



Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg
Hamburg University of Applied Sciences

Masterarbeit

Magnus Kaste

Energetische und stoffliche Bilanzierung von Entschwefelungsstrategien der Seeschifffahrt.

*Fakultät Technik und Informatik
Department Maschinenbau und Produktion*

*Faculty of Engineering and Computer Science
Department of Mechanical Engineering and
Production Management*

Magnus Kaste

**Energetische und stoffliche Bilanzierung
von Entschwefelungsstrategien der
Seeschifffahrt.**

Masterarbeit eingereicht im Rahmen der Masterprüfung

im Studiengang Nachhaltige Energiesysteme im Maschinenbau
am Department Maschinenbau und Produktion
der Fakultät Technik und Informatik
der Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg

Diese Arbeit wurde basierend auf Daten aus öffentlich verfügbaren Quellen erstellt.



Erstprüfer: Prof. Dr. Jan Piatek

Zweitprüfer: Prof. Dr. Achim Schmidt

Abgabedatum: 30.06.2022

Zusammenfassung

Magnus Kaste

Thema der Masterarbeit

Energetische und stoffliche Bilanzierung von Entschwefelungsstrategien der Seeschifffahrt.

Stichworte

Schifffahrt, Abgasreinigungsanlage, Schwefelreduzierung, Scrubber, EGCS, Sludge, MARPOL VI

Kurzzusammenfassung

Zur Einhaltung der Schwefelgrenzwerte in der Schifffahrt können zwei Methoden angewendet werden, entweder ein schwefelreduzierter Kraftstoff oder HFO mit einer Abgasreinigungsanlage. Die CO₂ Emissionen beider Verfahren werden in dieser Arbeit verglichen. Für den Vergleich werden Studien ausgewertet und eigene Berechnungen durchgeführt. Mit dem Ergebnis, dass die Verwendung von HFO im Vergleich zu MGO mehr CO₂ auf dem Schiff emittiert. Die vor- und nachgelagerten Prozesse werden ebenfalls betrachtet. Bei den vorgelagerten Schritten zeigt sich, dass die entstehenden Emissionen stark von dem Land und dem Verfahren der Kraftstoffherstellung abhängen. Bei den nachgelagerten Prozessen wurde festgestellt, dass diese bislang nicht ausführlich beschrieben wurden. Die dabei entstehenden CO₂ Emissionen sind unter bestimmten Voraussetzungen zu berücksichtigen. Das Ergebnis, welche Entschwefelungsstrategie CO₂ freundlicher ist, hängt stark von den Berechnungsgrundlagen und Annahmen ab und kann in beide Richtungen ausgelegt werden.

Title of the paper

Energy and material balancing of desulfurization strategies in the shipping industry.

Keywords

Shipping, Sulphur, Exhaust gas cleaning system (EGCS), Sludge, MARPOL VI, HFO, MGO

Abstract

There are two main strategies in the shipping industry to fulfil the sulfur emission requirements: Using a compliant fuel or using HFO with an EGCS. Both approaches have different GHG emissions, which are described in this paper. It is shown that the direct CO₂ emissions of the ship are higher when using HFO compared to MGO. However, looking only at the direct emissions from the ship is not sufficient as the GHG emission from the fuel production and EGCS sludge disposal also need to be considered. Most publications do not consider the emission from the EGCS sludge disposal. This paper shows that this emission needs also to be considered. The result which method is more CO₂ emission friendly, depends on the assumptions that have been made and can so be positive for one or the other strategy.

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	III
Abbildungsverzeichnis	IV
Formelverzeichnis.....	V
Abkürzungsverzeichnis	VI
1 Einleitung.....	1
2 Theoretische- und Rechtsgrundlagen zu Schwefelemissionen aus der Schifffahrt.....	3
2.1 Entstehung von Schwefelemissionen.....	3
2.2 Schwefelemissionen in der Schifffahrt	3
2.3 Regulierung der Schwefelemissionen	4
2.3.1 Schwefelgehalte in Schiffskraftstoffen.....	5
2.3.2 Erfüllung der Kraftstoffqualität durch gleichwertigen Ersatz	6
2.3.3 Anforderungen an Abgasreinigungsanlagen auf Seeschiffen.....	6
2.4 Europäische Abgasgesetzgebung in der Schifffahrt	9
2.5 Grundlagen zur Bilanzierung.....	10
2.6 Verwendete CO ₂ Äquivalente.....	11
3 Technische Grundlagen zu Entschwefelungsstrategien in der Seeschifffahrt.....	12
3.1 Schiffskraftstoffe	12
3.1.1 Kosten der Schiffskraftstoffe	13
3.1.2 Energieinhalt der Kraftstoffe	14
3.1.3 CO ₂ Emissionen bei der Verbrennung von Kraftstoffen.....	15
3.1.4 Durchschnittliche Kraftstoffverbräuche.....	15
3.2 Verwendung von Destillatkraftstoffen	16
3.3 Verwendung von Rückstandsölen als Kraftstoff	16
3.3.1 Aufbereitung von Rückstandsölen zu Kraftstoffen.....	16
3.3.2 Schwefelentfernung aus Abgasen von Rückstandsölen.....	17
3.3.3 Chemische Grundlage zur Entfernung von Schwefel aus Schiffsabgasen	17
3.3.4 Technische Möglichkeiten zur Entfernung von Schwefelemissionen.....	18
3.4 EGCS und HFO Sludgeentsorgungswege	22
4 Methoden zum Vergleich von Entschwefelungsstrategien	23

4.1	Energetische Bilanzierung von Entschwefelungsstrategien	23
4.1.1	CE Delft-Studie.....	23
4.1.2	Sphera Studie.....	25
4.1.3	Schwedisches IVL Institute	28
4.1.4	Empfehlung der IMO zur Berücksichtigung von Abgasreinigungsanlagen.....	28
4.1.5	Well to Raffinerie Emission	28
4.2	Stoffliche Bilanzierung von Entschwefelungsstrategien.....	29
4.2.1	Entstehende Stoffströme bei TtW	30
4.2.2	Entsorgungswege von EGCS Sludge	32
4.2.3	Auswertung von Nachhaltigkeitsberichten zu EGCS Sludge.....	36
5	Ergebnisse und Vorgehen der Bilanzierungen	37
5.1	Vereinheitlichung der Daten zur energetischen Bilanzierung	37
5.1.1	Emissionsfaktoren Tank to Wake, basierend auf IMO Daten	37
5.1.2	Berechnung der CO ₂ Emissionen pro MWh, basierend auf der Studie von CE Delft	38
5.1.3	Berechnung der CO ₂ Emissionen anhand der Studie von Sphera.....	42
5.1.4	Berechnung der CO ₂ Emissionen anhand der Studie des IVL Institutes.....	43
5.1.5	Berechnung der CO ₂ Emissionen anhand eigener Messdaten.....	43
5.2	Eigene Berechnungen zur stofflichen Bilanzierung	45
5.2.1	Berechnung der CO ₂ Emissionen für die Sludgeentsorgung	46
6	Bewertung und Vergleich der Bilanzierungen	49
6.1	Ergebnisse der energetischen Bilanzierung	49
6.1.1	Ergebnisse der energetischen Bilanzierung TtW.....	49
6.1.2	Ergebnisse der energetischen Bilanzierung WtT.....	50
6.1.3	Gemeinsames Ergebnis der energetischen Bilanzierung WtW	52
6.2	Ergebnisse der stofflichen Bilanzierung	53
6.3	Gemeinsames Ergebnis der stofflichen und energetischen Bilanzierung	54
6.4	Mögliche Umwelteinflüsse von Abgasreinigungsanlagen auf die Meeresumwelt....	58
7	Fazit.....	60
8	Literatur	1

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Feststoffgehalt von EGCS Sludge	32
Tabelle 2 Entstehende CO ₂ -äq. bei der Verbrennung von EGCS Sludge	35
Tabelle 3 Durchschnitts CO ₂ Emissionen pro MWh	37
Tabelle 4 WtT Entschwefelungsaufwand pro MWh	38
Tabelle 5 Ergebnisse WtT auf Basis von CE Delft	38
Tabelle 6 Resultierende Maschinenleistung für das Referenzschiff „Kreuzfahrtschiff“	40
Tabelle 7 Pumpenleistung in MW für das Referenzschiff „Kreuzfahrtschiff“	40
Tabelle 8 Emissionen in kg CO ₂ -äq. beim Betrieb Referenzschiff „Kreuzfahrtschiff“ mit HFO + EGCS pro Stunde	41
Tabelle 9 Emissionsfaktor mit berücksichtigter Abgasreinigungsanlage	41
Tabelle 10 Ergebnisse TtW auf Basis von CE Delft	42
Tabelle 11 Ergebnisse TtW auf Basis von Sphera	42
Tabelle 12 Ergebnisse TtW auf Basis von IVL	43
Tabelle 13 Schiff A TtW mit HFO und Abgasreinigungsanlage	44
Tabelle 14 Messdaten, Stromproduktion und Energieverbrauch der Abgasreinigungsanlage Schiff B	44
Tabelle 15 Schiff B TtW mit HFO und Abgasreinigungsanlage	45
Tabelle 16 Ergebnisse TtW auf Basis von eigenen Messdaten	45
Tabelle 17 Sludgemengen in kg/MWh	45
Tabelle 18 Entstehende CO ₂ -äq. durch die Trocknung von EGCS Sludge	46
Tabelle 19 Entstehende CO ₂ -äq. bei der Trocknung und Verbrennung von EGCS Sludge	47
Tabelle 20 CO ₂ -äq. pro MWh aus der Trocknung und Verbrennung	48
Tabelle 21 CO ₂ -äq. pro MWh aus der Entsorgung durch Verbrennung	48
Tabelle 22 CO ₂ -äq. pro MWh aus der Entsorgung in einer Kläranlage	48
Tabelle 23 Prozentuale Mehremissionen der ermittelten TtW Emissionsfaktoren	53
Tabelle 24 prozentuale Auswirkungen der CO ₂ -äq. aus der EGCS Sludgeentsorgung im Bezug zur unteren WtW MGO Grenze	56
Tabelle 25 prozentuale Auswirkungen der CO ₂ -äq. aus der EGCS Sludgeentsorgung im Bezug zur oberen WtW MGO Grenze	57

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 SO _x Emissionen aus der Schifffahrt von 2012 bis 2018 [21, Seite 12].....	4
Abbildung 2 Anforderung an das SO ₂ zu CO ₂ Verhältnis im Abgasstrom vgl. [28].....	7
Abbildung 3 Maximal zulässige PAK Konzentration im Waschwasser [28].....	8
Abbildung 4 Well-to-Wake analysis – LNG supply and combustion vgl. [33, Seite 80]	10
Abbildung 5 Mehrkosten bei unterschiedlichen Kraftstoffstrategien [34].....	14
Abbildung 6 Einfluss des Schwefelgehaltes von Schweröl auf den Heizwert vgl. [36, Abb. 4, Seite 174,]	14
Abbildung 7 Kraftstoffverbräuche in g/kWh vgl. [21, Table 4, Seite 277,]	15
Abbildung 8 Schwerölaufbereitungssystem vgl. [36, Abb. 6, Seite 177]	16
Abbildung 9 Darstellung Open-Loop System vgl. [10, Seite 20]	19
Abbildung 10 Darstellung Closed-Loop System vgl. [10, Seite 21].....	20
Abbildung 11 Möglichkeiten der HFO-Sludgeentsorgung nach [38, Seite 792].....	22
Abbildung 12 Zusätzliche CO ₂ Emissionen vgl. [13, Figure 11, Seite 35]	25
Abbildung 13 Emissionen [kg CO ₂ -äq. / t Kraftstoff] der Kraftstoffherstellung vgl. [13, Table 15, Seite 33]	25
Abbildung 14 Kohlenstoffdioxidäquivalente bei der Herstellung von Kraftstoffen vgl. [33, Seite 60]	26
Abbildung 15 Kohlenstoffdioxidäquivalente bei der Verwendung von MGO 0,1 und VLSFO 0,5 vgl. [33, Seite 83]	27
Abbildung 16 Kohlenstoffdioxidäquivalente bei der Verwendung von HFO 2,5 vgl. [33, Seite 95]	27
Abbildung 17 Kohlenstoffdioxidäquivalente der Rohölförderung im weltweiten Vergleich vgl. [27, Fig. 1].....	29
Abbildung 18 Leistungen von Waschwasserpumpen vgl. [13, Figure 6]	39
Abbildung 19 Well to Wake Emissionen HFO im Vergleich zu MGO	53
Abbildung 20 Ergebnisse des Bilanzkreises WtW+W	56

Formelverzeichnis

Formel 1 Oxidation von Schwefel in der Verbrennung [24, Seite 252].....	3
Formel 2 Absorption von Schwefeldioxid in Wasser.....	18
Formel 3 pH-Wert Anpassung durch Natronlauge [10].....	20
Formel 4 kg EGCS Sludge pro MWh	31
Formel 5 EGCS Sludgemenge Hersteller B	31
Formel 6 Energie zur Entfernung von 1 kg Wasser zur Vorbereitung der Verbrennung	34
Formel 7 Berechnung der Tank to Wake Emissionen	37
Formel 8 Berechnung der resultierenden Maschinenleistung	39
Formel 9 resultierende CO ₂ -äq. pro MWh Vortrieb.....	41
Formel 10 CO ₂ -äq. für die Entsorgung von EGCS Sludge pro erzeugter MWh	47

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bezeichnung
CO ₂ -äq.	Kohlenstoffdioxidäquivalente
ECA	Emission Control Area
EGCS	Exhaust gas cleaning system
EU	Europäische Union
FNU	Formazin nephelometric units
IMO	International Maritime Organization
kWh	Kilowattstunde
MARPOL	Internationales Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe
MEPC	Marine Environment Protection Committee
MJ	Megajoule
MSD	Mittelschnellläufer
mt	Metrische Tonne
MWh	Megawattstunde
NTU	Nephelometric turbidity units
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
SECA	Sulphur Emission Control Area
SSD	Schnellläufer
TtW	Tank to Wake
UN	Vereinten Nationen
WtT	Well to Tank
WtW	Well to Wake
WtW+W	Well to Wake + Waste

1 Einleitung

Mit der Reduzierung der maximal zulässigen Schwefelemissionen in der Schifffahrt zum Januar 2020 wurde diese vor eine neue Herausforderung gestellt. Wurde bisher bei der Wahl des Kraftstoffes nur die Wirtschaftlichkeit betrachtet, so ist nun auch zu prüfen, ob der gewählte Kraftstoff die Anforderungen an die maximal zulässigen Schwefelemissionen erfüllt. Dies führt dazu, dass eine Entschwefelungsstrategie gewählt werden muss. Hierbei besteht die Wahl zwischen einem schwefelreduzierten Kraftstoff (MGO) oder einem höherschweifigen Kraftstoff (HFO) in Kombination mit einer Abgasreinigungsanlage.

Die rechtlichen Grundlagen hierfür werden von der IMO festgelegt und in der Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens geregelt. In dem Übereinkommen ist ebenfalls festgelegt, dass anstelle des Einsatzes eines schwefelreduzierten Kraftstoffes auch ein höherschweifiger Kraftstoff eingesetzt werden kann, wenn Maßnahmen ergriffen werden, die dazu führen, dass die Schwefelemissionen im Abgas des höherschweifigen Kraftstoffes denen des niederschweifigen Kraftstoffes entsprechen. Diese Methoden werden gleichwertiger Ersatz genannt. Eine Abgasreinigungsanlage ist solch ein gleichwertiger Ersatz. Hierbei verfolgt die IMO das Ziel, dass die Emissionen in die Luft gleich dem Einsatz eines niederschweifigen Kraftstoffes sind. Wenn dies durch Messung im Abgasstrom nachgewiesen wird, kann das Schiff mit HFO betrieben werden. In weiteren Richtlinien außerhalb des MARPOL-Übereinkommens hat MEPC Anforderungen an die Einleitung des entstehenden Waschwassers beschrieben. Aus diesen Richtlinien ergibt sich, dass das Waschwasser ggf. vor der Einleitung in das Meer aufbereitet werden muss. Bei dieser Aufbereitung werden Rußpartikel und Kraftstoffrückstände aus dem Waschwasser abgeschieden. Diese werden als EGCS Sludge bezeichnet und sind als Abfall an Land zu entsorgen.

Die Einkaufspreise für MGO sind im Vergleich zu HFO deutlich höher. Dies führt dazu, dass der Einbau und Betrieb einer Abgasreinigungsanlage sich bereits nach wenigen Jahren amortisiert. In der Betrachtung der Wirtschaftlichkeit und Festlegung der Methoden des gleichwertigen Ersatzes spielen die dabei entstehenden CO₂ Emissionen keine Rolle. Diese entstehenden CO₂ Emissionen werden im Rahmen diese Arbeit näher betrachtet.

Die Auswirkungen der Entschwefelungsstrategien auf die entstehenden CO₂ Emissionen werden in einer Welt, die sich in einer Klimakrise befindet, von immer größerer Bedeutung. Im August 2019 haben zwei Hersteller von Abgasreinigungsanlagen beim Institut CE Delft eine Studie in Auftrag geben, die die entstehenden CO₂ Emissionen unterschiedlicher Entschwefelungsstrategien vergleicht [13]. Das Ergebnis dieser Studie wurde vom Verband der Abgasreinigungsanlagenhersteller, der EGCSA, auf seiner Webseite mit den Worten „Scrubbers have a lower climate impact than low-sulphur fuels“ zusammengefasst [11].

Diese Aussage war der Ausgangspunkt dieser Arbeit. Ziel dieser Arbeit ist es, mit öffentlich zugänglichen Informationen zu überprüfen, ob diese Aussage so bestätigt werden kann.

In dieser Arbeit werden, ausgehend von Kraftstoffverbräuchen und Emissionsfaktoren, die die IMO im Rahmen ihrer Treibhausgasstudie veröffentlicht hat [21], die Emissionen, die auf dem Schiff entstehen, errechnet. Bei Schiffen, die mit HFO und einer Abgasreinigungsanlage betrieben werden, wurden diese Emissionsfaktoren um die zusätzlichen Emissionen, die durch den Betrieb der Abgasreinigungsanlagen entstehen, erweitert. Diese wurden basierend auf weiteren Veröffentlichungen und eigenen Messwerten ermittelt. Für Schiffe, die MGO einsetzen, wurde ebenfalls der Wert der IMO für die Emissionen auf dem Schiff übernommen. Ziel ist es, die auf dem Schiff tatsächlich entstehenden Emissionen als kg CO₂-äq. pro erzeugter MWh darzustellen.

Die Emissionen, die durch die Kraftstoffbereitstellung von der Quelle über die Raffinerie bis in den Tank des Schiffes entstehen, wurden ebenfalls berücksichtigt. Hierbei war eine detaillierte Betrachtung wegen fehlender Daten nicht möglich. Um diese Emissionen dennoch berücksichtigen zu können, wurden existierende Veröffentlichungen ausgewertet. Darauf basierend konnten lediglich die zusätzlichen Emissionen für die MGO Herstellung dargestellt werden. Zur Vergleichbarkeit der Emissionen aus der Kraftstoffherstellung mit den auf dem Schiff entstehenden Emissionen werden auch diese als kg CO₂-äq. pro erzeugter MWh dargestellt.

Die Literaturrecherche hat ergeben, dass der entstehende Abfallstrom aus der Waschwasseraufbereitung, der sogenannte EGCS Sludge, bislang nicht betrachtet wurde. Im Rahmen dieser Arbeit ist auf Grundlage öffentlich zugänglicher Daten die entstehende EGCS Sludgemenge errechnet. Zusätzlich werden zwei mögliche Entsorgungswege und die dabei entstehenden CO₂ Emissionen für die EGCS Sludgeentsorgung dargestellt.

In der Zusammenfassung werden, basierend auf den beschriebenen Berechnungen, die CO₂ Emissionen der unterschiedlichen Entschwefelungsstrategien dargestellt und mit den durch die Sludgeentsorgung entstehenden CO₂ Emissionen ins Verhältnis gesetzt.

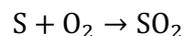
2 Theoretische- und Rechtsgrundlagen zu Schwefelemissionen aus der Schifffahrt

Die Emissionen von Schwefeloxiden in die Luft haben negative Einflüsse auf die Umwelt, unabhängig, ob diese an Land oder auf See emittiert werden. In diesem Kapitel wird dargestellt, warum Schwefeloxidemissionen bei der Verbrennung entstehen und welche rechtlichen Anforderungen in der Schifffahrt gelten, um die Schwefeloxidemissionen zu reduzieren.

2.1 Entstehung von Schwefelemissionen

Schwefel ist ein Bestandteil in fossilen Energieträgern, der bei Verbrennung zu Schwefeloxiden oxidiert. Der über Millionen von Jahren dauernde Entstehungsprozess der fossilen Energieträger hat dazu geführt, dass Schwefel in den meisten Kraftstoffen vorliegt. Die Konzentration an Schwefel hängt mit dem Ursprung des Rohstoffs zusammen [30, Seiten 31–35]. Je größer der Anteil an Schwefel in dem Kraftstoff ist, umso größer sind auch die Schwefelemissionen im Abgas.

Bei der Verbrennung von schwefelhaltigen Energieträgern reagieren diese, wie in Formel 1 dargestellt, mit Sauerstoff aus der Verbrennungsluft zu Schwefeloxid.



Formel 1 Oxidation von Schwefel in der Verbrennung [24, Seite 252].

Der überwiegende Teil des Schwefels wird zu Schwefeldioxid (SO₂) oxidiert. Es können auch andere Schwefeloxidverbindungen entstehen, daher wird die Abkürzung SO_x verwendet.

2.2 Schwefelemissionen in der Schifffahrt

Die in der Schifffahrt verwendeten Kraftstoffe enthalten Schwefel in unterschiedlichen Konzentrationen, somit entstehen auch durch die Schifffahrt Schwefelemissionen.

Die International Maritime Organisation (IMO) veröffentlicht regelmäßig eine Treibhausgasstudie. In dieser sind auch die Schwefelemissionen aus der Schifffahrt enthalten. In der 4. Studie, die im Jahr 2021 veröffentlicht wurde, sind die in Abbildung 1 dargestellten Schwefelemissionen veröffentlicht [21].

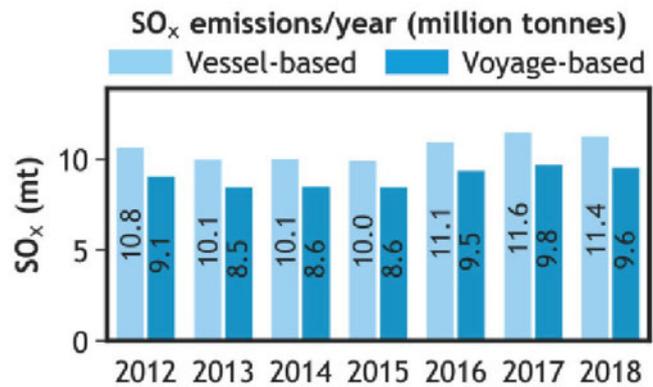


Abbildung 1 SOx Emissionen aus der Schifffahrt von 2012 bis 2018 [21, Seite 12]

In der Abbildung 1 sind die SOx Emissionen der Schifffahrt dargestellt, basierend auf zwei unterschiedlichen Berechnungsszenarien der IMO. Es ist zu erkennen, dass sich die Schwefeloxidemissionen aus der Schifffahrt in den letzten Jahren nicht wesentlich reduziert haben, eher sind sie noch angestiegen. Um dem entgegenzuwirken, hat die IMO die maximal zulässigen Schwefelemissionen Schritt für Schritt immer weiter reduziert.

2.3 Regulierung der Schwefelemissionen

Die Schifffahrt unterliegt Regelungen wie fast alle Bereiche des Lebens. Durch den hohen Globalisierungsgrad in der Schifffahrt müssen diese Regelungen allerdings überall auf der Welt gleich sein bzw. mindestens von allen Ländern anerkannt werden. Diese Einigung auf internationaler Ebene macht die Gesetzgebungsverfahren in der Schifffahrt ungleich schwieriger als z.B. für den Automobilverkehr in Deutschland.

Die Regelungen in der Schifffahrt werden von der IMO, einer Unterorganisation der United Nations [UN], erarbeitet und verabschiedet. Somit ist sichergestellt, dass die Interessen aller Länder gehört werden [22]. Bei den Entscheidungen über die Einführung und das Inkrafttreten von neuen Regelungen haben die Länder ein Stimmrecht in Relation zur Tonnage des jeweiligen Landes. Eine daraus resultierende schiffahrtshfreundliche Politik führt unter anderem dazu, dass die Anforderungen an den Umweltschutz in der Schifffahrt nicht so anspruchsvoll wie an Land sind und meist verzögert in Kraft treten.

Im Jahr 1973 haben sich die Länder zum ersten Mal auf einheitliche Standards zum Umweltschutz geeinigt [9, Seite 13]. Diese Einigung wurde in der *International Convention for the Prevention of Pollution from Ships* niedergeschrieben. Diese wird im allgemeinen Sprachgebrauch als MARPOL bezeichnet und abgekürzt. Die Abkürzung leitet sich von marine pollution ab und kann leicht falsch verstanden werden, denn es geht nicht um die marine pollution, sondern um die Verhinderung dieser. In der Schifffahrt ist MARPOL ein Begriff, bei dem jedem klar ist, dass es sich hierbei um ein Gesetz zum Schutz der Meeresumwelt handelt. Seit Verabschiedung im Jahr 1973 hat es noch bis 1983 gedauert, bis das MARPOL-

Übereinkommen weltweit bindend geworden ist. Das MARPOL-Übereinkommen konnte erst dann weltweit gültig werden, als entweder die Länder, die zusammen mindestens 50% der Welttonnage repräsentieren, das Abkommen in nationales Recht umgesetzt hatten oder mindestens 50% der Anzahl der Länder der Welt das MARPOL-Übereinkommen in nationales Recht umgesetzt hatten.

Das MARPOL-Übereinkommen besteht aus einem kurzen Hauptteil. Die regelungsrelevanten Informationen sind in den Anlagen genannt. Durch die Nennung der regelungsrelevanten Inhalte in den Anlagen kann das MARPOL-Übereinkommen einfach um eine Anlage erweitert werden, ohne dass gewartet werden muss, bis die Anzahl der Länder zur Umsetzung erreicht ist.

Als MARPOL 1973 verabschiedet wurde, bestand es nur aus dem Hauptteil und der Anlage I, der die Aufgabe hatte, die Verschmutzung durch Öle im Meer zu reduzieren. In den nachfolgenden Jahren haben die Mitglieder der IMO erkannt, dass die Meeresumwelt vor weiteren Verschmutzungen als nur Öl geschützt werden muss. So wurde im Jahr 1997 das MARPOL-Übereinkommen unter anderem um die Anlage VI erweitert, der sich mit der Vermeidung der Luftverschmutzung durch Seeschiffe beschäftigt [19].

