

Gewässerökologisches Gutachten zum aktuellen Gütezustand der Schwarzenbach-Talsperre und den Auswirkungen der geplanten Erweiterung des PSW Forbach auf die Wasserqualität



BGL

BÜRO FÜR GEWÄSSERKUNDE
UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE
KLAUS- JÜRGEN BOOS

erstellt von:
Klaus-Jürgen Boos (Dipl. Geogr.)
Saarbrücken,
Oktober 2021

Ziehrerstraße 11
66130 Saarbrücken
Telefon: (0681) 872962

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

Inhaltsverzeichnis

<u>1</u>	<u>EINLEITUNG</u>	<u>5</u>
<u>2</u>	<u>BEARBEITUNGSSTAND UND TÖB-STELLUNGNAHMEN</u>	<u>6</u>
2.1	BERÜCKSICHTIGUNG VORGEBRACHTER STELLUNGNAHMEN	6
2.2	AKTUALISIERUNG DER INPUTDATEN UND DER MODELLKONFIGURATION	7
<u>3</u>	<u>GEWÄSSERTYPSPEZIFISCHE GÜTEANFORDERUNGEN</u>	<u>8</u>
3.1	GÜTEANFORDERUNGEN FÜR TALSPERREN	8
3.1.1	PROBLEME BEI DER EINSTUFUNG	8
3.1.2	WASSEITEMPERATUR	10
3.1.3	SAUERSTOFFGEHALT	10
3.1.4	GESAMT-PHOSPHOR	11
3.1.5	CHLOROPHYLL-A	11
3.1.6	CYANOBAKTERIEN	12
3.1.7	SICHTTIEFE	12
3.2	GÜTEANFORDERUNGEN FÜR FLIEßGEWÄSSER	13
<u>4</u>	<u>PROGNOSEMODELL UND DATENGRUNDLAGEN</u>	<u>14</u>
4.1	MODELLE ZUR PROGNOSE DES TEMPERATURHAUSHALTES UND DER WASSERQUALITÄT	14
4.2	DATENGRUNDLAGEN	15
<u>5</u>	<u>EXTERNE EINFLUSSGRÖßEN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET</u>	<u>17</u>
5.1	LANDNUTZUNGEN	17
5.2	ATMOSPHÄRISCHE EINTRAGSPOTENTIALE FÜR NÄHRSTOFFE	17
5.3	ERMITTLUNG DER STOFFEINTRÄGE DURCH DIE ZUFLUSSE	18
5.3.1	NÄHRSTOFFEINTRÄGE UND BELASTUNGSPOTENTIAL DER ZUFLÜSSE AUF DER GRUNDLAGE VON MESSWERTERFASSUNGEN	18
5.3.2	DARSTELLUNG DES BELASTUNGSPOTENTIALS AUF GRUNDLAGE DER EINZUGSGEBIETSBILANZIERUNG IM BEREICH DER MURG	23
<u>6</u>	<u>ZUSTAND DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE</u>	<u>28</u>
6.1	MORPHOLOGISCHE KENNWERTE	28
6.2	WASSERHAUSHALT	29
6.3	TEMPERATURHAUSHALT UND SCHICHTUNGSVERHALTEN	31
6.4	SAUERSTOFFHAUSHALT	33
6.5	LEITFÄHIGKEITSWERTE	34
6.6	PUFFERUNGSKAPAZITÄT	37
6.7	NÄHRSTOFFHAUSHALT UND BIOMASSE	38
6.7.1	PHOSPHORGEHALTE	38
6.7.2	STICKSTOFFGEHALTE	39
6.7.3	BIOMASSEENTWICKLUNG	42
6.8	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DES GÜTEZUSTANDES	46
<u>7</u>	<u>PRÜFUNG UND AUFGABENSPEZIFISCHE ANPASSUNG DES PROGNOSEMODELLS UND DER INPUTDATEN (SENSITIVITÄTSANALYSE)</u>	<u>48</u>
7.1	INPUTDATEN	49
7.1.1	METEOROLOGISCHE KENNWERTE	49
7.1.2	ZUFLUSSMENGEN	53

7.1.3	WASSESTEMPERATUR DER ZUFLÜSSE.....	54
7.1.4	WASSERBESCHAFFENHEIT DER ZUFLÜSSE	56
7.1.4.1	Mittlere Zuflussbelastung für die Modellreferenzjahre 2000 bis 2017	56
7.1.4.2	Zuflussbelastung für 2008 und 2015.....	58
7.1.5	BETRACHTUNGSZEITRAUM	59
7.2	DIE SIMULATIONSWERTE QUALITÄTSBESTIMMENDER GÜTEPARAMETER FÜR DIE KENNWERTE DES ISTZUSTANDES	59
7.2.1	TEMPERATURHAUSHALT.....	59
7.2.2	EINFLUSS DER MURGWASSERZULEITUNG UND DER WASSERENTNAHME FÜR DIE STROMGEWINNUNG AUF DAS EINSCHICHTUNGSVERHALTEN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE.....	64
7.2.3	SAUERSTOFFHAUSHALT	66
7.2.4	NÄHRSTOFFHAUSHALT UND ALGEN- / CYANOBAKTERIENENTWICKLUNG.....	69
7.2.4.1	Phosphorgehalte im Freiwasser	69
7.2.4.2	Anorganischer Stickstoff (Nitratgehalte).....	74
7.2.4.3	Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte).....	75
7.2.4.4	Cyanobakterien (Blaualgen).....	79
7.3	VARIABILITÄT EXTERNER BELASTUNGSGRÖßEN UND ABWEICHUNGEN VON DER MITTELWERTBASIERTEEN MODELLIERUNG (FEHLERBETRACHTUNG).....	80
7.3.1	PHOSPHORBELASTUNG.....	82
7.3.2	ALGENENTWICKLUNG (CHLOROPHYLL-A GEHALTE).....	86
7.3.3	CYANOBAKTERIEN (BLAUALGEN)	89
7.3.4	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DES MODELLERGEBNISSES DER PESSIMALBETRACHTUNG	89
8	<u>VORHABENSVERURSACHTE AUSWIRKUNGEN FÜR DIE GEWÄSSERGÜTE DER TALSPERRE</u>	<u>91</u>
8.1	VORHABENSBESCHREIBUNG.....	91
8.2	INPUTDATEN.....	93
8.2.1	MORPHOLOGISCHE KENNWERTE	93
8.2.2	HYDRAULISCHE KENNWERTE	93
8.2.3	WASSERQUALITÄT DES ZUFLUSSES AUS DEM AUSGLEICHBECKEN	94
8.3	VORHABENSAUSWIRKUNGEN AUF DIE WASSERQUALITÄT	96
8.3.1	TEMPERATURHAUSHALT UND EINSCHICHTUNGSVERHALTEN.....	96
8.3.2	SAUERSTOFFHAUSHALT	99
8.3.3	PHOSPHORGEHALTE IM FREIWASSER.....	101
8.3.4	ANORGANISCHER STICKSTOFF (NITRAT-N-GEHALTE).....	103
8.3.5	ALGENENTWICKLUNG (CHLOROPHYLL-A GEHALTE).....	105
8.3.6	CYANOBAKTERIEN (BLAUALGEN)	107
8.4	PESSIMALBETRACHTUNG.....	109
8.4.1	PHOSPHORGEHALTE IM FREIWASSER.....	109
8.4.2	ALGENENTWICKLUNG (CHLOROPHYLL-A GEHALTE).....	112
8.4.3	CYANOBAKTERIEN (BLAUALGEN)	114
8.5	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DER VORHABENSVERURSACHTEN GÜTEAUSWIRKUNGEN AUF DEN ZUSTAND DER TALSPERRE	116
9	<u>AUSWIRKUNGEN DER WASSEREINLEITUNGEN AUS DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE AUF DIE WASSERQUALITÄT DER MURG</u>	<u>118</u>
9.1	WASSESTEMPERATUR.....	118
9.2	SAUERSTOFFGEHALT.....	120
9.3	GESAMTER ORGANISCHER KOHLENSTOFF (TOC).....	121
9.4	PHOSPHORBELASTUNG.....	122
9.5	STICKSTOFFHAUSHALT	124
9.6	AUSSPÜLUNG VON CYANOBAKTERIEN (BLAUALGEN) IN DIE MURG.....	124

10 ZUSAMMENFASSUNG 127
11 ABBILDUNGSVERZEICHNIS..... 131
12 TABELLENVERZEICHNIS..... 134
13 LITERATURVERZEICHNIS..... 136
14 GLOSSAR..... 138

Kartenanhang

Horizontalprofile der elektrischen Leitfähigkeit

Karte 1	el. Lf im Epilimnion	13.7.2017
Karte 2	el. Lf im Metalimnion	13.7.2017
Karte 3	el. Lf im Epilimnion	14.8.2017
Karte 4	el. Lf im Hypolimnion	14.8.2017
Karte 5	el. Lf im Epilimnion	21.9.2017
Karte 6	el. Lf im Epilimnion	26.10.2017
Karte 7	el. Lf im Epilimnion	23.11.2017

1 Einleitung

Der vorliegende Bericht analysiert auf der Basis aktueller Datenerhebungen den Gütezustand in der Schwarzenbach-Talsperre sowie die bestimmenden Einflussfaktoren unter besonderer Berücksichtigung der Cyanobakterien.

Zur Untersuchung möglicher Auswirkungen auf den gegenwärtigen Zustand durch die geplante Erweiterung des Pumpspeicherkraftwerks (PSW) Forbach mit dem Bau einer Unterstufe dient eine auf Modellsimulationen gestützte Prognose.

Im Einzelnen sollen die folgenden Fragen beantwortet werden:

- Wie stellt sich der aktuelle Gütezustand der Schwarzenbach-Talsperre dar?
- Wie beeinflusst die geplante Erweiterung des PSW Forbach den Gewässerzustand der Schwarzenbach-Talsperre?
- Mit welchen maßnahmenverursachten Auswirkungen auf die Wasserqualität der Murg ist zu rechnen?

Der Bericht wurde im Auftrag der EnBW erstellt.

2 Bearbeitungsstand und TÖB-Stellungnahmen

2.1 Berücksichtigung vorgebrachter Stellungnahmen

Das vorliegende Gutachten wurde in der Fassung vom April 2018 im Zeitraum Oktober bis November 2019 offengelegt; die Beteiligung von Fachbehörden und weiteren Trägern öffentlicher Belange fand von Oktober bis Dezember 2019 statt. In schriftlichen Stellungnahmen und in einer Videokonferenz am 30.03.2021 wurden seitens der Träger öffentlicher Belange die folgenden Punkte als Ergänzungen zum Gutachten gefordert:

Tabelle 2.1: Bearbeitung vorgebrachter Stellungnahmen

Gegenstand	Aufgabe	Kapitel	Durchführung
Plausibilisierung der Modell-Ergebnisse anhand der Messwerte der Jahre 2008 und 2015	Überprüfung der Prognosegenauigkeit der Modellergebnisse.	7.1.4.2 & 7.2	Durch einen weiteren Rechenlauf wurde untersucht, ob eine höhere Übereinstimmung zwischen Messwerten und Modellwerten erreicht werden kann, wenn als Zuflussbelastung für die Modelljahre 2008 und 2015 nicht auf mittlere Belastungswerte der Jahre 2008-2016 sondern auf die im jeweiligen Zeitraum erhobenen Messwerte (ISF/LUBW) zurückgegriffen wird.
Berücksichtigung der Fehlerstatistik bei den Modellierungen (s.a. M-33a-04)	Angaben der modellbedingten Schwankungsbreite in Abhängigkeit der Messwertschwankungen der Zuflüsse Murg, Seebach, Schwarzenbach und Raumünzach.	7.3 & 8.4	Die Angabe der modellbedingten Schwankungsbreite erfolgte auf Basis der Konfidenzintervalle (95%), die für alle Zuflüsse ermittelt wurden. Diese Werte werden dann nur noch in 2,5% der Fälle über- oder unterschritten. Auf der Basis der höheren Werte (Überschreitung) erfolgte sodann die Pessimalebetrachtung für den Istzustand und das Vorhaben. Auf die Herleitung des Pessimalansatzes mittels Verdünnungsrechnung aus gemessenen Kläranlagenablaufwerten und Abflusswerten der Murg wurde verzichtet.
Ergänzungen bezüglich des TOC (s.a. M-33-12)	Neue Herleitung der Zuflussbelastung.	9.3	Die TOC Belastung der Murg wurde auf der Grundlage neuer Inputwerte des Murgwassers neu berechnet. Zur graphischen Darstellung kamen die TOC-Gehalte des Mischwasserkörpers, nicht die mittleren Winter- bzw. Sommer-Werte des Murgwassers.
Zugrundelegung der Vorgaben der LAWA und der OGewV bezogen auf die Orientierungswerte des Seetyps 8	Vereinheitlichung der Orientierungswerte.	3.1.1	Talsperren mit Pumpspeicherbetrieb zeichnen sich durch eine sehr hohe Wasseraustauschrate aus, sie sollten nach Seetyp 8 (LAWA 2014) eingestuft werden und über einen guten ökologischen Zustand/Potential verfügen. Die alte Einstufung, die sich an der LAWA 2001 orientierte, wurde ersetzt.
Genauere Betrachtung bzw. vertiefte Darstellung der Annahmen zum tatsächlichen Anteil von Murgwasser im künftigen Pumpbetrieb.	Genauere Berücksichtigung der Belastungsmomente.	8.1	Durch die Berücksichtigung von vier Lastszenarien wurde dem Speicherbedarf und damit der zugeleiteten Menge an Murgwasser präziser Rechnung getragen.

2.2 Aktualisierung der Inputdaten und der Modellkonfiguration

In der ursprünglichen Modellkonfiguration wurde zeitweise ein Überlaufen der Talsperre berechnet, wenn weniger Wasser turbinieren wurde, als der Talsperre einschließlich dem Niederschlag zugeflossen ist. Dieser Effekt wurde aber im Betrieb faktisch zu keinem Zeitpunkt beobachtet. Der im Modell berechnete Wassermengenüberschuss kann durch folgende Ursachen entstanden sein:

- Die als Referenzstandort genutzte DWD-Wetterstation Freudenstadt zeichnet höhere Niederschlagswerte auf als die tatsächlich über der Talsperre abgerechneten Mengen.
- Die Versickerungsrate (Bergwasserneubildung) übersteigt die angenommene Menge von 7 L/sec.
- Zeitweilig ergaben sich Ungenauigkeiten bei der messtechnischen Erfassung der Zu- und Abflussmengen.

Während der Zeitabschnitte, für die das Modell ein Überlaufen der Talsperre berechnete, erfolgte eine Korrektur durch Erhöhung der Ablaufmengen. Infolge dieser Modellanpassung wird ein höherer Wasserdurchsatz über den Tiefenablass berechnet, wodurch sich eine geringere Einmischung des Pendelwasservolumens in die oberen Wasserschichten der Talsperre ergibt. Dies führt zu einer etwas niedrigeren Belastung der Schwarzenbachtalsperre mit Pumpwasser (Murgwasser).

3 Gewässertypspezifische Güteanforderungen

3.1 Güteanforderungen für Talsperren

3.1.1 Probleme bei der Einstufung

Talsperren, insbesondere Pumpspeicherbecken, zeichnen sich betriebsbedingt durch sehr hohe Wasseraustauschraten aus. Ihre spezifische hydraulische Anbindung mit gesteuerten Oberflächenwasserzuleitungen aus einem künstlich erweiterten Einzugsgebiet in Verbindung mit dem Pumpbetrieb ermöglichen keine direkte Übertragung der in der OGewV (2016) oder auch in der LAWA (2014) vorgenommenen Seetypeneinstufungen und der daraus abgeleiteten Orientierungswerte auf Talsperren mit Pumpspeicherbetrieb.

Dies gilt insbesondere für die Anforderungen der OGewV an die Phosphorgehalte des Seewassers, die deutlich niedriger angesetzt sind als diejenigen für Fließgewässer (vgl. Tabelle 3.1). Da bei hohen Wasseraustauschraten die Phosphorgehalte im Seewasser durch Prozesse des Seemetabolismus, wie z.B. die Sedimentation, deutlich weniger reduziert werden als bei geringen Austauschraten und somit verstärkt den Zuflusswerten angeglichen sind, kann in Talsperren selbst dann das Anforderungsprofil für einen guten oder sehr guten Zustand des Seewassers kaum erreicht werden, wenn sämtliche Zuflüsse dem entsprechenden Anforderungsprofil für Fließgewässer genügen.

Tabelle 3.1: Anforderungen an die Gesamt-Phosphor Werte nach OGewV (2016)

Gewässer	Anforderungsprofil	Grenzbereich	Wert	Einheit
Seetyp 8	sehr guter ökologischer Zustand / höchstes ökologisches Potential	sehr gut zu gut	9-14	P µg/L
	guter ökologischer Zustand / gutes ökologisches Potential	gut zu mäßig	18-25	P µg/L
Fließgewässertyp 9	sehr guter ökologischer Zustand / höchstes ökologische Potential	sehr gut zu gut	< 50	P µg/L
	guter ökologischer Zustand / gutes ökologisches Potential	gut zu mäßig	< 100	P µg/L

Welchen Einfluss die Seemorphologie (mittlere Tiefe) und die Wasseraustauschraten auf die Phosphorgehalte in Seen ausüben, wird im Folgenden mittels Berechnung der Phosphorgehalte des Seewassers bei unterschiedlichen Wasserverweilzeiten bzw. Gewässertiefen, aber identischen Zuflussbelastungen mit dem Programm Bathtub[®] für einige beispielhaft ausgewählte Seen dargestellt. Die angewendete Modellierungssoftware wird in Nordamerika für die Bewertung künstlicher und natürlicher Gewässer herangezogen und hat sich als wichtiges Planungs- und Prognoseinstrument für staatliche Stellen und Planungsbüros bewährt (BUTCHER 2014). Sie wurde vom U.S. Army Corps of Engineers (USACE) entwickelt. Tagesscharfe Langzeitbetrachtungen, wie sie das Modell DYRESM/CAEDYM (vgl. Kapitel 4) zulässt, sind mit diesem Modell nicht möglich. Allerdings erfordert Bathtub[®] auch einen weitaus weniger aufwändigen Dateninput.

Auf der Grundlage des Modelles Bathtub, einer angenommenen Zuflussbelastung von 49 µg/L Gesamt-Phosphor und unter Verwendung der für die jeweiligen Seen publizierten Wasseraustauschraten wurde die zu erwartenden Phosphorkonzentrationen in den Beispielseen berechnet. Mit dem als Zuflussbelastung angesetzten Wert von 49 µg/L Gesamt-Phosphor entspricht das angebundene Fließgewässer gerade noch den höchsten Anforderungsprofilen.

Gewässertypspezifische Güteanforderungen

rungen für ein Fließgewässer vom Typ 9 (silikatischer, grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss).

Wie die in der Abbildung 3.1 für die Wasserverweilzeit und in der Abbildung 3.2 für die Gewässertiefe dargestellten Ergebnisse zeigen, könnten nur tiefe, eingeschichtete Seen mit einer Wasserverweilzeit von mehr als einem Jahr dem Anforderungsprofil für einen guten ökologischen Zustand des Seetyps 8 entsprechen. Für einen sehr guten ökologischen Zustand bzw. das beste ökologische Potential ist eine Wasserverweilzeit von mehr als 4 Jahren notwendig.

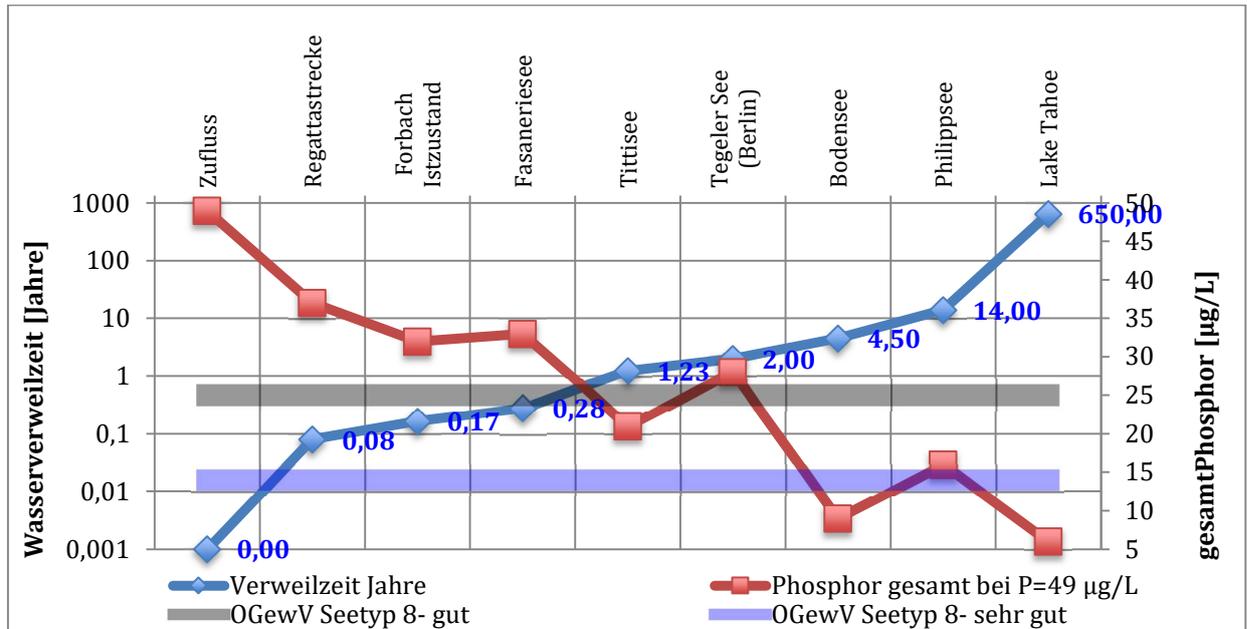


Abbildung 3.1: Phosphorgehalte des Seewassers in Abhängigkeit von der Wasserverweilzeit bei identischer Zuflussbelastung

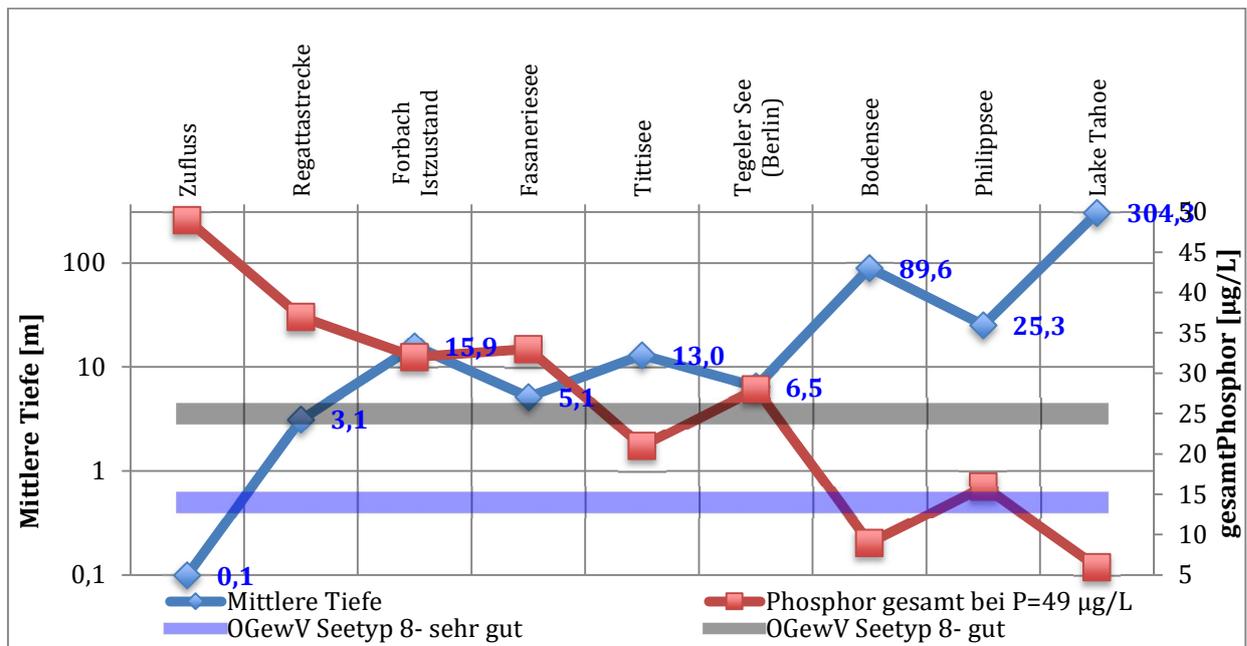


Abbildung 3.2: Phosphorgehalte des Seewassers in Abhängigkeit von der mittleren Tiefe bei identischer Zuflussbelastung

Selbst eine sehr gute Fließgewässerbeschaffenheit gewährleistet also keineswegs, dass ein von diesem Zufluss gespeister See auch einen guten Zustand erreicht, wenn nicht ausreichend lange Wasserverweilzeiten die seetypischen Um- und Abbauprozesse für die extern eingetragenen Stoffe ermöglichen.

Wegen der geschilderten Problematik werden zur Beurteilung der Wasserqualität in der Schwarzenbach-Talsperre als Referenzgrößen die Kennwerte der Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2014) unter Bezug auf den mesotrophen Orientierungswert (mesotroph 2: Zirkulationsphase 19-31 P g/L; Saisonmittelwert 17-25 P g/L) bzw. der OGewV (2016) unter Bezug auf einen guten ökologischen Zustand (Saisonmittelwert 18-25 P g/L) herangezogen.

Die für den sehr guten ökologischen Zustand bzw. das höchste ökologische Potential definierten Werte können wegen ihrer hohen Wasseraustauschrate in der Schwarzenbach-Talsperre nicht erreicht werden. Eine Verminderung der Zuflussbelastung wäre in Anbetracht der sehr guten Zuflusswasserqualität nur durch eine Reduktion der Zuflussmengen möglich. Dies würde der Zweckbestimmung eines Pumpspeicherwerkes entgegenstehen.

Zur Beurteilung der Cyanobakterienentwicklung wird auf die Empfehlungen des Umweltbundesamtes (Bundesgesundheitsblatt Nr. 6, 2003) für Badegewässer zurückgegriffen, obwohl die Schwarzenbach-Talsperre tatsächlich und im rechtlichen Sinn kein Badegewässer ist.

3.1.2 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur ist maßgeblich für das Besiedlungspotential, das ein Gewässer für Flora und Fauna bieten kann. Außerdem ergeben sich temperaturabhängige Auswirkungen für die Stoffwechselprozesse, die in warmtemperierten Gewässern schneller ablaufen und eher zu Sauerstoffdefiziten durch Mineralisierungsvorgänge führen. Als Empfehlungswert für die Wassertemperatur in der Schwarzenbach-Talsperre können die in der Fischgewässerverordnung des Landes Baden-Württemberg (FischGewV- BW) als maximale thermische Belastung für Cyprinidengewässer vorgegebenen 28 °C dienen.

3.1.3 Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffhaushalt steht in einem direkten Bezug zur Nährstoffbelastung und Biomasseentwicklung, er beeinflusst maßgeblich das Besiedlungsbild. Die Ausbildung einer artenreichen Biozönose ist immer an ausreichend hohe Sauerstoffgehalte gebunden.

Eingeschichtete Stillgewässer bilden eine in Abhängigkeit von der Nährstoffbelastung unterschiedlich große sauerstoffarme Schicht in der Gewässertiefe aus. Insofern deren Ausdehnung wesentlich durch den Sauerstoffverbrauch bei der Mineralisierung der abgestorbenen und ausgesunkenen Biomasse gesteuert wird, stellt das Verhältnis der sauerstoffarmen Wasserschicht (< 2 mg/l O₂) über Grund zur Gesamttiefe einen Indikator für den trophischen Zustand des Gewässers mit folgenden Zuordnungen dar:

	Oligotroph	Mesotroph	Eutroph	Polytroph
Anteil der O₂-armen Schicht eingeschichteter Stillgewässer in % (nach LfU 2004)	0-10	10-30	>30	>>30

Im Untersuchungsgewässer sollte die Mächtigkeit dieser Wasserschicht über Grund nicht mehr als 30 % der Wassertiefe betragen.

3.1.4 Gesamt-Phosphor

Phosphor stellt einen essentiellen Nährstoff für alles Pflanzenwachstum dar. Ein Phosphorüberangebot kann in Stillgewässern eine Veralgung und in Fließgewässern eine Verkräutung fördern. Die Mineralisierung der abgestorbenen Pflanzenbiomasse verbraucht in starkem Umfang Sauerstoff. Durch 1 g Phosphor kann soviel Biomasse wachsen, dass deren heterotropher Stoffabbau 112 g Sauerstoff verbraucht.

Die Trophieklassifikation von Talsperren der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2014) und die OGewV (2016) definieren die nachfolgend angeführten Trophie-Indizes. Neben dem Befund während der Frühjahrszirkulation (bei mehreren Werten arithmetisches Mittel) wird der Saisonmittelwert aus dem arithmetischen Mittel von mindestens vier Messungen gebildet, wobei der Messzeitraum in der Regel zwischen dem 1.4. und dem 31.10. eines Jahres liegt.

Tabelle 3.2: Trophieklassifikation auf Basis des Gesamt-Phosphors nach LAWA (2014) und OGewV

Trophiegrad	Geschichtete Talsperren (LAWA 2014)		Seetyp 8 (OGewV 2016)
	Saisonmittelwert($\mu\text{g/l P}$)	Zirkulationsphase ($\mu\text{g/l P}$)	Saisonmittelwert($\mu\text{g/l P}$)
mesotroph 2	17 - 25	19-31	
guter ökologischer Zustand/ gutes ökologisches Potential			18-25

Wenn man für die Schwarzenbach-Talsperre einen Orientierungswert von mesotroph zugrunde legt, gelten als Empfehlungswerte:

- Frühjahrszirkulation: $P_{\text{Zirkulation}} \leq 31 \mu\text{g/l} = \leq 0,031 \text{ mg/l}$
- Saisonmittelwert: $P_{\text{Saison}} \leq 25 \mu\text{g/l} = \leq 0,025 \text{ mg/l}$

3.1.5 Chlorophyll-a

Die Gehalte an Chlorophyll-a sind in Stillgewässern eine charakteristische Kenngröße für das Ausmaß der pflanzlichen Biomasse primär aus planktischen Algen. Für die Trophieklassifikation der Schwarzenbach-Talsperre dienen unter Bezug auf das arithmetische Mittel der Gehalte im Epilimnion zwischen Mai und September die folgenden Zuordnungen:

Tabelle 3.3: Trophieklassifikation auf Basis der Chlorophyll-a Gehalte nach LAWA (2014)

Trophiegrad	Chlorophyll-a ($\mu\text{g/l}$)
oligotroph	0,9 - 3
mesotroph	3,4 - 9,6
eutroph 1	11 - 17

Dem als unterste Zielgröße anzusetzenden Trophiestatus von mesotroph entsprechen höchstens 9,6 $\mu\text{g/l}$ Chlorophyll-a im Wasser der Talsperre.

3.1.6 Cyanobakterien

Obwohl die oft als Blaualgen bezeichneten Cyanobakterien taxonomisch nicht zu den Algen gehören, bevorzugen sie ähnliche Milieubedingungen wie Algen, so dass in algenreichen Seen immer auch Massenentwicklungen von Cyanobakterien möglich sind. Empfehlungswerte für das Aufkommen von Cyanobakterien wurden vom Umweltbundesamt (UBA 2003) zusammengefasst. Diese Werte dienen u.a. auch den Handlungsempfehlungen des UM Brandenburg (2009) als Grundlage zur Bestimmung der Badeeignung von Gewässern. Durch Cyanobakterien können sich Beeinträchtigung der Badegewässerqualität ergeben, weil einige Arten Toxine bilden, die auch für Menschen gesundheitsgefährdend sind (Wolf & Frank 2002).

In der EU-Badegewässerrichtlinie (2006) wird die Belastung durch Cyanobakterien thematisiert, es gibt aber weder in dieser noch in der Badegewässerverordnung Baden-Württembergs konkrete Grenzwerte für Cyanobakterien.

Obwohl die Schwarzenbach-Talsperre kein Badegewässer ist und § 26 des Wassergesetzes für Baden-Württemberg auch den erlaubnis- und bewilligungsfreien Gebrauch (Gemeingebrauch) wie Baden, Waschen, Tränken usw. in Speicherbecken ausschließt, werden im Rahmen der vorliegenden Studie die für Badegewässer dienenden Empfehlungswerte des UBA (2015) hilfsweise für die Beurteilung der vorhabensbedingten Auswirkungen auf die Cyanobakterienentwicklung in der Schwarzenbach-Talsperre herangezogen:

Warnstufe UBA (2015)	Cyanobakterien Chl-a		Cyanobakterienbiomasse
Wasserbeschaffenheit Badegewässerqualität	< 5 µg/L	↔	< 1 mm ³ /L
Warnstufe 1	5 µg/L	↔	1 mm ³ /L
Warnstufe 2	15 µg/L	↔	3 mm ³ /L
Warnstufe 3	75 µg/L	↔	15 mm ³ /L

3.1.7 Sichttiefe

Die verstärkte biologische Aktivität in einem belasteten Stillgewässer verursacht vor allem infolge der Algenentwicklung eine deutliche Gewässertrübung, die somit ebenfalls als Maßstab für die Bestimmung des Trophiestatus mit folgenden Zuordnungen genutzt werden kann:

Tabelle 3.4: Trophieklassifikation auf Basis der Sichttiefe nach LAWA (2014) & OGewV (2016)

	Geschichtete Talsperren (LAWA 2014)	Seetyp 8 (OGewV 2016)
Trophiegrad / Zustand	Saisonmittelwert (m)	Saisonmittelwert (m)
mesotroph 2	≥ 2,5	
guter ökologischer Zustand / gutes ökologisches Potential		≥ 3

Die Zielgröße im Rahmen eines Trophiestatus von mesotroph 2 bzw. zur Ausweisung eines guten ökologischen Zustandes entspricht damit einem mittleren Sichttiefenwert von mindestens 2,5 m (LAWA 2014) bzw. mindestens 3 m (OGewV 2016) im Zeitraum zwischen Mai und September. Ihre Eignung als Trophieindikator verliert die Sichttiefe, wenn es zu erheblichen Trübungseffekten vor allem durch den Eintrag von mineralischen Trübstoffen oder Huminstoffen und nicht durch starke Algenentwicklung kommt.

3.2 Güteanforderungen für Fließgewässer

Für Fließgewässer unterschiedlichen Typs sind Empfehlungswerte entsprechend der nach EU-WRRL geforderten europaweit einheitlichen Einschätzung in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) definiert. Die im Folgenden angegebenen Werte in der Ausprägung für die Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potential bilden die Grundlage zur Beurteilung der maßnahmenbedingten Auswirkungen auf die Murg, die dem Fließgewässer Typ 9 (silikatische fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse) zuzuordnen ist. Hinsichtlich der Fischgemeinschaften ist der Untersuchungsabschnitt der Murg als salmonidengeprägtes Gewässer des Hyporhithrals (Sa-HR) einzustufen.

Tabelle 3.5: Güteanforderungen für Fließgewässer nach OGewV (2016)

Parameter	Einheit	Silikatische fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse (Typ 9)			
		Statistische Kenngröße	Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand und das höchste ökologische Potential	Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potential	Umweltqualitätsnormen zur Beurteilung des chemischen Zustandes
Wassertemperatur Sommer (April-Nov.)	° C	MAX	< 18 (Sa-ER, Sa-MR, Sa-HR) < 20 (Cyp-R, EP)	≤ 20 (Sa-ER, Sa-MR) ≤ 21,5 (Sa-HR) ≤ 23 (Cyp-R) ≤ 25 (EP)	
Wassertemperatur Winter (Dez.-März)	° C	MAX	≤ 8 (Sa-ER) ≤ 10 (Sa-MR, Sa-HR, Cyp-R, EP)	≤ 8 (Sa-ER) ≤ 10 (Sa-MR, Sa-HR, Cyp-R, EP)	
Sauerstoffgehalt	mg/l	MIN/a ²	> 9	> 7	
BSB ₅	mg/l	MW/a ³	< 3	< 3	
TOC	mg/l	MW/a ³	< 7	< 7	
Chlorid	mg/l	MW/a ³	≤ 50	≤ 200	
Sulfat	mg/l	90 Perzentil/a ⁴	≤ 25		
		MW/a ³		≤ 75	
pH-Wert	/	MIN/a MAX/a ²		7,0 - 8,5	
Eisen	mg/l	MW/a ³	-	≤ 0,7	
ortho-Phosphat-P	mg/l	MW/a ³	≤ 0,02	≤ 0,07	
Gesamt-Phosphor	mg/l	MW/a ³	≤ 0,05	≤ 0,10	
Ammonium-N	mg/l	MW/a ³	≤ 0,04	≤ 0,1	
Ammoniak-N	µg/l	MW/a ³	< 1	≤ 1	
Nitrit-N	µg/l	MW/a ³	≤ 10	≤ 30	
Nitrat	mg/l				50

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

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

⁴ 90 Perzentil bezogen auf die Messwerte eines Kalenderjahres

Sa-ER: salmonidengeprägte Gewässer des Epirhithrals

Sa-MR: salmonidengeprägte Gewässer des Metharhithrals

Sa-HR: salmonidengeprägte Gewässer des Hyporhithrals

Cyp-R: cyprinidengeprägte Gewässer des Rhithrals

EP: Gewässer des Epipotamals

4 Prognosemodell und Datengrundlagen

4.1 Modelle zur Prognose des Temperaturhaushaltes und der Wasserqualität

Zur Modellsimulation des Temperaturhaushaltes und Zirkulationsverhaltens dient das 1-D hydrodynamische Modell DYRESM (Dynamic Reservoir Simulation Model), das für die Prognose der Wasserqualität mit dem Programm CAEDYM gekoppelt wird. DYRESM wird seit 1978 unter stetiger Weiterentwicklung an einer Vielzahl von Seen eingesetzt und entspricht dem Stand der Technik. Das Modell stellt die Turbulenzverhältnisse durch Berücksichtigung der turbulenten kinetischen Energie (TKE) dar, so dass konvektive und advektive sowie durch Reibung an Grenzschichten verursachte Vermischungsvorgänge in die Berechnung einbezogen werden. Seemodellierungen mittels DYRESM erfordern einen umfangreichen Dateninput, u.a. von Kenngrößen der Seemorphologie, meteorologischen Tages- oder Stundenwerten sowie Wasserzu- und Wasserabflussmengen, die sich auf die Entwicklung der Wassertemperaturen auswirken. Zusätzlich kommt das Programmpaket CAEDYM in der Version 2.3 zur Anwendung, das aufbauend auf dem hydrodynamischen Modell DYRESM und den damit simulierten Einschichtungs- und Durchflussverhältnissen die Simulation der Stoffflüsse durch die einzelnen Kompartimente eines aquatischen Ökosystems ermöglicht. Dabei werden alle wesentlichen Produktions- und Abbauprozesse in Wasserkörper und Sediment einschließlich der Wechselwirkungen mit den Gewässerorganismen abgebildet sowie in Tagesschritten berechnet.

Da bei der Bewertung der Maßnahmen Auswirkungen dem Sauerstoffhaushalt eine zentrale Rolle zukommt, soll hier das diesbezügliche Vorgehen bei der Prognosestellung erläutert werden. Das Sauerstoffmodul berücksichtigt alle Einzelkompartimente einschließlich der Sauerstoffeinträge durch die Photosyntheseaktivität von Algen oder Makrophyten und des Sauerstoffverbrauchs durch biogene Ab- und Umbauvorgänge sowie die Zehrung des Sediments (vgl. Abbildung 4.1).

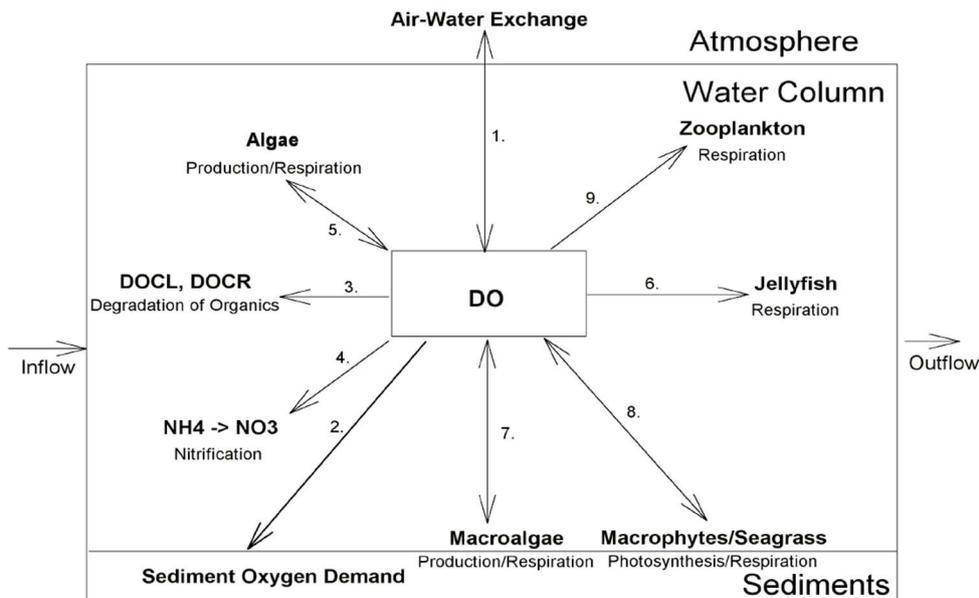


Abbildung 4.1: Abhängigkeit des Sauerstoffhaushaltes von den Einzelkompartimenten (Abb. aus HIP-SEYet. al. 2006)

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

Für beide Parameter gibt das Modell Konstanten (vgl. Tabelle 4.1) vor, die auf die besonderen Bedingungen des Einzelfalls angepasst werden können.

Tabelle 4.1: Modellkonstanten

Bezeichnung	Einheit	HIPSEY et al. (2006)
Physical parameters		
Effective surface area coefficient	m ⁻²	1,45*10 ⁺⁶
Critical wind speed	m/s	3
shear production efficiency (eta_K)		0,06
potential energy mixing efficiency (eta_P)		0,2
wind stirring efficiency (eta_S)		0,4
Benthic boundary layer dissipation coefficient	m ² /s	0
vertical mixing coeff.	/	200
Tageszeitpunkt (sec) der Modellierung 43.200 sec oder 12h Sonnenzeit	sec	43.200
Sediment Parameters		
Sediment DO demand	g/m ² /day	0,3
Half-saturation coefficient for sediment oxygen demand	mg/l	0,5
Maximum potential PO ₄ g/m ² /day	g/m ² /day	0,0026
Maximum potential NH ₄ release rate	g/m ² /day	0,019
Temperature multiplier for nutrient release		1,05
Nutrient parameters		
Decomposition rate of POPL to DOPL	d ⁻¹	0,003
Mineralisation rate of DOPL to PO ₄	d ⁻¹	0,01
Decomposition rate of PONL to DONL	d ⁻¹	0,01
Mineralisation rate of DONL to NH ₄	d ⁻¹	0,003

4.2 Datengrundlagen

Zur Verwendung kommt ein umfangreiches Datenmaterial, das von dem Institut für Seenforschung in Langenargen (ISF), der LUBW in Karlsruhe, IUS in Heidelberg und der EnBW erhoben wurde und die Wasserbeschaffenheit der Talsperre sowie ihrer Zuflüsse erfasst (siehe Tabelle 4.2).

Tabelle 4.2: Datengrundlagen zur Wasserbeschaffenheit

Messstellen	Proben	Messzeitraum	Quelle	Untersuchungsparameter
Murg (Forbach oberhalb Sasbach)	135	2008-2016	LUBW	Physikalische Wasserbeschaffenheit, Hauptionen, Nährstoffe und Trophieindikatoren
1. Raumünzach-Überleitung, 2. Schwarzenbach, 3. Ablauf Hotel & 4. Seebach	66 (2 x 12 und 2 x 21)	2008 und 2015	Inst. f. Seenforschung (ISF)	Physikalische Wasserbeschaffenheit, Hauptionen, Nährstoffe und Trophieindikatoren
Murg (Kirschbaumwasen)	12	Juni - September 2010	EnBW/ IUS	Physikalische Wasserbeschaffenheit, Hauptionen, Nährstoffe und Trophieindikatoren

Messstellen	Proben	Messzeitraum	Quelle	Untersuchungsparameter
Schwarzenbach-Talsperre/Staumauer	12	Januar - Dezember 2008 und März bis Nov. 2015	Inst. f. Seenforschung (ISF)	Physikalische und chemische Wasserbeschaffenheit in Tiefenprofilen, Hauptionen, Nährstoffe und Trophieindikatoren in 8 Tiefen
Schwarzenbach-Talsperre/Seemitte	12	Januar - Dezember 2008	Inst. f. Seenforschung (ISF)	Physikalische und chemische Wasserbeschaffenheit in Tiefenprofilen, Hauptionen, Nährstoffe und Trophieindikatoren in 8 Tiefenstufen
1. Murg (Kirschbaumwasen), 2. Raumünzach-Überleitung, 3. Schwarzenbach, 4. Seebach & 5. Abfluss	Tageswerte	August 2000 bis 2017	EnBW	Aufzeichnung der Wassermengen
1. Murg (Kirschbaumwasen), 2. Raumünzach-Überleitung, 3. Schwarzenbach & 4. Seebach	Permanent	seit August 2010	EnBW	Loggeraufzeichnung der Wassertemperatur
Schwarzenbach-Talsperre/Seemitte	Permanent	Januar 2008-Mai 2009	Inst. f. Seenforschung (ISF)	Loggeraufzeichnung der Wassertemperatur in unterschiedlichen Tiefen
Schwarzenbach-Talsperre 100 m oberstromig Staumauer und Seemitte	Permanent	Juli 2016-Nov. 2017	BGL	Loggeraufzeichnung der Wassertemperatur in unterschiedlichen Tiefen

Als morphologische Kennwerte der Schwarzenbach-Talsperre im Istzustand dienen CAD-Daten der EnBW aus dem Jahr 2010, für die geplante Erweiterung werden die Geometriedaten des Unterbeckens entsprechend den Scopingunterlagen zugrunde gelegt.

Die Durchführung der Modellläufe erfordert neben limnologischen, morphologischen und hydraulischen Kenngrößen sowie sonstigen Einflussfaktoren, wie z.B. betriebsbedingten Auswirkungen auf die Wassertemperaturen, auch den Input von meteorologischen Daten. Dazu dienen primär Daten der Wetterstation Freudenstadt (Meteoedia), die um die Globalstrahlungswerte der Wetterstationen Bad-Wildbad Sommerberg und Mannheim-DWD ergänzt wurden. Die Werte lagen als Tagesmittel und Tagessummenwerte vor und sind für das Untersuchungsgebiet als repräsentativ anzusehen.

Tabelle 4.3: Wetterstationen

Station	Höhe	Zeitraum	Parameter
Freudenstadt (Meteoedia)	796,5 m ü.NN	2000 - 2010	Temperatur, Wind, Bedeckungsgrad, Feuchte, Niederschlag
Bad Wildbad-Sommerberg (Meteoedia)	725 m ü.NN	2003 - 2010	Globalstrahlung
Freudenstadt Langenwald (Meteoedia)	720 m ü.NN	2000 - 2010	Temperatur
Mannheim-DWD	106 m ü.NN	2000 - 2003	Globalstrahlung
Freudenstadt DWD	796,5 m ü.NN	2000-2017	Temperatur, Wind, Bedeckungsgrad, Feuchte, Niederschlag, Sonnenscheindauer
ENBW Schwarzenbachtalsperre	668 m ü.NN	2016- 2017	Temperatur, Wind, Globalstrahlung, Feuchte, Niederschlag,

5 Externe Einflussgrößen im Untersuchungsgebiet

5.1 Landnutzungen

Primäre Nutzungsformen im Planungsraum sind:

- Forstwirtschaftliche Nutzung mit dem bei weitem größten Flächenanteil
- Siedlungsbereiche einschließlich Verkehrswegen sowie Gewerbe- und Industriegebiete insbesondere im Murgtal mit den drei Kläranlagen SKA BAIERSBRONN (38.600 EW), SKA KNIEBIS-DORF (1.500 EW) und SKA SCHÖNMÜNZACH (15.000 EW)
- Landwirtschaftliche Nutzungen

Ein Großteil des Einzugsgebietes der Schwarzenbach-Talsperre liegt im Bereich der bewaldeten Buntsandsteinhöhenzüge. Folglich ist tendenziell eher mit nährstoffärmeren, schlecht gepufferten Zuflüssen zu rechnen.

5.2 Atmosphärische Eintragspotentiale für Nährstoffe

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

Zur Bilanzierung der mit dem Niederschlag über die Seeoberfläche eingetragenen Nährstoffgehalte werden die von der forstlichen Versuchsanstalt Freiburg für Rothenfels (Bruhberg) bei Gaggenau ermittelten Depositionsraten herangezogen (vgl. <http://www.fva-bw.de/monitoring/index9.html>).

Tabelle 5.1: Depositionsraten für Nährstoffe

		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Mittelwert
Freiland Rothenfels (600 m ü.NN)	P [g/ha/a]	60	47	56	76	72	31	28	46	46	72	82	46	66	172	64,3
	N _{ges} [kg/ha/a]	9,6	13,2	15,4	14,7	10,9	13,3	12,5	13,6	12	8,8	12	9,1	4,1	9,2	11,3

Pro Hektar und Jahr errechnen sich anhand dieser Werte die folgenden durchschnittlichen Eintrags- und Bilanzierungsgrößen für das Untersuchungsgebiet:

$$P\text{-Eintrag}_{\text{Bruhberg}} = 0,0643 \text{ [kg/ha*Jahr]} \quad N\text{-Eintrag}_{\text{Bruhberg}} = 11,3 \text{ [kg/ha*Jahr]}$$

5.3 Ermittlung der Stoffeinträge durch die Zuflüsse

Durch die Zuflüsse gelangen Nährstoffe in die Schwarzenbach-Talsperre. Das Ausmaß der Stoffeinträge kann auf der Grundlage von aktuellen Messwerten oder durch die Quantifizierung des Belastungspotentials der Hauptbelastungsquellen im Einzugsgebiet, insbesondere der Murg ermittelt werden.

5.3.1 Nährstoffeinträge und Belastungspotential der Zuflüsse auf der Grundlage von Messwerterfassungen

In die Schwarzenbach-Talsperre fließen fünf oberirdische Zuflüsse, die folgende Wasservolumen eintragen:

Tabelle 5.2: Wasservolumen der oberirdischen Zuflüsse

Zufluss	Ø Jahreszufluss 2000-2017 [m ³ /J]	Anteil am Gesamtzufluss [%]
Schwarzenbach	22.120.449	21,5%
Seebach	6.421.717	6,2%
Raumünzach-Überleitung	39.809.188	38,6%
Murg	34.636.671	33,6%
Quellbach Hotel*	62.953	0,1%
Zufluss gesamt	103.050.978	100,0%

* Nur Angaben 2000-2010

Mit diesen Zuflüssen gelangen permanent Nährstoffe in die Schwarzenbach-Talsperre, wobei die Phosphoreinträge die maßgebliche Belastungskomponente für Stillgewässer bilden, da sie unmittelbar das Algen- und Wasserpflanzenwachstum fördern. Das Ausmaß dieses Nährstoffeintrages wird im Folgenden auf der Grundlage einer Einzugsgebietsbilanzierung sowie von Stichtagsmessungen aus dem Zeitraum 2004 bis 2016 dargestellt.

Wenn man wegen des mit 0,1% geringen Zuflussanteils von dem abflussschwachen Quellbach des seit einigen Jahren ohnehin aufgegebenen Hotels (Vorfluter der Hotelkläranlage) absieht, besitzt das über die Pumpleitung in die Talsperre gepumpte Murgwasser die höchsten Phosphorgehalte (vgl. Abbildung 5.1). Bei dieser Belastungskomponente zeigt sich außerdem tendenziell eine geringe Zunahme der Phosphorwerte im Verlauf der zurückliegenden 10 Jahre.

Die übrigen Zuflüsse, unter denen die Raumünzach-Überleitung die vergleichsweise höchsten Belastungen aufweist, erreichen deutlich niedrige Belastungswerte.

Demzufolge sind mit der Murg und der Raumünzach-Überleitung die beiden abflusstärksten Zuflüsse zugleich auch diejenigen mit den höchsten Phosphorbelastungen. Erkennbar ist auch ein deutlicher Jahresgang des Belastungsmusters mit Maxima bei niedrigen Abflüssen im Sommer.

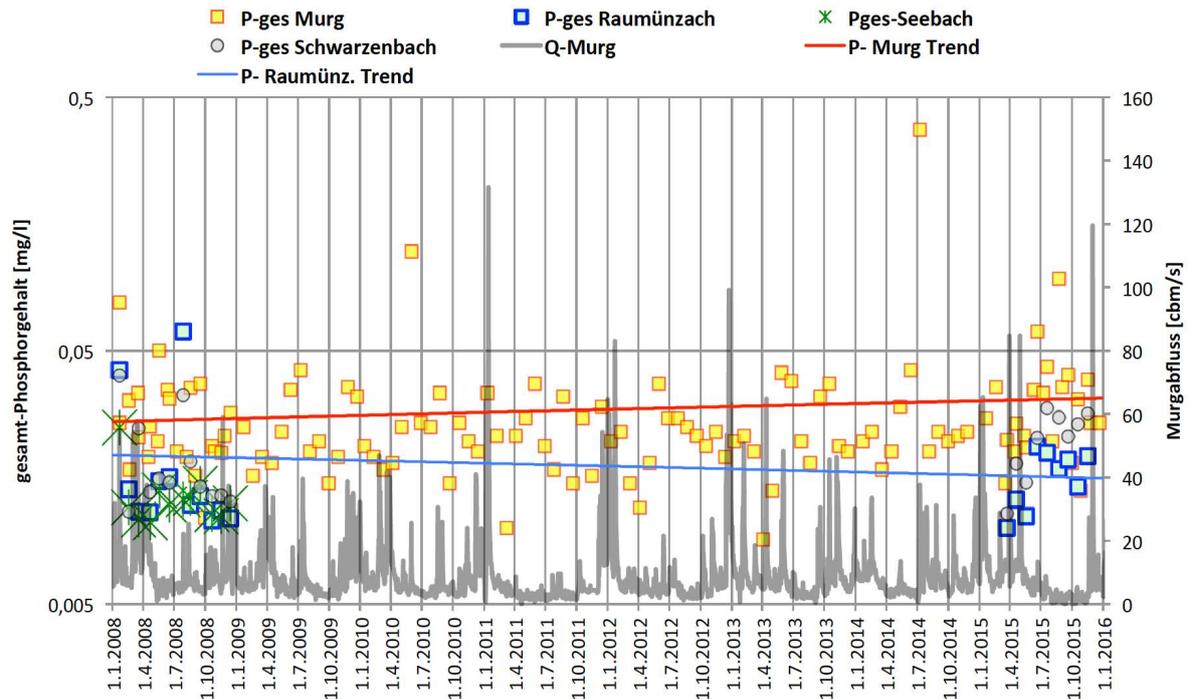


Abbildung 5.1: Phosphorgehalte im Wasser der oberirdischen Zuflüsse zur Schwarzenbach-Talsperre

Die Belastungsdaten der Murg, die mit einem engen Überwachungsnetz beprobt wurde, ermöglichen einen guten Überblick über Veränderungen der Phosphorbelastungen in den zurückliegenden Jahren. Wie die Darstellungen der Phosphorgehalte und der Abflüsse in Tabelle 5.3 zeigen, waren 2014 die mittleren Phosphorkonzentrationen bei im Vergleich zum Gesamtdurchschnitt um ca. 10 % niedrigeren Abflusswerten annähernd doppelt so hoch wie in den übrigen Jahren. Dieser sehr hohe Jahresbelastungswert ist auf eine einmalig stark erhöhte Messung zurückzuführen, bei der am 9.7.2014 eine Phosphorkonzentration von 0,374 mg/l gemessen wurde. Ohne diese Spitzenbelastung errechnet sich für 2014 ein Phosphor-Belastungswert von 0,025 mg/l.

Tabelle 5.3: Phosphorbelastungen und Abflussmengen des Murgwassers von 2008 bis 2016

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Ø P-gesamt [mg/l]	0,029	0,025	0,030	0,024	0,023	0,024	0,053	0,032	0,026
Q-Murg ob. Forbach [cbm/s]	11,03	8,80	8,46	7,04	9,47	9,07	7,92	8,72	9,48
Anzahl Messungen	24	13	13	13	13	13	12	22	12

Die in Abhängigkeit von den Zuflussmengen und Phosphorgehalten berechneten Phosphor-einträge der einzelnen Zuflüsse weisen bis zum Jahr 2014 das Murgwasser als primäre Belastungsquelle aus (vgl. Abbildung 5.2). Danach überwiegen die Belastungen durch die Raumünzach und den Schwarzenbach, weil der Pumpbetrieb der Anlage reduziert wurde und somit deutlich weniger Murgwasser in die Talsperre gelangte.

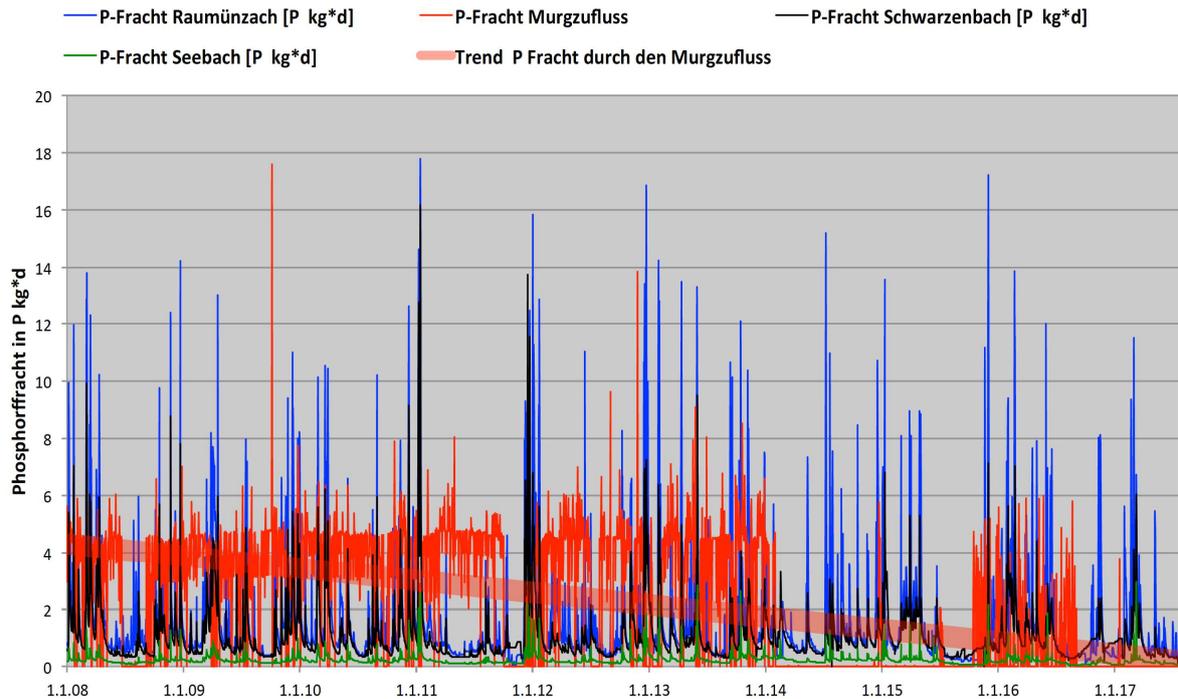


Abbildung 5.2: Phosphoreinträge in die Schwarzenbach-Talsperre durch die oberirdischen Zuflüsse

Während des Regelbetriebs stellt das eingepumpte Murgwasser die hauptsächliche Phosphor-Belastungsquelle für die Staustufe dar. Wenn der Betrieb, wie zwischen 2014 und 2017, für längere Zeiträume ausgesetzt ist, gehen mit den reduzierten Zuflussmengen an Murgwasser auch die Phosphorfrachten entsprechend zurück (vgl. Tabelle 5.4 und Tabelle 5.5).

Tabelle 5.4: Mittlerer täglicher Phosphoreintrag in P kg/d durch die Zuflüsse

Jahr	Raumünzach [P kg/d]	Murgzufluss [P kg/d]	Schwarzenbach [P kg/d]	Seebach [P kg/d]	Gesamt [P kg/d]
2008	2,0	2,9	1,3	0,2	6,4
2009	1,8	3,6	1,2	0,2	6,8
2010	1,8	3,8	1,2	0,2	7,1
2011	1,4	3,5	1,1	0,2	6,2
2012	2,0	3,6	1,1	0,3	6,9
2013	2,2	3,7	1,2	0,3	7,4
2014	1,5	0,6	0,9	0,2	3,3
2015	1,5	0,9	1,1	0,2	3,7
2016	1,8	0,7	1,1	0,2	3,7
2017	1,5	0,0	0,9	0,2	2,6

Tabelle 5.5: Mittlerer täglicher Wasserzufluss in m³/d durch die einzelnen Wasserkörper

Jahr	Q-Raumünzach [m ³ /d]	Q-Murgzufluss [m ³ /d]	Q-Schwarzenbach [m ³ /d]	Q-Seebach [m ³ /d]	Q-Gesamt [m ³ /d]
2008	112.961	99.157	61.530	17.141	290.788
2009	101.402	120.882	56.492	17.319	296.094
2010	103.501	128.163	57.663	18.357	307.684

Jahr	Q-Raumünzach [m ³ /d]	Q-Murgzufluss [m ³ /d]	Q-Schwarzen- bach [m ³ /d]	Q-Seebach [m ³ /d]	Q-Gesamt [m ³ /d]
2011	81.536	116.816	54.896	16.791	270.040
2012	111.327	120.402	54.636	19.481	305.846
2013	123.470	124.555	57.634	24.095	329.754
2014	84.031	21.754	44.752	18.393	168.929
2015	83.957	30.613	54.256	17.179	186.005
2016	100.019	22.863	53.369	14.514	190.766
2017	84.997	420	45.586	14.047	145.050

Neben der Murg (im Regelbetrieb) gelangen auch durch die übrigen Zuflüsse insgesamt nicht unerhebliche Phosphormengen in die Schwarzenbach-Talsperre, und zwar vor allem dann, wenn bei Schneeschmelze und sehr hohen Abflüssen die Regenentlastungen im Einzugsgebiet von Raumünzach-Überleitung, Seebach und Schwarzenbach ansprechen. Der Quellbach (Vorfluter der Kläranlage des mittlerweile aufgegebenen Hotels), dessen Phosphorfrachten eine ausgesprochene Saisonabhängigkeit aufweisen, spielt hinsichtlich der Einträge in die Schwarzenbach-Talsperre eine vergleichsweise geringere Rolle, zumal das Hotel seit einigen Jahren nicht mehr in Betrieb ist.

Die oben angesprochene Abhängigkeit zwischen Wasserführung und Phosphorbelastung zeigen auch die in der Abbildung 5.3 wiedergegebenen Korrelationsanalysen. Auf der Grundlage der 12 (Seebach) bzw. 21 (Murg, Schwarzenbach & Raumünzach) Stichtagsmessungen ergibt sich für den Seebach ein deutlicher korrelativer Zusammenhang ($r^2=0,56$) zwischen Wasserführung und Phosphorgehalten. Auch bei den übrigen Gewässern ist von einer Zunahme der Phosphorkonzentrationen mit steigender Wasserführung auszugehen, das Bestimmtheitsmaß, also der Anteil der durch das Modell (Zusammenhang) erklärten Varianz, ist aber mit $\approx 15\%$ hier deutlich geringer als beim Seebach.

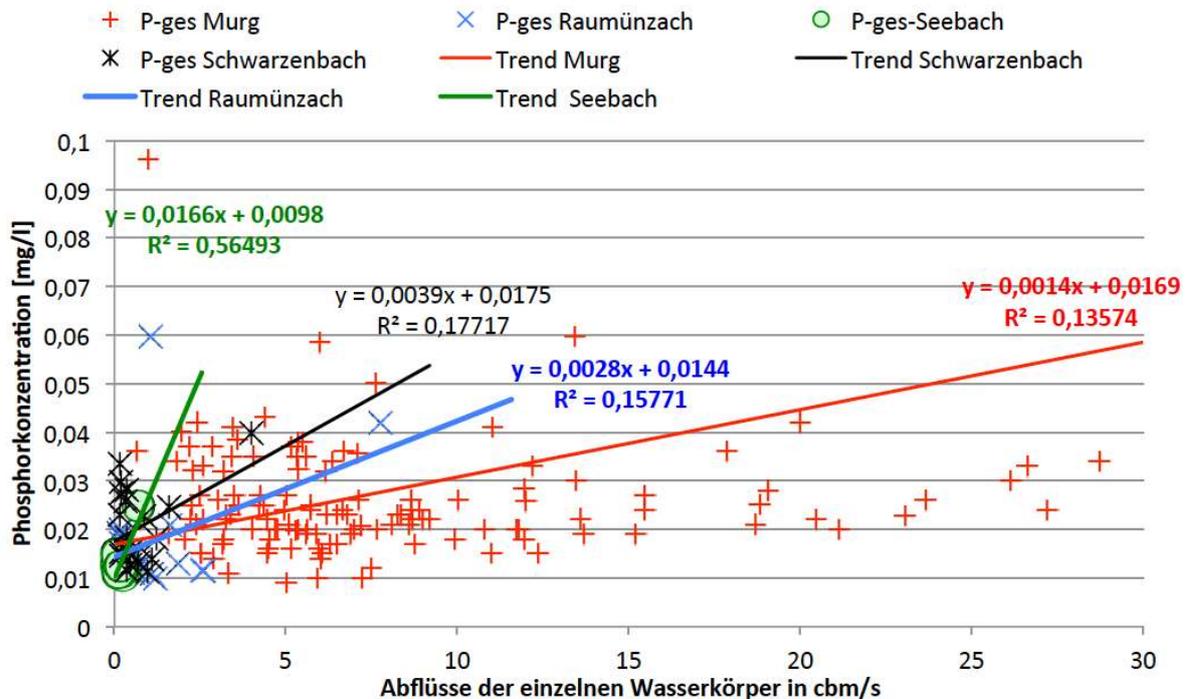


Abbildung 5.3: Korrelation zwischen Wasserführung und Phosphorkonzentrationen im Zuflusswasser

Zusammenfassend ist festzuhalten:

- Im Regelbetrieb gelangt durch das zugepumpte Murgwasser der deutlich größte Anteil an Phosphor in die Schwarzenbach-Talsperre.
- Bei starker Wasserführung stellen die Einträge aus Schwarzenbach und Raumünzach-Überleitung ebenfalls eine erhebliche Belastungsquelle dar. Außerhalb des Regelbetriebs, bei stark reduzierten Zuflüssen von Murgwasser, bilden Schwarzenbach und Raumünzach-Überleitung die primären Eintragsquellen für Phosphor in die Talsperre.

Auffallend sind die geringen Kalk- und Hydrogencarbonatgehalte im Wasser der Zuflüsse (vgl. Tabelle 5.6), die sich durch den silikatischen Charakter im Einzugsgebiet ergeben. Vor allem wegen der kaum ausgeprägten Phosphorelimination durch Calcitfällung ist die Pufferungsfähigkeit gegenüber Phosphoreinträgen schwach, so dass schon vergleichsweise geringe Phosphorkonzentrationen im Zuflusswasser Eutrophierungserscheinungen in der Talsperre auslösen können.

Tabelle 5.6: Pufferungskapazität der oberirdischen Zuflüsse in die Schwarzenbach-Talsperre

	Murg*				Schwarzenbach**		Raumünzach**		Seebach**	
	Ø Sommer	n	Ø Winter	n	Ø Sommer (n=6)	Ø Winter (n=6)	Ø Sommer (n=6)	Ø Winter (n=6)	Ø Sommer (n=6)	Ø Winter (n=6)
Calcium [mg/l]	7,9	89	6,1	64	3,4	2,7	2,8	2,1	3,9	3,0
Hydrogencarbonat [mg/l]	24,5	85	17,5	62	11,8	7,9	9,0	5,4	13,4	8,9
* Messzeitraum 1998 bis 2010, Daten LUBW, ISF, IUS					** Messzeitraum 2008, Daten ISF 2008				n= Anzahl Messungen	

Die Stickstoffgehalte der Zuflüsse sind generell sehr gering (vgl. Tabelle 5.7) und bilden kein Eutrophierungspotential aus. Allerdings können sich Konkurrenzvorteile für Cyanobakterien gegenüber Algen ergeben, da bei Stickstofflimitierung im Wasser einige Cyanobakterienarten zur Stickstoffassimilation aus Luftstickstoff in der Lage sind.

Tabelle 5.7: Stickstoffgehalte der oberirdischen Zuflüsse in die Schwarzenbach-Talsperre

	Murg*				Schwarzenbach**		Raumünzach**		Seebach**		TrinkwV (2001)
	Ø Sommer	n	Ø Winter	n	Ø Sommer (n=14)	Ø Winter (n=7)	Ø Sommer (n=14)	Ø Winter (n=7)	Ø Sommer (n=6)	Ø Winter (n=6)	
Ammonium-N [mg/l]	0,021	162	0,010	68	0,035	0,03	0,022	0,029	0,007	0,007	0,39
Nitrat-N [mg/l]	0,452	162	0,664	71	0,432	0,486	0,385	0,435	0,549	0,522	11,3
Nanorganisch-N [mg/l]	0,382	155	0,615	66	0,451	0,494	0,393	0,446	0,557	0,53	
* Messzeitraum 2008 bis 2016, Daten LUBW und ISF					** Messzeitraum 2008 & 2015, Daten ISF 2008; 2015 *** 2008; ISF				n= Anzahl Messungen		

Im Hinblick auf das Belastungspotential des Zuflusswassers der Schwarzenbach-Talsperre kann man zusammenfassend festhalten, dass Belastungen im Regelbetrieb vor allem durch

die Phosphoreinträge mit dem Murgwasser entstehen, die aufgrund der geringen Pufferkapazität eine verstärkte eutrophierende Wirkung entfalten. Wegen der niedrigen Nitratzufuhren können jene Cyanobakterien, die zur Stickstofffixierung in der Lage sind, einen Konkurrenzvorteil gegenüber Algen gewinnen. Im Revisionsbetrieb wie in den Jahren 2014 bis 2017 gewinnen wegen des deutlich verringerten Murgzuflusses die Belastungspotentiale durch Raumünzach und Schwarzenbach an Bedeutung.

5.3.2 Darstellung des Belastungspotentials auf Grundlage der Einzugsgebietsbilanzierung im Bereich der Murg

Nur im Einzugsgebiet der Murg existieren größere Einleiter, die für punktuelle Belastungen in Frage kommen. Es handelt sich dabei um die in der Tabelle 5.8 angegebenen drei Kläranlagen.

