

This is the preprint of the contribution published as:

Koschorreck, M., Aurich, P., Waldemer, C., Keller, P., Lange, J., Spank, U. (2026):
Treibhausgasfreisetzung aus deutschen Talsperren: Mechanismen, Messung und Bewertung
WasserWirtschaft **116** (2-3), 40 - 45

The publisher's version is available at:

<https://doi.org/10.1007/s35147-026-2628-0>

Matthias Koschorreck, Philipp Keller, Patrick Aurich, Carolin Waldemer, Judith Lange, Uwe Spank

Treibhausgasfreisetzung aus deutschen Talsperren: Mechanismen, Messung und Bewertung

Vorspann

Talsperren sind Quellen der drei Treibhausgase CO₂, CH₄ und N₂O. Mit einer einfachen Methode wurde deren Emission an 4 deutschen Talsperren gemessen. In 3 der Talsperre trug CO₂ am meisten zu den Gesamtemissionen bei, wobei Diffusion über die Wasseroberfläche und Freisetzung im Unterlauf wichtig waren. Nur an der hoch eutrophen Talsperre Bautzen wurden Gasblasen und damit eine signifikante CH₄ Freisetzung beobachtet. Die Talsperren waren mit Emissionen von weniger als 7000 t CO₂-eq pro Jahr eher unbedeutende Quellen von Treibhausgasen.

Matthias Koschorreck, Philipp Keller, Patrick Aurich, Carolin Waldemer, Judith Lange, Uwe Spank

Greenhouse gas emissions from German reservoirs: mechanisms, measurement, and assessment

Abstract

Reservoirs are sources of the three greenhouse gases (GHG) CO₂, CH₄, and N₂O. We present a simple approach to quantify the 3 emission pathways surface diffusion, ebullition, and downstream emissions and applied this approach to four German reservoirs of different trophic state. CO₂ dominated emissions across most sites, released via diffusion at the water surface and by downstream emissions. CH₄ emissions were significant only in the highly eutrophic Bautzen Reservoir, where also significant ebullition was observed. Emissions of N₂O were extremely low. Although the rather simple approach comes with considerable uncertainty due to spatial and temporal variability, we could identify 2 emission types: Nutrient poorer reservoirs represent a "CO₂ type" with minor emissions of CH₄, while the highly eutrophic reservoir showed significant CH₄ emissions. Each reservoir emitted less than 7,000 t CO₂-eq annually, indicating a minor climate impact. We conclude that GHG emissions from temperate reservoirs are generally low but vary with eutrophication levels. A simplified monitoring strategy is proposed for cost-effective GHG assessment.

Kernaussagen

Talsperren setzen CO₂ und CH₄ über die Wasseroberfläche und im Unterlauf frei

Hohe Trophie bewirkt Methanfreisetzung über Gasblasen

Der Klimaeffekt von deutschen Talsperren ist gering

1 Mechanismen und Emissionspfade

Talsperren und Treibhausgase (THGs)

Fast alle Gewässer sind Netto-Quellen der Treibhausgase (THG) Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O). Der mikrobielle Abbau von terrestrischer organischer Substanz in Gewässern zu CO₂ und CH₄ ist Bestandteil des natürlichen Kohlestoffkreislauf [1]. Für die Klimabilanz von Gewässern ist dabei die Emission von CH₄ von erheblicher Bedeutung, weil CH₄ ein 28 mal höheres Treibhauspotenzial als CO₂ hat und die Freisetzung von photosynthetisch fixiertem CO₂ letztendlich klimaneutral ist. CH₄ entsteht primär unter anoxischen Bedingungen – in Gewässern hauptsächlich im Sediment, wobei neuere Forschung zeigt, dass Methanbildung auch in oxischen Gewässerbereichen möglich ist. Talsperren fungieren neben ihrer eigentlichen Nutzung auch als Sedimentfallen – suspendiertes organisches Material aus dem Einzugsgebiet sedimentiert insbesondere im Zulaufbereich. Zusätzlich enthält das Sediment von Talsperren meist organisches Material aus beim Bau der Talsperre überstauten Böden. Deshalb emittieren neu eingestaute Talsperren deutlich mehr CH₄ als ältere, wobei jedoch auch ältere Talsperren typischerweise deutlich höhere CH₄-Emissionen aufweisen als vergleichbare Seen. Zusätzlich laufen, insbesondere bei hoher Nitratbelastung, die stickstoffumsetzenden Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation ab, bei denen als Nebenprodukt N₂O entsteht. Global emittieren Talsperren 24.3 ± 8 TG CH₄/Jahr [2] und 0.1 TG N₂O/Jahr [3]. Talsperren tragen somit zum anthropogen verstärkten Treibhauseffekt bei. In Extremfällen kann die Klimabilanz der Wasserkraftnutzung dabei ungünstiger ausfallen als die von Verbrennungskraftwerken. Dies gilt insbesondere für flache tropische Stauseen mit großer Fläche und temperaturbedingter hoher Primärproduktion und großer Kohlenstoff-Fracht im eingestauten Fließgewässer. Aber auch die Treibhausgasemissionen von Talsperren in den gemäßigten Breiten können hoch variabel und schwer voraussagbar sein [2]. Um zu ermitteln, wie hoch die

