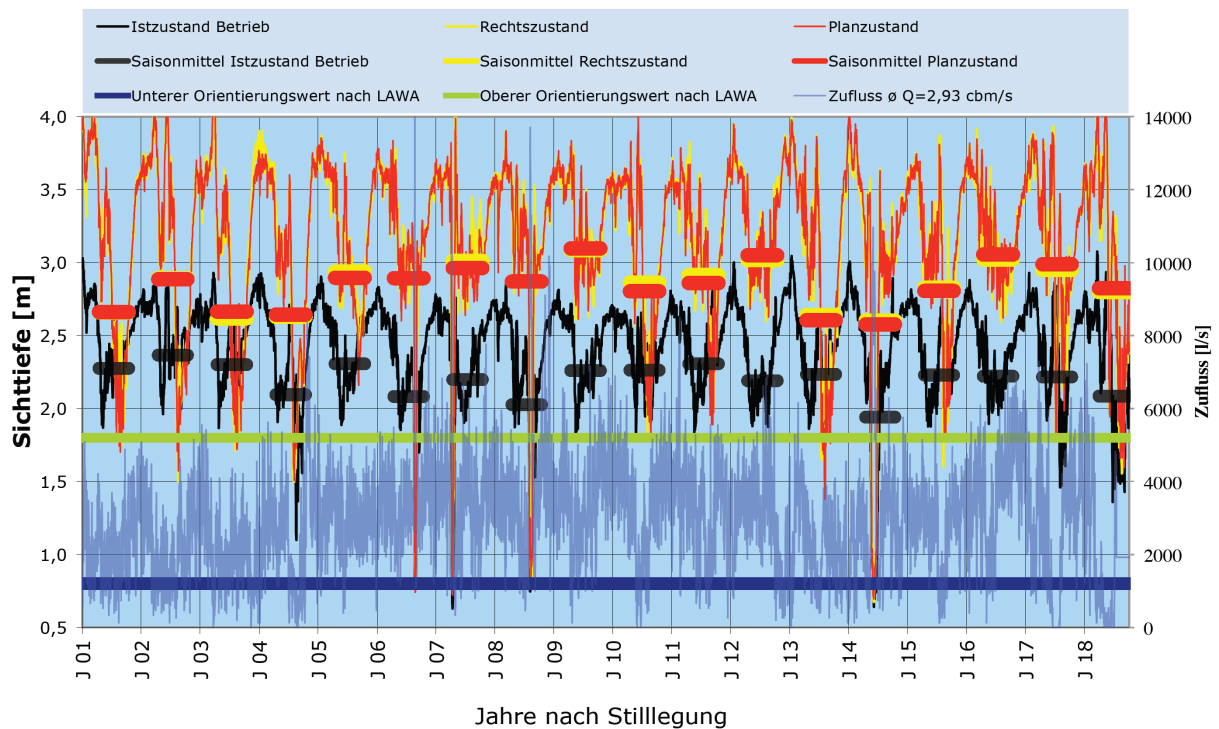


Abbildung 4.37: Simulation der Sichttiefe unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert

Vergleicht man die Saisonmittel der untersuchten Varianten, ergeben sich für die Varianten nach Abschluss der Auskiesung (Endzustand 2020, Rechtszustand und Planvariante) kaum Unterschiede (siehe Tabelle 4.11).

Tabelle 4.11: Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für die Sichttiefe in m

Referenz-jahr	Jahre nach Still-legung	Istzustand in Aus-kiesung	Endzu-stand 2020	Rechts-zustand	Planva-riante	Differenz: Planvariante - Rechtszustand	Ø Zu-flussrate [l/s]
2000	1	2,28	2,63	2,66	2,66	0,00	2.287
2001	2	2,37	2,95	2,89	2,88	-0,01	2.231
2002	3	2,30	2,66	2,62	2,66	0,04	2.061
2003	4	2,09	2,65	2,63	2,64	0,01	2.620
2004	5	2,31	3,01	2,94	2,90	-0,04	2.987
2005	6	2,08	2,98	2,89	2,89	0,00	3.540
2006	7	2,20	3,11	3,01	2,96	-0,05	3.544
2007	8	2,03	2,94	2,87	2,87	0,00	3.706
2008	9	2,26	3,18	3,09	3,10	0,01	3.532
2009	10	2,26	2,85	2,86	2,80	-0,06	3.327
2010	11	2,31	2,96	2,91	2,86	-0,05	3.249
2011	12	2,19	3,11	3,02	3,05	0,03	2.976
2012	13	2,23	2,61	2,64	2,60	-0,04	2.243
2013	14	1,94	2,66	2,60	2,58	-0,03	2.984
2014	15	2,23	2,86	2,83	2,81	-0,02	2.790
2015	16	2,22	3,11	3,02	3,06	0,03	3.785
2016	17	2,22	3,05	2,95	2,99	0,04	2.837
2017	18	2,09	2,71	2,80	2,82	0,03	1.827
<b>Ø 2000-2017</b>		<b>2,20</b>	<b>2,89</b>	<b>2,85</b>	<b>2,84</b>	<b>-0,01</b>	<b>2.933</b>

## 4.2.2.5 Ammoniumgehalte

Die Modellsimulation für die Ammonium Werte weist für die Variante Istzustand in Auskiesung nur eine leichte Ammoniumanreicherung im tieferen Seebereich aus (vgl. Abbildung 4.38).

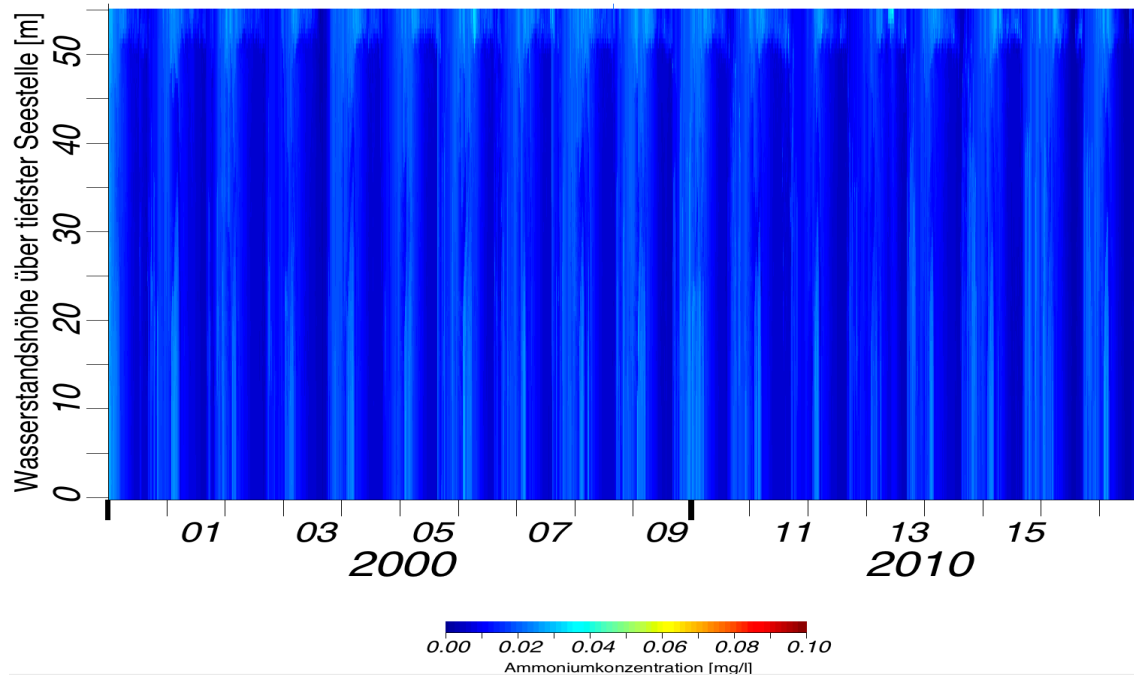


Abbildung 4.38: Simulation der Ammoniumgehalte unter Bezug auf die Kennwerte des Istzustandes in Auskiesung mit den Klimadaten vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 (Tageswerte)

Mit deutlich stärkeren Ammoniumanreicherungen über Grund als im Istzustand ist im Endzustand 2020 zu rechnen (vgl. Abbildung 4.39).

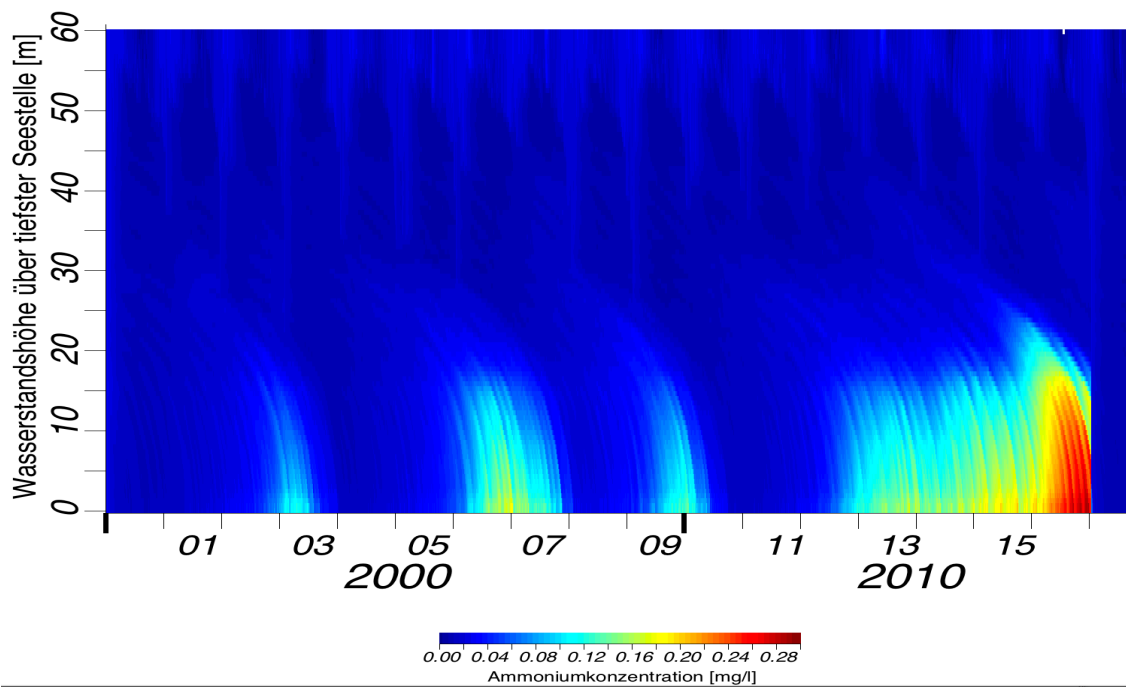


Abbildung 4.39: Simulation der Ammoniumgehalte unter Bezug auf die Kennwerte des Endzustandes 2020 mit den Klimadaten vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 (Tageswerte)

Neben der höheren Zehrungsintensität des Seebodens nach Abschluss der Auskiesung wirkt sich hier der schon mehrfach angesprochene kleinvolumige Tiefenwasserkörper aus, in dem es zu einer stärkeren Aufkonzentration von Ammonium kommt.

Auch im Rechtszustand steigen die Ammoniumwerte nach Einstellen der Auskiesungstätigkeit wegen der nun geringeren Wasservermischung im Tiefenwasserkörper und der Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse während der Stagnationsphasen im Vergleich zum Istzustand an (vgl. Abbildung 4.40). Die Ammoniumanreicherung beschränkt sich dabei auf einen maximal 1-2 m mächtigen Tiefenwasserbereich, fällt deutlich schwächer aus als im Endzustand 2020 und ist absolut gesehen vernachlässigbar gering.

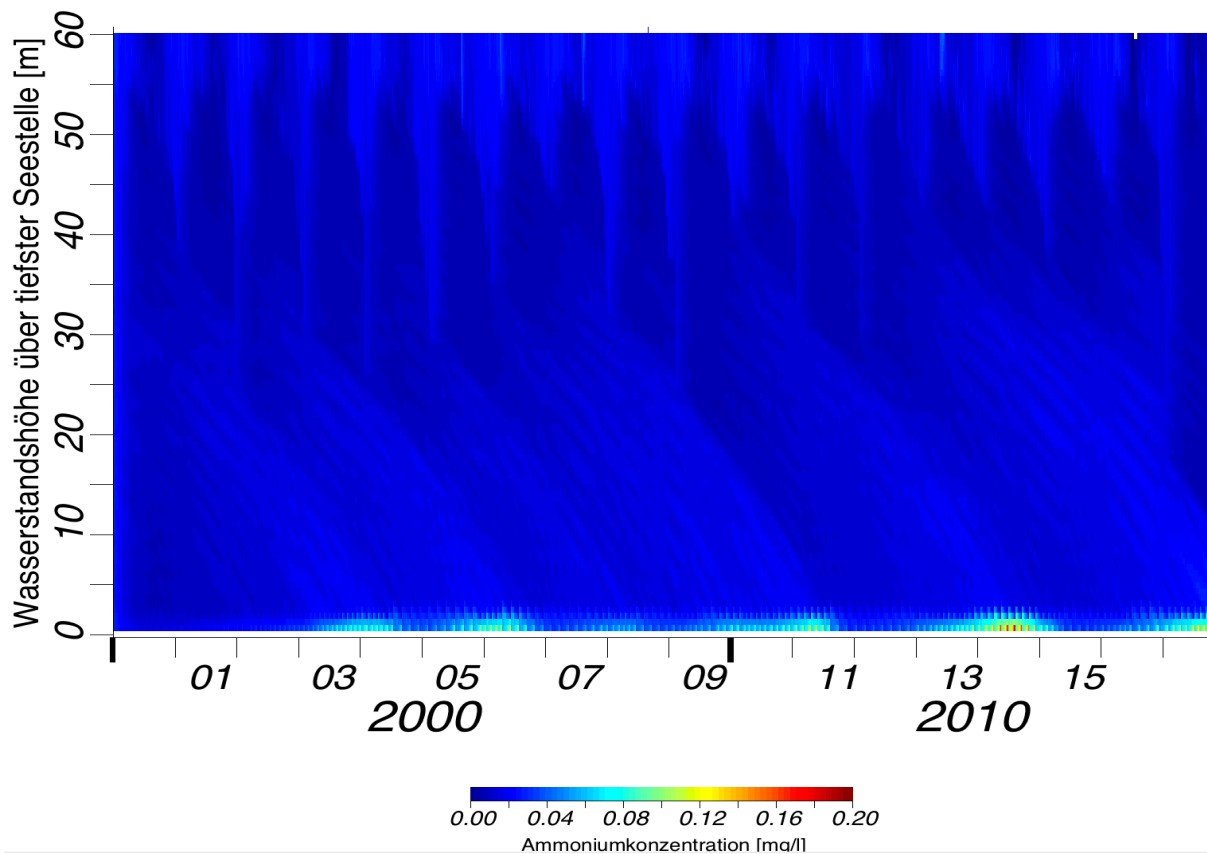


Abbildung 4.40: Simulation der Ammoniumgehalte unter Bezug auf die Kennwerte des Rechtszustandes mit den Klimadaten vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 (Tageswerte)

Mit der Vergrößerung des Seevolmens durch die Vertiefung bei Umsetzung der Planvariante kommt es infolge der stärkeren Einschichtung des Wasserkörpers zu einer Anreicherung von Ammonium in einer maximal 20 m mächtigen Wasserschicht über Grund (vgl. Abbildung 4.41). Die Ammoniumbildung geht auf die Sedimentmineralisierung und die Umsetzung des absedimentierten Materials zurück.

