

Jannes Katner, Hannes Bluhm

Umweltauswirkungen von Power-to-Gas- und Power- to-Liquid-Technologien

Lebenszyklusanalyse ausgewählter Prozesse für eine Produktion in
Deutschland und Nordafrika

Diskussionspapier des IÖW 74/22



i | ö | w

INSTITUT FÜR
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

Jannes Katner, Hannes Bluhm

Umweltauswirkungen von Power-to-Gas- und Power-to-Liquid-Technologien

Lebenszyklusanalyse ausgewählter Prozesse für eine Produktion in Deutschland und Nordafrika

gefördert durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) über den Projektträger Jülich (PtJ) (Förderkennzeichen 03ET4052B)

Diskussionspapier des IÖW 74/22
Berlin, Februar 2022

Impressum

Herausgeber:
Institut für ökologische
Wirtschaftsforschung GmbH, gemeinnützig
Potsdamer Straße 105
D-10785 Berlin
Tel. +49 – 30 – 884 594-0
Fax +49 – 30 – 882 54 39
E-Mail: mailbox@ioew.de
www.ioew.de

Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Das Diskussionspapier ist ein Ergebnis des Verbundvorhabens „PROPOWER: Systemanalyse Power2Products – Ökonomische und sozial-ökologische Auswirkungen einer sektorübergreifenden Nutzung von Strom“. Das Projekt wurde durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) unter dem Förderkennzeichen 03ET4052B gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei der Autoren.

Partner in dem Projekt war das Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT



Die Autoren

Jannes Katner ist wissenschaftlicher Mitarbeiter im Forschungsfeld Nachhaltige Energiewirtschaft und Klimaschutz am IÖW. Seinen M.Sc. machte er an der TU Berlin im Technischen Umweltschutz. Seine Themenschwerpunkte sind die ökologische Bewertung, Sektorkopplung und Digitalisierung

Kontakt: Jannes.Katner@ioew.de

Tel. +49 – 30 – 884 594-86

Hannes Bluhm ist wissenschaftlicher Mitarbeiter im Forschungsfeld Nachhaltige Energiewirtschaft und Klimaschutz am IÖW. Er ist M.Sc. Wirtschaftsingenieurwesen – Energie- und Ressourcenmanagement und beschäftigt sich mit den Themenschwerpunkten ökologische Bewertung, Sektorenkopplung und Marktanalysen.

Kontakt: Hannes.Bluhm@ioew.de

Tel. +49 – 30 – 884 594-44

Unter Mitarbeit von

Angelina Berger

Wissenschaftliche Mitarbeiterin bei Fraunhofer UMSICHT bis 2021

Max-Julian Gerlach

Praktikant im Forschungsfeld „Nachhaltige Energiewirtschaft und Klimaschutz“ am IÖW 2019.

Zusammenfassung

Power-to-X-Technologien zur Herstellung von gasförmigen und flüssigen Energieträgern kommt bei der Transformation des Energiesystems eine zentrale Rolle zu. Gleichzeitig stellt sich für die energieintensiven Prozesse die Frage, ob sich mit ihnen die intendierten Umweltentlastungen realisieren lassen.

Das Institut für ökologische Wirtschaftsforschung hat vier Technologien mithilfe der Ökobilanzierung näher untersucht: die Protonen-Austausch-Membran-Elektrolyse und die chemische Methanisierung als Power-to-Gas-Verfahren sowie die Fischer-Tropsch-Synthese die direkte Ammoniak-synthese als Power-to-Liquid-Verfahren. Für das Jahr 2030 wurde die gesamte Produktionskette in Bezug auf Treibhausgaspotenzial und weitere Wirkungskategorien analysiert.

Die Ergebnisse zeigen, dass mit den vier Verfahren und deutliche Umweltvorteile gegenüber fossilen Referenzprodukten erzielt werden können, wenn Windkraft als Stromquelle genutzt wird. Bei Verwendung des durchschnittlichen Strommixes hingegen ergeben sich Netto-Belastungen. Alternative Strombereitstellungsszenarien mit Offshore-Windanlagen oder einem nordafrikanischen Mix aus Wind- und Photovoltaikstrom zeigen, dass die Emissionsreduktionen noch höher ausfallen können.

Der übergreifende Blick auf die Verfahren macht drei Bedingungen für einen ökologisch vorteilhaften Betrieb deutlich. Erstens sind als Stromquelle konsequent erneuerbare Energien einzusetzen, die hierfür entsprechend ausgebaut werden müssen. Zweitens sollten zur CO₂-Bereitstellung keine Quellen genutzt werden, die das verbleibende Emissionsbudget unverhältnismäßig belasten oder den Einsatz alternativer, klimaneutraler Verfahren in der Industrie behindern. Und drittens ist der Einsatz der vier Verfahren nur dann sinnvoll, wenn für die anvisierte Anwendung keine ökologisch vorteilhaftere Technologiealternative vorhanden ist.

Abstract

Power-to-X technologies for the production of gaseous and liquid fuels play a key role in the transformation of the energy system. At the same time, the question arises as to whether the energy intensive processes can generate the intended environmental benefits.

The Institute for Ecological Economy Research has examined four technologies in more detail with the help of life cycle assessment: proton exchange membrane electrolysis and chemical methanation as Power-to-Gas processes, as well as Fischer-Tropsch synthesis and direct ammonia synthesis as Power-to-Liquid processes. For the year 2030, the entire production chain is analyzed with regard to greenhouse gas emissions and other impact categories

Results show that with the four processes significant environmental advantages can be achieved compared to fossil reference products if wind power is used as electricity source,. Using the average electricity mix, on the other hand, results in net environmental burdens. Alternative electricity supply scenarios with wind offshore plants or a North African mix of electricity from wind and photovoltaic plants show that emission reductions can be even higher.

As a conclusion, three conditions can be derived for an ecologically advantageous operation. First, renewable energies must be used consistently as the source of electricity, which needs to be expanded accordingly for this purpose. Second, no sources should be used for CO₂ supply that disproportionately burden the remaining emissions budget or hinder the use of alternative, climate-neutral processes in the industry sector. Third, the use of the four processes only makes sense if no ecologically more advantageous technology alternative is available for the targeted application.

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	12
2	Übergreifende methodische Festlegungen	13
2.1	Ziel- und Untersuchungsrahmen.....	13
2.2	Strommix	14
2.3	CO ₂ -Quellen	16
2.4	Transport.....	17
3	PEM-Elektrolyse	18
3.1	Prozessbeschreibung.....	18
3.2	Sachbilanz.....	19
3.3	Wirkungsabschätzung.....	19
3.4	Zwischenfazit	22
4	Chemische Methanisierung	23
4.1	Prozessbeschreibung.....	23
4.2	Sachbilanz.....	23
4.3	Wirkungsabschätzung.....	24
4.4	Zwischenfazit	27
5	Fischer-Tropsch-Synthese	28
5.1	Prozessbeschreibung.....	28
5.2	Sachbilanz.....	28
5.3	Wirkungsabschätzung.....	28
5.4	Zwischenfazit	31
6	Direkte Ammoniaksynthese	32
6.1	Prozessbeschreibung.....	32
6.2	Sachbilanz.....	32
6.3	Wirkungsabschätzung.....	33
6.4	Zwischenfazit	36
7	Übergreifendes Fazit	36
8	Literaturverzeichnis	39
9	Anhang	41
9.1	Sachbilanzen zur ökologischen Analyse.....	41

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1:	Treibhausgaspotenzial der PEM-Elektrolyse über die betrachteten Szenarien	20
Abbildung 3.2:	Normalisierung der Wirkungskategorien für die PEM-Elektrolyse über die betrachteten Szenarien	21
Abbildung 4.3:	Treibhausgasemissionen der chemischen Methanisierung über die Szenarien inklusive der betrachteten CO ₂ -Bereitstellungsverfahren mit anschließender Emission	24
Abbildung 4.4:	Normalisierung der Wirkungskategorien für die chemische Methanisierung inklusive der betrachteten CO ₂ -Bereitstellungsverfahren mit anschließender Emission	26
Abbildung 5.5:	Treibhausgasemissionen der Fischer-Tropsch-Synthese über die Szenarien inklusive der betrachteten CO ₂ -Bereitstellungsverfahren mit anschließender Emission	29
Abbildung 5.6:	Normalisierung der Wirkungskategorien für die Fischer-Tropsch-Synthese inklusive der betrachteten CO ₂ -Bereitstellungsverfahren mit anschließender Emission	30
Abbildung 6.7:	Treibhausgaspotenzial der direkten Ammoniaksynthese über die betrachteten Szenarien.....	34
Abbildung 6.8:	Normalisierung der Wirkungskategorien für die direkte Ammoniaksynthese über die betrachteten Szenarien.....	35

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Übersicht über die betrachteten Szenarien in der ökologischen Bewertung	15
Tabelle 2.2:	Emissionen der betrachteten Verfahren zur CO ₂ -Gewinnung.....	17
Tabelle 2.3:	Transportprozess nach Standort und Produktart	18
Tabelle 9.4:	Sachbilanz der PEM-Elektrolyse	41
Tabelle 9.5:	Sachbilanz des SMR	42
Tabelle 9.6:	Sachbilanz der chemischen Methanisierung.....	43
Tabelle 9.7:	Sachbilanz der RWGS.....	44
Tabelle 9.8:	Sachbilanz der Fischer-Tropsch-Synthese	45
Tabelle 9.9:	Sachbilanz der direkten Ammoniaksynthese	45

Abkürzungsverzeichnis

BEniVer	Begleitforschung Energiewende im Verkehr
BMWi	Bundesministerium für Wirtschaft und Energie
BOP	Balance of Plant
DAC	Direct-Air-Capture
EE	Erneuerbare Energien
FTS	Fischer-Tropsch-Synthese
IÖW	Institut für ökologische Wirtschaftsforschung
LCA	Lebenszyklusanalyse
MEA	Monoethanolamin
MEA-Wäsche	Aminwäsche
MVA	Müllverbrennungsanlage
PEM	Proton Exchange Membrane
PtG	Power-to-Gas
PtL	Power-to-Liquid
PtX	Power-to-X
PV	Photovoltaik
RWGS	Reverse Wassergas-Shift-Reaktion
SMR	Steam Methane Reforming
SNG	Synthetic Natural Gas
THG	Treibhausgas

1 Einführung

Power-to-X-Technologien (PtX) kommt als Sektorenkoppler und Energiespeicher bei der Transformation des Energiesystems und der Defossilisierung weiterer Sektoren eine zentrale Rolle zu, wie einschlägige Energieszenarien zeigen (Wietschel et al. 2021) und die politischen Ambitionen der Bundesregierung, z. B. in Form der Nationalen Wasserstoffstrategie (BMW 2020), erwarten lassen.

Das durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) geförderte Projekt „ProPower: Systemanalyse Power2Products“, hatte zum Ziel, eine Bewertungsgrundlage für PtX-Konzepte zu erarbeiten, die es den Akteuren aus der Wirtschaft erleichtert, geeignete Technologien und Geschäftsmodelle in die Planungen einzubeziehen und zu bewerten. Gleichzeitig sollen die Projektergebnisse politischen Akteuren Orientierungswissen für die Energie- und Wirtschaftspolitik liefern, das sie dabei unterstützt, Maßnahmen und Aktivitäten auf die Balance im Zieldreieck Versorgungssicherheit, Umweltverträglichkeit und Bezahlbarkeit auszurichten. Dafür wurden verschiedene PtX-Technologien mit Blick auf technische, räumliche, ökonomische, ökologische und soziale Aspekte bewertet und aus den so gewonnenen Erkenntnissen Handlungsempfehlungen abgeleitet, die sich an die Wirtschaft und an politische Entscheidungsträger richten.

Mittels ökologischer Analysen kann der Beitrag der PtX-Technologien zu den Klima- und Energiezielen abgeschätzt und ein ganzheitliches Verständnis für die Umweltauswirkungen gewonnen werden. PtX-Verfahren sind energieintensive Prozesse, sodass sich die Frage stellt, ob sich die anvisierten Umweltentlastungen realisieren lassen und unter welchen Umständen ggf. zusätzliche Belastungen entstehen. Mögliche Hinweise auf eine Überschätzung von PtX-Potenzialen bzw. Unterschätzung von ihren Umweltfolgen sind z. B. die Fokussierung auf einzelne Prozesse statt die Betrachtung von Prozessketten, die fehlende Analyse indirekter Energie- und Materialflüsse (z. B. durch den Anlagenbau) oder die Vernachlässigung anderer Umweltwirkungen neben dem Treibhausgaspotenzial (THG). Da PtX-Prozesse mittlerweile eine wichtige Säule in den energie- und klimapolitischen Strategien übernehmen, erscheint eine ganzheitliche Umweltanalyse geboten.

Bei der Umweltbewertung im Rahmen des Forschungsvorhabens ProPower haben die Autoren vier ausgewählte PtX-Technologien bzw. -Produkte mithilfe der Ökobilanzierung näher untersucht: Protonen-Austausch-Membran-Elektrolyse, chemische Methanisierung, Fischer-Tropsch-Synthese und direkte Ammoniaksynthese. Ziel war es, die Umweltlasten der Verfahren und Produkte im Vergleich zu ihren marktüblichen Referenzen zu bestimmen und die Bedingungen für einen ökologisch vorteilhaften Betrieb im nationalen und internationalen Kontext für das Betrachtungsjahr 2030 auf Basis einer einheitlichen Vorgehensweise zu ermitteln. Ferner sollte dabei die gesamte Kette des Produktionsprozesses inkl. Strombereitstellung, Anlagenbau- und betrieb sowie der Einsatz von weiteren Edukten wie CO₂ und Stickstoff berücksichtigt werden.

Das vorliegende Diskussionspapier stellt den Analyserahmen sowie die Ergebnisse und Schlussfolgerungen in Anlehnung an die maßgeblichen internationalen Normen für die Erstellung von Ökobilanzen dar. Kapitel 2 widmet sich dem technologieübergreifenden Ziel- und Untersuchungsrahmen. Kapitel 3 bis 6 fokussieren die ökologische Analyse der vier Einzeltechnologien. In Kapitel 7 wird ein übergreifendes Fazit gezogen und Handlungsempfehlungen an Akteure aus Politik, Praxis und Wissenschaft formuliert. Im Anhang sind darüber hinaus die Sachbilanzen zu den betrachteten Verfahren nachzuvollziehen.

2 Übergreifende methodische Festlegungen

2.1 Ziel- und Untersuchungsrahmen

Die ökologische Bewertung für die vier ausgewählten PtX-Verfahren erfolgt in Form einer Screening-Ökobilanz in Anlehnung an die internationalen Ökobilanznormen (DIN EN ISO 14040 ff.), in der überschlüssig alle relevanten Parameter der Produktsysteme betrachtet werden. Ziel der Ökobilanzierung ist es, die potenziellen Umweltwirkungen der Herstellung von PtX-Produkten auf Basis verschiedener Szenarien in Bezug auf die erneuerbare Energiequelle und des Anlagenstandortes (national und international) zu ermitteln. Ferner werden diese den Umweltwirkungen der marktüblichen Herstellungswege der entsprechenden Produkte gegenübergestellt. Darüber hinaus sollen kritische Abschnitte (Öko-Hotspots) entlang der Prozesskette identifiziert werden, um aufzuzeigen, in welchen Lebenszyklusphasen für eine Optimierung der Umweltwirkungen anzusetzen ist. Zielgruppe der Ökobilanzen sind Praxisakteure wie Herstellungsunternehmen und Anlagenbetreiber, Fachöffentlichkeit und Wissenschaft sowie politische Entscheiderinnen und Entscheider, die an der Gestaltung der Rahmenbedingungen (u. a. Förderungen, rechtliche Regulierung) für PtX-Technologien und -Produkte beteiligt sind. Schließlich werden aus den Ergebnissen Handlungsempfehlungen abgeleitet, die eine positive Entwicklung und Nutzung der Technologien begünstigen können.

Als funktionelle Einheit für die Ökobilanzen wurde übergreifend ein Megajoule des jeweiligen Produktes ausgewählt. Dies gilt sowohl für alle vier PtX Prozesse als auch für die Referenzen. Die Systemgrenzen entsprechen einem Cradle-to-Gate-Ansatz. Demnach wird der Bau und Betrieb der Stromerzeugungsanlagen, der Bau und Betrieb der PtX-Anlagen sowie zentraler Nebenverfahren und die Energieträgertransporte bis zu einem virtuellen Lieferpunkt des PtX-Produktes in der Mitte Deutschlands berücksichtigt. Die Systemgrenze wurde bei den indirekten Verfahren der chemischen Methanisierung und der Fischer-Tropsch-Synthese um die Emissionen des im Prozess benötigten CO₂ erweitert, um den fossilen oder biogenen Ursprung des Kohlenstoffs berücksichtigen zu können und damit ein vollständigeres Bild von der Treibhausgaswirkung zu erhalten. Nicht enthalten in der Betrachtung sind aus Gründen mangelnder Datenverfügbarkeit die Entsorgung und die Nutzung der Nebenprodukte. Als zeitlicher Bezug der Ökobilanzen dient das Jahr 2030. Als räumliche Abgrenzung wurde sowohl die Produktion in Deutschland als auch in Marokko mit anschließendem Transport nach Deutschland gewählt.

