

**Auswirkungen durch die Anlage und den
Betrieb einer schwimmenden PV-Anlage
auf der Quarzsandgrube Durmersheim
der Wilhelm Stürmlinger & Söhne
GmbH & Co. KG**

BGL

BÜRO FÜR GEWÄSSERKUNDE
UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE
KLAUS- JÜRGEN BOOS

erstellt von:
Klaus-Jürgen Boos (Dipl. Geogr.)
Saarbrücken,
April 2023

Ziehrerstraße 11
66130 Saarbrücken
Telefon: (0681) 872962

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

Inhaltsverzeichnis

1	<u>EINLEITUNG</u>	4
2	<u>VORHABENSBSCHREIBUNG</u>	5
3	<u>QUALITÄTSZIELE UND GÜTEANFORDERUNGEN</u>	7
3.1	BEWERTUNG DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS ENTSPRECHEND DEM KIESLEITFADEN (LFU 2004) UND DEM METHODENHANDBUCH (LFU 2005)	7
3.2	BEWERTUNG DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS ENTSPRECHEND DEN QUALITÄTSMERKMALEN DER OGEWV (2016)	8
3.3	CYANOBAKTERIEN	8
4	<u>GEWÄSSERZUSTAND</u>	10
4.1	SEEMORPHOLOGIE IM ISTZUSTAND UND NACH ABSCHLUSS DER AUSKIESUNG.....	10
4.2	ANBINDUNG AN DAS GRUNDWASSER UND WASSERAUSTAUSCH.....	11
4.2.1	HYDRAULISCHE KENNWERTE IM SEENAHEM GRUNDWASSER.....	11
4.2.2	WASSERHAUSHALT DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS	13
4.3	GÜTEBILD DES SEES.....	15
4.3.1	UNTERSUCHUNGSUMFANG UND PROBENNAHMESTANDORTE.....	15
4.3.2	WASSERBESCHAFFENHEIT	16
4.3.2.1	Temperaturhaushalt und Gewässerschichtung	16
4.3.2.2	Sauerstoffhaushalt	17
4.3.2.3	Elektrische Leitfähigkeit.....	18
4.3.2.4	Verteilung ausgesuchter Ionen.....	19
4.3.2.5	Nährstoffhaushalt und Biomasse.....	20
4.3.2.5.1	Phosphorgehalte	20
4.3.2.5.2	Stickstoffgehalte	21
4.3.2.5.3	Weitere Indikatorwerte zur Beurteilung des Nährstoffhaushaltes	21
4.3.3	BESIEDLUNGSBILD DER BODENLEBENDEN GEWÄSSERORGANISMEN (MAKROZOOBENTHOS)	22
4.3.4	BESIEDLUNGSBILD DES PHYTOPLANKTONS	25
4.3.5	SEDIMENTBESCHAFFENHEIT.....	26
4.4	ZUSAMMENFASSENDE BESCHREIBUNG DES GEWÄSSERZUSTANDES	26
5	<u>ALLGEMEINE BESCHREIBUNG DER EINFLUSSPOTENTIALE VON SPV-ANLAGEN AUF DIE SEEWASSERQUALITÄT</u>	28
5.1	AUSGANGSSITUATION.....	28
5.2	POTENTIELLE EINFLUSSFAKTOREN	29
5.2.1	FAKTORENKOMPLEX 1 (PRIMÄRE WIRKGRÖßEN)	29
5.2.2	FAKTORENKOMPLEX 2	30
5.2.3	FAKTORENKOMPLEX 3	30
5.3	AUSWIRKUNGEN HYDRODYNAMISCHER PROZESSE IM SEE	31
5.4	MAßNAHMENFOLGEN ÜBERLAGERENDE (MASKIERENDE) EINFLUSSGRÖßEN	33
5.5	EMPFINDLICHKEITSTUFEN UNTERSCHIEDLICHER BAGGERSEETYPEN GEGENÜBER SPV-ANLAGEN	35
5.6	DARSTELLUNG UND QUANTIFIZIERUNG MAßNAHMENVERURSACHTER EFFEKTE IN DER AKTUELLEN FACHLITERATUR.....	36
5.6.1	AUSWAHLKRITERIEN FÜR DIE NUTZUNG DER LITERATURQUELLEN.....	36
5.6.2	EMPIRISCHE STUDIEN	38
5.6.2.1	DeLima et al. (2021).....	38

5.6.2.2	Mathijssen et al. (2020)	38
5.6.2.3	Bax et al. (2022)	39
5.6.2.4	Essak & Gosh (2022)	40
5.6.3	MODELLSTUDIEN	40
5.6.3.1	Exley et al. (2021).....	40
5.6.3.2	Haas et al. (2020).....	41
5.6.4	KOMBINATIONSSUDIEN	41
5.6.4.1	Illgen (2021).....	41
5.6.4.2	Yang et al. (2022).....	42
5.6.4.3	Yang et al. (2021).....	43
5.6.4.4	Boos (2022).....	44
5.6.5	ZUSAMMENFASSENDE DARSTELLUNG DES DERZEITIGEN KENNTNISSTANDES UNTER BEZUG AUF DIE ZU BEARBEITENDE THEMATIK.....	45

6 PROGNOSE DER VORHABENSBEDINGTEN AUSWIRKUNGEN AUF DIE WASSERBESCHAFFENHEIT DES STÜRMLINGER BAGGERSEES.....47

6.1	PROGNOSEMODELL UND MODELLKONSTANTEN	48
6.2	DATENINPUT.....	50
6.2.1	METEOROLOGISCHE KENNWERTE	50
6.2.2	HYDRAULISCHE ANBINDUNG DES SEES AN DAS GRUNDWASSER	53
6.2.3	STOFFEINTRÄGE IN DEN SEE DURCH DEN GRUNDWASSERZUFLUSS.....	54
6.2.4	ZEHRUNGSRATE DES SEDIMENTS.....	56
6.2.5	BETRIEBSBEDINGTE FAKTOREN.....	56
6.2.5.1	Zirkulationseffekte durch die Auskiesungstätigkeit	57
6.2.5.2	Der durch die Kieswäsche verursachte Wasserumschlag	57
6.2.5.3	Eintrag von Suspensa aus der Kieswäsche und dem Baggerbetrieb.....	58
6.3	MODELLIERUNG DER GÜTEENTWICKLUNG UNTER DEN BEDINGUNGEN DES ISTZUSTANDES ZUR PRÜFUNG DER MODELLGENAUIGKEIT UND ALS VERGLEICHSZUSTAND 1.....	58
6.3.1	TEMPERATURHAUSHALT IM VERGLEICHSZUSTAND 1.....	59
6.3.2	SAUERSTOFFHAUSHALT IM VERGLEICHSZUSTAND 1	62
6.3.3	NÄHRSTOFFSITUATION (PHOSPHORGEHALTE) IM VERGLEICHSZUSTAND 1	65
6.3.4	CHLOROPHYLL-A GEHALTE IM VERGLEICHSZUSTAND 1	68
6.3.5	CYANOBAKTERIEN (BLAUALGEN) IM VERGLEICHSZUSTAND 1	70
6.3.6	SICHTTIEFENWERTE IM VERGLEICHSZUSTAND 1	71
6.3.7	NITRATBELASTUNG DES SEEWASSERS IM VERGLEICHSZUSTAND 1	74
6.3.8	WASSERHAUSHALT IM VERGLEICHSZUSTAND 1	76
6.3.9	ZUSAMMENFASSENDE BEURTEILUNG DER MODELLGENAUIGKEIT.....	77
6.4	VARIANTENPRÜFUNG 1.....	78
6.4.1	TEMPERATURHAUSHALT - VARIANTENPRÜFUNG 1	78
6.4.2	SAUERSTOFFHAUSHALT - VARIANTENPRÜFUNG 1	81
6.4.3	NÄHRSTOFFSITUATION (PHOSPHORGEHALT) - VARIANTENPRÜFUNG 1	84
6.4.4	CHLOROPHYLL-A GEHALTE - VARIANTENPRÜFUNG 1	86
6.4.5	CYANOBAKTERIEN (BLAUALGEN) - VARIANTENPRÜFUNG 1.....	87
6.4.6	SICHTTIEFENWERTE - VARIANTENPRÜFUNG 1.....	88
6.4.7	NITRATBELASTUNG DES SEEWASSERS - VARIANTENPRÜFUNG 1.....	90
6.4.8	WASSERHAUSHALT - VARIANTENPRÜFUNG 1.....	90
6.5	VARIANTENPRÜFUNG 2.....	93
6.5.1	TEMPERATURHAUSHALT - VARIANTENPRÜFUNG 2	93
6.5.2	SAUERSTOFFHAUSHALT - VARIANTENPRÜFUNG 2	98
6.5.3	NÄHRSTOFFSITUATION (PHOSPHORGEHALT) - VARIANTENPRÜFUNG 2	102
6.5.4	CHLOROPHYLL-A GEHALTE - VARIANTENPRÜFUNG 2	105
6.5.5	CYANOBAKTERIEN (BLAUALGEN)-ENTWICKLUNG - VARIANTENPRÜFUNG 2	107

6.5.6	SICHTTIEFENWERTE VARIANTENPRÜFUNG 2	107
6.5.7	NITRATBELASTUNG DES SEEWASSERS - VARIANTENPRÜFUNG 2	109
6.5.8	WASSERHAUSHALT VARIANTENPRÜFUNG 2	109
7	<u>WEITERE BEEINFLUSSUNGSFAKTOREN</u>	<u>112</u>
7.1	ENTWICKLUNG BENTHISCHER (AM SUBSTRAT HAFTENDER) CYANOBAKTERIEN	112
7.2	ENTWICKLUNG VON SCHWACHLICHT ARTEN (<i>PLANKTOTHRIX RUBESCENS</i>)	112
7.3	BEEINFLUSSUNG DES GRUNDWASSERS DURCH CYANOTOXINE	113
7.4	BELASTUNG DES WASSERS DURCH MIKROPLASTIK	113
8	<u>ZUSAMMENFASSEND E DARSTELLUNG DER VORHABENSAUSWIRKUNGEN FÜR DEN STÜRMLINGER BAGGERSEE</u>	<u>114</u>
9	<u>BEWERTUNG DER MAßNAHMENAUSWIRKUNGEN NACH EU-WRRL</u>	<u>116</u>
9.1	BEWERTUNG DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS ENTSPRECHEND DEM KIESLEITFADEN (LFU 2004) UND DEM METHODENHANDBUCH (LFU 2005)	117
9.2	BEWERTUNG DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS ENTSPRECHEND DEN QUALITÄTSMERKMALEN DER OGEWV (2016)	119
9.3	ZUSAMMENFASSEND E BEWERTUNG DER MAßNAHMENAUSWIRKUNGEN FÜR DIE EINZELNEN QUALITÄTSKOMPONENTEN	121
10	<u>ZUSAMMENFASSUNG</u>	<u>123</u>
11	<u>ABBILDUNGSVERZEICHNIS</u>	<u>128</u>
12	<u>TABELLENVERZEICHNIS</u>	<u>130</u>
13	<u>LITERATURVERZEICHNIS</u>	<u>132</u>

1 Einleitung

Die SPV Solarpark 120. GmbH & Co. KG und die Wilhelm Stürmlinger & Söhne GmbH & Co. KG planen die Installation und den Betrieb einer schwimmenden Photovoltaik (SPV)-Anlage auf dem Baggersee in Durmersheim (Stürmlinger Baggersee), in dem gegenwärtig mit einem Schwimmbagger Kies abgebaut wird.

Der vorliegende Bericht erarbeitet die erforderlichen limnologischen und gewässerökologischen Unterlagen für die Genehmigungsprüfung zu Erstellung und Betrieb dieser Anlage.

Die maßnahmenverursachten gewässerökologischen Auswirkungen werden für unterschiedliche Planvarianten sowohl in Bezug auf den gegenwärtigen Zustand des Baggersees als auch für den Zeitraum nach Abschluss der Auskiesung dargelegt. Neben der Darstellung möglicher Auswirkungen auf der Basis einer Literaturlauswertung erfolgt eine Modellberechnung der Gewässergüteparameter. Als Grundlage zur Bestimmung des aktuellen Gewässerzustandes diente eine Datengrundlage, die Beprobungen der See- und Sedimentqualität im Zeitraum 2018 bis 2022 umfasst.

2 Vorhabensbeschreibung

Auf dem Stürmlinger Baggersee bei Durmersheim ist die Installation einer schwimmenden Photovoltaik Anlage (SPV-Anlage) geplant, für deren Bemessung im Folgenden drei Varianten mit unterschiedlicher Leistung und Flächenüberdeckung diskutiert werden:

- Anlagenbemessung klein mit einer Fläche von 6,72 ha (Überdeckungsgrad = 14%) und 11,27 MWp Photovoltaikleistung.
- Anlagenbemessung groß mit einer Fläche von 15,11 ha (Überdeckungsgrad = 30%) und 26,33 MWp Photovoltaikleistung.
- Zusätzlich soll geprüft werden, wie sich eine intensivere Nutzung mit einem Überdeckungsgrad von 50% und einer überdeckten Fläche von 25 ha auf den Gewässerzustand auswirken würde. Eine konkrete Planung für diese Variante besteht aber nicht.

Durch die Anlage werden die in der Abbildung 5.1 dargestellten Seeflächen überdeckt. Dies verursacht eine weitgehende Abschattung der Seeoberfläche im Expositionsbereich.

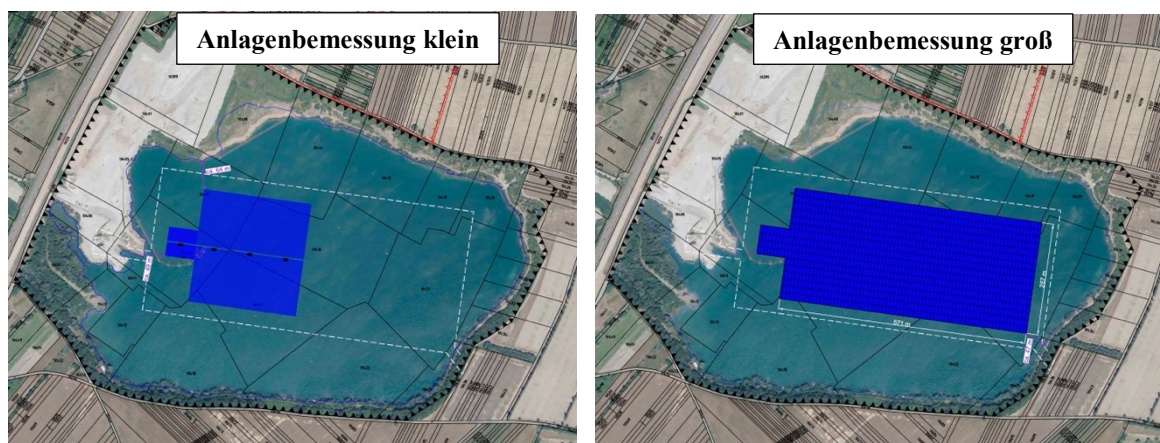


Abbildung 2.1: Darstellung der schwimmenden PV-Anlagen auf dem Untersuchungsgewässer (Abbildungsgrundlage Arguplan 17.4.23)

Die Seefläche beträgt 49,3 ha, so dass durch die Anlagenbemessung klein 14% und durch die Anlagenbemessung groß 30% des Sees mit Solarmodulen bedeckt werden (vgl. Tabelle 5.3).

Im weiteren Verlauf der Kiesentnahme wird sich das Seevolumen erhöhen und am Ende der genehmigten und planfestgestellten Auskiesung (im Folgenden: Genehmigungszustand) von derzeit 8,6 Mio. m³ auf ca. 12 Mio. m³ angestiegen sein. Die maximale Seetiefe wird um 1 m zunehmen und die Fläche unverändert bleiben.

Tabelle 2.1: Flächenausdehnung des Stürmlinger Baggersees und Überdeckungsgrade durch SPV-Anlage

Variantenbezeichnung	Kiesgewinnung	Solarnutzung	Seesohle [m. NHN]	Volumen [m ³]	Fläche [ha]	Ausdehnung PV-Anlage [ha]	Anteil Seeüberdeckung [%]
Istzustand	ja	nein	78	8.600.000	49,3	/	/
Genehmigungszustand	nein	nein	77	11.940.000	49,3	/	/
Planvariante 1	ja	ja	78	8.600.000	49,3	6,72	14%
Planvariante 2	nein	ja	77	11.940.000	49,3	6,72	14%
Planvariante 3	nein	ja	77	11.940.000	49,3	15,11	30%
intensivierte Solarnutzung	nein	ja	77	11.940.000	49,3	25	50%

3 Qualitätsziele und Güteanforderungen

Das Gütebild eines Sees wird maßgeblich von den Nährstoffkonzentrationen und der dazu in einer Wechselwirkung stehenden Qualität des Sauerstoffhaushaltes bestimmt. Belastete Seen mit einer negativen Güteprognose sind ggf. empfindlicher gegenüber den Auswirkungen einer Solarnutzung, auch wenn sich eine unmittelbare Beeinflussung des Nährstoffhaushaltes durch diese Art der Nutzung nicht ergibt.

Die nachfolgend dargestellten Güteziele dienen sowohl zur Bestimmung des aktuellen Gewässerzustandes als auch zur Bewertung maßnahmenverursachter Veränderungen der Wasserbeschaffenheit des Untersuchungsgewässers. Die Bewertungskriterien beruhen auf den Angaben des Kiesleitfadens (LfU 2004) bzw. des diesbezüglich weitgehend deckungsgleichen Methodenhandbuchs (LfU 2005) sowie der OGewV (2016). Zur Beurteilung der Cyanobakterien Problematik werden die Empfehlungswerte des UBA (2015) herangezogen.

3.1 Bewertung des Untersuchungsgewässers entsprechend dem Kiesleitfaden (LfU 2004) und dem Methodenhandbuch (LfU 2005)

Die Bewertung nach Kiesleitfaden (LfU 2004) oder Methodenhandbuch (LfU 2005) basiert auf den folgenden Parametern und Orientierungsgrößen. Zielgröße ist ein mesotropher Status.

Tabelle 3.1: Qualitätskomponenten nach LfU (2004) und LfU (2005)

	gesamt Phosphor (Frühjahr / Zirkulationsphase)	Chl-a (Sommer / Stagnationsphase)	O₂-Verhältnisse* (Sommer / Stagnationsphase)
mesotroph = Referenzzustand	15 – 45 µg/l	4 – 12 µg/l	10 – 30 %
eutroph	45 -150 µg/l	12-35 µg/l	30-50 %
polytroph	> 150 µg/l	35-103 µg/l	> 50 %

* Mächtigkeit der sauerstoffarmen Wasserschicht (< 2 mg / l) über dem Seeboden im Verhältnis zur Maximaltiefe

Bezogen auf diese Parameter sollten Baggerseen ø 70 Punkte erreichen. Dabei erfolgt für jedes der Merkmale eine Punkteinstufung nach dem folgenden Schema:

- Zustand entspricht trophischem Referenzzustand: 100 Punkte
- Zustand weicht um eine Bewertungsstufe ab: 80 Punkte
- Zustand weicht um zwei Bewertungsstufen ab: 50 Punkte
- Zustand weicht um mehr als zwei Stufen ab: 0 Punkte

Der Referenzwert von 70 Punkten errechnet sich als Mittelwert aus allen drei Qualitätskomponenten. Als trophischer Referenzzustand gilt der mesotrophe Status.

3.2 Bewertung des Untersuchungsgewässers entsprechend den Qualitätsmerkmalen der OGewV (2016)

Die auf der Grundlage der OGewV (2016) abgeleiteten Qualitätsmerkmale sind der Tabelle 3.2 zu entnehmen. Dabei sollte vorzugsweise der Seetyp 13 (Geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) als Referenzgewässer zugrunde gelegt werden, da Baggerseen in der Rheinebene ohne Fließgewässeranbindung eher einem See in der norddeutschen Tiefebene als im Mittelgebirgsbereich ähneln.

Tabelle 3.2: Qualitätskomponenten nach OGewV (2016)

Seetyp	Maximaler Trophiestatus	P-gesamt Saisonmittel [$\mu\text{g/l}$]	Sichttiefe Saisonmittel [m]
		Grenzbereich gut/mäßig	
13 k	mesotroph 1 (1,75)	20-35	3,5- 2,5
7	mesotroph 1 (1,5)	14-20	4,5- 3

Bei einer Seefläche von mehr als 50 ha fallen die Gewässer unter die Vorgaben der OGewV (2016) bzw. der EU-WRRL zur Bewertung des ökologischen Zustands und Potentials. Sowohl Abgrabungsseen als auch Pumpspeicherseen werden dort dem Seetyp 99 zugeordnet. Allerdings gibt weder die OGewV noch die EU-WRRL derzeit Vorgaben für die qualitative Einstufung dieses Seetyps, so dass die Bewertung unter Bezug auf den jeweils ähnlichsten, mit Bewertungsmaßstäben versehenen Seetyp erfolgen muss. Bei Baggerseen ist das in der Regel der Seetyp 13 k.

Für Baggerseen in Auskiesung ist eine Risikoanalyse in Bezug auf das ökologische Potential nicht möglich, da der See noch keinen stabilen Gleichgewichtszustand erreicht hat. Damit ist erst 10-15 Jahre nach Einstellung der Auskiesungstätigkeit zu rechnen (LAWA-AO 2017). Oftmals besteht bei Baggerseen, die sich in Auskiesung befinden, auch noch eine Genehmigung zur Kiesentnahme für viele weitere Jahre, so dass sich der Bewertungszeitraum noch weiter in die Zukunft verschiebt. Damit kann nach der EU-WRRL nur eine eingeschränkte Bewertung betriebener Baggerseen vorgenommen werden, die sich in der Regel auf die Beurteilung der hydrochemischen und physikalischen Wasserbeschaffenheit sowie der Ufermorphologie beschränken muss.

3.3 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.

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.

Daher werden im Folgenden die Empfehlungswerte des UBA (2015) für die Einstufung der Wasserbeschaffenheit von Badegewässern zur Beurteilung der vorhabensbedingten Auswirkungen auf die Cyanobakterienentwicklung herangezogen:

Tabelle 3.3: Warnstufen des UBA (2015) zur Beurteilung der Blaualgenentwicklung in Badegewässern

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

Durch die im Rahmen der Solarnutzung zu erwartenden Veränderungen könnten infolge der höheren Beschattung und einer Veränderung des Zirkulationsverhaltens bestimmte Cyanobakterien begünstigt werden. Daher soll diese taxonomische Gruppe insbesondere bei der Beurteilung der vorhabendbedingten Auswirkungen Berücksichtigung finden, auch wenn im Untersuchungsgewässer ein Badebetrieb nicht stattfindet.

4 Gewässerzustand

4.1 Seemorphologie im Istzustand und nach Abschluss der Auskiesung

Die Seemorphologie wurde im Jahr 2021 von it-geo erfasst. Die Volumen- und Flächenkurven für den Istzustand und den zukünftigen Zustand nach Abschluss der genehmigten und planfestgestellten Auskiesung (Genehmigungszustand) sind den beiden folgenden Abbildungen zu entnehmen.

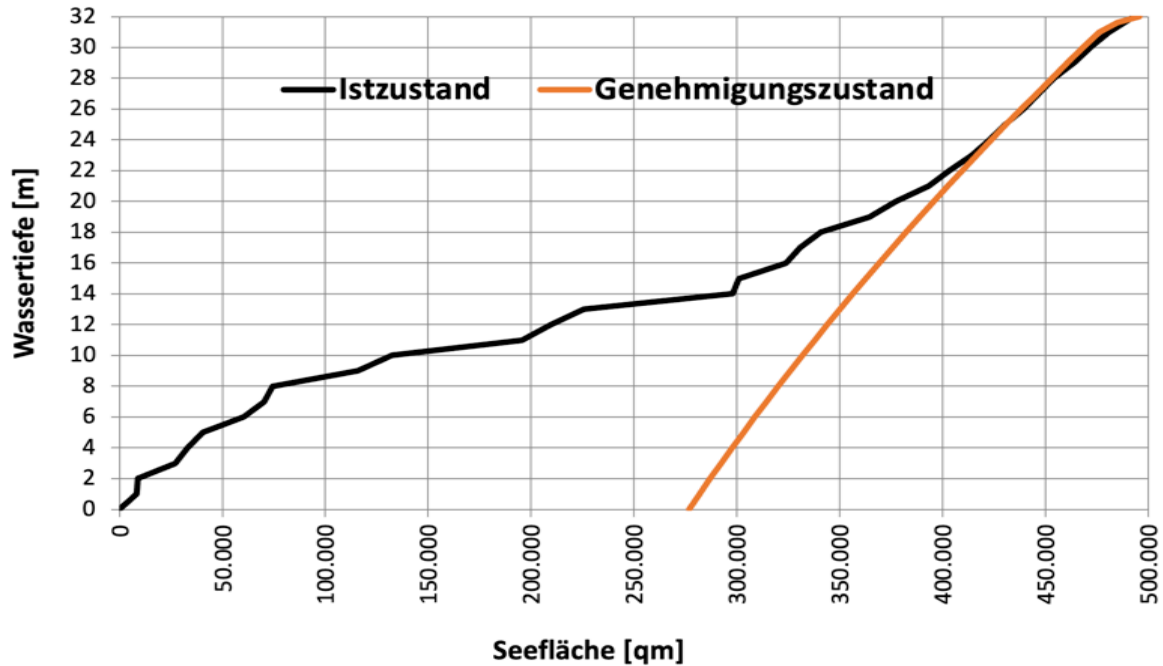


Abbildung 4.1: Flächenkurven im Istzustand und nach Abschluss der Auskiesung (Genehmigungszustand)

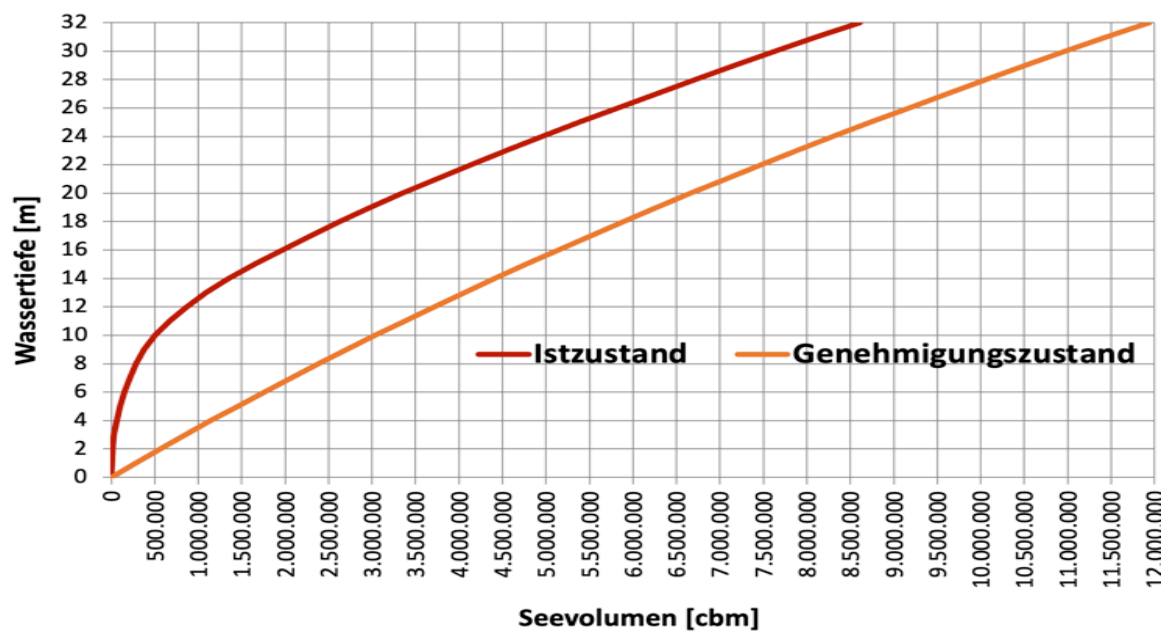


Abbildung 4.2: Volumenkurven im Istzustand und nach Abschluss der Auskiesung (Genehmigungszustand)

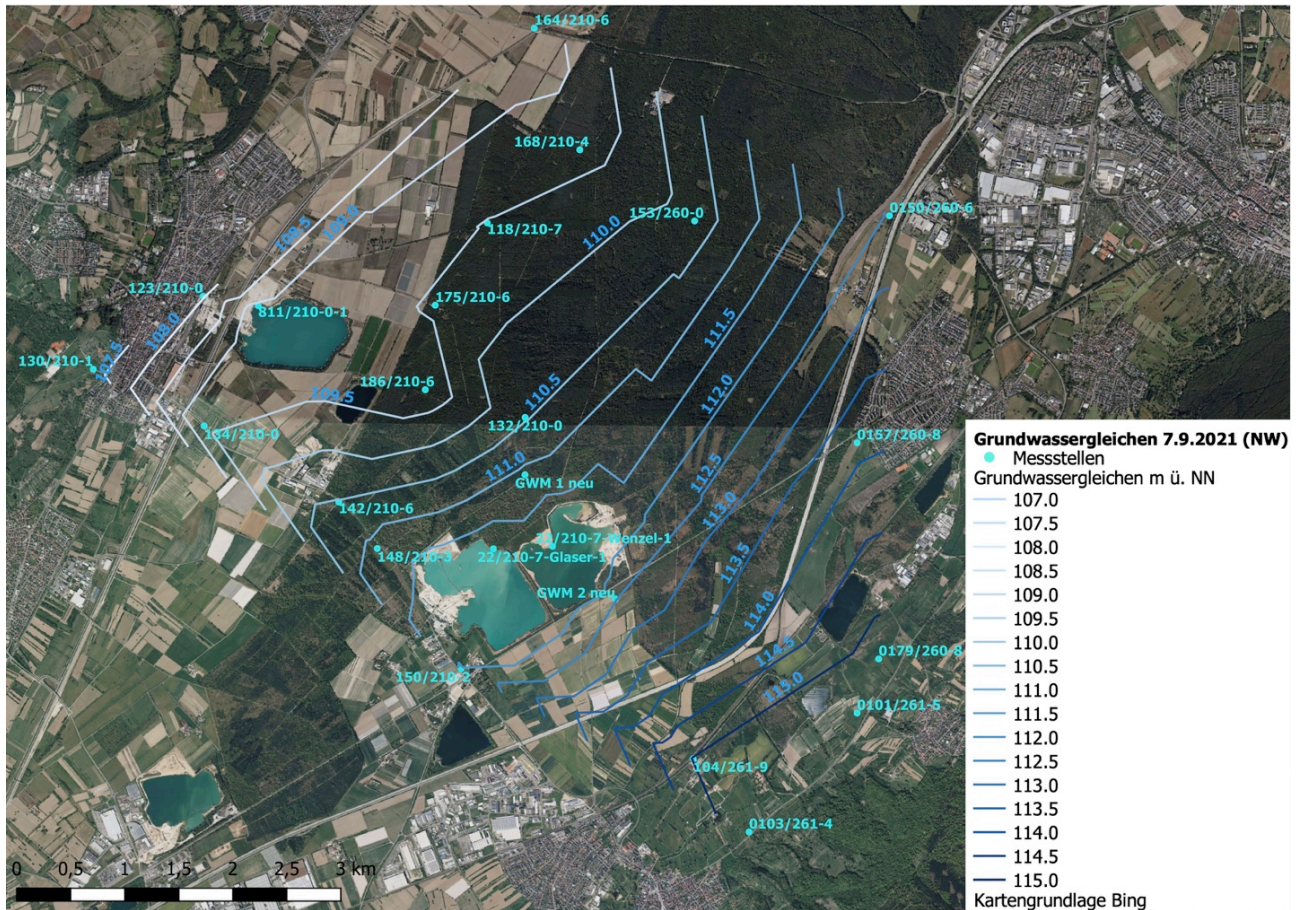


Abbildung 4.4: Grundwassergleichen bei niedrigen Wasserständen (Stichtag 7.9.2021)

Auf der Grundlage der Grundwassergleichenkarten ergibt sich ein Grundwassergefälle für die Stichtagsmessungen in dem in der Tabelle 4.1 aufgelisteten Umfang. Demnach beträgt das mittlere Grundwassergefälle 0,8 %.

Tabelle 4.1: Grundwassergefälle im Untersuchungsgebiet

Stichtag	Grundwassergleiche 1 [m +NN]	Grundwassergleiche 2 [m +NN]	Δ [m]	Distanz [m]	Gefälle ‰
7.5.2012	110	108,5	1,5	1815	0,83
7.9.2021	110,5	108	2,5	3200	0,78
				Mittelwert	0,80

Die Durchlässigkeitsbeiwerte variieren im weiteren Untersuchungsraum sehr stark und erreichen im direkten Umfeld des Sees einen mittleren Wert von $k_f=25 \cdot 10^{-4}$ m/s (siehe Abbildung 4.5).

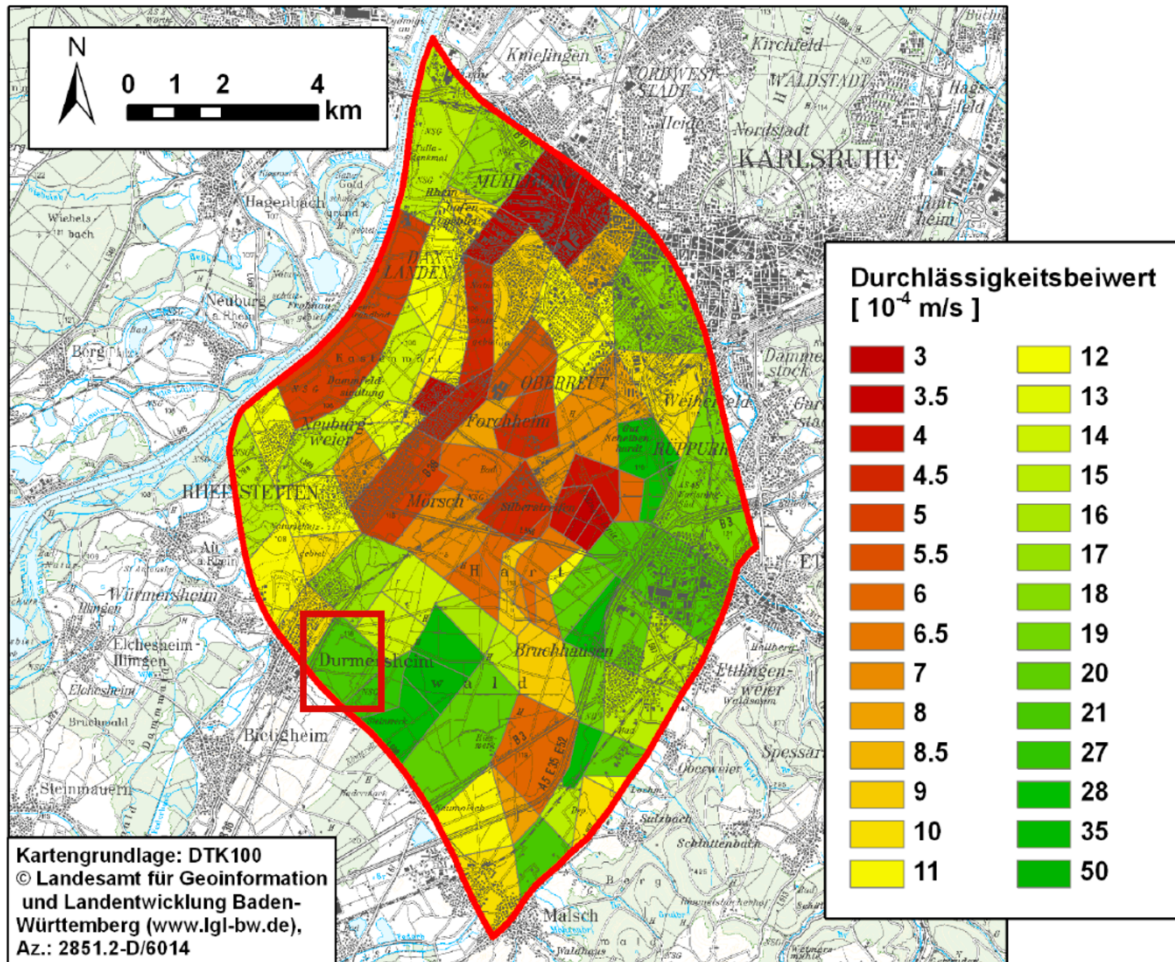


Abbildung 4.5: Durchlässigkeitsverteilung im Untergrund (UM BaWü 2007).

Für das Grundwasser im weiteren Seemfeld wird zur Berechnung der Abstands- und Filtergeschwindigkeiten ein Wert von $k_f=20 \cdot 10^{-4}$ m/s angenommen. Unter dieser Voraussetzung ergibt die Berechnung der Filter- und Abstandsgeschwindigkeiten mit den folgenden Formeln das in der Tabelle 4.2 angegebene Ergebnis.

$$\text{Filtergeschwindigkeit (} v_f \text{)} = k_f \cdot J$$

$$\text{Abstandsgeschwindigkeit (} v_a \text{)} = v_f / n_f$$

n_f (effektiver Porenraum) = 0,15 bis 0,2 ($\sigma=0,175$)

Tabelle 4.2: Abstands- und Filtergeschwindigkeit im Grundwasser des Untersuchungsraums

	Filtergeschwindigkeit (v_f) [m/Tag]	Abstandsgeschwindigkeit (J) [m/Tag]	hydraulisches Gefälle (J) [/]	effektiver Porenraum (n_f) [/]	Durchlässigkeitsbeiwert (k_f) [m/s]
Mittelwert	0,115	0,66	0,53	0,175	$25 \cdot 10^{-4}$

4.2.2 Wasserhaushalt des UntersuchungsGewässers

Der Wasserhaushalt des UntersuchungsGewässers wird durch die folgenden Faktoren bestimmt:

- Wasseraustausch mit dem Grundwasser entsprechend dem hydraulischen Gefälle (stationärer Grundwasserzustrom)
- Zusätzlicher Wasseraustausch mit dem Grundwasser infolge von Grundwasserstandsschwankungen (instationärer Grundwasserzustrom)
- Weiterer zusätzlicher Grundwasserzuzug infolge der Volumenvergrößerung durch die Kiesentnahme
- Niederschlagseinträge in den See
- Verdunstungsausgleich

Nicht berücksichtigt wird hier die im Rahmen der Kiesgewinnung (Kieswäsche) umgeschlagene Wassermenge.

Auf der Grundlage der hydraulischen Kennwerte errechnen sich mit der von NIEMEYER (1978) angegebenen Formel $Q = kf \cdot JGW \cdot TM \cdot (BS + 700 \cdot JGW \cdot LS)$ stationäre Wasserverweilzeiten von 5,3 Jahren im Istzustand und von 6,1 Jahren im Genehmigungszustand nach Abschluss der Auskiesung (vgl. Tabelle 4.3).

Tabelle 4.3: Wasserverweilzeiten des Baggersees auf Basis hydraulischer Kennwerte (stationär)

	Einheit	Istzustand	Genehmigungszustand
Auskiesungstätigkeit		ja	nein
BS (Breite des Sees quer zur GW Fließr.)	m	654	654
JGW (Mittleres Grundwassergefälle)		0,80 ‰	0,80 ‰
LS (Länge des Sees in GW Fließrichtung)	m	931	931
Tmax (maximale Tiefe)	m	32	32
T ø (mittlere Tiefe)	m	17,55	24,36
Tiefe des Zustrombereichs	m	21,94	26,36
Seefläche	m ²	492.000	492.000
V (Seevolumen)	m ³	8.600.000	11.936.661
kf (Durchlässigkeitsbeiwert- FORMEL $Q = kf \cdot JGW \cdot TM \cdot (BS + 700 \cdot JGW \cdot LS)$ (NIEMEYER 1978)	m/sec	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$
Zufluss Grundwasser Q	m ³ /Jahr	1.626.277	1.954.167
	l/s	51,6	62,0
TW-Verweilzeit	Jahre	5,3	6,1

Bei steigenden Grundwasserständen im Seeumfeld ergibt sich ein zusätzlicher Grundwasserzustrom. Infolge des Retentions- und Speichereffektes werden Seen bei einem Anstieg der Grundwasserstände vermehrt mit Grundwasser befüllt. Umgekehrt erfolgt bei wieder sinkenden Grundwasserständen ein vermehrter Abstrom aus dem See in den Aquifer. Im Rahmen dieses Geschehens wird die Wasseraustauschrate erhöht. Unter Bezug auf die Messwerte am Lattenpegel des Sees errechnet sich ein Jahressummenwert von 0,46 m für grundwasserstandsverursachte Seespiegelanstiege. Daraus ergibt sich ein instationärer Grundwasserzustrom von ca. 200.000 m³/J in den See sowohl für den Istzustand als auch für den Genehmigungszustand.

Als weitere Größe ist im Istzustand ein durch die Auskiesung verursachter zusätzlicher Grundwasserzustrom zu berücksichtigen. Dieser ergibt sich infolge der Erhöhung des Seevolumens bei der Entnahme des Baggerguts. Abzüglich des Porenvolumenanteils (ca. 17,5 %) errechnet sich bei einer angenommenen Volumenzunahme von 230.000 m³/Jahr ein weiterer Grundwasserzustrom von ca. 180.000 m³/J.

In der Summe von stationärem, instationärem und auskiesungsverursachtem Grundwasserzustrom ergeben sich die in der Tabelle 4.4 angegebenen Grundwasserzuflussraten in den See. Daraus errechnen sich Wasserverweilzeiten von 4,71 Jahren für den Istzustand und von 5,54 Jahre für den Genehmigungszustand.

Tabelle 4.4: Grundwasserzustrom und Wasserverweilzeit

	Einheit	Istzustand	Genehmigungszustand
Seevolumen	m ³	8.600.000	11.936.661
Auskiesungstätigkeit		ja	nein
Stationärer Grundwasserzustrom	m ³ /Jahr	1.626.277	1.954.167
Instationärer Grundwasserzustrom	m ³ /Jahr	200.000	200.000
Auskiesungsverursachter Grundwasserzustrom*	m ³ /Jahr	180.000	/ (keine Auskiesung)
Σ Grundwasserzufluss	m ³ /Jahr	2.006.277	2.154.167
Σ Grundwasserzufluss	L/sec	63,6	68,3
Grundwasserverweilzeit	Jahre	4,71**	5,54

* Angenommene Volumenzunahme: 230.000 m³/Jahr. ** Der auskiesungsbedingte Grundwasserzustrom geht in die Berechnung der Verweilzeit nicht ein, da sich auch das Seevolumen erhöht.

4.3 Gütebild des Sees

4.3.1 Untersuchungsumfang und Probennahmestandorte

Als Grundlage zur Beurteilung der chemisch-physikalischen Wasserbeschaffenheit des Baggersees dienen 6 Beprobungen aus dem Zeitraum 2018 bis 2022 (vgl. Tabelle 4.5). Tiefenprofile der Vor-Ort-Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalte und elektrische Leitfähigkeit wurden im Mai und September 2022 gemessen. Die Sedimentbeschaffenheit wurde einmalig am 16.9.2022 erfasst. Das Phytoplankton wurde am 16.9.2022 und das Makrozoobenthos am 29.4.22 untersucht.

Tabelle 4.5: Datenerhebungen zum Gewässerzustand des Baggersees

Datum	Chem.-phys. Wasserbeschaffenheit	Tiefenprofile Vor-Ort-Parameter	Phytoplankton	Makrozoobenthos	Sedimentbeschaffenheit
14.03.18	X	X			
20.02.20	X	X			
30.09.20	X	X			
24.02.21	X	X			
29.04.22				X	
05.05.22	X	X			
16.09.22	X	X	X		X

Der Untersuchungsumfang orientierte sich an den Vorgaben des Leitfadens Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft (LfU 2004).

4.3.2 Wasserbeschaffenheit

4.3.2.1 Temperaturhaushalt und Gewässerschichtung

Die Temperaturtiefenprofile aus dem Jahr 2022 zeigten auf Grund der hohen Lufttemperaturen bereits im Mai 2022 eine Erwärmung des Wasserkörpers von der Oberfläche her an (vgl. Abbildung 4.6).

Im Sommer 2022 hatte sich eine stabile Temperaturschichtung im See mit einer Sprungschicht in 17 m Tiefe und einem kalt temperierten Hypolimnion ausgebildet. Zu diesem Zeitpunkt betrug die Temperaturdifferenz zwischen der Wasseroberfläche und dem Gewässergrund ca. 11 °C. Beide Standorte der Messung vom 16.9.22 wiesen über die gesamte Wassersäule identische Temperaturen auf. In der Stagnationsphase 2020 (Messung vom 30.9.2020) bestand ebenfalls eine stabile Schichtung. Bei etwas niedrigeren Temperaturen an der Wasseroberfläche waren die Temperaturdifferenz zum grundnahen Wasserkörper (ca. 8 °C) und die Schichtungsstabilität etwas geringer.

In den Zirkulationsphasen der Jahre 2018, 2020 und 2022 zeigten die identischen Temperaturen in der gesamten Wassersäule eine Vollandmischung des Sees an.

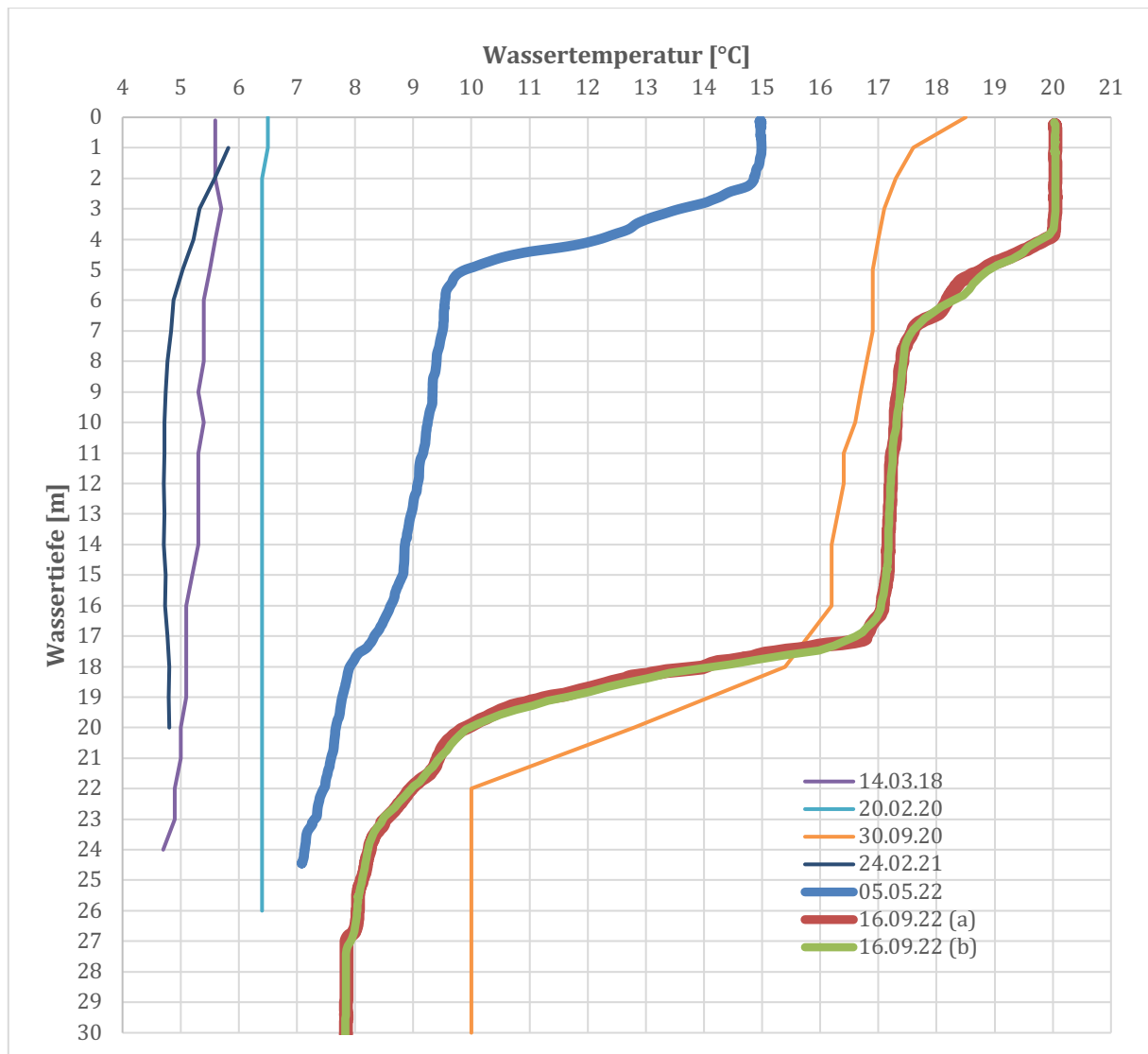


Abbildung 4.6: Tiefenprofile der Wassertemperatur

4.3.2.2 Sauerstoffhaushalt

Obwohl die Sauerstoffgehalte bei der Messung in der Stagnationsphase 2022 (16.9.22) mit zunehmender Gewässertiefe deutlich zurückgingen, hatte sich kein sauerstoffarmer Wasserkörper über Grund mit O₂- Gehalten unter 2 mg/l ausgebildet (vgl. Abbildung 4.7). Der Orientierungswert für einen mesotrophen Status (maximale Ausdehnung der sauerstoffarmen Schicht 10-30 % der Gesamttiefe) wurde demnach deutlich erreicht. Am Ende der Zirkulationsphase 2022 (5.5.22) bestanden weitgehend identische Sauerstoffwerte über die gesamte Wassersäule. Insbesondere die Messung im Mai 2022, aber auch die Messung vom 19.9.2022 geben Hinweise auf biogene Sauerstoffeinträge durch eine etwas höhere Algenentwicklung in den Tiefenstufen von 3 bis 7 Meter.

Auch die Messungen der Jahre 2018 und 2020 zeigen eine gute Sauerstoffversorgung des Gewässers an. Bei der Messung am 30.9.2020 war der Sauerstoffverlust in der Tiefe wegen der im Vergleich zu 2022 schwächer ausgeprägten Schichtungsstabilität geringer.

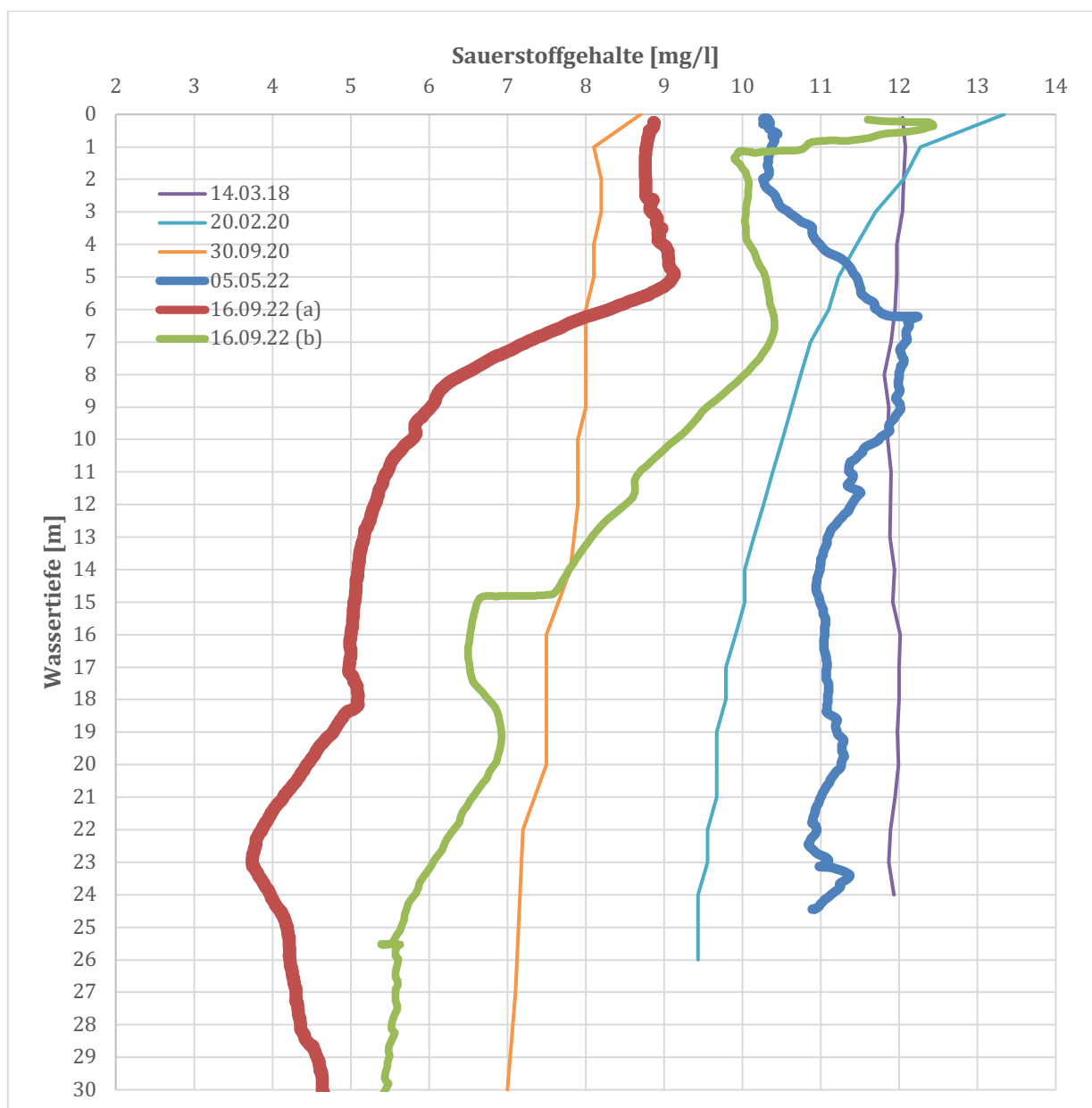


Abbildung 4.7: Tiefenprofile der Sauerstoffgehalte

4.3.2.3 Elektrische Leitfähigkeit

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

Die teilweise geringfügig niedrigeren Leitfähigkeitswerte in der oberen, epilimnischen Wasserschicht wurden durch die Stoffaufnahme in Pflanzenbiomasse (Algen, höhere Wasserpflanzen) und physikalische Prozesse verursacht. Im Wesentlichen sind dies Vorgänge, die im Zusammenhang mit der physikalischen oder biogenen Entkalkung stehen. Die leichte Zunahme in der Tiefe bei den Messungen am 16.9.2022 spiegelt die zu diesem Zeitpunkt hohe Schichtungsstabilität wider, in deren Folge im Hypolimnion absedimentierte Stoffe, vor allem Algedetritus, aufkonzentrierten.

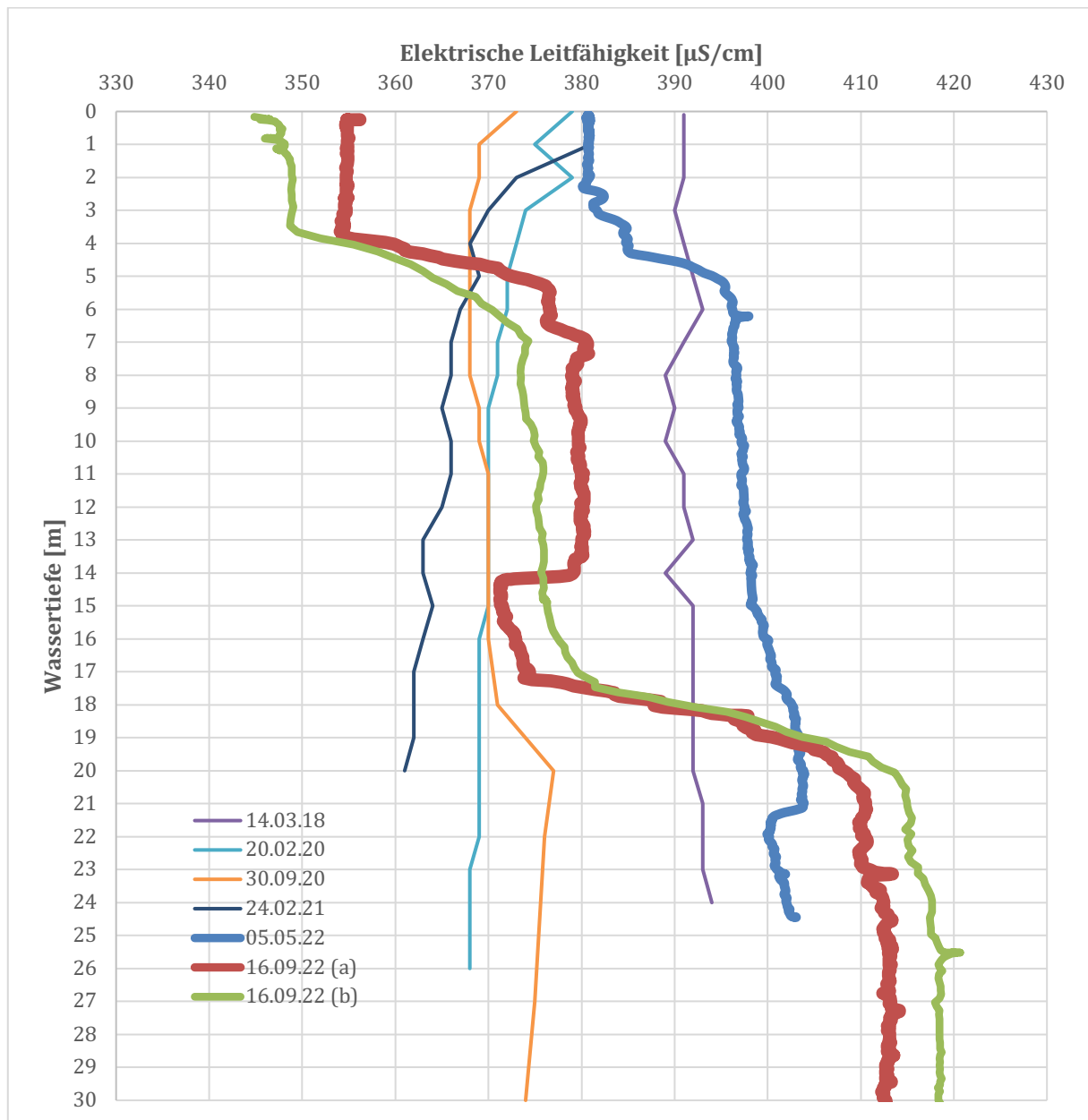


Abbildung 4.8: Tiefenprofile der elektrischen Leitfähigkeit

4.3.2.4 Verteilung ausgesuchter Ionen

Die Konzentrationen und das Verteilungsmuster der Stoffe Sulfat, Chlorid, Hydrogencarbonat, Calcium, Magnesium, Silicium, Kalium und Natrium im Vertikalprofil bzw. im Jahresverlauf (vgl. Tabelle 4.6) können als Indikatoren zur Beurteilung der Gewässergüte genutzt werden.

Tabelle 4.6: Verteilung ausgesuchter Ionen im Seewasser

Parameter	Entnahmetiefe	14.03.18	05.05.22	16.09.22	WW*	Trinkw V**
Sulfat [mg/l]	Mischprobe	44	41		180	250
	Epilimnion			50		
	Hypolimnion			48		
	über Grund			47		
Chlorid [mg/l]	Mischprobe	13	16,9		187,5	250
	Epilimnion			18,8		
	Hypolimnion			18,4		
	über Grund			17,5		
Hydrogencarbonat [mg/l]	Mischprobe	159	146			
	Epilimnion			124		
	Hypolimnion			157		
	über Grund			168		
Eisen, ges. [mg/l]	Mischprobe	<0,1	0,04			0,2
	Epilimnion			0,06		
	Hypolimnion			0,05		
	über Grund			0,04		
Mangan [mg/l]	Mischprobe	<0,01	0,009			0,05
	Epilimnion			<0,005		
	Hypolimnion			0,017		
	über Grund			0,007		
Calcium [mg/l]	Mischprobe	65	60,2			
	Epilimnion			53,5		
	Hypolimnion			63,2		
	über Grund			63,9		
Magnesium [mg/l]	Mischprobe	5,3	5,17			
	Epilimnion			5,18		
	Hypolimnion			5,29		
	über Grund			5,28		
Silicium [mg/l]	Mischprobe	2,09	1,7			
	Epilimnion			0,87		
	Hypolimnion			2,1		
	über Grund			2,2		
Kalium [mg/l]	Mischprobe	2,1	1,7		10	
	Epilimnion			1,4		
	Hypolimnion			1,6		
	über Grund			1,4		
Natrium [mg/l]	Mischprobe	7,8	9,4		160	200
	Epilimnion			10,2		
	Hypolimnion			9,5		
	über Grund			9,7		

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

In Abhängigkeit von dem Gütezustand eines Sees ergeben sich für die Konzentrationen der hier ausgewählten Stoffe typische Verteilungsmuster im Vertikalprofil bzw. im Jahresverlauf, die auf spezifische Ausprägungen der Stoffwechselprozesse im See hinweisen. Mögliche Anreicherungsprozesse in unterschiedlichen Tiefenzonen würden im Untersuchungs-

gewässer allerdings wegen der Beeinflussung der Schichtung durch die Baggertätigkeit derzeit nur abgeschwächt auftreten.

Während der Stagnationsphase sinkt biologisches Material aus der produktiven Zone des Sees (Epilimnion) in das Hypolimnion und verursacht dort eine Erhöhung der Gehalte an Hydrogencarbonat, Calcium und Silizium. In nährstoffreichen Gewässern kommt es dabei u.a. durch die Verlagerung von Algenbiomasse in die Tiefe und ihre anschließende Mineralisierung zu erheblichen Konzentrationsunterschieden zwischen dem Epilimnion und dem Hypolimnion.

Dieser Anreicherungseffekt bestand im Untersuchungsgewässer nur in sehr geringem Umfang. Hinweise auf eine hohe biologische Produktivität ergaben sich daraus also nicht. Sulfat unterlag im See aufgrund der guten Sauerstoffversorgung bis zum Gewässergrund nicht der Reduktion. Die Höhe der Sulfat- wie auch der Chloridkonzentrationen im See wurde maßgeblich von der Qualität des zuströmenden Grundwassers bestimmt, ein Um- oder Abbau der Stoffe fand im See nicht statt. Auch infolge der betriebsbedingten Durchmischung des Wasserkörpers ergaben sich generell nur geringe Unterschiede der Stoffkonzentrationen im Tiefenprofil.

Insgesamt verweisen weder die absoluten Konzentrationen noch das tiefendifferenzierte Verteilungsmuster auf Gütedefizite im Untersuchungsgewässer. Die erhobenen Messwerte blieben in der Regel sehr deutlich unter den Warnwerten der LUBW (WW) und den Grenzwerten der TrinkwV (2001).