Treibhausgasemission einer mitteleuropäischen Talsperre sind, müssen verschiedene Emissionspfade berücksichtigt werden [4].

Emissionspfade

Die Quantifizierung des Klimaeffektes einer Talsperre ist nicht einfach, weil eine Vielzahl von Prozessen zusammenwirken [5]. Wesentliche Emissionspfade sind die Diffusion von Treibhausgasen über die Wasseroberfläche, Gasblasen und Emissionen im Ablauf bzw. Unterlauf der Talsperre.

Wenn die Konzentration eines Gases im Wasser höher als die atmosphärische Gleichgewichtskonzentration ist, diffundiert das Gas aus dem Wasser in die Atmosphäre. Das ist für CO_2 ab einer Konzentration von ca. $15 \mu\text{mol/L}$, für CH_4 ab ca. $0.003 \mu\text{mol/L}$ und für N_2O ab 8 nmol/L der Fall. Die Geschwindigkeit des Gasaustausches hängt dabei von der Höhe der Gaskonzentration und der durch Wind und thermische Konvektion getriebenen Turbulenz ab.

Bei hohen Gaskonzentrationen, wenn die Summe der Partialdrucke den hydrostatischen Druck übersteigt, bilden sich Gasblasen. Das passiert normalerweise in Sedimenten mit sehr hoher Methanogeneserate. Die Gasfreisetzung über Gasblasen (Englisch: ebullition) wird durch hohe Organikgehalte im Sediment, geringe Wassertiefe, hohe Temperaturen und niedrigen Luftdruck begünstigt. Sie ist deshalb sowohl räumlich als auch zeitlich extrem variabel.

Im Hypolimnion von Talsperren reichert sich über die Schichtungsperiode CO_2 , das aus der mikrobiellen Atmung in Wasser und Sediment stammt, an. Wird das Hypolimnion anoxisch, kommt es dort auch zur Akkumulation von CH_4 . Bei der Passage durch das Ablassbauwerk und spätestens im Unterlauf der Talsperre wird das Wasser druckentlastet, kommt in Kontakt mit der Atmosphäre und gast aus. Dies führt zu erhöhten Treibhausgasemissionen im Unterlauf von Talsperren (Englisch: downstream emissions). Weil der Gasaustausch im Fluss aufgrund der Turbulenz vergleichsweise schnell ist, findet die Ausgasung hauptsächlich direkt unterhalb des Dammes bzw. auf den ersten Kilometern des Unterlaufes statt. Für die Höhe der Emissionen im Unterlauf ist entscheidend aus welcher Tiefe das Wasser entnommen wurde, wieviel Wasser in den Unterlauf abgegeben wird und wie lange die Talsperre schon geschichtet ist – im Spätsommer/Herbst sind die THG Konzentrationen im Hypolimnion am höchsten. Um die Gesamtemissionen einer Talsperre zu quantifizieren, müssen alle drei Emissionspfade quantifiziert werden.

2 Messung

Es gibt zahlreiche Methoden, um die THG-Emissionen über die verschiedenen Emissionspfade zu quantifizieren [6]. Im Folgenden werden die Vor- und Nachteile der verschiedenen Methoden kurz diskutiert und eine pragmatische Strategie für die Erfassung der THG-Emissionen einer Talsperre vorgeschlagen.

Messung der THG Freisetzung über die Wasseroberfläche

Die Referenzmethode zur flächigen und zeitlich hochaufgelösten Messung des Stoff- und Energieaustauschs zwischen Erdoberfläche und Atmosphäre ist die Eddy-Kovarianz (EC-) Methode. Sie ist eine etablierte mikrometeorologische Messmethode und bildet das Rückgrat der internationalen Netzwerke (ICOS, AmeriFlux and AsiaFlux) zur Überwachung der CO₂-/CH₄- Quellen- und Senkendynamik terrestrischer Ökosysteme. Dabei wird der Gasflux aus hochfrequenten Messungen der atmosphärischen Turbulenz und Gaskonzentration über dem Wasser berechnet. Aufgrund der hohen Aufwendungen für Technik und Datenauswertung wurde EC bisher aber nur vergleichsweise selten an aquatischen Standorten eingesetzt [z.B. 7].

