

Prospektive Lebenszyklusanalysen von Power-to-Gas-Optionen

Jan Christian Koj

Energie & Umwelt / Energy & Environment

Band / Volume 649

ISBN 978-3-95806-794-3

Forschungszentrum Jülich GmbH
Institut für Energie- und Klimaforschung (IEK)
Jülicher Systemanalyse (IEK-3)

Prospektive Lebenszyklusanalysen von Power-to-Gas-Optionen

Jan Christian Koj

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment

Band / Volume 649

ISSN 1866-1793

ISBN 978-3-95806-794-3

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek.
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der
Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte Bibliografische Daten
sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Herausgeber und Vertrieb: Forschungszentrum Jülich GmbH
Zentralbibliothek, Verlag
52425 Jülich
Tel.: +49 2461 61-5368
Fax: +49 2461 61-6103
zb-publikation@fz-juelich.de
www.fz-juelich.de/zb

Umschlaggestaltung: Grafische Medien, Forschungszentrum Jülich GmbH

Druck: Grafische Medien, Forschungszentrum Jülich GmbH

Copyright: Forschungszentrum Jülich 2024

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment, Band / Volume 649

D 464 (Diss. Duisburg-Essen, Univ., 2024)

ISSN 1866-1793
ISBN 978-3-95806-794-3

Vollständig frei verfügbar über das Publikationsportal des Forschungszentrums Jülich (JuSER)
unter www.fz-juelich.de/zb/openaccess.



This is an Open Access publication distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution License 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Energie- und Klimaforschung in den Organisationseinheiten Systemforschung und Technologische Entwicklung (IEK-STE) und Jülicher Systemanalyse (IEK-3) des Forschungszentrums Jülich.

Mein umfassender Dank gilt zunächst meinem langjährigen Doktorvater Professor Dr.-Ing. habil. Klaus Görner für die engagierte Betreuung dieser Arbeit und die vertrauensvolle Zusammenarbeit. Ein herzlicher Dank an Herrn Professor Dr.-Ing. Christoph Wieland dafür, dass er die letzte Phase meines Promotionsvorhabens als Doktorvater begleitet hat. Herrn Professor Dr.-Ing. Manfred Fishedick danke ich sehr für sein Engagement als Zweitgutachter und sein Interesse an den Ergebnissen dieser Arbeit. Herrn Professor Dr.-Ing. Bettar Ould el Moctar danke ich für die Übernahme des Vorsitzes meiner Promotionsprüfung. Zudem möchte ich Herrn Professor Dr.-Ing. Dieter Brillert für seine Beteiligung als Mitprüfer danken.

Den Leitern der Institutsbereiche IEK-STE und IEK-3, Herr Dr. rer. pol. Wilhelm Kuckshinrichs und Herr Prof. Dr.-Ing. Detlef Stolten, danke ich für die umfängliche Unterstützung und die Freiräume im Rahmen des Promotionsvorhabens. Weiterhin bedanke ich mich bei meiner Abteilungsleiterin Frau Dr.-Ing. Petra Zapp. Für das interne Mentoring mitsamt aller konstruktiven Diskussionen und dem entgegengebrachten Vertrauen bin ich ihr besonders dankbar.

Ein herzliches Dankeschön gilt meinen Kolleg:innen. Der Zusammenhalt und die Arbeitsatmosphäre haben mich durch das gesamte Promotionsvorhaben begleitet und motiviert. Für die hilfreichen fachlichen Anregungen zu dieser Dissertation danke ich insbesondere Frau Dr.-Ing. Christina Wulf und Frau Dr.-Ing. Freia Harzendorf. Herzlich danke ich zudem Tobias Wellert, Paul Simon Glade, Mona Kabus und Magdalena Weinand, die ihre Masterarbeiten unter meiner Betreuung erfolgreich abgeschlossen haben.

Für ihre fortwährende Motivation möchte ich meinen Freund:innen einen herzlichen Dank aussprechen. Meiner Freundin Miriam Helck danke ich von ganzem Herzen für ihre bedingungslose Unterstützung und ihr Verständnis in guten und schwierigen Phasen der Arbeit. Meine und ihre Familie waren in allen Phasen der Dissertation für mich da, haben mir den Rücken gestärkt und waren somit das Fundament, auf welchem die Erstellung der Arbeit aufbauen konnte.

Kurzfassung

Power-to-Gas-Technologien ermöglichen die Integration erneuerbarer Energien in die Erzeugung synthetischer Gase für die Sektoren Industrie, Strom, Wärme und Verkehr. Dort können diese Gase Energieträger fossilen Ursprungs substituieren und werden daher als Möglichkeit zur Dekarbonisierung der Sektoren diskutiert. Mit dem erwarteten exponentiellen Anstieg des Einsatzes dieser Technologien werden sowohl technologischer Fortschritt als auch erheblicher Material- und Energiebedarf einhergehen. Die vorliegende Arbeit analysiert für verschiedene Power-to-Gas-Optionen deren technologische Eigenschaften, Umweltwirkungen und Lebenszykluskosten für den Zeitraum von 2020 bis 2050. Mittels ökologischer Lebenszyklusanalyse und Lebenszykluskostenrechnung werden drei Wasserelektrolyse-Technologien und drei unterschiedliche Methanisierungsverfahren untersucht. Dabei werden die Standortbedingungen in Deutschland berücksichtigt. Durch Analysen von Lernkurven, Technologiereife, Multifunktionalität und Sensitivitäten wird die Vielfalt der methodischen und technologischen Variationsmöglichkeiten und deren Einfluss auf die Ergebnisse aufgezeigt. Die vorliegende Arbeit zeigt, dass die Technologien und die damit erzeugten Gase langfristig mit geringen Umweltwirkungen und sinkenden Kosten einhergehen. Mehrere Faktoren beeinflussen die Ergebnisse der ökologischen Lebenszyklusanalyse: Die Strombereitstellung auf Basis erneuerbarer Energien führt im Vergleich zur Nutzung des gegenwärtigen Netzstroms zu einer Reduktion der Treibhausgasemissionen. Zukünftig werden auch ein geringerer Energiebedarf, der verringerte Einsatz potenziell kritischer Rohstoffe, höhere Lebensdauererwartungen sowie Skalen- und Lerneffekte zu verringerten Umweltwirkungen führen. Sowohl das Treibhauspotenzial als auch die Gesteungskosten der erzeugten Gase Wasserstoff und Methan können zukünftig je nach Fall und Analyseansatz um mehr als 80 % gegenüber den Ergebnissen für das Jahr 2020 reduziert werden. Zeitlich differenzierte Auswertungen verdeutlichen besonders starke technologische Weiterentwicklungen und daraus folgende Reduktionen der Umweltwirkungen und der Lebenszykluskosten bereits bis zum Jahr 2030. Die Analysen legen zudem nahe, dass es unter den Power-to-Gas-Technologien keine eindeutig zu bevorzugende Technologie gibt. Ein kombinierter Einsatz der Technologien ermöglicht eine Risikostreung und -minderung hinsichtlich der Umweltwirkungen und des Einsatzes potenziell kritischer Rohstoffe.

Abstract

Power-to-gas technologies enable the integration of renewable energies in gas production for the industry, electricity, heat, and transport sectors. There, these gases can substitute energy sources of fossil origin. They are therefore discussed as a possibility for decarbonization of the sectors. The expected exponential increase in the use of these technologies will be accompanied by technological progress and significant material and energy requirements. This thesis analyzes for different power-to-gas options their technological characteristics, environmental impacts, and life cycle costs for the period from 2020 to 2050. Using environmental life cycle assessment as well as life cycle costing, three water electrolysis technologies and three different methanation processes are investigated. The site conditions in Germany are also considered. The variety of methodological and technological variations and their influence on the results is shown by analyses of learning curves, technology maturity, multifunctionality and sensitivities. The present thesis shows that the technologies and produced gases are associated with low environmental impacts and decreasing costs in the long term. The results of the environmental life cycle analysis are influenced by several factors: Electricity supply based on renewable energy leads to a reduction in greenhouse gas emissions compared to the use of current grid electricity. In the future, reduced energy demand, reduced use of potentially critical raw materials, higher lifetime expectations, and economies of scale and learning will also lead to reduced environmental impacts. The global warming potential and the levelized costs of the generated gases hydrogen and methane can be reduced by more than 80% in the future compared to the results for 2020, depending on the case and analysis approach. Time-differentiated analyses illustrate particularly strong technology developments and accompanying reductions in environmental impacts and life cycle costs as early as 2030. The results also suggest that there is no clearly preferable technology among the power-to-gas technologies. A combined use of the technologies enables risk diversification and mitigation regarding environmental impacts and the use of potentially critical raw materials.

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	I
Kurzfassung	II
Abstract	III
Inhaltsverzeichnis	IV
Glossar	VIII
Abkürzungen	IX
Abbildungsverzeichnis	XII
Tabellenverzeichnis	XVII
1 Einleitung	1
1.1 Zielsetzung und Forschungsfragen	5
1.2 Aufbau der Arbeit.....	7
2 Technologischer Untersuchungsgegenstand: PtG-Optionen	9
2.1 Erläuterung und Abgrenzung relevanter Begrifflichkeiten	9
2.1.1 Erläuterung des Begriffs „PtX“	9
2.1.2 Erläuterung des Begriffs „PtG“	11
2.1.3 Abgrenzung von „PtX“ und „PtG“ zu „CCU“	11
2.2 PtG Technologien – Grundlegende Funktionsweise, Prozesse und Komponenten.....	13
2.2.1 Wasserstoffsynthese mittels Wasserelektrolyse (PtH ₂)	14
2.2.2 Produktion synthetischen Methans (PtCH ₄).....	20
2.2.3 CO ₂ -Bereitstellung	26
2.2.4 Speicherung und sonstige Infrastrukturen (Distribution).....	28
2.3 Reifegrad der Technologien	32
2.3.1 Technology Readiness Level (TRL).....	33
2.3.2 Weitere Reifegrade von Technologien.....	36
2.3.3 Verortung der Reifegrade der Technologien in dieser Arbeit	37
3 Methodischer Untersuchungsgegenstand: Lebenszyklusanalysen	38
3.1 Methodik der ökologischen Lebenszyklusanalyse	38
3.2 Methodik der Lebenszykluskostenrechnung	42
3.3 Stand der Forschung und des Forschungsbedarfs bezüglich Lebenszyklusanalysen mit Relevanz für Power-to-Gas.....	45
4 Methodischer Untersuchungsgegenstand: Prospektive Analysen	50

4.1	Methodische Aspekte prospektiver Lebenszyklusanalysen.....	50
4.1.1	Vergleichbarkeit: Herausforderungen und Lösungsansätze.....	51
4.1.2	Datenverfügbarkeit, -qualität und -anpassung	52
4.1.3	Unsicherheit: Herausforderungen und Lösungsansätze.....	55
4.2	Methodische Aspekte der Technologiefortschreibung und Skalierung und Stand der Forschung bezüglich ihrer Anwendung in prospektiven Lebenszyklusanalysen....	57
4.2.1	Quantitative Methoden zur Technologiefortschreibung.....	57
4.2.2	Qualitative Methoden zur Technologiefortschreibung	67
4.2.3	Skalierung und Skaleneffekte.....	71
5	Ansatz zur Analyse von Power-to-Gas-Optionen in den Jahren 2020 und 2050	73
5.1	Technologieauswahl und TRL-Bestimmung.....	74
5.1.1	Identifikation – Auswahlkriterium „Nennung der Technologien in relevanten Publikationen“	75
5.1.2	Auswahlkriterium „Mindest-TRL“	75
5.1.3	Auswahlkriterium „Datenverfügbarkeit“	79
5.1.4	Auswahlkriterium „Zukünftige Potenziale“	80
5.1.5	Technologieauswahl	83
5.1.6	Auswahl weiterer Pfad-Komponenten.....	83
5.2	Darstellung des Ansatzes zu den Lebenszyklusanalysen	86
5.2.1	Wahl methodischer Annahmen vor dem Hintergrund relevanter LCA- Richtlinien	86
5.2.2	Wahl methodischer Annahmen zu den Lebenszyklusanalysen im Detail.....	86
5.3	Systembildung für die Lebenszyklusanalysen.....	90
5.3.1	Verwendete Datenquellen.....	91
5.3.2	Technologieübergreifende Annahmen und Randbedingungen	91
5.3.3	Wasserelektrolysetechnologien.....	93
5.3.4	Methanisierungstechnologien	95
5.3.5	Kohlendioxidbereitstellung.....	97
5.3.6	Referenztechnologien: Dampfreformierung und Erdgas inkl. Vorkette	98
5.4	Beschreibung des Ansatzes zur prospektiven Lebenszyklusanalyse mittels Lernkurven und Trendextrapolation.....	99
5.4.1	Trendextrapolation des künftigen Materialbedarfs für den Bau der PtG- Technologien	101
5.4.2	Anpassung der Sachbilanzdaten auf Grundlage der Trendextrapolation.....	106

5.4.3	Trendextrapolation des künftigen Strombedarfs für den Betrieb der PtG-Technologien	108
5.5	Entwickelter Ansatz zur prospektiven Lebenszyklusanalyse von Power-to-Gas	111
6	Lebenszyklusanalysen für Power-to-Gas Optionen im Jahr 2020.....	114
6.1	Elektrolysetechnologien –Wirkungsabschätzung für das Jahr 2020	114
6.1.1	Elektrolysetechnologien – Treibhauspotenzial der Wasserstoffproduktion	114
6.1.2	Elektrolysetechnologien – Beiträge der Elektrolysestacks zum Treibhauspotenzial	116
6.1.3	Elektrolysetechnologien - Wirkungsabschätzung für ergänzende Indikatoren und Vergleich mit einer Referenztechnologie.....	117
6.2	Elektrolysetechnologien – Lebenszykluskosten im Jahr 2020.....	119
6.3	Methanisierungstechnologien – Wirkungsabschätzung für das Jahr 2020	120
6.3.1	Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial der SNG-Produktion	120
6.3.2	Wirkungsabschätzung für ergänzende Indikatoren.....	122
6.4	Methanisierungstechnologien – Lebenszykluskosten im Jahr 2020	123
7	Lebenszyklusanalysen für Power-to-Gas-Optionen im Jahr 2050	124
7.1	Elektrolysetechnologien – Wirkungsabschätzung für das Jahr 2050	124
7.1.1	Elektrolysetechnologien – Treibhauspotenzial der Wasserstoffproduktion	124
7.1.2	Elektrolysetechnologien – Beiträge der Elektrolysestacks zum Treibhauspotenzial	125
7.1.3	Elektrolysetechnologien – Wirkungsabschätzung für ergänzende Indikatoren und Vergleich mit einer Referenztechnologie.....	126
7.2	Elektrolysetechnologien – Lebenszykluskosten im Jahr 2050.....	128
7.3	Methanisierungstechnologien – Wirkungsabschätzung für das Jahr 2050	129
7.3.1	Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial der SNG-Produktion	129
7.3.2	Wirkungsabschätzung bezüglich anderer Indikatoren	130
7.4	Methanisierungstechnologien – Lebenszykluskosten im Jahr 2050	131
7.5	Wirkungsabschätzung für das Jahr 2050 unter Berücksichtigung von Lernkurven	133
7.5.1	Umweltlernkurvenanalysen der PtH ₂ -Systeme	133
7.5.2	Umweltlernkurvenanalysen der PtCH ₄ -Systeme	136
7.6	Lebenszykluskosten für das Jahr 2050 unter Berücksichtigung von Lernkurven	138
7.6.1	Lernkurvenanalysen der Wasserstoff-Gestehungskosten von PtH ₂ -Systemen	138
7.6.2	Lernkurvenanalysen der SNG-Gestehungskosten von PtCH ₄ -Systemen.....	141
8	Analysen zu Sensitivitäten, Multifunktionalität und zum flexiblen Anlagenbetrieb .	145

