

Bilanzierungsgrundlagen Treibhausgasemissionen des Ruhrverbands

BT

Januar 2022

Inhaltsverzeichnis

1	Rahmenbedingungen	1
1.1	Europäische und nationale Klimaschutzpolitik	1
1.2	Nationale Berichterstattung	1
2	Klimaschutzplanung auf Unternehmensebene	4
2.1	Motivation zur Erstellung eines Klimaschutzplans	4
2.2	Kompensation nicht vermeidbarer Treibhausgasemissionen	4
2.3	Implementierung einer Klimaschutzplanung im Unternehmen	5
2.3.1	Zertifizierbare Klimaneutralität gemäß dem britischen Standard (PAS 2060)	5
2.3.2	Umweltmanagement – und Auditsystem EMAS	7
3	Methoden der Bilanzierung klimarelevanter Emissionen	9
3.1	Grundlagen	9
3.2	Greenhouse Gas Protocol Accounting and Reporting Standard	10
3.3	Bilanzierung gemäß DIN EN ISO 14064-1	12
3.4	Unterschiede zwischen GHG Protocol und DIN EN ISO 14064-1	15
3.5	Aspekte zur Berichterstattung relevanter THG-Emissionen	16
4	Treibhausgasemissionen des Ruhrverbands	18
4.1	Organisationsgrenzen	18
4.2	Berichtsgrenzen (Emissionskategorien gemäß Wesentlichkeitsanalyse)	19
4.3	Direkte Emissionen (Scope 1 bzw. Kategorie 1)	22
4.3.1	Festlegung der Treibhausgaspotenziale	22
4.3.2	Direkte Emissionen aus Verbrennungsprozessen stationärer Anlagen (Kategorie 1a)	22
4.3.3	Direkte Emissionen aus Verbrennungsprozessen mobiler Anlagen (Kategorie 1b)	22
4.3.4	Direkte Emissionen flüchtiger Gase (Kategorie 1d)	23
4.3.5	Direkte Emissionen aus Prozessen (1.4)	58
4.4	Eingekaufte, netzgebundene Energie (Scope 2)	58

4.4.1	Indirekte Emissionen aus gekauftem Strom (Kategorie 2a)	58
4.4.2	Indirekte Emission aus Fernwärme/-kälte (Kategorie 2b)	58
4.5	Indirekte Emissionen vorgelagerte Wertschöpfungskette (Scope 3)	59
4.5.1	Gekaufte Waren und Dienstleistungen (Kategorie 4a)	59
4.5.2	Produktionsmittel/Anlagegüter (Kategorie 4b)	59
4.5.3	Kraftstoff- und Emissionsbezogene Emissionen	60
4.5.4	Vorgelagerter Transport und Vertrieb (Kategorie 3a)	60
4.5.5	Abfallaufkommen im Betrieb (Kategorie 4c)	60
4.5.6	Geschäftsreisen (Kategorie 3e)	61
4.5.7	Berufsverkehr der Mitarbeiter (Kategorie 3c)	61
4.5.8	Leasinggegenstände der vorgelagerten Wertschöpfungskette (Kategorie 4d)	61
4.5.9	Sonstige	62
5	Bewertung der Klimabilanz Ruhrverband	63
6	Literatur	66

1 Rahmenbedingungen

1.1 Europäische und nationale Klimaschutzpolitik

Das „Intergovernmental Panel on Climate Change“ (IPCC) hat in seinen Sachstandberichten schon vor mehr als 20 Jahren die Emission klimarelevanter, anthropogen verursachter Treibhausgase als den wesentlichen Treiber der Klimaerwärmung identifiziert. In der Folge wurden in einem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen („Kyoto-Protokoll“) sieben relevante Treibhausgase benannt, für die verbindliche Emissionszielwerte in den Industrieländern festgelegt wurden. Darin hat sich die EU zunächst für die erste Periode bis 2012 verpflichtet, eine 8%ige Minderung gegenüber dem Basisjahr 1990 zu erreichen, um mit Verlängerung des Kyoto-Protokolls im Jahr 2012 eine 20%ige Reduktion bis zum Jahr 2020 anzustreben. Auf der 21. UN-Klimakonferenz im Jahr 2015 in Paris wurde ein Klimaabkommen aller Länder beschlossen, in dem die globale Erwärmung auf deutlich unter 2°C im Vergleich zum vorindustriellen Niveau, möglichst 1,5°C vorgesehen ist. Statt bindende Ziele für einzelne Staaten in dem Abkommen festzulegen, haben 186 Länder freiwillige Selbstverpflichtungserklärungen vorgelegt.

Der European Green Deal der EU aus dem Jahr 2020 sieht schließlich eine Treibhausgasneutralität zum Jahr 2045 bei Minderung relevanter Treibhausgase von 55% bis zum Jahr 2030 gegenüber dem Jahr 1990 und eine durchgängige Berücksichtigung dieser Ziele in allen Politikfeldern vor. Das neue deutsche Klimaschutzgesetz vom April 2021 setzt als Rahmen für den Klimaschutz in Deutschland eine 65%ige Minderung bis zum Jahr 2030 und eine 88%ige Minderung bis zum Jahr 2040 fest. Dabei darf Deutschland bereits ab Jahr 2045 nur noch so viel Treibhausgase emittieren, wie durch Einbindung von Kohlenstoff z.B. in Wäldern wieder abgebaut werden („Netto-Treibhausgasneutralität“).

Die Bundesländer haben sich in eigenen Klimaschutzgesetzen (z.B. Klimaschutzgesetz NRW im Jahr 2013) konkrete Ziele für die Reduktion von Treibhausgasen gesetzt. Viele Kommunen haben in der Folge in den vergangenen Jahren Klimaschutzpläne aufgestellt. Auch Unternehmen und Organisationen sind aufgefordert, Verantwortung für ihre eigenen Emissionen zu übernehmen und diese in den nächsten Jahrzehnten zu reduzieren.

1.2 Nationale Berichterstattung

Die Berichterstattung auf **nationaler Ebene** erfolgt mit Hilfe des Nationalen Inventarberichts, der jährlich vom Umweltbundesamt erstellt, vom Expertenrat für Klimafragen hinsichtlich der Konsistenz der Methodik und Ergebnisse der Daten bestätigt und im Folgejahr, d.h. z.B. im April 2022 für das Berichtsjahr 2020 als offizieller Inventarbericht für die Berichterstattung unter der Klimakonvention abgeschlossen wird.

Der nationale Inventarbericht (UBA, 2021) enthält eine detaillierte Beschreibung und Darstellung der Quellen der Treibhausgasemissionen Deutschlands gegliedert in die

Sektoren CRF 1 bis CRF 6 (Energie, Industrieprozesse, Landwirtschaft, Landnutzung/Landnutzungsänderung/Forstwirtschaft, Abfall/ Abwasser, Andere). Der Anteil der Abwasserbehandlung (CRF Sektor 5.D) ist mit 0,936 Mio. t CO_{2-eq}/a nur ein kleiner Teil im CRF Sektor 5 Abfall und Abwasser mit 9,2 Mio. t CO_{2-eq}/a, der wiederum gegenüber einem CRF Sektor 1 Energie mit 700 Mio. t/CO_{2-eq}/a gering ist.

Die kommunale Abwasserbehandlung findet sich im CRF Sektor 5.D.1 und quantifiziert in diesem Abschnitt ausschließlich die Methan- und Lachgasemissionen. Zur Berechnung der Emission wird die so genannte „Activity rate“ (AR) mit einem spezifischen Emissionsfaktor EF multipliziert, der sich aus Default Vorgaben des IPCC, Messungen oder länderspezifischer Abschätzung ergibt. Die direkte Lachgasemission kommunaler Kläranlagen wird beispielweise wie folgt berechnet:

$$N_2O_{PLANTS} = P \cdot T_{PLANT\ DENI} \cdot F_{IND-COM} \cdot EF_{PLANT}$$

wobei

N_2O_{PLANTS} = Gesamte jährliche N₂O-Emission der Anlagen in kg N₂O/Jahr

P = Bevölkerung in Personenanzahl

$T_{PLANT\ DENI}$ = Grad der Nutzung moderner zentraler Kläranlagen mit Denitrifikation

$F_{IND-COM}$ = Anteil des industriellen/kommerziellen mit dem Abwasser entsorgten Proteins, Default-Wert =1,25

EF_{PLANT} = 3,2 g N₂O/Person x Jahr

Für die Berichterstattung auf nationaler Ebene können somit die Daten des statistischen Bundesamtes zur Bevölkerungszahl („AR“) mit einem spezifischen Emissionsfaktor („EF“) verbunden werden.

Die indirekten Lachgasemissionen im Gewässer werden aus der Stickstoffablauffracht der Kläranlagen in Verbindung mit einem spezifischen Default-Emissionsfaktor von 0,005 kg N₂O/kg N errechnet. Die Stickstoffablauffracht der Kläranlagen wird über einige Faktoren (z.B. Eliminationsleistung der Kläranlagen Deutschlands) und den Protein-Pro-Kopf-Verbrauch und damit wiederum über die Bevölkerungszahl errechnet.

Die Beispiele sollen verdeutlichen, dass die Berechnungsansätze auf nationaler Ebene nicht 1:1 für die Betrachtung auf Unternehmensebene zielführend sind bzw. verfeinert werden können. Bei Kläranlagenbetreibern werden z.B. die eingeleiteten Stickstofffrachten messtechnisch sehr gut erfasst, so dass Abschätzungen über den Proteinverbrauch präzisiert werden können. Ähnliches gilt für die Stickstoffzulauffrachten und die erreichte Eliminationsleistung. Die spezifischen Emissionsfaktoren liefern allerdings wertvolle Hinweise, bei der Analyse der wesentlichen Emissionsbereiche in einem Unternehmen.

Des Weiteren sind die THG-Emissionen eines Unternehmens in unterschiedlichen Sektoren der nationalen Berichterstattung enthalten. So bilanziert der nationale Inventarbericht im Bereich Abwasserbehandlung lediglich Methan- und Lachgasemissionen, eingesetzte Betriebsmittel und andere Emissionen aus der Tätigkeit eines Abwasserverbands (Strom, fossile Energieträger, Fällmittel, C-Quellen, Transport, Schlammverbrennung, Kapitalgüter etc.) werden in den anderen Sektoren berücksichtigt.

Der nationale Inventarbericht stellt die Entwicklung der Emissionen in den festgelegten Sektoren nach international vereinbarten Maßstäben im Vergleich zu jährlich sinkenden Jahresemissionsgrenzwerten dar. Er dient der Berichterstattung an die Europäische Union und liefert auf Bundesebene die Ansatzpunkte bei Nichterfüllung der gesetzlich vorgegebenen Ziele, in den einzelnen Sektoren nachzusteuern. Die Instrumente auf nationaler und auf Ebene der Bundesländer sind im Bereich der Gesetzgebung, der Anreize durch Förderprogramme und gezielter Forschungsförderung.

2 Klimaschutzplanung auf Unternehmensebene

2.1 Motivation zur Erstellung eines Klimaschutzplans

Es gibt momentan keine direkten gesetzlichen Vorgaben zum betrieblichen Klimaschutz. Von staatlicher Seite wird aber über Besteuerung (z.B. BEHG - Brennstoffemissionshandelsgesetz), Kopplung staatlicher Kredite/Förderung an Klimaschutzbedingungen (z.B. Förderwettbewerb "Transformationskonzepte" des BMWi) oder freiwillige Selbstverpflichtungen versucht, das Thema auch in Unternehmen zu platzieren.

Als nachhaltig agierendes Unternehmen der Daseinsvorsorge hat die Unternehmensführung des Ruhrverbands die Aufstellung eines Klimaschutzplans und die Erreichung der Klimaneutralität als strategisches Ziel formuliert. Dabei war und ist sehr hilfreich, dass der Ruhrverband bereits vor einigen Jahren ein Energiemanagementsystem nach DIN 50001 etabliert hat, das allerdings nur Teile der Treibhausgasbilanzierung erfasst. Als in starkem Maße durch seine Mitglieder (Kommunen, Industrieunternehmen, Wasserversorger) geprägtes Unternehmen spielt natürlich auch eine Rolle, dass zahlreiche kommunale Mitglieder ihrerseits bereits Klimaschutzkonzepte erstellt haben (u.a. Essen, Bochum, Hagen, Lüdenscheid etc.).

Daneben ist der Ruhrverband selbst in seiner Aufgabenwahrnehmung, insbesondere bei der Sicherstellung der Trinkwasserversorgung für 4,6 Millionen Menschen von den Auswirkungen des Klimawandels, unter anderem durch die inzwischen langanhaltende Trockenheit im Ruhreinzugsgebiet, betroffen. Insofern hat er ein eigenes Interesse, die Notwendigkeit von Klimaschutzmaßnahmen auch durch eigenes Verhalten zu bekräftigen.

Die Erstellung eines Klimaschutzplans schafft Transparenz über die eigene klimabezogene Leistung, fördert das Klima-Bewusstsein im eigenen Unternehmen und erlaubt es, Einsparpotenziale zu identifizieren.

2.2 Kompensation nicht vermeidbarer Treibhausgasemissionen

Ein Unternehmen wird durch seine Tätigkeit Emissionen klimarelevanter Treibhausgase verursachen, die niemals komplett vermieden werden können. Insofern kann eine „Klimaneutralität“ nur erreicht werden, indem neben der Vermeidung und Verminderung auch die Kompensation von THG-Emissionen angesetzt wird. Die Vermeidung und Verminderung durch eigene Maßnahmen haben dabei unbedingt Vorrang. Nur die unvermeidbaren bzw. nur mit hohen Kosten vermeidbaren Emissionen dürfen über eine so genannte „freiwillige Kompensation“ ausgeglichen werden.

Dem Prinzip der Kompensation liegt die Idee zugrunde, dass THG-Emissionen das globale Klima unabhängig vom Entstehungsort beeinträchtigen und vermiedene Emissionen somit ebenso auch unabhängig vom Entstehungsort kompensiert werden können. Daher lassen sich an einer Stelle verursachte Emissionen an anderer Stelle ausgleichen. Die freiwillige

Kompensation erfolgt durch Gutschriften aus Klimaschutzprojekten, die eine Reihe von anspruchsvollen Kriterien und Standards erfüllen müssen. So stellt eine freiwillige Kompensation nur dann einen Mehrwert für den Klimaschutz dar, wenn sie der Auslöser für eine zusätzliche Klimaschutzmaßnahme ist d.h., dass die Klimaschutzmaßnahme des Projekts ohne die zu erwartenden Erlöse aus dem Verkauf der Gutschriften nicht stattgefunden hätte. Maßnahmen, die bereits aus sich heraus wirtschaftlich sind und deshalb ohnehin durchgeführt worden wären, kommen somit zur Kompensation nicht in Betracht („Prinzip der Zusätzlichkeit“). Weiter gilt es, eine Doppelzählung zu vermeiden, d.h. dass eine Emissionsminderung an zwei Stellen ausgegeben und in Anspruch genommen wird (vgl. DEHSt, 2021).

Die klimapolitisch gewünschte Erzeugung und Einspeisung regenerativer Energie auf den Anlagen des Ruhrbands kann hier nicht in Anrechnung gebracht werden, da sie bereits im Strommix Deutschland über einen dann verbesserten Emissionsfaktor berücksichtigt wurde (CO₂-Partner, 2021). Auch die Forstbewirtschaftung wird im Rahmen der internationalen Verpflichtungen als Ganzes Deutschland zugerechnet, ist im deutschen Treibhausinventar erfasst und kann nicht genutzt werden, um eigene Emissionen zu kompensieren und eine Klimaneutralität zu begründen (vgl. DEHSt, 2021).

Die Minderungserfolge des Ruhrverbands werden daher statt zur eigenen Neutralstellung als Beitrag zum Klimaschutzziel Deutschland ausgewiesen und kommuniziert.

2.3 Implementierung einer Klimaschutzplanung im Unternehmen

2.3.1 Zertifizierbare Klimaneutralität gemäß dem britischen Standard (PAS 2060)

Die bestehenden Regelungen unterscheiden sich wesentlich in ihrer Regelungstiefe der Implementierung des Themas Klimaschutz im Unternehmen. So ist in der DIN ISO 14064-1 die Gestaltung und Entwicklung von THG-Bilanzen für Organisationen niedergelegt, aber keine Anforderung an ein Managementsystem vergleichbar z.B. zur DIN ISO 50001 Energiemanagementsysteme formuliert. In der Folge ist ein Klimamanagementsystem nach DIN ISO nicht zertifizierbar, sondern lediglich die aufgestellte Klimabilanz. Der in Großbritannien entwickelte Standard PAS 2060 definiert hingegen auch Instrumente für das Management eines Unternehmens und ist z.B. auch Grundlage einer externen Zertifizierung beim deutschen TÜV-Süd.

Bei der Erstellung der entsprechenden DIN ISO 14068 zum Klimamanagement in Unternehmen wird die britische Norm sicher Einfluss haben. Auch wenn die Fertigstellung der DIN ISO 14068 erst für das Jahr 2023 geplant ist, sind die zu erwartenden Grundelemente sowohl in der britischen Norm als auch in der vergleichbaren Norm zum Energiemanagement ablesbar.

- Kontextanalyse (Stakeholder, Zielgruppe, Zielsetzung)
- Festlegung der operativen Systemgrenzen
- Erstellung eines THG-Inventars nach einem anerkannten Standard (DIN ISO 14064-1, GHG Protocol)
- Entwicklung einer Zeitskala zur angestrebten Emissionsminderung, Management Plan für die kommenden Periode (z.B. ein Jahr)
- Verpflichtungserklärung zum Klimaschutz (z.B. Klimaneutralität)
- Reduktionsmaßnahmen und periodische Quantifizierung in einem PDCA-Zyklus (Plan–Do–Check–Act)
- Identifizierung von Kompensationsmaßnahmen (z.B. bei Zielausrichtung „Klimaneutralität“)
- Erklärung zur Leistungserbringung z.B. Klimaneutralität

Die Norm PAS 2060 fragt auch nach einer konkreten Methodik zur Bestimmung eben dieser System- und Unternehmensgrenzen. Alle relevanten Aktivitäten einer Dienstleistung werden betrachtet oder aber die Vernachlässigungen werden dokumentiert und erklärt. Erst im letzten Schritt dürfen die verbleibenden Emissionen mit Emissionsminderungszertifikaten, auch als Klimaschutzzertifikate bekannt, die nach PAS 2060 auch konkrete Kriterien erfüllen müssen, ausgeglichen, also klimaneutral gestellt, werden. Nur im ersten Jahr der Klimaneutralität wird nach der Norm PAS 2060 eine Ausnahme gemacht, da für den ersten Leistungszeitraum die Klimaneutralität durch 100% Kompensation erreicht werden darf

Für die Klimaneutralität nach der Norm PAS 2060 ist die Verpflichtung der obersten Chefetage unabdingbar. In den „Qualifying Explanatory Statements“ müssen daher alle wichtigen Informationen dargelegt werden. Dazu gehören u.a.

- Angaben zur Organisation, die die Erklärung macht,
- Angabe der Zeiträume für die Verpflichtung zur Klimaneutralität sowie die Erreichung der Klimaneutralität.
- Gegenstand der Erklärung und Systemgrenzen,
- der CO₂-Fußabdruck,
- die Angaben zur Datenqualität,
- die Vorgehensweise bei der Datenerhebung,
- die geplanten Maßnahmen und die erwarteten Einsparungen für die Verpflichtung zur Klimaneutralität,
- Angaben zur Prüfung der Umsetzung des Maßnahmenplans sowie Bestimmung des eventuellen Handlungsbedarfs,
- die durchgeführten Maßnahmen und die erreichten Reduktionsziele für die Erreichung der Klimaneutralität,
- Angaben zu Klimaschutzzertifikaten für die Kompensation der restlichen Emissionen,
- Angaben zur Validierung, u.a. wer und wann validiert hat, nach welchem Standard, für welchen Zeitraum,

Zur Bewertung der Konformität bietet die Norm drei Abstufungen.

- Selbst-Validierung:
Organisation validiert seine Klimaneutralität natürlich gemäß den Anforderungen der Norm PAS 2060 selbst.
- Validierung durch einen Dritten:
Durchführung durch externe Organisation, um sich von Vorwürfen einer mangelnden Stichhaltigkeit zu schützen und das Vertrauen in die Klimaneutralität des Unternehmens zu stärken
- Zertifizierung durch einen unabhängigen Dritten:
Durchführung nur durch ein vom United Kingdom Accreditation Service (UKAS) akkreditiertes Unternehmen.

2.3.2 Umweltmanagement – und Auditsystem EMAS

Seitens des Umweltbundesamtes gibt es eine Initiative, die bestehende Prüfsystematik von EMAS (engl. Eco-Management and Audit Scheme) mit einem „Baustein Klima“ zu ergänzen (UBA, 2020), um „Vergleichbarkeit, Transparenz, Glaubwürdigkeit und ein Mindestmaß an Wirksamkeit des Klimamanagements zu gewährleisten“. Dazu wurde in einem F+E Vorhaben „Weiterentwicklung der EG-EMAS-Verordnung und deren nationaler Umsetzung“ ein Konzeptvorschlag und eine Umsetzungshilfe für Unternehmen, die bereits ein Umweltmanagementsystem betreiben, entwickelt. Die Umsetzungshilfe zeigt auf, was sich im Einzelnen hinter den klimabezogenen Themen (Klimarisiken, Klimastrategie, Klimaziele etc.) verbirgt und wie eine praktische Umsetzung in Unternehmen mit einem bestehenden Umweltmanagementsystem aussehen kann.

Neben den aus den anderen Systemen bekannten inhaltlichen Elementen (z.B. Handlungsmaxime „Vermeiden vor Vermindern vor Kompensieren“) wurde insbesondere die Frage untersucht, ob der ergänzende Baustein prüffähig/unverbindlich, verpflichtend/freiwillig anwendbar oder eigenständig prüffähig sein soll. Als Ergebnis der Abwägung wird die Umsetzung als freiwillig anwendbarer eigenständiger, prüffähiger Anforderungskatalog empfohlen. Nicht EMAS-registrierte Unternehmen können damit ihre Umweltmanagementaktivitäten zunächst auf den Klimaschutz bzw. Klimaanpassung konzentrieren während bestehende EMAS-Unternehmen sich keinem Zwang zum Ausbau ihres Umweltmanagementsystem gegenübersehen.

Ergänzend haben im Jahr 2019 zwei Workshops zum einen mit Unternehmensvertretern und zum anderen mit politischen Akteuren (BMU, Umweltbundesamt, Landesumweltämter, UmweltgutachterInnen, VertreterInnen der Deutschen Akkreditierungs- und Zulassungsgesellschaft für Umweltgutachter (DAU), Deutscher Industrie- und Handelskammertag e.V. (DIHK), EMAS-Registerstellen) stattgefunden.

Von Seiten der Unternehmensvertreter wurde angesichts eines fehlenden Standards ein zusätzlicher EMAS-Baustein begrüßt, allerdings auch auf die teilweise schwierige Erfassung der indirekten Emissionen im Bereich der vor- und nachgelagerten Wertschöpfungskette („Scope 3) hingewiesen. Kurz-, mittel- und langfristige Ziele sind

sinnvollerweise in eine übergeordnete Strategie einzubetten, die sich „Top-Down“ aus den Zielen der Bundesregierung ableitet und sich „Bottom-Up“ mit einer Potenzialanalyse kombinieren lässt. Die Ableitung absoluter Ziele ist dabei wegen des Bezugs auf ein verbleibendes CO₂-Budget unerlässlich.

Die politischen Akteure sehen in einem prüffähigen Klimabaustein die Möglichkeit, Aktivitäten im Bereich Klimamanagement glaubwürdig nach außen und innen darzustellen. Die UmweltgutachterInnen sind bereits ausreichend qualifiziert, da die Prüfung einer Klimabilanz nach GHG-Protocol bereits jetzt Qualifikationsstandard ist. Die Prüfung (oftmals) internationaler Klimaschutzprojekte zur THG-Kompensation vor Ort ist hingegen ggf. unverhältnismäßig und daher oftmals nicht möglich. Verschiedene Sichtweisen ergeben sich beim Anwendungsbereich (mindestens an allen EMAS-Standorten und darüber hinaus freiwillig an anderen Standorten, ausschließlich EMAS-Standorte, Standorte eines Unternehmens mit Klimarelevanz, nur auf der Ebene der gesamten Organisation etc.)

Nachfolgende Elemente sind dabei von zentraler Bedeutung:

- Glaubwürdige und ambitionierte Klimaziele (Festlegung eines langfristigen Ziels inkl. eines Zielpfades z.B. „Erreichung der Klimaneutralität), wissenschaftsbasierte Zielsetzung z.B. nach SBTi, Bestimmung von absoluten Zielen
- In der Praxis werden meistens THG-Emissionen Scope 1 und 2 (direkte THG-Emissionen, indirekte THG Emissionen aus importierter Energie) ergänzt um leicht zu erfassende einzelne Kategorien aus Scope 3 (z.B. Emissionen aus Dienstreisen) erfasst. Dies ist nicht ausreichend, da erfahrungsgemäß (!) der größte Teil der verursachten THG-Emissionen auf vor und nachgelagerte Wertschöpfungskette entfällt.
- Wesentliches Leitprinzip von der übergeordneten Klimastrategie bis zum operativen Maßnahmenplan ist die Handlungshierarchie: **Vermeiden vor Vermindern vor Kompensieren**
- Klimabezogene Risiken und Chancen sollten identifiziert, bewertet, gesteuert und überwacht werden, um die Resilienz des Unternehmens zu erhöhen.

3 Methoden der Bilanzierung klimarelevanter Emissionen

3.1 Grundlagen

Zur Identifizierung der wesentlichen Emissionsquellen eines Unternehmens ist es erforderlich, eine Abgrenzung und Kategorisierung direkter und indirekter Emissionsquellen durchzuführen. Aufbauend auf den Emissionsdaten kann eine effektive Planung von Reduktionsmaßnahmen erfolgen sowie eine Erfolgskontrolle der durchgeführten Aktivitäten im Rahmen eines Klimamanagements implementiert werden.

Für die Erstellung einer Bilanz klimarelevanter Treibhausgasemissionen muss eine Bilanzierungsmethodik gewählt werden, welche alle wesentlichen Emissionen erfasst. Als Standards bzw. Normen zur Treibhausgasbilanzierung sind der „Greenhouse Gas Protocol Accounting and Reporting Standard“ (GHG Protocol) sowie die „DIN EN ISO 14064-1: Spezifikation mit Anleitung zur quantitativen Bestimmung und Berichterstattung von Treibhausgasemissionen und Entzug von Treibhausgasen auf Organisationsebene (2019)“ zu nennen.

In beiden Werken wird auf fünf Grundsätze hingewiesen, welche bei der Erstellung einer Bilanzierung klimarelevanter Emissionen berücksichtigt werden müssen:

Relevanz	Eine THG-Inventur gibt Emissionen des Unternehmens sachgerecht (z.B. angemessene Bilanzgrenzen) wieder und bedient den Informationsbedarf der Entscheidungsträger.
Vollständigkeit:	Erfassung und Berichterstattung zu allen THG-Emissionen innerhalb der festgelegten Grenzen.
Konsistenz	Anwendung einer gleichbleibenden Erfassungs- und Bilanzierungsmethodik, um den zeitlichen Verlauf zu verfolgen.
Transparenz	Sachgerechte und kohärente Berichterstattung zu allen relevanten Sachverhalten unter Angabe der getroffenen Annahmen, Daten und verwendeten Berechnungsmethodik.
Richtigkeit	Keine systematische Über- oder Unterschätzung der THG-Emissionen, Unsicherheiten sind z.B. durch Verfeinerung der Datenerfassung möglichst klein zu halten, um glaubwürdige Ergebnisse zu erzeugen und fundierte Entscheidungen auf dieser Grundlage treffen zu können.

Vor Erstellung der Treibhausgasbilanz sind die organisatorischen Systemgrenzen des Unternehmens festzulegen. Die Organisationsgrenzen können entsprechend dem Kontrollansatz oder dem Beteiligungsansatz festgelegt werden:

Kontrolle: Rechenschaft über Einrichtungen, über die das Unternehmen die Finanzkontrolle hat oder deren Betriebsabläufe sie kontrolliert oder

Beteiligung: Rechenschaft über den Anteil von betroffenen Einrichtungen, an denen das Unternehmen beteiligt ist

Mit den Berichtsgrenzen ist gemäß den oben genannten Grundsätzen festzulegen, welche Emissionen in der THG-Bilanz erfasst werden.

3.2 Greenhouse Gas Protocol Accounting and Reporting Standard

Der GHG Protocol Corporate Accounting and Reporting Standard (GHG Protocol) ist eine private transnationale Standardreihe zur Bilanzierung von Treibhausgasemissionen und wird als der meistgenutzte Methodenstandard beschrieben. Koordiniert wird die Entwicklung des GHG Protocols vom „World Resources Institute“ (WRI) und dem „World Business Council for Sustainable Development“ (WBCSD).