Im Oktober 2016 hat die IMO die Anforderungen an die zulässigen Schwefelgrenzwerte in der Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens letztmalig verschärft. Damit wurde der weltweit maximale Schwefelgehalt in Schiffskraftstoffen von 3,5% auf 0,50% ab dem 01.01.2020 reduziert. Der maximale Schwefelgehalt von 0,50% m/m gilt außerhalb von Sondergebieten, innerhalb dieser gilt bereits seit 2015 ein maximaler Schwefelgehalt von 0,10% m/m. Sondergebiete werden als Sulphur emission control area (SEAC) bezeichnet. Die deutschen Teile der Nord- und Ostsee sind Sondergebiete. Die Anforderungen an die Kraftstoffqualität sind in der Regel 14 der Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens beschrieben [23].

2.3.1 Schwefelgehalte in Schiffskraftstoffen

Die Anforderung an den maximalen Schwefelgehalt in Kraftstoffen ist in Regel 14 der Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens beschrieben.

Zum Einhalten dieser Schwefelgrenzwerte muss das Schiff einen Kraftstoff verwenden, der die Anforderungen an den geforderten maximalen Schwefelgehalt erfüllt. Bei diesen Kraftstoffen wird umgangssprachlich oft von MARPOL konformen Kraftstoffen gesprochen. Welche Kraftstoffe hier in Frage kommen, ist in Kapitel 3.1 beschrieben.

Alternativ zur Verwendung eines niederschwefeligen Kraftstoffes hat die IMO in der Regel 4 der Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens, Möglichkeiten geschaffen, die Anforderungen nach MARPOL VI auch mit einem höher schwefeligen Kraftstoff erfüllen zu können. Diese Möglichkeiten werden nach Regel 4 als gleichwertiger Ersatz beschrieben.

2.3.2 Erfüllung der Kraftstoffqualität durch gleichwertigen Ersatz

Absatz 1 der Regel 4 „*Gleichwertiger Ersatz*“ der Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens beschreibt, dass auf einem Schiff als Ersatz für die Verwendung vorgeschriebener Brennstoffe auch andere Verfahren angewendet werden können, wenn diese im Hinblick auf die Verringerung von Emissionen mindestens ebenso wirksam sind.

Mit diesem gleichwertigen Ersatz hat die IMO die rechtliche Grundlage geschaffen, höherschweifige Kraftstoffe verbrennen zu können. Dabei müssen in einer Abgasreinigungsanlage die Abgase so behandelt werden, dass die gereinigten Abgase den gleichen Schwefelgehalt wie niederschweifige Kraftstoffe haben.

Die Verwaltung einer Vertragspartei soll sämtliche von der Organisation ausgearbeiteten Richtlinien berücksichtigen, die sich auf den in dieser Regel vorgesehenen gleichwertigen Ersatz beziehen.

Absatz 3 der Regel 4 der Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens

Mit Absatz 3 der Regel 4 der Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens verpflichtet die IMO die Mitgliedstaaten sämtliche ausgearbeiteten Richtlinien, die sich auf den gleichwertigen Ersatz beziehen, bei der Zulassung zu berücksichtigen. Damit hat die IMO eine Rechtsgrundlage geschaffen, um weitergehende Anforderungen für den gleichwertigen Ersatz zu erlassen, ohne eine aufwändige Anpassung von dem MARPOL-Übereinkommen vornehmen zu müssen. Diese weitergehenden Anforderungen können von dem Marine Environment Protection Committee (MEPC), einem IMO Arbeitsgremium, in dem ebenfalls alle Länder der Welt vertreten sind, geregelt werden [26].

In der 57. Sitzung des MEPC wurde mit der Resolution MEPC.170(57) am 4. April 2008 zum ersten Mal von dieser Rechtsgrundlage Gebrauch gemacht und eine Richtlinie erlassen. Die Richtlinien von MEPC heißen *Guidelines* und werden per Resolution verabschiedet. Die erste Guideline trägt den Titel „*Guidelines for exhaust gas cleaning system*“. Diese Guideline wurde bis heute zwei Mal überarbeitet, im Juli 2009 mit der Resolution MEPC.184(59) und zuletzt im Mai 2015 mit der Resolution MEPC.259(68).

Das Dokument MEPC.259(68) beschreibt die aktuell rechtsverbindlichen Anforderungen, die eingehalten werden müssen, wenn eine Abgasreinigungsanlage auf einem Schiff als gleichwertiger Ersatz betrieben wird.

2.3.3 Anforderungen an Abgasreinigungsanlagen auf Seeschiffen

MEPC.259(68) beschreibt Anforderungen, die beim Betrieb von Abgasreinigungsanlagen auf Seeschiffen eingehalten werden müssen. Diese beziehen sich sowohl auf die Luftemissionen als auch auf die Emissionen in den Wasserkörper.

2.3.3.1 Anforderungen an die Luftemissionen aus der MEPC.259(68)

Die Methoden zum gleichwertigen Ersatz müssen die gleichen Anforderungen an die Schwefelemissionen im Abgasstrom erfüllen, wie ein Kraftstoff mit dem jeweils maximal zulässigen Schwefelgehalt verursachen würde. Diese Anforderung wird über das Verhältnis von SO₂ und CO₂ im Abgasstrom beschrieben. Je mehr Schwefel im Kraftstoff vorhanden ist, umso mehr SO₂ Emissionen entstehen bei der Verbrennung. Der Nachweis, dass diese Anforderungen eingehalten werden, wird erbracht, indem das Verhältnis von SO₂ und CO₂ im Abgasstrom mit mindestens 0,0035 Hz (ungefähr alle 4,7 Minuten) gemessen wird und dabei die Anforderungen aus Abbildung 2 erfüllt werden [28].

Fuel oil sulphur content (% m/m)	Ratio emission SO ₂ (ppm)/CO ₂ (% v/v)
4.50	195.0
3.50	151.7
1.50	65.0
1.00	43.3
0.50	21.7
0.10	4.3

Abbildung 2 Anforderung an das SO₂ zu CO₂ Verhältnis im Abgasstrom vgl. [28]

Die Tabelle in Abbildung 2 weist Werte für Schwefelgehalte von bis 4,5% aus, aktuell sind aber nur noch 0,5% zulässig. Das MEPC Dokument wurde in diesem Punkt noch nicht angepasst.

2.3.3.2 Anforderungen an die Emissionen in den Wasserkörper.

In der Anlage VI des MARPOL-Übereinkommens sind nur Anforderungen an die Emissionen, die an die Luft abgegeben werden, genannt. Die Anlagen I und IV des MARPOL-Übereinkommens beschäftigen sich mit der Einleitung von ölhaltigen und haushaltähnlichen Abwässern. Die Einleitung von Abwässern aus Abgasreinigungsanlagen wird dort nicht erwähnt. Um die negativen Auswirkungen auf den Wasserkörper zu reduzieren, hat MEPC Mindestanforderungen an die Qualität des Abwassers aus der Abgasreinigung ebenfalls in der MEPC.259(68) beschrieben. Für die Einhaltung der Parameter, des pH-Wertes, der Konzentration an polyzyklisch aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und der Trübung muss auf dem Schiff eine permanente Überwachung sichergestellt werden. Das Abwasser aus Abgasreinigungsanlagen wird in dieser Arbeit sowohl als Washwasser als auch als bleed-off bezeichnet. In Kapitel 3.3.4 wird näher beschrieben, worin die Unterschiede liegen.

2.3.3.2.1 Anforderung an den pH-Wert des Waschwassers

In Kapitel 3.3.3 wird beschrieben, wie sich beim Betrieb von Abgasreinigungsanlagen der pH-Wert reduziert. Um negative Auswirkung auf die Meeresumwelt und um Materialschäden an der Schiffshülle zu verhindern, wurde der pH-Wert begrenzt. Dieser darf an der Einleitstelle nicht kleiner als pH 6,5 sein.

Um den geforderten pH-Wert einzuhalten, ist die Beimischung mit frischem Meerwasser zur Einhaltung des Wertes zulässig.

2.3.3.2.2 Anforderung an die PAK Konzentration des Waschwassers

Die Anforderung an die maximal zulässige Konzentration an PAKs soll verhindern, dass unverbrannte Treibstoffreste und andere Mineralölanteile die Meeresumwelt belasten.

PAK steht in diesem Fall für einen Sammelparameter, der verschiedene PAKs zusammenfasst und beschreibt. Es ist bei der zulässigen PAK Konzentration nicht beschrieben, welche einzelnen PAKs in welcher maximalen Konzentration vorliegen dürfen. Die maximale PAK Konzentration wird über die Konzentration als Phenanthren Äquivalent beschrieben. Die Zusammensetzung der verschiedenen PAKs ändert sich je nach Kraftstoff oder Maschinenlast, wobei Phenanthren den Großteil ausmacht und über ein Fluoreszenzverfahren gut nachgewiesen werden kann [32].

Die Anforderungen an die PAKs sind der einzige Waschwasserparameter, der im Zusammenhang mit einem Effizienzparameter als maximal zulässige Konzentration beschrieben ist. Wie Abbildung 3 zeigt, nimmt die maximal zulässige Konzentration an PAKs mit erhöhter Waschwassermenge pro produzierter Leistung in Megawattstunden (MWh) ab.

Flow rate (t/MWh)	Discharge concentration limit (µg/L PAH_{phe} equivalents)	Measurement technology
0-1	2250	Ultraviolet light
2.5	900	- " -
5	450	Fluorescence ³
11.25	200	- " -
22.5	100	- " -
45	50	- " -
90	25	- " -

Abbildung 3 Maximal zulässige PAK Konzentration im Waschwasser [28]

Die in Abbildung 3 beschriebenen maximalen Einleitkonzentrationen beziehen sich auf die zusätzlich hinzuföhrbare Verschmutzung, d.h., dass die Konzentration an PAKs auch im Zulauf gemessen wird. Die Zulaufkonzentration an PAKs kann so von der Konzentration im Ablauf abgezogen werden.

Da die PAK-Konzentration mit den Verbrennungsprozessen im Motor direkt zusammenhängt und diese beim Hoch- oder Runterfahren der Maschinen nicht immer im idealen Bereich arbeitet, darf die maximale PAK-Konzentration an der Einleitstelle des Waschwassers überschritten werden. Nach MEPC.259(68) ist eine Überschreitung von maximal 15 Minuten in 12 Stunden und bis maximal 100% der Werte aus Abbildung 3 zulässig.

2.3.3.2.3 Anforderung an die Trübung des Waschwassers

Mit dem Festlegen eines Grenzwertes für die Trübung soll der Anteil an Partikeln, die mit dem Waschwasser ins Meer gelangen, reduziert werden. Die Partikel bestehen überwiegend aus Asche, die Schwermetalle enthalten kann. Wie schon bei der maximalen PAK Konzentration ist auch die Trübung als zusätzlicher Verschmutzungswert gedacht. Auch in diesem Fall ist es erlaubt, die Trübung aus dem Zulauf vom Messwert im Ablauf abzuziehen.

Die Trübung darf um maximal 25 Einheiten, bezogen auf den Zulaufwert, zunehmen und kann als Formazin nephelometric units (FNU) oder Nephelometric turbidity units (NTU) gemessen werden.

Wie bei der PAK-Konzentration hängt auch die Trübung vom Motorbetrieb ab. Um auch hier kurze Bereiche außerhalb des idealen Lastbereiches ausgleichen zu können, darf die Trübung ebenfalls überschritten werden. Nach MEPC.259(68) ist hier eine Überschreitung von 20% für maximal 15 Minuten in 12 Stunden zulässig.

2.4 Europäische Abgasgesetzgebung in der Schifffahrt

Die Umsetzung von IMO Anforderungen wird innerhalb der Europäischen Union durch die Europäische Kommission erfasst und an die IMO gemeldet. Um einen einheitlichen Umsetzungsstand innerhalb der Mitgliedsländer sicherzustellen, erarbeitet die Europäische Kommission Vorschläge, die dann von dem Europäischen Parlament und dem Rat der Europäischen Union als Richtlinien erlassen werden.

Mit der Richtlinie (EU) 2019/883 des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 17. April 2019 über Hafenauffangeinrichtungen für die Entladung von Abfällen von Schiffen hat die EU die letzten Änderungen aus dem MARPOL-Übereinkommens umgesetzt. Mit der Richtlinie (EU) 2019/883 will die EU den Eintrag von Abfällen ins Meer weiter reduzieren.

Im Erwägungsgrund Nr. 6 der Richtlinie (EU) 2019/883 wird beschrieben, dass die Abfälle von Abgasreinigungsanlagen, die aus Schlamm und Abflutwasser¹ bestehen, auch in den

¹ Anmerkung des Autors: Das Wort „Abflutwasser“ ist ein Übersetzungsfehler. Das englische Wort ist bleed-off water und wird auch in deutscher Literatur so verwendet, daher wird in dieser Arbeit auch das Wort bleed-off Wasser verwendet.

Geltungsbereich dieser Richtlinie fallen. Somit stellen die EU-Regelungen sicher, dass diese Abfälle ordnungsgemäß entsorgt werden [12].

Weitere Anforderungen, ab wann Schlamm als Abfall einzuordnen ist oder ab wann bleed off oder Waschwasser nicht mehr eingeleitet werden darf, werden in der Richtlinie (EU) 2019/883 nicht gemacht. Hier gilt die Begriffsbestimmung aus der MEPC.259(68), in der definiert ist, bis zu welchen Konzentrationen Wasser eingeleitet werden dürfen. Bleed off und Waschwasser, die diese Bedingungen nicht einhalten, sind somit als Abfälle zu entsorgen. Welche Abfälle an welcher Stelle in der Abgasreinigungsanlage entstehen, ist in Kapitel 3 beschrieben.

Die Richtlinie (EU) 2019/883 legt in Abschnitt 4 fest, dass die Mitgliedsstaaten die Schiffe auf Einhaltung der Richtlinie überprüfen sollen. Als Hilfestellung für diese Überprüfung hat die EU-Ausführungsrechtsakte erlassen. In dem Ausführungsrechtsakt 2022/89 sind die zu erwartenden Abfallmengen von Schiffen beschrieben [12].

2.5 Grundlagen zur Bilanzierung

Um die CO₂ Emissionen in der Schifffahrt zu erfassen, reicht es nicht, dass bei der Verbrennung entstehende CO₂ eines Kraftstoffes zu betrachten. Es müssen auch die vor- und nachgelagert entstehenden Emissionen berücksichtigt werden. Um diese systematisch zu erfassen, sind in Abbildung 4 verschiedene Möglichkeiten von Bilanzierungsgrenzen dargestellt.

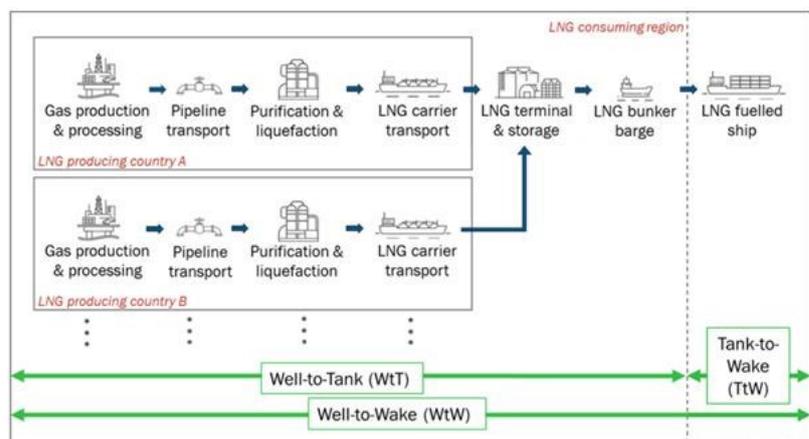


Abbildung 4 Well-to-Wake analysis – LNG supply and combustion vgl. [33, Seite 80]

Aus Abbildung 4 ist zu entnehmen, dass gerade die vorgelagerten Schritte von der Quelle bis zum Tank (Well-to-Tank) aus vielen Teilschritten bestehen. Erst wenn diese zu den Emissionen, die auf dem Schiff entstehen (Tank-to-Wake), hinzugerechnet werden, erhält man die Gesamtemissionen (Well-to-Wake), die bei der Verwendung eines Kraftstoffes entstehen. Die entstehenden Emissionen enthalten meist nicht nur CO₂, sondern teilweise auch andere Stoffe, die sich, wie CO₂, auch auf das Klima auswirken. Da es bei dieser Arbeit um den

Vergleich der Auswirkungen von Entschwefelungsstrategien auf das Klima geht. Werden die Emissionen in CO₂ Äquivalenten (CO₂-äq.) angegeben.

2.6 Verwendete CO₂ Äquivalente

Um ein möglichst vollständiges Bild der entstehenden CO₂-äq. in den Entschwefelungsstrategien abbilden zu können, werden im Rahmen dieser Arbeit auch die Auswirkungen von vor- und nachgelagerten Prozessen und Produkten betrachtet. Die Berechnung der entstehenden CO₂-äq. wird dabei nicht immer selbst durchgeführt. Es werden an vielen Stellen auch Werte aus Studien verwendet, nach Möglichkeit aber Werte der IMO.

Für Bereiche, die in dieser Arbeit ebenfalls betrachtet werden, für die die IMO durch die fehlende Nähe zur Schifffahrt keine CO₂-äq. veröffentlicht, sind die Daten aus dem Bericht „2021 Government Greenhouse Gas Conversion Factors for Company Reporting“ der Englischen Regierung übernommen worden [8].

Hier die folgenden Werte:

für die Behandlung von Abwasser 0,272 kg CO₂-äq. pro m³ Abwasser,

für die Verbrennung von Abfällen 21,294 kg CO₂-äq. pro Tonne Abfall und für

die Bereitstellung von Wärme und Dampf 0,17073 kg CO₂-äq. pro kWh [7].

3 Technische Grundlagen zu Entschwefelungsstrategien in der Seeschifffahrt

Zum Vergleich der unterschiedlichen Entschwefelungsstrategien ist ein einheitliches technisches Verständnis notwendig. Dieses Kapitel zeigt auf, warum die verschiedenen Entschwefelungsstrategien unterschiedliche technische Anforderungen aufweisen, unterschiedlich viel Energie verbrauchen und welche Abfälle dabei entstehen können. Vor diesem Hintergrund ist es möglich, die Berechnungen in den folgenden Kapiteln nachzuvollziehen.

3.1 Schiffskraftstoffe

Vor der Festlegung von Schwefelgrenzwerten in der Schifffahrt bestand der Schiffskraftstoff zum Großteil aus Schweröl. Schweröl ist ein Rückstandsöl aus Raffinerieprozessen. In Abhängigkeit von der eingesetzten Technik entsteht mehr oder weniger Schweröl. Der Schwerölanteil kann bis zu 30% des eingesetzten Rohöls betragen. Durch moderne Techniken ist es möglich, diesen auf bis zu 5% zu reduzieren [36, Seite 171].

In der Vergangenheit wurde Schweröl in großen Mengen produziert, durch neue Raffinerietechniken ist es möglich, diesen Anteil zugunsten anderer Kraftstoffe zu verschieben.

Nach Einführungen neuer Schwefelgrenzwerte zum 01.01.2020 hat die Raffinerieindustrie mit einer neuen Kraftstoffklasse „niedrig schwefeliger Rückstandöle“ (very low sulphur fuel oil ((VLSFO)) reagiert.

Somit stehen die folgenden drei Kraftstoffklassen zur Verfügung [35, Seite 40]:

Mariner Diesel, im Englischen „Marines gas oil“ (MGO)

Hierbei handelt es sich um einen Destillatkraftstoff. Dieser wird in einer Raffinerie durch Destillation erzeugt und kann in einer sehr hohen Qualität und mit einem Schwefelgehalt von kleiner 0,1% hergestellt werden. MGO eignet sich zur Einhaltung der Schwefelgrenzwerte auch ohne den Einsatz einer Abgasreinigungsanlage in SECAs.

Niedrig schweflige Rückstandsöle, im Englischen „very low sulphur fuel oil“ (VLSFO)

Hierbei handelt es sich um ein Gemisch aus Rückstandsölen und Destillaten, die so im Verhältnis zusammengestellt werden, dass ein Schwefelgehalt von kleiner 0,5% eingehalten werden kann. Mit dieser Mischung liegen VLSFO preislich zwischen dem teureren MGO und dem günstigeren heavy fuel Oil (HFO). Wegen des maximalen Schwefelgehaltes von 0,5% können diese außerhalb von SECAs ohne den Betrieb einer Abgasreinigungsanlage verwendet werden. Beim Einsatz innerhalb einer SECA muss VLSFO in Verbindung mit einer Abgasreinigungsanlage verwendet werden.

Schweröl, im Englischen „heavy fuel Oil“ (HFO)

HFO ist ein Rückstandsöl, das schon seit vielen Jahren in Raffinerien beim Raffinerieprozess übrigbleibt. Der Schwefelgehalt ist größer als 0,5%, daher ist eine Verwendung seit dem 01.01.2020 nur noch in Kombination mit einer Abgasreinigungsanlage möglich.

In den nachfolgenden Kapiteln werden die Vor- und Nachteile der Kraftstoffe beschrieben.

3.1.1 Kosten der Schiffskraftstoffe

Der unterschiedlich technologische Aufwand in der Kraftstoffherstellung macht sich auch in den Kraftstoffpreisen bemerkbar. HFO ist der günstigste und MGO der teuerste Kraftstoff. In Abbildung 5 sind als Stichprobe die Mehrkosten, die bei der Verwendung eines höherwertigen Kraftstoffes entstehen, dargestellt. Bei der Verwendung von MGO statt HFO muss im Mittel dieser Stichprobe 272 \$ pro metrischer Tonne (mt) mehr aufgewendet werden. Bei der Verwendung von VLSFO statt HFO sind es 159 \$/mt und bei MGO statt VLSFO sind es 112\$/mt im Mittel dieser Stichprobe. In der Abbildung 5 ist auch zu erkennen, dass die Mehraufwendungen für z.B. MGO statt HFO von 100 bis zu 500 \$ schwanken können. Diese Schwankungen hängen von vielen Faktoren ab, unter anderem vom Rohölpreis, aber auch von der Nachfrage nach MGO. Unabhängig von der Höhe der Preisschwankungen lässt sich allerdings erkennen, dass die Verwendung von MGO im Vergleich zu HFO immer mit Mehrkosten verbunden ist.

Bei einem großen Containerschiff, das bis zu 200 mt am Tag verbrauchen kann, entstehen hier schnell Mehrkosten in Höhe von 50.000 \$ am Tag. Daher hat die Wahl des Kraftstoffes große wirtschaftliche Bedeutung.

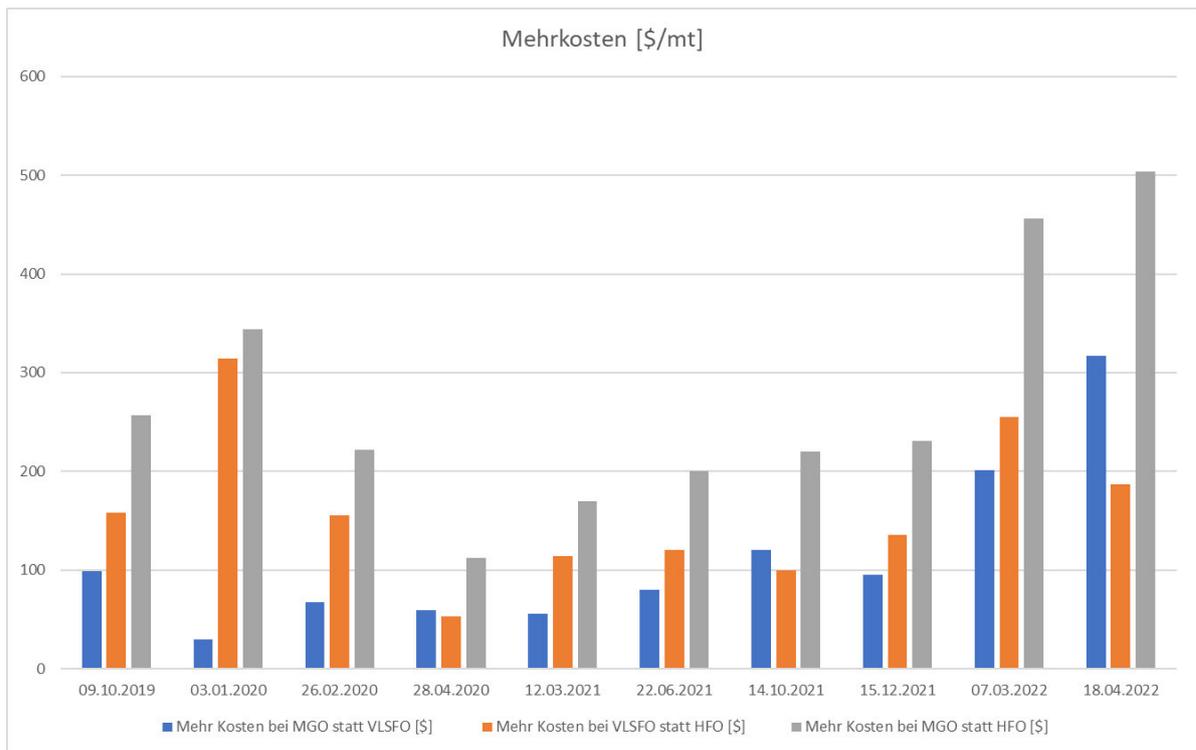


Abbildung 5 Mehrkosten bei unterschiedlichen Kraftstoffstrategien [34]

3.1.2 Energieinhalt der Kraftstoffe

Bei den Heizwerten unterscheiden sich die Kraftstoffarten weniger als beim Preis. Der Heizwert für Diesel beträgt bei 15°C und einer Dichte von 830 kg/m³ 43 MJ/Kg [36, Tab. 6, Seite 143]. In Abbildung 6 sind in Blau die Auswirkung der Dichte von Schweröl mit unterschiedlichen Schwefelgehalten auf den Heizwert dargestellt. Es ist zu erkennen, dass mit steigendem Schwefelgehalt der Heizwert abnimmt. Bei einer Dichte von 830 kg/m³ und einem Schwefelgehalt kleiner 1% ist der Heizwert mit dem von Diesel vergleichbar.