Die verstärkte Zunahme der grundnahen Ammoniumwerte im Zeitraum der Referenzjahre 2004 bis 2007 sind auf stärkere Hochwasserereignisse und eine höhere Algenentwicklung in den vorangegangenen Jahren zurückzuführen. Insgesamt bleiben die Ammoniumwerte selbst in der Tiefenschicht des Untersuchungsgewässers aber auch im Fall der Planvariante gering. Die Maximalkonzentrationen liegen ab dem 10. Jahr nach Ende der Auskiesung zwischen 0,2 bis 0,3 mg/l und sind damit für tiefe Seen als moderat anzusehen.

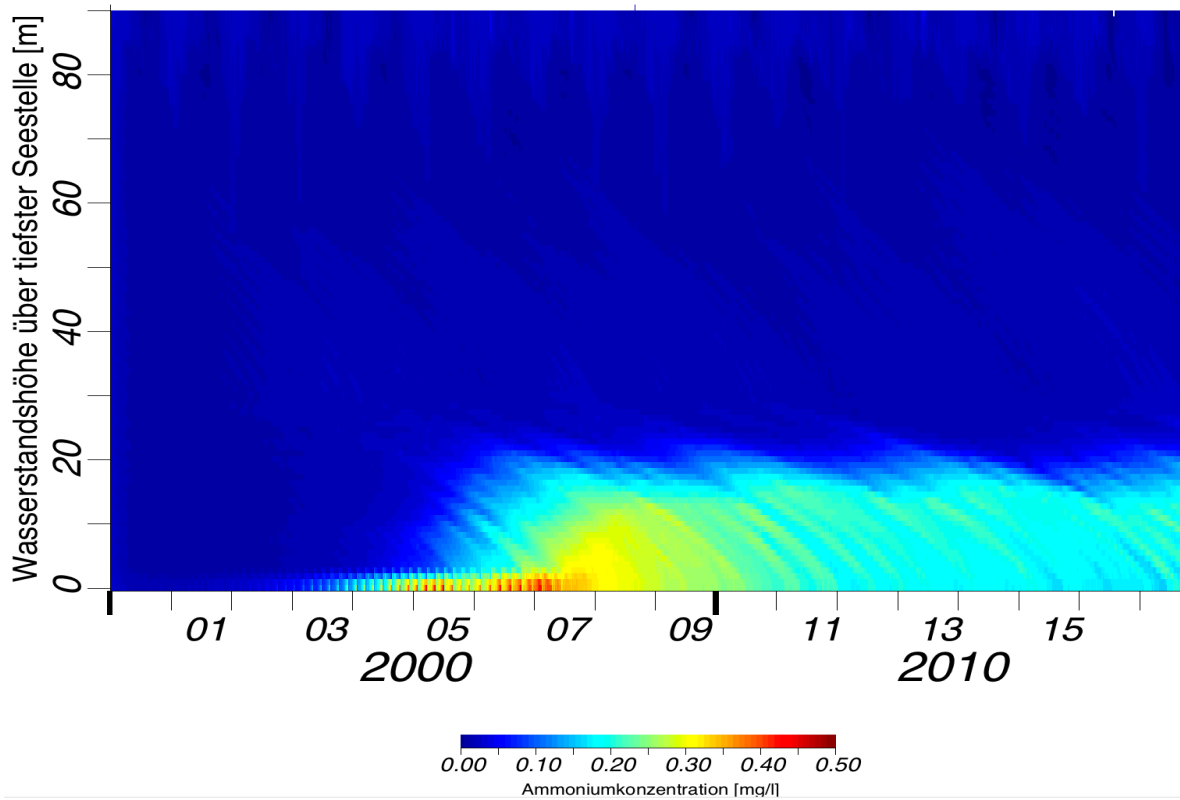


Abbildung 4.41: Simulation der Ammoniumgehalte unter Bezug auf die Kennwerte der Planvariante mit den Klimadaten vom 1.1.2000 bis zum 5.10.2017 (Tageswerte)

Die Modellwerte für die Ammoniumgehalte des Epilimnions in 3 m Tiefe (vgl. Abbildung 4.42) zeigen, dass es im Oberflächenwasserkörper nur in sehr geringem Umfang zu Ammoniumanreicherungen durch den Eintrag von Tiefenwasser während der Zirkulationsphasen im Winter kommt.

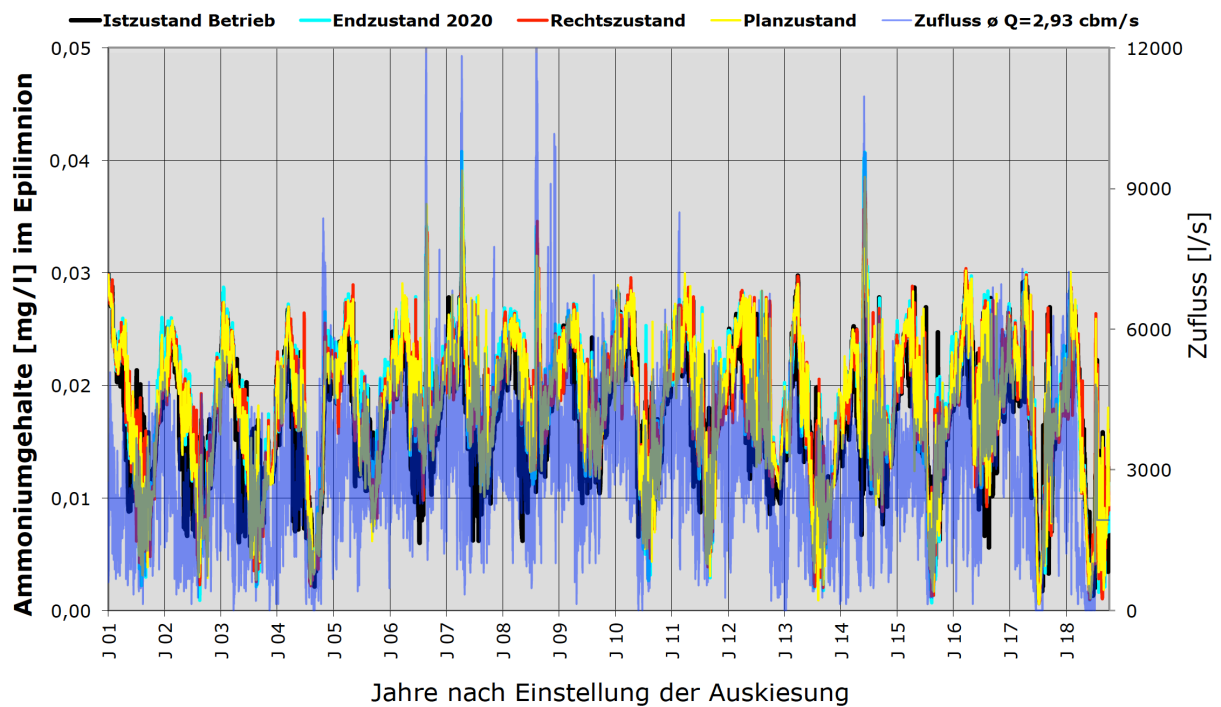


Abbildung 4.42: Simulation der Ammoniumwerte im Epilimnion

Ein Vergleich der einzelnen Varianten zeigt bei insgesamt sehr geringen Saisonmittelwerten im Epilimnion des Untersuchungsgewässers kaum Unterschiede auf (siehe Tabelle 4.12).

Tabelle 4.12: Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für die Ammoniumwerte in mg/l

Referenz-jahr	Jahre nach Still-legung	Istzustand in Aus-kiesung	Endzu-stand 2020	Rechts-zustand	Plan-varian-te	Differenz: Planvariante - Rechtszustand	Ø Zu-flussrate [l/s]
2000	1	0,017	0,017	0,017	0,017	-0,0001	2.287
2001	2	0,016	0,017	0,016	0,016	-0,0001	2.231
2002	3	0,015	0,015	0,015	0,015	0,0001	2.061
2003	4	0,015	0,017	0,016	0,016	0,0000	2.620
2004	5	0,018	0,019	0,018	0,018	0,0001	2.987
2005	6	0,018	0,020	0,020	0,020	0,0000	3.540
2006	7	0,019	0,021	0,020	0,021	0,0001	3.544
2007	8	0,018	0,021	0,021	0,021	0,0001	3.706
2008	9	0,019	0,020	0,020	0,020	0,0000	3.532
2009	10	0,019	0,018	0,019	0,018	-0,0004	3.327
2010	11	0,018	0,019	0,019	0,019	0,0001	3.249
2011	12	0,017	0,019	0,019	0,019	0,0003	2.976
2012	13	0,015	0,014	0,015	0,015	-0,0002	2.243
2013	14	0,017	0,019	0,019	0,019	0,0001	2.984
2014	15	0,017	0,017	0,017	0,017	0,0001	2.790
2015	16	0,019	0,020	0,020	0,020	0,0000	3.785
2016	17	0,016	0,017	0,017	0,017	0,0000	2.837
2017	18	0,013	0,013	0,013	0,013	0,0005	1.827
<b>Ø 2000-2017</b>		<b>0,017</b>	<b>0,018</b>	<b>0,018</b>	<b>0,018</b>	<b>0,0000</b>	<b>2.933</b>

Zwischen den Ammoniumgehalten des Seewassers und den Zuflussmengen besteht ein hoher Zusammenhang. Mit ansteigenden Zuflussraten nehmen die Ammoniumwerte im Seewasser ebenfalls zu (vgl. Abbildung 4.43). Dies zeigt, dass im Verlauf des Beobachtungszeitraums auftretende Konzentrationsunterschiede des Seewassers durch externe Belastungen mit Rheinzufuss erklärt werden können.

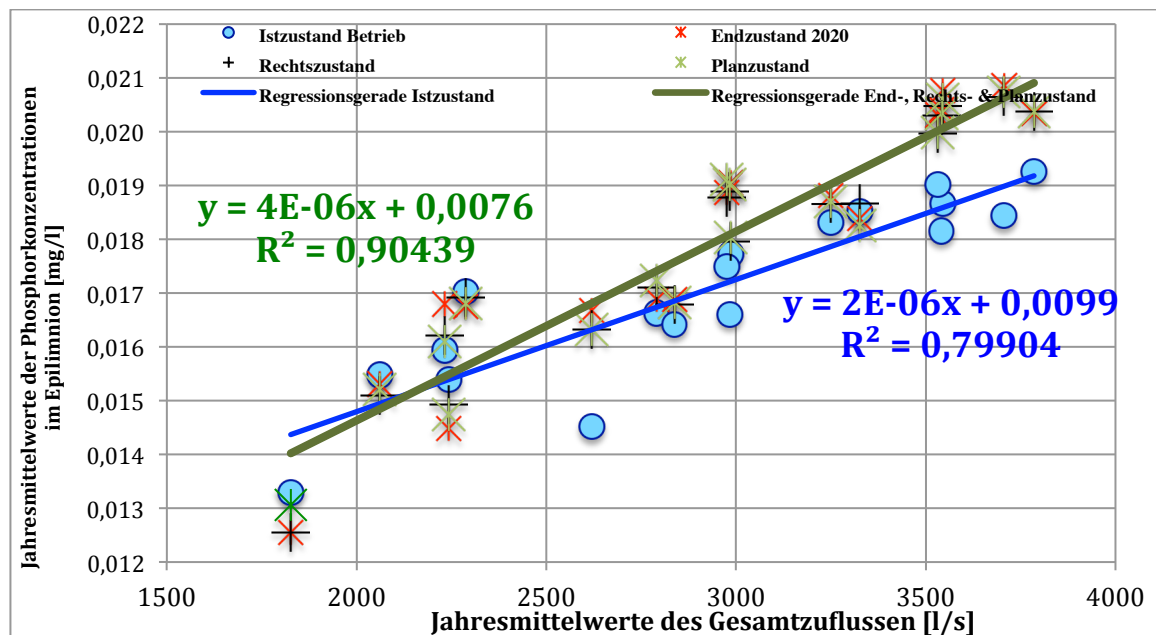


Abbildung 4.43: Zusammenhang zwischen Ammoniumgehalten im See und den Wasserzuflussmengen

### **4.3 Zusammenfassende Bewertung planungsbedingter Auswirkungen auf den Zustand des Baggersees**

In Bezug auf den Nährstoffhaushalt, die Algenentwicklung und die Transparenz des Wasserkörpers kann eine vollständig leitbildkonforme Entwicklung des Rhinauer Baggersees zumindest im eutrophen Bereich, teilweise auch besser, für alle vier untersuchten Varianten prognostiziert werden. Die zu erwartende Güteentwicklung der einzelnen Untersuchungsvarianten ist in der Tabelle 4.13 vergleichend dargestellt, wobei sich im Hinblick auf die Gesamtheit der Untersuchungsparameter für den Rechtszustand eine geringfügig bessere Prognose als für den Endzustand 2020 und die Planvariante ergibt, die aber keine Veränderung des Gütezustandes insgesamt impliziert.