Definiert werden Anforderungen an Aufbau und Inhalt von CO₂-Bilanzen auf Unternehmensebene. Dafür werden Scopes (Geltungsbereiche) definiert, durch die zum einen unterschiedliche Emissionsarten voneinander abgegrenzt werden können und andererseits Doppelerfassungen vermieden werden:

Scope 1: Direkte Emissionen eines Unternehmens

Scope 2: Indirekte Emissionen bei der Erzeugung gekaufter Energie bzw. Energieträger

Scope 3: Indirekte Emissionen eines Unternehmens aus der vor- sowie der nachgelagerten Wertschöpfungskette

Durch die in Scope 3 erfassten Emissionen wird eine Transparenz hinsichtlich der Emissionen geschaffen, welche durch Unternehmensentscheidungen beeinflusst werden. Im „GHG Protocol Corporate Value Chain (Scope 3) Standard“ von 2011 werden 15 Unterkategorien (acht in der vorgelagerten und sieben in der nachgelagerten Wertschöpfungskette) des Scope 3 definiert, um eine einheitliche Erfassung der Emissionen und somit einen Vergleich zwischen Unternehmen zu ermöglichen. Die 15 Unterkategorien im Scope 3 sind:

- Vorgelagerte Wertschöpfungskette
 - 3.1 Gekaufte Waren und Dienstleistungen
 - 3.2 Produktionsmittel/Anlagegüter
 - 3.3 Kraftstoff- und energiebezogene Emissionen
 - 3.4 Vorgelagerter Transport und Vertrieb

- 3.5 Abfallaufkommen im Betrieb
- 3.6 Geschäftsreisen
- 3.7 Berufsverkehr der Mitarbeiter
- 3.8 Leasinggegenstände der vorgelagerten Wertschöpfungskette
- Nachgelagerte Wertschöpfungskette
 - 3.9 Nachgelagerter Transport und Vertrieb
 - 3.10 Weiterverarbeitung verkaufter Zwischenprodukte
 - 3.11 Gebrauch verkaufter Produkte
 - 3.12 Entsorgung verkaufter Produkte
 - 3.13 Leasinggegenstände der nachgelagerten Wertschöpfungskette
 - 3.14 Franchise-Betriebe
 - 3.15 Investitionen

Es wird deutlich, dass die gewählte Kategorisierung auf ein produzierendes Unternehmen abstellt. Daher gibt es einige Unterkategorien insbesondere in der nachgelagerten Wertschöpfungskette, die für einen Wasserwirtschaftsverband nicht angewandt werden können.

Bild 1 gibt einen Überblick über die Emissionen in den jeweiligen Scopes.

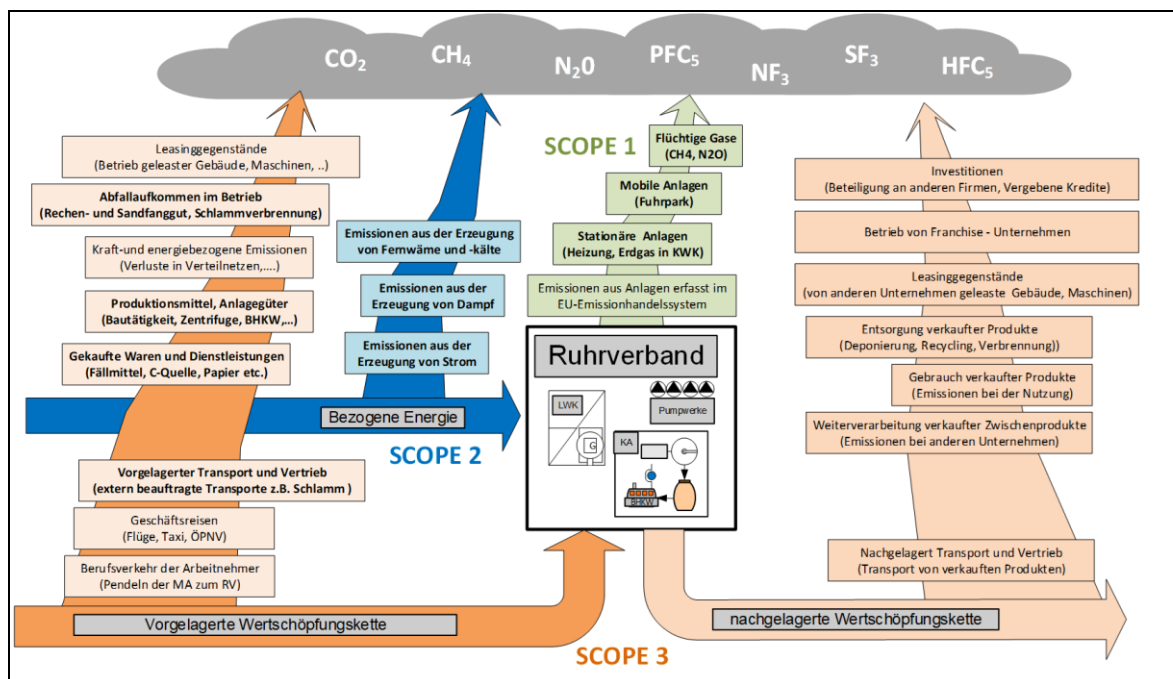


Bild 1: Anwendungsbereiche (Scopes) des GHG-Protocols

Für einen Wasserverband sind innerhalb von Scope 3 insbesondere die Unterkategorien „Gekaufte Waren und Dienstleistungen“ (Fällmittel, C-Quelle, etc.),

„Produktionsmittel/Anlagegüter“ (Neubau von Kläranlagen, gekaufte Maschinen), „vorgelagerter Transport und Vertrieb“ (bezahlte Frachtdienstleistungen z.B. Klärschlammtransporte zwischen Kläranlagen) und „Abfallaufkommen im Betrieb“ (z.B. Klärschlammverbrennung inkl. Transport) relevant. Andere Unterkategorien wie z.B. „Berufsverkehr der Mitarbeiter“ sind hingegen allein aus Datenschutzgründen kaum mit belastbaren Zahlen zu unterfüttern, eher gering und damit zu vernachlässigen.

Es ist offensichtlich, dass Unternehmen hier zu sehr unterschiedlichen Einschätzungen kommen können und Klimabilanzen nicht unbedingt vergleichbar sein müssen, selbst bei ähnlichem Aufgabenumfang oder vergleichbarem Geschäftsfeld.

Ideal ist die direkte Messung der Emissionen bzw. der Aktivierungsdaten, die in Verbindung mit abgesicherten Emissionsfaktoren die Emission errechnen lassen. Während die Bereiche Energie (Scope 2) und Betriebsmittelverbrauch (Scope 3, Unterkategorie „gekauft Waren und Dienstleistungen“) für Wasserwirtschaftsunternehmen relativ präzise beschrieben werden können, sind die direkten Emissionen (Scope 1) nur mit einer Kombination von Messungen und Modellansätzen abzuschätzen. Wertvolle Hinweise finden sich für Kläranlagen im DWA M-230 (DWA, 2021).

3.3 Bilanzierung gemäß DIN EN ISO 14064-1

Die DIN EN ISO 14064-1 „Treibhausgase – Teil 1: Spezifikation mit Anleitung zur quantitativen Bestimmung und Berichterstattung von Treibhausgasemissionen und Entzug von Treibhausgasemissionen auf Organisationsebene“ ist an das GHG-Protocol angelehnt und kategorisiert die Emission weitergehend. Beschrieben werden Grundsätze und Anforderungen für die Planung, Entwicklung und Berichterstattung von klimarelevanten Emissionen im Unternehmen.

Wie im GHG Protocol werden direkte und indirekte Emissionen unterschieden, es werden jedoch keine Scopes definiert. Während die Scope-1-Emissionen im GHG Protocol den direkten Emissionen der DIN entsprechen, fasst die DIN-Norm die Scopes 2 und 3 in den indirekten Emissionen zusammen. Nachfolgend sind die verwendeten Kategorien aufgelistet:

Kategorie 1: direkte THG-Emissionen und Entzug direkter THG

Kategorie 2: indirekte THG-Emissionen aus importierter Energie

Kategorie 3: indirekte THG-Emissionen aus Transport

Kategorie 4: indirekte THG-Emissionen aus von der Organisation genutzten Produkten

Kategorie 5: indirekte THG-Emissionen in Verbindung mit der Nutzung von Produkten der Organisation

Kategorie 6: Indirekte THG-Emissionen aus anderen Quellen

Auch hier wird deutlich, dass die gewählte Kategorisierung auf ein produzierendes Unternehmen abstellt, so dass die Kategorien 4 und 5 für einen Wasserwirtschaftsverband eher nicht relevant sind.

In Anhang B der DIN EN ISO 14064-1 wird eine Beispielzuordnung zu Unterkategorien gegeben, an der Unternehmen sich orientieren können.

Kategorie 1: direkte THG Emissionen und Entzug direkter THG

- a. Direkte Emissionen aus **stationärer Verbrennung**, die durch die Verbrennung jeder Art von Brennstoffen (fossile oder Biomasse) in (stationären) Anlagen wie etwa Heizgeräten, Gasturbinen, Heizkesseln, entstehen.
- b. Direkte Emissionen aus **, die durch die Verbrennung von Brennstoffen in Transportgeräten wie etwa Kraftfahrzeugen, Lkw, Schiffen, Flugzeugen, Lokomotiven, Gabelstaplern, entstehen.**
- c. Direkte Emissionen und direkter Entzug aus **Industrieprozessen**.
- d. Direkte flüchtige Emissionen durch die Freisetzung von THG in **anthropogenen Systemen**.
- e. Direkte Emissionen und direkter Entzug durch **Flächennutzungen**, Änderung der Flächennutzung und **Forstwirtschaft**, was alle Treibhausgase umfasst, aus lebender Biomasse bis hin zu organischem Material im Erdreich.

Kategorie 2: indirekte THG Emissionen aus importierter Energie

- a. Indirekte Emissionen aus **importierter Elektrizität**, einschließlich Treibhausgasemissionen in Verbindung mit der Produktion und dem Verbrauch der von der Organisation importierten Elektrizität.
- b. Indirekte Emissionen aus importierter Energie, einschließlich Treibhausgasemissionen in Verbindung mit der Produktion der von der Organisation durch ein physisches Netzwerk (Dampf, Heizung, Kühlung und Druckluft) verbrauchten **Energie außer Elektrizität**.

Kategorie 3: indirekte THG Emissionen aus Transport

- a. Emissionen aus dem **vorgelagerten Transport** und der Verteilung von Waren, die Emissionen aus von der Organisation bezahlten Frachtdienstleistungen sind.
- b. Emissionen aus dem **nachgelagerten Transport** und der Verteilung von Waren entstehen durch Frachtdienstleistungen an Erstkäufer oder andere Käufer entlang der Lieferkette, die jedoch nicht von der Organisation bezahlt werden.
- c. Emissionen durch **Berufspendler**, einschließlich Emissionen in Verbindung mit der Fahrt der Mitarbeiter zwischen ihrer Wohnung und ihrem Arbeitsplatz. Die Heimarbeit kann eine erhöhte Energienutzung durch Heizung oder Kühlung durch einen Teil des Energieverbrauchs des Mitarbeiters zuhause umfassen und könnte daher in dieser Unterkategorie berücksichtigt werden.
- d. Emissionen aus dem **Transport von Kunden und Besuchern**, einschließlich Emissionen in Verbindung mit den Reisen von Kunden und Besuchern zu dem Standort der berichtenden Organisation.
- e. Emissionen aus **Geschäftsreisen** hauptsächlich durch die Verbrennung von Kraftstoffen in mobilen Verbrennungsquellen. Hotelübernachtungen sind gegebenenfalls enthalten, wenn diese mit der Geschäftsreise verbunden sind, wie

etwa Übernachtungen zwischen Anschlussflügen, bei Teilnahme an einer Konferenz oder aus anderen geschäftlichen Gründen.

Kategorie 4: indirekte THG Emissionen aus von einer Organisation genutzten Produkten

- a. Emissionen aus **beschafften Waren**, die Emissionen in Verbindung mit der Herstellung des Produkts sind.
- b. Emissionen aus **Kapitalgütern** sind Emissionen aus von der Organisation erworbenen und amortisierten Waren. Diese Unterkategorie umfasst alle vorgelagerten Emissionen aus der Produktion von durch die berichtende Organisation erworbenen Kapitalgütern. Beispiele für Kapitalgüter sind **Geräte, Maschinen, Gebäude, Anlagen und Fahrzeuge**.
- c. Emissionen aus der Entsorgung von **feststofflichen und flüssigen Abfällen** hängen von den Eigenschaften des Abfalls und seiner Behandlung ab. Die typischen Behandlungsarten sind Deponie, Verbrennung, biologische Aufbereitung oder Recycling. Die Hauptemissionen sind **CO₂** und **CH₄** und eine damit verbundene Emission ist **N₂O**, die bei der Verbrennung oder biologischen Aufbereitung auftritt.
- d. Emissionen aus der Nutzung von Anlagen werden durch die **Nutzung von Mietgeräten** durch die berichtende Organisation in dem Berichtsjahr erzeugt. Diese Unterkategorie gilt nur für Organisationen, die gemietete Anlagen betreiben (d. h. Mieter).
- e. Emissionen aus der Nutzung von **Dienstleistungen**, die nicht in einer der obigen Unterkategorien beschrieben werden, umfassen Beratung, Reinigung, Wartung, Postzustellung, Bank usw.

Kategorie 5: indirekte THG Emissionen in Verbindung mit der Nutzung von Produkten der Organisation

- a. Emissionen oder entzogene Mengen aus der Nutzungsphase des Produkts umfassen die gesamten erwarteten Lebensdaueremissionen aller **verkauften relevanten Produkte**.
- b. Emissionen aus **nachgelagerten gemieteten Anlagen** umfassen Emissionen aus dem Betrieb von Anlagen im Besitz der berichtenden Organisation, die in dem Berichtsjahr an andere Einheiten vermietet werden. Diese Unterkategorie gilt für Leasinggeber (d. h. eine Organisation, die Zahlungen von Leasingnehmern erhält).
- c. Emissionen aus der **Lebensdauerendphase des Produkts** umfassen Emissionen in Verbindung mit dem Lebensdauerende aller von der berichtenden Organisation in dem Berichtsjahr verkauften Produkte.
- d. Emissionen aus **Investitionen** zielen hauptsächlich auf private oder öffentliche Finanzinstitute ab. Emissionen könnten aus vier Betriebsarten entstehen: Kapitalschulden, Investitionsschulden, Projektfinanzierung und andere.

Kategorie 6: indirekte THG Emissionen aus anderen Quellen

Diese Kategorie dient dazu, **alle organisationsspezifischen Emissionen** (oder den Entzug von Emissionen), die nicht in einer anderen Kategorie angegeben werden können,

zu erfassen. Die Organisation ist daher für die Festlegung des Inhalts dieser Kategorie verantwortlich.

3.4 Unterschiede zwischen GHG Protocol und DIN EN ISO 14064-1

Die Emissionen, die im GHG Protocol in Scope 3 erfasst werden, werden somit gemäß der DIN EN ISO 14064-1 den Kategorien 1 bis 6 zugeordnet. Während im GHG Protocol in vor- und nachgelagert unterschieden wird, wird in der DIN gemäß Art der Emission unterschieden (z.B. Kategorie 3 „Transport“ umfasst vor- und nachgelagerten Transport).

Der Bericht zur THG-Bilanz muss direkte und indirekte THG-Emissionen enthalten. Im GHG Protocol werden die Emissionen in Scopes unterteilt, in der DIN EN ISO 14064-1 in Kategorien. Tabelle 1 verdeutlicht die entsprechende Unterteilung aus GHG Protocol und DIN EN ISO 14064-1:

Tabelle 1: Unterteilung der THG-Emissionen entsprechend GHG Protocol und DIN EN ISO 14064-1

GHG Protocoll		DIN EN ISO 14064-1	
Scope 1	Direkte Emissionen aus den jeweiligen Unternehmensprozessen	Kategorie 1	Direkte THG-Emissionen und Entzug direkter THG
Scope 2	Indirekte Emissionen aus dem Bezug von Strom, Dampf, Wärme und Kälte	Kategorie 2	Indirekte THG-Emissionen aus importierter Energie
Scope 3	Emissionen aus dem vorgelagerten und nachgelagerten Bezug von Gütern und Dienstleistungen	Kategorie 3	Indirekte THG-Emissionen aus Transport
		Kategorie 4	Indirekte THG-Emissionen aus von einer Organisation genutzten Produkten
		Kategorie 5	Indirekte THG-Emissionen in Verbindung mit der Nutzung von Produkten der Organisation
		Kategorie 6	Indirekte THG-Emissionen aus anderen Quellen

3.5 Aspekte zur Berichterstattung relevanter THG-Emissionen

Die Berichterstattung zu Emissionen in den Bereichen Scope 1 und Scope 2 bzw. Kategorie 1 und 2 ist für eine Treibhausgasbilanz obligatorisch, wobei die Abschätzung der direkten Emissionen für Kläranlagenbetreiber durchaus eine Herausforderung darstellt. Die direkten THG-Emissionen aus Scope 1 bzw. Kategorie 1 müssen getrennt für CO₂, CH₄, N₂O, NF₃, SF₆ und andere angemessene THG-Gruppen (HFCs, PFCs usw.) in Tonnen CO₂-eq quantifiziert werden.

Indirekte Emissionen aus Scope 3 bzw. Kategorie 3 bis 6 umfassen eine Vielzahl von vor- und nachgelagerten Unterkategorien (vgl. Kap. 4.1), die nach Einstufung ihrer Wesentlichkeit berücksichtigt werden müssen. Laut DIN EN ISO 14064-1 muss die Organisation „einen Prozess zur Bestimmung, welche indirekten Emissionen in ihre Treibhausgasbilanz eingebunden werden sollen, anwenden und dokumentieren. Als Teil dieses Prozesses muss die Organisation, unter Berücksichtigung der vorgesehenen Nutzung der Treibhausgasbilanz, ihre eigenen vorgegebenen Wesentlichkeitskriterien für indirekte Emissionen definieren und erläutern“.

Als **Wesentlichkeitskriterien** kommen dabei neben der sehr wichtigen quantitativen Relevanz (Größenordnung) auch die Fähigkeit zur Überwachung und Reduktion (Einflussgrad) der entsprechenden Emission zum Tragen. Weitere Aspekte sind die verbundenen Risiken (gesetzliche Regelungen, Ansehen des Unternehmens), Motivation der eigenen Mitarbeiter und auch der Zugang und Qualität der erforderlichen Daten und Informationen.

Zur Beurteilung innerhalb von Scope 3 ist zur Beurteilung der Wesentlichkeit für alle Kategorien die Größenordnung abzuschätzen und die Datenlage (Verfügbarkeit und Qualität) zu beleuchten. Als Faustzahl wird eine Berücksichtigung bei einem Anteil von mehr als 1% der Gesamtemission genannt.

Ein interessanter Punkt ist hier der Umgang mit „Produktionsmitteln und Anlagengütern“ (Geräte, Maschinen, Gebäude, Anlagen und Fahrzeuge), da hier z.B. eine neu beschaffte Schlammentwässerungszentrifuge mit allen vorgelagerten Emissionen aus der Produktion anzusetzen wäre. Vom Hersteller der Zentrifuge ist abzufragen, wieviel THG-Emission ausgedrückt als CO₂-Äquivalent die Herstellung der Zentrifuge verursacht hat. Ähnlich wie bei der Abschreibung von Investitionskosten kann die Emission dann über die Lebensdauer abgeschrieben werden.

Ein ähnliches Vorgehen ist bei Neubau von Kläranlagen bzw. Kläranlagenteilen denkbar, verlangt aber während der Bauphase eine möglichst lückenlose Erfassung der Bautätigkeit unter Emissionsgesichtspunkten (Stahleinsatz, verbauter Beton etc.) bzw. abgesicherte spezifische Emissionsfaktoren (z.B. t CO₂-Äquivalent pro m³ Belebungsbeckenvolumen).

Unabhängig von dem ggf. immensen entstehenden Dokumentationsaufwand ergibt sich die Frage, wie diese Information bei einer Vergabeentscheidung bzw. Kläranlagenplanung Eingang finden kann. Die Berücksichtigung von Nachhaltigkeitskriterien in diesen

Prozessen ist wichtig, um mit besseren Baustoffen, emissionsärmeren Prozessen oder weniger klimabelastend produzierten Maschinen eine Emissionsreduktion zu erreichen.

Im Zuge der Verfolgung über die Jahre würde die Gesamtemission durch das fortlaufende Investitionsgeschehen immer weiter ansteigen. Berücksichtigt man zur Vermeidung dieses Effekts die noch nicht „abgeschriebenen Emissionen“ aus Investitionen der Vergangenheit, steht man als Betreiber z.B. einer Talsperre mit sehr langer Abschreibungszeit vor der Aufgabe, die Emissionen beim Bau einer Talsperre von 50 Jahren zu überschlagen. Den unveränderlichen Sockel von Emissionen aus der Vergangenheit aufwändig zu ermitteln und dann mitzuschleppen ist so lange wenig zielführend, wenn er keinen Einfluss auf das heutige und zukünftige Emissionsgeschehen ausübt.

Um Klimaschutz in einem Unternehmen voranzutreiben, gilt es, zielgerichtete, konkrete Maßnahmen zur Emissionsreduktion mit einem möglichst großen Effekt zu identifizieren. Die Wahrscheinlichkeit einer zügigen Umsetzung steigt mit der Wirtschaftlichkeit der Maßnahme.

Bei der Aufstellung eines Inventars auf Unternehmensebene ist darüber hinaus wünschenswert, Maßnahmen zur Emissionsminderung auch in einer verbesserten Treibhausgasbilanz ablesen zu können. So ist die enge Verknüpfung technischer Betriebsparameter mit den zu erwartenden Emissionen auf der Ebene Kläranlage für den einzelnen Betreiber wertvoll.

Im Rahmen des ersten Workshops mit dem Beratungsunternehmen CO₂-Partner wurde eine gemeinsame Einschätzung der THG-Emissionen erarbeitet.

4 Treibhausgasemissionen des Ruhrverbands

4.1 Organisationsgrenzen

Ausgangspunkt eines Klimaschutzplans ist eine Eröffnungsbilanz für das Unternehmen, in dem alle Treibhausgasemissionen, die durch die Aktivitäten des Unternehmens in dem Bilanzjahr entstanden sind, erfasst werden.

Vor Erstellung der Treibhausgasbilanz sind die organisatorischen Systemgrenzen des Unternehmens festzulegen. Dabei wird gemäß DIN unterschieden in den

Anteilsansatz: Das Unternehmen berichtet im Verhältnis seines Anteils bzw. wirtschaftlichen Interesses oder

Kontrollansatz: Das Unternehmen berichtet über alle Bereiche zu 100%, auf die es eine Kontrolle ausübt. Die Kontrolle kann entweder operationeller oder finanzieller Art sein.

Da der Anteilsansatz die Existenz einer THG-Bilanz bei den Unternehmen voraussetzt, an denen eine Beteiligung vorhanden ist, bietet sich für den Ruhrverband der Kontrollansatz an.

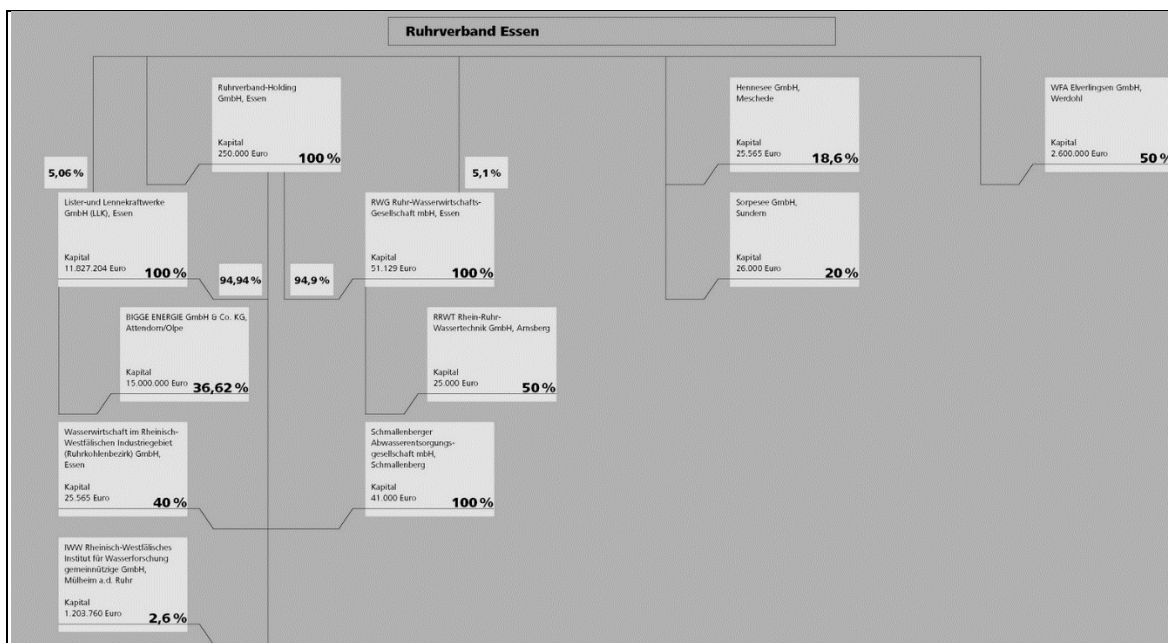


Bild 2: Beteiligungsstruktur des Ruhrverbands sowie seine Tochterunternehmen.

Als in diesem Sinne relevant sind die 100% Töchter Lister- und Lennekraftwerke und die Ruhr-Wasserwirtschaftsgesellschaft einzubeziehen. Die in der WFAE Elverlingsen GmbH verankerte Schlammverbrennungsanlage mit einer 50%igen Beteiligung wird nicht als

Unternehmensteil bilanziert, die bei der Schlammverbrennung eingesetzte Stützfeuerung und die Klärschlammtransporte aber als nachgelagerte Emission berücksichtigt.

4.2 Berichtsgrenzen (Emissionskategorien gemäß Wesentlichkeitsanalyse)

Im Rahmen des Workshops mit CO₂-Partner am 25.11.2021 wurden die wesentlichen Emissionen in Scope 3 identifiziert. Dabei wurden die folgenden Kriterien angesetzt:

- Größenordnung (quantitativ relevant)
- Einflussgrad: Fähigkeit Emissionen zu überwachen und zu reduzieren
- Risiko der Möglichkeiten: Risiken für das Ansehen, Risiken in Bezug auf gesetzliche Regelungen, Lieferketten, Produkte und Kunden, Rechtsstreite
- Mitarbeitermotivation (interne Stakeholder): Bereiche, bei denen Mitarbeiter dazu motiviert werden könnten Energienutzung zu verringern, oder die den Teamgeist in Bezug auf den Klimawandel fördern
- Zugang zu Informationen und ggf. Unsicherheiten in der Genauigkeit

Demnach müssen folgende indirekte Emissionen in der THG-Bilanz des Ruhrverbandes erfasst werden:

- Gekaufte Waren und Dienstleistungen
- Produktionsmittel/ Anlagegüter
- Vorgelagerter Transport und Vertrieb
- Abfallaufkommen im Betrieb

Tabelle 2 zeigt die Scopes und zugehörigen Unterkategorien sowie in grün die im Rahmen der Klimabilanzerstellung beim Ruhrverband unmittelbar zu erfassenden Emissionen. Gelb bedeutet, dass die Emissionen wesentlich sind, jedoch (noch) keine ausreichende Datengrundlage für eine Bilanzierung vorhanden ist und zunächst somit keine Erfassung im Rahmen der Bilanzierung stattfindet. Rot bedeutet, dass die entsprechende Unterkategorie für den Ruhrverband nicht relevant ist

Tabelle 2: Scopes und zugehörige Unterkategorien entsprechend des GHG Protocols (Beschreibung gemäß CO2-Partner)

Scope 1			Beschreibung
1.1	Direkte Emissionen aus Verbrennungsprozessen stationärer Anlagen		Einsatz Heizöl in Heizungen, Erdgas in KWK-Anlagen
1.2	Direkte Emissionen aus Verbrennungsprozessen mobiler Anlagen		Diesel- und Benzinverbrauch RV-eigener Fahrzeuge
1.3	Direkte Emissionen flüchtiger Gase		CH4- und N2O Emissionen Belebungsanlage, Schlammbehandlung, Gasverwertung,...
1.4	Direkte Emissionen aus Prozessen		Direkte Emissionen aus Anlagen, die durch EU-Emissionshandels-System erfasst werden
Scope 2			
2.1	Indirekte Emissionen aus gekauftem Strom		Emissionen bei der Erzeugung der eingekauften Strommenge beim Anbieter
2.2	Indirekte Emissionen aus Fernwärme/-kälte		Emissionen bei der Erzeugung der eingekauften Fernwärme/-kälte beim Anbieter
2.3	Indirekte Emissionen aus gekauftem Dampf		Emissionen bei Erzeugung des eingekauften Dampfes beim Anbieter
Scope 3 – vorgelagerte Wertschöpfungskette			
3.1	Gekaufte Waren und Dienstleistungen		Emissionen (Gewinnung Rohmaterialien, Verarbeitung, Herstellung, Transport zum eigenen Unternehmen) von bezogenen Waren, Hilfsstoffen, Verbrauchsgütern RV: Fällmittel, C-Quelle, Polyelektrolyte, Papier etc.
3.2	Produktionsmittel/Anlagegüter		Emissionen, die bei der Herstellung von Anlagegütern entstehen RV: Maschinen, Fuhrpark, Neubau von Anlagen Berechnung möglichst auf Basis eines Product Carbon Footprint (PCF des Herstellers)
3.3	Kraftstoff- und energiebezogene Emissionen		Emissionen aus vorgelagerten Prozessen (Verteilung und Verluste Strom-, Wärme-, und Primärenergiebereitstellung z.B. - Extraktion und Transport von im Unternehmen eingesetztem Erdgas - Verluste in Übertragungs- und Verteilnetzen
3.4	Vorgelagerter Transport und Vertrieb		Emissionen durch Transporte eingekaufter Waren von Zulieferern, Transporte, die von Externen durchgeführt werden, aber vom berichtenden Unternehmen bezahlt werden RV: extern beauftragte Schlammtransporte zwischen RV-Kläranlagen

3.5	Abfallaufkommen im Betrieb		Emissionen aus Behandlung und Entsorgung von Abfällen, die im Unternehmen direkt anfallen, sowie die damit verbundene Abfallbehandlung • Produktionsabfälle • Betriebsabfälle • Deponierung, Recycling, Verbrennung RV: Klärschlamm Entsorgung WFAE, Rechen- und Sandfanggutentsorgung, sonstige Abfälle
3.6	Geschäftsreisen		Geschäftsreisen der Mitarbeiter in Transportmitteln, die nicht dem Unternehmen gehören • Taxifahrten • Flüge • Fahrten im ÖPNV
3.7	Berufsverkehr der Mitarbeiter		Pendeln der Mitarbeiter zur Arbeitsstätte in Privat-PKW, ÖPNV etc.
3.8	Leasinggegenstände der vorgelagerten Wertschöpfungskette		Betrieb von geleasteten Gebäuden, Maschinen oder Fahrzeugen, Energieverbrauch (direkt und indirekt) dieser Leasinggegenstände RV: Kopierer, ...
Scope 3 – nachgelagerte Wertschöpfungskette			
3.9	Nachgelagerter Transport und Vertrieb		Transport von verkauften Produkten durch beauftragte externe Logistikunternehmen
3.10	Weiterverarbeitung verkaufter Zwischenprodukte		Emissionen bei anderen Unternehmen, durch Weiterverarbeitung der vom Unternehmen verkauften Zwischenprodukte
3.11	Gebrauch verkaufter Produkte		Emissionen, die bei der Nutzungsphase der verkauften Güter entstehen • Energiebereitstellung für z.B. Elektrogeräte • Emissionen bei dem Betrieb von z.B. Fahrzeugen
3.12	Entsorgung verkaufter Produkte		Emissionen, die bei der Entsorgung von verkauften Produkten entstehen (Deponierung, Recycling, Verbrennung)
3.13	Leasinggegenstände der nachgelagerten Wertschöpfungskette		Emissionen, die durch Gegenstände entstehen, die dem eigenen Unternehmen gehören, aber von anderen Unternehmen geleast werden (Fahrzeuge, Gebäude, Anlagen)
3.14	Franchise-Betriebe		Emissionen durch den Betrieb von Franchise-Unternehmen
3.15	Investitionen		Emissionen aus Geschäftstätigkeiten von Investitionen, Emissionen aus Energieverbräuchen von Investitionen • Beteiligung an anderen Firmen • Vom berichtenden Unternehmen vergebene Unternehmenskredite

4.3 Direkte Emissionen (Scope 1 bzw. Kategorie 1)

4.3.1 Festlegung der Treibhausgaspotenziale

Im Folgenden werden die Grundlagen, Berechnungsmodelle und Ergebnisse der durchgeführten Bewertung von potenziellen THG-Emissionsquellen im Güte- und Mengenbereich beschrieben. Für alle Bewertungen wurden die Treibhausgaspotentiale nach IPCC (2019) verwendet:

$$\text{CO}_2\text{-eq}_{\text{CH}_4} = 25 \quad [\text{kg CO}_2 / \text{kg CH}_4]$$

$$\text{CO}_2\text{-eq}_{\text{N}_2\text{O}} = 298 \quad [\text{kg CO}_2 / \text{kg N}_2\text{O}]$$

4.3.2 Direkte Emissionen aus Verbrennungsprozessen stationärer Anlagen (Kategorie 1a)

Betriebsgebäude, Verwaltungsstandorte und andere Standorte des Ruhrverbands werden über stationäre Heizungsanlagen erwärmt, die mit unterschiedlichen Energieträgern betrieben werden. Geringfügige Mengen an Erdgas werden zusätzlich z.B. zum Anfahren der BHKW verwendet. Erfasst werden die bezogenen Mengen an Erdgas, Flüssiggas und Heizöl über den Einkauf. Eine Unschärfe entsteht beim Heizöl und Flüssiggas, da die bezogenen Mengen nicht zwangsläufig im Betrachtungsjahr verbraucht werden. Für die Umrechnung der Mengen in Energiemengen werden Heizwerte des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie angesetzt.