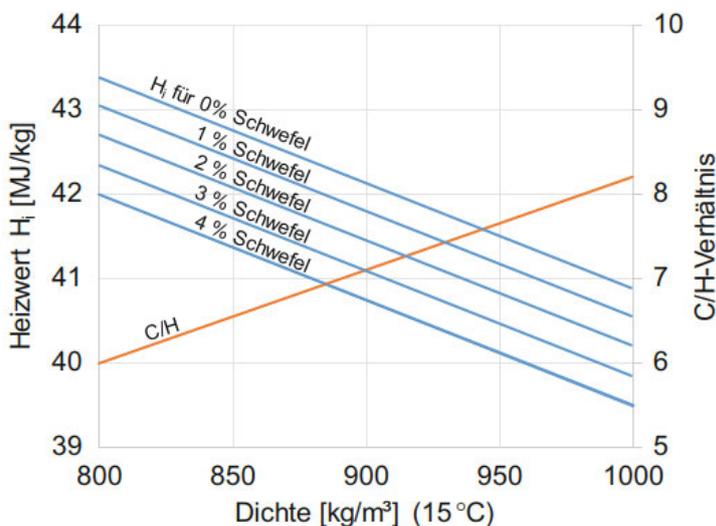


Abbildung 6 Einfluss des Schwefelgehaltes von Schweröl auf den Heizwert vgl. [36, Abb. 4, Seite 174,]

3.1.3 CO₂ Emissionen bei der Verbrennung von Kraftstoffen

Die IMO hat im Jahr 2018 Emissionsfaktoren für Kraftstoffe veröffentlicht. Diese Emissionsfaktoren wurden unter definierten Bedingungen gemessen und werden von der IMO für die Berechnung der CO₂ Emissionen aus der Schifffahrt verwendet. Diese Emissionsfaktoren bilden eine der Grundlagen, um die Tank to Wake Emissionen in dieser Arbeit zu berechnen.

Der Emissionsfaktor für HFO wird von der IMO als ein Mittelwert aus den unterschiedlichen Schwerölszusammensetzungen mit 3,144 t-CO₂ bei der Verbrennung einer Tonne HFO angegeben und in dieser Arbeit verwendet. Auch bei MGO wurde von der IMO ein Mittelwert aus den unterschiedlichen Dieselszusammensetzungen in Höhe von 3,206 t-CO₂ pro Tonne Diesel ermittelt und veröffentlicht. Dieser Wert wird ebenfalls in dieser Arbeit verwendet [20, Seite 5].

3.1.4 Durchschnittliche Kraftstoffverbräuche

Für die Berechnung der entstehenden CO₂ Emissionen ist es notwendig, die Kraftstoffverbräuche zu kennen. Diese hängen von vielen verschiedenen Faktoren wie z.B. Fahrgeschwindigkeit, Schiffstyp usw. ab und unterliegen somit großen Schwankungen. Für das Ergebnis dieser Arbeit ist es ausreichend, mit standardisierten durchschnittlichen Kraftstoffverbräuchen zu rechnen. Hierzu werden zur Berechnung der CO₂ Emissionen die von der IMO in der vierten Treibhausgasstudie veröffentlichten durchschnittlichen Kraftstoffverbräuchen verwendet. Die IMO hat die in Abbildung 7 dargestellten Werte unter Berücksichtigung der Energiedichte, der Kraftstoffe und der Wirkungsgrade der Maschinen veröffentlicht [21, Seite 277–278].

Engine Type	Fuel Type	Before 1983	1984-2000	2001+
SSD	HFO	205	185	175
	MDO	190*	175*	165*
	MeOH	N/A	N/A	350*
MSD	HFO	215	195	185
	MDO	200*	185*	175*
	MeOH	N/A	N/A	370*

Abbildung 7 Kraftstoffverbräuche in g/kWh vgl. [21, Table 4, Seite 277,]

In Abbildung 7 ist zu erkennen, dass unabhängig von der Art der Motoren (SSD: Schnellläufer, MSD: Mittelschnellläufer) ab dem Jahr 1984 bei der Verwendung von HFO 10 g Kraftstoff pro kWh mehr benötigt werden als bei der Verwendung von MGO. Zusätzlich zu HFO und MGO ist in der Tabelle noch Methanol dargestellt, das in dieser Arbeit keine Anwendung findet. Die mit * markierten Werte wurden von der IMO im Vergleich zum vorherigen Bericht angepasst, bei MGO hat sich der durchschnittliche Kraftstoffverbrauch jeweils um 10 g/kWh reduziert.

3.2 Verwendung von Destillatkraftstoffen

Der Destillatkraftstoff MGO, der in der Schifffahrt überwiegend verwendet wird, muss auf dem Schiff noch mit einem Kraftstofffilter vorgefiltert werden. Hierbei werden Partikel sowie freies Wasser abgeschieden. Die in die Kraftstoffleitung eingesetzten Filter müssen regelmäßig gewartet werden [36, Seite 189]. Darüber hinaus sind keine weiteren Schritte zur Kraftstoffaufbereitung notwendig.

Dem MGO wird bereits in der Raffinerie so viel Schwefel entzogen, dass dieser die jeweiligen MARPOL Anforderungen erfüllt und ohne den Einsatz einer Abgasreinigungsanlage auf dem Schiff verbrannt werden kann.

3.3 Verwendung von Rückstandsölen als Kraftstoff

Vor der Verwendung von Rückstandsölen (VLSFO und HFO) müssen diese auf dem Schiff aufbereitet werden, um den Kraftstoffanforderungen der Schiffsmotoren zu entsprechen. Da Rückstandsöle meistens nicht die Anforderungen an den Schwefelgehalt nach MARPOL erfüllen, müssen die Abgase zusätzlich mit einer Abgasreinigungsanlage behandelt werden.

3.3.1 Aufbereitung von Rückstandsölen zu Kraftstoffen

Die Aufbereitung der Rückstandsöle ist in Abbildung 8 dargestellt und wird im Rahmen dieser Arbeit nur zusammenfassend beschrieben. Bei dem Einsatz von Pumpen und Separatoren entsteht ein nicht verwendbarer Rest, HFO Sludge, der im Schlamm tank gesammelt wird [36, Seite 178].

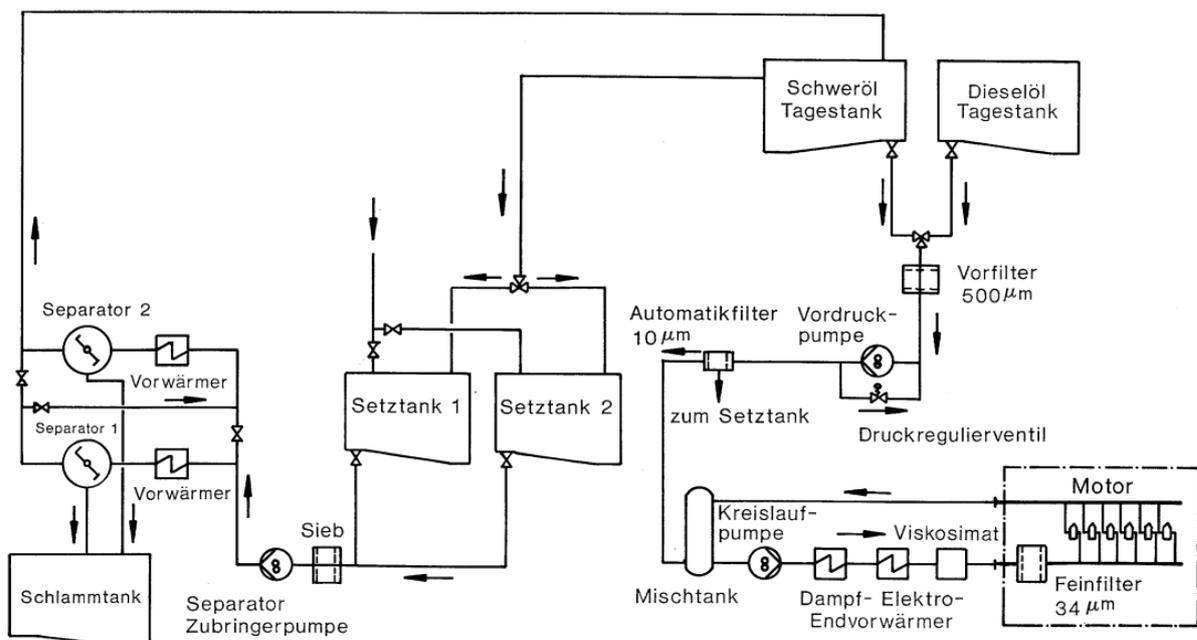


Abbildung 8 Schwerölaufbereitungssystem vgl. [36, Abb. 6, Seite 177]

Der Umgang mit HFO Sludge ist in der Anlage I des MARPOL-Übereinkommens geregelt. MARPOL verbietet das Einleiten von HFO Sludge ins Meer, erlaubt ist aber die Verbrennung in geeigneten Abfallverbrennungsanlagen auf dem Schiff sowie die Abgabe als Abfall an Land.

3.3.1.1 *Entstehende Mengen an HFO Sludge*

Pro Tonne verbrauchter HFO Kraftstoff entstehen 0,01 bis zu 0,03 m³ HFO Sludge. Diese Schwankung ergibt sich aus der Zusammensetzung des HFO. Durch Verdunstung und Verbrennung kann das Sludgevolumen um 75% bis zu 99% reduziert werden [12].

3.3.2 *Schwefelentfernung aus Abgasen von Rückstandsölen*

Bei der Verwendung von Rückstandsölen als Kraftstoff können die Schwefelgrenzwerte meist nicht eingehalten werden, sodass die Verwendung einer Abgasreinigungsanlage notwendig ist. Bei der Entfernung von Schwefel aus Abgasen spricht man von einer Rauchgasentschwefelung. Hierfür existieren über 100 Verfahren, die in trockene, halbtrockene oder nasse Verfahren unterteilt werden [5]. In der Vergangenheit wurden diese für Landanlagen z.B. Industriebetriebe und Kraftwerke entwickelt. In der Schifffahrt hat diese Entwicklung erst in den letzten Jahren durch die neuen Schwefelgrenzwerte in den Jahren 2015 und 2020 zugenommen [23].

Eine Übertragung der etablierten Technologie vom Land auf das Wasser ist nur bedingt möglich, da die Anforderungen unterschiedlich sind. An Land ist meistens ausreichend Platz für komplexe Anlagentechnik vorhanden und die Abgasvolumenströme sind deutlich größer. Außerdem befinden sich Landanlagen in einem Gebiet, in dem nicht nur Anforderungen an die Luftemissionen bestehen, sondern auch die Einleitung von z.B. Prozessabwässern bestimmten Regelungen unterliegt.

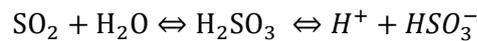
Die Anforderungen auf einem Schiff unterscheiden sich. Platz ist auf einem Schiff ein wichtiger Faktor, denn jegliche Fläche, die durch Schiffstechnik in Anspruch genommen wird, kann nicht mehr zum Transport von Waren genutzt werden. Wasser, insbesondere Meerwasser, ist auf einem Schiff den überwiegenden Teil der Betriebszeit fast unbegrenzt vorhanden. Meerwasser hat im Vergleich zu Süßwasser bessere Eigenschaften zur Entfernung von Schwefel aus Abgasen, hierzu später weitere Ausführungen.

Diese Unterschiede in den Anforderungen haben dazu geführt, dass sich in der Schifffahrt nasse Verfahren, so genannte Abgasreinigungsanlagen (im Englischen exhaust gas cleaning system (EGCS)), die im Schornstein verbaut werden, etabliert haben.

3.3.3 *Chemische Grundlage zur Entfernung von Schwefel aus Schiffsabgasen*

Die bei der Verbrennung entstehenden Schwefelemissionen bestehen überwiegend aus SO₂ und sind sehr gut wasserlöslich [6]. Bei der Absorption des Schwefeldioxids im Wasser bildet

sich schweflige Säure [4]. In der Formel 2 ist die Adsorption des Schwefeldioxids im Wasser dargestellt. Diese Adsorption führt zur Bildung von freien H^+ Ionen.



Formel 2 Absorption von Schwefeldioxid in Wasser

Die freiwerdenden H^+ Ionen wirken sich auf den pH-Wert aus, indem sie diesen in den sauren Bereich verschieben [2].

Die freiwerdenden H^+ Ionen führen dazu, dass sich immer nur eine bestimmte Menge an Schwefeldioxid im Wasser lösen kann. Um möglichst viel SO_2 aus dem Abgasstrom zu lösen, muss entweder die Wassermenge erhöht oder der pH-Wert durch die Zugabe von Laugen abgepuffert werden.

Salziges Meerwasser hat durch den Salzgehalt eine hohe Pufferkapazität und kann somit mehr Schwefeldioxid im Wasser lösen als Süßwasser [3].

3.3.4 Technische Möglichkeiten zur Entfernung von Schwefelemissionen

Die Anforderungen an ein System zur Reduzierung von Schwefelemissionen in Abgasströmen auf Seeschiffen ergeben sich aufgrund der Anforderungen wie in Kapitel 2.3.3. beschrieben.

Es haben sich Systeme durchgesetzt, die im Schornstein verbaut und mit Seewasser betrieben werden. Es gibt verschiedene Anlagen, die alle auf dem gleichen Grundprinzip, nämlich dem Verregnen von Wasser im Abgasstrom, beruhen. Je nach Möglichkeit der Waschwassereinleitung außerhalb des Schiffes, z.B. ins Meer, gibt es Systeme, die entweder offen oder geschlossen betrieben werden können. Hierbei spricht man dann von Open-Loop und Closed-Loop Systemen. Diese sind aufgrund der verschiedenen Anforderungen unterschiedlich komplex.

3.3.4.1 Open-Loop System

Die einfachste Art einer Abgasreinigungsanlage ist ein Open-Loop System. Hierbei wird Wasser in den Schornstein gepumpt und dort im Abgasstrom verregnet. Anschließend läuft das Wasser mit Hilfe der Schwerkraft wieder ins Meer zurück. Dieses System ist in Abbildung 9 dargestellt und zeigt, dass nur zwei Stromverbraucher, zum einen zum Pumpen des Seewassers und zum anderen zur Behandlung des Waschwassers, notwendig sind.

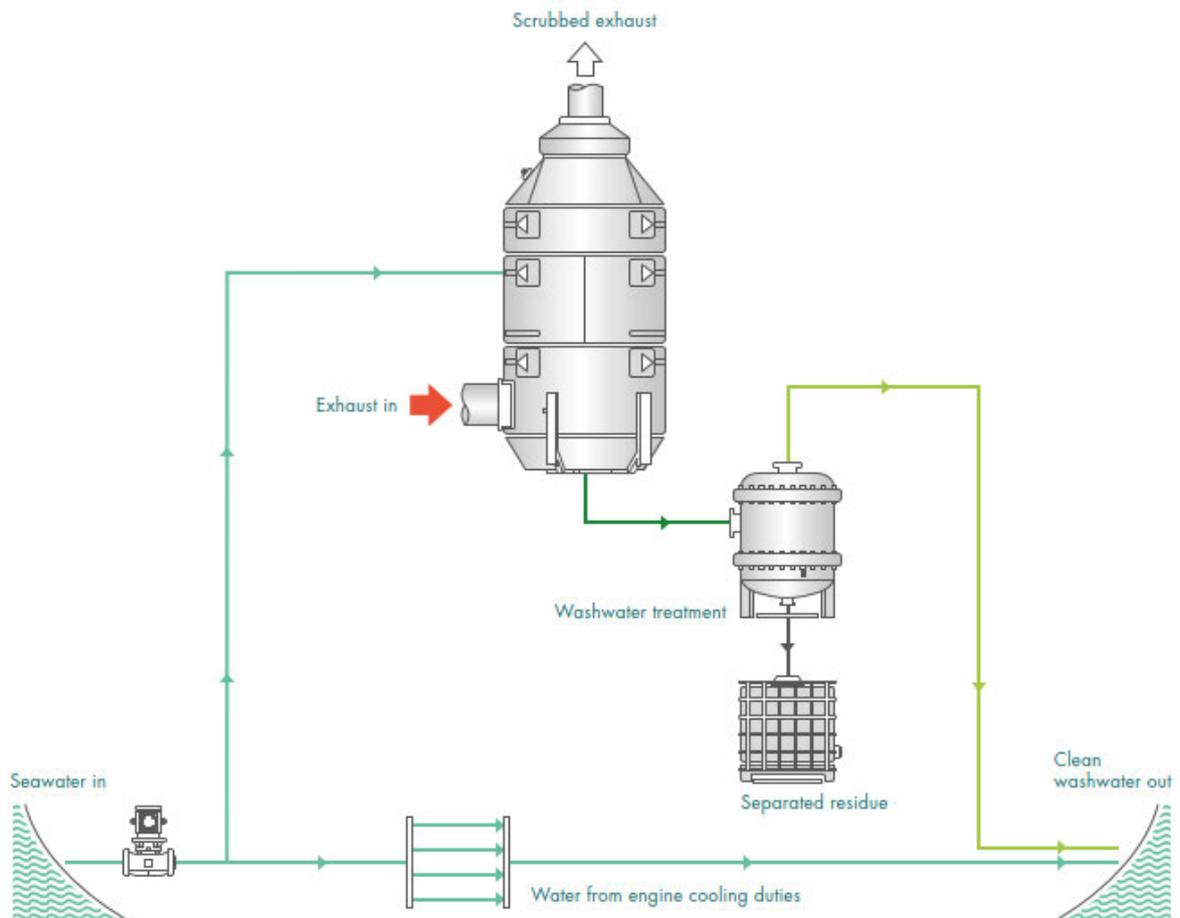


Abbildung 9 Darstellung Open-Loop System vgl. [10, Seite 20]

Closed-Loop System

Die wesentlichen Komponenten des Closed-Loop Systems sind in Abbildung 10 dargestellt.

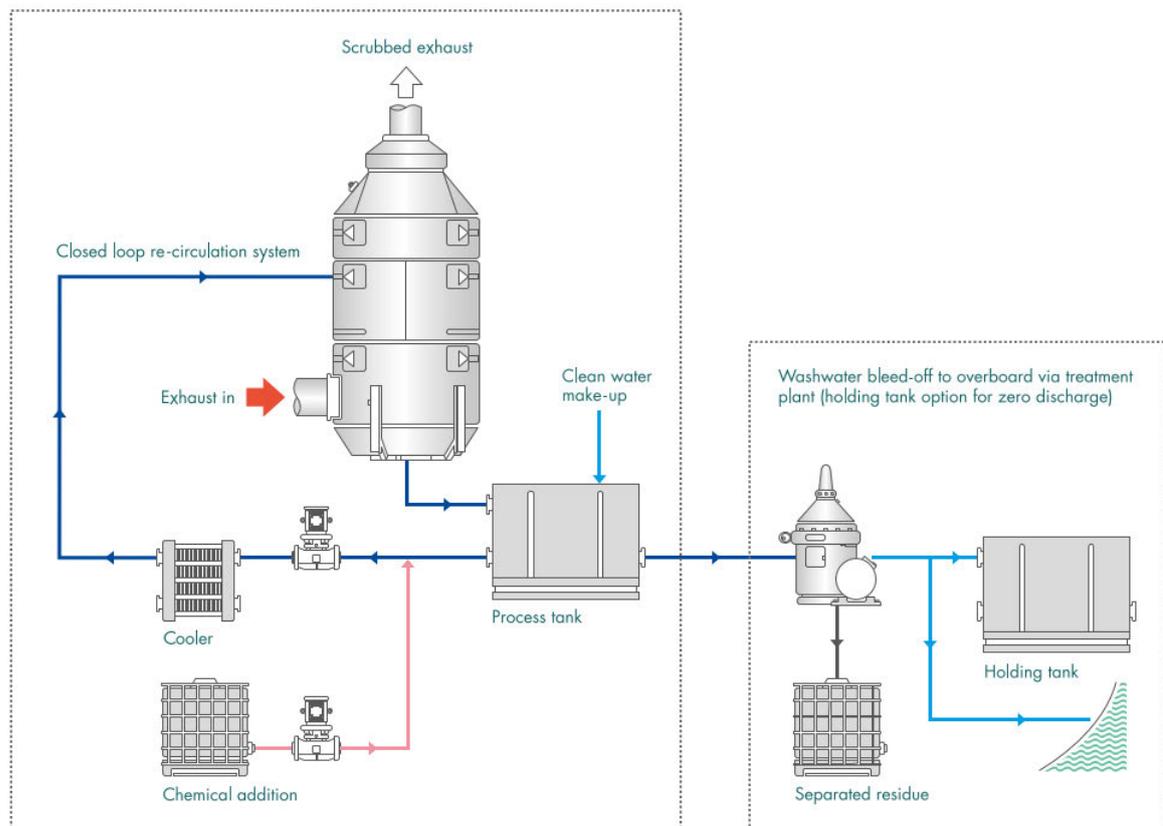
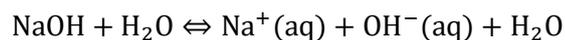


Abbildung 10 Darstellung Closed-Loop System vgl. [10, Seite 21]

Hier wird das Wasser im Kreislauf mehrfach verwendet, was mehrere Herausforderungen mit sich bringt:

- **Absinken des pH-Wertes durch die freiwerdenden H⁺ Ionen.**

Wenn der pH-Wert zu sehr in den sauren Bereich fällt, lösen sich nicht mehr ausreichend Schwefeloxide und das saure Wasser führt zu einem erhöhten Verschleiß an Materialien im System. Um dies zu verhindern, wird Natronlauge (NaOH) zugegeben. Diese führt, wie in Formel 3 dargestellt, durch das Freiwerden von OH⁻ Ionen zu einer Verschiebung des pH-Werts in den basischen Bereich.



Formel 3 pH-Wert Anpassung durch Natronlauge [10].

Die Bereitstellung der notwendigen Natronlauge erhöht die Betriebskosten.

- **Auswaschen von Rußpartikeln.**

Beim Verregnen vom Washwasser im Abgasstrom lösen sich neben den gewünschten Schwefeloxiden auch noch weitere Komponenten im Wasser. Das sind überwiegend Rußpartikel, die dazu führen, dass der Feststoffanteil und damit die

Trübung im Waschwasser zunimmt. Um sicherzustellen, dass das Wasser einen nicht zu hohen Feststoffanteil bekommt, wird ständig bleed-off abgezogen. Der Abzug des bleed-off ist auf der rechten Seite der Abbildung 10 dargestellt. Zu hohe Feststoffanteile reduzieren die gewünschte Reinigungsleistung für die Schwefeloxide und können zum Zusetzen der Waschwasserdüsen führen.

- **Aufreinigung des „bleed-off“**

Wie aus Abbildung 10 zu erkennen, ist das System mit einer bleed-off Behandlungsanlage ausgestattet, auf diese wird im nachfolgenden Kapitel weiter eingegangen.

- **Abführen von Wärme**

Das Waschwasser wird ständig im heißen Abgasstrom verregnet was zu einer Erwärmung des Wassers führt. Durch einen Kühler wird die Temperatur des Waschwassers konstant gehalten.

- **Wasserstand regulieren**

Durch den Kontakt mit dem Abgas verdampft eine gewisse Menge an Wasser. Außerdem wird ständig bleed-off abgezogen. Diese Menge muss aufgefüllt werden.

Wegen des erhöhten technischen Aufwandes für den Betrieb von closed loop Systemen werden überwiegend open loop Systeme verbaut. Werden die Schiffe oft in Gebieten eingesetzt, in denen ein Einleiten des Waschwassers aus dem Open Loop nicht erlaubt ist, werden meist Systeme verbaut, die sowohl im open als auch im closed loop betrieben werden können. So kann der Reeder immer den wirtschaftlichsten Betrieb wählen.

3.3.4.2 *Entstehung von Abfallstoffen*

Abgasreinigungsanlagen können mit einer Anlage zur Reinigung des Waschwassers ausgestattet werden. Dies kann notwendig sein, um die Einleitbedingungen für die Trübung und die PAKs einzuhalten. In der Praxis hat sich gezeigt, dass meist nur beim Betrieb der Systeme im Closed Loop eine Reinigung notwendig ist. Im Open Loop kommt das Waschwasser nur einmal mit dem Abgas in Kontakt und wird daher auch nicht so stark verschmutzt.

Ziel der Reinigung ist es, die Partikel im Waschwasser von der Wasserphase zu trennen. Hierfür werden Filtrations-, Flotations- und Zentrifugalverfahren eingesetzt. Nach der Reinigung ist das Waschwasser in zwei Stoffströme aufgeteilt, zum einen in Wasser, welches den Einleitbedingungen entspricht und zum andern in einen Abfallstrom, dem EGCS Sludge.

Dieser EGCS Sludge ist in der Zusammensetzung nicht mit dem HFO Sludge vergleichbar.

3.4 EGCS und HFO Sludgeentsorgungswege

Die Entstehung der beiden Sludgearten ist unterschiedlich. Der HFO Sludge kommt aus der Kraftstoffaufbereitung und der EGCS Sludge aus der Aufbereitung des Waschwassers. Trotzdem sind die möglichen Entsorgungswege ähnlich. In Abbildung 11 sind die Möglichkeiten der HFO Sludgeentsorgung als Fließbild dargestellt. Es ist zu erkennen, dass bei den erlaubten Wegen zwischen der Behandlung auf dem Schiff und an Land unterschieden werden muss. Für die Verbrennung auf dem Schiff ist eine Müllverbrennungsanlage notwendig, die für die Verbrennung von HFO Sludge zugelassen ist. Durch die Verbrennung von HFO Sludge kann die Schlammmenge um 99% reduziert werden [12]. Bei der Übergabe im Hafen hängt die Art des Schlammmentsorgungsweges von den Anforderungen des gültigen Abfallrechtes des Hafens ab.

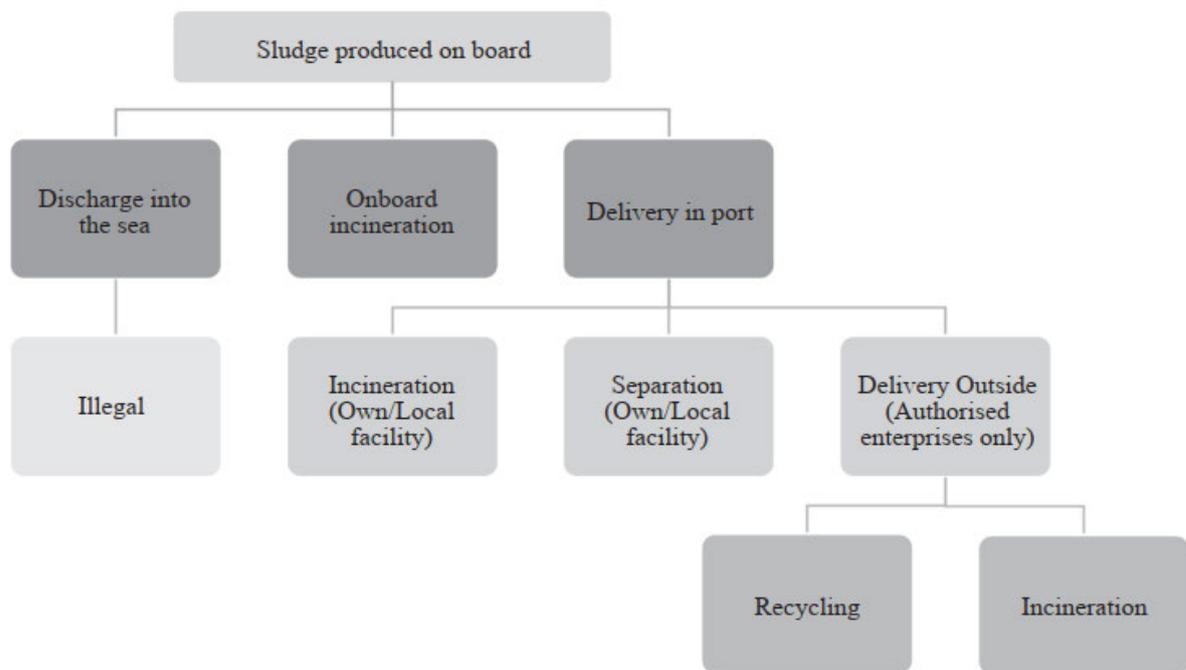


Abbildung 11 Möglichkeiten der HFO-Sludgeentsorgung nach [38, Seite 792]

Bei der Entsorgung von EGCS Sludge ist eine Verbrennung auf dem Schiff im Gegensatz zu HFO Sludge nicht erlaubt. Um das Volumen weiter zu reduzieren, kann das Schiff andere physikalisch-chemische Verfahren anwenden mit dem Ziel, den Feststoffgehalt im EGCS Sludge weiter zu erhöhen. Bei der Entsorgung an Land richten sich auch hier die Möglichkeiten der Entsorgungswege nach dem gültigen Abfallrecht.