Tabelle 5.8: Kläranlagen im Einzugsgebiet der Murg

Objektbezeichnung	Einwohnerwert	Schmutzfracht [kg BSB ₅ /d]	Bemessungswassermenge Q(ges) [m ³ /d]	Schmutzwassermenge Q(S)= Q(H) + Q(G) [l/s]	Fremdwassermenge Q(F)[l/s]	genehmigte Ablaufwerte				
						BSB ₅	CSB	Nanorg [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	P-ges. [mg/l]
SKA BAIERSBRONN	38600	2314	18058	154	55	20	35	10	10	1,5
SKA KNIEBIS-DORF	1500	90	311	6	1	/	/	/	/	/
SKA SCHÖNMÜNZACH	15000	900	6930	57,9	50	20	30	10	10	1,5

In der Regel unterschreiten die Beschaffenheitswerte im Ablauf der Kläranlagen die genehmigten Einleitwerte in erheblichem Umfang.

So auch bei den drei Kläranlagen im Einzugsgebiet der Murg, deren Kennwerte aus den Ablaufuntersuchungen der Jahre 2008 bis 2017 (Daten: Landratsamt Freudenstadt) in der Tabelle 5.9 dargestellt sind.

Tabelle 5.9: Beschaffenheitskennwerte im Ablauf der Kläranlagen des Murgeinzugsgebietes

KKA Baiersbronn										
	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	LF μS/cm	N-anorg. [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	P-ges [mg/l]	pH /	Q [l/s]
Mittelwert	1,9	15,4	466	1,2	0,5	0,1	0,7	0,4	7,1	170,8
Min	1,5	7,5	242	0,1	0,05	0,02	0,25	0,025	6,6	61
Max	2,6	27	709	2,954	1,67	0,72	2,9	1,21	7,52	411
Variationskoeffizient	22,4%	33,4%	26,9%	59,0%	96,7%	148,7%	83,5%	55,0%	2,8%	63,0%
N (Anzahl der Messungen)	11	60	21	40	40	40	40	60	52	24

KKA Kniebisdorf										
	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	LF μS/cm	N-anorg. [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	P-ges [mg/l]	pH /	Q [l/s]
Mittelwert	1,7	21,3	473	1,2	0,3	0,1	1,0	3,2	7,2	3,6
Min	1,5	7,5	220	0,2	0,05	0,05	0,25	0,35	6,73	0,7
Max	4	43	676	8,4	2,8	0,05	8,4	8,15	7,82	11
Variationskoeffizient	43,6%	42,1%	23,4%	106,8%	151,2%	0,0%	135,9%	65,8%	3,2%	72,3%
N (Anzahl der Messungen)	11	60	56	40	40	39	40	60	60	22
KKA Schönmünzach										
	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	LF μS/cm	N-anorg. [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	P-ges [mg/l]	pH /	Q [l/s]
Mittelwert	1,9	10,7	349	0,7	0,3	0,0	0,5	0,1	7,1	59,3
Min	1,5	6	254	0,05	0,02	0,001	0,05	0,015	6,61	27
Max	2,8	19	438	3,47	2	0,05	3,4	0,45	7,9	156
Variationskoeffizient	26,4%	33,5%	15 %	99,5%	164,4%	92,0%	116,9%	88,0%	2,8%	77,6%
N (Anzahl der Messungen)	11	60	21	40	40	40	40	60	54	24

Auf der Grundlage der genehmigten Ablaufwerte und Einleitmengen (vgl. Tabelle 5.8) sowie der Messwerte (vgl. Tabelle 5.9) werden im Folgenden unter Bezug auf die Abflüsse der Murg mittels Verdünnungsberechnungen die Phosphorgehalte im Murgwasser berechnet.

Auf diese Weise kann das theoretische Belastungspotential des Murgwassers den gemessenen Belastungswerten (siehe Kapitel 5.3.1) gegenübergestellt werden. Die auf der Basis der genehmigten Ablaufwerte der Kläranlagen ermittelten Werte können als die zu erwartende Maximalbelastung angesehen werden.

In der Abbildung 5.4 sind die folgenden Vergleichswerte dargestellt:

- **Gesamtphosphor:** Messergebnisse der Phosphorkonzentrationen des Murgwassers im Bereich von Forbach oberhalb von Sasbach am Stichtag
- **Phosphor berechnet anhand Ablaufwerten:** Rechenwerte für Gesamtphosphor auf Grundlage der gemessenen Ablaufwerte (Qualität und Menge) der drei Kläranlagen und der Abflusswerte der Murg am Stichtag
- **Phosphor berechnet anhand genehm. Einleitwerte:** Rechenwerte für Gesamtphosphor auf Grundlage der genehmigten Ablaufwerte (Qualität und Menge) der drei Kläranlagen und der Abflusswerte der Murg am Stichtag

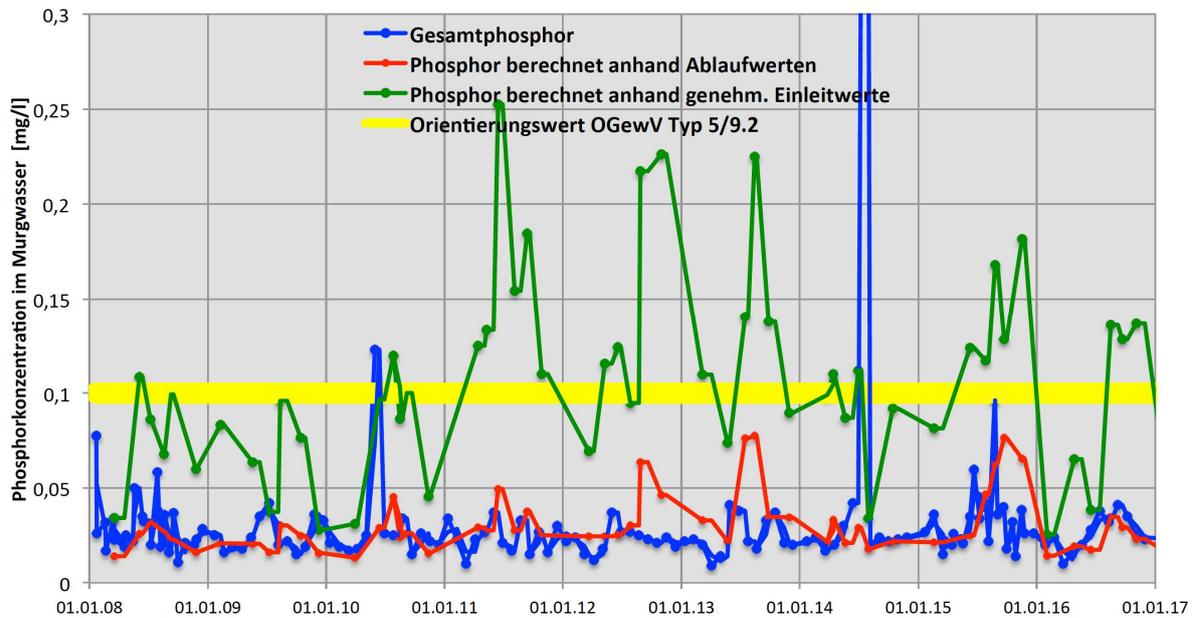


Abbildung 5.4: Gemessene und berechnete Phosphorkonzentrationen in der Murg

Die gemessenen Phosphorkonzentrationen des Murgwassers und die auf Grundlage der Ablaufwerte der drei Kommunalen Kläranlagen (KKA) und der Murgabflüsse berechneten Konzentrationswerte in der Murg weisen ein ähnliches Belastungsmuster und eine weitgehend identische mittlere Belastung auf. Liegen hingegen die genehmigten Einleitwerte der Berechnung zugrunde, ergeben sich Werte, die um den Faktor 3-4 über den Messwerten liegen.

Dieses Ergebnis zeigt, dass die im Vergleich zu den genehmigten Ablaufwerten bessere Reinigungsleistung der Kläranlagen in den Beschaffenheitskennwerten des Murgwassers einen deutlichen Niederschlag findet und dass nicht von diffusen Belastungen im Einzugsgebiet auszugehen ist. Der Orientierungswert der OGewV für Fließgewässer (Typ 9: Silikatische fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse) wird in Bezug auf die mit den Ablaufwerten der Kläranlagen errechneten Phosphorwerte stets eingehalten, bei den im Murgwasser gemessenen Phosphorwerten ergeben sich lediglich bei zwei Ausreißern Überschreitungen.

Die gleichen Berechnungen wie für Phosphor wurden auch für die Ammonium- und Gesamtstickstoffkonzentrationen ($\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) durchgeführt.

Bei den Ammoniumwerten ($\text{NH}_4\text{-N}$) ergeben sich Übereinstimmungen mit den Messwerten ebenfalls nur für die Berechnungen mit den tatsächlichen Ablaufwerten der Kläranlagen (vgl. Abbildung 5.5). Diese Rechenwerte liegen ebenso wie die Messwerte deutlich unter dem Orientierungswert der OGewV (Fließgewässertyp 9), demzufolge der Mittelwert der Ammoniumkonzentrationen für die zurückliegenden 3 Jahre $0,1 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$ nicht überschreiten sollte.

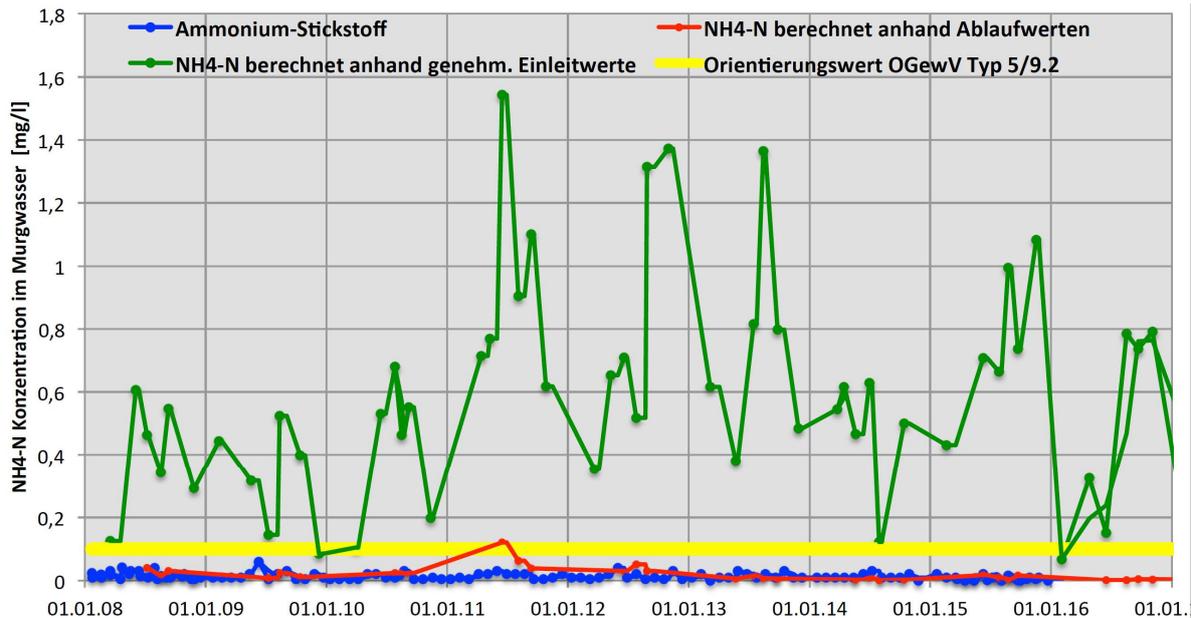


Abbildung 5.5: Gemessene und berechnete Ammonium-N Konzentrationen in der Murg

Bei der Gesamtmenge des anorganischen Stickstoffs ($\sum \text{NH}_4\text{-N, NO}_2\text{-N \& NO}_3\text{-N = Gesamtstickstoff}$) ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen den Messwerten und den Ergebnissen beider Berechnungen (vgl. Abbildung 5.6). Für diesen Parameter weichen auch die auf Basis der gemessenen Ablaufwerte der Kläranlagen ermittelten Werte erheblich von den im Vergleich dazu deutlich höheren Messwerten ab. Die Stickstoffbelastung der Murg erfolgt also anders als bei Phosphor nicht fast ausschließlich durch den Zufluss gereinigter Abwässer, sondern auch durch die geogene Grundbelastung im Einzugsgebiet der Murg, eine hohe Nitrifikationsrate und diffuse Einträge aus landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie Niederschlag. Insgesamt sind aber dennoch die (anorganischen) Gesamtstickstoffkonzentrationen als gering anzusehen, so dass sich hieraus keine Belastung für die Murg ergibt.

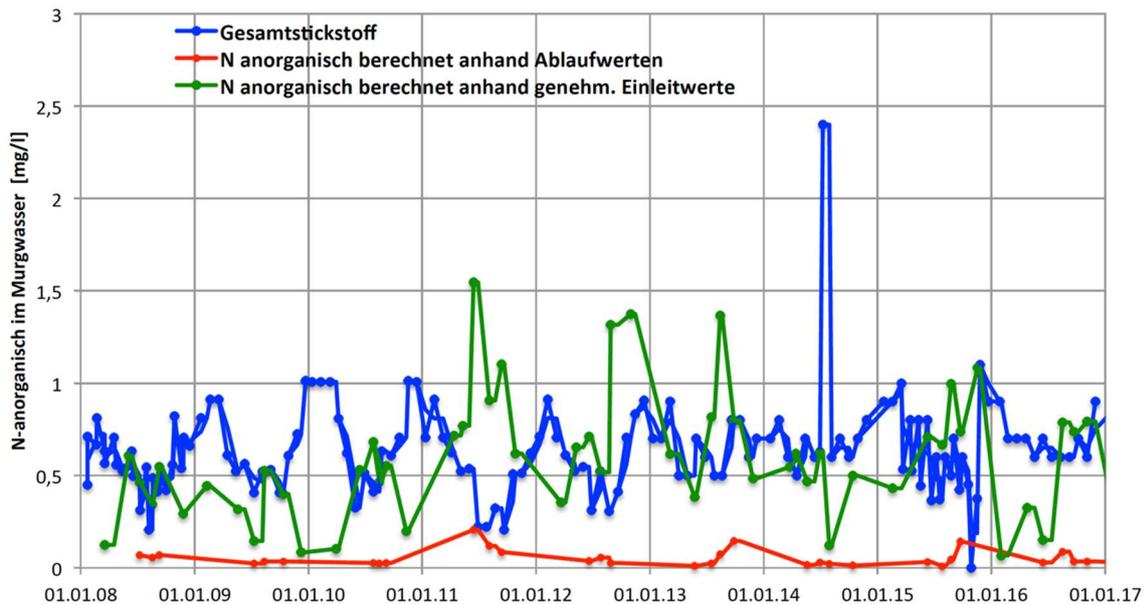


Abbildung 5.6: Gemessene und berechnete Gesamtmenge von anorganischem Stickstoff in der Murg

In der Tabelle 5.10 sind die Mess- und Rechenwerte für die Konzentrationen von Phosphor, Ammonium und Gesamtstickstoff (anorganisch) im Murgwasser vergleichend gegenübergestellt.

Tabelle 5.10: Mess- und Rechenwerte der Phosphor-, Ammonium und Stickstoffwerte in der Murg

	Messwert Murg	Berechneter Wert auf der Grundlage der gemessenen Ab- laufwerte und Ablaufmengen	Berechneter Wert auf der Grundlage der genehmigten Ab- laufwerte und Ablaufmengen
Ø Phosphor [mg/l]	0,0296	0,0302	0,1051
Ø Ammonium N [mg/l]	0,013	0,019	0,585
Ø N_{anorganisch} [mg/l]	0,64	0,05	0,59

6 Zustand der Schwarzenbach-Talsperre

Die Beschreibung des Gütezustandes, der umfangreiche Messungen der LUBW aus den Jahren 2008 und 2015 sowie eigene seephysikalische Untersuchungen 2017 zugrunde liegen, beschränkt sich hier auf die für die Fragestellung relevanten Parameter des Temperatur-, Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes.

6.1 Morphologische Kennwerte

Die im Nordschwarzwald gelegene Schwarzenbach-Talsperre verfügt über die in Abbildung 6.1 dargestellten Volumen- und Flächenkennwerte.

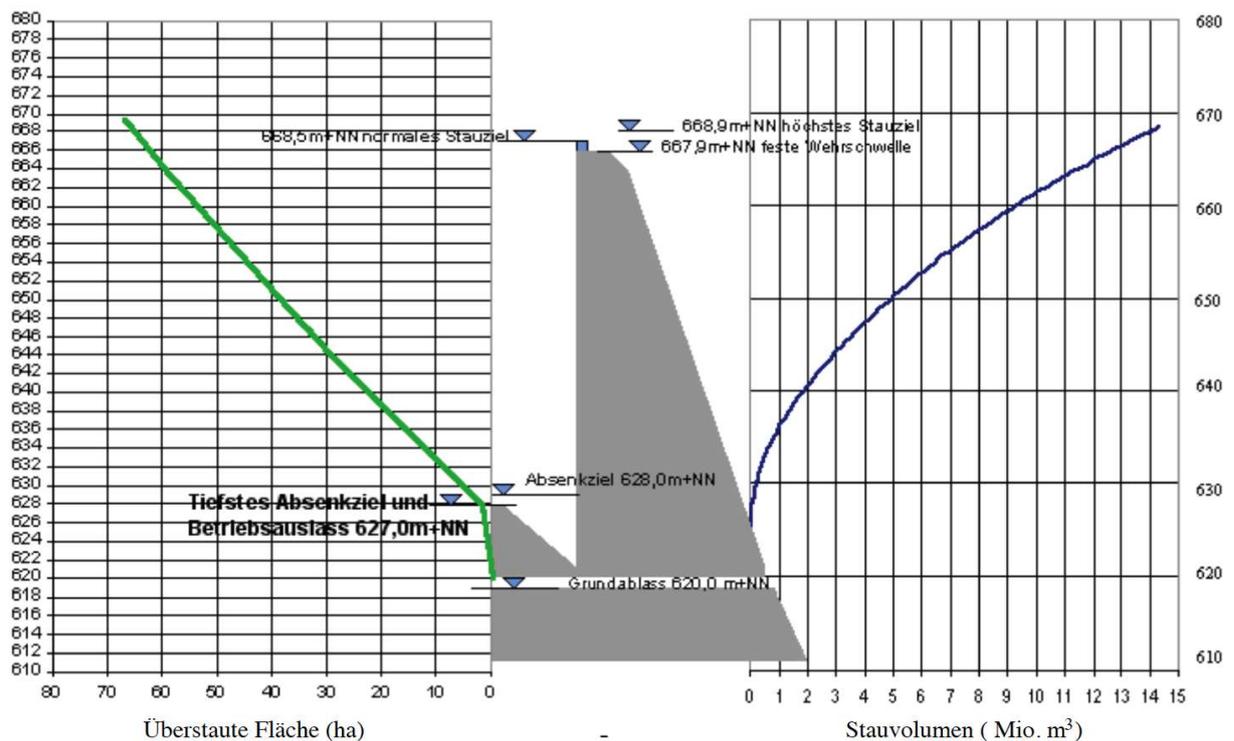


Abbildung 6.1: Volumen- und Flächenkennwerte der Schwarzenbach-Talsperre (Abb. EnBW)

Neben der Beckenmorphologie beeinflusst die Tiefe der Ein- und Ablaufbauwerke (Betriebsauslass) sowie die Lage der Zuflussstellen maßgeblich das Vermischungs- und Zirkulationsverhalten.

Die in dieser Beziehung insbesondere auch als Inputdaten des Simulationsmodells relevanten Merkmale sind der Tabelle 6.1 zu entnehmen.

Tabelle 6.1: Kennwerte Schwarzenbach-Talsperre

	Sohlhöhe [m ü.NN]
Gewässersohle	619
Auslauf/Einlauf über Betriebsauslass	627
Zulauf Seebach	abhängig vom Wasserstand
Zulauf Schwarzenbach	abhängig vom Wasserstand
Raumünzsch-Überleitung (Absturztreppe Gefälle 20°)	abhängig vom Wasserstand
Sickerwasserhorizont tiefste Seestelle (30%) bis mittlerer Seewasserstand	619

6.2 Wasserhaushalt

Zur Wasserversorgung der Schwarzenbach-Talsperre dienen vier Hauptzuflüsse. Mit dem Seebach, dem Schwarzenbach und der Raumünzach verfügt die Talsperre über drei natürliche Zuflüsse. Wasser aus der Murg (SP Pumpen) wird in dem Staubecken Kirschbaumwasen gefasst und zur Schwarzenbach-Talsperre gepumpt (vgl. Abbildung 6.2).



Abbildung 6.2: Die Hauptzuflüsse der Schwarzenbach-Talsperre

Die Wasserführung weiterer Zuflüsse, durch die kleine Wassermengen in die Schwarzenbach-Talsperre gelangen, ist nicht bekannt. Diese Wassereinträge können daher in der Bilanzierung nicht berücksichtigt werden. Die jeweiligen Wassereinträge aus den vier Hauptzuflüssen für den Zeitraum von Anfang 2000 bis Mitte 2017 sind in der Abbildung 6.3 wiedergegeben.

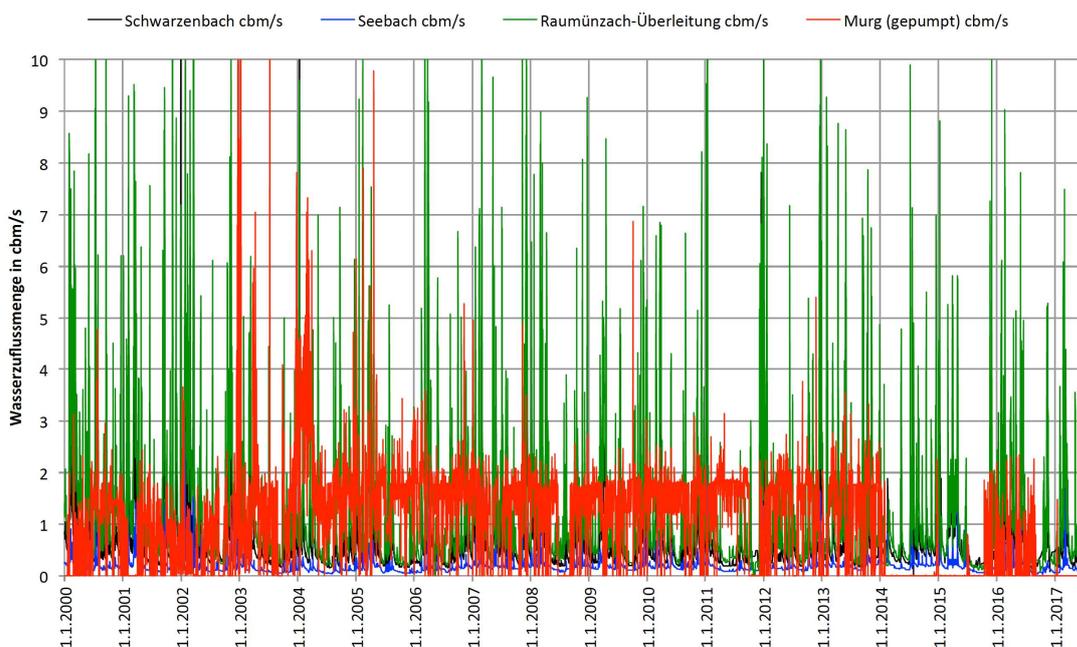


Abbildung 6.3: Wassereinträge in die Schwarzenbach-Talsperre durch die vier Hauptzuflüsse

Zustand der Schwarzenbach-Talsperre

Unter Bezug auf die mittleren Jahreszuflüsse muss zwischen zwei Zeiträumen unterschieden werden:

- Von 2000 bis 2013 fand ein weitgehend regelmäßiger Pumpbetrieb statt.
- Zwischen 2014 und 2017 war der Pumpbetrieb, also die Einleitung von Murgwasser weitgehend ausgesetzt, da die Pumpanlage einer Revision unterzogen wurde.

Zeitraum 2000-2013

Bei regulärem Betrieb ergaben sich die höchsten Zuflüsse aus der Raumünzach-Überleitung (37%) und durch das eingepumpte Murgwasser (37%). Einen erheblichen Anteil erreichte auch der Schwarzenbachzufluss (20,34 %), während die Einträge aus dem Seebach (5,8%) deutlich geringer ausfielen (vgl. Tabelle 6.2).

Insgesamt erhielt die Schwarzenbach-Talsperre demnach in diesem Zeitraum 63% ihres Wassers durch ihre direkten Zuflüsse im Freigefälle, die übrigen Wassereinträge kamen durch eingepumpstes Murgwasser zustande. Der Zufluss des Quellbaches Hotel spielt mit einem Anteil von nur 0,1% an der Gesamtzuflussmenge eine untergeordnete Rolle und wurde daher in der tabellarischen Aufstellung nicht berücksichtigt, er geht aber bei den Modellierungen in die Berechnungen ein.

Die Wasserverweilzeiten in der Schwarzenbach-Talsperre erreichten sehr geringe Werte von im Mittel nur 38 Tagen.

Tabelle 6.2: Zu- und Abflussmengen sowie Wasserverweilzeiten der Schwarzenbach-Talsperre 2000-2013

Jahr	Tage	Schwarzenbach	Seebach	Raumünzach-Überleitung	SP Pumpen (Murgwasser)*	Zuflussanteil Murg	Zuflussgesamt	Abfluss Schwarzenbach-TS	Verweilzeit
		m ³ /J	m ³ /J	m ³ /J	m ³ /J	%	m ³ /J	m ³ /J	Tage
2000	366	28.556.567	7.459.662	52.515.663	31.054.247	25,97%	119.586.139	121.216.135	39
2001	365	30.940.347	7.590.589	56.511.866	22.978.415	19,47%	118.021.217	117.013.893	41
2002	365	34.428.070	8.153.878	55.745.497	27.759.767	22,02%	126.087.212	126.473.520	38
2003	365	16.881.378	4.196.212	32.376.522	48.924.543	47,79%	102.378.655	102.767.414	45
2004	366	20.023.950	4.934.140	37.246.714	62.042.750	49,93%	124.247.554	126.128.500	37
2005	365	18.830.874	5.234.693	34.333.396	51.724.253	46,97%	110.123.216	112.591.448	36
2006	363	21.545.286	5.623.939	39.024.538	49.699.402	42,88%	115.893.165	115.499.071	39
2007	365	29.564.431	7.677.446	48.988.696	42.523.374	33,03%	128.753.947	130.208.114	33
2008	366	22.458.375	6.256.359	41.293.950	36.192.322	34,08%	106.201.006	104.759.508	39
2009	365	20.619.442	6.321.491	37.074.775	44.121.862	40,80%	108.137.570	107.991.462	31
2010	365	21.047.083	6.700.180	37.840.945	46.779.488	41,63%	112.367.696	114.673.061	40
2011	365	20.037.029	6.128.821	29.823.713	42.638.003	43,23%	98.627.566	97.380.252	41
2012	366	19.942.243	7.110.567	40.697.673	43.946.618	39,34%	111.697.101	115.209.016	39
2013	365	21.036.461	8.794.499	45.129.656	45.462.686	37,75%	120.423.302	118.478.231	36
Mittelwert		23.279.395	6.584.463	42.043.115	42.560.552	37,49%	114.467.525	115.027.830	38
Zuflussanteil		20,34%	5,75%	36,73%	37,18%		100,00%		

* SP Pumpen ist gleichbedeutend mit Murgwasserzuleitung

Zeitraum 2014-2017

Zwischen 2014 und 2017 fanden umfangreiche Maschinenrevisionen statt, so dass die Zu-
leitung von Murgwasser drastisch verringert wurde und 2017 fast zum Erliegen kam (vgl.
Tabelle 6.3).

Durch den geringeren Zufluss hat sich in diesem Zeitraum die Wasserverweilzeit im Ver-
gleich zu den Werten von 2000-2013 auf ca. 69 Tage nahezu verdoppelt.

Tabelle 6.3: Zu- und Abflussmengen sowie Wasserverweilzeiten der Schwarzenbach-Talsperre 2014-2017

Jahr	Ta- ge	Schwar- zenbach	Seebach	Raumünzsch- Überleitung	SP Pumpen (Murgwas- ser)*	Zuflussan- teil Murg	Zufluss gesamt	Abfluss Schwarzen- bach-TS	Ver- weilzeit
		m ³ /J	m ³ /J	m ³ /J	m ³ /J	%	m ³ /J	m ³ /J	Tage
2014	365	16.334.415	6.713.394	30.734.476	7.940.080	12,86%	61.722.365	63.417.670	74
2015	365	19.803.407	6.270.248	30.707.413	11.173.889	16,44%	67.954.957	67.172.041	67
2016	366	19.479.849	5.297.691	36.570.241	8.345.052	11,97%	69.692.833	75.933.750	58
2017	212	16.638.875	5.127.105	31.082.797	153.331	0,29%	53.002.108	47.984.221	76
Mittelwert		18.064.137	5.852.110	32.273.732	6.903.088	6,7%	63.093.066	63.626.921	69
Zuflussan- teil		29,9%	9,9%	53,0%	7,2%		100,0%		

* SP Pumpen ist gleichbedeutend mit Murgwasserzuleitung

6.3 Temperaturhaushalt und Schichtungsverhalten

Die von Februar bis Dezember 2008 und von Juli bis November 2017 gemessenen Tempe-
raturtiefenprofile in der Seemitte und nahe der Staumauer (vgl. Abbildung 6.4 und Abbil-
dung 6.5 zeigten an beiden Probestellen nahezu identische Ergebnisse.

Auch die Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsjahren sind gering. Allerdings
war im Sommer 2017 eine stärkere Temperaturschichtung des Wasserkörpers festzustellen,
die sich durch den reduzierten Pumpbetrieb ergab.

Leichte Schichtungseffekte können sich aber auch während des Regelbetriebs einstellen,
wie die Messungen von Mai bis August im Untersuchungsjahr 2008 belegen.

In der Gewässertiefe bildet sich im Sommer, anders als in natürlichen Seen dieser Tiefe,
kein kalttemperierter hypolimnischer Wasserkörper aus.

Zustand der Schwarzenbach-Talsperre

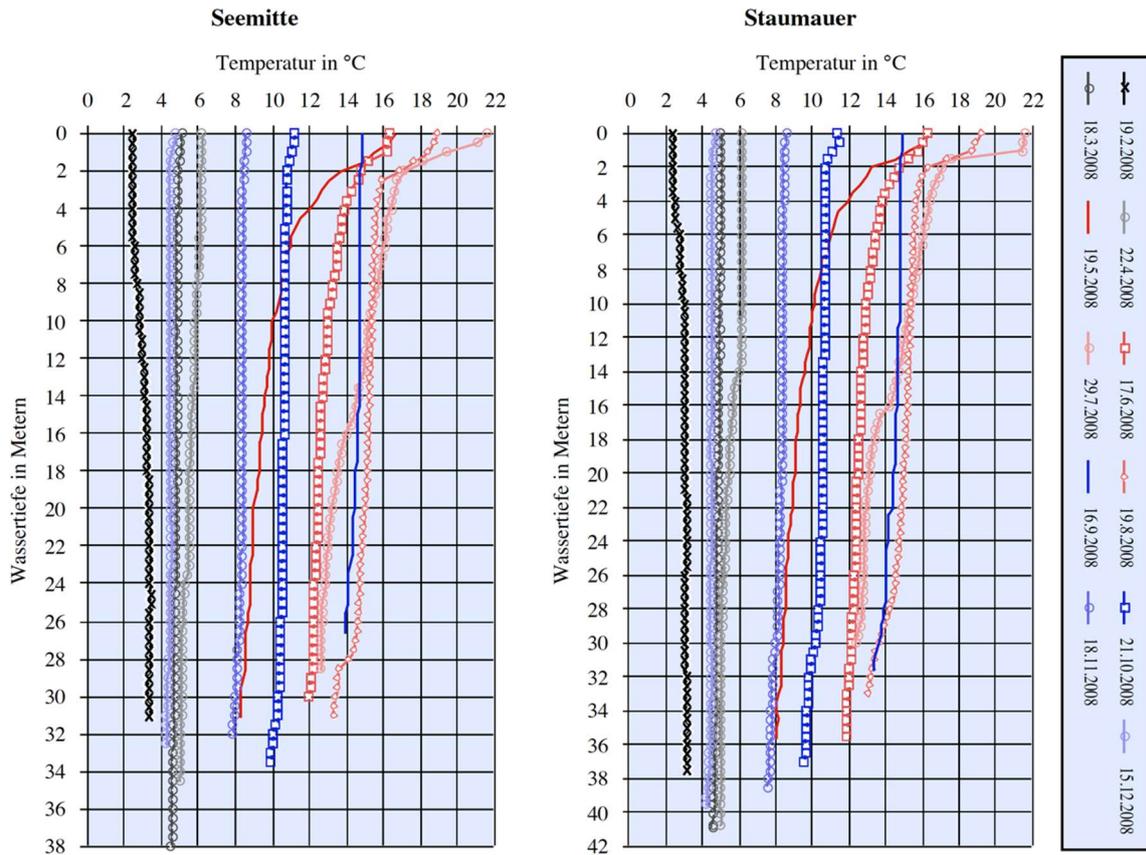


Abbildung 6.4: Temperaturtiefenprofile in der Schwarzenbach-Talsperre 2008

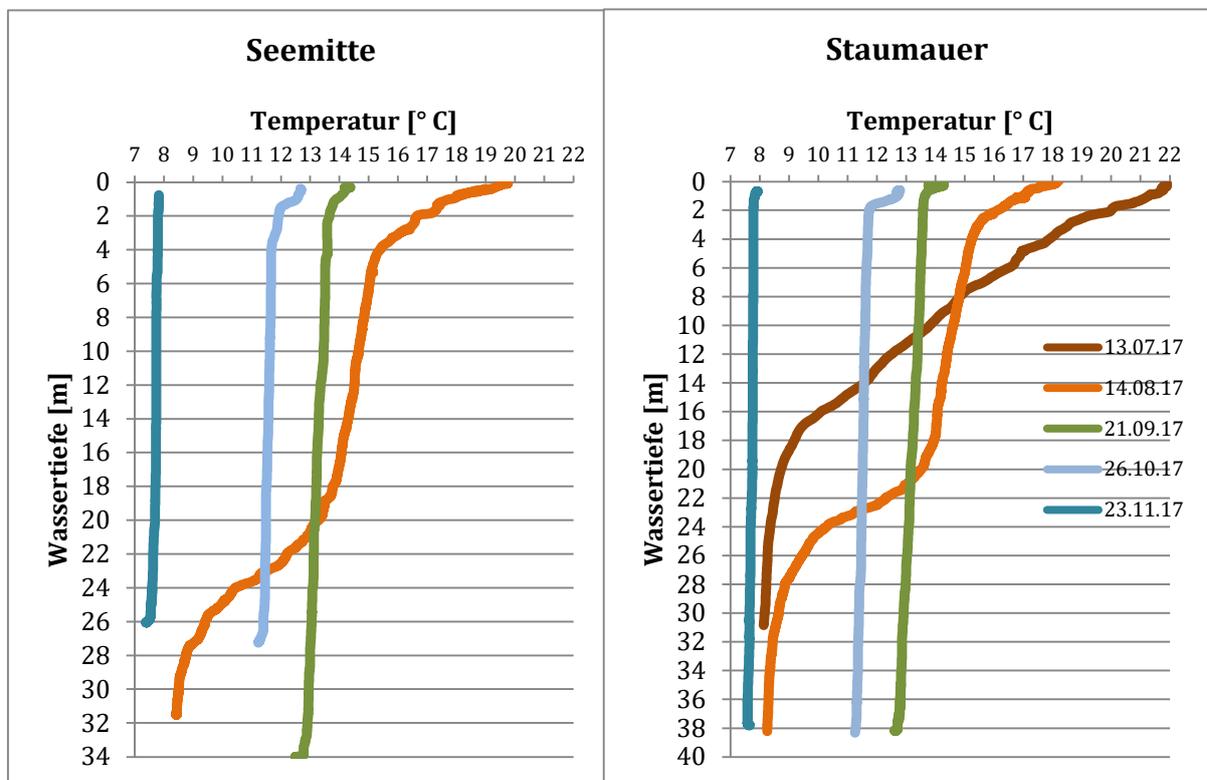


Abbildung 6.5: Temperaturtiefenprofile in der Schwarzenbach-Talsperre 2017

6.4 Sauerstoffhaushalt

Der Sauerstoffhaushalt des Untersuchungsgewässers war von hohen Sauerstoffgehalten geprägt, die im Untersuchungsjahr 2008 (vgl. Abbildung 6.6) insgesamt ein höheres Ausmaß zeigten als 2017 (vgl. Abbildung 6.7). Hier dürfte dem reduzierten Pumpbetrieb in 2017 ein wesentlicher Einfluss zukommen. Während der Hochsommermonate ergab sich ein Rückgang der Werte in der Gewässertiefe, der im grundnahen Bereich 2008 zu geringeren Sauerstoffgehalten führte als 2017. Werte unter 2 mg/l Sauerstoff wurden nur bei einer Messung (19.8.2008) ermittelt.

Unter Bezug auf den Empfehlungswert für das Ausmaß der sauerstofffreien Schicht über Grund während der Stagnationsphase (vgl. Kapitel 3.1.3) indizieren die Messwerte aus den Stagnationsphasen 2008 und 2015 einen sehr nährstoffarmen oligotrophen Zustand. Hinsichtlich der Sauerstoffversorgung des Wasserkörpers ist insgesamt gesehen von sehr guten Verhältnissen auszugehen, so dass insbesondere durch Sauerstoffmängel verursachte Defizitentwicklungen ausgeschlossen werden können.

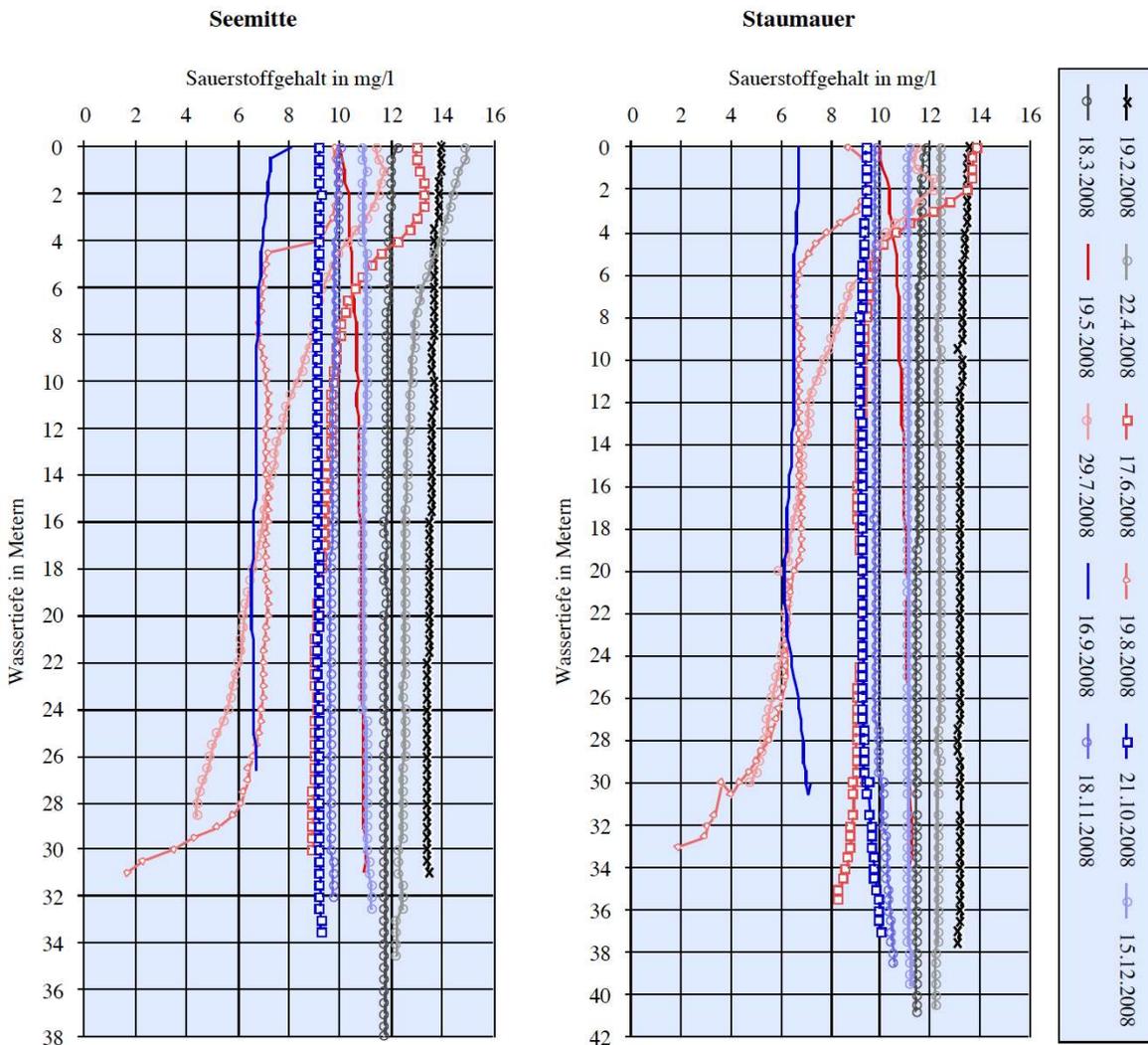


Abbildung 6.6: Sauerstofftiefenprofile in der Schwarzenbach-Talsperre 2008

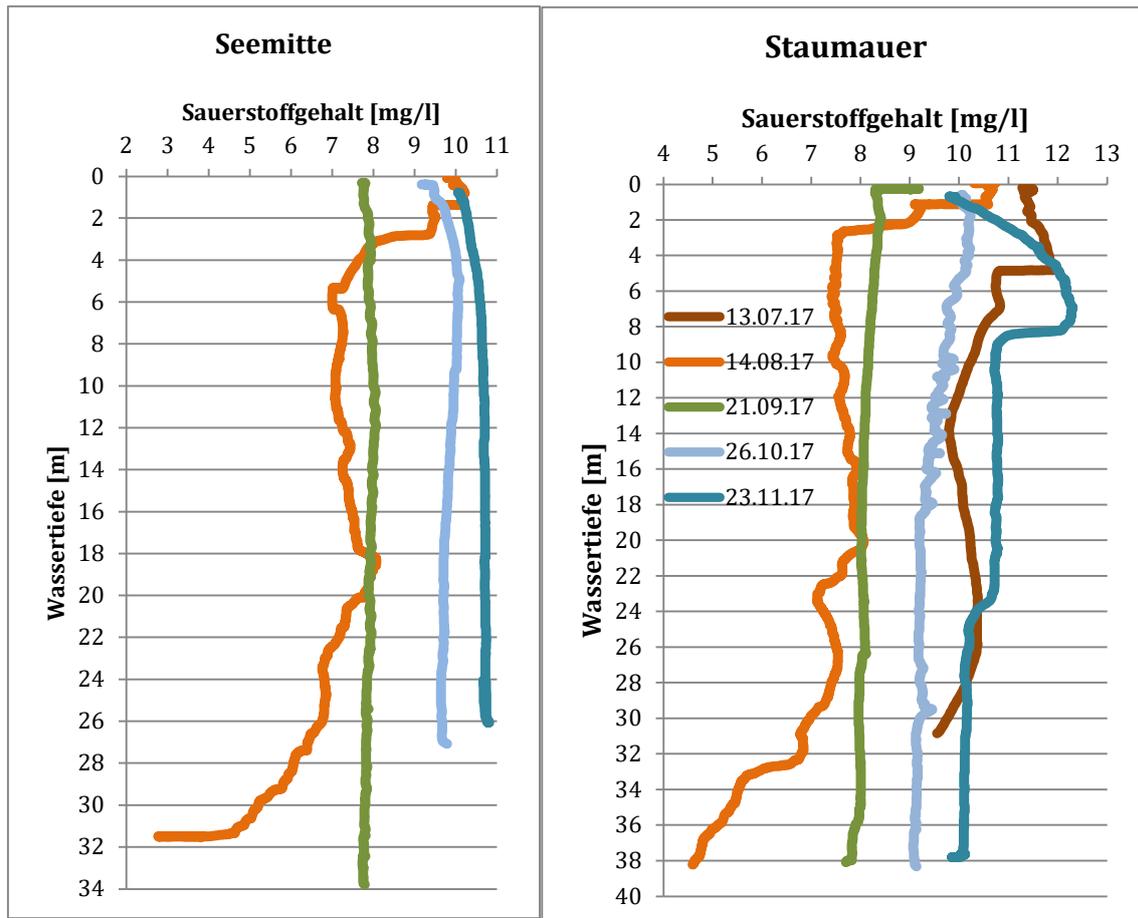


Abbildung 6.7: Sauerstofftiefenprofile in der Schwarzenbach-Talsperre 2017

6.5 Leitfähigkeitswerte

Die Leitfähigkeitswerte dienen als ein Indikator für die Menge der im Wasser gelösten Ionen. Sie erreichen im Untersuchungsgewässer aufgrund des silikatischen Charakters der Boden- und Gesteinsbeschaffenheit im Einzugsgebiet nur sehr niedrige Ausprägungen (vgl. Abbildung 6.8 und Abbildung 6.9), wobei sich 2017 noch etwas niedrigere Werte als 2008 ergaben. Signifikante Messwertunterschiede zwischen den beiden Untersuchungsstellen bestanden nicht.

Konzentrationsunterschiede in den verschiedenen Tiefenstufen waren mit Ausnahme der Sommermonate, in denen alle Messungen zumindest tendenziell niedrigere Werte in der trophogenen Zone und höherer Werte in der Tiefe auswiesen, nur sehr schwach ausgeprägt. Dieser Effekt entstand durch die Stoffaufnahme in Pflanzenbiomasse (Algen, höhere Wasserpflanzen) und die anschließende Sedimentation abgestorbener Biomasse.

Zustand der Schwarzenbach-Talsperre

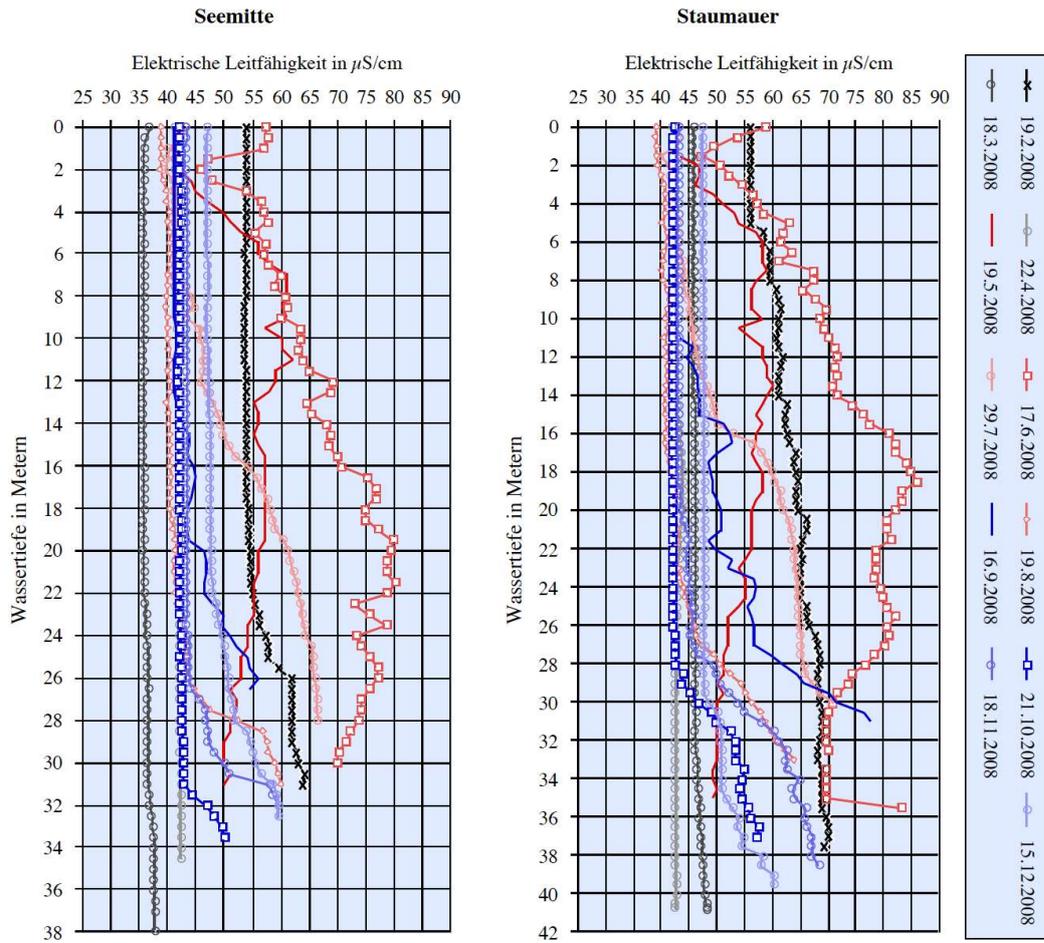


Abbildung 6.8: Tiefenprofile der elektrischen Leitfähigkeitswerte der Schwarzenbach-Talsperre 2008

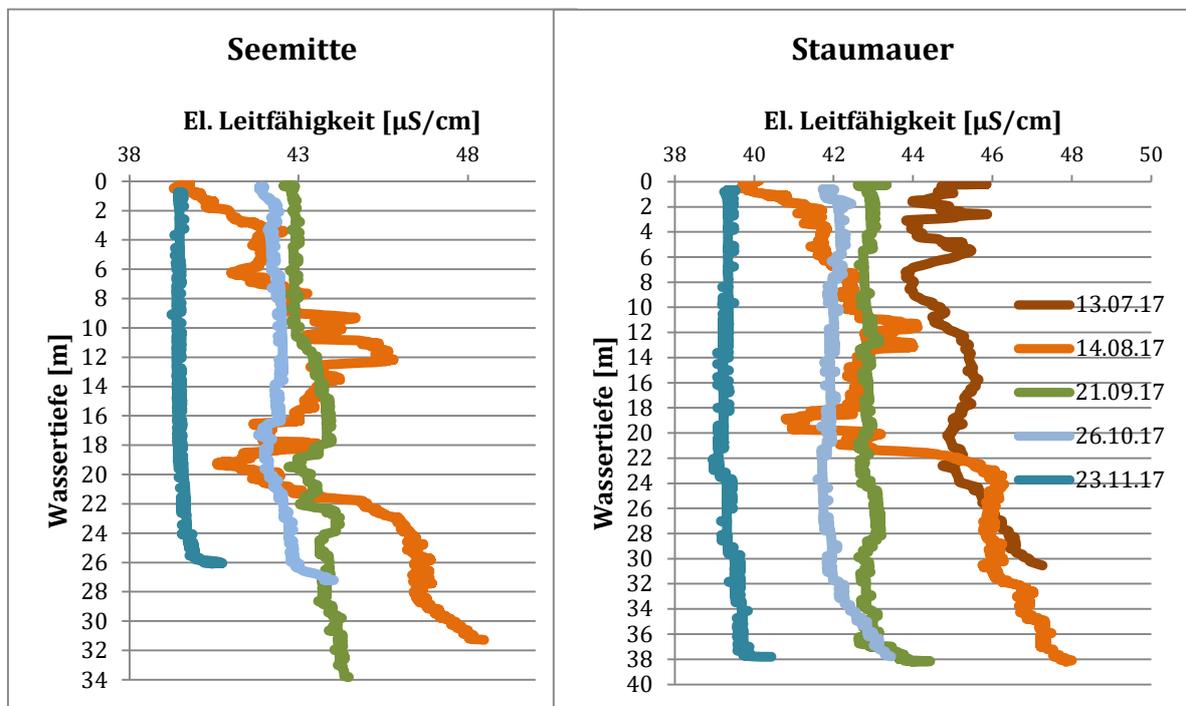


Abbildung 6.9: Tiefenprofile der el. Leitfähigkeit in der Schwarzenbach-Talsperre 2017

Neben den Tiefenprofilen wurden auch flächendeckende horizontale Messungen in unterschiedlichen Tiefenstufen mittels einer CTD Sonde (SST CTD 90M) durchgeführt, die mit einem GPS-Empfänger kombiniert war. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind im Kartenanhang dargestellt und lassen sich wie folgt beschreiben:

- Aufgrund der fehlenden Zuleitung von Murgwasser ergaben sich weder in der Tiefe (Metalimnion 10-13 m) noch im Bereich des Epilimnions (0-3 m) Gradienten, die auf den Zufluss und die Einmischung unterschiedlicher Wässer zurückzuführen wären. Allerdings waren die Zuflüsse Schwarzenbach, Seebach und Raumünzach zu erkennen.
- Im Jahresverlauf zeigte sich eine geringfügige Abnahme der Leitfähigkeitswerte infolge eines höheren Niederschlagsanteils in den Zuflüssen.

6.6 Pufferungskapazität

Die Karbonathärte, also der Hydrogencarbonatgehalt (HCO_3) des Wassers, steuert in hohem Maß die Belastungstoleranz von Stillgewässern gegenüber Nährstoffeinträgen und ist deshalb ein wichtiges Klassifizierungskriterium. Gut gepufferte Gewässer mit HCO_3 Gehalten von mehr als 61 mg/l sind gegenüber Phosphoreinträgen deutlich unempfindlicher. Bei hohen Karbonatgehalten setzt eine biogen gesteuerte Kalkfällung ein, in deren Folge auch Phosphor mitgefällt wird. Infolgedessen ist die Phosphorelimination im Rahmen des Seemetabolismus stärker ausgeprägt, so dass höhere Eintragswerte toleriert werden können.

Das Pufferungsvermögen wird von den geogenen Gegebenheiten bestimmt, vor allem vom Kalkgehalt des anstehenden Gesteins. Aus diesem Grund wird oftmals auch anhand des Kalkgehaltes das Pufferungsvermögen des Seemetabolismus festgelegt, wobei Seen mit einem Kalkgehalt von mehr als 15 mg/l als kalkreich und damit als gut gepuffert gelten.

Die in der Abbildung 6.10 dargestellten Mittelwerte der einzelnen Stichtagsmessungen aus unterschiedlichen Tiefenstufen an bis zu zwei Messstellen weisen die Schwarzenbach-Talsperre als ein schlecht gepuffertes Gewässer aus. Die Werte lagen deutlich unter den oben genannten Größenordnungen für eine gute Abpufferung gegenüber Nährstoffeinträgen.

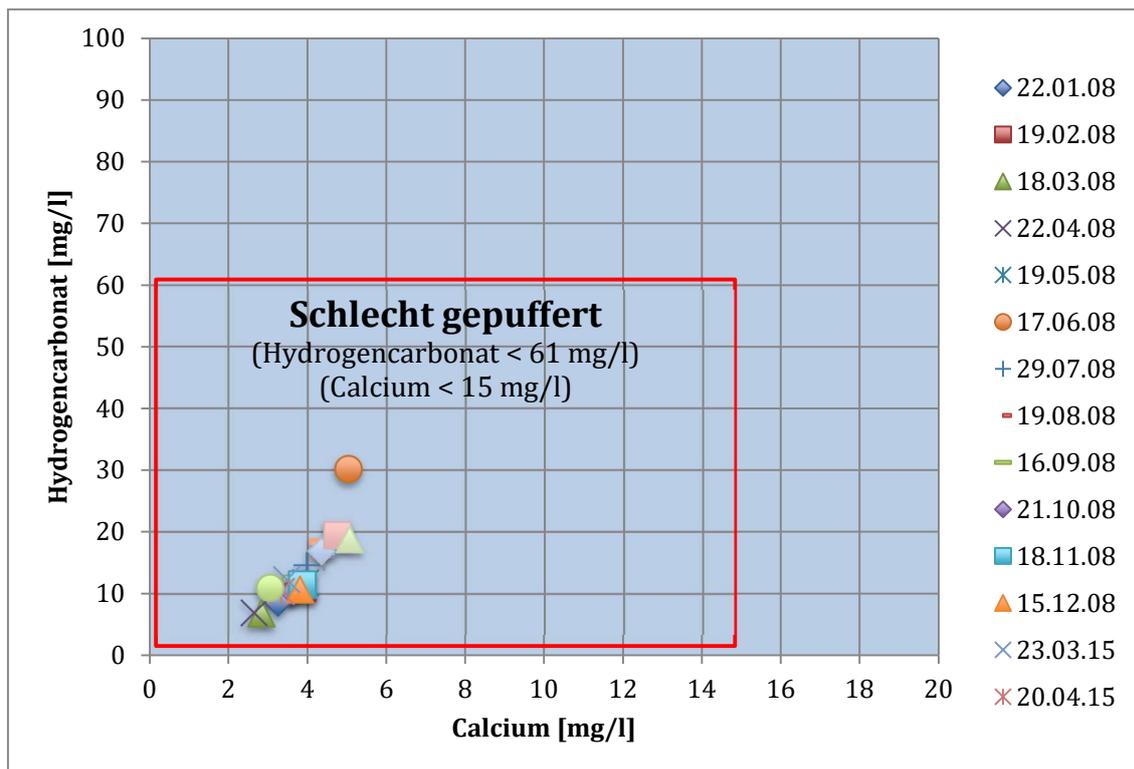


Abbildung 6.10: Pufferungsvermögen der Schwarzenbach-Talsperre

6.7 Nährstoffhaushalt und Biomasse

6.7.1 Phosphorgehalte

Von besonderer Bedeutung für die Belastungssituation von Stillgewässern ist der Phosphorgehalt im Freiwasser, da Phosphor in der Regel in sehr geringen Konzentrationen vorhanden ist und somit das Algenwachstum limitiert. Die Messwerte für Gesamtphosphor erreichten im Freiwasser der Schwarzenbach-Talsperre Größenordnung von 0,0119 bis 0,0572 mg/l im Jahr 2008 und 0,0091 bis 0,0404 im Jahr 2015 (vgl. Tabelle 6.4).

Die Mittelwerte (Trophiekennwerte) betragen:

- 2008: 0,0203 mg/l (Frühjahr) und 0,0245 mg/l (Sommer)
- 2015: 0,0180 mg/l (Frühjahr) und 0,0170 mg/l (Sommer)

Damit befand sich das Untersuchungsgewässer unter Bezug auf die Phosphorgehalte des Freiwassers in einem mesotrophen Status (zu den Zuordnungsgrößen vgl. Kapitel 3.1.4).

Tabelle 6.4: Phosphorgehalte im Freiwasser der Schwarzenbach-Talsperre

	Tiefe [m]	22.01. 2008	19.02. 2008	18.03. 2008	22.04. 2008	19.05. 2008	17.06. 2008	29.07. 2008	19.08. 2008	16.09. 2008	21.10. 2008	18.11. 2008	15.12. 2008
Phosphor, ges. [mg/l]	0	0,0299	0,0136	0,0159	0,0167	0,0215	0,0225	0,0270	0,0220	0,0185	0,0207	0,0148	0,0136
	2,5		0,0159	0,0162	0,0193	0,0536	0,0231	0,0304	0,0304	0,0185	0,0202	0,0149	0,0155
	5		0,0304	0,0166	0,0176	0,0184	0,0197	0,0374	0,0249	0,0185	0,0205	0,0153	0,0154
	10		0,0188	0,0162	0,0209	0,0192	0,0213	0,0400	0,0399	0,0133	0,0202	0,0154	0,0150
	15		0,0160	0,0175	0,0192	0,0141	0,0188	0,0262	0,0214	0,0141	0,0205	0,0150	0,0147
	20		0,0148	0,0178	0,0153	0,0151	0,0228	0,0315	0,0248	0,0181	0,0204	0,0150	0,0151
	30		0,0262	0,0159	0,0181						0,0213	0,0168	0,0175
	1 ü.Gr.		0,0572	0,0160	0,0148	0,0119	0,0335	0,0305	0,0266	0,0297	0,0232	0,0184	0,0200
		Tiefe [m]	23.03. 2015	20.04. 2015	18.05. 2015	22.06. 2015	20.07. 2015	24.08. 2015	21.09. 2015	19.10. 2015	16.11. 2015		
	0	0,0153	0,0131	0,0206	0,0178	0,0222	0,0137	0,0121	0,0108	0,0134			
	2,5	0,0156	0,0163	0,0241	0,0188	0,0240	0,0150	0,0150	0,0122	0,0138			
	5	0,0141	0,0150	0,0127	0,0194	0,0186	0,0141	0,0132	0,0133	0,0145			
	10	0,0144	0,0146	0,0118	0,0174	0,0151	0,0116	0,0127	0,0127	0,0138			
	15	0,0142	0,0153	0,0109	0,0192	0,0199	0,0104	0,0134	0,0127	0,0159			
	20	0,0141	0,0146	0,0107	0,0242	0,0187	0,0104	0,0155	0,0122	0,0161			
	30	0,0157	0,0138	0,0091	0,0227								
	1 ü.Gr.	0,0404	0,0262	0,0095	0,0246	0,0352	0,0246	0,0267	0,0268	0,0304			
Trophiekennwerte 2008							Trophiekennwerte 2015						
Frühjahr (= MW Februar- März): 0,0203 mg/l							Frühjahr (= MW März): 0,0180 mg/l						
Sommer (= MW Mai - September): 0,0245 mg/l							Sommer (= MW Mai - September): 0,0170 mg/l						

Auffällig waren die teilweise erheblichen Schwankungen der Phosphorwerte in den Einzelmessungen, die wesentlich durch unterschiedlich starke externe Befruchtungen verursacht wurden (vgl. Abbildung 6.11). Das geringere Belastungsniveau im Jahr 2015 ergibt sich durch die infolge des reduzierten Pumpbetriebs niedrigere externe Nährstoffzufuhr.

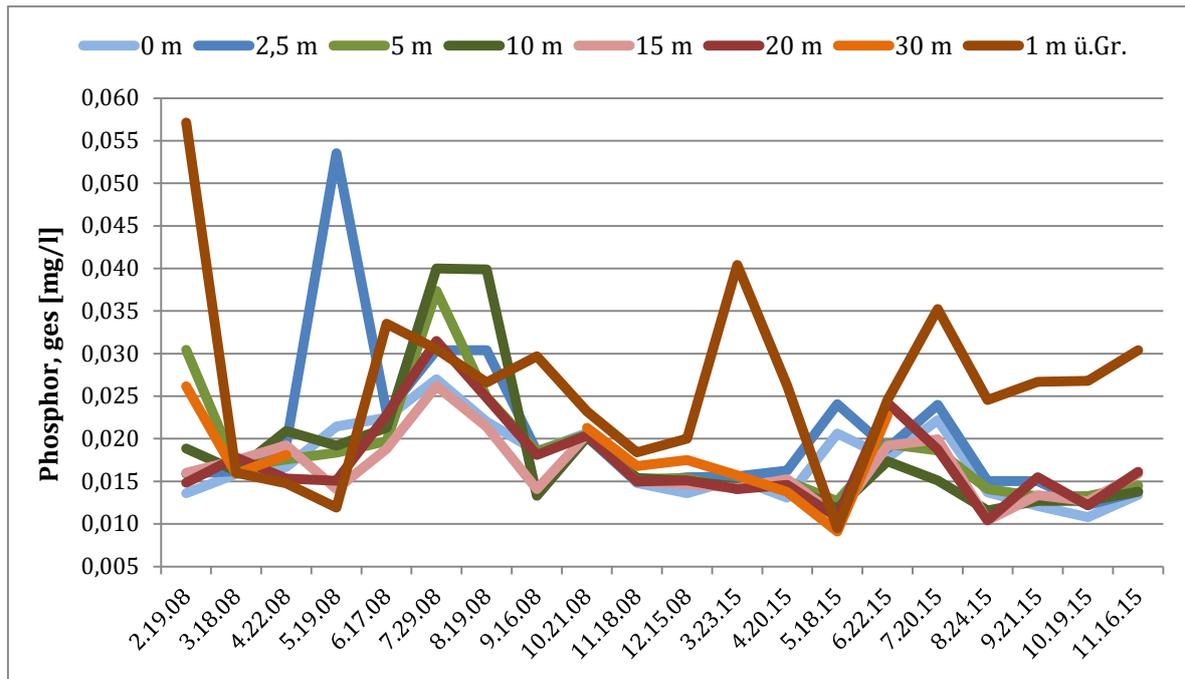


Abbildung 6.11: Gesamt-Phosphor im Freiwasser der Schwarzenbach-Talsperre

6.7.2 Stickstoffgehalte

Die Stickstoffgehalte im Freiwasser der Schwarzenbach-Talsperre waren insgesamt niedrig (vgl. Tabelle 6.5). Nitrat lag 2008 in Größenordnungen von 0 bis 0,5523 mg/l vor und erreichte 2015 Werte von 0,0971 bis 0,4518. Die Nitritgehalte wurden im Maximum mit 0,0063 mg/l (2008) und 0,0076 (2015) gemessen. Damit blieben sie weit unterhalb der für Fische toxischen Größe von 0,2 mg/l, ab der eine Gefährdung des Reproduktionsvermögens von Salmoniden zu befürchten ist. Die Ammoniumgehalte schwankten in einem Größenspektrum zwischen 0,0057 und 0,2330 mg/l (2008) sowie 0,0016 und 0,1724 mg/l (2015).

Tabelle 6.5: Stickstoffgehalte im Freiwasser der Schwarzenbach-Talsperre

	Tiefe [m]	22.01. 2008	19.02. 2008	18.03. 2008	22.04. 2008	19.05. 2008	17.06. 2008	29.07. 2008	19.08. 2008	16.09. 2008	21.10. 2008	18.11. 2008	15.12. 2008	
Nitrat-N [mg/l]	0	0,5331	0,5252	0,4292	0,4462	0,3501	0,0000	0,0621	0,2112	0,3106	0,3874	0,4066	0,4439	
	2,5		0,5331	0,4462	0,4518	0,3716	0,1130	0,1152	0,2248	0,3050	0,3987	0,4190	0,4507	
	5		0,5309	0,4462	0,4552	0,4021	0,3016	0,1672	0,2304	0,3061	0,3987	0,4213	0,4518	
	10		0,5309	0,4450	0,4518	0,4371	0,3614	0,2248	0,2417	0,3072	0,3998	0,4213	0,4529	
	15		0,5309	0,4473	0,4518	0,4428	0,4032	0,2677	0,2485	0,3253	0,4055	0,4224	0,4518	
	20		0,5376	0,4507	0,4518	0,4518	0,4439	0,3682	0,2587	0,3163	0,4077	0,4303	0,4586	
	30		0,5489	0,4597	0,4518							0,4111	0,4405	0,4879
	1 ü.Gr.		0,5523	0,4597	0,4507	0,4462	0,4428	0,3479	0,2666	0,3321	0,4213	0,4518	0,4959	
		Tiefe [m]	23.03. 2015	20.04. 2015	18.05. 2015	22.06. 2015	20.07. 2015	24.08. 2015	21.09. 2015	19.10. 2015	16.11. 2015			
	0	0,4405	0,0971	0,3163	0,2643	0,1093	0,1823	0,2395	0,3253	0,3456				
	2,5	0,4473	0,3931	0,3253	0,2666	0,1428	0,1855	0,2372	0,3253	0,3479				
	5	0,4518	0,3953	0,3389	0,2733	0,2103	0,2218	0,2304	0,3230	0,3479				
	10	0,4495	0,4247	0,3637	0,3095	0,3050	0,2801	0,2959	0,3253	0,3479				

Zustand der Schwarzenbach-Talsperre

	15	0,4473	0,4337	0,3705	0,3773	0,3208	0,3831	0,3389	0,3253	0,3479				
	20	0,4495	0,4247	0,3682	0,3885	0,3276	0,3712	0,3840	0,3253	0,3479				
	30	0,4495	0,4247	0,3592	0,3773									
	1 ü.Gr.	0,4495	0,4247	0,3614	0,3705	0,3095	0,3321	0,1717	0,3614	0,3614				
	Tiefe [m]	22.01.2008	19.02.2008	18.03.2008	22.04.2008	19.05.2008	17.06.2008	29.07.2008	19.08.2008	16.09.2008	21.10.2008	18.11.2008	15.12.2008	
Nitrit-N [mg/l]	0	0,0037	0,0026	0,0033	0,0031	0,0041	0,0009	0,0019	0,0034	0,0040	0,0055	0,0035	0,0046	
	2,5		0,0027	0,0035	0,0031	0,0037	0,0018	0,0021	0,0034	0,0041	0,0057	0,0036	0,0047	
	5		0,0027	0,0034	0,0029	0,0032	0,0033	0,0022	0,0038	0,0040	0,0057	0,0036	0,0047	
	10		0,0029	0,0035	0,0028	0,0035	0,0042	0,0028	0,0041	0,0041	0,0057	0,0036	0,0047	
	15		0,0028	0,0036	0,0033	0,0033	0,0047	0,0049	0,0041	0,0045	0,0057	0,0037	0,0047	
	20		0,0029	0,0036	0,0032	0,0033	0,0057	0,0051	0,0040	0,0048	0,0057	0,0037	0,0047	
	30		0,0028	0,0034	0,0028						0,0058	0,0036	0,0044	
	1 ü.Gr.		0,0029	0,0034	0,0030	0,0029	0,0054	0,0043	0,0034	0,0045	0,0063	0,0036	0,0042	
	Tiefe [m]	23.03.2015	20.04.2015	18.05.2015	22.06.2015	20.07.2015	24.08.2015	21.09.2015	19.10.2015	16.11.2015				
	0		0,0011	0,0011				0,0009	0,0030	0,0003				
	2,5	0,0009	0,0011	0,0009				0,0009	0,0027	0,0003				
	5	0,0009	0,0011	0,0009				0,0009	0,0027	0,0003				
	10	0,0009	0,0011	0,0007		0,0005		0,0012	0,0027	0,0003				
	15	0,0009	0,0011	0,0009		0,0016		0,0012	0,0027	0,0003				
	20		0,0011	0,0009		0,0029		0,0009	0,0024	0,0003				
30	0,0009	0,0011	0,0009											
1 ü.Gr.	0,0009	0,0011	0,0009	0,0002	0,0032		0,0076	0,0030	0,0006					
	Tiefe [m]	22.01.2008	19.02.2008	18.03.2008	22.04.2008	19.05.2008	17.06.2008	29.07.2008	19.08.2008	16.09.2008	21.10.2008	18.11.2008	15.12.2008	
Ammonium-N [mg/l]	0	0,0198	0,0128	0,0165	0,0252	0,0441	0,0114	0,0121	0,0553	0,1005	0,0088	0,0136	0,0096	
	2,5		0,0136	0,0120	0,0179	0,0476	0,0147	0,0267	0,0729	0,0948	0,0092	0,0124	0,0077	
	5		0,0092	0,0097	0,0191	0,0442	0,0459	0,0511	0,1025	0,0663	0,0074	0,0109	0,0073	
	10		0,0109	0,0092	0,0178	0,0301	0,0485	0,1258	0,1126	0,0871	0,0077	0,0104	0,0068	
	15		0,0134	0,0102	0,0198	0,0332	0,0541	0,1605	0,1173	0,0994	0,0071	0,0108	0,0076	
	20		0,0137	0,0110	0,0195	0,0317	0,0563	0,1763	0,1224	0,0746	0,0057	0,0114	0,0061	
	30		0,0160	0,0123	0,0246						0,0076	0,0110	0,0069	
	1 ü.Gr.		0,0222	0,0129	0,0263	0,0353	0,0681	0,2141	0,2330	0,0921	0,0102	0,0129	0,0068	
	Tiefe [m]	23.03.2015	20.04.2015	18.05.2015	22.06.2015	20.07.2015	24.08.2015	21.09.2015	19.10.2015	16.11.2015				
	0			0,0210	0,0070	0,1677	0,0621		0,0148	0,0085				
	2,5		0,0062	0,0326	0,0039	0,1266	0,0241	0,0039	0,0132	0,0047				
	5	0,0054	0,0054	0,0194	0,0070	0,0854	0,0505	0,0016	0,0116	0,0062				
	10	0,0039	0,0031	0,0210	0,0186	0,0544	0,0513	0,0101	0,0148	0,0070				
	15	0,0179	0,0078	0,0256	0,0349	0,0544	0,0085	0,0039	0,0140					
	20	0,0023	0,0070	0,0163	0,0318	0,0466	0,0256	0,0039	0,0132	0,0054				
30	0,0078	0,0116	0,0202	0,0481										
1 ü.Gr.	0,0039	0,0140	0,0264	0,0528	0,0598	0,0932	0,1724	0,0202	0,0163					

Messwertunterschiede ergaben sich im Hinblick auf die Werte im Jahresverlauf und unter Bezug auf unterschiedliche Tiefenstufen während der Sommerstagnation (vgl. Abbildung 6.12).

