

**PV2Float -
Technologieentwicklung für schwimmende PV-Kraftwerke
und deren Implementierung zum Einsatz
auf künstlichen Gewässern**

Teilvorhaben: Gewässerökologische Begleitung

FKZ: 03EE1097D

Schlussbericht

Laufzeit des Vorhabens: 01.05.2021 – 31.12.2025

Dieter Leßmann & Stefan Christopher

Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg (BTU),
Fachgebiet Gewässerökologie

Sebastian Mix

IWB - Privates Institut für Wasser und Boden GmbH, Dresden

Cottbus / Dresden, 2026

PV2Float ist ein Gemeinschaftsvorhaben des Fraunhofer ISE, der RWE Renewables Europe & Australia GmbH und der BTU Cottbus-Senftenberg.

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie unter dem Förderkennzeichen 03EE1097D gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Wirtschaft
und Energie

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Autoren

Dr. Dieter Leßmann
Stefan Christopher, M.Sc.

BTU Cottbus-Senftenberg
Fachgebiet Gewässerökologie
Postfach 101344, 03013 Cottbus
E-Mail: lessmann@b-tu.de

Dipl.-Hydrologe Sebastian Mix

IWB – Privates Institut für Wasser und Boden GmbH
Lungkwitzer Str.12
01259 Dresden
E-Mail: sebastian.mix@iwb-dresden.de

DOI: <https://doi.org/10.34657/42393>

Handle: <https://oa.tib.eu/renate/handle/123456789/43326>

Inhalt

Tabellenverzeichnis	5
Abbildungsverzeichnis	7
A ALLGEMEINER BERICHTSTEIL (KURZDARSTELLUNGEN)	11
1 Aufgabenstellung	11
2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde	12
3 Planung und Ablauf des Vorhabens	13
4 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde	13
5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen	16
B SPEZIELLER BERICHTSTEIL (EINGEHENDE DARSTELLUNG)	17
1 Ergebnisbericht	17
1.1 Ziele und Mitteleinsatz	17
1.2 Material und Methoden	17
1.2.1 Versuchsgewässer Morkasee	17
1.2.1.1 Morphologie des Seebeckens und morphometrische Kennwerte	18
1.2.1.2 Seetypologie und behördliche Qualitätsbewertung	19
1.2.2 FPV-Anlagen	20
1.2.3 Übersicht zum Untersuchungsprogramm	22
1.3 Ergebnisse	24
1.3.1 Ergebnisse der physikalischen und chemischen Untersuchungen	24
1.3.2 Nährstoffkonzentrationen	30
1.3.3 Einfluss der FPV-Anlagen auf die Seewassertemperatur im Jahresverlauf	32
1.3.4 Wirkung der FPV-Anlagen auf die Wassertemperatur am Beispiel von Temperaturtagesgängen	35
1.3.5 Lichtmessungen	38
1.3.6 Sichttiefen	40
1.3.7 Phytoplanktonzönose	41
1.3.7.1 Fluoreszenzsondenmessungen	41
1.3.7.2 Mikroskopische Phytoplankton-Analysen	46
1.3.7.2.1 Taxazahl	46
1.3.7.2.2 Biovolumina	46
1.3.7.2.3 Dominanzstrukturen	49
1.3.7.2.4 Biodiversität	52
1.3.7.3 Bewertung mit PhytoSee	54

1.3.8	Zooplanktonzönose	55
1.3.8.1	Taxazahlen	55
1.3.8.2	Abundanzen und Biomasse	56
1.3.8.3	Dominanzstrukturen	61
1.3.8.4	Biodiversität	65
1.3.9	Sedimentuntersuchungen	66
1.3.10	Sedimentationsuntersuchungen	67
1.4	Limnophysikalischen Modellierungen zur Wirkung von FPV-Anlagen bei unterschiedlichen Abdeckungsgraden der Wasseroberfläche	71
1.4.1	Modellsystem CE-QUAL-W2	71
1.4.1.1	Räumliche und zeitliche Diskretisierung	71
1.4.1.2	Meteorologische Daten und klimatische Wasserbilanz	72
1.4.1.3	Hydrologische Wasserbilanz	73
1.4.1.4	Beschaffenheit der Zuflüsse	75
1.4.1.5	Modellkalibrierung	76
1.4.2	Prognosevarianten	78
1.4.3	Modellierungsergebnisse	80
1.4.3.1	Modellergebnisse Referenzvariante	80
1.4.3.2	Modellergebnisse der Varianten mit FPV-Anlagen	85
1.4.3.2.1	Ausbildung von Temperaturgradienten und Schichtungsstabilität	85
1.4.3.2.2	Dauer der Sommerstagnation	91
1.4.3.2.3	Dauer und Dicke der Eisbedeckung	93
1.4.3.2.4	Verdunstung	94
1.4.3.2.5	Sauerstoffhaushalt	94
1.5	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	98
2	Wichtigste Positionen des zahlenmäßigen Nachweises	101
3	Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeit	101
4	Voraussichtlicher Nutzen	101
5	Während der Durchführung des Vorhabens bekannt gewordener projektbezogener Fortschritt	102
6	Erfolgte oder geplante Veröffentlichungen	102
	Literaturverzeichnis	103

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Morphometrische Kennwerte des Speichersystems Lohsa I mit Mortkasee (TB Mortka) und Silbersee (TB Friedersdorf) sowie des die beiden Seen verbindenden Kanals	19
Tab. 2: Übersicht zu den Mess- und Probenahmeterminen (Stichtagsmessungen)	23
Tab. 3: Mittelwerte der physikalischen und chemischen Parameter für das Epilimnion (Epi) und Hypolimnion (Hypo) der Stichtagsmessungen im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen A, B und C	26
Tab. 4: Mittelwerte der Nährstoffkonzentrationen für das Epilimnion (Epi) und Hypolimnion (Hypo) der Stichtagsmessungen im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen A, B und C	31
Tab. 5: Ergebnisse des Zweistichproben t-Tests mit ungleichen Varianzen der Fluoreszenzsonden-Messungen für die Tiefenstufen 1 m, euphotische Zone (Z_{eu}) und gesamte Tiefe zum Vergleich jeweils für die Referenzstelle (R) und die drei FPV-Anlagen (A – C) auf Basis der Mittelwerte der jeweiligen Tiefenstufe der Vegetationsperiode 2025 (15.04.2025 – 20.10.2025).....	44
Tab. 6: Anteile dominierender Taxa am Biovolumen der euphotischen Zone unter den FPV-Anlagen A, B und C sowie an der Referenzstelle (R) im Zeitraum April bis Oktober 2025.....	51
Tab. 7: Zeitliche Entwicklung der Anteile ausgewählter, häufigerer Taxa am Biovolumen der euphotischen Zone der Referenzstelle zwischen April und Oktober 2025.....	51
Tab. 8: Zeitliche Entwicklung der Anteile ausgewählter, häufigerer Taxa am Biovolumen der euphotischen Zone unter den FPV-Anlagen auf der Basis von Mittelwerten zwischen April und Oktober 2025	52
Tab. 9: Shannon-Index (H_s) und Evenness (E) für das Phytoplankton für den Untersuchungszeitraum 15.04.2025 – 20.10.2025 für die Referenzstelle (R) und die FPV-Anlagen	53
Tab. 10: Ergebnisse der Bewertung der Messstellen an den FPV-Anlagen und der Referenzstelle mit PhytoSee auf Basis der Ergebnisse der Phytoplanktonauswertungen für den Zeitraum 20.04.2025 bis 25.10.2025.....	54
Tab. 11: Anzahl der Taxa des Zooplanktons im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den Bereichen unter den FPV-Anlagen A, B und C für die Zeiträume 25.07.2024 – 20.10.2025 bzw. 15.04.2025 – 20.10.2025.....	55
Tab. 12: Anzahl der Taxa der drei Hauptgruppen Rotatoria, Copepoda und Cladocera im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den Bereichen unter den FPV-Anlagen für den Zeitraum 15.04.2025 – 20.10.2025	56
Tab. 13: Zooplankton-Mittelwerte der Beprobungstermine von Shannon-Index (H_s) und Evenness (E) für die Referenzstelle (R) und die FPV-Anlagen für den Untersuchungszeitraum 15.04.2025 – 20.10.2025	65
Tab. 14: Vergleich der Eigenschaften des Sediments hinsichtlich Trockensubstanzanteil und Glühverlust zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A und B ..	67
Tab. 15: Meteorologische Eingangsdaten für CE-QUAL-W2	72
Tab. 16: Komponenten der mittleren Wasserbilanz des Mortkasees in m^3/s	75
Tab. 17: Wasserbeschaffenheit der Zuflüsse zum Mortkasee.....	76
Tab. 18: Abschätzung von Strahlung und Wind für die Prognosevarianten des Mortkasees ..	79

Tab. 19: Statistische Kennzahlen der Wassertemperatur und des Schichtungsverhaltens des Mortkasees	82
Tab. 20: Mittlere volumengewichtete und absolute maximale Wassertemperatur [°C] des Mortkasees sowie maximale Veränderungen gegenüber der Referenzvariante in Abhängigkeit der Abdeckung durch PV-Module	86
Tab. 21: Schmidt-Stabilität der Sommerstagnation des Mortkasees in Abhängigkeit von der Abdeckung durch PV-Module.....	88
Tab. 22: Mittelwerte der sommerlichen Schichtung des südlichen Hauptbeckens im Mortkasee für den 15-jährigen Prognosezeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten von 2010 bis 2024 für die Referenzvariante und die Varianten mit Abdeckung durch PV-Module	91
Tab. 23: Dauer der winterlichen Eisbedeckung des Mortkasees in Tagen in Abhängigkeit von der Abdeckung mit PV-Modulen für den 15-jährigen Modellzeitraum	93
Tab. 24: Dicke der winterlichen Eisbedeckung des Mortkasees in Zentimeter in Abhängigkeit von der Abdeckung mit PV-Modulen für den 15-jährigen Modellzeitraum.....	93
Tab. 25: Veränderungen des Sauerstoffhaushalts im Mortkasee gegenüber der Referenzvariante in Abhängigkeit von der Abdeckung durch PV-Module.....	95

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Übersichtsschema zum Forschungsvorhaben PV2Float mit seinen Arbeitspaketen .	11
Abb. 2: Potentielle Auswirkungen von FPV-Anlagen auf die Ökologie von Seen	14
Abb. 3: Bathymetrische Karte des Speicherbeckens Lohsa I mit Mortkasee und Silbersee ..	18
Abb. 4: Luftaufnahme der FPV-Versuchsanlagen (A – C) sowie Lage der Referenz- stelle R auf dem Mortkasee	20
Abb. 5: Blick von Süden auf die FPV-Anlage A (System Zimmermann).....	21
Abb. 6: Blick von Süden auf die FPV-Anlage B (System ProFloating)	21
Abb. 7: Blick von Süden auf die FPV-Anlage C (System FloatingSolar)	21
Abb. 8: Tiefenprofile der Wassertemperatur im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen A, B und C	27
Abb. 9: Tiefenprofile der Sauerstoff-Sättigung im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen A, B und C	28
Abb. 10: Tiefenprofile der Redoxpotentiale im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen A, B und C	29
Abb. 11: Zeitlicher Verlauf der Wassertemperatur an der Referenzstelle und unter den FPV- Anlagen A, B und C	33
Abb. 12: Differenz der Wassertemperatur unter den FPV-Anlagen zur Wasser- temperatur an der Referenzstelle bis zu einer Wassertiefe von 10 m im Zeitraum Juli 2024 bis März 2025	34
Abb. 13: Differenz der Wassertemperatur zwischen der Referenzstelle und unter der FPV- Anlage C in verschiedenen Tiefen im Tagesgang an einem Wintertag mit niedrigen Lufttemperaturen	36
Abb. 14: Differenz der Wassertemperatur zwischen der Referenzstelle und unter der FPV- Anlage B in verschiedenen Tiefen im Tagesgang an einem Sommertag mit hohen Lufttemperaturen.....	36
Abb. 15: Differenz der Wassertemperatur zwischen der Referenzstelle und unter der FPV- Anlage A in verschiedenen Tiefen im Tagesgang am 29.08.2024.....	37
Abb. 16: Differenz der Wassertemperatur zwischen der Referenzstelle und unter der FPV- Anlage B in verschiedenen Tiefen im Tagesgang am 29.08.2024.....	37
Abb. 17: Differenz der Wassertemperatur zwischen der Referenzstelle und unter der FPV- Anlage C in verschiedenen Tiefen im Tagesgang am 29.08.2024	38
Abb. 18: Strahlungsabschattung unterhalb der FPV-Anlagen im Vergleich zur Referenz- stelle auf Basis von Messungen an Probenahmetagen im nördlichen Randbereich der Solarmodule	39
Abb. 19: Abnahme der Lichtintensität (natürlicher Logarithmus) an der Referenzmessstelle und unterhalb der FPV-Anlagen A, B und C an den Probenahmetagen.....	40
Abb. 20: Zeitliche Entwicklung der Sichttiefen im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den Messstellen an den FPV-Anlagen A, B und C im Zeitraum von April 2024 bis Oktober 2025	41
Abb. 21: Tiefenprofile der Chlorophyll a-Gesamtkonzentration an Messterminen des Jahres 2025	42
Abb. 22: Tiefenprofile der Fluoreszenzsondenmessungen für die Cyanobakterien an ausgewählten Terminen im Jahr 2025	45

Abb. 23: Tiefenprofile der Fluoreszenzsondenmessungen für die Cryptophyta an ausgewählten Terminen im Jahr 2025	45
Abb. 24: Zeitliche Entwicklung der Anzahl der Phytoplankton-Taxa im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und dem Mittelwert sowie der Standardabweichung unter den FPV-Anlagen für die Untersuchungstermine im Jahr 2025.....	46
Abb. 25: Zeitliche Entwicklung des Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons unter den FPV-Anlagen im Vergleich mit der Referenzstelle (R) im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2025.....	47
Abb. 26: Zeitliche Entwicklung des Biovolumens von <i>Planktothrix agardhii</i> / <i>rubescens</i> unter den FPV-Anlagen im Vergleich mit der Referenzstelle (R) im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2025.....	48
Abb. 27: Zeitliche Entwicklung des Biovolumens von <i>Planktoniolyngbya limnetica</i> unter den FPV-Anlagen im Vergleich mit der Referenzstelle (R) im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2025	48
Abb. 28: Zeitliche Entwicklung des gemittelten Biovolumens von <i>Mougeotia</i> sp. unter den FPV-Anlagen im Vergleich mit der Referenzstelle (R) im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2025	49
Abb. 29: Dominanzstruktur des Phytoplanktons an der Referenzstelle für die häufigsten Taxa (Basis: Mittelwerte April - Oktober 2025).....	50
Abb. 30: Anteile der sonstigen häufigeren Phytoplankton-Taxa an der Referenzstelle (Basis: Mittelwerte April - Oktober 2025).....	50
Abb. 31: Dominanzstruktur des Phytoplanktons unter den FPV-Anlagen für die häufigsten Taxa (Basis: Mittelwerte April - Oktober 2025).....	50
Abb. 32: Anteile der sonstigen häufigeren Phytoplankton-Taxa unter den FPV-Anlagen (Basis: Mittelwerte April - Oktober 2025).....	50
Abb. 33: Zeitlicher Verlauf des Shannon-Index (H_s) für die Phytoplanktonzönose im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen an den Untersuchungsterminen im Jahr 2025	53
Abb. 34: Zeitlicher Verlauf der Evenness (E) für die Phytoplanktonzönose im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen an den Untersuchungsterminen im Jahr 2025	53
Abb. 35: Mittelwerte der Zooplankton-Abundanzen der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C für die Termine im Untersuchungszeitraum 15.04.2025 – 20.10.2025	56
Abb. 36: Mittelwerte der Zooplankton-Biomasse an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C für die Termine im Untersuchungszeitraum 15.04.2025 – 20.10.2025	57
Abb. 37: Zeitlicher Verlauf der Gesamt-Abundanz des Zooplanktons an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025	57
Abb. 38: Zeitlicher Verlauf der Gesamt-Biomasse des Zooplanktons an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025	58
Abb. 39: Zeitlicher Verlauf der Rotatorien-Abundanz an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025	58
Abb. 40: Zeitlicher Verlauf der Rotatorien-Biomasse an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025	59
Abb. 41: Zeitlicher Verlauf der Copepoden-Abundanz an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025.....	59

Abb. 42: Zeitlicher Verlauf der Copepoden-Biomasse an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025	60
Abb. 43: Zeitlicher Verlauf der Cladoceren-Abundanz an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025.....	60
Abb. 44: Zeitlicher Verlauf der Cladoceren-Biomasse an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025.....	61
Abb. 45: Dominanzstruktur der Rotatorien an den Untersuchungsstellen (R, FPV A, FPV B und FPV C) auf Basis der Biomasse für den Untersuchungszeitraum 15.04.2025 bis 20.10.2025	62
Abb. 46: Dominanzstruktur der Copepoden an den Untersuchungsstellen (R, FPV A, FPV B und FPV C) auf Basis der Biomasse für den Untersuchungszeitraum 15.04.2025 bis 20.10.2025	63
Abb. 47: Dominanzstruktur der Cladoceren an den Untersuchungsstellen (R, FPV A, FPV B und FPV C) auf Basis der Biomasse für den Untersuchungszeitraum 15.04.2025 bis 20.10.2025	64
Abb. 48: Zeitlicher Verlauf des Shannon-Index (Hs) für die Zooplanktonzönose im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A, B und C in den Jahren 2024 und 2025	65
Abb. 49: Zeitlicher Verlauf der Evenness (E) für die Zooplanktonzönose im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A, B und C in den Jahren 2024 und 2025.....	66
Abb. 50: Aus dem Epilimnion geborgene Sedimentationsfalle (FPV-Anlage B, 26.08.2025).....	68
Abb. 51: Aus dem Hypolimnion geborgene Sedimentationsfalle (FPV-Anlage B, 26.08.2025).....	68
Abb. 52: Volumen des mit den Sedimentationsfallen aufgefangenen Materials im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A und B für die Leerungen am 26.08.2025 (Expositionszeitraum: 98 Tage) und 11.12.2025 (Expositions-dauer: 105 Tage)	69
Abb. 53: Trockenmasse des mit den Sedimentationsfallen aufgefangenen Materials im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A und B für die Leerungen am 26.08.2025 (Expositionszeitraum: 98 Tage) und 11.12.2025 (Expositions-dauer: 105 Tage).....	69
Abb. 54: Anteil der Trockensubstanz am mit den Sedimentationsfallen aufgefangenen Material im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A und B für die Leerungen am 26.08.2025 (Expositionszeitraum: 98 Tage) und 11.12.2025 (Expositions-dauer: 105 Tage)	70
Abb. 55: Glühverlust des mit den Sedimentationsfallen aufgefangenen Materials im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A und B für die Leerungen am 26.08.2025 (Expositionszeitraum: 98 Tage) und 11.12.2025 (Expositions-dauer: 105 Tage)	70
Abb. 56: Segmenteinteilung des Morkasees (links) und exemplarische Modell-querschnitte (rechts) durch die Segmente 17, 11 und 4	72
Abb. 57: Klimatische Wasserbilanz des Morkasees berechnet auf der Grundlage der meteorologischen Messreihe von 2010 bis 2024 an der DWD-Station Hoyerswerda.	73

Abb. 58: Resultierende Wasserbilanz des Mortkasees für den Kalibrierungs- und Prognosezeitraum auf Grundlage der meteorologischen Messreihe von 2010 bis 2024	74
Abb. 59: Gemessener (rot) und mit dem angepassten limnophysikalischen Modell CE-QUAL-W2 berechneter (blau) Anstieg des Wasserstands im Mortkasee	76
Abb. 60: Auszug der im Jahr 2022 gemessenen (rot) und mit dem angepassten limnophysikalischen Modell CE-QUAL-W2 berechneten (blau) Tiefenprofile für Temperatur, Sauerstoff und Sulfat im Mortkasee	78
Abb. 61: Varianten der Abdeckung durch PV-Module für die Prognoserechnungen des Mortkasees.	79
Abb. 62: Entwicklung der Wassertemperatur des Mortkasees unter dem Witterungseinfluss des hydrologischen Jahres 2024 im Tiefenwasserbereich des nördlichen Hauptbeckens (Segment 11) bei einem Wasserstand von +123,0 m NHN als Konturdiagramm	81
Abb. 63: Entwicklung der Wassertemperaturen des Mortkasees für den 15-jährigen Prognosezeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2010 bis 2024) als Konturdiagramm.....	83
Abb. 64: Entwicklung der Sauerstoffsättigung des Mortkasees für den 15-jährigen Prognosezeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2010 bis 2024) als Konturdiagramm.....	84
Abb. 65: Mittlere volumengewichtete (links) und absolute maximale (rechts) Wassertemperatur des Mortkasees in Abhängigkeit von der Abdeckung durch PV-Module mit geringer Windabschattung, Variante 3.2 mit hoher Windabschattung	85
Abb. 66: Volumengewichtete mittlere Wassertemperatur des Mortkasees in Abhängigkeit von der Abdeckung durch PV-Module für den 15-jährigen Modellzeitraum	87
Abb. 67: Temperaturdifferenzen im Mortkasee mit unterschiedlicher Abdeckung durch FPV-Anlagen im Vergleich zur Referenzvariante für den 15-jährigen Prognosezeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2010 bis 2024) als Konturdiagramm	89
Abb. 68: Fünftägiges gleitendes Mittel der Schmidt-Stabilität der sommerlichen Schichtung des südlichen Hauptbeckens im Mortkasee für die 15 Modelljahre des Prognosezeitraums auf der Grundlage der aktuellen Klimadaten von 2010 bis 2024 für die Referenzvariante und für die betrachteten Varianten mit FPV-Anlagen	90
Abb. 69: Tiefenlage der Thermokline des südlichen Hauptbeckens im Mortkasee für die 15 Modelljahre des Prognosezeitraums auf Grundlage der aktuellen Klimadaten von 2010 bis 2024 für die Referenzvariante und die Varianten mit FPV-Anlagen	92
Abb. 70: Gewässerverdunstung (schwarz) und klimatische Wasserbilanz (blau) in mm/a des Mortkasees in Abhängigkeit der Abdeckung mit PV-Modulen für den 15-jährigen Modellzeitraum.....	94
Abb. 71: Anzahl der Tage im Jahr mit einer Sauerstoffkonzentration unter 4 mg/L an der tiefsten Stelle des Mortkasees in Abhängigkeit von der Abdeckung mit PV-Modulen für den 15-jährigen Modellzeitraum auf der Grundlage der aktuellen Klimadaten von 2010 bis 2024.....	96
Abb. 72: Differenzen des Sauerstoffs im Mortkasee mit unterschiedlicher Abdeckung durch FPV-Anlagen im Vergleich zur Referenzvariante für den 15-jährigen Prognosezeitraum auf der Grundlage der aktuellen Klimadaten (2010 bis 2024) als Konturdiagramm.....	97

A Allgemeiner Berichtsteil (Kurzdarstellungen)

1 Aufgabenstellung

Durch die Energiewende ist in Deutschland das Interesse an einer Einbeziehung von Gewässern in die Gewinnung regenerativer Energien nicht zuletzt aufgrund eines potentiell effizienteren Anlagenbetriebs als bei landgestützten Anlagen stark gestiegen. Neben der thermischen Nutzung von Flüssen und Seen zur Wärmeengewinnung steht die Nutzung von Wasserflächen zur Stromerzeugung durch den Einsatz schwimmender Solaranlagen (FPV-Anlagen) dabei im Vordergrund. Voraussetzung für die Genehmigungsfähigkeit der Nutzung von Gewässern ist die gewässerökologische Verträglichkeit gemäß der aktuellen Rechtslage, die keine Verschlechterung des ökologischen Zustands erlaubt (EG-WRRL 2000). Primär hat die Abdeckung der Wasseroberfläche durch Photovoltaikanlagen Auswirkungen auf die limnophysikalischen Eigenschaften eines Sees. Diese können unmittelbar Einfluss nehmen auf die räumliche, zeitliche und funktionale Entwicklung biozönotischer Strukturen, die u. a. grundlegend sind für die Gewässerbewertung (Leßmann 2023, Nobre et al. 2023, Mehl et al. 2024).

Das PV2Float-Vorhaben (pv2float.net) widmete sich der technischen Weiterentwicklung von FPV-Anlagen im Hinblick auf mögliche Kostenreduktionen, die Integration in die Raumplanung und Errichtung von Großanlagen unter Betrachtung der Wirtschaftlichkeit und der ökologischen Auswirkungen. Darüber hinaus wurden die Potenziale und die Akzeptanz der Technologie analysiert (Abb. 1) (Beinert et al. 2026).

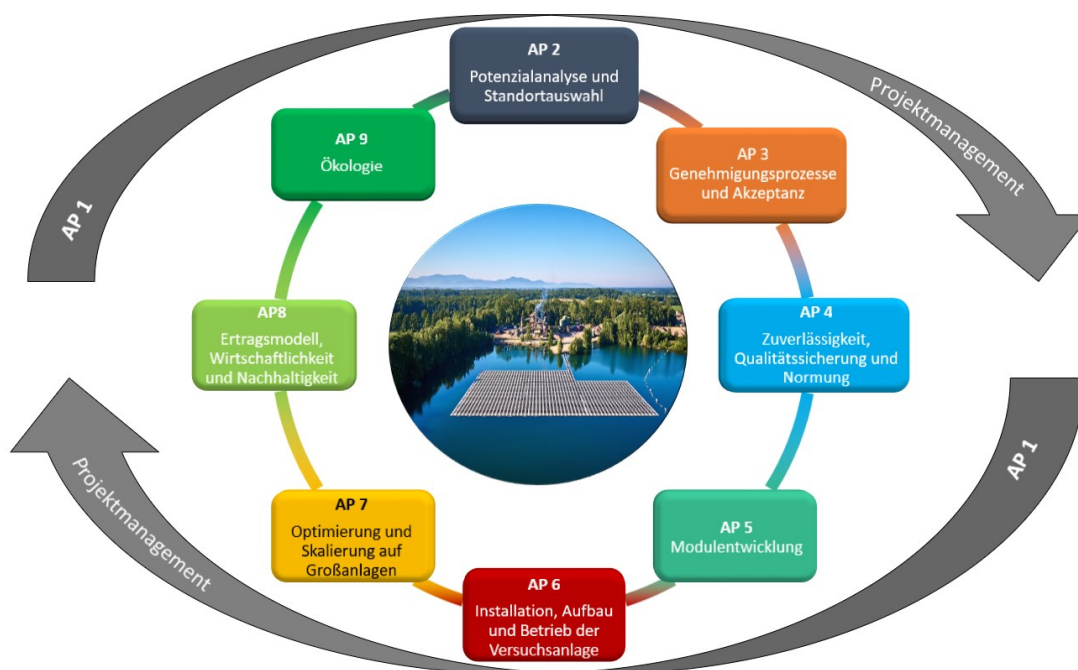


Abb. 1: Übersichtsschema zum Forschungsvorhaben PV2Float mit seinen Arbeitspaketen (Grafik: Fraunhofer ISE)

Im vorliegenden Teilprojekt erfolgte eine umfassende Untersuchung verschiedener ökosystemrelevanter Bereiche, bei denen von einer potentiellen Beeinflussung durch FPV-Anlagen auszugehen war. Die Spannweite der Untersuchungen reichte dabei von physikalischen

Parametern, die u.a. das Durchmischungsverhalten des Wasserkörpers bestimmen über die biologische Besiedlung bis zu Sedimentbildungsprozessen. Ergänzend wurden limnophysikalische Modellierungen durchgeführt, um die Auswirkungen unterschiedlicher Dimensionierungen von FPV-Anlagen zu betrachten. Die Ergebnisse der Untersuchungen stellen damit entsprechend der Zielstellung einen wichtigen Beitrag zur Beurteilung der gewässerökologischen Verträglichkeit und damit Genehmigungsfähigkeit von FPV-Anlagen dar.

2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Durch die Zusammenarbeit in einem Konsortium aus Spezialisten unterschiedlicher Fachgebiete für PV-Anlagen (Fraunhofer ISE und RWE Renewables) und den am Fachgebiet Gewässerökologie der BTU vorhandenen gewässerökologischen Kenntnissen in Zusammenarbeit mit dem IWB – Privates Institut für Wasser und Boden GmbH speziell im Hinblick auf Bergbaufolgegewässer waren sehr gute Voraussetzungen für die Durchführung des Vorhabens gegeben.

Das Fachgebiet Gewässerökologie (vormals: Lehrstuhl Gewässerschutz) in der Fakultät Umwelt und Naturwissenschaften der BTU Cottbus-Senftenberg beschäftigt sich vorrangig mit der Forschung und Ausbildung in den Bereichen Gewässerökologie und Management von Gewässern (www.b-tu.de/fg-gewaesseroekologie). Auf dem Gebiet der Forschung besteht eine über 25-jährige Expertise zur Ökologie von Stand- und Fließgewässern mit den Arbeitsschwerpunkten Gewässer in Bergbaufolgelandschaften, Gewässerbelastungen, Gewässerbewertung entsprechend der Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Sanierung und Restaurierung anthropogen veränderter Gewässer sowie Gewässeruntersuchungen aller Art. Methodische Spezialisierungen gibt es u. a. auf den Gebieten Primärproduktionsmessungen, Respirationmessungen, Nährstoffanalysen, Sedimentuntersuchungen, Trophie-Modellierung. Für die Freilanduntersuchungen stand ein umfangreiches Methodeninventar zur Verfügung. Die hohe wissenschaftliche Qualifikation und Kompetenz für das Teilvorhaben ergeben sich auch aus den zahlreichen Publikationen der Mitarbeiter des Fachgebiets (www.b-tu.de/fg-gewaesseroekologie/publikationen).

Die im Projekt als Auftragnehmer mitwirkende IWB - Privates Institut für Wasser und Boden GmbH ist ein langjähriger BTU-Kooperationspartner bei zahlreichen gewässerbezogenen Projekten in Bergbaufolgelandschaften, u. a. auch im Rahmen von Studien zur thermischen Seewassernutzung. Das IWB verfügt ergänzend zu den BTU-Kompetenzen über langjährige Expertise in hydrogeochemischen und limnophysikalischen Untersuchungen und Modellierungen insbesondere mit Bezug zu bergbaubeeinflussten Gewässern. Aus der Zusammenarbeit sind zahlreiche gemeinsame Studien für Bergbauunternehmen und Behörden hervorgegangen (s. auch www.iwb-dresden.de/index.php/de/publikationen).

3 Planung und Ablauf des Vorhabens

Für das PV2Float-Vorhaben wurde die Bearbeitung von neun Arbeitspaketen geplant (Beinert et al. 2026):

- AP 1: Projektmanagement
- AP 2: Potenzialanalyse und Standortauswahl für die Versuchsanlage
- AP 3: Genehmigungsprozesse, Akzeptanz und Normung
- AP 4: Zuverlässigkeit, Qualitätssicherung und Normung für FPV-Anlagen
- AP 5: Modulentwicklung
- AP 6: Konzeption, Aufbau und Betrieb der Versuchsanlage
- AP 7: Optimierung und Skalierung auf Großanlagen
- AP 8: Ertragsmodell, Wirtschaftlichkeit und Nachhaltigkeit
- AP 9: Ökologie

Abgesehen von der Bearbeitung des AP 9 erfolgte eine Beteiligung des vorliegenden Teilvorhabens an den APs 2, 3, 4 und 6.

Durch wiederholte Änderungen der Zusammensetzung der Partner im Verbund und insbesondere auch wegen unvorhergesehener Schwierigkeiten bei der Auswahl eines geeigneten Versuchsgewässers in Verbindung mit langwierigen nachfolgenden Genehmigungsverfahren sowie mit Lieferengpässen beim Bau der FPV-Anlagen kam es zu erheblichen Verzögerungen bei der Durchführung des Vorhabens, so dass die ursprünglichen Planungen hinsichtlich der technischen Ausführungen der FPV-Anlagen angepasst werden mussten und die Untersuchungen auf dem Untersuchungsgewässer und an den FPV-Anlagen erst im Frühjahr bzw. Sommer 2024 begonnen werden konnten. Abgesehen von den Verzögerungen waren die geplanten gewässerökologischen Untersuchungen hiervon nicht direkt betroffen. Um aussagekräftige Ergebnisse eines ausreichend langen Zeitraums zu gewinnen, wurden die Untersuchungen bis Dezember 2025 ausgedehnt.

Während des Vorhabens fanden regelmäßig Beratungen der Projektpartner statt. Im November 2024 wurde in Lohsa eine Einweihungs- und Informationsveranstaltung mit zahlreichen geladenen Gästen sowie für interessierte Bürger durchgeführt.

4 Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde

Zu Vorhabenbeginn lag keine umfassende Analyse der Auswirkungen von FPV-Anlagen auf Seeökosysteme vor, da die Technologie erst seit einigen Jahren zunehmend eingesetzt wird. Schwerpunkt sind dabei die südostasiatischen Länder. In Europa stellen die Niederlande einen Vorreiter dar (Pires & Loos 2020). Standen zunächst vor allem technologische Fragen zur Optimierung des Einsatzes von FPV-Anlagen im Mittelpunkt von wissenschaftlichen Untersuchungen, wurden in den letzten Jahren auch zunehmend ökologisch ausgerichtete Forschungsvorhaben begonnen, u. a. das vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) geförderte Vorhaben „Schwimmende PV-Anlagen und ihre Auswirkungen auf Natur und Landschaft“ (www.bfn.de/projektsteckbriefe/schwimmende-pv-anlagen-und-ihre-auswirkungen-auf-natur-und-landschaft). Erste umfassendere Studien, die sich im Review mit den gewässerökologischen Auswirkungen der Abdeckung von Seeoberflächen befassen, wurden von Nobre et al. (2023) und Mehl et al. (2024) nach Beginn des PV2Float-Vorhabens veröffentlicht. Die

Publikation von umfassenderen gewässerökologischen Untersuchungen an Seen, die sich nicht nur auf Modellierungsergebnisse stützen, sind bisher rar und befassen sich fast ausschließlich mit dem Wärmehaushalt der Gewässer. Den aktuellen Kenntnisstand zu den verschiedensten Aspekten von FPV-Anlagen fassen Baltins et al. (2025) zusammen.

Auf der Basis vorhandener gewässerökologischer Kenntnisse konnte von bestimmten Auswirkungen des Einsatzes von FPV-Anlagen hauptsächlich verursacht durch die Abdeckung der Seeoberfläche ausgegangen werden. Bei FPV-Anlagen lassen sich unmittelbar von den Anlagen ausgehende Wirkungen und aus diesen resultierende Folgewirkungen auf Seeökosysteme unterscheiden (Abb. 2).

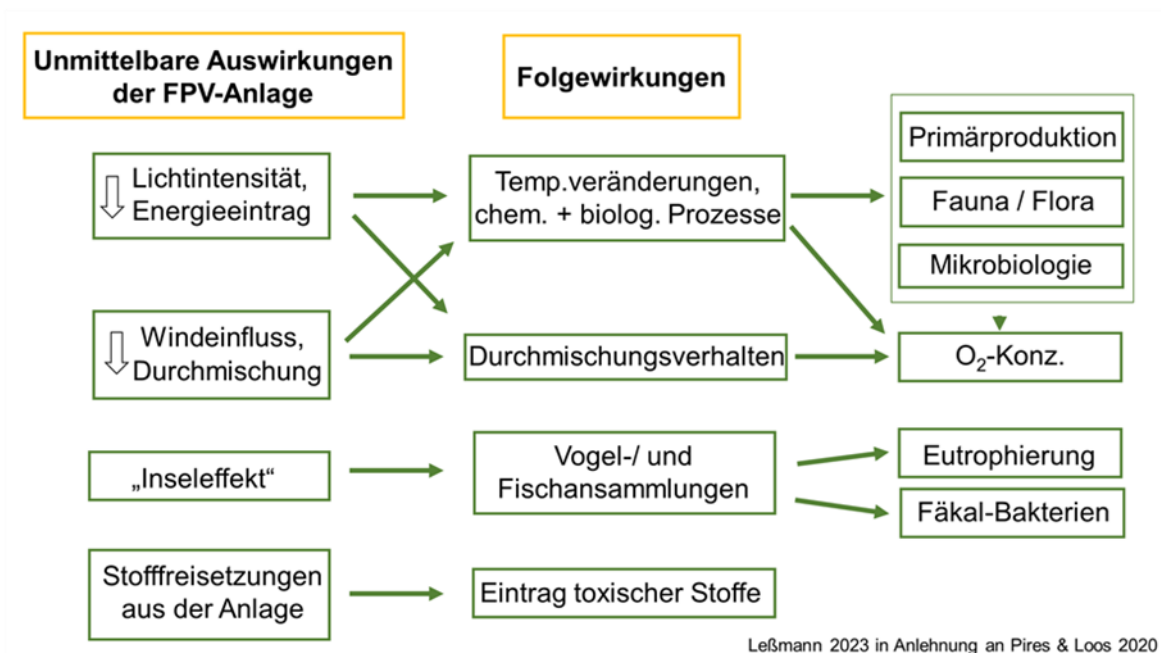


Abb. 2: Potentielle Auswirkungen von FPV-Anlagen auf die Ökologie von Seen

Neben der Verminderung der Lichtintensität unter den Anlagen um je nach Anlagendesign 73 % bis fast 100 % (Bax et al. 2023) kommt es durch FPV-Anlagen dementsprechend auch zur Reduktion der Wärmeeinstrahlung. Andererseits können die Anlagen die Wärmeabgabe an die Atmosphäre auch vermindern. Dadurch wird FPV-Anlagen ein Puffereffekt auf den Wärmehaushalt von Seen zugeschrieben. So wurde festgestellt, dass sich sowohl das Aufwärmen als auch das Abkühlen des Wasserkörpers um bis zu zwei Stunden im Tagesverlauf verzögern kann (Ilgen et al. 2023).

Je nach Seetyp sind durch die Beeinflussung des Wärmehaushalts auch Auswirkungen auf Schichtung und Durchmischung zu erwarten. Die Windenergie führt in Seeökosystemen zu Strömungen und Wellenbildung, die wiederum Einfluss auf die Durchmischung von Wasserschichten oder des gesamten Wasserkörpers haben (Geller & Hupfer 2025). Unter FPV-Anlagen kann die Windgeschwindigkeit um mehr als 20 % reduziert sein (Ilgen et al. 2023). Hierzu liegen jedoch nur wenige Untersuchungen vor. Es ist davon auszugehen, dass es neben der geringeren horizontalen und vertikalen Durchmischung des Wasserkörpers auch zu Veränderungen des Schichtungsverhaltens in tiefen Seen mit Auswirkungen auf die Schichtungsdauer und die Mächtigkeit von Epi- und Hypolimnion kommen kann, die abhängig

sind vom Grad der Abdeckung der Wasseroberfläche. Im ungünstigsten Fall könnte fehlende Windenergie auch den Übergang eines holomiktischen Sees zur Meromixis begünstigen (Mehl et al. 2024). Eine verlängerte Schichtungsperiode führt zu einem verringerten Austausch zwischen oberflächennahen Wasserschichten und dem Tiefenwasser, wodurch hypoxische bzw. anoxische Bedingungen im Hypolimnion nährstoffreicher Seen verlängert werden.

Auch die Sedimentationsrate kann durch den Wind beeinflusst werden (Valipour et al. 2017). Sie hat Auswirkungen auf die Menge gelöster Stoffe in der Wassersäule, was wiederum eine Veränderung der Photosynthese und Verhaltensänderungen von Prädatoren zur Folge haben kann (Davies-Colley & Smith 2001).

Durch die Installation von FPV-Anlagen entstehen zudem neue Lebensräume für Organismen, die Einfluss nehmen können auf die Nährstoffkreisläufe im Gewässer, wenn z.B. eine dichte Besiedlung der Schwimmkörper durch Periphyton erfolgt. Normalerweise nimmt dessen Anteil an der Primärproduktion im Verhältnis zum Phytoplankton mit der Tiefe ab (Vadeboncoeur & Steinman 2002). Durch FPV-Anlagen kann dieses Verhältnis verändert werden. Der Bewuchs mit Muscheln der Gattung *Dreissena*, die durch die FPV-Anlagen Habitate im Epilimnion eines Sees finden, kann durch deren sehr effektive Filtration des Seewassers zu einer Verringerung der Planktonbiomasse führen und damit auch die Nährstoffkonzentrationen beeinflussen (Ilgen et al. 2025). Nutzen Vögel die FPV-Anlagen zur Rast oder als Brutplatz kommt es durch ihre Ausscheidungen zu erhöhten Nährstoffeinträgen. Je nach Intensität der Durchmischung des Seewasserkörpers können sich die Auswirkungen auf den Stoffhaushalt im gesamten See oder lokal begrenzt im Umfeld der FPV-Anlagen zeigen (Lima et al. 2021).

Für die Primärproduzenten spielt die Lichtverfügbarkeit eine zentrale Rolle. Unter FPV-Anlagen kommt es zu veränderten Lichtverhältnissen (Ilgen et al. 2023), an die einige Gruppen des Phytoplanktons sich besser anpassen können als andere. Zum Beispiel ist der Lichtsammelkomplex (Phycobilisom) der Cyanobakterien in der Lage, sich auf unterschiedliche Art und Weise auf sich verändernde Lichtverhältnisse einzustellen (chromatische Akklimatisierung). Diese Anpassungsmöglichkeiten liefern den Cyanobakterien einen Vorteil in der Ressourcennutzung (Mondal et al. 2024), da dadurch auch Wellenlängen erschlossen werden können, die dem Chlorophyll nur eingeschränkt zugänglich sind (Sanfilippo et al. 2019). Phytoplankton ist zwar größtenteils photoautotroph, einige Gruppen sind aber in der Lage, sich sowohl autotroph als auch heterotroph durch z. B. Phagotrophie zu ernähren (Mixotrophie). Diese Ernährungsweise kann hilfreich sein, wenn es zu Lichtmangel kommt oder mineralische Nährstoffe fehlen.

Es ist davon auszugehen, dass sich die Phytoplanktonzönose mithilfe unterschiedlicher Anpassungen auf die veränderten abiotischen Bedingungen unter FPV-Anlagen einstellen kann. Die meisten Autoren beschreiben, dass FPV-Anlagen die Algenbiomasse reduzieren (Al-Widyan et al. 2021, Andini et al. 2022). Sie beziehen sich dabei entweder auf die größere Transparenz des Wassers oder die ermittelten Chlorophyll a-Konzentrationen. Die Chlorophyll a-Konzentration spiegelt allerdings nur näherungsweise die Algenbiomasse wider (Geller & Hupfer 2025).

Li et al. (2011) konnten mithilfe kleiner Pontons mit einer Fläche von 9 m² zeigen, dass eine Lichtreduktion um 95 % sowohl die Chlorophyll a-Konzentration als auch die Algendichte negativ beeinflussen. Gleichzeitig war die Nährstoffkonzentration im beschatteten Bereich höher, was zu einer Eutrophierung der umliegenden Bereiche beitragen oder zu einem Nährstoffabfluss in andere Gewässer führen kann.

In Flachwasserzonen mit Makrophytenbestand konnte beobachtet werden, dass benthische Cyanobakterien in Flachseen unter FPV-Anlagen zunehmen, was Auswirkungen auf die

Wassergüte hat. Dieser Effekt zeigte sich allerdings nur im Zentrum der FPV-Anlagen, wo die Cyanobakterien durch u. a. ihre Lichtsammelkomplexe einen Vorteil gegenüber anderen benthischen Algen und Makrophyten haben (Sandrini et al. 2025). Veränderungen der Struktur der Phytoplanktonzönose können die Primärproduktion beeinflussen und können dadurch auch Auswirkungen auf die Sauerstoffkonzentration haben, die bei geringerer Photosyntheseleistung abnehmen kann.

Insgesamt ist mit diversen Veränderungen der Phytoplanktonzönose zu rechnen, die abhängig sind vom Grad der Eutrophierung eines Sees und von den Biozönosestrukturen (Mehl et al. 2024). Da das Phytoplankton am Beginn der Nahrungskette in Seeökosystemen steht, sind ebenfalls Auswirkungen auf die Zooplanktonzönose zu erwarten. Untersuchungen dazu liegen bisher nicht vor.

Mit der Frage der Freisetzen gewässerrelevanter Stoffe aus FPV-Anlagen befasste sich ein anderes Teilvorhaben (AP 4.4) des PV2Float-Projekts (Beinert et al. 2026).

5 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Neben der engen Zusammenarbeit mit den Verbundprojektpartnern Fraunhofer ISE und RWE Renewables Europe & Australia GmbH sowie den unmittelbar in das Vorhaben eingebundenen Partnern IWB – Privates Institut für Wasser und Boden GmbH, AquaLytis GmbH und Bioskop gab es mehrere Unterstützer, die die Untersuchungen erst ermöglichten. So wurde das Vorhaben u. a. durch die Bereitstellung umfangreicher, sich über einen längeren Zeitraum erstreckender Monitoringdaten des Morkasees von der Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (LTV) unterstützt. Die Spreewaldfish GmbH stellte ihr Betriebsgelände am Morkasee als Logistikstandort für den Aufbau der FPV-Anlagen sowie die Untersuchungen zur Verfügung. Die chemischen Analysen der Seewasserproben erfolgten durch das Labor für Chemische Analytik und Biogeochemie am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin. Allen, die die Durchführung des Vorhabens unterstützt und zu dessen Gelingen beigetragen haben, gilt großer Dank.

B Spezieller Berichtsteil (eingehende Darstellung)

1 Ergebnisbericht

1.1 Ziele und Mitteleinsatz

Im Teilvorhaben wurden die gewässerökologischen Auswirkungen des Einsatzes von schwimmenden Photovoltaikanlagen (FPV) untersucht. Die Abdeckung eines Teils der Seefläche durch FPV beeinflusst primär den Wärmehaushalt und das Lichtklima im Gewässer. Die daraus resultierenden Veränderungen wirken sich auf die limnophysikalischen Eigenschaften des Wasserkörpers und die Primärproduktion aus. Indirekt ergeben sich daraus Folgen für den Sauerstoffhaushalt und die biozönotischen Strukturen einschließlich der Nahrungsnetze und Stoffkreisläufe. Durch FPV werden zudem neue Habitate im Gewässer geschaffen, die zumindest lokal Einfluss auf die Gesamtbesiedlungsstrukturen und Stoffkreisläufe nehmen können (s. auch Kapitel A 4).