In Anlehnung an den *Methodikleitfaden für Ökobilanzen synthetischer Kraftstoffe* der Begleitforschung Energiewende im Verkehr (BEniVer) (Pichlmaier et al. 2020) wurde zur Wirkungsabschätzung die 2008 entwickelte Methode ReCiPe verwendet (Huijbregts et al. 2017). Mit ihren verschiedenen Wirkungsindikatoren liefert die Methode ein umfassendes Bild der Auswirkung der betrachteten Produkte auf die Umwelt. Von den im Leitfaden vorgeschlagenen Indikatoren stehen folgende im Fokus der Ökobilanzen zu den vier ausgewählten PtX-Verfahren:

- Klimawandel (in kg CO₂-Äquivalente),
- Landnutzung (in m²a),
- Wasserverbrauch (in m³ Wasser- Äquivalente),
- Verbrauch fossiler Rohstoffe (in kg Öl- Äquivalente),
- Verbrauch mineralischer Rohstoffe (in kg Eisen- Äquivalente).

Der Fokus der Umweltbewertung in dieser Arbeit liegt auf dem Treibhausgaspotenzial als Indikator für die Klimarelevanz der Verfahren. Für ein umfassenderes Bild und für die Formulierung von Handlungsempfehlungen ist die Analyse der weiterführenden Kategorien ebenfalls relevant. Diese werden anhand der Normalisierungsmethode dargestellt, mit der die Auswirkungen der Wirkungskategorien auf eine bestimmte Region zu einem Referenzzeitpunkt ermittelt werden, was Kategorien untereinander vergleichbar macht (Huijbregts et al. 2017).

Die Datengrundlage für den Betrieb und den Bau der verschiedenen PtX-Anlagen sowie der Referenzprodukte basiert auf einer ausführlichen Recherche der Studienlandschaft. Hierbei wurde auf Aktualität, Transparenz der Methodik sowie einer möglichst hohen Übertragbarkeit der Daten geachtet. Zu beachten ist hierbei, dass die Datenlage der unterschiedlichen Technologien je nach Reifegrad des Prozesses stark variiert. Während für die vergleichsweise gut erforschten Verfahren (Elektrolyse, chemische Methanisierung und Fischer-Tropsch-Synthese) mehrere Studien zu deren Umweltwirkung vorhanden sind, ist dies bei der direkten Ammoniaksynthese nicht der Fall. Die als Referenz dienenden, bereits etablierten Verfahren wurden in den meisten Fällen mithilfe von bestehenden Datensätzen aus der etablierten Ecoinvent-Datenbank 3.5 (Wernet et al. 2016) abgebildet. Sämtliche Materialdatensätze zum Bau, Betrieb und zur Energiebereitstellung der modellierten PtX- und Hilfsprozesse mitsamt ihren Vorketten stammen ebenfalls aus der Ecoinvent-Datenbank. Es wurden jeweils die Datensätze mit der Cut-off-Methode verwendet, bei denen der Einsatz von Recyclingmaterial in der Produktherstellung betrachtet wird und keine Gutschriften für die Abfallbehandlung angerechnet werden. Beim Umgang mit Nebenprodukten wurde der Ansatz der Systemraumerweiterung gewählt. Für substituierte Produkte wird eine Gutschrift auf Basis von marktdurchschnittlichen Produkten gemäß dem Ansatz einer Attributional LCA (Lebenszyklusanalyse) gewährt (European Commission und Joint Research Centre 2010). Hierfür wurde der jeweilige nationale Strommix angepasst. Weitere Datensätze wurden nicht auf das Jahr 2030 angepasst werden. Entsprechende Vorketten und darin enthaltene Strommixe beziehen sich also auf den Status quo. Dies kann bei einigen Wirkungskategorien zu erhöhten Umwelteinflüssen führen. Als Modellierungssoftware wurde SimaPro 9.0 genutzt.

2.2 Strommix

Um eine möglichst umfassende Bewertung zu ermöglichen, wurden fünf verschiedene Bereitstellungsszenarien je PtX-Technologie erstellt, die unterschiedliche Quellen von erneuerbaren Energien und Standortbedingungen berücksichtigen. Aufgrund des hohen Stromverbrauchs der PtX-Technologien spielt der Strommix in deren Umweltwirkung eine entscheidende Rolle. Ein hoher Anteil erneuerbarer Energien verbessert die Ökobilanz – insbesondere das Treibhauspotenzial – erheblich. Eine hohe Auslastung der Anlagen, ausgedrückt in Volllaststunden pro Jahr, verbessert die Bilanz zusätzlich, da der Einfluss des Baus der Anlagen pro Outputeinheit (hier Megajoule) verringert wird.

Die klimatischen Bedingungen in Nordafrika versprechen aufgrund der ganzjährig hohen Sonneneinstrahlung gute Voraussetzungen für eine hohe Auslastung von Photovoltaik-Anlagen. Daher wird im Szenario Nordafrika betrachtet, ob eine hohe Auslastung die Auswirkung der weiten Transportwege überwiegt. Die restlichen in Deutschland angesiedelten Szenarien Wind onshore, Wind offshore, Wind/PV und Strommix 2030 verwenden jeweils variierende Anteile erneuerbarer Energieträger. Eine Übersicht über die betrachteten Erzeugungsszenarien findet sich in Tabelle 2.1.

Tabelle 2.1: Übersicht über die betrachteten Szenarien in der ökologischen Bewertung

Quelle: eigene Darstellung

Szenario	Strommix	Volllaststunden	Anlagenstandort	Transport	Emissionsfaktor (eigene Berechnung)	Kommentar
Strommix 2030	Strommix B 2030	-	Deutschland	LKW/Pipeline	372 g CO ₂ -Äq./kWh	Nach Rippel et al. (2019)
Wind onshore	Wind onshore: 100 %	2.300 h/a	Deutschland	LKW/Pipeline	20 g CO ₂ -Äq./kWh	Nach BNetzA (2018)
Wind offshore	Wind offshore: 100 %	4.000 h/a	Deutschland	LKW/Pipeline	10 g CO ₂ -Äq./kWh	Nach Agora Verkehrswende et al. (2018)
Wind/PV	PV: 29,2 % Wind: 70,8 %	PV: 950 h/a Wind: 2.300 h/a	Deutschland	LKW/Pipeline	43 g CO ₂ -Äq./kWh	Zzgl. 15 % durch Gleichzeitigkeitseffekte (Breyer 2012) Nach BNetzA (2018)
Nordafrika	PV: 46,5 % Wind: 53,5 %	PV: 2.344 h/a Wind: 2.700 h/a	Marokko	Pipeline/Schiff	30 g CO ₂ -Äq./kWh	Zzgl. 15 % durch Gleichzeitigkeitseffekte (Breyer 2012) Nach Agora Verkehrswende et al. (2018)

Der spezifische Emissionsfaktor eines Strommixes, hier gemessen in g CO₂-Äq./kWh, ist ein geeigneter Vergleichswert, um den Einfluss und die Klimaauswirkung des eingesetzten Stroms in den Szenarien zu beurteilen. Beim Szenario Wind onshore mit einer Auslastung der Windkraftanlagen von 2.300 h/a (gemäß der Planungen zum Netzentwicklungsplans Strom 2030 nach Rippel et al. (2019)) wird ein Emissionsfaktor von rund 20 g CO₂-Äq./kWh berechnet. Dieser Wert kann als relativ konservativ angesehen werden, da er im Vergleich zu den 11 g CO₂-Äq./kWh aus Lauf et al. (2019) höher ausfällt. Ähnliches gilt für den Strommix Wind offshore. Hier wurde bei 4.000 h/a (nach Agora Verkehrswende et al. (2018)) ein Emissionsfaktor von fast 10 g CO₂-Äq./kWh errechnet, der ebenfalls höher als die 6 g CO₂-Äq./kWh aus Lauf et al. (2019) ausfällt. Der Split von 29 Prozent PV- und 71 Prozent Windstrom im Szenario Wind/PV wurde in Anlehnung an die jährliche Auslastung der Kraftwerke nach Rippel et al. (2019) berechnet. Der im Vergleich zu den reinen

Wind-Szenarien höhere Emissionsfaktor von 43 g CO₂-Äq./kWh ist auf den PV-Anteil zurückzuführen (reiner PV-Strom besitzt hier einen Emissionsfaktor von 79 g CO₂-Äq./kWh). Durch die höhere Auslastung der Anlagen (nach Agora Verkehrswende et al. (2018)) in Marokko erreicht der Strommix Nordafrika einen geringeren Emissionsfaktor von knapp 30 g CO₂-Äq./kWh.

Die Zusammensetzung des Strommixes für 2030 ist aus den Prognosen des Netzentwicklungsplans 2019 (Rippel et al. 2019) für das Szenario 2030 B entnommen. Hier wird ein erneuerbarer Anteil von knapp 61 Prozent angenommen, was in einem berechneten Emissionsfaktor von 372 g CO₂-Äq./kWh resultiert. Verglichen mit den 408 g CO₂-Äq./kWh aus Kemmler et al. (2020) ist dieser Wert relativ gering. Es werden jedoch auch deutlich höhere EE-Anteile in Rippel et al. (2019) vorausgesetzt. Für Transportprozesse innerhalb Marokkos wurde zusätzlich der Strommix 2030 für Marokko verwendet (Eichhammer et al. 2019).

2.3 CO₂-Quellen

Für die betrachteten indirekten PtX-Verfahren der chemischen Methanisierung und der Fischer-Tropsch-Synthese ist eine Kohlenstoffquelle in Form von CO₂ erforderlich. Hierfür existieren diverse Verfahren, die jeweils Vor- und Nachteile haben. In einem ersten Screening-Prozess wurden neben dem Verfahren Direct-Air-Capture (DAC) und der Aminwäsche (auch MEA-Wäsche) die Prozesse der Rauchgasabscheidung mittels Selexol-Wäsche und die Biogasabscheidung betrachtet. Letztere wurden jedoch aufgrund mangelnder Eignung für den Anwendungsfall verworfen. Mit dem DAC-Verfahren wird CO₂ aus der Umgebungsluft gewonnen. Hierbei wird die Luft durch einen Filter gepresst, der ein Sorptionsmittel enthält. Dies sowie die anschließende Desorption benötigen vergleichsweise große Mengen an Energie. Dadurch, dass als Stoffinput die überall verfügbare Umgebungsluft dient, liegt der Vorteil jedoch in der Flexibilität bezüglich Standort und Strommix. In den Szenarien wird angenommen, dass die jeweilige EE-Stromquelle auch den notwendigen Strominput für das DAC-Verfahren liefert. Das gewonnene CO₂ gilt als CO₂-neutral und wird in den Berechnungen behandelt wie biogenes CO₂.

Bei der MEA-Wäsche wird das CO₂ mithilfe einer wässrigen Lösung aus Monoethanolamin (MEA) aus dem Rauchgas absorbiert (Fröhlich et al. 2019). Ein üblicher Fall ist hierbei die Extraktion aus dem Rauchgas einer Müllverbrennungsanlage (MVA), was auch für die folgenden Berechnungen den Anwendungsfall darstellt. Bei der Rauchgasabscheidung aus der MVA hängt die Herkunft des CO₂ gemäß Brennstoffemissionshandelsgesetz von der Zusammensetzung des Abfalls ab. Enthält dieser keinerlei biogenen Anteil, gilt er als fossil und führt beim Freisetzen des CO₂ zu einer Netto-Treibhausgasemission. Im Folgenden werden sowohl der Fall eines zu 100 Prozent biogenen Abfalls betrachtet, als auch der Fall in dem der Abfall und somit auch die letztlichen Emissionen komplett fossilen Ursprungs sind. Aufgrund dieser Unsicherheit wird die MEA-Wäsche im Weiteren eher als Vergleichsprozess herangezogen und das DAC-Verfahren als Standardverfahren angesetzt. In der Ergebnisdarstellung zu den Emissionen aus chemischer Methanisierung und Fischer-Tropsch-Synthese werden die Umweltwirkungen der verschiedenen Verfahren zum Zweck der Übersichtlichkeit als Minimal- und Maximalwert bzw. mittleren Wert dargestellt. Daraus ergibt sich folgende Logik und Analogie der Bezeichnung der CO₂-Gewinnungsverfahren:

- Direct-Air-Capture (DAC): CO₂-Bereitstellung + Emission (mittel)
- MEA-Wäsche mit biogenem Kohlenstoff (MEA-biogen): CO₂-Bereitstellung + Emission (min.)
- MEA-Wäsche mit fossilem Kohlenstoff (MEA-fossil): CO₂-Bereitstellung + Emission (max.)

Eine Übersicht der betrachteten Verfahrensvarianten und deren Emissionen pro Kilogramm gewonnenes CO₂ findet sich in Tabelle 2.2.

Tabelle 2.2: Emissionen der betrachteten Verfahren zur CO₂-Gewinnung

Quelle: eigene Darstellung

Verfahren	Emissionen Bau g CO ₂ -Äq./kg CO ₂	Emissionen Betrieb g CO ₂ -Äq./kg CO ₂	Emissionen Gesamt g CO ₂ -Äq./kg CO ₂	Quelle
DAC [Strommix]	86	186	272	Mit Daten nach Lozanovski (2019)
DAC [Wind onshore]	86	10	96	
DAC [Wind offshore]	86	5	91	
DAC [Wind/PV]	86	22	108	
DAC [Nordafrika]	86	15	101	
MEA-Wäsche	1,68E-5	~ 4	~ 4	Mit Daten nach Liebich et al. (2019)
MEA-Wäsche + Emission	1,68E-5	~ 1.004	~ 1.004	

Mit 272 g CO₂-Äq./kg CO₂ liegen die Gesamt CO₂-Emissionen beim DAC bei der Strommix-Variante am höchsten. Die Wind onshore und Wind offshore Varianten liegen mit 96 bzw. 91 g CO₂-Äq./kg CO₂ in einem ähnlichen Bereich. Etwas höher liegen die Emissionen, wenn als Stromquelle eine Kombination aus Wind und PV verwendet wird. Hier weisen die Szenarien in Deutschland und Nordafrika ähnliche Werte mit 108 und 101 g CO₂-Äq./kg CO₂ auf. Diese Werte sind mit den Ergebnissen von Lozanovski (2019) vergleichbar.

Bei der MEA-Wäsche liegen die Werte mit und ohne Emission signifikant auseinander. Die Gewinnung eines Kilogramms CO₂ verursacht aufgrund der Nutzung von Abwärme und Strom aus der MVA lediglich Emissionen von 4 g CO₂-Äq./kg CO₂. In dem Fall, dass das absorbierte CO₂ fossilen Ursprungs ist, wird dieses ebenfalls als Emission angerechnet. Nach Fröhlich et al. (2019) verursacht die MEA-Wäsche pro kg absorbiertem CO₂ je nach Strom- und Wärmequelle zwischen 10 und 170 g CO₂-Äq.. In der MVA-Variante liegen die Emissionen bei 50 g CO₂-Äq./kg CO₂ und somit zwischen den beiden zuvor genannten Varianten.

2.4 Transport

Für den Transport der PtX-Produkte wurden je nach Szenario und Art des Produktes unterschiedliche Ansätze gewählt. Für die in Deutschland angesetzten Szenarien wird jeweils eine Transportdistanz von 200 km ab Produktionsstandort zu einer virtuellen „Mitte Deutschlands“ angenommen. Im Nordafrika-Szenario wird das Produkt zunächst zur marokkanischen Küste, anschließend über den Seeweg nach Europa und schließlich nach Deutschland transportiert. Für die gasförmigen Pro-

dukte Wasserstoff und Methan geschieht dies durch eine Pipeline. Im Nordafrika-Szenario wird zunächst eine Strecke von 250 km bis zur Küste angenommen. Anschließend wird durch die Straße von Gibraltar ein Weg von 50 km offshore Pipeline hinzugerechnet, wonach letztlich eine Langstreckenpipeline von 2.700 km von Spanien nach Deutschland führt. Tabelle 2.3 zeigt eine Übersicht über die verschiedenen verwendeten Transportoptionen.

Bei den flüssigen Produkten aus der Fischer-Tropsch- und direkten Ammoniaksynthese wird der Transport zur Küste mittels Tanklastwagen angenommen und mit anschließendem Schiffstransport nach Rotterdam. Von dort aus bringt wiederum ein LKW die Produkte nach Deutschland. In den Szenarien mit Deutschland als Produktionsstandort wird die Strecke von 200 km mit dem Tanklastwagen zurückgelegt.