Während die Nitratwerte in den Sommermonaten in allen Tiefenstufen, vor allem im oberflächennahen Wasser abnahmen, zeigten die Ammoniumwerte einen umgekehrten Jahres-

verlauf, wobei im Sommer Anreicherungen über Grund entstanden. Dieser Prozess steht in Zusammenhang mit der Algenentwicklung. In der trophogenen Zone inkorporieren Algen neben Ammonium auch Nitrat und am Gewässergrund bildet sich zeitversetzt bei der Mineralisierung des ausgesunkenen Algendetritus Ammonium.

Geringe Nitratwerte im Wasser begünstigen immer auch das Aufkommen von Cyanobakterien (Blaualgen), da diese anders als Algen auch Stickstoff aus der Atmosphäre assimilieren können und so einen Wachstumsvorteil erringen.

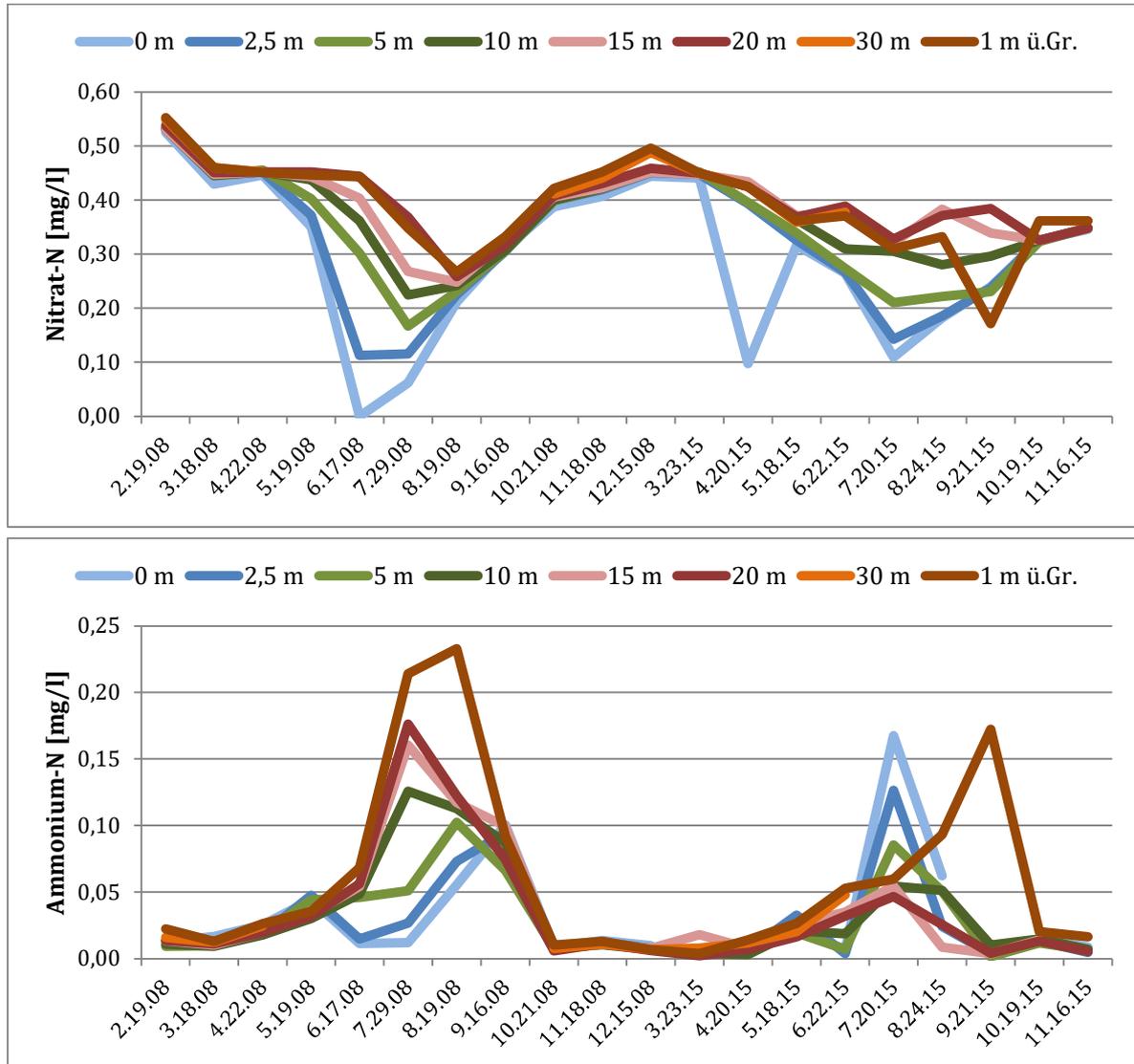


Abbildung 6.12: Nitrat- und Ammonium-Gehalte in der Schwarzenbach-Talsperre

6.7.3 Biomasseentwicklung

Sichttiefe und Chlorophyll-a dienen ebenso wie die Phosphorgehalte zur Bestimmung des Trophiegrades. Starke Biomasseentwicklungen spiegeln sich in hohen Chlorophyllwerten wieder und durch die Algentrübe ergeben sich geringe Sichttiefenwerte.

Der Trophiekennwert für Chlorophyll-a erreichte in der Schwarzenbach-Talsperre 2008 einen Wert von 22,85 µg/l (vgl. Tabelle 6.6) und zeigte damit einen Trophiestatus von eutroph 2, also eine hohe Nährstoffbelastung an. Die Sichttiefe spiegelte mit einem Trophiekennwert von 1,83 m einen geringeren Trophiestatus im Bereich von eutroph 1 wieder.

Tabelle 6.6: Chlorophyll-a Gehalte und Sichttiefen in der Schwarzenbach-Talsperre 2008

Parameter	Ort	Tiefe [m]	19.2.08	18.3.08	22.4.08	19.5.08	17.6.08	29.7.08	19.8.08	16.9.08	21.10.08	18.11.08	15.12.08
Chlorophyll-a [µg/l]	See- mitte	0	1,174	0,931	3,543	8,356	65,184	82,361	21,45	8,51	2,647	0,538	0,278
		2,5	1,289	0,856	3,008	4,211	51,42	38,8	10,4	8,667	1,265	0,388	0,231
		5	1,22	0,856	2,696	1,448	11,531	21,07	3,651	5,621	1,036	0,324	0,093
		10	0,322	0,78	1,716	0,535	5,245	6,432	2,185	2,575	0,85	0,185	0,139
		15	0,115	0,705	1,27	0,188	3,631	3,439	2,096	1,326	0,682	0,216	0,139
		20	0,092	0,73	0,914	0,282	1,077	0,612	1,63	1,189	0,512	0,216	0,185
		30	0,115	0,352	0,468	0,464	0,464	0,341	1,693	1,106	0,335	0,21	0,185
		1 ü.Gr.	0,434	0,252	0,267						0,385	0,322	0,046
Trophiekennwert *			22,85 (= eutroph 2)										
Sichttiefe [m]	Seemitte		3,6	2,75	2,75	3,4	1	0,5	1,2	2,8	2	2,8	3
	Staumauer		3,6	2,8	3	3,8	1	0,5	1,3	2,8	2	3	3
Trophiekennwert **			1,83 (= eutroph 1)										

* arithmetisches Mittel aller Messungen im Epilimnion (1-5m) zwischen Mai und September
 ** arithmetisches Mittel aller Messungen zwischen Mai und September

Ab Mai 2008 kam es zu einem Anstieg der Chlorophyll-a Werte in der oberflächennahen Wasserschicht mit einem Maximum im Juli und einem anschließenden raschen Rückgang im August und September (vgl. Abbildung 6.13).

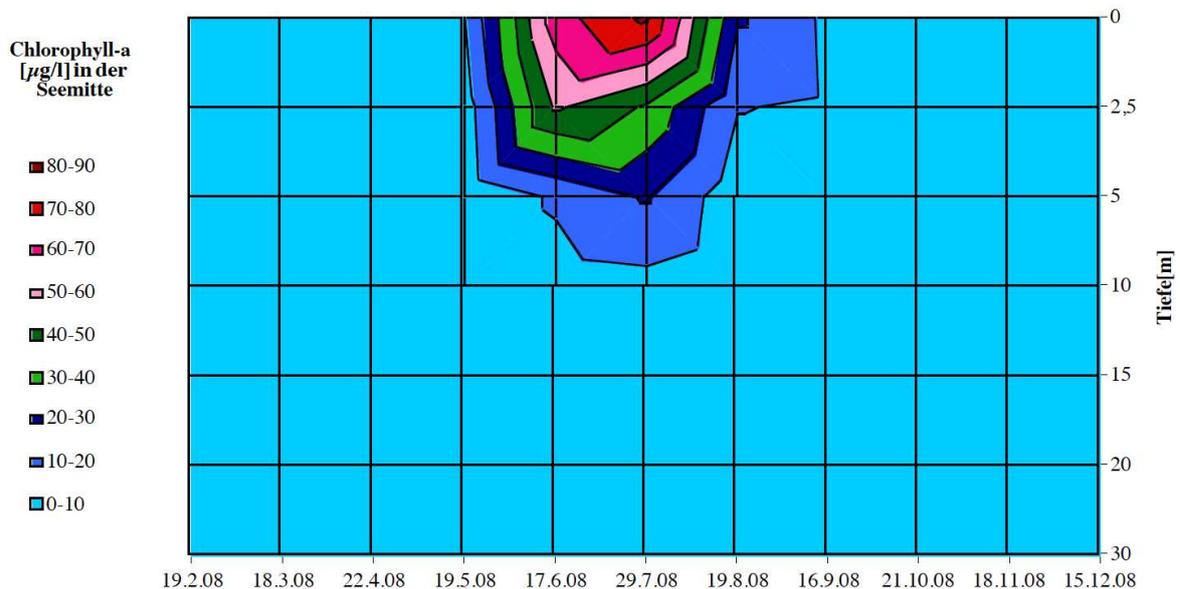


Abbildung 6.13: Jahresverlauf der Chlorophyll-a Werte in der Schwarzenbach-Talsperre 2008

Die Sichttiefenwerte entsprachen in umgekehrter Abfolge dieser Entwicklung und gingen im Juni, Juli und August deutlich zurück, um ab September wiederum auf vergleichsweise hohe Werte anzusteigen (vgl. Abbildung 6.14).

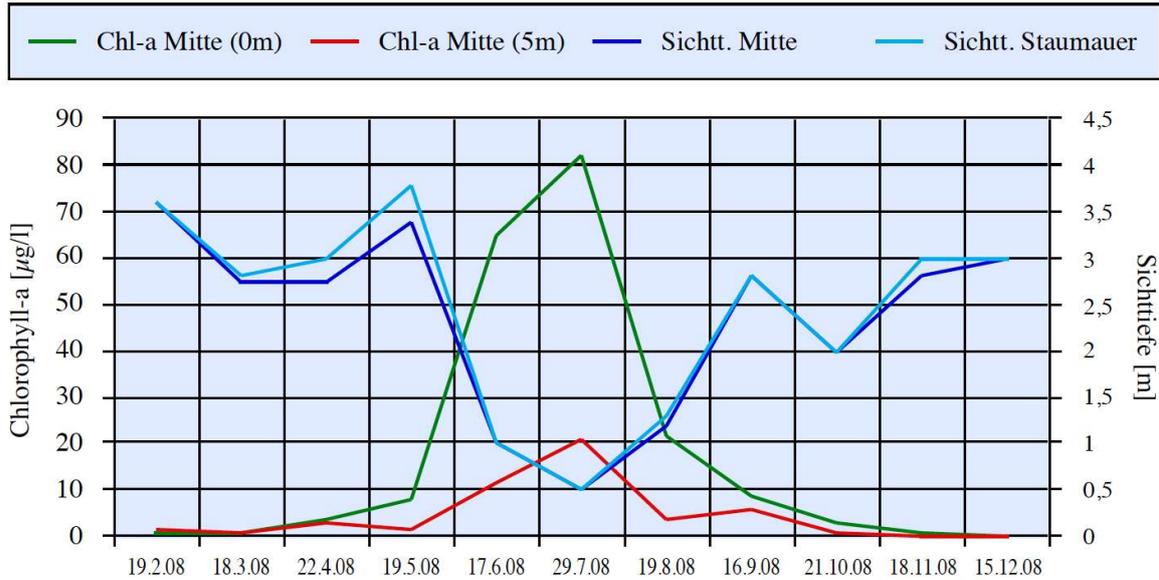


Abbildung 6.14: Chlorophyll-a und Sichttiefe in der Schwarzenbach-Talsperre 2008

Nachdem bereits im August 1964 und im August 1970 ein starkes, nicht näher spezifiziertes Algenwachstum in der Schwarzenbach-Talsperre festgestellt wurde (Aufzeichnungen im Betriebstagebuch der Schwarzenbach-Talsperre), kam es ab 2002 alljährlich zu Cyanobakterienblüten.

Die Zeiträume mit Cyanobakterienentwicklungen sind in Abbildung 6.15 dargestellt. Die Daten wurden von der EnBW erhoben.

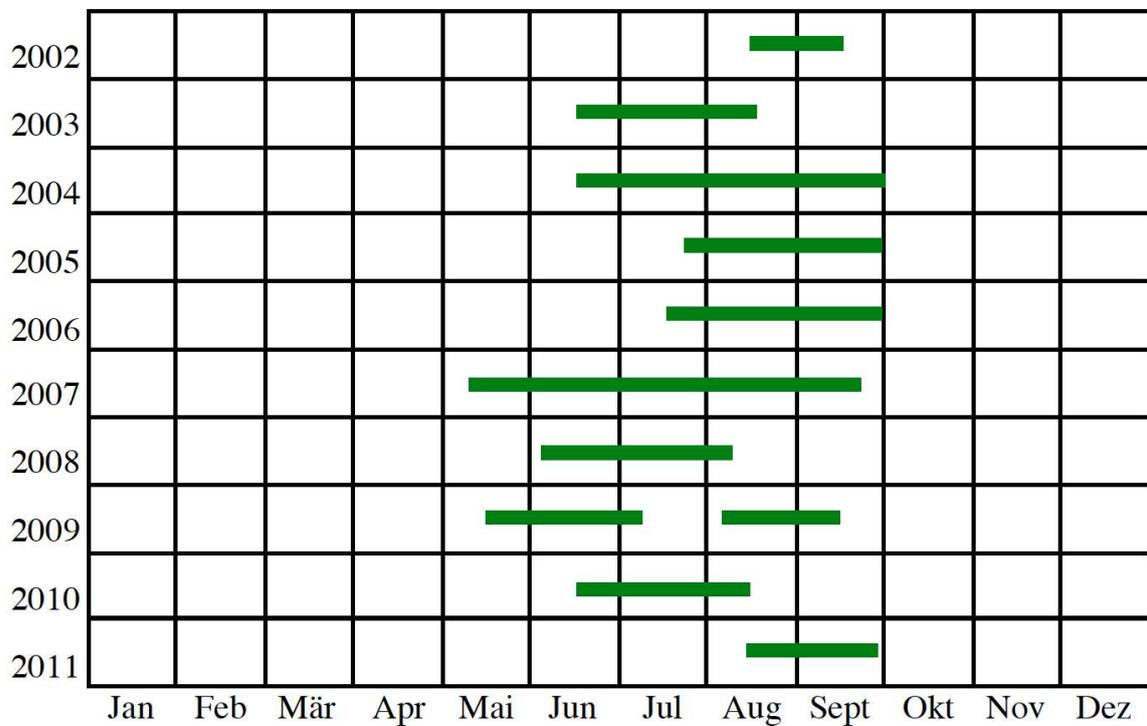


Abbildung 6.15: Cyanobakterienvorkommen in der Schwarzenbach-Talsperre 2002 bis 2011 (Daten EnBW)

Die vom Institut für Seenforschung in Langenargen im Jahr 2015 erhobenen Daten zeigen, dass es in diesem Jahr im Untersuchungsgewässer zu keinen Cyanobakterienmassenentwicklungen kam (vgl. Tabelle 6.7). Der vom UBA (2015) als Vorwarnstufe für die Cyanobakterienbiomasse festgelegte Wert von 1 mm³/L wurde an keinem der Untersuchungstermine auch nur annähernd erreicht.

Tabelle 6.7: Algen und Cyanobakterien in der Schwarzenbach-Talsperre 2015

DATUM	Chloro- phyten	Bacillario- phyceae	Crypto- phyceae	Cyanobac- teria	Dinophy- ceae	Chryso- phyceae	Eugleno- phyceae	Gesamtbi- omasse	Chloro- phylla
Datum	mm ³ /L	mm ³ /L	mm ³ /L	mm ³ /L	mm ³ /L	mm ³ /L	mm ³ /L	mm ³ /L	µg/L
23.03.15	0,0499	0,0033	0,0674	0,0002	0,0007			0,1215	1,621
20.04.15	0,0055	0,0074	0,1381			0,0013		0,1523	1,896
18.05.15	0,0062	0,0008	0,0201		0,0009	0,0456		0,0735	0,931
22.06.15	0,2803	0,0477	0,1448	0,1157	0,0483	0,0051		0,6418	6,063
20.07.15	0,0162	0,0001	0,0271	0,0128	0,0269			0,0831	0,69
24.08.15	0,1048	0,0001	0,0747	0,0855	0,0052			0,2703	2,553
21.09.15	0,1595	0,0029	0,0198	0,2405	0,0174	0,0011		0,4412	2,916
19.10.15	0,0181		0,0127	0,0162		0,0003	0,0037	0,0511	0,75
16.11.15	0,0091	0,0026	0,0352	0,0067		0,0007	0,0029	0,0573	0,802

Bei starken Belastungen mit Cyanobakterien wirken zumeist mehrere Faktoren ursächlich zusammen:

- Physikalisch-klimatische Effekte, die zur Havarie und Aufkonzentration der Cyanobakterien in einzelnen Seebereichen führen.
- Hohe Nährstoffverfügbarkeit und weitere Co-Faktoren, die eine Dominanz potentiell toxinbildender Cyanobakterien sowie ihrer toxinbildenden Stämme (Genotypen) fördern.

Cyanobakterien (Blaualgen) verfügen im Unterschied zu Algen über eine Gasvakuole, die ihnen durch Anpassen des Auftriebsvermögens ein Schweben in der für sie jeweils optimalen Wasserschicht ermöglicht. Veränderungen der klimatisch bedingten Wasserturbulenz, insbesondere bei Ablösung einer wechselhaften, windigen Witterungsphase durch eine stabile Hochdrucklage, verursachen häufig ein massenhaftes Aufschwimmen der Cyanobakterien.

An der Wasseroberfläche sterben sie oft wegen der starken Lichteinstrahlung ab und werden zusätzlich durch die Windeinwirkung an die windexponierten Ufer verweht, wo dann erhebliche Konzentrationen erreicht werden (vgl. Abbildung 6.16). Dies gilt insbesondere für Arten der Gattungen *Microcystis*, *Anabaena* und *Nodularia*. Dort besteht demnach ein besonderes Risiko für Badende, mit den aufkonzentrierten Algen und deren Zersetzungsprodukten in Kontakt zu kommen.

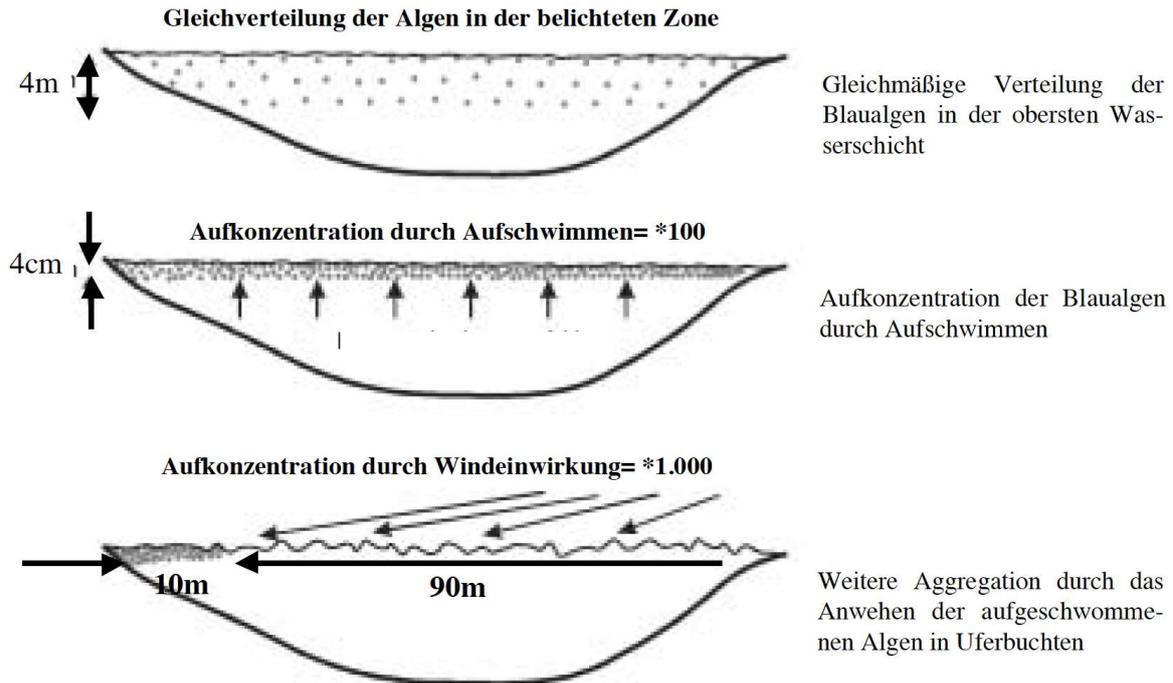


Abbildung 6.16: Aufkonzentration von Cyanobakterien durch Aufschwimmen und Windverwehung (Abb. aus WHO 2003)

Auch benthische Cyanobakterien (z.B. *Oscillatoria*), die sich in relativ klaren Gewässern am Gewässerboden entwickeln können, schwimmen nach intensiver Sonneneinstrahlung und durch den Auftrieb des selbst gebildeten Sauerstoffs auf und werden als Algenplaggen an Land getrieben. In Abhängigkeit der Windrichtung verdriften die Cyanobakterienaufrahmungen in die windexponierten Uferbereiche. Hier kann es dann zu einer erheblichen Aufkonzentration der Cyanobakterien und durch deren Mineralisierung auch von Algentoxinen kommen.

Grundvoraussetzung für Massenentwicklungen von Cyanobakterien und Algen ist ein hohes, gerade bei Cyanobakterien aber oft auch schon ein mäßiges Nährstoffangebot, wobei Phosphor die mit Abstand wichtigste Nährstoffquelle darstellt. Ab einer Konzentration von 0,025 bis 0,05 mg/l Pgesamt muss in Stillgewässern mit erhöhten Mengen an Cyanobakterien gerechnet werden (UBA 2015). Weitere Nährstoffquellen sind Ammonium und Nitrat. Beide Stoffe werden auch von denjenigen Cyanobakterien als Nährstoffe genutzt, die nicht zur Stickstoff-(N₂)-Fixierung in der Lage sind.

Toxine wie z.B. das Microcystin scheinen insbesondere dann gebildet zu werden, wenn sich im Wasser unter starker Sonneneinstrahlung Oxidantien wie Wasserstoffperoxid bilden, die sich negativ auf das Zellwachstum auswirken. Dies geschieht insbesondere in Wasserkörpern mit hohen Gehalten an organischem Kohlenstoff (TOC), da der Kohlenstoff die Wasserstoffperoxidbildung ermöglicht.

TOC Anreicherungen im Wasser sind selbst häufig wiederum die Folge von Algenmassenentwicklungen, da Algen wie auch Cyanobakterien TOC bilden, der ausgeschieden oder durch Mineralisierung der Algen/Cyanobakterien freigesetzt wird. So begünstigt eine vorangegangene TOC Anreicherung durch Algenmassenentwicklungen das Aufkommen toxischer Cyanobakterienstämme und toxinbildender Cyanobakterienarten (Paerl & Otten 2013; Zillges et al. 2011, Dziallas & Grossart 2011).

Auch höhere Wassertemperaturen scheinen das Aufkommen toxinbildender Stämme und toxinbildender Cyanobakterienarten zu fördern (Dziallas & Grossart 2011). Generell haben Cyanobakterien bei Wassertemperaturen über 25 °C gegenüber Algen einen weiteren Wachstumsvorteil (Paerl et al. 2011).

6.8 Zusammenfassende Bewertung des Gütezustandes

Während die Messungen für den Temperatur- und Sauerstoffhaushalt, aber auch die Phosphorgehalte deutlich günstige Werte ausweisen, zeigen sich Defizite in Bezug auf die Parameter, die auf die Biomasseentwicklung verweisen (vgl. Tabelle 6.8). Trotz des moderaten Nährstoffangebotes kommt es zu starken Entwicklungen von Algen und Cyanobakterien.

Tabelle 6.8: Defizite der Schwarzenbach-Talsperre

	Orientierungswerte ¹⁾	Defizite
Wassertemperatur	max. 28 °C	Keine
O ₂ -freie Schicht ü. Gr.	≤ 30 %	Keine
Gesamt-Phosphor	≤ 0,025 mg/l	Episodisch (2008). Derzeit keine Defizite
Sichttiefe	≥ 2,8 m	Im Mittel unproblematisch, zeitweilig aber starker Rückgang auf Werte von 0,5 m
Chlorophyll-a	≤ 9,6 µg/l	Mittelwerte im Grenzbereich, zeitweise massive Anstiege insbesondere 2008
Cyanobakterien (als Chl-a µg/L oder als Biovolumen in mm ³ /L]	≤ 5 Chl-a µg/L (=≤ 1 mm ³ /L) für sehr hochwertige Wasserqualität	Jährlich regelmäßig wiederkehrende Massenentwicklungen, die 2015 allerdings nicht mehr auftraten.

¹⁾Zur Herleitung vgl. Kapitel 3

Die ökologischen Beeinträchtigungen, die sich trotz der vergleichsweise geringen Phosphorbelastung ergeben, verweisen auf die Wirksamkeit weiterer Einflussfaktoren, die das Algen- und Cyanobakterienaufkommen fördern, wie:

- Niedrige Nitratgehalte

Die Entwicklung von Cyanobakterien (Blaualgen) wird durch geringe Nitratgehalte im Wasser gefördert, da einige Arten anders als Algen auch Stickstoff aus der Atmosphäre assimilieren können und so einen Wachstumsvorteil erringen.

- Geringes Pufferungsvermögen

Infolge des silikatischen Charakters der Zuflüsse (vgl. Kapitel 5.3.1) ergeben sich sehr geringe Kalk- und Hydrogencarbonatgehalte im Wasser der Schwarzenbach-Talsperre. Dadurch ist das Pufferungsvermögen gegenüber Phosphoreinträgen nur sehr schwach ausgeprägt und es kommt schon bei vergleichsweise niedrigen externen Belastungswerten zu Wachstumsschüben von Algen und Cyanobakterien.

- Ständige Nährstoffnachlieferung

Durch die Anbindung an Oberflächenzuflüsse gelangt ständig im Wasser gelöster, unmittelbar verfügbarer Phosphor in die Schwarzenbach-Talsperre und ersetzt umgehend den verbrauchten, in Biomasse inkorporierten Phosphor.

- Instabilität in der durchlichteten Wasserschicht

Möglicherweise wird das Cyanobakterienwachstum auch durch vermehrte Wasserbewegungen in der oberflächennahen, durchlichteten Wasserschicht unterstützt, die zu einer Instabilität in dieser trophogenen Zone führen, aber zu schwach sind, um die Cyanobakterien in tiefere, für das Algenwachstum unzureichend belichtete Wasserschichten zu verfrachten. Erst dies würde das Cyanobakterienwachstum infolge der eintretenden Lichtlimitierung hemmen. Die Instabilität eines durchlichteten Lebensraums können viele der Cyanobakterien aber ausgleichen, da sie über eine Gasvakuole verfügen, die ihnen durch Anpassen des Auftriebsvermögens ein Schweben in der für sie jeweils optimalen Wassertiefe ermöglicht.

7 Prüfung und aufgabenspezifische Anpassung des Prognosemodells und der Inputdaten (Sensitivitätsanalyse)

Die Genauigkeit der im Modell berechneten Voraussagen wird wesentlich von der Anpassung der Modellläufe und Inputdaten auf den jeweiligen Einzelfall bestimmt. Diese Anpassung erfolgt durch den Vergleich der mit den Kenngrößen für 2008 und 2015 ermittelten Simulationswerten mit den entsprechenden Messwerten, die in Kapitel 6 dargestellt sind.

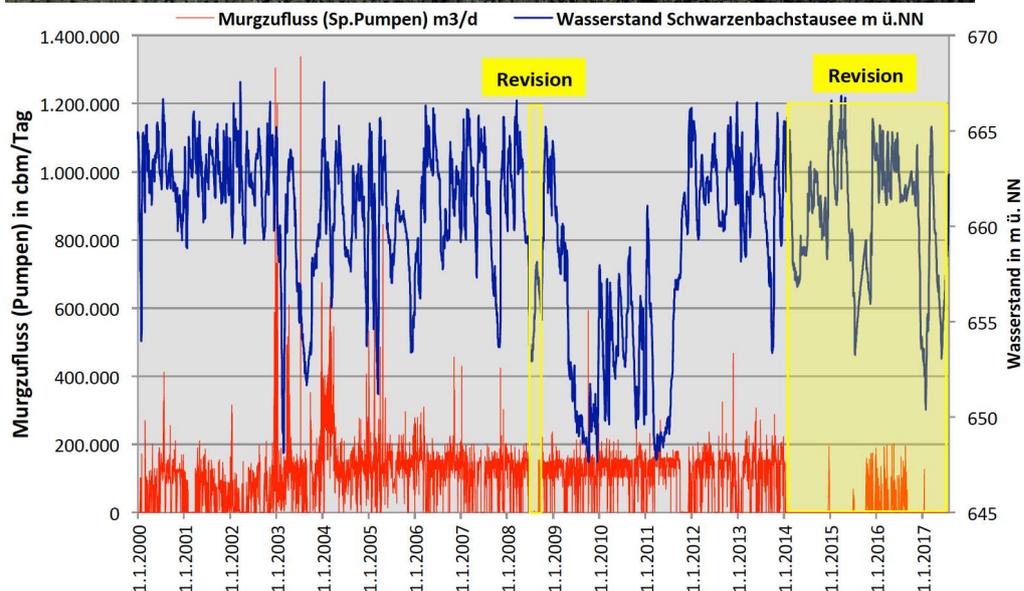


Abbildung 7.1: Betriebsphasen und Wasserstände in der Schwarzenbach-Talsperre (Foto: K.-J. Boos)

Im Rahmen dieses Vorgehens können auch die Auswirkungen unterschiedlicher Randbedingungen, die variierende Belastungsgrößen verursachen, erarbeitet und in die anschlie-

ßende Prognose eingebracht werden. Gerade unter diesem Aspekt sind die Bezugszeiträume 2008 und 2015 als besonders aussagekräftig anzusehen, da bei zeitweise ausgesetztem Betrieb (Revisionsphase) starke Wasserspiegelschwankungen auftraten (vgl. Abbildung 7.1). Dies ermöglicht eine bessere Beurteilung der betriebsbedingten und wasserstandsabhängigen Auswirkungen auf den Gütezustand des Gewässers.

7.1 Inputdaten

Zum Antrieb des Simulationsmodells dienen neben den morphologischen Kenngrößen der Talsperre meteorologische und hydraulische Daten.

7.1.1 Meteorologische Kennwerte

Für die Simulationsläufe werden Tageswerte der folgenden meteorologischen Parameter benötigt:

- Globalstrahlung in W/m^2 (G)
- Gesamtbedeckung in Achteln (B)
- Windgeschwindigkeit in m/s (W)
- Lufttemperatur in $^{\circ}C$ (T)
- Relative Luftfeuchte in % (F)
- Niederschlagshöhe in mm (N)

Die Bereitstellung des erforderlichen Datenmaterials erfordert den Rückgriff auf mehrere Wetterstationen (vgl. Tabelle 7.1), da nicht von allen der im weiteren Untersuchungsraum liegenden Wetterstationen ausreichend lange Wetteraufzeichnungen bzw. alle notwendigen meteorologischen Parameter zur Verfügung standen.

Tabelle 7.1: Wetterstationen im Planungsraum und seinem Umfeld

Station	Betreiber	Parameter	Abgeleitete Parameter	Höhe [m ü.NN]	Rechtswert	Hochwert	Zeitraum	
							Anfang	Ende
1. Freudenstadt	DWD	B,W,T,F,N	Globastr. aus Sonnenscheindauer	796,5	48.4537	8.4091	1.1.2000	2017
2. Baden-Baden	LUBW	G	/	148	48.7731	8.2202	00 bis 09	12 bis 17
3. Gärtringen	LUBW	G	/	466	48.6456	8.9044	1.1.2007	2017
4. Kälbelescheuer	LUBW	G	/	902	47.81	7.7645	1.1.2011	2017
5. Schwarzenbachtalsperre	EnBW	G,W,T,F,N	/	674	48.6546	8.3295	2014	2017

Die Windgeschwindigkeiten werden in einer Höhe von 10 m über dem Erdboden erfasst, die Aufstellhöhe der Sensoren für die übrigen Parameter beträgt 2 m. Zur Erfassung der Globalstrahlung erfolgt die Exposition frei von Hindernissen, um Horizont einschränkungen

(Abschattung) zu vermeiden. Abschattungseffekte durch Horizonteinschränkungen können allerdings in Tallagen ein durchaus relevantes Ausmaß annehmen und sie treten auch im Bereich der Schwarzenbach-Talsperre auf, wie Abbildung 7.2 zeigt. Dies macht eine entsprechende Anpassung der Messwerte erforderlich.

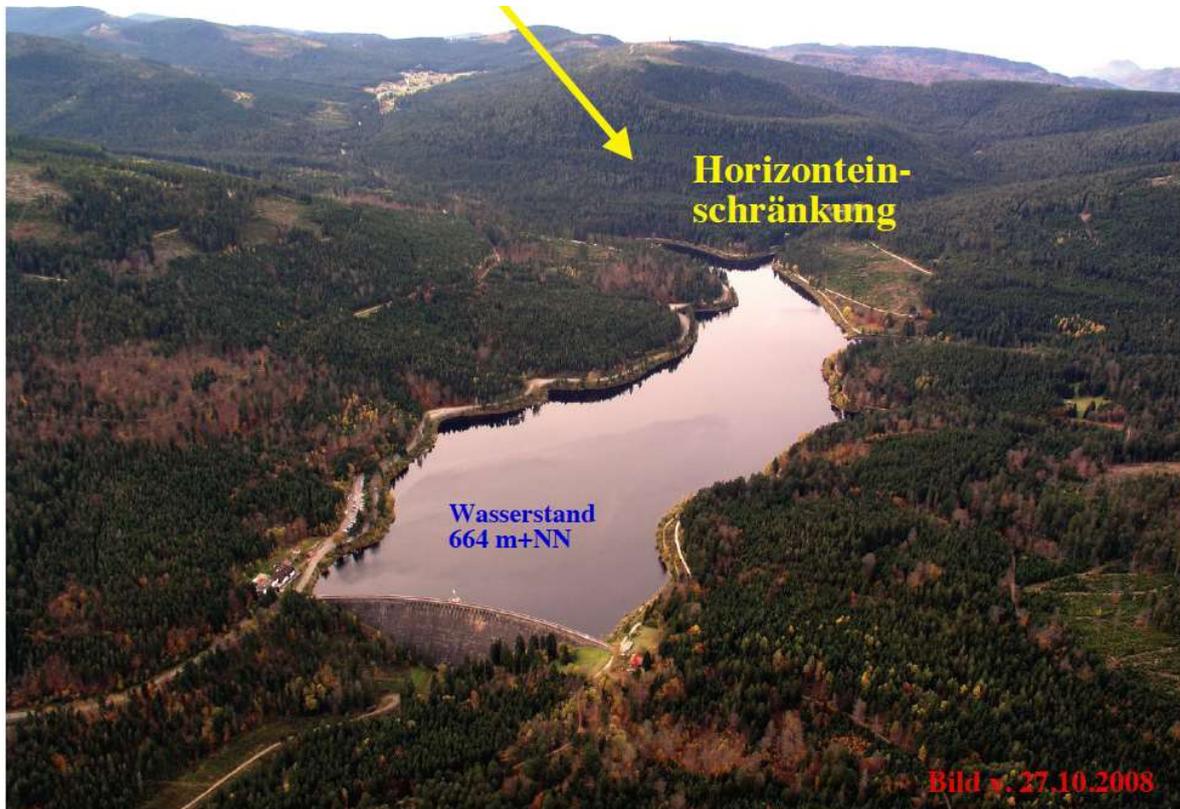


Abbildung 7.2: Abschattung der Wasseroberfläche durch Horizonteinschränkung (Foto: K.-J. Boos)

Abschattungseffekte durch Horizonteinschränkung treten ein, wenn Erhebungen in Richtung des Sonnenazimuts größer sind als der Sonnenhöhenwinkel. Unter diesen Bedingungen besteht die Globalstrahlung nur noch aus diffuser Strahlung, die sich aus den folgenden Anteilen zusammensetzt:

- isotroper Anteil
- anisotroper Anteil
- von der Erdoberfläche reflektierter Anteil der Globalstrahlung
- von der Horizonteinschränkung reflektierter Anteil der Globalstrahlung

Für die Mitte der Schwarzenbach-Talsperre ergibt sich nach den Formeln der VDI-Richtlinie 3789 Blatt 2 die in Abbildung 7.3 dargestellte standortspezifische Korrektur der Globalstrahlungswerte.

Am stärksten wirkt sich die Horizonteinschränkung bei vollständiger Sonneneinstrahlung während der Nachmittagsstunden (18 Uhr wahre Ortszeit) aus, während in den Mittagsstunden, bei Sonnenhöchststand, keine Minderung der Globalstrahlung durch Horizonteinschränkung erfolgt. Bei bedecktem Himmel ergeben sich durch Horizonteinschränkungen für direkte Sonneneinstrahlung naturgemäß nur noch schwache Verringerungen der Glo-

balstrahlung. Bis auf die frühen Morgen- und späten Nachmittagsstunden wirkt sich die Abschattung durch die Tallage nur sehr geringfügig aus.

Die Abnahme der Globalstrahlungswerte beträgt über das gesamte Jahr betrachtet ca. 3%, erreicht also ein insgesamt nur sehr geringes Ausmaß.

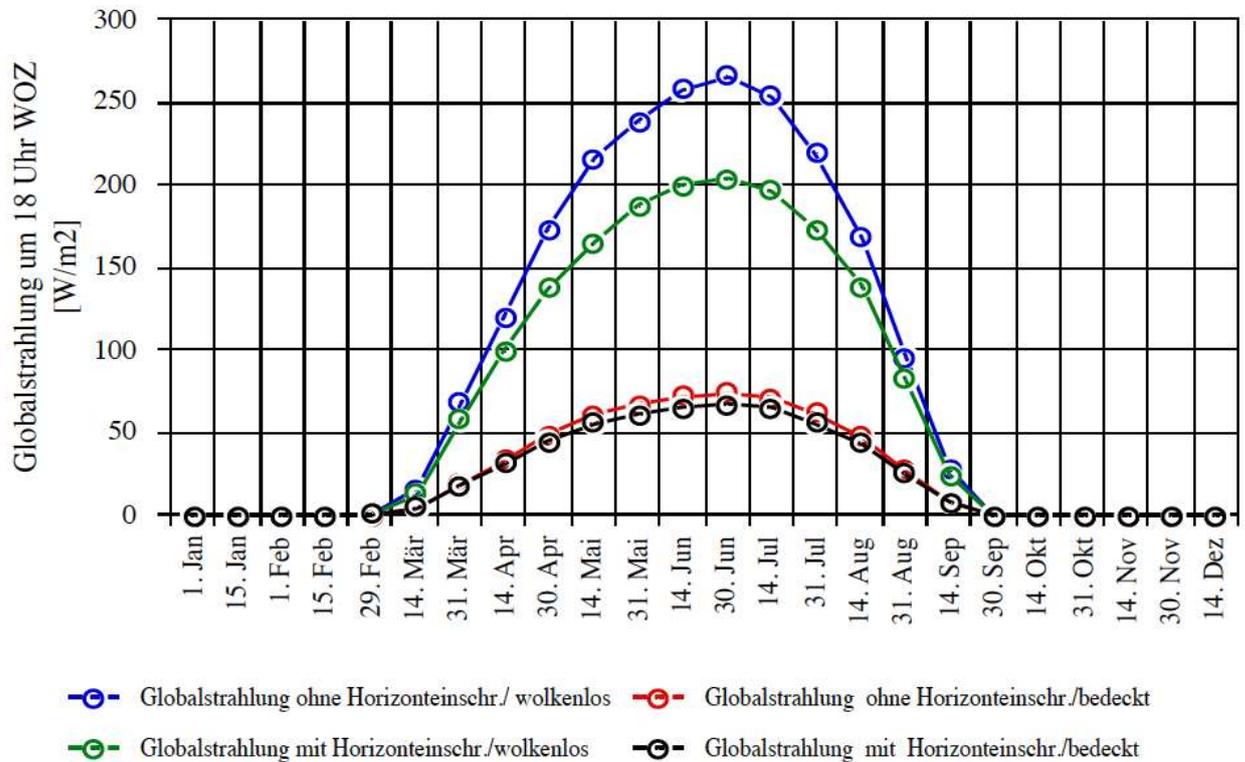


Abbildung 7.3: Globalstrahlung in Abhängigkeit von Abschattung und Bewölkungsgrad

Messwerte für sämtliche Untersuchungsparameter liegen über einen längeren Zeitraum nur von der DWD-Wetterstation Freudenstadt vor. Mittels einer einfachen linearen Regression wurde daher geprüft, in welchem Ausmaß diese Messwerte mit den Werten korrelieren, die an der Staustufe erhoben wurden, und ob durch eine standortspezifische Anpassung der Werte aus Freudenstadt Datenlücken der Messungen an der Staustufe ergänzt werden können. (vgl. Tabelle 7.2 und Abbildung 7.4).

Bezüglich der Temperatur ergibt sich zwischen der DWD Station Freudenstadt und der Wetterstation an der Staustufe eine sehr gute Übereinstimmung (hohe Anpassungsgüte). Insgesamt sind die Temperaturen im Bereich der Staustufe im Winter etwas höher und im Sommer etwas niedriger als an der Wetterstation Freudenstadt.

Auch für die Globalstrahlung, deren Messwerte an der Talsperre leicht höher ausfallen als in Freudenstadt, besteht eine hohe Modellanpassung. Für die relative Feuchte hingegen, deren Messwerte an der Talsperre deutlich höher sind, und noch mehr für die Windgeschwindigkeit, die an der Talsperre mit deutlich niedrigeren Werten gemessen wird, sind die Bestimmtheitsmaße geringer.

Tabelle 7.2: Regressionsanalyse mit Datenmaterial der Stationen Freudenstadt und Schwarzenbach-Talsperre

Parameter	Formel	R ² *	X-Wert (unabhängige Variable)	Beschreibung
Temperatur [°C]	Y=0,9345*X + 0,545	0,970	Temperatur DWD Station Freudenstadt	Die an der Wetterstation (WS) Talsperre gemessenen Temperaturen sind im Winter höher und im Sommer geringer als die an der DWD-Station.
Globalstrahlung [W/m ²]	Y=1,0635*X - 0,558	0,797	Globalstrahlung DWD Station Freudenstadt	Die an der WS Talsperre gemessenen Globalstrahlungswerte sind etwas höher als an der DWD-Station Freudenstadt.
Relative Feuchte [%]	Y=0,6651*X+32,822	0,733	Relative Feuchte DWD Station Freudenstadt	Die an der WS Talsperre gemessenen Werte für die relative Feuchte sind deutlich höher als die an der DWD-Station Freudenstadt ermittelten Werte.
Windgeschwindigkeit [m/s]	Y=0,2938*X-0,3913	0,350	Windgeschwindigkeit DWD Station Freudenstadt	Die an der WS Talsperre gemessenen Werte für die Windgeschwindigkeit sind deutlich geringer als die an der DWD-Station Freudenstadt ermittelten Werte. Allerdings ist das Bestimmtheitsmaß mit R ² = 0,35 relativ gering, so dass für Wind und Niederschlag keine Umrechnungen vorgenommen werden.

* Bestimmtheitsmaß, Maß für die Güte der Übereinstimmung

In der Tabelle 7.2 sind die Formeln angegeben, mit denen die Messwerte der Station Freudenstadt auf das Untersuchungsgebiet angepasst werden können.

Umrechnungen erfolgen nur für jene Parameter, bei denen das Bestimmtheitsmaß (R²) einen Wert von >>0,75 annimmt, also mindestens 75% der Varianz durch das Modell erklärt werden.

Folglich werden nur für die Globalstrahlung und die Temperatur Anpassungen vorgenommen. Für die beiden übrigen Parameter (relative Feuchte und Windgeschwindigkeit) kommen die unveränderten Daten der Station Freudenstadt zur Verwendung.

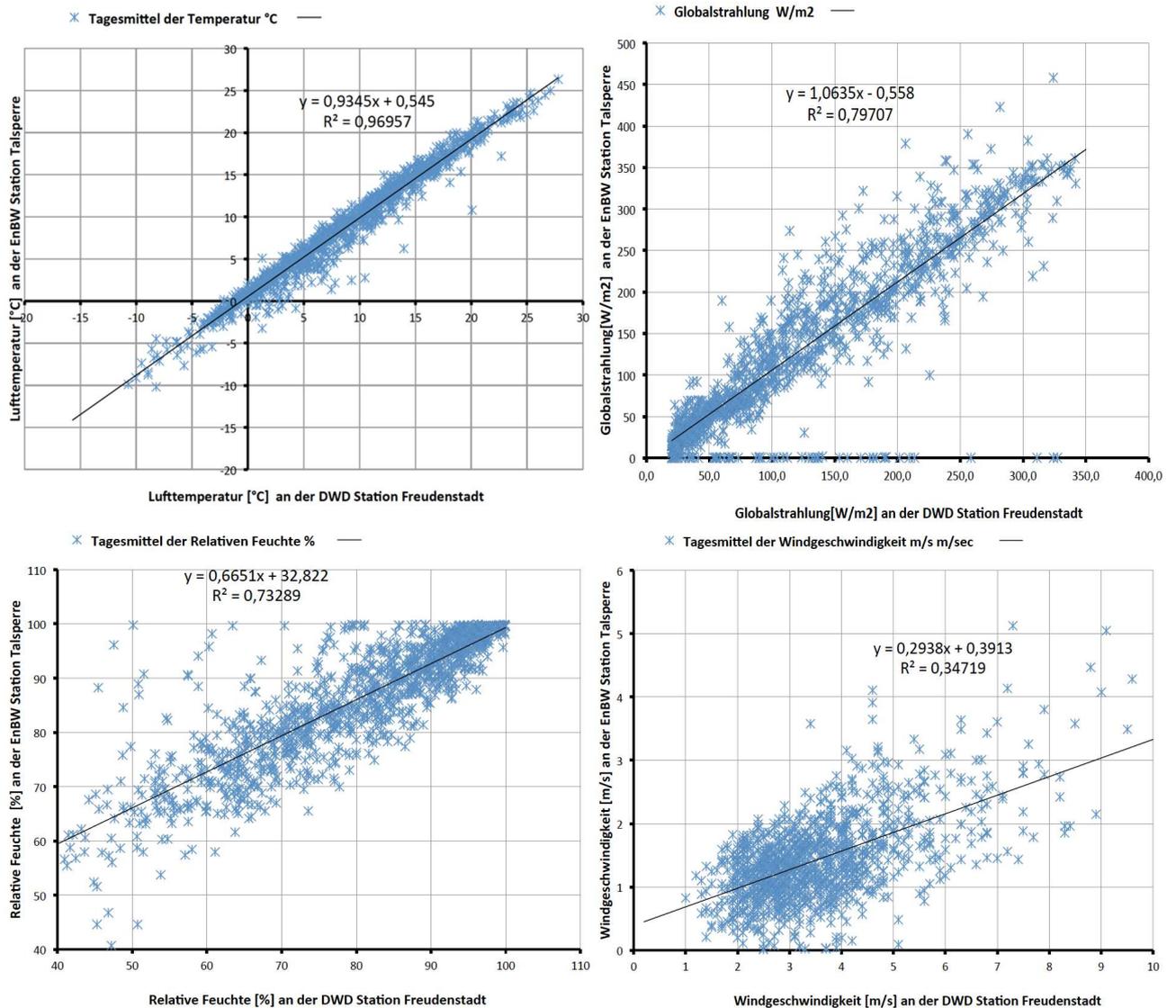


Abbildung 7.4: Regressionsanalyse mit Daten aus Freudenstadt und von der Schwarzenbach-Talsperre

7.1.2 Zuflussmengen

Die Wasserversorgung der Schwarzenbach-Talsperre erfolgt durch Zuflüsse von Oberflächenwasser, wobei die folgenden Wasserkörper und Zeiträume zu unterschieden sind:

Tabelle 7.3: Zuflussmengen von Oberflächenwasser in die Schwarzenbach-Talsperre

Wasserkörper	Ø Jahreszufluss 2000-2013 [m ³ /J]	Zuflussanteil [%]
Schwarzenbach	23.279.395	20,34%
Seebach	6.584.463	5,75%
Raumünzsch-Überleitung	42.043.115	36,73%
SP Pumpen (Murgwasser)	42.560.552	37,18%
Zufluss gesamt	114.467.525	100 %

Wasserkörper	Ø Jahreszufluss 2014-2017 [m ³ /J]	Zuflussanteil [%]
Schwarzenbach	18.064.137	29,90%
Seebach	5.852.110	9,90%
Raumünzach-Überleitung	32.273.732	53,00%
SP Pumpen (Murgwasser)	6.903.088	7,20%
Zufluss gesamt	63.093.067	100,0

Die einzelnen Jahreswerte und weitere Angaben finden sich in den Tabellen 6.2. und 6.3. Die Zuflussmengen aller Zuflüsse gehen als Tageswerte in die Modellberechnungen ein. Von Schwarzenbach, Seebach, Raumünzach-Überleitung und SP Pumpen (Murgwasser) liegen entsprechende Messwerte vor, für die Schüttmenge des Quellzuflusses Hotel wurde ein mittlerer Wert von 2 l/s angesetzt. Sonstige Wassereinträge, wie Grundwasser, Quellwasser, Stollenwasser sowie Sicker- und Dränwasser, erreichen vernachlässigbar geringe Größenordnungen und können hier unberücksichtigt bleiben.

7.1.3 Wassertemperatur der Zuflüsse

Neben den Zuflussmengen sind auch die Tageswerte der Temperatur des Zuflusswassers ein entscheidender Parameter im Prognosemodell. Die Wassertemperaturen für die Zuflüsse Schwarzenbach, Seebach, Raumünzach-Überleitung und SP Pumpen (Murgwasser) werden seit dem 7.8.2010 halbtäglich gemessen, so dass Tagesmittelwerte der Hauptzuflüsse für diesen Zeitraum zur Verfügung stehen.

Der Verlauf der Wassertemperaturen der vier Zuflüsse sind der Abbildung 7.5 zu entnehmen, wobei die Wassertemperaturen der Murg aufgrund eines Sensorproblems nur bis August 2015 aufgezeichnet wurden.

Insgesamt weist die Murg eine deutlich höhere Sommertemperatur auf als die übrigen Zuflüsse Seebach, Schwarzenbach und Raumünzach, deren Wassertemperatur im Sommer kaum einmal 14 °C überschreitet.

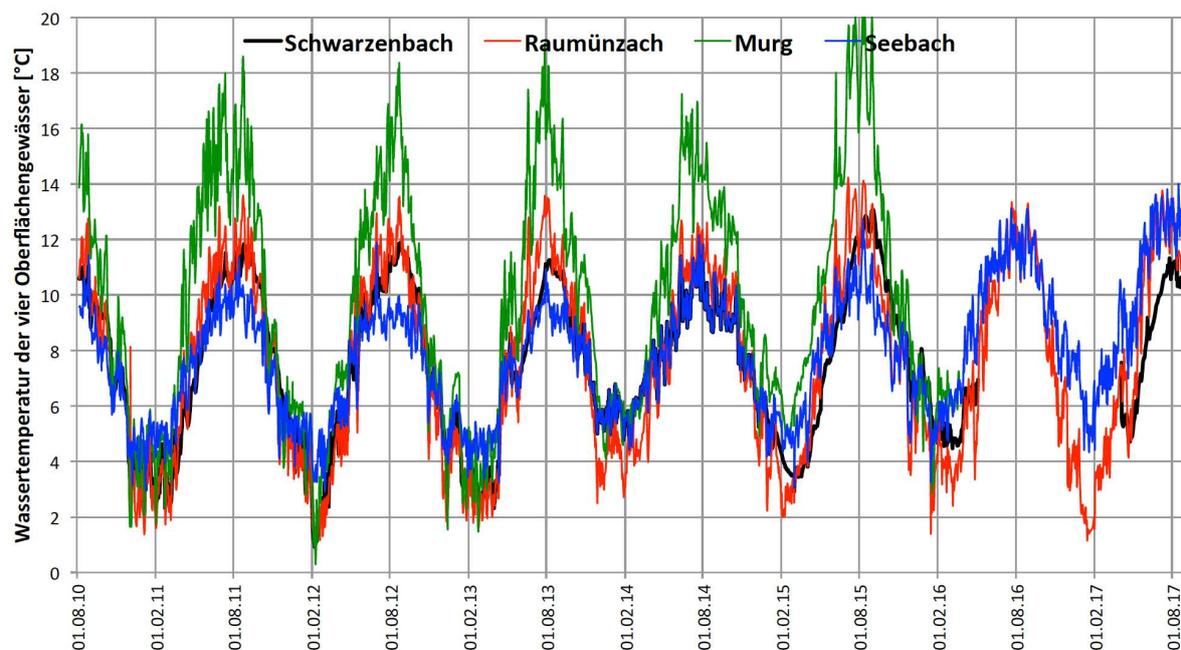


Abbildung 7.5: Tageswerte der Temperatur der maßgeblichen Talsperrenzuflüsse

Da für den Modellantrieb ein Zeitraum von 18 Jahren zugrunde gelegt wird und der Messzeitraum nur 8 Jahre beträgt (2010 bis 2017), müssen die fehlenden Werte (vor dem Stichtag 7.8.2010) rechnerisch hergeleitet werden. Derartige Berechnungen erfolgen zumeist auf der Basis des Mittelwerts der Lufttemperatur der zurückliegenden 7 Tage im Einzugsgebiet - hier repräsentiert durch die Wetterstation Freudenstadt - mittels folgender Formel:

$$TW \text{ Zufluss } [^{\circ}C] = \varnothing T_{7\text{Tage}} \text{ Wetterstation Freudenstadt (1)}$$

TW Zufluss = Temperatur des Zuflusswassers

$\varnothing T_{7\text{Tage}}$ = Tagesmittelwerte der Lufttemperatur im Einzugsgebiet der zurückliegenden 7 Tage

Diese Berechnung ergibt allerdings für alle Zuflüsse identische Wassertemperaturen während des Bezugszeitraums und ist schon deshalb mit erheblichen Ungenauigkeiten behaftet. Daher wurde auf der Basis eines umfangreichen Datenmaterials der kontinuierlichen Temperaturaufzeichnungen der EnBW zwischen 5.8.2010 und 20.8.2017 die Korrelation der Messwerte jedes einzelnen Zulaufs mit den Lufttemperaturwerten an der Station Freudenstadt ermittelt (vgl. Abbildung 7.6 und Abbildung 7.7). Das Bestimmtheitsmaß schwankt dabei zwischen $R^2 = 0,75$ und $R^2 = 0,91$. Mit Hilfe der folgenden Regressionsgleichungen können auf der Grundlage der Lufttemperaturen (7-Tage-Mittelwert) die Tageswerte der Wassertemperatur für die Zuläufe nun gesondert und genauer berechnet werden.

$$TW \text{ Murg } [^{\circ}C] \quad y = 0,6356 * \varnothing T_{7\text{Tage}} + 4,6915 \quad r^2 = 0,89067 \text{ (2a)}$$

$$TW \text{ Raumünzach } [^{\circ}C] \quad y = 0,5132 * \varnothing T_{7\text{Tage}} + 3,2905 \quad r^2 = 0,90811 \text{ (2b)}$$

$$TW \text{ Seebach } [^{\circ}C] \quad y = 0,3093 * \varnothing T_{7\text{Tage}} + 5,3047 \quad r^2 = 0,75918 \text{ (2c)}$$

$$TW \text{ Schwarzenbach } [^{\circ}C] \quad y = 0,3017 * \varnothing T_{7\text{Tage}} + 5,8789 \quad r^2 = 0,78548 \text{ (2d)}$$

$\varnothing T_{7\text{Tage}}$ = Tagesmittelwerte der Lufttemperatur im Einzugsgebiet (Freudenstadt) der zurückliegenden 7 Tage

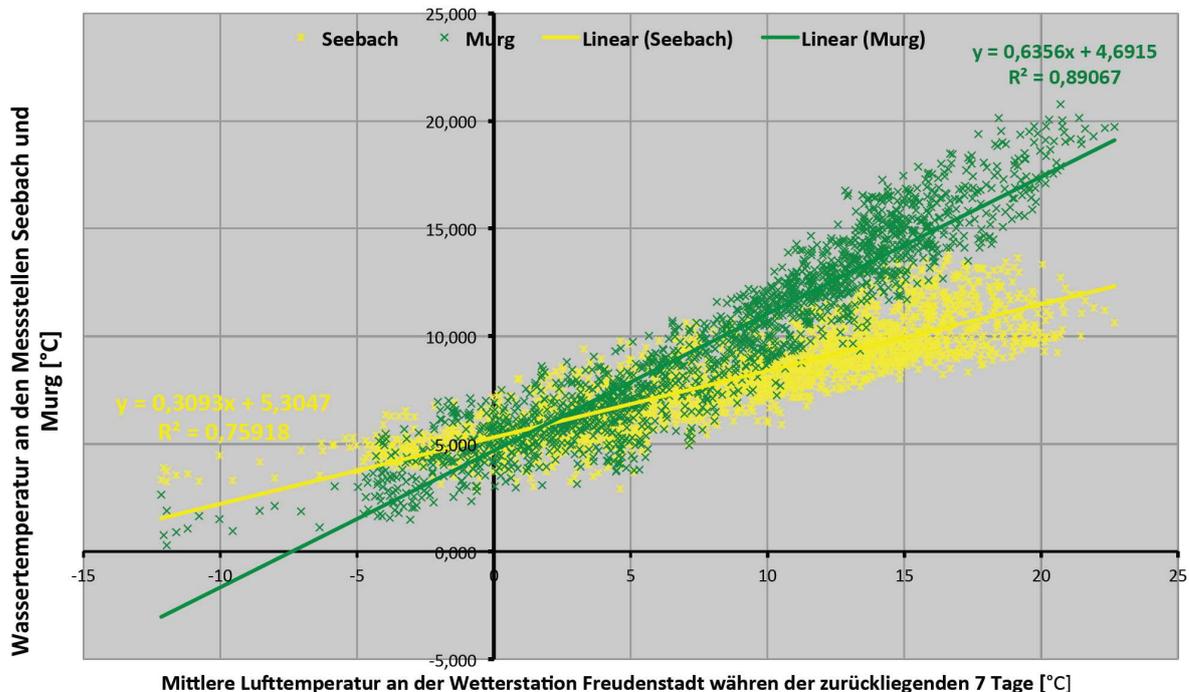


Abbildung 7.6: Korrelation von Lufttemperatur (Freudenstadt) und Wassertemperatur von Murg und Seebach

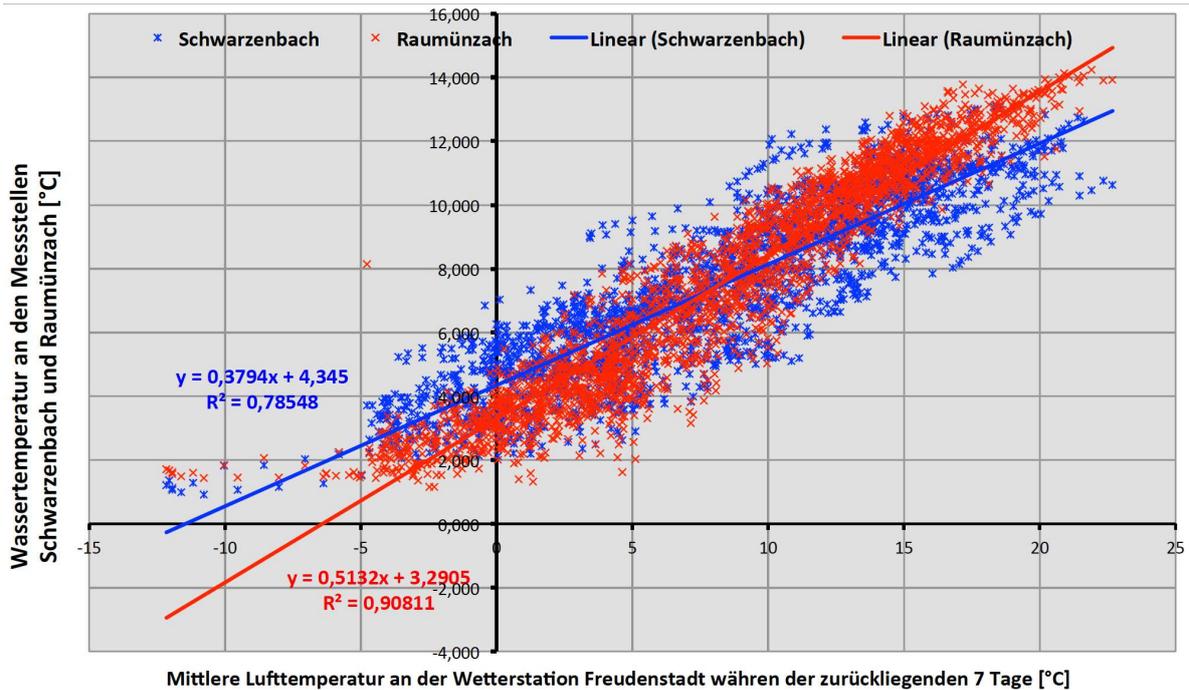


Abbildung 7.7: Korrelation von Lufttemperatur (Freudenstadt) und Wassertemperatur von Schwarzenbach und Raumünzach

7.1.4 Wasserbeschaffenheit der Zuflüsse

7.1.4.1 Mittlere Zuflussbelastung für die Modellreferenzjahre 2000 bis 2017

Als Grundlage für die Inputdaten zur Beschaffenheit des Murgwassers, das in die Talsperre gepumpt wird, lagen Messserien der LUBW, des ISF und des IUS für den Zeitraum von 2008 bis 2016 vor. Die als Modellinput verwendeten Mittelwerte der relevanten Güteparameter sind in der Tabelle 7.4 wiedergegeben. Daten, die vor 2008 erhoben wurden, fanden keine Berücksichtigung.

Tabelle 7.4: Beschaffenheitskennwerte des eingepumpten Murgwassers

Parameter	Dim.	Sommerwert	Anzahl Messungen	Winterwert	Anzahl Messungen
Abfiltrierbare Stoffe	mg/l	5,123	69	2,218	39
Aluminium	mg/l	0,108	12		
Aluminium (filtriert)	mg/l	0,088	12		
Aluminium (partikulär)	mg/l	0,020	12		
Ammonium-N	mg/l	0,021	162	0,010	69
Ammonium-N ber. anhand Ablaufwerten	mg/l	0,020	34	0,003	1
Calcium	mg/l	4,513	100	4,924	33
Chlorid	mg/l	4,163	115	4,550	43
DIC	mg/l	3,7	107	3,4	38
DOC	mg/l	4,5	12		
Eisen	mg/l	0,167	99	0,143	33
Eisen, gesamt ((filtriert)	mg/l	0,058	18	0,056	6
Eisen, gesamt ((partikulär)	mg/l	0,098	18	0,063	6
elektr. Leitfähigkeit	µS/cm	60,485	155	60,082	67
Salinität	psu	0,046	155	0,046	67
Gesamthärte	mmol/l	0,206	8	0,173	4
Gesamtphosphor	mg/l	0,026	162	0,022	72

Sensitivitätsanalyse

Parameter	Dim.	Sommerwert	Anzahl Messungen	Winterwert	Anzahl Messungen
Gesamtphosphor ber. anhand Ablaufwerten	mg/l	0,033	45	0,023	15
Gesamtstickstoff	mg/l	0,451	162	0,664	72
Gesamtstickstoff ber. anhand Ablaufwerten	mg/l	0,049	34	0,033	1
Gesamtstickstoff partikulär	mg/l	0,065	12		
Hydrogenkarbonat	mg/l	18,66	107	17,32	38
Kalium	mg/l	1,144	16	1,022	9
Mangan	mg/l	0,008	8	0,003	5
Mangan, gelöst	mg/l	0,005	8	0,002	5
Natrium	mg/l	3,875	16	3,667	9
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0,382	155	0,615	67
Nitrit-Stickstoff	mg/l	0,004	24	0,004	14
ortho-Phosphat-Phosphor	mg/l	0,011	161	0,013	71
Partikulärer Corg	mg/l	0,76	12		
pH-Wert	/	7,529	24	7,279	14
Phosphor partikulär	mg/l	0,009	14	0,012	6
Sauerstoff	mg/l	9,360	148	12,011	62
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	0,306	107	0,284	38
Silicium	mg/l	2,202	107	2,464	38
Silikat	mg/l	6,013	16	6,620	9
Sulfat	mg/l	6,583	24	5,786	14
TOC	mg/l	5,2	12		

Die Inputdaten für die Wasserbeschaffenheit des Schwarzenbachs, der Raumünzach und des Seebachs, die in natürlichem Gefälle der Schwarzenbach-Talsperre zufließen, beruhen auf monatlichen Messungen im Jahr 2008 und 9 Messungen im Jahr 2015 durch das ISF, wobei 2015 die Zuflussbeschaffenheit des Seebachs nicht erhoben wurde. Die verwendeten Mittelwerte für das Sommer- und Winterhalbjahr sind in Tabelle 7.5 wiedergegeben. Dabei wurde zwischen den 2008 und 2015 durchgeführten Erhebungen unterschieden, da sich bei manchen der Parameter deutliche Werteveränderungen ergeben haben.

Tabelle 7.5: Beschaffenheitskennwerte der natürlichen Zuflüsse

Parameter	Dim.	Schwarzenbach			Seebach			Raumünzach		
		Sommer	Winter	gesamt	Sommer	Winter	gesamt	Sommer	Winter	gesamt
Ammonium-N	mg/l	0,039	0,03	0,03	0,007	0,008	0,015	0,022	0,029	0,025
Calcium	mg/l	10,8	3,0	8,4	3,6	2,7	3,3	9,2	2,5	7,2
Chlorid	mg/l	3,9	3,9	3,9	1,1	1,2	1,1	2,2	2,0	2,1
Eisen	mg/l	0,105	0,138	0,116	0,134	0,109	0,127	0,115	0,115	0,115
Eisen gelöst	mg/l	0,071	0,077	0,073	0,091	0,079	0,087	0,082	0,076	0,080
elektr. Leitfähigkeit	µS/cm	40,3	38,3	39,6	27,9	28,6	28,1	28,8	28,0	28,5
Salinität	psu	0,031	0,029	0,03	0,021	0,022	0,021	0,022	0,021	0,021
gel.-Mn	mg/l	0,010	0,010	0,010	0,012	0,008	0,011	0,008	0,010	0,009
gel.-P	mg/l	0,014	0,011	0,013	0,009	0,009	0,009	0,012	0,010	0,011
gesamt-P partikulär	mg/l	0,006	0,009	0,007	0,008	0,005	0,007	0,006	0,007	0,007
Gesamtphosphor	mg/l	0,018	0,020	0,020	0,013	0,014	0,014	0,018	0,017	0,018
Gesamtstickstoff	mg/l	0,451	0,494	0,466	0,363	0,473	0,396	0,391	0,446	0,409
Kalium	mg/l	1,030	0,929	1,000	0,858	0,953	0,884	0,895	0,822	0,873
Magnesium	mg/l	2,444	0,941	1,986	0,936	0,902	0,927	2,162	0,821	1,754
Mangan	mg/l	0,013	0,014	0,013	0,018	0,009	0,018	0,010	0,012	0,011
Mangan, gelöst	mg/l	0,011		0,011	0,012		0,012	0,006		0,006
Natrium	mg/l	2,7	2,5	2,7	0,7	0,8	0,7	1,5	1,3	1,5
Nitrat-Stickstoff	mg/l	0,4	0,5	0,4	0,345	0,462	0,380	0,385	0,435	0,401
Nitrit-Stickstoff	mg/l	0,001	0,002	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,005	0,002

Parameter	Dim.	Schwarzenbach			Seebach			Raumünzach		
		Sommer	Winter	gesamt	Sommer	Winter	gesamt	Sommer	Winter	gesamt
ortho-Phosphat-Phosphor	mg/l	0,010	0,009	0,010	0,006	0,009	0,007	0,009	0,007	0,008
part.-Fe	mg/l	0,034	0,060	0,043	0,044	0,030	0,040	0,033	0,040	0,035
part.-Mn	mg/l	0,003	0,003	0,003	0,001	0,001	0,001	0,002	0,002	0,002
pH-Wert	/	7,28	6,76	7,11	6,01	6,27	6,09	6,99	6,56	6,85
SAK	/	0,75	0,84	0,78	1,74	1,27	1,60	1,23	1,16	1,21
Säurekapazität pH 4,3	mmol/l	0,21	0,16	0,19	0,12	0,13	0,12	0,17	0,13	0,16
Hydrogencarbonat	mg/l	12,6	9,8	11,7	7,3	7,8	7,5	10,5	7,9	9,6
DIC	mg/l	2,5	1,9	2,3	1,4	1,5	1,5	2,1	1,5	1,9
Silicium	mg/l	2,2	1,0	2,2	2,3	1,2	2,2	2,4	1,1	2,4
Sulfat	mg/l	3,3	3,5	3,4	3,2	3,5	3,3	2,9	3,0	2,9

7.1.4.2 Zuflussbelastung für 2008 und 2015

Für die Jahre 2008 und 2015 lagen umfangreiche Untersuchungen des ISF zur Murgwasserbeschaffenheit und zur Beschaffenheit der kleineren Zuflüsse von Schwarzenbach, Raumünzach und Seebach (Letzterer nur 2008) vor. Diese Werte liegen, insbesondere was die Murgwasserqualität betrifft, zum Teil deutlich höher als die im Kapitel 7.1.4.1 beschriebenen mittleren Belastungswerte des amtlichen Monitorings der Murgwasserqualität.

