Professur für Hydrologie

der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.

in Zusammenarbeit mit dem

Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme

Konstantin Ilgen

Matrikel Nr.: 4323519

Der Einfluss eines schwimmenden Solarkraftwerks auf die Thermik und Ökologie eines Baggersees



Referent: apl. Prof. Dr. Jens Lange Korreferent: Prof. Dr. Dirk Schindler

Masterarbeit unter Leitung von apl. Prof. Dr. Jens Lange Freiburg i. Br., Dezember 2021

Abstract

Floating solar photovoltaics (Floating PV or FPV) refers to photovoltaic power plants anchored on bodies of water with modules mounted on floats. It represents a relatively new technology in Europe and is currently showing rapid growth in deployment. However, the effects of FPV on the thermal characteristics of lakes and aquatic ecology are still insufficiently researched, although these effects form the basis for licensing processes for the construction and operation of such plants. Therefore, meteorological and hydrological measurement methods were applied at the largest commercial FPV facility in the federal state Baden-Württemberg, on the Maiwaldsee near Renchen, to quantify the impact of FPV on the thermal and ecology of the lake. Based on the measurement data, the influence of FPV on the near-surface lateral wind flow, surface water temperatures, oxygen saturation and the energy balance of the lake could be determined. In the area of the FPV system, a 73% reduction in irradiance on the lake surface and an average 23% reduction in near-surface wind speed were detected. Furthermore, the impact of FPV was simulated using the General Lake Model (GLM) hydrologic model. In addition to the current surface occupancy, higher FPV occupancies and changing climatic conditions were simulated. It has been observed that FPV results in more unstable and shorter thermal stratification in summer with increasing area occupancy, which minimize the effects of climate change on lakes. The influence of FPV followed a non-linear pattern with increased area occupancy. Based on the measurement results, it was determined that there was little negative impact on the lake due to the FPV system. These findings could be used in FPV approval procedures and allow for a more accurate assessment of the influence of future installations.

Keywords: environmental impacts, Floating PV, stratification, energy balance, climate adaption

Zusammenfassung

Die schwimmende Photovoltaik (Floating PV oder FPV) bezeichnet PV-Kraftwerke, die auf Gewässern verankert sind und deren Module auf Schwimmkörpern montiert werden. Sie stellt eine relativ neue Technologie in Europa dar und weist derzeit ein rasantes Wachstum bei der Implementierung auf. Allerdings sind die Auswirkungen von FPV auf die thermischen Eigenschaften von Seen und die Gewässerökologie noch unzureichend erforscht, obwohl diese Auswirkungen die Grundlage für Genehmigungsverfahren zum Bau und Betrieb solcher Anlagen bilden. Deshalb wurden an der größten kommerziellen FPV-Anlage Baden-Württembergs auf dem Maiwaldsee bei Renchen meteorologische und hydrologische Messverfahren angewendet, um den Einfluss von FPV auf die Thermik und Ökologie des Sees zu quantifizieren. Anhand der Messdaten konnte insbesondere der Einfluss von FPV auf die oberflächennahe laterale Windströmung, Oberflächenwassertemperaturen, Sauerstoffsättigung und die Energiebilanz des Sees festgestellt werden. Im Bereich der FPV-Anlage wurde eine um 73 % reduzierte Einstrahlung auf die Seeoberfläche und eine durchschnittliche Reduktion der oberflächennahen Windgeschwindigkeit von 23 % nachgewiesen. Außerdem wurde der Einfluss von FPV mittels des hydrologischen Modells General Lake Model (GLM) simuliert. Neben der aktuellen Flächenbelegung wurden auch höhere FPV-Belegungen und veränderte klimatische Bedingungen simuliert. Es ließ sich feststellen, dass FPV mit steigender Flächenbelegung eine instabilere und kürzere thermische Schichtung im Sommer nach sich zieht und damit den Auswirkungen des Klimawandels auf Seen entgegenwirken könnte. Der Einfluss von FPV folgte mit gesteigerter Flächenbelegung einem nichtlinearem Verlauf. Anhand der Messergebnisse konnte ermittelt werden, dass auf den See kaum ein negativer Einfluss durch die FPV-Anlage stattfand. Diese Erkenntnisse könnten bei FPV-Genehmigungsverfahren hinzugezogen werden und dabei eine genauere Abschätzung des Einflusses zukünftiger Anlagen ermöglichen.

Stichworte: Umweltauswirkungen, schwimmende Photovoltaik, thermische Schichtung, Energiebilanz, Klimaanpassung

Vorwort

An dieser Stelle möchte ich all jenen danken, die durch ihre fachliche und persönliche Unterstützung zum Gelingen dieser Masterarbeit beigetragen haben. Ich möchte mich besonders bei Herrn Lange vom Institut für Hydrologie der Universität Freiburg für die tatkräftige Unterstützung, Hilfe bei der Themenentwicklung und stets hilfreichen Tipps zur Vorgehensweise bedanken. Britta Kattenstroth unterstützte mich bei den technischen Fragenstellungen dieser Arbeit und durfte mit mir gemeinsam zu Beginn die Herausforderungen der Installation eines Messaufbaus auf dem Wasser durchleben. Mit ihrer Hilfe war dies jedoch umsetzbar, weshalb ihr mein herzlicher Dank gebührt. Ebenfalls bedanken möchte ich mich bei Herrn Schindler, durch dessen Beteiligung unsere Diskussionen einen interdisziplinären Charakter annahmen, woraus sich für mich neue Perspektiven erschlossen.

Seit den mittlerweile zwei Jahren am Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme (ISE) begeisterte ich mich für das Thema Floating PV und hoffe, dass in den kommenden Jahren das Potenzial dieser Technologie ausgeschöpft wird und diese immer mehr an Bedeutung zum Erreichen der Klimaneutralität gewinnen kann. Beim Fraunhofer ISE möchte ich mich bei meinem dortigen Betreuer Stefan Wieland bedanken, der mich tatkräftig unterstützte und bei der parallel anstehenden Projektarbeit entlastete. Außerdem gilt meinen beiden Gruppenleitern Karolina Baltins und Christian Schill Dank, die mich insbesondere bei den administrativen Aufgaben dieser Masterarbeit unterstützten.

Des Weiteren bedanke ich mich herzlich bei der Ossola GmbH, die mir die Messungen an ihrem schwimmenden Solarkraftwerk ermöglichten und zugleich deren motorisiertes Floß zur Verfügung stellten. Dies erleichterte den Gerätetransport, da die Anlage nur über den Wasserweg erreichbar war. Auch meinem Kumpel Marco Fiedler möchte ich für das Schlauchboot danken, dass er mir zur Verfügung gestellt hatte, falls das motorisierte Floß anderweitig gebraucht wurde. Weiterhin bedanke ich mich beim Landratsamt Ortenaukreis für die Bereitstellung der gewässerspezifischen Daten, die als Grundlage für die hydrologische Simulation dienten. Beim Berufsfotograf Jan Oelker möchte ich mich für das spontane Fotoshooting auf der FPV-Anlage sowie das zur Verfügung gestellte Titelbild dieser Arbeit bedanken.

Herzlich bedanken möchte ich mich auch bei meiner Freundin Kristina, die mich immer wieder ermutigte und mich bei vielen alltäglichen Dingen entlastete, sodass ich mich auf die Erstellung dieser Masterarbeit konzentrieren konnte. Mein besonderer Dank gilt meiner Familie, insbesondere meinen Eltern, die mich über das gesamte Studium hinweg unterstützt haben.

I Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	
2 Zielsetzung	5
3 Floating-PV-Technologie	6
3.1 Aufbau eines schwimmenden Solarkraftwerks	6
3.2 Präferenzielle FPV-Standorte	
3.3 Chancen und Herausforderungen	
3.4 Entwicklung des Floating-PV Marktes	
4 Limnologische Grundlagen	
4.1 Physikalische Prozesse	
4.1.1 Strahlungsklima im See	
4.1.2 Wärmehaushalt der Seen	
4.2 Stoffhaushalt	
4.2.1 Sauerstoff	
4.2.2 Stickstoff	
4.2.3 Phosphor	
4.3 Primärproduktion und Trophie	
4.4 Einfluss des Klimawandels auf Seen	
5 Methoden und Vorgehensweise	
5.1 Standortbeschreibung	
5.2 Messverfahren	
5.2.1 Meteorologische Messungen	
5.2.2 Hydrologische Messungen	
5.3 Energiebilanz	
5.4 General Lake Model (GLM)	
5.4.1 Modellstruktur	
5.4.2 R-Pakete	
5.4.3 Strahlungsbeeinflussung durch FPV	
5.4.4 Sensitivitätsanalyse, Kalibrierung und Evaluierung des GLM	
5.4.5 Klimaextreme und FPV-Flächenbelegung	
6 Ergebnisse	
6.1 Hydrologische und meteorologische Messverfahren	
6.1.1 Einfluss von FPV auf die oberflächennahe Luftströmung	
6.1.2 Analyse der Wassertemperaturen	
6.1.3 Gelöster Sauerstoff	
6.1.4 Energiebilanz	
6.2 Modellsimulation – General Lake Modell	80

6.2.1 Hydrologische Simulation der FPV-Anlage	
6.2.2 Vergleich der Messstellen	
6.2.3 Simulation des Jahres 2018	
6.2.4 Simulation verschiedener Flächenbelegungen	
7 Diskussion	
	103
8 Schlussfolgerung	
8 Schlussfolgerung 9 Literaturverzeichnis	

II Verzeichnis der Abbildungen im Text

Abbildung 1: Projektion des globalen Temperaturanstiegs anhand verschiedener Klimaszenarien in
Abhängigkeit zu den kumulativen CO ₂ -Emissionen (IPCC, 2021)
Abbildung 2: Netto-PV-Zubau: Istwerte 2010 bis 2020, Prognose für 2021, Zielwerte für
gleichmäßigen Ausbau auf 300 GWp bzw. 450 GWp und Zielwerte laut EEG 2021 (ohne
Vorzieheffekte durch Sonderausschreibungen) (Sterchele et al., 2020)
Abbildung 3: Veränderung der landwirtschaftlichen Nutzfläche pro Person im Zeitraum 1971-2018
(world Bank, 2021)
Abbildung 4: Darstellung verschiedener Bereiche der integrierten Photovoltaik (Wirth et al., 2021) 4
Abbildung 5: Schemauscher Aufbau einer FPV-Anlage (world Bank Group et al., 2019b)
strahlungsdominanten Systemdesigns (rechts) (Green Building Africa 2018: PRWeb 2013)
Abbildung 7 : Übersicht der größten Seen Deutschlands Blaue Balken markieren hierbei die Flächen
natürlicher Seen, während die restlichen Farben die Flächen der Braunkohletagehauseen der
entsprechenden Bundesländer abbilden (UBA 2016) 9
Abbildung 8 : Solarmodule auf der Abdeckfolie eines Wasserreservoirs in Zypern (Links oben:
agrarheute. 2018). welche zukünftig durch organische Folien-PV ersetzt werden könnte (Mitte oben:
Fraunhofer ISE, 2020). Rechts oben: Offshore-FPV auf den Abdeckfolien norwegischer Fischfarmen
(Ocean Sun, 2021). Links unten: Offshore-FPV-Anlage in Singapur mit 5 MWp installierter Leistung
(Sunseap, 2021). Rechts unten: FPV-Anlage auf dem Stausee eines Pumpspeicherkraftwerks in
Portugal (Solar Power World, 2020)
Abbildung 9: Thermale Ansicht der durch Vogelkot hervorgerufenen Hotspot-Bildung auf einem PV-
Modul (Ziar et al., 2020)
Abbildung 10: Darstellung des Kühleffekts bei FPV durch den Vergleich der Modultemperaturen der
FPV-Anlage mit denen der Referenzanlage an Land in Abhängigkeit der Globalstrahlung
(Dörenkämper et al., 2021)
Abbildung 11: Übersicht der Chancen und Herausforderungen der FPV-Technologie (World Bank
Group et al., 2019b)
Abbildung 12: Anstieg der globalen kumulierten installierten Leistung (SERIS, 2021) und Verteilung
dieser Verteilung dieser in Bezug auf Staaten (Stand: 2018; World Bank Group et al., 2019b) 14
Abbildung 13: Beeinflussung der Stromgestehungskosten von FPV in Abhängigkeit verschiedener
Parameter basierend auf einer Anlage mit 50 MWp installierter Leistung und einer um 10 % erhöhten
Perfomance Ratio (World Bank Group et al., 2019a).
Abbildung 14: Verteilung der Kosten basierend auf abgeschlossenen Projekten in unterschiedlichen
Landern mit angegebener Projektgroße in Form der installierten Leistung (Wood Mackenzie, 2021). 16
Abbildung 15: Schematische Darstellung der Zonierung innernalb eines Sees (LIU, 2021)
(Wetzel 2001)
(Welzel, 2001)
(Schwoerbel und Brendelberger 2013) 21
Abbildung 18: Effekt der Temperatur auf die Sauerstofflöslichkeit in Wasser (Waterman und Adami
2005)
Abbildung 19 : Vertikale Sauerstoffverteilung in Seen während der Sommerstagnation. Profil 1 stellt
einen oligotrophen See (orthograde Kurve) dar, wohingegen es sich bei Profil 2 um einen eutrophen
See mit klinograder Kurve und Profil 3 um eine heterograde Kurve mit metalimnischem O ₂ -Minimum
handelt. T beschreibt den Temperaturverlauf (Schwoerbel und Brendelberger, 2013)
Abbildung 20: Schematische Übersicht der generellen Toleranzbereiche von Fischpopulationen
gegenüber verschiedener Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff (Illinois-Indiana Sea Grant, 2021).

Abbildung 21: Konzeptionelle Darstellung der Rolle der Nitrifikation im Stickstoffkreislauf in Seen
(Massé et al., 2019)
Abbildung 22: Berechnete mittlere Nitratverteilung im Grundwasser in den Tiefenstufen 0 bis 10 m a)
im Jahr 1997, b) im Jahr 2050 für den Bezugslauf und c) im Jahr 2050 für den Sensitivitätslauf S4
(LUBW, 2006)
Abbildung 23: Zeitliche Entwicklung der Dürren und Nitratkonzentrationen. (a) Verteilung der
Dürretage für die untersuchten Brunnen und Quellen (25%-75% Bereich mit Median), (b) mittlere
jährliche Niederschlagsmenge. (c) Anteil der Standorte mit einem Dürreereignis gefolgt von einer
außergewöhnlichen Nitratkonzentration und (d) durchschnittliche Nitratkonzentrationen mit
Standardfehler Jutglar et al. (2021).
Abbildung 24: Schematische Darstellung der Trophiestufen und der Intensitäten verschiedener
Faktoren, an denen sich die Trophiestufe eines Sees ableiten lässt. Der gelöste Sauerstoff (Ω_{2}) bezieht
sich auf das Hypolimnion (abgeändert nach Schwoerbel und Brendelberger (2013)) 30
Abbildung 25: Dia Baziahung zwischen Strahlungsintensität und Breduktion (links) sowia das
Abbildung 25. Die Dezienung zwischen Stramungsintensität und Floduktion (Iniks) sowie das
Romespondierende Strainungs- und Floduktionsprom im Gewasser (rechts) (Schwoerbei und 21
Abbildung 20, Elugadia granne der Saar als Indikatoren für der Klimernen del melahas die
Abbindung 20: Flussdiagramm der Seen als Indikatoren für den Klimawandel, weiches die
Wichtigsten Klimaregulatoren, die nervorgerufenen Reaktionen und Einflusse durch die
Klimaerwarmung sowie einige der vielen physikalischen, chemischen und biologischen Indikatoren
aufzeigt, die in Seen als Reaktion auf den Klimawandel quantifiziert werden können (Williamson et
al., 2009)
Abbildung 27: Kartesische Darstellung der Trends in Bezug auf die sommerlichen
Oberflächentemperaturen von Seen im Zeitraum von 1985 bis 2009. Die meisten Seen erwärmen sich,
wobei es eine große räumliche Heterogenität gibt. Es gilt zu beachten, dass die Abkühlung und die
Erwärmung hierbei nicht gleich stark ausgeprägt sind (O'Reilly et al., 2015)
Abbildung 28: Satellitenbild des Maiwaldsees mit hervorgehobener Wasserfläche und FPV-Anlage.
Kleinere Abweichungen von der realen Wasserfläche treten infolge der fortlaufenden Auskiesung auf.
Das rote Kreuz in der Übersichtskarte (rechts oben) kennzeichnet die geographische Lage innerhalb
Baden-Württembergs
Abbildung 29: Wetterstation auf der FPV-Anlage
Abbildung 30: Messstandorte der lateralen oberflächennahen Luftströmung (links) und am
Randbereich der FPV-Anlage angebrachtes Messgerät (rechts)
Abbildung 31: Eingrenzung der Messdaten auf die Winkel einer effektiven Windströmung
Abbildung 32: Lokalisierung der Messstelle unterhalb der Anlage (FPV), der beiden
Referenzmessstellen (REF I, REF II) und Wetterstation (gelbes Kreuz)
Abbildung 33: Messung des gelösten Sauerstoffs unterhalb der FPV-Anlage mittels der LDO sc
Prozess-Sonde für gelösten Sauerstoff der Firma Hach-Lange (links) und Aufnahme von
Strahlungsprofilen durch das an einer Angel befestigte Pyranometer (rechts)
Abbildung 34: Messstellen der FPV-internen Sauerstoffmessung
Abbildung 35: Lagrange-Schichtstruktur mit Prozessen, die die vorhergesagte Größe in
unterschiedlicher Weise beeinflussen (Hipsey et al., 2019)
Abbildung 36: Die Simulationsumgebung des General Lake Model (GLM): Blaue Beschriftungen
stellen Parameter dar, welche in das Modell eingespeist werden, wohingegen schwarze Beschriftungen
Prozesse innerhalb der Simulation darstellen (Hinsey et al. 2019) 47
Abbildung 37 : Hypsographische Kurven, welche mittels dem R-Paket rLakeAnalyzer unter
Verwendung unterschiedlicher Methoden berechnet wurden 48
Abbildung 38: Zeitreihen der in das GLM eingespeisten meteorologischen Fingangsvariablen. Die
Zeitreihen der Eingangsvariablen werden in der meteorologischen Treiberdatei zusammengefasst
Durch den entsprechenden Verweispfad in der Steuerungsdatei des GIM kann das Modell auf die
Zeitreihen zugreifen

Abbildung 39: Schematischer Ablauf einer Simulation mittels des General Lake Model (Hipsey et
al., 2019)
Abbildung 40: Pakete zur Durchführung einer GLM-Simulation in R. GLM3r ist für die Ausführung
des Modells notwendig, während glmtools für die Kalibrierung und Visualisierung der Daten benötigt
wird. GRAPLEr ermöglicht multiple Simulationen ohne Überbeanspruchung der lokalen
Rechenleistung (Ladwig, 2020)
Abbildung 41: Schematische Darstellung einer Modulreihe der FPV-Anlage auf dem Maiwaldsee und
repräsentative Kennzeichnung der Bereiche, in denen Einstrahlung in den See stattfinden kann (rot
gestrichelte Markierung)
Abbildung 42: Basierend auf den Messwerten modellierte kurzwellige Strahlung, welche auf die
Gewässerfläche auftrifft. Modelliert ist hierbei der aus Abbildung 41 hervorgegangene Bereich, in
denen eine Einstrahlung in der See unterhalb der FPV-Anlage zu erwarten ist. Die Modulteilflächen
sind durch die graue Umrahmung verdeutlicht
Abbildung 43: Kennzeichnung der Anlagenteilflächen, bei welchen eine theoretisch ungehinderte
Einstrahlung in den See möglich ist. Für die effektive Berechnung dieser Flächen wurden nur offene
Wasserflächen einbezogen, während die Unterkonstruktion in den gekennzeichneten Bereichen
dementsprechend nicht berücksichtigt wurde
Abbildung 44: Ergebnisse der lokalen Sensitivitätsanalyse
Abbildung 45: Simulierte Wassertemperaturen im Vergleich zu den Messdaten mittels des
unkalibrierten GLM
Abbildung 46: Diagnostische Abbildungen, die aus der Kalibrierung des GLM hervorgehen 60
Abbildung 47: Simulierte Wassertemperaturen mittels des kalibrierten GLM im Vergleich zu den
Messdaten
Abbildung 48: Thermopluviogram Deutschlands mit Bezug auf die internationale Referenzperiode
1961-1990. Hervorgehoben ist das Jahr 1959, das als bisher trockenstes Jahr gilt, sowie das Jahr 2018,
dass das wärmste Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen darstellt. Auch das Jahr 2014 ist als das dem
Jahr 2018 vorausgegangene wärmste Jahr hervorgehoben
Abbildung 49: Aus den an der Wetterstation gemessenen Windrichtungen und -geschwindigkeiten
hervorgegangene Windrose mit anteilbasierter Verteilung der Windgeschwindigkeiten
Abbildung 50: Boxplots der gemessenen Windgeschwindigkeiten auf Modulhöhe und den
zugehörigen effektiven Windrichtungen zur Abschätzung des Einflusses von FPV auf die
oberflächennahe laterale Windströmung (nges= 494)
Abbildung 51: Die an den drei Messstellen aufgezeichneten Wassertemperaturen
Abbildung 52: Durch FPV hervorgerufene Temperaturabweichungen im Vergleich zur
Referenzmessstelle I (oben) und Referenzmessstelle II (unten)
Abbildung 53: Über den gesamten untersuchten Tiefenbereich kumulierte Temperaturabweichungen
im Vergleich zu potenziellen Einflussfaktoren
Abbildung 54: Vergleich der Variabilität der durch FPV hervorgerufenen Temperaturabweichungen
in Abhängigkeit zur Temperatur und Globalstrahlung
Abbildung 55: Darstellung der Temperaturdifferenzen durch FPV mit gegenübergestellter
Windgeschwindigkeiten und Niederschlagsereignissen
Abbildung 56: Vergleich der Sauerstoff- und Temperaturmessungen in den verschiedenen Monaten
der Untersuchungsperiode
Abbildung 57: Abweichungen der Wassertemperaturen und Sauerstoffsättigungen im Vergleich zu
den Referenzmessstellen für Messungen in unterschiedlichen Monaten innerhalb des
Untersuchungszeitraums
Abbildung 58: Ergebnisse der FPV-internen Sauerstoff- und Temperaturmessungen
Abbildung 59: Wärmespeicherenergie G der verschiedenen Messstellen für den betrachteten
Tiefenbereich von 10 m mit aufgetragenen Differenzen zwischen FPV und der jeweiligen Referenz. 78
Abbildung 60: Berechnete Wärmespeicherenergieänderung ΔG für die Messstellen

Abbildung 61: Vergleich der Wärmespeicherenergie zwischen FPV und der REF II anhand
verschiedener repräsentativer Abschnitte innerhalb des Untersuchungszeitraums (oben). Zusätzlich
aufgetragen ist die Abweichung durch FPV im Vergleich zur Referenzmessstelle (Mitte) und der
Verlauf der kurzwelligen Strahlung sowie der Lufttemperatur (unten) 80
Abbildung 62: Hexagonale Darstellung verschiedener Regionen der Erde und deren ungefähren
geographischen Lage Fine rote Färbung impliziert eine Zunahme an heißen Extremen wohingegen
die Anzahl an Punkten auf die Wahrscheinlichkeit des anthronogenen Beitrags zu den beobachteten
Voröndorungen hinweist (IDCC 2021)
A bhildung 63: Vargleich der gemessenen Wessertempereturen unterhalb der EDV Anlage mit den
anhand dos GI M simuliarton Wassertomporaturon
Abbildung 64. Darstallung das zeitlichen Verlaufe der simulierten Wessertemperaturen über den
Abbindung 04: Darstenung des zeitrichen Verlaufs der sinfunerten wassertemperaturen über den
Abbildung (5. Vergleich der zeitlichen Verläufe der mittele der CIM einenlichten
Abbindung 65: vergieich der zeitlichen Verlaufe der mittels des GLM simulerten
Wassertemperaturen für alle drei Messstellen, aufgeträgen bis zu einer Tiefe von 10 m
Abbildung 66: Vergleich der mittleren simulierten Oberflächenwassertemperaturen und
Thermoklinentieten
Abbildung 67: Simulierte Wassertemperaturen des Jahres 2018 für FPV und die REF II
Abbildung 68: Hervorhebung der simulierten Wassertemperaturen des Jahres 2018, die einen Wert
von 25 °C überschreiten (graue Bereiche)
Abbildung 69: Simulierte inverse Schichtung der beiden Messstellen Ende Februar und Anfang März
2018
Abbildung 70: Vergleich der Oberflächenwassertemperatur sowie der Temperaturdifferenzen
zwischen FPV und der Referenzmessstelle II mit Trendlinie (schwarze Linie) für das Jahr 2018 87
Abbildung 71: Vergleich der Wassertemperaturen simulierter FPV-Belegungen von 10 %, 50 % und
90 % mit der Referenzmessstelle II
Abbildung 72: Verlauf der Oberflächenwassertemperaturen der simulierten FPV-Flächenbelegungen
für das gesamte Jahr 2018 (links) sowie für die Sommerstagnation hervorgehoben (rechts)
Abbildung 73: Der Stabilitätsindex Schmidts Stabilität (S _T) und die innere Energie (E) des Sees in
Abhängigkeit der simulierten Flächenbelegungen
Abbildung 74: Die sich aus multiplen GLM-Simulationen, unter schrittweiser Veränderung der
Flächenbelegung, ergebende FPV-Belegungskurve. Dargestellt ist der jeweilige Einfluss der FPV-
Belegung auf die mittlere jährliche Oberflächenwassertemperatur des Maiwaldsees für das Jahr 2018.
Abbildung 75: Weltweite Verteilung der Globalstrahlung (GHI) (Siouti und Belhaj Ali, 2019) 93
Abbildung 76: Typische jahreszeitliche Verteilung des Phytoplanktons im See (Schwoerbel und
Brendelberger, 2013).
Abbildung 77 : Strahlungsprofile der drei Messstellen gemessen in den Monaten August und
September in denen ein O ₂ -Maximum im Metalimnion beobachtet werden konnte. Der durch rot-
gestrichelte Linien gekennzeichnete Bereich stellt den Tiefenbereich der maximalen Ω_2 -Sättigung dar
gestrienene Ennen gekennzelennete Beleien steht den Tielenbereien der maximaten 0 ₂ battigung dat.
Abhildung 78: 2+b) Temperatur- und Sauerstoffprofile unter Berücksichtigung der Uhrzeit der
Mossungen und a) Brüfung auf Abweichung der Messstelle 4 zur Verifikation eines sich zur Mitte der
Anlage hin verstärkenden Einflugges durch EDV
Ahlage IIII verstarkenden Ellinusses durch FFV.
Abbindung 79: Vergieich zwischen dem Systemdesign aus den Untersuchungen durch Zhar et al.
(2020) (links) und dem der FPV-Anlage auf dem Malwaldsee (rechts).
Abbindung oU: Auswirkungen gesteigerter FPV-Flachenbelegung auf die Nettoprimarproduktion bei
verschiedenen Messstellen in mariner Umgebung
Abbildung 81: Direkte Interaktion von FPV mit acht Sustainable Development Goals (SDGs) der
Vereinten Nationen (hellgrauer Bereich). Verbindungen zu weiteren SDGs zwischen der Ebene 1
(hellgrauer Bereich) und der Ebene 2 (dunkelgrauer Bereich) basieren auf Le Blanc (2015) (G. Exley
et al., 2021)

III Verzeichnis der Tabellen im Text

Tabelle 1: Übersicht grundlegender Parameter bezogen auf die FPV-Anlage.	35
Tabelle 2: Übersicht grundlegender Parameter bezogen auf den Maiwaldsee.	36
Tabelle 3: Zusammenfassung der Konfigurationen und Ergebnisse der Kalibrierung	58
Tabelle 4: Vergleich der Anomalien in den Monaten des Untersuchungszeitraums des Jahres 202	1 mit
denen aus dem Jahr 2018, bezogen auf die internationale Referenzperiode von 1961-1990 (DWD,	,
2021)	63
Tabelle 5: Die Ergebnisse der Analyse der oberflächennahen Luftströmung mit potenziellem Effe	ekt
durch FPV in Form der Abweichung zur Komplementärmessung. Die Ergebnisse der effektiven	
Windrichtung Ost wurden bei der Berechnung des Skalierungsfaktors für die Windgeschwindigke	eit im
GLM nicht berücksichtigt.	68
Tabelle 6: Vergleich der Biodiversität in unterschiedlichen benthischen Zonen des Lago di Merge	OZZO
(Cole und Weihe, 2015)	98

1 Einleitung

Treibhausemissionen gelten als Treiber des Klimawandels und tragen zur Beschleunigung der globalen Klimaerwärmung bei. Das Kyoto-Protokoll, welches im Dezember 1997 beschlossen wurde und ein Zusatzprotokoll zur Ausgestaltung der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (UNFCCC) darstellt, nennt sechs Treibhausgase. Hierunter fallen Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄), Distickstoffoxid/Lachgas (N₂O), wie auch die Treibhausgase der teilfluorierten Kohlenwasserstoffe (HFKW), Schwefelhexafluorid (SF₆) und vollfluorierten Kohlenwasserstoffe (FKW). Seit 2015 wird zudem Stickstofftrifluorid (NF₃) ebenfalls einbezogen. Während beispielsweise Methan (CH₄) mit einem Faktor von 25 und N₂O 298-mal so wirksam ist wie CO₂ und diese somit einen überproportionalen Anteil in Bezug auf die Menge zum anthropogenen Treibhauseffekt beitragen, fällt der Großteil der Treibhausgase in Deutschland mit einem Anteil von 88 % auf Kohlenstoffdioxid (UBA, 2020). Das atmosphärische Kohlenstoffdioxid, welches am Mauna Loa Atmospheric Baseline Observatory der National Oceanic and Atmospheric Administration gemessen wird, erreichte im Mai 2021 mit einem Monatsdurchschnitt von 419 ppm den höchsten Wert seit Beginn der Messungen vor 63 Jahren (NOAA, 2021).

Im Übereinkommen von Paris, welches im November 2016 in Kraft getreten ist, wurde beschlossen, dass die anthropogen verursachte Klimaerwärmung auf unter 2 °C, möglichst sogar auf unter 1,5 °C begrenzt werden soll (EU, 2016). Die historischen, kumulierten Emissionen betrugen über die Periode von 1850-2019 rund 2390 \pm 240 Gigatonnen¹ anthropogen ausgestoßenes Kohlenstoffdioxid (GtCO₂). In Abbildung 1 sind die historischen Daten des beobachteten Anstiegs der globalen Oberflächentemperatur als Funktion der historischen kumulativen Kohlendioxid-Emissionen in GtCO2 von 1850 bis 2019 dargestellt. Die farbigen Bereiche zeigen dagegen den geschätzten sehr wahrscheinlichen Bereich der globalen Oberflächentemperaturprojektionen und dessen mittlere Schätzung (dicke farbige Mittellinien). Dargestellt sind die Projektionen als Funktion der kumulativen CO₂-Emissionen von 2020 bis zum Jahr 2050 für die verschiedenen illustrativen Szenarien (SSP1-1.9, SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0 und SSP5-8.5). Jede zusätzlichen 1000 GtCO₂ an kumulativen CO₂-Emissionen werden zukünftig wahrscheinlich zu einem Anstieg der globalen Oberflächentemperatur um 0,27 °C bis 0,63 °C führen, wobei die beste Schätzung bei 0,45 °C liegt (IPCC, 2021). Aus Abbildung I geht zudem hervor, dass nur noch ein geringes CO₂-Budget zur Verfügung steht, bevor die 1,5-Grad-Grenze überschritten wird. Um das 1,5-Grad-Ziel mit einer Wahrscheinlichkeit von 83 % noch zu erreichen, dürften seit Beginn des Jahres 2020 noch 300 GtCO₂ ausgestoßen werden. Für das Erreichen des 2-Grad-Zieles mit gleicher Wahrscheinlichkeit darf nicht mehr als die dreifache Menge an CO₂ ausgestoßen werden (IPCC, 2021).

¹ Eine Gigatonne entspricht einer Billion (10¹²) Kilogramm



Abbildung 1: Projektion des globalen Temperaturanstiegs anhand verschiedener Klimaszenarien in Abhängigkeit zu den kumulativen CO₂-Emissionen (IPCC, 2021).

Aus diesen Erkenntnissen geht hervor, dass die Begrenzung der vom Menschen verursachten globalen Erwärmung auf ein bestimmtes Niveau, eine Begrenzung der kumulativen CO₂-Emissionen zumindest auf bilanziell null erfordert. Eine starke, rasche und anhaltende Verringerung der CH₄-Emissionen könnte dazu den Erwärmungseffekt aufgrund der abnehmenden Aerosolverschmutzung begrenzen und die Luftqualität verbessern. Die Begrenzung der anthropogen verursachten globalen Erwärmung sollte daher auch mit einer starken Verringerung der anderen Treibhausgasemissionen einhergehen (IPCC, 2021).

Sollte die Klimaerwärmung nicht auf unter 2 °C begrenzt werden, ist damit zu rechnen, dass Kipppunkte im Erdsystem überschritten werden. Bei Klippelementen handelt es sich um Bestandteile des Erdsystems in überregionaler Größe, welche selbstverstärkende Prozesse in Bezug auf den Klimawandel nach sich ziehen können. Die Kippelemente bringen daher auch gewisse Unsicherheiten in Bezug auf die Klimaerwärmung mit sich. Sie können in Ökosysteme, Strömungssysteme und Eiskörper klassifiziert werden. Als Beispiele wären hierbei das Schmelzen des arktischen Meereises, die Abschwächung der Atlantischen Thermohalinen Zirkulation und das Auftauen der arktischen Permafrostböden unter Freisetzung von Methan und Kohlendioxid zu nennen (PIK, 2019).

Die Bundesregierung hatte in der am 31. August 2021 in Kraft getretenen Novelle des Klimaschutzgesetzes das Jahr 2045 als Zieljahr für das Erreichen der Treibhausgasneutralität in Deutschland verankert. Um dies zu erreichen, muss der nationale Energiebedarf weitestgehend aus Erneuerbaren Energien gedeckt werden, was mit einem massiven Ausbau der installierten Photovoltaik-Leistung einher geht. Das Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme (ISE) schätzt auf Basis verschiedener Transformationsszenarien, ein Ausbauziel von 300 bis 450 GWp Photovoltaik als plausibel ein (Sterchele et al., 2020; *Abbildung 2*). Für den Sektor der Energiewirtschaft wird ein noch früheres Zieljahr erwartet, weil hier die Transformationskosten geringer ausfallen. Mit dem Zieljahr 2040 wäre dafür ein mittlerer jährlicher Nettozubau von 13 GWp – 21 GWp notwendig, zuzüglich Ersatzinstallationen. Der jährliche Zubau in den Jahren 2013-2018 lag im Mittel bei 1,9 GWp. Im Jahr 2020 wurden 4,9 GWp installiert (Wirth, 2021). Am 01.01.2021 war das neue EEG in Kraft getreten,

welches bereits eine deutliche Verbreiterung des Ausbaupfades für die Photovoltaik vorsieht. Der jährliche Zubau soll von 2,5 GWp auf 4,6 GWp erhöht werden, wobei die anvisierte Gesamtanlagenleistung für 2030 bei 100 GWp liegt.



Abbildung 2: Netto-PV-Zubau: Istwerte 2010 bis 2020, Prognose für 2021, Zielwerte für gleichmäßigen Ausbau auf 300 GWp bzw. 450 GWp und Zielwerte laut EEG 2021 (ohne Vorzieheffekte durch Sonderausschreibungen) (Sterchele et al., 2020).

Für PV-Freiflächenanlagen sah das EEG 2017 als zulässige Flächenkulisse vor allem Konversionsflächen und Seitenrandstreifen entlang von Autobahnen und Schienenwegen vor. Da das Angebot solcher Flächen in Baden-Württemberg nahezu ausgeschöpft ist, verabschiedete die Landesregierung am 7. März 2017 auf Grundlage der Länderöffnungsklausel des EEG 2017 die Verordnung zur Öffnung der Ausschreibung für Photovoltaik-Freiflächenanlagen für Gebote auf Ackerund Grünlandflächen in benachteiligten Gebieten (*Freiflächenöffnungsverordnung – FFÖ-VO, GBl. Vom 17.03.2017, Nr. 6, S. 129f.*). Rund zwei Drittel der maßgeblich benachteiligten Gebietskulisse in Baden-Württemberg können als landwirtschaftliche Nutzfläche klassifiziert werden (LUBW, 2021). Allerdings konnte in den letzten Jahren beobachtet werden, dass die verfügbare landwirtschaftliche Nutzfläche pro Kopf weltweit deutlich abgenommen hat (*Abbildung 3*). Dies ist neben Prozessen wie beispielsweise Erosion, Desertifikation oder Versiegelung auch auf die steigende Bevölkerungsanzahl zurückzuführen und führt beim Bau neuer PV-Freiflächenanlagen zunehmend zu Nutzungskonflikten.





Abbildung 3: Veränderung der landwirtschaftlichen Nutzfläche pro Person im Zeitraum 1971-2018 (World Bank, 2021).

Um Konflikten und Akzeptanzfragen von PV-Freiflächenanlagen entgegenzuwirken, gerieten in den letzten Jahren innovative Konzept, wie das der integrierten Photovoltaik immer mehr in den Fokus. Die integrierte Photovoltaik meint eine flächenneutrale PV-Stromerzeugung und kann in die Bereiche Agri-Photovoltaik (APV), bauwerksintegrierte PV (BIPV), schwimmende PV (Floating-PV oder FPV), PV in Verkehrswegen (RIPV) und die fahrzeugintegrierte PV (VIPV) unterteilt werden (*Abbildung 4*). Für Agri-PV-Anlagen (Doppelnutzung von Ackerflächen) und FPV-Anlagen sieht das EEG eine Erprobung durch Innovationsauschreibungen in Höhe von 150 MWp im Jahr 2022 vor (Wirth et al., 2021).



Abbildung 4: Darstellung verschiedener Bereiche der integrierten Photovoltaik (Wirth et al., 2021).

Diese Arbeit wird sich auf den Bereich der schwimmenden Photovoltaik konzentrieren. FPV bietet weltweit ein Potenzial von 400 GWp, was mit einer Nutzung von 1 % der weltweiten Oberflächengewässer verbunden ist (World Bank Group et al., 2019a). Im asiatischen Raum ist diese Technologie bereits deutlich weiterverbreitet, während sie in Europa auf immer größeres Interesse stößt. Die weltweit installierte Leistung hat in den letzten Jahren einen rasanten Anstieg vollzogen; das Fraunhofer ISE schätzt, dass in Deutschland allein auf künstlichen Standgewässern 44 GWp Nennleistung installiert werden könnten (Wirth et al., 2021).

Auch wenn weltweit bereits viele Anlagen im Megawatt-Maßstab erbaut wurden, sind die genauen Auswirkungen der Technologie in Bezug auf die hydrologischen Eigenschaften der Seen und die Ökologie meist nicht hinreichend untersucht. Aus diesen Gründen wurden in der jüngsten Vergangenheit mehrere Studien und Projekte angestoßen, um diese Auswirkungen genauer zu erforschen. So analysierten Ziar et al. (2020) verschiedene FPV-Prototypen deren Auswirkungen auf den Ertrag, die Wasserqualität und Ökologie. Auch Exley et al. (2021) simulierten die Installation einer FPV-Anlage auf dem *Lake Windermere* (England). Anhand des Modells *MyLake* wurden die Auswirkungen der Technologie auf Seen wurden durch BayWa r.e. in Zusammenarbeit mit der *Hanze University of Applied Sciences Groningen* und *Buro Bakker/ATKB* anhand der Anlage *Bomhofsplas* (27,4 MWp, Niederlande) durchgeführt (de Lima et al., 2021). In Deutschland untersucht das Fraunhofer ISE mit dem im Mai 2021 gestarteten Projekt *PV2Float*² zusammen mit den Projektpartnern RWE Renewables GmbH, Volta Solar Inc. und der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus-Senftenberg die wirtschaftliche Nutzung von FPV-Anlagen im Megawatt-Maßstab (Fraunhofer ISE, 2021).

² Pressemitteilung Fraunhofer ISE: <u>https://www.ise.fraunhofer.de/de/presse-und-medien/presseinformationen/2021/solaranlagen-lernen-schwimmen.html</u>

2 Zielsetzung

Auswirkungen von FPV-Anlagen auf die Hydrologie und das Ökosystem des beherbergenden Gewässers sind zu erwarten, aber noch unzureichend erforscht, obwohl diese Auswirkungen die Grundlage für Genehmigungsverfahren zum Bau und Betrieb solcher Anlagen bilden. Studien zu FPV und ihrer Umweltauswirkungen beziehen sich zumeist auf grobe Annahmen oder stellen theoretische Zusammenhänge modellhaft dar. Bei den wenigsten liegen Messdaten vor.

Diese Arbeit untersucht die Auswirkungen durch FPV auf die Seenthermik und -ökologie, anhand von meteorologischen und hydrologischen Messverfahren an einer der wenigen bereits bestehenden kommerziellen Anlagen in Deutschland. Die an der FPV-Anlage (Nennleistung 750 kWp) auf dem Maiwaldsee bei Renchen aufgenommen meteorologischen und hydrologischen Daten werden in Bezug auf die thermodynamischen Prozesse, Extremereignisse sowie die resultierende Schichtungsstabilität analysiert und dienen zudem als Basis für die hydrologische Modellierung. Durch FPV ist eine Reduktion der Einstrahlung auf die Gewässeroberfläche und damit eine instabilere Schichtung zu erwarten. Daher muss geklärt werden, wie stark dieser Eingriff in den Energiehaushalt und die thermische Schichtung ausfällt. Hierbei wird zunächst die aktuelle FPV-Belegung betrachtet und anschließend die Analyse auf potenziell größere Belegungen erweitert. Außerdem ist zu erwarten, dass FPV die Windscherung an der Gewässeroberfläche beeinflusst. Durch eine Reduktion der oberflächennahen Windgeschwindigkeit ist eine stabilere Schichtung infolge verringerter mechanischer Durchmischung zu erwarten. Dies beschreibt einen gegenläufigen Prozess zum Eingriff in den Strahlungs- und Wärmehaushalt des Sees, wodurch das Durchmischungsverhalten des Sees jeweils auf unterschiedliche Weise beeinflusst werden kann. Somit erfolgt nachfolgend eine Untersuchung hinsichtlich der Wechselwirkungen, die durch diese gegenläufigen Prozesse hervorgerufen werden können. Zudem wird am Beispiel der FPV-Anlage untersucht, welcher Prozess unter welchen Umständen dominiert und inwieweit sich dabei Schlussfolgerungen hinsichtlich der Ökologie treffen lassen.

Anhand der hydrologischen Modellierungen sollen Aussagen darüber getroffen werden, ob extreme klimatische Bedingungen sich auf den Einfluss von FPV auswirken. Hieraus soll abgeleitet werden, inwieweit die Auswirkungen einer Klimaveränderung durch FPV gefördert oder abgemildert werden. Dies geht einher mit einer Betrachtung unterschiedlicher FPV-Belegungen, woraus geschlossen wird, wie sich der Einfluss durch FPV mit zunehmender Belegung verändert und ob sich dies linear zum Anstieg der Flächenbelegung verhält oder eine zunehmende Verstärkung des Einflusses mit größerer FPV-Belegung zu erwarten ist.

Diese Erkenntnisse könnten bei FPV-Genehmigungsverfahren hinzugezogen werden und dabei eine genauere Abschätzung des Einflusses zukünftiger Anlagen ermöglichen.

3 Floating-PV-Technologie

Der grundsätzliche Aufbau eines schwimmenden Solarkraftwerks gleicht dem einer regulären PV-Freiflächenanlage. Allerdings bedarf es zur Platzierung der Anlage auf dem Gewässer zusätzlicher Komponenten, welche einen störungsfreien Betrieb der Anlage sicherstellen sollen. Nachfolgend wird daher der Aufbau einer FPV-Anlage erläutert und auf unterschiedliche Systemdesigns, Standorteigenschaften, wie auch die Chancen und Risiken der Technologie eingegangen.

3.1 Aufbau eines schwimmenden Solarkraftwerks

Bei FPV-Anlagen befinden sich die Module auf einer schwimmenden Unterkonstruktion, welche sich aus vielen einzelnen Schwimmkörpern (s.g. Floats) zusammensetzt (Abbildung 5). Die Floats bestehen oftmals aus Kunstoffen wie beispielsweise HDPE [High-Density Polyethylen, z.B. Hydrelio (Ciel et Terre, 2021)], welches durch die schwach verzweigten Polymerketten eine hohe Dichte (0,94 g/cm³ -0.97 g/cm³) aufweisen kann. Dies ist von Bedeutung, da die Floats eine lange Haltbarkeit und gute Stabilität mit ausreichendem Auftrieb sicherstellen müssen. Zudem muss eine Resistenz gegen UV-Strahlung, hohe Wind- und Schneelast, sowie starken Wellengang gewährleistet sein. Gleichzeitig sollte sichergestellt sein, dass Vorschriften bezüglich der (Trink-)Wasserqualität eingehalten werden und auch Montage sowie Betrieb unter sicheren Umständen durchgeführt werden können. Neben den Modulen werden teilweise auch die Wechselrichter direkt auf der schwimmenden Konstruktion platziert und der produzierte Strom anhand von Kabeln an Land transportiert. Die Anlage wird mittels Verankerungssystemen gesichert, sodass die erwünschte Position der Anlage im Gewässer unverändert bleibt. Die Verankerung kann hierbei direkt an den Ufern oder in Form einer Grundverankerung erfolgen, wobei bei größeren Anlagen meist die Grundverankerung oder eine Kombination beider Varianten bevorzugt angewandt wird. Die Grundverankerung kann hierbei je nach Gewässertiefe höhere Kosten mit sich bringen und erweist sich meist bis zu einer Tiefe von 150 m als wirtschaftlich. Die Verankerungssysteme müssen hohen Zugkräften aufgrund von Windlast widerstehen und sollten gleichzeitig genügend Flexibilität bezüglich schwankender Wasserspiegel oder starkem Wellengang aufweisen. Neben fest verankerten Anlagen können auch Anlagen mit integrierten Tracking-Systemen realisiert werden, bei denen durch die Nachführung der Module, erhöhte Erträge zu erwarten sind. Allerdings besteht bei der Konzipierung dieser Art von Systemen weiterhin Entwicklungsbedarf. Grundsätzlich profitiert die FPV-Technologie außerdem von den ausgeprägten Erfahrungen der konventionellen PV-Industrie, insbesondere in Bezug auf die Reduktion von Risiken, welche die elektrotechnischen Aspekte der Anlage betreffen (World Bank Group et al., 2019b).



