

Abschlussbericht zum Kooperationsvorhaben
zwischen dem Freistaat Bayern,
vertreten durch das Bayerische Landesamt für Umwelt LfU
und der Universität Koblenz-Landau

METHANEMISSIONEN AUS OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

Autoren: Prof. Dr. Andreas Lorke & Florian Burgis
Universität Koblenz-Landau
Institut für Umweltwissenschaften
Fortstr. 7, 76829 Landau

Projektlaufzeit: 1.8.2015 – 31.12.2017

Landau, 29. März 2018

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	5
Hintergrund und Ziele	7
Methoden.....	9
Untersuchungsgewässer	9
Messkampagnen	9
Analysen	12
Potentielle Methanproduktion der Sedimente.....	12
Abschätzung der jährlichen Produktionsrate.....	12
Chemisch-physikalischen Sedimentparameter	13
Nährstoffe.....	13
Gelöste Methankonzentrationen und diffusive Emissionen an der Gewässeroberfläche.....	14
Im Wasserkörper gespeichertes CH ₄	14
Ausgasungen an Staubauwerken	15
Blasenflussmessungen mit der „Automated Bubble Trap“ ABT	15
Ermittlung von Blasenflüsse aus Echolotdaten	16
Ergebnisse	18
Potentielle Methanproduktion in den Sedimenten	18
In der Wassersäule gelöstes Methan	20
Diffusive Emissionen durch windgetriebenen Gasaustausch an der Gewässeroberfläche.	22
Echolot – Gasblasen in der Wassersäule.....	22
Automatische Blasenfallen.....	23
Ausgasungen an Staustufen	25
Synthese der Ergebnisse.....	26
Diskussion.....	29
Einordnung und Vergleich der ermittelten Emissionsraten.....	29
Einflussfaktoren.....	29
Unsicherheiten und methodische Aspekte	30
Referenzen	33
Anhang	37
Zusätzliche Abbildungen	37
Beschreibung der elektronischen Ressourcen	49

Zusammenfassung

Gewässer sind natürliche Quellen für das Treibhausgas Methan, welches durch anaeroben Abbau von organischem Material in den abgelagerten Sedimenten produziert wird. Jüngste Untersuchungen haben gezeigt, dass insbesondere Stauseen und Flusstauhaltungen hohe Methanemissionen aufweisen können. Der gegenwärtige Kenntnisstand ist jedoch sehr lückenhaft und Einflussfaktoren, welche die Höhe der Emissionen regulieren, sind kaum erforscht. Ziel dieses gemeinsamen Forschungsprojektes war es, Methanemissionen aus unterschiedlichen Gewässertypen zu erfassen und Einflussfaktoren auf Methanemissionen aus Flusstauhaltungen, einem Stausee und natürlichen Seen in Bayern abzuschätzen.

Dazu wurden Methanproduktions- und Emissionsraten in insgesamt acht Gewässern untersucht. Die ermittelten Methanemissionsraten variierten über zwei Größenordnungen und können grob in zwei Kategorien unterteilt werden: An fünf von acht Untersuchungsgewässern, darunter alle untersuchten natürlichen Seen sowie zwei Stauhaltungen an der Donau, waren die Emissionen vergleichbar mit publizierten Emissionsraten aus freifließenden Gewässerabschnitten an der Saar, dem Bodensee-Untersee, sowie mit globalen Abschätzungen für Emissionsraten in Seen und Stauseen in der gemäßigten Klimazone von $\sim 10 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Für drei der Untersuchungsgewässer, darunter waren ausschließlich Stauhaltungen, wurden deutlich höhere Emissionsraten ($>300 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) gemessen, welche mit publizierten Emissionsraten aus Stauhaltungen der Saar und der Aare vergleichbar sind, sowie mit kurzfristig erhöhten Emissionsraten während der Herbstzirkulation aus dem Mindelsee (Baden-Württemberg). Die Emissionen aus den untersuchten Gewässern erfolgten hauptsächlich in Form von aufsteigenden Gasblasen, in den Stauhaltungen auch durch Ausgasungen an den Staubaauwerken.

Hohe Emissionsraten waren mit hohen potentiellen Methanproduktionsraten im Sediment verbunden, welche wiederum mit dem Anteil organischen Materials im Sediment korrelierten. Ein ausschlaggebender Einflussfaktor bei den untersuchten Gewässern mit sehr hohen Produktionsraten war die vergleichsweise große Dicke der aktiven oberen Sedimentschicht in der Methan produziert wird. Somit ist anzunehmen, dass die Sedimentationsraten in den Stauhaltungen und dem Stausee einen wesentlichen Einfluss auf die Höhe der Methanemissionen haben, wenngleich für die Verifizierung des direkten Zusammenhangs keine konkreten Messdaten verfügbar waren. Eindeutige Beziehungen zwischen Methanemissionen und den Nährstoffkonzentrationen in den untersuchten Gewässern konnten nicht nachgewiesen werden. Neben den erhöhten Produktionsraten in den Sedimenten, gehörten die Gewässer mit hohen Methanemissionen auch zu den Gewässern mit hohen Nährstoffbelastungen. Die Ergebnisse dieser Studie stimmen prinzipiell mit bisher vorliegenden Daten aus anderen Gewässern überein.

Hintergrund und Ziele

Binnengewässern sind eine flächenmäßig kleine, aber überproportional wichtige Komponente im globalen Kohlenstoffkreislauf, indem sie große Mengen organischen Kohlenstoffs, vorwiegend terrestrischen Ursprungs, transportieren und transformieren und dabei signifikante Mengen der Treibhausgase Kohlendioxid (CO₂) und Methan (CH₄) in die Atmosphäre emittieren (Cole et al. 2007; Bastviken et al. 2011; Raymond et al. 2013). Da der Großteil des aus Binnengewässern emittierten Kohlenstoffs kürzlich durch terrestrische und aquatische Primärproduktion als atmosphärisches CO₂ fixiert wurde, sind die Emissionen in Form von CH₄ von besonderer Bedeutung. Diese bilden unter Umständen die Umwandlung von atmosphärischen CO₂ zu atmosphärischen CH₄ ab. CH₄ hat ein 28 bis 34-fach höheres Treibhauspotential im Vergleich zu CO₂ (IPCC 2013) und obwohl es für etwa 20% der gegenwärtigen globalen Erwärmung verantwortlich ist, sind die globale Verteilung und die Dynamik von Methanquellen und Senken unzureichend verstanden (Kirschke et al. 2013).

Die Erfassung und Beschreibung der Prozesse welche die räumliche und zeitliche Dynamik von Methanemissionen aus Binnengewässern kontrollieren, sowie deren Sensitivität gegenüber anthropogenen Einflüssen sind im Fokus aktueller wissenschaftlicher Forschung (z.B., Sawakuchi et al. 2014; Deemer et al. 2016; Stanley et al. 2016; Wik et al. 2016). Binnengewässer sind weltweit von anthropogenen Aktivitäten betroffen, wobei die Errichtung von Dämmen und Stauseen mit zu den schwerwiegendsten Eingriffen zählen (Syvitski et al. 2005; Vörösmarty et al. 2010; Zarfl et al. 2014). Stauseen gehören zu den Hotspots von CH₄-Emissionen aus Binnengewässern sowohl auf regionaler als auch auf globaler Ebene (Barros et al. 2011; Fearnside and Pueyo 2012; Deemer et al. 2016). Statistische Analysen von Methanemissionen aus 89 großen Stauseen haben gezeigt, dass deren Emissionen hauptsächlich vom Alter des Stausees, der geographischen Breite, Wassertiefe und dem Eintrag von organischem Material abhängen (Barros et al. 2011). Die kontinuierliche Sedimentation von organischem Material wurde als die Hauptursache für Methanemissionen aus Flusstauhaltungen in der gemäßigten Klimazone (Saar und Aare) identifiziert (DelSontro et al. 2010; Maeck et al. 2013). Maeck et al. (2013) beobachteten beispielsweise einen 80-fachen Anstieg der CH₄-Emissionen in Stauhaltungen der Saar im Vergleich zu frei fließenden Abschnitten der Saar.

Das aus Binnengewässern emittierte Methan wird hauptsächlich unter anaeroben Bedingungen in deren Sedimenten produziert. Die Produktionsrate hängt von der Menge und der Qualität des organischen Kohlenstoffs, der Verfügbarkeit von Sauerstoff und alternativen Elektronenakzeptoren (z.B. Nitrat und Sulfat), sowie von der Temperatur ab (Segers and Kengen 1998; Deemer et al. 2016). Das produzierte CH₄ kann entweder in Form von aufsteigenden Gasblasen, durch diffusiven Gasaustausch an der Gewässeroberfläche, oder durch emerse Makrophyten in die Atmosphäre emittiert werden (Abb. 1). Alternativ kann es, zumindest teilweise, in der Wassersäule mikrobiell zu CO₂ oxidiert werden. Während Methanoxidation in der Wassersäule hauptsächlich unter aeroben Bedingungen unter Verbrauch von Sauerstoff stattfindet (Bastviken et al. 2003; Sawakuchi et al. 2016; Reed et al. 2017), wurden kürzlich auch filamentöse Proteobakterien (*Crenothrix polyspora*) als potentiell wichtige Methankonsumenten in geschichteten Seen identifiziert (Oswald et al. 2017).

Hohe Methanemissionsraten aus Binnengewässern werden häufig durch aufsteigende Gasblasen dominiert, da dieser Emissionspfad die Oxidation in der Wassersäule effektiv umgeht (Wilkinson et al. 2015; Aben et al. 2017). In Stauhaltungen, bilden Ausgasungen beim oder nach dem Passieren von Turbinen, Wehrüberfällen, Schleusen oder anderen Bereichen mit lokal stark erhöhter Turbulenz einen lokalen Hotspot von Methanemissionen (Maeck et al. 2013).

Ziel des hier beschriebenen Forschungsprojektes war es, Methanemissionen aus unterschiedlichen Gewässertypen zu erfassen und Einflussfaktoren auf Methanemissionen aus

Flusstauhaltungen, einem Stausee und natürlichen Seen in Bayern abzuschätzen. Dazu wurden Methanproduktions- und Emissionsraten, sowie die wichtigsten in Abb. 1 illustrierten Emissionspfade (der Transportweg durch emerse Makrophyten wurde nicht betrachtet) an acht unterschiedlichen Gewässern bzw. Gewässerabschnitten quantifiziert.

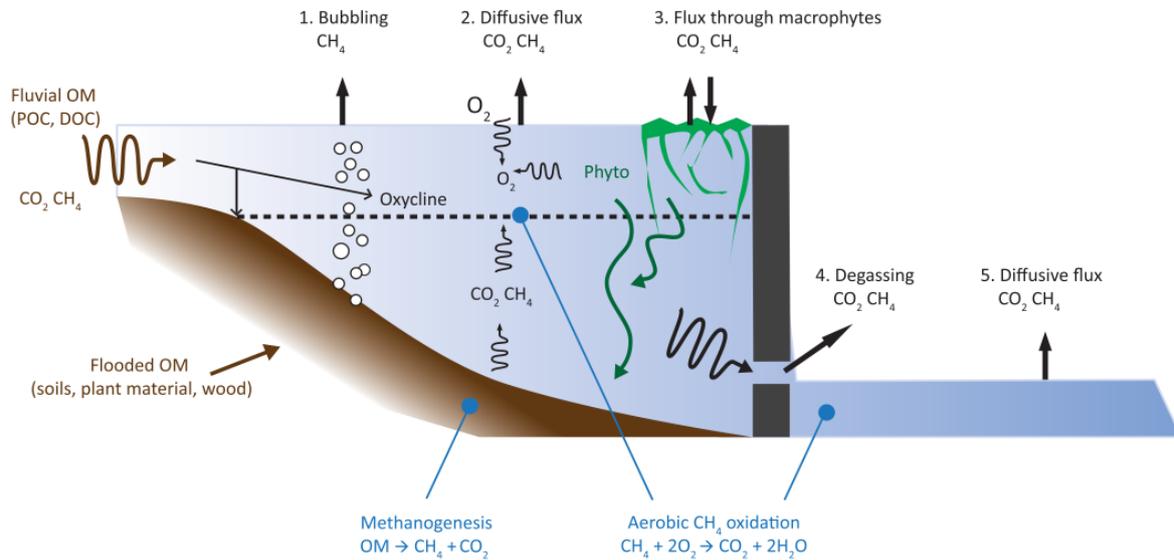


Abbildung 1: Schematische Darstellung der vier Hauptemissionspfade von Methan (CH₄) an Stauhaltungen. 1) vom Sediment aufsteigende Gasblasen 2) Diffusiver Gasaustausch an der Wasseroberfläche 3) Transport von CH₄ durch emerse Makrophyten. 4) Ausgasungen an Staustufen (modifiziert nach Goldenfum (2010)).

Methoden

Untersuchungsgewässer

Die insgesamt acht untersuchten Gewässer unterscheiden sich hinsichtlich Gewässertyp:

- 1) Obere Donau: Stau Faimingen
- 2) Mittlere Donau: Stau Bertoldsheim
- 3) Unteren Donau: Stau Geisling
- 4) Main: Stau Kleinostheim
- 5) Eixendorfer See: mit organischem Material belasteter Stausee
- 6) Schliersee: mit organischem Material belasteter natürlicher See
- 7) Hopfensee: mit organischem Material belasteter natürlicher See
- 8) Wörthsee: natürlicher See mit geringer Belastung durch organisches Material

Schliersee und Wörthsee sind mit maximalen Tiefen von 41 m und 33.5 m die beiden tiefsten Gewässer, die maximale Tiefe der verbleibenden Untersuchungsgewässer variierte zwischen 6 und 10 m. Übersichtskarten zu Größe und geografischer Lage der einzelnen Gewässer befinden sich im Anhang (Abb. A1 bis A9). Beim Standort Eixendorf handelt es sich um einen Stausee mit Hauptsperre und Vorsperre. Anders als bei den Standorten an Donau und Main, ist das Unterwasser der Vorsperre ein See ist und kein fließender Gewässerabschnitt.

In der Analyse und Darstellung der erhobenen Messdaten wurden die Gewässer teilweise in Seen (6-8) und Stauhaltungen (1-5) zusammengefasst.

Messkampagnen

Insgesamt 35 Kampagnen/Beprobungen wurden im Rahmen dieses Projektes durchgeführt, wobei jedes Gewässer zu mindestens zwei Terminen (Frühjahr und Herbst) beprobt wurde. Tabelle 1 zeigt eine Übersicht aller Kampagnen und den Umfang der durchgeführten Messungen. In den Abbildungen A1 bis A9 im Anhang sind die Positionen der im Folgenden beschriebenen Probenahmen in Übersichtskarten für die einzelnen Gewässer vermerkt. Die Auswahl der Probenahme- und Messstellen wurde jeweils an die Gewässer angepasst und es wurden jeweils repräsentative Bereiche, z.B. Schwemmfächer bzw. unterschiedliche Wassertiefen berücksichtigt (Abb. A1 bis A9).

Die Probenahme und die durchgeführten Analysen orientierten sich größtenteils an den von der UNESCO/IHA veröffentlichten Richtlinien für die Messung von Treibhausgasemissionen aus Stauseen (Goldenfum 2010). Darüber hinaus wurden während jeder Messkampagne den Untersuchungsgewässern mindestens drei Sedimentkerne an unterschiedlichen Stellen entnommen (Sedimentkernstecher, UWITEC-CORER 60 mm, UWITEC Umwelt- und Wissenschaftstechnik, Austria), bei 6 °C gelagert und innerhalb von vier Wochen prozessiert (siehe unten). Die Länge der gestochenen Kerne reichte von 12 cm bis 78 cm. Wasserproben für die Messung gelöster Methankonzentrationen wurden mittels eines Wasserschöpfers (HydroBios) entnommen. Je nach Tiefe des zu untersuchenden Gewässers wurden bis zu sieben Proben aus unterschiedlichen Tiefen entnommen. In Seen erfolgte die Probenahme jeweils an der tiefsten Stelle. Zusätzliche Wasserproben wurden an der Oberfläche der Gewässer entnommen. Die Wasserproben wurden in 1-Liter Schott Duran Glasflaschen überführt und anschließend mit einem mobilen IR-Gasanalysator vor Ort analysiert (Abb. 2). Zusätzlich wurde pH, Sauerstoffkonzentration, Temperatur und elektrische Leitfähigkeit in den Wasserproben gemessen (WTW - MultiLine IDS).

Tabelle 1: Daten der durchgeführten Feldkampagnen mit Anzahl der entnommenen Sedimentkerne, Wasserproben, installierten Blasenfallen (ABT) und Echolotbefahrungen.

Ort	Datum Kampagne	Sedimentkerne		Wasserproben		ABT Messungen		Echolotbefahrung			
		(n)	(n)	(n)	(n)	(n)	(n)	(n)	(n)		
		Frühjahr	Herbst	Frühjahr	Herbst	Frühjahr	Herbst	Frühjahr	Herbst		
Main Kleinostheim	Start	12.05.2015	19.08.2015	-	4	4	-	3	-	-	1
	Ende	12.05.2015	19.08.2015	-	-	-	4	-	-	-	-
	zusätzl. Termine	09.03.2016	-	2	-	4	-	-	-	-	-
Donau Faimingen	Start	03.05.2016	02.11.2016	3	4	25	12	1	2	-	-
	Ende	25.07.2016	14.12.2016	3	3	13	12	-	-	-	-
Donau Bertoldsheim	Start	04.04.2017	14.09.2017	3	3	26	7	3	3	1	1
	Ende	25.04.2017	16.10.2017	1	-	15	13	-	-	-	-
Donau Geisling	Start	26.04.2017	13.09.2017	3	4	12	10	2	3	1	1
	Ende	30.05.2017	17.10.2017	-	-	12	14	-	-	1	-
Eixendorfer Stausee	Start	03.05.2017	24.08.2016	3	3	22	21	6	6	2	2
	Ende	01.06.2017	19.09.2016	2	-	32	21	-	-	2	1
	zusätzl. Termine	-	12-15.09.2016	-	6	-	37	-	-	-	2
Schliersee	Start	10.05.2016	16.09.2015	2	1	5	21	2	3	1	1
	Ende	27.07.2016	16.12.2015	2	2	20	20	-	-	1	-
	zusätzl. Termine	14-15.06.2016	-	-	-	18	-	1	-	1	-
Wörthsee	Start	11.05.2016	23.09.2015	2	3	7	14	1	1	1	1
	Ende	27.07.2016	15.12.2015	2	1	14	6	-	-	-	-
	zusätzl. Termine	15.06.2016	-	-	-	6	-	1	-	-	-
Hopfensee	Start	05.04.2017	01.09.2016	3	4	21	19	3	1	1	1
	Ende	27.04.2017	15.12.2016	-	5	16	15	-	-	1	1



Abbildung 2: Vorort Analyse von Wasserproben: IR-Gasanalysator (Los Gatos Greenhouse Gas Analyzer (CH₄, CO₂, H₂O)-Ultraportable, California) und WTW MultiLine IDS Messgerät. Die zu messende Wasserprobe befindet sich in der Glasflasche in der Mitte des Bildes. Die Gaskonzentration im Kopfgas der Probe wird durch den Gasanalysator zirkuliert.