Diese höheren Belastungswerte finden ausschließlich bei der Analyse auf Basis der Kennwerte des Istzustandes Berücksichtigung (vgl. Kapitel 7.2), da hier durch den Vergleich von Rechen- und Messwerten auch eine Modellüberprüfung erfolgt. Dabei werden die folgenden Belastungswerte für ortho-Phosphor, gesamt-Phosphor gelöst, gesamt-Phosphor partikulär und gesamt-Phosphor zu Grunde gelegt:

Tabelle 7.6: Beschaffenheitskennwerte der Zuflüsse während der Jahre 2008 & 2015

Standort	Zeitraum	Monate	ges.-P	part.-P	ges-P gelöst	o-PO ₄ -P
Murg	Sommer 2008	Juni bis September	0,041	0,014	0,027	0,021
Raumünzach			0,025	0,013	0,012	0,008
Schwarzenbach			0,020	0,009	0,012	0,008
Seebach			0,013	0,004	0,010	0,008
Murg	Winter 2008	Januar bis Mai; Oktober bis Dezember	0,035	0,011	0,023	0,018
Raumünzach			0,016	0,007	0,009	0,007
Schwarzenbach			0,018	0,009	0,009	0,007
Seebach			0,013	0,004	0,010	0,008
Murg	Sommer 2015	Juni bis September	0,060	0,010	0,049	0,040
Raumünzach			0,019	0,004	0,015	0,011
Schwarzenbach			0,026	0,005	0,020	0,015
Murg	Winter 2015	Januar bis Mai; Oktober bis Dezember	0,028	0,005	0,023	0,018
Raumünzach			0,014	0,003	0,010	0,008
Schwarzenbach			0,020	0,006	0,014	0,011

Die in den Folgekapiteln vorgenommenen Vergleiche von Istzustand und Vorhabensauswirkungen basieren ausschließlich auf den in Tabelle 7.4 und Tabelle 7.5 aufgelisteten Werten. Diese Auswahl ist vorzuziehen, da für den in der Zukunft liegenden Prognosezeitraum nach Erreichen des Planzustandes nicht von einer mit den Jahren 2008 und 2015 vergleichbaren Belastungssituation ausgegangen werden kann und hier die Mittelwerte aus dem Zeitraum 2008 bis 2017 die Situation adäquater wiedergeben.

7.1.5 Betrachtungszeitraum

Mit dem Model Dyresm/Caedym wird unter Zuhilfenahme vorhandener Daten, also zurückliegender Zeitreihenaufzeichnungen, die künftige Wasserqualität der Schwarzenbach-Talsperre und ihre Entwicklung berechnet. Die Datengrundlage für den Modelantrieb 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.

Den hier durchgeführten Prognosen liegt der Zeitraum vom 1.1.2000 bis zum 6.12.2017 als Referenzzeitraum zugrunde, in dem sich infolge zeitweilig 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 zu den einzelnen Jahren des Betrachtungszeitraumes ergibt sich wie folgt:

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

7.2 Die Simulationswerte qualitätsbestimmender Güteparameter für die Kennwerte des Istzustandes

7.2.1 Temperaturhaushalt

Zur Berechnung der Entwicklung des Temperaturhaushaltes mittels DYRESM (vgl. Kapitel 4.1) dienten die meteorologischen Daten der Jahre 2000 bis 2017 an den Wetterstationen Freudenstadt als Modellantrieb.

Die Wassertemperaturen der Zuflüsse wurden auf der Grundlage der in Kapitel 7.1.3 beschriebenen Formeln berechnet. Das Ergebnis des Simulationslaufes ist in Abbildung 7.8 dargestellt. Für den gesamten Untersuchungszeitraum errechnet das Modell eine Volldurchmischung des Sees während der Winterhalbjahre und nur eine sehr geringfügige Stratifizierung im Sommer. Die hohen hypolimnischen Wassertemperaturen von >12 bis zu 20 °C in den Sommermonaten sind auf betriebsbedingte Einwirkungen wie die Wasserleitungen über den Betriebsein- und Betriebsablass zurückzuführen, wodurch das Entstehen eines stabilen kalttemperierten hypolimnischen Wasserkörpers unterbunden wird.

Lediglich während der Revision, in Phasen geringer Förderung und Produktion wie im Jahr 2017, kann sich ein kalttemperierter Tiefenwasserkörper mit Temperaturen unter 12° C ausbilden.

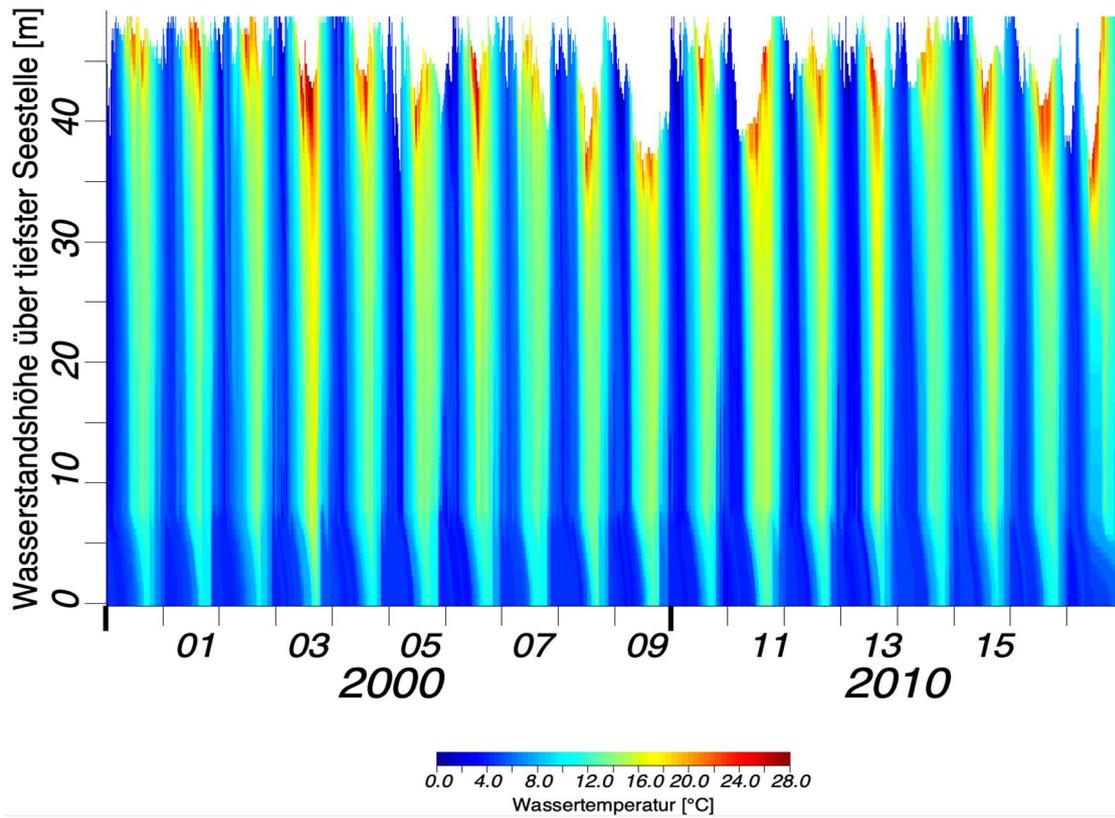


Abbildung 7.8: Simulationswerte der Wassertemperaturen der Schwarzenbach-Talsperre (Istzustand)

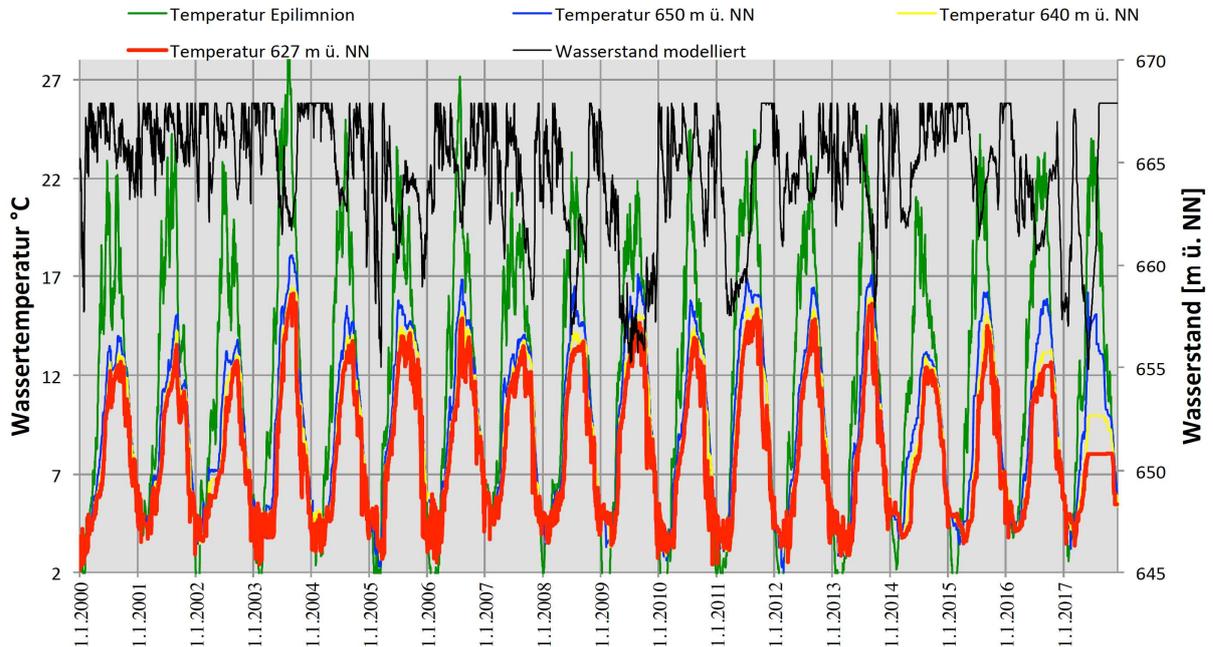


Abbildung 7.9: Simulationswerte der Wassertemperaturen der Schwarzenbach-Talsperre in unterschiedlichen Tiefenstufen (Istzustand)

Die Modellergebnisse stimmen zumeist gut mit den realen Profilmessungen (vgl. Kapitel 6.3) überein. Die Simulation wurde für den Bereich der maximalen Wassertiefe (619 m ü.NN) durchgeführt, während Tiefenprofile auch an Stellen mit einer etwas geringeren

Wassertiefe (627 m ü.NN) gemessen wurden, so dass sich hieraus Unterschiede ergeben können. Ein Detailvergleich zwischen den Ergebnissen des Simulationslaufes und den 2008, 2015 und 2017 gemessenen Tiefenprofilen sowie den Loggeraufzeichnungen in unterschiedlichen Wassertiefen ist in Abbildung 7.10 wiedergegeben.

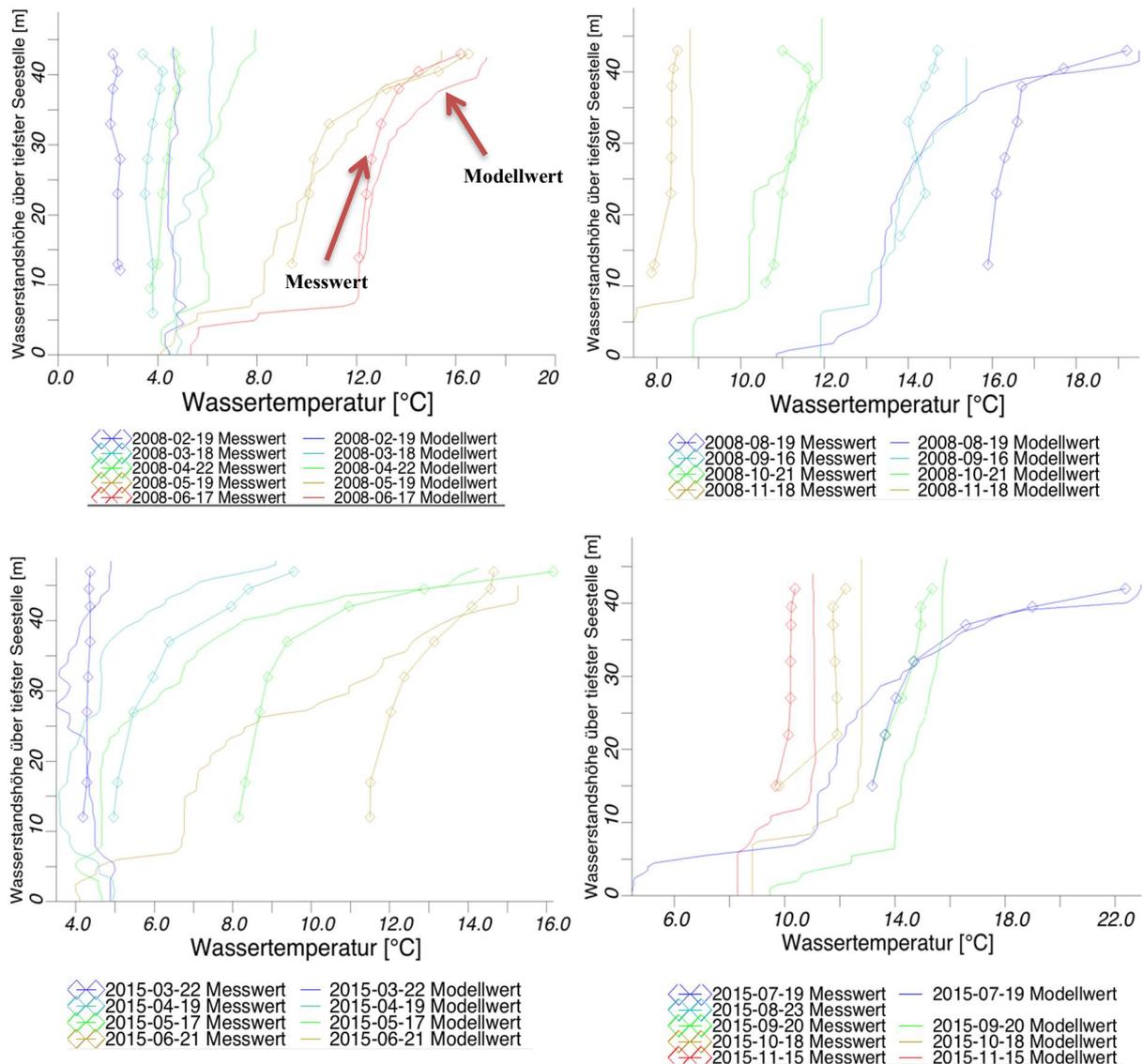


Abbildung 7.10: Abgleich der gemessenen Temperaturwerte mit den Simulationswerten des Prognosemodells für die Jahre 2008 und 2015

Eine hohe Übereinstimmung von Mess- und Simulationswerten ist nicht durchgängig gegeben. Für 2008 werden die Wassertemperaturen im Vertikalprofil für die Monate Mai bis Juli und September bis November in weitgehender Übereinstimmung mit den Messwerten berechnet. Deutliche Abweichungen ergeben sich für die Monate März, April und August.

Ein Vergleich der Simulationswerten mit den Messwerten der Loggeraufzeichnung in 2 und 10 m Tiefe für das Jahr 2008 zeigt, dass die Temperaturentwicklung in der Tendenz durch das Modell gut erfasst wird, zeitweilig aber deutliche Abweichungen der Einzelwerte von bis zu 1 °C zu beobachten sind (vgl. Abbildung 7.11).

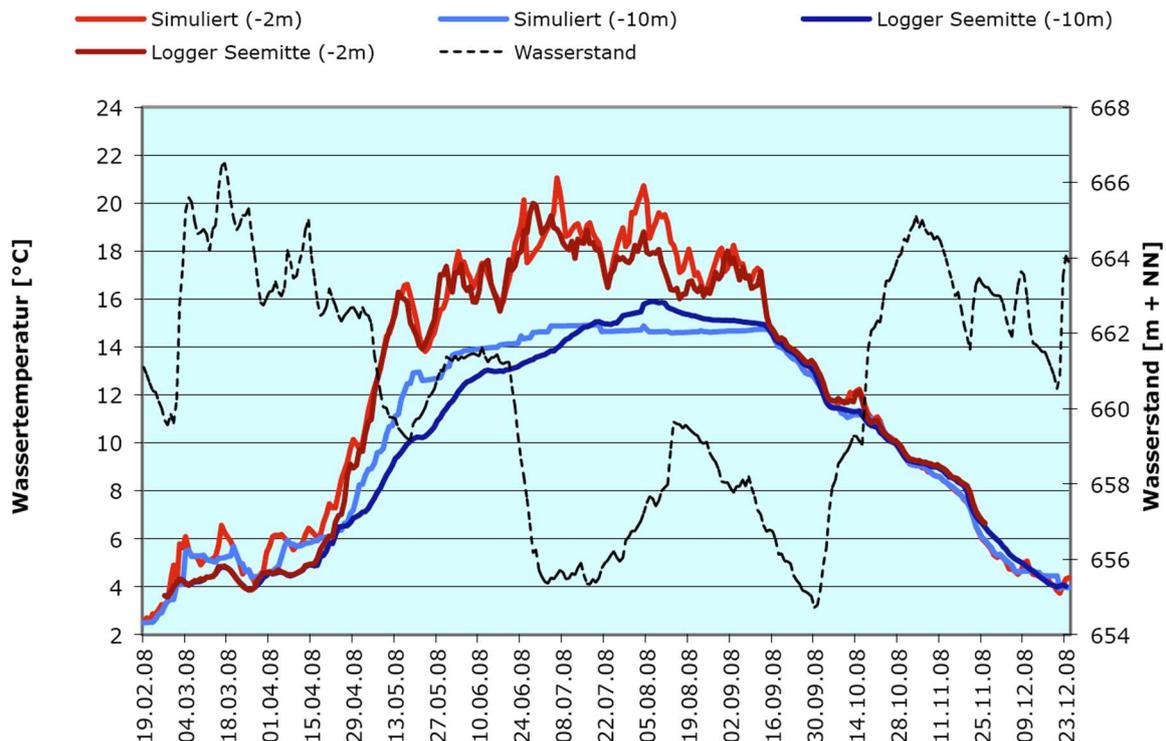


Abbildung 7.11: Abgleich der gemessenen Temperaturlogger-Aufzeichnungen mit den Simulationen des Prognosemodells für das Jahr 2008

Beim Vergleich der Mess- und Modellwerte für das Jahr 2017 ergeben sich für die Tiefenprofile im Juli und August sehr gute Übereinstimmungen (vgl. Abbildung 7.12). Im September kam es dann in der Schwarzenbach-Talsperre zu einer stärkeren, den gesamten Wasserkörper vollständig einbeziehenden Umwälzung, deren Ausmaß im Modell nicht vollständig erfasst wurde. Der Zirkulationsimpuls wurde wahrscheinlich durch einen temporär verstärkten Zu- und Abstrom der Talsperre ausgelöst, den die Modellinputdaten nicht widerspiegeln.

Betrachtet man die Temperaturloggeraufzeichnungen, ist eine gute Übereinstimmung zwischen Modellwerten und Rechenwerten bis zum 16.8.2017 erkennbar. Ab dem 16.8.2017 besteht für die oberen Wasserschichten von 0 bis 20 m Wassertiefe weiterhin eine gute Übereinstimmung zwischen Modellrechnung und Messwerten. Für die tieferen Wasserschichten errechnet das Modell ab dem 16.8.2017 aber Temperaturen deutlich unter den Messwerten, die ab diesem Zeitpunkt infolge einer vermehrten Wasserentnahme über die Entnahmerohre (627 m ü.NN) und dem damit verbundenen Abbau des kalten Tiefenwasserkörpers durch Zirkulationsströmungen anstiegen.

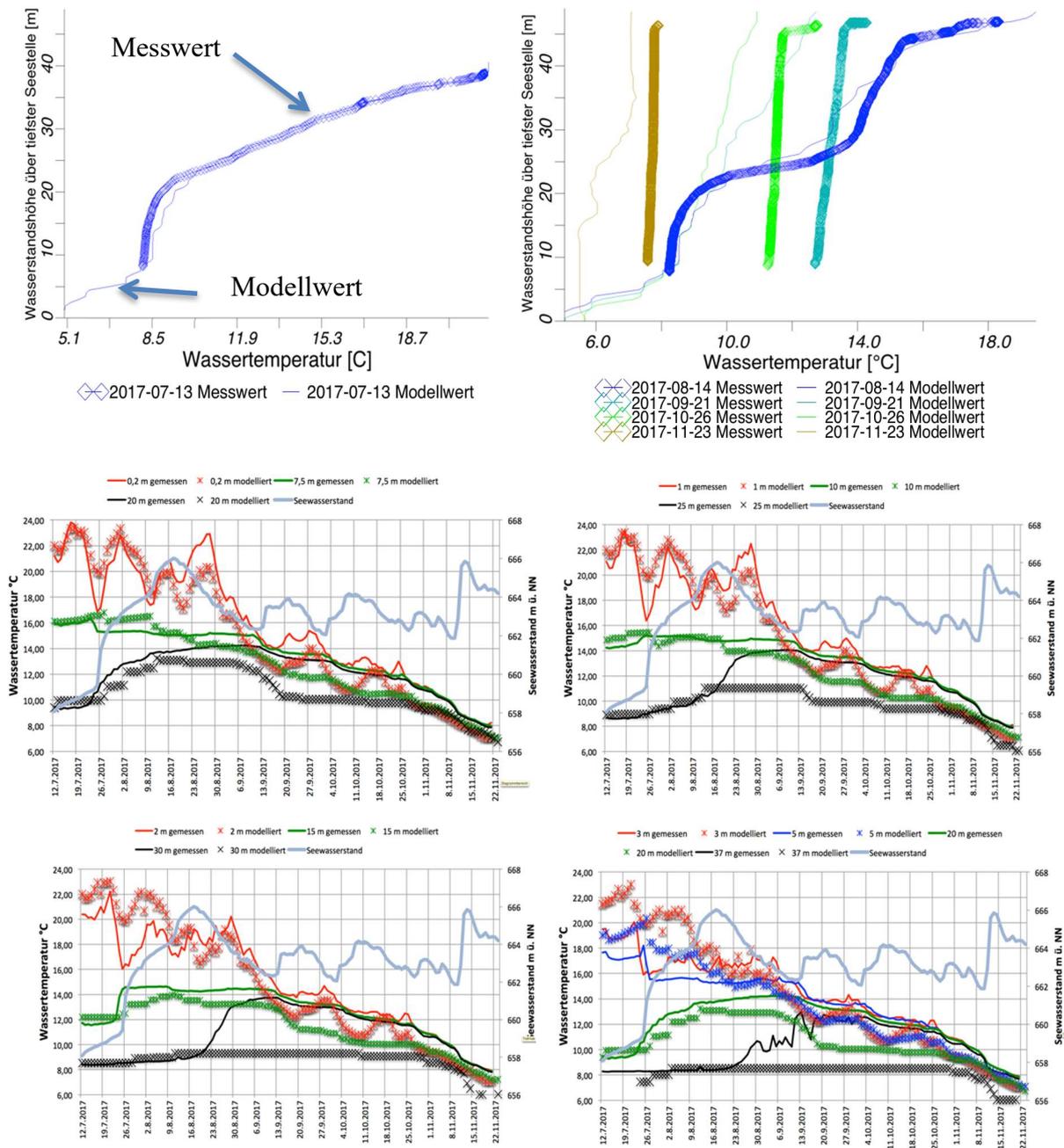


Abbildung 7.12: Abgleich der Simulationsergebnisse des Prognosemodells mit den Ergebnissen der Profilmessungen und Temperaturlogger-Aufzeichnungen

Die zeitweise relativ hohen Abweichungen der Rechenwerte von den Messwerten können mit der starken Beeinflussung der Wassertemperatur durch die zahlreichen Oberflächenzuflüsse in Verbindung mit der sehr geringen Wasserverweilzeit und der ebenfalls starken Wasserentnahme aus der Tiefe (627 m ü. NN) erklärt werden. Außerdem ist zu bedenken, dass die Wassertemperaturen der Zuflüsse vor Mitte 2010 aus einem begrenzten Datenmaterial errechnet werden mussten (vgl. Kapitel 7.1.3).

7.2.2 Einfluss der Murgwasserzuleitung und der Wasserentnahme für die Stromgewinnung auf das Einschichtungsverhalten der Schwarzenbach-Talsperre

Durch den Betrieb, insbesondere die Murgwasserzuleitung über den Betriebseinlass und die Ableitung des Wassers zum Turbinieren über den Betriebsauslass ergeben sich die folgenden Effekte:

- Das eingepumpte Murgwasser mischt sich wegen der tiefen Lage des Betriebseinlasses primär im tieferen Wasserkörper der Talsperre ein.
- Durch die nach kurzer Zeit folgende Wasserentnahme zum Turbinieren wird ein Großteil des eingepumpten Wassers zeitnah wieder entnommen, bevor es sich im Gesamtvolumen einmischen konnte.
- Die natürlichen Zuflüsse von Seebach, Raumünzach-Überleitung und Schwarzenbach erfolgen als Oberflächenzuflüsse und bilden damit eine hydraulische Trennung zu dem eingepumpten Murgwasser aus, das in der Gewässertiefe zuströmt.

Das Murgwasser gelangt also zunächst in die tieferen Wasserbereiche der Talsperre und mischt sich von dort in den Wasserkörper ein. Um festzustellen, in welchem Umfang und in welchen Zeiträumen dies geschieht, wurde eine Modellsimulation mit einem virtuellen Tracer zur Markierung des Murgwasser-Zuflusses über den Betriebseinlass durchgeführt. Der Modellauf simuliert das farblich darstellbare Vermischungsverhalten des tracermarkierten Murgwassers mit dem übrigen Wasserkörper der Talsperre (vgl. Abbildung 7.13).

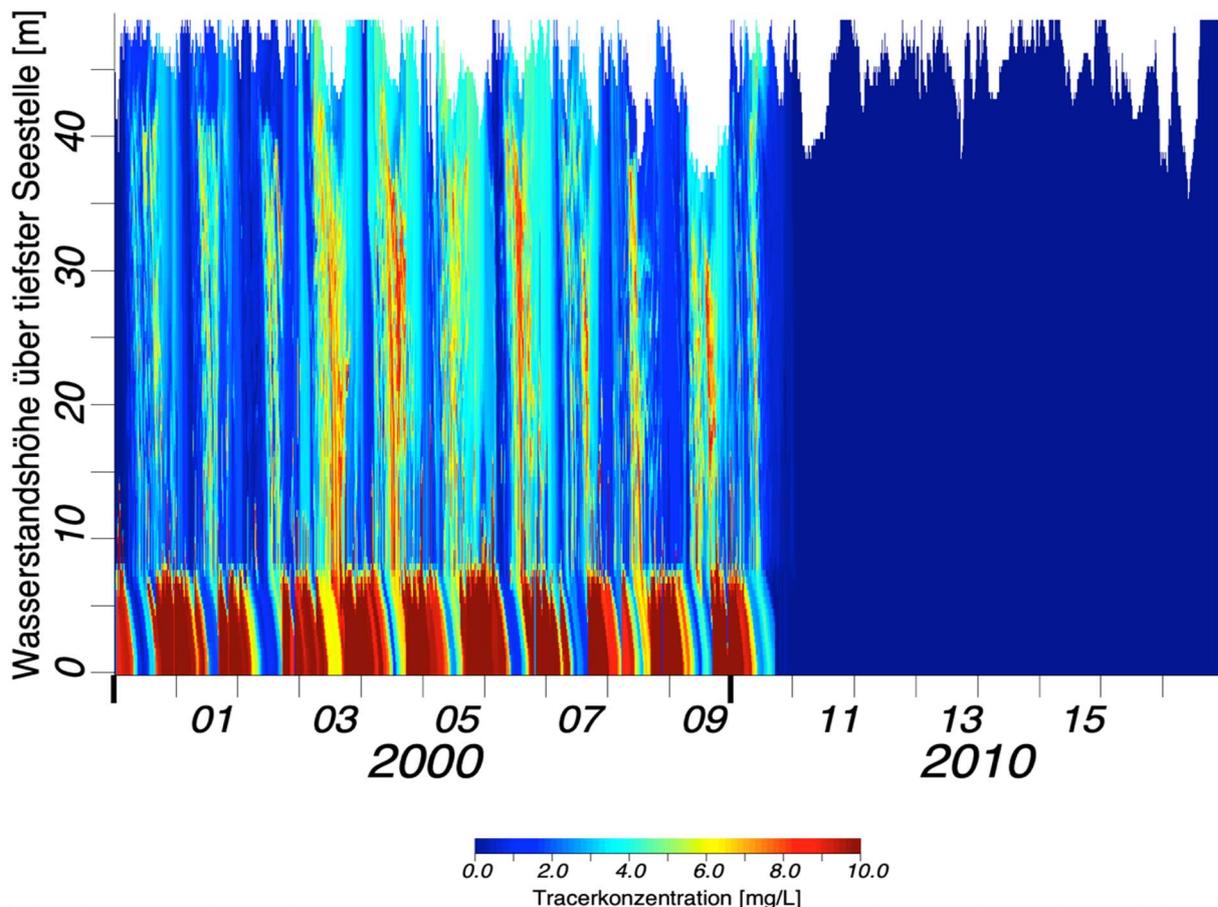


Abbildung 7.13: Simulation der Vermischung von tracermarkiertem Zuflusswasser aus der Murg im gesamten Seevolumen während des Beobachtungszeitraums bei laufendem Gewinnungsbetrieb (Istzustand)

Der Beobachtungszeitraum umfasst 18 Jahre, der Zufluss von markiertem Murgwasser bleibt auf 3804 Tage mit den Referenzwerten des Zeitraums vom 1.1.2000 bis zum 31.5.2010 beschränkt. Der restliche Beobachtungszeitraum repräsentiert die Ausspülungsphase des zugeflossenen Murgwassers.

Beim Zutritt in die Talsperre mischt sich das Murgwasser primär in einem dem Betriebseinlass entsprechenden Tiefenbereich ein. Stärkere Vermischungen mit dem übrigen Wasserkörper entstehen bei höheren Temperaturen des Murgwassers und/oder in Relation zum Murgzufluss geringen Wassereinträgen durch die natürlichen Zuflüsse. Dies war vor allem unter den Bedingungen der Jahre 2003 bis 2007 der Fall (vgl. Abbildung 7.14 und Tabelle 7.7), als der Anteil des Murgwassers denjenigen der übrigen Zuflüsse weit übertraf.

Das zugepumpte Murgwasser wird innerhalb eines halben Jahres fast vollständig aus der Talsperre ausgespült, wie die Begrenzung der Tracerzugabe auf den Zeitraum bis zum 31.5.2010 verdeutlicht. Ab dem Bezugsjahr 2011 wurden in der Simulation zunächst (ca. 2 Monate lang) nur noch geringe, später keine Beimengungen des bis zum 31.5.2010 zugeflossenen Murgwassers berechnet (vgl. Abbildung 7.14).

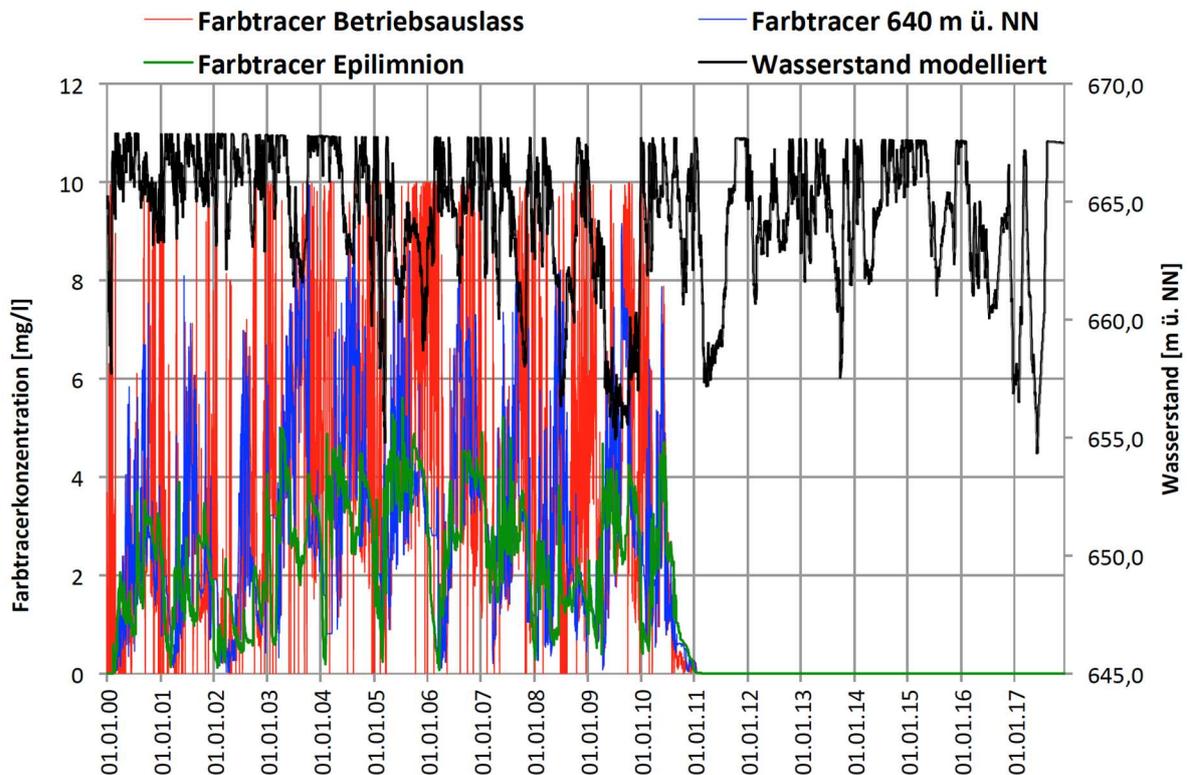


Abbildung 7.14: Tracerkonzentrationen in den einzelnen Tiefenstufen und am Betriebsauslass

In der Tabelle 7.7 sind die errechneten Konzentrationen des Murgwassers in der Talsperre und die Zuflussmengen verzeichnet. Durch die Multiplikation der in mg/l angegebenen Konzentrationswerte des Farbtracers mit dem Faktor 10 ergeben sich die berechneten Anteile von Murgwasser im Volumen der Talsperre.

Im Epilimnion betrug also der Anteil von Murgwasser zu Beginn des Betrachtungszeitraums (Referenzjahr 2000) 17 % und erreichte sein Maximum mit 36 % im 6. Jahr des Betrachtungszeitraums (Referenzjahr 2005).

Auffallend sind die starken Schwankungen der natürlichen Zuflüsse. Das Verhältnis von eingepumptem Murgwasser und zufließendem Wasser der natürlichen Zuflüsse hat einen erheblichen Einfluss auf die externe Nährstoffzufuhr in die Talsperre und damit auf das Eutrophierungsgeschehen.

Da das Murgwasser nährstoffreicher ist als Schwarzenbach, Raumünzach und Seebach, ergeben sich höhere Eutrophierungspotentiale, wenn der Murgzufluss deutlich überwiegt.

Tabelle 7.7: Modellierte Verteilung des zuströmenden Murgwassers (Tracer) in unterschiedlichen Tiefen der Staustufe unter Bezug auf Wasserstand und die Zuflussmengen (Istzustand)

Werte	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Wasserstand modelliert [m ü.NN]	665,7	666,4	666,3	665,7	665,8	662,7	665,2	664,0	663,3	659,2	665,0	662,8
Farbtracer (FT)												
Murg [mg/l]	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	4,1	0,0
FT Betriebsauslass [mg/l]	2,6	2,5	2,6	5,3	5,4	5,0	5,0	3,9	3,7	4,6	2,1	0,0
FT 627 m ü.NN [mg/l]	2,6	2,5	2,5	4,6	4,4	4,1	4,2	3,2	3,2	3,4	1,9	0,0
FT 640 m ü.NN [mg/l]	2,0	2,2	1,8	4,3	4,1	3,7	3,7	3,1	2,7	3,4	1,7	0,0
FT 650 m ü.NN [mg/l]	2,2	2,5	2,3	4,2	4,4	3,7	3,8	3,3	2,6	3,1	1,7	0,0
FT 660 m ü.NN [mg/l]	2,2	2,3	1,4	3,3	3,7	3,8	3,0	2,8	1,7	1,7	1,8	0,0
FT Epilimnion m ü.NN	1,7	1,8	1,1	3,0	3,4	3,6	2,8	2,7	1,6	2,7	1,7	0,0
Schwarzenbach [cbm/d]	78.237	84.768	94.323	46.250	54.860	51.591	59.028	80.998	61.530	56.492	57.663	54.896
Seebach [cbm/d]	20.437	20.796	22.339	11.496	13.518	14.342	15.408	21.034	17.141	17.319	18.357	16.791
Raumünzach [cbm/d]	143.705	154.654	152.554	88.530	101.872	93.891	106.744	134.043	112.961	101.402	103.501	81.536
∑ natürlicher Zufluss [cbm/d]	242.380	260.218	269.217	146.277	170.251	159.824	181.180	236.075	191.631	175.213	179.521	153.223
Murg [cbm/d]	85.080	62.955	76.054	134.040	169.980	141.710	136.163	116.502	99.157	120.882	128.163	116.816

7.2.3 Sauerstoffhaushalt

Unter den Bedingungen des Istzustandes errechnet das Modell die in der Abbildung 7.15 dargestellte Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes für den 18-jährigen Untersuchungszeitraum.

Die Simulation der Sauerstoffgehalte in der Schwarzenbach-Talsperre unter den Betriebs- und Klimabedingungen der Jahre 2000-2017 ergibt insgesamt hohe Sauerstoffwerte, die mit Ausnahme der Sommermonate die gesamte Wassersäule umfassen.

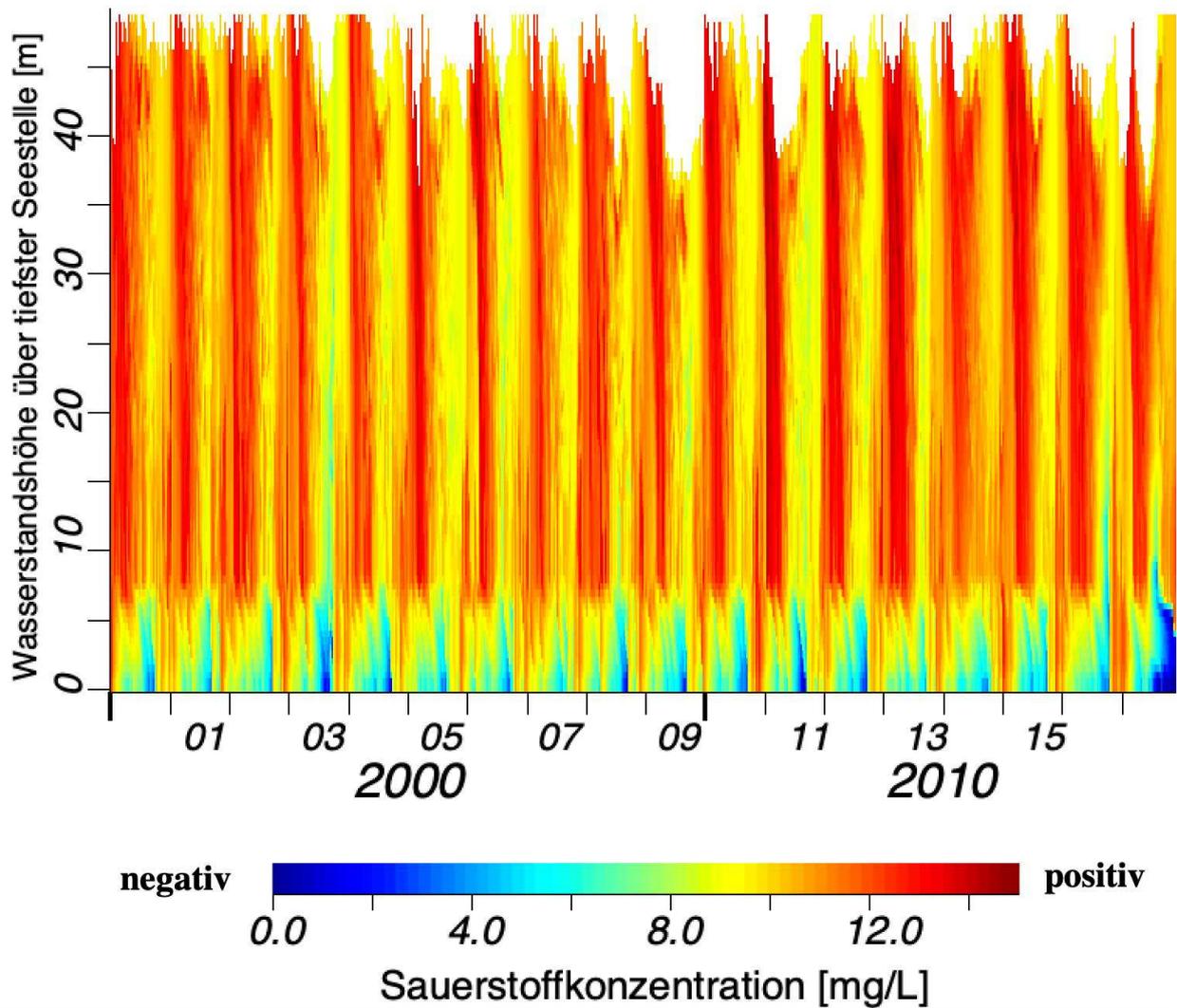


Abbildung 7.15: Simulationswerte der Sauerstoffgehalte in der Schwarzenbach-Talsperre unter den Bedingungen des Istzustandes

Im Sommer entstehen Sauerstoffverluste in einer kleinvolumigen bodennahen Wasserschicht mit Minima, die in einigen wenigen Jahren des Betrachtungszeitraums den Wert von 2 mg/l unterschreiten. Ein mächtigerer sauerstoffarmer Wasserkörper über Grund war nur zum Ende des Betrachtungszeitraums infolge des ruhenden Betriebs während der Revision ausgeprägt.

Der Sauerstoffschwund in der Tiefe wird während des Betriebs durch die Entnahme des Turbinenwassers aus einer Höhe von 627 m ü.NN bzw. 8 m oberhalb des Talsperregrundes gefördert. Der unter der Entnahmestelle liegende Tiefenbereich wird daher weniger von den betriebsbedingten Wasseraustauschvorgängen beeinflusst.

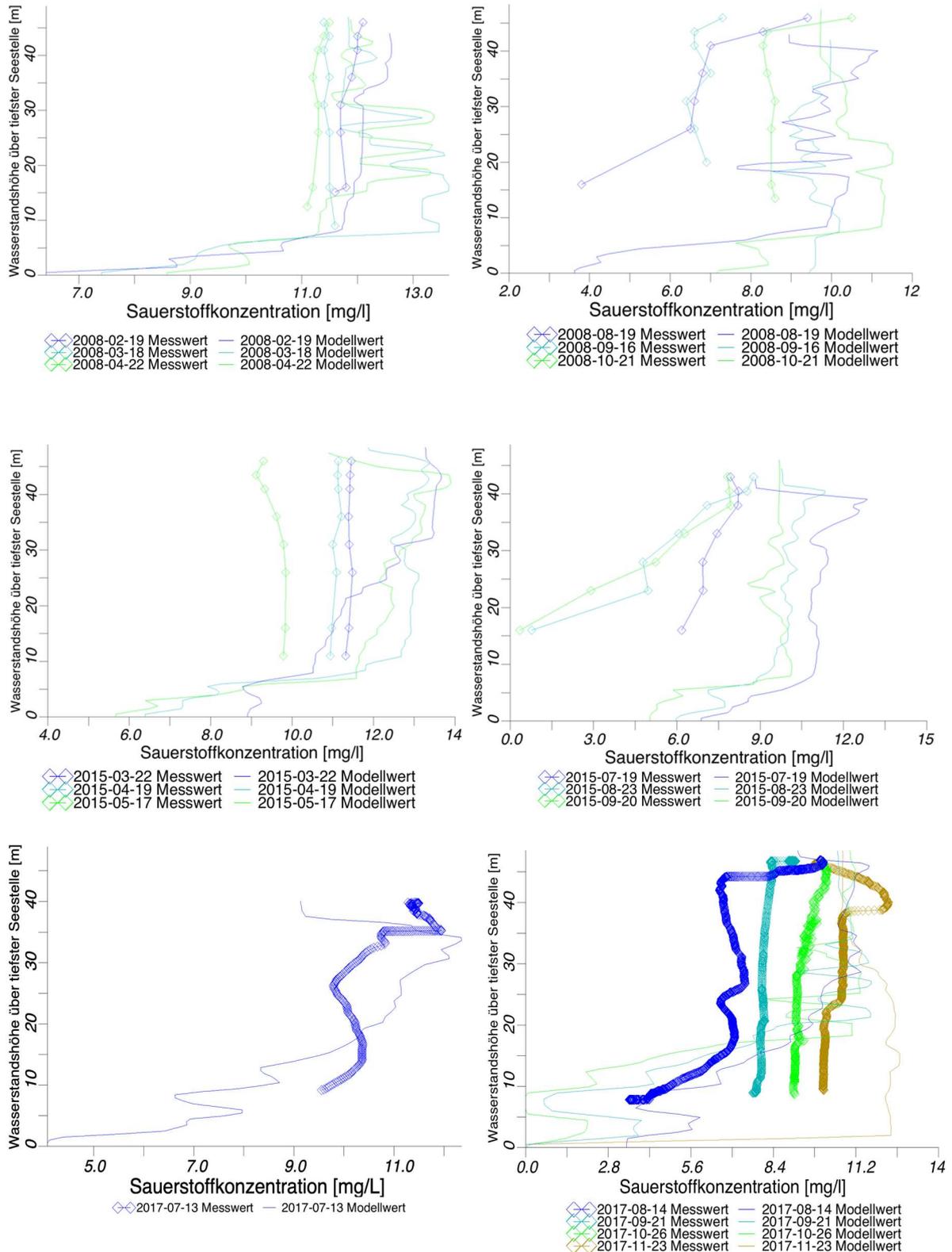


Abbildung 7.16: Abgleich der Simulationswerte des Prognosemodells mit den gemessenen Sauerstoffkonzentrationen

Das Ergebnis des Modelllaufes ergibt eine hohe Übereinstimmung mit den entsprechenden Vergleichswerten der Profilmessungen aus den Jahren 2008, 2015 und 2017 (vgl. Abbildung 7.16). Dies gilt insbesondere für die Zeiträume zwischen Februar und Juli sowie zwi-

schen Oktober und November. Bei den August- und Septembermessungen berechnet das Modell im Vergleich zu den Messwerten um ca. 1-3 mg/l höhere Sauerstoffgehalte in der Talsperre.

Trotzdem liefern die verwendete Modellkonfiguration und die gewählten Inputparameter bei der Berechnung der Sauerstoffwerte ein sehr realistisches Bild. Die Abweichungen, die sich für die Monate August und September ergeben, können durch intensivere Mineralisierungsvorgänge mit entsprechend höherem Sauerstoffverbrauch verursacht worden sein. Mit größerer Wahrscheinlichkeit ist aber anzunehmen, dass die Sauerstoffgehalte des Zuflusswassers stärkeren Schwankungen unterworfen waren und zeitweise deutlich unter den im Modell verwendeten Inputwert fielen. Unter Bezug auf die in Kapitel 3.1.3 dargestellten Gütekennwerte für die maximale Ausdehnung der sauerstofffreien Wasserschicht (O₂-Gehalt ≤ 2 mg/l) über Grund berechnet das Modell für den Istzustand immer Werte deutlich über dem Orientierungswert (vgl. Abbildung 7.17).

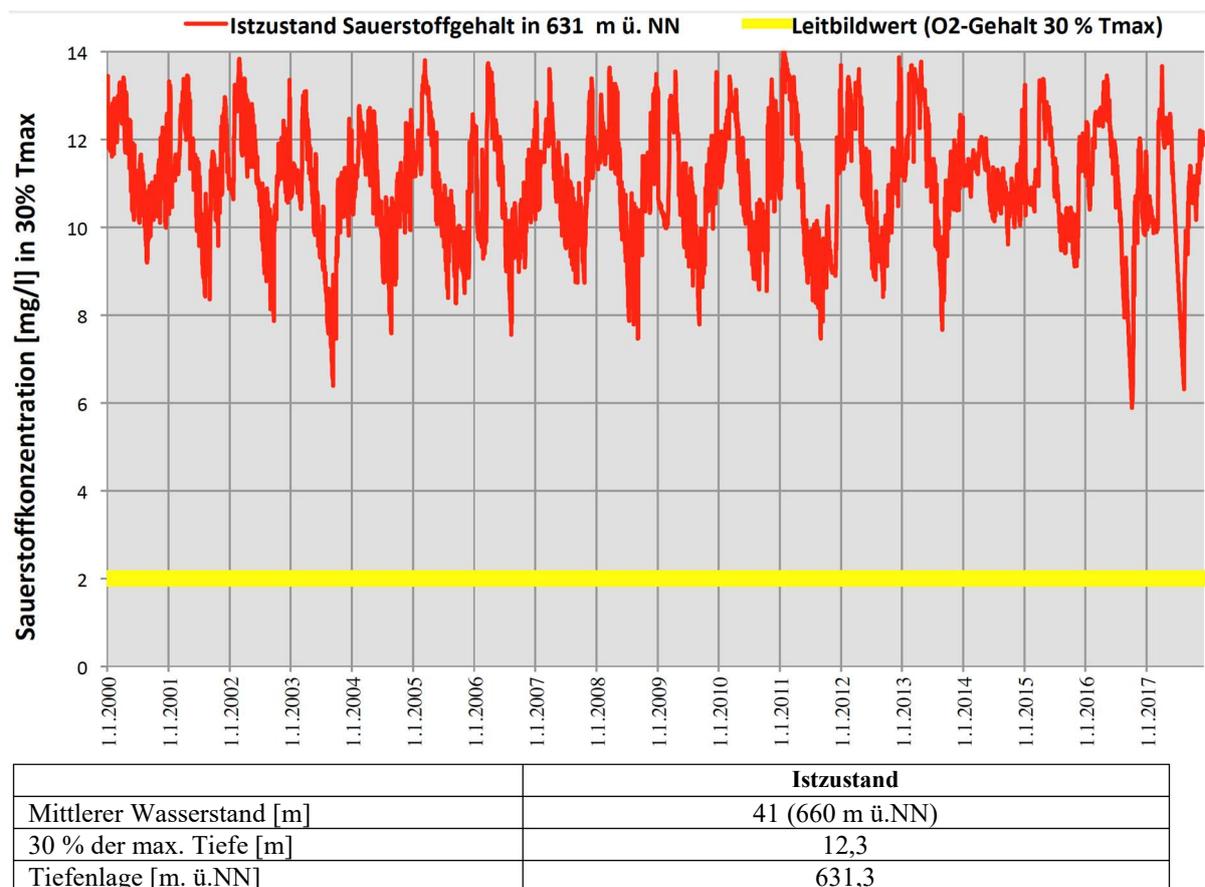


Abbildung 7.17: Simulationenwerte der Sauerstoffgehalte in Höhe von 30 % der Maximaltiefe über Grund (Istzustand)

7.2.4 Nährstoffhaushalt und Algen- / Cyanobakterienentwicklung

7.2.4.1 Phosphorgehalte im Freiwasser

Die Simulationenwerte der Phosphorgehalte im Freiwasser der Schwarzenbach-Talsperre zeigen während des Winters und Frühjahrs deutliche Anreicherungen in der Tiefe unterhalb des Betriebseinlasses, durch den das phosphorreichere Murgwasser in die Talsperre gepumpt wird (vgl. Abbildung 7.18).

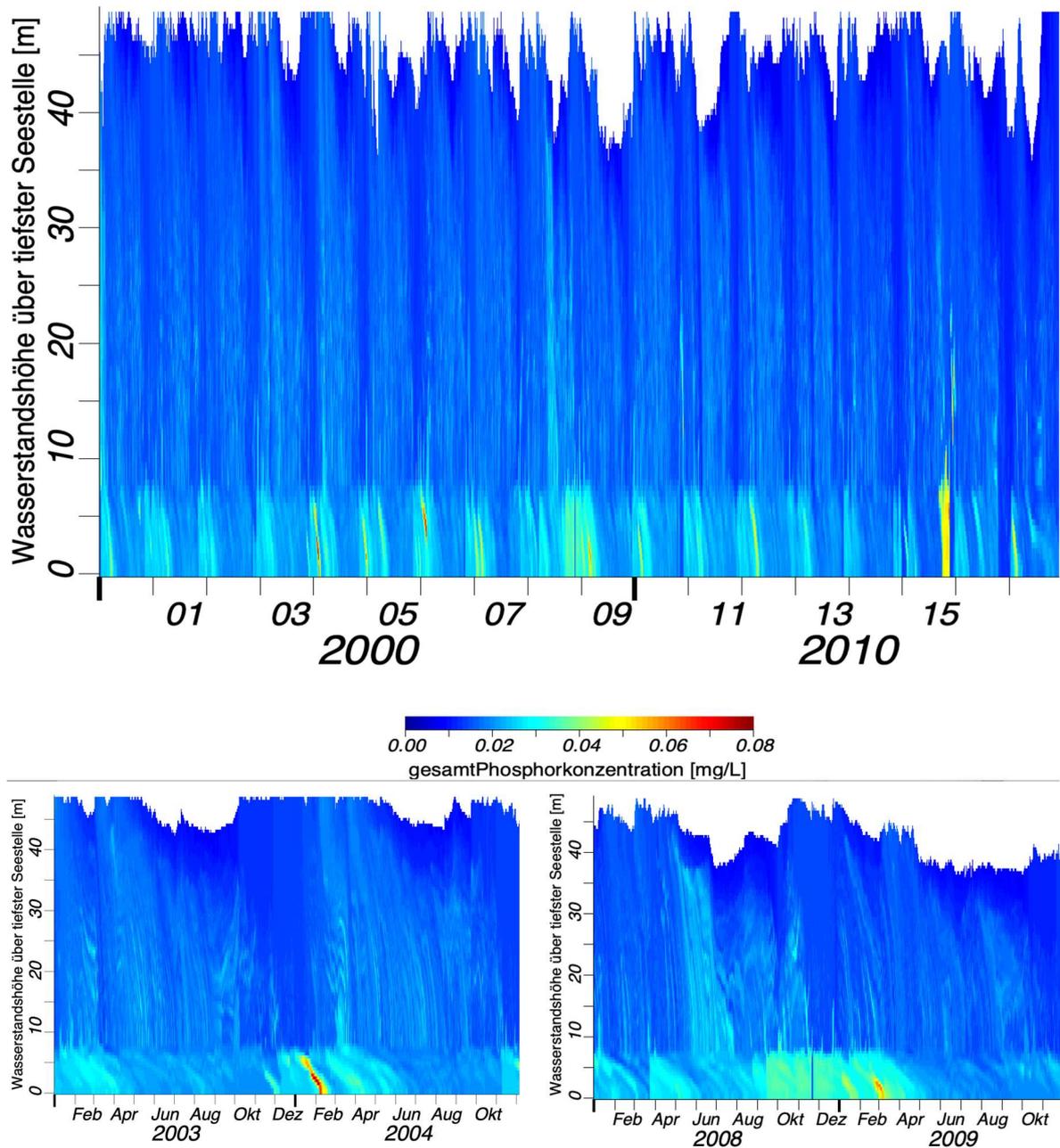


Abbildung 7.18: Simulationenwerte der Phosphorgehalte in der Schwarzenbach-Talsperre (Istzustand)

Im Frühsommer ergeben sich höhere Werte oberhalb des Betriebseinlasses, da nun infolge weitgehender Temperaturgleichheit das zugepumpte Wasser fast in das gesamte Volumen eingemischt wird. Ab Mai/Juni errechnen sich für die oberflächennahe Wasserschicht geringere Phosphorkonzentrationen als in der Tiefe. Die zunehmende Temperaturschichtung in der Talsperre, die Einschichtung der natürlichen Oberflächenzuflüsse im oberen Bereich des Wasserkörpers und die Verlagerung der Nährstoffe infolge von Sedimentationsprozessen werden hier wirksam. Unverkennbar ist eine sehr deutliche Beeinflussung der Phosphorkonzentrationen im Wasser der Talsperre durch das in einer Tiefe von 627 m ü.NN eingepumpte Murgwasser. Der dadurch verursachte ständige Phosphoreintrag im Regelbetrieb verursacht Phosphoraufkonzentrationen in der Tiefe unterhalb des Betriebseinlasses. Außerdem ist von Anreicherungs-effekten durch Sedimentmineralisierung insbesondere gegen Ende der Stagnationsphase im Oktober auszugehen, die allerdings im Vergleich zur

Eutrophierungswirkung des Murgwassers erheblich geringer ausfallen. Die im unteren Teil der Abbildung 7.18 dargestellten Isoplethen für Teilbereiche des Betrachtungszeitraumes mit den Referenzdaten der Jahre 2003 / 2004 und 2008 / 2009 verdeutlichen die Zunahme der Phosphorgehalte in der Tiefe während des Winters und damit die Relevanz des Murgzuflusses für den Nährstoffeintrag in die Talsperre. Die in der Abbildung 7.18 am Ende des Jahres 2014 zu erkennende stärkere P-Anreicherung in der Tiefe ergab sich als Folge des geringeren Pumpbetriebs und durch die verminderte Wasserzuleitung aus den Zuflüssen, so dass sich intensivere Einschichtungseffekte einstellen konnten und eine verstärkte P-Rücklösung einsetzte.

Ein Abgleich der im Modell errechneten Werte mit den in der Seemitte während der Jahre 2008 und 2015 erhobenen Messwerten (vgl. Kapitel 6.7.1) zeigt, dass im Modell der jahreszeitliche Ablauf und die mittleren Belastungswerte gut wiedergegeben werden. Die im Jahr 2008 festgestellten auffällig starken Schwankungen der Messwerte bei zeitlich begrenzten hohen Maxima in unterschiedlichen Tiefenstufen können aber nicht adäquat abgebildet werden (vgl. Abbildung 7.19).

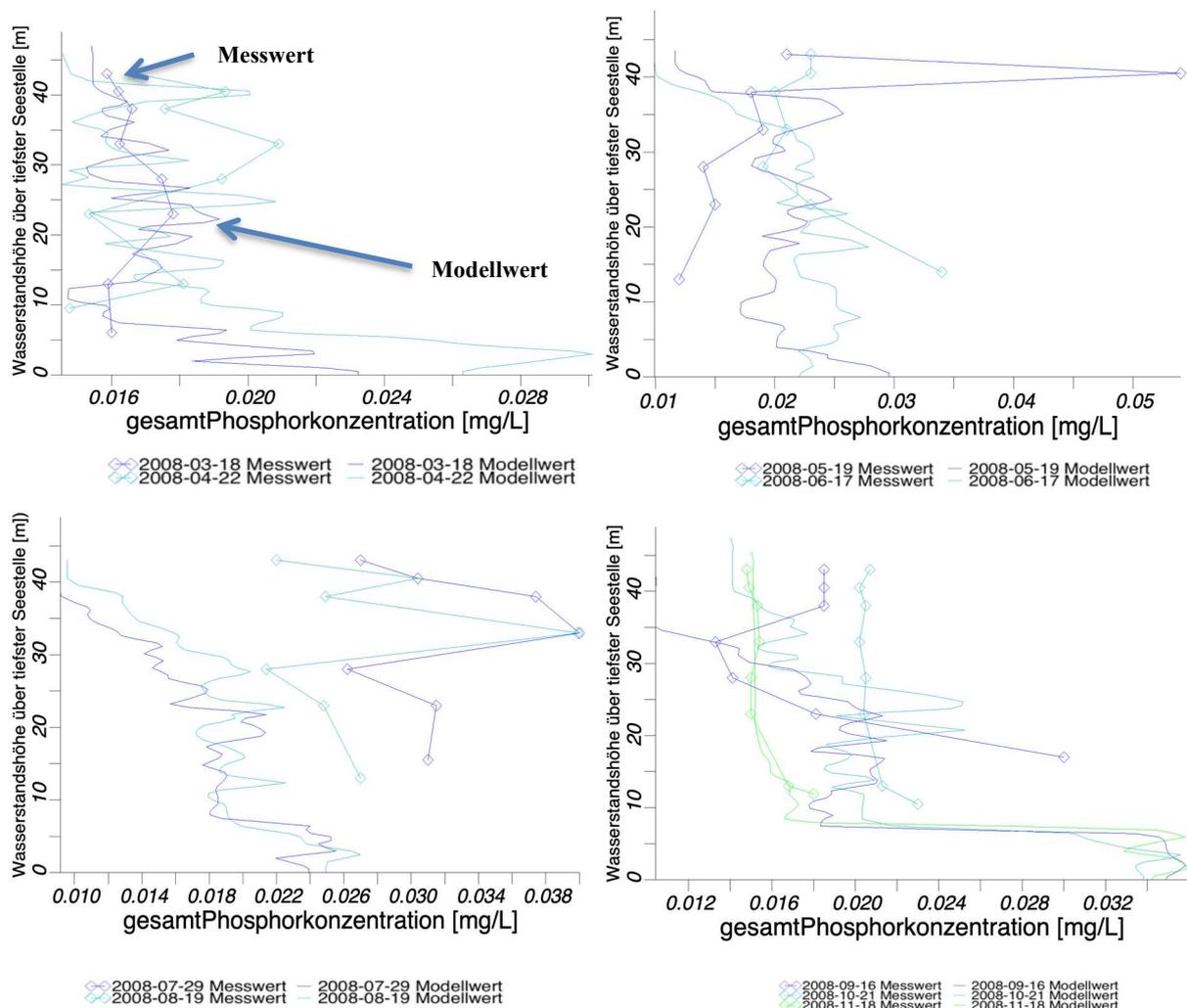


Abbildung 7.19: Abgleich der gemessenen Gesamt-Phosphor Werte mit den Simulationswerten des Prognosemodells für das Jahr 2008

Für das Jahr 2015 hingegen ist eine gute Übereinstimmung zwischen Messwerten und Modellwerten zu erkennen (vgl. Abbildung 7.20). Insbesondere die Erfassung der Zuflussbe-

schaffenheit der Murg sowie der Zuflüsse Seebach, Schwarzenbach und Raumünzach basieren hier auf einer aktuelleren Datengrundlage. Allerdings fand im Jahr 2015 nur ein sehr eingeschränkter Pumpbetrieb statt.

Beim Vergleich von Modell- und Messwerten ist auch zu berücksichtigen, dass die Proben über dem Gewässergrund nicht immer an der tiefsten Stelle der Talsperre erfolgt sind, während die Simulation immer genau für diese tiefste Stelle berechnet wurde.

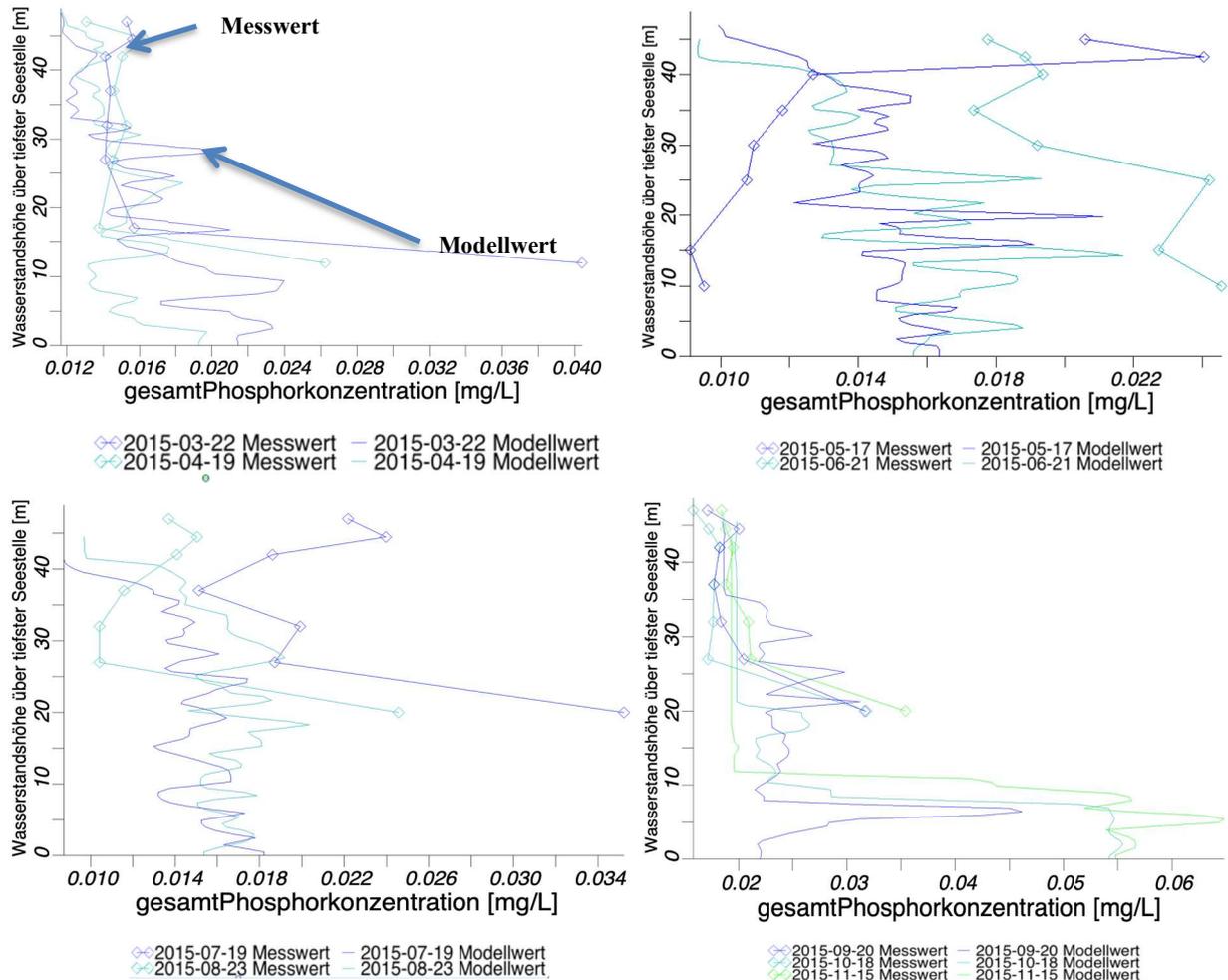


Abbildung 7.20: Abgleich der gemessenen Gesamt-Phosphor Werte mit den Simulationswerten des Prognosemodells für das Jahr 2015

Unter Bezug auf die in Kapitel 3.1.4 dargestellten Zielwerte für die Gesamt-Phosphor Gehalte im Epilimnion während des Sommerhalbjahres berechnet das Modell für den Istzustand Werte, die dem für mesotrophe Staustufen (LAWA 2001) definierten Zielwert entsprechen bzw. ihn deutlich unterschreiten (vgl. Abbildung 7.21).

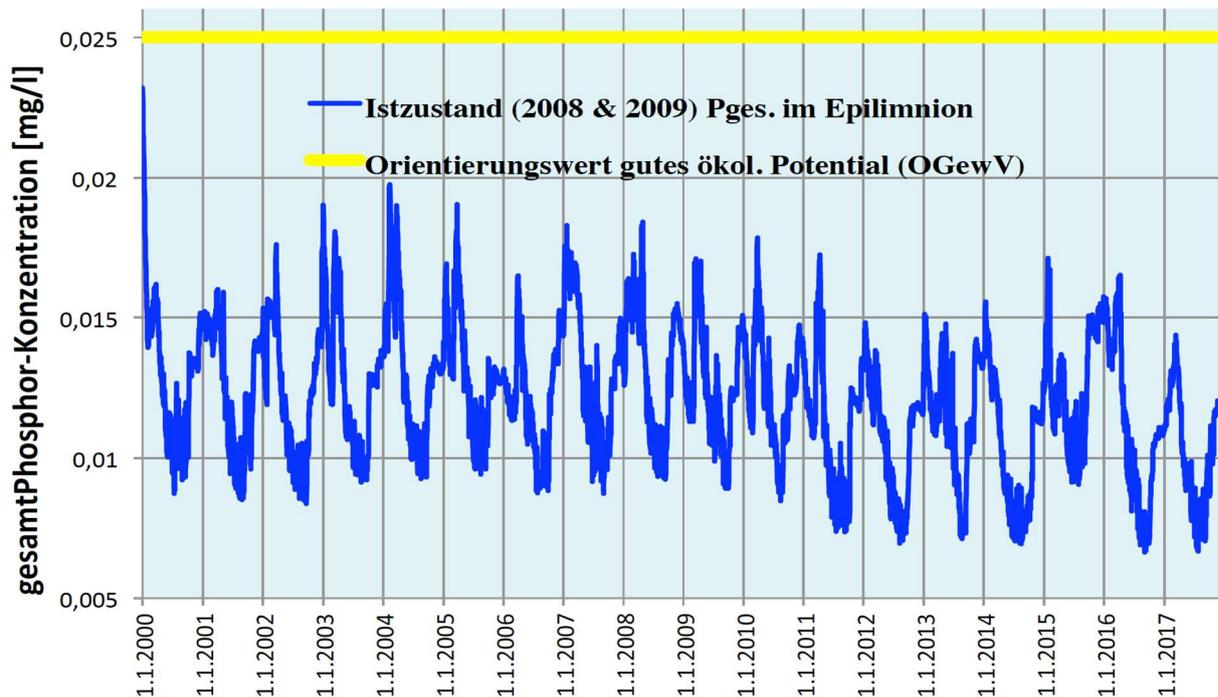


Abbildung 7.21: Simulation der Phosphorgehalte im Epilimnion unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert (Istzustand)

In Bezug auf das Saisonmittel (April bis Oktober), das zur Bewertung des Trophiestatus herangezogen wird, ergeben sich für den Istzustand Werte im mesotrophen Bereich, also innerhalb der leitbildkonformen Trophiestufe (vgl. Tabelle 7.8).