Die zur Beurteilung der Phosphorbelastung relevanten Saisonmittelwerte lagen eine Trophiestufe unter den Orientierungsgrößen nach LAWA (1998 & 2003) und erreichten damit einen besseren Status als gefordert. Da bislang in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) noch keine Umweltqualitätsnormen für den Seetyp künstliche Gewässer definiert sind, muss auf einen geeigneten Referenzgewässertyp zurückgegriffen werden. Dafür bietet sich wegen der hohen Wasseraustauschrate des Rhinauer Baggersees der Typ 12 (Flusssee) an. Unter Bezug auf die Umweltqualitätsnormen für diesen Gewässertyp ist für alle Varianten von einem guten ökologischen Zustand/Potential auszugehen. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten (Endzustand 2020, Rechtszustand und Planvariante) sind gering.

Für die Algenentwicklung (Chlorophyll-a Konzentration) weist die Prognose einen mesotrophen Status beim Istzustand in Auskiesung und eine leitbildadäquate eutrophe Ausprägung (im Grenzbereich zum mesotrophen Status) für den Endzustand 2020, den Rechtszustand und die Planvariante aus. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten entstehen durch den betriebsbedingten Einfluss auf die Wasserzirkulation oder die Wasserweilzeiten im See. Infolge der Verwirbelung des Wasserkörpers durch den Energieeintrag des Baggers werden die Algen in ein größeres Wasservolumen eingemischt und gelangen damit auch in größere Wassertiefen mit für sie ungünstigeren Lebensbedingungen. Daher ergeben sich für den Istzustand in Auskiesung die geringsten Algendichten. Bei den Varianten nach Abschluss der Auskiesung errechnet sich für die Planvariante wegen der höheren Wasserweilzeit und dem damit geringeren Ausspülungseffekt für Algen ein geringfügig höherer Chlorophyll-a Wert als für den Endzustand 2020 und den Rechtszustand.

Die Sichttiefenwerte werden nach Abschluss der Auskiesung in starkem Umfang von der Algenentwicklung bestimmt. Solange noch eine Kiesentnahme stattfindet, entstehen Beeinträchtigungen der Wassertransparenz auch durch aufgewirbelte Feinmaterialien. Deshalb ist die Sichttiefe im Istzustand am geringsten. Dennoch ergab die Prognose für den Istzustand ebenso wie für die drei nahezu identisch zu beurteilenden Varianten Endzustand 2020, Rechtszustand und Planvariante hohe Sichttiefen, die im Saisonmittel für den gesamten Betrachtungszeitraum über dem oberen Orientierungswert für einen eutrophen Status (1,8 m) lagen. Dieser Parameter verweist also auf einen nährstoffärmeren, mesotrophen Status. Unter Bezug auf die Umweltqualitätsnormen der OGewV (2016) erreicht die Bewertung aller Varianten den Grenzbereich von sehr gut / gut.

Bei den Ammoniumgehalten im Epilimnion ergibt sich für sämtliche Varianten eine sehr geringe Belastung über den gesamten Beobachtungszeitraum.



Das Zirkulationsverhalten wird nicht nachhaltig negativ beeinflusst. Es ist jedoch davon auszugehen, dass nach Abschluss der Auskiesung und Vertiefung des Gewässers auf 90 m, also im Fall der Planvariante, zeitweilig Beeinträchtigungen auftreten und eine Vollzirkulation erst verzögert erfolgt. Dies gilt auch für den Endzustand 2020. Beim Sauerstoffhaushalt ergeben sich durch das Ausbleiben des betriebsbedingten Sauerstoffeintrags geringfügige bis mäßige Einschränkungen in Bezug auf die Planvariante und mäßige Einschränkungen für den Endzustand 2020. Allerdings existiert für fließgewässerangebundene Baggerseen wie den Rhinauer Baggersee keine entsprechende Zielgröße, so dass Qualitätsziele nicht überschritten werden.

Tabelle 4.13: Gütekennwerte im Variantenvergleich

	<b>Istzustand in Betrieb</b> in Auskiesung	<b>Endzustand 2020</b> stillgelegt	<b>Rechtszustand</b> stillgelegt	<b>Planvariante</b> stillgelegt
<b>Mittl. Wasserstand [m ü.NN]</b>	160,4	160,4	160,4	160,4
<b>Sohltiefe [m ü.NN]</b>	105	100	100	70
<b>Tiefe max. [m]</b>	55	60	60	90
<b>Seefläche [m<sup>2</sup>]</b>	578.000	578.000	578.000	578.000
<b>Seevolumen [m<sup>3</sup>]</b>	5.900.000		10.800.000	11.850.000
<b>Zirkulationsverhalten</b>	Vollständige Zirkulation (auch auskiesungsbedingt).	Vollständige Zirkulation, allerdings verzögert.	Vollständige Zirkulation.	Vollständige Zirkulation, allerdings verzögert.
Variantenabfolge im Gütevergleich	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
<b>Sauerstoffhaushalt</b>	Hoher Sauerstoffeintrag durch Baggertätigkeit (Bewertung deswegen nur eingeschränkt möglich).	Bildung einer sauerstoffarmen Wasserschicht über Grund in der Stagnationsphase. Ausgedehntes Sauerstoffdefizit in der Tiefe. Insgesamt Sauerstoffhaushalt ungünstiger als bei Rechtszustand und Planvariante.	Bildung einer sauerstoffarmen Wasserschicht über Grund in der Stagnationsphase. Sauerstoffdefizit in der Tiefe. Insgesamt etwas bessere Sauerstoffsituation als in der Planvariante und deutlich besser als im Endzustand 2020.	Bildung einer sauerstoffarmen Wasserschicht über Grund in der Stagnationsphase. Ausgedehntes Sauerstoffdefizit in der Tiefe. Insgesamt Sauerstoffhaushalt ungünstiger als im Rechtszustand aber besser als im Endzustand 2020.
Variantenabfolge im Gütevergleich	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
<b>Phosphorhaushalt</b>	Mesotroph und damit eine Stufe besser als die Leitbildanforderung (eutroph). Wegen der betriebsbedingten Durchmischung höhere Werte im Epilimnion als bei den anderen Varianten.	Mesotroph und damit eine Stufe besser als die Leitbildanforderung (eutroph).	Mesotroph und damit eine Stufe besser als die Leitbildanforderung (eutroph). Wegen der niedrigeren Verweilzeit minimal schlechter als Endzustand 2020 und Planvariante.	Mesotroph und damit eine Stufe besser als die Leitbildanforderung (eutroph).
Variantenabfolge im Gütevergleich	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1</b>

## Güteprognosen

	<b>Istzustand in Betrieb</b> in Auskiesung	<b>Endzustand 2020</b> stillgelegt	<b>Rechtszustand</b> stillgelegt	<b>Planvariante</b> stillgelegt
<b>Chlorophyll-a</b>	Besser als Leitbild (mesotroph). Durch die auskiesungsbedingte Zirkulation werden die Algen in einem größeren Wasservolumen eingemischt.	Leitbildkonform (eutroph). Aufgrund der etwas kürzeren Wasserweilzeit minimal geringere Werte als in der Planvariante.	Leitbildkonform (eutroph). Aufgrund der etwas kürzeren Wasserweilzeit minimal geringere Werte als in der Planvariante.	Leitbildkonform (eutroph). Geringfügig höhere Werte als im Endzustand 2020 und im Rechtszustand aufgrund der etwas längeren Weilzeit.
Variantenabfolge im Gütevergleich	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
<b>Sichttiefe</b>	Mesotroph und damit besser als Leitbild (eutroph) trotz Trübeintrag.	Mesotroph und damit besser als Leitbild (eutroph). Kaum Unterschiede im Vergleich zu Rechtszustand und Planvariante.	Mesotroph und damit besser als Leitbild (eutroph). Kaum Unterschiede im Vergleich zu Endzustand 2020 und Planvariante.	Mesotroph und damit besser als Leitbild (eutroph). Kaum Unterschiede im Vergleich zu Endzustand 2020 und Rechtszustand.
Variantenabfolge im Gütevergleich	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
<b>Ammoniumgehalte im Epilimnion</b>	Bei allen Varianten minimale Ammoniumwerte im Epilimnion.			
Variantenabfolge im Gütevergleich	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<b>Zusammenfassende Bewertung der Variantenabfolge im Gütevergleich</b>	<b>1 (8)</b>	<b>3 (12)</b>	<b>2 (11)</b>	<b>3 (13)</b>

#### 4.4 Auswirkungen geringerer Zuflussmengen auf den Gewässerzustand des Rhinauer Baggersees

Diese Analyse wird zusätzlich durchgeführt, weil eine exakte messtechnische Erfassung der Zuflüsse nicht möglich ist und zwischen dem in Kapitel 4.1.3.2.2.2 hergeleiteten Zuflussbilanzierungen (Normalzufluss) und den Ergebnissen der messtechnischen Quantifizierung (vgl. Kapitel 4.1.3.2.2.1) deutliche Unterschiede auftreten.

Deswegen wird im Folgenden eine zusätzliche Bilanzierung für die Qualitätsparameter mit den von Hydrodata ermittelten geringeren Zuflussmengen durchgeführt.

Zufluss	Ø 2000-2017 [l/s]	Veränderung gegenüber Normalzufluss
Normalzufluss	2.933	0%
Verminderter Zufluss	1.773	-39%

Für sämtliche Varianten werden identische Zuflussmengen bei Rheinhochwasser angenommen. Davon abgesehen unterscheiden sich die Voraussetzungen im Hinblick auf die Zuflussmengen aber erheblich (vgl. Abbildung 4.44).

Die als Modellinput genutzten Belastungskennwerte der Zuflüsse basieren generell auf den mittleren Belastungswerten der zurückliegenden Jahre.

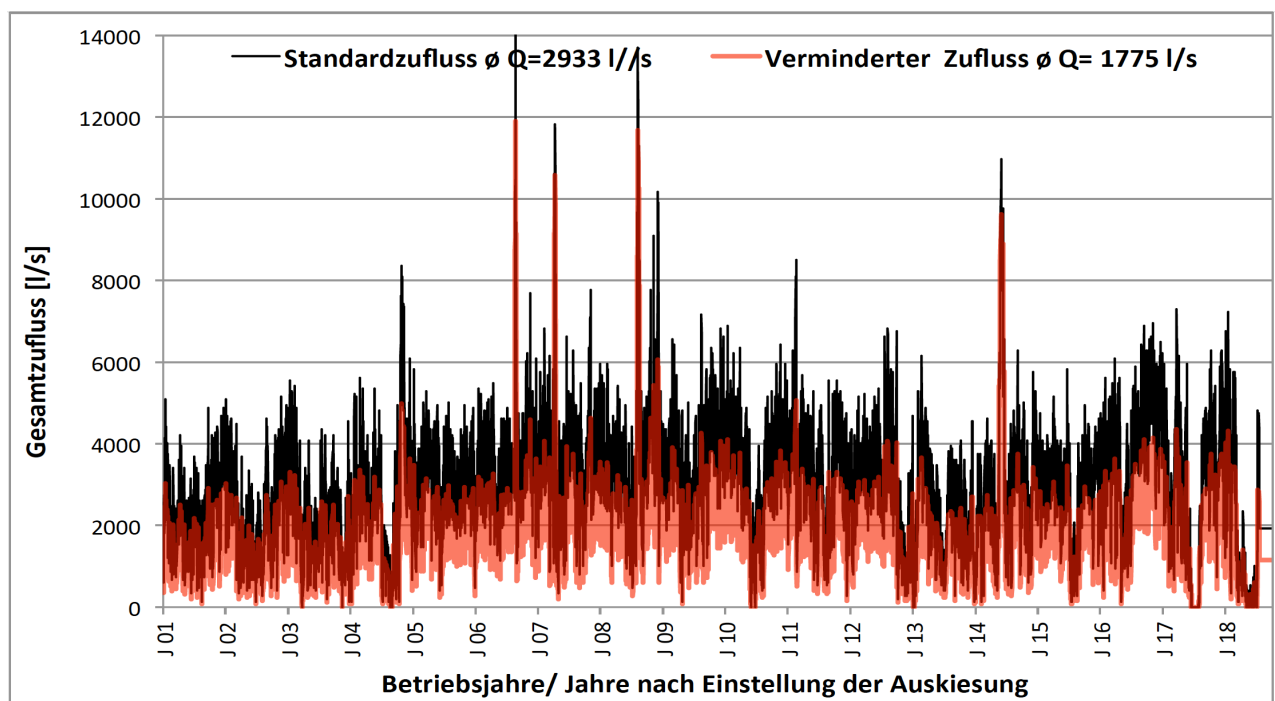


Abbildung 4.44: Zuflussmengen im Normalzufluss und bei vermindertem Zufluss

#### 4.4.1 Sauerstoffhaushalt

Das in der Abbildung 4.45 dargestellte vergleichende Ergebnis der Modellläufe mit Normalzufluss und vermindertem Zufluss zeigt eine deutliche Verschlechterung des Sauerstoffhaushaltes bei geringeren Zuflussmengen nur für die Umsetzung der Planvariante (Planzustand) an.