Methanemissionen durch aufsteigende Gasblasen wurden mittels automatischer Blasenfallen (ABT, Automated Bubble Trap), gemessen, welche an bis zu drei unterschiedlichen Stellen über mehrere Wochen in einer Tiefe von ca. 2 bis 5 m in allen Gewässern installiert wurden (Abb. A1 bis A9). Die ABT sind autonome Messinstrumente, die über einen Trichter mit 60 cm, bzw. 1 m Durchmesser die vom Sediment aufsteigenden Blasen in einem Steigrohr sammeln. Die Füllhöhe des Steigrohrs wird über einen Differenzdrucksensor kontinuierlich gemessen und bei Erreichen einer maximalen Füllhöhe wird das Steigrohr mittels eines Magnetventils entleert (vgl. Abb. 3). Der gemessene Gasfluss wurde jeweils auf eine Fläche von 1 m² normiert. Technische Probleme führten insbesondere zu Beginn des Projektes zu

diversen Ausfällen, bei denen entweder keine, oder nur über einen kurzen Zeitraum erfolgreich Daten aufgezeichnet wurden. Diese Messungen wurden zumindest teilweise während zusätzlicher Kampagnen wiederholt.

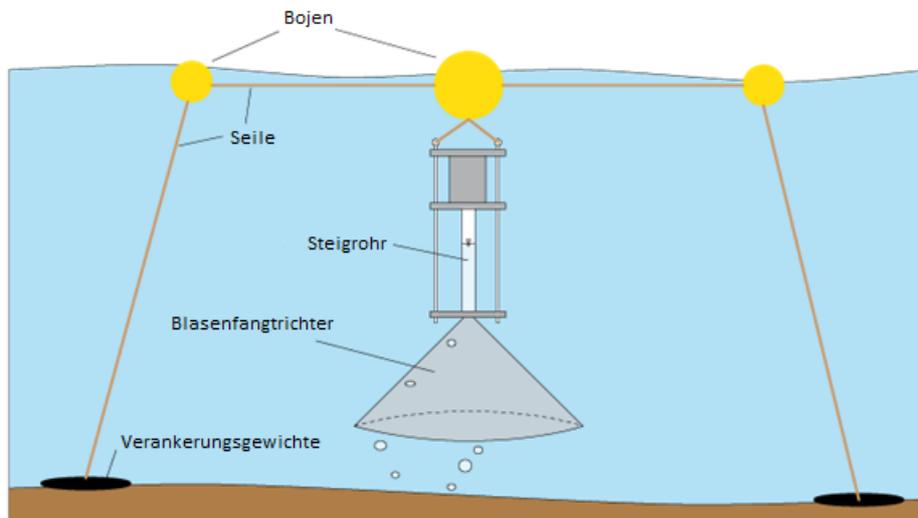


Abbildung 3: Schema einer verankerten automatischen Blasenfalle. Der Gasfüllstand im Steigrohr wird automatisch erfasst und bei Erreichen eines maximalen Füllstandes über ein Magnetventil entleert.

Die räumliche Verteilung von aufsteigenden Gasblasen in der Wassersäule wurde mit einem Echolot (Simrad, EK60 „split-beam“, Kongsberg Maritime AS, Norway) kartiert. Das Echolot wurde seitlich über ein Gestell am Boot befestigt und ca. 10 cm unterhalb des Wasserspiegels installiert (siehe Abb. 4). Bei der Datenaufnahme wurde darauf geachtet eine gleichmäßige Geschwindigkeit von maximal 5 km h^{-1} einzuhalten. Es wurden Transekte gefahren um den Ufer-, sowie den Tiefenwasser Bereich abzudecken (Abb. A1 bis A9).

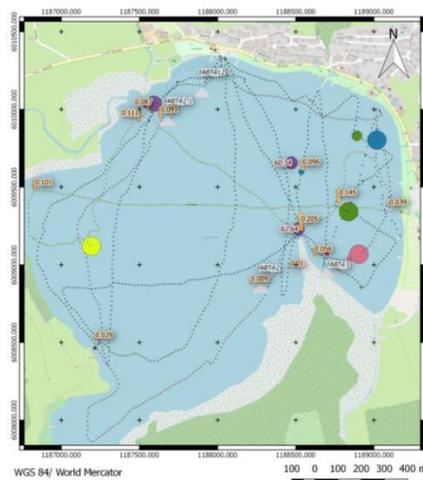


Abbildung 4: Erfassung der räumlichen Verteilung von aufsteigenden Gasblasen mittels Echolotbefahrungen. Links: Der Schwinger (Transducer) des Echolotes ist seitlich am Boot befestigt. Rechts: Gefahrene Echolottransekte am Beispiel des Hopfensees. Eine detailliertere Ansicht der Karte mit Legende befindet sich im Anhang (Abb. A8).

Analysen

Potentielle Methanproduktion der Sedimente

Die Sedimentkerne wurden in einer mit Stickstoff (N_2) gefüllten Glovebox ($1.0 \pm 0.5 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$) prozessiert (Abb. 5). Der jeweilige Tiefenabschnitt des Sedimentkerns wurde homogenisiert und ein Probevolumen von ca. 6 ml mittels einer abgeschnittenen Plastikspritze, als Duplikat in jeweils vorgewogene Glasfläschchen (120 ml) überführt. Das verbleibende Volumen der Fläschchen wurde nach dem Befüllen nochmals mit N_2 gespült und anschließend mit einem gasdichten Butylstopfen verschlossen und gewogen. Die Inkubation des abgefüllten Sediments erfolgte bei 20°C für die Dauer von 4 Wochen. In wöchentlichen Intervallen wurden jeweils $100 \mu\text{l}$ des Kopfgases mittels einer gasdichten Glasspritze (Hamilton Gastight Syringe, US) entnommen und die Methankonzentration (C_h in ppmv) im closed-loop Verfahren in einem IR-Gasanalysator (Cavity-Enhanced-Absorptions-Spektroskop, UGGA, model 915-0011, Los Gatos Research Inc., Mountain View, Calif., USA) gemessen. Die Masse CH_4 (M_{ws} in $\text{mg CH}_4 \text{ ml}^{-3}$) im Inkubationsgefäß zu jedem Messzeitpunkt wurde mit dem jeweils inkubierten Sedimentvolumen normiert:

$$M_{ws} = \frac{C_h}{V_{sed}} \times \frac{pV_h}{R_s T_K} \quad (1)$$

dabei ist p der Druck in der Flasche (kPa), V_h das Kopfgasvolumen (ml) und V_{sed} (ml) das inkubierte Sedimentvolumen. R_s ist die individuelle Gaskonstante für CH_4 ($518.4 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$) und T_K die Temperatur in Kelvin (290 K). Die potentielle Methanproduktionsrate (PMP) bezogen auf das Sedimentvolumen (in $\text{mg CH}_4 \text{ ml}^{-1} \text{ d}^{-1}$) wurde aus der Steigung einer linearen Regressionsgeraden von $M_{ws}(t)$ als Funktion der Inkubationszeit berechnet. Negative Ergebnisse deuten auf Undichtigkeit und somit Kontamination mit Luft hin und wurden von den folgenden Analysen ausgeschlossen.



Abbildung 5: Vorbereitung von Sedimentproben für die Inkubation in einer mit Stickstoff gefüllte Glovebox. Die Sedimentkerne wurden vertikal durch den Boden der Glovebox über einen O - Ring Port arretiert. Das Sedimentmaterial in den Bohrkernen wurde mit einem Stößel über vordefinierte Tiefenintervalle nach oben in die Glovebox geschoben und in die Inkubationsgefäße umgefüllt.

Abschätzung der jährlichen Produktionsrate

Für die Abschätzung der jährlich gemittelten Methanproduktionsrate wurden die PMP Daten verwendet (Wilkinson et al. 2015). Das Modell basiert auf einer empirischen Beziehung der Produktionsrate in der Tiefe z (m) unterhalb der Sediment – Wasser Grenzschicht und der Temperatur T ($^\circ\text{C}$).

$$MF_{z,T} = 10^{\theta T f(z)} \quad (2)$$

$$f(z) = a_1 e^{-z/z_1} + a_2 e^{-z/z_2} + a_3 \left(\frac{1}{1 + e^{-b_3(z+c_1)}} - 1 \right)$$

Hierbei skalieren die Koeffizienten a_1 bis a_3 die über die Tiefe abnehmende Kurve der Methanproduktionsrate, unterschieden in eine schnellere Abnahme für die Seen und eine langsamere für die Stauhaltungen (typische Werte der jeweiligen Tiefe z_1 und z_2 in denen die Methanproduktionsrate ca. 37% des Wertes in $z = 0$ m). Die Temperaturkomponente T korrigiert die bei 20°C gemessenen Methanproduktionsraten und projiziert diese auf systemspezifische Sedimenttemperaturverläufe im Jahresgang. Der Temperaturkoeffizient θ wurde gesondert anhand empirisch erhobener Daten aus Wilkinson et al. (2015) für 3 Kerne, unterteilt in 3-4 Tiefen ($n=10$), ermittelt. Die unterteilten Kerne wurden jeweils als Triplikat bei fünf unterschiedlichen Temperaturen zwischen 5 und 25 °C inkubiert ($\theta = 0.041 \pm 0.016$, mittleres $r^2 = 0.90$). Die Kurvenparameter der jährlichen Produktionsrate wurde anhand der gemessenen Produktionsraten des jeweiligen Kerns angepasst. Kombinierte Sediment – Wasser Grenzschichtprozesse, “methane loss” genannt; wurden durch eine sigmoide Funktion, über b_3 (Steigung) und c_1 (Höhe des y-Achsenabschnitts), berücksichtigt. Die angepassten Koeffizienten sind für jeden Datensatz im elektronischen Anhang verfügbar. Die an Gleichung 2 angepassten Produktionsraten wurden von der Sediment-Wasser Grenzschicht bis zu einer Sedimenttiefe von 1 m integriert um die gesamte Produktionsrate bezogen auf die Sedimentoberfläche abzuschätzen.

Chemisch-physikalischen Sedimentparameter

Zusätzlich zu den inkubierten Sedimentproben, wurde ein Teil der homogenisierten Proben aus den unterschiedlichen Tiefenbereichen zur Bestimmung von Porosität und der chemischen Zusammensetzung entnommen. Zur Bestimmung der Porosität wurde ein definiertes Probevolumen zuerst nass, sowie nach anschließender Gefriertrocknung gewogen. Die Berechnung der Porosität φ [%] erfolgte nach Boyce (1976):

$$\varphi = 100/\rho_w \times (M_{ws} - M_{ds})/V_{ws} \quad (3)$$

ρ_w (g cm⁻³) ist die Dichte von Wasser, M_{ws} (g) die Masse des nassen Sediments, M_{ds} (g) die Masse des trockenen Sedimentes und V_{ws} [cm³] das Volumen des nassen Sedimentes.

Anschließend wurde die Probe für die kombinierte Messung von Kohlenstoff und Stickstoff (CHNS) aufbereitet. Hierfür wurde eine Unterprobe von ca. 1 g getrocknetes Sediment gemahlen. 15 – 20 mg des gemahlene Materials wurde in Silberschiffchen (11x4x4x mm) eingewogen. Zur Entfernung der Carbonat Fraktion wurden die Proben für 6 Stunden mit HCL (37%, 12 M) begast (Harris et al. 2001). Nach der Entfernung des anorganischen Kohlenstoffs fand eine weitere Trocknung bei 60 °C für 4 Stunden statt. Anschließend wurden die Silberschiffchen zusammen mit Wolframoxid (WO₃) in etwas größere Zinnschiffchen überführt. Die gravimetrische Analyse der Proben fand mittels einer Trockenverbrennung (Vario MICRO Cube, Elementar Analysensysteme GmbH, Germany) statt. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt als prozentualer Massenanteil C und N der Einwaage.

Nährstoffe

Die Datenbasis der Nährstoffparameter (Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor) der Seen wurde vom LfU zur Verfügung gestellt (Seen: persönliche Kommunikation LfU; Flüsse: Datenbasis Gewässerkundlicher Dienst Bayern <http://www.gkd.bayern.de>). Aus den vorhandenen Werten wurde der Jahresmittelwert bestimmt. Bei den Seen wurde zudem über die Gewässertiefe gemittelt (siehe Tabelle im elektronischen Anhang).

Gelöste Methankonzentrationen und diffusive Emissionen an der Gewässeroberfläche.

Die Konzentration von gelöstem Methan in Wasserproben wurde Vorort mittels der Headspace - Methode mit dem mobilen Gasanalysators (UGGA) entsprechend der in Alshboul et al. (2016) beschriebenen Vorgehensweise im Feld gemessen.

Diffusiven Gasflüsse an der Gewässeroberfläche $Flux_{wind}$ ($mg\ CH_4\ m^{-2}\ d^{-1}$) wurden aus der Differenz zwischen gemessener CH_4 Konzentration im Wasser ($C_{CH_4\ wasser}$ in μM) und der Gleichgewichtskonzentration ($C_{CH_4\ eq}$ in μM) und der Gasaustauschgeschwindigkeit k ($m\ h^{-1}$) bestimmt:

$$Flux_{wind} = (C_{CH_4\ wasser} - C_{CH_4\ eq}) \times k \quad (4)$$

Die Gleichgewichtskonzentration wurde aus der temperaturabhängigen Löslichkeit von Methan und einem mittleren atmosphärischen Partialdruck berechnet. Die Gasaustauschgeschwindigkeit wurde als Funktion der Wassertemperatur und der Windgeschwindigkeit nach Crusius and Wanninkhof (2003) bestimmt. Die Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit ()

$$\begin{aligned} \text{für } U_{10} < 3.7\ m\ s^{-1}: & \quad k_{600} = 0.72U_{10}\ cm\ h^{-1} \\ \text{für } U_{10} \geq 3.7\ m\ s^{-1}: & \quad k_{600} = 4.33U_{10} - 13.3\ cm\ h^{-1} \end{aligned} \quad (5)$$

k_{600} ist die auf eine Schmidt-Zahl (Sc) von 600 normierte Transfargeschwindigkeit, wobei Sc der Quotient aus kinematische Viskosität von Wasser und dem Diffusionskoeffizienten des jeweiligen Gases ist. Unter Berücksichtigung der temperaturabhängigen Schmidt-Zahl wurde die Transfargeschwindigkeit k in Gleichung 4 aus k_{600} in Gleichung 5 entsprechend der folgenden Normierung bestimmt:

$$k = k_{600} \left(\frac{600}{Sc} \right)^n \quad (6)$$

wobei der Exponent $n=-2/3$ für Windgeschwindigkeiten $<3\ m\ s^{-1}$ und $n=-1/2$ für Windgeschwindigkeiten $>3\ m\ s^{-1}$ angenommen wurde. Diese Unterteilung beschreibt unterschiedliche physikalische Transportprozesse. Unterhalb einer Windgeschwindigkeit von $3\ m\ s^{-1}$ werden, unter der Annahme einer glatten Wasseroberfläche, die Emissionen vorwiegend von Abkühlungsprozessen angetrieben (Deacon 1977; Jähne et al. 1987). Ab Windgeschwindigkeiten von über $3\ m\ s^{-1}$ setzt hingegen die Wellenbildung auf dem Gewässer ein, welche die Emissionen über die Wasser-Luft-Grenzschicht hinweg verstärkt (Jähne et al. 1984).

Für die stündliche aufgelöste Windgeschwindigkeit (U_{10} in Gleichung 5) wurden Messwerte der nächstgelegenen Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes genutzt. Stündliche Emissionen wurden für die jeweilige Windgeschwindigkeit berechnet und anschließend für den Tag der Messung über 24 Stunden gemittelt.

Im Wasserkörper gespeichertes CH_4

Die Masse des im Wasser gelösten Methans wurde durch Integration der gemessenen Tiefenprofile der Methankonzentration ($C_{CH_4}(z)$) über die jeweilige Gewässertiefe (z) ermittelt. Um die Vergleichbarkeit mit den ermittelten Gasflüssen an der Gewässeroberfläche zu ermöglichen, wurde die Masse des gelösten Methans ($M_{storage}$ in $mg\ CH_4\ m^{-2}$) jeweils mit der Gewässeroberfläche normiert:

$$M_{storage} = \frac{1}{A_0} \int_0^{z_{max}} A(z) C_{CH_4}(z) dz \quad (7)$$

$A(z)$ ist die Querschnittsfläche des Gewässers in der Tiefe z , A_0 ist die Oberfläche des Gewässers und z_{max} die maximale Tiefe. Während für die Flussstautufen eine Maximalabschätzung des im Wasserkörper gelösten Methans durch Annahme einer rechteckige Querschnittsfläche erfolgte ($A(z)=A_0$), wurde die tiefenabhängige Querschnittsfläche der Seen durch Georeferenzierung der vom Wasserwirtschaftsamt bereitgestellten bathymetrischen Karten als Funktion der Wassertiefe z ermittelt (Daten im elektronischen Anhang). D Das Integral in

$$F_{bubble} = \frac{V_{gas} C_{bubble}}{A_{ABT} \Delta t} \quad (9)$$

Dabei ist V_{gas} (m^3) das vom ABT im Zeitraum Δt (Tage) gesammelte Gas, C_{bubble} (-) der Molanteil Methan in den Gasblasen und A_{ABT} (m^2) die Querschnittsfläche des verwendeten Trichters. Die Methankonzentration in den Gasblasen wurde zu jedem Probenahmezeitpunkt gemessen. Dazu wurden Gasblasen durch mechanische Störung des Sedimentes freigesetzt und mittels eines Trichters mit Steigrohr aufgefangen. Die Methankonzentration in dem gesammelten Gas (C_{bubble}) wurde wie oben beschrieben mittels IR-Gasanalysator gemessen.

Ermittlung von Blasenflüsse aus Echolotdaten

Die Auswertung der aufgezeichneten Echogramme wurde mit der Software Sonar 5 Pro (Lindem Acquisition, Norway) durchgeführt. Um Interferenzen im Nahfeldbereich des Echolotes zu vermeiden, wurden die Echogramme nur unterhalb einer Tiefe von 2 m unterhalb des Schwingers in der Analyse berücksichtigt. Für die Unterscheidung zwischen Gasblasen von anderen Echoquellen, insbesondere Fische, wurde die Aufstiegsgeschwindigkeit (v_z in $m s^{-1}$) von solitären Echos in den Echogrammen genutzt. Es wurden nur Objekte berücksichtigt, die in mehreren aufeinanderfolgenden Messungen (pings) erfasst wurden und eine für Gasblasen charakteristische Aufstiegsgeschwindigkeiten von ca. 0.1 bis 0.35 $m s^{-1}$ hatten. Bei Fischen sind die Aufstiegsgeschwindigkeiten in der Regel kleiner als 0.1 $m s^{-1}$ (Maeck et al. 2013). Zum anderen fand eine visuelle Prüfung der Echogramme statt und nicht eindeutige abgrenzbare Objekte, z.B. Makrophyten, wurden manuell entfernt (vgl. Abb.: 7).