Tabelle 2.3: Transportprozess nach Standort und Produktart

Quelle: eigene Darstellung

Szenarien	Produkt	Transportprozesse		
Nordafrika	Gasförmig	250 km Pipeline	50 km offshore Pipeline	2.700 km Pipeline
	Flüssig	250 km LKW	3.060 km Schiff	450 km LKW
Deutschland	Gasförmig	200 km Pipeline		
	Flüssig	200 km LKW		

Die Transportprozesse werden mit Hilfe von econivent-Datensätzen für Pipeline-, Schiffs- und LKW-Transporte modelliert.

3 PEM-Elektrolyse

3.1 Prozessbeschreibung

Bei der „Proton Exchange Membrane“ (PEM) Elektrolyse wird Wasser durch eine hohe elektrische Spannung in Wasserstoff- und Sauerstoffatome gespalten. Die Separation erfolgt durch die namensgebende Protonen-Austausch-Membran. Der Wasserstoff dient aufgrund seines hohen Energiegehalts von 120 MJ/kg (heizwertbezogen) als Brennstoff für diverse Prozesse oder als stofflicher Input für verschiedene industrielle Verfahren (Paschotta 2010; Staffell 2011). Da dieser Prozess ohne zuvor produzierte Zwischenprodukte auskommt, handelt es sich um einen direkten PtX-Prozess mit einem Systemwirkungsgrad von ca. 60 Prozent (heizwertbezogen) (Bareiß et al. 2019). Als Referenz zu den betrachteten Szenarien dient die Dampfreformierung von Methan („Steam Methane Reforming“, SMR). Mit einem Wirkungsgrad von ebenfalls um die 60 Prozent wird hierbei Methan aus fossilem Erdgas mit Wasserdampf zu Kohlendioxid und Wasserstoff umgewandelt (Karle 2015). Da es sich um einen bereits etablierten Prozess handelt, ist die Produktion großer Mengen möglich (Chen et al. 2020).

3.2 Sachbilanz

Die Sachbilanz gliedert sich in Bau und Betrieb der PEM-Elektrolyse Anlage. Unterschieden wird ferner zwischen der Elektrolyseeinheit bzw. Stack und der Anlagenperipherie („Balance of Plant“, BOP). Eine Auflistung der Sachbilanz für Betrieb und Bau der PEM-Elektrolyse findet sich im Anhang des vorliegenden Diskussionspapiers (Abschnitt 9.1).

Der Gesamtdatensatz eines Megajoule produzierten Wasserstoffs setzt sich aus den beiden Datensätzen für Betrieb und Bau der PEM-Elektrolyse zusammen. Für den Anteil eines Megajoule an den Emissionen des Baus der Anlage wird der Kehrwert der Gesamtproduktion über die Lebenszeit berechnet. Für den Stack gilt eine Produktionskapazität von 18 kg H₂/h und eine Lebensdauer von 90.000 h. Die BOP hat eine Lebensdauer von 20 Jahren mit einer Auslastung von 3.000 h/a.

Die Sachbilanz für die Methan Dampfreformierung wurde nach den Daten von Fernández-Dacosta et al. (2019) erstellt. Die Material- und Betriebsdaten lassen sich im Anhang (Abschnitt 9.1) nachvollziehen.

3.3 Wirkungsabschätzung

Im Folgenden werden die mit der ReCiPe 2016 Methode berechneten Umweltwirkungen der PEM-Elektrolyse Szenarien sowie der SMR als Referenz dargestellt und verglichen.

Abbildung 3.1 zeigt die CO₂ Emissionen in g/MJ produziertem Wasserstoff und aufgeschlüsselt auf die beteiligten Prozessabschnitte. Die mit Abstand höchsten Emissionen entstehen im Szenario Strommix 2030 mit einem Treibhausgaspotenzial von 171 g CO₂-Äq./MJ H₂. Die geringsten Emissionen werden im Szenario Wind offshore produziert mit lediglich 5,1 g CO₂-Äq./MJ H₂.

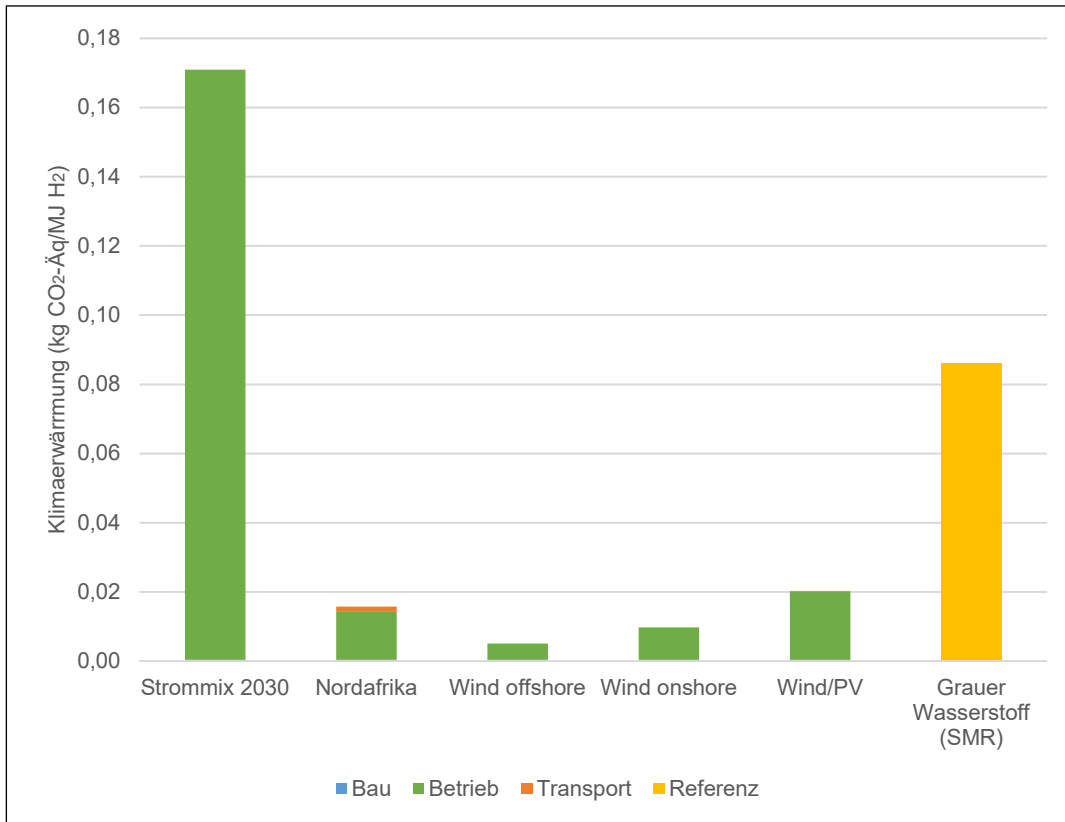


Abbildung 3.1: Treibhausgaspotenzial der PEM-Elektrolyse über die betrachteten Szenarien

Quelle: eigene Darstellung

Die Variante Wind onshore mit weniger Volllaststunden als im Wind offshore Szenario kommt auf Emissionen von 9,8 g CO₂-Äq./MJ H₂. In Kombination mit Photovoltaik steigt dieser Wert im Szenario Wind/PV auf 20,3 g CO₂-Äq./MJ H₂. Im Szenario Nordafrika, in dem ebenfalls eine Kombination aus Wind- und PV-Strom angenommen wird, liegen die Emissionen aufgrund der höheren Volllaststunden mit 15,8 g CO₂-Äq./MJ H₂ etwas niedriger.

Im Referenzfall der Dampfreformierung verursacht ein Megajoule Wasserstoff 86 g CO₂-Äq. Dieser Wert liegt damit deutlich über den Szenarien mit erneuerbarer Energiequelle, aufgrund des hohen Produktionsvolumens allerdings auch nur etwa halb so hoch wie im Szenario Strommix 2030.

In der Hot-Spot-Analyse zum Klimaerwärmungspotenzial fällt vor allem die hohe Bedeutung des Betriebs und der verhältnismäßig kleine Effekt durch den Bau der Anlage auf. Die BOP hat lediglich in den Windkraft-Szenarien, die insgesamt geringere Emissionen aufweisen, einen marginalen Anteil an der Umweltbelastung.

Wird die BOP einzeln betrachtet, fällt auf, dass der mit Abstand größte Teil der Emissionen auf die Produktion der Elektronik zurückzuführen ist. Hintergrund ist die Annahme, dass diese größtenteils in China und hohem Energieaufwand produziert wird und der chinesische Strommix einen vergleichsweise hohen Emissionsfaktor besitzt.

Im Nordafrika Szenario, ist ein Einfluss des Transportes auf die CO₂-Bilanz zu erkennen. Hierbei hat insbesondere der weite Pipelinetransport über das europäische Festland und der verwendete Strommix zum Betrieb der Pumpen einen hohen Einfluss.

Die berechneten Werte decken sich weitestgehend mit Ergebnissen aus vergleichbaren Studien. Bareiß et al. (2019) zeigen bei dem heutigen Strommix eine Emission von 29,5 kg CO₂-Äq./kg H₂ auf, welche sich mit dem Strommix in 2050 auf 11,5 kg CO₂-Äq./kg H₂ verringern. Die in dieser Arbeit berechneten Emissionen von 20,5 kg CO₂-Äq./kg H₂ im Strommix für das Jahr 2030 lassen sich hier als dazwischenliegender Übergangswert betrachten. Für eine Produktion mit ausschließlich erneuerbaren Energien berechnen Bareiß et al. (2019) Emissionen von 3,3 kg CO₂-Äq./kg H₂. Diese lassen sich beispielsweise mit den 2,4 kg CO₂-Äq./kg H₂ des Szenarios Wind/PV vergleichen.

Cetinkaya et al. (2012) kommen für die Wasserstoffproduktion mit Windenergie auf einen Wert von knapp 1 kg CO₂-Äq./kg H₂, welcher mit den in dieser Studie berechneten Emissionen einer Produktion mit Strom aus Wind onshore (1,2 kg CO₂-Äq./kg H₂) und Wind offshore (0,6 kg CO₂-Äq./kg H₂) vergleichbar sind.

Auch die Werte für die Wasserstoffproduktion mit dem Referenzverfahren SMR sind jeweils vergleichbar mit Ergebnissen aus anderen Studien. Cetinkaya et al. (2012) kommen auf einen Wert von 11,9 kg CO₂-Äq./kg H₂, Bareiß et al. (2019) auf einen Wert von 11,5 kg CO₂-Äq./kg H₂. Demgegenüber stehen die hier berechneten 10,3 kg CO₂-Äq./kg H₂.

Mithilfe der Normalisierung lassen sich das Treibhauspotenzial und die weiteren Wirkungskategorien analysieren und miteinander vergleichen. Ein Überblick über die normalisierten Werte der Kategorien Klimaerwärmung, Landnutzung, Ressourcens- sowie Wasserverbrauch der einzelnen Szenarien ist in Abbildung 3.2 gegeben.

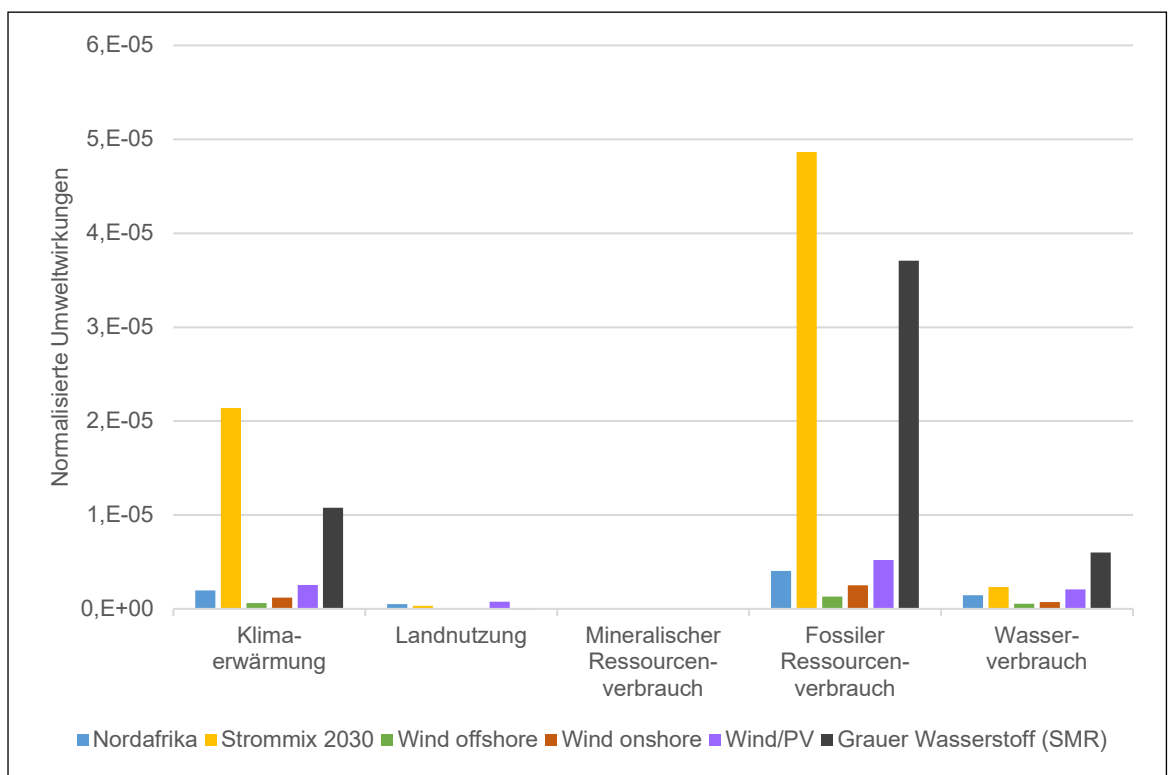


Abbildung 3.2: Normalisierung der Wirkungskategorien für die PEM-Elektrolyse über die betrachteten Szenarien

Quelle: eigene Darstellung

In allen Szenarien, inklusive der Referenz, zeigt sich, dass dem Verbrauch fossiler Ressourcen eine größere Bedeutung zukommt als dem Treibhausgaspotenzial. Dies gilt insbesondere für das Szenario Strommix 2030 sowie für die Referenz SMR, da hier direkt fossile Energieträger verbraucht werden. Im Allgemeinen ist dies auf den Bedarf an Baumaterialien wie Beton und Stahl zurückzuführen, die auch in den erneuerbaren Szenarien beispielsweise bei der Konstruktion der Windkraftanlagen benötigt werden.

Wird die Wirkungskategorie der Landnutzung betrachtet, fällt auf, dass diese insbesondere in den Szenarien Nordafrika und Wind/PV ebenfalls eine Rolle spielt. Dies ist auf den Anteil an Photovoltaikstrom zurückzuführen, da dieser mit einem höheren Platzbedarf als die Stromproduktion aus Windkraftanlagen verbunden ist. Im Gegensatz dazu spielt die Landnutzung in den restlichen Szenarien eine untergeordnete Rolle. Deutlich wird dies ebenfalls im Vergleich zwischen den Szenarien, da jene mit einem höheren PV-Anteil einen höheren normalisierten Landnutzungswert aufweisen.

In den Varianten Wind/PV, Nordafrika und Wind offshore kommt dem Wasserverbrauch eine erhöhte Bedeutung zu. In den beiden PV-Szenarien ist dies vor allem auf die Siliziumgewinnung für die Solarzellenproduktion zurückzuführen. Im Wind offshore Szenario liegt dieser Umstand insbesondere an dem vergleichsweise hohen Stahlbedarf. Der mineralische Ressourcenverbrauch ist in allen Szenarien nahezu vernachlässigbar im Vergleich zu den übrigen Wirkungskategorien.

3.4 Zwischenfazit

Aus den Ergebnissen wird deutlich, dass durch die hohe Bedeutung des energieintensiven Betriebs der PEM-Elektrolyse die Zusammensetzung des Strommixes die größte Rolle für die Treibhausgasemissionen, den fossilen Ressourcenverbrauch und den Wasserverbrauch spielt. Da alle Szenarien mit erneuerbaren Energiequellen ein deutlich geringeres Treibhausgaspotenzial aufweisen, sollte von einem Betrieb mit einem Strommix 2030, der hohe Anteile von fossilen Energien aufweist, abgesehen werden. Es zeigt sich darüber hinaus, dass aus dem Szenario Wind offshore die geringsten Emissionen hervorgehen. Offshore-Windanlagen weisen eine höhere Auslastung als andere erneuerbare Energiequellen auf. Hierbei könnte es von Vorteil sein, dieses Potenzial möglichst in kurzer Distanz zur Stromproduktion zu nutzen.

Wie allerdings bei der Normalisierung der Wirkungskategorien deutlich wird, spielt der fossile Ressourcenverbrauch in allen Szenarien eine Rolle. Es sollte also nicht lediglich die Wahl des Energieträgers berücksichtigt werden. Wird in den erneuerbaren Szenarien eine Hochskalierung vorgenommen, so steigert sich in gleichem Maße der Energie- und Ressourcenverbrauch aus dem Bau der EE-Anlagen. Um diesem Effekt entgegenzuwirken, empfiehlt es sich, zusätzliche Forschungs- und Entwicklungsanstrengungen auf die gesamte Prozesskette des EE-Anlagenbaus zu legen.