Die spezifischen CO_2 -Äquivalente werden der Datenbank Globales Emissions-Modell integrierter Systeme (GEMIS) entnommen, die genauen Quellen sind in der Tabelle der Emissionsfaktoren und Heizwerte im Anhang aufgeführt.

4.3.3 Direkte Emissionen aus Verbrennungsprozessen mobiler Anlagen (Kategorie 1b)

Die verbrauchten Mengen an Diesel und Ottokraftstoff für die Arbeitsgeräte sowie den Fuhrpark werden über den Einkauf ermittelt. Dienstlich genutzte private PKW werden über die gefahrenen Kilometer erfasst und mit Hilfe der jährlich herausgegeben Prozentualen Verteilung des Kraftfahrt-Bundesamt auf Ottokraftstoff, Diesel und CNG-Fahrzeuge verteilt. Die Verbrauchsmenge wird anschließend über eine Annahme des spezifischen Verbrauchs berechnet. In Tabelle 3 ist die Verteilung beispielhaft für das Jahr 2020 aufgeführt.

Tabelle 3: Verteilung der eingesetzten Kraftstoffe bezogen auf den RV im Jahr 2020

2020	Diesel	Ottokraftstoff	CNG
Anteil der Kfz in DE [%]	31,7	65,9	0,2
Gefahrene km der PKW mit allg. Benutzungserlaubnis [km]	242.321	503.752	1.529
Verbrauch (Annahme) [l/100km]	6	9	4,5

Die spezifischen CO₂-Äquivalente werden der Datenbank GEMIS entnommen, die genauen Quellen sind in der Tabelle der Emissionsfaktoren und Heizwerte im Anhang aufgeführt.

4.3.4 Direkte Emissionen flüchtiger Gase (Kategorie 1d)

4.3.4.1 Talsperren, Stauseen

Grundlagen

Obwohl die kraftwirtschaftliche Nutzung von Talsperren und Stauseen oft als "grün" oder CO₂-neutral angesehen wird, wächst die Anzahl der Studien, die künstlich aufgestaute Wasserkörper als THG-Quellen dokumentieren. Die Größenordnung der THG-Emissionen im Vergleich zu fossilen, aber auch weiteren regenerativen Energiequellen, ist jedoch gering. Eine Studie über fast 500 Wasserkraftwerke weltweit ergab, dass der Medianwert für Wasserkraft bei 24 gCO₂-eq/kWh (bezogen auf die Lebensdauer der Anlagen) liegt. Verglichen mit anderen Energiequellen weisen nur Kernkraft und Windenergie eine geringere durchschnittliche Emissionsintensität von jeweils etwa 12 g CO₂-eq/kWh auf (Schlömer et al., 2021). Vor dem Hintergrund ist die Wasserkraft weiterhin den nachhaltigen Energien zuzuordnen.

Aufgrund der unterschiedlichen Nutzungszwecke, bspw. der reinen Trinkwasserversorgung, sind Emissionen der RV-Talsperren jedoch auch grundsätzlich unabhängig der Frage einer nachhaltigen Energiewirtschaft zu bewerten. Seen, die durch Stauanlagen geschaffen werden, unterscheiden sich von den ursprünglichen Flusssystemen in einer Reihe von Aspekten, die Treibhausgasemissionen erhöhen können. Insbesondere während der initialen Aufstauphase nach Inbetriebnahme eines Bauwerks kann der Einstau von Tälern und dem damit verbundenen Überstau großer Biomassebestände in der Freisetzung von Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) aus mikrobiologischen Zersetzungsprozessen resultieren, die die THG-Emissionen der ursprünglichen Fläche deutlich übersteigen können.

Gleiches gilt für organische Frachten und Sedimente natürlichen Ursprungs, die über Talsperrenzuflüsse eingetragen werden. Ein großer Teil der eingetragenen Fracht wird in der Regel mit dem Eintritt in die Vorsperren über eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit und damit verbundene Sedimentationsprozesse im System zurückgehalten. Mit der Veränderung von einem fließenden in ein annähernd stehendes

Gewässer geht auch eine Verringerung des Sauerstoffeintrags einher, sodass eingetragenes organisches Material im Vergleich zu Fließgewässern in Talsperren tendenziell eher anaerob abgebaut wird. Als weiteres Produkt der anaeroben Stoffwechselkette wird im Gegensatz zum weitestgehend aeroben Abbau im Fließgewässer neben CO_2 auch CH_4 gebildet und die Bilanz des natürlichen Kohlenstoffkreislaufs in Richtung CH_4 verschoben, was im Rahmen einer Treibhausgasbilanz zu betrachten ist.

Die gebildeten Gase können über einfache Diffusion über die gesamte Oberfläche der Talsperre und im Bereich des Auslaufs an die Atmosphäre abgegeben werden. Der treibende Faktor des Austauschs ist der Konzentrationsgradient zwischen Wasser und Luft. Die Diffusion nimmt darüber hinaus bei der Bewegung von Wasser oder Luft zu, weil der konvektive Massentransport zur Austauschebene erhöht wird (Weißbach et al., 2018).

Talsperren unterliegen oft auch größeren Wasserstandsschwankungen als natürliche Seen. Ein Abfall des hydrostatischen Drucks während der Absenkung des Wasserstands fördert die CH_4 -Blasenbildung (Ebullition) und auch dessen Freisetzung in den temporären Ufer- und Niedrigwasserbereichen (Maeck et al., 2014). Der Mechanismus ist in der Abhängigkeit der geringeren Löslichkeit von Gasen bei niedrigen Umgebungsdrücken begründet. Neben der Ausgasung wird auch der Anteil des CH_4 aufgrund der kürzeren Aufenthaltszeit verringert, der bei vollem Einstau von methanoxidierenden Mikroorganismen zu CO_2 oxidiert werden kann (Kiene et al., 1991).

Die Stauspiegelschwankungen begünstigen darüber hinaus eine Ausgasung von CO_2 aus den freigelegten Sedimenten. Nach aktuellen Erkenntnissen handelt es sich dabei weitestgehend um die Freisetzung von CO_2 . CH_4 -Emissionen sind in dem Zusammenhang von nur geringer Bedeutung (Keller et al., 2021). Für die Bewertung der Lachgasemissionen aus Uferbereichen liegen nach aktuellem Kenntnisstand noch keine Informationen vor.

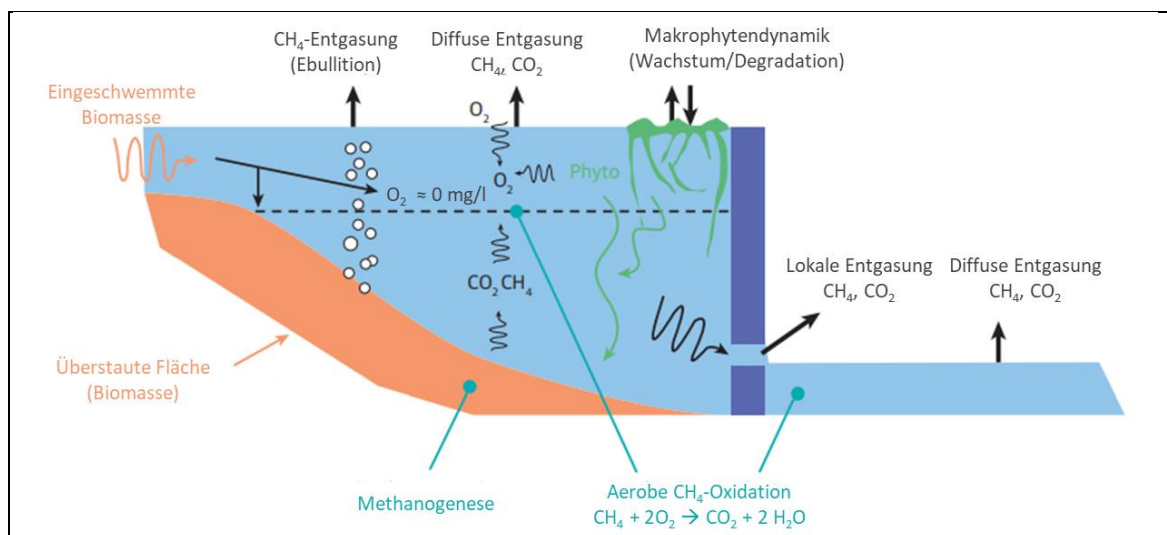


Bild 3: Prozesse der Treibhausgasemission an Talsperren (UNESCO/IHA, 2010).

Die Intensität der oben beschriebenen Mechanismen wird durch standortspezifische Eigenschaften der Reservoirs (z. B. Temperatur, Tiefe, thermische Schichtung und

trophischer Status) und deren Einzugsgebieten (Landnutzung, Primärproduktion, und menschliche Aktivitäten) sowie der geographischen Lage beeinflusst. Talsperren in den gemäßigten Breiten emittieren aufgrund der kürzeren Vegetationsperioden und der geringeren Stoffwechselaktivität im Gewässer in der Regel signifikant weniger Treibhausgase als Talsperren in den Tropen (Yang et al. 2014), sodass hier eine differenzierte Betrachtung vorgenommen werden muss.

Im Gegensatz zu hoch eingestauten Talsperren sind CO₂-Emissionen aus Stauseen und Laufwasserkraftanlagen weitestgehend vernachlässigbar. Ebullition ist bspw. aufgrund der konstanten Wasserspiegellagen zu vernachlässigen. Aufgrund der höheren Fließgeschwindigkeit und deutlich geringeren Tiefe als bei Talsperren besteht außerdem eine fließgewässerähnliche Sauerstoffversorgung ohne die für größere Seen charakteristische Schichtung, sodass die wesentlichen Mechanismen der THG-Bildung und -freisetzung unterbunden werden.

Berechnungsmodelle

Wie oben beschrieben, sind direkte Emissionen aus dem Betrieb von Laufwasserkraftanlagen und Stauseen vernachlässigbar. Aufgrund des biogenen Charakters von freigesetzten CO₂ sind reine CO₂-Emissionen als nicht THG-relevant zu bewerten. Die weitere Auswertung wurde daher nur für CH₄- und N₂O-Emissionen aus den RV-Talsperren durchgeführt.

Die Gasdynamik innerhalb einer Talsperre und an der Grenze zur Atmosphäre unterliegt verschiedenen Faktoren u. a. saisonalen Schwankungen. Für eine zuverlässige Bewertung ist daher eine repräsentative Jahresbilanz erforderlich, die anhand von Messdaten oder aus Modellierungsergebnissen erstellt werden sollte. Punktueller Emissionsbetrachtungen unterschätzen häufig die Wiederaufnahmekapazität von Treibhausgasen insbesondere in den Wintermonaten in den gemäßigten Breiten, sodass nur eine Abschätzung der jährlichen Nettoemissionen für eine Bewertung im Rahmen der angestrebten Treibhausgasbilanz zielführend ist.

Die für die Abschätzung der jährlichen Nettoemissionen erforderlichen Messdaten sind für die Anlagen des RV bisher nicht verfügbar. Der mit einer Erhebung verbundene Aufwand durch den RV alleine wird vor dem Hintergrund der technischen Möglichkeiten und gesetzlichen Aufgaben des RV außerdem als unverhältnismäßig hoch angesehen.

Ein weiterer Punkt bezüglich der Nettoemissionen stellt das Verhältnis der THG-Emissionen der überstauten Fläche und der Landnutzung vor der Konstruktion dar. Um auf den tatsächlichen flächenspezifischen Nettoemissionswert der Talsperren rückzuschließen, ist im Rahmen von Modellierungen der Emissionswert der ursprünglichen Fläche zu verrechnen, was retrospektiv aufgrund des Alters der Talsperren mit weiteren Unsicherheiten verbunden wäre.

Für die vorliegende Bewertung wurde daher eine vereinfachte Abschätzung der THG-Emissionen auf Basis von Literaturwerten vorgenommen. Dabei wurde in mehreren Schritten vorgegangen, um zunächst die CH₄-Emissionen berechnen zu können (s. Bild 4).

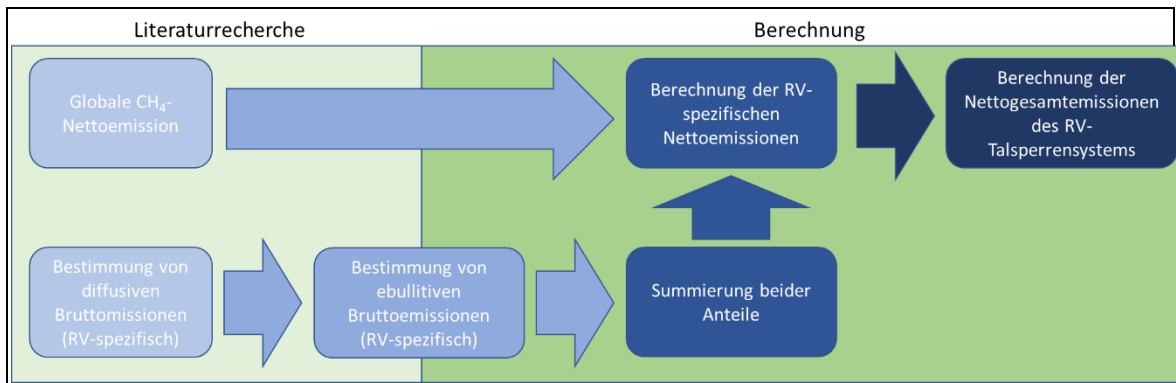


Bild 4: Modell zur Bestimmung der RV-spezifischen Methanemissionen aus dem Talsperrensystem

Etwa seit dem Jahr 2011 bedienen sich Arbeiten einer untereinander vergleichbaren Methodik nach Lehner et al. (2011) um den Effekt von Talsperren auf den Klimawandel global abzuschätzen. Dabei werden aus bereits durchgeführten, aber global verteilten, Messkampagnen Jahresnettoemissionswerte über statistische Modellansätze gebildet. Der Bestimmung der THG-Emissionen der RV-Talsperren wurden die Nettoemissionsraten von Prairie (2017) zu Grunde gelegt und in weiteren Schritten auf einen für das RV-Talsperrensystem repräsentativen Wert angepasst.

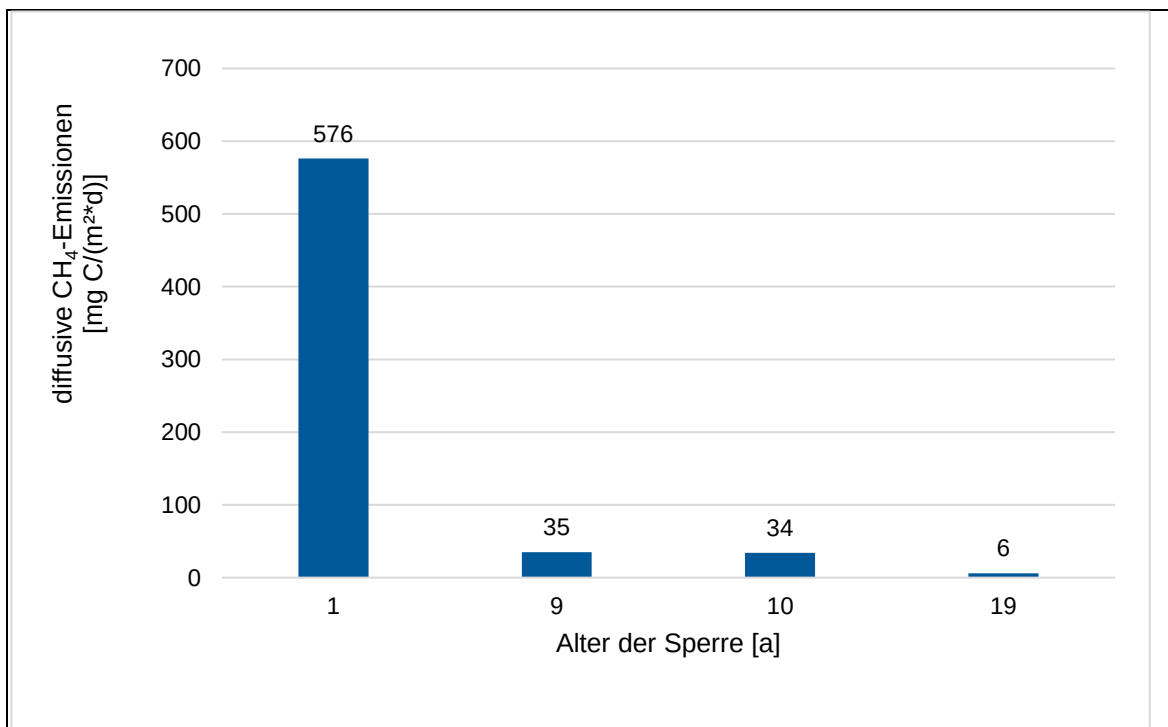


Bild 5: Verlauf der CH₄-Emissionensraten (gemessen in mg Kohlenstoff (C)) nach der initialen Aufstauphase (1994) der Petit Saut-Talsperre (Galy-Lacaux et al., 1997; Abril et al., 2005; Guérin et al., 2010; Cailleaud, 2015).

Für die Anpassung wurden bei der Auswahl weiterer Studien zwei wesentliche Kriterien festgelegt. Das erste bezieht sich auf die Korrelation von Emissionen und Alter der Talsperren. Mehrere Studien (Guérin et al., 2010; Cailleaud, 2015) zeigen in dem

Zusammenhang, dass THG-Emissionen aus der initialen Aufstauphase zunächst exponentiell nachlassen und nach rd. 20 Jahren von untergeordneter Bedeutung sind.

Die jüngste Talsperre des RV ist die Biggetalsperre, die 1965 erstmals aufgestaut wurde. Aufgrund des Alters der RV-Talsperren ist daher bezüglich der Emissionen aus initial überstauten Flächenbeständen von einer vernachlässigbaren Größe auszugehen, sodass nur Studienergebnisse für Talsperren mit einem Alter > 20 a ausgewertet wurden.

Als weiteres Kriterium wurde eine vergleichbare Klimazone gewählt. Aufgrund der kontinuierlichen Vegetationsperiode in den Tropen findet eine unterjährig beständige Primärproduktion und deren Eintrag in tropische Talsperrensysteme statt, der flächenspezifisch auch deutlich über den Einträgen der mittleren Breiten liegt. Aus den erhöhten Einträgen und der zusätzlich erhöhten Stoffwechselaktivität im Gewässer resultieren in der Regel signifikant höhere Emissionen (Yang et al., 2014), sodass für die Ableitung des Emissionswerts Studien zu den Talsperren ausgewählt wurden, die in mit dem RV vergleichbaren Einzugsgebieten liegen.

Aus den Studienergebnissen wurden zunächst Mittelwerte über diffusive CH₄-Emissionen aus Talsperren mit einem Alter > 20 a in den mittleren Breiten ($b_{\text{dif,RV}}$) sowie für das globale Mittel ($b_{\text{dif,Mittel}}$) gebildet:

$$b_{\text{dif,Mittel}} = \sum b_{\text{dif}} / n \quad [\text{mg CH}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{d})]$$

$$b_{\text{dif,RV}} = \sum b_{\text{dif}, > 20 \text{a}} / n_{> 20 \text{a}} \quad [\text{mg CH}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{d})]$$

Da in der verfügbaren Literatur derzeit größtenteils diffusive Emissionen berichtet werden, wurden die gesamten oberflächenspezifischen Emissionen (inkl. Ebullition) des RV ($b_{\text{ges,RV}}$) und des globalen Mittels ($b_{\text{ges,Mittel}}$) über ein lineares Korrelationsmodell in Anlehnung an Yan et al. (2021) bestimmt:

$$b_{\text{ges,Mittel}} = 2,63 * b_{\text{dif,Mittel}} + 31,6 \quad [\text{mg CH}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{d})]$$

$$b_{\text{ges,RV}} = 2,63 * b_{\text{dif,RV}} + 31,6 \quad [\text{mg CH}_4/(\text{m}^2 \cdot \text{d})]$$

Bei den Ergebnissen handelt es sich um Gesamtemissionen und keine Nettoemissionen, sodass zur Bestimmung der Nettoemissionen der o.g. Wert von Prairie (2017) über die RV-spezifischen Werte angepasst wurde. Dazu wurde das Verhältnis der RV-spezifischen Gesamtemissionen zum Mittelwert aller Literaturwerte der Gesamtemissionen gebildet und als Umrechnungsfaktor (f_{RV1}) zur Bestimmung der Nettoemissionen ($b_{\text{Net,RV}}$) basierend auf der Vorgabe nach Prairie (2017) ($E_{\text{Net,Prairie (2017)}}$) genutzt:

$$f_{\text{RV}} = b_{\text{ges,RV}} / b_{\text{ges,Mittel}} \quad [-]$$

$$b_{\text{Net,RV}} = f_{\text{RV1}} * b_{\text{Net,Prairie (2017)}} \quad [\text{t CO}_2\text{-eq/a}]$$

Mithilfe des Ergebnisses der oberflächenspezifischen Nettoemissionen wurde abschließend über die mittlere Staufläche der RV-Talsperren (A_{TS}) die Gesamtmenge der CH₄-Emissionen bestimmt.

Die Datenverfügbarkeit zur Lachgasemissionen ist sehr gering. Gemäß Abschätzungen nach Deemer et al. (2016) haben Lachgasemissionen einen Anteil von rd. 4 % an den Gesamtemissionen. Die Angabe wurde im Rahmen der Hochrechnung auf die Staufläche verrechnet:

$$B_{\text{CO}_2\text{-eq,RV-TS}} = b_{\text{Net,RV}} * A_{\text{TS}} / (1 - 0,04) \quad [\text{t CO}_2\text{-eq/a}]$$

Primärdatenerfassung

Weil keine Primärdaten für die Berechnung der THG-Emissionen vorliegen, werden nachfolgend die Ergebnisse der Literaturstudie erläutert.

Basiswert der Nettoemissionen

Die Datengrundlage der globalen Hochrechnung von Prairie (2017) bietet die Global Reservoir and Dam (GRanD) Database, die vom Global Water System Project entwickelt wurde (Lehner et al., 2011). Die GRanD ist eine geographische Datenbank, in der u. a. auch das RV-Talsperrensystem erfasst ist. Neben der Dimension und Lage sind dort weitere Parameter, insbesondere zur kraftwirtschaftlichen Nutzung von 6.862 Talsperren verfügbar. Aus den Ergebnissen von Prairie (2017) ergeben sich die globalen Nettoemissionen zu $E_{\text{Net,Prairie (2017)}} = 121.000.000 \text{ t CO}_2\text{-eq/a}$ für CH_4 -Emissionen. In der Studie wird die global überstaute Fläche auf 350.000 km^2 bilanziert, sodass sich der folgende oberflächenspezifische Nettoemissionswert ergibt:

$$b_{\text{Net,Prairie (2017)}} = 121.000.000 \text{ t CO}_2\text{-eq/a} / 350.000 \text{ km}^2 = 345 \text{ t CO}_2\text{-eq/(a*km}^2\text{)}$$

RV-spezifische Nettoemissionen

Wie im Modell beschrieben, sinken Emissionsraten mit der Entfernung des Äquators. Dieser Sachverhalt spiegelt sich in der von Yang et al. (2014) durchgeführten Literaturstudie wider (vgl. Bild 6).

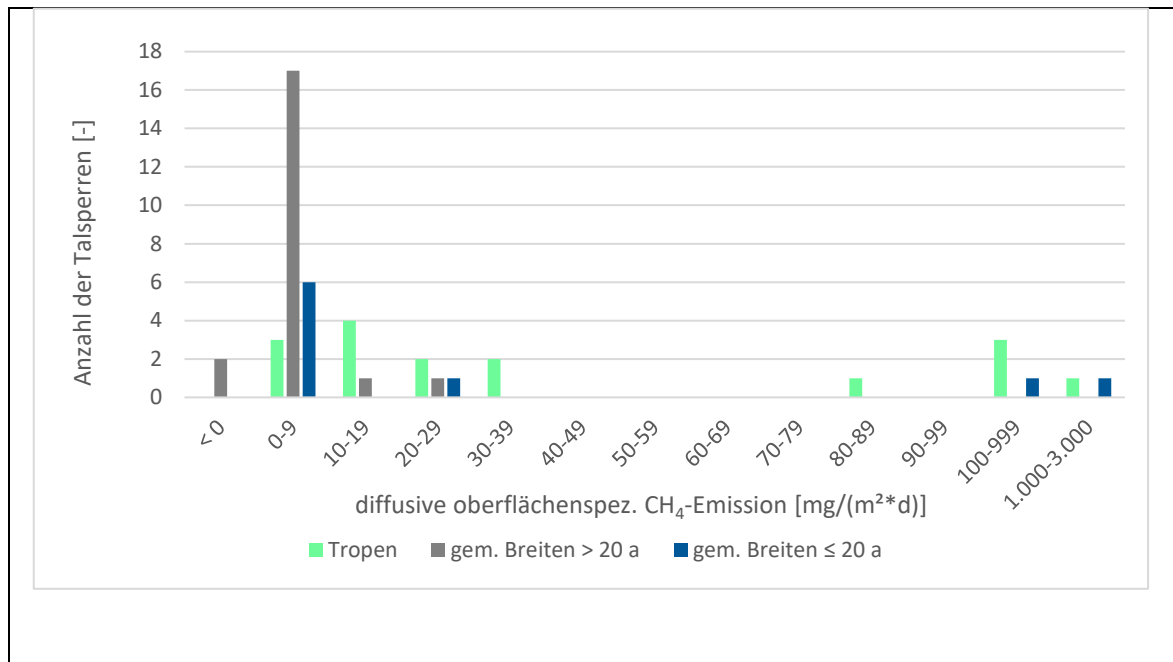


Bild 6: Anzahl von Messkampagnen, die an Talsperren in den Tropen und gemäßigten Breiten CH₄-Emissionen erfasst haben zugeordnet in Emissionscluster (modifiziert nach Yang et al. (2014)).

Der Mittelwert der ausgewerteten Studien liegt für Talsperren der mittleren Breiten bei 89,1 mg CH₄/(m²*d). In den Tropen betragen die Emissionen 144 mg CH₄/(m²*d). Das Mittel aller ausgewerteten Studien liegt bei 108 mg CH₄/(m²*d). Der RV-spezifische Emissionswert für Talsperren in den mittleren Breiten und einem Alter > 20 a beträgt dagegen nur 4,31 mg CH₄/(m²*d).