Schwimmkammern sind eine einfache Methode, um den Gasflux an einer Stelle zu einem Zeitpunkt zu messen (Bild 1a). Dabei wird die Änderung der Gaskonzentration in einem auf dem Wasser schwimmenden nach unten offenem Gefäß über einen kurzen Messzeitraum (wenige Minuten) erfasst. Praktikabel ist die Verwendung eines portablen THG-Analysators – damit erhält man direkt auf dem Gewässer einen ersten Eindruck über die Gasfluxe. Automatisch messende Kammern erlauben eine kontinuierliche Messung, sind aber technisch anspruchsvoll und zur Zeit nur für Forschungsanwendungen praktikabel.

Die Diffusion von Gasen zwischen Wasseroberfläche und Atmosphäre hängt vom Partialdruckgefälle an der Wasseroberfläche und dem physikalischen Gastransferkoeffizienten ab. Die diffusive Freisetzung (F) kann deshalb mit der indirekten TBL (Thin Boundary Layer) Methode berechnet werden (Gleichung 1).

$$F = k \times (C_{\text{Wasser}} - C_{\text{Äquilibrium}})$$

Gleichung 1

Dazu misst man die Konzentration des Gases im Oberflächenwasser (C_{Wasser}) und subtrahiert die Konzentration des Gases die sich bei einem Gleichgewicht mit der Atmosphäre einstellen würde ($C_{\text{Äquilibrium}}$). Der für jedes Gas spezifische Gastransferkoeffizient (k) kann mit empirischen Gleichungen geschätzt werden - im einfachsten Fall aus der

Windgeschwindigkeit. Die CO_2 Konzentration im Wasser hängt mit dem pH zusammen. Deshalb ist es auch möglich, die CO_2 Freisetzung aus einer Talsperre anhand des pH Werts abzuschätzen: Je niedriger der pH desto höher die CO_2 Emissionen [8].

Die THG Emission über Gasblasen lässt sich mit Blasenfallen (Bild 1b) messen. Dies sind Trichter mit einem Auffanggefäß, die umgekehrt unter der Wasseroberfläche schwimmend installiert werden. Wenn man das Volumen und den CH_4 Gehalt des aufgefangenen Gases analysiert, kann man daraus die Gesamtfreisetzung über Gasblasen berechnen. Weil die Blasenfallen alle Blasen über den Installationszeitraum auffangen, liefern sie die zeitlich integrierte Gesamtfreisetzung. Blasenfallen messen nur an einem Punkt. Wegen der räumlichen Heterogenität der Emissionen müssen für eine repräsentative Quantifizierung Punktmessungen an mehreren Messstellen durchgeführt werden. Aber auch wenn an mehreren Stellen gemessen wird, lässt sich eine substanzielle Messunsicherheit nicht verhindern. Die räumliche Verteilung der Gasblasenfreisetzung kann mit einem Echolot gemessen werden. Solche Messungen sind dann aber nur Momentaufnahmen.

Abschätzung der THG Freisetzung im Unterlauf

Es ist nicht möglich, die Gasfreisetzung in Turbine, Tosbecken und Unterlauf direkt zu messen. Man kann die THG Freisetzungen im Unterlauf aber hinreichend genau aus der Gaskonzentration im entnommenen Wasser berechnen. Man nimmt dabei an, dass sich das Wasser im Unterlauf komplett mit der Atmosphäre äquilibriert. Somit lässt sich die Freisetzung aus der Gaskonzentration im Wasser der Talsperre in der Entnahmetiefe und der abgelassenen Wassermenge berechnen.

Pragmatischer Ansatz zur Quantifizierung der THG Freisetzung einer Talsperre

Aufbauend auf langjährigen eigenen Erfahrungen empfehlen wir folgenden pragmatischen Ansatz um die jährlichen THG Emissionen einer Talsperre mit minimalem Aufwand und akzeptabler Genauigkeit zu quantifizieren:

1. Ca. monatliche Messung der THG Konzentration an der Wasseroberfläche und in der Entnahmetiefe. Daraus lassen sich mit Gleichung 1 diffusive Emissionen von der Wasseroberfläche und THG Freisetzung im Unterlauf berechnen.
2. Kontinuierliche Messung der Windstärke in Talsperrennähe, oder (besser) auf dem Wasser zur Berechnung des Gastransferkoeffizienten.
3. Kontinuierliche Messung des Wasserspiegels. Daraus kann über eine Hypsografische Kurve die Wasseroberfläche der Talsperre ermittelt werden.

