

Labor für Wasser und Umwelt der Technischen Hochschule Köln

D-Sediment GmbH

Arbeitsgruppe Umweltphysik der Universität Koblenz-Landau

Analyse des Emissionsminderungspotenzials des modifizierten ‚RemoGas‘-Verfahrens zur Methanernte während der Sediment- remobilisierung in wasserwirtschaftlichen Stauräumen

Abschlussbericht des Gesamtvorhabens

Förderung durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt – AZ: 37831/01-23

Prof. Dr.-Ing. Christian Jokiel (Technische Hochschule Köln)

Mara Offermann, M.Sc. (Technische Hochschule Köln)

Dr.-Ing. Michael Detering (D-Sediment GmbH)

Laura Backes (geb. Bolsenkötter), M.Sc. (D-Sediment GmbH)

Felix Schreiber, M.Sc. (D-Sediment GmbH)

Prof. Dr. Andreas Lorke (Universität Koblenz-Landau)

Lediane Marcon, M.Sc. (Universität Koblenz-Landau)

Köln, Oktober 2022

Inhalt

Inhalt 3

Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	9
Abkürzungsverzeichnis	11
1 Zusammenfassung	13
2 Einleitung	14
2.1 Ausgangssituation	14
2.2 Zielsetzung	14
2.3 Arbeitspakete und Zeitplan	15
3 Arbeiten im Projekt	18
3.1 Untersuchungsraum	18
3.2 Untersuchungsprogramm	19
3.3 Wetterdaten/-aufzeichnungen	21
3.4 Stauraumvermessung	22
3.5 Sedimentanalyse	24
3.5.1 Sedimentzusammensetzung	24
3.5.2 Blasenverteilung und -anteil – Analyse der Gefrierkerne	25
3.5.3 Potenzielle Methanproduktionsraten und Porenwasserkonzentrationen	27
3.5.4 Kohlenstoff-, Wasserstoff- und Stickstoffanalyse	28
3.6 Wasserqualitätsparameter	30
3.6.1 Regelmäßige Messung von Tiefenprofilen	30
3.6.2 Wasser- und Sedimenttemperatur, gelöster Sauerstoff und Fließgeschwindigkeit (kontinuierliche Messungen)	31
3.7 Emissionsmonitoring	32
3.7.1 Gelöster Methangehalt im Wasser und diffusiver Gasaustausch	32
3.7.2 Methanoxidation	33
3.7.3 Ausgasung am Damm	34
3.7.4 Methangehalt in den Gasblasen	35
3.7.5 Emission durch Gasblasen	37
3.7.6 Räumliche Gasverteilung im Sediment (Echolotmessungen)	41
3.8 Emissionsbilanz und Einordnung in die Literatur	43
3.9 G-res Tool	46
3.9.1 G-res Tool Treibhausgasbilanz für die Wupper-Vorsperre	46
3.10 Modellanlage	49

3.10.1	Messungen bei den durchgeführten Modellmaßnahmen	49
3.10.2	Vergleich der Ergebnisse.....	53
3.10.3	Emissionsvermeidung durch den Einsatz der Anlage.....	57
3.10.4	Weitere technische und betriebliche Optimierung der Modellanlage	60
3.11	Monetäre Bewertung von CH ₄ -Emissionen aus Stauseen	62
3.12	Veröffentlichungen	64
3.12.1	Beiträge auf Konferenzen	64
3.12.2	Workshop Sedimentmanagement und Methangewinnung an Stauseen	64
3.12.3	Beiträge in Fachzeitschriften.....	65
3.12.4	Studentische (Abschluss-)Arbeiten.....	65
3.12.5	Sonstiges	65
4	Fazit und Ausblick.....	66
	Literatur	67
	Anhang72	
	C Tabellen	72

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Digitales Orthophoto der Wupper-Vorsperre in Hückeswagen, Deutschland (ArcGIS 2022).....	18
Abbildung 2: links: Übersicht über die Messstationen an der Wupper-Vorsperre; rechts: schematische Darstellung einiger Messverfahren	19
Abbildung 3: Zeitreihe der durchgeführten kontinuierlichen Messungen. Von oben nach unten: Sedimenttemperatur (Sed Temp) an den Messstellen L01, L03, MiniDot, L05, am Absperrbauwerk; gelöster Sauerstoffgehalt gemessen an der Wasseroberfläche (DO surface) und über Gewässergrund (DO bottom); Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) zur Messung des Geschwindigkeitsfeldes, der Wassertemperatur und des Drucks; Drucksensoren zur Erfassung des Wasserstands (RBR w level); Zufluss Wupper (Discharge); Luftdruck (Air pressure) gemessen an der Messstation Hangbergermühle des Wupperverbandes; Windgeschwindigkeit und -richtung (Wind) aus der an der Kläranlage installierten Wetterstation; optische automatisierte Blasenfallen (oABT) an den Standorten L01 bis L05; druckbasierte automatisierte Blasenfallen (ABT) an den Stationen L01 und L03.....	20
Abbildung 4: Standort der Wetterstation Hangbergermühle (Fluggs, 2022).	21
Abbildung 5: Gegenüberstellung der Differenz der täglichen Mittelwerte des Luftdrucks [mbar] gemessen am Standort Hangbergermühle und links: der ABT#40 sowie rechts: der ABT#41.	22
Abbildung 6: Bathymetrie der Wupper-Vorsperre 2022 (links) inkl. Detail Ansicht des Verlagerungsbereiches (rechts).	22
Abbildung 7: Korngrößenverteilung zweier Sedimentproben aus der Wupper-Vorsperre	24
Abbildung 8: Links: 3D Darstellung der Gasblasen (grau) in dem Kernen, erstellt mit Blob3D. Rechts: Längs- und Querschnitte der Kerne aus den CT Aufnahmen. Dunkel Beriche in den Kernen sind Gasblasen, helle Bereiche Sediment.	26
Abbildung 9: Anteil der Gasblasen am jeweiligen Schichtvolumen, orange: Gefrierkern 1, blau Gefrierkern 2. Die Schichtvolumina wurden gemittelt über das Gesamtvolumen der Kerne und die jeweilige Anzahl an Schichten.....	27
Abbildung 10: links und Mitte: Potentielle Methanproduktionsrate über die Sedimenttiefe an den verschiedenen Untersuchungsstandorten in mgCH ₄ pro Liter nasses Sediment pro Tag. Die mittige Darstellung enthält zudem die Information über den zugehörigen Glühverlust der Probe. Rechts: Porenwasserkonzentration in mgCH ₄ pro Liter über die Sedimenttiefe der verschiedenen Untersuchungsstandorte.	28
Abbildung 11: Erste Reihe: Streudiagramme der potenziellen Methanproduktion (PMP) und des Glühverlusts (LOI) mit dem Kohlenstoffgehalt (C) im Sediment sowie PMP versus LOI. Zweite Reihe: Streudiagramme des PMP und LOI im Vergleich zum Stickstoffgehalt (N) des Sedimentes. Dritte Reihe: Streudiagramme des PMP und LOI im Vergleich zum Wasserstoffgehalt (H) des Sedimentes. In den Diagrammen	

sind die Spearman-Korrelation und der p-Wert angegeben. PMP und H zeigen keine signifikante Korrelation (bei einem α von 5 %), weshalb sie hier nicht dargestellt werden. Die Farben im Diagramm zeigen die Monitoringstandorte an.....	29
Abbildung 12: Streudiagramme des PMP im Vergleich zum Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff (C:N) im Sediment (linkes Diagramm), LOI im Vergleich zum C:N-Verhältnis (mittleres Diagramm) und Stickstoffgehalt (N) im Vergleich zum Kohlenstoffgehalt (C) (rechtes Diagramm). Die Farben im linken und mittleren Diagramm geben die Monitoringstandorte an.	30
Abbildung 13: Monatliche Tiefenprofilmessungen der Wasserqualität an den Monitoringstandorten entlang des Stauraums: oben: gelöster Sauerstoff (DO), Mitte: Chlorophyll-a und unten: Trübung.	31
Abbildung 14: Diagramme von oben nach unten: Sedimenttemperatur, gemessen an den Monitoringstandorten L01, L03, MiniDot, L05 und Dam durch im Sediment angebrachte Temperatursensoren (Hobo); Wassertemperatur, gemessen mit einer Thermistorkette (RBR), die etwa 130 m flussaufwärts des Damms angebracht wurde; gelöster Sauerstoff, gemessen durch die Sauerstofflogger (MiniDot PME) 0,3 m über dem Gewässergrund und 0,6 m unter der Wasseroberfläche; Strömungsgeschwindigkeit, gemessen durch einen aufwärtsgerichteten Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP).	32
Abbildung 15: links oben: gelöste CH ₄ -Konzentration im Wasser der verschiedenen Messstandorte in der Wupper-Vorsperre im Untersuchungszeitraum April 2020 – Dezember 2021; links unten: aus der Konzentration berechnete diffusive Methanemissionen an der Wasseroberfläche an den Messstandorten über die Zeit; rechts: Zusammenhang zwischen gelöster CH ₄ -Konzentration und Entfernung zum Zufluss; die farbliche Unterscheidung kennzeichnet die Jahreszeit der Probennahme (Frühling: März bis Mai; Sommer: Juni bis August; Herbst: September bis November; Winter: Dezember bis Februar).	33
Abbildung 16: links: Methanoxidationsrate in der Wassersäule an den 6 Messstandorten an der Wupper-Vorsperre über den Messzeitraum; rechts: Anteil des diffusiven Methantransports vom Sediment in die Atmosphäre, der in der Wassersäule oxidiert wird an den verschiedenen Messstandorten (der rote Balken zeigt den Median an, die Boxen den Bereich zwischen dem 25 und 75 Perzentil; + stehen für extreme Ausreißer)	34
Abbildung 17: oben: gelöste Methankonzentration im Ober- und Unterwasser des Absperrbauwerks in mgCH ₄ /l; Mitte: Abfluss in m ³ /s; unten: daraus resultierende MethanAusgasung am Wehr in mgCH ₄ /m ² /d über den Messzeitraum.....	35
Abbildung 18: links: Absperrbauwerk der Wupper-Vorsperre mit Wehrüberfall und geöffnetem Grundablass; rechts: überstautes Absperrbauwerk der Wupper-Vorsperre mit ausgeglichenem Wasserstand im Ober- und Unterwasser.....	35
Abbildung 19: Links: Gaszusammensetzung an verschiedenen Standorten an der Wupper-Vorsperre am 11.04.2022; rechts: vergrößerte Darstellung der Gaszusammensetzung am Beispiel der Entnahmestandorte 2.2 und 3.3.....	36

- Abbildung 20: Methanblasenemissionen von vier optischen Blasenfallen in $\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$ über die Zeit. Für die grau hinterlegten Bereiche stehen keine Daten zur Verfügung. .38
- Abbildung 21: Auszug aus der Messreihe der zwei an der Wupper-Vorsperre installierten ABT (automated bubble trap). Dargestellt sind die Methanblasenemissionen in $\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$ über die Zeit. Farblich hinterlegte Bereiche verdeutlichen zeitlich Abschnitte, in denen beide Standorte ähnliche Trends aufweisen – blaue Bereiche zeigen Abschnitte mit vergleichsweise geringen Emissionen, rosa hebt Abschnitte mit erhöhten Emissionen hervor.38
- Abbildung 22: Korrelationsmatrix (Spearman-Korrelation) für Tagesmittelwerte von kontinuierlich gemessenen Parametern und der mittleren räumlichen Methanblasenemission (aller Blasenfallen). Die Kolorierung steht für die Korrelationsintensität bei einem Signifikanzniveau von 5 %. Weiße Felder stehen für Korrelationen mit $p < 0,05$40
- Abbildung 23: Mit den ABT an den Standorten L01 (rot) und L03 (blau) gemessenen Blasenemissionen über die Sedimenttemperatur (links) und die Druckänderung (rechts). Die Linien visualisieren den exponentiellen Zusammenhang wobei r_s der Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizient ist. Die Korrelation ist signifikant für ein Signifikanzniveau von 5 %.41
- Abbildung 24: Bilder links: selbstgebaute Vorrichtung zur Bestimmung des Gasvolumens einer bestimmten Sedimentfläche; rechts: von Anderson und Martinez (2015) vorgestellter Zusammenhang zur Bestimmung des Gasgehaltes im Sediment als Funktion der maximalen Rückstreuungstärke und die Datenpunkte der Wupper-Vorsperre.....42
- Abbildung 25: Kartierung des Gasgehaltes im Sediment basierend auf Echolotmessungen vom 1. Juli 2020 und 11. Juni 2021 in der Wupper-Vorsperre. Der Gasgehalt wurde auf Basis der von Anderson und Martinez (2015) vorgeschlagenen Kalibrierung ermittelt, in der der Gasgehalt eine Funktion der maximalen Rückstreuung ist.42
- Abbildung 26: Blasenemissionen (gelb), diffusive Emissionen (blau), Methanoxidation (rosa) und potentielle Methanproduktionsraten (PMP, grün) der Messstandorte an der Wupper-Vorsperre. Die Einheiten sind in $\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$ wobei die potentielle Methanproduktionsrate zur verbesserten Darstellung durch 10 geteilt wurde.43
- Abbildung 27: Methanemissionsbilanz der Wupper-Vorsperre. Darstellung der Emissionspfade, der potenziellen Methanproduktion (unter Laborbedingungen) und der Methanoxidation in $\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$44
- Abbildung 28: Gesamtmethanemissionen der Wupper-Vorsperre im Vergleich zu den Methanemissionen anderer Stauhaltungen in Deutschland und weltweit aus der Literatur.45
- Abbildung 29: Emissionspfade des Methans aus Stauseen anhand der G-res Tools. Model von [Prairie et al., 2017]48

- Abbildung 30: Befahrene Transekte während der drei Modellmaßnahmen (gelb: Prototypstest 1, grün: Prototypstest 2, blau: Prototypstest 3). Standorte der Gefrierkerne (Im Referenzbereich: Kern1, im Verlagerungsbereich: Kern 2). 53
- Abbildung 31: Bei den drei Modellmaßnahmen gemessene Gasvolumenströme und der kontinuierlich gemessene Methangehalt beispielhaft für verschiedene Transekte. Der Übersicht halber sind die Graphen so dargestellt, dass sie in die Messdaten vom linken Ufer ausgehend hin zum rechten Ufer zeigen. Orange Kurve: Gasvolumenstrom in Liter Standard pro Minute [l/min]; blaue Kurve: Methangehalt [%] gemessen mit dem Biogas5000; Punkte: Methangehalt in den entnommenen und im Labor analysierten Proben [%]. 56
- Abbildung 32: Vergleich der verlagerten Feststoffmasse und des geernteten Gasvolumens bei den verschiedenen Modellmaßnahmen 57
- Abbildung 33: Oben: Wasserdruck [dbar] und Abfluss [m^3/s] während des Vorgängerprojekts. Darunter: Ebullition [$\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$] an den Standorten L03, L04 links und L04 rechts. Graue Markierung: Zeitraum des 2. Prototypstests. Gelbe Markierung: Zeitraum des 3. Prototypstests. 59

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Zusammenstellung der Inhalte, Dauer und Federführung der Arbeitspakete vom Vorgängerprojekt (schwarz, linke Seite) und der zusätzlichen Arbeitspakete in diesem Bericht beschriebene Projekt (blau, rechte Seite).....	16
Tabelle 2: Zeitplan des Projekts. Grün markierte Felder zeigen die Arbeiten, die im Projekt durchgeführt wurden. Hellgrün markierte Felder zeigen Nachbearbeitungen (z. B. Auswertungen). Die blaue Linie zeigt den letzten Meilenstein MS5 des Projekts, der blaue Punkt stellt den Workshop dar.	17
Tabelle 3: Kenndaten der beiden Gefrierkerne (Kernlänge, Enthaltene Gasvolumen, Anteils des Gasvolumens am Gesamtvolumen).....	26
Tabelle 4: Gaszusammensetzung verschiedener aus der Wupper-Vorsperre entnommener Gasproben – Analyse mittels eines Gaschromatographen.....	36
Tabelle 5: Zusammenfassung der Messergebnisse der automatisierten Blasenfallen.....	37
Tabelle 6: Ergebnisse der Treibhausgasvorhersage des G-res Tool und variierte Parameter. Model von [Prairie et al., 2017]. Mit / getrennte Angaben sind bei den unterschiedlichen Durchläufen variierte Parameter.....	48
Tabelle 7: Ergebnisse der ersten Modellmaßnahme (2020) und zweiten Modellmaßnahme (2021)	51
Tabelle 8: Ergebnisse der dritten Modellmaßnahme 2021.....	52
Tabelle 9: Zusammenfassung der Ergebnisse der drei Modellmaßnahmen 2020 und 2021 sowie Berechnung verschiedener Kennzahlen zum Vergleich und zur Einordnung der Ergebnisse.....	54
Tabelle 10: Vergleich der durch die Anlage erzeugten CO ₂ -Emissionen mit den eingesparten Emissionen. Ermittlung über zwei Ansätze.....	58
Tabelle 11: Potenzielle Methangasproduktion und Ebullition im Referenzbereich (L03) und im Verlagerungsbericht (L04), aufgeteilt in linke und rechte Stauseeseite.	60
Tabelle 12: Schadenskosten und Einsparpotenzial durch den ganzjährigen Einsatz der Modellanlage der Wupper-Vorsperre pro Jahr unter Berücksichtigung des GWP ₂₀ von Methan mit dem Faktor 80 nach IPCC (2022).	64
Tabelle 13: Verwendete Werte für die 8. Durchläufe des G-res Tools.....	72
Tabelle 14: Zeitplan des Workshops "Sedimentmanagement und Methangewinnung an Stauseen" am 21.06.2022 an der TH Köln	78
Tabelle 15: Monetäre Bewertung der Methanemissionen aus der Wupper-Vorsperre. Berechnung der Schadenskosten der Methanemissionen aus der Wupper-Vorsperre und des Einsparpotenzials durch den Einsatz der Modellanlage.....	79

Abkürzungsverzeichnis

ABT	Automated Bubble Trap (Automatisierte Blasenfalle)
oABT	optical Bubble Trap (Optische Blasenfalle)
ADCP	Acoustic Doppler Current Profiler
bar (a)	Absolutdruck
bar (g)	Relativdruck
C	Kohlenstoff
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CT	Computertomographie
DGM	Digitales Geländemodell
DO	Dissolved Oxygen (Gelöster Sauerstoff)
GHG	Greenhouse Gas (Treibhausgas)
GPS	Global Positioning System
IHA	International Hydropower Association
H	Wasserstoff
H ₂ S	Schwefelwasserstoff
LOI	Loss on Ignition (Glühverlust)
LWU	Labor für Wasser und Umwelt
ls	Liter Standard, Standardbedingungen, 20 °C und 1013,25 mbar (a)
ln	Liter Norm, Normbedingungen von 0°C und 1013,25 mbar (a)
MFM	mass flow meter (Massendurchflussmesser)
N	Stickstoff
PMP	Potentielle Methan Produktion
RWCS	relative water column stability (relative Wassersäulenstabilität)

1 Zusammenfassung

Das Forschungsprojekt „Analyse des Emissionsminderungspotenzials des modifizierten ‚RemoGas‘-Verfahrens zur Methanernte während der Sedimentremobilisierung in wasserwirtschaftlichen Stauräumen“ (AZ: 37831/01-23) ist eine Kooperation der D-Sediment GmbH, Technischen Hochschule Köln und Universität Koblenz-Landau. Das Forschungsvorhaben ist die Nachfolge des ebenfalls durch die DBU geförderten Vorgängerprojekts „Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Methangaselimination aus wasserwirtschaftlichen Stauräumen bei der Umlagerung von Sedimenten“ (AZ: 34765/01-23). Im Rahmen der Forschungsarbeiten wurden die Arbeiten des Vorgängerprojekts fortgeführt und vertieft.

Das am Modellgewässer, der Wupper-Vorsperre, bereits etablierte Langzeit-Emissionsmonitoring – unter anderen bestehend aus optischen Blasenfallen, Sauerstoffloggern, Zufluss- und Luftdruckmessungen – wurde in den ersten Monaten des Projekts fortgeführt. Neben den kontinuierlichen Messungen wurden zusätzlich Feldkampagnen durchgeführt, bei denen Sediment- und Gasproben entnommen sowie die Wupper-Vorsperre mit einem Echolot vermessen wurde. Die erhobenen Daten sowie die im Vorgängerprojekt gewonnenen Daten wurden während der Projektlaufzeit tiefergehend analysiert und ausgewertet. Die an der Wupper-Vorsperre ermittelten Methanemissionen betragen $51,3 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$ bzw. ca. 2.810 kg CH_4 pro Jahr oder 224.800 kg CO_2 -Äquivalenten.

Vor dem Forschungsprojekt wurden drei Modellmaßnahmen zur Erprobung des ‚RemoGas‘-Verfahrens durchgeführt. In diesem Projekt konnten die gewonnenen Daten weiter analysiert und die Modellmaßnahmen verglichen werden. Die Erkenntnisse aus den Prototypentests wurden genutzt um Optimierungspotenziale zu identifizieren und technische und betriebliche Veränderungen zu definieren. Um das Emissionsminderungspotenzial zu steigern und die Anlage langfristig auch wirtschaftlich einsetzen zu können, ist die Automatisierung des Prototyps nötig. Dadurch können Betriebs- und Personalkosten reduziert und die Einsatzzeiten erhöht werden.

Der Nutzen einer Gasernte während des Sedimentmanagements wurde monetär bewertet. Durch die Treibhausgasemissionen aus der Wupper-Vorsperre entstehen, je nach Berechnungsansatz, Umweltschäden in Höhe von ca. 30.300 € - 43.800 € pro Jahr. Nach aktuellem technischem Stand der Anlage (Betrieb mit Generatoren) können potenziell bis zu 36 % der durch den Einsatz der Anlage entstehenden CO_2 -Emissionen durch die Gasernte kompensiert werden.

2 Einleitung

2.1 Ausgangssituation

Stauräume sind wesentliche Bestandteile unserer Wasser- und Kulturlandschaft und unverzichtbar für die Sicherstellung der lebensnotwendigen Trink- und Brauchwasserversorgung. Sie dienen dem Hochwasserschutz und der Energieerzeugung und stellen wichtige Lebensräume dar.

Durch das Absperrren von Fließgewässern mit Stauanlagen wird jedoch der natürliche Sedimenttransport in den Gewässern unterbunden. Sedimente lagern sich vor Absperrbauwerken ab, wodurch sich das Stauvolumen stetig verringert und die Funktionsfähigkeit des Stauraums eingeschränkt wird. Gleichzeitig fehlt das Sediment im Unterstrom der Stauanlage wodurch Sohlerosion auftreten kann.

Eine weitere Folge der Stauraumverlandung ist die Emission von Treibhausgasen aus Stauseen. Durch den anaeroben Abbau des organischen Materials im Sediment entsteht Methan, welches ein 80-fach höheres Treibhausgaspotenzial als Kohlenstoffdioxid (bezogen auf einen Wirkungszeitraum von 20 Jahren) aufweist (IPCC, 2022).

Als Maßnahme gegen die Problematik der Stauraumverlandung und der einhergehenden Methanemissionen wurde im Rahmen eines durch die DBU geförderten gemeinsamen Forschungsprojekts der Kooperationspartner TH Köln, Universität Koblenz-Landau und D-Sediment GmbH ein Prototyp zur Methangasernte während des Sedimentmanagements entwickelt. Bei dem Verfahren des kontinuierlichen Sedimenttransfers (ConSedTrans) werden Sedimente kontinuierlich vom Gewässergrund abgetragen, zum Auslassorgan geleitet und mit dem Triebwasser dem Unterstrom zugeführt. In dem Vorgängerprojekt „Methangaselimination – Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Methangaselimination aus wasserwirtschaftlichen Stauräumen bei der Umlagerung von Sedimenten“ wurde das „ConSedTrans“-Verfahren weiterentwickelt und um eine Einheit zum Auffangen von Methangas ergänzt. Neben der Durchführung mehrerer Feldversuche am Modellgewässer, der Wupper-Vorsperre, zur Erprobung des Prototyps wurde ein Langzeitmonitoring dort etabliert. Durch das Emissionsmonitoring wurden kontinuierlich Messdaten zur Gewässergüte und zu den Methanemissionen aus dem Gewässer erhoben und analysiert. Auf Grundlage dieser Daten zu den Methanemissionen aus der Wupper-Vorsperre wurde eine Emissionsbilanz für das Modellgewässer aufgestellt. Bei den Feldversuchen konnte die Funktionsfähigkeit des Prototyps gezeigt und Optimierungspotenziale identifiziert werden.

2.2 Zielsetzung

Das Vorgängerprojekt hat gezeigt, dass eine Methanernte während des kontinuierlichen Sedimenttransfers möglich ist. Damit wurde ein Ansatz gegen die Verlandung von Stauseen mit einer gleichzeitigen Reduzierung der Treibhausgasemissionen geschaffen.

Mit den Arbeiten in diesem Projekt werden das Emissionsmonitoring und die Sedimentanalyse weitergeführt. Dadurch sollen genauere Aussagen über den jahreszeitlichen Verlauf der

Methanemissionen am Modellgewässer getroffen werden können und die Einsatzzeitpunkte der Modellanlage optimiert werden. Durch eine Fortführung des Emissionsmonitorings wird außerdem ermittelt, wie nachhaltig die Emissionen aus dem Modellgewässer verringert werden können.

Im Projekt soll eine erweiterte Datenauswertung stattfinden. Hierfür sollen die durch den Energieverbrauch der Anlage erzeugten Emissionen den vermiedenen Treibhausgasemissionen gegenübergestellt werden. Weiterhin soll die Wirtschaftlichkeit der Methanernte auf ihren monetären Nutzen untersucht werden.

Die Messdaten des Emissionsmonitorings sollen tiefgehend ausgewertet werden, um dadurch Zusammenhänge, beispielsweise zwischen Umwelteinflüssen, wie Temperatur oder Luftdruck und den Methanemissionen zu erkennen. Zudem sollen die Daten aus der dritten Modellmaßnahme, die im September/Oktober 2021 stattfand, ausgewertet und mit den Ergebnissen aus den ersten beiden Modellmaßnahmen verglichen werden. Es soll überprüft werden, welche Faktoren den Erfolg der Maßnahmen beeinflusst haben und dementsprechend auch eine wirtschaftliche Anwendung des Systems beeinflussen.

Die bisherigen Modellmaßnahmen haben gezeigt, dass der Prototyp weiteres Optimierungspotenzial aufweist. Im Rahmen des Projekts soll der bisherige Betrieb der Modellanlage analysiert und optimierte Arbeitsabläufe definiert werden. So kann Personal und Arbeitszeit eingespart werden. Zudem wird ein Konzept zur Optimierung von Anlagenkomponenten entwickelt.

Die im Projekt gewonnenen Erkenntnisse sollen veröffentlicht werden. Hierfür wurde ein Workshop an der TH Köln für Vertreter von Behörden und Wissenschaft und Stauseebetreibern angeboten. Neben den Ergebnissen aus dem Projekt wurden verwandte Projekte vorgestellt.

2.3 Arbeitspakete und Zeitplan

Die im Rahmen des Projekts durchgeführten Arbeiten sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Mit einigen Arbeiten wurde bereits während der kostenneutralen Verlängerung des Vorläuferprojekts begonnen (Weiterführung des Emissionsmonitorings und der Sedimentanalysen, Umbau des Saugkopfes und Optimierung der Modellanlage, Wiederholung der Modellmaßnahmen).

In Tabelle 1 sind die ursprünglich im Vorgängerprojekt definierten Arbeitspakete dargestellt sowie in kursiver Schrift die Arbeiten, die während der kostenneutralen Verlängerung in Vorgängerprojekt durchgeführt wurden. In blau dargestellt sind die zusätzlichen Arbeiten, die innerhalb dieses Projekts durchgeführt wurden

Tabelle 1: Zusammenstellung der Inhalte, Dauer und Federführung der Arbeitspakete vom Vorgängerprojekt (schwarz, linke Seite) und der zusätzlichen Arbeitspakete in diesem Bericht beschriebene Projekt (blau, rechte Seite).

Vorgängerprojekt	Dauer/ Federführer	Projekt 37831/01-23	Dauer/ Federführer
<u>WP1: Sedimentanalyse</u> 1a: Detaillierte Bestandsaufnahme der Sedimentverteilungen im Stauraum; 1b: Entnahme von Sedimentkernen an repräsentativen Stellen; Bestimmung der potentiellen Methanproduktionsrate in Laborinkubationen von Sedimentproben	4 Monate TH Köln, D-Sediment Uni Landau, TH Köln	<u>WP1: Sedimentanalyse</u> <i>1c: Weiterführung der Sedimentanalysen;</i>	<i>2 Monate Uni Landau, TH Köln</i>
<u>WP2: Emissionsmonitoring</u> 2a: kontinuierliche Erfassung der Hauptemissionspfade von Methan aus dem Stauraum; Installation von 3 automatischen Blasenfallen; Installation von Sensoren für Druck (Pegel) und Wassertemperatur; 2b: Erfassung der räumlichen Verteilung der Methanemissionen (aufsteigende Methanblasen, Echolot) innerhalb der Staustufe zu 2 Zeitpunkten (zusammen mit 1a und 1b)	12 Monate Uni Landau, TH Köln	<u>WP2: Emissionsmonitoring</u> <i>2c: Verlängerung des etablierten Emissionsmonitorings über die kostenneutrale Verlängerung hinaus in die zweite Projektphase</i>	<i>8 Monate Uni-Landau, TH Köln, D-Sediment</i>
<u>WP3: Kombiniertes RemoGas--ConSedTrans-Verfahren</u> Entwicklung des RemoGas-Verfahrens und Integration in das bestehende ConSedTrans-Systems, um Methanblasen während des Sedimenttransportes aufzufangen und zu verarbeiten.	6 Monate D-Sediment, TH Köln		
<u>WP4: Modellmaßnahme</u> Wissenschaftliche Begleitung einer ConSedTrans-Maßnahme mit der neu entwickelten Methan-Auffangananlage und Quantifizierung aufgefangener und der nicht aufgefangenen Methanemissionen. <u>WP4b: weitere Modellmaßnahmen (kostenneutrale Projektverlängerung)</u> Wiederholung der Modellmaßnahme im Juni und voraussichtlich September/ Oktober 2021 zur Quantifizierung des jahreszeitlichen Einflusses und der Häufigkeit der Sedimentverlagerung auf die Effizienz der Methanernte; Optimierung der Emissionsüberwachung während der Maßnahme auf Grundlage bereits gesammelter Erfahrungen.	4 Monate TH Köln, Uni Landau, D-Sediment 6 Monate TH Köln, Uni Landau, D-Sediment		
<u>WP5: Synthese:</u> Wissenschaftliche Publikation der Ergebnisse, Vorstellung auf Tagungen und bei relevanten Stakeholdern (Betreiberverbände, IHA, Umweltämter des Bundes und der Länder); Konzeption weiterführender Projekte und Anwendungen.	5 Monate TH Köln, D-Sediment, Uni Landau	<u>WP5b: Synthese:</u> Wissenschaftliche Publikation der Ergebnisse, Vorstellung auf Tagungen und bei relevanten Stakeholdern (Betreiberverbände, IHA, Umweltämter des Bundes und der Länder), Workshop für die relevanten Stakeholder; Konzeption weiterführender Projekte und Anwendungen.	5 Monate TH Köln, D-Sediment, Uni Landau
<u>WP6: Optimierung des Saugkopfes/ Prototypen (kostenneutrale Projektverlängerung)</u> Umbau des Saugkopfes in Hinblick auf eine effiziente Methanernte sowie den Einsatz zur Wiederherstellung der Sedimentdurchgängigkeit eines Gewässers; weitere Optimierung des Prototyps.	6 Monate TH Köln, D-Sediment	<u>WP 7: Erweiterte Datenanalyse</u> Erweiterte Auswertung der erhobenen Messdaten (Sedimentuntersuchungen, Emissionsmonitoring, Auswertung von Modellmaßnahme 3, detaillierter Vergleich der Modellmaßnahmen untereinander, etc.), Erstellung eines Konzepts zur weiteren betrieblichen und technischen Optimierung der Modellanlage zu deren wirtschaftlichen Einsatz.	7 Monate Uni Landau, TH Köln, D-Sediment

Der zeitliche Ablauf des Projekts ist in Tabelle 2 dargestellt. Das Langzeitmonitoring aus dem Vorgängerprojekt wurde bis Dezember 2021 fortgeführt und während der Projektlaufzeit ausgewertet. Ebenfalls fand eine Nachbearbeitung der im September 2021 stattgefundenen 3. Modellmaßnahme statt. Während der gesamten Projektlaufzeit wurden die gesammelten Daten aus diesem Projekt und dem Vorgängerprojekt vertieft analysiert und ausgewertet. Erkenntnisse aus den Projekten wurden in Rahmen eines Workshops an der TH Köln sowie bei zwei Konferenzen im Juni und August 2022 veröffentlicht (vgl. Kapitel 3.12)

Tabelle 2: Zeitplan des Projekts. Grün markierte Felder zeigen die Arbeiten, die im Projekt durchgeführt wurden. Hellgrün markierte Felder zeigen Nachbearbeitungen (z. B. Auswertungen). Die blaue Linie zeigt den letzten Meilenstein MS5 des Projekts, der blaue Punkt stellt den Workshop dar.