Basierend auf dem Model nach Yan et al. (2021) betragen die Gesamtemissionen inklusive der Ebullition RV-spezifisch 42,9 mg CH₄/(m²*d) und im Mittel 321 mg CH₄/(m²*d). Aus dem Verhältnis ergibt sich der RV-spezifische Faktor $f_{RV} = 13,4 \%$. Der oberflächenspezifische Wert der Gesamtemissionen durch die Verrechnung des Faktors mit dem Basiswert der Nettoemissionen resultiert in einer oberflächenspezifischen Nettoemissionsrate von 46,2 t CO₂-eq/(km²*a), die für die Bilanzierung angesetzt wurde.

Ergebnisse

Durch Hochrechnung der oberflächenspezifischen CH₄-Nettoemissionen ergeben sich die in Tabelle 1 dargestellten Mengen je Talsperre.

Tabelle 4: Auflistung der RV-Talsperren mit Zweck, maximalem Stauinhaltsvolumen und Oberfläche.

Bauwerk	Initialer Einstau	Funktion	Volumen [mio m ³]	Oberfläche [km ²]	Emissionen [t CO ₂ -eq/a]
Fürwiggetalsperre	1905	Trinkwasser	1,7	0,18	8,65
Ennepetalsperre	1904	Trinkwasser	12,0	1,00	48,1
Listertalsperre	1912	Mehrzweck	21,6	1,62	77,9
Versetalsperre	1951	Trinkwasser	32,8	1,70	81,7
Hennetalsperre	1905	Mehrzweck	38,4	2,10	101
Sorpetalsperre	1934	Mehrzweck	70,4	3,40	163
Biggetalsperre	1965	Mehrzweck	171,7	8,76	421
Möhnetalsperre	1912	Mehrzweck	134,5	10,00	481
Summe			483,0	28,76	1.383

Aufgrund der oberflächenbezogenen Skalierung emittiert die kleinste Talsperre des RV, die Fürwiggetalsperre, die geringsten Emissionen i.H.v. 8,65 t CO₂-eq/a. Die größten Emissionen verursacht die Möhnetalsperre mit rd. 481 t CO₂-eq/a. In Summe betragen die THG-Emissionen $B_{\text{CO}_2\text{-eq, RV-TS}} = 1.380 \text{ t CO}_2\text{-eq/a}$.

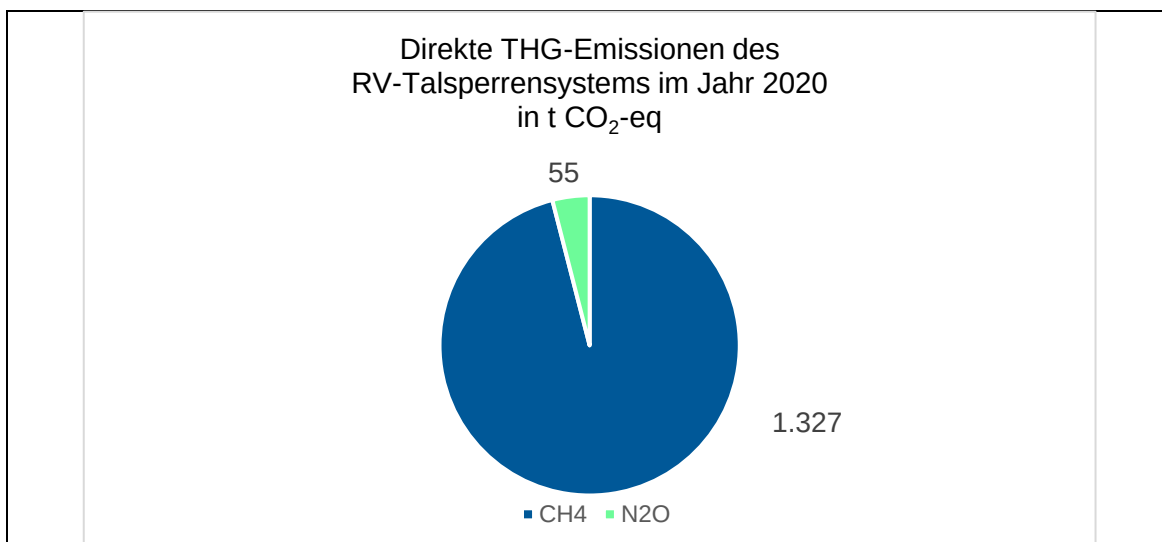


Bild 7: Direkte THG-Emissionen des RV-Talsperrensystems im Jahr 2020 in t CO₂-eq.

Emissionsminderungspotentiale

Durch eine auf Niedrigwasser optimierte Steuerung in Abhängigkeit der Ruhrwasserführung lassen sich Stauspiegelschwankungen verringern. Vor dem Hintergrund der angestrebten

Anpassung und dem Erreichen einer verbesserten Klimaresilienz des Talsperrensystems ist dies bereits erklärtes Ziel des Ruhrverbands. Durch die resultierende Verringerung der Absenkung im Jahresverlauf wird Ebullition im Vergleich zur herkömmlichen Steuerung verringert. Mit dem Niedrigwassermanagement kann daher bereits betrieblich eine Verringerung der THG-Emissionen erreicht werden. Eine weitere Maßnahme, die bereits bedarfsweise in den Sommermonaten zur Stabilisierung der aquatischen Ökologie durchgeführt wird, ist die technische Belüftung der Speicher zur Verbesserung der Sauerstoffversorgung im Hypolimnion während Hochtemperaturphasen. Durch den Sauerstoffeintrag werden anaerobe Stoffwechselprozesse und eine damit verbundenen CH_4 -Bildung verringert. Die Effekte beider Maßnahmen können mit den zur Verfügung stehenden Daten jedoch nicht quantifiziert werden, sodass auch in dem Zusammenhang weitere Untersuchungen empfohlen werden.

Darüber hinaus sind eine regelmäßige Bewertung und ggf. Räumung der Vorsperren als Maßnahmen zur Verringerung der THG-Emissionen in Betracht zu ziehen. Da stoffliche Umsatzraten auch von der verfügbaren Biomasse und der Gewässergüte, insbesondere der Phosphorkonzentration, abhängen, ist eine Entfernung der Sedimente aus den Vorsperren eine Möglichkeit zur Verringerung der Emissionen. Hier sollte im Vorfeld untersucht werden, welche Auswirkungen die Räumung auf die Freisetzung von in der Sedimentmatrix gebundenen Treibhausgasen hat.

Eine für den RV und seine Talsperren exakte Auswertung sollte durch weitere Maßnahmen, bspw. Beteiligung an F+E-Vorhaben, erfolgen. Als Herangehensweise werden zunächst Monitoringprogramme empfohlen, die eine Einschätzung der jährlichen Emissionsraten der RV-Talsperren zulassen und ggf. Optimierungspotentiale aufzeigen. Eine Alternative stellt die Anwendung des *G-res* Modells der International Hydropower Association (Prairie et al., 2017) dar. Das Modell wurde aus den Arbeiten von Prairie (2017) entwickelt und kann über Geo- und Klimadaten bedient werden, sodass der Aufwand für Messkampagnen entfällt.

Die internationale Energieagentur (IEA) hat mit dem Hydropower Implementing Agreement außerdem Leitlinien für die quantitative Analyse der Netto-THG-Emissionen von Stauanlagen vorgelegt. Drei Dokumente bieten einen möglichen Rahmen für die Planung und Durchführung einer standortspezifischen Primärdatenerhebung, um THG-Emissionen von Stauanlagen abzuschätzen und diese ggf. zu verringern:

- Band 1 - Measurement Programs and Data Analysis (IEA, 2012)
- Band 2 - Modellierung (IEA, 2015)
- Band 3 - Management, Mitigation and Allocation (IEA, 2017)

Fazit

Die Primärdatenerfassung und exakte Bilanzierung der direkten THG-Emissionen von Talsperren sind derzeit noch weitestgehend Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen. Eine Erfassung von Primärdaten ist mit dem Stand der Technik und aus wirtschaftlichen Gründen praktisch nur schwer durch den RV allein zu leisten. Mit dem

gewählten auf Literaturwerten basierenden Modellansatz betragen die THG-Emissionen des RV-Talsperrensystems 1.380 t CO₂-eq/a.

Die Ergebnisse sind als erste konservative Einschätzung und Einordnung der Emissionen der RV-Talsperren in die Klimabilanz zu betrachten. Im Verhältnis zu den übrigen Positionen der Klimabilanz sind die direkten Emissionen des Talsperrenbetriebs jedoch als gering zu bewerten. Aufgrund der Größenordnung der Emissionen erscheint eine Bewertung im Rahmen der Klimabilanz jedoch grundsätzlich erforderlich.

4.3.4.2 Abwasserreinigungsanlagen

Grundlagen

In der Abwasserreinigung entstehen in den Entwässerungssystemen und auf Kläranlagen insbesondere durch biologische Prozesse CO₂, CH₄ und N₂O. Da kommunale Abwasserströme weitestgehend durch biogene Stoffe belastet sind, ist das entstehende CO₂ als klimaneutral zu bewerten. Die Freisetzungen von CH₄ und N₂O sind hingegen aufgrund der höheren Treibhausgaswirkung in der Treibhausgasbilanz zu berücksichtigen.

Das Verfahrensschema der kommunalen Abwasserbehandlung beim RV ist anlagenübergreifend in den Grundsätzen vergleichbar. Die Prozesskette kann in die mechanisch-physikalische Vorreinigung, die biologische Stufe sowie die Schlammbehandlung gegliedert werden. Bei Emissionen aus der Vorreinigung der Abwasserbehandlung können sowohl aus der Kanalisation eingetragene THG als auch in der Vorklärung gebildetes Methan eine Rolle spielen. N₂O-Emissionen sind in dem Zusammenhang vernachlässigbar (DWA-M 230-1).

Nach der Vorklärung werden die Abwässer über das Belebtschlammverfahren in der biologischen Stufe weiterbehandelt. Enthaltene gelöste und partikuläre Verunreinigung werden dabei über Mikroorganismen weitestgehend in CO₂, molekularen Stickstoff (N₂) und Biomasse umgesetzt.

Aufgrund der unterschiedlichen Prozessbedingungen während der Kohlenstoff- und Stickstoffelimination finden sich auf den meisten Kläranlagen wechselnde Prozessbedingungen - sog. aerobe und anoxische Bedingungen. Erstere sind durch aktiven Sauerstoffeintrag über technische Belüftungssysteme gekennzeichnet. Unter aeroben Bedingungen werden die Abwasserinhaltsstoffe über mikrobiologische Prozesse unter Verwendung von Sauerstoff gezielt oxidiert. N₂O ist dabei ein Intermediat der Oxidation von Ammonium zu Nitrit, wird zwingend gebildet und durch die aktive Belüftung in aeroben Bereichen in Teilen ausgestrippt. Seine Bildung kann durch die Steuerung der Belüftung beeinflusst, aber nicht unterbunden werden.

In anoxischen Zonen können sowohl CH₄ als auch N₂O gebildet werden. Eine schlechte Durchmischung fördert die Entstehung von anaeroben Milieus, sodass im Verhältnis zu strikt anoxischen Verhältnissen CH₄ entstehen kann. Vor allem Schlammablagerungen ermöglichen aufgrund der dort vorhandenen hohen Schlammalter die Bildung von CH₄. N₂O ist wie im aeroben Milieu ein Zwischenprodukt des mikrobiologischen Stoffwechsels. Es

wird bei geringer Kohlenstoffverfügbarkeit in anoxischen Zonen vermehrt gebildet, insbesondere wenn externe Kohlenstoffquellen limitiert sind (Weißbach et al., 2017). Weitere Faktoren, die zu einer vermehrten Bildung von N_2O führen können, sind diffuse Sauerstoffeinträge oder auch Verschleppung von Sauerstoff aus aeroben Verfahrensschritten, wodurch eine vollständige Reduktion von Nitrat zu N_2 gehemmt werden kann (DWA-M 230-1).

Im Gegensatz zu CH_4 weist N_2O in Wasser eine hohe Löslichkeit auf, sodass bei N_2O zwischen Bildung und Freisetzung zu unterscheiden ist. Bei der Freisetzung von N_2O führt häufig erst die Verschleppung von N_2O in belüftete Zonen zu einer direkten Emission (Weißbach et al., 2016). Aufgrund schwankender Prozessbedingungen durch Tagesgänge, Wetterlagen, Temperatur, etc. schwanken die Emissionen außerdem zeitlich und auch lokal stark.

Eine weitere potenzielle Quelle stellt der Prozess der biologischen Phosphorelimination dar, die auch als Grundlage für eine gezielte N_2O -Produktion genutzt werden kann (Weißbach et al., 2017). Während die biologische Kohlenstoff- und Stickstoffelimination beim RV flächendeckend eingesetzt werden, ist eine biologische Phosphorelimination wegen der Verdünnung durch Fremdwasser an vielen Standorten schwer zu etablieren. Stattdessen wird Phosphor über chemische Fällung entfernt, welche keinen Einfluss auf die direkte Treibhausgasbildung hat. Der Prozess wird daher im Rahmen der Treibhausgasbilanz nicht weiter betrachtet.

Im Gegensatz zu der ungewollten Produktion von N_2O und CH_4 im Bereich der biologischen Stufe stellen sich die CH_4 -Emissionen der Gasverwertung als unkontrollierte Verluste der gezielten Biogasproduktion dar. Die Schlammbehandlung dient im Wesentlichen der Hygienisierung von Klärschlämmen. Bei der anaeroben Schlammstabilisierung werden die organischen Bestandteile der anfallenden Klärschlämme biologisch zu Biogas umgesetzt. Das Gas besteht zu rd. 60 % aus CH_4 und wird im Anschluss über Wärme-Kraft-Kopplung in der Regel lokal durch Blockheizkraftwerke (BHKW) energetisch verwertet. Der Prozess ist auf derzeit 33 Anlagen des RV etabliert. Vor allem offene Nacheindicker und Lagerbehälter für Faulschlämme sind als potentielle Quellen direkter CH_4 -Emissionen zu betrachten (DWA-M 230-1). Aufgrund der geringen Löslichkeit von CH_4 entweicht das Gas aus den übersättigten Abläufen aus dem Gärprozess. Darüber hinaus führen Nachgärungsprozesse zur weiteren Bildung und Freisetzung von CH_4 aus Nacheindickergruppen und Stapelbehältern. In dem Zusammenhang handelt sich um das Restgaspotential. Von nachgeordneter Größenordnung sind diffuse Verluste aus Undichtigkeiten von Faulräumen und dem Gassystemen sowie Gasschlupf während der Verbrennungsprozesse in Blockheizkraftwerken und Gasfackeln zu nennen. Die Verluste der Gasverwertung liegen jeweils in der Größenordnung von 1 % und sind im Verhältnis zu den Ausgangsverlusten der Schlammbehandlung gering (Parravicini et al., 2015).

Die CH_4 -Bilanzierung der Schlammbehandlung ist aufgrund der im Verhältnis zu den Prozessbedingungen der Abwasserbehandlung gleichmäßigeren Bedingungen einfacher. Die Prozessbedingungen sind stabiler und die Reaktionen verlaufen kontinuierlich, sodass

auch stichprobenartige THG-Messungen Bewertungsgrundlage sein können und für die Bilanzierung einfachere Modelle anwendbar sind (DWA-M 230-1).

Berechnungsmodelle

Der RV hat im Jahr 2020 61 Kläranlagen und eine zentrale Klärschlammbehandlungsanlage betrieben. Zur Schlammstabilisierung waren auf 33 Standorten anaerobe Prozesse zur Faulgaserzeugung etabliert, wovon 30 Anlagen mit BHKW zur energetischen Faulgasverwertung ausgestattet sind. Von den weiteren 28 Kläranlagen wurden Klärschlämme auf drei Kläranlagen aerob stabilisiert. Die übrigen Klärschlämme wurden im laufenden Betrieb zu nahegelegenen Betriebspunkten transportiert und dort anaerob behandelt und entsorgt. Die Klärschlammverbrennung erfolgte hauptsächlich in der Wirbelschichtfeuerungsanlage Elverlingsen (WFAE).

Die Quantifizierung der THG-Emissionen erfolgte kläranlagenbezogen, sodass für jede vom RV betriebene Kläranlage eine Abschätzung der CH_4 - und N_2O -Emissionen vorliegt. Messungen von THG-Emissionen sind jedoch nur durch hohen Aufwand und unter Anwendung wissenschaftlicher Methoden möglich. Thöle et al. (2011) haben bspw. für die RV-Kläranlage Bochum-Ölbachtal die wesentlichen Emissionsquellen untersucht.

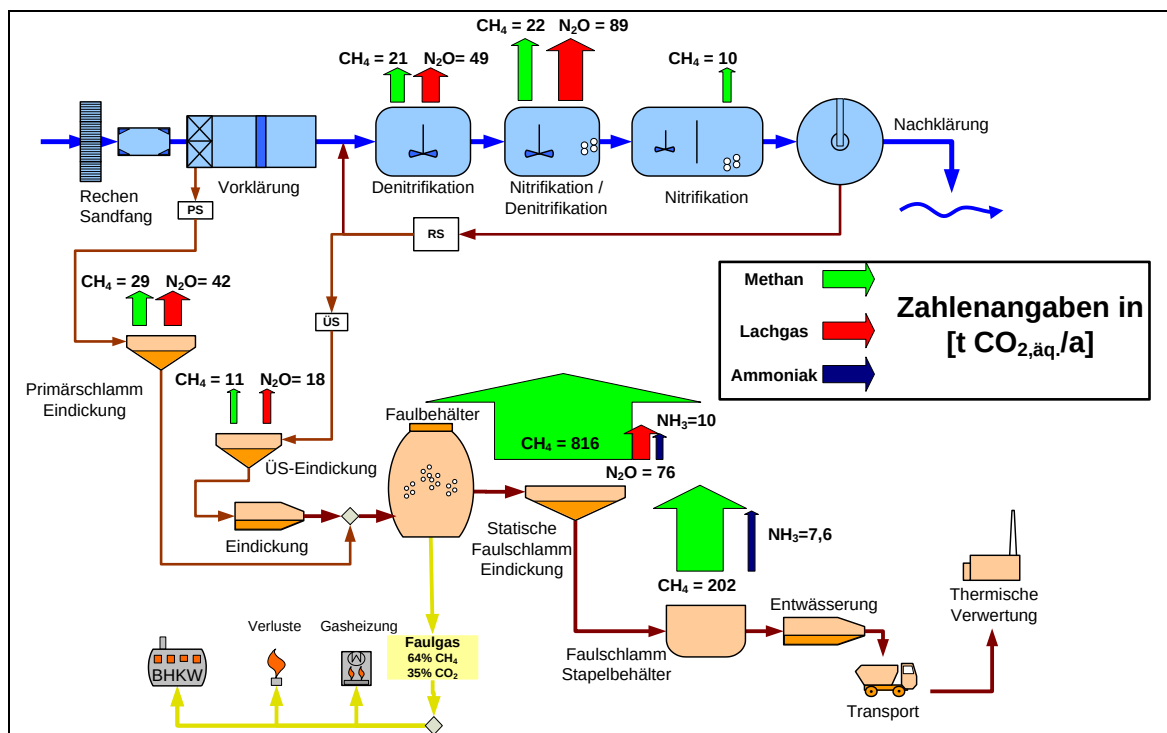


Bild 8: Jährliche Emissionen aus Methan, Lachgas und Ammoniak in verschiedenen Verfahrensstufen der Kläranlage Bochum-Ölbachtal als CO_2 -Äquivalente (Thöle et al., 2011)

Eine RV-umfassende Untersuchungskampagne aller Kläranlagen kann aus den Erfahrungen dieser Studie heraus aus wirtschaftlichen Gründen durch den RV alleine nicht geleistet werden, sodass für die Abschätzung der THG-Emissionen Modellansätze

verwendet wurden, die zu großen Teilen auf Literaturwerten aus wissenschaftlichen Studien und dem technischen Regelwerk beruhen.

Aufgrund der unterschiedlichen Mechanismen und Prozessschritte, die zur Freisetzung von N_2O und CH_4 führen, wurden unterschiedliche Modellansätze gewählt. Grundlage der Modelle sind jeweils stoffmengenbezogene Emissionsfaktoren (EF). Für die jeweiligen Modelle wurden spezifische EF auf die behandelten Frachten bzw. Massenströme angesetzt. Die Emissionsfaktoren drücken in dem Zusammenhang den Anteil der entstehenden THG-Komponente an der jeweils umgesetzten oder behandelten Stoffmenge aus. Die jeweiligen Modelle werden nachfolgend für die Abwasserbehandlung und die einzelnen Elemente der Schlammbehandlung erläutert.

Abwasserbehandlung

Entwässerungssysteme

Die kommunal und vom RV betriebenen Entwässerungssysteme zur Ableitung der kommunalen Abwässer hin zu den RV-Kläranlagen sind in der Regel als Mischwassersysteme angelegt. Aufgrund der großen Querschnitte der Freispiegelleitungen ist davon auszugehen, dass die Ableitung unter aeroben Bedingungen stattfinden kann und die Bildung von CH_4 dadurch größtenteils unterbunden wird (DWA-M 230-1).

CH_4 -Emissionen aus den NWBA des RV bzw. eine Ausgasung von CH_4 im Zulauf zu den Kläranlagen wurden daher als vernachlässigbare Größe im Rahmen der Bilanz gewertet und nicht berücksichtigt. N_2O -Emissionen aus Entwässerungssystemen sind nach DWA-M 230-1 ebenfalls vernachlässigbar.

Mechanisch-physikalische Vorreinigung

Aufgrund der vernachlässigbaren THG-Mengen im Zulauf der Kläranlagen ist eine Ausgasung im Bereich des Zulaufs (bspw. Hebewerke) und der Rechenanlage ebenfalls unwahrscheinlich. Des Weiteren ist aufgrund der geringen Schlammaufenthaltszeiten die Ausbildung der für die Methanbildung benötigten Biozönose in der Vorklärung ebenfalls eine für die Bilanz vernachlässigbare Größe (DWA-M 230-1).

Biologische Stufe

Aufgrund der Einhaltung des Stands der Technik auf den Betriebspunkten des RV sowie der zertifizierten Betriebsführung (TSM) wurde angenommen, dass CH_4 -Emissionen der biologischen Stufen weitestgehend irrelevant für die Bilanzierung sind. Es wird auf eine optimale Prozessführung geachtet, ggf. vorhanden Ablagerungen bei Revisionsarbeiten behoben und bereits während der Planung von verfahrenstechnischen Einheiten auf die optimale Durchmischung von Becken geachtet.

Die Bilanzierung der direkten Emissionen der Abwasserbehandlung bezieht sich daher allein auf die Bestimmung der N₂O-Emissionen. Aufgrund der unterschiedlichen Verhältnisse auf Kläranlagen bspw. durch Konstruktion, Betriebsweise oder Qualität der zu behandelnden Abwässer wurde ein Modellansatz mit unterschiedlichen Emissionsfaktoren (EF) für die N₂O-Quantifizierung gewählt. Forschungsergebnisse belegen eine hohe Varianz der Emissionsfaktoren je nach Kläranlage. Optimale Prozessbedingungen korrelieren jedoch häufig mit einem geringen N₂O-Freisetzungspotential. Daher wurde ein Ansatz gewählt, in dem der Emissionsfaktor je Kläranlage über ein Stufenmodell bestimmt wird (Parravicini et al., 2015). Das Modell wird mittlerweile auch seitens DWA empfohlen (DWA-M 230-1).

Das Modell beruht auf der Bestimmung von Emissionsfaktoren in Abhängigkeit der Stickstoffeliminationsleistung (η_{Nges}). Diese wurde für alle Kläranlagen des RV frachtspezifisch über die mittleren täglichen Gesamtstickstofffrachten im Zulauf ($B_{\text{d;Nges,ZK}}$) und im Ablauf ($B_{\text{d;Nges,AK}}$) berechnet:

$$\eta_{\text{Nges}} = (B_{\text{d;Nges,ZK}} - B_{\text{d;Nges,AK}}) / B_{\text{d;Nges,ZK}} * 100 \quad [\%]$$

Gemäß Parravicini et al. (2015) wurden die in Tabelle 5 dargestellten EF für die Quantifizierung der kläranlagenspezifischen N₂O-Emissionen angesetzt:

Tabelle 5: Emissionsfaktoren (EF_{KA,N2O}) nach Stufenmodell (Parravicini et al., 2015)

Eliminationsleistung der Kläranlage bezogen auf N _{ges} in Zulauf und Ablauf		EF _{N2O,KA1}
untere Grenze	obere Grenze	
%	%	%
0	69,9	1,37
70	79,9	0,88
80	89,9	0,39
90	92,3	0,14
94	100	0,028

Über den jeweiligen EF ergibt sich die mittlere tägliche zu Lachgas umgesetzte Stickstoffmenge ($B_{\text{d,N2O-N}}$) aus folgender Gleichung:

$$B_{\text{d,N2O-N}} = \text{EF}_{\text{N2O,KA1}} * B_{\text{d;Nges,ZK}} \quad [\text{t N}_2\text{O-N/a}]$$

Zur Bestimmung der entsprechenden CO₂-Äquivalente wurden die Frachten zunächst über das Verhältnis der molaren Massen von Lachgas ($m_{\text{N2O}} = 44 \text{ g/mol}$) zu Stickstoff ($m_{\text{N2}} = 28 \text{ g/mol}$) in die entsprechende jährliche emittierte Lachgasfracht ($\text{t N}_2\text{O/a}$) umgerechnet:

$$B_{\text{a,N2O,KA}} = m_{\text{N2O}} / m_{\text{N2}} * B_{\text{d,N2O-N}} * 365 \text{ d/a} * 1 \text{ t} / 1.000 \text{ kg} \quad [\text{t N}_2\text{O/a}]$$

Aus dem Ergebnis wurden die CO₂-Äquivalente entsprechend dem Treibhausgaspotential von Lachgas (CO₂-eq_{N₂O} = 298 t CO₂-eq / t N₂O (IPCC, 2019)) bestimmt:

$$B_{\text{CO}_2\text{-eq},\text{N}_2\text{O},\text{KA1}} = B_{\text{N}_2\text{O},\text{KA1}} * \text{CO}_2\text{-eq}_{\text{N}_2\text{O}} = B_{\text{N}_2\text{O},\text{KA1}} * \text{CO}_2\text{-eq}_{\text{N}_2\text{O}} \quad [\text{t CO}_2\text{-eq/a}]$$

Die RV-spezifische THG-Menge entspricht der Summe der einzelnen KA-spezifischen Emissionen:

$$B_{\text{CO}_2\text{-eq},\text{N}_2\text{O},\text{RV-KA1}} = \sum B_{\text{CO}_2\text{-eq},\text{N}_2\text{O},\text{KA1}} \quad [\text{t CO}_2\text{-eq/a}]$$

Kläranlagenablauf

Im nationalen Inventarbericht 2020 der Bundesregierung über Treibhausgasemissionen werden die in den Abläufen der deutschen Kläranlagen freigesetzten Lachgasemissionen über einen proteinbasierten Ansatz bestimmt (UBA, 2021). Der Pro-Kopf-Proteinkonsum bzw. dessen Ausscheidung und Einleitung in die Abwassersysteme wird über einen nationalen Ansatz hergeleitet. Die freigesetzte Stickstoffmenge wird in dem Ansatz über die mittlere Eliminationsleistung aller deutschen Kläranlagen von 81 % berechnet und die freigesetzte N₂O-Menge wiederum über einen Emissionsfaktor von 0,5 % für die Bundesrepublik bestimmt.

Aufgrund der Messdaten des RV über die Eliminationsleistungen der betriebenen Kläranlagen wird von dem Ansatz des nationalen Inventarberichts für die THG-Bilanz abgewichen und stattdessen anlagenspezifisch der Eliminationsgrad (η_{Nges}) auf die Zulaufmengen ($N_{\text{ges,ZK}}$) angesetzt. Die resultierenden Emissionen wurden im Anschluss über den $\text{EF}_{\text{KA},\text{N}_2\text{O}_2} = 0,5 \%$ entsprechend des nationalen Inventarberichts (UBA, 2021) kläranlagenspezifisch berechnet:

$$B_{\text{CO}_2\text{-eq},\text{N}_2\text{O},\text{KA2}} = B_{\text{d};\text{Nges,ZK}} * 365 \text{ d} * (1 - \eta_{\text{Nges}}) * \text{EF}_{\text{N}_2\text{O},\text{KA2}} * m_{\text{N}_2\text{O}}/m_{\text{N}_2} * \text{CO}_2\text{-eq}_{\text{N}_2\text{O}} \quad [\text{t CO}_2\text{-eq/a}]$$

Die molaren Massen für N₂O ($m_{\text{N}_2\text{O}} = 44 \text{ g/mol}$) und N₂ ($m_{\text{N}} = 28 \text{ g/mol}$) dienen der Umrechnung der Stickstofffracht auf die entsprechende Lachgasfracht. Die CO₂-Äquivalenz wurde gemäß IPCC (2019) mit 298 angesetzt.

Für der RV ergibt sich die im Jahr 2020 emittierte Menge aus der Summe:

$$B_{\text{CO}_2\text{-eq},\text{N}_2\text{O},\text{RV-KA2}} = \sum B_{\text{CO}_2\text{-eq},\text{N}_2\text{O},\text{KA2}} \quad [\text{t CO}_2\text{-eq/a}]$$

Schlammbehandlung

Kennzahlen für CH₄-Emissionen der verschiedenen Verfahrensstufen nach IPCC werden durch die DWA nicht als geeignet zur Abschätzung der Methan-Emission in der Schlammbehandlung bewertet (DWA-M 230-1). Bis auf die Bewertung der Rohschlamm Lagerung und der aeroben Stabilisierung liegen unabhängig des IPCC Bewertungsansätze vor. Für die Emissionen der anaeroben Schlammbehandlungsanlagen

des RV wurde daher vor allem nach Vorgaben des DWA-M 230-1 und eigenen Primärdaten quantifiziert.