Im Rechtszustand und im Endzustand 2020 führen geringere Zuflussmengen sogar zu einer leichten Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes in der Tiefe. Dennoch ist beim Endzustand 2020 auch unter der Voraussetzung geringerer Zuflussmengen vom schlechtesten Zustand der untersuchten Varianten auszugehen.

Außer für den Rechtszustand kommt es sowohl bei Normalabflüssen als auch bei geringeren Zuflussraten zu einer Unterschreitung der gesetzten Orientierungsgröße (hier mesotroph, vgl. Kapitel 4.2.2.1).

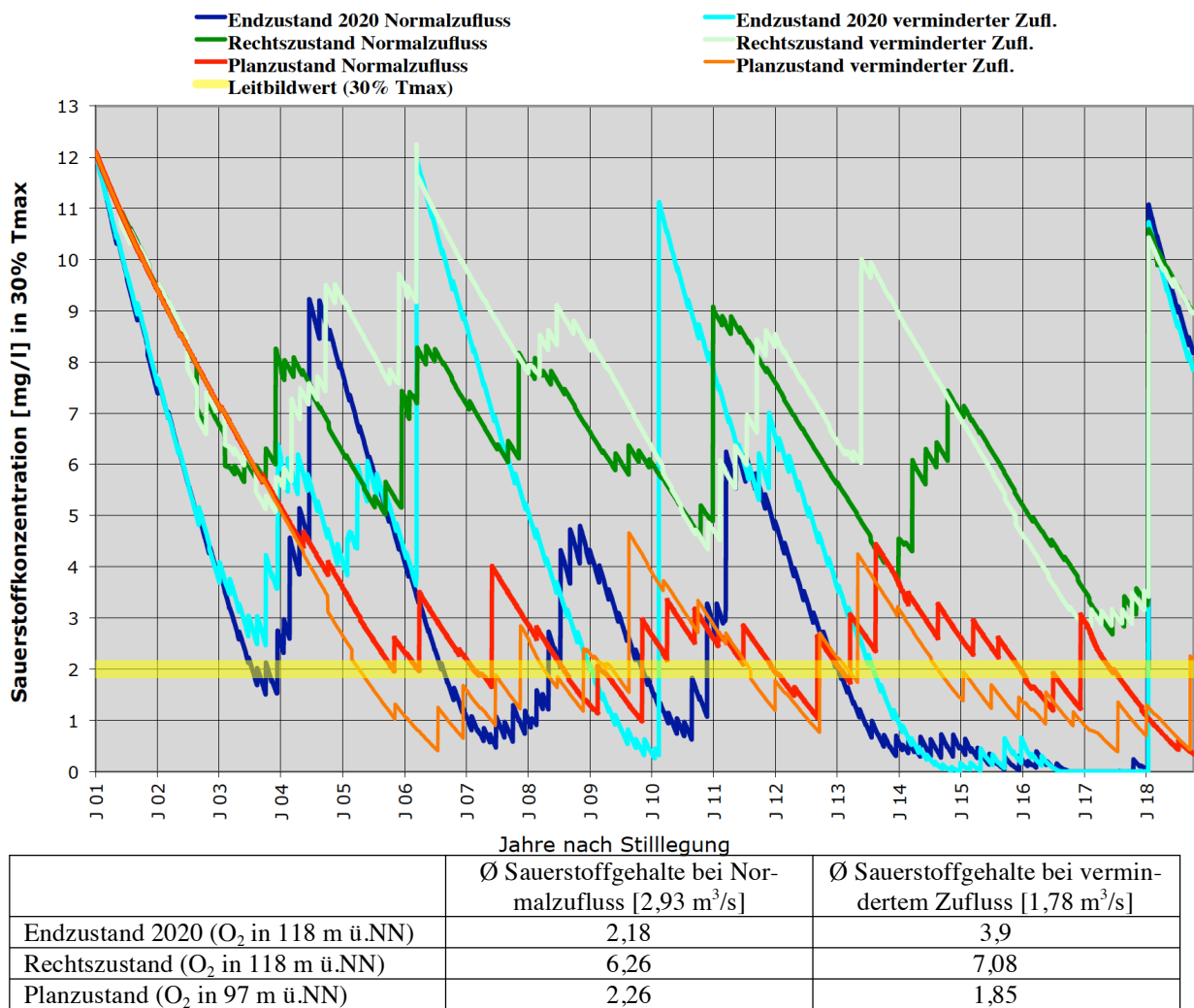
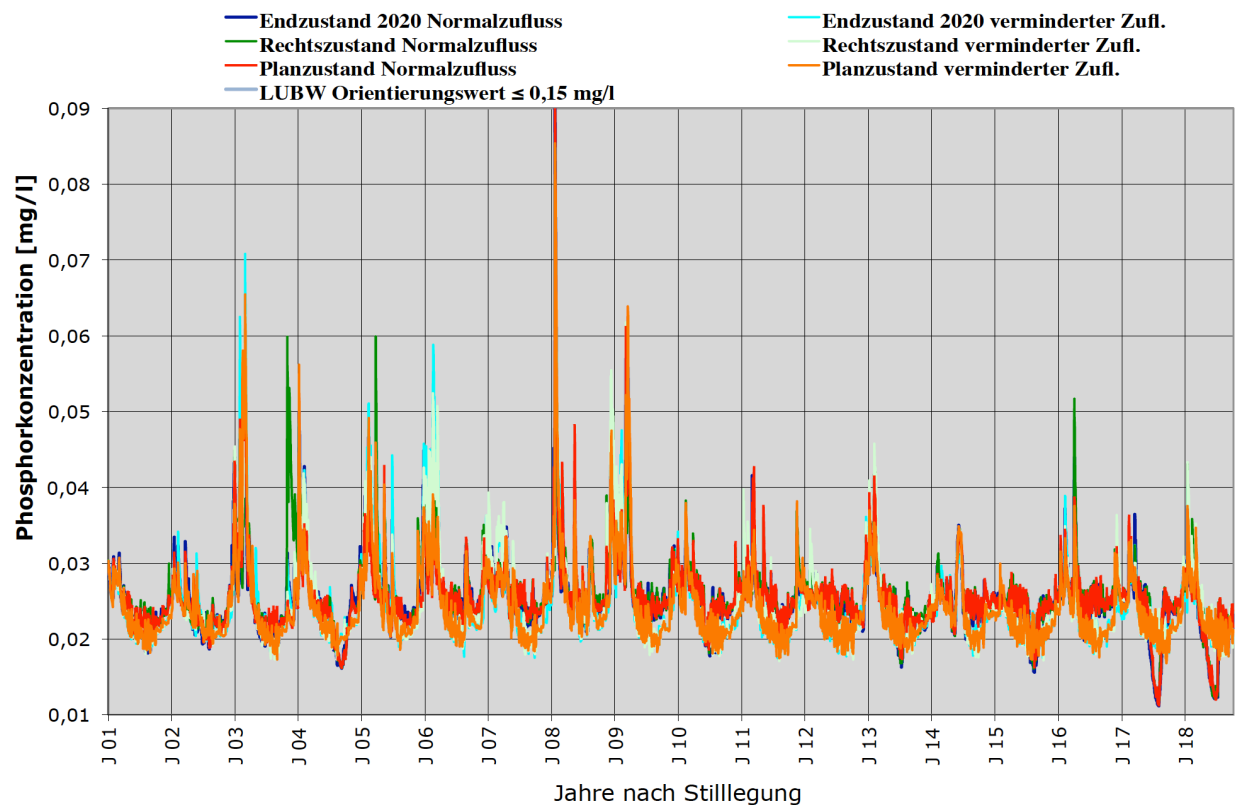


Abbildung 4.45: Sauerstoffgehalte in Höhe von 30 % der Maximaltiefe über Grund bei Normalzufluss und vermindertem Zufluss

#### 4.4.2 Phosphorgehalte des Seewassers

Bei einer Verringerung der Zuflussrate ist mit minimal zurückgehenden Phosphorgehalten im Seewasser zu rechnen (vgl. Abbildung 4.46), die nach Umsetzung der Planvariante (Planzustand) nur unwesentlich stärker ausfallen als beim Endzustand 2020 oder im Rechtszustand.

Ebenso wie bei den Normalzuflüssen wird auch bei verminderten Zuflüssen der Orientierungswert ( $P \leq 0,15 \text{ mg/l}$ ) sehr deutlich eingehalten, so dass sich in Bezug auf den Phosphorhaushalt keine relevanten Güteauswirkungen durch eine Verringerung der Zuflussraten ergeben.



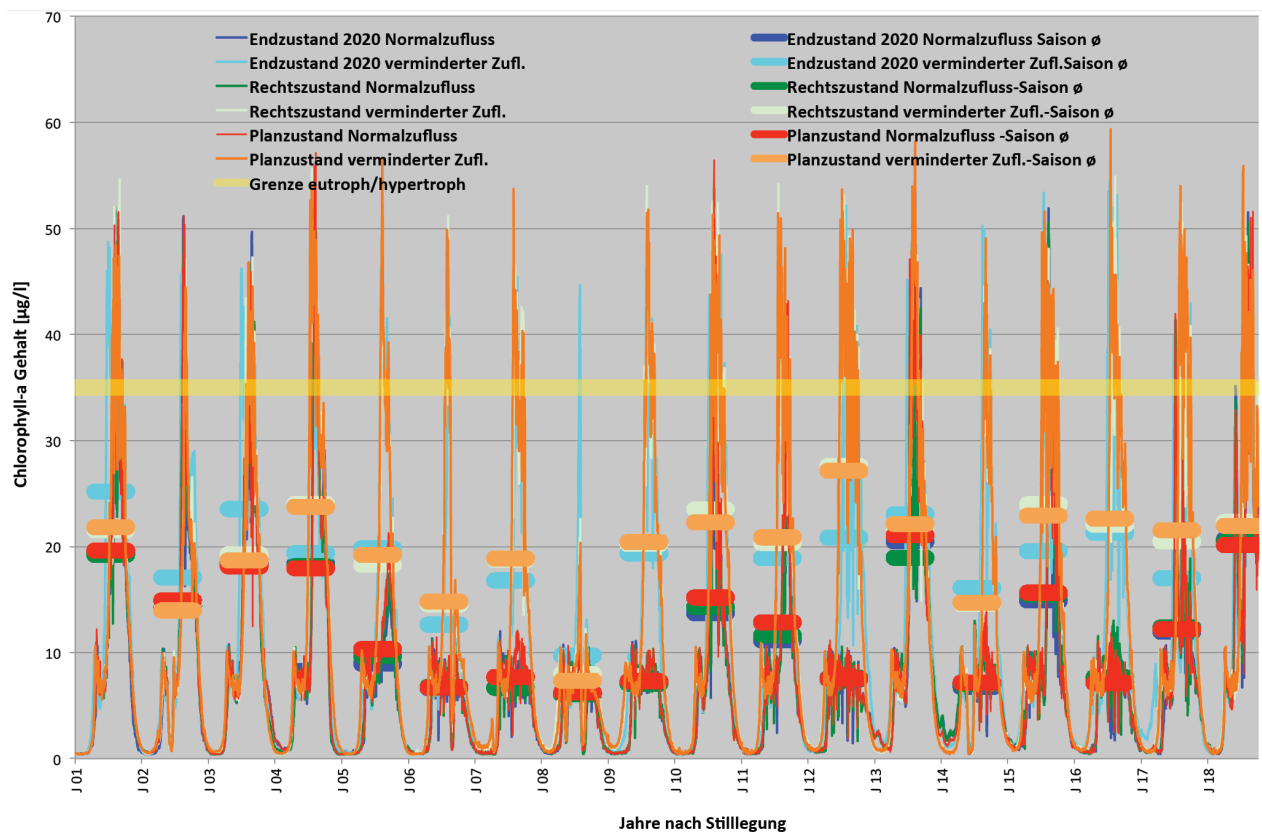
Mittelwerte Jahr 6- 18	Ø Phosphorgehalte im Epilimnion bei Normalzufluss [2,93 m <sup>3</sup> /s]	Ø Phosphorgehalte im Epilimnion bei vermindertem Zufluss [1.78 m <sup>3</sup> /s]
Endzustand 2020 (Epilimnion)	0,025	0,024
Rechtszustand (Epilimnion)	0,026	0,025
Planzustand (Epilimnion)	0,026	0,024

Abbildung 4.46: Phosphorgehalte im Epilimnion bei Normalzufluss und vermindertem Zufluss

#### 4.4.3 Algenentwicklung im Seewasser

Die Verringerung der Zuflussrate führt anders als bei den oben diskutierten Phosphorwerten (vgl. Kapitel 4.4.2) bei den Chlorophyll-a Gehalten zu einer Erhöhung der Werte (vgl. Abbildung 4.47). Dieser Effekt ergibt sich durch die geringeren Ausspülungseffekte für die Algenbiomasse bei niedrigeren Zuflussraten.

Trotzdem wird der Orientierungswert auch unter der Voraussetzung niedrigerer Zuflussmengen stets eingehalten. Endzustand 2020, Rechtszustand und Planzustand weisen hier kaum Unterschiede auf.