4.3.2.5 Nährstoffhaushalt und Biomasse

4.3.2.5.1 Phosphorgehalte

Von besonderer Bedeutung für die Belastungssituation eines Sees ist der P-Gehalt des Seewassers, da Phosphor in der Regel in sehr geringen Konzentrationen vorhanden ist und somit das Algenwachstum limitiert. Gesamtphosphor (=Gesamtphosphat-P) war während der Untersuchungstermine nur in geringen bis sehr geringen Konzentrationen im Seewasser vorhanden (vgl. Tabelle 4.7).

Erhöhungen über Grund, die auf Rücklösungsprozesse für Phosphor hinweisen, waren nicht zu erkennen. Die Werte blieben stets im Bereich der Orientierungsgrößen oder erreichten ein noch niedrigeres Ausmaß und zeigten damit einen nährstoffarmen Zustand im mesotrophen oder sogar oligotrophen Bereich an.

Der direkt pflanzenverfügbare ortho-Phosphat-Phosphor war häufig aufgezehrt und ansonsten nur in sehr niedrigen Konzentrationen vorhanden.

Tabelle 4.7: Phosphorgehalte im Seewasser

Parameter	Tiefe	14.03.18	20.02.20	05.05.22	16.09.22	Orientierungsgrößen mesotroph	
						Zirkulation:	Saison-MW:
Gesamtphosphat-P [mg/l]	Mischprobe	<0,005	<0,01	0,005		0,015 - 0,045*	0,02 - 0,035**
	Epilimnion				<0,01		
	Hypolimnion				<0,01		
	über Grund				<0,01		
ortho-Phosphat-P [mg/l]	Mischprobe	<0,005		<0,005			
	Epilimnion				0,027		
	Hypolimnion				0,022		
	über Grund				0,020		

* LfU (2004) ** OGewV (2014)

4.3.2.5.2 Stickstoffgehalte

Die Untersuchung der Stickstoffspezies (vgl. Tabelle 4.8) ergab im Vergleich zur Grundwasserbelastung niedrige Nitratkonzentrationen im See.

Die Nitritwerte blieben ebenfalls generell sehr gering und lagen häufig unterhalb der Nachweisgrenze. Gleiches gilt für Ammonium, das sich aufgrund des oxischen Charakters im Seewasser auch nicht über Grund anreicherte.

Tabelle 4.8: Stickstoffgehalte im Seewasser

Parameter	Tiefe	14.03.18	30.09.20	05.05.22	16.09.22	WW*	TrinkwV**
Ammonium [mg/l]	Mischprobe	<0,06		0,07		0,38	0,5
	Epilimnion		<0,04		0,04		
	Hypolimnion		<0,04		0,04		
	über Grund		<0,04		<0,04		
Nitrat [mg/l]	Mischprobe	3,1		3,2		37,5	50
	Epilimnion				2,9		
	Hypolimnion				3,1		
	über Grund				3,1		
Nitrit [mg/l]	Mischprobe	0,01		<0,02		0,08	0,1
	Epilimnion				<0,02		
	Hypolimnion				<0,02		
	über Grund				<0,02		

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

4.3.2.5.3 Weitere Indikatorwerte zur Beurteilung des Nährstoffhaushaltes

Die in der Tabelle 4.9 angegebenen Parameter verweisen auf einen weitgehend ausgeglichenen Zustand des Nährstoffhaushaltes.

Tabelle 4.9: Weitere Indikatorwerte des Nährstoffhaushaltes im See

Parameter	Tiefe	14.3.18	20.2.20	30.9.20	24.2.21	5.5.22	16.9.22	Orientierungsgrößen
TOC [mg/l]	Mischprobe					0,9		
	Epilimnion						1	
	Hypolimnion						0,8	
	über Grund						0,8	
DOC [mg/l]	Mischprobe	1,2						
Chlorophyll-a [µg/l]	Mischprobe							4-12*
	Epilimnion			7,3			2,7	
	Hypolimnion							
	über Grund							
Sichttiefe [m]	/	5,4	5,3	2,1	2	1,25	1,5	3,5-2,5**

* LfU (2004) ** OGewV (2014)

Die Gehalte des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) waren gering, was auch mit den sehr niedrigen Chlorophyll-a Gehalten zusammenhängt. Von einer Belastung des Sauerstoffhaushaltes durch die Mineralisierung organischer Wasserinhaltsstoffe ist folglich im Untersuchungsgewässer nicht auszugehen.

Die Chlorophyll-a Werte blieben stets im Bereich der Orientierungswerte und zeigten teilweise sogar einen oligotrophen Zustand an, also eine noch geringere Nährstoffbelastung als für den leitbildadäquaten mesotrophen Status. Die Sichttiefenwerte wurden durch den vom Baggerbetrieb verursachten Eintrag mineralischer Trübung in unterschiedlichem Ausmaß vermindert und können demzufolge nicht als Trophieindikator dienen.

4.3.3 Besiedlungsbild der bodenlebenden Gewässerorganismen (Makrozoobenthos)

Das Makrozoobenthos wurde am 29.4.22 an den in Abbildung 4.9 dargestellten Probenahmestellen erfasst. Die Bearbeitung erfolgte extern durch Dipl.-Biologe/Limnologe Dietmar Bernauer, Kerzenheim. Die Ergebnisse sind in einer beigelegten Studie dargestellt, hier erfolgt nur eine zusammenfassende Kurzdarstellung.

Untersucht wurden 6 Probenahmestellen (PS), deren Beschreibung einschließlich der Probenahmemethode in der Tabelle 4.10 und deren Lage in der Abbildung 4.9 dargestellt sind.

Tabelle 4.10: Probestellen (PS) und Probenahme des Makrozoobenthos am 29.4.22

PS	Habitatbeschreibung	Sonderstruktur	Methode
PS 1	Lebende Teile terrestrischer Pflanzen, Weiden z. T. im Wasser, mäßig Schilf, Detritus	Totholz	HK, Gr
PS 2	Spülfläche, Feinsedimentm, Flachufer, Krautflur, Gehölzaufwuchs		HK, Gr Kescher
PS 3	Kiesufer, überhängende Äste, Stege, Vollbeschattung durch Uferbäume	Pontons, Wasserwurzeln	HK, PK
PS 4	Klesufer, lückiger Bewuchs, , Stege, kleine Flächen Schilf + emerse Makrophyten, intensive Angelnutzung,,	Pontons, Wasserwurzeln	HK, Gr, PK
PS 5	Klesufer, lückiger Bewuchs, mäßig ausgeprägte Schilfflächen, Stege, intensive Angelnutzung	kleine Buchten flach, Pontons, kurze Spundwand	PK, HK
PS 6	Kiesufer, Rohboden, Ruderalvegetation,		HK



Abbildung 4.9: Lage der Makrozoobenthos-Probenahmestellen (Erfassung 29.4.22)

An den 6 Probestellen wurden insgesamt ca. 20.000 Makrozoobenthosorganismen nachgewiesen, die 69 Arten oder höheren taxonomische Einheiten angehören (vgl. Tabelle 4.11).

Tabelle 4.11: Gesamtartenliste Makrozoobenthos (Erfassung 29.4.22)

DV-Nr	Taxonname	PS 1	PS 2	PS 3	PS 4	PS 5	PS 6
364	Agraylea sp.	0	1	0	0	0	0
58	Agrypnia obsoleta	0	0	0	1	0	0
14	Anabolia nervosa	0	3	0	0	0	0
418	Anax imperator	0	1	0	0	0	0
211	Athripsodes cinereus	0	0	0	0	2	0
1009	Bithynia tentaculata	5	44	0	0	0	0
1091	Branchiura sowerbyi	0	2	0	0	0	0
156	Caenis horaria	113	32	4	13	1	6
493	Ceratopogonidae Gen. sp.	53	58	1	11	12	3
911	Chironomidae Gen. sp.	13	33	33	0	17	21
20084	Chironominae Gen. sp.	2	1	6	10	0	0
394	Cloëon dipterum	7	475	0	2	0	45
909	Coenagrionidae Gen. sp.	0	38	0	21	6	34
427	Cordulia aenea	1	0	0	0	0	0
69	Cyrnus trimaculatus	4	0	0	0	0	0
70	Dixa sp.	0	4	0	0	0	0
1097	Dreissena polymorpha	0	5	0	0	6	0
1104	Dugesia tigrina	0	0	0	6	2	3
104	Ecnomus tenellus	0	0	0	0	0	1
1092	Eiseniella tetraedra	0	0	3	0	1	1
432	Enallagma cyathigerum	7	0	0	0	0	0
1226	Gyraulus parvus	2	2	4	1	7	1
159	Ischnura elegans	0	9	1	4	0	11
29	Leuctra sp.	0	0	24	0	0	0
220	Limnephilus lunatus	1	0	0	0	0	0
148	Limnephilus sp.	0	12	0	0	3	0
10154	Micronecta sp.	3800	4000	750	2500	2	1500
451	Mystacides azurea	0	0	1	2	1	0
589	Oecetis testacea	0	7	0	0	0	0
1958	Physella acuta	9	0	2	0	0	48
1073	Pisidium henslowanum	22	0	0	0	0	0
1037	Pisidium sp.	0	0	2	0	0	0
101	Platycnemis pennipes	0	12	0	0	0	0
406	Pyrhosoma nymphula	0	1	0	0	0	0
145	Sigara sp.	0	1	1	0	0	0
154	Sigara striata	0	0	0	0	1	0
5011	Stylaria lacustris	147	33	1	0	3	64
502	Tanypodinae Gen. sp.	22	7	9	0	1	1
605	Tanytarsini Gen. sp.	5	0	3	0	0	23
105	Tinodes sp.	1	0	0	0	0	0
146	Tipula sp.	0	0	0	0	0	1
505	Orthetrum brunneum	0	3	0	0	0	0
10161	Crocothemis erythraea	0	1	0	0	0	0
1937	Lumbriculidae Gen. sp.	0	0	108	26	6	12
1036	Potamopyrgus antipodarum	39	29	39	16	35	87
1004	Asellus aquaticus	71	148	132	4	31	0
1107	Proasellus coxalis	0	0	3	0	0	0
1938	Oligochaeta Gen. sp.	32	0	137	4	0	0
5077	Ostracoda Gen. sp.	320	0	1700	0	600	170
1078	Planorbidae Gen. sp.	0	4	9	0	0	0
15273	Hydrachnidia Gen. sp.	120	240	66	60	0	50
252	Centroptilum luteolum	8	0	0	0	0	0
615	Orthetrum sp.	0	0	0	2	0	0
10019	Somatochlora sp.	0	0	0	0	0	2
10020	Sympetrum sp.	0	4	0	0	0	0
567	Parapoynx stratiotata	0	1	0	0	0	0
1286	Orchestia cavimana	0	0	0	0	1	0
20337	Leptocerus lusitanicus	21	197	0	0	0	0
1409	Radix balthica	4	1	0	0	0	1
254	Dryops sp.	0	1	0	0	0	0

DV-Nr	Taxonname	PS 1	PS 2	PS 3	PS 4	PS 5	PS 6
366	Haliplidae Gen. sp.	0	0	1	0	0	0
352	Halipus flavicollis	0	0	1	0	0	1
3	Halipus lineatocollis	0	0	5	0	0	0
102	Halipus sp.	1	0	0	0	0	0
98	Hydroporus sp.	0	0	8	1	0	7
20250	Oulimnius troglodytes	2	8	11	7	9	26
17	Oulimnius tuberculatus	0	0	7	0	14	17
1085	Valvata piscinalis ssp.	42	0	13	6	0	0
1586	Dreissena rostriformis	930	1	70	40	48	27

Die dominierenden Taxa waren die Larven der Zwergschwimmwanze (*Micronecta sp.*), Muschelkrebse (Ostracoda), die invasive Quaggamuschel (*Dreissena rostriformis bugensis*) und die Wassermilben (Hydrachnidia). Von den nach operationeller Taxaliste bestimmbareren Arten waren die häufigsten die Eintagsfliege *Cloëon dipterum*, die Wasserassel (*Asellus aquaticus*) und die Teichschlange (*Stylaria lacustris*). Zehn Taxa (ca. 15%) waren Neozoen.

Neben dem Vorkommen des Hakenkäfers *Oulimnius troglodytes* überrascht auch der Nachweis von Steinfliegen (*Leuctra sp.*) im See. Steinfliegen bewohnen fast ausschließlich Fließgewässer und sind nur schlechte Flieger. Wie die Besiedlung des Baggersees erfolgte konnte ist unbekannt. Beide Taxa bewohnen kühle, sauerstoffreiche oligotrophe Gewässer.

Es wurden 2 Arten nachgewiesen, die in den Roten Listen der gefährdeten Tierarten Deutschlands (RL BRD) und Baden-Württembergs (RL BA-Wü) gelistet sind (vgl. Tabelle 4.12). Für Baden-Württemberg fehlen aktuelle Rote Listen von Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Wasserkäfern (Hydrophilidae, Dytiscidae, Haliplidae, Elmidae usw.) und weiteren aquatischen Gruppen. Alle Libellenarten unterliegen dem Schutz des BNatSchG.

Tabelle 4.12: Arten der Roten-Listen im Untersuchungsgewässer

Art	Deutscher Name oder Gruppe	RL Ba-Wü	RL BRD	BNatSchG bes. gesch	Durmshheim PS
<i>Agrypnia obsoleta</i>	Köcherfliege		3		1
<i>Oulimnius troglodytes</i>	Hakenkäfer		2		1, 2, 3, 5, 6.
<i>Ischnura elegans</i>	Gewöhnliche Pechlibelle			x	2,3,4,6
<i>Cordulia aenea</i>	Falkenlibelle			x	1
<i>Anax imperator</i>	Große Königslibelle			x	2
<i>Enallagma cyathigerum</i>	Becher-Azurjungfer			x	1

1 = vom Aussterben bedroht
3 = gefährdet

2 = stark gefährdet
V = Vorwarnliste

G = Gefährdet, aber keiner Kategorie zuordenbar
D = Daten defizitär

Der ökologische Uferzustand des Baggersees wird mit AESHNA (vgl. Miler, O. et al. 2011) in die Bewertungsklasse mäßig eingestuft. Die z. T. intensive Nutzung der Ufer, die schlecht ausgeprägten Flachuferbereiche und die Baggertätigkeit verhindern eine bessere Einstufung.

Die Makrozoobenthoszönose ist eine Mischung von euryöken sowie eher spezialisierten heimischen Arten und zahlreichen Neozoa. Die mit Abstand häufigsten Taxa gehören zu den Pionierbesiedlern unterschiedlicher Stillgewässer (*Micronecta sp.*, *Cloëon dipterum*).

Die meisten Neozoa besitzen kein flugfähiges Stadium und können daher den Baggersee nicht ohne Hilfe erreicht haben. Da offensichtliche auch keine Verbindung zum neozoen-dominierten Rhein besteht, bleiben als mögliche Eintragspfade umgesetzte Boote, Arbeitsgeräte und Wasservögel.

Auffällig ist das Verbreitungsmuster der Quaggamuschel. Die invasive Art besiedelt alle Hartsubstrate und bedeckt in einigen Seen der Oberrheinebene fast flächig den Gewässergrund. Im Untersuchungsgewässer waren einige Schwimmpontons gar nicht oder nur in geringen Individuendichten besiedelt. Dass sie auch hier zur Massenentwicklung fähig ist, zeigt ein Stück Treibholz, das fast vollständig von ihr besiedelt war. Eine Ursache für die schwache Besiedlung der Seeufer erschließt sich aus der Untersuchung nicht. Eventuell ist die Art im See noch in Ausbreitung begriffen.

4.3.4 Besiedlungsbild des Phytoplanktons

Bei der Untersuchung des Phytoplanktons am 16.09.22 wurden die in der Tabelle 4.13 angegebenen Arten erfasst. Die Häufigkeit der Taxa ist als Individuenzahl je ml und die Gesamtbiomasse in der Einheit mm^3/L dargestellt.

Tabelle 4.13: Gesamtartenliste planktischer Algen und Cyanobakterien (Untersuchungstermin 16.9.22)

Artname	taxonomische Gruppe	Individuenzahl / ml	Biovolumen mm^3/m^3
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	Cyanobakterien (Hormogonales)	62,51	0,3
<i>Chrysochromulina parva</i>	Chrysophyceae	87,52	2,1
<i>Chrysococcus sp. klein</i>	Chrysophyceae	4,17	0,9
<i>Dinobryon divergens</i>	Chrysophyceae	41,67	9,5
<i>Mallomonas akrokomos</i>	Chrysophyceae	8,33	0,6
<i>Mallomonas sp. klein</i>	Chrysophyceae	4,17	5,2
<i>Pseudopedinella erkensis</i>	Chrysophyceae	25,00	5,2
<i>Uroglena sp.</i>	Chrysophyceae	20,84	4,0
centrale Diatomeen (5-10)	Diatomeae (Centrales)	4,17	0,9
<i>Fragilaria grunowii</i> klein	Diatomeae (Pennales)	0,10	0,2
<i>Ceratium hirundinella</i>	Dinophyceae	0,30	14,4
<i>Gymnodinium lantzschii</i>	Dinophyceae	4,17	3,5
Peridinales groß	Dinophyceae	3,20	372,8
<i>Chlamydomonas sp. klein</i>	Phytomonadina	45,84	2,3
<i>Chlamydomonas sp., rund</i>	Phytomonadina	8,33	6,5
<i>Coelastrum astroideum</i> mittel	Chlorococcales	4,17	0,3
<i>Dictyosphaerium sp.</i>	Chlorococcales	633,45	39,0
<i>Dictyosphaerium sp. (klein)</i>	Chlorococcales	2.167,06	26,4
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> klein	Chlorococcales	200,04	7,4
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> mittel	Chlorococcales	20,84	2,8
<i>Cryptomonas 10-15µm</i>	Cryptophyceae	4,17	1,4
<i>Cryptomonas erosa/ovata</i> klein	Cryptophyceae	16,67	17,4
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	Cryptophyceae	1.208,55	59,6
<i>Rhodomonas lens</i>	Cryptophyceae	20,84	8,1

Das Phytoplanktonaufkommen war mit 0,6 mg/L (= Biovolumen $590 \text{ mm}^3/\text{m}^3$) sehr gering. Die Algenbiomasse bestand überwiegend aus größeren Dinoflagellaten (Peridinales). Cyanobakterien treten nur ganz vereinzelt auf, darunter keine Toxinbildner. Die Phytoplanktonuntersuchung bestätigt den oligotrophen Zustand des Gewässers.

4.3.5 Sedimentbeschaffenheit

Wie die in der Tabelle 4.14 angegebenen Werte zeigen, entsprachen die Biomasseanteile und Nährstoffgehalte im Sediment einem sehr niedrigen Belastungsniveau im Vergleich zu den Referenzwerten. Während der Auskiesungsphase hat sich noch kein ausgeprägt limnisches Sediment ausgebildet.

Tabelle 4.14: Nährstoffgehalte im Sediment des Baggersees (16.9.22)

Parameter	Einheit	Messwerte	Referenzwerte Baggerseen			
		16.9.22	Mittelwert	25. Perz.	90. Perz.	Anzahl
Trockensubstanz	Masse-%	66,5	39,9	33,5	54,7	30
TOC	Masse-%	1,4	2,7	1,2	5,6	134
Phosphor, gesamt	mg/kg TR	230	855	517	1.402	140
Stickstoff gesamt	mg/kg TR	620	1538	200	3619	119

* aus dem Messprogramm der LUBW an 67 Baggerseen der Oberrheinebene und Eigenuntersuchungen (73 Seen) in den Jahren 1994-2020

4.4 Zusammenfassende Beschreibung des Gewässerzustandes

Die in der Tabelle 4.15 dargestellte zusammenfassende Bewertung zeigt, dass derzeit keine Belastungen oder Negativentwicklungen im Untersuchungsgewässer festzustellen sind. Allerdings begünstigt die Auskiesungstätigkeit das Zirkulationsverhalten und trägt somit zum positiven Gewässerzustand bei.

Tabelle 4.15: Zusammenfassende Bewertung des Gewässerzustandes

Parameter	Indikatorbedeutung	Bewertung	Orientierungswert	Einstufung
Temperatur & Gewässerschichtung	Bei eingeschränktem Zirkulationsverhalten (Meromixis) entwickeln sich Sauerstoffdefizite.	See zirkuliert, das Zirkulationsverhalten wird auch durch die Auskiesungstätigkeit gefördert.	/	Positiv
Sauerstoffhaushalt	Sauerstoffdefizite weisen auf ein Überangebot an Nährstoffen und hohe Zehrungsintensität der Sedimente hin.	Keine Sauerstoffdefizite im Tiefenwasserkörper. Auskiesungstätigkeit verbessert die Sauerstoffsituation.	Höchstens 30% der Wassersäule über Grund O ₂ -Gehalt <2mg/L	Positiv
Leitfähigkeit	Ionenanreicherungen in der Tiefe weisen auf hohe Trophie hin.	Die Leitfähigkeitswerte nehmen im Sommer mit der Seetiefe kaum zu. Die Auskiesung fördert die Durchmischung.	/	Positiv, keine Belastung erkennbar.
Phosphorgehalte	Erhöhte Phosphorkonzentrationen begünstigen das Algenwachstum und indirekt Sauerstoffdefizite.	Sehr geringe Phosphorgehalte im Wasserkörper. Keine Rücklösung in der Tiefe.	0,015 bis 0,045 mg/L	Positiv, noch geringere Nährstoffbelastung als der Orientierungswert fordert.

Gewässerzustand

Parameter	Indikatorbedeutung	Bewertung	Orientierungswert	Einstufung
Chlorophyll-a Gehalte	Hohe Chlorophyll-a Gehalte indizieren starkes Algen- und Cyanobakterienwachstum.	Niedrige Chlorophyll-a Gehalte im Wasserkörper infolge geringer Phosphorkonzentrationen und intensiver Wasserumwälzung durch die Auskiesungstätigkeit.	4-12 µg/L	Positiv, Messwerte liegen im Bereich des Orientierungswertes oder unterschreiten diesen.
Sichttiefe	Geringe Sichttiefenwerte sind ein Indikator für Algen- und Cyanobakterienmassenentwicklungen.	Sichttiefenwerte durch Auskiesungstätigkeit (mineralische Trübe) vermindert.	3,5 – 2,5 m	Wegen betriebsbedingten Eintrags mineralischer Trübe nicht als Trophieindikator geeignet.
Phytoplankton	Algenmassenentwicklungen sind Trophiezeiger, das Auftreten potentiell toxischer Cyanobakterien schränkt die Badegewässerqualität ein.	Aufgrund der niedrigen Nährstoffgehalte geringe Algendichte und nur vereinzelte Cyanobakterien (keine Toxinbildner).	Cyanobakterien Chl-a < 5 µg/L	Positiv

5 Allgemeine Beschreibung der Einflusspotentiale von SPV-Anlagen auf die Seewasserqualität

5.1 Ausgangssituation

Bevor die Maßnahmenauswirkungen auf das Untersuchungsgewässer mittels einer Modellierung der relevanten Qualitätsparameter im Detail ermittelt werden (vgl. Kapitel 6), sollen hier zunächst die grundsätzlichen Einflusspotentiale auf die Wasserbeschaffenheit, mit denen infolge der Installation einer SPV-Anlage zu rechnen ist, dargestellt werden. Auf künstlichen Stillgewässern bzw. erheblich veränderten Stillgewässern ist die Installation von schwimmenden Photovoltaik(SPV)-Anlagen prinzipiell möglich, wenn deren Einwirkungen keine negativen Folgen für die Gewässergüte verursachen.

Allerdings liegen derzeit noch keine Untersuchungen vor, die eine allgemeine Abschätzung und auf verschiedene Einzelfälle übertragbare Quantifizierung möglicher Belastungen aus dieser Nutzung ermöglichen. Die bisher erstellten Studien beziehen sich zumeist auf konkrete Vorhaben und bilden nicht das gesamte Spektrum möglicherweise betroffener Parameter und Untersuchungsgegenstände ab, wie:

- Zirkulationsverhalten
- Temperaturhaushalt
- Seeverdunstung
- Sauerstoffhaushalt
- Algen- und Cyanobakterienentwicklung (Artenzusammensetzung, Chl-a)
- Zooplankton
- Makrozoobenthos
- Fischfauna
- Wasserpflanzen
- Lebensraum im Seeumfeld lebender Organismen (z.B. Avifauna, Fledermäuse, Biber, Fischotter etc.)
- Nährstoffhaushalt
- Entwicklung benthischer Cyanobakterien als Aufwuchs auf den Schwimmkörpern
- Entwicklung von Schwachlicht-Cyanobakterien-Arten (z.B. *Planktothrix rubescens*) im abgeschatteten Bereich
- Mögliche sekundäre Belastungen z.B. durch Antifouling, Leaching, Freisetzung von Mikroplastik etc.

Beeinflusst werden diese Parameter durch drei Faktorenkomplexe, wobei der Erste den mit Abstand größten Effekt auf die Seewasserbeschaffenheit ausübt.

5.2 Potentielle Einflussfaktoren

5.2.1 Faktorenkomplex 1 (primäre Wirkgrößen)

Der Faktorenkomplex 1 wird primär bestimmt durch Veränderungen folgender meteorologischer Wirkgrößen, die mit der Installation einer SPV-Anlage einhergehen:

- Globalstrahlung [W/m^2]
- Langwellige Rückstrahlung [W/m^2]
- Windgeschwindigkeit [m/s]
- Lufttemperatur [$^{\circ}\text{C}$]
- Dampfdruck [hPa]
- Niederschlagshöhe [mm]

Die Kenntnis der Veränderung dieser Wirkgrößen ist von ausschlaggebender Bedeutung für die Beurteilung vorhabensbedingter Auswirkungen einer SPV-Anlage auf die Seewasserbeschaffenheit. Diese Wirkfaktoren beeinflussen den Temperaturhaushalt und die Gewässerschichtung (vgl. Abbildung 5.1), aber auch den Lichthaushalt sowie den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt eines Gewässers und damit die gesamte Seeökologie. Mit einer Veränderung dieser Wirkgrößen verändert sich auch die Lebensraumfunktion für Fische, Wasserpflanzen sowie Zoo- und Phytoplankton. Auch das Entwicklungspotential von Cyanobakterien kann beeinflusst werden.

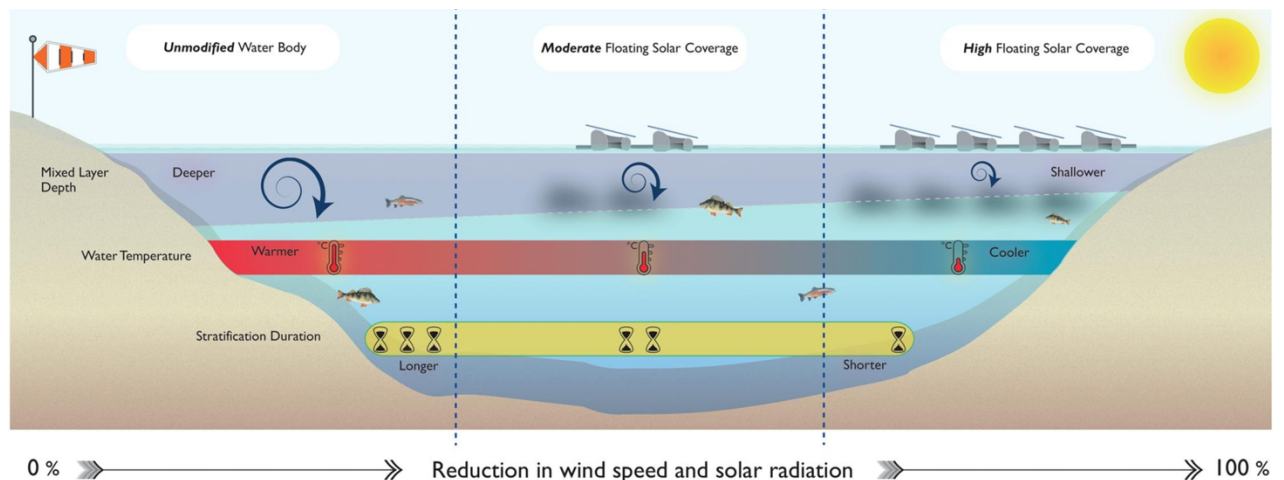


Abbildung 5.1: Veränderung der Wassertemperatur und Gewässerschichtung durch Solarmodule (Abb. aus Exley et al. 2021)

Die meteorologischen Wirkgrößen werden durch die Exposition von schwimmenden Solarmodulen in unterschiedlichem Umfang beeinflusst, wobei sich direkte Auswirkungen vor allem für die Wassertemperatur und dementsprechend auch für das Zirkulationsverhalten ergeben (vgl. Tabelle 5.1). Dabei können wegen der gegenläufigen Beeinflussung (Verringerung bzw. Verstärkung) unterschiedlicher Wirkgrößen die Auswirkungen der einen durch Auswirkungen einer anderen abgeschwächt werden. Die Verringerung der Zirkulationsintensität durch die stärkere Windabschattung z.B. wird teilweise (oder auch ganz) durch den verminderten Wärmeeintrag (Globalstrahlung) und die damit verbundene Abnahme der Schichtungsstabilität kompensiert.

Allgemeine Beschreibung der Einflusspotentiale von SPV-Anlagen

Tabelle 5.1: Vorhabensbedingte Beeinflussung meteorologischer Wirkgrößen

Nr.	Meteorologischen Wirkgrößen	Effekt durch PV-Module	Auswirkungen auf	
			Wassertemperatur	Zirkulationsintensität
1.	Globalstrahlung [W/m ²]	Abschwächung	Verringerung	Verstärkung
2.	Langwellige Strahlung [W/m ²]	Verstärkung	Erhöhung	Verringerung
3.	Gesamteinstrahlung (1. + 2.)	Abschwächung	Verringerung	Verstärkung
4.	Windgeschwindigkeit [m/s]	Abschwächung	Erhöhung	Verringerung
5.	Lufttemperatur [°C]	Verstärkung	Erhöhung	Erhöhung
6.	Dampfdruck [hPa]	Verstärkung	sehr geringe Erhöhung	sehr schwache Verringerung
7.	Niederschlagshöhe in mm	kein	/	/

Die direkten Auswirkungen durch Veränderungen der meteorologischen Wirkgrößen verursachen mittelbare Auswirkungen auch für die physikalischen, chemischen und biochemischen Beschaffenheitskennwerte eines Gewässers sowie für das Besiedlungsbild.

5.2.2 Faktorenkomplex 2

Der Faktorenkomplex zwei wird bestimmt durch indirekte Beeinflussung der chemisch-physikalischen Wasserbeschaffenheit, die sich ergeben aus:

- der Freisetzung von Stoffen (Leaching) aus den Schwimmkörpern und den Solarmodulen,
- der Beeinflussung durch Antifouling und
- dem Eintrag von Mikroplastik in das Gewässer.

Die zu diesem Faktorenkomplex gehörenden Einflüsse werden in starkem Umfang vom Anlagendesign bestimmt.

5.2.3 Faktorenkomplex 3

Der Faktorenkomplex 3 beeinflusst mittelbar durch bau-, anlagen- und betriebsbedingte Effekte die Seewasserbeschaffenheit sowie das Besiedlungsbild und ggf. die Lebensraumtypen. Er besteht aus sehr unterschiedlichen Wirkfaktoren. In diesem Zusammenhang sind zu nennen:

- Beeinflussung der Eigenart, Vielfalt, Schönheit und Erholungseignung der Landschaft sowie sonstige Auswirkungen auf das Landschaftsbild.
- Beeinflussung der chemisch-physikalischen Wasserbeschaffenheit und Lebensräume durch technische Komponenten, wie:
 - Veränderung des Sauerstoffaustauschs zwischen Seeoberfläche und Wasserkörper durch den Überdeckungsgrad der Schwimmkörper
 - Beeinflussung der Wasserbeschaffenheit und der Lebensraumtypen durch Faktoren wie Netzanbindung
 - Beeinflussung der Sediment- und Besiedlungsstruktur durch die Verankerungssysteme (Schwoikreise)

Allgemeine Beschreibung der Einflusspotentiale von SPV-Anlagen

- Beeinflussung des Sedimentationsverhaltens durch absedimentierenden Aufwuchs nach Exposition der Schwimmkörper (z.B. Benthos)
- Beeinflussung der Emergenz von Insektenlarven (Chironomiden) durch die SPV-Anlage
- Auswirkungen der Wechselrichteranlage (auf dem Gewässer / an Land)
- Beeinträchtigung der Wasserbeschaffenheit, der Lebenswelt sowie der Lebensraumtypen durch Havarieereignisse und Gewässernutzungen

5.3 Auswirkungen hydrodynamischer Prozesse im See

Mögliche Auswirkungen für die Seewasserbeschaffenheit durch die PV-Module, wie z.B. Veränderungen des Temperaturhaushaltes, können mitunter infolge der hydrodynamischen Prozesse (Vermischung) im See sehr schnell ausgeglichen werden. Eine Verringerung der Wassertemperatur unter den Modulen wird zumeist durch die Transportprozesse im See nivelliert und ist durch Differenzmessungen kaum noch zu erfassen. Gleichwohl ergeben sich maßnahmenbedingte Auswirkungen, die allerdings den gesamten Seebereich betreffen und hinsichtlich ihres Ausdehnungsverhaltens z.B. mit Trübungsprozessen vergleichbar sind, wie sie durch punktuelle Einleitungen von Kieswaschwasser entstehen (vgl. Abbildung 5.2).



Abbildung 5.2: Ausbreitung der Gewässertrübung in einem Baggersee der Oberrheinebene (Foto Boos)

Differenzmessungen, wie sie bei der Untersuchung der Vorhabensauswirkungen am Bomhofspas See in Zwolle durchgeführt wurden (De Lima et al. 2021), sind folglich zur Feststellung der Vorhabensauswirkungen nur bedingt geeignet.

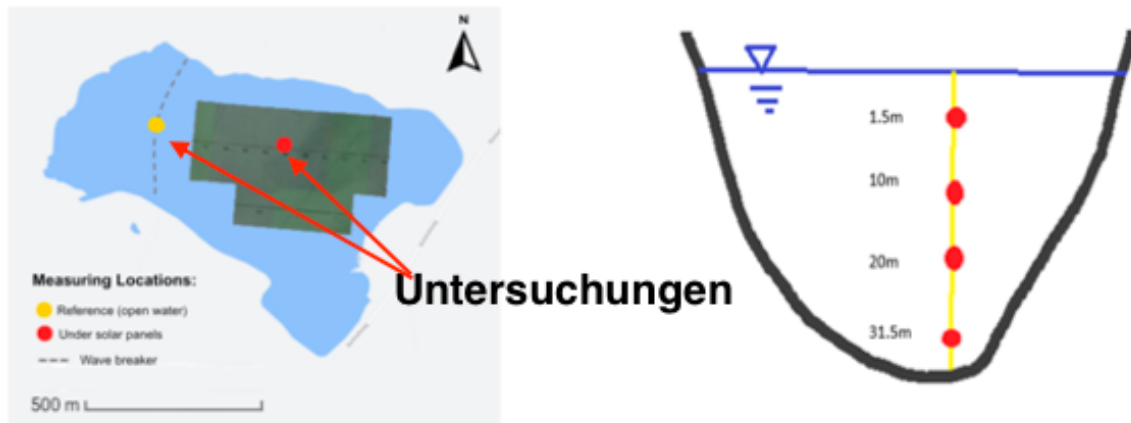


Abbildung 5.3: Untersuchung der Vorhabenauswirkungen am Bomhofsplass See in Zwolle (de Lima et al. 2021).

Wie stark hydrodynamische Vorgänge in einem See zur horizontalen Angleichung von lokalen Belastungsgradienten führen können, ist beispielsweise auch aus der Verteilung der Parameter Temperatur, Sauerstoff und elektrische Leitfähigkeit in dem teilweise von Teichlinsen überdeckten Kölner Altrheinarm Untere Groov (vgl. Abbildung 5.4) zu ersehen.



Abbildung 5.4: Teichlinsenüberdeckungen an der Unteren Groov (Bildvorlage Google)

Die hier mit einer CTD-Sonde am 16.8.2021 an 6010 Messpunkten erfassten Werte (vgl. Tabelle 5.2) zeigen, dass im Bereich der Teichlinsenbedeckung und im unbedeckten Wasser nur geringe Unterschiede auftreten, da es infolge der Horizontalströmungen zu einer raschen Angleichung kommt. Die insgesamt geringen Sauerstoffwerte und die für ein Flachgewässer im Sommer vergleichsweise niedrige Wassertemperatur belegen aber, dass die Teichlinsenüberdeckung deutliche Auswirkungen für das gesamte Gewässer hat.

Tabelle 5.2: Veränderung von Beschaffenheitskennwerten bei teilweiser Überdeckung mit Teichlinsen

	Temperatur [°C]	Sauerstoffgehalt [mg/L]	Sauerstoffsättigung [%]	el. Leitfz ₅ [µS/cm]
Teichlinsenbedeckung 100 %	21,64	4,78	54,48	403,05
Teichlinsenbedeckung < 1%	21,28	4,83	54,63	404,86

Folglich ist anzunehmen, dass auch die Überdeckung mit Solarmodulen zwar Effekte auf die Seewasserbeschaffenheit, z.B. in Form eines Rückgangs der Sauerstoffgehalte, ausüben, diese aber aufgrund der Austausch- und Vermischungsvorgänge innerhalb des gesamten Seevolmens nicht zu lokal begrenzten Veränderungen der Wasserbeschaffenheit führen. Daher können diese Auswirkungen auch nicht durch Differenzmessungen erfasst werden.

5.4 Maßnahmenfolgen überlagernde (maskierende) Einflussgrößen

Seen, in denen schwimmende PV-Anlagen installiert wurden bzw. in naher Zukunft installiert werden sollen, sind in der Regel künstliche Gewässer, die anthropogene Überformungen und Mehrfachnutzungen aufweisen. Daraus können sich Beeinflussungen ergeben, die ähnliche Wirkungen entfalten wie installierte Solarmodule und somit die Herausarbeitung der davon ausgehenden Effekte erschweren, da sie diese quasi maskieren. In diesem Zusammenhang ist primär die Kiesgewinnung zu nennen, die zu erheblichen Veränderung des Einschichtungs- und Durchmischungsverhaltens sowie der Gewässertrübung in Baggerseen führt. Als Haupteinflussfaktoren fungieren dabei:

- Die Abbaggerung mittels Schaufelbagger
- Wasserentnahme und Rückleitung durch Saugbagger
- Kieswäsche und Rückleitung von Kieswaschwasser

Durch die Kiesentnahme mit einem Bagger ergibt sich ein direkter Auswirkungsbereich mit einem Durchmesser, der etwa dem 10-fachen der Wassertiefe unter dem Bagger entspricht (vgl. Abbildung 5.5).

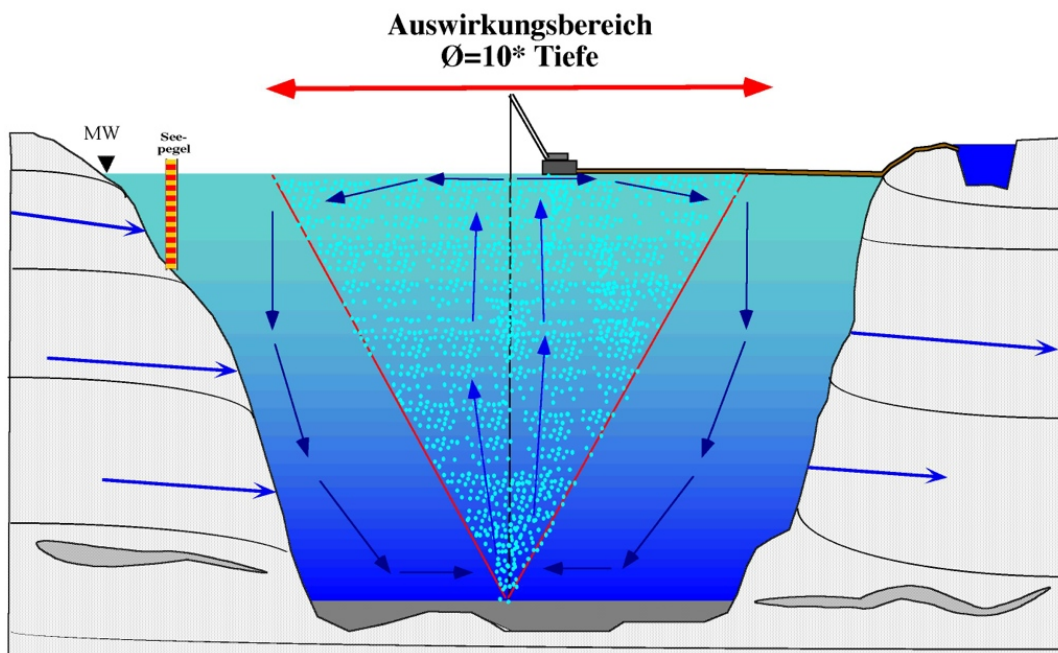


Abbildung 5.5: Direkter Auswirkungsbereich der Baggertätigkeit in einem Baggersee

Allgemeine Beschreibung der Einflusspotentiale von SPV-Anlagen

Allerdings kommt es durch Ausgleichsströmungen zu einer vollständigen Beeinflussung des gesamten Wasserkörpers über wenige Tage (vgl. Abbildung 5.6). Dabei ergeben sich erhebliche Auswirkungen für den Gewässerzustand, die Baggerseen in Auskiesung bei ansonsten identischen Kennwerten (Morphologie, Hydrologie etc.) deutlich von Seen ohne Baggerbetrieb unterscheiden. Dies gilt vor allem im Hinblick auf:

- Höhere Temperaturen im Hypolimnion
- Geringere Temperaturdifferenzen zwischen epilimnischem und hypolimnischem Wasserkörper
- Abgeschwächte Algenentwicklung im Epilimnion aufgrund erhöhter mineralischer Trübung, geringerer Sichttiefe und verstärkter Turbulenzen (Vertikalvermischung)
- Eine verbesserte Sauerstoffversorgung im Hypolimnion
- Einen ausgeglichenen Sauerstoffhaushalt im Epilimnion nahe des Sättigungsbereiches



Abbildung 5.6: Verteilung mineralischer Trübung im Petersee bei Achern durch Ausgleichströmungen über den unmittelbaren Einwirkungsbereich hinaus (Luftbild Boos 2006)

5.5 Empfindlichkeitsstufen unterschiedlicher Baggerseetypen gegenüber SPV-Anlagen

Unabhängig von den im Einzelfall konkret zu erwartenden Auswirkungen einer SPV-Anlage auf einzelne Baggerseen lassen sich grundsätzlich Empfindlichkeitsstufen unterschiedlicher Baggerseetypen definieren. Das Ausmaß der Empfindlichkeit gegenüber den oben beschriebenen Faktorenkomplexen (vgl. Kapitel 5.2) wird wesentlich bestimmt von Betriebsstaus (in Auskiesung oder Auskiesung abgeschlossen), der Gewässertiefe und der Anbindung des Sees an Fließgewässer und/oder Grundwasser (vgl. Tabelle 5.3).

Tabelle 5.3: Empfindlichkeit unterschiedlicher Baggerseetypen gegenüber der Installation einer SPV-Anlage

Seetyp	Baggerseen in Auskiesung	Baggersee stillgelegt	Baggerseen flach (Tmax <10-20 m)	Baggerseen tief (Tmax >10-20 m)	Baggerseen fließgewässerangebunden	Baggerseen grundwasserangebunden	Empfindlichkeit gegenüber SPV
1	x		x		x		sehr gering
2	x		x			x	mäßig
3	x			x	x		sehr gering
4	x			x		x	sehr gering
5		x	x		x		mäßig
6		x	x			x	hoch
7		x		x	x		sehr gering
8		x		x		x	mäßig

Die höchste Empfindlichkeit gegenüber einer Nutzung durch SPV-Anlagen ist bei flachen, grundwasserdominierten Seen ohne Auskiesungstätigkeit (Seetyp 6) aufgrund eines höchstens mäßigen Nährstoffdargebots geringer Algen-trübe sowie Makrophytendominanz zu erwarten. Während der Auskiesungsphase hingegen bilden flache, grundwasserdominierte Baggerseen (Seetyp 2) eine nur mäßige Empfindlichkeit aus.

Mit sehr geringen Empfindlichkeiten ist bei tiefen Baggerseen in der Auskiesungsphase zu rechnen (Seetypen 1, 3 & 4). Dabei spielt neben der permanenten, betriebsbedingten Wasserzirkulation, die eine gleichmäßige Stoff- und Sauerstoffverteilung fördert, auch die mineralische Trübung eine Rolle, in deren Folge die Beschattungsfunktion durch eine SPV-Anlage geringere ökologische Auswirkungen hervorruft als in Seen mit hohen Sichttiefen.

Nach dem Ende der Auskiesung steigt die Empfindlichkeit tiefer, grundwasserangebundener Baggerseen (Seetyp 8), in denen sich unter natürlichen Bedingungen nun hohe Sichttiefen ausbilden, infolge der Beschattung durch die SPV-Anlagen an, erreicht aber immer noch ein nur mäßiges Ausmaß. Für tiefe, fließgewässerangebundene Baggerseen (Seetyp 7) erhöht sich die Empfindlichkeit nach dem Auskiesungsende weniger, da infolge der Nährstoffeinträge mit dem Oberflächenzufluss hier mit stärkeren Algenentwicklungen und demnach einer ohnehin geringeren Sichttiefe zu rechnen ist.

Mit einer mäßigen Empfindlichkeit ist in flachen, fließgewässerangebundenen Baggerseen (Seetyp 5) bereits während der Auskiesungsphase zu rechnen.

Das Untersuchungsgewässer als noch betriebener, grundwasserangebundener Baggersee mit einer Wassertiefe von deutlich mehr als 10 m und ohne Fließgewässerzufluss ist dem Seetyp 4 zuzuordnen. Für derartige Seen sind die geringe/fehlende Gewässerschichtung, erhöhte Turbulenzen und verstärkte mineralische Trübungen infolge der Auskiesungstätig-

keit charakteristisch. Die Grundwasserdominanz in Verbindung mit der hohen Wassertiefe sorgt dafür, dass sich auch nach Einstellung der Auskiesungstätigkeit ein allenfalls mäßig nährstoffreicher, wahrscheinlich sogar nährstoffarmer Gewässerzustand mit Makrophyten-dominanz entwickelt. Aufgrund der hohen Wassertiefe wird die von Solarmodulen ausgehende Beschattung negative Auswirkungen auf das Besiedlungspotential für höhere Wasserpflanzen und Armleuchteralgen nur verursachen, wenn ufernahe Flachwasserbereiche berührt sind, deren Tiefe geringer als das 2,5-fache der Sichttiefe ist.

5.6 Darstellung und Quantifizierung maßnahmenverursachter Effekte in der aktuellen Fachliteratur

5.6.1 Auswahlkriterien für die Nutzung der Literaturquellen

Derzeit existieren nur wenige Baggerseen, an denen die Wirkung von PV-Anlagen untersucht werden könnte. Meist weisen diese Baggerseen eine vergleichsweise geringe Anlagengröße mit entsprechend niedriger Flächenüberdeckung ($\ll 10\%$) auf und befinden sich zudem noch in der Auskiesung. Daher eignen sich diese Seen nur begingt als Referenzgewässer, da mögliche Veränderungen des Gewässerzustandes durch Einwirkungen der PV-Anlagen im Vergleich zu den Effekten, die von der Baggertätigkeit ausgehen, nur ein geringes Ausmaß annehmen können und nicht verlässlich darstellbar sind.

Eine allgemeine Darstellung und Quantifizierung maßnahmenverursachter Effekte erfolgt daher im Rahmen einer Literaturlauswertung. Bei der Auswahl der gesichteten Literatur wurden folgende Kriterien zu Grunde gelegt:

1. Ausreichende Berücksichtigung hydrodynamischer Prozesse bei der Bewertung der Einflussgrößen (vgl. Kapitel 5.3).
2. Darstellung maskierender Einflussgrößen, die ähnliche Auswirkungen auf die Gewässergüte verursachen wie die Solarnutzung, aber nicht von dieser selbst ausgehen (z.B. Intensivierung der Zirkulation durch Baggerbetrieb, Gewässertrübung durch Kieswaschwasser etc.) und damit die Erfassung der Maßnahmenauswirkungen erschweren (vgl. Kapitel 5.4).
3. Genaue Quantifizierung der meteorologischen Wirkgrößen (Faktorenkomplex 1, siehe Kapitel 5.2.1).
4. Weitere Angaben zu sekundären Einflussgrößen (Faktorenkomplex 2 und 3, siehe Kapitel 5.2.2 und 5.2.3).

Im Idealfall sollten Literaturquellen, die Auswirkungen von PV-Modulen auf die Wasserqualität einzelner Seen darstellen, zu allen oben aufgeführten Punkten Informationen liefern. Das Ausmaß der dabei erreichten Informationstiefe bestimmt den Nutzen der jeweiligen Quelle für die Aufgabenstellung dieser Studie. Unter diesem Aspekt wird die gesichtete Literatur, wie am folgenden Beispiel (siehe Tabelle 5.4) dargestellt, ausgewertet.

Allgemeine Beschreibung der Einflusspotentiale von SPV-Anlagen

Tabelle 5.4: Auswertung einer Literaturquelle (Beispiel)

1	De Lima, R.L.P.; Paxinou, K.; C. Boogaard, F.; Akkerman, O.; Lin, F.-Y. In-Situ Water Quality Observations under a Large-Scale Floating Solar Farm Using Sensors and Underwater Drones. Sustainability 2021, 13, 6421. https://doi.org/10.3390/su13116421	
2	Seetyp, Gewässernutzung und Untersuchungsschwerpunkt	In Auskiesung befindlicher Baggersee (Bomhofsplas See bei Zwolle. Fläche 63 ha, T _{max} = 35m, Überdeckung durch PV-Module 18,25 ha, Überdeckungsgrad 29%). Untersucht wird im Rahmen einer empirischen Studie der Effekt, den Solarmodule auf einen noch in Auskiesung befindlichen Baggersee ausüben.
3a	Berücksichtigung hydrodynamischer Prozesse bei der Bewertung der Einflussgrößen	Untersucht wurden Temperatur, O ₂ -Gehalt sowie Leitfähigkeit im Freiwasserkörper und unter den Solarmodulen. Auf die Auswirkungen hydrodynamischer Effekte, die zum Ausgleich der Wertedifferenzen unter den Solarmodule und im Freiwasserkörper führen, wurde nicht eingegangen.
3b	Erfassung maskierender Einflussgrößen	Auf Einflussgrößen der Kiesgewinnung, welche die vorhabensbedingten Effekte maskieren können, wurde nicht eingegangen
3c	Quantifizierung der primären met. Wirkgrößen	Es werden keine Angaben zur Beeinflussung meteorologischer Wirkgrößen gemacht.
4a	Temperaturhaushalt, Zirkulations- und Schichtungsverhalten	Die Änderungen zwischen Referenzpunkt im Freiwasserkörper und Messstelle unterhalb der PV Anlage sind bei den Temperatur- und Leitfähigkeitswerten sehr gering. Temperaturhaushalt, Leitfähigkeit und Einschichtungsverhalten sind folglich von der Maßnahme nur in geringem Umfang betroffen.
4b	Sauerstoffhaushalt (Auswirkungen durch veränderte physikalische und biogene Belüftung)	Die Standortunterschiede der Sauerstoffwerte legen nahe, dass durch die Anlage eine Minderung der Sauerstoffwerte infolge geringerer physikalischer Belüftung und geringerem biogenem Sauerstoffeintrag verursacht wird. Die insgesamt aber immer noch hohen Sauerstoffwerte im See lassen nicht auf eine starke Überformung des noch in Auskiesung befindlichen Baggersees schließen.
4c	Ab- und Umbauvorgänge im Wasserkörper (Gewässersgüte)	Nicht untersucht
4d	Entwicklung des Besiedlungsbildes insbesondere von Makrophyten und Phytoplankton	Nicht untersucht
4e	Entwicklung von Cyanobakterien	Nicht untersucht
4f	Freisetzung von Mikroverunreinigungen	Nicht untersucht
5	Informationsgehalt und Nutzbarkeit für die Aufgabenstellung	Die Studie stellt eine umfangreiche Erhebung physikalischer Kennwerte an einem bestehenden See mit intensiver Nutzung durch SPV Anlagen dar, die den direkten Einwirkungsbereich der SPV Anlage erfasst. Nicht untersucht wurde der Nährstoffhaushalt mit den Trophiemerkmalen (C-N-P) oder biotischen Parametern wie Algen- und Wasserpflanzenentwicklung. Eine Bewertung der Vorhabensauswirkungen ist nur eingeschränkt möglich, da sich die Untersuchung auf Standortunterschiede an nur einem Gewässer beschränkt und die zwischen den Standorten stattfindenden Austauschprozesse keine Berücksichtigung finden.

Die Literatur zur Bewertung der Umweltrelevanz von schwimmenden Photovoltaik (SPV)-Anlagen kann in drei Kategorien gefasst werden:

Allgemeine Beschreibung der Einflusspotentiale von SPV-Anlagen

1. Empirische Studien an bestehenden Gewässern durch Messung der von SPV-Anlagen ausgehenden Effekte.
2. Modellstudien auf der Grundlage mathematischer Verfahren zu den Auswirkungen von SPV-Anlagen auf die Seewasserbeschaffenheit.
3. Eine Kombination von empirischen Erhebungen mit Modellberechnungen (im Folgenden: Kombinationsstudien), die eine Modell-Kalibrierung ermöglichen, um mittels des validierten Modells übertragbare Aussagen für unterschiedliche Seen mit verschiedenen Nutzungsintensitäten (Ausbaustufen) machen zu können.

5.6.2 Empirische Studien

5.6.2.1 DeLima et al. (2021)

DeLima et al. (2021) haben an einem noch betriebenen Baggersee in Holland (Bomhofspas See bei Zwolle) mit einer Fläche von 63 ha, einer Maximaltiefe von 35m und einer Überdeckung durch PV-Module von 18,25 ha (Überdeckungsgrad 29%) vorhabensbedingte Effekte durch Differenzmessungen zwischen dem von der Anlage beanspruchten Seebereich und dem unbeeinflussten Freiwasserkörper untersucht. Quantitative Angaben zur anlagebedingten Veränderung der primären meteorologischen Wirkgrößen wurden nicht vorgenommen.

Bei dem Überdeckungsgrad von 29% ergaben sich bezüglich Temperaturhaushalt und Schichtungsverhalten kaum messbare Unterschiede zwischen Einwirkungsbereich (unterhalb der Schwimmflöße) und Freiwasserkörper.

Für den Sauerstoffhaushalt wurden deutlichere Unterschiede ermittelt. Da die Sauerstoffverhältnisse aber immer noch als gut anzusehen sind, lassen sich daraus keine erheblichen vorhabensbedingten Beeinträchtigungen ableiten. Aussagen zu anderen Qualitätskomponenten (Nährstoffe, Algenentwicklung etc.) wurden nicht gemacht.

Zu relativieren sind die Ergebnisse bezüglich der folgenden beiden Punkte:

- Zum einen verwischen die hydrodynamischen Ausbreitungsvorgänge (Stofftransport) die Standortunterschiede zwischen Freiwassermessstelle und Messpunkt unter dem Anagenkörper. Diese Wasserströmungen wurden im Rahmen der Studie nicht berücksichtigt.
- Zum anderen ergeben sich durch die noch bestehende Auskiesungstätigkeit maskierende Effekte, die das Vermischungsverhalten und den Sauerstoffhaushalt positiv beeinflussen, so dass das Ausmaß der anlagenverursachten Beeinflussungen nicht in vollem Umfang herausgearbeitet werden kann.

Die Kernaussage der Studie lautet: Bezogen auf das Untersuchungsgewässer sind bei einem Überdeckungsgrad von 29% keine erheblichen Beeinträchtigungen des Zirkulationsverhaltens und des Sauerstoffhaushaltes zu erwarten.

5.6.2.2 Mathijssen et al. (2020)

Mathijssen et al. (2020) untersuchten die Auswirkungen einer Teilüberdeckung mit Solarmodulen auf einem Wasserreservoir in Kralingen (Niederlande), das eine Seefläche von 2,7 ha und ein Volumen von 72.000 m³ aufweist. Die Expositionsfläche der SPV-Anlage beträgt 8000 m² und erreicht damit einen Bedeckungsgrad von 30%. In dem zur Trinkwasser-

Allgemeine Beschreibung der Einflusspotentiale von SPV-Anlagen

gewinnung genutztem Gewässer wurden der Einfluss der Solarmodule auf die Trinkwasserbeschaffenheit untersucht und Aussagen zur Keimbelastung sowie zur Schadstofffreisetzung aus dem Material (Leaching) gemacht. Im Vordergrund standen demnach Fragestellungen zu den Auswirkungen auf die Absterberaten der Dauerstadien von Cryptosporidien, Giardien und Campylobacter sowie zum Freisetzungspotential von Schwermetallen durch Leaching.

Bezogen auf den anlagenspezifischen Überdeckungsgrad von 30% wird der Effekt für die Eliminationsrate von Keimen als gering angesehen. Ein Leaching von Schwermetallen aus PE-Schwimmkörpern, PE-Bauteilen, Dichtmaterial und Solarmodule war feststellbar, aber sehr gering und verursachte lediglich Belastungen weit unter den Grenzwerten, so dass sich hieraus ebenfalls keine Beeinträchtigungen ergaben. Organische Verbindungen wurden ebenfalls untersucht, es wurde diesbezüglich aber keine Bewertung zu möglichen Beeinträchtigungen durch die SPV-Anlage vorgenommen.

Durch den Versuchsaufbau war eine Berücksichtigung hydrodynamischer Effekte nicht notwendig, maskierende Effekte durch Nutzungen waren nicht zu erwarten. Quantitative Angaben zur anlagebedingten Veränderung der primären meteorologischen Wirkgrößen wurden nicht getroffen. Diese waren allerdings für die Studie auch nicht erforderlich.

Die Kernaussage der Studie lautet: Im Untersuchungsgewässer sind bei der vorhabensbedingten Überdeckung von 30% der Seefläche keine Beeinträchtigungen der Trinkwassernutzung zu erwarten.

5.6.2.3 Bax et al. (2022)

Bax et al. (2022) untersuchten den Oostvoornse See in den Niederlanden. Der brackische ehemalige Baggersee verfügt über eine Seefläche von 270 ha, eine mittlere Tiefe von 20 m und eine maximale Tiefe von 40 m. Das Gewässer ist hocheutroph und weist starke Algen- und Cyanobakterienentwicklung auf. Um dem Aussüßen des Gewässers entgegenzuwirken wurde mittels Verrohrung eine Verbindung zu einem meereswasserführenden Kanal (Mississippihaven) geschaffen.

Auf der Basis von Feldmessungen diskutiert die Studie Effekte von drei unterschiedlichen Anlagentypen auf den Temperaturhaushalt und das Einschichtungsverhalten. Je nach Anlagentyp reduziert sich die Globalstrahlung um 73-100 %. System A hat eine Wasseroberflächenüberdeckung von $\sim 75\%$, System B $\sim 100\%$, System C $\sim 75\%$. Hieraus ergibt sich eine Reduktion der Lichteinstrahlung (LUX), die weitgehend dem Grad der Wasseroberflächenüberdeckung entspricht:

Wasseroberflächenüberdeckung	$\sim 75\%$	$\sim 100\%$	$\sim 75\%$	
	System A	System B	System C	Reference
July/August	1012 (-77%)	36 (-99.2%)	1196 (-73%)	4403
September/October	613 (-75%)	11 (-99.6%)	488 (-80%)	2454
November	154 (-85%)	3 (-99.7%)	139 (-87%)	1038

Setzt man für das System A den Grad der Wasseroberflächenüberdeckung ($\varnothing 75\%$) gleich mit der Reduktion der Globalstrahlung (\varnothing Globalstrahlungsreduktion = 79 %) dann ergibt sich für die Anlagenkonfiguration A ein Reduktionsfaktor der Globalstrahlung um 79%.

Für die Beeinflussung weiterer meteorologischer Parameter wie z. B. die Windgeschwindigkeit werden keine Angaben gemacht. Von erheblichem Interesse ist aber der Hinweis, dass unter den Solarmodulen eine Zunahme der Lufttemperatur zwischen der Wasserober-

fläche und den Paneelen beobachtet werden kann. Diese entsteht durch die Wärmeenergie (Langwellige Strahlung), welche die Solarpaneele selbst produzieren, und kann in tropischen Reservoiren während der Mittagsstunden über 5°C betragen (Yang et. al. 2022).

5.6.2.4 Essak & Gosh (2022)

Die Metastudie beinhaltet eine allgemeine Bewertung der Vorhabenseffekte an verschiedenen Seetypen (Staustufen, Tagebaurestseen und Naturseen). Insbesondere wird die Reduzierung der Wassertemperaturen und die Veränderung des Einschichtungsverhaltens infolge der Überdeckung diskutiert. Darüber hinaus werden Effekte für den Sauerstoffhaushalt und die Algen-/ Blaualgen- Entwicklung diskutiert. Lediglich in 15% der ausgewerteten Studien erfolgte eine Untersuchung der Wasserqualitätsparameter.

5.6.3 Modellstudien

5.6.3.1 Exley et al. (2021)

Exley et al. (2021) untersuchten mittels Modellberechnungen (MyLake) an einem Natursee in England, dem Süd-Becken des Windermere, mögliche Auswirkungen der Installation und Nutzung einer SPV-Anlage.

Mit einer Seefläche von 670 ha, einer maximalen Tiefe von 42 m und einer mittleren Tiefe von 16,8 m erreicht das Gewässer im Vergleich zu Baggerseen eine erhebliche Größe. Im Rahmen einer Modellstudie wurden Auswirkungen auf die Seewasserbeschaffenheit für Bedeckungsgrade von 0-100 % untersucht. Da ein hydrodynamisches 1d-Modell (MyLake) genutzt wurde, konnte hydrodynamischen Veränderungen, die sich aus der Überdeckung mit den Modulen ergeben, Rechnung getragen werden.

Quantitative Angaben zur anlagebedingten Veränderung der primären meteorologischen Wirkgrößen wurden nicht vorgenommen. Stattdessen wurde vorausgesetzt, dass sich durch die Exposition der Anlage der Beschattungsgrad von 0-100 % erhöht und die Windgeschwindigkeit von 0-100 % verringert. Zusammenhänge zwischen Anlagengröße und Globalstrahlung bzw. Windgeschwindigkeit lassen sich hieraus nicht ableiten. Meteorologischen Wirkgrößen wie Feuchte bzw. Dampfdruck und langwellige Rückstrahlung, die durch die vorhabensbedingten Auswirkungen eine Veränderung erfahren, sind für den Modellantrieb von MyLake nicht notwendig, so dass hierzu auch keine Angaben in der Studie enthalten sind.