Die Ziele des Teilprojekts umfassten die Ermittlung der durch FPV-Anlagen verursachten limnophysikalischen Veränderungen im Wasserkörper sowie der daraus resultierenden Veränderungen biozönotischer Strukturen des Planktons. Darauf basierend sollten die Auswirkungen unterschiedlicher Anlagenskalierungen mit einem limnophysikalischen Modell simuliert werden. Insgesamt war es Ziel des Vorhabens, einen Beitrag zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von FPV-Anlagen zu leisten und damit wichtige Entscheidungsgrundlagen für Anwender und Genehmigungsbehörden zu liefern.

Entsprechend den Zielen und dem zu deren Erreichen notwendigen Arbeitsumfang wurde die Zuwendung für Personal- und Sachmittel verwendet. Dabei wurden auch externe Partner aufgrund ihrer Kompetenz hinsichtlich bestimmter Bearbeitungen einbezogen, die ebenfalls aus der Zuwendung finanziert wurden (s. auch Kapitel A 2).

1.2 Material und Methoden

1.2.1 Versuchsgewässer Morkasee

Für die Durchführung des Vorhabens wurde der Morkasee ausgewählt (Abb. 3). Der See liegt in der sächsischen Oberlausitz nahe der Ortschaft Lohsa. Er entstand in den Jahren 1967 bis 1972, nachdem der Braunkohlebergbau dort 1960 eingestellt und das Restloch Mortka mit Abraum partiell verfüllt worden war. Über einen Verbindungsgraben ist der Morkasee mit dem Silbersee (Restloch Friedersdorf) verbunden. In beide Seen kann Wasser aus der Kleinen Spree eingespeist werden. Die Speicherfunktion kommt insbesondere bei Hochwasser und während Niedrigwasserphasen in der Spree zu deren Abflussstützung zum Tragen. Die Bewirtschaftung erfolgt durch die Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen (LTV).

Aufgrund bergbaubedingter instabiler Uferböschungen ist der See Sperrgebiet. Der Betrieb einer Fischzuchtanlage am Westufer wurde vor einigen Jahren wegen des massenhaften Auftretens Toxin-bildender Cyanobakterien (insbesondere der Burgunderblutalge *Planktothrix rubescens* und der Bündel-Schwingalge *P. agardhii*) eingestellt.

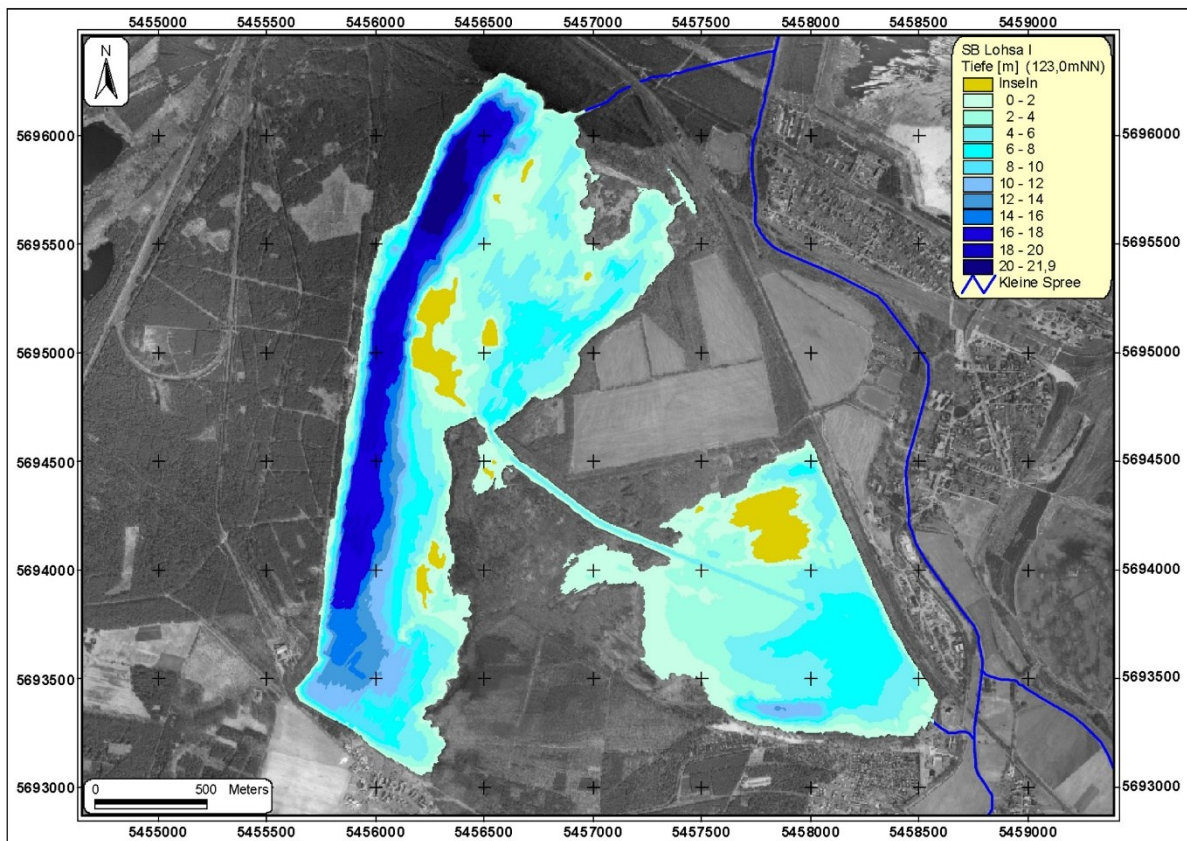


Abb. 3: Bathymetrische Karte des Speicherbeckens Lohsa I mit Morkasee (links) und Silbersee (rechts) (aus Hofmann 2004)

1.2.1.1 Morphologie des Seebeckens und morphometrische Kennwerte

Das Becken des Morkasees ist durch die Abbautechnologie des Tagebaus geprägt. Es ist längsgestreckt von Nord nach Süd und zeichnet sich durch einen am Westufer entlanglaufenden tiefen Randschlauch aus, der im Gegensatz steht zu den großflächigen vor allem nordöstlichen Flachwasserbereichen (Abb. 3). Bei einer Fläche von ca. 230 ha hat der See ein Volumen von rund 17,5 Mio m³ (Tab. 1). Mit einer maximalen Tiefe von rund 22 m und einer mittleren Tiefe von 7,6 m weist der See eine stabile sommerliche Schichtung auf. Für die theoretische Epilimniontiefe errechnen sich 7,1 m (Hofmann 2004).

Der Steckbrief Oberflächenwasserkörper des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie weist mit 15,35 Mio m³ ein etwas niedrigeres Volumen und mit 7,28 m eine etwas geringere mittlere Tiefe für den See aus (SLULG 2025).

Tab. 1: Morphometrische Kennwerte des Speichersystems Lohsa I mit Mortkasee (TB Mortka) und Silbersee (TB Friedersdorf) sowie des die beiden Seen verbindenden Kanals (aus Hofmann 2004)

Morphometrische Parameter (Stauziel = 123,0 mNN)			TB Friedersdorf	TB Mortka	Kanal	SB Lohsa I
A	Oberfläche	[ha]	118,4	229,0	6,4	353,8
A _I	Insellfläche	[ha]	7,8	8,2	0,2	16,2
V	Volumen	[Mill. m ³]	4,20	17,48	0,14	21,82
L _U	Uferlänge	[m]	6 050	10 150	2 600	18 800
U	Uferentwicklung	-	1,6	1,9	2,9	2,8
L _e	effektive Länge	[m]	1 450	2 790	-	-
B _e	effektive Breite	[m]	1 120	1 260	-	-
D _a	effektive Achsenlänge	[m]	1 285	2 025	-	-
Z _{max}	maximale Tiefe	[m]	12,4	21,9	6,3	21,9
Z _{mittl}	mittlere Tiefe	[m]	3,5	7,6	2,2	6,2
Z _{med}	Mediantiefe	[m]	3,5	5,9	1,9	4,7
Z ₉₀	Tiefe [V (90 %)]	[m]	5,3	13,8	3,6	12,9
Z _{epi,theor}	theor. Epilimniontiefe	[m]	6,2	7,1	-	-
F	Tiefengradient	-	2,0	3,1	-	-

1.2.1.2 Seetypologie und behördliche Qualitätsbewertung

Gemäß dem Steckbrief Oberflächenwasserkörper des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (SLULG 2025) für den Bewirtschaftungszeitraum 2022 – 2027 ist der Mortkasee ein künstliches Gewässer, das dem LAWA-Seetyp 10 (geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet) zuzuordnen ist. Die Trophie bewegt sich danach im Bereich „mesotroph 2“. Der chemische Zustand wird mit „nicht gut“ angegeben. Dies ist zurückzuführen auf Überschreitung der Umweltqualitätsnormen (UQN) bei prioritären Stoffen nach Anlage 8 der OGewV (2016) für bromierte Diphenylether sowie Quecksilber und deren Verbindungen.

1.2.2 FPV-Anlagen

Auf dem Mortkasee wurden im Jahr 2024 drei FPV-Versuchsanlagen installiert (Abb. 4). Sie haben jeweils eine Fläche von rund 200 m² und bedecken zusammen rund 0,03 % der Seefläche. Die Leistung beträgt jeweils rund 30 kWp.

Die installierten Anlagen unterscheiden sich durch die Unterkonstruktion. Die verwendeten PV-Module sind dagegen identisch. Die Unterschiede liegen in der Form der Schwimmkörper und der Fixierung der PV-Module, die alle eine Ost-West-Ausrichtung haben (Beinert et al. 2026). Die Anlagen A (Abb. 5) und C (Abb. 7) sind so konstruiert, dass die PV-Module dachartig bis zu über 1 m über der Gewässeroberfläche liegen. Dadurch befinden sich direkt unter dem größten Teil der Module keine Pontons. Der Freiraum unter Anlage A ist dabei noch deutlich größer als bei Anlage C. Anlage B ist dagegen so aufgebaut, dass mehr oder weniger die gesamte Wasseroberfläche von Pontons bedeckt wird (Abb. 6). Im Gegensatz zu den Anlagen A und C sind die Module zudem flexibel gelagert, so dass sie Wellenbewegungen mitmachen können. Die unterschiedliche Bauweise der Unterkonstruktionen kann ggf. zu Unterschieden im Grad der Beschattung der Wasseroberfläche und in der Angriffsfläche für den Wind führen.

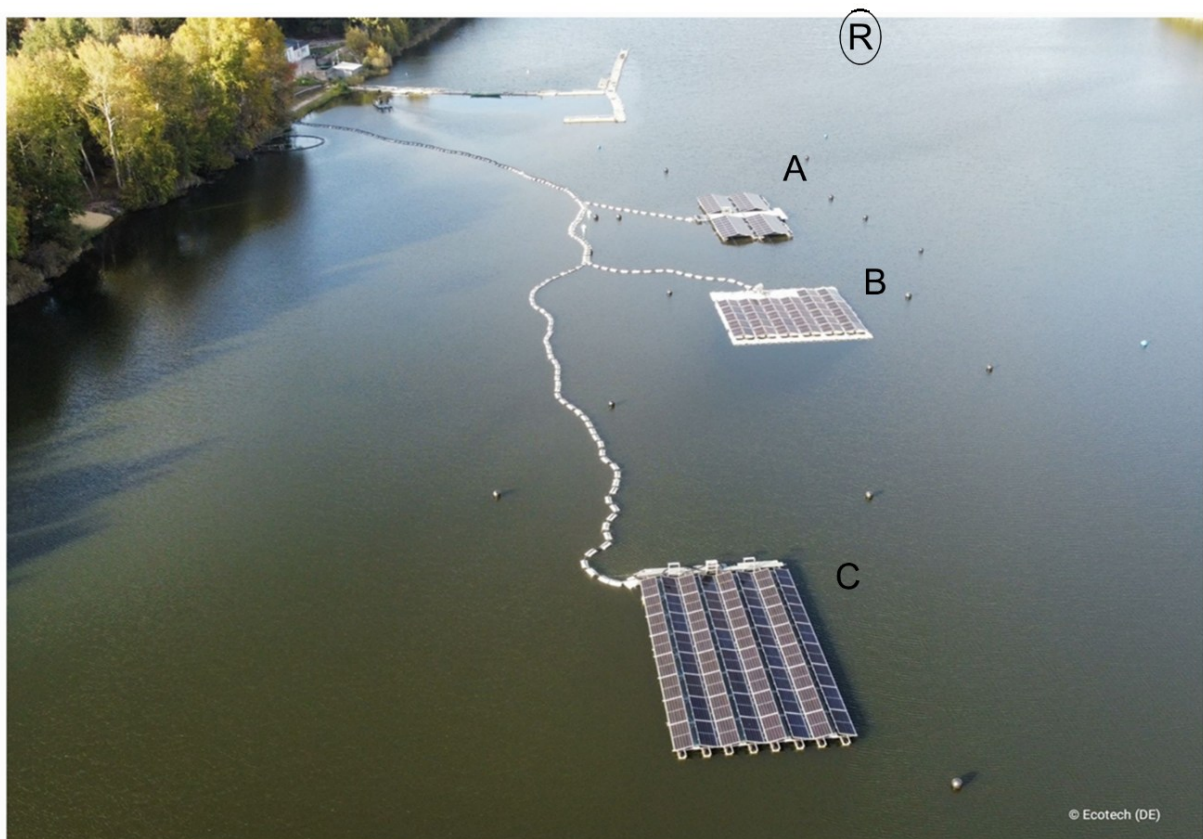


Abb. 4: Luftaufnahme der FPV-Versuchsanlagen (A – C) sowie Lage der Referenzstelle R auf dem Mortkasee (Foto: Axel Heinrich, Fa. Ecotech)



Abb. 5: Blick von Süden auf die FPV-Anlage A (System Zimmermann)



Abb. 6: Blick von Süden auf die FPV-Anlage B (System ProFloating)



Abb. 7: Blick von Süden auf die FPV-Anlage C (System FloatingSolar)

1.2.3 Übersicht zum Untersuchungsprogramm

Zur Ermittlung der Wirkung der FPV-Anlagen auf den Wasserkörper des Mortkasees unterhalb der FPV-Anlagen wurden physikalische, chemische und biologische Messungen und Untersuchungen im Vergleich mit einer Referenzstelle zwischen dem Frühjahr 2024 und dem Herbst 2025 durchgeführt. Dabei erfolgten die Untersuchungen 2024 zunächst neben der Referenzstelle an den FPV-Anlagen A und B. Die FPV-Anlage C wurde ab März 2025 in die Untersuchungen mit einbezogen.

Gegenstand der gewässerökologischen Untersuchungen war dabei die Wirkung der FPV-Anlagen auf

- den saisonalen und diurnalen Tiefengradienten der Wassertemperatur,
- die Sauerstoffkonzentration und weitere physikalische Parameter in Abhängigkeit von der Wassertiefe zu verschiedenen Zeiten des Jahres,
- für die Biozönosen relevante chemische Parameter,
- die Besiedlung des Wasserkörpers durch Phyto- und Zooplankton und
- die Sedimentbildung unter den Anlagen.

Hinzu kamen umfangreiche limnophysikalische Modellierungen zu den Auswirkungen unterschiedlicher Abdeckungsgrade der Seeoberfläche durch FPV-Anlagen auf den Wärme- und Sauerstoffhaushalt des Mortkasees.

Zur Erfassung von Temperaturunterschieden im Wasserkörper wurden Temperaturdatenlogger (LI-COR HOBO MX2203, Messgenauigkeit: $\pm 0,2$ K) zur Temperaturerfassung in zehnminütigen Abständen an der Referenzstelle und mittig unter den Anlagen an Seilen in Wassertiefen von 0,5 / 1 / 1,5 / 2 / 2,5 / 3 / 3,5 / 4 / 4,5 / 5 / 6 / 7 / 8 / 10 / 15 und 19 m installiert, die in mehrmonatigen Abständen ausgelesen wurden. Das Funktionieren aller Temperaturdatenlogger konnte leider nicht ohne Unterbrechungen sichergestellt werden, so dass es wiederholt zu Datenlücken in einigen Tiefen kam.

Abgesehen von den permanenten Temperaturerfassungen in festen Tiefen unter den Anlagen und an einer Referenzstelle erfolgten die Untersuchungen im Rahmen von Mess- und Probenahmekampagnen (Stichtagsmessungen) zwischen April 2024 und Dezember 2025. Entsprechend dem Baufortschritt der FPV-Anlagen und der schrittweisen Einbeziehung der Anlagen in die Untersuchungen liegen für die Referenzstelle (R) Daten von 16 Probenahmetermen, für die FPV-Anlage A von 13 Probenahmetermen, für die FPV-Anlage B von 14 Probenahmetermen und für die FPV-Anlage C von 7 Probenahmetermen vor (Tab. 2). Die Datenauswertung für den vorliegenden Bericht konzentrierte sich auf die Probenahmetermine, an denen eine Vergleichsmöglichkeit zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen gegeben ist.

Tab. 2: Übersicht zu den Mess- und Probenahmeterminen (Stichtagsmessungen)

Datum	Referenzstelle R	FPV-Anlage A	FPV-Anlage B	FPV-Anlage C
09.04.2024	X	-	-	-
13.05.2024	X	-	-	-
13.06.2024	X	-	X	-
15.07.2024	X	X	X	-
12.08.2024	X	X	X	-
24.09.2024	X	X	X	-
03.12.2024	X	X	X	-
30.01.2025	X	X	X	-
06.03.2025	X	X	X	X
15.04.2025	X	X	X	X
20.05.2025	X	X	X	X
17.06.2025	X	X	X	X
09.07.2025	X	X	X	X
01.08.2025	X	X	X	X
25.08.2025	X	X	X	X
20.10.2025	X	X	X	X

An den Stichtagen wurden jeweils folgende Messungen und Probenahmen durchgeführt:

- Ablesung des Seewasserstands an einer Pegellatte,
- Tiefenprofilmessungen der physikalischen Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration, Sauerstoffsättigung, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Redoxpotential und Trübung mit einer Multiparameter-Sonde (HYDROLAB D5),
- Messung der Sichttiefe mit der Secchi-Scheibe,
- Tiefenprofilmessung der Lichtintensität (LICOR LI-192SA),
- Tiefenprofilmessung mit Fluoreszenzsonde zur Ermittlung der Verteilung von photosynthetisch aktiven Primärproduzenten nach Gruppen in der Wassersäule (bbe Moldaenke FluoroProbe TS),
- Erstellung einer Mischprobe aus mit einem Limnos-Wasserschöpfer in 1 m-Schritten genommenen Wasserproben aus der euphotischen Zone (2,5 x Secchi-Tiefe) für die Entnahme von Phytoplanktonproben, Proben für die chemische Analytik auf Nährstoffe sowie ein- bis zweimal auf Hauptkationen und -anionen und ausgewählte Spurenstoffe,
- bei thermischer Schichtung des Wasserkörpers Erstellung einer Mischprobe mit einem Limnos-Wasserschöpfer in 2 m-Schritten aus dem hypolimnischen Wasserkörper genommenen Proben für die chemische Analytik auf Nährstoffe sowie ein- bis zweimal auf Hauptkationen und -anionen und ausgewählte Spurenstoffe,
- Zooplankton-Netzzug (Hydro-Bios Planktonnetz nach Apstein 100 cm, Maschenweite 55 µm) von 1 m über Grund bis zur Wasseroberfläche.

Während die Referenzstelle durch eine Boje gekennzeichnet war, an der die Messungen und Beprobungen durchgeführt wurden, erfolgten die Messungen und Probennahmen für die FPV-Anlagen von den Schwimmkörpern aus: bei Anlage A vom in der Anlagenmitte verlaufenden Steg mittig am nördlichen Rand der südlichen Solarmodule, bei den Anlagen B und C mittig am nördlichen Rand der Solarmodule zwischen den Modulen und den Schwimmkörpern mit

dem Wechselrichter. Aus technischen Gründen waren aufgrund der Konstruktion der FPV-Anlagen Messungen und Beprobungen in der Mitte unter den Solarmodulen nicht möglich. An den Probenahmetagen wurden die Untersuchungsstellen in der Reihenfolge R – FPV A – FPV B – FPV C in der Regel zwischen 10 und 15 Uhr angefahren.

Auf die Methoden spezifischer Untersuchungen wird in den entsprechenden Ergebniskapiteln eingegangen.

1.3 Ergebnisse

1.3.1 Ergebnisse der physikalischen und chemischen Untersuchungen

Für die mit der Multiparametersonde gemessenen Daten sowie für die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen erfolgte eine Auswertung auf Basis der Mittelwerte gemeinsamer Untersuchungszeiträume. Dieser umfasste für die Referenzstelle, FPV A und FPV B den Zeitraum vom 15.07.2024 bis 20.10.2025 sowie ergänzend für die Referenzstelle und FPV C den Zeitraum 15.04.2025 bis 20.10.2025. Für einzelne Parameter wurde zudem eine Betrachtung über die Tiefe an den Messtagen vorgenommen.

Für die mittlere **Wassertemperatur** ergeben sich während der sommerlichen Schichtungsperiode für das Epilimnion unter den Anlagen mit +0,2 bis +0,4 K zwar leicht höhere Temperaturen als an der Referenzstelle, wobei die höchste Differenz zwischen der Referenzstelle und Anlage C für das Sommerhalbjahr 2025 ermittelt wurde (Tab. 3), jedoch ist bei den Messwerten zu berücksichtigen, dass keine Gleichzeitigkeit der Messungen vorliegt. Die hypolimnischen Werte unterscheiden sich zwischen den Stellen nicht. Auch bei der Betrachtung der Tiefenprofile an den einzelnen Messtagen zeigen sich keine größeren Abweichungen (Abb. 8). Die Ausdehnung von Epi-, Meta- und Hypolimnion unterscheidet sich nicht. Die Abweichungen an FPV-Anlage B am 12.05.24 sind als Artefakt anzusehen. Auffällig sind die auch im Vergleich der epilimnischen Mittelwerte zum Ausdruck kommenden unmittelbar unter der Wasseroberfläche unter den FPV-Anlagen zu verzeichnenden leicht höheren Temperaturen im Frühjahr und Sommer 2025, was darauf hindeutet, dass es durch die FPV-Anlagen zu einer Erwärmung der Wasseroberfläche kommen kann. Diese kann sich an sonnigen, windarmen Tagen bemerkbar machen, wenn sich die Module durch die Sonneneinstrahlung stark erwärmen und in der Luftschicht zwischen Modulen und Wasseroberfläche die Temperaturen höher sind als in der Umgebung der FPV-Anlagen.

Die Mittelwerte der **Sauerstoffsättigung** bewegen sich im Epilimnion an allen Stellen im Sättigungsbereich, wobei der Wert unter den Anlagen A und B um bis zu 2 % und unter Anlage C um 4 % höher ist als an der Referenzstelle (Tab. 3). Für das Hypolimnion ergeben sich nur äußerst geringe Unterschiede < 1 % und damit im Bereich der Messunsicherheit. Während der sommerlichen Schichtung stellen sich sehr schnell nach Beginn der Schichtungsperiode anoxische Bedingungen im Hypolimnion ein, die zur Bildung von Schwefelwasserstoff führen, dessen Nachweis im Rahmen der Untersuchungen nur olfaktorisch erfolgte. Den Tiefenprofilen der einzelnen Messtage sind nur während der Sommerstagnation geringfügig höhere O₂-Sättigungswerte unter den FPV-Anlagen im Vergleich mit der Referenzstelle zu entnehmen (Abb. 9). Dies deutet auf eine etwas höhere Primärproduktion unter den Anlagen hin. Im Tiefenprofil spiegeln die Kurvenverläufe Bereiche intensiverer Sauerstofffreisetzung durch die Primärproduktion bzw. Bereiche verstärkter Sauerstoffzehrung durch mikrobielle Aktivität wider. Dabei gibt es zwischen den Messstellen keine grundsätzlichen Unterschiede.

Die FPV-Anlagen haben keinen Einfluss auf elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Säurekapazität ($K_{S4,3}$) und die Konzentration an anorganischem Kohlenstoff (TIC) (Tab. 3).

Beim **Redox-Potential** sind sowohl im Epilimnion als auch im Hypolimnion unter den Anlagen um bis zu rund 25 % niedrigere Mittelwerte zu verzeichnen als an der Referenzstelle (Tab. 3), was angesichts weitestgehend fehlender Unterschiede in der Sauerstoffkonzentration in erste Linie auf Unterschiede in Photooxidationsprozessen von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOM) zurückgeführt werden kann, bei denen reaktive Sauerstoffspezies wie H_2O_2 freigesetzt werden (Milstead et al. 2023). Das verminderte Lichtangebot unter den Anlagen verringert deren Bildung. Dies wird in den Tiefenprofilen der einzelnen Messtage besonders deutlich (Abb. 10). In den Sommermonaten mit intensiver Sonneneinstrahlung in den See zeigen sich unter den FPV-Anlagen deutlich niedrigere Werte des Redoxpotentials als an der Referenzstelle. Auch wenn die Unterschiede im Epilimnion am größten sind, setzt sich dies teilweise bis ins Hypolimnion fort.

Zwischen den Trübungswerten und der Sichttiefe gibt es keine gleichgerichtete Entwicklung (Tab. 3). Während die Trübung an der Referenzstelle etwas höher ist als unter den FPV-Anlagen, ergibt sich für die **Secchi-Tiefe** an der Referenzstelle ein um 20 cm höherer Wert als an den Anlagen A und B bzw. ein gleicher Wert beim Vergleich der Referenzstelle mit der Anlage C. Die zeitliche Entwicklung der Sichttiefe wird in Kapitel 1.3.6 näher betrachtet.

Die Analysen der Wasserinhaltsstoffe im Hinblick auf die Hauptkationen und -anionen sowie einige Metalle erbrachten nur sehr geringe Unterschiede zwischen den Messstellen, die sich innerhalb der Bestimmungsgenauigkeit bewegen (Tab. 3). Für einige Stoffe zeigen sich Unterschiede zwischen den epilimnischen und hypolimnischen Konzentrationen. So sind die Mittelwerte der Sulfationen-Konzentrationen im Epilimnion um rund 8 bis 10 mg/L höher als im Hypolimnion. Bei Eisen, Mangan und gelöstem Silizium (DSi) liegen die Werte im Hypolimnion über denen des Epilimnions. Dies trifft auf alle Stellen gleichermaßen zu.

Tab. 3: Mittelwerte der physikalischen und chemischen Parameter für das Epilimnion (Epi) und Hypolimnion (Hypo) der Stichtagsmessungen im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen A, B und C (n: Anzahl der Messwerte, X: Messungen bzw. Proben bei Vollzirkulation)

			Epi/X 15.07.24 - 20.10.25				Hypo 15.07.24 - 20.10.25				Epi 15.04.25 - 20.10.25			Hypo 15.04.25 - 20.10.25		
			n	R	A	B	n	R	A	B	n	R	C	n	R	C
Temperatur	Temp.	°C	13	15,6	15,8	15,9	10	6,5	6,5	6,5	7	17,6	18,0	7	6,2	6,2
Sauerstoff-Sättigung	O2 Sättg.	%	13	100,1	101,5	102,1	10	14,3	14,4	14,6	7	102,1	106,0	7	20,4	21,0
Sauerstoff-Konzentration	O2 abs.	mg/L	13	10,06	10,16	10,19	10	1,80	1,81	1,84	7	9,81	10,08	7	2,57	2,64
pH-Wert	pH	-	13	8,17	8,22	8,24	10	6,92	6,95	6,95	7	8,40	8,48	7	6,91	6,93
Säurekapazität	KS4,3	mmol/L	10	1,62	1,67	1,63	7	1,79	1,80	1,83	5	1,67	1,66	5	1,78	1,79
Ges. anorg. Kohlenstoff	TIC	mg/L	2	18,4	18,8	18,6	1	24,3	24,8	24,4	1	20,7	20,9	1	25,2	25,7
Oxi.-Red.-Potential	ORP	mV	13	467	393	373	10	263	241	229	1	472	387	7	312	278
elektrische Leitfähigkeit	el. LF	µS/cm	13	393	391	393	10	398	398	399	1	390	388	7	394	394
Nephelom. Turb. Unit	Trübung	NTU	13	5,15	4,85	4,63	10	7,64	7,94	7,24	1	2,94	2,14	7	6,44	7,31
Sichttiefe	Secchi-Tiefe	m	13	1,5	1,3	1,3	x	x	x	x	7	1,4	1,4	x	x	x
Chlorid	Cl ⁻	mg/L	2	29,8	30,2	31,1	1	29,8	29,6	29,8	1	31,0	30,7	1	29,8	30,3
Sulfat	SO ₄ ²⁻	mg/L	2	61,0	62,1	61,7	1	52,3	51,3	52,0	1	60,3	60,3	1	52,3	51,6
Aluminium	Al	mg/L	2	<0,02	<0,02	<0,02	1	<0,02	<0,02	<0,02	1	<0,02	<0,02	1	<0,02	<0,02
Bor	B	mg/L	2	0,03	0,03	0,03	1	0,03	0,03	0,03	1	0,03	0,03	1	0,03	0,03
Calcium	Ca	mg/L	2	40,7	41,7	41,6	1	41,8	41,8	41,6	1	41,5	41,7	1	41,8	42,0
Kupfer	Cu	mg/L	2	<0,01	<0,01	<0,01	1	<0,01	<0,01	<0,01	1	<0,01	<0,01	1	<0,01	<0,01
Eisen	Fe	mg/L	2	<0,01	<0,01	0,01	1	0,54	0,53	0,41	1	<0,01	0,02	1	0,54	0,56
Kalium	K	mg/L	2	5,28	5,43	5,41	1	5,59	5,59	5,56	1	5,44	5,49	1	5,59	5,62
Magnesium	Mg	mg/L	2	8,72	8,97	8,93	1	8,98	8,97	8,95	1	8,99	9,07	1	8,98	9,03
Mangan	Mn	mg/L	2	<0,01	0,02	0,02	1	1,09	1,21	1,17	1	<0,01	0,02	1	1,09	1,13
Natrium	Na	mg/L	2	20,6	21,2	21,1	1	21,0	21,0	21,0	1	21,3	21,6	1	21,0	21,1
Schwefel	S	mg/L	2	20,2	20,7	20,6	1	18,5	19,2	19,5	1	20,0	20,4	1	18,5	20,5
gelöstes Silizium	DSi	mg/L	2	2,03	2,10	2,09	1	3,19	3,23	3,07	1	1,73	1,76	1	3,19	3,25
Zink	Zn	mg/L	2	0,01	<0,01	<0,01	1	<0,01	<0,01	0,02	1	0,01	0,01	1	<0,01	<0,01

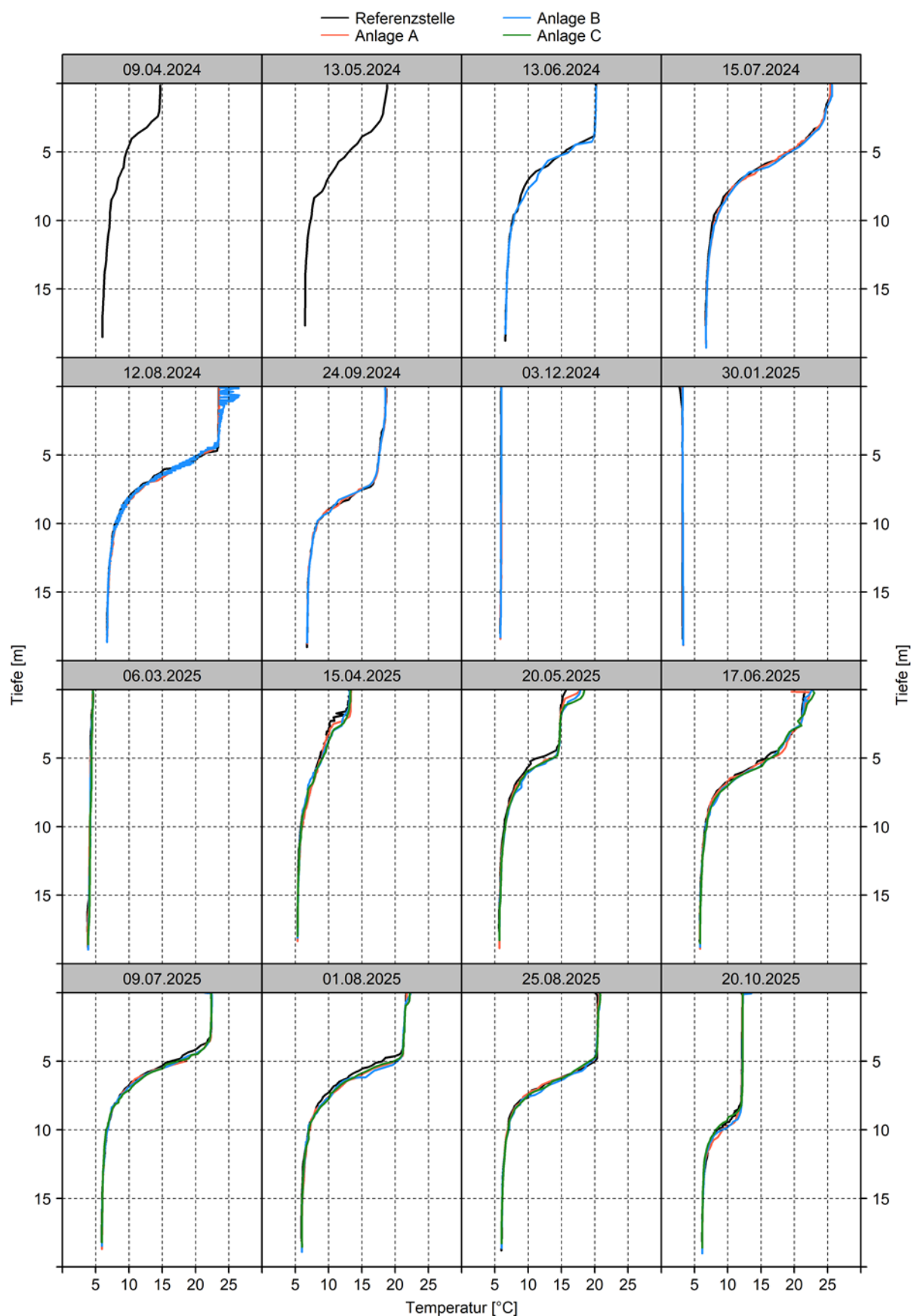


Abb. 8: Tiefenprofile der Wassertemperatur im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen A, B und C

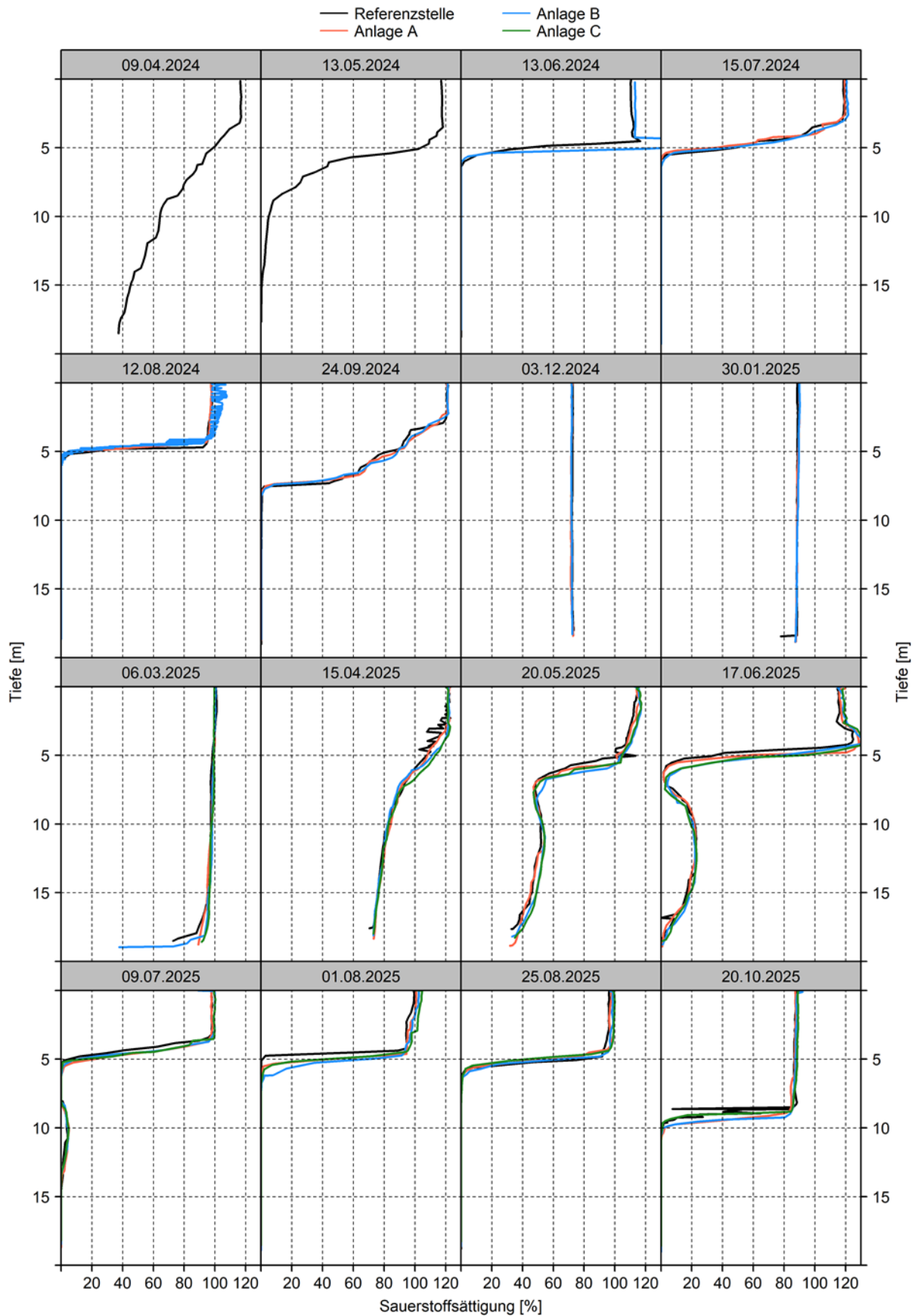


Abb. 9: Tiefenprofile der Sauerstoff-Sättigung im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen A, B und C

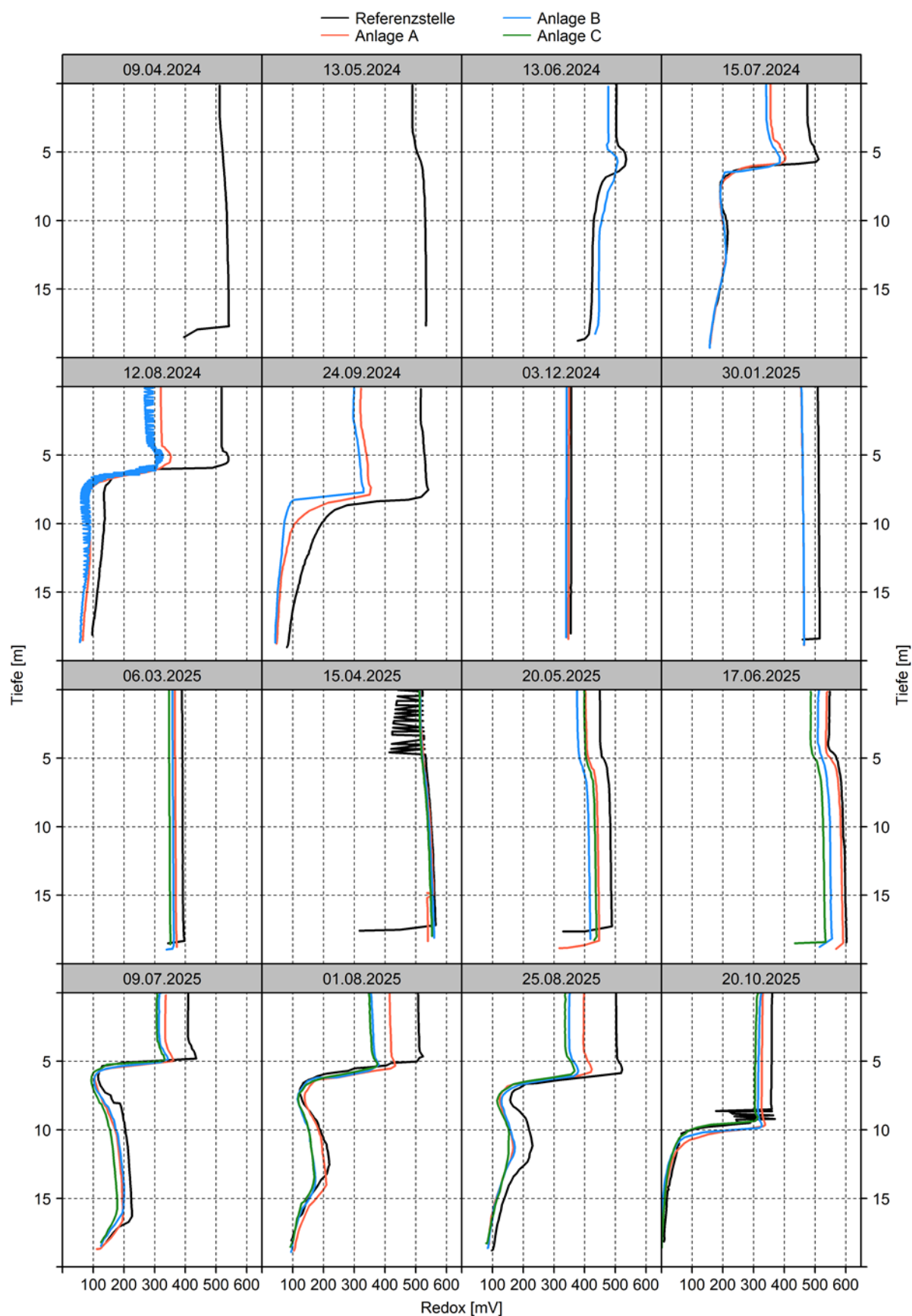


Abb. 10: Tiefenprofile der Redoxpotentiale im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen A, B und C

1.3.2 Nährstoffkonzentrationen

Die für die Primärproduktion wichtigen Pflanzennährstoffe wurden einer intensiveren Beprobung unterzogen als andere Wasserinhaltsstoffe.

Beim Gesamt-**Phosphor** (TP) liegt der Mittelwert für das Epilimnion bei rund 20 µg/L mit um 2 bis 5 µg/L leicht höheren Werten an der Referenzstelle als unter den FPV-Anlagen (Tab. 4). Die Werte für das Hypolimnion weichen zwischen den Stellen stark voneinander ab. Ein Zusammenhang mit den FPV-Anlagen kann dabei ausgeschlossen werden, da es unter hypoxischen Bedingungen während der sommerlichen Schichtung zu Phosphor-Freisetzungen aus dem Sediment kommt, die lokal unterschiedlich stark sein können.

Die Konzentrationen an pflanzenverfügbarem Phosphor (SRP) sind im Epilimnion mit Mittelwerten von 3 µg/L und weniger an allen Stellen gleichermaßen sehr niedrig. Im Hypolimnion wurden dagegen aufgrund der Freisetzung aus dem Sediment und durch den mikrobiellen Detritus-Abbau Konzentrationen von rund 50 bis 80 µg/L gemessen (Tab. 4).

Zweiter für die Primärproduktion wichtiger Nährstoff ist **Stickstoff**. Beim Gesamt-Stickstoff (TN) bewegen sich die Mittelwerte der Konzentrationen uneinheitlich im Epilimnion zwischen 0,7 und 0,9 mg/L und im Hypolimnion zwischen 1,3 mg/L und 1,6 mg/L (Tab. 4). Die sehr niedrigen Konzentrationen an Nitrat- und Ammonium-Stickstoff im Epilimnion zeigen, dass der Stickstoff weitestgehend in der Biomasse gebunden vorliegt. Da es zwischen den Nitrat- und Ammonium-Stickstoffkonzentrationen kaum Unterschiede gibt, kann geschlussfolgert werden, dass durch mikrobiellen Abbau aus organischer Biomasse freigesetzter Stickstoff sehr schnell wieder von den Primärproduzenten verwertet wird.

Insgesamt zeigen die Phosphor- und Stickstoff-Konzentrationen nach diesem Kriterium an, dass sich der See im mesotrophen Trophiebereich befinden sollte. Die Primärproduktion ist dabei P-limitiert, was sich aus dem Verhältnis von Stickstoff- zu Phosphor-Konzentrationen ergibt (Wiedner & Schließ 2013). Dies gilt für alle Stellen gleichermaßen. Ein Einfluss der FPV-Anlagen auf die Nährstoffverfügbarkeit ist aus den Daten nicht ersichtlich.

Tab. 4: Mittelwerte der Nährstoffkonzentrationen für das Epilimnion (Epi) und Hypolimnion (Hypo) der Stichtagsmessungen im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen A, B und C (n: Anzahl der Messwerte)

			Epi / X 15.07.24 - 20.10.25				Hypo 15.07.24 - 20.10.25				Epi 15.04.25 - 20.10.25					Hypo 15.04.25 - 20.10.25				
			n	R	A	B	n	R	A	B	n	R	A	B	C	n	R	A	B	C
Gesamter Phosphor	TP	µg/L	13	23	18	20	10	91	95	115	7	21	19	19	19	7	71	76	77	79
Gelöster reaktiver Phosphor	SRP	µg/L	13	3	3	4	10	72	75	82	7	3	3	3	3	7	49	53	53	55
Gesamtstickstoff	TN	mg/L	13	0,84	0,68	0,92	10	1,57	1,31	1,39	7	0,74	0,66	0,73	0,66	7	1,33	1,30	1,31	1,34
Ammonium-N	NH ₄ ⁺ -N	mg/L	13	0,09	0,04	0,09	10	0,79	0,81	0,83	7	0,05	0,04	0,05	0,05	7	0,53	0,54	0,55	0,58
Nitrit-N	NO ₂ ⁻ -N	mg/L	13	<0,005	<0,005	<0,005	10	<0,005	<0,005	<0,005	7	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	7	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Nitrat-N	NO ₃ ⁻ -N	mg/L	13	0,15	0,04	0,14	10	0,18	0,16	0,16	7	0,05	0,05	0,05	0,05	7	0,25	0,23	0,22	0,22
Gesamter organischer Kohlenstoff	TOC	mg/L	13	11,0	9,4	11,2	10	9,0	7,9	11,1	7	9,8	9,3	9,8	9,2	7	8,9	8,6	8,9	8,9

1.3.3 Einfluss der FPV-Anlagen auf die Seewassertemperatur im Jahresverlauf

Der Morkasee zeigt sich auf Basis der Auswertung der Messwerte der Temperaturdatenlogger an allen Messstellen im Untersuchungszeitraum als dimiktischer See mit einer sommerlichen Schichtungsperiode, die von Mitte April bis in den November hinein reicht und einer schwachen winterlichen Schichtungsperiode im Januar und Februar (Abb. 11). Die Tiefenlage der sommerlichen Thermokline, die das warme Epilimnion vom kalten Hypolimnion trennt, liegt in einer Tiefe von ca. 5 m bis 7 m. Der sommerliche Witterungsverlauf mit wechselnden heißen und kühleren Tagen spiegelt sich zwar in Temperaturveränderungen im Epilimnion wider, beeinflusst die Schichtung aber nicht. Zwischen der Referenzstelle und den Messstellen unter den drei FPV-Anlagen ist kein Unterschied hinsichtlich der Ausbildung der Temperaturgradienten und der zeitlichen Entwicklung des Temperaturverlaufs zu erkennen.