8.1	Sensitivitätsanalysen	145
8.1.1	Sensitivitätsanalysen zu den Ergebnissen der ökologischen Lebenszyklusanalysen	145
8.1.2	Sensitivitätsanalysen zu den Ergebnissen der Lebenszykluskostenrechnungen	150
8.2	Lebenszyklusanalysen der PtG-Systeme unter Berücksichtigung von Allokationen und weiteren Multifunktionalitätsansätzen	153
8.2.1	Elektrolysetechnologien – Multifunktionalitätsanalysen zum Treibhauspotenzial der Wasserstoffproduktion	153
8.2.2	Methanisierungstechnologien – Multifunktionalitätsanalysen zum Treibhauspotenzial der SNG-Produktion.....	156
8.3	Lebenszykluskostenrechnung unter Berücksichtigung der Multifunktionalität der PtG-Systeme.....	160
8.3.1	Elektrolysetechnologien – Wasserstoff-Gestehungskosten unter Berücksichtigung von Erlösen	160
8.3.2	Methanisierungstechnologien – SNG-Gestehungskosten unter Berücksichtigung von Erlösen	161
8.4	Beschreibung von Unsicherheiten der Lebenszyklusanalysen.....	161
8.4.1	Beschreibung der Unsicherheiten der Lebenszyklusanalysen für das Jahr 2020.....	161
8.4.2	Beschreibung der Unsicherheiten der Lebenszyklusanalysen für das Jahr 2050.....	162
8.4.3	Weitere Unsicherheiten unabhängig vom Analysezeitpunkt	164
8.5	Exkurs zu den Effekten des flexiblen Betriebs der PtG-Anlagen	164
9	Zusammenfassung, Diskussion und Ausblick.....	167
9.1	Zusammenfassung der Analysen der Gegenwart	167
9.2	Zusammenfassung der Erkenntnisse prospektiver Analysen.....	168
9.3	Zusammenfassung der Erkenntnisse zu Sensitivitäten, Multifunktionalität, Unsicherheit und zum flexiblen Betrieb von PtG-Anlagen.....	169
9.4	Zusammenfassung weiterer Erkenntnisse.....	171
9.5	Diskussion und Ausblick	171
	Referenzen	174
	Anhang	191

Glossar

BoP	<i>Balance-of-Plant</i> : Systemkomponenten, die über die Kernkomponenten (z.B. Stack o. Reaktor) hinausgehen. Beispiele für BoP-Komponenten sind Pumpen, Wärmetauscher oder Tankbehältnisse
CCS	<i>Carbon capture and storage/sequestration</i> : Abscheidung und Speicherung (auch: Sequestrierung) von Kohlendioxid
CCU	<i>Carbon capture and use/utilization</i> : Abscheidung und Nutzung von Kohlendioxid
CML	<i>Centrum voor Milieuwetenschappen</i> : Kürzel d. Instituts der Universität Leiden, welches die CML 2001 Methode zur Wirkungsabschätzung entwickelt hat
CO ₂ -Äquivalente	Maßzahl, die den relativen Beitrag eines Gases zum Treibhauseffekt beschreibt und CO ₂ den Wert 1 zuweist
Economies of Scale	Kostenvorteile durch Produktion großer Mengen (Skaleneffekt)
EoL	<i>End-of-Life</i> : Lebensendphase eines Produkts, typischerweise Entsorgung oder Recycling
Funktionelle Einheit	Zentrale Bezugsgröße, auf die sich die Bilanzen beziehen (z.B. Bezug auf 1 Kilogramm Wasserstoff)
Life Cycle Assessment	Ökologische Lebenszyklusanalyse oder Ökobilanz
Life Cycle Inventory	Sachbilanz (Phase d. ökologischen Lebenszyklusanalyse)
Life Cycle Impact Assessment	Wirkungsabschätzung (Phase d. ökologischen Lebenszyklusanalyse)
Power-to-Gas	Produktion gasförmiger Endprodukte unter Einsatz von elektrischer Energie und Umwandlungstechnologien
Power-to-X	Oberbegriff zur Beschreibung einer Vielzahl von Endprodukten, Produktgruppen oder Anwendungen unter Einsatz von elektrischer Energie und Umwandlungstechnologien
Stand-by	Bereitschaftszustand
Synthetic/Substitute Natural Gas	Synthetisch hergestelltes Methan (Erdgassubstitut)
TRL	<i>Technology Readiness Level</i> : Skala für den Entwicklungsstand einer Technologie von 1 (Beobachtung & Beschreibung des Funktionsprinzips) bis 9 (Qualifiziertes System mit Nachweis des erfolgreichen Einsatzes)
Volllaststunden	Quotient aus über einen bestimmten Zeitraum bilanzierter Energiemenge und Nennleistung einer technischen Anlage

Abkürzungen

ADP elem.	<i>Abiotic resource depletion potential elements</i> : Verbrauch abiotischer Ressourcen (Mineralien)
AEC	<i>Alkaline electrolysis cell</i> : Alkalische Elektrolysezelle
AF	Allokationsfaktor
AP	<i>Acidification potential</i> : Versauerungspotenzial
AW	Aminwäsche
BM	Biologische Methanisierung
BoP	Balance-of-Plant
CCS	<i>Carbon capture and storage/sequestration</i> :
CCU	<i>Carbon capture and use/utilization</i>
CH ₄	Methan
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
DPR	Drei-Phasen-Reaktoren
EE	Erneuerbare Energien
el	Elektrisch (Energieform)
EoL	<i>End-of-Life</i>
EP fw	<i>Eutrophication potential - aquatic freshwater</i> : Eutrophierungspotenzial - Frischwasser
FBR	Festbett-Reaktoren
FE	Funktionelle Einheit
F&E	Forschung und Entwicklung
GHSV	<i>Gas Hourly Space Velocity</i> : stöchiometrischer Gasdurchsatz
GWP	<i>Global Warming Potential</i> : Treibhauspotenzial
h _{op}	Betriebsstunden
H ₂	Wasserstoff
H ₂ O	Wasser
i.H.v.	In Höhe von
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> : Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen/Weltklimarat
IRENA	<i>International Renewable Energy Agency</i> : Internationale Organisation für Erneuerbare Energien
ISO	<i>International Organization for Standardization</i> : Internationale Organisation für Normung

JRC	<i>Joint Research Centre</i> : Gemeinsame Forschungsstelle der Europäischen Kommission
KM	Katalytische Methanisierung
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i> : ökologische Lebenszyklusanalyse oder Ökobilanz
LCC	<i>Life Cycle Costing</i> : ökonomische Lebenszyklusanalyse oder Lebenszykluskostenrechnung
LCI	<i>Life Cycle Inventory</i> : Sachbilanz
LCIA	<i>Life Cycle Impact Assessment</i> : Wirkungsabschätzung
MEA	Monethanolamin
Mix	Strommix
NMVOC	<i>Non-methane volatile organic compounds</i> : Flüchtige Organische Verbindungen ohne Methan
NO _x	Stickoxide (stellvertretende Summenformel)
ODP	<i>Ozone depletion potential</i> : Ozonabbaupotenzial
P	Phosphor
PEMEC	<i>Proton exchange membrane electrolysis cell</i> : Protonenaustausch-/Polymermembran-Elektrolysezelle
PM	<i>Particulate matter</i> : Feinstaub – meist mit Angaben zu den Durchmessern der Staubteilchen in µm
PtC	<i>Power-to-Chemicals</i>
POCP	<i>Photochemical ozone creation potential</i> : bodennahe photochemische Ozonbildung/Sommersmog
PtCH ₄	Power-to-CH ₄ : <i>Power-to-Methane/Power-to-Methan</i>
PTFE	Polytetrafluorethylen
PtG	<i>Power-to-Gas</i>
PtGtP	<i>Power-to-Gas-to-Power</i>
PtH ₂	<i>Power-to-H₂</i> : <i>Power-to-Hydrogen/Power-to-Wasserstoff</i>
PtP	<i>Power-to-Power</i>
PtX	<i>Power-to-X</i>
PV	Photovoltaik
PVA	Photovoltaik-Anlage(n)
R11	Trichlorfluormethan
RR	Rührreaktor
RBR	Rieselbettreaktor
Sb	Antimon
SNG	<i>Synthetic/substitute natural gas</i> : Synthetisches Erdgassubstitut
SO ₂	Schwefeldioxid

Abkürzungen

SOEC	<i>Solid oxide electrolysis cell</i> : Keramische Hochtemperatur-/Festoxid-Elektrolysezelle
THG	Treibhausgas(e)
TRA	<i>Technology Readiness Assessment</i> : Analyse zur TRL-Bestimmung
TRL	<i>Technology Readiness Level</i>
VL	Volllast
VLS	Volllaststunden
W	Windstrom
WK	Windkraft
WKA	Windkraftanlage(n)

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Struktur der Arbeit	8
Abbildung 2-1: Power-to-X: Inputs, Prozesse, Produkte und Technologien; Darstellung nach [30]	10
Abbildung 2-2: CCU – Nutzungsmöglichkeiten für abgetrenntes CO ₂	12
Abbildung 2-3: Auswahl separater PtX- und CCU-Pfade sowie Produkte, die als Schnittmenge ein Bestandteil beider Pfade sind	13
Abbildung 2-4: Wirkungsgradverlauf und Wasserstoffproduktion eines PEMEC-Elektrolyseurs auf Anlagenebene; Darstellung aus [62]	16
Abbildung 2-5: Schematische Darstellung der Zellen betrachteter Elektrolysetechnologien; Darstellung nach [50]	17
Abbildung 2-6: Schematische Darstellung ausgewählter katalytischer Methanisierungsreaktoren: (A) Festbett-Reaktor, (B) Drei-Phasen-Reaktor; Darstellung aus [6]	22
Abbildung 2-7: CO ₂ -Abtrennung - Verfahren und Prozesse; Darstellung nach [46]	27
Abbildung 2-8: Potenzielle Wasserstoffspeichermöglichkeiten in Nordwestdeutschland; Darstellung aus [126]	30
Abbildung 2-9: Darstellung einer neunstufigen TRL-Skala anhand unterschiedlicher Definitionen; Darstellung nach [134, 136, 139, 140]	33
Abbildung 2-10: Schematische Darstellung des Ansatzes von Pieper zur TRL-Bestimmung; Darstellung nach [141]	36
Abbildung 2-11: MRL-Beschreibungen und Verortung gegenüber TRL; Darstellung nach [148, 149]	37
Abbildung 3-1: Phasen einer Lebenszyklusanalyse nach DIN EN ISO 14040 [28]	39
Abbildung 4-1: „Vergleichbarkeit“ – Auswirkungen auf Lebenszyklusanalysen durch Zukunftsbezug und Lösungsansätze	51
Abbildung 4-2: Hierarchie von Ansätzen zur LCI-Datengewinnung; Darstellung nach [185]	54
Abbildung 4-3: „Daten“ – Auswirkungen auf Lebenszyklusanalysen durch Zukunftsorientierung und Lösungsansätze	55
Abbildung 4-4: „Unsicherheit“ – Auswirkungen auf Lebenszyklusanalysen durch Zukunftsorientierung und Lösungsansätze	56
Abbildung 4-5: Auswirkungen zunehmender Erfahrungen auf Kosten, technologische Leistung und Umweltwirkungen; Darstellung nach [214].....	59
Abbildung 4-6: Identifizierte Lernkurven-Ansätze für prospektive ökologische Lebenszyklusanalysen und die durch sie tangierten LCA-Phasen	62
Abbildung 4-7: Schematische Darstellung einer S-Kurve im Kontext der Technologieentwicklung; Darstellung nach [186, 228]	63

Abbildung 4-8: Technologiediffusion nach Bass; Darstellung aus [233]	65
Abbildung 4-9: Konzepte zur Integration von partizipativen Methoden zur Technologiefortschreibung in ökologischen Lebenszyklusanalysen	68
Abbildung 5-1: Analyseebenen und Teilaspekte des entwickelten Ansatzes zur Lebenszyklus- und prospektiven Analyse von PtG-Optionen.....	73
Abbildung 5-2: Stufen der Technologieauswahl für Gegenwart und Zukunft.....	74
Abbildung 5-3: Ausgewählte Szenarien zur Entwicklung der Wasserstoffnachfrage Deutschlands in TWh/a; Darstellung aus [289]	81
Abbildung 5-4: Entwicklung der kumulierten installierten Kapazitäten der Wasserelektrolysetechnologien (A) und Methanisierungstechnologien (B); Darstellung nach [24, 101, 290]	82
Abbildung 5-5: Ausgewählte PtG-Technologien und -Produkte für die Analysen der Jahre 2020 und 2050	83
Abbildung 5-6: Technologieübergreifendes Schema der betrachteten Systemgrenzen; Darstellung nach [150]	90
Abbildung 5-7: Elektrolysetechnologien - LCA- und LCC-Systemgrenzen; Darstellung nach [150]	93
Abbildung 5-8: Biologische und katalytische Methanisierung – LCA- und LCC- Systemgrenzen; Darstellung nach [150]	95
Abbildung 5-9: Literaturdaten und Trend zum spezifischen Platinbedarf für PtH ₂ bis zum Jahr 2050 (rot: Datenpunkt aus LCA-Literatur); basierend auf Daten aus sechs Publikationen [25, 306, 319-322]	103
Abbildung 5-10: Literaturdaten und Trend zum spezifischen Iridiumbedarf für PtH ₂ bis zum Jahr 2050 (rot: Datenpunkt aus LCA-Literatur); basierend auf Daten aus sechs Publikationen [25, 306, 318-321]	104
Abbildung 5-11: Literaturdaten und Trend zum spezifischen Titanbedarf für PtH ₂ bis zum Jahr 2050 (rot: Datenpunkt aus LCA-Literatur); basierend auf Daten aus vier Publikationen [25, 306, 319, 321]	105
Abbildung 5-12: Spezifischer Bedarf kritischen Rohstoffe für PtH ₂ – Stand im Jahr 2017, Zielwerte vom Jahr 2020 bis 2030; basierend auf Annahmen von EERA und HER [323]	106
Abbildung 5-13: Literaturdaten und Trend zum spezifischen Strombedarf für AEC- Systeme bis zum Jahr 2050 (rot: Datenpunkt aus LCA, schwarz: Stand und Zielwerte nach EERA und HER); basierend auf Daten aus sieben Publikationen [25, 66, 155, 172, 320, 323, 324]	109
Abbildung 5-14: Literaturdaten und Trend zum spezifischen Strombedarf für PEMEC- Systeme bis zum Jahr 2050 (rot: Datenpunkte aus LCAs, schwarz: Stand und Zielwerte nach EERA und HER); basierend auf Daten aus sechs Publikationen [25, 78, 155, 306, 320, 323]	110

Abbildung 5-15: Literaturdaten und Trend zum spezifischen Strombedarf für SOEC-Systeme bis zum Jahr 2050 (rot: Datenpunkt aus LCA, grün: Herstellerangabe, schwarz: Stand und Zielwerte nach EERA und HER); basierend auf Daten aus sieben Publikationen [25, 81, 155, 320, 323, 325, 326]	111
Abbildung 5-16: Schematische Darstellung des entwickelten Ansatzes zur prospektiven Lebenszyklusanalyse von PtG-Optionen (als Gegenwart wird das Jahr 2020 und als Zukunft das Jahr 2050 betrachtet); Darstellung in Anlehnung an [28, 29, 209, 327]	112
Abbildung 6-1: Treibhauspotenzial der Elektrolysetechnologien mit jeweils 1 MW _{el} bei unterschiedlichen Stromversorgungsvarianten – Analysen für das Jahr 2020	115
Abbildung 6-2: Relative Beiträge verschiedener Materialien zum Treibhauspotenzial des Baus von Zellstacks verschiedener 1 MW _{el} Elektrolysesysteme – Analysen für das Jahr 2020.....	117
Abbildung 6-3: Relativer Vergleich mehrerer Umweltwirkungen der Elektrolysetechnologien mit der auf Erdgas basierten Dampfreformierung – Analyse des Jahres 2020 und zweier Stromversorgungssituationen	118
Abbildung 6-4: Elektrolysetechnologien – Wasserstoff-Gestehungskosten von 1 MW _{el} Elektrolysesystemen im Jahr 2020	119
Abbildung 6-5: Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial im Jahr 2020 beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix im Vergleich zu Erdgas als Referenz	121
Abbildung 6-6: Methanisierungstechnologien – SNG-Gestehungskosten für das Betrachtungsjahr 2020 und 1 MW _{SNG} -Systeme	123
Abbildung 7-1: Treibhauspotenzial der Elektrolysetechnologien mit jeweils 10 MW _{el} bei unterschiedlichen Stromversorgungsvarianten – Vergleich für das Jahr 2050	124
Abbildung 7-2: Relative Beiträge verschiedener Materialien zum Treibhauspotenzial von 1 MW _{el} Elektrolysesystemen – Analysen für das Jahr 2050.....	126
Abbildung 7-3: Relativer Vergleich mehrerer Umweltwirkungen der Elektrolysetechnologien mit der Dampfreformierung unter Verwendung einer dekadischen logarithmischen Skala – Analyse des Jahres 2050 und zweier Stromversorgungssituationen.....	127
Abbildung 7-4: Elektrolysetechnologien – Wasserstoff-Gestehungskosten von 10 MW _{el} Elektrolysesystemen im Jahr 2050	128
Abbildung 7-5: Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial im Jahr 2050 beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix im Vergleich zum Erdgas als Referenz	130