Auf der Grundlage des Modells wurden Aussagen zum Temperaturhaushalt, Einschichtungsverhalten und zur Verdunstung gemacht. Aufgrund des Versuchsaufbaus und der Vielzahl der Simulationen kann die Aussage getroffen werden, dass bei einem Überdeckungsgrad von 25-30 % für das Untersuchungsgewässer nur mit geringen Veränderungen zu rechnen ist. Maßgeblich für die verhältnismäßig geringen Auswirkungen ist der Umstand, dass die anlagenbedingte Veränderung der meteorologischen Haupteinflussgrößen Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit gegenläufige Effekte in Bezug auf den Temperaturhaushalt und das Zirkulationsverhalten verursachen. So führt die Flächenvergrößerung einer SPV-Anlage dazu, dass die Globalstrahlung abnimmt und sich folglich auch die Wassertemperatur verringert. Die ebenfalls abnehmende Windgeschwindigkeit bewirkt hingegen eine Temperaturerhöhung, so dass es zu einer zumindest teilweisen Kompensation kommt.

Allgemeine Beschreibung der Einflusspotentiale von SPV-Anlagen

Als Kernaussage der Publikation ist festzuhalten: Durch eine Überdeckung der Seefläche mit Solarmodulen von 25-35 % stellten sich im Untersuchungsgewässer keine erhebliche Gewässerbeeinträchtigung ein.

5.6.3.2 Haas et al. (2020)

Die Arbeit von Haas et al. untersucht im Rahmen einer Modellstudie (Elcom/Caedym/3d Modell) die möglichen Auswirkungen einer SPV-Anlage für die Rapel-Staustufe in Chile. Diese dient der Elektrizitätsgewinnung mit einer Wasserkraftnutzung von ca. 377 mW. Die Staustufe verfügt über eine Fläche von 4.000 ha und umfasst je nach Befüllung ein Wasservolumen von bis zu 400 Mio. m³. Hieraus ergibt sich eine mittlere Tiefe von 10 m. Die maximale Tiefe beträgt 55 m.

Untersuchungsgegenstand waren die anlagenbedingten Auswirkungen der Exposition von Solarmodulen auf die Algenentwicklung (Chl-a). Durch die Betriebsweise der Anlage mit stark schwankenden Wasserspiegeln blieb die im Modell berechnete maximale Ausdehnung schwimmender Solarmodule auf einen Überdeckungsgrad von höchstens 40% beschränkt. Hydrodynamische Prozesse wurden durch die Verwendung eines entsprechenden Modells (Elcom/Caedym/3d Modell) berücksichtigt. Allerdings wurde nur der vorhabensbedingte Einfluss auf die Globalstrahlungswerte diskutiert. Eine Angabe, welchen Einfluss der Überdeckungsgrad auf die einfallende Globalstrahlung hat, wurde nicht gegeben.

Die Untersuchung beschränkt sich auf Aussagen zur vorhabensbedingten Beeinflussung der Algenentwicklung (Chlorophyll-a) und zur Veränderung der Verdunstungsrate des Gewässers. Die Auswirkungen auf andere Parameter wurde im Rahmen der Studie nicht untersucht. Maskierende Einflüsse können sich durch die Wasserspiegelabsenkungen und die Tiefenwasserentnahme infolge der Stauraumbewirtschaftung im Rahmen der Wasserkraftnutzung ergeben. Aufgrund der Größe des Sees (4000 ha) und der sehr hohen Wasseraustauschrate sind die Ergebnisse nur bedingt auf Baggerseen mit deutlich längeren Verweilzeiten (0,5 bis 20 Jahre) übertragbar.

Die Kernaussage der Publikation lautet: Eine Überdeckung der Seefläche mit Solarmodulen von bis zu 40 % verursacht im Untersuchungsgewässer keine erhebliche Gewässerbeeinträchtigungen.

5.6.4 Kombinationsstudien

Kombinationsstudien mit empirischen Untersuchungen an einem Gewässer, die als Grundlage zur Modellkalibrierung dienen, und einer anschließenden Modellierung wurde im Rahmen der Literaturrecherche für zwei Gewässer gefunden: einen Baggersee in BaWü (Illgen 2021) und ein großes tropisches Gewässer in Singapur (Yang et al. 2021 & Yang et al. 2022).

5.6.4.1 Illgen (2021)

Untersucht wurde hier der Einfluss der SPV-Anlage auf einen betriebenen Baggersee (Maiwaldsee in Renchen). Der Maiwaldsee verfügte zum Zeitpunkt der Datenerhebung über eine Seefläche von 36,96 ha, ein Volumen von 8.800.000 m³, eine maximale Tiefe von 70m und eine mittlere Tiefe von 24 m. Aus der Expositionsfläche der SPV-Anlagen von 7.700 m² ergab sich eine Überdeckung von ca. 2% der Seefläche. In dem Baggersee entstanden maskierende Effekte durch die Kiesgewinnung und die Grundwassergewinnung, die beide im Rahmen der Untersuchung keine Berücksichtigung fanden. Allerdings wirken

Allgemeine Beschreibung der Einflusspotentiale von SPV-Anlagen

sich die daraus entstehenden Effekte primär auf den tiefen Wasserkörper aus, der weniger stark von vorhabensbedingten Einflüssen betroffen ist als der hier primär untersuchte Oberflächenbereich.

Im Rahmen der Arbeit wird eine Erheblichkeitsschwelle von ca. 40% ermittelt. Für die meteorologischen Wirkgrößen wurden deutliche Veränderungen festgestellt. Die (netto) Globalstrahlung ging unter den Solarmodulen um 73% und die Windgeschwindigkeit (hier allerdings über den Schwimmkörpern gemessen) um 23% zurück.

Aufgrund des Seetyps, der Seegröße und der angewandten Methodik lassen sich die hier gewonnenen Ergebnisse sehr gut auf andere Baggerseen in der Oberrheinebene übertragen. Insbesondere die ermittelte Veränderung der meteorologischen Wirkgrößen Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit bilden eine gute Grundlage für die Beurteilung der Umweltrelevanz von SPV-Anlagen auf Baggerseen.

5.6.4.2 Yang et al. (2022)

Gegenstand der Untersuchung waren die Effekte, die sich durch den Bau einer ca. 42 ha umfassenden SPV-Anlage auf einem tropischen Flachgewässer, dem Tengeh Reservoir in Singapur, ergeben. Das Tengeh Reservoir in Singapur ist ein lediglich ca. 1 m tiefes Gewässer. Die Flächenausdehnung des Gewässers ist aus der Untersuchung nicht zu ersehen.

Die vorhabensbedingten Auswirkungen wurden mit dem Programm DYRESM/CAEDYM modelliert. Eine Quantifizierung primärer meteorologischer Wirkgrößen ist für die Globalstrahlung, Temperatur und langewellige Strahlung angegeben. In der Publikation werden aber keine exakten Prozent-Werte für maßnahmenbedingten Veränderungen angegeben. Diese lassen sich allerdings aus den Graphiken ablesen und sind detailliert in einer vorbereitenden Untersuchung (Yang et al 2021, vgl. Kapitel 5.6.4.3) dargestellt.

Die Anlagengestaltung ist durch sehr geringe Distanzen zwischen Wasseroberfläche und Solarpaneelen gekennzeichnet, so dass sowohl der Lichteinfall auf die Seefläche als auch die Windeinwirkung sehr stark vermindert werden (vgl. Abbildung 5.7).



Abbildung 5.7: Schwimmende Photovoltaik-Anlage auf dem Tengeh Reservoir in Singapur (Bild: Yang et al. 2022)

Allgemeine Beschreibung der Einflusspotentiale von SPV-Anlagen

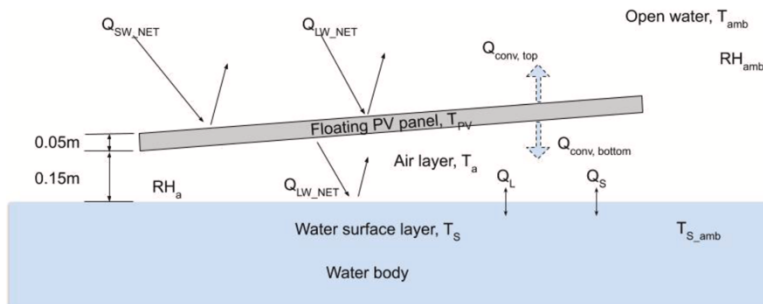
Die Bauform begrenzt in erheblichem Umfang den Luftaustausch zwischen der Umgebung und den unter den Solaranlagen befindlichen Bereichen. Bezüglich der Windbeeinflussung wird von windstillen Bedingungen unter den SPV-Anlagen (zero wind conditions) ausgegangen. Bei den auf dem Untersuchungsgewässer geplanten Anlagen besteht ein deutlich größerer Abstand zwischen Seeoberfläche und Solarpanels, so dass eine bessere Windunterströmung gegeben ist.

Besonderen Wert gewinnt die Arbeit, weil die Beeinflussung der langwelligen Strahlung durch die Überdeckung der Seeoberfläche thematisiert wird. Der Studie zufolge kann durch die Berücksichtigung der Temperaturzunahme unter den Paneelen in erster Näherung das Ausmaß der von der langwelligen Strahlung ausgehenden Effekte berücksichtigt werden. Unter mitteleuropäischen Klimabedingungen wäre im Tagesmittel bei Lufttemperaturen (Tageswerte) über der Seefläche zwischen 18 und 25°C mit einer Zunahme der Temperatur zwischen Wasseroberfläche und Solarpaneelen von $\approx +\Delta 1,5\text{ °C}$ zu rechnen. Bei über 25°C Lufttemperatur steigt dieser Differenzbetrag auf $+\Delta 2\text{ °C}$ an.

Insbesondere durch die Darstellung der vorhabensbedingten Veränderung (Zunahme) für die langwellige Strahlung und die Angaben zum weitgehenden Rückgang der kurzwelligen Strahlung (Globalstrahlung) sowie der Windstärke gewinnt die Arbeit einen hohen Informationswert. Der angenommene Verlust an Windkraft bis hin zur vollständigen Windstille erscheint allerdings als ein sehr restriktiver Ansatz.

5.6.4.3 Yang et al. (2021)

Die Arbeit diente zur Vorbereitung der in Kapitel 5.6.4.2 beschriebenen Studie und stellt die vorhabensbedingten Effekte für die meteorologischen Wirkgrößen dar. Gezeigt wird, dass durch die Beschattungsfunktion der Solarmodule der Gesamtenergieeintrag insgesamt zwar erheblich zurückgeht, dieser Rückgang aber bei weitem nicht der Abnahme entspricht, die durch die entstehende Verminderung der Globalstrahlung allein verursacht würde.



T_S =	Oberflächenwassertemperatur unter den Paneelen
T_{S_amb} =	Oberflächenwassertemperatur im Freiwasserkörper
T_a =	Temperatur der Luftschicht unter den Paneelen
T_{amb} =	Luftschicht Freiwasserkörper
T_{PV} =	Temperatur der Solarpaneele

Abbildung 5.8: Auswirkungen auf die Temperaturwerte durch Solarflöße (Yang et al. 2021)

Zwar vermindert sich unter den Solarflößen die Globalstrahlung (kurzwellige Strahlung) um 96,9 %, gleichzeitig wird der Eintrag von langwelliger Strahlung aber deutlich erhöht. Die langwellige Strahlung nimmt über offenen Seeflächen einen negativen Wert an (Ausstrahlung), in überdeckten Bereichen ergeben sich hingegen Tageswerte von mehr als 120 W/m². Auch der Wärmeverlust durch latente und sensible Wärme ist unter den Solarflößen

Allgemeine Beschreibung der Einflusspotentiale von SPV-Anlagen

deutlich geringer als im Bereich der offenen Wasserfläche, wie die Auflistung in der Tabelle 5.5 ausweist.

Tabelle 5.5: Gegenüberstellung des Wärmehaushaltes der offenen und der durch Solarflöße überdeckten Wasserfläche im Tengeh Reservoir (Daten aus Yang et al. 2021)

Primären Komponenten des Temperaturhaushaltes (W/m ²)	Offene Wasserfläche	Unterhalb der Solarflöße
Net kurzwellige Strahlung (Globalstrahlung)	153	4,7
Net langwellige Strahlung	-48,2	13,4
Sensibler Wärmeverlust	-7,1	0,8
Latenter Wärmeverlust	-88,7	13,2
Total	9	5,7

Obwohl die Erfassung der Geländedaten auf einen sehr kurzen, nur dreiwöchigen Zeitraum beschränkt blieb, quantifiziert die Arbeit sehr genau die einzelnen Bilanzgrößen des Temperaturhaushaltes. Die Daten sind trotz des kurzen Beobachtungszeitraums repräsentativ, da aufgrund der Lage des Untersuchungsgebietes in den inneren Tropen (1°22'37" nördlicher Breite) ein Tageszeitenklima vorherrscht. Für die Berechnung (Abschätzung) der langwelligen Strahlung wird folgende Formel angegeben:

$$Q_{LW_NET} = \frac{\sigma F_{PV-water} (T_{PV}^4 - T_S^4)}{\frac{1}{\epsilon_{PV}} + \frac{1}{\epsilon_{water}} - 1}$$

s	Stephan- Boltzmann Konstante
F _{PV-water}	Geometrischer Faktor
T _{PV}	Temperatur Solarpaneele [K]
T _S	Oberflächenwassertemperatur unter den Paneelen (K)
ε _{PV}	emissivity of the PV panel surface
ε _{water}	ε _{water} is the emissivity of water

Zur Berechnung der langwelligen Strahlung ist also die Kenntnis der mittleren Temperatur der Solarmodule (24 h-Wert) und der Wassertemperatur unter den Modulen (24-h Wert) erforderlich.

In der Arbeit wird von erheblichen Rückgängen der Globalstrahlung (96,9%) und einem völligen Verlust der Windkraft unter den Solarpaneelen ausgegangen. Dieser starke Windrückgang ist aber auch aus Sicht der Studie eine noch unbelegte Annahme, so dass eine Verifizierung durch Messergebnisse erfolgen soll.

Insgesamt liefert die Arbeit eine sehr gute Grundlage zur Bemessung der vorhabensbedingten Auswirkungen, die durch die Veränderung der meteorologischen Wirkgrößen für den Wärmehaushalt eines Sees entstehen.

5.6.4.4 Boos (2022)

Im Rahmen eines unveröffentlichten Projektberichtes wurden für einen bestehenden Baggersee, der sich in Auskiesung befindet, die vorhabensbedingte Auswirkungen auf die primären und sekundären Wirkfaktoren ermittelt. Neben den an Ilgen (2021) orientierten Werten (vgl. auch Kapitel 5.6.4.1) konnten unter Nutzung empirischer Daten, die an einem durch Teichlinsenbedeckung in Teilen stark abgeschatteten See erhoben wurden, mittels ei-

Allgemeine Beschreibung der Einflusspotentiale von SPV-Anlagen

ner Modellierungssoftware Veränderungen der primären meteorologischen Wirkfaktoren durch die Überdeckung der Seeoberfläche herausgearbeitet werden (vgl. Tabelle 5.6).

Tabelle 5.6: Veränderung meteorologischer Wirkgrößen durch natürliche Überdeckung der Seeoberfläche

Globalstrahlung [W/m ²]	85 % (Abnahme)*
Langwellige Rückstrahlung [W/m ²]	20 % (Abnahme)**
Windgeschwindigkeit [m/s]	80 % (Abnahme)*
Dampfdruck [hPa]	20 % (Zunahme)*

* Die anteilige Reduktion beschränkt sich auf den Überdeckungsbereich.

** Der Wärmeverlust durch die langwellige Rückstrahlung (negative Werte) nimmt ab, dadurch erhöht sich der Energieeintrag durch langwellige Strahlung

Unter Bezug auf beide Varianten erfolgte eine modellgestützte Berechnung vorhabensbedingter Auswirkungen, die aus der Exposition einer SPV-Anlage sowohl im Istzustand während der Auskiesung als auch nach Abschluss der Auskiesung für den Gewässerzustand entstehen. Bei einer 10 bis 15 %-igen Seeflächenüberdeckung wurden weder für den Istzustand (mit Auskiesungstätigkeit und 15% Überdeckung) noch für den Planzustand (ohne Auskiesungstätigkeit und 10% Überdeckung) erhebliche vorhabensbedingten Auswirkungen prognostiziert.

5.6.5 Zusammenfassende Darstellung des derzeitigen Kenntnisstandes unter Bezug auf die zu bearbeitende Thematik

Voruntersuchungen zur Wasserbeschaffenheit und ein begleitendes Monitoring zu vorhabenbedingten Einflüssen von SPV-Anlagen auf die Seewasserqualität sind derzeit noch eher die Ausnahme. Nach Essak & Gosh (2022) wurden nur bei ca. 15% der Vorhaben entsprechende Untersuchungen durchgeführt.

Aus der gesichteten Literatur können Erheblichkeitsschwellen in Bezug auf die Nutzung von SPV-Anlagen in Baggerseen für einen Überdeckungsgrad zwischen 25-40 % abgeleitet werden. In Bezug auf die Seewasserbeschaffenheit ist das in der Tabelle 5.7 angegebene Ausmaß anzunehmen. Mit Erheblichkeitsschwellen für das Zirkulationsverhalten und den Temperaturhaushalt ist ab Überdeckungsgraden von 25 % der Seefläche zu rechnen. Beeinträchtigungen des Sauerstoffhaushaltes und Belastungen durch Stofffreisetzung aus den Solarmodulen wurden bis zu Überdeckungsgraden von 30 % nicht ermittelt. Veränderungen des Nährstoffhaushaltes sind erst bei einer Überdeckung von mehr als 40% zu erwarten.

Tabelle 5.7: Vorhabensbedingte Auswirkungen auf die Seewasserbeschaffenheit (Literaturangaben)

Beschreibung der anlagenbedingten Effekte bezogen auf:	Erheblichkeitsschwelle
Zirkulationsverhalten	≥ 25 % Überdeckung
Temperaturhaushalt	≥ 25 % Überdeckung
Seeverdunstung	vorhabensbedingte Abnahme
Sauerstoffhaushalt einschließlich Tag-Nacht-Rhythmus	≥ 30 Überdeckung
Algen- und Cyanobakterienentwicklung (Chl-a) und Nährstoffhaushalt	≥ 40 Überdeckung
Entwicklung benthischer Cyanobakterien als Aufwuchs auf den Schwimmkörpern	keine Angaben
Entwicklung von Schwachlicht-Cyanobakterien-Arten (z.B. Planktothrix rubescens) im abgeschatteten Bereich	
Darstellung möglicher sekundärer Belastungen z.B. durch Antifouling, Leachig etc.	≥ 30 Überdeckung

Allgemeine Beschreibung der Einflusspotentiale von SPV-Anlagen

Insgesamt ist aber anzumerken, dass diese Angabe meist der zufällig gewählten Flächen- ausdehnung des jeweiligen Vorhabens entsprachen oder jene Ausdehnung umfasste, die gerade technisch umsetzbar war.

Fünf Studien (Bax et al. 2021, ILGEN 2021, Yang et. al 2021, Yang et al. 2022 und Boos 2022) erarbeiteten Angaben zur anlagenbedingten Beeinflussung der primären meteorologi- schen Wirkgrößen Globalstrahlung, langwellige Strahlung, Dampfdruck und Windge- schwindigkeit. Für viele Merkmale der Faktorenkomplexe 2 (vgl. Kapitel 5.2.2) und 3 (vgl. Kapitel 5.2.3) sind nur qualitative Aussagen möglich.

In Bezug auf die Beeinflussung meteorologischer Wirkgrößen durch die Installation von SPV-Anlagen konnten durch die Literaturlauswertung folgende Angaben ermittelt werden:

Tabelle 5.8: Vorhabensbedingte Beeinflussung meteorologischer Wirkgrößen (Literaturangaben)

	Globalstrah- lung*	Langwellige Strahlung*	Windgeschwin- digkeit*	Dampfdruck*
	Verringerung	Erhöhung	Verringerung	Erhöhung
Bax et. al (2021)	75 %	Erhöhung	/	/
Illgen (2021)	73 %	/	23 %	/
Yang et al. (2022)	starke Verrin- gerung	Berücksichtigung durch Temperaturzunahme der Lufttemperatur. Tages- mittel (Δ 2-3°C)	/	/
Yang et al. (2021)	96,9 %	Berechnung nach Formel	kein Windeinfluss	Im Sättigungsbereich. Mit entsprechender Be- rechnung des Dampf- drucks.
Boos (2022)	85 %	/	80 %	20 %
Auswirkung für die Wassertemperatur	Abnahme	Zunahme	Zunahme	Zunahme
Auswirkung für das Zirkulationsverhalten	Verstärkung	Abschwächung	Abschwächung	Abschwächung

* Die Veränderung der meteorologischen Wirkgrößen erfolgt nur unter den Solarmodulen. Die nicht überdeckte Seefläche erfährt keine Veränderung.

6 Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen auf die Wasserbeschaffenheit des Stürmlinger Baggersees

Gegenstände der Prognose des Gewässerzustandes sind jene Parameter, die durch die Veränderung der Seemorphologie im Rahmen des geplanten Vorhabens betroffen sein können. Zu diesem Zweck werden die Kennwerte für die folgenden Qualitätsparameter ermittelt:

- Temperaturhaushalt und Zirkulationsverhalten
- Sauerstoffhaushalt
- Phosphor als wichtigsten Nährstoff
- Algenentwicklung (Algen-Chlorophyll-a)
- Cyanobakterien (Cyanobakterien-Chlorophyll-a)
- Sichttiefe
- Nitratgehalte im Seewasser
- Seeverdunstung und Wasserhaushalt

Die Prognosen beziehen sich auf einen 19-jährigen¹ Entwicklungszeitraum und vier Szenarien (vgl. Tabelle 6.1). Bei den Modellsimulationen werden nur unter Bezug auf die Planvariante die durch Baggertätigkeit verursachten Wasserturbulenzen berücksichtigt. Für die anderen Varianten wird die Beendigung der Auskiesung vorausgesetzt (vgl. auch Kapitel 2). Neben den 3 Planvarianten wird auch eine weitere Variante mit intensiverer Solarnutzung geprüft, für die aber keine konkrete Planung besteht.

Tabelle 6.1: Prognoseszenarien

Varianten	Kiesgewinnung	Solarnutzung	Seesohle [m. NHN]	Volumen [m ³]	Fläche [ha]	Ausdehnung PV-Anlage [ha]	Anteil Seeüberdeckung [%]
Planvariante 1	ja	ja	78	8.600.000	49,3	6,72	14%
Planvariante 2	nein	ja	78	11.940.000	49,3	6,72	14%
Planvariante 3	nein	ja	78	11.940.000	49,3	15,11	30%
intensivere Solarnutzung	nein	ja	78	11.940.000	49,3	25	50%

Die Auswirkungen der SPV-Anlage werden für die drei Planvarianten und die zusätzliche Variante mit einer intensiveren Solarnutzung unter Bezug auf Modellierungen der Güteentwicklung des Sees für zwei Vergleichszustände ohne Solarnutzung ermittelt:

- Vergleichszustand 1: Morphologische Kennwerte wie im Istzustand bei laufender Auskiesung (entspricht Planvariante 1)
- Vergleichszustand 2: Morphologische Kennwerte wie im Genehmigungszustand nach abgeschlossener Auskiesung (entspricht Planvarianten 2 und 3 sowie der Optionsvariante mit intensiverer Solarnutzung)

¹ siehe Anmerkung 2 auf der Folgeseite

Die beiden Vergleichszustände simulieren die Entwicklung des Baggersees im Verlauf des 19-jährigen² Prognosezeitraums ohne Solarnutzung und dienen zur Erstellung von Bezugsgrößen für die Ermittlung der vorhabensverursachten Auswirkungen auf den Gewässerzustand. Demnach ergeben sich durch die Zuordnung der beiden Vergleichszustände und der jeweils zugehörigen Varianten zwei Variantenprüfungen:

- Variantenprüfung 1: Veränderungen durch die Umsetzung der Planvariante 1 in Bezug auf den Vergleichszustand 1
- Variantenprüfung 2: Veränderungen durch die Umsetzung der Planvarianten 2 und 3 sowie der Variante mit intensiverer Solarnutzung in Bezug auf den Vergleichszustand 2

Außerdem wird der Vergleichszustand 1, der anders als der Vergleichszustand 2 Modellwerte für den Istzustand in Auskiesung generiert, durch den Abgleich realer Messwerte einzelner Stichtage mit den jeweils entsprechenden Modellwerten für eine Prüfung der Modellgenauigkeit genutzt.

6.1 Prognosemodell und Modellkonstanten

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

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

Da bei der Bewertung des Untersuchungsgewässers einschließlich seiner unterschiedlichen Entwicklungsphasen dem Sauerstoffhaushalt eine zentrale Rolle zukommt, soll hier das diesbezügliche Vorgehen bei der Prognosestellung erläutert werden. Das Sauerstoffmodul berücksichtigt alle Einzelkompartimente einschließlich der Sauerstoffeinträge durch die

² Ein 19-jähriger Prognosezeitraum wurde gewählt, da anzunehmen ist, dass sich nach wenigen Prognosejahren das Modell auch in Bezug auf eine Langfristprognose soweit eingependelt hat, dass auf der Grundlage historischer Daten und mittels Zukunftsreferenzdaten ein ausreichend langer Prognosezeitraum zur Verfügung steht, um auch längerfristige Entwicklungszustände abbilden zu können. Damit ist eine Übertragbarkeit auch auf einen längeren Zeitraum, zum Beispiel den der Anlagelaufzeit (30 Jahre) möglich. Dies gilt um so mehr, da sich die Zukunftsreferenzdaten des Jahres TRY 2045 auf die Zeitspanne 2030-2060 beziehen und somit noch weiter in die Zukunft reichen. Der Zeitraum ist somit repräsentativ für die Laufzeit des Vorhabens.

Photosyntheseaktivität von Algen oder Makrophyten und des Sauerstoffverbrauchs durch biogene Ab- und Umbauvorgänge sowie die Zehrung des Sediments (vgl. Abbildung 6.1).

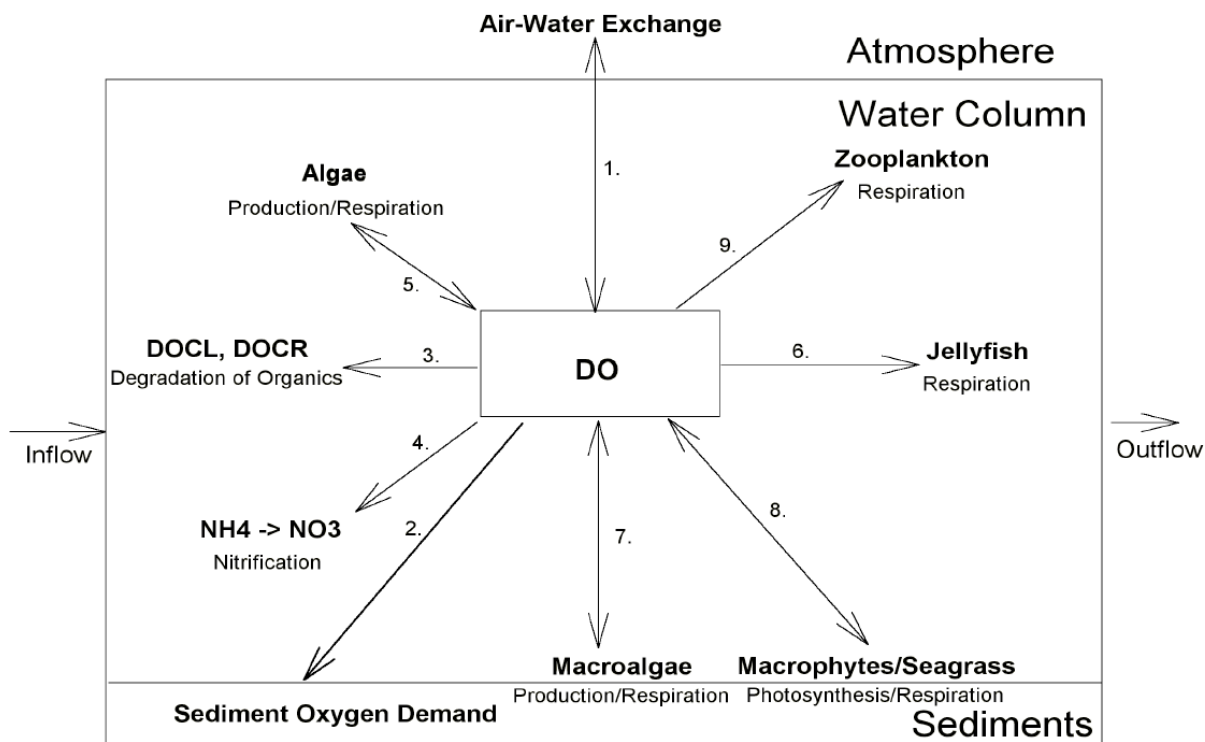


Abbildung 6.1: Abhängigkeit des Sauerstoffhaushaltes von den Einzelkompartimenten (Abb. aus HIPSEY et al. 2006)

Für die Entwicklung der Wasserqualität ist das Zirkulationsverhalten des Sees, aber auch die 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 die Modellierungen wurde auf die Modellkonstanten von ÖZKUNDAKCI et al. (2011) zurückgegriffen, da diese besser zu der Seecharakteristik passen als z.B. die von Hipsey et al. (2006).

Tabelle 6.2: Modellkonstanten

Bezeichnung	Einheit	ÖZKUNDAKCI et al. (2011)
Physical parameters		
Effective surface area coefficient	m ²	1,45*10 ⁶
Critical wind speed	m/s	3
shear production efficiency (eta K)		0.21
potential energy mixing efficiency (eta P)		0,2
wind stirring efficiency (eta S)		0,2
Benthic boundary layer dissipation coefficient	m ² /s	7,5*10 ⁻⁶
vertical mixing coeff.	/	600
Tageszeitpunkt (sec) der Modellierung	sec	36.000 oder 10h Sonnenzeit
Sediment Parameters		
Sediment DO demand	g/m ² /day	2
Half-saturation coefficient for sediment oxygen demand	mg/l	0,25
Maximum potential PO ₄ g/m ² /day	g/m ² /day	0,016
Oxygen and nitrate half-saturation for release of phosphate from bottom sediments	mg/l	1,5
Maximum potential NH ₄ release rate	g/m ² /day	0,1

Bezeichnung	Einheit	ÖZKUNDAKCI et al. (2011)
Oxygen half-saturation constant for release of ammonium from bottom sediments	mg/l	5
Temperature multiplier for nutrient release		1,05
Nutrient parameters		
Decomposition rate of POPL to DOPL	d ⁻¹	(0,001) 0,0035
Mineralisation rate of DOPL to PO ₄	d ⁻¹	0,025
Decomposition rate of PONL to DONL	d ⁻¹	0,007
Mineralisation rate of DONL to NH ₄	d ⁻¹	0,01

6.2 Dateninput

Die Grundlage für den Antrieb des Modells bilden die meteorologischen Daten des Klimareferenzzeitraums einschließlich der durch Überdeckung mit Solarpaneelen entstehende Veränderung der meteorologischen Wirkgrößen, die hydraulischen Kennwert des Untersuchungsgewässers, die externen Stoffeinträge in den See durch den Grundwasserzufluss, die Sauerstoffzehrung des Seesediments und die Auswirkungen des Auskiesungsbetriebs.

6.2.1 Meteorologische Kennwerte

Für die Modellierung der Seewasserbeschaffenheit wird auf meteorologische Daten in Form von Tageswerten mit folgendem Parameterumfang zurückgegriffen:

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

Die Datengrundlage bilden meteorologische Kennwerte aus historischen Messreihen und die Test-Referenz-Jahre (TRY) des DWD.

Insgesamt umfasst der Betrachtungszeitraum 19 Jahre mit einem historischen Referenzzeitraum, einem historischen Test-Referenz-Jahr (TRY 2015) des DWD und einem in der Zukunft liegenden Test-Referenz-Jahr (TRY 2045) des DWD (vgl. Tabelle 6.3).

Die ersten 14 Jahre des Betrachtungszeitraums beziehen sich auf historische Daten des DWD, die als Tageswerte im Zeitraum 2009 bis 2022 an der Messstelle Rheinstetten mit der DWD-Stationennummer 4177 (116.10 m NHN; 48.9726; 8.3302) erfasst wurden.

Der folgende 5 Jahre umfassende Teil des Betrachtungszeitraums wird aus einer Kombination der Test-Referenz-Jahre (TRY) 2015 und 2045 des DWD gebildet. Die meteorologischen Werte dieser Test-Referenz-Jahre wurden für das Untersuchungsgebiet (Referenzpunkt WGS84= 49.24080381 N; 8.61383518 O) auf Basis von 24 regionalen Klimamodellen (RCP 4,5 & RCP 8,5) aus dem Zeitraum 1995 bis 2012 (TRY 2015) und 2031-2060 (Zukunfts-TRY 2045) prognostiziert. Neben der mittleren klimatischen Entwicklung dieses schon in stärkerem Umfang von der Klimaerwärmung betroffenen Zukunfts-Zeitraums (TRY 2045 ø) wurden auch Datensätze mit einem sehr kalten Winterhalbjahr (Oktober bis

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

März; sehr kalt = TRX 2045 Min) und einem sehr warmen Sommerhalbjahr (April bis September; sehr warm = TRY 2045) berücksichtigt. In der Tabelle 6.3 sind die Klimamittelwerte der Inputdaten angegeben.

Die Windgeschwindigkeiten werden in der Regel bei den Test-Referenz-Jahren überschätzt. Aus diesem Grund erfolgte mittels Bias-Korrekturen eine Anpassung. Diese erscheint aber aus meiner gutachterlichen Sicht im Vergleich zu den historischen Daten als zu stark.

Tabelle 6.3: Klimakennwerte der Modelljahre und Referenzzeiträume

Periode	historischer Referenzzeitraum														Zukunfts- Referenzzeitraum				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Modelljahre																			
Referenzzeitraum	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	TRY 2015 \emptyset	TRY 2045 \emptyset	TRY 2045 MAX	TRY 2045 \emptyset	TRY 2045 \emptyset
Globalstrahlung* [W/m ²]	128,9	127,1	135,0	127,1	119,1	127,5	127,8	121,5	128,6	137,0	132,1	132,9	121,3	139,2	127,5	139,2	134,4	139,5	139,5
Temperatur [°C]	10,9	9,8	11,5	10,9	10,5	12,2	11,8	11,2	11,4	12,4	11,8	12,2	10,6	12,6	11,2	12,2	12,6	12,2	12,2
Bedeckungsgrad %	68,6	74,3	68,3	72,0	75,6	71,6	70,2	73,4	74,0	65,7	62,9	60,3	65,4	61,4	64,6	60,9	62,8	60,8	60,8
Dampfdruck VP [mb]	11,0	10,3	10,9	10,9	11,0	11,6	11,1	11,2	11,1	11,2	10,9	10,6	10,8	10,9	11,1	11,8	12,1	11,8	11,8
Niederschlag [mm]	752	846	629	757	972	743	544	743	816	573	712	587	819	779	723	675	678	655	675
Windgeschwindigkeit [m/s]	3,0	3,3	3,3	3,3	3,3	3,1	3,3	3,2	3,4	3,3	3,3	3,4	3,1	3,2	4,1	4,0	2,8	4,0	4,0

*Globalstrahlung berechnet auf der Grundlage der Sonnenscheindauer

In die Modellierung gehen ebenfalls die in Kapitel 5.2.1 unter dem Oberbegriff Faktorenkomplex 1 beschriebenen Veränderungen der primären meteorologischen Wirkgrößen als Inputdaten ein (vgl. Tabelle 6.4).

Hier ist auch angegeben, mit welchem Faktor oder welcher Formel der Wert für den überdeckten Seebereich unter Bezug auf den jeweilige Ausgangswert, also die Einflussgröße bei nicht überdeckter Seefläche, berechnet wird.

Ein 19-jähriger Prognosezeitraum wurde gewählt, da anzunehmen ist, dass sich nach wenigen Prognosejahren das Modell auch in Bezug auf eine Langfristprognose soweit eingependelt hat, dass auf der Grundlage historischer Daten und mittels Zukunftsreferenzdaten ein ausreichend langer Prognosezeitraum zur Verfügung steht, um auch längerfristige Entwicklungszustände abbilden zu können. Damit ist eine Übertragbarkeit auch auf einen längeren Zeitraum, zum Beispiel den der Anlagelaufzeit (30 Jahre) möglich. Dies gilt um so mehr, da sich die Zukunftsreferenzdaten des Jahres TRY 2045 auf die Zeitspanne 2030-

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

2060 beziehen und somit noch weiter in die Zukunft reichen. Der Zeitraum ist somit repräsentativ für die Laufzeit des Vorhabens.

Tabelle 6.4: Vorhabensauswirkungen auf die Wirkgrößen des Faktorenkomplexes 1

Parameter	Einheit	Herleitung	Umrechnungsfaktor																																																																
Globalstrahlung	W/m ²	<p>Aus der Modulbeschreibung der Firma BayWa r.e. ergibt sich ein Überdeckungsgrad von 91%, wobei durch den diffusen Strahlungseintrag die Eintragswerte etwas höher ausfallen. Auf der Grundlage der folgenden Tabelle (BayWa r.e.) und der Ergebnisse u.a. von Bax et. al (2022) wird für die Modellberechnung ein Rückgang der Globalstrahlung von 88% festgelegt</p> <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th>Solar Boat 9er 4 Floats</th> <th>Width</th> <th>Length</th> <th>Area</th> <th></th> <th></th> <th></th> <th></th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Boat reference area</td> <td>5110 mm</td> <td>10655 mm</td> <td>54,5 m²</td> <td>100%</td> <td>Share</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td>Modules</td> <td>1134 mm</td> <td>2278 mm</td> <td>45,5 m²</td> <td>84%</td> <td rowspan="3">91%</td> <td rowspan="3">Intransparent</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Floater's walkway exposed</td> <td>445 mm</td> <td>5000 mm</td> <td>2,23 m²</td> <td>4%</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Steel walkway and Hut Rail</td> <td>442,7 mm</td> <td>5238 mm</td> <td>1,74 m²</td> <td>3%</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Holes in Walkway</td> <td></td> <td></td> <td>0,58 m²</td> <td>1%</td> <td rowspan="3">9%</td> <td rowspan="3">Transparent</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Middle Gap</td> <td>93 mm</td> <td>9149 mm</td> <td>0,85 m²</td> <td>2%</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Gap inbetween Modules</td> <td>19 mm</td> <td>4456,44 mm</td> <td>0,59 m²</td> <td>1%</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Free Space surroundings</td> <td></td> <td></td> <td>2,98 m²</td> <td>5%</td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> </tbody> </table>	Solar Boat 9er 4 Floats	Width	Length	Area					Boat reference area	5110 mm	10655 mm	54,5 m ²	100%	Share			Modules	1134 mm	2278 mm	45,5 m ²	84%	91%	Intransparent		Floater's walkway exposed	445 mm	5000 mm	2,23 m ²	4%		Steel walkway and Hut Rail	442,7 mm	5238 mm	1,74 m ²	3%		Holes in Walkway			0,58 m ²	1%	9%	Transparent		Middle Gap	93 mm	9149 mm	0,85 m ²	2%		Gap inbetween Modules	19 mm	4456,44 mm	0,59 m ²	1%		Free Space surroundings			2,98 m ²	5%				Globalstr. x 0,12
Solar Boat 9er 4 Floats	Width	Length	Area																																																																
Boat reference area	5110 mm	10655 mm	54,5 m ²	100%	Share																																																														
Modules	1134 mm	2278 mm	45,5 m ²	84%	91%	Intransparent																																																													
Floater's walkway exposed	445 mm	5000 mm	2,23 m ²	4%																																																															
Steel walkway and Hut Rail	442,7 mm	5238 mm	1,74 m ²	3%																																																															
Holes in Walkway			0,58 m ²	1%	9%	Transparent																																																													
Middle Gap	93 mm	9149 mm	0,85 m ²	2%																																																															
Gap inbetween Modules	19 mm	4456,44 mm	0,59 m ²	1%																																																															
Free Space surroundings			2,98 m ²	5%																																																															
Langwellige Strahlung	W/m ²	<ol style="list-style-type: none"> Sind die mittleren Tagestemperaturen der Solarmodule und der Wassertemperatur unter den Modulen bekannt, erfolgt eine Berechnung der langwelligigen Strahlung nach der in Kapitel 5.6.4.3 unter Bezug auf die Studie von Yang et al. (2021) angegebenen Formel. Stehen diese Daten nicht zur Verfügung, werden die von Yang et al. (2022) gemachten Angaben genutzt (siehe Kapitel 5.6.4.2). Für mitteleuropäische Verhältnisse heißt das: Keine langwellige Rückstrahlung und Erhöhung der Lufttemperatur bezogen auf das Tagesmittel um +1,5°C bei 18-25 °C und um +2°C bei mehr als 25°C. 	Entsprechend der Formel (P1) oder durch Erhöhung der Lufttemperatur und Reduktion der langwelligigen Rückstrahlung (P2)																																																																
Windgeschwindigkeit	m/s	Für das Ausmaß der Windreduktion unter den Solarpaneelen werden minimale Rückgänge von lediglich 23 % (Ilgen 2021) und ein vollständiger Verlust der Windkraft (Bax et al. 2012 & 2022) angegeben. Beide Werte dürften eher Extremszenarien entsprechen, so dass auf einen plausibleren mittleren Wert mit einem Rückgang von 80% (Boos 2022) zurückgegriffen wird.	V Wind x 0,2																																																																
Dampfdruck	hPa	<p>Unter den Solarmodulen erhöht sich die Luftfeuchte. Damit geht der Wärmeverlust durch Umwandlung in latente Wärme deutlich zurück. Für die Berechnung des Dampfdrucks wurde davon ausgegangen, dass unter den Solarflößen eine Mindestluftfeuchte von 96 % vorherrscht. Unter dieser Annahme erhöht sich der Dampfdruck je nach Bezugsjahr um 20-30%. Der Dampfdruck wird mittels der folgenden Formel aus TVA 1972 (zit. nach Imerito 2014) berechnet:</p> $ea = (h/100) * \text{EXP}^{[2,303((a * qD / (qD + b)) + c)]}$ <p>ea = Dampfdruck [hPa] h = relative Luftfeuchte [%] qD = Lufttemperatur [°C] Koeffizienten: a = 7,5; b = 237,3; c = 0,7858</p>	<p>Feuchte immer über 96 %.</p> <p>Korrektur des Dampfdrucks siehe Formel.</p>																																																																

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

Unter Bezug auf die Mittelwerte errechnen sich aus den in Tabelle 6.4 dargestellten Veränderungen der meteorologischen Wirkgrößen durch Nutzung einer SPV-Anlage auf dem Untersuchungsgebiet die in der Tabelle 6.5 angegebenen Werte.

Tabelle 6.5: Veränderungen der meteorologischen Wirkgrößen durch die SPV-Anlage (ø 19 Modelljahre)

	Kiesgewinnung	SPV-Anlage	Überdeckungsgrad	Globalstrahlung [W/m ²]	Bedeckungsgrad [%]*	Temperatur [°C]	Dampfdruck [mb]	Windgeschwindigkeit [m/s]	Niederschlag
Vergleichszustand 1 & 2	ja	nein	0%	130,79	0,67	11,42	11,16	3,40	696,51
Planvariante 1	ja	ja	ca. 14 %	116,06	0,71	11,47	11,50	3,05	696,51
Planvariante 2	nein	ja	ca. 14 %	116,06	0,71	11,47	11,50	3,05	696,51
Planvariante 3	nein	ja	ca. 30 %	96,48	0,77	11,53	12,13	2,59	696,51
Intensivierte Solarnutzung	nein	ja	50 %	73,24	0,84	11,59	12,88	2,04	696,51

* Als Grundlage zur Umrechnung in langwellige Strahlung

6.2.2 Hydraulische Anbindung des Sees an das Grundwasser

Das Grundwasser fließt dem See in jeweils verschiedenen Mengen über unterschiedliche Tiefenstufen (Schichten 1 bis 3) zu. Als Modellannahme gelten folgende Voraussetzungen:

- Zustrom und Abstrom erfolgt über die mittlere Tiefenlage der jeweiligen Schichten.
- In der tiefsten Schicht (Schicht 3) fließt das Wasser über den Seeboden zu und ab. Diese Annahme beruht auf der Tatsache, dass der Baggersee nicht bis zur Kiesbasis ausgekiest wurde und so der gesamte Seebodenbereich als Zutrittsstelle fungieren kann.

Für den Istzustand (in Betrieb) und den Genehmigungszustand (stillgelegt) ergeben sich die folgenden Grundwasserzufluss- und Abflussmengen in den einzelnen Tiefenlagen der Zuflussbereiche.

Tabelle 6.6: Hydraulische Anbindung des Sees in den beiden untersuchten Zuständen

Istzustand						
	Basis	Oberer Bereich	Zutritts- und Abströmbe- reich im Modell	Mächtigkeit	GW- Zufluss	GW- Abfluss
Einheit	m NHN	m NHN	m NHN	m	L/s	L/s
Schicht 1	97	108,8	105	11,8	27,6	27,6
Schicht 2	87	97	92	10	18	18
Schicht 3	78	87	78	9	18	18
Gesamtzufluss					63,6	63,6
Genehmigungszustand						
	Basis	Oberer Bereich	Zutritts- und Abströmbe- reich im Modell	Mächtigkeit	GW- Zufluss	GW- Abfluss
Einheit	m NHN	m NHN	m NHN	m	L/s	L/s
Schicht 1	97	108,8	105	11,8	29,6	29,6
Schicht 2	87	97	92	10	19,3	19,3
Schicht 3	78	87	78	9	19,3	19,3
Gesamtzufluss					68,3	68,3

6.2.3 Stoffeinträge in den See durch den Grundwasserzufluss

Die Ermittlung der Grundwasserbeschaffenheit im Seezustrom beruht auf mehreren Messkampagnen. Die untersuchten Grundwassermessstellen einschließlich ihrer Lagekoordinaten sind in der Tabelle 6.7 angegeben. Die erhobenen Messwerte verzeichnet die Tabelle 6.8.

Tabelle 6.7: Untersuchte Grundwassermessstellen

Messstelle	Rechtswert	Hochwert
TB 1 /295 [1] = 58/210-2	3448585	5422445
TB 2 /95 [2] = 59/210-11	3448718	5422473
Pegel Südufer	3447360	5421352
GWM Nord	3448463	5422131
175/210-6	3449151	5421898
186/210-6	3449151	5421898

Tabelle 6.8: Chemisch-physikalische Beschaffenheit des Grundwassers im Zustrom des Untersuchungsgewässers

		58/210-2	58/210-3	58/210-6	59/210-7	59/210-8	59/210-11	Pegel Südufer	Pegel Südufer	Pegel Südufer	GWM Nord	GWM Nord	GWM Nord	175/210-6	175/210-6	175/210-6	186/210-6	Mittelwert	Var Koeff	Anzahl
		8.4.15	3.11.15	29.10.20	8.4.15	3.11.15	29.10.20	16.05.13	22.08.13	14.03.18	22.03.11	13.01.12	28.07.12	15.7.15	26.11.15	29.10.20	3.11.15			
Temperatur	°C	11,85	10,78	11,6	11,49	10,73	11,4	12,3		12,7	11,4	11,1	11,6	11,18	11,03	11,22	11,03	11,427	4,7%	15
pH Wert	/	7,77	7,5	7,8	7,66	7,6	7,8	7,32		7,3	7,51	7,7	7,6	7,6	7,3	7,4	7,2	7,537	2,6%	15
Sauerstoff	mg/l	9,72	9,14	14,48	9,52	9,07	10,1	3,5		4,4	7	5,4	6,17	7,45	6,41	6,32	6,41	7,673	35,7%	15
El. Leitf.cp25	µS/cm	465,26	482,67	487,1	480	490,31	496,6	578		624	489	482	488	458,83	477,74	476,28	477,74	496,90	8,9%	15
Ammonium	mg/l	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,05	0,05	0,05	0,06	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,029	50,6%	16
Ammonium-N	mg/l	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,04	0,04	0,039	0,047	0,023	0,016		0,015	0,015	0,015	0,015	0,023	53,1%	15
Nitrit	mg/l	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,03	0,01	0,005	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,012	58,0%	16
Nitrit-N	mg/l	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,010	0,009	0,003	0,001	0,003		0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	54,9%	15
Nitrat	mg/l	11,1	11,1	14,5	8,8	9,9	11,2	13,8	12,8	13	23,1	14,7	19,9	4,3	4,9	4,7	6,4	11,51	45,5%	16
Nitrat-N	mg/l	2,5	2,5	3,3	2	2,2	2,5	3,1	2,9	2,9				1	1,1	1,1	1,4	2,194	36,9%	13
ortho-Phosphat	mg/l	0,018	0,0055	0,0075	0,017	0,088	0,0075	0,04	0,04	0,02			0,015		0,0055	0,0055	0,017	0,022	104,5%	13
ortho-Phosphat-P	mg/l	0,006	0,0025	0,0025	0,006	0,029	0,0025	0,01	0,01	0,005	0,01	0,015	0,005		0,0025	0,0025	0,006	0,008	90,5%	15
Gesamphosphat-P	mg/l	0,007	0,007	0,005	0,006	0,0025	0,005	0,04	0,04	0,005	0,0035	0,005	0,005	0,007	0,0025	0,005	0,0025	0,009	130,8%	16
Gesamphosphat	mg/l	0,02	0,02	0,02	0,019	0,0055	0,02	0,01	0,01	0,02	0,05	0,01	0,015	0,02	0,0055	0,02	0,0055	0,017	63,0%	16
N/P		360	360	664	336	887	509	79	73	597				146	447	224	567	404	59,9%	13
DOC	mg/l	1	0,6	0,6	0,9	0,5	0,5	1	1	1	0,7			0,7	0,8	0,5	0,5	0,736	28,5%	14
Eisen, ges.	mg/l	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,01	0,01	0,1	0,7	0,02	0,02	0,005	0,005	0,005	0,04	0,059	292,3%	16
Mangan	mg/l	0,0025	0,0025	0,0025	0,0025	0,0025	0,0025	0,01	0,01	0,01	0,015	0,0035	0,0025	0,0025	0,0025	0,0025	0,0025	0,005	85,1%	16
Sulfat	mg/l	34	36	36	29	32	36	42,3	41,2	36	35,6	54	35	36	40	39	35	37,32	14,8%	16
Säurekapazität	mmol/l	4,2	4,7	3,53	4,6	4,4	3,77	4,66	4,94	4,8				4,2	4,4	3,5	4,6	4,331	10,9%	13
Hydrogencarbonat	mg/l	256	287	215	281	268	230	284	301	293	200	130	129	256	268	216	281	243,46	22,1%	16
Calcium	mg/l	88,6	86	86,2	92,1	88,9	90,8	98	102	110	86,2	66,4	56,9	75,9	84,9	85,5	82,6	86,3	14,6%	16
Magnesium	mg/l	4,36	4,29	4,16	4,3	4,23	4,12	6,2	6,2	6,9	6,1	3,91	5,28	4,6	4,37	4,35	4,41	4,861	19,5%	16
Chlorid	mg/l	9,1	10	10,2	7,6	8,7	9,7	25,6	19,1	29	16,9	7,5	11,9	10,3	11,5	11,5	9,6	13,013	49,1%	16
Natrium	mg/l	5,8	7,1	6,8	5,9	7	6,7	15	13	17	5,7	5,1		6,8	7,2	7,1	6,7	8,19	44,6%	15
Kalium	mg/l	0,8	1,1	0,25	0,9	1,2	0,5	1,6	1,3	1,6	0,9	0,7	0,7	0,8	0,25	0,25	0,8	0,853	50,4%	16
Silicium	mg/l	5,7	5,5	5,8	5,9	5,7	6	4,1	4,2		7	6,1		5,9	6,2	5,8	6,1	5,714	13,1%	14

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

Als Grundlage zur Darstellung der mittleren Belastung des Sees durch das zuströmende Grundwasser dienen die in der Tabelle 6.9 angegebenen Werte.

Tabelle 6.9: Belastungskennwerte des Sees durch das zuströmende Grundwasser

Parameter	Einheit	Mittelwert	Var Koeff	Anzahl
Temperatur	°C	11,427	4,7%	15
pH Wert	/	7,537	2,6%	15
Sauerstoff	mg/l	7,673	35,7%	15
El. Leitf.cp25	µS/cm	496,902	8,9%	15
Ammonium-N	mg/l	0,023	53,1%	15
Nitrit-N	mg/l	0,004	54,9%	15
Nitrat-N	mg/l	2,194	36,9%	13
ortho-Phosphat - P	mg/l	0,008	90,5%	15
Gesamtposphat - P	mg/l	0,009	130,8%	16
DOC	mg/l	0,736	28,5%	14
Eisen, ges.	mg/l	0,059	292,3%	16
Mangan	mg/l	0,005	85,1%	16
Sulfat	mg/l	37,319	14,8%	16
Säurekapazität bis pH 4,3	mmol/l	4,331	10,9%	13
Hydrogencarbonat	mg/l	243,463	22,1%	16
Calcium	mg/l	86,313	14,6%	16
Magnesium	mg/l	4,861	19,5%	16
Chlorid	mg/l	13,013	49,1%	16
Natrium	mg/l	8,193	44,6%	15
Kalium	mg/l	0,853	50,4%	16
Silicium	mg/l	5,714	13,1%	14

6.2.4 Zehrungsrate des Sediments

Die Sedimentzehrung kann je nach Gewässertyp und Seebodenbildung ein sehr unterschiedliches Ausmaß annehmen. In der Fachliteratur finden sich Angaben von 0,02 bis 15 O₂ g/m²/d. Der für die Reaktionsgeschwindigkeit und das Ausmaß der tatsächlichen Zehrungsrate sehr wichtige Halbsättigungskoeffizient kann zwischen 0,1 und 2 mg/L betragen.

Für die hier verwendete Modellkonfiguration zur Berechnung einer mittleren Belastung wird eine Sedimentzehrungsrate von 2 g/m²/d vorausgesetzt. Dies entspricht dem von ÖZKUNDAKCI et al. (2011) ermittelten Wert (vgl. Tabelle 6.2, Seite 49). Für den Halbsättigungskoeffizienten werden dementsprechend 0,25 mg/l vorausgesetzt.

6.2.5 Betriebsbedingte Faktoren

Im Rahmen der Kiesgewinnung ergeben sich betriebsbedingte Effekte, welche die Seewasserbeschaffenheit beeinflussen und nach Abschluss der Kiesgewinnung, also im Genehmigungszustand, als güterelevante Faktoren wegfallen. Dabei handelt es sich insbesondere um:

- Die Intensivierung der Wasserzirkulation durch den Baggerbetrieb
- Ein durch die Kieswäsche verursachte Wasserumschlag (Man rechnet bei der Kies- und Sandwäsche je t Sand und Kies mit der 2,5-fachen Wassermenge, die für den Klassierungsprozess benötigt wird.)

- Die Freisetzung von Feinsedimenten durch Kieswäsche und Baggerbetrieb (Der Schwebstoffanteil ist dabei meist kleiner als 2 kg/m^3 .)

6.2.5.1 Zirkulationseffekte durch die Auskiesungstätigkeit

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

Die Zirkulationswirksamkeit der Baggertätigkeit kann anhand der eingesetzten Baggertechnik (Seilbagger), der täglichen Hebezyklen (Seilbagger), der umgeschlagenen Wassermenge (Kieswäsche), der Zahl der Betriebstage und Betriebsstunden, der Baggertiefe und der Schaufelgeometrie ermittelt werden. Aufgrund von Erfahrungswerten bezüglich der üblicherweise in vergleichbaren Baggerseen eingesetzten Gewinnungstechnik wird dabei von einer mittleren Wasserumwälzung durch den Hebevorgang ausgegangen, die einem Volumenstrom von $0,6 \text{ m}^3/\text{s}$ entspricht.

Diese Umwälzung wird an 12 Stunden eines Tages (daytime) wirksam, wobei der Anlagenbetrieb, der zu der Umwälzung führt, an 228 Tagen innerhalb eines Jahres erfolgt. Sonntags und samstags, während der Betriebsferien und im Winter (5.12. bis 31.1.) findet meistens kein Betrieb statt. Die Tagesverteilung der Wasserumwälzung ist der Abbildung 6.2 zu entnehmen.

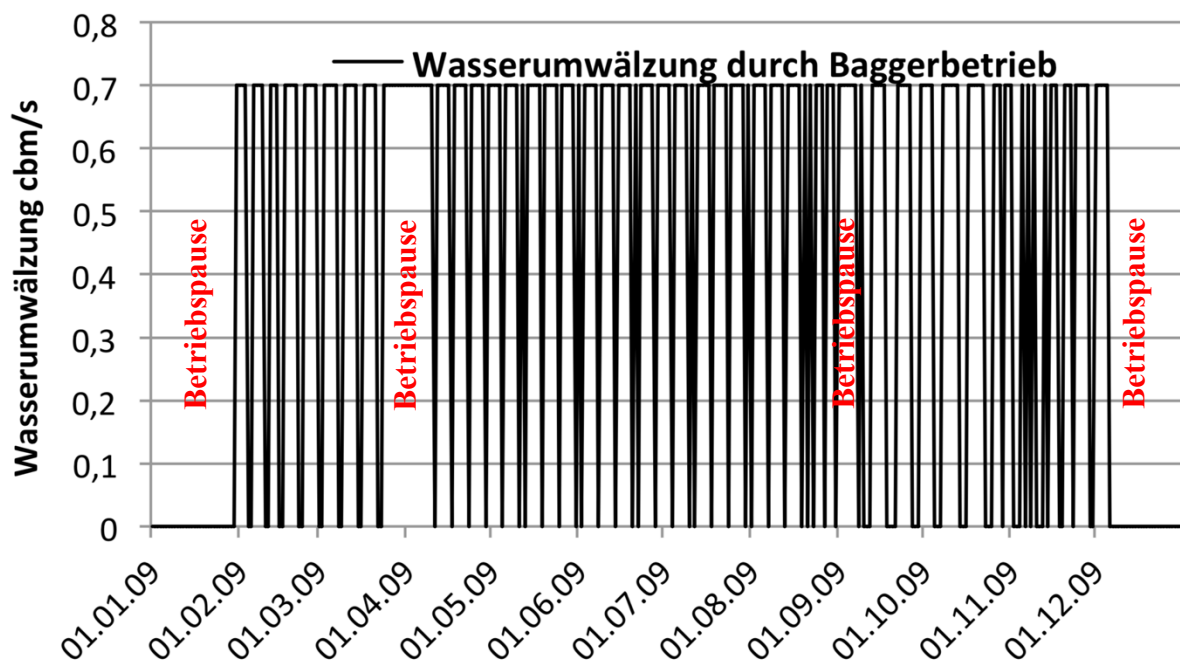


Abbildung 6.2: Wasserumwälzung im Tagesbetrieb (12 h)

6.2.5.2 Der durch die Kieswäsche verursachte Wasserumschlag

Die durch die Kieswäsche umgewälzte Wassermenge nahm ein Ausmaß von $425.000 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ (2010) und ca. $1 \text{ Mio. m}^3/\text{Jahr}$ (Jahre 2021 und 2022) an. Bedingt durch die gute Baukonjunktur wird für die Jahre 2017 bis 2022 ein Wert von ebenfalls ca. $1 \text{ Mio. m}^3/\text{Jahr}$ angenommen, während für die Jahre 2009 bis 2016 nur $500.000 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ vorausgesetzt wer-

den. Für den Zukunftsreferenzzeitraum (Modelljahre 15-19) wird ein mittlerer Wert von 700.000 m³/Jahr festgelegt.

6.2.5.3 Eintrag von Suspensa aus der Kieswäsche und dem Baggerbetrieb

Für die Einleitungen von Kieswaschwasser werden identische Betriebsphasen vorausgesetzt wie für den Baggerbetrieb. Das entscheidende Kriterium zur Bestimmung der Güterelevanz des in den See zurückgeleiteten Kieswaschwassers ist sein Anteil an mineralischen Feinmaterialien aus Ton, Schluff und Sand. Dieser Partikeleintrag beeinflusst die Wassertrübung und den Dichtegrad des Wassers.

Im Rahmen der vom Kiesunternehmen durchgeführten Eigenuntersuchungen wurden die in der folgenden Tabelle aufgelisteten Werte im rückgeleiteten Kieswaschwasser ermittelt.

Tabelle 6.10: Absetzbare und abfiltrierbare Stoffe im Kieswaschwasser

Datum	Absetzbare Stoffe [ml/L]	Abfiltrierbare Stoffe [mg/L]
15.06.10	5,5	1557
12.10.10	3	606,2
18.10.10	5	1494,4
23.03.11	4	827,9
21.03.12	3	751,8
Mittelwert	4,1	1.047,5

Bei einer Rückleitmenge von 1 Mio. m³/Jahr entspricht dies einer Einleitmenge von ca. 1.100 t Feinstschlämmen pro Jahr. Nicht berücksichtigt wurden die im direkten Baggerbetrieb freigesetzten Feinstmaterialien, die noch einmal in der gleichen Größenordnung liegen dürften.

Die Trübungseffekte werden für die Varianten mit Kiesgewinnung (Vergleichszustand 1 und Planvariante 1) mit den folgenden Korngrößenanteilen und Konzentrationen abfiltrierbarer Stoffen (Kieswaschwasserrückleitung und Baggerbetrieb) berücksichtigt:

Bezeichnung	Korngrößendurchmesser	Konzentration
SSOL1	≤ 0,003 mm	1000 mg/L
SSOL2	> 0,003 und ≤ 0,01 mm	1000 mg/L

6.3 Modellierung der Güteentwicklung unter den Bedingungen des Istzustandes zur Prüfung der Modellgenauigkeit und als Vergleichszustand 1

Die Modellierung des Vergleichszustandes 1 liefert Modellwerte für den Vergleich mit der Planvariante 1, die als einzige der drei Planvarianten bei fortdauernder Auskiesung umgesetzt wird. Außerdem ermöglicht die Simulation eine Prüfung der Modellgenauigkeit, weil sie Modellwerte für einzelne Stichtage erstellt, an denen auch reale Messungen erfolgten.

Die Auskiesungstätigkeit intensiviert das Zirkulationsverhalten im Vergleichszustand 1 (Istzustand) und auch bei der Planvariante 1 (vgl. Kapitel 6.2.5.1), wobei die durch die Kieswäsche umgewälzten Wassermengen das folgende Ausmaß annehmen:

- Kieswäsche Modelljahre 1 (2009) bis 7 (2015) 500.000 m³/Jahr
- Kieswäsche Modelljahre 8 (2016) bis 14 (2022) 1.000.000 m³/Jahr
- Kieswäsche Modelljahre ≥ 15 (Zukunftsreferenzzeitr.) 700.000 m³/Jahr

6.3.1 Temperaturhaushalt im Vergleichszustand 1

Unter Bezug auf die morphologischen Kennwerte und die meteorologischen und hydraulischen Inputdaten des Vergleichszustandes 1 ergeben sich die in der Abbildung 6.3 dargestellten Temperaturverläufe während des 19 Jahre umfassenden Untersuchungszeitraums.