	2021		2022								
	Projekt AZ37831/01-23										
	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
WP1 Sedimentanalyse											
WP2 Emissions-Monitoring											
WP3 RemoGas-KonSedTrans-Entwicklung											
WP4 Modellmaßnahme											
WP5 Synthese (inkl. Workshop)											
WP6 Optimierung Prototyp/ Saugkopf											
WP7 Erweiterte Datenanalyse											

MS5

3 Arbeiten im Projekt

3.1 Untersuchungsraum

Die in diesem Projekt durchgeführten Felduntersuchungen schließen an die Arbeiten im Vorgängerprojekt an der Wupper-Vorsperre in Hückeswagen bei Wuppertal an (Abbildung 1). Die Wupper-Vorsperre ist eine Vorsperre der Wuppertalsperre und staut den Hauptzufluss Wupper. Der mittlere Zufluss (MQ) der Wupper zur Vorsperre beträgt $4,05 \text{ m}^3/\text{s}$. Die Wupper-Vorsperre wurde 1974-76 errichtet und hat ein Einzugsgebiet von ca. 174 km^2 . Die volleingestaute Fläche umfasst ca. 150.000 m^2 bei einem ursprünglichen maximalen Stauraumvolumen von 366.000 m^3 . Die Wassertiefe variiert von weniger als $0,5 \text{ m}$ im Bereich unterhalb der Stauwurzel bis maximal ca. $5,5 \text{ m}$ im Bereich des Absperrbauwerks.



Abbildung 1: Digitales Orthophoto der Wupper-Vorsperre in Hückeswagen, Deutschland (ArcGIS 2022).

Mehrere Gründe führten zur Auswahl der Wupper-Vorsperre als geeigneten Untersuchungsraum. Zum einen zeigte der Wupperverband bei unserer Anfrage großes Interesse und sicherte Unterstützung bei der Durchführung der Arbeiten zu. Nutzungsbedingte Einschränkungen (z. B. durch Trinkwassernutzung) gab es an dem Stauraum nicht zu beachten und Einschränkungen durch Freizeitnutzung waren begrenzt, da die Wasserfläche der Vorsperre lediglich zur Freizeitbefischung und Kanupassage genutzt wird. Sedimentation war im Vorfeld der Arbeiten bereits ein bekanntest Problem an der Wupper-Vorsperre. Da die Methanemissionen durch den Abbau der Organik im Sediment bedingt sind und eine positive Korrelation zwischen Sedimentation und Methanproduktion besteht, wurde dieser Umstand als ebenfalls positiv für die Untersuchungen gewertet. Zur globalen Abschätzung der Relevanz der Methanemissionen aus Staugewässern bestehen weiterhin große Datenlücken die

insbesondere kleine Stauseen (<1 km²) betreffen (Rosentreter et al., 2021). Die Wupper-Vorsperre fällt in diese Kategorie wodurch hier gewonnene Daten auch einen Beitrag zur globalen Bewertung der Klimabilanz von Stauräumen leisten.

3.2 Untersuchungsprogramm

Im Zeitraum von März 2020 bis Dezember 2021 wurde im Rahmen dieses und des Vorgängerprojekts ein umfangreiches Untersuchungsprogramm an der Wupper-Vorsperre durchgeführt. Bei den durchgeführten Arbeiten kann zwischen kontinuierlichen Messungen, regelmäßig durchgeführten Messungen und ergänzenden Messungen unterschieden werden. Eine Übersicht über die maßgebenden Messstationen kann der nachfolgenden Abbildung 2 entnommen werden. Die durchgeführten Arbeiten sind in der folgenden Auflistung zusammengefasst.

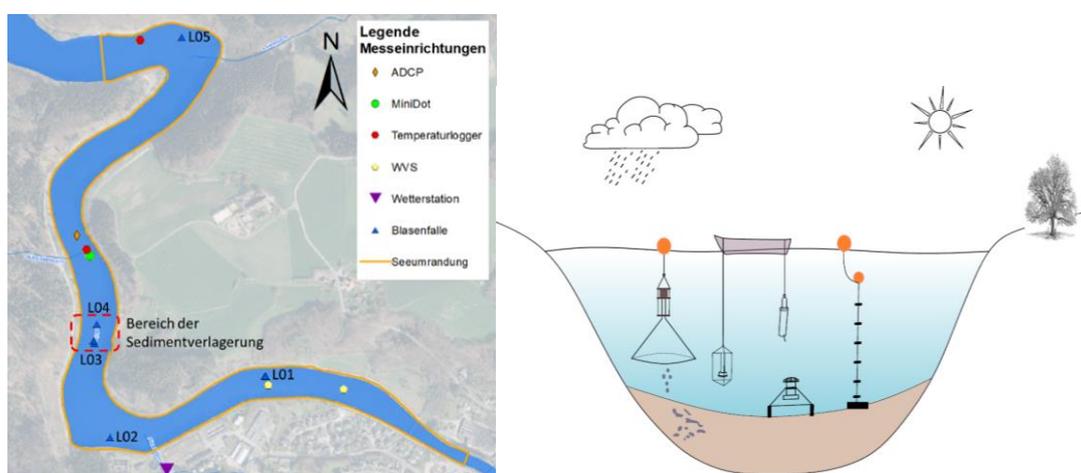


Abbildung 2: links: Übersicht über die Messstationen an der Wupper-Vorsperre; rechts: schematische Darstellung einiger Messverfahren

Kontinuierliche Messungen:

- Methanblasenemissionen – automatisierte Blasenfallen (2 ABT – automated bubble trap & 7 oABT – optical automated bubble trap)
- Wassertemperaturprofile
- Fließgeschwindigkeit und Wasserstand – Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) & Drucksensoren
- Gelöster Sauerstoffgehalt (DO) am Gewässergrund und der Wasseroberfläche
- Sedimenttemperatur
- Wetterstation – Temperatur, Luftdruck, Windgeschwindigkeit & -richtung, Strahlung, Niederschlag

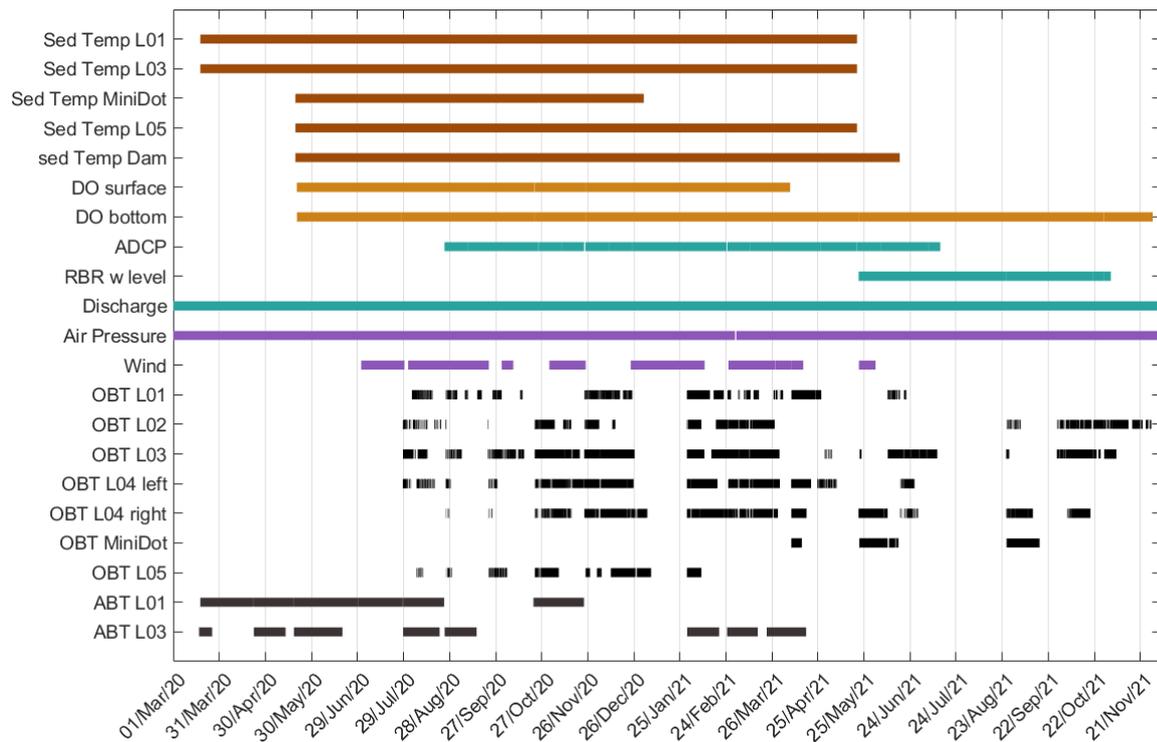


Abbildung 3: Zeitreihe der durchgeführten kontinuierlichen Messungen. Von oben nach unten: Sedimenttemperatur (Sed Temp) an den Messstellen L01, L03, MiniDot, L05, am Absperrbauwerk; gelöster Sauerstoffgehalt gemessen an der Wasseroberfläche (DO surface) und über Gewässergrund (DO bottom); Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) zur Messung des Geschwindigkeitsfeldes, der Wassertemperatur und des Drucks; Drucksensoren zur Erfassung des Wasserstands (RBR w level); Zufluss Wupper (Discharge); Luftdruck (Air pressure) gemessen an der Messstation Hangbergermühle des Wupperverbandes; Windgeschwindigkeit und -richtung (Wind) aus der an der Kläranlage installierten Wetterstation; optische automatisierte Blasenfallen (oABT) an den Standorten L01 bis L05; druckbasierte automatisierte Blasenfallen (ABT) an den Stationen L01 und L03

Regelmäßige monatliche Messungen:

- Gelöster CH_4 - und CO_2 -Gehalt im Wasser
- Diffusiver CH_4 Austausch an der Wasseroberfläche
- Ausgasung am Stauwehr
- CH_4 - und CO_2 -Gehalt in den Gasblasen
- Physikalisch-chemische Wasserparameter – Tiefenprofile inkl. Trübung, Leitfähigkeit, Chlorophyll, Temperatur, DO, Wassertiefe
- $\delta^{13}\text{C}$ Isotopenmessungen in CH_4

Ergänzende Messungen:

- Stauseevermessung mittels Echolot – 2020, 2021 & 2022
- Potentielle Methanproduktionsraten (PMP) – Entnahme von Sedimentkernen und anschließende Inkubation im Labor
- Korngröße, Glühverlust & Wassergehalt im Sediment
- Blasenverteilung im Sediment – CT Scans von entnommenen Sedimentgefrierkernen
- Räumliche Verteilung des Methanblasenaufstiegs – Echolotvermessung

3.3 Wetterdaten/-aufzeichnungen

Zur Aufzeichnung der Wetterdaten (Lufttemperatur, Luftdruck, Niederschlag, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Strahlung) wurde auf dem Grundstück der Kläranlage, welches an die Wupper-Vorsperre angrenzt, eine Wetterstation installiert. Leider ergab die Auswertung der Wetteraufzeichnungen große Datenlücken. Von Mitte Juli 2020 bis Ende Mai 2021 wurden meteorologische Daten über 234 Tage ausgezeichnet. Die durchschnittliche Windgeschwindigkeit lag bei $0,62 \pm 0,88$ m/s. Die durchschnittliche Lufttemperatur lag bei $9,47 \pm 7,94$ °C mit Minimal- und Maximalwerten von jeweils $-14,13$ °C und $34,89$ °C und einer durchschnittlichen Sonneneinstrahlung von $110,6 \pm 205,8$ W/m². Die Zeitreihe der meteorologischen Daten wurde durch Aufzeichnungen einer Wetterstation des Wupperverbands ergänzt.

Der Wupperverband betreibt am Standort „Hangbergermühle“, an einer naheliegenden anderen Vorsperre der Wuppertalsperre (Dörpevorsperre), eine Wetterstation (Abbildung 4). Die Messdaten Luftdruck, Globalstrahlung (1,27 kWh/m²/d), Luftfeuchte, Lufttemperatur (Jahresdurchschnitt 9,2°C) und Niederschlag für den relevanten Untersuchungszeitraum wurden den Projektbeteiligten vom Verband zur Verfügung gestellt.

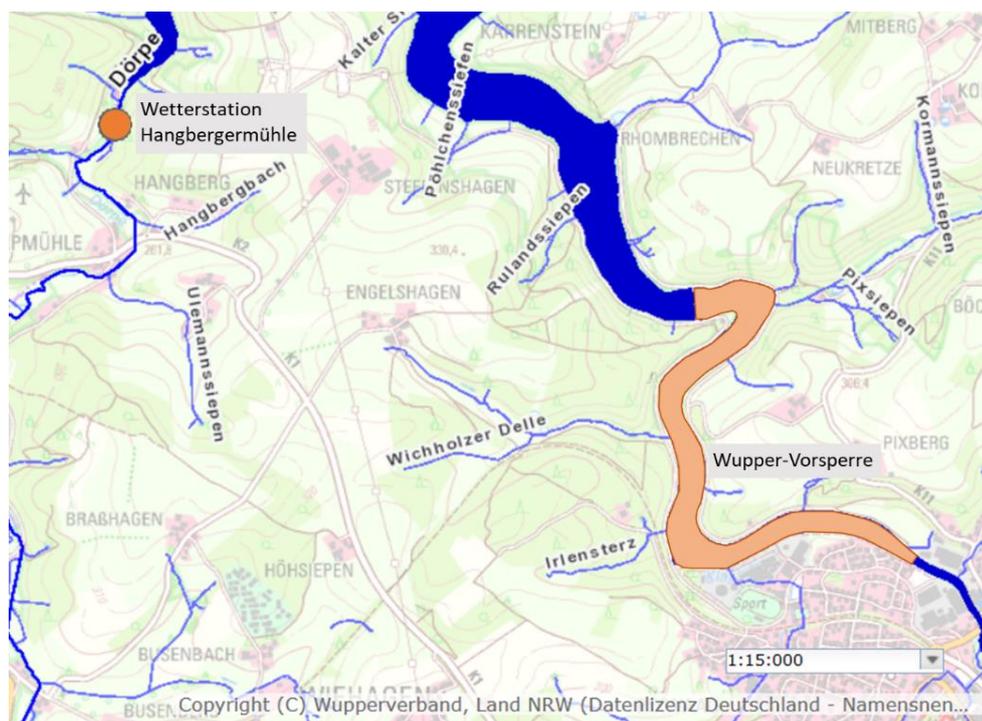


Abbildung 4: Standort der Wetterstation Hangbergermühle (Fluggs, 2022).

Insbesondere der Luftdruck ist für die Auswertung des Emissionsmonitorings von Bedeutung. Ein Vergleich der Differenz der Tagesmittelwerte des gemessenen Luftdrucks der Station Hangbergermühle mit denen der durch die automatisierten Blasenfallen aufgezeichneten Daten zeigt eine gute Übereinstimmung (Abbildung 5). Die Messdaten der Station Hangbergermühle können als repräsentativ für den relevanten Untersuchungsraum angesehen werden.

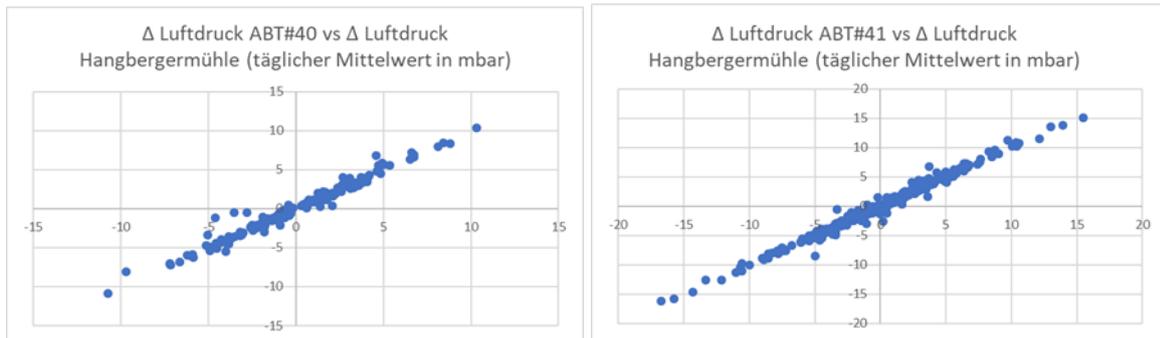


Abbildung 5: Gegenüberstellung der Differenz der täglichen Mittelwerte des Luftdrucks [mbar] gemessen am Standort Hangbergmühle und links: der ABT#40 sowie rechts: der ABT#41.

3.4 Stauraumvermessung

Die Wupper-Vorsperre wurde insgesamt dreimal mit einem Punktecholot der Firma Garmin vermessen (2020, 2021 und 2022). In Abbildung 6 ist die Bathymetrie der Wupper-Vorsperre 2022 dargestellt. Gut zu erkennen ist der ursprüngliche Talweg der Wupper mit größeren Wassertiefen. Vor allem im Zulaufbereich, aber auch in Innenkurven (Gleithängen) in der gesamten Wupper-Vorsperre sind verminderte Wassertiefen zu erkennen. Dabei handelt es sich um Bereiche, in denen sich vermehrt Sedimente ablagern. Der Zulaufbereich der Wupper-Vorsperre ist bereits stark von Verlandung betroffen. Im Bereich der Sedimentverlagerung ist deutlich zu erkennen, dass der ursprüngliche Talweg am linken Ufer entlang verläuft (siehe Abbildung 6 rechts). Dort ist die Wassertiefe mit bis zu 2,6 m höher als am rechten Ufer, wo mehr Sediment abgelagert wurde. Dort liegt die Wassertiefe lediglich bei circa 1,1 m.

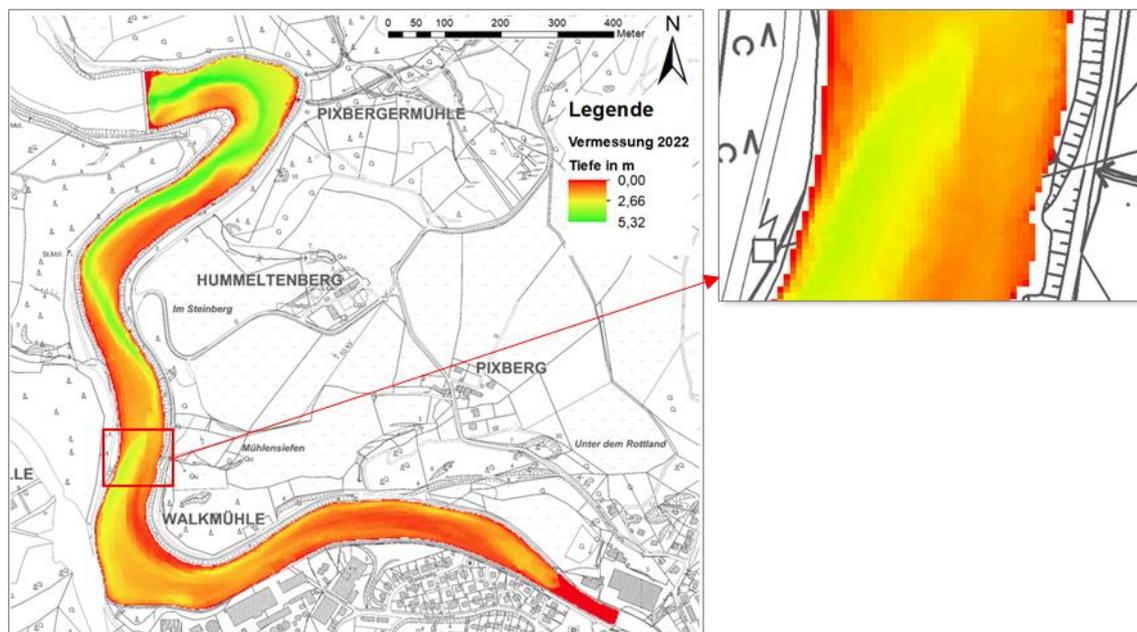


Abbildung 6: Bathymetrie der Wupper-Vorsperre 2022 (links) inkl. Detail Ansicht des Verlagerungsbereiches (rechts).

Die Analyse der Vermessungen 2020 und 2021 im Vorgängerprojekt DBU-AZ 34765/01 (2021) hat aufgrund von Inkonsistenzen der Vermessungsdaten und unterschiedlichen Datendichten keine plausiblen Ergebnisse geliefert. Im Rahmen dieses Projektes wurde 2022 eine erneute

Echolotvermessung der Wupper-Vorsperre durchgeführt. Die bei der Auswertung der Echolotdaten entstehenden Ungenauigkeiten wurden untersucht.

Ungenauigkeiten in den Echolotvermessungen entstehen zum einen direkt bei der Datenerhebung und zum anderen nachgelagert bei der Datenanalyse. Bei der Erhebung von Höhendaten unter Verwendung eines Punktecholotes haben mehrere Faktoren und Parameter Einfluss auf die erreichte Genauigkeit. Das verwendete Echolot bestimmt die Lage der Messpunkte unter Verwendung eines GPS-Trackers. Dieser arbeitet bei dem eingesetzten Gerät mit einer Auflösung von ca. 1 m. Diese reicht bei der Größe der Wupper-Vorsperre und den zu erwartenden Höhenunterschieden durch Sedimentumlagerung, nicht aus. Die Wassertemperatur sowie die Schichtung und die Zusammensetzung des Sediments haben zudem einen empfindlichen Einfluss auf die gemessenen Höhen. Die Ausrichtung des Echolots zum Sohlgefälle hat darüber hinaus durch den Öffnungswinkel des Signals Einfluss auf die Genauigkeit der Messung. Grundsätzlich lässt sich die Beeinflussung reduzieren, aber nicht gänzlich vermeiden.

Weitere Ungenauigkeiten ergeben sich bei der Auswertung der erhobenen Daten und Erstellung des Geländemodells. Um aus Punkten eine Fläche zu erzeugen, müssen Höhenwerte für die Zwischenbereiche interpoliert werden. Hierzu können unterschiedliche Interpolationsverfahren verwendet werden. Unabhängig von dem gewählten Verfahren ergeben sich Ungenauigkeiten daraus, dass für die Interpolationen Voraussagen getroffen werden. Dies ist nötig, da das Aufnehmen der Höhen-Daten für jeden cm², in einer vertretbaren Zeit nicht möglich ist. Das heißt konkret: die Genauigkeit der Voraussagen ist unter anderen beeinflusst von der Anzahl der Punkte, der Verteilung der Punkte sowie lokaler und globaler Trends. Um die vorhandenen Ungenauigkeiten zu reduzieren und die Vorhersagequalität der Geländemodelle zu erhöhen, wurden im Rahmen des Projekts zunächst die Datensätze untersucht und unterschiedliche Verfahren zur Interpolation verglichen.

Auf Grundlage der daraus gewonnenen Erkenntnisse wurden die DGMs überarbeitet. Die neuen Bathymetrien zeigen sich in Gestalt und Oberflächenstruktur konsistenter, erlauben aber nur eine Auflösung von 2 m. Eine höhere Auflösung würde bei der vorhandenen Punktdichte, zu einem vermehrten Auftreten von Fehlern, sogenannten Artefakten, führen.

Die Erkenntnisse aus der Analyse der in 2020 und 2021 durchgeführten Vermessungen wurden zur optimierten Durchführung der dritte Stauseevermessung im April 2022 angewandt. Dabei wurde hauptsächlich die Art der Befahrung angepasst. Statt die Höhen in Transekten quer zur Hauptströmung aufzunehmen, wurde die Vermessung diesmal in kleiner werdenden Schleifen vorgenommen. Die Form der Schleifen orientiert sich zunächst an der Uferlinie der Vorsperre. Bei jeder Umfahrung wird die Schleife enger gezogen und angepasst, bis die gesamte Fläche vermessen ist. Aus diesen Vermessungsdaten ließ sich ohne lange Überarbeitung ein glaubwürdiges DGM erstellen. Zu beachten ist, dass das Echolot bei Messungen quer zur Gefälleneigung größere Ungenauigkeiten erzeugt. Hier gilt es noch abzuwägen, ob die höhere Vorhersagequalität des DGMs, die möglichen zusätzlichen Ungenauigkeiten der Vermessung rechtfertigt. Die größtenteils flache Wupper-Vorsperre legt diese Annahme allerdings nahe.

Bisher konnte auch mit den überarbeiteten DGMS keine belastbare Analyse der Sedimentbewegungen erfolgen. In den kurzen Zeiträumen zwischen den Vermessungen (jeweils 1 Jahr) werden lediglich geringe Umlagerungen im Bereich von einigen cm erwartet, die mithilfe des genutzten Echolotes nicht detektiert werden können. Das ursprüngliche Stauraumvolumen der Wupper-Vorsperre lag bei der Inbetriebnahme 1976 bei circa 366.000 m³. Die Auswertung der Stauraumvermessung von 2021 hat ein noch verfügbares Stauraumvolumen von circa 307.400 m³ ergeben. Zwischen 1976 und 2021 sind demnach circa 60.000 m³ Stauraumvolumen verloren gegangen. Hierbei wurden zwischen 1976 und 2021 durchgeführte Sedimententnahmen nicht berücksichtigt.

3.5 Sedimentanalyse

3.5.1 Sedimentzusammensetzung

Zur Bestimmung der sedimentologischen Eigenschaften wurden sowohl gestörte als auch ungestörte Sedimentproben in verschiedenen Bereichen des Stausees entnommen. Die Sieb- und Schlämmanalysen ergeben, dass das in der Wupper-Vorsperre abgelagerte Sediment überwiegend aus feinem Sand und Schluff besteht (Abbildung 7 links, rechte Kurve zeigt nur die Zusammensetzung an der Stauwurzel). Es weist einen relativ hohen mittleren Organikanteil von 12 % (Glühverlust) auf. Der mittlere Wassergehalt beträgt 63 %. Weitere Details zur physikalischen und chemischen Beschaffenheit des Sediments sowie den durchgeführten Untersuchungsmethoden können dem Abschlussbericht des Vorgängerprojektes DBU-AZ 34765/01 (2021) entnommen werden.

In dem parallellaufenden Projekt MELINU wurde die Dichte des Sedimentes mehrerer Proben aus der Wupper-Vorsperre mit einem Pyknometer bestimmt. Der Mittelwert aller Ergebnisse ergab eine Rohdichte der Feststoffe (inkl. Organik) von 2.039 kg/m³. Für die Bestimmung der verlagerten Sedimentmasse und -volumina aus den Messdaten des Coriolis-Massendurchflussmessers, wird diese Dichte herangezogen.



Abbildung 7: Korngrößenverteilung zweier Sedimentproben aus der Wupper-Vorsperre

3.5.2 Blasenverteilung und -anteil – Analyse der Gefrierkerne

In Zuge der ersten Modellmaßnahme 2020 wurden mit Hilfe eines Freeze Corers zwei Gefrierkerne aus dem Sediment entnommen. Ein doppelwandiger Zylinder wird dabei mit Trockeneis und Ethanol befüllt und mithilfe einer Lanze im Sediment versenkt. Nach einer Gefrierzeit von ca. 20 bis 30 min ist das Sediment gefroren und die Sedimentkerne werden entnommen, luftdicht verpackt und anschließend in Trockeneis gelagert. Die Entnahmestandorte der Gefrierkerne sind in Abbildung 30 dargestellt. Gefrierkern 1 wurde im Referenzbereich entnommen, Gefrierkern 2 im Verlagerungsbereich. Im Anschluss an die Modellmaßnahme wurden die Proben in einer Gefriertruhe im Labor der TH Köln gelagert. Im Juli 2021 wurden die Gefrierkerne am Universitätsklinikum computertomographisch gescannt. Anhand der Scans kann die ursprüngliche Verteilung der Blasen im Sediment betrachtet werden, da durch das Einfrieren die Struktur der Blasen weitestgehend erhalten bleibt. Da der Corer durch das Eindringen in das Sediment die oberen Sedimentschichten stört und dadurch Gasblasen aufsteigen und durch das Gefrieren das im Kern enthaltene Wasser sich ausdehnt, können die in situ Verhältnisse nicht exakt abgebildet werden (vgl. Abbildung 9: Blasenanteil im oberen Sedimentbereich deutlich geringer).

Die Gefrierproben wurden mit einem IQon-Spectral CT der Firma Phillips gescannt. Die Schichtdicke der Aufnahmen beträgt 0,8 mm mit einem Overlap von 50 %, d.h die Schichten wurden mit einem Inkrement von 0,4 mm gescannt (Schicht A 0-0,8 mm, Schicht B 0,4-1,2 mm etc.). Mit der Software Blob3D (Ketcham, 2005) wurden die CT Aufnahmen ausgewertet. Anhand der CT Aufnahmen kann die Software dreidimensionale Modelle der Gefrierproben erstellen und das Blasenvolumen ermitteln. Bereiche mit geringer Dichte werden auf den Scans schwarz dargestellt. Abbildung 8 zeigt die die 3D Modelle der Gasblasen in den Kernen (links) sowie beispielhafte Querschnitte der CT Scans (rechts).