Saisonmittelwerte Jahr 6 - 18	Ø Chlorophyll-a Gehalte bei Normalzufluss [2,93 m <sup>3</sup> /s]	Ø Chlorophyll-a Gehalte bei vermindertem Zufluss [1,78 m <sup>3</sup> /s]
Endzustand 2020 (Epilimnion)	10,9	18,4
Rechtszustand (Epilimnion)	10,9	19,9
Planzustand (Epilimnion)	11,3	19,8

Abbildung 4.47: Chlorophyll-a Gehalte bei Normalzufluss und vermindertem Zufluss

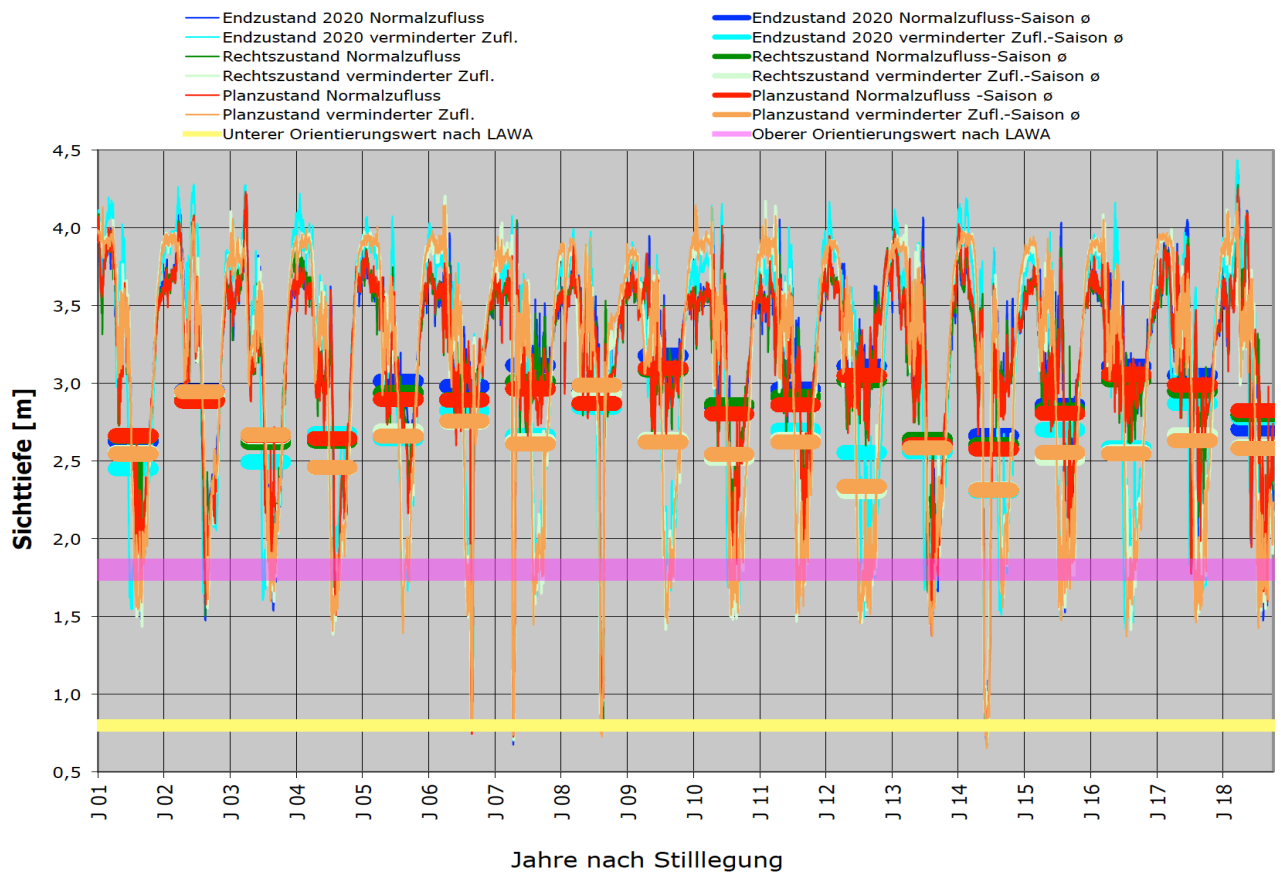
Auffällig ist, dass der Anstieg der Algenentwicklung bei reduzierten Zuflussmengen in seinem Ausmaß sehr unterschiedlich ausfällt und keineswegs in allen Jahren des Beobachtungszeitraumes festzustellen ist. Dies verweist auf die ohnehin starke Variabilität des Algenaufkommens, das wesentlich von den Klimabedingungen gesteuert wird.

Veränderte Zuflussmengen wirken also nur dann auf diesen Parameter, wenn die klimatischen Randbedingungen z.B. durch hohe Sonneneinstrahlung eine algenfördernde Wirkung entfalten.

#### 4.4.4 Sichttiefe (Wassertransparenz) des Seewassers

Die Verringerung der Zuflussrate führt zu einer Abnahme der Sichttiefenwerte, wie das in Abbildung 4.48 dargestellte Modellierungsergebnis zeigt.

Dieser Rückgang fällt aber insgesamt gering aus, so dass auch bei niedrigeren Zuflüssen der Orientierungswert stets sehr deutlich eingehalten werden kann. Die etwas höhere Wassertrübung wird durch die Zunahme der Algendichte bei geringeren Zuflussmengen verursacht.



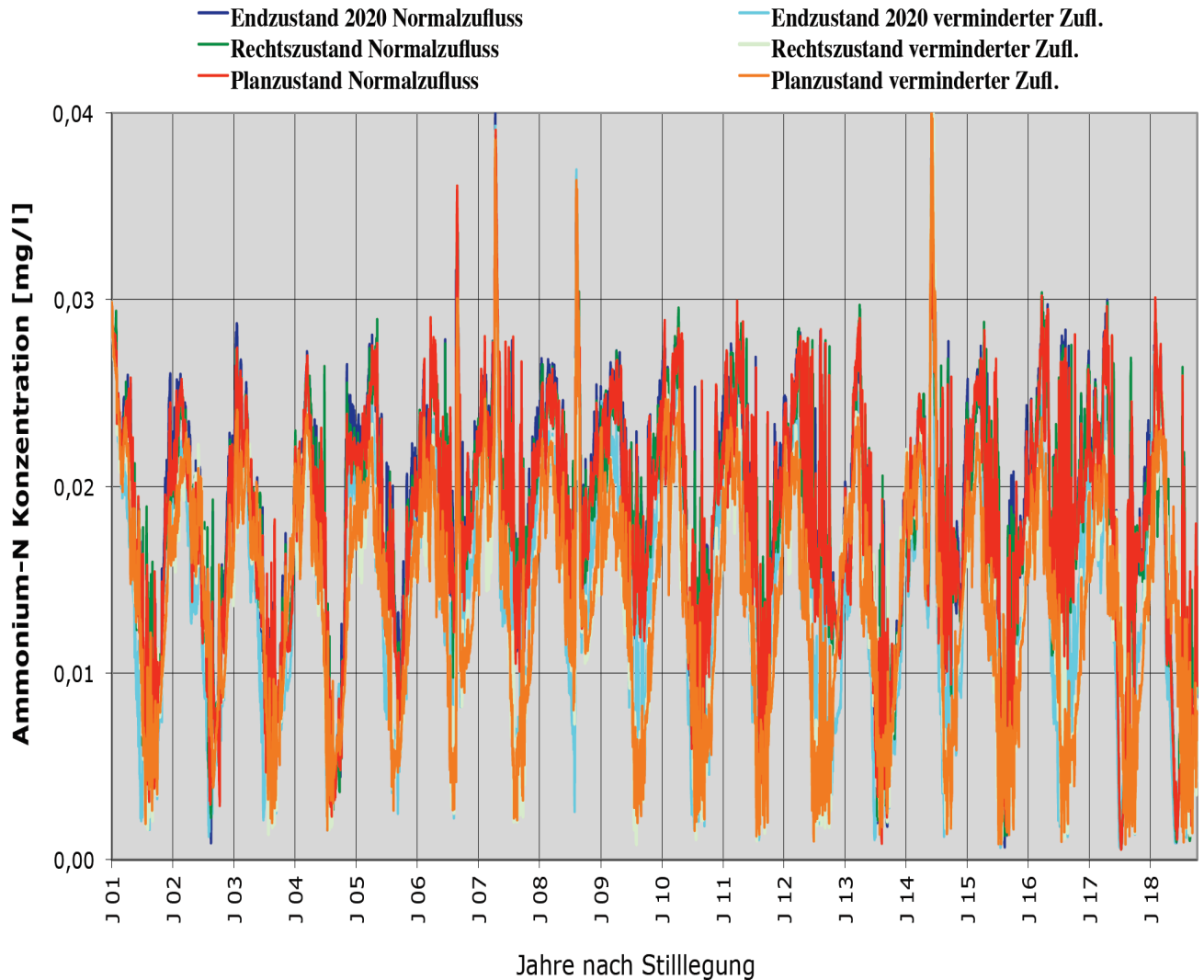
Saisonmittelwerte Jahr 6- 18	Ø Sichttiefe bei Normalzufluss [2,93 m <sup>3</sup> /s]	Ø Sichttiefe bei vermindertem Zufluss [1,78 m <sup>3</sup> /s]
Endzustand 2020 (Epilimnion)	2,9	2,7
Rechtszustand (Epilimnion)	2,9	2,6
Planzustand (Epilimnion)	2,9	2,6

Abbildung 4.48: Sichttiefenwerte bei Normalzufluss und vermindertem Zufluss

#### 4.4.5 Ammonium-N Gehalte im Seewasser

Insgesamt fallen die Ammoniumwerte unter beiden Zuflussbedingungen sehr gering aus (vgl. Abbildung 4.49). Sie liegen im oberflächennahen Wasserkörper (Epilimnion) des Sees im Bereich der Hintergrundbelastung von Fließgewässern. Die leichte Verminderung der Werte, die sich bei verringerten Zuflüssen ergibt, ist eine Folge des vermehrten Ammoniumabbaus durch die Inkorporation des Nährstoffs in Algenbiomasse.

Eine Belastungssituation ist für keine der untersuchten Varianten, weder bei normaler noch bei verminderter hydraulischer Anbindung, zu erkennen.



Mittelwerte Jahr 6 - 18	Ø NH <sub>4</sub> -N-Gehalte im Epilimnion bei Normalzufluss [2,93 m <sup>3</sup> /s]	Ø NH <sub>4</sub> -N-Gehalte im Epilimnion bei vermindertem Zufluss [1,78 m <sup>3</sup> /s]
Endzustand 2020 (Epilimnion)	0,0185	0,0143
Rechtszustand (Epilimnion)	0,0184	0,0138
Planzustand (Epilimnion)	0,0185	0,0138

Abbildung 4.49: Ammonium-N-Gehalte im Epilimnion bei Normalzufluss und vermindertem Zufluss



#### 4.4.6 Zusammenfassende Darstellung der Wirkung geringerer Zuflussraten auf die Beschaffenheitskennwerte des Sees

Wie in den vorangegangenen Kapiteln 4.4.1 bis 4.4.5 gezeigt werden konnte, besteht unter der Voraussetzung geringerer Zuflussraten lediglich in Bezug auf den Sauerstoffhaushalt und nur für die Planvariante die Gefahr einer Güteverschlechterung des Seewassers.

Für die übrigen Qualitätsparameter ergeben sich bei geringeren Zuflüssen keine güterelevanten Auswirkungen. Sofern überhaupt, wie bei Chlorophyll-a und Sichttiefe, eine Verschlechterung eintritt, führt dies nicht zu einer Überschreitung der Orientierungswerte, wie die Gegenüberstellung der unter Normalzuflussbedingungen und bei verminderten Zuflüssen ermittelten Modellwerte in der Tabelle 4.14 zeigt.

**Tabelle 4.14: Auswirkungen reduzierter Zuflüsse auf die Qualitätsparameter**

		Endzustand 2020		Rechtszustand		Planvariante	
		Normalzufluss	verminderter Zufluss	Normalzufluss	verminderter Zufluss	Normalzufluss	verminderter Zufluss
Tiefe max.	m	60	60	60	60	90	90
Ø Zufluss	l/s	2.933	1.775	2.933	1.775	2.933	1.775
Orientierungswert Sauerstoff (in 30% Tmax)	mg/l	≥ 2	≥ 2	≥ 2	≥ 2	≥ 2	≥ 2
Überschreitung des Orientierungswertes Sauerstoff	/	9 mal in 18 Jahren (Ø 2,18)	6 mal in 18 Jahren (Ø 3,09)	Nie (Ø 6,26)	Nie (Ø 7,08)	6 mal in 18 Jahren (Ø 2,26)	12 mal in 18 Jahren (Ø 1,85)
Orientierungswert Phosphor (eutroph)	mg/l	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
Phosphorgehalt Seewasser	mg/l	0,025	0,024	0,026	0,025	0,026	0,024
Orientierungswert Chlorophyll-a (eutroph)	µg/l	36	36	36	36	36	36
Chlorophyll-a (Saisonmittel)	µg/l	10,9	18,4	10,9	19,9	11,3	19,8
Orientierungswert Sichttiefe (eutroph)	m	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
Sichttiefe (Saisonmittel)	m	2,9	2,7	2,9	2,6	2,9	2,6
Ammonium	mg/l	0,0185	0,0143	0,0184	0,0138	0,0185	0,0138

## **5 Abschließende Bewertung der Vorhabensauswirkungen**

Die Modellierungen in Kapitel 4 ergaben, dass sich eine Vertiefung des Untersuchungs­gewässers primär auf den Sauerstoffhaushalt des Sees auswirkt. Hier ist mit negativen Auswirkungen zu rechnen, die allerdings bei den als Grundkonfiguration im Modell voraus­gesetzten Normalzuflüssen weniger stark ins Gewicht fallen als bei der alternativ durch­geführten Modellierung mit geringeren Zuflüssen.