Schlammzwischenlagerung

Die auf den RV-Kläranlagen anfallenden Schlammengen werden entweder lokal oder auf einer benachbarten Kläranlage stabilisiert. Für die Zwischenlagerung von Rohschlamm wird ein EF_{Lagerung} von 1 kg $\text{CH}_4/\text{t TM}_{\text{RS}}$ angegeben (IPCC, 2019). Für die Bestimmung der freigesetzten THG-Äquivalente wurde die anfallende Rohschlammfracht als Trockenmasse (TM_{RS} in t TM/a) der Schlamm Bilanz des RV entnommen und über den Emissionsfaktor sowie das CO_2 -Äquivalent von CH_4 die freigesetzte Menge je Kläranlage bestimmt:

$$B_{\text{CO}_2\text{-eq,CH}_4,\text{KA1}} = EF_{\text{RS}} * \text{TM}_{\text{RS}} * \text{CO}_2\text{-eq,CH}_4 / 1.000 \text{ kg/t} \quad [\text{t CO}_2\text{-eq/a}]$$

Die RV-spezifische Emission ergibt sich aus der Summe:

$$B_{\text{CO}_2\text{-eq,CH}_4,\text{RV-KA1}} = \sum B_{\text{CH}_4,\text{KA1}} \quad [\text{t CO}_2\text{-eq/a}]$$

Aerobe Schlammstabilisierung und aktive Schlammplätze

Auf wenigen Betriebspunkten wurden im Jahr 2020 Klärschlämme aerob stabilisiert und auf Schlammplätzen vor der Entwässerung zwischengelagert. Die Mengen (TM_{SP}) wurden ebenfalls der Schlamm Bilanz des RV entnommen. Für das Berechnungsmodell wurde von einer Aufenthaltszeit von mind. drei Monaten ausgegangen. Eine genau Betrachtung der Aufenthaltszeiten auf dem Schlammplatz ist anhand der vorhandenen Daten nicht möglich. Das IPCC (2019) gibt für entsprechende Lagerzeiten einen Emissionsfaktor (EF_{SP}) von 36 kg $\text{CH}_4/\text{t TM}_{\text{SP}}$ an. Für die atmosphärische Belastung ergibt sich das THG-Äquivalent je Kläranlage aus folgendem Ansatz:

$$B_{\text{CO}_2\text{-eq,CH}_4,\text{KA2}} = EF_{\text{SP}} * \text{TM}_{\text{SP}} * \text{CO}_2\text{-eq}_{\text{CH}_4} / 1.000 \text{ kg/t} \quad [\text{t CO}_2\text{-eq/a}]$$

Die RV-spezifische Emission ergibt sich wiederum aus der Summe:

$$B_{\text{CO}_2\text{-eq,CH}_4,\text{RV-KA2}} = \sum B_{\text{CO}_2\text{-eq,CH}_4,\text{KA2}} \quad [\text{t CO}_2\text{-eq/a}]$$

Anaerobe Schlammstabilisierung

1) Freisetzung durch Druckentspannung

Aufgrund der geringeren Löslichkeit von Gasen bei Atmosphärendruck im Vergleich zu den Überdruckverhältnissen im Faulraum entgasen im Mittel rechnerisch $EF_{\text{DE}} = 0,02 \text{ kg CH}_4/\text{m}^3$ Schlamm durchsatz (Q_{FS}) bei Austritt aus dem Faulbehälter über den Ablauf (DWA-M 2301-1). Messungen haben darüber hinaus gezeigt, dass in der Praxis am Ablauf der Faulung eine höhere Methanfracht auftritt, als sich durch die Löslichkeitsbetrachtung in Reinstwasser theoretisch ergibt. Grund dafür sind in der Matrix gebundene und aus dem

Faulraum mitgerissene Gasblasen. Die resultierenden Übersättigungsfaktoren liegen zwischen 1,02-1,57 (Schaum et al., 2015; Schaum et al., 2016; Tauber et al., 2018).

Schaum et al. (2016) führen höhere Übersättigungen auf höhere Raumbelastungen zurück. Aufgrund der sinkenden Bevölkerungszahlen im Sauerland sind viele Stabilisierungsanlagen des RV durch eine geringe Auslastung gekennzeichnet, sodass von einer mittleren bis geringen Übersättigung auszugehen ist. Die RV-spezifische Übersättigung wurde daher konservativ durch den Mittelwert der o.g. genannten Ergebnisse als Faktor $f_{RV,F1}$ mit einem Wert von 1,3 angesetzt. Der umsatzspezifische Emissionsfaktor ($EF_{DE,RV}$) ergibt sich unter Berücksichtigung der CO_2 -Äquivalenz von CH_4 ($CO_2\text{-eq}_{CH_4} = 25 \text{ t } CO_2\text{-eq/t } CH_4$ (IPCC, 2019)) zu:

$$EF_{DE,RV} = f_{RV2} * EF_{DE} * CO_2\text{-eq}_{CH_4} / 1.000 \text{ kg/t} \quad [t \text{ } CO_2\text{-eq/m}^3 \text{ FS}]$$

$$= 0,00065 \text{ t } CO_2\text{-eq/m}^3 \text{ FS} \quad [t \text{ } CO_2\text{-eq/m}^3 \text{ FS}]$$

Über die Hochrechnung der jährlich behandelten Schlammmenge ergibt sich folgendes Berechnungsmodell für den Anteil der CH_4 -Emissionen durch Druckentspannung ($B_{CH_4,KA,1}$) je Kläranlage:

$$B_{CO_2\text{-eq},CH_4,KA3} = EF_{DE,RV} * Q_{FS} = 0,00065 \text{ t } CO_2\text{-eq/m}^3 * Q_{FS} \quad [t \text{ } CO_2\text{-eq/a}]$$

Aus der Summe der kläranlagenspezifischen Belastung ergibt sich die RV-weite THG-Emission aus Druckentspannung zu:

$$B_{CO_2\text{-eq},CH_4,RV-KA3} = \sum B_{CO_2\text{-eq},CH_4,KA3} \quad [t \text{ } CO_2\text{-eq/a}]$$

2) Restgaspotenzial

Da gemäß Merkblatt DWA-M 368 ein Abbau der leicht abbaubaren Stoffe (technischer Faulgrad) bei der Schlammfäulung zwischen 80 % und 90 % erreicht wird, passieren 10-20 % der leicht abbaubaren organischen Feststoffe den Faulbehälter nicht abgebaut. Als Folge finden in der Fäulung nachgeordneten Verfahrensschritten (Nacheindickung, Entwässerung, Lagerung) Gärprozesse weiter statt. Bei der freigesetzten Menge handelt es sich um das Restgaspotential.

Als Grundlage der RV-spezifischen Bewertung des Restgaspotentials dient die Faulschlammmentgasung bezogen auf die organische Trockenmasse (oTM), die im Rahmen von Co-Vergärungstests als 0-Probe bestimmt wird (DIN38414 Teil 8 bzw. DEV-S8). Der Mittelwert der beim RV gemessenen Restgasmengen (V_{RG}) beträgt $96 \text{ Nm}^3/\text{t oTM}$ und wurde für die weitere Bilanzierung angesetzt.

Die jährlich anfallenden Schlammengen wurden als Trockenmasse (Q_{TM} in t/a) aus der Abfallbilanz des RV übernommen und mit dem Glühverlust (GV in %) auf die organische Trockenmasse (oTM) umgerechnet:

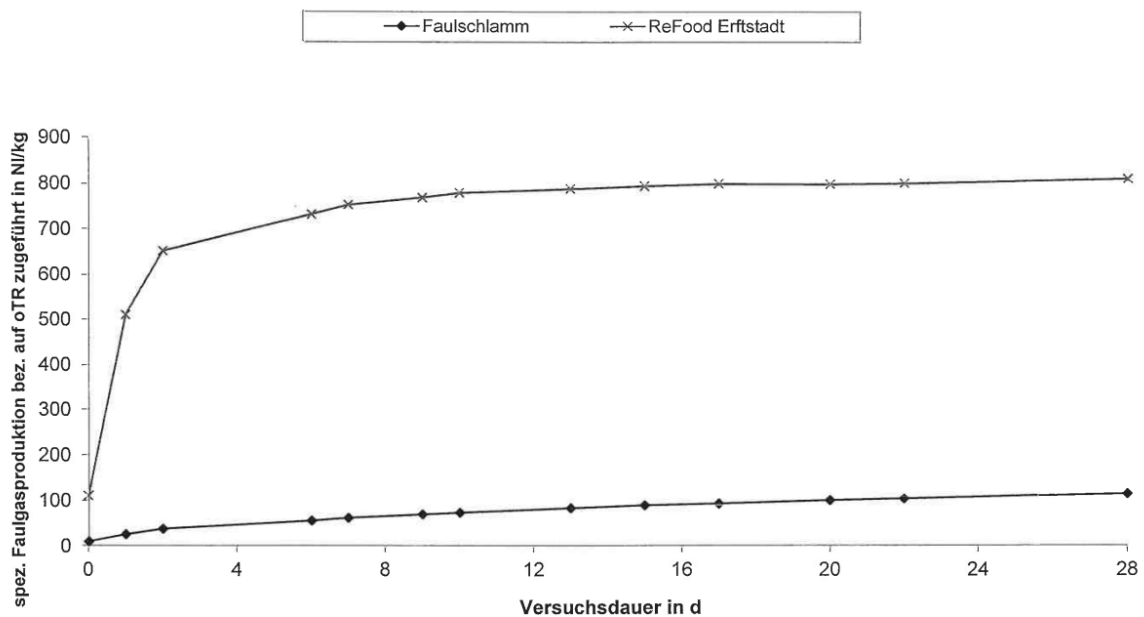
$$oTM = GV * TM \quad [t \text{ oTM/a}]$$

Der Konzentration des CH_4 (C_{CH_4}) im Restgas wurde im RV-Mittel mit 60 % für alle KA angesetzt. Die Umrechnung von Gasvolumen auf Masse erfolgt über das molare Volumen

($V_{\text{mol}} = 0,024 \text{ m}^3/\text{mol}$) und der molaren Masse (M_{CH_4}) von CH_4 ($M_{\text{CH}_4} = 16 \cdot 10^{-6} \text{ t/mol}$). Die potentiell emittierte THG-Menge ($B_{\text{CH}_4, \text{KA}, \text{F}_2, \text{pot}}$) ergibt sich unter Berücksichtigung der CO_2 -Äquivalenz von CH_4 ($\text{CO}_2\text{-eq}_{\text{CH}_4} = 25 \text{ t CO}_2\text{-eq}$) zu:

$$B_{\text{CO}_2\text{-eq}, \text{CH}_4, \text{KA}_4, \text{pot}} = o\text{TM} \cdot Q_{\text{RG}} \cdot c_{\text{CH}_4} / V_{\text{mol}} \cdot M_{\text{CH}_4} \cdot \text{CO}_2\text{-eq}_{\text{CH}_4} \quad [\text{t CO}_2\text{-eq/a}]$$

Für die Berechnung der Ausgasung ist die Zeit der Lagerung im offenen Nacheindicker oder Stapelbehälter und der Schlammmentwässerung zu berücksichtigen. Die Restgasbildung ist ein kontinuierlicher Prozess. Der Wert von $96 \text{ Nm}^3/\text{t oTR}$ bezieht sich auf eine Dauer von 28 d (s. Bild 9).



Faulverhalten von Faulschlamm der KA DU Kaßlerfeld und Substrat der Firma ReFood Erfstadt vom 05.02.2019

Bild 9 Beispielergebnis für einen Co-Vergärungstest nach DEV: Co-Substrat der Firma „ReFood Erfstadt“ und 0-Probe (Faulschlamm) für die RV-KA Duisburg-Kaßlerfeld. Die Entwicklung des Restgaspotentials entspricht der der Faulschlammprobe.

Die Lagerzeit (t_L) auf den Anlagen liegt im Mittel bei 5 d bevor der Schlamm zur Verbrennung abtransportiert wird. Das auf der Anlage freigesetzte Potential wurde daher nach Verweilzeit auf den RV-Anlagen berechnet. Dafür wurden größenklassenspezifische Werte genutzt. Ein Anteil von 50 % wurde für Anlagen der Größenklasse < 5 angesetzt. Aufgrund der Abgasbehandlung der Anlagen, die unter die Größenklasse 5 fallen, ist davon auszugehen, dass relevante Emissionen während der Lagerung im Stabelbehälter nicht mehr freigesetzt werden, sodass ein Wert von 40 %, 3 d entsprechend, angesetzt wurde. Die gesamte Emission wurde aufgrund der geringeren Temperatur im Vergleich zum Faulraum um einen Temperaturfaktor $f_T = 15 \%$ für beide Ansätze verringert. Aus diesen Annahmen ergeben sich konkret zwei Faktoren, die zur Bestimmung der freigesetzten Menge CH_4 angewendet wurden:

$$f_{\text{GK5}} = 0,40 \cdot (1 - 0,15) = 0,34 \quad [-]$$

$$f_{<GK5} = 0,50 * (1 - 0,15) = 0,43 \quad [-]$$

Unter Berücksichtigung der Faktoren wurden die KA-spezifischen CH₄-Emissionen bestimmt:

$$B_{CO_2\text{-eq},CH_4,KA4,GK5} = f_{GK5} * B_{CH_4,KA4_pot} \quad [t \text{ CO}_2\text{-eq/a}]$$

$$B_{CO_2\text{-eq},CH_4,KA4,GK<5} = f_{<GK5} * B_{CH_4,KA4_pot} \quad [t \text{ CO}_2\text{-eq/a}]$$

Aus der Summe der jeweiligen Fraktionen ergibt sich die RV-weite THG-Belastung zu:

$$B_{CO_2\text{-eq},CH_4,RV-KA4} = \sum B_{CO_2\text{-eq},CH_4,KA4,GK5} + \sum B_{CO_2\text{-eq},CH_4,KA4,GK<5} \quad [t \text{ CO}_2\text{-eq/a}]$$

Gasverwertung

Verluste bei der Gasverwertung entstehen aus Gasleitungssystemen und über strukturelle Störungen in der Bausubstanz von Faulbehältern sowie über den Schlupf bei Gas-Otto-Motoren aus den beim RV betriebenen BHKW und Direktverdichtern. Weitere Verluste können während unvollständiger Biogasverbrennung über Faulgasfackeln auftreten. Aufgrund der kontrollierten Steuerung und der im Verhältnis zur Faulgasverwertung geringen Gasmenge (6 % anteilig an produziertem Gasvolumen) wurde auf die Bewertung von Gasfackeln gemäß technischem Regelwerk (DWA-M 230-1) verzichtet.

Diffuse Methanemissionen

Die Freisetzung von Biogas aufgrund von Undichtigkeiten der Bausubstanz und Gasleitungen wird aufgrund des Explosions- und Arbeitsschutzes sofort behoben. Bei den Emissionen handelt es sich daher um kaum bestimmbare diffusive Verluste. Tauber et al. (2018) geben für Ihre Untersuchungen einen Anteil von 0,04 % bezogen auf die produzierte Biogasmenge an, welcher als EF_G verbandsweit angesetzt wurde. Aus der produzierten Biogasmenge ($Q_{\text{Gas,prod,KA}}$) und des Methananteils ($c_{\text{CH}_4,KA}$) jeder KA ergeben sich als Modell folgende Funktion für die KA-spezifischen und verbandsweiten Emissionen:

$$B_{CO_2\text{-eq},CH_4,KA5} = Q_{\text{Gas,prod,KA}} * c_{\text{CH}_4,KA} * EF_G * CO_2\text{-eq}_{CH_4} \quad [t \text{ CO}_2\text{-eq/a}]$$

$$B_{CO_2\text{-eq},CH_4,RV-KA5} = \sum B_{CO_2\text{-eq},CH_4,KA5} \quad [t \text{ CO}_2\text{-eq/a}]$$

Methanschlupf

Zur Gasverwertung werden beim RV ausschließlich BHKW mit Gas-Otto-Motoren betrieben. Während des Betriebs führen Fehlzündungen und Zwischentakte zu Gasschlupf – auch bei Direktverdichtern. Zur Verringerung der Abgaskonzentration von Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen werden große Aggregate gemäß 44. BImSchV mit Oxidationskatalysatoren betrieben, was dem aktuellen Stand der Technik entspricht. Beim

Ruhrverband werden an folgenden Standorten Oxidationskatalysatoren eingesetzt: KA Bochum-Ölbachtal, KA Hattingen, KA Hagen, KA Arnsberg-Wildshausen, KA Arnsberg-Neheim, KSB Langenbrahm, KA Duisburg-Kaßlerfeld. Für kleinere und ältere Aggregate ohne Oxidationskatalysator liegen die Abgaswerte etwas höher. Gemäß DWA-M 230-1 wurden anlagenspezifische Abgaswerte von jeweils 1 % ($EF_{BHKW,Oxi}$) und 1,5 % (EF_{BHKW}) auf die jeweils verwertete Methanmenge für das Berechnungsmodell angesetzt:

$$B_{CO_2-eq,CH_4,KA6,oxi} = Q_{Gas,verw,KA} * c_{CH_4,KA} * EF_{BHKW,Oxi} * CO_2-eq_{CH_4} \quad [t \text{ CO}_2\text{-eq/a}]$$

$$B_{CO_2-eq,CH_4,KA6,std} = Q_{Gas,verw,KA} * c_{CH_4,KA} * EF_{BHKW} * CO_2-eq_{CH_4} \quad [t \text{ CO}_2\text{-eq/a}]$$

Die RV-weite Summe der schlupfbezogenen Emissionen ergibt sich zu:

$$B_{CO_2-eq,CH_4,RV-KA6} = \sum B_{CO_2-eq,CH_4,KA6,oxi} + \sum B_{CO_2-eq,CH_4,KA6,std} \quad [t \text{ CO}_2\text{-eq/a}]$$

Gesamtemissionen

Die Summe aller direkten Emissionen des RV ergibt sich zu:

$$B_{CO_2-eq,RV-KA} = \sum B_{CO_2-eq,N_2O,RV-KAi} + \sum B_{CO_2-eq,CH_4,RV-KAi} \quad [t \text{ CO}_2\text{-eq/a}]$$

Primärdatenerfassung

Die zur Berechnung erfassten Primärdaten werden im Wesentlichen von der Abteilung BT erhoben. Dabei wurden insbesondere Werte der Schlammbilanzen sowie der Stickstoffbilanzen verwendet. Darüber hinaus erforderliche Werte, insbesondere Emissionsfaktoren, wurden der Literatur entnommen. Die den Berechnungsmodellen zugrunde liegenden erfassten Primärdaten sowie Literaturwerte und Quellen sind in folgender Übersicht dargestellt.

Tabelle 6: Verwendete Primärdaten und Datenquellen bei Erstellung der THG-Bilanz

Verfahrensebene	Entstehungsort	Variable	Hauptmechanismus	Daten		Quelle
Abwasserschiene	Biologische Stufen	$B_{CO_2\text{-eq},N_2O,RV1}$	Biologische Stoffwechselprozesse	Zulauffrachten	$B_{d,Nges,ZK}$	Stickstoffbilanz (BT)
				Ablaufrachten	$B_{d,Nges,AK}$	Stickstoffbilanz (BT)
				Emissionsfaktor	$EF_{N_2O,KA1}$	Parravicini et al. 2015
	Gewässer	$B_{CO_2\text{-eq},N_2O,RV2}$	Biologische Stoffwechselprozesse	Zulauffrachten	$B_{d,Nges,ZK}$	Stickstoffbilanz (BT)
				Ablaufrachten	$B_{d,Nges,AK}$	Stickstoffbilanz (BT)
				Emissionsfaktor	$EF_{N_2O,KA2}$	UBA, 2020
Schlamm-schiene	Schlammzwischenlager	$B_{CO_2\text{-eq},CH_4,RV-KA1}$	Biologische Stoffwechselprozesse	Rohschlamm-mengen	TM_{RS}	Schlamm-bilanz (BT)
				Emissionsfaktor	EF_{RS}	IPCC 2019
	Schlammplätze	$B_{CO_2\text{-eq},CH_4,RV-KA2}$	Biologische Stoffwechselprozesse	Schlamm-mengen	TM_{SP}	Schlamm-bilanz (BT)
				Emissionsfaktor	EF_{SP}	IPCC 2019
	Faulturmabläufe	$B_{CO_2\text{-eq},CH_4,RV-KA3}$	Konvektion und Diffusion (Druckenspannung)	Faulschlamm-mengen	Q_{FS}	Quartalsdaten (BT)
				Emissionsfaktor	EF_{DE}	DWA-M 230-1
				Übersättigungsfaktor	f_{RV2}	Schaum et al. 2015; Schaum et al., 2016; Tauber et al. 2018
	Nacheindicker	$B_{CO_2\text{-eq},CH_4,RV-KA4}$	Biologischer Stoffwechsel (Restgasproduktion)	Faulschlamm-mengen	TM_{FS}	Schlamm-bilanz (BT)
				Glühverlust	GV	Schlamm-bilanz (BT)
				Methankonzentration	C_{CH_4}	Strom und Gas (BT)
				Restgaspotential	Q_{RG}	Co-Vergärungstests (KL)
				Lagerzeit	t_L	Gepörsch mit BT/dvo
				Temperaturkorrekturfaktor	f_T	Schätzwert
Gasschiene	Gasleitungs- und Speichersysteme	$B_{CO_2\text{-eq},CH_4,RV-KA5}$	Diffusion	produzierte Biogasmenge	$Q_{gas,prod}$	Strom und Gas (BT)
				Emissionsfaktor	EF_G	Tauber et al. 2018
	Gasverwertung	$B_{CO_2\text{-eq},CH_4,RV-KA6}$	Methanschluß	verwertete Gasmenge	$Q_{gas,verw,KA}$	Strom und Gas (BT)
				Emissionsfaktor mit Kat.	$EF_{BHKW,oxi}$	DWA-M 230-1
				Emissionsfaktor ohne Kat.	EF_{BHKW}	DWA-M 230-1

Ergebnisse

Die THG-Emissionen im Bereich der Kläranlagen und aktiv betriebenen Schlammplätze konnten im Rahmen der Bilanz weitestgehend mithilfe der zur Verfügung stehenden Primärdaten sowie Literaturwerten erfasst werden. Dabei handelt es sich ausschließlich um direkte Emissionen durch die Freisetzung von N_2O und CH_4 . Vor-Ort-Messungen wurden zur Bestimmung der Emissionen nicht durchgeführt.

Der Berechnungsansatz zur Bestimmung der N_2O -Emissionen ist verfahrensunspezifisch. Die Bewertung über den Wirkungsgrad der Stickstoffelimination entspricht einer indirekten Bewertung der Emissionen. Aufgrund der bereits bei der Modellbeschreibung erwähnten hohen Volatilität der Lachgasemissionen sind die Ergebnisse daher noch mit einer Unschärfe verbunden, die zum aktuellen Zeitpunkt nur über die Durchführung von Messkampagnen zur Erhebung von Primärdaten über verfahrensspezifische Abgaskonzentrationen korrigiert werden kann. Emissionen aus dem Entwässerungssystemen und NWBA sowie Emissionen aus der mechanisch-physikalischen Vorbehandlung konnten aufgrund mangelnder Daten nicht erfasst werden. Aufgrund der in der Literatur beschriebenen Mechanismen zur Freisetzung der THG ist jedoch davon auszugehen, dass diese Quellen vor dem Hintergrund der Beschaffenheit der RV-Systeme einer Größenordnung entsprechen, die im Rahmen der Bilanz vernachlässigt werden kann.

Für den RV wurden acht wesentliche Quellen ermittelt, die einzelnen Prozessen der Abwasserreinigung, der Schlammbehandlung und der Gasverwertung zuzuordnen sind. Insgesamt wurden alle 61 KA sowie die KSB Langenbrahm betrachtet, die im Jahr 2020 betrieben wurden. In Summe betrugen die Emissionen aller Anlagen rd. 37.200 t CO_2 -eq im Jahr 2020. Die Lachgasemissionen nahmen mit 68 % der Emissionen bzw. 25.300 t CO_2 -eq den größten Teil ein. Die CH_4 -Emissionen betrugen mit 32 % bzw. 11.900 t CO_2 -eq rd. ein Drittel. Die reinen Gasmengen entsprechen Werten von rd. 43.200 m^3 N_2O und 667.000 m^3 N_2 CH_4 (s. Tabelle 7). Mit einem Heizwert von rd. 10 kWh/ m^3 CH_4 entspricht die freigesetzte Methanmenge einem Energiepotential von 6,7 gWh.

Tabelle 7: Freigesetzte Frachten und Mengen von THG-Emissionen im Gütebereich

Gas	Wert			Anteil an THG-Emissionen
	t CO_2 -eq	t	m^3 N	%
N_2O	25.330	85	43.150	68
CH_4	11.920	477	667.400	32

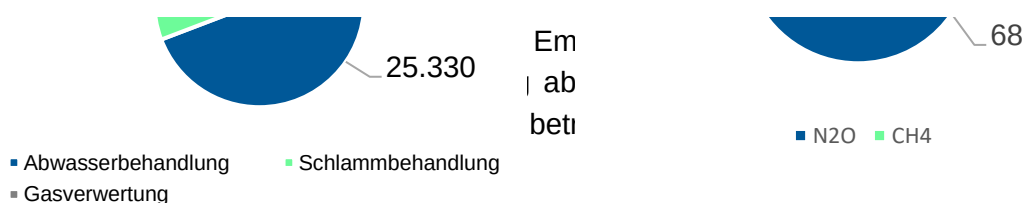


Bild 10). Diese Verhältnisse entsprechen grundsätzlich auch der Darstellung von Literaturwerten (Parravicini et al., 2015; Parravicini et al., 2015; 2016; Daelman et al., 2012; Daelman et al., 2013)).

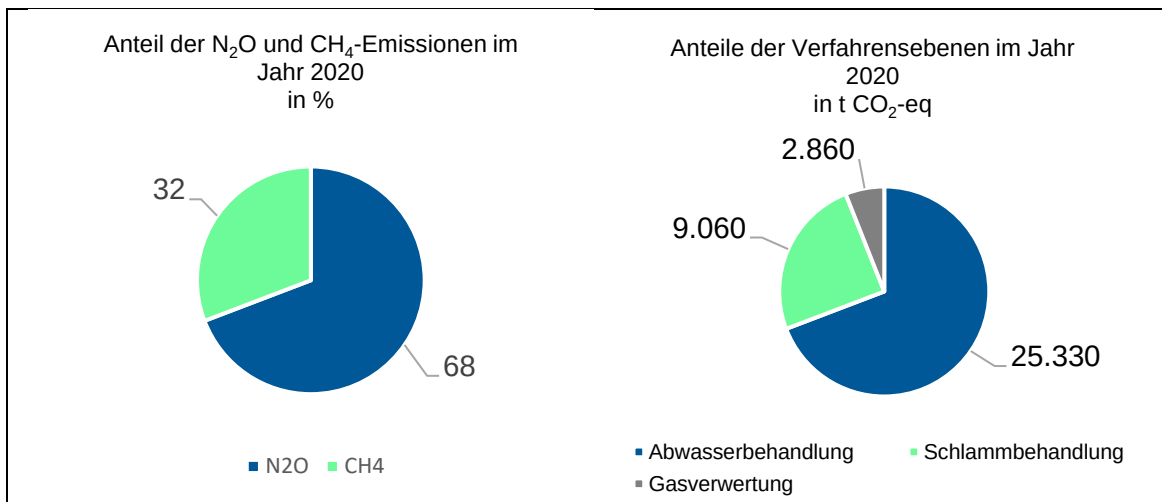


Bild 10: Anteil der N₂O und CH₄-Emissionen im Jahr 2020

Im Bereich der Abwasserbehandlung wog der Wert der biologischen Stufe mit 20.226 t CO₂-eq/a am meisten. Dabei handelte es sich ausschließlich um Lachgasemissionen während der biologischen Stickstoffelimination. Der im Abwasser in die Gewässer eingetragene Anteil ist der zweite Emissionspfad auf der Abwasserschiene und trug mit 5.110 t CO₂-eq/a zu den Emissionen der Abwasserbehandlung bei (vgl. Tabelle 8).