Abbildung 7-6: Methanisierungstechnologien – SNG-Gestehungskosten für das Betrachtungsjahr 2050 und 10 MW _{SNG} -Systeme	132
Abbildung 7-7: AEC-Systeme – Lernkurvenanalyse des Treibhauspotenzials unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen	133
Abbildung 7-8: PEMEC-Systeme – Lernkurvenanalyse des Treibhauspotenzials unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen	134
Abbildung 7-9: SOEC-Systeme – Lernkurvenanalyse des Treibhauspotenzials unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen	135
Abbildung 7-10: KM-Systeme – Lernkurvenanalyse des Treibhauspotenzials unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen	137
Abbildung 7-11: BM-Systeme – Lernkurvenanalyse des Treibhauspotenzials unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen	137
Abbildung 7-12: AEC-Systeme – Lernkurvenanalyse der Wasserstoff-Gestehungskosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen	139
Abbildung 7-13: PEMEC-Systeme – Lernkurvenanalyse der Wasserstoff-Gestehungskosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen	140
Abbildung 7-14: SOEC-Systeme – Lernkurvenanalyse der Wasserstoff-Gestehungskosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen	140
Abbildung 7-15: KM-Systeme – Lernkurvenanalyse der SNG-Gestehungskosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen	141
Abbildung 7-16: BM-RBR-Systeme – Lernkurvenanalyse der SNG-Gestehungskosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen	142
Abbildung 7-17: BM-RR-Systeme – Lernkurvenanalyse der SNG-Gestehungskosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen	143
Abbildung 8-1: Sensitivitätsanalysen für den Parameter Strombedarf zum Treibhauspotenzial der PtH ₂ -Systeme für die Jahre 2020 und 2050.....	146
Abbildung 8-2: Sensitivitätsanalysen für den Parameter VLS zum Treibhauspotenzial der PtH ₂ -Systeme für die Jahre 2020 und 2050.....	147

Abbildung 8-3: Sensitivitätsanalysen für den Parameter Wasserstoffbedarf zum Treibhauspotenzial der PtCH ₄ -Systeme für die Jahre 2020 und 2050	149
Abbildung 8-4: Sensitivitätsanalysen für den Parameter VLS zu den Wirkungsabschätzungen der PtCH ₄ -Systeme für die Jahre 2020 und 2050	150
Abbildung 8-5: Sensitivitätsanalysen für die Parameter VLS und Strompreis zu den Lebenszykluskosten der PtH ₂ -Systeme für die Jahre 2020 und 2050	151
Abbildung 8-6: Sensitivitätsanalysen für die Parameter VLS und Wasserstoffpreis zu den Lebenszykluskosten der PtCH ₄ -Systeme für die Jahre 2020 und 2050	152
Abbildung 8-7: PEMEC-Systeme – Treibhauspotenzial beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix bei Anwendung verschiedener Multifunktionalitätsansätze und für die Jahre 2020 und 2050	155
Abbildung 8-8: Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial im Jahr 2020 beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix unter Anwendung der 100:0-Allokation im Vergleich zum Bestwert der Basisberechnungen	157
Abbildung 8-9: Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial im Jahr 2050 beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix unter Anwendung der 100:0-Allokation im Vergleich zum Bestwert der Basisberechnungen	158
Abbildung 8-10: Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial in den Jahren 2020 und 2050 beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix (50:50-Allokation) im Vergleich zu den Bestwerten der Basisrechnungen	159
Abbildung 8-11: Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial in den Jahren 2020 und 2050 beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix (0:100-Allokation) im Vergleich zu den Bestwerten der Basisrechnungen	160
Abbildung 8-12: Resultierendes Treibhauspotenzial beim flexiblen Betrieb eines 1 MW _{el} AEC-Systems mit unterschiedlichen Eingangsstoffen für den Kaltstart und Stand-by-Betrieb in Abhängigkeit von der Dauer pro Jahr	166

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Aktuelle Kennzahlen der betrachteten Elektrolysetechnologien aus der Fachliteratur	20
Tabelle 2-2: Aktuelle Kennzahlen der betrachteten Methanisierungstechnologien aus der Fachliteratur	25
Tabelle 2-3: Aktuelle Kennzahlen der betrachteten CO ₂ -Quellen und zugehöriger Abtrennverfahren	28
Tabelle 2-4: TRL-Klassifizierung zur Durchführung einer TRL-Analyse (TRA) nach [141, 142].....	34
Tabelle 3-1: Methodische Anforderungen relevanter Richtlinien im Vergleich	48
Tabelle 4-1: Verfügbare Daten, Entscheidungsunterstützung mittels LCA und methodische Herausforderungen in Abhängigkeit des TRL nach [188].....	53
Tabelle 4-2: Ökonomische Lernraten von PtG-Technologien zu verschiedenen Zeitpunkten nach [101].....	66
Tabelle 5-1: TRL-Einschätzungen zu den Wasserelektrolysetechnologien in der Literatur	77
Tabelle 5-2: TRL-Einschätzungen zu Methanisierungstechnologien in der Literatur	79
Tabelle 5-3: TRL-Einschätzungen zu MEA-Wäsche (Post-Combustion) im PtG-Kontext	85
Tabelle 5-4: TRL-Einschätzungen zu DAC-Varianten	85
Tabelle 5-5: Auf Basis von LCA-Richtlinien getroffene Auswahl zentraler methodischer Annahmen	86
Tabelle 5-6: Auf Basis der LCA-Übersichtsstudie [30] und dem ILCD Handbuch [163] ausgewählte Wirkungskategorien.....	90
Tabelle 5-7: Allgemeine Annahmen zu Medieneigenschaften und für die LCC-Analysen nach [150]	92
Tabelle 5-8: Elektrolysetechnologien – verwendete Charakteristika für die Jahre 2020 und 2050 nach [150]	94
Tabelle 5-9: Elektrolysetechnologien – ergänzende LCC-Daten für die Jahre 2020 und 2050 nach [150]	95
Tabelle 5-10: Biologische und katalytische Methanisierung – verwendete Charakteristika für die Jahre 2020 und 2050 nach [150].....	96
Tabelle 5-11: Biologische und katalytische Methanisierung – ergänzende LCC-Daten für die Jahre 2020 und 2050 nach [150]	97
Tabelle 5-12: Kohlendioxidbereitstellung über Aminwäsche mittels MEA sowie DAC – verwendete Charakteristika für die Jahre 2020 und 2050 nach [150] und [310]	98
Tabelle 6-1: Vergleich mehrerer Umweltwirkungen der Methanisierungstechnologien – Analyse des Jahres 2020 und zweier Varianten der Wasserstoffbereitstellung (Angaben pro kg CH ₄).....	122

Tabelle 7-1: Vergleich mehrerer Umweltwirkungen der Methanisierungstechnologien –
Analyse des Jahres 2050 und zweier Varianten der
Wasserstoffbereitstellung (Angaben pro kg CH₄)..... 131

Tabelle 8-1: Wesentliche Parameter für die Multifunktionalitätsanalysen der PtH₂-
Systeme 154

Tabelle 8-2: Annahmen zum Treibhauspotenzial relevanter Eingangsstoffe für die
Analyse des flexiblen Anlagenbetriebs..... 165

1 Einleitung

Der Klimaschutz stellt eine der größten globalen Herausforderungen des 21. Jahrhunderts dar. Der ab dem Jahr 2021 in mehreren Teilen veröffentlichte Sechste Sachstandsbericht des Weltklimarats (IPCC) weist darauf hin, dass ein Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur von über 2 °C (2 K) gegenüber dem vorindustriellen Niveau zu ausgeprägten Risiken für Ökosysteme und Menschen führen könnte [1]. Im Ende 2015 beschlossenen Pariser Klimaabkommen [2] sind globale Ziele zur Begrenzung des Klimawandels festgelegt. Im Zentrum des Abkommens von über 190 Staaten steht die Verpflichtung, den Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur auf deutlich unter 2 °C zu limitieren. Als konkreten Schwellenwert der globalen Durchschnittstemperaturerhöhung, der möglichst nicht überschritten werden sollte, wurde der Wert 1,5 °C festgelegt. Die Einhaltung dieses Temperaturziels ermögliche es, die mit der globalen Erwärmung einhergehenden Risiken und Auswirkungen für Ökosysteme und Menschen erheblich zu verringern. Der Sechste Sachstandsbericht des Weltklimarats (IPCC) zeigt auch auf, dass in dem Zeitraum zwischen den Jahren 1850 und 2019 die beste Schätzung der von Menschen verursachten Temperaturerhöhung bereits 1,07 °C beträgt.

Die Klimaforschung erachtet die Emission von Treibhausgasen als wesentlichen Treiber für den Klimawandel. Internationale Klimaschutzaktivitäten eint die Absicht, Treibhausgasemissionen zur Begrenzung des Klimawandels zu verringern.

In der deutschen Politik ist der Klimaschutz seit vielen Jahren ein wichtiger Bestandteil. Die zentrale Steuerungsgröße dieser Klimaschutzpolitik sind Treibhausgasreduktionsziele. Erstmals finden sich deutsche Klimaschutzziele bis zum Jahr 2050 im „Energiekonzept 2010“ [3]. Darin ist eine Reduktion der Treibhausgasemissionen bis zum Jahr 2050 innerhalb eines Zielkorridors von 80-95 % gegenüber 1990 vorgesehen. Sektorspezifische Emissionspfade für Deutschland werden erstmalig im „Klimaschutzplan 2050“ [4] aufgeführt. Dabei handelt es sich um ein Gesamtkonzept für die deutsche Energie- und Klimapolitik bis zum Jahr 2050. Diese Langfriststrategie aus dem Jahr 2016 beschreibt nicht nur die Ziele, sondern auch handlungsfeldspezifische Meilensteine und erforderliche Maßnahmen für das Jahr 2030 sowie Visionen für das Jahr 2050. Dabei orientiert sich der Klimaschutzplan am Leitbild einer weitgehenden Treibhausgasneutralität bis zum Jahr 2050. Dies führt gegenüber dem Energiekonzept von 2010 zu einer Erhöhung des Zielniveaus der angestrebten Emissionsreduktionen.

Das Bundes-Klimaschutzgesetz (KSG) [5] ist gegenwärtig ein Angelpunkt der deutschen Klimaschutzpolitik. In dem Gesetz, das seit dem Jahr 2021 novelliert ist, finden sich nationale Klimaschutzziele für die Zieljahre 2030 und 2045. Es sieht vor, dass der Treibhausgasausstoß in Deutschland bis zum Jahr 2030 um mindestens 65 % gegenüber 1990 zu senken und bis zum Jahr 2045 Treibhausgasneutralität zu erreichen ist.

Ein wesentlicher Beitrag zur Erreichung dieser nationalen und internationalen Klimaschutzziele kann durch die Reduktion und Substitution fossiler Brenn- und Kraftstoffe erfolgen. Diese Stoffe entstanden über Jahrmillionen durch geo- und biochemische Prozesse aus Biomasse [6]. Die chemische Zusammensetzung dieser fossilen Energieträger zeichnet sich durch eine hohe Konzentration des Elements Kohlenstoff aus. Bei Verbrennungsvorgängen dieser

Energieträger entsteht durch die Reaktion des enthaltenen Kohlenstoffs mit Sauerstoff das Treibhausgas Kohlendioxid (CO₂). Kohlendioxid ist das Treibhausgas, welches in Deutschland und weltweit den größten Masseanteil an den gesamten Treibhausgas-emissionen aufweist. Im Jahr 2018 trug der CO₂-Ausstoß mit 755 Mio. t zu 88 % der gesamten in Deutschland emittierten Treibhausgase (CO₂-Äquivalente) bei [7]. CO₂-Äquivalente sind als Maßzahl zu interpretieren, die den relativen Beitrag eines Gases zum Treibhauseffekt beschreibt und CO₂ den Wert 1 zuweist. Neben CO₂ existieren weitere Treibhausgase, von denen Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) die nächsthöheren Anteile an den gesamten Treibhausgasemissionen aufweisen. Hinsichtlich der Betrachtung des Treibhauspotenzials (Global Warming Potential, GWP) über 100 Jahre gibt der Sechste Sachstandsbericht des Weltklimarats für CH₄ fossilen Ursprungs 29,8 kg CO₂-Äqv./kg CH₄ und für N₂O 273 kg CO₂-Äqv./kg N₂O als GWP₁₀₀-Werte an. Das bedeutet im Vergleich zu der Emission von einem Kilogramm CO₂ während eines Hundertjahreszeitraums einen bei Lachgas um den Faktor 273-mal so intensiven Beitrag zum Treibhauseffekt.

Erneuerbaren gehen dagegen mit deutlich geringeren CO₂-Bilanzen als fossile Energieträger einher [8] und können aus unterschiedlichen Energiequellen gespeist werden. Den höchsten Anteil an der Bruttostromerzeugung aus erneuerbaren Energien in Deutschland haben die Wind- und Sonnenenergie. Für 2021 betrug die Bruttostromerzeugung dieser beiden Energieträger über 163 Terrawattstunden (TWh) und hatte damit einen Anteil von 70 % an der erneuerbaren Stromproduktion Deutschlands [9]. Weitere Anteile an der Stromproduktion aus erneuerbaren Energien entfallen insbesondere auf die Biomasse. Der Anteil der Wasserkraft an der Stromproduktion aus erneuerbaren Energien liegt in Deutschland hingegen unter 10 %. CO₂-Emissionen für Wind- und Sonnenenergie entstehen im Wesentlichen durch den Bau von Anlagenkomponenten sowie aus deren Transport und der Errichtung der Anlagen. Bei fossilen Energieträgern wird hingegen CO₂ während der Stromproduktion fortlaufend emittiert, so dass die Emissionsfaktoren von erneuerbaren gegenüber fossilen Energieträgern deutlich geringer ausfallen. Daher ist der Ausbau erneuerbarer Energieträger und die damit einhergehende Substitution fossiler Energieträger ein wesentlicher Baustein der deutschen und internationalen Klimaschutz- und Energiepolitik.

Das deutsche Energiesystem beruht noch weitestgehend auf zentralen Großkraftwerken, in denen fossile und zugleich endliche Energieträger wie Steinkohle, Braunkohle und Erdgas zur Strom- und in geringerem Umfang zur Wärmeproduktion eingesetzt werden. Dennoch verändert sich das Energiesystem kontinuierlich [10]. Im Jahr 2021 deckten erneuerbare Energiequellen über 41 % des jährlichen Brutto-Stromverbrauchs ab [9]. Bis zum Jahr 2030 soll dieser Wert nahezu verdoppelt werden. Die im Jahr 2022 vom Bundesrat gebilligte Novelle des Erneuerbare Energien Gesetzes (EEG) sieht den Ausbau des Anteils erneuerbarer Energien auf mindestens 80 % am Bruttostromverbrauch bis zum Jahr 2030 vor [11]. Infolgedessen kommt es zur Transformation von einem fossil zu einem erneuerbar dominiertem Energiesystem [12], die häufig als Energiewende bezeichnet wird.

Die Charakteristik der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien unterscheidet sich deutlich von jener der Stromerzeugung mittels fossiler Energieträger. Wind- und Sonnenenergie stehen aufgrund täglicher und saisonaler Schwankungen nur zu bestimmten Zeiten zur Verfügung. Die Gemeinsamkeit dieser beiden Stromquellen ist daher ihr fluktuierendes

Auftreten. Konventionelle Stromerzeugung kann gegenwärtig mittels eines geregelten Betriebs an die Nachfrageseite angepasst werden. Bei sehr hohen und kurzfristigen Leistungsspitzen der Wind- und Sonnenenergie und dem gegenwärtig bislang nicht flexibel genug ausgestalteten Energiesystem ist eine ausgeglichene Bilanz der Stromerzeugung und -verwendung gefährdet. Dieses noch geringe Flexibilisierungspotenzial des Energiesystems verursacht bereits in der Gegenwart die zeitweilige Abregelung von Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen [13].

Ein Wandel der Stromerzeugungsstruktur hin zu diesen fluktuierenden erneuerbaren Energieträgern kann sich daher kritisch auf das Stromsystem auswirken, wenn nicht geeignete Maßnahmen zu ihrer Integration ergriffen werden [14].