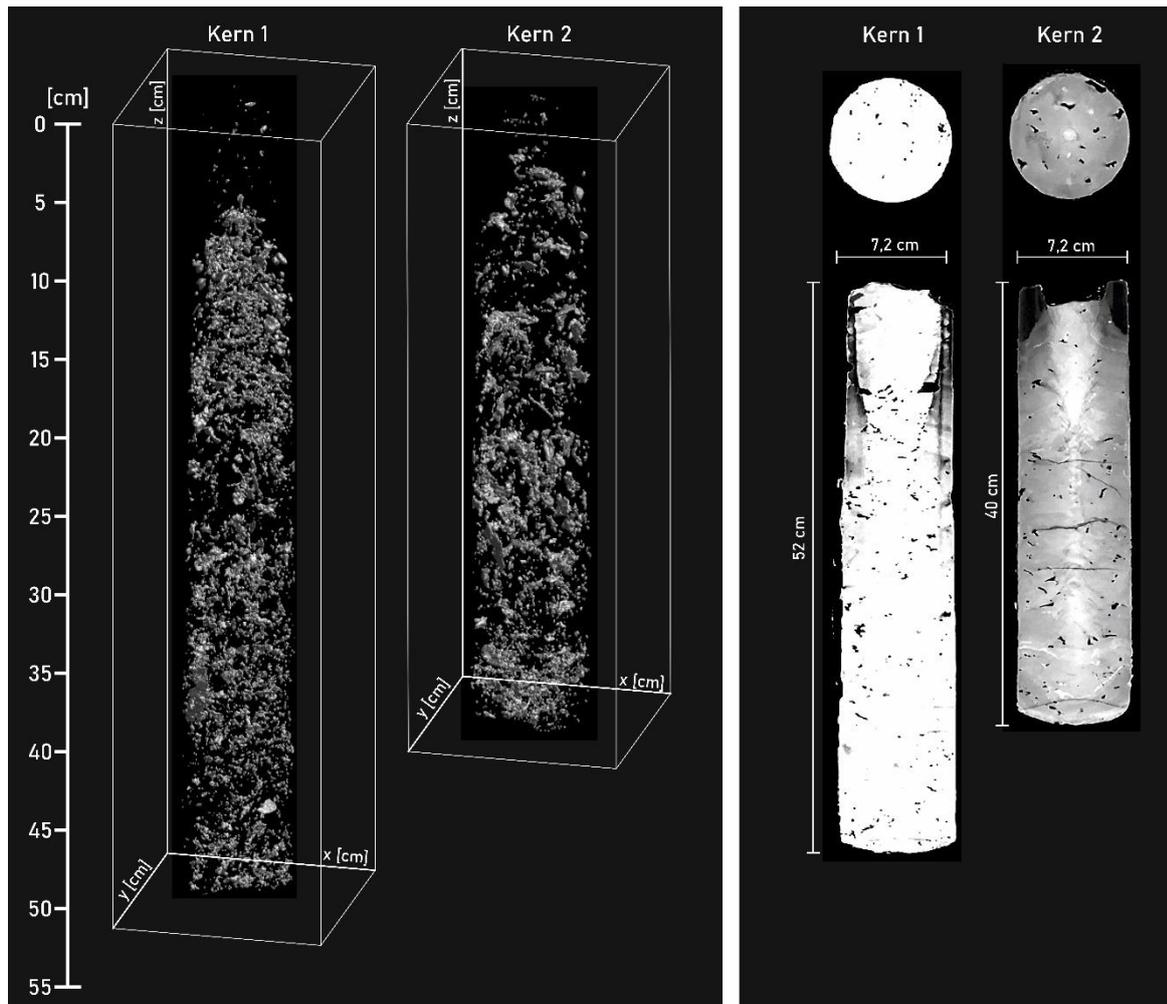


Abbildung 8: Links: 3D Darstellung der Gasblasen (grau) in den Kernen, erstellt mit Blob3D. Rechts: Längs- und Querschnitte der Kerne aus den CT Aufnahmen. Dunkel Beriche in den Kernen sind Gasblasen, helle Bereiche Sediment.

In Tabelle 3 sind Kenndaten zu den Gefrierkernen zusammengefasst. Gefrierkern 1 hat ein Gesamtvolumen von 1,63 Liter (max. Länge 51 cm und Durchmesser 7,2 cm), mit einem Volumen von insgesamt 0,63 Litern machen die Blasen einen Anteil von 38,8 % aus. Das Gesamtvolumen von Gefrierkern 2 liegt bei 1,51 Liter (max. Länge 40 cm und Durchmesser 7,2 cm), der Anteil der Blasen am Gesamtvolumen beträgt mit 0,44 Litern 29,1 %. Die Bestimmung des Blasenvolumens und der Blasenverteilung erfolgten in 5 cm Schritten. Die Ergebnisse sind in Abbildung 9 dargestellt. Bei der Abbildung ist zu beachten, dass durch die Probennahme mit dem Freeze Corer die oberen Sedimentschichten beim Eindringen gestört werden und Methan entweicht. In Abbildung 8 (rechts) sind offensichtliche Störungen in den oberen Kernbereiche zu erkennen. Daher spiegelt sich die in Kapitel 3.5.3 beschriebene hohe Methanproduktionsrate in den oberen 10 cm Sediment nicht im den Gefrierkernen wider.

Tabelle 3: Kenndaten der beiden Gefrierkerne (Kernlänge, Enthaltene Gasvolumen, Anteils des Gasvolumens am Gesamtvolumen)

	Kern 1	Kern 2
Kernlänge	51 cm	40 cm
Gasvolumen	632 ml	439 ml
Anteil am Gesamtvolumen	29,1 Vol-%	38,8 Vol-%

Der mit Blob3D ermittelte Anteil des Gasvolumens in den Schichten liegt teilweise über 50%. Ist die Nassschüttdichte von Sediment in Gewässern jedoch geringer als die Dichte von Wasser, wird das Sediment instabil und das Gas emittiert. Dies geschieht bei Gasanteilen von 25%-37% (van Kessel und van Kesteren, 2002). Die ermittelten Gasgehalte sind daher als sehr hoch anzusehen. Einflüsse auf das enthaltene Gasvolumen können die Probenahme mit dem Freeze Corer und der anschließende Transport und Lagerung haben. Durch die Probenahme mit einem Freeze Corer können die Sedimentschichten aufgrund der Wandreibung gestört werden und potenziell die vertikale Verteilung der Gasblasen im Kern beeinflussen. Das Gefrieren des Sediments kann zu Volumenkontraktionen und einer erhöhten Anzahl an kleinen Blasen führen (Dück et al., 2019). Vor dem Scan der Kerne wurden die Proben in einem Fahrzeug bei hohen Temperaturen transportiert. Das Sediment konnte dadurch antauen und Gasblasen sich ausdehnen.

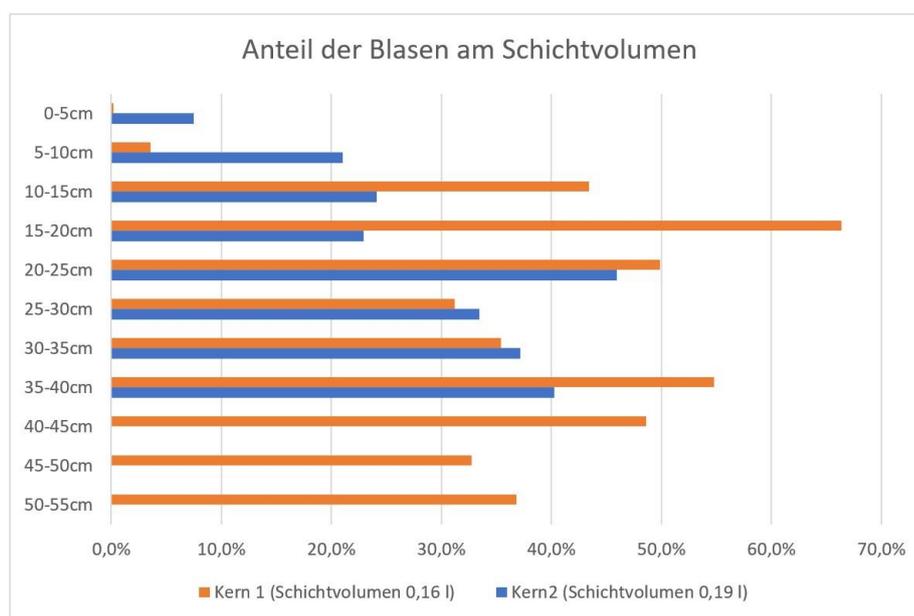


Abbildung 9: Anteil der Gasblasen am jeweiligen Schichtvolumen, orange: Gefrierkern 1, blau Gefrierkern 2. Die Schichtvolumina wurden gemittelt über das Gesamtvolumen der Kerne und die jeweilige Anzahl an Schichten.

3.5.3 Potenzielle Methanproduktionsraten und Porenwasserkonzentrationen

Zur Bestimmung der potenziellen Methanproduktionsrate (PMP) im Sediment wurden an allen Messstandorten Sedimentkerne mittels „gravity-corer“ entnommen. Diese wurden dann im Labor der Universität Koblenz-Landau verarbeitet, analysiert und inkubiert (Details zur Untersuchungsmethode siehe Abschlussbericht des Vorgängerprojekts DBU-AZ 34765/01, 2021).

Die Analyse der CH₄-Porenwasserkonzentration der Proben aller Standorte zeigen einen grundsätzlich ähnlichen Verlauf (Abbildung 10, rechts). Die Darstellung zeigt, dass über die gesamte untersuchte Sedimenttiefe gelöstes Methan vorhanden ist. Das Ergebnis passt zur Analyse der Gefrierkerne (Kapitel 3.5.2) die ebenfalls eingeschlossene Methanblasen über die gesamte Kernlänge zeigt. Die geringere Methankonzentration in den oberen Sedimentschichten, im Übergangsbereich Sediment-Wassersäule, können durch Diffusions- und Oxidationsprozesse erklärt werden. Quantifiziert wurden diese Prozesse im Rahmen des Projekts jedoch nicht.

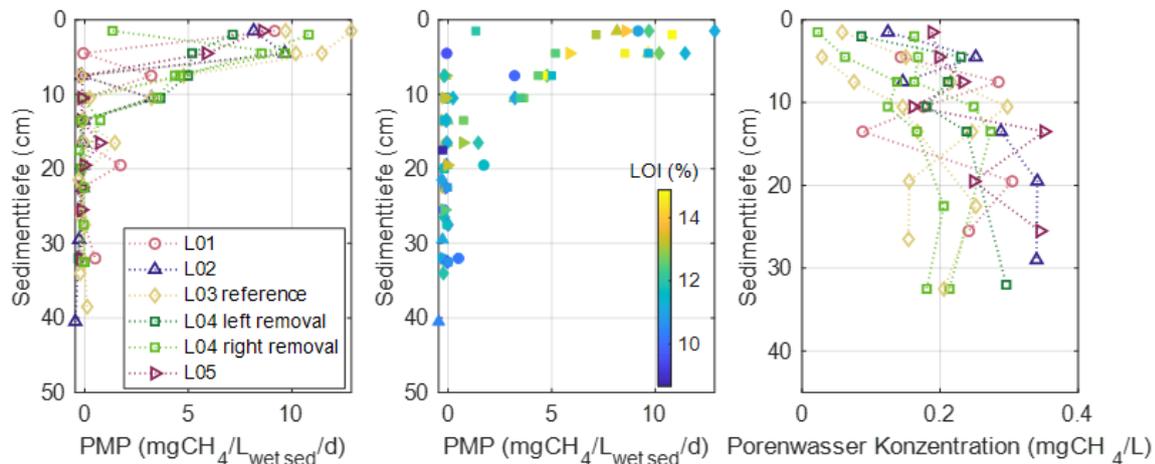


Abbildung 10: links und Mitte: Potentielle Methanproduktionsrate über die Sedimenttiefe an den verschiedenen Untersuchungsstandorten in mgCH₄ pro Liter nasses Sediment pro Tag. Die mittige Darstellung enthält zudem die Information über den zugehörigen Glühverlust der Probe. Rechts: Porenwasserkonzentration in mgCH₄ pro Liter über die Sedimenttiefe der verschiedenen Untersuchungsstandorte.

Auch für die potenzielle Methanproduktionsrate über die Sedimenttiefe zeigt sich ein grundsätzlich ähnlicher Verlauf an allen Standorten (Abbildung 10 links und Mitte). Demnach findet die Methanproduktion hauptsächlich in den oberen 10 cm der Sedimentschicht statt. In den tiefer liegenden Sedimentschichten (> 20 cm) wird kaum noch Methan gebildet. Die Berücksichtigung des Glühverlustes zeigt, dass in den oberen Sedimentschichten tendenziell mehr organische Bestandteile für die Methanumsetzung zur Verfügung stehen (Abbildung 10 Mitte). Die erhöhte Methanproduktion in den oberen Sedimentschichten und die exponentielle Abnahme der Produktion in den tieferen Sedimentbereichen ist typisch für Wasserkörper deren Methanproduktion von der Temperatur, der Sauerstoffverfügbarkeit, der Begrenztheit vorhandener Substrate und der mikrobiellen Aktivität abhängt (Sobek et al., 2009, Wilkinson et al., 2015).

3.5.4 Kohlenstoff-, Wasserstoff- und Stickstoffanalyse

Bei der Inkubation der entnommenen Sedimentproben zur Bestimmung der potentiellen Methanproduktionsrate wurde jeweils eine Teilprobe zur Bestimmung des Kohlenstoff- (C), Wasserstoff- (H) und Stickstoffgehaltes (N) im festen Sediment separiert. Die Teilproben wurden gefriergetrocknet und bis zur Analyse in Zentrifugenröhrchen gelagert. Die gefriergetrockneten Proben wurden zunächst zerkleinert und homogenisiert. Danach wurden 15 bis 20 mg der Sedimentprobe in Kapseln aus Aluminiumfolie gemäß Harris, Horwáth und van Kessel (2001) mit Salzsäure behandelt, um Karbonate (anorganischer Kohlenstoff) zu entfernen. Im Anschluss wurde jeder Probenkapsel Wolframtrioxid (WO₃) zugesetzt, um die Verbrennung der Probe zu verbessern. Die Kapsel wurde dann verschlossen, um ein Auslaufen der Probe zu vermeiden. Die Analyse durch eine Trockenverbrennung wurde mit einem Vario MICRO Cube, Elementar Analysensysteme GmbH, Deutschland, durchgeführt.

Im Mittel lag der Kohlenstoffgehalt der Sedimentproben bei $5,5 \pm 0,7$ %, der Stickstoffgehalt bei $0,54 \pm 0,09$ % und der Wasserstoffgehalt bei $2,4 \pm 0,6$ %. Wie erwartet zeigt der Kohlenstoffgehalt des Sedimentes eine signifikant starke positive Korrelation (Spearman Korrelation $r_s=0,82$) mit dem Glühverlust (LOI) (Abbildung 11).

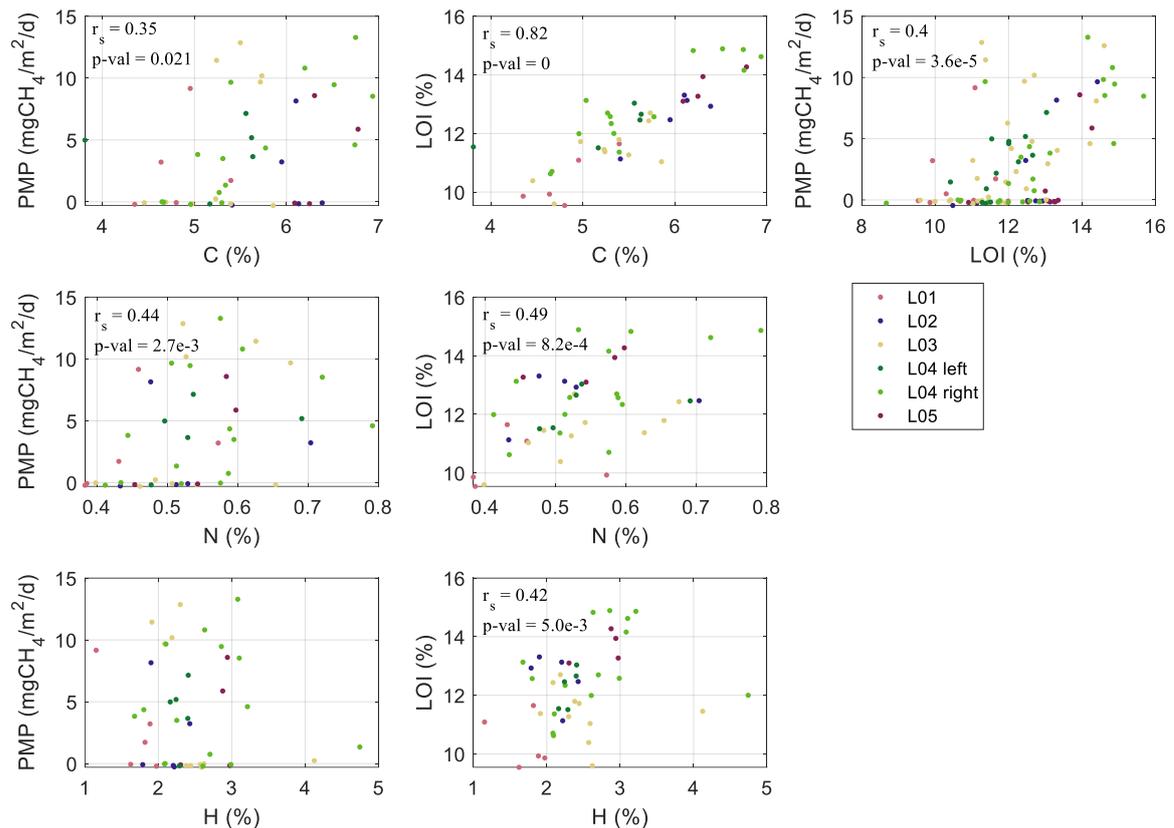


Abbildung 11: Erste Reihe: Streudiagramme der potenziellen Methanproduktion (PMP) und des Glühverlusts (LOI) mit dem Kohlenstoffgehalt (C) im Sediment sowie PMP versus LOI. Zweite Reihe: Streudiagramme des PMP und LOI im Vergleich zum Stickstoffgehalt (N) des Sedimentes. Dritte Reihe: Streudiagramme des PMP und LOI im Vergleich zum Wasserstoffgehalt (H) des Sedimentes. In den Diagrammen sind die Spearman-Korrelation und der p-Wert angegeben. PMP und H zeigen keine signifikante Korrelation (bei einem α von 5 %), weshalb sie hier nicht dargestellt werden. Die Farben im Diagramm zeigen die Monitoringstandorte an.

Obwohl der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt im Sediment signifikant mit der PMP korrelieren ($r_s=0,35$ bzw. $r_s=0,44$), zeigen der Wasserstoffgehalt und die PMP sowie das C:N-Verhältnis und die PMP keine Korrelation (siehe Abbildung 12). Das C:N-Verhältnis kann einen Anhaltspunkt für die Herkunft des organischen Materials liefern. Laut Wetzel (2001) deuten Verhältnisse von 12:1 auf überwiegend autochthones organisches Material hin. Höhere C:N Verhältnisse ($> 45:1$) deuten hingegen auf organisches Material aus allochthonen Quellen. Dieses Material besteht aus komplexen Verbindungen mit niedrigen Stickstoffgehalten und einer höheren Resistenz gegenüber Zersetzung (Wetzel, 2001). Hier wurden C:N Verhältnisse im Bereich von 8 bis 14 festgestellt, was auf autochthones Material hinweist, welches hauptsächlich leicht abbaubar ist.

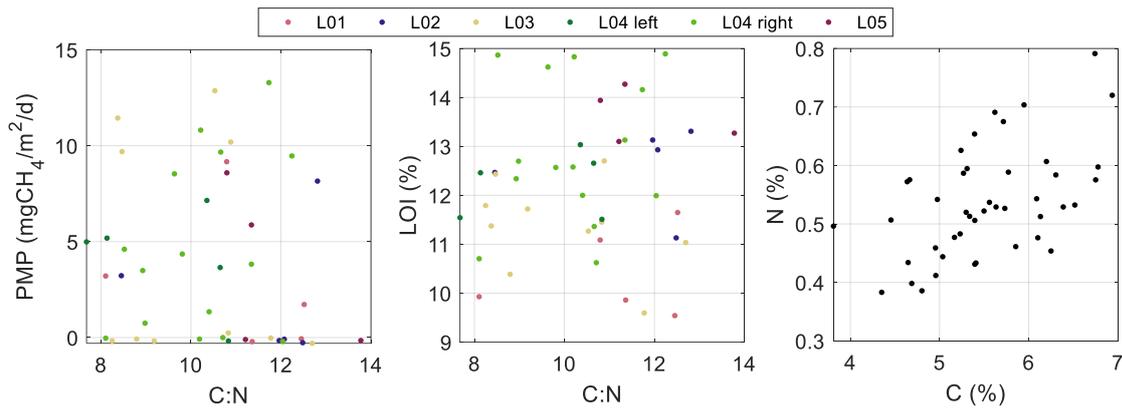


Abbildung 12: Streudiagramme des PMP im Vergleich zum Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff (C:N) im Sediment (linkes Diagramm), LOI im Vergleich zum C:N-Verhältnis (mittleres Diagramm) und Stickstoffgehalt (N) im Vergleich zum Kohlenstoffgehalt (C) (rechtes Diagramm). Die Farben im linken und mittleren Diagramm geben die Monitoringstandorte an.

3.6 Wasserqualitätsparameter

3.6.1 Regelmäßige Messung von Tiefenprofilen

Die im Vorgängerprojekt begonnenen regelmäßigen Wasserqualitätsmessungen wurden von August bis Oktober 2021 fortgeführt (siehe Abbildung 13). Die zu den drei Zeitpunkten gemessenen Tiefenprofile umfassen die Parameter gelöster Sauerstoff (DO), Chlorophyll-a, Trübung und Wassertiefe. Auch die zusätzlich gemessenen Profile zeigen wie in den Monaten zuvor eine grundsätzlich einheitliche Konzentrationsverteilung über die Tiefe. Jedoch ist eine leicht höhere Chlorophyll-a Konzentration und eine leicht geringere Trübung in den flacheren Stauseebereichen (Standorte L01 und L02) im Vergleich zu den tieferen Abschnitten zu beobachten.

Die Ergebnisse der monatlichen Messungen zeigen, dass über den Messzeitraum immer und überall in der Wupper-Vorsperre aerobe Verhältnisse vorliegen und Sauerstoff bis zum Grund vorhanden war, was Oxidationsprozesse in der Wassersäule und dem Übergang Sediment-Wasser zulässt. Die kontinuierlichen Sauerstoffmessungen bestätigen diese Beobachtung mit lediglich drei kurzfristigen Ausnahmen (vgl. nachfolgendes Kapitel 3.6.2). Eine Sauerstoffschichtung der Wassersäule war lediglich im Mai 2020 erkennbar.

In Bezug auf den Chlorophyll-a Gehalt des Wassers kann die Wupper-Vorsperre als überwiegend oligotroph charakterisiert werden (TGL 27885/01:1982, Täuscher, 2017). Auch hier stellt lediglich die Messung im Mai 2020 eine Ausnahme dar.

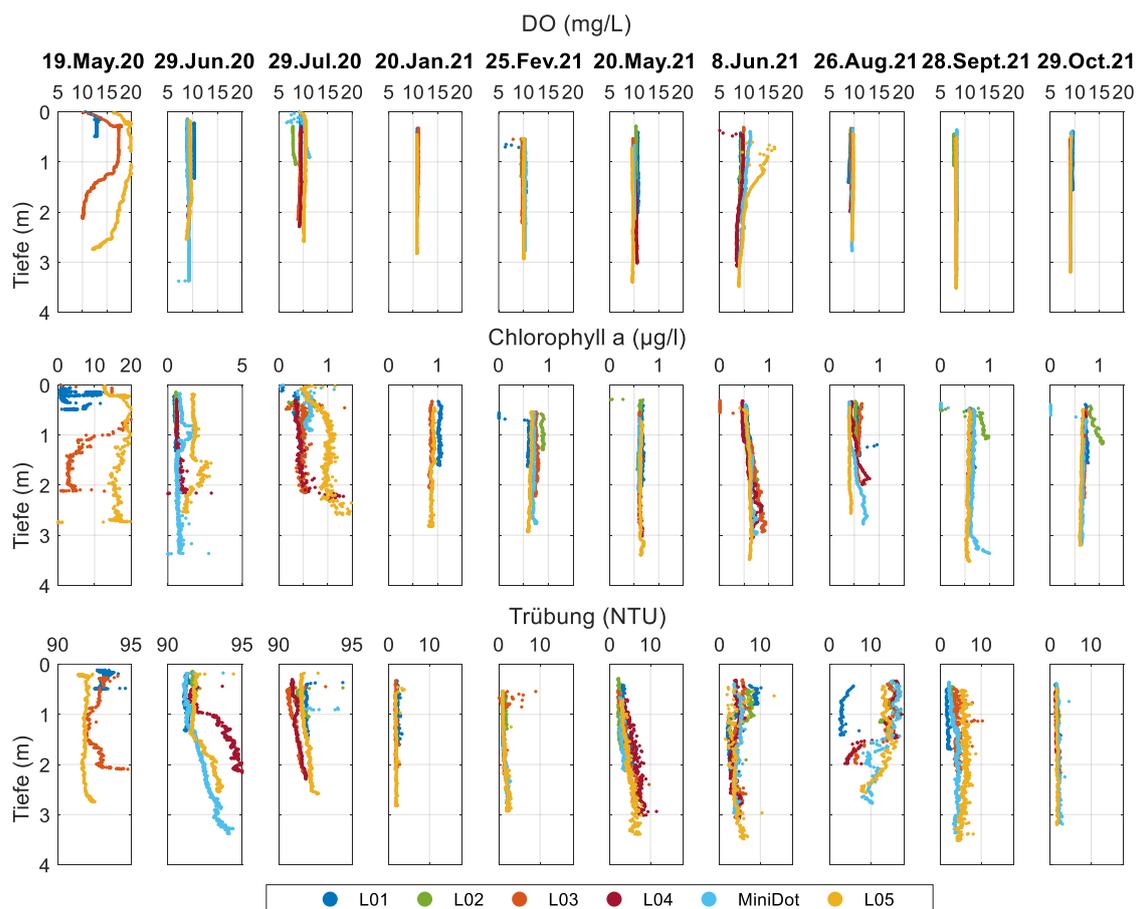


Abbildung 13: Monatliche Tiefenprofilmessungen der Wasserqualität an den Monitoringstandorten entlang des Stauraums: oben: gelöster Sauerstoff (DO), Mitte: Chlorophyll-a und unten: Trübung.

3.6.2 Wasser- und Sedimenttemperatur, gelöster Sauerstoff und Fließgeschwindigkeit (kontinuierliche Messungen)

Die geringen Wassertiefen der Wupper-Vorsperre (vgl. Kapitel 3.1) begünstigen die Durchmischung der Wassersäule, die durch Windeinwirkung auf die Wasseroberfläche, Abkühlungsprozesse oder durch Wasserzufluss entstehen kann. Infolge der Durchmischung sind die vertikalen Gradienten der Wassertemperatur und des gelösten Sauerstoffs in der Wupper-Vorsperre schwach ausgeprägt.

Die Sedimenttemperatur schwankte innerhalb der Temperaturschwankungen der unteren Wasserschicht. Darüber hinaus war die durchschnittliche Sedimenttemperatur an den einzelnen Standorten ähnlich. So betrug die durchschnittliche Sedimenttemperatur an der flachsten stromaufwärts gelegenen Stelle L01 $10,0 \pm 3,2^\circ\text{C}$ und an der tiefsten Stelle L05 $10,1 \pm 3,7^\circ\text{C}$. Die wärmsten Wasser- und Sedimenttemperaturen wurden von Mitte Juli 2020 bis Mitte September 2020 gemessen, mit Höchstwerten von $21,6^\circ\text{C}$ für das Oberflächenwasser und $17,4^\circ\text{C}$ für die Sedimenttemperatur an der Stelle L05. Die kältesten Wasser- und Sedimenttemperaturen wurden im Februar 2021 gemessen, wobei die niedrigste Wassertemperatur $0,7^\circ\text{C}$ und die niedrigste Sedimenttemperatur $1,7^\circ\text{C}$ betrug.

Die Konzentrationen des gelösten Sauerstoffs (DO) am Gewässergrund (0,3 m über dem Sediment) ähnelten während des überwiegenden Teils des Beobachtungszeitraums den DO-Konzentrationen an der Oberfläche (0,6 m unter der Wasseroberfläche). In

Oberflächennähe betrug der DO-Wert im Durchschnitt $9,6 \pm 1,2$ mg/L und am Grund $8,7 \pm 1,7$ mg/L. Perioden mit reduziertem DO am Grund wurden Ende März 2021, Mitte April 2021 und Mitte Juni 2021 beobachtet. Diese Perioden mit reduzierten DO-Konzentrationen am Grund traten nach Perioden mit erhöhtem Zufluss auf. Der Rückgang der DO-Konzentration könnte durch den neuen Eintrag von organischem Material verursacht worden sein, das mit dem Abfluss in den Stausee gelangt ist, da Sauerstoff während des Abbaus von organischem Material durch Bakterien verbraucht wird.

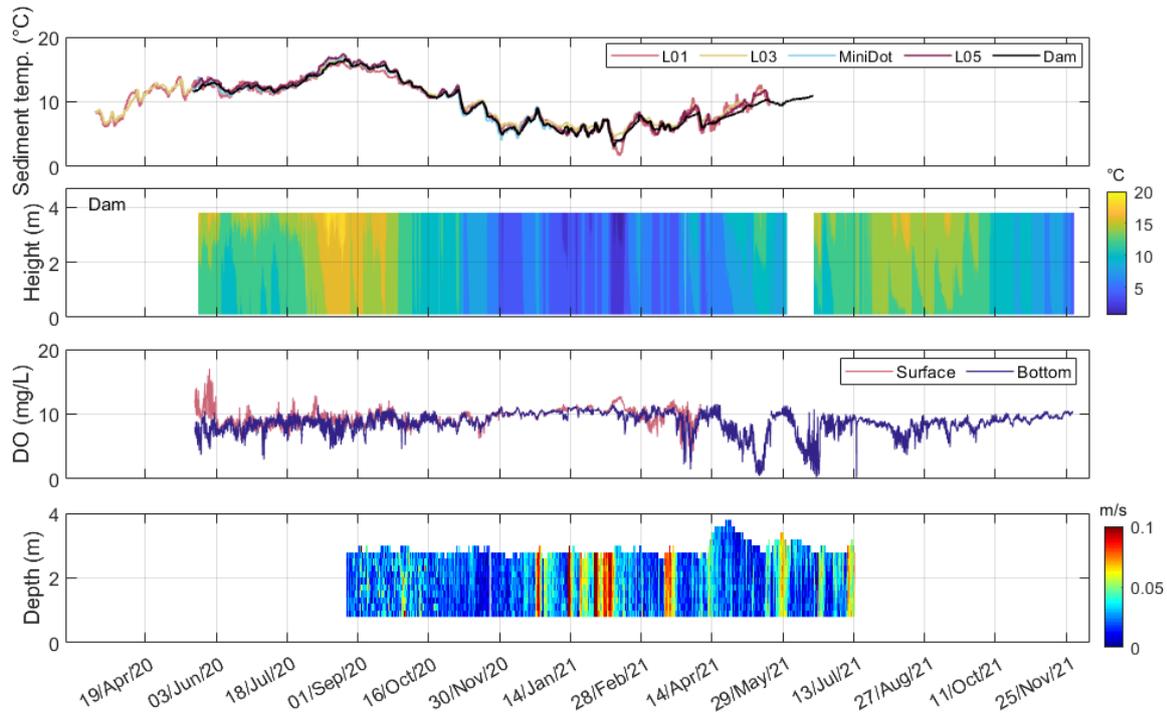


Abbildung 14: Diagramme von oben nach unten: Sedimenttemperatur, gemessen an den Monitoringstandorten L01, L03, MiniDot, L05 und Dam durch im Sediment angebrachte Temperatursensoren (Hobo); Wassertemperatur, gemessen mit einer Thermistorkette (RBR), die etwa 130 m flussaufwärts des Damms angebracht wurde; gelöster Sauerstoff, gemessen durch die Sauerstofflogger (MiniDot PME) 0,3 m über dem Gewässergrund und 0,6 m unter der Wasseroberfläche; Strömungsgeschwindigkeit, gemessen durch einen aufwärtsgerichteten Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP).