Die Identifizierung von Gasblasen in den Echogrammen und die Berechnung des entsprechenden Blasenflusses erfolgte nach einem empirisch ermittelten Zusammenhang zwischen Blasengröße (V in ml) und deren akustischer Rückstreustärke (target strength TS in dB) (Ostrovsky 2003):

$$V = 995600 \times e^{0.3092 \times TS} \quad (10)$$

Aus den einzelnen Volumina der identifizierten Gasblasen (V_i in m^3) entlang eines Teiltransektes von 20 m Länge, wurde die mittlere Konzentration Blasenkonzentration in dem vom Echolot beschallten Wasservolumen ($V_{scanned\ water}$ in m^3) bestimmt:

$$C_{bubbles} = \frac{\sum_i V_i}{V_{scanned\ water}} \quad (11)$$

$V_{scanned\ water}$ wurde über die Volumen-Gleichung eines abgeschnittenen Kegels mit dem Öffnungswinkel des Schallkegels (7°) und der Länge des Transektes berechnet. Der Blasenfluss J_{bubble} [$m^3 CH_4 m^{-2} d^{-1}$] ergibt sich aus dem Produkt der Blasenkonzentration C_{bubble} , der Aufstiegsgeschwindigkeit v_z , und dem Anteil an CH_4 C_{CH_4} in der Gasblase [ppmv]:

$$J_{bubble} = C_{bubble} \times v_z \times C_{CH_4} \quad (12)$$

Der Blasenfluss wurde über das Ideale Gasgesetz in $mg CH_4 m^{-2} d^{-1}$ umgerechnet.

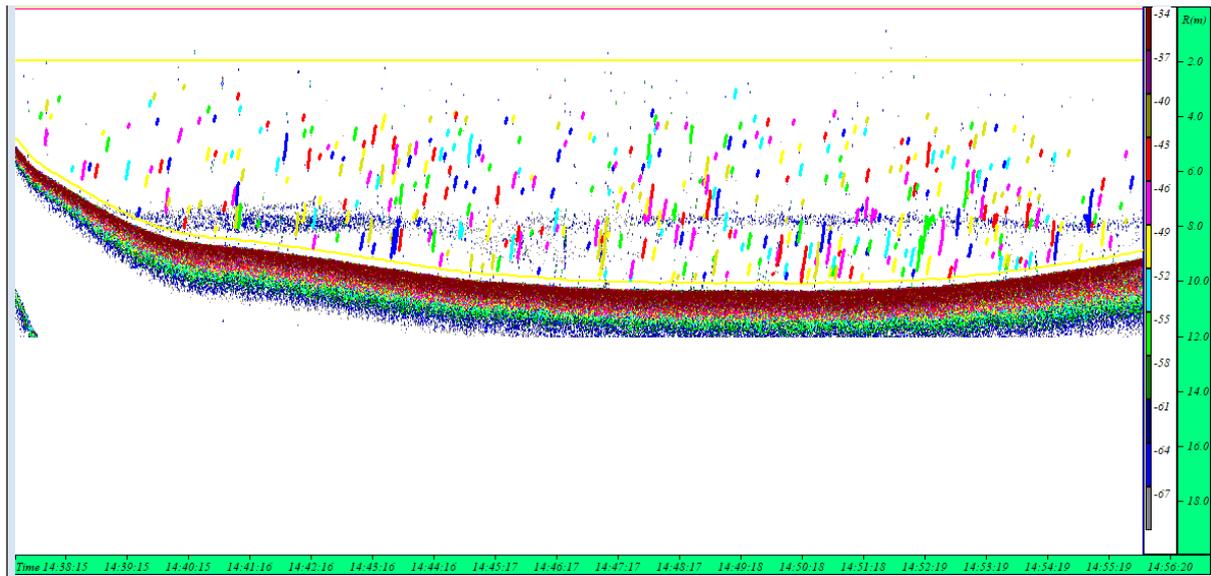


Abbildung 7: Bearbeitetes Echogramms aus einer Echolotbefahrung während der Herbstmesskampagne am Hopfensee (Fahrtrichtung war von links nach rechts). Die gelbe Linie markiert die Wasseroberfläche, das starke Echo (braune Linie) den Seeboden (maximale Tiefe war ca. 10 m). Einzelne aufsteigende Gasblasen sind durch die nahezu vertikal verlaufenden bunten Linien hervorgehoben.

Ergebnisse

Potentielle Methanproduktion in den Sedimenten

In den 284 im Labor inkubierten Sedimentproben aus den unterschiedlichen Gewässern und unterschiedlichen Sedimenttiefen variierte die potentielle Methanproduktionsrate über insgesamt vier Größenordnungen, von minimal $10^{-3} \mu\text{g CH}_4 \text{ ml}^{-1} \text{ d}^{-1}$ in 7 cm Sedimenttiefe im Schliersee bis maximal $30 \mu\text{g CH}_4 \text{ ml}^{-1} \text{ d}^{-1}$ in oberflächennahen Sedimenten aus der Donaustaustufe Faimingen (Abb. 8). Während die Maximal-, Median- und Mittelwerte der Produktionsraten in etwa der gleichen Größenordnung lagen, unterschieden sich die den unterschiedlichen Gewässern entnommenen Sedimente hauptsächlich in den geringen und minimalen Produktionsraten, welche in den Seen deutlich niedriger waren als in den Staustufen. Für die Mehrheit (70 %) der inkubierten Sedimentproben war die Produktionsrate von CO_2 etwas geringer oder vergleichbar mit der Produktionsrate von CH_4 . Der Medianwert des molaren Verhältnisses von produziertem CO_2 zu produziertem CH_4 in den einzelnen Sedimentproben war 0.81, nur wenige und überwiegend Seesedimente produzierten deutlich mehr CO_2 als CH_4 . (Abb. A10 und A11 im Anhang).

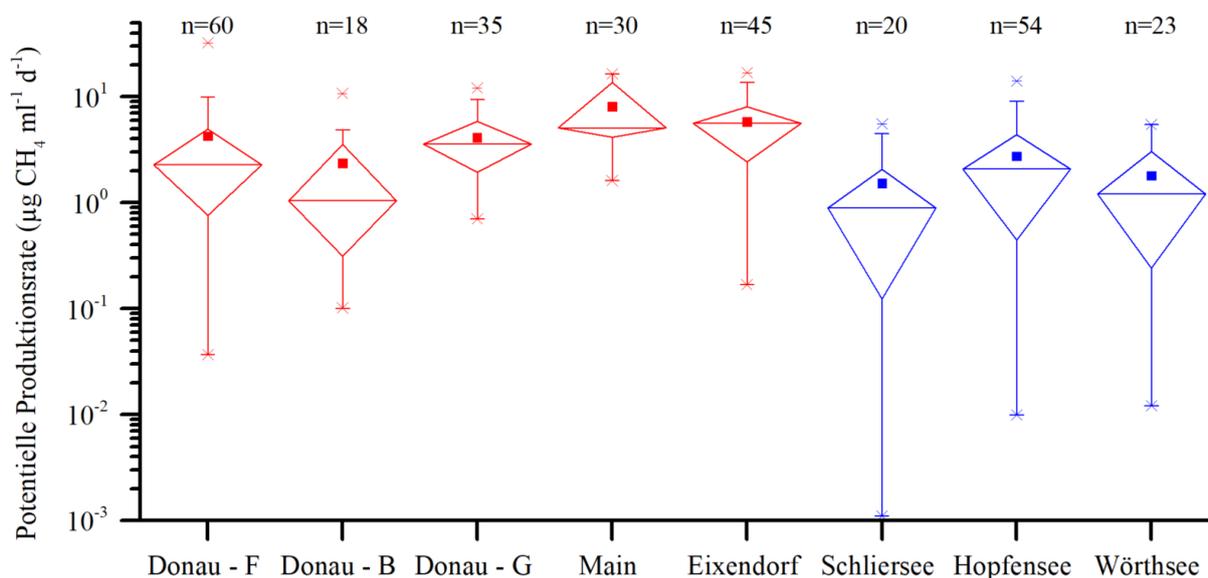


Abbildung 8: Potentielle Methanproduktionsraten in Sedimentproben aus unterschiedlichen Kernen und Sedimenttiefen für die einzelnen Untersuchungsgewässer. Die Produktionsraten wurden bei konstanter Temperatur gemessen und mit dem jeweils inkubierten Sedimentvolumen normiert. Die Rautenförmigen Boxen umfassen die 25 % bis 75 % Quantile; Whisker verlängern diesen Bereich um den Faktor 1.5. Sternförmige Symbole zeigen die Maxima und Minima, die horizontale Linie den Median und das quadratische Symbol den Mittelwert. n ist die Anzahl der inkubierten Proben für das jeweilige Gewässer.

In den Sedimentkernen nahm die potentielle Produktionsrate prinzipiell mit zunehmender Sedimenttiefe ab (Abb. 9). In Sedimenten aus Stauhaltungen, waren die Produktionsraten in Oberflächennähe höher und nahmen weniger stark mit wachsender Tiefe ab als in Seen. Während in Sedimenttiefen >20 cm in Seesedimenten kaum noch nennenswerte Methanproduktion nachgewiesen werden konnte, waren die Raten in Sedimenten aus den Staustufen zum Teil auch in 50 cm Tiefe noch bei Werten bis zu $5 \mu\text{g CH}_4 \text{ ml}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Während die Produktionsraten in den einzelnen Sedimentkernen in der Regel kontinuierlich mit wachsender Tiefe abnahmen, waren die Unterschiede zwischen Sedimentkernen aus demselben Gewässer zum Teil vergleichbar mit den Unterschieden zwischen Kernen aus unterschiedlichen Gewässern.

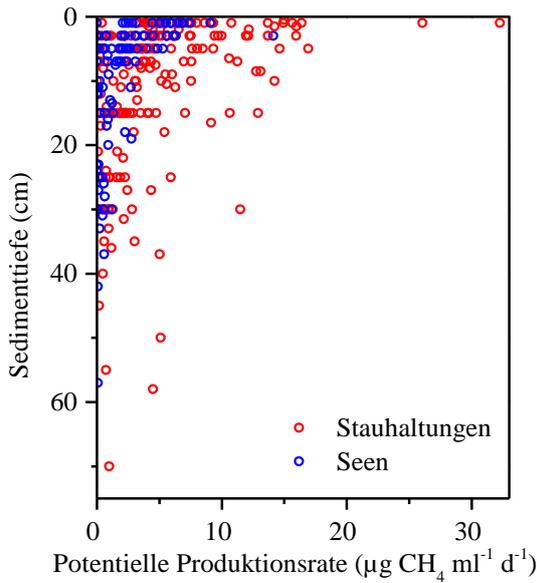


Abbildung 9: Potentielle Methanproduktion aller Sedimentinkubationen als Funktion der Sedimenttiefe. Proben aus Seen (blau) und aus Stauhaltungen (rot) sind farblich unterschieden.

Aufgrund der saisonal erhöhten Sedimenttemperatur und der größeren Dicke der Sedimentschicht mit hohen Produktionsraten, führte die Korrektur der unter Laborbedingungen gemessenen potentiellen Produktionsraten auf in-situ Temperatur im Jahresverlauf und Integration über die Sedimenttiefe zu einer Verstärkung der Unterschiede zwischen Seen und Staustufen (Abb. 10). Mit Ausnahme der Donaustaufe Bertoldsheim, waren die jährlichen potentiellen Produktionsraten in den Stauhaltungen um den Faktor 3 bis 10 höher als in den Seen. Die höchsten potentiellen Produktionsraten wurden für den Main ($1.4 \pm 0.7 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), die niedrigsten Raten für die Sedimente aus dem Wörthsee und dem Hopfensee ($< 0.1 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) ermittelt. Auch in der Donaustaufe Bertoldsheim war die potentielle Produktionsrate gering und etwa vergleichbar mit der in den beiden letztgenannten Seen.

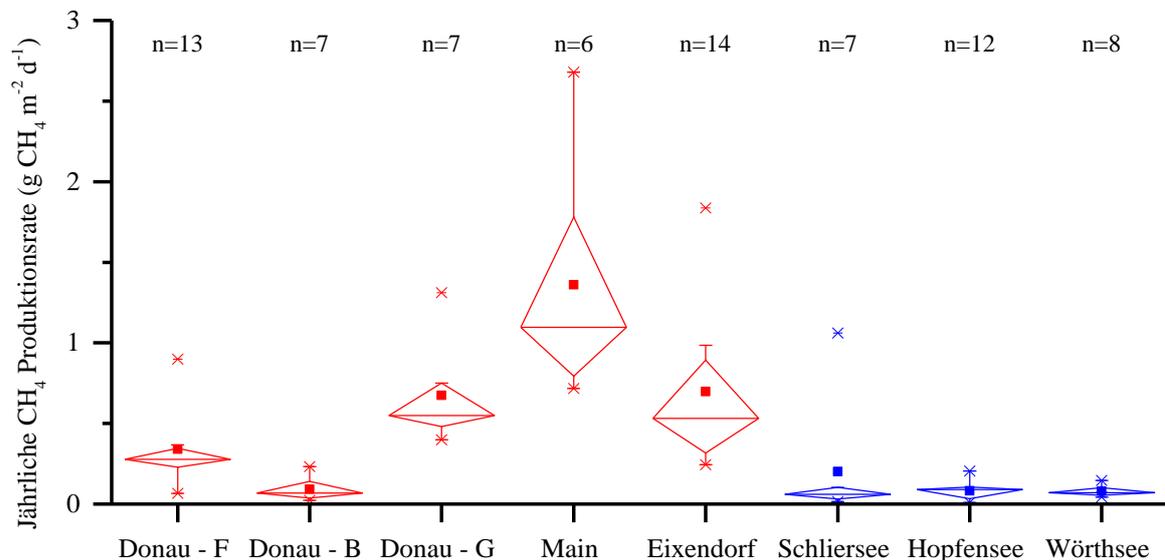


Abbildung 10: Jährlich gemittelte und tiefenintegrierte potentielle CH_4 Produktionsrate in den Untersuchungsgewässern, unterschieden nach Stauhaltungen (rot) und Seen (blau). Die Rautenförmigen Boxen umfassen die 25 % bis 75 % Quantile; Whisker verlängern diesen Bereich um den Faktor 1.5. Sternförmige Symbole zeigen die Maxima und Minima, die horizontale Linie den Median und das quadratische Symbol den Mittelwert. Die Anzahl der analysierten Sedimentkerne (n) ist jeweils angegeben.

Die gravimetrischen Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der untersuchten Sedimente variierten zwischen 0.4 und 15 % (C), beziehungsweise zwischen 0.07 und 1.4 % (N). Das C:N Verhältnis variierte zwischen 6.5 und 25. Ein mittleres C:N Verhältnis von 12.4 (± 3.4 Standardabweichung), deutet auf einen hohen Anteil terrestrischer Biomasse in den Sedimenten hin. Signifikante Unterschiede in der Zusammensetzung von Sedimenten aus Seen und Staustufen wurden nicht gefunden.

Die potentielle Methanproduktionsrate war positiv zu den gemessenen Kohlenstoff- (Spearman's Rangkorrelationskoeffizient $\rho=0.42$, $p<0.05$) und Stickstoffgehalten ($\rho=0.47$, $p<0.05$) in den jeweiligen Sedimentproben korreliert. Eine schwächere und negative Korrelation bestand zwischen der Produktionsrate und dem C:N Verhältnis der Sedimente ($\rho=-0.29$, $p<0.05$). Prinzipiell waren die Zusammenhänge zwischen der Methanproduktionsrate und der chemischen Zusammensetzung in den einzelnen Sedimentproben stark nichtlinear und von geringer statistischer Erklärungskraft (Abb. 11). Trotz der signifikanten Korrelationen, gab es keine Hinweise darauf, dass die höheren potentiellen Methanproduktionsraten in Sedimenten aus Staustufen auf erhöhte Kohlenstoff- oder Stickstoffgehalte in den Sedimenten zurückzuführen sind.

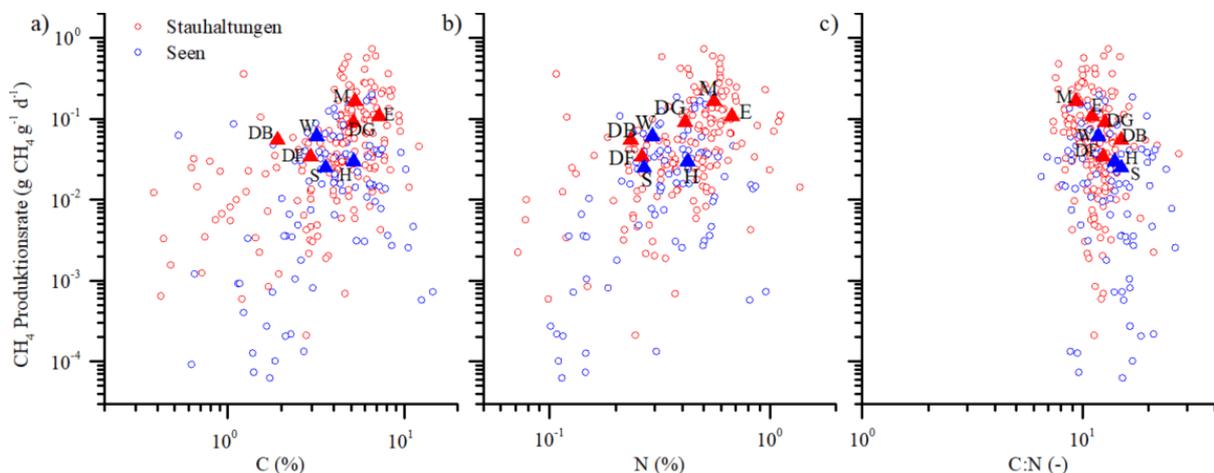


Abbildung 11: Potentielle Methanproduktionsrate in inkubierten Sedimentproben bezogen auf das Sedimenttrockengewicht gegenüber chemischen Sedimenteigenschaften: a) Massenanteil organischer Kohlenstoff (C), b) Massenanteil Stickstoff (N) und c) C:N Verhältnis. Die Ergebnisse einzelner Sedimentinkubationen sind als offene Symbole dargestellt, gefüllte Dreiecksymbole zeigen die Mittelwerte für einzelne Gewässer (rot: Stauhaltungen, blau: Seen), wobei der jeweilige Standort durch Buchstaben gekennzeichnet ist (DF: Donau Faimingen, DB: Donau Bertoldsheim, DG: Donau Geisling, M: Main, E: Eixendorfer Stauee, S: Schliersee, H: Hopfensee, W: Wörthsee).

In der Wassersäule gelöstes Methan

Die Konzentrationen von im Wassergelöstes Methan wurde in an insgesamt 47 Positionen beziehungsweise Messzeitpunkten in unterschiedlichen Tiefen gemessen (insgesamt 195 Konzentrationsmessungen). An den Gewässeroberflächen variierte die Methankonzentrationen bei den meisten Messungen zwischen 0.1 und 1 μM . Die zeitliche (saisonale) und räumliche Variabilität innerhalb der Untersuchungsgewässer war vergleichbar mit der Variabilität zwischen den Gewässern. Während in den Staustufen kaum vertikale Gradienten gemessen wurden, nahm die Methankonzentration im Schliersee und im Hopfensee während der Schichtungsphase nahe der Sedimentoberfläche stark zu. Hier wurden die höchsten gelösten Methankonzentrationen ($>10 \mu\text{M}$) gemessen. Im Hypolimnion des Schliersee wurden gleichzeitig die niedrigsten Konzentrationen ($>10^{-2} \mu\text{M}$) gemessen. Im Unterschied zum Schliersee und Hopfensee, wurden im Wörthsee trotz sommerlicher Schichtung keine erhöhten Methankonzentrationen im Tiefenwasser und keine saisonal variierenden vertikalen Gradienten gemessen (Abb. 12).