Eine Verringerung des Energieeinsatzes im Betrieb der Elektrolyseeinheit hat, aufgrund dessen hoher Bedeutung, einen signifikanten Einfluss. In den Szenarien mit geringerem Einfluss des Betriebs auf die CO₂-Emissionen der Wasserstoffproduktion steigt im Verhältnis die Bedeutung des Anlagenbaus. Wie zuvor beschrieben, ist dieser vor allem auf die BOP und hierbei auf die eingesetzte Elektronik zurückzuführen. Hierbei sollte daher, insbesondere bei der Steigerung der Anlagengröße, auf die Beschaffung möglichst umweltschonender Anlagenelektronik geachtet werden. Die Entwicklung entsprechender Beschaffungsstandards erscheint hier künftig als ein geeignetes Mittel. Alternativ lohnt es sich aus ökologischer Sicht und sofern möglich, auf entsprechende Produkte aus Regionen mit einem nachhaltigeren Strommix zu setzen.

In den meisten Szenarien spielt der Transport in der Umweltbilanz eine untergeordnete Rolle. Im Szenario Nordafrika wird jedoch mit den höheren Volllaststunden auch eine wesentlich höhere Transportdistanz in Kauf genommen. Dies führt zu einer deutlichen Erhöhung der Emissionen, was vor allem am Energieverbrauch der Pipelineführung liegt.

4 Chemische Methanisierung

4.1 Prozessbeschreibung

Bei der chemischen Methanisierung werden Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid mithilfe von elektrischem Strom und eines Katalysators zu Methan bzw. synthetischem Erdgas („Synthetic Natural Gas“, SNG) umgewandelt. Als Nebenprodukte fallen zusätzlich Wasser und Wärme an. Das SNG besitzt aufgrund seiner Reinheit mit etwa 50 MJ/kg einen höheren unteren Heizwert als fossiles Erdgas (Staffell 2011). Der Prozess besitzt einen Wirkungsgrad von rund 80 Prozent (heizwertbezogen) und zählt als Folgeprozess zur Elektrolyse als ein indirektes Verfahren. Als Referenzprodukt dient konventionell gewonnenes Erdgas (Zhang et al. 2017).

4.2 Sachbilanz

Im Folgenden werden die In- und Outputs des Prozesses sowie der für den Bau verwendete Datensatz in der Sachbilanz beschrieben. Alle Material- und Energieflüsse lassen sich im Anhang zum vorliegenden Diskussionspapier (Abschnitt 9.1) nachvollziehen. Entsprechend der Szenarien stammen die für die Produktion benötigten 0,4 kWh Strom jeweils aus den entsprechenden Strommischen. Die Stoffströme Wasserstoff und Kohlendioxid stammen aus den zuvor beschriebenen eigens erstellten Datensätzen. Um die Konsistenz zu wahren, wurden für die einzelnen Szenarien jene Datensätze verwendet, die mit demselben Strommix versehen sind. Der Datensatz zum Bau der Anlage besteht in diesem Fall aus 300 kg Edelstahl.

Auch in dieser Fallstudie handelt es sich um eine relativ kleinskalige Anlage mit einem Jahresdurchsatz von etwas über 1,5 Tonnen CH₄. Sie hat ein Produktionsvolumen von 1 Nm³ SNG/h, durchschnittlich 2.140 Volllaststunden pro Jahr und eine Lebensdauer von 20 Jahren. Der untere Heizwert des SNG wird mit 35,9 MJ/Nm³ angenommen (Staffell 2011).

Der Transport wird auf zwei unterschiedliche Arten modelliert. In den in Deutschland befindlichen Szenarien wird jeweils ein Pipelinetransport auf dem Landweg von angenommen. Im Nordafrika-Szenario findet der Transport zunächst über eine Pipeline in Marokko, anschließend in einer Offshore Pipeline nach Spanien und von dort wiederum über Land nach Deutschland statt (siehe Abschnitt 2.4).

Als Referenz dient in diesem Anwendungsfall ein Datensatz zu einem Megajoule an konventionell gewonnenem Erdgas. Hierfür wurde der in ecoinvent enthaltene Datensatz „Natural gas, high pressure (DE), market for“ ausgewählt. Er setzt sich aus verschiedenen Erdgas Importdatensätzen, Pipelines und deren Energiebedarf und verschiedenen Emissionen zusammen.

Als CO₂-Quelle wurde als Basisverfahren das DAC-Verfahren ausgewählt. Im Vergleich dazu liefert die Rauchgasabscheidung durch die MEA-Wäsche an einer Müllverbrennungsanlage eine hohe Varianz wie in Kapitel 3.3 beschrieben.

4.3 Wirkungsabschätzung

Nachfolgend werden die Umweltwirkungen der chemischen Methanisierung dargestellt. Mit der ReCiPe 2016 Methode wurde für alle betrachteten Szenarien sowie für die Referenz der Erdgasproduktion sowohl eine Charakterisierung der Emissionen als auch eine Normalisierung der Effekte durchgeführt, um Hot-Spots erkennen zu können und entsprechende Handlungsempfehlung abzuleiten. Abbildung 4.3 zeigt den Vergleich der Gesamtemissionen für ein Megajoule SNG.

Die mit Abstand höchsten Emissionen entstehen mit 224 g CO₂-Äq./MJ SNG im Szenario Strommix (bei CO₂-Bereitstellung + Emission (mittel)). Im Gegensatz dazu werden im Szenario Wind offshore (mittel) lediglich rund 12 g CO₂-Äq./MJ SNG emittiert. Wird die MEA-Wäsche als CO₂-Quelle angenommen, sinken die Emissionen bei 100 Prozent biogenem Kohlendioxid (min) im Strommix Szenario auf 210 g CO₂-Äq./MJ SNG. Wird die CO₂-Gewinnung hingegen durch fossilen Kohlenstoff erreicht (max), steigt die Emission auf 261 g CO₂-Äq./MJ SNG. Im Wind offshore Szenario sinken die Emissionen bei der Variante mit biogenem CO₂ auf rund 8 g CO₂-Äq./MJ SNG (min). Bei der Variante mit fossilem CO₂ steigen sie auf 59 g CO₂-Äq./MJ SNG (max).

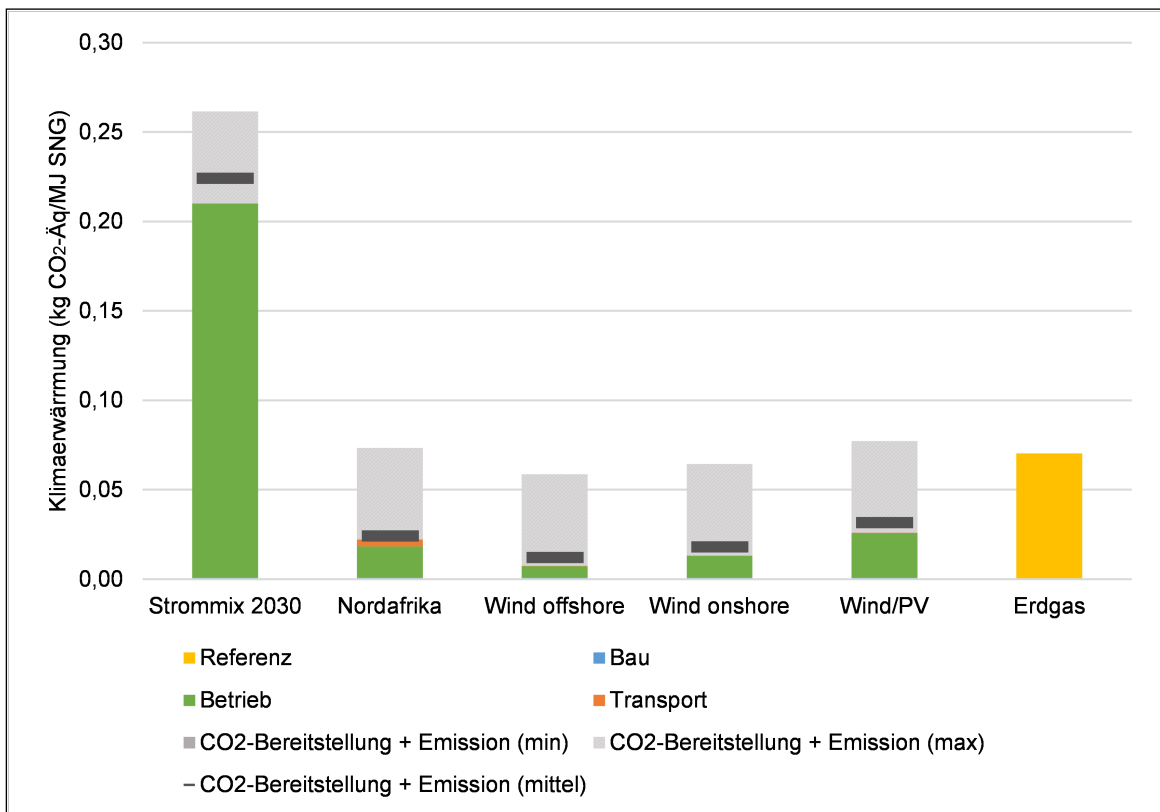


Abbildung 4.3: Treibhausgasemissionen der chemischen Methanisierung über die Szenarien inklusive der betrachteten CO₂-Bereitstellungsverfahren mit anschließender Emission
 Quelle: eigene Darstellung

Hierbei wird deutlich, dass durch den geringen Aufwand im Anlagenbau und dem hohen Durchsatz bei der MEA-Wäsche bei biogenem Kohlenstoff (wie in der min-Variante) verhältnismäßig geringe Emissionen entstehen. Auf die zweithöchsten Emissionen im Standardfall (min) kommt das Szenario Wind/PV mit 31,5 g CO₂-Äq./MJ SNG. Die Spannbreite liegt hier zwischen 77,3 g CO₂-Äq./MJ SNG (max) und 26,2 g CO₂-Äq./MJ SNG (min). Mit 27,3 g CO₂-Äq./MJ SNG liegt die Treibhausgaswirkung im Nordafrika-Szenario in einem ähnlichen Bereich. Das Wind-offshore-Szenario kommt auf die geringsten Emissionen mit rund 12 g CO₂-Äq./MJ SNG, während der Prozess mit Wind-onshore-Strom als Energieträger mit 18 g CO₂-Äq./MJ SNG knapp darüber liegt. Die Emissionen im Referenzprozess für ein Megajoule konventionell hergestelltem Erdgas inklusive der CO₂-Emission aus der Nutzungsphase liegen mit rund 70 g CO₂-Äq./MJ über denen der EE-Szenarien. Der in Liebich et al. (2019) errechnete Wert von 106 g CO₂-Äq./MJ SNG einer mit dem deutschen Strommix produzierenden Alkalische Elektrolyse (AEL) liegt etwas über der Worst Case Variante des Szenarios Wind/PV jedoch niedriger als die Werte des Strommix 2030 Szenarios.

In allen Varianten stellt der Betrieb der Anlagen die größte Emissionsquelle dar. Im Szenario Strommix 2030 mit einem signifikanten Anteil fossiler Energiequellen macht dieser Prozess 99 Prozent der Emissionen aus. Auch bei den Szenarien mit Produktion in Deutschland und auf Basis erneuerbarer Energien hat der Betrieb einen Anteil von jeweils über 90 Prozent. Lediglich im Nordafrika-Szenario ist der Transport für ca. 16 Prozent der Emissionen verantwortlich, was den Anteil des Betriebs auf knapp 83 Prozent sinken lässt. Mit weniger als 0,1 Prozent an den Gesamtemissionen in allen Szenarien spielt der Bau der Methanisierungsanlage eine untergeordnete Rolle.

Die übrigen Wirkungskategorien werden normalisiert dargestellt. Auch in dieser Fallstudie wird deutlich, dass der fossile Ressourcenverbrauch im Vergleich die größten Umweltauswirkungen verursacht, gefolgt vom Treibhausgaspotenzial und dem Wasserverbrauch. In Abbildung 4.4 sind die normalisierten Emissionen der betrachteten Umweltwirkungen der Szenarien nebeneinander dargestellt.

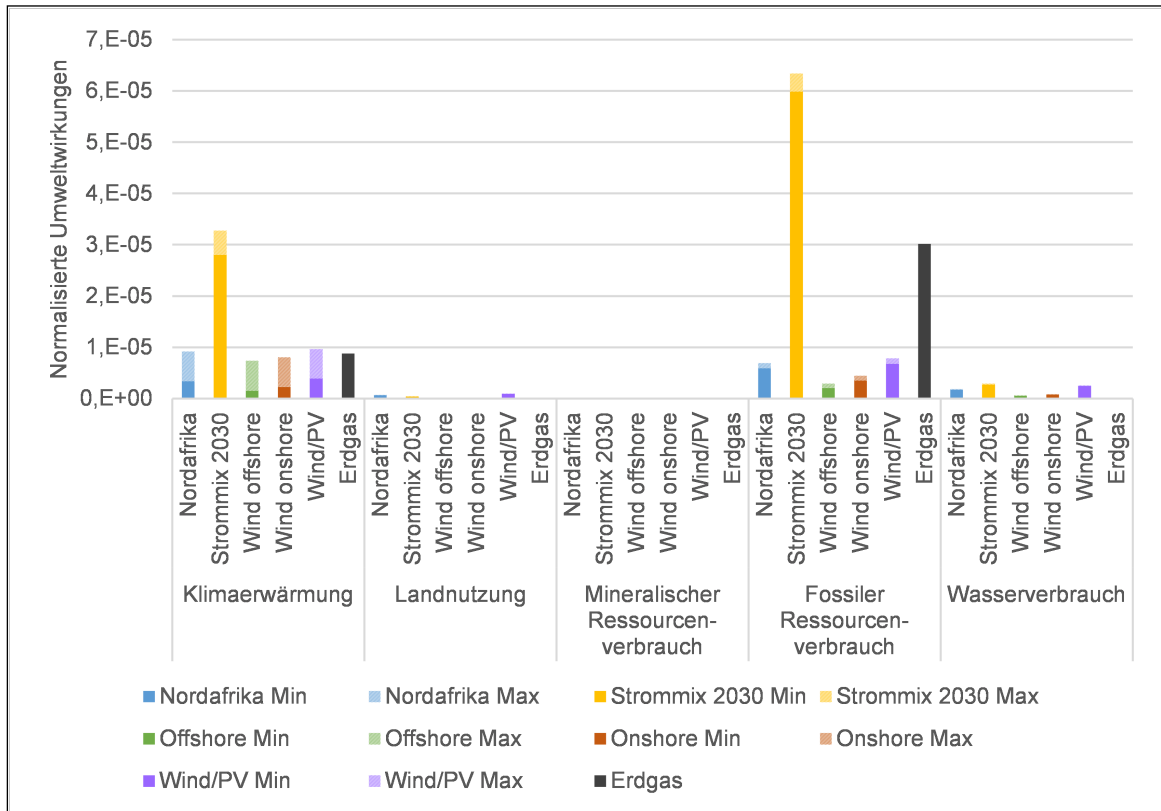


Abbildung 4.4: Normalisierung der Wirkungskategorien für die chemische Methanisierung inklusive der betrachteten CO₂-Bereitstellungsverfahren mit anschließender Emission

Quelle: eigene Darstellung

Es ist zu beobachten, dass in den Fällen Strommix 2030 und der Referenz die Bedeutung des fossilen Ressourcenverbrauchs im Vergleich zum Treibhausgaspotenzial deutlich höher ist. Die Indikatoren Wasserverbrauch, Landnutzung und Verbrauch mineralischer Ressourcen spielen jeweils eine untergeordnete Rolle. In den restlichen Szenarien sowie im Referenzfall ergibt sich ein ähnliches Bild. Lediglich dem Wasserverbrauch kommt in den Szenarien Wind/PV und Nordafrika sowie Strommix eine erkennbare Bedeutung zu. Im Vergleich des Wasserbrauchs unter den Szenarien ergibt sich jedoch das Bild, dass Wind/PV und Nordafrika zwar vergleichsweise hohe Wasserverbräuche verursachen, das Strommix-Szenario hierbei allerdings die größten Auswirkungen hat. Der geringste Wasserverbrauch fällt bei der Erdgasproduktion (Referenz) an. Bei der Landnutzung haben, wie schon bei der PEM-Elektrolyse beobachtet, die Szenarien Wind/PV sowie Nordafrika die größten Auswirkungen aufgrund ihres Anteils an Photovoltaikstrom.

In der Hot-Spot-Analyse fällt zunächst auf, dass der Anlagenbetrieb in allen Szenarien mit Abstand die größten Emissionen verursacht. Dies gilt sowohl für das Treibhausgaspotenzial, als auch für die anderen betrachteten Wirkungskategorien. Allein beim mineralischen Ressourcenverbrauch macht der Bau szenarioübergreifend einen Anteil von einem Fünftel aus.