Tabelle 8: Übersicht der direkten Treibhausgasemissionen der Abwasserreinigung des RV

Verfahrensebene	Entstehungsort	Variable	Wert		Einheit
Abwasserbehandlung	Biologie	B _{CO2-eq,N2O,RV1}	20.226	25.333	t CO ₂ -eq/a
	Ablauf	B _{CO2-eq,N2O,RV2}	5.107		t CO ₂ -eq/a
Schlammbehandlung	Schlammzwischenlager	B _{CO2-eq,CH4,RV-KA1}	340	9.053	t CO ₂ -eq/a
	Schlammplätze	B _{CO2-eq,CH4,RV-KA2}	430		t CO ₂ -eq/a
	Faulbehälterabläufe	B _{CO2-eq,CH4,RV-KA3}	1.121		t CO ₂ -eq/a
	Nacheindicker	B _{CO2-eq,CH4,RV-KA4}	7.162		t CO ₂ -eq/a
Gasverwertung	Gasleitungs- und Speichersysteme	B _{CO2-eq,CH4,RV-KA5}	183	2.754	t CO ₂ -eq/a
	Gasverwertung	B _{CO2-eq,CH4,RV-KA6}	2.571		t CO ₂ -eq/a
Gesamt	Gütebereich	B_{CO2-eq,CH4,RV-KA}	37.247		t CO₂-eq/a

Die wesentlichen Emissionsquellen der Schlammbehandlung setzten ausschließlich CH₄ frei. Sie gliedern sich in Emissionen während der Rohschlammlagerung und Schlammtransporten, der Zwischenlagerung auf Schlammplätzen (Lagerzeit > 90 d), der

Freisetzung im Ablauf von Faultürmen und der Restgasentwicklung während der Faulschlammbehandlung (33 Anlagen beim RV). Der größte Teil der CH₄-Emissionen ist auf das Restgaspotential im Anschluss an anaerobe Stabilisierungsprozesse zurückzuführen. Der Anteil der Emissionen an den Gesamtemissionen lag mit 7.160 t CO₂-eq/a bei 20 %. Die Ausgasung von Methan aufgrund der Übersättigung unter atmosphärischen Bedingungen im Vergleich zum Faulraum liegt in der Bilanz bei 3,0 %. Die übrigen Komponenten der Schlammschiene umfassen die Faulschlammzwischenlagerung vor dem Transport zu nahegelegenen Schlammbehandlungsanlagen sowie die mittelfristige Schlamm Lagerung auf Schlammplätzen zwischen einzelnen Entwässerungskampagnen. Die Schlammtransporte auf zentrale Stabilisierungsstandorte werden von 30 KA aus durchgeführt. Die daraus resultierenden Emissionen beliefen sich auf 340 t CO₂-eq/a. Der Wert der aktiv betriebenen Schlammplätze liegt mit 434 t CO₂-eq/a in einer ähnlichen Größenordnung. Vor dem Hintergrund, dass nur drei Schlammplätze in der Bilanz berücksichtigt werden mussten, ist hier jedoch ein relativ hohes Potential je Standort zu sehen. An den Gesamtemissionen hatte die aktive Nutzung von Schlammplätzen jedoch einen geringen Anteil von 1,2 %.

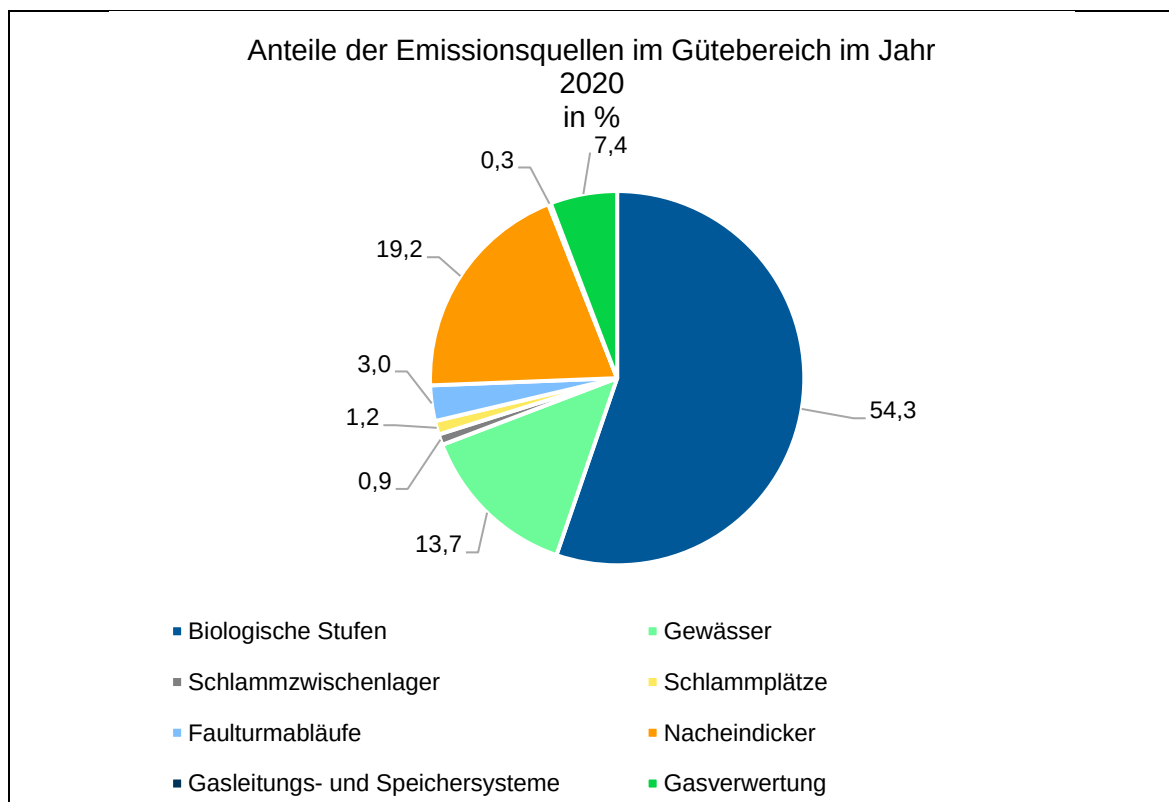


Bild 11: Anteile der Emissionsquellen der Abwasserbehandlung im Jahr 2020

Auf der Ebene der Gasverwertung wurden die größten THG-Emissionen im Bereich der Gasverwertung durch Schlupf in BHKW oder Direktverdichtern freigesetzt. Bei der Verwertung traten insgesamt CH₄-Emissionen i. H. v. 2.754 t CO₂-eq/a, was 96 % der Emissionen der Gasverwertung entspricht. Der übrige Anteil von 4 % bzw. 107 t CO₂-eq ist auf diffuse Emissionen aus Gasleitungen oder dem Faulraum zurückzuführen.

Auf die behandelte Abwassermenge i. H. v. 232.358.700 m³ bezogen wurden 160 g CO₂-eq/m³ freigesetzt. Der RV behandelte im Jahr 2020 nach Einwohnerwerten (CSB₁₂₀) eine Abwassermenge von rd. 2.2 mio. Einwohnern. Aus der Einwohnerzahl (E) ergibt sich eine einwohnerspezifische Menge an direkten Emissionen von 16,6 kg CO₂-eq/E für das Jahr 2020 (s. folgende Tabelle). Parravicini et al. (2016) geben einen Wert für KA mit anaerober Schlammbehandlung von 25 kg CO₂-eq/E an. Die Werte liegen in einer ähnlichen Größenordnung, sind jedoch geringer. Ursache der geringeren Mengen können die geringe Belastung der anaeroben Behandlungsanlagen und lange Faulzeiten sein, die eine geringe Übersättigung im Ablauf der Faultürme und ein geringeres Restgaspotential zur Folge haben. Untersuchungen zur Vakuumentgasung auf der KA Iserlohn-Baarbachtal und der KA Menden aus Faulschlämmen bestätigen diese Annahmen. Darüber hinaus liegen die Stickstoffeliminationsgrade der Anlagen des RV, insbesondere bei hoher Zulaufbelastung (GK 5), über den bei Parravicini et al. (2016) beschriebenen Werten von 77 %, sodass auch hier geringere Emissionen im RV zu erwarten gewesen sind.

Tabelle 9: Übersicht der einwohnerspezifischen und abwassermengenspezifischen Emissionen

Verfahrensebene	Entstehungsort	Emissionen im Jahr 2020		
		t CO ₂ -eq/a	kg CO ₂ -eq/E	g CO ₂ -eq/m ³
Abwasserbehandlung	Biologie	20.226	9,01	87,0
	Ablauf	5.107	2,27	22,0
Schlammbehandlung	Schlammzwischenlager	340	0,15	1,46
	Schlammplätze	430	0,19	1,85
	Faulbehälterabläufe	1.121	0,50	4,83
	Nacheindicker	7.162	3,19	30,8
Gasverwertung	Gasleitungs- und Speichersysteme	107	0,05	0,46
	Gasverwertung	2.754	1,23	11,9
Gesamt	Abwasserreinigung	37.247	16,6	160

Eine Auswertung nach Größenklassen zeigt einen hohen Anteil der Größenklassen 5 und 4 an den Gesamtemissionen.

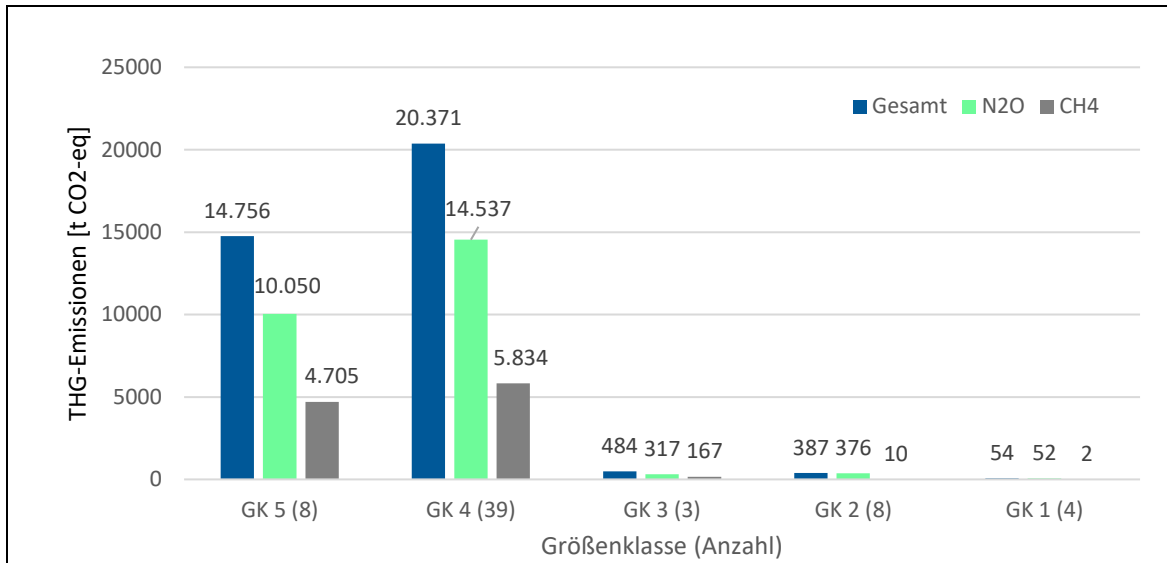


Bild 12: Darstellung der für jede KA-Größenklasse (GK) summierten THG-Emissionen

Aufgrund der hohen Anzahl von 39 KA der Größenklasse 4 sind die acht Anlagen der Größenklasse 5 insgesamt quantitativ höher zu bewerten. Die Emissionen der Schlammbehandlung liegen mit Werten von jeweils 4.705 t CO₂-eq/a (Größenklasse 5) und 5.834 t CO₂-eq/a (Größenklasse 4) in einem ähnlichen Wertebereich. Insgesamt entsprechen die Emissionen der GK5-Anlagen ca. 75 % der THG-Emissionen. Die Anlagen der GK1 sind für die Bilanz weitestgehend vernachlässigbar. Die Anlagen der GK2/3 liegen in einem ähnlichen Bereich, jedoch in Summe deutlich unterhalb der größeren Anlagen. Die Unterschiede sind auf die höhere Gesamtbelastung der größeren Anlagen zurückzuführen. Im Vergleich liegen die CO₂-Emissionen für die GK5 einwohnerspezifisch jedoch mit 16,5 kg CO₂-eq/(E*a) deutlich unterhalb der kleineren Anlagen. Der Emissionswert fällt in dem Zusammenhang mit einem Anstieg einwohnerspezifischen Belastung bzw. der Größenklasse ab. Die höchsten Emissionen resultieren dementsprechend für die GK1-Anlagen in einem Wert von 40,1 kg CO₂-eq/(E*a).

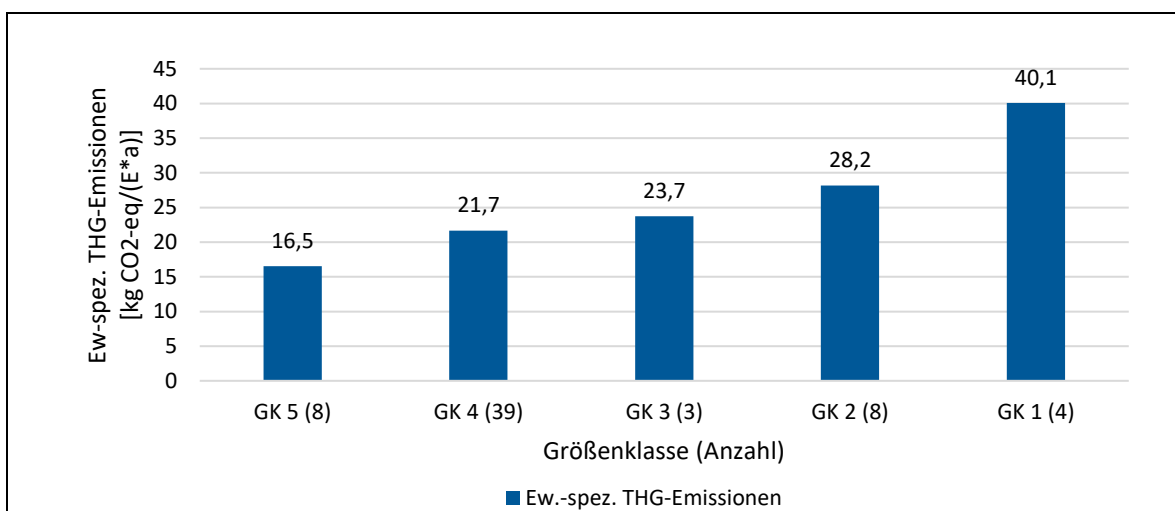


Bild 13: Einwohnerspezifische THG-Emissionen der KA nach Größenklassen

Ausschlaggebend ist in der Regel ein geringerer Wirkungsgrad der Stickstoffelimination, der sich sowohl auf der Gewässerseite wie auch der Prozessebene in Form höherer spezifischer N_2O -Emissionen auf den kleineren Anlagen auswirkt. Im Mittel wurden auf den Kläranlagen der Größenklasse 4 im Jahr 2020 71,5 % der Stickstofffracht eliminiert. Im Vergleich betrug die Eliminationsrate auf den Kläranlagen der Größenklasse 5 80,5 %.

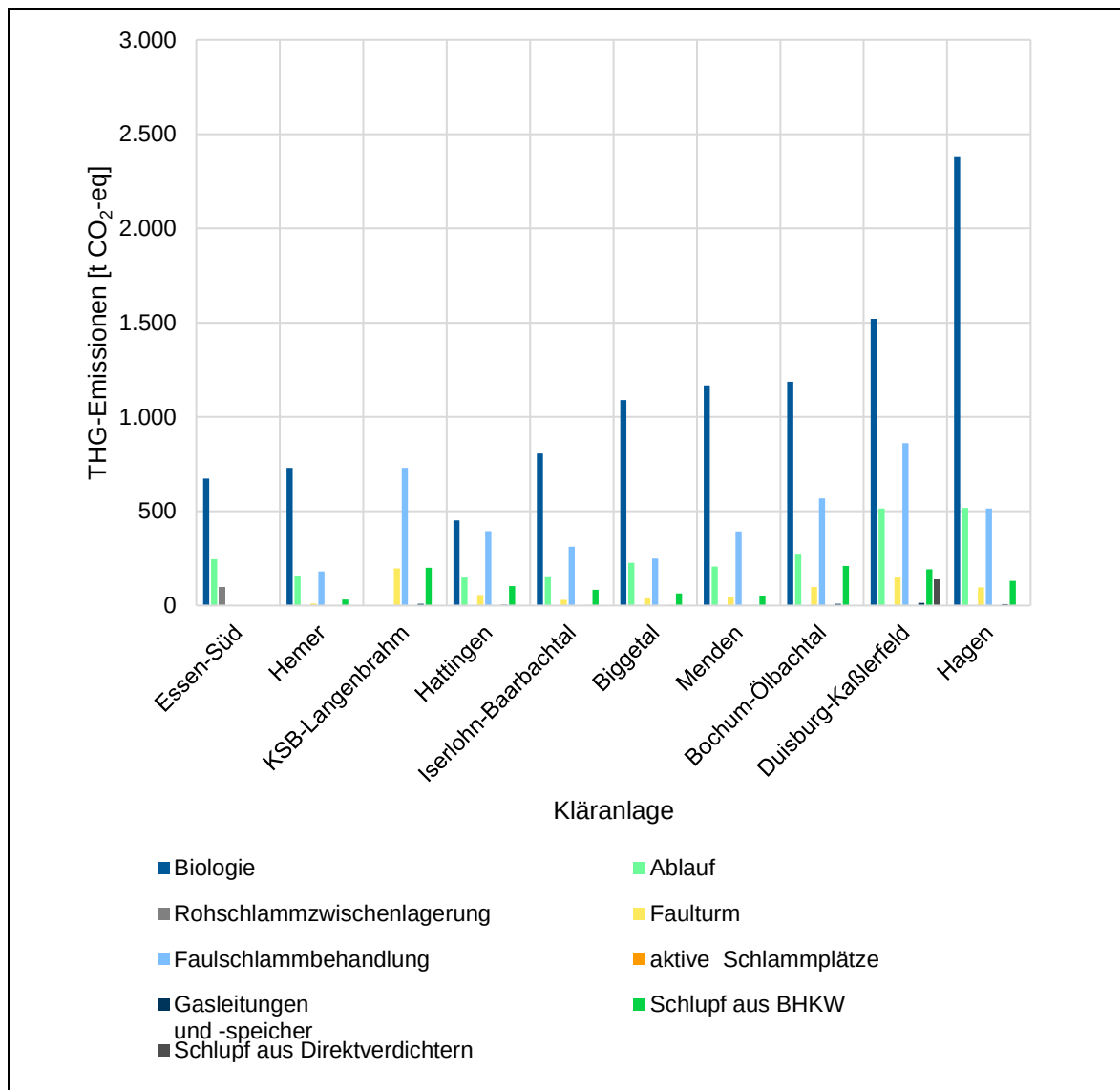


Bild 14: Übersicht der direkten THG-Quellen der zehn größten $\text{CO}_2\text{-eq}$ -Emittenten unter den RV-Kläranlagen im Jahr 2020.

Der Fokus auf die zehn größten Emittenten zeigt, dass diese mit rd. 18.730 t $\text{CO}_2\text{-eq/a}$ rd. 50 % der THG-Emissionen verursachten. Darunter befindet sich mit der KA Hemer nur eine Kläranlage der Größenklasse 4 und auch die KSB Langenbrahm. Mit Ausnahme der KSB machten die Lachgasemissionen jeweils den größten Teil der THG-Emissionen aus. Auf der KA Hattingen lagen die CH_4 - und N_2O -Emissionen aufgrund des hohen Faulschlammaufkommens verhältnismäßig nah beieinander. Auf der KA Hagen resultierte

die mäßige Stickstoffeliminationsrate von 75,7 % in Kombination mit der dritthöchsten Zulaufkraft (N_{ges}) zu der insgesamt größten N_2O -Emission im Kläranlagenvergleich.

Emissionsminderungspotentiale

Der größte Hebel zur Verringerung der THG-Emissionen ist unter Berücksichtigung des angewendeten Berechnungsmodells die Optimierung der Stickstoffelimination der biologischen Abwasserbehandlung. Mit einer Erhöhung des Wirkungsgrades von bspw. 80 % auf 90 % verringert sich der anzusetzende EF zur Bestimmung der Lachgasemission von 0,39 % auf 0,14 %. Unter der Annahme eines flächendeckenden Wirkungsgrades von 90 % könnte damit die freigesetzte N_2O -Menge mit den im Jahr 2020 vorliegenden Zulaufkräften von 20.230 t CO_2 -eq/a auf 4.060 t CO_2 -eq/a reduziert werden.

Für eine wirtschaftlichere Betrachtung wurde eine Auswertung zur Optimierung von Kläranlagen rechnerisch untersucht, die mit einem Anteil > 2 % zu den N_2O -Emissionen beitragen. Aus dem Kriterium ergeben sich 16 KA, durch deren Optimierung auf $\eta = 90$ % die freigesetzte Gesamtmenge aller Anlagen auf rd. 9.400 t CO_2 -eq/a verringert werden könnte. Durch die Umsetzung würde die emittierte Menge der betroffenen Anlagen von 13.600 t CO_2 -eq/a auf rd. 2.700 t CO_2 -eq/a fallen.

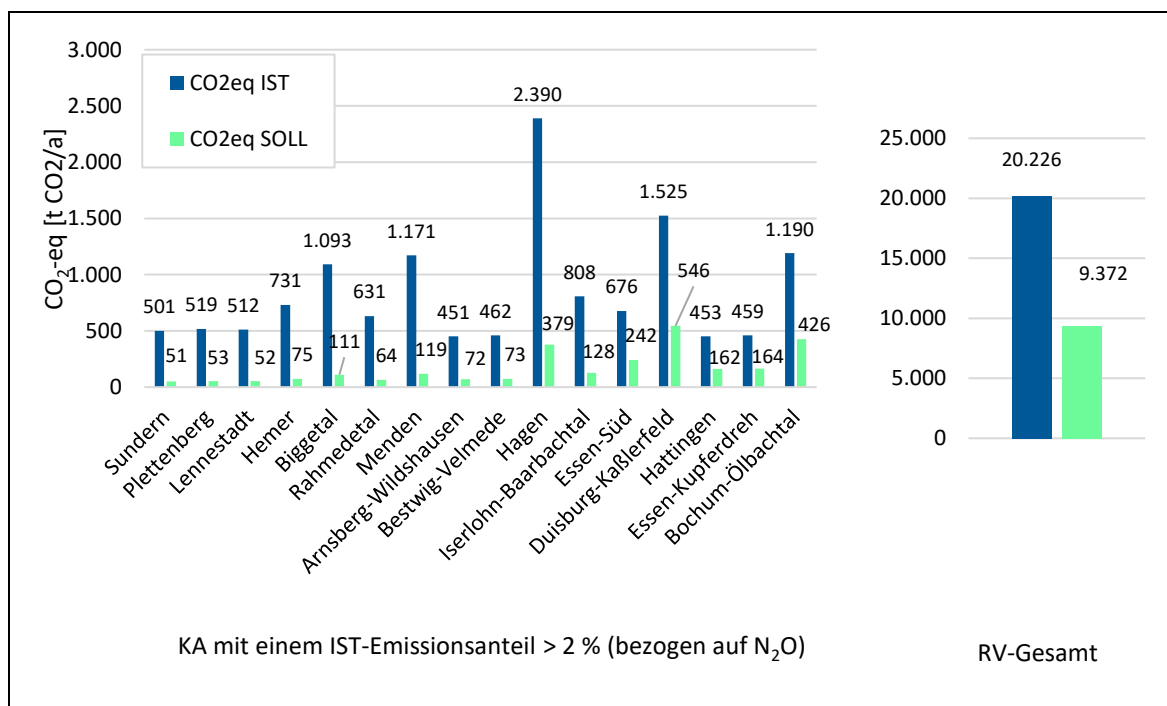


Bild 15: Vergleich der Lachgasemissionen aus Kläranlagen mit einem aktuellen Anteil > 2 % an den Gesamtlachgasemissionen (IST) und den Lachgasemissionen beim Wirkungsgrad der Stickstoffelimination $\eta = 90$ %. (SOLL).

Der größte Effekt kann absolut betrachtet für die KA Hagen erreicht werden, auf der durch eine Verbesserung des Abbaugrades eine Einsparung von rd. 2.000 t CO₂-eq/a erwartet werden kann. Weitere Anlagen, bei denen ein ähnlicher Effekt zu erwarten ist, sind bspw. die KA Duisburg-Kaßlerfeld, Menden, Biggetal und Rüthen.

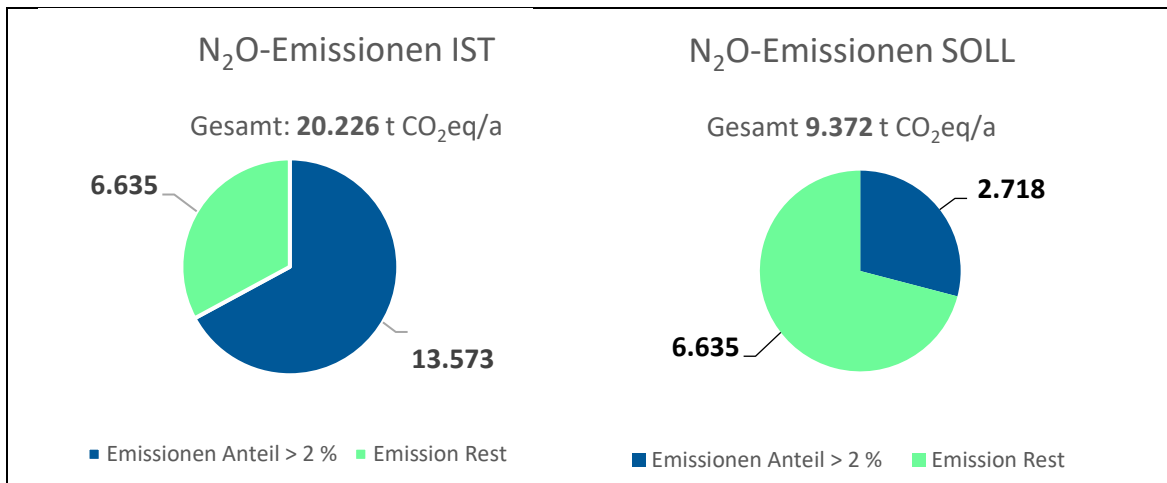


Bild 16: Vergleich der N₂O-Emissionen aus der biologischen Stickstoffelimination im aktuellen Zustand (IST) und bei einer Verbesserung des Wirkungsgrads auf 90 % bei ausgewählten Anlagen.

Technisch lassen sich die Prozesse der Stickstoffelimination unabhängig der Eliminationsleistung außerdem betrieblich und baulich optimieren, indem definierte Prozessbedingungen sichergestellt werden. Klare Verhältnisse zur Nitrifikation mit ausreichender Sauerstoffversorgung, ausreichender Kohlenstoffverfügbarkeit in Denitrifikationsphasen sowie großen und gut durchmischten Beckenvolumina sind Grundlage für stabile Prozessbedingungen und geringe Konzentrationsgradienten, über welche geringere N₂O-Emissionen erreicht werden können (DWA-M 230-1). Grundlage dafür ist eine enge Prozesskontrolle der Sauerstoffversorgung, des Redoxpotentials und der Stickstoffkonzentrationen mittels online-Messtechnik. Möglichkeiten zur Prozessüberwachung bzw. der Optimierung der Biologie bietet in dem Zusammenhang mittlerweile auch der Einsatz von online-N₂O-Messsystemen (bspw. der Fa. Unisense).

Eine weitere Möglichkeit zur Optimierung der Stickstoffelimination besteht in der Prozesswasserbehandlung im Teilstrom. Durch eine Ausweitung der Teilstrombehandlung wie bspw. auf der Kläranlage Plettenberg. Als Folge sinken die intern rezirkulierten Stickstofffrachten, die derzeit noch weitestgehend im Hauptstrom mitbehandelt werden. Aufgrund der immer höheren Anforderungen an die Stickstoffelimination führt diese Rückbelastung bereits heute teilweise zu einer Überlastung des Hauptstroms (bspw. KA Arnsberg).

Durch die gezielte Elimination der Stickstofffrachten im Teilstrom wird die Rückbelastung eliminiert, sodass im Hauptstrom eine größere Eliminationskapazität in Bezug auf die Zulauffrachten erreicht wird und somit der Wirkungsgrad erhöht werden kann. Bei der Teilstrombehandlung ist derzeit allerdings noch zu bewerten, ob technische verfügbare

Prozesse wie bspw. die Deammonifikation eine geringere THG-Emission während der Stickstoffelimination ermöglichen. Studien zeigen in dem Zusammenhang bereits höhere EF bei der Anwendung von Nitritationsverfahren, welches ebenfalls ein Teilprozess der Deammonifikation ist.

Eine Alternative zur vollständigen Elimination von N_2O -Emissionen ist das CANDO-Verfahren, bei dem N_2O -Emissionen gezielt biologisch aus Prozesswässern produziert werden und im Anschluss in BHKW als Oxidationsmittel energetisch verwertet werden. Auch wenn der auf kommunalen KA erzielbare energetische Mehrwert im Vergleich zur Biogasverwertung gering ist, kann das THG-Potential durch die Verbrennung von N_2O eliminiert werden. Das Verbrennungsprodukt ist CO_2 -neutraler Stickstoff. Bisher ist das Verfahren jedoch nicht pilotiert worden. Studien belegen jedoch die Anwendbarkeit des Verfahrens auf die Behandlung realer Prozesswässer (Weißbach et al., 2018a, Weißbach et al., 2018b).

Im Bereich der Schlammbehandlung lassen sich CH_4 -Emissionen im Ablauf des Faulturms sowie der Nacheindickung potenziell vollständig vermeiden. Die Emissionen der beiden Quellen betrugen im Jahr 2020 22,2 % anteilig an den direkten Gesamtemissionen. Über konstruktive Maßnahmen kann bspw. der Überfall im Ablauf der Faulbehälter gasdicht gestaltet werden. Das durch Druckentspannung und Übersättigung in den so entstehenden Gasraum diffundierende CH_4 kann so erfasst, abgezogen und über BHKW energetisch verwertet und zu klimaneutralem CO_2 umgesetzt werden. In Nacheindickerguppen freigesetztes Restgas aus Nachgärungsprozessen sowie ggf. noch aufgrund der Übersättigung aus dem Faulraum vorhandenes CH_4 kann darüber hinaus über eine Vakuumentgasung weitestgehend entzogen werden. Voraussetzung für den Einsatz der Technologie der Vakuumentgasung ist wiederum eine Abdeckung der Eindicker, sowie die Installation entsprechender Vakuumtechnik (bspw. der Fa. Eliquo). Auch hier wird das abgezogene Gas der Verwertung zugeführt. Die Wirtschaftlichkeit der Maßnahme ist nach Aussage des Herstellers in Abhängigkeit des Restgaspotentials möglich. Aufgrund der inhärenten CO_2 -Entgasung wird außerdem die Entwässerbarkeit des Schlammes erhöht. Durch die pH-Wert-Steigerung wird zudem die methanogene Biozönose gehemmt, sodass eine vollständige Elimination der CH_4 -Emissionen auch im weiteren Verlauf der Schlammbehandlung durch Anwendung der Technik möglich erscheint.