Tabelle 7.8: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für gesamt Phosphor (Istzustand)

Referenz-jahr	Betriebs-jahr	Jahresmittel ges. Phosphor [mg/l]	Saisonmittel April - Oktober ges. Phosphor [mg/l]
		Istzustand	Istzustand
2000	1	0,013	0,011
2001	2	0,012	0,011
2002	3	0,013	0,011
2003	4	0,013	0,011
2004	5	0,013	0,012
2005	6	0,013	0,012
2006	7	0,012	0,011
2007	8	0,013	0,012
2008	9	0,012	0,012
2009	10	0,012	0,012
2010	11	0,013	0,012
2011	12	0,011	0,010
2012	13	0,010	0,009
2013	14	0,011	0,011
2014	15	0,011	0,009
2015	16	0,011	0,012
2016	17	0,010	0,009
2017	18	0,011	0,009
Ø 2000-2017		0,012	0,011

7.2.4.2 Anorganischer Stickstoff (Nitratgehalte)

Nach Phosphor stellt Stickstoff das wichtigste Nährelement dar, er fungiert allerdings im Vergleich zum Phosphor weit seltener als limitierender Faktor für das Pflanzenwachstum. Die Modellierung wurde auf Nitrat-N beschränkt, da Ammonium nur in sehr geringen Konzentrationen im Talsperrenwasser gemessen wurde.

Die Modellberechnung der Nitratkonzentrationen im Wasserkörper der Talsperre ergab unter Bezug auf den Referenzzeitraum 2000 bis 2017 das in der Abbildung 7.22 dargestellte Ergebnis. Deutlich erkennbar sind die mit dem Eintrag durch Murgwasser verbundenen Aufkonzentrationen unterhalb des Betriebseinlasses. Im Sommer errechnet das Modell einen deutlichen Nitratrückgang an der Wasseroberfläche als Folge der Stickstoffinkorporation in Algenbiomasse. Obwohl die Nitratkonzentrationen des Murgwassers auf dem Niveau der übrigen (natürlichen) Zuflüsse der Talsperre liegen, bildet es wegen der hohen Zuflussmengen im Regelbetrieb die primäre Eintragsquelle aus.

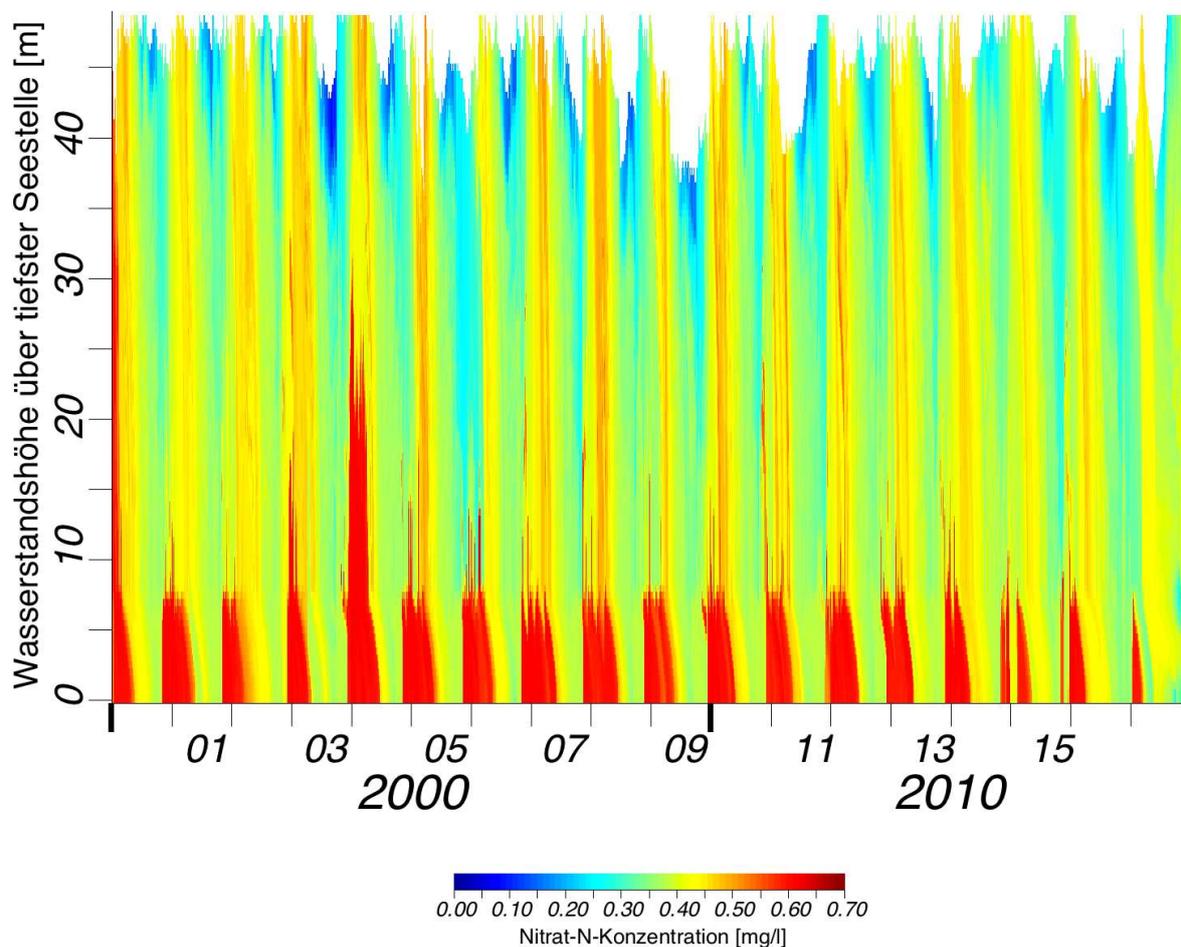


Abbildung 7.22: Simulationsergebnisse der Nitratgehalte im Freiwasser der Schwarzenbach-Talsperre 2000-2017 (Istzustand)

Die Simulationsergebnisse des Modells entsprechen weitgehend den Größenordnungen der Messungen (vgl. Abbildung 7.23). Nicht adäquat abgebildet werden die sehr starken Nitratverluste an der Wasseroberfläche in den Monaten Juni und Juli, die durch Algenmassenentwicklungen verursacht wurden. Das Ausmaß der durch Massenentwicklungen von Algen oder Cyanobakterien verursachten Nitratinkorporation in Biomasse und somit auch deren Entwicklungspotential wird demzufolge im Modell leicht unterschätzt. Die Abweichungen

sind aber so gering, dass diesbezügliche Modellanpassungen nicht vorgenommen werden müssen.

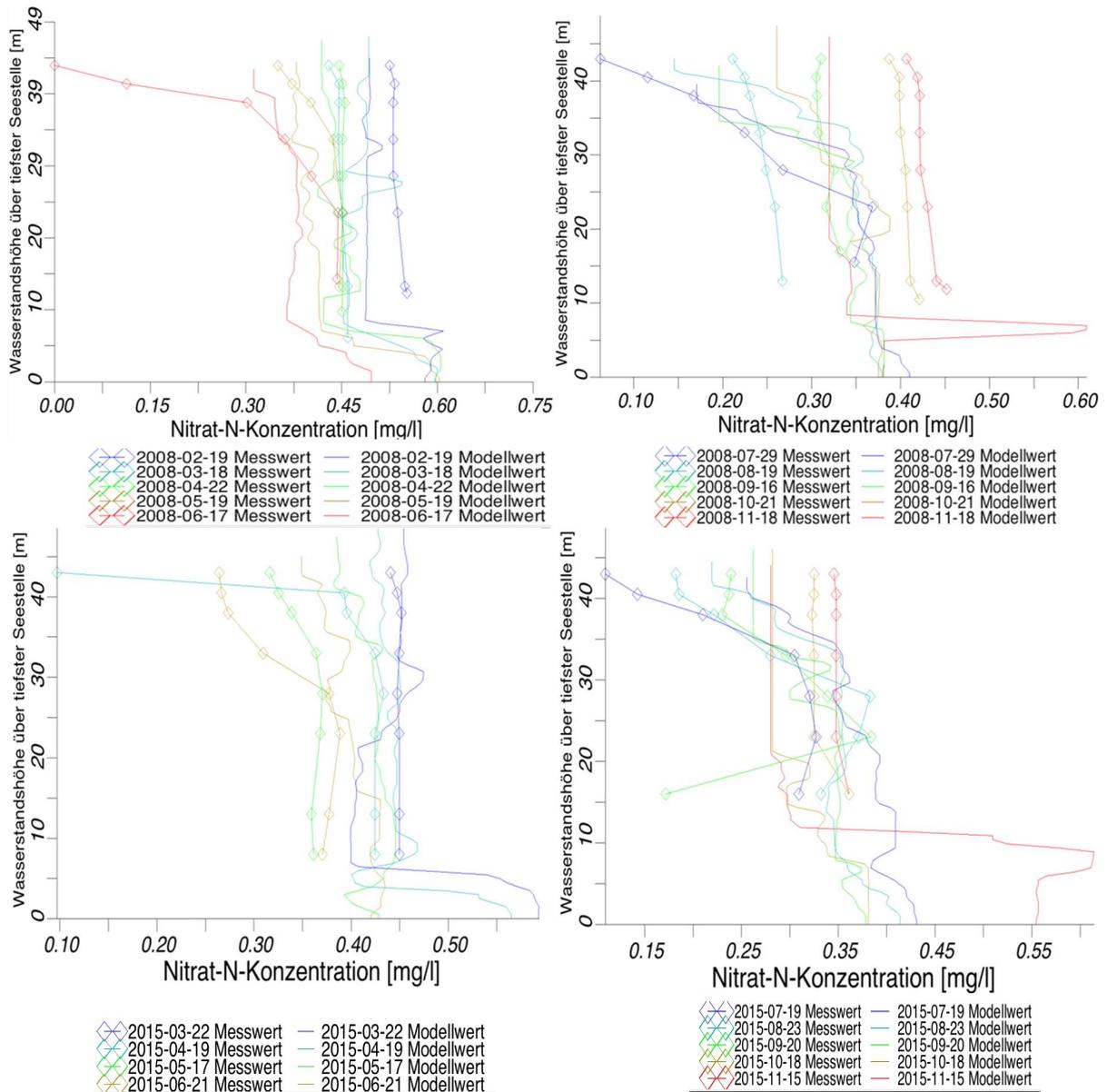


Abbildung 7.23: Abgleich der gemessenen Nitratgehalte mit den Simulationen des Prognosemodells

Die in der Seetiefe deutlich höheren Modellwerte erklären sich durch die Tatsache, dass die Messwerte in der Seemitte und nicht an der tiefsten Stelle erhoben wurden, und damit nicht den Wasserkörper unterhalb des Betriebseinlasses erfassten. Gerade in dieser Zone mischt sich aber das nitratreiche Zuflusswasser aus der Murg ein (vgl. Kapitel 7.2.2).

7.2.4.3 Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte)

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

- Cyanobakterien
- Cryptophyceae
- Dinoflagelaten

- Diatomeen

Der im Modell berechnete Verlauf der Chlorophyll-a Werte unter Bezug auf die Kennwerte des Istzustandes und des Referenzzeitraums 2000-2017 ist der Abbildung 7.24 zu entnehmen. Das Simulationsmodell zeigt Algenmassenentwicklungen von Mitte bis Ende Juni mit Chlorophyll-a Werten von maximal 24 $\mu\text{g/l}$ an.

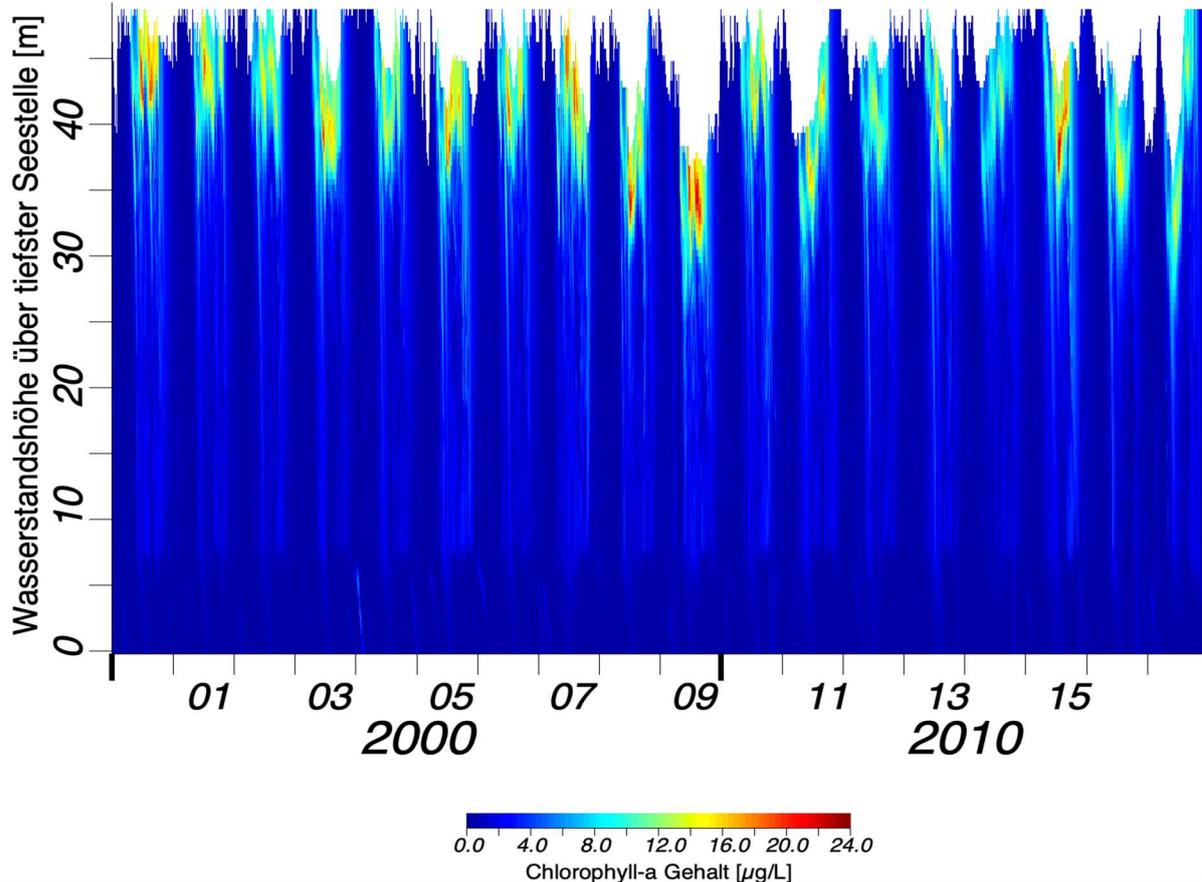


Abbildung 7.24: Simulationswerte der Chlorophyll-a Gehalte im Freiwasser der Schwarzenbach-Talsperre (Istzustand)

Ein Vergleich der Simulationswerte mit den Messwerten (vgl. Abbildung 7.25) zeigt deutliche Unterschiede zwischen den beiden Beobachtungszeiträumen 2008 und 2015:

- Für das Jahr 2008 werden die Maximalwerte im Modell nicht adäquat erfasst. Die durch Messungen in den Monaten Juni und Juli nachgewiesene Algenblüte mit Chlorophyll-a Gehalten von bis zu 80 $\mu\text{g/l}$ fand in dieser Größenordnung keine Entsprechung in der Simulation, die Maximalwerte von 20 $\mu\text{g/l}$ auswies. Auffallend sind die starken Anreicherungen (Messwerte), die sich meist auf die oberste Wasserschicht beschränkten. Hierfür kommt aber auf keinem Fall der Murgwasserzufluss in Frage, da das Murgwasser über den Grundeinlass in der Gewässertiefe einströmt. Die hohen Nährstoffbelastungen, in deren Folge sich eine verstärkte Algendichte entwickelte, sind auf Einträge durch die Zuflüsse aus Seebach, Schwarzenbach oder Raumünzach und/oder auf Freisetzungsprozesse aus dem Sediment bzw. Porenwasser zurückzuführen. Dieser letztgenannte Belastungspfad konnte aufgrund fehlender Daten in dem Modell nicht berücksichtigt werden. Darüber hinaus können auch Aufkonzentrationen durch Aufschwimmen und Windverwehung, wie sie in der Abbildung 6.16 auf Seite 45 dargestellt wur-

den, die Messwerte zeitweise erhöhen und Abweichung von den Modellwerten verursachen.

- Die Simulationenwerte für das Jahr 2015 zeigen eine bessere Übereinstimmung, wobei zu beachten ist, dass die Messungen mit einer Mischprobe aus einer 20 m mächtigen oberflächennahen Wasserschicht durchgeführt wurden, während die Modellberechnung in 0,5 m Schritten erfolgte. Allerdings wurde im Jahr 2015 aufgrund einer Betriebsrevision nur wenig Murgwasser zugepumpt.

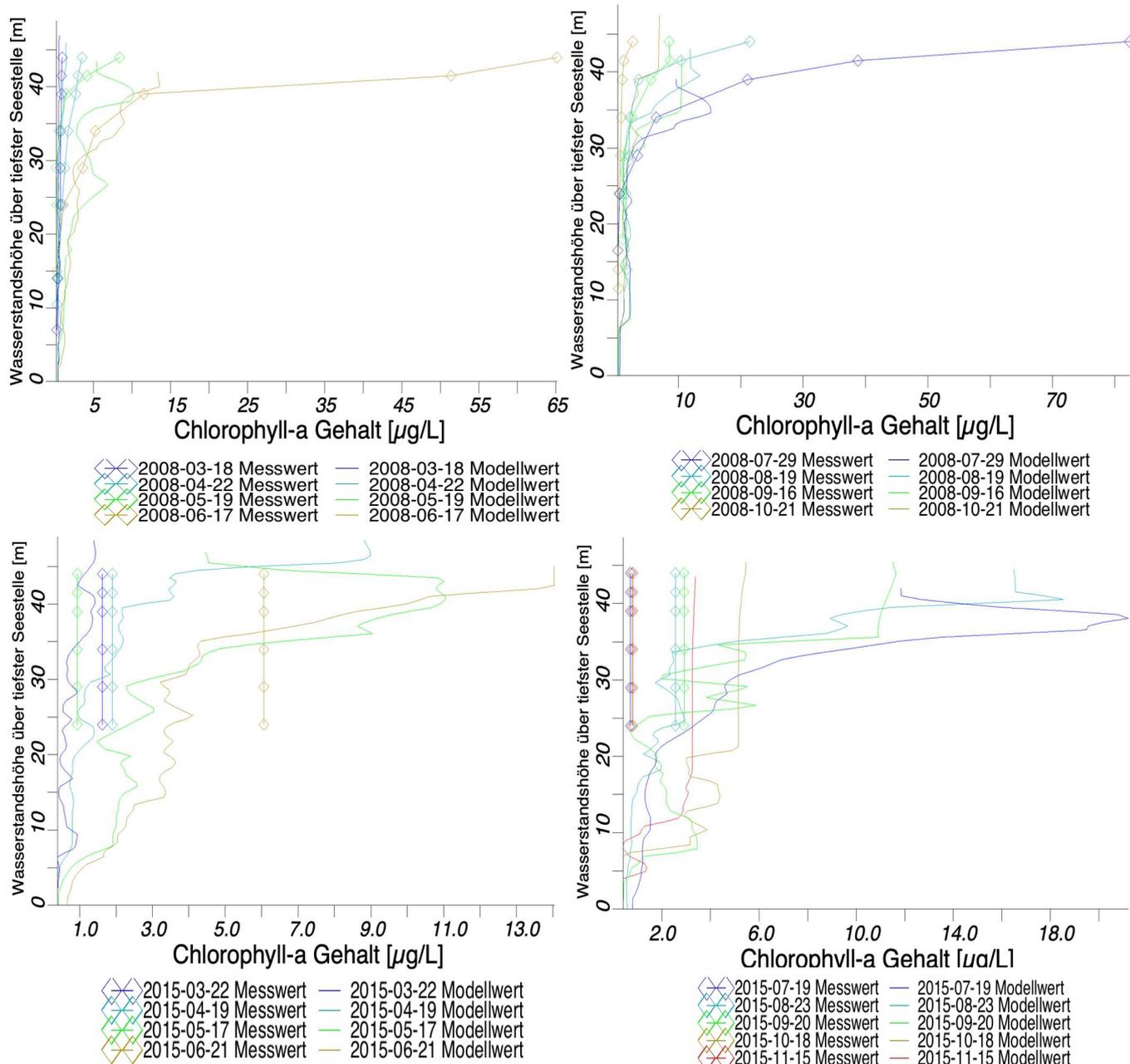


Abbildung 7.25: Abgleich der gemessenen Chlorophyll-a Gehalte mit den Simulationenwerten des Prognosemodells

Trotz der Abweichungen sind in Bezug auf diesen Parameter die Übereinstimmungen zwischen Mess- und Modellwerten als ausreichend zu bezeichnen. Unterschiede zwischen Rechen- und Modellwerten von im Mittel 30-50% sind unter Bezug auf das Algenaufkommen akzeptabel, weil die Algendichten sehr starken räumlichen Schwankungen unterworfen

sind. Algen und auch Cyanobakterien können stellenweise als regelrechte Planktonwolken auftreten, während andere Gewässerbereiche zum gleichen Zeitpunkt deutlich geringere Algendichten aufweisen. Sowohl bei den Mess- wie auch bei den Modellwerten zeigt sich 2015 ein auffällig starker Rückgang der Algendichten im Vergleich zu 2008, was auf den geringen Murgwasserzufluss durch eingeschränkten Pumpbetrieb zurückzuführen ist.

Unter Bezug auf die in Kapitel 3.1.5 dargestellten Zielwerte für die Chlorophyll-a Gehalte während des Sommerhalbjahres berechnet das Modell für den Istzustand Werte, die im Saisonmittel leicht über oder geringfügig unter dem für mesotrophe Staustufen (LAWA 2001) definierten Zielwert liegen (vgl. Abbildung 7.26). Für die Bedingungen des Referenzzeitraums ab 2010 errechnet sich ein insgesamt niedrigeres Niveau mit Werten zumeist im mesotrophen Bereich.

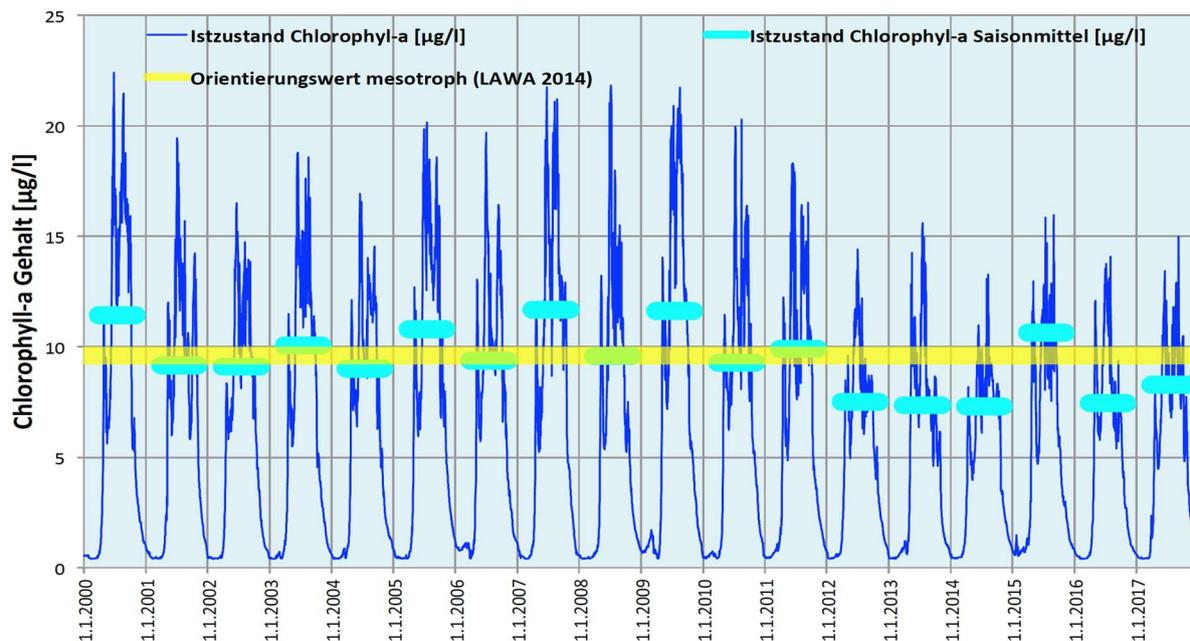


Abbildung 7.26: Chlorophyll-a Gehalte für den Istzustand modelliert für den Zeitraum 2000-2017

Als Ursache für die Verbesserung der Wasserbeschaffenheit kommen die geringeren Zuflussmengen an Murgwasser, aber auch Klimaeffekte (Sonneneinstrahlung= Globalstrahlung) in Frage, wie der Tabelle 7.9 zu entnehmen ist.

Tabelle 7.9: Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für Chlorophyll-a in Bezug zum Murgwasserzufluss und Globalstrahlung

Referenz-jahr	Betriebs-jahr	Saison ø Apr- Okt Chlorophyll-a [µg/l]	Zielwert LA-WA2001	Σ Jahreszufluss Murg [m³/a]	Σ Jahreszufluss natürliche Zuflüsse [m³/a]	ø Globalstrahlung [W/m²]
2000	1	11,4	9,6	31.054.247	88.531.892	119,4
2001	2	9,2	9,6	22.978.415	95.042.802	117,1
2002	3	9,1	9,6	27.759.767	98.327.445	118,0
2003	4	10,1	9,6	48.924.543	53.454.112	136,3
2004	5	9,0	9,6	62.042.750	62.204.804	119,0
2005	6	10,8	9,6	51.724.253	58.398.963	121,8
2006	7	9,4	9,6	49.699.402	66.193.763	123,6
2007	8	11,7	9,6	42.523.374	86.230.573	124,5
2008	9	9,6	9,6	36.192.322	70.008.684	117,5
2009	10	11,6	9,6	44.121.862	64.015.708	119,2
2010	11	9,3	9,6	46.779.488	65.588.208	113,1

Referenz-jahr	Betriebs-jahr	Saison $\bar{\sigma}$ Apr- Okt Chlorophyll-a [$\mu\text{g/l}$]	Zielwert LA-WA2001	Σ Jahreszufluss Murg [m^3/a]	Σ Jahreszufluss natürliche Zuflüsse [m^3/a]	$\bar{\sigma}$ Globalstrahlung [W/m^2]
2011	12	9,9	9,6	42.638.003	55.989.563	129,0
2012	13	7,5	9,6	43.946.618	67.750.483	122,9
2013	14	7,3	9,6	45.462.686	74.960.616	112,8
2014	15	7,3	9,6	7.940.080	53.782.285	116,3
2015	16	10,6	9,6	11.173.889	56.781.068	126,3
2016	17	7,4	9,6	8.345.052	61.347.781	116,6
2017	18	8,3	9,6	153.331	52.848.777	130,0
$\bar{\sigma}$ 2000-2017		9,4	9,6	34.636.671	68.414.307	121,3

7.2.4.4 Cyanobakterien (Blaualgen)

Mit der Simulationssoftware lassen sich auch die Populationsdichten der Cyanobakterien modellieren. Da diesbezüglich keine Vergleichsmessungen existieren, sollen hier nur die Modellberechnungen kurz beschrieben werden. Diese Werte dienen später bei der Diskussion der Vorhabensauswirkungen als Bezugsgrößen für den Istzustand. Entsprechend dem in Abbildung 7.27 dargestellten Modellergebnis wird ein Großteil (85%) der Algenbiomasse von Cyanobakterien gebildet. Diese erlangen insbesondere aufgrund der Nitratarmut in der Schwarzenbach-Talsperre einen Entwicklungsvorteil. Es muss also von einer Cyanobakteriendominanz ausgegangen werden.

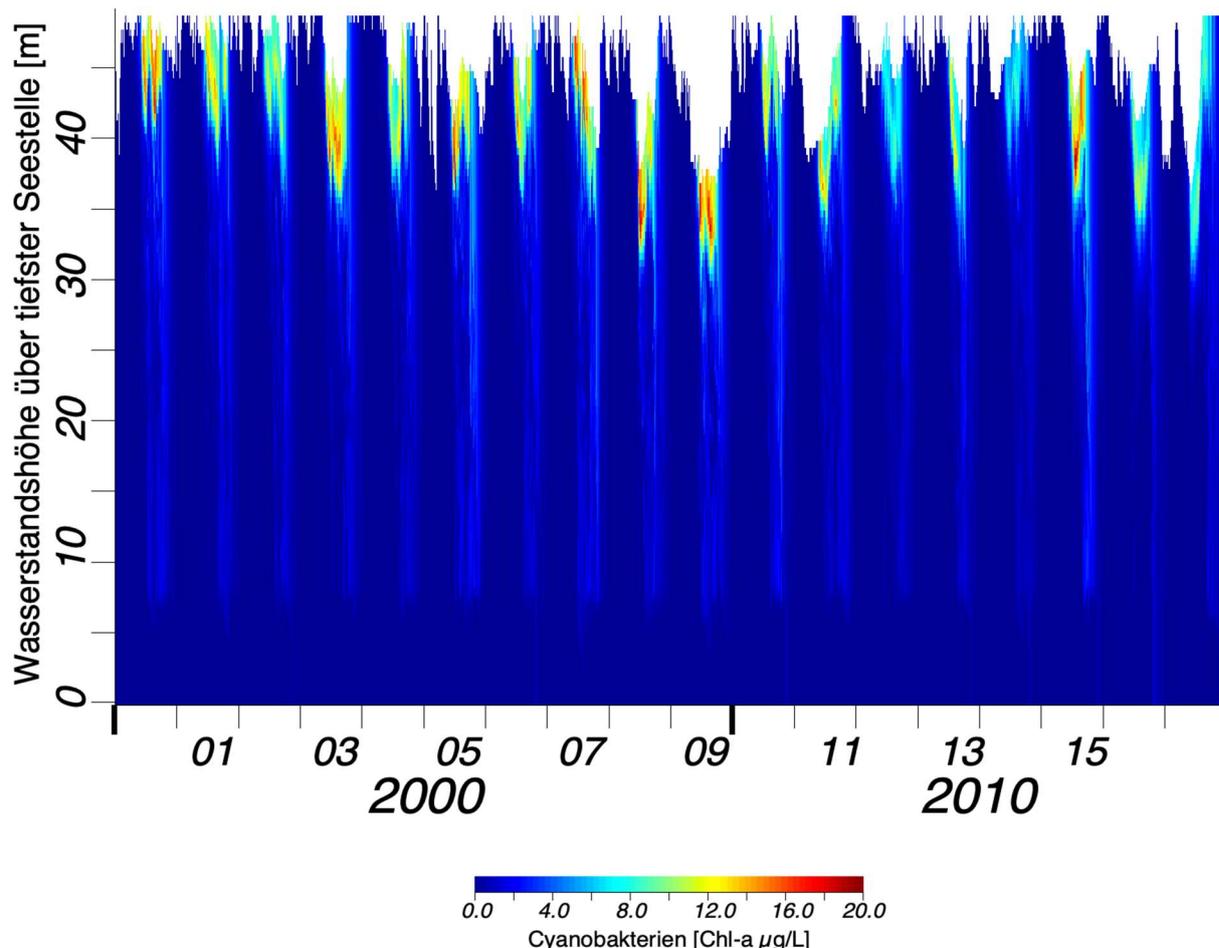


Abbildung 7.27: Simulationsergebnisse der Blaualgenentwicklung (Cyanobakterien) in der Schwarzenbach-Talsperre 2000-2017

7.3 Variabilität externer Belastungsgrößen und Abweichungen von der mittelwertbasierten Modellierung (Fehlerbetrachtung)

Die den Modellierungen zu Grunde liegenden Inputwerte zur Darstellung der externen Belastungsgrößen basieren in der Regel auf Mittelwerten. Je nach Variabilität der Messdaten ist davon auszugehen, dass sich eine hohe Schwankungsbreite für die Belastungsparameter ergibt.

Um das Ausmaß dieser Abweichungen zum Mittelwert-berechneten Modellergebnis zu ermitteln, soll hier auf der Grundlage der Zuflusswerte das Konfidenzintervall (hier 95 %) für jeden Zufluss bestimmt und mit diesen Werten jeweils eine Modellberechnung durchgeführt werden.

Die Konfidenzintervalle legen die Grenzen fest, innerhalb derer ein Parameter der Grundgesamtheit (aller Daten) mit einer vorgegebenen Wahrscheinlichkeit (hier 95%) liegt. Die Berechnung des oberen und des unteren Wertes für das 95% Konfidenzintervalls wird mit den folgenden Formeln durchgeführt:

$$m-t*(s/\text{Wurzel}(n))$$

und

$$m+t*(s/\text{Wurzel}(n)).$$

m=Mittelwert

s=Standardabweichung

n=Anzahl der Messungen

t= t-Wert. Aufgrund der Symmetrie ist bei einem Konfidenzintervall von 95% der alpha-Wert von 2,5% aus den Studentische-t- Verteilungstabellen heranzuziehen.

Auf dieser Basis berechnen sich für den Belastungsparameter Gesamt-Phosphor die in der Tabelle 7.10 angegebenen Werte.

Tabelle 7.10: Zuflussbelastung und Belastungsvarianz für gesamt Phosphor ($\mu\text{g/l}$)

	Sommerwerte Gesamt-Phosphor				Winterwerte Gesamt-Phosphor			
	Murg	Raumünz- zach	Schwar- zenbach	Seebach	Murg	Raumünz- zach	Schwar- zenbach	Seebach
Proben (n)	162	14	7	7	72	6	5	5
Standard- abw. (s)	0,040	0,012	0,007	0,002	0,010	0,011	0,012	0,006
t-Wert (\pm 2,5%)	1,982	2,145	2,365	2,365	1,994	2,447	2,571	2,571
MW	0,026	0,018	0,018	0,013	0,022	0,017	0,020	0,014
MW 95% + (hoch)	0,032	0,025	0,025	0,014	0,024	0,028	0,034	0,021
MW 95% - (niedrig)	0,02	0,011	0,012	0,012	0,02	0,006	0,006	0,007
Veränderung $\pm\%$	24,3%	39,2%	37,6%	10,6%	10,3%	66,5%	67,7%	48,1%

Für die weiteren trophierelevanten Parameter ortho-Phosphat-P, Ammonium-N und gesamt- Stickstoff ergeben sich für das 95 % Konfidenzintervall die in der Tabelle 7.11 angegebenen Maximalbelastungswerte.

Tabelle 7.11: Zuflussbelastung und Belastungsvarianz für ortho-Phosphat-P, Ammonium-N und gesamt-Stickstoff

	Murg	Raumün- zach	Schwar- zenbach	Seebach	Murg	Raumün- zach	Schwar- zenbach	Seebach
	Sommerwerte o-PO₄-P [µg/l]				Winterwerte o-PO₄-P [µg/l]			
MW	0,011	0,009	0,010	0,008	0,013	0,007	0,009	0,009
MW 95% + (hoch)	0,016	0,010	0,012	0,009	0,014	0,009	0,012	0,010
	Sommerwerte NH₄-N [µg/l]				Winterwerte NH₄-N [µg/l]			
MW	0,021	0,022	0,019	0,017	0,01	0,033	0,006	0,008
MW 95% + (hoch)	0,025	0,031	0,019	0,017	0,012	0,047	0,006	0,008
	Sommerwerte N-gesamt [µg/l]				Winterwerte N-gesamt [µg/l]			
MW	0,45	0,391	0,451	0,364	0,67	0,446	0,494	0,474
MW 95% + (hoch)	0,53	0,42	0,49	0,38	0,72	0,50	0,61	0,55

Der hohe Belastungswert (MW 95%+) bildet die maximal zu erwartende externe Belastung der Talsperre ab, die nur noch in 2,5% der Fälle überschritten wird. Analog dazu existiert auch ein unterer Belastungswert, der entsprechend der Streuung der Messwerte nur noch in 2,5 % der Fälle unterschritten wird. Aufgrund der Symmetrie der Verteilungsfunktion wird das 95% Konfidenzintervall durch einen oberen Überschreitungsbereich (2,5%) und einen unteren Unterschreitungsbereich (2,5%) abgegrenzt.

Eine Prognose der Güteentwicklung in der Talsperre auf Basis der Werte des 95 % Konfidenzintervalls erfolgt für die drei Parameter Phosphor, Algenentwicklung und Cyanobakterienbiomasse. Dargestellt wird nur der obere Bereich des 95 % Konfidenzintervalls, also die Maximalbelastung.

7.3.1 Phosphorbelastung

Die Modellberechnung mit den Maximalwerten (vgl. Abbildung 7.28) weist im Vergleich zu der Berechnung auf Basis der Mittelwerte eine deutliche Erhöhung der Phosphorwerte im Wasser der Talsperre aus.

Auch hierbei ist eine deutliche Phosphoranreicherung in der Tiefe zu erkennen, was durch die Einschichtung des Murgwassers in der Tiefe und in geringerem Umfang auch durch Sedimentationseffekte zu erklären ist. Die nachrangige Bedeutung der Sedimentation ist daran abzulesen, dass die Anreicherungseffekte nicht auf die Einschichtung-Phasen im Sommer beschränkt bleiben, sondern ganzjährig auftreten.

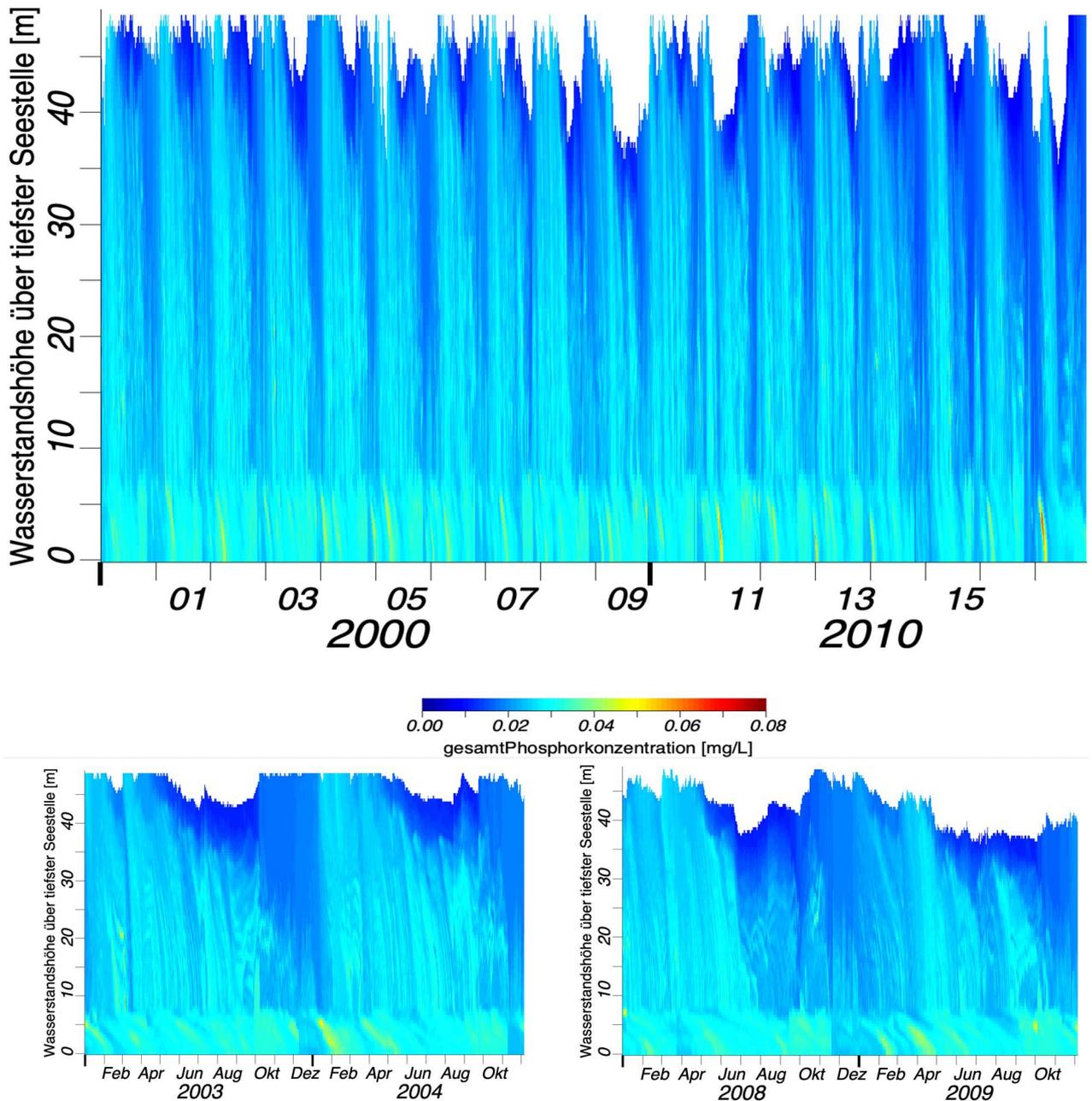


Abbildung 7.28: Simulationen der Phosphorgehalte in der Schwarzenbach-Talsperre (Maximalbelastung - Istzustand)

Ein Abgleich der im Modell errechneten Werte mit den in der Seemitte während der Jahre 2008 und 2015 erhobenen Messwerten (vgl. Kapitel 6.7.1) zeigt, dass die modellierten Maximalwerte sowohl bei intensivem Pumpbetrieb (2008) als auch bei reduziertem Pumpbetrieb (2015) deutlich über den Messwerten liegen (vgl. Abbildung 7.29 und Abbildung 7.30). Insgesamt ergeben sich geringere Übereinstimmungen mit den Messwerten als bei einer Berechnung unter Zugrundelegung der Mittelwerte (vgl. Kapitel 7.2.4.1).

Die im Mai 2008 stark erhöhten Messwerte in der oberen Wasserschicht können als Hinweis darauf gesehen werden, dass bei dieser Messung eine im Vergleich zum Anteil der Murg erhöhte Belastung durch die Zuflüsse von Schwarzenbach, Seebach und Raumünzach erfolgte. Auch die recht gute Übereinstimmung der auf Basis der Maximalbelastung berechneten Modellwerte mit den Messwerten im Oktober und November 2008 sind auf erhöhte Zuflüsse von Schwarzenbach, Seebach und Raumünzach in diesem Zeitraum zurückzuführen und sprechen daher nicht für eine Anpassung der Modellkonfiguration an das Pessimalszenario.

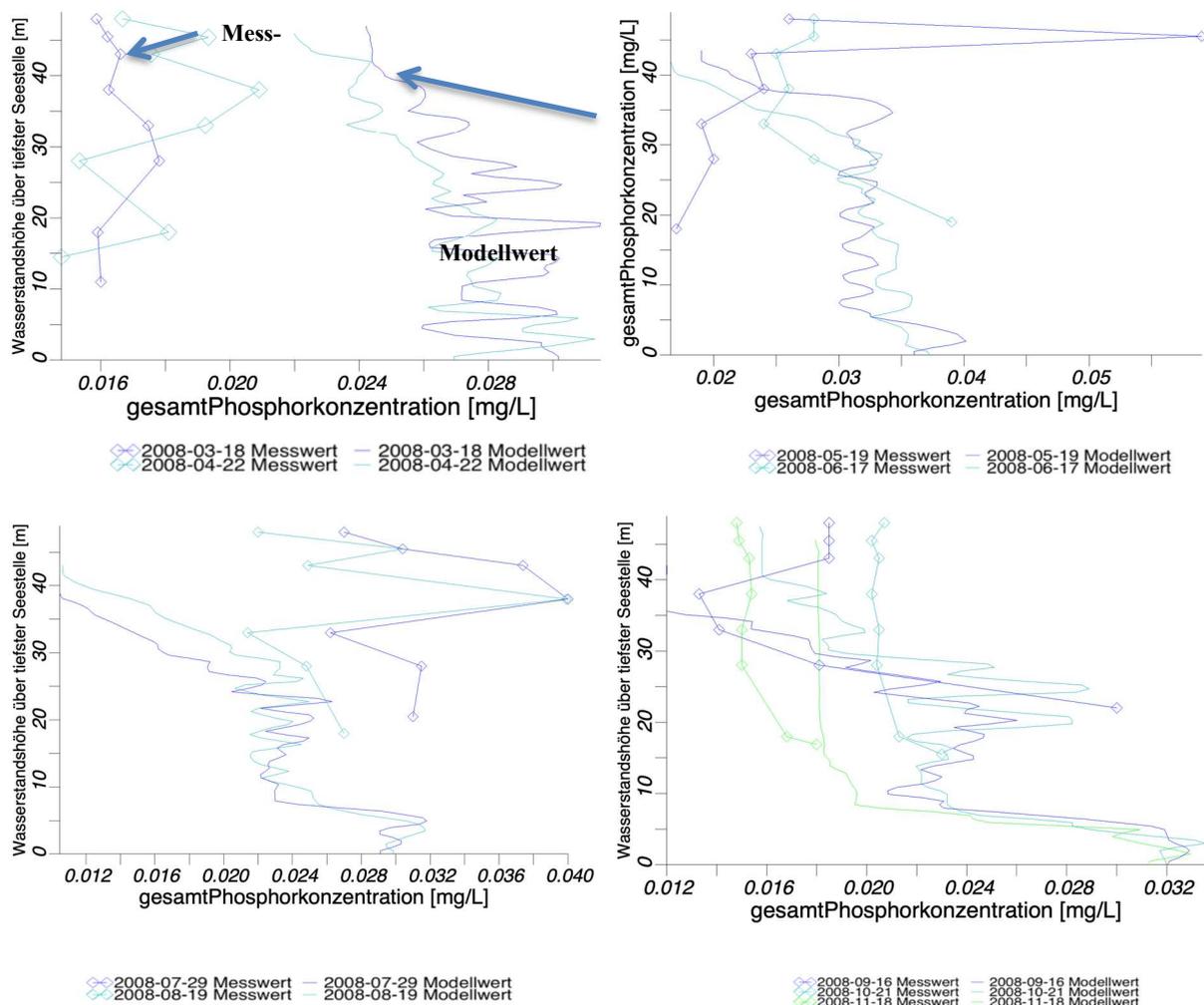


Abbildung 7.29: Abgleich der gemessenen Gesamt-Phosphor Werte mit den Simulationswerten des Prognosemodells (Maximalbelastung) für das Jahr 2008

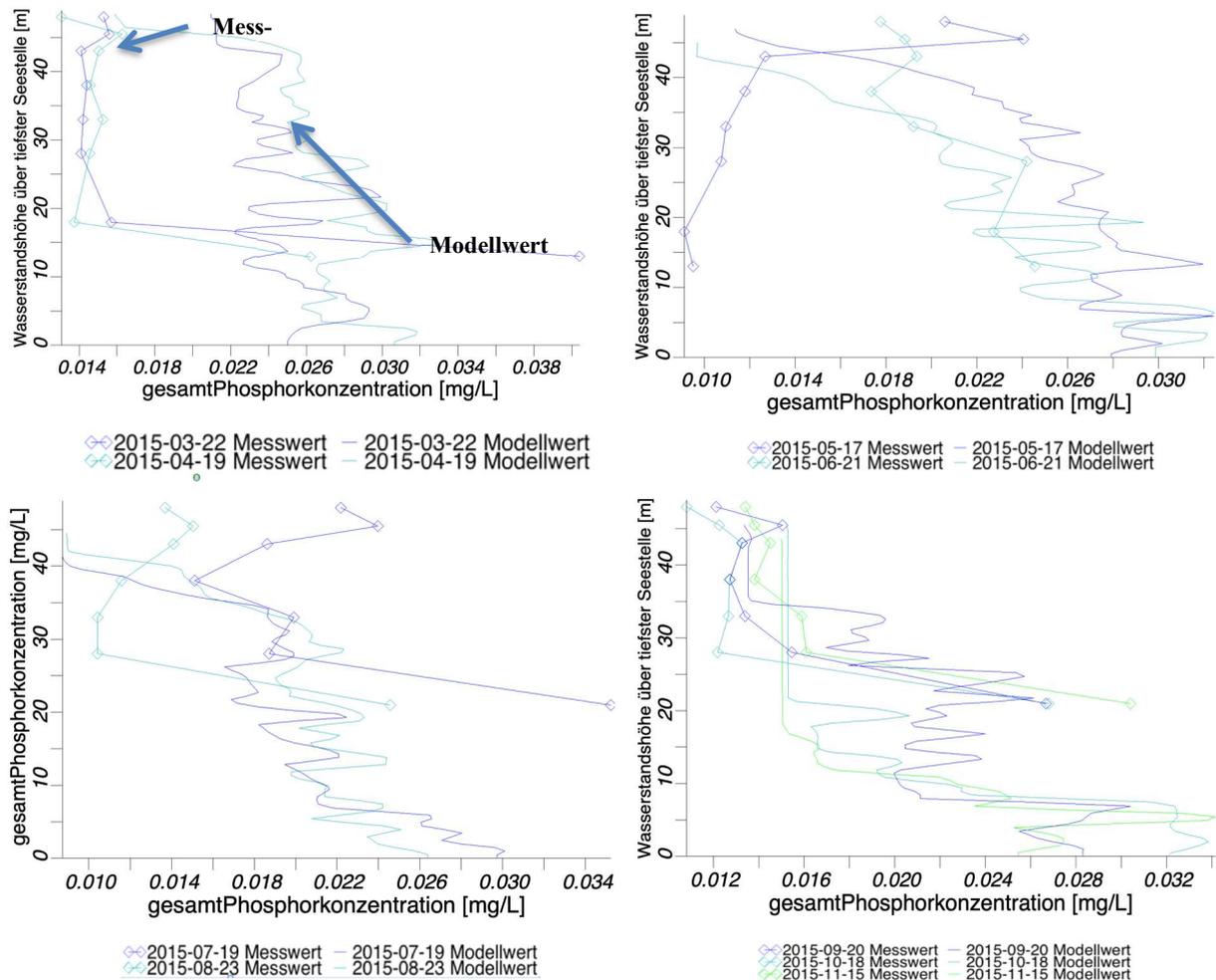


Abbildung 7.30: Abgleich der gemessenen Gesamt-Phosphor Werte mit den Simulationswerten des Prognosemodells (Maximalbelastung) für das Jahr 2015

Anders als bei der Berechnung mit den Mittelwerten werden die in Kapitel 3.1.4 dargestellten Orientierungswerte für die Phosphorbelastung im Epilimnion unter den hier zu Grunde gelegten Pessimallbedingungen im Maximum überschritten (vgl. Abbildung 7.31).

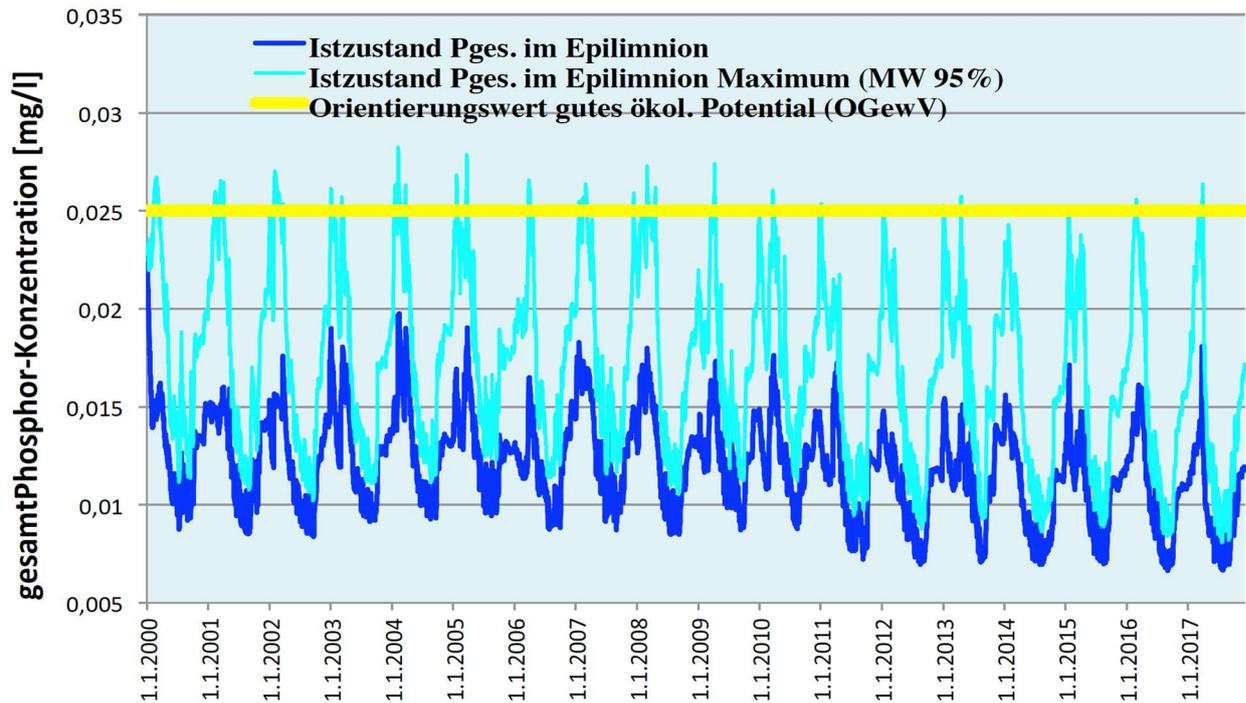


Abbildung 7.31: Simulation der Phosphorgehalte im Epilimnion unter Bezug auf den leitbildkonformen Zielwert (Maximalbelastung - Istzustand)

Für das Saisonmittel (April bis Oktober), das zur Bewertung des Trophiestatus herangezogen wird, ergeben sich ebenso wie für das Jahresmittel auch unter dem Pessimaspekt jedoch noch Werte im leitbildkonformen mesotrophen Bereich (vgl. Tabelle 7.12).

Tabelle 7.12: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für gesamt Phosphor (Maximalbelastung Istzustand)

Referenz-jahr	Betriebs-jahr	Istzustand Jahres-mittel (JM) ges. Phosphor [mg/l]	Istzustand Jahresmittel Max. 95% Konfidenz- bereich ges. Phosphor [mg/l]	Istzustand Saisonmittel Max. 95% Konfidenz- bereich ges. Phosphor [mg/l]
2000	1	0,013	0,018	0,016
2001	2	0,013	0,018	0,015
2002	3	0,012	0,017	0,014
2003	4	0,013	0,017	0,014
2004	5	0,013	0,018	0,015
2005	6	0,013	0,018	0,016
2006	7	0,012	0,017	0,016
2007	8	0,013	0,018	0,015
2008	9	0,013	0,018	0,015
2009	10	0,013	0,017	0,016
2010	11	0,013	0,018	0,016
2011	12	0,011	0,016	0,013
2012	13	0,011	0,016	0,013
2013	14	0,011	0,017	0,015
2014	15	0,010	0,015	0,012
2015	16	0,011	0,016	0,013
2016	17	0,011	0,015	0,012
2017	18	0,010	0,015	0,012
Ø 2000-2017		0,012	0,017	0,014

7.3.2 Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte)

Das in der Abbildung 7.32 dargestellte Modellierungsergebnis zeigt für die Berechnung unter Pessimallbedingungen einen Anstieg der Chlorophyll-a Gehalte im Wasser der Talsperre gegenüber den auf Basis der Mittelwerte berechneten maximal 24 $\mu\text{g/l}$ (vgl. Kapitel 7.2.4.3) auf maximal 32,3 $\mu\text{g/l}$ an. Die Massentwicklungen treten auch hier wiederum im Zeitraum Mitte bis Ende Juni auf.

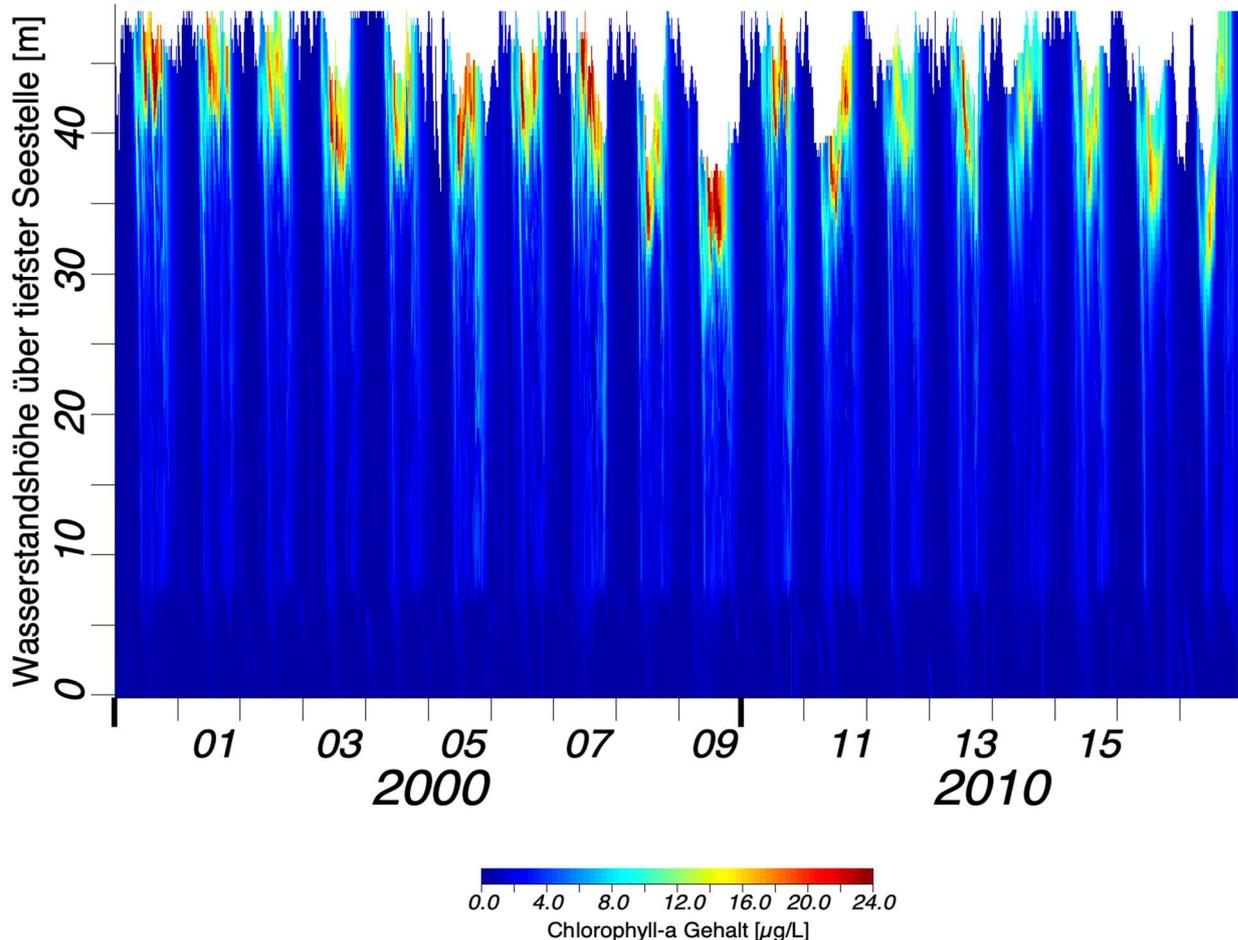


Abbildung 7.32: Simulationswerte der Chlorophyll-a Gehalte im Freiwasser der Schwarzenbach-Talsperre (Maximalbelastung Istzustand)

Aus dem Vergleich der Simulationswerte für die Maximalbelastung mit den Messwerten der Jahre 2008 und 2015 lassen sich folgende Aussagen ableiten:

- Die im Juni und Juli 2008 gemessenen Maximalkonzentrationen der Chlorophyll-a Gehalte konnten auch bei einer Modellberechnung mit stark erhöhten Zuflussbelastungen nicht wiedergegeben werden. Das zeitweise hohe Belastungsniveau in diesen beiden Monaten wurde durch Faktoren verursacht, die im Modell nicht abbildbar sind.
- Unter Bezug auf sämtliche andere Messergebnisse gibt das Modell bei der Pessimallbetrachtung deutlich zu hohe Werte aus. Eine Anpassung der auf Mittelwerten beruhenden Inputdaten ist demnach nicht erforderlich.

Sensitivitätsanalyse

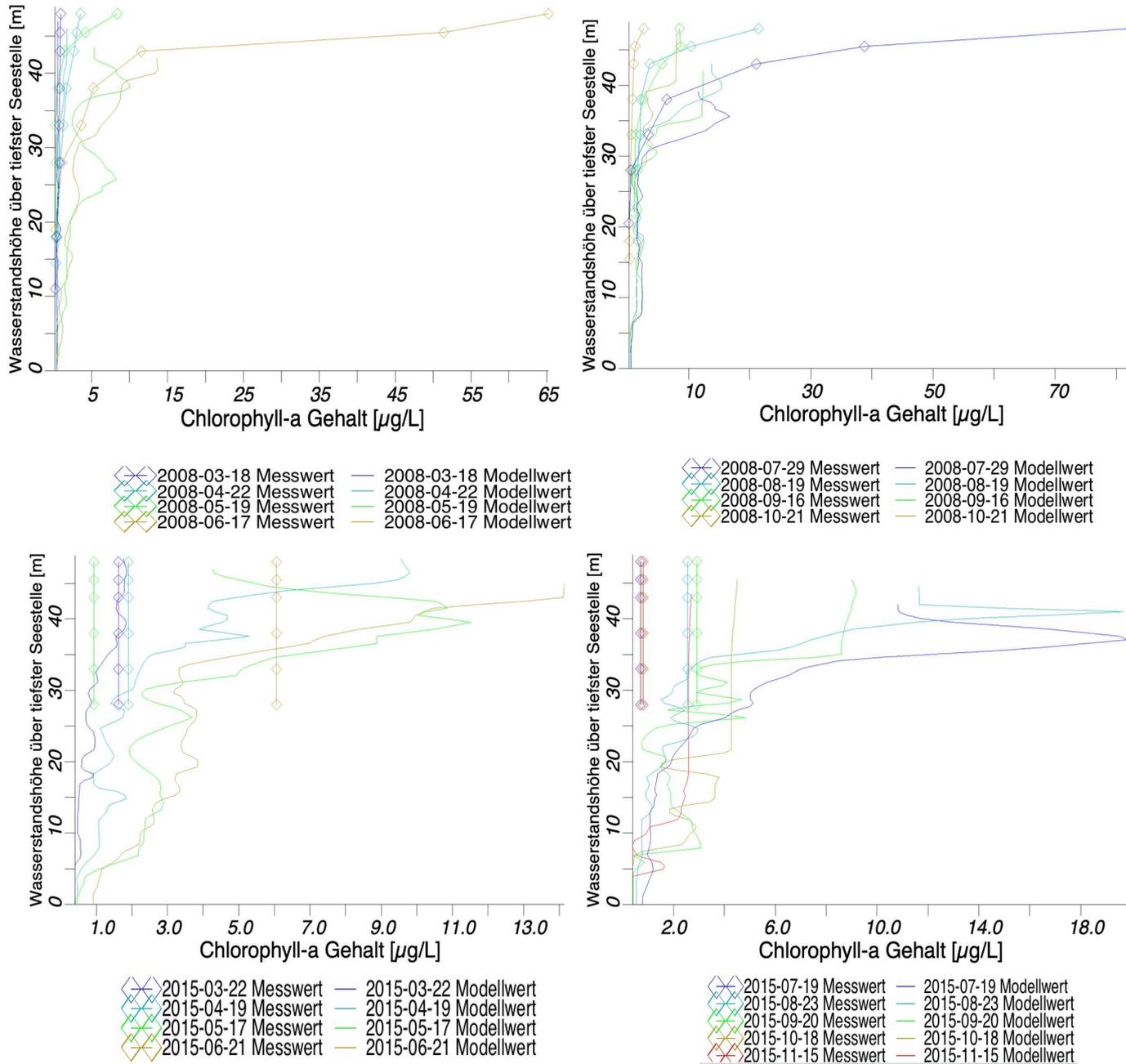


Abbildung 7.33: Abgleich der gemessenen Chlorophyll-a Gehalte mit den Simulationswerten des Prognosemodells (Maximalbelastung Istzustand)

Die Saisonmittelwerte steigen bei der Berechnung mit den Maximalbelastungswerten ebenfalls an und liegen nun deutlicher über dem mesotrophen Orientierungswert (vgl. Abbildung 7.34). Zum Ende des Betrachtungszeitraumes verringern sich auch bei der Pessimalebetrachtung die Belastungswerte und erreichen ab dem Klimareferenzjahr 2012 die Größenordnung des Orientierungswertes.

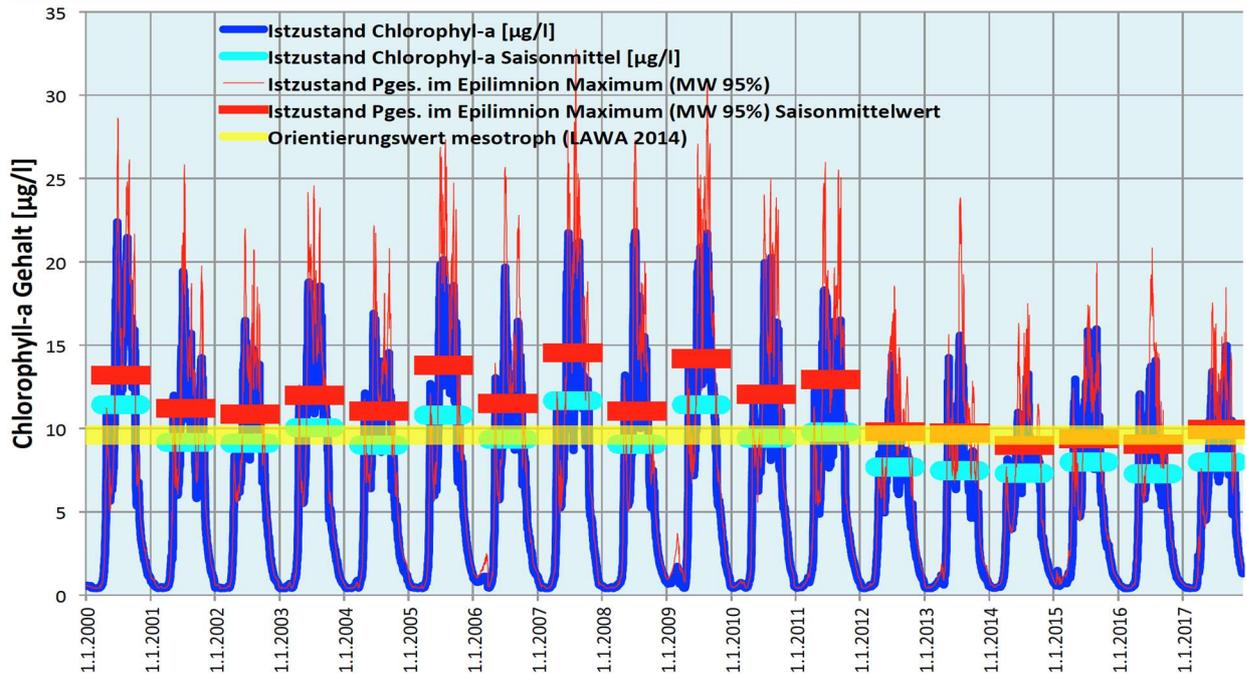


Abbildung 7.34: Chlorophyll-a Gehalte für den Istzustand (Maximalbelastung) modelliert für den Zeitraum 2000-2017

Die Verringerung der Algenentwicklung am Ende des Betrachtungszeitraums kann durch eine geringere Zuleitung von Murgwasser und niedrigere Globalstrahlungswerte (vgl. Tabelle 7.13) erklärt werden.

Tabelle 7.13: Saisonmittelwerte der Modellberechnungen (Maximalbelastung Istzustand) für Chlorophyll-a

Referenz-jahr	Be-triebs-jahr	Saison ø Apr- Okt Chlorophyll-a [µg/l]	Zielwert LA-WA2014	Σ Jahreszufluss Murg [m³/a]	Σ Jahreszufluss natürliche Zuflüsse [m³/a]	ø Globalstrahlung im Sommerhalbjahr [W/m²]
2000	1	13,19	9,6	31.054.247	88.468.574	164,40
2001	2	11,21	9,6	22.978.415	94.979.657	163,44
2002	3	10,87	9,6	27.759.767	98.264.300	159,62
2003	4	11,98	9,6	48.924.543	53.390.967	182,74
2004	5	11,04	9,6	62.042.750	62.141.486	161,71
2005	6	13,78	9,6	51.724.253	58.335.818	166,75
2006	7	11,51	9,6	49.699.402	66.130.618	167,72
2007	8	14,54	9,6	42.523.374	86.167.428	169,86
2008	9	11,04	9,6	36.192.322	69.945.366	156,81
2009	10	14,18	9,6	44.121.862	63.952.563	165,25
2010	11	12,05	9,6	46.779.488	65.525.063	156,28
2011	12	12,92	9,6	42.638.003	55.926.418	174,44
2012	13	9,82	9,6	43.946.618	67.687.165	162,79
2013	14	9,72	9,6	45.462.686	74.897.471	158,25
2014	15	8,98	9,6	7.940.080	53.719.140	154,09
2015	16	9,38	9,6	11.173.889	56.717.923	168,40
2016	17	9,06	9,6	8.345.052	61.284.463	160,40
2017	18	9,95	9,6	153.331	52.789.957	166,18
Ø 2000-2017		11,4	9,6	34.636.671	68.351.354	164,4

7.3.3 Cyanobakterien (Blaualgen)

Die Modellierung der Belastungssituation im Istzustand bei der Berechnung mit den Maximalbelastungswerten weist Cyanobakteriengehalte als Chl-a von bis zu 28 $\mu\text{g/L}$ aus (vgl. Abbildung 7.35). Um eine bessere Vergleichbarkeit mit den mittelwertbasierten Berechnungen zu gewährleisten, wurde die Skala auch hier auf maximal 20 $\mu\text{g/L}$ begrenzt.

Das Entwicklungspotential im Belastungsszenario steigt im Vergleich zur Berechnung mit den Belastungsmittelwerten (vgl. Kapitel 7.2.4.4) deutlich an. Auch für die Pessimalsituation ist mit einer Cyanobakteriendominanz in der Talsperre zu rechnen, da 85% der Algenbiomasse von Cyanobakterien gebildet wird. Wie bei der Algenentwicklung ergibt sich auch bei der Cyanobakterienbiomasse ein Rückgang der Belastungen im letzten Viertel des Betrachtungszeitraums, der als Folge verringerter Murgzuflüsse und geringerer Sonneneinstrahlung anzusehen ist.