4 Methoden zum Vergleich von Entschwefelungsstrategien

In den vorhergehenden Kapiteln wurde dargestellt, dass zwei Entschwefelungsstrategien zur Auswahl stehen. Dies ist zum einen die Verwendung eines Kraftstoffes, der die jeweiligen Schwefelanforderungen erfüllt oder zum anderen die Verwendung eines höher schwefeligen Kraftstoffes in Kombination mit einer Abgasreinigungsanlage zur Einhaltung der Schwefelgrenzwerte.

Diese beiden Möglichkeiten zur Schwefelreduzierung haben unterschiedliche Auswirkungen auf die Umwelt. All diese Auswirkungen zu beschreiben und zu vergleichen, würde den Umfang dieser Arbeit übersteigen. Um die Entschwefelungsstrategien dennoch annähernd miteinander vergleichen zu können, werden diese energetisch und stofflich bilanziert mit dem Ziel, daraus die entstehenden Auswirkungen auf den Klimawandel als Kohlenstoffdioxidäquivalente (CO₂-äq.) ausdrücken zu können.

Im folgenden Kapitel wird beschrieben, wie die Bilanzierungen durchgeführt und welche Informationsquellen zu Grunde gelegt wurden.

4.1 Energetische Bilanzierung von Entschwefelungsstrategien

Energetische Bilanzierungen, die die Auswirkungen verschiedener Entschwefelungsstrategien beschreiben, wurden in der Vergangenheit von unterschiedlichen Organisationen durchgeführt. Im Folgenden werden Studien, die die Auswirkungen der Schifffahrt auf das Klima beschreiben, vorgestellt. Hierbei wird der Fokus auf die aus den Entschwefelungsstrategien entstehenden CO₂-äq. in den Bilanzkreisen Well to Tank und Tank to Wake gelegt.

4.1.1 CE Delft-Studie

Im August 2020 hat das Institut CE Delft eine Studie mit dem Titel „Comparison of CO₂ emissions of MARPOL Annex VI compliance options in 2020“ veröffentlicht. Die Studie wurde von Alfa Laval in Kooperation mit Yara Marine und Wärtsila (Hersteller von Abgasreinigungsanlagen) beauftragt [13].

Die Studie bilanziert die CO₂ Emissionen über die Lebenszeit der Abgasreinigungsanlagen und kommt zu dem Ergebnis, dass über 90% der Emissionen im Betrieb der Anlage entstehen [13, Seite 28].

Um die zusätzlichen Emissionen im Betrieb ermitteln und vergleichen zu können, wurden Referenzschiffe bei verschiedenen Maschinenlasten betrachtet [13, Tabelle 1]. Eine wesentliche Grundlage hierfür waren die Stromverbräuche der Waschwasserpumpen. Diese Daten wurden von den Herstellern bereitgestellt. Auf Nachfrage beim Autor der Studie zur

Übermittlung der Rohdaten wurde auf die Schweigeverpflichtung mit den Herstellern verwiesen, sodass diese Daten nicht heraus gegeben werden könnten [25].

Im Ergebnis kommt die Studie zu dem Resultat, dass die zusätzlichen Emissionen durch den Betrieb einer Abgasreinigungsanlage bei 1,2% und 2,9% der CO₂-äq. pro Jahr liegen. Die Schwankung ergibt sich aus den unterschiedlichen Schiffstypen und Fahrtgebieten.

Die Studie fasst ihr Ergebnis wie folgt zusammen:

„The mere removal of sulphur generates less CO₂ emissions than the use of an EGCS, whereas sulphur removal plus fuel quality improvement has more CO₂ emissions than using an EGCS.“ vgl. [13, Seite 36]

Auf Deutsch könnte man sagen: Die Entfernung von Schwefel aus Kraftstoffen erzeugt weniger CO₂ Emissionen als die Verwendung einer Abgasreinigungsanlage. Erst wenn auch die Kraftstoffqualität in der Raffinerie gesteigert wird, ändert sich dieses Verhältnis zugunsten der Abgasreinigungsanlage. Diese Aussage wird mit dem in Abbildung 12 dargestellten Diagramm belegt. Die zusätzlichen Emissionen durch die Abgasreinigungsanlage sind für unterschiedliche Schiffstypen mit zwei verschiedenen Abgasreinigungsanlagen (EGCS) errechnet und dargestellt. Es ist zu erkennen, dass die Zunahme an Emissionen zwischen 1% und bis zu 3% liegt.

Weiterhin sind in Abbildung 12 auch die zusätzlich entstehenden Emissionen aus der Kraftstoffaufbereitung in der Raffinerie dargestellt. Demnach können die zusätzlichen Emissionen aus der Raffinerie in einem Bereich von 1% bis 26% liegen, wahrscheinlich in einem Bereich von 1% bis 12%. Diese Schwankungen können sich aus dem Aufbau der Raffinerie und der Art des verwendeten Rohöls ergeben und werden im Rahmen dieser Arbeit im Nachfolgenden noch genauer beschrieben.

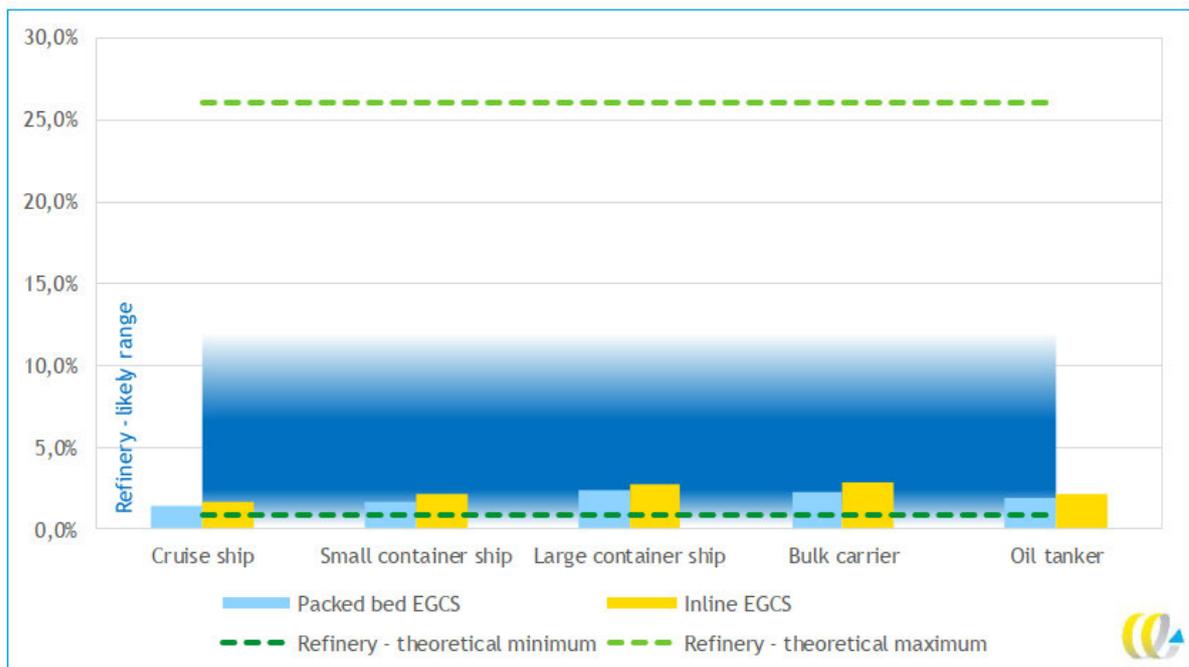


Abbildung 12 Zusätzliche CO₂ Emissionen vgl. [13, Figure 11, Seite 35]

Die WtT Emissionen werden von CE Delft nicht angegeben. CE Delft hat nur die für die Entschwefelung und Verbesserung der Kraftstoffqualität in der Raffinerie zusätzlich entstehenden Emissionen errechnet. Hierfür wurde im Wesentlichen die Energie für die Herstellung des erforderlichen Wasserstoffes betrachtet. Die Ergebnisse, die in Abbildung 13 dargestellt sind, zeigen, dass mit zunehmendem Anteil an Schwefel, der entfernt wird, die energetischen Aufwendungen auch steigen. Außerdem ist zu erkennen, dass allein bei einer Entfernung von Schwefel die zusätzlichen Emissionen maximal 31 kg CO₂-äq. pro Tonne Kraftstoff betragen. Wenn die Kraftstoffqualität auch noch verbessert wird, liegen die zusätzlichen CO₂-äq. pro Tonne Kraftstoff bei mindestens 632 kg.

Desulphurisation	2.2 to 0.1%	2.2 to 0.5%	3.5 to 0.1%	3.5 to 0.5%
Total sulphur only	22	17	31	27
Total including fuel quality improvement	636	632	816	811

Abbildung 13 Emissionen [kg CO₂-äq. / t Kraftstoff] der Kraftstoffherstellung vgl. [13, Table 15, Seite 33]

4.1.2 Sphera Studie

Sphera hat im April 2021 eine Studie mit dem Titel „2nd Life Cycle GHG Emission Study on the Use of LNG as Marine Fuel“ veröffentlicht. In dieser Studie wurden die Treibhausgasemissionen bei der Verwendung von verflüssigtem Erdgas (LNG) in der Schifffahrt untersucht und mit anderen Schiffskraftstoffen verglichen. Die Verwendung von Abgasreinigungsanlagen in Kombination mit höherschweifigen Kraftstoffen wurde dabei ebenfalls betrachtet. Somit können aus dieser Studie auch Erkenntnisse für diese Arbeit gezogen werden.

Sphera ist eine Portfoliofirma der US Investment Gesellschaft Blackstone Ownership [35]. Die Studie wurde in einem Konsortium aus Mineralölverbänden, Klassifizierungsgesellschaften, Häfen und vielen anderen Industrievertretern erstellt [33, Seiten 3–4].

Sie stellt in verschiedenen Szenarien die Kohlenstoffdioxidemissionen als g CO₂-äq. /MJ Maschinenleistung da, wobei die Unterschiede bei der Verwendung von LNG im Vergleich zu etablierten Kraftstoffen dargestellt werden. Das Ergebnis lautet: Die Verwendung von LNG ist weniger klimaschädlich als die Verwendung von konventionellen Kraftstoffen. In dieser Arbeit spielt LNG als Kraftstoff keine Rolle, dennoch können viele Ergebnisse aus der Studie herangezogen werden, denn die Verwendung von LNG wird von Sphera mit MGO und HFO Kraftstoffen verglichen. Die dort gemachten Angaben für MGO und HFO werden für diese Arbeit verwendet.

Sphera stellt die Aufwendungen für die Herstellung, Aufbereitung und Verteilung von den drei überwiegend in der Schifffahrt verwendeten Kraftstoffen als g CO₂-äq./MJ dar. Die Ergebnisse sind in Abbildung 14 dargestellt. Sphera kommt zu dem Ergebnis, dass die entstehenden CO₂ Äquivalente bei Marinem Diesel mit einem Schwefelgehalt von 0,1% (MGO 0,1) am größten und bei niederschwefligem Schweröl (VLSF) am geringsten sind.

Der Unterschied zwischen VLSF 0,5 und MGO 0,1 beträgt 0,9 g CO₂-äq./MJ (LHV). Beim Vergleich zwischen höherschweifligem Schweröl (HFO >0,5) und MGO 0,5 beträgt dieser 0,8 g CO₂-äq./MJ (LHV) [33, Seite 60].

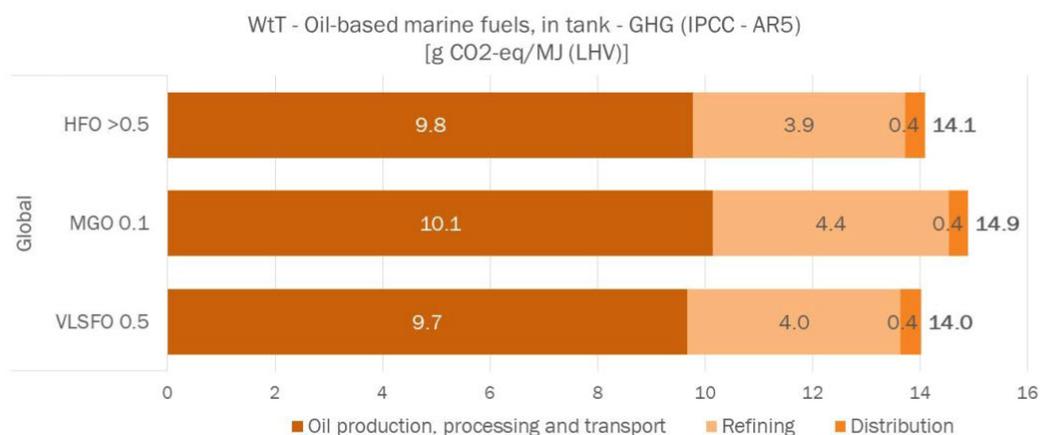


Abbildung 14 Kohlenstoffdioxidäquivalente bei der Herstellung von Kraftstoffen vgl. [33, Seite 60]

Bei den in Abbildung 14 dargestellten Ergebnissen hatte Sphera die Well to Tank (WtT) Bilanzierungsgrenze gewählt.

In den nachfolgenden Abbildung 15 und Abbildung 16 vergleicht Sphera die g CO₂-äq. pro produzierter kWh Maschinenleistung, die der Well to Wake (WtW) Bilanzierungsgrenze, unter Berücksichtigung der auf dem Schiff betriebenen Verbraucher inklusive der Hauptmaschine, entspricht. In Blau sind die Emissionen für die Bereitstellung des Kraftstoffes als WtT, in Grün

die Emissionen aus der Verbrennung auf dem Schiff also TtW dargestellt. Diese Werte zusammenaddiert, ergeben den Wert für WtW.

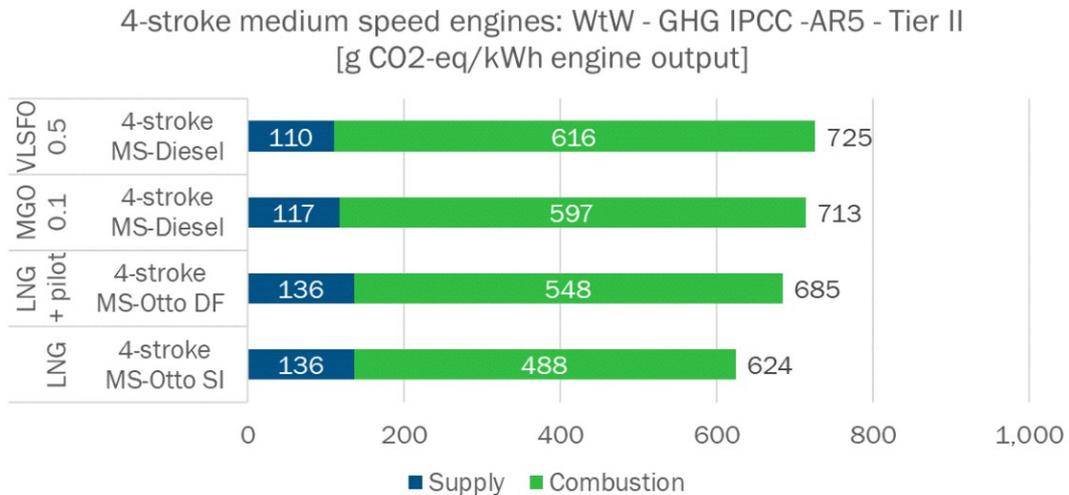


Figure 6-6: Well-to-Wake - GHG emissions of 4-stroke medium speed engines (deep-sea Tier II operation) - breakdown by fuel supply and combustion [24]

Abbildung 15 Kohlenstoffdioxidäquivalente bei der Verwendung von MGO 0,1 und VLSFO 0,5 vgl. [33, Seite 83]

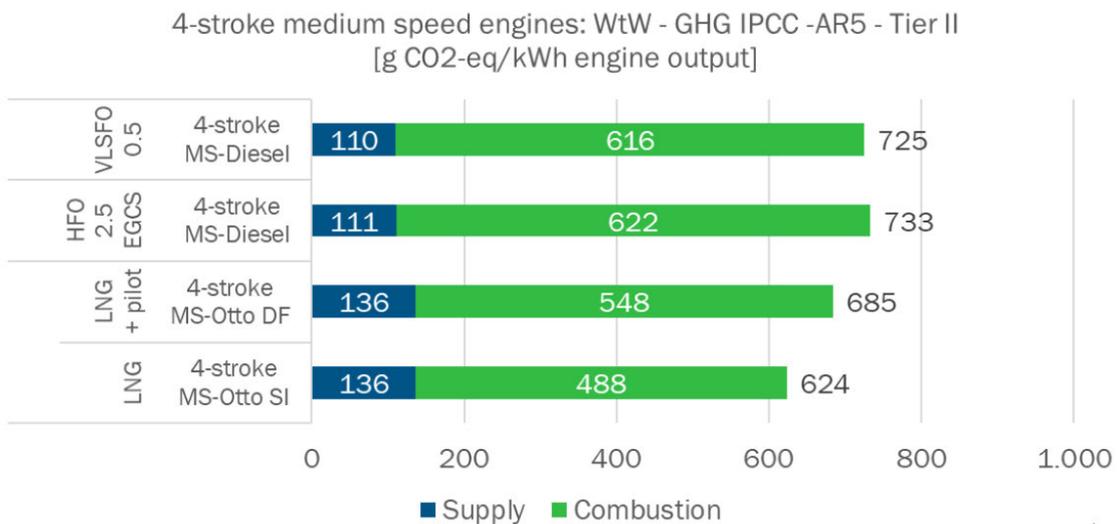


Abbildung 16 Kohlenstoffdioxidäquivalente bei der Verwendung von HFO 2,5 vgl. [33, Seite 95]

Die Abbildung 15 zeigt, dass bei der Verwendung eines niederschwefeligen Kraftstoffes (MGO 0,1) 713 g CO₂-äq. pro produzierter kWh entstehen. Aus Abbildung 16 lassen sich die entstehenden CO₂-äq. bei der Verwendung eines höherschwefeligen Kraftstoffes in Kombination mit einer Abgasreinigungsanlage zur Einhaltung der Schwefelemissionen erkennen. Bei der Verwendung von HFO mit einem Schwefelgehalt von 2,5% entstehen 733 g CO₂-äq. / produzierter kWh, dieser Wert liegt um 20 g CO₂-äq. / produzierter kWh höher als bei der Verwendung von MGO.

Die in Abbildung 16 dargestellten WtW Emissionen sind mit dem Betrieb weiterer Abgasbehandlungsanlagen zur Reduzierung der NO_x Emissionen berechnet, was zu einem erhöhten Energieverbrauch führt. Daher kann diese Steigerung der Emissionen nicht 1:1 für die Verwendung einer Abgasreinigungsanlage berücksichtigt werden. Die Angaben liefern aber wertvolle Hinweise für die nachfolgenden Kapitel.

Die Daten zum Energieverbrauch der Abgasreinigungsanlagen in der Sphera Studie stammen von der „Carnival Corporation & plc running on HFO>0.5 and using a scrubber to comply with the respective sulphur limits“ [33, Seite 93]. Auf Grundlage dieser Daten wird eine Zunahme des Kraftstoffverbrauches in Höhe von 1% angenommen [33, Seite 93].

Die Sphera Studie kommt zu dem Ergebnis, dass der Kraftstoffverbrauch um 1% zunimmt und in Kombination mit weiteren Abgasbehandlungssystemen die Treibhausgasemissionen um 2,8% steigen. Für diese Berechnungen wurden die energetischen Aufwendungen für die Beseitigungen von Abfällen (HFO Sludge und EGCS Sludge) nicht berücksichtigt [33, Table 5-1, Seite 65].

4.1.3 Schwedisches IVL Institute

Im Juni 2019 hat das Schwedische IVL Institut ein Papier veröffentlicht, mit einer Lebenszyklusanalyse (LCA) von Abgasreinigungsanlagen [39].

Die Autoren kommen zu dem Ergebnis, dass bei Closed Loop mehr Emissionen in Höhe von 0,194 kg CO₂-äq. pro Megajoule entstehen [39, Seite 49] und bei Open Loop mit mehr Emissionen in Höhe von 0,189 kg CO₂-äq. pro Megajoule zu rechnen ist [39, Seite 54].

4.1.4 Empfehlung der IMO zur Berücksichtigung von Abgasreinigungsanlagen

Die IMO schlägt in ihrem 4. Bericht zur Berechnung der Treibhausgasemissionen aus der Schifffahrt vor, Abgasreinigungsanlagen nicht zu berücksichtigen, denn die Grundlage hierfür sind Daten aus den Jahren 2012 bis 2018. In diesem Zeitraum waren diese Anlagen am Markt nur sehr gering vertreten. Daher liegen zu wenig Daten vor, um die Auswirkungen im 4. Bericht zu berechnen „*We recommend that the effects of EGCS on fuel consumption and emissions not be modeled.*“ [21, Seite 274].

Die IMO weist aber auch darauf hin, dass der Kraftstoffverbrauch um ungefähr 2% durch den Betrieb von Abgasreinigungsanlage zunimmt [21, Seite 274].

4.1.5 Well to Raffinerie Emission

Im August 2018 wurde im Science Magazin ein Artikel veröffentlicht, der sich mit dem weltweiten CO₂ Ausstoß der Rohöl Produktion beschäftigt [27].

Diese Veröffentlichung wird zur genaueren Betrachtung der Well to Tank Emissionen im Rahmen dieser Arbeit herangezogen. Der Artikel kommt zu dem Ergebnis, dass die bei der Herstellung von Kraftstoffen entstehenden CO₂ Emissionen großen Schwankungen unterliegen. Dafür wurden die Well to Raffinerie (WtR) Emissionen der Länder verglichen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 17 dieser Arbeit dargestellt. Es ist zu erkennen, dass beispielsweise in Algerien im Durchschnitt 20,3 g CO₂-äq./MJ entstehen, aber in Dänemark lediglich 3,3 g CO₂-äq./MJ. Dieser Unterschied ergibt sich z.B. aus dem Umgang mit dem bei der Ölförderung entstehenden Gase, werden diese energetisch genutzt, trägt dies zu einer Reduzierung der CO₂-äq. bei. Der weltweite Durchschnitt lag bei 10,3 g CO₂-äq./MJ im Jahr 2015. Für die Darstellung in Abbildung 17 wurden die Daten von 8966 Ölfeldern in 90 Ländern ausgewertet. Dies entspricht 98% der Ölproduktion im Jahr 2015. Der Artikel weist weiterhin darauf hin, dass diese Daten einer breiten Streuung unterliegen mit einem Fehlerbalken von +16.8 bis -8.6 g CO₂-äq./MJ um den Mittelwert. Zusätzlich sagen die Autoren, dass die fehlende Transparenz in der Branche diese Analysen sehr aufwendig macht [27].

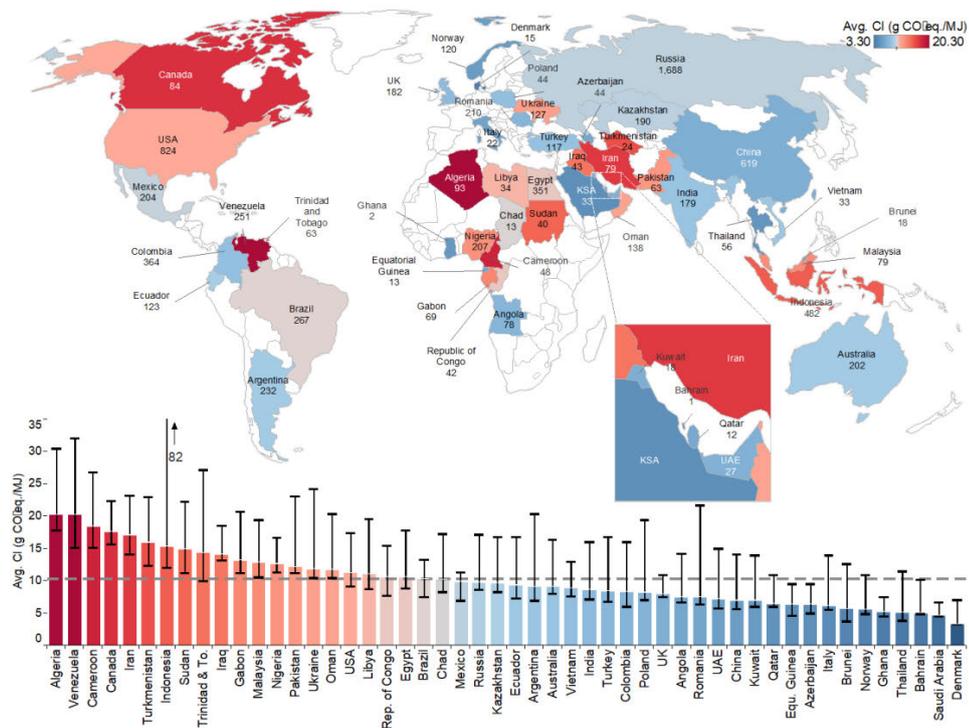


Abbildung 17 Kohlenstoffdioxidäquivalente der Rohölförderung im weltweiten Vergleich vgl. [27, Fig. 1]

4.2 Stoffliche Bilanzierung von Entschwefelungsstrategien

Im Kapitel 3 dieser Arbeit wurde festgestellt, dass beim Betrieb eines Schiffes mit HFO und beim Einsatz einer Abgasreinigungsanlage die Abfallstoffe HFO Sludge und EGCS Sludge entstehen. Die im vorhergehenden Kapitel betrachteten Studien klammern diese entstehenden Abfallströme und deren Beseitigung aus.

Somit können diese nicht als Grundlage zur Berechnung der bei der stofflichen Bilanzierung entstehenden CO₂-äq. herangezogen werden.