METHANEMISSIONEN AUS OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

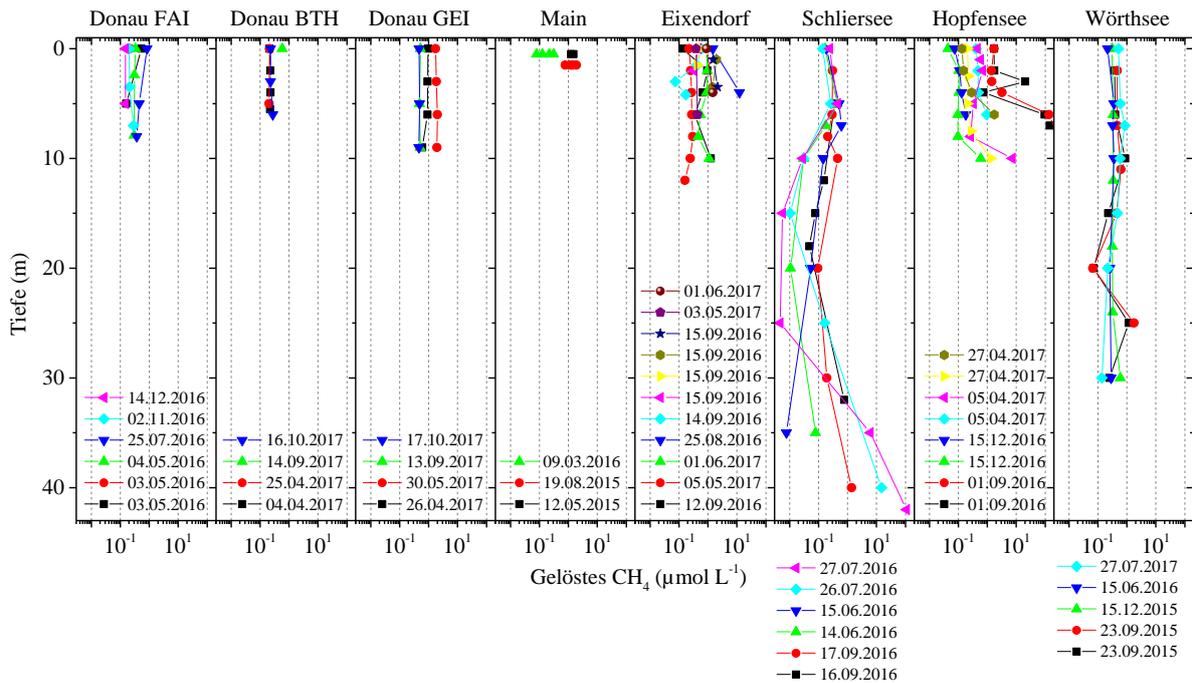


Abbildung 12: Tiefenprofile der Konzentration von gelöstem Methan in den unterschiedlichen Gewässern. Die Skalierung der Konzentrationsachse ist in allen Grafiken identisch (log-Skalierung). Die einzelnen Probenahmetermine sind als Legenden jeweils in, beziehungsweise unter den Profilen angegeben.

Die Menge des im Wasserkörper gelösten Methan (Speicherichte nach Gleichung 7) wurde durch Integration von vertikalen Konzentrationsprofilen unter Berücksichtigung des tiefenabhängigen Wasservolumens zu den einzelnen Probenahmetermine abgeschätzt (Abb. 13). Die Speicherichte war insbesondere im Schliersee und im Hopfensee relativ groß (bis zu $5 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$) und zeigte große saisonale Schwankungen. Im Wörthsee war die Speicherichte trotz der großen Wassertiefe vergleichbar mit den in den flachen Stauhaltungen ($0.1 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$). Eine Korrelation zwischen Speicherichte und Gewässertiefe konnte nicht nachgewiesen werden.

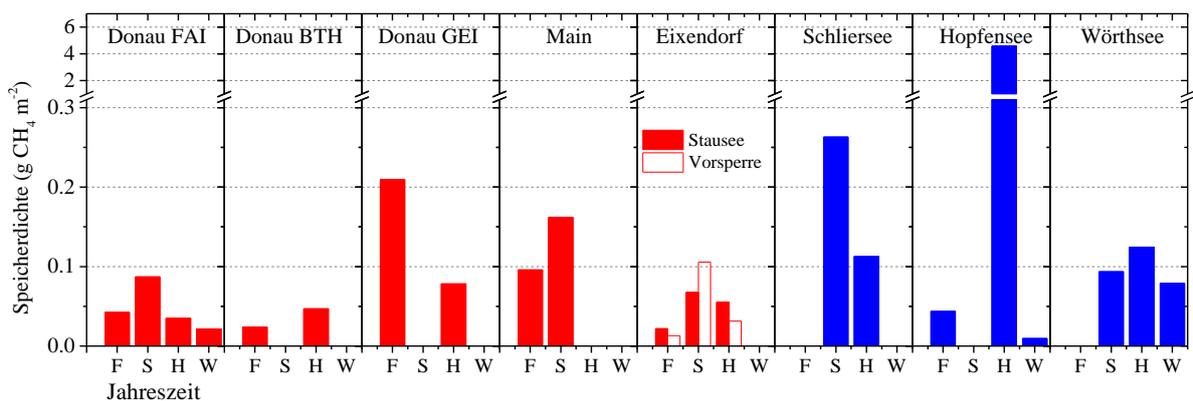


Abbildung 13: Speicherichte von im Wasser gelösten Methan zu unterschiedlichen Jahreszeiten (F-Frühjahr, S-Sommer, H-Herbst, W-Winter) für die Untersuchungsgewässer. An der y-Achse wurde bei $0.3 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2}$ unterbrochen. Messungen in der Vorsperre und im Hauptstau des Stausees Eixendorf sind separat gezeigt.

Diffusive Emissionen durch windgetriebenen Gasaustausch an der Gewässeroberfläche.

Methanemissionen durch diffusiven Gasaustausch an der Wasseroberfläche wurden für jedes Gewässer aus räumlich gemittelten Methankonzentrationen im Oberflächenwasser und der mittleren Windgeschwindigkeit an dem jeweiligen Probenahmedatum berechnet. Die Windgeschwindigkeiten waren zum überwiegenden Teil kleiner als 3 m s^{-1} , d.h. die Gewässeroberflächen waren hydrodynamisch glatt und die Gasaustauschgeschwindigkeit war nur schwach von der Windgeschwindigkeit abhängig. Die gemittelten Emissionsraten variierten nur wenig zwischen den Gewässern mit Werten zwischen $\approx 2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Donau Faimingen, Donau Bertoldheim, Schliersee) und $\approx 8 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ am Eixendorfer Stausee (Abb. 14). Die beobachteten Unterschiede sind zumindest teilweise auf unterschiedliche Wetterlagen (Windgeschwindigkeiten) am Tag der Messung zurückzuführen. Die relativ hohen Emissionsraten am Wörthsee, beispielsweise sind hauptsächlich auf relativ hohe Windgeschwindigkeiten ($> 6 \text{ m s}^{-1}$) an zwei von insgesamt vier Probenahmeterminen bestimmt.

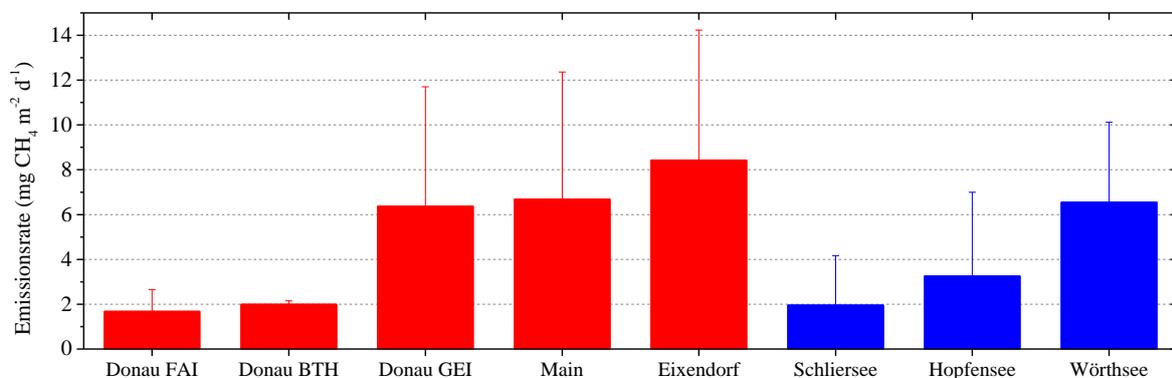


Abbildung 14: Mittlere Methanemissionen durch diffusiven Gasaustausch an der Wasseroberfläche für die einzelnen Untersuchungsgewässer. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung der mittleren Flüsse zu einzelnen Probenahmeterminen.

Echlot – Gasblasen in der Wassersäule

Die Methankonzentration in aufsteigenden Gasblasen variierte zwischen 40 % am Donaustau Faimingen und 68 % am Hopfensee (Tabelle 2). Systematische Unterschiede in den Konzentrationen zwischen Gewässertypen, Jahreszeiten oder Tiefen konnten nicht festgestellt werden. Die räumlichen Verteilungen der Emissionsraten, die aus Blasenbeobachtungen in den Echlot-Transekten ermittelt wurden, sind im Anhang kartiert (Abb. A1 bis A9). Die Emissionsraten variierten zwischen 0 und $\approx 900 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ und waren in allen Gewässern sowohl räumlich als auch zeitlich sehr variabel. Systematische räumliche Muster konnten in den Stauhaltungen nicht identifiziert werden, während in den Seen Gasblasen überwiegend, wenn auch nicht ausschließlich, in den flacheren Gebieten beobachtet wurden (siehe beispielsweise Schliersee und Hopfensee, Abb. A7 und A8). Die Kombination von hoher räumlicher und zeitlicher Variabilität der Blasenemissionen und insbesondere deren episodenhafter Charakter (siehe auch die folgende Auswertung der automatischen Blasenfallen), sind sehr wahrscheinlich die Hauptgründe für das Fehlen räumlicher Muster und signifikanter Zusammenhänge zur Wassertiefe.

Tabelle 2: Methankonzentration (Volumenprozent, Mittelwert±Standardabweichung) in freigesetzten Gasblasen für die verschiedenen Untersuchungsgewässer. Für Gewässer ohne Messungen (Donau Bertoldsheim und Main) wurden die in Klammern angegeben mittleren Konzentrationen verwendet.

Gewässer	Zahl der Messungen	CH ₄ Konzentration (%)
Donau Faimingen	10	40±25
Donau Bertoldsheim	0	(60)
Donau Geisling	8	64±26
Main Kleinostheim	0	(60)
Eixendorfer Stausee	12	65±21
Schliersee	8	58±8
Hopfensee	6	68±11
Wörthsee	4	53±13

Automatische Blasenfallen

Insgesamt wurden 43 Datensätze von automatische Blasenfallen erhoben, die eine aufsummierte Messdauer von 929 Stunden abdecken. Aufgrund technischer Probleme, kam es hierbei zu Datenverlusten, so dass für den Wörthsee beispielsweise nur 2 Datensätze aus dem Frühjahr zur Verfügung standen. Intensive Messungen von aufsteigenden Gasblasen wurden im Eixendorfer Stausee, im Rahmen einer revisionsbedingten Absenkung des Wasserspiegels in der Vorsperre im September 2016 durchgeführt.

In knapp 40 % der Messungen wurden keine Gasblasen detektiert. Diese umfassen alle durchgeführten Messungen im Schliersee und der Donaustaustufe Bertoldsheim, sowie die überwiegende Zahl von Messungen im Hopfensee und der Donaustaustufe Faimingen (Abb. 15). Zur Umrechnung der gemessenen Gasvolumina in Emissionsraten wurden die oben beschriebenen mittleren Methankonzentrationen in Gasblasen genutzt. Die höchsten Emissionsraten (Tagesmittelwerte $>500 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) wurden im Eixendorfer Stausee und im Main gemessen, aber auch in der Donaustaustufe Geisling wurden überwiegend Emissionsraten $>200 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Tagesmittelwert) gemessen. In diesen Gewässern wurden nahezu kontinuierlich Gasblasen freigesetzt.

Die Blasenemissionen zeigten eine ausgeprägte zeitliche Dynamik, die in allen untersuchten Gewässern überwiegend durch Schwankungen des hydrostatischen Drucks am Gewässergrund (Wasserstandsänderungen oder synoptische Änderungen des Luftdrucks) kontrolliert wurde. Sinkender hydrostatischer Druck führte zu erhöhter Blasenemission, während in darauffolgenden Perioden zunehmenden Druckes weniger, beziehungsweise keine Gasblasen freigesetzt wurden.

Am Eixendorfer Stausee wurde Blasenemissionen während eines revisionsbedingten Ablasses der Vorsperre beobachtet (Abb. 16). Obwohl die Blasenemissionen in Eixendorf auch vor der Absenkung des Wasserspiegels mit zu den höchsten beobachteten Werten zählen, stiegen diese während der Absenkung um den Faktor 100 an. Während der Hauptstau und die Vorsperre in Eixendorf in den Wochen vor der Wasserspiegelabsenkung vergleichbar große Emissionsraten aufwiesen, waren im Frühjahr nach der Maßnahme die Blasenemissionen in der Vorsperre ein bis zwei Größenordnungen geringer, beziehungsweise wurden kaum Gasblasen beobachtet. Da gleichzeitige Messungen im Hauptstau vergleichbar hohe Emissionsraten wie im Herbst zeigten (Abb. 16), deutet diese Beobachtung auf einen langfristigen Effekt der verstärkten Blasenfreisetzung auf Emissionsraten in den folgenden Monaten hin. Eine vergleichbar starke Zunahme von Gasblasenemissionen während einer geplanten Wasserspiegelabsenkung wurde auch von (Beaulieu et al. 2017) in eutrophen Stausee im Mittleren Westen der USA beobachtet.

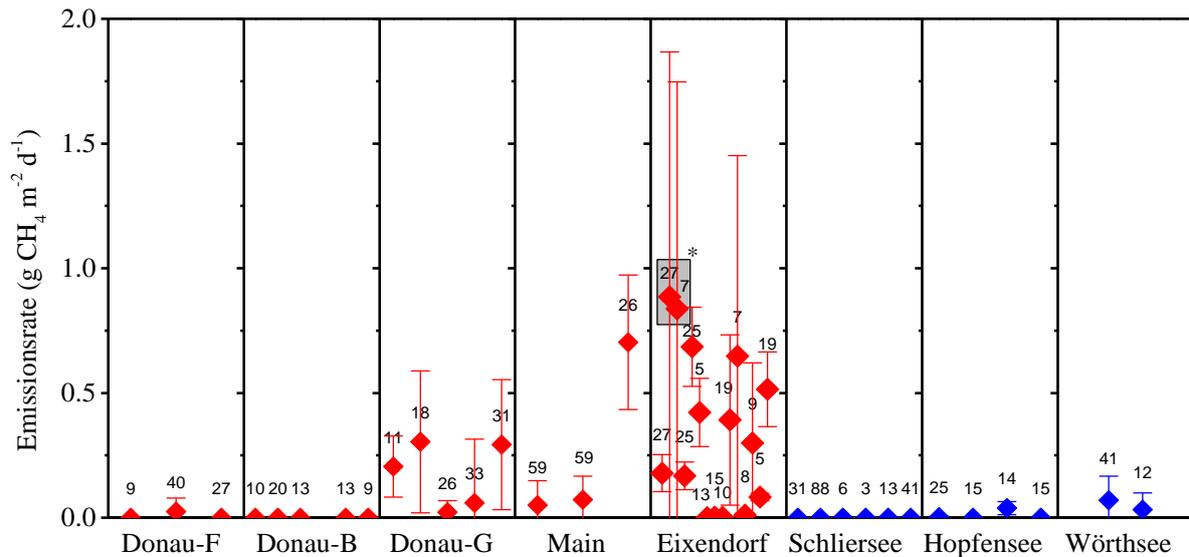


Abbildung 15: Methanemissionsraten durch Gasblasen aus den Untersuchungsgewässern (Stauhaltungen in roter Farbe, Seen in Blau). Die Symbole und Fehlerbalken zeigen zeitlich gemittelte Emissionsraten und Standardabweichungen für einzelne Messungen mit Blasenfallen, die an unterschiedlichen Orten und zu unterschiedlichen Jahreszeiten in den Gewässern installiert waren. Die Zahlen über den Symbolen entsprechen der Länge der jeweiligen Messung in Tagen. Dreieckige Symbole auf der x-Achse entsprechen Messungen in denen keine Gasblasen detektiert wurden. Die Datenpunkte in dem grau markierten Rechteck (*) beinhalten die die Absenkung des Wasserspiegels im Stausee Eixendorf (siehe Text und Abb. 16).

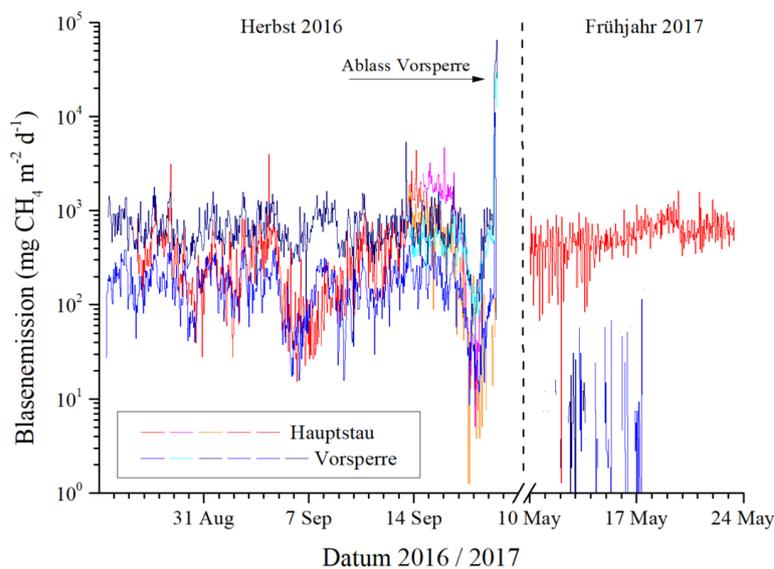


Abbildung 16: Zeitreihen von Blasenemissionen (stündliche Mittelwerte) im Eixendorfer Stausee. Messungen von verschiedenen Blasenfallen im Hauptstau sind in Rot bzw. rötlichen Farben dargestellt, Messungen in der Vorsperre in blauen Farben (siehe Legende). Die Zeitachse ist unterbrochen um Messungen aus dem Frühjahr und Herbst darzustellen. Der revisionsbedingte Ablass der Vorsperre am 19.09.2016 ist markiert. Während der Messungen im Frühjahr 2017 waren die stündlich gemittelten Emissionsraten in der Vorsperre teilweise null; diese sind in der logarithmischen Darstellung nicht gezeigt.