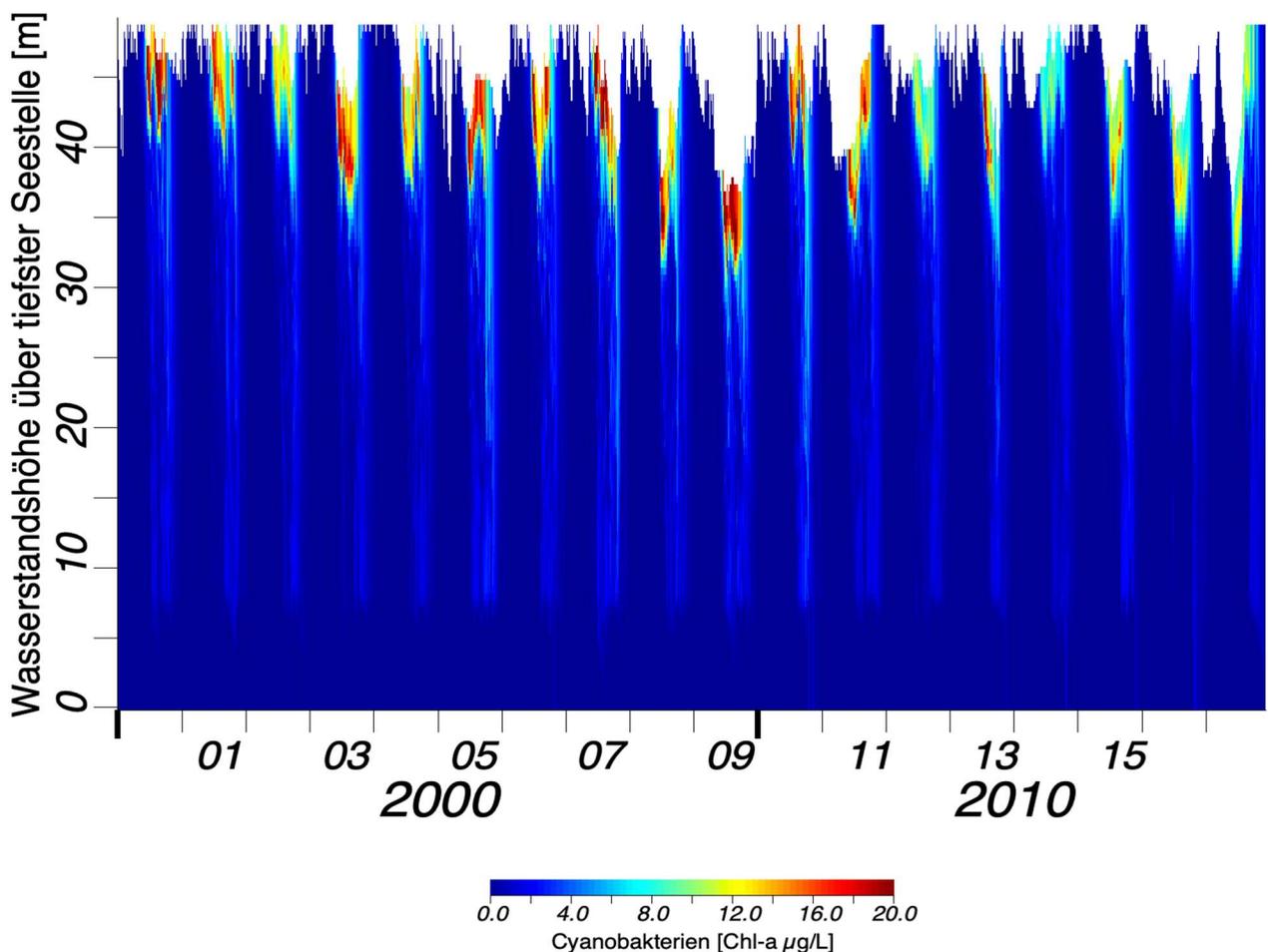


Abbildung 7.35: Simulationsergebnisse der Blaualgenentwicklung (Cyanobakterien) in der Schwarzenbach-Talsperre 2000-2017 (Maximalbelastung Istzustand)

7.3.4 Zusammenfassende Bewertung des Modellergebnisses der Pessimalbetrachtung

Durch die Ableitung der Maximalbelastung anhand des 95 % Konfidenzintervalls wird in Abhängigkeit vom Streuungsmaß eine Belastungsrelevanz ermittelt, deren Wert nur noch

von 2,5 % der Grundgesamtheit überschritten wird. Aus den Berechnungen mit diesem Belastungswert können folgende Schlüsse gezogen werden:

- Die Modellwerte liegen meist sehr deutlich über den als Vergleichsgrößen herangezogenen Messwerten, so dass die Pessimalebetrachtung deutlich ungenauere Ergebnisse liefert als die Berechnung mit mittleren Belastungswerten.
- Selbst bei dieser Pessimalebetrachtung ergeben sich keine Überschreitungen des Orientierungswertes für Phosphor. Auch die Chlorophyll-a Gehalte übersteigen die gesetzte Orientierungsgröße nur in geringem Ausmaß und nicht dauerhaft.
- Die bei der Juni- und Julimessung 2008 auftretenden hohen Phosphorgehalte und Chlorophyll-a Gehalte im Epilimnion der Talsperre werden auch unter Zugrundelegung der Pessimalebedingungen nicht adäquat im Modell abgebildet. Daraus ist zu schließen, dass nicht eine temporäre Belastung durch den Murgzufluss, sondern im Messprogramm nicht erfasste Belastungen durch die natürlichen Zuflüsse als Ursache für diese Belastungserhöhung in Frage kommen.

8 Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

8.1 Vorhabensbeschreibung

Im Rahmen einer Erweiterung des Pumpspeicherkraftwerks Forbach beabsichtigt die EnBW AG den Bau einer Unterstufe. Die Anbindung der Unterstufe an die Schwarzenbach-Talsperre ist in der Abbildung 8.1 skizziert.

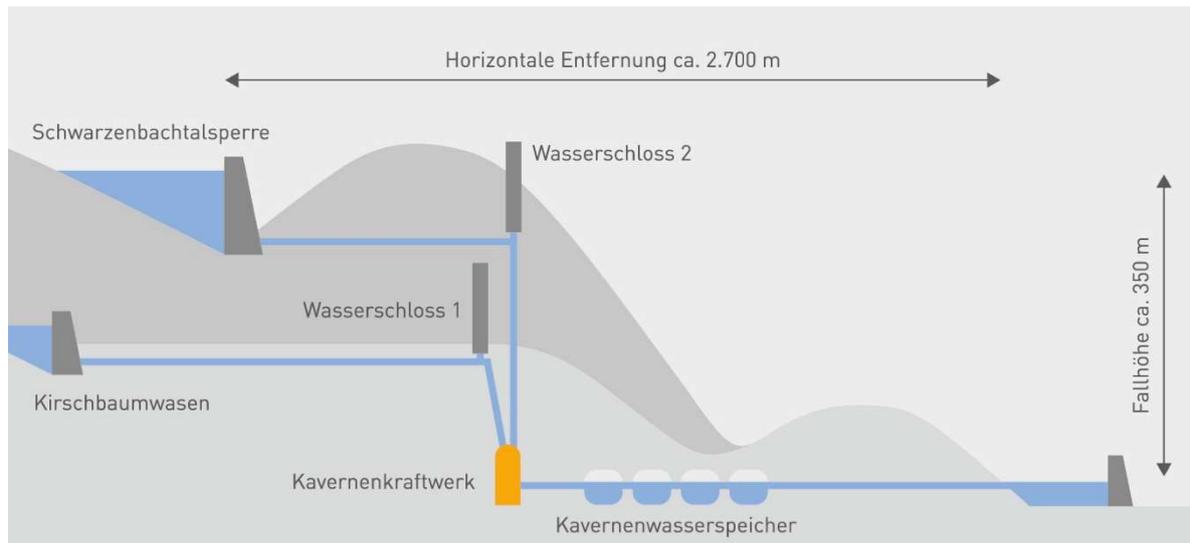


Abbildung 8.1: Geplante Erweiterung des Pumpspeicherkraftwerks Forbach

Infolge der Erweiterung ist mit erheblichen Auswirkungen auf den ökologischen Zustand der Schwarzenbach-Talsperre zu rechnen, die sämtliche kennzeichnende Qualitätsparameter des Temperatur-, Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes betreffen können.

Im Folgenden werden daher mit dem Prognosemodell DYRESM / CAEDYM (vgl. Kapitel 4.1) Simulationsläufe für folgende Untersuchungsgegenstände durchgeführt:

- Temperaturhaushalt und Einmischungsverhalten des Murgwassers
- Sauerstoffgehalte
- Phosphorgehalte
- Nitratwerte
- Chlorophyll-a Gehalte (Algenentwicklung)
- Blaualgen (Cyanobakterien)

Für den Betrieb der erweiterten Anlage werden zwei unterschiedliche Belastungsszenarien diskutiert, die sich durch das Ausmaß der externen Belastung unterscheiden. In beiden Szenarien wird von einer identischen Zuflussmenge an Murgwasser ausgegangen.

Diese Zuflussmenge hängt vom Angebot regenerativer Energien und dem Speicherbedarf der EnBW ab. Nach Angaben der EnBW stellt sich der Pumpbedarf an Murgwasser wie folgt dar:

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

Tabelle 8.1: Pumpmengen der einzelnen Szenarien

	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4
Pumpmenge Murg [m ³ /d]	250.000	150.000	50.000	400.000
Charakterisierung	sonniger Sommertag, viel Photovoltaik (PV)	bedeckter Tag	wenig PV und wenig Wind	viel Wind wenig PV
Merkmal 1	Hohe Solarstrahlung	geringe bis mittlere Solarstrahlung [< 315 W/m ²]	geringe Solarstrahlung [< 76 W/m ²]	geringe Solarstrahlung [< 88 W/m ²]
Merkmal 2	geringer Bedeckungsgrad [$< 0,7$]	hoher Bedeckungsgrad [$> 0,7$]	geringer Wind [$< 1,35$ m/s]	viel Wind [< 88 W/m ²]
Anteil	40%	35%	10%	15%

Für die Referenzjahre des Betrachtungszeitraums ergeben sich die in der Tabelle 8.2 angegebenen Einpumpmengen von Murgwasser, wenn der Pumpbetrieb an jedem Tag des Jahres stattfindet:

Tabelle 8.2: Pumpmengen der einzelnen Szenarien über den Betrachtungszeitraum in Mio. cbm

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017*
Szenario 1 (Mio. m ³ /J)	33,3	30,0	29,3	43,0	31,5	37,0	36,8	36,5	34,8	39,5	34,5	49,0	45,5	37,8	43,5	46,0	22,3	25,0
Szenario 2 (Mio. m ³ /J)	18,6	22,5	22,2	18,3	21,2	19,1	19,4	17,0	18,6	18,5	19,4	13,1	14,0	16,8	17,4	16,1	27,2	24,9
Szenario 3 (Mio. m ³ /J)	3,0	2,3	2,8	2,2	2,2	1,4	0,9	1,1	1,5	1,0	2,1	1,8	1,6	2,4	2,2	1,3	2,2	1,1
Szenario 4 (Mio. m ³ /J)	19,6	19,6	17,6	11,2	22,0	24,8	28,8	33,6	29,2	25,6	22,4	18,8	23,6	22,0	12,8	19,6	20,8	21,2
Gesamt (Mio. m ³ /J)	74,5	74,4	71,9	74,7	76,9	82,3	85,8	88,2	84,1	84,6	78,4	82,6	84,7	78,9	75,9	82,9	72,4	72,2

* Dem Jahr 2017 lag ein verkürzter Betrachtungszeitraum zwischen dem 1.1.2017 und dem 6.12.2017 zu Grunde

Beim Vergleich der einzelnen Monate ergeben sich für die Wintermonate Dezember bis März etwas höhere Umschlagmengen als für die Folgemonate (vgl. Tabelle 8.3).

Tabelle 8.3: Pumpmengen der einzelnen Monate in Mio. cbm/Monat

	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dez
Szenario 1 (Mio. m ³ /J)	1,3	1,7	3,0	3,5	3,7	4,7	4,7	5,0	3,7	2,9	1,4	0,7
Szenario 2 (Mio. m ³ /J)	1,2	1,2	1,6	2,0	2,3	1,7	1,8	1,5	1,8	1,6	1,4	1,2
Szenario 3 (Mio. m ³ /J)	0,4	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,4	0,4
Szenario 4 (Mio. m ³ /J)	4,3	3,6	2,6	0,8	0,3	0,0	0,0	0,3	0,7	1,6	3,2	4,5
Gesamt (Mio. m ³ /J)	7,1	6,8	7,2	6,3	6,3	6,4	6,5	6,8	6,2	6,4	6,4	6,7

Bezogen auf diese Umschlagmengen werden zwei unterschiedliche Belastungsszenarien beschrieben, und zwar die vorhabensbedingte Normalbelastung (Vorhaben / Normalbelastung) und die Pessimalbetrachtung, die sich wie folgt unterscheiden:

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

Vorhaben (Normalbelastung):

Ganzjährig Pendelbetrieb mit einer vom Speicherbedarf abhängigen Menge von zugepumpten Murgwasser. Die Phosphorbelastungskennwerte der Murg basieren auf den mittleren gemessenen Belastungsgrößen der zurückliegenden 10 Jahre.

Pessimalebetrachtung (erhöhte Belastung):

Bei identischer Betriebsweise wird eine erhöhte externe Belastung der Talsperre durch höhere Phosphorgehalte im Murgwassers sowie der übrigen Zuflüsse vorausgesetzt. Die Herleitung dieser Belastungswerte (Ableitung der Maximalbelastung anhand des 95 % Konfidenzintervalls) erfolgte in Kapitel 7.3.

8.2 Inputdaten

Im Folgenden wird nur auf jene Inputdaten eingegangen, die von dem in Kapitel 7.1 für die Sensitivitätsanalyse benutzten Datenmaterial abweichen. Die dort beschriebenen Klimadaten und die Kennwerte der Zuflüsse Schwarzenbach, Seebach und Raumünzach-Überleitung werden unverändert in die Modellläufe übernommen.

8.2.1 Morphologische Kennwerte

Als Grundlage für die Rechenläufe des Simulationsmodells dienen die morphologischen Kennwerte der bestehenden Schwarzenbach-Talsperre und des Unterbeckens einschließlich Kaverne. Die Kennwerte für die Talsperre und für das Becken inklusive Kavernenwasserspeicher sind der folgenden Tabelle zu entnehmen.

Tabelle 8.4: Morphologische Kennwerte - Planung

	Unterbecken inkl. Kavernenwasserspeicher	Schwarzenbach-Talsperre
Stauziel	301,6 m ü.NN	668,5 m ü.NN
Absenkziel	295,5 m ü.NN	628 m ü.NN
Nutzzinhalt	400.000 m ³	14,3 Mio. m ³
Gesamtfläche	63,8 ha	
Turbinenleistung	50	MW [16,3 m ³ /s]
Pumpleistung	46,1	MW [11,2 m ³ /s]

Die vorhandenen Ein- und Auslaufbauwerke der Schwarzenbach-Talsperre bleiben wie im Istzustand erhalten.

8.2.2 Hydraulische Kennwerte

Die geplante Erweiterung verursacht eine deutliche Erhöhung des Wasseraustauschs in der Schwarzenbach-Talsperre (vgl. Abbildung 8.2). Der zusätzliche Eintrag erfolgt ausschließlich durch Mischwasser (Murgwasser und Talsperrenwasser), während die hydraulische Anbindung der übrigen drei Zuflüsse Schwarzenbach, Raumünzach-Überleitung und Seebach unverändert bleibt.

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

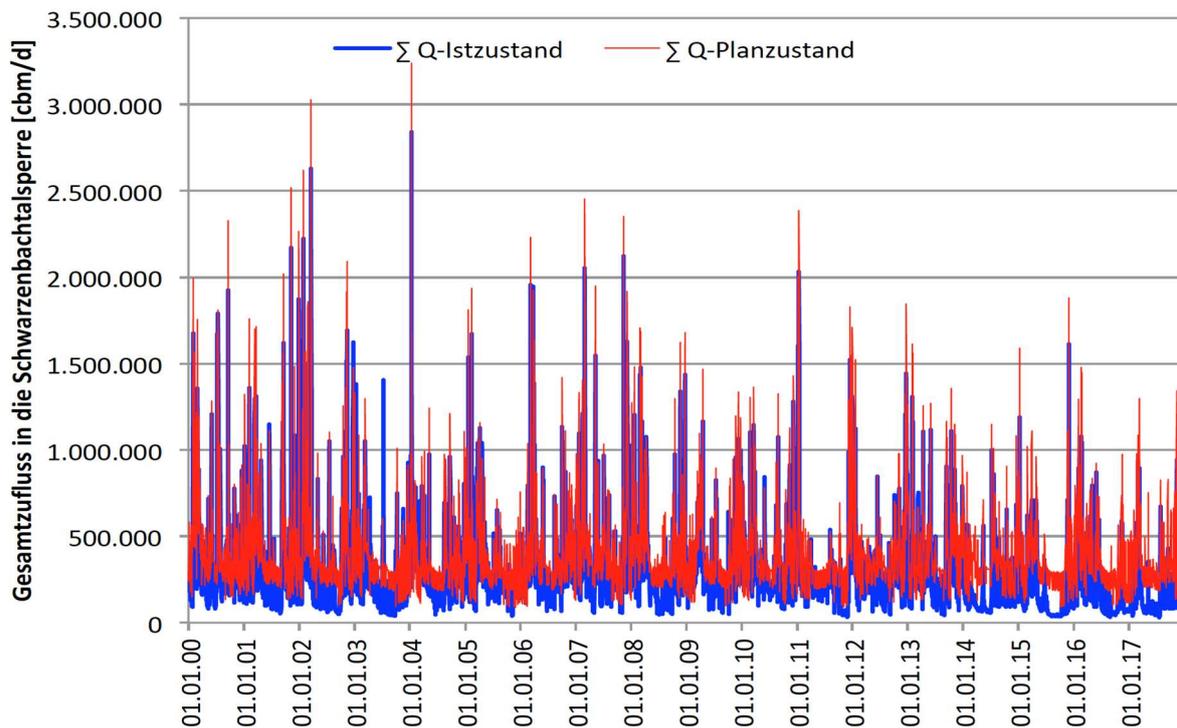


Abbildung 8.2: Zuflüsse in die Schwarzenbach-Talsperre - Istzustand und Vorhaben

Es ergeben sich folgende Zuflussmengen für den Beobachtungszeitraum 2000-2017:

	Einheit	Natürliche Zuflüsse	Murg	Mischwasser*	Gesamtzufluss
Istzustand	m ³ /Jahr	68.623.206	34.742.432		103.365.638
Vorhaben	m ³ /Jahr	68.623.206		79.152.778	147.775.984
Pessimalebetrachtung	m ³ /Jahr	68.623.206		79.152.778	147.775.984

*Mischwasser= Murgwasser & Talsperrenabfluss

Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass der Murgzufluss beim Istzustand zwischen 2014 und 2017 aufgrund von Revisionsarbeiten stark reduziert oder vollständig unterbunden war. Ansonsten ist für den Istzustand von einem \varnothing Murgzufluss von 45 Mio. m³/Jahr auszugehen.

8.2.3 Wasserqualität des Zuflusses aus dem Ausgleichsbecken

Da nach der geplanten Erweiterung das Zuflusswasser nicht mehr aus dem ausschließlich durch Murgwasser gefüllten Staubecken Kirschbaumwasen, sondern aus dem Unterbecken entnommen wird, handelt es sich um einen Mischwasserkörper aus Murgwasser und Talsperrenwasser, das seinerseits Anteile der weiteren Zuflüsse mit unterschiedlichen Mischungsanteilen enthält. Demzufolge ergeben sich andere Stoffkonzentrationen als im Murgwasser und eine veränderte Eutrophierungsrelevanz. Die Stoffkonzentrationen des Wassers, das aus dem Unterbecken in die Talsperre gelangt, lassen sich unter der Voraussetzung, dass immer eine Durchströmung des Beckens stattfindet (bestehende Mindestwasserabgabe), nach der folgenden Formel (Klapper 1992) berechnen:

$$C_t = C_{im} + (C_o - C_{im}) e^{-dt}$$

C_t = Konzentration zur Zeit t

C_o = Ausgangskonzentration

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

C_{im} = Konzentration des zufließenden Wassers. Das zufließende Wasser besteht aus einem Mischwasser aus dem Murgzufluss (Tageswert) und dem Talsperrenabfluss (Tageswert)

d = Austauschrate

Auf der Basis dieser Rechenformel wurden alle Inputparameter der Wasserqualität des Zuflaufs aus dem Unterbecken für die folgenden Simulationsläufe berechnet. Inwieweit diese Eintragsgrößen von den Bedingungen der gegenwärtigen Betriebsweise abweichen, ist in den folgenden Abbildungen dargestellt.

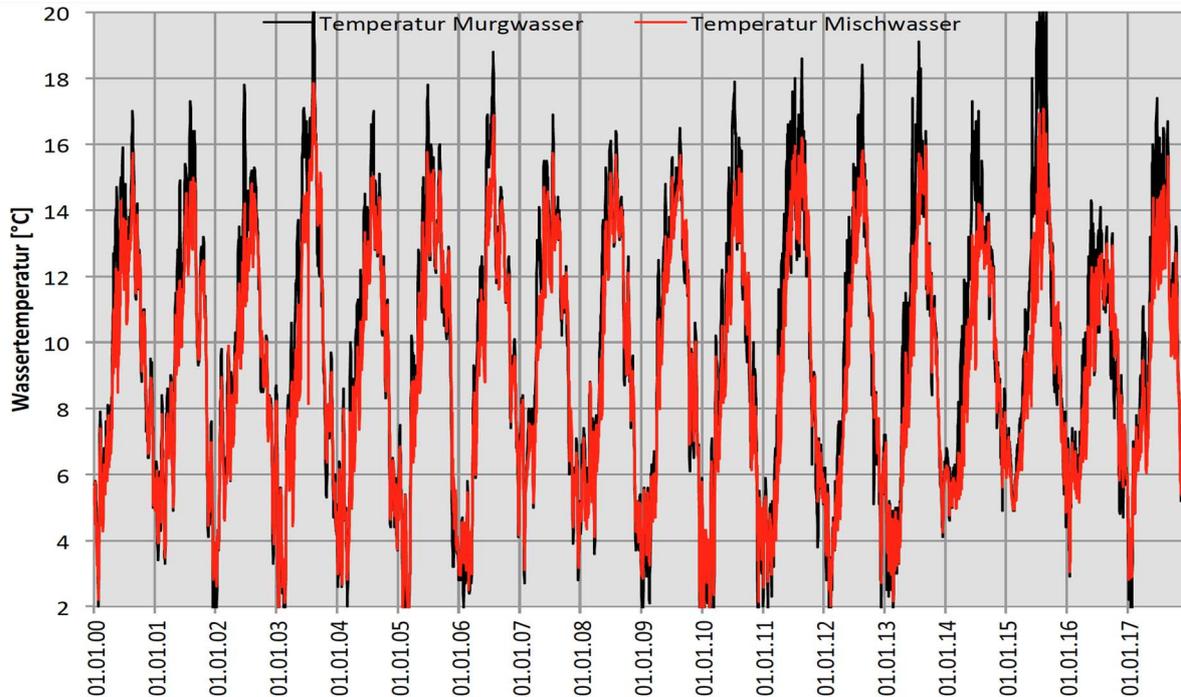


Abbildung 8.3: Beschaffenheit des Mischwassers bzgl. Temperatur im Vergleich zum Murgwasser

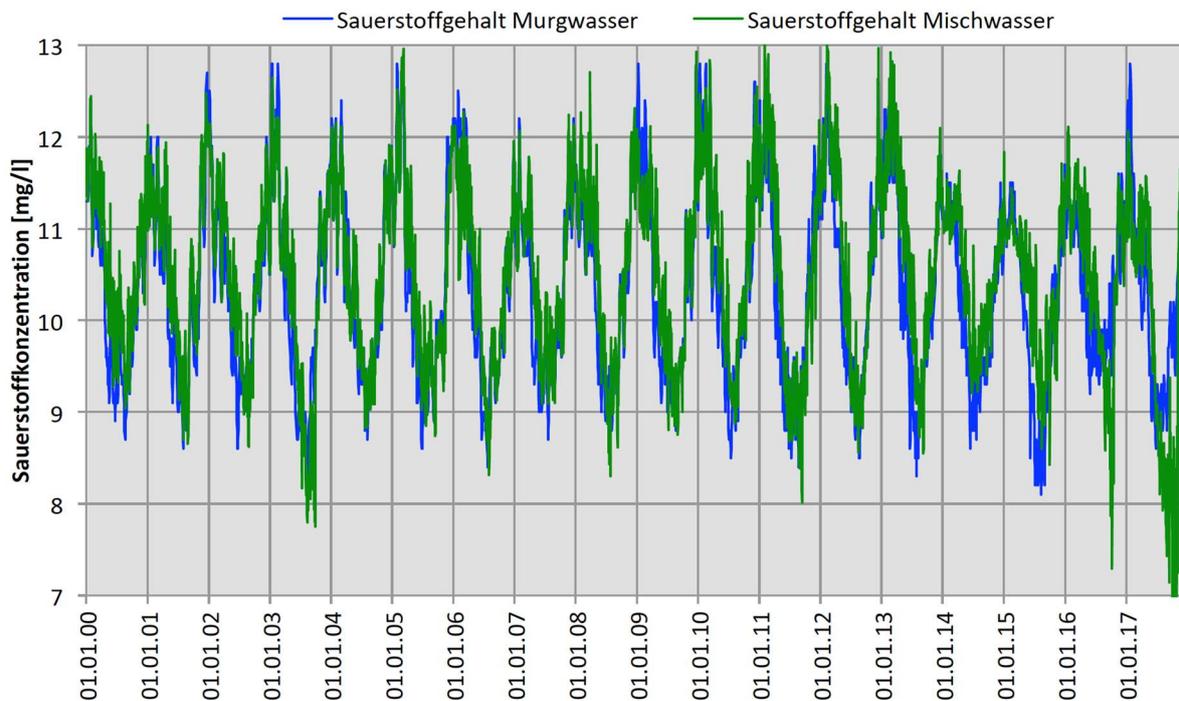


Abbildung 8.4: Beschaffenheit des Mischwassers bzgl. Sauerstoffgehalt im Vergleich zum Murgwasser

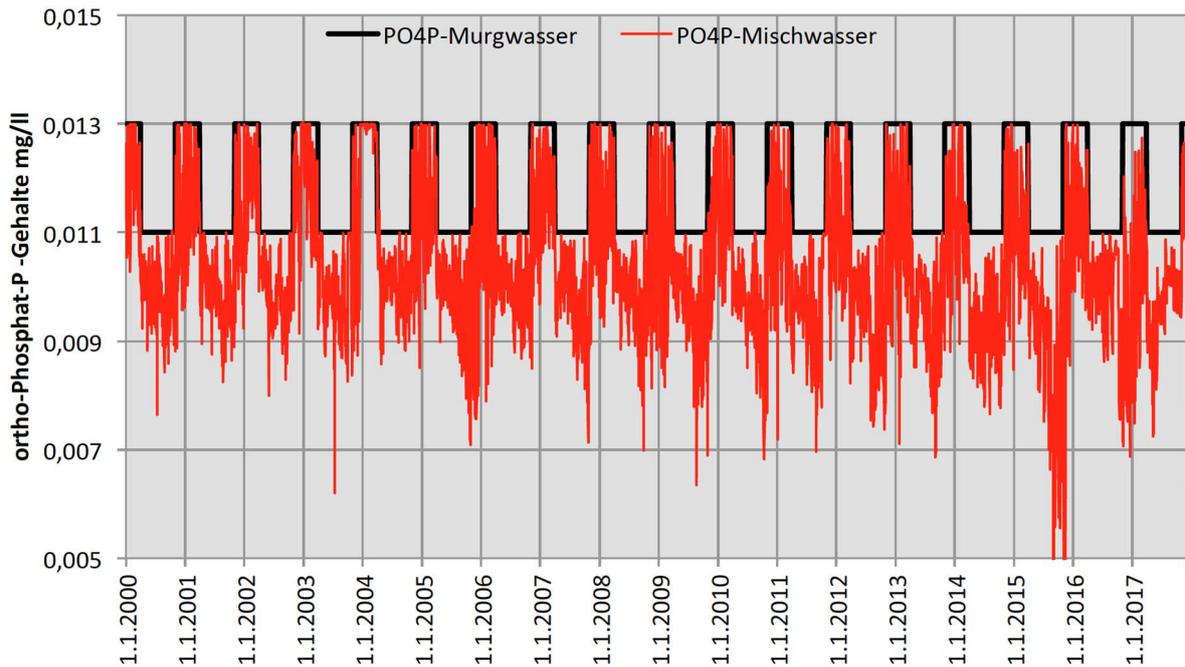


Abbildung 8.5: Beschaffenheit des Mischwassers bzgl. ortho-Phosphat-P Gehalt im Vergleich zum Murgwasser

Vor allem in Bezug auf die Sauerstoffgehalte, aber auch hinsichtlich der Wassertemperaturen ist nur mit geringen Unterschieden zwischen dem unvermischtem Murgwasser und dem Mischwasser zu rechnen.

Der unter dem Aspekt der Eutrophierungsrelevanz so wichtige reaktive Anteil des Phosphors, das gelöste ortho-Phosphat, hingegen weist deutliche Unterschiede auf und erreicht im Mischwasser erheblich geringere Konzentration als im Murgwasser. Hierfür ist vor allem die Beimischung von nährstoffarmem Wasser der Zuflüsse Schwarzenbach, Seebach und Raumünzach-Überleitung im rückfließenden Wasser aus der Talsperre als Ursache zu benennen.

8.3 Vorhabensauswirkungen auf die Wasserqualität

8.3.1 Temperaturhaushalt und Einschichtungsverhalten

Der Modelllauf zeigt, dass durch die Umsetzung der Maßnahme und den Bau des Unterbeckens nicht mit erheblichen vorhabensbedingten Auswirkungen auf den Temperaturhaushalt und das Schichtungsverhalten zu rechnen ist (vgl. Abbildung 8.6).

Die Maßnahme hat keinen Einfluss auf die Lage der Sprungschicht. Trotz der zusätzlichen Turbulenz durch den Pumpbetrieb hat die Schichtung in den Sommermonaten, die zur Ausbildung einer warmen oberflächennahen Wasserschicht führt, weiterhin Bestand.

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

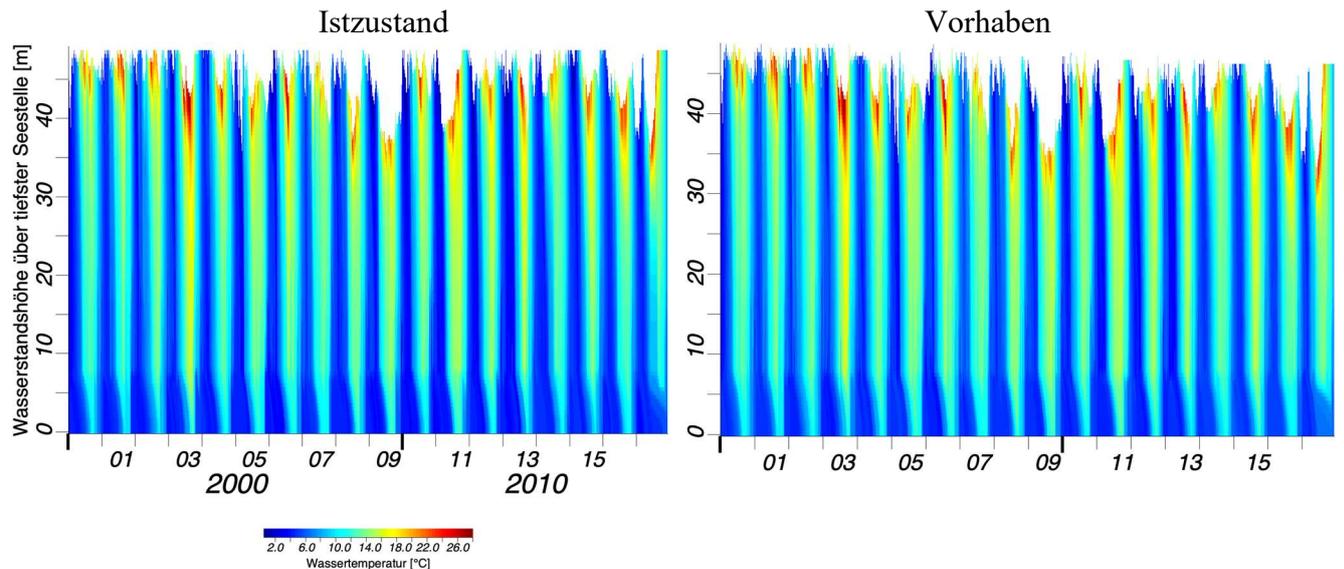


Abbildung 8.6: Auswirkungen des Vorhabens auf Schichtung und Wassertemperatur

Stellt man die Entwicklung der Wassertemperatur im Epilimnion (2 m Wassertiefe) und im Hypolimnion (Wassertiefe 640 m ü.NN) für Istzustand und Vorhaben einander gegenüber, erkennt man nur minimale Veränderungen (vgl. Abbildung 8.7 und Tabelle 8.5).

Diese betreffen in etwas stärkerem Umfang die tiefere Wasserschicht (640 m ü.NN), da dieser Bereich durch die Zu- und Ableitungen aus dem Betriebsein- und Betriebsauslass, der sich in einer Höhe von 627 m ü.NN befindet, beeinflusst wird.

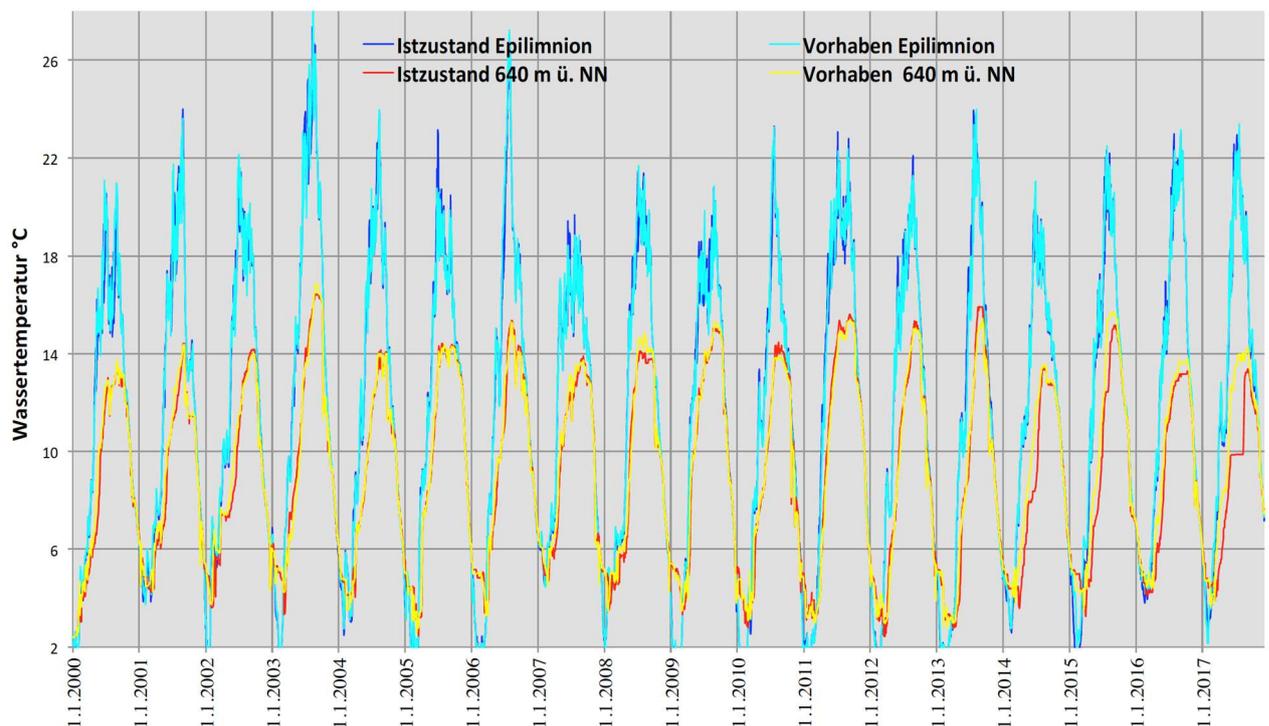


Abbildung 8.7: Wassertemperaturen im Epilimnion (-2m) und im Hypolimnion (640 m ü.NN) bei Istzustand und Vorhaben

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

Tabelle 8.5: Jahresmittelwert der Wassertemperaturen in den einzelnen Tiefenschichten

Referenz-jahr	Be-triebs-jahr	Istzustand	Vorhaben	Istzustand	Vorhaben
		Epilimnion	Epilimnion	640 m ü.NN	640 m ü.NN
2000	1	11,1	11,3	8,5	8,8
2001	2	11,5	11,5	8,6	8,8
2002	3	11,6	11,7	8,9	9,1
2003	4	13,3	13,3	10,1	10,0
2004	5	11,6	11,6	8,7	8,7
2005	6	11,5	11,3	9,6	9,6
2006	7	11,7	11,8	9,3	9,4
2007	8	11,4	11,4	9,3	9,5
2008	9	11,3	11,4	9,0	9,2
2009	10	10,9	10,9	9,7	9,7
2010	11	10,3	10,3	8,6	8,6
2011	12	12,4	12,3	10,0	9,8
2012	13	11,1	11,0	8,8	8,7
2013	14	10,4	10,1	8,3	8,3
2014	15	11,3	11,4	8,4	9,0
2015	16	11,2	11,6	8,9	9,5
2016	17	12,1	12,1	8,8	9,2
2017	18	12,4	12,5	8,5	9,8

Analog zum Vorgehen bei der Berechnung der Murgwasseranteile in der Talsperre für den Istzustand (vgl. Kapitel 7.2.2) wird hier unter Bezug auf die Kennwerte des Vorhabens verfahren. Wie die mittels eines virtuellen Tracers simulierte Einmischung des aus dem Unterbecken in die Schwarzenbach-Talsperre gepumpten Wassers zeigt, wird auch nach der Vorhabensumsetzung trotz der verstärkten betriebsbedingten Turbulenz das Pumpwasser nicht vollständig im Becken eingemischt (vgl. Abbildung 8.8). Es bleibt nach wie vor bei einer auf Wärme- und Dichtunterschieden beruhenden Trennung von Becken- und Pumpwasser. Der Vermischungsanteil nimmt aber deutlich zu.

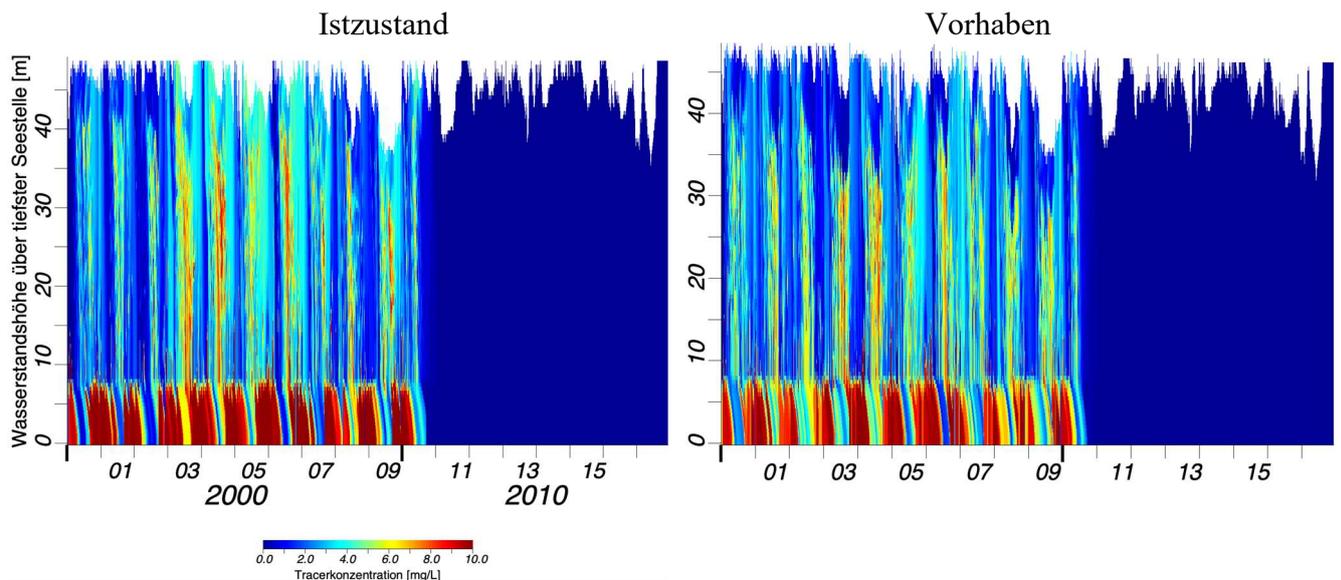


Abbildung 8.8: Auswirkungen des Vorhabens auf das Einmischungsverhalten des Pumpwassers

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

Die in der Tabelle 8.6 angegebenen Konzentrationswerte des Tracers liegen für die unteren Wasserschichten über den für den Istzustand berechneten Werten (vgl. Tabelle 7.7 auf Seite 66), für die höheren Wasserschichten etwas unter den Werten des Istzustandes.

Multipliziert man die Konzentrationswerte mit dem Faktor 10, erhält man den Murgwasseranteil in %. Im Epilimnion der Talsperre kann der Pumpwasseranteil zwischen mindestens 9 % (Tracer=0,9 mg/l) für das Referenzjahr 2010 und maximal 24 % (Tracer=2,4 mg/l) für das Referenzjahr 2007 schwanken. Für den Istzustand wurde ein Maximalwert von 36 % im Epilimnion ermittelt. Ab Mitte 2010 fand keine Tracerzugabe mehr statt.

Durch die Nutzung von Mischwasser nach der Vorhabensumsetzung können sich gegenüber dem Istzustand, in dem unverdünntes Murgwasser zugeleitet wird, Vorteile ergeben, so dass sich zeitweilig geringere Eutrophierungspotentiale als im Istzustand einstellen können.

Tabelle 8.6: Modellierter Verteilung des zuströmenden Pumpwassers (Tracer) in unterschiedlichen Tiefen der Staustufe unter Bezug auf Wasserstand und die Zuflussmengen (Vorhaben)

Werte	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Wasserstand modelliert [m ü.NN]	665,2	665,4	665,4	664,7	663,8	661,3	664,0	662,4	661,6	657,4	663,2
Farbtracer (FT)											
Murg [mg/l]	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	4,1
Farbtracer (FT)											
Mischwasser [mg/l]	7,8	7,7	8,0	8,3	8,8	7,9	8,1	7,8	7,7	7,5	3,4
FT Betriebsauslass [mg/l]	3,6	3,7	3,8	5,1	5,1	4,6	4,9	4,3	4,5	4,4	2,0
FT 627 m ü.NN [mg/l]	3,2	3,4	3,5	4,4	4,6	3,9	4,4	3,7	3,5	3,8	1,7
FT 640 m ü.NN [mg/l]	2,6	2,9	2,6	3,5	3,9	3,5	3,6	3,4	3,3	3,4	1,4
FT 650 m ü.NN [mg/l]	2,8	3,3	2,6	3,4	3,7	3,5	3,4	3,2	2,6	1,9	1,3
FT 660 m ü.NN [mg/l]	2,3	2,3	1,4	3,3	3,7	3,8	3,0	2,8	1,7	1,7	1,8
FT Epilimnion m ü.NN	1,5	1,9	1,4	1,3	1,9	2,1	1,5	2,4	1,6	1,7	0,9
Schwarzenbach [cbm/d]	78.237	84.768	94.323	46.250	54.860	51.591	59.028	80.998	61.530	56.492	57.663
Seebach [cbm/d]	20.437	20.796	22.339	11.496	13.518	14.342	15.408	21.034	17.141	17.319	18.357
Raumünzsch [cbm/d]	143.705	154.654	152.554	88.530	101.872	93.891	106.744	134.043	112.961	101.402	103.501
∑ natürlicher Zufluss [cbm/d]	242.380	260.218	269.217	146.277	170.251	159.824	181.180	236.075	191.631	175.213	179.521
Murg [cbm/d]	203.415	203.836	196.849	204.521	209.973	225.342	234.932	241.507	229.645	231.644	214.658

8.3.2 Sauerstoffhaushalt

Wie die für den Istzustand und das Vorhaben einander gegenübergestellten Isoplethendarstellungen der Sauerstoffwerte zeigen, ergeben sich kaum Veränderungen durch die Vorhabensumsetzung (vgl. Abbildung 8.9).

Nur am Ende des Betrachtungszeitraums weist der Istzustand etwas ungünstigere Sauerstoffgehalte auf. Dies ist aber ausschließlich dadurch bedingt, dass sich beim Istzustand die Anlage in Revision befand und dem Modelllauf für das Vorhaben auch in diesem Zeitraum eine tägliche Förderung von Mischwasser im Umfang von 400.000 m³/d zugrunde lag.

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

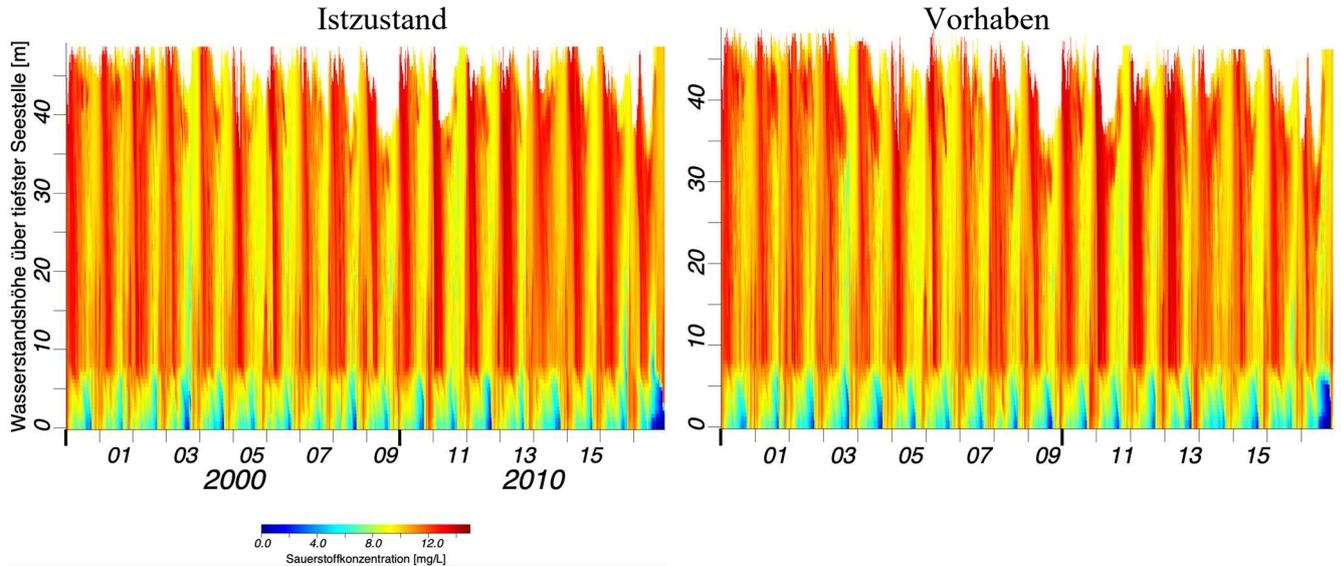
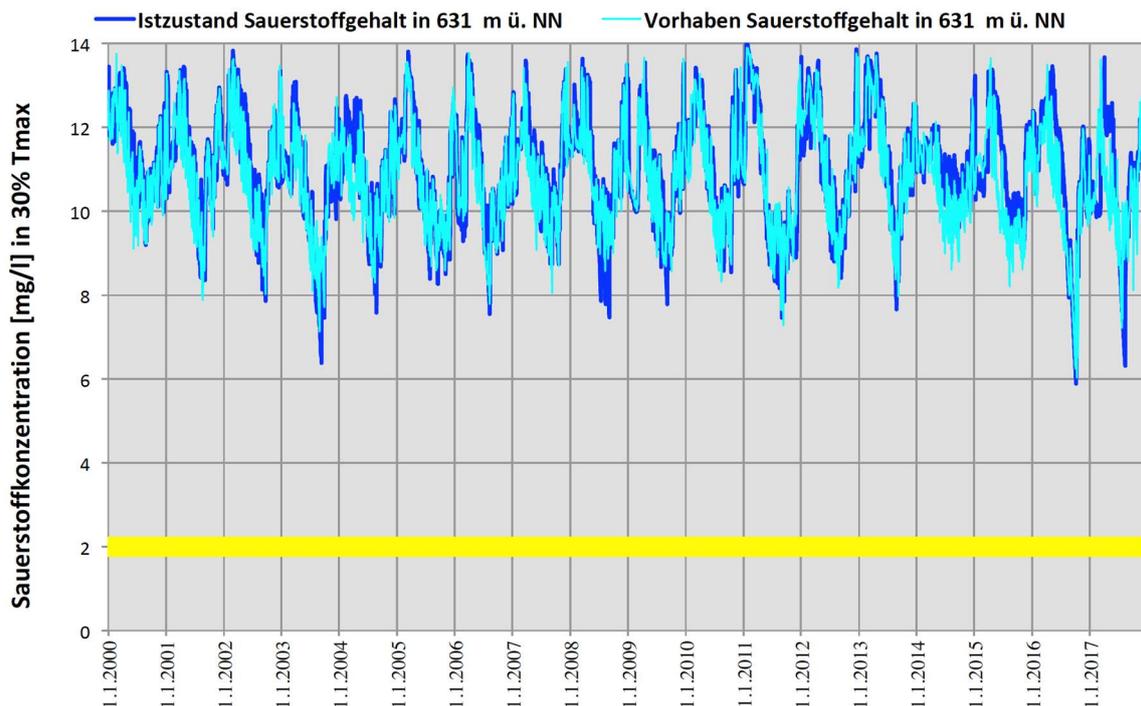


Abbildung 8.9: Auswirkungen des Vorhabens auf den Sauerstoffhaushalt

Insgesamt bleibt auch nach Umsetzung des Vorhabens der gute Zustand des Sauerstoffhaushaltes erhalten. So wird, wie der Abbildung 8.10 zu entnehmen ist, zu keinem Zeitpunkt der Orientierungswert von 2 mg/l O₂ in einer Gewässertiefe von 631 m ü.NN unterschritten. Tendenziell führt der verstärkte Pumpbetrieb sogar zu einer, wenn auch nur geringfügigen, Verbesserung der Sauerstoffwerte im Tiefenwasserkörper.



	Istzustand	Vorhaben
Mittlerer Wasserstand [m]	41 (660 m ü.NN)	41 (660 m ü.NN)
30 % der max. Tiefe [m]	12,3	12,3
Tiefenlage [m. ü.NN]	631,3	631,3

Abbildung 8.10: Sauerstoffgehalte in Höhe von 30 % der Maximaltiefe über Grund im Istzustand und nach Vorhabensumsetzung

8.3.3 Phosphorgehalte im Freiwasser

Bei den Phosphorgehalten sind in der Isoplethendarstellung des Modellierungsergebnisses nur geringfügige Änderungen in Bezug auf den Istzustand zu erkennen (vgl. Abbildung 8.11).

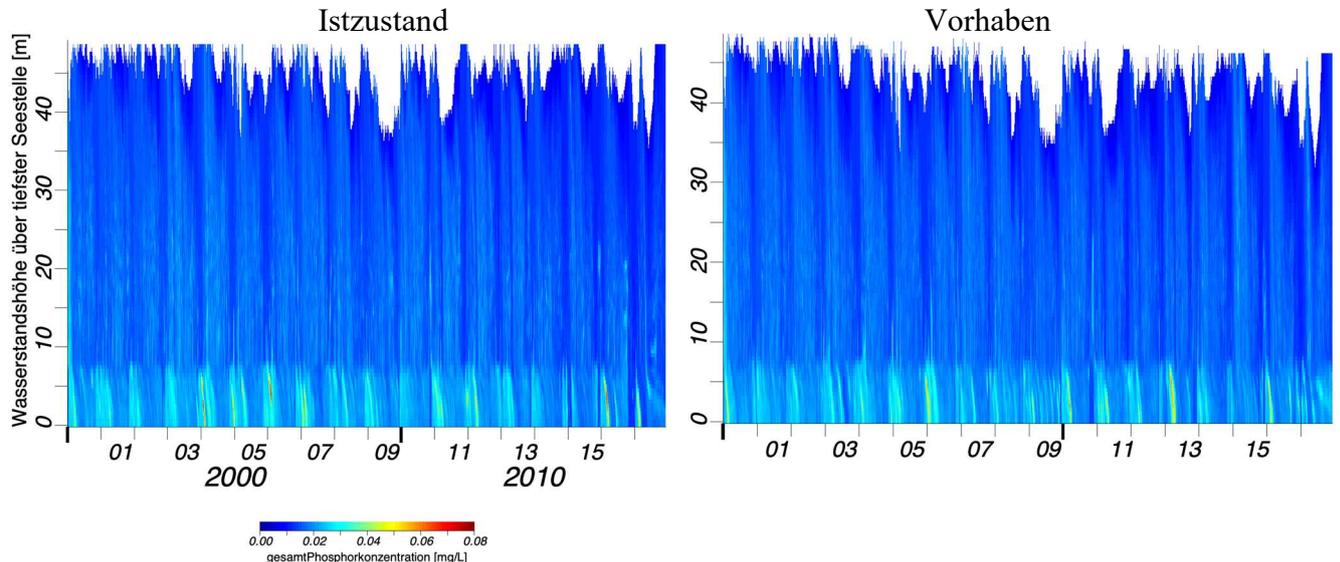


Abbildung 8.11: Auswirkungen des Vorhabens auf den Phosphorhaushalt

Die Phosphorbelastung in der Talsperre nimmt durch die Umsetzung des Vorhabens aufgrund der erhöhten Pumpmenge geringfügig zu.

Von der Zunahme ist der tiefere Wasserkörper am stärksten betroffen. Im oberflächennahen Bereich wird die Belastungszunahme durch das nährstoffärmeren Wassers der natürlichen Zuflüsse abgemildert, aber nicht vollständig kompensiert.

Die Zunahme der Phosphorkonzentrationen ist in Jahren mit geringeren Zuflüssen aus Seebach, Raumünzach und Schwarzenbach folglich höher und in Jahren mit größeren Zuflussmengen geringer (2011).

Wie der Abbildung 8.12 zu entnehmen ist, erhöhen sich die Konzentrationen in den Referenzjahren 2014 bis 2016 stärker, da in diesen Zeitraum die Zuflussrate der drei natürlichen Zuflüsse geringer ausfiel.

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

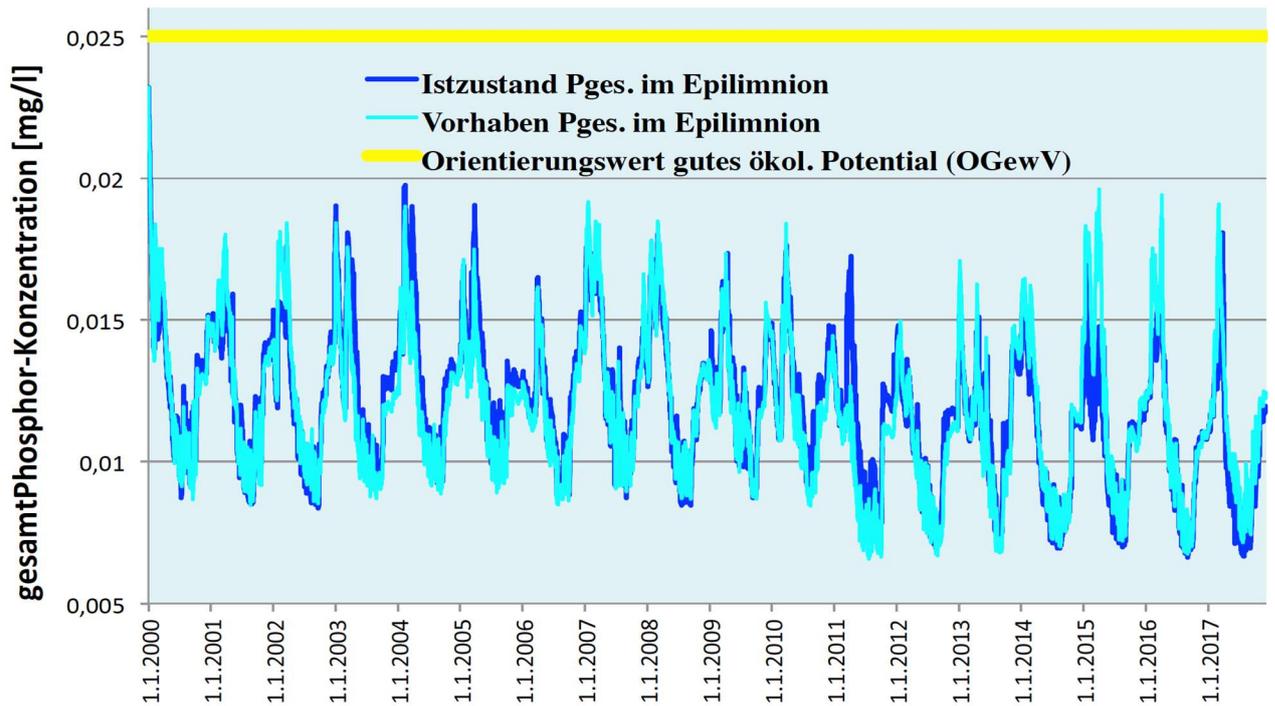


Abbildung 8.12: Auswirkungen des Vorhabens auf den Phosphorhaushalt unter Berücksichtigung des Zielwertes

Trotzdem wird der Zielwert (Maximum) für mesotrophe Gewässer von 0,025 mg/l P-gesamt immer deutlich unterschritten. Dies gilt auch für die Saisonmittelwerte, die erheblich unter dem Zielwert liegen, also eine bessere als die geforderte Wasserbeschaffenheit aufweisen (vgl. Tabelle 8.7). Bezüglich der Saisonmittelwerte sind kaum Unterschiede zwischen Istzustand und Vorhaben auszumachen.

Tabelle 8.7: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für gesamt Phosphor

Referenz-jahr	Be-triebs-jahr	Jahresmittel	Jahresmittel	Saisonmittel April-Oktober	Saisonmittel April- Oktober
		ges. Phosphor [mg/l]	ges. Phosphor [mg/l]	ges. Phosphor [mg/l]	ges. Phosphor [mg/l]
		Istzustand	Vorhaben	Istzustand	Vorhaben
2000	1	0,013	0,014	0,011	0,012
2001	2	0,012	0,013	0,011	0,011
2002	3	0,013	0,014	0,012	0,012
2003	4	0,013	0,012	0,011	0,011
2004	5	0,013	0,013	0,012	0,011
2005	6	0,013	0,013	0,012	0,012
2006	7	0,012	0,012	0,011	0,011
2007	8	0,013	0,013	0,011	0,011
2008	9	0,012	0,013	0,011	0,011
2009	10	0,012	0,012	0,011	0,011
2010	11	0,013	0,012	0,012	0,012
2011	12	0,011	0,010	0,010	0,008
2012	13	0,010	0,010	0,009	0,008
2013	14	0,011	0,011	0,010	0,010
2014	15	0,011	0,012	0,009	0,010
2015	16	0,011	0,014	0,010	0,012
2016	17	0,010	0,012	0,009	0,010
2017	18	0,011	0,013	0,009	0,011
Ø 2000-2017		0,012	0,012	0,012	0,011

8.3.4 Anorganischer Stickstoff (Nitrat-N-Gehalte)

Sowohl im Istzustand als auch nach der Vorhabensumsetzung ist ein starker Jahresgang der insgesamt niedrigen Nitrat-N-Werte zu erkennen (vgl. Abbildung 8.13).

Verursacht wird dies durch die geringere Nitratbelastung insbesondere der Murg während der Vegetationsperiode sowie die Nutzung von Nitrat als Nährstoff im Wasserkörper der Talsperre selbst. Insgesamt wird die Staustufe durch die stärkere Förderung von Mischwasser vermehrt mit Stickstoff versorgt.

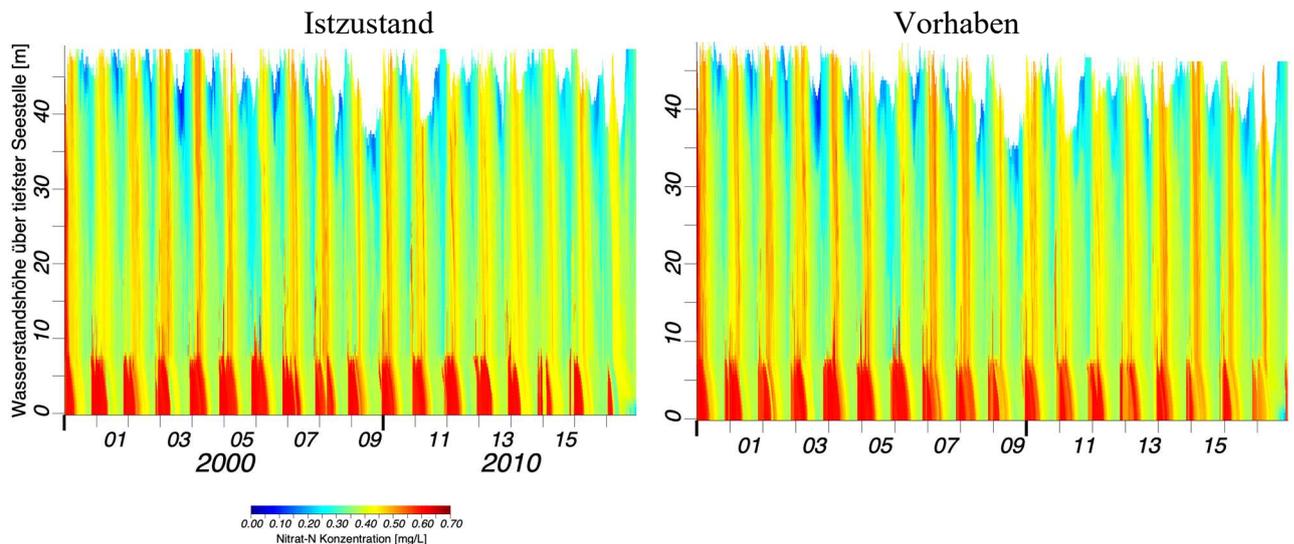


Abbildung 8.13: Auswirkungen des Vorhabens auf den Nitrat-N-Haushalt

Die stärksten Unterschiede zwischen Istzustand und Vorhaben ergeben sich für den Referenzzeitraum 2014 bis 2017, da in diesem Zeitraum beim Istzustand keine Förderung von Murgwasser stattfand, während bei der Modellierung der Vorhabensauswirkungen von einer durchgehenden Mischwasserförderung von 400.000 m³/d ausgegangen wird.

Insgesamt fallen die Unterschiede aber sehr gering aus, wie die Darstellung der Nitratkonzentrationswerte im Epilimnion (-2 m) und im Hypolimnion (640 m ü.NN) verdeutlicht (vgl. Abbildung 8.14).

Die Nitrat-N-Werte sind nur als Substrat für die Algen und Cyanobakterien von Relevanz, da diese nach dem weitgehenden Verbrauch von Ammonium auch Nitrat als Stickstoffquelle nutzen. Bestimmte Cyanobakterien sind zur Stickstofffixierung in der Lage und haben in Gewässern mit sehr geringen Stickstoffkonzentrationen dann einen Konkurrenzvorteil. Generell bleiben die Nitrat-N-Konzentrationen deutlich unter den Ziel- oder Orientierungswerten (50 mg/l NO₃ bzw. 11,3 mg/l NO₃-N).

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

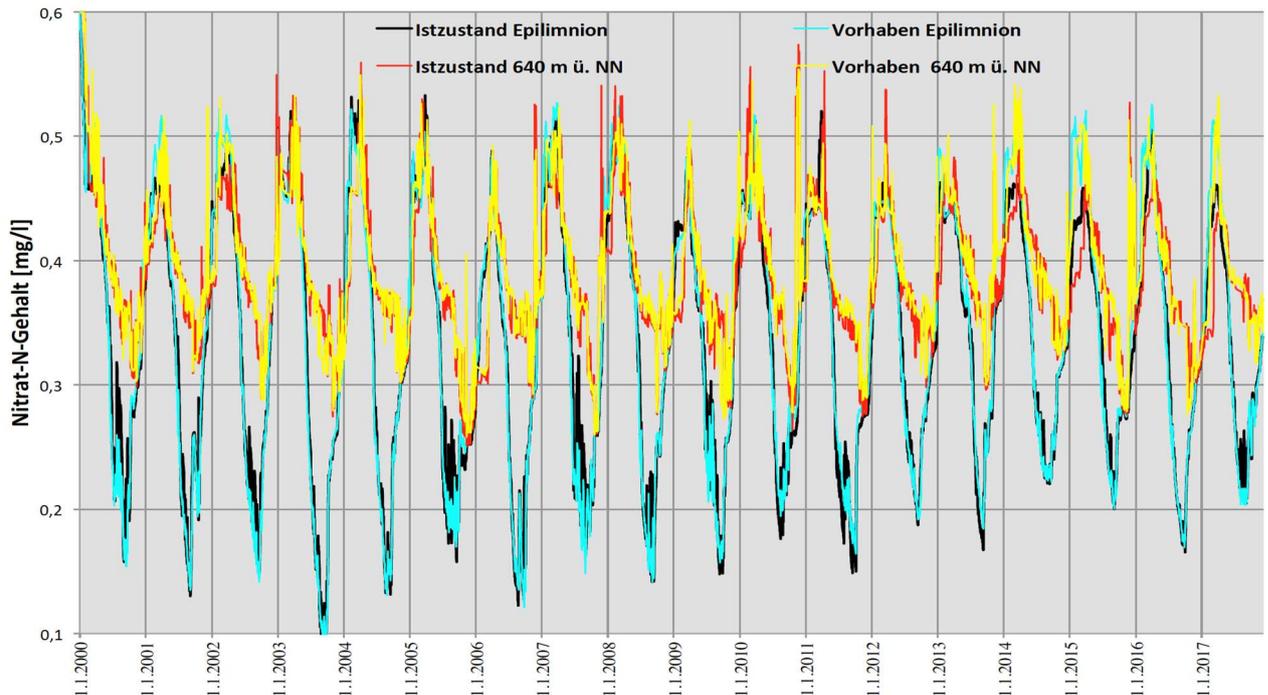


Abbildung 8.14: Nitrat-N-Werte im Epilimnion (-2m) und im Hypolimnion (640 m ü.NN) im Istzustand und nach Vorhabensumsetzung

Bezogen auf die Jahresmittelwerte lassen sich zwischen Istzustand und Vorhaben ebenfalls nur geringe Unterschiede erkennen, wie die Tabelle 8.8 zeigt. Die Jahresmittelwerte bleiben unverändert.

Tabelle 8.8: Jahres- \bar{o} der Modellberechnungen für Nitrat in unterschiedlichen Wassertiefen

Referenz-jahr	Betriebs-jahr	Istzustand	Vorhaben	Istzustand	Vorhaben
		Epilimnion	Epilimnion	640 m ü.NN	640 m ü.NN
2000	1	0,36	0,35	0,42	0,42
2001	2	0,34	0,34	0,39	0,40
2002	3	0,35	0,35	0,40	0,41
2003	4	0,32	0,31	0,40	0,39
2004	5	0,34	0,33	0,39	0,39
2005	6	0,33	0,33	0,37	0,38
2006	7	0,31	0,31	0,37	0,37
2007	8	0,35	0,35	0,39	0,40
2008	9	0,34	0,34	0,40	0,40
2009	10	0,33	0,33	0,37	0,38
2010	11	0,35	0,36	0,40	0,40
2011	12	0,32	0,32	0,38	0,38
2012	13	0,34	0,34	0,39	0,39
2013	14	0,35	0,36	0,40	0,41
2014	15	0,34	0,35	0,40	0,41
2015	16	0,34	0,36	0,38	0,40
2016	17	0,33	0,34	0,38	0,38
2017	18	0,33	0,34	0,38	0,39
\bar{o} 2000-2017		0,34	0,34	0,39	0,39

8.3.5 Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte)

Anhand der Isoplethendarstellung des Modellierungsergebnisses (vgl. Abbildung 8.15) lassen sich allenfalls leicht erhöhte Belastungsmomente nach der Vorhabensumsetzung erkennen. Die höhere Förderung an Pumpwasser verursacht nur bedingt eine bessere Nährstoffversorgung der Algen. Es ergeben sich nur geringfügige Unterschiede zum Istzustand.

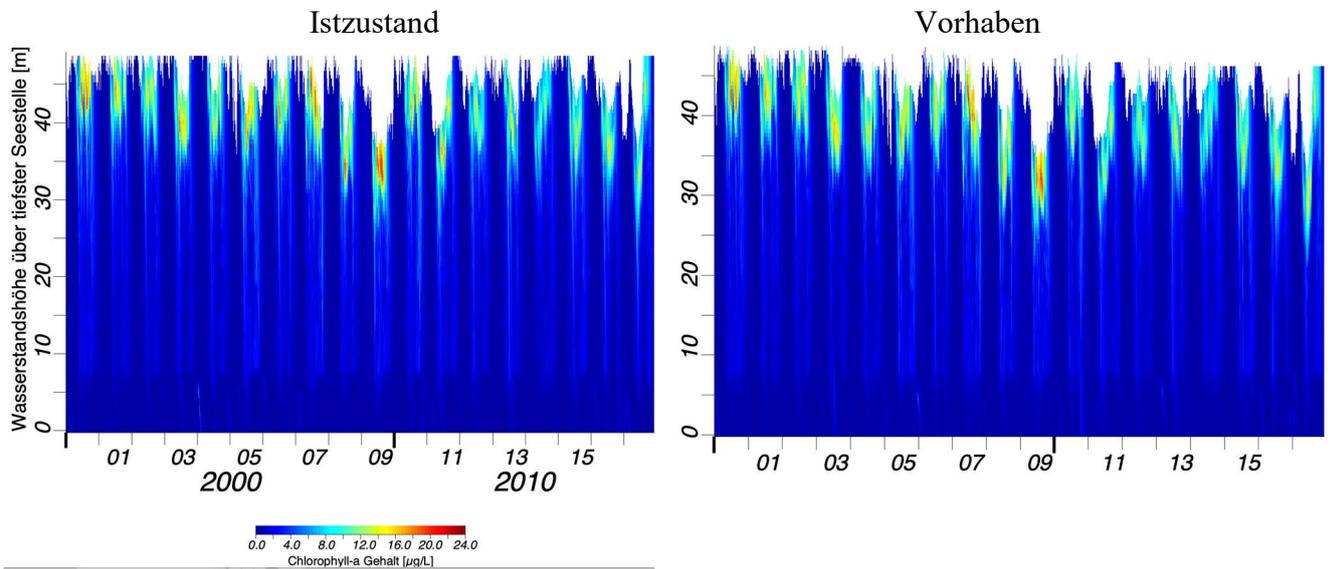


Abbildung 8.15: Auswirkungen des Vorhabens auf die Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte)

Der Verlauf der Chlorophyll-a Gehalte im Epilimnion zeigt, dass hier nach Umsetzung des Vorhabens für einige Klimareferenzjahre leicht höhere, für andere aber auch wiederum etwas niedrigere Chlorophyll-a Gehalte zu erwarten sind (vgl. Abbildung 8.16).