Eine detailliertere Auswertung im Hinblick auf sehr geringe Temperaturunterschiede zwischen den Messstellen zeigt, dass unter den FPV-Anlagen die Temperaturen regelmäßig um bis zu ca. 1 K von der Referenzstelle abweichen (Abb. 12). Im Sommer 2024 wies das untere Epilimnion unter den FPV-Anlagen etwas niedrigere Temperaturen auf als die Referenzstelle, was aufgrund der geringeren Lichteinstrahlung und der daraus in dieser Tiefe resultierenden geringeren Umwandlung von Lichtenergie in Wärmeenergie durch die Lichtabsorption an Schwebstoffen und Wassermolekülen verständlich ist. Gleichzeitig zeigte das Hypolimnion unter den Anlagen A und C eine leichte Tendenz zu etwas höheren Temperaturen, die Anlage B mit der dichteren Unterkonstruktion dagegen zu etwas niedrigeren Temperaturen als die Referenzstelle.

Mit der einsetzenden herbstlichen Vollzirkulation ergaben sich für das Tiefenwasser etwas niedrigere Temperaturen unter den Anlagen als an der Referenzstelle (Abb. 12), was eventuell auch ein Effekt des verminderten Lichtenergieeintrags sein kann. Der Winter brachte kurze Perioden mit leicht höheren Temperaturen unter den FPV-Anlagen als im Freiwasser, die sich im März bei ungewöhnlich warmem und trockenem Wetter besonders unter den Anlagen B und C verstärkten.

Für den Sommer und Herbst 2025 kann leider keine entsprechende Datenauswertung vorgenommen werden, was auf technische Probleme bei der Auslesung und exakten Tiefenpositionierung der Temperaturdatenlogger nach dem 15.04.2025 zurückzuführen ist. Eine nachträgliche Korrektur war nicht möglich.

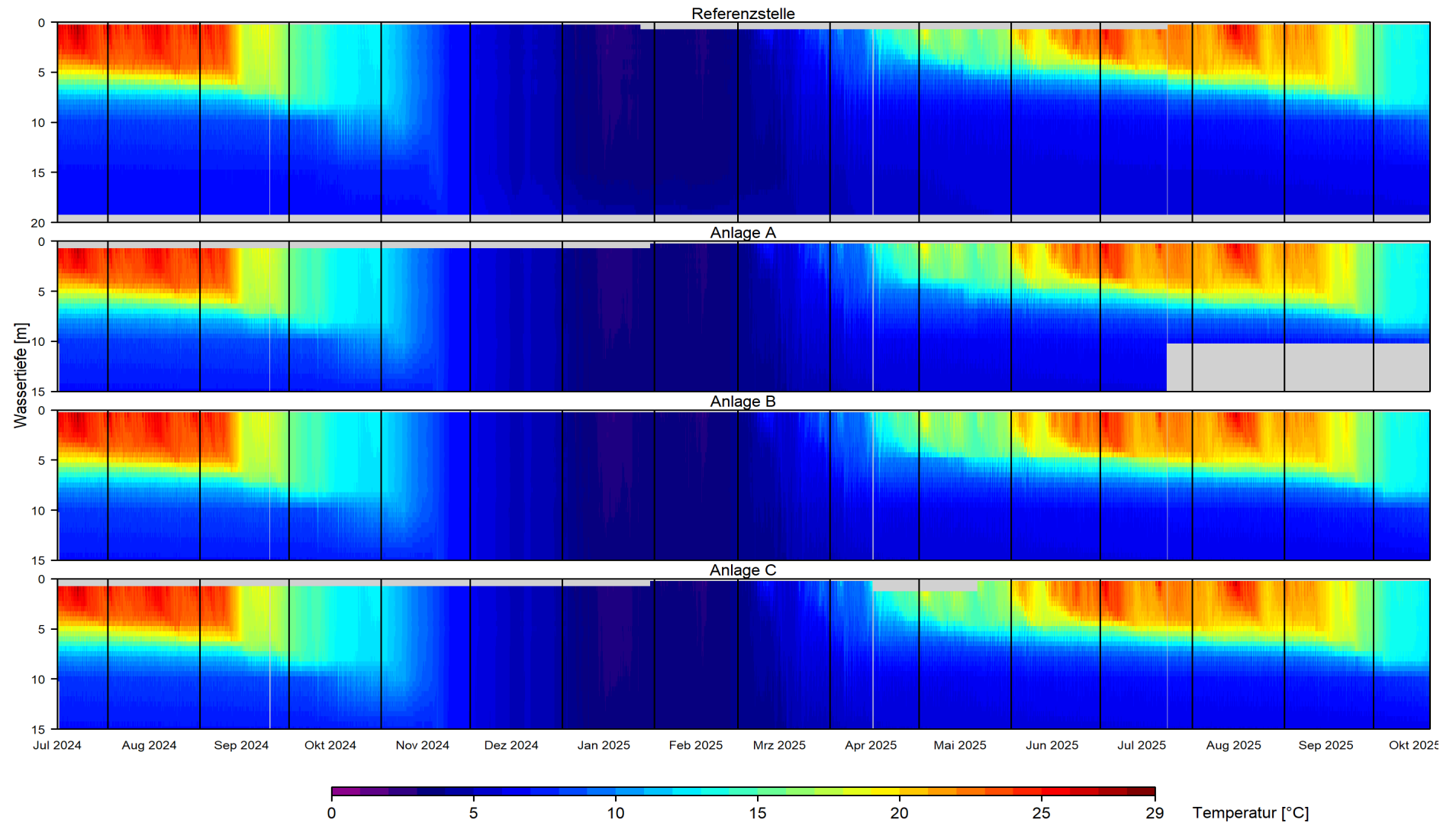


Abb. 11: Zeitlicher Verlauf der Wassertemperatur zwischen Juli 2024 und Oktober 2025 an der Referenzstelle und unter den FPV-Anlagen A, B und C

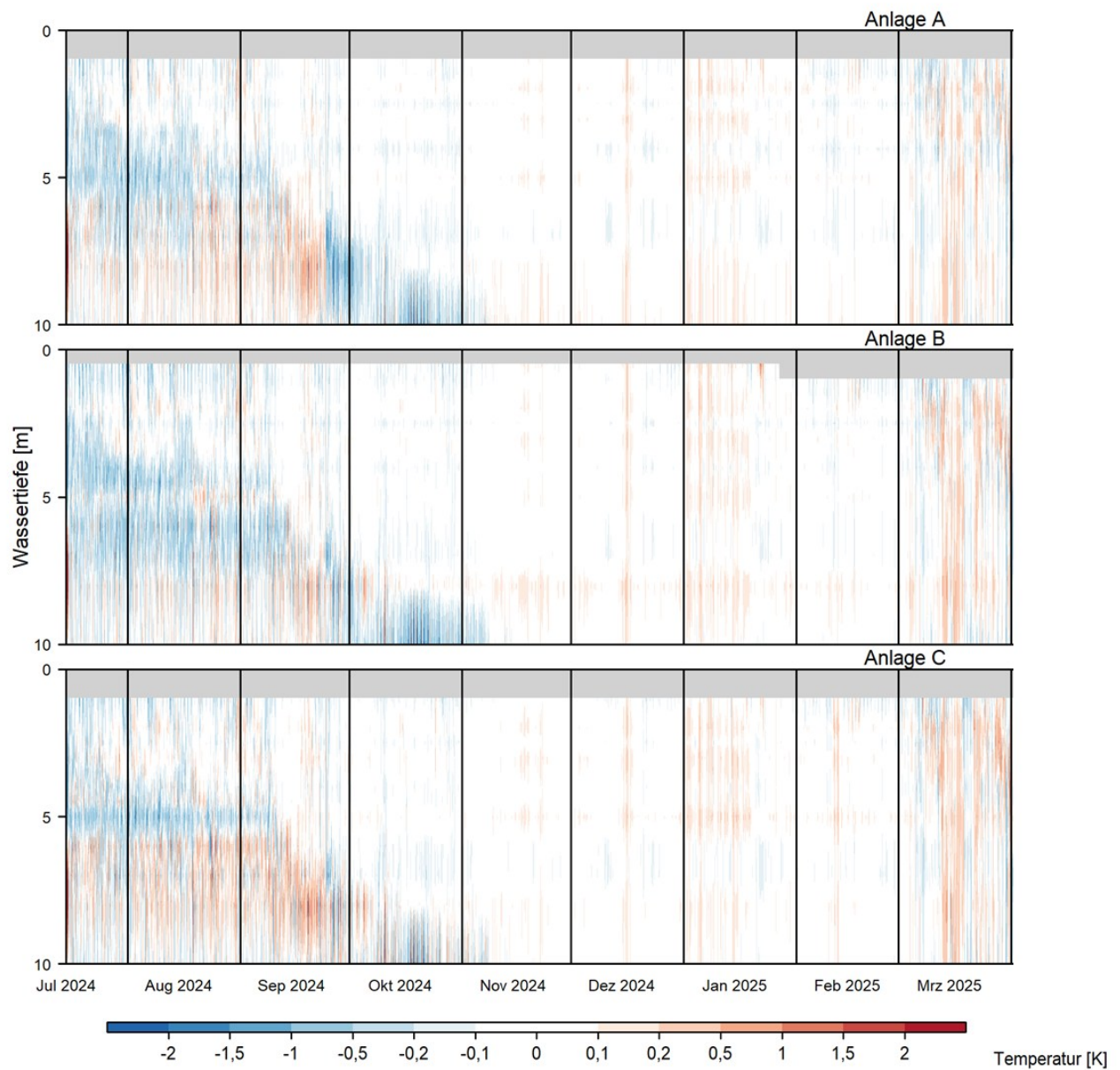


Abb. 12: Differenz der Wassertemperatur unter den FPV-Anlagen zur Wassertemperatur an der Referenzstelle bis zu einer Wassertiefe von 10 m im Zeitraum Juli 2024 bis März 2025

1.3.4 Wirkung der FPV-Anlagen auf die Wassertemperatur am Beispiel von Temperaturtagesgängen

FPV-Anlagen haben in Abhängigkeit von der Unterkonstruktion und der Seeflächenabdeckung eine mehr oder weniger starke Wirkung auf den Energiehaushalt eines Gewässers. Potentiell sind drei Effekte zu erwarten.

Die Beschattung der Wasseroberfläche führt zum einen zu einer Verminderung der Licht- und Wärmeeinstrahlung, zum anderen zu einer Verminderung der Wärmeabgabe an die Atmosphäre. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass sich die Solarmodule unter Sonneneinstrahlung stark erwärmen können und über die dadurch unter den Modulen erwärmte Luft auch die Temperatur an der Wasseroberfläche ansteigen kann. Hinzu kommen windinduzierte horizontale Austauschprozesse des Wasserkörpers. Diese Wirkungen von FPV-Anlagen können durch Messungen von Temperaturtagesgängen näher betrachtet werden. Dabei ist zu beachten, dass die geringe Größe der Versuchsanlagen im Verhältnis zur Oberfläche des Mortkasees die messbare Wirkung der einzelnen Faktoren begrenzt.

Besonders deutlich wird eine die Wassertemperatur puffernde Wirkung der FPV-Anlagen an Tagen mit stärkerer Sonneneinstrahlung. An einem klaren Wintertag mit einem Tagesmittelwert der Lufttemperatur von $-6,7^{\circ}\text{C}$ und einer Summe der Sonnenscheindauer von 8,8 h zeigt sich in der Nacht bis in 1,5 m Tiefe eine um bis zu 0,5 K geringere Abkühlung als an der Referenzstelle und tagsüber unter Sonneneinstrahlung eine geringere Erwärmung, die sich aber auf den Bereich unmittelbar unter der FPV-Anlage beschränkt (Abb. 13).

Dies war noch ausgeprägter unter sommerlichen Bedingungen an einem Tag mit einem Tagesmittelwert der Lufttemperatur von $25,9^{\circ}\text{C}$ und einer Summe der Sonnenscheindauer von 12,3 h zu beobachten (Abb. 14, Abb. 15, Abb. 16, Abb. 17). Durch Wind und Konvektionsströme ergibt sich jedoch ein mitunter sprunghafter und uneinheitlicher Verlauf der Temperaturtagesgänge der verschiedenen Wassertiefen. Für die oberflächennahe Schicht bis 1 m Wassertiefe zeigt sich auch hier unter windstillen nächtlichen Bedingungen an allen drei FPV-Anlagen der Effekt einer geringeren Abkühlung als an der Referenzstelle. Die Differenz liegt bei maximal ca. 0,2 K. Unter Sonneneinstrahlung und unter noch relativ windstillen Bedingungen kommt es vormittags durch die Beschattung der Wasseroberfläche zu einer kühlenden Wirkung, die eine Temperaturdifferenz von bis zu 0,3 K ausmachen kann, wobei der Effekt unter der FPV-Anlage A geringfügig niedriger ist als den Anlagen B und C. Der ab mittags zeitweise auffrischende Wind führt zu stärkeren Temperaturschwankungen, wobei sich Phasen mit kühlender Wirkung mit Phasen abwechseln, die zu einer anlagenbedingten Erhöhung der oberflächennahen Wassertemperaturen unter den FPV-Anlagen führen. Die Erwärmung tritt insbesondere an den FPV-Anlagen A und B auf. Die Ursache für die nur in 1 m Tiefe unter wieder windstillen Bedingungen registrierte nächtliche Abkühlung unter allen drei Anlagen im Vergleich mit der Referenzstelle ist nicht unmittelbar ersichtlich.

Insgesamt ließen sich alle drei postulierten Effekte der Abschirmung der Wasseroberfläche oberhalb von ca. 2 m Wassertiefe durch FPV-Anlagen beobachten, wobei die kühlende Wirkung unter Sonneneinstrahlung am Tag am deutlichsten war. Am geringsten war der Effekt der Erwärmung der Wasseroberfläche durch die Wärmeabgabe der Solarmodule. Angesichts der sehr geringen Größe der Versuchsanlagen im Verhältnis zur Seefläche haben windinduzierte Strömungen sowie auch Temperatenausgleichsströmungen zwischen unterschiedlich warmen Flachwasserbereichen und dem tieferen Seebereich einen wesentlichen Einfluss auf die im Mortkasee gemessenen Daten.

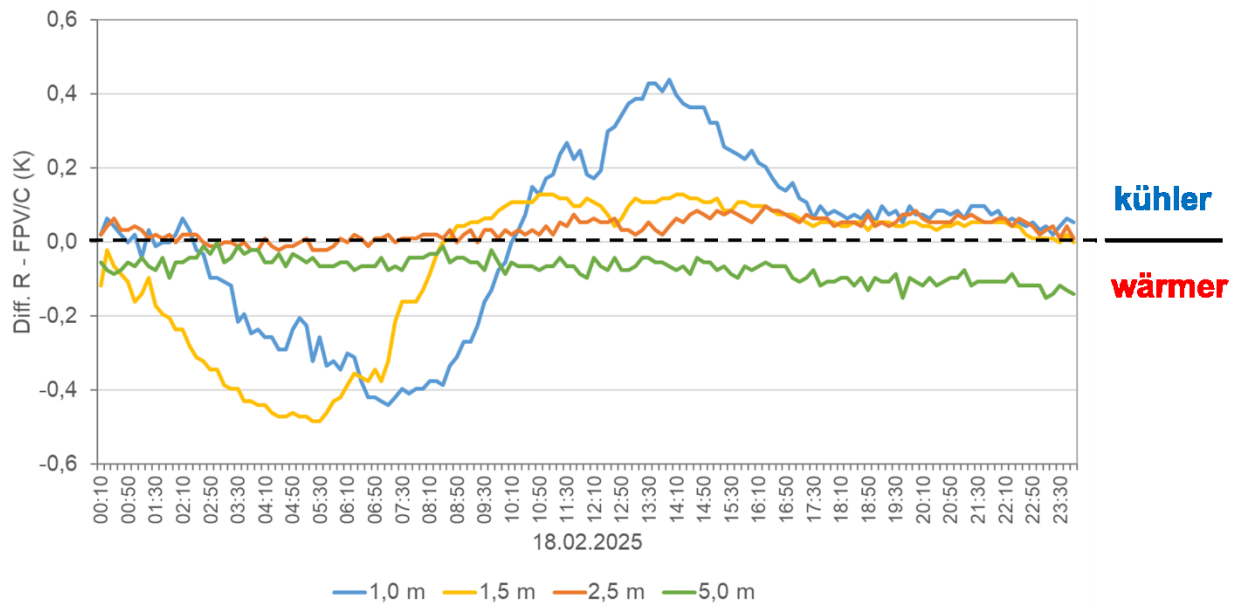


Abb. 13: Differenz der Wassertemperatur zwischen der Referenzstelle (R) und unter der FPV-Anlage C in verschiedenen Tiefen im Tagesgang an einem Wintertag mit niedrigen Lufttemperaturen (Tagesmittelwert: $-6,7^{\circ}\text{C}$, Sonnenscheindauer: 8,8 h)

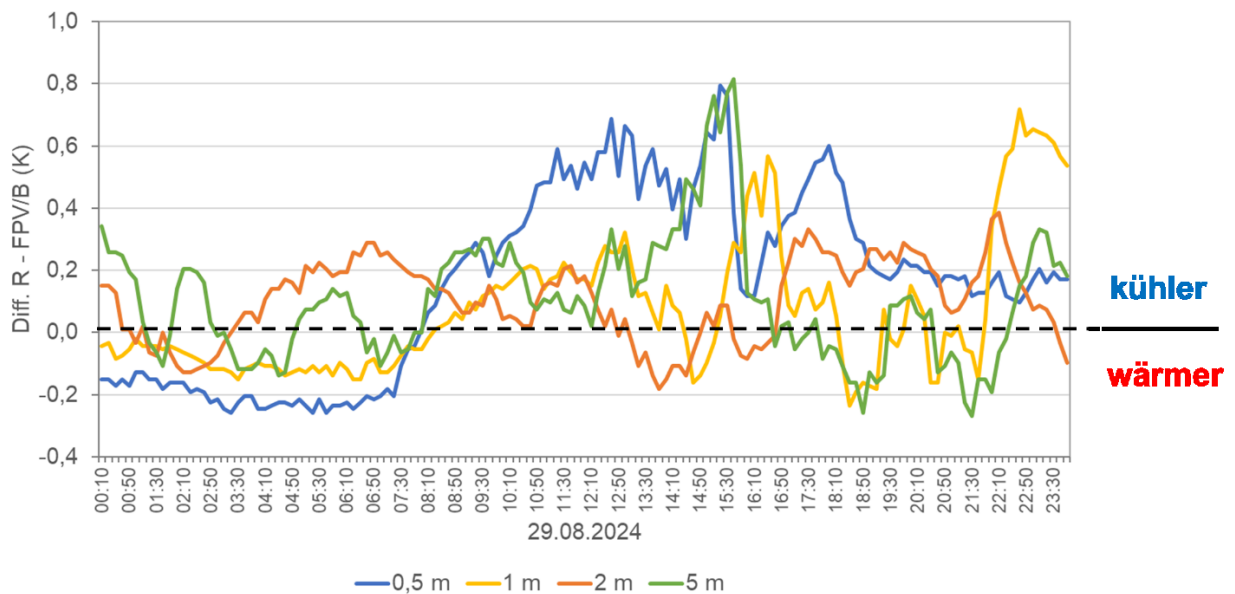


Abb. 14: Differenz der Wassertemperatur zwischen der Referenzstelle (R) und unter der FPV-Anlage B in verschiedenen Tiefen im Tagesgang an einem Sommertag mit hohen Lufttemperaturen (Tagesmittelwert: $25,9^{\circ}\text{C}$, Sonnenscheindauer: 12,3 h)

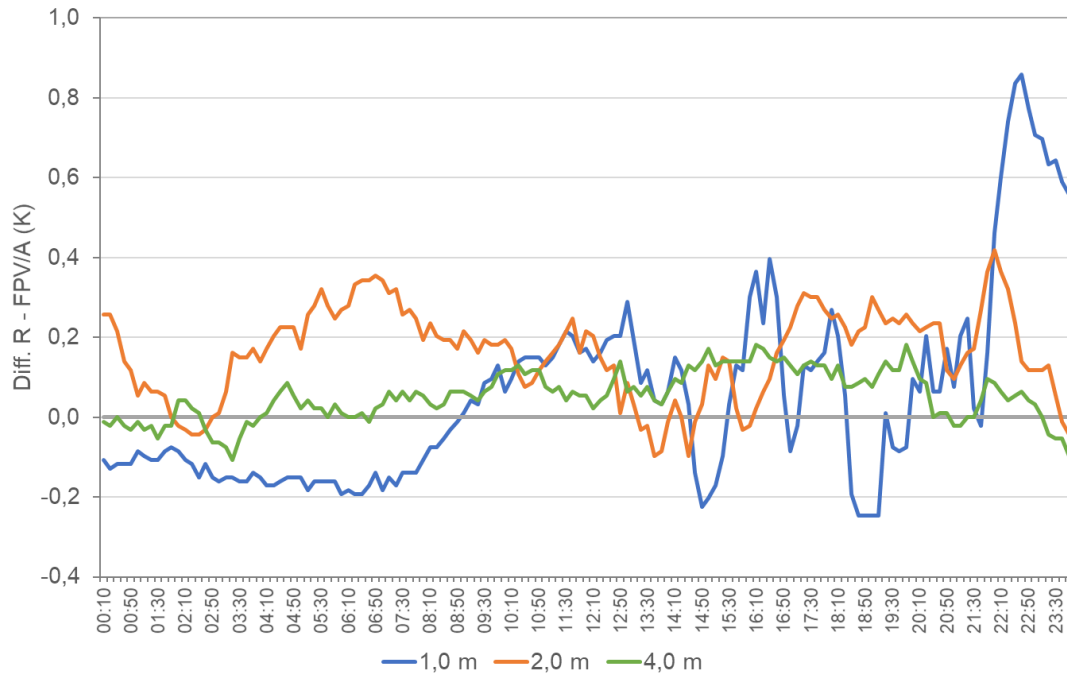


Abb. 15: Differenz der Wassertemperatur zwischen der Referenzstelle (R) und unter der FPV-Anlage A in verschiedenen Tiefen im Tagesgang am 29.08.2024

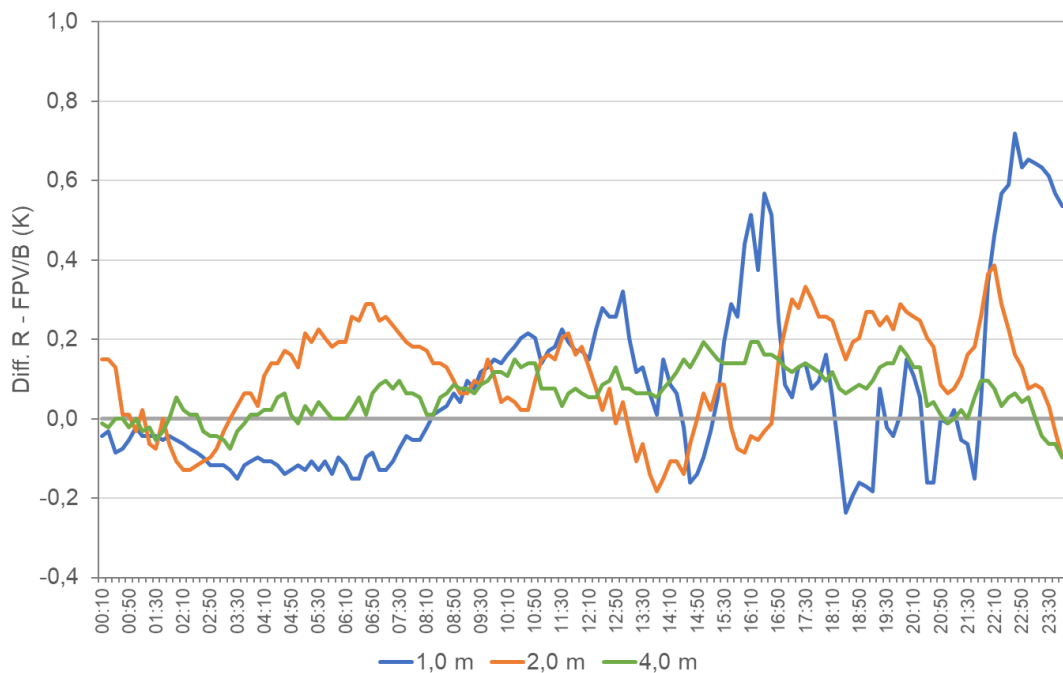


Abb. 16: Differenz der Wassertemperatur zwischen der Referenzstelle (R) und unter der FPV-Anlage B in verschiedenen Tiefen im Tagesgang am 29.08.2024

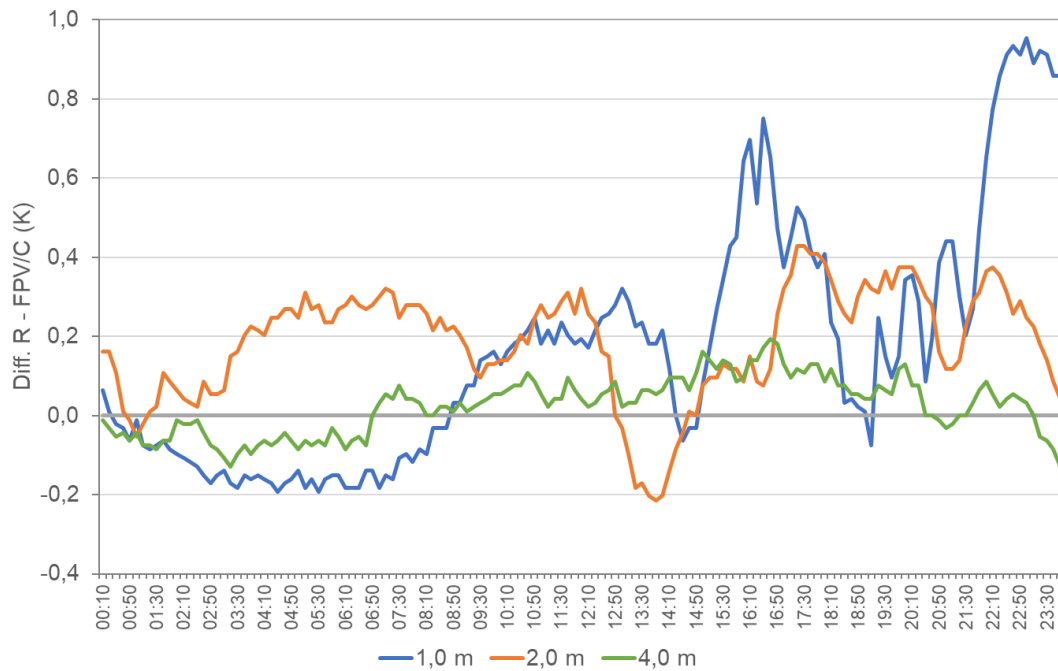


Abb. 17: Differenz der Wassertemperatur zwischen der Referenzstelle und unter der FPV-Anlage C in verschiedenen Tiefen im Tagesgang am 29.08.2024

1.3.5 Lichtmessungen

Auf dem Morkasee wurden an der Referenzstelle und unterhalb der schwimmenden FPV-Anlagen regelmäßig Lichtmessungen durchgeführt. Da für die Messungen keine für alle Messpunkte gleiche standardisierte Methode gewählt werden konnte, ist zu beachten, dass für die Ergebnisse der Lichtmessungen der Messzeitpunkt (z. B. Vormittag, Nachmittag), der Messpunkt (zwischen den Modulen oder am Rand der Module je nach anlagenkonstruktionsbedingter Möglichkeit) und der Anlagentyp (Entfernung der Module von der Wasseroberfläche) eine wichtige Rolle spielen und die Messungen maßgeblich beeinflussen, was die Vergleichbarkeit der zwischen den drei Anlagen gemessenen Werte einschränkt.

Für die Auswertung der Unterschiede zwischen den einzelnen Messstellen wurde für die Lichtmessungskurve die Abnahme mithilfe des natürlichen Logarithmus bestimmt. Die Abnahme der Lichtintensität mit der Tiefe findet sich an den FPV-Anlagen überwiegend sehr ähnlich wie an der Referenzstelle wieder (Abb. 19). Die einzelnen Kurven sind dabei parallel verschoben. Eine Ausnahme bildet die Anlage C mit einer stärkeren Verschiebung des Abnahmeverlaufs in den oberen 2 m. Der absolute Lichteintrag ist damit von Anlage zu Anlage aufgrund der unterschiedlichen Unterkonstruktionen, die zu unterschiedlichen Abständen der Solarmodule von der Wasseroberfläche und zu unterschiedlichen Abdeckungsgraden der Wasseroberfläche führen, verschieden, wobei die Unterschiede zwischen den Anlagen insgesamt aber gering sind und im Vergleich der Messtage variieren.

Die mittleren Differenzen der Lichtmessung zwischen den einzelnen Anlagen und der Referenzstelle ermöglichen die Bestimmung der mittleren Strahlungsabschattung für jede Anlage (Abb. 18). Die Anlagen A und B zeigen eine fast gleichmäßige Strahlungsabschattung mit einer geringen prozentualen Abweichung über die Tiefe. Die Anlage C besitzt eine hohe Strahlungsabschattung an der Wasseroberfläche und eine kleinere Strahlungsabschattung in

der Tiefe. Die Spannweite der berechneten Strahlungsabschattung gegenüber der Referenzmessstelle reicht von 75 bis 90 %. Die Anlagen B und C zeigen eher eine Strahlungsabschattung im unteren Bereich dieser Spanne. Daher und um den Einfluss der Anlagen nicht zu überschätzen, erfolgen weitere Auswertungen mit diesem Wert (s. Kap. 1.4.2).

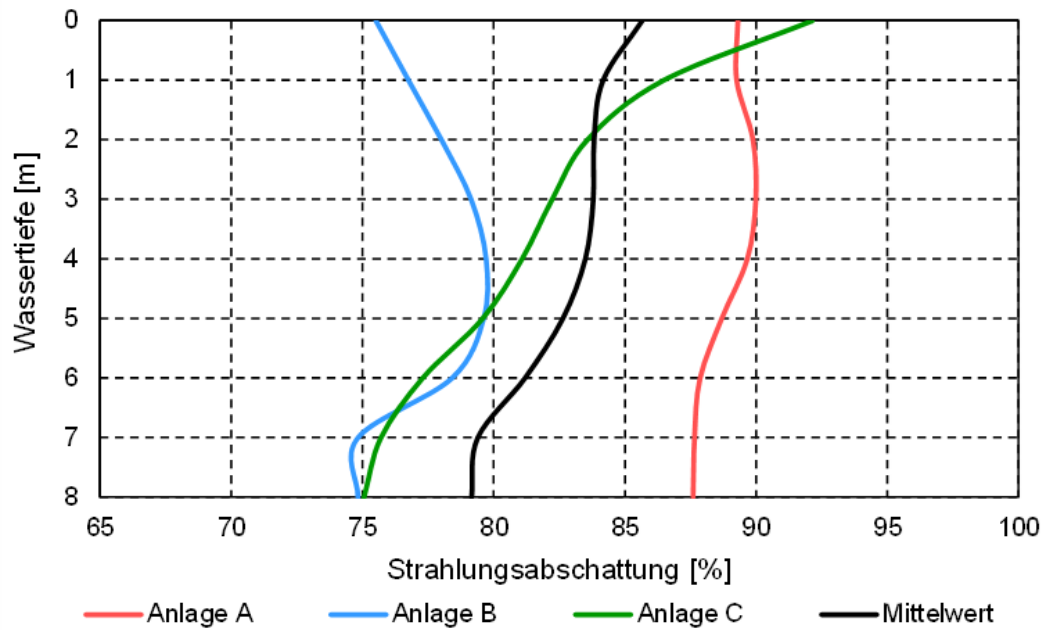


Abb. 18: Strahlungsabschattung unterhalb der FPV-Anlagen im Vergleich zur Referenzstelle auf Basis von Messungen an Probenahmetagen im nördlichen Randbereich der Solarmodule

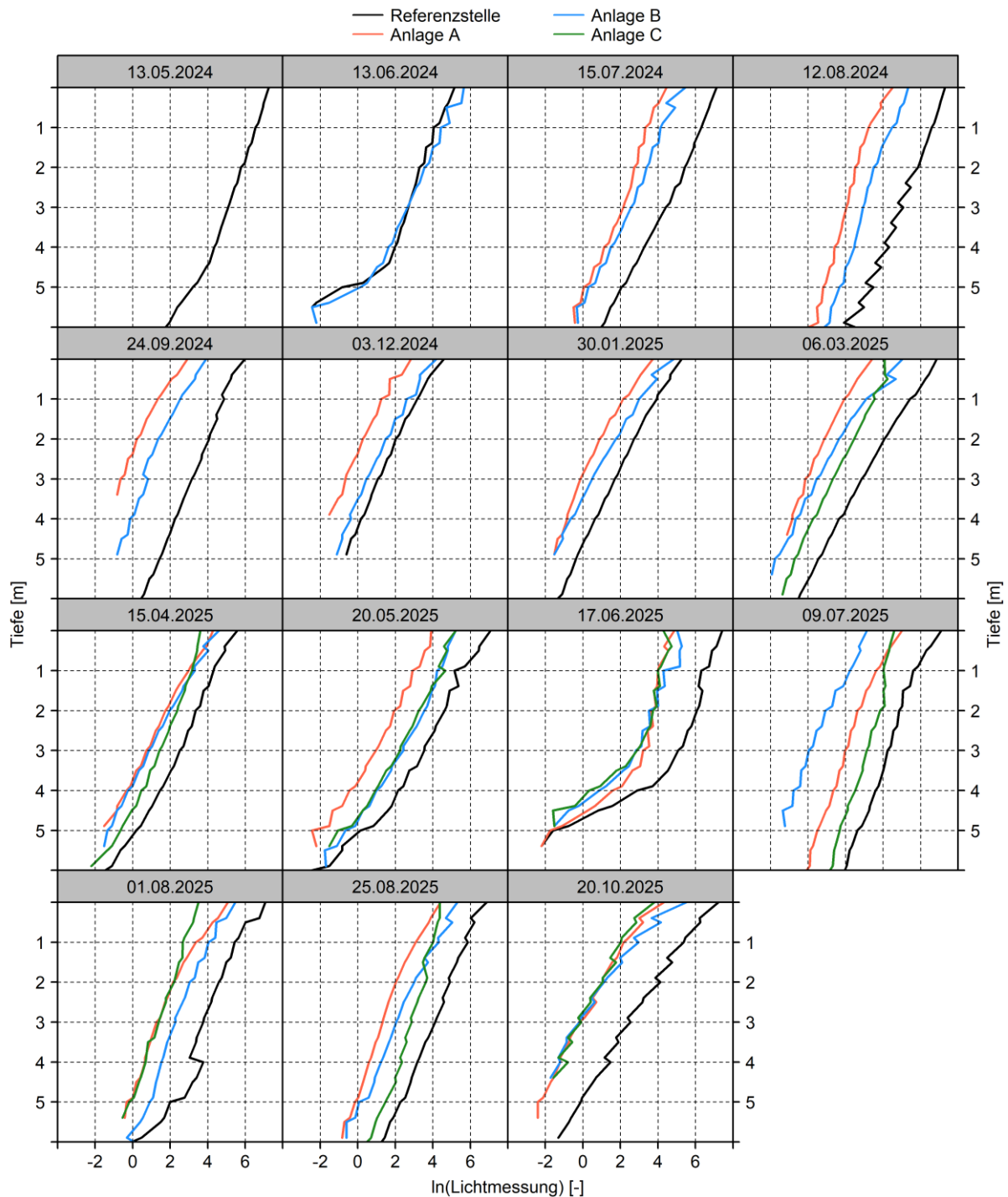


Abb. 19: Abnahme der Lichtintensität (natürlicher Logarithmus) an der Referenzmesssstelle und unterhalb der FPV-Anlagen A, B und C an den Probenahmetagen

1.3.6 Sichttiefen

Die Secchi-Tiefe oder Sichttiefe ist ein Maß für die Transparenz der oberflächennahen Wasserschicht und korreliert mit der Dichte an Trübstoffen (Plankton und anorganische

Schwebstoffe). Sie wird zudem genutzt, um die Tiefe der euphotischen Zone abzuschätzen ($z_{eu} = 2,5\text{-fache der Sichttiefe}$).

An nahezu allen Messterminen, abgesehen vom Sommer 2025, ergaben sich für die Referenzstelle um 10 cm bis maximal 30 cm höhere Sichttiefen als unter den FPV-Anlagen (Abb. 20). Dies kann ein Hinweis darauf sein, dass die Planktondichte unter den Anlagen an den Tagen geringerer Sichttiefe höher war als an der Referenzstelle oder dass sich das Plankton aufgrund der geringeren Lichtverfügbarkeit unter den FPV-Anlagen dichter unter der Wasseroberfläche aufhielt als an der Referenzstelle.

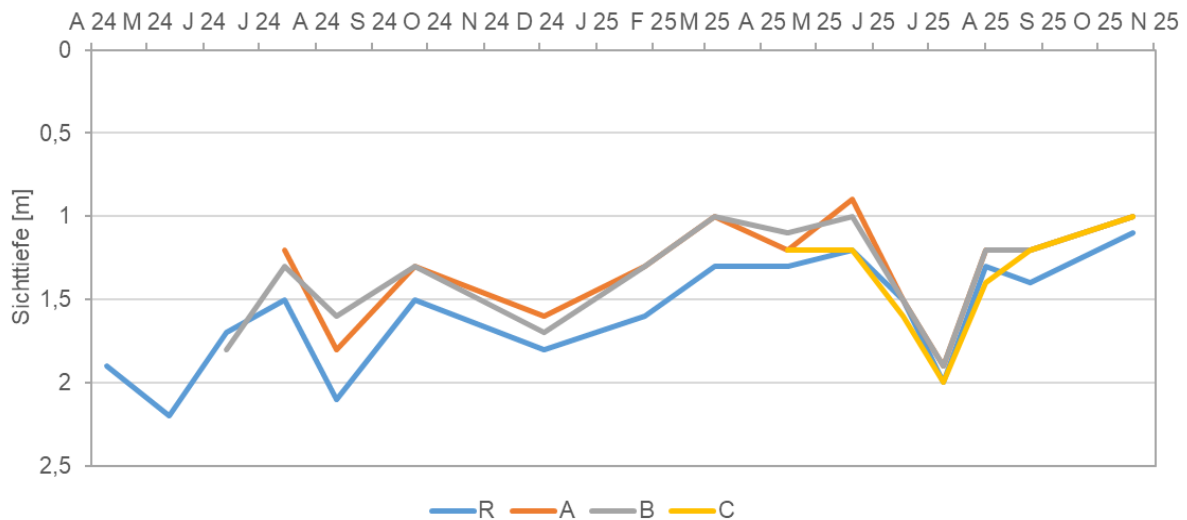


Abb. 20: Zeitliche Entwicklung der Sichttiefen im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den Messstellen an den FPV-Anlagen A, B und C im Zeitraum von April 2024 bis Oktober 2025

1.3.7 Phytoplanktonzönose

Das Phytoplankton bildet das Fundament des gesamten Nahrungsnetzes in einem See (Geller & Hupfer 2025). Als Primärproduzent wandelt es anorganische Stoffe durch Photosynthese in organische Biomasse um. Phytoplankton stellt als Basis der Nahrungskette die Hauptnahrungsquelle für das Zooplankton dar. Es ist zudem der wichtigste Sauerstoffproduzent für die heterotrophen Organismen im See. Aufgrund seiner zentralen Funktion im Nahrungsnetz und in den Stoffkreisläufen sowie seiner hohen Abhängigkeit von der Verfügbarkeit an Licht als zentraler Energiequelle für den Metabolismus sind Kenntnisse zur Wirkung von FPV-Anlagen auf diese Schlüsselgruppe in Seen von großer Bedeutung zur Beurteilung von deren Umweltverträglichkeit.

1.3.7.1 Fluoreszenzsondenmessungen

Durch die Messung von Algen-Fluoreszenztiefenprofilen ist eine In-situ-Bestimmung der vertikalen Verteilung und der Photosyntheseaktivität von Phytoplankton in Gewässern möglich. Von den Fluoreszenzsonden wird der rückgestrahlte Teil des vom Phytoplankton für die Photosynthese absorbierten Lichts detektiert. Da unterschiedliche Algengruppen charakteristische akzessorische Pigmente besitzen, erzeugen sie spezifische Fluoreszenzmuster (Drummen 2012). So ist es u. a. möglich, Tiefenchlorophyllmaxima (DCM) aufzuspüren, die

sich in geschichteten Gewässern dort ausbilden, wo ausreichend Nährstoffe aus der Tiefe und genügend Restlicht von oben aufeinandertreffen.

Auch im Mortkasee konnte im Jahr 2025 die Ausbildung eines Tiefenchlorophyll-Maximums im Bereich des Metalimnions vom April bis in den August hinein nachgewiesen werden, wobei die stärksten Ausprägungen im Mai und Juni zu beobachten waren (Abb. 21). Aus den Sondendaten wird deutlich, dass die Tiefenlage des Tiefenchlorophyll-Maximums von den FPV-Anlagen nicht nachweisbar beeinflusst wird. Die gemessene Chlorophyll a-Konzentration kann jedoch leicht differieren. So erreicht die Referenzstelle im April ein höheres Maximum im DCM als die FPV-Messstellen. Im Mai zeigt sich im Epilimnion ein etwas abweichender Kurvenverlauf mit niedrigeren Werten an der Referenzstelle als unter den FPV-Anlagen.

Bemerkenswert ist das Ergebnis der Messung im Oktober. An diesem Termin ist die Chlorophyll a-Konzentration unter den FPV-Anlagen um ca. 75 $\mu\text{g/L}$ niedriger als an der Referenzstelle und im Gegensatz zu den anderen Stellen ist an der Referenzstelle dabei noch ein schwaches metalimnisches Maximum erhalten, das sich zu diesem Zeitpunkt im Zuge der Tiefenerosion der Thermokline in rund 7 m Tiefe befindet. Als Grund für diesen starken Unterschied zwischen den Stellen unter den FPV-Anlagen und der Referenzstelle im Freiwasser kann zu diesem späten Zeitpunkt im Jahr die bereits deutlich abnehmende Lichtverfügbarkeit bei gleichzeitig gutem Nährstoffangebot durch zunehmende Einmischung von Wasser aus dem Hypolimnion in die oberen Wasserschichten gesehen werden. Die geringere Lichtverfügbarkeit unter den FPV-Anlagen erlaubt keine annähernd so intensive Photosyntheseaktivität, wie dies an der unbeschatteten Referenzstelle möglich ist. In den Monaten davor kommt das unter den FPV-Anlagen verminderte Lichtangebot offensichtlich nicht zum Tragen.

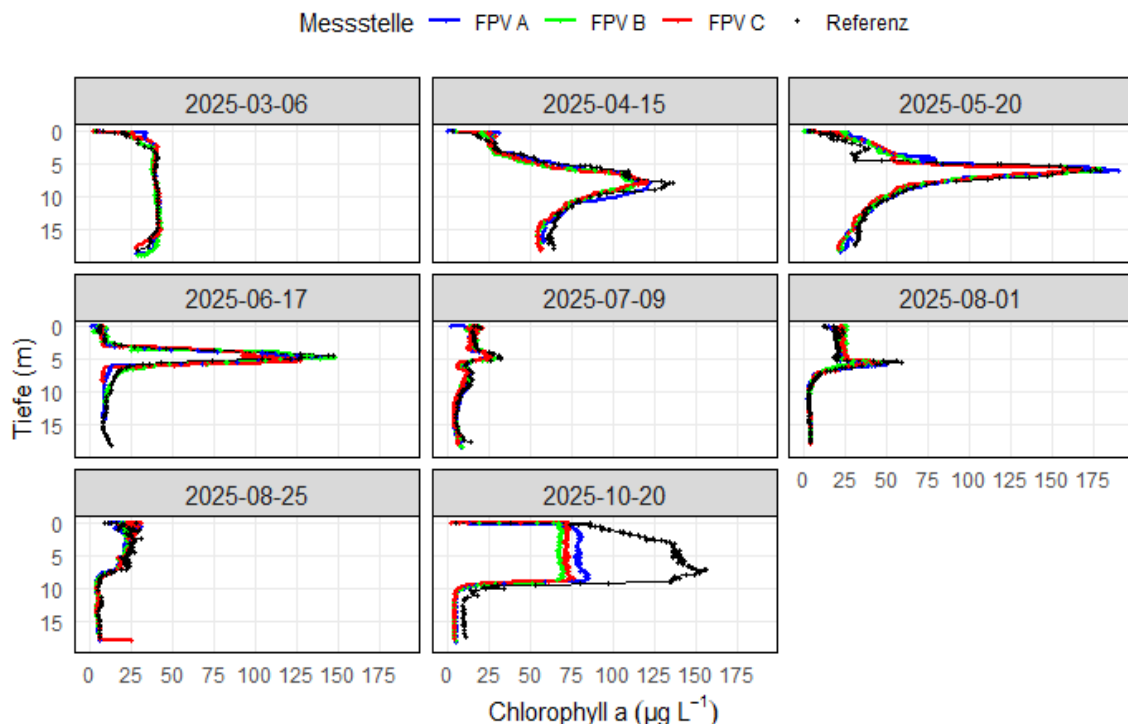


Abb. 21: Tiefenprofile der Chlorophyll a-Gesamtkonzentration an Messterminen des Jahres 2025

Eine statistische Auswertung der Mittelwerte der Fluoreszenzsonden-Daten für die Vegetationsperiode 2025 zeigt, dass die Werte der Chlorophyll a-Konzentrationen unter den FPV-Anlagen in der euphotischen Zone und im gesamten Tiefenprofil höchst und hoch signifikant niedriger sind als an der Referenzstelle (Tab. 5). Der Unterschied liegt bei rund 30 %. Dies ist fast vollständig auf ein geringeres Signal der Cyanobakterien unter den FPV-Anlagen zurückzuführen. Für die oberste Wasserschicht bis 1 m Tiefe ergibt sich zwar auch ein Rückgang; dieser ist aber nicht signifikant.