Ausgasungen an Staustufen

Die Ausgasungen an den Staustufen wurden für die drei Donau-Staustufen, sowie für die Vorsperre im Eixendorfer Stausee bestimmt. Für den Main konnten leider keine Konzentrationen unterhalb der Staustufe gemessen werden. Bei den Daten von der Vorsperre Eixendorf ist zu beachten, dass das Unterwasser nicht in einen fließenden Gewässerabschnitt übergeht, sondern in einen See.

Tabelle 3: Ausgasung vom Methan an den Staustufen. Die Tabelle zeigt den Tagesmittelwert des Abflusses, die mittleren oberhalb (C_{up}) und unterhalb (C_{down}) gemessenen Methankonzentrationen, die Konzentrationsdifferenz (ΔC) und die gesamte emittierte Menge an Methan (J_{degass}). Die Ausgasungen wurden mittels einer Abschätzung der Fläche der oberen Staustufe in einen äquivalenten Fluss ($\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) umgerechnet. Die mit * markierten Abflusswerte zeigen das Jahresmittel, da zum Zeitpunkt der Beprobung keine Messwerte vorlagen. Am 4.5.2016 konnten keine Konzentrationen im Unterwasser der Staustufe Faimingen gemessen werden, hier wurde die am 3.5.2016 gemessenen Konzentration genutzt ^(a). Die Messungen am 19.9.2016 im Eixendorfer Stausee wurden während einer revisionsbedingten Wasserspiegelabsenkung gemessen.

Ort	Datum	Abfluss [$\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$]	C_{up} [μM]	C_{down} [μM]	ΔC [μM]	J_{degass} [kg d^{-1}]	Fläche [m^2]	Fluss [$\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$]
Eixendorf Vorsperre	24.08.2016	2.24	1.05	0.41	0.64	2.00	88261	22.6
	25.08.2016	1.71	6.90	0.44	6.46	15.30		173.3
	13.09.2016	1.52	1.46	0.28	1.17	2.47		28.0
	14.09.2016	1.53	1.24	0.44	0.80	1.70		19.3
	14.09.2016	1.53	0.31	0.18	0.13	0.28		3.1
	15.09.2016	1.52	1.77	0.34	1.43	3.01		34.1
	19.09.2016	5.55	13.79	2.08	11.71	89.94		1019.0
	03.05.2017	6.26	0.41	0.30	0.11	0.95		10.7
	04.05.2017	5.45	0.67	0.52	0.15	1.12		12.6
01.06.2017	1.64	1.18	0.23	0.96	2.18	24.7		
Donau Faimingen	03.05.2016	197.00	0.35	0.20	0.15	40.72	1024259	39.7
	04.05.2016	200	0.31	0.20 ^a	0.12	31.88		31.1
	25.07.2016	190	0.55	0.45	0.10	27.17		26.5
	02.11.2016	79.7	0.23	0.33	-0.10	0.00		-
	14.12.2016	68.2	0.15	0.15	0.00	0.06		0.1
Donau - Bertoldsheim	04.04.2017	143.00	0.22	0.22	0.00	0.23	1004970	0.2
	25.04.2017	136.00	0.21	0.19	0.01	2.77		2.7
	14.09.2017	153.00	0.58	0.14	0.44	93.67		93.2
	16.10.2017	105.00	0.24	0.08	0.17	24.02		23.9
Donau - Geisling	26.04.2017	581	0.94	0.87	0.07	55.71	783592	71.1
	30.05.2017	415.75*	1.88	1.46	0.42	243.08		310.2
	13.09.2017	415.75*	0.51	0.47	0.04	23.10		29.5
	17.10.2017	415.75*	0.47	0.42	0.05	26.98		34.4

Im Flussverlauf unterhalb der Staustufen nahm die im Wasser gelöste Methankonzentration im Vergleich zu den oberflächennahen Konzentrationen in der Staustufe ab (Tabelle 3). Die einzige Ausnahme davon war eine Messung an der Donaustufe Faimingen, wo eine Zunahme der Konzentration unterhalb der Staustufe gemessen wurde. Da eine erhöhte Methanproduktion unterhalb der Staustufe als sehr unwahrscheinlich angesehen werden kann, ist in diesem Fall von einem Messfehler auszugehen. Unter Berücksichtigung des Abflusses am Tag der Messung ergaben sich aus den übrigen Messungen Methanemissionen durch Ausgasung an den

Staubauwerken, bzw. in dem sich daran anschließenden Flussverlauf, zwischen $0.1 \text{ kg CH}_4 \text{ d}^{-1}$ (Donaustaustufe Faimingen) und $243 \text{ kg CH}_4 \text{ d}^{-1}$ (Donaustaustufe Geisling)

Um die Ausgasungen an den Staustufen in Relation zu den oberflächenbezogenen Methanflüssen in den Staustufen zu setzen, wurden diese mit einer abgeschätzten Fläche der jeweiligen Staustufe normiert (Tabelle 3). Die resultierenden Flüsse variierten zwischen $0.1 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Faimingen) und $1019 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ am Auslauf der Vorsperre Eixendorf während der Wasserspiegelabsenkung. Im Vergleich zu den Tagen vor der Wasserspiegelabsenkung war somit auch die Emission an der Staustufe um mehr als einen Faktor 10 erhöht. Die gelösten Konzentrationen waren sehr wahrscheinlich durch Rücklösung aus den aufsteigenden Gasblasen in der Vorsperre erhöht.

Synthese der Ergebnisse

Um die Gesamtemissionsraten für die einzelnen Gewässerabschnitte abzuschätzen wurden die diffusiven Emissionen, Blasenemissionen sowie bei den Staustufen zusätzlich die Ausgasung an den Staubauwerken addiert. Für die Emissionen durch Gasblasen wurden die Daten der automatischen Blasenfallen verwendet, da diese die zeitliche Variabilität der Blasenflüsse besser erfassen als die Echolotbeobachtungen. Die Gesamtemissionen waren mit 2 beziehungsweise mit $13 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ am geringsten im Schliersee und im Hopfensee. Der Wörthsee und die beiden Donaustaustufen Faimingen und Bertoldsheim bildeten ein Mittelfeld in den Emissionsraten mit durchschnittlich zwischen 30 und $60 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Eine Größenordnung höher waren die Emissionen an der Donausstaufe Geislingen, der Mainstaustufe Kleinostheim und dem Eixendorfer Stausee mit Emissionsraten von um die $300 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. In Tabelle 4 sind die Zusammensetzung der Gesamtemissionen hinsichtlich der unterschiedlichen Austragspfade aufgeschlüsselt. Mit Ausnahme vom Schliersee, in dem keine Gasblasen beobachtet wurden, war der Anteil der Emissionen durch diffusiven Gasaustausch an der Wasseroberfläche gering bis vernachlässigbar. Emission durch Gasblasen, und in den Staustufen zusätzlich die Ausgasung an den Staubauwerken, waren die hauptsächlichen Austragspfade in allen verbleibenden Gewässern. Da für die Staustufe Kleinostheim am Main keine Daten zu Ausgasungen am Staubauwerk vorliegen, ist davon auszugehen, dass die Gesamtemissionen hier deutlich unterschätzt wurden. Das Verhältnis von Gesamtemission zu potentieller Methanproduktion in den Sedimenten war minimal (1 %) und maximal (71 %) in den beiden tiefsten Untersuchungsgewässern (Schliersee: 41 m, Wörthsee: 33 m). Die Speicherung von Methan in gelöster Form in der Wassersäule war mit Ausnahme des Schliersees und des Hopfensees von geringer Bedeutung und entsprach in etwa der täglichen Produktions- beziehungsweise Emissionsrate (Tabelle 4).

Zwar war die Anzahl der Untersuchungsgewässer zu gering um signifikante statistische Zusammenhänge zwischen den gesamten Produktions- und Emissionsraten sowie deren Abhängigkeit zu den Nährstoffbedingungen in den unterschiedlichen Gewässern ableiten zu können, allerdings deuten die Ergebnisse entsprechende Zusammenhänge an (Abb. 17). Hohe Methanproduktionsraten, wie sie ausschließlich in Stauhaltungen (Donau Geisling, Eixendorf und Main) gemessen wurden, waren stets mit hohen Gesamtemissionsraten verbunden. Das Gewässer mit der höchsten gelösten Nährstoffkonzentrationen im Wasser (Main) gehörte auch zu den Gewässern mit den höchsten Methanemissionen. Allerdings waren die Methanemissionen an den Staustufen Faimingen und Bertoldsheim vergleichsweise gering, obwohl die Nährstoffkonzentrationen in beiden Gewässern in etwa vergleichbar mit den in Geislingen und dem Eixendorfer Stausee waren, die aber deutlich höhere Methanemissionen aufwiesen (Abb. 17).

Tabelle 4: Synthese der gemittelten Methanflüsse für die einzelnen Untersuchungsgewässer: Potentielle Methanproduktion in den Sedimenten, Gesamtemission (Summe aus diffusiven Emissionen, Blasenflüssen und Ausgasungen an Staubauwerken), als gelöstes Methan in der Wassersäule gespeichertes Methan, sowie das prozentuale Verhältnis von Gesamtemissionsrate zur potentiellen Produktionsrate. Die Werte für den Eixendorfer Stausee beziehen sich auf die Messungen ohne den revisionsbedingten Ablass; entsprechende Werte unter Einbeziehung der Messungen während der Wasserspiegelabsenkung sind jeweils in Klammern angegeben.

(*) Für die Staustufe Kleinostheim am Main sind keine Messdaten zu Ausgasungen am Staubauwerk vorhanden.

	Donau-F	Donau-B	Donau-G	Main	Eixendorf	Schliersee	Hopfensee	Wörthsee
Potentielle Produktion (mg m ⁻² d ⁻¹)	339±238	91±72	673±309	1361±755	698±517	202±379	82±78	81±34
Emission (mg m ⁻² d ⁻¹)	33	32	308	282	313 (484)	2	13	58
Diffusive Emission (mg m ⁻² d ⁻¹)	1.7±1.0	2.0±0.2	6.4±5.3	6.7±5.7	8.4±5.8	1.9±2.2	3.3±3.7	6.6±3.5
Gasblasen (mg m ⁻² d ⁻¹)	8±14	0±0	177±131	275±371	269±260 (341±313)	0±0	10±19	51±26
Staubauwerk (mg m ⁻² d ⁻¹)	24±17	30±43	125±161	- (*)	36±52 (135±314)	0	0	0
Speicherung (mg m ⁻²)	46	35	143	129	50	187	1544	99
Emission/Produktion	10 %	35 %	46 %	21 %	44 % (66 %)	1 %	16 %	71 %

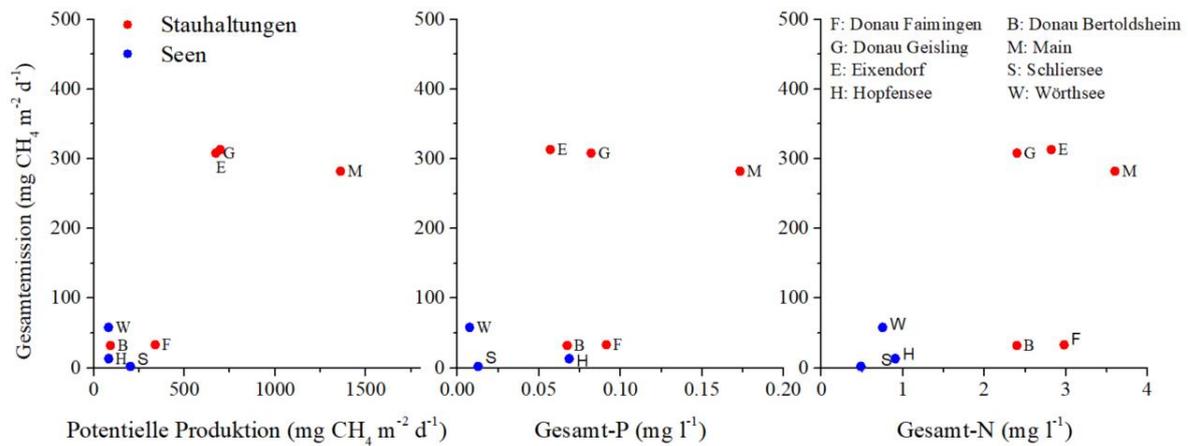


Abbildung 17: Gesamtemissionsrate von Methan (siehe Tabelle 4) als Funktion der potentiellen Produktionsrate in den Sedimenten, und der mittleren Phosphor- (P) und Stickstoff- (N) Konzentrationen in den Gewässern. Daten von Stauhaltungen sind mit roten, Daten von Seen mit blauen Symbolen dargestellt. Die Buchstaben neben den Symbolen kennzeichnen das Gewässer entsprechend der angegebene Legende.

Diskussion

Einordnung und Vergleich der ermittelten Emissionsraten

Die ermittelten Methanemissionsraten für die acht Untersuchungsgewässer variierten über zwei Größenordnungen und können grob in zwei Gruppen bzw. Kategorien unterteilt werden: Gewässer mit Emissionsraten zwischen 2 und 60 mg CH₄ m⁻² d⁻¹ und Gewässer mit Emissionsraten >~300 mg CH₄ m⁻² d⁻¹.

Zu der ersten Kategorie gehören alle drei untersuchten natürlichen Seen, unabhängig von ihrem unterschiedlichen trophischen Zustand. Weiterhin gehörten die Stauhaltungen an der oberen und mittleren Donau (Faimingen und Bertoldsheim) in diese Kategorie. Die für diese Gewässern ermittelten Emissionsraten sind vergleichbar mit denen der freifließenden (nicht in einer Stauwurzel gelegenen) Flussabschnitten der Saar (Maeck et al. 2013), den Emissionen aus dem Bodensee-Untersee (Hofmann 2013), und mit globalen Abschätzungen für Emissionsraten in Seen und Stauseen in der gemäßigten Klimazone von ~10 mg CH₄ m⁻² d⁻¹ (St. Louis et al. 2000; Bastviken et al. 2004; Bastviken et al. 2011).

Zu der zweiten Kategorie mit höheren Emissionsraten gehören ausschließlich Stauhaltungen: Donau-Geisling, Main-Kleinostheim und der Eixendorfer Stausee inklusive seiner Vorsperre. Die Emissionsraten aus diesen Gewässern sind vergleichbar mit den Emissionsraten aus unterschiedlichen Stauhaltungen der Saar (75 bis 624 mg CH₄ m⁻² d⁻¹, Maeck et al. (2013)) oder der Aare (150 mg CH₄ m⁻² d⁻¹, DeSontro et al. (2010)). Auf Basis von 7-monatigen Messungen von Blasenemissionen fanden Beaulieu et al. (2017) in einem eutrophen Stausee in der gemäßigten Klimazone mittlere Methanemissionen von 517 mg CH₄ m⁻² d⁻¹. In Übereinstimmung mit den zitierten Studien sind die Emissionen aus Gewässern der zweiten Kategorie durch Blasenemissionen und Ausgasungen an Staubaauwerken dominiert. Andererseits wurden ähnlich hohe Emissionswerte (200 mg CH₄ m⁻² d⁻¹) auch als rein diffusiver Fluss in dem kleinen mesotrophen Mindelsee (Baden-Württemberg) gemessen (Encinas Fernández et al. 2014). Hier handelte es sich allerdings um kurzfristig erhöhte Emissionen während der Herbstzirkulation, während die jahreszeitlich gemittelten Emissionen vergleichbar mit denen aus den hier untersuchten Seen war.

Insgesamt ist ein systematischer Vergleich der beobachteten Emissionsraten mit Literaturwerten schwierig, da in dem überwiegenden Teil der publizierten Arbeiten nur ausgewählte Emissionspfade (z.B. Blasenemissionen) erfasst sind. Prinzipiell sind die ermittelten Raten vergleichbar mit aktuellen globalen Metastudien, in denen Gesamtemissionsraten von Methan aus Stauseen mit 160 mg CH₄ m⁻² d⁻¹ und Emissionsraten aus natürlichen Seen mit 53 mg CH₄ m⁻² d⁻¹ abgeschätzt werden (Deemer et al. 2016).

Einflussfaktoren

Hohe Emissionsraten waren mit hohen potentiellen Produktionsraten im Sediment verbunden, die für alle Gewässer der zweiten Kategorie einen Wert von 500 mg CH₄ m⁻² d⁻¹ überschritt. Es ist zu vermuten, dass die Emissionsraten nicht-linear mit den Methanproduktionsraten im Sediment ansteigen. Überschreitet die potentielle Produktionsrate die Transportrate mit der das im Sediment gebildete Methan diffusiv in den Wasserkörper abtransportiert werden kann, bilden sich Gasblasen die zumindest in flachen Gewässern Methan direkt in die Atmosphäre transportieren, ohne dass ein Teil des Methans durch Oxydation in der Wassersäule in CO₂ umgewandelt werden kann. Dies wurde kürzlich in einer globalen Metaanalyse gezeigt, in der eine stark nichtlineare Zunahme von Blasenemissionen mit steigender Temperatur in unterschiedlichsten aquatischen Systemen gefunden wurde (Aben et al. 2017). Auch eine kürzlich publizierte Metastudie zu Methanemissionen aus Teichen und Seen in Quebec (Kanada), zeigte eine unerwartet hohe Zunahme von Methanemissionen durch Gasblasen für steigende Temperaturen: der ermittelte Q_{10} -Wert der Methanemission entsprach in dieser

Studie dem Vielfachen des zu erwartenden Anstieges aufgrund erhöhter mikrobieller Aktivität bei höheren Temperaturen (DeLontro et al. 2016).

Prinzipiell waren die Zusammenhänge zwischen der Methanproduktionsrate und der chemischen Zusammensetzung in den einzelnen Sedimentproben stark nichtlinear und von geringer statistischer Erklärungskraft. In den hier untersuchten Gewässern, korrelierten die potentiellen Produktionsraten mit dem Anteil organischen Kohlenstoffs und Stickstoffs in den Sedimenten und nahm für ein steigendes C:N Verhältnis ab. Die ausschlaggebenden Einflussfaktoren bei den Gewässern mit hohen Produktionsraten waren allerdings die vergleichsweise große Dicke der aktiven oberen Sedimentschicht, sowie die hohen sommerlichen Wassertemperaturen. In Übereinstimmung mit Beobachtungen in anderen Flusstauhaltungen (Sobek et al. 2012; Maeck et al. 2013) legt dieses Ergebnis den Schluss nahe, dass auch in den hier untersuchten Gewässern hohe Sedimentationsraten ein wesentlicher Einflussfaktor für die Höhe der Emissionen ist. Die Donaustauhaltung Bertoldsheim, beispielsweise, in der die geringsten Produktions- und Emissionsraten unter den Stauhaltungen gemessen wurden, wird anders als die anderen hier untersuchten Flusstauhaltungen im Schwellbetrieb gefahren. Die daraus resultierende geringe Aufenthaltszeit lässt auch vergleichsweise geringe Sedimentationsraten in diesem System vermuten. Konkrete Messdaten zu Sedimentationsraten in den hier untersuchten Gewässern standen jedoch nicht zur Verfügung.