Als technische Lösung zur Bewältigung derartiger kritischer Phasen und Verbesserung der Integration Erneuerbarer Energien werden sogenannte Flexibilitätsoptionen relevant. Der Begriff beschreibt Anlagen und Maßnahmen, die zur Herstellung eines Gleichgewichts von fluktuierender Erzeugung und Verbraucherlast eingesetzt werden können [13]. Im Rahmen der Flexibilitätsoptionen wird den Power-to-X-Technologien in Deutschland und international besonders hohe Bedeutung zugemessen. Dies drückt sich auch durch eine Vielzahl an Forschungsprojekten mit Power-to-X-Bezug aus. Bis zum Jahr 2020 wurden nach Angabe von Wulf et al. [15] bereits 220 solcher Forschungsprojekte in Europa abgeschlossen, realisiert oder geplant. Unter Power-to-X (PtX) wird in dieser Arbeit in Anlehnung an Ausfelder et al. [16] eine Umwandlung von Strom in eine andere Energieform verstanden. Für derartige Umwandlungen bedarf es einerseits chemischer Prozesse und andererseits Technologien. Diese Teilaspekte werden in dieser Arbeit unter der Begrifflichkeit Power-to-X subsumiert.

Der erste Wortbestandteil, „Power“, steht für die Stromversorgung, die auf verschiedenste Weisen ausgestaltet sein kann. Beispielsweise sind Inselösungen möglich, bei denen das gesamte PtX-System an nur eine einzelne Erneuerbare Energien-Anlage gekoppelt ist und die Anlagenleistung unterhalb des Megawattbereichs liegen kann. Im Gegensatz dazu werden für die mittlere bis ferne Zukunft Anlagen mit einer elektrischen Eingangsleistung von mehr als 100 MW prognostiziert. Neben der direkten Kopplung an die Erneuerbare Energien-Anlagen und deren volatiler Stromerzeugung können die PtX Anlagen alternativ auch aus dem öffentlichen Stromnetz versorgt werden. Der zweite Wortbestandteil, „to“, kennzeichnet eine Energieumwandlung. Diese kann z.B. mittels Elektrolyse erfolgen, bei welcher Wasser durch Stromzufuhr in Wasserstoff und Sauerstoff aufgespalten wird. Abschließend steht das „X“ für das jeweilige Produkt der PtX-Prozesskette. Beispiele hierfür können chemische Energieträger wie Wasserstoff und aus ihm erzeugte Produkte (z.B. Methan, Kraftstoffe) [17, 18] sein.

Power-to-Gas (PtG) als auf gasförmige Produkte beschränkte Teilmenge von PtX steht im Fokus der bisherigen PtX-Forschung [19]. Die Analysen im Rahmen dieser Arbeit werden aufgrund der nachfolgend beschriebenen Potenziale, der Vielfältigkeit an untersuchenswerten Aspekten und einer guten Datenverfügbarkeit auf PtG eingegrenzt. Mögliche PtG-Endenergieträger sind synthetisch aus Strom produzierter Wasserstoff und Methan. Diese Gase sind über längere Zeiträume stabil und eignen sich für eine Langzeitspeicherung. Beispielsweise können synthetisch erzeugtes Methan und Wasserstoff in geologischen Formationen, insbesondere Salzkavernen, über lange Zeiträume mit geringen zeitabhängigen Energieverlusten gespeichert werden. Derartige Speicher werden bereits für die Speicherung

von Erdgas eingesetzt. Zudem können PtG-Produkte durch ihre Herstellung aus erneuerbaren Energien zu deren Integration in die Sektoren Wärme, Verkehr und Industrie beitragen und dort Erdgas und weitere fossile Energieträger sukzessive substituieren [20, 21]. Diese durch PtG ermöglichte wirtschaftliche und technische Interaktion verschiedener Sektoren wird auch als Sektorenkopplung bezeichnet [22]. Andere Flexibilitätsoptionen für die langfristige Speicherung, z.B. Pumpspeicherkraftwerke, haben dagegen aufgrund von topografischen Restriktionen in Deutschland ein stark limitiertes Potenzial. PtG zeichnet sich durch geringere Restriktionen und ein höheres Maß an räumlicher Flexibilität aus [6]. Im Rahmen dieses Konzeptes ist ein physikalischer Energietransport und die Ein- und Ausspeicherung an unterschiedlichen Orten möglich [6]. Aufgrund der geringen Restriktionen, ökonomischer Aspekte und der umfassenden Möglichkeit zur Substitution anderer Energieträger wurden in diversen Studien hohe langfristige Potenziale für PtG ermittelt. In einer aktuellen Studie von Böhm et al. sind Potenzialangaben verschiedener Publikationen zusammengestellt [23]. Die Spannbreite der recherchierten Potenziale in der Studie reicht, bezogen auf die elektrische Eingangsleistung, von 6 bis 281 GW_{el} und für Europa von 70 bis 1.000 GW_{el} [23]. Entsprechend der Ergebnisse dieser und weiterer Energieszenarien und Potenzialstudien könnten sowohl PtG-Systeme mit Endprodukt Wasserstoff („PtH₂“) als auch mit dem Endprodukt synthetisches Methan („PtCH₄“) eine relevante Rolle im zukünftigen deutschen Energiesystem einnehmen. PtH₂ ist von den beiden PtG-Ansätzen der direktere, d.h. mit weniger Umwandlungsschritten verbunden. Vorteilhaft an PtCH₄ ist hingegen, dass bestehende Infrastrukturen (Transport- und Endanwendungen) genutzt werden können [14, 24, 25].

PtG-Technologien müssen, um langfristig zu einer Dekarbonisierung des deutschen Energiesystems beizutragen zu können, technologisch ausgereift und ökonomisch sowie ökologisch tragfähig sein [26]. Entsprechend dieses Erfordernisses und seiner Potenziale wurde PtG in den vergangenen Jahren umfassend erforscht. Infolgedessen konnte die technologische Reife einiger der relevanten PtG-Technologievarianten weiter gesteigert und deren Kosten gesenkt werden. Dennoch zeigen sich für einige der relevanten Technologien und Prozessketten ein bislang nicht ausgereifter Entwicklungsstand, große Kostensenkungspotenziale, niedrige Effizienzen sowie geringe Betriebserfahrungen [16].

Neben zahlreichen, in den vergangenen Jahren untersuchten PtG-Forschungsthemen, mit größtenteils technologischer oder techno-ökonomischer Schwerpunktsetzung, wurden einige Lebenszyklusanalysen von PtG durchgeführt. Im Fokus wissenschaftlicher Lebenszyklusanalysen stehen Analysen der ökologischen Dimension, aber auch die ökonomische wird häufig analysiert. Für Untersuchungen der ökologischen Dimensionen wird im Wissenschaftskontext zumeist das etablierte und mittels der DIN EN ISO 14040 und 14044 [27, 28] standardisierte Verfahren der ökologischen Lebenszyklusanalyse verwendet. Im deutschsprachigen Raum wird dieses Verfahren auch als Ökobilanz bezeichnet und im Englischen als Life Cycle Assessment (LCA). Mittels dieses Analyseverfahrens werden Umweltwirkungen ermittelt, wobei komplette Lebenswege von Produkten von der Gewinnung der Rohstoffe bis zu deren Beseitigung berücksichtigt werden [27]. Zudem ist das Verfahren mehrstufig aufgebaut und quantifiziert nicht nur die Umweltwirkungen, sondern auch die zugrundeliegende Sachbilanz. Eine weitere Form der Lebenszyklusanalyse ist das auf ökonomische

Berechnungen entlang des Lebenswegs basierende Analyseverfahren der Lebenszykluskostenrechnung.

Bisherige Lebenszyklusanalysen zu PtG liefern wichtige Erkenntnisse, bilden die vielfältigen Ausführungsformen, divergierenden Anlagengrößen und Betriebsweisen sowie die unterschiedlichen Referenztechnologien aber nur zum Teil ab. Schwachpunkte dieser Analysen liegen häufig in der unzureichenden methodischen Tiefe, Vielschichtigkeit und Transparenz.

1.1 Zielsetzung und Forschungsfragen

Die vorliegende Arbeit setzt an den identifizierten Wissenslücken an und trägt durch das nachfolgend beschriebene Ziel zu deren Schließung und zu wissenschaftlichem Erkenntnisgewinn bei.

Das Ziel dieser Arbeit besteht in der Beschreibung umfassender, detaillierter und konsistenter ökologischer, ökonomischer sowie technologischer Analysen von PtG-Technologien in Deutschland für die Gegenwart und das Jahr 2050.

Zur Erreichung dieses Erkenntnisziels werden Teilmodelle für die ökologischen und ökonomischen Analysen sowie die technologischen Betrachtungen implementiert und methodische Weiterentwicklungen vorgenommen. Darauf aufbauend wird ein übergeordneter synergetischer Ansatz für gegenwartsbezogene und prospektive ökologische und ökonomische Lebenszyklusanalysen von PtG entwickelt.

Die nachfolgend aufgeführten Teilforschungsfragen werden berücksichtigt, um das Ziel des Promotionsvorhabens zu verfolgen. Diese Forschungsfragen ergeben sich insbesondere aus vorhandenen Forschungslücken, die mittels ausgiebiger Literaturrecherchen existierender Lebenszyklusanalysen zu PtG ermittelt wurden. Die Beantwortung der Forschungsfragen erfolgt im Rahmen dieser Arbeit mithilfe neuartiger Analysen.

Die Auswahl der Technologien und relevanter technologischer Parameter ist die Basis für die weiteren Analysen. Es ist daher zunächst wichtig, den folgenden Komplex an technologischen Forschungsfragen zu adressieren. Bezüglich der Stromversorgung, die den Beginn der PtG-Technologiepfade markiert, stellt sich somit folgende Forschungsfrage:

Welche Auswirkung hat die Nutzung unterschiedlicher Stromquellen (Windstrom oder Strommix) auf die Ergebnisse der Teilanalysen?

Neben unterschiedlichen Stromversorgungsvarianten ist speziell die differenzierte Betrachtung der PtG-Technologien von Relevanz, was bisher eher selten mittels Lebenszyklusanalyse untersucht worden ist. Für die Systembildung ist daher die folgende Frage zu beantworten:

Wie unterscheiden sich verschiedene Technologien für das gleiche PtG-Produkt hinsichtlich ihres gegenwärtigen und künftigen Bedarfs an Strom und weiterer Betriebsstoffe sowie hinsichtlich der Lebensdauern wesentlicher Komponenten?

Ein weiterer relevanter technologischer Aspekt, der aufgrund des damit verbundenen Umsetzungsrisikos für die Technologieauswahl bedeutsam ist, besteht in der technologischen Reife (englisch: Technology Readiness Level, TRL). Es gilt mittels der Erweiterung bestehender methodischer Ansätze Erkenntnisse hinsichtlich folgender Frage zu gewinnen:

Welchen technologischen Reifegrad weisen die verschiedenen Energieumwandlungstechnologien gegenwärtig und zukünftig auf?

Die Forschungsfragen zu ökologischen Aspekten von PtG sind mit den technologischen Analysen und Forschungsfragen eng verzahnt. Zur Einordnung der Ergebnisse der ökologischen Lebenszyklusanalyse stellt sich die folgende grundlegende Forschungsfrage:

Wie unterscheiden sich die PtG-Technologiepfade hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen untereinander und im Vergleich mit Referenztechnologien?

Aufgrund der Wichtigkeit zur Differenzierung von PtG-Varianten aus ökologischer Perspektive ist neben der Analyse der Umweltwirkungen auch die transparente Ausweisung von Sachbilanzdaten zu berücksichtigen. In existierenden Studien fällt die Transparenz dieser Daten meist zu gering aus, häufig ohne Angaben zur relevanten Energie- und Materialbilanz. Zudem wird sehr selten auf die prospektiven Entwicklungen der, für den Bau erforderlichen Materialien eingegangen. Hinsichtlich der Sachbilanz-Daten sind Erkenntnisse auf folgende Frage zu gewinnen:

Welche Materialien werden zum Bau der Technologien verwendet und welche unterschiedlichen Energie- und Massenbilanzen ergeben sich für die verschiedenen PtG-Technologien? Wie unterscheiden sich die zukünftigen Sachbilanzdaten von den gegenwärtigen?

Hinsichtlich methodischer Aspekte der Lebenszyklusanalyse zeigt sich, dass wichtige Angaben in Studien zu PtG und PtX häufig fehlen [29]. Ein wichtiges Beispiel dafür sind die verwendeten Ansätze zur Handhabung von Multifunktionalität (z.B. Substitution oder verschiedene Allokationsformen). Nur selten werden mehrere Multifunktionalitätsansätze miteinander verglichen. Es stellt sich zu beantwortende Forschungsfrage:

Welche Effekte auf die Umweltwirkungen werden durch die Änderung des gewählten Multifunktionalitätsansatzes bewirkt?

Im engen Zusammenhang mit dieser Frage ist der Erkenntnisgewinn hinsichtlich der folgenden Forschungsfrage bedeutsam:

Welche Auswirkungen haben unterschiedliche Ansätze zu CO₂-Allokation bei Methanisierungstechnologien?

Die meisten der bisherigen ökologischen Lebenszyklusanalysen zu PtG beschäftigten sich mit dem technologischem Status quo [29]. Da die vorliegende Arbeit ebenfalls prospektive Analysen von PtG berücksichtigt und sowohl Lernkurven als auch Trendextrapolationen einbezieht, gilt es folgende Forschungsfrage zu beantworten:

Wie unterscheiden sich die ökologischen Ergebnisse für die Gegenwart und das Jahr 2050 und durch die Verwendung von unterschiedlichen Fortschreibungsansätzen?

Im Rahmen der ökonomischen Analysen werden ökologische Fragestellungen auch auf die ökonomischen Lebenszyklusanalysen übertragen. Folgende Forschungsfragen sind relevant:

Wie unterscheiden sich die Lebenszykluskosten bei Nutzung unterschiedlicher Technologien je PtG-Produkt?

Welche ökonomischen Ergebnisse resultieren für die Jahre 2020 und 2050?

Aufgrund des synergetischen Ansatzes dieser Arbeit wird in Bezug auf die Teilanalysen abschließend folgende Frage beantwortet:

Weisen die Ergebnisse aus den Teilanalysen (ökologisch, technologisch, ökonomisch) eine positive oder gegenläufige Abhängigkeit auf?

1.2 Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Arbeit ist in neun Kapitel unterteilt. Von grundlegender Bedeutung für weitergehende Analysen ist die transparente Beschreibung des Untersuchungsgegenstandes dieser Arbeit mit seinen sowohl technologischen als auch methodischen Facetten. Zunächst wird der technologische Untersuchungsgegenstand in Kapitel 2 beschrieben. Diesbezüglich werden auch relevante Begrifflichkeiten erklärt und voneinander abgegrenzt. Des Weiteren beinhaltet das zweite Kapitel Angaben zur grundlegenden Funktionsweise und zu relevanten Prozessen der gewählten PtG-Technologien. Dabei erfolgt eine klare Differenzierung zwischen den Technologievarianten durch die Beschreibung ihrer diversen Charakteristika. Hinsichtlich der Lebenszyklus- und prospektiven Analysen gibt es eine Vielzahl an berücksichtigenswerten methodischen Aspekten, die in Kapitel 3 und Kapitel 4 präsentiert werden. In Kapitel 3 wird auf die methodischen Grundlagen der ökologischen Lebenszyklusanalyse und Lebenszykluskostenrechnung eingegangen. Auch der gegenwärtige Stand der Forschung wird thematisiert. In Kapitel 4 werden methodische Grundlagen und der Stand der Forschung bezüglich prospektiver Lebenszyklusanalysen, Technologiefortschreibung und Skalierung beschrieben. Basierend auf diesen Grundlagen wird in Kapitel 5 der eigens entwickelte Ansatz zur Analyse ökologischer und ökonomischer Aspekte von PtG-Optionen unter Berücksichtigung technologischer und zeitlicher Entwicklungen präsentiert. Dieser Ansatz wird in den folgenden Kapiteln in Form quantitativer Analysen angewendet. Die daraus folgenden Ergebnisse werden anschließend präsentiert. Kapitel 6 befasst sich mit den Implikationen der analysierten PtG-Technologien im Jahr 2020, sowohl in ökologischer als auch in ökonomischer Hinsicht. Das Kapitel 7 präsentiert nachfolgend unter Verwendung von Technologiefortschreibungen die Ergebnisse der Lebenszyklusanalysen für das Jahr 2050. Kapitel 8 enthält Analysen zu Sensitivitäten, Multifunktionalität, Unsicherheit und zum flexiblen Betrieb von PtG-Anlagen. In Kapitel 9 folgt abschließend eine Zusammenfassung der Arbeit und ihrer Ergebnisse vor dem Hintergrund der gewählten Forschungsfragen und Zielsetzung. Die Arbeit schließt mit einem Ausblick, welcher den zukünftigen Forschungsbedarf bei Lebenszyklusanalysen und prospektiven Untersuchungen von PtG-Optionen beleuchtet. Der Aufbau der Arbeit ist in [Abbildung 1-1](#) illustriert.