Für den gesamten Untersuchungszeitraum errechnet das Modell eine Volldurchmischung des Sees in den Winterhalbjahren und eine Stratifizierung im Sommer. Die vergleichsweise hohen hypolimnischen Wassertemperaturen zwischen 10-12 °C in den Sommermonaten sind auf die Auskiesungstätigkeit zurückzuführen, die einen Eintrag von warmem Oberflächenwasser in die Gewässertiefe verursacht.

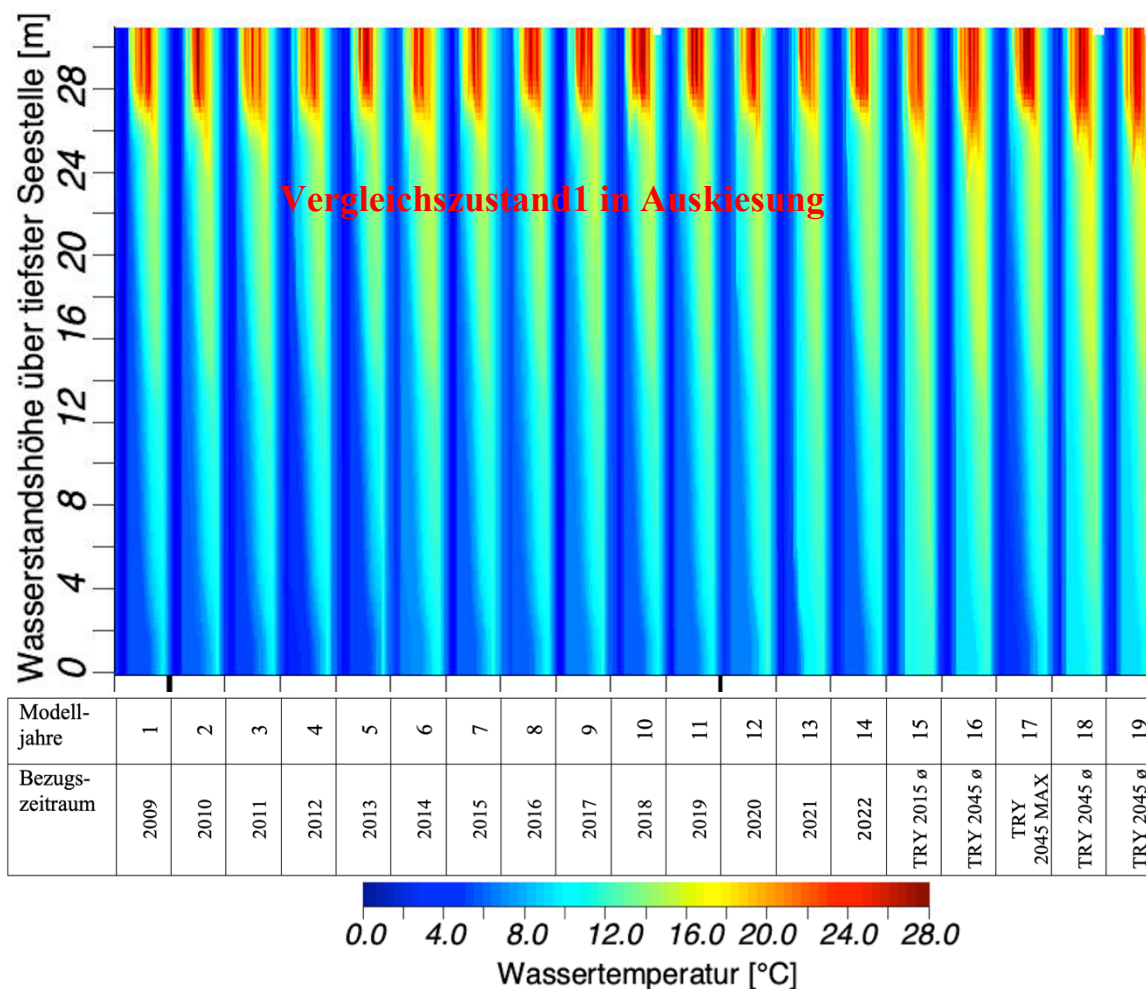


Abbildung 6.3: Temperatursimulation für den Vergleichszustand 1

Die Zunahme der Wassertemperaturen im Hypolimnion während des „Zukunftsreferenzzeitraums“ (ab dem 15. Modelljahr) dürften in erheblichem Umfang durch die in der Klimamodulation des DWD sehr hoch angesetzten Windgeschwindigkeiten bedingt sein und nicht ausschließlich einer höheren Lufttemperatur zugeschrieben werden können. Der

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

starke Windeinfluss verstärkt die Zirkulation und den Transport warmen Oberflächenwassers in die Gewässertiefe.

Die Darstellungen der Prognoseergebnisse für das Epilimnion (3 m Wassertiefe) und den seebodennahen Wasserkörper (3 m über Grund = 28 m Wassertiefe) zeigen einen deutlichen Jahresgang der Temperaturen in den beiden Tiefenschichten an (vgl. Abbildung 6.4).

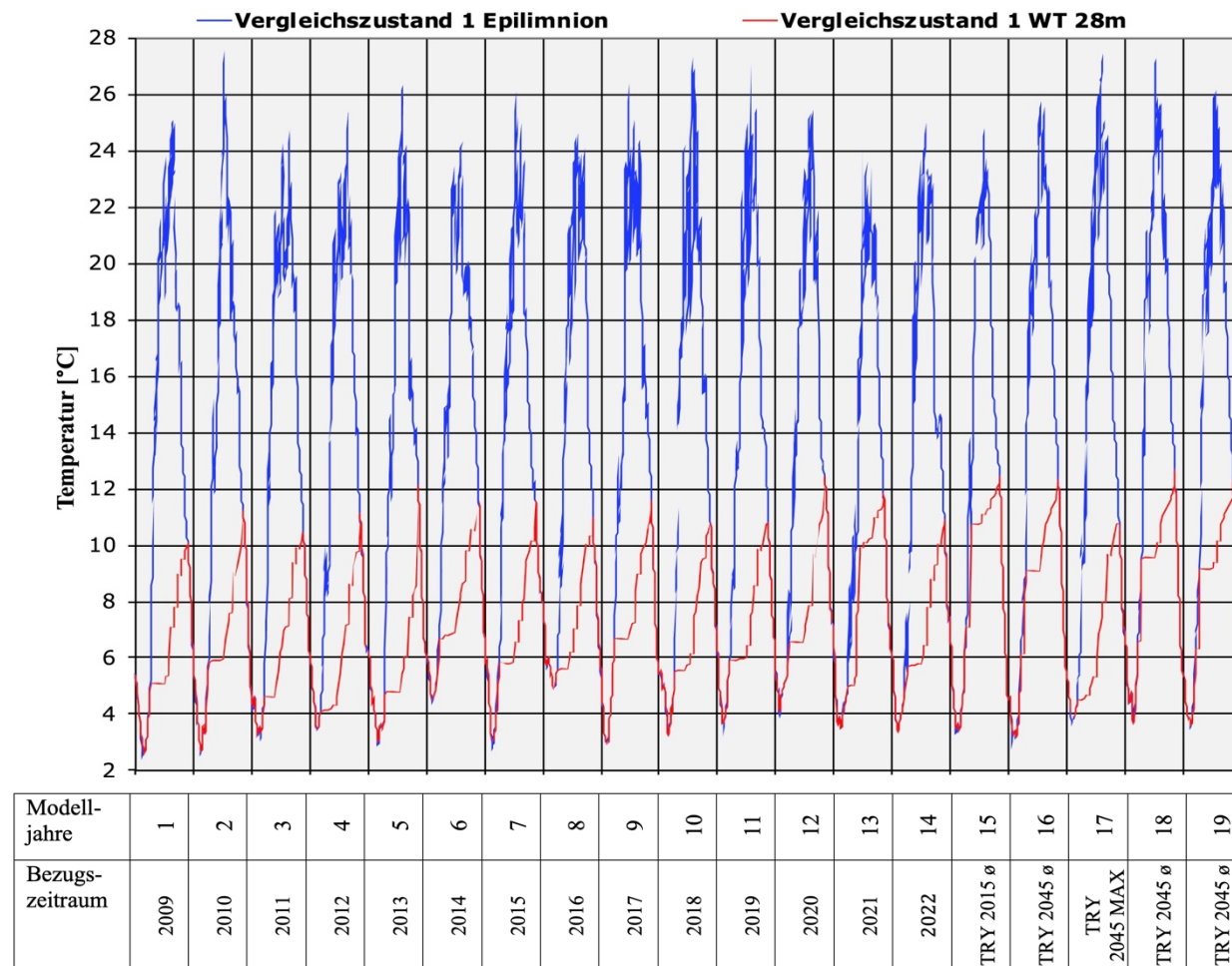


Abbildung 6.4: Temperaturwerte der Simulation des Vergleichszustandes 1 in unterschiedlichen Tiefenstufen

Im Epilimnion können Wassertemperaturen von bis zu 27 °C erreicht werden. Unter den meteorologischen Bedingungen des historischen Zeitraums von 2009 bis 2022 errechnen sich für das Epilimnion und für die Wasserschicht in 28 m Tiefe teils deutlich niedrigere Wassertemperaturen als für die zukünftig zu erwartende klimatische Entwicklung im Zukunftszeitraum (siehe Tabelle 6.11).

Tabelle 6.11: Statistische Lageparameter der prognostizierten Wassertemperaturen für den Istzustand in drei Tiefenstufen

	historischer Zeitraum 2009-2022		Zukunftszeitraum	
	Epilimnion	3m ü. Grd.	Epilimnion	3m ü. Grd.
Mittelwert [°C]	12,95	6,82	13,60	8,09
Minimum [°C]	2,39	2,51	2,70	3,17
Maximum [°C]	27,59	12,59	27,46	12,77

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

Infolge der Klimaerwärmung ist also mit einer Erwärmung des epilimnischen und hypolimnischen Wasserkörpers zu rechnen. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass die Baggertätigkeit zu einer intensiveren Vermischung des Seewassers führt und somit Temperaturunterschiede zwischen dem oberflächennahen und dem tiefen Wasserkörper abschwächt.

Ein Vergleich der Simulationswerte mit den im Rahmen des Projektes gemessenen Feldwerten zeigt eine gute Übereinstimmung (vgl. Abbildung 6.5). Vorhandene Abweichungen können auf die folgenden Ursachen zurückgeführt werden:

- Die tatsächliche Auskiesungstätigkeit weicht von der Modellannahme ab.
- Ein im Vergleich zur Modellannahme höherer Grundwasserzufluss bewirkt im Winter eine Aufwärmung und im Sommer eine Abkühlung des Seewassers.
- Die reale Windgeschwindigkeit weicht von der Modellannahme ab und verursacht stärkere oder schwächere Wasserzirkulation mit entsprechenden Auswirkungen für die Wassertemperaturen.

Trotz vorhandener Abweichungen ist das Modell für eine Bewertung der maßnahmenbedingten Auswirkungen auf den Temperaturhaushalt und das Schichtungsverhalten des Sees uneingeschränkt nutzbar.

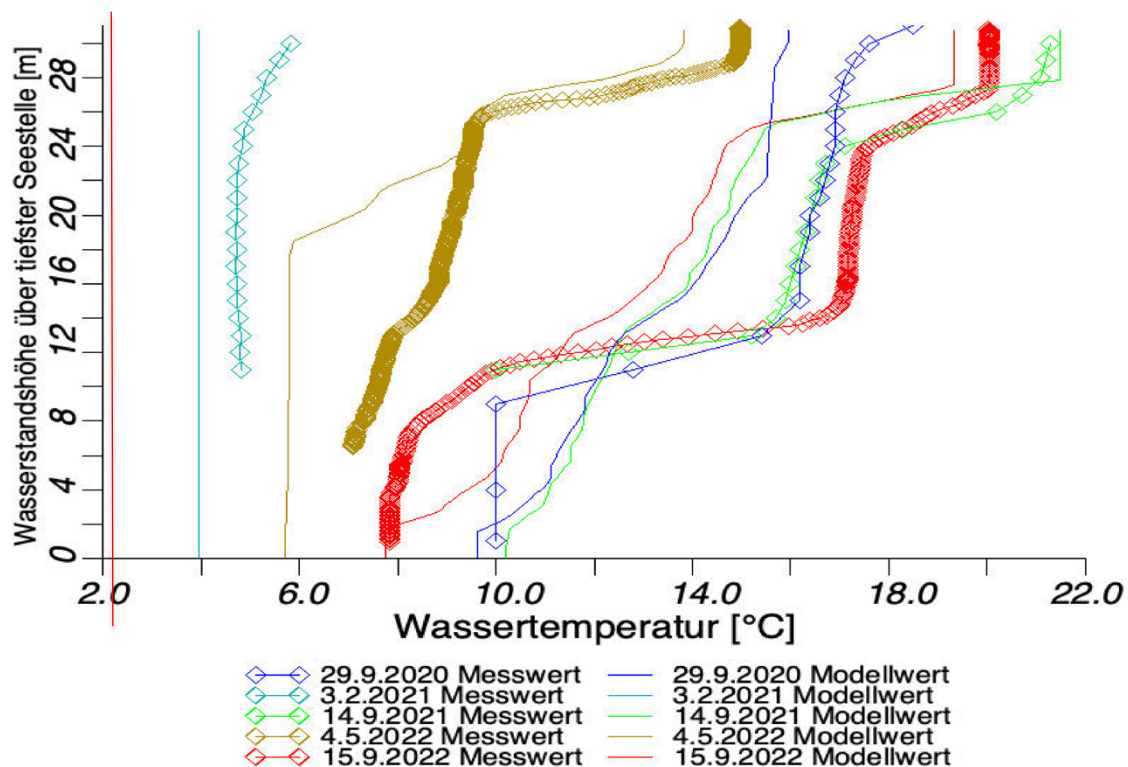


Abbildung 6.5: Feldmessungen 2020 bis 2022 im Vergleich zu den Simulationswerten der Temperatur im Vergleichszustand 1

6.3.2 Sauerstoffhaushalt im Vergleichszustand 1

Die Prognosen des Sauerstoffhaushaltes weisen für den Vergleichszustand 1 während der Stagnationsphasen deutliche Sauerstoffdefizite in den tieferen Wasserschichten aus (vgl. Abbildung 6.6). In den Zirkulationsphasen kommt es allerdings stets zu einer vollständigen Oxidierung des gesamten Wasserkörpers. Die von der sommerlichen Sauerstoffarmut betroffene Schicht macht, wie aus der ebenfalls dargestellten Volumenkurve hervorgeht, maximal ca. 10% des gesamten Seevolumens aus.

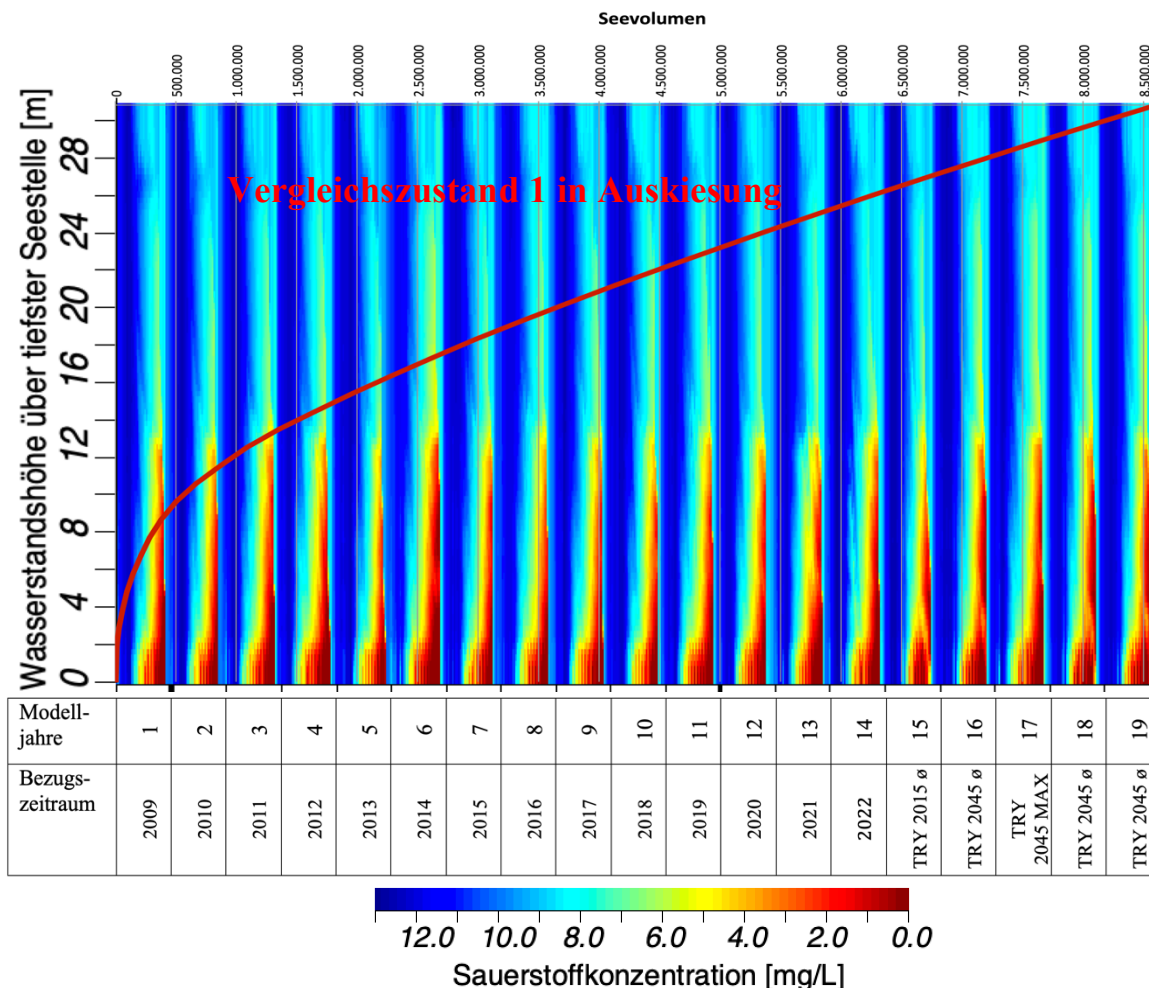


Abbildung 6.6: Simulation der Sauerstoffgehalte im Vergleichszustand 1

Die Darstellung der Modellwerte für die Wassertiefe von 21,7 m (= Obergrenze der grundnahen Wasserschicht mit einer Ausdehnung von 30 % der Gesamttiefe) zeigt, dass der gesetzte Orientierungswert, demzufolge maximal 30% der Wassersäule über Grund sauerstoffarm (O_2 Gehalt < 2 mg/L) sein dürfen, häufig nicht eingehalten werden kann (vgl. Abbildung 6.7).

Die Sauerstoffdefizite bleiben aber auf den grundnahen Wasserkörper beschränkt, ab einer Tiefe von 15,5 m (entspricht 50 % der maximalen Wassertiefe) ergeben sich in den Stagnationsphasen Sauerstoffwerte von mindestens 5 mg/L. Zu berücksichtigen ist auch, dass das grundnahe Wasservolumen bis 9 m über Grund nur ca. 500.000 m³ umfasst und sich somit diese zeitweise sauerstoffarme Schicht auf einen relativ kleinen Wasserkörper beschränkt, der nur 6% des gesamten Seevolumens ausmacht.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

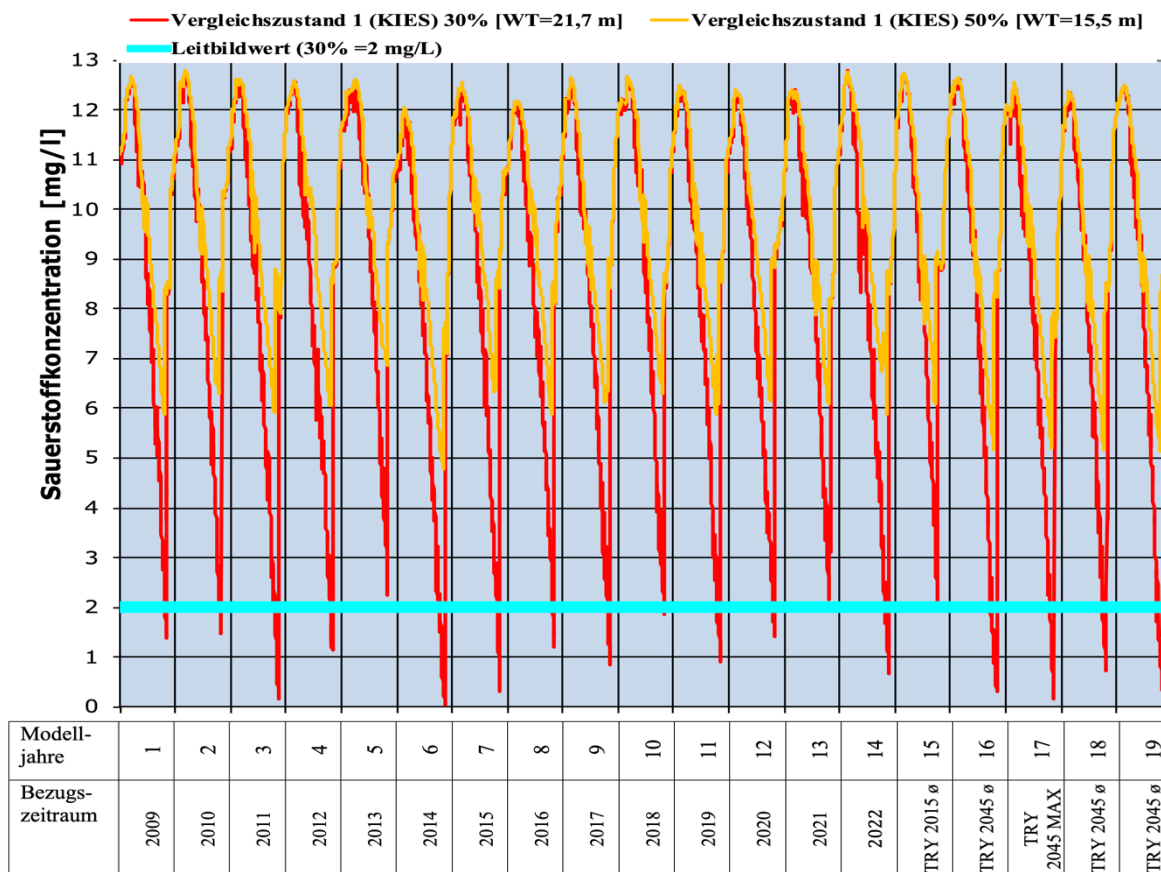


Abbildung 6.7: Simulation der Sauerstoffwerte des Vergleichszustandes 1 im Bereich von 30 % und 50 % der maximalen Wassertiefe über Grund

Wie aus den in Tabelle 6.12 getrennt angegebenen Prognosewerten für die Berechnungen mit den historischen Klimadaten von 2009 bis 2022 und den zukünftig durch die globale Erwärmung zu erwartenden Klimadaten hervorgeht, ist infolge dieser Klimaänderung mit keiner oder nur einer geringen Verschlechterung der Sauerstoffwerte im Tiefenbereich des Sees zu rechnen. Hierfür ist die stärkere, windinduzierte Zirkulation des Seewassers im Zukunftszeitraum verantwortlich, da die TRY Daten des DWD höhere mittlere Windgeschwindigkeiten voraussetzen.

Tabelle 6.12: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sauerstoffgehalte in 15,5 m und 21,7 m Wassertiefe für den Vergleichszustand 1

	WT 21,7 m 2009-2022	WT=21,7 m Zu- kunftszeitraum	WT=15,5 m 2009-2022	WT=15,5 m Zu- kunftszeitraum
Mittelwert [O ₂ mg/L]	8,69	8,58	9,93	9,75
Minimum [O ₂ mg/L]	0,00	0,16	4,75	5,14
Maximum [O ₂ mg/L]	12,82	12,75	12,82	12,75

Die im Modell prognostizierten Sauerstoffgehalte weichen von den als Vergleich herangezogenen Stichtagsmessungen teilweise ab (vgl. Abbildung 6.8). Das Modell tendiert zur Berechnung von zum Teil niedrigeren Werten, als sie real auftreten. Die Unterschiede beruhen auf einer zu starken Gewichtung der Sedimentzehrung insbesondere bei den auskiesungsbedingt höheren Wassertemperaturen im Tiefenwasserkörper. Dabei fördert die durch Auskiesungstätigkeit verstärkte Wasserzirkulation nicht nur die Zunahmen der Wassertemperaturen im Hypolimnion, sondern auch den Austausch zwischen Sedimentoberfläche und Seewasser und damit die Möglichkeit des mikrobiellen Sauerstoffverbrauchs.

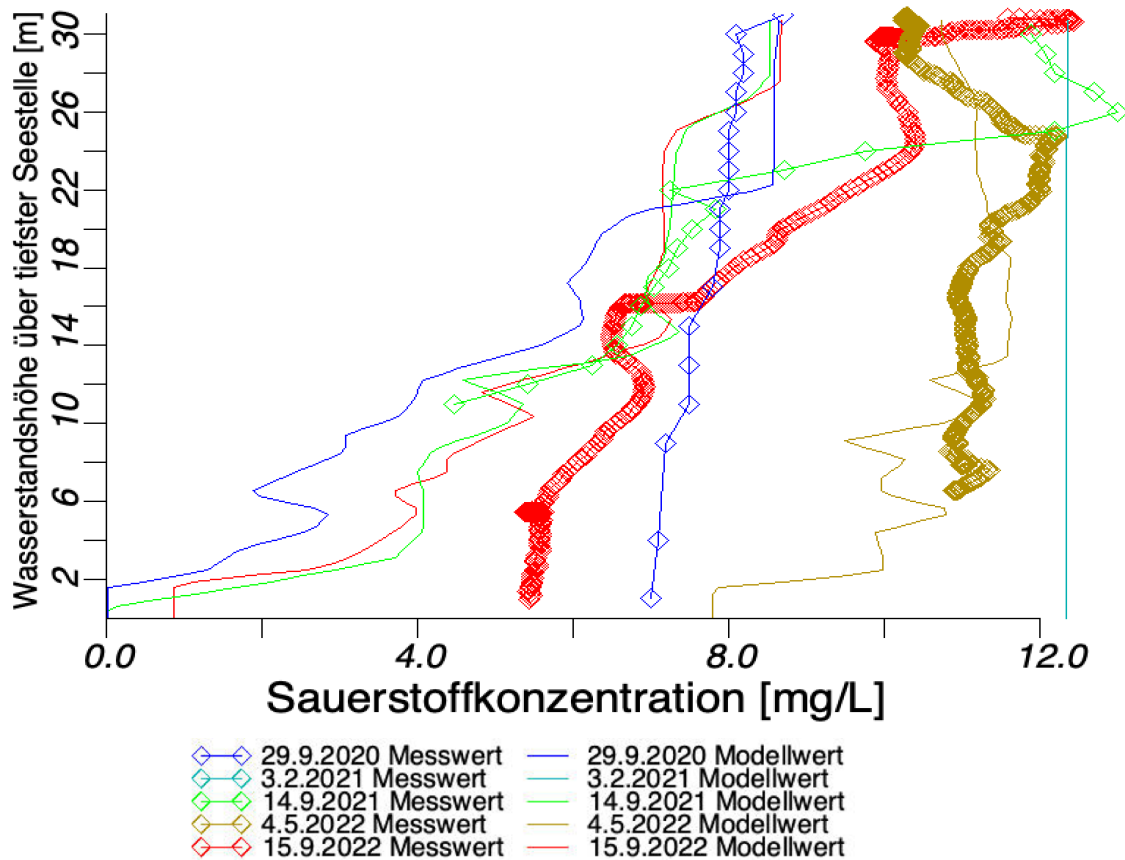


Abbildung 6.8: Feldmessung und Simulation der Sauerstoffwerte 2020-2021 im Vergleichszustand 1

Insgesamt ist davon auszugehen, dass die Modellergebnisse der Varianten mit Kiesgewinnung (Vergleichsvariante 1 und Planvariante 1) den Sauerstoffhaushalt eher etwas zu ungünstig darstellen.

6.3.3 Nährstoffsituation (Phosphorgehalte) im Vergleichszustand 1

Für die Phosphorbelastung des Seewassers im Vergleichszustand 1 werden sehr niedrige Werte während des gesamten Prognosezeitraumes berechnet (vgl. Abbildung 6.9). Die Konzentrationen bleiben sowohl im Epilimnion als auch in den tieferen Wasserschichten sehr gering, Phosphoranreicherungen durch Rücklösungseffekte, die zu höheren Konzentrationen über Grund führen würden, sind nur in geringem Umfang zu erkennen.

Die niedrige Phosphorbelastung des Seewassers ist eine Folge des geringen Eutrophierungspotentials durch das zufließende Grundwasser.

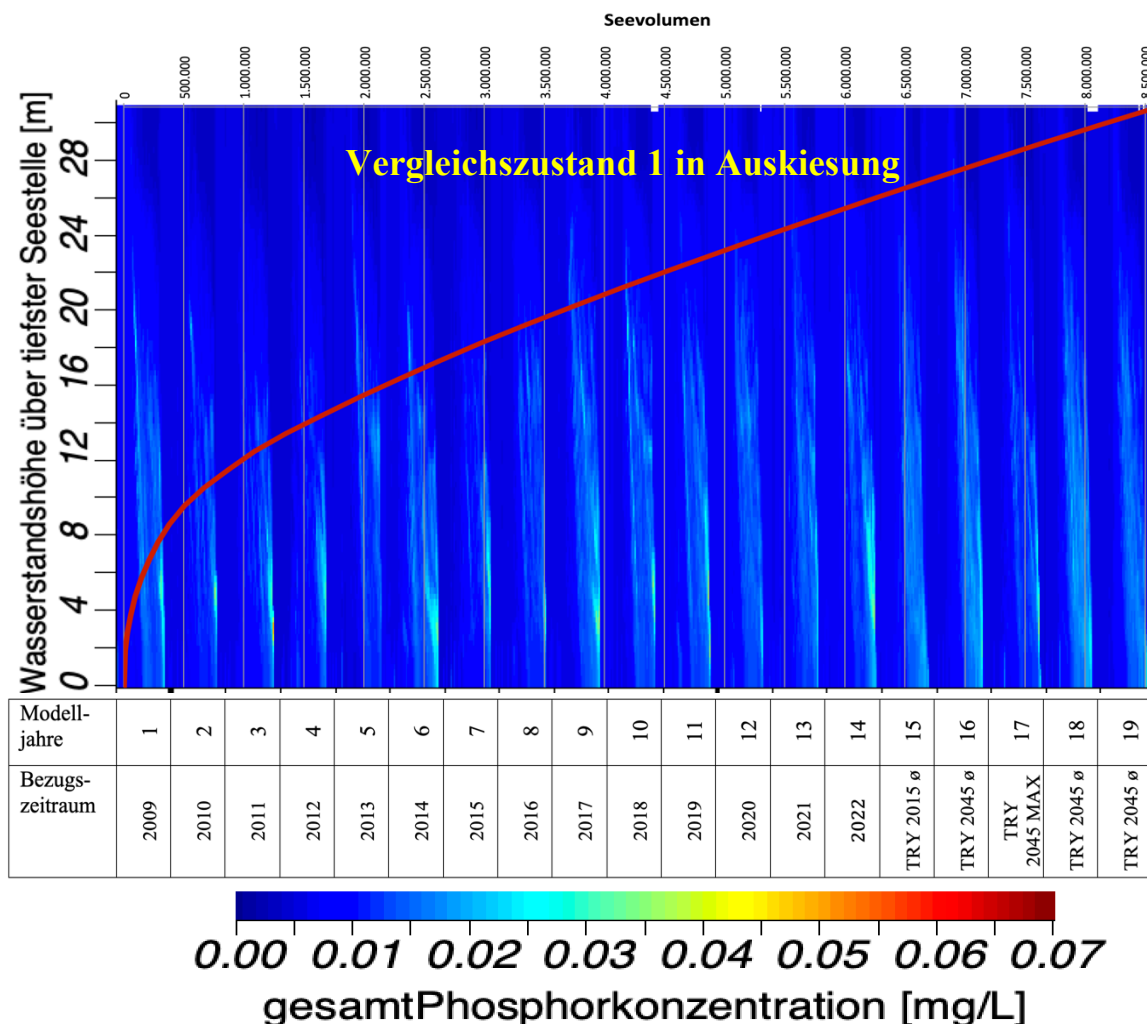


Abbildung 6.9: Phosphorsimulation im Vergleichszustand 1

Die für die trophische Einstufung des Sees entscheidenden Phosphorkonzentrationen in der trophogenen Zone (0-6 m Wassertiefe) unterliegen einem jahreszeitlichen Schwankungsmuster mit Maximalwerten im Frühjahr (vgl. Abbildung 6.10). Die Saisonmittelwerte (April bis Oktober) zeigen stets einen sehr niedrigen Trophiestatus noch deutlich unter dem als Orientierungswert gesetzten mesotrophen Status an und prognostizieren damit einen langfristig stabilen, sehr hohen Gütezustand mit geringen Nährstoffbelastungen.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

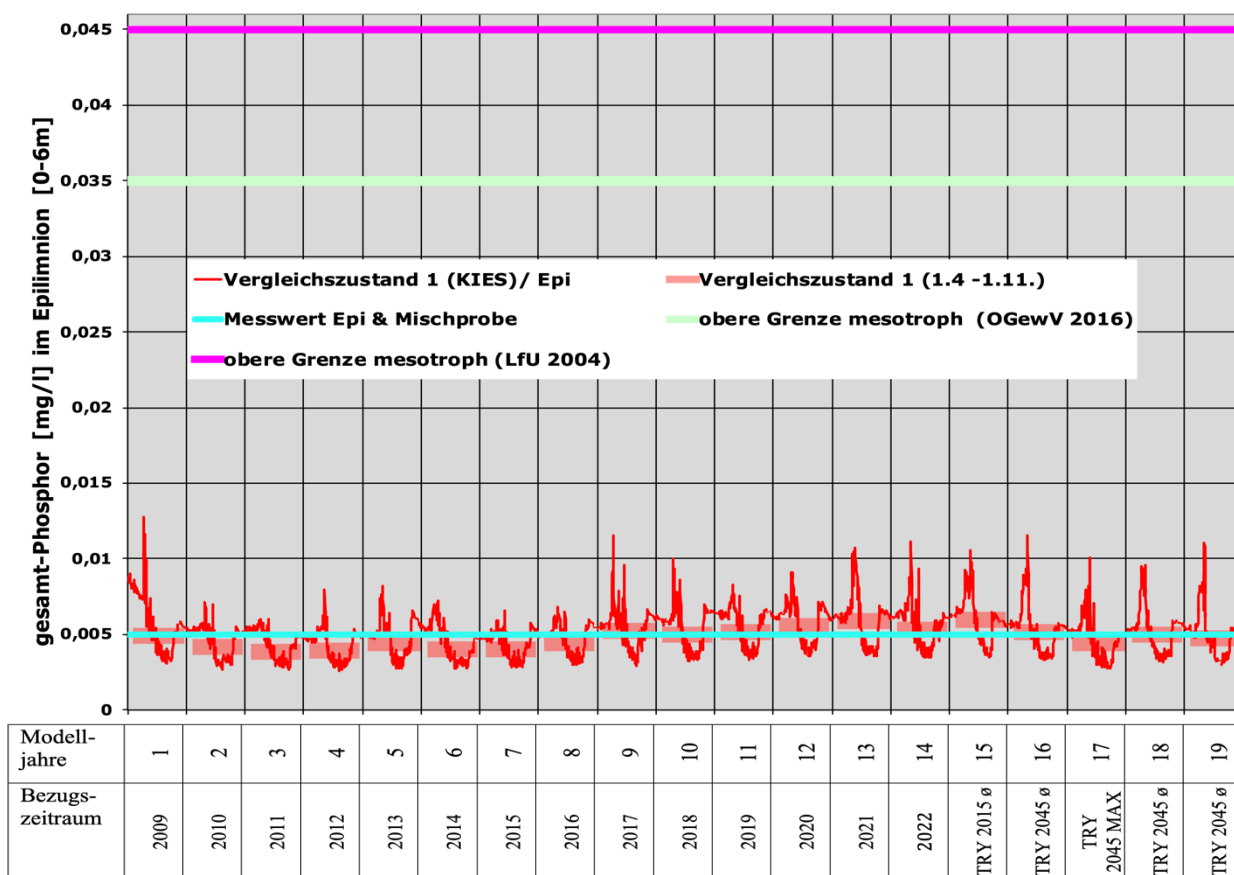


Abbildung 6.10: Simulation der Phosphorgehalte des Vergleichszustandes 1 in der trophogenen Zone unter Bezug auf die leitbildkonformen Orientierungswerte

Aus den in der Tabelle 6.13 angegebenen statistischen Lageparameter sind keine negativen Folgen für die Nährstoffbelastung des Seewassers durch Klimaveränderungen abzulesen.

Für den Nährstoffhaushalt des Untersuchungsgewässers im Istzustand kann daher eine sehr günstige Prognose gestellt werden. Infolge der höheren Wassertemperaturen, die sich durch die zukünftige Klimaerwärmung ergeben, wird es nicht zu einer Belastung des Nährstoffhaushaltes kommen.

Stabile oligotrophe bis mesotrophe Bedingungen stellen das günstigste Entwicklungsszenarium dar, das unter den gegebenen naturräumlichen und zukünftigen klimatischen Bedingungen zu erwarten ist.

Tabelle 6.13: Statistische Lageparameter der prognostizierten Phosphorgehalte des Vergleichszustandes 1 im Epilimnion

	Historischer Zeitraum	Zukunftszeitraum	Güteeanforderung OGewV 2016
Mittelwert [P mg/l]	0,0051	0,0053	0,035
Minimum [P mg/l]	0,0026	0,0027	
Maximum [P mg/l]	0,0127	0,0115	

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

Im Vergleich der Simulationsergebnisse mit den 2020 bis 2022 gemessenen Feldwerten zeigt sich eine ausreichend genaue Übereinstimmung, um mit der gewählten Modellkonfiguration zuverlässige Prognoseergebnisse zu erarbeiten (vgl. Abbildung 6.11).

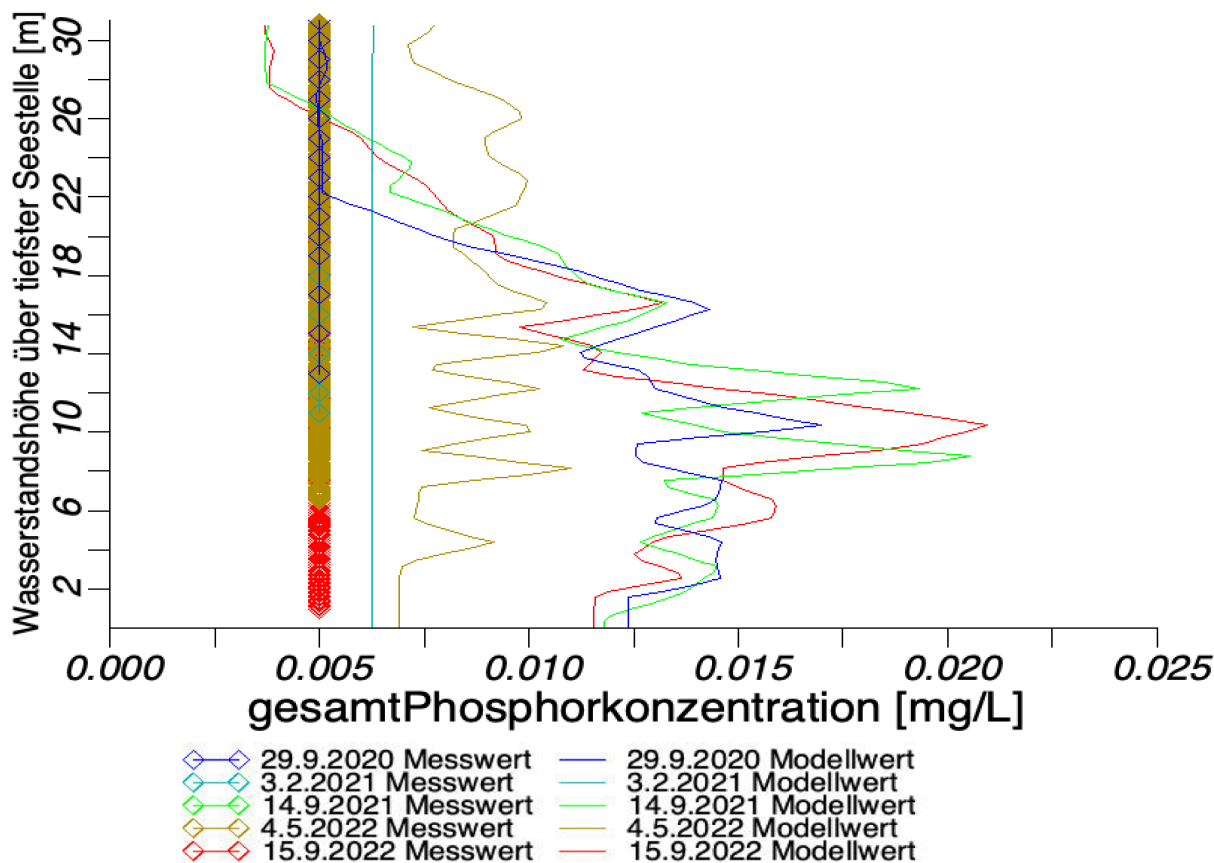


Abbildung 6.11: Feldmessung und Simulation der Phosphorgehalte im Vergleichszustand 1

6.3.4 Chlorophyll-a Gehalte im Vergleichszustand 1

Aufgrund der niedrigen Phosphorgehalte im Seewasser bleibt auch die Planktonentwicklung sehr gering (vgl. Abbildung 6.12). Maxima werden im Frühjahr und Frühsommer erreicht. Die höheren Werte im ersten Modelljahr entstanden, weil sich das Modell noch nicht „eingeschwungen“ hat.

Da die Planktonentwicklung stark witterungsabhängig ist und bei höheren Temperaturen zunimmt, ist in wärmeren Jahren mit einem Anstieg zu rechnen. Dennoch weist das Modell keinen signifikanten Anstieg des Algenaufkommens für die Zukunftsreferenzjahre aus. Vielmehr stellt sich ein stabiler Gleichgewichtszustand ein.

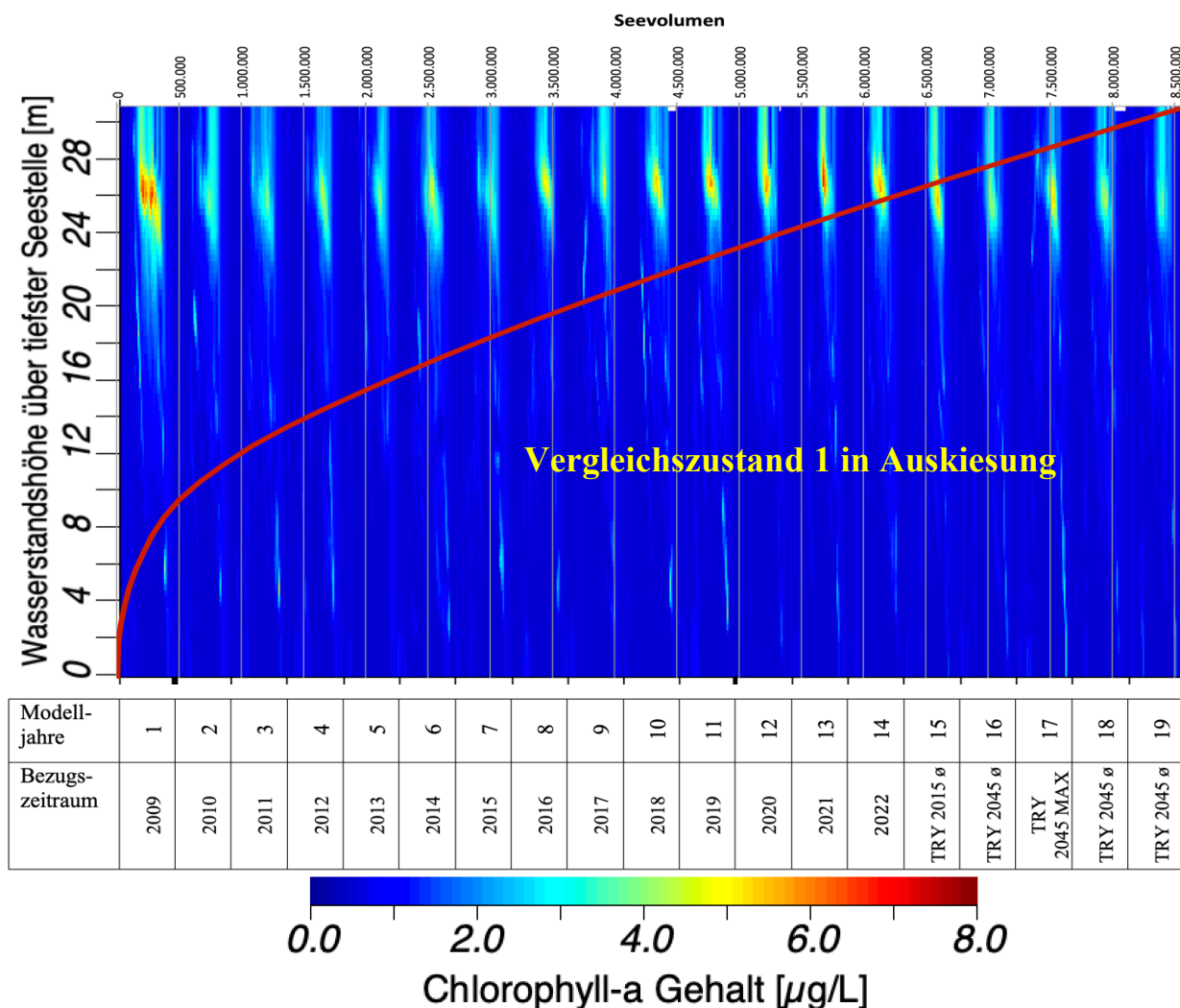


Abbildung 6.12: Chlorophyll-a Simulation im Vergleichszustand 1

Die Chlorophyll-a Gehalte bleiben generell deutlich im Bereich des oligotrophen Spektrums und zeigen damit einen sehr nährstoffarmen Zustand noch unterhalb des Orientierungsrahmens (mesotroph) an. Die maßgeblichen Saisonmittelwerte der Chlorophyll-a Gehalte weisen den See als oligotrophes Gewässer aus (vgl. Abbildung 6.13).

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

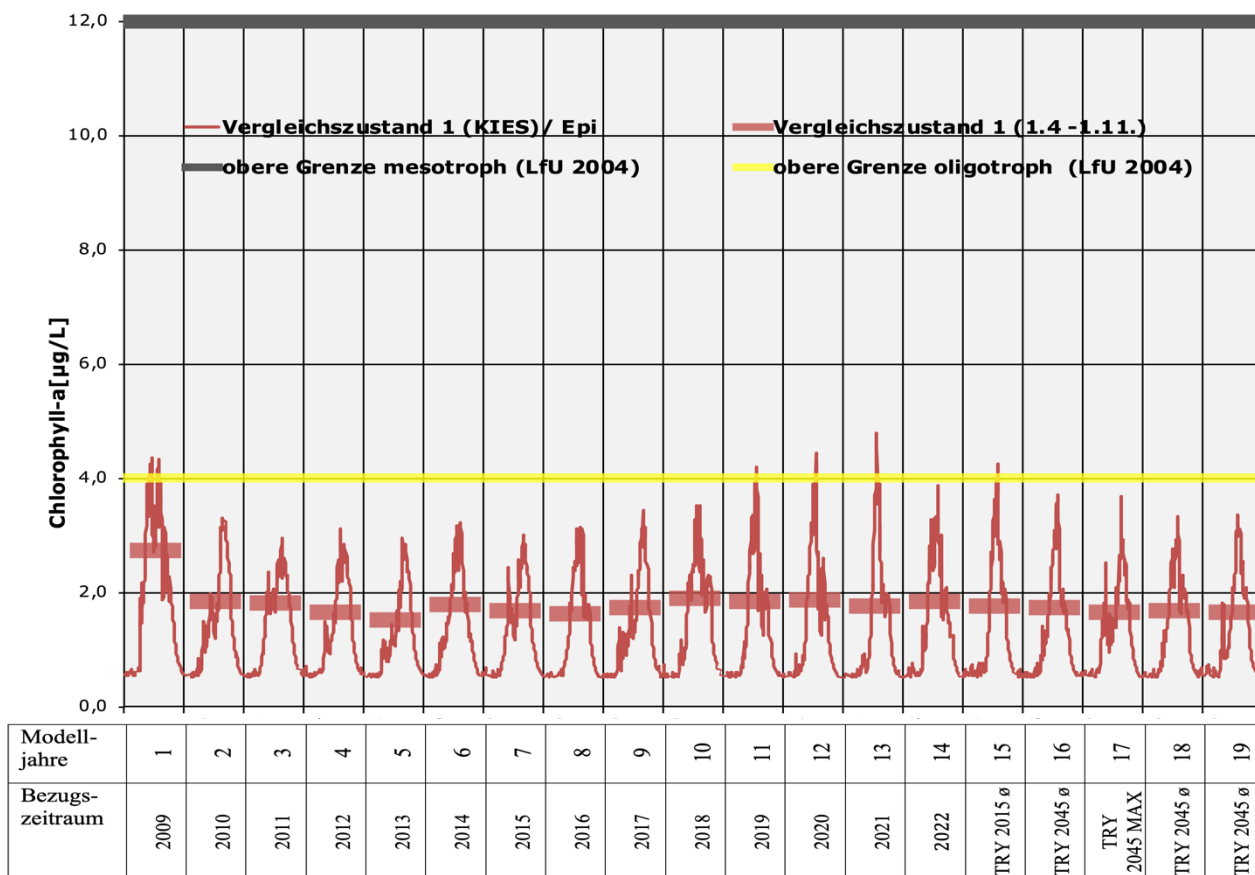


Abbildung 6.13: Simulation der Chlorophyll-a Gehalte des Vergleichszustandes 1 in der trophogenen Zone unter Bezug auf die leitbildkonformen Orientierungswerte

Die stärkere Erwärmung des Seewassers durch den Klimawandel führt zu einer geringfügigen Erhöhung der Algenentwicklung (vgl. Tabelle 6.14). Insgesamt ergibt sich hinsichtlich der Chlorophyll-a Gehalte eine sehr gute Prognose auch unter der Voraussetzung zukünftig ansteigender Wassertemperaturen.

Tabelle 6.14: Statistische Lageparameter der prognostizierten Chlorophyll-a Werte für den Vergleichszustand 1

	Trophogene Zone (0-6 m) 2009-2022 Saisonwerte	Trophogene Zone (0-6 m) Zukunftszeitraum Saisonwerte	Orientierungswert
Mittelwert (mg/l Chl-a)	1,83	1,69	< 12 (LfU 2004)
Minimum (mg/l Chl-a)	1,52	1,65	
Maximum (mg/l Chl-a)	2,74	1,75	

Die im Modell ermittelten Simulationswerte stimmen gut mit dem im September 2022 gemessenen Wert überein (vgl. Abbildung 6.14).

Allerdings unterliegt die Algenentwicklung infolge der kurzen Lebenszyklen sämtlicher Algenarten einer sehr erheblichen Schwankungsbreite, so dass der Vergleich einzelner Stichtagsmessungen mit den Modellwerten keine starke Aussagekraft in Bezug auf die Modellgenauigkeit besitzt.

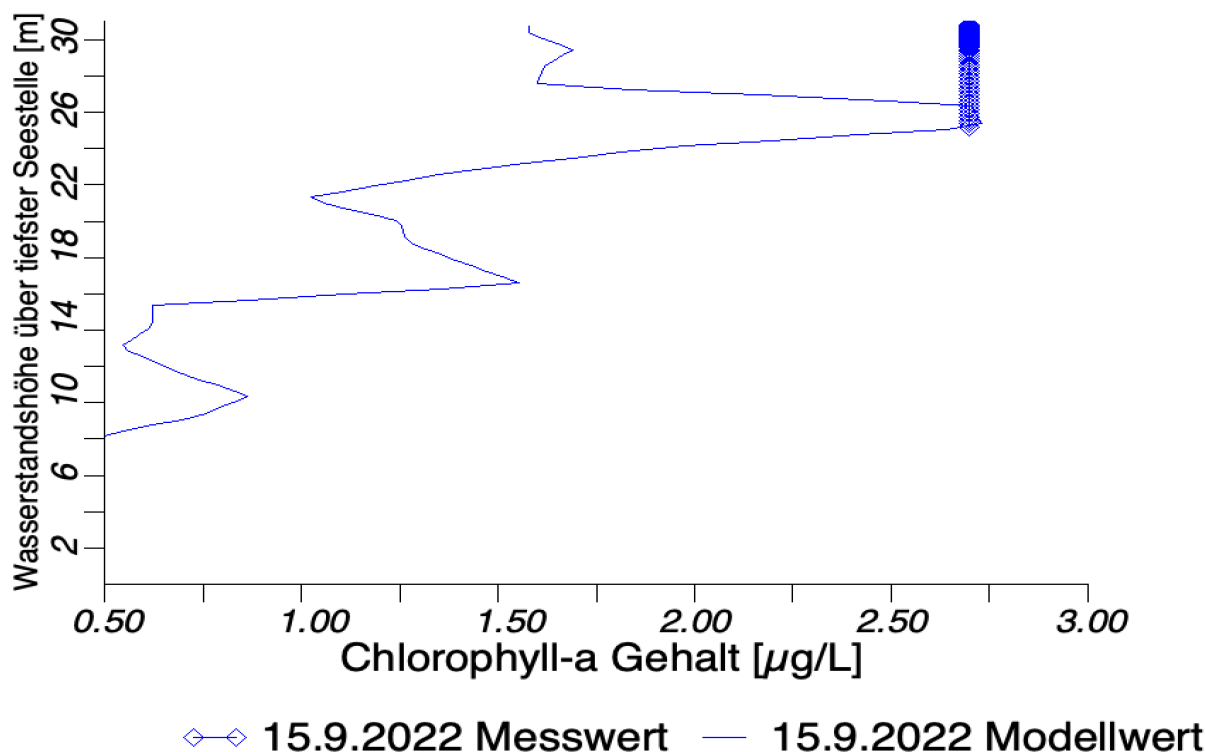


Abbildung 6.14: Feldmessung und Simulation der Chlorophyll-a Gehalte im Vergleichszustand 1

6.3.5 Cyanobakterien (Blaualgen) im Vergleichszustand 1

Derzeit besteht in dem von geringen Algenentwicklungen geprägten Untersuchungsgewässer keine Cyanobakterien- (Blaualgen-) Problematik. Das sehr geringe Cyanobakterienaufkommen kann allerdings durch eine Nährstoffzunahme und/oder steigende Wassertemperaturen bzw. vermehrte Sonneneinstrahlung jederzeit zunehmen.

Ein Anstieg des Cyanobakterienaufkommens ist also in Zukunft infolge der globalen Erwärmung durchaus möglich. Auch nehmen potentiell toxische Arten wie *Cylindrospermopsis* und *Lyngbya*, die über einen tropischen bis subtropischen Verbreitungsschwerpunkt verfügen, seit den letzten beiden Dekaden in Europa zu.

Cyanobakterien dominieren oft in Gewässern, die sich durch mittlere oder sogar geringe Nährstoffgehalte auszeichnen. Gerade warme, langanhaltende Sommer bieten den ansonsten im Vergleich zu Algen langsamer wachsenden Cyanobakterien gute Entwicklungsmöglichkeiten, so dass sie unter diesen Bedingungen eine Dominanz ausbilden können.

In der Abbildung 6.15 wird das Prognoseergebnis der Biomasseentwicklung der Cyanobakterien im Vergleichszustand 1 als Chlorophyll-a Gehalt in $\mu\text{g/L}$ für die belichtete (trophogene) Zone als Mittelwert im Bereich der Wassertiefe von 0-5 m dargestellt.

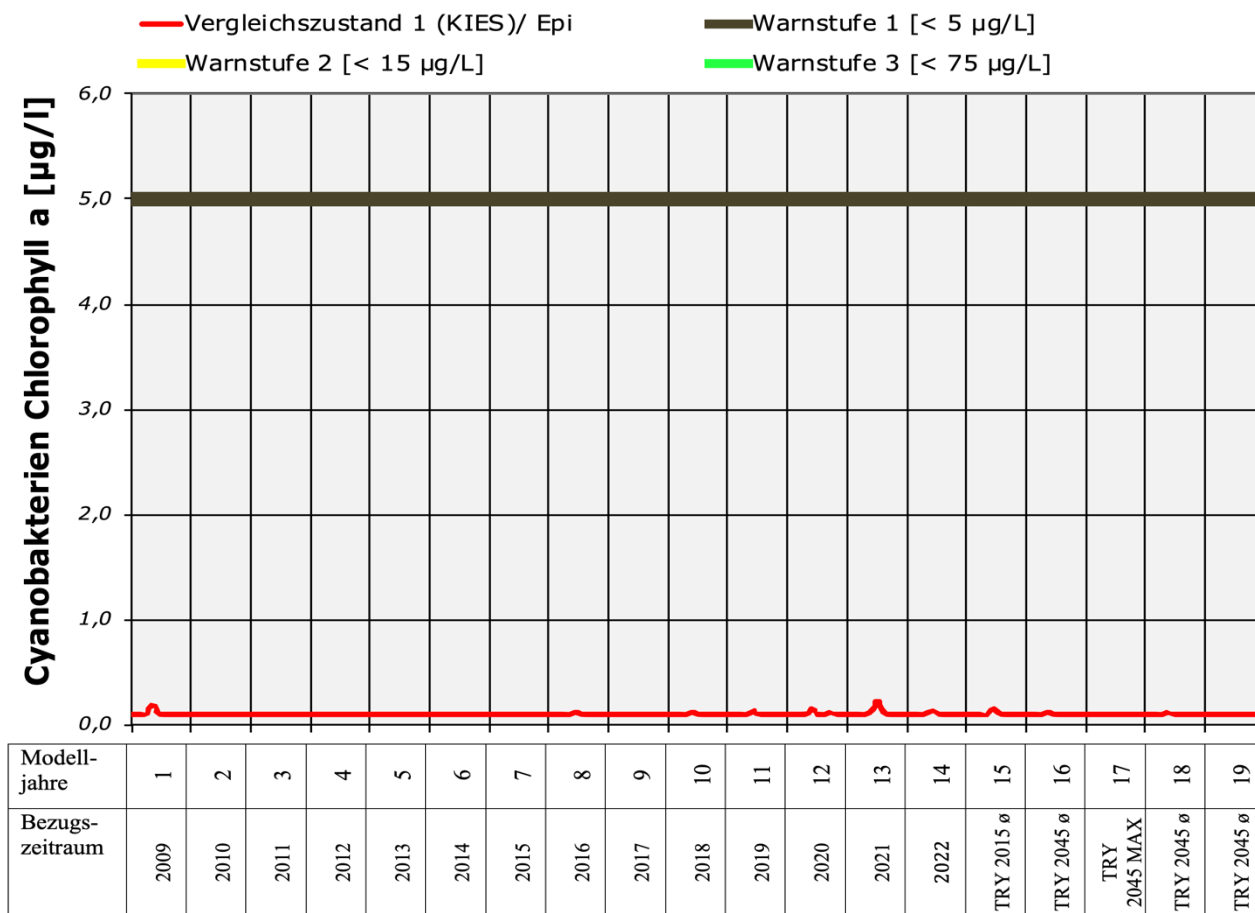


Abbildung 6.15: Simulation der Cyanobakteriendichte des Vergleichszustandes 1 in der trophogenen Zone (WT=0-5 m)

Die Simulation zeigt, dass Cyanobakterien sowohl unter Bezug auf die gegenwärtig vorherrschenden Klimabedingungen als auch für den Zukunftszeitraum im Vergleichszustand 1 während der Auskiesung keine Rolle spielen. Selbst der Wert für die unterste Warnstufe des UBA (Warnstufe 1 = < 5µg/L, vgl. Kapitel 3.3) wird bei weitem nicht erreicht.

6.3.6 Sichttiefenwerte im Vergleichszustand 1

Die Sichttiefe hängt von der Menge der im Wasser gelösten Partikel (Trübstoffe) ab und ist ein wichtiges Maß, um die maximale Tiefe des möglichen Wasserpflanzenwachstums abschätzen zu können. In grundwasserdominierten Seen ohne starke oberflächige Trübstoffeinträge wird die Sichttiefe maßgeblich von der Menge schwebender Organismen (Plankton), insbesondere von Algen, bestimmt.

Aus der im Modell ermittelten Extinktionsrate wurde die Sichttiefe in Anlehnung an HORNUNG (2002) nach der folgenden Formel berechnet:

$$\text{Sichttiefe SD [m]} = 1,4 / (\text{Extinktionskoeffizient} \cdot \text{m}^{-1})$$

Dabei ergeben sich folgende Entsprechungen:

Extinktion [1/m]	2,5	2	1,5	1,25	1	0,9	0,8	0,7	0,6	0,5	0,4	0,3	0,2
Sichttiefe [m]	0,6	0,7	0,9	1,1	1,4	1,6	1,8	2,0	2,3	2,8	3,5	4,7	7,0

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

Die Modellsimulation zeigt eine durch Trübungen infolge der Kiesgewinnung und Kieswaschwasserrückleitung geprägte Entwicklung der Sichttiefe (vgl. Abbildung 6.16). Die höhere Trübung in den Modelljahren 8-14 ist eine Folge der stärkeren Kiesgewinnung mit entsprechend höheren Kieswaschwassereinleitungen und Resuspensionen. Die Trübungszunahme mit der Tiefe ist eine Folge von Dichteströmungen.