Abbildung 5: Schematischer Aufbau einer FPV-Anlage (World Bank Group et al., 2019b).

Auch wenn der grundsätzliche Aufbau von FPV-Anlagen meist sehr ähnlich ist, können sich die individuellen Systemdesigns in der Realität durchaus voneinander unterscheiden, da es bisher im Bereich von Floating-PV einen Mangel an standardisierten Komponenten gibt. Dies ist ebenfalls darauf zurückzuführen, dass es sich bei FPV noch um eine relativ neue Technologie handelt, welche stetig angepasst und verbessert wird. Die Technologie stellte daher in den letzten Jahren auch einen weltweiten Wachstumsmarkt dar.

Die Anlagen können anhand technischer Merkmale, welche die hydrologischen Einflüsse auf unterschiedliche Weise bedingen können, in verschiedene Anlagentypen eingeteilt werden. Hierbei können diese, wie in Exley et al. (2021) beschrieben, in winddominante und strahlungsdominante Anlagen eingeteilt werden (Abbildung 6). Winddominante Anlagen haben meist geringe Modulneigungswinkel, wodurch die Windgeschwindigkeit im Vergleich zur solaren Einstrahlung in das Gewässer weniger stark reduziert wird. Im Gegensatz dazu stehen die strahlungsdominanten Anlagen, welche deutlich größere Neigungswinkel aufweisen und daraus resultierend, die solare Einstrahlung in das Gewässer weniger stark reduzieren als die Windgeschwindigkeit. Während die Windscherung oftmals den primären Treiber für die Durchmischung in größeren Seen darstellt, kann die thermische Konvektion zumeist in kleineren Seen als primärer Treiber der Durchmischung eingeordnet werden (Read et al., 2012). Schlussfolgernd könnten daher winddominante Anlagen präferenziell auf größeren Seen installiert werden, während strahlungsdominante Anlagen eine Option für kleinere Seen darstellen könnten. Bei kleineren Seen besteht zudem die Möglichkeit, dass die relevanten Gewässerflächen einer stärkeren Windabschattung durch angrenzende Böschungen oder Vegetation an den Uferbereichen unterliegen. Dies würde eine Reduktion der Windlast mit sich bringen, was wiederum eine Installation von strahlungsdominanten FPV-Anlagen vereinfachen würde. In Bezug auf die thermische Struktur der Seen gilt es jedoch ebenfalls andere wichtige Faktoren wie beispielsweise die Seefläche, das Seevolumen und die mittlere Tiefe miteinzubeziehen.



Abbildung 6: Darstellung eines winddominanten Systemdesigns (links) und eines strahlungsdominanten Systemdesigns (rechts) (Green Building Africa, 2018; PRWeb, 2013).

3.2 Präferenzielle FPV-Standorte

Für FPV kommen verschiedenste potenzielle Standorte in Frage, welche sich durch unterschiedliche Faktoren, wie beispielsweise der Größe, Wasserqualität oder technische Anforderungen der Anlage unterscheiden können. Die Installation von FPV beschränkt sich bisher meist auf künstliche Gewässer. In Deutschland stellen die bisher unzureichend erforschten Umweltauswirkungen eine Hürde in den Genehmigungsverfahren dar, welche eine Installation auf natürlichen Standgewässern erschwert. So können FPV-Anlagen beispielsweise auf Stauseen platziert werden, welche an Wasserkraftanlagen gekoppelt sind. Auch Hochwasserrückhaltebecken mit Dauerstau oder Kühl- und Klärbecken können potenzielle FPV-Standorte darstellen. Bergbaufolgeseen und Baggerseen stellen insbesondere in Deutschland Standorte dar, auf denen eine präferenzielle Installation von FPV erfolgen könnte. Durch den Braunkohletagebau wird sich die Seenlandschaft Deutschlands maßgeblich verändern und lässt einige der größten Seen Deutschlands entstehen (Abbildung 7). Der Bergbaufolgesee Hambach wird beispielsweise hierbei die größte Fläche der Bergbaufolgeseen aufweisen und nach der vollständigen Flutung der volumetrisch größte See innerhalb der Grenzen Deutschlands (Bodensee ausgeschlossen) sein (UBA, 2016). Das Fraunhofer ISE schätzt das technische Potenzial allein auf Braunkohle-Tagebauseen auf eine zweistellige Zahl im GWp-Bereich (Wirth et al., 2021). Diese Potenziale sorgen gleichzeitig dafür, dass auch Unternehmen, welche sich bisher mit dem Abbau fossiler Energieträger beschäftigten, nun immer mehr in erneuerbare Energieträger investieren. Somit kündigte die Lausitzer Energie Bergbau AG (LEAG) an, das bisher größte schwimmende Solarkraftwerk Deutschlands auf dem Cottbuser Ostsee zu bauen. Die Anlage soll eine installierte Leistung von 21 MWp aufweisen, zur Stromversorgung von 5.700 Haushalten beitragen und im Jahr 2023 fertiggestellt werden (LEAG, 2021).



Abbildung 7: Übersicht der größten Seen Deutschlands. Blaue Balken markieren hierbei die Flächen natürlicher Seen, während die restlichen Farben die Flächen der Braunkohletagebauseen der entsprechenden Bundesländer abbilden (UBA, 2016).

Neben den Tagebauseen gelten auch andere Gewässerflächen wie beispielsweise Speicherbecken zur Bewässerung als potenzielle FPV-Standorte. Hierbei gilt es zudem das Gewässer vor hoher Evaporation zu schützen, wozu FPV beitragen kann. In Gebieten mit hohen Evaporationsraten werden diese Reservoire auch mit hellen Folien abgedeckt, um die Verluste zu reduzieren. Hierbei können, wie am Beispiel des Wasserreservoirs in Limassol (Zypern) zu beobachten ist, Solarmodule direkt auf die Folie gesetzt werden (*Abbildung 8*). Einen weiteren Lösungsansatz könnte diesbezüglich die organische Folien-PV darstellen. Die organischen PV-Folien können ohne die Verwendung von Schwermetallen oder anderer kritischer Elemente hergestellt werden. Sie weisen dadurch sowie hinsichtlich ihrer Flexibilität Potenzial auf, auch auf Gewässern angebracht zu werden und könnten, sobald die Wirkungsgrade der sehr kleinen Laborzellen auch auf größere Flächen übertragen werden, zukünftig die herkömmlichen Abdeckfolien solcher Wasserspeicher ersetzen (Fraunhofer ISE, 2021).

Weitere Anwendungsmöglichkeiten von FPV sind zudem Offshore (küstenferne Meeresflächen) und Nearshore (Küstengewässer) wiederzufinden. In diesen Bereichen steht ein besonders hohes Flächenpotenzial zur Verfügung, was zudem mit geringen Nutzungskonflikten verbunden sein könnte. Allerdings stellen die maritimen Bedingungen besondere Anforderungen an die Anlagen, sodass sich die Offshore-Technologie noch im experimentellen Stadium [Technology Readiness Level (TRL) 3] befindet und die Nearshore-Technologie dem TRL 7 zugeordnet werden kann. TRL 9 stellt hierbei einen betriebsbewährten Stand der Technologie dar, welcher beispielsweise im Bereich von kleineren Süßwasserseen vorzufinden ist (Johansen, 2021). Die bislang größte Anlage auf dem Meerwasser wurde 2021 in Singapur fertiggestellt und weist eine installierte Leistung von 5 MWp auf, während der Strom direkt an dort ansässige Unternehmen wie beispielsweise Meta Platforms, Inc. (ehemals Facebook Inc.) vermarktet wird (*Abbildung 8*; Sunseap, 2021). Eine Sonderform der Offshore-FPV stellt zudem die Installation von Solarmodulen auf Abdeckfolien von Aquakulturen dar. Diese Form findet beispielsweise bereits Anwendung bei Fischfarmen in Norwegen (Ocean Sun, 2021).



Abbildung 8: Solarmodule auf der Abdeckfolie eines Wasserreservoirs in Zypern (Links oben; agrarheute, 2018), welche zukünftig durch organische Folien-PV ersetzt werden könnte (Mitte oben; Fraunhofer ISE, 2020). Rechts oben: Offshore-FPV auf den Abdeckfolien norwegischer Fischfarmen (Ocean Sun, 2021). Links unten: Offshore-FPV-Anlage in Singapur mit 5 MWp installierter Leistung (Sunseap, 2021). Rechts unten: FPV-Anlage auf dem Stausee eines Pumpspeicherkraftwerks in Portugal (Solar Power World, 2020).

3.3 Chancen und Herausforderungen

FPV weist durch das unterschiedliche Systemdesign im Vergleich zu konventionellen Freiflächenanlagen und den anderen Standortbedingungen als an Land einige Chancen und Herausforderungen auf. Diese können in Bezug auf verschiedene Standorte mit unterschiedlicher Ausprägung auftreten (*Abbildung 11*).

Durch eine FPV-Anlage kann davon ausgegangen werden, dass ein direkter Eingriff in den Energiehaushalt des Sees vollzogen wird, wodurch mögliche Auswirkungen auf die Gewässerökologie abgeleitet werden können. Dies kann sich beispielsweise in einer Reduktion der Primärproduktion und der Sauerstoffkonzentration im See widerspiegeln (Sahu et al., 2016; Ziar et al., 2020).

Eine weitere Herausforderung bezüglich der FPV-Technologie stellt beispielsweise die Verankerung dar, welche meist mit zusätzlichen Kosten verbunden ist. Die Verankerung beansprucht hierbei durchschnittlich 21 % der Gesamtkosten, was eine starke Abhängigkeit bezüglich der Gewässertiefe und den individuellen Standortbedingungen aufweist (World Bank Group et al., 2019a). Zudem können beim Anbringen des Verankerungssystem lokale Störungen auf dem Gewässergrund und an den Uferbereichen hervorgerufen werden, welche allerdings nicht vergleichbar sind mit der Standortvorbereitung von Freiflächenanlagen. Schlussfolgernd entfallen daher größere Eingriffe in den Landschaftshaushalt, welche dort dauerhafte Auswirkungen auf die Bodenhydrologie, wie auch die Flora und Fauna haben können (Pimentel Da Silva und Branco, 2018).

Die Erträge der FPV-Anlage können zudem durch Vogelkot negativ beeinträchtigt werden. Neben der ätzenden Wirkung des Vogelkots können die Haltbarkeiten der Module beeinflusst werden. Die Acidität des Kots wird allerdings nicht vom diesem selbst, sondern durch sich darauf ansiedelnde Pilze verursacht, welche sehr saure Stoffwechselprodukte abscheiden. Der Vogelkot selbst hat meist nur einen leicht sauren pH-Wert von 5-6. Neben der Acidität können sich auch Temperaturhotspots und

Verschattung auf der Moduloberfläche bilden, welche den Ertrag negativ beeinflussen können (*Abbildung 9*; Ziar et al., 2020).

Auch die Wartung der Anlage kann Herausforderungen darstellen, da diese meist nur per Boot zugänglich sind und Wartungen an der Grundverankerung durch Taucher erfolgen müssen. Zudem gibt es standortspezifische Herausforderungen; wie beispielsweise niedrige pH-Werte in Tagebauseen, verstärkte Korrosion, Wind- und Wellenlast bei Offshore-FPV oder auch schwankende Wasserspiegel und Tidenhub bei Wasserkraft- und Nearshore-FPV.



Abbildung 9: Thermale Ansicht der durch Vogelkot hervorgerufenen Hotspot-Bildung auf einem PV-Modul (Ziar et al., 2020).

Neben den Herausforderungen bietet die FPV-Technologie auch einige Vorteile. Ein entscheidender Vorteil bietet hierbei die weniger aufwändige Standortvorbereitung, fehlende und keine weitere Inanspruchnahme von Landflächen, was insbesondere in dicht besiedelten Gebieten von Bedeutung sein kann. Die direkte Verfügbarkeit von Wasser, beispielsweise für die Reinigung der Module, erleichtert betriebsbedingte Prozesse. Außerdem können Synergieeffekte durch die Hybridisierung von FPV mit andern Nutzungsformen erreicht werden.

Auch in technischer Hinsicht können Verbesserungen im Vergleich zur konventionellen PV erzielt werden. So kann der Ertrag aufgrund des Kühleffekts durch das Wassers erhöht werden, da dadurch die Modultemperaturen geringer gehalten werden. Dies kommt aufgrund der höheren spezifische Wärmekapazität des Wassers (Wasser: 4190 J kg⁻¹ K⁻¹; Boden: ca. 800 J kg⁻¹ K⁻¹) und den damit geringeren Umgebungstemperaturen zustande. Auch die Verdunstungskühlung leistet einen Beitrag zur Erhöhung der Moduleffizienz (Sahu et al., 2016). Die Ertragssteigerung beträgt hierbei in Abhängigkeit der Literaturquelle bis zu 15 %. So konnte Choi (2014) beispielsweise von einer Ertragssteigerung im Vergleich zu konventionellen Systemen von 11 % berichten, während Ziar et al. (2020) ebenfalls von 11-13 % ausgingen. Die Modultemperaturen bei FPV sind um durchschnittlich 5-10 °C niedriger, was auch eine Abhängigkeit zur Luftzirkulation unterhalb der Module und den klimatischen Bedingungen aufweist (World Bank Group et al., 2019a).

FPV bietet zudem den Vorteil auch in schwer zugänglichem Gelände wie Gebirgen installiert zu werden. Stauseen, wie sie beispielsweise in Europa in den Alpen vorzufinden sind, haben hierfür großes Potenzial. Dabei kommen mehrere Faktoren zur Geltung, welche den Ertrag positiv beeinflussen können. Die FPV-Anlage kann dabei vom starken Kühleffekt durch die geringen Luft- und Wassertemperaturen und von der Lichtreflexion des Schnees profitieren. Allerdings können die klimatischen Bedingungen dort auch Herausforderungen an das Systemdesign stellen. Starke Fallwinde, Wasserspiegelschwankungen der Stauseen und Eisbildung könnten FPV-Anlagen im Gebirge negativ beeinflussen (World Bank Group et al., 2019a).

Bei Analysen verschiedener Systemdesigns in den Niederlanden und Singapur wurde bei den leistungsfähigsten Anlagen eine Reduktion der gewichteten Modultemperatur von 3,2 °C (Niederlande) und 14,5 °C (Singapur) feststellt. Es wurde beobachtet, dass die Modultemperaturen der Module, welche sich an der Außenseite der Anlagen befanden, geringer waren als diejenigen der Module in der Mitte der Anlagen. In *Abbildung 10* kann daher nach Korrekturen bezüglich der Exposition und Windrichtung ein direkter Vergleich der Modultemperaturen des FPV-Systems mit dem konventionellen Referenzsystem hergestellt werden. Es wird ersichtlich, dass FPV insgesamt geringere Modultemperaturen aufweist und insbesondere bei mittlerer und hoher Globalstrahlung (GHI) die Modultemperaturen der Referenzanlage höher sind. Die resultierende Ertragssteigerung in den Niederlanden betrug 3 %, während sie in Singapur mit 6 % angegeben wurde (Dörenkämper et al., 2021).



Abbildung 10: Darstellung des Kühleffekts bei FPV durch den Vergleich der Modultemperaturen der FPV-Anlage mit denen der Referenzanlage an Land in Abhängigkeit der Globalstrahlung (Dörenkämper et al., 2021).

Ein weiterer positiver Nebeneffekt der FPV-Systeme stellt die Reduktion der Evaporation dar. Dies gewinnt insbesondere im Zuge des Klimawandels an Bedeutung. FPV kann dazu beitragen besonders in ariden Gebieten zur Reduzierung der Wasserverluste beizutragen und gleichzeitig eine doppelte Nutzung der Wasserreservoire und Bewässerungskanäle ermöglichen (Gaikwad und Deshpande, 2017). Aber auch die durch den Klimawandel immer häufiger auftretenden Extremwetterereignisse in Form von Dürren stellen die Wasserversorgung und Bewässerung vor Probleme. In Deutschland ist die durchschnittliche Jahrestemperatur seit 1881 bereits um 1,6 °C gestiegen und die Zahl der Hitzetage mit Höchsttemperaturen über 30 °C hat sich nahezu verdreifacht (BMU, 2021). In Frankfurt am Main wurde beispielsweise im Jahr 2018 ein Rekord von 43 Hitzetagen verzeichnet (DWD, 2020). Die Seen Deutschlands insbesondere in Ostdeutschland sind zunehmend durch Seenverlandung beeinflusst und könnten zukünftig teilweise sogar von einem vollständigen Verlanden betroffen sein. FPV stellt eine Möglichkeit dar, um dem entgegenzuwirken. In besonders trockenen Regionen fallen diese Effekte voraussichtlich noch deutlich stärker aus. So konnte beispielsweise in einem experimentellen Versuchsaufbau durch Abdelal (2021) in einer semi-ariden Region in Jordanien eine Reduktion der Evaporation von ca. 60 % durch FPV nachgewiesen werden. Gleichzeitig wurden Verbesserungen hinsichtlich der Nitrat- und Chlorophyllkonzentrationen beobachtet. Auch Bontempo Scavo et al. (2021) berechneten anhand ihrer Evaporationsmodelle bei einer FPV-Flächenbelegung von gerade einmal 30 % eine Reduktion der Verdunstung von bis zu 49 %. Bei sehr hohen Flächenbedeckungen durch FPV wurde zudem aufgezeigt, dass durch das kühlere Oberflächenwasser unter dem FPV-System im Vergleich zur wärmeren, feuchten Luft darüber die Tauabscheidung begünstigt und somit ein zusätzlicher Gewinn an Wasser ermöglicht wird (Exley et al., 2021).

Aus gewässerökologischer Perspektive kann FPV ebenfalls positive Auswirkungen nach sich ziehen. Die Schwimmkörper können beispielsweise einen zusätzlichen Lebensraum für sessile Organismen darstellen und die Reduktion des Lichteinfalls in den See kann mit einer Verminderung von Algenblüten in Verbindung stehen (World Bank Group et al., 2019b). Dies betrifft beispielsweise Phytoplankton oder Cyanophyceen. Bei letzterem handelt es sich vorwiegend um autotrophe, prokaryote Organismen, wovon einige Arten die Fähigkeit zur Photosynthese haben. Außerdem gelten einige ihrer Stoffwechselprodukte als giftig.



Abbildung 11: Übersicht der Chancen und Herausforderungen der FPV-Technologie (World Bank Group et al., 2019b).

3.4 Entwicklung des Floating-PV Marktes

In den letzten Jahren ist die weltweit installierte FPV-Nennleistung stark angestiegen (*Abbildung 12*). Nicht zuletzt tragen hierzu insbesondere die stetig steigenden Anlagengrößen bei. Verglichen mit anderen erneuerbaren Energieträgern fiel dieser Anstieg bei FPV deutlich höher aus (Cazzaniga und Rosa-Clot, 2021). In wird Deutschland das FPV-Potenzial allein auf künstlichen Gewässern auf 44 GWp geschätzt (Wirth et al., 2021). Bei der konservativen Annahme einer FPV-Nutzung von 1 % der globalen anthropogen geschaffenen Wasserflächen, würde eine installierte Nennleistung von 400 GWp erreicht werden. Dies entspricht der installierte Nennleistung aller konventionellen PV-Systeme Ende des Jahres 2017 (World Bank Group et al., 2019b). Es konnte in den letzten Jahren eine globale Wachstumsrate der kumulierten installierten Leistung von rund 140 % jährlich beobachtet werden. So könnte die Stromerzeugung durch FPV bereits 2025 die durch Biogas übersteigen und auch weiterhin bis mindestens 2030 die größte Wachstumsrate aufweisen. Die Photovoltaik im Allgemeinen könnte zukünftig der wichtigste Energieträger werden (Cazzaniga und Rosa-Clot, 2021). In den Niederlanden wurden 2021 durch BayWa r.e. mit dem Park Sellingen und Uivermeertjes die zwei größten FPV-Anlagen außerhalb Asiens erbaut, welche eine installierte Nennleistung von 41,1 MWp und 29,8 MWp

aufweisen (BayWA r.e., 2021). Die meisten FPV-Anlagen befinden sich allerdings weiterhin im asiatischen Raum (*Abbildung 12*). Dort gelten China und Japan als die Länder mit den größten kumulierten installierten Leistungen. So leisten insbesondere die Großanlagen in diesen Staaten einen erheblichen Beitrag zur kumulierten installieren Leistung. Aber auch in Europa werden immer mehr großskalige Anlagen erbaut. Die größten FPV-Anlagen lassen sich hierbei beispielsweise in den Niederlanden, Frankreich und Großbritannien wiederfinden. Nach Wood Mackenzie (2021) werden in den Niederlanden bis Ende des Jahres 2021 rund 75 % der europäischen installierten FPV-Leistung vorzufinden sein und China voraussichtlich bis mindestens 2026 den größten FPV-Markt darstellen.



Abbildung 12: Anstieg der globalen kumulierten installierten Leistung (SERIS, 2021) und Verteilung dieser in Bezug auf die Staaten (Stand: 2018; World Bank Group et al., 2019b).

Neben den Niederlanden könnte es zukünftig auch weitere aufstrebende FPV-Märkte geben, welche ein hohes FPV-Potenzial aufweisen. So könnte beispielsweise Indien, aufgrund der geringen Stromgestehungskosten (LCOE) für FPV, einen zukünftigen Wachstumsmarkt darstellen. Auch der Kontinent Afrika bietet ein hohes FPV-Potenzial. Es lassen sich dort 159 Wasserkraftreservoire wiederfinden, welche jährlich einen durch Evaporation induzierten Wasserverlust von 42 Mrd. m³ aufweisen. Es wird davon ausgegangen, dass die Wasserkraft in Afrika in nächsten Jahrzehnten einen Rückgang der Leistung von 1,4 % - 3 % aufgrund von Evaporation verzeichnen könnte. Dem könnte die Integration von FPV entgegenwirken. Mit der gleichen installierten Kapazität von FPV im Vergleich zur bestehenden Wasserkraft könnten somit 747 Mio. m³ Verdunstungsverluste jährlich eingespart werden. Bei einer Flächenbelegung von 1 % der Wasseroberfläche des Stausees könnte gleichzeitig eine weitere Synergie erzeugt werden und die Stromerzeugung zusätzlich um 58 % erhöht werden. Zudem könnte die starke Abhängigkeit von der Wasserkraft in einigen Ländern abgemildert werden. Der Energiemix wird dort teilweise zu über 70 % von der Wasserkraft dominiert (Gonzales, 2021).

Die Belegungsdichte ist bei FPV deutlich höher als bei konventionellen PV-Anlagen und kann einen entscheidenden Einfluss auf die FPV-Potenziale haben. In den meisten wissenschaftlichen Studien wird die Belegungsdichte von FPV zwischen 1,0 und 1,5 MWp/ha eingeordnet (Fraunhofer ISE, 2020; Rosa-Clot, 2020; Spencer et al., 2019; World Bank Group et al., 2019b). Diese liegt damit deutlich höher als die Belegungsdichte von Freiflächenanlagen, welche sich bei ca. 0,7 MWp/ha befindet (Rosa-Clot, 2020).

Ein weiterer wichtiger Faktor, welcher das Potenzial in den jeweiligen Ländern beeinflussen kann, sind die Kosten. Hierbei kann in die Investitionsausgaben (capital expenditures: CAPEX) und

Betriebsausgaben (operational expenditures: OPEX) unterschieden werden, die gemeinsam in die Stromgestehungskosten (Levelized Costs of Electricity: LCOE) einfließen.

Weltweit können die CAPEX zwischen 0,7 - 0,8/Wp (~ $0,59 \in Wp - 0,68 \in Wp$) eingeordnet werden und liegen damit 10 % höher im Vergleich zur konventionellen PV. Die OPEX sind dagegen in einem ähnlichen Bereich wie die der konventionellen PV einzuordnen, während die LCOE rund 6 % höher sind. Für eine 50 MWp-FPV-Anlage mit einer um 10 % erhöhten Performance Ratio³ (PR) in einer tropischen Klimazone konnten im Regelfall 7,11 \$cents/KWh angenommen werden (*Abbildung 13*). Es wird ersichtlich, dass die CAPEX einen hohen Einfluss auf die Stromgestehungskosten haben können und diese sowohl positiv als auch negativ beeinflussen können. Ein positiver Einfluss könnte beispielsweise durch eine geeignete Standortwahl erreicht werden, um die Investitionskosten gering zu halten. Auch die Performance Ratio, welche beispielsweise durch den Kühleffekt höher ausfallen könnte, und die Lebensdauer der Anlage können Auswirkungen auf die LCOE haben (World Bank Group et al., 2019a).



Source: SERIS calculations.

Note: CAPEX = capital expenditure; FPV = floating photovoltaic; LCOE = levelized cost of electricity; O&M = operation and maintenance; \$\mathcal{WP} = U.S. dollar per watt-peak; \$ cents/kWh = U.S. dollar cents per kilowatt-hour.

Abbildung 13: Beeinflussung der Stromgestehungskosten von FPV in Abhängigkeit verschiedener Parameter basierend auf einer Anlage mit 50 MWp installierter Leistung und einer um 10 % erhöhten Perfomance Ratio (World Bank Group et al., 2019a).

Im gemäßigten Klima wie beispielsweise in Deutschland werden die Kosten nochmals geringfügig höher geschätzt. Somit liegen die CAPEX von FPV um rund 15 % höher als bei der konventionellen PV. Die OPEX werden rund 5 % höher angesiedelt, während die LCOE 10 % - 15 % höher eingeschätzt werden (Wirth et al., 2021). Die Steigerung der Erträge anhand des Kühleffekts wird im gemäßigten Klima auf 5 % geschätzt. In ariden und tropischen Klimaten wird diese im Durchschnitt auf 10 % geschätzt. In *Abbildung 14* wird zudem ersichtlich, dass die Systemkosten von FPV weltweit unterschiedlich ausfallen können und diese Abhängigkeiten beispielsweise vom Klima, der Globalstrahlung oder auch der Systemgröße aufweisen können (Wood Mackenzie, 2021). Zukünftig

³ PV-Anlagen arbeiten nicht mit dem nominellen Modulwirkungsgrad, weil im Betrieb zusätzliche Verluste auftreten. Diese Effekte werden in der sog. Performance Ratio (PR) zusammengefasst. Eine heute installierte PV-Anlage erreicht inkl. aller auftretenden Verluste PR-Werte von 80-90 % im Jahresmittel (typischer Wert) (Wirth, 2021).

kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die Kosten aufgrund der Weiterentwicklung der Technologie und der Standardisierung von Komponenten stetig sinken werden.



All-in FPV system costs by market in 2021 with high, average and low case (\$/Wdc)

Abbildung 14: Verteilung der Kosten basierend auf abgeschlossenen Projekten in unterschiedlichen Ländern mit angegebener Projektgröße in Form der installierten Leistung (Wood Mackenzie, 2021).

4 Limnologische Grundlagen

4.1 Physikalische Prozesse

Die physikalischen Prozesse innerhalb eines Sees können entscheidende Auswirkungen auf die biologische Strukturierung und des Stoffhaushalt des Gewässers haben. Diese können anhand der sich durch die Tiefenausdehnung des Wasserkörpers ergebenden vertikalen Faktorgradienten von Druck, Temperatur, Licht, und Chemismus hervorgerufen werden. Wichtige physikalische Faktoren im Gewässer stellen das Strahlungsklima und der Wärmehaushalt der Seen dar (Schwoerbel und Brendelberger, 2013). Zudem kann davon ausgegangen werden, dass insbesondere auf die Prozesse dieser physikalischen Faktoren durch FPV Auswirkungen erfolgen können.

4.1.1 Strahlungsklima im See

Die Globalstrahlung kann als die auf die Oberfläche eines Gewässers auftreffende Strahlung bezeichnet werden und umfasst dabei die kurzwellige Strahlung im Bereich der Wellenlängen von 0,29 μ m bis 4,0 μ m. Sie setzt sich aus der direkten Sonnenstrahlung und der diffusen Himmelsstrahlung zusammen. Die Strahlungsanteile, welche die Erdoberfläche erreichen, werden in die Kategorien der Ultraviolettstrahlung (UV-Strahlung), sichtbaren Strahlung und Infrarotstrahlung eingeteilt. Die sichtbare Strahlung ("Licht") macht rund 44 % der auf die Erdoberfläche auftreffenden Strahlung aus (Schwoerbel und Brendelberger, 2013). Beim Auftreffen des Lichts auf die Gewässeroberfläche wird dieses in unterschiedlicher Weise beeinflusst. Es kann vom Wasser reflektiert, absorbiert oder gestreut werden. Die Oberflächenreflexion des Lichts kann anhand der Formel von Fresnel berechnet werden:

$$R = \frac{1}{2} \left[\frac{\sin^2(i-r)}{\sin^2(i+r)} + \frac{tg^2(i-r)}{tg^2i+r} \right]$$
(4.1)

i = Einfallswinkel [°] *r* = Brechungswinkel [°] *t* = Zeit [s] *g* = Fallbeschleunigung/Ortsfaktor [m s⁻²]

Der Betrag des reflektierten Lichts weist damit eine Abhängigkeit zum Einfallswinkel des Lichts und damit zum Sonnenstand auf. Dies resultiert in einer tageszeitlichen und saisonalen Fluktuation der Reflexion. Für Mitteleuropa können nach Schwoerbel und Brendelberger (2013) Mittelwerte für den Strahlungsverlust durch Reflexion von 3 % im Sommer und 14 % im Winter angenommen werden.

Das in das Wasser eindringende Licht wird selektiv gestreut und absorbiert. Die Schwächung der Strahlung beim Durchgang eines flüssigen Mediums wird auch als Extinktion oder Attenuation bezeichnet (Fohrer et al., 2016). Der Strahlungsbetrag, welcher durch das Medium hindurchgeht, wird als Transmission beschrieben. Infolge der Extinktion, welche sich aus der Absorption und Streuung zusammensetzt, kann es zudem zu spektralen Verschiebungen mit zunehmender Gewässertiefe kommen. Die in einer bestimmten Wassertiefe z auftretende Strahlungsintensität weist eine Abhängigkeit von der Strahlungsintensität direkt unterhalb der Wasseroberfläche und dem Extinktionskoeffizienten auf. Die Strahlungsintensität direkt unterhalb der Wasseroberfläche kann bei FPV je nach Systemdesign aufgrund der Abschattung durch die Module und die Unterkonstruktion deutlich geringer ausfallen. Die Strahlungsintensität in einer bestimmten Wassertiefe lässt sich anhand der folgenden Formel berechnen.

$$I_z = I_0 e^{-\varepsilon z} \tag{4.2}$$

z = Wassertiefe [m] $I_z = In Wassertiefe z herrschende Strahlungsintensität [%]$ $I_0 = Strahlungsintensität unmittelbar unterhalb der Wasseroberfläche [%]$ $\varepsilon = Extinktionskoeffizient [m^1]$

Hieraus folgt für den Extinktionskoeffizienten ε :

$$\varepsilon = \frac{1}{z} \ln \left(\frac{l_0}{l_z} \right) \tag{4.3}$$

Der Extinktionskoeffizient beschreibt Absorption und Streuung des Lichtes. Hierbei kann der Betrag der Streustrahlung innerhalb des Sees eine starke Abhängigkeit zu den suspendierten Partikeln im Wasser aufweisen und damit auch in direktem Zusammenhang zur Trübung des Sees stehen. In stark getrübten Seen kann daher die Streustrahlung einen deutlich höheren Betrag aufweisen. Die kurzwellige Strahlung wird dabei stärker gestreut (Rayleigh-Streuung), was zu einer verstärkten Blaufärbung von Wasser in dickerer Schicht führt. Die Streustrahlung kann auch von biologischer Relevanz im Gewässer sein, da diese als Unterlicht von photoautotrophen Organismen genutzt werden kann. Die Attenuation und Transmission sind somit auch von der Wellenlänge der Strahlung abhängig (Schwoerbel und Brendelberger, 2013). Nach Julian et al. (2008) tragen in natürlichen Gewässern fünf Faktoren maßgeblich zur Beeinflussung der optischen Eigenschaften bei. Hierbei können die Eigenschaften des reinen Wassers und auch gelöste organische Substanzen wie beispielsweise Huminstoffe die optischen Eigenschaften beeinflussen. Letzteres führt meist zu einer gelblichen Verfärbung des Wassers, also einer Verschiebung der maximalen Strahlungsdurchlässigkeit hin zum langwelligeren Bereich des sichtbaren Lichts. Auch anorganische, suspendierte Sedimentpartikel können einen Einfluss auf die Attenuation und Transmission haben. Dies ist zudem von besonderer Relevanz für den betrachteten FPV-Standort. Durch die anthropogene Beeinflussung in Form der Auskiesung kann es hierbei zu verstärkter Mobilisierung von Sedimentpartikeln kommen. Auch nicht-algenbürtige, partikuläre organische Substanz kann Einflüsse auf die optischen Eigenschaften haben. Dies gilt ebenfalls für algenbürtige organische Substanz wie beispielsweise Phytoplankton.

Es konnte daher ersichtlich werden, dass sich aus der Strahlungsextinktion und damit der Addition der benannten Prozesse auf die Transparenz bzw. deren Kehrwert, die Trübung schließen lässt. Diese Beziehung erkannten Poole und Atkins (1929) und stellten die folgende empirische Beziehung zwischen dem Extinktionskoeffizienten und der Secchi-Scheiben-Tiefe auf.

$$\varepsilon = \frac{K}{Z_{SD}} \tag{4.4}$$

Z_{SD} = Secchi-Scheiben-Tiefe [m] K = Konstante = 1,7 Die Secchi-Scheiben-Tiefe wird oftmals auch als Sichttiefe bezeichnet und befindet sich meist in der Zone, in welcher nur noch rund 18-24 % der Lichtintensität vorzufinden sind. Meist wird davon ausgegangen, dass ab ungefähr 2,5-facher Sichttiefe die Dissimilation überwiegt (Fohrer et al., 2016). Die Zone über dieser Grenze wird auch euphotische oder trophogene Zone genannt (*Abbildung 15*). Innerhalb dieser Zone dominiert die Assimilation die Dissimilation, was zu einer positiven Photosynthesebilanz führt. Unterhalb der trophogenen Zone beginnt die tropholytische Zone. Aufgrund von Lichtmangel ist hier die Photosynthese geringer als die Respiration und die Zone wird hauptsächlich von Organismen bewohnt, welche sich heterotroph ernähren. Die Kompensationsebene zwischen diesen beiden Zonen wird meist anhand der Tiefe festgemacht, bei welcher nur noch 1 % des einfallenden Lichts nachzuweisen ist. Diese Grenze kann durch die von Brown (1984) nachfolgend beschriebene Gleichung in Abhängigkeit vom Extinktionskoeffizienten berechnet werden.

$$Z_{1\%} = \frac{-\ln(0,01)}{\varepsilon} = \frac{4,6}{\varepsilon}$$
(4.5)

 $Z_{1\%} = Tiefe$, in welcher noch 1 % des einfallenden Lichts nachzuweisen ist [m] $\varepsilon = Extinktionskoeffizient [m^{-1}]$



Abbildung 15: Schematische Darstellung der Zonierung innerhalb eines Sees (LfU, 2021)

4.1.2 Wärmehaushalt der Seen

Der Wärmehaushalt eines Sees spielt eine wichtige Rolle für die thermische Schichtung und Durchmischung des Gewässers. Von besonderer Bedeutung ist hierbei die Grenzschicht zur Atmosphäre, da hier die Wärmeaufnahme und -abgabe stattfindet. In den obersten Wasserschichten erfolgt die Wärmeaufnahme durch die Absorption von Strahlungsenergie. Die Abgabe von Wärme kann in Form von Ausstrahlung, Verdunstung, Abfließen von warmen Oberflächenwasser und Wärmeableitung erfolgen. Auch die Wärmeverteilung innerhalb des Gewässers ist für den Wärmehaushalt relevant. Da Wasser eine sehr geringe Wärmeleitfähigkeit hat, erfolgt der Wärmetransport in tiefere Wasserschichten meist durch die mechanische Verfrachtung von erwärmten Wasserkörpern. Dies kann beispielsweise mittels der Windscherung erfolgen, wobei höhere Windgeschwindigkeiten mit gesteigerten Scherkräften und damit größeren Durchmischungstiefen einhergehen. Dass diese Prozesse für die Wärmeverteilung innerhalb des Wasserkörpers verantwortlich sein müssen, lässt sich zudem daraus entnehmen, dass die vertikale Absorptionskurve der Strahlung nicht mit der vertikalen Temperaturverteilung einhergeht. So macht die Erwärmung des Sees durch Absorption von Strahlung nur 10-12 % der gesamten Wärmeverteilung aus (Schwoerbel und Brendelberger, 2013). Die Absorption von Strahlung kann infolge von FPV stark eingeschränkt werden.

Der Wechsel von Zirkulation und Stagnation ist von den klimatischen Bedingungen und der Lage abhängig. In Abhängigkeit des Schichtungs- und Mischungsverhaltens eines Sees kann zwischen verschiedenen Mixistypen unterschieden werden (*Abbildung 16*). Amiktische Seen zeichnen sich durch fehlende Durchmischung aus und sind meist in den Polarregionen oder Gebirgen in Zusammenhang mit einer permanenten Eisdecke vorzufinden. Bei Seen des holomiktischen Mixis-Typ erfolgt die Durchmischung bis zum Gewässergrund, wohingegen sie bei meromiktischen Seen nur bis zu einer gewissen Tiefe zu beobachten ist. Der holomiktische See stellt sich hierbei als wichtigster Mixis-Typ in den gemäßigten Breiten dar und kann in Abhängigkeit seiner Größe und Windangriffsfläche unterschiedliche Verhaltensweisen aufzeigen (Fohrer et al., 2016).

Diese Verhaltensweisen können in dimiktisch, monomiktisch und polymiktisch unterteilt werden. Monomiktische Seen zeichnen sich durch eine einmalige Durchmischung im Jahr aus. Hierbei kann zudem in warm und kalt monomiktisch unterschieden werden. Kalt monomiktische Seen sind meist polare und subpolare Seen, welche nur im Sommer vollständig zirkulieren, während warm monomiktische Seen während der Wintermonate bei ausreichender Abkühlung eine Durchmischung erfahren. Ein Beispiel für ein warm monomiktisches Durchmischungsverhalten stellt der Bodensee dar. Warm und kalt polymiktische Seen umfassen meist Tropenseen, wobei sich letztere meist in tropischen Hochgebirgen wiederfinden lassen. Warm polymiktische Seen werden insbesondere durch eine oftmals auftretende Vollzirkulation infolge nächtlicher Abkühlung beeinflusst, wohingegen kalt polymiktische sich ebenfalls in fast durchgehender Vollzirkulation befinden. Oligomiktische Seen werden nur gelegentlich durchmischt, wobei die zeitlichen Abstände zwischen den Zirkulationen mehrere Jahre betragen können. Dimiktische Seen sind oftmals in den gemäßigten Breiten anzutreffen und weisen einen Wechsel an Perioden mit stabiler Schichtung und vollständiger Zirkulation auf (Schwoerbel und Brendelberger, 2013).



Abbildung 16: Mixis-Typen der Seen in verschiedenen geographischen Breiten und Höhenlagen (Wetzel, 2001).

In Abbildung 17 ist der jährliche Verlauf der Zirkulation am Beispiel eines dimiktischen Sees dargestellt. Hieraus wird ersichtlich, dass die Vollzirkulation im Frühjahr und Herbst stattfindet. Diese wird durch die geringe Oberflächenwassertemperatur und starke Windscherung hervorgerufen. Die Windscherung kann zu einer Driftgeschwindigkeit der durchmischten Wasserschicht von 4,3 % der Windgeschwindigkeit führen (Schwoerbel und Brendelberger, 2013). Im Sommer ist der See stabil geschichtet und befindet sich in der Sommerstagnation. Die obere, warme Deckschicht wird als Epilimnion bezeichnet. Im Sommer beschränkt sich die Wärmeverfrachtung meist auf das Epilimnion. Unterhalb des Epilimnions befindet sich das Metalimnion. Dieses stellt eine Sprungschicht mit Temperaturgradienten von mehr als 1 °C m-1 dar. Über das Metalimnion hinaus findet kaum Wärmetransport im Sommer statt, sodass das Tiefenwasser mit der geringeren Temperatur und höheren Dichte kaum Temperaturgradienten aufweist. Dieser Tiefenbereich des Sees wird auch Hypolimnion genannt. Durch die Schichtung kann der Stoffhaushalt maßgeblich aufgrund der thermischen Barrieren beeinflusst werden. Nach Fohrer et al. (2016) können Seen daher Stoffsenken innerhalb der Landschaft darstellen. Im Winter tritt infolge der Dichteanomalie des Wassers eine inverse Schichtung ein. Hierbei sammelt sich das wärmere Wasser mit der höheren Dichte und einer Temperatur von 4 °C in den tiefen Bereichen des Sees, wohingegen das kältere Wasser mit der geringeren Dichte in der oberen Schicht vorzufinden ist. Seen wie beispielsweise der Gardasee frieren nicht bzw. äußerst selten aufgrund ihrer Größe zu. Somit kann sich dort keine Winterstagnation entwickeln. Aufgrund des Klimawandels könnte es in den gemäßigten Breiten infolge der unzureichenden Ausbildung der inversen Schichtung zu einer zunehmenden Verschiebung von dimiktischen zu monomiktischen Seen kommen.



Abbildung 17: Jährliche Zirkulation und Schichtung in einem dimiktischen, holomiktischen See (Schwoerbel und Brendelberger, 2013).

4.2 Stoffhaushalt

4.2.1 Sauerstoff

Die Sauerstoffbilanz spielt innerhalb eines Gewässers eine wichtige Rolle für die Wasserqualität und Ökologie des limnologischen Systems und wird auch oftmals zusammen mit der Wassertemperatur als fundamentaler Parameter hinsichtlich der Auswirkungen auf das Ökosystem beschrieben (Stefan und Fang, 1994; Wetzel, 2001). Je geringer der Eintrag an Sauerstoff und intensiver die Stoffwechselleistung der heterotrophen Organismen ist, desto schlechter die Sauerstoffbilanz.

Die Löslichkeit von Gasen wie Sauerstoff steht in direktem Zusammenhang zum Henryschen Gesetz, welches besagt, dass die Löslichkeit des Gases in Wasser infolge von zunehmender Temperatur und abnehmendem Druck verringert wird.

(4.6)

$$Cs = Ks \times Pt$$

Cs = Sättigungskonzentration des Gases [mol/l] Ks = temperaturabhängiger Löslichkeits- bzw. Absorptionskoeffizient [mol ŀ¹ atm¹] Pt = Partialdruck des Gases [atm]

Der Sauerstoffgehalt im Gewässer ist in Bezug auf die Respiration der Wasserorganismen mit aerobem Stoffwechsel von entscheidender Bedeutung. Eine übermäßige Erwärmung des Gewässers kann hierbei Folgen für die Organismen mit sich bringen, da durch die höhere Temperatur der Sauerstoffgehalt im Gewässer sinkt, während der Sauerstoffbedarf der Organismen gleichzeitig zunimmt (Schwoerbel und Brendelberger, 2013). Hierbei FPV durch möglicherweise könnte geringere Oberflächenwassertemperaturen und insgesamt konstantere Temperaturverläufe entgegenwirken. In Abbildung 18 ist die Temperaturabhängigkeit der Sauerstoffkonzentration anhand der Sättigungskurve dargestellt. Sie beschreibt, wie viel Sauerstoff bei einer gewissen Temperatur im Wasser gelöst werden kann. Liegt der gemessene Wert unterhalb der Kurve ist das Wasser mit Sauerstoff untersättigt. Bei einem gemessenen Wert oberhalb der Kurve liegt dementsprechend eine Übersättigung vor, was beispielsweise durch eine hohe Photosyntheserate der Produzenten hervorgerufen werden kann. Neben gesenkten Wassertemperaturen und damit höherer Sauerstoffaufnahmekapazität, muss jedoch auch betrachtet werden, inwieweit FPV die Sauerstoffzufuhr an der Luft-Wasser-Grenzschicht beeinflusst. Eine Sauerstoffarmut kann im Gewässer beispielsweise durch ausreichende Wasserbewegung kompensiert werden. Dies kann durch Ventilationsbewegungen der Organismen selbst oder anhand mechanischer windinduzierter Wasserbewegungen erfolgen. Nachfolgend werden daher die Prozesse, die einen Beitrag zur Sauerstoffbilanz im Gewässer leisten, genauer betrachtet und die Auswirkungen von FPV auf diese Prozesse diskutiert.



Abbildung 18: Effekt der Temperatur auf die Sauerstofflöslichkeit in Wasser (Waterman und Adami, 2005).

Die Sauerstoffbilanz hängt maßgeblich von der Sauerstoffzufuhr und dem Sauerstoffverbrauch im See ab. Die Sauerstoffzufuhr kann direkt durch den Vertikalaustausch an der Luft-Wasser-Grenzschicht erfolgen. Die Zufuhrrate an der Luft-Wasser-Grenzschicht kann oftmals als eine Funktion der Windgeschwindigkeit an der Gewässeroberfläche und der Sauerstoffkonzentration innerhalb des Gewässers, in Relation zum Sättigungsgehalt angesehen werden (O'Connor, 1983). Folglich ist beispielweise bei hohen Windgeschwindigkeiten und geringer Sauerstoffkonzentration im See die Zufuhrrate in das Gewässer hoch. Schladow et al. (2002) zeigten auf, dass auch die natürliche Konvektion im See ein Treiber für den Sauerstoffgehalt sein kann. Beispielsweise konnte am dort untersuchten See beobachtet werden, dass die Temperatur des Oberflächenwassers infolge der natürlichen Konvektion nachts unter die des Tiefenwassers fiel, während sie tagsüber deutlich darüber lag. Daher konnte zu tagsüber ein Minimum des Sauerstoffgehalts festgestellt werden, wohingegen durch die starke Abkühlung des Oberflächenwassers nachts ein großes Potenzial zur Sauerstoffaufnahme eröffnet wurde. Dieser Effekt kann folglich eine höhere Sauerstoffzufuhrrate hervorrufen. Zudem kann dies eine besondere Rolle für Seen spielen, welche durch ihre Topografie oder angrenzende Vegetation eine starke Verschattung gegenüber hoher Windgeschwindigkeiten aufweisen.