Mit negativen Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt ist wegen der Vertiefung auf  $T_{\max} = 90$  m nach Umsetzung der Planvariante zu rechnen. Aber auch im Endzustand 2020 werden Belastungen des Sauerstoffhaushaltes in der Gewässertiefe auftreten.

Das Untersuchungsgewässer verfügt als ein im unmittelbaren Einflussbereich des Rheins liegender See über eine sehr hohe Wasseraustauschrate. Diese hohe Wasseraustauschrate bewirkt zwei gegensätzliche gewässerökologische Effekte:

1. Zum einen kommt es zu einer starken externen Befruchtung des Sees mit Nährstoffen, womit das Algenwachstum begünstigt wird. Außerdem bewirkt die hohe Nährstoffzufuhr den Aufbau massiver Sedimentablagerungen, die als Nährstoffdepot für die Rücklösung von Sedimentphosphor zur Verfügung stehen und über ihre starke Sauerstoffzehrung den Sauerstoffhaushalt des Gewässers belasten.
2. Zum anderen verursacht der hohe Zufluss von sauerstoffreichem Oberflächenwasser aber auch einen Eintrag von Sauerstoff in den Seewasserkörper und führt damit insbesondere dann zu einer Verbesserung der ökologischen Verhältnisse, wenn das zufließende sauerstoffreiche Wasser in die tieferen Seebereiche gelangt und dort den Sauerstoffverlust durch Sedimentzehrung abschwächt. Zusätzlich kann mit der hohen Zuflussrate ein Ausspülungseffekt für Algen entstehen.

Den Defiziten, die mit der hohen externen Nährstoffzufuhr verbunden sind, wird also zu­mindest teilweise durch die Einmischung des sauerstoffreichen Zuflusswassers in die Ge­wässertiefe und durch Ausspülungseffekte entgegengewirkt.

Damit mögliche Sauerstoffdefizite in der Gewässertiefe auch unter ungünstigen Bedingun­gen wie einer temporär verringerten Zuflussmenge auszuschließen sind, käme als Option eine Verringerung der geplanten Abgrabungstiefe auf  $T_{\max} = 80$  m anstelle der vorgesehe­nen 90 m in Frage. Die daraus resultierenden Auswirkungen auf die Qualität des Sauer­stoffhaushaltes werden in Kapitel 6.2 dargestellt.

## 6 Mögliche Ergänzungsmaßnahmen

Um auch bei einem stärkeren Rückgang der Zuflüsse von Rhein und Gießenwasser in den Baggersee langfristig einen stabilen Zustand zu erhalten, ergeben sich zwei Möglichkeiten:

1. Die Nutzung einer Gefälledruck- oder Staudruckleitung zur Unterstützung des Zirkulationsverhaltens bei vollständiger Umsetzung der Planvariante.
2. Die Reduzierung der Abgrabungstiefe auf eine Maximaltiefe von 80 m.

### 6.1 Gefälledruckleitung

Um die Sauerstoffzufuhr in die Gewässertiefe zu verstärken, kann das Zuflusswasser vermehrt in die tiefsten Seebereiche eingemischt werden. Zu diesem Zweck kann ein geringer Teil des Zuflusses über eine Gefälledruckleitung (vgl. Abbildung 6.1) in die Tiefe transportiert werden. Dies gelingt bei einer ausreichenden Druckhöhe ohne den Einsatz von Pumpentechnik durch das Gefälle oder den Staudruck.

Das zufließende Oberflächenwasser wird zu der tiefsten Seestelle geleitet. Da das wärmere Oberflächenwasser erheblich leichter ist als das kalte Tiefenwasser, steigt es nach der Zuleitung wieder an die Oberfläche auf und induziert dabei Wasservermischungsprozesse.

Die Zuleitung des Zuflusswassers kann im Intervallbetrieb erfolgen. Das Ziel der Maßnahme ist der Abbau von Dichtegradienten zwischen Tiefen- und Oberflächenwasser, so dass die übrigen Oberflächenzuflüsse bis in den Tiefenwasserkörper des Sees gelangen. Die Umsetzung der Maßnahme ist erst nach Einstellung der Auskiesungstätigkeit notwendig. Eine möglichst homogen ausgebildete Seebodenfläche gewährleistet eine verbesserte Maßnahmeneffizienz.

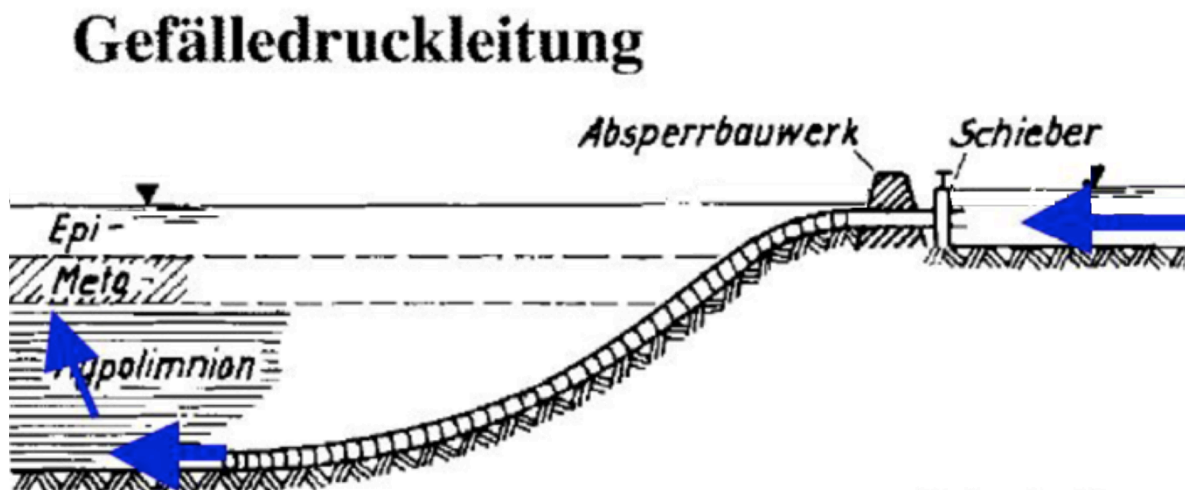


Abbildung 6.1: Schematisierte Darstellung einer Gefälledruckleitung

Durch die Maßnahme kann nach dem Wegfall der Wasserzirkulation durch die Auskiesungstätigkeit eine stärkere Durchmischung des Seewassers und eine Stabilisierung des Sauerstoffhaushaltes erreicht werden.

Die maßnahmenbedingten Wasserumwälzungen wirken in ähnlicher Weise auf den Gewässerzustand wie die Auskiesungstätigkeit, allerdings lassen sich die Auswirkungen besser steuern, so dass eine günstigere Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit möglich wird. Eine weitere Erhöhung des Aufwertungspotentials ist mit einer stärkeren Zuleitung von sauerstoffreichem Oberflächenwasser in die Tiefenbereiche des Rhinauer Baggersees möglich.

## 6.2 Optionale Verringerung der Abgrabungstiefe auf Tmax= 80 m (80 m ü.NN)

Als Option zur Verbesserung der Sauerstoffversorgung in der Gewässertiefe ohne zusätzliche technische Einrichtungen kommt die Verringerung der maximalen Abgrabungstiefe in Betracht. Wie das in Abbildung 6.2 dargestellte Modellierungsergebnis für die Sauerstoffgehalte in Höhe von 30 % der Maximaltiefe über Grund zeigt, wird bei einer maximalen Abgrabungstiefe von 80 m (= 80 m ü.NN) das für diese Gewässertiefe gesetzte Güteziel von  $\geq 2 \text{ mg/l O}_2$  (vgl. Kapitel 3.1.2) unter Normalabflussbedingungen eingehalten.

Dies ist bei der geplanten Abgrabungstiefe von 90 m (70 m ü.NN) nicht der Fall. Daher ist bei einer maximalen Abgrabungstiefe von 80 m bzw. 80 m ü.NN von einer güterelevanten Verbesserung der Sauerstoffversorgung im Tiefenwasser auszugehen. Der Volumenverlust gegenüber einer Vertiefung auf 90 m (70 m ü.NN) beträgt ca.  $170.000 \text{ m}^3$ .

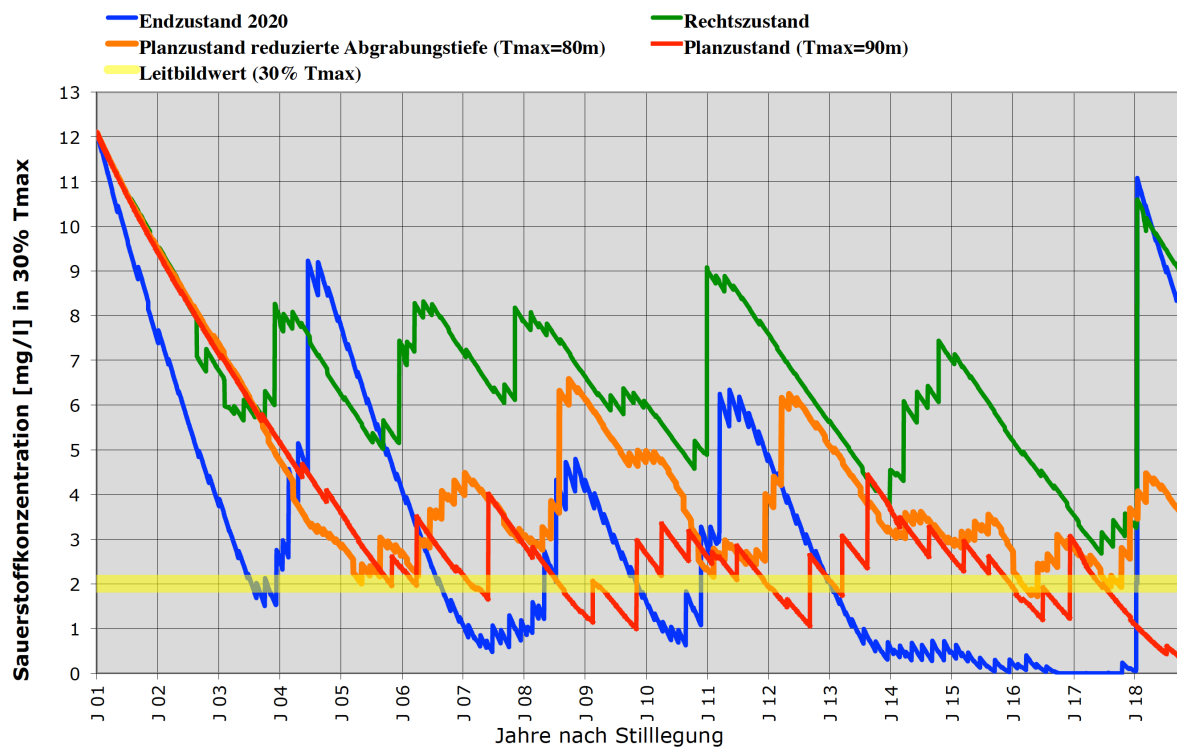


Abbildung 6.2: Sauerstoffgehalte in Höhe von 30 % der Maximaltiefe über Grund bei Normalzufluss

## 7 Zusammenfassung

Im Auftrag der DMA Mineralaufbereitung GmbH wurden die limnologischen und gewässerökologischen Unterlagen für ein Vertiefungsvorhaben des Baggersees Rhinau erarbeitet, der im Naturschutzgebiet Taubergießen liegt und über eine Gesamtfläche von 57 ha verfügt.

Zur Beurteilung der Wasserqualität des Seewassers dienten die Trophiekennwerte der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998 & 2003) und die Umweltqualitätsnormen (UQN) der OGeWV (2016). Als Referenztrophie für den tiefen, fließgewässer-angebundenen See wurde ein eutropher Status angesetzt. Da für den Sondertyp künstlicher See (Typ 99), wie z.B. Baggerseen, noch keine Umweltqualitätsnormen (UQN) definiert sind, wurde wegen der hohen Wasseraustauschraten im Untersuchungsgewässer hilfsweise auf den Typ Flussee (Typ 12) als Referenzgewässer zurückgegriffen.

Der Wasserhaushalt des Sees wird im Wesentlichen durch Oberflächenzuflüsse aus dem Rhein und dem Taubergießen bestimmt, ein nennenswerter Zufluss von Grundwasser in den See findet nicht statt. Infolge der hohen Wasserstandsschwankungen des Rheins ergibt sich eine komplexe hydraulische Anbindung, da die Fließrichtung an der Verbindungsstelle zum Rhein einem permanenten Wechsel unterworfen ist und der eben eingetragene Wasserkörper unmittelbar wieder aus dem See abströmen kann. Eine messtechnische Quantifizierung der Zuflussmengen ergab im Mittel Werte von 0,1 bis 0,3 m<sup>3</sup>/s. Kurzfristig sind allerdings erhebliche höhere Zuflussmengen von bis zu 114 m<sup>3</sup>/s möglich. Um eine Grundlage für den Modellinput des Prognosemodells, das Tageswerte erfordert, zu schaffen, wurden die Wasseraustauschraten des Sees auf der Basis von Wasserstandsschwankungen ermittelt. Dabei ergab sich ein mittlerer Zufluss von 2,87 m<sup>3</sup>/s. Wenn man die periodische Überflutung des Sees bei Hochwasser zusätzlich berücksichtigt, erhöht sich dieser Wert auf 2,933 m<sup>3</sup>/s.