4. Monatliche Beprobung mehrerer über die Talsperre verteilter Blasenfallen. Wenn in einem Jahr gezeigt wurde, dass keine THGs über Gasblasen freigesetzt werden, kann im Folgenden auf die Blasenfallen verzichtet werden.

Dieser einfache Ansatz nimmt eine Reihe von Unsicherheiten in Kauf:

Räumliche Heterogenität: THG Emissionen über die Wasseroberfläche sind nicht überall gleich hoch. Oft sind die Emissionen im Zulaufbereich oder direkt vor dem Damm besonders hoch. Für die Talsperren in dieser Studie haben wir die räumliche Heterogenität mit saisonalen Schwimmkammermessungen im Längsverlauf der Talsperren abgeschätzt. An der Bigge und Möhne Talsperre war der mit den Schwimmkammern ermittelte räumlich gewichtete mittlere diffusive CO_2 und CH_4 Flux ca. doppelt so hoch wie der an der Monitoringstelle in Dammnähe gemessene Flux, in Bautzen dagegen nur halb so hoch. In der eutrophen Talsperre Bautzen wurde intensive Gasblasenbildung besonders in den tieferen Bereichen mit hoher Sedimentbildung aufgrund absedimentierender Algen beobachtet.

Kurzzeitvariabilität: Aufgrund des Wechselspiels von Photosynthese und Atmung kommt es zur tageszeitlichen Schwankung der CO_2 Konzentration im Oberflächenwasser. Messungen mit CO_2 Sonden und Eddy-Kovarianz zeigen, dass die Tagesamplitude beträchtlich sein kann – bis hin zu negativen CO_2 Fluxen am Tag und positiven Fluxen in der Nacht. Die Ungenauigkeit einer nicht-repräsentativen Probenahme kann minimiert werden, wenn die Messung der CO_2 Konzentration zu einer Uhrzeit erfolgt, an der die aktuelle Konzentration in etwa dem Tagesdurchschnitt entspricht. Dies war für die hier untersuchten Talsperren ca. 2 bzw. 15 Stunden nach Sonnenaufgang der Fall. Für CH_4 und N_2O kann die tageszeitliche Schwankung vernachlässigt werden.

THG Emissionen von trockengefallenen Talsperrenflächen: Die THG Emissionen einer Talsperre werden unterschätzt, wenn die CO_2 Freisetzung aus trockengefallenen Sedimentflächen nicht berücksichtigt werden [9]. Weil gleichzeitig die CH_4 Emissionen dieser Flächen typischerweise geringer sind als die der Wasseroberfläche, ist der Effekt des Trockenfallens auf den Gesamtklimaeffekt der Talsperre jedoch eher gering. Messungen an der Rappbodetalsperre zeigten, dass im Jahresmittel 17% der Talsperrenfläche trocken lagen, diese Flächen kaum CH_4 freisetzten und für 40% der gesamten CO_2 Emissionen verantwortlich waren.

Die durch die Talsperre verursachte THG Freisetzung im Unterlauf wird überschätzt, weil das Zulaufwasser meist schon mit THGs übersättigt ist. Um dies zu korrigieren, wäre ein zusätzliches Monitoring der THG Konzentration in den Zuläufen nötig. Verglichen mit typischen THG Konzentrationen im Hypolimnion sind THG Konzentrationen in den Zuläufen aber typischerweise gering.

3 Beispiel vier deutsche Talsperren

Für vier deutsche Talsperren unterschiedlicher Trophie (Tabelle 1) wurde die THG Freisetzung über ein Jahr mit dem oben genannten pragmatischen Ansatz quantifiziert. Die ermittelten flächenspezifischen Emissionen variierten für die 3 Gase und Emissionspfade über mehrere Größenordnungen (Tabelle 2) – es lassen sich aber durchgängige Muster beobachten.