Die Grundlage der stofflichen Bilanzierung bilden die folgend beschriebenen Berechnungen und Annahmen. Hierfür werden zuerst die Mengen der entstehenden Stoffströme in der Tank to Wake Bilanzgrenze errechnet und anschließend die Aufwendungen für die Entsorgung dieser Stoffströme. Abschließend werden Nachhaltigkeitsberichte von Reedereien auf die Angaben zu den entstehenden Stoffströmen untersucht.

Der HFO Sludge wird nicht erst seit der Einführung der neuen Schwefelgrenzwerte produziert, sondern seit der Verwendung von HFO. Auch die Notwendigkeit, diesen an Land in geeigneten Anlagen zu entsorgen, besteht schon seit langer Zeit. In dieser Arbeit werden die Emissionen der Entschwefelungsstrategien miteinander verglichen, dazu gehören auch die Aufwendungen für die Entsorgung von HFO Sludge. Da für diese Entsorgung keine einfach zugänglichen Werte für die entstehenden CO₂-äq. gefunden wurden, eigene Berechnungen hierzu den Rahmen dieser Arbeit übersteigen würden und der Stoffstrom schon seit vielen Jahren existiert, somit nicht neu ist, werden diese Emissionen im Nachfolgenden nicht weiter betrachtet. Es wird darauf hingewiesen, dass dieser Stoffstrom genauer untersucht werden sollte und die entstehenden CO₂-äq. dem Anwendungsfall HFO in Kombination mit einer Abgasreinigungsanlage hinzugerechnet werden müssten.

4.2.1 Entstehende Stoffströme bei TtW

Zuerst müssen die entstehenden Stoffströme mit den entstehenden Mengen identifiziert und berechnet werden. Hierfür bilden die in Kapitel 3 genannten Grundlagen die Basis. Diese werden im nächsten Kapitel berechnet mit dem Ziel, die zusätzlich für die Entsorgung entstehenden Emissionen in kg CO₂-äq. / MWh zu ermitteln.

4.2.1.1 EGCS Sludgemengen nach EU 2022/89

In der Durchführungsverordnung (EU) 2022/89 wurden EGCS Sludgemengen veröffentlicht, die beim Betrieb von Abgasreinigungsanlagen entstehen können. Mit den Mengen aus der Durchführungsverordnung sollen Kontrollbehörden in EU Ländern die entstehenden Abfallströme auf Schiffen plausibilisieren können. In der Durchführungsverordnung ist für Open-Loop-Systeme ein Wert von 0,1 kg/MWh angegeben.

Für Closed-Loop-Systeme gibt es zwei Werte in nicht vergleichbaren Einheiten, da diese von zwei verschiedenen Herstellern angegeben wurden. Hersteller A: gibt seine Werte in kg/MWh und Hersteller B: in kg/verbrauchter tonne HFO an. Zur Vergleichbarkeit werden diese Werte mit einem durchschnittlichen Kraftstoffverbrauch von 185 kg/MWh nach Formel 4 in kg/MWh umgerechnet.

$$\frac{\text{kg EGCS Sludge}}{\text{t HFO}} * \frac{\text{t HFO}}{\text{MWh}} = \frac{\text{kg EGCS Sludge}}{\text{MWh}}$$

Formel 4 kg EGCS Sludge pro MWh

$$\frac{2,5 \text{ kg}}{1 \text{ t HFO}} * \frac{0,185 \text{ t}}{1 \text{ MWh}} = \frac{0,4625 \text{ kg EGCS Sludge}}{\text{MWh}}$$

Formel 5 EGCS Sludgemenge Hersteller B

Daraus ergibt sich aus der Durchführungsverordnung für EGCS Closed-Loop Sludge eine Spannweite an möglichem EGCS Sludgeaufkommen von 0,4625 bis zu 7,0 kg pro MWh EGCS Sludge [12].

4.2.1.2 EGCS Sludgemengen und Zusammensetzung nach Technical Research Center of Finland

Im Mai 2016 hat ein Autorenteam des finnischen technischen Forschungszentrums im Auftrag des Hafens Helsinki die Studie „Technical Study on Scrubber Waste Management“ veröffentlicht. Ziel dieser Studie war es, Informationen zu möglichen Management Optionen beim Umgang mit Sludge und Waschwasser aus Abgasreinigungsanlagen zusammenzutragen.

Im Rahmen dieser Informationssammlung wurden auch Sludgemengen und Zusammensetzungen veröffentlicht.

Zu Open-Loop werden zwei Sludgewerte von 0,1 und 0,2 kg/MWh genannt,

für Closed-Loop geben unterschiedliche Hersteller verschiedene Spannweiten an:

Hersteller 1: 3,5 bis 5,5 kg/MWh

Hersteller 2: 0,1 bis 0,4 kg/MWh

Hersteller 3: 1,5 bis 3,5 kg/MWh

Hersteller 4: 0,5 kg/MWh

Zusätzlich wurden für Closed-Loop auch chemische und physikalische Parameter zu dem Sludge veröffentlicht, dabei lag der Feststoffanteil zwischen 11 und 21%.

Die Autoren fassen die EGCS Sludgeanalysen wie folgt zusammen:

„Scrubber sludge is fairly similar in composition to engine room sludge, but the calorific value of scrubber sludge is considerably lower than that of engine room sludge (den Boer and Hoen, 2015). EGCS waste is classified by IMO as Annex VI waste and therefore it may not be mixed with Annex I waste (sludge etc.)“
vgl. [29, Seite 15]

4.2.1.3 Sludgemengen des schwedischen IVL Institutes

Im Juni 2019 hat das schwedische IVL Institut ein Paper veröffentlicht, in dem auch die Umweltauswirkungen von EGCS Sludge beschrieben sind [39].

Für diese Arbeit sind diese Ergebnisse zu den Sludgemengen von Interesse. Beim Open Loop Betrieb gehen die Autoren davon aus, dass keine Behandlung des Wassers stattfindet und daher auch kein Sludge entsteht [39, Seite 53].

Für Closed-Loop errechnen die Autoren, dass 0,002 kg Sludge pro MJ entstehen (7,2 kg/MWh), die Auswirkung auf den Klimawandel geben die Autoren mit Null an [39, Seiten 49–50]. Aus den Angaben ist nicht ersichtlich, ob und wenn ja welche Art der Abfallbehandlung zugrunde gelegt wurde.

4.2.1.4 EGCS Sludgemengen nach Herstellerbefragung

Um zusätzlich noch weitere Daten zu erhalten, wurde eine Herstellerbefragung durchgeführt. Hierzu wurden zwölf Hersteller angeschrieben und um Übermittlung von Daten zu Energieverbräuchen und entstehenden Sludgemengen gebeten. Innerhalb von 2 Monaten hat trotz Nachfrage keiner der Hersteller geantwortet.

4.2.1.5 EGCS Sludgezusammensetzung nach Veröffentlichungen der Stadt Hamburg

Die Umweltbehörde der Freien und Hansestadt Hamburg hat auf ihrer Webseite Analyseergebnisse von EGCS Sludgeproben veröffentlicht [17]. Aus den Ergebnissen ist kein Rückschluss auf die beprobten Schiffe oder den verwendeten Kraftstoff möglich. Es lassen sich jedoch Erkenntnisse auf die EGCS Sludgezusammensetzung ableiten. Für diese Arbeit ist dabei der Abdampfrückstand von besonderem Interesse. Der Abdampfrückstand beschreibt die Menge an Feststoffen, die nach der Verdampfung des Wassers übrigbleiben und entspricht somit dem Feststoffgehalt.

Abdampfrückstand		Feststoffgehalt	
33072	mg/l	3,31	%
61400	mg/l	6,14	%
126000	mg/l	12,60	%
137407	mg/l	13,74	%

Tabelle 1 Feststoffgehalt von EGCS Sludge

4.2.2 Entsorgungswege von EGCS Sludge

Nach dem MARPOL-Übereinkommen ist EGCS Sludge als Abfall klassifiziert und darf nicht ins Meer eingeleitet werden. Zu dem Thema EGCS Sludgeentsorgung gibt es keine Studien, aus denen die bei der Entsorgung entstehenden Mengen an CO₂-äq. übernommen werden können. Ebenfalls existieren nur wenig Informationen über die gängigen Entsorgungswege des EGCS Sludges.

Ziel der Entsorgung des EGCS Sludges muss es sein, den Abfall soweit wie möglich in seiner Masse und seinem Volumen zu reduzieren, sodass am Ende möglichst wenig zu Deponieren ist.

4.2.2.1 *Verbrennung von EGCS Sludge*

Über die Möglichkeiten der Entsorgung von EGCS Sludge in Abfallverbrennungsanlagen konnten in der Literatur keine Nachweise gefunden werden. In Deutschland ist der Umgang mit Abfällen im Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) beschrieben. Das KrWG gibt in §6 die Reihenfolge für den Umgang mit Abfällen vor: Vermeidung, Vorbereitung zur Wiederverwendung, Recycling, sonstige Verwertung (insbesondere energetische Verwertung und Verfüllung) und zum Schluss die Beseitigung. Da es sich bei EGCS-Sludge um ein Gemisch aus Wasser, Rußpartikeln, Metallen und PAKs handelt, wird in dieser Arbeit davon ausgegangen, dass es für diesen Abfallstrom nur die Möglichkeit der Beseitigung besteht. In §15 KrWG sind die Grundpflichten der Abfallbeseitigung beschrieben, gefordert wird in Abs. 1, dass Abfälle so zu behandeln sind, dass sich deren Menge und Schädlichkeit vermindert.

Auf Grundlage der Anforderungen aus dem KrWG wird in dieser Arbeit als ein möglicher Entsorgungsweg von EGCS Sludge die Verbrennung nach vorheriger Eindampfung betrachtet. Hierfür werden im Folgenden die Grundlagen zu Berechnung der entstehenden CO₂-äq. beschrieben.

4.2.2.1.1 *CO₂-äq. Eindampfen*

Aus den Analysen in Kapiteln 4.2.1.2 und 4.2.1.5 ist zu entnehmen, dass der EGCS Sludge einen Feststoffanteil von 3,31% bis zu 21% haben kann. Dies bedeutet, dass ein hoher Anteil an Wasser von 79% bis zu 96,69% vorliegt. Um eine möglichst effiziente Verbrennung zu gewährleisten, wird der Wasseranteil durch das Zuführen von Wärme vor der Verbrennung verdampft. Zur Reduzierung des Wasseranteils sind auch andere chemisch physikalische Verfahren möglich. Es gibt allerdings keine Informationen über Verfahren und deren Effizienz, die zur Vorbereitung von EGCS Sludge für die Verbrennung eingesetzt werden. Aus diesem Grund wird die Verdampfung unter Wärmezufuhr gewählt.

Die Energie zum Entfernen des Wassers durch Erwärmen setzt sich aus der Wärmekapazität und der Verdampfungswärme des Wassers zusammen. Die spezifische Wärmekapazität von Wasser beträgt: 4,187 kJ/kg*K [16, Seite 683], die Verdampfungswärme für Wasser beträgt 2250 kJ / kg [16, Seite 688].

Die notwendige Energie, um 1 kg Wasser aus dem EGCS Sludge zu entfernen, damit dieser zur Verbrennung vorbereitet ist, ist in Formel 6 zusammengefasst. Hierbei steht Kelvin (K) für die Temperaturdifferenz, die bis zur Verdampfung des Wassers bei 100 °C überwunden

werden muss. Für die nachfolgenden Berechnungen wird davon ausgegangen, dass der Sludge eine Ausgangstemperatur von 20 °C hat.

$$\left(4,187 \frac{\text{kJ}}{\text{kg} * \text{K}} * 1 \text{ K} * \text{kg}\right) + \left(2250 \frac{\text{kJ}}{\text{kg}} * \text{kg}\right) = \text{Energie zur Verbrennungsvorbereitung (kJ)}$$

Formel 6 Energie zur Entfernung von 1 kg Wasser zur Vorbereitung der Verbrennung

4.2.2.1.2 CO₂-äq. Verbrennung

Nach dem Entfernen des Wassers aus dem EGCS Sludge kann dieser in einer Sondernüllverbrennungsanlage entsorgt werden.

Die CO₂ Emissionen aus der Verbrennung in einer Sondernüllverbrennungsanlage hängen stark von der Zusammensetzung des Abfalls ab. Die bei der Verbrennung entstehenden Emissionen können bei Vorliegen von ausreichenden Informationen ermittelt werden. Hierzu zählen z.B. der Heizwert des Sludges, der Wirkungsgrad der Stützfeuerung der Sondernüllverbrennungsanlage, die Aufwendungen für die Rauchgasreinigung und weitere Einflüsse. Am Ende der Verbrennung entsteht ein Reststoff, der wahrscheinlich deponiert werden muss. Der Großteil dieser Informationen liegt nicht vor und kann im Rahmen dieser Arbeit nicht ermittelt werden. Aus diesem Grund werden für die Ermittlung der entstehenden CO₂-äq. die folgenden Werte herangezogen.

Die Firma Indaver betreibt in Hamburg eine Sondernüllverbrennungsanlage und hat im Rahmen ihres Nachhaltigkeitsberichtes eine Energiebilanz veröffentlicht, aus der zu entnehmen ist, dass bei der Verbrennung der Sonderabfälle über das Jahr betrachtet mehr Energie entsteht als eingesetzt wurde [18, Seite 76]. Daraus wird für diese Arbeit abgeleitet, dass die Verbrennung von EGCS Sludge in der Sondernüllverbrennungsanlage bei Indaver ohne die Bereitstellung von weiterer Energie möglich ist, da die Anlage bilanziell mehr Wärme erzeugt als verbraucht. So wird angenommen, dass hierbei keine zusätzlichen CO₂-äq. entstehen.

Diese Annahme steht im Widerspruch zu den in Kapitel 2.6 genannten CO₂-äq. für die Verbrennung von Abfällen mit Werten in Höhe von 21,294 kg CO₂-äq. pro Tonne Abfall.

Die bei der Verbrennung entstehenden Emissionen schwanken, abhängig von der eingesetzten Technik und Verwendung der entstehenden Wärme. Um die Unterschiede in dieser Arbeit zu berücksichtigen, werden die entstehenden CO₂-äq. aus der Verbrennung des EGCS Sludges für die folgenden drei Beispiele berechnet. Der Wert für Beispiel A zeigt das beste Ergebnis. Hier wird in Anlehnung an die Sondernüllverbrennungsanlage von Indaver angenommen, dass keine zusätzliche CO₂-äq. durch die Verbrennung entstehen. Im Beispiel C wird der Wert aus Kapitel 2.6 angenommen, da dieser den schlechtesten Fall darstellt. In Beispiel B wird der Mittelwert der Beispiele A und C genommen. Die Dichte des getrockneten

EGCS Sludges ist unbekannt und kann im Rahmen dieser Arbeit auch nicht ermittelt werden. Aus diesem Grund wird hier im Sinne eines konservativen Ansatzes von einer Dichte von 1 t/m³ ausgegangen.

Beispiel A	0	kg CO ₂ -äq. pro Tonne EGCS-Sludge
Beispiel B	10,65	kg CO ₂ -äq. pro Tonne EGCS-Sludge
Beispiel C	21,29	kg CO ₂ -äq. pro Tonne EGCS-Sludge

Tabelle 2 Entstehende CO₂-äq. bei der Verbrennung von EGCS Sludge

4.2.2.1.3 Aufbereitung des Waschwassers in einer Kläranlage

Die Möglichkeit, Waschwasser in einer Kläranlage (KA) zu behandeln, wurde im Jahr 2018 in einer Veröffentlichung des Privat Instituts für Klärtechnik beschrieben [1]. Diese zeigt auf wie die Kläranlage in Puttgarden durch kleinere Umbauten zur Mitbehandlung von EGCS Waschwasser umgerüstet wurde. Das Waschwasser wird von den Schiffen übernommen und unter Beimischung von Aktivkohle in einem Tank zwischengespeichert, anschließend unter Zugabe von Flockungsmitteln in einen zweiten Tank überführt und nach der Abtrennung der Aktivkohleschlämme mit dem normalen Abwasser dem KA Zulauf beigemischt. Die Aktivkohleschlämme werden der regulären Schlammbehandlung zugeführt, die am Ende entsorgt werden muss. Hier geben die Autoren das Beispiel der Verbrennung als Entsorgungsweg an [1, Seite 41].

Die Autoren berichten, dass in der Anlage in 2,5 Jahren über 30.000 m³ Scrubberwasser behandelt wurden. Demnach sind täglich bis zu 50 m³ Scrubberwasser bei einer Zulaufmenge von ca. 250 m³ unter Einsatz von 0,1-0,3 g Aktivkohle pro Liter Scrubberwasser aufbereitet worden [1, Seiten 43–45].

Die Autoren geben die Kosten der für die Behandlung notwendigen Chemikalien und Aufwendungen für die Schlamm Entsorgung mit 6,51 €/m³ an und schlussfolgern, dass sie damit deutlich unter den Kosten eines Entsorgungsunternehmens mit 60 €/m³ liegen [1, Seite 50].

Angaben zu den notwendigen energetischen Aufwendungen machen die Autoren nicht. Sie sprechen in der Veröffentlichung von der Behandlung von Scrubberwasser und nicht von EGCS Sludge. Auch machen sie keine Angaben zu der Zusammensetzung des Scrubberwassers. So kann nicht eindeutig bestimmt werden, welches Wasser in der KA Puttgarden behandelt wird. Der Autor dieser Arbeit nimmt an, dass es sich dabei statt des Scrubberwassers um EGCS Sludge handelt. Dieser ist mit ca. 80% Wasser sehr ähnlich und könnte von einer KA aufgenommen werden.

Um die CO₂-Äq., die bei der Behandlung des EGCS Sludge in der KA entstehen, abschätzen zu können, werden für nachfolgende Berechnungen die in Kapitel 2.6 genannten CO₂-Äq. für die Behandlung von Abwasser in Höhe von 0,272 kg CO₂-Äq. pro m³ Abwasser angenommen. Das hieße, dass es in einer Kläranlage, bezogen auf den Energieeinsatz, keinen Unterschied macht, ob EGCS Sludge oder kommunales Abwasser behandelt wird.

Im Rahmen der Behandlung des Scrubberwassers in der KA werden sich die nichtabbaubaren Anteile im Klärschlamm der KA wiederfinden. Entstehender Klärschlamm muss in Deutschland verbrannt werden, in dem verwendeten Emissionsfaktor aus Kapitel 2.6 ist die Behandlung des Klärschlammes bereits enthalten [8, Seite 93].

Um weitere Informationen über die energetischen Aufwendungen zur EGCS Waschwasserbehandlung in der KA zu erhalten, wird im folgenden Kapitel der Nachhaltigkeitsbericht der Reederei Scandlines betrachtet.

4.2.3 Auswertung von Nachhaltigkeitsberichten zu EGCS Sludge

Reederei Scandlines als Betriebsgesellschaft der KA Puttgarden

Das in der KA Puttgarden behandelte Scrubberwasser kommt von der Reederei Scandlines, die in Puttgarden eine Fährlinie betreibt. Die Reederei veröffentlicht jährlich einen Nachhaltigkeitsbericht, in dem sie unter anderem auch ihre CO₂ Emissionen angibt. In den Nachhaltigkeitsberichten findet sich allerdings kein Hinweis auf die Abfälle aus der Abgasreinigungsanlage, die in der KA Puttgarden behandelt wurden [31].

Auf Nachfrage teilte die Reederei mit, dass in den Nachhaltigkeitsberichten nur über die CO₂ Emissionen nach dem Scope 1 und 2 berichtet wird. Emissionen aus Abfällen fallen in den Scope 3 und werden daher nicht berichtet. Der Scope beschreibt im Rahmen der Erstellung von Nachhaltigkeitsberichten, wo die Grenzen der Betrachtung gezogen wurden.

Reederei TUI Cruises als Betreiber von Schiffen mit Closed Loop Abgasreinigungsanlagen

TUI Cruises betreibt seine Kreuzfahrtschiffe zum Teil mit Abgasreinigungsanlagen. In den Nachhaltigkeitsberichten von TUI Cruises werden zwar Abfallströme dargestellt, die allerdings nicht erkennen lassen, ob und zu welchem Abfallstrom der EGCS Sludge gezählt wurde [37, Seite 10].

Auf Nachfrage hat TUI mitgeteilt, dass nicht alle Abfallströme betrachtet werden, da auch TUI über den Scope 3 nicht komplett berichtet.

Aus diesen Nachhaltigkeitsberichten konnten somit keine weiteren Informationen für diese Arbeit gezogen werden.

5 Ergebnisse und Vorgehen der Bilanzierungen

In diesem Kapitel werden die in Kapitel 4 beschriebenen Studien, Methoden und Annahmen zu vergleichbaren Werten umgerechnet und im Bedarfsfall durch eigene Berechnungen so ergänzt, dass diese am Ende als entstehende CO₂-äq. pro MWh angegeben werden können. Mit diesen Werten werden die Entschwefelungsstrategien in Kapitel 6 verglichen.

5.1 Vereinheitlichung der Daten zur energetischen Bilanzierung

Die in Kapitel 4.1 dargestellten Studien werden im Nachfolgenden so vereinheitlicht, dass für die Bilanzkreise Well to Tank und Tank to Wake die entstehenden CO₂-äq. pro MWh verglichen werden können.

5.1.1 Emissionsfaktoren Tank to Wake, basierend auf IMO Daten

Eine Grundlage für die Berechnung der CO₂-äq. sind die CO₂ Emissionen, die in der TtW Bilanzgrenze durch die Verbrennung der Kraftstoffe entstehen. Diese hängen wesentlich von den Kraftstoffeigenschaften ab.

Wegen der stark schwankenden Kraftstoffverbräuche und zur besseren Vergleichbarkeit werden auf Grundlage der im Kapitel 3.1 beschriebenen Kraftstoffeigenschaften die CO₂ Emissionen pro MWh für diese Durchschnittsverbräuche angenommen. Hierfür dient als Grundlage die Formel 7. Auf dieser Basis werden wie in Tabelle 3 dargestellt, die entstehenden CO₂-äq. pro MWh erzeugter Leistung errechnet und im Folgenden verwendet.

$$\frac{\text{kg fuel}}{\text{MWh}} * \frac{\text{kg CO}_2}{\text{kg fuel}} = \frac{\text{kg CO}_2}{\text{MWh}}$$

Formel 7 Berechnung der Tank to Wake Emissionen

Kraftstoff	Kraftstoffverbrauch [kg fuel/MWh]	Emissionsfaktor [kg CO ₂ /kg fuel]	CO ₂ Emissionen [kg CO ₂ /MWh]
HFO	185	3,144	581,64
MGO	175	3,206	561,05

Tabelle 3 Durchschnitts CO₂ Emissionen pro MWh

Tabelle 3 zeigt, dass bei der Verwendung von HFO 20,59 kg CO₂ pro MWh mehr erzeugt wird als bei der Verwendung von MGO.

5.1.2 Berechnung der CO₂ Emissionen pro MWh, basierend auf der Studie von CE Delft

Berechnung der WtT Emissionen

In der Studie von CE Delft werden die WtT Emissionen für die unterschiedlichen Kraftstoffe nicht dargestellt, sondern nur die zusätzlichen Emissionen für die Entschwefelung und Kraftstoffoptimierung. In dieser Arbeit geht es um die zusätzlich entstehenden CO₂-äq. Diese Berechnung ist mit den Angaben aus der Studie möglich. Dabei wird wie folgt vorgegangen: In Abbildung 13 sind die laut CE Delft zusätzlich entstehenden Emission in kg CO₂-äq. pro Tonne Kraftstoff dargestellt, die notwendig sind, um eine bestimmte Menge an Schwefel aus dem Kraftstoff zu entfernen. Es zeigt sich, dass je mehr Schwefel entfernt wird, umso mehr CO₂-äq. pro Tonne Kraftstoff entsteht. Mit Hilfe des spezifischen Kraftstoffverbrauches für MGO aus Tabelle 3 können so die durch die Entschwefelung zusätzlich entstehenden CO₂-äq. pro MWh errechnet werden. Das Ergebnis für die verschiedenen Entschwefelungsgrade ist in Tabelle 4 dargestellt. Es ist zu erkennen, dass bei einer Reduzierung des Schwefelgehaltes in der Raffinerie von 3,5% auf 0,5% Schwefelgehalt bis zu 4,275 kg CO₂-äq. pro auf dem Schiff erzeugter MWh entstehen und bei einer Reduzierung auf 0,1% Schwefelgehalt bis zu 5,425 kg CO₂-äq. pro MWh.

Entschwefelungsziel	von 2,2 % zu 0,5 %	von 2,2 % zu 0,1 %	von 3,5 % zu 0,5 %	von 3,5 % zu 0,1 %	Einheit
Entschwefelungs-emissionsfaktor pro kg Treibstoff	0,017	0,022	0,027	0,031	kg CO ₂ -äq. / kg Treibstoff
Entschwefelungs-emissionsfaktor MWh	2,975	3,85	4,725	5,425	kg CO ₂ -äq. / MWh

Tabelle 4 WtT Entschwefelungsaufwand pro MWh

In dieser Arbeit soll der Fall der HFO mit 3,5% Schwefel in Kombination mit einer Abgasreinigungsanlage und der Betrieb mit MGO verglichen werden, somit werden die Werte ausgehend von 3,5% übernommen.

In der Studie sind nicht die gesamten WtT Emissionen veröffentlicht, sondern nur der Zuwachs an Emissionen aus der Entschwefelung, somit kann auch nur das Delta der zusätzlichen Emissionen aus der Entschwefelung in dieser Arbeit herangezogen werden.

Quelle	Bilanzkreis	Kraftstoff	Wert	Einheit
CE Delft	WtT	MGO 0,1	4,725 mehr als HFO	kg CO ₂ -äq. / MWh
CE Delft	WtT	MGO 0,5	5,425 mehr als HFO	kg CO ₂ -äq. / MWh
CE Delft	WtT	HFO 3,5	Unbekannt	kg CO ₂ -äq. / MWh

Tabelle 5 Ergebnisse WtT auf Basis von CE Delft

Berechnung der TtW Emissionen

In der Studie von CE Delft werden die zusätzlichen Emissionen für den Energieverbrauch der Abgasreinigungsanlage prozentual zu den jährlichen Emissionen angegeben. Daraus ist kein direkter Rückschluss auf die Emissionen pro MWh möglich. Für die Vergleichbarkeit der Ergebnisse in dieser Arbeit müssen diese Angaben von CE Delft umgerechnet werden. Die jeweiligen Berechnungsgrundlagen wurden in der Studie nicht veröffentlicht, auch auf Nachfrage wurden diese Daten unter Verweis auf eine Geheimhaltungsvereinbarung nicht herausgegeben [25]. Um die Ergebnisse dennoch vergleichen zu können, werden die Daten mit Standardwerten wie folgt umgerechnet.

In der Studie wird an einer Stelle eine Angabe zu den Energieverbräuchen der Abgasreinigungsanlage in Bezug auf die Maschinenleistung gemacht. Hieraus werden in dieser Arbeit die TtW Emissionen abgeleitet. Die Rohdaten aus der Studie sind in Abbildung 18 dargestellt.