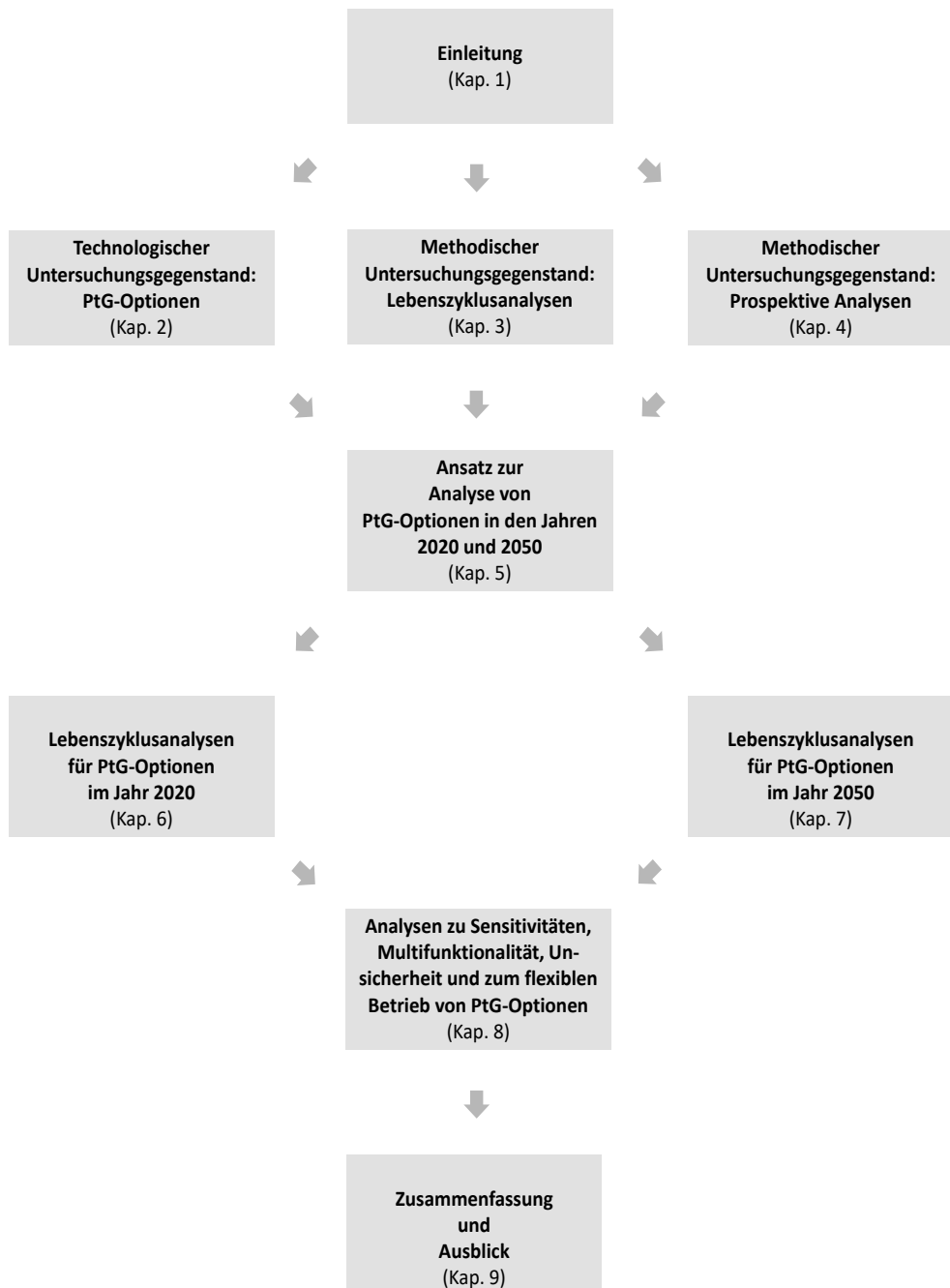


Abbildung 1-1: Struktur der Arbeit

2 Technologischer Untersuchungsgegenstand: PtG-Optionen

Dieses Kapitel bezieht sich zum Teil auf Inhalte und Ergebnisse aus der folgenden Publikation: Koj et al. (2019) [29].

In diesem Kapitel erfolgt zunächst eine Einordnung von PtG und eine Abgrenzung von den Begriffen und Konzepten PtX und CCU (Kap. 2.1). Basierend auf dieser Grundlage werden die technologischen Konzepte und Charakteristika, mit Bezug zu PtG haben, beschrieben und verglichen (Kap. 2.2). Im Anschluss erfolgt die Erläuterung des Begriffs der technologischen Reife sowie von Konzepten zu ihrer Bestimmung (Kap. 2.3).

2.1 Erläuterung und Abgrenzung relevanter Begrifflichkeiten

Zweck des Kapitels 2.1 ist eine begriffliche Abgrenzung und Einordnung des PtG-Konzepts zu den unter den Begriffen PtX und CCU verstandenen Konzepten. Zunächst werden dazu die Begriffe PtG und PtX erläutert (Abschnitte 2.1.1 und 2.1.2). Das Kapitel schließt mit der Abgrenzung der Begriffe PtG, PtX und CCU (Abschnitt 2.1.3).

2.1.1 Erläuterung des Begriffs „PtX“

In der wissenschaftlichen Fachliteratur existieren unterschiedliche Definitionen und Verständnisse des Begriffs PtX. Die Vielschichtigkeit möglicher Inputs, Prozesse, Produkte und Technologien sowie die Verortung von PtG im Rahmen von PtX zeigt [Abbildung 2-1](#) auf. Diese Abbildung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit und berücksichtigt u.a. nicht die mechanische Energieumwandlung. Sie stellt jedoch jene PtX-Prozessketten dar, welche in früheren LCA-Studien im PtX-Kontext veröffentlicht wurden. Dadurch veranschaulicht [Abbildung 2-1](#) die in diesem Kontext bislang besonders relevanten Ketten und ermöglicht eine Verortung von PtG innerhalb von PtX. Zudem wird die zentrale Bedeutsamkeit der Wasserstoffherzeugung für einige Pfade verdeutlicht. Der Wasserstoff zeigt sich daher nicht nur als Endprodukt von Bedeutung, sondern auch als Zwischenprodukt für zahlreiche Kohlenwasserstoffe.

Beginnend von der Stromversorgung bis hin zur Endanwendung werden die relevanten Begriffe, Ausgestaltungsmöglichkeiten und Definitionsansätze nachfolgend beschrieben.

Eine Gemeinsamkeit bisheriger Publikationen besteht bei der Verwendung des Begriffs Strom oder alternativ des Begriffs elektrische Energie in den meisten Definitionen. Ein Teil der Publikationen nimmt hinsichtlich der Stromquellen, die für PtX eingesetzt werden sollten, Beschränkungen vor. Diese Veröffentlichungen betrachten nur Strom erneuerbaren Ursprungs als einzig mögliche [30, 31] oder als möglichst zu verwendende Basis [32] von PtX. Der Strominput, der Wortbestandteil „Power“ in PtX, kann aber auf verschiedenste Weisen ausgestaltet sein und ist nicht nur auf erneuerbare Energiequellen beschränkt, was zahlreiche Fachpublikationen zeigen. So gibt es eine Vielzahl an allgemein gehaltenen Definitionen, die den Strom nicht weiter präzisieren [15, 33, 34] oder eine anteilige Nutzung von Strom aus nicht-erneuerbaren Quellen in ihren Definitionen erlauben [35] sowie Studien, die ebenfalls Strom nicht-erneuerbaren Ursprungs als Basis für PtX analysieren. Letztgenannte Studien weichen von der Ursprungsidee ab, die darin bestand, erneuerbare Energien für das PtX-Konzept einzusetzen [15, 36]. Dies liegt darin begründet, dass auch ökologische Nachteile

durch den Einsatz fossiler Energie erwartet werden können. Dennoch können die Forschungsaktivitäten zu der Nutzung von Strom aus nicht-erneuerbaren Quellen für das Energiesystem und gekoppelte Sektoren sinnvolle Aspekte ergeben. Ein Beispiel ist ein Projekt, bei welchem ein konventioneller Kraftwerksstandort in Kombination mit neuen Technologien (insbesondere Wasserstoff-Technologien) flexibilisiert und optimiert werden soll [37]. In einem weiteren Projekt wird ein teils noch auf fossilen Quellen beruhender Strom Einsatz für PtX als Bestandteil eines fortschreitenden, jedoch bisher nicht abgeschlossenen, Transformationsprozesses gesehen und als Input der Wasserstoffherstellung betrachtet [38].

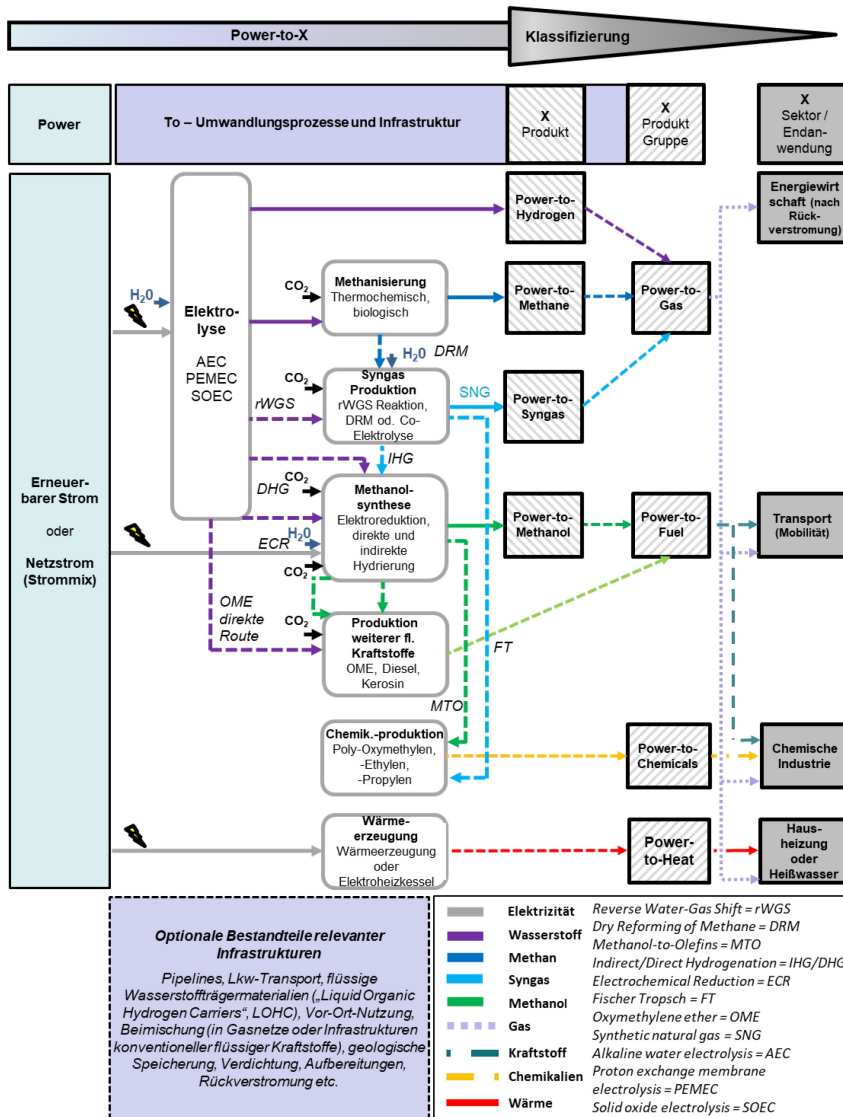


Abbildung 2-1: Power-to-X: Inputs, Prozesse, Produkte und Technologien; Darstellung nach [29]

Unter „to“, dem nächsten Wortbestandteil von PtX, wird bei den deutschsprachigen Definitionen eine Wandlung oder Umwandlung verstanden. Die Umwandlung wird in einem Großteil der Begriffsbestimmungen nicht weiter beschrieben. Nur vereinzelt finden sich dazu weitergehende Beschreibungen. Eine der Definitionen spricht in diesem Zusammenhang von einer Vielzahl von möglichen Prozessen und Verfahren [39]. In einer weiteren Veröffentlichungen werden die möglichen Arten der Umwandlung differenziert [35]. Es wird dort zwischen chemischer, mechanischer und thermischer Umwandlung unterschieden [35]. Eine Übersichtsstudie von Koj et al. [29] weist zudem auf weitere relevante Inputs (z.B. CO₂ oder Wasser) hin, die im Rahmen der Umwandlung von Bedeutung sein können. Ergänzend stellt die Studie dar, dass zudem Infrastruktur-Komponenten (z.B. Stromnetze oder Pipelines) in dieser zwischen Stromeinsatz und Nutzung befindlichen Stufe in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortbedingungen von Relevanz sein können [29]. Hinsichtlich der letzten Stufe von PtX unterscheiden sich die meisten PtX-Definitionen. Das „X“ kann dabei für eine Energieform (z.B. thermisch oder chemisch) stehen [30]. Häufig wird das „X“ durch die Angabe des Namens unterschiedlicher Produktgruppen (z.B. Power-to-Gas, Power-to-Liquids, Power-to-Chemicals und Power-to-Heat) ersetzt [29]. Noch spezifischer sind PtX-Bezeichnungen, welche das jeweilige stoffliche Endprodukt bezeichnen. Beispielhaft werden hier die Produkte Wasserstoff, Ammoniak, Methan und Methanol genannt [40]. Das „X“ kann aber auch eine finale Anwendung oder Nutzung beschreiben [29, 35]. Power-to-Fuel beschreibt die Produktgruppe synthetisch aus Strom produzierter Kraftstoffe. Ein wichtiges Anwendungsfeld ist beispielsweise der Transportsektor, da strombasierte Kraftstoffe zu Transport-/Mobilitätszwecken eingesetzt werden können (Power-to-Transport oder Power-to-Mobility) [29]. Hinsichtlich der zuvor beschriebenen Möglichkeiten PtX zu definieren und auszugestalten, wird der PtX-Begriff im Rahmen dieser Arbeit im weitestmöglichen Umfang aufgefasst. Ein Ausschluss von zuvor genannten einzelnen Stromquellen, Technologien oder Umwandlungsprozessen findet daher nicht statt.

2.1.2 Erläuterung des Begriffs „PtG“

Die vorausgegangenen Beschreibungen der PtX-Definitionen und die daraus resultierende Bedeutung des PtX-Begriffs sowie [Abbildung 2-1](#) verdeutlichen, dass PtG eine Teilmenge von PtX darstellt. Dennoch gibt es wiederum unterschiedliche Definitionen für den PtG-Begriff [41-43]. Diese zeichnen sich auch durch eine vergleichbare Unterteilbarkeit in die drei Stufen, „Power“, „to“ und „Gas“ aus. Hinsichtlich des Stromeinsatzes („P“) erachtet diese Arbeit den gleichen Umfang an Stromquellen berücksichtigenswert wie bei PtX. Zu PtG als Produktgruppe, die auch als Cluster bezeichnet wird, zählen insbesondere Wasserstoff und Methan als gasförmige Endprodukte [35]. Relevant, jedoch bisher deutlich seltener untersucht, ist Syngas (Synthesegas) als PtG-Endprodukt. Dabei handelt es sich um ein synthetisches Gemisch aus Kohlenmonoxid und Wasserstoff.

2.1.3 Abgrenzung von „PtX“ und „PtG“ zu „CCU“

Auch zu dem Begriff Carbon Capture and Use/Utilization (CCU) liegen in der Literatur verschiedene Definitionen vor, die in Details voneinander abweichen, aber auch wesentliche Übereinstimmungen zeigen. Übereinstimmend werden Technologien und Prozesse als CCU zusammengefasst, welche abgeschiedenes CO₂ mittels einer Umwandlung nutzen und damit

weiterverwerten [44-46]. **Abbildung 2-2** zeigt wesentliche Nutzungsmöglichkeiten für das CO₂ auf. Wie **Abbildung 2-2** verdeutlicht, kann die Nutzung weiter unterteilt werden in eine Biologische, Physikalische und Chemische [47]. Die biologische Nutzung kann beispielhaft durch die Züchtung von Algen erfolgen [45, 47]. Eine physikalische Nutzung von CO₂ ist z.B. zu Kühlzwecken oder zur Mineralwasseranreicherung möglich [45, 47]. Die chemische Nutzung erfolgt in Form chemischer Synthesen, bei denen das CO₂ zur Erzeugung von Energieträgern (Kraftstoffen etc.) oder Chemikalien eingesetzt wird [44, 45].