Auch die Photosynthese innerhalb des Gewässers kann bedeutende Mengen an Sauerstoff liefern. Die Menge an Sauerstoff, welche durch die Photosynthese produziert wird, steht im Zusammenhang mit verschiedenen Faktoren. Die Zonierung innerhalb des Sees kann hierbei beispielsweise eine Rolle spielen. So erfolgt die Photosynthese im Litoral hauptsächlich durch Makrophyten, wohingegen im Pelagial meist Phytoplankton für die Sauerstoffproduktion durch Photosynthese verantwortlich ist. Im Sommer ist daher auch von Bedeutung, wie ausgeprägt die thermische Schichtung und damit das Epilimnion ist. Dort weist die Photosyntheserate infolge hoher Lichtintensität und Wassertemperaturen gemäß der RGT-Regel (Reaktionsgeschwindigkeit-Temperatur-Regel) zumeist hohe Werte auf. Jedoch muss auch beachtet werden, dass mit steigender Wassertemperatur die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser abnimmt. Allerdings kann es tagsüber trotzdem meist zu einer Sauerstoffübersättigung kommen, während nachts Saustoffdefizite auftreten können. Wie hoch die Photosyntheserate – und damit die Primärproduktion – innerhalb eines Sees ist, lässt sich beispielsweise durch Messungen der Chlorophyllkonzentrationen oder anhand von Tracern in Form stabiler Kohlenstoffisotope (C^{13} , C^{14}) nachvollziehen (Takamura und Nakagawa, 2016).

Ein weiterer Eintragspfad für Sauerstoff in einen See stellt der Eintrag durch Zuflüsse dar. Da sich allerdings beim beobachteten See keine oberirdischen Zuflüsse befinden, wird dies nachfolgend eine untergeordnete Rolle spielen. Es ist jedoch zu erwarten, dass der beobachtete See aufgrund der großen Tiefe mit dem Grundwasser in Kontakt steht. Allerdings besitzt das Grundwasser in Deutschland meist eine relativ geringe Sauerstoffkonzentrationen von 2 bis 8 mg/l (Kunkel, 2004). Deshalb stellt auch der Grundwasserstrom in den See bezüglich der Sauerstoffzufuhr einen weniger bedeutsamen Faktor dar

Neben den Prozessen, welche für eine Zufuhr von Sauerstoff in das System verantwortlich sind, gibt es auch Prozesse, die für einen Verbrauch des Sauerstoffs verantwortlich sind. Hierzu zählen die Respiration, der Abbau und die Mineralisation organischer Stoffe (Destruktion) sowie der Verlust an die Atmosphäre. Während der Sommerstagnation ist die Sauerstoffzehrung innerhalb des Hypolimnions besonders ausgeprägt, was sich auch im vertikalen Sauerstoffprofil widerspiegelt (*Abbildung 19*). Nach Schwoerbel und Brendelberger (2013) kann der mikrobielle Abbau von Tier- und Pflanzenresten im Profundal als besonders sauerstoffzehrend eingestuft werden. Hierbei kann in Abhängigkeit von der Tiefe und der Produktion die Ablagerung von organischem Material höher bzw. geringer ausfallen. Infolgedessen kommt es zu charakteristischen Sauerstoffprofilen für Seen unterschiedlicher Trophiestufen. Für einen oligotrophen See ist eine orthograde Sauerstoffverteilung typisch, während für ein eutrophen See beispielsweise die klinograde Sauerstoffverteilung charakteristisch ist.



Abbildung 19: Vertikale Sauerstoffverteilung in Seen während der Sommerstagnation. Profil 1 stellt einen oligotrophen See (orthograde Kurve) dar, wohingegen es sich bei Profil 2 um einen eutrophen See mit klinograder Kurve und Profil 3 um eine heterograde Kurve mit metalimnischem O₂-Minimum handelt. T beschreibt den Temperaturverlauf (Schwoerbel und Brendelberger, 2013).

Geringe Sauerstoffkonzentrationen im Gewässer können Gefahren für die aquatischen Organismen darstellen. Einige Organismen weisen hierbei mehr oder weniger große Toleranzbereiche auf. In *Abbildung 20* ist der Toleranzbereich für Fischpopulationen dargestellt. Hierbei unterstützt eine Sauerstoffkonzentration von mehr als 9 ppm einen Großteil der vorkommenden Fischpopulationen, wohingegen eine Konzentration geringer als 3 ppm Hypoxie hervorrufen kann. Hypoxie kann zudem durch anthropogenen Stoffeintrag begünstigt werden. Durch landwirtschaftliche Düngung können Nährstoffe durch Oberflächenabfluss oder das Grundwasser in Form von beispielsweise Nitrat und Phosphat in den See gelangen. Durch diese zusätzlichen Nährstoffe kann es zu starkem Pflanzenwachstum und Algenblüten kommen. Während zu Beginn der Sauerstoffgehalt durch die verstärkte Photosynthese steigen kann, wird nachts verstärkt Sauerstoff gezehrt. Auch beim Absterben der Algen und Pflanzen wird durch die Destruktion der Biomasse viel Sauerstoff verbraucht. Die Hypoxie des Gewässers steht oftmals auch im Zusammenhang zu Cyanophyceenblüten. Diese weisen zudem eine hohe Sauerstoffmangeltoleranz auf und können gleichzeitig giftige Stoffwechselprodukte abscheiden, welche zusätzlich andere aquatische Organismen schädigen können.



Abbildung 20: Schematische Übersicht der generellen Toleranzbereiche von Fischpopulationen gegenüber verschiedener Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff (Illinois-Indiana Sea Grant, 2021).

4.2.2 Stickstoff

Stickstoff stellt ein Element dar, das in Bezug auf den Stickstoffkreislauf in Form von unterschiedlichen chemischen Verbindungen im See nachgewiesen werden kann. Außerdem ist Stickstoff ein wichtiger Makronährstoff und spielt in Bezug auf die Trophie eines Sees eine entscheidende Rolle. Besonders die anorganischen Stickstoffverbindungen Ammonium und Nitrat gelten als wichtige Stickstofflieferanten für photoautotrophe Pflanzen (Schwoerbel und Brendelberger, 2013). Stickstoff kann neben Phosphor einen limitierenden Faktor zur Umsetzung von pflanzlicher Biomasse darstellen. Phytoplankton benötigt beispielsweise zum Aufbau seiner Biomasse mehr als die sechszehnfache Menge an Stickstoff im Vergleich zu Phosphor. Liegt eine Menge an Stickstoffverbindungen im See vor, welche dieses Verhältnis übersteigt, kann es zum vermehrten Auftreten von Grünalgen kommen (Wilke, 2013). Die Nitratwerte im Epilimnion werden zudem durch saisonale Schwankungen der Primärproduktion oder anderen Faktoren wie beispielsweise der winterlichen Eisbedeckung beeinflusst. Die Umsetzung von Ammonium (NH4⁺) zu Nitrat (NO₃⁻) wird innerhalb des Stickstoffzyklus Nitrifikation genannt. Hierbei sind Mikroorganismen wie beispielsweise die ammonium-oxidierenden Bakterien (AOB), die ammonium-oxidierenden Archaeen (AOA) oder auch die nitrit-oxidierenden Bakterien (NOB) maßgeblich beteiligt (Abbildung 21). Diese Ammonium- und Nitritoxidanten sind streng aerob (Massé et al., 2019). Hieraus folgt, dass die Nitrifikation im anaeroben Hypolimnion eines eutrophen Sees nicht erfolgen kann. Das Nitrat kann im Zuge der Denitrifikation wieder zu elementarem Stickstoff umgewandelt werden. Bei einem Mangel an Sauerstoff im Gewässer kann es zur anaeroben Nitratammonifikation kommen, welche die Rückreaktion von Nitrat zu Ammonium darstellt. Auch wenn Nitrit normalerweise nur in geringeren Mengen im See nachzuweisen ist - da dieses schnell umgesetzt wird - kann es durch die anaeroben Bedingungen zu einer Anreicherung von Nitrit und Ammoniak im Gewässer kommen. Beide Verbindungen stellen schon in geringen Konzentrationen Giftstoffe für Fische dar (Schwoerbel und Brendelberger, 2013).



Abbildung 21: Konzeptionelle Darstellung der Rolle der Nitrifikation im Stickstoffkreislauf in Seen (Massé et al., 2019).

Die Umsetzung von Stickstoff im See passiert anisotrop. Bruesewitz et al. (2012) untersuchten die Nitrifikations- und Denitrifikationsraten in verschiedenen Bereichen eines Sees und konnten feststellen, dass im Randbereich des Sees in den Sedimenten der Flachwasserzonen die höchsten Nitrifikationsraten
auftraten. Im Profundal konnten insbesondere in den Tiefen von weniger als 2 m und mehr als 10 m die geringsten Nitrifikationsraten beobachtet werden. Die litoralen Sedimente stellen daher "Hotspots" für die Umsetzung von Nitrat dar. Durch anthropogene Eingriffe in die Uferbereiche von Seen kann der Stickstoffkreislauf in den litoralen Sedimenten gestört werden und die Funktion des gesamten Ökosystems unverhältnismäßig stark beeinflusst werden.

Stickstoff gelangt auf unterschiedliche Weisen in das Gewässer. Hierbei kann der Abbau von abgestorbener Biomasse und die atmosphärische Deposition eine Rolle spielen. Allerdings gibt es auch noch weitere Eintragspfade, welche weitaus größere Mengen an Stickstoff in das Gewässer bringen können. Neben Punktquellen wie beispielsweise Kläranlagen oder industriellen Einleitungen sind auch urbane Gebiete, Drainagen, Oberflächenabfluss und Erosion von Bedeutung. Den wichtigsten Eintragspfad stellt allerdings der Stickstoffeintrag über das Grundwasser dar. Da Stickstoff in der Landwirtschaft als Dünger eingesetzt wird, treten hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser daher überwiegend unter landwirtschaftlicher Flächennutzung auf (BMEL und BMU, 2020).

Nitrat im Grundwasser stellt innerhalb Deutschlands bereits seit mehreren Jahren ein Problem dar. Dies gilt insbesondere für Gebiete, in denen intensive Landwirtschaft betrieben wird und ein Überschuss in der Stickstoff-Flächenbilanz auftritt. Dies ist beispielsweise im Nordwesten und Südosten Deutschlands der Fall und führte dazu, dass Deutschland durch die Europäische Kommission verklagt wurde. Nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie hätte das Grundwasser in Deutschland sich spätestens 2015 in einem guten Zustand befinden sollen, mit Werten unterhalb der EU-Grenzwertes von 50 mg/l (Europäische Kommission, 2016).

Auch der Oberrheingraben, in welchem der untersuchte Maiwaldsee liegt, wird landwirtschaftlich stark genutzt, was zu einer verstärkten Auswaschung von Nitrat in das Grundwasser führt. Neben Nitrat können auch noch andere Verbindungen wie beispielsweise aus Herbiziden und Fungiziden, insbesondere durch den angrenzenden Weinbau, in das Grundwasser gelangen.

In *Abbildung 22* sind die berechneten mittleren Nitratkonzentrationen im Oberrheingraben dargestellt. Aufgrund der hohen hydraulischen Durchlässigkeiten könnte das Nitrat, vergleichsweise schnell, in mit dem Grundwasser in Kontakt stehende Seen gelangen. Dies kann zur Eutrophierung und zunehmender Verlandung des Gewässers führen. In *Abbildung 22b* und *Abbildung 22c* wurden die mittleren Nitratverteilungen für das Jahr 2050 berechnet. Hierbei wurde im Bezugslauf (*Abbildung 22b*) die Annahme getroffen, dass der Nitrateintrag von 2000 bis 2050 konstant bleibt. Der seit Mitte der 90er-Jahre anhaltende Trend mit abnehmender Nitratmasse blieb auch im Prognosezeitraum erhalten, was zu einem Rückgang insbesondere in Bereichen mit hohen Nitratkonzentrationen führt. Im Sensitivitätslauf S4 (*Abbildung 22c*) konnten die Nitratverhältnisse in Trockenjahren wie dem Jahr 2003 besser wiedergegeben werden, was zu einer Nitratkonzentration im Jahr 2050 führt, die mit der des Jahres 2003 vergleichbar ist (LUBW, 2006).



Abbildung 22: Berechnete mittlere Nitratverteilung im Grundwasser in den Tiefenstufen 0 bis 10 m a) im Jahr 1997, b) im Jahr 2050 für den Bezugslauf und c) im Jahr 2050 für den Sensitivitätslauf S4 (LUBW, 2006).

Das insbesondere Jahre mit Dürreperioden für die Nitratauswaschung in das Grundwasser von Relevanz sein können, zeigt *Abbildung 23* auf. Jutglar et al. (2021) untersuchten hierbei im Zeitraum von 2000 bis 2018 Grundwasserbrunnen und Quellen in ganz Baden-Württemberg. Rund die Hälfte der außergewöhnlichen Nitratkonzentrationen, die das 80. Perzentil der langfristigen Nitratmessungen überstiegen, konnten mit Dürren im Untersuchungszeitraum in Verbindung gebracht werden. In porösen Aquiferen, wie es auch der Oberrheinaquifer ist, erfolgte der Anstieg der Nitratkonzentration verzögert zum Dürreereignis. Das Dürrejahr 2003 stach hierbei mit einem starken Anstieg der Nitratkonzentrationen im Folgejahr heraus.



Abbildung 23: Zeitliche Entwicklung der Dürren und Nitratkonzentrationen. (a) Verteilung der Dürretage für die untersuchten Brunnen und Quellen (25%-75% Bereich mit Median), (b) mittlere jährliche Niederschlagsmenge, (c) Anteil der Standorte mit

einem Dürreereignis gefolgt von einer außergewöhnlichen Nitratkonzentration und (d) durchschnittliche Nitratkonzentrationen mit Standardfehler Jutglar et al. (2021).

4.2.3 Phosphor

Phosphor (P) ist neben Stickstoff (N) ein weiterer essenzieller Makronährstoff, welcher eine enge Korrelation zur Primärproduktion im Gewässer aufweist. Im Gegensatz zum Stickstoff, welcher in vielen Fällen in ausreichender Menge im Gewässer wiederzufinden ist, gilt Phosphor nach dem Liebigschen Minimumgesetz oftmals als Minimumfaktor. Hieraus folgt, dass eine Eutrophierung des Gewässers meist mit einer Zunahme der Phosphate in Zusammenhang gebracht wird. Wiedner et al. (2013) konnten bei ihren Untersuchungen im Rahmen des Projekts NITROLIMIT aufzeigen, dass eine N-Limitation bevorzugt in flachen durchmischten Seen auftritt, wohingegen eine P-Limitation häufiger in tiefen geschichteten Seen vorzufinden ist. In polymiktischen Flachseen kann es auch zu einem saisonalen Wechsel von P- zu N-Limitation kommen, welcher anhand des Stickstoffaustrags durch Denitrifikation und dem Phosphoreintrag aus dem Sediment begründet werden kann. In den tiefen geschichteten Seen wird der Phosphor im Laufe der Stagnationsperiode durch Sedimentation aus dem Epilimnion und Rücklösungsprozessen aus dem Sediment im Hypolimnion akkumuliert. Da die phytosynthetische Aktivität sich in diesen Seen auf die oberen Wasserschichten bzw. die trophogene Zone beschränkt, steht der akkumulierte Phosphor dem Phytoplankton nicht zur Verfügung und es kommt zur P-Limitation.

Natürlich vorkommendes anorganisches Phosphat kann beispielsweise durch Niederschläge, partikulärem atmosphärischen Eintrag und verschiedene phosphathaltigen Gesteine wie Apatit [Ca₅(PO₄)₃OH] in das Gewässer gelangen. Neben dem natürlichen anorganischen Phosphatgehalt im Gewässer können Phosphate auch infolge von überdüngten landwirtschaftlich genutzten Böden durch Zwischen- und Oberflächenabfluss in das Gewässer ausgewaschen werden. Mehr als 90 % des Gesamteintrags können auf Zuflüsse in den See zurückgeführt werden (Schwoerbel und Brendelberger, 2013). Deshalb spielen beispielsweise Eintragspfade wie die Erosion, urbane Gebiete und Punktquellen, im Gegensatz zum Stickstoff, beim Phosphor eine bedeutendere Rolle (BMEL und BMU, 2020). Das Gesamtphosphat innerhalb eines Sees setzt sich demnach aus dem anorganisch gelösten Phosphat, organisch gelöstem Phosphat und dem organisch partikulären Phosphat (Organismen und Detritus) zusammen.

Das Sediment im See kann als Phosphatsenke wie auch als Phosphatquelle dienen. Das Verhalten des Phosphats am Seeboden ist vergleichbar mit dem am terrestrischen Boden und kann unter aeroben Bedingungen an die Sedimentpartikel oder an Eisenhydroxid adsorbiert werden.

Bei der Reaktion mit Eisenhydroxid kommt es zur Bildung von Eisen(III)hydroxophosphat [Fe(OOH) ~ P], was zunächst unlöslich ist, solange eine ausreichende Sauerstoffkonzentration in der darüberliegenden Wasserschicht vorhanden ist. Kommt es allerdings zu hypoxischen Bedingungen im See, kann Phosphat mobilisiert werden (Petticrew und Arocena, 2001). Bei einer Reduktion der Sauerstoffsättigung auf unter 10 % kann es bereits zur Mobilisierung kommen, während bei einem Abfallen der Konzentration auf deutlich unterhalb von 0,5 mg/l mit einer schlagartigen Freisetzung von Phosphat zu rechnen ist.

Ein oftmals quantitativ viel bedeutenderer Prozess im Vergleich zur Eisenphosphatbildung stellt jedoch die Absorption und Desorption an Sedimentpartikeln dar. Dies steht ebenfalls in Abhängigkeit zum Redoxpotenzial oder dem pH-Wert (Boers, 1991). Im Litoral können auch submerse Makrophyten eine Rolle bei der Mobilisierung von Sediment-Phosphat spielen. In flachen eutrophen Gewässern kann während der Stagnationsperiode unter anoxischen Bedingungen die Reduktion von Fe(III) zu Fe(II) erfolgen, welches mit Phosphat in Lösung geht und dadurch schon während der Stagnation beträchtliche

Mengen an Phosphat und Eisen in die trophogene Zone gelangen können (Schwoerbel und Brendelberger, 2013).

Neben der Funktion als Phosphatquelle kann das Sediment auch eine Phosphatsenke darstellen. Versuche mit wiederholter Phosphatzufuhr konnten aufzeigen, dass keine langfristige Produktionssteigerung im See auftrat, sondern das Phosphat schnell in organisch gebundener Form im Sediment eingelagert wurde. Bei der Fixierung von Phosphat können auch phosphatfixierende Bakterien eine entscheidende Rolle spielen (Eckert et al., 1997; Li et al., 2019). Hieraus folgt, dass Seen offenbar innerhalb ihrer Trophiestufe stabile Ökosysteme mit der Fähigkeit zur Selbstregulation darstellen können. Meist führt erst eine Phosphatzufuhr über einen langen Zeitraum zu Veränderungen in der Trophie. Dies impliziert allerdings auch, dass eine bei geeigneten Maßnahmen auftretende rückläufige Eutrophierung ebenfalls einige Zeit beanspruchen kann (Schwoerbel und Brendelberger, 2013).

4.3 Primärproduktion und Trophie

Die Trophie eines Sees kann auch mit der Intensität der Primärproduktion gleichgesetzt werden und stellt einen entscheidenden Parameter zur Charakterisierung des Sees dar. Grundsätzlich können Seen in vier verschiedene Trophiestufen eingeteilt werden (*Abbildung 24*). Die Charakterisierung erfolgt dabei anhand der Parameter Chlorophyll-a, Sichttiefe und Gesamtphosphor (Carlson, 1977).

Oligotrophe Seen gelten als nährstoffarm und weisen somit eine geringe Primärproduktion auf. Auch wenn innerhalb dieser Seen eine hohe Biodiversität des Planktons herrschen kann, ist die Artenanzahl zumeist gering, was sich wiederum gleichermaßen auf die Organismen höherer trophischer Ebenen auswirkt. Die Sichttiefe ist hoch und beträgt meist mehr als sechs Meter, wobei sich diese auch teilweise bis zu 20 m erstrecken kann. Durch hohe Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion kann dort mithilfe dreiwertiger Eisenionen (Fe³⁺) freigesetztes Phosphat gefällt werden. Dadurch wird das Phosphat dem Stoffkreislauf entzogen, sodass der Phosphatgehalt 10 mg/m³ oftmals nicht übersteigt.

Mesotrophe Seen befinden sich meist im Übergang vom oligotrophen zum eutrophen Zustand. Der Nähstoffgehalt und die Primärproduktion liegen hier höher als bei den oligotrophen Seen, aber die Sichttiefe beträgt noch mehr als zwei Meter. Durch die veränderte Eindringtiefe des Lichts durch die erhöhte Primärproduktion wird auch die Dicke der trophogenen Zone beeinflusst. Nach der sommerlichen Stagnationsperiode befindet sich allerdings noch genug Sauerstoff im Hypolimnion, um die Fixierung von Phosphat im Sediment (Phosphatfalle) aufrecht zu erhalten.

Unterliegt ein mesotropher See zunehmender Europhierung wird die Primärproduktion gesteigert, der Phosphatgehalt erhöht und die Sichttiefe verringert (<2 m). In eutrophen Seen kann es während der Sommerstagnation zu hohen Sauerstoffkonzentrationen im Epilimnion aufgrund der erhöhten Photosyntheserate kommen, was zu einer hohen Biodiversität innerhalb dieser Wasserschicht führen kann. Im Gegensatz dazu steht das Hypolimnion, wo meist nur geringe Sauerstoffkonzentrationen vorliegen. Das Profundal ist besteht meist aus anaerobem Faulschlamm. Durch fehlenden Sauerstoff kann hierbei Phosphat in Form von Eisen-II-phosphat mobilisiert werden. Die meisten Seen in Deutschland sind eutroph und können Algenblüten unterliegen.

Polytrophe oder hypertrophe Seen weisen zusammen mit hohen Nährstoffkonzentrationen eine sehr hohe Primärproduktion auf. Das Epilimnion ist mit Sauerstoff übersättigt, während im Hypolimnion am Ende der Sommerstagnation Hypoxie auftreten kann. Dies kann Fischsterben induzieren und für eine starke Mobilisierung von weiterem Phosphat aus dem Sediment sorgen. Im Rahmen der Seealterung stellt dies oftmals das Endstadium dar, was mit einer Verlandung des Sees in Verbindung steht (LfU, 2021).



Abbildung 24: Schematische Darstellung der Trophiestufen und der Intensitäten verschiedener Faktoren, an denen sich die Trophiestufe eines Sees ableiten lässt. Der gelöste Sauerstoff (O₂) bezieht sich auf das Hypolimnion (abgeändert nach Schwoerbel und Brendelberger (2013))

Carlson (1977) stellt für eine präzise Charakterisierung den trophischen Zustandsindex (trophic state index, TSI) auf. Dieser numerische Index ordnet die Seen in eine Skala von 0 bis 100 ein. Jede Dekade stellt hierbei eine Verdopplung der Biomasse dar. Der Index kann durch die nachfolgenden Gleichungen ausgehend von den Parametern der Sichttiefe (Secchi-Tiefe, SD), dem Chlorophyll-a-Gehalt (Chl) und dem Gesamtphosphor (TP) berechnet werden.

$$TSI(SD) = 10\left(6 - \frac{\ln(SD)}{\ln(2)}\right) \tag{4.7}$$

$$TSI(Chl) = 10\left(6 - \frac{2.04 - 0.68\ln(Chl)}{\ln(2)}\right)$$
(4.8)

$$TSI(TP) = 10\left(6 - \frac{\ln\left(\frac{48}{TP}\right)}{\ln(2)}\right)$$
(4.9)

Die Primärproduktion in natürlichen und anthropogen beeinflussten Seen geschieht durch planktonische Algen (Phytoplankton), periphytische Algen (Periphyton) oder Makrophyten. Diese Organismen stellen die primären Treiber der Primärproduktion dar, während beispielsweise andere Produzenten wie photosynthetisch aktive Bakterien meist eine etwas untergeordnete Rolle spielen. Die Primärproduktion wird durch die Faktoren Temperatur, Lichtverfügbarkeit und den Makro- und Mikronähstoffgehalt im See gesteuert. Allerdings kann der jeweilige Anteil an der Primärproduktion durch die Primärproduzenten auch durch Faktoren wie beispielsweise die Morphologie, Trübung, Substratzusammensetzung und Fluktuationen des Wasserstands beeinflusst werden. In Stauseen rückt beispielsweise die Primärproduktion durch Phytoplankton in den Vordergrund, da sich hier durch große Wasserstandschwankungen meist kaum Makrophyten und Periphyton im Litoral ansiedeln können. Allerdings muss dies nicht mit einer geringeren Trophiestufe in Zusammenhang stehen, da Stauseen oftmals ein deutlich größeres Einzugsgebiet als natürliche Seen haben und somit durch eine höhere Sediment- und Nährstoffzufuhr beeinflusst sein können (Kimmel und Groeger, 1984).

Nach Schwoerbel und Brendelberger (2013) steigt die Photosyntheserate mit zunehmender Lichtintensität I zunächst nahezu linear an und befindet sich hierbei im Bereich der Lichtbegrenzung (*Abbildung 25a*). Sobald die Lichtintensität den kritischen Wert I_k übersteigt, setzt die Lichtsättigung ein und die Produktionsrate erreicht ein Plateau bei maximaler Produktionsrate. Wird I_k durch I sehr stark überschritten, beginnt der Bereich der Lichthemmung und die Produktionsrate nimmt wieder ab. Dadurch ergeben sich die in *Abbildung 25b* dargestellten Profile für die Strahlung und Photosynthese. Zudem ist zu erkennen, dass mit zunehmender Tiefe die O₂-Zehrung die O₂-Produktion übersteigt und die Respiration eintritt.



Abbildung 25: Die Beziehung zwischen Strahlungsintensität und Produktion (links) sowie das korrespondierende Strahlungsund Produktionsprofil im Gewässer (rechts) (Schwoerbel und Brendelberger, 2013).

4.4 Einfluss des Klimawandels auf Seen

Seen werden oftmals als Indikatoren des Klimawandels (sentinels of change) beschrieben. Sie stellen ein geografisch weitverzweigtes Netzwerk an tiefsten Punkten innerhalb der Landschaft dar, was physikalische, chemische und biologische Reaktionen auf Veränderungen im gesamten Einzugsgebiet nach sich ziehen kann (*Abbildung 26*). Zudem gelten Seen auch als Hotspots des Kohlenstoffkreislaufs, was ihnen ebenfalls eine regulatorische Rolle hinsichtlich des Klimawandels zuweist (Williamson et al., 2009). Tranvik et al. (2009) gehen ebenfalls davon aus, dass die Einlagerung von Kohlenstoff in Seen auf globaler Skala erheblich ist. Demnach bewege man sich hierbei in Größenordnungen von 0,6 Pg/Jahr⁴, was dem Vierfachen der ozeanischen Einlagerungsrate entspräche.



Abbildung 26: Flussdiagramm der Seen als Indikatoren für den Klimawandel, welches die wichtigsten Klimaregulatoren, die hervorgerufenen Reaktionen und Einflüsse durch die Klimaerwärmung sowie einige der vielen physikalischen, chemischen und biologischen Indikatoren aufzeigt, die in Seen als Reaktion auf den Klimawandel quantifiziert werden können (Williamson et al., 2009).

⁴ Ein Petagramm (Pg) entspricht 1·10¹⁵ Gramm und ist damit gleichzusetzen mit einer Gigatonne (Gt) (1·10¹² kg). **31**

Der Klimawandel wird starke Auswirkungen auf die europäischen Seen haben. Die spezifischen Effekte auf diese Ökosysteme können jedoch in Abhängigkeit der Region, des Einzugsgebiets und des Seetyps variieren (Mooij et al., 2005). Somit sind pauschale Aussagen bezüglich der Auswirkungen des Klimawandels nicht zuletzt aufgrund der komplexen Zusammenhänge und Interaktionen im Seeökosystem kaum zu treffen. Allerdings können grundlegende Entwicklungen und die Wahrscheinlichkeit für das Eintreten bestimmter Szenarien durchaus abgeschätzt werden (IGB, 2018). Durch den Klimawandel ist in einigen Regionen Zentraleuropas ein Anstieg der sommerlichen Temperaturen von 6 °C bis 2071-2100 zu erwarten, was ebenfalls oftmals mit einer Reduktion der sommerlichen Niederschläge um 50 % einhergehen wird (Dokulil et al., 2010). Dies kann Veränderungen bei Seen induzieren, welche eine hohe Sensitivität gegenüber der Klimaveränderung aufweisen. Als besonders sensitiv gegenüber bereits kurzfristiger Wetterveränderungen gelten beispielsweise Seen in der perialpinen Region (Thompson et al., 2005).

O'Reilly et al. (2015) führten eine weltweite Analyse der klimawandelbedingten Auswirkungen auf Seen durch, welche auf in-situ Messungen und Satellitendaten beruhte. Weltweit konnte eine hohe räumliche Varianz in der Temperaturveränderung des Oberflächenwassers verzeichnet werden (*Abbildung 27*). Allerdings konnte ebenfalls beobachtet werden, dass die sommerlichen Oberflächenwassertemperaturen im betrachteten Zeitraum von 1985 bis 2009 weltweit alle zehn Jahre um durchschnittlich 0,34 °C angestiegen sind.

Nach Rigosi et al. (2015) führt diese globale durchschnittliche Erwärmungsrate des Oberflächenwassers zu einer Zunahme an Algenblüten von 20 %. Zudem könnte gleichzeitig eine Erhöhung der toxischen Algenblüten von 5 % zu verzeichnen sein. Durch die zunehmende Evaporation könnte es zu sinkenden Wasserständen, substanziellen ökonomischen Konsequenzen oder dem kompletten Verlust an Ökosystemen kommen (Gronewold und Stow, 2014; Hanrahan et al., 2010; O'Reilly et al., 2015; Smol und Douglas, 2007). Dies stellen Punkte dar, an denen man unter Anwendung der FPV-Technologie eine gesteigerte Klimaresilienz der Seen erreichen könnte. Allerdings könnte dies auch Trade-offs zwischen dem maximalen Ertrag und dem ökosystemaren Nutzen hervorrufen. In Wirtschaftlichkeitsanalysen zur Realisierung solcher Anlagen könnten deshalb auch die Opportunitätserlöse miteinbezogen werden.



Abbildung 27: Kartesische Darstellung der Trends in Bezug auf die sommerlichen Oberflächentemperaturen von Seen im Zeitraum von 1985 bis 2009. Die meisten Seen erwärmen sich, wobei es eine große räumliche Heterogenität gibt. Es gilt zu beachten, dass die Abkühlung und die Erwärmung hierbei nicht gleich stark ausgeprägt sind (O'Reilly et al., 2015).

Kraemer et al. (2015) untersuchten die mit dem Klimawandel in Verbindung stehenden Effekte bezüglich der Morphologie und der Gesamterwärmung auf die thermische Schichtung eines Sees. Hierbei wurden die Veränderungen der Temperaturen des Oberflächen- und Tiefenwassers wie auch der Durchschnittstemperatur des gesamten Sees analysiert. Zudem wurden die Änderungen in Bezug auf Indices der Seenschichtung wie beispielsweise der Thermoklinentiefe (thermocline depth) oder Schmidts Stabilität (schmidt stability) betrachtet. Regionen mit großen und tiefen Seen könnten somit eine Anfälligkeit des Ökosystems verbunden mit steigender Stabilität aufweisen, während Regionen mit vielen kleinen Seen Ökosystemveränderungen durch Beeinflussung des Metalimnion erfahren könnten. Die Veränderungen dieser Indices war proportional zum Anstieg der Oberflächenwassertemperaturen. Im Durchschnitt ist daher mit einer stabileren Schichtung der Seen und tieferen sowie steileren Thermoklinen zu rechnen.

Aus den höheren Temperaturgradienten resultiert eine stabilere und längere Schichtung (Perroud und Goyette, 2012; Shatwell et al., 2013). Für Seen wie den Ammersee, Bodensee oder den Genfer See ist somit bis 2050 mit einer verlängerten Schichtungsdauer von ca. 35 Tagen zu rechnen (Perroud und Goyette, 2012; Werner et al., 2015). Der neben der Seemorphologie in Kraemer et al. (2015) aufgezeigte Einflussfaktors des Mischungstyp, kann sich auch im Zuge der Klimaerwärmung verändern (Kirillin, 2010). Dies resultiert aus der Prognose, dass die Durchmischungshäufigkeit zurückgehen wird und somit beispielsweise dimiktische zu monomiktischen Seen werden könnten. Die hängt zudem auch mit einer immer seltener werdenden Eisbedeckung im Winter zusammen (Psenner, 2003; Shatwell et al., 2013). Werner et al. (2015) zeigen auf, dass es neben der stabileren thermischen Schichtung auch zu einer chemischen Stabilisierung der Schichtung kommen kann. Hieraus kann Meromixis resultieren, was bedeutet, dass die vertikale Zirkulation nicht mehr über das komplette Temperaturprofil stattfindet. Durch die längere und stabilere Schichtung kann es im Hypolmnion – auch im Zuge von Eutrophierungseffekten – infolge der verlängerten O₂-Zehrung, zu anoxischen Zuständen kommen. Dies steht meist in Zusammenhang mit einer verstärkten Freisetzung von Stoffen aus dem Sediment (z.B. Phosphat) und kann somit zu einer Kettenreaktion mit immer stärkeren Nährstofffreisetzungen führen. Gleichzeitig steigert dies die Dichte des Tiefenwassers und erschwert zusätzlich die Durchmischung (Holzner et al., 2009; Pettersson et al., 2010).

5 Methoden und Vorgehensweise

5.1 Standortbeschreibung

Der Maiwaldsee (geographische Breite, Länge: 48.645, 7.986) befindet sich innerhalb der Region südlicher Oberrhein. Nahegelegene Gemeinden stellen Achern im Osten, Renchen im Südosten und das westlich gelegene Freistett dar. Der See liegt zentral innerhalb der Oberrheinebene zwischen dem angrenzenden Schwarzwald im Osten und dem im Westen verlaufenden Rhein. Der Maiwaldsee stellt zudem einen der vielen Baggerseen im Rheintal dar, welche sich in aktiver Auskiesung befinden.

Aus *Abbildung 28* geht hervor, dass das westliche, nördliche und östliche Ufer bewaldet ist. Die Ufervegetation weist hierbei keine besonders große Ausdehnung in die Breite auf, hat allerdings eine ausreichende Höhe, um zu einer möglichen Windabschattung beizutragen. Ansonsten befindet sich der See inmitten von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Im Südosten grenzt ein Waldgebiet an. Das anliegende Kieswerk, welches von der Ossola GmbH betrieben wird, befindet sich am Südufer. Im Südwesten des Sees sind außerdem einige Flachwasserzonen zu erkennen. Zudem konnten keine oberflächlichen Zuflüsse in den See ausgemacht werden. Nach Angaben des Betreibers handelt es sich beim Maiwaldsee um ehemals zwei Seen, die zunächst durch einen Schwellengraben getrennt waren. Ein Ausläufer dieser Schwelle ist beispielsweise noch im nördlichen Bereich ersichtlich. Mittlerweile wurde aus diesen beiden Seen durch fortlaufende Auskiesung der Maiwaldsee. Allerdings ist der östliche Bereich des ehemaligen Schwellengrabens – in welchem sich auch die FPV-Anlage befindet – durch Schwimmkörper abgegrenzt. Die Auskiesung fand während des Beobachtungszeitraums von 17.07.2021 bis 15.10.2021 im westlichen Teil des Sees statt.



Abbildung 28: Satellitenbild des Maiwaldsees mit hervorgehobener Wasserfläche und FPV-Anlage. Kleinere Abweichungen von der realen Wasserfläche treten infolge der fortlaufenden Auskiesung auf. Das rote Kreuz in der Übersichtskarte (rechts oben) kennzeichnet die geographische Lage innerhalb Baden-Württembergs.

Die FPV-Anlage befindet sich im südöstlichen Teil des Sees. Die Anlage besitzt 2300 Module, welche auf einer Fläche von 7700 m² angeordnet sind (Ossola GmbH, 2021). Fertiggestellt wurde das PV-

Kraftwerk im Juli 2019. Dies erfolgte in Zusammenarbeit des Kieswerkbetreibers und des regionalen Energiedienstleisters Erdgas Südwest GmbH. Die Investitionskosten beliefen sich hierbei auf rund eine Million Euro (Erdgas Südwest GmbH, 2021).

Nach Angaben der Erdgas Südwest GmbH (2021) konnten die zu Anfang kalkulierten Stromerträge im ersten Betriebsjahr übertroffen werden. So wurde ein jährlicher Ertrag von 860.000 kWh statt den ursprünglich geplanten 800.000 kWh erreicht. Die FPV-Anlage dient zur Eigenversorgung des anliegenden Kieswerks und es konnten im ersten Betriebsjahr 75 % des erzeugten Stroms hierfür genutzt werden. Dadurch konnten die Stromkosten, verglichen mit dem Vorjahr, um 10 % verringert werden. An den Wochenenden wird der erzeugte Strom in das Netz eingespeist. Durch den Betrieb der FPV-Anlage konnten rund 560 tCO₂e jährlich eingespart werden. Die im Sommer 2019 aufgetretenen hohen Lufttemperaturen hatten zusammen mit den Windgeschwindigkeiten von >100 km/h im Februar 2020, keinen Einfluss auf die Stromerzeugung der Anlage.

Die untersuchte Anlage gilt als größte kommerziell genutzte FPV-Anlage innerhalb Baden-Württembergs und weist eine installierte Leistung von 750 kWp auf. Die Neigungswinkel der Module betragen 12 ° und es besteht eine Süd-Aufständerung (*Tabelle 1*). In Ost-West-Richtung weist die Anlage eine Länge von ca. 120 m auf, während sie in Nord-Süd-Richtung ca. 75 m breit ist. Verankert ist das schwimmende PV-Kraftwerk am Ufer. Die Module liegen direkt auf der schwimmenden Unterkonstruktion auf. Die Oberkante der Module befindet sich hierbei ca. 30 cm über der Gewässeroberfläche. Durch das geschlossene Design der Unterkonstruktion könnte die laterale Luftzirkulation beeinflusst werden. Allerdings lässt sich auch aufgrund der vertikalen Luftzirkulation eine Zirkulation zwischen den Modulreihen nicht vollständig ausschließen.

Parameter	Einheit	Wert
Installierte Leistung	kWp	750
Fläche	ha	0,77
Aufständerung	-	Süd
Neigungswinkel	0	12
Jährlicher Ertrag	kWh	860.000

 Tabelle 1: Übersicht grundlegender Parameter bezogen auf die FPV-Anlage.

Der Maiwaldsee weist eine Fläche von knapp 37 ha auf und befindet sich in Auskiesung, was zur Folge hat, dass sich die Fläche sowie die Tiefe im Laufe der kommenden Jahre weiter vergrößern können. Die Fläche des Maiwaldsees liegt deutlich über dem Mittelwert der Baggerseenflächen in Baden-Württemberg, welcher 8,8 ha beträgt. Allerdings weisen andere Baggerseen in aktiver Auskiesung meist ähnliche Flächen auf. Durch die Auskiesung hat der See mit einer maximalen Tiefe von 70 m eine – im Verhältnis zur Fläche – große Tiefe. Bei natürlichen Seen ist ein solches Verhältnis selten zu beobachten. Die mittlere Tiefe beträgt 24 m, während der Wasserkörper ein Volumen von 8,8 \cdot 10⁶ m³ fasst. Durch die verhältnismäßig große Tiefe kommt es auch zur Ausbildung eines hohen Tiefengradienten. Dieser kann anhand der nachfolgenden Formel berechnet werden (Fohrer et al., 2016).

$$Z_{Gradient} = \frac{z_{max}}{4,758(l_{eff} + b_{eff})^{0,28}}$$
(5.1)

Symbolerklärung siehe Tabelle 2

Der für den Maiwaldsee berechnete Tiefengradient liegt mit einem Wert von 13 deutlich oberhalb des Grenzwertes von 1,5 (Fohrer et al., 2016). Hieraus kann geschlossen werden, dass eine stabile thermische Schichtung während der Sommerstagnation als wahrscheinlich gilt.

Die Daten bezüglich der Seemorphologie wurden durch das Landratsamt Ortenaukreis bereitgestellt und ergaben sich aus der Seevermessung des Jahres 2020. Es wurde zudem mitgeteilt, dass sich im Rahmen des genehmigten Ausbauzustands zukünftig eine maximale Tiefe von 80 m und eine mittlere Tiefe von ca. 35 m ergeben wird. Zudem wird die Wasserfläche auf 424.805 m² erhöht und das Seevolumen steigt auf 14,8 $\cdot 10^6$ m³ an. Im Rahmen dieser Arbeit werden allerdings die momentan aktuellen Daten aus dem Jahr 2020 verwendet (*Tabelle 2*).

Parameter	Einheit	Wert	Bemerkung
Fläche	ha	36,96	
Volumen	10 ⁶ m³	8,8	
Maximale Tiefe (z _{max})	m	70	
Mittlere Tiefe	m	24	
Uferlänge	km	4,2	
Effektive Länge (l _{eff})	km	0,97	Größtmögliche Distanz zwischen zwei Uferpunkten
Effektive Breite (b _{eff})	km	0,55	Linie im rechten Winkel zu l _{eff}
Tiefengradient	-	13	Maß für die Schichtungsstabilität; wenn >1,5 dann ist eine stabile Schichtung im Sommer wahrscheinlich
Theoretische Epilimniontiefe	-	5,4	$4,758(l_{eff} + b_{eff})^{0,28}$

Tabelle 2: Übersicht grundlegender Parameter bezogen auf den Maiwaldsee.

5.2 Messverfahren

Zur Abschätzung des Einflusses der FPV-Anlage auf die hydrologischen Eigenschaften des Sees mussten zunächst verschiedene Messungen durchgeführt werden. Diese können in meteorologische und hydrologische Messverfahren eingeteilt werden, wobei sich diese wiederum in stationäre und temporäre Messverfahren unterschieden lassen. Zu den stationären Messverfahren zählen beispielsweise die meteorologischen Messungen, während für die hydrologischen Messungen ebenfalls mobile Messgeräte verwendet wurden. Die gemessenen Daten wurden anschließend zur Bestimmung verschiedener Parameter und als Randbedingungen für das hydrologische Modell verwendet.

5.2.1 Meteorologische Messungen

Für die meteorologischen Messungen wurde zunächst in der Mitte der FPV-Anlage eine Wetterstation mit integriertem CR1000-Datenlogger installiert (*Abbildung 29*). Die Höhe der Station betrug 2 m über der Wasseroberfläche. Die Anlage besteht im Wesentlichen aus drei Flächentypen. Diese Flächentypen können in Modulfläche, Wasserfläche und Unterkonstruktion unterteilt werden. Um einen Schutz vor hohen Windgeschwindigkeiten zu gewährleisten, wurde die Station mit drei aufgespannten Drahtseilen

gesichert. Dies diente auch dazu, die Messgeräte im Lot zu halten. Es ist jedoch anzumerken, dass bei einer FPV-Anlage kleinere Abweichungen durch Wind und Wellenbewegung nicht auszuschließen sind.

Die Wetterstation war durch ein Widerstandsthermometer mit kapazitivem Feuchtesensor zur Messung der Lufttemperatur und der relativen Luftfeuchte ausgestattet. Ein weiteres Messgerät stellte das CNR1-Radiometer mit Pyranometer und Pyrgeometer von Kipp & Zonen dar (Campbell Scientific, 2021). Diese Strahlungsmessgeräte wurden oberhalb einer Teilfläche aus Moduloberfläche und Wasserfläche (Modul-Wasser-Teilfläche) platziert. Es zeigte jeweils ein Pyranometer nach unten auf die Wasseroberfläche, während das andere nach oben zeigte. Dies galt auch für die beiden Pyrgeometer. Die Pyranometer messen die kurzwellige Strahlung, während die Pyrgeometer die langwellige Strahlung (fernes Infrarot) erfassen. Die erwartbare Genauigkeit für die täglichen Gesamtwerte liegt bei ± 10 %. Anhand der erfassten Strahlungswerte *E* (kurzwellige oder langwellige Strahlung [W/m²]) werden nachfolgend Parameter wie beispielsweise die Albedo oder die Gesamtnettostrahlung berechnet. Zur Berechnung der Albedo können die Messungen der kurzwelligen Strahlungssensoren (CM3) herangezogen werden (Campbell Scientific, 2021).

$$Albedo = \frac{E \ unterer \ CM3}{E \ observer \ CM3}$$
(5.2)

Es ist davon ausgegangen, dass die Schwimmkörper eine etwas höhere Albedo aufweisen, wohingegen das Wasser und die Modulflächen eine geringere Albedo haben. Da die Sensoren hauptsächlich oberhalb der Modul-Wasser-Teilfläche platziert waren, ist daher von geringeren Werten auszugehen. Je nach Neigungswinkel der Sonne weist Wasser typischerweise eine Albedo zwischen 0,05 und 0,25 auf (Goward, 1998). Allerdings ist nicht auszuschließen, dass auch die Floats durch ihre stärkere Rückstrahlung einen Effekt auf die Messwerte hatten.

Die Gesamtnettostrahlung *NR* [W/m²] kann unter Verwendung der Messwerte aller Sensoren durch die nachfolgende Gleichung berechnet werden.

$$NR = (E \text{ oberer } CM3) + (E \text{ oberer } CG3) - (E \text{ unterer } CM3) - (E \text{ unterer } CG3)$$
(5.3)

CM3 = kurzwelliger Strahlungssensor (Pyranometer) CG3 = langwelliger Strahlungssensor (Pyrgeometer)

An der Spitze der Wetterstation war in zwei Metern Höhe ein 2D-Ultraschallanemometer angebracht. Dieses diente zu Messung der Windgeschwindigkeit und der Windrichtung. Die Genauigkeit der Windrichtungsmessung beträgt $\pm 3^{\circ}$, während sie bei der Messung der Windgeschwindigkeit bei 12 m/s mit ± 2 % beziffert werden kann.



Abbildung 29: Wetterstation auf der FPV-Anlage.

Ein weiteres Ziel der meteorologischen Messverfahren stellt die Untersuchung der oberflächennahen Windgeschwindigkeiten dar. Dies soll dazu dienen, einen möglichen Einfluss durch die FPV-Anlage auf die oberflächennahe laterale Luftströmung abzuschätzen. Da im Bereich von FPV durch die aufgeständerten Module eine andere Oberflächenrauigkeit im Vergleich zur flachen Wasseroberfläche vorzufinden ist, könnte die oberflächennahe Luftströmung in Abhängigkeit des Modulneigungswinkels bei FPV unterschiedlich stark beeinflusst sein. Der Reibungskoeffizient kann bei Seen einen Wert von 0,1 annehmen, was um das Vierfache geringer ist als der von beispielsweise Stadtgebieten mit hohen Gebäuden. Auch die Rauhigkeitslänge z ist bei Wasseroberflächen mit 0,0002 m deutlich geringer als bei dicht besiedelten oder bewaldeten Gebieten (z = 1,6 m). Die Rauhigkeitslänge beschreibt die Höhe über Grund, bei welcher die Windgeschwindigkeit theoretisch null ist. Die Rauhigkeitslänge verhält sich daher proportional zum herrschenden Rauhigkeitseinfluss (Bañuelos-Ruedas et al., 2010).