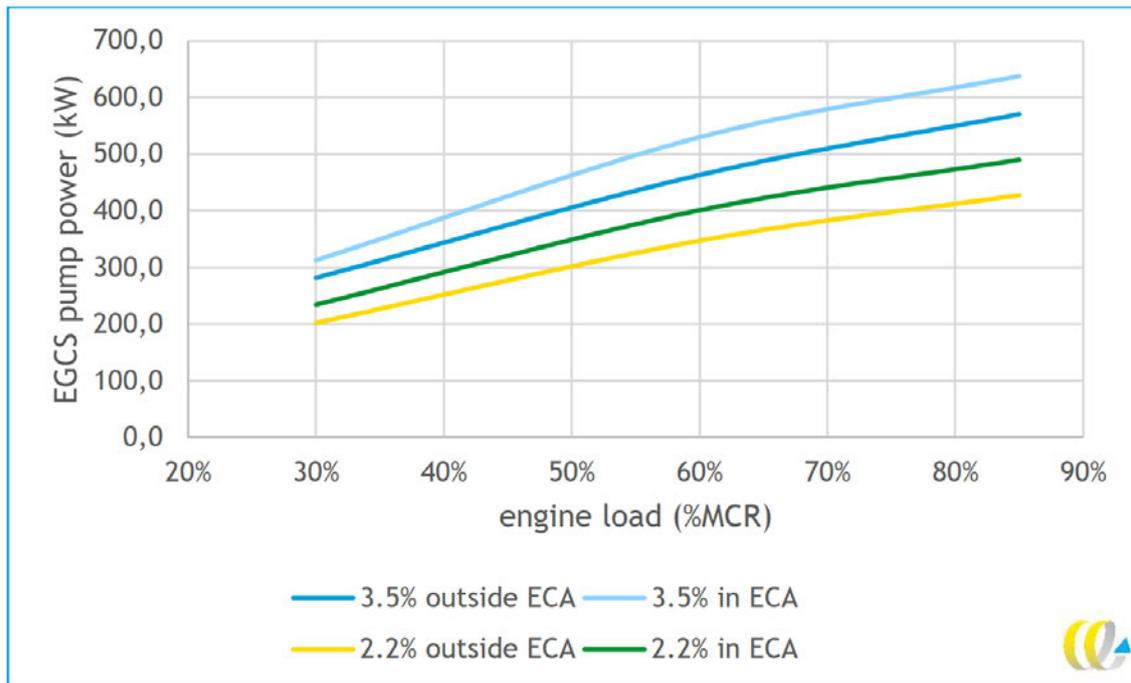


Abbildung 18 Leistungen von Waschwasserpumpen vgl. [13, Figure 6]

Die Daten in Abbildung 18 sind für das Referenzschiff „Kreuzfahrtschiff“ mit einer Maschinenleistung von 76,1 MW bei 100% Last dargestellt [13, Seite 10]. Die daraus resultierende Maschinenleistung für die dargestellten Maschinenauslastungen wurde nach Formel 8 berechnet und in Tabelle 6 dargestellt.

$$\text{Maschinenleistung [MW]} * \frac{\% \text{ engine load}}{100} = \text{resultierende Maschinenleistung [MW]}$$

Formel 8 Berechnung der resultierenden Maschinenleistung

Maschinenleistung [76,1 MW]	
% der Maschinenleistung [%MCR]	resultierende Maschinenleistung [MW]
30,00	22,83
40,00	30,44
50,00	38,05
60,00	45,66
70,00	53,27
80,00	60,88
85,00	64,69

Tabelle 6 Resultierende Maschinenleistung für das Referenzschiff „Kreuzfahrtschiff“

Aus der Abbildung 18 lassen sich die Stromverbräuche der Pumpen der Abgasreinigungsanlagen ablesen. Diese Werte sind in Tabelle 7 dargestellt und bilden eine Grundlage für die nachfolgende Berechnung.

	2.2% outside ECA	2.2% in ECA	3.5% outside ECA	3.5% in ECA
Maschinenleistung (% MCR)	Pumpenleistung [MW]	Pumpenleistung [MW]	Pumpenleistung [MW]	Pumpenleistung [MW]
30,00	0,20	0,22	0,29	0,32
40,00	0,25	0,29	0,34	0,39
50,00	0,30	0,34	0,41	0,46
60,00	0,35	0,40	0,47	0,53
70,00	0,38	0,44	0,51	0,58
80,00	0,41	0,48	0,55	0,62
85,00	0,43	0,50	0,57	0,64

Tabelle 7 Pumpenleistung in MW für das Referenzschiff „Kreuzfahrtschiff“

Anhand der Abbildung 18 ist es möglich, die entstehenden Emissionen für die Bilanzkreise TtW zu berechnen.

Berechnung der TtW Emission bei der Verwendung von HFO und einer Abgasreinigungsanlage

Die für den Betrieb der Abgasreinigungsanlage notwendige Energie muss durch die Verbrennung von HFO auf dem Schiff bereitgestellt werden. Der Energieverbrauch der Abgasreinigungsanlage ist in Tabelle 7 beschrieben. Somit ergibt sich die auf dem Schiff bereitzustellende Energie aus der jeweiligen Maschinenlast plus den Aufwendungen für die Abgasreinigungsanlage, multipliziert mit dem spezifischen Emissionsfaktor für HFO, basierend auf Tabelle 3. Für eine Stunde Schiffsbetrieb entstehen auf dieser Grundlage die in Tabelle 8 dargestellten CO₂-äq..

5 Ergebnisse und Vorgehen der Bilanzierungen

Maschinenleistung [76,1 MW]	bei einer Stunde in dem entsprechenden Lastbereichen entstehen folgende CO ₂ -äq.					Einheit
	TtW Emission	TtW Emission der Energie für die Abgasreinigungsanlage				
		von 2,2 zu 0,5 %	von 2,2 zu 0,1 %	von 3,5 zu 0,5 %	von 3,5 zu 0,1 %	
% der Maschinenleistung [%MCR]	581,64	581,64	581,64	581,64	581,64	Multiplikator [kg CO ₂ -äq. / MWh]
30,00	13278,84	116,33	127,96	165,77	183,22	[kg CO ₂ -äq.]
40,00	17705,12	145,41	168,68	197,76	226,84	[kg CO ₂ -äq.]
50,00	22131,40	174,49	197,76	235,56	267,55	[kg CO ₂ -äq.]
60,00	26557,68	203,57	232,66	270,46	308,27	[kg CO ₂ -äq.]
70,00	30983,96	221,02	255,92	296,64	337,35	[kg CO ₂ -äq.]
80,00	35410,24	238,47	279,19	319,90	360,62	[kg CO ₂ -äq.]
85,00	37623,38	250,11	287,91	331,53	372,25	[kg CO ₂ -äq.]

Tabelle 8 Emissionen in kg CO₂-äq. beim Betrieb Referenzschiff „Kreuzfahrtschiff“ mit HFO + EGCS pro Stunde

Um die Werte aus Tabelle 8 auf eine Megawatt Stunde Vortriebsleistung des Schiffes zu vereinheitlichen, werden die errechneten Emissionen durch die tatsächlich erbrachte Maschinenleistung geteilt. Die Grundlage hierfür bildet die Formel 9. Die Ergebnisse sind in Tabelle 9 dargestellt.

$$\begin{aligned}
 & \frac{[\text{Maschinenleistung [MWh]} + \text{Pumpenleistung [MWh]}] * 581,64 \left[\frac{\text{CO}_2 - \text{äq.}}{\text{MWh}} \right]}{\text{MWh Vortrieb [MWh]}} \\
 &= \frac{\text{resultierende CO}_2 - \text{äq.}}{\text{MWh Vortrieb}}
 \end{aligned}$$

Formel 9 resultierende CO₂-äq. pro MWh Vortrieb

% der Maschinenleistung [%MCR]	von 2,2 zu 0,5 %	von 2,2 zu 0,1 %	von 3,5 zu 0,5 %	von 3,5 zu 0,1 %	Einheit
30	586,74	587,24	588,90	589,67	[kg CO ₂ -äq. / MWh]
40	586,42	587,18	588,14	589,09	[kg CO ₂ -äq. / MWh]
50	586,23	586,84	587,83	588,67	[kg CO ₂ -äq. / MWh]
60	586,10	586,74	587,56	588,39	[kg CO ₂ -äq. / MWh]
70	585,79	586,44	587,21	587,97	[kg CO ₂ -äq. / MWh]
80	585,56	586,23	586,89	587,56	[kg CO ₂ -äq. / MWh]
85	585,51	586,09	586,77	587,39	[kg CO ₂ -äq. / MWh]
Mittelwert	586,05	586,68	587,61	588,39	[kg CO ₂ -äq. / MWh]

Tabelle 9 Emissionsfaktor mit berücksichtigter Abgasreinigungsanlage

Die Grundlage für die Berechnung der Tabelle 9 ist der Emissionsfaktor für HFO in Höhe von 581,64 kg CO₂-äq./ MWh aus der Tabelle 3.

Für die Reduzierung von HFO mit einem Schwefelgehalt von 3,5% auf die Zielwerte von 0,5 bzw. 0,1 ergibt sich gerundet ein Mittelwert von 588 kg CO₂-äq. / MWh.

Berechnung der TtW Emission bei der Verwendung von MGO

Zur Berechnung der TtW Emissionen mit MGO als Kraftstoff ohne den Betrieb einer Abgasreinigungsanlage sind in der Studie keine weiteren Angaben gemacht. Eine einfache Multiplikation der tatsächlichen Maschinenleistung und dem Emissionsfaktor für MGO in Höhe von 561,05 kg CO₂-äq./ MWh. aus Tabelle 3 würde auch keine neuen Erkenntnisse bringen, daher wird auf diese Berechnungen verzichtet.

Quelle	Bilanzkreis	Kraftstoff	Wert	Einheit
CE Delft	TtW	HFO 3,5	588	kg CO ₂ -äq. / MWh
CE Delft	TtW	MGO	Unbekannt	kg CO ₂ -äq. / MWh

Tabelle 10 Ergebnisse TtW auf Basis von CE Delft

5.1.3 Berechnung der CO₂ Emissionen anhand der Studie von Sphera

Zur Vergleichbarkeit werden die Ergebnisse von Sphera in CO₂ Emissionen pro MWh dargestellt.

Berechnung der WtT Emissionen

In Abbildung 14 sind die WtT Emissionen für HFO mit 14,1 g CO₂-äq. / MJ und für MGO mit 14,9 g CO₂-äq./MJ angegeben. Dies entspricht 50,76 kg CO₂-äq. / MWh für HFO und 53,64 CO₂-äq. / MWh für MGO.

Berechnung der TtW Emissionen

In Abbildung 15 sind die TtW Emissionen unter Verwendung von MGO mit 597 g CO₂-äq. / kWh dargestellt. Dies entspricht 597 kg CO₂-äq. / MWh. Für HFO ergeben sich aus Abbildung 16 Emissionen in Höhe von 622 kg CO₂-äq. / MWh.

Auf Grundlage dieser Zahlen lässt sich berechnen, dass bei der Verwendung von HFO im Vergleich zu MGO 25 kg CO₂-äq. / MWh mehr emittiert werden. In den genannten Werten sind bei TtW außerdem die Aufwendungen für den Betrieb zusätzlicher Abgasbehandlungen zur Stickoxidreduzierung enthalten, die im Rahmen dieser Arbeit nicht betrachtet werden.

Quelle	Bilanzkreis	Kraftstoff	Wert	Einheit
Sphera	WtT	HFO 3,5	50,76	kg CO ₂ -äq. / MWh
Sphera	WtT	MGO	53,64	kg CO ₂ -äq. / MWh
Sphera	TtW	HFO 3,5	622	kg CO ₂ -äq. / MWh
Sphera	TtW	MGO	597	kg CO ₂ -äq. / MWh

Tabelle 11 Ergebnisse TtW auf Basis von Sphera

5.1.4 Berechnung der CO₂ Emissionen anhand der Studie des IVL Institutes

Das IVL Institut hat die beim Betrieb einer Abgasreinigungsanlage entstehenden zusätzlichen Emissionen für TtW berechnet und als kg CO₂-äq. / MJ angegeben [39, Seiten 49 und 54]. Zur besseren Vergleichbarkeit werden die Ergebnisse pro MWh umgerechnet. Da es sich bei IVL nur um die zusätzlichen Emissionen handelt, wurden diese dem Emissionsfaktor für HFO aus der Tabelle 3 in Höhe von 581,64 kg CO₂-äq./ MWh hinzuaddiert, d.h.:

für Closed Loop: 0,194 kg CO₂-äq. / MJ (0,0000539 kg CO₂-äq./MWh)

für Open Loop: 0,189 kg CO₂-äq. / MJ (0,0000525 kg CO₂-äq./MWh)

Quelle	Bilanzkreis	Kraftstoff	Wert	Einheit
IVL Instituts	TtW	HFO 3,5	581,6400539	kg CO ₂ -äq. / MWh
IVL Instituts	TtW	HFO 3,5	581,6400525	kg CO ₂ -äq. / MWh

Tabelle 12 Ergebnisse TtW auf Basis von IVL

5.1.5 Berechnung der CO₂ Emissionen anhand eigener Messdaten

Im Rahmen von zwei Schiffsbesuchen, die im Zusammenhang mit anderen Messkampagnen stattgefunden haben, wurden Momentaufnahmen zum Stromverbrauch von Abgasreinigungsanlagen erfasst. Diese Daten können aufgrund von Datenschutzgründen nur so veröffentlicht werden, dass keine Rückschlüsse auf Schiffe oder Reederei gezogen werden können. Es wurden folgende Daten erfasst:

5.1.5.1 Schiff A

Bei der Anlage handelte es sich um ein Retrofit (eine Anlage, die nach der Indienststellung des Schiffes nachgerüstet wurde). Das Schiff verfügt über einen Dieselelektrischenantrieb mit 4 Dieselgeneratoren. Das Abgas aller 4 Dieselgeneratoren wird zusammen in einer Abgasreinigungsanlage behandelt. Aus dem Energiemonitoring des Schiffes kann nur der momentane Stromverbrauch und die momentane Stromerzeugung abgelesen werden. Es wurde an 8 Zeitpunkten der aktuelle Stromverbrauch der Abgasreinigungsanlage sowie die aktuelle Stromproduktion und zusätzlich das Maschinensetting erfasst. Der aktuelle Kraftstoffverbrauch zu den jeweiligen Zeitpunkten konnte nicht miterfasst werden.

Auf Grundlage dieser Daten und unter Annahme des Emissionsfaktors für HFO aus der Tabelle 3 in Höhe von 581,64 kg CO₂-äq./ MWh in Kombination mit Formel 9 wurden die in Tabelle 13 dargestellten resultierenden CO₂-äq. pro MWh Vortrieb errechnet.

5 Ergebnisse und Vorgehen der Bilanzierungen

Zeitpunkt	Beschreibung	[MW]	Anteil EGCS an der Maschinenleistung [%]	CO2 Emissionen bei HFO mit 581,64 kg CO ₂ /MWh	CO2 Emissionen als Summe pro Zeitpunkt [kg]	resultierenden kg CO ₂ -äq. pro MWh Vortrieb	Anmerkung
1	Maschinenleistung	11,36		6.610,269	6.710,753	590,482	OL Reisegeschwindigkeit
1	Verbrauch EGCS	0,17	1,5201	100,484			OL Reisegeschwindigkeit
2	Maschinenleistung	10,60		6.167,571	6.269,195	591,224	OL Reisegeschwindigkeit
2	Verbrauch EGCS	0,17	1,6477	101,624			OL Reisegeschwindigkeit
3	Maschinenleistung	3,83		2.228,612	2.336,587	609,820	CL / Mannövermodus
3	Verbrauch EGCS	0,19	4,8450	107,976			CL / Mannövermodus
4	Maschinenleistung	2,75		1.600,092	1.709,440	621,389	CL / Mannövermodus
4	Verbrauch EGCS	0,19	6,8339	109,348			CL / Mannövermodus
5	Maschinenleistung	1,10		640,386	684,009	621,261	CL Hafentiegezeit
5	Verbrauch EGCS	0,08	6,8120	43,623			CL Hafentiegezeit
6	Maschinenleistung	1,25		727,050	769,510	615,608	CL Hafentiegezeit
6	Verbrauch EGCS	0,07	5,8400	42,460			CL Hafentiegezeit
7	Maschinenleistung	5,73		3.332,216	3.457,268	603,468	OL Reisegeschwindigkeit
7	Verbrauch EGCS	0,22	3,7528	125,053			OL Reisegeschwindigkeit
8	Maschinenleistung	5,16		2.999,517	3.072,804	595,851	OL Reisegeschwindigkeit
8	Verbrauch EGCS	0,13	2,4433	73,287			OL Reisegeschwindigkeit
	Mittelwert					606,138	

Tabelle 13 Schiff A TtW mit HFO und Abgasreinigungsanlage

Würde das Schiff mit MGO betrieben, dann fielen die Aufwendungen für den Betrieb von der Abgasreinigungsanlage weg und die Maschinenleistung würde mit dem Emissionsfaktor für MGO in Höhe von 561,05 kg CO₂-äq. / MWh. aus Tabelle 3 multipliziert werden. Da dies zu keinen neuen Erkenntnissen führt, wird diese Berechnung nicht vorgenommen.

5.1.5.2 Schiff B

Beim Schiff B handelt es sich auch um ein Retrofit. Allerdings wurde hier die Abgasreinigungsanlage so in das Energiemonitoring des Schiffes integriert, dass Energiedaten als momentanen Verbrauch und als Summenparameter über einen längeren Zeitraum abgelesen werden können. Die Energiedaten wurden zu zwei Zeitpunkten erfasst, allerdings ohne das zugehörige Maschinensetting und den aktuellen Kraftstoffverbrauch. Die Ergebnisse von Schiff B sind in Tabelle 14 dargestellt.

		Momentanwert	Anteil EGCS am Momentanwert %	Summenwert	Anteil EGCS am Summenwert %
Zeitpunkt	Beschreibung	MW		MWh	
1	Maschinenleistung	10,9		14041,8	
1	Verbrauch EGCS	0,3829	3,51	6,4	0,05
2	Maschinenleistung	11,1		14067,9	
2	Verbrauch EGCS	0,3829	3,45	6,4	0,05

Tabelle 14 Messdaten, Stromproduktion und Energieverbrauch der Abgasreinigungsanlage Schiff B

Für die Berechnung der CO₂ Emissionen von Schiff B für den Bilanzkreis TtW mit HFO und den Betrieb der Abgasreinigungsanlage wurden auf Grundlage des Emissionsfaktors von 581,64 kg CO₂/MWh die in Tabelle 15 dargestellten Werte errechnet.

5 Ergebnisse und Vorgehen der Bilanzierungen

Zeitpunkt		[kW]	Anteil EGCS an der Maschinenleistung [%]	CO2 Emissionen bei HFO mit 581,64 kg CO2/MWh	CO2 Emissionen als Summe pro Zeitpunkt [kg]	resultierenden kg CO2-äq. pro MWh Vortrieb	Beschreibung
1	Maschinenleistung	10,9		6339,88	6562,59	602,072	Maschinenleistung Momentaufnahme
1	Verbrauch EGCS	0,3829	3,51	222,71			Verbrauch EGCS Momentaufnahme
1	Maschinenleistung	14041,8		8167272,55	8170995,05	581,905	Maschinenleistung Summenwert
1	Verbrauch EGCS	6,4	0,05	3722,50			Verbrauch EGCS Summenwert
2	Maschinenleistung	11,1		6456,20	6678,91	601,704	Maschinenleistung Momentaufnahme
2	Verbrauch EGCS	0,3829	3,45	222,71			Verbrauch EGCS Momentaufnahme
2	Maschinenleistung	14067,9		8182453,36	8186175,85	581,905	Maschinenleistung Summenwert
2	Verbrauch EGCS	6,4	0,05	3722,50			Verbrauch EGCS Summenwert
	Mittelwert					591,896	

Tabelle 15 Schiff B TtW mit HFO und Abgasreinigungsanlage

Auf die Berechnung der Emissionen bei der Verwendung von MGO wurde analog zu Schiff A verzichtet.

Quelle	Bilanzkreis	Kraftstoff	Wert	Einheit
Schiff A	TtW	HFO 3,5	606,138	kg CO ₂ -äq. / MWh
Schiff B	TtW	HFO 3,5	591,896	kg CO ₂ -äq. / MWh

Tabelle 16 Ergebnisse TtW auf Basis von eigenen Messdaten

5.2 Eigene Berechnungen zur stofflichen Bilanzierung

Wie in Kapitel 4 dargestellt, gibt es bislang keine Studie, die die Emissionen, die bei der EGCS Sludgeentsorgung entstehen, beschreibt. Daher werden im Folgenden die entstehenden CO₂-äq. für zwei Fallkonstellationen errechnet.

Hierfür werden zunächst die auf Grundlage von Kapiteln 4.2.1.1 und 4.2.1.2 beschriebenen Sludgemengen in Tabelle 17 festgelegt. Es wird jeweils die maximal mögliche Menge als obere Grenze und die mindestens erwartete Menge als untere Grenze angegeben. Die Feststoffanteile werden analog aufgeführt.

Betriebsmodus	Untere Grenze	Obere Grenze	Einheit
Open-Loop Menge	0,10	0,20	kg/MWh
Feststoffanteil	Keine Daten über den Feststoffanteil bei Open Loop verfügbar.		
Closed-Loop Menge	0,10	7,0	kg/MWh
Feststoffanteil [DW]	3,31	21	%

Tabelle 17 Sludgemengen in kg/MWh

Für Open Loop sind keine Werte für die Feststoffanteile vorhanden, auch die Angaben zu den entstehenden Mengen haben bei Open Loop eine nur sehr geringe Datengrundlage. Zusätzlich wird erwartet, dass der überwiegende Teil der Open Loop Systeme die Grenzwerte für die Waschwassereinleitung ohne eine Sludgeabscheidung einhält. Aus diesen Gründen wurde entschieden, im Folgenden nur die Sludgemengen für Closed Loop Systeme zu berücksichtigen.

5.2.1 Berechnung der CO₂ Emissionen für die Sludgeentsorgung

Basierend auf den Daten aus Kapitel 4.2 wird im Folgenden berechnet, welche zusätzlichen CO₂-äq. durch die Entsorgung des EGCS Sludges entstehen. Dafür werden zwei unterschiedliche Entsorgungswege separat berechnet: erstens Trocknung mit anschließender Verbrennung und zweitens die Entsorgung in einer Kläranlage.

5.2.1.1 CO₂ Emissionen aus der Trocknung mit anschließender Verbrennung

Die Emissionen setzen sich aus den Aufwendungen für die Trocknung und der anschließenden Verbrennung zusammen.

Für das Trocknen wird angenommen, dass der EGCS Sludge eine Temperatur von 20 °C hat, daraus folgt, dass die Energie zum Erwärmen um 80 °C (80 K) aufgewendet werden muss.

Die Anwendung der Formel 6 ergibt, dass für 1 kg Wasser, welches aus dem EGCS Sludge entfernt wird, für das Trocknen und Verdampfen 2584,96 kJ pro Kilogramm (0,718 kWh/kg) aufgebracht werden muss.

Um diese Energie bereitzustellen, wird angenommen, dass dazu Dampf verwendet wird. Für die Herstellung des Dampfes werden, basierend auf Kapitel 2.6, Emission in Höhe von 0,17073 kg CO₂-äq. pro kWh angenommen.

Daraus resultiert, dass für die Entfernung des Wassers 0,123 kg CO₂-äq. pro kg Wasser entstehen. In den Kapiteln 4.2.1.2 und 4.2.1.5 wurde beschrieben, dass der Wassergehalt des Sludges zwischen 79% und 96,69% liegt.

Um diese Streuung in den Berechnungen zu berücksichtigen, wird im Folgenden mit drei verschiedenen Wassergehalten im Sludge gerechnet: dem maximal zu entfernenden Wassergehalt, dem mindestens zu erwartenden Wassergehalt und dem Mittelwert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 18 aufgeführt. Mit zunehmendem Feststoffgehalt nimmt auch die notwendige Energie für die Entfernung des Wassers ab, somit nehmen die entstehenden CO₂-äq. mit zunehmendem Feststoffgehalt ab.

% Feststoff im EGCS Sludge	Feststoffmenge in 1 m ³ EGCS Sludge [kg]	Wassergehalt in 1 m ³ EGCS Sludge [kg]	entstehende CO ₂ -äq. für die Trocknung pro m ³ EGCS Sludge [kg]
3,31	33,10	966,90	118,53
12,16	121,55	878,45	107,69
21,00	210,00	790,00	96,85

Tabelle 18 Entstehende CO₂-äq. durch die Trocknung von EGCS Sludge

Diese CO₂-äq. müssen nun noch zu den Anteilen aus der Verbrennung in Tabelle 2 hinzugerechnet werden. Daraus ergeben sich die zusätzlich entstehenden CO₂-äq. pro Tonne

EGCS Sludge für die drei Verbrennungsbeispiele A bis C in Kombination mit den drei unterschiedlichen Feststoffgehalten.

	entstehende CO ₂ -äq. für die Trocknung pro m ³ EGCS Sludge mit 3,31 % Feststoff	entstehende CO ₂ -äq. aus der Verbrennung	Summe der CO ₂ -äq. aus der Trocknung und Verbrennung	
Beispiel A	118,53	0	118,53	kg CO ₂ -äq. pro Tonne EGCS-Sludge
Beispiel B	118,53	10,647	129,18	kg CO ₂ -äq. pro Tonne EGCS-Sludge
Beispiel C	118,53	21,294	139,83	kg CO ₂ -äq. pro Tonne EGCS-Sludge
	entstehende CO ₂ -äq. für die Trocknung pro m ³ EGCS Sludge mit 12,16 % Feststoff	entstehende CO ₂ -äq. aus der Verbrennung	entstehende CO ₂ -äq. in Summe aus der Trocknung und Verbrennung	
Beispiel A	107,69	0	107,69	kg CO ₂ -äq. pro Tonne EGCS-Sludge
Beispiel B	107,69	10,647	118,34	kg CO ₂ -äq. pro Tonne EGCS-Sludge
Beispiel C	107,69	21,294	128,98	kg CO ₂ -äq. pro Tonne EGCS-Sludge
	entstehende CO ₂ -äq. für die Trocknung pro m ³ EGCS Sludge mit 22 % Feststoff	entstehende CO ₂ -äq. aus der Verbrennung	entstehende CO ₂ -äq. in Summe aus der Trocknung und Verbrennung	
Beispiel A	96,85	0	96,85	kg CO ₂ -äq. pro Tonne EGCS-Sludge
Beispiel B	96,85	10,647	107,49	kg CO ₂ -äq. pro Tonne EGCS-Sludge
Beispiel C	96,85	21,294	118,14	kg CO ₂ -äq. pro Tonne EGCS-Sludge

Tabelle 19 Entstehende CO₂-äq. bei der Trocknung und Verbrennung von EGCS Sludge

In Tabelle 19 ist zu erkennen, dass der überwiegende Teil der entstehenden CO₂-äq. aus der Trocknung kommt. Der Anteil aus der Verbrennung ist deutlich geringer. In Abhängigkeit vom Feststoffgehalt und den angenommenen Emissionen aus der Verbrennung können die entstehenden CO₂-äq. für eine Tonne EGCS Sludge zwischen 96,85 und 139,83 Kg CO₂-äq. schwanken.