Neben den erhöhten Produktionsraten in den Sedimenten, gehörten die Gewässer mit hohen Methanemissionen auch zu den Gewässern mit hohen Nährstoffbelastungen. Eindeutige Zusammenhänge ließen sich aus der geringen Anzahl der untersuchten Systeme und deren Komplexität nicht ableiten. So bildet auch hier die Stauhaltung Bertoldsheim mit ihren vergleichsweise geringen Emissionen aber hohen Nährstoffbelastung eine Ausnahme.

Unsicherheiten und methodische Aspekte

Große Unsicherheiten bestehen nicht nur hinsichtlich der geringen Anzahl der Untersuchungsgewässer, sondern auch hinsichtlich der Exaktheit der erzielten Ergebnisse. So unterlagen alle gemessenen Transportraten hohen zeitlichen und räumlichen Schwankungen, die oft nur ungenügend durch Messungen aufgelöst werden konnten. So sind beispielsweise die auf wenigen Messtagen basierenden diffusiven Emissionen mit einer Unsicherheit von einem Faktor zwei oder mehr behaftet. Andererseits ist der Beitrag der diffusiven Flüsse zu den Gesamtemissionen in den Gewässern mit hohen Emissionsraten vernachlässigbar klein. Hier liegt die Unsicherheit hauptsächlich in der Erfassung der räumlichen und zeitlichen Dynamik von aufsteigenden Gasblasen. Während der automatischen Blasenfallen die hohe zeitliche Dynamik sehr gut auflösen, lassen die Ergebnisse der Echolotbefahrungen zumindest vermuten, dass die tatsächliche räumliche Variabilität mit einer realistischen Anzahl von Blasenfallen nur schwer abgedeckt werden kann.

Eine Verbesserung der Genauigkeit von Abschätzungen zu jährlich gemittelten Emissionsraten aus bestimmten Gewässern wäre nur durch einen stark erhöhten Messaufwand möglich (Natchimuthu et al. 2016), Dieser sollte ganzjährige Messungen von Blasenemissionen (Wilkinson et al. 2015) sowie, in Gewässern mit geringen Emissionsraten in denen diffusiver Gasaustausch ein wichtiger Transportpfad ist, auch zumindest wöchentlich aufgelöste Messungen von gelösten Konzentrationen (z.B. Encinas Fernández et al. 2014) umfassen. Die Ausgasungen an den Staubaufwerken, die einen wichtigen Austragspfad in alle Stauhaltungen darstellten, könnten durch hochfrequente Messungen der gelösten Konzentrationen am Bauwerk deutlich verbessert werden. Leider sind keine geeigneten Sensoren für ein langfristiges und robustes Monitoring von gelösten Methankonzentration in Gewässern verfügbar. Sehr genaue Messungen von Emissionsraten lassen sich bei großen Gewässern durch die ganzjährige Installation von Eddy-Kovarianz-Systemen mit Methansensoren erzielen (Schubert et al. 2012; Beaulieu et al. 2017; Jammet et al. 2017). Hierbei werden die Emissionen

mittels mikrometeorologischer Verfahren in der Atmosphäre über dem Gewässer gemessen. Der Investitionsaufwand zum Betreiben eines Netzwerkes solcher Stationen wäre allerdings beträchtlich und letztendlich beschränkt auf eine geringe Anzahl von Gewässern einer Region. Allerdings könnte die Existenz von europäischen und globalen Verbänden von Eddy-Kovarianz-Stationen in terrestrischen Systemen (z.B. FluxNet) hier beispielgebend für den Aufbau von einer Vielzahl von Messstationen in aquatischen Systemen sein. Im Rahmen des Europäischen Monitoringnetzwerkes *Integrated Carbon Observation System* (ICOS) werden momentan zwar kontinuierliche Eddy-Flux Messungen von Methanemissionen aus einigen borealen Gewässern durchgeführt, nicht aber aus Gewässern in Zentraleuropa.

Die hier verwendete Messung der potentiellen Methanproduktion in den Sedimenten erscheint als ein vergleichsweise vielversprechender Ansatz zur Charakterisierung von Methanemissionen für eine große Anzahl von Gewässern mit begrenztem Messaufwand. Der Vorteil dieser Methode ist, dass sie die hohe zeitliche Variabilität in den Massenflüssen integriert. Die hier gefundene Korrelation der potentiellen Produktionsrate mit dem Anteil organischen Kohlenstoffs im Sediment kann die Grundlage für zukünftige Anwendung von prozessorientierten oder auch räumlich-statistischen Modellen (z.B., Sabrekov et al. 2017) für die Abschätzung von Methanemissionen aus Gewässern auf regionaler Skala sein.

Referenzen

- Aben, R. C. H. and others 2017. Cross continental increase in methane ebullition under climate change. *Nature Communications* **8**: 1682.
- Alshboul, Z., J. Encinas-Fernández, H. Hofmann, and A. Lorke. 2016. Export of Dissolved Methane and Carbon Dioxide with Effluents from Municipal Wastewater Treatment Plants. *Environ. Sci. Technol.* **50**: 5555–5563.
- Barros, N., J. J. Cole, L. J. Tranvik, Y. T. Prairie, D. Bastviken, V. L. M. Huszar, P. del Giorgio, and F. Roland. 2011. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geosci.* **4**: 593-596.
- Bastviken, D., J. Cole, M. Pace, and L. Tranvik. 2004. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochem. Cycles* **18**: 12.
- Bastviken, D., J. Ejlertsson, I. Sundh, and L. Tranvik. 2003. Methane as a source of carbon and energy for lake pelagic food webs. *Ecology* **84**: 969-981.
- Bastviken, D., L. J. Tranvik, J. A. Downing, P. M. Crill, and A. Enrich-Prast. 2011. Freshwater Methane Emissions Offset the Continental Carbon Sink. *Science* **331**: 50-50.
- Beaulieu, J. J., D. A. Balz, M. K. Birchfield, J. A. Harrison, C. T. Nietch, M. C. Platz, W. C. Squier, S. Waldo, J. T. Walker, K. M. White, and J. L. Young. 2017. Effects of an Experimental Water-level Drawdown on Methane Emissions from a Eutrophic Reservoir. *Ecosystems*.
- Boyce, R. E. 1976. Definitions and laboratory techniques of compressional sound velocity parameters and wet-water content, wet-bulk density, and porosity parameters by gravimetric and gamma ray attenuation techniques. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.: 931.
- Cole, J. J., Y. T. Prairie, N. F. Caraco, W. H. McDowell, L. J. Tranvik, R. G. Striegl, C. M. Duarte, P. Kortelainen, J. A. Downing, J. J. Middelburg, and J. Melack. 2007. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* **10**: 171-184.
- Crusius, J., and R. Wanninkhof. 2003. Gas transfer velocities measured at low wind speed over a lake. *Limnol. Oceanogr.* **48**: 1010-1017.
- Deacon, E. L. 1977. Gas transfer to and across an air-water interface. *Tellus* **29**: 363-374.
- Deemer, B. R., J. A. Harrison, S. Li, J. J. Beaulieu, T. DelSontro, N. Barros, J. F. Bezerra-Neto, S. M. Powers, M. A. dos Santos, and J. A. Vonk. 2016. Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis. *Bioscience* **66**: 949-964.
- DelSontro, T., L. Boutet, A. St-Pierre, P. A. del Giorgio, and Y. T. Prairie. 2016. Methane ebullition and diffusion from northern ponds and lakes regulated by the interaction between temperature and system productivity. *Limnol. Oceanogr.* **61**: S62–S77.
- DelSontro, T., D. F. McGinnis, S. Sobek, I. Ostrovsky, and B. Wehrli. 2010. Extreme methane emissions from a Swiss hydropower reservoir: Contribution from bubbling sediments. *Environ. Sci. Technol.* **44**: 2419–2425.
- Encinas Fernández, J., F. Peeters, and H. Hofmann. 2014. Importance of the Autumn Overturn and Anoxic Conditions in the Hypolimnion for the Annual Methane Emissions from a Temperate Lake. *Environ. Sci. Technol.* **48**: 7297-7304.
- Fearnside, P. M., and S. Pueyo. 2012. Greenhouse-gas emissions from tropical dams. *Nat. Clim. Chang.* **2**: 382-384.
- Goldenfum, J. A. 2010. GHG Measurement Guidelines for Freshwater Reservoirs, p. 139 pp. UNESCO/IHA.
- Harris, D., W. R. Horwath, and C. van Kessel. 2001. Acid fumigation of soils to remove carbonates prior to total organic carbon or carbon-13 isotopic analysis. *Soil Science Society of America Journal* **65**: 1853-1856.
- Hofmann, H. 2013. Spatiotemporal distribution patterns of dissolved methane in lakes: How accurate are the current estimations of the diffusive flux path? *Geophys. Res. Lett.* **40**: 2779-2784.
- 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 University Press.

- Jähne, B., G. Heinz, and W. Dietrich. 1987. Measurement of the diffusion coefficients of sparingly soluble gases in water. *Journal of Geophysical Research: Oceans (1978–2012)* **92**: 10767-10776.
- Jähne, B., W. Huber, A. Dutzi, T. Wais, and J. Ilmberger. 1984. Wind/Wave-Tunnel Experiment on the Schmidt Number — and Wave Field Dependence of Air/Water Gas Exchange, p. 303-309. *In* W. Brutsaert and G. H. Jirka [eds.], *Gas Transfer at Water Surfaces*. Springer Netherlands.
- Jammet, M., S. Dengel, E. Kettner, F. J. W. Parmentier, M. Wik, P. Crill, and T. Friborg. 2017. Year-round CH₄ and CO₂ flux dynamics in two contrasting freshwater ecosystems of the subarctic. *Biogeosciences* **14**: 5189-5216.
- Kirschke, S. and others 2013. Three decades of global methane sources and sinks. *Nature Geosci.* **6**: 813-823.
- Maeck, A., T. DelSontro, D. F. McGinnis, H. Fischer, S. Flury, M. Schmidt, P. Fietzek, and A. Lorke. 2013. Sediment trapping by dams creates methane emission hotspots. *Environ. Sci. Technol.* **47**: 8130–8137.
- Natchimuthu, S., I. Sundgren, M. Gålfalk, L. Klemedtsson, P. Crill, Å. Danielsson, and D. Bastviken. 2016. Spatio-temporal variability of lake CH₄ fluxes and its influence on annual whole lake emission estimates. *Limnol. Oceanogr.* **61**: S13-S26.
- Ostrovsky, I. 2003. Methane bubbles in Lake Kinneret: Quantification and temporal and spatial heterogeneity. *Limnol. Oceanogr.* **48**: 1030-1036.
- Oswald, K. and others 2017. Crenothrix are major methane consumers in stratified lakes. *The Isme Journal* **11**: 2124.
- Raymond, P. A. and others 2013. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature* **503**: 355-359.
- Reed, D. C., B. R. Deemer, S. van Grinsven, and J. A. Harrison. 2017. Are elusive anaerobic pathways key methane sinks in eutrophic lakes and reservoirs? *Biogeochemistry* **134**: 29-39.
- Sabrekov, A. F., B. R. K. Runkle, M. V. Glagolev, I. E. Terentieva, V. M. Stepanenko, O. R. Kotsyurbenko, S. S. Maksyutov, and O. S. Pokrovsky. 2017. Variability in methane emissions from West Siberia's shallow boreal lakes on a regional scale and its environmental controls. *Biogeosciences* **14**: 3715-3742.
- Sawakuchi, H. O., D. Bastviken, A. O. Sawakuchi, A. V. Krusche, M. V. R. Ballester, and J. E. Richey. 2014. Methane emissions from Amazonian Rivers and their contribution to the global methane budget. *Global Change Biol.* **20**: 2829-2840.
- Sawakuchi, H. O., D. Bastviken, A. O. Sawakuchi, N. D. Ward, C. D. Borges, S. M. Tsai, J. E. Richey, M. V. R. Ballester, and A. V. Krusche. 2016. Oxidative mitigation of aquatic methane emissions in large Amazonian rivers. *Global Change Biol.* **22**: 1075-1085.
- Schubert, C. J., T. Diem, and W. Eugster. 2012. Methane Emissions from a Small Wind Shielded Lake Determined by Eddy Covariance, Flux Chambers, Anchored Funnels, and Boundary Model Calculations: A Comparison. *Environ. Sci. Technol.* **46**: 4515-4522.
- Segers, R., and S. W. M. Kengen. 1998. Methane production as a function of anaerobic carbon mineralization: A process model. *Soil Biology & Biochemistry* **30**: 1107-1117.
- Sobek, S., T. DelSontro, N. Wongfun, and B. Wehrli. 2012. Extreme organic carbon burial fuels intense methane bubbling in a temperate reservoir. *Geophys. Res. Lett.* **39**: 4.
- St. Louis, V. L., C. A. Kelly, E. Duchemin, J. W. M. Rudd, and D. M. Rosenberg. 2000. Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate. *Bioscience* **50**: 766-775.
- Stanley, E. H., N. J. Casson, S. T. Christel, J. T. Crawford, L. C. Loken, and S. K. Oliver. 2016. The ecology of methane in streams and rivers: patterns, controls, and global significance. *Ecol. Monographs* **86**: 146-171.
- Syvitski, J. P. M., C. J. Vörösmarty, A. J. Kettner, and P. Green. 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science* **308**: 376-380.
- Vörösmarty, C. J., P. B. McIntyre, M. O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prusevich, P. Green, S. Glidden, S. E. Bunn, C. A. Sullivan, C. R. Liermann, and P. M. Davies. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* **467**: 555-561.
- Wik, M., R. K. Varner, K. W. Anthony, S. MacIntyre, and D. Bastviken. 2016. Climate-sensitive northern lakes and ponds are critical components of methane release. *Nature Geosci.* **9**: 99–105.

- Wilkinson, J., A. Maeck, Z. Alshboul, and A. Lorke. 2015. Continuous Seasonal River Ebullition Measurements Linked to Sediment Methane Formation. *Environ. Sci. Technol.* **49**: 13121–13129.
- Zarfl, C., A. Lumsdon, J. Berlekamp, L. Tydecks, and K. Tockner. 2014. A global boom in hydropower dam construction. *Aquat. Sci.* **77**: 161-170.

Anhang

Zusätzliche Abbildungen

Abbildung A1: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse an der Donaustaustufe Faimingen.

Abbildung A2: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse an der Donaustaustufe Bertoldsheim.

Abbildung A3: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse an der Donaustaustufe Geisling.

Abbildung A4: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse an der Mainstaustufe Kleinostheim.

Abbildung A5: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse am Eixendorfer Stausee (Hauptstau).

Abbildung A6: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse am Eixendorfer Stausee (Vorsperre).

Abbildung A7: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse am Schliersee.

Abbildung A8: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse am Hopfensee.

Abbildung A9: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse am Hopfensee.

Abbildung A10: Molares Verhältnis von produziertem CO₂ und CH₄ in Sedimentproben.

Abbildung A11: Molare Produktionsrate von CO₂ gegenüber der Produktionsrate von CH₄ in den Sedimentproben

METHANEMISSIONEN AUS OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

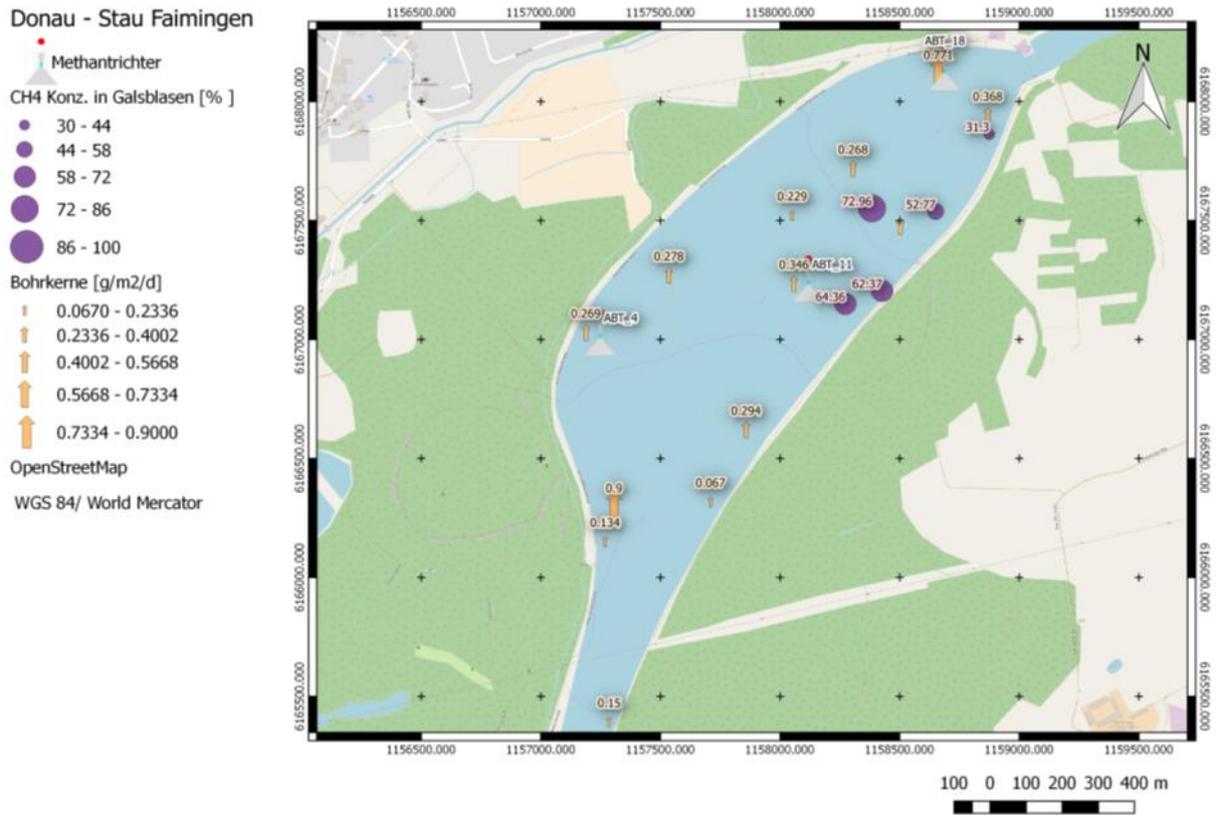


Abbildung A1: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse an der Donaustaufe Faimingen. Die Positionen der automatischen Blasenfallen sind durch Trichtersymbole (ABT) in der Karte markiert. Die gemessene Methankonzentration in Gasblasen ist durch violette Kreise an der jeweiligen Messstelle dargestellt; die Größe der Kreise skaliert mit der gemessenen Methankonzentration entsprechend der Legende. Die Positionen der entnommenen Sedimentkerne sind durch braune Pfeile markiert, deren Größe mit der gemessenen potentiellen Methanproduktionsrate in den Sedimenten entsprechend der Legende skaliert ist.