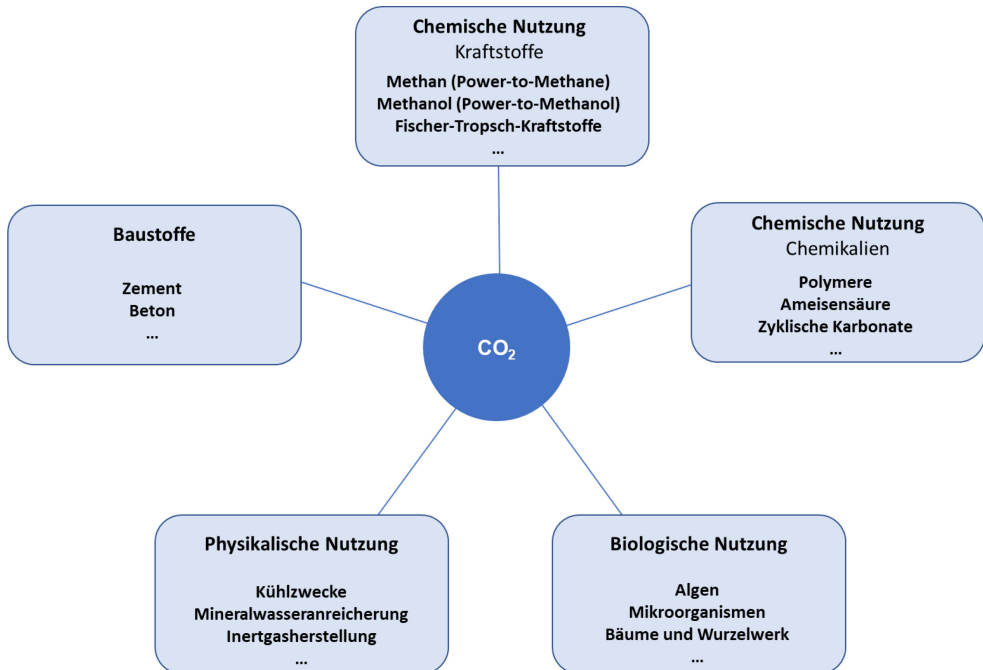


Abbildung 2-2: CCU – Nutzungsmöglichkeiten für abgetrenntes CO₂

Im Gegensatz zu den PtX-Prozessketten, die zwingend Strom als Input benötigen, ist bei CCU das CO₂ der obligatorische Eingangsstoff. Dieses CO₂ ist jedoch auch ein erforderlicher Eingangsstoff für einige PtX-Prozessketten. Die PtX-Literatur betrachtet dabei CO₂ als Rohstoff, welcher über CCU bereitgestellt wird [48]. Umgekehrt kann der Einsatz von Strom auch als Input für einige CCU-Prozessketten erforderlich sein.

Wesentliche Produkte, welche sowohl als Produkte von CCU als auch von PtX betrachtet werden können, sind **Abbildung 2-3** zu entnehmen. Die Abbildung veranschaulicht, dass Methan (SNG) ein gemeinsames Produkt von PtX und CCU ist. „Power-to-Methane“ (Strom zu Methan, PtCH₄) ist somit sowohl Teilmenge von PtX und PtG als auch von CCU. Die PtG-Technologie „Power-to-Hydrogen“ (Strom zu Wasserstoff, PtH₂) kommt hingegen ohne CO₂ als Eingangsstoff aus und ist daher keine CCU-Option.

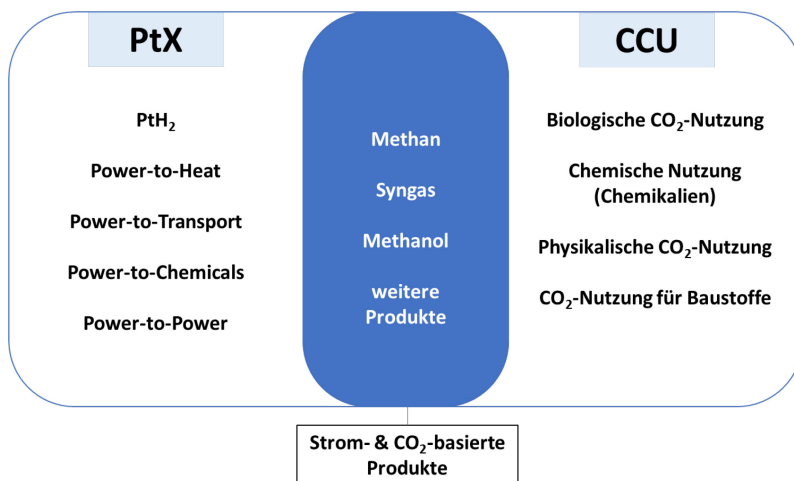


Abbildung 2-3: Auswahl separater PtX- und CCU-Pfade sowie Produkte, die als Schnittmenge ein Bestandteil beider Pfade sind

2.2 PtG Technologien – Grundlegende Funktionsweise, Prozesse und Komponenten

Unter dem PtG-Konzept wird im Rahmen dieser Arbeit primär der Einsatz elektrischer Energie zur Herstellung der gasförmigen Energieträger Wasserstoff (H₂) und Methan (CH₄) verstanden. Für die Synthese dieser PtG-Produkte werden Strom, Wasser und CO₂ benötigt. Grundlegende Standortrestriktionen hinsichtlich dieser Einsatzstoffe gibt es daher nicht und die Technologien gelten als kohlenstoffarm [36]. Aufgrund ihrer Ähnlichkeit zu ihren fossilen Pendanten, wie z.B. Erdgas, ist ein weites Anwendungsspektrum für die PtG-Produkte gegeben [18, 49]. Die Bandbreite bisher verfügbarer Nennleistungen ist groß und reicht vom niedrigen Kilowatt-Bereich bis zu Multi-Megawatt-Anlagen. Zudem sind Steigerungen der Anlagenleistungen von PtG-Anlagen geplant. Die Bandbreite verfügbarer Leistungen ermöglicht deren individuelle Anpassung an die lokalen Gegebenheiten und Restriktionen, wie z.B. die Nutzung von lokalen Strom- und CO₂-Quellen, lokale Abnahme von PtG-Produkten oder lokale Netzanbindungsrestriktionen [50]. Über das Erdgasnetz sind zudem der Transport und die Speicherung großer Energiemengen in Methan möglich. Wasserstoff kann einerseits dem Erdgas in der bestehenden Erdgasinfrastruktur anteilig beigemischt werden. Andererseits lässt sich der Wasserstoff in umgewidmeten Erdgaspipelines sowie in neu errichteten Wasserstoffpipelines transportieren und speichern. Neben der kurzfristigen Speicherung in Gasnetzen können PtG-Produkte als chemische Energieträger besser über längere Zeiträume (Wochen oder Monate) gespeichert werden im Vergleich zu Strom [6, 50]. Diese langfristige Speicherung kann insbesondere mittels der geologischen Speicherung erfolgen. Gegenüber oberirdischen Speichermöglichkeiten, die hinsichtlich ihrer geometrischen Volumen vorwiegend durch die anfallenden Materialkosten limitiert sind, gehen Untertagegasspeicher mit geringeren spezifischen Kosten und größeren Speichervolumina einher [6]. Weitergehende Informationen zu den Speichertechnologien finden sich am Ende des Kapitels 2.2. Somit kommt PtG als (Langzeit-) Speicherlösung für regenerativen Strom besonders infrage [10, 36, 50-52]. Über die Erzeugung, Speicherung oder direkte Nutzung hinausgehende

Umformungsschritte, die in dieser Arbeit nicht betrachtet werden, ermöglichen es aus diesen Stoffen flüssige Energieträger (Power-to-Liquids) und chemische Grundstoffe (Power-to-Chemicals) herzustellen [10, 51, 52]. Anwendungen sind somit in den Sektoren Strom, Wärme, Verkehr und Industrie möglich [21, 36, 53]. Infolgedessen bietet sich PtG als eine Option für die verbesserte Integration volatiler erneuerbarer Stromerzeugung sowie für die Verwendung dieses erneuerbaren Stroms außerhalb des Stromsektors [10, 49, 53] und somit zur Sektorenkopplung an [52]. Ein wesentlicher Kritikpunkt an den PtG-Technologien ist deren geringe Gesamteffizienz. Verglichen mit den fossilen Referenztechnologien führt die jeweilige Verkettung teils stark verlustbehafteter Umwandlungsprozesse in Anlagen mit z.T. noch fehlender großtechnischer Marktreife zu hohen produktspezifischen Kosten [10, 36]. Falls die PtG-Technologien zudem auch mit Strom aus nicht-erneuerbaren Stromquellen betrieben werden, können dadurch zusammen mit verlustbehafteten Prozessschritten nicht vernachlässigbare Umweltwirkungen resultieren [51]. Zukünftig wird für PtG-Technologien jedoch eine deutliche, technologieübergreifende Kostensenkung infolge technologischer Fortschritte und steigender Anlagenzahlen erwartet [54, 55]. Der Wirtschaftlichkeit von PtG-Produkten kommt ergänzend zugute, dass sich bereits heute Betreibermodelle zur Flexibilisierung des Stromsektors in der Erprobung befinden, mit denen zusätzliche Einnahmen generiert werden können [51, 56]. Bedingt durch den Emissionshandel und anstehenden Gesetzesänderungen (eine mögliche CO₂-Steuer oder die Einführung von Grenzwerten für den Ausstoß von Treibhausgasen (THG) durch PKW) eröffnen sich weitere Anwendungsmöglichkeiten, da die Nutzung fossiler Ressourcen wirtschaftlich unattraktiver wird [50].

2.2.1 Wasserstoffsynthese mittels Wasserelektrolyse (PtH₂)

Die Produktion von Wasserstoff mithilfe der Wasserelektrolyse ist der erste Umwandschritt aller PtG-Pfade. Sektorübergreifend gibt es eine Vielzahl von Anwendungen, in denen H₂ als gewünschter Endenergieträger, z.B. als Kraftstoff für Brennstoffzellenfahrzeuge, oder als industrieller Roh- bzw. Hilfsstoff, z.B. für die Methanol-Synthese, benötigt wird [6, 49, 50]. Die bisherige Nachfrage nach Wasserstoff wird bislang vorwiegend aus fossilen Quellen gedeckt, wobei die Erdgas-Reformierung das vorherrschende Verfahren zur Wasserstoffproduktion ist. Nur ein geringer Anteil von ca. 5 % des deutschen Wasserstoffbedarfs wird bisher über den Elektrolyseprozess bereitgestellt [57]. Dieser Prozess bietet gegenüber den etablierten Verfahren, die fossile Energieträger zur Wasserstoffproduktion verwenden, den Vorteil, mit Strom betrieben zu werden. Dies ermöglicht es, vollständig auf fossilen Energieeinsatz verzichten zu können. In diesem Zusammenhang wird der Pfad der elektrolytischen Wasserstoffsynthese als PtH₂ bezeichnet.

Die Spaltung von Wasser ist eine elektrochemische Reaktion, für deren Ablauf eine Energiezufuhr in Form von Gleichstrom [21] und Wärme [54] erforderlich ist. Sie läuft parallel in einer Vielzahl von Zellen, welche in sogenannten Stacks verbaut sind, nach der folgenden Summenformel (Gleichung 2-1) ab:

Gleichung 2-1



Als Nebenprodukt der Reaktion entsteht Sauerstoff. Dieser kann aufbereitet und verkauft oder ohne schädliche Wirkung in die Atmosphäre entlassen werden. Die angegebene Gesamtreaktionsgleichung für die Wasserstoffproduktion gilt für alle technologischen Varianten der Wasserelektrolyse. Die Teilreaktionen an Anode und Kathode unterscheiden sich jedoch bei den Elektrollysetechnologien.

Der Wirkungsgrad der Elektrolyse ergibt sich aus dem Verhältnis zwischen dem Energiegehalt des erzeugten Wasserstoffs (Nutzen) und der Energie, die zu seiner Herstellung verwendet wird (Aufwand) [52, 58]. Hierbei hat entweder ein Bezug auf den Brennwert von Wasserstoff ($H_S = 39,3 \text{ kWh/kg H}_2$) oder auf dessen Heizwert ($H_I = 33,25 \text{ kWh/kg H}_2$) bei Normbedingungen zu erfolgen [59]. Bei realen Anwendungen wird jedoch infolge irreversibler thermodynamischer Verluste an den Elektroden sowie beim Massen- und Elektronentransport eine größere Energiezufuhr benötigt [49, 60]. Diese Verluste erhöhen die zu überwindende, reversible Zellspannung um den Betrag der sogenannten Überspannung und heizen die Zelle über Abwärme auf [49]. Sobald die Betriebstemperatur erreicht ist, muss die überschüssige Reaktionswärme über ein Kühlsystem abgeführt werden. Die Überspannung und der Energieaufwand zur Wasserspaltung können über die Auswahl geeigneter Materialien, insbesondere für Elektroden und Membran, sowie über Betriebsparameter wie Temperatur, Druck und angelegte Stromstärke [10, 49, 60] beeinflusst werden. Auf Anlagenebene fällt zusätzlich ein Energieaufwand für Hilfssysteme sowie eine eventuelle Verdichtung der Edukte und Produkte an. Im Laufe der Lebensdauer eines Elektrolyseurs ist zudem mit einer kontinuierlichen Spannungsdegradation und einer damit einhergehenden Verringerung des Wirkungsgrads zu rechnen [54].

Die Korrelation von Zelleffizienz und Prozesstemperatur und -druck ist positiv. Dabei kann ein zusätzlicher Energieaufwand für die Beheizung oder den Betrieb von Kompressoren anfallen [10, 49]. Es ist außerdem von verstärktem Verschleiß und zusätzlichem Sicherheits- und Kostenaufwand auszugehen [10, 52]. Eine Steigerung der Stromdichte fördert gemäß dem Gesetz von Faraday die spezifische H_2 -Produktion, schlägt sich aber gleichzeitig negativ auf Effizienz und Lebensdauer nieder [52]. Auf Anlagenebene führt zudem der eher statische Verbrauch der Hilfssysteme zu einem sehr niedrigen Wirkungsgrad im unteren Teillastbereich. Mit steigender Last nimmt nämlich der Wirkungsgrad bis zu einem Maximum innerhalb des Teillastbereichs zunächst zu und nimmt danach wieder leicht ab. Der Wirkungsgradverlauf wird exemplarisch durch die in [Abbildung 2-4](#) dargestellte Effizienzcharakteristik einer Anlage mit Protonenenaustausch-Elektrolysezellen (PEMEC) des Energieparks in Mainz aufgezeigt. Die Angaben beziehen sich auf die Anlagenebene und beinhalten den Energieaufwand für Gasreinigung, Verdichtung, Kühlung und Prozesssteuerung. [54]

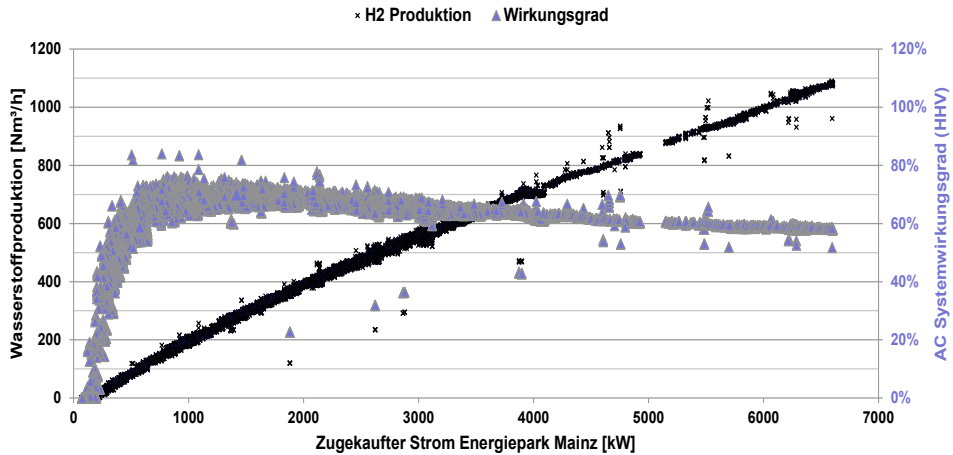


Abbildung 2-4: Wirkungsgradverlauf und Wasserstoffproduktion eines PEMEC-Elektrolyseurs auf Anlagenebene; Darstellung aus [61]

Flexibler Betrieb von PtH₂

Die Elektrolyse ist ein Prozess mit hoher Flexibilität in Bezug auf Änderungen bei der elektrischen Leistungsaufnahme. Elektrolyse-Stacks weisen Reaktionszeiten im Sekundenbereich auf [49]. In der Praxis werden PtH₂-Anlagen bei einem entsprechenden Betriebsregime aber z.B. durch Restriktionen von Anlagenkomponenten außerhalb der Elektrolysezellen und -Stacks (z.B. durch das Wärmemanagementsystem und die maximal verträgliche Spannung des Gleichrichters) oder andere Anlagenkomponenten eingeschränkt. Der Zeitbedarf für einen Kaltstart hängt maßgeblich von der Aufheizzeit der Anlage ab und kann über externe Heizsysteme verkürzt werden. Im Stand-by-Modus treten durch eine eventuelle Temperaturhaltung, das Anlegen einer Schutzspannung für die Elektroden oder Sicherheitssysteme ebenfalls energetische Verluste auf. Hinsichtlich der Langzeitfolgen von intermittierendem Betrieb auf Wirkungsgrad, Lebensdauer und Zuverlässigkeit der einzelnen Anlagenkomponenten bestehen unterschiedliche Auffassungen in der Fachliteratur [49]. Manche Forschergruppen erwarten eine generelle Verschlechterung dieser Größen durch einen flexiblen Anlagenbetrieb [62]. Es wurden aber auch Verbesserungen gegenüber dem stationären Betrieb festgestellt. Als Ursache für Letzteres wird eine teilweise Regeneration reversibler Schäden bei geeigneter Periodendauer vermutet. So zeigen mehrstündige Zyklen eine niedrigere Abnutzung als Intervalle mit einer Dauer von wenigen Minuten [54]. Dynamische Betreibermodelle können mit Intention zur Steigerung der Versorgungssicherheit oder zur Verbesserung der ökologischen oder ökonomischen Performance zum Einsatz kommen. Ein Beispiel dafür ist das Angebot von Netzdienstleistungen. Hierzu zählen vornehmlich die Bereitstellung von Regelleistung (positiv und negativ) sowie die Stabilisierung von Netzspannung und -frequenz, um damit die Ausfall- und Störsicherheit zu erhöhen [63]. Weitere Beispiele sind die Abnahme regenerativer Stromüberschüsse im großtechnischen Maßstab [21, 52] sowie Strategien, welche den Betrieb an den zeitlich variablen Emissionsfaktoren [64] des bezogenen Netzstroms ausrichten.