Mit den in Tabelle 19 dargestellten Werten pro Tonne EGCS Sludge ist noch kein Rückschluss auf die zusätzlichen entstehenden CO₂-äq. pro erzeugter MWh möglich. Daher werden diese Angaben noch mit den entstehenden EGCS Sludgemengen pro MWh verrechnet, mit dem Ziel, die zusätzlich entstehenden CO₂-äq. pro MWh zu erhalten.

Die Tabelle 17 zeigt die zu erwartenden EGCS Sludgemengen pro MWh. Es ist jeweils eine erwartete Mindestmenge und eine erwartete Maximalmenge pro MWh dargestellt. Unter Anwendung der Formel 10 können so die zusätzlichen kg CO₂-äq. pro MWh errechnet werden. Unter Betrachtung dieser Mindestmenge und Maximalmenge an CO₂-äq. aus Tabelle 19 können die obere und untere Grenze an zu erwartenden CO₂-äq. berechnet werden. In Tabelle 20 sind die Ergebnisse dargestellt, wonach mindestens 0,01 kg CO₂-äq. pro MWh entstehen und maximal mit 1 kg CO₂-äq. pro MWh zusätzlich zu rechnen ist.

$$\frac{\text{EGCS Sludgemenge [kg]}}{\text{erzeugte MWh}} * \frac{\text{kg CO}_2 - \text{äq.}}{\text{[kg] EGCS Sludge}} = \frac{\text{kg CO}_2 - \text{äq.}}{\text{erzeugter MWh}}$$

Formel 10 CO₂-äq. für die Entsorgung von EGCS Sludge pro erzeugter MWh

5 Ergebnisse und Vorgehen der Bilanzierungen

Feststoffanteil [%]		3,31			21			
Verbrennungsbeispiel		Beispiel A	Beispiel B	Beispiel C	Beispiel A	Beispiel B	Beispiel C	
kg CO ₂ -äq. pro Tonne EGCS-Sludge		118,53	129,18	139,83	96,85	107,49	118,14	
Erwartete Sludge Menge	0,1 kg/MWh	0,01185	0,01292	0,01398	0,00968	0,01075	0,01181	kg CO ₂ -äq. pro MWh
Erwartete Sludge Menge	7 kg/MWh	0,82974	0,90427	0,97880	0,67793	0,75246	0,82699	kg CO ₂ -äq. pro MWh

Tabelle 20 CO₂-äq. pro MWh aus der Trocknung und Verbrennung

Quelle	Bilanzkreis	Kraftstoff	Wert	Einheit
EGCS Sludge Verbrennung	TtW Sludge CL Mindestmenge	HFO 3,5	0,01	kg CO ₂ -äq. / MWh
EGCS Sludge Verbrennung	TtW Sludge CL Maximalmenge	HFO 3,5	1,00	kg CO ₂ -äq. / MWh

Tabelle 21 CO₂-äq. pro MWh aus der Entsorgung durch Verbrennung

5.2.1.2 CO₂ Emissionen aus der Entsorgung in einer Kläranlage

Für die Entsorgung in einer Kläranlage wird, wie in Kapitel 4.2.2.1.3 beschrieben, ein CO₂-äq. in Höhe von 0,272 kg pro m³ Abwasser verwendet. Der EGCS Sludge hat einen Feststoffanteil von maximal 21%, deshalb wird für die folgende Berechnung angenommen, dass eine Tonne EGCS Sludge einem m³ Abwasser entspricht. Es ergibt sich daraus ein Emissionsfaktor für die Entsorgung in der KA in Höhe von 0,272 kg CO₂-äq. pro Tonne EGCS Sludge. Dieser Faktor wird mit den in Tabelle 17 dargestellten möglichen EGCS Sludgemengen verrechnet, sodass für die Entsorgung in der KA die folgenden Emissionen erwartet werden.

Quelle	Bilanzkreis	Kraftstoff	Wert	Einheit
Behandlung KA	TtW Sludge CL Mindestmenge	HFO 3,5	0,0000272	kg CO ₂ -äq. / MWh
Behandlung KA	TtW Sludge CL Maximalmenge	HFO 3,5	0,001904	kg CO ₂ -äq. / MWh

Tabelle 22 CO₂-äq. pro MWh aus der Entsorgung in einer Kläranlage

6 Bewertung und Vergleich der Bilanzierungen

Die im Rahmen dieser Arbeit herangezogenen Studien haben den entstehenden EGCS Sludge nicht betrachtet. Folglich ist auch nicht beschrieben, welche Auswirkungen dieser auf die entstehenden CO₂-Äq. hätte. Studien zu diesem Thema liegen bisher nicht in entsprechender Qualität vor. Zusätzlich kommt die Studie von CE Delft zu dem Ergebnis, dass die Verwendung von HFO in Kombination mit einer Abgasreinigungsanlage weniger CO₂-Äq. erzeugt als die Verwendung von MGO. In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der durchgeführten Bilanzierungen bewertet und zusammengeführt, sodass am Ende beschrieben werden kann, welchen Anteil der entstehende EGCS Sludge an den CO₂-Äq. der Bilanzgrenze WtW hat.

6.1 Ergebnisse der energetischen Bilanzierung

Im Rahmen der energetischen Bilanzierung hat sich gezeigt, dass nicht nur die Emissionen, die bei der Verbrennung von Kraftstoffen entstehen, betrachtet werden müssen, sondern auch die Emissionen der Kraftstoffherstellung. Um eine Aussage über die entstehenden Emissionen in CO₂-Äq. treffen zu können, ist es daher notwendig, die Emissionen der gesamten Prozesskette zu betrachten. Dies wird gewährleistet, indem nicht nur die Tank to Wake Emissionen, sondern zusätzlich auch noch die Wheel to Tank Emission betrachtet werden. Aufgrund der grundsätzlich unterschiedlichen Berechnungsmethoden werden TtW und WtT getrennt voneinander berechnet.

6.1.1 Ergebnisse der energetischen Bilanzierung TtW

Die Emissionen innerhalb der Bilanzgrenze Tank to Wake entstehen ab der Kraftstoffentnahme aus dem Tank des Schiffes bis zur Umwandlung des Kraftstoffes in Vortriebsleistung. Aufgrund dieser Bilanzgrenze führen Verbraucher von Energie auf dem Schiff innerhalb dieser Bilanzgrenze zu erhöhten Emissionen. Daher wirkt sich der Betrieb einer Abgasreinigungsanlage ebenfalls in dieser Bilanzgrenze aus.

Die Emissionen aus der Kraftstoffverbrennung hängen von vielen Faktoren ab: Wirkungsgrad, Betriebspunkt des Motors, Verbraucher für die Kraftstoffaufbereitung und viele weitere. All diese Faktoren zu ermitteln und zu erfassen, war im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich. Daher wurden Standardwerte herangezogen. Als Standardwerte wurden die von der IMO für die Berichterstattung der CO₂ Emissionen der Schifffahrt verwendeten spezifischen Kraftstoffverbräuche und Emissionsfaktoren zugrunde gelegt. Auf Grundlage dieser Standardwerte ergeben sich die in Tabelle 3 errechneten Emissionen für HFO in Höhe von 581,64 kg CO₂-Äq. / MWh und für MGO in Höhe von 561,05 kg CO₂-Äq. / MWh. Diese Standardwerte wurden von der IMO ohne den Betrieb einer Abgasreinigungsanlage ermittelt.

Unter Berücksichtigung dieser Werte zeigt sich, dass bei der Verwendung von HFO pro erzeugter kWh 20,59 kg CO₂-äq. / MWh mehr entstehen, als wenn MGO verwendet wird.

Auch die Studie von Sphera kommt zu dem Ergebnis, dass bei der Verwendung von HFO im Vergleich zu MGO mehr Emissionen entstehen [33]. Sphera verwendet eigene Berechnungen, die nicht die Standardwerte der IMO als Grundlage haben. Auch diese Ergebnisse zeigen, dass bei der Verbrennung von HFO mehr CO₂ Emissionen entstehen als bei der Verwendung von MGO. In den Berechnungen von Sphera sind die Aufwendungen für den Betrieb einer Abgasreinigungsanlage schon enthalten. Die zusätzlichen Emissionen bei der Verwendung von HFO im Vergleich zu MGO fallen mit 25 kg CO₂-äq. / MWh daher größer aus.

Die Studie von CE Delft [13] macht keine Angaben über die zugrunde gelegten Emissionsfaktoren und Kraftstoffverbräuche, daher können die Werte nicht im Detail nachvollzogen werden. Auch auf Nachfrage wurden diese Werte mit Verweis auf Verschwiegenheitserklärungen nicht mitgeteilt. So wurde im Rahmen dieser Arbeit auf Grundlage der veröffentlichten Daten und unter zur Hilfenahme der Standardwerte der IMO die Emissionen für den HFO Betrieb in Kombination mit einer Abgasreinigungsanlage errechnet. Das Ergebnis zeigt einen Emissionsfaktor von 588 kg CO₂-äq. / MWh.

Das Schwedische IVL Institut kommt in seiner Studie auf einen Emissionsfaktor, der so gering ist, dass die Erhöhung des Emissionsfaktors sich erst im Milligrammbereich pro MWh auswirkt. Deshalb werden die Ergebnisse von IVL im Folgenden nicht weiter berücksichtigt, da diese zu keinen spürbaren zusätzlichen Emissionen führen würden.

Mittels selbst erfasster Energieverbräuchen auf zwei Schiffen wurden die TtW Emissionen berechnet. Da keine Kraftstoffverbräuche erfasst werden konnten, wurde auch hier auf die Standardwerte der IMO zurückgegriffen. Aus den erfassten Energieverbräuchen wird im Mittel für Schiff A ein Emissionsfaktor von 606,14 kg CO₂-äq. / MWh und für Schiff B ein Emissionsfaktor von 591,9 kg CO₂-äq. / MWh ermittelt.

Zusammengefasst lässt sich sagen, dass auch durch den zusätzlichen Energieverbrauch die spezifischen Emissionen pro erzeugter MWh bei der Verwendung von HFO im Vergleich zu MGO steigen.

6.1.2 Ergebnisse der energetischen Bilanzierung WtT

Um ein ganzheitliches Bild zu erhalten, müssen die Emissionen aus der Verbrennung auf dem Schiff, noch um die Emissionen, die bei Herstellung des Kraftstoffes entstehen, ergänzt werden. Hierfür wird der Bilanzkreis Wheel to Tank verwendet. Dabei sind sowohl die Emissionen, die bei der Förderung der Rohstoffe als auch die bei der Verarbeitung in einer Raffinerie entstehenden Emission zu berücksichtigen.

Die Emissionen, die bei der Förderung entstehen, sind mehr oder weniger unabhängig davon, ob es sich um MGO oder HFO handelt, da für beide Produkte Rohöl der Ausgangsstoff ist. Die durchschnittlichen Emissionen für die Rohölförderung liegen weltweit bei 10,3 g CO₂-äq./MJ. Dieser Wert unterliegt jedoch einer starken Schwankung in Abhängigkeit von dem Förderland, in Dänemark ist dieser Wert mit 3,3 g CO₂-äq./MJ am geringsten [27].

Die Emissionen, die bei der Aufbereitung des Rohöls zu Kraftstoff entstehen, hängen stark davon ab, welcher Kraftstoff hergestellt wird. Bei HFO handelt es sich um ein Rückstandsöl und bei MGO um ein Destillat. Daraus ist ersichtlich, dass es sich um unterschiedliche Produktionsverfahren handelt. Ähnlich wie bei der Rohölförderung ist zu erwarten, dass die entstehenden Emissionen je nach Produktionsland und Produktionstechnik stark schwanken. Aus der Literatur ist zu entnehmen, dass die Branche der Raffinerien nicht als sehr transparent gilt [27]. Daher wurde im Rahmen dieser Arbeit auf eine ausführliche Befragung von Raffinerien und einem Vergleich verschiedener Techniken verzichtet. Stattdessen wurde mit Werten aus den Studien im Kapitel 4.1 gerechnet.

Auf Werte von der IMO konnte in diesem Fall leider nicht zurückgegriffen werden, da die IMO nur die Emissionen aus dem TtW Bilanzkreis beschreibt.

In der Sphera Studie wurden die WtT Emissionen berechnet und ausgewiesen. Die Studie zeigt, dass bei der MGO Herstellung 53,64 kg CO₂-äq. / MWh und bei der HFO Herstellung 50,76 kg CO₂-äq. / MWh entstehen. Das bedeutet, dass bei MGO 2,88 kg CO₂-äq. / MWh mehr entstehen.

In der Studie von CE Delft sind nicht die gesamten Emissionen für WtT dargestellt, es werden nur die zusätzlich entstehenden Emissionen beschrieben. Daraus lässt sich mit Hilfe der IMO Standardwerte für den Kraftstoffverbrauch errechnen, dass für die Aufwendungen zur Entschwefelung des Kraftstoffes in Abhängigkeit von der zu entfernenden Menge an Schwefel 4,73 bzw. 5,43 kg CO₂-äq. / MWh entstehen.

Zusammengefasst lässt sich sagen, dass bei der Herstellung von MGO im Vergleich zu HFO mindestens 2,88 kg CO₂-äq. / MWh und maximal 5,43 kg CO₂-äq. / MWh mehr entstehen. Im Rahmen dieser Arbeit konnten auf Grund der Komplexität nicht die gesamten WtT Emissionen ermittelt werden, es geht hier im wesentlichen um den Vergleich zwischen den beiden Kraftstoffen. So ist es ausreichend, die Mehr- oder Minderemissionen zu kennen.

Um eine Aussage darüber treffen zu können, welcher Kraftstoff bezogen auf den gesamten Bilanzkreis von der Quelle bis zum Vortrieb weniger CO₂-äq. emittiert, müssen die beiden Bilanzierungen WtT und TtW zusammengerechnet werden.

6.1.3 Gemeinsames Ergebnis der energetischen Bilanzierung WtW

Im Rahmen der Auswertung der WtT Bilanzierung konnten aus zwei Studien Werte ermittelt werden, die erwarten lassen, dass bei der MGO Herstellung im Vergleich zu HFO mindestens 2,88 kg CO₂-äq. / MWh und maximal 5,43 kg CO₂-äq. / MWh zusätzlich entstehen.

Um die Zahlen bewerten zu können, müssen diese mit den Auswertungen aus der TtW Bilanzierung verknüpft werden. Bei TtW wird für MGO angenommen, dass diese basierend auf den IMO Werten bei 561,05 kg CO₂-äq. / MWh liegen, da auf dem Schiff keine zusätzlichen Aufwendungen für die Abgasbehandlung hinzukommen. Bei der Verwendung von HFO ist der Betrieb einer Abgasreinigungsanlage notwendig. Durch diesen Betrieb erhöhen sich die spezifischen Emissionen pro MWh Vortrieb des Schiffes. Um diese Aufwendungen in den TtW Emissionen widerzuspiegeln, wurden auf Grundlage der vorherigen Kapitel TtW Werte für HFO ermittelt. Dabei hat sich gezeigt, dass für HFO mit TtW in einem Spektrum mit Werten zwischen 588kg CO₂-äq. / MWh und 622 kg CO₂-äq. / MWh zu rechnen ist. Der größte Wert mit 622 entfällt dabei auf den Fall aus der Sphera Studie und in diesen Werten sind im Gegensatz zu den anderen Werten noch zusätzliche Aufwendungen für die Stickoxidreduzierung enthalten. Obwohl diese sich nicht beziffern lassen, wurde der Wert aber dennoch in der Auswertung berücksichtigt.

Die WtT und TtW Werte wurden jetzt jeweils für MGO und HFO zusammengerechnet. Da für WtT nur die zusätzlichen Emissionen für MGO ermittelt werden konnten, sind hier die Werte für HFO mit Null berücksichtigt und für HFO gilt TtW=WtW.

In Abbildung 19 sind die WtW Emissionen für HFO und MGO gegenübergestellt. Es ist zu erkennen, dass kein Szenario des HFO Betriebes weniger CO₂-äq. erzeugt als die untere Grenze der erwarteten WtW Emissionen für MGO. Sollten die WtW Emissionen von MGO im Bereich der oberen Grenze liegen, erzeugen zwei Szenarien im HFO Betrieb weniger CO₂-äq. und zwei Szenarien mehr.

Aus den Werten zeigt sich, dass eine eindeutige Aussage nicht möglich ist. Es müssen immer im Einzelfall die verwendete Technik zur Abgasreinigung sowie der Ort und die Technik der Kraftstoffherstellung berücksichtigt werden.

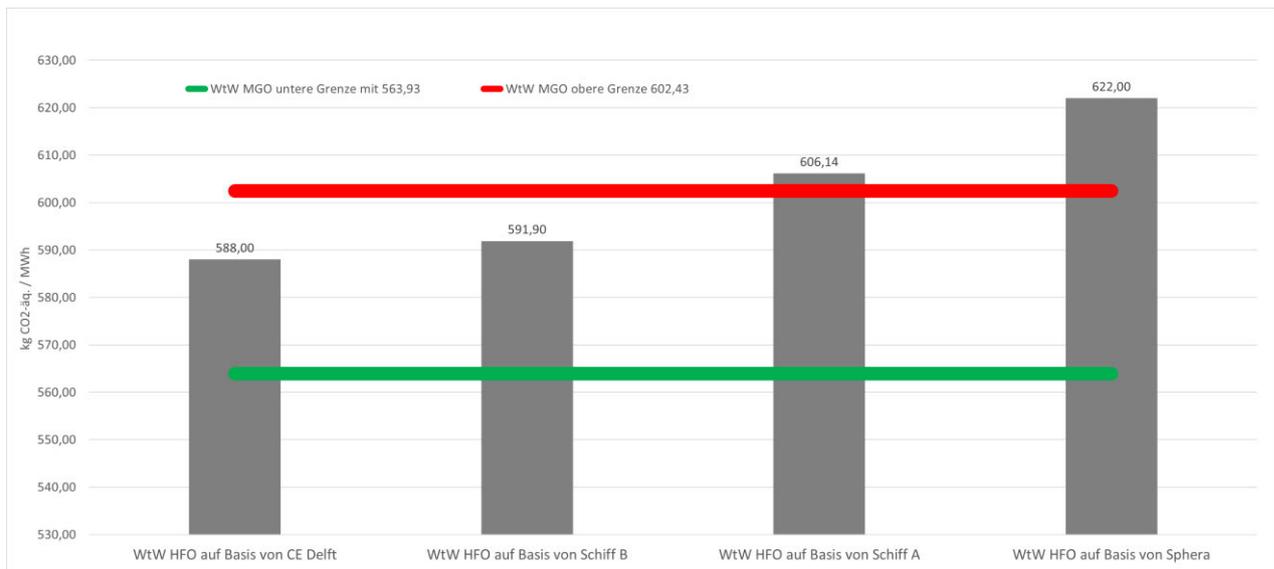


Abbildung 19 Well to Wake Emissionen HFO im Vergleich zu MGO

Die im Rahmen dieser Arbeit bewerteten Studien, geben die Emissionen der Abgasreinigungsanlage in Prozent an zusätzlichen Emissionen an. Zur Vergleichbarkeit werden die Ergebnisse aus Abbildung 19 auch in prozentualen Mehremissionen ausgedrückt und in Tabelle 23 dargestellt. Als Emissionsbasiswert wurde hier der Standardwert der IMO für HFO von 581,64 kg CO₂-äq. / MWh angenommen. Es zeigt sich, dass die prozentuale Zunahme im Bereich von 1,09% – 6,94% liegt. Damit liegen die unteren Werte auf Basis von CE Delft und dem Schiff B im Bereich der Referenzstudien.

Datengrundlage	Bilanzkreis	Kraftstoffart	Spezifischer Emissionsfaktor	Einheit	Prozentuale Mehremissionen
WtW HFO auf Basis von CE Delft	TtW	HFO	588,00	kg CO ₂ -äq. / MWh	1,09 %
WtW HFO auf Basis von Schiff B	TtW	HFO	591,90	kg CO ₂ -äq. / MWh	1,76 %
WtW HFO auf Basis von Schiff A	TtW	HFO	606,14	kg CO ₂ -äq. / MWh	4,21 %
WtW HFO auf Basis von Sphera	TtW	HFO	622,00	kg CO ₂ -äq. / MWh	6,94 %

Tabelle 23 Prozentuale Mehremissionen der ermittelten TtW Emissionsfaktoren

6.2 Ergebnisse der stofflichen Bilanzierung

In den Auswertungen der energetischen Bilanzierung hat sich gezeigt, dass Stoffströme, die auf dem Schiff entstehen, von denen im Rahmen dieser Arbeit herangezogenen Studien, nicht betrachtet wurden. In der Literatur finden sich Hinweise auf die Entstehung von Stoffströmen bzw. Abfallströmen auf Schiffen, jedoch sind hierzu keine Entsorgungswege beschrieben. Daher können auch keine energetischen Aufwendungen für die Entsorgung dieser Stoffströme übernommen werden. In dieser Arbeit wurden Annahmen getroffen und Berechnungen durchgeführt mit dem Ziel, diese Emissionen zu ermitteln. Im Folgenden werden die Ergebnisse beschrieben und diskutiert.

Beim Betrieb einer Abgasreinigungsanlage kann ein Abfall aus der Aufbereitung des Waschwassers entstehen, der EGCS-Sludge. Die entstehenden Mengenströme für diese Abfallarten sind aus der Literatur gut abzuleiten. Es ist dabei zu erkennen, dass sowohl die Mengen als auch die Zusammensetzung stark schwanken. Durch eine Herstellerbefragung und Auswertung von Nachhaltigkeitsberichten wurde versucht, die Datengrundlage breiter aufzustellen. Dies gelang mangels Rückmeldungen bzw. fehlenden Angaben in den Nachhaltigkeitsberichten nicht.

Um die Aufwendungen für die Entsorgung bewerten und erfassen zu können, wurden zwei mögliche Entsorgungswege beschrieben und deren zusätzliche CO₂-Äq. errechnet. Dabei hat sich gezeigt, dass die Entsorgung von EGCS Sludge in einer Kläranlage weniger CO₂-Äq. erzeugt als die Trocknung mit anschließender Verbrennung.

Bei der Behandlung in einer kommunalen Kläranlage hängt die Menge an CO₂-Äq. wesentlich von der Menge an EGCS Sludge ab. Der EGCS Sludge wird in der KA wie Abwasser behandelt und damit besteht kein direkter Zusammenhang zwischen den Emissionen und dem Feststoffgehalt des EGCS Sludges. Als Ergebnis ergeben sich für die Behandlung in der KA zusätzliche Emissionen von maximal 0,002 kg CO₂-Äq. pro erzeugter MWh auf dem Schiff.

Bei dem Entsorgungsweg der Dampftrocknung mit anschließender Verbrennung sind die entstehenden Emissionen größer. Hier hängen diese auch mit der entstehenden Sludgemenge pro MWh zusammen, jedoch hat hier der Feststoffanteil eine große Auswirkung auf die Emissionen. Je weniger Wasser aus dem EGCS Sludge durch das Zuführen von Energie entfernt werden muss, desto geringer sind die zu erwarteten Emissionen. Bei einem Wassergehalt von 96,69% ist mit zusätzlichen CO₂-Äq. in Höhe von 1 kg CO₂-Äq. pro produzierter MWh zu rechnen. Wenn der Wassergehalt auf 79% abnimmt, reduzieren sich die zusätzlichen CO₂-Äq. um 0,2 kg auf 0,8 kg zusätzliche CO₂-Äq. pro produziertes MWh, jeweils bei einer erwarteten Sludgemenge von 7kg / MWh.

Die Schwankung in den zusätzlichen CO₂-Äq. in Abhängigkeit von der Behandlungsmethode zeigt, wie viel Potenzial zur Reduzierung der CO₂ Emissionen die EGCS Sludgeentsorgung bietet.

Um die aus der Entsorgung entstehenden CO₂-Äq. in ihrer Größenordnung einordnen zu können, müssen diese zu den Ergebnissen der WtW Bilanzierung hinzugerechnet werden.

6.3 Gemeinsames Ergebnis der stofflichen und energetischen Bilanzierung

Die Ergebnisse der stofflichen Bilanzierung haben gezeigt, dass bei der Entsorgung vom EGCS Sludge auch CO₂ Emissionen entstehen. Um ein vollständiges Abbild der entstehenden CO₂-Äq. über den gesamten Lebensweg der Kraftstoffe in den unterschiedlichen Entschwefelungsstrategien zu erhalten, müssen diese Emissionen dem WtW Bilanzkreis

hinzugerechnet werden. Der Betrachtungsrahmen des Bilanzkreises Well to Wake endet bei Wake (könnte aus dem Englischen mit Kiel übersetzt werden), in deutscher Sprache lässt sich hier der Vortrieb des Schiffes drunter verstehen. Historisch mag es sinnvoll erscheinen, dass dieser Bilanzkreis beim Vortrieb endet und nachgelagerte Emissionen nicht enthalten sind. Wenn Kraftstoffe auf dem Schiff verbrennen, hinterlassen diese keine Rückstände. So ist es nicht erforderlich, mit nachfolgenden Emissionen zu rechnen.

Dies ist allerdings seit der Verbrennung von HFO und dem dabei entstehenden HFO Sludge nicht mehr zutreffend. Spätestens seit der Einführung der neuen Schwefelgrenzwerte in der Schifffahrt und der damit zunehmenden Verbreitung von Abgasreinigungsanlagen müsste dieser Bilanzkreis erweitert werden, denn der Anteil der nachgelagerten Emissionen nimmt durch die Zunahme an Abfallstoffen zu.

Folglich wird in dieser Arbeit die Berechnung des Bilanzkreises WtW um die Emissionen aus der Beseitigung des entstehenden Abfalls (Waste) erweitert und eine neue Bilanzgrenze Well to Wake + Waste (WtW+W) benannt.

Der Bilanzkreis WtW+W bleibt bei der Verwendung von MGO gleich den Ergebnissen aus dem Bilanzkreis WTW, denn bei der Verwendung von MGO entsteht kein MGO Sludge und der Betrieb einer Abgasreinigungsanlage ist auch nicht notwendig. Folglich entsteht auch kein EGCS Sludge und für Waste sind keine zusätzlichen Emissionen hinzugekommen.

Der Bilanzkreis WtW+W bei der Verwendung von HFO muss um die Emission der entstehenden Abfallmengen erweitert werden. Für HFO sind dies der HFO Sludge und der EGCS Sludge. Im Rahmen dieser Arbeit wurden die HFO Sludgeaufwendungen nicht betrachtet. Aus diesem Grund werden nur die errechneten zusätzlichen Emissionen aus der EGCS Sludgeentsorgung dem Bilanzkreis zugerechnet.