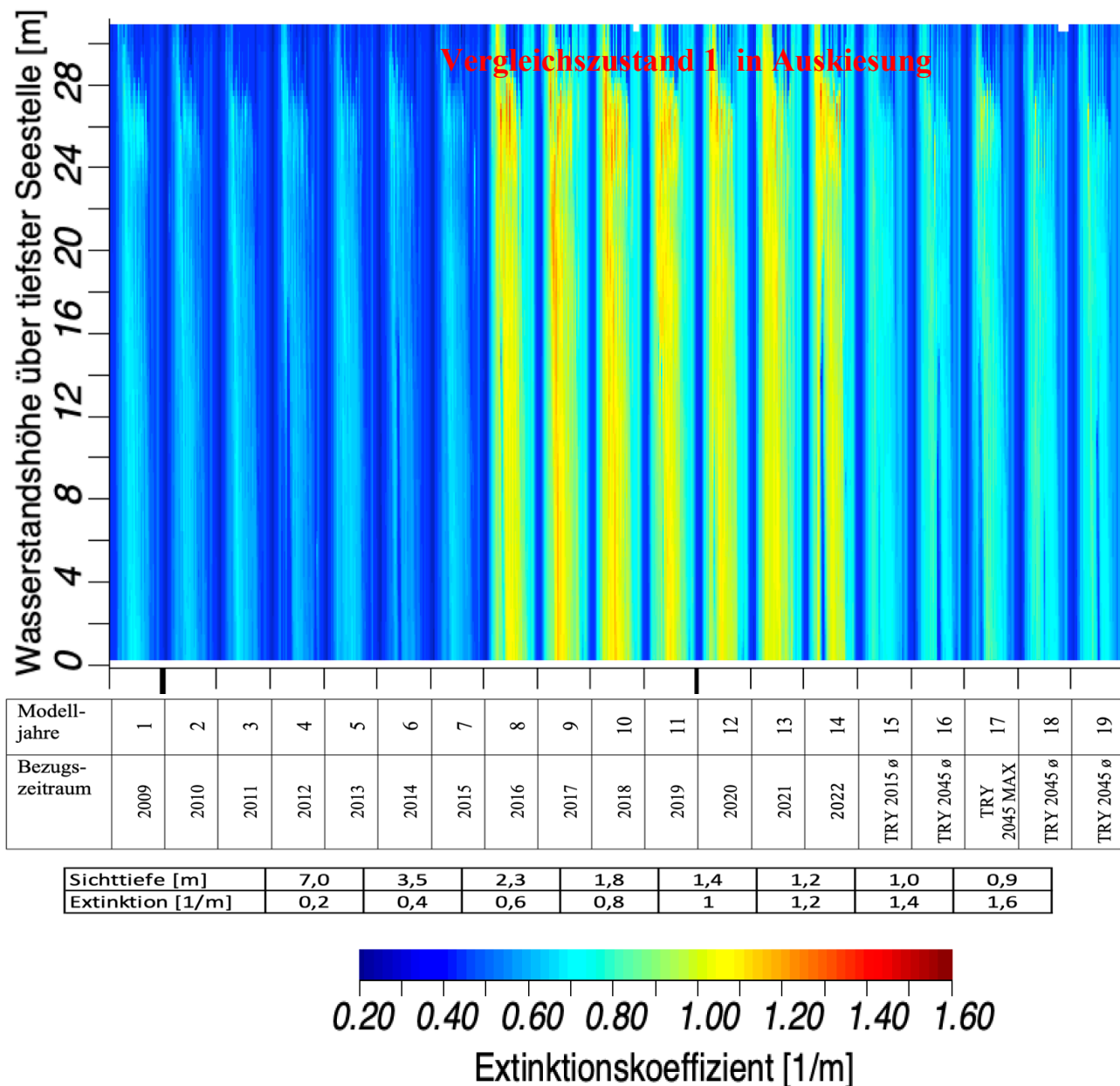


Abbildung 6.16: Trübungssimulation unter Bezug auf die Kennwerte des Vergleichszustandes 1

Der Orientierungswert mesotroph (Sichttiefe > 2,5 m) wird bezogen auf die Saisonmittelwerte (April bis Oktober) nicht erreicht (vgl. Abbildung 6.17). Die Abnahme der Sichttiefe auf ca. 1,5 m in den Jahren 2016-2022 wird durch die in diesem Zeitraum intensivere Kiesgewinnung verursacht. Mit der verstärkten Kiesgewinnung kommt es durch Kieswaschwasserrückleitung und Baggerbetrieb zu verstärkten Trübungen. In betriebenen Baggerseen ist die Sichttiefe nicht als Trophieindikator geeignet, da die Gewässertrübung durch Feinminerale verursacht wird und keinen Hinweis auf das Ausmaß der Algenfrübe gibt.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

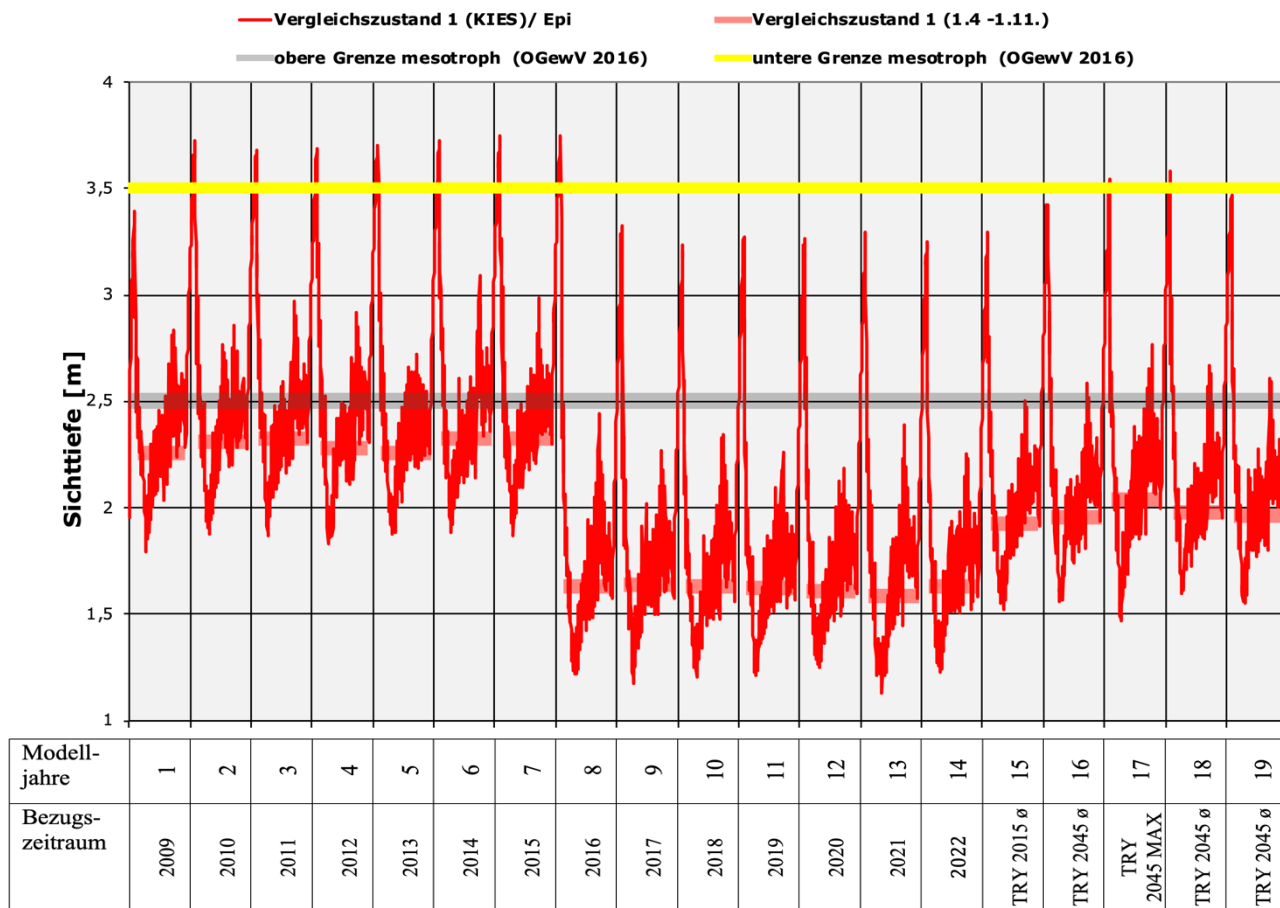


Abbildung 6.17: Simulation der Sichttiefenwerte im Vergleichszustand 1

Ebenso wie bei den Chlorophyll-a Gehalten kommt es auch bei der Sichttiefe nicht zu relevanten Veränderungen durch die globale Erwärmung (vgl. Tabelle 6.15).

Tabelle 6.15: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sichttiefenwerte für den Vergleichszustand 1

Saisonmittelwerte	Historischer Zeitraum	Zukunftszeitraum	Orientierungswert
Mittelwert (m)	1,98	1,92	≥ 2,5 m (OGewV 2016 ;Sectyp 13k)
Minimum (m)	1,58	1,63	
Maximum (m)	2,33	2,04	

Wie die Gegenüberstellung der gemessenen und modellierten Trübungswerte (vgl. Abbildung 6.18) zeigt, ergibt sich eine gute Übereinstimmung zwischen Modellergebnissen und Messwerten.

Durch die Berücksichtigung der Kieswaschwassereinleitung mit dem recht hohen Anteil an abfiltrierbaren Stoffen von 2000 mg/L (SSOL1=1000 mg/L; SSOL2=1000 mg/L) können die Trübungseffekte während der Auskiesung adäquat erfasst werden.

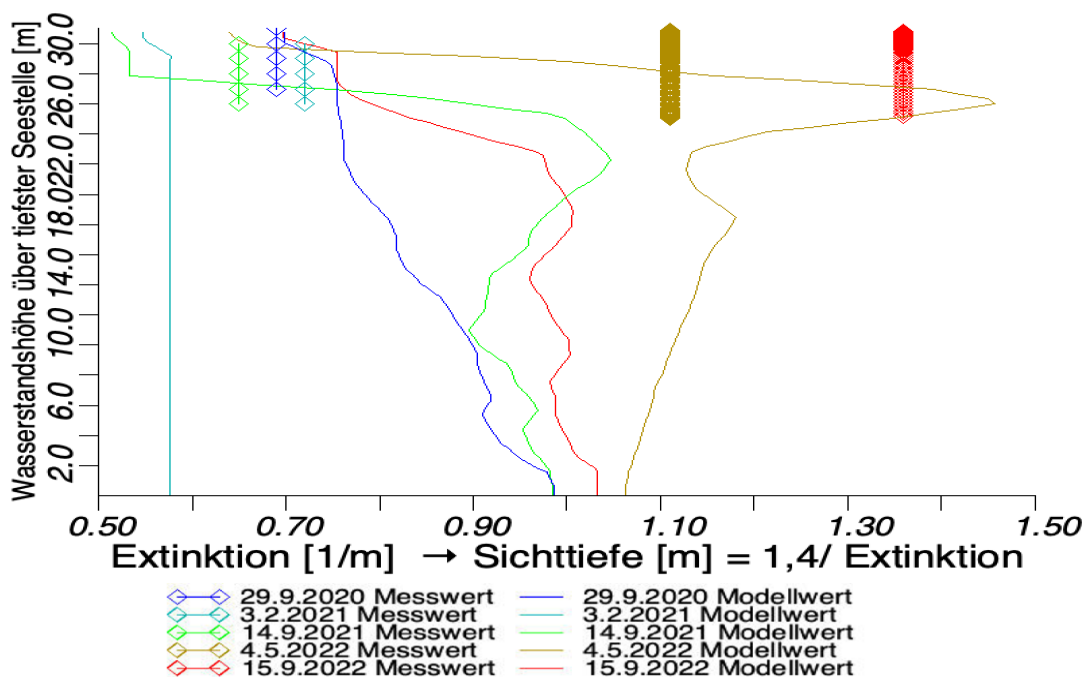


Abbildung 6.18: Feldmessung und Simulation der Extinktion (1/m) im Vergleichszustand 1

6.3.7 Nitratbelastung des Seewassers im Vergleichszustand 1

Wegen der Grundwasserschutzfunktion, die Baggerseen gerade in Bezug auf die Nitratbelastung ausüben können, sollte im Rahmen des Vorhabens die Denitrifikationsleistung des Sees bei der Passage des Grundwassers nicht vermindert werden. Nach dem grundwasserbürtigen Nitratreintrag erfolgt im See eine Verringerung der Konzentrationen insbesondere durch folgende Prozesse:

- **Abbau durch heterotrophe Denitrifikation**

Die Denitrifikation durch heterotrophe Bakterien findet nur unter sauerstoffarmen Bedingungen statt. Für eine hohe Denitrifikationskapazität ist darüber hinaus ein C:N Verhältnis $> 1,5$ notwendig.

- **Verbrauch durch Inkorporation in Algenbiomasse und Bakterien**

Algen und Bakterien nehmen Stickstoff primär in reduzierter Form als Ammonium auf. Ist der Ammoniumstickstoff weitgehend aufgebraucht, kann auch Nitrat genutzt werden. Dies ist aber mit einem sehr viel höheren Energieaufwand für die Algen verbunden, da zuerst Nitratreduktase gebildet werden muss. Es ist mit einem relativ geringen Verbrauch des Nitrats durch Biomasseinkorporation zu rechnen. Durch Rücklösung oder Zersetzung der Biomasse erfolgt wieder eine schnelle Freisetzung des Stickstoffs als Ammonium, der dann im aeroben Milieu auch zu Nitrat umgebildet werden kann

- **Nitratammonifikation**

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

Zu einer Erhöhung der Nitratgehalte kommt es durch die folgenden Faktoren:

- **Externe Einträge insbesondere durch Grundwasser**
- **Erhöhung durch Nitrifikation des Ammoniums**

Das Ausmaß der dadurch verursachten Nitraterhöhung ist aufgrund der ohnehin schon geringen Ammoniumgehalte sehr niedrig.

- **Eintrag durch Blaualgen (Cyanobakterien)**

Einige Cyanobakterien (Nostocales) sind zur Stickstofffixierung in der Lage und können also Luftstickstoff aus der Atmosphäre assimilieren. Der in die Algenbiomasse inkorporierte Luftstickstoff führt zu einer Erhöhung der Stickstoffkonzentrationen im Wasser. Dieser Prozess ist nur möglich, wenn Sauerstoff weitgehend fehlt. Insgesamt ist die Stickstofffixierung durch Cyanobakterien in Seen aber bezogen auf den Gesamtumsatz von untergeordneter Bedeutung.

Das in Abbildung 6.19 dargestellten Prognoseergebnis für die Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Vergleichszustand 1 zeigt für den gesamten Betrachtungszeitraum relativ geringe Werte im Seewasser an.

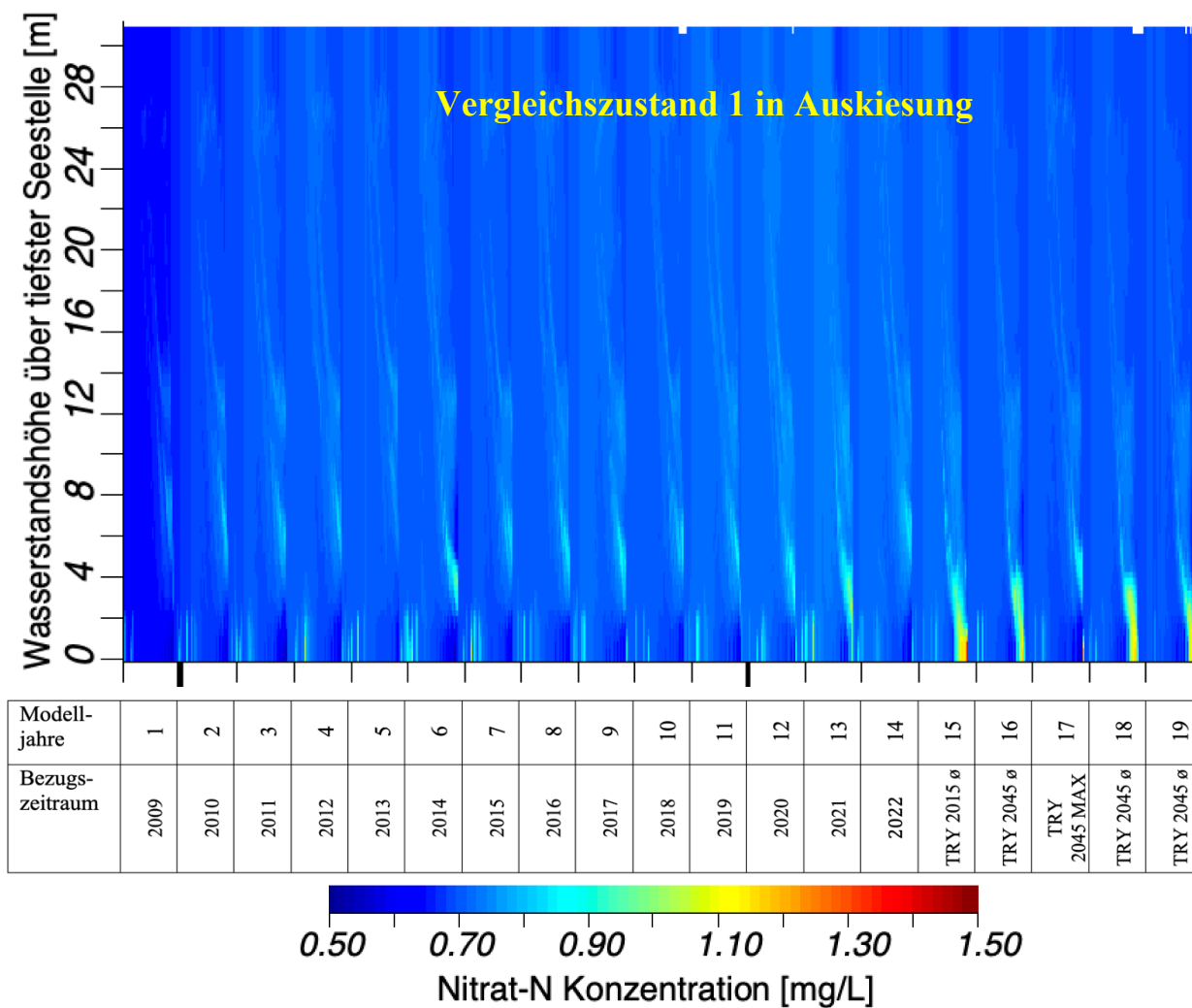


Abbildung 6.19: Nitrat-N (NO₃-N) Simulation im Vergleichszustand 1

Dies entspricht den Erwartungen, da dem See relativ nitratarmes Grundwasser zufließt, das im See selbst zusätzlich denitrifiziert wird. Die leicht höheren Konzentrationen in der Gewässertiefe ergeben sich durch den Zustrom des etwas nitratreicheren Grundwassers, das sich in der Stagnationsphase dichtebedingt zunächst in der Tiefe einschichtet und erst allmählich sich im gesamten Seewasser vermischt.

Der Vergleich zwischen den Prognosewerten und den Messwerten (vgl. Abbildung 6.20) zeigt, dass die im Modell verwendeten Inputwerte für Nitrat sehr gut die geringen Belastungsverhältnisse des Sees wiedergeben.

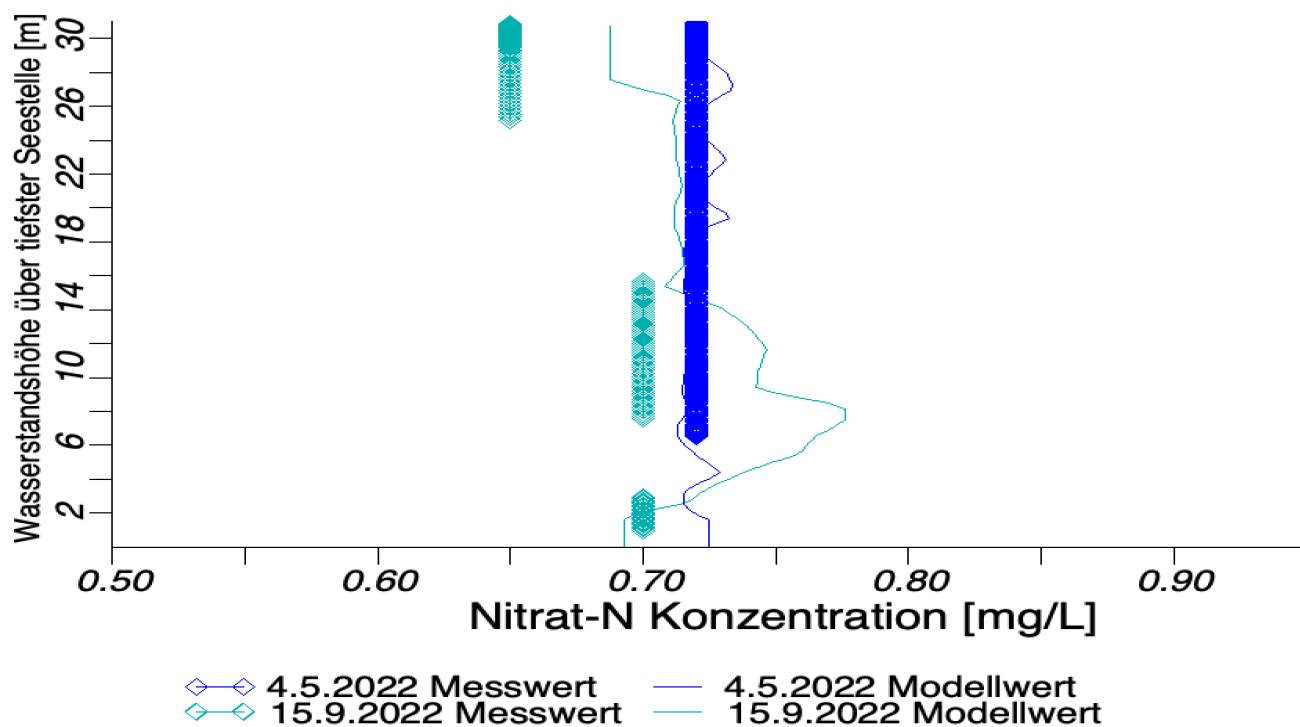


Abbildung 6.20: Feldmessung und Simulation der Nitrat Gehalte im Vergleichszustand 1

6.3.8 Wasserhaushalt im Vergleichszustand 1

Auf Grundlage der Modellberechnungen können der Wasserhaushalt des Untersuchungs-gewässers bilanziert und Aussagen zur Seeverdunstung gemacht werden (vgl. Abbildung 6.21).

Allerdings gilt die Einschränkungen, dass wegen fehlender Klima-Messstellen auf dem See selbst die Messwerte der DWD-Wetterstation Rheinstetten genutzt werden mussten. Es ist daher diesbezüglich von möglichen Ungenauigkeiten in der Datengrundlage auszugehen, deren Folge eine tendenzielle Überschätzung oder Unterschätzung der Grundwasserneubildungsrate sein kann. Durch die Gegenüberstellung der beiden Vergleichszustände mit den Planvarianten ist dieser Effekt vernachlässigbar, wenn man bei der Interpretation der Ergebnisse das Hauptgewicht nicht auf die absoluten Werte legt, sondern die Relationen zwischen den einzelnen Varianten und Vergleichszuständen als Beurteilungsmaßstab nimmt.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

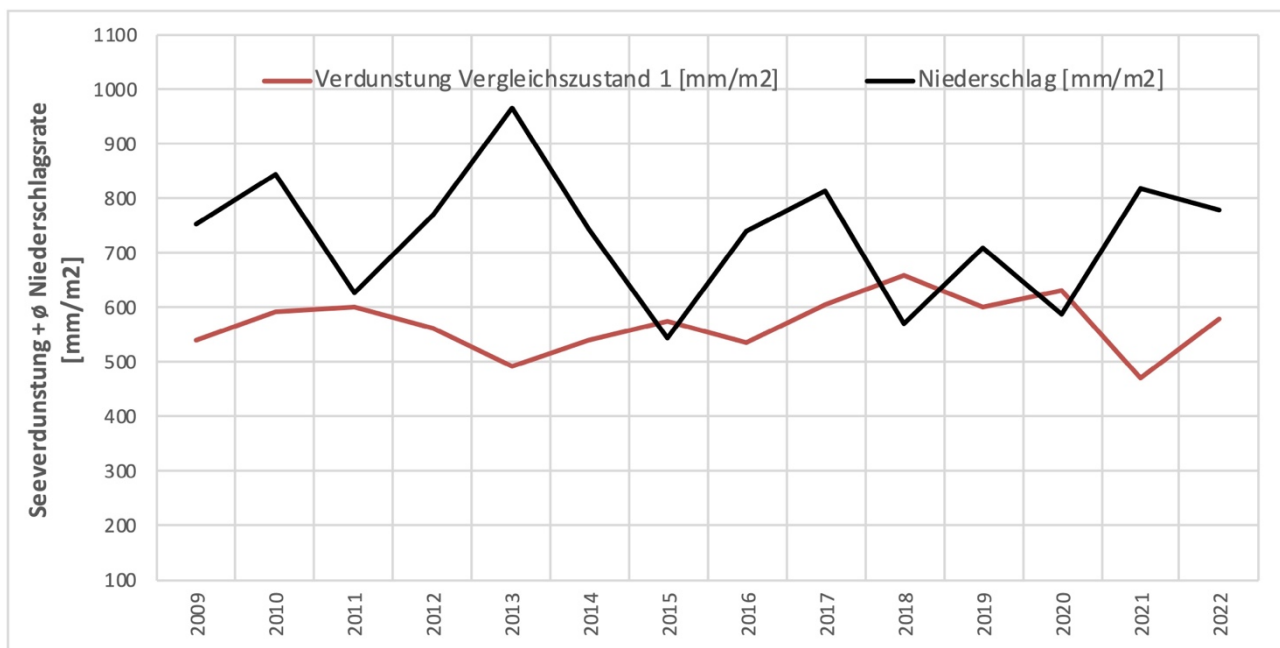


Abbildung 6.21: Verdunstung und Niederschlag im Vergleichszustand 1

Bei den vergleichswisen hohen Niederschlägen am Standort weist das Untersuchungs-gewässer eine meist positive Wasserbilanz auf. Die Jahreswerte sind in der folgenden Tabelle aufgelistet.

Tabelle 6.16: Niederschlag, Verdunstung und Grundwasserneubildung im Vergleichszustand 1

	Einheit	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Niederschlag	mm/m ²	752	846	629	771	966	743	544	743	816	573	712	587	819	779
Verdunstung Vergleichszustand 1		543	594	602	563	494	542	574	538	608	660	603	632	471	581
Grundwasserneubildung		209	252	27	208	472	201	-30	205	208	-87	109	-45	347	198
Grundwasserneubildung gesamte Seefläche	m ³	102.213	123.042	13.175	101.580	230.370	98.325	-14.429	99.965	101.441	-42.419	53.100	-21.985	169.492	96.579

6.3.9 Zusammenfassende Beurteilung der Modellgenauigkeit

Die Aussagekraft der Modellergebnisse erreicht für die einzelnen Untersuchungsparameter ein für die Fragestellung stets ausreichendes Ausmaß (vgl. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Generell ist von einer guten bis sehr guten Prognosegenauigkeit auszugehen.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

Tabelle 6.17: Beurteilung der Modellgenauigkeit in Bezug auf die einzelnen Güteparameter

Parameter	Übereinstimmung Mess-/ Modellwert	Erläuterung
Temperatur	Gut	Uneingeschränkte Beurteilung des Temperaturhaushaltes möglich.
Sauerstoff	Gut	Von einer guten Modellgenauigkeit ist auszugehen. Allerdings wurde im Modell eine für das Sediment des Istzustandes (Vergleichszustand 1) mit seinen noch geringen organischen Ablagerungen sehr hohe Sauerstoffzehrungsrate (1g/m ² d) angesetzt. Für den Zustand nach Einstellung der Auskiesungstätigkeit dürfte diese Sedimentzehrungsrate aber sehr gut die Verhältnisse wiedergeben.
Phosphor	Gut	Für die Phosphorgehalte ergibt sich eine gute Übereinstimmung zwischen Modell- und Messwerten, so dass mit dem Modell eine uneingeschränkte Beurteilung des Phosphorhaushaltes möglich ist.
Chlorophyll-a	Gut	Auch für die Chlorophyll-a Gehalte besteht eine gute Prognosegenauigkeit.
Sichttiefe	Gut	Die hohe Übereinstimmung zwischen Modell- und Messwerten ermöglicht eine uneingeschränkte Beurteilung der Wassertransparenz mit dem Modell.
Nitrat	Sehr gut	Die Modellgenauigkeit ist hoch, die Nitratkonzentrationen werden adäquat dargestellt.

6.4 Variantenprüfung 1

Die Variantenprüfung 1 untersucht die Maßnahmenauswirkungen, die sich während der Auskiesung ergeben und stellt die Unterschiede zwischen dem Vergleichszustand 1 und der Planvariante 1 dar. Die jeweiligen Kennwerte sind in der Tabelle 6.18 dargestellt.

Tabelle 6.18: Kennwerte von Vergleichszustand 1 und Planvariante 1 (Variantenprüfung 1)

Varianten	Kurzbeschreibung*	Volumen [m ³]	Seefläche [ha]	Seeüberdeckung durch Solarmodule [%]
Vergleichszustand 1	In Auskiesung ohne SPV-Anlage. Morphologie des Istzustandes	8.600.000	49,3	0 %
Planvariante 1	In Auskiesung mit SPV-Anlagentyp klein. Morphologie des Istzustandes	8.600.000	49,3	14%

* Detaillierte Beschreibung der morphologischen Kennwerte und der Anlagengestaltung in Kapitel 2

6.4.1 Temperaturhaushalt - Variantenprüfung 1

Wie für den Vergleichszustand 1 ist auch bei der Planvariante 1 mit einer Volldurchmischung des Sees zu rechnen. Auch nach der Installation von Solarmodulen auf 14% der Seefläche zirkuliert das Untersuchungsgewässer im Winter und zeigt eine durch den Baggerbetrieb abgeschwächte Stratifizierung im Sommer an (vgl. Abbildung 6.24). Da die Baggertätigkeit bestehen bleibt, könnten allerdings mögliche Effekte, die sich aus der Überdeckung für den Temperaturhaushalt ergeben, durch den betriebsbedingten Energieeintrag wieder ausgeglichen werden.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

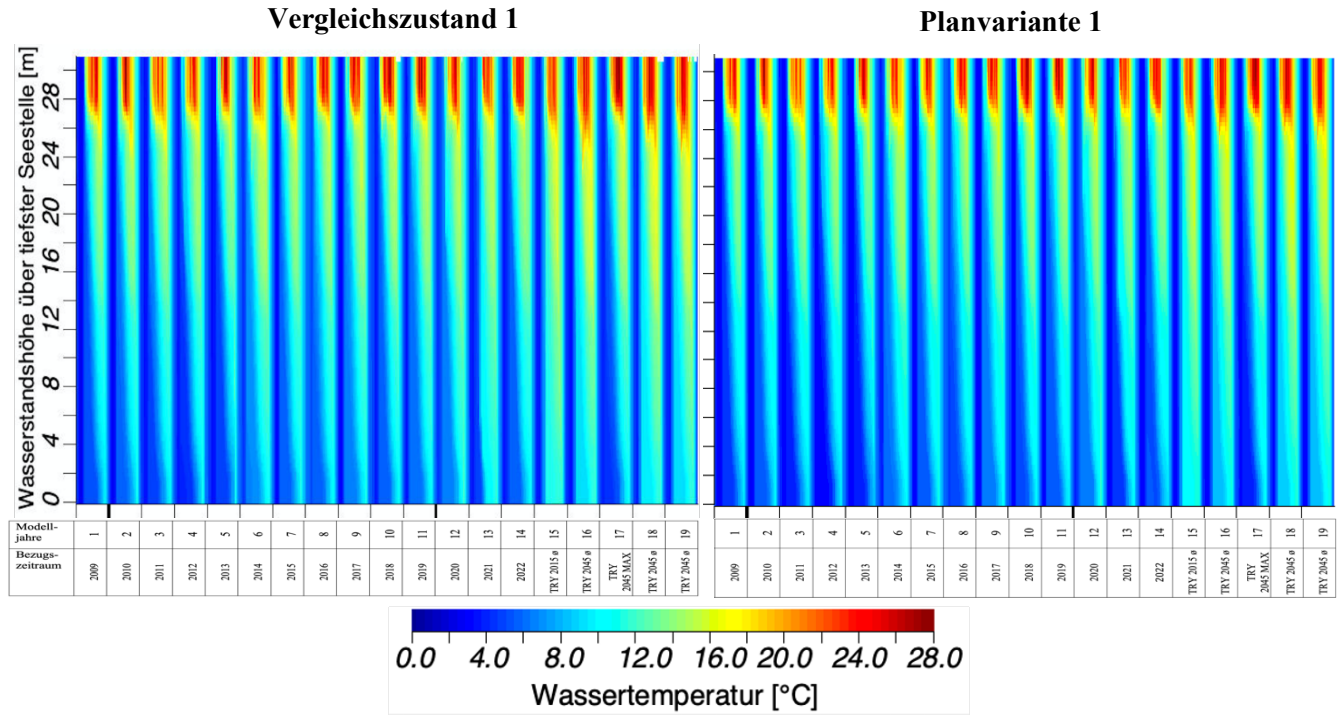


Abbildung 6.22: Temperatursimulation der Variantenprüfung 1 (Tageswerte)

Sowohl im Epilimnion (3 m Tiefe) als auch im grundnahen Bereich (3m über Grund) sind kaum Auswirkungen durch die Teilüberdeckung des Sees festzustellen (vgl. Abbildung 6.23).

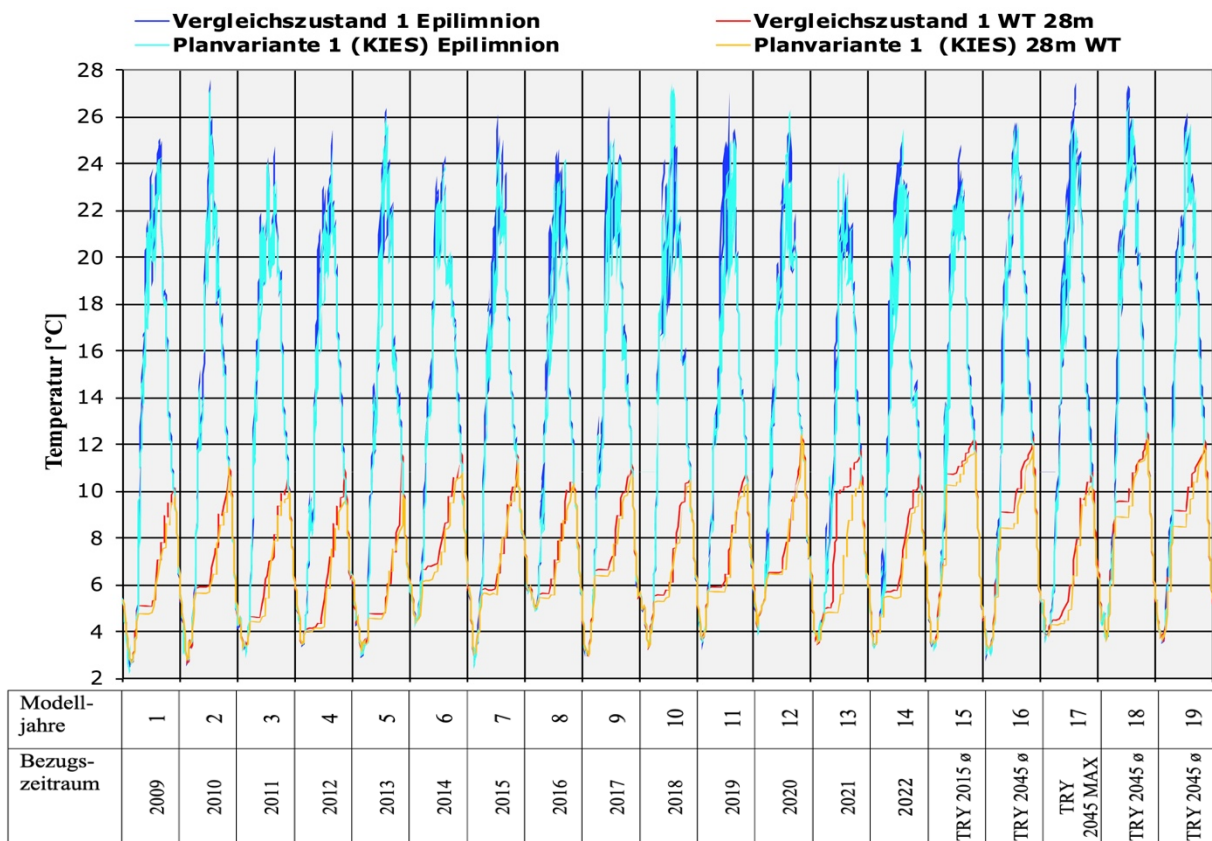


Abbildung 6.23: Temperaturwerte der Variantenprüfung 1 in unterschiedlichen Tiefenstufen

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

In beiden Tiefenstufen gehen die Temperaturen maßnahmenbedingt nur minimal zurück. Neben möglichen Einflüssen durch die Baggertätigkeit kommen hier teilweise einander gegenseitig neutralisierende oder abschwächende Wirkfaktoren für den Temperaturhaushalt zur Geltung.

Durch die Exposition von Solarpaneelen wird zwar die Sonneneinstrahlung reduziert, zugleich aber verringern sich die langwellige Rückstrahlung und die Windgeschwindigkeit (vgl. auch Kapitel 5.2.1). Dies vermindert die Abkühlung des Sees durch Ausstrahlung und Verluste, die mit dem Übergang in latente Wärme (Verdunstung) entstehen. Die Erhöhung des Dampfdruckes unter den Solarmodulen und die verminderte Windgeschwindigkeit reduziert die Verdunstungsrate und damit der Übergang in latente Wärme, so dass Temperaturverluste durch die verminderte Sonneneinstrahlung zumindest teilweise ausgeglichen werden.

Unter Bezug auf die Mittelwerte verursacht die Solarnutzung eine Verringerung der Wassertemperaturen im Epilimnion um lediglich 2,6% (historischer Zeitraum) bis 2,9% (Zukunftszeitraum) und im grundnahen Bereich um ebenfalls sehr geringe 4,7% (historischer Zeitraum) bis 4,4% (Zukunftszeitraum) wie aus der Tabelle 6.19 hervorgeht.

Die Maßnahmenfolgen für den Temperaturhaushalt im Epilimnion und auch im Hypolimnion sind bei einer Überdeckung der Seefläche von ca. 14 % während der Auskiesungsphase als sehr gering einzustufen.

Tabelle 6.19: Wassertemperaturen im Epilimnion für die Variantenprüfung 1

	Vergleichszustand 1		Planvariante 1	
	historischer Zeitraum*		historischer Zeitraum*	
	Epilimnion	3m ü. Grd.	Epilimnion	3m ü. Grd.
Mittelwert [°C]	12,95	6,82	12,61	6,50
Minimum [°C]	2,39	2,51	2,18	2,55
Maximum [°C]	27,59	12,59	27,48	12,46
	Zukunftszeitraum**		Zukunftszeitraum**	
	Epilimnion	3m ü. Grd.	Epilimnion	3m ü. Grd.
Mittelwert [°C]	13,60	8,09	13,21	7,73
Minimum [°C]	2,70	3,17	2,91	3,12
Maximum [°C]	27,46	12,77	26,83	12,26

*Modelljahre 1-14 (Klimareferenzzeitraum 2009–2022) **Modelljahre 15-19 (Testreferenzjahre des DWD)

6.4.2 Sauerstoffhaushalt - Variantenprüfung 1

Nach Umsetzung der Planvariante 1 ist mit einer weitgehend identischen Verteilung der Sauerstoffwerte in der Wassersäule zu rechnen wie im Vergleichszustand 1 (vgl. Abbildung 6.24).

Die Sauerstoffversorgung des Sees ist ausreichend, wobei das Modell, wie in Kapitel 6.3.2 ausgeführt wurde, die Sauerstoffzehrungsprozesse während der Auskiesungstätigkeit etwas zu hoch ansetzt und damit die Sauerstoffgehalte zu niedrig berechnet

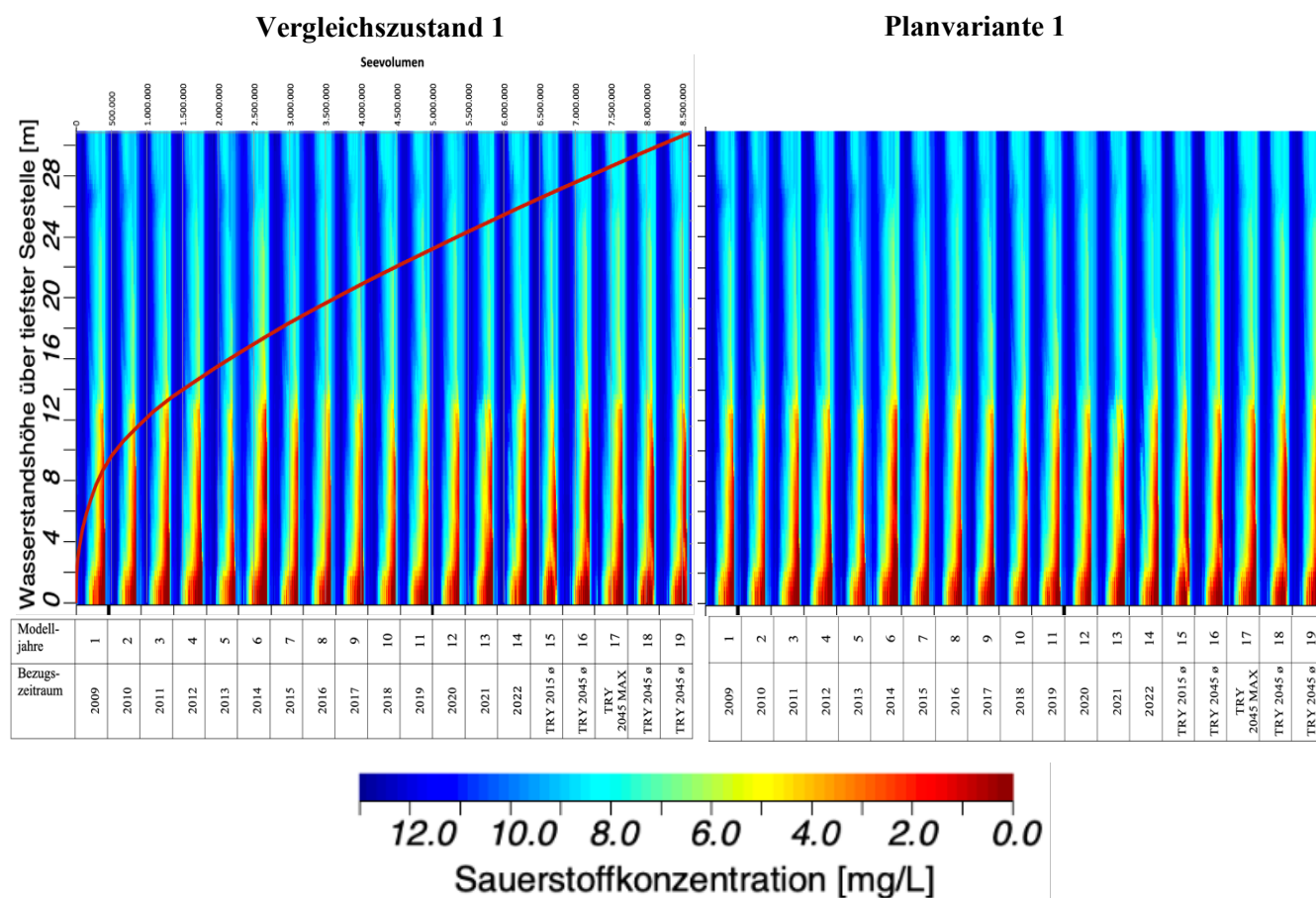


Abbildung 6.24: Sauerstoffsimulation der Variantenprüfung 1 (Tageswerte)

Im Epilimnion kommt es durch die Überdeckung von 14% der Seefläche zu einem leichten Rückgang der Sauerstoffgehalte, der kein güterelevantes Ausmaß annimmt (vgl. Abbildung 6.25). Während der Auskiesungsphase ist demnach auch nach der Maßnahmenumsetzung von einer sehr guten Sauerstoffversorgung des epilimnischen Wasserkörpers auszugehen.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

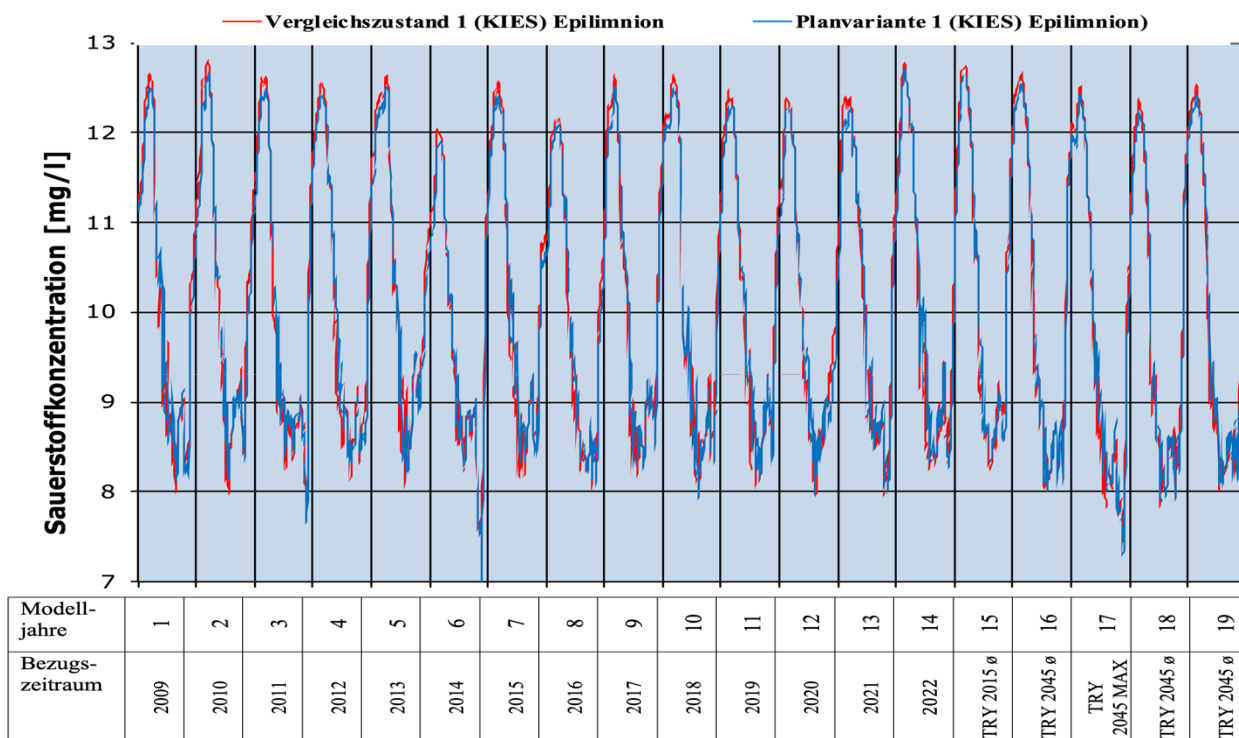


Abbildung 6.25: Sauerstoffwerte der Variantenprüfung 1 im Epilimnion (3 m WT)

Bezogen auf die Mittel- und Minimumwerte sind die Unterschiede sehr gering (vgl. Tabelle 6.20). Der Sauerstoffhaushalt im Epilimnion (3 m WT) ist sowohl im Vergleichszustand 1 als auch für die Planvariante 1 positiv zu bewerten.

Tabelle 6.20: Sauerstoffgehalte im Epilimnion für die Variantenprüfung 1

	Vergleichszustand 1	Planvariante 1
	historischer Zeitraum*	historischer Zeitraum*
	Epilimnion Wassertiefe (WT) 3m	Epilimnion Wassertiefe (WT) 3m
Mittelwert [mg/l]	10,12	10,09
Minimum [mg/l]	7,12	6,97
Maximum [mg/l]	12,83	12,74
	Zukunftszeitraum**	Zukunftszeitraum**
	Epilimnion Wassertiefe (WT) 3m	Epilimnion Wassertiefe (WT) 3m
Mittelwert [mg/l]	10,02	10,03
Minimum [mg/l]	7,42	7,22
Maximum [mg/l]	12,76	12,66

*Modelljahre 1-14 (Klimareferenzzeitraum 2009–2022) **Modelljahre 15-19 (Testreferenzjahre des DWD)

Im hypolimnischen Wasserkörper zeichnen sich ebenfalls nur minimale und noch geringere Unterschiede ab als im Epilimnion (vgl. Abbildung 6.26). Die Mindestanforderungen für den Sauerstoffhaushalt von 2 mg/l über mindestens 30 % der maximalen Wassertiefe (vgl. Kapitel 3) werden sowohl bei dem Vergleichszustand 1 wie bei der Planvariante 1 aber nicht immer erreicht.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

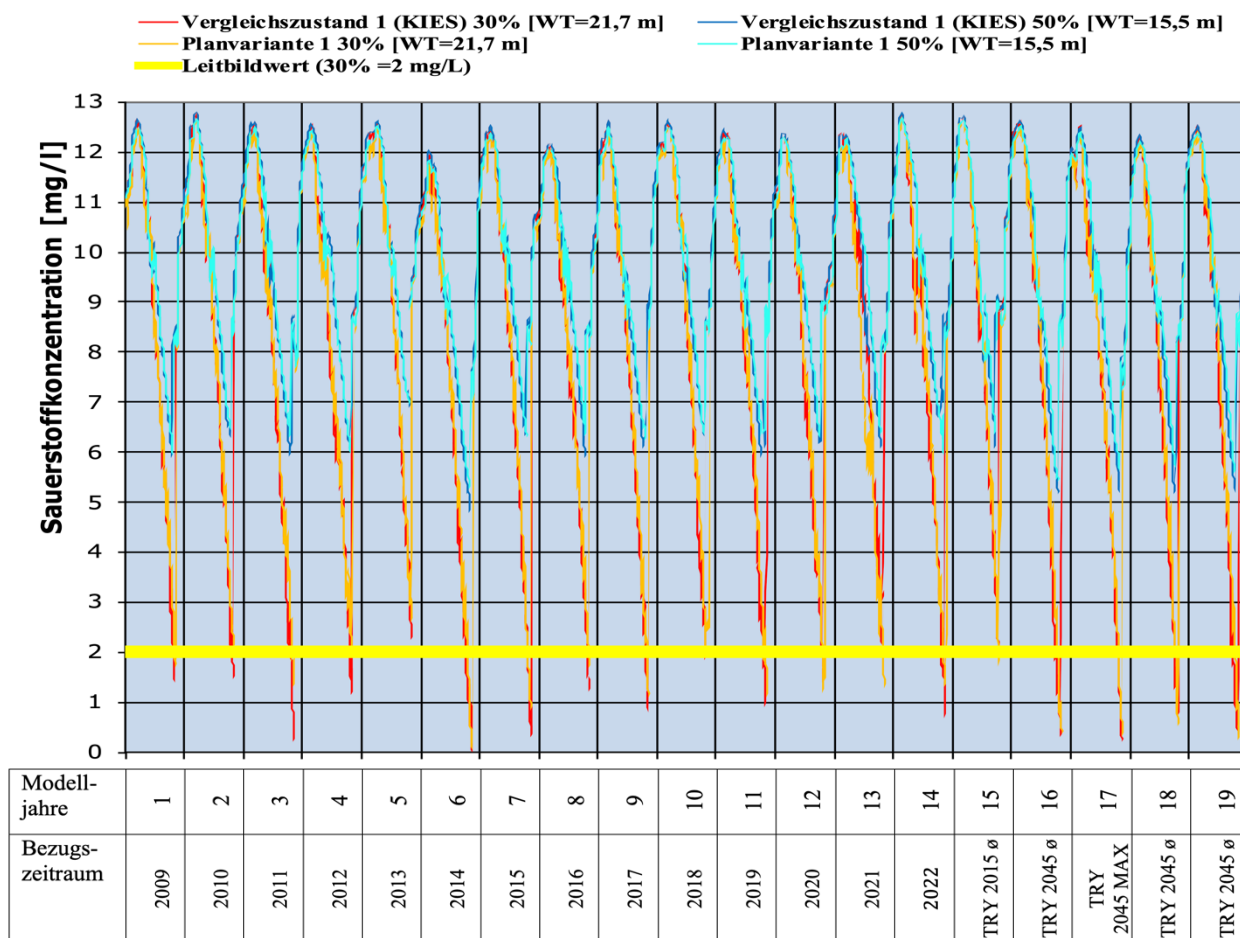


Abbildung 6.26: Sauerstoffwerte der Variantenprüfung 1 im Hypolimnion

In der Wassertiefe von 21,7 m (entspricht 30% der maximalen Seetiefe über Grund) zeigt die Planvariante 1 im Mittel geringfügig niedrigere Sauerstoffwerte als der Vergleichszustand nur unter Bezug auf die Klimareferenzwerte des historischen Zeitraums (vgl. Tabelle 6.21). Für den Zukunftszeitraum werden im Mittel sogar leicht höhere Sauerstoffgehalte im Hypolimnion berechnet. Die Beeinflussungen des Sauerstoffhaushaltes im Hypolimnion durch die Planvariante 1 sind als sehr gering und damit als unerheblich einzustufen.

Tabelle 6.21: Sauerstoffgehalte im Hypolimnion für die Variantenprüfung 1

	Vergleichszustand 1	Planvariante 1
	historischer Zeitraum*	historischer Zeitraum*
	Hypolimnion Wassertiefe (WT) 21,7 m	Hypolimnion Wassertiefe (WT) 21,7 m
Mittelwert [mg/l]	8,69	8,63
Minimum [mg/l]	0,00	0,00
Maximum [mg/l]	12,82	12,74
	Zukunftszeitraum**	Zukunftszeitraum**
	Hypolimnion Wassertiefe (WT) 21,7 m	Hypolimnion Wassertiefe (WT) 21,7 m
Mittelwert [mg/l]	8,58	8,61
Minimum [mg/l]	0,16	0,25
Maximum [mg/l]	12,75	12,66

*Modelljahre 1-14 (Klimareferenzzeitraum 2009–2022) **Modelljahre 15-19 (Testreferenzjahre des DWD)

6.4.3 Nährstoffsituation (Phosphorgehalt) - Variantenprüfung 1

Für die Phosphorbelastung des Seewassers werden während der Auskiesungsphase auch nach der Installation von Solarpaneelen auf 14% der Seefläche sehr niedrige Werte berechnet (vgl. Abbildung 6.27). Die Konzentrationen bleiben über die gesamte Wassersäule sehr gering, auch durch Rücklösung von Sedimentphosphor verursacht Anreicherungen über Grund treten nur in sehr schwachem Ausmaß auf.

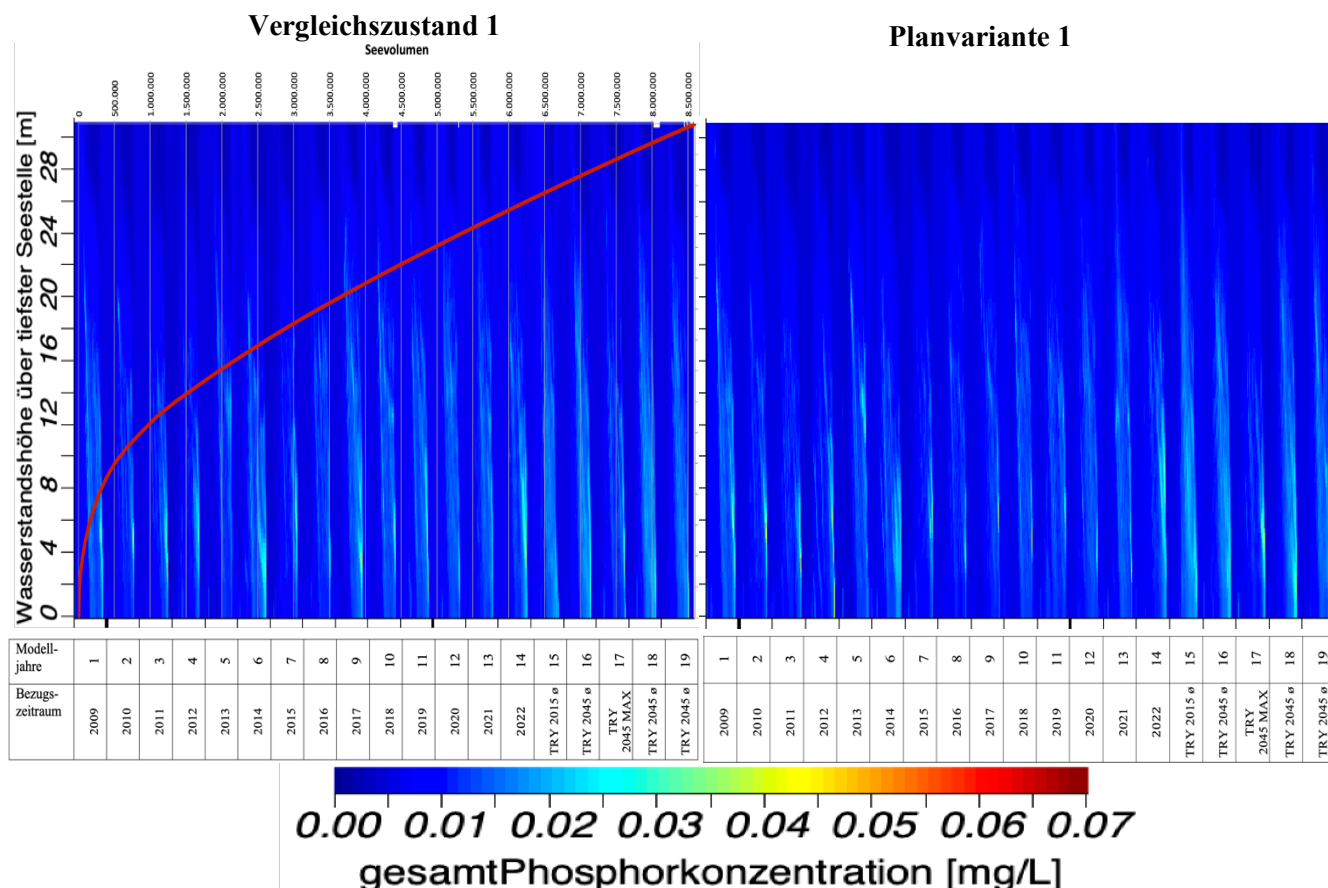


Abbildung 6.27: Phosphorsimulation der Variantenprüfung 1

Die Phosphorgehalte in der trophogenen Zone zeigen sowohl im Vergleichszustand 1 wie in der Planvariante 1 das typische jahreszeitlichen Schwankungsmuster mit Maximalwerten im Frühjahr (vgl. Abbildung 6.28). Die Saisonmittelwerte (1,4 bis 1,11), auf deren Basis die trophische Einstufung von Seen für diesen Parameter beruht, liegen in einem Bereich zwischen ca. 0,004 und 0,006 mg/l P und damit noch deutlich niedriger als der Orientierungswert für einen mesotrophen Status von 0,035 mg/l (OgewV 2016) bzw. 0,045 mg/l (LfU 2004). An der sehr geringen Nährstoffbelastung des Sees wird die geplante Nutzung nichts ändern.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

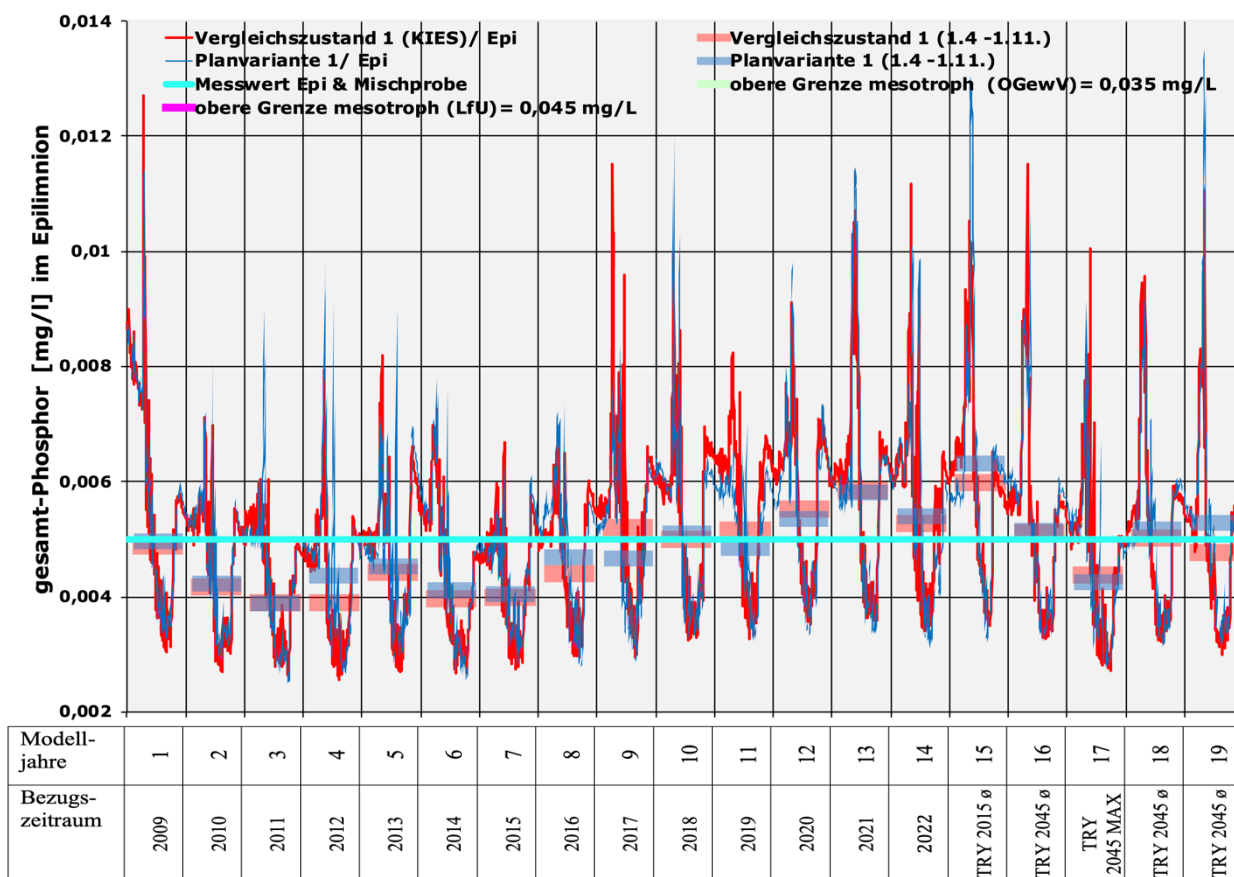


Abbildung 6.28: Phosphorgehalte im Epilimnion (3 m WT) für die Variantenprüfung 1 unter Bezug auf die leitbildkonformen Orientierungswerte

Die Beeinflussungen des Phosphorhaushaltes durch die Solarnutzung in Form der Planvariante 1 mit 14%-iger Seeüberdeckung sind während der Auskiesungsphase, wie die statistischen Lageparameter in der Tabelle 6.22 zeigen, außerordentlich gering. Auch für den Zukunftszeitraum, der von einer stärkeren Erwärmung infolge des Klimawandels geprägt sein wird, bleiben die Maßnahmenauswirkungen für den Nährstoffhaushalt des Untersuchungs-gewässers unerheblich.