Eine Auffälligkeit kommt beim Vergleich der verschiedenen CO₂-Bereitstellungsvarianten zum Vorschein. In der DAC-Variante des Wind-offshore-Szenarios hat die Bereitstellung des Wasserstoffs durch die PEM-Elektrolyse den größten Anteil an den Emissionen. Dies ist vor allem auf deren hohen Stromverbrauch zurückzuführen. In der Variante CO₂-Bereitstellung + Emission (max) verschiebt sich der größte Anteil hingegen auf die Bereitstellung des CO₂. Dies zeigt die Bedeutung der CO₂-Quelle auf den Einfluss der Art der Wasserstoffproduktion.

Allerdings gilt der Faktor der CO₂-Abscheidung hauptsächlich für das Treibhausgaspotenzial. In den Kategorien Landnutzung, fossiler Ressourcenverbrauch und Wasserverbrauch ähneln sich die Varianten der MEA-Wäsche und das DAC in ihren Auswirkungen. In der Kategorie mineralischer Ressourcenverbrauch schneiden die MEA-Varianten sogar besser ab, da hier der Anlagenbau einen, im Vergleich zum DAC, kleinen Einfluss hat.

Der Transport macht in keinem der in Deutschland befindlichen Szenarien einen signifikanten Anteil der Emissionen aus. Im Nordafrika Szenario schlägt dieser hingegen mit 14 Prozent des CO₂-Ausstoßes zu Buche. Hierfür ist vor allem der Pipelinetransport von Spanien nach Deutschland verantwortlich.

4.4 Zwischenfazit

Im Vergleich zur PEM-Elektrolyse fallen die CO₂-Emissionen pro Megajoule in der chemischen Methanisierung über alle Szenarien höher aus. Hierdurch ergibt sich die Frage nach den speziellen Vorteilen von synthetischem Erdgas gegenüber Wasserstoff. Dieser sollte eindeutig gegeben sein, um die ökologischen Nachteile in der Produktion zu rechtfertigen.

Aus den Ergebnissen geht zuallererst die Bedeutung des Strommixes hervor. Der Betrieb ist in allen Szenarien der größte Einflussfaktor auf den Treibhausgasausstoß und die restlichen Wirkungskategorien. Daher ist das Betreiben der Anlage mit erneuerbaren Energien die wichtigste Maßnahme, um positive Klimaschutzbeiträge durch das Verfahren zu erzielen.

Insbesondere im Hinblick auf die vergleichsweise geringe Umweltlast der konventionellen Erdgasherstellung ist eine weitere Steigerung der Prozessketteneffizienz empfehlenswert. Der Anlagendurchsatz liegt bei der konventionellen Herstellung derart hoch, dass die Auswirkungen pro Megajoule lediglich im Wind-offshore-Szenario geringer ausfallen. Da es sich bei der chemischen Methanisierung um einen indirekten Prozess handelt, ist es notwendig für eine Effizienzsteigerung und Verringerung der Umweltlast, auch die Vorketten wie beispielsweise die PEM-Elektrolyse mit einzubeziehen.

Darüber hinaus ist die Bezugsquelle des für den Prozess benötigten CO₂ entscheidend für die Umweltwirkung. Im Vergleich zwischen DAC und MEA-Wäsche zeigt sich, dass der Anteil des fossilen Kohlenstoffs bei der MEA-Wäsche die Vorteilhaftigkeit des MEA-Verfahrens stark beeinflusst. Während beim DAC lediglich der Anteil erneuerbarer Energien über die Emissionen entscheidet, sollte bei der Rauchgasabscheidung eine möglichst biogene Kohlenstoffquelle genutzt werden. Ist dies der Fall, stellt sich dieses Verfahren als ökologisch günstiger heraus.

Bei dem mineralischen Ressourcenverbrauch hat der Bau der Methanisierungsanlage einen signifikanten Einfluss. Um diesen zu reduzieren, empfiehlt es sich, Stähle, die beispielsweise mit erneuerbaren Energien produziert wurden oder einen hohen Recyclinganteil aufweisen, zu verwenden. Dies bezieht sich nicht nur auf den eigentlichen Prozess und Anlagenbau der Methanisierung, sondern ebenso für die Prozesse der Vorkette, wie der Elektrolyse.

In Bezug auf den Transport im Nordafrika Szenario hat vor allem der Betrieb der Überlandpipeline durch das europäische Festland eine CO₂-Emission zur Folge. Hier empfiehlt sich der Betrieb der Pipelines mit erneuerbaren Energien, um die Vorteile der Produktion in Nordafrika ausschöpfen zu können.

5 Fischer-Tropsch-Synthese

5.1 Prozessbeschreibung

Die Fischer-Tropsch-Synthese (FTS) ist ein mehrstufiges Verfahren zur Herstellung von synthetischem Kraftstoff. In einem ersten Schritt wird mithilfe der reversen Wassergas-Shift-Reaktion (RWGS) aus Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid Kohlenmonoxid hergestellt (van der Giesen et al. 2014). Der Wasserstoff stammt in diesem Beispiel aus der im Vorfeld beschriebenen PEM-Elektrolyse. Das CO₂ wird in zwei Varianten entweder durch eine Rauchgasabscheidung mittels MEA-Wäsche oder durch das DAC-Verfahren gewonnen.

Im zweiten Schritt, der eigentlichen Fischer-Tropsch-Synthese, wird das Kohlenmonoxid zusammen mit Wasserstoff zu synthetischem Kraftstoff verarbeitet. Der Prozess stellt aufgrund der Mehrstufigkeit ein indirektes PtX-Verfahren dar (Berger et al. 2020).

5.2 Sachbilanz

Im Anhang zum vorliegenden Diskussionspapier (Abschnitt 9.1) werden alle Materialien und Stoff- und Energieflüsse der Sachbilanz dargestellt. Hierzu zählen Betrieb und Bau der RWGS und der Fischer-Tropsch-Synthese.

Die für den Betrieb notwendigen Stoffströme für Wasserstoff und Kohlendioxid stammen aus den eigenen Datensätzen mit dem jeweils zugehörigen Strommix. Als CO₂-Datensatz wurden zum Vergleich jeweils die Varianten DAC und MEA-Wäsche verwendet. CO₂ und H₂ gehen in den RWGS-Betriebsdatensatz ein, der zusammen mit dem RWGS-Anlagenbau als Kohlenmonoxid Input in den Fischer-Tropsch-Betriebsdatensatz eingeht. Mit einem unteren Heizwert von 43,2 MJ/kg geht dieser anschließend in den Gesamtdatensatz ein (Staffell 2011). Der Transport wurde, wie in Abschnitt 2.4 beschrieben, aufgrund des flüssigen Zustands des Produktes anders modelliert als bei den PtX-Gasen.

Die Referenz stellt in diesem Fall ein Megajoule Diesel dar. Der Datensatz hierfür stammt aus der Datenbank ecoinvent. Der Datensatz¹ besteht aus der Dieselraffinierung aus Rohöl und diversen Transportprozessen. Er wurde zum Zweck der Konsistenz von Kilogramm in Megajoule unter der Annahme eines Heizwertes von 42,9 MJ/kg (Staffell 2011) umgerechnet.

5.3 Wirkungsabschätzung

In der folgenden Wirkungsabschätzung werden die Umweltauswirkungen der einzelnen FTS-Szenarien verglichen und in Relation zur herkömmlichen Dieselproduktion gesetzt.

Abbildung 5.5 zeigt die Treibhausgasemissionen der einzelnen Szenarien jeweils inklusive der CO₂ Produktion aus den beiden betrachteten Verfahren pro Megajoule Treibstoff.

¹ „Diesel (Europe without Switzerland), market for“

Die größten Emissionen zeigt erwartungsgemäß die Produktion mit dem Strommix 2030 mit 235 g CO₂-Äq./MJ (mittel). Wird stattdessen der CO₂-Bezug aus der MEA-Wäsche mit fossiler Kohlenstoffquelle (max) angenommen, steigt dieser Wert auf 288 g CO₂-Äq./MJ. Bei biogener Kohlenstoffquelle sinkt dieser auf 215 g CO₂-Äq./MJ (min). Alle anderen Szenarien liegen mindestens eine Zehnerpotenz darunter. Die zweitgrößten Emissionen werden im Szenario Wind/PV mit 27 g CO₂-Äq./MJ beobachtet. Bei fossiler CO₂-Emission liegt dieser Wert sogar bei über 92 g CO₂-Äq./MJ, bei biogenem CO₂ sinkt er auf 19,6 g CO₂-Äq./MJ (min).

Es folgt das Nordafrika Szenario mit 25,5 g CO₂-Äq./MJ für die DAC-Variante (mittel). Bei biogenem CO₂ liegt dieser Wert mit 18,4 g CO₂-Äq./MJ (min) darunter, bei fossilem CO₂ mit 91 g CO₂-Äq./MJ deutlich darüber (max). Das Szenario Wind onshore stößt in seiner DAC-Variante 12,7 g CO₂-Äq./MJ (mittel) aus. Das Szenario mit den geringsten Emissionen ist das Wind-offshore-Szenario mit 6,2 g CO₂-Äq./MJ (mittel).

Im Referenzfall stößt ein Megajoule an konventionell produziertem und verbranntem Dieselkraftstoff rund 85 g CO₂-Äq. aus. Der Wert liegt über den EE-Szenarien, aber deutlich unter dem Strommix-Szenario.

In Liebich et al. (2019) wurde für die Herstellung synthetischen Kraftstoffs mit der AEL-Elektrolyse, mit dem deutschen Strommix 2030 und einer Rauchgasabscheidung aus einem Kohlekraftwerk ein Emissionswert von 132 g CO₂-Äq./MJ errechnet. Dieser liegt deutlich über den meisten EE-Varianten, jedoch unter dem Wert des Strommix Szenarios und ist damit in der Spannweite der Szenarioergebnisse einzuordnen.

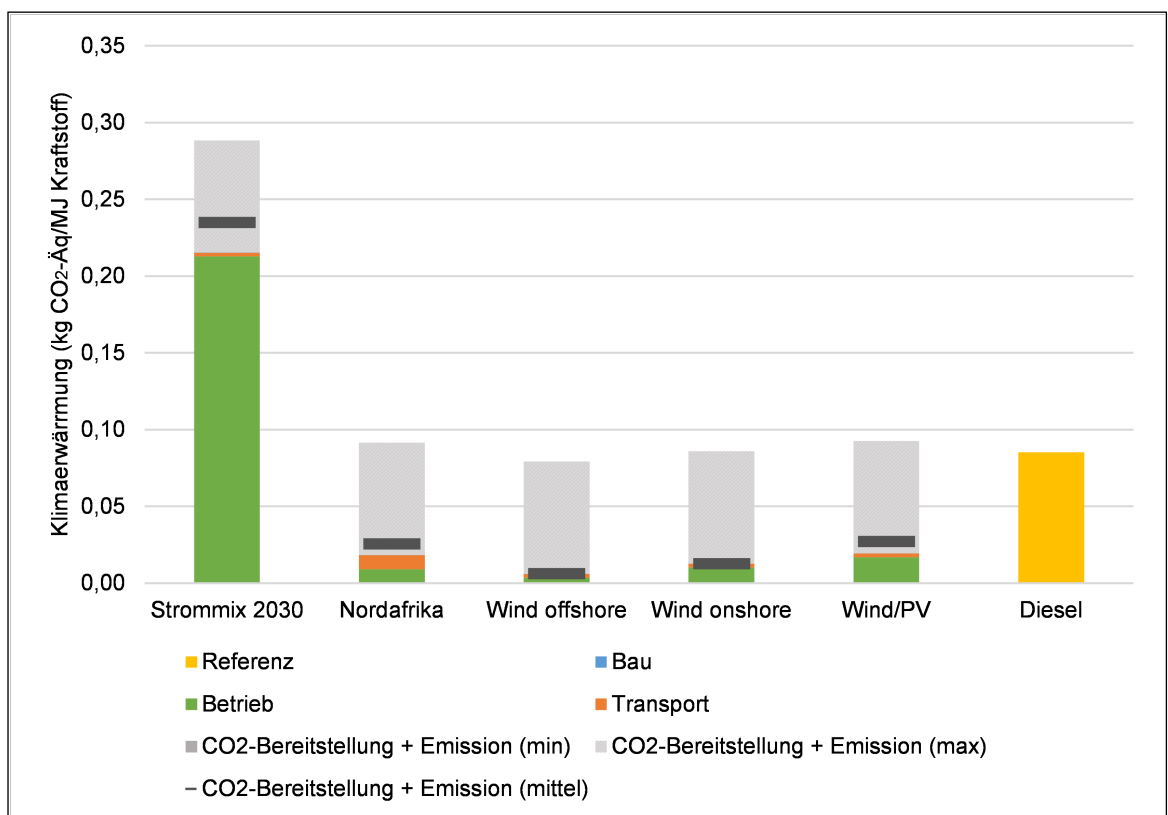


Abbildung 5.5: Treibhausgasemissionen der Fischer-Tropsch-Synthese über die Szenarien inklusive der betrachteten CO₂-Bereitstellungsverfahren mit anschließender Emission

Quelle: eigene Darstellung

Der Anlagenbau spielt auch in diesem Anwendungsfall nur eine marginale Rolle. In allen Szenarien trägt der Bau weniger als 1 Prozent zum Treibhausgaspotenzial bei. Demgegenüber ist der Betrieb, wie bei den anderen Technologien, der größte CO₂-Emissionsfaktor. Im Strommix 2030 Szenario nimmt dieser einen Anteil von 99 Prozent ein, während der LKW Transport ebenfalls keine Rolle spielt. Anders stellt sich dies im Szenario Nordafrika dar. Der Transport per LKW und Schiff von Marokko nach Deutschland verursacht hier über 35 Prozent des Treibhausgaspotenzials. Hier verschiebt sich das Verhältnis der Emissionen von Energiebereitstellung und Transport, da zum einen die Stromerzeugung erneuerbar mit hohen Volllaststunden gefahren wird und zum anderen weite Strecken auf Basis fossiler Energieträger zurückgelegt werden. Verhältnismäßig hohe Emissionen durch den Transport sind auch im Wind-offshore-Szenario zu beobachten. Hier macht der Betrieb 62 Prozent der CO₂-Emissionen aus, der Transport rund 38 Prozent. Grund hierfür ist jedoch nicht der hohe Ausstoß des Transportes, sondern vielmehr die geringen Emissionen beim Betrieb.

Bei der Normalisierung der Ökobilanzergebnisse für die betrachteten Wirkungskategorien fällt auf, dass wiederum der fossile Ressourcenverbrauch in den meisten Szenarien die größte Bedeutung hat (siehe Abbildung 5.6). Im Referenzfall ist dies erwartungsgemäß die relevanteste Wirkungskategorie und hat hier entsprechend im Vergleich zu allen Szenarien bis auf das Szenario Strommix 2030 die höchsten Emissionen.