In der Zeitreihe der Fließgeschwindigkeit ist der Anstieg des Wasserstandes im Stausee zu beobachten (siehe Abbildung 14). Der Anstieg des Wasserstandes wurde durch verstärkte Niederschläge im Einzugsgebiet verursacht. Zwischen Juli und August 2021 kam es in dem Gebiet zu einem Hochwasserereignis, bei dem ein Spitzenabfluss von $56,7$ m³/s gemessen wurde, was zu einem Anstieg des Wasserspiegels im Stausee um $1,8$ m führte (Fluggs, 2022). Leider war die Messung der Strömungsgeschwindigkeit nach dem 13. Juli 2021 nicht mehr korrekt, da ein Baumstamm das Gerät aus seiner ursprünglichen Position verschoben hat und das Messfeld blockiert wurde.

3.7 Emissionsmonitoring

3.7.1 Gelöster Methangehalt im Wasser und diffusiver Gasaustausch

Zur Ermittlung der gelösten Methankonzentrationen im Wasser wurden an den Hauptmessstandorten regelmäßig Wasserproben entnommen und mittels Gasanalysator (Los Gatos) gemessen (Details zur Probenahme und Analyse siehe Abschlussbericht des Vorgängerprojekts DBU-AZ 34765/01, 2021). Aus den gelösten Konzentrationen wird der

diffusive Gasaustausch zwischen Wasseroberfläche und Atmosphäre berechnet. Für die Abschätzung wird zusätzlich die Gastransfergeschwindigkeit benötigt, welche nach Crusius und Wanninkhof (2003) für eine Windgeschwindigkeit kleiner 3,7 m/s (Referenzhöhe 10 m; vgl. Wetterdaten Kapitel 3.3) berechnet wurde.

Ergänzend dazu wurden Messungen mit Schwimmkammern (floating chambers) auf der Wasseroberfläche durchgeführt, über die ebenfalls der diffusive Gasaustausch gemessen werden kann. Diese Messungen dienen insbesondere der Validierung.

Grundsätzlich zeigen alle Standorte einen ähnlichen Verlauf des gelösten CH_4 -Gehalts in der Wassersäule und der diffusiven CH_4 -Abgabe von der Wasseroberfläche an die Atmosphäre über die Zeit (Abbildung 15). Der Standort L01, welcher im Bereich des alten Talwegs mit geringeren Sedimentablagerungen und vergleichsweise höheren Fließgeschwindigkeiten liegt, zeigt geringere Konzentrationen und diffusive Emissionen als die anderen Standorte. Im tieferen Bereich, nahe des Wehrs, an den Standorten L05 und „MiniDot“ zeigt sich eine Tendenz zu höheren gelösten Methankonzentrationen. Abbildung 15 rechts zeigt eine Zunahme der gelösten Methankonzentration im Längsprofil des Stausees in Richtung Absperrbauwerk. Das lässt auf eine kumulative Zunahme der der Konzentration in Fließrichtung schließen.

Die höchsten gelösten Methankonzentrationen wurden im Sommer bei tendenziell höheren Temperaturen und einer gesteigerten Produktivität gemessen. Im Mittel lagen die im Projekt ermittelten diffusiven Emissionen an der Wupper-Vorsperre bei $3,6 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$ (Standardabweichung $\pm 2,9 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$). Die Spanne der gemessenen Werte reicht von 0,3 bis maximal $13,0 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$ und verdeutlicht die Variabilität in der Emissionsrate.

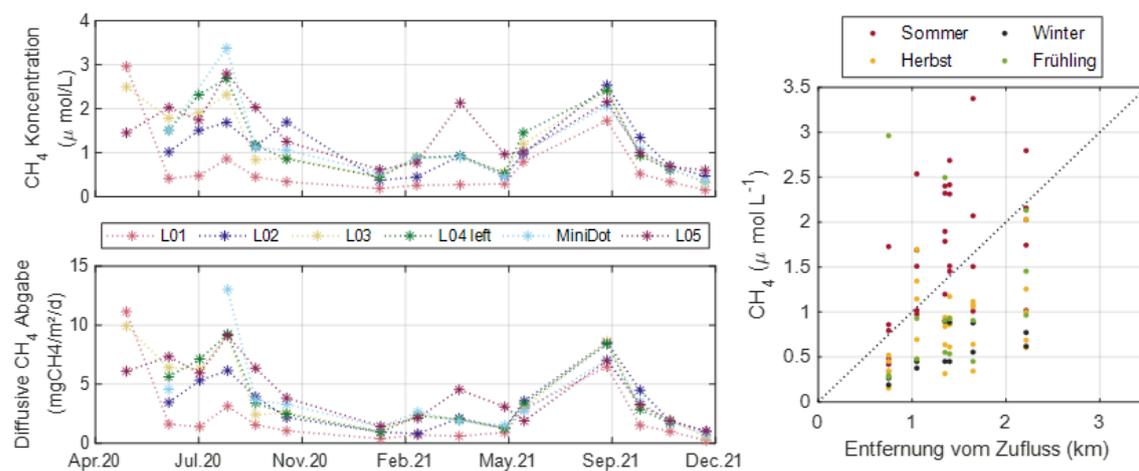


Abbildung 15: links oben: gelöste CH_4 -Konzentration im Wasser der verschiedenen Messstandorte in der Wupper-Vorsperre im Untersuchungszeitraum April 2020 – Dezember 2021; links unten: aus der Konzentration berechnete diffusive Methanemissionen an der Wasseroberfläche an den Messstandorten über die Zeit; rechts: Zusammenhang zwischen gelöster CH_4 -Konzentration und Entfernung zum Zufluss; die farbliche Unterscheidung kennzeichnet die Jahreszeit der Probenahme (Frühling: März bis Mai; Sommer: Juni bis August; Herbst: September bis November; Winter: Dezember bis Februar).

3.7.2 Methanoxidation

Während des Transports des im Wasser gelösten Gases in der Wassersäule wird unter aeroben Verhältnissen ein Teil des gelösten Methans zu CO_2 oxidiert. Die in Abbildung 16 dargestellte Methanoxidationsrate der Messstandorte über die Zeit wurde über den

Unterschied im Isotopenverhältnis ($\delta^{13}\text{C}$) des im Wasser gelösten Methans und des Methans im Sediment bestimmt. Es kann allerdings keine genaue Aussage darüber getroffen werden, wie lange das zur Bestimmung genutzte Gas vor der Probenahme bereits im Sediment gespeichert war. Daher bestehen Unsicherheiten bezüglich der tatsächlichen Oxidationsrate des Methans im Sediment, welche auch größer als hier ermittelt sein könnte.

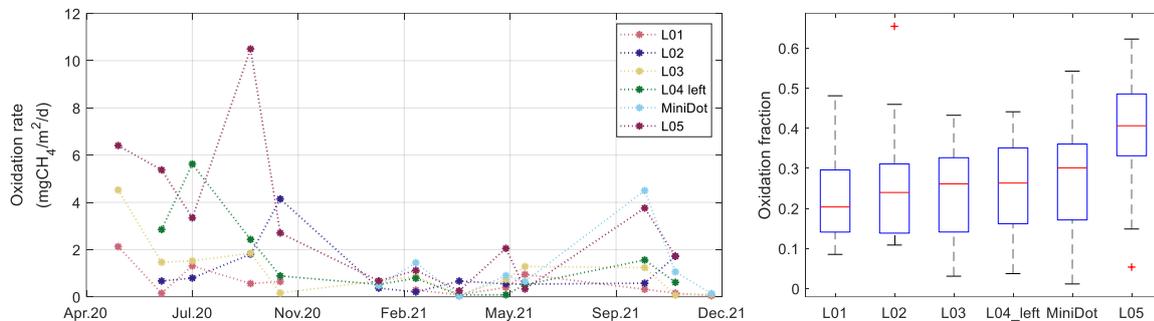


Abbildung 16: links: Methanoxidationsrate in der Wassersäule an den 6 Messstandorten an der Wupper-Vorsperre über den Messzeitraum; rechts: Anteil des diffusiven Methantransports vom Sediment in die Atmosphäre, der in der Wassersäule oxidiert wird an den verschiedenen Messstandorten (der rote Balken zeigt den Median an, die Boxen den Bereich zwischen dem 25 und 75 Perzentil; + stehen für extreme Ausreißer)

Die Messungen zeigen höhere Oxidationsraten im Bereich des Absperrbauwerks (Standort L05). Die physikalisch-chemischen Wasseranalysen ergaben, dass das Wasser in der Wupper-Vorsperre in allen Bereichen über die gesamte Wassertiefe und zu (fast) jeder Zeit sauerstoffreich ist. Die größeren gelösten Methankonzentrationen in den tieferen Stauraumbereichen können daher (teilweise) zu Kohlendioxid umgesetzt werden, wodurch sich größere Oxidationsraten in den tieferen Bereichen ergeben. Abbildung 16 rechts verdeutlicht, dass am Standort L05 ein größerer Anteil des im Wasserkörper transportierten Methans oxidiert wird.

Die mittlere an der Wupper-Vorsperre ermittelte Oxidationsrate liegt bei $1,4 \pm 1,8 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$. Auch die ermittelte Oxidationsrate zeigt eine hohe Variabilität und reicht von 0,02 bis $10,5 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$.

3.7.3 Ausgasung am Damm

Die Abgabe von Methan an die Atmosphäre im Bereich des Absperrbauwerks aufgrund von Turbulenzen und Druckunterschieden des ausströmenden Wassers kann einen weiteren entscheidenden Emissionspfad aus Staugewässern darstellen (Abril et al., 2005, Maeck et al., 2013).

Zu Beginn des Emissionsmonitorings an der Wupper-Vorsperre ist der Gasaustrag am Stauwehr relativ hoch (hohe Konzentrationsunterschiede im Ober- und Unterwasser) und fällt nach der Abflussspitze (im Januar) zu Beginn des Jahres 2021 stark ab (Abbildung 17). Im weiteren Untersuchungszeitraum nach April 2021 waren die Pegelstände in Vor- und Hauptsperre sehr hoch und das Absperrbauwerk vollständig überstaut (siehe Abbildung 18). In diesem Zeitraum fiel der Emissionspfad der Ausgasung am Wehr somit weg. Die mittleren Emissionen der Wehrpassage lagen bei $12,1 \pm 9,8 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$.

Details zur Beprobung und Datenauswertung können dem Abschlussbericht des Vorgängerprojekts DBU-AZ 34765/01 (2021) entnommen werden.

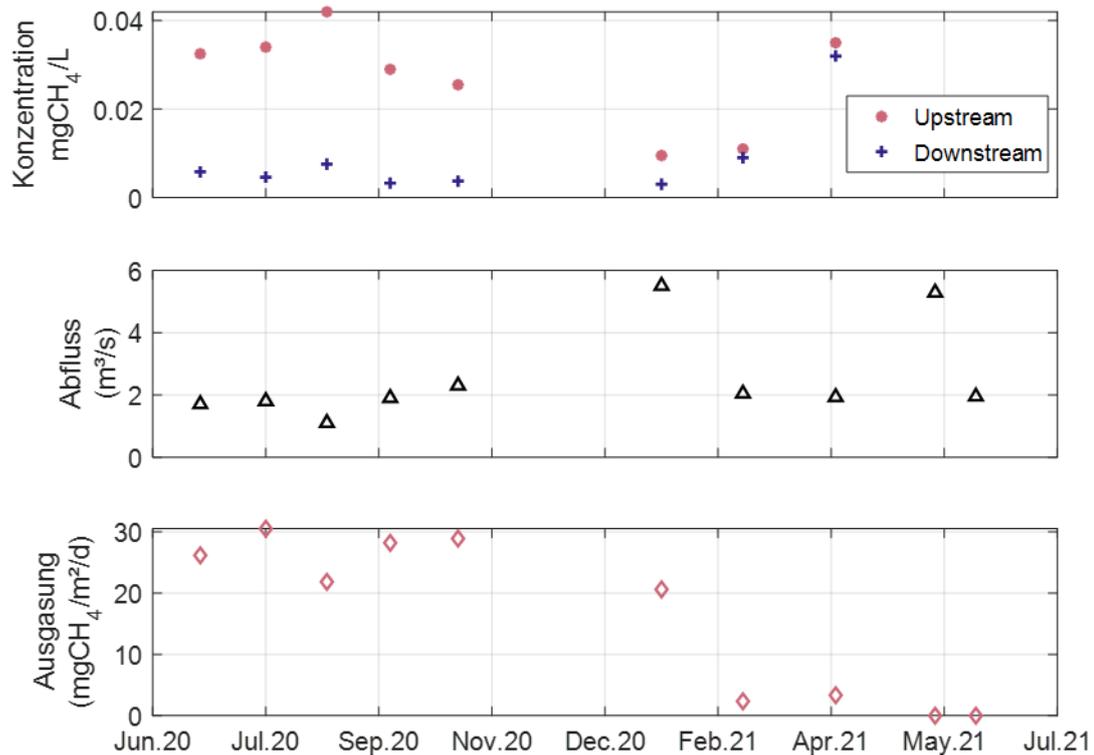


Abbildung 17: oben: gelöste Methankonzentration im Ober- und Unterwasser des Absperrbauwerks in mgCH_4/L ; Mitte: Abfluss in m^3/s ; unten: daraus resultierende Methanausgasung am Wehr in $\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$ über den Messzeitraum.



Abbildung 18: links: Absperrbauwerk der Wupper-Vorsperre mit Wehrüberfall und geöffnetem Grundablass; rechts: überstautes Absperrbauwerk der Wupper-Vorsperre mit ausgeglichenem Wasserstand im Ober- und Unterwasser.

3.7.4 Methangehalt in den Gasblasen

Einmal im Monat wurden an den Messstandorten durch Störung des Sediments Gasproben aus aufsteigenden Blasen entnommen und hinsichtlich des CO_2 - und CH_4 -Gehalts analysiert. Die mittlere CH_4 -Konzentration aller Messungen liegt bei ca. 58 %. Die maximal gemessene Konzentration wurde im Mai 2020 an Standort L01 mit 94 % ermittelt. Die Gaszusammensetzung zeigt eine zeitliche und räumliche Variabilität.

Zur Ermittlung der weiteren Gaszusammensetzung wurden während des 1. Prototyptests 2020 und am 11.04.2022 Gasproben entnommen und mittels eines Gaschromatographen analysiert. Die Ergebnisse (Tabelle 4) zeigen, dass die Gaszusammensetzung je nach Entnahmeort stark variieren kann (Abbildung 19). Im Schnitt ist auch hier Methan der Hauptbestandteil des freien Gases. Nach Methan hat Stickstoff (N_2) den größten Gasanteil. In Bereichen, in denen der Methangehalt relativ gering ist, nimmt der Stickstoffanteil deutlich zu. Proben mit einem hohen Methangehalt zeigen zudem tendenziell auch einen höheren Kohlenstoffdioxidanteil.

Tabelle 4: Gaszusammensetzung verschiedener aus der Wupper-Vorsperre entnommener Gasproben – Analyse mittels eines Gaschromatographen.

Datum	Probe	CH ₄ [%]	CO ₂ [%]	N ₂ [%]	O ₂ [%]	H ₂ [%]
Aug. 2020	Probe 1	70,53	1,38	25,2	5,02	0,11
	Probe 2	44,76	0,38	51,05	6,24	n.a.
11.04.2022	GS1	78,41	3,09	17,78	3,43	0,14
	GS2-1	79,33	3,65	15,85	3,13	0,16
	GS2-2	46,95	0,27	46,56	8,58	0,07
	GS2-3	74,58	0,95	21,07	4,95	0,14
	GS3-1	52,54	0,19	45,09	4,49	0,09
	GS3-2	60,39	0,19	35,11	5,63	0,1
	GS3-3	43,61	0,12	51,36	7,99	n.a.
	GS4	64,75	4,07	28,22	5,21	0,13
Mittelwert		61,58	1,43	33,73	5,47	0,12

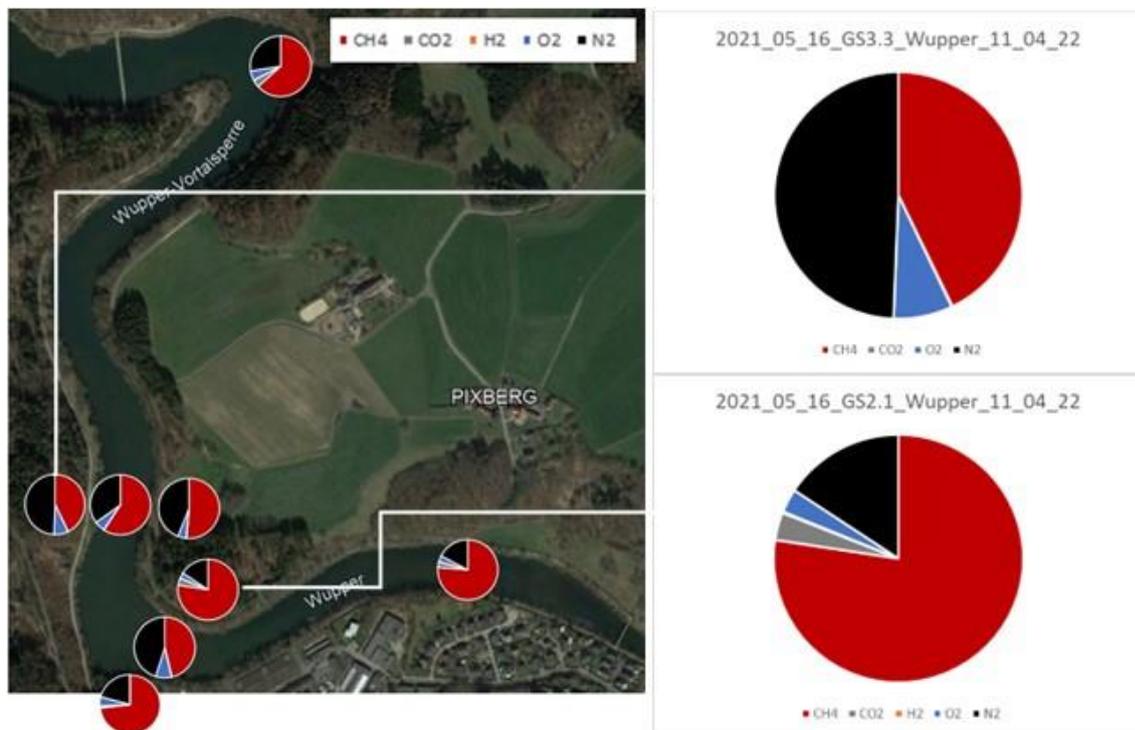


Abbildung 19: Links: Gaszusammensetzung an verschiedenen Standorten an der Wupper-Vorsperre am 11.04.2022; rechts: vergrößerte Darstellung der Gaszusammensetzung am Beispiel der Entnahmestandorte 2.2 und 3.3

Die im Projekt gemessenen Gaskonzentration passen zu den in der Literatur berichteten Werten. So geben auch Tušer et al. (2017) und Linkhorst et al. (2020) mittlere gemessene Methankonzentrationen in den Gasblasen zwischen 50 % und 60 % an. Weitere Studien bestätigen Stickstoff und CO₂ als weitere wichtige Gasbestandteile und die variable Bandbreite der Methankonzentration (Chen et al., 1972 – CH₄: 45 – 75 %, N₂: 24 – 50 %; Chanton, Martens und Kelley, 1989 – CH₄: 50 – 80 %, N₂: 3 – 84,5 %, CO₂: 2 – 7 %). Chanton, Martens und Kelley (1989) beschreiben einen positiven Zusammenhang zwischen dem Stickstoffgehalt in den Gasblasen und dem Vorhandensein von Wurzeln ausbildenden Wasserpflanzen. Ein solcher Zusammenhang konnte in unseren Untersuchungen nicht gefunden werden.

Tendenziell zeigten sich höhere Methangehalte in Bereichen mit erhöhten Sedimentablagerungen und erhöhtem Gasvorkommen.

3.7.5 Emission durch Gasblasen

Die Methanblasenemissionen stellen einen der Hauptemissionspfade aus flachen Stauseen dar. Im Rahmen des Projekts wurde dieser Emissionspfad mit Hilfe von optischen und Drucksensor-basierten automatisierten Blasenfallen (oABT & ABT) kontinuierlich erfasst (Messstandorte siehe Abbildung 2). Details zur Messmethode können dem Abschlussbericht des Vorgängerprojekts DBU-AZ 34765/01 (2021) entnommen werden. Für die optischen Blasenfallen stehen Daten von 58 – 259 Messtagen für die Datenauswertung zur Verfügung (Tabelle 5). Leider weisen die Messreihen aller Blasenfallen erhebliche Datenlücken auf. Zu den Fehlerursachen gehören unter anderen Sensorblockaden, Sensordefekte und eine unzureichende Batterie- bzw. Akkulaufzeit.

Auf Grundlage der Zeitreihen der Blasenemission der verschiedenen Messstandorte wurden die mittleren täglichen Blasenemissionsraten für die Wupper-Vorsperre abgeschätzt (Tabelle 5). Insgesamt ergibt sich für die Wupper-Vorsperre eine mittlere Gasblasenemissionsrate von $32 \pm 45 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$ (Min. - Max.: 0 - 400 $\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$; Berechnungsgrundlage: Mittelwert aller Messstandorte).

Tabelle 5: Zusammenfassung der Messergebnisse der automatisierten Blasenfallen.

Messstandorte	Blasenemissionen [$\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$]		Anzahl der Tage mit gültigen Messwerten	Wasser- tiefe [m]	Entfernung von der Stauwurzel [km]
	Maximum	Mittelwert \pm SD			
L01	134,8	$10,5 \pm 19,2$	140	1,5	0,75
L01 ABT	197,2	$21,9 \pm 25,0$	194	1,5	0,75
L02	260,4	$39,6 \pm 48,2$	178	1,5	1,05
L03	200,7	$21,0 \pm 31,9$	259	2,3	1,35
L03 ABT	399,8	$79,6 \pm 69,0$	182	2,3	1,35
L04 left	165,0	$17,6 \pm 22,6$	190	2,6	1,4
L04 right	307,5	$40,3 \pm 49,2$	208	2	1,4
MiniDot	97,6	$14,9 \pm 19,5$	58	3	1,65
L05	252,5	$21,5 \pm 38,1$	85	3,1	2,21

Die bereinigten Messreihen der optischen Blasenfallen in Abbildung 20 verdeutlichen neben der hohen Standardabweichung (vgl. Tabelle 5) die hohe zeitliche sowie räumliche Variabilität dieses Emissionspfades. Am Standort L04 zeigen sich deutlich höhere Emissionen im rechten Gewässerabschnitt als im linken. Dieses Monitoringergebnis passt zu den während des Prototypentests durchgeführten Messungen und Erfahrungen, wonach dort ebenfalls eine deutlich höhere Gasernte erfolgen konnte (vgl. Kapitel 3.10.1).

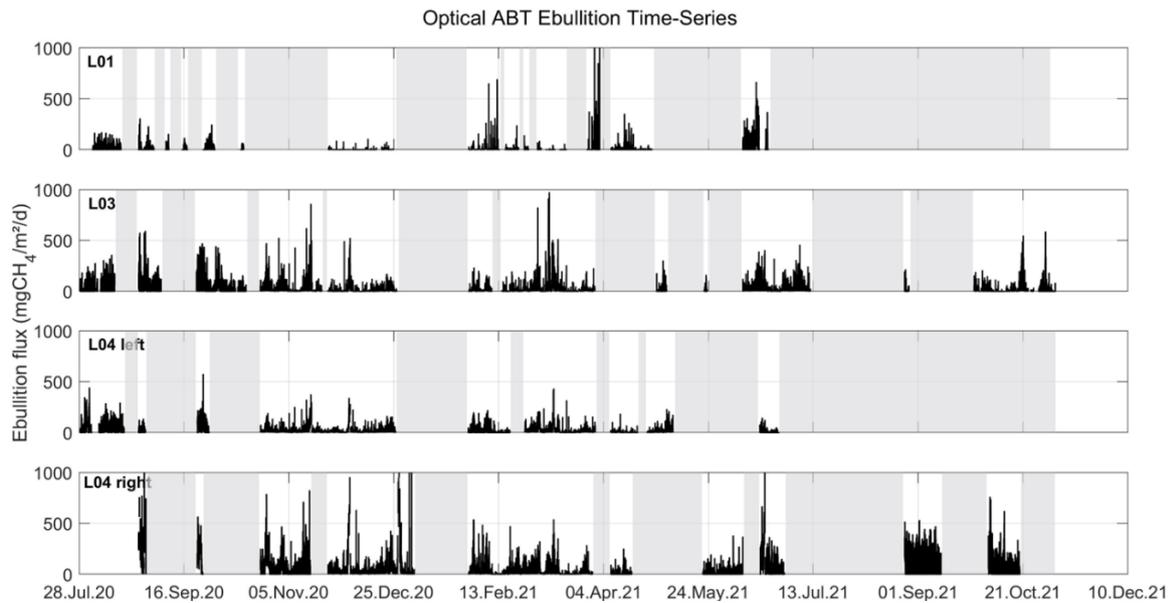


Abbildung 20: Methanblasenemissionen von vier optischen Blasenfallen in $\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$ über die Zeit. Für die grau hinterlegten Bereiche stehen keine Daten zur Verfügung.

Trotz der hohen Variabilität lässt eine detaillierte Betrachtung der Messzeiträume auch ähnliche Trends an verschiedenen Standorten erkennen. Beispielhaft verdeutlicht dies der in Abbildung 21 dargestellte Auszug der ABT Messreihen an L01 und L03. Dies lässt darauf schließen, dass es Umwelteinflüsse gibt, die auf räumlicher Ebene ähnliche Einflüsse auf die Blasenausgasung haben.

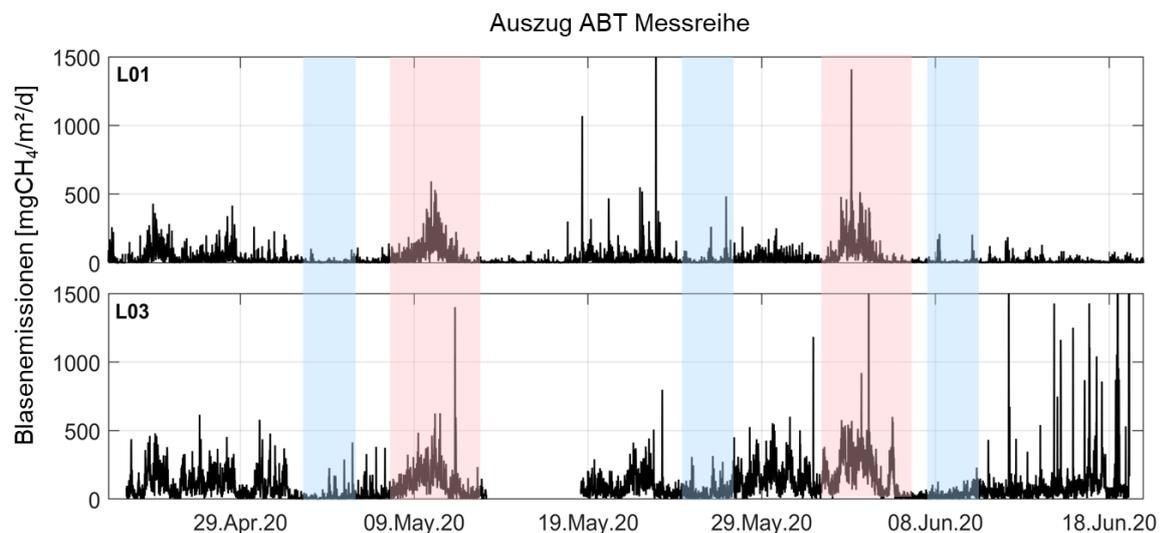


Abbildung 21: Auszug aus der Messreihe der zwei an der Wupper-Vorsperre installierten ABT (automated bubble trap). Dargestellt sind die Methanblasenemissionen in $\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$ über die Zeit. Farblich hinterlegte Bereiche verdeutlichen zeitlich Abschnitte, in denen beide Standorte ähnliche Trends aufweisen – blaue Bereiche zeigen Abschnitte mit vergleichsweise geringen Emissionen, rosa hebt Abschnitte mit erhöhten Emissionen hervor.

Verschiedene Faktoren können unabhängig voneinander oder in Kombination Auslöser für Blasenemissionen sein. Die Verminderung des Drucks auf die Sediment-Wasser-Grenzschicht erleichtert das Aufsteigen von Gas in Form von Gasblasen. Sogenannte „Events“, kurze zeitliche Abschnitte mit vergleichsweise hohen Blasenemissionsraten, werden in der Literatur mit abfallendem Atmosphärendruck (Casper et al., 2000, Wik et al., 2013, Natchimuthu et al., 2016), einer Reduktion des hydrostatischen Drucks (Scandella et al., 2011, Maeck, Hofmann

und Lorke, 2014) und dem Auftreten von durch Schiffverkehr ausgelösten Wellen (Maeck, Hofmann und Lorke, 2014) in Verbindung gebracht. Strömungen am Gewässergrund können ebenfalls die Blasenfreisetzung aus dem Sediment begünstigen (Joyce und Jewell, 2003). Die Emissionsrate durch Gasblasen hängt naturgemäß auch von der Methanproduktionsrate und des Anteils des diffusiven Gastransports über die Sediment-Wasser-Grenzschicht ab. Diese Prozesse werden vom Sauerstoffgehalt und den Temperaturen beeinflusst. Zur Untersuchung möglicher Einflussfaktoren und Korrelationen wurden für die folgenden kontinuierlich gemessenen Parameterzeitreihen aufgestellt und ausgewertet:

- Gelöster Sauerstoff am Gewässergrund (DO bott) und nahe der Wasseroberfläche (DO surf)
- Wassertemperatur am Gewässergrund (W Temp bott) und nahe der Wasseroberfläche (W Temp surf)
- Sedimenttemperatur (Sed Temp)
- Mittlere vertikale Strömungsgeschwindigkeit (Current v)
- Strömungsgeschwindigkeit am Gewässergrund (Bottom v)
- Gesamtdruck (Total Press)
- Atmosphärendruck (Air Press)
- Zufluss zum Stausee (Discharge)
- Niederschlag (rainfall)
- Windgeschwindigkeit (Wind v) und Windrichtung (Wind dir)
- Gesamtdruckgradient (Total P grad)
- Atmosphärendruckgradient (AirP grad)
- Relative Wassersäulenstabilität/ relative water column stability (RWCS)

Die relative Wassersäulenstabilität RWCS ist ein Indikator für die vertikale Dichteschichtung und entsprechend verringerter vertikaler Durchmischung des Wasserkörpers. Die Definition nach Gerardo-Nieto et al. (2017) lautet $RWCS = (\rho_{bot} - \rho_{sur}) / (\rho_4 - \rho_5)$, mit ρ_{bot} = Dichte des Wassers am Gewässergrund, ρ_{sur} = Dichte des Wassers an der Wasseroberfläche, ρ_4 = Dichte des Wassers bei 4°C und ρ_5 = Dichte des Wassers bei 5°C. Die temperaturabhängige Dichte des Wassers wurde gemäß UNESCO-Gleichung nach Fischer (1979) berechnet.