Tabelle 6.22: Statistische Lageparameter der prognostizierten Phosphorgehalte der Variantenprüfung 1 im Epilimnion

	Vergleichszustand 1		Planvariante 1		Güteanforderung OGewV 2016
	Historischer Zeitraum*	Zukunftszeit- raum**	Historischer Zeitraum*	Zukunftszeit- raum**	
Mittelwert [P mg/l]	0,0051	0,0053	0,0051	0,0054	0,035
Minimum [P mg/l]	0,0026	0,0027	0,0025	0,0026	
Maximum [P mg/l]	0,0127	0,0115	0,0136	0,0135	

*Modelljahre 1-14 (Klimareferenzzeitraum 2009–2022) **Modelljahre 15-19 (Testreferenzjahre des DWD)

6.4.4 Chlorophyll-a Gehalte - Variantenprüfung 1

Auch hinsichtlich der Chlorophyll-a Gehalte ergeben sich nur sehr geringfügige Unterschiede zwischen dem Vergleichszustand 1 und der Planvariante 1 (vgl. Abbildung 6.29). Die niedrigen Phosphorgehalte, aber auch der Eintrag mineralischer Trübe durch die Kiesgewinnung vermindern die Algenentwicklung in beiden Modellszenarien.

Die Verringerung der Globalstrahlung durch die Überdeckung von ca. 14 % der Seefläche verursacht hingegen nur einen minimalen Rückgang der Chlorophyll-a Gehalte.

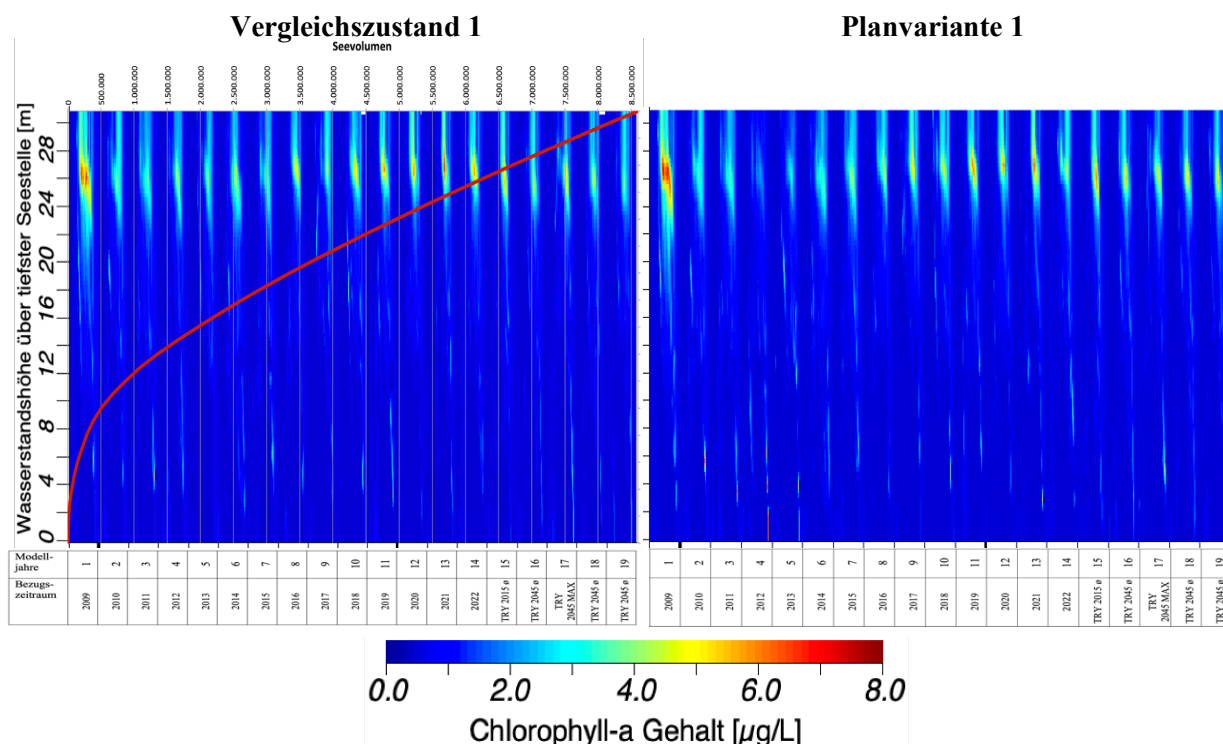
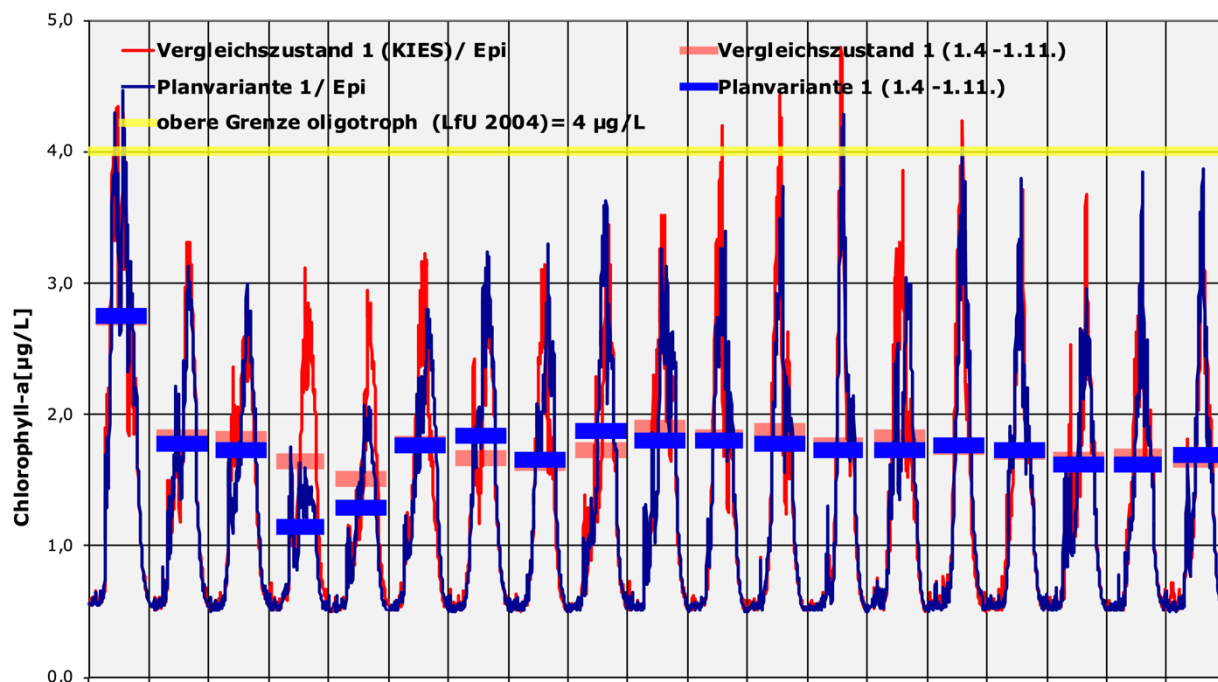


Abbildung 6.29: Chlorophyll-a Simulation der Variantenprüfung 1

Die Chlorophyll-a Gehalte bleiben im Epilimnion auch für die Planvariante 1 deutlich im Bereich des oligotrophen Spektrums und zeigen damit ebenso wie im Vergleichszustand einen sehr nährstoffarmen Zustand noch unterhalb des mesotrophen Orientierungswertes, also im oligotrophen Spektrum, an (vgl. Abbildung 6.30).

Ein Unterschied zum Vergleichszustand ergibt sich durch die Installation der SPV mit ca. 14 % Seeüberdeckung fast nicht, so dass keine relevante maßnahmenbedingte Veränderung der Planktonentwicklung zu erwarten ist.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen



Modell-jahre	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Bezugs-zeitraum	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	TRY 2015 Ø	TRY 2045 Ø	TRY 2045 MAX	TRY 2045 Ø	TRY 2045 Ø

Abbildung 6.30: Chlorophyll-a Gehalte in der trophogenen Zone (WT=0-8 m) für die Variantenprüfung 1 unter Bezug auf den oligotrophen Orientierungswert

Die sehr geringe Beeinflussung der Planktonentwicklung und die deutliche Einhaltung des mesotrophen Orientierungswertes zeigen auch die statistischen Lageparameter in der Tabelle 6.23.

Tabelle 6.23: Statistische Lageparameter der prognostizierten Chlorophyll-a Werte für die Variantenprüfung 1

Saisonmittelwerte	Vergleichszustand 1		Planvariante 1		Orientierungswert mesotroph
	Historischer Zeitraum*	Zukunftszeitraum**	Historischer Zeitraum*	Zukunftszeitraum**	
Mittelwert [Chl-a µg/l]	1,83	1,69	1,76	1,68	< 12 (LfU 2004)
Minimum [Chl-a µg/l]	1,52	1,65	1,15	1,62	
Maximum [Chl-a µg/l]	2,74	1,75	2,75	1,76	

*Modelljahre 1-14 (Klimareferenzzeitraum 2009–2022) **Modelljahre 15-19 (Testreferenzjahre des DWD)

6.4.5 Cyanobakterien (Blaualgen) - Variantenprüfung 1

Als Folge der Nutzung durch schwimmende PV-Anlagen entsteht aus der Planvariante 1 kein höheres Risiko für eine vermehrte Cyanobakterien- (Blaualgen) Entwicklung im Untersuchungs-gewässer. Mögliche Risiken ergeben sich nicht, die Modellwerte liegen weit unterhalb der Belastungsschwellen (vgl. Abbildung 6.31).

Vorhabensbedingt ergibt sich eine geringfügige Abnahme der ohnehin schon minimalen Cyanobakterienentwicklung. Dies dürfte durch den leichten Rückgang der Wassertemperatur an der Seeoberfläche und die etwas geringere Bestrahlung verursacht sein.

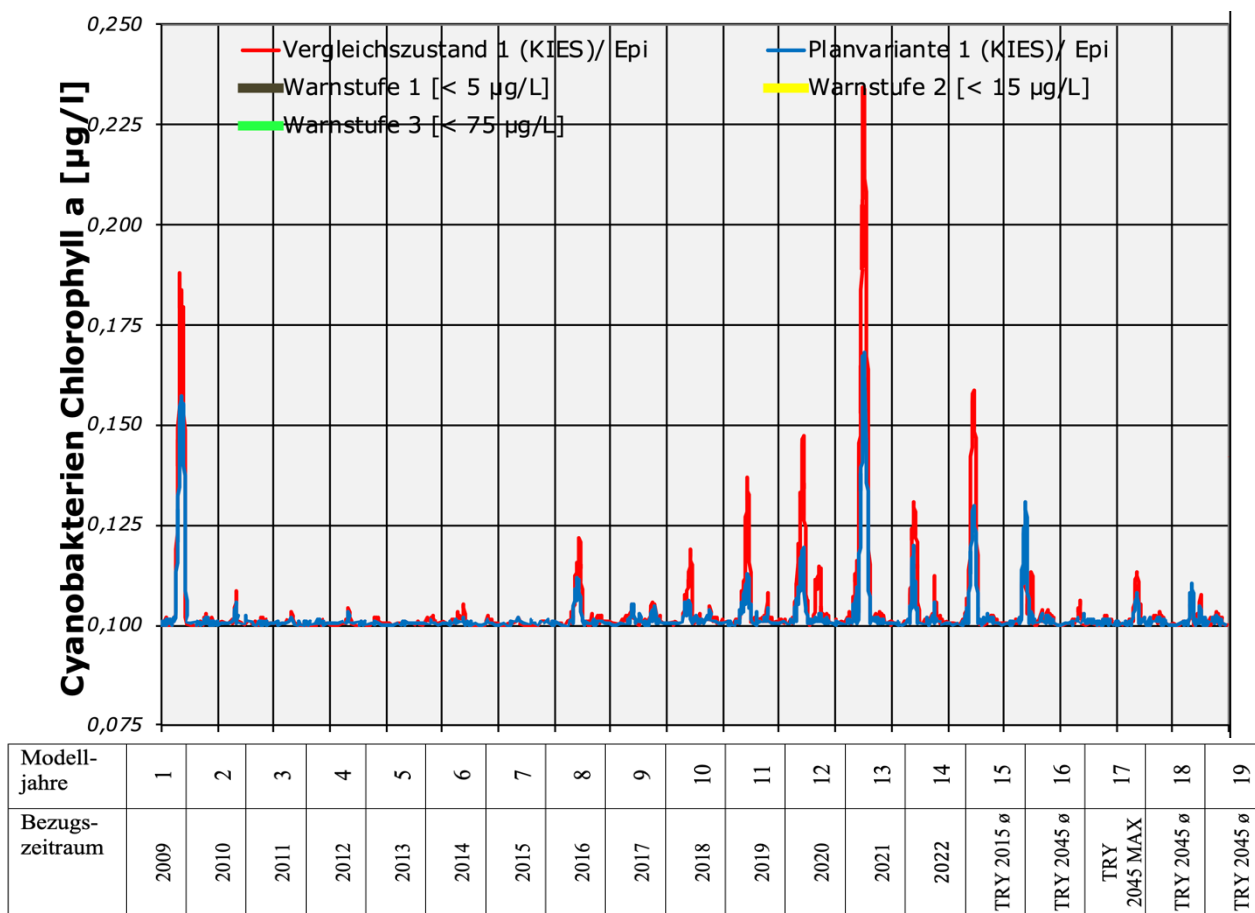


Abbildung 6.31: Simulation der Cyanobakteriendichte in der trophogenen Zone (WT=0-8 m) in der Variantenprüfung 1

6.4.6 Sichttiefenwerte - Variantenprüfung 1

Solange eine Auskiesung stattfindet, wird die Sichttiefe auch nach der Installation der SPV-Anlage maßgeblich von der Kiesgewinnung und den dadurch eingetragenen Trübstoffen, nicht aber vom Ausmaß der Algenentwicklung bestimmt.

Wie im Vergleichszustand 1 kann daher auch in der Planvariante 1 der mesotrophe Orientierungswert für die Sichttiefe (2,5 bis 3,5 m) im Saisonmittel (1.4. bis 1.11) nicht erreicht werden (vgl. Abbildung 6.32).

Das Ausmaß der Gewässertrübung wird von der Intensität der Kiesentnahme gesteuert und gibt keine Hinweise auf die Algenentwicklung. Die Reduzierung der Sichttiefe in den Modelljahren 8 bis 19 ergibt sich durch eine verstärkte Betriebstätigkeit.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

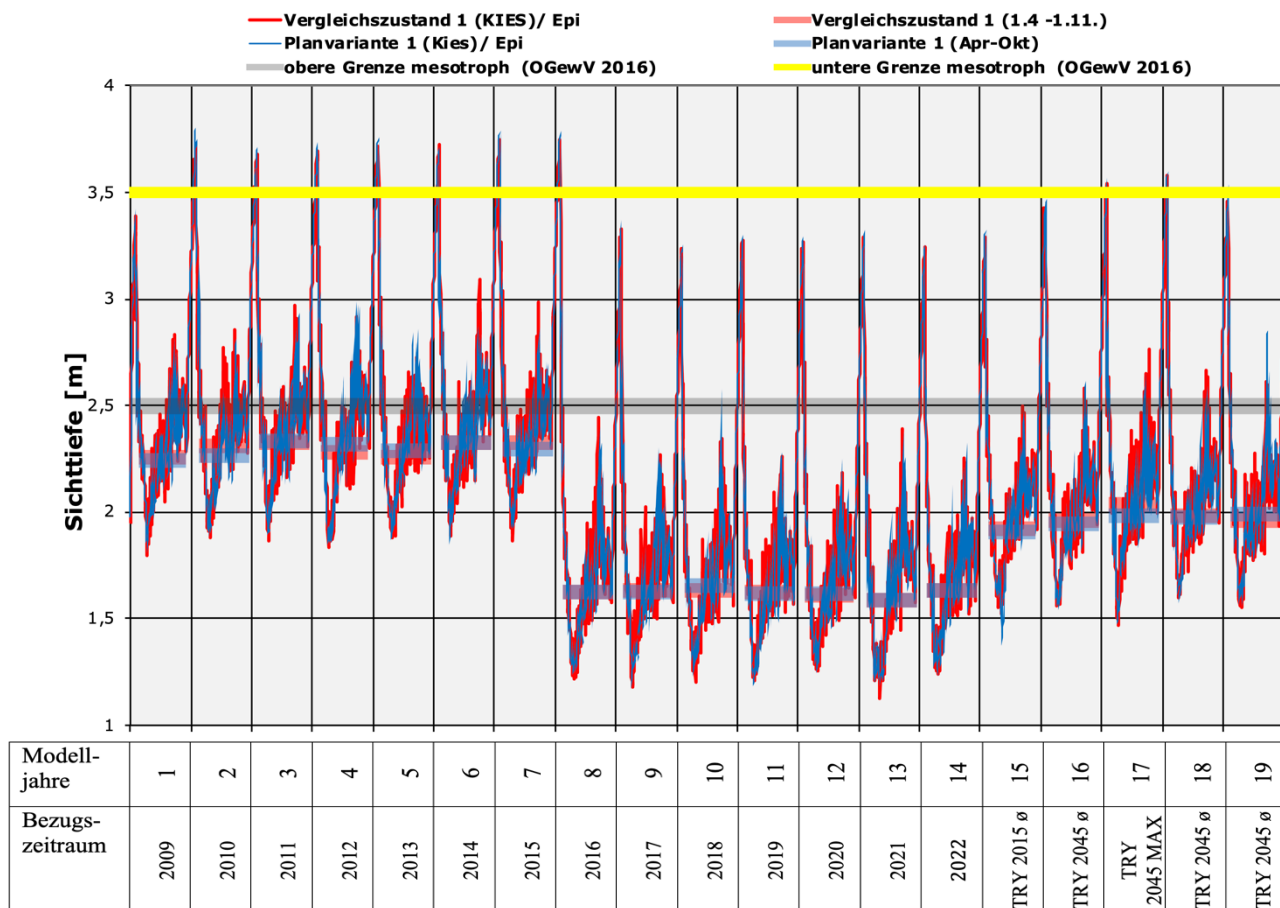


Abbildung 6.32: Simulation der Sichttiefenwerte in der Variantenprüfung 1

Die Simulationswerte für den Vergleichszustand 1 und die Planvariante 1 zeigen nahezu identische Ausprägungen (vgl. Tabelle 6.24). Mögliche Unterschiede, die als Folge der zukünftigen Erwärmung mit dem Klimawandel entstehen könnten, kommen wegen des dominanten Einflusses der Kiesgewinnung auf die Sichttiefe nicht zum Tragen.

Tabelle 6.24: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sichttiefenwerte für die Variantenprüfung 1

Saisonmittelwerte	Vergleichszustand 1		Planvariante 1		Orientierungswert
	Historischer Zeitraum*	Zukunftszeitraum**	Historischer Zeitraum*	Zukunftszeitraum**	
Mittelwert (m)	1,98	1,92	1,99	1,91	≥ 2,5 m (OGewV 2016; Seetyp 13k)
Minimum (m)	1,58	1,63	1,59	1,63	
Maximum (m)	2,33	2,04	2,33	1,99	

*Modelljahre 1-14 (Klimareferenzzeitraum 2009–2022) **Modelljahre 15-19 (Testreferenzjahre des DWD)

6.4.7 Nitratbelastung des Seewassers - Variantenprüfung 1

Hinsichtlich des Nitratumbaus bei der Passage des Grundwassers durch den See ergeben sich zwischen Vergleichszustand 1 und Planvariante 1 keine vorhabensbedingten Unterschiede (vgl. Abbildung 6.33).

Mögliche Veränderungen könnten nur infolge einer höheren Trophielage mit stärkerer Algenentwicklung und niedrigeren Sauerstoffgehalten entstehen. Davon ist aber, wie die entsprechenden Modellierungsergebnisse zeigen, nicht auszugehen.

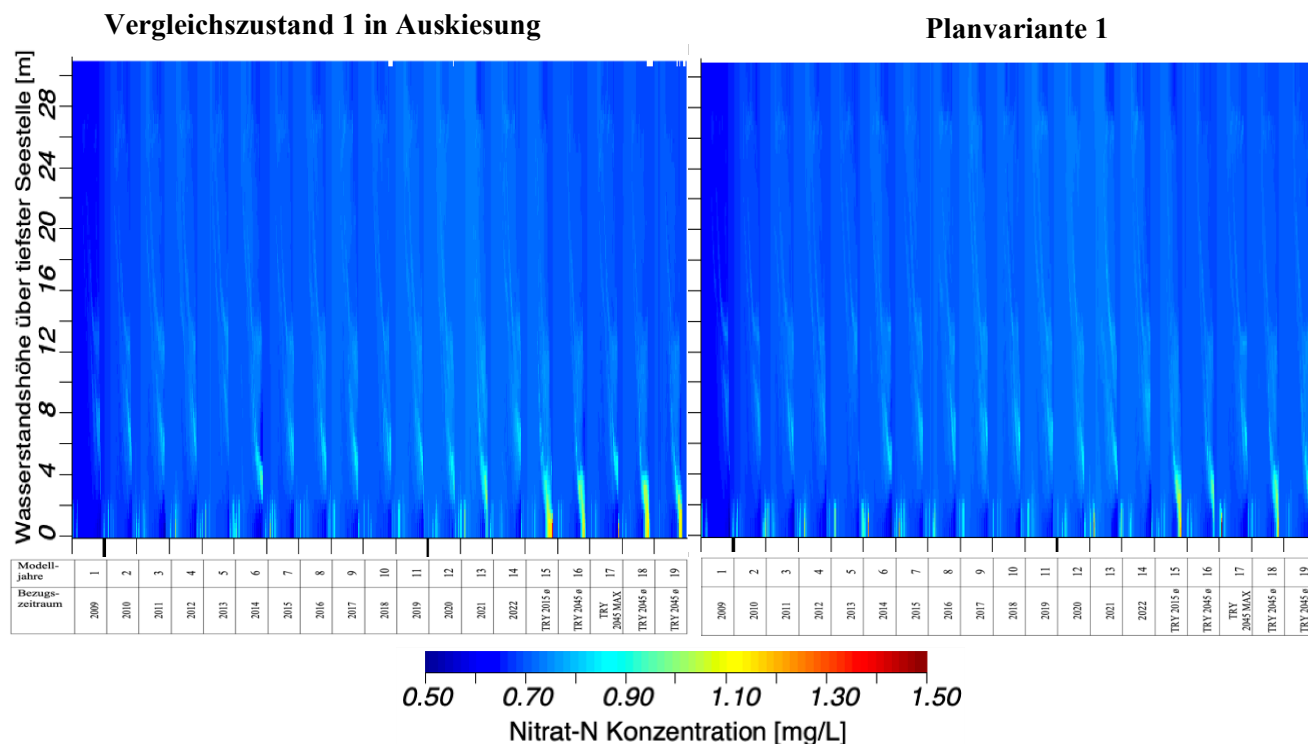


Abbildung 6.33: Nitrat-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) Simulation in der Variantenprüfung 1

6.4.8 Wasserhaushalt - Variantenprüfung 1

Auch wenn die Datenlage für die Berechnung der Verdunstungsrate des Sees mögliche Ungenauigkeiten birgt, da keine Klima-Messstelle auf dem See zur Verfügung stand und auf die DWD-Wetterstation Rheinstetten zurückgegriffen werden musste (vgl. Kapitel 6.3.8), ist eine zuverlässige Aussage zur Relation der untersuchten Szenarien zueinander möglich.

Infolge der Teilüberdeckung des Sees (14%) kommt es zu einer deutlichen Verringerung der Verdunstung (vgl. Abbildung 6.34), die im Mittel des gesamten Betrachtungszeitraums ca. 20% erreicht (vgl. Tabelle 6.25).

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

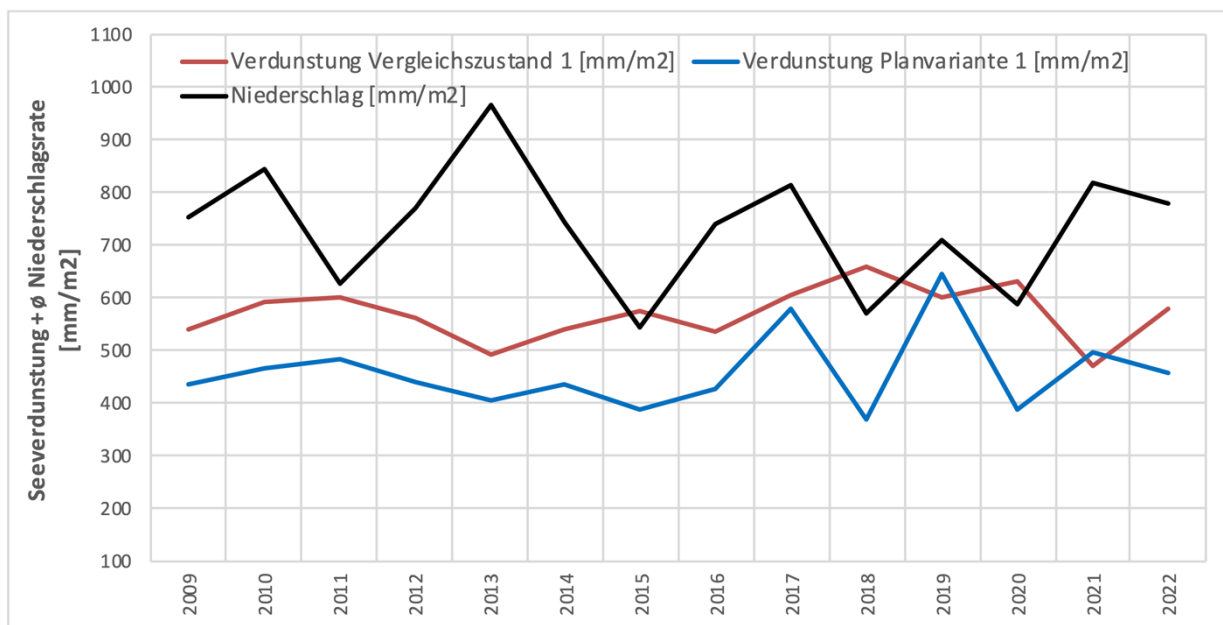


Abbildung 6.34: Verdunstung und Niederschlag in der Variantenprüfung 1

Die Grundwasserneubildung unter der gesamten Seefläche steigt von ca. 80.000 m³/Jahr auf ca. 135.000 m³/Jahr an (vgl. Tabelle 6.25), so dass sich eine nicht unerhebliche Entlastung des Wasserhaushaltes ergibt. Unter Bezug auf die vergleichswisen hohen Niederschläge am Standort weist das Untersuchungsgewässer aber immer eine positive Wasserbilanz auf.

Tabelle 6.25: Niederschlag, Verdunstung und Grundwasserneubildung in der Variantenprüfung 1

	Einheit	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	Ø
Vergleichszustand 1																
Niederschlag		752	846	629	771	966	743	544	743	816	573	712	587	819	779	734
Verdunstung Vergleichszustand 1	mm/m ²	548	600	602	568	506	547	573	543	613	657	605	631	480	586	548
Grundwasserneubildung	mm/m ²	204	246	27	203	460	196	-29	200	203	-84	106	-44	338	193	204
Grundwasserneubildung gesamte Seefläche	m ³	98.643	118.715	12.836	98.033	222.148	94.895	-13.766	96.474	97.897	-40.740	51.309	-21.049	163.477	93.212	76.577
Planvariante 1																
Verdunstung Vergleichszustand 1	mm/m ²	445	474	488	451	420	443	394	438	585	375	647	394	506	466	466
Grundwasserneubildung	mm/m ²	307	371	140	320	546	301	151	305	230	198	64	193	312	322	269
Grundwasserneubildung gesamte Seefläche	m ³	148.459	179.341	67.697	154.773	263.935	145.172	72.812	147.350	111.296	95.635	31.117	93.166	150.767	155.457	129.784

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

Die Verdunstungsrate wird durch die Überdeckung von 14% der Seefläche mit einer SPV-Anlage in der Auskiesungsphase deutlich stärker verändert als alle anderen hier untersuchten Parameter.

6.5 Variantenprüfung 2

Im Rahmen der Variantenprüfung 2 werden die Auswirkungen der Planvarianten 2 und 3 sowie der intensivierten Solarnutzung mit einer 50%-igen Seeüberdeckung dem Vergleichszustand 2 gegenübergestellt. In sämtlichen Varianten findet keine Auskiesungstätigkeit statt.

Tabelle 6.26: Kennwerte der in Variantenprüfung 2 untersuchten Varianten

Varianten	Kurzbeschreibung*	Volumen [m ³]	Seeflä- che [ha]	Anteil der Seeüberdeckung durch Solarmodule [%]
Vergleichszustand 2	Stillgelegt (keine Auskiesung) und ohne SPV-Anlage. Morphologie des Genehmigungszustandes.	11.940.000	49,3	0 %
Planvariante 2	Stillgelegt mit SPV-Anlagentyp klein. Morphologie des Genehmigungszustandes.	11.940.000	49,3	14%
Planvariante 3	Stillgelegt mit SPV-Anlagentyp groß. Morphologie des Genehmigungszustandes.	11.940.000	49,3	30%
intensivierte Solarnutzung	Stillgelegt mit 50%iger Seeflächenüberdeckung durch SPV-Anlage. Morphologie des Genehmigungszustandes.	11.940.000	49,3	50%

* Detaillierte Beschreibung der morphologischen Kennwerte und der Anlagengestaltung in Kapitel 2

6.5.1 Temperaturhaushalt - Variantenprüfung 2

Obwohl im Unterschied zur Variantenprüfung 1 der Energieeintrag durch die Baggertätigkeit nicht mehr verstärkend auf die Wasserzirkulation einwirkt, ergibt sich in den Wintermonaten für alle Varianten eine Voldurchmischung des Sees mit weitgehend identischen Temperaturen in der gesamten Wassersäule (vgl. Abbildung 6.35).

Im Sommer bildet sich eine stabile Schichtung im Seewasser aus, wobei die Wassertemperatur des Tiefenwasserkörpers gegenüber dem Vergleichszustand bei allen Varianten abnimmt.

Dieser Rückgang ist in der Planvariante 2 mit einer Überdeckung der SPV-Anlage von nur ca. 14 % der Seefläche am geringsten ausgeprägt, er erhöht sich mit dem steigenden Überdeckungsgrad durch die Planvariante 3 (30 %) und erreicht das stärkste Ausmaß bei der Variante mit 50 % Überdeckung. Auch bei dieser Variante bleibt die maßnahmenbedingte Temperaturabnahme aber noch gering.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

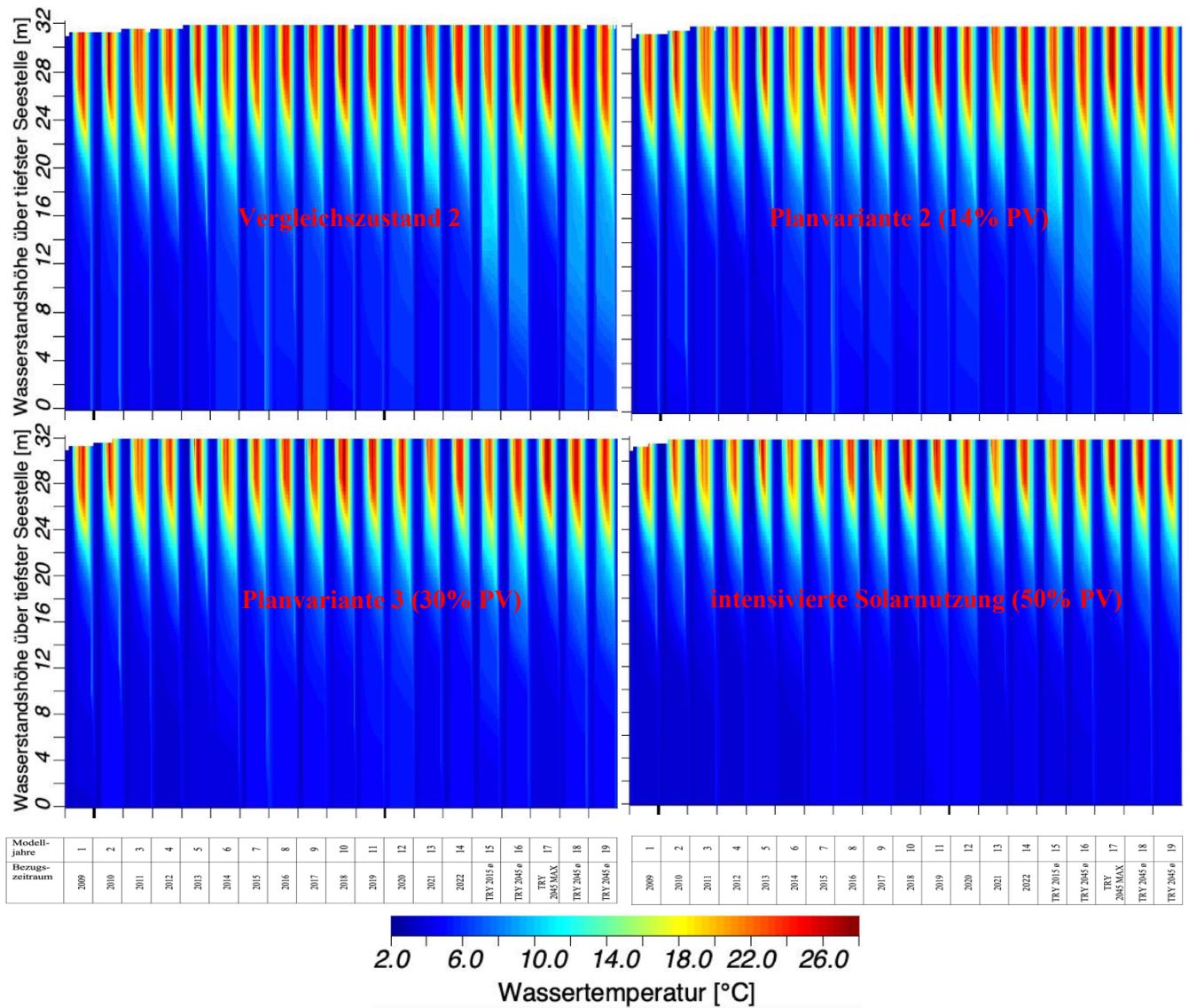


Abbildung 6.35: Temperatursimulationen der Variantenprüfung 2 (Tageswerte)

Im Epilimnion kommt es infolge der Überdeckung mit Solarpaneelen ebenfalls zu einer Temperaturabnahme, wie die Darstellung des Modellergebnisses für die Wassertemperaturen in 3 m Tiefe zeigen (vgl. Abbildung 6.36) zeigen.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

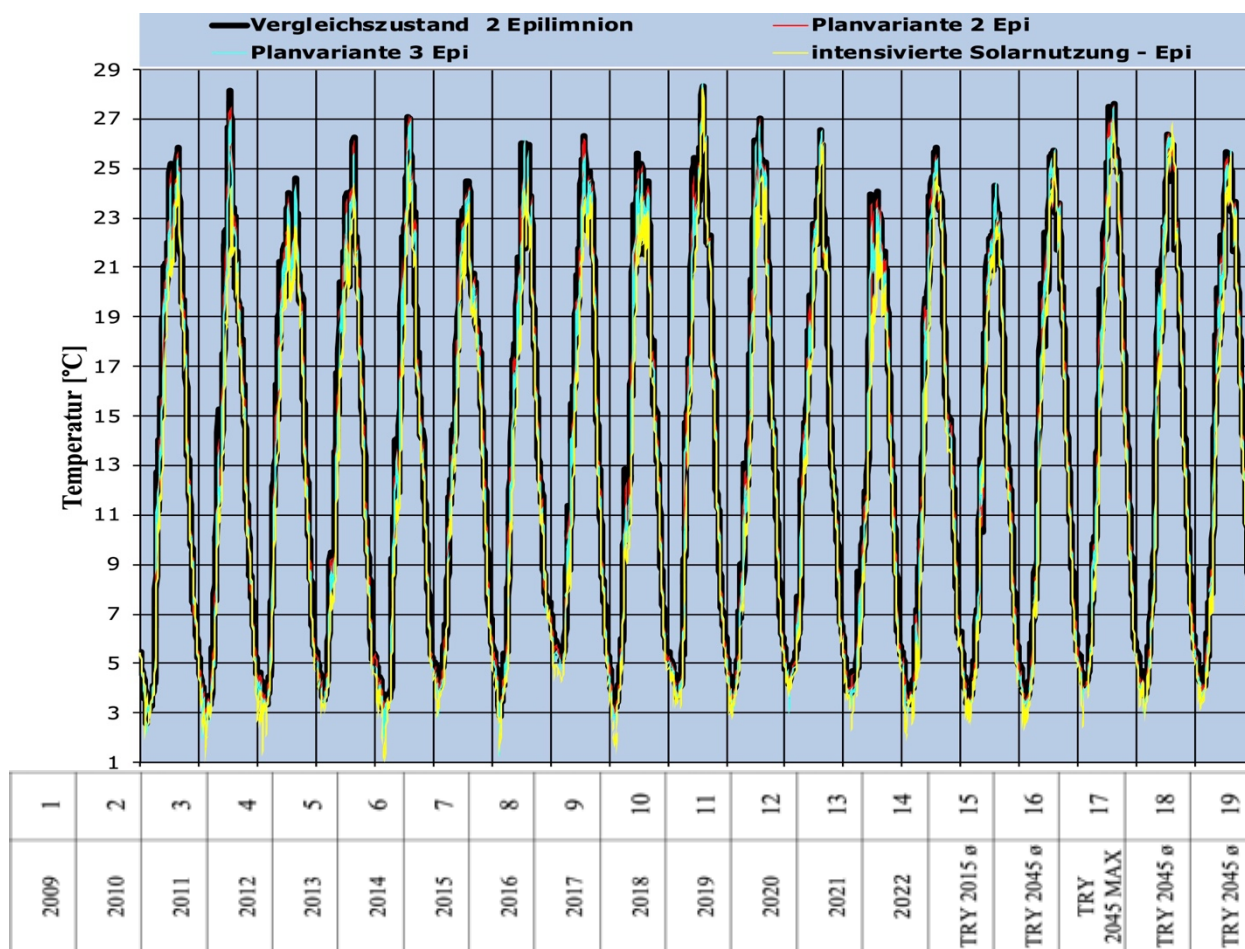


Abbildung 6.36: Temperaturwerte der Variantenprüfung 2 im Epilimnion (3 m WT)

Der Temperaturrückgang erreicht bei den gegenwärtigen Klimawerten unter Bezug auf den historischen Referenzzeitraum von 2009 bis 2022 Mittelwerte von 0,2 °C (Planvariante 2), 0,45 °C (Planvariante 3) und 1,2 °C (intensivierte Solarnutzung). Die höhere Erwärmung durch den Klimawandel (Zukunftszeitraum = Modelljahre 15 bis 19) verursacht nur geringe Unterschiede. Bei einer stärkeren Überdeckung der Seeoberfläche ist die Temperaturzunahme sogar etwas niedriger (vgl. Tabelle 6.27). Insgesamt ist die maßnahmenbedingte Zunahme der Wassertemperatur als unerheblich einzustufen.

Tabelle 6.27: Wassertemperaturen im Epilimnion (3m Wassertiefe) für die Variantenprüfung 2

	Vergleichszustand 2 [°C]	Planvariante 2 SPV=ca. 14 % [°C]	Planvariante 3 SPV=ca. 30 % [°C]	Intensivierte Solarnutzung SPV=50 % [°C]
	Historischer Zeitraum*			
Mittelwert (MW)	12,81	12,61	12,36	11,61
Minimum	2,60	2,54	1,21	1,02
Maximum	28,41	28,44	28,60	28,28
Diff. zum Vergleichszustand 2 (MW)		-0,20	-0,45	-1,20

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

	Vergleichszustand 2 [°C]	Planvariante 2 SPV=ca. 14 % [°C]	Planvariante 3 SPV=ca. 30 % [°C]	Intensivierte Solarnutzung SPV=50 % [°C]
Zukunftszeitraum**				
Mittelwert (MW)	13,26	13,02	12,87	12,24
Minimum	3,35	3,02	2,41	2,25
Maximum	27,67	27,57	27,51	27,08
Diff. zum Vergleichszustand 2 (MW)		-0,24	-0,39	-1,02

*Modelljahre 1-14 (Klimareferenzzeitraum 2009–2022) **Modelljahre 15-19 (Testreferenzjahre des DWD)

Während die Maximaltemperaturen der untersuchten Varianten nur geringe Unterschiede aufweisen, gehen die Minimaltemperaturen etwa stärker zurück und erreichen das höchste Ausmaß mit 1,58 °C (historischer Zeitraum) bzw. 1,1 °C (Zukunftszeitraum) bei der Variante mit intensivierter Solarnutzung. Aus gewässerökologischer Sicht erscheint ein Rückgang der Temperaturen bis zu 2 °C als unbedenklich.

Die oben schon angesprochene Verminderung der Wassertemperaturen im Tiefenwasser des Sees sind für den Bereich von 28 m Wassertiefe (= 3 m über Grund) auch aus der Abbildung 6.37 zu ersehen. Die Temperaturveränderungen führen bei keiner der diskutierten Varianten zu einer negativen Beeinflussung des Zirkulationsverhaltens. Die deutlichen Schwankungen der Temperaturverläufe entlang der Zeitachse sind ein Beleg dafür, dass der Wasserkörper immer umgewälzt wird und ein Wasseraustausch zwischen dem oberflächennahen und dem grundnahen Wasserkörper erfolgt.

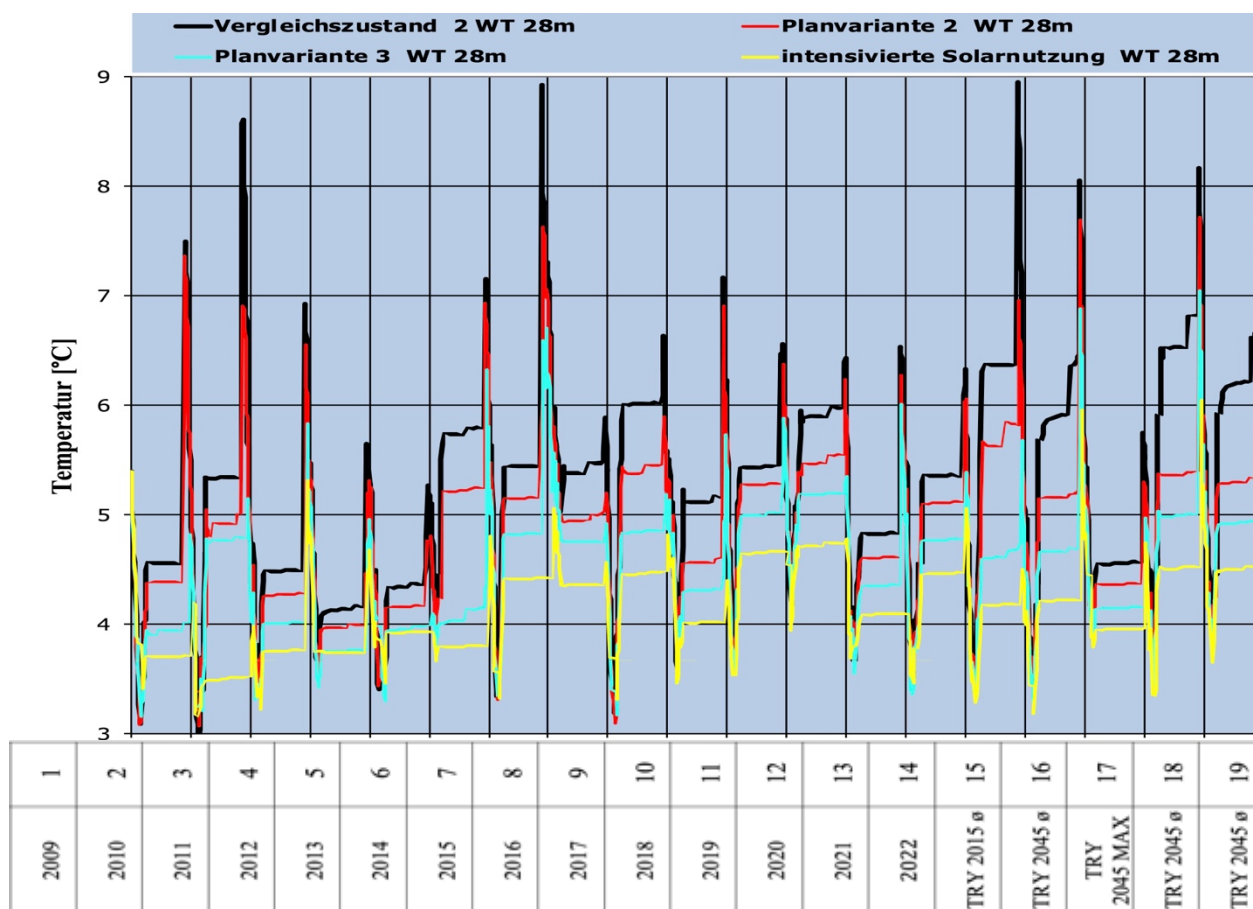


Abbildung 6.37: Temperaturwerte der Variantenprüfung 2 im unteren Hypolimnion (3m ü. Grund)

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

Die statistischen Lageparameter in der Tabelle 6.28 zeigen, dass die Temperaturabnahme über Grund auch bei einer Überdeckung des Sees von 50 % nur ein geringes Ausmaß annimmt, das noch als unerheblich angesehen werden kann.

Tabelle 6.28: Wassertemperaturen im unteren Hypolimnion (28 m Wassertiefe) für die Variantenprüfung 2

	Vergleichszustand 2 [°C]	Planvariante 2 SPV=ca. 14 % [°C]	Planvariante 3 SPV=ca. 30 % [°C]	Intensivierte Solarnutzung SPV=50 % [°C]
Historischer Zeitraum*				
Mittelwert (MW)	5,06	4,77	4,43	4,09
Minimum	2,95	3,07	3,16	3,16
Maximum	8,93	7,63	6,71	5,40
Diff. zum Vergleichszustand 2 (MW)		-0,29	-0,63	-0,97
Zukunftszeitraum**				
Mittelwert (MW)	5,62	5,03	4,61	4,24
Minimum	3,47	3,44	3,3	3,18
Maximum	8,96	7,72	7,16	6,1
Diff. zum Vergleichszustand 2 (MW)		-0,59	-1,01	-1,38

*Modelljahre 1-14 (Klimareferenzzeitraum 2009–2022) **Modelljahre 15-19 (Testreferenzjahre des DWD)

6.5.2 Sauerstoffhaushalt - Variantenprüfung 2

Aus der Isolethendarstellung des Modellergebnisses der Sauerstoffgehalte ist zu ersehen, dass infolge der Überdeckung mit Solarmodulen die Sauerstoffwerte zurückgehen (vgl. Abbildung 6.38). Dabei besteht ein deutlicher Zusammenhang mit dem Überdeckungsgrad. Eine größere Ausdehnung der SPV-Anlage verursacht deutlich stärkere Sauerstoffverluste.

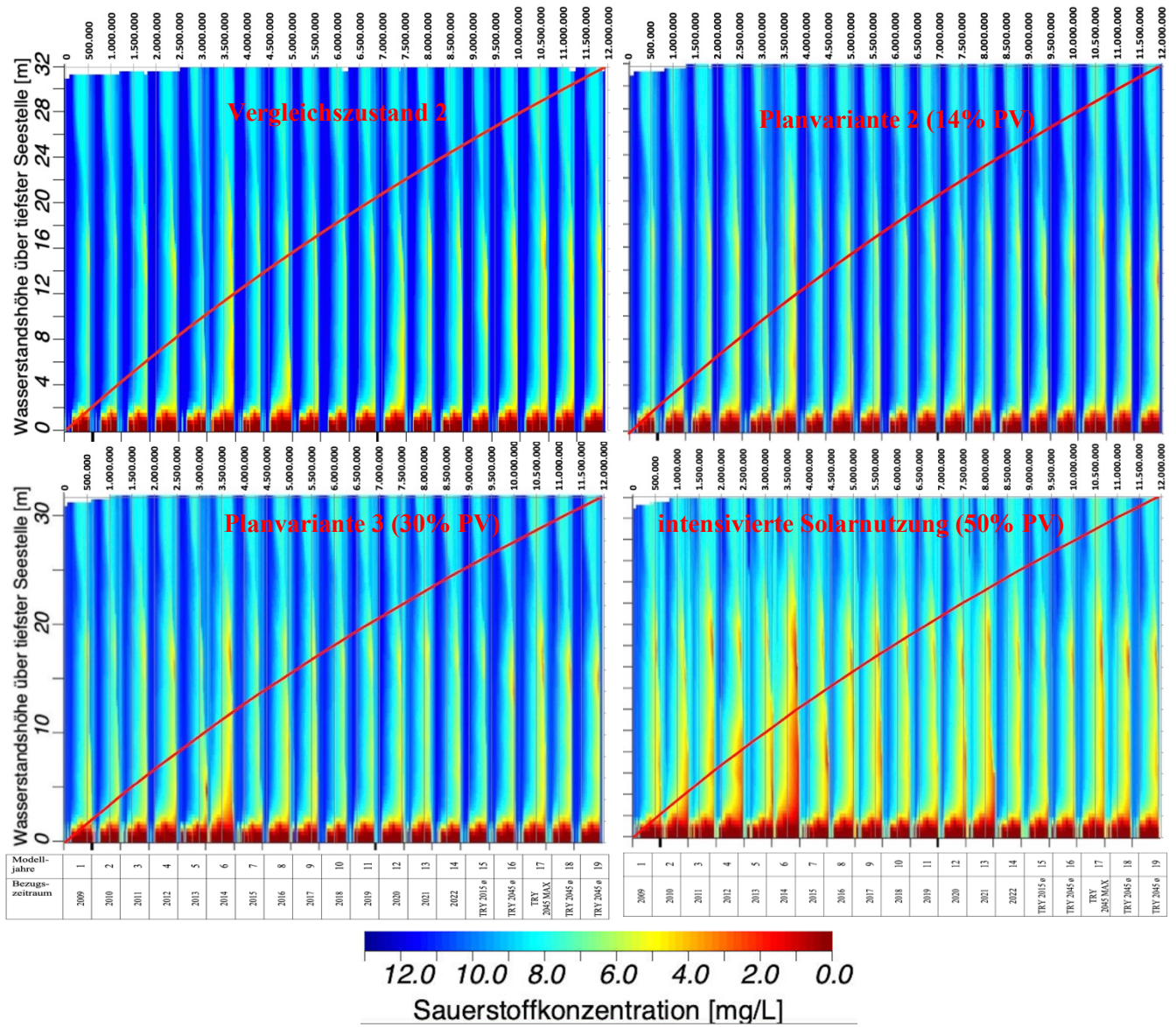


Abbildung 6.38: Sauerstoffsimulation der Variantenprüfung 2 (Tageswerte)

Dennoch bleibt die Sauerstoffversorgung im Epilimnion durchweg gut. Auch für die intensivierte Nutzung berechnet das Modell noch hohe Werte, die selbst im Minimum kaum einmal unter 7 mg/l fallen (vgl. Abbildung 6.39).

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

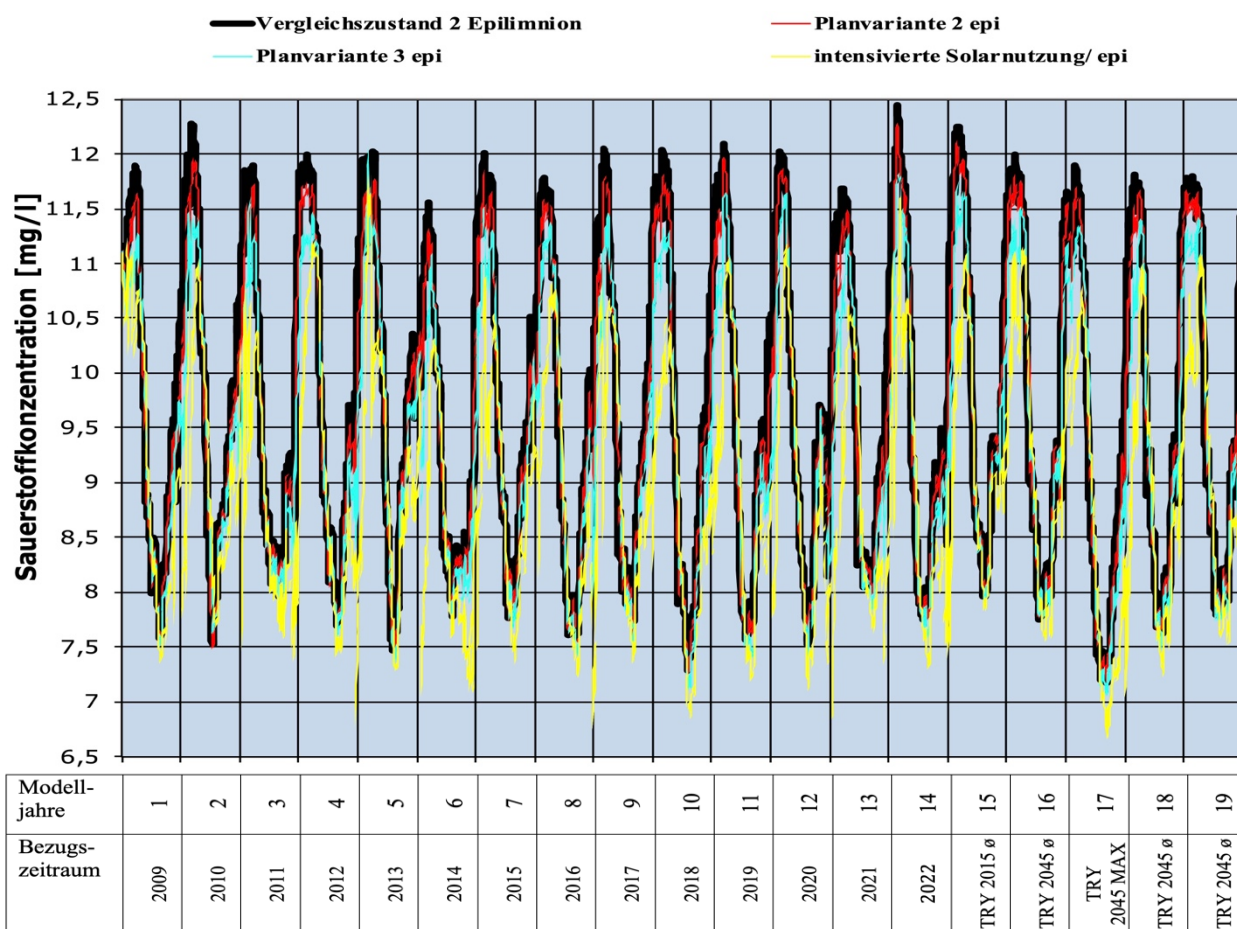


Abbildung 6.39: Sauerstoffwerte der Variantenprüfung 2 im Epilimnion (3 m WT)

Bezogen auf die Mittel-, aber auch unter Bezug auf die Minimum- und Maximalwerte sind die Unterschiede zwischen sämtlichen Varianten gering (vgl. Tabelle 6.29). Im Epilimnion wird für alle Varianten der Variantenprüfung 2 ein guter Sauerstoffzustand prognostiziert. Erheblichkeitsschwellen mit Sauerstoffwerten von weniger als 5 mg/L oder Differenzen zum Vergleichszustand von mehr als 2 mg/L werden nicht überschritten.

Tabelle 6.29: Sauerstoffgehalte im Epilimnion für die Variantenprüfung 2

	Vergleichszu- stand 2 [mg/l]	Planvariante 2 SPV=ca. 14 % [mg/l]	Planvariante 3 SPV=ca. 30 % [mg/l]	Intensivierte Solarnutzung SPV=50 % [mg/l]
	Historischer Zeitraum*			
Mittelwert (MW)	9,72	9,60	9,40	8,93
Minimum	7,28	7,25	7,10	6,74
Maximum	12,47	12,28	12,07	11,84
Diff. zum Vergleichs- zustand 2 (MW)		-0,12	-0,32	-0,79
	Zukunftszeitraum**			
Mittelwert (MW)	9,73	9,67	9,47	9,01
Minimum	7,18	7,13	7,04	6,66
Maximum	12,24	12,13	11,75	11,15
Diff. zum Vergleichs- zustand 2 (MW)		-0,06	-0,26	-0,72

*Modelljahre 1-14 (Klimareferenzzeitraum 2009–2022) **Modelljahre 15-19 (Testreferenzjahre des DWD)

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

Die Maßnahmenauswirkungen für den Sauerstoffgehalt des Hypolimnions werden unter Bezug auf die Vorgabe der LfU (2004) bewertet, derzufolge die Mächtigkeit der sauerstoffarmen Wasserschicht ($< 2 \text{ mg/l}$) eines mesotrophen Sees über Grund nicht mehr als 30% der Maximaltiefe einnehmen soll (vgl. Kapitel 3.1). Das in der Abbildung 6.40 dargestellte Modellergebnis für die Wassertiefe von 22,5m, in der die Obergrenze des 30% der Maximaltiefe umfassenden tiefen Wasserkörpers verläuft, zeigt, dass alle Varianten, auch die Intensivvariante, diesem Kriterium entsprechen.

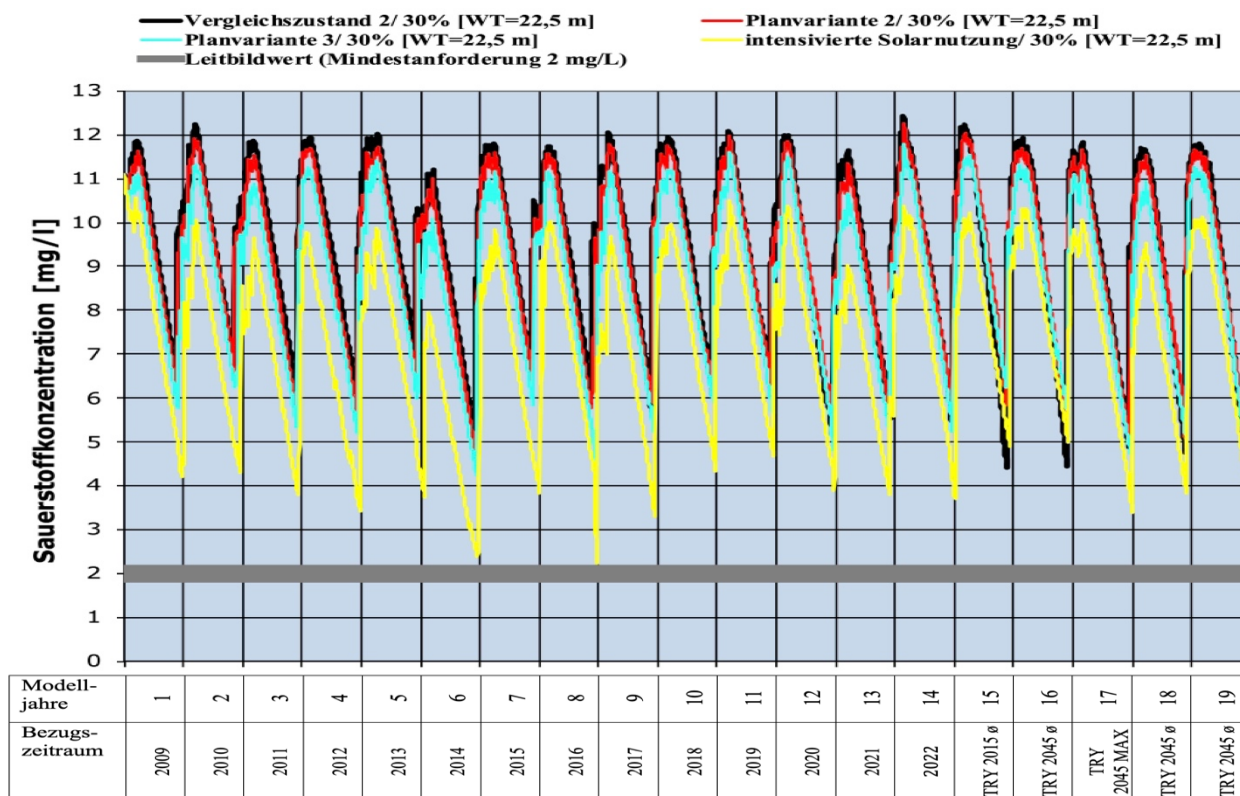


Abbildung 6.40: Sauerstoffwerte der Variantenprüfung 2 in 22,5 m WT (=30% der maximalen Wassertiefe über Grund)

Auffällig ist, dass sich im Modell nach der Einstellung der Auskiesung eine bessere Sauerstoffversorgung abzeichnet als während der Auskiesung (vgl. Kapitel 6.3.2). Die Veränderungen der Seemorphologie, die sich im Verlauf der weiteren Kiesentnahme bis zum Erreichen des Genehmigungszustandes ergeben (vgl. Kapitel 2), kompensieren also den Wegfall des mit dem Auskiesungsbetrieb verbundenen Sauerstoffeintrags in die Tiefe. Dabei werden insbesondere die folgenden Faktoren wirksam:

- Das Seevolumen nimmt mit der weiteren Auskiesung von 8,6 auf 11,94 Mio. m^3 deutlich zu, wobei auch die Kapazität des Tiefenwasserkörpers zur Speicherung des in der Zirkulationsphase eingetragenen Sauerstoffs ansteigt. Ein Vergleich der Sauerstoff-Isoplethen und Volumenkurven für den Istzustand und den Genehmigungszustand (Vergleichszustände 1 und 2) zeigt, dass das Sauerstoffdefizit bei beiden Varianten ein ähnlich großes Volumen annimmt.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

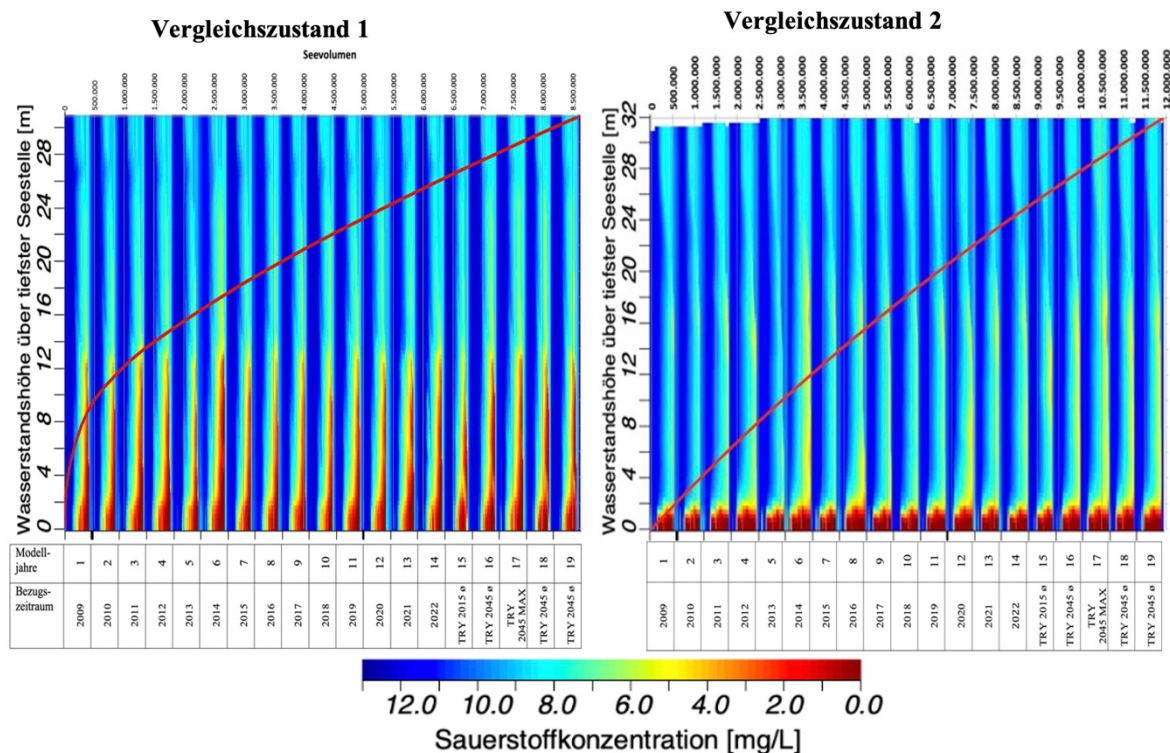


Abbildung 6.41: Sauerstoff-Isoplethen und Volumenkurven der Vergleichszustände 1 (Istzustand) und 2 (Genehmigungszustand)

- Der Tiefenwasserkörper ist während der Auskiesungsphase deutlich wärmer, so dass Geschwindigkeit und Intensität der sauerstoffzehrenden biogenen Umsätze ansteigen.
- Die Auskiesung fördert die Vermischung und damit auch die Nachlieferung sauerstoffreichen Wassers, dessen Sauerstoff im Zehrungsbereich des Sediments abgebaut wird.