Während zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen für die Bacillariophyceen keine signifikanten Unterschiede festzustellen sind, ergeben sich für die Cryptophyceen nur bei Betrachtung des gesamten Fluoreszenz-Tiefenprofils signifikant höherer Werte an der Referenzstelle als an allen FPV-Messpunkten. Bei den Chlorophyceen weist nur die FPV-Anlage C signifikant höhere Werte auf als die Referenzstelle.

Aus den Messwerten wird damit deutlich, dass das verminderte Lichtangebot durch die Abdeckung der Wasseroberfläche durch die FPV-Anlagen einen starken Effekt auf das Phytoplankton haben kann, wobei aber zu beachten ist, dass sich der Unterschied zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen vor allem auf dem Ergebnis der Messungen am 20.10.2025 gründet. Eine Betrachtung des Fluoreszenzsonden-Tiefenprofils vom 20.10.2025 für die Cyanobacteria und Cryptophyta zeigt deutlich, dass die Unterschiede zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen an diesem Termin zum weitaus größten Teil auf die Cyanobacteria zurückzuführen sind (Abb. 22). An diesem Termin spiegelt sich auch der unterschiedliche Grad der Abschattung durch die drei FPV-Anlagen im Fluoreszenz-Tiefenprofil der Cyanobakterien wider. Unter Anlage B, die die stärkste Abschattung bewirkt, wurden die niedrigsten Werte gemessen. Ein Vergleich mit anderen Messtagen zeigt, dass es an ihnen keine vergleichbar großen Unterschiede zwischen den Stellen gab.

Neben der Messung im Oktober 2025 ergeben sich Unterschiede insbesondere auch im Tiefenprofil der Messungen im Mai 2025. Am 20.05.2025 erreichten die Fluoreszenzsonden-signale für die Cyanobacteria und die Cryptophyta unter den FPV-Anlagen in der euphotischen Zone höhere Werte als an der Referenzstelle (Abb. 22, Abb. 23). Dabei ist zu berücksichtigen, dass im Morkasee neben *Planktothrix agardhii* auch *P. rubescens* vorkommt, die neben dem typischen Blaualgen-Pigment Phycocyanin in stärkerem Maße Phycoerythrin besitzt, das eigentlich für Cryptophyta charakteristisch ist und dadurch von der Fluoreszenzsonde der falschen Gruppe zugeordnet wird. Es ist daher wahrscheinlich, dass *P. rubescens* von den Bedingungen unter den FPV-Anlagen profitieren kann und sich dort noch etwas länger aufhält als im Freiwasser, bevor sie sich als Art, die im Winter das Cyanobakterien-Phytoplankton dominiert, in lichtärmere, kühlere Wasserschichten zurückzieht.

Tab. 5: Ergebnisse des Zweistichproben t-Tests mit ungleichen Varianzen der Fluoreszenzsonden-Messungen für die Tiefenstufen 1 m, euphotische Zone (Z_{eu}) und gesamte Tiefe zum Vergleich jeweils zwischen der Referenzstelle (R) und den drei FPV-Anlagen (A – C) auf Basis der Mittelwerte der jeweiligen Tiefenstufe der Vegetationsperiode 2025 (15.04.2025 – 20.10.2025)

Datenanzahl: n (R, 1 m) 77, n (A, 1 m) 77, n (B, 1m) 66, n (C, 1 m) 85, n (R, Z_{eu}) 182, n (A, Z_{eu}) 206, n (B, Z_{eu}) 195, n (C, Z_{eu}) 203, n (R, Tiefenprofil) 639, n (A, Tiefenprofil) 734, n (B, Tiefenprofil) 688, n (C, Tiefenprofil) 608
MW: Mittelwert; *p < 0,05, **p < 0,01, ***p < 0,001

	R [µg/L]	FPV A [µg/L]	P-Wert (2-seitig)	FPV B [µg/L]	P-Wert (2-seitig)	FPV C [µg/L]	P-Wert (2-seitig)
1 m / Phytoplankton	26,08	22,43	0,329	22,44	0,331	23,03	0,399
Z_{eu} / Phytoplankton	32,12	23,48	***	23,60	***	25,14	**
Tiefenprofil / Phytoplankton	44,04	30,74	***	30,27	***	32,06	***
1 m / Chlorophyta	1,51	1,60	0,876	1,51	0,997	2,75	*
Z_{eu} / Chlorophyta	1,43	1,12	0,324	1,32	0,715	1,74	0,372
Tiefenprofil / Chlorophyta	0,48	0,38	0,291	0,42	0,527	0,62	0,246
1 m / Cyanobacteria	16,46	10,46	0,085	10,83	0,106	10,84	0,100
Z_{eu} / Cyanobacteria	19,57	11,08	***	11,07	***	12,15	**
Tiefenprofil / Cyanobacteria	27,49	17,32	***	16,18	***	17,72	***
1 m / Bacillariophyta	1,72	1,86	0,772	1,80	0,877	2,66	0,058
Z_{eu} / Bacillariophyta	1,44	1,55	0,661	1,82	0,161	1,95	0,064
Tiefenprofil / Bacillariophyta	0,89	0,76	0,331	0,77	0,371	0,91	0,925
1 m / Cryptophyta	6,40	8,52	0,051	8,30	0,074	6,77	0,692
Z_{eu} / Cryptophyta	9,68	9,74	0,939	9,40	0,683	9,30	0,605
Tiefenprofil / Cryptophyta	15,19	12,29	***	12,91	*	12,82	*

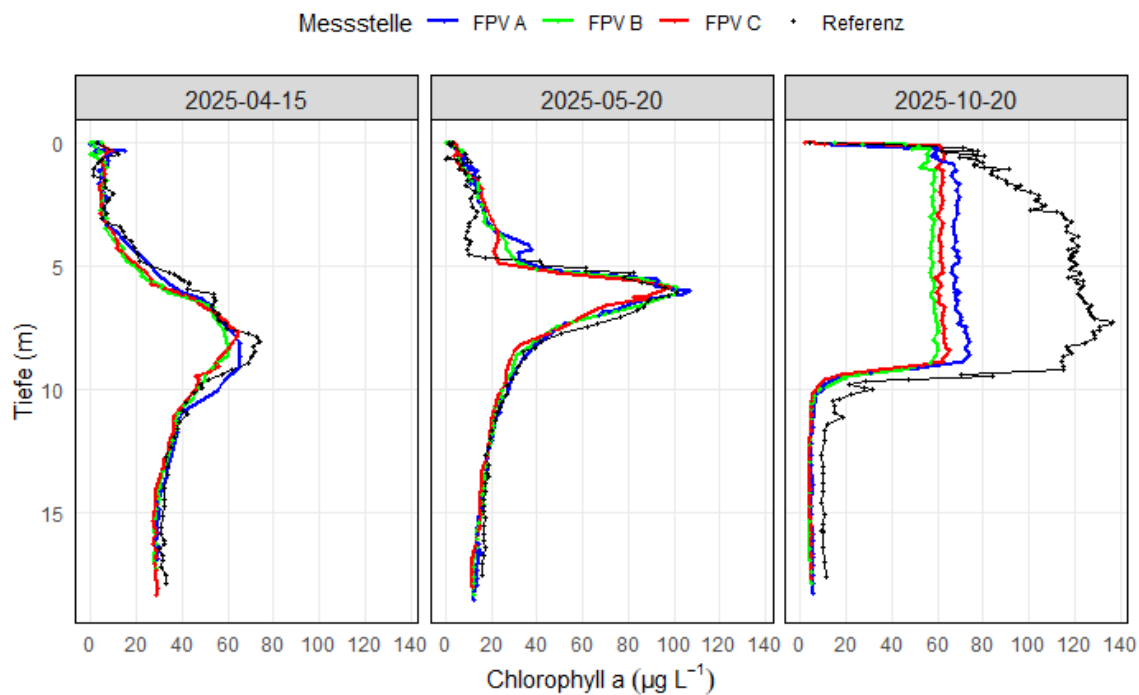


Abb. 22: Tiefenprofile der Fluoreszenzsondenmessungen für die Cyanobakterien an ausgewählten Terminen im Jahr 2025

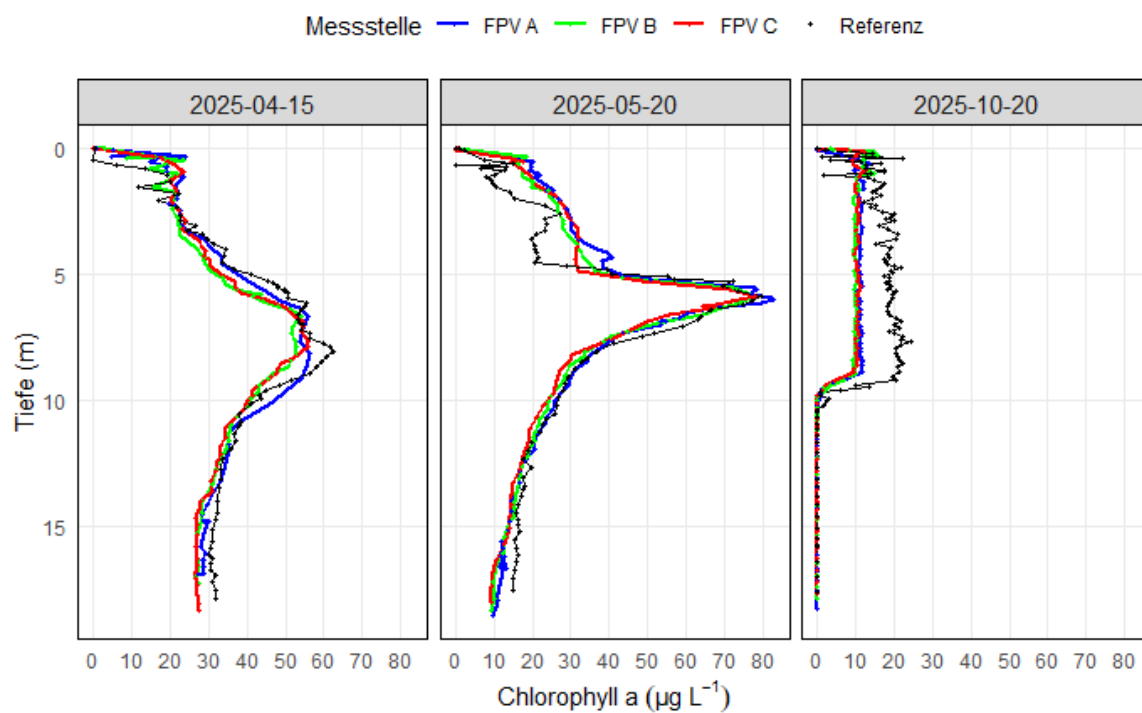


Abb. 23: Tiefenprofile der Fluoreszenzsondenmessungen für die Cryptophyta an ausgewählten Terminen im Jahr 2025

1.3.7.2 Mikroskopische Phytoplankton-Analysen

Eine detailliertere Betrachtung der Struktur der Phytoplanktonzönosen erlauben die Ergebnisse der mikroskopischen Bearbeitung von Proben aus der euphotischen Zone, die aus mit dem Wasserschöpfer genommenen Mischproben gewonnen und mit Lugol-Lösung fixiert wurden.

1.3.7.2.1 Taxazahl

Insgesamt wurden 89 Taxa nachgewiesen. Dabei unterscheidet sich die Taxazahl unter den Anlagen kaum von der Referenzstelle (58 bzw. 60 Taxa). 29 Taxa wurden nur unter den FPV-Anlagen gefunden. Unter diesen weisen die Taxa *Colacium* sp., *Dolichospermum lemmermannii* und *Mallomonas* sp. Anteile am mittleren Biovolumen des Untersuchungszeitraums von bis zu 1,1 % auf. Unter den einzelnen Anlagen ist unter Anlage B die Anzahl hinzukommender Taxa mit 18 gegenüber 11 bei den beiden anderen Anlagen und deren Anteil am saisonalen Biovolumen mit 5,1 % gegenüber rund 2 % unter den Anlagen A und C am höchsten.

Unter den FPV-Anlagen ist ein deutlich ausgeprägter Jahresgang der Taxazahl mit vom Frühjahr zum Sommer ansteigenden Werten und einer darauf folgenden Abnahme zum Herbst als an der Referenzstelle zu beobachten, die einen stärker schwankenden, uneinheitlicheren Verlauf zeigt (Abb. 24).

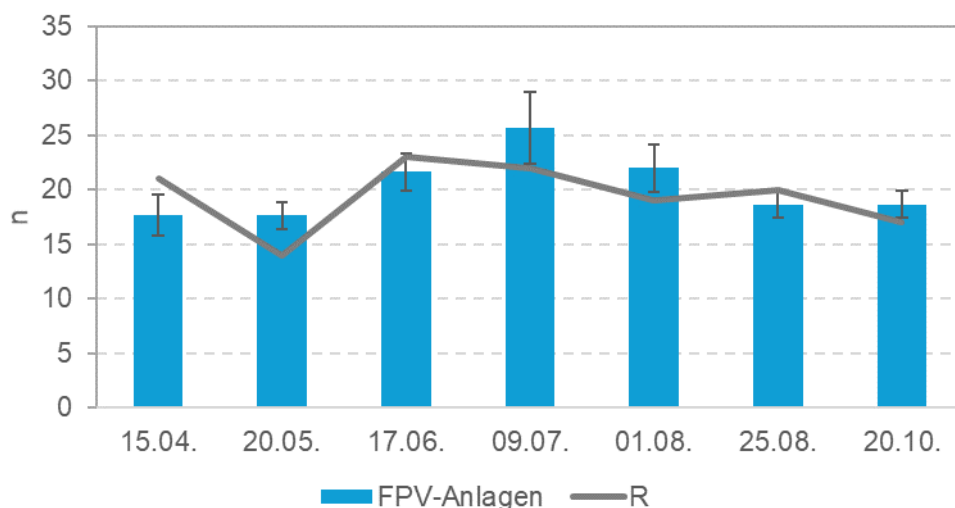


Abb. 24: Zeitliche Entwicklung der Anzahl der Phytoplankton-Taxa im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und dem Mittelwert sowie der Standardabweichung unter den FPV-Anlagen für die Untersuchungstermine im Jahr 2025

1.3.7.2.2 Biovolumina

In Zeitraum April bis Oktober 2025 ergeben sich für den Mittelwert des Gesamt-Biovolumens für die Stellen unter den FPV-Anlagen mit 5,2 mm³/L (B), 5,3 mm³/L (A) und 6,0 mm³/L (C) um bis zu 25 % höhere Werte als an der Referenzstelle mit 4,8 mm³/L. Die höheren Mittelwerte für die Anlagen sind dabei auf die deutlich höheren Werte unter den FPV-Anlagen insbesondere im Mai und in geringerem Maß auch im Juni zurückzuführen (Abb. 25). In den restlichen Monaten bewegen sich die Werte im vergleichbaren Bereich bzw. sind im April und Oktober an der Referenzstelle sogar leicht höher.

Der zeitliche Verlauf des Gesamtbiovolumens spiegelt im Wesentlichen die Entwicklung von Cyanobakterien der Gattung *Planktothrix* wider (Abb. 26), die mit den beiden Arten *P. agardhii* und *P. rubescens* im Morkasee vorkommt. Die beiden Arten lassen sich in fixierten Proben nicht voneinander unterscheiden (Lenard & Poniewozik 2022). Da *P. rubescens* in der euphotischen Zone eine ausgesprochene Winterart ist, ist *P. agardhii* über die eigentliche Vegetationsperiode 2025 gesehen an allen Stellen die weitaus dominierende Art. Sie hat ihr Entwicklungsmaximum von April bis Juni und nimmt nach einem Einbruch in den Sommermonaten im Herbst dann noch einmal zu. Bemerkenswert ist, dass die Art, evtl. auch gemeinsam mit *P. rubescens*, im Mai und weniger ausgeprägt auch unter zwei der FPV-Anlagen im Juni mit deutlich höheren Biovolumina vertreten ist als an der Referenzstelle. In anderen Monaten sind die Unterschiede zur Referenzstelle dagegen gering.

In den Sommermonaten wird das Phytoplankton von anderen Taxa dominiert, bei denen größere Unterschiede zwischen den FPV-Anlagen und der Referenzstelle zu beobachten sind. Dazu gehört z. B. die fädige Grünalgenart *Mougeotia*, die erst im Juli erscheint und im Freiwasser ein besseres Wachstum zeigt als unter den FPV-Anlagen (Abb. 28). Insgesamt ist die Gattung das zweithäufigste Taxon.

Eine weitere typische Sommerart ist *Planktoniolyngbya limnetica*, die ihr Maximum Anfang August erreicht (Abb. 27). Bei ihr gibt es anders als bei *Mougeotia* sp. kaum Unterschiede zwischen den FPV-Anlagen und der Referenzstelle.

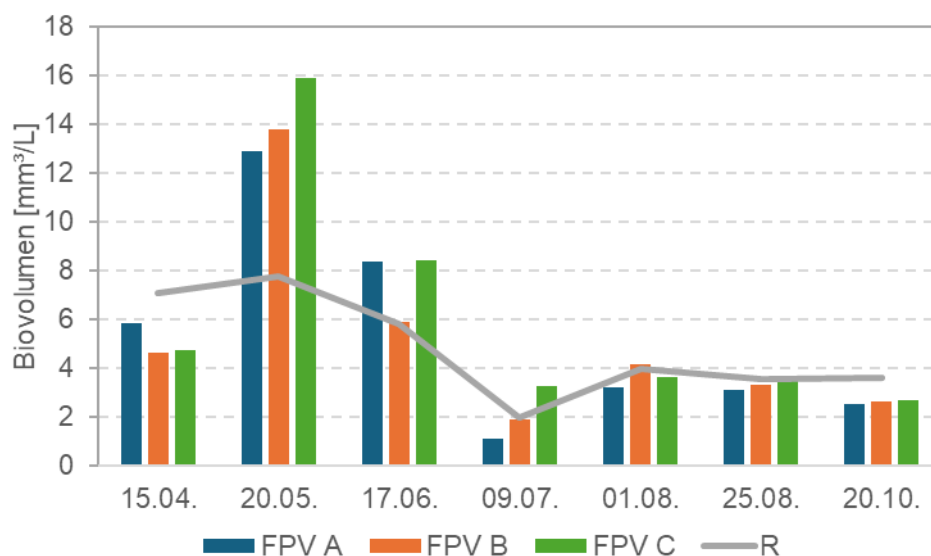


Abb. 25: Zeitliche Entwicklung des Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons unter den FPV-Anlagen im Vergleich mit der Referenzstelle (R) im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2025

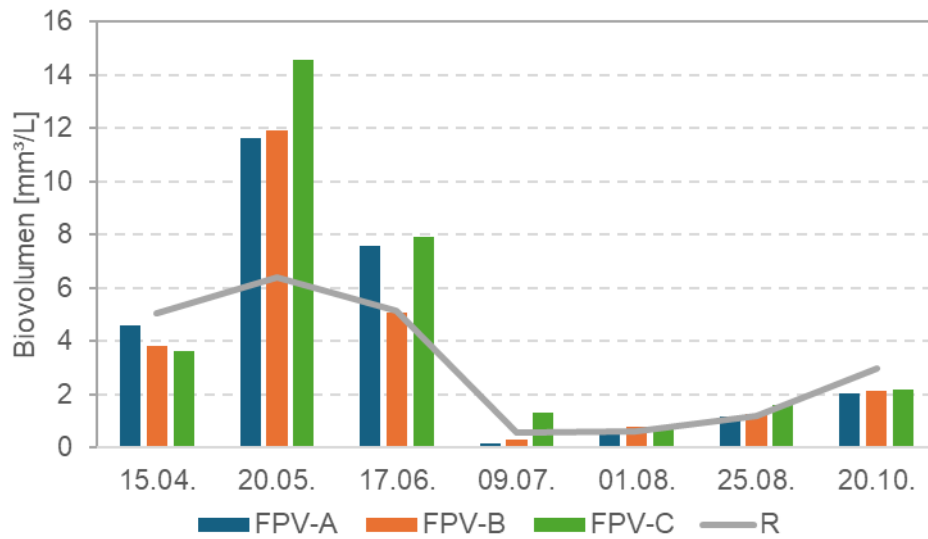


Abb. 26: Zeitliche Entwicklung des Biovolumens von *Planktothrix agardhii* / *rubescens* unter den FPV-Anlagen im Vergleich mit der Referenzstelle (R) im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2025

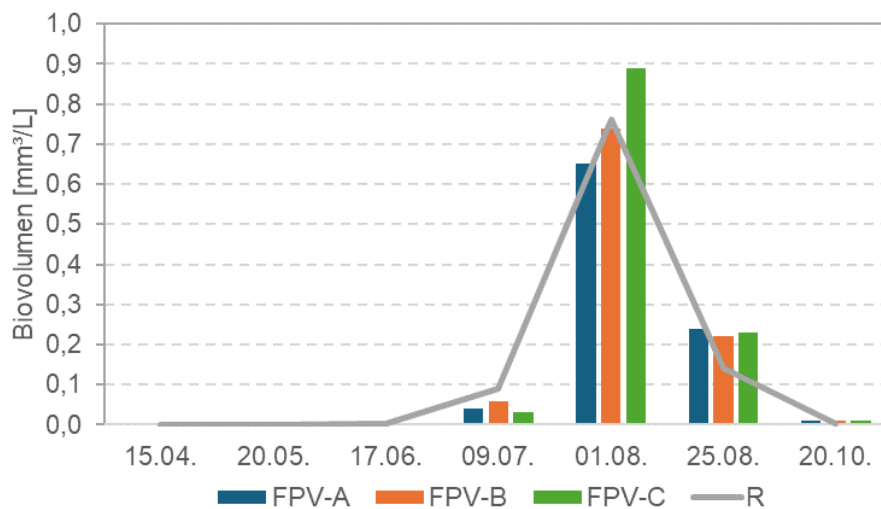


Abb. 27: Zeitliche Entwicklung des Biovolumens von *Planktoniynngbya limnetica* unter den FPV-Anlagen im Vergleich mit der Referenzstelle (R) im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2025

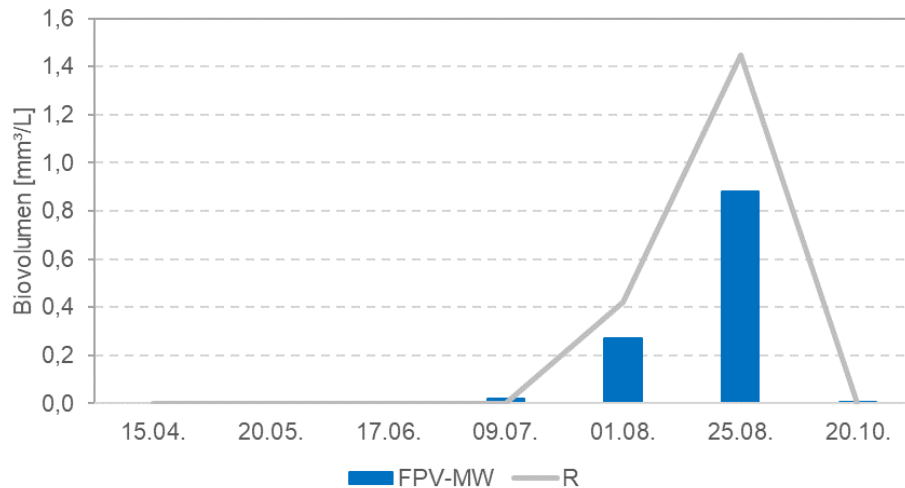


Abb. 28: Zeitliche Entwicklung des gemittelten Biovolumens von *Mougeotia* sp. unter den FPV-Anlagen (FPV-MW) im Vergleich mit der Referenzstelle (R) im Untersuchungszeitraum April bis Oktober 2025

1.3.7.2.3 Dominanzstrukturen

Die Betrachtung der Dominanzstruktur zeigt noch einmal sehr deutlich den hohen Anteil, den *Planktothrix agardhii* (plus ggf. *P. rubescens*) am Phytoplankton-Biovolumen an allen Stellen hat, wobei die Dominanz unter den FPV-Anlagen noch ausgeprägter ist als an der Referenzstelle (Abb. 29, Abb. 31). Entsprechend der stärkeren Entwicklung von *Mougeotia* sp. im Freiwasser fällt deren Anteil an der Referenzstelle höher aus als unter den FPV-Anlagen. Bei der artenreichen Gruppe der zentrischen Kieselalgen (Centrales) ist der Unterschied dagegen geringer.

Die Zusammensetzung der sonstigen, weniger häufigen Taxa unterscheidet sich relativ wenig. Am auffälligsten sind noch der höhere Anteil der Gattung *Cryptomonas* unter den FPV-Anlagen und der *Fragilaria*-Arten an der Referenzstelle (Abb. 30, Abb. 32).

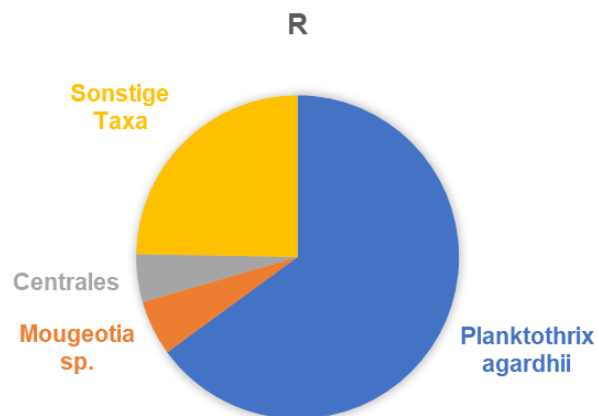


Abb. 29: Dominanzstruktur des Phytoplanktons an der Referenzstelle für die häufigsten Taxa (Basis: Mittelwerte April - Oktober 2025)

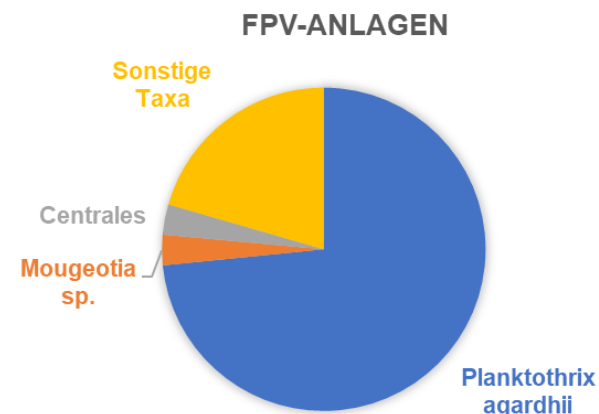


Abb. 31: Dominanzstruktur des Phytoplanktons unter den FPV-Anlagen für die häufigsten Taxa (Basis: Mittelwerte April - Oktober 2025)

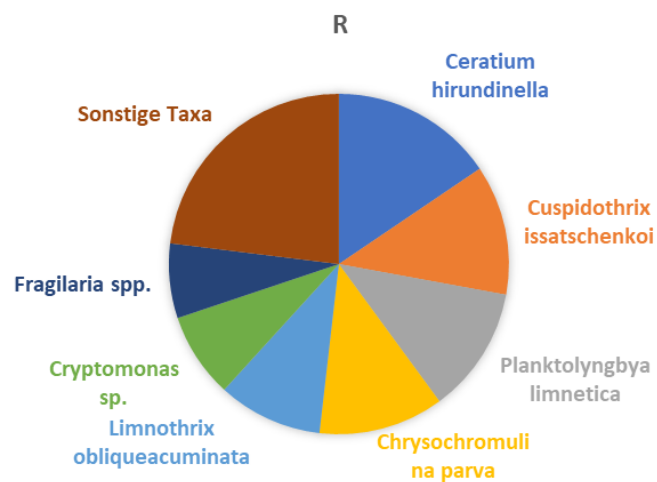


Abb. 30: Anteile der sonstigen häufigeren Phytoplankton-Taxa an der Referenzstelle (Basis: Mittelwerte April - Oktober 2025)

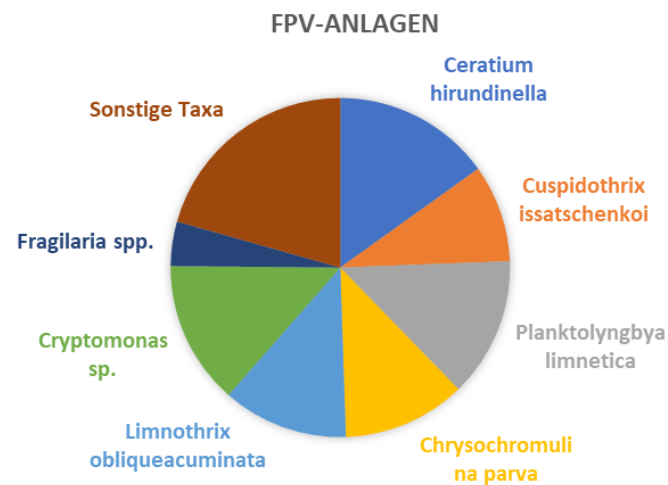


Abb. 32: Anteile der sonstigen häufigeren Phytoplankton-Taxa unter den FPV-Anlagen (Basis: Mittelwerte April - Oktober 2025)

Eine detaillierte Betrachtung der Dominanzanteile zeigt, dass zehn Taxa an fast allen FPV-Messstellen und an der Referenzstelle einen Anteil am Biovolumen > 1 % haben (Tab. 6). Vier dieser Taxa gehören den Cyanobacteria an, die restlichen Abteilungen sind jeweils nur einmal vertreten. Ein Vergleich der zeitlichen Entwicklung der Dominanzanteile zwischen den FPV-Anlagen und der Referenzstelle ergibt ein ähnliches Bild (Tab. 7, Tab. 8), wobei die Anteile einzelner Taxa am Gesamt-Biovolumen jedoch durchaus unterschiedlich ausfallen können.

Tab. 6: Anteile dominierender Taxa am Biovolumen der euphotischen Zone unter den FPV-Anlagen A, B und C sowie an der Referenzstelle (R) im Zeitraum April bis Oktober 2025 (MW: Mittelwert)

Abteilung	Taxon	FPV A	FPV B	FPV C	FPV (MW)	R
Cyanobacteria	<i>Planktothrix agardhii</i>	75,0%	69,5%	75,7%	73,4%	65,0%
Chlorophyta	<i>Mougeotia</i> sp.	3,6%	3,1%	2,3%	3,0%	5,5%
Ochrophyta	Centrales	3,4%	3,0%	2,7%	3,0%	4,8%
Dinophyta	<i>Ceratium hirundinella</i>	2,3%	4,3%	2,7%	3,1%	3,8%
Cyanobacteria	<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i>	1,4%	3,0%	1,4%	1,9%	3,1%
Cyanobacteria	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	2,6%	2,8%	2,8%	2,7%	3,0%
Haptophyta	<i>Chrysochromulina parva</i>	2,4%	2,4%	2,5%	2,4%	2,9%
Cyanobacteria	<i>Limnothrix obliqueacuminata</i>	1,6%	2,8%	3,0%	2,5%	2,5%
Cryptophyta	<i>Cryptomonas</i> sp.	2,9%	3,2%	2,4%	2,8%	2,0%
Bacillariophyta	<i>Fragilaria</i> spp.	1,2%	1,0%	0,8%	1,0%	2,1%

Tab. 7: Zeitliche Entwicklung der Anteile ausgewählter, häufigerer Taxa am Biovolumen der euphotischen Zone der Referenzstelle zwischen April und Oktober 2025

Taxon	15.04.25	20.05.25	17.06.25	09.07.25	01.08.25	25.08.25	20.10.25
<i>Planktothrix agardhii</i>	71,43%	82,74%	88,28%	27,52%	15,22%	33,83%	82,94%
<i>Mougeotia</i> sp.	0,00%	0,00%	0,00%	0,05%	10,45%	40,60%	0,02%
Centrales	8,86%	10,98%	1,02%	0,67%	1,10%	0,48%	0,11%
<i>Ceratium hirundinella</i>	0,00%	0,51%	1,75%	13,50%	16,94%	4,63%	1,35%
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	24,79%	1,11%	0,00%
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	0,00%	0,00%	0,04%	4,76%	19,10%	4,02%	0,05%
<i>Chrysochromulina parva</i>	2,56%	1,35%	1,75%	8,73%	4,36%	7,35%	0,00%
<i>Limnothrix obliqueacuminata</i>	0,00%	0,00%	2,13%	28,24%	1,02%	1,46%	1,65%
<i>Cryptomonas</i> sp.	2,00%	3,14%	1,20%	0,00%	2,61%	0,57%	2,64%
<i>Fragilaria</i> spp.	6,46%	0,18%	0,90%	3,88%	0,00%	0,99%	2,21%

Tab. 8: Zeitliche Entwicklung der Anteile ausgewählter, häufigerer Taxa am Biovolumen der euphotischen Zone unter den FPV-Anlagen auf der Basis von Mittelwerten zwischen April und Oktober 2025

Taxon	15.04.25	20.05.25	17.06.25	09.07.25	01.08.25	25.08.25	20.10.25
<i>Planktothrix agardhii</i>	78,76%	89,31%	90,14%	23,69%	19,75%	40,50%	81,05%
<i>Mougeotia</i> sp.	0,00%	0,00%	0,00%	0,05%	7,53%	26,88%	0,07%
Centrales	5,66%	4,89%	0,73%	3,43%	0,67%	0,49%	0,13%
<i>Ceratium hirundinella</i>	0,70%	0,66%	2,72%	10,63%	11,61%	6,77%	0,63%
<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	18,44%	0,92%	0,00%
<i>Planktolynbya limnetica</i>	0,09%	0,00%	0,02%	2,59%	21,00%	7,02%	0,39%
<i>Chrysochromulina parva</i>	2,24%	0,86%	0,99%	10,32%	4,34%	8,38%	0,00%
<i>Limnothrix obliqueacuminata</i>	0,00%	0,00%	2,06%	26,70%	3,13%	2,80%	2,09%
<i>Cryptomonas</i> sp.	3,48%	2,40%	1,00%	7,88%	5,80%	0,88%	4,07%
<i>Fragilaria</i> spp.	4,41%	0,33%	0,55%	1,26%	0,00%	0,56%	1,31%

1.3.7.2.4 Biodiversität

Die Auswertung der Phytoplanktondaten im Hinblick auf die Biodiversität, die durch den Shannon-Index (H_s) und die Evenness (E) abgebildet wird (Mühlenberg 1993), ergibt auf die Vegetationsperiode 2025 bezogen leichte Unterschiede zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen, wobei die Referenzstelle mit 1,60 für den Shannon-Index und 0,39 für die Evenness höhere Biodiversitätswerte aufweist als die FPV-Anlagen, deren Mittelwert nur bei 1,31 (H_s) bzw. 0,32 (E) liegt (Tab. 9). Ursache hierfür kann eine Abnahme der Heterogenität ökologischer Nischen unter den FPV-Anlagen sein, die durch Veränderungen der Durchmischung des euphotischen Wasserkörpers sowie des Energiehaushalts und der Lichtbedingungen bedingt sein kann.

Die an allen Probestellen niedrigen Werte für den Gesamtzeitraum weisen auf eine relativ geringe Artenvielfalt bei einer starken Dominanz einzelner Arten hin. Ursächlich hierfür ist die Artenarmut und extrem hohe Dominanz von *Planktothrix agardhii/rubescens* im Frühjahrsphytoplankton, die den Wert im Mai und Juni stark absinken lässt (Abb. 33). Ganz anders stellt sich die Situation in den Sommermonaten dar. Mit Erhöhung der Artenvielfalt und ausgeglicheneren Dominanzstrukturen steigen die Werte an allen Stellen auf über 2 an. Gleichzeitig erreicht die Evenness hohe Werte zwischen 0,6 und nahe 0,8 (Abb. 34). Der zeitliche Verlauf der Werte unterscheidet sich zwischen der Referenzstelle und den Bereichen unter den FPV-Anlagen nur unwesentlich. Die Werte für die FPV-Anlagen können mal unter mal über den Werten der Referenzstelle liegen, auch wenn die Berechnungen für die gesamte Vegetationsperiode Unterschiede aufzeigt (Tab. 9).

Tab. 9: Shannon-Index (H_s) und Evenness (E) für das Phytoplankton für den Untersuchungszeitraum 15.04.2025 – 20.10.2025 für die Referenzstelle (R) und die FPV-Anlagen

	H_s	E
R	1,60	0,39
FPV A	1,25	0,31
FPV B	1,47	0,36
FPV C	1,22	0,30

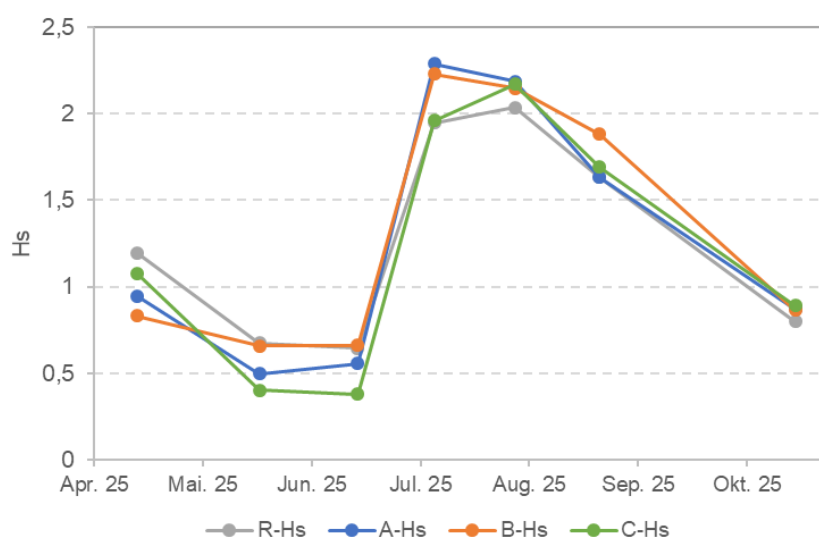


Abb. 33: Zeitlicher Verlauf des Shannon-Index (H_s) für die Phytoplanktonzönose im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen an den Untersuchungsterminen im Jahr 2025

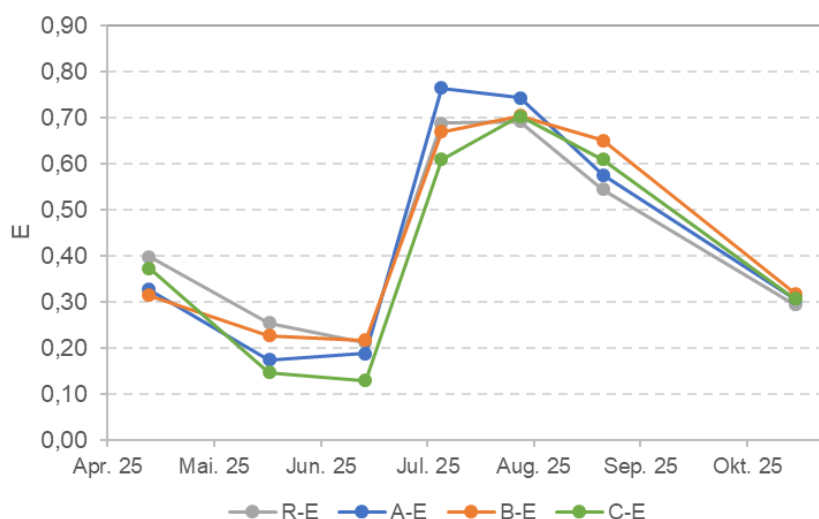


Abb. 34: Zeitlicher Verlauf der Evenness (E) für die Phytoplanktonzönose im Vergleich zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen an den Untersuchungsterminen im Jahr 2025

1.3.7.3 Bewertung mit PhytoSee

Die Bewertung mit dem Online-Seenbewertungstool PhytoSee (Riedmüller & Mischke 2022) konnte für jede Messstelle auf der Grundlage von sieben Proben durchgeführt werden. Dadurch sind die Ergebnisse für das Jahr 2025 als gesichert anzusehen. PhytoSee ist das offizielle deutsche Bewertungsverfahren zur Ermittlung des ökologischen Zustands von Seen anhand der biologischen Qualitätskomponente Phytoplankton gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000). Für die Auswertung wurden der LAWA Seetyp 10 (kalkreicher, geschichteter Tieflandsee mit relativ großem Einzugsgebiet) und der für die Qualitätskomponente Phytoplankton spezifische Seetyp PP 10.1k als Referenz gewählt (Riedmüller et al. 2022).

Die Bewertung erfolgt anhand verschiedener Metriken. Die Metrik Biomasse bewertet anhand des Gesamtbiovolumens die Produktivität des Gewässers. Es besteht ein direkter Bezug zur Trophie. Die Metrik Algenklasse analysiert die Zusammensetzung der Algengruppen, wobei die Anteile bestimmter Gruppen an der Gesamtbiomasse betrachtet werden. In unbelasteten Seen kommen die Gruppen in einem bestimmten Verhältnis zueinander vor. Abweichungen hiervon zeigen Belastungen an. Der Phytoplankton-Taxa-Seen-Index (PTSI) bewertet die Zusammensetzung der Phytoplanktonzönose auf der Ebene der einzelnen Arten bzw. Taxa mithilfe von Indikatorlisten und den Arten zugewiesenen Zeigerwerten. Im Phyto-See-Index drückt sich das Gesamtergebnis aus, indem die vorherigen drei Einzelmetriken dort zusammengefasst werden.

Tab. 10: Ergebnisse der Bewertung der Messstellen an den FPV-Anlagen und der Referenzstelle mit PhytoSee auf Basis der Ergebnisse der Phytoplanktonauswertungen für den Zeitraum 20.04.2025 bis 25.10.2025

Messstelle	Biomasse	Algenklassen	PTSI	PSI	Ökologische Zustandsklasse	Trophieklassifikation nach LAWA (2014) anhand des PSI
Referenz	4,52	3,14	3,91	3,92	unbefried.	eutroph 2
FPV A	4,35	3,01	3,88	3,81	unbefried.	eutroph 2
FPV B	4,26	3,21	3,87	3,83	unbefried.	eutroph 2
FPV C	4,37	3,29	4,06	3,95	unbefried.	eutroph 2
FPV ges.	4,33	3,17	3,94	3,86	unbefried.	eutroph 2

Da die Seebewertung vor allem auf der Abweichung des trophischen Zustands eines Sees von seinem Referenzzustand beruht, zeigt der Vergleich zwischen der Referenzstelle und den Messstellen unter den FPV-Anlagen insbesondere an, ob sich in dieser Hinsicht eine Veränderung durch die Abdeckung der Seeoberfläche ergibt. Zwar verändert sich durch die FPV-Anlagen die Gesamtbewertung nicht (Tab. 10). Der unbefriedigende ökologische Zustand gilt aufgrund der starken Algenentwicklung mit der im Vegetationszeitraum hohen Dominanz von Cyanobakterien für alle Stelle gleichermaßen. Allerdings ist für die, die Wasserfläche am stärksten abdeckenden FPV-Anlagen A und B eine leichte Tendenz zu im Vergleich mit der Referenzstelle etwas besseren Werten zu erkennen. Dem stehen allerdings die geringfügig schlechteren Werte unter der FPV-Anlage C entgegen.

1.3.8 Zooplanktonzönose

Das Zooplankton spielt eine zentrale Rolle im Nahrungsnetz von Seen (Hupfer et al. 2009 ff., Geller & Hupfer 2025). Es ist das entscheidende Bindeglied zwischen den Primärproduzenten (Algen) und den höheren Trophiestufen. So fungiert es als Energieüberträger, indem es Phytoplankton frisst und es diese Energie für Fische nutzbar macht. Als Primärkonsument wandelt es pflanzliche Biomasse in tierische Biomasse um. Selbst ist es Nahrungsquelle für Friedfische, Jungfische und räuberische Insektenlarven. Zudem sind Zooplankter an der Regulation der Wasserqualität (Top-Down-Effekt) beteiligt, indem insbesondere große Zooplankton-Arten wie Cladoceren große Mengen Wasser filtrieren können und damit Algen aus dem Wasser entfernen. Kleineres Zooplankton wie Rotatorien ernähren sich dagegen vor allem von Bakterien. Starker Fraßdruck des Zooplanktons führt im Frühjahr in vielen Seen zu sehr klarem Wasser (Klarwasserphase). Ausscheidungen des Zooplanktons stehen dem Phytoplankton direkt wieder als gelöste Nährstoffe zur Verfügung, so dass Zooplankton auch eine bedeutende Rolle im Stoffkreislauf von Seen spielt. Daher ist es wichtig zu wissen, welchen Einfluss der Einsatz von FPV-Anlagen auf die Zooplanktonzönose in Seen hat. Die Hauptgruppen des Zooplanktons stellen Rotatorien, Copepoden und Cladoceren, wobei die beiden letzteren Krebstiere sind. Daneben kommen im Zooplankton mit Ciliaten und Amöben Protozoen vor sowie aus der Gruppe der Insekten die pelagisch lebende Larve der Büschelmücke (*Chaoborus*).