Auf Basis der Blasenemissionszeitreihen und der ausgewerteten potentiellen Einflussfaktoren wurde die in Abbildung 22 dargestellte Korrelationsmatrix erstellt. Zur Bewertung wurde der Spearman Korrelationsfaktor (r_{Spearman}) errechnet. Der Übersichtlichkeit halber sind in der Matrix nur signifikante Zusammenhänge mit $p < \alpha = 5\%$ dargestellt. Stark positiv korrelieren die folgenden Parameter: Fließgeschwindigkeit und Zufluss, Fließgeschwindigkeit und gelöster Sauerstoffgehalt (DO) sowie Wasser- und Sedimenttemperatur. Signifikant negative korrelieren: gelöster Sauerstoffgehalt und Temperatur sowie RWCS und Zufluss.

Die sich hier ergebenden relevanten Einflussfaktoren auf die Methanblasenemissionen decken sich mit Untersuchungsergebnissen aus der Literatur. Aufgrund der hohen Komplexität der Prozesse der Blasenbildung und -freisetzung ist eine Vielzahl von Einflüssen erwartbar. Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse zeigen einen signifikant positiven Einfluss der Temperatur und der RWCS auf die Gasblasenemissionen sowie einen signifikant negativen Einfluss des gelösten Sauerstoffgehalts, Drucks und der Strömungsgeschwindigkeit.

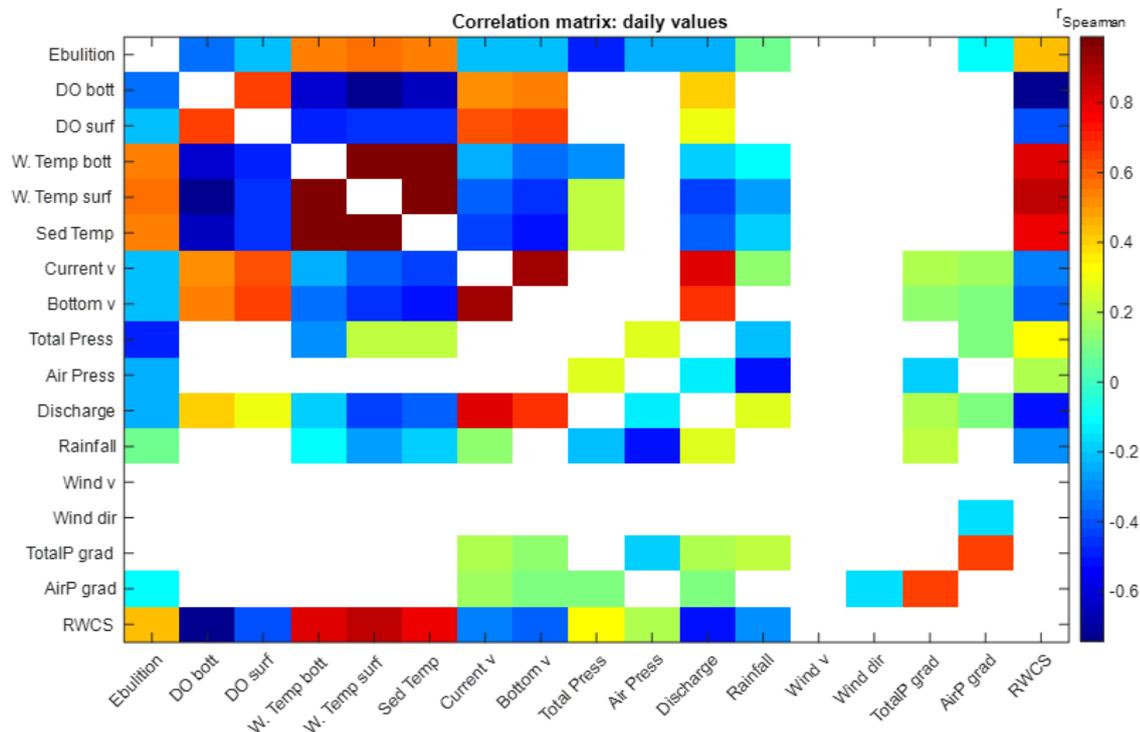


Abbildung 22: Korrelationsmatrix (Spearman-Korrelation) für Tagesmittelwerte von kontinuierlich gemessenen Parametern und der mittleren räumlichen Methanblasenemission (aller Blasenfallen). Die Kolorierung steht für die Korrelationsintensität bei einem Signifikanzniveau von 5 %. Weiße Felder stehen für Korrelationen mit $p < 0,05$.

Der Einfluss der Sedimenttemperatur und der Druckänderung auf die Blasenemissionen wird auch in Abbildung 23 deutlich. Berücksichtigt wurden in der Darstellung die mit den ABT gemessenen Emissionen. Mit steigender Sedimenttemperatur nehmen die Emissionen näherungsweise exponentiell zu. Kleine Druckschwankungen und insbesondere ein Druckabfall (negative Druckänderung) resultieren ebenfalls in einer deutlichen Zunahme der Gasfreisetzung. Für beide Variablen weisen die an Messstandort L03 erhobenen Daten eine stärkere Korrelation mit den Einflussfaktoren Temperatur und Druck auf als die an Standort L01.

Die exponentielle Beziehung zwischen Temperatur und Blasenanstieg wird auch in der Literatur berichtet (Aben et al., 2017). Die Abhängigkeit der Gasblasenemission von der Temperatur wird in der Literatur auch als Ökosystem-Level Q_{10} oder durch die Aktivierungsenergie mittels Arrhenius-Gleichung ausgedrückt. Q_{10} stellt die Änderung der Blasenemission pro 10°C Temperaturänderung im Sediment dar und wurde für die Wupper-Vorsperre nach DelSontro et al. (2016) berechnet. Der ermittelte Wert für die Wupper-Vorsperre lag bei 9,9 und ist damit geringer als die von DelSontro et al. (2016) berichteten Werte für Seen mit geringer Tiefe in Kanada ($Q_{10} = 13$). Die Aktivierungsenergie wurde nach Vorschlägen von Schmiedeskamp et al. (2021) und Duc, Crill und Bastviken (2010) berechnet. Der ermittelte Wert von 153,17 kJ/mol (oder 1,59 eV) war höher als der Wert für arktische Seen (1,36 eV) (Jansen et al., 2020) und geringer als der für andere Seen in Deutschland ermittelte Wert von ca. 1,85 eV (Schmiedeskamp et al., 2021).

Veränderungen des Drucks (hydrostatisch oder atmosphärisch) wurden bereits als Auslöser für Gasblasenemissionsevents beschrieben. Einerseits erleichtert verringerter Druck (d.h.

negative Druckveränderung) die Emission von Blasen aus der Sedimentmatrix (Casper et al., 2000, Maeck et al., 2013), im Gegensatz dazu verringert hoher Druck zwar die Wahrscheinlichkeit des Gasblasenaustritts, kann aber auch zu einer Verengung der Gaszwischenräume im Sediment führen und damit den Gasaufstieg aus tieferen Sedimentschichten begünstigen (Liu et al., 2016).

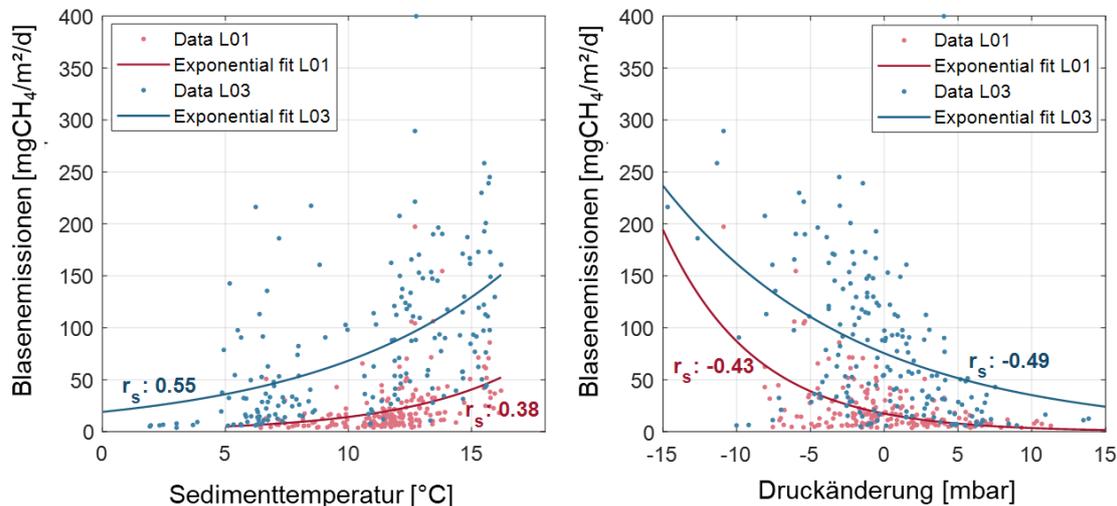


Abbildung 23: Mit den ABT an den Standorten L01 (rot) und L03 (blau) gemessenen Blasenemissionen über die Sedimenttemperatur (links) und die Druckänderung (rechts). Die Linien visualisieren den exponentiellen Zusammenhang wobei r_s der Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizient ist. Die Korrelation ist signifikant für ein Signifikanzniveau von 5 %.

3.7.6 Räumliche Gasverteilung im Sediment (Echolotmessungen)

Um den Gasgehalt im Sediment einschätzen zu können, wurden zusätzliche Echolotmessungen an der Wupper-Vorsperre durchgeführt. Mit einem Echolot EA400 (Kongsberg Inc. 2006) mit zwei Frequenzen (38 und 200 kHz) wurden zwei Messungen am 1. Juli 2020 und 11. Juni 2021 durchgeführt. Das Gasvolumen im Sediment pro Flächeneinheit (vol) wurde aus der von Anderson und Martinez (2015) ermittelten Beziehung unter Verwendung der folgenden Formel ermittelt:

$$\ln(vol) = 0.36 BS_{max} + 3.81 ,$$

wobei die maximale Rückstreuung BS_{max} (backscatter – BS) der Echolotmessung bei einer Frequenz von 200 kHz entspricht.

Die vorgeschlagene Formel zur Kalibrierung wurde anhand von Messungen von vier Standorten überprüft. An jedem Standort wurde die Rückstreuung für etwa 1 Minute aufgezeichnet. Direkt im Anschluss wurde das Gasvolumen im Sediment mit einer selbstgebauten Vorrichtung ermittelt (siehe Abbildung 24, linkes Bild). Die Vorrichtung wurde ins Sediment gedrückt und ein Metallgitter im Inneren wurde im Sediment auf und ab bewegt, um das in der Sedimentmatrix gespeicherte Gas freizusetzen. In einem an der Vorrichtung angeschlossenen Schlauch könnte das freigesetzte Gas zur Wasseroberfläche aufsteigen. Das Gas wurde dort in einen untergetauchten Messzylinder mit einem bekannten Durchmesser geleitet, um das Volumen anhand des aus dem Zylinder verdrängten Wassers zu bestimmen. Wie in Abbildung 24 rechts zusehen ist liegen die an der Wupper-Vorsperre gemessenen Gasvolumina in der von Anderson und Martinez (2015) vorgeschlagenen Kalibrierung. Diese wurde daher zur Kartierung des Gasgehaltes im Sediment der Wupper-Vorsperre eingesetzt.

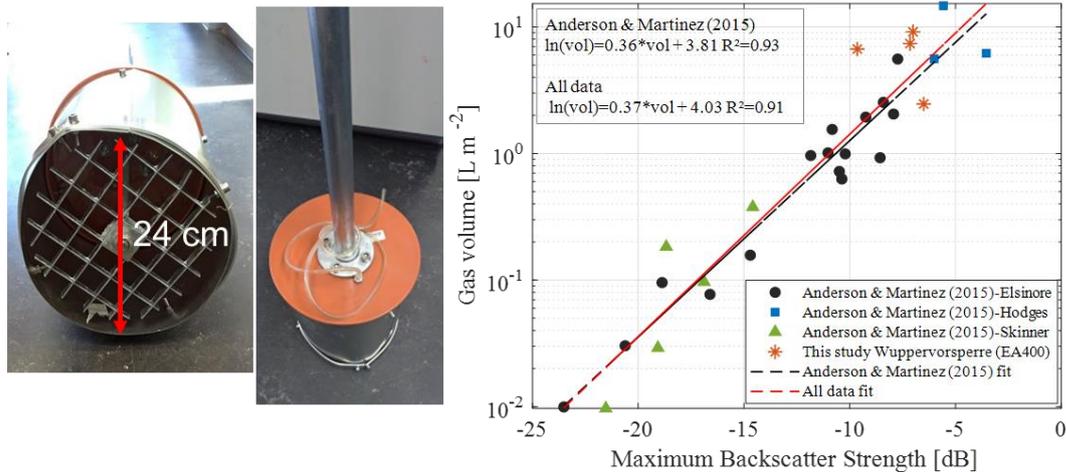


Abbildung 24: Bilder links: selbstgebaute Vorrichtung zur Bestimmung des Gasvolumens einer bestimmten Sedimentfläche; rechts: von Anderson und Martinez (2015) vorgestellter Zusammenhang zur Bestimmung des Gasgehaltes im Sediment als Funktion der maximalen Rückstreuungsstärke und die Datenpunkte der Wupper-Vorsperre.

Ein räumliches Raster mit einer Dimension von 5 mal 5 m wurde für die Wupper-Vorsperre erstellt. Die mittlere maximale Rückstreuung jeder Rasterzelle wurde zur Berechnung des in Abbildung 25 dargestellten Gasgehaltes genutzt. Wie in der Karte von 2020 zu sehen ist, wurden bei den Messungen für den gesamten Stausee erhöhte Gasgehalte in den Innenkurven (Gleithängen) des Gewässers, welche durch größere Sedimentablagerungen charakterisiert sind, festgestellt.

Die Bereiche, in denen der Gasgehalt bei beiden Echolotmessungen (2020 und 2021) erfasst wurde, wurden verglichen. Der mittlere Gasgehalt lag 2020 bei 1,5 L/m², während er 2021 für dieselbe Fläche bei 5,1 L/m² lag. Unter Berücksichtigung der oberen 10 cm Sedimentschicht entspricht das Gasvolumen einem Gasanteil von 1,5 % bzw. 5,1 %. Dieses Ergebnis liegt in derselben Größenordnung wie Messungen von Uzhansky et al. (2020) am Lake Kinneret, wo Gasanteile von weniger als 3,8 % gefunden wurden. Der bei der Messung 2021 an der Wupper-Vorsperre erfasste maximale Gasgehalt von 21,4 % liegt damit leicht über dem von Liu et al. (2016) berichteten Gasanteil in unter Laborbedingungen inkubierten Feinsedimenten (bis zu 18 %).

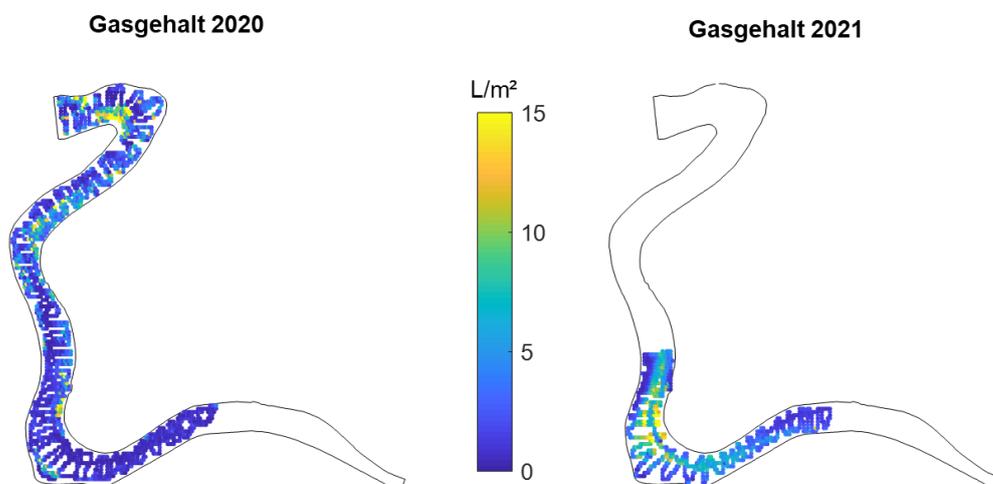


Abbildung 25: Kartierung des Gasgehalts im Sediment basierend auf Echolotmessungen vom 1. Juli 2020 und 11. Juni 2021 in der Wupper-Vorsperre. Der Gasgehalt wurde auf Basis der von Anderson und Martinez (2015) vorgeschlagenen Kalibrierung ermittelt, in der der Gasgehalt eine Funktion der maximalen Rückstreuung ist.

3.8 Emissionsbilanz und Einordnung in die Literatur

Auf Basis der gesammelten Messdaten wurde eine Methanemissionsbilanz für die Wupper-Vorsperre aufgestellt. Abbildung 26 stellt zunächst für die Messstandorte an der Wupper-Vorsperre die Emissionspfade Diffusion und Blasen den potentiellen Methanproduktionsraten und der Methanoxidation gegenüber. Zur vereinfachten Darstellung wurden die Methanproduktionsraten durch 10 geteilt. Für den Messstandort „MiniDot“ wurde keine PMP ermittelt.

Für alle Messstandorte zeigt sich eine ca. 5-mal höhere Methanproduktion als Emission. Dafür sind verschiedenen Erklärungsansätze denkbar. Zum einen ist drauf hinzuweisen, dass die potentielle Methanproduktionsrate im Labor unter regulierten, konstanten Bedingungen ermittelt wurde. Wechselnde Umwelteinflüsse, wie sie im Sediment des Staugewässers vorliegen, können nur begrenzt abgebildet und berücksichtigt werden. Die Emissionen wurden hingegen in-situ im Stausee unter realen Bedingungen ermittelt. Zum anderen konnte die Methanoxidation innerhalb des Projekts nicht umfassend berücksichtigt werden. Methanoxidation im Sediment und der Übergangsschicht zwischen Sediment und Wassersäule wurden im Projekt nicht untersucht (vgl. Kapitel 3.7.2). Es wird angenommen, dass ein erheblicher Teil des im Sediment produzierten Methans über dort ablaufende Oxidationsprozesse umgesetzt wird, zumal die Wupper-Vorsperre an allen Standorten zu nahezu jedem Zeitpunkt eine sauerstoffreiche Wassersäule aufgewiesen hat. Eine weitere mögliche Erklärung für die Diskrepanz zwischen Methanproduktion und Methanemission kann in der Speicherung des Methans im Sediment liegen. Die Untersuchung der Sedimentgefrierkeren im CT sowie die Untersuchung des Methangehalts im Porenwasser der mittels Gravity-Corer entnommenen Sedimentkerne haben gezeigt, dass über die gesamten Kernlängen, also auch in tieferen Sedimentschichten, Methan nachweisbar ist.

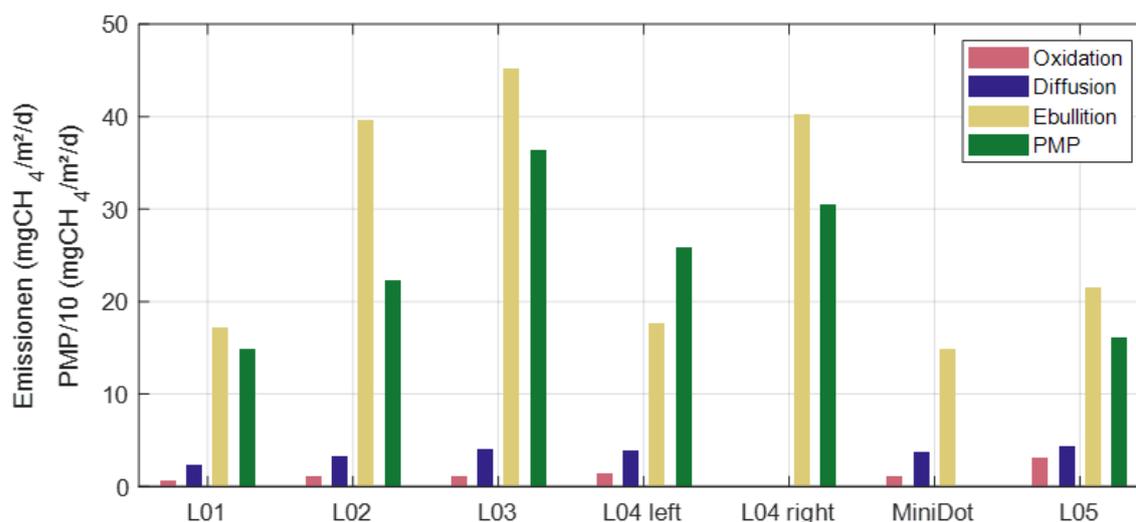


Abbildung 26: Blasenemissionen (gelb), diffusive Emissionen (blau), Methanoxidation (rosa) und potentielle Methanproduktionsraten (PMP, grün) der Messstandorte an der Wupper-Vorsperre. Die Einheiten sind in mgCH₄/m²/d wobei die potentielle Methanproduktionsrate zur verbesserten Darstellung durch 10 geteilt wurde.

Abbildung 26 verdeutlicht die Unterschiede in den Emissionen und der Produktion der verschiedenen Standorte. Wie bereits im Verlauf der Diskussion der Ergebnisse in den vorherigen Kapiteln deutlich wurde, zeigt sich auch hier in der Zusammenfassung der

Ergebnisse, dass sowohl die Methanproduktion als auch Methanemission am Verlagerungsstandort L04 an der rechten Gewässerseite deutlich höher ist als an der linken. Methanoxidation und Methandiffusion wurden am Standort L04 rechts nicht untersucht. Der Messpunkt L01 liegt im Bereich des alten Talwegs mit einer geringeren Sedimentauflage wodurch die vergleichsweise geringe Methanproduktion und -emission erklärt werden kann.

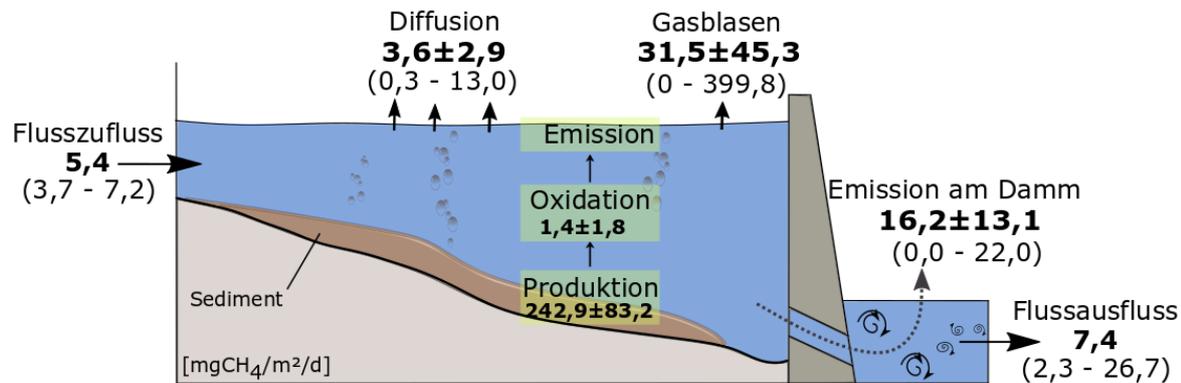


Abbildung 27: Methanemissionsbilanz der Wupper-Vorsperre. Darstellung der Emissionspfade, der potenziellen Methanproduktion (unter Laborbedingungen) und der Methanoxidation in $\text{mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$.

Die Methanemissionsbilanz für die gesamte Wupper-Vorsperre ist in Abbildung 27 dargestellt. An der Wupper-Vorsperre stellen die Blasenemissionen den Hauptemissionspfad dar. Die Vorsperre ist ein vergleichsweise kleiner Stausee mit insgesamt geringen Wassertiefen in denen die Blasenausgasung begünstigt erfolgt. Der diffusive Emissionspfad gewinnt an Bedeutung in Bereichen und Stauseen mit größeren Wassertiefen (Langenegger et al., 2019). Zudem ist die Wassersäule der Wupper-Vorsperre sauerstoffreich, wodurch Oxidationsprozesse die Methandiffusion an die Atmosphäre reduzieren.

Bezogen auf eine eingestaute Fläche von 150.000 m^2 belaufen sich die Gesamtmethanemissionen (Diffusion, Ausgasung am Wehr und Blasenanstieg) an der Wupper-Vorsperre von $51,3 \text{ mgCH}_4/\text{m}^2/\text{d}$ auf circa 2.810 kgCH_4 pro Jahr. Unter der Annahme, dass Methan ein 80-fach höheres Treibhausgaspotenzial als Kohlendioxid hat (bezogen auf 20 Jahre, IPCC, 2022), ergeben sich für die Wupper-Vorsperre jährliche Emissionen von ca. $224.800 \text{ kg CO}_2\text{-Äquivalenten}$, was wiederum den Emissionen von ca. $1,5 \text{ Mio. gefahrenen PKW-Kilometern}$ entspricht (Annahme: $150 \text{ gCO}_2/\text{km}$, Kraftfahrt-Bundesamt, 2010).

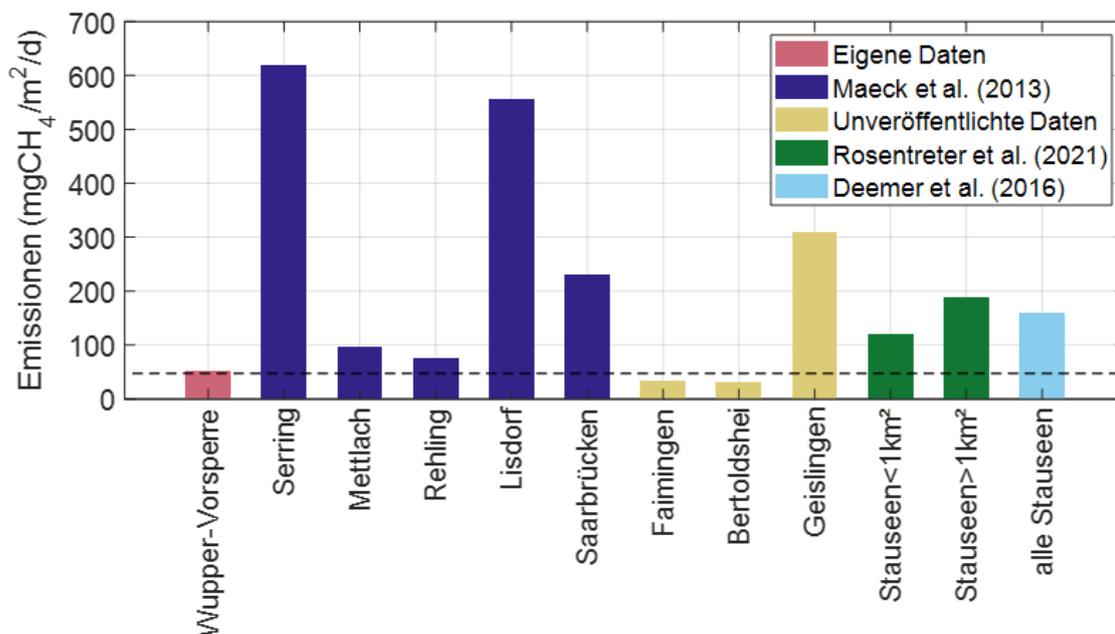


Abbildung 28: Gesamtmethanemissionen der Wupper-Vorsperre im Vergleich zu den Methanemissionen anderer Stauhaltungen in Deutschland und weltweit aus der Literatur.

Im Vergleich zu anderen Stauhaltungen in Deutschland und weltweit fallen die Methanemissionen der Wupper-Vorsperre relativ gering aus (Abbildung 28). In dem Zusammenhang ist allerdings zu betonen, dass die Vergleichbarkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Studien aufgrund unterschiedlicher Untersuchungsmethoden und Untersuchungszeiträume nur begrenzt gegeben ist. Die hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Emissionen machen die Erfassung dieser im Feld schwierig und fehleranfällig. Der Untersuchungszeitraum, die räumliche Auflösung und der Untersuchungsumfang innerhalb des Projekts sind auch im Vergleich zu anderen Studien als umfangreich zu bewerten. Es wurden sowohl emissionsreiche Zeiten (tendenziell eher im Sommer) als auch emissionsarme Zeiten (tendenziell im kühleren Winterhalbjahr) in der Bilanzierung berücksichtigt. Studien mit lediglich punktuellen Messungen zu Zeiten erhöhter Emissionen zeigen hingegen eine tendenziell zu hohe Emissionsbilanz. Zur Einordnung der im Projekt ermittelten Emissionen ist zudem zu sagen, dass es sich bei den Ergebnissen eher um einen unteren Grenzwert handelt. Die vorgenommenen Berechnungen und Analysen wurden konservativ durchgeführt und sind trotz des umfangreichen Untersuchungsprogramms mit Unsicherheiten behaftet, wobei die tatsächlichen Emissionen durchaus auch über den hier abgeschätzten liegen können. Bei den in Abbildung 28 aufgeführten Kategorien „Stauseen < 1 km²“, „> 1 km²“ und „alle“ wurden internationale Studien berücksichtigt. Staugewässer mit einer Größe < 1 km² sind hier allerdings unterrepräsentiert (Rosentreter et al., 2021). Mit einer Fläche von ca. 150.000 m² fällt die Wupper-Vorsperre in diese Kategorie wodurch die hier aufgestellte Emissionsbilanz einen entscheidenden Beitrag zur Bewertung der Klimawirkung von Stauräumen liefern kann.

3.9 G-res Tool

Das GHG Reservoir Tool (kurz G-res Tool) ist eine webbasierte Anwendung, die der Vorhersage von Treibhausgasemissionen aus Stauseen dient, sodass keine vor Ort Messungen durchgeführt werden müssen. Es soll Stauseebetreibern noch vor dem Bau einer Stauanlage ermöglichen die Netto Treibhausgasemissionen abzuschätzen in dem es den Ausstoß von Treibhausgasen vor und nach dem Aufstau berücksichtigt. Das Tool wurde im Rahmen eines Forschungsprojekts von der International Hydropower Association und dem UNESCO-Lehrstuhl für Globale Umweltveränderungen geleiteteten mit mehreren Interessengruppen entwickelt (Prairie et al., 2017).