Zur Untersuchung des beschriebenen potenziellen Einflusses wurden vier Kleinwindgeber auf jeder Seite am Rand der Anlage angebracht. Die Höhe des Messinstruments entsprach dabei auch der maximalen Modulhöhe über dem Wasserspiegel. Die Messgeräte wurden jeweils gegenüber angebracht, sodass die Wetterstation den Schnittpunkt der Ost-West- und Nord-Süd-Gerade zwischen den Messgeräten darstellte (*Abbildung 30*). Gemäß der Aufständerung kreuzte die Nord-Süd-Gerade daher die Modulreihen, wohingegen die Ost-West-Gerade parallel zu den Modulreihen verlief. Das Messintervall betrug, wie auch bei der Wetterstation, 15 min. Die Messgenauigkeit der angebrachten Windgeschwindigkeitsmessgeräte beträgt ± 0.5 m/s oder eine 5 % Abweichung vom Messwert.



Abbildung 30: Messstandorte der lateralen oberflächennahen Luftströmung (links) und am Randbereich der FPV-Anlage angebrachtes Messgerät (rechts).

Die Analyse der oberflächennahen Windgeschwindigkeiten erfolgt unter der Verwendung der vom 2D-Ultraschallanemometer aufgezeichneten Windrichtungsdaten. Hierfür wird eine effektive Windströmung definiert, anhand welcher die Messungen der jeweils gegenüberliegenden Messgeräte analysiert werden. Diese effektive laterale Windströmung weist einen Toleranzbereich von $\pm 10^{\circ}$ auf (*Abbildung 31*). Somit werden beispielsweise nur Windgeschwindigkeiten aus Richtung Süden ausgewertet, die in einem Winkel zwischen 170° und 190° auf die Anlage treffen. Dies wird entsprechend auf die Einströmwinkel der Richtungen West, Nord und Ost übertragen. Somit wird sichergestellt, dass die laterale Windströmung möglichst entlang der definierten Achsen verläuft.



Abbildung 31: Eingrenzung der Messdaten auf die Winkel einer effektiven Windströmung.

5.2.2 Hydrologische Messungen

Neben den meteorologischen Messungen wurden auch hydrologische Untersuchungen am See vorgenommen. Hierbei wurden Messungen der Wassertemperatur und des Sauerstoffgehalts durchgeführt. Diese Parameter gelten als fundamentale Größen in der Limnologie. Aus Veränderungen dieser Messgrößen lassen sich oftmals Wechselwirkungen für das gesamte System schlussfolgern (Stefan und Fang, 1994; Wetzel, 2001).

Für die Messung der Wassertemperaturen kamen HOBO-Pendant-Temperatur- und Strahlungssensoren zum Einsatz (Onset, 2021). Diese wurden an einer zehn Meter langen Leine aus (isoliertem) Drahtseil in Abständen von 50 cm angebracht, am Ende der Leine mit einem Gewicht beschwert und anschießend befestigt in das Wasser eingelassen. Bei der Auswertung der Daten werden nur die gemessenen Temperaturdaten berücksichtigt. Keine Berücksichtigung finden die Strahlungsdaten, da diese beispielsweise aufgrund von Periphyton, Sedimentablagerungen durch die Auskiesung und Strömungsbewegungen beeinflusst sein können. Eine Messung der Einstrahlung in das Gewässer fand, wie nachfolgend beschrieben, anhand eines anderen Messgeräts statt. Die Messgenauigkeit der HOBOs liegt bei ±0,53 °C. Um den Einfluss der FPV-Anlage auf die Thermik des Sees zu untersuchen, mussten Referenzmessungen an anderen Stellen des Sees durchgeführt werden. Hierfür wurden zwei Referenzmessstellen definiert. Die Referenzmessstelle I (REF I) befand sich wenige Meter westlich der Anlage, wohingegen die Referenzmessstelle II (REF II) rund 120 m nördlich des nördlichen Anlagenrandbereichs lokalisiert war (Abbildung 32). Die dritte Messtelle (FPV) befand sich unter der FPV-Anlage. Es wurde hierbei eine Stelle ausgewählt, welche sich unterhalb der Modulfläche in möglichst zentraler Lage befand. Die Messtelle FPV weist einen Abstand von rund 75 m zur Messtelle REF I und 170 m zur Messtelle REF II auf. Der Abstand zwischen den beiden Referenzmessstellen 39

beträgt rund 160 m. Die Leinen an den Referenzmessstellen wurden an den dort bereits vorhandenen Bojen befestigt, während die Leine der Messstelle FPV an der dortigen Unterkonstruktion fixiert wurde. Das Messintervall der Wassertemperaturmessungen betrug eine Stunde.



Abbildung 32: Lokalisierung der Messstelle unterhalb der Anlage (FPV), der beiden Referenzmessstellen (REF I, REF II) und Wetterstation (gelbes Kreuz).

Neben der stationären Messung der Wassertemperaturen wurden auch andere Messungen wie beispielsweise die Bestimmung des Sauerstoffgehalts und der Einstrahlung durchgeführt. Es handelte sich allerdings nicht um stationäre Messungen, sondern um temporäre Aufnahmen mit mobilen Messgeräten. Allerdings fand auch hier eine Messung der Wassertemperatur über ein bestimmtes Tiefenprofil statt. Dieses Profil betrug bei der Sauerstoff- und Strahlungsmessung acht Meter. Für die Sauerstoffmessung wurde eine *LDO-sc-Prozess-Sonde*⁵ für gelösten Sauerstoff der Firma Hach-Lange verwendet (*Abbildung 33*). Die Sauerstoffmessung beruht hierbei auf einem optischen Verfahren und misst dabei den lumineszierenden gelösten Sauerstoff, ohne eine empfindliche Membran zu haben oder eine Elektrolytlösung zu benötigen. Die Messgenauigkeit bei einer O₂-Konzentration >5 mg/l beträgt $\pm 0,2$ mg/l. Bei Sauerstoffkonzentrationen unterhalb von 5 mg/l nimmt die Genauigkeit zu (Hach, 2021). Anhand der Sauerstoffmessungen an den drei Messtellen wird analysiert, ob durch die FPV-Anlage, welche möglicherweise einen Einfluss auf die Energiebilanz des Sees und damit auf die Primärproduktion hat, eine Reduktion der Sauerstoffkonzentration erfolgt. Mittels der Messdaten wird auch das potenzielle Auftreten hypoxischer oder anoxischer Bedingungen geprüft.

Für die Messung der Strahlung wurde ein Strahlungsmessgerät, das an einer Angel befestigt war, in verschiedene Tiefen hinabgelassen. Hierfür wurde ein CS300-Pyranometer auf einer trichterförmigen Vorrichtung fixiert, die unten mit einem Gewicht beschwert war (*Abbildung 33*). Der Kalibrierungsfaktor des Pyranometers beträgt 5 W m⁻² mV⁻¹. Mithilfe dieses Messgeräts konnten Strahlungsprofile für alle drei Messstellen gemessen werden. Außerdem wurde anhand des mobilen Pyranometers die kurzwellige Strahlung über und unter den Modulen gemessen. Die eintreffende Reststrahlung wurde an verschiedenen Punkten unterhalb der Module aufgezeichnet, um einen Faktor

⁵ LDO steht für luminiszierenden gelöster Sauerstoff (engl.: luminescent dissolved oxygen) und *sc* beschreibt die Sensorkappe (engl.: sensor cap) der Sonde.

für die auf die Gewässeroberfläche auftreffende kurzwellige Strahlung (sw_factor) zu bestimmen. Es handelt sich dabei, aufgrund der unterschiedlichen strukturellen Merkmale der Anlage, um eine Näherung.



Abbildung 33: Messung des gelösten Sauerstoffs unterhalb der FPV-Anlage mittels der LDO sc Prozess-Sonde für gelösten Sauerstoff der Firma Hach-Lange (links) und Aufnahme von Strahlungsprofilen durch das an einer Angel befestigte Pyranometer (rechts).

Um genauere Erkenntnisse über die hydrologischen Prozesse unterhalb der gesamten Anlagenfläche zu erlangen, wurden die Messungen des gelösten Sauerstoffs nicht nur an der beschriebenen Messstelle, sondern auch entlang der Horizontal- und Vertikalachse der FPV-Anlage durchgeführt (*Abbildung 34*). Dadurch soll untersucht werden, ob sich mögliche Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt und die Thermik von den Randbereichen in Richtung des Zentrums der Anlage verstärken.



Abbildung 34: Messstellen der FPV-internen Sauerstoffmessung.

5.3 Energiebilanz

Die Dynamik der Energieflüsse bei Seen unterscheidet sich maßgeblich von derjenigen über terrestrischen Flächen (Rouse et al., 2005). Wasser besitzt eine vergleichsweise hohe spezifische Wärmekapazität (4186 J kg⁻¹ K⁻¹). Dies zieht nach sich, dass im Vergleich zu anderen Flüssigkeiten oder Feststoffen viel Energie benötigt wird, um den Wasserkörper zu erwärmen. Daraus folgt, dass Seen eine hohe thermische Trägheit besitzen und somit die Wassertemperaturen aus der Phase des jährlichen Zyklus der Solareinstrahlung gedrängt werden können. Gewässerflächen haben meist eine geringere Albedo als beispielsweise Wälder oder landwirtschaftliche Flächen und können deshalb einen höheren Anteil der Einstrahlung absorbieren (Beyrich et al., 2006). Durch die Sommerstagnation der di- und monomiktischen Seen in den gemäßigten Breiten wird das obere Epilimnion vom unteren Hypolimnion durch die Thermokline/Metalimnion getrennt. Dadurch wird das Hypolmnion effektiv von der Atmosphäre isoliert. Einen direkten Einfluss auf den kurzfristigen Energieaustausch zwischen der Atmosphäre und dem See hat deshalb nur das Epilimnion (Nordbo et al., 2011).

Die Berechnung der Energiebilanz stellt eine methodische Vorgehensweise dar, um Prozesse hinsichtlich der Erwärmung oder Abkühlung eines Sees zu untersuchen. Dies kann auch für eine Abschätzung der Wasserverfügbarkeit genutzt werden. Da viele biologische Prozesse innerhalb des Sees in direkter Abhängigkeit zur Temperatur stehen, können die Wärmeströme in den oberen Wasserschichten eine übergeordnete Rolle für die Funktion des aquatischen Ökosystems spielen. Seen tauschen mit der Atmosphäre Energie in Form von langwelliger Strahlung und turbulenten Wärmeströmen aus. Dabei spielen die kurzwellige Solarstrahlung, langwellige Nettostrahlung sowie der fühlbare und latente Wärmestrom eine wichtige Rolle. Allerdings kann auch der Wärmetransport durch die Zu- und Abflüsse wie auch der Wärmeaustausch durch den Niederschlag von Bedeutung sein (Nordbo et al., 2011). Beim untersuchten See sind keine Zu- und Abflüsse in Form von Fließgewässern vorhanden. Bei anderen Seen ist im Sommer und Herbst der Wärmetransport durch die Zu- und Abflüsse deutlich kleiner als der Wärmestrom an der Grenzschicht zwischen Wasseroberfläche und Atmosphäre. Daraus resultierend kann die Wärmespeicherenergieänderung ΔG des Wassers folgendermaßen berechnet werden (van Emmerik et al., 2013):

$$\Delta G \cong [R_n - (\lambda E + H)] \Delta t \tag{5.4}$$

 $\Delta G = W \ddot{a} rmespeicherenergie \ddot{a} n der [J/m^2] oder [W/m^2]$ $R_n = Nettostrahlung [J/m^2]$ $\lambda E = latenter W \ddot{a} rmestrom [J/m^2]$ $H = f \ddot{u} h l barer W \ddot{a} rmestrom [J/m^2]$ t = Zeit [s]

Zur Abschätzung von R_n kommen nach Nussboim et al. (2017) zumeist zwei Methoden zur Anwendung. Die erste Methode kann beispielsweise mittels eines Netto-Radiometers durchgeführt werden, welches oberhalb der Wasseroberfläche angebracht wird. Basierend auf diesem Messverfahren wird auch die Nettostrahlung für den untersuchten Maiwaldsee berechnet. Bei der zweiten Methode wird die kurzund langwellige Strahlung gemessen und daraus deren algebraische Summe⁶ gebildet. Die latenten und fühlbaren Wärmeströme können mittels eines Scintillometers direkt gemessen oder mit der Eddy-Kovarianz-Methode ermittelt werden (Nordbo et al., 2011; Tanny et al., 2008; Wang et al., 2014). Allerdings stellt die am weitesten verbreitetste Methode zur Abschätzung der latenten und fühlbaren Wärmeströme die Anwendung der aerodynamischen Methode (Brutsaert, 2013) dar. Diese beruht auf

⁶ Summe der Strahlungswerte unter Berücksichtigung ihrer Vorzeichen (wie + oder -) nach den Regeln der Addition in der Algebra

meteorologischen Messungen nahe der Seeoberfläche. Die Wärmeströme werden bei der aerodynamischen Methode basierend auf Messdaten bezüglich der Lufttemperatur, Wasseroberflächentemperatur, relativer Feuchte, und Windgeschwindigkeit berechnet (van Emmerik et al., 2013). Dies erfolgt anhand der nachfolgenden Gleichungen.

$$H = -C_{HW}C_P \rho_a U(T_s - T_a) \tag{5.5 a}$$

$$\lambda E = -C_{HW} L_P \rho_a U(q_s - q_a) \tag{5.5 b}$$

$$q \simeq \frac{0,622 \times e}{P} \tag{5.5 c}$$

$$e = RH \times e_s(T_K^o air) \tag{5.5 d}$$

$$e_s(T_c^o air) = 6,112 \times exp \frac{(17,67 \times T_c^o)}{(T_c^o + 237,35)}$$
(5.5 e)

 $H = f\ddot{u}hlbarer W\ddot{a}rmestrom [W/m^2]$ $\lambda E = latenter W armestrom [W/m²]$ $C_P = spezifische Wärmekapazität von Luft [] kg⁻¹ K⁻¹]$ C_{HW} = Wärmeübertragungskoeffizient [-] *L_p* = *Verdampfungswärme von Wasser* [J/kg] $\rho_a = Dichte der Luft [kg/m³]$ U = Windgeschwindigkeit [m/s] in 10 m Höhe über der Wasseroberfläche (Ts – Ta) = Gradient zwischen der Oberflächenwassertemperatur und der Lufttemperatur in Standardhöhe über dem Wasser [K] *q* = *spezifische Luftfeuchte* [-] $(q_s - q_a) = Gradient zwischen der spezifischen Luftfeuchte an der Wasseroberfläche und in Standardhöhe [-]$ P = Atmosphärendruck [mbar] *RH* = *relative Luftfeuchte [%]* $T_{C}^{o} = Lufttemperatur [K]$ e = Partialdruck von Wasserdampf in der Luft [mbar] berechnet aus der relativen Feuchte (RH, %) und der Tetens-Gleichung $e_s(T_c^o air)$

Eine einfache Methode zur Überprüfung der berechneten oberflächlichen Wärmeströme bietet der Abgleich ihrer Summe (*Gleichung 5.4*) mit der Wärmespeicherenergieänderung ΔG , die direkt aus Temperaturprofilmessungen berechnet wird (*Gleichung 5.6a*). Allerdings sollten für die Berechnung der Energiebilanz mittels Tiefenprofilmessung Daten vorliegen, die sich über ein größeres Zeitintervall erstrecken. Hierbei sollte es sich um einen Mindestzeitraum von mehreren Tagen handeln. Dadurch kann sichergestellt werden, dass ΔG zwischen zwei beliebigen Zeitpunkten deutlich größer ist als der zu erwartende Messfehler (Nussboim et al., 2017). Da sich die vorgenommenen hydrologischen Untersuchungen am Maiwaldsee über einen dreimonatigen Zeitraum erstrecken, stellt die Methode zur Berechnung von ΔG basierend auf den durchgeführten Temperaturprofilmessungen eine geeignete Methode dar. Durch Temperaturprofilmessungen mittels Thermistor-Ketten können zudem hohe zeitliche Auflösungen erreicht werden (Rimmer et al., 2009; van Emmerik et al., 2013; Verburg und Antenucci, 2010).

Die Berechnung der Energiebilanz erfolgt anhand der in van Emmerik et al. (2013) beschriebenen Methode zur Berechnung der Wärmespeicherenergieänderung mittels Wassertemperaturdaten. Da bei der Untersuchung an jeder der Referenzmessstellen und unter der FPV-Anlage eine mit 43 Temperatursensoren ausgestattete Kette angebracht war, kann die Energiebilanz für jede Messtelle berechnet werden. Anschließend erfolgt ein Vergleich der Messtellen, um einen möglichen Einfluss von FPV auf die Energiebilanz abzuschätzen. Die Berechnung der Energiebilanz erfolgt aufgrund des Messintervalls in einem stündlichen Zeitschritten. Die Energiebilanz wird pro Quadratmeter für den zehn Meter tiefen Wasserkörper berechnet, da dies der Länge der Ketten zur Wassertemperaturmessung entspricht. Es gilt zu beachten, dass die einzelnen Teilvolumina infolge der Abstände zwischen den Sensoren von einem halben Meter, entsprechend mit einem halben Kubikmeter angegeben werden. Mittels des Volumens und der berechneten Dichte, können die einzelnen Teilmassen der Wassersäule berechnet werden. Anhand dessen wird für jede Tiefenmessung unter Einbeziehen der spezifischen Wärmekapazität und Temperaturänderung die Wärmespeicherenergie berechnet. In der Summe ergibt dies die Wärmespeicherenergie *G* für die gesamte betrachtete Wassersäule. Anschließend kann die Wärmespeicherenergieänderung ΔG mittels der berechneten Werte für *G* ermittelt werden.

$$\Delta G = G(t_2) - G(t_1) \tag{5.6 a}$$

$$G(t) = C_{PW} \int_{z=Z_0}^{z=Z_{max}} \rho_W(z,t) V_W(z,t) \Delta T_W(z,t) dz$$
(5.6 b)

 $\Delta G = W \ddot{a} rmespeicherenergie \ddot{a} nderung [W/m^2]$ $G = W \ddot{a} rmespeicherenergie [W/m^2]$ $C_{PW} = spezifische W \ddot{a} rmekapazit \ddot{a} t von Wasser [J kg^{-1} K^{-1}]$ $\rho_W = Dichte von Wasser [kg/m^3]$ $V_W = W asservolumen [m^3]$ $\Delta T_W = W assertemperatur \ddot{a} nderung [K]$ z = Tiefe [m] t = Zeit [s]

5.4 General Lake Model (GLM)

Um die Auswirkungen einer FPV-Anlage auf den See zu modellieren, wird nachfolgend das General Lake Model (GLM, Version 3.1) angewendet. Dies steht insbesondere vor dem Hintergrund, verschiedene Szenarien beispielsweise in Bezug auf Klimaveränderungen oder unterschiedliche Flächenbelegung durch FPV zu simulieren. Beim GLM handelt es sich um ein vertikales 1D-Modell, das eine Abbildung der hydrodynamischen Prozesse von Seen, Wasserreservoiren oder Feuchtgebieten ermöglicht. Es eignet sich für eine Vielzahl an klimatischen Bedingungen und kann mit Zeitreihen unterschiedlicher zeitlicher Auflösung gespeist werden. Diese Zeitreihen können sich beispielsweise auf die meteorologischen Bedingungen sowie auf Zu- und Abflüsse beziehen (Hipsey et al., 2019). Anhand der Simulation wird geprüft, inwieweit sich die beobachteten Messtellen zusammen mit ihren Temperaturprofilen und unter dem Einfluss von FPV im Modell darstellen lassen. Dabei wird das GLM auf die gemessenen Wassertemperaturen der Referenzmessstelle II kalibriert. Eine ausführliche Anleitung mit Darstellung der im Modell verwendeten Algorithmen bietet Hipsey et al. (2019). Read et al. (2014) modellierten mehr als 2000 Seen im US-Bundesstaat Wisconsin, um deren Reaktionen hinsichtlich regionaler Klimaveränderungen zu untersuchen. Ladwig et al. (2021) nutzten das GLM und hydrodynamische-ökologische Modellkomponente (AED2) zusammen mit dessen einem hydrologischen Einzugsgebietsmodell. Dabei wurde das Ziel verfolgt, die jährliche Variabilität von anoxischen Zuständen im eutrophen Lake Mendota zu simulieren. Einen zunehmend qualitativen Ansatz verfolgten Bruce et al. (2018). Dort stand eine Untersuchung der Modellgüte im Vordergrund, indem 32 Seen des Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON) simuliert wurden. Diese unterschieden sich beispielsweise in ihren Klimazonen, Größen und Durchmischungsverhalten.

Während bei einigen Publikationen die ökologische Modellierung und die Wasserqualität im Vordergrund stehen, werden bei anderen wiederum Veränderungen in den thermischen Eigenschaften des Sees genauer beleuchtet. Anhand des GLM lassen sich folglich unterschiedlichste methodische Ansätze auf verschiedenen räumlichen Skalen anwenden. In dieser Analyse sollen anhand der Simulationen die Auswirkungen einer FPV-Anlage auf die thermischen Eigenschaften des Sees nachgebildet werden. Dafür müssen die Parameter entsprechend den durch FPV hervorgerufenen neuen Bedingungen angepasst werden. Um den möglichen Effekt von FPV zu verdeutlichen, werden für alle drei Messstellen Simulationen durchgeführt und miteinander verglichen. Damit das GLM die Messdaten aus den hydrologischen Messverfahren bestmöglich abbilden kann, wird eine Kalibrierung und Validierung des Modells anhand der gemessenen Wassertemperaturen vorgenommen. Nachdem das Modell kalibriert wurde, kann durch die Veränderung der Treibervariablen eine Simulation verschiedener FPV-Flächenbelegungen durchgeführt werden. Anhand dessen, werden die potenziellen Auswirkungen verschiedener Flächenbelegungen quantifiziert. Außerdem wird der Einfluss von FPV unter veränderten klimatischen Bedingungen untersucht.

5.4.1 Modellstruktur

Im GLM wird durch die Abbildung von nur einer Dimension von einer horizontalen Homogenität im Gewässer ausgegangen. Daraus resultiert, dass Veränderungen innerhalb der Wasserschichten nur entlang der Vertikalachse zu beobachten sind. Das Modell ist frei verfügbar (Open-Source-Code verfügbar unter https://aed.see.uwa.edu.au/) und es besteht die Möglichkeit dieses anhand verschiedener Pakete in R/Rstudio auszuführen. Das GLM wurde im Rahmen der Forschungen durch das GLEON entwickelt, um Forschungsfragen hinsichtlich der Auswirkungen des Klimawandels oder der Landnutzungsänderungen auf Seen zu beantworten. Das Modell ermöglicht es Simulationen an Seen mit verschiedenen morphologischen, hydrologischen oder klimatischen Bedingungen durchzuführen. Außerdem kann es in Verbindung mit biogeochemischen und ökologischen Modelldatenbanken ausgeführt werden (Aquatic ecodynamic libraries; AED-Datenbanken). Das Modell eignet sich für längerfristige Untersuchungen, die sich auf einer monatlichen bis dekadischen Skala erstecken (Hipsey et al., 2019). Viele der Algorithmen im Modell bezüglich der Energiebilanz und Durchmischung entstammen aus Gleichungen, die von Hamilton und Schladow (1997) sowie Imberger et al. (1981) zusammengefasst wurden. Ähnlich zu dem durch Hamilton und Schladow (1997) und Imberger et al. (1981) vorgestellten 1D-Wasserqualitätsmodell DYRESM beinhaltet das GLM eine Lagrange-Schichtstruktur (Abbildung 35). Diese ermöglicht es den Schichten, ihre Dicke zu verändern, indem sie sich als Reaktion auf Zuflüsse, Abflüsse, Durchmischung und Oberflächenmassenströme zusammenziehen oder ausdehnen. Bei ausreichend zur Verfügung stehender Energie werden Dichtegradienten überwunden. Dies sorgt dafür, dass zwei Schichten (Laver) zu einer verschmelzen. Folglich trägt dies zum Prozess der Durchmischung bei. Die Schichtdicken werden vom Modell dementsprechend so angepasst, dass der vertikale Dichtegradient ausreichend aufgelöst wird. Die Layer weisen jeweils eine bestimmt Dicke auf, befinden sich in einer bestimmten Tiefe und besitzen die zur Tiefe korrespondierende Fläche. Dadurch wird der See vom Modell dreidimensional erfasst und es können Volumeneinheiten berechnet werden. Die vorhergesagte Größe wird jedoch nur über die Tiefe dargestellt, woraus sich die Eindimensionalität und horizontale Homogenität des Modells ergibt (UWA, 2021).



Abbildung 35: Lagrange-Schichtstruktur mit Prozessen, die die vorhergesagte Größe in unterschiedlicher Weise beeinflussen (Hipsey et al., 2019).

Durch das GLM besteht auch die Möglichkeit die Eisbedeckung auf dem See zu simulieren. Da sich die durchgeführten Messungen über die Sommer und Herbstmonate ersteckten, wird die Simulation der Eisbedeckung in der Analyse der Untersuchungsperiode nicht näher berücksichtigt. Dies könnte jedoch Gegenstand zukünftiger Forschung bezüglich FPV sein, da nicht auszuschließen ist, dass FPV auch die winterliche Eisbedeckung auf dem See beeinflussen kann.

In *Abbildung 36* ist schematisch die Simulationsumgebung des GLM aufgezeigt. Blau gekennzeichnet sind Parameter, die in das Modell eingespeist werden sollten, während Prozesse der Simulation in schwarzer Schrift dargestellt sind. Es wird ersichtlich, dass die an der FPV-Anlage aufgenommenen meteorologischen Daten die Randbedingungen der Simulation darstellen. Die kurz- und langwellige Strahlung, Lufttemperatur, relative Luftfeuchte und die Windgeschwindigkeit stellen relevante, an der FPV-Anlage gemessene, Zeitreihen dar. Andere Zeitreihen wie beispielsweise die des Niederschlags in Form von Regen oder Schnee konnten nicht direkt auf der FPV-Anlage aufgenommen werden und wurden deshalb von der nahegelegenen DWD-Station Rheinau-Memprechtshofen (Stations-Nr.: 4169) bezogen. Während des Untersuchungszeitraums wurde dort kein Schneefall verzeichnet. Die meteorologischen Daten werden in einer stündlichen Auflösung in das Modell eingespeist. Für längere Zeiträume, die sich beispielsweise über Dekaden erstecken, besteht innerhalb des GLM auch die Möglichkeit, die Simulation anhand täglich aufgelöster Daten durchzuführen.



Abbildung 36: Die Simulationsumgebung des General Lake Model (GLM): Blaue Beschriftungen stellen Parameter dar, welche in das Modell eingespeist werden, wohingegen schwarze Beschriftungen Prozesse innerhalb der Simulation darstellen (Hipsey et al., 2019).

Das GLM wird mittels einer speziellen Steuerungsdatei (.nml) konfiguriert. Innerhalb dieser Steuerungsdatei werden alle für die Simulation relevanten Parameter definiert. Zudem werden die Pfade zu den relevanten Treiberdateien wie beispielsweise zu den meteorologischen Zeitreihen definiert. Das GLM kann nur in Verbindung mit der genannten Steuerungsdatei ausgeführt werden. In *Abbildung 39* ist die Modellkonfiguration schematisch dargestellt, welche anhand der Steuerungsdatei vorgenommen werden kann.

Anhand der Modellkonfiguration ist zu erkennen, dass es innerhalb dieser verschiedenen Blöcke gibt, die unterschiedliche Parameter und Informationen über den See enthalten können. Im obersten Block ein generelles Setup bezüglich der Simulation. Dort werden beispielsweise der Name der Simulation, sowie Informationen hinsichtlich der einzelnen Wasserschichten (Layer) hinterlegt. In einem weiteren Block des generellen Setups werden Parameter bezüglich der Durchmischungsprozesse im See definiert. Dort kann beispielsweise eingestellt werden, ob eine Durchmischung des Oberflächen- oder Tiefenwassers ermöglicht werden soll. Zudem können weitere Koeffizienten wie beispielsweise in Bezug auf die Windscherung oder Konvektion festgelegt werden. Einen weiteren Block bilden die Parameter, die sich auf die Einstrahlung in den See bzw. dessen Lichtdurchlässigkeit beziehen. Hier kann auch der Extinktionskoeffizient definiert werden.

Im Block "Wasserqualität" besteht die Möglichkeit ein Wasserqualitätsmodell einzubeziehen. Wie der Modellkonfiguration (*Abbildung 39*) zu entnehmen ist, kann aus dem FABM- oder AED2-Modell gewählt werden. Standardmäßig ist das AED2-Modell voreingestellt, welches mit einer zusätzlichen Datei betrieben werden muss. Es handelt sich dabei um speziell auf das Modell zugeschnittene AED2-Steuerungsdateien (AED2.nml), welche Daten in Hinblick auf die Gewässerökologie und -qualität beinhalten. Infolgedessen kann durch das Wasserqualitätsmodell das aquatische Ökosystem im See simuliert werden, wobei beispielsweise das Phytoplankton, Sauerstoff- und Nährstoffgehalt sowie die biochemischen Eigenschaften des Sediments eine Rolle spielen. Diese Daten können zu bestimmten Seen auch von den bestehenden Datenbanken bezogen werden. Da es für den simulierten See bisher keine aufgenommenen Daten im beschriebenen Format oder innerhalb der Datenbanken vorliegen,

sowie der Fokus der Modellierung auf den Auswirkungen von FPV in Bezug auf die thermische Schichtung lag, wird von dem Hinzuziehen eines Wasserqualitätsmodell zunächst abgesehen.

Im folgenden Block wird die Seemorphologie festgelegt. Hierbei muss der See modellhaft nachgebildet werden, was mit der Angabe der topographischen Höhen der Wasseroberfläche und des Seegrunds erfolgt. Dies kann aus dem vom Landratsamt Ortenaukreis bereitgestellten Kartenmaterial entnommen werden. Nachfolgend muss das Seevolumen abgebildet werden. Dies erfolgt durch das Aufstellen einer Beziehung zwischen der topographischen Höhe H und der jeweiligen Fläche A. Da das bereitgestellte Kartenmaterial keine direkte Beziehung zwischen den genannten Größen zulässt, wie es beispielsweise bei bathymetrischen Geodaten der Fall wäre, muss dies auf anderem Wege abgeschätzt werden. Hierfür wird in R das Paket rLakeAnalyzer hinzugezogen. Anhand dieses Pakets besteht die Möglichkeit, die hypsographische Kurve mithilfe der Funktion approx.bathy abzuschätzen. Die Funktion benötigt mindestens die Angaben der maximalen Tiefe, Seefläche und der gewählten Methode. Die Methode bestimmt maßgeblich, wie die Kurve definiert wird. Die Methoden werden in cone und voldev unterschieden. Bei einer Auswahl der Methode cone wird ein kegelförmiger Wasserkörper angenommen. Für diese Methode wird nur die maximale Tiefe und die Seefläche benötigt, während die mittlere Tiefe optional ist. Die Methode voldev kennzeichnet sich durch einen zusätzlichen Parameter (Vd), welcher die Volumenentwicklung beschreibt (Håkanson, 1981). Dadurch kann die Form des Wasserkörpers in das Verhältnis zu einem Kegelvolumen gestellt werden. Außerdem ist bei dieser Methode eine Angabe der mittleren Tiefe obligatorisch. Mit den durch das Landratsamt bereitgestellten Tiefenangaben kann die hypsografische Kurve anhand beider Methoden berechnet werden (Abbildung 37). Da der beobachtete See ein Baggersee ist, kann davon ausgegangen werden, dass die Ufer steil abfallend sind und bis in größere Tiefen eine vergleichsweise große Wasserfläche pro Flächenquerschnitt anzutreffen ist. Es wird ersichtlich, dass dies bei der hypsografischen Kurve anhand der Methode voldev zutreffender ist. Dabei lässt sich beobachten, dass im Vergleich zur Methode cone die gleichen Flächen erst in größeren Tiefen erreicht werden. Schlussfolgernd deutet dies auf ein steil abfallendes Litoral und Sublitoral hin, wie es bei Baggerseen häufig der Fall ist. Deswegen wird sich nachfolgend für die Verwendung der hypsografische, Kurve, welche auf der Methode voldev basiert, entschieden.



Abbildung 37: Hypsographische Kurven, welche mittels dem R-Paket rLakeAnalyzer unter Verwendung unterschiedlicher Methoden berechnet wurden.

In den weiteren Blöcken werden Bedingungen hinsichtlich der Zeitspanne und des Zeitformats, wie auch der Ausgabe (Output) der Simulation betreffend, festgelegt. Außerdem werden dem Modell Anfangsbedingungen für die Optimierung der Simulation bereitgestellt. Der Block *Meteorolocial forcing options* beinhaltet sämtliche Faktoren und Koeffizienten, die sich auf die meteorologischen Daten beziehen. Innerhalb dieser Kategorie wird auf die meteorologische Treiberdatei verwiesen. In der Treiberdatei gilt es zu beachten, dass der Niederschlag in der Einheit m/d und nicht, wie ansonsten oftmals verbreitet, in mm/d angegeben wird. Auch bei der Windgeschwindigkeit muss beachtet werden, dass diese in zehn Metern Höhe angegeben wird. Da die Messung der Windgeschwindigkeit auf der Anlage in zwei Metern Höhe stattfand, werden diese Daten, vor der Einspeisung in das Modell, auf zehn Meter Höhe skaliert. Dies wird nach Bañuelos-Ruedas et al. (2010) mittels des Logarithmischen Windgesetzes durchgeführt.

$$\frac{v}{v_0} = \frac{\ln\left(\frac{H}{z_0}\right)}{\ln\left(\frac{H_0}{z_0}\right)}$$
(5.7)

v = Windgeschwindigkeit in Höhe H [m/s]

H = Höhe der Messung [m]

v₀ = Windgeschwindigkeit in Höhe H₀ [m/s]

*H*₀ = *Referenzhöhe (oftmals 10 m) [m]*

z₀ = Rauhigkeitslänge (Wasser = 0,0002; (Bañuelos-Ruedas et al., 2010)) [m]

In *Abbildung 38* sind die gemessenen meteorologischen Zeitreihen zu erkennen, welche in das Modell anhand der meteorologischen Treiberdatei eingespeist werden.



Abbildung 38: Zeitreihen der in das GLM eingespeisten meteorologischen Eingangsvariablen. Die Zeitreihen der Eingangsvariablen werden in der meteorologischen Treiberdatei zusammengefasst. Durch den entsprechenden Verweispfad in der Steuerungsdatei des GLM kann das Modell auf die Zeitreihen zugreifen.

Im meteorologischen Konfigurationsblock kann außerdem angegeben werden, ob Daten bezüglich der langwelligen Strahlung zur Verfügung stehen. Da die langwellige Strahlung mittels der Pyrgeometer gemessen wurde, kann das Vorliegen dieser Daten durch den Terminus LW IN vermerkt werden. Neben der einfallenden langwelligen Strahlung besteht auch die Möglichkeit, stattdessen die Nettobilanz zwischen eingehender und ausgehender langwelliger Strahlung anzugeben. Falls keine Daten der langwelligen Strahlung vorliegen, kann auch eine hinsichtlich Zeitreihe des Wolkenbedeckungsgrades eingespeist werden. Durch die Angabe des Wolkenbedeckungsgrades kann das GLM mithilfe der Lufttemperatur die langwellige Strahlung berechnen (Hipsey et al., 2019). Neben der langwelligen Strahlung können auch Daten zur kurzwelligen Strahlung durch die meteorologische Treiberdatei in das Modell eingespeist werden. Die kurzwellige Strahlung gilt als Schlüsselelement bezüglich der Thermodynamik im See. Sie kann ebenfalls in täglicher oder stündlicher Auflösung bereitgestellt werden. Falls keine Daten zur Strahlung vorliegen, kann als Option gewählt werden, dass das GLM die Einstrahlung mittels eines theoretischen Ansatzes berechnet, der auf dem Bird Clear Sky Model (BCSM) beruht (Bird, 1984). Das GLM verfolgt nach Hipsey et al. (2019) für die Berechnung der Energiebilanz für die oberste Wasserschicht einen ähnlichen Ansatz wie in Abschnitt 5.3 beschrieben. Dieser wird anhand der nachfolgenden Gleichung beschrieben.

$$C_{PW}\rho_s z_s \frac{dT_s}{dt} = \Phi_{sw_s} - \Phi_E + \Phi_H + \Phi_{LWin} - \Phi_{LWout}$$
(5.8)

$$\begin{split} & C_{PW} = spezifische \ Wärmekapazität \ von \ Wasser \ [] \ kg^1 \ K^{-1}] \\ & \rho_s = Dichte \ der \ obersten \ Wasserschicht \ [kg/m^3] \\ & z_s = Tiefe \ der \ obersten \ Wasserschicht \ [m] \\ & T_s = Temperatur \ des \ Oberflächenwassers \ [K] \\ & \Phi_{SWs} = in \ die \ oberste \ Wasserschicht \ eindringende \ Solarstrahlung \ [W/m^2] \\ & \Phi_E = Latenter \ Wärmestrom \ [W/m^2] \\ & \Phi_H = Sensibler \ Wärmestrom \ [W/m^2] \\ & \Phi_{Lwin} = eingehende \ langwellige \ Strahlung \ [W/m^2] \\ & \Phi_{Lwout} = ausgehende \ langwellige \ Strahlung \ [W/m^2] \\ & t = Zeit \ [s] \end{split}$$

In den letzten beiden Blöcken werden Angaben zu den Zu- und Abflüssen des Sees getätigt. Hier können beispielsweise Abflusszeitreihen hinterlegt werden. Neben dem Abfluss können auch Daten bezüglich der Wassertemperatur, des Salzgehaltes oder anderen Wasserqualitätsparametern durch Zeitreihen eingebunden werden. Die Zu- und Abflüsse können die hypsografische Kurve über die gesamte Simulation hinweg beeinflussen. Beim untersuchten See lagen allerdings weder oberflächliche Zuflüsse noch Abflüsse vor. Daher werden diese Blöcke in der nachfolgenden Simulation nicht beachtet und die Anzahl der Zu- und Abflüsse auf null gesetzt. Um allerdings einen Einfluss auf die hypsografische Kurve durch den Niederschlag zu verhindern, wird unter den Einstellungen zur Meteorologie der Oberflächenabfluss von den Uferbänken in den See deaktiviert (catchrain = .false.). Würde dies nicht der Fall sein, könnte es zu einem Überlaufen des Sees innerhalb der Simulation kommen und ein unbeabsichtigter Abfluss aus dem See stattfinden. Innerhalb der Steuerungsdatei sind die genannten Konfigurationskategorien ebenfalls blockförmig angeordnet. Jeder Block beginnt mit "&" und endet mit "/". Parameter oder Kommentare, die zu Beginn mit einem Ausrufezeichen versehen sind, werden bei der Simulation durch das GLM nicht beachtet. Innerhalb der Steuerungsdatei spielt es keine Rolle, in welcher Reihenfolge die einzelnen Blöcke angeordnet sind.

Das Ergebnis der Simulation wird in unterschiedlichen Ausgabedateien wiedergegeben. Dies wird in *Abbildung 39* durch den *Model output* dargestellt. Der gesamte Output wird in einer NetCDF-Datei (Network Common Data Form; ouput.nc) bereitgestellt. Dieses Dateiformat findet oftmals auch

Verwendung bei GIS-, Atmosphären-, Klima- und Ozeanmodellen (Hipsey et al., 2019). Neben dem Output in Form der NetCDF-Datei spielt bei der Simulation auch die Zusammenfassung der gewässerbezogenen Daten eine Rolle. Diese wird in einer CSV-Datei ausgegeben und enthält Angaben bezüglich der Begrifflichkeiten aus dem Bereich des Seewassers oder der Energiebilanz. Da für den beobachteten See keine Zu- und Abflüsse definiert wurden, spielen die restlichen Blöcke zunächst keine weitere Rolle für die Simulation.



Abbildung 39: Schematischer Ablauf einer Simulation mittels des General Lake Model (Hipsey et al., 2019).

5.4.2 R-Pakete

Der Output des GLM kann anhand verschiedenster Werkzeuge aufbereitet werden. In der durchgeführten Analyse werden die Daten mittels des R-Pakets glmtools weiterverarbeitet. Das Paket bietet eine Auswahl an Funktionen zur Visualisierung der Ergebnisse. Neben der Visualisierung der Ergebnisse weist glmtools weitere relevante Funktionen für die Simulation auf. So können beispielsweise direkt aus R heraus Änderungen an den Modelkonfigurationen vorgenommen werden, ohne explizit die Steuerungsdatei öffnen zu müssen. Zudem kann mittels des Pakets die Kalibrierung durchgeführt und ein entsprechendes Kalibrierungs-Setup definiert werden. Deshalb stellt glmtools neben den zwei weiteren Paketen GRAPLEr und GLM3r, ein wichtiges Werkzeug zur Durchführung der Simulation mit R dar (*Abbildung 40*). GLM3r beinhaltet Funktionen zur Ausführung der Simulation und gilt damit als essenziell für die Verwendung von GLM in R. Das Paket GRAPLEr kann als Werkzeug zur Durchführung multipler GLM-Simulationen verwendet werden. Es basiert dabei auf dem Prinzip einer Umverteilung der Rechenprozesse. Während wenige GLM-Simulationen mit der Rechenleistung eines Computers vereinbar sind, können mehrere Simulationen zusätzliche Rechenressourcen in Anspruch nehmen. Hierfür wurde GRAPLEr integriert, was ein verteiltes Rechensystem, virtuelle Overlay-Netzwerke, Hochdurchsatzrechner und Webservice-Technologien anwendet, um mehrere

Hunderte oder Tausende GLM-Simulationen zu verarbeiten. GRAPLEr dabei fungiert als Proxy, um die in R geschriebenen Befehle in Webdienstaufrufe zu übersetzen (GRAPLE, 2021). Eine Einführung in die Modellierung mit GLM in R bietet Ladwig (2021).



Abbildung 40: Pakete zur Durchführung einer GLM-Simulation in R. GLM3r ist für die Ausführung des Modells notwendig, während glmtools für die Kalibrierung und Visualisierung der Daten benötigt wird. GRAPLEr ermöglicht multiple Simulationen ohne Überbeanspruchung der lokalen Rechenleistung (Ladwig, 2020).

5.4.3 Strahlungsbeeinflussung durch FPV

Um für die Simulation den Einfluss der FPV-Anlage entsprechend abzubilden, wird der Strahlungsanteil bestimmt, der durch die Anlage beeinflusst auf die Wasseroberfläche trifft. Die maßgeblichen Komponenten, aus denen die Anlage besteht, stellen die Unterkonstruktion und die Module dar. Für die Abschätzung des Faktors, um den die Strahlung durch FPV reduziert wird, mussten für die modellhafte Nachbildung verschiedene Annahmen getroffen werden. Es wird dabei angenommen, dass bei den Flächen der Unterkonstruktion keine Einstrahlung in den See zu verzeichnen ist. Aufgrund der höheren Albedo der Unterkonstruktionskomponenten ist davon auszugehen, dass ein großer Anteil an Strahlung reflektiert wird. Zudem sind die Floats eng aneinander angeordnet, sodass kaum Möglichkeiten für die Globalstrahlung bestehen, auf die Wasseroberfläche zu aufzutreffen. Deshalb wird angenommen, dass innerhalb der Modulreihen nur zwischen den Modulen und unterhalb der Modulteilflächen über der Wasseroberfläche Einstrahlung in den See stattfinden kann. Dies ist in Abbildung 41 durch die rote Markierung verdeutlicht. Da die Module jeweils auf einem weiteren Teil der Unterkonstruktion aufgeständert sind, kann ebenfalls davon ausgegangen werden, dass in diesem Bereich keine Einstrahlung in den See erfolgt. Somit befinden sich nur die beiden Modulteilflächen rechts und links davon direkt über der Wasseroberfläche. Es ist zu beobachten, dass es in diesen Zwischenflächen (roter Kasten) Bereiche gibt, die nicht bedeckt sind. Dort findet die Einstrahlung in den See ungehindert statt. Andererseits gibt es auch Bereiche, die von den Modulteilflächen überlagert sind und daher von einer deutlich geringeren Einstrahlung in den See auszugehen ist. Allerdings beträgt diese im Gegensatz zu den Bereichen der Unterkonstruktion nicht gleich null. Hierbei kann es sich beispielsweise um Strahlung handeln, welche möglichweise zunächst von der Wasseroberfläche reflektiert wird, um anschließend von der Modulunterseite erneut reflektiert zu werden und dadurch in das Gewässer eindringt.



Abbildung 41: Schematische Darstellung einer Modulreihe der FPV-Anlage auf dem Maiwaldsee und repräsentative Kennzeichnung der Bereiche, in denen Einstrahlung in den See stattfinden kann (rot gestrichelte Markierung).

Um dies repräsentativ für die gesamte Anlage abzuschätzen, wurden Messungen der kurzwelligen Strahlung mittels eines Pyranometers an verschiedenen Stellen oberhalb und unterhalb der Module vorgenommen. Die anhand der Messungen modellierten Strahlungswerte für die in Abbildung 41 hervorgehobene Teilfläche sind in Abbildung 42 dargestellt. Die Modulteilflächen sind dort mittels der schwarzen Umrahmung verdeutlicht. Es wird ersichtlich, dass die Flächen zwischen dem Modulteilflächen, bei welchen die Strahlung ungehindert auf die Wasseroberfläche treffen kann, einen Einfluss auf die Strahlungswerte unterhalb der Module haben. Insbesondere in den Ecken der Module sind dadurch höhere Strahlungswerte anzutreffen. Allerdings muss festgehalten werden, dass die absoluten Strahlungswerte in Abhängigkeit von Jahreszeit und Sonnenstand variieren können. Da für die Berechnung des Strahlungsfaktors für das GLM nur das relative Verhältnis der Werte zueinander von Bedeutung ist, kann dies jedoch als repräsentativer Ausschnitt der betrachteten Fläche angesehen werden. Am unteren Ende der Module ist ebenfalls zu beobachten, dass die Werte in den Randbereichen höher sind, obwohl dieser Teil theoretischer Weise direkt an die Unterkonstruktion anschließt. Durch die Südaufständerung mit einem Neigungswinkel von 12° ist diese Kante allerdings höher als die angrenzende Unterkonstruktion und es kann Strahlung beispielsweise durch Reflexion von der Unterkonstruktion unterhalb des Moduls gemessen werden. Bei beiden Modulteilflächen ist zu beobachten, dass die gemessene Strahlung zur Modulmitte hin stark abnimmt.