1.3.8.1 Taxazahlen

Ein Vergleich der Anzahl der Taxa zwischen den Untersuchungsstellen zeigt für den gesamten Untersuchungszeitraum nur sehr geringe Unterschiede zwischen der Referenzstelle und den FPV-Anlagen A und B (Tab. 11). Auffällig ist, dass unter Anlage C im Jahr 2025 rund 15 % weniger Taxa gefunden wurden als an den anderen Stellen. Dabei handelt es sich zwar vorwiegend um Protozoen, wie ein Vergleich der Taxazahlen der Hauptgruppen des Zooplanktons für den Vegetationszeitraum (April – Oktober 2025) zeigt. Jedoch liegt auch bei den Hauptgruppen die Taxazahl unter der der anderen Stellen (Tab. 12). Ein offensichtlicher Grund ist hierfür nicht erkennbar, zumal die Stellen A und B keine Abweichung von der Referenzstelle aufweisen, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die FPV-Anlagen keinen Einfluss auf die Taxazahl der Zooplanktonzönose haben.

Tab. 11: Anzahl der Taxa des Zooplanktons im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den Bereichen unter den FPV-Anlagen A, B und C für die Zeiträume 25.07.2024 – 20.10.2025 bzw. 15.04.2025 – 20.10.2025

	2024/2025	2025
R	69	63
FPV A	68	62
FPV B	67	60
FPV C	-	52

Tab. 12: Anzahl der Taxa der drei Hauptgruppen Rotatoria, Copepoda und Cladocera im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den Bereichen unter den FPV-Anlagen für den Zeitraum 15.04.2025 – 20.10.2025

	Rotatoria	Copepoda	Cladocera	Summe
R	29	13	13	55
FPV A	28	13	16	57
FPV B	28	13	14	55
FPV C	27	11	11	49

1.3.8.2 Abundanzen und Biomasse

Ein Vergleich der Mittelwerte von Abundanzen und Biomasse (auf Basis des Trockengewichts) des Zooplanktons zwischen den Untersuchungsstellen zeigt, dass die Werte unter den Anlagen A und B deutlich unter denen der Referenzstelle liegen (Abb. 35, Abb. 36). Anlage C weicht hingegen weniger deutlich von der Referenzstelle ab. Die Biomasse ist unter Anlage B mit ihrer stärksten Beschattung der Wasseroberfläche fast ein Drittel niedriger als an der Referenzstelle.

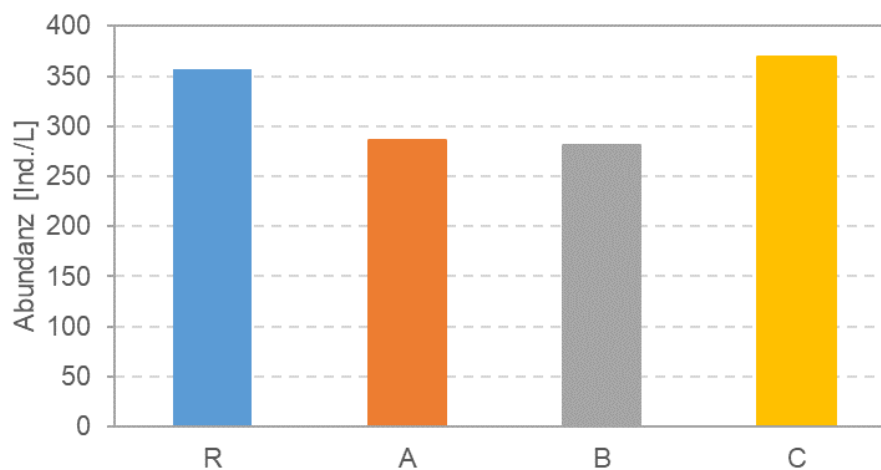


Abb. 35: Mittelwerte der Zooplankton-Abundanzen der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C für die Termine im Untersuchungszeitraum 15.04.2025 – 20.10.2025

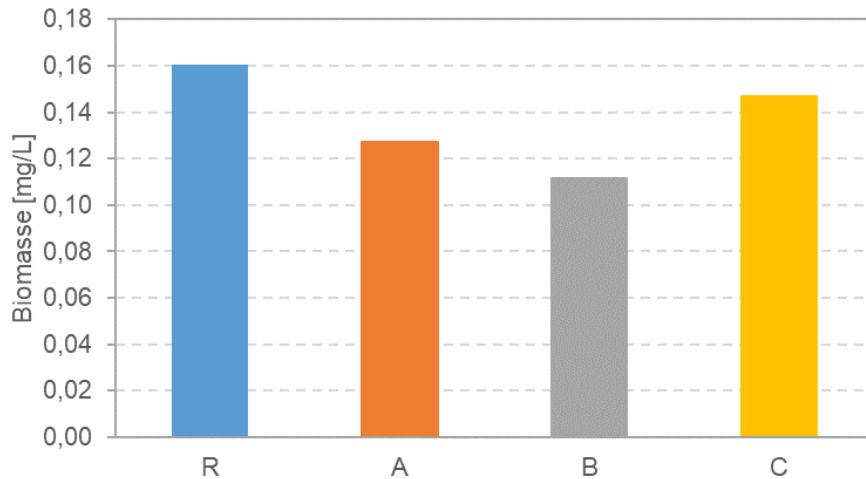


Abb. 36: Mittelwerte der Zooplankton-Biomasse an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C für die Termine im Untersuchungszeitraum 15.04.2025 – 20.10.2025

Die Betrachtung des zeitlichen Verlaufs der Abundanzen des Gesamt-Zooplanktons ist aufgrund der hohen Zahl an Rotatorien stark von diesen geprägt (Abb. 37). Bei der Biomasse kommt hingegen stärker die Größe des Crustaceen-Planktons zum Tragen (Abb. 38).

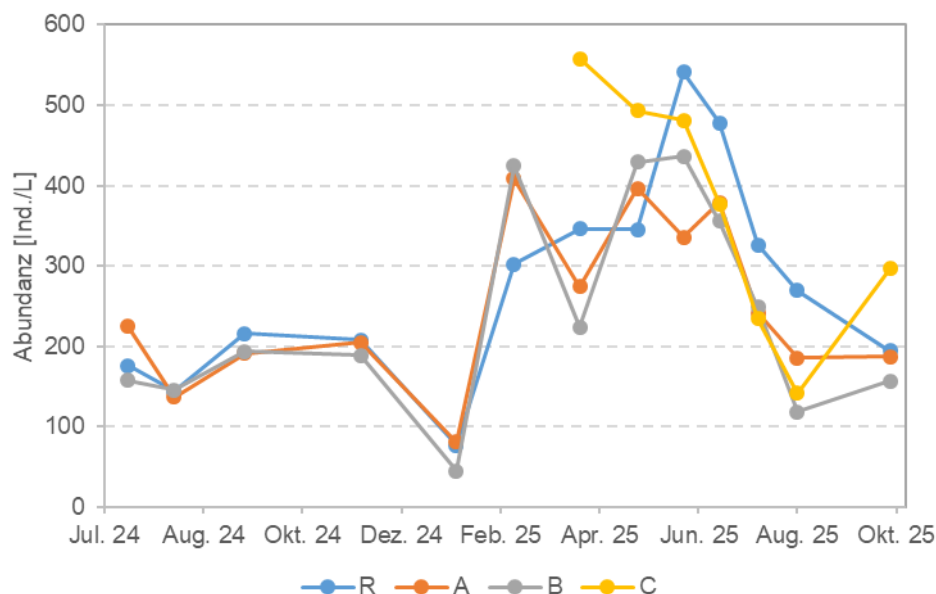


Abb. 37: Zeitlicher Verlauf der Gesamt-Abundanz des Zooplanktons an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025

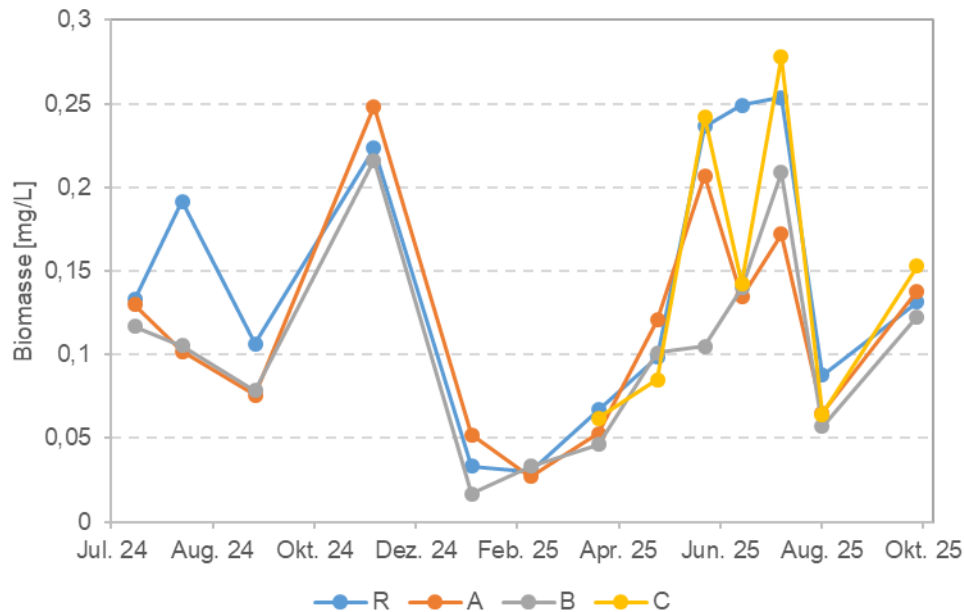


Abb. 38: Zeitlicher Verlauf der Gesamt-Biomasse des Zooplanktons an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025

Im Jahr 2025 zeigen die Rotatorien sehr viel höhere Abundanzen und Biomassen als im Jahr 2024 (Abb. 39, Abb. 40). Dies trifft auf alle Untersuchungsstellen gleichermaßen zu. Auffällig ist das winterliche Maximum Ende Januar, das von *Keratella cochlearis* gebildet wurde. Zudem sticht die hohe Abundanz der Gattung *Synchaeta* im April 2025 an Stelle C hervor. Damit sind zwar Abweichungen einzelner Stellen von der Referenzstelle zu verzeichnen, ein Zusammenhang mit den FPV-Anlagen lässt sich daraus aber nicht ableiten.

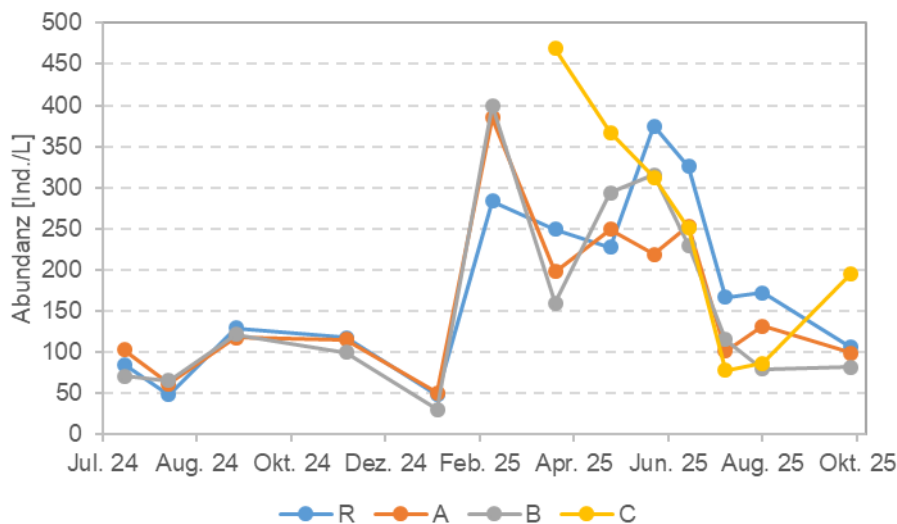


Abb. 39: Zeitlicher Verlauf der Rotatorien-Abundanz an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025

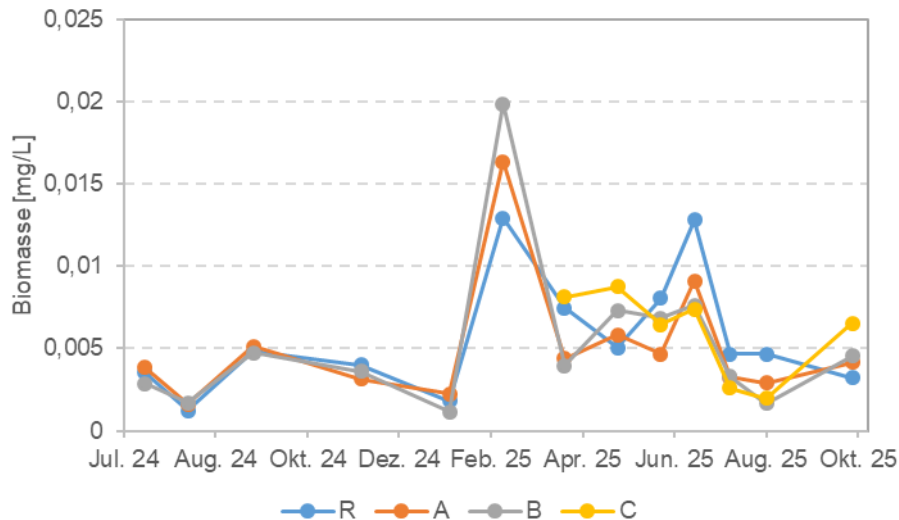


Abb. 40: Zeitlicher Verlauf der Rotatorien-Biomasse an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025

Die Copepoden erreichen in beiden Jahren ein Sommermaximum der Biomasse und im Jahr 2025 auch bei den Abundanzwerten deutlich höhere Werte als in den restlichen Monaten (Abb. 41, Abb. 42). Dabei übertrifft im Jahr 2025 die Copepoden-Biomasse an der Referenzstelle die der FPV-Messstellen um rund ein Viertel. Dies ist zurückzuführen auf hohe Anzahlen von Junglarven der Cyclopoida, von denen mehrere Arten im Morkasee vorkommen. Aus den Daten vom Jahr 2025 lässt sich in begrenztem Umfang eine Meidung der FPV-Anlagen durch die Copepoden ableiten.

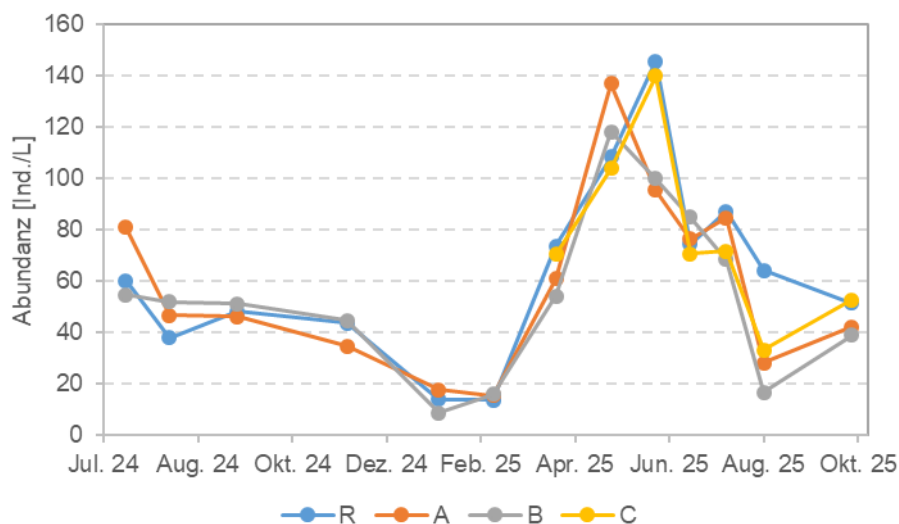


Abb. 41: Zeitlicher Verlauf der Copepoden-Abundanz an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025

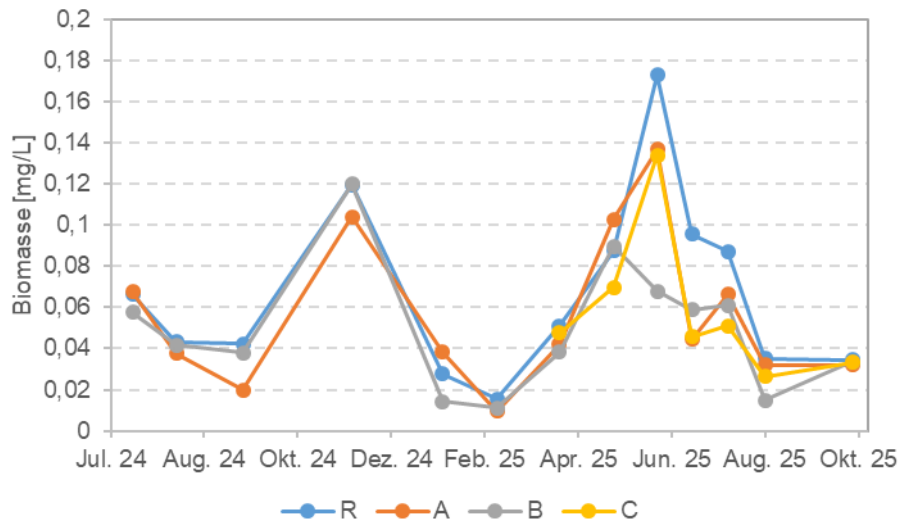


Abb. 42: Zeitlicher Verlauf der Copepoden-Biomasse an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025

Während die Cladoceren in noch stärkerem Maße als die Copepoden in den Wintermonaten 2024/2025 weitgehend vollständig aus dem Zooplankton verschwinden, haben sie das Maximum ihrer Entwicklung hinsichtlich Abundanz und Biomasse im Sommer 2024 und 2025 etwas später als die Copepoden (Abb. 43, Abb. 44). Sie zeigen zudem in beiden Jahren im Herbst noch einmal einen Anstieg der Entwicklung. Die Unterschiede zwischen den Stellen können zwar an einzelnen Terminen etwas stärker ausfallen, insgesamt verläuft die zeitliche Entwicklung von Abundanzen und Biomasse aber weitgehend parallel zwischen den Stellen.

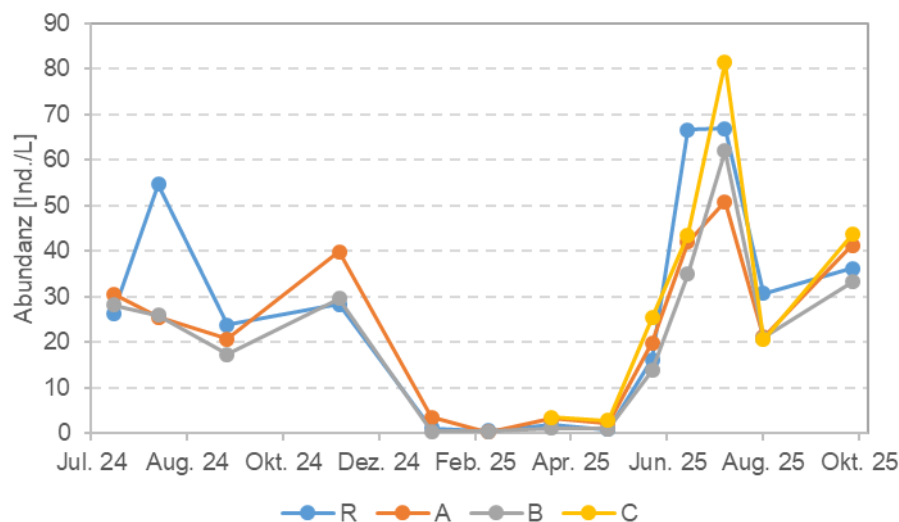


Abb. 43: Zeitlicher Verlauf der Cladoceren-Abundanz an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025

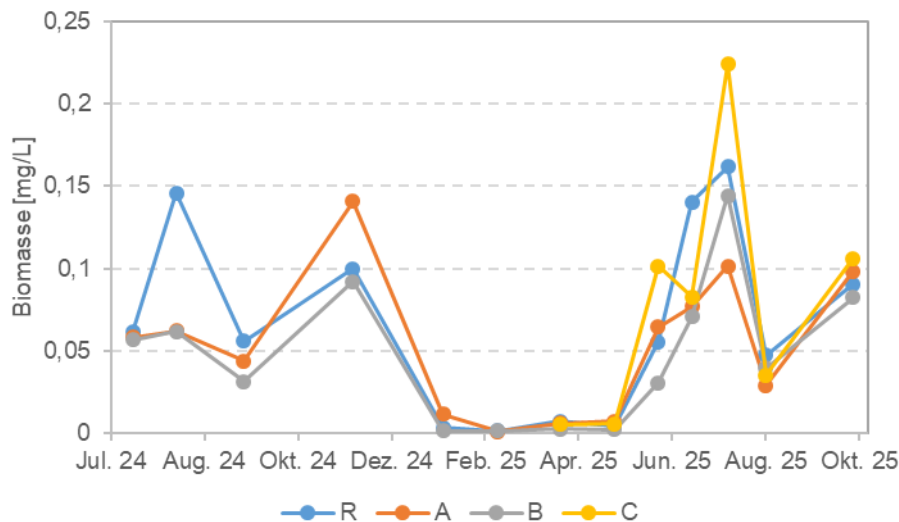


Abb. 44: Zeitlicher Verlauf der Cladoceren-Biomasse an der Referenzstelle (R) sowie unter den FPV-Anlagen A, B und C von Juli 2024 bis Oktober 2025

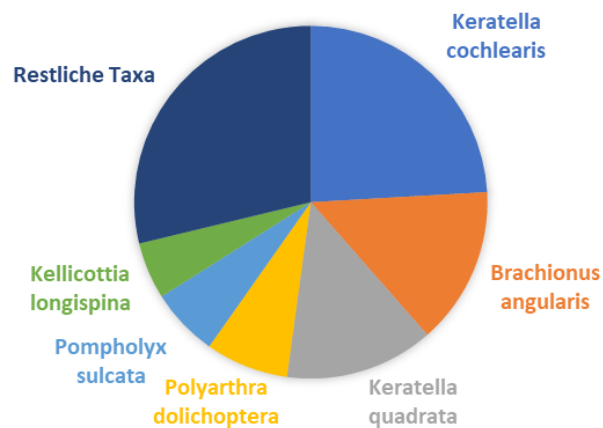
1.3.8.3 Dominanzstrukturen

Einen Vergleich der Untersuchungsstellen auf Artebene erlaubt der Vergleich der Dominanzstrukturen der Stellen für die drei Hauptgruppen des Zooplanktons Rotatorien (Abb. 45), Copepoden (Abb. 46) und Cladoceren (Abb. 47) unter Zugrundelegung der Daten des Jahres 2025 vom 15.04.2025 bis 20.10.2025. An allen Stellen zeigt sich bei den Rotatorien eine starke Dominanz von *Keratella cochlearis*, die rund ein Viertel der Biomasse stellt (Abb. 45). Bei den weiteren Arten gibt es kein einheitliches Bild. Während unter den FPV-Anlagen A und B *Keratella quadrangula* die zweithäufigste Art ist, hat an der Referenzstelle *Brachionus angularis* einen etwas höheren Anteil an der Biomasse. Als einzige Stelle findet sich zudem unter der FPV-Anlage C die Gattung *Synchaeta* unter den Taxa mit hoher Dominanz. Abweichend von den anderen Stellen entwickelt sie dort im April 2025 eine hohe Biomasse. Insgesamt ergibt sich bei den Rotatoria im Hinblick auf die dominanten Arten kein einheitliches Bild für die Stellen unter den FPV-Anlagen im Vergleich mit der Referenzstelle. An allen Stellen bilden aber drei bis vier Arten mehr als 50 % der Rotatorien-Biomasse.

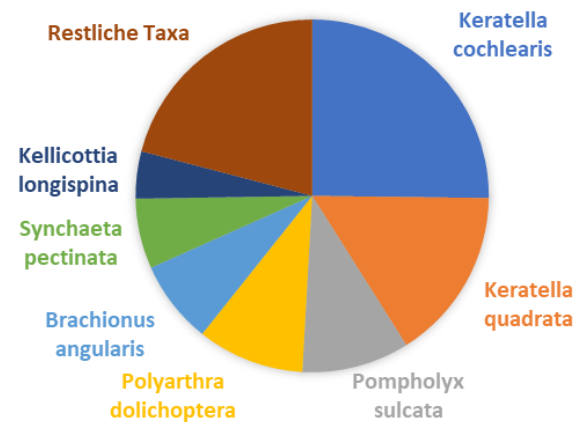
Ein noch vielgestaltigeres Bild ergibt sich bei den Copepoden (Abb. 46). An allen Stellen tragen sechs bis sieben Taxa etwa in gleichem Umfang zu rund Dreiviertel der Copepoden-Biomasse bei. Darunter sind immer die Nauplien von Cyclopoiden zu finden, genauso wie *Eudiaptomus gracilis* und *Mesocyclops leuckarti*. Auch hier lassen sich die Unterschiede zwischen den Stellen nicht auf die FPV-Anlagen zurückführen. Die dicht beieinanderliegenden Anteile der dominanten Taxa an der Gesamtbiomasse sprechen eher für eine Zufallsverteilung im Wasserkörper, in der mal die eine mal die andere Art die Reihenfolge in der Dominanzstruktur bestimmt.

Bei den Cladoceren wird die Dominanzstruktur von den vier Arten *Bosmina coregoni*, *Daphnia cucullata*, *Diaphanosoma brachyurum* und *Chydorus sphaericus* bestimmt, die an allen Stellen über Dreiviertel der Gesamtbiomasse stellen (Abb. 47). Dabei nimmt *Bosmina coregoni* als am stärksten dominierende Art mit rund 40 % eine herausragende Stellung ein. Ein Einfluss der FPV-Anlagen auf die Dominanzstruktur des Zooplanktons ist nicht ersichtlich.

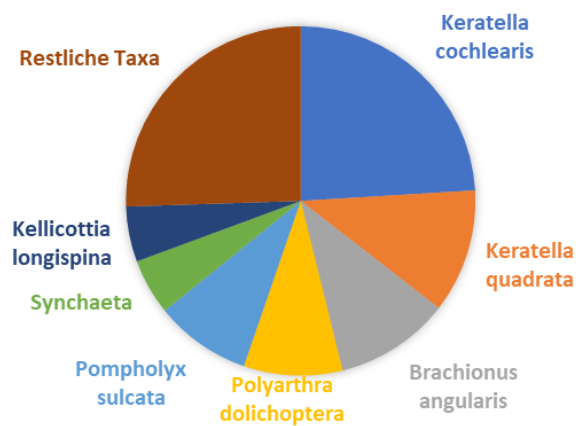
R: ANTEILE ROTATORIA-BIOMASSE [%]



B: ANTEILE ROTATORIA-BIOMASSE [%]



A: ANTEILE ROTATORIA-BIOMASSE [%]



C: ANTEILE ROTATORIA-BIOMASSE [%]

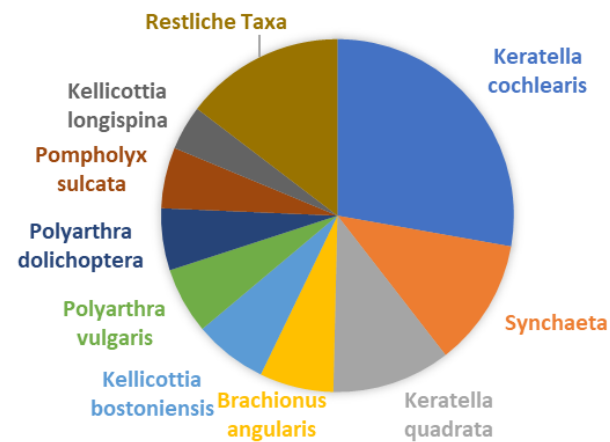


Abb. 45: Dominanzstruktur der Rotatorien an den Untersuchungsstellen (R, FPV A, FPV B und FPV C) auf Basis der Biomasse für den Untersuchungszeitraum 15.04.2025 bis 20.10.2025

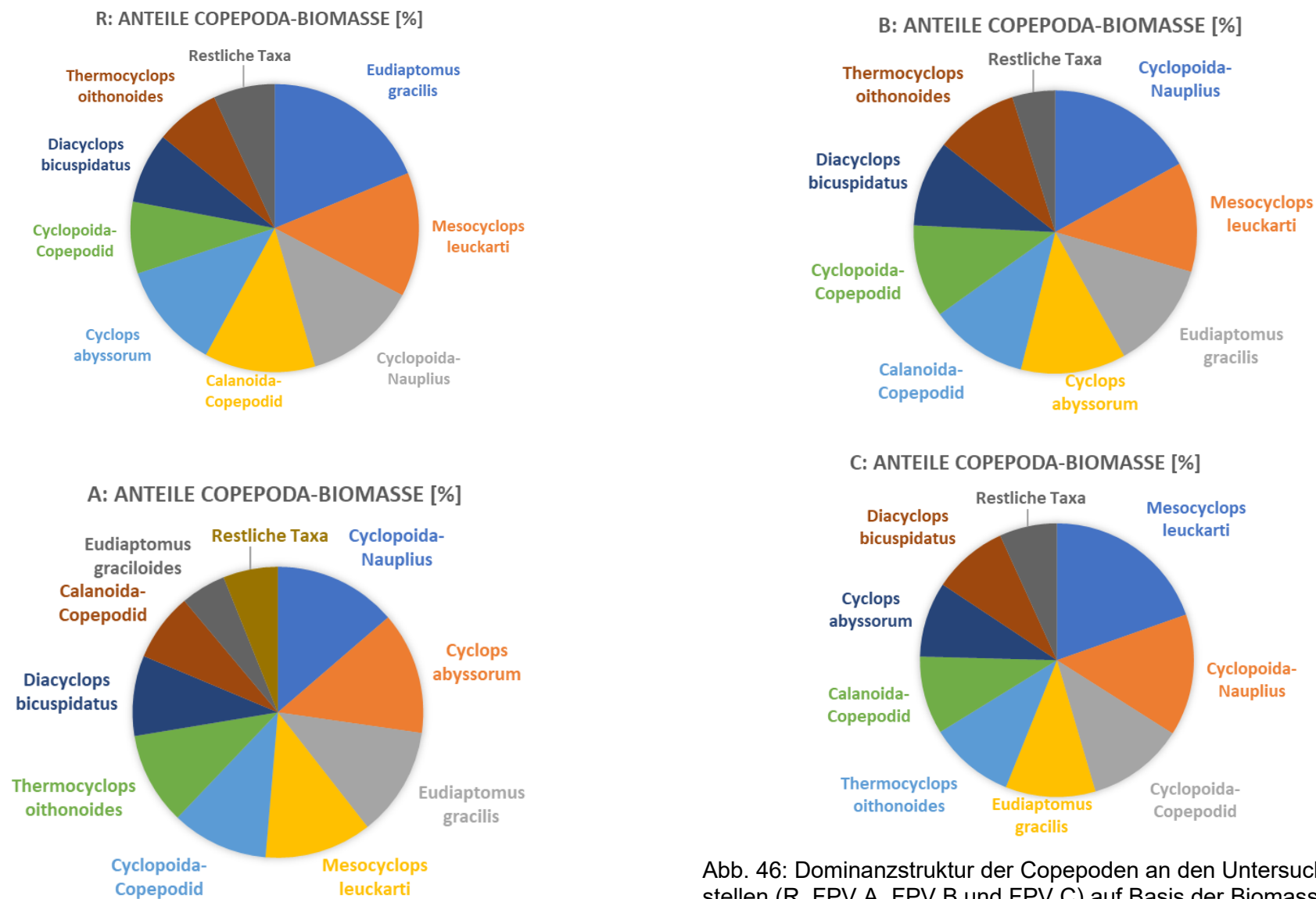


Abb. 46: Dominanzstruktur der Copepoden an den Untersuchungsstellen (R, FPV A, FPV B und FPV C) auf Basis der Biomasse für den Untersuchungszeitraum 15.04.2025 bis 20.10.2025

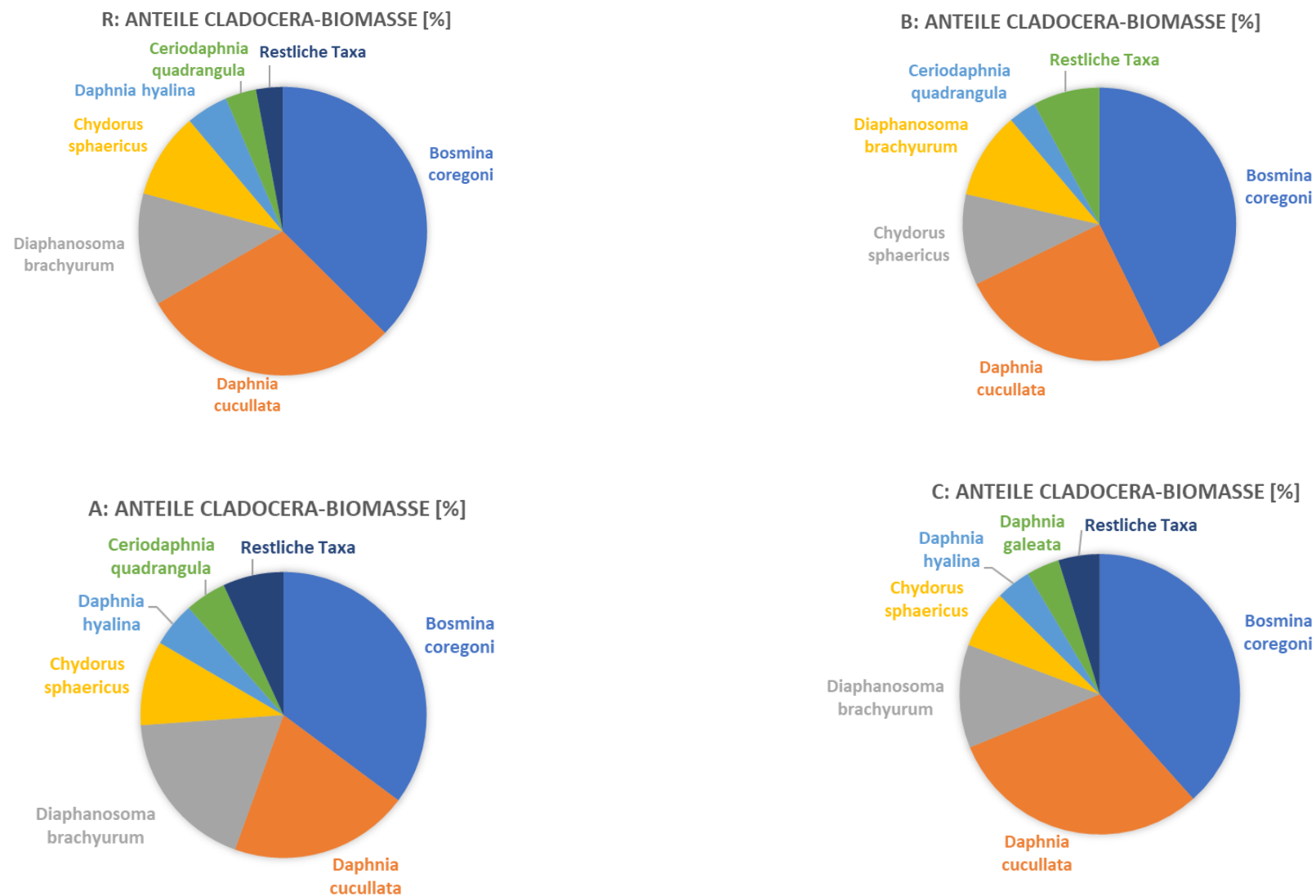


Abb. 47: Dominanzstruktur der Cladoceren an den Untersuchungsstellen (R, FPV A, FPV B und FPV C) auf Basis der Biomasse für den Untersuchungszeitraum 15.04.2025 bis 20.10.2025

1.3.8.4 Biodiversität

Im Hinblick auf die Biodiversität, die durch den Shannon-Index (H_s) abgebildet wird, ergeben sich zwischen den Untersuchungsstellen nur geringe Unterschiede (Tab. 13). Für den gemeinsamen Untersuchungszeitraum der Referenzstelle und der FPV-Anlagen A und B liegen die Mittelwerte bei 2,37 (R und A) bzw. bei 2,34 (B). Im Jahr 2025 erreicht Anlage A den höchsten Wert, gefolgt von der Referenzstelle und den Anlagen B und C. Entsprechend ist auch ein weitgehend paralleler zeitlicher Verlauf des Shannon-Index zu verzeichnen (Abb. 48).

Tab. 13: Zooplankton-Mittelwerte von Shannon-Index (H_s) und Evenness (E) für die Referenzstelle (R) und die FPV-Anlagen für den Untersuchungszeitraum 15.04.2025 – 20.10.2025

	H_s	E
R	2,41	0,68
FPV A	2,45	0,69
FPV B	2,36	0,68
FPV C	2,35	0,67

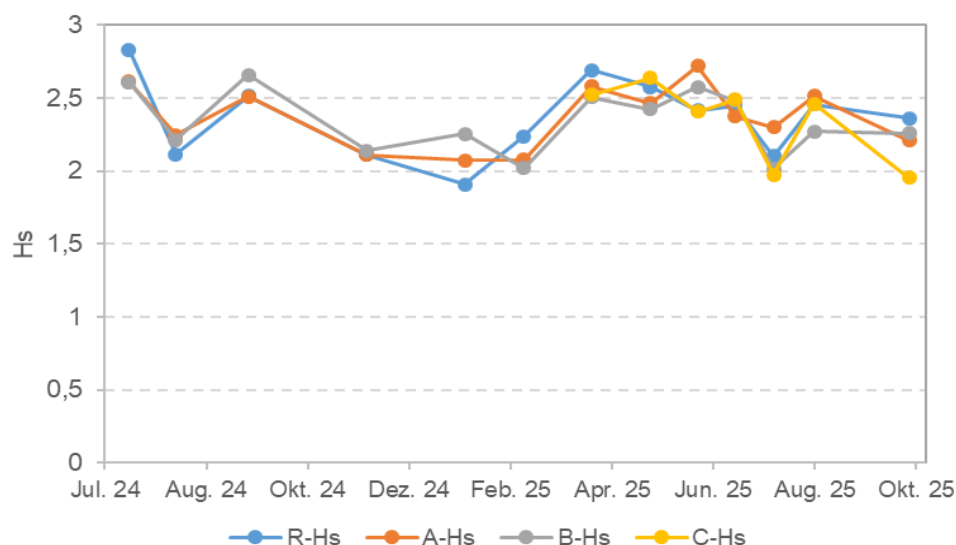


Abb. 48: Zeitlicher Verlauf des Shannon-Index (H_s) für die Zooplanktonzönose im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A, B und C in den Jahren 2024 und 2025

Die Evenness als Maß für die Gleichmäßigkeit der Verteilung der vorkommenden Arten auf den Gesamtartenbestand einer Stelle zeigt ebenfalls einen weitgehend gleichen Verlauf der zeitlichen Entwicklung (Abb. 49). Die Mittelwerte der Beprobungstermine liegen mit 0,67 bis 0,69 sehr eng beieinander.

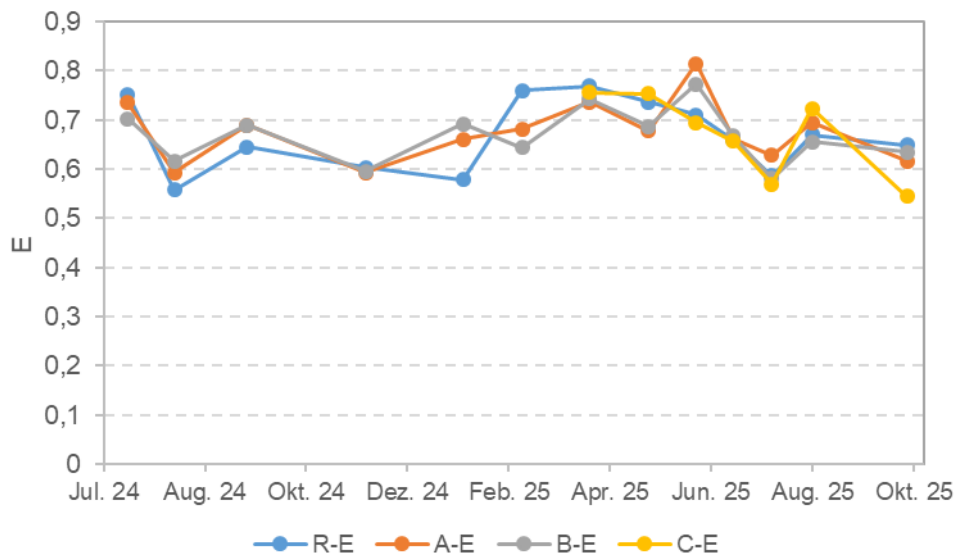


Abb. 49: Zeitlicher Verlauf der Evenness (E) für die Zooplanktonzönose im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A, B und C in den Jahren 2024 und 2025

Aus den Diversitätswerten für das Zooplankton ergibt sich, dass die FPV-Anlagen auf dem Mortkasee keine nachteiligen Auswirkungen auf das Zooplankton hinsichtlich Artenvielfalt und Struktur der Zooplanktonzönose haben.

1.3.9 Sedimentuntersuchungen

Für die Untersuchung der Sedimentbeschaffenheit im Hinblick auf Unterschiede im Wassergehalt und an organischen Stoffen wurden am 24.09.2025 mit einem Van Veen-Greifer an der Referenzstelle und unter den FPV-Anlagen A und B jeweils drei Sedimentproben genommen. Insbesondere der Gehalt an organischen Stoffen, der sich im Glühverlust zeigt, kann ein Anzeiger für eine lokal unter den FPV-Anlagen gegenüber der Referenzstelle veränderte Intensität der biologischen Produktion sein (Fiskal et al. 2019).

Das Sediment ist an allen Stellen als tonig bis leicht schluffig zu charakterisieren. Die Daten für den Anteil der Trockensubstanz an der Probe zeigen eine relativ geringe Streuung zwischen der Referenzstelle und der FPV-Anlage B, wohingegen die FPV-Anlage A einen „Ausreißer“ nach oben aufweist (Tab. 14). Die Werte für den Glühverlust liegen an allen drei Stellen mit ihren Mittelwerten von rund 22,5 % sehr dicht zusammen. Auch die Unterschiede zwischen den einzelnen Proben sind sehr gering. Insgesamt lassen sich aus den Werten keine Rückschlüsse auf eine durch die FPV-Anlagen veränderte Sedimentzusammensetzung ableiten. Zwischen den drei Stellen konnten keine Unterschiede im Gehalt an sedimentiertem Detritus gefunden werden, womit sich keine lokal veränderte Produktivität nachweisen lässt. Zu bedenken ist dabei aber sowohl die geringe Größe der FPV-Anlagen als auch der sehr kurze Zeitraum zwischen der Installation der Anlagen und den Untersuchungen.

Tab. 14: Vergleich der Eigenschaften des Sediments hinsichtlich Trockensubstanzanteil und Glühverlust zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A und B (n = 3, MW: Mittelwert, Stdabw.: Standardabweichung)

Trockensubstanz (%)				
	MW	Stdabw.	Min	Max
R	9,5	0,7	8,9	10,4
FPV A	16,1	10,3	8,7	30,8
FPV B	9,3	1,8	7,4	11,7
Glühverlust (%)				
	MW	Stdabw.	Min	Max
R	22,4	0,4	22,0	22,8
FPV A	22,3	0,3	21,9	22,6
FPV B	22,8	0,7	22,1	24,0

Im Hinblick auf die Besiedlung des Sediments durch Organismen des **Makrozoobenthos** wurde im Zuge der Sedimentbeprobungen eine äußerst artenarme Zönose mit niedrigen Besiedlungsdichten an allen drei Stellen festgestellt. Lebend wurden nur wenige kleine Chironomiden angetroffen, die nicht näher bestimmt werden konnten. Daneben wurden Fragmente und Schalen von Gastropoden, *Dreissena*, Oligochaeten und Trichopteren gefunden. Diese können mit der Strömung aus anderen Seebereichen dorthin verfrachtet worden sein. Es ist davon auszugehen, dass die anoxischen Bedingungen mit Schwefelwasserstoffbildung während der sommerlichen Schichtungsperiode so lebensfeindlich sind, dass sie eine Besiedlung des Sediments in den Tiefenbereichen des Morkasees durch Makrozoobenthos weitestgehend ausschließen.

1.3.10 Sedimentationsuntersuchungen

Für die Untersuchungen im Hinblick auf Unterschiede in der Sedimentation von Schwebstoffen (anorganische Stoffe und Detritus) wurden im Jahr 2025 über eine Dauer von 203 Tagen vom 20.05.2025 bis zum 11.12.2025 an der Referenzstelle und unter den FPV-Anlagen A und B jeweils zwei Sedimentationsfallen in 4 m und in 15 m Tiefe exponiert. Aufgrund der anoxischen, schwefelwasserstoffreichen Bedingungen im Hypolimnion zeigten die Fallen bei der Leerung ein sehr unterschiedliches Bild hinsichtlich der Bildung von Aufwuchs auf den Plexiglasröhren. Während die Fallen aus dem Epilimnion von einer bräunlichen schleimigen Schicht bedeckt waren, waren die Fallen aus dem Hypolimnion fast glasklar (Abb. 50, Abb. 51).

Eine erste Leerung erfolgte nach 98 Tagen die zweite nach einer weiteren Expositionsdauer von 105 Tagen. Von den Inhalten der Fallen wurden für jede Röhre getrennt das Volumen des sedimentierten Materials mittels Imhoff-Trichter mit einer Absetzzeit von 15 Stunden, die Trockenmasse, der Trockensubstanzanteil und der Glühverlust bestimmt.

Im Hinblick auf das Volumen des von den Fallen aufgefangenen Materials ergeben sich im Vergleich mit der Referenzstelle für die hypolimnischen Fallen unter den FPV-Anlagen niedrigere Werte (Abb. 52). Während an der Referenzstelle eine Rate von 1,3 mL/d zu verzeichnen ist, liegt die Rate über den Gesamtzeitraum betrachtet für die FPV-Anlagen A und B nur bei 0,9 mL/d. Bei den Fallen im Epilimnion ergibt sich nur für Anlage A (0,8 mL/d) ein

Unterschied zur Referenzstelle (1,3 mL/d), der vor allem aus einem deutlich höheren Sedimentationsvolumen im ersten Untersuchungszeitraum resultiert. Ansonsten übertrifft das Sedimentationsvolumen an der Referenzstelle im ersten Untersuchungszeitraum das an den Stellen A und B in beiden Tiefen deutlich. Im zweiten Untersuchungszeitraum fallen die Werte für die FPV-Anlagen dagegen leicht höher aus als an der Referenzstelle.