Die Beschreibung des derzeitigen Gewässerzustandes fußt auf einem Datenmaterial (Proben der chemisch-physikalischen Wasserbeschaffenheit und Tiefenprofilmessungen von Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und el. Leitfähigkeit), das im Zeitraum von 2007 bis 2017 erhoben wurde.

Die Vertikalprofile der Wassertemperatur wiesen eine Vollzirkulation des Wasserkörpers in den Winterhalbjahren und eine infolge der Baggertätigkeit nur sehr schwach ausgeprägte thermische Schichtung in den Sommerhalbjahren aus. Die Wassertemperaturen im oberflächennahen Seewasser korrelieren stark mit den Rheinwassertemperaturen. Die Gießenzuflüsse wirken hingegen weniger stark auf die Beschaffenheit des Seewassers ein. Flächige Messungen der Wassertemperatur an der Oberfläche zeigten einen Temperaturgradienten zwischen dem Einmündungsbereich der Gießenzuflüsse im Süden des Sees und der Seemitte. Die etwas niedrigeren Wassertemperaturen im Südbereich können als Hinweis darauf gewertet werden, dass trotz wechselnder Wasserstände permanent Gießenwasser dem See zuströmt.

Während der Zirkulationsphasen wird der gesamte Wasserkörper des Sees bis zum Grund mit Sauerstoff versorgt. In den Stagnationsphasen bildete sich mehrfach ein sauerstofffreier Wasserkörper über Grund aus, dessen Ausdehnung aber zu keinem Zeitpunkt den Wert von 30 Prozent der Gesamttiefe, der den Übergang von einem mesotrophen zu einem eutrophen Status markiert, überschritt. Derzeit ist also von einer ausreichenden Sauerstoffversorgung des Sees bis zum Gewässergrund auszugehen. Dies wird auch durch Messwerte der re-

doxsensitiven Parameter bestätigt. Anreicherungen von Eisen über Grund bestanden während der Stagnationsphasen nur in einem sehr geringen Ausmaß. Mangan allerdings wurde über Grund freigesetzt, und es kam zu einem geringfügigen Nitratabbau. Sulfid wurde aufgrund der Redoxverhältnisse (oxisch) nicht gebildet.

Die elektrische Leitfähigkeit erreichte im Untersuchungsgewässer mittlere, für die geogene Grundbelastung des Naturraums typische Werte und zeigte nur geringfügige Abweichungen im Vertikalprofil. Die etwas geringeren Leitfähigkeitswerte während der Sommerhalbjahre wurden durch die Stoffaufnahme in Pflanzenbiomasse (Algen, höhere Wasserpflanzen) und physikalische Prozesse verursacht. Ebenso wie bei den Wassertemperaturen ergab die flächige Messung der Leitfähigkeit an der Wasseroberfläche einen deutlichen Gradienten zwischen dem Gießenzuflussbereich im Süden des Sees und dem zentralen Seebereich. Auch dieser Parameter lässt demzufolge den Schluss auf einen permanenten Zustrom aus dem Gießen in den See zu. Das jahreszeitliche und tiefendifferenzierte Verteilungsmuster ausgesuchter Ionen wie Sulfat, Chlorid, Hydrogenkarbonat, Calcium, Magnesium, Silicium, Kalium und Natrium verwies nicht auf Gütedefizite im Untersuchungsgewässer.

Die Phosphorgehalte im Seewasser erreichten geringe bis mäßigen Konzentrationen, die zumeist einem mesotrophen Status entsprachen und damit besser als die angesetzte Leitbildvorgabe (eutroph) waren. Unter Bezug auf die Umweltqualitätsnormen der OGWV (2016) zeigten die Werte einen guten Zustand an. Zeitweise kam es zu einer Anreicherung von Phosphor in der Gewässertiefe, die aber nur bei einer Messung deutlich ausfiel.

Die Nitratgehalte erreichten im Seewasser nur niedrige Konzentrationen. Auch Ammonium war nur in sehr geringen Konzentrationen vorhanden. Die Nitritwerte hingegen lagen zeitweise über den Orientierungsgrößen und ließen Anreicherungen über Grund erkennen.

Die Chlorophyll-a Gehalte spiegelten zeitweise einen eutrophen Zustand wider, infolge der hohen Variabilität der Algenentwicklung ergaben sich aber auch Messwerte, die deutlich im mesotrophen Bereich lagen. Die Sichttiefenwerte entsprachen zumeist einem eutrophen Status, insbesondere zum Ende der Untersuchungsperiode wurden aber auch Werte im mesotrophen Bereich gemessen. Allerdings ist die Sichttiefe in betriebenen Baggerseen nur eingeschränkt als Trophieindikator nutzbar, da Trübungseffekte nicht nur durch Algentrübe, sondern auch durch die Kiesgewinnung entstehen.

Das Sediment des Sees verfügt infolge der permanenten Nachlieferung von Nährstoffen durch das zufließende nährstoffreiche Oberflächenwasser über hohe Nährstoffgehalte. Die Gehalte an Arsen, Eisen und TOC waren unauffällig.

Mittels Modellsimulationen unter Verwendung des 1-D hydrodynamischen Modells DY-RESM (Dynamic Reservoir Simulation Model), das für die Prognose der Wasserqualität mit dem Programm CAEDYM gekoppelt ist, wurden folgende vier Entwicklungsstadien des Sees für einen 18-jährigen Entwicklungszeitraum mit den Klimareferenzjahren 2000 bis 2017 untersucht:

### **1. Istzustand in Auskiesung**

Dieser Variante liegen die derzeitigen Kennwerte der 57,8 ha umfassenden Seefläche mit einer Konzessionsfläche von 43,14 ha und einer maximalen Wassertiefe von 55,47 m (105 m ü.NN) zugrunde. Der Gütezustand wird durch die Auskiesung beeinflusst.

## **2. Endzustand 2020**

Hierbei wird ein Abschluss der Auskiesung zum Ende des Jahres 2020 vorausgesetzt. Bis dahin sind die betriebstechnisch maximal möglichen Kiesmengen entnommen worden, das gesamte konzessionierte Entnahmevermögen wurde aber noch nicht erreicht. Infolge der Kiesgewinnung hat sich das Seevolumen bis dahin auf 7.346.421 m<sup>3</sup> vergrößert, die von der Auskiesung betroffene Seefläche umfasst 27,6 ha.

## **3. Rechtszustand**

Durch die weitere Kiesgewinnung bis zum Konzessionsende erreicht das Seevolumen ca. 10,8 Mio. m<sup>3</sup>. Die Konzessionsfläche umfasst ebenfalls 27,6 ha.

## **4. Planvariante**

Bei identischer Konzessionsfläche von 27,6 ha ergibt sich durch die angestrebte Seevertiefung auf 70 m ü. NN eine Vergrößerung des Seevolumens auf 11,85 Mio. m<sup>3</sup>.

Nur für den "Istzustand in Auskiesung" wurden die durch Baggertätigkeit verursachten Wasserturbulenzen und Rückspülwassereinleitungen berücksichtigt. Für die anderen Varianten wurde die Beendigung der Auskiesung vorausgesetzt.

Die Grundlage für den Antrieb des Modells bildeten meteorologische und hydraulische Daten der Wetterstationen Kehl (am Yachthafen) und Lahr (DWD Station). Untersuchungsgegenstände waren der Temperaturhaushalt und das Zirkulationsverhalten des Sees unter Berücksichtigung der dichtespezifischen Einmischung des Zuflusswassers sowie die Ausprägung der gütebestimmenden Parameter Sauerstoff, Phosphor, Chlorophyll-a (Algenentwicklung), Sichttiefe und Ammonium im Seewasser.

In Bezug auf den Nährstoffhaushalt, die Algenentwicklung und die Transparenz des Wasserkörpers ergab sich eine vollständig leitbildkonforme Entwicklung des Rhinauer Baggersees zumindest im eutrophen Bereich, teilweise auch besser, für alle vier untersuchten Varianten.

Die Saisonmittelwerte für Phosphor lagen im mesotrophen Bereich und damit eine Trophiestufe niedriger (besser) als der eutrophe Status, der als Orientierungsgröße galt. Unter Bezug auf die Umweltqualitätsnormen ist für alle Varianten von einem guten ökologischen Zustand/Potential auszugehen. Die Unterschiede zwischen den Varianten Endzustand 2020, Rechtszustand und Planvariante sind gering.

Für die Algenentwicklung (Chlorophyll-a Konzentration) wies die Prognose einen mesotrophen Status für den Istzustand in Auskiesung und eine leitbildadäquate eutrophe Ausprägung (im Grenzbereich zum mesotrophen Status) für den Endzustand 2020, den Rechtszustand und die Planvariante aus. Trotz der betriebsbedingten mineralischen Trübe ergab die Prognose für den Istzustand ebenso wie für die drei nahezu identisch zu beurteilenden Varianten Endzustand 2020, Rechtszustand und Planvariante hohe Sichttiefen, die im Saisonmittel für den gesamten Betrachtungszeitraum über dem oberen Orientierungswert für einen eutrophen Status (1,8 m) lagen. Dieser Parameter verweist also auf einen nährstoffärmeren, mesotrophen Status. Unter Bezug auf die Umweltqualitätsnormen der OGWV (2016) erreichte die Bewertung aller Varianten in Bezug auf die Sichttiefenwerte den Grenzbereich von sehr gut / gut. Für die Ammoniumgehalte im Epilimnion ergaben sich für sämtliche Varianten sehr geringe Belastungen während des gesamten Beobachtungszeitraums.

Das Zirkulationsverhalten wird nicht nachhaltig negativ beeinflusst. Es ist jedoch davon auszugehen, dass nach Abschluss der Auskiesung sowohl im Endzustand 2020 als auch bei der Planvariante nach Vertiefung des Gewässers auf 90 m zeitweilig Beeinträchtigungen auftreten und eine Vollzirkulation erst verzögert erfolgt. Der Sauerstoffhaushalt erfährt durch das Ausbleiben des betriebsbedingten Sauerstoffeintrags geringfügige bis mäßige Einschränkungen nach Umsetzung der Planvariante und mäßige Einschränkungen bei Eintreten des Endzustandes 2020. Da für fließgewässerangebundene Baggerseen wie den Rhinauer Baggersee keine diesbezüglichen Zielgrößen definiert sind, werden Qualitätsziele allerdings nicht überschritten.

Wegen der Schwierigkeiten bei der Ermittlung der Wasseraustauschraten des Sees, die sich aus seiner komplexen hydraulischen Anbindung ergeben, wurde eine zusätzlich Analyse durchgeführt, deren Grundlage deutlich geringere Zuflussmengen in den See bei ansonsten identischer Datenlage bildete. Dabei zeigte sich, dass niedrigere Zuflüsse deutlich negative Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt im Fall der Planvariante haben. Für die übrigen Varianten und Qualitätsparameter entstehen keine güterelevanten Folgen.

Abschließend wurde erörtert, wie einer möglichen Verschlechterung des Sauerstoffhaushaltes nach der Planumsetzung, die allerdings bei den als Grundkonfiguration im Modell vorausgesetzten Normalzuflüssen deutlich weniger stark ausfällt als bei der alternativ durchgeführten Modellierung mit geringeren Zuflüssen, begegnet werden kann. Um bei einem stärkeren Rückgang der Zuflüsse von Rhein und Gießenwasser in den Baggersee langfristig einen stabilen Zustand zu erhalten, wäre die Zuleitung des zuströmenden, sauerstoffreichen Oberflächenwassers in die Seetiefe mittels einer Gefälledruck- bzw. Staudruckleitung oder die Reduzierung der Abgrabungstiefe auf eine Maximaltiefe von 80 m in Betracht zu ziehen.