Das G-res Tool schätzt die Netto-Treibhausgasemissionen, die mit dem Aufstauen eines Sees durch ein Absperrbauwerk entstehen. Dieser Ansatz basiert auf der Empfehlung des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2013), dass die Nettoemissionen bei der Bestimmung der Auswirkungen von Stauseen bewertet werden sollten um abschätzen zu können ob es sich um eine GHG Quelle oder Senke handelt. Für die Netto-Bilanzierung der Treibhausgasemissionen eines Stausees werden die Emissionen vor dem Aufstau von den Emissionen nach dem Aufstau abgezogen bzw. hinzugefügt. Das G-res Tool ermittelt CO₂- und CH₄-Emissionen in Form von CO₂-Äquivalenten. Für die Umrechnung der CH₄-Emissionen in CO₂-Äquivalent verwendet das G-res Tool den Faktor 34 (bei der Betrachtung einer Zeitspanne von 100 Jahren).

Für die Ermittlung der Emissionen führt das Tool durch mehrere Eingabeseiten. Grundlage bilden bei der GHG Bestimmung dabei Eingaben der Anwendenden und daraus errechnete Parameter. Die Eingabe ist in sogenannte Module gegliedert, d.h. thematisch zusammenhängende Eingabeseiten, die jeweils einen Teil der Gleichung zur Errechnung der Treibhausgasemissionen darstellen. Folgende Module werden genutzt:

- „Pre-impoundment“ – Hierbei werden Parameter zum Einzugsgebiet des Stausees und zur Landnutzung vor dem Aufstau abgefragt.
- „Post-impoundment“ – In diesem Modul werden die Emissionen bilanziert, die mit dem Stausee nach der Aufstauung zusammenhängen. Hierbei werden Informationen zum Stausee sowie Umwelteinflüsse, wie z. B. Wind und Temperatur, abgefragt.
- „Unrelated anthropogenic sources“ – Treibhausgasemissionen, die auf menschliche Aktivitäten im Einzugsgebiet zurückzuführen sind.
- „Construction“ – Ermittlung der Emissionen, die im Zusammenhang mit dem Materialien, Transport und Bau der Stauanlage stehen.

Für die Berechnung der Treibhausgasbilanz sind einige Schlüsselparameter notwendig, zu denen Angaben gemacht werden müssen, aber auch optionale Parameter können eingegeben werden, für eine genauere Berechnung.

3.9.1 G-res Tool Treibhausgasbilanz für die Wupper-Vorsperre

Im Rahmen des Forschungsprojekt wurden ergänzend die Treibhausgasemissionen der Wupper-Vorsperre mit Hilfe des G-res Tools ermittelt. Die Module „unrelated anthropogenic sources“ und „construction“ sind optional und wurden nicht in die Ermittlung der Emissionen

aufgenommen. Betrachtet wurden insbesondere die „post-impoundment“ Emissionen für den Vergleich zu den gemessenen Emissionen des Langzeitmonitorings.

Insgesamt wurden die Treibhausgasemissionen acht Mal mit dem G-res Tool ermittelt. Verschiedene Parameter, für die keine eindeutigen Werte geben sind, wurden dabei variiert. Für die variierten Parameter wurden Werte gewählt, die als realistisch eingeschätzt wurden bzw. Werte, die über verschiedene Rechnungsansätze ermittelt wurden oder für die mehrere Messwerte vorhanden waren. Zu diesen Parametern zählt die Bodenart (mineralischer und organischer Anteil), die vor der Aufstauung bei verschiedenen Geländearten vorlag. Anhand der Umgebung der Wupper-Vorsperre wurde für die Durchläufe 1-4 als einzige Geländeart „Wald“ gewählt. Der Anteil an organischem Boden stammt aus Daten der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Fuchs, Utermann und Hoffmann, 2010). In den Durchläufen 5-8 wurde zusätzlich die ursprüngliche Flussfläche mit einbezogen. Diese wurde näherungsweise über das Geoportal NRW bestimmt und nimmt 12,5 % der heutigen Stauseefläche ein – dementsprechend wurden der mineralische und organische Anteil der Böden aufgeteilt. Für die Berechnung des Kohlenstoffgehalts im Boden [kg/m^2] wurden zwei verschiedene Dichten gewählt. Zum einen die Dichte von $2.380 \text{ kg}/\text{m}^3$, die für die Auswertung der Coriolis Daten herangezogen wurde und zum anderen eine Dichte von $1.300 \text{ kg}/\text{m}^3$, die humosen Oberböden vorliegt (Hellberg-Rode, 2002). Für die Windgeschwindigkeit wurde zwischen $0,62 \text{ m}/\text{s}$ in drei Metern Höhe und $1,94 \text{ m}/\text{s}$ in zehn Metern Höhe unterschieden (Daten der Wetterstation, vgl. Kapitel 3.3). Mit der Variation der Parameter haben sich die vorhergesagten Emissionen jedoch kaum bzw. nicht unterschieden. In Tabelle 6 sind die variierten Parameter und die ermittelten Treibhausgasemissionen des G-res Tool anhand gleicher Ergebnisse zusammengefasst. In den Zeilen mit mehreren Angaben wurde jeweils ein Werte in Kombination mit den anderen variierten Parametern verwendet.

Aufgrund der sich kaum unterscheidenden Ergebnisse und um den Einfluss der Eingangsparameter zu untersuchen wurde zusätzlich eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Hierbei wurden auch Parameter wie z. B. größte Wassertiefe und Speichervolumen variiert. Dabei konnten jedoch keine Veränderungen in den Methanemissionen nach dem Aufstau des Stausees festgestellt werden.

Die vorhergesagten Methanemissionen sind wesentlich geringer als die durch das Langzeitmonitoring ermittelten Werte. Die Umrechnung der in CO_2 -Äquivalenten angegebenen Emissionen in CH_4 -Emissionen (Rückrechnung über den Faktor 34) ergeben, je nach Wahl der Parameter, jährliche CH_4 -Emissionen von $622,1 - 648,5 \text{ kg}_{\text{CH}_4}/\text{Jahr}$ während die Messwerte des Monitorings eine jährliche Emission von circa $2.548 \text{ kg}_{\text{CH}_4}/\text{Jahr}$ ergeben. Eine Möglichkeit für die starke Abweichung der vom G-res Tool errechneten Emissionen und der gemessenen Emissionen des Langzeitmonitorings könnten die in der Literatur seltener vertretenen kleinen Stauseen sein. Ein globales aufgesetztes G-res Tool könnte dadurch schwieriger alle Arten von Stauseen abbilden.

Tabelle 6: Ergebnisse der Treibhausgasvorhersage des G-res Tool und variierte Parameter. Model von [Prairie et al., 2017]. Mit / getrennte Angaben sind bei den unterschiedlichen Durchläufen variierte Parameter

	Varierte Parameter	Einheit	Durchlauf 1-4	Durchlauf 5,7	Durchlauf 6,8
Varierte Parameter	<i>Landnutzung vor Aufstau</i>				
	Anteil mineralischer Boden				
	Wald	%	80	70	70
	Fluss	%	0	10	10
	Anteil organischer Boden				
	Wald	%	20	17,5	17,5
	Fluss	%	0	2,5	2,5
	<i>Stausee</i>				
	Kohlenstoffgehalt im Boden	kg _c /m ²	47,6 / 26	47,6 / 26	47,6 / 26
	Wind Geschwindigkeit	m/s	0,62 / 1,94	0,62	1,94
Messhöhe Windgeschwindigkeit	m	3 / 10	3	10	
Ergebnisse	Emissionen				
	CH ₄ Emissionsrate [tCO _{2eq} /Jahr]				
	Nach Aufstau		22	22	22
	Vor Aufstau		0	1	1
	Netto CH ₄ Emissionen		22	21	21
	CH ₄ Emissionsrate [gCO _{2eq} /m ² /Jahr]				
	Nach Aufstau		147	147	147
	Vor Aufstau		0	4	6
	Netto CH ₄ Emissionen		147	143	141
CH ₄ Emissionen in kg _{CH₄} /Jahr			648,5	630,9	622,1

Neben den Emissionsmengen ermittelt das G-res Tool auch die Emissionspfade. Bei allen acht Vorhersagen wurden dieselben prozentualen Anteile der Emissionspfade ermittelt (Abbildung 29): Gemäß Gres Tool Prognose gelangen 58 % des Methans durch Diffusion in die Atmosphäre, 2 % steigt als Gasblasen auf und 40 % der Methanemission erfolgt durch Ausgasung am Damm. Die von G-Res Tool ermittelten Emissionspfade unterscheiden sich deutlich von Ergebnissen des Langzeitmonitorings. Grund hierfür kann, wie oben beschrieben, die geringere Datenmenge zu kleinen Stauseen sein aber ebenfalls auch zu wenige oder ungenaue Eingangsdaten bei der Nutzung des G-Res Tools. Der geschätzte Anteil der Emissionen durch Gasblasen wird daher als zu gering und. Die Daten aus dem Langzeitmonitoring sind plausibler ausgesehen.

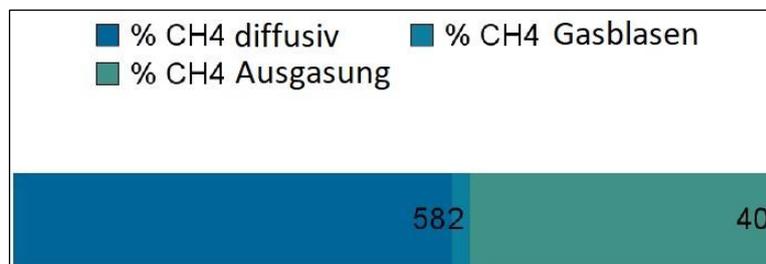


Abbildung 29: Emissionspfade des Methans aus Stauseen anhand der G-res Tools. Model von [Prairie et al., 2017]

3.10 Modellanlage

3.10.1 Messungen bei den durchgeführten Modellmaßnahmen

Im Rahmen der beiden durch die DBU geförderten Forschungsprojekte wurden insgesamt drei Modellmaßnahmen an der Wupper-Vorsperre durchgeführt. Kontinuierlich gemessen wurde neben verlagelter Sedimentmenge und -volumen auch der entnommene Gasvolumenstrom und regelmäßig die Gaszusammensetzung (CH_4 , CO_2 , O_2 und H_2S).

Zur Bestimmung des Gasvolumenstroms wurde ein thermischer Direktstrom Massendurchflussmesser (MFM) D 6360 der Firma Bronkhorst verwendet. Das Messgerät hat eine Genauigkeit von $\pm 1,5\%$ des maximalen Volumenstroms. Die Messung wird jeweils auf das in der Kalibrierung hinterlegte Gas bzw. Gasgemisch umgerechnet. Während der Modellmaßnahmen 1 und 2 war das Messgerät auf ein Gasgemisch aus 70 Vol-% CH_4 und 30 Vol-% CO_2 und einen Volumenstrom von 140 l/min bei $12,5^\circ\text{C}$ und Absolutdruck von 1,3 bar (a) kalibriert. Vor Modellmaßnahme 3 wurde das Gerät überprüft und neu kalibriert auf ein Gasgemisch von 55 Vol-% CH_4 , 40 Vol-% N_2 und 5 Vol-% O_2 und einen Volumenstrom von 70 l/min bei $20,0^\circ\text{C}$ und einem relativen Druck von 0,0 bar (g).

Da beide Kalibrierungen nicht exakt den im Feld variierenden Gaszusammensetzungen entsprechen, wurden die erhobenen Messdaten mit Umrechnungsfaktoren im Nachhinein korrigiert. Dazu wurde die mittlere Gaszusammensetzung jedes Transekts aus den während der Modellmaßnahmen erhobenen Daten ermittelt und der dazugehörige Umrechnungsfaktor aus einer Datenbank der Firma Bronkhorst (www.fluidat.com) entnommen.

Das eingesetzte MFM hat einen Messbereich von min. 0,4...20 l/min bis max. 2...200 l/min. Volumenströme unter 0,4 l/min können mit dem eingesetzten MFM D 6360 nicht zuverlässig gemessen werden. In der korrigierten Auswertung der Gasvolumenströme, wurden alle Messungen $< 0,4$ l/min daher nicht berücksichtigt.

Die korrigierten Auswertungen der Gasvolumina von Modellmaßnahme 1 und 2 unterscheiden sich daher von den im Zwischen- und Abschlussbericht des Vorgängerprojektes DBU-AZ 34765/01 (2021) dargestellten Daten. Die Ergebnisse der drei Modellmaßnahmen sind in den Tabelle 7 und Tabelle 8 dargestellt.

Während der ersten Modellmaßnahme 2020 konnten etwa 959 kg Sediment verlagert und 363 l Gasgemisch geerntet werden. Das entspricht unter Berücksichtigung eines mittleren während der ersten Tests gemessenen Methangehaltes von etwa 63 % einem Methanvolumen von 233 l.

Nach der ersten Modellmaßnahme wurden verschiedene Optimierungen an der Modellanlage durchgeführt. U. a. wurde eine neue Sediment-/Methan-Aufnahmeeinheit gebaut, um mehr Gas auffangen zu können und geringere Verluste zu erzielen. Bei der zweiten Modellmaßnahme 2021 konnten dann in etwa 24 Betriebsstunden circa 3.100 kg Sediment verlagert und 2.280 l Gasgemisch geerntet werden. Der mittlere Methangehalt bei diesem Test war mit etwa 56 % etwas geringer als bei der ersten Modellmaßnahme. Das geerntete Methanvolumen lag bei 1.270 l. Die Effizienz der Methanernte und Sedimentverlagerung konnten durch die Optimierungen nach Modellmaßnahme 1 deutlich gesteigert werden.

Im September 2021 wurde die Modellanlage ein weiteres Mal an der Wupper-Vorsperre getestet. Vor diesem dritten Test wurden nur kleinere Optimierungen an der Anlage vorgenommen. Bei der dritten Modellmaßnahme konnten in etwa 32 Betriebsstunden mindestens 3.092 kg Sediment verlagert und 2.350 l Gasgemisch geerntet werden. Der mittlere Methangehalt bei dieser Modellmaßnahme lag bei etwa 52 % und das geerntete Methanvolumen bei 1.213 l. Bei den Messungen der verlagerten Sedimentmenge mithilfe des Coriolis-Massendurchflussmessers gab es Probleme und daraus resultierende Datenlücken. Die Messungen der verlagerten Sedimentmenge der Transekten T1.1, T1.2, T3.1 und T5.2 fehlen oder sind unvollständig. Die tatsächlich während der Modellmaßnahme verlagerte Sedimentmenge liegt daher über der hier angegebenen.

Tabelle 7: Ergebnisse der ersten Modellmaßnahme (2020) und zweiten Modellmaßnahme (2021)

Transecte	Betriebsdauer [h]	Verlagerte Feststoffmasse [kg]	Sedimentvolumen [m ³ **]	Aufgefangenes Gasvolumen [l]	Mittlerer Methangehalt [%]	Methanvolumen [l]
1. Modellmaßnahme						
T1.1	1,29* / 2,07	154*	0,36*	61	58,76	36
T1.2 (return)	0,96	25	0,06	61	58,04	35
T2.1	1,17	216	0,5	51	69,65	36
T2.2 (return)	1,36	47	0,11	55	67,09	37
T2.3	0,87	308	0,71	23	49,49	11
T3.1	1,35	144	0,33	61	69,53	42
T3.2	1,09	197	0,46	56	71,28	40
Gesamt	8,87	1091	2,57	368	63,41	233
2. Modellmaßnahme						
T1.1	2,61	376	0,87	210	51,87	109
T1.2	2,28	1778	0,41	166	60,80	101
T1.3	2,43	342	0,79	210	54,23	114
T1.4	1,92	199	0,46	161	56,53	91
T2	-	-	-	-	-	-
T3.1	2,28	375	0,87	214	57,41	123
T3.2	1,98	273	0,63	268	60,29	162
T3.3	1,71	221	0,51	205	52,55	108
T3.4	2,19	321	0,74	193	58,01	112
T4.1	1,41	327	0,76	176	56,49	99
T4.2	1,77	285	0,66	205	54,19	111
T4.3	1,44	324	0,75	126	54,46	69
T4.4	1,72	307	0,71	146	51,82	76
Gesamt	23,73	3.527	8,16	2.280	55,72	1.270
Anmerkungen: * Datenlücken in den Coriolis-Daten bei T1.1						
** Berechnungsannahmen Sedimentvolumen: 2,38 t/m ³ Feststoffdichte, 35 Massen-% Feststoffe im Sediment						

Tabelle 8: Ergebnisse der dritten Modellmaßnahme 2021

Transecte	Betriebsdauer [h]	Verlagerte Feststoffmasse [kg]	Sedimentvolumen [m ³ **]	Aufgefangenes Gasvolumen [l]	Mittlerer Methangehalt [%]	Methanvolumen [l]
3. Modellmaßnahme						
T1.1*	1,98	-	-	248	57,64	143
T1.2*	1,92	114*	0,26*	180	55,92	101
T1.3	1,77	103	0,24	122	57,85	71
T2.1	1,50	109	0,25	171	56,98	97
T2.2	1,45	129	0,3	152	52,84	80
T2.3	1,41	299	0,69	77	55,38	43
T2.4	1,58	247	0,57	58	30,98	18
T3.1*	1,92	-	-	80	33,16	27
T3.2	1,40	260	0,60	144	52,34	75
T3.3	1,13	231	0,54	66	52,51	35
T3.4	1,05	313	0,72	88	52,13	46
T4.1	2,00	251	0,58	139	61,52	86
T4.2	1,74	195	0,45	134	55,06	74
T4.3	1,99	239	0,55	130	57,19	74
T4.4	1,95	333	0,77	92	47,64	44
T5.1	2,05	232	0,54	174	64,59	112
T5.2*	2,57	-	-	128	40,95	52
T5.3	1,40	252	0,58	84	57,40	48
T5.4	1,59	170	0,39	86	37,58	32
Gesamt	32,40	3.477	8,03	2.353	51,56	1.213
Anmerkungen: * Datenlücken in den Coriolis-Messungen						
** Berechnungsannahmen Sedimentvolumen: 2,38 t/m ³ Feststoffdichte, 35 Massen-% Feststoffe im Sediment						

3.10.2 Vergleich der Ergebnisse

Nach der ersten Modellmaßnahme 2020 wurden an der Anlage diverse Optimierungen vorgenommen. Unter anderem wurde ein neuer Saugkopf gebaut, der bei der zweiten Modellmaßnahme 2021 das erste Mal erfolgreich eingesetzt wurde. Durch den neuen Saugkopf konnte die Effizienz sowohl der Gasernte als auch der Sedimentverlagerung deutlich gesteigert werden (siehe Tabelle 7 und Tabelle 8). Gleichzeitig sind die Ergebnisse nicht direkt vergleichbar, da zu viele Veränderungen am System vorgenommen wurden.

Zwischen den Modellmaßnahmen zwei und drei wurden kleinere Optimierungen durchgeführt, die grundsätzlichen Systemkomponenten wie die Sediment-/Methanaufnahme-Einheit und der Gasabscheider sind aber unverändert geblieben. Der Gewässerbereich, in dem der Test der Modellanlage an der Wupper-Vorsperre durchgeführt wurde, ist ebenfalls derselbe gewesen. Die Modellanlage wurde allerdings nicht bei allen Transekten an denselben Bäumen befestigt, daher unterscheiden sich die Lagen einzelner Transekte zwischen der ersten Modellmaßnahme zu den Modellmaßnahmen zwei und drei. Beim Vergleich der Ergebnisse einzelner Transekte ist daher darauf zu achten, welche Transekte denselben Bereich abdecken. Die erzielten Gesamtmengen und -volumina können direkt verglichen werden, da die Verlagerung im selben Gewässerabschnitt stattgefunden hat.

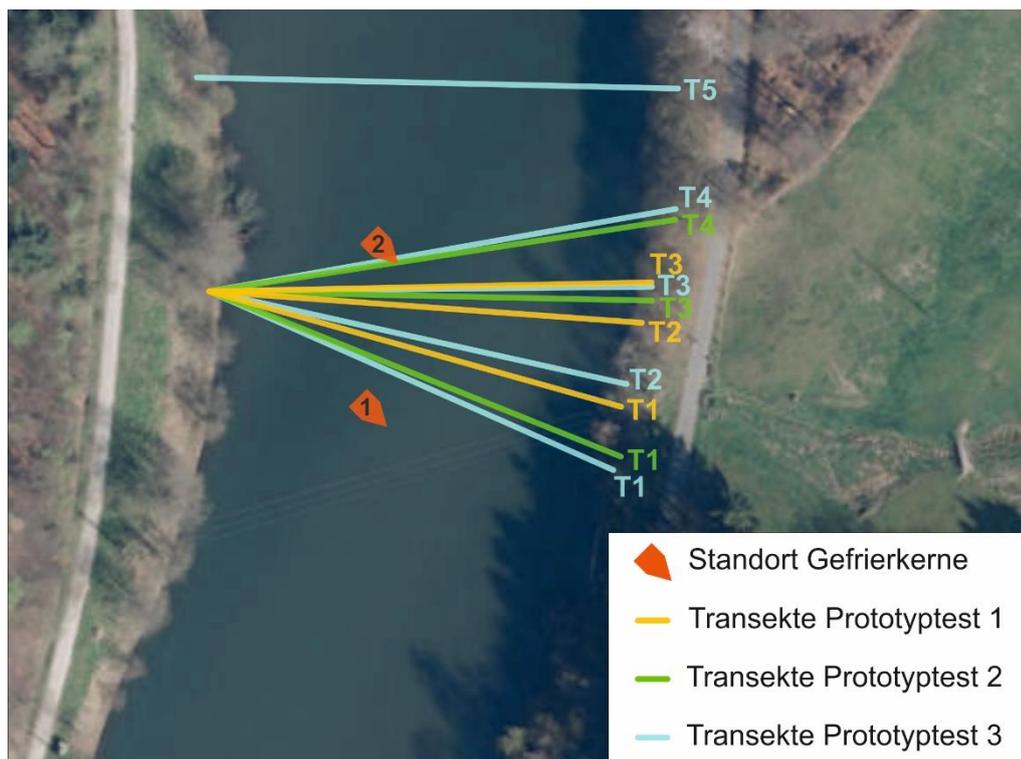


Abbildung 30: Befahrene Transekte während der drei Modellmaßnahmen (gelb: Prototypstest 1, grün: Prototypstest 2, blau: Prototypstest 3). Standorte der Gefrierkerne (Im Referenzbereich: Kern1, im Verlagerungsbereich: Kern 2).

Die Ergebnisse der drei Modellmaßnahmen und deren verschiedene spezifische Kennzahlen sind in Tabelle 9 zusammengefasst. Beim Vergleich von Modellmaßnahme 1 mit den beiden Modellmaßnahmen 2 und 3 zeigt sich, dass die Effizienz der Gasernte und Sedimentverlagerung durch die durchgeführten Umbauten und Optimierungen deutlich gesteigert werden konnte. Während bei Modellmaßnahme 1 lediglich ein Gasvolumen von 123 l pro Transekt geerntet werden konnte, konnte bei Modellmaßnahme 2 bzw. 3 ein

Gasvolumen von 760 bzw. 471 l pro Transekt geerntet werden. Auch die spezifische Gasernte pro Betriebsstunde konnte deutlich gesteigert werden. Während bei Modellmaßnahme 1 lediglich 41 l/h geerntet werden konnten, konnte bei den Modellmaßnahmen 2 bzw. 3 ein Gasvolumen von 96 bzw. 73 l/h geerntet werden.

Tabelle 9: Zusammenfassung der Ergebnisse der drei Modellmaßnahmen 2020 und 2021 sowie Berechnung verschiedener Kennzahlen zum Vergleich und zur Einordnung der Ergebnisse.

	Einheit	Modellmaßnahme 1	Modellmaßnahme 2	Modellmaßnahme 3
Anzahl Transekte		3	3	5
Anzahl Befahrungen der Transekte		7	12	19
Betriebszeit	[h]	8,87	23,73	32,40
Feststoffmasse	[kg]	1.091	3.527	3.477
Gasvolumen	[l]	368	2.280	2.353
Mittlerer Methangehalt	[%]	63,41	55,72	51,56
Methanvolumen	[l]	233	1.270	1.213
Methanmasse	[g]	150	819	782
Gasvolumen pro Transekt	[l]	123	760	471
Gasvolumen pro Befahrung	[l]	53	190	124
Gasvolumen pro Betriebsstunde	[l/h]	41	96	73
Gasvolumen pro verlagelter Feststoffmasse	[l/kg]	0,34	0,65	0,68

Während der zweiten Modellmaßnahme 2021 war das Wehr der Wupper-Vorsperre vollständig überstaut und der Wasserspiegel in der Wupper-Vorsperre lag zu Beginn der Modellmaßnahme etwa 1 m höher als normal. Im Laufe der dreiwöchigen Tests ist der Wasserspiegel kontinuierlich gefallen (siehe Abbildung 14). Die Treibhausgasemissionen aus dem Sediment werden u. a. durch den Druck auf das Sediment beeinflusst, z. B. durch Wasserstandsschwankungen (siehe auch Kapitel 3.7.5). Ein erhöhter Wasserspiegel und damit ein erhöhter Druck auf das Sediment führt dazu, dass Gas im Sediment zurückgehalten wird und die Emissionen verringert sind. Während der zweiten Modellmaßnahme konnte mehr Gas als während der dritten Modellmaßnahme geerntet werden. Ein möglicher Einfluss auf die hohe Gasernte kann der erhöhte Wasserspiegel und damit höhere Gasrückhalt im Sediment in der Zeit vor und während der Modellmaßnahme sein. Für den zukünftigen Einsatz der Modellanlage und die Effizienz der Gasernte kann es von Vorteil sein, die Anlage gezielt bei hohen Wasserständen einzusetzen. Das kann z. B. auch beim Stauseebetrieb während einer Sedimentverlagerung mit Gasernte berücksichtigt werden. Wie hoch die Steigerung durch ein solches gezieltes Vorgehen ist, muss in weiteren Tests validiert werden. Der Gasgehalt im Sediment und damit auch die erzielbare Gasernte können aber auch durch die bereits mehrmals stattgefundenen Sedimentverlagerung im betrachteten Gewässerbereich beeinflusst worden sein. Bei der dritten Modellmaßnahme wurden aufgrund der geringeren Gasernte die

befahrenen Transekte gekürzt. Die Befahrung wurde nicht bei jeder Transekte bis zum linken Ufer durchgeführt, sondern circa 10 m vor dem linken Ufer abgebrochen. Insgesamt waren die befahrenen Transekte also etwas kürzer als bei den Modellmaßnahmen 1 und 2.

Zu beachten ist weiterhin, dass das Modellgewässer zwischen den Modellmaßnahmen zwei und drei stark von dem Hochwasser im Juli 2021 betroffen war. Inwieweit das Hochwasser die Sedimentverteilung, -menge und -zusammensetzung in der Wupper-Vorsperre und damit auch das gespeicherte Gas in Menge und Zusammensetzung verändert hat, ist unklar. Beim direkten Vergleich der Ergebnisse der Modellmaßnahmen zwei und drei sollte das immer in Betracht gezogen werden. Das entnommene Gasvolumen war bei Modellmaßnahme 3 deutlich geringer als bei Modellmaßnahme 2 (siehe Tabelle 9). Denkbar ist, dass die während des Hochwassers im Gewässer aufgetretenen Druckschwankungen zum vermehrten Austritt des im Sediment gespeicherten Gases geführt haben und so bei Modellmaßnahme 3 weniger Gas im Sediment gespeichert war als vor und während Modellmaßnahme 2. So konnte entsprechend weniger Gas beim Betrieb der Modellanlage entnommen werden.

Die Auswertung der geernteten Gasvolumenströme zeigt, dass sich die geerntete Gasmenge im Verlauf der Transekte unterscheidet. Wie in Abbildung 31 zu sehen ist, war der Gasvolumenstrom am rechten Ufer deutlich größer als der Gasvolumenstrom am linken Ufer. Das bestätigt die in Kapitel 3.7.6 dargestellten Unterschiede im Gasgehalt des Sedimentes. In Bereichen mit größeren Sedimentablagerungen, wie am rechten Ufer, konnte während der Modellmaßnahmen mehr Gas entnommen werden als in Bereichen mit geringen Sedimentablagerungen, wie am linken Ufer (siehe Kapitel 3.4).

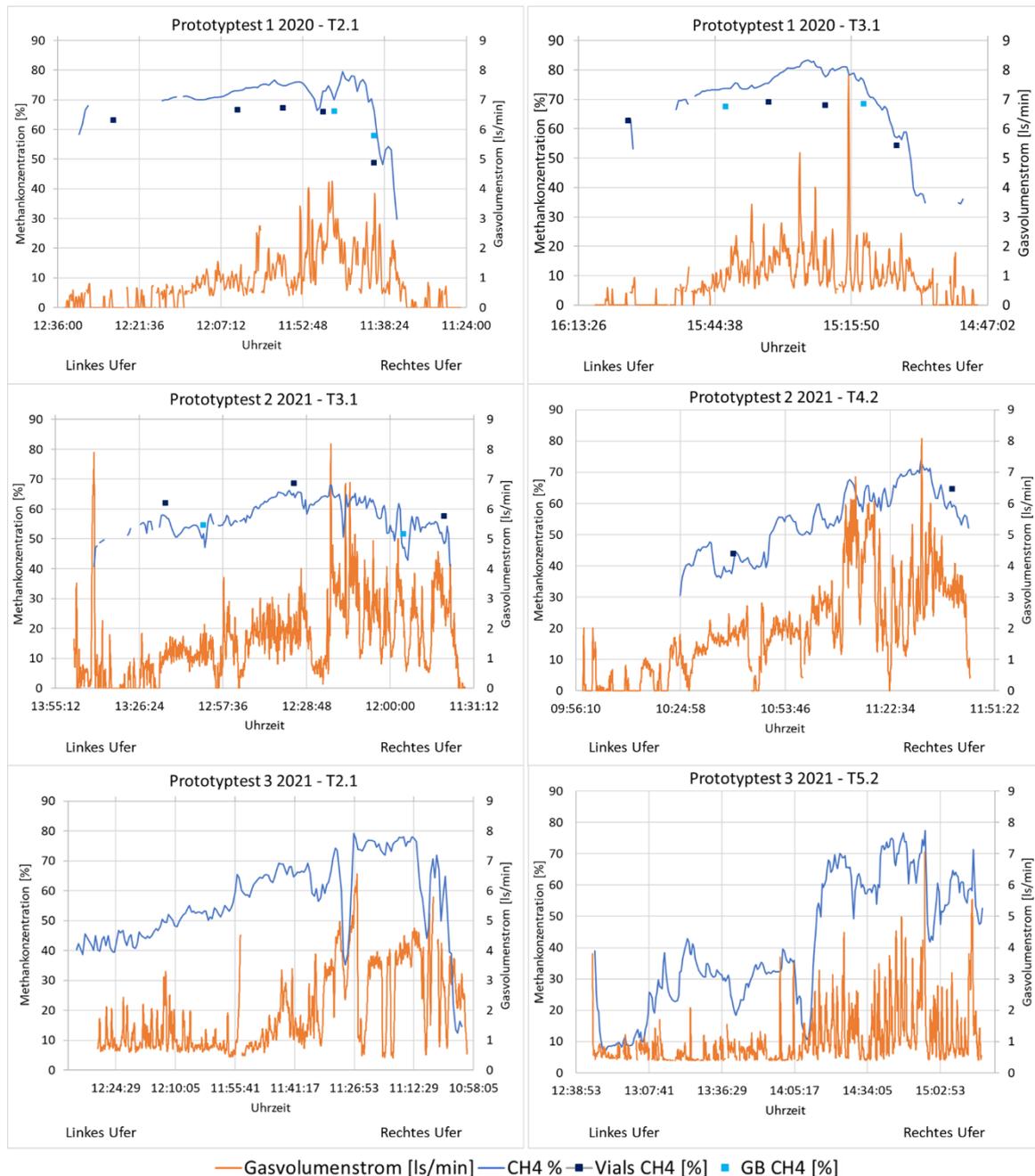


Abbildung 31: Bei den drei Modellmaßnahmen gemessene Gasvolumenströme und der kontinuierlich gemessene Methangehalt beispielhaft für verschiedene Transekte. Der Übersicht halber sind die Graphen so dargestellt, dass sie in die Messdaten vom linken Ufer ausgehend hin zum rechten Ufer zeigen. Orange Kurve: Gasvolumenstrom in Liter Standard pro Minute [l/min]; blaue Kurve: Methangehalt [%] gemessen mit dem Biogas5000; Punkte: Methangehalt in den entnommenen und im Labor analysierten Proben [%].