Abbildung 42: Basierend auf den Messwerten modellierte kurzwellige Strahlung, welche auf die Gewässerfläche auftrifft. Modelliert ist hierbei der aus Abbildung 41 hervorgegangene Bereich, in denen eine Einstrahlung in der See unterhalb der FPV-Anlage zu erwarten ist. Die Modulteilflächen sind durch die graue Umrahmung verdeutlicht.

Da die betrachtete FPV-Anlage nicht komplett homogen aufgebaut ist und an manchen Stellen die Wasseroberfläche offen vorliegt, sollten diese Flächen ebenfalls in die Abschätzung einfließen. In Abbildung 43 sind verschiedene Teilflächen der Anlage hervorgehoben, durch diese kurzwellige Strahlung meist ungehindert in den See eindringen kann. Es wird ersichtlich, dass dies im Wesentlichen die Randbereiche der Anlage betrifft. Die in Abbildung 42 dargestellten Wasserflächen unterhalb der Module stellen daher den Großteil der Flächen dar, die Einstrahlung in den See ermöglichen. Allerdings sind in den Randbereichen zumeist größere offene Einzelflächen im Vergleich zu den Modulzwischenräumen wiederzufinden. An den Rändern im Westen und Osten sind in Abbildung 43 jeweils an der Außenseite jeder Modulreihe größere Lücken zur abschließenden Unterkonstruktion zu beobachten (orangene Flächen). Innerhalb der Gesamtmodulfläche sind Schaltkästen angebracht, die wiederum für offene Wasserflächen an den Modulreihenrändern, wie in der Mitte der Anlage, verantwortlich sind (violette Flächen). An den nördlichen und südlichen Außenseiten der Anlage sind Rechtecke von mehr als einem Quadratmeter vorzufinden, durch die Strahlung einfallen kann (grüne Flächen). Diese offenen Wasserflächen wurden, wie auch diejenigen in den violetten und orangenen Bereichen, vermessen und auf die gesamte Anlagenfläche betrachtet aufsummiert. Somit kann die Gesamtfläche errechnet werden, durch welche die Strahlung außerhalb der Modulreihen ungehindert in den See einfallen kann. Diese Fläche beträgt bei der vorliegenden FPV-Anlage rund 250 m².



Abbildung 43: Kennzeichnung der Anlagenteilflächen, bei welchen eine theoretisch ungehinderte Einstrahlung in den See möglich ist. Für die effektive Berechnung dieser Flächen wurden nur offene Wasserflächen einbezogen, während die Unterkonstruktion in den gekennzeichneten Bereichen dementsprechend nicht berücksichtigt wurde.

Der Strahlungsfaktor, welcher anschließend in das GLM eingespeist wird, errechnet sich dementsprechend aus der durchschnittlichen Eistrahlung auf die Wasserflächen unterhalb der Module und der Einstrahlung auf die offenen Wasserflächen der Randbereiche. Diese beiden Komponenten werden zusammen in das Verhältnis zur Einstrahlung auf die Gesamtanlagenfläche gesetzt. Die Berechnung des Strahlungsfaktors lässt sich anhand der folgenden Gleichung verdeutlichen.

$$\lambda = \frac{\overline{R_M} A_M n_M + A_R R_{ges}}{A_{FPV} R_{ges}} = 0,27 \tag{5.9}$$

 $R_M = auf$ die Wasseroberfläche auftreffende Strahlung $[W/m^2]$ zwischen und unterhalb der Modulteilflächen (Abbildung 43)

 A_M = Gesamtfläche der strahlungsbeeinflussten Flächen innerhalb der Modulreihen [m²] n_M = Anzahl der PV-Module [-]

 $A_R = Gesamtfläche der offenen Wasserflächen in den Bereichen aus Abbildung 43 [m²]$

 $R_{ges} = kurzwellige Strahlung oberhalb der Module [W/m²]$

 $A_{FPV} = Anlagenfläche [m²]$

Mittels der Abschätzung für die Beeinflussung der einfallenden kurzwelligen Strahlung durch die FPV-Anlage kann berechnet werden, dass im Bereich der Anlage weniger als ein Drittel der Globalstrahlung auf die Gewässeroberfläche effektiv auftrifft. Da das GLM das komplette limnologische System simuliert und somit die Verwendung des Strahlungsfaktors ohne entsprechende Anpassung einer FPV-Flächenbelegung von 100 % entsprechen würde, muss dieser im Verlauf der Analyse mittels einen Flächenfaktors nachjustiert werden. Der Flächenfaktor spiegelt den Quotienten aus der Anlagenfläche zur Gesamtseefläche wider. Somit kann anhand des Flächenfaktors der Strahlungsfaktor entsprechend der vorliegenden FPV-Flächenbelegung angepasst werden. Der Skalierungsfaktor für die kurzwellige Strahlung (sw_factor), welcher in der Steuerungsdatei des Modells wiederzufinden ist, wird anschließend mit dem auf die Fläche korrigierten Strahlungsfaktor durch Multiplikation konfiguriert. Durch den flächenkorrigierten Strahlungsfaktor λ_{corr} wird der Anteil an kurzwelliger Strahlung beschrieben, der unter Berücksichtigung der FPV-Flächenbelegung, auf die gesamte Seefläche auftrifft.

$$\lambda_{corr} = 1 - \left(q_A \times (1 - \lambda)\right) \tag{5.10}$$

 $q_A = Flächenfaktor (Verhältnis der FPV-Fläche zur gesamten Seefläche) [-]$ $<math>\lambda = Strahlungsfaktor [-]$

5.4.4 Sensitivitätsanalyse, Kalibrierung und Evaluierung des GLM

Um den Einfluss von FPV auf die Thermik des Sees abzubilden und die Modellgüte zu verbessern, wird das Modell mittels der Wassertemperaturdaten aus den hydrologischen Messverfahren kalibriert. Vor der Kalibrierung wird eine lokale Sensitivitätsanalyse durchgeführt, um Parameter zu identifizieren, auf deren Änderungen das Modell sensitiv reagiert. Dies steht vor dem Hintergrund, den Rechenaufwand bei den Iterationen der Kalibrierung gering zu halten und gleichzeitig eine Verbesserung der Modellgüte herbeizuführen. Eine lokale Sensitivitätsanalyse zeichnet sich dadurch aus, dass jeweils nur ein Parameter verändert wird und dessen Auswirkungen auf das Ergebnis untersucht werden. Dies steht im Gegensatz zur globalen Sensitivitätsanalyse, bei welcher das Zusammenwirken Parameterkomplexes analysiert wird (Saltelli et al., 2008). Bei der durchgeführten Sensitivitätsanalyse werden Algorithmen angewendet, welche jeweils multiple Simulationen durchführen und dabei sukzessiv den Zielparameter verändern. Die Parameter werden in einem Wertebereich von ± 80 % verändert und die Auswirkungen auf die Modellgüte analysiert. In Abbildung 44 ist zu beobachten, dass das GLM auf kleine Änderungen der Parameter unterschiedliche Sensitivitäten aufweist. Es wird ersichtlich, dass Änderungen bei Parametern, welche die Durchmischungsdynamik beeinflussen, kaum Einfluss auf die Modellgüte haben. Skalierungsfaktoren für die meteorologischen Treiberdaten können dagegen schon mit kleinen Variationen eine hohe Sensitivität hervorrufen. Besonders beim Skalierungsfaktor in Bezug auf die langwellige Strahlung ist dies in ausgeprägter Form nachweisbar.

Allerdings lässt sich auch beim Extinktionskoeffizienten *Kw* und bei den Koeffizienten der latenten und fühlbaren Wärmeströme (*ce* und *ch*) eine Reaktion des Modells auf Änderungen dieser Parameter beobachten. Somit wird eine Auswahl an Parametern ausgemacht, welche in die Kalibrierung des Modells eingehen und eine Verbesserung der Modellgüte hervorgerufen könnte.



Abbildung 44: Ergebnisse der lokalen Sensitivitätsanalyse.

Die Güte hydrologischer Modelle kann verschieden quantifiziert werden. Bei der Simulation mittels des GLM kommt beispielsweise der RMSE (Root Mean Square Error) zur Anwendung. Auch andere Gütemaße wie beispielsweise der mittlere absolute Fehler (Mean Absolute Error, MAE), Pearson-Korrelationskoeffizient (Pearsons r) oder der Nash-Sutcliffe-Modelleffizienzkoeffizient (NSE) können zur Evaluation hydrologischer Modelle beitragen. Somit können neben dem RMSE bei der Kalibrierung des GLM auch Pearsons r und der NSE analysiert werden. Der NSE stellt neben seinen oftmals berichteten Unzulänglichkeiten eine häufig verwendete Kennzahl dar. Hierbei werden die absoluten Differenzen zwischen den beobachteten und vorhergesagten Werten betrachtet, was wiederum mittels der Varianz der beobachteten Variable (z.B. Abfluss, Wassertemperatur) normalisiert wird. Dadurch soll jegliche Verzerrung (Bias) beseitigt werden. Der Wertebereich des NSE liegt zwischen 1 und $-\infty$, wobei 1 eine perfekte Anpassung darstellt (Krause et al., 2005).

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (Ti - Pi)^2}{\sum_{i=1}^{n} (Ti - \overline{T})^2}$$
(5.11)

Ti = Beobachtete Wassertemperaturen [°C]

 $\overline{T} = Mittelwert der beobachteten Wassertemperaturen [°C]$

n = Anzahl der Messungen [-]

Anhand des NSE lässt sich beobachten, dass Differenzen zwischen den beobachteten und vorhergesagten Werten als quadrierte Werte berechnet werden. Dies kann einen Nachteil des NSE darstellen, da es dadurch, in Abhängigkeit zum dominanten Fehler, im untersuchten Modell zu einer Über- oder Unterschätzung kommen kann. Beispielsweise werden demnach in längeren Zeitreihen größere Werte meist stark überschätzt, wohingegen kleinere Werte zunehmend unterschätzt werden (Krause et al., 2005).

Pi = Vorhergesagte Wassertemperaturen [°C]

Neben dem NSE kann auch Pearsons r betrachtet werden. Dies stellt oftmals eine Standardisierung dar, um lineare Korrelationen verschiedener Datensätze miteinander vergleichen zu können. Der Wertebereich von Pearsons Korrelationskoeffizient r liegt zwischen -1 und 1. In Abhängigkeit des Wertes kann somit eine positiver bzw. negativer linearer Zusammenhang zwischen den betrachteten Merkmalen beobachtet werden. Bei einem Wert gleich null ist kein linearer Zusammenhang nachzuweisen. Das Quadrat des Korrelationskoeffizienten stellt den Determinationskoeffizienten dar (Dormann, 2017). Pearsons r lässt sich anhand der folgenden Gleichung berechnen:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^{n} (Ti - \bar{T})(Pi - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n} (Ti - \bar{T})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^{n} (Pi - \bar{P})^2}}$$
(5.12)

Ti = Beobachtete Wassertemperaturen [°C] Pi = Vorhergesagte Wassertemperaturen [°C] $\overline{T} = Mittelwert der beobachteten Wassertemperaturen [°C]$ $\overline{P} = Mittelwert der vorhergesagten Wassertemperaturen [°C]$ n = Anzahl der Messungen [-]

Der im GLM angewendete RMSE kann auch als Standardabweichung der Residuen (Vorhersagefehler) angesehen werden. Die Residuen werden als Maß für die Entfernung der Datenpunkte zur vorliegenden Regressionslinie definiert. Deshalb gilt der RMSE auch als Maß für die Streuung der Residuen. Neben Modellen wie dem GLM ist der RMSE oftmals auch als statistische Kennzahl zur Messung der Modelleistung in der Meteorologie, Luftqualitäts- und Klimaforschung anzutreffen. Willmott et al. (2009) äußerten Bedenken hinsichtlich der Verwendung des RMSE und bezeichneten diesen als einen irreführenden Indikator hinsichtlich des mittleren Fehlers und der Variabilität. Dies wurde von Chai und Draxler (2014) aufgegriffen und zum Anlass genommen, die Vorteile des RMSE im Gegensatz zum MAE zu beleuchten. Beispielsweise liege ein Vorteil des RMSE darin begründet, dass dieser die Verwendung von absoluten Werten meidet. Außerdem konnte aufgezeigt werden, dass der RMSE zur Darstellung der Modellgüte besser geeignet ist als der MAE, sofern die voraussichtliche Fehlerverteilung gaußförmig ist. Der RMSE kann anhand der nachfolgenden Gleichung berechnet werden:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} e_i^2}$$
(5.13)

e_i = Residuen n = Anzahl der Messungen [-]

Waseem et al. (2017) unterteilten den NSE, Pearsons r und den RMSE in unterschiedliche Kategorien. Pearsons r konnte in die Kategorie der Standard-Regressionskriterien eingeteilt werden, während der NSE unter die dimensionslosen Kriterien fiel und der RMSE den Fehlerindexkriterien zugeordnet wurde.

Bei der Kalibrierung des GLM wird der Datensatz in eine Kalibrierungs- und Validierungsperiode eingeteilt. Diese Perioden stehen sich im Verhältnis 2:1 gegenüber (*Tabelle 3*). Zuvor wird allerdings ein Kalibrierungssetup erstellt, in dem die aus der Sensitivitätsanalyse hervorgegangenen Parameter, zusammen mit ihren oberen und unteren Grenzen, für die Kalibrierung definiert werden. Bei der Kalibrierung des GLM wird als Optimierungsmethode CMA-ES gewählt und die maximale Anzahl an 57

Iterationen auf 1000 voreingestellt (Hansen, 2016). Für die Verwendung der CMA-ES-Methode gilt es zu beachten, dass eine Skalierung der Variablen bei der Kalibrierung vorgenommen werden muss (scaling = TRUE). Dadurch werden die Variablen auf das Intervall [0,10] skaliert. Alternativ zur CMA-ES-Methode kann auch die Nelder-Mead-Methode gewählt werden (Hipsey et al., 2019; Ladwig, 2020). Als Iterationsziel wird ein RMSE von 0,5 °C angegeben, was zur Folge hat, dass die Iteration beim potenziellen Erreichen des Iterationsziels automatisch abbricht. Von großer Bedeutung für die Kalibrierung ist außerdem das Bereitstellen der gemessenen Daten aus dem Gelände. Diese werden der Kalibrierungsfunktion zur Verfügung gestellt, was anhand eines Verweispfades zur entsprechenden Datei (field file) erfolgt. Die Kalibrierung wird zunächst für die Referenzmessstelle II durchgeführt. Hiervon ausgehend soll anhand des flächenkorrigierten Strahlungs- und Windfaktors (Abschnitt 5.4.3), das Modell auf die Bedingungen durch FPV angepasst werden. Da die kurzwellige Strahlung und der Wind als primäre Treiber für den Einfluss durch FPV gelten, werden dessen Skalierungsfaktoren wind factor) bei der Kalibrierung nicht einbezogen. Dadurch werden die (sw factor, Skalierungsfaktoren anschließend, basierend auf den durchgeführten Messungen, angepasst. Folglich fließen in die Kalibrierung der Referenzmessstelle II die übrigen sensitiven Parameter ein (Tabelle 3).

Messperiode	Kalibrierung	Validierung	Variablen	RMSE [°C] unkalibriert	RMSE [°C] kalibriert
			Kw Iw factor		
17.07.2021 -	17.07.2021 -	15.09.2021-	at_factor	2,49	0.72
15.10.2021	14.09.2021	15.10.2021	rh_factor		0,72
			ce		
			ch		

 Tabelle 3: Zusammenfassung der Konfigurationen und Ergebnisse der Kalibrierung.

In Abbildung 45 sind die gemessenen Wassertemperaturen im Vergleich zu den Wassertemperaturen des unkalibrierten Modells dargestellt. Die weißen Markierungen entlang des Tiefenprofils stellen die anhand der hydrologischen Messverfahren ermittelten und später in die Kalibrierung eingebundenen Wassertemperaturen dar. Es wird ersichtlich, dass das unkalibrierte Modell die Oberflächenwassertemperaturen überschätzt, während es die Temperaturen in größeren Tiefen unterschätzt. Die grundsätzliche Erwärmung und Abkühlung des Oberflächenwassers kann jedoch erfasst werden. Allerdings ist ebenfalls zu beobachten, dass die in den gemessenen Daten sichtbare Verschiebung des Metalimnions bzw. der Thermokline in größere Tiefen, im unkalibrierten Modell nur unzureichend dargestellt werden kann. Die zunehmende Auflösung der Schichtung am Ende des Beobachtungszeitraums lässt sich ebenfalls in den unkalibrierten modellierten Daten wiederfinden. Das unkalibrierte Modell weist einen RMSE von 2,49 °C auf. Um diese Abweichungen der modellierten Daten zu den gemessenen Daten zu minimieren wird nachfolgend die Kalibrierung durchgeführt.



Abbildung 45: Simulierte Wassertemperaturen im Vergleich zu den Messdaten mittels des unkalibrierten GLM.

In Abbildung 46 sind die diagnostischen Abbildungen dargestellt, welche aus der Kalibrierung hervorgehen. Anhand der Verteilung der Residuen ist zu beobachten, dass diese nahezu gaußförmig verläuft. Das hat zur Folge, dass der RMSE nach Chai und Draxler (2014) als angemessenes Gütemaß angewendet werden kann. Die Residuen geben die Differenz aus den gemessenen Daten zu den modellierten Daten wieder. Mittels des Q-Q-Plots kann geprüft werden, ob die Daten normalverteilt sind. Dies wird bestätigt, wenn die Punkte exakt auf der dargestellten Linie liegen, was eine Standardnormalverteilung impliziert. Die beobachtbare leichte Abweichung der Datenpunkte unterhalb der Linie lässt auf eine Linksschiefe der Verteilung schließen, während die Abweichungen an den jeweiligen Enden der Linie in Bezug auf die Kurtosis (Wölbung) einen Rückschluss auf einen exponentiellen Abfall nahelegen. In den weiteren Abbildungen lässt sich beispielsweise beobachten, dass die Residuen mit zunehmender Tiefe eine geringere Streuung aufweisen, wohingegen im Tiefenbereich zwischen zwei und fünf Metern eine deutlich ausgeprägtere Streuung zu erkennen ist. Grundsätzlich wird ersichtlich, dass die Datenpunkte der beobachteten und modellierten Wassertemperaturen entlang der Regressionslinie verlaufen, was in einem RMSE von 0,79 °C, Pearsons r von 0,98 und einem NSE von 0,96 während der Kalibrierungsperiode resultiert. Der RMSE der Validierung liegt bei 0,93 °C, wohingegen der RMSE für den gesamten Zeitraum bei 0,72 °C liegt. Demnach kann durch die Kalibrierung eine deutliche Verbesserung der Modellgüte erreicht werden.



Abbildung 46: Diagnostische Abbildungen, die aus der Kalibrierung des GLM hervorgehen.

Die Verbesserung der Modellgüte zeichnet sich auch in der Darstellung der hydrologischen Prozesse ab. Bei den modellierten Wassertemperaturen ist eine verbesserte Anpassung an die gemessenen Daten zu beobachten. In Abbildung 47 ist zu erkennen, dass die Wassertemperaturen in ihrer zeitlichen Variabilität durch das GLM wiedergegeben werden. Das Einsetzen der jeweiligen Erwärmung oder Abkühlung des Oberflächenwassers kann, wie auch schon beim unkalibrierten Modell, abgebildet werden. Allerdings wird die Verlagerung der Thermokline im kalibrierten Modell gemäß den Beobachtungen aus den Messdaten dargestellt. Auch das Auflösen der Schichtung am Ende des Beobachtungszeitraums wird verbessert wiedergegeben, wobei dies durch das Modell leicht überschätzt wird. Auffällig ist, dass das kalibrierte Modell auch kurzweilige, aber mehrtägige Erwärmungen des Oberflächenwassers abbilden kann und diese nur noch in geringerem Maße überschätzt. Das betrifft insbesondere die Mächtigkeit der erwärmten Wasserschichten. Auch die simulierten Wassertemperaturen des Hypolimnions nähern sich durch das kalibrierte Modell zunehmend denen der Messdaten an. Schlussfolgernd kann festgehalten werden, dass durch die automatisierte Kalibrierung des GLM die vorherrschenden hydrologischen Prozesse dargestellt werden und dies eine ausreichende Grundlage zur Anpassung des Modells auf die FPV induzierten Bedingungen bildet. Außerdem wird ersichtlich, dass kleinskalige Heterogenitäten im Tiefenprofil der Wassertemperatur nur bedingt wiedergegeben werden können. Kurzzeitige, tägliche Variabilität wird zumeist unzureichend erfasst. Folglich lässt sich das GLM, wie auch schon durch Hipsey et al. (2019) beschrieben, zuverlässiger auf lange Untersuchungsperioden anwenden. Um beispielsweise die Effekte von FPV auf die Tagesgänge der Wassertemperatur oder Extremereignisse zu untersuchen, werden die Daten aus den hydrologischen Messverfahren zusätzlich einer gesonderten Analyse unterzogen.



Abbildung 47: Simulierte Wassertemperaturen mittels des kalibrierten GLM im Vergleich zu den Messdaten.

Nachdem das Modell auf die Referenzmessstelle II kalibriert ist, wird für die Simulation der FPV-Anlage der entsprechend angepasste Strahlungs- und Windskalierungsfaktor eingebunden. Für die Simulation der Untersuchungsperiode anhand der auf FPV zugeschnittenen Bedingungen ergibt sich ein RMSE von 0,65 °C. Anschließend wird zur Untersuchung veränderter klimatischer Bedingungen eine Simulation des Jahres 2018 vorgenommen. Außerdem werden für das Jahr 2018 zusätzlich die Auswirkungen verschiedener FPV-Flächenbelegungen untersucht.

5.4.5 Klimaextreme und FPV-Flächenbelegung

Der Sommer 2021 zeichnete sich in Deutschland im Vergleich zu vorausgegangenen Jahren wie beispielsweise 2018 oder 2020 durch kaum auftretende Hitzeperioden und recht wechselhafte Temperaturen aus. Im Vergleich zum vieljährlichen Mittel war der Sommer etwas feuchter, wärmer und sonnenscheinärmer. Während der Untersuchungsperiode konnte für die Monate Juli, September und Oktober eine positive Temperaturanomalie verzeichnet werden, wohingegen der August im Vergleich zur Referenzperiode kälter war (*Tabelle 4*). In den Monaten Juli und August fiel über 30 % mehr Niederschlag, was in einigen Gebieten Deutschlands in Verbindung mit Starkregen zu Hochwasserereignissen führte. Auch die Sonnenscheindauer war in diesen Monaten im Vergleich zur Referenzperiode reduziert. Im Gegensatz hierzu stand der September, welcher eine längere Sonnenscheindauer, die größte Temperaturanomalie der Monate und mehr als 40 % weniger Niederschlag im Vergleich zur Referenzperiode aufwies. Der September zählte deshalb zu den sehr trockenen Septembermonaten. Auch der Oktober 2021 war ein warmer, niederschlagsarmer und sonnenscheinreicher Monat (DWD, 2021). Die durchschnittliche Temperaturanomalie im Untersuchungszeitraum betrug 0,93 K. Um die Auswirkungen von FPV auf die hydrologischen Prozesse unter dem Einfluss deutlich erhöhter Temperaturen zu untersuchen, wurde das Jahr 2018 simuliert.

Beim Jahr 2018 handelt es sich um das wärmste Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen. Es ergab sich in diesem Jahr eine Temperaturanomalie im Vergleich zur internationalen Referenzperiode (1961-1990) von 2,3 K. Während die Monate Februar und März sehr kühl ausfielen (Feb.: -2,3 K; März: -1,1 K), zeichnete sich das Jahr 2018 durch einen heißen Sommer aus (*Tabelle 4*). Für sechs Monate konnte in diesem Jahr eine Abweichung von über 3 K im Vergleich zum vieljährigen Mittel verzeichnet werden. Insgesamt waren alle Jahreszeiten wärmer als normal. Die Anzahl der Heißen Tage ($T_{max} \ge 30$ °C) war 61
vergleichbar mit derjenigen aus dem Jahr 2003 (2003: 19 Tage; 2018: 20 Tage), während die Anzahl der Sommertage (Tage mit $T_{max} \ge 25$ °C) ein deutliches Plus von 13 Tagen aufweisen konnte (Gesamt 2018: 75 Tage). Neben den hohen positiven Temperaturanomalien galt das Jahr 2018 außerdem als sehr lediglich 74,3 % trocken (Abbildung 48). So konnten der vieljährigen mittleren Niederschlagsjahressummen erreicht werden. Während beim Niederschlag ein Defizit verzeichnet werden konnte, wurde bei der Sonnenscheindauer ein Überschuss von 30,5 % gegenüber der Klimareferenzperiode erreicht und somit galt das Jahr 2018 als sonnenscheinreichstes Jahr seit 1951 (DWD, 2020).



Abbildung 48: Thermopluviogram Deutschlands mit Bezug auf die internationale Referenzperiode 1961-1990. Hervorgehoben ist das Jahr 1959, das als bisher trockenstes Jahr gilt, sowie das Jahr 2018, dass das wärmste Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen darstellt. Auch das Jahr 2014 ist als das dem Jahr 2018 vorausgegangene wärmste Jahr hervorgehoben.

Um das Jahr 2018 zu simulieren, werden meteorologische Zeitreihen von der zum Standort am nächsten gelegenen Klimastation in Lahr (Stations-Nr.: 2812) bezogen. Es werden dabei Zeitreihen bezüglich der kurzwelligen Strahlung, Lufttemperatur, relativen Feuchte, Windgeschwindigkeit, des Niederschlags und Wolkenbedeckungsgrades in die Simulation eingebunden. Infolge fehlender Daten zur langwelligen Strahlung wird der Wolkenbedeckungsgrad betrachtet. Da das GLM mittels des BCSM anhand der Informationen zur Wolkenbedeckung und des Breitengrades die langwellige Strahlung berechnen kann, kann das Einbeziehen des Wolkenbedeckungsgrades als alternativer Ansatz zur direkten Messung der langwelligen Strahlung angesehen werden (Bird, 1984; Hipsey et al., 2019). Hierfür müssen jedoch Anpassungen in der Steuerungsdatei vorgenommen werden.

Innerhalb der Steuerungsdatei muss zunächst der Modellierungszeitraum angepasst werden, welcher sich vom 01.01.2018 bis 01.01.2019 erstreckt. Anschließend wird im meteorologischen Konfigurationsblock die Berechnungsmethode der langwelligen Strahlung definiert (lw_type = "LW_CC") und auf die neue meteorologische Treiberdatei verwiesen. Außerdem wird das BCSM mittels eines zusätzlichen Konfigurationsblocks einbezogen (bird_model), wobei die nach Hipsey et al. (2019) vorgeschlagenen Konfigurationen beibehalten werden. Ein weiterer Bestandteil der Konfiguration der Steuerungsdatei besteht darin, die Anfangsbedingungen des Modells entsprechend anzupassen. Für den Start der Simulation wird entsprechend der saisonalen meteorologischen Bedingungen zu Beginn der Untersuchungsperiode ein durchmischter See angenommen. Deshalb werden die vorherrschenden Wassertemperaturen auf 4 °C abgeschätzt. Zudem kann anhand der Lufttemperaturen eine inverse Schichtung zum initialen Zeitpunkt als unwahrscheinlich erachtet werden.

Jahr	Monat	Temperaturanomalie [K]	Niederschlagsanomalie [%]	Anomalie der Sonnenscheindauer [%]
2021	Juli	1,4	38,1	-5,7
	August	- 0,1	32,8	-26,1
	September	1,8	- 42,2	16,5
	Oktober	0,6	-19,6	17,9
2018	Juli	3,4	- 48,5	47,8
	August	3,4	- 45,6	24,8
	September	1,8	- 27,7	38,0
	Oktober	1,7	- 49,1	44,9

Tabelle 4: Vergleich der Anomalien in den Monaten des Untersuchungszeitraums des Jahres 2021 mit denen aus dem Jahr

 2018, bezogen auf die internationale Referenzperiode von 1961-1990 (DWD, 2021).

Neben einem Vergleich der Referenzmessstelle II und der FPV-Messstelle erfolgt für das Jahr 2018 auch eine Simulation verschiedener FPV-Flächenbelegungen. Um dies zu vollziehen werden die Skalierungsfaktoren der Windgeschwindigkeit und kurzwelligen Strahlung entsprechend auf die zu simulierende Flächenbelegung angepasst. Zusätzlich zu der bereits bestehenden FPV-Belegung auf dem Maiwaldsee von rund 2 %, werden Flächenbelegungen von 10 %, 50 % und 90 % simuliert. Nach Exley et al. (2021) ist bei einer Flächenbelegung von bis zu 10 % mit geringen Änderungen der thermischen Eigenschaften des Sees zu rechnen, während größere Flächenbelegungen ab 50 % große Temperaturveränderungen und stark beeinflusste Schichtungsdauer nach sich ziehen können. Eine Flächenbelegung von 90 % stellt oftmals die technisch umsetzbare maximale Flächenbelegung eines Sees mit FPV dar. Dies wird dadurch begründet, dass aufgrund technischer Restriktionen wie beispielsweise die Verankerung, flache oder bewachsene Uferrandzonen sowie Bootsverkehr eine Reduktion der theoretisch maximal belegbaren Fläche um -10 % pauschal angenommen werden kann. Demnach gilt es zu untersuchen, ob die durch Exley et al. (2021) aufgestellten Thesen sich anhand der Simulation mit GLM bestätigen lassen. Allerdings gilt zu berücksichtigen, dass sich aufgrund der Verwendung verschiedener Modelle sowie der Simulation eines konkreten Systemdesigns durch das GLM Unterschiede ergeben könnten. Das GLM wird in der Analyse, anhand der Messdaten und des vorliegenden FPV-Systemdesigns auf dem Maiwaldsee, speziell auf die dort vorherrschenden Bedingungen angepasst. Deshalb ist auch damit zu rechnen, dass selbst bei einer theoretischen Flächenbelegung von 100 % - wie durch Exley et al. (2021) angenommen - keine hundertprozentige Reduktion der in den See einfallenden Globalstrahlung eintreten wird. Außerdem ist davon auszugehen, dass es sich bei der FPV-Anlage auf dem Maiwaldsee aufgrund der geringeren Neigungswinkel um eine winddominante FPV-Anlage handeln könnte. Daraus würde resultieren, dass eine stärkere Reduktion der Solarstrahlung im Vergleich zu Windgeschwindigkeit zu erwarten wäre.

Die Auswirkungen der unterschiedlichen Flächenbelegungen werden insbesondere in Bezug auf die Temperatur des Oberflächenwassers untersucht. Aufgrund der großen Tiefe des Maiwaldsees infolge der Auskiesung ist zu erwarten, dass sich ein potenzieller Effekt der unterschiedlichen Flächenbelegungen bevorzugt in den oberflächennahen Wasserschichten widerspiegeln könnte. Außerdem wird der Einfluss der einzelnen Flächenbelegungen auf die Schichtungsdauer analysiert und betrachtet, welche FPV-Flächenbelegungen für eine vorgegebene Reduktion der Oberflächenwassertemperatur notwendig wäre. Um die Auswirkungen der Flächenbelegungen speziell in Hinblick auf die Schichtungsstabilität zu untersuchen, wird für die einzelnen Ergebnisse der Simulationen Schmidts Stabilität berechnet (Schmidt, 1928). Schmidts Stabilität stellt einen Stabilitätsindex dar, der den Widerstand gegen eine mechanische Durchmischung, aufgrund der potenziellen Energie in der geschichteten Wassersäule, darstellt (Read et al., 2011). Somit drückt der Stabilitätsindex diejenige Energiemenge aus, welche benötigt wird, um die gesamte Wassersäule in einen isothermen Zustand zu bringen, ohne dabei die innere Energie des Wasserkörpers zu beeinträchtigen (Ladwig et al., 2021). Der Stabilitätsindex stellt den Durchmischungsenergiebedarf pro Flächeneinheit dar und wird daher in der Einheit [J/m²] angegeben. Durch Idso (1973) wurde Schmidts Stabilität formalisiert, um den Effekt des Seevolumens auf die Berechnung zu mindern. Die Berechnung von Schmidts Stabilität kann anhand der nachfolgenden Gleichung durchgeführt werden (Read et al., 2011).

$$S_T = \frac{g}{A_s} \int_0^{z_D} (z - z_v) \, \rho_z A_z \, dz \tag{5.14}$$

g = Fallbeschleunigung [m/s²] $A_{s} = Seefläche [m²]$ $z_{D} = maximale Tiefe [m]$

- $z_v = mittlere Tiefe [m]$
- $\rho_z = Dichte \ des \ Wassers \ in \ Tiefe \ z \ [kg/m³]$
- $A_z = Seefläche in Tiefe z [m^2]$

6 Ergebnisse

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Messverfahren und der Simulation mit dem GLM dargestellt. Trotz Einfließen der Messdaten in das hydrologische Modell sollten die Ergebnisse gesondert betrachtet werden, da sich die Auflösung voneinander unterscheiden kann. Während beim GLM täglich aufgelöste Daten in das Modell eingespeist wurden, werden die Messdaten unter Berücksichtigung des bestehenden Messintervalls von meist einer Stunde oder, bei der oberflächennahen Windgeschwindigkeitsmessung, von 15 min analysiert. Außerdem besteht die Möglichkeit, dass die Modellergebnisse, wie bereits in Abschnitt 5.4.4 dargestellt, leicht von den ursprünglichen Messwerten abweichen.

6.1 Hydrologische und meteorologische Messverfahren

Nachfolgend werden die gemessenen Daten analysiert, um damit den Einfluss der FPV-Anlage auf ihre Umgebung ableiten zu können. Untersucht wird dabei der Einfluss auf die oberflächennahe Luftströmung, die Wassertemperaturen und deren Variabilität, sowie der Sauerstoffgehalt und die Energiebilanz des Sees.

6.1.1 Einfluss von FPV auf die oberflächennahe Luftströmung

Bei der Untersuchung der bodennahen Luftströmung wurden Windgeschwindigkeitsmessungen an den Außenseiten der FPV-Anlage vorgenommen. Diese Messungen wurden auf der maximalen Modulhöhe durchgeführt, was einer Höhe von rund 30 cm über dem Wasserspiegel entspricht. Dadurch soll der Einfluss von FPV insbesondere auf die laterale oberflächennahe Luftströmung untersucht werden. Die Informationen zur Windrichtung werden von der Wetterstation auf der FPV-Anlage bezogen. In *Abbildung 49* sind diese zusammen mit den korrespondierenden Windgeschwindigkeiten dargestellt. Es wird ersichtlich, dass die dominierende Windrichtung Süden bzw. Süd-Südwest darstellt. Der überwiegende Teil der gemessenen Windgeschwindigkeiten bewegt sich in einem Wertebereich von 0-2 m/s. Windgeschwindigkeiten aus den Windrichtungen Süd und Ost sind im Mittel geringer als die aus Windrichtung West (siehe auch *Abbildung 50*). Die höchste gemessene Windgeschwindigkeit an der Wetterstation in zwei Metern Höhe beträgt 5,38 m/s. Während rund 16 % der gemessenen Windgeschwindigkeiten aus direkter Windrichtung Süd aufgezeichnet werden, sind für die Windrichtung Nord keine Windgeschwindigkeiten erfasst.



Abbildung 49: Aus den an der Wetterstation gemessenen Windrichtungen und -geschwindigkeiten hervorgegangene Windrose mit anteilbasierter Verteilung der Windgeschwindigkeiten.

Nach Kategorisierung der Messungen der oberflächennahen Windgeschwindigkeiten nach effektiven Windrichtungen mittels Windrichtungsdaten, können diese anschießend hinsichtlich der Beeinflussung durch FPV analysiert werden. In *Abbildung 50* sind die Windgeschwindigkeiten der jeweiligen effektiven Windrichtungen aufgetragen. Es wird ersichtlich, dass der Interquartilsabstand (IQR), der auch als Maß für die Streuung der Daten angesehen werden kann, bei der effektiven Windrichtung Ost gering ist, wohingegen dieser bei der effektiven Windrichtungs Süd am größten ist. Die Windrichtung Ost weist dabei einige Ausreißer auf, die anderen Windrichtungen dagegen weniger. Aufgrund der Lage des Medians, der sich bei allen Windrichtungen unterhalb der Mitte des IQR befindet, lässt sich auf eine rechtsschiefe Verteilung der Windgeschwindigkeiten schließen. Die Lage des Medians zeigt zudem auf, dass die Windgeschwindigkeiten aus effektiver Windrichtung West am höchsten ausfallen, wohingegen aus Windrichtung Süd geringere Windgeschwindigkeiten sowie aus Osten die geringsten Windgeschwindigkeiten zu verzeichnen sind. Des Weiteren wird ersichtlich, dass die oberflächennahen Windgeschwindigkeiten gemäß dem logarithmischen Windgesetz, geringer ausfallen als die der Wetterstation in zwei Metern Höhe.



Abbildung 50: Boxplots der gemessenen Windgeschwindigkeiten auf Modulhöhe und den zugehörigen effektiven Windrichtungen zur Abschätzung des Einflusses von FPV auf die oberflächennahe laterale Windströmung (n_{aes} = 494).

Dass die Windgeschwindigkeiten aus effektiver Windrichtung Ost am geringsten ausfallen war absehbar, da die Ostseite der Anlage eine geringe Entfernung zum Ufer aufweist (*Abbildung 30*). Das Ostufer ist bewachsen mit dichter und hoher Vegetation, was eine hohe Rauhigkeitslänge nach sich zieht und die Anlage bei Winden aus Osten im Windschatten der Vegetation liegt. Somit ist fraglich, inwieweit hierbei ein Einfluss der FPV-Anlage zu beobachten ist. Im Gegensatz dazu ist das Südufer weniger bewaldet, da sich dort das Kieswerk befindet. Westlich der Anlage befindet sich der überwiegende Teil der Wasserfläche des Maiwaldsees, die bis zum bewaldeten Westufer in größerer Entfernung reicht. Es ist anzunehmen, dass der Einfluss des bewaldeten Westufers auf die Windgeschwindigkeiten an der FPV-Anlage bedeutend geringer ist als der Einfluss des Ostufers.

Wie aus Tabelle 5 hervorgeht, spiegeln sich diese Annahmen im berechneten Einfluss der FPV-Anlage auf die oberflächennahe laterale Windströmung wider. Es wird erkenntlich, dass die gemessenen oberflächennahen Windgeschwindigkeiten an der Ostseite der FPV-Anlage im Vergleich zur komplementären Westseite geringer sind. Somit würde sich ein theoretisch windverstärkender Effekt durch FPV ergeben. Dies ist jedoch voraussichtlich weniger auf die FPV-Anlage zurückzuführen als vielmehr auf die Windabschattung durch die Ufervegetation und mögliche vertikale Luftströmungen. Folglich eignen sich die Messungen aus effektiver Windrichtung Ost nicht, um den Einfluss der FPV-Anlage auf die laterale Luftströmung zu quantifizieren. Aus diesem Grund werden diese Messungen bei der Berechnung des Skalierungsfaktors für die Windgeschwindigkeit im GLM nicht miteinbezogen, sondern nur die Messungen aus den effektiven Windrichtungen Süd und West. Durch das Einbeziehen dieser beiden Windrichtungen findet weiterhin eine Berücksichtigung von potenziellen Unterschieden der Rauigkeiten aufgrund der Südaufständerung statt. Zur Bestimmung des Skalierungsfaktors der Windgeschwindigkeit für die Simulation mit dem GLM wird der Effekt der FPV-Anlage auf die laterale Windströmung anhand der Anzahl der jeweiligen Messungen gewichtet und berechnet. Hieraus ergibt sich eine durch FPV induzierte Reduktion der oberflächennahen Windgeschwindigkeit von 23 %. Der Skalierungsfaktor für die Windgeschwindigkeit wird, wie auch der Skalierungsfaktor für die kurzwellige Strahlung, auf die Fläche der FPV-Anlage korrigiert in das GLM eingespeist.

72

Effektive Windrichtung	Durchschnittlicher Winkel [°]	Abweichung zur komplementären Messung [%]	Anzahl der Messungen
Ost	91,0	+ 125,54	73
Süd	181,2	- 17,07	349

- 53,0

270,1

Tabelle 5: Die Ergebnisse der Analyse der oberflächennahen Luftströmung mit potenziellem Effekt durch FPV in Form der Abweichung zur Komplementärmessung. Die Ergebnisse der effektiven Windrichtung Ost wurden bei der Berechnung des Skalierungsfaktors für die Windgeschwindigkeit im GLM nicht berücksichtigt.

6.1.2 Analyse der Wassertemperaturen

West

Im Folgenden werden die Messungen der Wassertemperaturen in verschiedenen Tiefen ausgewertet. Hierbei wird die Messstelle unter der FPV-Anlage mit den beiden Referenzmessstellen verglichen, um potenzielle Einflüsse der FPV-Anlage auf die Thermik des Sees zu ermitteln. Die Daten besitzen eine stündliche zeitliche Auflösung und ermöglichen dadurch einen im Vergleich zum GLM verbesserten Einblick in den Einfluss der FPV-Anlage auf die hydrologischen Prozesse.

In Abbildung 51 sind die Wassertemperaturen der einzelnen Messstellen sehen. Es lässt sich erkennen, dass die täglichen Schwankungen der Wassertemperatur in den oberflächennahen Wasserschichten stärker ausgeprägt sind. Insgesamt weisen alle Temperaturverläufe große Ähnlichkeiten zueinander auf. Bei allen Messstellen ist eine stabile thermische Schichtung zu beobachten, die sich ab Oktober sukzessiv auflöst. Allerdings ist bei allen drei Messstellen am Ende der Beobachtungsperiode noch keine vollständige Durchmischung zu verzeichnen. Zu Beginn des Beobachtungszeitraums ist ab einer Tiefe von rund 6 m das Hypolimnion mit Temperaturen unterhalb von 13 °C zu erkennen. Auch das Epilimnion und das Metalimnion sind bereits ausgebildet. Bei allen Messstellen ist eine Verlagerung der Thermokline in größere Tiefen mit der Zeit zu beobachten, was zu einer Zunahme des Epilimnionvolumens führt. Außerdem sind drei Perioden einer deutlichen Erwärmung des Oberflächenwassers zu verzeichnen. Die erste Periode lässt sich zu Beginn des Beobachtungszeitraums wiederfinden und reicht von Mitte Juli bis Anfang August. Hierbei sind Wassertemperaturen von bis zu 25 °C erfasst. Anhand der Oberflächenwassertemperaturen wird ersichtlich, dass die Erwärmung der oberflächennahen Wasserschichten bei der FPV-Anlage weniger intensiv ausfällt. Anfang August setzt eine Periode der Abkühlung des Oberflächenwassers ein, gefolgt von einer weiteren Periode der Erwärmung. Dort werden die höchsten Wassertemperaturen des Beobachtungszeitraum erreicht, die bei FPV und der Referenzmessstelle I bei 27,37 °C liegen, wohingegen sie bei der Referenzmessstelle II geringfügig höher bei 27,47 °C liegt. Diese Periode der kurzzeitig starken Erwärmung des Oberflächenwassers wird Ende August durch eine erneute Periode der Abkühlung unterbrochen. Im September folgt wiederum eine Periode der Erwärmung, die länger, aber weniger intensiv ausfällt. Jedoch lässt sich auch eine Erwärmung des Tiefenwassers beobachten, die aufzeigt, dass die Wassertemperaturen Ende September in zehn Metern Tiefe über 14 °C liegen. Ab Oktober ist eine schrittweise Veränderung der Schichtung hin zu geringeren Temperaturgradienten zu beobachten. Auch die kurzfristigen Erwärmungen des Oberflächenwassers zum Ende der Untersuchungsperiode sind bei den beiden Referenzmessstellen stärker ausgeprägt, wohingegen die Wassertemperaturen unterhalb der FPV-Anlage zu diesem Zeitpunkt nur noch geringe Veränderungen aufweisen.



Abbildung 51: Die an den drei Messstellen aufgezeichneten Wassertemperaturen.

Nachdem ein Überblick über die vorherrschenden Wassertemperaturen während des Untersuchungszeitraums gewonnen werden konnte, erfolgt ein Vergleich der Temperaturdifferenzen. Hierfür wird jeweils die Differenz aus den Wassertemperaturen der FPV-Messstelle zu den gebildet. Folglich deuten negative Referenzmessstellen Abweichungen auf geringere Wassertemperaturen unterhalb der FPV-Anlage und damit auf einen Kühleffekt durch die Anlage hin. Positive Abweichungen sind mit höheren Temperaturen unterhalb der Anlage verbunden und könnten in Zusammenhang mit einem Wärmeffekt gestellt werden.

In Abbildung 52 ist zu erkennen, dass beim Vergleich zwischen beiden Referenzmessstellen ähnliche Muster der Temperaturabweichung durch FPV beobachtet werden können. FPV weist im Vergleich zu beiden Referenzmessstellen zu Beginn des Beobachtungszeitraums höhere Temperaturen im Hypolimnion auf. In einer Tiefe von zehn Metern sind zumeist kaum Abweichungen mehr zu erkennen, was durch graue Bereiche ersichtlich wird. Im Tiefenbereich zwischen zwei und sieben Metern ist eine negative Temperaturabweichung infolge von FPV zu beobachten. Diese Abweichung erstreckt sich über den gesamten Zeitraum. Zum Ende der Beobachtungsperiode ist ein schmaler Bereich mit zunehmend positiver Abweichung in der Mitte des Bereichs zu erkennen. Mit der Verschiebung der Thermokline in tiefere Wasserschichten scheint sich der Bereich der negativen Temperaturabweichung in die Tiefe zu erweitern, was besonders bei dem Vergleich mit der Referenzmessstelle I (REF I) ab September deutlich wird. In den oberen Wasserschichten ist dagegen ein anderes Muster zu beobachten, das eine große Variabilität in Abhängigkeit der Tageszeit aufweist. Insbesondere im oberflächennahen Tiefenbereich sind deutlich negative Temperaturabweichungen durch FPV zu beobachten. Diese deuten auf einen Kühleffekt der Anlage hin. Dieser Kühleffekt erstreckt sich in Abhängigkeit seiner Ausprägung in eine Tiefe von bis zu zwei Metern. Ab dieser Tiefe sind kaum mehr Effekte hinsichtlich einer tageszeitlichen Schwankung zu erkennen. Neben diesen negativen Abweichungen gibt es auch positive, die meist im Wechsel mit den negativen stattfinden. Im Bereich zwischen einem und zwei Metern ist über nahezu

den gesamten Zeitraum eine positive Temperaturabweichung zu beobachten, die wiederholt durch negative Temperaturabweichungen geschnitten wird. Grundsätzlich lässt sich jedoch festhalten, dass die meisten Temperaturabweichungen sich in einem geringen Wertebereich aufhalten und oftmals ± 0.5 °C nicht überschreiten. Unter Berücksichtigung der Messungenauigkeit der Temperatursensoren fallen die Temperaturabweichungen vor allem in den größeren Tiefenbereichen weniger stark aus. Die höchsten Abweichungen finden in der oberflächennahen Wasserschicht statt, die beispielsweise bei der REF I mit einer Temperaturabweichung von bis zu -2,8 °C einhergehen können.