In Abbildung 20 sind für HFO die Emissionen für WTW+W dargestellt. Hierbei wurde für die Abfallentsorgung des EGCS Sludges der Maximalwert an zusätzlichen Emissionen in Höhe von 1 kg CO₂-äq. pro produzierter MWh hinzugerechnet. Diese neu hinzugekommenen Emissionen sind in Gelb dargestellt. Es zeigt sich, dass die Auswirkungen bezogen auf die WtW Gesamtemissionen als gering einzuschätzen sind.

6 Bewertung und Vergleich der Bilanzierungen

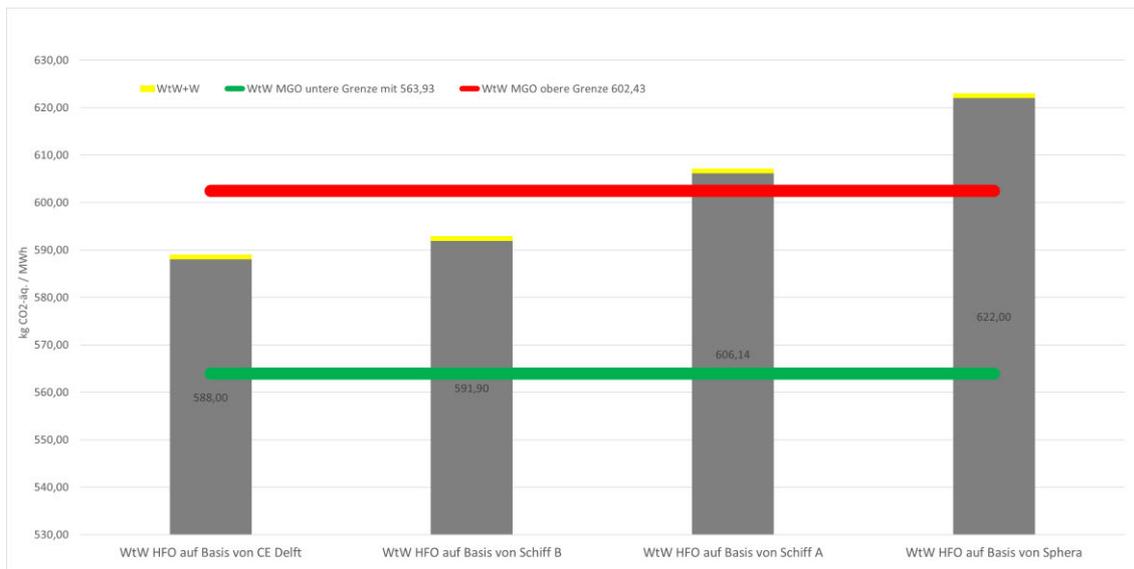


Abbildung 20 Ergebnisse des Bilanzkreises WtW+W

Bezogen auf die insgesamt entstehenden Emissionen in der Größenordnung von ca. 600 kg CO₂-äq. / MWh fallen die aus der ECGS Sludgeentsorgung zusätzlich hinzukommenden Emissionen in Höhe von maximal 1 kg CO₂-äq. / MWh fast gar nicht auf. Im Rahmen dieser Arbeit geht es um den Vergleich zwischen MGO und HFO in Kombination mit einer Abgasreinigungsanlage. Somit muss dieses eine Kilogramm zusätzlicher Emissionen in das Verhältnis des Emissionsunterschiedes zwischen MGO und HFO gestellt werden.

In Abbildung 20 sind die maximalen und minimalen WtW Emissionen für MGO in Rot bzw. Grün dargestellt. Von Interesse sind in dieser Arbeit die Mehr- oder Minderemissionen beim HFO Einsatz gegenüber dem Einsatz von MGO. Im Folgenden werden diese Zahlen näher untersucht. Zunächst werden die Abstände zur Minimallinie anschließend, die zur Maximallinie der MGO Emissionen betrachtet.

	WtW+W		Abstand zur unteren Grenze der WtW Emissionen von MGO	% Auswirkung der Emissionen aus der ECGS Sludge Entsorgung auf den Abstand zur unteren Grenze der WtW Emissionen von MGO
WtW HFO auf Basis von CE Delft	589	kg CO ₂ -äq. / MWh	25,07	3,99
WtW HFO auf Basis von Schiff B	592,896	kg CO ₂ -äq. / MWh	28,966	3,45
WtW HFO auf Basis von Schiff A	607,138	kg CO ₂ -äq. / MWh	43,208	2,31
WtW HFO auf Basis von Sphera	623	kg CO ₂ -äq. / MWh	59,07	1,69

Tabelle 24 prozentuale Auswirkungen der CO₂-äq. aus der ECGS Sludgeentsorgung im Bezug zur unteren WtW MGO Grenze

In Tabelle 24 ist zu erkennen, dass bei einer Betrachtung der zusätzlichen Emissionen bezogen auf den Abstand zur unteren WtW MGO Grenze, der Anteil aus der ECGS Sludgeentsorgung zwischen 1,69% und 3,99% liegt.

Bei einer Betrachtung der Auswirkungen der ECGS Sludgeentsorgung zur oberen Grenze der WtW MGO Emissionen zeigt sich, dass bei dem Fall des Schiffes A der Abstand um 21% erhöht wird. Die weiteren Zahlen sind für diesen Fall in Tabelle 25 dargestellt.

6 Bewertung und Vergleich der Bilanzierungen

	WtW+W		Abstand zur oberen Grenze der WtW Emissionen von MGO	% Auswirkung der Emissionen aus der EGCS Sludge Entsorgung auf den Abstand zur oberen Grenze der WtW Emissionen von MGO
WtW HFO auf Basis von CE Delft	589	kg CO ₂ -äq. / MWh	-13,425	-7,45
WtW HFO auf Basis von Schiff B	592,896	kg CO ₂ -äq. / MWh	-9,529	-10,49
WtW HFO auf Basis von Schiff A	607,138	kg CO ₂ -äq. / MWh	4,713	21,22
WtW HFO auf Basis von Sphera	623	kg CO ₂ -äq. / MWh	20,575	4,86

Tabelle 25 prozentuale Auswirkungen der CO₂-äq. aus der EGCS Sludgeentsorgung im Bezug zur oberen WtW MGO Grenze

In Abhängigkeit von dem Blickwinkel und den getroffenen Annahmen zeigt sich, dass die Auswirkung der CO₂-äq. aus der EGCS Sludgeentsorgung als relevant oder als vernachlässigbar beschrieben werden können. Je nachdem, welches Ergebnis erreicht werden soll, kann eine der folgenden Aussagen verwendet werden.

Aussage A:

Die Entsorgung von EGCS Sludge verursacht zusätzlich 1 kg CO₂-äq. pro erzeugter MWh. Insgesamt entstehen durch die Verwendung von HFO in Kombination mit einer Abgasreinigungsanlage von 588 bis zu 622 kg CO₂-äq. pro MWh. Daher kann das zusätzliche 1 kg als vernachlässigbar betrachtet werden.

Aussage B:

Die Entsorgung von EGCS Sludge verursacht zusätzlich 1 kg CO₂-äq. pro erzeugter MWh. Bei der Verwendung von MGO können 602 kg CO₂-äq. pro erzeugter MWh entstehen und beim Einsatz von HFO in Kombination mit einer Abgasreinigungsanlage entstehen auf dem Schiff B mit 607 kg CO₂-äq. pro erzeugter MWh 5 kg mehr CO₂-äq.. Die Entsorgung des EGCS Sludge verursacht mit 20% der zusätzlichen Emissionen einen wesentlichen Beitrag und ist daher zu berücksichtigen.

Die Emissionen, die bei der Förderung von Rohöl entstehen, können in Abhängigkeit des Förderlandes zwischen 11,88 und 73,08 kg CO₂-äq. pro MWh schwanken vgl. Kapitel 4.1.5. Somit ist es theoretisch möglich, dass sich die Aussagen bei Betrachtung von unterschiedlichen Förderländern für MGO und HFO ins Gegenteil verdrehen.

Es wird darauf hingewiesen, dass die zusätzlichen Emissionen aus der EGCS Sludgeentsorgung nur bei Closed Loop Systemen entstehen werden. Bei Open Loop System wird kein Sludge produziert, da die Grenzwerte für die Einleitung des Waschwassers, durch die hohen Wasservolumenströme ohne Waschwasseraufbereitung eingehalten werden. Die Emissionen aus der EGCS Sludgeentsorgung sollten auch bei Open Loop Systemen berücksichtigt werden. Beim Betrieb von Abgasreinigungsanlagen sollte der Anspruch bestehen, die Auswirkungen auf die Meeresumwelt so gering wie möglich zu halten. Dies könnte sichergestellt werden, indem auch bei Open Loop die Partikel aus dem Waschwasser abgeschieden werden und als EGCS Sludge zur Entsorgung an Land abgegeben werden. Vor diesem Hintergrund ist der Autor dieser Arbeit der Meinung, dass die Emissionen aus der EGCS Sludgeentsorgung grundsätzlich bei einem Vergleich der Entschwefelungsstrategien mit zu berücksichtigen sind.

Diese Auswertung soll eine Diskussion zu dem Thema „Emissionen aus der EGCS Sludge Entsorgung“ einleiten mit dem Ziel, die durch die Entsorgung entstehenden Emissionen zukünftig auf eine breitere Datengrundlage stellen zu können und ihren Einfluss

wissenschaftlich fundierter beschreiben zu können. In dieser Arbeit wurde zum einen herausgearbeitet, dass unter bestimmten Annahmen die Emissionen aus der EGCS Sludgeentsorgung einen spürbaren Einfluss haben können, zum anderen, dass je nach Grundlage der herangezogenen Annahmen das Ergebnis in die gewünschte Richtung formuliert werden kann.

6.4 Mögliche Umwelteinflüsse von Abgasreinigungsanlagen auf die Meeresumwelt

Die Berechnung und der Vergleich der entstehenden CO₂-äq. schließt nicht alle Umwelteinflüsse ein. Weitere mögliche Umwelteinflüsse, die sich durch die Entschwefelungsstrategien ergeben, sind nahezu unendlich komplex und vielfältig. Hier ist grundsätzlich zu unterscheiden zwischen den Prozessen, die an Land, in der Raffinerie, bei der Abfallentsorgung und denen, die auf dem Schiff stattfinden.

An Land geht ein Teil der Umwelteinflüsse von der Raffinerie aus, wobei diese stark mit dem Standort der Raffinerie zusammenhängen. Die Umwelteinflüsse entstehen durch die Emissionen in die Luft, den Boden und den Wasserkörper, die die Raffinerie umgeben. Je stärker die Emissionen durch lokale Gesetzgebung an dem jeweiligen Standort begrenzt sind, desto geringer sind die jeweiligen Umwelteinflüsse durch die Raffinerie. Daher können diese für die Raffinerieprozesse nicht verallgemeinert betrachtet werden.

Ein weiterer Teil der an Land wirkenden Umwelteinflüsse entsteht durch die Entsorgung der Abfälle. Sowohl bei der Aufbereitung der Abfälle als auch bei der anschließenden Deponierung können die Luft, der Boden und ebenfalls das Wasser beeinträchtigt werden. Bei der Entsorgung sind die möglichen Umwelteinflüsse stark von den jeweils geltenden maximal zulässigen Grenzwerten abhängig.

In der Bundesrepublik Deutschland müssen Anlagen wie Raffinerien, oder Abfallbehandlungsanlagen, bevor diese ihren Betrieb aufnehmen können, einen Genehmigungsprozess durchlaufen. In diesem werden die möglichen Umwelteinflüsse geprüft, bewertet und im Anschluss einzuhaltende Grenzwerte festgelegt. Mit diesem Verfahren wird sichergestellt, dass mögliche negative Umwelteinflüsse minimiert werden.

Bei der Schifffahrt sind die maximal zulässigen Emissionen überwiegend durch die IMO reglementiert und daher weltweit gleich. Wie bereits in Kapitel 2.3 beschrieben haben die möglichen Auswirkungen auf die Umwelt bei der IMO nicht immer die höchste Priorität. Es geht vielmehr darum, einen sicheren und harmonisierten Schiffsbetrieb weltweit zu gewährleisten. So ist es auch beim Einhalten von IMO Anforderungen nicht immer auszuschließen, dass durch die Schifffahrt nicht doch negative Auswirkungen auf die Umwelt entstehen.

Unabhängig von der Entschwefelungsstrategie interagiert ein Schiff permanent mit dem Wasserkörper, in dem es sich befindet. Dabei gibt ein Schiff z.B. ständig Kühlwasser und auch Schallemissionen ab. In unterschiedlichen Intervallen kann ein Schiff ebenso häusliches Abwasser, Bilgenwasser oder bei Unfällen Kohlenwasserstoffverbindungen abgeben. Für viele dieser Bereiche gibt es maximale Einleitkonzentrationen, die von IMO festgelegt wurden.

Die Auswirkungen auf die Umwelt durch eine Abgasreinigungsanlage entstehen, wie bereits dargestellt, durch das Einleiten des Waschwassers. Bei einem Schiff mit einer Abgasreinigungsanlage sind die Auswirkungen auf den Wasserkörper größer als ohne den Betrieb einer solchen. Daher sind die Umwelteinflüsse auf die Meeresumwelt bei einer Entschwefelungsstrategie mit Abgasreinigungsanlage größer als bei der Verwendung von MGO. Für diese Waschwasser existieren für die Parameter PAK, pH-Wert und Trübung maximal zulässige Einlaufkonzentrationen, vgl. Kapitel 2.3.3.2. Diese Grenzwerte und die möglichen Umwelteinflüsse von Abgasreinigungsanlage unterliegen aktuell einer Bewertung durch GESAMP. GESAMP ist ein unabhängiges Gremium von Wissenschaftsexperten, das die UN bei Fragen zum maritimen Umweltschutz berät [15]. Die Umwelteinflüsse stehen daher aktuell bei den Arbeitsgremien PPR und MEPC wieder auf der Tagesordnung und werden diskutiert [14].

Solange beim Betrieb von Abgasreinigungsanlagen Waschwasser ins Meer eingeleitet wird, wird dies auch immer einen Einfluss auf die Meeresumwelt haben. Dabei ist von Experten auf dem Gebiet zu bewerten, ob dieser Einfluss negative Auswirkungen auf die Meeresumwelt hat und diese etwaigen Vorteile bei dem Einsatz von Abgasreinigungsanlagen rechtfertigen.

7 Fazit

Im Rahmen der Arbeit hat sich gezeigt, dass bei der Verwendung von Schweröl (HFO) in der Bilanzgrenze vom Tank bis zum Vortrieb TtW mehr CO₂ entsteht, als bei der Verwendung von Diesel (MGO). Dies ergibt sich aus dem Energieinhalt und dem Emissionsfaktor, basierend auf Daten, die die IMO zur Berechnung der weltweiten Schiffsemissionen verwendet. Bei der Verwendung von HFO ist der Einsatz einer Abgasreinigungsanlage zur Einhaltung der Schwefelgrenzwerte notwendig. Abgasreinigungsanlagen brauchen für Ihren Betrieb Energie, die durch zusätzliche Verbrennung von HFO erzeugt werden muss. Somit führt der Einsatz einer Abgasreinigungsanlage immer zu einer Steigerung der CO₂ Emissionen.

Bei der Betrachtung der CO₂ Emissionen, die auf dem Schiff entstehen, reicht es nicht, nur die direkten Emissionen zu betrachten. Um eine Gesamtaussage treffen zu können, müssen auch die vor- und nachgelagerten Prozesse betrachtet werden.

Bei den vorgelagerten Prozessen, die aus der Rohölförderung, der Aufbereitung in der Raffinerie und dem Transport bestehen, zeigt sich, dass bei MGO mehr CO₂ Emissionen entstehen als bei HFO. Dies ist nachvollziehbar, denn die Herstellung von MGO ist technisch aufwendiger und energieintensiver. Daraus resultiert eine größere Menge an entstehenden CO₂-äq.. Wie viel mehr CO₂-äq. bei der Herstellung von MGO entstehen, ist stark von den zugrunde liegenden Annahmen abhängig, in welchem Land und mit welcher Technologie wird das MGO hergestellt.

Bei den nachgelagerten Prozessen ist festzustellen, dass insbesondere die Aufwendungen für die Entsorgung der entstehenden Abfallprodukte HFO Sludge und dem EGCS Sludge aus den Abgasreinigungsanlagen in der Literatur nicht ausgiebig beschrieben sind. Beim EGCS Sludge hat sich gezeigt, dass es für die aus der Entsorgung entstehenden CO₂-äq. keine Literatur gibt. In dieser Arbeit wurden für die Entsorgung in einer Sondermüllverbrennungsanlage und in einer kommunalen Kläranlage die entstehenden CO₂-äq. errechnet. Dabei wird sichtbar, dass durchaus relevante Mengen an zusätzlichen CO₂-äq. entstehen können.

Die Arbeit beschreibt, dass die Aussage, welche Entschwefelungsstrategien die geringeren CO₂-äq. emittieren, stark von den zugrunde gelegten Annahmen abhängig ist. Somit lässt sich je nach Interessenslage, die eine oder die andere Entschwefelungsstrategie als die bessere darstellen. Dies macht deutlich, dass es mehr unabhängige Veröffentlichungen zu dem Thema braucht und pauschale Aussagen zu Entschwefelungsstrategien kritisch hinterfragt werden sollten.

Grundsätzlich wurde im Rahmen der Arbeit festgestellt, dass viele Daten zu Abgasreinigungsanlagen nicht öffentlich zugänglich sind und auch auf Nachfrage nicht

herausgegeben werden. Dies bedeutet, dass pauschale Aussagen, die auf nicht öffentlich publizierten Daten beruhen, umso kritischer hinterfragt werden sollten.

Dabei sollte in zukünftigen Untersuchungen und Analysen folgende Frage als Ausgangspunkt gewählt werden:

Ist eine Technologie, die zu einem erhöhten Energieverbrauch führt und Stoffe aus dem Abgas auswäscht und in das Meer einleitet, wirklich in der Lage, eine geringere Auswirkung auf das Klima zu haben als die Verwendung eines sauberen Kraftstoffes, der unter definierten Bedingungen in einer technologisch fortschrittlichen Raffinerie hergestellt wird?

8 Literatur

- [1] S. Beining, H.-O. Günter, A. Silem und J. Einfeldt, „Behandlung von Scrubberabwasser in der KA Puttgarden“, 2018. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.pik-net.de/wp-content/uploads/2019/05/Behandlung-von-Scrubberabwasser-in-der-KA-Puttgarden-Beining-G%C3%BCnter-Silem-Einfeldt-TUHH-9-2018.pdf>
- [2] F. Böckler *et al.*, *Hg., pH*. Thieme Gruppe, 2009. [Online]. Verfügbar unter: <https://roempp.thieme.de/lexicon/RD-16-01431>
- [3] F. Böckler *et al.*, *Hg., Meerwasser*. Thieme Gruppe, 2012. [Online]. Verfügbar unter: <https://roempp.thieme.de/lexicon/RD-13-00993>
- [4] F. Böckler *et al.*, *Hg., Abgasreinigung*. Thieme Gruppe, 2016. [Online]. Verfügbar unter: <https://roempp.thieme.de/lexicon/RD-01-00164>
- [5] F. Böckler *et al.*, *Hg., Entschwefelung*. Thieme Gruppe, 2017. [Online]. Verfügbar unter: <https://roempp.thieme.de/lexicon/RD-05-01248>
- [6] F. Böckler *et al.*, *Hg., Schwefeldioxid*. Thieme Gruppe, 2021. [Online]. Verfügbar unter: <https://roempp.thieme.de/lexicon/RD-19-01373>
- [7] Department for Business, Energy and Industrial Strategy, „conversion factors 2021 - GOV“. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.gov.uk/government/publications/greenhouse-gas-reporting-conversion-factors-2021>
- [8] Department for Business, Energy and Industrial Strategy, „2021 Government greenhouse gas conversion factors for company reporting: Methodology paper“, 2021. [Online]. Verfügbar unter: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_t_data/file/1049346/2021-ghg-conversion-factors-methodology.pdf
- [9] S. Douvier, *MARPOL*. Bremen: maritimepress, 2012.
- [10] EGCSA, „A practical guide to exhaust gas cleaning systems for the maritime industryA practical guide to exhaust gas cleaning systems for the maritime industry: EGCSA Handbook 2012“, 2012.
- [11] *EGCSA.com – Lowering Emissions Safely and Sustainably*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.egcsa.com/> (Zugriff am: 11. Juni 2022).
- [12] EU, „EUR-Lex - 32022R0089 - EN - EUR-Lex: Durchführungsbestimmungen zur Richtlinie (EU) 2019/883 des Europäischen Parlaments und des Rates in Bezug auf die Methode zur Berechnung der ausreichenden spezifischen Lagerkapazität“, *Amtsblatt der Europäischen Union*. [Online]. Verfügbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32022R0089&print=true>
- [13] J. Faber, A. Kleijn und J. Diederik, *CE_Delft_190191E_Comparison_of_CO2_emissions_of_MARPOL_Annex_VI_complia*

- nce_options_in_2020_FINAL*. [Online]. Verfügbar unter:
<https://cedelft.eu/publications/comparison-of-co2-emissions-of-marpol-annex-vi-compliance-options-in-2020/>.
- [14] GESAMP, „GESAMP 47/7“.
- [15] GESAMP, *GESAMP | Home: What is GESAMP?* [Online]. Verfügbar unter:
<http://www.gesamp.org/> (Zugriff am: 8. Juni 2022).
- [16] K. Gieck und R. Gieck, *Technische Formelsammlung*, 34. Aufl. München: Carl Hanser Verlag GmbH & Co. KG, 2019.
- [17] hamburg.de, *Hinweis zu Abfällen aus Abgasreinigungsanlagen auf Seeschiffen*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.hamburg.de/marpol/16299816/egcs-sludge-analysen/> (Zugriff am: 28. Juni 2022).
- [18] Indaver Group, *Nachhaltigkeitsbericht*. [Online]. Verfügbar unter:
<https://www.indaver.de/nachhaltigkeit/nachhaltigkeitsbericht/> (Zugriff am: 24. Mai 2022).
- [19] *International Convention for the Prevention of Pollution from Ships (MARPOL)*. [Online]. Verfügbar unter: [https://www.imo.org/en/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-\(MARPOL\).aspx](https://www.imo.org/en/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-(MARPOL).aspx) (Zugriff am: 10. Januar 2022).
- [20] International Maritime Organization, „MEPC.308(73): 2018 GUIDELINES ON THE METHOD OF CALCULATION OF THE ATTAINED ENERGY EFFICIENCY DESIGN INDEX (EEDI) FOR NEW SHIPS“, 2018.
- [21] International Maritime Organization, „Fourth IMO GHG Study 2020 - Full report and annexes“, 2021.
- [22] *Introduction to IMO*. [Online]. Verfügbar unter:
<https://www.imo.org/en/About/Pages/Default.aspx> (Zugriff am: 10. Januar 2022).
- [23] Katrin Ewert, *MARPOL VI Kraftstoffe*. [Online]. Verfügbar unter:
https://www.bsh.de/DE/THEMEN/Schifffahrt/Umwelt_und_Schifffahrt/MARPOL/marpol_node.html (Zugriff am: 31. März 2022).
- [24] D. Kaya, F. Çanka Kılıç und H. H. Öztürk, *Energy Management and Energy Efficiency in Industry*. Cham: Springer International Publishing, 2021.
- [25] Magnus Kaste, *Absage CE Delft Daten der Hersteller: Jasper Faber hat mitgeteilt, dass Herstellerdaten nicht geteilt werden können*.
- [26] *Marine Environment Protection Committee (MEPC): MEPC*. [Online]. Verfügbar unter:
<https://www.imo.org/en/MediaCentre/MeetingSummaries/Pages/MEPC-default.aspx> (Zugriff am: 10. Januar 2022).
- [27] M. S. Masnadi *et al.*, „Global carbon intensity of crude oil production“ (eng), *Science (New York, N.Y.)*, Jg. 361, Nr. 6405, S. 851–853, 2018, doi: 10.1126/science.aar6859.

- [28] *MEPC.259(68): 2015 Guidelines for exhaust gas cleaning systems*, MEPC, 2015.
[Online]. Verfügbar unter: [https://edocs.imo.org/Final Documents/English/MEPC 68-21-ADD.1 \(E\).doc](https://edocs.imo.org/Final Documents/English/MEPC 68-21-ADD.1 (E).doc)
- [29] E. Merta, S. Hänninen und J. Laine-Ylijoki, „Scrubber Waste Management - BackfromBlack: Technical Study on Scrubber Waste Management“, Jg. 11.05.2016.
[Online]. Verfügbar unter: <http://backfromblack.eu/more-info/scrubber-waste-management/>
- [30] B. Riediger, *Die Verarbeitung des Erdöles*. Berlin: Springer, 1971.
- [31] Scandlines, *Geschäftsbericht und Nachhaltigkeitsbericht | Scandlines*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.scandlines.de/uber-uns/management-und-investoren/geschäftsbericht-und-nachhaltigkeitsbericht/> (Zugriff am: 11. Mai 2022).
- [32] S. Schmolke, K. Ewert, M. Kaste, T. Schöngaßner, T. Kirchgeorg und O. Marin-Enriquez, „Environmental Protection in Maritime Traffic – Scrubber Wash Water Survey“, September 2020, Texte | 162/2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/environmental-protection-in-maritime-traffic>
- [33] O. Schuller, S. Kupferschmid, J. Hengstler und S. Whitehouse, Hg., *2nd Life Cycle GHG Emission Study on the Use of LNG as Marine Fuel*. Sphera Solutions GmbH, 2021.
- [34] Ship & Bunker, *Global 20 Ports Average Bunker Prices*. [Online]. Verfügbar unter: <https://shipandbunker.com/prices/av/global/av-g20-global-20-ports-average> (Zugriff am: 25. April 2022).
- [35] Sphera, *About Us - Sphera*. [Online]. Verfügbar unter: <https://sphera.com/about-us/> (Zugriff am: 12. April 2022).
- [36] H. Tschöke, K. Mollenhauer und R. Maier, *Handbuch Dieselmotoren*. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden, 2018.
- [37] TUI Cruises, *Nachhaltigkeit - Umweltbericht | TUI Cruises*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.meinschiff.com/nachhaltigkeit/umweltbericht> (Zugriff am: 11. Mai 2022).
- [38] D. Tuljak-Suban und V. Suban, „Rates the Ships Must Pay to Deliver the Oil Sludge as an Incentive to Improve Port Waste Green Logistics“, *Promet*, Jg. 33, Nr. 6, S. 789–797, 2021, doi: 10.7307/ptt.v33i6.3950.
- [39] Z. Yuqing und S. Håkan, „Evaluation of exhaust gas scrubber systems for ship applications in a system perspective“. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.ivl.se/download/18.20b707b7169f355daa77617/1562316673966/B2321.pdf>