Abb. 50: Aus dem Epilimnion geborgene Sedimentationsfalle (FPV-Anlage B, 26.08.2025)



Abb. 51: Aus dem Hypolimnion geborgene Sedimentationsfalle (FPV-Anlage B, 26.08.2025)

Für die Trockenmasse ergibt sich ein ähnliches Bild (Abb. 53). Für den Gesamtzeitraum errechnen sich mit Raten von 9,2 mg/d bzw. 8,4 mg/d für das Epi- und das Hypolimnion die höchsten Werte für die Referenzstelle. Die Stellen A (6,2 mg/d bzw. 7,6 mg/d) und B (6,1 mg/d bzw. 7,9 mg/d) bleiben darunter. Während unter den FPV-Anlagen die Fallen im Hypolimnion mehr Material auffingen, war an der Referenzstelle im Epilimnion eine etwas höhere Trockenmasse zu verzeichnen als im Hypolimnion.

Der sehr hohe Wassergehalt des abgesetzten Materials kommt in dessen sehr niedrigen Trockensubstanzanteilen zum Ausdruck, die an allen Stellen deutlich unter 0,5 % liegen (Abb. 54). Für den Gesamtzeitraum ergibt sich für den Trockensubstanzanteil am sedimentierten Material für die beiden Tiefen an der Referenzstelle ein Wert von 0,36 %. An Anlage A liegen die Werte mit 0,30 % und 0,32 % ebenfalls dicht beieinander, während an Anlage B mit 0,26 % zu 0,41 % für die Tiefenfalle ein höherer Wert zu verzeichnen ist.

Der im Glühverlust zum Ausdruck kommende Anteil des organischen Materials am sedimentierten Material zeigt mit 1,15 % (Epilimnion) und 0,95 % (Hypolimnion) für die Referenzstelle höhere Werte an als für die Stellen unter den FPV-Anlagen, die dort im Gesamtzeitraum nur bei 0,70 % und 0,78 % (Epilimnion) bzw. 0,85 % und 0,91 % (Hypolimnion) liegen (Abb. 55).

In den meisten Fällen sind dabei erhebliche Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungszeiträumen zu verzeichnen. Abgesehen von der Epilimnionfalle an der Referenzstelle sind die Werte für alle anderen Fallen im zweiten Zeitraum relativ ausgeglichen.

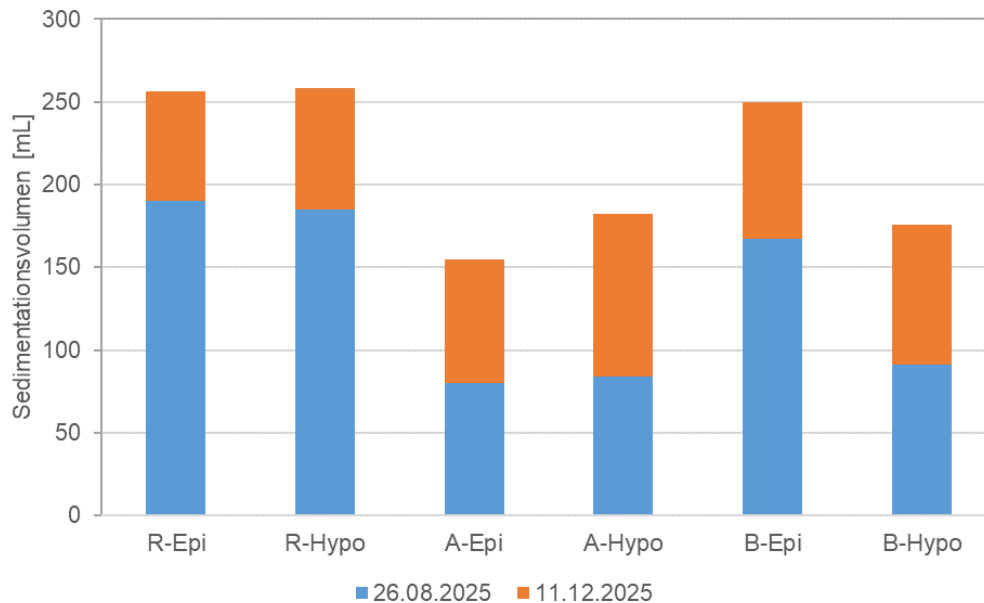


Abb. 52: Volumen des mit den Sedimentationsfallen aufgefangenen Materials im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A und B für die Leerungen am 26.08.2025 (Expositionsdauer: 98 Tage) und 11.12.2025 (Expositionsdauer: 105 Tage)

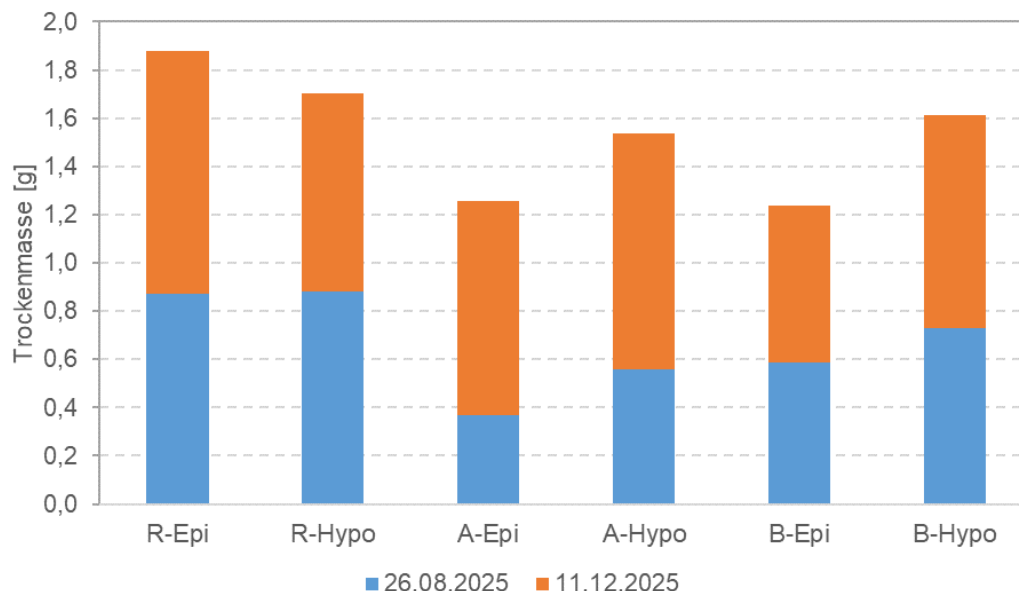


Abb. 53: Trockenmasse des mit den Sedimentationsfallen aufgefangenen Materials im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A und B für die Leerungen am 26.08.2025 (Expositionsdauer: 98 Tage) und 11.12.2025 (Expositionsdauer: 105 Tage)

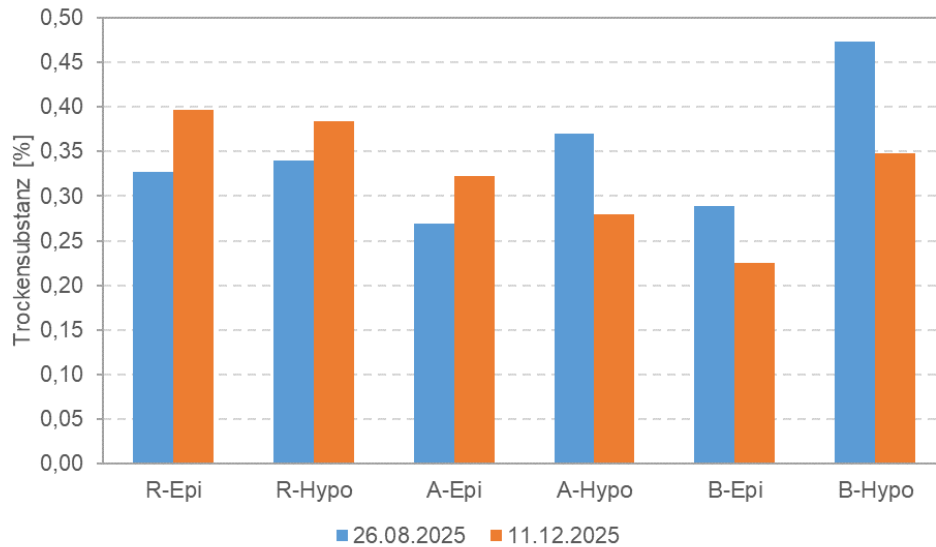


Abb. 54: Anteil der Trockensubstanz am mit den Sedimentationsfallen aufgefangenen Material im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A und B für die Leerungen am 26.08.2025 (Expositionsdauer: 98 Tage) und 11.12.2025 (Expositionsdauer: 105 Tage)

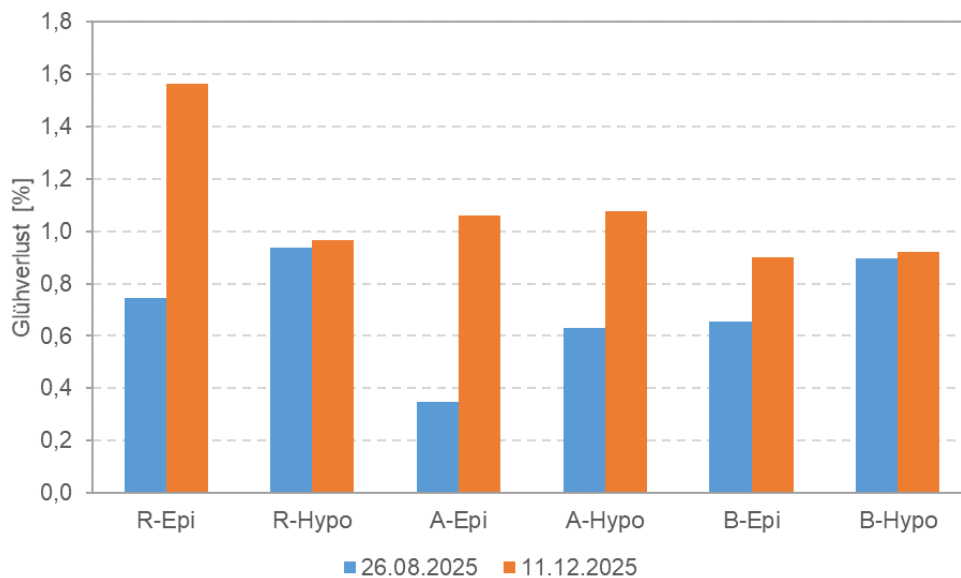


Abb. 55: Glühverlust des mit den Sedimentationsfallen aufgefangenen Materials im Vergleich zwischen der Referenzstelle (R) und den FPV-Anlagen A und B für die Leerungen am 26.08.2025 (Expositionsdauer: 98 Tage) und 11.12.2025 (Expositionsdauer: 105 Tage)

1.4 Limnophysikalischen Modellierungen zur Wirkung von FPV-Anlagen bei unterschiedlichen Abdeckungsgraden der Wasseroberfläche

1.4.1 Modellsystem CE-QUAL-W2

Die Prognose der limnophysikalischen Auswirkungen der FPV-Anlagen auf den Mortkasee, insbesondere auf die Temperaturschichtung und auf den Sauerstoffhaushalt, erfolgte mithilfe des Modells CE-QUAL-W2 (Wells 2024). CE-QUAL-W2 ist ein volumentreues, zweidimensional-vertikalebene Modell zur Simulation der Hydrodynamik und Wasserbeschaffenheit von Flüssen, Seen und Stauseen. Die Simulation der Hydrodynamik umfasst standardmäßig den Wasserstand, die Strömungsgeschwindigkeit und die Wassertemperatur einschließlich der Eisbedeckung. Zur Modellierung der Wasserbeschaffenheit können verschiedene Module eingebunden werden, die vorrangig auf gewässerökologische Fragestellungen wie den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt sowie die Primärproduktion zielen.

1.4.1.1 Räumliche und zeitliche Diskretisierung

Die Morphometrie des Mortkasees (Abb. 3) gliedert sich in ein großes Hauptbecken mit einem tiefen Randschlauch, kleineren Inseln in der Seemitte und einem Flachwasserbereich im östlichen Seebereich. Die Tiefe des Randschlauchs nimmt vom Süden nach Norden hin zu.

Der Mortkasee wird für die Modellierung mit CE-QUAL-W2 in Segmente unterteilt (Abb. 56 links). Die Lage und Abgrenzung der Segmente wird aus der Morphometrie der Hohlform abgeleitet und dabei so gewählt, dass die Abfolge der Tiefen- und Flachwasserbereiche im Modell abgebildet wird. Die Länge der Modellsegmente beträgt zwischen 145 und 400 Meter und leitet sich aus der Seemorphometrie ab. Zur Abbildung der Tiefenwasserzirkulation sind mehrere Segmente erforderlich. Daher wird der Tiefenwasserbereich in mehrere kleine Segmente unterteilt. Das Hauptbecken mit dem tiefen Randschlauch in Nord-Süd-Ausrichtung wird im Modell mittels eines Segmentstranges (Segmente 2 bis 13) abgebildet. Der östliche Flachwasserbereich wird im Sinne einer volumen- und flächentreuen Abbildung als separater Teilstrang (Segment 16 bis 19) an das Hauptbecken angebunden.

Die einzelnen Segmente sind vertikal aus Schichten zusammengesetzt, die den Modellzellen entsprechen (Abb. 56 rechts). Die Modellzellen sind abweichend zur tatsächlichen Geometrie symmetrisch ausgerichtet. Im oberen Bereich zwischen +120 m NHN und +125 m NHN wurde eine feine vertikale Diskretisierung von 0,2 Meter gewählt. Ansonsten beträgt die vertikale Diskretisierung des Modells 0,5 Meter. Die Morphometrie des Mortkasees wird im Modell von +102,0 m NHN bis +125 m NHN abgebildet.

Die Ermittlung der Zelldimensionen für die in Abb. 56 links definierten Segmente erfolgt auf der Grundlage der entsprechenden Höhen-Volumen-Flächen-Beziehungen (HVA-Beziehung). Aus dieser Beziehung wird bei gegebener vertikaler Diskretisierung (Zellhöhe) das Volumen jeder Modellschicht bestimmt. Aus den vorgegebenen Volumina und der aus der Morphometrie abgeleiteten Segmentlänge leitet sich die Zellbreite ab. Diese Vorgehensweise ermöglicht eine volumen- und weitgehend flächentreue Abbildung der Morphometrie des Mortkasees.

Der Berechnungszeitschritt ist in CE-QUAL-W2 variabel und wird modellintern unter Berücksichtigung der numerischen Stabilität des Modells bestimmt. Diese wird maßgeblich von der windgetriebenen Strömungsgeschwindigkeit in der obersten Modellschicht (mit den höchsten Strömungsgeschwindigkeiten) beeinflusst. In Abhängigkeit von der räumlichen Modelldiskretisierung liegt der Berechnungszeitschritt zwischen minimal einer Sekunde und maximal 90 Sekunden. Damit können auch kurzzeitige meteorologische Ereignisse abgebildet werden.

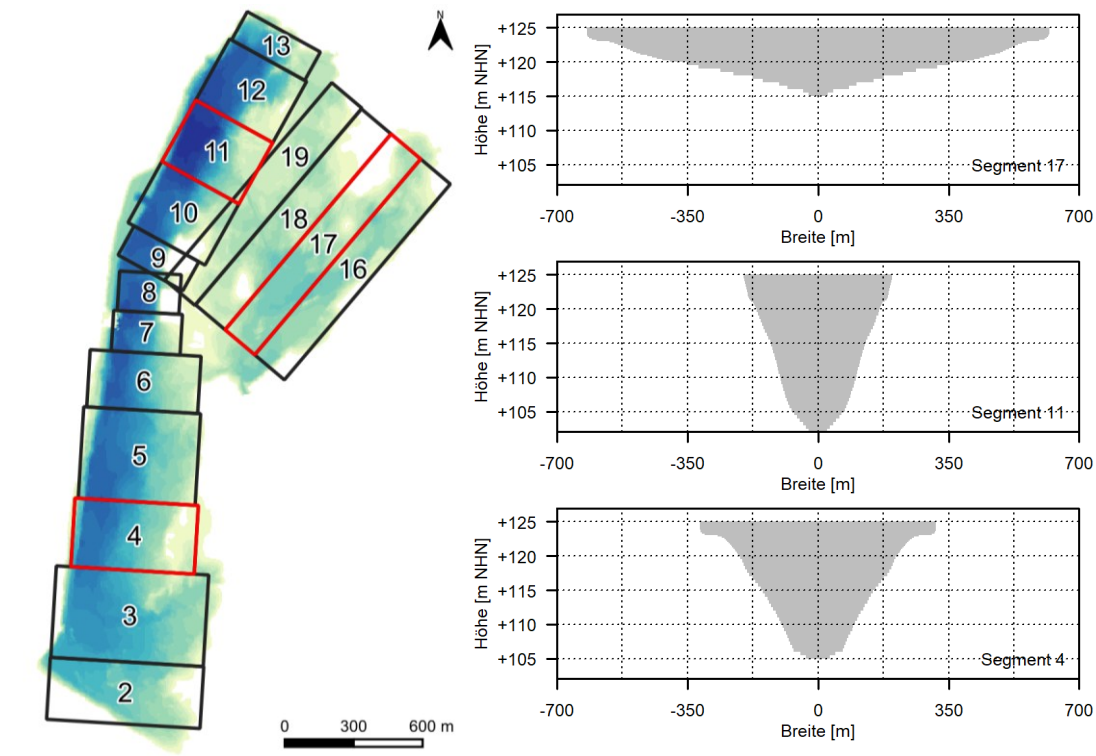


Abb. 56: Segmenteinteilung des Morkasees (links) und exemplarische Modellquerschnitte (rechts) durch die Segmente 17, 11 und 4

1.4.1.2 Meteorologische Daten und klimatische Wasserbilanz

CE-QUAL-W2 benötigt die in der Tab. 15 bezeichneten meteorologischen Eingangsdaten. Die standortnächste Klimastation zum Morkasee mit einer hohen Auflösung und einem vollständigen Kennwertspektrum ist die DWD-Station Hoyerswerda des Deutschen Wetterdienstes (DWD). Sie liegt ca. 11 Kilometer östlich vom Morkasee auf einer Höhe von +116 m NHN. Die meteorologischen Messdaten liegen von 2010 bis 2024 als 10-Minutenwerte (nahezu alle Kennwerte) bzw. als Stundenwerte für den Bedeckungsgrad vor.

Tab. 15: Meteorologische Eingangsdaten für CE-QUAL-W2

Kennwert	Einheit	Zeitliche Auflösung
Lufttemperatur in 2 m Höhe	°C	10 Minuten
Taupunkttemperatur	°C	10 Minuten
Windstärke in 2 m Höhe	m/s	10 Minuten
Windrichtung in 2 m Höhe	Grad	10 Minuten
Bedeckungsgrad	Zehntel	60 Minuten
Niederschlag	mm	10 Minuten

Im Zeitraum von 2010 bis 2024 lag der jährliche korrigierte Niederschlag an der DWD-Station Hoyerswerda zwischen 450 mm/a im niederschlagsärmsten Jahr 2018 und 880 mm/a im niederschlagsreichsten Jahr 2010 sowie bei 660 mm/a im Mittel.

Die nach DVWK (1996) berechnete Gewässerverdunstung für Seen mit einer mittleren Wassertiefe von 8 Meter beträgt im Mittel rund 730 mm/a. Bei einem mittleren korrigierten Jahresniederschlag von 660 mm/a errechnet sich daraus eine mittlere klimatische Wasserbilanz bzw. eine mittlere Zehrung von -70 mm/a. Die klimatische Wasserbilanz liegt für die Messreihe in einer Spanne zwischen -425 und +245 mm/a.

Unter Verwendung der jährlichen Verdunstung ergibt sich für den Mortkasee die in Abb. 57 gezeigte Differenzierung der klimatischen Wasserbilanz. Die 15-jährige Reihe der DWD-Station Hoyerswerda enthält sowohl defizitäre (z. B. 2015, 2018 bis 2020) als auch überschüssige Jahre (z. B. 2010, 2013 und 2023). Sie ist damit sehr gut geeignet, unterschiedliche meteorologische Verhältnisse in einer breiten Spanne abzubilden.

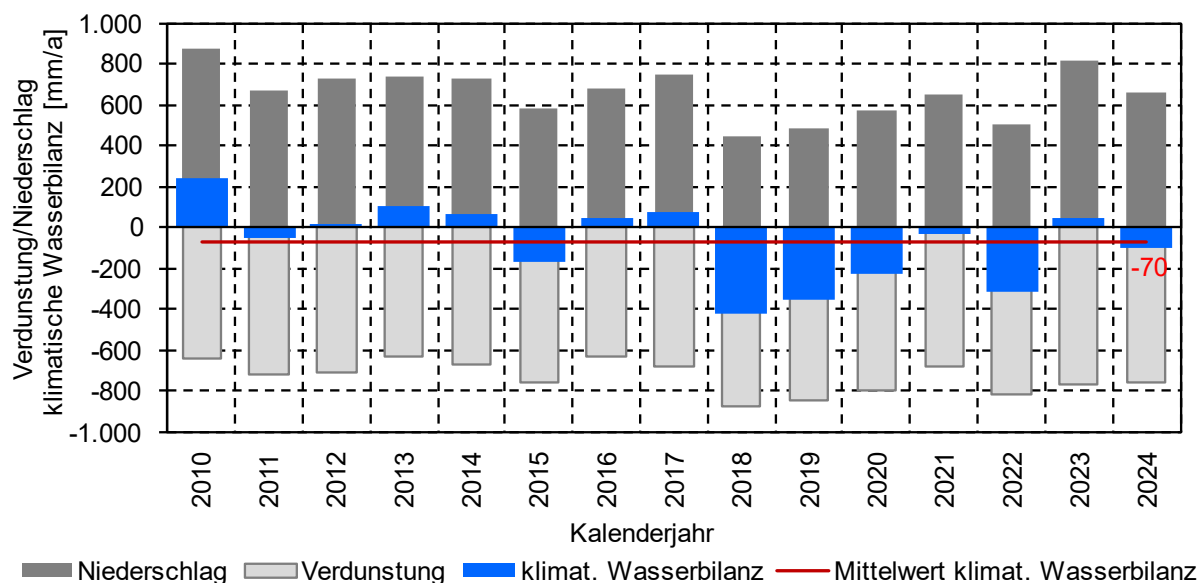


Abb. 57: Klimatische Wasserbilanz des Mortkasees berechnet auf der Grundlage der meteorologischen Messreihe von 2010 bis 2024 an der DWD-Station Hoyerswerda

1.4.1.3 Hydrologische Wasserbilanz

Für die hydrologische Wasserbilanz des Mortkasees werden die unbekannten Grundwasserströme als Restglieder aus den gemessenen Wasserständen, der klimatischen Wasserbilanz und dem gemessenen Oberflächenzufluss und Abfluss abgeschätzt.

In der Tab. 16 sind die resultierenden mittleren Volumenströmen der einzelnen Komponenten der Wasserbilanz des Mortkasees für den Kalibrierungszeitraum (Kapitel 1.4.1.5) und für den Prognosezeitraum (Kapitel 1.4.3) zusammengefasst. Abb. 58 oben zeigt den Kalibrierungszeitraum von 2019 bis 2024 mit den gemessenen Wasserständen und Oberflächenströmen (Kleine Spree, Grenzgraben, Mortkagraben) (LTV 2025) sowie der resultierenden Grundwasserbilanz. In Abb. 58 unten ist die berechnete Wasserbilanz des Prognosezeitraums für den Mortkasee mit konstanten Grundwasser- und Oberflächenströmen für die Modelljahre 1 bis 15

abgebildet. Der Wasserstand des Mortkasees schwankt im Kalibrierungszeitraum zwischen +122,5 m NHN und +123,1 m NHN und im Prognosezeitraum zwischen +122,9 m NHN und +123,1 m NHN. Für den Prognosezeitraum ist keine Bewirtschaftung vorgesehen.

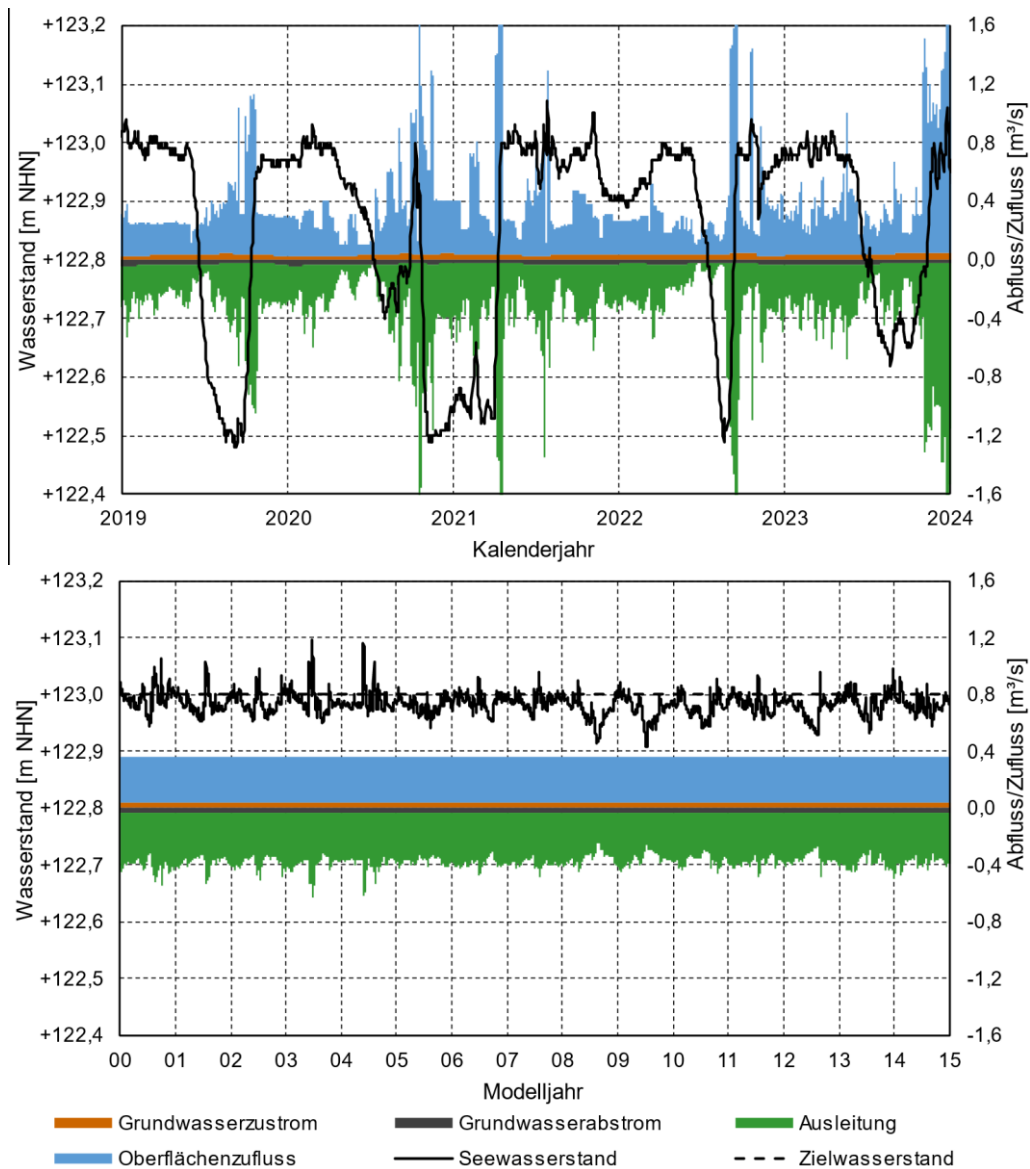


Abb. 58: Resultierende Wasserbilanz des Mortkasees für den Kalibrierungs- und Prognosezeitraum auf Grundlage der meteorologischen Messreihe von 2010 bis 2024 (Daten: LTV 2025)

Tab. 16: Komponenten der mittleren Wasserbilanz des Morkasees in m³/s

Bilanzkomponente	Zu-/Abfluss
Oberflächenzufluss	+0,34
Grundwasserzustrom	+0,04
Abfluss in die Kleine Spree	-0,31
Grundwasserabstrom	-0,02
Klimatische Wasserbilanz	-0,05

1.4.1.4 Beschaffenheit der Zuflüsse

Die Temperatur der einzelnen Wasserbilanzgrößen ist der maßgebliche Kennwert für die limnophysikalische Modellierung. Die Grundwassertemperaturen werden im Mittel mit +11°C angenommen. Für den Niederschlag wird das Tagesmittel der gemessenen Feuchtetemperatur an der DWD-Station Hoyerswerda verwendet. Die Temperatur des Oberflächenzuflusses aus der Kleinen Spree wird aus der simulierten Wassertemperatur an der Oberfläche an der Einleitstelle im Osten des Morkasees abgeleitet. Sie ist immer größer als ±0°C. Die kleineren Oberflächenzuflüsse aus dem Grenzgraben und dem Morkagraben werden mit +11°C angenommen. Die Annahmen zu den Temperaturen der Zuflüsse haben kaum Einfluss auf die Thermik des Morkasees.

Die Mixis des Sees wird neben den meteorologischen Kennwerten Wind und Lufttemperatur von der Salinität (Dichte) beeinflusst. Für die Grundwasserzuflüsse und die Oberflächenzuflüsse werden die Werte aus Messdaten abgeleitet.

Das Grundwasser ist im Gebiet naturgemäß sauerstofffrei. Die Oberflächenzuflüsse (Kleine Spree, Grenzgraben, Morkagraben) sowie der atmosphärische Niederschlag werden mit einer Sauerstoffsättigung von 100 % versehen. Im Hypolimnion des Morkasees erfolgt eine Zehrung des Sauerstoffs durch den Abbau sedimentierter organischer Substanz. Die Sauerstoffzehrung des Sediments eutropher Seen wird im Modell durch eine einheitliche und zeitkonstante Zehrrate von im Mittel $1,0 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ berücksichtigt. Die Rate wurde im Rahmen der Modellkalibrierung ermittelt (Kapitel 1.4.1.5) und stimmt gut mit veröffentlichten Angaben zu eutrophen Seen überein (z. B. Hutchinson 1938). Hinzu kommt die Sauerstoffzehrung im Freiwasser infolge der Oxidation des mit dem Grundwasser eingetragenen zweiwertigen Eisens. Stöchiometrisch werden je Mol Eisen-II 0,25 Mol Sauerstoff gezehrt.

In der Tab. 17 sind die Wasserbilanzkomponenten und die relevanten Annahmen zur Wasserbeschaffenheit der Zuflüsse zum Morkasee charakterisiert.

Tab. 17: Wasserbeschaffenheit der Zuflüsse zum Morkasee

Zufluss	Temperatur	Sulfat [mg/L]	Sauerstoffsättigung [%]
Grundwasser	+11 °C	80	0
Kleine Spree	Abgeleitet aus den modellierten Wassertemperaturen an der Einleitstelle im Osten des Morkasees, immer > +0,01 °C	60	100
Grenzgraben Morkagraben	+11 °C	40	100
Niederschlag	Tagesmittel der Feuchtetemperatur, Klimastation Hoyerswerda	0	100

1.4.1.5 Modellkalibrierung

Die Kalibrierung des limnophysikalischen Modells erfolgte anhand meteorologischer Messdaten (Kapitel 1.4.1.2) sowie von Wasserstands- und Tiefenprofilmessungen im Morkasee. Für die Kalibrierung stand der Zeitraum 2019 bis 2024 zur Verfügung. Der Wasserstand wird von den Oberflächenströmen, der klimatischen Wasserbilanz aus Niederschlag und Verdunstung sowie den Grundwasserströmen bestimmt.

Die Oberflächenströme und Grundwasserströme sind bekannt oder wurden in Kapitel 1.4.1.3 abgeschätzt. Für den Niederschlag verwendet das Modell CE-QUAL-W2 die Messdaten der DWD-Station Hoyerswerda (Kapitel 1.4.1.2). Als Kalibriergröße verbleibt die Gewässerverdunstung, die maßgeblich vom Energieeintrag durch Sonneneinstrahlung und Wind beeinflusst wird. Die Anpassung des Windeinflusses erfolgt über einen Koeffizienten für den Windangriff an der Gewässeroberfläche. Der Strahlungseinfluss wird über den Extinktionskoeffizienten und den Anteil der absorbierten Strahlung an der Wasseroberfläche angepasst.

Das Ergebnis der Modellkalibrierung an die gemessene Entwicklung des Seewasserstands ist in der Abb. 59 dargestellt. Die absolute Abweichung zwischen den gemessenen und berechneten Wasserständen ist mit ± 16 Zentimetern im Mittel als gering und die Güte der Modellanpassung entsprechend als gut zu bewerten.

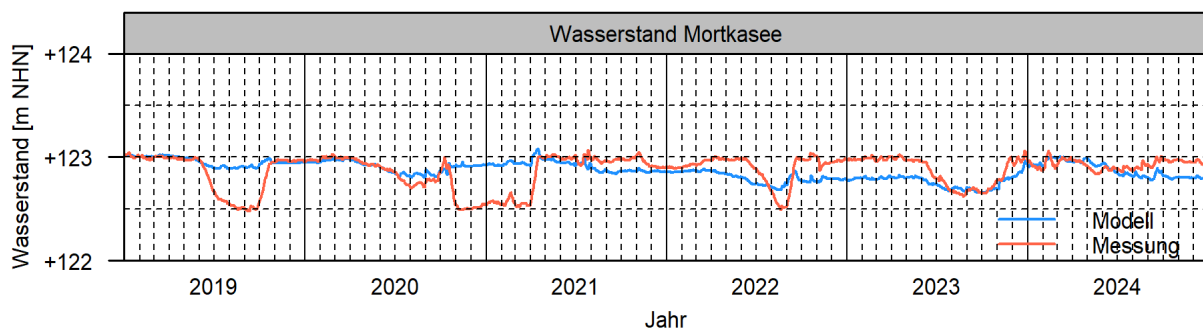


Abb. 59: Gemessener (rot) und mit dem angepassten limnophysikalischen Modell CE-QUAL-W2 berechneter (blau) Anstieg des Wasserstands im Morkasee

Auf der Basis der kalibrierten Wasserbilanz wurde im nächsten Schritt die Wassertemperatur an die im Morkasee gemessenen Temperaturtiefenprofile (LTV 2025) angepasst. Die Anpassung erfolgte hierbei hauptsächlich über die Verdunstungsparameter, den Strahlungseinfluss und die Parameter der Eisbedeckung. Die größten Abweichungen treten im Frühjahr und im Winter auf, da die Dauer der Eisbedeckung vom Modell geringfügig überschätzt wird (Abb. 60 oben). Die mittlere absolute Abweichung zwischen den gemessenen und berechneten Temperaturprofilen liegt im Anpassungszeitraum von den Jahren 2020 bis 2024 bei $\pm 1,1^{\circ}\text{C}$. Nach den Kriterien von Wells (2024) ist das kalibrierte Modell damit für die weitere Modellanwendung geeignet.

Zur weiteren Verifizierung des Modells wurden neben den Temperaturtiefenprofilen auch die Konzentrationsprofile von Sauerstoff und Sulfat mit den gemessenen Tiefenprofilen abgeglichen (Abb. 60 Mitte und unten). Die mittlere absolute Abweichung zwischen der gemessenen und berechneten Sauerstoffkonzentration beträgt $\pm 1,7 \text{ mg/L}$. Die Abweichung ist akzeptabel und weitestgehend auf die Algenentwicklung zurückzuführen, die vom Modell nicht adäquat abgebildet wird. In manchen Jahren wurde das algenbedingte metalimnische Sauerstoffmaximum nicht korrekt wiedergegeben. Dies wird bei der Interpretation der Prognoseergebnisse (Kapitel 1.4.3) berücksichtigt und spielt durch den Vergleich mit der Referenzvariante (Kapitel 1.4.3.1) nur eine untergeordnete Rolle.

Die mittlere absolute Abweichung zwischen gemessener und berechneter Sulfatkonzentration beträgt $\pm 7 \text{ mg/L}$. Das entspricht rund 10 % der mittleren Sulfatkonzentration im Morkasee.

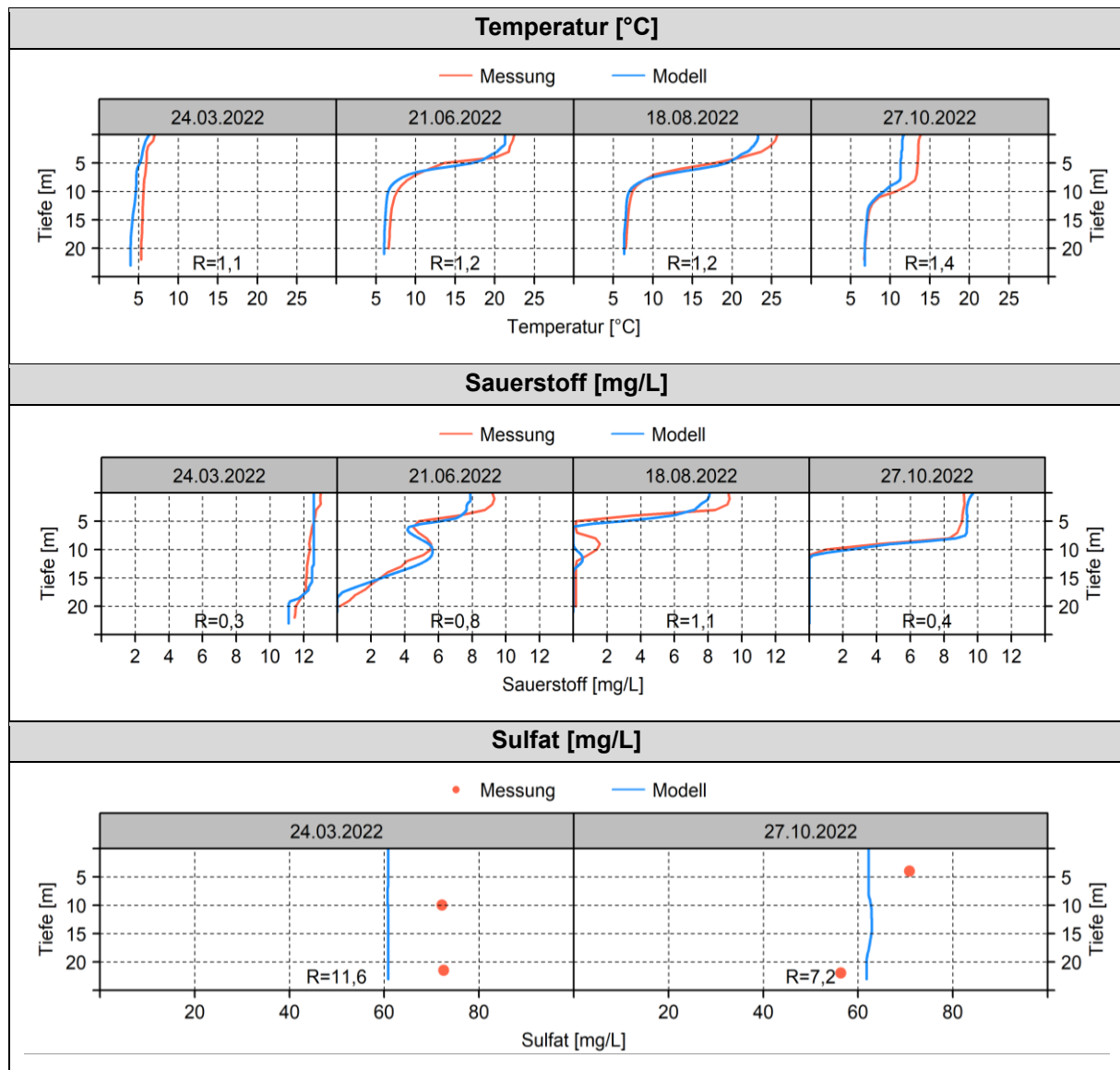


Abb. 60: Auszug der im Jahr 2022 gemessenen (rot) und mit dem angepassten limnophysikalischen Modell CE-QUAL-W2 berechneten (blau) Tiefenprofile für Temperatur, Sauerstoff und Sulfat im Mortkasee (Daten: LTV 2025)

1.4.2 Prognosevarianten

Für die Untersuchung des Einflusses der Abdeckung der Wasseroberfläche durch die PV-Module auf die Wasserbeschaffenheit und auf das Schichtungsverhalten des Mortkasees werden fünf Varianten definiert (Tab. 18). Die Variante 0 (V0) dient als Referenzvariante ohne eine Abdeckung durch FPV-Anlagen. Die Varianten V1, V2 und V3 sehen eine theoretische Abdeckung der Wasseroberfläche von 15 %, 30 % und 50 % vor (Abb. 61). Durch die Abdeckung mit den PV-Modulen wird auf der Grundlage der Lichtmessungen (Kapitel 1.3.5) und Ilgen et al. (2023) von einer Strahlungsabschattung von 75 % bzw. von einem auf 25 % verringerten Strahlungseintrag gegenüber der Referenzvariante ausgegangen.

Die Windabschattung liegt laut Messungen von Ilgen et al. (2023) und durch Ableitung aus dem Einfluss auf die Gewässerverdunstung in einer Spanne von 25 % bis 75 % (Lehmann et al. 2019). Daher werden bei der Variante 3 die zwei Untervarianten V3.1 und V3.2 mit einer Windabschattung von 25 % bzw. 75 % untersucht (Tab. 18).

In den Prognosevarianten wird der Zielwasserstand mithilfe der Ausleitung konstant bei +123,0 m NHN gehalten (Kapitel 1.4.1.3). Den Prognosevarianten wurde die meteorologische Zeitreihe von 2010 bis 2024 (Kapitel 1.4.1.2) aufgeprägt.

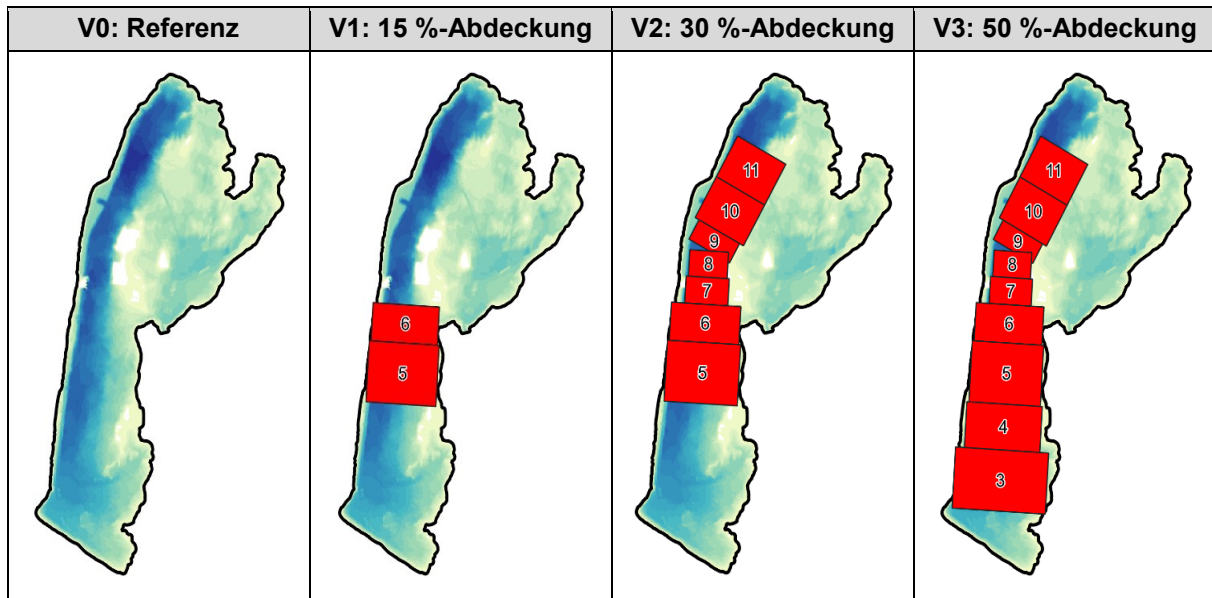


Abb. 61: Varianten der Abdeckung durch PV-Module für die Prognoserechnungen des Mortkasees

Tab. 18: Abschattung von Strahlung und Wind für die Prognosevarianten des Mortkasees

Varianten	Abdeckung der Seeoberfläche durch PV-Module	Abschattung	
		Strahlung	Wind
Referenz	0 %	0 %	0 %
V1	15 %	75 %	25 %
V2	30 %	75 %	25 %
V3.1	50 %	75 %	25 %
V3.2	50 %	75 %	75 %

1.4.3 Modellierungsergebnisse

1.4.3.1 Modellergebnisse Referenzvariante

Die Referenzvariante der limnophysikalischen Modellierung des Mortkasees ohne Abdeckung dient als Vergleichsvariante, anhand derer die Auswirkungen der schwimmenden Photovoltaik auf die Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse sowie auf andere gewässerökologisch relevante Parameter beurteilt werden. Die Prognoseergebnisse der limnophysikalischen Modellierung zeigen für die Referenzvariante des Mortkasees innerhalb der 15-jährigen meteorologischen Modellreihe (2010-2024) ein überwiegend dimiktisches Durchmischungsverhalten mit jährlich einer Frühjahrs- und einer Herbstvollzirkulation sowie mit einer Sommer- und Winterstagnation (Abb. 62, Abb. 63).

Der typische Jahresgang der Temperaturschichtung im Mortkasee ist in Abb. 62 gezeigt. Nach der Herbstvollzirkulation im November beginnt etwa im Dezember die Winterstagnation. Diese ist zunächst durch eine Abkühlung der Wassertemperatur auf ca. $+4\text{ }^{\circ}\text{C}$ geprägt. Aufgrund der niedrigen Lufttemperatur kühlt sich das Wasser an der Seeoberfläche weiter bis auf ca. $\pm 0\text{ }^{\circ}\text{C}$ ab, während im Tiefenwasser die Temperatur stabil um $+4\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Dichtemaximum) bleibt. Bei fehlender Eisbedeckung, wenn Wind für eine permanente Durchmischung des Wasserkörpers sorgt, kann die Temperatur im Tiefenwasser stellen- und zeitweise auch unter $+4\text{ }^{\circ}\text{C}$ sinken.