Vergleich der Gase

Die THG Emissionen wurden von CO₂ dominiert, mit hohen Emissionen hauptsächlich im Herbst und Winter. Die mittleren diffusiven CO₂ Fluxe waren im Bereich des globalen Mittelwerte von $27,5 \pm 37$ mmol/m² Tag [3]. Der Vergleich mit dem für 39 deutsche Trinkwassertalsperren aus Standard-Monitoringdaten berechneten mittleren CO₂ Flux von 175 ± 353 mmol/m² Tag [8] bestätigt, dass nährstoffarme Talsperren mit oft niedrigerem pH Wert mehr CO₂ pro Fläche emittieren als nährstoffreiche Gewässer. Wesentlich ist hierfür die pH Abhängigkeit der DIC (dissolved inorganic carbon) Speziation: bei hohem pH Wert liegt ein Großteil des DIC als Hydrogenkarbonat und nicht als gasförmiges CO₂ vor. Aufgrund des starken Algenwachstums nahm die hocheutrophe Talsperre Bautzen im Jahresmittel sogar geringe Mengen von CO₂ über die Wasseroberfläche auf. Mit einer von Saidi and Koschorreck [8] publizierten Gleichung kann die mittlere CO₂ Emission aus dem pH Werte abgeschätzt werden. Für die Talsperren in Tabelle 2 ergeben sich Fluxe von 24, 18, 28 und 2 mmol/m² Tag – sehr ähnlich den gemessenen Fluxen. D.h. dass sich, zumindest für mitteleuropäische Talsperren, die mittleren CO₂ Emissionen über die Wasseroberfläche relativ gut aus dem pH-Wert abschätzen lassen.

Die CH₄ Emissionen waren um mehrere Größenordnungen niedriger als die CO₂ Emissionen und nur in der hoch eutrophen Talsperre Bautzen relevant. Damit waren die CH₄ Fluxe verglichen mit der Literatur [3] eher gering. Faktoren die niedrige CH₄ Emissionen begünstigen sind niedrige Trophie, geringer Eintrag von organischer Substanz aus dem Einzugsgebiet, größere Wassertiefe und niedrige Temperatur – alles Faktoren die auf typische mitteleuropäische Talsperren und insbesondere Trinkwassertalsperren oft zutreffen.

Ursächlich für die CH₄ Produktion in hoch eutrophen Gewässern ist die vermehrte Sedimentation von Plankton, dass dann im Sediment unter anoxischen Bedingungen mineralisiert wird.

Alle vier untersuchten Talsperren waren eine Quelle für N₂O. Die gemessenen Fluxe waren aber extrem gering und unterschieden sich nur geringfügig zwischen den Talsperren. D.h. die für die Bildung von N₂O verantwortlichen Prozesse, Nitrifikation und/oder Denitrifikation laufen in den Talsperren zwar ab, ihr Potenzial zur N₂O Bildung ist aber gering.

Wenn wir den Beitrag der einzelnen Gase zum Gesamtklimaeffekt der Talsperre (ausgedrückt als CO₂-eq Emissionen) anschauen, werden 2 Emissionstypen deutlich (Bild 2): In Rappbode-, Bigge- und Möhnetalsperre wurde der Klimaeffekt zu 95-99 % durch CO₂ Emissionen verursacht. N₂O und CH₄ trugen nur 1-3 % bei. In der Talsperre Bautzen dagegen wurde der Klimaeffekt fast ausschließlich von CH₄ verursacht und auch N₂O trug 7% zu den CO₂-eq Emissionen bei.

Vergleich der Emissionspfade

Die Diffusion über die Wasseroberfläche war in den meisten Talsperren der dominante Austragspfad für THGs. Die Ausgasung im Ablass und Unterlauf war aber in der gleichen Größenordnung und an der Biggetalsperre sogar der dominante Emissionspfad (Tabelle 2). Dies hat hydrologische Gründe: Die Bedeutung der CO₂-Emissionen im Unterlauf hängt wesentlich von der abgegebenen Wassermenge ab, die an der Biggetalsperre am höchsten war (Tabelle 1). Die CH₄ Emissionen im Unterlauf dagegen werden maßgeblich durch die CH₄ Konzentration im Tiefenwasser bestimmt und waren dementsprechend bei der Talsperre Bautzen mit ihren erhöhten CH₄ Konzentrationen höher als bei den anderen Talsperren.

Gasblasen spielten nur für CH₄ eine Rolle – die Konzentrationen von CO₂ und N₂O in den Blasen war kleiner als 0.04 % bzw. 0,5 ppm. In der nährstoffarmen Rappbodetalsperre wurden überhaupt keine Gasblasen beobachtet und auch in den eutrophen Talsperren Bigge und Möhne war die CH₄ Emission über Gasblasen vernachlässigbar gering. In der hoch eutrophen Talsperre Bautzen hingegen waren die Gasblasen der wichtigste Austragspfad für CH₄. Dies bestätigt den in der Literatur beobachteten Zusammenhang zwischen CH₄ Emissionen und Trophie [10]. Die drei Emissionspfade für CH₄ waren signifikant korreliert. D.h. erhöhte Methanbildung wirkt sich auf alle drei Emissionspfade für CH₄ aus.