Vergleich der Technologien zur Wasserelektrolyse

Die wesentlichen für die elektrolytische Wasserstoffsynthese zur Verfügung stehenden Technologien basieren auf alkalischen Elektrolysezellen (AEC), die Protonenaustausch-Elektrolysezellen (PEMEC) und die Keramische Hochtemperatur-/Festoxid-Elektrolysezellen (SOEC) [49]. Trotz einiger Gemeinsamkeiten, wie einer für alle Technologien geltenden Gesamtreaktion (Gleichung 2-1), weisen die betrachteten Optionen unterschiedliche Funktionsweisen und Reaktionsmechanismen auf. Die prinzipiellen Aufbauten der drei betrachteten Elektrolysetechnologien sind in [Abbildung 2-5](#) zu sehen.

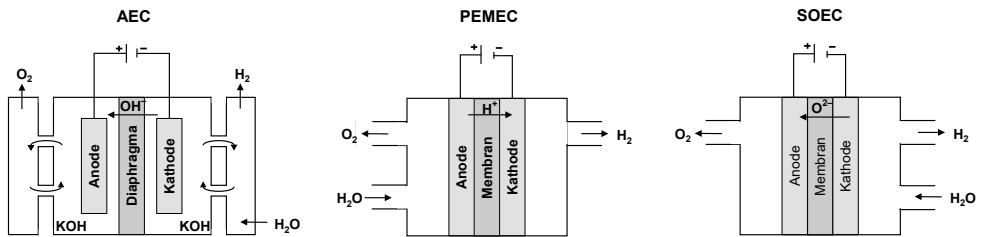


Abbildung 2-5: Schematische Darstellung der Zellen betrachteter Elektrolysetechnologien; Darstellung nach [49]

Bei der AEC gibt es zwei durch ein Diaphragma getrennte Kammern, die jeweils mit einem flüssigen Elektrolyten, einer Lösung aus Kaliumhydroxid (KOH) und Wasser, gefüllt sind. Die Spaltung von Wasser in H_2 und OH^- -Ionen findet an der Kathode statt [58]. Als Elektrodennmaterialien kommen bei der AEC insbesondere Nickel und Nickellegierungen zum Einsatz [55]. Für das Diaphragma wurden früher asbesthaltige Materialien verwendet. Inzwischen werden Verbundstoffe, wie z.B. das aus Zirkoniumoxid und Polysulfon bestehende Zirfon® eingesetzt [65].

Bei der PEMEC wird eine protonenleitende Polymerelektrolytmembran, zumeist NAFION®, als Elektrolyt verwendet [58]. Die Spaltung des Wassers erfolgt bei dieser Elektrolysetechnologie auf Anodenseite. Es findet von dort ausgehend ein Fluss der Protonen durch die Membran statt. An der Kathode bildet sich dann Wasserstoff. Die Membran ist bei dieser Technologie direkt mit den Elektroden verbunden, da hierbei kein flüssiger Elektrolyt zum Einsatz kommt [58]. Neben dem angesprochenen Membranmaterial sind bei der PEMEC insbesondere folgende Materialien relevant: Platin als Anodenmaterial und Iridium oder Ruthenium als mögliche Kathodenmaterialien [55].

Zentrales Element der SOEC ist eine Festoxid-Schicht, welche als Elektrolyt fungiert. An der Anode wird der bei dieser Hochtemperatur-Technologie genutzte Wasserdampf in H_2 sowie O_2 -Ionen aufgespalten. Die O_2 -Ionen können mithilfe von Leerstellendiffusion zur Kathode gelangen und dort zu O_2 reagieren [58]. Typischerweise besteht der Elektrolyt bzw. die Festoxid-Schicht aus mit Yttriumoxid (Y_2O_3) dotiertem Zirkoniumoxid (ZrO_2) [55]. Als Katalysator kommt Nickel zum Einsatz [58].

Die am weitesten entwickelte [10, 50, 52, 62, 66] und bisher gebräuchlichste [36] Elektrolyse-technologie sind die AEC-Systeme. Mit diesen sind hohe Anlagenleistungen zu den gegenwärtig geringsten Investitionskosten für Wasserelektrolysetechnologien umsetzbar [10, 36, 52, 62, 66]. Zu beachten ist, dass vor der abschließenden Gasaufbereitung noch geringfügige Unreinheiten und eine damit verbundene Produktreinheit von $\geq 99,5\%$ gegeben sein können [67]. Die Lebensdauer eines AEC-Stacks als Teil der PtH₂-Anlage ist stark vom Betriebsregime abhängig und liegt unterhalb der Lebensdauer übriger Anlagenkomponenten [10, 50]. Der Lastbereich ist zugunsten der Anlagensicherheit vor allem hinsichtlich Schwachlast und der Möglichkeit zur Überladung beschränkt [10, 52]. In speziellen Schwachlastsituationen kann sich die Kontamination der Produktgasströme mit dem jeweils anderen Produktgas bis hin zur Bildung einer explosiven H₂-Mischung intensivieren, weshalb ein Betrieb in diesen Lastbereichen für AEC-Systeme vermieden werden muss [49]. Aktuelle AEC-Anlagen haben meist Betriebsdrücke von unter 10 bar. Es zeichnet sich jedoch ein Trend zu höheren Betriebsdrücken ab, weil sich mit höheren Druckniveaus u.a. eine dynamische bzw. flexible Regelung leichter umsetzen lässt. Ein negativer Effekt der Druckerhöhung ist die Steigerung der Löslichkeit der Produktgase, wodurch die Produktreinheit weiter reduziert wird. Deshalb kann, je nach Anwendung der Produkte, eine nachgeschaltete Gasreinigung unter weiterem Energieverbrauch erforderlich sein [50, 54]. Die Zellen von AEC-Anlagen sind zudem empfindlich gegenüber lokaler Aufheizung (Hotspots). Die Folge sind beschränkte Leistungsgradienten, insbesondere bei Kaltstarts [54], wodurch eine eingeschränkte Eignung zum dynamischen Betrieb gegeben ist. Die hohe Wärmekapazität des flüssigen Elektrolyten und die Hilfsaggregate verzögern das Ansprechverhalten. Im Fall einer vollständigen Abschaltung wird eine zeit- und energieaufwändige Sicherheitsspülung mit Stickstoff notwendig [65]. Für die Dauer der Abschaltung müssen die Elektroden entweder über eine Schutzspannung oder spezielle Beschichtungen gegen Verschleiß geschützt werden. Diese Aspekte führen tendenziell zu einem erhöhten Strombedarf im intermittierenden Betrieb. Aufgrund dessen weicht ein dynamisches Betriebsregime insgesamt von den idealen Betriebsbedingungen einer AEC ab [49].

PEMEC haben im Vergleich zur AEC aufgrund ihres Aufbaus mit einer festen, hochselektiven Elektrolyt-Membran eine simplere, um den Faktor 5 bis 10 kompaktere Bauform [36, 54, 62]. Dies ermöglicht unter anderem deutlich höhere Stromdichten bei vergleichbarer Zellspannung, höhere Betriebsdrücke und auch Differenzdrücke zwischen der Wasserstoff- und Sauerstoff-Seite [54]. Obgleich PEMEC-Systeme in der Tendenz leicht weniger entwickelt sind, fallen Zellspannung, Energieaufnahme und verfügbare Nennleistung zunehmend vergleichbar zu AEC-Systemen aus [36, 50, 54]. Bei Lebensdauer, Materialwahl und den noch hohen Kosten werden der PEMEC-Technologie erhebliche Entwicklungspotenziale zugesprochen [10, 50, 52, 54, 62]. Die schnellen Reaktionszeiten im Millisekunden-Bereich, die großen Leistungsgradienten und die hohe Produktqualität der PEMEC-Anlagen, in Volllast ist eine Produktreinheit von über 99,99 % möglich [50, 54, 55, 67], verdeutlichen ihre Flexibilität und die Eignung zum dynamischen Betrieb [10, 50, 52, 54, 62]. PEMEC-Anlagen können näherungsweise über ihr gesamtes Leistungsspektrum betrieben werden und bieten außerdem die Möglichkeit zum kurzzeitigen Überlastbetrieb mit dem Mehrfachen der Nennleistung [49]. Jedoch gehen mit der Überlast spezielle Erfordernisse und Nachteile einher. Für den

Überlastbetrieb wird eine entsprechend leistungsstarke Stromzufuhr sowie Wärme- management erforderlich und eine stärkere Abnutzung ist die Folge [54]. Die hohen Stromdichten ermöglichen PEMEC-Anlagen zwar einerseits schnelle Anfahrvorgänge, auch bei einem Kaltstart, führen aber andererseits gleichzeitig zu einer beschleunigten Degradation der Zellen [10, 50, 66]. Insgesamt kann konstatiert werden, dass PEMEC- den AEC-Systemen in allen Aspekten der Flexibilität voraus sind [54].

SOEC haben aufgrund der deutlich höheren Betriebstemperaturen im Vergleich zu den anderen Elektrolysetechnologien eine deutlich niedrigere Zellspannung, die unter 1,5 V liegt [55]. Die beim Betrieb von SOEC-Systemen gegebene starke thermische Beanspruchung, kann zu Materialabtragungen, zu einer beschränkten Langzeitstabilität [10] und dadurch bedingt zu einer kürzeren Lebensdauer führen [68]. Wasser wird anders als bei AEC oder PEMEC in Dampf- form eingebracht und ist auch im Produktstrom noch enthalten [10], was eine nachgeschaltete Trennstufe erfordert. Nach Trocknung liegt die Gasreinheit bei ca. 99,9 % [55]. Langfristig wird davon ausgegangen, dass SOEC-Anlagen im Vergleich zu den anderen Wasserelektrolyse-Technologien die höchsten elektrischen Wirkungsgrade erreichen werden. Dies wird durch die Einbindung von externer Hochtemperaturwärme aus anderen Prozessen, wie der Methanisierung oder in Form ungenutzter industrieller Abwärme, möglich. Wegen der noch nicht komplett ausgereiften Entwicklung sind bisher lediglich Anlagen mit geringer Nennleistung und Investitionskosten, die noch deutlich über dem Niveau von AEC- und PEMEC-Systeme liegen, verfügbar [55, 68]. SOEC-Systeme haben mehrere Alleinstellungs- merkmale. Dazu zählt die Möglichkeit zum endothermen Betrieb, aufgrund niedriger Zellspannungen unterhalb der thermoneutralen Spannung von 1.48 V [10, 49]. Auch die Befähigung zu der Co-Elektrolyse von H₂O und CO₂ zur Synthesegas-Produktion [21, 49] zeichnet SOEC-Systeme aus. Ein weiteres Alleinstellungsmerkmal ist die Möglichkeit zum reversiblen Betrieb als Brennstoffzelle, wofür die Bezeichnung Hochtemperatur- Brennstoffzelle (SOFC) verwendet wird [69, 70]. Aufgrund des einhergehenden, noch stärkeren Verschleißes sind der Lastbereich, die Leistungsgradienten und die Anfahrhäufigkeit zugunsten der Materialhaltbarkeit begrenzt. Der theoretisch mögliche Bereich verträglicher Stromdichten über 1 A/cm² nicht ausgeschöpft werden. Dies sorgt zusammen mit dem komplexen Systemaufbau für eine lange Aufheizdauer. Die Flexibilität einer SOEC-Anlage ist dadurch insgesamt sehr niedrig. Eine zusammenfassende Übersicht der für den Betrieb der drei betrachteten Elektrolysetechnologien relevanten Eigenschaften ist in [Tabelle 2-1](#) aufgeführt. Die Bezeichnung TRL in [Tabelle 2-1](#) steht für Technology Readiness Level und beschreibt den Entwicklungsstand der jeweiligen Technologie auf einer von 1 bis 9 reichenden Skala. Die in [Tabelle 2-1](#) enthaltenen Werte entsprechen dem technologischen Entwicklungs- stand bis zum Jahr 2022, welcher für die Technologien in Kapitel 5.1 im Detail beschrieben wird.

Tabelle 2-1: Aktuelle Kennzahlen der betrachteten Elektrolysetechnologien aus der Fachliteratur

Technologie	AEC	PEMEC	SOEC
TRL	9 (s. Kap. 5.1)	8-9 (s. Kap. 5.1)	6-7 (s. Kap. 5.1)
Maximal verfügbare Anlagenleistung in kW	5.300 [41, 71]	< 3.000 [71, 72]	< 2.200 [54]
Zellspannung [V]	1,8 – 2,4 [10, 55]	1,8 – 2,2 [10, 55]	0,7 – 1,5 [55]
Zelltemperatur [°C]	60 – 90 [41, 54]	50 – 80 [41, 54]	700 – 1.000 [41, 54]
Zelldruck [bar]	10 – 30 [54, 73]	20 – 50 [54, 73]	1 – 15 [54, 73]
Elektrischer Energiebedarf auf Stackebene [kWh _{el} /kg _{H₂}]	Volllast: 46,72 – 55,63 [54, 72, 74] Teillast (25 %): 38,93 – 45,61 [54]	Volllast: 43,39 – 57,85 [54, 72, 74] Teillast (5 %): 40,04 – 43,38 [54]	Volllast: 27,81 – 36,72 [72, 74]
Elektrischer Energiebedarf auf Anlagenebene [kWh _{el} /kg _{H₂}]	50,07 – 77,88 [49, 72]	50,07 – 83,44 [49, 72]	35,60 – 38,27 [49, 74]
Abwärmepotenzial (und Temperaturniveau) [kWh _{th} /kg _{H₂}]	13,90 – 23,81 (60 – 80 °C) [49, 75-77]	17,00 – 20,00 (50 – 80 °C) [49, 75]	-
Hochfahrzeit [min]	15 – 120 [54, 74]	<1 – 15 [10, 74]	60 – 240 [54, 72, 74]
Max. Leistungsgradient positiv / negativ bei Betriebsbedingungen [% P _N /S]	0,13 – 25 / 25 [54, 67, 78]	10 – 100 / 10 – 100 [54, 67, 78]	0,11 / k. A. [54]
Lastbereich [% P _N]	< 20 – 130 [50, 55]	< 10 – < 200 [10, 49, 50, 55]	> 30 – 100 [49, 55]
Stack-Lebensdauer [h _{op}]	55.000 – 100.000 [10, 49, 50, 54, 55, 66]	20.000 – 100.000 [49, 50, 54, 55, 67]	8.000 – 16.000 [54, 55]
Mehrverbrauch infolge Degradation [kWh/(kg _{H₂} *h _{op})]	< 0,68 * 10 ⁻⁴ [49, 50, 54]	< 0,90 – 1,80 * 10 ⁻⁴ [49, 50, 54]	0,78 – 8,61 * 10 ⁻⁴ [49, 54]
Techn. System-Lebensdauer [a]	20 – 50 [50, 54, 67, 79]	10 – 30 [50, 54, 67]	20 [54]
Investitionskosten [€/kW]	< 850 – 1.500 [50, 55, 67]	1.400 – 2.100 [50, 55]	> 2.000 [54, 55]
Betriebskosten (bez. auf Investitionsk.) [%/a]	1 – 7 [50, 67]	1 – 5 [50, 67]	2 – 3 [80]

2.2.2 Produktion synthetischen Methans (PtCH₄)

Neben Wasserstoff ist synthetisches Erdgas bzw. Methan, für welches häufig die Abkürzung SNG (Synthetic oder Substitute Natural Gas) verwendet wird, das gängigste PtG-Produkt. Das SNG entspricht hinsichtlich seiner Eigenschaften zu einem großen Teil fossilem Erdgas [81]. Aufgrund dieser Ähnlichkeit kann SNG Letztgenanntes in nahezu allen Bereichen ohne größeren Anpassungsaufwand substituieren [60]. Im Stromsektor besteht die Möglichkeit, es als Brennstoff in schnell regelbaren Gaskraftwerken einzusetzen [82]. Weitere Anwendungsmöglichkeiten für SNG bestehen insbesondere im Wärmemarkt als Brennstoff zur Bereitstellung von Raum-/Prozesswärme für Haushalte, GHD und Industrie [29, 52] sowie im

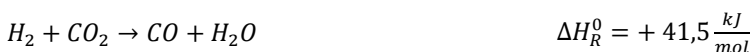
Verkehrssektor in Erdgas-Fahrzeugen [18]. In Deutschland und in einem Großteil Europas existiert durch das Erdgasnetz und geologische Speicher außerdem eine umfassend ausgebaute Infrastruktur zum Transport, zur Speicherung und zur Nutzung von Erdgas. SNG kann ebenso über diese Infrastruktur gespeichert und verteilt werden [83].