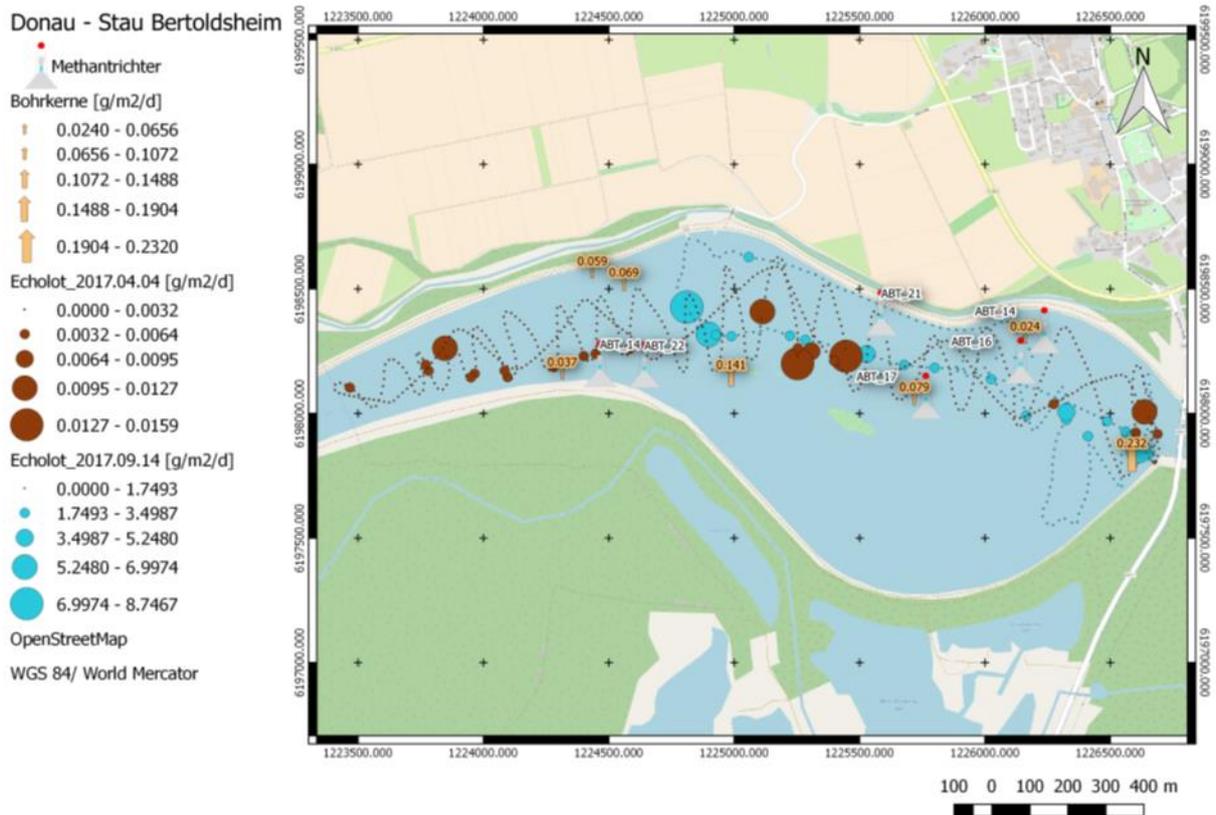


Abbildung A2: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse an der Donaustaufe Bertoldsheim. Die Positionen der automatischen Blasenfallen sind durch Trichtersymbole (ABT) in der Karte markiert. Die braunen und blauen gestrichelten Linien markieren die Echolottransekte während der Frühjahres- und während der Herbstmesskampagne. Die aus den Echogrammen ermittelten Methanemissionen durch Gasblasen sind durch braune und blaue Kreise an der jeweiligen Messposition dargestellt. Die Größe der Kreise wurde mit den Emissionen entsprechend der Legende skaliert. Die Positionen der entnommenen Sedimentkerne sind durch braune Pfeile in der Karte markiert, deren Größe mit der gemessenen potentiellen Methanproduktionsrate in den Sedimenten entsprechend der Legende skaliert wurde.

METHANEMISSIONEN AUS OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

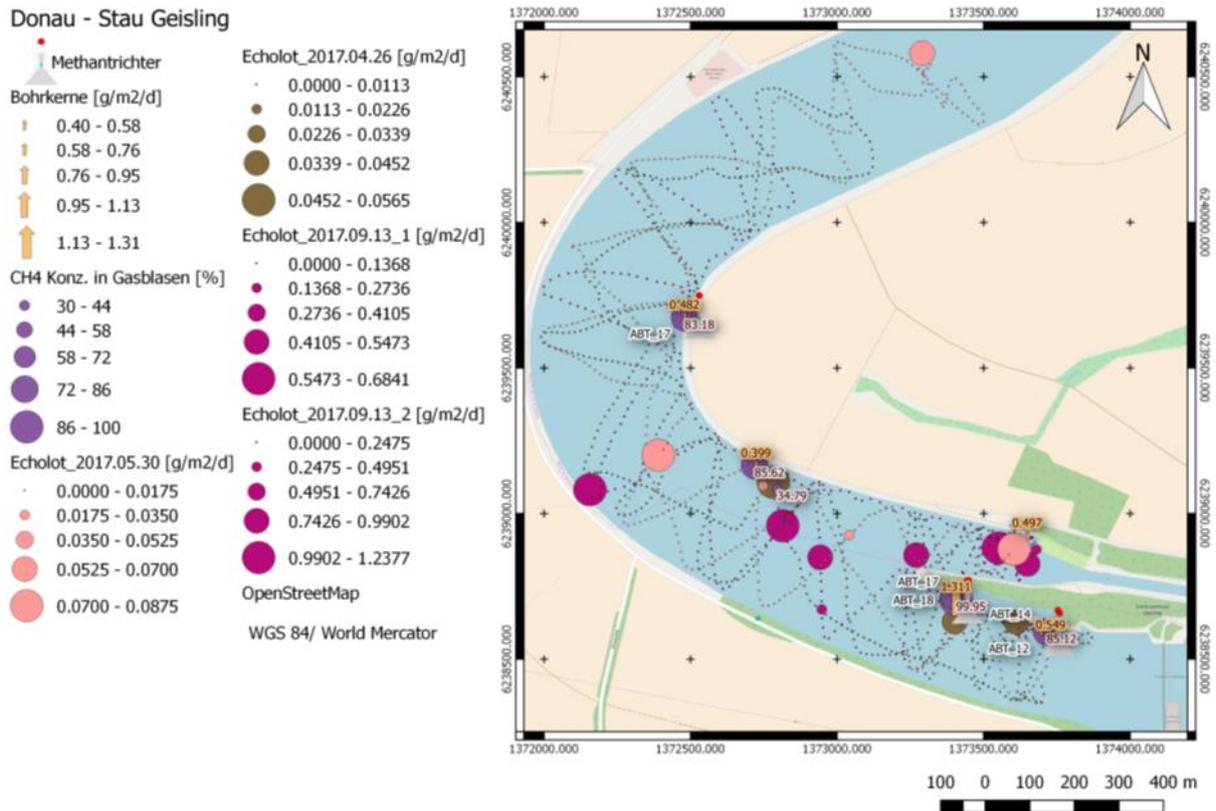


Abbildung A3: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse an der Donaustaufe Geisling. Die Positionen der automatischen Blasenfallen sind durch Trichtersymbole (ABT) in der Karte markiert. Die gemessene Methankonzentration in Gasblasen ist durch violette Kreise an der jeweiligen Messstelle dargestellt; die Größe der Kreise skaliert mit der gemessenen Methankonzentration entsprechend der Legende. Die gestrichelten Linien markieren die Echolottransekte während der Frühjahres- und während der Herbstmesskampagne (siehe Legende). Die aus den Echogrammen ermittelten Methanemissionen durch Gasblasen sind jeweils durch Kreise an der jeweiligen Messposition dargestellt, deren Größe mit den Emissionen entsprechend der Legende skaliert wurde. Die Positionen der entnommenen Sedimentkerne sind durch braune Pfeile in der Karte markiert, deren Größe mit der gemessenen potentiellen Methanproduktionsrate in den Sedimenten entsprechend der Legende skaliert wurde.

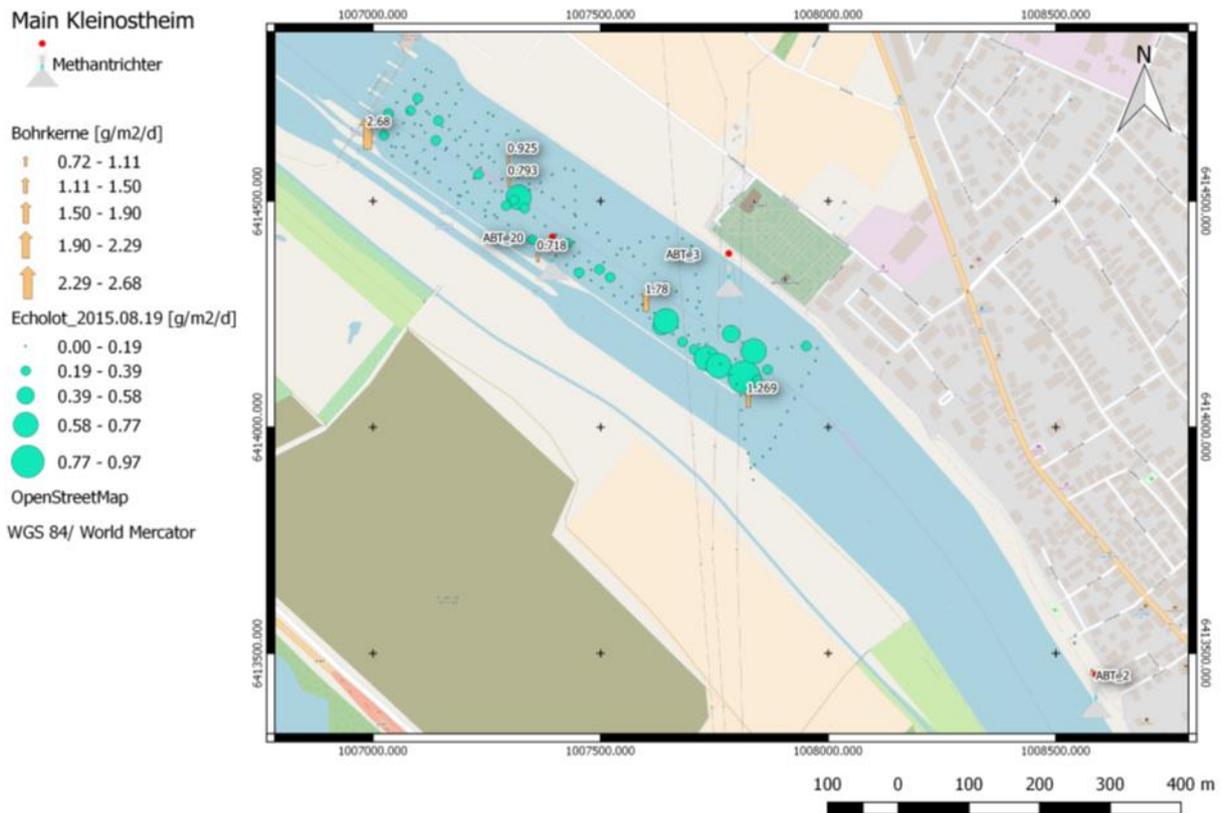


Abbildung A4: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse an der Mainstaustufe Kleinostheim. Die Positionen der automatischen Blasenfallen sind durch Trichtersymbole (ABT) in der Karte markiert. Die gestrichelten Linien markieren die Echolottransekte. Die aus den Echogrammen ermittelten Methanemissionen durch Gasblasen sind jeweils durch Kreise an der jeweiligen Messposition dargestellt, deren Größe mit den Emissionen entsprechend der Legende skaliert wurde. Die Positionen der entnommenen Sedimentkerne sind durch braune Pfeile in der Karte markiert, deren Größe mit der gemessenen potentiellen Methanproduktionsrate in den Sedimenten entsprechend der Legende skaliert wurde.

METHANEMISSIONEN AUS OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

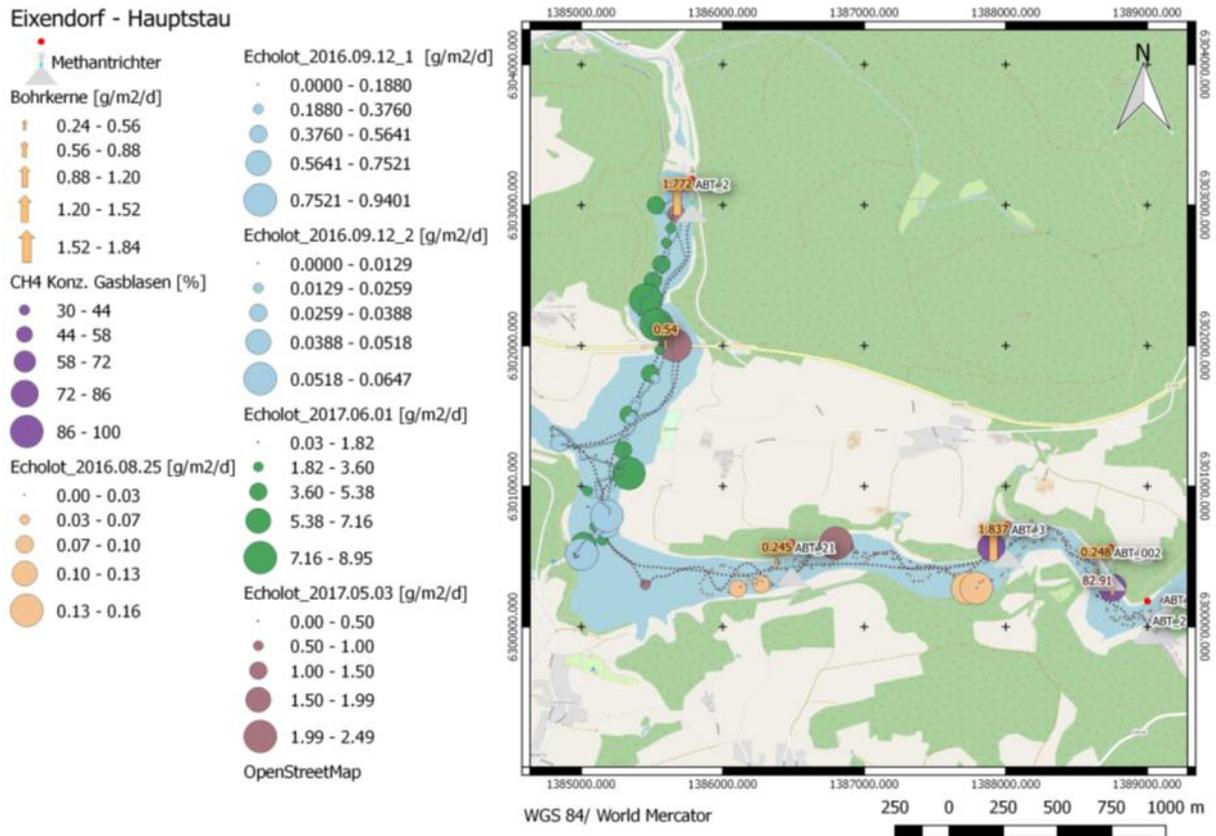


Abbildung A5: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse am Eixendorfer Stausee (Hauptstau). Die Positionen der automatischen Blasenfallen sind durch Trichtersymbole (ABT) in der Karte markiert. Die gemessene Methankonzentration in Gasblasen ist durch violette Kreise an der jeweiligen Messstelle dargestellt; die Größe der Kreise skaliert mit der gemessenen Methankonzentration entsprechend der Legende. Die gestrichelten Linien markieren die Echolottransekte während der Frühjahres- und während der Herbstmesskampagne (siehe Legende). Die aus den Echogrammen ermittelten Methanemissionen durch Gasblasen sind jeweils durch Kreise an der jeweiligen Messposition dargestellt, deren Größe mit den Emissionen entsprechend der Legende skaliert wurde. Die Positionen der entnommenen Sedimentkerne sind durch braune Pfeile in der Karte markiert, deren Größe mit der gemessenen potentiellen Methanproduktionsrate in den Sedimenten entsprechend der Legende skaliert wurde.

Eixendorf - Vorsperre

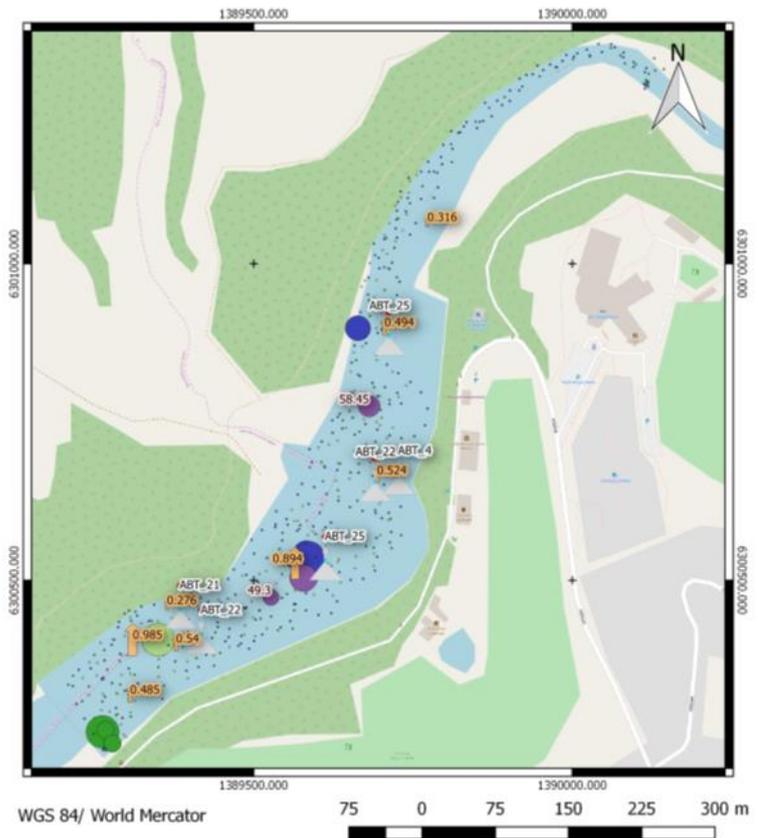
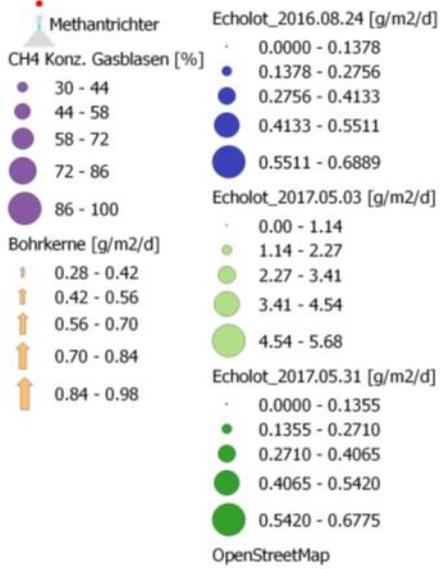


Abbildung A6: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse am Eixendorfer Stausee (Vorsperre). Die Positionen der automatischen Blasenfallen sind durch Trichtersymbole (ABT) in der Karte markiert. Die gemessene Methankonzentration in Gasblasen ist durch violette Kreise an der jeweiligen Messstelle dargestellt; die Größe der Kreise skaliert mit der gemessenen Methankonzentration entsprechend der Legende. Die gestrichelten Linien markieren die Echolottransekte während der Frühjahres- und während der Herbstmesskampagne (siehe Legende). Die aus den Echogrammen ermittelten Methanemissionen durch Gasblasen sind jeweils durch Kreise an der jeweiligen Messposition dargestellt, deren Größe mit den Emissionen entsprechend der Legende skaliert wurde. Die Positionen der entnommenen Sedimentkerne sind durch braune Pfeile in der Karte markiert, deren Größe mit der gemessenen potentiellen Methanproduktionsrate in den Sedimenten entsprechend der Legende skaliert wurde.