Die statistischen Lageparameter in der Tabelle 6.30 zeigen, dass es bei der Überdeckung der Seefläche durch eine SPV-Anlage mit 14 bzw. 30 % Überdeckungsgrad nicht zu einer Verschlechterung des Sauerstoffhaushaltes in der Gewässertiefe kommt. Bei einer Seeüberdeckung von 50% zeichnen sich allerdings Belastungsmomente ab.

Tabelle 6.30: Sauerstoffgehalte im Hypolimnion für die Variantenprüfung 2

	Vergleichszustand 2 [mg/l]	Planvariante 2 SPV=ca. 14 % [mg/l]	Planvariante 3 SPV=ca. 30 % [mg/l]	Intensivierte Solarnutzung SPV=50 % [mg/l]
	Historischer Zeitraum*			
Mittelwert (MW)	9,55	9,31	8,74	7,20
Minimum	4,60	4,42	4,20	2,19
Maximum	12,46	12,28	11,77	11,09
Diff. zum Vergleichszustand 2 (MW)		-0,24	-0,81	-2,31

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

	Vergleichszustand 2 [mg/l]	Planvariante 2 SPV=ca. 14 % [mg/l]	Planvariante 3 SPV=ca. 30 % [mg/l]	Intensivierte Solarnutzung SPV=50 % [mg/l]
	Zukunftszeitraum**			
Mittelwert (MW)	9,33	9,34	8,89	7,70
Minimum	4,42	4,87	4,74	3,38
Maximum	12,24	12,03	11,53	10,34
Diff. zum Vergleichszustand 2 (MW)		0,01	-0,44	-1,63

*Modelljahre 1-14 (Klimareferenzzeitraum 2009–2022) **Modelljahre 15-19 (Testreferenzjahre des DWD)

6.5.3 Nährstoffsituation (Phosphorgehalt) - Variantenprüfung 2

Die Isoplethendarstellung des Modellergebnisses für die Phosphorgehalte des Seewassers lassen keine erheblichen Veränderungen der Belastungswerte erkennen (vgl. Abbildung 6.42).

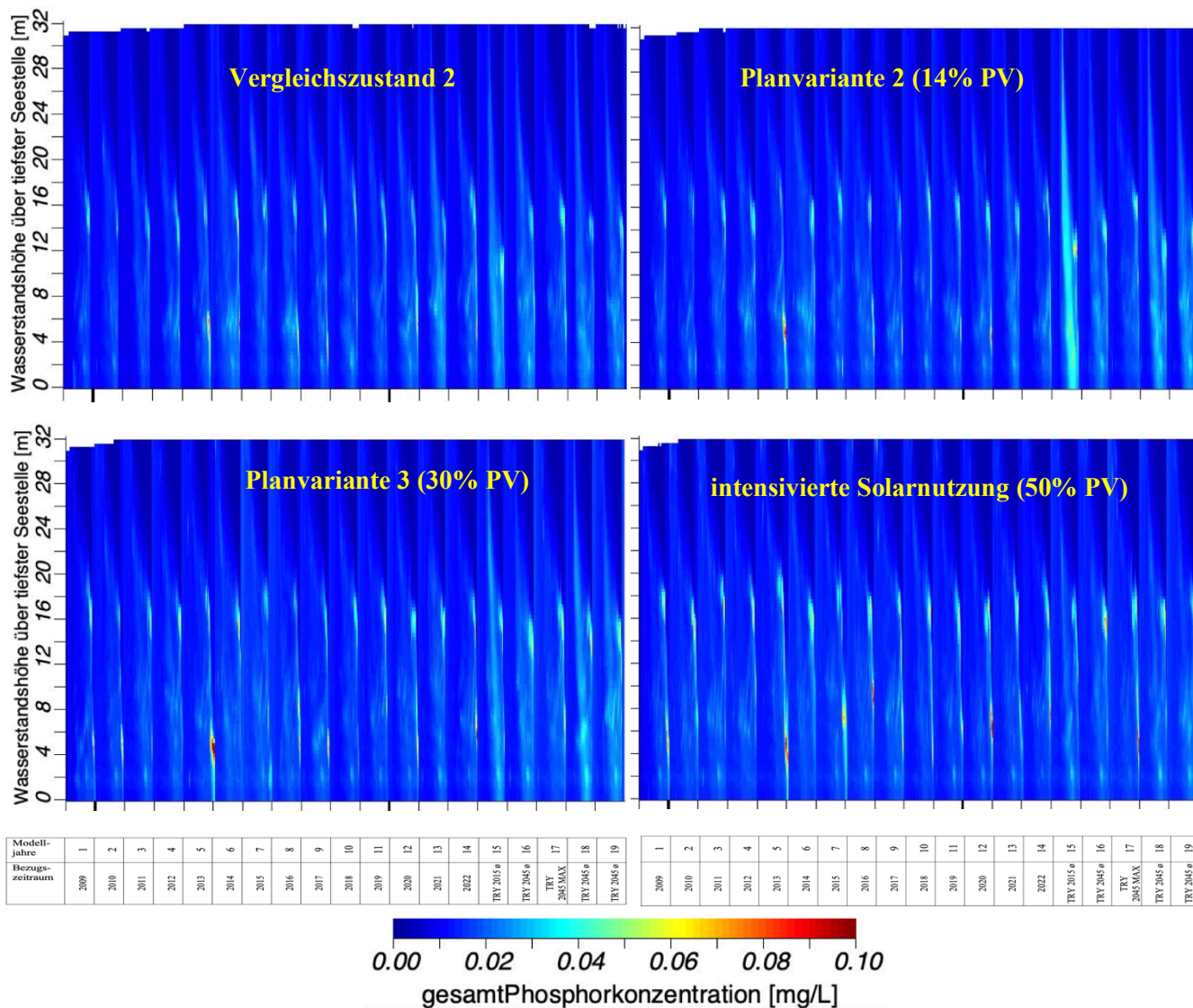


Abbildung 6.42: Phosphorsimulation der Variantenprüfung 2

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

In der Gewässertiefe reichern sich die Phosphorwerte in den Stagnationsphasen auch nach der Installation einer SPV-Anlage nur in geringem Ausmaß an. Dabei zeichnen sich tendenziell leicht höhere Werte mit ansteigender Schichtungsstabilität ab, die bei stärkeren Überdeckungsgraden der Seefläche zunimmt.

Die für die trophische Einstufung des Sees entscheidenden Phosphorkonzentrationen im Epilimnion (3 m Wassertiefe) zeigen in allen vier Varianten das für geschichtete Seen typische jahreszeitlichen Schwankungsmuster mit Maximalwerten bei einsetzender Vollzirkulation, wenn die im Tiefenwasser angereicherten Nährstoffe in den oberflächennahen Wasserkörper eingetragen werden (vgl. Abbildung 6.43).

Die prognostizierten Werte bleiben generell sehr niedrig und liegen selbst unter Bezug auf einzelne Maxima noch unter den Orientierungswerten für einen mesotrophen Status. Die Saisonmittelwerte sind so gering, dass sie einen Trophiestatus im oligotrophen Bereich anzeigen.

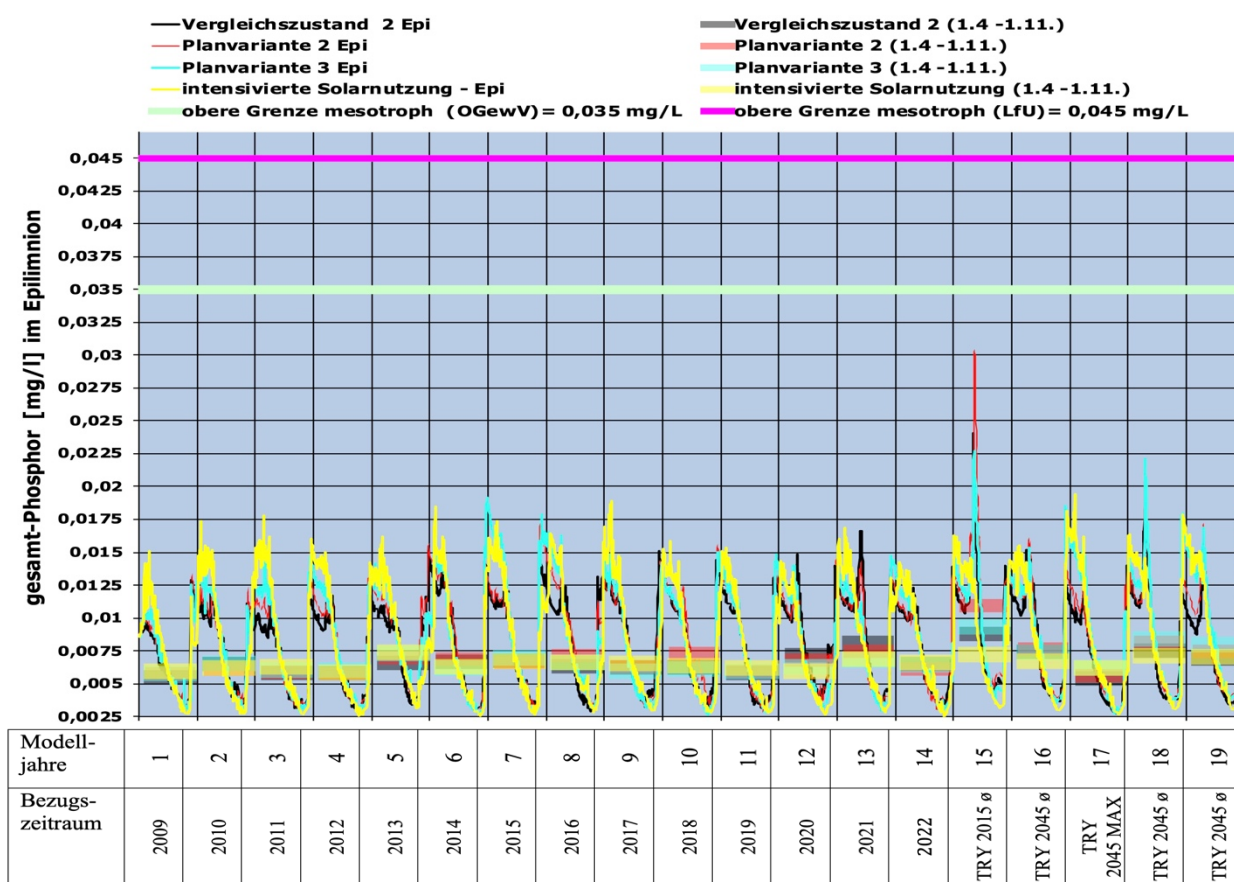


Abbildung 6.43: Simulation der Phosphorgehalte im Epilimnion (3 m WT) für die Variantenprüfung 2 unter Bezug auf die leitbildkonformen Orientierungswerte

Für die Mittelwerte der Phosphorgehalte im Epilimnion ergeben sich über den gesamten 19-jährigen³ Betrachtungszeitraum nur marginale Unterschiede durch die Solarnutzung in

³ Ein 19-jähriger Prognosezeitraum wurde gewählt, da anzunehmen ist, dass sich nach wenigen Prognosejahren das Modell auch in Bezug auf eine Langfristprognose soweit eingependelt hat, dass auf der Grundlage historischer Daten und mittels Zukunftsreferenzdaten ein ausreichend langer Prognosezeitraum zur Verfügung steht, um auch längerfristige Entwicklungszustände abbilden zu können. Damit ist eine Übertragbarkeit auch auf einen längeren Zeitraum, zum Beispiel den der Anlagelaufzeit (30 Jahre) möglich. Dies gilt um so mehr, da sich die Zukunftsreferenzdaten des Jahres TRY 2045 auf die Zeitspanne 2030-2060 beziehen und somit noch weiter in die Zukunft reichen. Der Zeitraum ist somit repräsentativ für die Laufzeit des Vorhabens.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

allen drei Varianten gegenüber dem Vergleichszustand (vgl. Tabelle 6.31). Unter Bezug auf die Klimareferenzwerte des historischen Zeitraums errechnet das Modell keine Anstiege der Phosphorgehalte. Im Zukunftszeitraum, der die Auswirkungen des Klimawandels mitberücksichtigt, kommt es infolge der Solarnutzung nur zu einer sehr geringfügigen Zunahme.

Tabelle 6.31: Statistische Lageparameter der prognostizierten Phosphorgehalte der Variantenprüfung 2 im Epilimnion

	Vergleichszustand 2 [mg/l]	Planvariante 2 SPV=ca. 14 % [mg/l]	Planvariante 3 SPV=ca. 30 % [mg/l]	Intensivierte Solarnutzung SPV=50 % [mg/l]
Historischer Zeitraum*				
Mittelwert (MW)	0,008	0,008	0,008	0,008
Minimum	0,003	0,003	0,003	0,003
Maximum	0,017	0,017	0,019	0,019
Diff. zum Vergleichszustand 2 (MW)		0,000	0,000	0,000
Zukunftszeitraum**				
Mittelwert (MW)	0,008	0,009	0,010	0,009
Minimum	0,003	0,003	0,003	0,003
Maximum	0,024	0,030	0,023	0,019
Diff. zum Vergleichszustand 2 (MW)		0,001	0,002	0,001

*Modelljahre 1-14 (Klimareferenzzeitraum 2009–2022) **Modelljahre 15-19 (Testreferenzjahre des DWD)

Der Phosphorhaushalt des Sees erfährt keine Veränderungen durch die Überdeckung mit Solarmodulen. Auch eine Ausdehnung der SPV-Anlage auf 50% der Seefläche wäre diesbezüglich unbedenklich.

6.5.4 Chlorophyll-a Gehalte - Variantenprüfung 2

Ähnlich wie die Phosphorgehalte werden auch die Chlorophyll-a Werte im Seewasser durch die Maßnahmenumsetzung kaum beeinflusst (vgl. Abbildung 6.44). Die höchsten Algendichten werden während des Winterhalbjahrs im Metalimnion erreicht, da viele Algen und Cyanobakterien, z.B. die Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*), in diesem Zeitraum ein Populationsmaximum in höheren Wassertiefen entwickeln.

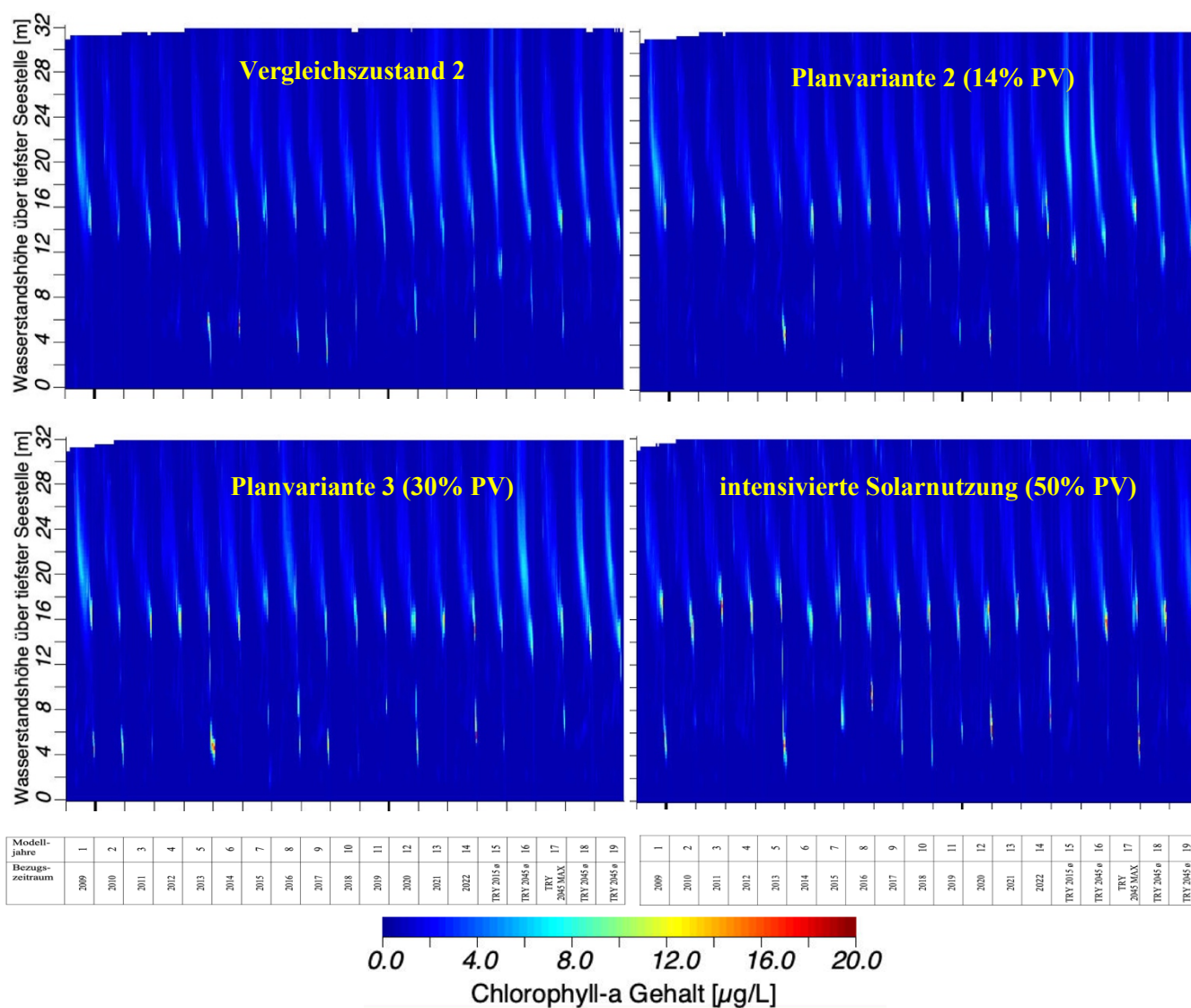


Abbildung 6.44: Chlorophyll-a Simulation der Variantenprüfung 2

Im Saisonmittel (April bis Oktober) ergeben sich für alle Varianten Werte noch unterhalb des mesotrophen Orientierungswertes (4-12 µg/l), also im oligotrophen Bereich (Abbildung 6.45).

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

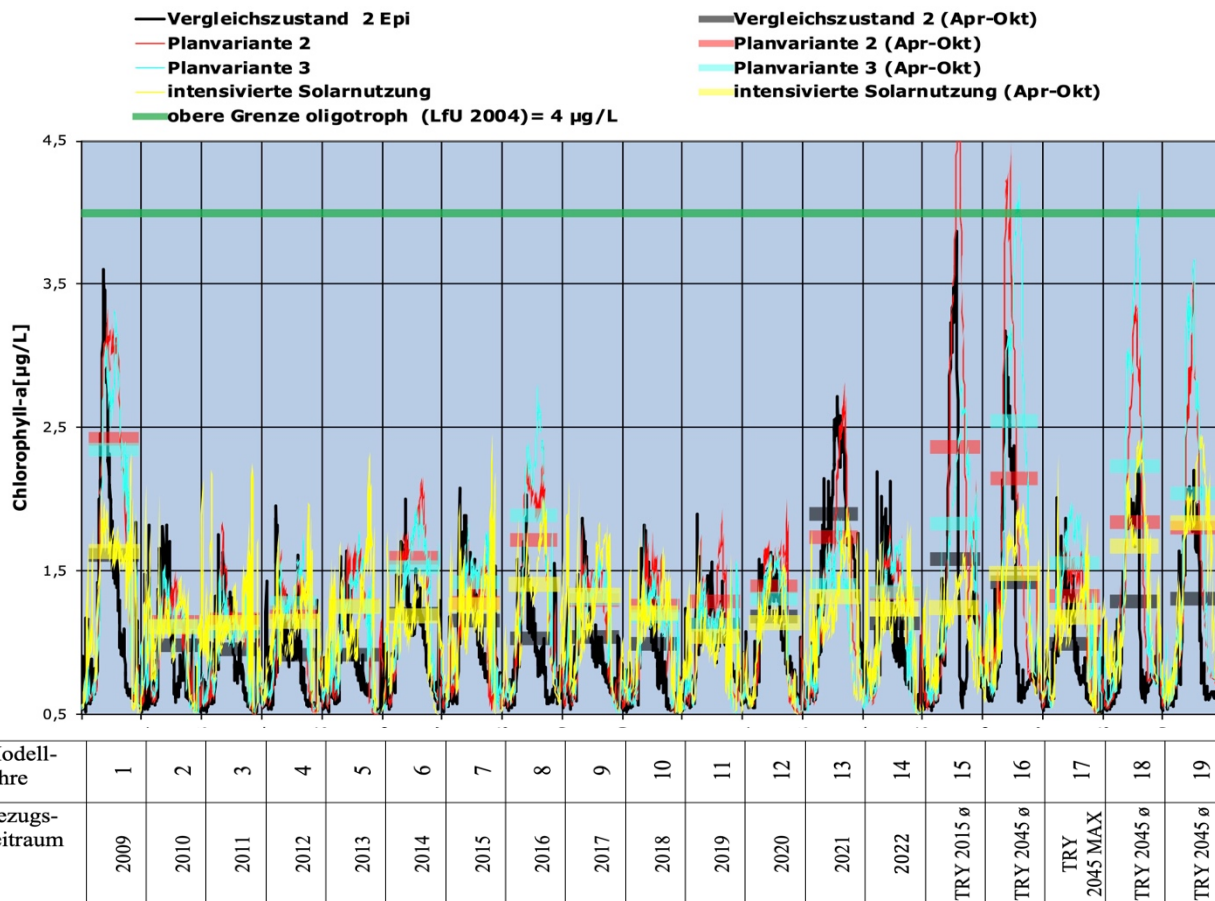


Abbildung 6.45: Chlorophyll-a Gehalte der trophogenen Zone (WT=0-8 m) für Variantenprüfung 2

Sowohl im historischen Zeitraum als auch im Zukunftszeitraum kommt es zu einem leichten Anstieg der Algenentwicklung, der bei einem hohen Überdeckungsgrad (50%) infolge der zunehmenden Beschattungsfunktion noch etwas geringer ausfällt (vgl. Tabelle 6.32). Der geringere Anstieg bei niedrigen Beschattungsgraden ergibt sich durch den Rückgang der für die Algen zellschädigenden starken UV-Strahlung im Hochsommer.

Tabelle 6.32: Statistische Lageparameter der prognostizierten Chlorophyll-a Werte für die Variantenprüfung 2

	Vergleichszu- stand 2 [µg/l]	Planvariante 2 SPV=ca. 14 % [µg/l]	Planvariante 3 SPV=ca. 30 % [µg/l]	Intensivierte Solarernutzung SPV=50 % [µg/l]
	Historischer Zeitraum*			
Mittelwert (MW)	1,15	1,44	1,40	1,24
Minimum	0,91	1,14	1,08	1,04
Maximum	1,90	2,42	2,34	1,63
Diff. zum Vergleichs- zustand 2 (MW)		0,29	0,25	0,09
	Zukunftszeitraum**			
Mittelwert (MW)	1,32	1,89	2,04	1,48
Minimum	0,99	1,33	1,56	1,18
Maximum	1,59	2,36	2,55	1,84
Diff. zum Vergleichs- zustand 2 (MW)		0,57	0,72	0,16

*Modelljahre 1-14 (Klimareferenzzeitraum 2009–2022) **Modelljahre 15-19 (Testreferenzjahre des DWD)

6.5.5 Cyanobakterien (Blaualgen)-Entwicklung - Variantenprüfung 2

Als Folge der Maßnahmenumsetzung ist mit einem leichten Anstieg der Cyanobakterienbiomasse im See zu rechnen, die bei geringerer Beschattung (Planvariante 2 mit 14% Seeüberdeckung) am stärksten ausfällt, da die zellschädigende Wirkung der UV-Strahlung zurückgeht, eine relevante Lichtlimitierung aber noch nicht eintritt. Dennoch bleiben auch die Maximalwerte sehr deutlich unter dem niedrigsten Warnwert des UBA (2015) von 5 µg/l (vgl. Abbildung 6.46). Negative Vorhabensauswirkungen sind aus der geringen Zunahme der Belastungswerte nicht abzuleiten.

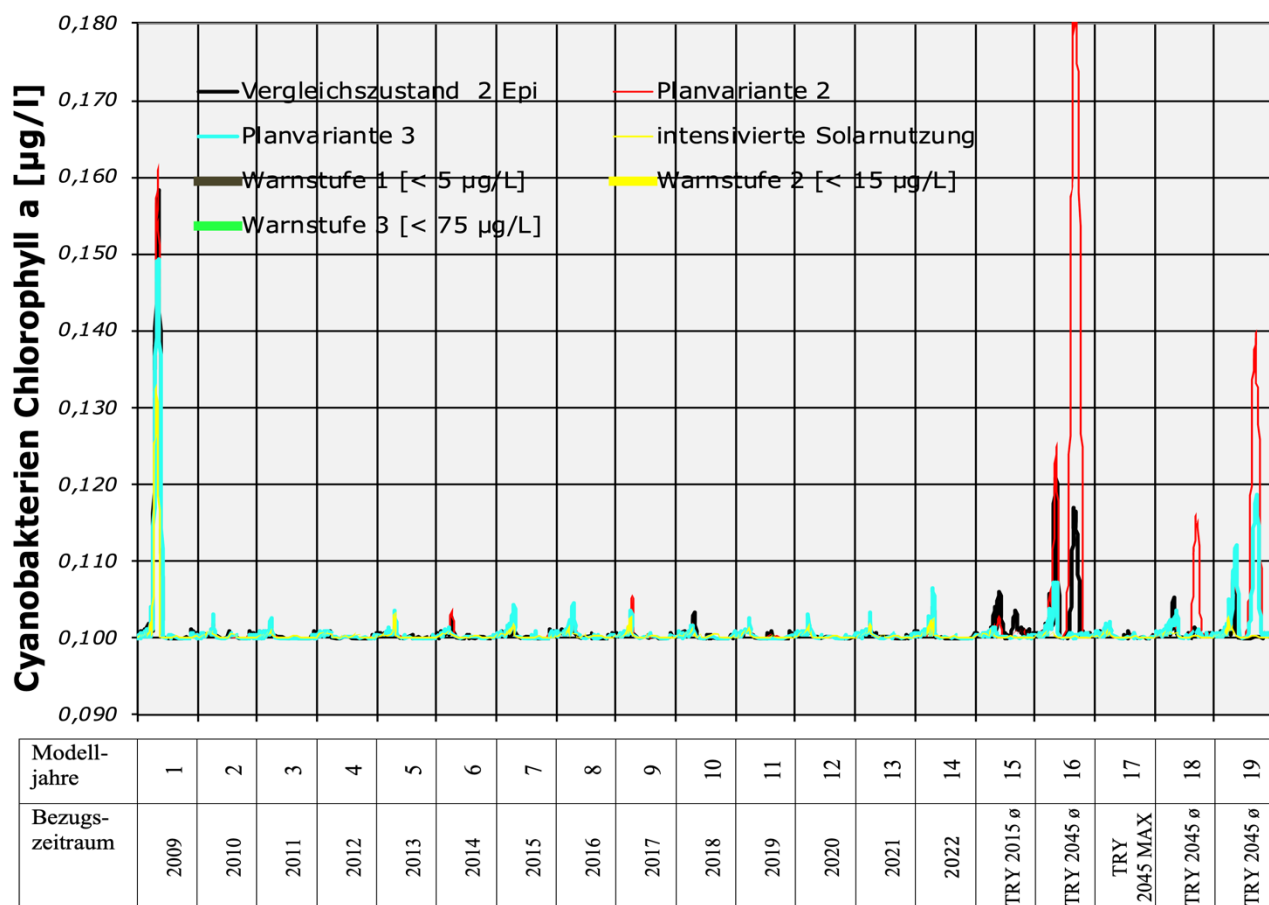


Abbildung 6.46: Simulation der Cyanobakteriendichte in der trophogenen Zone (WT=0-8 m) in der Variantenprüfung 2

6.5.6 Sichttiefenwerte Variantenprüfung 2

Nach Abschluss der Auskiesungstätigkeit nimmt die Sichttiefe deutlich zu und erreicht nun noch höhere Werte, als der Orientierungswert für den mesotrophen Zustand vorgibt (vgl. Abbildung 6.47). Im Saisonmittel (April bis Oktober), das die Grundlage für die trophische Einstufung bildet, gilt dies durchweg für alle Varianten.

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

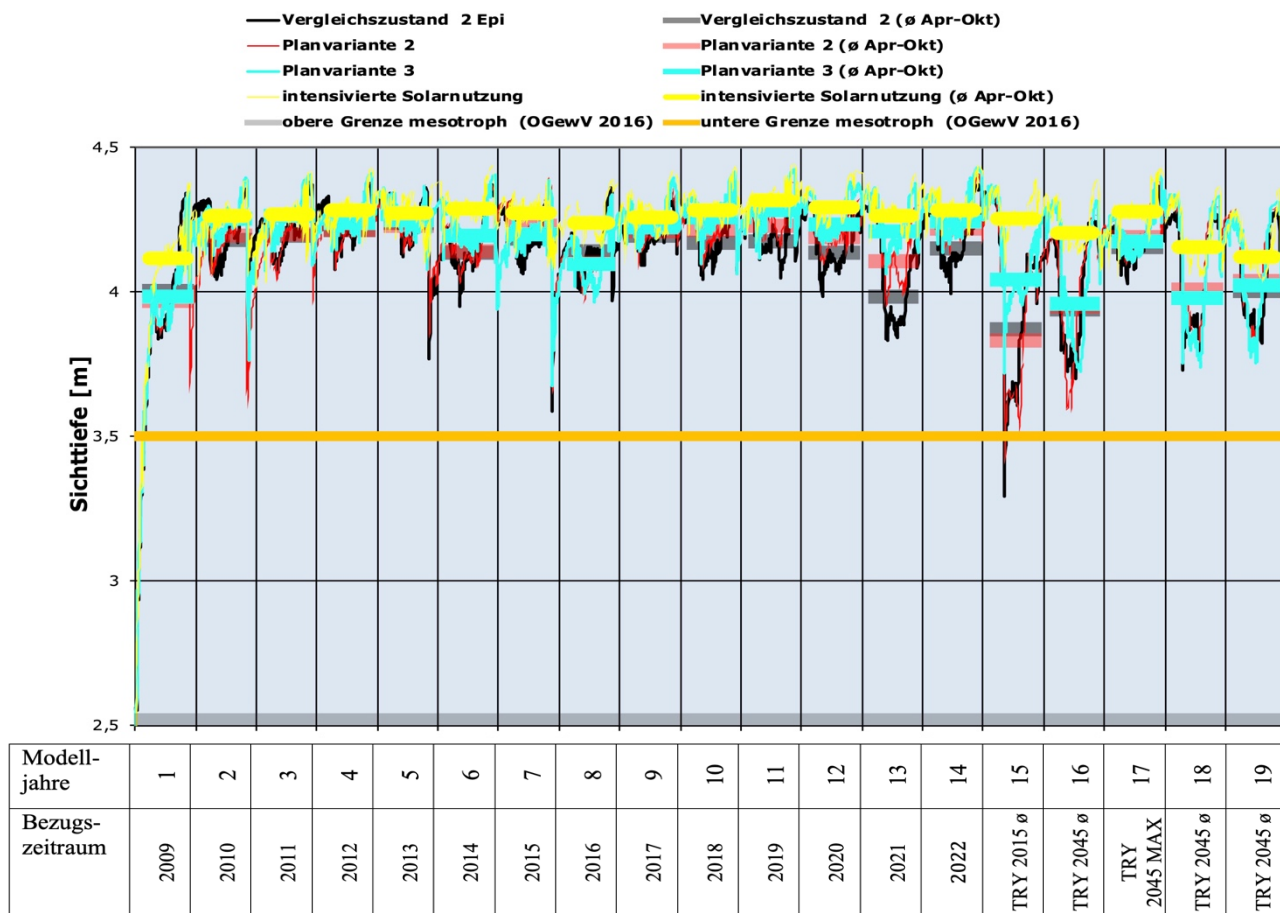


Abbildung 6.47: Simulation der Sichttiefenwerte in der Variantenprüfung 2

Die leichte Verbesserung der Sichttiefen bei höheren Überdeckungsgraden (vgl. Tabelle 6.33) ergibt sich infolge einer marginal veränderten Algenentwicklung, aber auch durch eine etwas stabilere Schichtung, in deren Folge Schwebstoffe vermehrt im Hypolimnion zurückgehalten werden.

Tabelle 6.33: Statistische Lageparameter der prognostizierten Sichttiefenwerte für die Variantenprüfung 2

	Vergleichszu- stand 2 [m]	Planvariante 2 SPV=ca. 14 % [m]	Planvariante 3 SPV=ca. 30 % [m]	Intensivierte Solarnutzung SPV=50 % [m]
	Historischer Zeitraum*			
Mittelwert (MW)	4,15	4,17	4,21	4,26
Minimum	3,98	3,97	3,99	4,12
Maximum	4,24	4,23	4,28	4,32
Diff. zum Vergleichs- zustand 2 (MW)		0,02	0,06	0,11
	Zukunftszeitraum**			
Mittelwert (MW)	4,02	4,04	4,07	4,22
Minimum	3,87	3,83	3,96	4,12
Maximum	4,16	4,22	4,24	4,29
Diff. zum Vergleichs- zustand 2 (MW)		0,02	0,05	0,20

*Modelljahre 1-14 (Klimareferenzzeitraum 2009–2022) **Modelljahre 15-19 (Testreferenzjahre des DWD)

Die Sichttiefe erfährt durch vorhabensbedingte Auswirkungen bei keiner der untersuchten Varianten erhebliche Veränderungen.

6.5.7 Nitratbelastung des Seewassers - Variantenprüfung 2

Das Ausmaß des Nitratabbaus wird durch die Installation einer SPV-Anlage auf dem See nur in einem unerheblichen Ausmaß verändert (vgl. Abbildung 6.48). Gegenüber dem Vergleichszustand geht die Abbaurate des mit dem Grundwasser in den See eingetragenen Nitrats mit ansteigender Nutzungsintensität der SPV-Anlage nur leicht zurück. Auch die etwas höheren Nitratgehalte, mit denen bei einer Seeüberdeckung von 50 % zu rechnen ist, zeigen keine erhebliche Veränderung des Nitratabbauvermögens im Seewasser an.

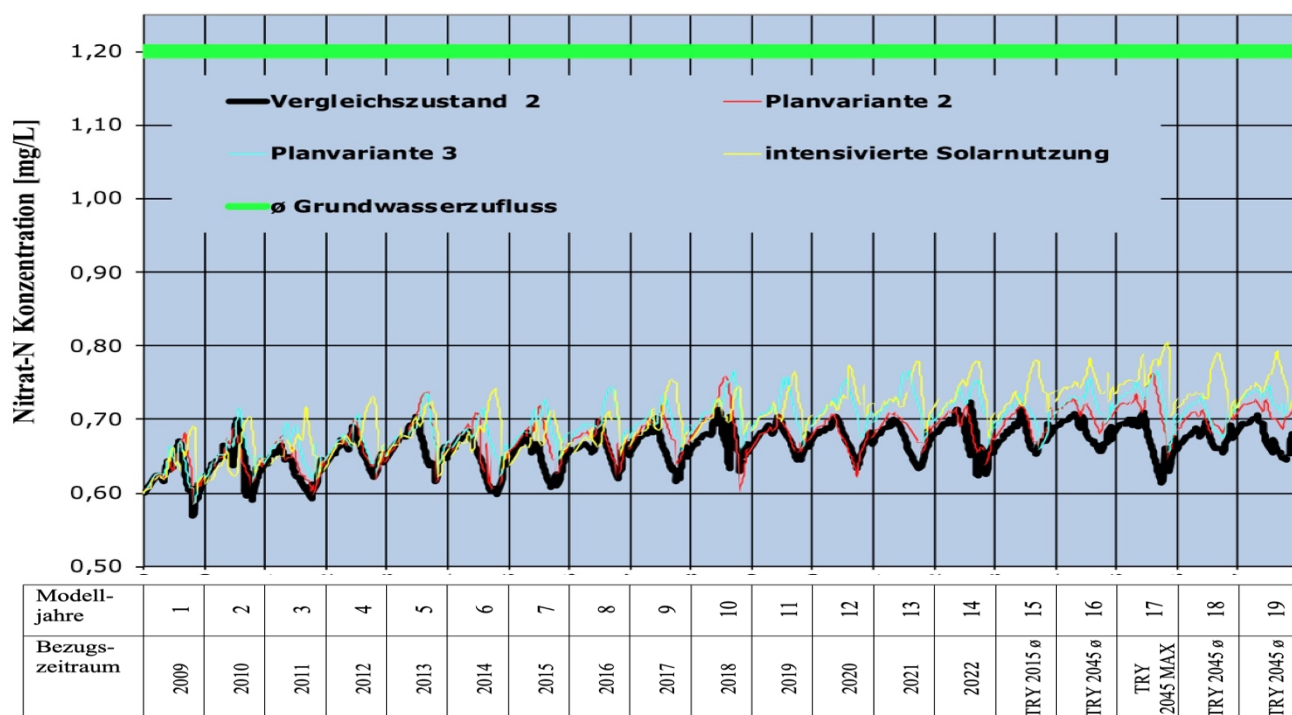


Abbildung 6.48: Simulation der Nitratwerte des Seewassers in der Variantenprüfung 2

6.5.8 Wasserhaushalt Variantenprüfung 2

Hier sei noch einmal auf Einschränkungen hingewiesen, die sich wegen des Fehlens einer Klima-Messstelle auf dem See aus der Nutzung einer Landstation für die Datengenerierung ergeben (vgl. Kapitel 6.3.8). Für die verdunstungsrelevanten Parameter Temperatur, Windgeschwindigkeit und Dampfdruck wären mit einer Seestation präzisere Daten verfügbar. Das Prognoseergebnis gibt die Relationen zwischen den einzelnen Varianten zwar zuverlässig wieder, die absoluten Werte können aber von den realen Bedingungen abweichen.

Bei der Berechnung der Verdunstungswerte fällt zunächst der deutliche Rückgang nach Abschluss der Auskiesung auf (vgl. Abbildung 6.49). Die Prognose weist für den See nach Abschluss der Auskiesung eine um ca. 15 % niedrigere Seeverdunstung auf als während der Auskiesung. Folgende Faktoren, die nach dem Ende der Auskiesungstätigkeit wegfallen, dürften zu einer Erhöhung der Seeverdunstung beitragen:

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

- Die höhere Wassertemperatur im Bereich der Seeoberfläche durch die deutlich stärkere Wassertrübung und Strahlungssorption während der Auskiesung.
- Das weniger mächtige Epilimnion während der Auskiesung.
- Die durch die Baggertätigkeit verstärkten Wasserturbulenzen.
- Die stärkere „Nachverdunstung“ mit einsetzender Zirkulation während der Auskiesung. Durch die betriebsbedingte Erhöhung der Wassertemperatur im Hypolimnion weist das zirkulierende Seewasser bei Auflösung der Schichtung während der Auskiesungsphase insgesamt eine etwas höhere Wassertemperatur auf.
- Die durch die Auskiesungstätigkeit erhöhte Rauigkeit der Seeoberfläche.

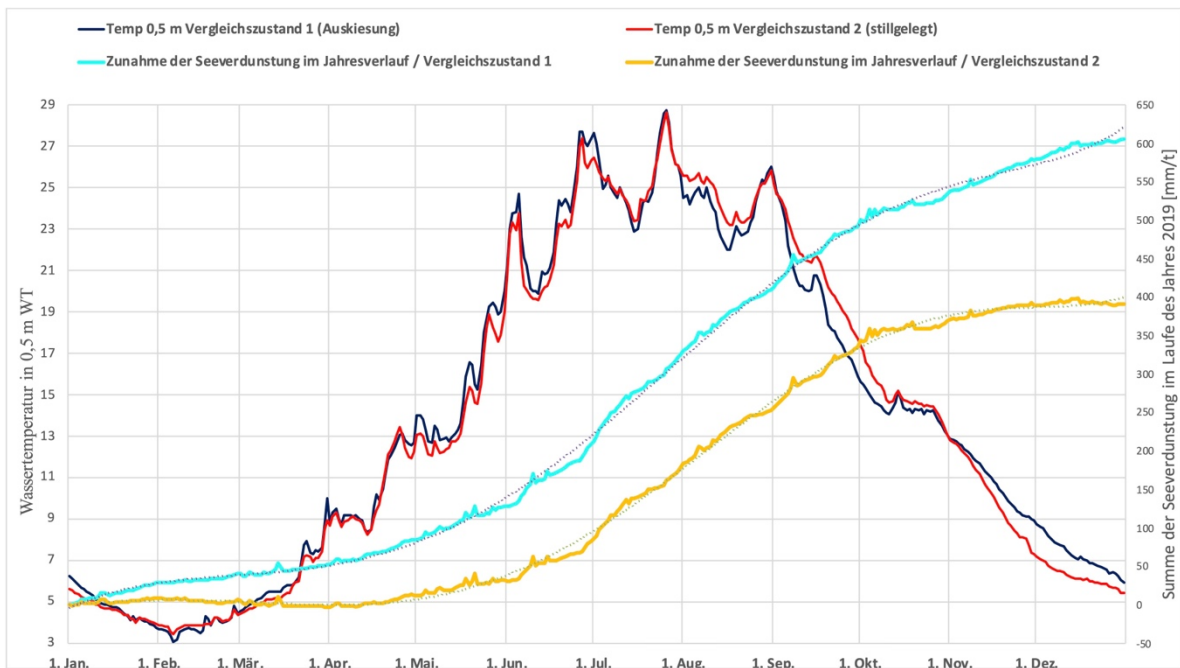


Abbildung 6.49: Berechnete Seeverdunstung für beide Vergleichszustände im Jahr 2019

Wie die Variantenprüfung 1 zeigt auch die Variantenprüfung 2 einen deutlichen Rückgang der Seeverdunstung durch die Exposition einer SPV-Anlage an (vgl. Abbildung 6.50).

Unter Bezug zum Vergleichszustand ohne Seeüberdeckung geht die Verdunstung über der Seefläche mit ansteigendem Überdeckungsgrad immer weiter zurück und erreicht im Fall der 50%-igen Überdeckung sogar teilweise negative Werte. Die dabei berechnete negative Verdunstung ergibt sich durch den Feuchteübergang von der Luftmasse zur Wasseroberfläche (Taubildung).

Prognose der vorhabensbedingten Auswirkungen

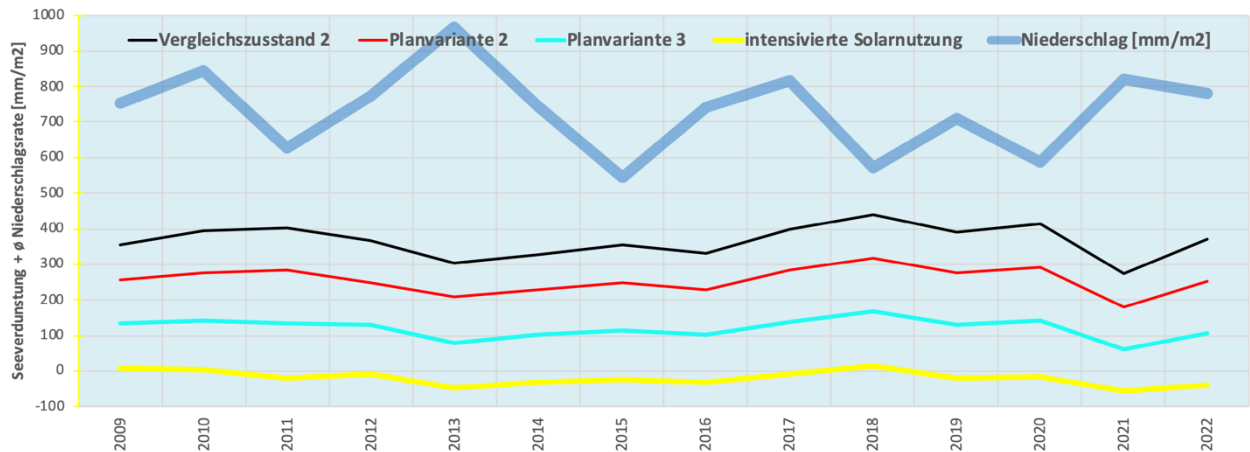


Abbildung 6.50: Verdunstung und Niederschlag in der Variantenprüfung 2

Für die in hier untersuchten Varianten stellt die Veränderung der Verdunstungsrate die deutlich stärkste Maßnahmenauswirkung dar. Auch der Zusammenhang mit einer höheren Nutzungsintensität und den damit ansteigenden Überdeckungsgraden ist bei keinem anderen der untersuchten Parameter so markant ausgeprägt.

Wie oben bereits angesprochen, liegen allerdings einigen der im Modell genutzten Einflussvariablen Daten zu Grunde, die noch einer Nachvalidierung bedürfen. Dies gilt insbesondere für die Feuchte und den daraus abgeleiteten Dampfdruck. Hier wurde unter den Solarpanels ein Mindestwert von 96 % Feuchte angenommen. Auch die Reduktion der Windgeschwindigkeit hat einen erheblichen Effekt auf die Verdunstung durch Änderung des Dampfdruckausgleichs und der Rauigkeit der Seeoberfläche.

7 Weitere Beeinflussungsfaktoren

7.1 Entwicklung benthischer (am Substrat haftender) Cyanobakterien

Die Schwimmkörper einer SPV-Anlage werden von benthischen Gewässerorganismen als Substrat (Aufwuchsflächen) genutzt. Neben den in den Baggerseen dominanten Muscheln, hier insbesondere den beiden Dreissena- oder Zebrauschelarten (*Dreissena polymorpha* und *Dreissena rostriformis bugensis*), bieten die Schwimmkörper auch anderen Gewässerorganismen Aufwuchsflächen. Von besonderer Bedeutung sind dabei benthisch lebende Cyanobakterienarten (u.a. Oszillatoria-Arten). In diesem Zusammenhang sind Arten der Gattungen *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Phormidium* und *Tychonema* zu nennen, da diese zur Beeinträchtigung der Badegewässernutzung führen können.

Am Tegeler See und am Schlachtensee kam es nach erfolgreicher Seesanieung und Senkung der Phosphorkonzentrationen unter 0,025 mg/L Pgesamt nicht mehr zur Massentwicklung von planktischen Cyanobakterien (Chorus et al. 2011). Allerdings trat in den letzten Jahren (ab 2017) am Tegeler See eine benthische Cyanobakterienart auf. Es handelt sich um *Tychonema spp.* eine Oszillatorienart, die am Tegeler See in Wassermoosbeständen (*Fontinalis antipyretica*) als Aufwuchs höhere Dichten erreicht und sehr starke Toxine bildet. Insbesondere Hunde, die das fischig-faulig riechende Wasser getrunken haben, sind daran gestorben.

Ähnlich wie *Tychonema* entwickeln sich benthische Arten auch bei geringen Nährstoffgehalten. Die benthische Lebensweise bietet im nährstoffärmeren Milieu einen Vorteil, da durch das vorbeiströmende Wasser eine bessere Nährstoffversorgung gegeben ist als bei planktischer Lebensweise, wenn die Cyanobakterien mit dem Wasser verdriftet werden.

Aufgrund der sehr geringen Nährstoffgehalte im Stürmlinger See und der verschlechterten Lichtverhältnisse unter den abschattenden Schwimmkörpern ist nicht mit einem erheblichen Aufkommen benthischer Cyanobakterien zu rechnen. Ganz auszuschließen ist dies aber nicht, so dass die Entwicklung benthischer Cyanobakterien in das Gewässermonitoring aufgenommen werden sollte.

Die Beseitigung des Aufwuchses ist auf mechanische Weise (Wasserstrahl), mittels Licht (UV-Strahlung) oder Ultraschall auch in automatisierter Form relativ einfach umzusetzen.

7.2 Entwicklung von Schwachlicht Arten (*Planktothrix rubescens*)

Während der Beprobung war die Algendichte im Untersuchungsgewässer außerordentlich gering. Toxinbildende Cyanobakterien (Blaualgae) wurden nicht gefunden. Nach Einstellung der Auskiesungstätigkeit und Abnahme der Wassertrübung könnten sich die Lebensbedingungen der Cyanobakterien verbessern. Als limitierender Faktor bleiben allerdings auch dann die geringen Nährstoffgehalte erhalten.

Ein möglicherweise verbessertes Entwicklungspotential der Burgunderblutalge (*Planktothrix rubescens*) ist jedoch nicht auszuschließen. Diese Art kommt in den meisten Voralpenseen und auch in einigen Baggerseen der Oberreineben vor. Sie kann auch in großen Seetiefen unter ungünstigen Lichtverhältnissen Photosynthese betreiben und hat demzufolge gegenüber anderen Arten einen Konkurrenzvorteil. Beispielsweise beeinträchtigt diese

Art im mesotrophen Zürichsee die Trinkwassergewinnung, da sie sich in ca. 40 Meter Wassertiefe einschichtet und in die Trinkwasserfassungen gelangt.

Planktothrix rubescens konnte im Stürmlinger See nicht nachgewiesen werden. Da sich im Rahmen der Vorhabensauswirkungen die Trophielage nicht verändert, ist eine Begünstigung dieser Art auch unter den Solarmodulen nicht zu erwarten. Zwar hat sie als Schwachlichtart unter den Solarmodulen einen Konkurrenzvorteil, allerdings sind die Strömungsverhältnisse im See so stark und die Phosphorlimitierung (Saisonmittel Pgesamt < 10 µg/L) so ausgeprägt, dass eine Erhöhung des Besiedlungspotentials höchst unwahrscheinlich erscheint.

7.3 Beeinflussung des Grundwassers durch Cyanotoxine

Ebenso wie in den beiden Vergleichszuständen sind auch für alle drei Planvarianten einschließlich der intensivierten Solarnutzung nur geringe Phytoplanktonentwicklungen und ein sehr geringen Cyanobakterienaufkommen zu erwarten. Eine Belastung des Grundwassers ist folglich auszuschließen. Da sich Cyanotoxine sehr schnell abbauen und die Fließzeit des seeabstromigen Grundwassers entsprechend gering ist, ergibt sich keine Belastungsfunktion.

Der Abbau von Microcystinen erfolgt innerhalb weniger Tage (<https://toxische-cyanobakterien.de/hintergrundinformation/cyanotoxine/>). Bei Cylindrospermopsin kann der biochemische Abbau deutlich länger dauern. Diese Toxine treten allerdings in Europa sehr selten auf. Auch hier stellt die lange Fließzeit des Grundwassers eine sichere Barrierefunktion dar.

Für weitere Toxine wie Anatoxin, Lyngbiatoxin und Nodularin (primär brackisch) stehen derzeit keine Angaben in Bezug auf die Abbaurate zur Verfügung.

7.4 Belastung des Wassers durch Mikroplastik

Veröffentlichte Untersuchungen zur Belastung von Seen durch Mikroplastik, das aus Schwimmköpern von Solaranlagen freigesetzt wird, gibt es bislang nicht. Eine Angabe zur Stofffreisetzung aus Bojen und Fendern, die am ehesten mit den Schwimmkörpern vergleichbar sind, findet sich bei Bertling et al. (2018). Danach ergibt sich nur eine minimale Belastung durch die entsprechenden Materialien.

In einer für den Schwimmkörperhersteller (Zimmermann PV-Floating) durchgeführten Untersuchung konnte im Rahmen von Abrasionstests keine Mikroplastikfreisetzung festgestellt werden. Die Untersuchungsergebnisse lagen allerdings nur als Power-Point Präsentation vor.

8 Zusammenfassende Darstellung der Vorhabensauswirkungen für den Stürmlinger Baggersee

Mittels Modelluntersuchungen wurde berechnet, inwieweit sich durch die Solarnutzung Beeinträchtigungen der Seewasserbeschaffenheit im Stürmlinger Baggersee ergeben. Dabei wurden in zwei Variantenprüfungen die Auswirkungen in Bezug auf drei Planvarianten und eine weitere, nicht geplante Variante mit intensivierter Solarnutzung untersucht.

Die Tabelle 8.1 zeigt eine zusammenfassende Darstellung der dabei gewonnenen Ergebnisse. Außerdem erfolgt, auch unter Einschluss von Beurteilungsmaßstäben aus der gesichteten Literatur, eine Bewertung, ob und inwieweit maßnahmenverursachte Auswirkungen als erheblich einzustufen sind.

Tabelle 8.1: Zusammenfassende Bewertung vorhabensbedingter Auswirkungen

	Variantenprüfung 1		Variantenprüfung 2			
	Vergleichszustand 1	Planvariante 1	Vergleichszustand 2	Planvariante 2	Planvariante 3	Intensivierte Solarnutzung
Seefläche [ha]	49,3	49,3	49,3	49,3	49,3	49,3
Seevolumen [m ³]	8.600.000	8.600.000	11.940.000	11.940.000	11.940.000	11.940.000
Nutzungsart	in Auskiesung	in Auskiesung	stillgelegt	stillgelegt	stillgelegt	stillgelegt
Seeflächenüberdeckung durch SPV-Anlage % [ha]	0 %	ca. 14 % [6,72 ha]	0 %	ca. 14 % [6,72 ha]	ca. 30 % [15,11 ha]	50 % [25 ha]
Anlagenbedingte Effekte (Modellberechnungen)						
Zirkulationsverhalten	positiv/ zirkuliert	positiv/ zirkuliert	positiv/ zirkuliert	positiv/ zirkuliert	positiv/ zirkuliert	positiv/ zirkuliert
Temperaturhaushalt Epilimnion	positiv	-0,35 °C	positiv	Δ -0,2 °C	Δ -0,45 °C	Δ -1,2 °C
Temperaturhaushalt Hypolimnion	positiv	-0,39 °C	positiv	Δ -0,29 °C	Δ -0,63 °C	Δ -0,97 °C
Sauerstoffhaushalt Epilimnion	positiv	keine Änderung	positiv	Δ -0,12 mg/l O ₂	Δ -0,32 mg/l O ₂	Δ -0,79 mg/l O ₂
Sauerstoffhaushalt Hypolimnion	Defizitär aber kleinvolumig	keine Änderung	positiv	Δ -0,18 mg/l O ₂	Δ -0,4 mg/l O ₂	erheblich Δ -2,41 mg/l O ₂
Phosphorhaushalt	positiv	keine Änderung	positiv	Δ 0,000 mg/l P	Δ 0,000 mg/l P	Δ 0,000 mg/l P
Algen (Chlorophyll-a)	positiv	keine Änderung	positiv	Δ +0,29 Chl-a µg/l	Δ +0,25 Chl-a µg/l	Δ + 0,09 Chl-a µg/l
Cyanobakterien (Chlorophyll-a)	positiv	keine Änderung	positiv	Δ +0,02 Cyano-Chl-a µg/l	Δ +0,06 Cyano-Chl-a µg/l	Δ +0,11 Cyano-Chl-a µg/l
Sichttiefe	Beeinflusst durch Kiesgewinnung	keine Änderung	Positiv (hohe Sichttiefe)	Δ +0,02 m	Δ +0,06 m	Δ +0,11 m
Nitratbelastung	positiv	keine Änderung	positiv	leichte Zunahme der Nitratgehalte		
Seeverdunstung	hoch	Abnahme	hoch	Abnahme	deutliche Abnahme	sehr starke Abnahme

Zusammenfassende Darstellung der Vorhabensauswirkungen

	Variantenprüfung 1		Variantenprüfung 2			
	Vergleichszustand 1	Planvariante 1	Vergleichszustand 2	Planvariante 2	Planvariante 3	Intensivierte Solarnutzung
Anlagenbedingte Effekte (Modell & Literatur)						
Entwicklung benthischer Cyanobakterien als Aufwuchs auf den Schwimmkörpern	unerheblich (Modell & Literatur)	keine Änderung	unerheblich (Modell & Literatur)	keine Änderung	keine Änderung	keine Änderung
Entwicklung von Schwachlicht-Cyanobakterien-Arten (z.B. <i>Planktothrix rubescens</i>) im abgeschatteten Bereich	unerheblich (Modell & Literatur)	keine Änderung	unerheblich (Modell & Literatur)	keine Änderung	keine Änderung	keine Änderung
Darstellung möglicher sekundärer Belastungen z.B. durch Antifouling, Leaching etc.	unerheblich (Literatur)	keine Änderung	unerheblich (Literatur)	keine Änderung	keine Änderung	Keine Literaturangabe für Bedeckung > 30%

Signaturen

Im Vergleichszustand negativ	Keine oder positive, vorhabensbedingte Einflüsse	Relevante vorhabensbedingte Verschlechterung	Unerheblich laut Fachliteratur
------------------------------	--	--	--------------------------------

Nur für den Parameter Sauerstoffhaushalt im Hypolimnion ergeben sich bei einer Überdeckung von 50% der Seefläche erhebliche, vorhabensbedingte Verschlechterungen für das Untersuchungsgewässer.

Für eine Überdeckung der Seefläche von bis zu mindestens 30% sind negative anlagenbedingte Effekte bezüglich der hier untersuchten Parameter auszuschließen. Dies gilt auch verallgemeinernd für vergleichbare Seen mit ähnlichen Kennwerten hinsichtlich der Gewässermorphologie, der Trophielage und Typologie (tiefe grundwasserdominierter Baggersee).

Als Folge der geplanten Nutzung ergeben sich in Bezug auf die mit der Klimaveränderung zu erwartende künftigen Erwärmung positive Effekte, da insbesondere durch die Verschattung eine Verringerung der Wassertemperaturen im See möglich ist. Außerdem gehen die Verdunstungsverluste über die Seeoberfläche zurück, da unter den Überdeckungsbereichen neben dem Rückgang der Sonneneinstrahlung auch die Windgeschwindigkeit abnimmt und gleichzeitig die Luftfeuchte ansteigt.

9 Bewertung der Maßnahmenauswirkungen nach EU-WRRL

Das Untersuchungsgewässer ist mit einer Seeflächenausdehnung von mehr als 50 ha ein EU-WRRL Gewässer. Die Bewertung von EU-WRRL Gewässern erfolgt unter Bezug auf die in Abbildung 9.1 dargestellten Qualitätskomponenten.

Bewertung der Seen nach OGewV

Ökologischer Zustand/ ökologisches Potential von Seen nach § 5 OGewV

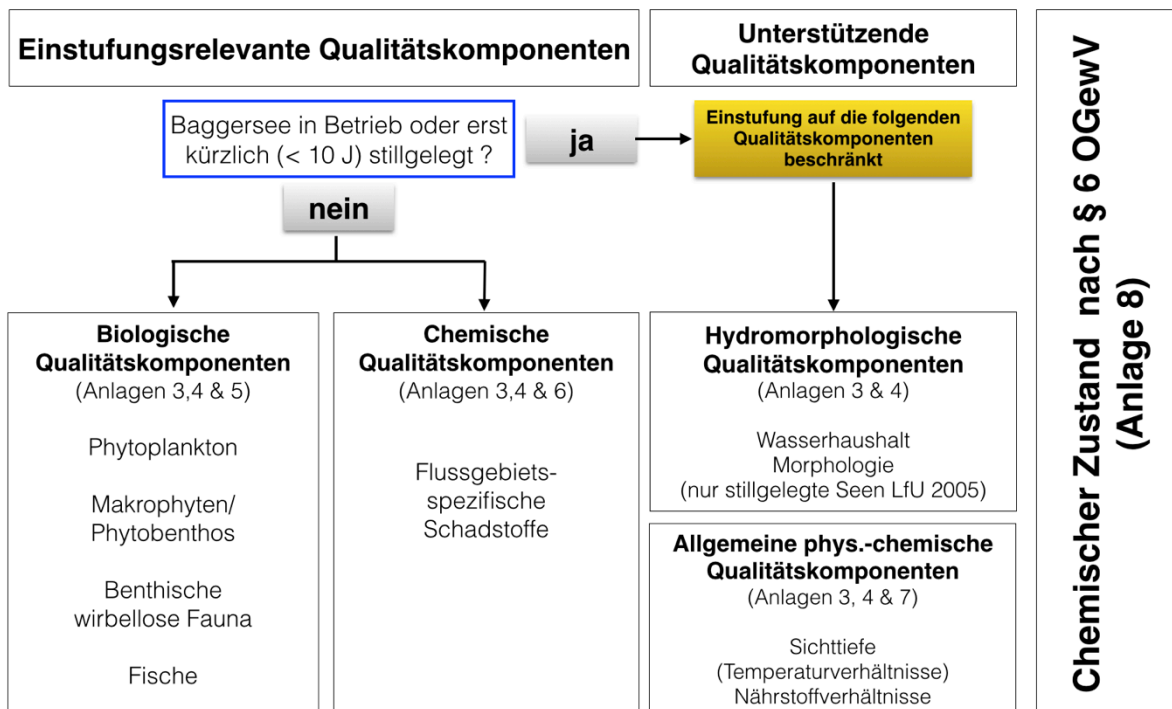


Abbildung 9.1: Schema zur Beurteilung des betriebenen Abgrabungsgewässers nach EU-WRRL

Leider ist die Beurteilung der geplanten Eingriffe mittels der EU-WRRL und der mit ihr beschriebenen Verfahrenstechniken nicht möglich, da keine Methodik zur Verfügung steht, mit der die vorhabensbedingten Effekte nach EU-WRRL- oder OGewV-Vorgaben beurteilt werden könnten. Viele Qualitätskomponenten lassen sich erst ca. 10 Jahre nach Beendigung der Auskiesung bewerten. Aus diesem Grunde müssen die Effekte auf die biologischen Qualitätskomponenten, aus den allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten abgeleitet werden.