Eine wichtige Information für den zukünftigen wirtschaftlichen Betrieb der Anlage ist der Zusammenhang zwischen geerntetem Gasvolumen und verlagertes Sedimentmasse. Darauf aufbauend kann zukünftig der Betrieb der Anlage optimiert geplant werden. Hier sind verschiedene Zusammenhänge denkbar. Zum einen ist ein proportionaler Zusammenhang zwischen dem geernteten Gasvolumen und der verlagerten Feststoffmasse denkbar, also je mehr Sediment verlagert wird, desto mehr Gas wird geerntet. Dieser Zusammenhang könnte bei der Verlagerung der oberen Sedimentschichten, in denen ein Großteil des Gases gespeichert ist, auftreten. Denkbar ist aber auch ein antiproportionaler Zusammenhang. Dieser

könnte bei der Verlagerung von Sediment aus tieferen Sedimentschichten mit wenig gespeichertem Gas auftreten.

In Abbildung 32 ist das geerntete Gasvolumen der verlagerten Feststoffmasse gegenübergestellt. Der zu erkennende Trend unterscheidet sich zwischen den drei Modellmaßnahmen und dem Trend in allen Datenreihen. Die Messungen bei Modellmaßnahme 1 und 3 zeigen einen leicht negativen Zusammenhang zwischen geerntetem Gasvolumen und verlagelter Feststoffmasse. Bei Modellmaßnahme 2 sowie den gesamten Messdaten dagegen ist ein leicht positiver Zusammenhang zu erkennen.

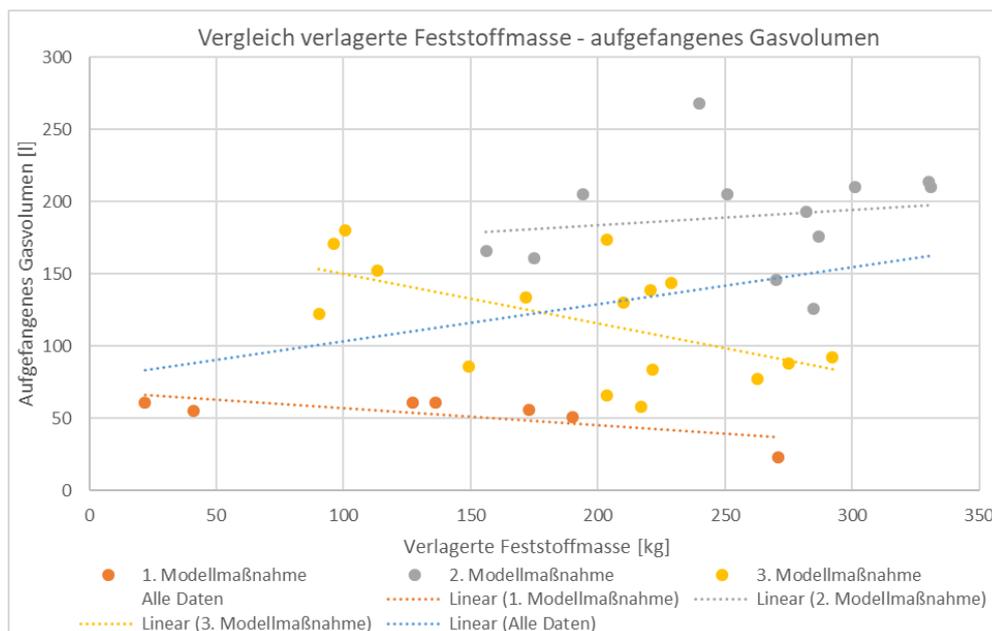


Abbildung 32: Vergleich der verlagerten Feststoffmasse und des geernteten Gasvolumens bei den verschiedenen Modellmaßnahmen

Der Zusammenhang zwischen geerntetem Gasvolumen und verlagelter Sedimentmasse ist in weiterführenden Tests zu untersuchen. Darauf aufbauend kann dann eine optimierte Verfahrensweise für die Modellanlage definiert werden.

3.10.3 Emissionsvermeidung durch den Einsatz der Anlage

Im Rahmen dieses Projekts wurden die durch die Energieversorgung der Anlage anfallenden Emissionen den durch die Methanernte vermiedenen Treibhausgasemissionen gegenübergestellt. Wird die Methanernte als Zusatzmaßnahme zur ohnehin notwendigen Sedimentverlagerung angesehen und wie im Projekt als druckloses System konzipiert, entsteht hierfür kein erhöhter Energiebedarf und somit keine zusätzlichen CO₂-Emissionen.

Es wurden zwei Ansätze für die Bestimmung der Anlagenemissionen herangezogen:

- CO₂-Ausstoß durch den Benzinverbrauch der zwei Stromerzeuger auf der Plattform
- Ermittlung über den Energieverbrauch, der bei einer zukünftigen, potenziell kommerziellen Nutzung über das Stromnetz gedeckt werden soll.

Bei den Herangehensweisen handelt es sich um Annäherungen unter Berücksichtigung getroffener Annahmen.

Die verwendeten Generatoren des Modells Honda EU30is verfügen über ein Tankfassungsvermögen von jeweils 13 l und können damit acht Stunden betrieben werden (Agriuro, 2022). Die Betriebszeit der dritten Modellmaßnahme lag bei 32,4 Stunden. Dies entspricht ca. vier Tankfüllungen und somit einem Benzinverbrauch von 105 l (bei zwei Generatoren). Pro verbranntem Liter Benzin entstehen 2,33 kg CO₂ (LfU Bayern, 2021). Daraus ergeben sich Emissionen in Höhe von ca. 245 kg CO₂ während der 3. Modellmaßnahme. In Tabelle 10 ist das während der dritten Modellmaßnahme emittierte CO₂ im Vergleich zu der ersten und zweiten Modellmaßnahme zusammengefasst.

Mit dem zweiten Ansatz wird zunächst der Strombedarf der Modellanlage ermittelt. Die beiden Generatoren liefern eine maximale Leistung von 6 kW. Nach aktuellem Stand der Anlage wurde daher diese Leistung für die Bestimmung der CO₂-Emissionen herangezogen. Bei einer Betriebsdauer von 32,4 Stunden während der dritten Modellmaßnahme ergibt sich somit ein gesamter Energiebedarf von 194,4 kWh. Laut Umweltbundesamt liegt der CO₂-Emissionsfaktor im deutschen Strommix bei 420 g_{CO2}/kWh (Umweltbundesamt, 2022). Anhand dieser Berechnung ergibt sich ein Treibhausgasausstoß von 81,6 kg CO₂ für den dritten Test. Die Ergebnisse der drei Modellmaßnahmen sind in Tabelle 10 zusammengefasst.

Während der dritten Modellmaßnahme wurde 1.213 l Methangas und somit eine Masse von 782 g aufgefangen. In CO₂-Äquivalenten (bei einem 80-fachen Treibhausgaspotenzial, IPCC, 2022) entspricht dies einer verhinderten Emission von 62,5 kg CO₂. Die Gegenüberstellung des Verbrauchs mit den vermiedenen Emissionen zeigt daher für den 3. Prototypentest Treibhausgaseinsparung von 25,5 % bzw. 76,67 % (je nach Ansatz). Der Vergleich aller Prototypentests ist in Tabelle 10 zusammengefasst.

Tabelle 10: Vergleich der durch die Anlage erzeugten CO₂-Emissionen mit den eingesparten Emissionen, Ermittlung über zwei Ansätze.

Ansatz 1: Ermittlung der CO₂-Emissionen über den Benzinverbrauch					
Modellmaßnahme	Betriebszeit [h]	Benzinverbrauch [l]	CO ₂ -Emissionen [kg CO ₂]	Aufgefangene Methanmasse [kg CO ₂ äq]	Treibhausgas Einsparung [%]
1	8,87	28,80	67,10	12	17,88 %
2	23,73	77,12	179,69	65,5	36,45 %
3	32,40	105,30	245,35	62,6	25,5 %
Ansatz 2: Ermittlung der CO₂-Emissionen über Energieversorgung mit Stromnetz					
Modellmaßnahme	Betriebszeit [h]	Energieverbrauch [kWh]	CO ₂ -Emissionen [kg CO ₂]	Aufgefangene Methanmasse [kg CO ₂ äq]	Treibhausgas Einsparung [%]
1	8,87	53,22	22,35	12	53,69 %
2	23,73	142,38	59,80	65,5	109,53 %
3	32,40	194,4	81,65	62,6	76,67 %

Die CO₂-Emissionen der Plattform im aktuellen Zustand, mit zwei Generatoren, fallen deutlich höher aus als bei einem Betrieb der Plattform über das Stromnetz. Damit ist die Einsparung der Treibhausgasemissionen hier wesentlich geringer. Die Energiequelle der Anlage ist somit von großer Bedeutung. Die aufgefangene und damit an der Emission gehinderte Gasmenge liegt in derselben Größenordnung wie die Treibhausgasemissionen durch die

Stromversorgung der Modellanlage. Für die Weiterentwicklung der Anlage ist daher der Umstieg auf eine alternative Stromquelle sinnvoll.

Eine alternative Möglichkeit ist die Nutzung des aufgefangenen Methans als Energieträger zur Stromerzeugung für den Betrieb der Modellanlage. Der Brennwert von Methan liegt bei 15,4 kWh/kg_{CH₄} (Meier, 2014). Während der zweiten und dritten Modellmaßnahme wurden 819 g bzw. 782 g Methan aufgefangen. Die daraus erzeugbare Energie bei der Verbrennung liegt somit bei 12,6 kWh bzw. 12 kWh. Der Energieverbrauch der Anlage ist jedoch deutlich höher. Um einen Betrieb der Anlage nur mit Methan zu gewährleisten, bedarf es daher einer wesentlich höheren Methangasausbeute.

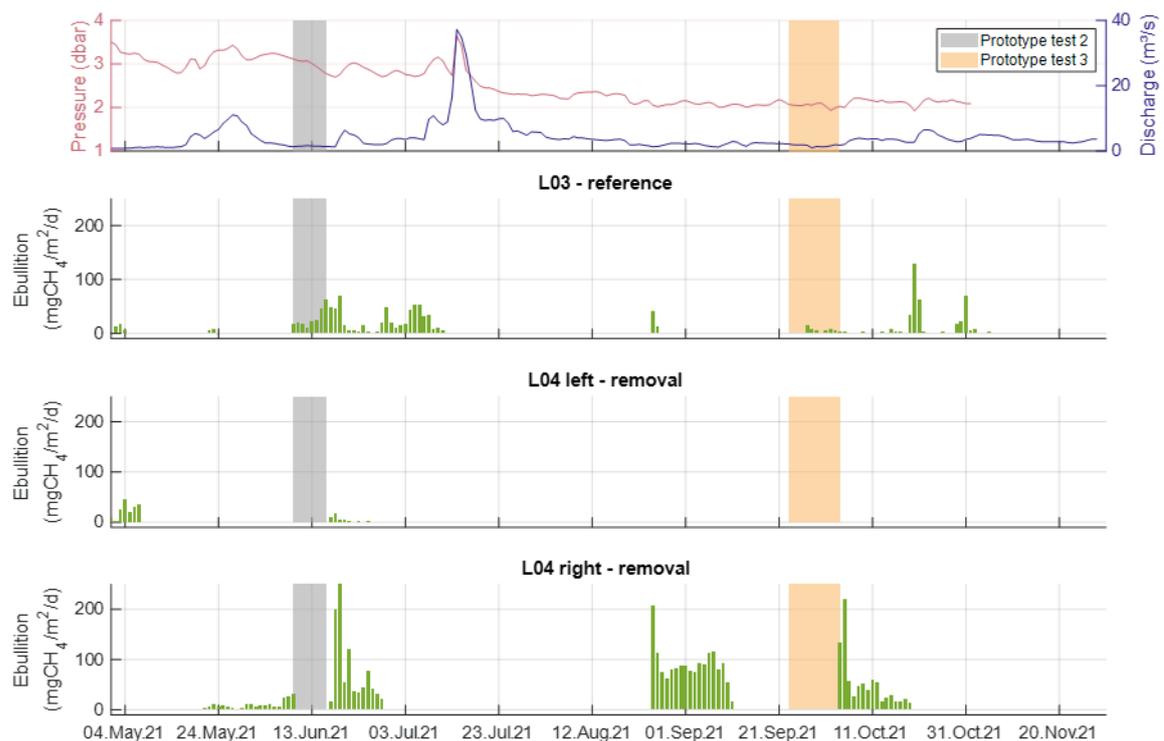


Abbildung 33: Oben: Wasserdruck [dbar] und Abfluss [m³/s] während des Vorgängerprojekts. Darunter: Ebullition [mgCH₄/m²/d] an den Standorten L03, L04 links und L04 rechts. Graue Markierung: Zeitraum des 2. Prototypentests. Gelbe Markierung: Zeitraum des 3. Prototypentests.

Ein weiterer Aspekt, der bei der Emissionsvermeidung durch den Einsatz der Modellanlage berücksichtigt werden sollte, ist die Veränderung der Methanemissionen der befahrenen Seefläche. Abbildung 33 zeigt, dass die gemessene Methanblasenemission sowohl nach der zweiten als auch nach der dritten Modellmaßnahme deutlich angestiegen ist (vgl. L04 right-removal). Das könnte auf eine nachhaltige Störung des Sedimentgefüges mit zeitlich versetzter, weiterhin erhöhter Ausgasung aus den tieferen Sedimentschichten deuten. Zur weiteren Reduzierung der hier beobachteten nachfolgenden Emissionen ist es daher empfehlenswert, den Betrieb der Anlage auf einen kleineren Gewässerbereich zu fokussieren und diesen länger zu befahren, um somit auch tiefere Sedimentschichten, in denen Gas gespeichert ist, zu verlagern. Die Monitoringergebnisse des Projekts zeigen den bereits thematisierten Anstieg des Blasenaustritts mit abfallendem Wasserdruck, also sinkendem Wasserstand. Aus diesen Erkenntnissen lassen sich die Einsatzzeitpunkt und der Betrieb der

Plattform optimieren. Der Einsatz der Anlage ist in Zeiten eines hohen Wasserstands sinnvoll, damit das Gas weiter im Sediment zurückgehalten wird und nicht ausgegast ist.

Tabelle 11: Potenzielle Methangasproduktion und Ebullition im Referenzbereich (L03) und im Verlagerungsbericht (L04), aufgeteilt in linke und rechte Stauseeseite.

	PMP (mgCH₄/m²/d)	Ebullition (mgCH₄/m²/d)	Anzahl der Tage mit Ebullition
L03	520,6	22,7	28
L04 left	370,3	4,3	10
L04 right	384,6	83,6	31

Die potenzielle Methangasproduktion PMP im Verlagerungsbereich (L04) liegt bei 370,3 mg_{CH₄}/m²/d bzw. 384,6 mg_{CH₄}/m²/d auf den linken bzw. rechten Stauseeseite (vgl. Tabelle 11). Zwischen der zweiten und dritten Modellmaßnahme lagen 93 Tage. Auf der befahrenen Fläche von 60 m² wurden im Zeitraum zwischen den Prototyptests im Durchschnitt potenziell 2,11 kg Methan gebildet. Die Ebullition im Verlagerungsbereich liegt bei 4,4 mg_{CH₄}/m²/d bzw. 83,6 mg_{CH₄}/m²/d (linke und rechte Stauseeseite). In diesem Zeitraum wurden an der linken und rechten Stauseeseite an 10 bzw. 31 Tagen Gasemissionen durch Ebullition gemessen. Somit wurden in der Zeit zwischen den Modellmaßnahmen im Verlagerungsbereich (60 m³, mit 50% linke Seite und 50% rechte Seite) 0,08 kg Methan durch Gasblasen emittiert. Von dem im Sediment gespeicherten Methan konnten im dritten Prototyptest 0,78 kg aufgefangen werden. Die Produktion des Methangases im Zeitraum zwischen den Modellmaßnahmen liegt deutlich über den aufgefangenen und emittierten Mengen. Das restliche produzierte Methan kann in tieferen Sedimentschichten verblieben und gespeichert oder durch Oxidation zu CO₂ abgebaut worden sein. Um die potenziell produzierten Methanmengen aufzufangen, ist der Betrieb der Anlage in einem häufigeren Turnus nötig. Im Durchschnitt wurde bereits nach 34 Tagen die aufgefangene Methanmasse wieder produziert.

3.10.4 Weitere technische und betriebliche Optimierung der Modellanlage

Die bisherigen Tests der Modellanlage haben gezeigt, dass sie funktionsfähig und einsatzbereit ist. Bevor sie aber langfristig wirtschaftlich eingesetzt werden kann, sind die Modellanlage und die Arbeitsabläufe weiterhin zu optimieren.

Aktuell wird die Modellanlage vollständig händisch betrieben. Um wirtschaftlich einsetzbar zu sein, ist die gesamte Anlage zu automatisieren. Durch einen autonomen Betrieb einer Anlage zur Gasernte während des Sedimentmanagements können die Betriebskosten enorm gesenkt werden, da keine Arbeitskräfte dauerhaft vor Ort beim Betrieb der Anlage anwesend sein müssen. Zu Automatisieren sind vor allem der Positionierung der Plattform auf dem See und die Höhensteuerung der Sediment-/Methan-Aufnahmeeinheit. Dazu müssen nicht nur die einzelnen elektrischen Geräte in die Steuerung integriert werden, sondern auch bisher manuell betriebene Bauteile, wie Ventile und Kugelhähne durch elektronisch steuerbare Bauteile ersetzt werden. Hier ist auch eine automatisierte Entlüftung des Saugkopfes beim Ablassen zum Gewässergrund zu entwickeln.

Problematisch beim längeren Betrieb der Modellanlage war eine Verstopfung von Sieben, die im Übergang vom Gasabscheider Richtung Gasmessstrecke verbaut waren. Diese waren nach einer Befahrung von zwei Transekten in der Regel vollständig verstopft, sodass der Wasserstand im Plexiglasbehälter gesunken ist. Die Anlage musste daraufhin für längere Zeit mit klarem Wasser gespült werden und die Pumpe musste beim Spülen mehrfach neu gestartet werden. Derartige Verstopfungen schränken den Regelbetrieb enorm ein und sind für einen wirtschaftlichen Einsatz der Anlage auf ein Minimum zu reduzieren. Eine Spülung der Anlage im Abstand weniger Stunden ist für einen wirtschaftlichen Einsatz nicht vertretbar.

Die größten und schwersten Anlagenteile, der Gasabscheider und das Coriolis-Messgerät sind aktuell auf der Plattform platziert und werden mit der Modellanlage über das Gewässer bewegt. Zukünftig ist es sinnvoll, die großen und schweren Bauteile an Land zu platzieren. So kann die Plattform auf

Die Stromversorgung der Anlage erfolgt bisher über Benzin-Generatoren. Diese erzeugen selbst CO₂-Emissionen im Betrieb und sind daher nicht klimafreundlich. Sie schränken den Nutzen einer Emissionsminderung durch die Anlage deutlich ein. Ein zukünftiges Ziel bei der Weiterentwicklung der Anlage sollte daher eine Energieautarkie sein, die im Idealfall vollständig durch die Nutzung erneuerbarer Quellen zur Stromerzeugung erreicht wird. Hierzu ist der Einbau einer Photovoltaik oder Windkraftanlage sowie eines geeigneten Speichers denkbar.

Insgesamt sollte ein Ziel bei der Weiterentwicklung der Plattform immer sein, den Strombedarf möglichst gering zu halten. Hier ist auch eine gezielte Energieoptimierung, z. B. durch Ersetzen von Anlagenkomponenten durch stromsparendere Alternativen sinnvoll. Zusätzlich können betriebliche Optimierungen den Strombedarf der Anlage weitersenkend. Optimale Betriebsweisen, z. B. um möglichst viel Gas zu ernten oder um möglichst viel Sediment zu verlagern, sind zu entwickeln und im Feld zu testen. Das Optimum zwischen Gasernte und Sedimentverlagerung ist zum einen im laufenden Betrieb, zum anderen auch in der Häufigkeit der Befahrungen zu ermitteln. Denkbar ist hier bspw., dass nach einer gewissen Anzahlbefahrungen in kurzer Zeit, keine effiziente Gasernte mehr möglich ist, da das im Sediment gespeicherte Gas größtenteils entnommen wurde. Zu ermitteln ist daraufhin, wann wieder so viel Gas im Sediment gespeichert ist, dass eine Gasernte erneut durchgeführt werden kann.

Bei der Automatisierung und Steuerung der Plattform sind die verschiedenen Betriebsweisen zu beachten. Sinnvoll ist hier die Entwicklung verschiedener Steuermodi. So kann der Betrieb an unterschiedliche Faktoren und Anforderungen, wie die verlagerte Sedimentmenge, das geerntete Gasvolumen und die Gaszusammensetzung, angepasst werden. Weiterhin sinnvoll ist die Energieoptimierung dieser Steuermodi. Bspw. durch Befahrungen, bei denen die Höhe der Sediment-Methan-Aufnahmeeinheit möglichst wenig verändert werden muss, kann die von der Anlage benötigte Energie deutlich verringert werden.

Gewässer sind sehr komplexe Systeme mit unterschiedlichen Gegebenheiten. Eine Anlage zur Gasernte während eines Sedimentmanagements muss immer an die speziellen Gegebenheiten eines jeden Gewässers angepasst werden. Dazu gehören bspw. die Wassertiefe, Fließgeschwindigkeiten, Sedimentmengen und -zusammensetzungen

(Korngrößenverteilung, Organikgehalt), Beschaffenheit der Ufer (Steigung, Bewuchs), Gasgehalt im Sediment und die Gaszusammensetzung. Um den Aufwand bei der Konzipierung neuer Anlagen zu verringern, ist es sinnvoll, die Anlage zu Modularisierungen und modular zu Automatisieren. Bei einer Modularisierung wird die Anlage in einzelne Module aufgeteilt. Diese Module werden an spezielle Gegebenheiten angepasst und sind untereinander kompatibel. Sie enthalten auch direkt die entsprechende Steuerungs- und Automatisierungstechnik. So kann eine neue Anlage aus den passenden, für spezielle Gegebenheiten angepassten Modulen schnell und einfach konzipiert werden. Die Wirtschaftlichkeit und Skalierbarkeit des Verfahrens steigen durch eine solche Modularisierung enorm.

Optimierungen sind weiterhin auch im Bereich der eingesetzten Messtechnik notwendig. Bisher wird ein Biogas5000 Handmessgerät zur Bestimmung der Gaszusammensetzung eingesetzt. Dieses lässt sich allerdings nicht automatisieren und in eine Steuerung integrieren. In diesem Bereich sind daher weitere Optimierungen notwendig. Auch das zur Messung des Gasvolumenstroms eingesetzte Messgerät ist nicht optimal. Wie in Kapitel 3.10.1 beschrieben, ist die Messung nur für das in der Kalibrierung hinterlegte Gasgemisch genau. Die Korrektur der Messwerte im Nachhinein ist sehr aufwendig. Entweder müsste diese Korrektur automatisiert werden oder ein anderes Messgerät eingesetzt werden, um verlässliche Messergebnisse zu erhalten.

Aktuell wird das Gas an zwei Stellen entnommen: Zum einen direkt aus der Sediment-/Methan-Aufnahmeeinheit, zum anderen aus dem Gasabscheider. Bleibt es bei dieser zweigeteilten Gasentnahme, sind zukünftig auch zwei Gasspeicherungen und -verwertungen notwendig, was nicht sinnvoll und wirtschaftlich ist. Das aus der Sediment-/Methan-Aufnahmeeinheit entnommene Gas soll daher in den Sediment-Wasser-Förderstrom zurückgeführt werden. So kann das Gas nur an einer Stelle, also am Gasabscheider, entnommen werden.

Sedimente in Gewässern können durch verschiedenste Schadstoffe belastet sein. Derartige Belastungen können sich teilweise auf einzelne Sedimentschichten beschränken. Eine zukünftige Trennung belasteter von unbelasteten Sedimentschichten direkt beim Sedimentmanagement würde eine enorme Zeit- und Kostenersparnis bedeuten. Bei der Weiterentwicklung der Modellanlage ist eine solche Differenzierung mit zu berücksichtigen. Je nach Automatisierung und integrierter Messtechnik ist eine Detektion und Separation verschiedener Sedimentschichten während des Betriebs denkbar.

3.11 Monetäre Bewertung von CH₄-Emissionen aus Stauseen

Eine Bewertung von Umweltschutzmaßnahmen ist in der Regel sehr umfangreich und gestaltet sich oft schwierig. Das gilt auch für die Bewertung von Treibhausgasemissionen. Ein Versuch, diese Diskussion zu versachlichen, ist es, Treibhausgasemissionen monetär zu bewerten und eine Vergleichbarkeit der Wirkungsabschätzungen verschiedener Maßnahmen zu erreichen (NYSERDA, 2021, UBA, 2014).

Bei der Bewertung von Treibhausgasemissionen werden zwei Ansätze unterschieden. Emissionen können danach bewertet werden, wieviel es kostet diese zu vermeiden. Konkret also, wie viel kostet es Unternehmen X bspw. eine Filteranlage in Fabrik Y einzubauen, um die Emissionen um den Betrag Z zu verringern. Die Kosten der Filteranlage lassen sich dann auf

die vermiedenen Einheiten z. B. CO₂-Emissionen umrechnen. Auf diesem Ansatz basiert auch der Emissionshandel. Dieser soll das Einhalten eines bestimmten Grenzwertes sicherstellen. Gleichzeitig wird durch den Handel mit Zertifikaten erlaubt, dass da eingespart wird, wo es am effizientesten möglich ist. Firmen, für die Maßnahmen zur Emissionsreduktion leicht umzusetzen sind, werden diese Maßnahmen eher ergreifen und so ihre CO₂-Emissionen senken. Dank des verringerten Ausstoßes benötigen diese Firmen nicht mehr alle ihnen zugewiesenen Zertifikate und können diese zum Kauf anbieten. Unternehmen, die keine oder nur sehr teure und komplexe Möglichkeiten haben, ihre Treibhausgasemissionen zu senken, können wiederum diese Zertifikate kaufen. Da Gewässer im Allgemeinen und damit auch die Wupper-Vorsperre weder Teil der im Emissionshandel inkludierten Industrien sind noch sich die genauen Kosten der Modellanlage beziffern lassen, ist dieser Ansatz bei der Bewertung von Treibhausgasemissionen aus Gewässern nicht zielführend.

Der zweite Ansatz, Emissionen monetär zu bewerten, ist eine Bewertung der zukünftigen Kosten, die durch Schäden infolge der Treibhausgasemissionen entstehen. Dies erfolgt losgelöst vom Verursacher. Es werden unterschiedlichste Aspekte und deren Auswirkungen betrachtet, u.a. welchen Einfluss die Klimaerwärmung auf den Anbau von Lebensmitteln hat, auf die Biodiversität, die Lebenserwartung, die Arbeitseffizienz usw. Diesen Faktoren wird ein bestimmter Wert in €₂₀₂₀/t CO₂ zugeschrieben und für alle betrachteten Einflüsse summiert. Die festgelegten Werte schwanken entsprechend der betrachteten Klimamodelle, der Anzahl der betrachteten Aspekte und der angenommen Randbedingungen wie z.B. durchschnittliches Einkommen, etc. Vorteil dieser Betrachtungsweise ist, dass sie einen ganzheitlichen Ansatz bietet und auch zukünftige Entwicklungen und durch Treibhausgasemissionen entstehende Probleme einbezieht. Bei der Nutzung dieses Ansatzes zur Bewertung der Methangasemissionen der Wupper-Vorsperre lässt sich sowohl der Schaden beziffern, den das Methan verursacht, als auch die mögliche Schadensreduktion bzw. das Einsparpotenzial durch den Einsatz der Anlage.

Für die Bewertung der Wupper-Vorsperre wurden die Ansätze zur Schadenskostenabschätzung des Umweltbundesamtes (UBA) (0,195 €/ kg CO₂-Äq; Umweltbundesamt, 2020) und nach EPS2015d (0,135 €/ kg CO₂-Äq; Steen, 2016) angewendet. Hierbei gilt es zu beachten, dass beide Angaben sich auf den Ausstoß von CO₂-Emissionen beziehen. Um die Schadenskostenabschätzungen für das von dem Gewässer emittierte CH₄ einsetzen zu können, sind die Emissionen zunächst mittels des Treibhausgaspotential (Global warming potential – GWP) in CO₂-Äquivalente umzurechnen. Für die Umrechnung wird das auf einen Zeitraum von 20 Jahren bezogene Treibhausgaspotential von Methan mit dem Faktor 80 genutzt (IPCC, 2022).

Für die Berechnung der Schadenskosten, die durch die Methanemissionen der Wupper-Vorsperre entstehen, wurden die Ergebnisse des Emissionsmonitorings sowie der Modellmaßnahmen 2 und 3 genutzt. Zur Berechnung des Einsparpotenzials wurde die pro Arbeitsstunde geerntete Methanmasse als Mittelwert der bei den Modellmaßnahmen 2 und 3 geernteten Methanmassen berechnet. So ergibt sich eine mittlere Methanernte von 0,0285 kg CH₄/h. Die detaillierte Berechnung der Schadenskosten und des Einsparpotenzials durch den ganzjährigen Einsatz der Modellanlage ist Tabelle 12 des Anhangs zu entnehmen.

Durch den ganzjährigen Einsatz der Modellanlage an der Wupper-Vorsperre ergibt sich ein Einsparpotenzial von etwa 8,9 %. Es gilt zu beachten, dass bis zum wirtschaftlichen Einsatz der Modellanlage weitere Optimierungen notwendig sind und damit einhergehend auch mit einer Effizienzsteigerung der Gasernte zu rechnen ist. So wird sich auch das Einsparpotenzial mit der Weiterentwicklung der Anlage weiter erhöhen. Außerdem kann der Einsatz einer großmaßstäblichen Anlage das Einsparpotenzial ebenfalls deutlich steigern.