Vergleicht man die Rolle der drei Emissionspfade für den Gesamtklimaeffekt der Talsperre in CO₂-eq (Bild 2b) so wird auch hier die Sonderrolle der Talsperre Bautzen deutlich: Während

bei den anderen Talsperren Diffusion und Unterlauf die wichtigsten Emissionspfade waren, wurden die Emissionen in Bautzen klar durch die Freisetzung von CH₄ durch Gasblasen dominiert.

An den Talsperren Bigge und Bautzen wurden zusätzlich CO₂ Emissionen von trockengefallenen Sedimenten gemessen. Dauermessungen über 3 Monate an der Talsperre Bautzen ergaben CO₂ Fluxes von $75,2 \pm 59$ mmol/m² Tag, Einzelmessungen an der Biggetalsperre 104 ± 38 mmol/m² Tag. Weil im Untersuchungszeitraum der Wasserstand der Biggetalsperre sehr hoch war, war der Einfluss der trockenen Sedimentflächen auf die Gesamtfreisetzung von CO₂ aber gering.

In den Talsperren Bigge, Möhne und Rappbode wurden auch saisonal Kammermessungen in den Vorsperren durchgeführt. Dort wurden tendenziell höhere THG Fluxes als in den Hauptsperren gemessen. Die Vorsperren der Rappbodetalsperre emittierten pro Jahr 21 t CO₂-eq in Form von CH₄ [11]. Messungen mit Blasenfallen belegen auch erhöhte Gasblasenfreisetzung in den Vorsperren. Vorsperren sind somit Orte erhöhter CH₄ Emission, was sich aber wegen der geringen Wasseroberfläche kaum in der Gesamt THG Bilanz der Talsperrensysteme niederschlägt.

Zum Vergleich wurden mit der EC Methode in Bautzen von April bis November 2018 bzw. 2019 mittlere CO₂ Fluxes von -3.4 und -24.3 mmol/m² Tag gemessen, der mittlere CH₄ Flux war jeweils 8 mmol/m² Tag [7]. An der Rappbodetalsperre wurden von Juni bis November 2017 mit EC ein mittlerer CO₂ Flux von 31.1 mmol/m² Tag und CH₄ Fluxes unter der Nachweisgrenze gemessen. Diese Fluxes sind vergleichbar mit den mit dem hier vorgestellten Ansatz ermittelten Fluxen (Tabelle 2), was die Verwendbarkeit des pragmatischen methodischen Ansatzes bestätigt.

Auf Basis von THG Studien an zahlreichen Talsperren weltweit wurde ein online-tool entwickelt, mit dem die THG Emissionen einer Talsperre anhand von leicht verfügbaren Daten zu Einzugsgebiet, Klima und der Morphometrie der Talsperre abgeschätzt werden können [g-res tool, 12]. Damit ergeben sich für die Talsperren Rappbode, Möhne und Bautzen jährliche Gesamtemissionen von 347, 1041 und 1150 t CO₂-eq pro Jahr. Dies zeigt, dass ein solches Tool geeignet ist, die Größenordnung der THG Emissionen abzuschätzen, die Werte im Einzelfall aber erheblichen von den tatsächlich gemessenen Emissionen (Tabelle 3) abweichen können.

Gesamtbilanz

Der aufsummierte Klimaeffekt der untersuchten Talsperren lag zwischen 1238 und 6053 t CO₂-eq pro Jahr (Tabelle 3). D.h. trotz der unterschiedlichen Rolle der einzelnen Gase und Emissionspfade und auch der hydrologisch unterschiedlichen Untersuchungsjahre waren die Gesamtemissionen der Talsperren überraschend ähnlich. Verglichen mit anderen anthropogenen THG Quellen sind Talsperren für die THG Bilanz eines Landes wie Deutschland unbedeutend.

Außerdem können diese Gesamtemissionen nicht als rein anthropogener Effekt verbucht werden, weil die hypothetischen Emissionen in Abwesenheit der Talsperren nicht gegengerechnet wurden [5]. Auch ist zu bedenken, dass die THG Emissionen im Wesentlichen durch photosynthetisch frisch fixierten Kohlenstoff angetrieben werden. Solange die THG Emissionen durch CO₂ dominiert werden verhält sich das Gewässer somit klimaneutral. Damit wird die von uns beobachtete Typisierung der Talsperren wichtig:

- Rappbode, Bigge und Möhne Talsperre repräsentieren einen „CO₂ Typ“ mit geringen CH₄ Emissionen und vernachlässigbarer Gasblasenfreisetzung.
- Die Talsperre Bautzen repräsentiert einen „CH₄ Typ“ mit durch Gasblasen verursachten hohen CH₄ Emissionen.