Abbildung 52: Durch FPV hervorgerufene Temperaturabweichungen im Vergleich zur Referenzmessstelle I (oben) und Referenzmessstelle II (unten).

Es wurde ersichtlich, dass durch die FPV-Anlage eine Abkühlung der Wassertemperaturen in unterschiedlichen Tiefenbereichen stattfindet und diese nicht überall mit gleicher Intensität auftritt. Um zu prüfen, ob über das gesamte beobachtete Tiefenprofil eine Abkühlung oder eine Erwärmung der Wassertemperaturen durch FPV erfolgt, werden in Abbildung 53 die jeweiligen Temperaturdifferenzen über das gesamte Profil aufsummiert. Negative Werte deuten hierbei auf eine Abkühlung der Wassertemperaturen im gesamten Tiefenprofil hin, positive Werte dagegen auf eine Erwärmung bzw. verbesserte Wärmespeicherung. Neben der Analyse der Temperaturabweichungen werden auch potenzielle Auslöser dieser Differenzen untersucht. Hierfür werden Zeitreihen des Niederschlags, der Windgeschwindigkeit, Temperatur und kurzwelliger Strahlung gegenübergestellt, um einen möglichen Effekt dieser Faktoren abzuleiten. Die Windgeschwindigkeit ist auf eine Referenzhöhe von zehn Metern extrapoliert worden. Anhand der kumulierten Temperaturabweichung ist zu beobachten, dass besonders beim Vergleich mit der REF I nahezu ausschließlich negative Abweichungen über das gesamte Tiefenprofil zu beobachten sind. Bei der REF II sind dagegen vor allem Ende August und Anfang September positive kumulierte Temperaturabweichungen zu erkennen. Aus beiden Referenzvergleichen wird ersichtlich, dass die negativen Temperaturabweichungen vorwiegend am Anfang der Untersuchungsperiode hohe Werte aufweisen. Zu Beginn des Beobachtungszeitraums sind hohe Temperaturen und Strahlungswerte zu erkennen. Die Windgeschwindigkeiten fallen zu diesem Zeitraum moderat aus. Ein darauffolgendes Abfallen der Lufttemperaturen spiegelt sich ebenfalls bei den

kumulierten Wassertemperaturabweichungen wider. Hier werden die Abweichungen geringer und die Wassertemperaturen der FPV-Anlage und Referenzmessstellen nähern sich an. Anschließend folgt eine Periode mit starkem Anstieg der Lufttemperatur und kurzwelligen Strahlung, die jedoch von kürzerer Dauer als die warme Periode zuvor ist. Diese Temperaturerhöhung spiegelt sich in den Wassertemperaturen der FPV-Anlage mit verstärkt negativen Abweichungen wider. Bei der REF II wird bei den kumulierten Abweichungen ein kurzzeitig auftretendes negatives globales Maximum von -14,3 K erreicht. Die maximale negative Temperaturabweichung der FPV-Wassertemperaturen im Vergleich zur REF I liegt bei -10,9 K. Nach dieser kurzen, intensiven Hitzeperiode weisen die Lufttemperaturen bis zum Ende der Untersuchungsperiode einen abfallenden Trend auf. Jedoch wird Anfang bis Mitte September nochmals eine Erwärmung sichtbar. Diese spiegelt sich jedoch weniger stark in der kumulierten Temperaturabweichungen wider. Deshalb ist besonders Anfang September ein Wechsel aus positiven und negativen Abweichungen zu erkennen, wobei die positiven Abweichungen weiterhin deutlich geringer ausfallen als die Negativen. Die Abweichungen werden zum Ende des Beobachtungszeitraums geringer, während verglichen mit der REF II zeitgleich mehr positive Temperaturabweichungen zu beobachten sind. Dies ist verbunden mit geringeren Werten der Lufttemperatur und kurzwelligen Strahlung. Die mittlere kumulierte Temperaturabweichung über den gesamten Zeitraum und das Tiefenprofil betrug im Vergleich zur REF I -2,3 K, während diese im Vergleich zur REF II mit -1,5 K geringer ausfiel.



Abbildung 53: Über den gesamten untersuchten Tiefenbereich kumulierte Temperaturabweichungen im Vergleich zu potenziellen Einflussfaktoren.

Anhand der vorausgegangenen Beobachtungen konnte festgestellt werden, dass der Einfluss von FPV auf die Thermik des Sees insbesondere in den obersten Wasserschichten eine hohe zeitliche Variabilität aufweisen kann. Im weiteren Verlauf erfolgt eine Analyse dieser Variationen und eine Betrachtung des Effekts der kurzwelligen Strahlung und Lufttemperatur auf die Temperaturabweichungen durch FPV.

In *Abbildung 54* sind zwei verschiedene Perioden aus dem Untersuchungszeitraum dargestellt, die sich maßgeblich in den gemessenen Strahlungs- und Temperaturwerten unterscheiden. Die Periode Mitte August zeichnet sich durch hohe Werte aus, wobei die Periode Ende August geringere Werte aufweist. Auch in den Darstellungen der korrespondierenden Temperaturabweichungen durch FPV im Vergleich zur REF II sind Unterschiede zu erkennen. Bei der wärmeren Periode ist in den obersten Wasserschichten tagsüber eine ausgeprägte, negative Temperaturabweichung zu sehen, was auf eine langsamere und weniger intensive Erwärmung des Oberflächenwassers infolge des Kühleffekts durch FPV hindeuten könnte. Dieser Effekt ist bei der kühleren Periode schwächer ausgeprägt. Zudem besteht eine weniger klare Verbindung der negativen Temperaturabweichungen der obersten Wasserschicht zur kühleren mittleren Wasserschicht ab zwei Metern Tiefe. Bei der wärmeren Periode ist dagegen eine verstärkte negative Abweichung bis in größere Tiefen zu beobachten. Die Temperaturspanne, in der die Temperaturdifferenzen schwanken, reicht bei der warmen Periode von +1,35 K bis -2,4 K und ist damit um 63 % größer als bei der kühleren Periode. Während in der wärmeren Periode tagsüber negative Abweichungen zu erkennen. Diese fallen ebenfalls größer aus als bei der kühleren Periode.



Abbildung 54: Vergleich der Variabilität der durch FPV hervorgerufenen Temperaturabweichungen in Abhängigkeit zur Temperatur und Globalstrahlung.

Neben den deutlichen Auswirkungen der Lufttemperatur und kurzwelligen Strahlung wird nachfolgend ein möglicher Effekt der Windgeschwindigkeit und des Niederschlags untersucht. Hierfür wird eine Periode mit hohen Windgeschwindigkeiten aus dem Beobachtungszeitraum hervorgehoben. Die Windgeschwindigkeit wird auch hier auf eine Referenzhöhe von zehn Metern extrapoliert. Demnach beträgt die maximale Windgeschwindigkeit 6,2 m/s und stellt außerdem die höchste Windgeschwindigkeit während des gesamten Untersuchungszeitraums dar. Wie aus *Abbildung 54* hervorgeht, treten die zu Anfang hohen Windgeschwindigkeiten gemeinsam mit hohen Einstrahlungswerten auf, dabei war die Lufttemperatur jedoch geringer als während der vorausgegangenen Tage. Trotzdem ist eine negative Temperaturabweichung in der oberflächennahen Wasserschicht zu erkennen (*Abbildung 55*). Zudem zeigt sich in der Wasserschicht zwischen zwei und sieben Metern eine hohe Variabilität der Temperaturabweichungen. Hierbei lässt sich ein Wechsel aus positiven und negativen Abweichungen beobachten, der in den oberen und unteren Wasserschichten nicht in gleichem Maße nachzuweisen ist. Diese größeren Variationen der Temperaturabweichungen treten verzögert zur höchsten Windgeschwindigkeit auf.



Abbildung 55: Darstellung der Temperaturdifferenzen durch FPV mit gegenübergestellter Windgeschwindigkeiten und Niederschlagsereignissen.

6.1.3 Gelöster Sauerstoff

Der gelöste Sauerstoff stellt neben der Temperatur eine wichtige Größe in der Limnologie dar. Anhand des gelösten Sauerstoffs lassen sich potenziell Aussagen über gewässerökologische Prozesse treffen. Da Sauerstoff als Endprodukt der Photosynthese gilt, lassen sich insbesondere Prozesse, welche diese biochemische Reaktion beinhalten anhand des gelösten Sauerstoffgehalts nachweisen. Für jede Messstelle wurden Sauerstoff- und Temperaturprofile für die Monate August, September und Oktober aufgenommen. Es soll untersucht werden, ob ein Einfluss der FPV-Anlage auf den Sauerstoff und damit biochemischer Reaktionsketten nachweisbar ist und inwieweit sich dieser mit der Veränderung limnologischer Prozesse im Laufe der Untersuchungsperiode ebenfalls ändert.

6.1.3.1 Analyse der Messstellen

In *Abbildung 56* sind die Tiefenprofile des gelösten Sauerstoffs und der korrespondierenden Wassertemperatur für jede Messstelle dargestellt. Bei der Temperatur ist zu erkennen, dass der Gradient im betrachteten Tiefenbereich im August am höchsten ist, er im September trotz höherer Oberflächenwassertemperaturen jedoch geringer ist. Dies könnte möglicherweise auf eine teilweise Verschiebung des Metalimnions aus dem betrachteten Tiefenbereich hindeuten, wodurch die Thermokline über die Tiefe betrachtet steiler abfällt. Im Oktober sind kaum mehr Temperaturgradienten zu erkennen, sodass die Temperatur des Oberflächenwassers zunehmend einheitlich ist.

Bei den Messungen wurde zunächst der Sauerstoffgehalt gemessen, welcher anschließend in die Sauerstoffsättigung umgerechnet wurde. Anhand der Sauerstoffsättigung soll das Erkennen einer Übersättigung des Wassers infolge der Primärproduktion ermöglicht werden. Zudem berechnet sich die Sauerstoffsättigung in Abhängigkeit der Temperatur. Bei den Sauerstoffprofilen lässt sich im August

beobachten, dass dessen grundsätzlicher Verlauf sich zwischen den Messstellen ähnelt. Dazu ist bei allen Messstellen zunächst eine Sauerstoffübersättigung in den oberen Wasserschichten zu erkennen. Diese erstreckt sich über eine Tiefe von mehr als fünf Metern. Während bei den Referenzmessstellen im Bereich zwischen der Wasseroberfläche und zwei Metern ein leicht rückläufiger Verlauf der Sauerstoffsättigung zu beobachten ist, kann bei der FPV-Anlage ein kontinuierlicher Anstieg verzeichnet werden. Ab einer Tiefe von ca. zwei Metern ist auch bei den Referenzmessstellen ein starker Anstieg der Sättigung zu erkennen, der im Tiefenbereich von 3,5 m bis 4 m ein Maximum der Sauerstoffsättigung erreicht. Die Messstelle unterhalb der FPV-Anlage weist geringfügig unterhalb von vier Metern ein Maximum auf. Die Sauerstoffsättigung im Epilimnion ist daher bei allen Messstellen geringer als im Tiefenbereich von 3,5 m bis 4 m innerhalb des Metalimnions. Dies geht nicht mit der einfallenden Strahlung einher, die im Epiminion am höchsten ist und weshalb dort mit der höchsten Sauerstoffsättigung aufgrund von erhöhter Primärproduktion zu rechnen wäre. Nach dem Erreichen des Sättigungsmaximum ist ein steiler Abfall der Sauerstoffsättigung bei allen Messstellen zu sehen.

Im September ist im Vergleich zum August ein ähnliches Muster der Sauerstoffsättigung zu beobachten. Hierbei ist jedoch der Gradient vom Sättigungsmaximum zum -minimum im betrachteten Tiefenprofil noch ausgeprägter. In den obersten zwei Metern zeigt sich bei den Messtellen ein ähnliches Verhalten wie bei der Messung im August. Ebenfalls ausgebildet bei allen drei Messstellen ist das Maximum der Sättigung im Tiefenbereich von 3,5 m bis 4 m. Allerdings fällt dieses Maximum im September deutlich stärker aus als im August und es werden Sättigungen im Bereich von 120 % erreicht. Im Anschluss ist mit zunehmender Tiefe, wie auch schon im August, ein Abfallen der Sättigung und damit ein Übergang vom übersättigten zum untersättigten Zustand zu erkennen. Die Sauerstoffsättigung erreicht in einer Tiefe von acht Metern ein Niveau, das unterhalb der Messungen im August liegt.

Im Oktober lässt sich ein Verlauf des Tiefenprofils der Sättigung beobachten, der deutlich von den Verläufen im August und September abweicht. Es wird ersichtlich, dass gemäß der Isothermie auch die Sättigungswerte eine geringere Variabilität aufweisen. Somit lässt sich fortan bei keiner der Messstellen eine Übersättigung nachweisen und die Variationen in den oberen Wasserschichten sind gering. Insbesondere bei der REF II sind kaum Fluktuationen der Sauerstoffsättigung zu erkennen. Mit zunehmender Tiefe ist jedoch auch hier ein Abfallen der Sättigung beobachten. In einer Tiefe von acht Metern wird bei allen Messstellen eine Sättigung von unter 80 % erreicht. Hypoxische Bedingungen werden daher im untersuchten Tiefenbereich nicht nachgewiesen, da die Sättigung hierfür Werte zwischen 0% und 30 % aufweisen müsste. Anhand der Untersuchungen können keine direkten Aussagen über tiefere Wasserschichten und deren Bedingungen hinsichtlich eines Sauerstoffmangels infolge verstärkter Respiration getroffen werden. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die Sauerstoffsättigung dem Verlauf folgend in größeren Tiefen aufgrund überwiegender Dissimilation zunächst weiterhin abnehmen wird.



Abbildung 56: Vergleich der Sauerstoff- und Temperaturmessungen in den verschiedenen Monaten der Untersuchungsperiode.

In Abbildung 57 sind die Differenzen aus Abbildung 56 dargestellt, wodurch Abweichungen infolge von FPV leichter ersichtlich werden. Es wurden dabei die Differenzen aus den FPV-Messdaten und den Messdaten der Referenzmessstellen gebildet. Folglich weisen beispielsweise positive Abweichungen höhere Werte bei FPV auf. Beim Tiefenprofil der Temperatur ist zu erkennen, dass im oberen Tiefenbereich bei allen Messungen geringere Werte nachzuweisen sind, was womöglich auf die Verschattung der Anlage zurückzuführen ist. Abgesehen davon ist ein ähnlicher Verlauf zu beobachten, wobei FPV im September in den tieferen Bereichen höhere Temperaturen aufweist. Im September ist zudem die größte Variabilität der Temperatur- und Sauerstoffdifferenzen zu sehen, wohingegen im Oktober Isothermie vorherrscht und deshalb kaum Variabilität auftritt. Im August können beim Sauerstoff negative Abweichung durch FPV in den Tiefenbereichen von 3 m - 4,5 m sowie 6,5 m - 8 m in Bezug auf beide Referenzmessstellen hervorgehoben werden. Diese fallen jedoch geringer aus als beispielsweise im September. Hier werden besonders im Vergleich zur REF II positive Abweichungen im Bereich von 1,5 m bis 3 m verzeichnet. Bei der REF I gibt es eine stark positive Abweichung bei 1,5 m und negative Abweichung in 5 m Tiefe. Auch im September werden negative O₂-Differenzen in größeren Tiefen nachgewiesen, was allerdings auf erhöhte Wassertemperaturen in diesen Tiefenbereichen bei FPV zurückzuführen sein könnte. Im Oktober sind lediglich in geringen Tiefen deutlichere Unterschiede zu verzeichnen, die im Vergleich zur REF I positiv ausfallen, wohingegen beim Vergleich mit der REF II negative Differenzen festzustellen sind. Abgesehen davon liegen die Werte konstant geringfügig unterhalb der REF II, während sich die Werte von FPV im Vergleich zur REF I in größeren Tiefen angleichen.



Abbildung 57: Abweichungen der Wassertemperaturen und Sauerstoffsättigungen im Vergleich zu den Referenzmessstellen für Messungen in unterschiedlichen Monaten innerhalb des Untersuchungszeitraums.

6.1.3.2 Analyse der FPV-internen Sauerstoffkonzentrationen

Im *Abbildung 58* sind die Messergebnisse der FPV-internen Messverfahren zum gelösten Sauerstoff aufgetragen. Die Messstellen entsprechen der Darstellung aus *Abbildung 34* und wurden Anfang September durchgeführt. Bei der Temperatur sind Abweichungen vor allem in den obersten Bereichen zu erkennen. Während die Temperaturen bei der Messstelle 3 oberflächennah gering ausfallen, ist bei Messstelle 7 eine Abweichung hiervon zu beobachten. Bei der Sauerstoffsättigung können insgesamt ähnliche Tiefenprofile verzeichnet werden, die alle eine Übersättigung im Tiefenbereich von ca. 0 m bis 7 m aufweisen. Hierbei sind, wie auch schon beim Vergleich der Messtellen, die höchsten Werte im Bereich zwischen 3,5 m und 4,5 m vorzufinden. Im Epilimnion herrscht zwar eine Übersättigung vor, allerdings werden dort geringere Werte als im zuvor genannten Tiefenbereich wiedergefunden. Es gilt bezüglich der Ergebnisse der FPV-internen O₂-Messung nachfolgend zu diskutieren, woraus die Unterschiede in den oberflächennahen Wassertemperaturen resultieren. Außerdem werden die Tiefenprofile einer Analyse unterzogen, um abschließend zu klären, inwieweit eine Verstärkung des FPV-Einflusses zur Mitte der Anlage hin vorliegt.



Abbildung 58: Ergebnisse der FPV-internen Sauerstoff- und Temperaturmessungen.

6.1.4 Energiebilanz

Zur Abschätzung des Einflusses von FPV auf die Energiebilanz des untersuchten Sees wird für jeden Zeitschritt anhand der gemessenen Wassertemperaturen die Wärmespeicherenergie *G* berechnet. Diese Energie bezieht sich auf das Tiefenprofil, in dem die Messungen durchgeführt wurden und nicht auf den gesamten See. Somit soll der Effekt von FPV primär auf die Energiebilanz der oberflächennahen Wasserschichten beschrieben werden. In diesem Bereich sind voraussichtlich die größten Veränderungen infolge von FPV zu erwarten. Schlussfolgernd beziehen sich die berechneten Größen auf eine zehn Meter dicke Wassersäule mit einer Fläche von einem Quadratmeter. Dieses Verfahren wird für alle drei Messstellen durchgeführt.

Mittels *Abbildung 59* ist zu beobachten, dass beim zeitlichen Verlauf von *G* Unterschiede zwischen der FPV-Messstelle und den Referenzmessstellen auftreten. Anhand der oberen Graphen lässt sich die zeitliche Variabilität von *G* beobachten, die bei den beiden Referenzmessstellen erkennbar höher ist als unterhalb der FPV-Anlage. Die tageszeitlichen Schwankungen fallen bei der FPV-Anlage geringer aus, wobei der grundsätzliche Verlauf und die Minima der Kurve oftmals auf dem Niveau der Referenzmessstellen verlaufen. Bei der FPV-Anlage kann beobachtet werden, dass die Fluktuationen von *G* in Phasen der Erwärmung und damit verbunden mit einem Anstieg der Wärmespeicherenergie stärker ausfallen. Dies lässt sich beispielsweise Ende Juli, Mitte August und Anfang September erkennen. In Phasen der Reduktion von *G* wird dagegen ersichtlich, dass bei den Referenzmessstellen immer wieder kurzfristige Anstiege der Wärmespeicherenergie zu beobachten sind, wohingegen bei FPV kaum eine Reaktion auftritt. Beobachtbar ist dies beispielsweise Anfang und Ende August. Es ist außerdem zu erkennen, dass die Wärmespeicherenergie bis zum Ende des Beobachtungszeitraum

abfällt. Die mittlere Wärmespeicherenergie im Untersuchungszeitraum ist bei FPV, im Vergleich zu den Referenzmessstellen, im Mittel um 2,2 % geringer.

Zur Veranschaulichung der Unterschiede zwischen den Wärmespeicherenergien der Referenzmessstellen und der FPV-Messstelle werden in *Abbildung 59* ebenfalls die Differenzen von *G* aufgetragen. Diese Differenzen werden jeweils innerhalb des gleichen Zeitschritts berechnet. Die negativen Abweichungen durch die FPV-Anlage sind nennenswert höher als die positiven Abweichungen. Des Weiteren ist ein häufiger Wechsel zwischen den negativen und positiven Differenzen zu sehen. Die positiven Abweichungen zum Ende des Untersuchungszeitraums tendenziell geringer werden.



Abbildung 59: Wärmespeicherenergie G der verschiedenen Messstellen für den betrachteten Tiefenbereich von 10 m mit aufgetragenen Differenzen zwischen FPV und der jeweiligen Referenz.

Die unterschiedlich starke Variabilität der Wärmespeicherenergie kann auch anhand der Wärmespeicherenergieänderung quantifiziert werden. Die Wärmespeicherenergieänderung ΔG stellt die Änderungsrate der Energie vom Zeitpunkt t zum Zeitpunkt t+1 dar. Durch ΔG lassen sich die Energieflüsse an der Oberfläche ableiten und Prozesse hinsichtlich einer durch FPV beeinflussten Kühlung oder Erwärmung verdeutlichen. In *Abbildung 60* lässt sich erkennen, dass die Amplituden von ΔG bei den beiden Referenzmessstellen höher ausfallen als bei FPV. Besonders zu Beginn der Untersuchungsperiode sind bei den Referenzmessstellen hohe Amplituden sichtbar, während diese bei FPV geringer ausgeprägt sind. Die höchsten Änderungsraten lassen sich bei FPV Mitte August nachweisen, was mit hohen Temperaturen und Einstrahlungswerten einhergeht. In Phasen von geringerer Globalstrahlung und Temperatur wie beispielsweise Anfang und Ende August sind bei FPV geringe Änderungsraten zu erkennen, während diese bei den Referenzmessstellen vergleichsweise höher ausfallen. Dabei treten kurzfristig größere Fluktuationen auf, welche bei FPV nicht nachweisbar sind. Ab September ist eine sukzessive Synchronisierung von ΔG zwischen FPV und den

Referenzmessstellen zu beobachten. Ende September und Anfang Oktober sind bei allen drei Messstellen starke Fluktuationen der Wärmespeicherenergieänderung zu sehen. Zum Ende des Untersuchungszeitraum sind bei FPV nur noch geringfügige Schwankungen zu erkennen, wohingegen diese bei den Referenzmessstellen nochmals stärker ausfallen.



Abbildung 60: Berechnete Wärmespeicherenergieänderung ΔG für die Messstellen.

In *Abbildung 61* werden exemplarisch drei verschiedene Perioden aus der Zeitreihe der Wärmespeicherenergie herausgegriffen, um die Effekte durch FPV auf die Energiebilanz des oberflächennahen Wasserkörpers näher zu beleuchten. Hierbei werden die Berechnungen aus den Daten der Messungen der FPV-Messstelle denen der REF II gegenübergestellt. Die drei Perioden stehen repräsentativ für unterschiedliche Phasen, in denen der Einfluss durch FPV sich unterschiedlich auf die Energiebilanz auswirkt.

Die erste Periode befindet sich zu Beginn des Untersuchungszeitraums und verdeutlicht, dass die Wärmespeicherenergie der Referenzmessstelle besonders tagsüber deutlich über der von FPV liegt. Dies spiegelt sich in negativen Differenzen wider. Es ist weiterhin zu beobachten, dass bei FPV ein verzögerter Anstieg erfolgt und das Maximum dementsprechend verzögert erreicht wird. In dieser Periode herrschen tagsüber hohe Temperaturen und es sind ebenfalls hohe Werte der kurzwelligen Strahlung zu verzeichnen. Nachts weist FPV eine höhere Wärmespeicherenergie auf, nachdem die Referenzmessstelle einem starken Abfallen der tagsüber hohen Werte unterlag.

Die zweite repräsentative Periode befindet sich Anfang September, wobei tagsüber ähnlich hohe Temperaturen gemessen wurden und die Temperaturen nachts vergleichsweise geringer sind als im ersten Zeitraum. Die Temperaturamplitude ist in dieser Periode dementsprechend höher. Die Werte der kurzwelligen Strahlung fallen niedriger als im ersten Zeitraum aus, weisen aber für die Jahreszeit dennoch hohe Werte auf. Diese Veränderungen hinsichtlich des ersten Zeitraums lassen sich auch in den Energiedifferenzen und der Wärmespeicherenergie wiederfinden. Die Referenzmessstelle weist weiterhin höhere Maxima auf, wobei wie bereits in der ersten Periode, ein ansteigender Trend von G zu erkennen ist. Die Verzögerung des Anstiegs von G ist bei FPV im Vergleich zur ersten Periode zurückgegangen. Mit zunehmendem Rückgang der Strahlung unterlieg die Referenzmessstelle einem 79 stärkeren Abfallen von *G*, wobei dies bei der FPV-Anlage weniger stark ausgeprägt ist und sich somit positive Differenzen ergeben. Die positiven und negativen Differenzen weisen eine ähnliche Ausprägung auf, was ebenfalls im Gegensatz zur ersten Periode steht.

Die dritte Periode ist Mitte September auszumachen. Hier herrschen tagsüber sowohl Temperaturen, die dem Niveau der vorausgegangenen Perioden entsprechen, als auch Temperaturen unterhalb dieses Niveaus. Die kurzwellige Strahlung weist geringere Werte im Vergleich zu den vorausgegangenen Perioden auf. Die Unterschiede zwischen den täglichen und nächtlichen Temperaturen sind ebenfalls geringer als beispielsweise in der Periode Anfang September. Die Wärmespeicherenergie weist in diesem Zeitraum die geringsten Werte auf, allerdings ist die kurzfristige Variabilität der Ganglinien erhöht. Außerdem ist erkennbar, dass die Maxima von *G* der FPV-Messstelle diejenigen der Referenzmessstelle zumeist übersteigen und danach ein schwächeres Abfallen der FPV-Ganglinie stattfindet. Dies resultiert in positiven Differenzen, die in diesem Zeitraum verstärkt auftreten und in ihrer Ausprägung die negativen Abweichungen übersteigen.



Abbildung 61: Vergleich der Wärmespeicherenergie zwischen FPV und der REF II anhand verschiedener repräsentativer Abschnitte innerhalb des Untersuchungszeitraums (oben). Zusätzlich aufgetragen ist die Abweichung durch FPV im Vergleich zur Referenzmessstelle (Mitte) und der Verlauf der kurzwelligen Strahlung sowie der Lufttemperatur (unten).

6.2 Modellsimulation – General Lake Modell

Anhand des GLM wird eine Simulation der thermischen Prozesse des untersuchten Sees vollzogen. Das GLM ermöglicht es, Vorhersagen auch für andere Zeiträume als den Untersuchungszeitraum zu treffen und basierend darauf die Einflüsse von FPV beispielsweise unter veränderten klimatischen Bedingungen zu untersuchen. Anhand des Extremjahres 2018 soll ein Ausblick auf potenzielle limnologische Veränderungen durch den Klimawandel gegeben werden und darauf, wie FPV dies beeinflussen kann. Es ist davon auszugehen, dass Perioden extremer Hitze und Trockenheit in den kommenden Jahren stark zunehmen werden (*Abbildung 62*; IPCC, 2021).



Abbildung 62: Hexagonale Darstellung verschiedener Regionen der Erde und deren ungefähren geographischen Lage. Eine rote Färbung impliziert eine Zunahme an heißen Extremen, wohingegen die Anzahl an Punkten auf die Wahrscheinlichkeit des anthropogenen Beitrags zu den beobachteten Veränderungen hinweist (IPCC, 2021).

6.2.1 Hydrologische Simulation der FPV-Anlage

Mittels des GLM können zunächst die Wassertemperaturen aller Referenzmessstellen simuliert und ein Vergleich zu den gemessenen Daten gezogen werden. Von besonderer Bedeutung ist hierbei die Simulation anhand der durch FPV induzierten veränderten Bedingungen. In *Abbildung 63* ist die Simulation der FPV-Anlage für einen Tiefenbereich von 0-10 m dargestellt. Bei der Simulation werden die Einflussfaktoren für die Windgeschwindigkeit und die kurzwellige Strahlung entsprechend der durchgeführten Messungen und der Größe der Anlage angepasst.

Es ist zu beobachten, dass das Modell die verschiedenen Phasen der Erwärmung und Abkühlung ähnlich der Simulation der REF II (siehe Abschnitt 5.4.4) abbilden kann. Auch der Versatz des Metalimnions und die Eindringtiefe der Erwärmung werden repräsentiert. Ebenfalls erfasst wird die schrittweise Auflösung der Schichtung am Ende der Untersuchungsperiode. Die Wassertemperaturen sind insgesamt geringer als bei der Simulation der REF II, was ebenfalls mit den Messdaten übereinstimmt. Die kurzzeitige Variabilität der Wassertemperaturen des Hypolimnions und Metalimnions werden durch das Modell nicht direkt erfasst, sondern sind vorwiegend anhand von kontinuierlichen Übergängen abgebildet. Die tageszeitlichen Schwankungen der Temperatur den Oberflächenwassers können insbesondere in den oberflächennahen Wasserschichten des Epilimnions durch das GLM abgebildet werden. Der Anstieg der Wassertemperaturen am Anfang der Untersuchungsperiode wird vom Modell auch in Bezug auf die Tiefenverteilung entsprechend wiedergegeben, wohingegen bei der kurzeitigen Erwärmung Mitte August eine Überschätzung der Temperaturen und der Tiefenwirkung der Erwärmung festzustellen ist. Perioden der Abkühlung, wie beispielsweise Anfang August, werden vom Modell angemessen erfasst. Auch die kurzen Perioden der Abkühlung Anfang und Ende September werden vom GLM erkannt, wobei eine Unterschätzung der Wassertemperaturen nahe der Oberfläche stattfindet. Der zeitliche Verlauf der Thermokline erscheint bei der Simulation über das Tiefenprofil hinweg betrachtet weniger steil als bei den Messdaten.



Abbildung 63: Vergleich der gemessenen Wassertemperaturen unterhalb der FPV-Anlage mit den anhand des GLM simulierten Wassertemperaturen.

In *Abbildung 64* ist das gesamte Tiefenprofil des Maiwaldsees dargestellt. Hieraus wird ersichtlich, dass bei der Simulation des GLM nahezu kaum Veränderungen der Wassertemperatur in zunehmender Tiefe erfasst werden. Da der Maiwaldsee bedingt durch die Auskiesung eine große Tiefe aufweist, ist infolge der thermischen Schichtung mit geringer Variabilität der Tiefenwassertemperaturen zu rechnen. Allerdings muss beachtet werden, dass durch den Prozess der Auskiesung warmes Wasser auch in tiefere Wasserschichten gelangen kann und somit eine künstliche Vertikalströmung erzeugt wird. Hierdurch könnten im näheren Umkreis der Auskiesung zumindest kurzfristige Fluktuationen der Tiefenwassertemperatur auftreten. Da sich allerdings der Einfluss der FPV-Anlage, wie anhand der vorausgegangenen Ergebnisse ersichtlich wurde, verstärkt in den oberflächennahen Wasserschichten bei der Simulation mit dem GLM durchgeführt.



Abbildung 64: Darstellung des zeitlichen Verlaufs der simulierten Wassertemperaturen über den gesamten Tiefenbereich des Maiwaldsees.

6.2.2 Vergleich der Messstellen

Beim Vergleich der simulierten Wassertemperaturen lässt sich beobachten, dass zwischen den Tiefenprofilen der verschiedenen Messstellen nur geringfügige Unterschiede auftreten (*Abbildung 65*). Dies korrespondiert mit den Untersuchungen der Messdaten. Bei den Simulationen ist zu erkennen, dass die kurzfristige Erwärmung Mitte August bei der REF II und der FPV-Anlage geringfügig höher ausfällt, während die Wassertemperaturen bei der REF I geringer sind. Im Gegensatz dazu sind in der ersten warmen Periode leicht höhere Wassertemperaturen bei der REF I nachzuweisen.



Abbildung 65: Vergleich der zeitlichen Verläufe der mittels des GLM simulierten Wassertemperaturen für alle drei Messstellen, aufgetragen bis zu einer Tiefe von 10 m.

Einen detaillierteren Einblick in die mittleren Oberflächenwassertemperaturen bietet *Abbildung 66*. Auch hier sind geringfügige Unterschiede zu erkennen. Die Oberflächenwassertemperaturen unterhalb der FPV-Anlage weisen mit einem Mittel von 20,66 °C den geringsten Wert auf. Der generelle Temperaturverlauf orientiert sich dabei an der REF II. Die REF II liegt mit einer durchschnittlichen Oberflächenwassertemperatur von 20,7 °C zwischen der REF I und FPV. Die REF I weist den mit 20,77 °C höchsten Mittelwert auf. Folglich liegen die simulierten Oberflächenwassertemperaturen der FPV-Anlage im Mittel um 0,38 % unterhalb der Referenzmessstellen. Diese geringen Unterschiede zeichnen sich auch im Verlauf der Thermokline ab. Allerdings ist hierbei zu beobachten, dass die Thermokline der REF I zum Ende des Untersuchungszeitraums flacher abfällt und am Ende ein höheres Niveau als diejenigen der REF II und FPV aufweist.



Abbildung 66: Vergleich der mittleren simulierten Oberflächenwassertemperaturen und Thermoklinentiefen.

6.2.3 Simulation des Jahres 2018

Das Jahr 2018 stellte ein Extremjahr mit der bisher größten gemessenen Temperaturanomalie dar. Dies spiegelt sich ebenfalls in den Wassertemperaturen des Sees wider. Für die Simulation wurden meteorologische Zeitreihen der Klimastation Lahr in das kalibrierte und auf FPV angepasste Modell eingespeist. In *Abbildung 67* sind die simulierten Wassertemperaturen dieses Extremjahrs für die REF II und FPV dargestellt. Auch wenn die FPV-Anlage erst 2019 fertiggestellt wurde, könnten sich trotzdem Erkenntnisse darüber gewinnen lassen, wie sich FPV in zukünftigen Extremjahren auf die Thermik des Sees auswirken könnte.

Es können einige Effekte beobachtet werden, welche sich anhand der in Abschnitt 5.4.5 beschriebenen Besonderheiten des Jahres erklären lassen. Zu Beginn des Jahres sind überwiegend durchmischte Verhältnisse zu erkennen. Eine dauerhaft inverse Schichtung ist sowohl zu Jahresanfang als auch zum Jahresende nicht zu verzeichnen. Da Februar und März die einzigen Monate waren, die im Vergleich klimatologischen Referenzperiode kühler ausfielen, sind dort auch die geringsten zur Wassertemperaturen erkennbar. Ab Ende Februar kann bei der REF II und FPV die Ausbildung einer inversen Schichtung beobachtet werden. Hierbei weisen die oberflächennahen Wasserschichten aufgrund der geringeren Dichte Temperaturen von knapp über 0 °C auf, wobei diese jedoch mit zunehmender Tiefe steigen. Die inverse Schichtung bleibt für rund 17 Tage bestehen, bevor erneut durchmischte Verhältnisse vorliegen. Die beiden Messstellen unterscheiden sich bei der Intensität der inversen Schichtung voneinander. Ab Anfang April ist bei beiden Messtellen die schrittweise Ausbildung einer stabilen thermischen Schichtung zu beobachten. Zu diesem Zeitpunkt lassen sich bei FPV auch in größeren Tiefen bereits höhere Temperaturen im Vergleich zur Referenzmessstelle vorfinden. Der Zeitpunkt des Einsetzens der Sommerstagnation ist bei beiden Messstellen identisch. Im Anschluss bildet sich bei den zwei Messstellen eine stabile Schichtung aus, wobei im Sommer Wassertemperaturen von mehr als 30 °C erreicht werden. Die maximale Wassertemperatur beträgt bei FPV 31,56 °C und bei der Referenzmessstelle 31,59 °C. Im Gegensatz zur Untersuchungsperiode im Jahr 2021 ist hier auch Anfang Oktober noch eine stabile Schichtung zu beobachten. Ab Mitte Oktober setzt bei beiden Messstellen eine zunehmende Durchmischung ein, die gelegentlich durch kurzfristige Erwärmungen unterbrochen wird.



Abbildung 67: Simulierte Wassertemperaturen des Jahres 2018 für FPV und die REF II.

Im Jahr 2018 konnten aufgrund der vielen Sommertage und Heißen Tage hohe Wassertemperaturen gemessen werden, die über längere Perioden anhielten. In Abbildung 68 sind Wassertemperaturen, die 25 °C überschreiten, durch graue Markierungen hervorgehoben. Hieraus wird ersichtlich, dass sowohl bei der Referenzmessstelle als auch bei der FPV-Anlage über lange Zeiträume hohe Wassertemperaturen herrschen, die sich auch in Tiefen von bis zu fünf Metern nachzuweisen lassen. Es wird zudem ersichtlich, dass die hohen Wassertemperaturen unterhalb von FPV geringfügig niedriger ausfallen und in weniger große Tiefen vordringen.



Abbildung 68: Hervorhebung der simulierten Wassertemperaturen des Jahres 2018, die einen Wert von 25 °C überschreiten (graue Bereiche).

Neben einer stabilen Sommerstagnation lässt sich bei beiden Messstellen infolge von Lufttemperaturen deutlich unterhalb des Gefrierpunktes eine inverse Schichtung Ende Februar und Anfang März beobachten. Diese weist zwischen den Messstellen Unterschiede auf, die in Abbildung 69 zu sehen sind. 85

Dort ist die inverse Schichtung über das gesamte Tiefenprofil dargestellt. Unterschiede treten insbesondere in Bezug auf die Tiefenausdehnung und Intensität auf. Bei der Dauer der inversen Schichtung sind lediglich geringe Unterschiede auszumachen, wobei diese bei FPV eine geringfügig längere zeitliche Ausdehnung hat. Bei der Referenzmessstelle reichen die Temperaturen von unter 4 °C über den gesamten Zeitraum der inversen Schichtung nahezu bis zum Grund des Sees, wohingegen diese unterhalb der FPV-Anlage bis zu einer Tiefe von ca. 55 m reichen. Bei FPV können im Bereich der oberen Wasserschichten die geringsten Temperaturen erfasst werden, die allerdings insgesamt leicht höher sind als bei der Referenzmessstelle und bis in Tiefen von ca. 15 m reichen. Ab dort bildet sich, im Gegensatz zur Referenz, mit zunehmender Tiefe ein steilerer Temperaturgradient aus und es werden im Tiefenwasser höhere Temperaturen erreicht. Diese können im Bereich der maximalen Tiefe bis zu 4,5 °C betragen. Die über den Zeitraum und die Tiefe gemittelte Temperatur liegt bei FPV trotz einer unterschiedlichen Ausprägung der Schichtung mit +0,5 % nur geringfügig oberhalb der Referenz.



Abbildung 69: Simulierte inverse Schichtung der beiden Messstellen Ende Februar und Anfang März 2018.

Wie auch schon in der Untersuchungsperiode beobachtet, lassen sich die größten Einflüsse von FPV meist in den oberflächennahen Wasserschichten nachweisen. Um dies auch für das Jahr 2018 näher zu untersuchen, wurden in *Abbildung 70* die Oberflächenwassertemperaturen der Referenzmessstelle und der FPV-Anlage aufgeführt. Anhand der Ganglinien lassen sich meist nur geringe Unterschiede ableiten. Daher wurden zusätzlich die Differenzen dieser berechnet, um festzustellen, wie sich FPV trotz der insgesamt geringen Unterschiede auswirkt. Es ist davon auszugehen, dass sich Effekte, die schon bei kleineren Flächenbelegungen festgestellt werden, sich mit zunehmender Flächenbelegung verstärken könnten. Beim Vergleich von FPV mit der Referenzmessstelle ist festzustellen, dass die Anstiege der Oberflächenwassertemperaturen bei FPV verzögert erfolgen. Dies kann daraus geschlussfolgert werden, dass in Phasen des Temperaturanstiegs meist negative Differenzen zu erkennen sind. Beobachten lässt sich dies beispielsweise Ende März und Anfang April. Zudem fällt auf, dass eine höhere Steigung oftmals mit höheren Differenzen verbunden ist. Geringere Steigungen über längere Zeiträume, wie es beispielsweise im Juli und August der Fall ist, werden zumeist mit negativen Differenzen begleitet, die jedoch weniger hoch ausfallen. Eine entgegengesetzte Dynamik der Oberflächenwassertemperaturen ist

oftmals in Phasen der Abkühlung zu verzeichnen. Die Wassertemperaturen bei FPV kühlen langsamer ab, woraus positive Differenzen resultieren. Dies lässt sich beispielsweise Anfang Mai oder im September erkennen. Allerdings können auch kurzfristige Anstiege in kälteren Monaten wie im November und Dezember zu positiven Differenzen führen. Anhand der Trendlinie ist zu beobachten, dass diese eine positive Steigung aufweist. Dies könnte darauf hindeuten, dass in der Phase der steigenden Temperaturen von März bis September die Referenzmessstelle meist höhere Temperaturen aufweist und schneller auf kurzfristige Erwärmungen reagiert. In der Phase der fallenden Temperaturen von September bis Ende des Jahres sind dagegen bei FPV höhere Temperaturen nachweisbar, was sich gehäuft in positiven Abweichungen widerspiegelt.



Abbildung 70: Vergleich der Oberflächenwassertemperatur sowie der Temperaturdifferenzen zwischen FPV und der Referenzmessstelle II mit Trendlinie (schwarze Linie) für das Jahr 2018.

6.2.4 Simulation verschiedener Flächenbelegungen

Die vorausgegangenen Analysen ergaben verschiedene Erkenntnisse hinsichtlich des Einflusses von FPV. Es konnte festgestellt werden, dass die Auswirkungen aufgrund der aktuell geringen Flächenbelegung auf dem Maiwaldsee von knapp über 2 % zumeist ebenfalls gering ausfallen. Die mittlere Oberflächenwassertemperatur der Referenzmessstelle im Jahr 2018 liegt bei 14,93 °C, wohingegen die von FPV mit der aktuellen Flächenbelegung bei 14,88 °C einzuordnen ist. Um herauszufinden, inwieweit der Einfluss durch FPV mit steigender Flächenbelegung verstärkt wird, werden im Folgenden verschiedene FPV-Flächenbelegungen simuliert. Hierbei galt es auch zu analysieren, ob die Effekte durch FPV mit steigender Flächenbelegung einem linearen Verlauf folgen oder ob es Kipppunkte im System gibt, bei deren Überschreitung sich der Einfluss erhöht.

Es werden drei mögliche Szenarien an gesteigerten Flächenbelegungen mit der Referenzmessstelle verglichen. Hierfür werden Simulationen für Flächenbelegungen von 10 %, 50 % und 90 % durchgeführt. Anhand von *Abbildung 71* lassen sich mögliche Einflüsse der Flächenbelegungen auf die Wassertemperatur ableiten. Zu sehen ist, dass sich die thermische Schichtung mit zunehmender

Flächenbelegung verändert und instabiler wird. Allerdings lässt sich bei allen Szenarien eine Ausbildung der sommerlichen Schichtung im Jahr 2018 beobachten. Während zwischen der Referenzmessstelle und einer Flächenbelegung von 10 % geringe Unterschiede zu verzeichnen sind, fallen diese bei einem Vergleich mit der Flächenbelegung von 90 % deutlicher aus.

Bei der Schichtungsdauer sind in Abhängigkeit der Flächenbelegung geringere wie auch stärkere Veränderungen zu verzeichnen. Die Schichtungsdauer ist bei einer Flächenbelegung von 10 % im Vergleich zur Referenzmessstelle um zwei Tage kürzer. Hierbei ist ein gleichzeitiges Einsetzen in Form der Ausbildung einer Thermokline zu beobachten, wobei sich diese beim 10 %-Szenario rund zwei Tage früher auflöst. Beim 50 %-Szenario konnte eine Reduktion der Schichtungsdauer um insgesamt eine Woche festgestellt werden. Im Gegensatz zum 10 %-Szenario ist ein im Vergleich zur Referenzmessstelle späteres Einsetzen der Schichtung zu verzeichnen. Die Auflösung der Schichtung erfolgt am gleichen Tag wie beim 10 %-Szenario. Das 90 %-Szenario zeichnet sich durch eine Schichtungsdauer aus, die im Vergleich zur Referenzmessstelle um rund zwei Wochen kürzer ist. Zu beobachten ist, dass die Schichtung verglichen mit allen anderen Szenarien später einsetzt und sich früher auflöst. Der Aufbau der Schichtung ist dabei um rund acht Tage verschoben, während die Auflösung dieser rund sechs Tag früher erfolgt.



Abbildung 71: Vergleich der Wassertemperaturen simulierter FPV-Belegungen von 10 %, 50 % und 90 % mit der Referenzmessstelle II.

Da die Effekte von FPV sich oftmals verstärkt in den Temperaturen des Oberflächenwassers niederschlagen, wird dies nachfolgend analysiert (*Abbildung 72*). Es ist erkennbar, dass die Unterschiede während der Durchmischung des Sees gering ausfallen, wohingegen in der Phase der Sommerstagnation ausgeprägtere Veränderungen durch die erhöhten Flächenbelegungen verzeichnet werden können. Insbesondere in Perioden, in denen die Temperatur einen starken Anstieg erfährt, ist bei den größeren Flächenbelegungen eine stärkere Verzögerung mit geringerem Maximum zu verzeichnen. Eine Verzögerung des Anstiegs ist besonders beim 90 %-Szenario von Mitte Mai bis Mitte Juni zu beobachten. Das Maximum der 90-prozentigen Flächenbelegung liegt um 8,7 % unterhalb des

Referenzmaximums. Zwischen dem 10 %-Szenario und der aktuellen Flächenbelegung sind nur geringfügige Unterschiede zu erkennen, wohingegen das 50 %-Szenario zumeist geringere lokale Minima und Maxima aufweist. Trotz gleichem Abstand des 50 %-Szenarios in Bezug auf die prozentuale Flächenbelegung zu den Szenarien mit 10 % und 90 % FPV-Belegung, nähert sich die Ganglinie des 50 %-Szenarios zunehmend der des 10 %-Szenarios an. Die Abweichungen von den Temperaturen des 90 %-Szenarios sind dementsprechend häufig größer. Dies könnte auf einen nichtlinearen Zusammenhang zwischen der Flächenbedeckung und der Reduktion der Wassertemperatur hindeuten.