Eine vorübergehende Eisbedeckung stabilisiert die winterliche Temperaturschichtung. Nach dem Eisaufbruch etwa im Februar (sofern eine winterliche Vereisung vorhanden war) löst die Frühjahrszirkulation die Winterstagnation auf und durchmischt den See bis etwa Ende März vollständig (Frühjahrsvollzirkulation). Anschließend beginnt die Erwärmung des Oberflächenwassers und die Ausbildung des Sommerstagnationsprofils, bestehend aus einem erwärmten Oberflächenwasser (Epilimnion), einer Sprungschicht (Metalimnion) mit einem hohen Temperaturgradienten über die Tiefe und einem weiterhin kühlen Tiefenwasser (Hypolimnion). Die maximalen Wassertemperaturen an der Seeoberfläche stellen sich etwa im Juli/August stundenweise bei maximal $+27\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Tab. 19) ein. Die Wassertemperaturen im Hypolimnion erreichen gegen Ende des Sommers ihr Maximum mit rund $+9\text{ }^{\circ}\text{C}$. Das entspricht etwa der mittleren volumengewichteten Wassertemperatur des Mortkasees.

Beginnend ab etwa September kühlt sich die Oberflächentemperatur des Sees wegen der stärkeren Nachtabkühlung der Lufttemperatur wieder ab. Trotz fortwährender Abkühlung bleibt die Temperaturschichtung zunächst noch erhalten. Erst im Oktober erreicht das Epilimnion mit rund 11 Meter seine maximale Tiefenausdehnung bzw. Mächtigkeit. Mit fortwährender Abkühlung und Verringerung des Temperatur- und Dichtegradienten über die Tiefe sowie mit dem Auftreten stärkerer Windereignisse wird der See schließlich im November von der Herbstzirkulation erfasst und vollständig durchmischt.

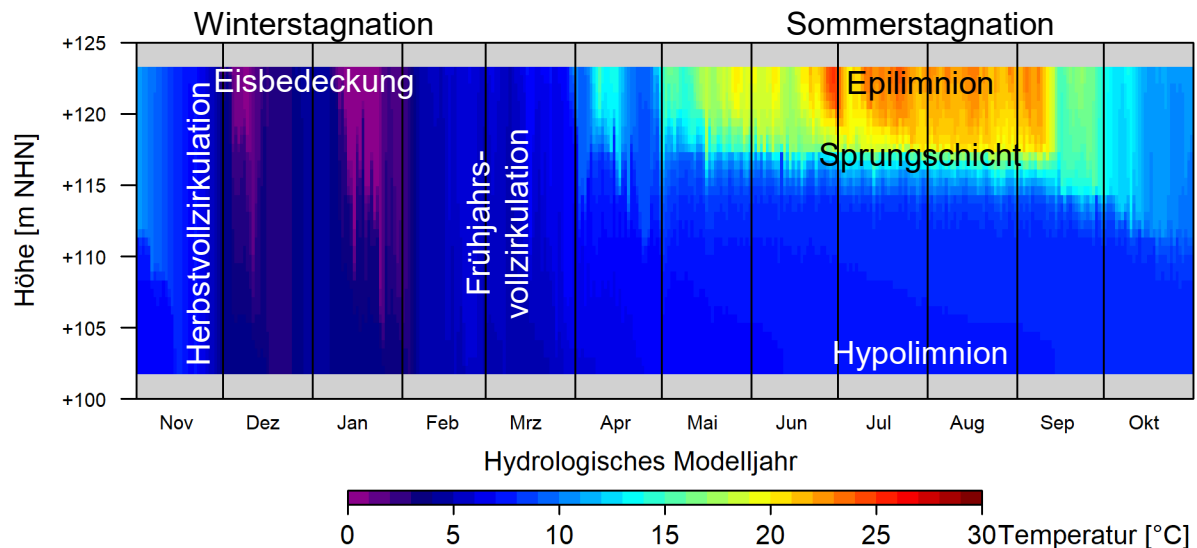


Abb. 62: Entwicklung der Wassertemperatur des Mortkasees unter dem Witterungseinfluss des hydrologischen Jahres 2024 im Tiefenwasserbereich des nördlichen Hauptbeckens (Segment 11) bei einem Wasserstand von +123,0 m NHN als Konturdiagramm

Das thermische Schichtungsverhalten des Mortkasees gilt in den oben beschriebenen Grundzügen für den gesamten 15-jährigen Modellzeitraum. Die einzelnen Modelljahre unterscheiden sich in Abhängigkeit von ihrem jeweiligen Witterungsverlauf lediglich in Bezug auf den Beginn und die Dauer der Stagnations- und Zirkulationsphasen, auf die maximale Mächtigkeit des Epilimnions zum Ende der Sommerstagnation und auf die maximalen Wassertemperaturen an der Seeoberfläche (Tab. 19). Das beschriebene Durchmischungsverhalten beschränkt sich dabei auf das tiefe Hauptbecken. Im flachen Teil des Sees reicht das Epilimnion bis zum Grund.

Eine Eisbedeckung des Mortkasees kann in der Referenzperiode mit einer kumulativen Dauer im Mittel von 10 Tagen und maximal 58 Tagen pro Jahr auftreten. Die Eisdecke erreicht eine Dicke im Mittel von 3 Zentimeter und maximal 30 Zentimeter. In einzelnen Modelljahren mit milden Witterungsverläufen bilden sich keine Eisbedeckung und keine Winterstagnation. Das ist in den 15 Jahren siebenmal der Fall.

Die mit CE-QUAL-W2 simulierte Entwicklung der Sauerstoffsättigung im Mortkasee ist in Abb. 64 räumlich differenziert für den 15-jährigen Prognosezeitraum dargestellt. Im Winterhalbjahr weisen der größte Teil des Mortkasees und im Sommerhalbjahr das Oberflächenwasser eine hohe Sauerstoffverfügbarkeit auf. Die Sauerstoffsättigung des gesamten Mortkasees liegt im Mittel bei 77 % bzw. bei einer Konzentration von 9,1 mg/L.

Eine Ausnahme bilden die Tiefenwasserbereiche des Hauptbeckens während der Sommerstagnation. In dieser Zeit wird der Sauerstoff im Hypolimnion (kalten Tiefenwasser) vollständig gezehrt. Die anoxischen Verhältnisse im Tiefenwasser werden durch die Sauerstoffzehrung des Sediments, durch die Sauerstoffzehrung beim mikrobiellen Abbau der absinkenden toten Biomasse, durch den dichteabhängigen Zutritt sauerstofffreien Grundwassers in das Tiefenwasser und durch die Oxidation des mit dem Grundwasser eingetragenen Eisens-II verursacht. Aufgrund der guten Durchmischung ist der sauerstoffarme Bereich im Flachwasser des östlichen Mortkasees deutlich schwächer ausgeprägt.

Tab. 19: Statistische Kennzahlen der Wassertemperatur und des Schichtungsverhaltens des Morkasees

Statistische Kennzahl	Einheit	Morkasee
Absolute Minimaltemperatur (Wasseroberfläche)	[°C]	-3,1 (Eisbedeckung)
Volumengewichtete Mitteltemperatur	[°C]	+8,6
Absolute Maximaltemperatur (Wasseroberfläche)	[°C]	+27,0
Beginn der Sommerstagnation	[-]	Mitte April
Ende der Sommerstagnation	[-]	Ende Oktober
Dauer der Sommerstagnation	[d]	199
Mittlere Epilimnionmächtigkeit	[m]	4,9

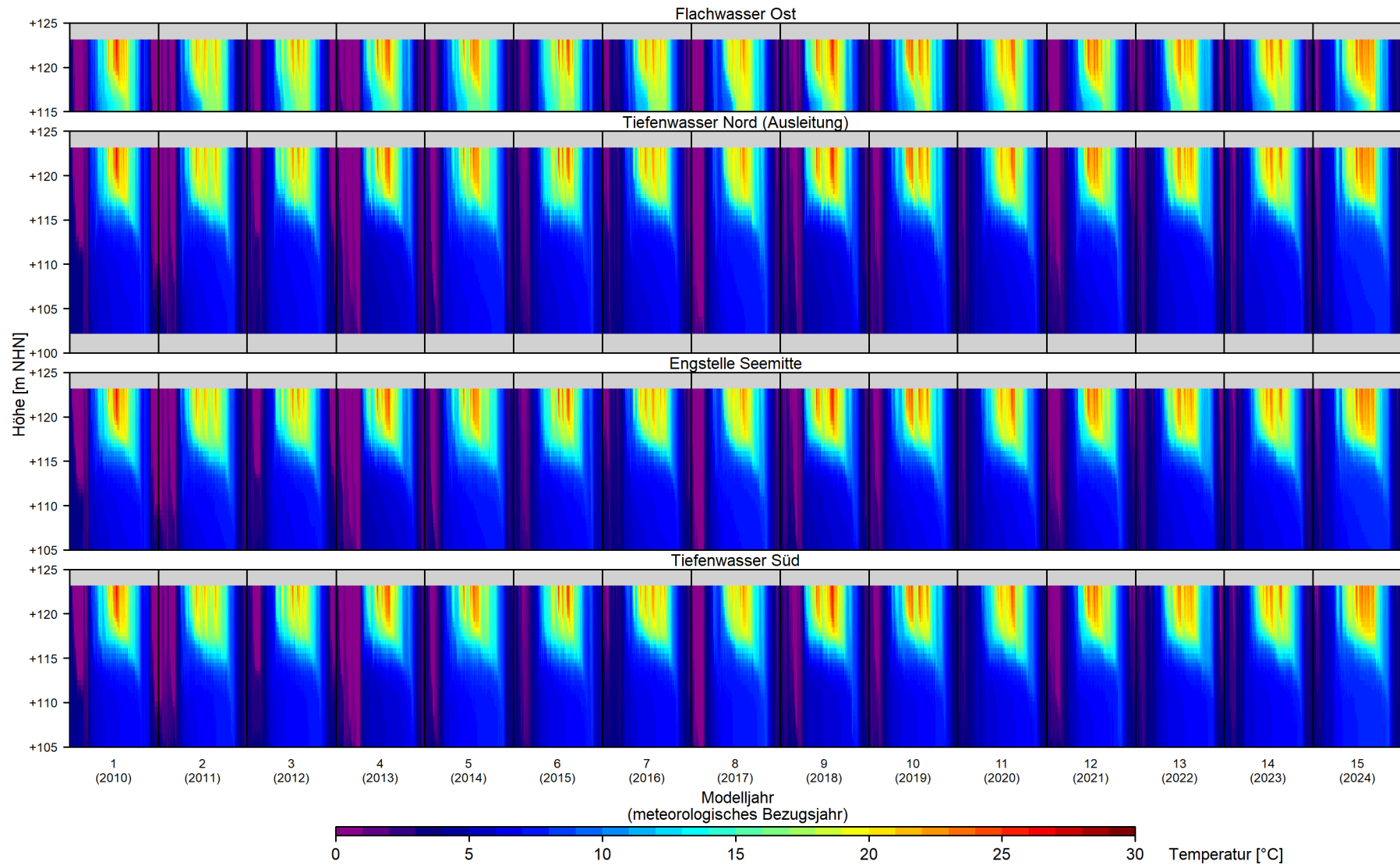


Abb. 63: Entwicklung der Wassertemperaturen des Morkasees für den 15-jährigen Prognosezeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2010 bis 2024) als Konturdiagramm

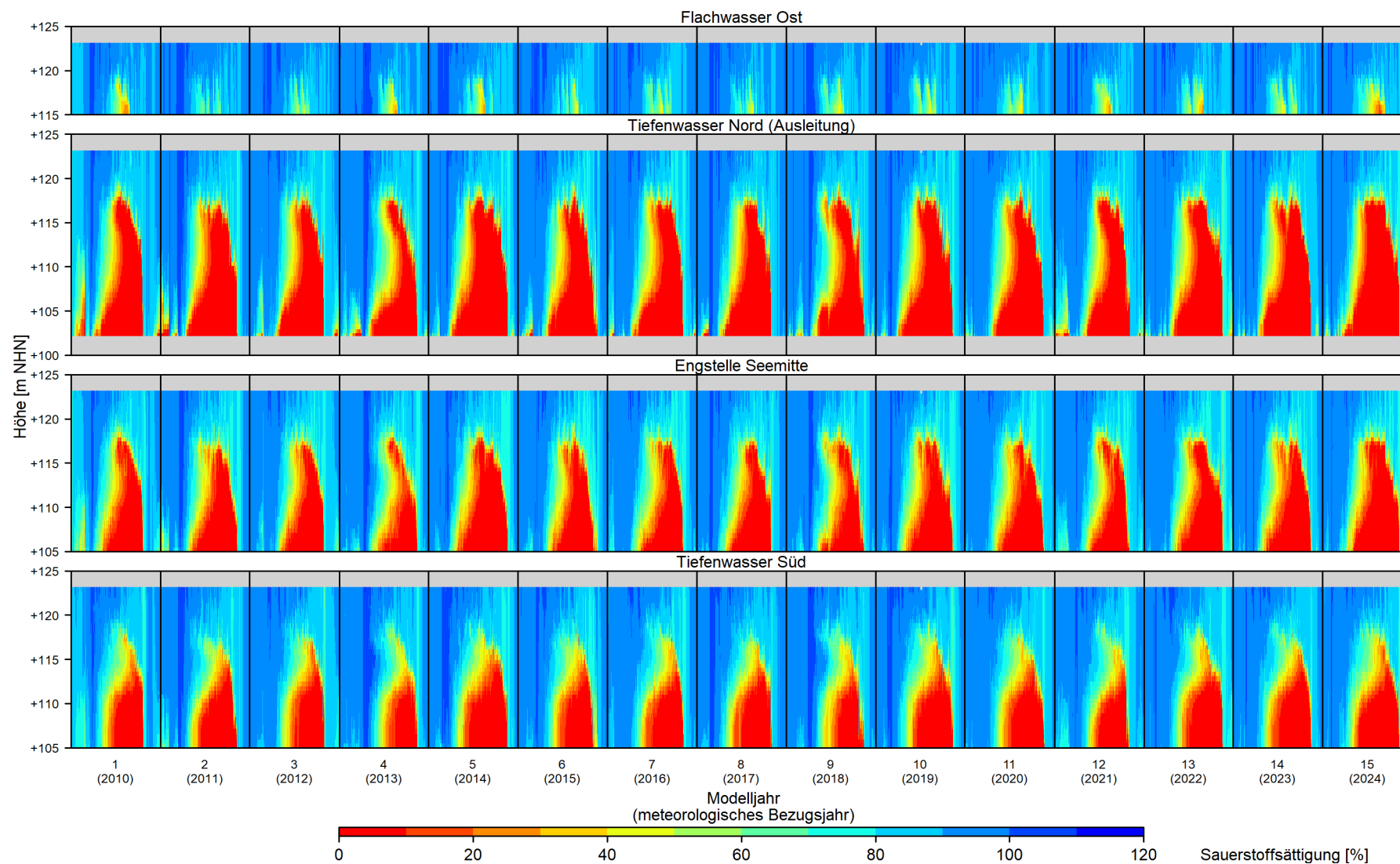


Abb. 64: Entwicklung der Sauerstoffsättigung des Morkasees für den 15-jährigen Prognosezeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2010 bis 2024) als Konturdiagramm

1.4.3.2 Modellergebnisse der Varianten mit FPV-Anlagen

1.4.3.2.1 Ausbildung von Temperaturgradienten und Schichtungsstabilität

Der Einfluss der schwimmenden Photovoltaik auf die Temperaturschichtung wird mithilfe von Differenzendarstellungen der Wassertemperatur zwischen den Varianten mit FPV-Anlagen und der Referenzvariante abgeleitet.

Das volumengewichtete Mittel der Wassertemperatur des Morkasees nimmt durch den verringerten Strahlungseintrag im Vergleich zur Referenzvariante um etwa 0,2 Kelvin je 10 % Abdeckung mit FPV-Anlagen ab (Trendlinie Abb. 65 links). In der Variante 3.1 mit einer 50 %-igen Abdeckung der Wasseroberfläche ist der Morkasee um ca. 1,1 Kelvin kälter als in der Referenzvariante (Tab. 20). Die Variante 3.2 (grauer Punkt Abb. 65 links) mit höherer Windabschattung besitzt einen größeren kalten Tiefenwasserbereich als die Variante 3.1 und ist knapp 1,2 Kelvin kälter als die Referenzvariante.

Bei der maximalen Wassertemperatur des Morkasees zeigt sich ein ähnliches Bild. Hier sinkt die maximale Wassertemperatur an der Wasseroberfläche um 0,4 Kelvin je 10 % Abdeckung mit schwimmender Photovoltaik (Trendlinie Abb. 65 rechts). In der Variante 3 mit 50 %-iger Abdeckung ist die maximale Wassertemperatur 2 Kelvin niedriger als bei der Referenzvariante (Tab. 20). Dabei liegt die maximale Wassertemperatur in der Variante 3.2 mit hoher Windabschattung (grauer Punkt Abb. 65 links) durch die geringere Verdunstungsabkühlung um 0,1 Kelvin höher als in der Variante 3.1 mit geringerer Windabschattung.

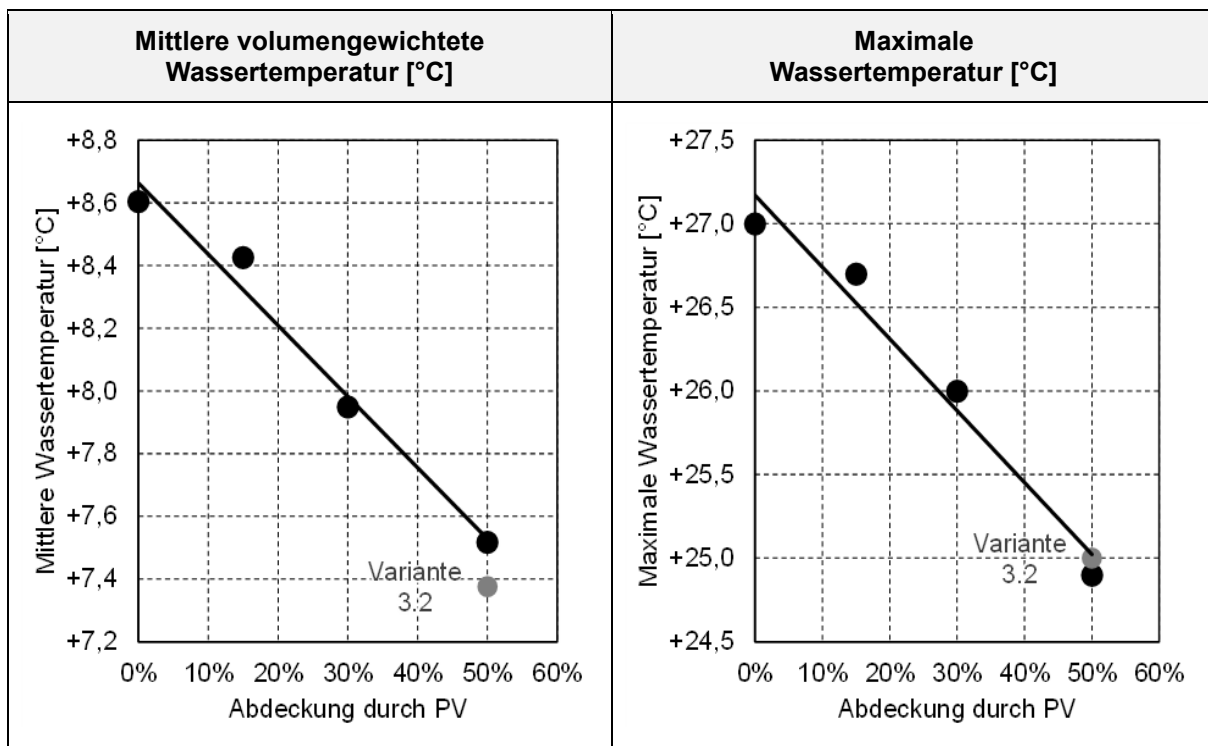


Abb. 65: Mittlere volumengewichtete (links) und absolute maximale (rechts) Wassertemperatur des Morkasees in Abhängigkeit von der Abdeckung durch PV-Module mit geringer Windabschattung; Variante 3.2 mit hoher Windabschattung ergänzend in grau dargestellt für den 15-jährigen Modellzeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2010 bis 2024)

Bei einer 15 %-igen Abdeckung des Mortkasees mit FPV-Anlagen (Variante 1) beschränken sich die erkennbaren Auswirkungen auf eine Abkühlung des Epilimnions während der Sommerstagnation im Mittel um 0,5 Kelvin (Abb. 67) und maximal um 3,6 Kelvin (Tab. 20).

Tab. 20: Mittlere volumengewichtete und absolute maximale Wassertemperatur [°C] des Mortkasees sowie maximale Veränderungen gegenüber der Referenzvariante in Abhängigkeit der Abdeckung durch PV-Module; Abweichung [K] von der Referenzvariante in Fett für den 15-jährigen Modellzeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2010 bis 2024)

Statistische Kennzahl	Einheit	V0 Referenz	V1 15 % Abdeckung	V2 30 % Abdeckung	V3.1 50 % Abdeckung	V3.2 50 % Abdeckung windarm
Mittlere volumengewichtete Wassertemperatur	[°C]	8,6	8,4	7,9	7,5	7,4
	[K]	---	-0,2	-0,7	-1,1	-1,2
Maximale Wassertemperatur	[°C]	27,0	26,7	26,0	24,9	25,0
	[K]	---	-0,3	-1,0	-2,1	-2,0
Maximale Veränderungen in der Wassersäule gegenüber der Referenzvariante	[K]	---	-3,6 +3,8	-7,5 +3,8	-9,7 +4,0	-11,0 +4,3

Mit zunehmender Abdeckung der Wasseroberfläche durch FPV-Anlagen wird neben dem Epilimnion auch das Hypolimnion des Mortkasees immer weiter abgekühlt (Abb. 67). Das Epilimnion ist von der Strahlungsabschattung durch die FPV-Anlagen direkt betroffen und kühlt sich daher stärker ab als das Hypolimnion. In der Variante 3.2 mit hoher Windabschattung verkleinert sich die Epilimnionmächtigkeit durch den geringeren windinduzierten Wasseraustausch im See (Kapitel 1.4.3.2.2). Durch die Verschiebung der Tiefenlage der Thermokline verzeichnet das Metalimnion die größte Abkühlung um maximal 11 Kelvin gegenüber der Referenzvariante.

Die Erwärmung des Mortkasees durch die FPV-Anlagen betrifft bei Betrachtung eines längeren Zeitraums nur die Wintermonate Dezember bis Februar. Mit zunehmender Abdeckung der Wasseroberfläche und damit Stabilisierung der Winterstagnation verlängert sich die Dauer der Erwärmung bzw. der fehlenden Abkühlung und erhöht sich die Anzahl der betroffenen Modelljahre (Kapitel 1.4.3.2.3). Durch die höhere Windabschattung in der Variante 3.2 wird die Winterstagnation zusätzlich verstärkt. Dadurch findet in allen Modelljahren im Tiefenwasser eine mehr oder weniger starke Erwärmung in den Wintermonaten statt. Die maximal mögliche Erwärmung durch die Verstärkung der Winterstagnation bzw. der Eisbedeckung ist durch die Wassertemperatur des Dichtemaximums von etwa +4 °C im Tiefenwasser des Mortkasees physikalisch begrenzt.

Generell bleibt der Jahresgang der Temperaturschichtung unverändert erhalten. Der Mortkasee zeigt innerhalb der 15-jährigen meteorologischen Modellreihe in allen Bereichen ein Schichtungsverhalten, das von der Referenzvariante nicht abweicht bzw. sogar verstärkt wird.

Die volumengewichteten mittleren Wassertemperaturen zeigen über den 15-jährigen Modellzeitraum in allen Varianten einen Temperaturanstieg (Abb. 66). Dabei fällt der Temperaturanstieg mit zunehmender Abdeckung durch FPV-Anlagen geringer aus.

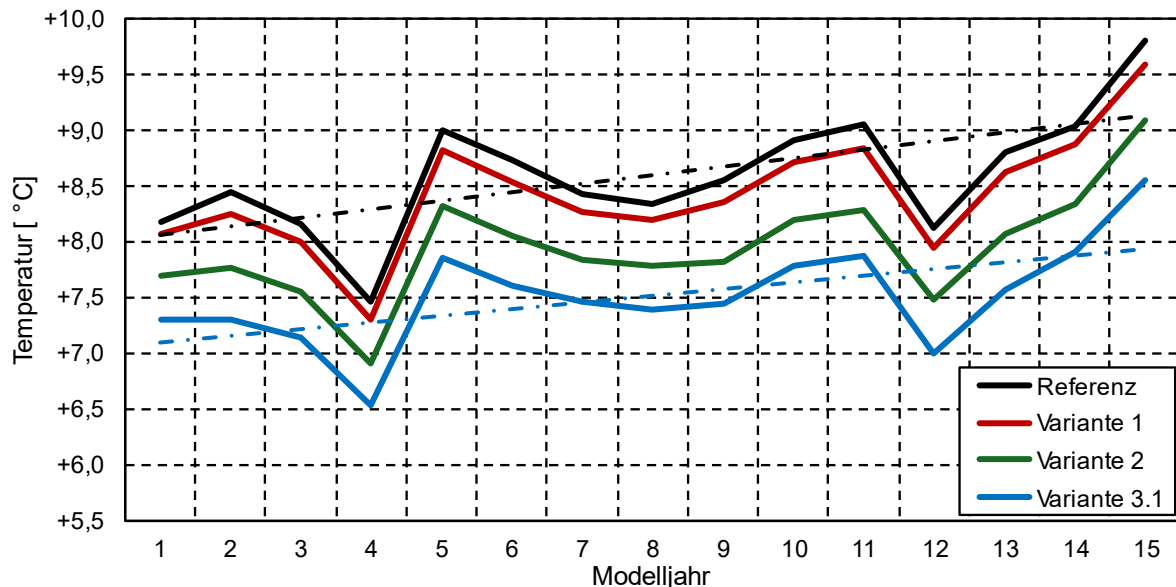


Abb. 66: Volumengewichtete mittlere Wassertemperatur des Morkasees in Abhängigkeit von der Abdeckung durch PV-Module für den 15-jährigen Modellzeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2010 bis 2024)

Neben dem Konturdiagramm wird die Stabilität der Schichtung des Morkasees anhand der Schmidt-Stabilität bewertet. Die Schmidt-Stabilität beschreibt, wieviel Energie notwendig ist, um einen Wasserkörper komplett zu durchmischen (Schmidt 1928). Ihre Größeneinheit ist J/m^2 . Sie wird aus den prognostizierten Temperaturtiefenprofilen und der Morphometrie abgeleitet.

Die Auswertung der Schmidt-Stabilität während der Sommerschichtung für den Morkasee erfolgt für den südlichen Bereich des Hauptbeckens in unmittelbarer Nähe der schwimmenden Photovoltaikanlagen. Eine Sommerschichtung tritt im Morkasee etwa ab einer Schmidt-Stabilität von 15 J/m^2 auf. Ein Vergleich der Schmidt-Stabilität zwischen der Referenzvariante und den Varianten mit FPV-Anlagen (Abb. 68) zeigt selbst bei einer 50 %-igen Abdeckung nur eine kleine Abnahme der Schmidt-Stabilität um maximal ein Viertel (Tab. 21). Damit bleibt die Stabilität der sommerlichen Schichtung auch bei einer großen Abdeckung der Wasseroberfläche fast unverändert erhalten.

Dieser Umstand ist auf die doppelte Wirkung der Abdeckung der Wasseroberfläche zurückzuführen. Die schwimmende Photovoltaik bewirkt durch die Strahlungsabschattung und die resultierenden geringeren Temperaturdifferenzen zwischen den einzelnen Wasserschichten zum einen eine Abnahme der Schichtungsstabilität. Zum anderen bewirkt die Windabschattung bzw. die verringerte Krafteinwirkung zur Schichtungsauflösung durch die Module eine Stabilisierung der Schichtung. Dies wird bei der Variante 3.2 mit der höheren Windabschattung deutlich. Hier nimmt die Schmidt-Stabilität gegenüber der Variante 3.1 bei gleicher Abdeckung von 50 % wieder leicht zu.

Tab. 21: Schmidt-Stabilität der Sommerstagnation des Morkasees in Abhängigkeit von der Abdeckung durch PV-Module für den 15-jährigen Prognosezeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2010 bis 2024)

Schmidt-Stabilität	Einheit	V0 Referenz	V1 15 % Abdeckung	V2 30 % Abdeckung	V3.1 50 % Abdeckung	V3.2 50 % Abdeckung windarm
Mittelwert	[J/m²]	187	181	167	145	147
Mittleres Jahresmaximum	[J/m²]	399	383	346	298	303

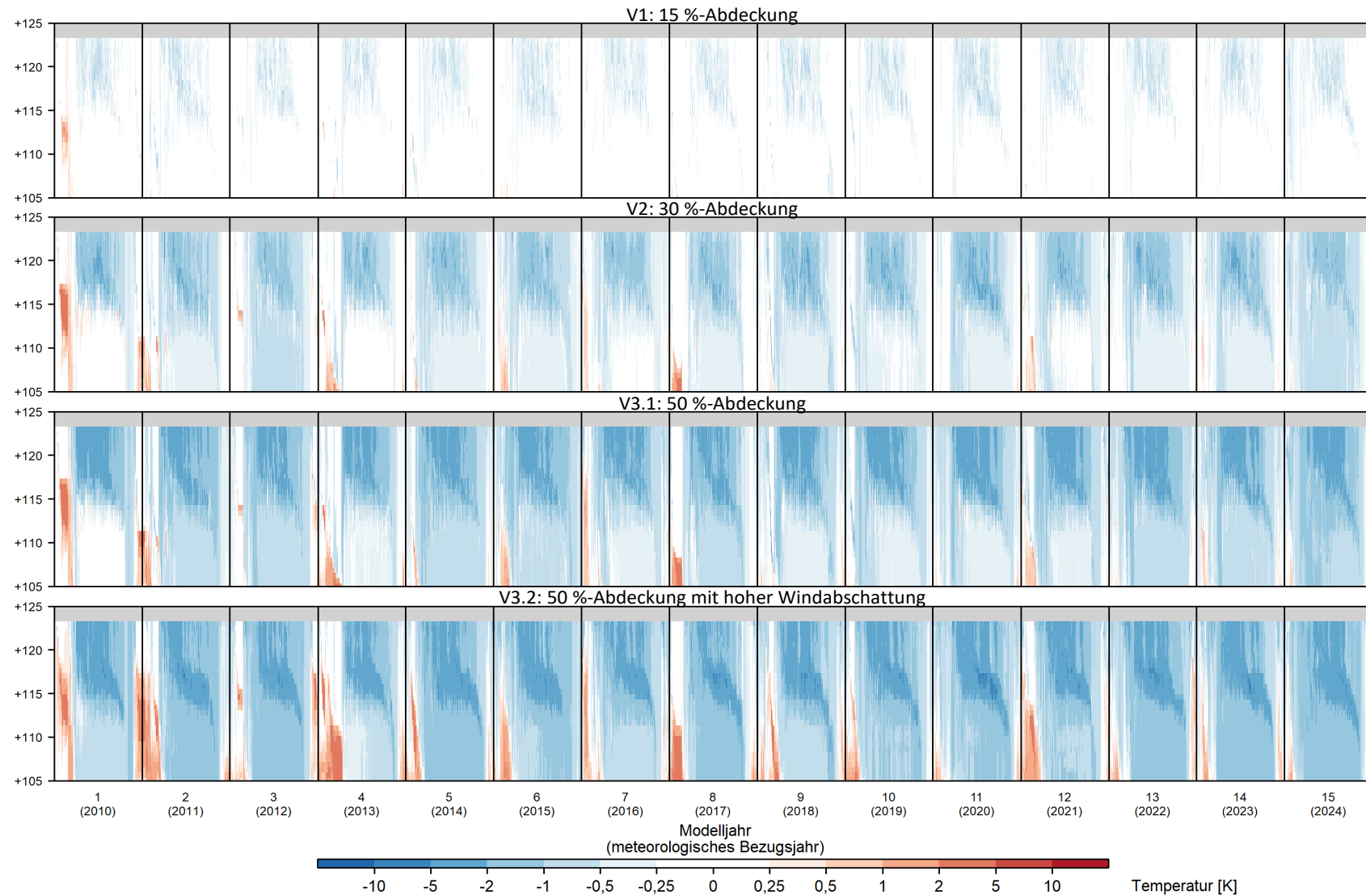


Abb. 67: Temperaturdifferenzen im Mortkasee mit unterschiedlicher Abdeckung durch FPV-Anlagen im Vergleich zur Referenzvariante für den 15-jährigen Prognosezeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten (2010 bis 2024) als Konturdiagramm

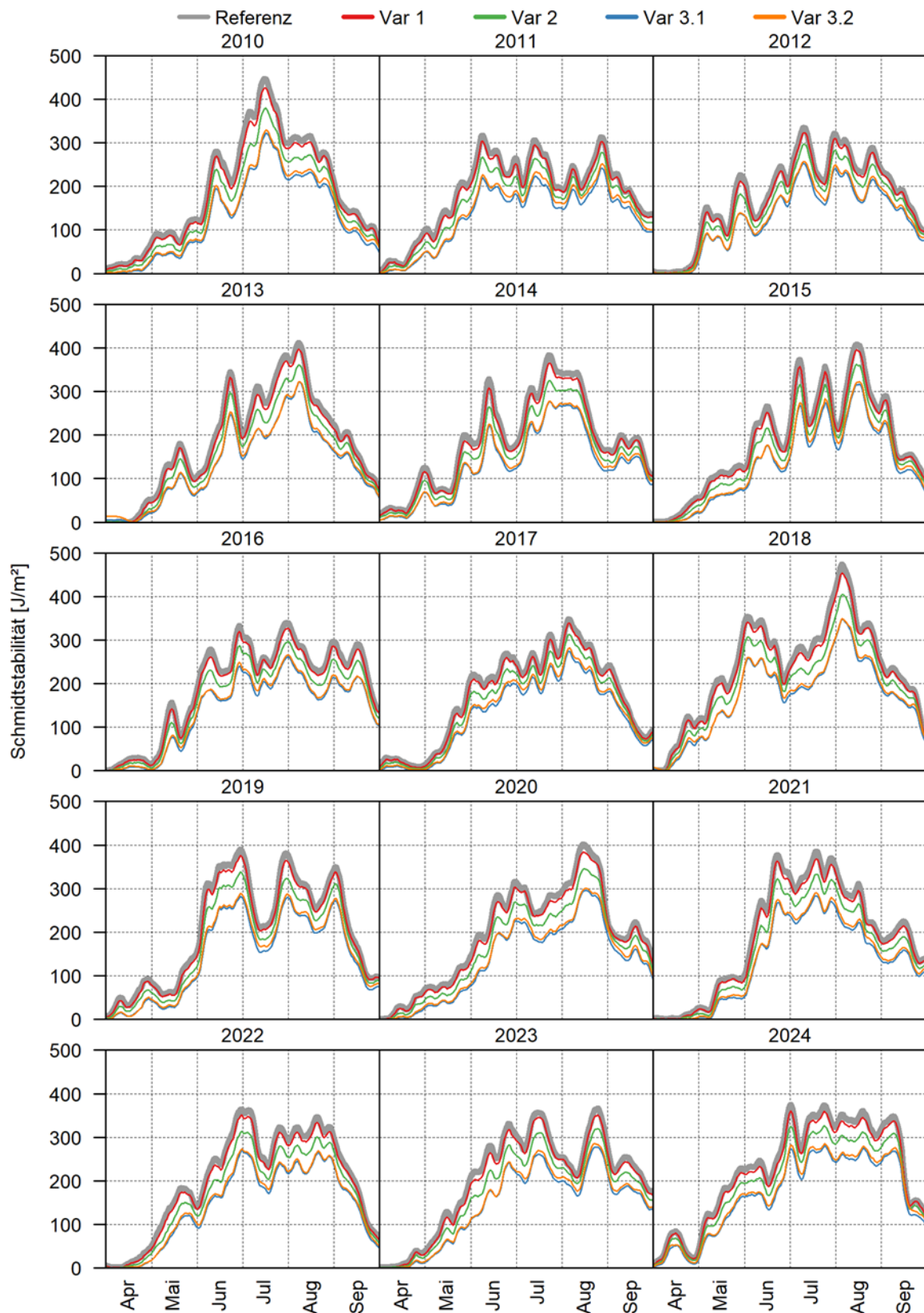


Abb. 68. Fünftägiges gleitendes Mittel der Schmidt-Stabilität der sommerlichen Schichtung des südlichen Hauptbeckens im Morkasee für die 15 Modelljahre des Prognosezeitraums auf der Grundlage der aktuellen Klimadaten von 2010 bis 2024 für die Referenzvariante und für die betrachteten Varianten mit FPV-Anlagen

1.4.3.2.2 Dauer der Sommerstagnation

In Ergänzung zu den Temperaturkonturen und der Schmidt-Stabilität liefert auch die Tiefenlage der Thermokline wichtige Informationen über das Schichtungsverhalten von Seen. Die Thermokline (Temperaturscheide) innerhalb des Metalimnions (Sprungschicht) ist der Bereich mit der größten Temperaturveränderung bzw. der größten Dichteänderung. Wie die Schmidt-Stabilität zeigt die Tiefenlage der Thermokline auch den Anfang und das Ende der Sommerstagnation an.

Die mittlere Thermoklinentiefe beträgt im Hauptbecken ca. 4,9 Meter und nimmt durch die Abdeckung mit schwimmender Photovoltaik in den Varianten 1, 2 und 3.1 mit geringer Windabschattung um maximal 0,2 Meter ab (Tab. 22). In der Variante 3.2 mit hoher Windabschattung beträgt die Abnahme durch die schwächere Epilimnionumwälzung zusätzlich 0,3 Meter.

Durch die FPV-Anlagen verkürzt sich während des 15-jährigen Prognosezeitraums die mittlere Schichtungsdauer um maximal 18 Tage im Jahr (Variante 3.1) und beträgt bei einer 50 %-Abdeckung 181 Tage (Tab. 22).

Das Hauptbecken des Mortkasees weist in allen Modelljahren eine konstante Entwicklung der Thermoklinentiefe auf (Abb. 69). Bei stabiler Sommerstagnation ist ein allmählicher Anstieg der Tiefenlage der Thermokline im Frühjahr zu verzeichnen, wobei die Schichtung in ca. 3 Meter Tiefe einsetzt und im Juli/August dann zwischen 5 und 7 Meter liegt. Je nach Witterung sind hiervon jedoch stärkere Abweichungen möglich. Da die Unterschiede im natürlichen Schwankungsbereich der Thermoklinentiefe liegen, dürften die Unterschiede zwischen der Referenzvariante und den Varianten mit FPV-Anlagen in dieser Form nicht nachweisbar sein.

Tab. 22: Mittelwerte der sommerlichen Schichtung des südlichen Hauptbeckens im Mortkasee für den 15-jährigen Prognosezeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten von 2010 bis 2024 für die Referenzvariante und die Varianten mit Abdeckung durch PV-Module

Statistische Kennzahl	Einheit	V0 Referenz	V1 15 % Abdeckung	V2 30 % Abdeckung	V3.1 50 % Abdeckung	V3.2 50 % Abdeckung windarm
Beginn der Sommerstagnation	[-]	Mitte April	Mitte/Ende April	Ende April	Ende April	Ende April
Ende der Sommerstagnation	[-]	Ende Oktober	Ende Oktober	Ende Oktober	Ende Oktober	Ende Oktober
Dauer der Sommerstagnation	[d]	199	197	189	181	187
Mittlere Epilimnionmächtigkeit	[m]	4,9	4,8	4,8	4,7	4,4

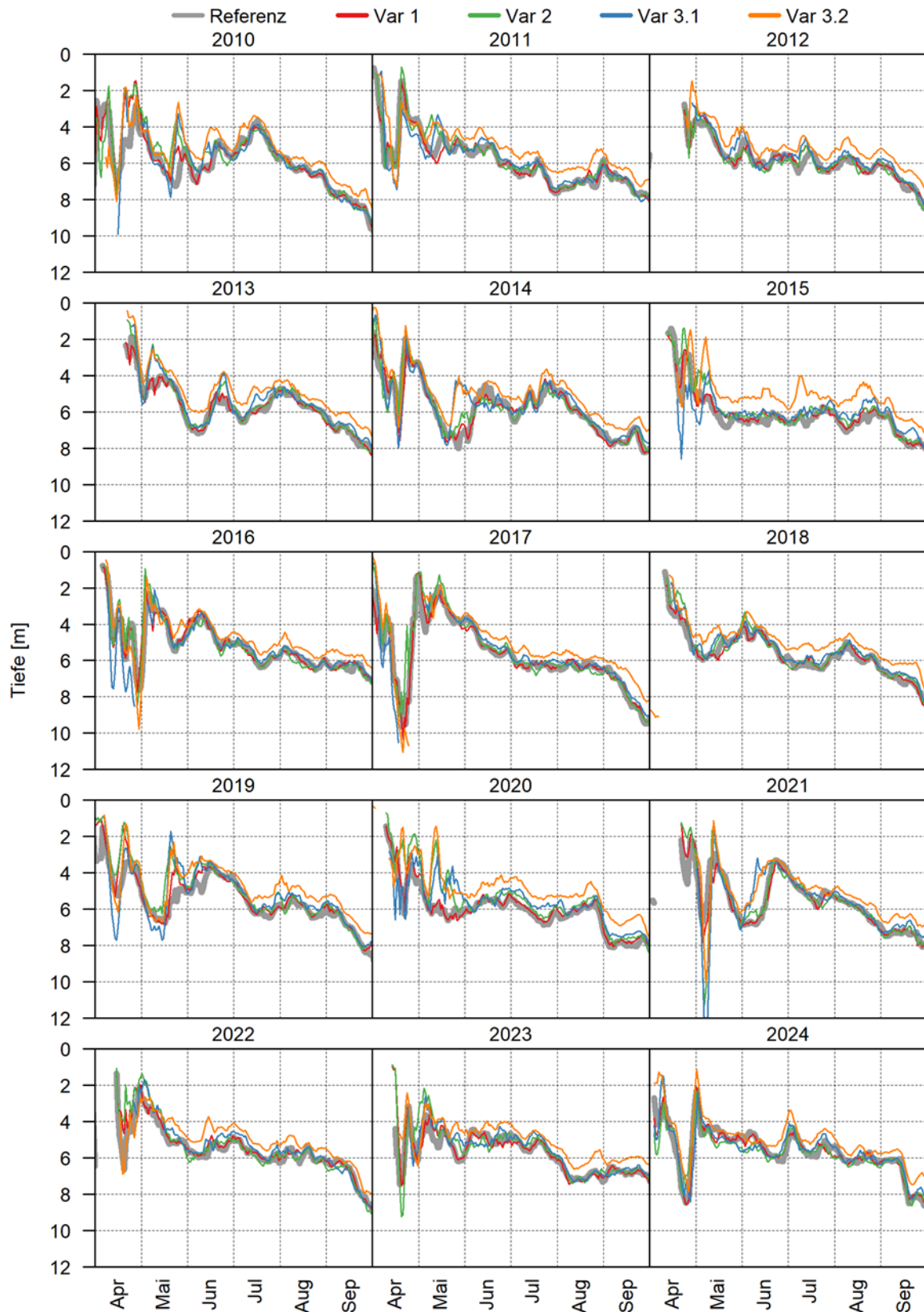


Abb. 69: Tiefenlage der Thermokline des südlichen Hauptbeckens im Morkasee für die 15 Modelljahre des Prognosezeitraums auf Grundlage der aktuellen Klimadaten von 2010 bis 2024 für die Referenzvariante und die Varianten mit FPV-Anlagen

1.4.3.2.3 Dauer und Dicke der Eisbedeckung

Die FPV-Anlagen im Mortkasee verlängern die Dauer (Tab. 23) und verstärken die Dicke (Tab. 24) der Eisbedeckung und stabilisieren damit die Winterstagnation im Vergleich zur Referenzvariante. Im Mittel liegt die Abweichung bei knapp einem Tag bzw. knapp drei Millimeter je 10 % Abdeckung der Seefläche mit FPV-Anlagen. In der Variante 3.2 mit hoher Windabschattung ist der Anstieg etwa dreimal so hoch, was bei diesem Umfang aufgrund des fehlenden Austauschs mit der Atmosphäre angesichts des hohen Trophiegrads des Mortkasees zu kritischen Sauerstoffkonzentrationen führen kann. In milden Wintern bildet sich in allen Varianten keine bzw. nur (wiederholt) eine dünne und nur kurzzeitig bestehende Eisdecke aus.

Tab. 23: Dauer der winterlichen Eisbedeckung des Mortkasees in Tagen in Abhängigkeit von der Abdeckung mit PV-Modulen für den 15-jährigen Modellzeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten von 2010 bis 2024

Variante	Bezeichnung	Mittel	Median	Min	Max
V0	Referenz	10	3	0	58
V1	15 % Abdeckung	11	3	0	60
V2	30 % Abdeckung	13	7	0	63
V3.1	50 % Abdeckung	16	9	0	62
V3.2	50 % Abdeckung mit hoher Windabschattung	27	19	0	81

Tab. 24: Dicke der winterlichen Eisbedeckung des Mortkasees in Zentimeter in Abhängigkeit von der Abdeckung mit PV-Modulen für den 15-jährigen Modellzeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten von 2010 bis 2024

Variante	Bezeichnung	Mittel	Median	Min	Max
V0	Referenz	2,6	0,8	0	30,1
V1	15 % Abdeckung	2,9	0,8	0	30,7
V2	30 % Abdeckung	3,5	1,9	0	32,8
V3.1	50 % Abdeckung	4,3	2,5	0	32,9
V3.2	50 % Abdeckung mit hoher Windabschattung	7,2	5,2	0	33,7

1.4.3.2.4 Verdunstung

Mit zunehmender Abdeckung durch FPV-Anlagen verringert sich die Gewässerverdunstung des Mortkasees. Die Abnahme der Gewässerverdunstung durch die Strahlungs- und Windabschattung beträgt je 10 % Abdeckung mit FPV-Anlagen etwa 50 mm/a bzw. 0,22 m³/min (Abb. 70). Ab einer Abdeckung von 20 % ist die klimatische Wasserbilanz (Niederschlag minus Verdunstung) des Mortkasees überschüssig. Der Überschuss wird modelltechnisch über den Ausleiter abgeführt. Die Variante 3.2 mit dreifach höherer Windabschattung bewirkt eine weitere Verringerung der Gewässerverdunstung um etwa 30 mm/a. Damit überwiegt der Einfluss der Strahlungsabschattung durch die schwimmende Photovoltaik den Einfluss der Windabschattung auf die Gewässerverdunstung. Die Ergebnisse decken sich sehr gut mit den Angaben in Lehmann et al. (2019).