Betriebliche Maßnahmen zur Verringerung der CH_4 -Emissionen der Schlammbehandlung umfassen eine höhere Voreindickung der Rohschlämme. Die zu behandelnden Mengen werden dadurch verringert und die Faulzeiten steigen. Über die insgesamt geringeren Mengen wird weniger gelöstes Methan aus dem Faulraum ausgetragen. Darüber hinaus sinkt das Restgaspotential der Faulschlämme aufgrund der Steigerung des Ausfaltungsgrads. An der Stelle ist auf eine ausreichende Leistung der Mischaggregate zu achten. Weitere Maßnahmen umfassen die Schaffung aerober Milieus zum Beispiel durch eine intermittierende Belüftung des Schlammes im Nacheindicker. Durch eine gezielte Kalkung kann außerdem der Faulschlamm über eine Anhebung des pH-Werts stabilisiert und eine Nachgärung damit unterbunden werden.

Bei der Gasverwertung lassen sich Emissionen über den Methanschlupf aus BHKW über Oxidationskatalysatoren verringern, die bereits auf den größeren Anlagen beim RV eingesetzt werden. Die THG-Emissionen im Abgasstrom können durch den Einsatz von Oxidationskatalysatoren voraussichtlich um rd. ein Drittel gesenkt werden.

4.3.4.3 Altschlammplätze

Altschlamm beschreibt Klärschlamm, der in der Vergangenheit in Schlammplätzen, deren Betrieb durch keine regelmäßigen oder vollständigen Leerungen gekennzeichnet war (sog. Altschlammplätze), abgelagert worden ist.

In den Altschlammplätzen des RV wurden nur zuvor im Klärprozess biologisch stabilisierte Klärschlämme abgelagert. Daher ist die biologische Restaktivität und damit das Gasbildungspotenzial grundsätzlich als gering einzuschätzen, insbesondere unter Berücksichtigung der Ablagerungszeit der Schlämme von mittlerweile oft mehreren Jahrzehnten.

Um dies zu verifizieren, wurden exemplarisch an einem Altschlammplatz Gasmessungen durchgeführt und auf Grundlage dieser Ergebnisse ein Gasprognosemodell kalibriert und angewandt (vgl. Bericht BT/März 2021 „Schlammplatz Plettenberg, Bewertung von Methanemissionen“).

Diese rechnerische Ermittlung potenzieller Gasemissionen ist mittlerweile fester Bestandteil der Zusammenfassenden Risikobewertungen für Altschlammplätze und wurde so von den Behörden akzeptiert.

Laut AWK 2020 verbleiben beim RV langfristig 13 Altschlammplätze mit einem verfüllten Volumen von rund 0,9 Mio m³ Klärschlamm.

Die wichtigsten Ergebnisse einer überschlägigen Anwendung des Gasprognosemodells für alle 13 Altschlammplätze zeigen die folgenden Abbildungen.

Bild 17 zeigt die ermittelte jährliche Gasproduktion, Bild 18 die entstehende Gesamtgasmenge für den Prognosezeitraum von 1950 bis 2070.

Es wird deutlich, dass von der prognostizierten Gesamtgasmenge von rund 48 Mio m³ zum jetzigen Zeitpunkt bereits 43,5 Mio m³ emittiert sind und bis zum Jahr 2070 noch rund 4,3 Mio m³ emittieren werden. Die verbleibende Gasemission umfasst also nur noch 9 % des Ursprungspotentials, zudem ist die Austrittsrate rückläufig.

Der Gasprognoserechnung in Anlage 2 kann man ferner die durchschnittliche stündliche Gasemission bezogen auf die Oberfläche der SP entnehmen. Sie liegt für das Jahr 2021 bei 0,1618 l/m²*h und ist als sehr niedrig einzuschätzen, da sie weit unter den in der Literatur zu findenden Werten von 4-6 l/(m²*h) liegt, die als zulässige Restgasemissionen angesehen werden, unterhalb derer keine Gefährdung durch austretendes Gas besteht.

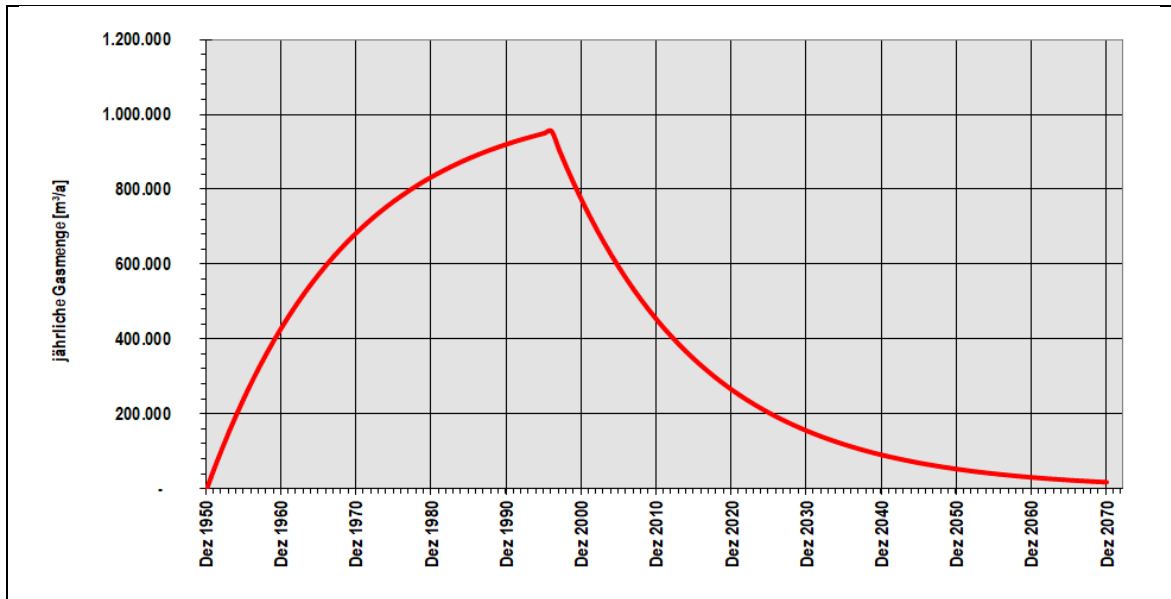


Bild 17: Prognostizierte jährliche Gasmenge der verbleibenden SP des RV

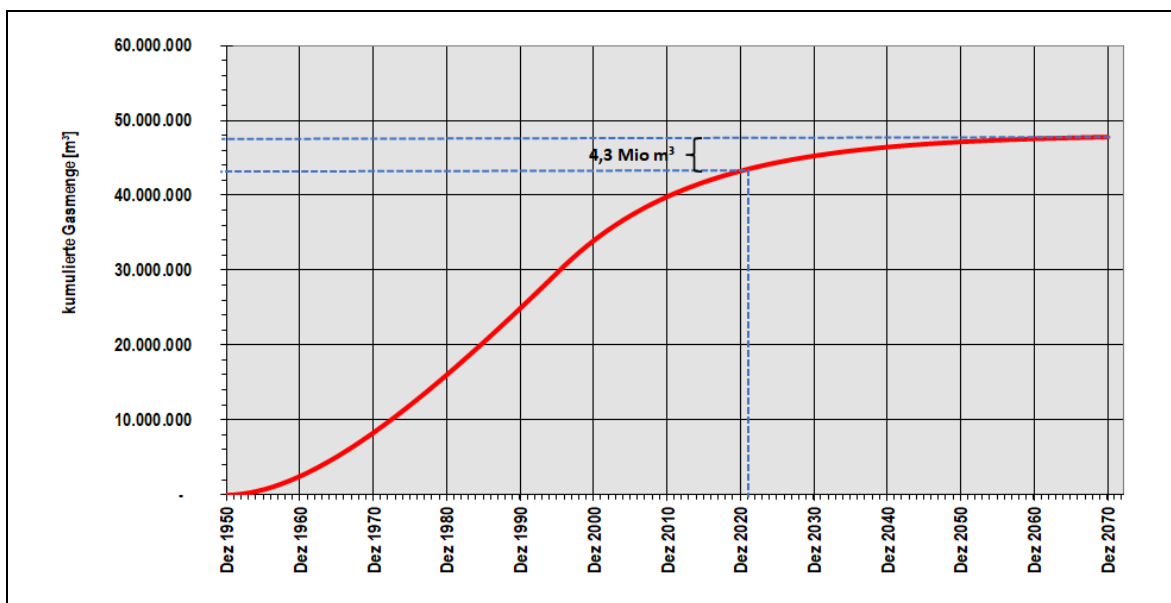


Bild 18: Prognostizierte kumulierte Gasmenge der verbleibenden SP des RV

Die durchgeführten Gasmessungen an einem Altschlammplatz zeigen, dass die ohnehin schon geringen Rest-Methangehalte in den oberflächennahen Schichten weitgehend oxidiert werden und schadlos als CO₂ austreten können.

Bei den prognostizierten Gasmengen handelt es sich demnach hauptsächlich um CO₂.

Somit kann man festhalten, dass bei den Altschlammplätzen des RV keine Sicherheits- oder Umweltgefährdung durch austretendes Gas vorliegt und weitere Maßnahmen zur Gefahrenabwehr oder Emissionsminimierung nicht erforderlich sind.

4.3.4.4 Deponien

Deponien sind abfallrechtlich zugelassene Abfallentsorgungsanlagen, in denen Abfälle zeitlich unbegrenzt oberirdisch abgelagert werden.

Laut AWK 2020 verbleiben beim RV langfristig 4 Deponien mit einem verfüllten Volumen von rund 1,4 Mio m³.

Das für die Altschlammplätze des RV kalibrierte Gasprognosemodell lässt sich für eine erste, grobe Abschätzung der Gasemissionen aus den RV-Deponien auch für diese anwenden.

Bei der Berechnung (Anlage 3) wurde davon ausgegangen, dass es sich bei dem verfüllten Volumen auf den Deponien in Gänze um stabilisierten und entwässerten Klärschlamm handelt, teilweise geringe angelieferte Mengen von Sandfang und Rechengut wurden Klärschlamm gleichgesetzt.

Die wichtigsten Ergebnisse der Gasprognose für die RV-Deponien sind in den folgenden Abbildungen dargestellt.

Folgende Abbildungen zeigen die ermittelte jährliche Gasproduktion bzw. die entstehende Gesamtgasmenge für den Prognosezeitraum von 1964 bis 2084.

Es wird deutlich, dass von der prognostizierten Gesamtgasmenge von rund 77,2 Mio m³ zum jetzigen Zeitpunkt bereits 64,2 Mio m³ emittiert sind und bis zum Jahr 2084 noch rund 13,1 Mio m³ emittieren werden. Die verbleibende Gasemission umfasst also noch 17 % des Ursprungspotentials, zudem ist die Austrittsrate rückläufig.

Die Restgasemission auf den RV-Deponien ist auf Grundlage der Prognoserechnung als insgesamt gering einzuschätzen. Die prognostizierte oberflächenbezogene Gasemission liegt für das Jahr 2021 bei 0,4035 l/(m²*h) mit fallender Tendenz und damit weit unter den in der Literatur zu findenden Werten von 4-6 l/(m²*h) liegt, die als zulässige Restgasemissionen angesehen werden, unterhalb derer keine Gefährdung durch austretendes Gas besteht und folglich keine weiteren Maßnahmen erforderlich sind.

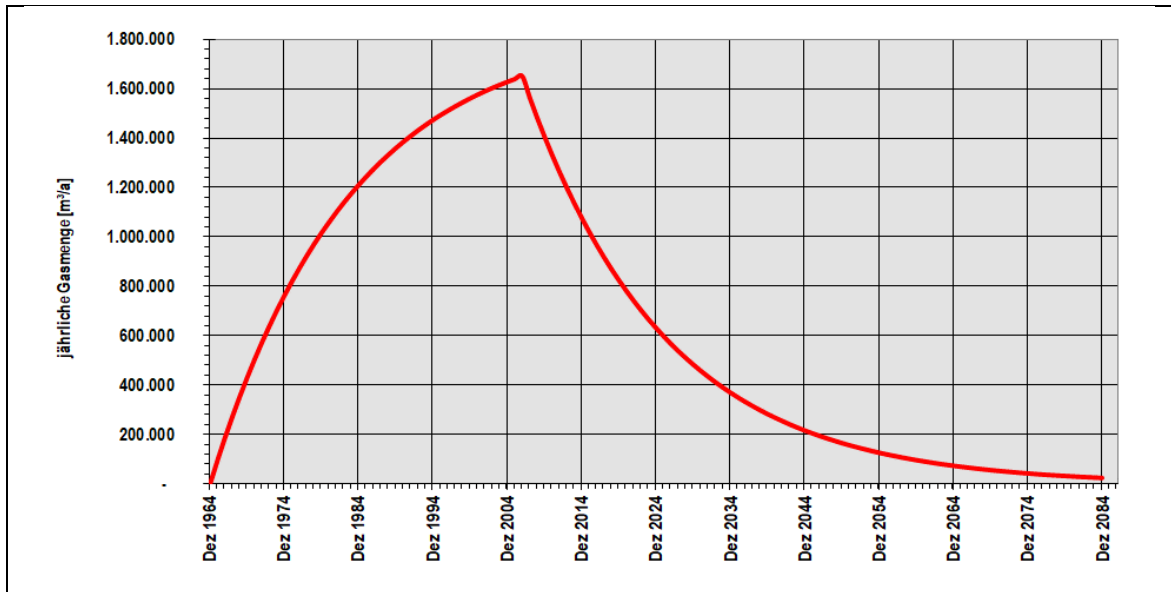


Bild 19: Prognostizierte jährliche Gasmenge der verbleibenden Deponien des RV

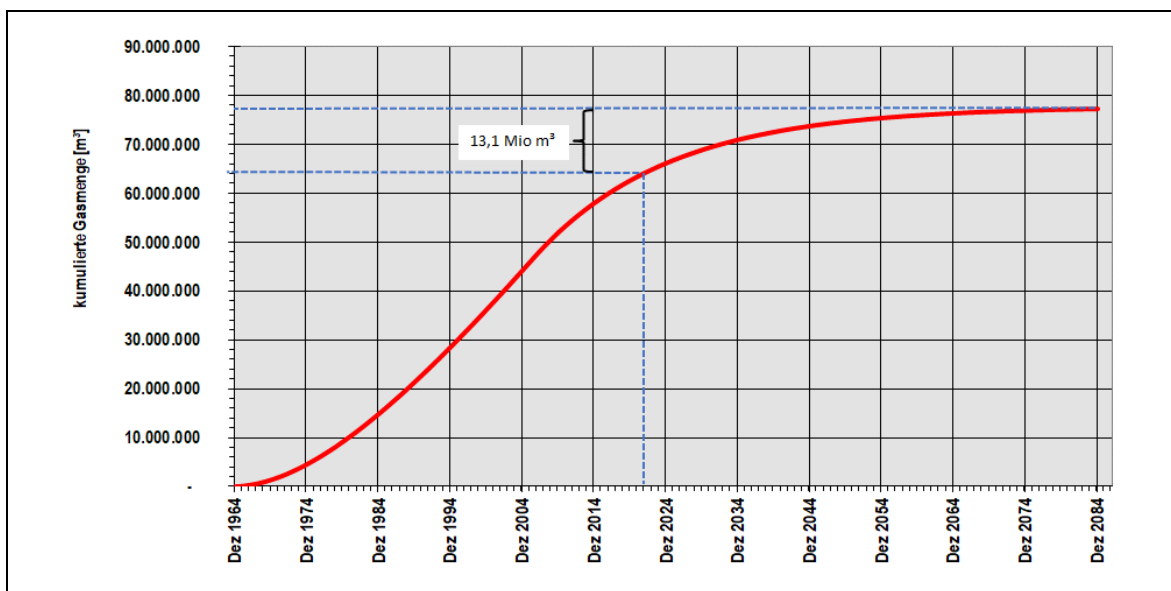


Bild 20: Prognostizierte kumulierte Gasmenge der verbleibenden Deponien des RV

Bei den RV-Deponien ist, ähnlich wie bei den Altschlammplätzen, davon auszugehen, dass die ohnehin schon geringen Rest-Methangehalte in den oberflächennahen Schichten weitgehend oxidiert werden und schadlos als CO_2 austreten können.

Bei den prognostizierten Gasmengen wird es sich demnach hauptsächlich um CO_2 handeln, was im Falle der RV-Deponien noch durch Messungen zu belegen wäre.

4.3.4.5 Neuschlammplätze und Schlammzwischenlager

Neuschlammplätze sind regelmäßig betriebene Schlammplätze, die der natürlichen Entwässerung, d.h. der statischen Eindickung von flüssigen, stabilisierten Schlämmen vor der weiteren Behandlung und endgültigen Entsorgung dienen.

Schlammzwischenlager dienen im Notfall der vorübergehenden Lagerung von stabilisierten, entwässerten Klärschlämmen. Die Lagerdauer der Schlämme darf aus Genehmigungs-gründen maximal ein Jahr betragen.

Über Gasemissionen aus Neuschlammplätzen und Klärschlamm-Zwischenlagern liegen beim RV bisher keine Informationen vor. Da nach 0,5 bis 3 Jahren nach Ablagerungsbeginn die Gasbildung am höchsten ist, soll anhand von im Frühjahr 2022 an ausgewählten Standorten durchzuführenden Gasmessungen, das Gasprognosemodell auch für Neuschlammplätze und Klärschlamm-Zwischenlager kalibriert und angewendet werden.

4.3.5 Direkte Emissionen aus Prozessen (1.4)

Nach erfolgter juristischer Klärung nimmt die Klärschlammverbrennungsanlage der WFAE nicht am EU-Emissionshandels-System teil. Die bei der Schlammverbrennung eingesetzten fossilen Energieträger (Kohle, Gas) werden im Abschnitt „Abfallaufkommen im Betrieb“ bilanziert, da sie bei der Behandlung der Abfälle, d.h. der thermischen Verwertung eingesetzt werden.

4.4 Eingekaufte, netzgebundene Energie (Scope 2)

4.4.1 Indirekte Emissionen aus gekauftem Strom (Kategorie 2a)

Die bezogenen Gesamtmenge des Stroms wird aus der Strombilanz von BT entnommen. Subtrahiert werden hier die Mengen der Wohnhäuser und Ferienhäuser, da der dort verbrauchte Strom vom jeweiligen Mieter genutzt wird. Ebenfalls nicht mit berücksichtigt ist das Kanalnetz Meschede, da es nur vom Ruhrverband betrieben wird. Dies ist Dienstleistungen und nicht dem unternehmenseigenen Verbrauch zu zuordnen. Eine weitere Besonderheit ist das in Kooperation mit der EGLV betriebene Labor. Anhand der eingegangenen Aufträge wird jährlich eine Nutzungsverteilung berechnet die bei 60% RV und 40% EGLV +/-2% liegt. Für den Ruhrverband werden demnach nur ca. 60% des Stromverbrauchs des Labors angesetzt.

Das spezifische CO₂-Äquivalent entstammt dem jährlich aktualisierten deutschen Strommix vom Umweltbundesamt, die genauen Quellen sind in der Tabelle der Emissionsfaktoren und Heizwerte den Anhang zu entnehmen.

4.4.2 Indirekte Emission aus Fernwärme/-kälte (Kategorie 2b)

Am Verwaltungsstandort in Essen wird für das neue und alte Ruhrhaus sowie für das Labor Fernwärme bezogen. Bis zum Jahr 2017 wurden hier die Rechnungen des EVU als

Berechnungsgrundlage genutzt. Die Abrechnung erfolgt jedoch nicht kalenderscharf, sondern vom 01.07-30.06. Da die Bilanz bisher vor Juli des Folgejahres fertiggestellt werden musste, konnte so keine kalenderscharfe Abrechnung erfolgen. Seit 2018 können die verbrauchten Kilowattstunden von ruhrverbandseigenen Zählern abgelesen und für die Berechnung verwendet werden.

Unabhängig von der Erfassung der Kilowattstunden Wärme werden analog zum Strombezug nur ca. 60% der verbrauchten Menge des Labors für den Ruhrverband angesetzt.

Das spezifische CO₂-Äquivalent wird der Datenbank GEMIS entnommen, die genauen Quellen sind in der Tabelle der Emissionsfaktoren und Heizwerte im Anhang aufgeführt.

4.5 Indirekte Emissionen vorgelagerte Wertschöpfungskette (Scope 3)

4.5.1 Gekaufte Waren und Dienstleistungen (Kategorie 4a)

Die Gesamtanzahl an gekauften Waren des Ruhrverbands ist sehr umfangreich es wäre empfehlenswert hier eine Überprüfung vorzunehmen, ob die Waren mit größtem Potential aufgenommen sind. Wichtig ist hierbei nicht nur die verbrauchte Menge, sondern insbesondere das zugehörige spezifische CO₂-Äquivalent.

Erfasst werden bisher die Betriebsmittel: Fällmittel, Kohlenstoffquellen, Polymere und Sonstige (Harnstoff, Natronlauge, Phosphorsäure und Salzsäure). Die Mengen werden über den Einkauf ermittelt, so dass analog zu den Flüssiggas- und Heizölmengen, die angegebenen Mengen nicht zwangsläufig in dem Betrachtungsjahr auch verbraucht wurden.

Gekaufte Dienstleistung sind in der CO₂-Bilanz nicht inkludiert, da die Datenlage der Menge und Art an Dienstleistungen sowie der spezifischen CO₂-Äquivalente nur mit unverhältnismäßigem Aufwand bzw. gar nicht zu ermitteln sind.

Für einige Emissionsquellen der aufgenommenen Waren gibt es keine direkte Angabe eines spezifischen CO₂-Äquivalents, so dass es über das Verhältnis der Inhaltsstoffe, deren CO₂-Äquivalente über GEMIS ermittelbar sind, berechnet wird. Hierzu zählen alle Kohlenstoffquellen sowie Harnstoff. Für den Einsatz an Polymeren gab es im CO₂-Äquivalent bisher keine Unterscheidung von Emulsion und Pulver.

4.5.2 Produktionsmittel/Anlagegüter (Kategorie 4b)

Emissionen, die bei der Herstellung von Anlagegütern entstehen (z.B. Maschinen, LKW-Fuhrpark, Neubau von Kläranlagenstufen) sind in der hier vorgelegten Bilanz (noch) nicht enthalten.

4.5.3 Kraftstoff- und Emissionsbezogene Emissionen

Emissionen aus vorgelagerten Prozessen, Verteilung und Verluste der Strom-, Wärme- oder Primärenergiebereitstellung sind beim Ruhrverband nicht relevant.

4.5.4 Vorgelagerter Transport und Vertrieb (Kategorie 3a)

Die Emissionen der Klärschlammtransporte zu den Verbrennungsanlagen sind in der Kategorie „Abfallaufkommen im Betrieb (Kategorie 4c)“ erfasst.

Nicht mit enthalten sind bisher die Schlammtransporte innerhalb des Ruhrverbands sowie die Rechengut, Sandfang- und andere Abfalltransporte. Eine genauere Betrachtung der Datenlage und der Emissionen zur Abschätzung der Relevanz für die CO₂-Bilanz des Ruhrverbands ist erforderlich.

4.5.5 Abfallaufkommen im Betrieb (Kategorie 4c)

Das in der CO₂-Bilanz dokumentierte Abfallaufkommen setzt sich bisher ausschließlich aus dem Transport und der Verbrennung des Klärschlammes zusammen.

Weitere andere Abfälle (Rechen- und Sandfanggut, sonstige Abfälle) sind derzeit nicht berücksichtigt, müssen in Zukunft aber auf Relevanz geprüft werden.

Auf Basis der Lieferscheine der LKW-Transporte des Klärschlammes wird die Anzahl der Lieferungen bestimmt. Die gefahrenen Kilometer werden über die Angaben des Ausgangspunktes und des Ziels der Lieferscheine sowie einer Tabelle, in der die Entfernungen aller Lieferausgangspunkte zu den Verbrennungsanlagen aufgeführt sind, ermittelt. Die Entfernungen in der Tabelle wurden mit Hilfe von google.maps erfasst, sind jedoch nicht zwangsläufig die tatsächlich gefahrenen Kilometer. Sie reichen aber aus, um eine realistische Einschätzung der gefahrenen Kilometer abzugeben. Die Menge entwässerter Klärschlamm wird ebenfalls anhand der Lieferscheine bestimmt. Neben den im Betrachtungsjahr angefallenen Klärschlamm-mengen auf den Kläranlagen, sind Mengen von Schlammplätzen und Deponien miterfasst, die im Betrachtungsjahr der Verbrennung zugeführt wurden.

Das spezifische CO₂-Äquivalent ist in der Tabelle der Emissionsfaktoren und Heizwerte im Anhang aufgeführt. Für den Transport des Klärschlammes wird von einem 40t LKW ausgegangen, da das durchschnittliche Transportgewicht bei 23 t (2020) liegt. Da in GEMIS drei verschiedene Varianten mit unterschiedlichen Dieserverbräuchen für 40t LKW vorliegen wird hier ein Mittelwert gebildet. Das spezifische CO₂-Äquivalent pro Tonne entwässerten Klärschlamm wird anschließend wie folgt hergeleitet:

$$CO_2 - \text{Äquivalent} [gCO_2/t_{KS_{entw}}] = \frac{\sum LKW - \text{Kilometer} [km/a] * \phi_{CO_2 - \text{Äquivalent}_{GEMIS}} [kgCO_2/Fzg.km]}{\sum KS - \text{Menge}_{entwässert} [t_{KS_{entw}}/a]} * 1000$$

Für die Berechnung der Emissionen der Verbrennung des Klärschlammes in der WFA E wird auf die für den Transport des Klärschlammes ermittelte Menge an entwässerten Schlamm zurückgegriffen.

Der Ruhrverband hat aufgrund seiner Beteiligung an der WFA E die Möglichkeit die jährlichen spezifischen CO₂-Äquivalente zu bestimmen. Die eingesetzte Stützfeuerung bestehend aus Wirbelschichtkohlen (Braunkohle (BK)), Sekundärbrennstoffen (SBS), Erdgas (G) und Heizöl (ÖL). Daneben wird die gesamte verbrannte Schlammmenge mengenmäßig erfasst und dem Ruhrverband zur Verfügung gestellt. Auf Basis der untenstehenden Formel wird ein für die WFA E spezifisches CO₂-Äquivalent pro Tonne entwässerten Klärschlamm berechnet.

$$CO_{2E} \left[\frac{kg CO_{2E}}{t_{Klärschlamm}} \right] = \frac{\left(BK \left[\frac{t}{a} \right] \cdot H_{BK} \left[\frac{kJ}{kg} \right] \cdot CO_{2,BK} \left[\frac{kg CO_{2E}}{kJh} \right] + SBS \left[\frac{t}{a} \right] \cdot H_{SBS} \left[\frac{kJ}{kg} \right] \cdot CO_{2,SBS} \left[\frac{kg CO_{2E}}{kJh} \right] + \ddot{O}L \left[\frac{t}{a} \right] \cdot H_{\ddot{O}L} \left[\frac{kJ}{l} \right] \cdot CO_{2,\ddot{O}L} \left[\frac{kg CO_{2E}}{kJh} \right] + 1000 \cdot G_{Gas} \left[\frac{m^3}{a} \right] \cdot H_G \left[\frac{kJ}{m^3} \right] \cdot CO_{2,G} \left[\frac{kg CO_{2E}}{kJh} \right] }{\sum \text{verbrannte KS-Menge} - WFAE_{Stützfeuerungs} \left[\frac{t_{Klärschlamm}}{a} \right] \cdot \frac{1}{1000}}$$

Dieses Äquivalent wird mit der vom Ruhrverband verbrannten Menge multipliziert, um so die vom Ruhrverband emittierten Emissionen zu erfassen.

Als Heizwert der Wirbelschichtkohle wurde ein Mittelwert von 20.000 kJ/kg (19.000-21.000 kJ/kg, Angabe von <https://braunkohle.de/glossareintrag/wirbelschichtbraunkohle/>) gewählt. Weitere Informationen zu den Heizwerten und den CO₂-Äquivalenten sind im Anhang aufgelistet.

4.5.6 Geschäftsreisen (Kategorie 3e)

Die Emissionen durch Geschäftsreisen (ÖPNV, Flugzeug, Hotelübernachtungen) wurden bisher nicht erfasst. Eine Überprüfung der Datenlage (Verkehrsmittel, Kilometer, u.a.) beim Ruhrverband sowie die Einschätzung der Wesentlichkeit wird empfohlen.

4.5.7 Berufsverkehr der Mitarbeiter (Kategorie 3c)

Die Fahrten der Ruhrverbandsmitarbeiter zu den Arbeitsstätten sind nicht erfassbar, da weder Daten zu den gefahrenen Kilometern noch zu den verwendeten Transportmitteln (PKW, ÖPNV, Fahrrad, u.a.) vorliegen und auch aus datenschutzrechtlichen Gründen nicht so einfach erfasst werden können.

4.5.8 Leasinggegenstände der vorgelagerten Wertschöpfungskette (Kategorie 4d)

Die Emissionen aus dem Betrieb von geleasten Gebäuden, Maschinen oder Fahrzeugen sind derzeit lediglich mit dem Stromverbrauch der geleasten Geräte (z.B. Kopierer) enthalten.