Abbildung 72: Verlauf der Oberflächenwassertemperaturen der simulierten FPV-Flächenbelegungen für das gesamte Jahr 2018 (links) sowie für die Sommerstagnation hervorgehoben (rechts).

Die Unterschiede der Temperaturen des Oberflächenwassers spiegeln sich ebenfalls in der Schichtungsstabilität wider. Unter Berücksichtigung von Schmidts Stabilität ist zu beobachten, dass sich die Werte der aktuellen Flächenbelegung von knapp über 2 % und die des 10 %-Szenarios gleichen (Abbildung 73). Der Verlauf der Schichtungsstabilität ist dabei im Uhrzeigersinn zu betrachten. Beispielsweise können im Frühsommer und Herbst gleiche Stabilitätswerte auftreten, wobei die innere Energie im Herbst durch die vorausgegangene sommerliche Erwärmung höher sein kann. Aus der zugehörigen Tabelle geht hervor, dass diese beiden Flächenbelegungen bis auf die erste Vorkommastelle gerundet die gleichen Stabilitätswerte wie die Referenzmessstelle aufweisen. Anhand der Abbildung wird allerdings auch ersichtlich, dass das 10 %-Szenario eine geringere innere Energie vorweist, das Maximum von Schmidts Stabilität jedoch höher liegt als bei der aktuellen Flächenbelegung. Dies deutet darauf hin, dass sich bei einer zehnprozentigen Flächenbelegung im Sommer trotz höherer Belegung eine punktuell stabilere Schichtung einstellen kann. Die durchschnittliche Stabilität der Schichtung würde bei einer Erhöhung der Flächenbelegung vom aktuellen Stand auf 10 % erhalten bleiben. Die innere Energie würde im Vergleich zur Referenzmessstelle um durchschnittlich 1,2 % reduziert werden. Beim 50 %-Szenario ist eine Abweichung bei den Werten von Schmidts Stabilität zu beobachten. Verglichen mit der Referenzmessstelle erfolgt eine Reduktion um 10,3 %, wobei die innere Energie um 2,4 % reduziert ist. Es ist allerdings auch zu erkennen, dass sich der Verlauf des 50 %-Szenarios weiterhin an denen der geringeren Flächenbelegungen orientiert. Beim 90 %-Szenario ist dies allerdings weniger der Fall. Hier ist eine ausgeprägtere Abweichung von den anderen FPV-Belegungen zu sehen. Schmidts Stabilität liegt dabei um 36,4 % unterhalb der Referenzmessstelle und auch die innere Energie ist um 8,9 % reduziert. Die maximale Schichtungsstabilität liegt ebenfalls mit einem um 37,3 % reduzierten Wert unterhalb des Referenzmaximums. Im Bereich der geringeren inneren Energie ist in Abbildung 73 erneut ein Anstieg von Schmidts Stabilität zu verzeichnen, was mitunter auf die Ausbildung der inversen Schichtung zurückzuführen ist. Hierbei ist ein gegensätzliches Muster zu beobachten. Die innere Energie ist dort beim 90 %-Szenario am höchsten, wohingegen die der aktuellen Flächenbelegung am geringsten ist. Die Stabilitätswerte verhalten sich bei allen Flächenbelegungen ähnlich.



Abbildung 73: Der Stabilitätsindex Schmidts Stabilität (S_{τ}) und die innere Energie (E) des Sees in Abhängigkeit der simulierten Flächenbelegungen.

Aus den gewonnenen Erkenntnissen der Analyse der Wassertemperaturen und Schichtungsstabilität geht hervor, dass der Einfluss durch FPV auf die Thermik des Sees keinem linearen Zusammenhang folgt. Es konnte beobachtet werden, dass eine Erhöhung der Flächenbelegung in den geringeren Bereichen zumeist nur kleinere Auswirkungen nach sich zieht, bei Änderungen in den Bereichen einer höheren FPV-Belegung jedoch oftmals stärkere Effekte erzielt werden.

Um dieses Phänomen detaillierter zu untersuchen, werden multiple GLM-Simulationen durchgeführt, wobei gleichzeitig eine Änderung der FPV-Flächenbelegung stattfindet. Die Berechnung erfolgt hierbei in einprozentigen Schritten bis zu einer theoretischen Maximalbelegung von 100 %. Diese Maximalbelegung wird jedoch in der Praxis in den meisten Fällen durch technische Restriktionen auf 90 % reduziert (Wirth et al., 2021). Aus den Berechnungsvorgängen der verschiedenen Simulationen ging die in Abbildung 74 dargestellte Belegungskurve hervor. Auf der Belegungskurve sind mittels der schwarzen Markierungen Grenzwerte, die sich auf eine Reduktion der Oberflächenwassertemperatur von jeweils 0,5 °C beziehen, sowie die zugehörigen Flächenbelegungen, dargestellt. Zudem sind durch die orangenen Markierungen die untersuchten Szenarien veränderter Flächenbelegung aufgetragen und die durchschnittliche Einflussnahme auf die Temperatur. Der Grenzwert für eine Temperaturreduktion von 0,5 °C liegt bei einer Flächenbelegung von 42 %, während bei einer FPV-Belegung von 72 % eine Reduktion um 1 °C erfolgt. Eine Verminderung der Oberflächenwassertemperatur von mindestens 1,5 °C erfolgt ab einer Flächenbelegung von 94 %. Ausgehend von diesen Grenzwerten lässt sich bereits erkennen, dass die Einflussnahme von FPV keinem linearen Verlauf folgt. Dies lässt sich beispielsweise aus den Differenzen zwischen den zugehörigen Flächenbelegungen ableiten, die mit zunehmenden FPV-Belegungen geringer werden. Gleiches ist bei den untersuchten Szenarien zu beobachten. Beim 10 %-Szenario wird die mittlere Oberflächenwassertemperatur um 0,7 % reduziert, während sie beim 50 %-Szenario 4,2 % und beim 90%-Szenario 9,3 % unterhalb der Referenzmessstelle liegt.



Abbildung 74: Die sich aus multiplen GLM-Simulationen, unter schrittweiser Veränderung der Flächenbelegung, ergebende FPV-Belegungskurve. Dargestellt ist der jeweilige Einfluss der FPV-Belegung auf die mittlere jährliche Oberflächenwassertemperatur des Maiwaldsees für das Jahr 2018.

7 Diskussion

Mittels der Analyse der oberflächennahen Windströmung konnte festgestellt werden, dass die Windlast auf die Anlage aus Richtung Osten aufgrund der geringeren Windgeschwindigkeiten durch die Windabschattung der hohen Ufervegetation gering ausfällt. Kleinere Neigungswinkel, wie sie beispielsweise auch bei der FPV-Anlage in Renchen vorkommen, werden zumeist zur Prävention von Beschädigungen aufgrund hoher Windlasten gewählt. Anhand der Beobachtungen kann geschlossen werden, dass Anlagen mit höheren Neigungswinkeln insbesondere auf kleineren Seen mit ausgeprägter Ufervegetation eine Option darstellen könnten. Durch die Windabschattung können die Zugkräfte, welche auf die Anlage wirken, gemindert werden, während gleichzeitig in Abhängigkeit der geografischen Lage erhöhte Erträge zu erwarten sind. Außerdem erfolgt womöglich durch die höheren Neigungswinkel ein geringerer Einfluss auf die Energiebilanz, was besonders bei kleineren Seen von Bedeutung sein kann. Gleichzeitig wird die Selbstreinigungskraft der Module bei Niederschlagsereignissen verbessert. Aus der Windanalyse ging zudem hervor, dass ein Einfluss auf die oberflächennahe Windströmung durch FPV nur an den Seiten ohne Windabschattung nachweisbar ist. Dieser Einfluss fällt jedoch deutlich geringer aus als der Einfluss der Anlage auf die Einstrahlung in den See. Dadurch wird bestätigt, dass es sich bei der FPV-Anlage in Renchen nach Exley et al. (2021) um eine winddominante Anlage handelt, da die Windgeschwindigkeit in geringerem Maße als die Einstrahlung reduziert wird. Es lässt sich beobachten, dass sich die Wechselwirkungen dieser beiden Prozesse entsprechend in den thermischen Eigenschaften des Sees widerspiegeln. Bei hohen Windgeschwindigkeiten kann bei den Temperaturanomalien unterhalb der FPV-Anlage ein kurzzeitiger Wechsel aus positiven und negativen Abweichungen festgestellt werden. Dies deutet möglicherweise auf eine windinduzierte Zirkulation hin, die sich auf die obersten Wasserschichten begrenzt. Jedoch sind diese windinduzierten Abweichungen zumeist von kurzer Dauer. Bei den Temperatur- und Strahlungsänderungen lassen sich dagegen eindeutigere Effekte beobachten.

Bei der Analyse der Wassertemperaturen zeigte sich, dass die Auswirkungen von FPV insbesondere in den oberflächennahen Wasserschichten nachzuweisen sind. In den obersten Wasserschichten können des Weiteren tageszeitliche Fluktuationen und die größten Temperaturanomalien beobachtet werden. Die Temperaturabweichungen durch FPV dringen zudem mit zunehmender Verlagerung der Thermokline in größere Tiefen vor. Dies lässt Rückschlüsse auf eine Beeinflussung von FPV zu, die sich möglicherweise hauptsächlich auf das Epilimnion und Metalimnion beschränkt. Wind- und Niederschlagsereignisse haben meist einen geringen und zeitlich beschränkten Einfluss im Vergleich zur kurzwelligen Strahlung und Lufttemperatur. Schlussfolgernd stellt die thermische Konvektion womöglich den primären Treiber der Durchmischung beim Maiwaldsee dar. Des Weiteren könnte dies durch die Größe des Sees und die gesteigerte Rauigkeit aufgrund der ausgeprägten Ufervegetation abgeleitet werden. Bei den tageszeitlichen Fluktuationen und Temperaturdifferenzen werden an strahlungsintensiven Tagen tagsüber kühlere Temperaturen unterhalb der Anlage nachgewiesen, wohingegen diese nachts höher sind als bei den Referenzmessstellen. Diese Beobachtung deutet tagsüber auf einen Kühleffekt der Anlage auf die oberflächennahen Wasserschichten hin, der sich nachts in einen Wärmeffekt wandelt. Daraus lässt sich schließen, dass die nächtliche Wärmeausstrahlung bei den Referenzmessstellen höher ist als bei der durch FPV belegten Fläche. Es lässt sich festgestellen, dass der Effekt bei tagsüber hohen Temperatur- und Strahlungswerten verstärkt auftritt, wohingegen sich dieser bei geringer Temperatur und Globalstrahlung abschwächt. Dieser Kühleffekt der Anlage auf das Wasser zieht möglicherweise Wechselwirkungen mit dem Kühleffekt des Wassers auf die Module nach sich. Da sich beobachten lässt, dass ersterer mit zunehmender Globalstrahlung und Lufttemperatur zunimmt, könnten in semi-ariden und ariden Klimaten mit hoher Globalstrahlung die stärksten Reduktionen der Wassertemperatur erwartet werden (Abbildung 75). Durch die potenziell verstärkte Reduktion in diesen Regionen kann dadurch gleichzeitig der Kühleffekt des Wassers auf die Module begünstigt werden, was mit Ertragssteigerungen im Vergleich zur konventionellen PV einhergeht. Des Weiteren könnten in diesen Regionen zusätzlich zu den Ertragssteigerungen die oftmals kostbaren und begrenzten Wasserressourcen vor starker Evaporation geschützt werden. Hierbei lassen sich Reduktionen von bis zu 60 % erreichen (Abdelal, 2021; Bontempo Scavo et al., 2021; Gaikwad und Deshpande, 2017; Gonzales, 2021). Die Verstärkung des Kühleffekts des Wassers auf die Module aufgrund geringerer geographischen Breiten konnte auch von Dörenkämper et al. (2021) nachgewiesen werden. In den hohen Breiten besteht dagegen die Möglichkeit einer Erwärmung der Seen durch FPV infolge der verbesserten Wärmespeicherfähigkeit bei geringeren Temperaturen.



Abbildung 75: Weltweite Verteilung der Globalstrahlung (GHI) (Siouti und Belhaj Ali, 2019).

Anhand der Berechnung der Energiebilanz wird aufgezeigt, dass im Bereich des Oberflächenwassers die tageszeitlichen Temperaturschwankungen durch FPV gemindert werden. Es können Verzögerungen der Energieaufnahme und -abgabe aufgrund von FPV beobachtet werden, die sich auf unterschiedlichen zeitlichen Skalen niederschlagen. Dies resultiert in unterschiedlichen Phasen, in denen verschiedene Energiebilanzen vorzufinden sind. Zu erkennen ist, dass die saisonale Erwärmung und somit Energieaufnahme des Sees bei FPV geringere Maxima aufweist, wohingegen bei der Abkühlung im Herbst eine höhere Wärmespeicherenergie vorherrscht. Diese Beobachtung lässt einen Rückschluss darauf zu, dass die Erwärmung des Wasserkörpers nicht nur auf tageszeitlicher Ebene, sondern auch auf saisonaler Ebene durch FPV verlangsamt ist. Gleichzeitig kann auch eine verzögerte Abkühlung erkannt werden. Der Einfluss von FPV auf die Energiebilanz lässt sich offenbar durch verlangsamte thermodynamische Prozesse kennzeichnen.

Bei der Simulation des Jahres 2018 werden potenzielle Effekte durch FPV anhand veränderter Klimabedingung simuliert, wie sie in den kommenden Jahren gehäufter vorkommen könnten. Es wird deutlich, dass die aktuelle Flächenbelegung nur geringe Auswirkungen in Bezug auf eine Reduktion der Wassertemperaturen hätte. Bei der Sommerstagnation waren lediglich zu Beginn Unterschiede zu beobachten, da FPV auch in größeren Tiefen höhere Temperaturen aufwies, was möglicherweise auf die durch FPV verbesserte Wärmespeicherfähigkeit zurückzuführen ist. Hierdurch könnte die Wärmeausstrahlung, welche beispielsweise durch die noch geringen nächtlichen Temperaturen im Frühjahr stärker ausfallen kann, bei FPV reduziert und somit die Wassertemperaturen erhöht werden. Sobald jedoch höhere tägliche Strahlungswerte und nächtliche Temperaturen auftreten, erwärmt sich die Referenzfläche deutlich schneller.

Auch bei der inversen Schichtung können Unterschiede hervorgerufen werden, sodass die aktuelle FPV-Belegung eine instabilere inverse Schichtung nach sich zieht, was ebenfalls mit der verbesserten Wärmespeicherfähigkeit des Sees in Zusammenhang gebracht werden kann. Neben einer instabileren inversen Schichtung wird auch eine instabilere sommerliche Schichtung und verkürzte Schichtungsdauer insbesondere bei höheren Flächenbelegungen beobachtet. In Hinblick auf den Klimawandel ist von einer stabileren sommerlichen Schichtung und einer verlängerten Schichtungsdauer auszugehen (Werner et al., 2015). Allerdings ist auch mit einer instabileren winterlichen inversen Schichtung aufgrund von reduzierter Eisbildung zu rechnen. Daraus resultiert eine mögliche Transformation von dimiktischen Seen zu monomiktischen Seen. Es lässt sich schlussfolgern, dass FPV der durch den Klimawandel induzierten stabileren sommerlichen Schichtung, wie auch der verlängerten Schichtungsperiode entgegenwirken kann. Die inverse Schichtung wird durch den Klimawandel und FPV instabiler. Folglich ist in diesem Punkt keine Kompensation durch FPV zu erwarten, sondern eine zunehmend begünstigende Wirkung gegenüber den Auswirkungen des Klimawandels. Die Dauer und der Zeitpunkt der Auflösung der inversen Schichtung spielen eine entscheidende Rolle, da sie in dimiktischen Seen im Winter das Überleben der Primärproduzenten bestimmen (Nõges et al., 2010). Falls sich infolge von FPV oder dem Klimawandel keine inverse Schichtung aufbauen kann, ist mit höherer Algenbiomasse im Winter zu rechnen. Die künstliche Lichtlimitierung durch FPV könnte diesem Effekt dennoch entgegenwirkten. Weitreichendere Effekte könnte die längere Isothermie infolge der Destabilisierung oder Auflösung der inversen Schichtung haben. Die Durchmischung trägt dazu bei, dass sich das Wasser erneut mit Nährstoffen anreichern kann, wobei gleichzeitig die Zehrung durch Phytoplankton im Herbst und Winter durch geringere Temperaturen und Lichtverfügbarkeit reduziert ist. Mit einer Verlängerung dieser Periode infolge einer entfallenden inversen Schichtung könnte es zu einer stärkeren Anreicherung an Nährstoffen kommen. Folglich spiegelt sich dies möglichweise im Frühjahr in stärkeren Algenblüten wider. Das Frühjahrsmaximum des Phytoplanktons wird zumeist durch den Fraßdruck (Grazing) des Zooplanktons erneut bis zum Klarwasserstadium reduziert. Während der Sommerstagnation kommt es im See zur starken Nährstoffzehrung durch die photo-autotophen Organismen. Im Herbst ist erneut ein Maximum des Phytoplanktons vorzufinden. Dieses Maximum bildet sich meist aufgrund angepasster Strategien (K-Strategie) des Phytoplanktons aus, anhand deren es dem Grazing entgehen kann (Schwoerbel und Brendelberger, 2013). Durch eine verlängerte Schichtungsdauer wie beispielsweise infolge des Klimawandels, stände dem Phytoplankton eine längere Periode der Anpassung, wie auch der Nährstoffzehrung zur Verfügung. Ein stärkeres Ausfallen von Algenblüten im Herbst gilt daher als wahrscheinlich. Dem könnte FPV entgegenwirken, indem die instabilere Schichtung und geringere Schichtungsdauer diese Algenblüten reduzieren. Schlussfolgernd treten durch FPV unter Berücksichtigung der Klimaveränderungen bei dimiktischen Seen im Frühjahr möglichweise stärkere und im Herbst schwächere Algenblüten auf. Bei großen monomiktischen Seen lässt sich dieser Effekt von FPV im Frühjahr womöglich nicht nachweisen, da es im Winter zu keiner Ausbildung einer inversen Schichtung kommt. Die jahreszeitliche Verteilung der planktischen Produzenten ist jedoch auch von anderen Faktoren wie beispielsweise der spektralen Transmission und damit der Mächtigkeit der euphotischen Zone und Rückkopplungseffekten in Form der Lichtlimitierung aufgrund hoher Zelldichten abhängig (Schwoerbel und Brendelberger, 2013). Weiterhin können externe Stoffeinträge insbesondere in Form von Phosphat die Primärproduktion beeinflussen.



Abbildung 76: Typische jahreszeitliche Verteilung des Phytoplanktons im See (Schwoerbel und Brendelberger, 2013).

Die Sauerstoffanalyse zeigt auf, dass die höchsten Sauerstoffsättigungen in den Monaten August und September im Bereich zwischen 3,5 m bis 4,5 m vorgefunden werden kann und im Epilimnion geringere Sauerstoffsättigungen auftreten. Hohe Sauerstoffsättigungen stehen zumeist in Verbindung mit der Photosynthese durch Produzenten wie beispielsweise Phytoplankton. Für die geringeren Sauerstoffsättigung im Epilimnion könnten zunächst drei mögliche Erklärungsansätze herangezogen werden. Beim ersten Ansatz ist die geringere Sättigung möglichweise auf die in Abschnitt 4.3 beschriebene Lichthemmung zurückzuführen. Besonders für die beiden Referenzmessstellen stellt dies eine Möglichkeit dar, wobei der Effekt der Lichthemmung unter der FPV-Anlage aufgrund der reduzierten Einstrahlung normalerweise nicht zu erwarten wäre. Folglich deutet dies entweder auf einen starken lateralen Ausgleich unterhalb der FPV-Anlage hin oder es gibt andere Gründe hierfür.

Ein zweiter Ansatz könnte eine Nährstoffverarmung des Epilimnions darstellen. Ursachen hierfür könnten beispielsweise Strömungsverhältnisse oder eine vorausgegangene starke Nähstoffzehrung in diesem Bereich sein, sodass nun in den darunter angrenzenden Bereichen vermehrt Nährstoffe vorzufinden sind und sich die maximale Primärproduktion dorthin verlagert hat. Um anschließend mögliche Aussagen bezüglich einer möglichen Algenblüte in diesem Bereich zu treffen, werden die in *Abbildung 77* dargestellten Strahlungsprofile hinzugezogen. Das Strahlungsprofil der FPV-Anlage wurde direkt unterhalb einer Modulfläche aufgenommen und weist dementsprechend die geringsten Werte und mit zunehmender Tiefe geringe Variabilität auf. Alle Strahlungsprofile wurden bei überwiegend sonnigen Witterungsbedingungen aufgenommen. Im August ist vor allem bei der REF I ein kurzzeitig stärkeres Abfallen der Strahlung in diesem Tiefenbereich zu beobachten, was auf eine potenzielle Algenblüte hindeuten könnte. Im September ist dieser Effekt weniger zu beobachten, allerdings ist bei den Referenzmessstellen weiterhin ein Abfallen der Strahlung zu erkennen, welches unterhalb des Tiefenbereichs der maximalen Sauerstoffsättigung abflacht. Es gilt jedoch stets die Messungenauigkeiten zu beachten. Bei den Referenzmessstellen wäre auch eine Kombination aus Lichthemmung und Nähstoffverarmung denkbar.



Abbildung 77: Strahlungsprofile der drei Messstellen gemessen in den Monaten August und September, in denen ein O₂-Maximum im Metalimnion beobachtet werden konnte. Der durch rot-gestrichelte Linien gekennzeichnete Bereich stellt den Tiefenbereich der maximalen O₂-Sättigung dar.

Der dritte Ansatz bezieht sich auf die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons. Hierbei gibt es Arten, die höhere oder auch niedriger Lichtintensitäten bevorzugen sowie eine unterschiedliche Nähstoffaufnahmekinetik besitzen. Dieser Ansatz kann daher auch indirekt mit den ersten beiden in Zusammenhang stehen. Die Halbsättigungskonstanten für Phosphat (Ks-Werte, [μ g/l]), welche den Konzentrationswert angeben, bei dem die halbe Sättigung der Nährstoffaufnahme erreicht ist, lagen beim See Genezareth beispielsweise im Bereich 6-24 (Schwoerbel und Brendelberger, 2013). Ichimura et al. (1968) beobachteten beispielsweise bei ihren Untersuchungen ebenfalls ein Sauerstoffmaximum im Metalimnion, das auf ein gehäuftes Vorkommen von *Cryptomonas* sp. zurückgeführt wurde. Dies weist eine hohe photosynthetische Aktivität auch bei geringeren Lichtintensitäten und Wassertemperaturen im Vergleich zu anderen Phytoplankter auf. Um die beschriebenen drei Ansätze jedoch abschließend zu beurteilen, wären weitere Messungen nötig wie beispielsweise Messungen des Chlorophyll-a-Gehalts, eine Untersuchung der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons oder eine Analyse der Makronährstoffe in verschiedenen Tiefen.

Bei der Analyse der FPV-internen Saustoffprofile können ebenfalls Übersättigungen in den oberen Wasserschichten beobachtet werden, wobei sich auch hier ein Maximum zumeist im Tiefenbereich von 3,5 m bis 4,5 m ausbildete. Anhand der Messungen soll untersucht werden, ob ein möglicher Effekt von FPV auf die Sauerstoffsättigung festgestellt werden kann. Zudem wird analysiert, inwieweit dieser räumlich variiert und sich beispielsweise zur Mitte der Anlage hin verstärkt. Bei den Temperaturen werden Abweichungen in den oberflächennahen Bereichen festgestellt. Hierbei gilt es zu untersuchen, ob dies möglicherweise auf eine Strömung im See oder auf den Tageszeiteneffekt der Strahlung und Lufttemperatur zurückzuführen ist. In Abbildung 78a ist zu erkennen, dass es bei den Temperaturen einen Tageszeiteneffekt gibt, wodurch es primär in der oberflächennahen Wasserschicht zu Abweichungen kommt. Bei der Sauerstoffsättigung kommt dieser Effekt nur bedingt zum Vorschein (Abbildung 78b). Falls es einen Effekt durch FPV auf die Sauerstoffkonzentration gibt, der sich zur Mitte der Anlage hin verstärken würde, müsste eine deutliche Abweichung der Messstelle 4 von den anderen Messstellen festzustellen sein. In Abbildung 78c wird ersichtlich, dass dies nicht der Fall ist. Anhand des vorausgegangenen Vergleichs mit den Referenzmessstellen kann festgehalten werden, dass kaum ein Einfluss der FPV-Anlage auf die Sauerstoffsättigung besteht. Mittels der FPV-internen Analyse kann nun aufgezeigt werden, dass es auch innerhalb des Bereichs, der durch FPV abgedeckt wird, kaum eine Variabilität der Sättigungen gibt und ein sich in die Mitte der Anlage hin verstärkender Einfluss nicht nachgewiesen lässt. Somit lässt sich schlussfolgern, dass bei der aktuellen Flächenbelegung kaum ein Einfluss auf die Primärproduktion unterhalb der Anlage besteht. Um dies abschließend zu verifizieren, wären wie auch schon beim Vergleich mit den Referenzmessstellen, weitere gewässerökologische Messverfahren nötig.

Diskussion



Abbildung 78: a+b) Temperatur- und Sauerstoffprofile unter Berücksichtigung der Uhrzeit der Messungen und c) Prüfung auf Abweichung der Messstelle 4 zur Verifikation eines sich zur Mitte der Anlage hin verstärkenden Einflusses durch FPV.

Im Vergleich zu anderen Messungen des gelösten Sauerstoffs unterhalb einer FPV-Anlage, wie sie beispielsweise durch Ziar et al. (2020) oder de Lima et al. (2021) durchgeführt wurden, kann bei der FPV-Anlage in Renchen kaum ein Einfluss von FPV auf den gelösten Sauerstoff nachgewiesen werden. Aus den Messungen von Ziar et al. (2020) ging hervor, dass anoxische Bedingungen unterhalb von FPV nicht begünstigt werden, wohingegen hypoxische Bedingungen, die hier bei Konzentrationen <6 mg/l gelöstem Sauerstoff eingeordnet wurden, rund 80 % häufiger auftraten. Weiterhin wurde eine dreifach geringere Biomasseakkumulation der submersen Makrophyten unterhalb der FPV-Anlage beim untersuchten See in den Niederlanden nachgewiesen. Diese Ergebnisse stehen zunehmend im Gegensatz zu den Ergebnissen aus den Untersuchungen des Maiwaldsees. Deshalb gilt es ein Vergleich zwischen den untersuchten Standorten und Systemdesigns zu ziehen. In den Niederlanden wurden die Messungen an FPV-Pilotanlagen durchgeführt, die deutlich kleiner sind als die FPV-Anlage des Maiwaldsees. Zudem ist in Abbildung 79 zu beobachten, dass die Anlagen sich grundlegend in ihrem Systemdesign unterscheiden. Ein weiterer potenzieller Grund für die unterschiedlichen Ergebnisse kann die Lokalisierung der Anlagen sein. Die Anlagen in den Niederlanden befinden sich nahe am Ufer, wohingegen die Anlage in Renchen deutlich weiter davon entfernt ist. Durch diese Aussparung des Litorals und Sublitorals ist bei der Anlage in Renchen deshalb mit einer weniger starken Reduktion der submersen Makrophyten-Biomasse zu rechnen. Anhand der steilen Uferbereiche und der großen Tiefe des Maiwaldsees ist die FPV-Anlage im Pelagial und damit oberhalb des Profundals anzusiedeln, wo von einem stark eingeschränkten Vorkommen an Makrophyten auszugehen ist. Dass eine Aussparung des Litorals und Sublitorals nicht nur aus technischer Hinsicht, sondern auch bezüglich der Gewässerökologie sinnvoll sein kann, zeigt Tabelle 6 auf. Hier ist basierend auf Untersuchungen von Makrozoobenthos im Lago di Mergozzo in Italien aufgezeigt, wie sich die Biodiversität mit den verschiedenen benthischen Zonen verändert (Cole und Weihe, 2015). Es lässt sich erkennen, dass die durchschnittliche Artenanzahl im Litoral deutlich höher ist als beispielsweise im Profundal, was sich auch im Simpsons Diversitätsindex (Simpson, 1949) und dem Shannon-Weaver Index widerspiegelt (Shannon, 1948; Spellerberg und Fedor, 2003). Der Shannon-Weaver Index wird verwendet, um die Unordnung und Unsicherheit einzelner Arten zu beschreiben. Je höher die Unsicherheit, desto höher die
Vielfalt. Neben der Artenanzahl wird hierbei auch die Abundanz einbezogen. So kann beispielsweise eine große Anzahl von Arten die Vielfalt erhöhen, während sich die Vielfalt in ähnlicher Weise erhöht, wenn die Gleichmäßigkeit der Verteilung der Individuen unter den Arten zunimmt. Der Simpson-Diversitätsindex beschreibt dagegen die Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig ausgewählte Individuen der gleichen Art angehören.

	Littoral (0–5 m)	Sublittoral (15–20 m)	Profundal (50 m)	
Mean number of species	112	60	11	
Simpson's diversity index	0.07	0.12	0.67	
Effective species	13.9	8.6	1.5	
Shannon-Weaver index, H'	3.58	2.64	0.77	
<i>H' / H'</i> max	0.76	0.64	0.32	

 Tabelle 6: Vergleich der Biodiversität in unterschiedlichen benthischen Zonen des Lago di Mergozzo (Cole und Weihe, 2015).

Die Seetiefe kann abgesehen von einer anderen Verteilung der Biomasse auch zu anderen Schichtungsverhältnissen führen. Beim Maiwaldsee war im Sommer die Ausbildung einer stabilen thermischen Schichtung zu beobachten, wovon beim See in den Niederlanden mit einer Maximaltiefe von 1,9 m nicht auszugehen ist. Daher können dort hypoxische Bedingungen zusätzlich durch höhere Wassertemperaturen gefördert werden. Besonders in der Sedimentzone kann dies zur Phosphatfreisetzung führen und damit eine Eutrophierung durch Nährstoffüberschuss induziert werden. Dies ist beim tieferen Maiwaldsee weniger zu erwarten.



Abbildung 79: Vergleich zwischen dem Systemdesign aus den Untersuchungen durch Ziar et al. (2020) (links) und dem der FPV-Anlage auf dem Maiwaldsee (rechts).

Zunehmend vergleichbare Standortbedingungen können bei den Untersuchungen durch de Lima et al. (2021) wiedergefunden werden. Hier wurden Messungen der Wassertemperatur und des gelösten Sauerstoffs mittels einer Unterwasserdrohne durchgeführt. Der untersuchte Bomhofsplas See, der eine geflutete Sandgrube darstellt, weist eine ungefähr doppelt so große Fläche wie der Maiwaldsee auf, wobei die maximale Tiefe mit 35 m nur die Hälfte beträgt. Die FPV-Flächenbelegung beträgt ca. 30 %, womit die Anlage mit einer installierten Leistung von 27,4 MWp/ha nennenswert größer ausfällt als beim Maiwaldsee. Im Winter konnten dort durchschnittlich 1.1 mg/l geringere Sauerstoffkonzentrationen unterhalb der FPV-Anlage gemessen werden, während diese im Sommer um 1,7 mg/l geringer ausfielen. Ähnliche Werte könnten folglich bei einer Erhöhung der Flächenbelegung beim Maiwaldsee auf 30 % erwartet werden. Hierbei gilt es jedoch Unterschiede bezüglich der Schichtungsstabilität, Morphologie oder des Anlagendesigns zu beachten. Bei den Untersuchungen durch de Lima et al. (2021) wurde zudem eine starke Besiedelung der Floats durch sessile Organismen registriert, was ebenfalls bei der FPV-Anlage in Renchen beobachtet werden kann.

Bei der Simulation des Jahres 2018 anhand der unterschiedlichen Flächenbelegungen kann in Bezug auf die Schichtungsstabilität festgestellt werden, dass bei sich beim verwendeten Stabilitätsindex unterschiedliche Abweichungen in Abhängigkeit der Flächenbelegung erzielen lassen. Es lässt sich festhalten, dass eine Erhöhung der Flächenbelegung auf 10 % mit nur geringen Änderungen der Schichtungsstabilität einhergehen würde und diese nahezu vergleichbar mit der aktuellen Flächenbelegung sowie der Schichtungsstabilität der Referenzmessstelle wäre. Bei Flächenbelegungen von 50 % und 90 % waren deutlichere Reduktionen von Schmidts Stabilität zu beobachten. Der Wert des 50 %-Szenarios nähert sich jedoch stärker dem 10 %-Szenario als dem 90 %-Szenario an. Dies deutet auf einen nicht-linearen Verlauf des Einflusses von FPV mit steigender Flächenbelegung hin. Effekte wie beispielsweise eine verzögerte Erwärmung und Abkühlung des Oberflächenwassers durch FPV, werden bereits bei der Analyse der Wassertemperaturen und Energiebilanz im Jahr 2021 beobachtet. Mit der Simulation von gesteigerten Flächenbelegungen verstärkten sich diese Effekte zunehmend. Allerdings ist auch hier zu erkennen, dass dieser Sachverhalt voraussichtlich keinem linearen Verlauf folgt. Dies lässt sich anhand der Durchführung multipler Simulation mit dem Ergebnis der Belegungskurve bestätigen. Mittels der Belegungskurve erfolgt auf der einen Seite eine Abschätzung des FPV-Einflusses auf das System, während sie auf der anderen Seite dazu dienen kann, eine gezielte Einflussnahme auf die Temperaturen des Oberflächenwassers durch FPV vorzunehmen. Von Bedeutung könnte diese Einflussnahme und gezielte Veränderung hydrologischer Variablen beispielsweise in Hinblick auf Klimaveränderungen sein. Eine ebenfalls nicht-lineare Einflussnahme durch FPV konnte von Exley et al. (2021) beobachtet werden. Allerdings fielen die absoluten Effekte von FPV dort insgesamt stärker aus und anhand der Simulationen wurde bei einer Reduktion der treibenden Variablen 100 (Windgeschwindigkeit und Solarstrahlung) um % eine Reduktion der Oberflächenwassertemperaturen des Lake Windermere von mehr als 8 °C erreicht. Das stellt eine deutlich stärkere Reduktion als bei der Simulation der FPV-Anlage in Renchen mittels des GLM dar. Bei der technischen Maximalbelegung von 90 % liegt die Reduktion bei 1,38 °C. Auch eine Reduktion der Schichtungsdauer von mehr als 200 Tagen bei einer hundertprozentigen Reduktion der Treibervariablen kann bei der Simulation mittels GLM nicht nachgewiesen werden. Hierbei ergibt sich lediglich eine Reduktion von rund zwei Wochen beim 90 %-Szenario. Anhand der durchgeführten Messungen bezüglich der oberflächennahen Luftströmungen und des Strahlungseinfalls unterhalb der FPV-Anlage in Renchen kann beobachtet werden, dass die Reduktion der Treibervariablen sich in der Praxis bei hundertprozentiger FPV-Belegung nicht auf 100 % erstreckt. Bei einer theoretischen Flächenbelegung von 100 % in Renchen wird unter der Annahme des Bestehenbleibens der aktuellen FPV-Flächenverhältnissen (freie Wasserflächen, Unterkonstruktion, Modulflächen) eine maximale Reduktion der kurzwelligen Strahlung von 73 % und der Windgeschwindigkeit um rund 23 % erreicht. Unter Berücksichtigung dieser Umstände, nähern sich die Ergebnisse der Simulation in Renchen zunehmend den Prognosen von Exley et al. (2021) an. Beim Vergleich verschiedener hydrologischer Simulationen von FPV gilt es daher stets, die unterschiedlichen Standortbedingungen und Systemdesigns zu beachten.

Eine technische Lösung zur Erhöhung der Einstrahlung in den See könnten beispielsweise bifaziale Glas-Glas-Solarmodule darstellen. Neben der höheren Lichtdurchlässigkeit durch die transparente Rückseitenabdeckung, wandeln bifaziale Module im Gegensatz zu monofazialen Modulen auch die Rückstrahlung des Untergrundes auf die Rückseite der Module in Strom um und es wird eine Ertragsteigerung erzielt. Allerdings ist bei FPV aufgrund der geringen Albedo der Wasserflächen von lediglich geringfügigen Ertragssteigerungen auszugehen. Allerdings könnte durch die gesteigerte Lichtdurchlässigkeit der Eingriff in den Energiehaushalt gemindert werden.

Die Belegungskurve lässt außerdem Rückschlüsse auf eine Beeinflussung der Primärproduktion mit zunehmender Flächenbelegung zu. Karpouzoglou et al. (2020) untersuchten mittels eines physikalisch-

biochemischen Modells den potenziellen Einfluss von FPV auf die Nettoprimärproduktion (NPP) unter Annahme verschiedener Flächenbelegungen in mariner Umgebung. Dabei wurden drei verschiedene Messstellen in der Nordsee mit unterschiedlichen hydrologischen Charakteristika modelliert. Die Messstellen West Gabbard und Noordwijk wiesen durchmischte Verhältnisse über das ganze Jahr sowie starke Gezeitenströmungen, hohe Schwebfracht und Primärproduktion auf. Die Messstelle Oyster Grounds charakterisierte sich durch eine thermische Schichtung zwischen April und Oktober und ist schwächeren Gezeitenströmen, geringerer Schwebfracht und Primärproduktion ausgesetzt. Schlussfolgernd könnten aufgrund der hydrologischen Begebenheiten der Oyster Grounds Parallelen hinsichtlich des Einflusses auf die NPP im Maiwaldsee gezogen werden. In Abbildung 80 sind die Ergebnisse der physikalisch-geochemischen Modellierung dargestellt, woraus ersichtlich wird, dass sich die Oyster Grounds aufgrund der abweichenden hydrologischen Begebenheiten von den anderen beiden Messstellen unterscheiden. Es ist zu beobachten, dass bis zu einer Flächenbelegung von 60-80 % geringere Auswirkungen festzustellen sind. Anschließend folgt eine rapide Destabilisierung des Ökosystems. Diese Destabilisierung setzt jedoch bei den beiden durchmischten Messstellen früher ein. Die NPP wird jedoch bei geringeren Flächenbelegungen weniger durch eine FPV-Belegung beeinflusst. Die Ergebnisse hinsichtlich der Beeinflussung der NPP bei den Oyster Grounds weisen einen ähnlichen Verlauf wie die Belegungskurve des Maiwaldsees auf. Schlussfolgernd könnten auch beim Maiwaldsee erst bei hohen Flächenbelegungen deutliche Auswirkungen auf NPP zu erwarten sein. Die Oyster Grounds wiesen eine insgesamt höhere Resilienz gegenüber einer FPV-Belegung auf als die durchmischten anderen Messstellen. Dies kann sich möglicherweise auch teilweise auf die Implementierung von FPV auf Seen übertragen lassen. Ziar et al. (2020) konnten bei ihren Untersuchungen eines flachen und voraussichtlich durchmischten Sees eine meist geringere Resilienz bezüglich des FPV-Einflusses feststellen, wohingegen beim tiefen und geschichteten Maiwaldsee aufgrund der Simulationsergebnisse eine höhere Resilienz zu erwarten ist. Allerdings konnte durch Karpouzoglou et al. (2020) auch festgestellt werden, dass sich geringe Flächenbelegungen auf die NPP von Gewässern mit durchmischten und getrübten Verhältnissen weniger stark auswirkten. Eine Untersuchung der Auswirkungen geringer Flächenbelegung auf die NPP von flachen und eutrophen Seen könnte Gegenstand weiterer Forschung sein. Es gilt allerdings zu beachten, dass die marinen Verhältnisse sich von den limnologischen Verhältnissen unterscheiden können. Neben den potenziellen Parallelen zwischen marinen und limnologischen Systemen gibt es auch einige Unterschiede, die beachtet werden müssen. Beispielsweise bringen starke Gezeitenströme häufig andere Effekte mit sich als eine Durchmischung, aufgrund von hohen Windgeschwindigkeiten oder thermischer Konvektion. Außerdem kann sich der Salzgehalt und die planktonische Artenzusammensetzung zwischen limnologischen und marinen Ökosystemen unterscheiden. Weiterer Forschungsbedarf besteht daher zunehmend bei der detaillierten Untersuchung der Auswirkungen von FPV auf biochemische Prozessketten. Hierbei könnte auch das GLM hinzugezogen werden, um mithilfe des kompatiblen AED2-Modells eine biogeochemische Modellierung durchzuführen, die auf den Ergebnissen der thermodynamischen Modellierung beruht.



Abbildung 80: Auswirkungen gesteigerter FPV-Flächenbelegung auf die Nettoprimärproduktion bei verschiedenen Messstellen in mariner Umgebung.

Zur Evaluierung der hydrologischen Simulation mittels des GLM kann festgehalten werden, dass es sich beim GLM um ein 1D-Modell handelt, welches eine horizontale Homogenität impliziert. Neben einigen Vorteilen, die ein hydrologisches 1D-Modell mit sich bringen kann, wird der Einfluss von FPV auf das ganze limnologische System abgebildet. Dadurch müssen die entsprechenden Treibervariablen einer Flächenkorrektur unterzogen werden, um den FPV-Einfluss angemessen abzubilden. Lokale räumlich aufgelöste Veränderungen mit horizontaler Heterogenität können deshalb nicht direkt erfasst werden. Hierfür wäre beispielsweise eine dreidimensionale Modellierung nötig. Eine potenzielle räumliche Veränderung des Einflusses wird jedoch durch die FPV-interne Temperatur und Sauerstoffmessung, wie auch die Auswahl von zwei Referenzmessstellen in unterschiedlicher Entfernung zur Anlage untersucht. Die primären Einflüsse von FPV werden ähnlich zu Exley et al. (2021) zunächst auf die Windgeschwindigkeit und kurzwellige Strahlung beschränkt. Somit findet mit der Erhöhung der Flächenbelegung eine zunehmende Beeinflussung dieser Faktoren statt. Allerdings ist auch davon auszugehen, dass FPV Einflüsse auf andere Eingangsfaktoren wie beispielsweise die relative Feuchte über der Wasseroberfläche haben kann. Dies kann für die Berechnung des Einflusses von FPV auf die Verdunstung von Bedeutung sein.

Es kann auch festgestellt werden, dass die thermodynamischen Prozesse im See unter Einfluss von FPV durch das kalibrierte GLM darstellbar sind. Auch wenn es bei kürzeren Perioden der Erwärmung zu gelegentlichen Überschätzungen der Temperaturen kommt, kann das GLM die längeren Phasen der Erwärmung sowie den Wechsel aus Erwärmung und Abkühlung, die Schichtungsstabilität und -dauer angemessen wiedergeben. Die Simulationen veränderter Klimabedingungen und verschiedener Flächenbelegungen wird ebenfalls anhand des GLM durchgeführt, wobei Effekte beobachtet werden können, die mit denen aus Simulationen anderer Studien im Allgemeinen einhergehen.

Basierend auf den Ergebnissen dieser Arbeit und dem Vergleich zu anderen Studien kann festgehalten werden, dass FPV unterschiedliche Einflüsse auf das bestehende Ökosystem haben kann. Diese weisen eine starke Abhängigkeit zu Faktoren wie beispielsweise den Standortbedingungen, der Flächenbelegung oder dem Systemdesign auf. Dadurch können die Ökosystemdienstleistungen in unterschiedlichem Maße sowohl positiv als auch negativ beeinflusst werden. Bei einer evidenzbasierten Bewertung durch G. Exley et al. (2021) konnte festgestellt werden, dass FPV mit mindestens acht Sustainable Development Goals (SDGs; United Nations, 2021) der Vereinten Nationen und neun Ökosystemdienstleistungen interagiert (*Abbildung 81*). Hieraus wird ersichtlich, dass FPV ein hohes Potenzial birgt, verschiedenste Ökosystemdienstleistung in Hinblick auf den Klimawandel zu verbessern sowie zum Gelingen der Energiewende und dem Erreichen der SDGs beizutragen. Allerdings 101

können durch eine auf ökologische Randbedingungen unangepasste Implementierung der Technologie auch gegenteilige Effekte erreicht werden. Das Schlüsselelement zur nachhaltigen Integration der FPV-Technologie sollte daher die hydrologische Untersuchung der Effekte von FPV auf die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften des Wasserkörpers darstellen.



Abbildung 81: Direkte Interaktion von FPV mit acht Sustainable Development Goals (SDGs) der Vereinten Nationen (hellgrauer Bereich). Verbindungen zu weiteren SDGs zwischen der Ebene 1 (hellgrauer Bereich) und der Ebene 2 (dunkelgrauer Bereich) basieren auf Le Blanc (2015) (G. Exley et al., 2021).

8 Schlussfolgerung

Bei den Untersuchungen bezüglich des Einflusses von FPV auf die Thermik und Ökologie des Maiwaldsees kann festgestellt werden, dass die aktuelle FPV-Belegung auf dem See kaum Veränderungen hervorruft. Dies wird durch insgesamt geringe Abweichungen der Temperatur und des Sauerstoffgehalts begründet. Auch advektive Ausgleichseffekte könnten hier eine Rolle spielen.

Durch die Betrachtung der Wassertemperaturen und der Energiebilanz des Sees unter Einfluss von FPV kann festgestellt werden, dass FPV für eine geringere Variabilität der Oberflächenwassertemperaturen sorgt sowie zu einer verzögerten Erwärmung der Wasserschichten beiträgt. Außerdem lässt sich beobachten, dass die Wärmespeicherfähigkeit des Sees durch FPV gesteigert wird, wodurch auch die Abkühlung des Wassers verzögert wird. Der Einfluss durch FPV fällt in den oberflächennahen Wasserschichten am höchsten aus, wohingegen in tieferen Bereichen kaum Auswirkungen nachgewiesen werden können. Durch FPV wird in der oberflächennahen Wasserschicht ein Kühleffekt der Anlage auf das Wasser hervorgerufen, der sich mit zunehmender Globalstrahlung und Temperatur verstärkt. Zudem lässt sich eine verminderte Wärmausstrahlung insbesondere nachts infolge von strahlungsintensiven Tagen verzeichnen. Neben dem Kühleffekt der Anlage auf das Wasser ist von einem Kühleffekt des Wassers auf die Module auszugehen. Aufgrund der Wechselwirkung dieser beiden Effekte könnten in semi-ariden und ariden Regionen die höchsten Absenkungen der Wassertemperaturen und größten Ertragssteigerungen erreicht werden. Neben einer Reduktion der einfallenden Strahlung kann auch eine Reduktion der oberflächennahen Windgeschwindigkeit beobachtet werden, die jedoch geringer als die Strahlungsreduktion ausfällt und deshalb die FPV-Anlage auf dem Maiwaldsee als winddominante Anlage zu klassifizieren ist.