Die Talsperre Bautzen zeichnet sich gegenüber den anderen Talsperren durch höhere Trophie und geringere Wassertiefe (und damit deutlich höhere Temperatur in der Sommerperiode am Gewässergrund) aus. Welcher dieser Faktoren letztendlich ausschlaggebend ist und wann eine Talsperre zu einem „CH₄ Typ“ wird muss durch zukünftige Forschung geklärt werden. Die Forschung kann damit Ansatzpunkte zur Minimierung der THG Emissionen aus Talsperren liefern. Die Mehrzahl der Talsperren in Deutschland gehört wahrscheinlich zum „CO₂ Typ“ und ist damit bezüglich Klimawirkung als eher unbedenklich zu bewerten.

Dank

Dank an die Landestalsperrenverwaltung Sachsen, den Talsperrenbetrieb Sachsen Anhalt und den Ruhrverband für die Bereitstellung von Daten und logistische Unterstützung bei Messungen. Die Studie wurde finanziell durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (Projekte TreGaTa (KO 1911/6-1) und MEDIWA (KO 1911/8-1)) und den Ruhrverband gefördert.

Autoren

Dr. Matthias Koschorreck

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Dept. Seenforschung

39114 Magdeburg

matthias.koschorreck@ufz.de

Dr. Philipp Keller

Leibniz Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB)

12587 Berlin

philipp.keller@igb-berlin.de

Patrick Aurich

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Dept. Seenforschung

39114 Magdeburg

patrick.aurich@ufz.de

Carolin Waldemer

Helmholtz Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Dept. Seenforschung

39114 Magdeburg

carolin.waldemer@ufz.de

Judith Lange

Ruhrverband

45128 Essen

jl@ruhrverband.de

Dr. Uwe Spank

TU Bergakademie Freiberg, LS für Hydrogeologie and Hydrochemie

09599 Freiberg

uwe.spank@geo.tu-freiberg.de

Literatur

1. Cole, J.J., et al., *Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget*. Ecosystems, 2007. **10**(1): p. 171-184.

2. Rosentreter, J.A., et al., *Half of global methane emissions come from highly variable aquatic ecosystem sources*. Nature Geoscience, 2021. **14**(4): p. 225-230.
3. Deemer, B.R., et al., *Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis*. BioScience, 2016. **66**(11): p. 949-964.
4. Breznikar, A. and D. Mehl, *Climate-relevant greenhouse gas emissions of inland waters in Germany and estimation of their mitigation potential by restoration measures*. 2024, German Environmental Agency: Dessau-Roßlau. p. 130.
5. Prairie, Y.T., et al., *Greenhouse Gas Emissions from Freshwater Reservoirs: What Does the Atmosphere See?* Ecosystems, 2017.
6. UNESCO/IHA, *GHG Measurement Guidelines for Freshwater Reservoirs*, ed. J.A. Goldenfum. 2010: UNESCO. 138.
7. Spank, U., Bernhofer, C., Mauder, M., Keller, P.S., Koschorreck, M., *Contrasting temporal dynamics of methane and carbon dioxide emissions from a eutrophic reservoir detected by eddy covariance measurements*. Meteorologische Zeitschrift, 2023. **32**(4): p. 317-342.
8. Saidi, H. and M. Koschorreck, *CO₂ emissions from German drinking water reservoirs*. Science of the Total Environment, 2017. **581-582**: p. 10-18.
9. Marcé, R., et al., *Emissions from dry inland waters are a blind spot in the global carbon cycle*. Earth-Science Reviews, 2019. **188**: p. 240-248.
10. Beaulieu, J.J., T. DelSontro, and J.A. Downing, *Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century*. Nature Communications, 2019. **10**(1): p. 1375.
11. Tittel, J., M. Hüls, and M. Koschorreck, *Terrestrial Vegetation Drives Methane Production in the Sediments of two German Reservoirs*. Scientific Reports, 2019. **9**(1): p. 15944.
12. Prairie, Y.T., et al., *The GHG Reservoir Tool (G- res)*. 2017, UNESCO/IHA research project on the GHG status of freshwater reservoirs.

Verzeichnis der Bildunterschriften und Tabellenüberschriften



Bild 1: Schwimmkammer (a) und Blasenfalle (b) zur Messung aquatischer THG Fluxe. Fotos: M.Koschorreck.