4.5.9 Sonstige

Nachfolgend gelistete Kategorien sind für den Ruhrverband nicht relevant:

- Nachgelagerter Transport und Vertrieb (Kategorie 3b)
 - Emissionen aus Transporten von verkauften Produkten
- Weiterverarbeitung verkaufter Zwischenprodukte
 - Emissionen, die durch Weiterverarbeitung der vom Unternehmen verkauften Zwischenprodukte entstehen
- Gebrauch verkaufter Produkte (Kategorie 5a)
 - Emissionen, die bei der Nutzungsphase der verkauften Güter beim Endkunden entstehen
- Entsorgung verkaufter Produkte (Kategorie 5c)
 - Emissionen, die bei der Entsorgung von verkauften Produkten entstehen
z.B. Emissionen bei Deponierung, Recycling, Verbrennung
- Leasinggegenstände der nachgelagerten Wertschöpfungskette (Kategorie 5b)
 - Emissionen, die durch Gegenstände entstehen, die dem berichtenden Unternehmen gehören, aber von anderen Unternehmen geleast werden.
Das berichtende Unternehmen tritt als Leasinggeber auf.
- Franchise-Betriebe
 - Emissionen durch den Betrieb von Franchise-Geschäftstätigkeiten, bei den das berichtende Unternehmen als Franchisegeber auftritt
- Investitionen (Kategorie 5d)
 - Emissionen aus Geschäftstätigkeiten von Investitionen. Emissionen aus Energieverbräuchen von Investitionen
 - Beteiligungen an anderen Firmen

5 Bewertung der Klimabilanz Ruhrverband

Nachfolgende Tabelle zeigt die zusammenfassende THG-Bilanz des Ruhrverbands für das Jahr 2020 sowohl in der Strukturierung des GHG-Protocol als auch entsprechenden DIN ISO 14.064.

Tabelle 10: Vorläufige THG-Bilanz des Ruhrverbands

Scope	Art der Emissionen	Kategorien CO2-Partner	Beschreibung CO2-Partner	Kategorien DIN 14064-1	Beschreibung DIN 14064-1	Emissionsquelle		jährliche CO2-Emissionen [t CO2e/a]					
1	direkt	1.1	Stationäre Anlagen	1a	Direkte Emissionen aus stationärer Verbrennung	EVU	Erdgas Flüssiggas Heizöl	637 388 753					
	direkt	1.2	Mobile Anlagen	1b	Direkte Emissionen aus mobiler Verbrennung	Arbeitsgeräte	Diesel Ottokraftstoff	46 10					
						Fuhrpark	Diesel Erdgas Ottokraftstoff	959 6 132					
						dienstl. genutzte priv. PkW	Diesel Erdgas Ottokraftstoff	52 0 143					
						direkt	1.3	Flüchtige Gase	1d	Direkte flüchtige Emissionen durch die Freisetzung von THG in anthropogenen Systeme	CH4 Kläranlage	Schlammverweilzeit und Ausgasung	8.283
											CH4 Kläranlage	Gasleitungs- und Speichersysteme	107
											CH4 Kläranlage	Gasverwertung	2.754
	N2O Kläranlage	Belebung	20.226										
	N2O Kläranlage	Ablauf	5.107										
	CH4 Stauseen	Stausee	1.327										
	N2O Stauseen	Stausee	5										
	2	indirekt	2.1	Gekaufter Strom	2a	Indirekte Emissionen aus importierter Elektrizität	EVU	dt. Strommix	17.929				
			2.2	Fernwärme/-kälte	2b	Indirekte Emissionen aus importierter Energie		Fernwärme	597				
3	indirekt	3.1	Gekaufte Waren und Dienstleistungen	4a	Emissionen aus beschafften Waren, die Emissionen in Verbindung mit der Herstellung des Produkts sind.	Fallmittel	Aluminium	7.329					
							Eisen	11.152					
							Ameisensäure 85%	612					
							Brenntapplus CL16	123					
							Brenntapplus VP1	743					
							Essigsäure 60%	1.048					
						Kohlenstoffquelle n	Essigsäure 70%	509					
							Glycerin 80%	0					
							Polymere	Polyelektrolyte (Flockungshilfsmittel) Emulsion	985				
								Polyelektrolyte (Flockungshilfsmittel) Pulver	250				
								Polyelektrolyte (Flockungshilfsmittel) Pulver oder Emulsion	0				
							Sonstige	Harnstoff 40%	11				
						Natronlauge		76					
Phosphorsäure						54							
indirekt						3.4	Vorgelagerter Transport und Vertrieb	4c	Emissionen aus der Entsorgung von feststofflichen und flüssigen Abfällen	Klärschlamm-transport	Diesel	334	
indirekt	3.5	Abfallaufkommen im Betrieb	Kohle/Erdgas/SBS/Öl	31.126									
Summe								113.878					

Im nachfolgenden Bild 25 ist die zeitliche Entwicklung für die vergangenen 10 Jahre dargestellt. Das dargestellte Treibhausgasinventar beschränkt sich auf die wesentlichen Emissionen aus dem Betriebsgeschehen an Betriebs- und Verwaltungsstandorten. Die Treibhausgasemissionen aus investiven Maßnahmen (Kategorie „Produktionsmittel und Anlagengüter“) sind hier nicht dargestellt.

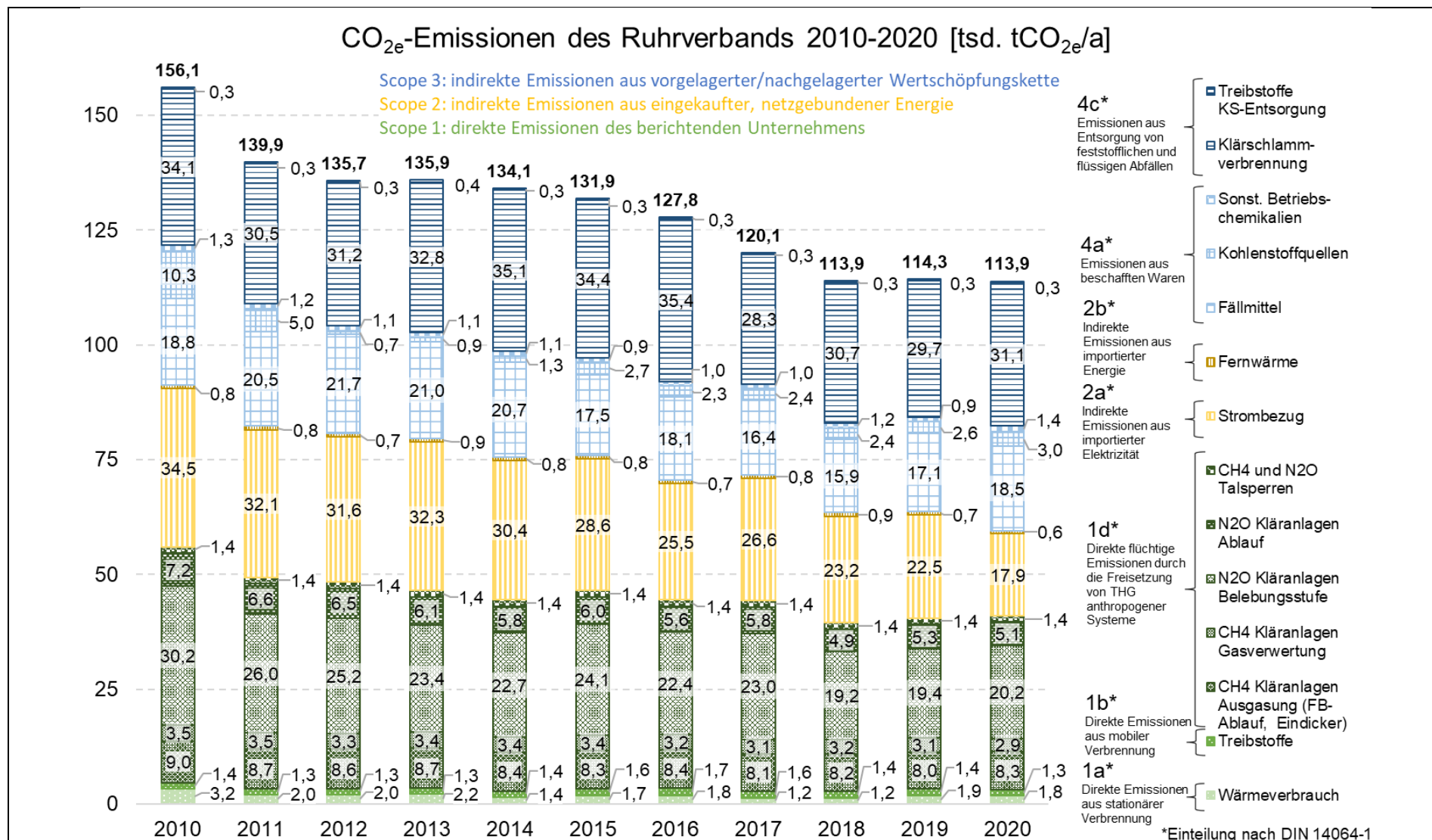


Bild 21: Zeitliche Entwicklung der klimarelevanten Treibhausgasemissionen beim Ruhrverband (Stand: 06.01.2022)

Die Abschätzung der direkten THG-Emissionen durch Freisetzung von Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4) im Bereich der Kläranlagen inkl. betriebener Schlammplätze zeigt verschiedene Quellen, die den Verfahrensebenen Abwasserreinigung, Schlammbehandlung und Gasverwertung zuzuordnen sind. Im Jahr 2020 betrugen die Emissionen der Kläranlagen in Summe rd. 37.244 t $\text{CO}_2\text{-eq/a}$ bei einem Anteil durch Lachgasemissionen von 68 % im Bereich der Abwasserbehandlung. Die Lachgasemissionen in der Belebungsanlage wurden kläranlagenspezifisch unter Berücksichtigung des erreichten Stickstoffeliminationsgrades gemäß DWA-M 230-1 errechnet. Die über den Stickstoffeintrag der Kläranlagen im Gewässer induzierte Lachgasemission wurde analog zum Vorgehen im Nationalen Inventarbericht mit 0,5 % der eingeleiteten Stickstofffracht abgeschätzt und ist mit 5.107 t $\text{CO}_2\text{-eq/a}$ nicht unerheblich.

Die wesentlichen Emissionsquellen im Bereich der Schlammbehandlung setzten ausschließlich Methan (CH_4) frei. Sie gliedern sich in Emissionen während der Rohschlammzwischenlagerung inkl. Schlammtransport, der Lagerung auf Schlammplätzen (Lagerzeit > 90 d), der Freisetzung im Ablauf von Faulbehältern und der Restgasentwicklung während der Faulschlammbehandlung (33 Anlagen beim RV). Der größte Teil der CH_4 -Emissionen mit 7.160 t $\text{CO}_2\text{-eq/a}$ ist auf das Restgaspotential im Anschluss an die anaerobe Stabilisierung zurückzuführen (Ausgasung im Nacheindicker).

Auf der Ebene der Gasverwertung wurden die größten THG-Emissionen im Bereich der Gasverwertung durch Schlupf in BHKW oder Direktverdichtern freigesetzt. Mit einem angesetzten Schlupf von 1-1,5% der zugeführten Faulgasmenge lassen sich Emissionen in Höhe von 2.754 t $\text{CO}_2\text{-eq/a}$ entsprechend 96 % der Emissionen in diesem Bereich abschätzen.

Die Emissionen aus Strombezug sind in den vergangenen 10 Jahren durch die Erhöhung der Eigenstromerzeugung kontinuierlich von 34.500 t $\text{CO}_2\text{-eq/a}$ auf 17.900 t $\text{CO}_2\text{-eq/a}$ gefallen.

Die Emissionen durch eingesetzte Fällmittel sind im Laufe der Jahre unverändert und werden angesichts der gestiegenen Ablaufanforderungen schwer zu reduzieren sein.

Der Anteil der THG-Emissionen aus der Stützfeuerung der WFAE ist mit 31.100 t $\text{CO}_2\text{-eq/a}$ nach wie vor erheblich, fällt aber nach Umstellung auf solar getrockneten Klärschlamm fast vollständig weg.

6 Literatur

- Abril, G., Guérin, F., Richard, S., Delmas, R., Galy-Lacaux, C., Gosse, P., ... & Matvienko, B. (2005): Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochemical Cycles*, 19(4).
- Becker, A., Düputell, D., Gärtner, A., Hirschberger, R., & Oberdörfer, M.. (2012): Emissionen klimarelevanter Gase aus Kläranlagen, Immissionsschutz(04).
- Cailleaud, E. (2015): Cycles du carbone et de l'azote et émissions de gaz à effet de serre (CH₄, CO₂ et N₂O) du lac de barrage de Petit Saut et du fleuve Sinnamary en aval du barrage (Guyane Française) (Doctoral dissertation, Toulouse 3).
- Daelman, M. R., van Voorthuizen, E. M., van Dongen, U. G., Volcke, E. I., & van Loosdrecht, M. C. (2012): Methane emission during municipal wastewater treatment. *Water Research*, 46(11), 3657-3670.
- Daelman, M. R. J., van Voorthuizen, E. M., Van Dongen, L. G. J. M., Volcke, E. I. P., & Van Loosdrecht, M. C. M. (2013): Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment—results from a long-term study. *Water Science and Technology*, 67(10), 2350-2355.
- Deemer, B. R., Harrison, J. A., Li, S., Beaulieu, J. J., DelSontro, T., Barros, N., ... & Vonk, J. A. (2016): Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: a new global synthesis. *Bio Science*, 66(11), 949-964.
- DIN EN ISO 14064-1 (2019): Treibhausgase – Teil1: Spezifikation mit Anleitung zur quantitativen Bestimmung und Berichterstattung von Treibhausgasemissionen und Entzug von Treibhausgasen auf Organisationsebene (ISO 14064-1:2018); Deutsche und Englische Fassung EN ISO 14064-1:2018
- DWA (2014): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.: Merkblatt DWA-M 368, Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. DWA: Hennef.
- DWA (2021): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.: Merkblatt DWA-M 230-1, Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung – Teil 1: Direkte Treibhausgasemissionen – Messen und Bewerten (Gelbdruck). DWA: Hennef.
- DWA (2021): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.: Merkblatt DWA-M 230-2, Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung – Teil 2: Motivation und Vorgehen bei der Erstellung von CO₂e-Bilanzen (Gelbdruck). DWA: Hennef
- DEHSt (2021): „Freiwillige Kompensation“, https://www.dehst.de/DE/Klimaschutzprojekte-Seeverkehr/Freiwillige-Kompensation/freiwillige-kompensation_node.html
- Europäische Umweltagentur – European Environment Agency (EEA), EEA greenhouse gas – data viewer, <http://www.eea.europa.eu/>, zuletzt abgerufen am 13.02.2018.
- Galy-Lacaux, C., Delmas, R., Jambert, C., Dumestre, J. F., Labroue, L., Richard, S., & Gosse, P. (1997). Gaseous emissions and oxygen consumption in hydroelectric dams: A case study in French Guyana. *Global Biogeochemical Cycles*, 11(4), 471-483.
- Guérin, F., Abril, G., Richard, S., Burban, B., Reynouard, C., Seyler, P., & Delmas, R. (2006): Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: Significance of downstream rivers. *Geophysical Research Letters*, 33(21).
- GHG Protocol (2011): Greenhouse Gas Protocol, Corporate Accounting and Reporting Standard, World Business Council for Sustainable Development (WBCSD)/World Resources Institute (WRI).
- International Energy Association (2012): IEA Hydropower Annex XII: Guidelines for Quantitative Analysis of Net GHG Emissions from Reservoirs - Volume 1: Measurement Programs and Data Analysis (2012). International Energy Association: Paris.
- International Energy Association (2015): IEA Hydropower Annex XII: Guidelines for Quantitative Analysis of Net GHG Emissions from Reservoirs - Volume 2: Modeling. International Energy Association: Paris.

- International Energy Association (2018): IEA Hydropower Annex XII: Guidelines for Quantitative Analysis of Net GHG Emissions from Reservoirs – Volume 3: Management, Mitigation and Allocation. International Energy Association: Paris.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2019): 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- Keller, P. S., Marcé, R., Obrador, B., & Koschorreck, M. (2021): Global carbon budget of reservoirs is overturned by the quantification of drawdown areas. *Nature Geoscience*, 1-7.
- Kiene, R. P. (1991): Production and consumption of methane in aquatic systems. In: *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes*. American Society for Microbiology: Washington D.C., USA.
- Lehner, B., Liermann, C. R., Revenga, C., Vörösmarty, C., Fekete, B., Crouzet, P., ... & Wisser, D. (2011): High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(9), 494-502.
- Maeck, A., Hofmann, H., & Lorke, A. (2014): Pumping methane out of aquatic sediments—ebullition forcing mechanisms in an impounded river. *Biogeosciences*, 11(11), 2925-2938.
- Parravicini V., Valkova T., Haslinger J., Saracevic E., Winkelbauer E., Joseph Tauber J., Svartal K., Hohenblum P., Clara M., Windhofer G., Pazdernik K., Lampert C. (2015): Reduktionspotential bei den Lachgasemissionen aus Kläranlagen durch Optimierung des Betriebs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft: Wien.
- Parravicini, V., Svartal, K., & Krampe, J. (2016): Greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants. *Energy Procedia*, 97, 246-253.
- Prairie, Y. T. 2017: The Global GHG Footprint of Reservoirs: What Does the Atmosphere See? IHA World Hydropower Congress, Addis Ababa, Ethiopia.
- Prairie, Y. T., Alm, J., Harby, A., Mercier-Blais, S., & Nahas, R. (2017): User guidelines for the Earth Engine functionality, UNESCO/IHA research project on the GHG status of freshwater reservoirs.
- Schaum, C., Lensch, D., Bolle, P. Y., & Cornel, P. (2015): Sewage sludge treatment: evaluation of the energy potential and methane emissions with COD balancing. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 5(4), 437-445.
- Schaum, C., Fundneider, T., & Cornel, P. (2016): Analysis of methane emissions from digested sludge. *Water Science and Technology*, 73(7), 1599-1607.
- Schlömer S., T. Bruckner, L. Fulton, E. Hertwich, A. McKinnon, D. Perczyk, J. Roy, R. Schaeffer, R. Sims, P. Smith, and R. Wiser (2014): Annex III: Technology-specific cost and performance parameters. In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Tauber, J., Parravicini, V., Svartal, K., & Krampe, J. (2019): Quantifizierung der Methanemissionen aus einem anaerob mesophilen Faulbehälter, Masterarbeit am Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement, TU Wien, 2018
- Tauber, J., Parravicini, V., Svartal, K., & Krampe, J. (2019): Quantifying methane emissions from anaerobic digesters. *Water Science and Technology*, 80(9), 1654-1661.
- Thöle D., Grünebaum T., Schmitt F., & Lorenz G. (2011). Energie- und CO₂-Bilanz eines Wasserverbands. *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 58(6), 542-548.
- UBA (2021): Climate Change - Nationaler Inventarbericht Deutschland 2021; https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021-05-19_cc_43-2021_nir_2021_1.pdf
- UBA (2020): Klimamanagement in Unternehmen – Entwicklung eines Bausteins auf Grundlage des Umweltmanagementsystems EMAS, Texte des UBA 172/2020
- UNESCO/IHA (2010): GHG Measurement Guidelines for Freshwater Reservoirs. Paris: UNESCO/IHA
- Weißbach, M., Criddle, C. S., Drewes, J. E., & Koch, K. (2017): A proposed nomenclature for biological processes that remove nitrogen. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 3(1), 10-17.

- Weißbach, M., Thiel, P., Drewes, J. E., & Koch, K. (2018a): Nitrogen removal and intentional nitrous oxide production from reject water in a coupled nitrification/nitrous denitrification system under real feed-stream conditions. *Bioresource Technology*, 255, 58-66.
- Weißbach, M., Drewes, J. E., & Koch, K. (2018b): Application of the oxidation reduction potential (ORP) for process control and monitoring nitrite in a Coupled Aerobic-anoxic Nitrous Decomposition Operation (CANDO). *Chemical Engineering Journal*, 343, 484-491.
- Weißbach, M., Gossler, F., Drewes, J. E., & Koch, K. (2018): Separation of nitrous oxide from aqueous solutions applying a micro porous hollow fiber membrane contactor for energy recovery. *Separation and Purification Technology*, 195, 271-280.
- Yan, X., Thieu, V., & Garnier, J. (2021): Long-Term evolution of greenhouse gas emissions from global reservoirs. *Frontiers in Environmental Science*, 289.
- Yang, L., Lu, F., Zhou, X., Wang, X., Duan, X., & Sun, B. (2014): Progress in the studies on the greenhouse gas emissions from reservoirs. *Acta Ecologica Sinica*, 34(4), 204-212.

Anhang

Übersicht der einzelnen THG-Quellen auf den Kläranlagen des RV im Jahr 2020

#	Kläranlage	GK	Belastung 120 g CSB/E		N ₂ O		Rohschlamm- zwischenlagerung	Faulturm	Faulschlamm- behandlung	CH ₄		Gasleitungen und -speicher	Schlupf aus BHKW	Schlupf aus Direktverdichtern	Summe	Ew.-spez. kg CO ₂ -eq/E
			Biologie	Ablauf	Biologie	Ablauf				Aktive Schlammplätze	t CO ₂ -eq					
101	Winterberg-Niedersfeld	2	2.753	50	16	1.7	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	68	25
112	Bestwig-Velmede	4	23.817	462	118	#NV	#NV	19	#NV	#NV	1.3	#NV	#NV	#NV	768	32
119	Schmallenberg-Wormbach	1	155	6,0	2,3	0,2	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	8,5	55,0
121	Schmallenberg-Bracht	1	287	7,5	3,5	0,2	#NV	#NV	#NV	#NV	0,0	#NV	#NV	#NV	11	39
123	Eislohe-Brenke	4	7.461	172	54	6,0	#NV	#NV	#NV	#NV	0,0	#NV	#NV	#NV	232	31
125	Eislohe	2	5.416	114	22	2,9	#NV	0,0	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	139	26
128	Arnsberg-Wildshausen	4	114.797	451	118	#NV	#NV	37	#NV	#NV	5,1	#NV	129	#NV	984	9
131	Arnsberg	4	15.174	306	66	#NV	#NV	16	#NV	#NV	1,0	#NV	31	#NV	506	33
140	Sundern	4	24.193	501	154	#NV	#NV	21	#NV	#NV	1,5	#NV	54	#NV	868	36
143	Brilon	4	11.416	255	76	#NV	#NV	8,2	#NV	#NV	0,8	#NV	25	#NV	437	38
144	Brilon-Scharfenberg	2	710	13	2,7	0,4	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	16	22
145	Rüthen	3	5.510	98	18	5,0	#NV	0	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	121	22
149	Warstein	4	43.784	102	36	#NV	#NV	13,8	#NV	#NV	3,1	#NV	98	#NV	409	9
151	Warstein-Belecke	4	6.523	170	45	#NV	#NV	5,6	#NV	#NV	0,4	#NV	11,7	#NV	273	42
153	Möhnesee-Völlinghausen	4	6.680	146	53	#NV	#NV	2,8	#NV	#NV	0,5	#NV	17	#NV	251	38
158	Arnsberg-Nelheim	5	86.069	292	85	#NV	#NV	43	#NV	#NV	5,0	#NV	96	#NV	817	9
161	Ense-Brenen	4	6.363	13	6,7	6,7	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	26	4
166	Wickede	4	14.644	174	33	7,3	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	214	15
170	Neuenrade	4	11.067	141	27	2,2	#NV	#NV	#NV	#NV	0,0	#NV	#NV	#NV	170	15
172	Balve	4	7.580	116	22	5,8	#NV	#NV	#NV	50	#NV	#NV	#NV	#NV	193	25
173	Balve-Bindlen	2	1.358	8,8	3,4	1,3	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	13	10
176	Hemer	4	32.948	731	155	#NV	#NV	11	#NV	#NV	1,2	#NV	42	#NV	1.121	34
183	Menden	5	56.314	1.171	207	#NV	#NV	43	#NV	#NV	2,9	#NV	69	#NV	1.886	33
201	Iserlohn-Baarbachtal	5	61.418	808	150	#NV	#NV	31	#NV	#NV	3,2	#NV	110	#NV	1.415	23
209	Schwerte	4	38.069	193	76	#NV	#NV	20	#NV	#NV	1,7	#NV	55	#NV	528	14
215	Schmallenberg-Westfeld	2	654	15	6,9	0,2	#NV	#NV	#NV	0,0	#NV	#NV	#NV	#NV	23	35
222	Schmallenberg	4	9.548	64	24	5,9	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	94	10
230	Kirchhundem-Oberhundem	2	1.676	27	6,9	1,0	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	35	21
242	Lernestadt	4	33.175	512	109	#NV	#NV	16	#NV	#NV	1,9	#NV	67	#NV	851	26
245	Olpe-Oberwelschede	1	681	15	4,9	0,6	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	#NV	21	31
250	Lernestadt-Grevenbrück	4	18.007	364	64	#NV	#NV	11	#NV	#NV	0,6	#NV	0,0	#NV	518	29

#NV = Einheit nicht vorhanden, 0 = Einheit vorhanden, aber keine Emission in 2020

	#	Kläranlage	GK	Belastung 120 g CSB/E	N ₂ O		Rohschlamm- zwischenlagerung	Faulturm	Faulschlamm- behandlung	Aktive Schlammplätze	CH ₄	Gasleitungen und -speicher	Schlupf aus BHKW	Schlupf aus Direktverdichtern	Summe	Ew.-spez.		
					Biologie	Ablauf												
					E													
	4	253 Wenden	4	21.409	365	84	#NV		8,4		72	#NV		0,9	33	#NV	565	26
	1	255 Olpe-Altenkleusheim	1	370	11	1,9	0,5	#NV	#NV		#NV	#NV		#NV	#NV	13	#NV	36
	2	381 Drolshagen-Bleiche	2	381	12	5,3	0,6	#NV	#NV		#NV	#NV		#NV	#NV	18	#NV	48
	2	272 Weinerzhagen-Vallert	2	1.887	61	12	2,1	#NV	#NV		#NV	#NV		#NV	#NV	75	#NV	40
	4	276 Biggelar	4	60.112	1.093	226	#NV		39		250	#NV		3,8	84	#NV	1.696	28
	4	280 Frimontrop	4	14.246	255	49	#NV		7,7		41	#NV		0,8	0,0	#NV	354	25
	3	286 Herscheid	3	4.270	53	12	2,7	#NV	#NV		#NV	#NV		#NV	#NV	68	#NV	16
	4	288 Plettenberg	4	21.406	519	127	#NV		14		108	#NV		1,5	56	#NV	826	39
	4	294 Lüdenscheid-Schillenbachal	4	16.294	136	47	#NV		23		203	#NV		2,9	95	#NV	507	31
	4	294 Werdohl	4	20.532	237	56		22	#NV		#NV	#NV		#NV	#NV	315	#NV	15
	4	298 Rahmedetal	4	30.285	631	115	#NV		15		127	#NV		2,4	88	#NV	979	32
	4	301 Altena	4	13.352	345	83	#NV		11		59	#NV		0,8	25	#NV	523	39
	4	307 Serlohn-Leimathe	4	44.220	223	62	#NV		17		114	#NV		1,5	49	#NV	467	11
	4	312 Hagen-Fley	4	31.023	377	96	#NV		19		135	#NV		1,4	41	#NV	670	22
	4	314 Hagen-Boele	4	37.010	#NV	#NV		11	#NV		#NV	#NV		#NV	#NV	11	#NV	0
	4	318 Weinerzhagen	4	15.043	226	48	0,0	#NV	#NV		#NV	258		#NV	#NV	532	#NV	35
	3	319 Kierspe-Bathnhof	3	4.594	68	18	0,0	5,7			28	#NV		0,2	0,0	#NV	119	26
	4	324 Volmetal	4	35.803	176	56	12	#NV			#NV	#NV		#NV	#NV	244	#NV	7
	4	331 Schalksmühle	4	16.798	253	66	#NV		17		70	#NV		0,7	23	#NV	429	26
	3	333 Breckerfeld	3	5.648	37	13	#NV		#NV		#NV	126		#NV	#NV	176	#NV	31
	4	352 Cevelsberg	4	64.371	387	146	#NV		41		302	#NV		3,7	118	#NV	999	16
	5	359 Hagen	5	210.869	2.390	519	#NV		96		515	#NV		9,7	172	#NV	3.700	18
	4	445 Hattingen	4	78.727	453	149	#NV		56		395	#NV		5,6	136	#NV	1.194	15
	5	467 Bochum-Ölbachal	5	176.839	1.190	275	#NV		98		569	#NV		11,5	274	#NV	2.417	14
	4	494 Essen-Burgallendorf	4	28.151	146	41	28	#NV	#NV		#NV	#NV		#NV	#NV	216	#NV	8
	5	515 Essen-Süd	5	111.120	676	246	98	#NV	#NV		#NV	#NV		#NV	#NV	1.019	#NV	9
	-	518 KSB-Langenbräthm	-	-	#NV	#NV	0,0	196			730	#NV		11,0	263	#NV	1.200	-
	4	525 Essen-Kupferdreh	4	79.785	459	139	69	#NV	#NV		#NV	#NV		#NV	#NV	668	#NV	8
	4	540 Velbert-Hespertal	4	10.271	3,6	7,0	4,3	#NV	#NV		#NV	#NV		#NV	#NV	15	#NV	1
	4	560 Abtsküche	4	27.810	147	55	0,0		11		94	#NV		1,0	25	#NV	334	12
	4	570 Essen-Kettwig	4	42.819	274	69	42	#NV	#NV		#NV	#NV		#NV	#NV	385	#NV	9
	5	610 Duisburg-Kaßlerfeld	5	372.352	1.525	516	#NV		148		861	#NV		18	251	183	3.501	9
		Ge samt		2.246.044	20.226	5.107	340		1.121		7.162	434		107	2.571	183	37.251	16,6
#NV = Einheit nicht vorhanden, 0 = Einheit vorhanden, aber keine Emission in 2020																		