## 8 Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1.1: LAGE DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS UND DES GEPLANTEN VERTIEFUNGSBEREICHS .....	3
ABBILDUNG 2.1: AUSGESTALTUNG DES BAGGERSEES RHINAU IM ISTZUSTAND .....	6
ABBILDUNG 2.2: AUSGESTALTUNG DES BAGGERSEES RHINAU IM RECHTSZUSTAND .....	6
ABBILDUNG 2.3: AUSGESTALTUNG DES BAGGERSEES RHINAU IM PLANZUSTAND .....	7
ABBILDUNG 2.4: SEEFLÄCHE UND SEEVOLUMEN IN ABHÄNGIGKEIT DER WASSERTIEFE BEIM ISTZUSTAND .....	8
ABBILDUNG 2.5: SEEFLÄCHE UND SEEVOLUMEN IN ABHÄNGIGKEIT DER WASSERTIEFE BEIM ENDZUSTAND 2020 .....	8
ABBILDUNG 2.6: SEEFLÄCHE UND SEEVOLUMEN IN ABHÄNGIGKEIT DER WASSERTIEFE BEIM RECHTSZUSTAND .....	9
ABBILDUNG 2.7: SEEFLÄCHE UND SEEVOLUMEN IN ABHÄNGIGKEIT DER WASSERTIEFE BEI DER PLANVARIANTE .....	9
ABBILDUNG 3.1: VERTIKALPROFILE DER WASSERTEMPERATUR IM SEE.....	13
ABBILDUNG 3.2: LOGGERAUFZEICHNUNGEN DER WASSERTEMPERATUREN DER ZUFLÜSSE UND DES SEEWASSERS IN UNTERSCHIEDLICHEN SEETIEFEN (TAGESMITTELWERTE) .....	14
ABBILDUNG 3.3: TEMPERATURVERTEILUNG IN DER OBERFLÄCHENNAHEN WASSERSCHICHT .....	16
ABBILDUNG 3.4: VERTIKALPROFILE DER SAUERSTOFFGEHALTE IM SEE.....	17
ABBILDUNG 3.5: VERTIKALPROFILE DER ELEKTRISCHEN LEITFÄHIGKEIT ( $\kappa_{25}$ ) IM SEE.....	19
ABBILDUNG 3.6: VERTEILUNG DER LEITFÄHIGKEITSWERTE IN DER OBERFLÄCHENNAHEN WASSERSCHICHT DES SEES...20	
ABBILDUNG 3.7: GESAMT-PHOSPHOR IM SEEWASSER .....	23
ABBILDUNG 3.8: CHLOROPHYLL-A UND SICHTTIEFEN IM SEE .....	25
ABBILDUNG 4.1: ABHÄNGIGKEIT DES SAUERSTOFFHAUSHALTES VON DEN EINZELKOMPARTIMENTEN (ABB. AUS HIPSEY ET. AL. 2006) .....	28
ABBILDUNG 4.2: KENNWERTE DER LUBW-WETTERSTATION KEHL.....	29
ABBILDUNG 4.3: TEMPERATURVERLAUF UND GLOBALSTRAHLUNG WÄHREND DES BETRACHTUNGSZEITRAUMS .....	30
ABBILDUNG 4.4: SEE- UND RHEINWASSERSTÄNDE IM BEOBACHTUNGSZEITRAUM 30.3.2017 BIS 8.7.2017 .....	32
ABBILDUNG 4.5: KORRELATIVER ZUSAMMENHANG ZWISCHEN SEEPEGEL UND RHEINPEGEL.....	33
ABBILDUNG 4.6: WASSERSTANDSSCHWANKUNGEN VON RHEIN- UND BAGGERSEEPEGEL AM 10.4.2017, 13.4.2017, 20.4.2017 UND 3.7.2017 .....	34
ABBILDUNG 4.7: WASSERSTANDSSCHWANKUNGEN VON RHEIN- UND BAGGERSEEPEGEL IM TAGESVERLAUF VOM 3.7.2017 BIS ZUM 6.7.2017 .....	34
ABBILDUNG 4.8: ANHAND DER WASSERSPIEGELSCHWANKUNGEN HERGELEITETE GIEßEN- UND RHEINZUFLUSSMENGEN IN DEN BAGGERSEE .....	35
ABBILDUNG 4.9: MAXIMALE TAGESWERTE VON RHEINWASSERSTAND UND BERECHNETEM SEEWASSERSTAND .....	36
ABBILDUNG 4.10: LOGGERAUFZEICHNUNGEN DER WASSERTEMPERATUR AN HERRENKOPF- UND SALMENBRÜCKE .....	38
ABBILDUNG 4.11: KORRELATION ZWISCHEN RHEINTEMPERATUR (TAGESWERT) BEI KAPPEL UND GIEßENZUFLUSS (HERRENKOPFBRÜCKE).....	39
ABBILDUNG 4.12: WASSERTEMPERATUREN VON RHEIN- UND GIEßENZUFLUSS.....	40
ABBILDUNG 4.13: VOLUMENKURVEN DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS IN UNTERSCHIEDLICHEN AUSBAUVARIANTEN .....	44
ABBILDUNG 4.14: TEMPERATURSIMULATION UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES ISTZUSTANDES MIT AUSKIESUNGSTÄTIGKEIT UND DIE KLIMADATEN VOM 1.1.2000 BIS ZUM 5.10.2017 (TAGESWERTE).....	46
ABBILDUNG 4.15: TEMPERATURWERTE DER SIMULATION DES ISTZUSTANDES MIT AUSKIESUNGSTÄTIGKEIT IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN VERGlichen MIT DEN LOGGERMESSUNGEN.....	47
ABBILDUNG 4.16: FELDMESSUNG UND SIMULATION IM ISTZUSTAND.....	48
ABBILDUNG 4.17: VERGLEICH VON MESS- UND MODELLWERTEN BEI VERMINDERTER SOWIE ERHÖHTER HYDRAULISCHER ANBINDUNG DES SEES AN DIE OBERFLÄCHENGEWÄSSER .....	48

ABBILDUNG 4.18: TEMPERATURSIMULATION UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES ENZUSTANDES 2020 MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.2000 BIS ZUM 5.10.2017 (TAGESWERTE).....	49
ABBILDUNG 4.19: SIMULATION DER TEMPERATURWERTE FÜR DEN ENZUSTAND 2020 IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN .....	50
ABBILDUNG 4.20: TEMPERATURSIMULATION UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES RECHTSZUSTANDES MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.2000 BIS ZUM 5.10.2017 (TAGESWERTE).....	50
ABBILDUNG 4.21: SIMULATION DER TEMPERATURWERTE FÜR DEN RECHTSZUSTAND IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN .....	51
ABBILDUNG 4.22: TEMPERATURSIMULATION UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DER PLANVARIANTE MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.2000 BIS ZUM 5.10.2017 (TAGESWERTE).....	52
ABBILDUNG 4.23: SIMULATION DER TEMPERATURWERTE FÜR DIE PLANVARIANTE IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN .....	53
ABBILDUNG 4.24: SIMULATION DER VERMISCHUNG VON TRACERMARKIERTEM TIEFENWASSER IM GESAMTEN SEEVOLUMEN WÄHREND DES BEOBACHTUNGSZEITRAUMS NACH ERREICHEN DES ENZUSTANDES 2020.....	54
ABBILDUNG 4.25: SIMULATION DER VERMISCHUNG VON TRACERMARKIERTEM TIEFENWASSER IM GESAMTEN SEEVOLUMEN WÄHREND DES BEOBACHTUNGSZEITRAUMS NACH UMSETZUNG DES RECHTSZUSTANDES.....	55
ABBILDUNG 4.26: SIMULATION DER VERMISCHUNG VON TRACERMARKIERTEM TIEFENWASSER IM GESAMTEN SEEVOLUMEN WÄHREND DES BEOBACHTUNGSZEITRAUMS NACH UMSETZUNG DER PLANVARIANTE .....	55
ABBILDUNG 4.27: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES ISTZUSTANDES IN AUSKIESUNG MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.2000 BIS ZUM 5.10.2017 (TAGESWERTE) .....	56
ABBILDUNG 4.28: VERGLEICH VON MESS- UND MODELLWERTEN DER SAUERSTOFFGEHALTE BEI VIER STICHTAGSMESSUNGEN.....	57
ABBILDUNG 4.29: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES ENZUSTANDES 2020 MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.2000 BIS ZUM 5.10.2017 (TAGESWERTE) .....	58
ABBILDUNG 4.30: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES RECHTSZUSTANDES MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.2000 BIS ZUM 5.10.2017 (TAGESWERTE) .....	58
ABBILDUNG 4.31: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DER PLANVARIANTE MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.2000 BIS ZUM 5.10.2017 (TAGESWERTE) .....	59
ABBILDUNG 4.32: SAUERSTOFFGEHALTE IN HÖHE VON 30 % DER MAXIMALTIEFE ÜBER GRUND.....	60
ABBILDUNG 4.33: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IM EPILIMNION UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT.....	61
ABBILDUNG 4.34: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN DEN PHOSPHORGEHALTEN IM SEE UND DEN WASSERZUFLUSSMENGEN	62
ABBILDUNG 4.35: SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IM EPILIMNION UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT.....	63
ABBILDUNG 4.36: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN CHLOROPHYLL-A GEHALTEN IM SEE UND DEN WASSERZUFLUSSMENGEN .....	65
ABBILDUNG 4.37: SIMULATION DER SICHTTIEFENWERTE UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT.....	66
ABBILDUNG 4.38: SIMULATION DER AMMONIUMGEHALTE UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES ISTZUSTANDES IN AUSKIESUNG MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.2000 BIS ZUM 5.10.2017 (TAGESWERTE) .....	67
ABBILDUNG 4.39: SIMULATION DER AMMONIUMGEHALTE UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES ENZUSTANDES 2020 MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.2000 BIS ZUM 5.10.2017 (TAGESWERTE) .....	67
ABBILDUNG 4.40: SIMULATION DER AMMONIUMGEHALTE UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES RECHTSZUSTANDES MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.2000 BIS ZUM 5.10.2017 (TAGESWERTE) .....	68
ABBILDUNG 4.41: SIMULATION DER AMMONIUMGEHALTE UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DER PLANVARIANTE MIT DEN KLIMADATEN VOM 1.1.2000 BIS ZUM 5.10.2017 (TAGESWERTE).....	69
ABBILDUNG 4.42: SIMULATION DER AMMONIUMWERTE IM EPILIMNION.....	69
ABBILDUNG 4.43: ZUSAMMENHANG ZWISCHEN AMMONIUMGEHALTEN IM SEE UND DEN WASSERZUFLUSSMENGEN .....	70
ABBILDUNG 4.44: ZUFLUSSMENGEN IM NORMALZUFLUSS UND BEI VERMINDERTEM ZUFLUSS .....	74

ABBILDUNG 4.45: SAUERSTOFFGEHALTE IN HÖHE VON 30 % DER MAXIMALTIEFE ÜBER GRUND BEI NORMALZUFLUSS UND VERMINDERTEM ZUFLUSS .....	75
ABBILDUNG 4.46: PHOSPHORGEHALTE IM EPILIMNION BEI NORMALZUFLUSS UND VERMINDERTEM ZUFLUSS.....	76
ABBILDUNG 4.47: CHLOROPHYLL-A GEHALTE BEI NORMALZUFLUSS UND VERMINDERTEM ZUFLUSS.....	77
ABBILDUNG 4.48: SICHTTIEFENWERTE BEI NORMALZUFLUSS UND VERMINDERTEM ZUFLUSS .....	78
ABBILDUNG 4.49: AMMONIUM-N-GEHALTE IM EPILIMNION BEI NORMALZUFLUSS UND VERMINDERTEM ZUFLUSS.....	79
ABBILDUNG 6.1: SCHEMATISIERTE DARSTELLUNG EINER GEFÄLLED RUCKLEITUNG.....	82
ABBILDUNG 6.2: SAUERSTOFFGEHALTE IN HÖHE VON 30 % DER MAXIMALTIEFE ÜBER GRUND BEI NORMALZUFLUSS...	83

## 9 Tabellenverzeichnis

TABELLE 2.1: MORPHOLOGISCHE KENNWERTE DES BAGGERSEES.....	4
TABELLE 2.2: MORPHOLOGISCHE KENNWERTE DER UNTERSCHIEDLICHEN ENTWICKLUNGSSTUFEN DES BAGGERSEES.....	5
TABELLE 2.3: VOLUMEN DER GRUNDNAHEN UND TIEFEN SEEBEREICHE .....	7
TABELLE 3.1: BEPROBUNGEN DER SEEWASSERBESCHAFFENHEIT .....	12
TABELLE 3.2: KORRELATIONEN ZWISCHEN DEN TEMPERATUREN DES SEEWASSERS UND DER ZUFLÜSSE.....	15
TABELLE 3.3: REDOXSENSITIVE PARAMETER IM SEEWASSER.....	18
TABELLE 3.4: VERTEILUNG AUSGESUCHTER IONEN IM SEEWASSER .....	21
TABELLE 3.5: PHOSPHORGEHALTE IM SEEWASSER.....	22
TABELLE 3.6: STICKSTOFFGEHALTE IM SEEWASSER.....	23
TABELLE 3.7: WEITERE INDIKATORWERTE DES NÄHRSTOFFHAUSHALTES IM SEE.....	24
TABELLE 3.8: STOFFGEHALTE IM SEESEDIMENT .....	26
TABELLE 4.1: GEOGRAPHISCHE KOORDINATEN DER GENUTZTEN WETTERSTATIONEN .....	29
TABELLE 4.2: BERECHNUNG DES WASSERSPIEGELANSTIEGS UND DES ZUFLUSSES IN DEN BAGGERSEE.....	34
TABELLE 4.3: BERECHNETE EREIGNISHÄUFIGKEIT UND WASSEREINTRÄGE IN DEN SEE BEI HOCHWASSER.....	37
TABELLE 4.4: WASSERTEMPERATUREN AN DEN MESSSTELLEN BREISACH-JÄGERSHOF UND KEHL-KRONENHOF .....	39
TABELLE 4.5: BELASTUNGSKENNWERTE DES GIEßENZUFLUSSES .....	41
TABELLE 4.6: KENNWERTE DER WASSERBESCHAFFENHEIT DES RHEINS AN DER LUBW-MESSSTELLE BREISACH IM ZEITRAUM 2010 BIS 2016.....	42
TABELLE 4.7: MORPHOLOGISCHE UND HYDRAULISCHE INPUTDATEN.....	45
TABELLE 4.8: ZUFLUSSRATEN IM MODELL .....	45
TABELLE 4.9: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR GESAMT PHOSPHOR.....	61
TABELLE 4.10: SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR CHLOROPHYLL-A IN µG/L .....	64
TABELLE 4.11: SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DIE SICHTTIEFE IN M .....	66
TABELLE 4.12: SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DIE AMMONIUMWERTE IN MG/L.....	70
TABELLE 4.13: GÜTEKENNWERTE IM VARIANTENVERGLEICH .....	72
TABELLE 4.14: AUSWIRKUNGEN REDUZIERTER ZUFLÜSSE AUF DIE QUALITÄTSPARAMETER .....	80

## **10 Literaturverzeichnis**

- Hipsey, M.R. et al. (2006): Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAE-DYM 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
- HYDRODATA 2017: Hydraulische Betrachtung Abschätzung der Exfiltration (Menge) aus dem Baggersee in den Grundwasserleiter als Grundlage für die limnologische Betrachtung (2.11.2017)
- HYDRODATA (2017b): Ergänzung zum Abschlussbericht zu den rohstoffgeologischen und hydrogeologischen Untersuchungen Rhinau-Vertiefung des Nass-Kiesabbaus
- 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.
- 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.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016
- TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001)