Anhand der Modellierung mittels des GLM können Auswirkungen von FPV unter klimatischen Veränderungen und verschiedener Flächenbelegungen analysiert werden. Es wird ersichtlich, dass FPV der durch den Klimawandel induzierten stabileren Schichtung und längeren Schichtungsdauer entgegenwirken könnte. Damit würde eine Destabilisierung des Ökosystems abgemildert werden. Allerdings lässt sich auch beobachten, dass die Ausbildung einer inversen Schichtung im Winter nicht nur durch den Klimawandel, sondern auch durch FPV erschwert wird. Diese Effekte führen möglicherweise zu einer Beeinflussung von Algenblüten im Frühjahr und Herbst. Mittels der Simulation multipler Flächenbelegungen wird veranschaulicht, dass der Einfluss durch FPV mit steigender FPV-Belegung keinem linearen Verlauf folgt. Während bei kleineren Flächenbelegungen nur geringe Effekte zu verzeichnen sind, stiegen diese in Bereichen größerer Flächenbelegungen an. Dies könnte in dieser Weise beim Vergleich mit Ergebnissen anderer Studien auch auf die Beeinflussung der Nettoprimärproduktion übertragen werden. Weiterhin lässt sich schlussfolgern, dass der Maiwaldsee aufgrund seiner Standortbedingungen einen präferenziellen FPV-Standort darstellt, da von einer gesteigerten Resilienz bezüglich des Einflusses durch FPV auszugehen ist. Allerdings besteht weiterhin Forschungsbedarf bei der Untersuchung der Effekte von FPV auf die biochemischen Prozesse im Gewässer, wie auch dem Erzielen verbesserter Ökosystemdienstleistungen unter bestmöglichem Ertrag.

Zur nachhaltigen Integration von FPV sollten daher hydrologische Untersuchungen einen festen Bestandteil darstellen. Hierdurch kann das Verständnis in Bezug auf den Einfluss durch FPV verbessert und das Erreichen der positiven Effekte durch FPV sichergestellt werden. Schlussfolgernd könnten dadurch Verbesserungen der Ökosystemdienstleistungen und eine Adaption der Gewässer bezüglich des Klimawandels erreicht werden. Basierend auf diesen Erkenntnissen könnten weiterführend, durch die Einbindung von Ertragssimulationen und Berechnung von Pareto-Fronten⁷, optimale Kombinationen der Zielvariablen Stromertrag und Klimaresilienz bestimmt werden.

⁷ Ein Pareto-Optimum ist eine Kombination verschiedener Zielvariablen eines Systems (z.B. Stromertrag und Klimaresilienz im gekoppelten System "FPV-Anlage auf Gewässer"), bei der die Verbesserung einer Zielvariable mit einer Verschlechterung der anderen einhergeht. Die Pareto-Front eines Systems ist die Menge all seiner Pareto-Optima und spiegelt optimale Systemzustände wider, die durch nicht-vergleichbare Zielvariablen charakterisiert sind.

9 Literaturverzeichnis

- Abdelal, Q., 2021. Floating PV; an assessment of water quality and evaporation reduction in semi-arid regions. Int. J. Low-Carbon Technol. ctab001. https://doi.org/10.1093/ijlct/ctab001
- Agrarheute, 2021. Solarfolie schützt vor Wasserverdunstung | agrarheute.com [WWW Dokument]. URL https://www.agrarheute.com/energie/solarfolie-schuetzt-wasserverdunstung-544859 (Aufgerufen am 02.11.21).
- Bañuelos-Ruedas, F., Angeles-Camacho, C., Rios-Marcuello, S., 2010. Analysis and validation of the methodology used in the extrapolation of wind speed data at different heights. Renew. Sustain. Energy Rev. 14, 2383–2391. https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.05.001
- BayWa r.e., 2021. Two largest Floating-PV parks outside of Asia commissioned [WWW Dokument]. URL https://www.baywa-re.com/en/news/details/two-largest-floating-pv-parks-outside-of-asia-commissioned (Aufgerufen am 12.08.21).
- Beyrich, F., Leps, J.-P., Mauder, M., Bange, J., Foken, T., Huneke, S., Lohse, H., Lüdi, A., Meijninger, W.M., Mironov, D., others, 2006. Area-averaged surface fluxes over the LITFASS region based on eddy-covariance measurements. Bound.-Layer Meteorol. 121, 33– 65. https://doi.org/10.1007/s10546-006-9052-x.
- Bird, R.E., 1984. A simple, solar spectral model for direct-normal and diffuse horizontal irradiance. Sol. Energy 32, 461–471. https://doi.org/10.1016/0038-092X(84)90260-3.
- Boers, P.C.M., 1991. The influence of pH on phosphate release from lake sediments. Water Res. 25, 309–311. https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90010-N
- Bontempo Scavo, F., Tina, G.M., Gagliano, A., Nižetić, S., 2021. An assessment study of evaporation rate models on a water basin with floating photovoltaic plants. Int. J. Energy Res. 45, 167–188. https://doi.org/10.1002/er.5170.
- Brown, R., 1984. Relationships between suspended solids, turbidity, light attenuation and algal productivity. Lake Reserv. Manag. 1, 198–205. https://doi.org/10.1080/07438148409354510
- Bruce, L.C., Frassl, M.A., Arhonditsis, G.B., Gal, G., Hamilton, D.P., Hanson, P.C., Hetherington, A.L., Melack, J.M., Read, J.S., Rinke, K., Rigosi, A., Trolle, D., Winslow, L., Adrian, R., Ayala, A.I., Bocaniov, S.A., Boehrer, B., Boon, C., Brookes, J.D., Bueche, T., Busch, B.D., Copetti, D., Cortés, A., Eyto, E. de, Elliott, J.A., Gallina, N., Gilboa, Y., Guyennon, N., Huang, L., Kerimoglu, O., Lenters, J.D., MacIntyre, S., Makler-Pick, V., McBride, C.G., Moreira, S., Özkundakci, D., Pilotti, M., Rueda, F.J., Rusak, J.A., Samal, N.R., Schmid, M., Shatwell, T., Snorthheim, C., Soulignac, F., Valerio, G., Linden, L. van der, Vetter, M., Vinçon-Leite, B., Wang, J., Weber, M., Wickramaratne, C., Woolway, R.I., Yao, H., Hipsey, M.R., 2018. A multi-lake comparative analysis of the General Lake Model (GLM): Stress-testing across a global observatory network. Environ. Model. Softw. 102, 274–291. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.11.016
- Bruesewitz, D.A., Tank, J.L., Hamilton, S.K., 2012. Incorporating spatial variation of nitrification and denitrification rates into whole-lake nitrogen dynamics. J. Geophys. Res. Biogeosciences 117. https://doi.org/10.1029/2012JG002006
- Brutsaert, W., 2013. Evaporation into the atmosphere: theory, history and applications. Springer Science & Business Media.https://doi.org/10.1007/978-94-017-1497-6_1.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), 2020. Nitratbericht 2020. Bonn. https://www.umweltbundesamt.de/themen/deutscher-nitratbericht-2020-veroeffentlicht.

- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), 2021. Neue Analyse zeigt Risiken der Erderhitzung für Deutschland BMU-Pressemitteilung [WWW Dokument]. URL https://www.bmu.de/PM9645 (Aufgerufen am 03.08.21).
- Campbell Scientific, 2021. CNR1 Net Radiometer [WWW Dokument]. URL https://www.campbellsci.ca/cnr1 (Aufgerufen am 23.09.21).
- Campbell Scientific, 2021. HOBO Pendant Temperature/Light Data Logger 64K [WWW Dokument]. URL https://www.onsetcomp.com/products/data-loggers/ua-002-64 (Aufgerufen am 24.09.21).
- Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes1. Limnol. Oceanogr. 22, 361–369. https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361
- Cazzaniga, R., Rosa-Clot, M., 2021. The booming of floating PV. Solar Energy, Special Issue on Floating Solar: beyond the state of the art technology 219, 3–10. https://doi.org/10.1016/j.solener.2020.09.057.
 - Chai, T., Draxler, R.R., 2014. Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? Arguments against avoiding RMSE in the literature. Geosci. Model Dev. 7, 1247–1250. https://doi.org/10.5194/gmd-7-1247-2014
 - Ciel et Terre, 2021. Hydrelio®: the floating PV made simple. Ciel Terre Int. URL https://www.ciel-et-terre.net/hydrelio-technology/our-hydrelio-solutions/ (Aufgerufen am 28.07.21).
 - Choi, Y.-K., 2014. A Study on Power Generation Analysis of Floating PV System Considering Environmental Impact. Int. J. Softw. Eng. Its Appl. 8, 75–84. https://doi.org/10.14257/ijseia.2014.8.1.07
 - Cole, G.A., Weihe, P.E., 2015. Textbook of Limnology: Fifth Edition. Waveland Press.
 - de Lima, R.L.P., Paxinou, K., C. Boogaard, F., 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, 6421. https://doi.org/10.3390/su13116421
 - Deutscher Wetterdienst (DWD), 2020. Klimastatusbericht Deutschland Jahr 2018. Offenbach. https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimastatusbericht/publikationen/ksb_2018.html.
 - Deutscher Wetterdienst (DWD), 2020. Aus extrem wurde normal: Sommer in Deutschland, der Schweiz und Österreich immer heißer [WWW Dokument]. URL https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2020/20200702_dach_news.html (Aufgerufen am 03.08.21).
 - Deutscher Wetterdienst (DWD), 2021. Klimaüberwachung [WWW Dokument]. URL https://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/klimaueberwachung/klimaueberwachung_node.html (Aufgerufen am 24.10.21).
 - Dokulil, M.T., Teubner, K., Jagsch, A., Nickus, U., Adrian, R., Straile, D., Jankowski, T., Herzig, A., Padisák, J., 2010. The Impact of Climate Change on Lakes in Central Europe, in: George, G. (Ed.), The Impact of Climate Change on European Lakes, Aquatic Ecology Series. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 387–409. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2945-4_20
 - Dörenkämper, M., Wahed, A., Kumar, A., de Jong, M., Kroon, J., Reindl, T., 2021. The cooling effect of floating PV in two different climate zones: A comparison of field test data from the Netherlands and Singapore. Sol. Energy 214, 239–247. https://doi.org/10.1016/j.solener.2020.11.029
 - Dormann, C.F., 2017. Parametrische Statistik. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-54684-0

- Eckert, W., Nishri, A., Parparova, R., 1997. Factors regulating the flux of phosphate at the sediment
 — water interface of a subtropical calcareous lake: A simulation study with intact sediment
 cores. Water. Air. Soil Pollut. 99, 401–409. https://doi.org/10.1007/BF02406880
- Erdgas Südwest GmbH, 2020. Größte schwimmende PV-Anlage Deutschlands feiert Einjähriges [WWW Dokument]. URL https://www.erdgas-suedwest.de/ueberuns/presse/pressemeldung/gr%C3%B6%C3%9Fte-schwimmende-pv-anlage-deutschlandsfeiert-einj%C3%A4hriges (Aufgerufen am 22.09.21).
- Europäische Kommission, 2016. Übereinkommen von Paris [WWW Dokument]. Klimapolitik Eur. Comm. URL https://ec.europa.eu/clima/policies/international/negotiations/paris_de (Aufgerufen am 28.06.21).
- Europäische Kommission, 2016. Wasser: Kommission verklagt Deutschland vor dem Gerichtshof der EU wegen Gewässerverunreinigung durch Nitrat [WWW Dokument]. URL https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/IP_16_1453 (Aufgerufen am 14.09.21).
- Exley, Giles, Armstrong, A., Page, T., Jones, I.D., 2021. Floating photovoltaics could mitigate climate change impacts on water body temperature and stratification. Sol. Energy 219, 24–33. https://doi.org/10.1016/j.solener.2021.01.076
- Exley, G., Hernandez, R.R., Page, T., Chipps, M., Gambro, S., Hersey, M., Lake, R., Zoannou, K.-S., Armstrong, A., 2021. Scientific and stakeholder evidence-based assessment: Ecosystem response to floating solar photovoltaics and implications for sustainability. Renew. Sustain. Energy Rev. 152, 111639. https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111639
- Fohrer, N., Bormann, H., Miegel, K., Casper, M., Bronstert, A., Schumann, A.H., Weiler, M. (Eds.), 2016. Hydrologie, 1. Auflage. ed, utb Hydrologie, physische Geographie. Haupt Verlag, Bern.
- Fraunhofer ISE, 2020. Höhere Wirkungsgrade bei Organischer Photovoltaik neuer Solarzellenrekord auf 1 cm² [WWW Dokument]. Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme ISE. URL https://www.ise.fraunhofer.de/de/presse-und-medien/presseinformationen/2020/hoeherewirkungsgrade-bei-organischer-photovoltaik-neuer-solarzellenrekord-auf-1cm.html (Aufgerufen am 01.08.21).
- Fraunhofer ISE, 2021. Solaranlagen lernen schwimmen: Verbund aus Forschung und Industrie unterzieht unterschiedliche Systeme mehrjährigem Praxistest [WWW Dokument]. Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme ISE. URL https://www.ise.fraunhofer.de/de/presse-undmedien/presseinformationen/2021/solaranlagen-lernen-schwimmen.html (Aufgerufen am 06.07.21).
- Gaikwad, O., Deshpande, U.L., 2017. Evaporation control using Floating-PV system and canal roof top solar system. Int. Res. J. Eng. Technol. IRJET 04, 214–216.
- Gonzales, R., 2021. Floating PV potential in hydropower reservoirs in Africa.
- Goward, S.N., 1998. Albedo and reflectivity, in: Encyclopedia of Hydrology and Lakes, Encyclopedia of Earth Science. Springer Netherlands, pp. 53–56. https://doi.org/10.1007/1-4020-4497-6_11
- GRAPLE [WWW Dokument], 2021. GRAPLE. URL https://graple.org/about/ (Aufgerufen am 10.2.21).
- Green Building Africa, 2018. Floating Solar Pv Improves Hydro Power Output. URL https://www.greenbuildingafrica.co.za/floating-solar-pv-improves-hydro-power-output/ (Aufgerufen am 02.11.21).
- Gronewold, A.D., Stow, C.A., 2014. Water loss from the Great Lakes. Science 343, 1084–1085. https://doi.org/10.1126/science.1249978.

- Hach, 2021. LDO sc Prozess-Sonden für gelösten Sauerstoff | Hach Deutschland [WWW Dokument]. URL https://de.hach.com/sonden-fur-gelosten-sauerstoff/ldo-sc-prozess-sonden-fur-gelosten-sauerstoff/family-downloads?productCategoryId=23357946652 (Aufgerufen am 24.09.21).
- Håkanson, L., 1981. On lake bottom dynamics—the energy-topography factor. Can. J. Earth Sci. 18, 899–909. https://doi.org/10.1139/e81-086.
- Hamilton, D.P., Schladow, S.G., 1997. Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I Model description. Ecol. Model. 96, 91–110. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(96)00062-2
- Hanrahan, J.L., Kravtsov, S.V., Roebber, P.J., 2010. Connecting past and present climate variability to the water levels of Lakes Michigan and Huron. Geophys. Res. Lett. 37. https://doi.org/10.1029/2009GL041707.
- Hansen, N., 2016. The CMA evolution strategy: A tutorial. ArXiv Prepr. ArXiv160400772.
- Hipsey, M.R., Bruce, L.C., Boon, C., Busch, B., Carey, C.C., Hamilton, D.P., Hanson, P.C., Read, J.S., de Sousa, E., Weber, M., Winslow, L.A., 2019. A General Lake Model (GLM 3.0) for linking with high-frequency sensor data from the Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON). Geosci. Model Dev. 12, 473–523. https://doi.org/10.5194/gmd-12-473-2019
- Holzner, C., Aeschbach-Hertig, W., Simona, M., Veronesi, M., Imboden, D., Kipfer, R., 2009. Exceptional mixing events in meromictic Lake Lugano (Switzerland/Italy), studied using environmental tracers. Limnol. Oceanogr. 54, 1113–1124.
- https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.4.1113
- Ichimura, S., Nagasawa, S., Tanaka, T., 1968. On the oxygen and chlorophyll maxima found in the metalimnion of a mesotrophic lake. Bot Mag Tokyo 81, 1–10.
- Idso, S.B., 1973. On the concept of lake stability 1. Limnol. Oceanogr. 18, 681–683. https://doi.org/10.4319/lo.1973.18.4.0681.
- Illinois-Indiana Sea Grant, 2021. Dissolved Oxygen | Limno Loan Program [WWW Dokument]. URL http://limnoloan.org/waterquality/dissolved_oxygen/ (Aufgerufen am 08.11.21).
- IMBERGER, J., JORG, I., others, 1981. A dynamic reservoir simulation model-DYRESM: 5.
- IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [MassonDelmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.
- Johansen, R.B., 2021. Addressing Risks through Strategic Research and Testing.
- Julian, J.P., Doyle, M.W., Powers, S.M., Stanley, E.H., Riggsbee, J.A., 2008. Optical water quality in rivers: OPTICAL WATER QUALITY IN RIVERS. Water Resour. Res. 44. https://doi.org/10.1029/2007WR006457
- Jutglar, K., Hellwig, J., Stoelzle, M., Lange, J., 2021. Post-drought increase in regional-scale groundwater nitrate in southwest Germany. Hydrol. Process. 35, e14307. https://doi.org/10.1002/hyp.14307
- Karpouzoglou, T., Vlaswinkel, B., van der Molen, J., 2020. Effects of large-scale floating (solar photovoltaic) platforms on hydrodynamics and primary production in a coastal sea from a water column model. Ocean Sci. 16, 195–208. https://doi.org/10.5194/os-16-195-2020
- Kimmel, B.L., Groeger, A.W., 1984. Factors Controlling Primary Production in Lakes and Reservoirs: A Perspective. Lake Reserv. Manag. 1, 277–281. https://doi.org/10.1080/07438148409354524

- Kirillin, G., 2010. Modeling the impact of global warming on water temperature and seasonal mixing regimes in small temperate lakes. ISSN 1797-2469.
- Kraemer, B.M., Anneville, O., Chandra, S., Dix, M., Kuusisto, E., Livingstone, D.M., Rimmer, A., Schladow, S.G., Silow, E., Sitoki, L.M., Tamatamah, R., Vadeboncoeur, Y., McIntyre, P.B., 2015. Morphometry and average temperature affect lake stratification responses to climate change. Geophys. Res. Lett. 42, 4981–4988. https://doi.org/10.1002/2015GL064097
- Krause, P., Boyle, D., Bäse, F., 2005. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. Adv. Geosci. 5, 89–97. https://doi.org/10.5194/adgeo-5-89-2005.
- Kunkel, R. (Ed.), 2004. Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasser-beschaffenheit in Deutschland, Schriften des Forschungszentrums Jülich. Reihe Umwelt, 1433-5530; Environment. Forschungszentrum Jülich, Zentralbibliothek, Jülich.
- Ladwig, R., 2020. Introduction to process-based lake modeling in R using GLM (General Lake Model).
- Ladwig, 2021. GitHub robertladwig/GLM_workshop at v1.1 [WWW Dokument]. GitHub. URL https://github.com/robertladwig/GLM_workshop (Aufgerufen am 10.10.21).
- Ladwig, R., Hanson, P.C., Dugan, H.A., Carey, C.C., Zhang, Y., Shu, L., Duffy, C.J., Cobourn, K.M., 2021. Lake thermal structure drives interannual variability in summer anoxia dynamics in a eutrophic lake over 37 years. Hydrol. Earth Syst. Sci. 25, 1009–1032. https://doi.org/10.5194/hess-25-1009-2021
- LEAG, 2021. Floating PV kann Reiz des Ostsees vergrößern [WWW Dokument]. URL https://www.leag.de/de/seitenblickblog/artikel/floating-pv-kann-reiz-des-ostsees-vergroessern/ (Aufgerufen am 30.07.21).
- Le Blanc, D., 2015. Towards integration at last? The sustainable development goals as a network of targets. Sustain. Dev. 23, 176–187. https://doi.org/10.1002/sd.1582.
- Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Adrian, R., Shatwell, T., 2018. Diagnosen und Prognosen aus der Langzeitforschung, Seen im Klimawandel. https://doi.org/10.4126/FRL01-006407562
- LfU, 2021. Ökosystem See Lebensräume. Landesanstalt für Umwelt Bayern [WWW Dokument]. URL https://www.lfu.bayern.de/wasser/seen_in_bayern/oekosystem/index.htm (Aufgerufen am 16.09.21).
- Li, Y., Zhang, Jiejie, Zhang, Jianqiang, Xu, W., Mou, Z., 2019. Characteristics of Inorganic Phosphate-Solubilizing Bacteria from the Sediments of a Eutrophic Lake. Int. J. Environ. Res. Public. Health 16, 2141. https://doi.org/10.3390/ijerph16122141
- LUBW, 2006. Grundwasserströmung und Nitrattransport. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/37116.
- LUBW, 2021. Ermitteltes PV-Freiflächenpotenzial Energieatlas [WWW Dokument]. URL https://www.energieatlas-bw.de/sonne/freiflachen/potenzial-freiflachenanlage (Aufgerufen am 22.06.21).
- Massé, S., Botrel, M., Walsh, D.A., Maranger, R., 2019. Annual nitrification dynamics in a seasonally ice-covered lake. PLOS ONE 14, e0213748. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213748
- Meunier, C., 2016. Übersicht zur ökologischen Situation ausgewählter Tagebauseen des Braunkohlebergbaus in Deutschland. Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/uebersicht-zur-oekologischen-situation.

- Mooij, W.M., Hülsmann, S., De Senerpont Domis, L.N., Nolet, B.A., Bodelier, P.L.E., Boers, P.C.M., Pires, L.M.D., Gons, H.J., Ibelings, B.W., Noordhuis, R., Portielje, R., Wolfstein, K., Lammens, E.H.R.R., 2005. The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. Aquat. Ecol. 39, 381–400. https://doi.org/10.1007/s10452-005-9008-0
- NOAA, 2021. Carbon dioxide peaks near 420 parts per million at Mauna Loa observatory. URL https://research.noaa.gov/article/ArtMID/587/ArticleID/2764/Coronavirus-response-barely-slows-rising-carbon-dioxide (Aufgerufen am 6.15.21).
- Nõges, P., Adrian, R., Anneville, O., Arvola, L., Blenckner, T., George, G., Jankowski, T., Järvinen, M., Maberly, S., Padisák, J., Straile, D., Teubner, K., Weyhenmeyer, G., 2010. The Impact of Variations in the Climate on Seasonal Dynamics of Phytoplankton, in: George, G. (Ed.), The Impact of Climate Change on European Lakes, Aquatic Ecology Series. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 253–274. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2945-4_14
- Nordbo, A., Launiainen, S., Mammarella, I., Leppäranta, M., Huotari, J., Ojala, A., Vesala, T., 2011. Long-term energy flux measurements and energy balance over a small boreal lake using eddy covariance technique. J. Geophys. Res. 116, D02119. https://doi.org/10.1029/2010JD014542
- Nussboim, S., Rimmer, A., Lechinsky, Y., Gutman, P., Broday, D., 2017. Improving the estimation of Lake Kinneret's heat balance and surface fluxes using the Kalman Filter algorithm. Limnol. Oceanogr. Methods 15, 467–479. https://doi.org/10.1002/lom3.10173
- Ocean Sun, 2021. Kyrholmen | Ocean Sun. URL https://oceansun.no/project/kyrholmen/ (Aufgerufen am 02.08.21).
- O'Connor, D.J., 1983. Wind Effects on Gas-Liquid Transfer Coefficients. J. Environ. Eng. 109, 731– 752. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1983)109:3(731)
- O'Reilly, C.M., Sharma, S., Gray, D.K., Hampton, S.E., Read, J.S., Rowley, R.J., Schneider, P., Lenters, J.D., McIntyre, P.B., Kraemer, B.M., Weyhenmeyer, G.A., Straile, D., Dong, B., Adrian, R., Allan, M.G., Anneville, O., Arvola, L., Austin, J., Bailey, J.L., Baron, J.S., Brookes, J.D., Eyto, E. de, Dokulil, M.T., Hamilton, D.P., Havens, K., Hetherington, A.L., Higgins, S.N., Hook, S., Izmest'eva, L.R., Joehnk, K.D., Kangur, K., Kasprzak, P., Kumagai, M., Kuusisto, E., Leshkevich, G., Livingstone, D.M., MacIntyre, S., May, L., Melack, J.M., Mueller-Navarra, D.C., Naumenko, M., Noges, P., Noges, T., North, R.P., Plisnier, P.-D., Rigosi, A., Rimmer, A., Rogora, M., Rudstam, L.G., Rusak, J.A., Salmaso, N., Samal, N.R., Schindler, D.E., Schladow, S.G., Schmid, M., Schmidt, S.R., Silow, E., Soylu, M.E., Teubner, K., Verburg, P., Voutilainen, A., Watkinson, A., Williamson, C.E., Zhang, G., 2015. Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe. Geophys. Res. Lett. 42, 10,773-10,781. https://doi.org/10.1002/2015GL066235

Ossola GmbH, 2021. [WWW Dokument]. URL https://www.ossola.de/ (Aufgerufen am 22.09.21).

- Perroud, M., Goyette, S., 2012. Interfacing a one-dimensional lake model with a single-column atmospheric model: 2. Thermal response of the deep Lake Geneva, Switzerland under a 2\$\times\$ CO2 global climate change. Water Resour. Res. 48. https://doi.org/10.1029/2011WR011222.
- Pettersson, K., George, G., Nõges, P., Nõges, T., Blenckner, T., 2010. The impact of the changing climate on the supply and re-cycling of phosphorus, in: The Impact of Climate Change on European Lakes. Springer, pp. 121–137. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2945-4_8.
- Petticrew, E.L., Arocena, J.M., 2001. Evaluation of iron-phosphate as a source of internal lake phosphorus loadings. Sci. Total Environ. 266, 87–93. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00756-7
- Pimentel Da Silva, G.D., Branco, D.A.C., 2018. Is floating photovoltaic better than conventional photovoltaic? Assessing environmental impacts. Impact Assess. Proj. Apprais. 36, 390–400. https://doi.org/10.1080/14615517.2018.1477498

- Poole, H.H., Atkins, W.R.G., 1929. Photo-electric Measurements of Submarine Illumination throughout the Year. J. Mar. Biol. Assoc. U. K. 16, 297–324. https://doi.org/10.1017/S0025315400029829
- Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK), 2021. Kippelemente Achillesfersen im Erdsystem — PIK Research Portal [WWW Dokument]. URL https://www.pikpotsdam.de/services/infothek/kippelemente (Aufgerufen am 06.09.21).
- PRWeb, 2013. Topsun Announces World First 100MW Project for Floating PV System [WWW Dokument]. URL https://www.prweb.com/releases/2013/1/prweb10376773.htm (Aufgerufen am 02.11.21).
- Psenner, R., 2003. Alpine lakes: Extreme ecosystems under the pressure of global change. EAWAG News 55, 12–14.
- Read, J.S., Hamilton, D.P., Desai, A.R., Rose, K.C., MacIntyre, S., Lenters, J.D., Smyth, R.L., Hanson, P.C., Cole, J.J., Staehr, P.A., Rusak, J.A., Pierson, D.C., Brookes, J.D., Laas, A., Wu, C.H., 2012. Lake-size dependency of wind shear and convection as controls on gas exchange: LAKE-SIZE DEPENDENCY OF *u* * AND *w* *. Geophys. Res. Lett. 39, n/a-n/a. https://doi.org/10.1029/2012GL051886
- Read, J.S., Hamilton, D.P., Jones, I.D., Muraoka, K., Winslow, L.A., Kroiss, R., Wu, C.H., Gaiser, E., 2011. Derivation of lake mixing and stratification indices from high-resolution lake buoy data. Environ. Model. Softw. 26, 1325–1336. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.05.006
- Read, J.S., Winslow, L.A., Hansen, G.J.A., Van Den Hoek, J., Hanson, P.C., Bruce, L.C., Markfort, C.D., 2014. Simulating 2368 temperate lakes reveals weak coherence in stratification phenology. Ecol. Model. 291, 142–150. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.029
- Rigosi, A., Hanson, P., Hamilton, D.P., Hipsey, M., Rusak, J.A., Bois, J., Sparber, K., Chorus, I., Watkinson, A.J., Qin, B., others, 2015. Determining the probability of cyanobacterial blooms: the application of Bayesian networks in multiple lake systems. Ecol. Appl. 25, 186–199. https://doi.org/10.1890/13-1677.1.
- Rimmer, A., Samuels, R., Lechinsky, Y., 2009. A comprehensive study across methods and time scales to estimate surface fluxes from Lake Kinneret, Israel. J. Hydrol. 379, 181–192. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.10.007.
- Rosa-Clot, M. (Ed.), 2020. Floating PV plants. Elsevier, Waltham.
- Rouse, W.R., Oswald, C.J., Binyamin, J., Spence, C., Schertzer, W.M., Blanken, P.D., Bussières, N., Duguay, C.R., 2005. The role of northern lakes in a regional energy balance. J. Hydrometeorol. 6, 291–305. https://doi.org/10.1175/JHM421.1.
- Sahu, A., Yadav, N., Sudhakar, K., 2016. Floating photovoltaic power plant: A review. Renew. Sustain. Energy Rev. 66, 815–824. https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.08.051
- Saltelli, A., Ratto, M., Andres, T., Campolongo, F., Cariboni, J., Gatelli, D., Saisana, M., Tarantola, S., 2008. Introduction to sensitivity analysis. Glob. Sensit. Anal. Primer 1–51.
- Schladow, S.G., Lee, M., Hürzeler, B.E., Kelly, P.B., 2002. Oxygen transfer across the air-water interface by natural convection in lakes. Limnol. Oceanogr. 47, 1394–1404. https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.5.1394
- Schmidt, W., 1928. Über die Temperatur- und Stabilitätsverhältnisse von Seen. Geogr. Ann. 10, 145–177. https://doi.org/10.1080/20014422.1928.11880475.
- Schwoerbel, J., Brendelberger, H., 2013. Einführung in die Limnologie, 10. Aufl. ed. Springer Spektrum, Berlin Heidelberg.

- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. Bell Syst. Tech. J. 27, 379–423. https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x
- Shatwell, T., Jordan, S., Ackermann, G., Dokulil, M., Rücker, J., Scharf, W., Wagner, A., Kasprzak, P., 2013. Langzeitbeobachtungen zum Einfluss von Klimawandel und Eutrophierung auf Seen und Talsperren in Deutschland.
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of Diversity. Nature 163, 688–688. https://doi.org/10.1038/163688a0
- Siouti, A., Belhaj Ali, A., 2019. Evaluation of Solar Energy Potential for the Red Sea Project, Kingdom of Saudi Arabia. Nat. Resour. 10, 96–114. https://doi.org/10.4236/nr.2019.104007
- Smol, J.P., Douglas, M.S., 2007. Crossing the final ecological threshold in high Arctic ponds. Proc. Natl. Acad. Sci. 104, 12395–12397. https://doi.org/10.1073/pnas.0702777104.
- Solar Energy Research Institute of Singapore (SERIS), 2021. Services [WWW Dokument]. URL https://www.seris.nus.edu.sg/services/Floating-PV-R&D-and-Testbed.html (Aufgerufen am 02.11.21).
- Solar Power World, 2020. Floating solar + hydropower hybrid projects can benefit both technologies [WWW Dokument]. URL https://www.solarpowerworldonline.com/2020/05/floating-solar-hydropower-hybrid-projects-can-benefit-both-technologies/ (Aufgerufen am 02.11.21).
- Spellerberg, I.F., Fedor, P.J., 2003. A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon–Wiener' Index. Glob. Ecol. Biogeogr. 12, 177–179. https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00015.x
- Spencer, R.S., Macknick, J., Aznar, A., Warren, A., Reese, M.O., 2019. Floating Photovoltaic Systems: Assessing the Technical Potential of Photovoltaic Systems on Man-Made Water Bodies in the Continental United States. Environ. Sci. Technol. 53, 1680–1689. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04735
- Stefan, H.G., Fang, X., 1994. Dissolved oxygen model for regional lake analysis. Ecol. Model. 71, 37–68. https://doi.org/10.1016/0304-3800(94)90075-2
- Sterchele, P., Brandes, J., Heilig, J., Wrede, D., Kost, C., Schlegl, T., Bett, A., Henning, H.-M., 2020. Wege zu einem klimaneutralen Energiesystem - Die deutsche Energiewende im Kontext gesellschaftlicher Verhaltensweisen. Fraunhofer ISE, Freiburg. URL https://www.ise.fraunhofer.de/de/veroeffentlichungen/studien/wege-zu-einem-klimaneutralenenergiesystem.html
- Sunseap, 2021. Sunseap completes one of world's largest offshore floating solar farms in Johor Straits [WWW Dokument]. URL https://www.sunseap.com/SG/newsroom/2021/sunseap-completes-one-of-worlds-largest-floating-solar-farms-in-johor-straits.html (Aufgerufen am 01.08.21).
- Takamura, N., Nakagawa, M., 2016. Photosynthesis and primary production in Lake Kasumigaura (Japan) monitored monthly since 1981. Ecol. Res. 31, 287–287. https://doi.org/10.1007/s11284-016-1347-x
- Tanny, J., Cohen, S., Assouline, S., Lange, F., Grava, A., Berger, D., Teltch, B., Parlange, M., 2008. Evaporation from a small water reservoir: Direct measurements and estimates. J. Hydrol. 351, 218–229. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.12.012.
- Thompson, R., Kamenik, C., Schmidt, R., 2005. Ultra-sensitive Alpine lakes and climate change. J. Limnol. 64, 139.
- Tranvik, L.J., Downing, J.A., Cotner, J.B., Loiselle, S.A., Striegl, R.G., Ballatore, T.J., Dillon, P., Finlay, K., Fortino, K., Knoll, L.B., others, 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. Limnol. Oceanogr. 54, 2298– 2314. https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2298.

- UBA, 2020. Die Treibhausgase [WWW Dokument]. Umweltbundesamt. URL https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-indeutschland/treibhausgas-emissionen/die-treibhausgase (Aufgerufen am 14.08.21).
- United Nations, 2021. THE 17 GOALS | Sustainable Development [WWW Dokument]. URL https://sdgs.un.org/goals (Aufgerufen am 07.11.21).
- University of Western Australia (UWA), 2021. GLM [WWW Dokument]. URL https://aquatic.science.uwa.edu.au/research/models/GLM/overview.html (Aufgerufen am 9.28.21).
- van Emmerik, T.H.M., Rimmer, A., Lechinsky, Y., Wenker, K.J.R., Nussboim, S., van de Giesen, N.C., 2013. Measuring heat balance residual at lake surface using Distributed Temperature Sensing: Measuring lake heat balance residual using DTS. Limnol. Oceanogr. Methods 11, 79–90. https://doi.org/10.4319/lom.2013.11.79
- Verburg, P., Antenucci, J.P., 2010. Persistent unstable atmospheric boundary layer enhances sensible and latent heat loss in a tropical great lake: Lake Tanganyika. J. Geophys. Res. Atmospheres 115. https://doi.org/10.1029/2009JD012839.
- Wang, W., Xiao, W., Cao, C., Gao, Z., Hu, Z., Liu, S., Shen, S., Wang, L., Xiao, Q., Xu, J., others, 2014. Temporal and spatial variations in radiation and energy balance across a large freshwater lake in China. J. Hydrol. 511, 811–824. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.02.012.
- Waseem, M., Mani, N., Andiego, G., Usman, M., 2017. A review of criteria of fit for hydrological models. Int. Res. J. Eng. Technol. IRJET 4, 1765–1772.
- Waterman, K.C., Adami, R.C., 2005. Accelerated aging: prediction of chemical stability of pharmaceuticals. Int. J. Pharm. 293, 101–125. https://doi.org/10.1016/j.ijpharm.2004.12.013.
- Werner, S., Hesselschwerdt, J., HYDRA Institut f
 ür angewandte Hydrobiologie, 2015. Einfluss des Klimawandels auf Seen Literaturauswertungsstudie im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA. KLIWA – Kooperationsvorhaben Klimaver
 änderung und Wasserwirtschaft, Konstanz.
- Wetzel, R.G., 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems. Gulf Professional Publishing.
- Wiedner, C., Schlief, J., Dolman, A.M., Mischke, U., 2013. Stickstofflimitation in Binnengewässern. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Bad Saarow.
- Wilke, S., 2013. Zustand der Seen [WWW Dokument]. Umweltbundesamt. URL https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/zustand-der-seen (Aufgerufen am 9.10.21).
- Williamson, C.E., Saros, J.E., Vincent, W.F., Smol, J.P., 2009. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. Limnol. Oceanogr. 54, 2273–2282. https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2273
- Willmott, C.J., Matsuura, K., Robeson, S.M., 2009. Ambiguities inherent in sums-of-squares-based error statistics. Atmos. Environ. 43, 749–752.
- Wirth, 2021. Aktuelle Fakten zur Photovoltaik in Deutschland Fraunhofer ISE, Fraunhofer-Institut f
 ür Solare Energiesysteme ISE. URL https://www.ise.fraunhofer.de/de/veroeffentlichungen/studien/aktuelle-fakten-zurphotovoltaik-in-deutschland.html (Aufgerufen am 7.6.21).
- Wirth, H., Eggers, J.-B., Trommsdorf, M., Neuhaus, H., Heinrich, M., Wieland, S., Schill, C., 2021. Potenziale der Integrierten Photovoltaik in Deutschland. Fraunhofer ISE, Freiburg. https://www.ise.fraunhofer.de/de/veroeffentlichungen/studien/positionspapier-integriertephotovoltaik.html.

Wood MacKenzie, 2021. Cox, M. The role of floating solar in the energy transition.

- World Bank Group, Energy Sector Management Assistance Program, Solar Energy Research Institute of Singapore, 2019a. Where sun meets water floating solar market report. © World Bank, Washington, DC. https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/31880.
- World Bank Group, ESMAP, SERIS, 2019b. Where Sun Meets Water: Floating Solar Handbook for Practitioners. WorldBank, Washington DC. https://esmap.org/where_sun_meets_water_handbook.
- World Bank, 2021. World Development Indicators | DataBank [WWW Dokument]. URL https://databank.worldbank.org/reports.aspx?source=2&series=AG.LND.ARBL.HA.PC&coun try=DEU,WLD (Aufgerufen am 08.11.21).
- Ziar, H., Prudon, B., Lin, F. (Vicky), Roeffen, B., Heijkoop, D., Stark, T., Teurlincx, S., Senerpont Domis, L., Goma, E.G., Extebarria, J.G., Alavez, I.N., Tilborg, D., Laar, H., Santbergen, R., Isabella, O., 2020. Innovative floating bifacial photovoltaic solutions for inland water areas. Prog. Photovolt. Res. Appl. 29, 725–743. https://doi.org/10.1002/pip.3367

10 Anhang

Liste der verwendeten Abkürzungen und Symbole

Name	Einheit	Symbol
Ammonium-oxidierenden Archaeen		AOA
Ammonium-oxidierenden Bakterien		AOB
Anlagenfläche	[m ²]	A_{FPV}
Anzahl der Messungen	[-]	n
Anzahl der PV-Module	[-]	n _M
Atmosphärendruck	[mbar]	Р
auf die Wasseroberfläche auftreffende Strahlung zwischen und unterhalb der Modulteilflächen	[W/m ²]	R_M
ausgehende langwellige Strahlung	[W/m ²]	Φ_{Lwout}
beobachtete Wassertemperaturen	[°C]	Ti
Betriebskosten (operational expenditures)		OPEX
Bird Clear Sky Model		BCSM
Brechungswinkel	[°]	r
Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft		BMEL
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit		BMU
Deutscher Wetterdienst		DWD
Dichte der Luft	[kg/m ³]	$ ho_a$
Dichte der obersten Wasserschicht	[kg/m ³]	ρ_s
Dichte des Wassers	[kg/m ³]	ρw
Dichte des Wassers in Tiefe z	[kg/m ³]	ρ_z
effektive Breite	[km]	b_{eff}
effektive Länge	[km]	\mathbf{l}_{eff}
Einfallswinkel	[°]	i
eingehende langwellige Strahlung	$[W/m^2]$	Φ_{Lwin}
Erneuerbare-Energien-Gesetz		EEG
Erste Referenzmessstelle		REF I
Extinktionskoeffizient	$[m^{-1}]$	3
Fallbeschleunigung/Ortsfaktor	$[m/s^2]$	g
Floating-PV/schwimmende Photovoltaik		FPV
fühlbarer Wärmestrom	[W/m ²]	$\mathrm{H}, \Phi_{\mathrm{H}}$
Gemeinsame Marke der Lausitz Energie Verwaltungs GmbH, Lausitz Energie Bergbau AG (kurz LE-B) und der Lausitz Energie Kraftwerke AG (kurz LE-K)		LEAG
General Lake Model		GLM
Geographisches Informationssystem		GIS
Gesamtfläche der offenen Wasserflächen	[m ²]	A_R

Gesamtfläche der strahlungsbeeinflussten Flächen innerhalb der Modulreihen Gesetzblatt	[m²]	A _M GBl
Gigatonnen		Gt
Gigawatt Peak		GWp
GLM kompatibles Wasserqualitätsmodell		AED2
GLM kompatibles Wasserqualitätsmodell		FABM
Global Lake Ecological Observatory Network		GLEON
Globalstrahlung		GHI
Höhe der Messung	[m]	Н
in die oberste Wasserschicht eindringende Solarstrahlung	[W/m ²]	Φ_{SWs}
In Wassertiefe z herrschende Strahlungsintensität	[%]	$\mathbf{I}_{\mathbf{z}}$
innere Energie	$[J/m^2]$	E
Intergovernmental Panel on Climate Change		IPCC
Interquartilsabstand		IQR
Investitionskosten (capital expenditures)		CAPEX
Kilowatt Peak		kWp
kurzwellige Strahlung oberhalb der Module	[W/m ²]	R _{ges}
Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg		LUBW
latenter Wärmestrom	[W/m ²]	$\lambda E, \Phi_E$
Lufttemperatur	[K]	T _C o
maximale Tiefe	[m]	z _{max} , z _D
maximale Tiefe	[m]	ZD
Mean Absolute Error		MAE
Megawatt Peak		MWp
Megawatt Peak Gleichstrom		MWp DC
Messstelle auf der FPV-Anlage		FPV
Mittelwert der beobachteten Wassertemperaturen	[°C]	$\overline{\mathrm{T}}$
Mittelwert der vorhergesagten Wassertemperaturen	[°C]	P
mittlere Tiefe	[m]	$Z_{\rm v}$
Nash-Sutcliffe-Modelleffizienzkoeffizient		NSE
National Oceanic and Atmospheric Administration		NOAA
Nettoprimärproduktion		NPP
Nettostrahlung	[W/m ²]	R _n
Nitrit-oxidierenden Bakterien		NOB
Partialdruck des Gases	[atm]	Pt
Partialdruck von Wasserdampf in der Luft	[mbar]	e
Parts per million		ppm
Petagramm (= 10^{15} g)	[g]	Pg
Phosphor		Р
Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung		PIK

Anhang

Rauhigkeitslänge	[m]	Z_0
Reaktionsgeschwindigkeit-Temperatur-Regel		RGT-Regel
Referenzhöhe	[m]	H_0
relative Luftfeuchte	[%]	RH
Residuen		ei
Root Mean Square Error		RMSE
Sättigungskonzentration des Gases	[mol/l]	Cs
Sauerstoff		O_2
Schmidts Stabilität	[J/m ²]	\mathbf{S}_{T}
Secchi-Scheiben-Tiefe	[m]	Z_{SD}
Seefläche	[m ²]	As
Seefläche in Tiefe z	[m ²]	Az
spezifische Luftfeuchte	[-]	q
spezifische Wärmekapazität von Luft	[J kg ⁻¹ K ⁻¹]	C _P
spezifische Wärmekapazität von Wasser	[J kg ⁻¹ K ⁻¹]	C_{PW}
Stickstoff		Ν
Strahlungsfaktor	[-]	λ
Strahlungsintensität unmittelbar unterhalb der Wasseroberfläche	[%]	I ₀
Stromgestehungskosten (Levelized Costs of Electricity)		LCOE
Sustainable Development Goals		SDGs
Technology Readiness Level		TRL
Temperatur des Oberflächenwassers	[°C]	Ts
temperaturabhängiger Löslichkeits- bzw. Absorptionskoeffizient	$[mol l^{-1} atm^{-1}]$	Ks
Tiefe	[m]	Z
Tiefe der obersten Wasserschicht	[m]	Z_{S}
Tiefe, in welcher noch 1 % des einfallenden Lichts	[m]	Z 1%
nachzuweisen ist	[]	-1/0
	[-]	ZGradient
Ionnen Konlenstoffdioxid-Aquivalent		tCO ₂ e
Unweltbundesamt		UBA
Change		UNFCCC
University of Western Australia		UWA
Verdampfungswärme von Wasser	[J/kg]	L_p
Verhältnis der FPV-Fläche zur gesamten Seefläche	[-]	q _A
vorhergesagte Wassertemperaturen	[°C]	Pi
Wärmespeicherenergie	$[W/m^2]$	G
Wärmespeicherenergieänderung	$[W/m^2]$	ΔG
Wärmeübertragungskoeffizient	[-]	$C_{\rm HW}$
Wassertemperatur	[°C]	T_{W}

Wassertemperaturänderung	[K]	$\Delta T_{\rm W}$
Wassertiefe	[m]	Z
Wasservolumen	[m ³]	$V_{\rm W}$
Watt Gleichstrom		Wdc
Watt Peak		Wp
Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe über der Wasseroberfläche	[m/s]	U
Windgeschwindigkeit in Höhe H	[m/s]	v
Windgeschwindigkeit in Höhe H ₀	[m/s]	\mathbf{V}_0
Zeit	[s]	t
Zweite Referenzmessstelle		REF II

Ehrenwörtliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass die Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wurde.

Freiburg, 25. 11.2021 Ulfer Ort, Datum Unterschrift