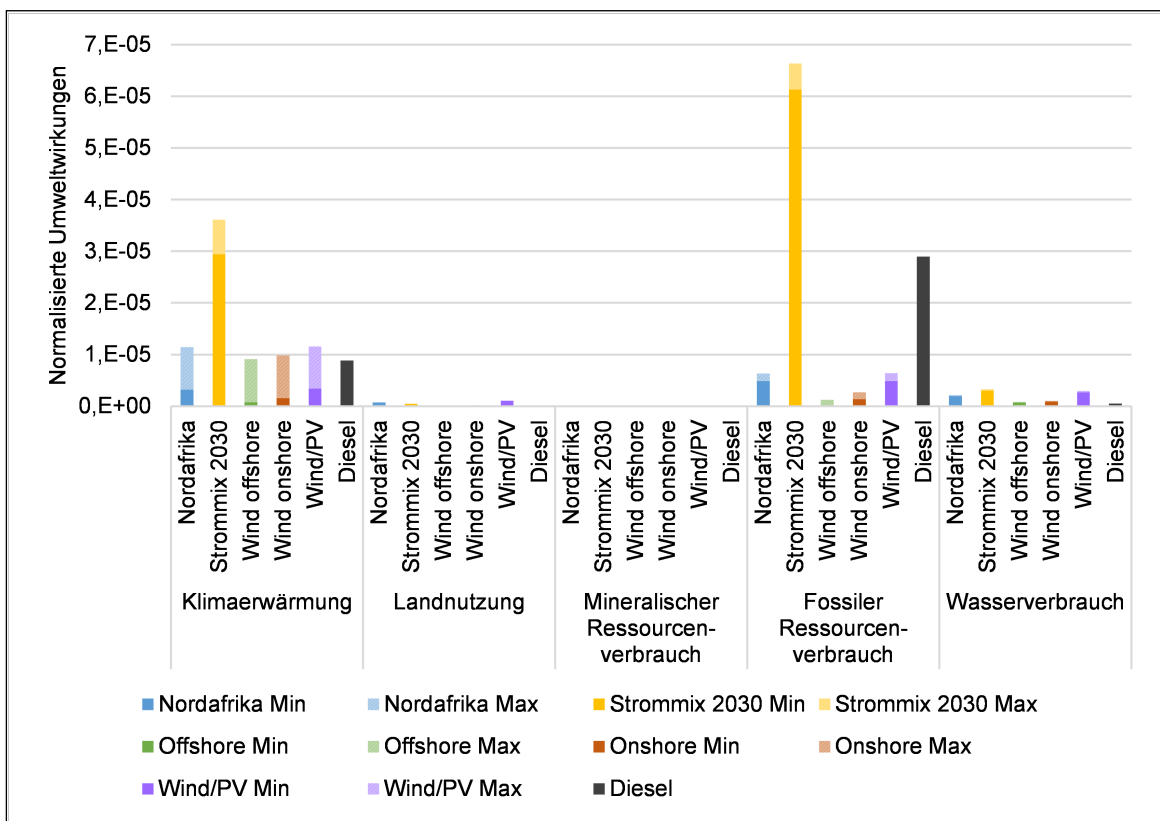


Abbildung 5.6: Normalisierung der Wirkungskategorien für die Fischer-Tropsch-Synthese inklusive der betrachteten CO₂-Bereitstellungsverfahren mit anschließender Emission

Quelle: eigene Darstellung

Beim Anlagenbau der Fischer-Tropsch-Synthese hat vor allem der eingesetzte Beton die größten Auswirkungen. Sowohl in den Kategorien Treibhausgaspotenzial und Verbrauch fossiler Rohstoffe, als auch im Wasserverbrauch dominiert er gegenüber den anderen Baumaterialien. Beim Bau der

RWGS-Anlage gilt dies analog für das Zeolithpulver, welches hier als Sorbent angenommen wurde. Dieses macht in den Wirkungskategorien Treibhausgaspotenzial, fossiler Ressourcenverbrauch und Wasserverbrauch jeweils über 80 Prozent der Emissionen des Anlagenbaus aus.

Bei dem insgesamt niedrigen Klimaerwärmungspotenzial und Ressourcenverbrauch im Szenario Wind-offshore, spielt der Wasserverbrauch ebenfalls eine Rolle. Im Vergleich zu den Szenarien Strommix 2030, Wind/PV und Nordafrika ist dieser jedoch ebenfalls sehr gering. Auf die Landnutzung haben wie bei den anderen Technologien die Szenarien Wind/PV, Nordafrika und Strommix 2030 mit ihrem PV-Anteil die größte Wirkung. Über alle Szenarien ist die Landnutzung jedoch von vergleichsweise geringer Bedeutung.

5.4 Zwischenfazit

Abgeleitet aus den Ergebnissen der Wirkungsabschätzung ist der Einsatz regenerativer Energiequellen bei der Herstellung synthetischen Kraftstoffs als notwendige Voraussetzung für ein möglichst emissionsarmes Produkt zu sehen. Besonders das Wind-offshore-Szenario ist ökologisch vorteilhaft. Hier sollte die Entwicklung entsprechender, nahe an der Stromproduktion befindlicher Konzepte intensiviert werden. Um eventuelle logistische Schwierigkeiten eines offshore Wasserstofftransports zu umgehen, erscheint es zudem lohnenswert, auf eine Lösung mit Strom aus onshore Windanlagen zu setzen. Die Treibhausgasemissionen aus diesem Szenario sind ebenfalls vergleichbar gering und vermutlich aufgrund der höheren geografischen Verfügbarkeit und Zugänglichkeit infrastrukturell einfacher umzusetzen.

Der hohe Anteil des Transports am Klimaerwärmungspotenzial im Nordafrika-Szenario resultiert vor allem aus dem Einsatz fossiler Treibstoffe beim LKW- und Schiffstransport. Der Anteil von rund 35 Prozent an den Gesamtemissionen könnte durch den Einsatz erneuerbar hergestellter Kraftstoffe deutlich gemindert werden. Dies würde die Vorteile der hohen Vollaststunden des Szenarios unterstützen. Hier empfiehlt es sich, die Produktion in Nordafrika an entsprechende Bedingungen zum Einsatz emissionsarmen Kraftstoffs zu koppeln oder alternative Transportoptionen zu erschließen.

Das für den RWGS-Prozess benötigte CO₂ wird im Standardfall aus dem DAC-Verfahren gewonnen. Dies ist vergleichsweise energieintensiv, führt aber in den regenerativen Szenarien bereits zu einer günstigeren CO₂-Bilanz als die Herstellung von konventionellem Diesel.

Es zeigt sich hierbei, dass das Verfahren der MEA-Wäsche je nach Anteil an biogenem CO₂ nochmals geringere Umweltwirkungen nach sich zieht. Hier ist es empfehlenswert, das verhältnismäßig erprobte und etablierte Verfahren der MEA-Wäsche zur Rauchgasabscheidung zu nutzen, sofern die Kohlenstoffquelle über die gesamte Projektlaufzeit biogen ist. Hier besteht ein großes Emissionsreduktionspotenzial gegenüber der herkömmlichen Dieselherstellung.

Im vorliegenden Beispiel wurde Zeolithpulver als Sorbent im RWGS-Prozess angenommen. Zwar hat der Anlagenbau insgesamt einen geringen Einfluss auf die betrachteten Umweltwirkungen der Fischer-Tropsch-Synthese, ein alternatives Sorptionsmittel würde jedoch im Falle des Anlagenbaus eine Emissionsreduktion herbeiführen. Hier erscheint weitergehende Forschung und Entwicklung lohnenswert.

6 Direkte Ammoniaksynthese

6.1 Prozessbeschreibung

Bei der direkten Ammoniaksynthese wird mithilfe von elektrischer Energie aus reinem Stickstoff und deionisiertem Wasser Ammoniak hergestellt. Als Nebenprodukt entsteht der aus der Spaltung des Wassers stammende Sauerstoff. Da es sich in diesem Fall um ein Verfahren in der frühen Entwicklungsphase handelt, wird mit einer relativ geringen Umsatzeffizienz von rund 11 Prozent operiert (Garagounis et al. 2019). Die energetische Effizienz liegt mit knapp 47 Prozent auf einem vergleichbaren Niveau mit den anderen betrachteten Technologien. Im Gegensatz zur klassischen Ammoniakherstellung mit dem Haber-Bosch-Verfahren handelt es sich hierbei um ein direktes Verfahren. Bei der konventionellen Ammoniakproduktion wird zunächst Wasserstoff aus Erdgas mithilfe der Dampfreformierung gewonnen. Nach mehreren Reinigungsschritten reagiert anschließend im Haber-Bosch-Verfahren der Wasserstoff mit aus der Luft gewonnenem Stickstoff zu Ammoniak (NH_3) (Garagounis et al. 2019; ISPT 2017).

Ammoniak ist eines der am meist hergestellten Chemikalien weltweit. Es wird zumeist als Teil von Düngemitteln verwendet, findet aber ebenfalls Einsatz in Reinigungs- oder Konservierungsmitteln. Für die zukünftige Anwendung von Ammoniak wird auch der Einsatz als Brenn- und Kraftstoff diskutiert (Heizwert von 18,6 MJ/kg) (ISPT 2017). Als Vorteile der synthetischen Ammoniakherstellung gegenüber der Wasserstoffproduktion werden v.a. die bessere Transport- und Lagerfähigkeit des flüssigen Energieträgers genannt (Fraunhofer IMM 2021).

6.2 Sachbilanz

In der Sachbilanz in Abschnitt 9.1 werden alle für die Wirkungsabschätzung relevanten Materialien und Stoffströme der verschiedenen Szenarien sowie der Referenz dargestellt. In die verschiedenen Szenariendatensätze fließen jeweils der Bau der Anlage sowie der Betrieb mit dem jeweiligen Strommix ein. Die Sachbilanz listet alle hierfür verwendeten Parameter und Materialien auf.

Für die Bilanzierung des Anlagenbetriebs dienten die Untersuchungen von Garagounis et al. (2019) sowie von ISPT (2017) als Grundlage. Der Datensatz zum Bau der Stacks wurde analog zu Häfele et al. (2016) modelliert. Aufgrund der geringen Technologiereife existieren bislang wenige Studien zur hier betrachteten „Solid State Ammonia Synthesis“ (SSAS). Für die Sachbilanz des Baus wurde daher auf das ähnliche Verfahren der „Solid Oxide Electrolysis Cells“ (SOEC), welches in Häfele et al. (2016) betrachtet wird, zurückgegriffen. Der wesentliche Unterschied zwischen diesen beiden Verfahren ist die Verwendung des Kathodenmaterials. Diese besteht in der SSAS aus Silber und Palladium (Wang et al. 2018). Aufgrund fehlender Materialinformationen wurde eine Zusammensetzung von 50:50 angenommen und das Gewicht dem der Anode gleichgesetzt.

Die Gewichtsdaten für die Stackmaterialien basieren auf einem Stack mit einer Leistung von 1 kW (Häfele et al. 2016). Da die genaue Kathodenzusammensetzung unklar ist, stellt dieses Bauteil einen Unsicherheitsfaktor in den Berechnungen dar. Um die Größenordnung der Betriebsangaben zu erfüllen, wurde für den Datensatz eine Leistung von 11 kW, also die von 11 Stacks, angenommen. Diese weisen eine Produktionskapazität von 11 kg/h auf. Die Gesamtbetriebsstunden für den Stack wurden auf 5.000 h angesetzt. Bei der Bereitstellung des benötigten Stickstoffs wurde ein

Datensatz aus ecoinvent verwendet², dem jeweils der den Szenarien zugehörige Strommix zugrunde gelegt (Wernet et al. 2016).

Verglichen dazu ist der konventionelle Ammoniak-Herstellungsprozess bereits lange etabliert und erreicht daher auch wesentlich höhere Massenströme pro Zeiteinheit. Für die Abschätzung der Umweltwirkung wurde ein Datensatz für verflüssigtes Ammoniak, das in Europa hergestellt wird, in der ecoinvent-Datenbank identifiziert³. Dieser bilanziert die konventionelle Prozessroute, die sich aus den zwei verschiedenen Produktionstechniken der Dampfreformation, hier mit dem weitaus größeren Anteil bei partieller Oxidation, dem anschließendem Haber-Bosch-Verfahren sowie verschiedenen Transportprozessen zusammensetzt.

6.3 Wirkungsabschätzung

Im folgenden Abschnitt werden die hier relevanten Umweltwirkungen der verschiedenen Szenarien der direkten Ammoniaksynthese herausgestellt und mit den Emissionen der konventionellen Herstellungsmethode verglichen.

Ähnlich zu den zuvor besprochenen Fallstudien kann der höchste CO₂-Ausstoß pro produziertem Megajoule Ammoniak im Szenario Strommix 2030 mit 555 g CO₂-Äq./MJ NH₃ beobachtet werden. Der Anteil der Stickstoffbereitstellung an der Emission liegt in diesem Szenario bei knapp 60 Prozent. Abbildung 6.7 zeigt den Vergleich der Szenarien und der Referenz. Mit 73 g CO₂-Äq./MJ NH₃ emittiert die Produktion im Nordafrika-Szenario rund 87 Prozent weniger CO₂ als im Szenario Strommix 2030. Ein ähnlich hoher Ausstoß ist im Wind/PV-Szenario zu verzeichnen mit rund 76 g CO₂-Äq./MJ NH₃. Darunter liegt das Szenario Wind-onshore mit 40 g CO₂-Äq./MJ NH₃. Die geringsten CO₂-Emissionen werden durch die Produktion mit Wind-offshore-Strom mit 28 g CO₂-Äq./MJ NH₃ erzielt. Die Produktion mit dem Haber-Bosch-Verfahren erreicht gegenüber der direkten Ammoniaksynthese mit fossilem Strommix einen verhältnismäßig geringen CO₂-Ausstoß mit 119 g CO₂-Äq./MJ NH₃. Wird jedoch ein erneuerbarer Strommix zugrunde gelegt, schneidet das Verfahren ökologisch besser ab als die konventionelle Herstellung.

² „Nitrogen, liquid {RER}| air separation, cryogenic | Cut-off, U“.

³ „Ammonia, liquid {RER}, market for“.

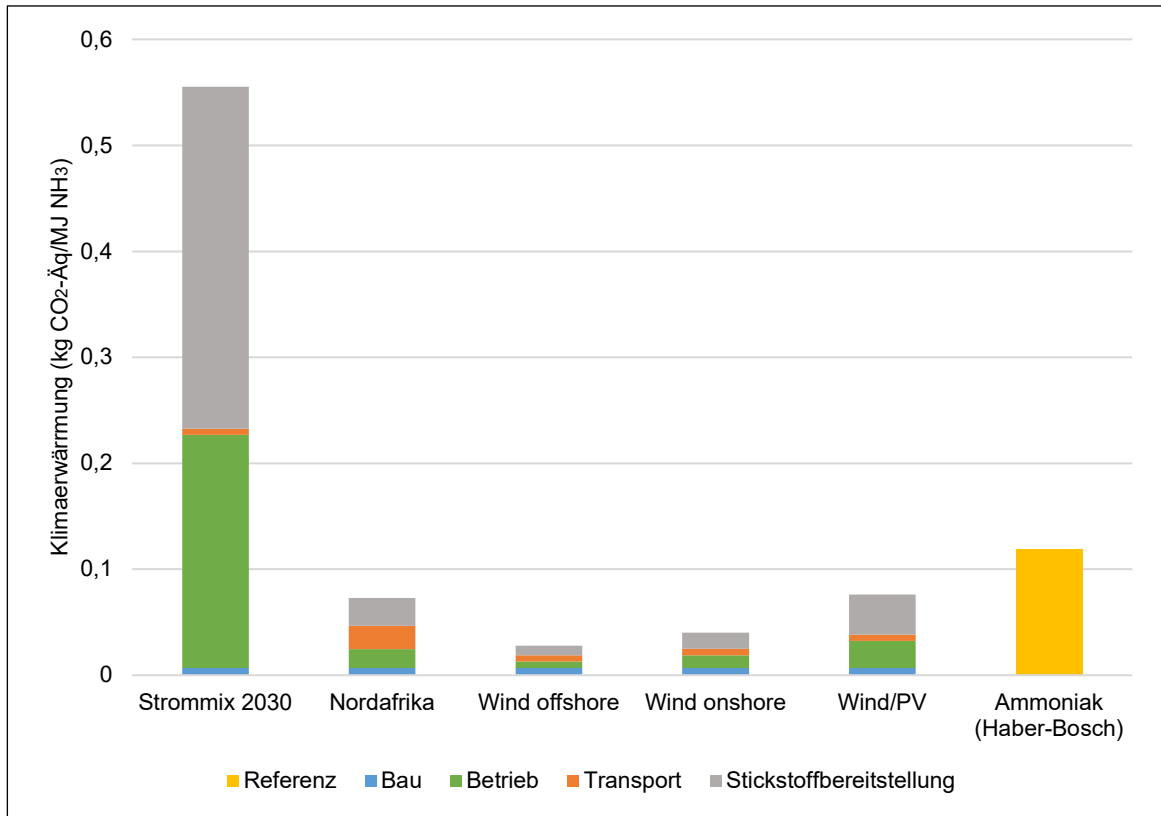


Abbildung 6.7: Treibhausgaspotenzial der direkten Ammoniaksynthese über die betrachteten Szenarien

Quelle: eigene Darstellung

Wie bereits in den zuvor erörterten Fallstudien hat auch bei der direkten Ammoniaksynthese der Betrieb gegenüber dem Bau und dem Transport den größten Anteil an den Emissionen. In allen Szenarien ist der Betrieb für über die Hälfte der CO₂-Emissionen verantwortlich. Im Strommix 2030 Szenario liegt der Anteil des Betriebs bei knapp 95 % der Gesamtemissionen. Der Bau der Anlage bleibt jeweils unter 15 % am Anteil der Emissionen. Durch die insgesamt geringen Emissionen kommt jedoch der Bau im Wind-offshore-Szenario auf 24 % der THG-Emissionen. Bemerkenswert ist zudem, dass im Nordafrika-Szenario der Transport einen Anteil von 30 % der CO₂-Emissionen hält.

Bei der Normalisierung der Ergebnisse werden die Wirkungskategorien Landnutzung, Wasser- und Ressourcenverbrauch in die Betrachtung mit einbezogen. Auch hier ist auffällig, dass das Referenzverfahren bei allen Indikatoren besser abschneidet als das Szenario Strommix 2030 der direkten Ammoniaksynthese. Beim Wasserverbrauch kommt das konventionelle Verfahren mit ca. 24 Prozent der Auswirkungen im Vergleich zum Szenario Wind offshore sogar auf den geringsten Wert aller Szenarien. Ein Vergleich der Szenarien über die verschiedenen Kategorien ist in Abbildung 6.8 dargestellt.