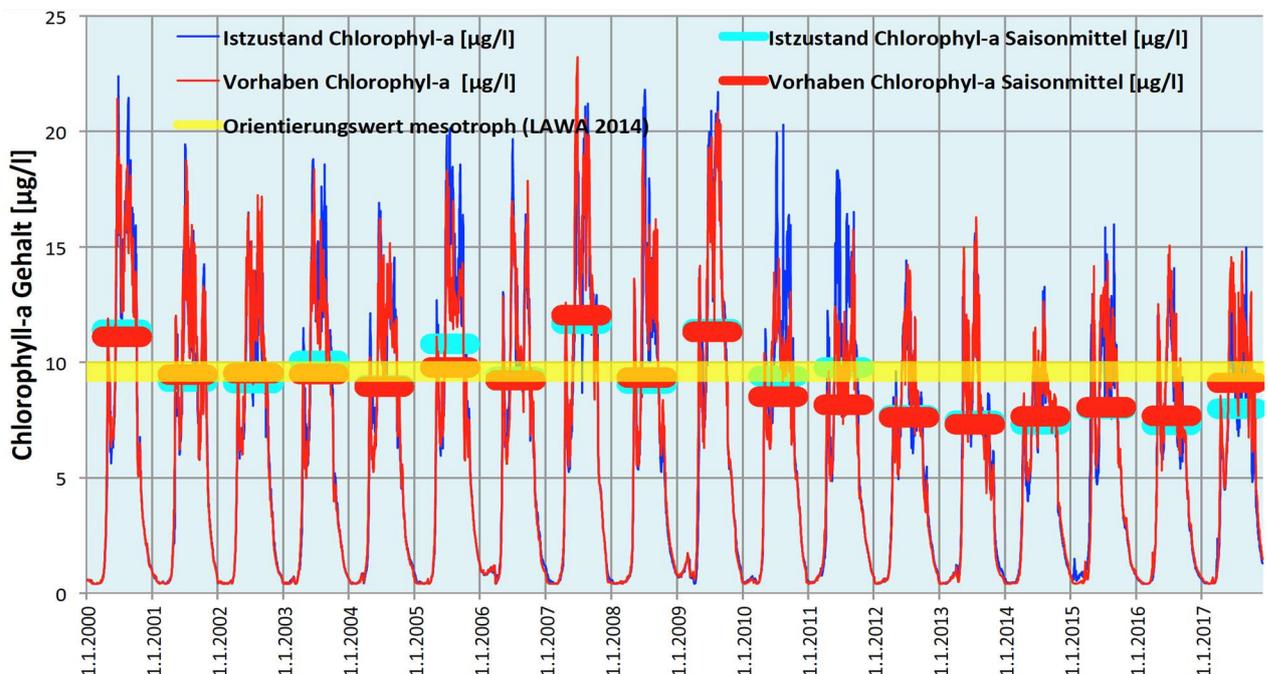


Abbildung 8.16: Chlorophyll-a Werte im Epilimnion (-2m) im Istzustand und nach Vorhabensumsetzung

Unter Bezug auf die Saisonmittelwerte wird das Güteziel im Istzustand ebenso wie nach der Vorhabensumsetzung nicht immer erreicht (vgl. Tabelle 8.9). Dies gilt insbesondere

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

dann, wenn große Mengen an Pumpwasser in die Talsperre gefördert werden. Istzustand und Vorhaben unterscheiden sich aber nur geringfügig, so dass die Umsetzung des Vorhabens keine güterelevante Veränderung der Wasserbeschaffenheit der Schwarzenbach-Talsperre verursacht.

Tabelle 8.9: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Chlorophyll-a Gehalt [$\mu\text{g/l}$]

Referenzjahr	Betriebsjahr	Istzustand	Vorhaben	Zielwert
		Saisonmittelwert [$\mu\text{g/l}$]	Saisonmittelwert [$\mu\text{g/l}$]	
2000	1	11,42	11,11	9,6
2001	2	9,15	9,47	
2002	3	9,10	9,53	
2003	4	10,06	9,48	
2004	5	9,01	8,94	
2005	6	10,80	9,79	
2006	7	9,36	9,21	
2007	8	11,67	12,04	
2008	9	9,07	9,34	
2009	10	11,44	11,31	
2010	11	9,40	8,52	
2011	12	9,77	8,17	
2012	13	7,69	7,61	
2013	14	7,46	7,31	
2014	15	7,30	7,66	
2015	16	7,99	8,05	
2016	17	7,28	7,68	
2017	18	7,99	9,10	
Ø 2000-2017		9,22	9,13	

8.3.6 Cyanobakterien (Blaualgen)

Im Vergleich der Modellierungsergebnisse sind aus der Isoplethendarstellung keine Unterschiede zwischen Istzustand und Vorhaben im Hinblick auf das Entwicklungspotential für Blaualgen zu erkennen (vgl. Abbildung 8.17).

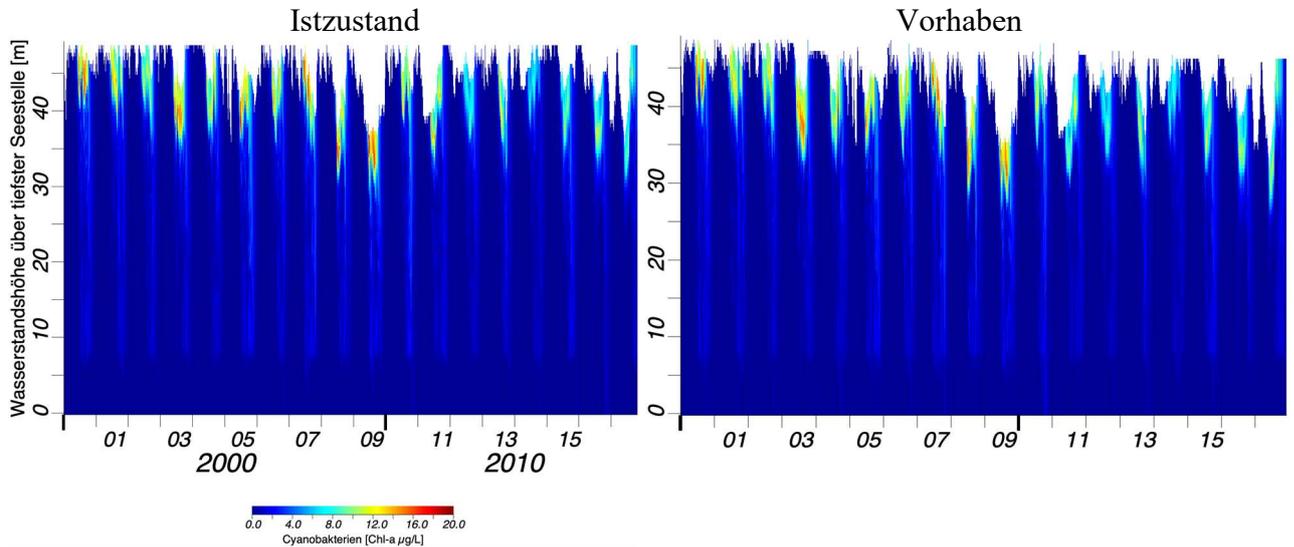


Abbildung 8.17: Auswirkungen des Vorhabens auf die Cyanobakterienbiomasse

Auch die Saisonmittelwerte der Cyanobakterienbiomasse (Chl-a µg/L) zeigen einen weitgehend gleichen Verlauf der Belastungswerte für den Istzustand und nach der Vorhabensumsetzung (vgl. Abbildung 8.18). Der Orientierungswert kann in beiden Fällen zumeist nicht eingehalten werden.

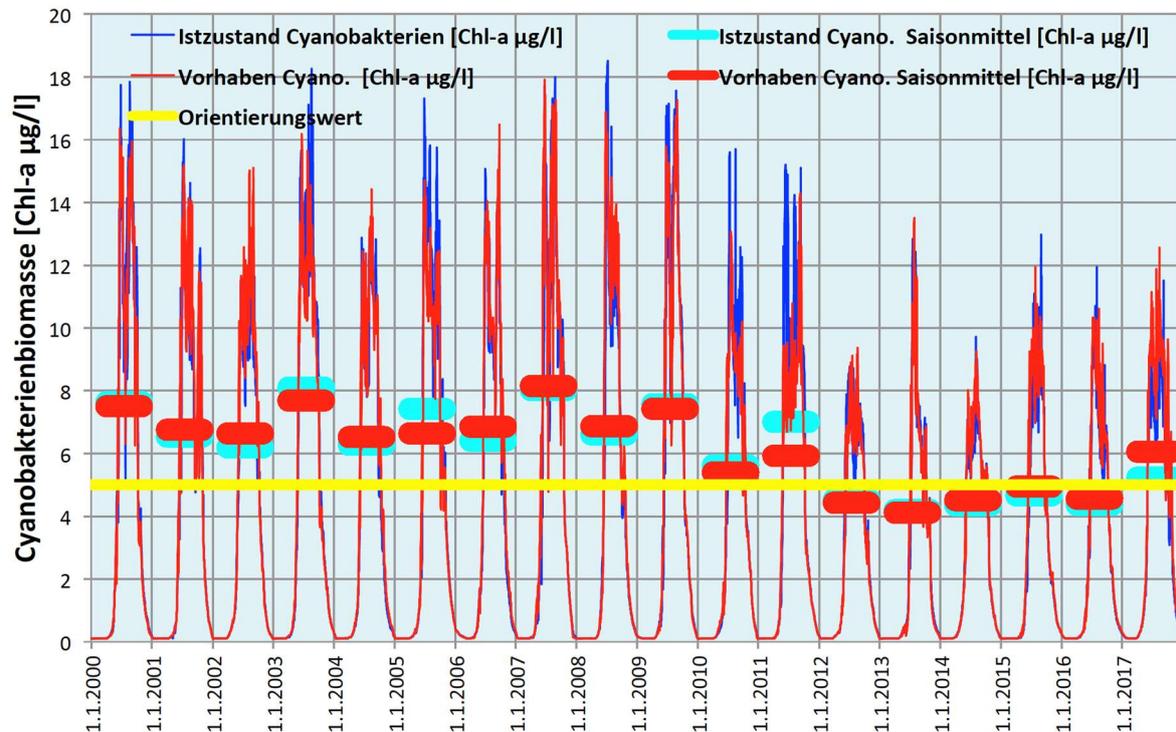


Abbildung 8.18: Cyanobakterienbiomasse im Epilimnion (-3m) im Istzustand und nach Vorhabensumsetzung

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

Hinsichtlich der in Tabelle 8.10 aufgelisteten Saisonmittelwerte ergeben sich kaum Unterschiede zwischen den beiden Modellergebnissen, so dass nicht von einer relevanten Veränderung des Entwicklungspotentials für Cyanobakterien nach Umsetzung des Vorhabens auszugehen ist.

Tabelle 8.10: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für die Cyanobakterienbiomasse

Referenzjahr	Betriebsjahr	Istzustand	Vorhaben
		Saisonmittelwert [Chl-a µg/l]	Saisonmittelwert [Chl-a µg/l]
2000	1	7,6	7,5
2001	2	6,5	6,8
2002	3	6,2	6,6
2003	4	8,1	7,7
2004	5	6,3	6,5
2005	6	7,4	6,6
2006	7	6,4	6,9
2007	8	8,0	8,1
2008	9	6,6	6,9
2009	10	7,6	7,4
2010	11	5,6	5,4
2011	12	7,0	5,9
2012	13	4,5	4,4
2013	14	4,2	4,1
2014	15	4,4	4,5
2015	16	4,7	4,9
2016	17	4,4	4,6
2017	18	5,2	6,1
Ø 2000-2017		6,2	6,2

8.4 Pessimalebetrachtung

Wie in Kapitel 7.3 ausgeführt wurde, basieren die bisher dargestellten Modellierungen auf Inputwerten, die aus den Mittelwerten der externen Belastungsgrößen gebildet wurden. Damit können naturgemäß nicht die bei einer starken Variabilität der Messwerte entstehenden Schwankungen abgebildet werden. Um die Auswirkungen von Extrembelastungen auf die Wasserqualität der Talsperre zu ermitteln, wurden Modellläufe durchgeführt, deren Inputdaten auf dem 95% Konfidenzintervall der externen Zuflussbelastung durch die Parameter Gesamt-Phosphor, o-PO₄-P, NH₄-N und gesamt-Stickstoff beruhen (vgl. Tabelle 8.11).

Das 95% Konfidenzintervall grenzt jenen Bereich ab, der von den Messwerten nur noch in 5% der Fälle (Messungen) über- oder unterschritten wird. Da die (Normal-) Verteilung symmetrisch ist, überschreiten und unterschreiten lediglich 2,5 % der Messungen diesen Wert. Beide Ereignisse, das extreme Überschreiten (+2,5% der Messungen) sowie das Unterschreiten der Belastungswerte (-2,5% der Messungen) werden sehr selten eintreten.

Tabelle 8.11: Zuflussbelastung für trophierelevanten Parameter in der Pessimalebetrachtung

		Sommerwerte				Winterwerte			
		Murg	Raumün- zsch	Schwar- zen- bach	See- bach	Murg	Raumün- zsch	Schwar- zen- bach	See- bach
Gesamt- Phos- phor	MW	0,026	0,018	0,018	0,013	0,022	0,017	0,020	0,014
	MW 95% + (hoch)	0,032	0,025	0,025	0,014	0,024	0,028	0,034	0,021
o-PO₄-P	MW	0,011	0,009	0,010	0,008	0,013	0,007	0,009	0,009
	MW 95% + (hoch)	0,016	0,010	0,012	0,009	0,014	0,009	0,012	0,010
NH₄-N	MW	0,021	0,022	0,019	0,017	0,01	0,033	0,006	0,008
	MW 95% + (hoch)	0,025	0,031	0,019	0,017	0,012	0,047	0,006	0,008
N- gesamt	MW	0,45	0,391	0,451	0,364	0,67	0,446	0,494	0,474
	MW 95% + (hoch)	0,53	0,42	0,49	0,38	0,72	0,50	0,61	0,55

Der hohe Belastungswert (MW 95%+) bei der Modellierung des Planzustandes unter dem Pessimalaspekt bildet die maximal zu erwartende externe Belastung der Talsperre ab, die einem extremen Belastungsszenario mit geringer Eintrittswahrscheinlichkeit entspricht.

8.4.1 Phosphorgehalte im Freiwasser

Bei den Phosphorgehalten sind anhand der Isoplethendarstellung in Abbildung 8.19 sehr deutliche Unterschiede zwischen Istzustand, Vorhaben und Pessimalebetrachtung zu erkennen. Infolge der höheren Zulaufbelastung reichert sich bei der Pessimalebetrachtung in der Staustufe Phosphor an und es kommt zu einer deutlichen Zunahme der Trophielage.

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

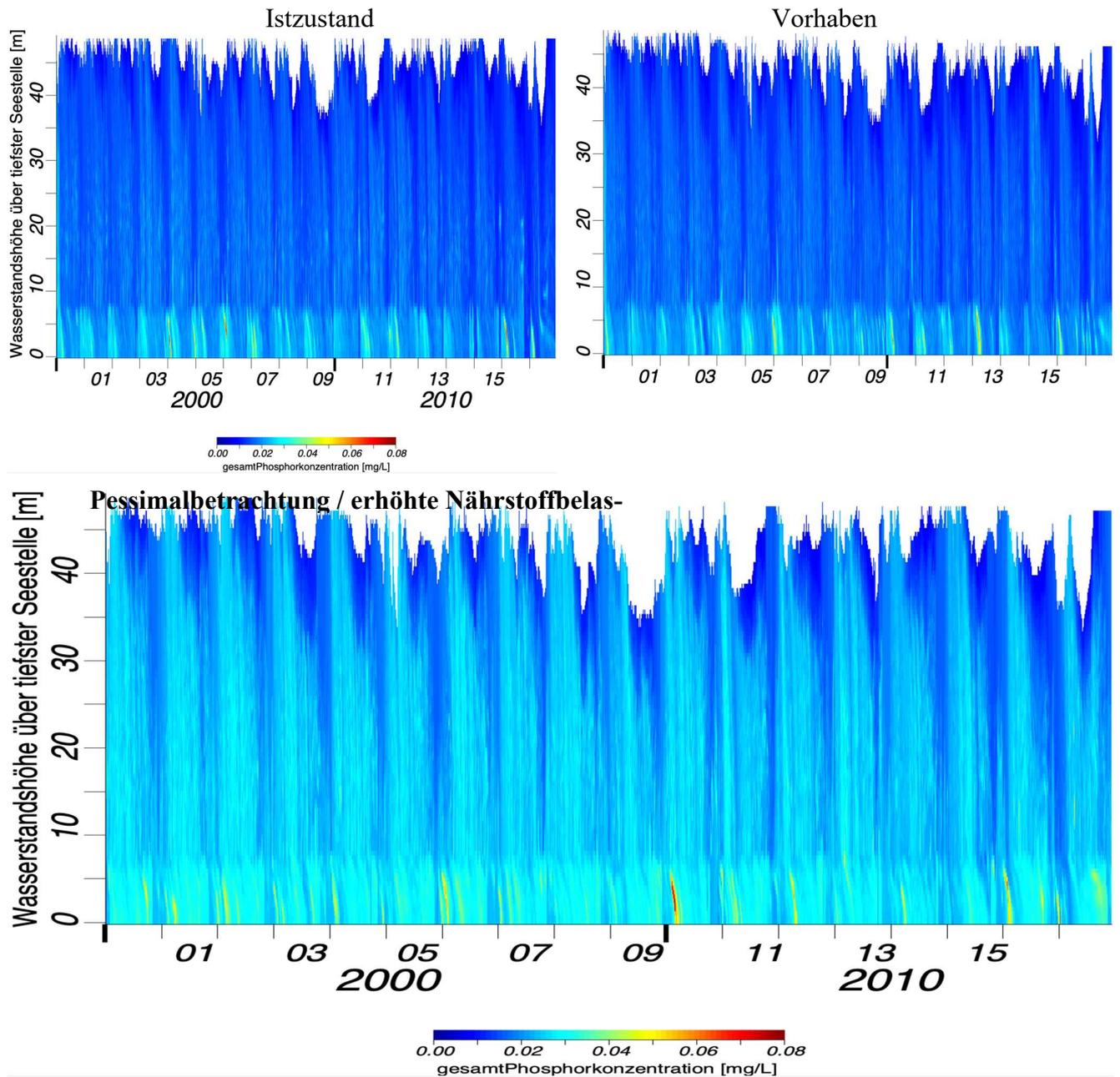


Abbildung 8.19: Auswirkungen einer erhöhten externen Nährstoffbelastung (Pessimalebetrachtung) auf den Phosphorhaushalt

Die Zunahme der Phosphorkonzentrationen betrifft auch die Werte im Epilimnion, obwohl nicht hier, sondern in der Gewässertiefe die höchsten Konzentrationswerte erreicht werden.

Der LAWA-Orientierungswert für mesotrophe Gewässer (0,025 mg/l) wird von den Maximalwerten während des Untersuchungszeitraums in der Pessimalebetrachtung mehrfach überschritten (vgl. Abbildung 8.20).

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

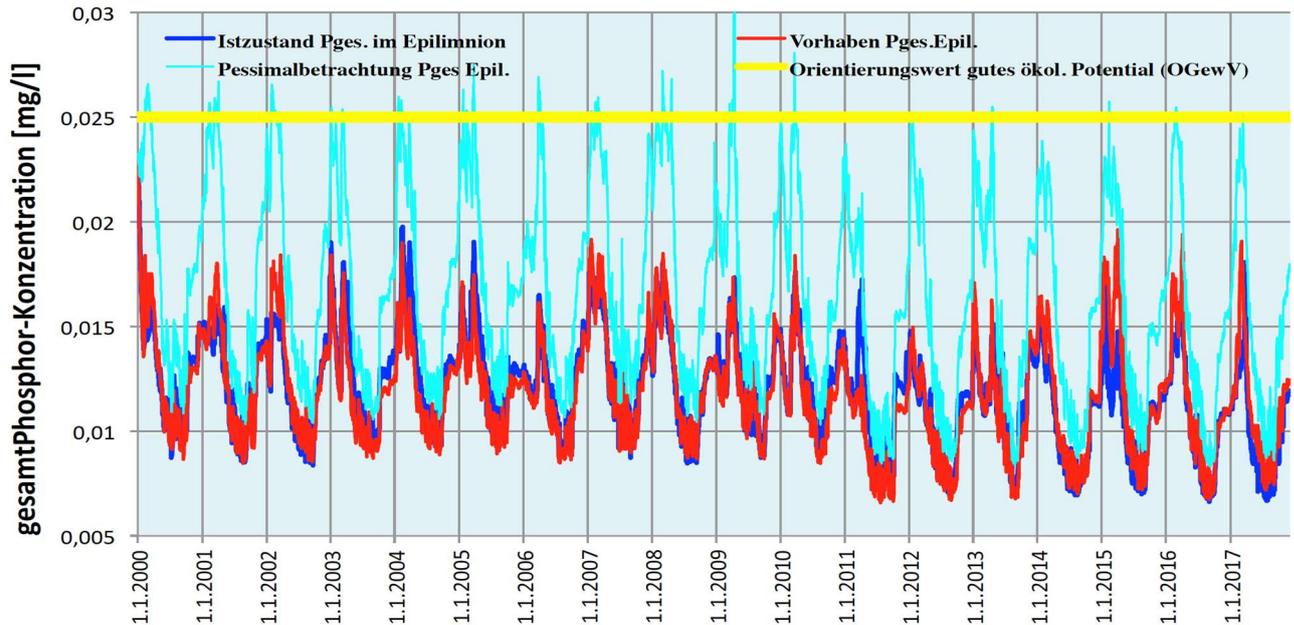


Abbildung 8.20: Auswirkungen einer erhöhten externen Nährstoffbelastung (Pessimalebetrachtung) auf die Phosphorgehalte unter Berücksichtigung des Zielwertes

Die Saisonmittelwerte hingegen liegen auch bei der Pessimalebetrachtung immer unterhalb des Zielwertes für mesotrophe Staustufen von 0,025 mg/l Pgesamt (vgl. Tabelle 8.12). So dass auch unter den sehr seltenen Bedingungen einer Maximalbelastung nicht mit einer Verschlechterung der Trophieklasse zu rechnen ist.

Tabelle 8.12: Jahres- und Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für gesamt Phosphor in mg/l

Referenz-jahr	Be-triebs-jahr	Jahresmittel			Saisonmittel April- Oktober		
		Istzustand	Vorhaben	Pessimalebetrachtung	Istzustand	Vorhaben	Pessimalebetrachtung
2000	1	0,013	0,013	0,018	0,011	0,011	0,015
2001	2	0,013	0,013	0,018	0,011	0,011	0,015
2002	3	0,012	0,013	0,017	0,011	0,011	0,014
2003	4	0,013	0,012	0,017	0,011	0,011	0,014
2004	5	0,013	0,012	0,017	0,012	0,011	0,014
2005	6	0,013	0,012	0,018	0,012	0,011	0,015
2006	7	0,012	0,012	0,017	0,011	0,011	0,015
2007	8	0,013	0,013	0,018	0,012	0,011	0,015
2008	9	0,013	0,013	0,018	0,011	0,011	0,015
2009	10	0,013	0,012	0,017	0,012	0,011	0,015
2010	11	0,013	0,012	0,017	0,012	0,011	0,015
2011	12	0,011	0,010	0,014	0,010	0,009	0,012
2012	13	0,011	0,010	0,015	0,009	0,009	0,012
2013	14	0,011	0,011	0,016	0,010	0,010	0,014
2014	15	0,010	0,011	0,015	0,009	0,009	0,012
2015	16	0,011	0,012	0,016	0,010	0,010	0,013
2016	17	0,011	0,011	0,015	0,009	0,010	0,012
2017	18	0,010	0,011	0,015	0,009	0,010	0,012
Ø 2000-2017		0,012	0,012	0,017	0,011	0,010	0,014

8.4.2 Algenentwicklung (Chlorophyll-a Gehalte)

Anhand der Isoplethendarstellung der Modellierungsergebnisse (vgl. Abbildung 8.21) lassen sich deutlich höhere Belastungsmomente bei der Pessimalebetrachtung erkennen. Durch die erhöhte Phosphorbelastung der Zuflüsse nehmen die Chlorophyll-a Gehalte sehr deutlich zu.

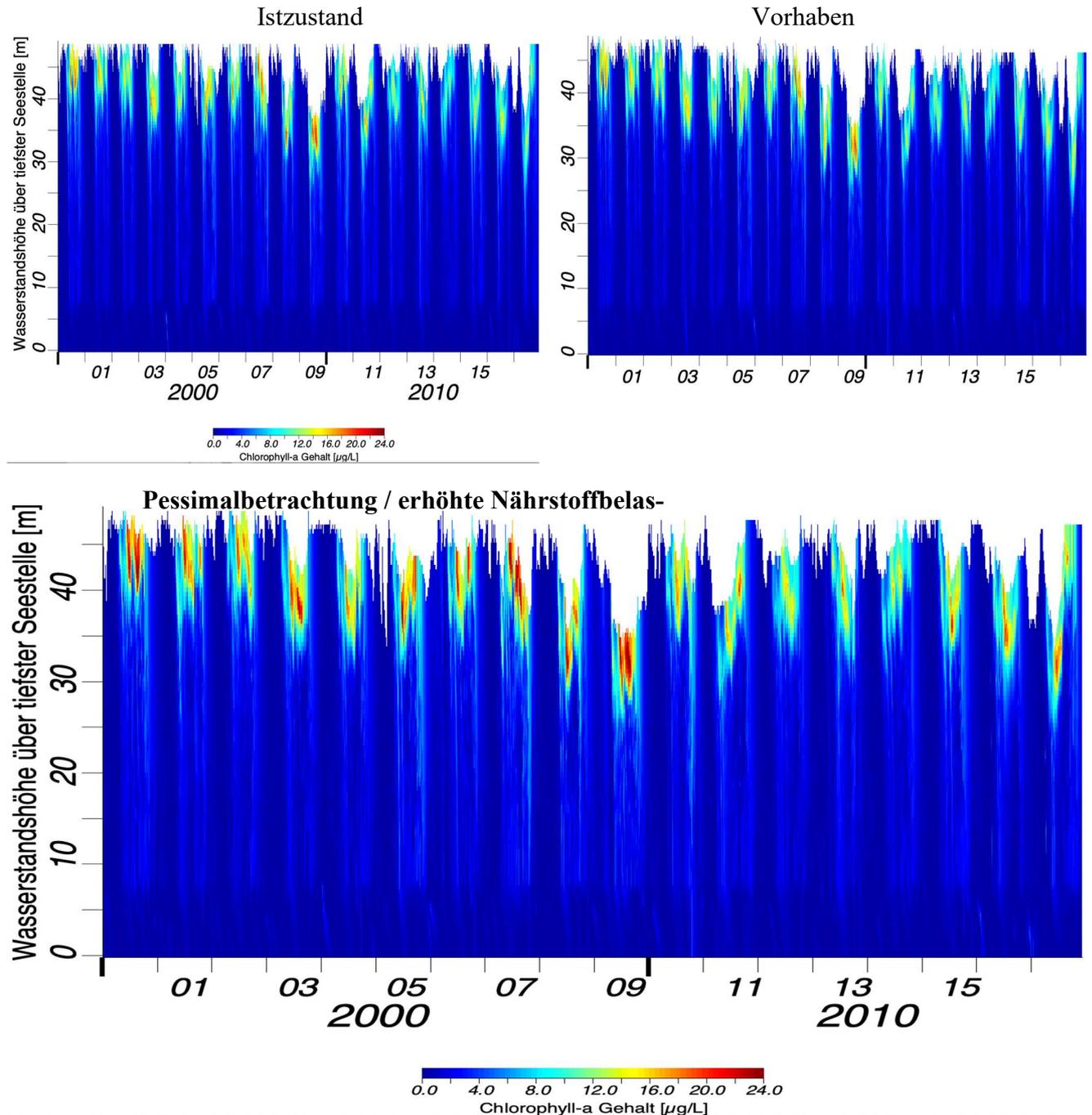


Abbildung 8.21: Auswirkungen einer erhöhten externen Nährstoffbelastung (Pessimalebetrachtung) auf die Algenentwicklung

Der Verlauf der Chlorophyll-a Gehalte im Epilimnion zeigt, dass infolge der erhöhten externen Phosphorbelastung die Algenentwicklung auch im Saisonmittel deutlich ansteigt und der Orientierungswert häufiger überschritten wird (vgl. Abbildung 8.22).

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

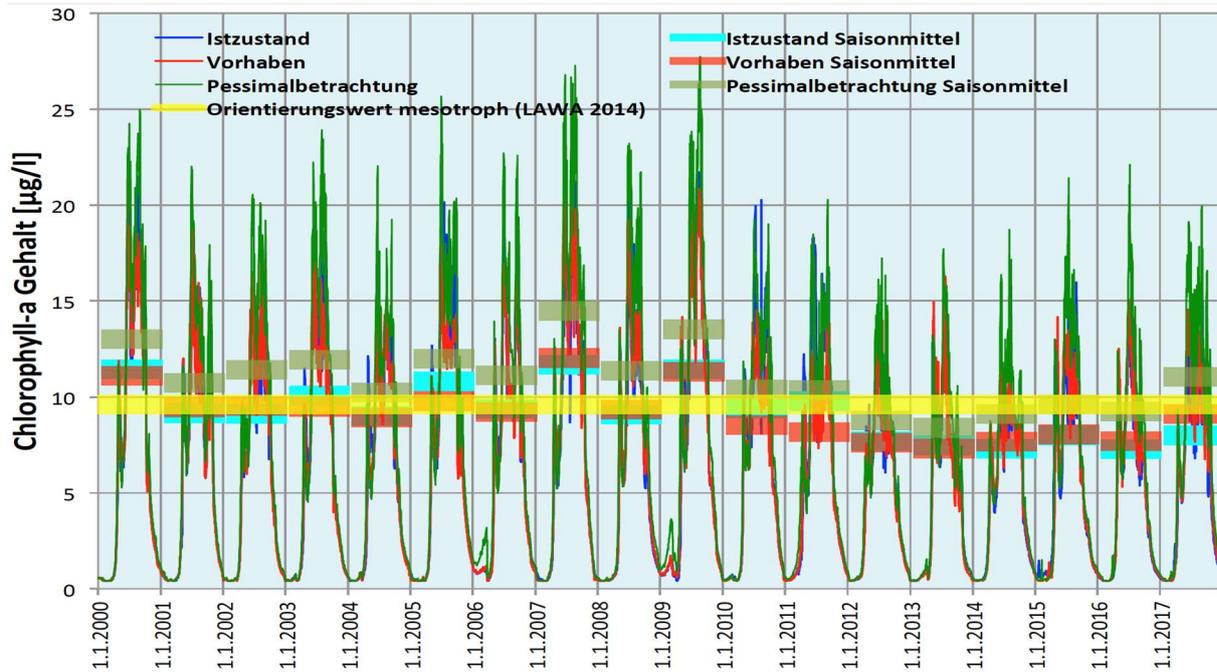


Abbildung 8.22: Chlorophyll-a Werte im Epilimnion (-2m) im Istzustand, nach Vorhabensumsetzung und bei Pessimalebetrachtung

Unter Bezug auf die Saisonmittelwerte wird das Güteziel bei der Pessimalebetrachtung für die Chlorophyll-a Gehalte im Epilimnion nur noch vereinzelt erreicht (vgl.

Tabelle 8.13). Die niedrigeren Werte für die Betriebsjahre 13 bis 17 ist auf die geringere Sonneneinstrahlung in den entsprechenden Klimareferenzjahren, intensivere Schichtungseffekte und verstärkte Ausspülung durch eine höhere Zuflussrate zurückzuführen.

Tabelle 8.13: Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für den Chlorophyll-a Gehalt [$\mu\text{g/l}$] im Epilimnion

Referenz-jahr	Betriebs-jahr	Istzustand	Vorhaben	Pessimalebetrachtung	Zielwert
2000	1	11,42	11,11	13,01	9,6
2001	2	9,15	9,47	10,73	
2002	3	9,10	9,53	11,42	
2003	4	10,06	9,48	11,93	
2004	5	9,01	8,94	10,24	
2005	6	10,80	9,79	11,99	
2006	7	9,36	9,21	11,13	
2007	8	11,67	12,04	14,48	
2008	9	9,07	9,34	11,37	
2009	10	11,44	11,31	13,53	
2010	11	9,40	8,52	10,41	
2011	12	9,77	8,17	10,38	
2012	13	7,69	7,61	8,76	
2013	14	7,46	7,31	8,39	
2014	15	7,30	7,66	9,11	
2015	16	7,99	8,05	9,62	
2016	17	7,28	7,68	9,25	
2017	18	7,99	9,10	11,05	
Ø 2000-2017		9,1	9,22	10,93	

8.4.3 Cyanobakterien (Blaualgen)

Im Vergleich der Modellierungsergebnisse sind aus der Isoplethendarstellung sehr deutliche Unterschiede zwischen Istzustand und Vorhaben einerseits sowie der Pessimalebetrachtung andererseits zu erkennen. Durch die höher angesetzte Phosphorbelastung der Zuflüsse ergibt sich eine erhebliche Zunahme der Cyanobakterienbiomasse, insbesondere der Belastungsspitzen (vgl. Abbildung 8.23).

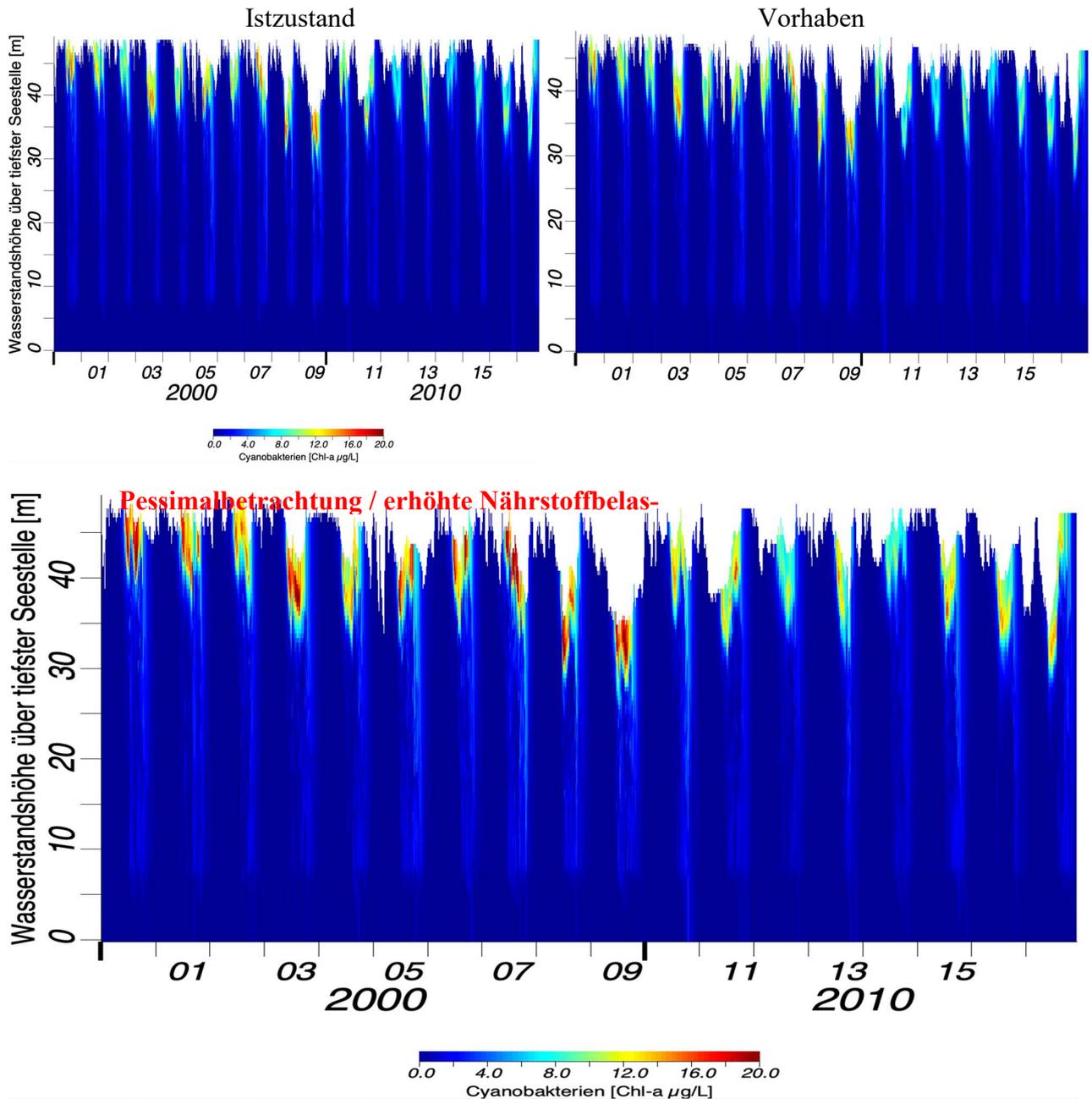


Abbildung 8.23: Auswirkungen einer erhöhten externen Nährstoffbelastung (Pessimalebetrachtung) auf die Cyanobakterienbiomasse

Die ohnehin zu hohen Maximalkonzentrationen nehmen noch weiter zu und überschreiten den Orientierungswert in noch größerem Umfang als im Istzustand und nach Vorhabensumsetzung. Auch die Saisonmittelwerte der Cyanobakterienbiomasse (Chl-a µg/L) zeigen

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

eine sehr deutliche Zunahme der Belastungswerte unter den Bedingungen der Pessimalebetrachtung an (vgl. Abbildung 8.24).

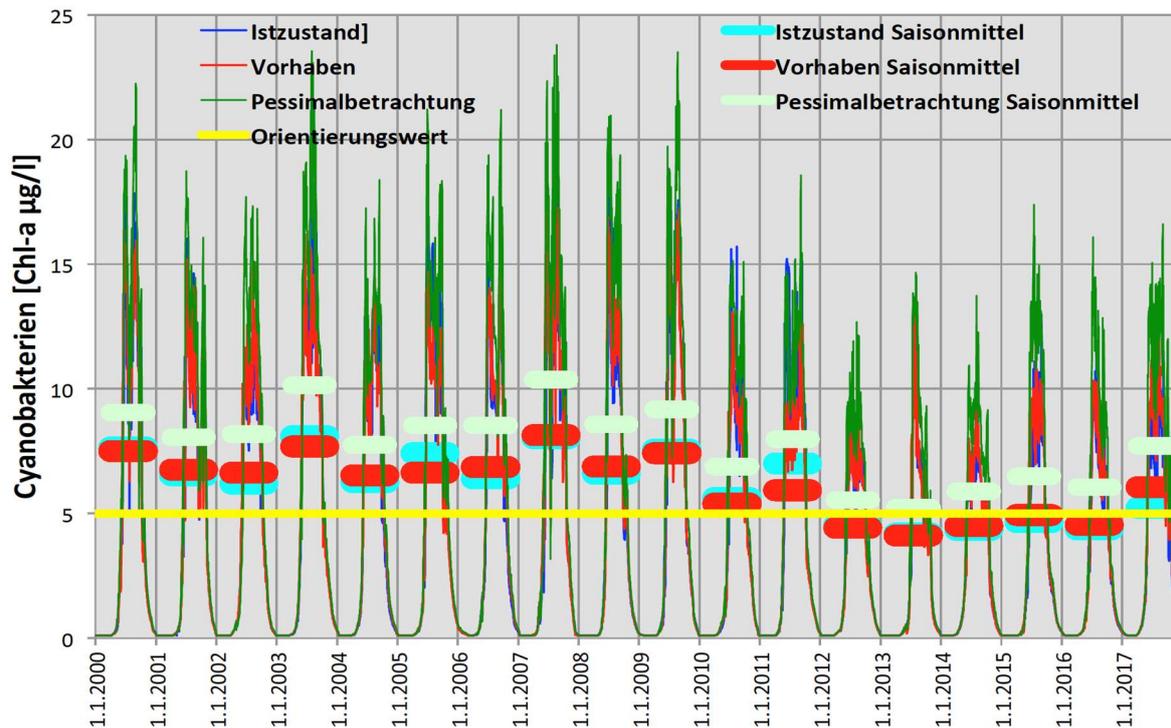


Abbildung 8.24: Cyanobakterienbiomasse im Epilimnion (-2m) im Istzustand, nach Vorhabensumsetzung und bei Pessimalebetrachtung

Die in der Tabelle 8.14 aufgelisteten Saisonmittelwerte im Epilimnion lassen auf eine deutliche Intensivierung des Entwicklungspotentials für Cyanobakterien durch den vermehrten Nährstoffeintrag bei der Pessimalebetrachtung schließen.

Tabelle 8.14: Saisonmittelwerte der Modellberechnungen für die Cyanobakterienbiomasse [Chl-a µg/L] im Epilimnion

Referenzjahr	Betriebsjahr	Istzustand	Vorhaben	Pessimalebetrachtung
2000	1	7,6	7,5	9,0
2001	2	6,5	6,8	8,1
2002	3	6,2	6,6	8,2
2003	4	8,1	7,7	10,2
2004	5	6,3	6,5	7,8
2005	6	7,4	6,6	8,5
2006	7	6,4	6,9	8,5
2007	8	8,0	8,1	10,4
2008	9	6,6	6,9	8,6
2009	10	7,6	7,4	9,2
2010	11	5,6	5,4	6,9
2011	12	7,0	5,9	8,0
2012	13	4,5	4,4	5,5
2013	14	4,2	4,1	5,2
2014	15	4,4	4,5	5,9
2015	16	4,7	4,9	6,5
2016	17	4,4	4,6	6,1
2017	18	5,2	6,1	7,7
Ø 2000-2017		6,2	6,2	7,8

8.5 Zusammenfassende Bewertung der vorhabensverursachten Güteauswirkungen auf den Zustand der Talsperre

Wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt werden konnte, besteht durch den Betrieb des Unterbeckens nur unter der Annahme einer erhöhten externen Phosphorbelastung, z.B. durch nährstoffreichere Zuflüsse (Pessimalebetrachtung), ein zusätzliches Belastungspotential im Vergleich zum Istzustand. Unter diesen Voraussetzungen ist infolge der erhöhten externen Nährstoffbefruchtung mit einer Zunahme der Belastungswerte in der Talsperre zu rechnen. So verursacht die angenommene, den Mittelwert deutlich übersteigende starke Erhöhung (95% Konfidenzintervall) der Konzentrationswerte der Phosphorspezies (ortho-Phosphat, partikulärer labiler Phosphor und gesamt-Phosphor) in den Zuflüssen eine zwar nur moderate Zunahme der Trophielage (Phosphorwerte), allerdings wird unter dieser Annahme der Zielwert für Chlorophyll-a (guter ökologischer Zustand / gutes ökologisches Potential) häufiger überschritten. Die Cyanobakterienbiomasse nimmt bei der Pessimalebetrachtung ebenfalls zu. Das bezüglich dieses Parameters schon bestehende Defizit wird unter Pessimалbedingungen weiter verstärkt. Unter den derzeit bestehenden Belastungsverhältnissen ergeben sich durch die Umsetzung des Vorhabens keine negativen Auswirkungen auf die Gewässergüte der Talsperre. In der Tabelle 8.15 wird für Istzustand, Vorhaben und Pessimalebetrachtung eine vergleichende Bewertung hinsichtlich der Qualitätsparameter vorgenommen.

Tabelle 8.15: Qualitätsparameter im Istzustand, nach Vorhabensumsetzung und bei Pessimalebetrachtung

		Istzustand	Vorhaben	Pessimalebetracht.
Tiefe max.	m	48	48	48
Ø Seevolumen	m ³	10.000.000	10.000.000	10.000.000
Ø Zufluss	m ³ /a	103.365.638	147.775.984	147.775.984
Orientierungswert Sauerstoff (in 30% Tmax)	mg/l	≥ 2		
Überschreitung des Orientierungswertes Sauerstoff	/	Nie (Ø 10,9)	Nie (Ø 10,73)	Nie (Ø 10,76)
Orientierungswert Phosphor (mesotroph) Sommerwert	mg/l	0,025		
Phosphorgehalt Seewasser	mg/l	0,012	0,012	0,017
Orientierungswert Chlorophyll-a (mesotroph)	µg/l	9,6		
Chlorophyll-a (Saisonmittel)	µg/l	9,1	9,2	10,93
Orientierungswert Cyanobakterienbiomasse (max.)	Chl-a µg/L	< 5		
Cyanobakterienbiomasse (Saisonmittel)	Chl-a µg/L	6,2	6,2	7,8
Cyanobakterienbiomasse (Maximalwert)	Chl-a µg/L	18,5	17,9	23,8

Insgesamt stellt somit die Erweiterung der Talsperre durch die Nutzung einer Unterstufe kein Problem dar. Allerdings reagiert das Gewässer sehr empfindlich auf eine verstärkte Zufuhr von Nährstoffen (Pessimalebetrachtung). Dies wirkt sich auch auf das Cyanobakterienaufkommen aus. Bereits im Istzustand besteht in der Talsperre ein hohes Risiko für Massenentwicklungen von Blaualgen (Cyanobakterien), die während der zurückliegenden 10 Jahre mehrfach auftraten. Nach Umsetzung des Vorhabens wird es nicht zu einer weiteren

Vorhabensverursachte Auswirkungen für die Gewässergüte der Talsperre

Zunahme der Cyanobakterienbiomasse kommen. Unter den Bedingungen der Pessimalkbetrachtung mit höheren externen Nährstoffbelastungen ist aber mit deutlich ansteigenden Werten zu rechnen. In Zukunft wird nach der Erweiterung der Talsperre nur unter der Annahme einer höheren Phosphorbelastung in der Murg und/oder den Zuflüssen die Blaualgenbelastung zunehmen. Allerdings besteht diesbezüglich schon für den Istzustand ein Handlungsbedarf.

9 Auswirkungen der Wassereinleitungen aus der Schwarzenbach-Talsperre auf die Wasserqualität der Murg

In diesem Kapitel wird dargestellt, ob und in welchem Umfang es durch die Einleitung des Wassers aus der Schwarzenbach-Talsperre zu Veränderungen der Wasserbeschaffenheit in der Murg kommt. Unter Bezug auf die in der Tabelle 9.1 angegebenen Orientierungs- und Zielwerte nach OGeWV (2016) werden die Auswirkungen für die Varianten Istzustand, Vorhaben und Pessimalebetrachtung ermittelt und verglichen.

Tabelle 9.1: Parameter zur Beurteilung der Wasserqualität in der Murg nach OGeWV (2016)

	Einheit	Statistische Kenngröße	Anforderungen an den sehr guten ökologischen Zustand und das höchste ökologische Potential	Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potential
Wassertemperatur Sommer	°C	MAX	≤18	≤ 21,5
Wassertemperatur Winter	°C	MIN	≤10	≤10
Sauerstoffgehalt	mg/l	MIN/a ²⁾	> 9	> 7
TOC	mg/l	MW/a ³⁾	< 7	< 7
ortho-Phosphat-P	mg/l	MW/a ³⁾	≤ 0,02	≤ 0,07
Gesamt-Phosphor	mg/l	MW/a ³⁾	≤ 0,05	≤ 0,10
Ammonium-N	mg/l	MW/a ³⁾	≤ 0,04	≤ 0,1
Umweltqualitätsnormen zur Beurteilung des chemischen Zustandes				
Nitrat [Nitrat-N]	mg/l	/	50 [11,3]	

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

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

Als weitere Kenngröße dient die Cyanobakterienbiomasse (Chl-a µg/L), wobei als Orientierungsgröße ein Wert von < 5 Chl-a µg/L gelten soll, der die Nutzung als Badegewässer ermöglicht (UBA 2015).

Zur Bewertung der qualitativen Auswirkungen auf die Murg durch den Abstrom aus der Talsperre werden die Qualitätsparameter des Murgwassers im Oberstrom der Talsperre und im Unterstrom der Talsperre nach vollständiger Einmischung des abströmenden Talsperrenwassers in das vorhandene Wasservolumen der Murg verglichen.

Die Vergleichswerte des Murgwassers im Oberstrom der Talsperre basieren auf einem Datenmaterial der zurückliegenden 10 Jahre, das entweder täglich erhobene Messwerte oder auf Tageswerte umgerechnete statistische Lageparameter (Mittelwert, 90. Perzentil) zur Verfügung stellt. Die Vergleichswerte im Unterstrom nach vollständiger Einmischung des zugeflossenen Talsperrenwassers in die Murg sind Rechenwerte (Vermischungsberechnung), welche die Wassermengen der Murg und der Talsperrenausleitung sowie die Beschaffenheitskennwerte dieser beiden Wasserkörper berücksichtigen.

9.1 Wassertemperatur

Die sommerlichen Wassertemperaturen der Murg werden durch die Einleitung des Talsperrenwassers im Istzustand und nach Umsetzung des Vorhabens leicht abgesenkt (vgl. Abbildung 9.1). Im Hinblick auf die Anforderungen nach OGeWV (2016) ergeben sich also keine

Auswirkungen auf die Wasserqualität der Murg

negativen Auswirkungen durch Erwärmung des Murgwassers. Insgesamt ist nach der Vorhabensumsetzung mit noch leicht niedrigeren Wassertemperaturen zu rechnen als im Istzustand. Auch im Winter bleiben die Wassertemperaturen im Unterstrom der Talsperre stets deutlich im Bereich des Zielwertes von ≤ 10 °C.

Unter Bezug auf die Kennwerte der Pessimalbetrachtung (höhere Nährstoffbelastung der Murg) ist ebenfalls mit einer weiteren Verringerung der Wassertemperaturen im Unterstrom gegenüber dem Istzustand zu rechnen.

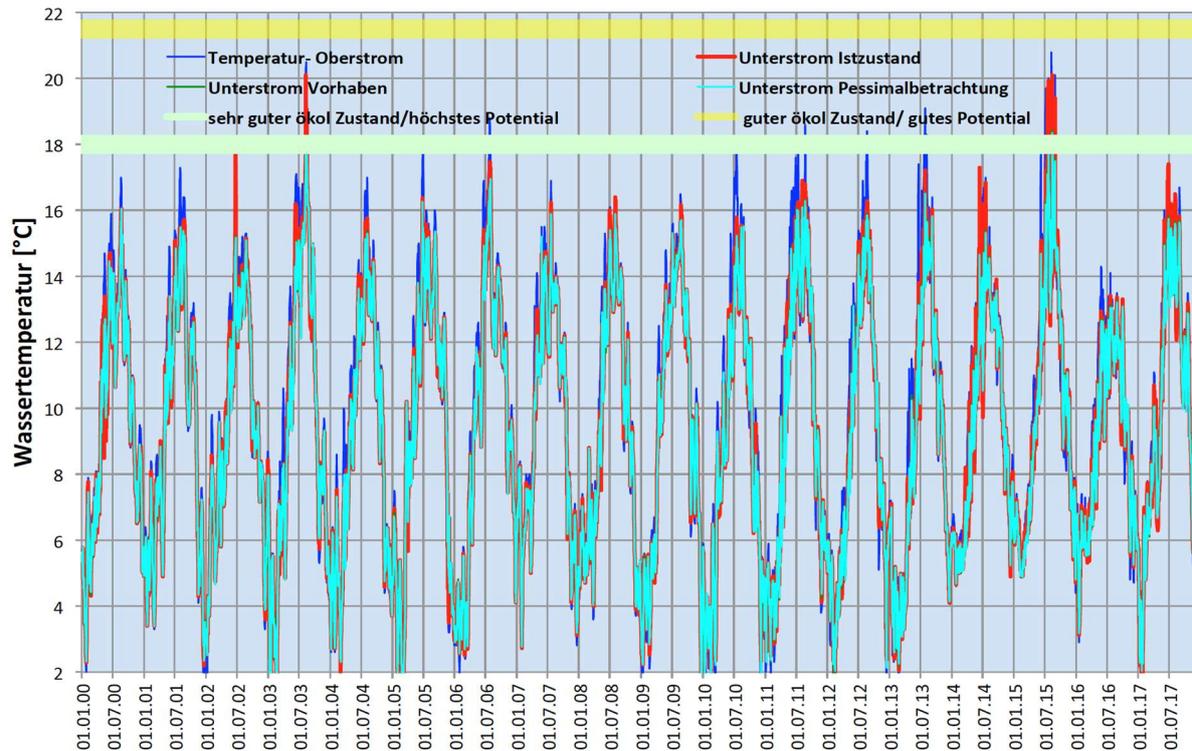


Abbildung 9.1: Auswirkungen des zufließenden Talsperrenwassers auf die Wassertemperatur der Murg im Istzustand, nach Vorhabensumsetzung und in der Pessimalbetrachtung

Eine Gegenüberstellung der unterschiedlichen Auswirkungen auf die sommerlichen Wassertemperaturen in der Murg ergibt das in der Tabelle 9.2 dargestellte Ergebnis. Demnach wird der Orientierungswert von $\leq 21,5$ °C immer eingehalten. Die niedrigsten und damit günstigsten Temperaturen werden nach der Vorhabensumsetzung und auch bei der Pessimalbetrachtung erreicht. Höhere Temperaturen ergeben sich in Bezug auf den Maximalwert für den Istzustand.

Tabelle 9.2: Vorhabensbedingte Auswirkungen auf die Wassertemperaturen der Murg im Sommer

Temperatur [°C]	Oberstrom	Unterstrom Istzustand	Unterstrom Vorhaben	Unterstrom Pessimalbetrachtung	sehr guter ökol. Zustand/höchstes Potential	guter ökol. Zustand/ gutes Potential
Mittelwert Sommer (Apr - Okt)	12,37	11,78	11,68	11,66	≤ 18	$\leq 21,5$
Maximum Sommer (95. Perzentil)	16,2	15,1	14,9	14,8		
Minimum Winter (10. Perzentil)	4,3	4,4	4,4	4,4	≤ 10	≤ 10
Reihenfolge	3	2	1	1		

9.2 Sauerstoffgehalt

Weder hinsichtlich der Vorbelastung im Talsperren-oberstromigen Murgabschnitt noch für die unterstromigen Bereiche nach Zufluss des Talsperrenwassers ergeben sich im Istzustand oder nach der Vorhabensumsetzung Defizite durch Unterschreitung des Anforderungswertes von 7 mg/l für den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potential (vgl. Abbildung 9.2).

Auch unter Bezug auf eine erhöhte externe Nährstoffbelastung (Pessimalbetrachtung) wird dieser Anforderungswert stets eingehalten.

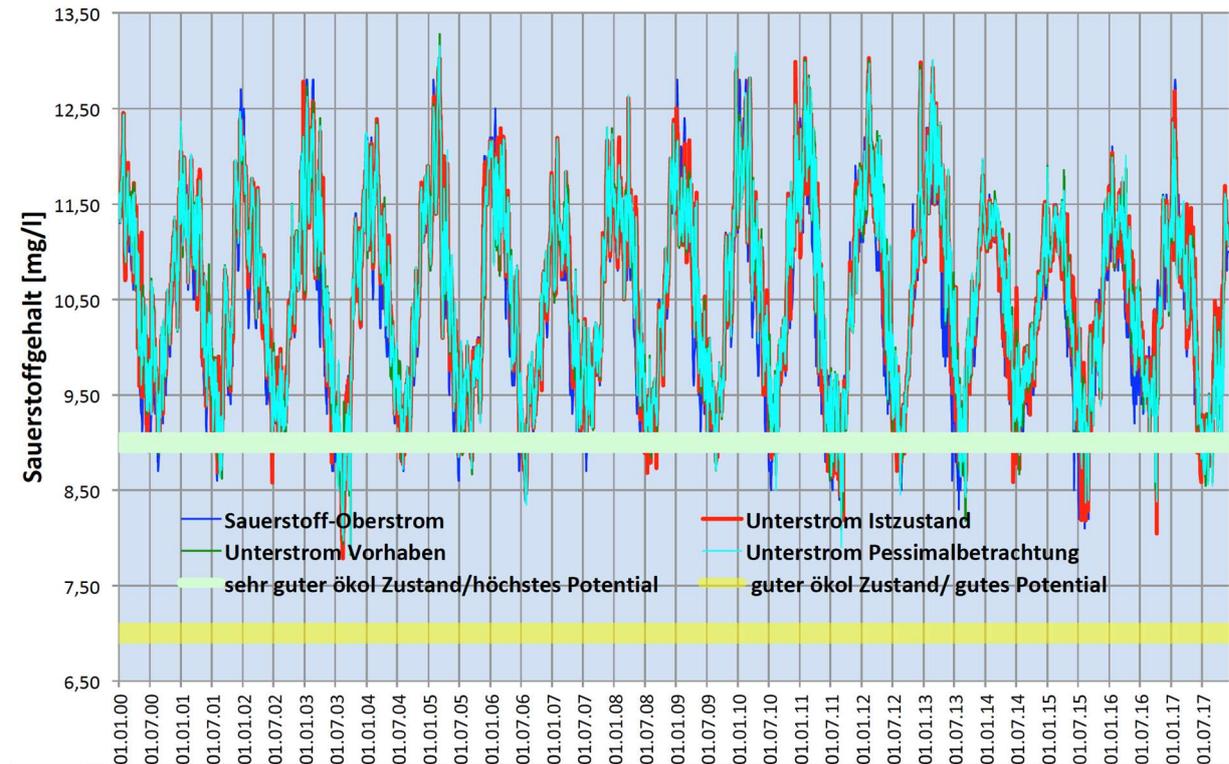


Abbildung 9.2: Auswirkungen des zufließenden Talsperrenwassers auf den Sauerstoffgehalt der Murg im Istzustand, nach Vorhabensumsetzung und in der Pessimalbetrachtung

Die Unterschiede zwischen den untersuchten Varianten sind sehr gering; generell ist im Ablauf der Murg von einem ausgeglichenen Sauerstoffhaushalt auszugehen. Wie die Werte in der Tabelle 9.3 zeigen, ergeben sich weder durch den Betrieb der bestehenden Anlage noch durch das Vorhaben negative Effekte für den Sauerstoffhaushalt der Murg.

Tabelle 9.3: Vorhabensbedingte Auswirkungen auf die Sauerstoffgehalte der Murg

Sauerstoffgehalt [mg/l]	Oberstrom	Unterstrom Istzustand	Unterstrom Vorhaben	Unterstrom Pessimalbetrachtung	sehr guter ökol. Zustand/höchstes Potential	guter ökol. Zustand/ gutes Potential
Mittelwert	10,3	10,5	10,5	10,5	> 9	> 7
10 Perzentil*	9,1	9,2	9,3	9,3		
Minimum	8,1	7,8	7,8	7,8		
Reihenfolge	1	2	2	2		

* Da beim Sauerstoffgehalt niedrige Werte als Defizit zu verstehen sind, wurde hier das 10. Perzentil herangezogen.

9.3 Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)

Der gesamte organische Kohlenstoff (TOC) ist ein Maß für die Menge organischen Materials im Wasser. Hohe Werte dieses Parameters können durch externe Einspülung organischer Verunreinigungen, aber auch durch interne Prozesse wie Rücklösung und Resuspension aus dem Sediment oder starke Biomassebildung im Freiwasserkörper entstehen. Hohe TOC Werte gehen immer einher mit zunehmender Detritusbildung bzw. einer verstärkten organischen Auflage auf den Fließgewässersubstraten.

Im Unterschied zu den Temperatur- und Sauerstoffwerten, für die Tageswerte zur Verfügung standen, wurde bei Betrachtung der Zuflusskomponente (TOC-Oberstrom) auf die auch dem Modell zugrundeliegenden Mittelwerte (Murg bei Forbach 2008 bis 2017) zurückgegriffen. Dabei wurde zwischen Sommer- und Winter-Mittelwerten unterschieden. Neben den Mittelwerten wurde auch das 90. Perzentil für die Murg oberstromig der Einleitstelle angegeben. Das 90. Perzentil ist jener Wert, der nur noch von 10% der Messwerte überschritten wird. Auch das 90. Perzentil basiert auf Stichproben, die zwischen 2008 und 2017 erhoben wurden.

Dem Anforderungswert von $< 7 \text{ mg/l}$ TOC kann sowohl im Istzustand als auch nach der Vorhabensumsetzung (vgl. Abbildung 9.3) selbst in der Pessimalebetrachtung entsprechen werden.

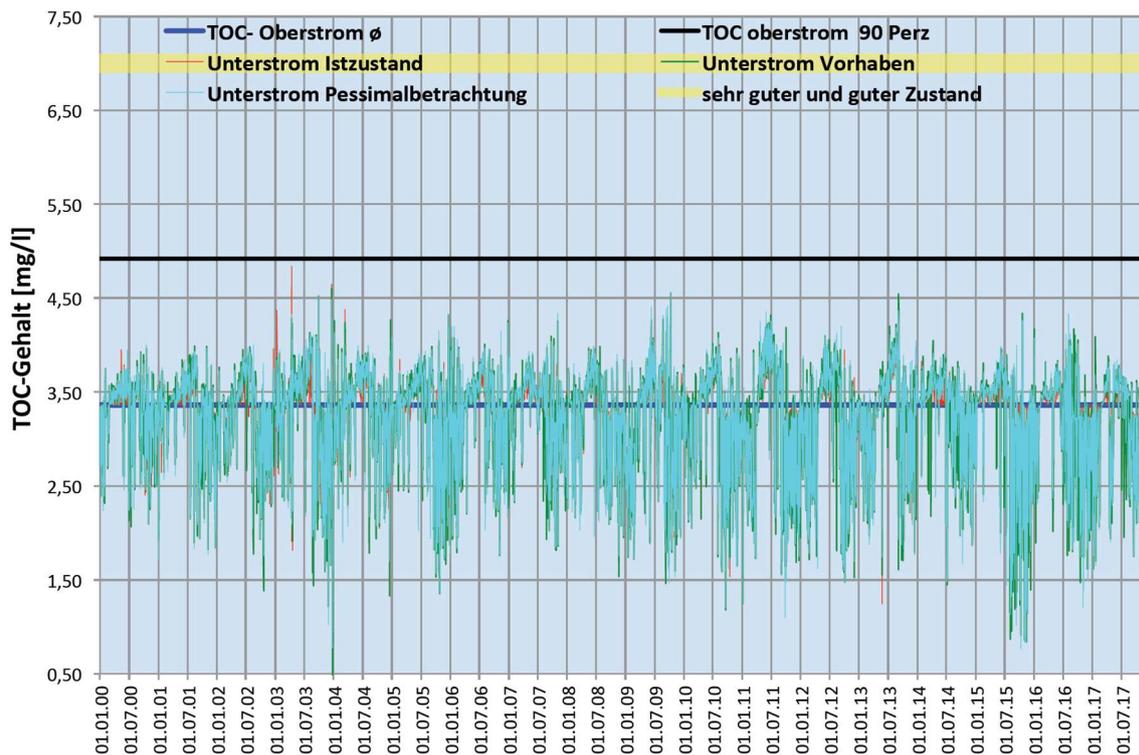


Abbildung 9.3: Auswirkungen des zufließenden Talsperrenwassers auf den TOC- Gehalt der Murg im Istzustand, nach Vorhabensumsetzung und in der Pessimalebetrachtung

Insgesamt ist von einer Verringerung der TOC-Gehalte im Murgwasser durch die Zuleitung des Talsperrenwassers auszugehen (vgl. auch Tabelle 9.4). Dies wird durch den Anteil des unbelasteten Zuflusswassers, das über den Seebach, den Schwarzenbach und die Raumünzachüberleitung der Talsperre zufließt, sowie einen Teilrückhalt des mit dem zuge-

Auswirkungen auf die Wasserqualität der Murg

pumpten Murgwasser eingetragenen Kohlenstoffs durch Sedimentation in der Talsperre verursacht.

Tabelle 9.4: Vorhabensbedingte Auswirkungen auf die TOC-Gehalte der Murg

TOC-Gehalt [mg/l]	Oberstrom	Unterstrom Istzustand	Unterstrom Vorhaben	Unterstrom Pessimalbetrachtung	sehr guter ökol. Zustand/höchstes Potential	guter ökol. Zustand/ gutes Potential
Mittelwert	3,30	3,20	3,17	3,19	< 7	< 7
90. Perzentil	3,36	3,65	3,74	3,75		
Maximum	3,36	4,84	4,56	4,56		
Reihenfolge	4	3	1	2		

9.4 Phosphorbelastung

Der gelöste bioverfügbare Anteil des Phosphors, der ortho-Phosphat-Phosphor (o-PO₄-P), und der Gesamt-Phosphor stellen die wichtigsten Nährstoffe für das Wasserpflanzenwachstum dar. Bei den ortho-Phosphat-P Werten ergibt sich weder bezüglich der Vorbelastung durch die Murg (Oberstrom) noch für den Istzustand und die Vorhabensumsetzung eine Belastungssituation (vgl. Tabelle 9.5). Selbst für die hypothetische Pessimalbetrachtung bleiben die Belastungswerte deutlich unterhalb der Schwelle für den Übergang von einem sehr guten zu einem guten Zustand.

Tabelle 9.5: Vorhabensbedingte Auswirkungen auf die ortho-Phosphat-P Gehalte der Murg

ortho-Phosphat-P [mg/l]	Oberstrom	Unterstrom Istzustand	Unterstrom Vorhaben	Unterstrom Pessimalbetrachtung	sehr guter ökol. Zustand/höchstes Potential	guter ökol. Zustand/ gutes Potential
Mittelwert	0,012	0,011	0,011	0,013	≤ 0,02	≤ 0,07
90. Perzentil	0,013	0,012	0,012	0,015		
Maximum	0,013	0,013	0,013	0,016		
Reihenfolge	2	1	1	3		

Auch bei den Werten für Gesamt-Phosphor, deren Verlauf über den 18-jährigen Beobachtungszeitraum ermittelt wurde, zeigt sich ein insgesamt sehr guter Zustand des Murgwassers. Die Phosphorwerte erreichen sowohl im Oberstrom der Talsperre als auch nach dem Zufluss des Talsperrenwassers das Anforderungsprofil für einen sehr guten ökologischen Zustand und das höchste ökologische Potential. Dies gilt sowohl für den Istzustand als auch für die Vorhabensumsetzung und die Pessimalbetrachtung (vgl. Abbildung 9.4).

Der für die Vorhabensumsetzung berechnete minimale Rückgang der Phosphorwerte im Vergleich zum Istzustand wird durch die geringere Wasserverweilzeit des Murgwassers in der Talsperre und die etwas günstigeren Sauerstoffverhältnisse im Tiefenbereich verursacht. Daher kommt es zu schwächeren Anreicherungsseffekten durch Sedimentation und Rücklösung.

Auswirkungen auf die Wasserqualität der Murg

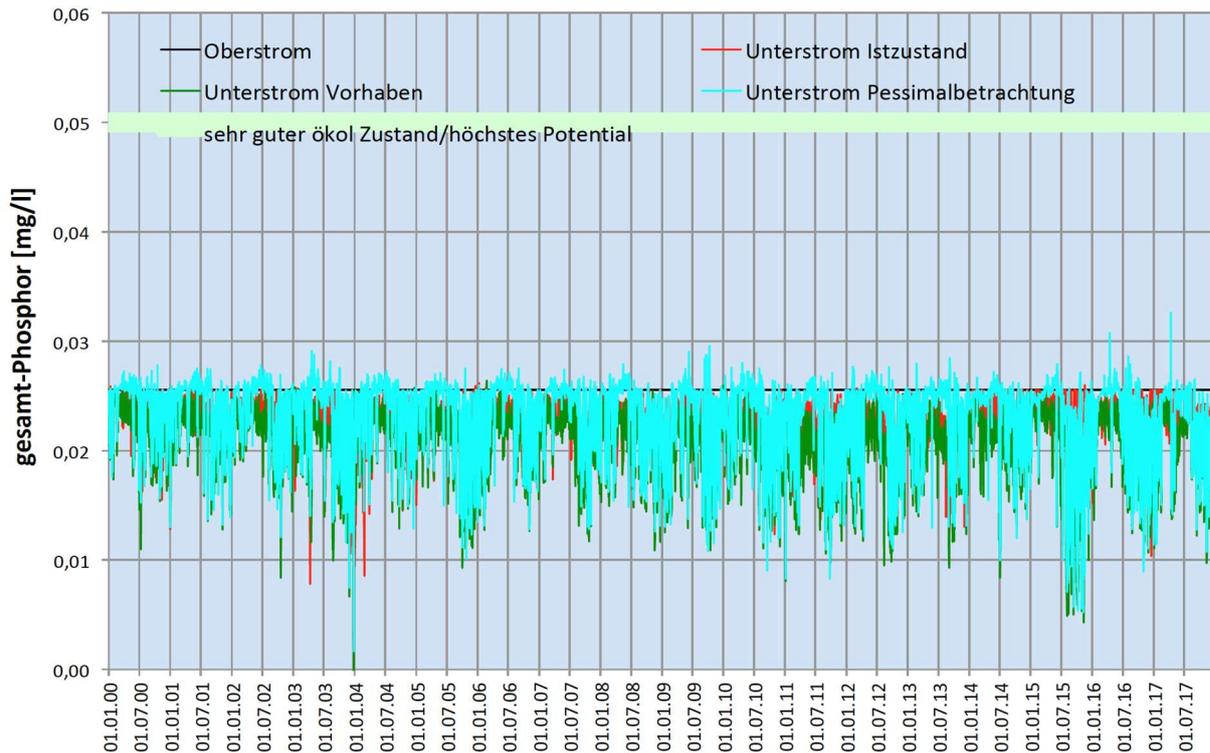


Abbildung 9.4: Auswirkungen des zufließenden Talsperrenwassers auf den Phosphor-Gehalt der Murg im Istzustand, nach Vorhabensumsetzung und in der Pessimalebetrachtung

Die insgesamt phosphorarmen Zuflüsse von Seebach, Schwarzenbach und Raumünzach in die Talsperre bewirken, dass selbst bei der Pessimalebetrachtung ein sehr guter Zustand im Talsperren-unterstromigen Murgabschnitt erhalten bleibt.

Im Variantenvergleich (vgl. Tabelle 9.6) ist zu berücksichtigen, dass die Phosphorbelastung des zufließenden Murgwassers bei der Pessimalebetrachtung höher ist. Da aber selbst in Bezug auf dieses erhöhte Belastungspotential sogar der Anforderungswert für einen sehr guten ökologischen Zustand und das höchste ökologische Potential stets eingehalten wird, ergeben sich aus der Erweiterung der Talsperre keine Beeinträchtigungen für den Phosphorhaushalt der Murg durch Einleitungen von Talsperrenwasser.