METHANEMISSIONEN AUS OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

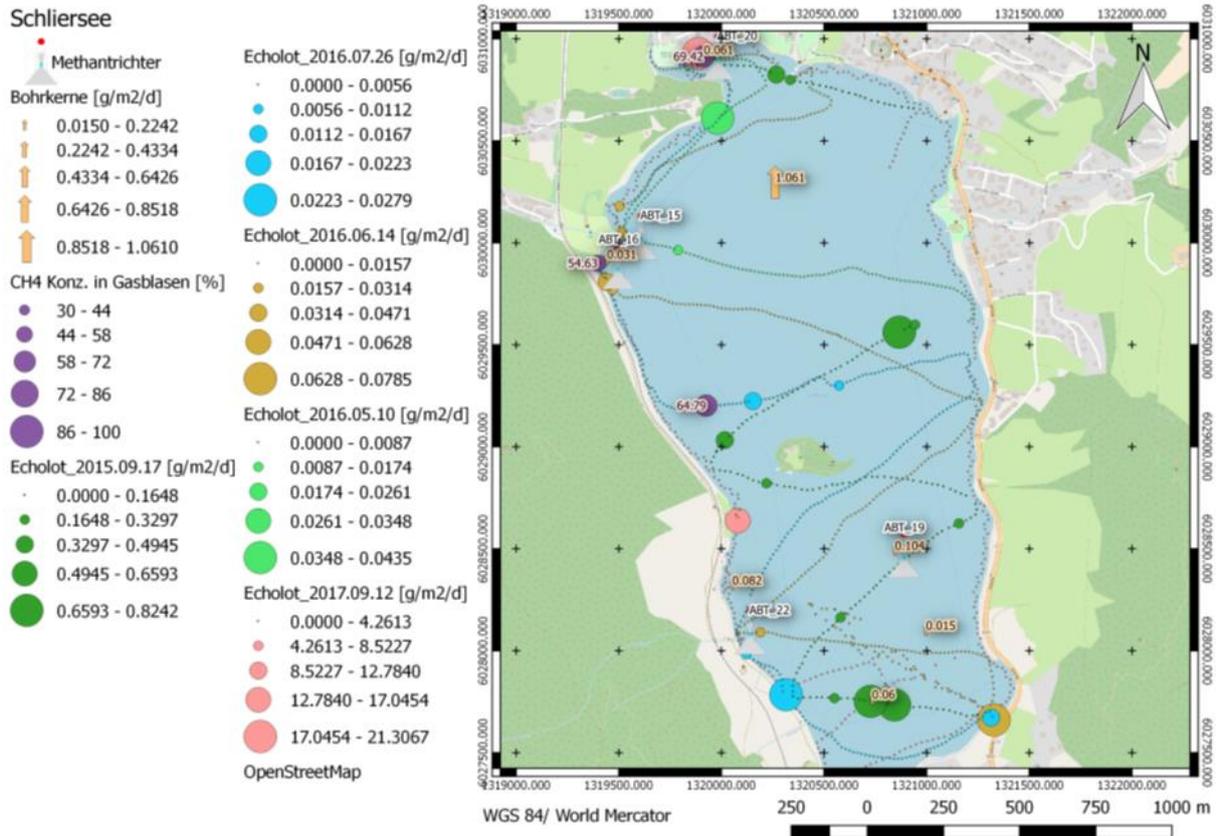


Abbildung A7: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse am Schliersee. Die Positionen der automatischen Blasenfallen sind durch Trichtersymbole (ABT) in der Karte markiert. Die gemessene Methankonzentration in Gasblasen ist durch violette Kreise an der jeweiligen Messstelle dargestellt; die Größe der Kreise skaliert mit der gemessenen Methankonzentration entsprechend der Legende. Die gestrichelten Linien markieren die Echolottransekte während der Frühjahres- und während der Herbstmesskampagne (siehe Legende). Die aus den Echogrammen ermittelten Methanemissionen durch Gasblasen sind jeweils durch Kreise an der jeweiligen Messposition dargestellt, deren Größe mit den Emissionen entsprechend der Legende skaliert wurde. Die Positionen der entnommenen Sedimentkerne sind durch braune Pfeile in der Karte markiert, deren Größe mit der gemessenen potentiellen Methanproduktionsrate in den Sedimenten entsprechend der Legende skaliert wurde.

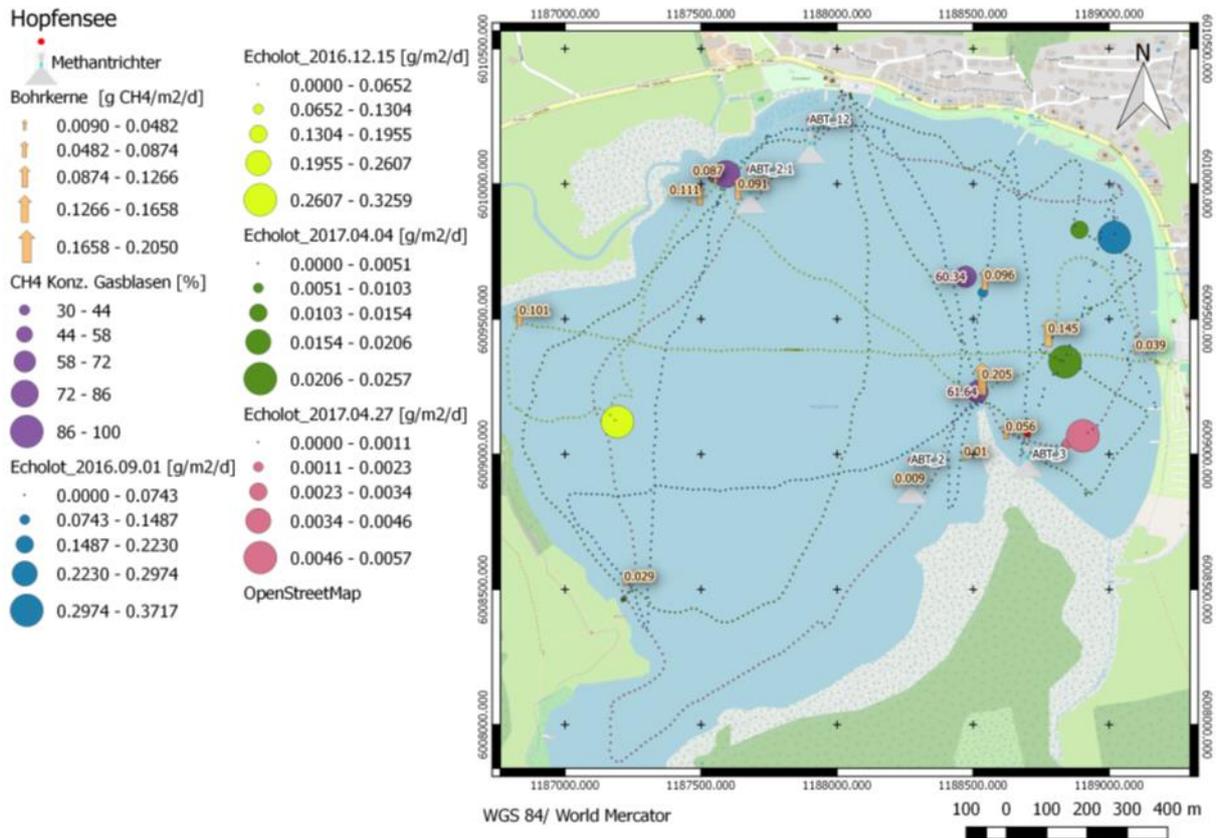


Abbildung A8: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse am Hopfensee. Die Positionen der automatischen Blasenfallen sind durch Trichtersymbole (ABT) in der Karte markiert. Die gemessene Methankonzentration in Gasblasen ist durch violette Kreise an der jeweiligen Messstelle dargestellt; die Größe der Kreise skaliert mit der gemessenen Methankonzentration entsprechend der Legende. Die gestrichelten Linien markieren die Echolottransekte während der Frühjahres- und während der Herbstmesskampagne (siehe Legende). Die aus den Echogrammen ermittelten Methanemissionen durch Gasblasen sind jeweils durch Kreise an der jeweiligen Messposition dargestellt, deren Größe mit den Emissionen entsprechend der Legende skaliert wurde. Die Positionen der entnommenen Sedimentkerne sind durch braune Pfeile in der Karte markiert, deren Größe mit der gemessenen potentiellen Methanproduktionsrate in den Sedimenten entsprechend der Legende skaliert wurde.

METHANEMISSIONEN AUS OBERFLÄCHENGEWÄSSERN

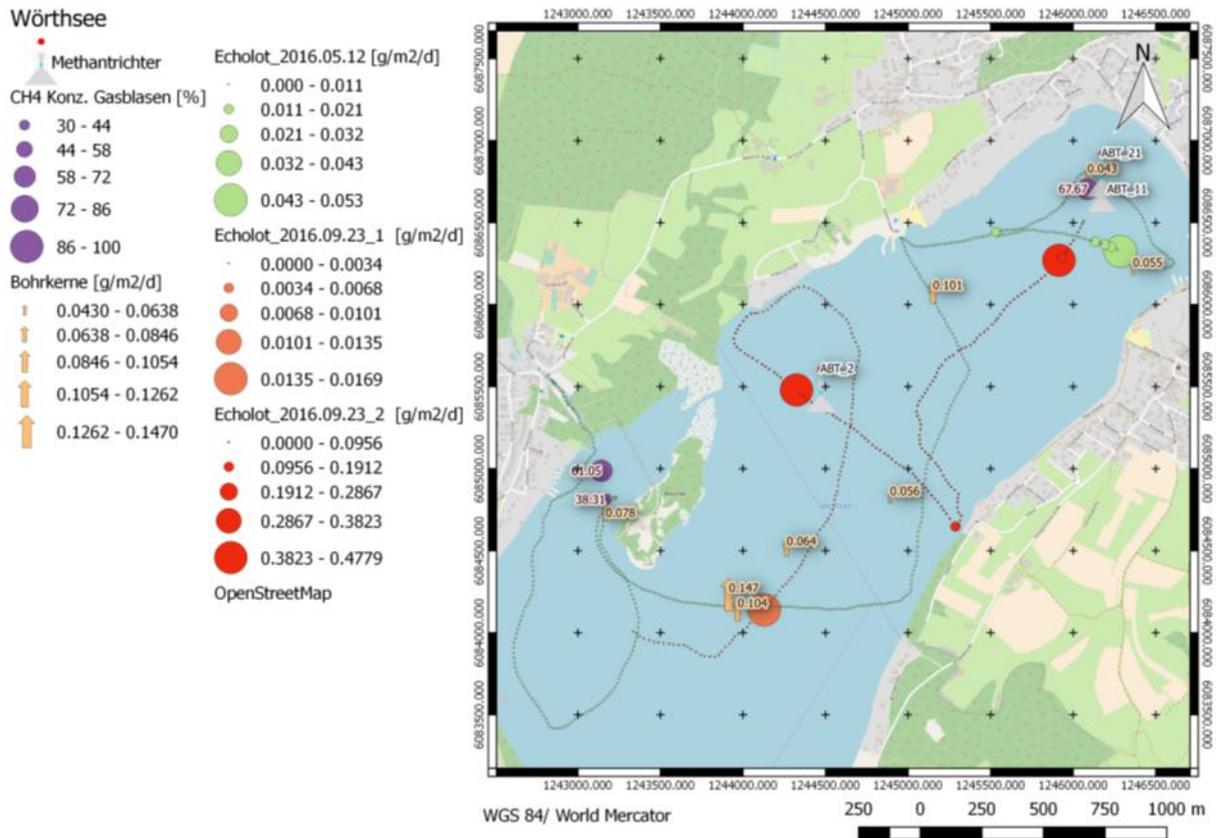


Abbildung A9: Probenahmestellen und ausgewählte Messergebnisse am Hopfensee. Die Positionen der automatischen Blasenfallen sind durch Trichtersymbole (ABT) in der Karte markiert. Die gemessene Methankonzentration in Gasblasen ist durch violette Kreise an der jeweiligen Messstelle dargestellt; die Größe der Kreise skaliert mit der gemessenen Methankonzentration entsprechend der Legende. Die gestrichelten Linien markieren die Echolottransekte während der Frühjahres- und während der Herbstmesskampagne (siehe Legende). Die aus den Echogrammen ermittelten Methanemissionen durch Gasblasen sind jeweils durch Kreise an der jeweiligen Messposition dargestellt, deren Größe mit den Emissionen entsprechend der Legende skaliert wurde. Die Positionen der entnommenen Sedimentkerne sind durch braune Pfeile in der Karte markiert, deren Größe mit der gemessenen potentiellen Methanproduktionsrate in den Sedimenten entsprechend der Legende skaliert wurde.

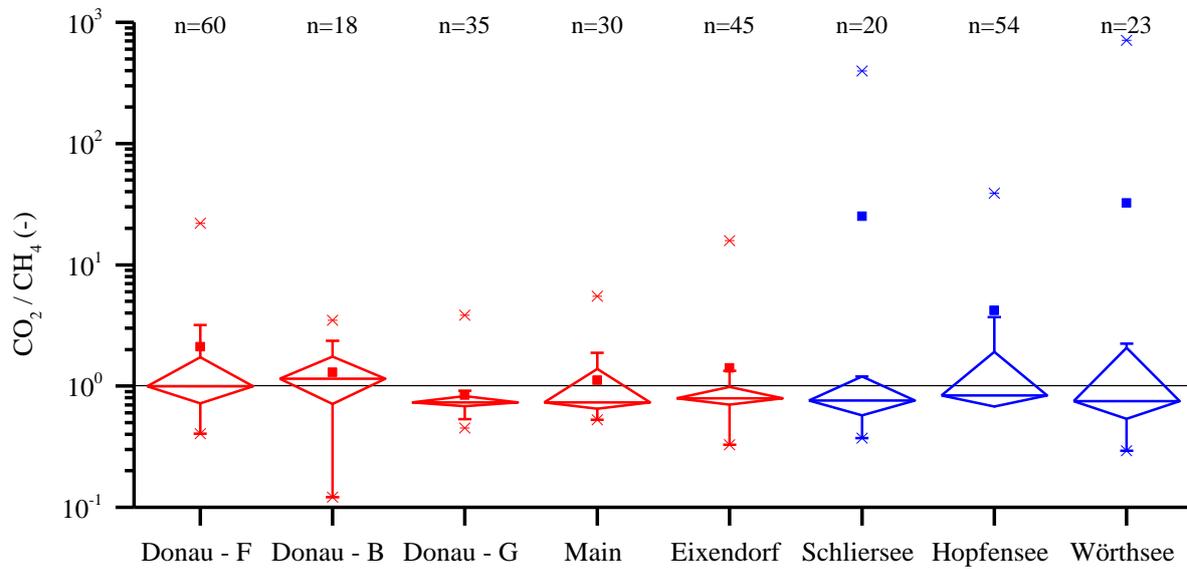


Abbildung A10: Molares Verhältnis von produziertem CO_2 und CH_4 in Sedimentproben aus unterschiedlichen Kernen und Sedimenttiefen für die einzelnen Untersuchungsgewässer. n ist die Anzahl der inkubierten Proben für das jeweilige Gewässer.

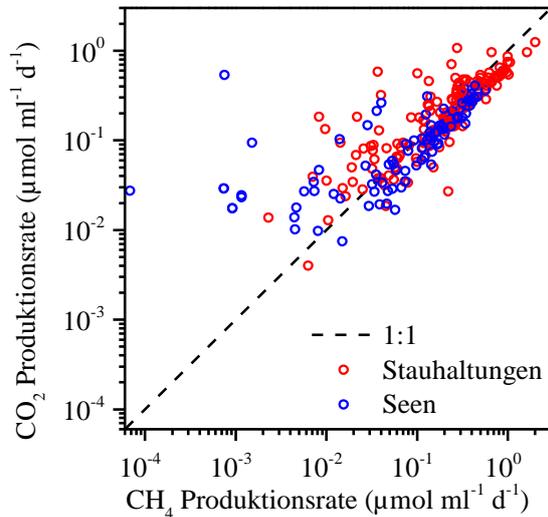


Abbildung A11: Molare Produktionsrate von CO_2 gegenüber der Produktionsrate von CH_4 in den einzelnen inkubierten Sedimentproben aus Seen (blaue Symbole) und aus Stauhaltungen (rote Symbole).

Beschreibung der elektronischen Ressourcen

Dateiname	Parameter
Ausgasungen_an_Staustufen.xlsx	CH ₄ Konzentration im Oberwasser und Unterwasser am Stau + Abfluss Q
Funnel_results_Lakes.xlsx	Ergebnisse der Trichtermessungen für die Seen (Mittlere Flüsse auf Konzentration CH ₄ in den Blasen korrigiert)
Funnel_results_Rivers.xlsx	Ergebnisse der Trichtermessungen für die Stauhaltungen (Mittlere Flüsse auf Konzentration CH ₄ in den Blasen korrigiert)
Hypso_Lakes.xlsx	Tiefenprofile der gelösten CH ₄ Konzentrationen + Hypsographische Karten der Seen
Nährstoffparameter.xlsx	Enthält die vom LfU bereitgestellten Messungen der Nährstoffe (gemittelt über Jahr und Tiefe)
PmP_and_Pointflux_combined.xlsx	Enthält die Ergebnisse der potentiellen Methanproduktionsraten aus den Sedimentinkubationen, sowie die über die Tiefe integrierten jährlichen Produktionsraten
PMP_Porosität_CHNS_1Y-Model-Flux.xlsx	Enthält die Ergebnisse der potentiellen Methanproduktionsraten aus den Sedimentinkubationen kombiniert mit Porosität, Kohlenstoff und Stickstoffgehalt der Sedimente.
Windgetriebene_Emissionen.xlsx	Windgeschwindigkeit am Tag der Messung + Mittelwert der gelösten CH ₄ Konzentrationen
Modellparameter_Pointflux.xlsx	Inputparameter für Flussmodellierungen über 1 Jahr; angepasste Koeffizienten für Gleichung 2.
Echolot_results.xlsx	Ergebnisse der Echolotbefahrungen. Gegenüberstellung der Trichterdaten zum Messzeitpunkt. Berechnung der Emissionen aus Blasenvolumina.
Maps/	Der Ordner enthält pdf-Dateien mit den Karten der Untersuchungsgewässer (Abb. A1-A9)