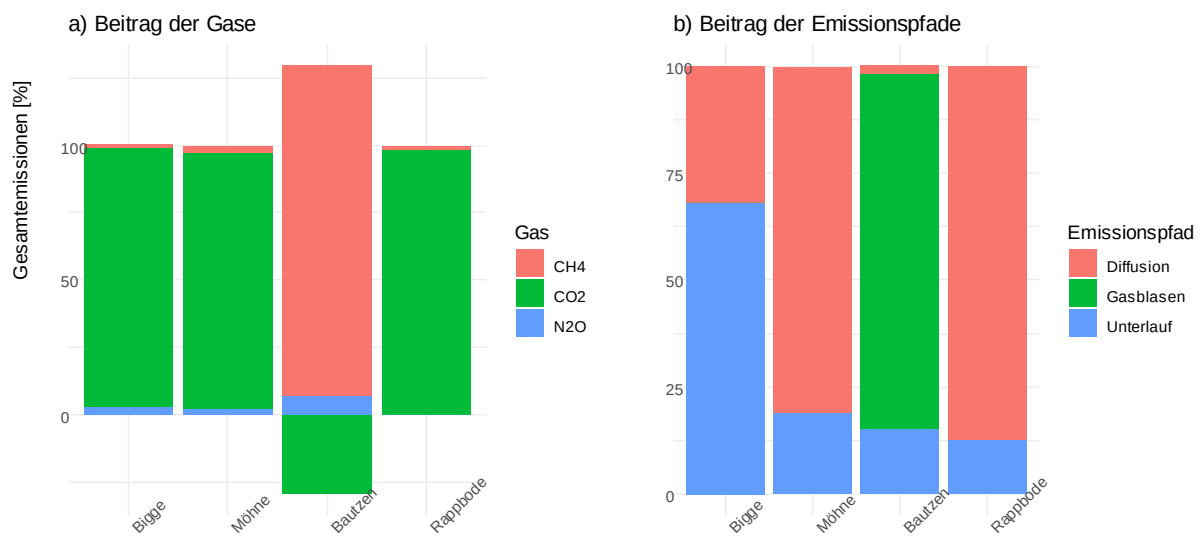


Bild 2: Prozentualer Beitrag der einzelnen Gase (a) bzw. Emissionspfade (b) zu den Gesamtemissionen vier deutscher Talsperren in CO₂-eq Jahr⁻¹. Negative Emissionen in Bautzen bedeuten netto CO₂ Aufnahme

Tabelle 1: Information über die untersuchten Talsperren. Die Zahlen sind Mittelwert und Standardabweichung der Tageswerte im Untersuchungsjahr. Vorsperren sind nicht berücksichtigt.

Talsperre	Zweck	Fläche [km ²]	Tiefe _{max} [m]	Abfluss [Mio m ³ /Tag]	Trophie	pH	Jahr
Rappbode	Trinkwasser	3,3 ± 0,3	85	0,2 ± 0.1	mesotroph	7,5 ± 0,5	2017
Bigge	Brauchwasser	5,7 ± 0,2	47	1,1 ± 1	eutroph	7,7 ± 0,7	2023
Möhne	Brauchwasser	8,2 ± 0,3	32	0,7 ± 0.7	eutroph	7,4 ± 0,4	2023
Bautzen	Niedrigwasser auffüllung	5,2 ± 0,2	12	0,2 ± 0,1	hoch eutroph	9,2 ± 0,5	2021

Tabelle 2: Mittlere THG Fluxe [mmol/m² d] berechnet aus über ein Jahr gemessenen Konzentrationen im Wasser an der Oberfläche bzw. in der Entnahmetiefe. Gasblasen wurden mit Blasenfallen erfasst. Negative Fluxe sind von der Atmosphäre in die Talsperre gerichtet

Talsperre	Diffusion			Gasblasen	unterhalb		
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CH ₄	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Rappbode	24.7	0.04	-	0	3.5	0.0006	-
Bigge	10.67	0.04	0.002	0.0004	23.0	0.0068	0.0021
Möhne	35.9	0.12	0.002	0.0001	8.5	0.0034	0.0006
Bautzen	-4.9	0.41	0.009	1.2	0.5	0.18	0.0004

Tabelle 3: Jährliche Freisetzung von THGs [t CO₂-eq/Tag] aufgeschlüsselt nach Emissionspfad und Gasen für vier deutsche Talsperren

Talsperre	Diffusion			Gasblasen			Unterlauf			Alle
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Gase
Rappbode	1302	22	-	0	0	0	187	0	-	1511
Bigge	939	34	29	0	0	0	2075	6	58	3140
Möhne	4657	160	86	0	0	0	1116	6	29	6053
Bautzen	-407	344	86	0	1028	0	42	146	0	1238