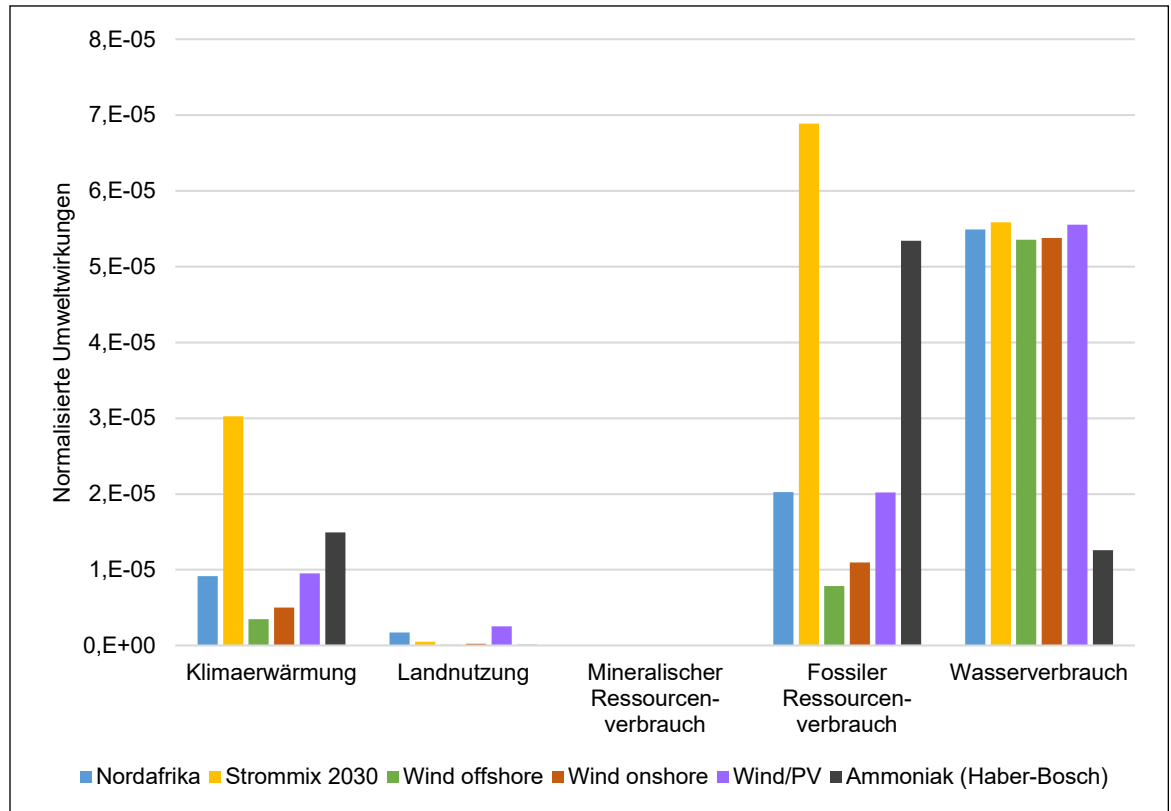


Abbildung 6.8: Normalisierung der Wirkungskategorien für die direkte Ammoniaksynthese über die betrachteten Szenarien

Quelle: eigene Darstellung

Die anteilig hohe Bedeutung des Betriebs für die Auswirkungen des Syntheseverfahrens zeigt sich auch in den Kategorien Landnutzung, Wasserverbrauch und Verbrauch fossiler Ressourcen. Allerdings ist der Einfluss des Baus beim Verbrauch mineralischer Ressourcen signifikant. Dieser ist hier für knapp dreiviertel der Auswirkungen verantwortlich.

Im Vergleich zum Treibhausgaspotenzial kommt dem fossilen Ressourcenverbrauch in allen Szenarien bei der Normalisierung eine erhöhte Bedeutung zu. Dies resultiert größtenteils aus den Strommischen die für den Betrieb und Bau der Hintergrundprozesse benötigt werden. Auch für die Referenz gilt dies in besonderem Maße, da hier fossiles Erdgas als Rohstoff verwendet wird. Zudem ist der Wasserverbrauch in allen Szenarien gemäß Normalisierung relevanter als das Potenzial zur Klimaerwärmung. Dem mineralischen Ressourcenverbrauch und der Landnutzung kommt in allen Fällen eine untergeordnete Bedeutung zu.

Bei der Analyse der Ökohotspots fällt zunächst der hohe mineralische Ressourcenverbrauch beim Bau der Power-to-Liquid-Anlage (PtL) auf. Dieser ist zum allergrößten Teil auf das für die Kathode eingesetzte Palladium zurückzuführen. Dessen energieintensive Herstellung ist außerdem mit großem fossilem Ressourcenverbrauch, Wasserverbrauch und Treibhausgasausstoß verbunden. Die beiden letzteren sind allerdings im Vergleich zu den Auswirkungen des Betriebs vernachlässigbar.

Im Betrieb ist in allen Szenarien ein relevanter Anteil der Emissionen auf die Gewinnung des Stickstoffs zurückzuführen. Dies gilt insbesondere für die Kategorien Klimaerwärmung, fossiler Ressourcenverbrauch und Wasserverbrauch. Grund hierfür ist der hohe Energieaufwand und der jeweils

hierfür eingesetzte Strommix. Wird für die Stickstoffproduktion im Szenario Strommix 2030 ein erneuerbarer Strommix angenommen, lassen sich die THG-Emissionen aus diesem Prozess um 56 Prozent reduzieren.

Beim Transport, der lediglich im Nordafrika-Szenario eine beachtenswerte Rolle spielt, sind die Emissionen vor allem aus dem Überlandtransport mit dem LKW abzuleiten. Hier sorgt der verbrauchte Diesel jeweils für den Großteil der Treibhausgasemissionen und des fossilen Ressourcenverbrauchs.

6.4 Zwischenfazit

Zunächst wird auch in dieser Fallstudie deutlich, dass der Einsatz erneuerbarer Energien zu einer besseren Ökobilanz bei der direkten Ammoniaksynthese führt. Hier ist die Wahl eines entsprechenden Strommixes zu empfehlen. Die Emissionen des Verfahrens mit dem durchschnittlichen Strommix 2030 liegen deutlich höher als bei der konventionellen Ammoniakproduktion, mit einem erneuerbaren Strommix hingegen niedriger.

Im Falle dieses vergleichsweise neuen Ansatzes der Ammoniakproduktion erscheint eine weitere Optimierung des energetischen- und Umsatzwirkungsgrads sowie der eingesetzten Materialien dringend erforderlich. Insbesondere das Kathodenmaterial hat hier einen negativen Einfluss. Auch die Erhöhung der Betriebsstunden könnte zusätzlich positive Effekte erzielen. Hier bedarf es einer signifikanten Förderung von Forschung und Entwicklung des Prozesses, um letztlich eine strom- und materialeffizientere sowie großskalige Produktion zu realisieren. Beim Anlagenbau geht der Großteil der Emissionen auf das in der Kathode eingesetzte Palladium zurück. Die Produktion von Palladium ist ebenfalls sehr energieaufwändig und wird zurzeit zum großen Teil mit fossilen Energieträgern geleistet. Hier ist auf eine Produktion mit einem möglichst hohen Anteil erneuerbarer Energien zu achten.

Aus der Hotspot-Analyse lässt sich ableiten, dass eine weitere große Emissionsquelle die Gewinnung des für den Prozess benötigten Stickstoffs aus der Luft ist. Dieser Prozess ist stromintensiv, was bei der Verwendung des deutschen Strommixes 2030 zu starken Umweltauswirkungen im Bereich Klimawandel, fossilem Ressourcenverbrauch und Wasserverbrauch führt. Hier ist anhand der Ergebnisse die Produktion mit erneuerbarem Strom zu empfehlen.

Beim Transport des produzierten Ammoniaks ist vor allem der Dieserverbrauch der LKWs die größte CO₂-Emissionsquelle. Da dies im Nordafrika Szenario mit den großen zurückzulegenden Strecken besonders zum Tragen kommt, ist der Einsatz nachhaltigerer Kraftstoffe und Antriebskonzepte, beispielsweise elektrisch betriebener Fahrzeuge, sowie anderer Verkehrsträger wie dem Transport per Zug innerhalb Europas zu empfehlen. Dies könnte aus ökologischer Sicht die Produktion in Nordafrika gegenüber der Produktion in Deutschland mit einem Wind/PV-Strommix rechtfertigen.

7 Übergreifendes Fazit

Der übergreifende Blick auf die ökologische Bewertung der vertieft betrachteten Verfahren macht deutlich, dass bei der PEM-Elektrolyse, der chemischen Methanisierung, der Fischer-Tropsch-Synthese sowie der direkten Ammoniaksynthese ökologische Vorteile durch PtX mit erneuerbaren

Energien im Hinblick auf Treibhausgasemissionen erzielt werden können. Überdies lässt sich beobachten, dass über alle Technologien der Betrieb der Anlagen die größte Rolle in der Umweltwirkung spielt. In den meisten Fällen und Wirkungskategorien liegt der Anteil bei über 90 Prozent an den Gesamtemissionen.

Dabei hat bei genauerer Betrachtung der Stromverbrauch den größten Einfluss. Dies wird ebenfalls sichtbar durch den Vergleich der Szenarien mit erneuerbarem Strommix zu dem Szenario Strommix 2030 und den Referenzen. Bei allen PtX-Technologien verursachen die erneuerbaren Szenarien deutlich weniger negative Umwelteffekte in allen Wirkungskategorien. Es lässt sich also festhalten, dass der Einsatz erneuerbaren Stroms die wichtigste Voraussetzung für einen ökologischen Betrieb der PtX-Anlagen darstellt. Auch verdeutlichen die verschiedenen Szenarien, dass sich die Umweltwirkungen mit einer hohen Auslastung der erneuerbaren Energieanlagen weiter reduzieren lassen. Der Vorteil wird aber bei einer Produktion im außereuropäischen Ausland in Teilen durch die ökologischen Belastungen der transeuropäischen Transporte kompensiert. Es zeigt sich weiterhin, dass ein Mix aus Wind- und PV-Strom, der vor allem betriebswirtschaftlich motiviert ist (höhere PtX-Anlagenauslastung), tendenziell höhere Umweltwirkungen nach sich zieht, als reine Windstrom-Szenarien. Deutliche Umweltvorteile im Vergleich zu den fossilen Referenzprodukten sind dennoch gegeben.

Der Bau der Anlagen hat einen geringen Einfluss auf die Ökobilanz der PtG- und PtL-Produkte. Lediglich beim mineralischen Ressourcenverbrauch ist eine signifikante Auswirkung zu erkennen, die in Einzelfällen sogar die des Betriebs übertrifft. Für eine ganzheitlichere Stärkung der Nachhaltigkeitspotenziale empfiehlt es sich also, den Bau mit in den Blick der Weiterentwicklung zu nehmen und z. B. Baumaterialien mit einer möglichst hohen Recyclingquote zu verwenden und auch bei deren Produktion auf erneuerbare Energiequellen zu setzen.

Die notwendige CO₂-Bereistellung in den indirekten Verfahren der chemischen Methanisierung und der Fischer-Tropsch-Synthese macht deutlich, dass sich die Kohlenstoffquelle entscheidend auf die Treibhausgasdifferenz zu den Referenzprodukten auswirkt. In der Regel können nur biogene Quellen und die Abscheidung von CO₂ aus der Luft unter Berücksichtigung der Freisetzung am Lebenszyklusende Netto-Emissionsreduktionen generieren. Bei der Verwendung von fossilen Quellen treten vielfach Netto-Belastungen im Vergleich zur Referenz auf. Allerdings stellt sich hier die politische Frage der Zuordnung der Emission (Zuordnung der Emissionen zum PtX-Produkt und/oder zum Punkt der Abscheidung), wenn der Kohlenstoff aus industriellen Abgasen gewonnen wird. Fest steht aber, dass es bei der Nutzung von industriellen CO₂-Quellen zu einem Eintrag von fossilem CO₂ in die Atmosphäre kommt. Daher sollten folgende Bedingungen für die Nutzung von Industrieabgasen geprüft werden:

- Zielkonformität: Wird bei großflächiger Nutzung der CO₂-Quelle das verbleibende Emissionsbudget unverhältnismäßig belastet oder ist das Erreichen der Sektorziele gefährdet? Sind die Restemissionen durch den breiten Einsatz des Abscheideverfahrens zu hoch, kann ggf. keine Klimaneutralität realisiert werden oder es wären entsprechend parallel Negativemissionen an anderer Stelle zu erzielen.
- Austauschbarkeit des Industrieprozesses durch klimaneutrale Verfahren: Wird durch die Nutzung der CO₂-Quelle der Einsatz alternativer, klimaneutraler Verfahren in der Prozessroute behindert? Da Investitionsentscheidungen und die Lebensdauer von Technologien mitunter sehr lang sind (teilweise über 50 Jahre (vgl. DWV 2021)), für das Erreichen der Klimaneutralität jedoch nur ca. 25 Jahre verbleiben, haben heutige Entscheidungen über den mittelfristigen Einsatz von CO₂-Abscheideverfahren oder alternativer Technologien langfristige Folgen.

Die Punkte zeigen, dass die Frage der genutzten CO₂-Quelle auch mit der Frage danach verbunden ist, welche PtX-Technologien langfristig im Fokus stehen sollten.

Mit der Skalierung der einzelnen Verfahren kann – analog zu einer betriebswirtschaftlichen Betrachtung – auch eine Verbesserung der Ökobilanz pro Produkteinheit erwartet werden. Allerdings sind die sich daraus ergebenden Spannungsfelder in den Blick zu nehmen: größere Anlagen sowie eine hohe Anzahl an Anlagen und die dafür notwendigen Vorketten (Strom-, Wasser-, CO₂-, Stickstoffbereitstellung, Anlagenbau und Transporte) vervielfachen auch deren Umweltwirkungen und können lokal zu starken Belastungen führen (z. B. Wasserverfügbarkeit und Landnutzung). Es ist daher ein aktives Management für diese Nebenprozesse erforderlich, das in Bezug zu den Belangen der Energiewende gesetzt werden muss. Weitere ökologische Optimierungspotenziale können durch integrierte Konzepte erzielt werden, bei denen der Anlagenbetrieb mit anderen Versorgungsaufgaben (z. B. Wärmeversorgung, Abfallbehandlung, Wasserversorgung, Sauerstoffnutzung) kombiniert wird und somit Umweltlasten auf ein größeres Produktportfolio verteilt werden.

Ein weiterer wichtiger Punkt in der Gegenüberstellung der bewerteten PtG- und PtL-Technologien mit bereits etablierten PtX-Verfahren (z. B. Wärmepumpen, Elektromobilität) ist der teilweise geringe Wirkungsgrad der Verfahren. Bei der direkten Ammoniaksynthese ist dies teilweise auf die noch fehlende technologische Reife zurückzuführen. Bei der Fischer-Tropsch-Synthese und der chemischen Methanisierung als indirekte Verfahren liegt dies jedoch auch an der Effizienz der Einzelprozesse, dem Wirkungsgrad bei der Anwendung und dem daraus resultierenden, geringen Gesamtwirkungsgrad. Zwar ergeben sich auch bei direkt-elektrischen Anwendungen wie beispielsweise der Elektromobilität Umweltauswirkungen durch Batterie- und Karosserieherstellung, diese werden jedoch gegenüber klassischen Verbrennerautos über die Lebenszeit durch den emissionsarmen Betrieb potenziell überkompensiert (Hoekstra 2019).

Das übergreifende Fazit der Umweltbewertung ist, dass der Einsatz von PtG- und PtL-Anlagen nur dann sinnvoll erscheint, wenn einerseits der erneuerbare Anteil in der Stromversorgung so hoch ist, dass Emissionsreduktionen im Vergleich zum fossilen Vergleichsprodukt umgesetzt werden können und wenn andererseits für die anvisierte Anwendung keine ökologisch vorteilhaftere Technologiealternative vorhanden ist.