9.1 Bewertung des Untersuchungsgewässers entsprechend dem Kiesleitfaden (LfU 2004) und dem Methodenhandbuch (LfU 2005)

Die Bewertung nach Kiesleitfaden (LfU 2004) oder Methodenhandbuch (LfU 2005) basiert auf den folgenden Parametern und Orientierungsgrößen, die bereits in Kapitel 3.1 dargestellt wurden, hier aber noch einmal angeführt werden, um den Zusammenhang zu wahren.

Tabelle 9.1: Qualitätskomponenten nach LfU (2004) und LfU (2005)

	gesamt Phosphor (Frühjahr / Zirkulationsphase)	Chl-a (Sommer / Stagnationsphase)	O₂-Verhältnisse* (Sommer / Stagnationsphase)
mesotroph = Referenzzustand	15 – 45 µg/l	4 – 12 µg/l	10 – 30 %
eutroph	45 -150 µg/l	12-35 µg/l	30-50 %
polytroph	> 150 µg/l	35-103 µg/l	> 50 %

* Mächtigkeit der sauerstoffarmen Wasserschicht (< 2 mg / l) über dem Seeboden im Verhältnis zur Gesamttiefe

Bezogen auf diese Parameter werden für Baggerseen bei einer Punkteinstufung nach dem folgenden Schema ø 70 Punkte gefordert:

- Zustand entspricht trophischem Referenzzustand: 100 Punkte
- Zustand weicht um eine Bewertungsstufe ab: 80 Punkte
- Zustand weicht um zwei Bewertungsstufen ab: 50 Punkte
- Zustand weicht um mehr als zwei Stufen ab: 0 Punkte

Der Referenzwert von 70 Punkten errechnet sich als Mittelwert aus allen drei Qualitätskomponenten. Als trophischer Referenzzustand für das Untersuchungsgewässer gilt der mesotrophe Status.

Das in der Tabelle 9.2 dargestellte Ergebnis zeigt, dass der See für sämtliche Qualitätskomponenten in allen untersuchten Varianten einen leitbildkonformen Zustand erreicht.

Abweichungen ergeben sich lediglich vorübergehend in einzelnen Jahren für den Sauerstoffhaushalt im Hypolimnion unter den derzeitigen morphologischen Bedingungen (Vergleichszustand 1 und Planvariante 1).

Mit Erreichen des Genehmigungszustandes und der damit einhergehenden Ausnivellierung des Tiefenbereichs entfallen einzelne Untiefen oder Abgrabungstrichter, in denen sich Sauerstoffminima ausbilden konnten, so dass im Vergleichszustand, in den Planvarianten 2 und 3 sowie für eine intensivierete Solarnutzung dem Referenzzustand entsprochen wird.

Tabelle 9.2: Bewertung der allgemeinen chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten nach LfU (2004) und LfU (2005)

Modell-jahre	Vergleichszustand 1				Planvariante 1				Vergleichszustand 2				Planvariante 2				Planvariante 3				Intensiv. Solarnutzung			
	gesamt P	Chl-a	O ₂ -Gehalt*	Bewertung	gesamt P	Chl-a	O ₂ -Gehalt*	Bewertung	gesamt P	Chl-a	O ₂ -Gehalt*	Bewertung	gesamt P	Chl-a	O ₂ -Gehalt*	Bewertung	gesamt P	Chl-a	O ₂ -Gehalt*	Bewertung	gesamt P	Chl-a	O ₂ -Gehalt*	Bewertung
	[mg/L]	[µg/L]	[mg/L]	[Punkte]	[mg/L]	[µg/L]	[mg/L]	[Punkte]	[mg/L]	[µg/L]	[mg/L]	[Punkte]	[mg/L]	[µg/L]	[mg/L]	[Punkte]	[mg/L]	[µg/L]	[mg/L]	[Punkte]	[mg/L]	[µg/L]	[mg/L]	[Punkte]
2009	0,006	2,7	< 2	80	0,006	2,7	< 2	80	0,007	1,6	> 2	100	0,007	2,4	> 2	100	0,007	2,3	> 2	100	0,007	1,6	> 2	100
2010	0,005	1,8	< 2	80	0,005	1,8	< 2	80	0,008	1,0	> 2	100	0,008	1,1	> 2	100	0,008	1,1	> 2	100	0,009	1,1	> 2	100
2011	0,004	1,8	< 2	80	0,004	1,7	< 2	80	0,007	1,0	> 2	100	0,007	1,2	> 2	100	0,008	1,1	> 2	100	0,009	1,1	> 2	100
2012	0,004	1,6	< 2	80	0,005	1,2	< 2	80	0,007	0,9	> 2	100	0,007	1,2	> 2	100	0,008	1,3	> 2	100	0,008	1,1	> 2	100
2013	0,005	1,5	> 2	100	0,005	1,3	> 2	100	0,008	0,9	> 2	100	0,009	1,3	> 2	100	0,009	1,3	> 2	100	0,009	1,3	> 2	100
2014	0,004	1,8	< 2	80	0,005	1,8	< 2	80	0,008	1,2	> 2	100	0,009	1,6	> 2	100	0,008	1,5	> 2	100	0,008	1,2	> 2	100
2015	0,004	1,7	< 2	80	0,004	1,8	< 2	80	0,009	1,2	> 2	100	0,009	1,3	> 2	100	0,010	1,4	> 2	100	0,009	1,3	> 2	100
2016	0,005	1,6	< 2	80	0,005	1,7	< 2	80	0,008	1,0	> 2	100	0,009	1,7	> 2	100	0,009	1,9	> 2	100	0,008	1,4	> 2	100
2017	0,005	1,7	< 2	80	0,005	1,9	< 2	80	0,008	1,0	> 2	100	0,008	1,3	> 2	100	0,008	1,3	> 2	100	0,008	1,3	> 2	100
2018	0,006	1,9	> 2	100	0,006	1,8	> 2	100	0,008	1,0	> 2	100	0,009	1,3	> 2	100	0,008	1,2	> 2	100	0,008	1,2	> 2	100
2019	0,006	1,8	< 2	80	0,005	1,8	< 2	80	0,008	1,1	> 2	100	0,008	1,3	> 2	100	0,008	1,1	> 2	100	0,008	1,0	> 2	100
2020	0,006	1,9	< 2	80	0,006	1,8	< 2	80	0,008	1,2	> 2	100	0,008	1,4	> 2	100	0,008	1,3	> 2	100	0,007	1,1	> 2	100
2021	0,006	1,8	> 2	100	0,006	1,7	> 2	100	0,009	1,9	> 2	100	0,009	1,7	> 2	100	0,009	1,4	> 2	100	0,009	1,3	> 2	100
2022	0,006	1,8	< 2	80	0,006	1,7	< 2	80	0,007	1,1	> 2	100	0,007	1,3	> 2	100	0,008	1,3	> 2	100	0,008	1,2	> 2	100
TRY 2015 ø	0,006	1,7	> 2	100	0,006	1,8	> 2	100	0,010	1,6	> 2	100	0,011	2,4	> 2	100	0,010	1,8	> 2	100	0,009	1,2	> 2	100
TRY 2045 ø	0,005	1,7	< 2	80	0,005	1,7	< 2	80	0,009	1,4	> 2	100	0,009	2,1	> 2	100	0,009	2,6	> 2	100	0,009	1,5	> 2	100
TRY 2045 MAX	0,005	1,7	< 2	80	0,005	1,6	< 2	80	0,007	1,0	> 2	100	0,007	1,3	> 2	100	0,008	1,6	> 2	100	0,008	1,2	> 2	100
TRY 2045 ø	0,005	1,7	< 2	80	0,005	1,6	< 2	80	0,009	1,3	> 2	100	0,009	1,8	> 2	100	0,010	2,2	> 2	100	0,009	1,7	> 2	100
TRY 2045 ø	0,005	1,7	< 2	80	0,005	1,7	< 2	80	0,008	1,3	> 2	100	0,009	1,8	> 2	100	0,010	2,0	> 2	100	0,009	1,8	> 2	100
Mittelwert	0,005	1,8		84	0,005	1,7		84	0,008	1,2		100	0,008	1,6		100	0,009	1,6		100	0,008	1,3		100
Orientierungswert	<0,045	< 12	≥ 2	70	<0,045	< 12	≥ 2	70	<0,045	< 12	≥ 2	70	<0,045	< 12	≥ 2	70	<0,045	< 12	≥ 2	70	<0,045	< 12	≥ 2	70
	sehr guter Zustand/ Potential								guter, leitbildkonformer Zustand/ Potential															

* Mächtigkeit der sauerstoffarmen Wasserschicht (< 2 mg / l) über dem Seeboden im Verhältnis zur Maximaltiefe

9.2 Bewertung des Untersuchungsgewässers entsprechend den Qualitätsmerkmalen der OGewV (2016)

Die auf der Grundlage der OGewV (2016) abgeleiteten Qualitätsmerkmale wurden bereits im Kapitel 3.2 thematisiert und werden in diesem Zusammenhang nochmals in der Tabelle 9.3 dargestellt. Vorzugsweise ist der Seetyp 13 (Geschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) als Referenzgewässer zugrunde zu legen, da Baggerseen in der Rheinebene ohne Fließgewässeranbindung eher einem See in der norddeutschen Tiefebene als im Mittelgebirgsbereich ähneln.

Tabelle 9.3: Qualitätskomponenten nach OGewV (2016)

Seetyp	Maximaler Trophiestatus	P-gesamt Saisonmittel [$\mu\text{g/l}$]	Sichttiefe Saisonmittel [m]
		Grenzbereich gut/mäßig	
13 k	mesotroph 1 (1,75)	20-35	3,5- 2,5

Hinsichtlich dieser Kriterien weist das Untersuchungsgewässer in Abhängigkeit vom Betriebsstatus (in Auskiesung / Auskiesung eingestellt) deutliche Unterschiede auf (vgl. Tabelle 9.4). Bei der den Varianten mit Auskiesungstätigkeit (Variantenprüfung 1):

- Vergleichszustand 1 ohne Solarnutzung
- Planvariante 1 mit Solarnutzung (SPV-Anlage 14%)

beeinflusst die Auskiesungstätigkeit durch Freisetzung mineralischer Trübstoffe aus Schluffen und Tonen die Sichttiefe des Gewässers. Dadurch erhält der See nutzungsbedingt eine schlechtere Einstufung. Diese stellt aber nur eine zeitweilige, durch die Auskiesung verursachte Beeinträchtigung dar, die nach Beendigung der Auskiesung verschwindet und nicht in Zusammenhang mit Beeinträchtigungen durch Algenmassenentwicklungen steht. Aus diesem Grunde kann dieses Merkmal während der Auskiesung zur eingeschränkt zur Gewässerbewertung herangezogen werden.

Bei den Varianten ohne Auskiesungstätigkeit (Variantenprüfung 2):

- Vergleichszustand 2 ohne Solarnutzung
- Planvariante 2 mit Solarnutzung durch SPV-Anlage und 14% Seeflächenüberdeckung
- Planvariante 3 mit Solarnutzung durch SPV-Anlage und 30% Seeflächenüberdeckung
- intensivierte Solarnutzung durch SPV-Anlage und 50% Seeflächenüberdeckung

erfolgt keine Verminderung der Wassertransparenz durch die Kiesgewinnung. Entsprechend günstiger fällt die Bewertung aus, zumal die Solarnutzung keine Verminderung der Sichttiefe verursacht.

Tabelle 9.4: Bewertung der allgemeinen chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten nach OGewV (2016)

Modelljahr	Vergleichszustand 1		Planvariante 1		Vergleichszustand 2		Planvariante 2		Planvariante 3		Intensiv. Solarnutzung	
	gesamt P	Sichttiefe*	gesamt P	Sichttiefe*	gesamt P	Sichttiefe	gesamt P	Sichttiefe	gesamt P	Sichttiefe	gesamt P	Sichttiefe
	mg/L	m	mg/L	m	mg/L	m	mg/L	m	mg/L	m	mg/L	m
2009	0,005	2,3	0,005	2,2	0,005	4,0	0,006	4,0	0,006	4,0	0,006	4,1
2010	0,004	2,3	0,004	2,3	0,006	4,2	0,006	4,2	0,007	4,3	0,006	4,3
2011	0,004	2,3	0,004	2,3	0,006	4,2	0,006	4,2	0,006	4,3	0,006	4,3
2012	0,004	2,3	0,004	2,3	0,006	4,2	0,006	4,2	0,006	4,2	0,006	4,3
2013	0,004	2,3	0,005	2,3	0,007	4,2	0,007	4,2	0,007	4,3	0,007	4,3
2014	0,004	2,3	0,004	2,3	0,007	4,1	0,007	4,1	0,006	4,2	0,006	4,3
2015	0,004	2,3	0,004	2,3	0,007	4,2	0,007	4,2	0,007	4,2	0,007	4,3
2016	0,004	1,6	0,005	1,6	0,006	4,1	0,007	4,1	0,007	4,1	0,007	4,2
2017	0,005	1,6	0,005	1,6	0,006	4,2	0,006	4,2	0,006	4,2	0,007	4,3
2018	0,005	1,6	0,005	1,7	0,006	4,2	0,007	4,2	0,006	4,3	0,006	4,3
2019	0,005	1,6	0,005	1,6	0,006	4,2	0,006	4,2	0,006	4,3	0,006	4,3
2020	0,006	1,6	0,005	1,6	0,007	4,1	0,007	4,2	0,006	4,2	0,006	4,3
2021	0,006	1,6	0,006	1,6	0,008	4,0	0,007	4,1	0,007	4,2	0,007	4,3
2022	0,005	1,6	0,005	1,6	0,007	4,2	0,006	4,2	0,006	4,2	0,007	4,3
TRY 2015 ø	0,006	1,9	0,006	1,9	0,009	3,9	0,011	3,8	0,009	4,0	0,007	4,3
TRY 2045 ø	0,005	2,0	0,005	1,9	0,007	3,9	0,008	4,0	0,007	4,0	0,007	4,2
TRY 2045 MAX	0,004	2,0	0,004	2,0	0,005	4,2	0,006	4,2	0,006	4,2	0,006	4,3
TRY 2045 ø	0,005	2,0	0,005	2,0	0,008	4,0	0,008	4,0	0,008	4,0	0,007	4,2
TRY 2045 ø	0,005	2,0	0,005	2,0	0,007	4,0	0,007	4,0	0,008	4,0	0,007	4,1
Mittelwert	0,005	2,0	0,005	2,0	0,007	4,1	0,007	4,1	0,007	4,2	0,007	4,2
Orientierungswerte der OGewV für die Seetypen 7 und 13k												
Seetyp 13	≤ 0,035	> 2,5	≤ 0,035	> 2,5	≤ 0,035	> 2,5	≤ 0,035	> 2,5	≤ 0,035	> 2,5	≤ 0,035	> 2,5
		sehr guter Zustand/ Potential										

* Die Qualitätskomponente Sichttiefe ist bei Gewässern in Auskiesung nur eingeschränkt nutzbar, da diese nicht ein Eutrophierungsmerkmal darstellt, sondern primär von der Freisetzung mineralischer Trübstoffe im Rahmen der Rohstoffgewinnung beeinflusst wird.

9.3 Zusammenfassende Bewertung der Maßnahmenauswirkungen für die einzelnen Qualitätskomponenten

Tabelle 9.5: Beurteilung der Maßnahmenauswirkungen nach EU-WRRL

Gegenstand	Beurteilung
Biologische Qualitätskomponenten	Aufgrund der geringen Vorhabensauswirkungen für die im Modell berechneten allgemeinen phys.-chemischen Qualitätskomponenten ist ebenfalls mit geringen Beeinflussungen der biologischen Qualitätskomponenten zu rechnen. Dies betrifft insbesondere das Phyto- und Zooplankton sowie die Zusammensetzung des Makrozoobenthos.
Chemische Qualitätskomponenten	<p>In der Anlage werden für die Schwimmkörper Kunststoffe aus High-Density Polyethylen (HDPE/ PE-HD) benutzt. Diese gelten als lebensmittelecht und werden auch bei der Trinkwassergewinnung/Aufbereitung eingesetzt. Sie gelten als unbedenklich. Insofern lassen sich hieraus keine Belastungen ableiten.</p> <p>Bei den Metallgestellen kommen unterschiedliche Legierungen in Frage. Der Hersteller (BaYWa r.e.) geht für die gesamte Anlage von einer Freisetzung je ha Anlage von ca. 1,5 kg/J*ha Zink aus. Die OGeWV gibt als Zinkkonzentration im Sediment einen Wert von 800 mg/kg an, der nicht überschritten werden soll. Die „Verwaltungsvorschrift des Landes Ba-Wü zum Bodenschutz* geht bei Schluff und Ton von einer Hintergrundbelastung (Z0) von 150 mg/kg TS aus, die nicht überschritten werden sollten. Geht man von einer Seefläche 49 ha aus und einem Betrieb der Anlage von 30 Jahren, dann ist mit einer mittleren autochthonen Sedimentbildungsrate von 10 bis 20 cm zu rechnen (vgl. BOOS 1998). Die Sedimentbildungsrate aus Feinmaterialablagerungen der Kieswäsche und damit der diesbezügliche Verdünnungseffekt in Auskiesung ist deutlich höher, soll aber hier nicht berücksichtigt werden.</p> <p>In dieser aus natürlichen Seebildungsprozessen gebildeten Sedimentauflage mischt sich das eluierte Zink bei. Bei 49 ha oder 490.000 m² Seefläche und einer Sedimentmächtigkeit aus Neubildung von 0,15 m ergibt sich bei einer Lagerungsdichte von 1,3 t/m³ eine Menge von 95.500 t, die sich über 30 Jahre gebildet hat. Nach Umrechnung der Einheiten bildet sich damit eine mittlere Sedimentkonzentration von 3,3 mg/kg TS Zink für die Planvariante 1 und 2 aus. Bei einer größeren Flächenbelegung (Planvariante 3) vergrößert sich der Wert entsprechend auf 7,3 mg/kg TS (Planvariante 3) bzw. 12,1 mg/kg TS (intensivierte Solarnutzung). Folglich entsteht bei keiner der Varianten eine Belastung des Sediments durch Zinkfreisetzung, wenn man diese Werte zur maximalen Hintergrundbelastung von 150 mg/kg TS in Beziehung setzt. Für die Planvariante 1 bestehen aufgrund der um ein vielfaches höheren Sedimentbildungsrate durch auskiesungsbedingte Feinmaterialumlagerung noch ein deutlich höheres Verdünnungspotential und damit erheblich geringere Konzentrationswerte.</p>

Bewertung der Maßnahmenauswirkungen nach EU-WRRL

<p>Hydromorphologische Qualitätskomponenten</p>	<p>Die Uferform nimmt eine maßgebliche Rolle bei der hydromorphologischen Bewertung von Untersuchungsgewässern ein. Verschattungseffekte, welche zu einer Beeinträchtigung der Unterwasservegetation führen können, sind auf Tiefenbereiche beschränkt, die ca. der 2,5-fachen Sichttiefe entsprechen. Bei einer für die Planvarianten 2, 3 und die intensivierete Solarnutzung prognostizierten Sichttiefe von 4,2 m (Saisonmittel) entspricht dies einem Tiefenbereich von 11 Metern Wassertiefe, der noch der trophogenen (durchlichteten) Zone zuzuordnen ist und Wasserpflanzenbestände (Makrophyten) aufweisen kann.</p> <p>Bei einer Uferneigung von 1:2,5 wird ab einer Uferentfernung von ca. 30 Metern eine Wassertiefe von mehr als 12 Metern erreicht, so dass sich ab einer Unterentfernung von 30 Metern keine Beschattungseffekte mehr auswirken können.</p> <p>Für die Planvariante 1 mit noch bestehender Auskiesungstätigkeit fallen die Sichttiefenwerte deutlich geringer aus. Dieser Zustand sollte aber wegen der betriebsbedingten Verschlechterung der Sichttiefe nicht zur Bewertung dieser Qualitätskomponente herangezogen werden.</p> <p>Im Rahmen des Vorhabens ist eine Mindestentfernung der Anlage vom Ufer von 40 m vorgesehen, so dass diesbezügliche vorhabenbedingte Effekte auf die Uferbereiche auszuschließen sind.</p>
<p>Allgemeine chemisch-physikalische Qualitätskomponenten</p>	<p>Aufgrund der geringen Vorhabensauswirkungen in Bezug auf die im Modell ermittelten allgemeinen phys.-chemischen Qualitätskomponenten ergeben sich bezüglich dieser Parameter keine negativen Veränderungen der Wasserbeschaffenheit. Dies gilt insbesondere für den Temperatur-, Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt sowie die Algenentwicklung. Diese Sachverhalte wurden in den Kapiteln 9.1 und Kapitel 9.2) diskutiert.</p>

*Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums für die Verwertung von als Abfall eingestuftem Bodenmaterial vom 14. März 2007 / Gültigkeit verlängert bis zum Inkrafttreten der Änderung zur Bundesbodenschutzverordnung, längstens bis 31. Dezember 2019 (GABl. Nr. 13, S. 998)

10 Zusammenfassung

Auf dem Baggersee der Wilhelm Stürmlinger & Söhne GmbH & Co. KG in Durmersheim (Stürmlinger Baggersee) ist die Installation einer schwimmenden Photovoltaik (SPV)-Anlage geplant. Der vorliegende Bericht erarbeitet die erforderlichen limnologischen und gewässerökologischen Unterlagen für die Genehmigungsprüfung zu Erstellung und Betrieb dieser Anlage unter Bezug auf insgesamt vier Varianten sowohl für die Bedingungen des Istzustandes mit Kiesgewinnung als auch für den Zeitraum nach Abschluss der Auskiesung (im Folgenden: Genehmigungszustand), wenn sich das Seevolumen von 8.600.000 auf 11.940.000 m³ erhöht haben wird. Die Seesohle wird im Genehmigungszustand um 1 m auf 77 m NHN vertieft, die Flächenausdehnung weiterhin bei 49,3 ha verbleiben.

Neben den drei Planvarianten wurde ebenfalls dargelegt, wie sich eine weiter intensivierte Solarnutzung, für die allerdings keine konkrete Planung besteht, auf den Gütezustand auswirken würde. Die Kennwerte für die vier untersuchten Varianten sind in der folgenden Übersicht dargestellt:

	Kiesgewinnung	Seesohle [m NHN]	Volumen [m ³]	Seefläche [ha]	Ausdehnung PV-Anlage [ha]	Seeüberdeckung [%]
Planvariante 1 (Anlagenbemessung klein)	ja	78	8.600.000	49,3	6,72	14%
Planvariante 2 (Anlagenbemessung klein)	nein	77	11.940.000	49,3	6,72	14%
Planvariante 3 (Anlagenbemessung groß)	nein	77	11.940.000	49,3	15,11	30%
intensivierte Solarnutzung	nein	77	11.940.000	49,3	25	50%

Zur Bewertung des aktuellen Gewässerzustandes und der maßnahmenbedingten Auswirkungen für die Gewässergüte wurde auf die Angaben des Kiesleitfadens (LfU 2004) bzw. des diesbezüglich weitgehend deckungsgleichen Methodenhandbuchs (LfU 2005) sowie der OGeV (2016) zurückgegriffen. Als Orientierungswerte dienten die Kenngrößen für einen mesotrophen Status. Die Beurteilung der Cyanobakterien Problematik beruht auf den Empfehlungswerten des UBA (2015).

Der Wasserhaushalt des Sees wird durch das aus west-nordwestlicher Richtung mit einem mittleren Gefälle von 0,8 ‰ zuströmende Grundwasser bestimmt. Die Grundwasserverweilzeit im See beträgt 4,71 Jahre im Istzustand und 5,54 Jahre im Genehmigungszustand.

Temperaturhaushalt und Gewässerschichtung zeigen gegenwärtig das typische Bild tiefer Baggerseen während der Auskiesung. In den Sommermonaten bildet sich eine durch die Kiesentnahme abgeschwächte thermische Schichtung aus. Im Winter zirkuliert der See vollständig. Das Seewasser ist auch in den Stagnationsphasen ausreichend mit Sauerstoff versorgt. Der Orientierungswert für einen mesotrophen Status (maximale Ausdehnung der sauerstoffarmen Schicht 10-30 % der Gewässertiefe) wird in den Stagnationsphasen stets erreicht. Während der Zirkulationsphasen bestehen hohe Sauerstoffgehalte bis zum Gewässergrund. Die elektrische Leitfähigkeit als Indikator für die Menge der im Wasser gelösten Ionen erreicht mittlere, für die geogene Grundbelastung des Naturraums typische Werte. Die Messwerte Sulfat, Chlorid, Hydrogencarbonat, Calcium, Magnesium, Silicium, Kalium und Natrium verweisen weder im Hinblick auf die absoluten Konzentrationen noch bezüg-

lich des tiefendifferenzierten Verteilungsmusters auf Gütedefizite im Untersuchungsgewässer.

Die derzeitige Nährstoffbelastung des Sees ist als sehr gering zu bezeichnen und indiziert einen nährstoffarmen Zustand zumindest im mesotrophen, meist aber sogar im oligotrophen Bereich. Auch die Stickstoffkonzentrationen im Seewasser sind niedrig. Gleiches gilt für die Gehalte des organischen Kohlenstoffs und die Chlorophyll-a Werte als Kenngrößen zur Darstellung der Algenentwicklung. Die Sichttiefenwerte werden derzeit noch durch den vom Baggerbetrieb verursachten Eintrag mineralischer Trübung, nicht aber durch Algen-trübe vermindert und können daher nicht als Trophieindikator dienen. Auch die Biomasseanteile und Nährstoffgehalte im Sediment entsprachen einem sehr niedrigen Belastungsniveau.

Bei der Erfassung des Makrozoobenthos am 29.4.22 wurden an 6 Probestellen insgesamt ca. 20.000 Makrozoobenthosorganismen nachgewiesen, die 69 Arten oder höheren taxonomische Einheiten angehören. Auf dieser Basis ist das Gewässer in die Bewertungsklassmäßig einzustufen. Die z. T. intensive Nutzung der Ufer, die wenig ausgeprägten Flachuferbereiche und die Baggertätigkeit verhindern eine bessere Einstufung. Das Besiedlungsbild des Phytoplanktons zeigte ein sehr geringes Aufkommen, das den oligotrophen Zustand des Sees bestätigt. Cyanobakterien traten nur ganz vereinzelt auf, darunter keine Toxinbildner.

Durch die Installation einer SPV-Anlage auf Seen ist mit Veränderungen zahlreicher Faktoren zu rechnen, die in drei Faktorenkomplexe gegliedert werden können. Unmittelbare und auch die stärksten Beeinflussungen ergeben sich durch Veränderungen der meteorologischen Wirkgrößen (= Faktorenkomplex 1): Globalstrahlung (Abschwächung durch SPV-Anlage), langwellige Rückstrahlung (Verstärkung), Windgeschwindigkeit (Abschwächung), Lufttemperatur (Verstärkung) und Dampfdruck (Verstärkung). Einzelne Einflussfaktoren können die Auswirkungen anderer Einflussfaktoren abschwächen. So wird z.B. die Verringerung der Zirkulationsintensität infolge der stärkeren Windabschattung teilweise (oder auch ganz) durch den verminderten Wärmeeintrag (Globalstrahlung) und die damit verbundene Abnahme der Schichtungsstabilität kompensiert. Weitere maßnahmenverursachte Beeinflussungen der Wasserqualität können durch Freisetzung von Stoffen aus den Schwimmkörpern und den Solarmodulen, Antifouling oder Eintrag von Mikroplastik entstehen (Faktorenkomplex 2). Durch mittelbare bau-, anlagen- und betriebsbedingte Effekte sind Auswirkungen auf die Seewasserbeschaffenheit, das Besiedlungsbild und ggf. die Lebensraumtypen möglich (Faktorenkomplex 3). Dazu gehören unter anderem Veränderung des Sauerstoffaustauschs zwischen Seeroberfläche und Wasserkörper durch die Überdeckung, Beeinträchtigungen der Sediment- und Besiedlungsstruktur durch Verankerungssysteme (Schwoikreise) oder auch eine Beeinflussung der Emergenz von Insektenlarven (Chironomiden).

In Abhängigkeit von der jeweiligen morphologischen Ausgestaltung, der hydraulischen Anbindung oder dem Betriebsstatus der Baggerseen entstehen unterschiedlich starke Auswirkungen durch die Installation von SPV-Anlagen. Die höchste Empfindlichkeit ist bei flachen, grundwasserdominierten Seen ohne Auskiesungstätigkeit zu erwarten. Eine sehr geringe Empfindlichkeit weisen hingegen betriebene, grundwasserangebundene Baggerseen mit einer Wassertiefe von deutlich mehr als 10 m und ohne Fließgewässerzufluss auf, wie sie dem Typus des Untersuchungsgewässers entsprechen.

Bei der allgemeinen Darstellung und Quantifizierung maßnahmenverursachter Effekte im Rahmen einer Literaturlauswertung wurde die gesichtete Literatur in drei Kategorien gefasst:

1. Empirische Studien an bestehenden Gewässern mit Messungen der von SPV-Anlagen ausgehenden Effekte.
2. Modellstudien zu den erwartbaren Auswirkungen von SPV-Anlagen auf der Grundlage mathematischer Verfahren.
3. Eine Kombination von empirischen Erhebungen und Modellberechnungen (im Folgenden: Kombinationsstudien), die eine Modell-Kalibrierung ermöglichen, um mittels des validierten Modells übertragbare Aussagen für unterschiedliche Seen mit verschiedenen Nutzungsintensitäten (Ausbaustufen) machen zu können.

Voruntersuchungen zur Wasserbeschaffenheit und ein begleitendes Monitoring zu vorhabenbedingten Einflüssen von SPV-Anlagen auf die Seewasserqualität sind derzeit noch eher die Ausnahme. Die im Folgenden zusammengefassten Angaben zu möglichen Erheblichkeitsschwellen werden häufig durch die zufällig gewählte Flächenausdehnung des jeweiligen Vorhabens bestimmt.

Aus der gesichteten Literatur können Erheblichkeitsschwellen in Bezug auf die Nutzung von SPV-Anlagen in Baggerseen für einen Überdeckungsgrad zwischen 25-40 % abgeleitet werden. Erhebliche Auswirkungen für das Zirkulationsverhalten und den Temperaturhaushalt können ab einem Überdeckungsgrad von 25 % der Seefläche auftreten. Beeinträchtigungen des Sauerstoffhaushaltes und Belastungen durch Stofffreisetzung aus den Solarmodulen wurden bis zu Überdeckungsgraden von 30 % nicht ermittelt. Veränderungen des Nährstoffhaushaltes und des Entwicklungspotentials von Algen und Cyanobakterien sind erst bei einer Überdeckung von mehr als 40% zu erwarten.

Numerische Angaben zur Veränderung der meteorologischen Wirkgrößen unter den Solarpaneelen bewegen sich in Bezug auf die Globalstrahlung zwischen -73 und -97 %. Für den anlagenbedingten Rückgang der Windgeschwindigkeit findet sich Angaben zwischen -23 und -100 %. Generell ist davon auszugehen, dass die Temperatur des Seewassers infolge der verminderten Globalstrahlung abnimmt, während die Veränderung der langwelligen Strahlung, der Windgeschwindigkeit und des Dampfdrucks unter den Solarpaneelen eine Zunahme der Wassertemperatur bewirken. Für das Zirkulationsverhalten gilt entsprechend, dass der verminderte Wärmeeintrag durch die reduzierte Globalstrahlung die Schichtungsstabilität vermindert und das Zirkulationsverhalten intensiviert, im Gegenzug aber die maßnahmenbedingten Veränderungen der drei andern Wirkgrößen die Schichtungsstabilität wiederum erhöhen und die Zirkulation des Wasserkörpers abschwächen.

Zur Darstellung der maßnahmenverursachten Auswirkungen auf die Wasserqualität des Stürmlinger Baggersees wurde eine Prognose der Qualitätsparameter Temperaturhaushalt und Zirkulationsverhalten, Sauerstoffhaushalt, Phosphor, Algenentwicklung, Cyanobakterienaufkommen, Sichttiefe, Nitratabbau im See sowie Seeverdunstung und Wasserhaushalt für einen für das Planvorhaben repräsentativen Betrachtungszeitraum durchgeführt. Die Modellsimulation des Temperaturhaushaltes und Zirkulationsverhaltens erfolgte mit dem 1-D hydrodynamischen Modell DYRESM (Dynamic Reservoir Simulation Model), das für die Prognose der Wasserqualität mit dem Programm CAEDYM gekoppelt wurde. Die Grundlage für den Antrieb des Modells bildeten die meteorologischen Daten des Klimareferenzzeitraums einschließlich der durch Überdeckung mit Solarpaneelen entstehende Veränderung der meteorologischen Wirkgrößen, die hydraulischen Kennwert des Untersu-

chungsgewässers, die externen Stoffeinträge in den See durch den Grundwasserzufluss, die Sauerstoffzehrung des Seesediments und die Auswirkungen des Auskiesungsbetriebs.

Der Klimareferenzzeitraum umfasste einen historischen Referenzzeitraum auf Basis von Daten der DWD-Messstelle Rheinstetten mit den Klimareferenzwerten der Jahre 2009 bis 2022 und einen Zukunftsreferenzzeitraum, der die mit der Klimaveränderung einhergehende Erwärmung berücksichtigt und auf den Test-Referenz-Jahren (TRY) 2015 und 2045 des DWD fußt. Damit ist eine Übertragbarkeit der Daten auch auf einen längeren Zeitraum, zum Beispiel den der Anlagelaufzeit (30 Jahre) möglich. Zumal die Zukunftsreferenzdaten des Jahres TRY 2045 sich auf die Zeitspanne 2030-2060 beziehen.

Die Auswirkungen der SPV-Anlage wurden für die oben beschriebenen drei Planvarianten und die zusätzliche Variante mit einer intensiveren Solarnutzung unter Bezug auf Modellierungen der Güteentwicklung des Sees für zwei Vergleichszustände ohne Solarnutzung ermittelt:

- Vergleichszustand 1: Morphologische Kennwerte wie im Istzustand bei laufender Auskiesung (entspricht Planvariante 1)
- Vergleichszustand 2: Morphologische Kennwerte wie im Genehmigungszustand nach abgeschlossener Auskiesung (entspricht Planvarianten 2 und 3 sowie der Optionsvariante mit intensiverer Solarnutzung)

Die beiden Vergleichszustände simulieren die Entwicklung des Baggersees im Verlauf eines repräsentativen Prognosezeitraums ohne Solarnutzung und dienen zur Erstellung von Bezugsgrößen für die Ermittlung der vorhabensverursachten Auswirkungen auf den Gewässerzustand. Demnach ergeben sich durch die Zuordnung der beiden Vergleichszustände und der jeweils zugehörigen Varianten zwei Variantenprüfungen:

- Variantenprüfung 1: Veränderungen durch die Umsetzung der Planvariante 1 in Bezug auf den Vergleichszustand 1
- Variantenprüfung 2: Veränderungen durch die Umsetzung der Planvarianten 2 und 3 sowie der Variante mit intensiverer Solarnutzung in Bezug auf den Vergleichszustand 2

Zusammenfassend konnte festgestellt werden, dass für eine Überdeckung des Untersuchungsgewässers mit Solarpaneelen von bis zu 30 % der Seefläche negative anlagenbedingte Effekte bezüglich der hier untersuchten Parameter auszuschließen sind. Auch bei einer intensiveren Solarnutzung mit 50 % Seeüberdeckung ergaben sich vorhabensbedingte Verschlechterungen lediglich für den Sauerstoffhaushalt im Hypolimnion, der in den übrigen Varianten keine Beeinträchtigungen erfährt.

Eine vollständige Zirkulation ist bei allen untersuchten Überdeckungsgraden auch nach dem Ende der Auskiesung stets gegeben. Die geringe Nährstoffbelastung des Sees und der niedrige Trophiestatus bleiben ebenfalls erhalten. Mit einem güterelevanten Anstieg des Besiedlungspotentials für Algen und Cyanobakterien ist nicht zu rechnen. Die Sichttiefe wird in allen Varianten wesentlich vom Betriebsstatus des Baggersees bestimmt. Während der Auskiesung sind die Sichttiefenwerte infolge des Eintrags mineralischer Feinmaterialien gering. Nach Stilllegung des Baggersees werden sich unabhängig vom Überdeckungsgrad der SPV-Anlage hohe Sichttiefenwerte einstellen. Auch das Nitratabbauvermögen des Sees erfährt keine relevante Veränderung.

Die deutlichsten maßnahmenverursachten Auswirkungen entstehen für die Verdunstung über der Seefläche. Mit steigendem Überdeckungsgrad vermindert sich die Verdunstung des Seewassers deutlich. Die damit einhergehende Erhöhung der Grundwasserneubildung ist als positiver Effekt, insbesondere im Hinblick auf die künftige Erwärmung durch den Klimawandel, anzusehen.

Eine Bewertung der Maßnahmenauswirkungen nach EU-WRRL ergab unter Bezug auf die biologischen und die allgemeinen chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten nach OGewV (2016) einen leitbildkonformen Zustand für alle untersuchten Varianten. Beeinträchtigungen der chemischen Qualitätskomponenten entstehen durch die zum Anlagenbau verwendeten Materialien nicht. Auch die hydromorphologischen Qualitätskomponenten werden nicht negativ beeinflusst, da die Mindestentfernung der Anlage vom Ufer 40 m beträgt, so dass aufgrund der hohen Wassertiefe unter der Anlage Beeinträchtigung der Unterwasservegetation durch Verschattungseffekte auszuschließen sind.

11 Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 2.1: DARSTELLUNG DER SCHWIMMENDEN PV-ANLAGEN AUF DEM UNTERSUCHUNGSGEWÄSSER (ABBILDUNGSGRUNDLAGE ARGUPLAN 17.4.23)	5
ABBILDUNG 4.1: FLÄCHENKURVEN IM ISTZUSTAND UND NACH ABSCHLUSS DER AUSKIESUNG (GENEHMIGUNGSZUSTAND)	10
ABBILDUNG 4.2: VOLUMENKURVEN IM ISTZUSTAND UND NACH ABSCHLUSS DER AUSKIESUNG (GENEHMIGUNGSZUSTAND)	10
ABBILDUNG 4.3: GRUNDWASSERGLEICHEN BEI HOHEN WASSERSTÄNDEN (STICHTAG 7.5.2012)	11
ABBILDUNG 4.4: GRUNDWASSERGLEICHEN BEI NIEDRIGEN WASSERSTÄNDEN STICHTAG 7.9.2021)	12
ABBILDUNG 4.5: DURCHLÄSSIGKEITSVERTEILUNG IM UNTERGRUND (UM BAWÜ 2007).....	13
ABBILDUNG 4.6: TIEFENPROFILE DER WASSERTEMPERATUR	16
ABBILDUNG 4.7: TIEFENPROFILE DER SAUERSTOFFGEHALTE	17
ABBILDUNG 4.8: TIEFENPROFILE DER ELEKTRISCHEN LEITFÄHIGKEIT.....	18
ABBILDUNG 4.9: LAGE DER MAKROZOOBENTHOS-PROBENAHMESTELLEN (ERFASSUNG 29.4.22).....	22
ABBILDUNG 5.1: VERÄNDERUNG DER WASSERTEMPERATUR UND GEWÄSSERSCHICHTUNG DURCH SOLARMODULE (ABB. AUS EXLEY ET AL. 2021)	29
ABBILDUNG 5.2: AUSBREITUNG DER GEWÄSSERTRÜBUNG IN EINEM BAGGERSEE DER OBERRHEINEBENE (FOTO BOOS) 31	
ABBILDUNG 5.3: UNTERSUCHUNG DER VORHABENAUWIRKUNGEN AM BOMHOFSPLAS SEE IN ZWOLLE (DE LIMA ET AL. 2021).	32
ABBILDUNG 5.4: TEICHLINSENÜBERDECKUNGEN AN DER UNTEREN GROOV (BILDVORLAGE GOOGLE)	32
ABBILDUNG 5.5: DIREKTER AUSWIRKUNGSBEREICH DER BAGGERTÄTIGKEIT IN EINEM BAGGERSEE	33
ABBILDUNG 5.6: VERTEILUNG MINERALISCHER TRÜBUNG IM PETERSEE BEI ACHERN DURCH AUSGLEICHSTRÖMUNGEN ÜBER DEN UNMITTELBAREN EINWIRKUNGSBEREICH HINAUS (LUFTBILD BOOS 2006).....	34
ABBILDUNG 5.7: SCHWIMMENDE PHOTOVOLTAIK-ANLAGE AUF DEM TENGEH RESERVOIR IN SINGAPUR (BILD: YANG ET AL. 2022).....	42
ABBILDUNG 5.8: AUSWIRKUNGEN AUF DIE TEMPERATURWERTE DURCH SOLARFLÖRE (YANG ET AL. 2021)	43
ABBILDUNG 6.1: ABHÄNGIGKEIT DES SAUERSTOFFHAUSHALTES VON DEN EINZELKOMPARTIMENTEN (ABB. AUS HIPSEY ET AL. 2006).....	49
ABBILDUNG 6.2: WASSERUMWÄLZUNG IM TAGESBETRIEB (12 H)	57
ABBILDUNG 6.3: TEMPERATURSIMULATION FÜR DEN VERGLEICHZUSTAND 1	59
ABBILDUNG 6.4: TEMPERATURWERTE DER SIMULATION DES VERGLEICHZUSTANDES 1 IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN.....	60
ABBILDUNG 6.5: FELDMESSUNGEN 2020 BIS 2022 IM VERGLEICH ZU DEN SIMULATIONSWERTEN DER TEMPERATUR IM VERGLEICHZUSTAND 1.....	61
ABBILDUNG 6.6: SIMULATION DER SAUERSTOFFGEHALTE IM VERGLEICHZUSTAND 1	62
ABBILDUNG 6.7: SIMULATION DER SAUERSTOFFWERTE DES VERGLEICHZUSTANDES 1 IM BEREICH VON 30 % UND 50 % DER MAXIMALEN WASSERTIEFE ÜBER GRUND	63
ABBILDUNG 6.8: FELDMESSUNG UND SIMULATION DER SAUERSTOFFWERTE 2020-2021 IM VERGLEICHZUSTAND 1..	64
ABBILDUNG 6.9: PHOSPHORSIMULATION IM VERGLEICHZUSTAND 1	65
ABBILDUNG 6.10: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE DES VERGLEICHZUSTANDES 1 IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DIE LEITBILDKONFORMEN ORIENTIERUNGSWERTE	66
ABBILDUNG 6.11: FELDMESSUNG UND SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IM VERGLEICHZUSTAND 1	67
ABBILDUNG 6.12: CHLOROPHYLL-A SIMULATION IM VERGLEICHZUSTAND 1.....	68
ABBILDUNG 6.13: SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE DES VERGLEICHZUSTANDES 1 IN DER TROPHOGENEN ZONE UNTER BEZUG AUF DIE LEITBILDKONFORMEN ORIENTIERUNGSWERTE.....	69
ABBILDUNG 6.14: FELDMESSUNG UND SIMULATION DER CHLOROPHYLL-A GEHALTE IM VERGLEICHZUSTAND 1	70

ABBILDUNG 6.15: SIMULATION DER CYANOBAKTERIENDICHTE DES VERGLEICHSZUSTANDES 1 IN DER TROPHOGENEN ZONE (WT=0-5 M)	71
ABBILDUNG 6.16: TRÜBUNGSSIMULATION UNTER BEZUG AUF DIE KENNWERTE DES VERGLEICHSZUSTANDES 1	72
ABBILDUNG 6.17: SIMULATION DER SICHTTIEFENWERTE IM VERGLEICHSZUSTAND 1.....	73
ABBILDUNG 6.18: FELDMESSUNG UND SIMULATION DER EXTINKTION (1/M) IM VERGLEICHSZUSTAND 1.....	74
ABBILDUNG 6.19: NITRAT-N (NO ₃ -N) SIMULATION IM VERGLEICHSZUSTAND 1	75
ABBILDUNG 6.20: FELDMESSUNG UND SIMULATION DER NITRAT GEHALTE IM VERGLEICHSZUSTAND 1	76
ABBILDUNG 6.21: VERDUNSTUNG UND NIEDERSCHLAG IM VERGLEICHSZUSTAND 1	77
ABBILDUNG 6.22: TEMPERATURSIMULATION DER VARIANTENPRÜFUNG 1 (TAGESWERTE)	79
ABBILDUNG 6.23: TEMPERATURWERTE DER VARIANTENPRÜFUNG 1 IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN	79
ABBILDUNG 6.24: SAUERSTOFFSIMULATION DER VARIANTENPRÜFUNG 1 (TAGESWERTE)	81
ABBILDUNG 6.25: SAUERSTOFFWERTE DER VARIANTENPRÜFUNG 1 IM EPILIMNION (3 M WT)	82
ABBILDUNG 6.26: SAUERSTOFFWERTE DER VARIANTENPRÜFUNG 1 IM HYPOLIMNION.....	83
ABBILDUNG 6.27: PHOSPHORSIMULATION DER VARIANTENPRÜFUNG 1.....	84
ABBILDUNG 6.28: PHOSPHORGEHALTE IM EPILIMNION (3 M WT) FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 1 UNTER BEZUG AUF DIE LEITBILDKONFORMEN ORIENTIERUNGSWERTE.....	85
ABBILDUNG 6.29: CHLOROPHYLL-A SIMULATION DER VARIANTENPRÜFUNG 1.....	86
ABBILDUNG 6.30: CHLOROPHYLL-A GEHALTE IN DER TROPHOGENEN ZONE (WT=0-8 M) FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 1 UNTER BEZUG AUF DEN OLIGOTROPHEN ORIENTIERUNGSWERT	87
ABBILDUNG 6.31: SIMULATION DER CYANOBAKTERIENDICHTE IN DER TROPHOGENEN ZONE (WT=0-8 M) IN DER VARIANTENPRÜFUNG 1	88
ABBILDUNG 6.32: SIMULATION DER SICHTTIEFENWERTE IN DER VARIANTENPRÜFUNG 1.....	89
ABBILDUNG 6.33: NITRAT-N (NO ₃ -N) SIMULATION IN DER VARIANTENPRÜFUNG 1.....	90
ABBILDUNG 6.34: VERDUNSTUNG UND NIEDERSCHLAG IN DER VARIANTENPRÜFUNG 1	91
ABBILDUNG 6.35: TEMPERATURSIMULATIONEN DER VARIANTENPRÜFUNG 2 (TAGESWERTE)	94
ABBILDUNG 6.36: TEMPERATURWERTE DER VARIANTENPRÜFUNG 2 IM EPILIMNION (3 M WT)	95
ABBILDUNG 6.37: TEMPERATURWERTE DER VARIANTENPRÜFUNG 2 IM UNTEREN HYPOLIMNION (3M Ü. GRUND).....	96
ABBILDUNG 6.38: SAUERSTOFFSIMULATION DER VARIANTENPRÜFUNG 2 (TAGESWERTE)	98
ABBILDUNG 6.39: SAUERSTOFFWERTE DER VARIANTENPRÜFUNG 2 IM EPILIMNION (3 M WT)	99
ABBILDUNG 6.40: SAUERSTOFFWERTE DER VARIANTENPRÜFUNG 2 IN 22,5 M WT (=30% DER MAXIMALEN WASSERTIEFE ÜBER GRUND)	100
ABBILDUNG 6.41: SAUERSTOFF-ISOPLETHEN UND VOLUMENKURVEN DER VERGLEICHSZUSTÄNDE 1 (ISTZUSTAND) UND 2 (GENEHMIGUNGSZUSTAND)	101
ABBILDUNG 6.42: PHOSPHORSIMULATION DER VARIANTENPRÜFUNG 2.....	102
ABBILDUNG 6.43: SIMULATION DER PHOSPHORGEHALTE IM EPILIMNION (3 M WT) FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 2 UNTER BEZUG AUF DIE LEITBILDKONFORMEN ORIENTIERUNGSWERTE.....	103
ABBILDUNG 6.44: CHLOROPHYLL-A SIMULATION DER VARIANTENPRÜFUNG 2.....	105
ABBILDUNG 6.45: CHLOROPHYLL-A GEHALTE DER TROPHOGENEN ZONE (WT=0-8 M) FÜR VARIANTENPRÜFUNG 2. 106	
ABBILDUNG 6.46: SIMULATION DER CYANOBAKTERIENDICHTE IN DER TROPHOGENEN ZONE (WT=0-8 M) IN DER VARIANTENPRÜFUNG 2	107
ABBILDUNG 6.47: SIMULATION DER SICHTTIEFENWERTE IN DER VARIANTENPRÜFUNG 2.....	108
ABBILDUNG 6.48: SIMULATION DER NITRATWERTE DES SEEWASSERS IN DER VARIANTENPRÜFUNG 2	109
ABBILDUNG 6.49: BERECHNETE SEEVERDUNSTUNG FÜR BEIDE VERGLEICHSZUSTÄNDE IM JAHR 2019	110
ABBILDUNG 6.50: VERDUNSTUNG UND NIEDERSCHLAG IN DER VARIANTENPRÜFUNG 2	111
ABBILDUNG 9.1: SCHEMA ZUR BEURTEILUNG DES BETRIEBENEN ABGRABUNGSGEWÄSSERS NACH EU-WRRL.....	116

12 Tabellenverzeichnis

TABELLE 2.1: FLÄCHENAUSDEHNUNG DES STÜRMLINGER BAGGERSEES UND ÜBERDECKUNGSGRAD DURCH SPV-ANLAGE	6
TABELLE 3.1: QUALITÄTSKOMPONENTEN NACH LFU (2004) UND LFU (2005)	7
TABELLE 3.2: QUALITÄTSKOMPONENTEN NACH OGEV (2016)	8
TABELLE 3.3: WARNSTUFEN DES UBA (2015) ZUR BEURTEILUNG DER BLAUALGENENTWICKLUNG IN BADEGEWÄSSERN	9
TABELLE 4.1: GRUNDWASSERGEFÄLLE IM UNTERSUCHUNGSGBIET	12
TABELLE 4.2: ABSTANDS- UND FILTERGESCHWINDIGKEIT IM GRUNDWASSER DES UNTERSUCHUNGSRAUMS.....	13
TABELLE 4.3: WASSERVERWEILZEITEN DES BAGGERSEES AUF BASIS HYDRAULISCHER KENNWERTE (STATIONÄR).....	14
TABELLE 4.4: GRUNDWASSERZUSTROM UND WASSERVERWEILZEIT	15
TABELLE 4.5: DATENERHEBUNGEN ZUM GEWÄSSERZUSTAND DES BAGGERSEES	15
TABELLE 4.6: VERTEILUNG AUSGESUCHTER IONEN IM SEEWASSER.....	19
TABELLE 4.7: PHOSPHORGEHALTE IM SEEWASSER	20
TABELLE 4.8: STICKSTOFFGEHALTE IM SEEWASSER	21
TABELLE 4.9: WEITERE INDIKATORWERTE DES NÄHRSTOFFHAUSHALTES IM SEE	21
TABELLE 4.10: PROBESTELLEN (PS) UND PROBENAHME DES MAKROZOOBENTHOS AM 29.4.22	22
TABELLE 4.11: GESAMTARTENLISTE MAKROZOOBENTHOS (ERFASSUNG 29.4.22).....	23
TABELLE 4.12: ARTEN DER ROTEN-LISTEN IM UNTERSUCHUNGSGEWÄSSER	24
TABELLE 4.13: GESAMTARTENLISTE PLANKTISCHER ALGEN UND CYANOBAKTERIEN (UNTERSUCHUNGSTERMIN 16.9.22).....	25
TABELLE 4.14: NÄHRSTOFFGEHALTE IM SEDIMENT DES BAGGERSEES (16.9.22)	26
TABELLE 4.15: ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG DES GEWÄSSERZUSTANDES	26
TABELLE 5.1: VORHABENSBEDINGTE BEEINFLUSSUNG METEOROLOGISCHER WIRKGRÖßEN	30
TABELLE 5.2: VERÄNDERUNG VON BESCHAFFENHEITSKENNWERTE BEI TEILWEISER ÜBERDECKUNG MIT TEICHLINSEN	33
TABELLE 5.3: EMPFINDLICHKEIT UNTERSCHIEDLICHER BAGGERSEETYPEN GEGENÜBER DER INSTALLATION EINER SPV-ANLAGE	35
TABELLE 5.4: AUSWERTUNG EINER LITERATURQUELLE (BEISPIEL).....	37
TABELLE 5.5: GEGENÜBERSTELLUNG DES WÄRMEHAUSHALTES DER OFFENEN UND DER DURCH SOLARFLÖßE ÜBERDECKTEN WASSERFLÄCHE IM TENGEH RESERVOIR (DATEN AUS YANG ET AL. 2021)	44
TABELLE 5.6: VERÄNDERUNG METEOROLOGISCHER WIRKGRÖßEN DURCH NATÜRLICHE ÜBERDECKUNG DER SEE-OBERFLÄCHE.....	45
TABELLE 5.7: VORHABENSBEDINGTE AUSWIRKUNGEN AUF DIE SEEWASSERBESCHAFFENHEIT (LITERATURANGABEN) .	45
TABELLE 5.8: VORHABENSBEDINGTE BEEINFLUSSUNG METEOROLOGISCHER WIRKGRÖßEN (LITERATURANGABEN).....	46
TABELLE 6.1: PROGNOSESZENARIEN.....	47
TABELLE 6.2: MODELLKONSTANTEN	49
TABELLE 6.3: KLIMAKENNWERTE DER MODELLJAHRE UND REFERENZZEITRÄUME	51
TABELLE 6.4: VORHABENS AUSWIRKUNGEN AUF DIE WIRKGRÖßEN DES FAKTORENKOMPLEXES 1	52
TABELLE 6.5: VERÄNDERUNGEN DER METEOROLOGISCHEN WIRKGRÖßEN DURCH DIE SPV-ANLAGE (Ø 19 MODELLJAHRE).....	53
TABELLE 6.6: HYDRAULISCHE ANBINDUNG DES SEES IN DEN BEIDEN UNTERSUCHTEN ZUSTÄNDEN	53
TABELLE 6.7: UNTERSUCHTE GRUNDWASSERMESSSTELLEN.....	54
TABELLE 6.8: CHEMISCH-PHYSIKALISCHE BESCHAFFENHEIT DES GRUNDWASSERS IM ZUSTROM DES UNTERSUCHUNGSGEWÄSSERS	55

TABELLE 6.9: BELASTUNGSKENNWERTE DES SEES DURCH DAS ZUSTRÖMENDE GRUNDWASSER	56
TABELLE 6.10: ABSETZBARE UND ABFILTRIERBARE STOFFE IM KIESWASCHWASSER	58
TABELLE 6.11: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN WASSERTEMPERATUREN FÜR DEN ISTZUSTAND IN DREI TIEFENSTUFEN.....	60
TABELLE 6.12: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SAUERSTOFFGEHALTE IN 15,5 M UND 21,7 M WASSERTIEFE FÜR DEN VERGLEICHSZUSTAND 1.....	63
TABELLE 6.13: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN PHOSPHORGEHALTE DES VERGLEICHSZUSTANDES 1 IM EPILIMNION	66
TABELLE 6.14: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN CHLOROPHYLL-A WERTE FÜR DEN VERGLEICHSZUSTAND 1.....	69
TABELLE 6.15: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SICHTTIEFENWERTE FÜR DEN VERGLEICHSZUSTAND 1.....	73
TABELLE 6.16: NIEDERSCHLAG, VERDUNSTUNG UND GRUNDWASSERNEUBILDUNG IM VERGLEICHSZUSTAND 1	77
TABELLE 6.17: BEURTEILUNG DER MODELLGENAUIGKEIT IN BEZUG AUF DIE EINZELNEN GÜTEPARAMETER	78
TABELLE 6.18: KENNWERTE VON VERGLEICHSZUSTAND 1 UND PLANVARIANTE 1 (VARIANTENPRÜFUNG 1).....	78
TABELLE 6.19: WASSERTEMPERATUREN IM EPILIMNION FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 1	80
TABELLE 6.20: SAUERSTOFFGEHALTE IM EPILIMNION FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 1	82
TABELLE 6.21: SAUERSTOFFGEHALTE IM HYPOLIMNION FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 1	83
TABELLE 6.22: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN PHOSPHORGEHALTE DER VARIANTENPRÜFUNG 1 IM EPILIMNION	85
TABELLE 6.23: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN CHLOROPHYLL-A WERTE FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 1	87
TABELLE 6.24: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SICHTTIEFENWERTE FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 1	89
TABELLE 6.25: NIEDERSCHLAG, VERDUNSTUNG UND GRUNDWASSERNEUBILDUNG IN DER VARIANTENPRÜFUNG 1	91
TABELLE 6.26: KENNWERTE DER IN VARIANTENPRÜFUNG 2 UNTERSUCHTEN VARIANTEN.....	93
TABELLE 6.27: WASSERTEMPERATUREN IM EPILIMNION (3M WASSERTIEFE) FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 2	95
TABELLE 6.28: WASSERTEMPERATUREN IM UNTEREN HYPOLIMNION (28 M WASSERTIEFE) FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 2	97
TABELLE 6.29: SAUERSTOFFGEHALTE IM EPILIMNION FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 2	99
TABELLE 6.30: SAUERSTOFFGEHALTE IM HYPOLIMNION FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 2	101
TABELLE 6.31: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN PHOSPHORGEHALTE DER VARIANTENPRÜFUNG 2 IM EPILIMNION	104
TABELLE 6.32: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN CHLOROPHYLL-A WERTE FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 2	106
TABELLE 6.33: STATISTISCHE LAGEPARAMETER DER PROGNOSTIZIEREN SICHTTIEFENWERTE FÜR DIE VARIANTENPRÜFUNG 2	108
TABELLE 8.1: ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG VORHABENSBEDINGTER AUSWIRKUNGEN	114
TABELLE 9.1: QUALITÄTSKOMPONENTEN NACH LfU (2004) UND LfU (2005)	117
TABELLE 9.2: BEWERTUNG DER ALLGEMEINEN CHEMISCH-PHYSIKALISCHEN QUALITÄTSKOMPONENTEN NACH LfU (2004) UND LfU (2005).....	118
TABELLE 9.3: QUALITÄTSKOMPONENTEN NACH OGEWV (2016).....	119
TABELLE 9.4: BEWERTUNG DER ALLGEMEINEN CHEMISCH-PHYSIKALISCHEN QUALITÄTSKOMPONENTEN NACH OGEWV (2016)	120
TABELLE 9.5: BEURTEILUNG DER MAßNAHMENAUSWIRKUNGEN NACH EU-WRRL	121

13 Literaturverzeichnis

- Bax V. et al. (2022): Floating photovoltaic pilot project at the Oostvoornse lake: Assessment of the water quality effects of three different system designs. Department of Technology, Water & Environment. Energy Reports 9 (2023) 1415–1425. <https://doi.org/10.1016/j.egy.2022.12.080>
- Bertling, J.; Bertling, R.; Hamann, L. (2018): Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik Umsicht (hrsg.), Oberhausen, Juni 2018)
- Boos, K.-J. (2022): Auswirkungen durch die Anlage und den Betrieb einer schwimmenden PV-Anlage auf dem Baggersee Langenbrücken (Fa. Philipp & Co. KG), unveröffentlichter Bericht
- Chorus, I. et al. (2011): Oligotrophication of Lake Tegel and Schlachtensee, Berlin - Analysis of system components, causalities and response thresholds compared to responses of other waterbodies, UBA Texte 45/2011, <http://www.uba.de/uba-info-medien-e/4144.html>.
- De Lima, R.L.P et al. (2021): In-Situ Water Quality Observations under a Large-Scale Floating Solar Farm Using Sensors and Underwater Drones. Sustainability 2021, 13, 6421. <https://doi.org/10.3390/su13116421>
- Essak.L & A. Ghosh (2022): Floating Photovoltaics: A Review. Clean Technol. 2022, 4, 752–769. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol4030046>
- Exley, G. et al. (2021): Floating photovoltaics could mitigate climate change impacts on water body temperature and stratification. Solar Energy 219 (2021) 24–33
- Haas, J. et al. (2020): Floating photovoltaic plants: Ecological impacts versus hydropower T operation flexibility. Energy Conversion and Management Volume 206, 15 February 2020, 112414. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2019.112414>
- 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
- Ilgen, K. (2021): Der Einfluss eines schwimmenden Solarkraftwerks auf die Thermik und Ökologie eines Baggersees. Masterarbeit im Fach Hydrologie der Universität Freiburg in Zusammenarbeit mit dem Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme.
- LAWA-AO (2017): Rakon VI Bewertung des ökologischen Potenzials- Seen. LAWA- Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung. Fortschreibung des Produktdatenblatts 2.6.1. Bund/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“
- Lewis, D.M. et al. (2001): Numerical simulation of surface mixers used for destratification of reservoirs, International Congress on Modelling and Simulation, MODSIM 2001, 311-317
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2004): Kiesgewinnung und Wasserwirtschaft - Empfehlungen für die Planung und Genehmigung des Abbaues von Kies und Sand, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 88), Karlsruhe, 104 S.

- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2005): Methodenband - Bestandsaufnahme der WRRL in Baden-Württemberg
- Mathijssen, D. et al. (2020): *Water Practice & Technology* Vol 15 No 3. doi: 10.2166/wpt.2020.062. <http://iwaponline.com/wpt/article-pdf/15/3/807/745404/wpt0150807.pdf>
- Miler, O. et al. (2011): AESHNA - ein Verfahren zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Beitrag zur Jahrestagung der deutschen Gesellschaft für Limnologie, Freising, Deutschland.
- Niemeyer, R. (1978): Hydrologische Untersuchungen an Baggerseen und Alternativen der Folgenutzung, Mitt. des Inst. f. Landwirtschaftl. Wasserbau der Univ. Bonn 1978
- Özkundakci, D. et al. (2011): Modelling the response of a highly eutrophic lake to reductions in external and internal nutrient loading, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 45:2, 165-185, DOI: 10.1080/00288330.2010.548072
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016
- TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV 2001)
- UBA (2015): Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen. *Bundesgesundheitsbl* 2015· 58: 908–920 DOI 10.1007/s00103-015-2192-8 Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2015
- UM Baden-Württemberg (2007): Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung im Raum Karlsruhe-Speyer - Fortschreibung 1986 - 2005, Beschreibung der geologischen, hydrogeologischen und hydrologischen Situation, hrsg.: Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg & Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz, Stuttgart / Mainz
- Yang, P et al. (2021): Radiation and energy budget dynamics associated with a floating photovoltaic system. *Water Research* 206 (2021) 117745 .
- Yang, P et al. (2022): Impacts of a floating photovoltaic system on temperature and water quality in a shallow tropical reservoir. *Limnology* (2022) 23:441–454 <https://doi.org/10.1007/s10201-022-00698-y>