Tabelle 12: Schadenskosten und Einsparpotenzial durch den ganzjährigen Einsatz der Modellanlage der Wupper-Vorsperre pro Jahr unter Berücksichtigung des GWP₂₀ von Methan mit dem Faktor 80 nach IPCC (2022).

	Schaden	Einsparpotenzial
Emissionen in CO ₂ -Äq [t/a]	224,8	20
In € nach EPS2015d [€/a]	30.348	2.696
In € nach UBA 2021 [€/a]	43.836	3.895

3.12 Veröffentlichungen

3.12.1 Beiträge auf Konferenzen

Tagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) 2021: Offermann, Mara; Backes, Laura; Marcon, Lediane; Schreiber, Felix; Lorke, Andreas; Jokiel, Christian; Detering, Michael: Entwicklung eines Verfahrens zur Methangaselimination aus Stauräumen. In: Pottgiesser, Tanja (Hrsg.): Ergebnisse der Jahrestagung 2021 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL): Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ): Leipzig, 27. September - 1. Oktober 2021. Essen: Eigenverlag der DGL, 2022, S. 185

45. Dresdner Wasserbaukolloquium 2022: Schreiber, Felix; Offermann, Mara; Backes, Laura; Marcon, Lediane; Lorke, Andreas; Jokiel, Christian; Detering, Michael: Methangaselimination bei der Stauraumbewirtschaftung als Beitrag zum Klimaschutz. In: Stamm, Jürgen; Graw, Kai Uwe (Hrsg.): Nachhaltigkeit im Wasserbau - Umwelt, Transport, Energie: 45. Dresdner Wasserbaukolloquium 2022. Dresden: Selbstverlag der Technischen Universität Dresden, 2022 (Dresdner wasserbauliche Mitteilungen, Heft Nr. 68), S. 199–207

36. Congress of the International Society of Limnology (SIL): Marcon, Lediane; Schwarz, Michael; Schreiber, Felix; Offermann, Mara; Backes, Laura; Hilgert, Stephan; Sotiri, Klajdi; Detering, Michael; Jokiel, Christian; Lorke, Andreas: The effect of sediment gas storage on methane ebullition dynamics in freshwater reservoir

3.12.2 Workshop Sedimentmanagement und Methangewinnung an Stauseen

Zur Präsentation der Projektergebnisse in der Fachöffentlichkeit wurde im Rahmen des Projekts am 21.06.2022 an der TH Köln ein Workshop mit dem Thema „Sedimentmanagement und Methangewinnung an Stauseen“ durchgeführt. In dem Workshop gab es verschiedene Fachvorträge zu den Themenbereichen Treibhausgase aus Stauseen und Sedimentmanagement unter anderem von Vertretern des Wupperverbandes und verschiedener Hochschulen (siehe Tabelle 14). Der Workshop hatte eine gute Resonanz in der Fachöffentlichkeit. Insgesamt nahmen etwa 30 Personen am Workshop teil. Dazu gehörten

Vertreter verschiedenster Behörden und Verbände, u. a. des Wupperverbandes, Ruhrverbandes, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, der BfG und des Landesumweltamtes Bayern begrüßen. Die Thematik und Projektergebnisse sind auf positive Resonanz und viel Interesse von allen Teilnehmenden gestoßen.

Ein kurzer Bericht über den Workshop ist auf der Webseite des LWU abrufbar: https://www.th-koeln.de/bauingenieurwesen-und-umwelttechnik/events-im-bereich-wasserbau-und-wasserwirtschaft_28686.php

3.12.3 Beiträge in Fachzeitschriften

In Vorbereitung:

Fachartikel vorgesehen zur Veröffentlichung in der Zeitschrift „WasserWirtschaft“

Fachartikel zu dem durchgeführten Emissionsmonitoring mit dem Arbeitstitel „The role of sediment gas storage in the methane budget of a shallow freshwater reservoir“ in Vorbereitung

3.12.4 Studentische (Abschluss-)Arbeiten

Nather, S.: „Ermittlung der Dichte von Sediment“. Bachelor Thesis

Faust, S.: „Möglichkeiten zur wirtschaftlichen Bewertung von Treibhausgasemissionen aus Staugewässern“. Wissenschaftliches Projekt

3.12.5 Sonstiges

WDR Lokalzeit Beitrag vom 29.06.2022: Bericht über den Betrieb der Modellanlage im Rahmen eines Feldtests und Methanemissionen aus Stauseen allgemein. Abrufbar auf der Webseite des LWU: https://www.th-koeln.de/bauingenieurwesen-und-umwelttechnik/events-im-bereich-wasserbau-und-wasserwirtschaft_28686.php

4 Fazit und Ausblick

Die beiden durch die DBU geförderten Forschungsprojekte haben gezeigt, dass eine Methangasernte in Kombination mit einem Sedimentmanagement möglich ist. Die Methanemissionen aus Stauseen weltweit liegen in einer für den Klimawandel relevanten Größenordnung. Um Ziele wie die des Global Methane Pledge zu erreichen, ist es sinnvoll, auch in diesem Bereich anzusetzen und die Methanemissionen aus Gewässern zu verringern.

Um die langfristige Emissionsvermeidung durch eine kombinierte Sedimentverlagerung und Gasernte nachweisen zu können, sind ein großflächiger Einsatz und ein Monitoring der Anlage zur Gasernte während des Sedimentmanagements notwendig. Bei diesen weiteren Tests ist die Modellanlage weiter zu optimieren und für einen wirtschaftlichen und langfristigen Einsatz zu automatisieren. Weitere Optimierungspotenziale ergeben sich aus einem abgestimmten Betrieb der Anlage, der die Methanproduktion- und -emissionszyklen berücksichtigt.

Über das an der Wupper-Vorsperre durchgeführte intensive Emissionsmonitoring konnte im Rahmen des Projekts eine detaillierte Emissionsbilanz für das Modellgewässer aufgestellt werden. Die vergleichsweise hohe räumliche und zeitliche Auflösung des Monitorings liefert wichtige Erkenntnisse zu den maßgebenden Emissionspfaden und relevanten Einflussfaktoren. Relativ kleine Staugewässer wie die Wupper-Vorsperre sind in bisherigen Emissionsprognose- und Hochrechnungsmodellen unterrepräsentiert, wodurch die im Projekt gewonnenen Erkenntnisse helfen, diese zu verbessern.

Die auf Grundlage des Monitorings ermittelten Methanemissionen der Wupper-Vorsperre fallen im Vergleich zu anderen Stauhaltungen eher gering aus. Durch den Einsatz der Modellanlage an Stauhaltungen mit größerem Emissionspotenzial kann auch die Gasernte sowie die Emissionsvermeidung weiter gesteigert werden.

Fokus zukünftiger Projekte sollte auch in der weiteren Nutzung und Verwertung des Gases liegen. Das in Stauseen produzierte Methan sollte perspektivisch als Ressource angesehen werden, die insbesondere im Zuge eines Sedimentmanagements als Gewässerunterhaltungsmaßnahme gefördert und verwertet werden kann, wobei die vielfältigen und wichtigen Funktionen der Staugewässer erhalten bleiben.

Literatur

- ABEN, R.C.H., N. BARROS, E. VAN DONK, T. FRENKEN, S. HILT, G. KAZANJIAN, L.P.M. LAMERS, E.T.H.M. PEETERS, J.G.M. ROELOFS, L.N. de SENERPONT DOMIS, S. STEPHAN, M. VELTHUIS, D.B. VAN DE WAAL, M. WIK, B.F. THORNTON, J. WILKINSON, T. DELSANTRO und S. KOSTEN, 2017. Cross continental increase in methane ebullition under climate change [online]. *Nature communications*, **8**(1), 1682. *Nature communications* [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41467-017-01535-y
- ABRIL, G., F. GUÉRIN, S. RICHARD, R. DELMAS, C. GALY-LACAUX, P. GOSSE, A. TREMBLAY, L. VARFALVY, M.A. DOS SANTOS und B. MATVIENKO, 2005. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana) [online]. *Global Biogeochemical Cycles*, **19**(4), n/a-n/a. ISSN 0886-6236. Verfügbar unter: doi:10.1029/2005GB002457
- ABSCHLUSSBERICHT DBU AZ 34765/01-23, 2021. *Methangaselimination - Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Methangaselimination aus wasserwirtschaftlichen Stauräumen bei der Umlagerung von Sedimenten*. Köln.
- AGRIEURO, 2022. *Inverter Stromerzeuger 230V einphasig Honda EU30is - 2.8 kW - leise - Benzin Motor - mit Rädern* [online]. 6. September 2022 [Zugriff am: 6. September 2022]. Verfügbar unter: <https://www.agrieuro.de/inverter-stromerzeuger-230v-einphasig-honda-eu30is-28-kw-leise-benzin-motor-mit-radern-p-13723.html>
- ANDERSON, M.A. und D. MARTINEZ, 2015. Methane gas in lake bottom sediments quantified using acoustic backscatter strength [online]. *Journal of Soils and Sediments*, **15**(5), 1246-1255. ISSN 1439-0108. Verfügbar unter: doi:10.1007/s11368-015-1099-1
- CASPER, P., S.C. MABERLY, G.H. HALL und B.J. FINLAY, 2000. Fluxes of methane and carbon dioxide from a small productive lake to the atmosphere. *Biogeochemistry*, (49), 1-19. ISSN 0168-2563.
- CHANTON, J.P., C.S. MARTENS und C.A. KELLEY, 1989. Gas transport from methane-saturated, tidal freshwater and wetland sediments [online]. *Limnology and Oceanography*, **34**(5), 807-819. ISSN 0024-3590. Verfügbar unter: doi:10.4319/lo.1989.34.5.0807
- CHEN, R.L., D.R. KEENEY, J.G. KONRAD, A.J. HOLDING und D.A. GRAETZ, 1972. Gas Production in Sediments of Lake Mendota, Wisconsin [online]. *Journal of Environmental Quality*, **1**(2), 155-158. ISSN 0047-2425. Verfügbar unter: doi:10.2134/jeq1972.00472425000100020010x
- CRUSIUS, J. und R. WANNINKHOF, 2003. Gas transfer velocities measured at low wind speed over a lake [online]. *Limnology and Oceanography*, **48**(3), 1010-1017. ISSN 0024-3590. Verfügbar unter: doi:10.4319/lo.2003.48.3.1010

- DELSONTRO, T., L. BOUTET, A. ST-PIERRE, P.A. DEL GIORGIO und Y.T. PRAIRIE, 2016. Methane ebullition and diffusion from northern ponds and lakes regulated by the interaction between temperature and system productivity [online]. *Limnology and Oceanography*, **61**(S1), S62-S77. ISSN 0024-3590 [Zugriff am: 21. Oktober 2022]. Verfügbar unter: doi:10.1002/lno.10335
- DUC, N.T., P. CRILL und D. BASTVIKEN, 2010. Implications of temperature and sediment characteristics on methane formation and oxidation in lake sediments [online]. *Biogeochemistry*, **100**(1-3), 185-196. ISSN 0168-2563 [Zugriff am: 21. Oktober 2022]. Verfügbar unter: doi:10.1007/s10533-010-9415-8
- DÜCK, Y., L. LIU, A. LORKE, I. OSTROVSKY, R. KATSMAN und C. JOKIEL, 2019. A novel freeze corer for characterization of methane bubbles and assessment of coring disturbances [online]. *Limnology and Oceanography: Methods*, **17**(5), 305-319. ISSN 1541-5856 [Zugriff am: 7. Dezember 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1002/lom3.10315
- FISCHER, H.B., 1979. *Mixing in inland and coastal waters* [online]. 2008 digital printing. New York: Academic Press. ISBN 0122581504. Verfügbar unter: <http://www.loc.gov/catdir/description/els031/78022524.html>
- FLUGGS, 2022. *SensorWeb Wupperverband* [online]. Verfügbar unter: <https://fluggs.wupperverband.de/swc/#/selection-map>
- FUCHS, M., J. UTERMANN und R. HOFFMANN, 2010. Regionalisierung von organischem Kohlenstoff in Böden Deutschlands - eine Annäherung. In: FOSSGIS, Hg. *Anwenderkonferenz für Freie und Open Source Software für Geoinformationssysteme*, S. 89-97.
- GERARDO-NIETO, O., M.S. ASTORGA-ESPAÑA, A. MANSILLA und F. THALASSO, 2017. Initial report on methane and carbon dioxide emission dynamics from sub-Antarctic freshwater ecosystems: A seasonal study of a lake and a reservoir [online]. *The Science of the total environment*, **593-594**, 144-154. The Science of the total environment. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.scitotenv.2017.02.144
- HARRIS, D., W.R. HORWÁTH und C. VAN KESSEL, 2001. Acid fumigation of soils to remove carbonates prior to total organic carbon or CARBON-13 isotopic analysis [online]. *Soil Science Society of America Journal*, **65**(6), 1853-1856. ISSN 03615995. Verfügbar unter: doi:10.2136/sssaj2001.1853
- HELLBERG-RODE, G., 2002. *Bodendichte* [online]. *Projekt Hypersoil* [Zugriff am: 22. September 2022]. Verfügbar unter: <https://hypersoil.uni-muenster.de/0/05/01.htm>
- IPCC, 2013. *Climate change 2013. The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge und New York: Cambridge University Press.
- IPCC, Hg., 2022. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK und New York, NY, USA: Cambridge University Press.

- JANSEN, J., B.F. THORNTON, A. CORTÉS, J. SNÖÄLV, M. WIK, S. MACINTYRE und P.M. CRILL, 2020. Drivers of diffusive CH₄ emissions from shallow subarctic lakes on daily to multi-year timescales [online]. *Biogeosciences*, **17**(7), 1911-1932. Biogeosciences [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.5194/bg-17-1911-2020
- JOYCE, J. und P.W. JEWELL, 2003. Physical Controls on Methane Ebullition from Reservoirs and Lakes [online]. *Environmental and Engineering Geoscience*, **9**(2), 167-178. ISSN 1078-7275. Verfügbar unter: doi:10.2113/9.2.167
- KETCHAM, R.A., 2005. Computational methods for quantitative analysis of three-dimensional features in geological specimens [online]. *Geosphere*, **1**(1), 32-41. Geosphere. Verfügbar unter: doi:10.1130/GES00001.1
- KRAFTFAHRT-BUNDESAMT, 2010. *Statistische Mitteilungen des Kraftfahrt-Bundesamtes: CO₂-Emissionen bei 152 Gramm* [online]. Verfügbar unter: https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Neuzulassungen/Umwelt/2010/2010_n_co2_emission_pdf.pdf?__blob=publicationFile&v=3
- LANGENEGGER, T., D. VACHON, D. DONIS und D.F. MCGINNIS, 2019. What the bubble knows: Lake methane dynamics revealed by sediment gas bubble composition [online]. *Limnology and Oceanography*, **64**(4), 1526-1544. ISSN 0024-3590 [Zugriff am: 30. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1002/lno.11133
- LFU BAYERN, 2021. *Berechnen Sie Ihre Treibhausgasemissionen mit dem CO₂-Rechner - IZU* [online]. 6. September 2022 [Zugriff am: 6. September 2022]. Verfügbar unter: https://www.umweltpakt.bayern.de/energie_klima/fachwissen/217/berechnen-sie-ihre-treibhausgasemissionen-mit-co2-rechner
- LINKHORST, A., C. HILLER, T. DELSONTRO, G. M. AZEVEDO, N. BARROS, R. MENDONÇA und S. SOBEK, 2020. Comparing methane ebullition variability across space and time in a Brazilian reservoir [online]. *Limnology and Oceanography*, **65**(7), 1623-1634. ISSN 0024-3590. Verfügbar unter: doi:10.1002/lno.11410
- LIU, L., J. WILKINSON, K. KOCA, C. BUCHMANN und A. LORKE, 2016. The role of sediment structure in gas bubble storage and release [online]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, **121**(7), 1992-2005. ISSN 2169-8953 [Zugriff am: 21. April 2022]. Verfügbar unter: doi:10.1002/2016JG003456
- MAECK, A., H. HOFMANN und A. LORKE, 2014. Pumping methane out of aquatic sediments – ebullition forcing mechanisms in an impounded river [online]. *Biogeosciences*, **11**(11), 2925-2938. Biogeosciences [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.5194/bg-11-2925-2014
- MAECK, A., T. DELSONTRO, D.F. MCGINNIS, H. FISCHER, S. FLURY, M. SCHMIDT, P. FIETZEK und A. LORKE, 2013. Sediment trapping by dams creates methane emission hot spots [online]. *Environmental science & technology*, **47**(15), 8130-8137. Environmental science & technology. Verfügbar unter: doi:10.1021/es4003907
- MEIER, B., 2014. *Heiz- und Brennwerte* [online] [Zugriff am: 6. Oktober 2022]. Verfügbar unter:

https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjjieOJkMv6AhWNO-wKHWSrA9sQFnoECBMQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.iet.hsr.ch%2Ffileadmin%2Fuser_upload%2Fiet.hsr.ch%2FPower-to-Gas%2FKurzberichte%2F10_Heiz-_und_Brennwerte.pdf&usq=AOvVaw3eqeFQHAhhIxdLq2oRqhQI

- NATCHIMUTHU, S., I. SUNDGREN, M. GÅLFALK, L. KLEMEDTSSON, P. CRILL, Å. DANIELSSON und D. BASTVIKEN, 2016. Spatio-temporal variability of lake CH₄ fluxes and its influence on annual whole lake emission estimates [online]. *Limnology and Oceanography*, **61**(S1), S13-S26. ISSN 00243590 [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1002/lno.10222
- NYSERDA, Hg., 2021. *Estimating the Value of Carbon: Two Approaches* [online]. 2. Auflage. New York State Energy Research and Development Authority (NYSERDA); Resources for the Future (RFF). New York, USA [Zugriff am: 6. Oktober 2022].
- PRAIRIE, Y.T., J. ALM, A. HARBY, S. MERCIER-BLAIS und R. NAHAS, 2017. The GHG Reservoir Tool (G-res) [Software]. Version 3.11 [Zugriff am: 12. September 2022]. Verfügbar unter: <https://g-res.hydropower.org/>
- ROSENTRETER, J.A., A.V. BORGES, B.R. DEEMER, M.A. HOLGERSON, S. LIU, C. SONG, J. MELACK, P.A. RAYMOND, C.M. DUARTE, G.H. ALLEN, D. OLEFELDT, B. POULTER, T.I. BATTIN und B.D. EYRE, 2021. Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources [online]. *Nature Geoscience*, **14**(4), 225-230. ISSN 1752-0894 [Zugriff am: 21. Februar 2022]. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41561-021-00715-2
- SCANDELLA, B.P., C. VARADHARAJAN, H.F. HEMOND, C. RUPPEL und R. JUANES, 2011. A conduit dilation model of methane venting from lake sediments [online]. *Geophysical Research Letters*, **38**(6), n/a-n/a. ISSN 00948276 [Zugriff am: 30. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1029/2011GL046768
- SCHMIEDESKAMP, M., L.S.E. PRAETZEL, D. BASTVIKEN und K.-H. KNORR, 2021. Whole-lake methane emissions from two temperate shallow lakes with fluctuating water levels: Relevance of spatiotemporal patterns [online]. *Limnology and Oceanography*, **66**(6), 2455-2469. ISSN 0024-3590 [Zugriff am: 21. Oktober 2022]. Verfügbar unter: doi:10.1002/lno.11764
- SOBEK, S., E. DURISCH-KAISER, R. ZURBRÜGG, N. WONGFUN, M. WESSELS, N. PASCHE und B. WEHRLI, 2009. Organic carbon burial efficiency in lake sediments controlled by oxygen exposure time and sediment source [online]. *Limnology and Oceanography*, **54**(6), 2243-2254. ISSN 0024-3590 [Zugriff am: 5. Oktober 2022]. Verfügbar unter: doi:10.4319/lno.2009.54.6.2243
- STEEN, B., 2016. Calculation of Monetary Values of Environmental Impacts from Emissions and Resource Use The Case of Using the EPS 2015d Impact Assessment Method [online]. *Journal of Sustainable Development*, **9**(6), 15. ISSN 1913-9063 [Zugriff am: 24. Mai 2022]. Verfügbar unter: doi:10.5539/jsd.v9n6p15

- TUŠER, M., T. PICEK, Z. SAJDLOVÁ, T. JŮZA, M. MUŠKA und J. FROUZOVÁ, 2017. Seasonal and Spatial Dynamics of Gas Ebullition in a Temperate Water-Storage Reservoir [online]. *Water Resources Research*, **53**(10), 8266-8276. ISSN 00431397. Verfügbar unter: doi:10.1002/2017WR020694
- UBA, 2014. *Schätzung der Umweltkosten in den Bereichen Energie und Verkehr. Empfehlungen des Umweltbundesamtes*. 2. Auflage. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.
- UMWELTBUNDESAMT, Hg., 2020. *Methodenkonvention 3.1 zur Ermittlung von Umweltkosten. Kostensätze* [online]. Dessau-Roßlau [Zugriff am: 6. Oktober 2022].
- UMWELTBUNDESAMT, Hg., 2022. *Entwicklung der spezifischen Treibhausgas-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 - 2021*. Dessau-Roßlau. 2022. ISBN ISSN 1862-4359.
- UZHANSKY, E., B. KATSNELSON, A. LUNKOV und I. OSTROVSKY, 2020. Spatial and temporal variability of free gas content in shallow sediments: Lake Kinneret as a case study [online]. *Geo-Marine Letters*, **40**(4), 491-505. ISSN 0276-0460. Verfügbar unter: doi:10.1007/s00367-019-00629-4
- VAN KESSEL, T. und W. VAN KESTEREN, 2002. Gas production and transport in artificial sludge depots [online]. *Waste Management*, **22**(1), 19-28. ISSN 0956053X. Verfügbar unter: doi:10.1016/S0956-053X(01)00021-6
- WETZEL, R.G., 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems* [online]. 3rd ed. New York: Springer. ISBN 0127447601. Verfügbar unter: <http://www.sciencedirect.com/science/book/9780127447605>
- WIK, M., P.M. CRILL, R.K. VARNER und D. BASTVIKEN, 2013. Multiyear measurements of ebullitive methane flux from three subarctic lakes [online]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, **118**(3), 1307-1321. ISSN 2169-8953 [Zugriff am: 30. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1002/jgrg.20103
- WILKINSON, J., A. MAECK, Z. ALSHBOUL und A. LORKE, 2015. Continuous Seasonal River Ebullition Measurements Linked to Sediment Methane Formation [online]. *Environmental science & technology*, **49**(22), 13121-13129. Environmental science & technology [Zugriff am: 27. November 2020]. Verfügbar unter: doi:10.1021/acs.est.5b01525

Anhang

C Tabellen

Tabelle 13: Verwendete Werte für die 8. Durchläufe des G-res Tools

Bezeichnung										
Landscape	Einheit	Durchlauf 1	Durchlauf 2	Durchlauf 3	Durchlauf 4	Durchlauf 5	Durchlauf 6	Durchlauf 7	Durchlauf 8	Einheit
Catchment Area	km ²	94,25	94,25	94,25	94,25	94,25	94,25	94,25	94,25	km ²
Population in the Catchment	person	34.605,00	34.605,00	34.605,00	34.605,00	34.605,00	34.605,00	34.605,00	34.605,00	person
Catchment Annual Runoff	mm/yr									mm/yr
Community Wastewater Treatment	-	tertiär	-							
Release of phosphorous from community sewage in the catchment	kgP/yr	1634	1634	1634	1634	1634	1634	1634	1634	kgP/yr
Industrial wastewater treatment	-									-
Release of phosphorous form industrial sewage in the catchment	kgP/yr									kgP/yr
<i>Catchment land cover</i>										
Bare Areas	% / km ²	0,15%	0,15%	0,15%	0,15%	0,15%	0,15%	0,15%	0,15%	% / km ²
Croplands	% / km ²	52,27%	52,27%	52,27%	52,27%	52,27%	52,27%	52,27%	52,27%	% / km ²
Forest	% / km ²	27,77%	27,77%	27,77%	27,77%	27,77%	27,77%	27,77%	27,77%	% / km ²
Grassland/Shrubland	% / km ²	0,09%	0,09%	0,09%	0,09%	0,09%	0,09%	0,09%	0,09%	% / km ²
Permanent Snow/Ice	% / km ²	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	% / km ²

Croplands	%	0	0	0	0	0	0	0	0	%
Forest	%	20	20	20	20	17,5	17,5	17,5	17,5	%
Grassland/Shrubland	%	0	0	0	0	0	0	0	0	%
Permanent Snow/Ice	%	0	0	0	0	0	0	0	0	%
Settlements	%	0	0	0	0	0	0	0	0	%
River Area before Impoundment	%	0	0	0	0	2,5	2,5	2,5	2,5	%
Wetlands	%	0	0	0	0	0	0	0	0	%
Drained Peatland	%	0	0	0	0	0	0	0	0	%
<i>Organic Soil that is drained</i>										
Bare Areas	%									%
Croplands	%									%
Forest	%									%
Grassland/Shrubland	%									%
Permanent Snow/Ice	%									%
Settlements	%									%
River Area before Impoundment	%									%
Wetlands	%									%
Drained Peatland	%									%
<i>Area</i>										
Bare Areas	% / km ²									% / km ²
Croplands	% / km ²									% / km ²
Forest	% / km ²									% / km ²
Grassland/Shrubland	% / km ²									% / km ²
Permanent Snow/Ice	% / km ²									% / km ²
Settlements	% / km ²									% / km ²
River Area before Impoundment	% / km ²									% / km ²
Wetlands	% / km ²									% / km ²

Drained Peatland	% / km ²									% / km ²
<i>Land Use Intensity</i>										
Croplands	%									%
Grassland/Shrubland	%									%
Forest	%									%
<i>River Length before Impoundment</i>	m									m
Reservoir										
Country	-	Germany	-							
Longitude of dam	decimal degrees	7°19'42"	7°19'42"	7°19'42"	7°19'42"	7°19'42"	7°19'42"	7°19'42"	7°19'42"	decimal degrees
Latitude of dam	decimal degrees	51°09'48"	51°09'48"	51°09'48"	51°09'48"	51°09'48"	51°09'48"	51°09'48"	51°09'48"	decimal degrees
Climate zone (reservoir area)	-	temperate	-							
Impoundment year	yr	1976	1976	1976	1976	1976	1976	1976	1976	yr
Reservoir area	km ²	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	km ²
Reservoir volume	km ³	0,00035	0,00035	0,00035	0,00035	0,00035	0,00035	0,00035	0,00035	km ³
Water level	m NHN	251,3	251,3	251,3	251,3	251,3	251,3	251,3	251,3	m NHN
Maximum depth	m	5	5	5	5	5	5	5	5	m
Mean depth	m	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75	m
Littoral area	%	81,762	81,762	81,762	81,762	81,762	81,762	81,762	81,762	%
Thermocline depth	m									m
Soil carbon content under impounded area	kgC/m ²	47,6	47,6	26	26	47,6	47,6	26	26	kgC/m ²
Wind value from Earth Engine?	yes/no	no								yes/no
Annual Wind Speed	m/s	0,62	1,94	0,62	1,94	0,62	1,94	0,62	1,94	m/s
Wind measurements height	m (if no)	3	10	3	10	3	10	3	10	m (if no)

Tabelle 14: Zeitplan des Workshops "Sedimentmanagement und Methangewinnung an Stauseen" am 21.06.2022 an der TH Köln

Beginn 10:00 Uhr	Begrüßung durch Prof. Jokiel (TH Köln) und Herr Heidenreich (DBU)
10:00 - 10:45 Uhr	Vortrag Prof. Lorke (Universität Koblenz-Landau): Methanemissionen aus Stauhaltungen - Relevanz und aktueller Stand der Forschung
10:45 - 11:00 Uhr	Vortrag Frau Kollar (Wupperverband): Sedimentmanagementkonzept des Wupperverbands
11:00 - 11:30 Uhr	Kaffeepause
11:30 - 12:00 Uhr	Vortrag Frau Backes (D-Sediment): Emissionsmonitoring an der Wupper-Vorsperre
12:00 - 12:30 Uhr	Vortrag Frau Offermann (TH Köln): Modellanlage und -versuche zur Methanernte während einer Sedimentverlagerung
12:30 - 13:15 Uhr	Mittagspause (inkl. kleinem Mittagessen)
13:15 - 13:35 Uhr	Vortrag Frau Außem (D-Sediment): Entwicklung eines neuartigen Verfahrens zur Elimination und energetischen Nutzung von Methangasen aus Stauräumen (Projekt MELINU)
13:35 - 14:00 Uhr	Vortrag Dr. Hilgert (KIT): Angepasste Verfahren zum Sedimentmonitoring in Stehgewässern
14:00 - 14:15 Uhr	Vortrag Tobias Lohrey (TU Darmstadt): Entwicklung von umweltfreundlichen Methoden zur Erzielung einer Sedimentdurchgängigkeit (Projektvorstellung EuMES)
14:15 - 14:30 Uhr	Prof Jokiel (TH Köln), Prof. Lorke (Universität Koblenz-Landau), Laura Backes (D-Sediment): Fazit und Diskussion
14:30 - 15:30 Uhr	Besichtigung des Prototyps in der Versuchshalle
15:30 Uhr	Abschluss (bei gutem Wetter draußen) mit Kölsch

Tabelle 15: Monetäre Bewertung der Methanemissionen aus der Wupper-Vorsperre. Berechnung der Schadenskosten der Methanemissionen aus der Wupper-Vorsperre und des Einsparpotenzials durch den Einsatz der Modellanlage.

Randbedingungen:			
Umrechnung CO ₂ zu CH ₄		Schadenskosten	
	Faktor	Nach	€/kg CO ₂ -Äq
GWP ₂₀	80	EPS2015d	0,135
GWP ₁₀₀	36	UBA 2020	0,195

Eingangsdaten:	
CH ₄ Emissionen der Wupper-Vorsperre	
Pro Tag	7,70 [kg/d]
Pro Jahr	2810 [kg/a]

Mittlere Gasernte der Prototypentests 2 und 3:	
Methanmasse	0,0285 [kg/h]
Arbeitszeit pro Tag	24 [h]

Schaden durch die Emissionen der Wupper-Vorsperre				
GWP ₂₀	Pro Tag		Pro Jahr	
in CO ₂ -Äq	615,60	[kg/d]	224,80	[t/a]
in € nach EPS2015d	83,11	[€/d]	30.348,00	[€/a]
in € nach UBA 2021	120,04	[€/d]	43.836,00	[€/a]

Einsparpotenzial durch den Einsatz der Modellanlage an der Wupper-Vorsperre				
GWP ₂₀	Pro Tag		Pro Jahr	
in CO ₂ -Äq	54,72	[kg/d]	19,97	[t/a]
in € nach EPS2015d	7,39	[€/d]	2.696,33	[€/a]
in € nach UBA 2021	10,67	[€/d]	3.894,70	[€/a]

Technische Hochschule Köln
Gustav-Heinemann-Ufer 54
50968 Köln
www.th-koeln.de

Technology
Arts Sciences
TH Köln

Universität Koblenz-Landau
Fortstraße 7
76829 Landau
www.uni-koblenz-landau.de



D-Sediment GmbH
Weberstraße 10
59368 Werne
www.d-sediment.com



Gefördert durch:

gefördert durch



Deutsche
Bundesstiftung Umwelt

www.dbu.de