8 Literaturverzeichnis

- Agora Verkehrswende, Agora Energiewende, und Frontier Economics (2018): Die zukünftigen Kosten strombasierter synthetischer Brennstoffe. Berlin. https://www.agora-verkehrswende.de/fileadmin/Projekte/2017/Die_Kosten_synthetischer_Brenn-_und_Kraftstoffe_bis_2050/Agora_SynCost-Studie_WEB.pdf (Zugriff: 17. Januar 2022).
- Bareiß, Kay, Cristina de la Rua, Maximilian Möckl und Thomas Hamacher (2019): Life cycle assessment of hydrogen from proton exchange membrane water electrolysis in future energy systems. *Applied Energy* 237 (März): 862–872.
- Berger, Angelina, Hannes Bluhm, Ulrike Ehrenstein, Katharina Heinbach, Elisa Dunkelberg und Bernd Hirschl (2020): Systematik im Power-to-X-Ansatz – Identifikation, Charakterisierung und Clusterung der Power-to-X-Technologien. *Zeitschrift für Energiewirtschaft* (16. Juni). <http://link.springer.com/10.1007/s12398-020-00281-x>.
- BMWi [Bundesministerium für Wirtschaft und Energie] (2020): Die Nationale Wasserstoffstrategie. Berlin: BMWi. <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Energie/die-nationale-wasserstoffstrategie.html> (Zugriff: 17. Januar 2022).
- BNetzA [Bundesnetzagentur] (2018): Genehmigung des Szenariorahmens 2019 - 2030. Berlin.
- Breyer, Christian (2012): Economics of Hybrid Photovoltaic Power Plants. Kassel: University of Kassel. <https://kobra.uni-kassel.de/handle/123456789/2012102242017>.
- Cetinkaya, E., Ibrahim Dincer und Greg F. Naterer (2012): Life cycle assessment of various hydrogen production methods. *International Journal of Hydrogen Energy* 37, Nr. 3 (Februar): 2071–2080.
- Chen, Luning, Zhiyuan Qi, Shuchen Zhang, Ji Su und Gabor A. Somorjai (2020): Catalytic Hydrogen Production from Methane: A Review on Recent Progress and Prospect. *Catalysts* 10, Nr. 8 (2. August): 858.
- DIN EN ISO 14040ff Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen sowie Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen.
- DWV [Deutsche Wasserstoff- und Brennstoffzellenverband] (2021): Grüner Stahl – Die Wasserstoffrevolution der Stahlindustrie. <https://www.dwv-info.de/wp-content/uploads/2021/06/20210616-EP-Gruener-Stahl.pdf> (Zugriff: 6. Oktober 2021).
- Eichhammer, Wolfgang, Stella Oberle, Michael Händel, Inga Boie, Till Gnann, Martin Wietschel und Benjamin Lux (2019): Study on the opportunities of „Power-to-X“ in Morocco. Karlsruhe: Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research ISI. https://publica.fraunhofer.de/eprints/urn_nbn_de_0011-n-5653338.pdf.
- European Commission und Joint Research Centre (2010): *ILCD handbook: general guide for life cycle assessment: detailed guidance*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <http://lct.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/ILCD-Handbook-General-guide-for-LCA-DETAIL-online-12March2010.pdf>.
- Fernández-Dacosta, Cora, Li Shen, Wouter Schakel, Andrea Ramirez und Gert Jan Kramer (2019): Potential and challenges of low-carbon energy options: Comparative assessment of alternative fuels for the transport sector. *Applied Energy* 236 (Februar): 590–606.
- Fraunhofer IMM (2021): Weltweit erste Hochtemperatur-Brennstoffzelle mit Ammoniak für Schiffe. *Fraunhofer-Gesellschaft*. 1. März. <https://www.fraunhofer.de/de/presse/presseinformationen/2021/maerz-2021/weltweit-erste-hochtemperatur-brennstoffzelle-mit-ammoniak-fuer-schiffe.html> (Zugriff: 16. September 2021).
- Fröhlich, Thomas, Sebastian Blömer, Daniel Münter, und Lars-Arvid Brischke (2019): CO₂-Quellen für die PtX-Herstellung in Deutschland -Technologien, Umweltwirkung, Verfügbarkeit. Heidelberg: Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. https://www.ifeu.de/fileadmin/uploads/ifeu_paper_03_2019_CO2-Quellen-f%C3%BCr-PtX.pdf.
- Garagounis, Ioannis, Anastasios Vourros, Demetrios Stoukides, Dionisios Dasopoulos und Michael Stoukides (2019): Electrochemical Synthesis of Ammonia: Recent Efforts and Future Outlook. *Membranes* 9, Nr. 9 (30. August): 112.
- van der Giesen, Coen, René Kleijn und Gert Jan Kramer (2014): Energy and Climate Impacts of Producing Synthetic Hydrocarbon Fuels from CO₂. *Environmental Science & Technology* 48, Nr. 12 (17. Juni): 7111–7121.
- Häfele, S., M. Hauck und J. Dailly (2016): Life cycle assessment of the manufacture and operation of solid oxide electrolyser components and stacks. *International Journal of Hydrogen Energy* 41, Nr. 31 (August): 13786–13796.
- Hoekstra, Auke (2019): The Underestimated Potential of Battery Electric Vehicles to Reduce Emissions. *Joule* 3, Nr. 6 (Juni): 1412–1414.
- Huijbregts, Mark A. J., Zoran J. N. Steinmann, Pieter M. F. Elshout, Gea Stam, Francesca Verones, Marisa Vieira, Michiel Zijp, Anne Hollander und Rosalie van Zelm (2017): ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 22, Nr. 2 (Februar): 138–147.
- ISPT (2017): Power to Ammonia. Institute for Sustainable Process Technology. <https://www.topsectorenergie.nl/sites/default/files/uploads/Energie%20en%20Industrie/Power%20to%20Ammonia%202017.pdf>.
- Karle, Anton (2015): *Elektromobilität: Grundlagen und Praxis*. München: Fachbuchverl. Leipzig im Hanser-Verlag.

- Kemmler, Andreas, Almut Kirchner, Alex Auf der Maur, Florian Ess, Sven Kreidelmeyer, Alexander Piégsa, Thorsten Spillmann, Marco Wunsch, und Inka Ziegenhagen (2020): Energiewirtschaftliche Projektionen und Folgeabschätzungen 2030/2050. Prognos AG. https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Wirtschaft/klimagutachten.pdf?__blob=publicationFile&v=8.
- Lauf, Thomas, Michael Memmler, und Sven Schneider (2019): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-11-07_cc-37-2019_emissionsbilanz-erneuerbarer-energien_2018.pdf.
- Liebich, Axel, Thomas Fröhlich, Daniel Münter, Horst Fehrenbach, Jürgen Giegriech, Susanne Köppen, Frank Dünnebeil, Wolfram Knörr und Kirsten Biemann (2019): Systemvergleich speicherbarer Energieträger aus erneuerbaren Energien. Ressortforschungsplan des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. Heidelberg: Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_2020_68_systemvergleich_speicherbarer_energetraeger_aus_erneuerbaren_energien.pdf.
- Lozanovski, Aleksandar (2019): LCA of CO₂ Direct Air Capture. BEniVER Workshop München: Universität Stuttgart.
- Paschotta, Dr. Rüdiger (2010): Wasserstoff. Bad Dürkheim: RP-Energie-Lexikon. <https://www.energie-lexikon.info/wasserstoff.html> (Zugriff: 17. Dezember 2021).
- Pichlmaier, Simon, Sofia Haas, Anika Regett, Mario Feinauer, Stephan Kigle und Matthias Oswald (2020): Ökobilanzen synthetischer Kraftstoffe - Methodikleitfaden. München: Forschungsstelle für Energiewirtschaft e.V. (FfE). [https://www.ffe.de/attachments/article/804/Methodikleitfaden%20\(1\).pdf](https://www.ffe.de/attachments/article/804/Methodikleitfaden%20(1).pdf).
- Rippel, Kerstin, Thomas Wiede, Mario Meinecke und Regina König [Netzentwicklungsplan Strom] (2019): Netzentwicklungsplan Strom 2030, Version 2019 Erster Entwurf der Übertragungsnetzbetreiber. https://www.netzentwicklungsplan.de/sites/default/files/paragraphs-files/NEP_2030_V2019_1_Entwurf_Teil1.pdf.
- Staffell, Iain (2011): The Energy and Fuel Data Sheet. Birmingham: University of Birmingham. https://www.claverton-energy.com/wordpress/wp-content/uploads/2012/08/the_energy_and_fuel_data_sheet1.pdf.
- Wang, Jun, Liang Yu, Lin Hu, Gang Chen, Hongliang Xin und Xiaofeng Feng (2018): Ambient ammonia synthesis via palladium-catalyzed electrohydrogenation of dinitrogen at low overpotential. *Nature Communications* 9, Nr. 1 (Dezember): 1795.
- Wernet, Gregor, Christian Bauer, Bernhard Steubing, Jürgen Reinhard, Emilia Moreno-Ruiz und Bo Weidema (2016): The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21, Nr. 9 (September): 1218–1230.
- Wietschel, Martin, Lin Zheng, Marlene Arens, Christopher Hebling, Ombeni Ranzmeyer, Achim Schaadt, Christoph Hank, André Sternberg, Sebastian Herkel, Christoph Kost, et al. (2021): Metastudie Wasserstoff – Auswertung von Energiesystemstudien. Studie im Auftrag des Nationalen Wasserstoffrats. Karlsruhe, Freiburg, Cottbus. https://www.wasserstoffrat.de/fileadmin/wasserstoffrat/media/Dokumente/Metastudie_Wasserstoff-Abschlussbericht.pdf (Zugriff: 17. Januar 2022).
- Zhang, Chundong, Ruxing Gao, Ki-won Jun, Seok Ki Kim, Suni-Mi Hwang, Hae-Gu Park und Guofeng Guan (2019): Direct conversion of carbon dioxide to liquid fuels and synthetic natural gas using renewable power: Techno-economic analysis. *Journal of CO₂ Utilization*, Nr. 34: 293–302.
- Zhang, Xiaojin, Christian Bauer, Christopher L. Mutel und Kathrin Volkart (2017): Life Cycle Assessment of Power-to-Gas: Approaches, system variations and their environmental implications. *Applied Energy* 190 (März): 326–338.

9 Anhang

9.1 Sachbilanzen zur ökologischen Analyse

Tabelle 9.4: Sachbilanz der PEM-Elektrolyse

Parameter	Einheit	Wert	Referenz
Gesamt			
Betrieb	kg/MJ H ₂	0,0083	Bareiß et al. (2019)
Bau Stack	Teile/MJ H ₂	7,63 x 10 ⁻⁹	
Bau BOP	Teile/MJ H ₂	5,09 x 10 ⁻⁹	
Transport	tkm/MJ H ₂	1,67 x 10 ⁻³	
Betrieb			
Input			
Strom	kWh/kg H ₂	55	Bareiß et al. (2019)
Deionisiertes Wasser	kg/kg H ₂	9	
Output			
Wasserstoff	kg	1	Bareiß et al. (2019)
Sauerstoff	kg/kg H ₂	8	
Bau Stack			
Titan	kg	37	Bareiß et al. (2019)
Aluminium	kg	54	
Edelstahl	kg	40	
Kupfer	kg	9	
Nafion	kg	2	
Kohlenstoff	kg	4,5	
Iridium	kg	0,037	

Parameter	Einheit	Wert	Referenz
Platin	kg	0,01	
Bau BOP			
Niedriglegierter Stahl	kg	4.800	Bareiß et al. (2019)
Hochlegierter Stahl	kg	1.900	
Aluminium	kg	100	
Kupfer	kg	100	
Plastik	kg	300	
Elektronik	kg	1.100	
Adsorbent	kg	200	
Beton	kg	5.600	

Tabelle 9.5: Sachbilanz des SMR

Parameter	Einheit	Wert	Referenz
Betrieb			
Input			
Erdgas (als Rohstoff)	kg/MJ	25,9	Fernandez-Dacosta et al. (2019)
Erdgas (als Brennstoff)	MJ/GJ	176,54	
Dampf	kg/GJ	85,1	
Strommix 2030	kWh/GJ	0,6	
Kochendes Wasser	kg/GJ	98,27	
Kuhlwasser	kg/GJ	1526,85	
Output			
Kohlenmonoxid	kg/GJ	4,9	Fernandez-Dacosta et al. (2019)
H ₂ O (emittiert)	kg/GJ	32,82	
H ₂ (emittiert)	kg/GJ	0,086	

Parameter	Einheit	Wert	Referenz
CO ₂ (emittiert)	kg/GJ	73,5	
N ₂ (emittiert)	kg/GJ	159,9	
O ₂ (emittiert)	kg/GJ	0,039	
Bau			
Aluminiumoxid	kg/GJ	0,0009	Fernández-Dacosta et al. (2019)
Nickel	kg/GJ	0,0016	
Sand	kg/GJ	0,0001	
Brannkalk	kg/GJ	0,0004	
Eisen	kg/GJ	0,0026	
Chromoxid	kg/GJ	0,0003	
Kupferoxid	kg/GJ	0,0030	
Zinkoxid	kg/GJ	0,0018	
Zeolith	kg/GJ	0,0146	

Tabelle 9.6: Sachbilanz der chemischen Methanisierung

Parameter	Einheit	Wert	Referenz
Gesamt			
Betrieb	kg/MJ SNG	0,028	Zhang et al. (2019)
Bau	Teile/MJ SNG	$6,5 \times 10^{-7}$	
Transport	tkm/MJ SNG	4×10^{-3}	
Betrieb			
Input			
Strom	kWh/Nm ³ SNG	0,39	Zhang et al. (2019)
Wasserstoff	Nm ³ /Nm ³ SNG	4	
CO ₂	kg/Nm ³ SNG	1,84	
Katalysator	kg/Nm ³ SNG	$9,26 \times 10^{-6}$	

Parameter	Einheit	Wert	Referenz
Betrieb	Nm ³ /MJ SNG	0,0278	
Bau	Teile/MJ SNG	6,5 x 10 ⁻⁷	
Output			
SNG	Nm ³	1	Zhang et al. (2019)
Wasser	kg/Nm ³ SNG	1,5	
Wärme	MJ/Nm ³ SNG	10,56	
Bau			
Edelstahl	kg	300	Zhang et al. (2019)

Tabelle 9.7: Sachbilanz der RWGS

Parameter	Einheit	Wert	Referenz
Gesamt			
Betrieb	kg/kg CO CO	1	van der Giesen et al. (2014)
Bau	Teile/kg CO	7,18 x 10 ⁻¹⁰	
Betrieb			
Input			
Strom	MJ/kg CO	4,18	van der Giesen et al. (2014)
CO ₂	kg/kg CO	1,57	
H ₂	kg/kg CO	0,07	
Output			
CO	kg	1	van der Giesen et al. (2014)
Wasserdampf	kg/kg CO	0,64	
Bau			
Katalysator	kg/kg CO	6.600	van der Giesen et al. (2014)
<i>davon Kupferoxid</i>	%	57	
<i>davon Zinkoxid</i>	%	31	

Parameter	Einheit	Wert	Referenz
<i>davon Aluminiumoxid</i>	%	11	
Zeolith-Puder	kg/kg CO	26.700	
Niedriglegierter Stahl	kg/kg CO	4.760	
Chromstahl	kg/kg CO	4.760	
Fläche	m ² a	3,14	

Tabelle 9.8: Sachbilanz der Fischer-Tropsch-Synthese

Parameter	Einheit	Wert	Referenz
Gesamt			
Betrieb	kg/MJ Kraftstoff	0,023	van der Giesen et al. (2014)
Bau	Teile/MJ Kraftstoff	$1,43 \times 10^{-13}$	
Transport	tkm/MJ Kraftstoff	$4,63 \times 10^{-3}$	
Betrieb			
Input			
Syngas	kg/kg Kraftstoff	2,3	van der Giesen et al. (2014)
<i>davon H₂</i>	kg/kg Kraftstoff	0,3	
<i>davon CO</i>	kg/kg Kraftstoff	2	
Output			
Kraftstoff	kg	1	van der Giesen et al. (2014)
Bau			
Beton	m ³		van der Giesen et al. (2014)
Niedriglegierter Stahl	t	7.200	
Betonstahl	t	7.200	
Fläche	m ² a	1.120.000	

Tabelle 9.9: Sachbilanz der direkten Ammoniaksynthese

Parameter	Einheit	Wert	Referenz
Gesamt			
Betrieb	kg/kg NH ₃	0,054	Gara- gounis et al. (2019), ISPT (2017)
Bau	Teile/kg NH ₃	1,06 x 10 ⁻⁶	
Transport	tkm/kg NH ₃	1,16 x 10 ⁻²	
Betrieb			
Input			
Strom	kWh/kg NH ₃	11	Gara- gounis et al. (2019), ISPT (2017)
Stickstoff	kg/kg NH ₃	28,6	
Deionisiertes Wasser	kg/kg NH ₃	6,1	
Output			
Ammoniak	kg NH ₃	1	Gara- gounis et al. (2019), ISPT (2017)
Sauerstoff	kg/kg NH ₃	21,8	
Bau			
Chromstahl	kg	20	Häfele et al. (2016), eigene Annahmen
Elektrolyt: YSZ (Yttriumoxid-stabilisiertes Zirkoniumoxid)	g	425	
Anode: Nickel	g	181	
Kathode: Palladium-Silber-Gemisch	g	181	

GESCHÄFTSSTELLE BERLIN

MAIN OFFICE

Potsdamer Straße 105

10785 Berlin

Telefon: + 49 – 30 – 884 594-0

Fax: + 49 – 30 – 882 54 39

BÜRO HEIDELBERG

HEIDELBERG OFFICE

Bergstraße 7

69120 Heidelberg

Telefon: + 49 – 6221 – 649 16-0

mailbox@ioew.de

www.ioew.de