Tabelle 9.6: Vorhabensbedingte Auswirkungen auf die Phosphor-Gehalte der Murg

gesamt-Phosphor [mg/l]	Normalbelastung			Erhöhte Belastung (Pessimalebetrachtung)		sehr guter ökol. Zustand/höchstes Potential	guter ökol. Zustand/ gutes Potential
	Oberstrom	Unterstrom Istzustand	Unterstrom Vorhaben	Oberstrom	Unterstrom		
Mittelwert	0,024	0,022	0,020	0,029	0,025	≤ 0,05	≤ 0,10
90 Perzentil	0,026	0,025	0,023	0,032	0,031		
Maximum	0,026	0,026	0,026	0,032	0,037		
Reihenfolge	3	2	1	4	4		

9.5 Stickstoffhaushalt

Die Ammoniumkonzentrationen sind generell sehr gering und bleiben im Bereich des Anforderungswertes für einen sehr guten ökologischen Zustand und das höchste ökologische Potential. Auch die Nitratwerte sind gering und erfüllen sehr deutlich die Umweltqualitätsnorm nach OGewV (2016).

Weder bei den Ammoniumkonzentrationen noch bei den Nitratkonzentrationen ergeben sich zwischen den Varianten merkliche Unterschiede (vgl. Tabelle 9.7). Die Murg erfährt folglich durch die Erweiterung der Schwarzenbach-Talsperre keine Veränderung des Stickstoffhaushaltes.

Tabelle 9.7: Vorhabensbedingte Auswirkungen auf die Ammonium- und Nitrat-Gehalte der Murg

Ammonium-N [mg/l]	Oberstrom	Unterstrom Istzustand	Unterstrom Vorhaben	Unterstrom Pessimalbetrachtung	sehr guter ökol. Zustand/höchstes Potential	guter ökol. Zustand/ gutes Potential
Mittelwert	0,0165	0,0127	0,0111	0,0111	≤ 0,04	≤ 0,1
90 Perzentil	0,0210	0,0189	0,0153	0,0153		
Maximum	0,0210	0,0210	0,0209	0,0209		
Reihenfolge	3	2	1	1		
Nitrat-N [mg/l]	Oberstrom	Unterstrom Istzustand	Unterstrom Vorhaben	Unterstrom Pessimalbetrachtung	Umweltqualitätsnorm zur Beurteilung des chemischen Zustandes	
Mittelwert	0,48	0,473	0,451	0,462	11,3	
90 Perzentil	0,62	0,606	0,598	0,608		
Maximum	0,62	0,670	0,672	0,663		
Reihenfolge	4	3	1	2		

9.6 Ausspülung von Cyanobakterien (Blaualgen) in die Murg

Ein Ausspülen von Cyanobakterien aus der Schwarzenbach-Talsperre in die Murg kann in der Regel nur über den Ablass, der sich in einer Tiefe von 627 m ü.NN befindet, und lediglich bei Volleinstau auch über den Überlauf erfolgen. Dies ist in den zurückliegenden Jahren nach Auskunft der EnBW zuletzt 1983 vorgekommen.

Da Cyanobakterienmassenentwicklungen der meisten Arten zu Aufräumungen an der Wasseroberfläche führen, werden diese über den in einer Wassertiefe von 30 m gelegenen Ablass kaum ausgespült. Dies gilt nicht für Arten wie *Planktothrix rubescens*, die sich auch in tieferen Wasserschichten einschichten und dann sehr wohl über einen Tiefenablass ausgespült werden können.

In der Regel akkumulieren Cyanobakterien aber an der Wasseroberfläche, wo sie wegen der starken Lichteinstrahlung absterben. Durch die Windeinwirkung werden sie an die windexponierten Ufer verweht und bilden dort erhebliche Konzentrationen (vgl. Abbildung 9.5). In diesen Bereichen besteht dann durch die Aufkonzentrationen das höchste Belastungsrisiko. Aufgrund der Lage des Ablasses in 627 m ü.NN ist für die Murg im Unterstrom der Talsperre nur mit einem geringen Belastungsrisiko durch ausgespülte Cyanobakterien zu rechnen.

Auswirkungen auf die Wasserqualität der Murg

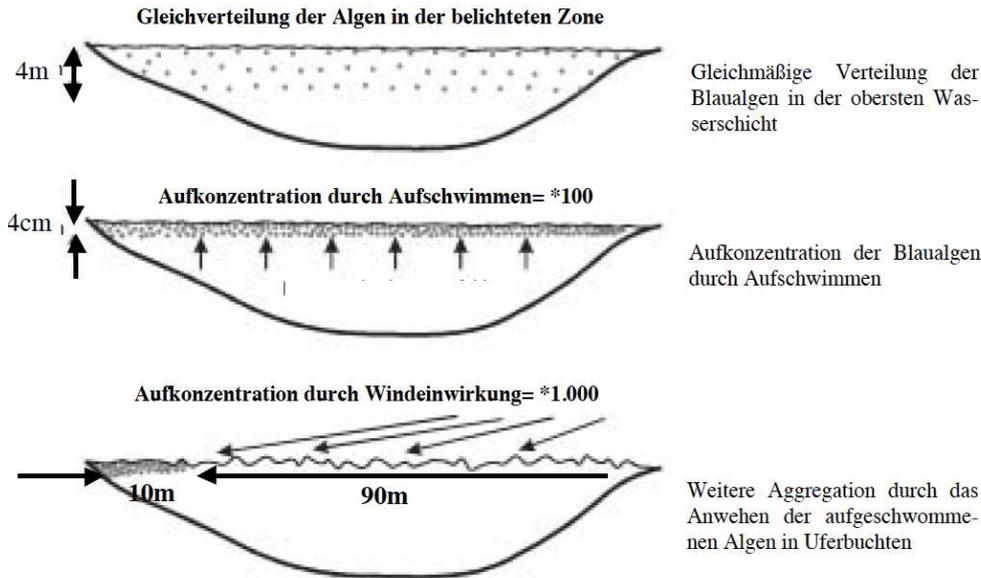


Abbildung 9.5: Aufkonzentration von Blaualgen durch Aufschwimmen und Windverwehung (Abb. aus WHO 2003)

Im Folgenden werden die Modellberechnungen der Cyanobakterien-Biomassen der Murg im Unterstrom der Talsperre als Cyanobakteriengehalt in Chlorophyll-a $\mu\text{g/L}$ (Chl-a $\mu\text{g/L}$) für den Istzustand, die Vorhabensauswirkungen und die Pessimalebetrachtung dargestellt. Für den Freiwasserkörper der Murg ohne zuströmendes Wasser aus der Talsperre wird davon ausgegangen, dass die Cyanobakterien hier keine Rolle (Nullbelastung) spielen oder allenfalls als benthische Cyanobakterien (Aufwuchs) vorkommen.

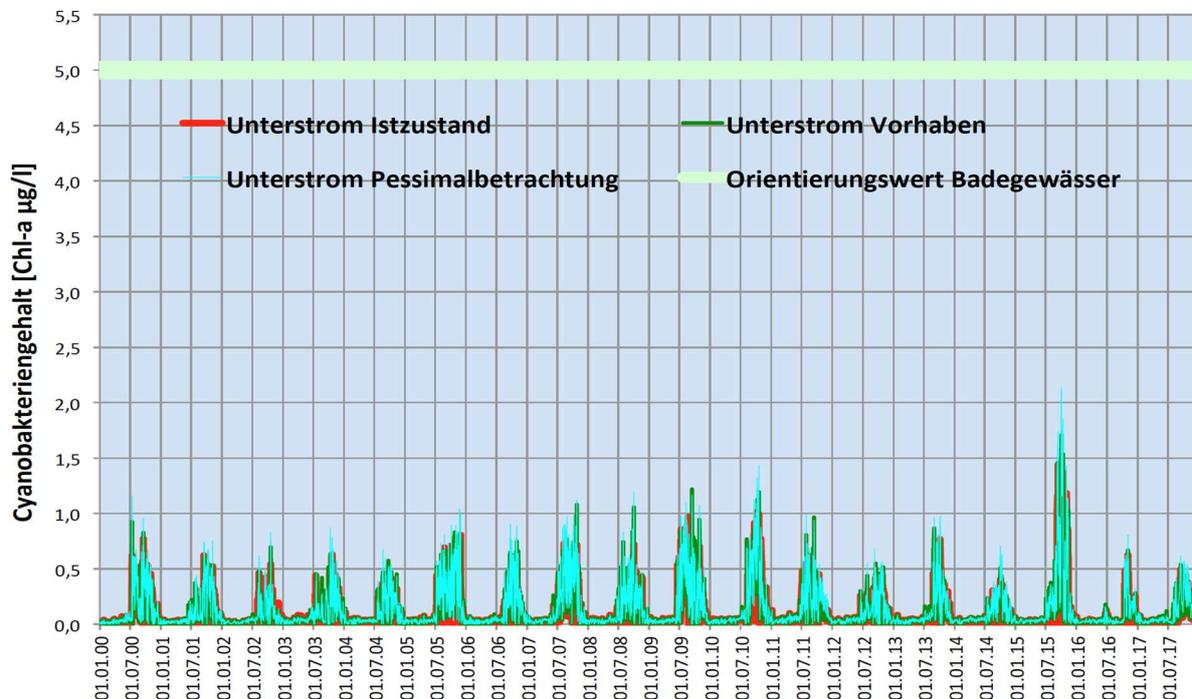


Abbildung 9.6: Auswirkungen des zufließenden Talsperrenwassers auf die Cyanobakterienbiomasse in der Murg im Istzustand, nach Vorhabensumsetzung und in der Pessimalebetrachtung

Wie das in der Abbildung 9.6 dargestellte Ergebnis der Modellierung zeigt, ist der im abstromigen Mischwasserkörper der Murg (ursprüngliches Murgwasser und Abstromwas-

Auswirkungen auf die Wasserqualität der Murg

ser aus der Talsperre nach Vollvermischung) enthaltende Cyanobakteriengehalt in allen drei untersuchten Szenarien sehr gering und liegt weit unterhalb des Orientierungswertes von 5 Chl-a µg/L.

Nach Umsetzung des Vorhabens ist nur mit einem minimalen Anstieg der Cyanobakteriengehalte in der Murg zu rechnen, der sich unter den Bedingungen der Pessimalebetrachtung noch einmal leicht erhöht (vgl. Tabelle 9.8).

Tabelle 9.8: Vorhabensbedingte Auswirkungen auf den Cyanobakteriengehalt der Murg

Cyanobakterien- gehalt [Chl-a µg/L]	Ober- strom	Unterstrom Istzustand	Unterstrom Vorhaben	Unterstrom Pes- simalbetrachtung	Orientierungswert Badegewässer
Mittelwert	0	0,09	0,12	0,13	< 5
90 Perzentil	0	0,27	0,34	0,39	
Maximum	0	1,44	1,71	2,13	
Reihenfolge	/	1	2	3	

10 Zusammenfassung

Unter Bezug auf den aktuellen Gütezustand, dessen Beschreibung auf Datenerhebungen aus den Jahren 2008, 2015 und 2017 beruhte, wurde eine modellgestützte Prognose möglicher Auswirkungen der geplanten Erweiterung des PSW Forbach auf die Güteentwicklung der Schwarzenbach-Talsperre und möglicher Folgen für die Wasserqualität der Murg durch Einleitungen von Talsperrenwasser durchgeführt.

Die wichtigsten Bezugsgrößen zur Beurteilung der Güteentwicklung des Talsperrenwassers und des Gütezustandes der Murg bildeten die Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2014) und die OGeWV (2016). Die Prognosen zur Entwicklung des Temperaturhaushaltes und der Wasserqualität wurden mit dem 1-D hydrodynamischen Modell DYRESM und dem Programmpaket CAEDYM erstellt. Als Datengrundlage dienten neben einer umfangreichen Erfassung der Wasserbeschaffenheit der Talsperre und ihrer Zuflüsse auch meteorologische, morphologische und hydraulische Kenngrößen. Um den Effekt der Mittelwertbildung bei der Zugrundelegung der Zuflusswerte zu berücksichtigen, wurden im Rahmen einer Fehlerbetrachtung für sämtliche Zuflüsse anhand des 95% Konfidenzintervalls mögliche Abweichungen vom Normalfall berücksichtigt.

Externe Einflüsse auf die Wasserqualität der Talsperre entstehen durch die Landnutzung in Form von Forst- und Landwirtschaft, Siedlungsbereiche mit Verkehrswegen sowie Gewerbe- und Industriegebiete. Atmosphärische Eintragungspotentiale für Nährstoffe ergeben sich in Größenordnungen von 0,0643 kg/ha*Jahr Phosphor und 11,3 kg/ha*Jahr Stickstoff. Die primäre externe Belastungsquelle stellen fünf oberirdische Zuflüsse dar, die unterschiedliche Wasservolumen und Nährstofffrachten in die Talsperre eintragen, wobei das höchste Belastungspotential durch das Wasser der Murg entsteht. Bei starker Wasserführung stellen die Einträge aus Schwarzenbach und Raumünzach-Überleitung ebenfalls eine erhebliche Belastungsquelle dar. Die Zuflüsse besitzen infolge des silikatischen Charakters des Einzugsgebietes nur ein geringes Puffervermögen gegenüber Phosphoreinträgen, so dass schon vergleichsweise niedrige Phosphorkonzentrationen im Zuflusswasser Eutrophierungsercheinungen auslösen können. Die Stickstoffgehalte im Zuflusswasser sind sehr gering und bilden kein Eutrophierungspotential aus.

Zur Wasserversorgung der Schwarzenbach-Talsperre dienen vier Hauptzuflüsse. Mit dem Seebach, dem Schwarzenbach und der Raumünzach verfügt die Talsperre über drei natürliche Zuflüsse. Wasser aus der Murg wird in dem Staubecken Kirschbaumwasen gefasst und zur Schwarzenbach-Talsperre gepumpt. In Bezug auf die Zuflussmengen der Hauptzuflüsse müssen zwei Zeiträume unterschieden werden. Von 2000 bis 2013 fand ein weitgehend regelmäßiger Pumpbetrieb statt, zwischen 2014 und 2017 war der Pumpbetrieb, also die Einleitung von Murgwasser, weitgehend ausgesetzt, da die Pumpanlage einer Revision unterzogen wurde. Während der Jahre 2000 bis 2013 erhielt die Talsperre im Durchschnitt 62,8% ihrer Wasserversorgung durch direkte Zuflüsse im Freigefälle (Schwarzenbach, Seebach, Raumünzach) und 37,2 % durch eingepumptes Murgwasser. Die Wasserverweilzeiten in der Schwarzenbach-Talsperre erreichten in diesem Zeitraum sehr geringe Werte von nur 38 Tagen im Mittel. Im Zeitraum von 2014 bis 2017 war die Zuleitung von Murgwasser drastisch verringert und kam 2017 fast zum Erliegen. Durch den geringeren Zufluss verdoppelte sich die Wasserverweilzeit auf ca. 69 Tage.

Hinsichtlich des aktuellen Gütezustandes der Talsperre wiesen die Messungen aus den Jahren 2008, 2015 und 2017 einen günstigen Zustand des Temperatur-, Sauerstoff- und Phosphorhaushaltes aus. In den Temperaturtiefenprofile zeigten sich Schichtungseffekte im Sommer vor allem in Phasen mit reduziertem Pumpbetrieb, leichte Schichtungseffekte können sich aber auch während des Regelbetriebs einstellen. Die Sauerstoffgehalte erreichten ein hohes Ausmaß, der Rückgang über Grund während der Stagnationsphase blieb gering. Zeitweise ergaben sich Sauerstoffanreicherungen an der Gewässeroberfläche durch biogene Einträge infolge von Algenentwicklungen. Die Phosphorgehalte im Freiwasser nahmen ein geringes bis mäßiges Ausmaß an und indizierten damit einen nährstoffarmen, mesotrophen Status. Die Messwerte zeigten aber eine hohe zeitliche Schwankungsbreite, die durch unterschiedlich starke externe Befruchtungen verursacht wurde.

Sämtliche Stickstoffspezies erreichten ein sehr geringes Ausmaß. Auffällig waren der Rückgang der Nitratwerte in den Sommermonaten und der leicht zeitversetzte Anstieg der Ammoniumgehalte über Grund durch die Mineralisierung von ausgesunkenem Algendetritus.

Wegen des silikatischen Charakters der Gesteine im Einzugsgebiet blieben die Leitfähigkeitswerte sehr gering, Unterschiede im Längsprofil entstanden im Sommer durch Stoffaufnahme in Pflanzenbiomasse an der Oberfläche und Stoffakkumulation in der Tiefe durch Sedimentation. Aufgrund der geogenen Gegebenheiten im Einzugsgebiet ergaben sich niedrige Werte für Hydrogencarbonat und Calcium, die ein geringes Pufferungsvermögen der Schwarzenbach-Talsperre gegenüber Nährstoffeinträgen auswiesen.

Trotz der geringen bis mäßigen Phosphorbelastungen und des positiven Zustandes des Temperatur- und Sauerstoffhaushaltes ergaben sich niedrige Sichttiefen und ein starkes Algen- und Cyanobakterienaufkommen. Als Ursachen für die Beeinträchtigungen kommen das geringe Pufferungsvermögen und die ständige Nährstoffnachlieferung durch die Phosphorfrachten der angebundenen Oberflächenzuflüsse in Betracht. Speziell zur Förderung der Cyanobakterien tragen auch die niedrigen Nitratgehalte bei, da einige Cyanobakterien anders als Algen auch Stickstoff aus der Atmosphäre assimilieren können und so einen Wachstumsvorteil erringen. Möglicherweise wird das Cyanobakterienwachstum auch durch Wasserbewegungen in der oberflächennahen, durchlichteten Wasserschicht unterstützt, die sich aus der sehr hohen Wasseraustauschrate der Talsperre ergeben, aber nicht ausreichen, um die Cyanobakterien in tiefe, unbelichtete Wasserzonen zu verfrachten. Die Instabilität eines durchlichteten Lebensraumes können Cyanobakterien ausgleichen, da sie über eine Gasvakuole verfügen, die ihnen durch Anpassen des Auftriebsvermögens ein Schweben in der für sie jeweils optimalen Wassertiefe ermöglicht.

Geplant ist eine Erweiterung des Pumpspeicherwerks Forbach durch den Bau einer Unterstufe, deren Auswirkungen auf den Gütezustand der Schwarzenbach-Talsperre mittels des 1-D hydrodynamischen Modells DYRESM einschließlich des Programmpakets CAEDYM untersucht wurden. Dies erfolgte unter Zuhilfenahme vorhandener Daten aus zurückliegenden Zeitreihenaufzeichnungen, mit denen die künftige Wasserqualität der Schwarzenbach-Talsperre und ihre Entwicklung für unterschiedliche Varianten berechnet wurden. Den Prognosen lag die Zeitspanne vom 1.1.2000 bis zum 6.12.2017, also ein 18-jähriger Referenzzeitraum zugrunde. Als meteorologische Inputdaten wurde das Datenmaterial mehrerer Wetterstationen im Planungsraum und seinem Umfeld verwendet. Dies war notwendig, weil nicht alle erforderlichen Parameter als Tageswerte von einer Station zur Verfügung standen. Die Zuflussmengen aller Zuflüsse gingen als Tageswerte in die Modellberechnungen ein. Da nicht für den gesamten 18 Jahre umfassenden Referenzzeitraum Messungen der

Wassertemperatur der Zuflüsse vorlagen, mussten die fehlenden Werte rechnerisch hergeleitet werden. Die Modellinputwerte zur Beschaffenheit der Zuflusswässer beruhen auf Mittelwertbildungen von Messserien im Zeitraum 2008 bis 2016 für die Murg sowie von monatlichen Messungen im Jahr 2008 und 9 Messungen im Jahr 2015 für Schwarzenbach, Raumünzach und Seebach.

Zur aufgabenspezifischen Anpassung des Prognosemodells und als Grundlage für die Auswahl der Inputdaten wurden Rechenläufe auf der Basis der Kenngrößen für das Jahr 2008 und 2015 durchgeführt und deren Ergebnisse mit den entsprechenden Messwerten verglichen. Insgesamt waren die Übereinstimmungen zwischen den Mess- und Prognosewerten, die mit den mittleren Belastungsgrößen berechnet wurden, als hoch zu bezeichnen, so dass mit dem vorhandenen Datenmaterial und dem verwendeten Prognosemodell eine hohe Prognosegenauigkeit zu erzielen ist. Eine zur Kontrolle durchgeführte Berechnung auf der Basis einer deutlich höheren externen Belastung (Pessimalebetrachtung), die mittels des 95% Konfidenzintervalls der Belastungskennwerte sämtlicher Zuflüsse hergeleitet wurde, ergab deutlich geringere Übereinstimmungen mit den Messwerten.

Für die Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit der Talsperre und der Murg im Unterstrom der Talsperre wurden dennoch zwei unterschiedliche Varianten ("Vorhaben" und "Pessimalebetrachtung") diskutiert, die sich durch das Ausmaß der externen Belastung unterscheiden. Beide Varianten gehen von einem an die Erfordernisse der Energiespeicherung angepassten Pendelbetrieb mit täglich variierendem Wasserumschlag von 50.000 bis 400.000 m³ zwischen Schwarzenbach-Talsperre und Unterstufe aus. Während den Berechnungen zu den Auswirkungen des Vorhabens eine externe Belastung durch zugepumptes Murgwasser mit den mittleren gemessenen Belastungsgrößen der zurückliegenden 10 Jahre zugrunde lag, wurde für die Pessimalebetrachtung eine erhöhte Phosphorbelastung durch sämtliche Zuflüsse (95% Konfidenzintervall) angesetzt.

Simulationsläufe des Prognosemodells wurden für die Untersuchungsgegenstände Temperaturhaushalt einschließlich Einmischungsverhalten des Pumpwassers, Sauerstoffgehalte, Phosphorgehalte, Nitratwerte, Chlorophyll-a Gehalte (Algenentwicklung) und Blaualgenaufkommen (Cyanobakterien) durchgeführt.

Für das Vorhaben und den Istzustand errechnete das Modell für sämtliche Untersuchungsgegenstände mit Ausnahme der Cyanobakterienbiomasse Werte im Bereich der gesetzten Orientierungsgrößen. Die Werte für das Vorhaben wichen generell nur unwesentlich von den Vergleichswerten des Istzustandes ab, so dass unter Bezug auf das mittlere Belastungspotential des externen Phosphoreintrags mit dem Murgwasser die Erweiterung der Talsperre durch die Nutzung einer Unterstufe diesbezüglich kein Problem darstellt. Allerdings reagiert das Gewässer sehr empfindlich auf eine verstärkte externe Zufuhr von Nährstoffen (Pessimalebetrachtung). Unter diesen Bedingungen ergeben sich eine Zunahme der Trophielage und eine Intensivierung des Aufkommens von Algen und Cyanobakterien.

Da bereits im Istzustand ein Güteproblem durch die zu starke Entwicklung von Cyanobakterien in der Talsperre besteht, das auch nach der geplanten Erweiterung (Vorhaben) fortbesteht und im Fall einer ansteigenden externen Belastung (Pessimalebetrachtung) noch verstärkt wird, kann sich zur Beseitigung der daraus entstehenden Defizite ein Handlungsbedarf ergeben. Dieser besteht jedoch bereits im Istzustand und wird durch das geplante Vorhaben nicht signifikant verstärkt.

Ein weiterer Untersuchungsgegenstand waren mögliche Auswirkungen der Wassereinleitungen aus der Schwarzenbach-Talsperre auf die Wasserqualität der Murg. Als Orientie-

rungsgrößen dienten die Anforderungen an den guten ökologischen Zustand und das gute ökologische Potential sowie die Umweltqualitätsnormen zur Beurteilung des chemischen Zustandes nach OGeV (2016). Mit negativen oder güteverschlechternden Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit der Murg im Unterstrom der Talsperre ist nach Umsetzung des Vorhabens weder in Bezug auf die Wassertemperaturen noch den Sauerstoffhaushalt oder die Gehalte an organischem Kohlenstoff (TOC) zu rechnen. Auch der Phosphorhaushalt wird nicht negativ verändert. Generell ergeben sich hier Werte (ortho-Phosphat-P und Gesamt-Phosphor), die sogar einen sehr guten ökologischen Zustand und das höchste ökologische Potential widerspiegeln. Die Ammonium- und Nitratkonzentrationen in der Murg werden infolge des Vorhabens nicht oder allenfalls sehr geringfügig verändert. Die Murg erfährt folglich durch die Erweiterung der Schwarzenbach-Talsperre keine Veränderung des Stickstoffhaushaltes.

Durch die mögliche Ausspülung von Cyanobakterien aus der Talsperre in die Murg kann es maßnahmenbedingt nur zu einem minimalen Anstieg der Cyanobakteriengehalte im Talsperren-unterstromigen Murgabschnitt kommen (Vorhaben), die sich auch unter den Bedingungen der Pessimalebetrachtung nur geringfügig weiter erhöhen und die hergeleiteten Orientierungswerte (UBA 2015) deutlich unterschreiten.

11 Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 3.1: PHOSPHORGEHALTE DES SEEWASSERS IN ABHÄNGIGKEIT VON DER WASSERVERWEILZEIT BEI IDENTISCHER ZUFLUSSBELASTUNG	9
ABBILDUNG 3.2: PHOSPHORGEHALTE DES SEEWASSERS IN ABHÄNGIGKEIT VON DER MITTLEREN TIEFE BEI IDENTISCHER ZUFLUSSBELASTUNG	9
ABBILDUNG 4.1: ABHÄNGIGKEIT DES SAUERSTOFFHAUSHALTES VON DEN EINZELKOMPARTIMENTEN (ABB. AUS HIPSEY ET. AL. 2006).....	14
ABBILDUNG 5.1: PHOSPHORGEHALTE IM WASSER DER OBERIRDISCHEN ZUFLÜSSE ZUR SCHWARZENBACH-TALSPERRE	19
ABBILDUNG 5.2: PHOSPHOREINTRÄGE IN DIE SCHWARZENBACH-TALSPERRE DURCH DIE OBERIRDISCHEN ZUFLÜSSE.....	20
ABBILDUNG 5.3: KORRELATION ZWISCHEN WASSERFÜHRUNG UND PHOSPHORKONZENTRATIONEN IM ZUFLUSSWASSER	21
ABBILDUNG 5.4: GEMESSENE UND BERECHNETE PHOSPHORKONZENTRATIONEN IN DER MURG	25
ABBILDUNG 5.5: GEMESSENE UND BERECHNETE AMMONIUM-N KONZENTRATIONEN IN DER MURG.....	26
ABBILDUNG 5.6: GEMESSENE UND BERECHNETE GESAMTMENGE VON ANORGANISCHEM STICKSTOFF IN DER MURG	26
ABBILDUNG 6.1: VOLUMEN- UND FLÄCHENKENNWERTE DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE (ABB. ENBW) ..	28
ABBILDUNG 6.2: DIE HAUPTZUFLÜSSE DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE	29
ABBILDUNG 6.3: WASSEREINTRÄGE IN DIE SCHWARZENBACH-TALSPERRE DURCH DIE VIER HAUPTZUFLÜSSE	29
ABBILDUNG 6.4: TEMPERATURTIEFENPROFILE IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2008	32
ABBILDUNG 6.5: TEMPERATURTIEFENPROFILE IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2017	32
ABBILDUNG 6.6: SAUERSTOFFTIEFENPROFILE IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2008.....	33
ABBILDUNG 6.7: SAUERSTOFFTIEFENPROFILE IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2017.....	34
ABBILDUNG 6.8: TIEFENPROFILE DER ELEKTRISCHEN LEITFÄHIGKEITSWERTE DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2008	35
ABBILDUNG 6.9: TIEFENPROFILE DER EL. LEITFÄHIGKEIT IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2017.....	35
ABBILDUNG 6.10: PUFFERUNGSVERMÖGEN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE	37
ABBILDUNG 6.11: GESAMT-PHOSPHOR IM FREIWASSER DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE.....	39
ABBILDUNG 6.12: NITRAT- UND AMMONIUM-GEHALTE IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE.....	41
ABBILDUNG 6.13: JAHRESVERLAUF DER CHLOROPHYLL-A WERTE IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2008	42
ABBILDUNG 6.14: CHLOROPHYLL-A UND SICHTTIEFE IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2008	43
ABBILDUNG 6.15: CYANOBAKTERIENVORKOMMEN IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2002 BIS 2011 (DATEN ENBW).....	43
ABBILDUNG 6.16: AUFKONZENTRATION VON CYANOBAKTERIEN DURCH AUFSCHWIMMEN UND WINDVERWEHUNG (ABB. AUS WHO 2003)	45
ABBILDUNG 7.1: BETRIEBSPHASEN UND WASSERSTÄNDE IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE (FOTO: K.-J. BOOS).....	48
ABBILDUNG 7.2: ABSCHATTUNG DER WASSEROBERFLÄCHE DURCH HORIZONTEINSCHRÄNKUNG (FOTO: K.-J. BOOS).....	50
ABBILDUNG 7.3: GLOBALSTRAHLUNG IN ABHÄNGIGKEIT VON ABSCHATTUNG UND BEWÖLKUNGSGRAD	51
ABBILDUNG 7.4: REGRESSIONSANALYSE MIT DATEN AUS FREUDENSTADT UND VON DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE	53
ABBILDUNG 7.5: TAGESWERTE DER TEMPERATUR DER MAßGEBLICHEN TALSPERRENZUFLÜSSE.....	54
ABBILDUNG 7.6: KORRELATION VON LUFTTEMPERATUR (FREUDENSTADT) UND WASSERTEMPERATUR VON MURG UND SEEBACH	55
ABBILDUNG 7.7: KORRELATION VON LUFTTEMPERATUR (FREUDENSTADT) UND WASSERTEMPERATUR VON SCHWARZENBACH UND RAUMÜNZACH.....	56
ABBILDUNG 7.8: SIMULATIONSWERTE DER WASSERTEMPERATUREN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE (ISTZUSTAND).....	60
ABBILDUNG 7.9: SIMULATIONSWERTE DER WASSERTEMPERATUREN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN (ISTZUSTAND).....	60
ABBILDUNG 7.10: ABGLEICH DER GEMESSENEN TEMPERATURWERTE MIT DEN SIMULATIONSWERTEN DES PROGNOSEMODELLS FÜR DIE JAHRE 2008 UND 2015	61

ABBILDUNG 7.11: ABGLEICH DER GEMESSENEN TEMPERATURLOGGER-AUFZEICHNUNGEN MIT DEN SIMULATIONSWERTEN DES PROGNOSEMODELLS FÜR DAS JAHR 2008.....	62
ABBILDUNG 7.12: ABGLEICH DER SIMULATIONSWERTE DES PROGNOSEMODELLS MIT DEN ERGEBNISSEN DER PROFILMESSUNGEN UND TEMPERATURLOGGER-AUFZEICHNUNGEN	63
ABBILDUNG 7.13: SIMULATION DER VERMISCHUNG VON TRACERMARKIERTEM ZUFLUSSWASSER AUS DER MURG IM GESAMTEN SEEVOLUMEN WÄHREND DES BEOBACHTUNGSZEITRAUMS BEI LAUFENDEN GEWINNUNGSBETRIEB (ISTZUSTAND)	64
ABBILDUNG 7.14: TRACERKONZENTRATIONEN IN DEN EINZELNEN TIEFENSTUFEN UND AM BETRIEBSAUSLASS	65
ABBILDUNG 7.15: SIMULATIONSWERTE DER SAUERSTOFFGEHALTE IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE UNTER DEN BEDINGUNGEN DES ISTZUSTANDES	67
ABBILDUNG 7.16: ABGLEICH DER SIMULATIONSWERTE DES PROGNOSEMODELLS MIT DEN GEMESSENEN SAUERSTOFFKONZENTRATIONEN	68
ABBILDUNG 7.17: SIMULATIONSWERTE DER SAUERSTOFFGEHALTE IN HÖHE VON 30 % DER MAXIMALTIEFE ÜBER GRUND (ISTZUSTAND).....	69
ABBILDUNG 7.18: SIMULATIONSWERTE DER PHOSPHORGEHALTE IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE (ISTZUSTAND).....	70
ABBILDUNG 7.19: ABGLEICH DER GEMESSENEN GESAMT-PHOSPHOR WERTE MIT DEN SIMULATIONSWERTEN DES PROGNOSEMODELLS FÜR DAS JAHR 2008.....	71
ABBILDUNG 7.20: ABGLEICH DER GEMESSENEN GESAMT-PHOSPHOR WERTE MIT DEN SIMULATIONSWERTEN DES PROGNOSEMODELLS FÜR DAS JAHR 2008.....	72
ABBILDUNG 7.21: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IM EPILIMNION UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT (ISTZUSTAND)	73
ABBILDUNG 7.22: SIMULATIONSWERTE DER NITRATGEHALTE IM FREIWASSER DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2000-2017 (ISTZUSTAND).....	74
ABBILDUNG 7.23: ABGLEICH DER GEMESSENEN NITRATGEHALTE MIT DEN SIMULATIONSWERTEN DES PROGNOSEMODELLS.....	75
ABBILDUNG 7.24: SIMULATIONSWERTE DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IM FREIWASSER DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE (ISTZUSTAND).....	76
ABBILDUNG 7.25: ABGLEICH DER GEMESSENEN CHLOROPHYLL-A GEHALTE MIT DEN SIMULATIONSWERTEN DES PROGNOSEMODELLS.....	77
ABBILDUNG 7.26: CHLOROPHYLL-A GEHALTE FÜR DEN ISTZUSTAND MODELLIERT FÜR DEN ZEITRAUM 2000-2017	78
ABBILDUNG 7.27: SIMULATIONSWERTE DER BLAUALGENENTWICKLUNG (CYANOBAKTERIEN) IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2000-2017.....	79
ABBILDUNG 7.28: SIMULATIONSWERTE DER PHOSPHORGEHALTE IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE (MAXIMALBELASTUNG - ISTZUSTAND)	82
ABBILDUNG 7.29: ABGLEICH DER GEMESSENEN GESAMT-PHOSPHOR WERTE MIT DEN SIMULATIONSWERTEN DES PROGNOSEMODELLS (MAXIMALBELASTUNG) FÜR DAS JAHR 2008.....	83
ABBILDUNG 7.30: ABGLEICH DER GEMESSENEN GESAMT-PHOSPHOR WERTE MIT DEN SIMULATIONSWERTEN DES PROGNOSEMODELLS (MAXIMALBELASTUNG) FÜR DAS JAHR 2015	84
ABBILDUNG 7.31: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IM EPILIMNION UNTER BEZUG AUF DEN LEITBILDKONFORMEN ZIELWERT (MAXIMALBELASTUNG - ISTZUSTAND).....	85
ABBILDUNG 7.32: SIMULATIONSWERTE DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IM FREIWASSER DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE (MAXIMALBELASTUNG ISTZUSTAND).....	86
ABBILDUNG 7.33: ABGLEICH DER GEMESSENEN CHLOROPHYLL-A GEHALTE MIT DEN SIMULATIONSWERTEN DES PROGNOSEMODELLS (MAXIMALBELASTUNG ISTZUSTAND)	87
ABBILDUNG 7.34: CHLOROPHYLL-A GEHALTE FÜR DEN ISTZUSTAND (MAXIMALBELASTUNG) MODELLIERT FÜR DEN ZEITRAUM 2000-2017	88
ABBILDUNG 7.35: SIMULATIONSWERTE DER BLAUALGENENTWICKLUNG (CYANOBAKTERIEN) IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2000-2017 (MAXIMALBELASTUNG ISTZUSTAND).....	89
ABBILDUNG 8.1: GEPLANTE ERWEITERUNG DES PUMPSPEICHERKRAFTWERKS FORBACH.....	91
ABBILDUNG 8.2: ZUFLÜSSE IN DIE SCHWARZENBACH-TALSPERRE - ISTZUSTAND UND VORHABEN.....	94
ABBILDUNG 8.3: BESCHAFFENHEIT DES MISCHWASSERS BZGL. TEMPERATUR IM VERGLEICH ZUM MURGWASSER	95
ABBILDUNG 8.4: BESCHAFFENHEIT DES MISCHWASSERS BZGL. SAUERSTOFFGEHALT IM VERGLEICH ZUM MURGWASSER	95

ABBILDUNG 8.5: BESCHAFFENHEIT DES MISCHWASSERS BZGL. ORTHO-PHOSPHAT-P GEHALT IM VERGLEICH ZUM MURGWASSER.....	96
ABBILDUNG 8.6: AUSWIRKUNGEN DES VORHABENS AUF SCHICHTUNG UND WASSERTEMPERATUR	97
ABBILDUNG 8.7: WASSERTEMPERATUREN IM EPILIMNION (-2M) UND IM HYPOLIMNION (640 M Ü.NN) BEI ISTZUSTAND UND VORHABEN	97
ABBILDUNG 8.8: AUSWIRKUNGEN DES VORHABENS AUF DAS EINMISCHUNGSVERHALTEN DES PUMPWASSERS.....	98
ABBILDUNG 8.9: AUSWIRKUNGEN DES VORHABENS AUF DEN SAUERSTOFFHAUSHALT	100
ABBILDUNG 8.10: SAUERSTOFFGEHALTE IN HÖHE VON 30 % DER MAXIMALTIEFE ÜBER GRUND IM ISTZUSTAND UND NACH VORHABENSUMSETZUNG	100
ABBILDUNG 8.11: AUSWIRKUNGEN DES VORHABENS AUF DEN PHOSPHORHAUSHALT	101
ABBILDUNG 8.12: AUSWIRKUNGEN DES VORHABENS AUF DEN PHOSPHORHAUSHALT UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES ZIELWERTES	102
ABBILDUNG 8.13: AUSWIRKUNGEN DES VORHABENS AUF DEN NITRAT-N-HAUSHALT.....	103
ABBILDUNG 8.14: NITRAT-N-WERTE IM EPILIMNION (-2M) UND IM HYPOLIMNION (640 M Ü.NN) IM ISTZUSTAND UND NACH VORHABENSUMSETZUNG.....	104
ABBILDUNG 8.15: AUSWIRKUNGEN DES VORHABENS AUF DIE ALGENTWICKLUNG (CHLOROPHYLL-A GEHALTE).....	105
ABBILDUNG 8.16: CHLOROPHYLL-A WERTE IM EPILIMNION (-2M) IM ISTZUSTAND UND NACH VORHABENSUMSETZUNG	105
ABBILDUNG 8.17: AUSWIRKUNGEN DES VORHABENS AUF DIE CYANOBAKTERIENBIOMASSE	107
ABBILDUNG 8.18: CYANOBAKTERIENBIOMASSE IM EPILIMNION (-3M) IM ISTZUSTAND UND NACH VORHABENSUMSETZUNG.....	107
ABBILDUNG 8.19: AUSWIRKUNGEN EINER ERHÖHTEN EXTERNEN NÄHRSTOFFBELASTUNG (PESSIMALBETRACHTUNG) AUF DEN PHOSPHORHAUSHALT	110
ABBILDUNG 8.20: AUSWIRKUNGEN EINER ERHÖHTEN EXTERNEN NÄHRSTOFFBELASTUNG (PESSIMALBETRACHTUNG) AUF DIE PHOSPHORGEHALTE UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES ZIELWERTES	111
ABBILDUNG 8.21: AUSWIRKUNGEN EINER ERHÖHTEN EXTERNEN NÄHRSTOFFBELASTUNG (PESSIMALBETRACHTUNG) AUF DIE ALGENTWICKLUNG.....	112
ABBILDUNG 8.22: CHLOROPHYLL-A WERTE IM EPILIMNION (-2M) IM ISTZUSTAND, NACH VORHABENSUMSETZUNG UND BEI PESSIMALBETRACHTUNG.....	113
ABBILDUNG 8.23: AUSWIRKUNGEN EINER ERHÖHTEN EXTERNEN NÄHRSTOFFBELASTUNG (PESSIMALBETRACHTUNG) AUF DIE CYANOBAKTERIENBIOMASSE.....	114
ABBILDUNG 8.24: CYANOBAKTERIENBIOMASSE IM EPILIMNION (-2M) IM ISTZUSTAND, NACH VORHABENSUMSETZUNG UND BEI PESSIMALBETRACHTUNG.....	115
ABBILDUNG 9.1: AUSWIRKUNGEN DES ZUFLIEBENDEN TALSPERRENWASSERS AUF DIE WASSERTEMPERATUR DER MURG IM ISTZUSTAND, NACH VORHABENSUMSETZUNG UND IN DER PESSIMALBETRACHTUNG.....	119
ABBILDUNG 9.2: AUSWIRKUNGEN DES ZUFLIEBENDEN TALSPERRENWASSERS AUF DEN SAUERSTOFFGEHALT DER MURG IM ISTZUSTAND, NACH VORHABENSUMSETZUNG UND IN DER PESSIMALBETRACHTUNG.....	120
ABBILDUNG 9.3: AUSWIRKUNGEN DES ZUFLIEBENDEN TALSPERRENWASSERS AUF DEN TOC- GEHALT DER MURG IM ISTZUSTAND, NACH VORHABENSUMSETZUNG UND IN DER PESSIMALBETRACHTUNG.....	121
ABBILDUNG 9.4: AUSWIRKUNGEN DES ZUFLIEBENDEN TALSPERRENWASSERS AUF DEN PHOSPHOR-GEHALT DER MURG IM ISTZUSTAND, NACH VORHABENSUMSETZUNG UND IN DER PESSIMALBETRACHTUNG.....	123
ABBILDUNG 9.5: AUFKONZENTRATION VON BLAUALGEN DURCH AUFSCHWIMMEN UND WINDVERWEHUNG (ABB. AUS WHO 2003).....	125
ABBILDUNG 9.6: AUSWIRKUNGEN DES ZUFLIEBENDEN TALSPERRENWASSERS AUF DIE CYANOBAKTERIENBIOMASSE IN DER MURG IM ISTZUSTAND, NACH VORHABENSUMSETZUNG UND IN DER PESSIMALBETRACHTUNG	125

12 Tabellenverzeichnis

TABELLE 2.1: BEARBEITUNG VORGEBRACHTER STELLUNGNAHMEN	6
TABELLE 3.1: ANFORDERUNGEN AN DIE GESAMT-PHOSPHOR WERTE NACH OGEWV (2016).....	8
TABELLE 3.2: TROPHIEKLASSIFIKATION AUF BASIS DES GESAMT-PHOSPHORS NACH LAWA (2014) UND OGEWV	11
TABELLE 3.3: TROPHIEKLASSIFIKATION AUF BASIS DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE NACH LAWA (2014).....	11
TABELLE 3.4: TROPHIEKLASSIFIKATION AUF BASIS DER SICHTTIEFE NACH LAWA (2014) & OGEWV (2016)	12
TABELLE 3.5: GÜTEANFORDERUNGEN FÜR FLIEßGEWÄSSER NACH OGEWV (2016).....	13
TABELLE 4.1: MODELLKONSTANTEN.....	15
TABELLE 4.2: DATENGRUNDLAGEN ZUR WASSERBESCHAFFENHEIT	15
TABELLE 4.3: WETTERSTATIONEN	16
TABELLE 5.1: DEPOSITIONSRATEN FÜR NÄHRSTOFFE	17
TABELLE 5.2: WASSERVOLUMEN DER OBERIRDISCHEN ZUFLÜSSE.....	18
TABELLE 5.3: PHOSPHORBELASTUNGEN UND ABFLUSSMENGEN DES MURGWASSERS VON 2008 BIS 2016.....	19
TABELLE 5.4: MITTLERER TÄGLICHER PHOSPHOREINTRAG IN P KG/D DURCH DIE ZUFLÜSSE	20
TABELLE 5.5: MITTLERER TÄGLICHER WASSERZUFLUSS IN M ³ /D DURCH DIE EINZELNEN WASSERKÖRPER.....	20
TABELLE 5.6: PUFFERUNGSKAPAZITÄT DER OBERIRDISCHEN ZUFLÜSSE IN DIE SCHWARZENBACH-TALSPERRE	22
TABELLE 5.7: STICKSTOFFGEHALTE DER OBERIRDISCHEN ZUFLÜSSE IN DIE SCHWARZENBACH-TALSPERRE.....	22
TABELLE 5.8: KLÄRANLAGEN IM EINZUGSGEBIET DER MURG	23
TABELLE 5.9: BESCHAFFENHEITSKENNWERTE IM ABLAUF DER KLÄRANLAGEN DES MURGEINZUGSGEBIETES	23
TABELLE 5.10: MESS- UND RECHENWERTE DER PHOSPHOR-, AMMONIUM UND STICKSTOFFWERTE IN DER MURG	27
TABELLE 6.1: KENNWERTE SCHWARZENBACH-TALSPERRE	28
TABELLE 6.2: ZU- UND ABFLUSSMENGEN SOWIE WASSERVERWEILZEITEN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2000-2013.....	30
TABELLE 6.3: ZU- UND ABFLUSSMENGEN SOWIE WASSERVERWEILZEITEN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2014-2017.....	31
TABELLE 6.4: PHOSPHORGEHALTE IM FREIWASSER DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE	38
TABELLE 6.5: STICKSTOFFGEHALTE IM FREIWASSER DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE	39
TABELLE 6.6: CHLOROPHYLL-A GEHALTE UND SICHTTIEFEN IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2008	42
TABELLE 6.7: ALGEN UND CYANOBAKTERIEN IN DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE 2015.....	44
TABELLE 6.8: DEFIZITE DER SCHWARZENBACH-TALSPERRE.....	46
TABELLE 7.1: WETTERSTATIONEN IM PLANUNGSRAUM UND SEINEM UMFELD.....	49
TABELLE 7.2: REGRESSIONSANALYSE MIT DATENMATERIAL DER STATIONEN FREUDENSTADT UND SCHWARZENBACH- TALSPERRE.....	52
TABELLE 7.3: ZUFLUSSMENGEN VON OBERFLÄCHENWASSER IN DIE SCHWARZENBACH-TALSPERRE.....	53
TABELLE 7.4: BESCHAFFENHEITSKENNWERTE DES EINGEPUMPTEN MURGWASSERS	56
TABELLE 7.5: BESCHAFFENHEITSKENNWERTE DER NATÜRLICHEN ZUFLÜSSE.....	57
TABELLE 7.6: BESCHAFFENHEITSKENNWERTE DER ZUFLÜSSE WÄHREND DER JAHRE 2008 & 2015.....	58
TABELLE 7.7: MODELLIERTE VERTEILUNG DES ZUSTRÖMENDEN MURGWASSERS (TRACER) IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFEN DER STAUSTUFE UNTER BEZUG AUF WASSERSTAND UND DIE ZUFLUSSMENGEN (ISTZUSTAND)	66
TABELLE 7.8: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR GESAMT PHOSPHOR (ISTZUSTAND)	73
TABELLE 7.9: SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR CHLOROPHYLL-A IN BEZUG ZUM MURGWASSERZUFLUSS UND GLOBALSTRAHLUNG.....	78
TABELLE 7.10: ZUFLUSSBELASTUNG UND BELASTUNGSVARIANZ FÜR GESAMT PHOSPHOR (µg/L)	80
TABELLE 7.11: ZUFLUSSBELASTUNG UND BELASTUNGSVARIANZ FÜR ORTHO-PHOSPHAT-P, AMMONIUM-N UND GESAMT- STICKSTOFF	81
TABELLE 7.12: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR GESAMT PHOSPHOR (MAXIMALBELASTUNG ISTZUSTAND)	85
TABELLE 7.13: SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN (MAXIMALBELASTUNG ISTZUSTAND) FÜR CHLOROPHYLL-A	88
TABELLE 8.1: PUMPMENGEN DER EINZELNEN SZENARIEN.....	92
TABELLE 8.2: PUMPMENGEN DER EINZELNEN SZENARIEN ÜBER DEN BETRACHTUNGSZEITRAUM IN MIO. CBM.....	92
TABELLE 8.3: PUMPMENGEN DER EINZELNEN MONATE IN MIO. CBM/MONAT.....	92
TABELLE 8.4: MORPHOLOGISCHE KENNWERTE - PLANUNG	93
TABELLE 8.5: JAHRESMITTELWERT DER WASSERTEMPERATUREN IN DEN EINZELNEN TIEFENSCHICHTEN	98

TABELLE 8.6: MODELLIERTE VERTEILUNG DES ZUSTRÖMENDEN PUMPWASSERS (TRACER) IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFEN DER STAUSTUFE UNTER BEZUG AUF WASSERSTAND UND DIE ZUFLUSSMENGEN (VORHABEN).....	99
TABELLE 8.7: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR GESAMT PHOSPHOR	102
TABELLE 8.8: JAHRES-Ø DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR NITRAT IN UNTERSCHIEDLICHEN WASSERTIEFEN.....	104
TABELLE 8.9: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN CHLOROPHYLL-A GEHALT [µG/L]	106
TABELLE 8.10: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DIE CYANOBAKTERIENBIOMASSE	108
TABELLE 8.11: ZUFLUSSBELASTUNG FÜR TROPHIERELEVANTEN PARAMETER IN DER PESSIMALBETRACHTUNG.....	109
TABELLE 8.12: JAHRES- UND SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR GESAMT PHOSPHOR IN MG/L.....	111
TABELLE 8.13: SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DEN CHLOROPHYLL-A GEHALT [µG/L] IM EPILIMNION.....	113
TABELLE 8.14: SAISONMITTELWERTE DER MODELLBERECHNUNGEN FÜR DIE CYANOBAKTERIENBIOMASSE [CHL-A µG/L] IM EPILIMNION	115
TABELLE 8.15: QUALITÄTSPARAMETER IM ISTZUSTAND, NACH VORHABENSUMSETZUNG UND BEI PESSIMALBETRACHTUNG	116
TABELLE 9.1: PARAMETER ZUR BEURTEILUNG DER WASSERQUALITÄT IN DER MURG NACH OGeWV (2016).....	118
TABELLE 9.2: VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DIE WASSERTemperatureN DER MURG IM SOMMER.....	119
TABELLE 9.3: VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DIE SAUERSTOFFGEHALTE DER MURG.....	120
TABELLE 9.4: VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DIE TOC-GEHALTE DER MURG.....	122
TABELLE 9.5: VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DIE ORTHO-PHOSPHAT-P GEHALTE DER MURG.....	122
TABELLE 9.6: VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DIE PHOSPHOR-GEHALTE DER MURG.....	123
TABELLE 9.7: VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DIE AMMONIUM- UND NITRAT-GEHALTE DER MURG.....	124
TABELLE 9.8: VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DEN CYANOBAKTERIENGEHALT DER MURG	126

13 Literaturverzeichnis

- ATV - Merkblatt M 250 (1985): Maßnahmen zur Sauerstoffanreicherung von Oberflächengewässern (September 1985), St. Augustin: Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V.
- Boos, K.-J. (2004): ^[1]_[SEP]Technische Verfahren zur Restaurierung von Baggerseen - Verfahrensbeschreibung und Leistungsbewertung, Karlsruhe: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), 292 S.
- Butcher, J. (2014): <http://www3.epa.gov/region1/eco/tmdl/pdfs/vt/bathtub-model-quality-assurance.pdf>
- Cooke, G. D. et al. (1993): Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, 2. Aufl., Boca Raton: Lewis Publishers
- Dziallas, C. & H.-P. Grossart (2011): Increasing Oxygen Radicals and Water Temperature Select for Toxic *Mycrocystis* sp., PloS ONE (www.plosone.org), September 2011, Volume 6, Issue 9, 8 S
- EU-Badegewässerrichtlinie (2006): RICHTLINIE 2006/7/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG
- Fischgewässerverordnung Baden-Württemberg (1977): Verordnung des Umweltministeriums über die Qualität von Fischgewässern (Fischgewässerverordnung) vom 28. Juli 1997 (GBl. S. 340) zuletzt geändert durch Artikel 128 der Verordnung vom 25. April 2007 (GBl. Nr. 9, S. 252) in Kraft getreten am 16. Juni 2007
- Hipsey, M.R. et al. (2006): Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM v2. v2.3 Science Manual. Centre for Water Research, University of Western Australia
- IGKB (2004): Limnologischer Zustand des Bodensees, Jahresberichte (Grüne Berichte) Nr. 31
- Klapper, H (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz , 1. Aufl., Jena: Fischer, 277 S.
- LAWA (2001): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), Gewässerbewertung stehende Gewässer - Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren, Berlin: Kulturbuch-Verlag
- LfU (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.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016
- Paerl, Hans W. et al. (2011): Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change, Science of the Total Environment 409 (2011), 1739-1745
- Paerl, Hans W. & Timothy G. Otten (2013): Blooms Bite the Hand That Feeds Them, Science 342 (2013), 433-434

- UBA (2015): Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen. Bundesgesundheitsbl 2015· 58: 908–920 DOI 10.1007/s00103-015-2192-8 Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2015.
- UM Brandenburg (2009): Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg: Blaualgen (Cyanobakterien), Algentoxine und „Wasserblüte“ - Handlungsempfehlungen zur einheitlichen Vorgehensweise der für den Vollzug der Brandenburgischen Badegewässerverordnung (BbgBadV) zuständigen Behörden bei Blaualgen- Massenentwicklungen in Badegewässern.
- VDI-Richtlinie 3789 Blatt 2 (1994): Umweltmeteorologie - Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre und Oberflächen - Berechnung der kurz- und der langwelligen Strahlung, Beuth-Verlag, Berlin 1994
- WHO (2003): World Health Organisation, Guidelines for safe recreational water environments, Volume 1: Coastal and fresh waters
- Wolf, H.U. & C. Frank (2002): Häufigkeit, Ursachen, toxikologische Relevanz sowie Maßnahmen zur Abwehr und Reduzierung von Massenentwicklungen toxischer Cyanobakterien (Blaualgen) in Badegewässern zum Schutz von Badenden, Forschungsbericht FZKA-BWPLUS
- Zillges, Y et al. (2011): The Cyanobacterial Hepatotoxin Microcystin Binds to Proteins and Increases the Fitness of Microcystis under Oxidative Stress Conditions, PloS ONE (www.plosone.org), March 2011, Volume 6, Issue 3, 11 S.

14 Glossar

abiotisch: Unbelebter, nicht biologischer Einflussfaktor mit ökologischer Wirksamkeit z.B. physikalischer oder chemischer Art.

aerob: Bezeichnung für (a) aquatische Milieus, deren Wasser gelösten Sauerstoff in einer für die Existenz aerober Bakterien ausreichenden Menge enthält, oder für (b) die Lebensweise Sauerstoff benötigender Organismen oder für (c) chemische Reaktionen unter Sauerstoffzufuhr. (Gegensatz *anaerob = sauerstofffrei und *anoxisch = nur gebundener Sauerstoff vorhanden).

Albedo: Maß für das Rückstrahlvermögen von diffus reflektierenden, also nicht selbst leuchtenden Oberflächen. Sie wird bestimmt durch den Quotienten aus reflektierter zu einfallender Lichtmenge und liegt zwischen 0 und 1. Null bedeutet, dass kein Licht reflektiert wird. Eins bedeutet, dass alles Licht reflektiert wird. Die mittlere Albedo einer Seefläche liegt 0,08.

Algenblüte: Anschaulicher, aus dem Bereich der Blütenpflanzen übertragener Begriff zur Bezeichnung einer Massenentwicklung von planktischen Algen oder Cyanobakterien (*Algenmassenentwicklung), in deren Folge die Wasseroberfläche grüne, rötliche oder türkisfarbene Färbungen annimmt.

Algenmassenentwicklung: Durch Nährstoffüberangebot (Phosphor und Stickstoff) verursachtes rapides Wachstum von Algen und Cyanobakterien in kurzer Zeit und anschließender Zusammenbruch der Population mit erhebliche Beeinträchtigungen des Gütezustandes von Seen, vor allem im Hinblick auf den *Sauerstoffhaushalt.

anaerob: Im Wasser ist weder gelöster noch ungelöster Sauerstoff vorhanden (Gegensatz *aerob).

anoxisch: Sauerstoff ist nur in gebundener Form, nicht im Wasser gelöst vorhanden (Gegensatz *aerob).

Barschberg: Unterseeische Erhebung in tiefen Seen, die bis in das Epilimnion aufragt und trotz uferferner Lage der belichteten (trophogenen) Zone des Sees zugehört. Hier kann sich eine reichhaltige Unterwasservegetation entwickeln, die geringeren Störungen ausgesetzt ist als in Ufernähe, so dass auch Rückzugsräume für viele Gewässerorganismen, insbesondere Fische, entstehen.

Benthos: An Böden und unterseeischen Ufern von Gewässern lebende aquatische Lebensform.

biogen: Infolge der Tätigkeit lebender Organismen entstanden.

Biogener Sauerstoffeintrag (biogene Belüftung): Durch die Photosynthese von Wasserpflanzen (inklusive Cyanobakterien) in ein Gewässer eingetragener Sauerstoff. Wegen der Bindung an das Sonnenlicht entsteht ein Tagesgang der Sauerstoffkonzentration mit hohen Werten am Tag und niedrigen Werten in der Nacht. Hohes Algenaufkommen oder starke Verkräutung kann zur *Sauerstoffübersättigung des Wassers führen.

Biomasse: Gesamtheit aller Lebewesen eines definierten Lebensraums zu einem bestimmten Zeitpunkt.

Biotop: Auf eine spezifische *Biozönose abgestimmter Lebensraum.

Biozönose: Lebensgemeinschaft sämtlicher Pflanzen und Tiere in einem *Biotop.

- Chlorophyll-a: Natürlicher Farbstoff von Pflanzen, der bei der *Photosynthese zur Aufnahme von Lichtenergie und ihre Umsetzung in chemische Energie dient. Die Messwerte geben Auskunft über das Ausmaß insbesondere von Algen in einem Gewässer.
- Corioliskraft: Nach dem französischen Physiker Gustave Gaspard Coriolis benannte (Schein-) Kraft, die durch die Rotation der Erde verursacht wird und bewirkt, dass Wasserströmungen auf der Nordhalbkugel nach rechts abgelenkt werden.
- Cyprinidengewässer: Gewässer, in den das Leben von Fischarten wie Cypriniden (Karpfenartige) oder anderen Arten wie Hechte (*Esox lucius*), Barsche (*Perca fluviatilis*) und Aale (*Anguilla anguilla*) erhalten wird oder erhalten werden könnte.
- Denitrifikation: Abbau des im Nitrat (NO_3^-) gebundenen Stickstoffs zu molekularem Stickstoff (N_2) und Stickoxiden durch als Denitrifikanten bezeichnete Mikroorganismen. Dieser Prozess findet nur unter *anoxischen Bedingungen statt.
- Deposition: Stoffeinträge aus der Luft unter Einschluss der mit dem Regen eingebrachten Partikel.
- Destruent: Organismen wie Bakterien, Pilze oder Kleinlebewesen (*Makrozoobenthos), die tote organische Substanzen abbauen und damit in einen anorganischen Zustand überführen.
- DOC: Gelöster organisch gebundener Kohlenstoff (Dissolved organic carbon). Bildet zusammen mit dem ungelösten organisch gebundenen Kohlenstoff (particulate organic carbon, *POC) und dem flüchtigen organisch gebundenen Kohlenstoff (volatile organic carbon, VOC) den organisch gebundenen Gesamtkohlenstoff (total organic carbon, *TOC).
- DIC: Gelöster anorganisch gebundener Kohlenstoff (Dissolved inorganic carbon).
- Einzugsgebiet: Umfeld eines Gewässers, aus dem diesem Wasser oberirdisch durch Bäche und Flüsse oder unterirdisch mit dem Grundwasser zufließt.
- Epilimnion: Oberflächennahe, warme und damit spezifisch leichte Wasserschicht eines Sees, dessen Wasser aufgrund unterschiedlicher Temperaturzonen geschichtet ist. (vgl. *Stagnation, *Metalimnion, *Hypolimnion).
- euphotische Zone: Der obere lichtdurchflutete Bereich eines Sees (vgl. *trophogene Zone).
- eutroph: Infolge einer hohen Verfügbarkeit von Nährstoffen starke Entwicklung von Biomasse (vgl. *Trophiegrad).
- Eutrophierung: Unter natürlichen Bedingungen allmähliche Anreicherung von Nährstoffen, die durch menschliche Eingriffe in Ökosysteme rasant beschleunigt werden kann.
- Globalstrahlung. Die Globalstrahlung ist die gesamte an der Erdoberfläche auf eine horizontale Empfangsfläche auftreffende Solarstrahlung. Sie setzt sich zusammen aus der auf direktem Weg eintreffenden Solarstrahlung, (Direktstrahlung) und der Strahlung, die über Streuung an Wolken, Wasser- und Staubteilchen die Erdoberfläche erreicht (Diffusstrahlung).
- Habitat: Spezifischer Lebensraum einer Art oder eines Entwicklungsstadiums von ihr.
- Hydraulicking: Eine in der Erzgewinnung gebräuchliche Aufbereitungsmethode, bei der mittels eines Wasserstrahls mit hohem Druck Lockergesteine aufgespült und dadurch unterschiedliche Gesteinsfraktionen und Mineralbestandteile separiert werden. Das Verfahren kann auch dazu genutzt werden, Strukturierungen an Steilufern von Seen vom Wasser aus vorzunehmen.

- hypertroph: Zustand überaus hoher Nährstoffbelastung mit einer die Wasserqualität sehr massiv beeinträchtigenden übermäßigen Entwicklung von Biomasse. Mitunter synonym zu *polytroph (vgl. *Trophiegrad).
- Hypolimnion: Grundnahe, kalte und damit spezifisch schwere Wasserschicht eines Sees, dessen Wasser aufgrund unterschiedlicher Temperaturzonen geschichtet ist (vgl. *Stagnation, *Metalimnion, *Epilimnion).
- Infiltration: Übertritt von oberirdischem Wasser in das Grundwasser.
- Litoral: Lebensraum im Uferbereich stehender Gewässer (vgl. *Pelagial).
- Makrophyten: Sammelbegriff für höhere Wasserpflanzen (z. B. Schilf, Laichkräuter) und Algen (z. B. Fadenalgen, Armeleuchteralgen), sofern sie ausreichend groß sind, um makroskopisch als Individuen erfasst werden zu können.
- Makrozoobenthos: An Gewässerböden einschließlich der Uferbereiche lebende Tiere von mehr als 2 mm Größe (vgl. *Benthos).
- mesotroph: Infolge einer begrenzten Verfügbarkeit von Nährstoffen mäßige Entwicklung von Biomasse (vgl. *Trophiegrad).
- Metalimnion: Wegen des starken vertikalen Temperaturgradienten auch als Sprungschicht bezeichnete Wasserschicht zwischen *Epilimnion und *Hypolimnion (vgl. *Stagnation).
- Mineralisierung: Abbau organischer Stoffe zu anorganischen Formen.
- Nährstoffe: Für das Pflanzenwachstum in Gewässern neben *Phosphor, dessen Verfügbarkeit das Ausmaß der Entwicklung von Biomasse entscheidend bestimmt, auch Stickstoff, Kohlenstoff, Silizium und Eisen.
- Naturschutzrelevanz: Bedeutung einzelner Landschaftselemente, Flächen, Biotope usw. für den Naturschutz (Arten- und Prozessschutz) sowie die Auswirkungen von Eingriffen auf die Naturwertigkeit vorhandener Strukturen.
- Nitritation: Abbau von Ammonium zu Nitrit durch Bakterien der Gattung Nitrosomonas.
- oligotroph: Zustand geringer Nährstoffverfügbarkeit mit schwacher Entwicklung von Biomasse (vgl. *Trophiegrad).
- Parameter: Kenngrößen als Bewertungsmaßstab.
- partikulärer Corg: Ungelöster organisch gebundenen Kohlenstoff, wird auch als *POC bezeichnet.
- Pelagial: Lebensräume im Freiwasserbereich stehender Gewässer (vgl. *Litoral).
- Phosphor: Phosphor stellt einen essentiellen Nährstoff für alles Pflanzenwachstum dar. In Gewässern hängt die Produktion von Biomasse meist direkt mit der verfügbaren Menge an Phosphor zusammen.
- Photosynthese: Erzeugung von energiereicher organischer Substanz mit Hilfe von Lichtenergie, die bei phototrophen Organismen durch Farbstoffe eingefangen wird (vgl. *Chlorophyll-a).
- Phytoplankton: Pflanzliches *Plankton, überwiegend mikroskopisch kleine Algen und Bakterien (Blualgen).

- Plankton: Im Wasser schwebende Organismen, die mit der Wasserbewegung passiv verdriftet werden (vgl. *Phytoplankton, *Zooplankton).
- POC: Ungelöster organisch gebundenen Kohlenstoff (particulate organic carbon), wird auch als *partikulärer Corg bezeichnet.
- polytroph: Zustand sehr hoher Nährstoffbelastung mit einer die Wasserqualität stark beeinträchtigenden übermäßigen Entwicklung von Biomasse. Mitunter synonym zu *hypertroph (vgl. *Trophiegrad).
- Primärproduktion: Aufbau energiereicher organischer Substanz aus anorganischen Ausgangsstoffen (CO₂, Phosphat, anorganische Stickstoffverbindungen usw.) mittels abiotischer Energiequellen wie Licht oder chemisch gespeicherter Energie.
- Profundal: Tiefenzone eines Gewässers, in die kein Licht dringt.
- Restaurierung: Beseitigung von Gewässerbelastungen oder ihrer Folgen bzw. sonstiger Beeinträchtigungen unmittelbar in oder an einem See (vgl. *Sanierung).
- Salmonidengewässer: Gewässer, in denen das Leben der Fische solcher Arten wie Lachse (*Salmo salar*), Forellen (*Salmo trutta*), Äschen (*Thymallus thymallus*) und Renken (*Coregonus*) erhalten wird oder erhalten werden könnte.
- Sanierung: Beseitigung von Ursachen der schlechten Wasserqualität eines Sees durch Maßnahmen in dessen * Einzugsgebiet (vgl. *Restaurierung).
- Sauerstoffbedarf: Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) beziffert die Sauerstoffmenge, die der biotische Abbau der im Wasser vorhandenen organischen Stoffe unter den jeweiligen Bedingungen in einer bestimmten Zeitspanne erfordert. Der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) gibt die Sauerstoffmenge an, die zur Oxidation aller im Wasser vorhandenen, unter bestimmten Bedingungen oxidierbaren Stoffe notwendig wäre.
- Sauerstoffdefizit: Sauerstoffmangel im Gewässer infolge eines im Vergleich zum Sauerstoffeintrag zu starken Sauerstoffverbrauchs (vgl. *Sauerstoffhaushalt), bei starkem Wachstum von Algen und höheren Wasserpflanzen in Verbindung mit einem charakteristischen Tag / Nacht Rhythmus (Übersättigung am Tage / Untersättigung nachts und in den frühen Morgenstunden. Als "fischkritischer Wert" gilt ein Sauerstoffgehalt von 3 mg/l.
- Sauerstoffhaushalt: Von den Sauerstoffeinträgen aus der Atmosphäre oder durch die Photosynthese von Wasserpflanzen (*biogen) einerseits und den Sauerstoffverbrauch durch die Wasserzönosen oder den Abbau abgestorbener Biomasse (*Mineralisierung) andererseits bestimmte Dynamik der Sauerstoffgehalte in einem Wasserkörper. Belastungen können sich durch * Sauerstoffdefizite und *Sauerstoffübersättigung ergeben.
- Sauerstoffübersättigung: Durch hohen *biogenen Sauerstoffeintrag in nährstoffreichen Gewässern verursacht.
- Sediment: Ablagerungen am Grund oberirdischer Gewässer, in Seen vor allem durch aussinkende Biomasse.
- Sedimentresuspension: Aufwirbelung bereits absedimentierter Feinmaterialien vom Seegrund, die wieder in Suspension gehen und sich im Wasserkörper einmischen.
- Sichttiefe: Kenngröße zur Beurteilung der Trübung in einem Wasserkörper. Entspricht einer Gewässertiefe, in der eine weiße Scheibe (Secchischeibe) gerade noch erkennbar ist.

Sprungschicht: Synonym für *Metalimnion.

Stagnation: Jahresperiodisch auftretende stabile Schichtung eines Seewasserkörpers infolge temperaturabhängiger vertikaler Dichtegradienten. Bei der in tiefen Seen alljährlich eintretenden Sommerstagnation überlagert ein wärmerer Wasserkörper (*Epilimnion) einen kälteren (*Hypolimnion). Bei der selteneren Winterstagnation bildet sich an der Seeoberfläche eine Wasserschicht mit Temperaturen $< 4^{\circ}\text{C}$, also unterhalb der Temperatur, in der Wasser seine maximale Dichte erreicht.

Sukzession: Entwicklung der Lebensgemeinschaften eines *Biotops im Verlauf einer zeitlichen Abfolge.

Sulfatreduktion: Reduktion von Sulfat zu Sulfid bzw. Schwefelwasserstoff durch bestimmte Bakterien ausschließlich unter *anoxischen Bedingungen. Ist die Ursache für die Schwarzfärbung von Sedimenten.

Theoretische Epilimniontiefe: Kenngröße zur Gewässerbewertung, die auf rechnerischer Grundlage eine Abschätzung des potentiellen Lebensraums für den Großteil der Biozönose eines Sees ermöglicht. Die Berechnung erfolgt mittels der Formel $Z_{epi,theor} = 5,81 \cdot Da^{0,28}$ unter Bezug auf die effektive Achsenlänge (Da) und empirisch gefundene Koeffizienten und Exponenten. Ermittelt wird dabei eigentlich die Wirkung des freien Windangriffs auf die Wasserzirkulation an der Seeoberfläche.

Tiefenwasserkörper: Synonym für *Hypolimnion.

TOC: Organisch gebundener Gesamtkohlenstoff (total organic carbon, TOC), setzt sich aus *DOC und *POC zusammen.

Trophie: Intensität der organischen photoautotrophen Produktion in einem Ökosystem.

Trophiegrad: Auf dem Ausmaß der verfügbaren Nährstoffe beruhende Zuordnung zu den Zustandsbereichen *oligotroph, *mesotroph, *eutroph, *polytroph oder *hypertroph.

Vegetationsperiode: Zeitraum des Pflanzenwachstums im Jahresverlauf (in Mitteleuropa etwa März/April bis September/Okttober).

Vertikale Zirkulation: Durch Dichteänderungen und Wind hervorgerufene Wasserumwälzung in einem stehenden Gewässer, die den gesamten Wasserkörper (holomiktisch) oder auch nur Teile davon (meromiktisch) betreffen und einmal im Jahr (monomiktisch), zweimal (dimiktisch), ganzjährig häufig (polymiktisch) oder mit mehrjährigen Abständen (oligomiktisch) auftreten kann (vgl. auch *Stagnation).

Wälzwirkungsgrad: Anteil der bei der Pumpspeicherung rückgewonnenen Energie. Der Wälzwirkungsgrad variiert bei Pumpspeicherkraftwerken zwischen 75 bis 81%.

Wasseraustauschrate: Zeitintervall, in dem der Wasserkörper eines Sees vollständig durch zufließendes Grund- bzw. Oberflächenwasser ersetzt wird.

Windinduzierte Zirkulation: Vertikale und horizontale Wasserbewegungen in einem See durch Windschubkraft.

Zirkulation: *Vertikale Zirkulation, *Windinduzierte Zirkulation.

Zooplankton: Tierisches *Plankton, in Binnengewässern überwiegend Rädertiere und Kleinkrebse.