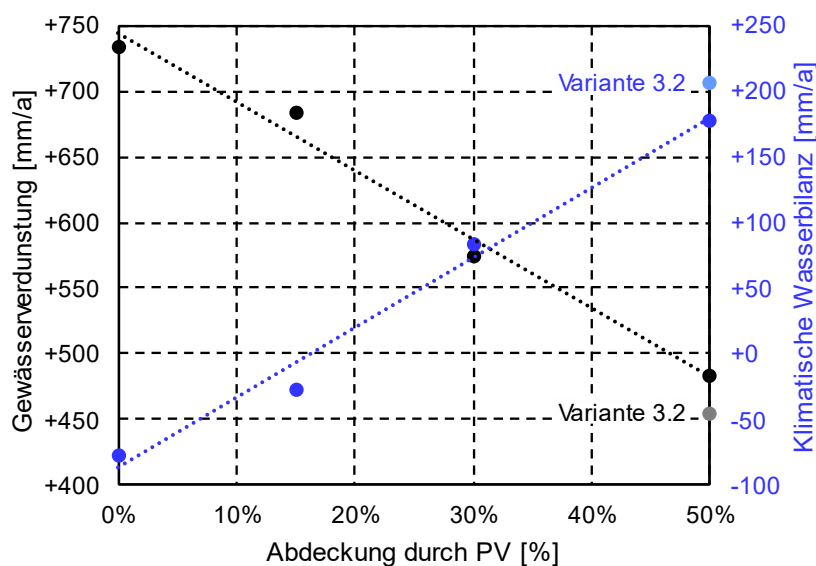


Abb. 70: Gewässerverdunstung (schwarz) und klimatische Wasserbilanz (blau) in mm/a des Mortkasees in Abhängigkeit der Abdeckung mit PV-Modulen für den 15-jährigen Modellzeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten von 2010 bis 2024

1.4.3.2.5 Sauerstoffhaushalt

Die FPV-Anlagen bewirken mit zunehmender Abdeckung zum einen eine Abkühlung des Mortkasees. Damit steigt die Sauerstofflöslichkeit des Wassers. Die mittlere Sauerstoffkonzentration nimmt um maximal 0,4 mg/L zu (Tab. 25). Zum anderen verursacht die Abdeckung eine Stabilisierung der Winterstagnation (Kapitel 1.4.3.2.1). Die Winterstagnation verhindert bzw. verzögert die Vollzirkulation des Mortkasees und damit die Wiederanreicherung des Tiefenwassers mit Sauerstoff (Abb. 71).

In der Referenzvariante wird im Mittel an 200 Tagen im Jahr im tiefsten Becken des Mortkasees eine Sauerstoffkonzentration von 4 mg/L unterschritten (Tab. 25). Bei einer 15 %-igen Abdeckung (Variante 1) ist der Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt minimal und liegt im natürlichen Schwankungsbereich des Sees (Abb. 71, Abb. 72). In den Varianten 2 und 3.1 mit höherem Abdeckungsgrad verlängert sich die Dauer mit kritischer Sauerstoffkonzentration um

maximal 40 Tage. Davon sind in dem 15-jährigen Modellzeitraum 3 Jahre in unterschiedlichem Umfang betroffen.

In der Variante 3.2 mit höherer Windabschattung bleibt die mittlere Sauerstoffkonzentration von 9,1 mg/L trotz größerer Abkühlung erhalten (Tab. 25). Die höhere Windabschattung verhindert in dieser Variante den Sauerstoffeintrag über die Wasseroberfläche. Daher nimmt trotz der größeren Sauerstofflöslichkeit des kühleren Wassers die Sauerstoffsättigung ab. Diese Variante zeigt zwar den höchsten Anstieg der Sauerstoffkonzentration während der Sommerstagnation aber gleichzeitig auch die höchste Abnahme durch die deutliche stabilere Winterstagnation (Abb. 72). Die Dauer mit einer kritischen Sauerstoffkonzentration unter 4 mg/L verlängert sich im Mittel um 2 Monate auf 260 Tage im Jahr (Abb. 71). In Jahren mit besonders langer Winterstagnation beträgt die Zeit mit sauerstoffarmen Verhältnissen fast 10 Monate.

Damit wäre eine 15 %-ige Abdeckung beim Morkasee ohne große Veränderungen des Sauerstoffhaushalts möglich. Für eine größere Abdeckung der Wasseroberfläche sind Seen wie der Morkasee mit einem großen anoxischen Bereich bzw. mit einer hohen Sauerstoffzehrung in der Tiefe ungeeignet.

Tab. 25: Veränderungen des Sauerstoffhaushalts im Morkasee gegenüber der Referenzvariante in Abhängigkeit von der Abdeckung durch PV-Module für den 15-jährigen Modellzeitraum auf Grundlage der aktuellen Klimadaten von 2010 bis 2024

Statistische Kennwerte	Einheit	V0 Referenz	V1 15 % Abdeckung	V2 30 % Abdeckung	V3.1 50 % Abdeckung	V3.2 50 % Abdeckung windarm
Mittlere Sauerstoffkonzentration	[mg/L]	9,10	9,14	9,26	9,38	9,09
Mittlere Sauerstoffsättigung	[%]	77,2	77,2	77,5	77,8	75,5
Maximale Änderungen gegenüber Referenzvariante	[mg/L]	---	-9,9 +13,8	-14,0 +9,9	-14,1 +9,6	-14,2 +8,4

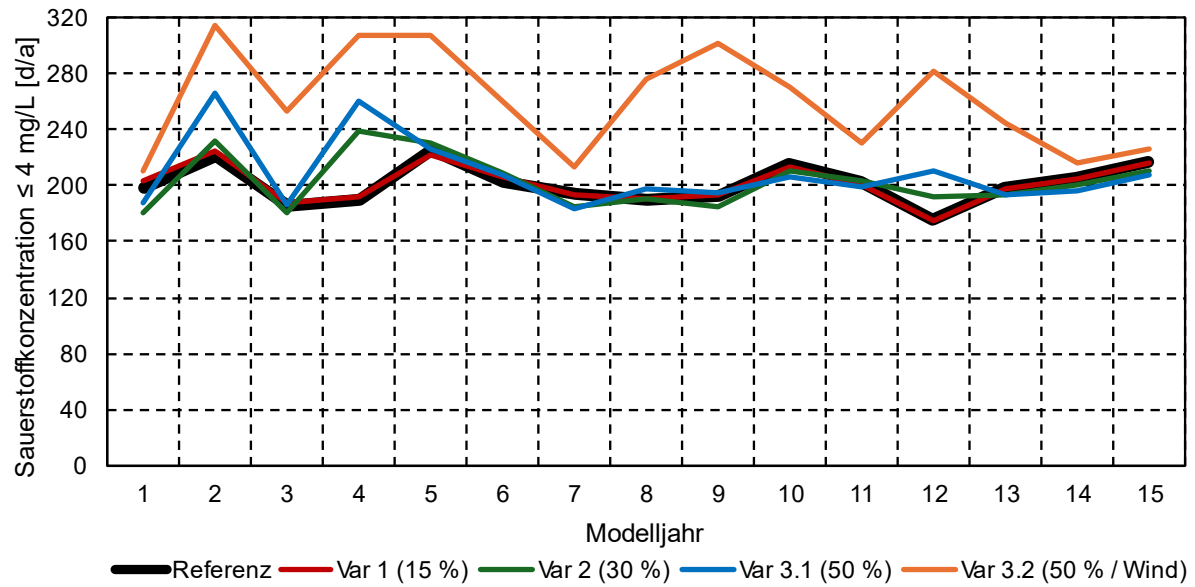


Abb. 71: Anzahl der Tage im Jahr mit einer Sauerstoffkonzentration unter 4 mg/L an der tiefsten Stelle des Morkasees in Abhängigkeit von der Abdeckung mit PV-Modulen für den 15-jährigen Modellzeitraum auf der Grundlage der aktuellen Klimadaten von 2010 bis 2024

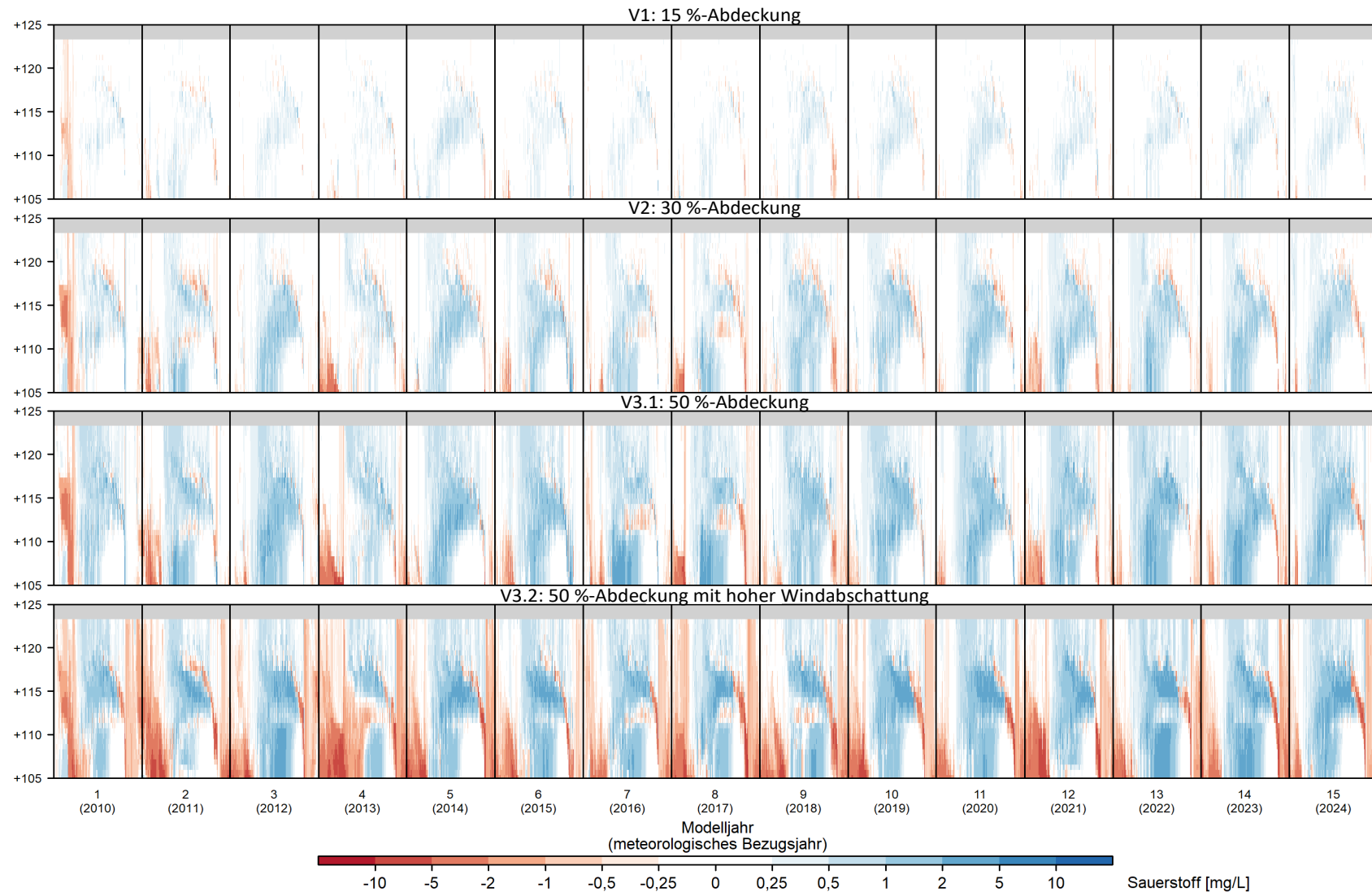


Abb. 72: Differenzen des Sauerstoffs im Morkasee mit unterschiedlicher Abdeckung durch FPV-Anlagen im Vergleich zur Referenzvariante für den 15-jährigen Prognosezeitraum auf der Grundlage der aktuellen Klimadaten (2010 bis 2024) als Konturdiagramm

1.5 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die gewässerökologische Begleitung des PV2Float-Projekts hatte zum Ziel, die Auswirkungen der Installation von FPV-Anlagen auf wesentliche limnologische Eigenschaften eines tiefen, eine sommerliche Schichtung ausbildenden Sees zu untersuchen. Dies umfasste zum einen die Analyse physikalischer und chemischer Veränderungen des Wasserkörpers hinsichtlich der Ausbildung von Gradienten im Tiefenprofil mit der Temperatur als zentralem Parameter. Zum anderen wurden biologische Untersuchungen durchgeführt, bei denen den Auswirkungen der FPV-Anlagen auf die Planktonzönosen als zentrales biologisches Element des Pelagials besondere Aufmerksamkeit geschenkt wurde. Ergänzend waren Untersuchungen zur Sedi-mentbildung unter den FPV-Anlagen Teil des Vorhabens. Bedeutender Bestandteil des Teilvorhabens waren zudem Modellierungen der Auswirkungen unterschiedlicher Abdeckungsgrade der Wasseroberfläche auf die Tiefengradienten von Wassertemperatur und Sauerstoffkonzentration. Damit sollten die Grenzen des Einsatzes von FPV-Anlagen auf tiefe, geschichtete Seen im Hinblick auf Veränderungen der limnophysikalischen Eigenschaften abschätzt werden. Insgesamt sollte das Vorhaben Grundlagen zur Beurteilung der gewässerökologischen Verträglichkeit von FPV-Anlagen für Genehmigungsbehörden und Planer liefern.

Für die Untersuchungen stand der Mortkasee, ein aus dem Braunkohlebergbau hervorgegangener Tagebausee bei Hoyerswerda in Nordsachsen, zur Verfügung. Der Mortkasee ist ein ca. 50 Jahre alter tiefer, dimiktischer See, dessen Trophiestatus sich zwischen mesotroph und eutroph bewegt. Der See ist mit der Kleinen Spree verbunden und wird als Speichersee genutzt.

Auf dem See wurden für das PV2Float-Projekt drei FPV-Anlagen mit einer Fläche von jeweils ca. 200 m² installiert, die sich hinsichtlich der Unterkonstruktionen unterscheiden. Die See-fläche wird durch die FPV-Anlagen zu ca. 0,03 % abgedeckt. Die an den Mess- und Probenahmestellen unter den FPV-Anlagen gewonnenen Daten wurden mit den Daten einer Referenzstelle im Freiwasser verglichen. Während die Wassertemperatur in festen Tiefenstufen permanent erfasst wurde, wurden die weiteren physikalischen, chemischen und biologischen Messungen und Probennahmen zwischen April 2024 und Oktober 2025 in überwiegend monatlichen Abständen durchgeführt.

Im Rahmen der physikalischen und chemischen Stichtagsmessungen konnten überwiegend keine oder nur geringe Unterschiede zwischen den FPV-Anlagen und der Referenzstelle ermittelt werden. So zeigte sich kein Einfluss der FPV-Anlagen auf die Tiefenlage der Thermokline während der Sommerstagnation. Für die im Sättigungsbereich liegenden Sauerstoffkonzentrationen ergaben sich im Mittel der Messungen unter den FPV-Anlagen nur wenig höhere Werte als an der Referenzstelle. Die elektrischen Leitfähigkeiten und die pH-Werte waren gleich. Allein beim Redoxpotential wurden unter den FPV-Anlagen bis zu 25 % niedrigere Werte gemessen als an der Referenzstelle, was auf die geringere Photooxidation von gelöstem organischem Material zurückgeführt werden kann. Hinsichtlich der chemischen Wasserbeschaffenheit zeigten sich keine Unterschiede. Auch die Verfügbarkeit von Nährstoffen für die Primärproduzenten unterschied sich nicht.

Durch die Auswertung der von Temperaturdatenloggern erfassten Werte war eine detaillierte Betrachtung des Einflusses der FPV-Anlagen auf die Temperaturen im See möglich. Die Unterschiede der Temperaturtiefengradienten und der zeitlichen Temperaturverläufe waren zum größten Teil sehr gering. Nur vereinzelt wurden Temperaturdifferenzen im selben Tiefenbereich bis zu 1 Kelvin registriert. Am auffälligsten waren etwas niedrigere Temperaturen im

unteren Bereich des Epilimnions unter den FPV-Anlagen im Vergleich mit der Referenzstelle sowie etwas niedrigere Temperaturen an der Referenzstelle während der herbstlichen Volldurchmischung.

Die Auswertung einzelner Temperaturtagesgänge zeigte, dass an sonnigen, windarmen Tagen sowohl im Winter als auch im Sommer unter den FPV-Anlagen bis zur Tiefe von 1,5 m eine bis zu 0,5 Kelvin geringere nächtliche Abkühlung auftrat. Am Tag war die Erwärmung der obersten Wasserschicht unter den FPV-Anlagen bis zu 0,3 Kelvin geringer als an der Referenzstelle. Als gering erwies sich der Effekt einer durch die Wärmeabstrahlung der Module bei starker Sonneneinstrahlung bedingten Erwärmung der Wasseroberfläche.

Die Lichtmessungen erbrachten eine Lichtabschattung unter den FPV-Anlagen von 75 % bis 90 % mit im Mittel ca. 80 % bis 85 % im Vergleich mit der Referenzstelle, wobei jedoch aus technischen Gründen keine Messungen in der Mitte unter den Solarmodulen möglich waren.

Die Auswirkungen der FPV-Anlagen auf das Phytoplankton wurden durch Messungen von Tiefenprofilen mit der Fluoreszenzsonde und durch mikroskopisch ausgewertete Proben aus der euphotischen Zone analysiert. Die Fluoreszenzsondenprofile zeigten im Vergleich zwischen den Stellen keine Unterschiede der Tiefenlage des für den Morkasee im Sommer typischen Tiefenchlorophyll-Maximums (DCM). Bemerkenswert waren die im Mittel niedrigeren Werte der Konzentrationen an Cyanobakterien-Chlorophyll a unter den FPV-Anlagen im Vergleich zur Referenzstelle und ein größerer Unterschied im Epilimnion im Oktober mit deutlich höheren Werten an der Referenzstelle als unter den FPV-Anlagen. Dies weist darauf hin, dass sich bestimmte Phytoplankter, in diesem Fall die Blaualge *Planktothrix agardhii* unter jahreszeitlich schwächeren Lichtbedingungen in den dunkleren Bereichen unter den FPV-Anlagen nicht mehr so gut entwickeln können wie im Freiwasser. Auf der anderen Seite bieten die FPV-Anlagen einer an Schwachlichtbedingungen angepassten Art wie *Planktothrix rubescens* die Möglichkeit, sich länger in oberflächennahen Wasserschichten aufzuhalten.

Bei den mikroskopischen Phytoplanktonanalysen wurden insgesamt 89 Taxa gefunden, 58 Taxa unter den FPV-Anlagen und 60 Taxa an der Referenzstelle. Es gab vereinzelt Taxa, die nur unter einer oder mehreren FPV-Anlagen auftraten und auch Taxa, die nur an der Referenzstelle vorkamen. Der Anteil dieser Taxa am Gesamtbiovolumen bewegte sich im niedrigen einstelligen Prozentbereich. Alle Stellen unter den FPV-Anlagen zeigten einen Jahresgang der Taxazahlen während der Vegetationsperiode 2025 mit einem Maximum in den Sommermonaten und niedrigeren Taxazahlen im Frühjahr und Herbst. An der Referenzstelle waren hingegen von Monat zu Monat Schwankungen zu verzeichnen.

Das Biovolumen des Phytoplanktons hatte insbesondere aufgrund der im Frühjahr deutlich höheren Werte unter den FPV-Anlagen im Saisonmittel um bis zu 25 % höhere Werte unter den Anlagen als an der Referenzstelle. Dies war vor allem auf das massenhafte Auftreten von *Planktothrix agardhii/rubescens* zurückzuführen, die das Phytoplankton unter den FPV-Anlagen deutlicher dominierten als an den Referenzstellen. Insgesamt waren die Dominanzstrukturen in den Sommermonaten überall ausgeglichener als im Frühjahr und Herbst. Dies spiegelte sich auch in den Werten für die Biodiversität mit höheren Werten für den Shannon-Index und die Evenness wider, wobei zwischen den Stellen keine größeren Unterschiede nachweisbar waren.

Die Auswertung der Phytoplanktondaten mit dem Bewertungstool PhytoSee ergab für alle Stellen die gewässerökologische Einstufung „unbefriedigend“. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Bewertung vor allem auf die Abweichung eines Sees von seinem trophischen

Referenzzustand ausgerichtet ist, die im Jahr 2025 für den Mortkasee besonders groß war. Ein Effekt der FPV-Anlagen auf die Trophie und damit auf die Bewertung des Sees war nicht festzustellen.

Das Zooplankton zeigte bei den Taxazahlen zwischen den Untersuchungsstellen nur geringe Unterschiede. Die Abundanz und die Biomasse von Rotatorien, Copepoden und Cladoceren waren unter den FPV-Anlagen A und B etwas niedriger als an der Referenzstelle, unter der Anlage C etwa gleich. Es war eine leichte Tendenz zu erkennen, dass Copepoden die Anlagen meiden. Auf die Dominanzstrukturen des Zooplanktons hatten die FPV-Anlagen keinen nachweisbaren Einfluss. Für die Werte der Biodiversität ergaben sich für die Zooplanktonzönose durch die FPV-Anlagen keine schlechteren Werte.

Die vergleichenden Untersuchungen der Sedimente erbrachten keine Unterschiede, die auf eine unter den FPV-Anlagen lokal veränderte biologische Produktivität hinweisen. Hierbei ist allerdings der nur kurze Zeitraum zwischen der Installation der Anlagen und den Sedimentuntersuchungen zu berücksichtigen. Aufschluss über die Sedimentationsraten sollte der Einsatz von Sedimentationsfallen bringen. Die hierdurch als Trockenmasse ermittelten Sedimentationsraten übertrafen an der Referenzstelle teilweise deutlich die Werte der FPV-Anlagen. Dabei lag der Glühverlust als Maß für den Anteil organischer Substanz an der Referenzstelle ebenfalls höher.

Angesichts der im Verhältnis zur Oberfläche des Mortkasees nur sehr geringen Abdeckung des Sees durch die FPV-Versuchsanlagen waren von der gewässerökologischen Begleitung innerhalb des PV2Float-Projekts in erster Linie Hinweise auf Veränderungen zu erwarten, die sich durch die Abdeckung mit FPV-Anlagen im Seewasserkörper ergeben können. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass Auswirkungen des FPV-Einsatzes insbesondere bei den Wassertemperaturen und in der Struktur der Phytoplanktonzönose auftreten. FPV-Anlagen haben einen dämpfenden Effekt auf die obersten Wasserschichten, wobei es in der Summe zu einer Temperaturabsenkung kommt. Im Frühjahr und Sommer kann es durch FPV-Anlagen zu einer Förderung der Entwicklung von Cyanobakterien (im Mortkasee insbesondere von *Planktothrix agardhii* und ggf. auch *P. rubescens*) kommen, da diese sich besser als andere Phytoplankter an wechselnde Lichtbedingungen anpassen und auch eine schwächere Lichtintensität noch effektiv für die Photosynthese nutzen können. Ab welchem Grad der Abdeckung der Seeoberfläche dies auch Auswirkungen auf die Bewertung eines Sees haben kann, lässt sich anhand der am eutrophen Mortkasee gewonnenen Daten nicht abschätzen.

Mit dem Modell CE-QUAL-W2 wurden die Auswirkungen stärkerer Abdeckungen der Wasseroberfläche des Mortkasees auf Wassertemperatur und auf die Sauerstoffkonzentration simuliert. Die modellierten Skalierungen der FPV-Anlagen verursachten je 10 % Zuwachs der Abdeckung des Sees durch PV-Module eine Abnahme der mittleren Wassertemperatur um etwa 0,2 Kelvin, der Wasseroberflächentemperatur um etwa 0,3 Kelvin und der Gewässerverdunstung um etwa 50 mm/a. Bis einschließlich 15 % Abdeckung mit FPV-Anlagen trat nur eine sehr geringe Beeinflussung des Schichtungsverhaltens, der Eisbedeckung und des Sauerstoffhaushalts als wesentliche limnophysikalische Eigenschaften des Sees auf. Dabei hatte die Windabschattung den größten Einfluss auf die limnophysikalischen Kenngrößen. Für größere Abdeckungen der Seeoberfläche als 15 % scheinen eutrophe See wie der Mortkasee nicht geeignet zu sein. Dies führt entsprechend den Ergebnissen der limnophysikalischen Modellierungen zu einer Verschlechterung der gewässerökologischen Bedingungen, was insbesondere aus den durch die Temperaturveränderungen bedingten nachteiligen Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt abgeleitet werden kann.

2 Wichtigste Positionen des zahlenmäßigen Nachweises

Die für das Vorhaben bereitgestellten Personalmittel wurden für die Beschäftigung eines wissenschaftlichen Mitarbeiters in Teilzeit während der gesamten Projektlaufzeit sowie in der Phase intensiver Freilanduntersuchungen im Jahr 2025 für einen technischen Mitarbeiter in Teilzeit verwendet. In das Vorhaben eingebunden wurden durch die Vergabe von Aufträgen aufgrund fehlender eigener Kompetenzen an der BTU das IWB – Privates Institut für Wasser und Boden GmbH in Dresden zur Durchführung limnophysikalischer Modellierungen zur Ermittlung der Auswirkungen der Abdeckung der Wasseroberfläche des Untersuchungs-gewässers in unterschiedlichem Ausmaß (s. Kapitel 1.4) sowie die AquaLytis GmbH in Kooperation mit der Fa. Bioskop für die Bearbeitung der Planktonproben. Hauptinvestition im Rahmen des Vorhabens war die Beschaffung von Temperaturdatenloggern zur permanenten Erfassung der Wassertemperaturen in festen Tiefen unter den FPV-Anlagen und an einer Referenzstelle.

3 Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeit

Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeit leiten sich aus der Zielstellung ab. Bis zum Start des Vorhabens gab es fast ausschließlich Kenntnisse zu limnophysikalischen Veränderungen, die durch die Installation von FPV-Anlagen auf Seen hervorgerufen werden, wobei die publizierten Ergebnisse nur in geringem Umfang auf tatsächlichen Messungen beruhten, sondern auf Modellierungen basierten. Die Beschreibung von Auswirkungen von FPV-Anlagen auf die biologische Besiedlung von Seen beruhte vor allem auf theoretischen Überlegungen.

Um ein wesentlich umfangreicheres Bild der gewässerökologischen Auswirkungen von FPV-Anlagen zu gewinnen, waren daher die durchgeführten Messungen und Untersuchungen unter Einbeziehung physikalischer, chemischer und biologischer Parameter notwendig. Im Mittelpunkt standen dabei die Untersuchungen zur zeitlichen Entwicklung und zur Struktur der Planktonzönosen und der sie steuernden Faktoren. Diese Untersuchungen waren nur im Rahmen des vorgenommenen Aufwands möglich.

Da die FPV-Anlagen des Vorhabens nur eine sehr kleine Seefläche bedeckten, war es notwendig, das Projekt durch Modellierungen zu ergänzen, um die Auswirkungen realitäts-naher, größerer Abdeckungen der Wasseroberfläche durch FPV-Anlagen zu betrachten.

4 Voraussichtlicher Nutzen

Durch das Vorhaben wurden wesentliche, auf realen Messungen beruhende Erkenntnisse zu den gewässerökologischen Auswirkungen von FPV-Anlagen gewonnen. Auch wenn diese aufgrund der geringen Größe der Versuchsanlagen und der damit nur sehr geringen Abdeckung des Untersuchungsgewässers mit Einschränkungen verbunden sind, liefern sie dennoch einen wichtigen Beitrag zur Beurteilung der gewässerökologischen Verträglichkeit von FPV-Anlagen auf mitteleuropäischen Seen. Potentiellen Betreibern von FPV-Anlagen und den Genehmigungsbehörden stehen damit bessere Planungsgrundlagen zur Verfügung. An diesen mangelt es bislang. Sie sind aber eine wichtige Voraussetzung für eine breitere Nutzung der Technologie. Darüber hinaus ergeben sich aus den Projektergebnissen wichtige Ansätze für weitere wissenschaftliche Untersuchungen.

5 Während der Durchführung des Vorhabens bekannt gewordener projektbezogener Fortschritt

Während der Durchführung des Vorhabens wurden mit den Publikationen von Nobre et al. (2023) und Mehl et al. (2024) zwei grundlegenden Studien veröffentlicht, in denen die bis dahin vorliegenden Erkenntnisse zu FPV-Anlagen im Hinblick auf den Gewässerschutz anhand umfangreicher Literaturlauswertungen zusammengestellt wurden und die den bestehenden hohen Forschungsbedarf aufzeigen.

Erste u. a. in Deutschland durchgeführte Studien konnten in den letzten Jahren bereits wichtige Ergebnisse liefern. Zu verweisen ist insbesondere auf die folgenden drei Veröffentlichungen. Ilgen et al. (2023) konnten mit ihren Messungen zeigen, wie die thermischen Eigenschaften eines Kiesabbausees durch FPV-Anlagen beeinflusst werden. In Ilgen et al. (2025) werden zusätzlich gewässerökologische Parameter betrachtet und in Modellierungen einbezogen. Sandrini et al. (2025) untersuchten die Wirkung von FPV-Anlagen auf Cyanobakterien in einem Flachsee, wobei sie feststellten, dass die Entwicklung benthischer Cyanobakterien durch FPV-Anlagen gefördert wird.

Von besonderer Bedeutung im Hinblick auf den Erkenntnisfortschritt werden die Ergebnisse des laufenden, vom BfN finanzierten Vorhabens „Schwimmende PV-Anlagen und ihre Auswirkungen auf Natur und Landschaft“ unter der Leitung der biota-Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH sein, in dessen Rahmen umfassende gewässerökologische Untersuchungen an drei Seen durchgeführt werden, die in einem erheblich stärkeren Ausmaß von FPV-Anlagen abgedeckt werden, als dies im PV2Float-Projekt möglich war. Zu verweisen ist auch auf das Projekt „Umweltfolgenabschätzung schwimmender Photovoltaikanlagen“ unter Leitung der gaiac eco assessment GmbH in Aachen, zu dem im Jahr 2026 erste Ergebnisse vorgestellt wurden.

6 Erfolgte oder geplante Veröffentlichungen

Ergebnisse des PV2Float-Vorhabens wurden im Jahr 2025 in zwei Beiträgen auf der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) in Frankfurt/Main vorgestellt. Die Beiträge wurden im Tagungsband zur DGL-Tagung veröffentlicht (Leßmann & Christopher 2026, Christopher & Leßmann 2026). Darüber hinaus ist aus einem Teil der Untersuchungen eine Masterarbeit entstanden (Christopher 2026).

Nach der erst im Jahr 2026 möglichen umfangreicheren Datenauswertung sind weitere Veröffentlichungen insbesondere zur Wirkung der FPV-Anlagen auf die Gewässerbiozöten vorgesehen. Es sind darüber hinaus zwei Beiträge für die DGL-Tagung 2026 angemeldet worden, in denen Ergebnisse der Untersuchungen am Morkasee zur Wirkung der FPV-Anlagen auf den See präsentieren werden.

Literaturverzeichnis

- Al-Widyan, M., Khasawneh, M. & Abu-Dalo, M. (2021): Potential of floating photovoltaic technology and their effects on energy output, water quality and supply in Jordan. *Energies* 14(24), 8417.
- Andini, S., Suwartha, N., Setiawan, E. & Ma'arif, S. (2022): Analysis of biological, chemical, and physical parameters to evaluate the effect of floating solar PV in Mahoni Lake, Depok, Indonesia: mesocosm experiment study. *Journal of Ecological Engineering* 23(4), 201–207.
- Baltins, K., Rößner, J.-V., Ilgen, K., Gölz, S., Heimsath, A., Graef, A., Wieland, S., Wirth, H. (2025): FLOATING PV: ein Leitfaden für Deutschland. Fraunhofer ISE, Freiburg.
- Bax, V., van de Lageweg, W.I., Hoosemans, R. & van den Berg, B. (2023): Floating photovoltaic pilot project at the Oostvoornse lake: assessment of the water quality effects of three different system designs. *Energy Reports* 9, 1415-1425.
- Beinert, A., Berwind, M., Gölz, S., Hädrich, I., Kaltenbach, T. & Wieland, S. (2026): PV2Float - Technologieentwicklung für schwimmende PV-Kraftwerke und deren Implementierung zum Einsatz auf künstlichen Gewässern: Bestimmung technischer und sozioökonomischer Voraussetzungen für die nachhaltige Erschließung von FPV-Potenzialen. Schlussbericht, Fraunhofer ISE, Freiburg.
- Christopher, S. (2026): Einordnung des Potenzials schwimmender Photovoltaik in der Lausitz unter Berücksichtigung ökologischer Kriterien. Masterarbeit im Studiengang Global Change Management an der Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde. 138 S.
- Christopher, S. & Leßmann, D. (2026): Einfluss schwimmender Photovoltaikanlagen auf die Phytoplanktonbesiedlung in einem Tagebausee. Ergebnisse der Jahrestagung 2025 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Essen: 140–146.
- Davies-Colley, R.J. & Smith, D. G. (2001): Turbidity, suspended sediment, and water clarity: a review. *JAWRA - Journal of the American Water Resources Association* 37(5), 1085–1101.
- Drummen, G.P.C. (2012): Fluorescent probes and fluorescence (microscopy) techniques — illuminating biological and biomedical research. *Molecules* 17, 14067-14090.
- DVWK (1996): DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft - Heft 238. Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- EG-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Wasserrahmenrichtlinie. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/1 vom 22.12.2000.
- Fiskal, A., Deng, L., Michel, A., Eickenbusch, P., Han, X., Lagostina, L., Zhu, R., Sander, M., Schroth, M.H., Bernasconi, S.M., Dubois, N. & Lever, M.A. (2019): Effects of eutrophication on sedimentary organic carbon cycling in five temperate lakes. *Biogeosciences* 16, 3725–3746.
- Geller, W. & Hupfer, M. (2025): Seeökosysteme. Wiley-VCH.
- Hofmann, H. (2004): Bathymetrische Vermessung des Speicherbecken Lohsa I: bathymetrische Karten, morphometrische Parameter, Sedimentverteilung, - mächtigkeit und - menge. Studie im Auftrag der LTV Sachsen, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz.

Hupfer, M., Calmano, W., Klapper, H. & Wilken, R.D. (2009 ff.): Handbuch Angewandte Limnologie. Grundlagen - Gewässerbelastung - Restaurierung - Aquatische Ökotoxikologie - Bewertung – Gewässerschutz. Wiley-VCH.

Hutchinson, G.E. (1938): On the relation between the oxygen deficit and the productivity and typology of lakes. *Hydrobiology* 36(2): 336-355.

Ilgen, K., Schindler, D., Wieland, S. & Lange, J. (2023): The impact of floating photovoltaic power plants on lake water temperature and stratification. *Scientific Reports* 13, 7932.

Ilgen, K., Goulart, C.B., Hilgert, S., Schindler, D., van de Weyer, K., Carvalho Bueno, R. de, Bleninger, T., Lastrico, R., Gfüllner, L., Graef, A., Fuchs, S. & Lange, J. (2025): Hydrological and ecological effects of floating photovoltaic systems: a model comparison considering mussel, periphyton, and macrophyte growth. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* (426), 11.

LAWA (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. Kulturbuch-Verlag Berlin. 34 S.

Lehmann, P., Aminzadeh, M. & Or, D. (2019): Evaporation suppression from water bodies using floating covers: laboratory studies of cover type, wind, and radiation effects. *Water Resources Research* 55, 4839–4853.

Lenard, T. & Poniewozik, M. (2022): *Planktothrix agardhii* versus *Planktothrix rubescens*: separation of ecological niches and consequences of Cyanobacterial dominance in freshwater. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 19, 14897.

Leßmann, D. (2023): Neue Herausforderungen durch die Energiewende für den Gewässerschutz in Deutschland – Gewässerthermie und schwimmende Photovoltaik. Ergebnisse der Jahrestagung in Konstanz 2022, Eigenverlag der DGL, Essen, 89-94.

Leßmann, D. & Christopher, S. (2026): Veränderungen des Temperaturtiefengradienten in Seen durch schwimmende Photovoltaikanlagen. Ergebnisse der Jahrestagung 2025 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Essen, 156–159.

Li, W., Guo, Y. & Fu, K. (2011): Enclosure experiment for influence on algae growth by shading light. *Procedia Environmental Sciences* 10, 1823–1828.

Lima, R.L.P. de, Paxinou, K., Boogaard, F.C., Akkerman, O. & Lin, F.-Y. (2021): In-situ water quality observations under a large-scale floating solar farm using sensors and underwater drones. *Sustainability* 13(11), 6421.

LTV (2025): Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen, Betrieb Spree Neiße, 27.05.2025, Bautzen.

Mehl, D., Mehl, C., Kühl, A.-R., Johnson, D. & Bunzel, K. (2024): Schwimmende PV-Anlagen: Auswirkungen auf Arten, Lebensräume und Landschaftsbild (und Ansätze zur Vermeidung). Bundesamt für Naturschutz, BfN-Schriften 685.

Milstead, R. & Horvath, E. & Remucal, C. (2023): Dissolved organic matter composition determines its susceptibility to complete and partial photooxidation within lakes. *Environmental Science & Technology* 57, 10.1021/acs.est.3c01500.

- Mondal, S., Pandey, D. & Singh, S.P. (2024): Chromatic acclimation in cyanobacteria renders robust photosynthesis and fitness in dynamic light environment: recent advances and future perspectives. *Physiologia plantarum* 176(5), e14536.
- Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie. 3. Aufl., UTB 595, Quelle & Meyer, Heidelberg.
- Nobre, R., Boulêtreau, S., Colas, F., Azemar, F., Tudesque, L., Parthuisot, N., Favriou, P. & Cucherousset, J. (2023): Potential ecological impacts of floating photovoltaics on lake biodiversity and ecosystem functioning. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 188, 113852.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373).
- Pires, M.D. & Loos, S. (2020): Zonnesystemen op water - wat zijn effecten op waterkwaliteit en natuur en welke kennis ontbreekt? *Deltares / NL*.
- Riedmüller, U., Mischke, U., Hoehn, E. (2022): Verfahrensanleitung PhytoSee Online – Bewertung von Seen mit Phytoplankton – ab Version 8.0.x. LAWA-Projekt Nr. O 3.21. 57 S.
- Riedmüller, U., Mischke, U., Pottgiesser, T., Böhmer, J., Deneke, R., Ritterbusch, D., Stelzer, D. & Hoehn, E. (2022): Steckbriefe der deutschen Seentypen - Begleittext und Steckbriefe.
- Sandrini, G., Wagenvoort, A., van Asperen, R., Hofs, B., Mathijssen, D. & van der Wal, A. (2025): Illuminating the impact of a floating photovoltaic system on a shallow drinking water reservoir: the emergence of benthic Cyanobacteria. *Water* 17(8), 1178.
- Sanfilippo, J.E., Garczarek, L., Partensky, F. & Kehoe, D. M. (2019): Chromatic acclimatisation in Cyanobacteria: a diverse and widespread process for optimizing photosynthesis. *Annual Review of Microbiology* 73, 407–433.
- Schmidt, W. (1928): Über Temperatur und Stabilitätsverhältnisse von Seen. *Geogr. Ann* 10, 145-177.
- SLULG (2025): Steckbrief Oberflächenwasserkörper, Speicher Lohsa I, RL Mortka. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- Vadeboncoeur, Y. & Steinman, A. D. (2002): Periphyton function in lake ecosystems. *The Scientific World Journal* 2, 1449–1468.
- Valipour, R., Boegman, L., Bouffard, D. & Rao, Y. R. (2017): Sediment resuspension mechanisms and their contributions to high-turbidity events in a large lake. *Limnology and Oceanography* 62(3), 1045–1065.
- Wells, S.A. (2024): CE-QUAL-W2: a two-dimensional, laterally averaged, hydrodynamic and water quality model, Version 4.5. User Manual, Portland State University, Portland.
- Wiedner, C. & Schlieff, J. (2013): Einfluss von Stickstoff und Phosphor auf die Gewässergüte von Seen. Nitrolimit, Diskussionspapier Band 1.

Berichtsblatt

1. ISBN oder ISSN -	2. Berichtsart (Schlussbericht oder Veröffentlichung) Schlussbericht	
3. Titel PV2Float - Technologieentwicklung für schwimmende PV-Kraftwerke und deren Implementierung zum Einsatz auf künstlichen Gewässern / Teilvorhaben: Gewässerökologische Begleitung		
4. Autor(en) [Name(n), Vorname(n)] Leßmann, Dieter Christopher, Stefan Mix, Sebastian	5. Abschlussdatum des Vorhabens Dezember 2025	
	6. Veröffentlichungsdatum September 2026	
	7. Form der Publikation Bericht	
8. Durchführende Institution(en) (Name, Adresse) Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg Postfach 101344 03013 Cottbus	9. Ber. Nr. Durchführende Institution -	
	10. Förderkennzeichen 03EE1097D	
	11. Seitenzahl 105	
12. Fördernde Institution (Name, Adresse) Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) 53107 Bonn	13. Literaturangaben 43	
	14. Tabellen 25	
	15. Abbildungen 72	
16. Zusätzliche Angaben -		
17. Vorgelegt bei (Titel, Ort, Datum) Technische Informationsbibliothek – Deutsche Forschungsberichte (TIB), 30167 Hannover September 2026		
18. Kurzfassung Durch die Energiewende ist in Deutschland das Interesse an der Einbeziehung von Gewässern in die Gewinnung regenerativer Energien stark gestiegen. Eine Möglichkeit hierzu besteht in der Installation schwimmender Solaranlagen (FPV) auf Seen. Ein Hemmnis des Einsatzes der Technologie stellen die bisher unzureichenden Kenntnisse der gewässerökologischen Auswirkungen der Abdeckung der Wasseroberfläche durch Solarmodule dar. Ziel des Forschungsvorhabens war es daher, durch umfassende Untersuchungen an einem tiefen, eutrophen Tagebausee, auf dem drei kleinere FPV-Versuchsanlagen installiert wurden, die Auswirkungen der Anlagen auf den Wärme- und Stoffhaushalt des Sees sowie auf das Plankton zu ermitteln. Ergänzt wurden die Untersuchungen am Gewässer durch Modellierungen des Sees zu Veränderungen des Temperatur- und Sauerstoffhaushalts bei unterschiedlichen Graden der Abdeckung der Seeoberfläche. Im Hinblick auf Temperaturveränderungen war primär eine leichte Abkühlung der oberflächennahen Wasserschicht zu verzeichnen. Die grundlegenden limno-physikalischen Eigenschaften des Sees änderten sich dadurch nicht. Auf andere physikalische und chemische Parameter hatten die FPV-Anlagen überwiegend keinen nachweisbaren Einfluss. Beim Plankton zeigten sich deutliche Effekte insbesondere bei den Cyanobakterien, die sich besser an schwächere Lichtbedingungen anpassen konnten als andere Arten. Aus den Modellierungsergebnissen ist abzulesen, dass Abdeckungen der Seeoberfläche >15% bei eutrophen Seen negative Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt haben können. Die Ergebnisse können Genehmigungsbehörden und Planern eine Erweiterung der Grundlagen zum umweltverträglichen Einsatz von FPV-Anlagen bieten.		
19. Schlagwörter Schwimmende Solaranlagen (FPV), Seen, Gewässerschutz, Wärmehaushalt, Plankton		
20. Verlag -	21. Preis -	

Document Control Sheet

1. ISBN or ISSN -	2. type of document (e.g. report, publication) Final report	
3. title PV2Float – Technology development for floating PV power plants and their implementation for use on artificial water bodies / Sub-project: Monitoring of the aquatic ecosystem		
4. author(s) (family name, first name(s)) Leßmann, Dieter Christopher, Stefan Mix, Sebastian	5. end of project December 2025	
	6. publication date September 2026	
	7. form of publication report	
8. performing organization(s) (name, address) Brandenburg University of Technology Cottbus-Senftenberg P.O. Box 101344 03013 Cottbus Germany	9. originator's report no. -	
	10. reference no. 03EE1097D	
	11. no. of pages 105	
12. sponsoring agency (name, address) Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) 53107 Bonn Germany	13. no. of references 43	
	14. no. of tables 25	
	15. no. of figures 72	
16. supplementary notes -		
17. presented at (title, place, date) Technische Informationsbibliothek – Deutsche Forschungsberichte (TIB), 30167 Hannover September 2026		
18. abstract As a result of the energy transition, interest in utilising water bodies for the generation of renewable energy has risen also in Germany. One way of achieving this goal is the installation of floating photovoltaic (FPV) plants on lakes. A barrier to the deployment of this technology is the as yet insufficient understanding of the ecological impacts of covering the water's surface with solar modules. The aim of the research project was therefore to determine, through comprehensive investigations of a deep, eutrophic mining lake – on which three small-scale FPV pilot systems were installed – the effects of FPV on the lake's energy and element budget, as well as on its plankton. The field investigations were supplemented by modelling of the lake to assess changes in the temperature and oxygen budget at different levels of surface coverage. With regard to temperature changes, a slight cooling of the water layer near the surface was primarily observed. The fundamental limnophysical properties of the lake were not altered. The FPV plants had no detectable influence on most of the other physical and chemical parameters. With regard to the plankton, distinct effects were observed especially in cyanobacteria, which were able to adapt better to lower light conditions than other species. The modelling results indicate that, in eutrophic lakes, coverage of the lake surface exceeding 15 per cent can have a negative impact on the oxygen budget. The findings of the project can provide regulatory authorities and planners with further guidance on an environmentally sound use of FPV systems.		
19. keywords floating photovoltaics (FPV), lakes, water conservation, energy budget, plankton		
20. publisher -	21. price -	