Auf die in diesem Kontext wesentlichen Prozesse und Verfahren wird nachfolgend eingegangen. Die CO₂-Methanisierung, die in dieser Arbeit einfach als Methanisierung bezeichnet wird, beschreibt die Hydrierung von CO₂ zu Methan. Dieser Methanisierungsprozess lässt sich im Wesentlichen in zwei verschiedene Routen einteilen: die chemische und die biologische Methanisierung [68]. Um verschiedene PtCH₄-Routen miteinander vergleichen zu können, werden in dieser Arbeit beide Prozessrouten einbezogen. Die chemische CO₂-Methanisierung kann dabei wiederum in verschiedene Unterrouuten unterteilt werden. Es lassen sich die thermochemische, die elektrochemische, die photoelektrochemische und die photokatalytische Methanisierung unterscheiden [84]. Während die thermochemische Methanisierung bereits kommerziell eingesetzt wird und derzeit der Schwerpunkt der SNG-Produktion ist, befinden sich viele Varianten noch im Labor- oder Pilotmaßstab [84]. Häufig wird zudem vereinfachend statt thermochemische Methanisierung der Begriff katalytische Methanisierung verwendet. Beide Begriffe werden in dieser Arbeit synonym verwendet. Eine Übersicht aktueller TRL-Annahmen für die thermochemische und biologische Methanisierung findet sich in Kapitel 5.1.

Thermochemische/katalytische Methanisierung

Die thermochemische CO₂-Methanisierung wird als katalytische Reaktion, mittels der sogenannten Sabatier-Reaktion, durchgeführt. Präzisierend handelt es sich dabei um die Kombination zweier chemischer Reaktionen. Zunächst wird in der umgekehrten Wasser-Gas-Shift-Reaktion CO₂ zu CO reduziert (s. Gleichung 2-2 [85]). Eine mögliche, jedoch selten genutzte, Alternative wäre die direkte Hydrierung von CO₂ [6].

Gleichung 2-2



Im zweiten Schritt, der stark exothermen Methanisierung von Kohlenmonoxid (CO-Methanisierungsreaktion), wird das CO weiter zu CH₄ transformiert (s. Gleichung 2-3 [85]).

Gleichung 2-3



In beiden Reaktionen wird H₂ konsumiert und H₂O gebildet. Die Netto-Energiebilanz der Gesamtreaktion (Sabatier-Reaktion) ist exotherm (s. Gleichung 2-4 [85]).

Gleichung 2-4



Die anfallende Abwärme der thermochemischen Methanisierung kann je nach Prozesstemperatur zu verschiedenen Zwecken genutzt werden. Diese Reaktionswärme kann z.B.

aufgrund des hohen Temperaturniveaus für eine vorgeschaltete CO₂-Abtrennung oder zur Dampferzeugung für eine SOEC eingesetzt werden [6, 10]. Ebenso ist eine Integration in Wärmenetze bei entsprechend durchgängiger Abnahme denkbar [6].

Um niedrige Methangehalte und Schäden an den Katalysatoren durch Schadstoffe (z. B. Schwefel) oder lokale Überhitzung (Hotspots) zu vermeiden, werden hohe Anforderungen an die Reinheit der Edukte und an die effektive Abfuhr der Reaktionswärme gestellt [6]. Die in der Technischen Regel DVGW G 260 beschriebene Anforderung an die Gasqualität für eine Einspeisung in das Erdgasnetz können somit, für den Fall der in Deutschland fortschreitenden Verwendung von H-Gas (> 95 Vol.-% CH₄), nur mittels mehrstufiger Prozessführung oder nachgeschalteter Gasaufbereitung erfüllt werden [86]. Der elektrische Energiebedarf für den Pumpenbetrieb und die Anlagensteuerung fällt im Vergleich zum Strombedarf der Wasserelektrolyse dagegen sehr gering aus und wird vereinzelt als vernachlässigbar erachtet [67]. Die thermochemische Methanisierung kann dank der hohen Prozesstemperaturen, welche im Regelfall zwischen 300 und 550 °C liegen, großen Durchsatz erreichen und im Vergleich zur biologischen Methanisierung in eher kompakten Reaktoren ablaufen [10]. Relevante Reaktorkonzepte für die katalytische Methanisierung (KM) sind Festbett- und Drei-Phasen-Reaktoren. Festbett-Reaktoren sind die am häufigsten genutzten dieser Reaktortechnologien [86]. Letztgenannte Reaktoren nutzen einen festen Katalysator in feinkörniger Schüttung, welcher von den Reaktionsgasen H₂ und CO₂ bzw. CO durchströmt wird. Aufbau und die Produktflüsse eines Festbett-Reaktors sind in [Abbildung 2-6 \(A\)](#) dargestellt.

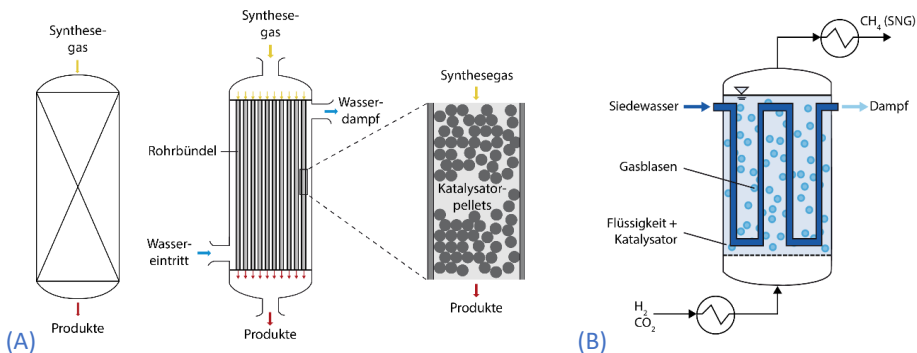


Abbildung 2-6: Schematische Darstellung ausgewählter katalytischer Methanisierungsreaktoren: (A) Festbett-Reaktor, (B) Drei-Phasen-Reaktor; Darstellung aus [6]

Der Drei-Phasen-Reaktor nutzt hingegen eine flüssige Phase (z.B. eine Suspension aus einem Wärmeübertragungsöl und pulverförmigen Katalysatorpartikeln) [10]. Die Eduktgase (H₂ und CO₂) werden in diese Suspension eingetragen und durchströmen diese blasenförmig [6]. Dabei lösen sich die Gase durch eine Reaktion mit den Katalysatorpartikeln auf [6]. Die hohe Masse dieses Reaktorkonzepts und die damit verbundene hohe Wärmekapazität erleichtert das Wärmemanagement durch ihre Pufferwirkung, führt aber auch zu energieintensiven Aufheizphasen aus dem Kaltstart. Die technologische Reife dieses Reaktortyps ist gegenwärtig

noch auf das Stadium der Forschung und Entwicklung begrenzt [6]. Ein Schema ist in [Abbildung 2-6 \(B\)](#) dargestellt.

Als Katalysatormaterialien für die thermochemische Methanisierung kommen mehrere Metalle in Frage. Legierungen auf Nickelbasis bieten dabei im Allgemeinen den besten Kompromiss zwischen Kosten und technischer Leistung hinsichtlich der selektiven Methanaktivierung [10]. Materialien auf Ruthenium-Basis als Katalysatoren wird dagegen die beste Leistung hinsichtlich der Aktivität des Materials zugeschrieben. Ruthenium hat jedoch den Nachteil höherer Kosten [86]. Insbesondere zu den Themen Wärmekontrolle/-management und Katalysatoren besteht bei der thermochemischen Methanisierung noch weiterer Forschungsbedarf [86].

Biologische Methanisierung

Beim biologischen Methanisierungsverfahren erfolgt die Umsetzung von Wasserstoff und CO₂ durch methanogene Archaeen (Archaeobakterien bzw. methanogene Mikroorganismen) [87]. Dabei werden die Archaeen im meso- oder thermophilen Milieu als biologische Katalysatoren in wässriger Lösung eingesetzt [88]. Die Begriffe mesophil und thermophil kennzeichnen dabei verschiedene Temperaturniveaus. Mesophile Bedingungen sind bei 35-40 °C gegeben, derweil thermophile Bedingungen im Temperaturspektrum von 40-70 °C vorliegen [88]. Die Temperaturen liegen somit deutlich unter den Betriebstemperaturen der thermochemischen Methanisierung. Die Möglichkeiten zur Abwärmenutzung sind wegen des niedrigen Temperaturniveaus deswegen begrenzt. Eine weitere Bezeichnung für die biologische Methanisierung lautet Methanogenese [89]. Die aus der gesamten Methanogenese resultierende Reaktionsgleichung stimmt mit jener der Sabatier-Reaktion überein, die Höhe der freiwerdenden Reaktionswärme fällt jedoch geringer aus. Generell gibt es zwei verschiedene Prinzipien der biologischen Methanisierung: die In-situ- und die Ex-situ-Methanisierung. Unter dem In-situ-Ansatz versteht man die Nutzung von prozessinternen CO₂-Quellen, z.B. für die Aufbereitung von Biogas in einer Biogasanlage. Bei der Ex-situ-Methanisierung erfolgt eine parallele Injektion von Wasserstoff und CO₂ in einen separaten Reaktor [87]. Über diese beiden Prinzipien hinaus gibt auch folgenden beiden Reaktorkonzepte:

- Festbett-Reaktor, auch als anaerober Filter oder Rühr(kessel)reaktor (RR) bezeichnet
- Rieselbettreaktor (RBR)

Es kann davon ausgegangen werden, dass das erstgenannte Konzept der kontinuierlich gerührten Tankreaktoren hinsichtlich der Skalierung auf einen größeren Maßstab am vielversprechendsten ist. Die Ursache dafür ist dadurch gegeben, dass dieses Konzept der biologischen Methanisierung derzeit die höchste Methanbildungsrate erreicht. Im Vergleich zur thermochemischen Methanisierung ist Rate deutlich niedriger, was als Nachteil angesehen werden kann. Der Methangehalt des Produktgases ist von Rahmenbedingungen wie dem pH-Wert, der Temperatur, der Raumbelastung, der Substratkonzentration und dem Druck abhängig und steigt generell mit sinkendem Gasdurchsatz. Unter optimalen Bedingungen fällt der Methangehalt höher aus als bei der katalytischen Methanisierung, sodass selbst bei einstufiger Prozessführung und ohne Gasaufbereitung ein valides Substitut für Erdgas erzeugt werden kann.

Flexibler Betrieb und Vergleich der Methanisierungsverfahren und -technologien für PtCH₄-Systeme

Eine Übersichtsstudie [85] verdeutlicht, dass es bereits einige Methanisierungsanlagen gibt, die flexibel betrieben werden. Für einen solchen flexiblen Betrieb der Methanisierung gelten jedoch verschiedene Einschränkungen. Eine erhöhte Dynamik stellt insbesondere spezielle Anforderungen an Reaktoren und Katalysatoren bei der thermochemischen Methanisierung. So muss beachtet werden, dass Dampf-Feststoff-Reaktionen bei Temperaturen unter 230 °C stattfinden können, bei denen CO am nickelhaltigen Katalysator reagiert und Nickelcarbonyle gebildet werden [90]. Derweil dieses Deaktivierungsverfahren bei einem kontinuierlichen Betriebsregime vermieden werden kann, stellen möglicherweise auftretende Dampf-Feststoff-Reaktionen während des flexiblen An- und Abfahrens sowie in Bereitschaftsphasen ein Problem dar. Es ist bei einem entsprechend flexiblen Betrieb deshalb möglichst eine Haltung der Temperatur oberhalb von ca. 230 °C im Betrieb anzustreben. Daran anknüpfende Forschungen zeigen, dass auch eine zukünftige Anpassung der Katalysatormaterialien dazu geeignet ist, um den thermochemischen Methanisierungsprozess möglichst flexibel an die fluktuierenden erneuerbaren Energiequellen anzupassen [85]. So könnten beispielsweise gegenwärtig kommerziell favorisierte Aluminiumoxid-Nickel-Trägerkatalysatoren durch bestimmte Promotoren, wie z.B. Calciumoxid (CaO), verbessert werden [91]. Außerdem reicht der Lastbereich der thermochemischen Methanisierung gegenwärtig in Abhängigkeit des Reaktorkonzepts nicht unter eine Mindestlast von ca. 20 % der Nennleistung [10, 92]. Insgesamt ist ein flexibler Teillastbetrieb der thermochemischen Methanisierung daher gegenwärtig nur in einem eingeschränkten Maße möglich [9], [29].

Hinsichtlich des flexiblen Betriebs von PtCH₄ mit biologischer Methanisierung zeigt sich ein etwas anderes Bild. Dieses Betriebsregime ist möglich und der biologische Prozess kann dabei nahezu über den gesamten Kapazitätsbereich betrieben werden [93]. Zudem wird erwartet, dass große Anlagen innerhalb weniger Minuten vom Stand-by-Modus in den Betriebsmodus wechseln können [94]. Eine Abschaltung über längere Zeiträume ist ebenfalls möglich, da bestimmte Bakterienstämme eine Langzeitstabilität von mehreren Wochen aufweisen, wonach sie komplett reaktiviert werden können [6]. Prinzipiell benötigen die Mikroorganismen aber für ihr Überleben eine Substratzufuhr, welche insbesondere aus gasförmigen H₂ und CO₂ und per wässriger Lösung zugeführten weiteren Elementen, wie z.B. Stickstoff, Schwefel oder Spurenelemente bestehen sollte [6]. Ein zeitlich länger andauernder Stillstand ist jedoch zu vermeiden, da dann die Archaeen-Reinkultur nicht mehr nutzbar wäre. Verglichen mit der rein chemischen Synthese läuft die Reaktion der biologischen Methanisierung jedoch mit geringeren Methanbildungsraten bzw. volumenspezifischen Gasdurchsätzen ab. Dies führt dazu, dass die biologische Methanisierung größere Reaktorvolumina und infolgedessen häufig einen größeren spezifischen Flächenverbrauch erfordert. Die [Tabelle 2-2](#) zeigt eine Übersicht der betrachteten Reaktoren der thermochemischen und biologischen Methanisierung und deren Charakteristika. Auch hier geben die aufgeführten Werte einen Bereich für den aktuellen Zeitpunkt und kurzfristige erwartete Entwicklungen an, der sich aus dem Studium verschiedener Literaturquellen ergibt.

2 Technologischer Untersuchungsgegenstand: PtG-Optionen

Tabelle 2-2: Aktuelle Kennzahlen der betrachteten Methanisierungstechnologien aus der Fachliteratur

Technologie	Katalytische Methanisierung (Festbett-Reaktoren: FBR; Drei- Phasen-Reaktoren: DPR)	Biologische Methanisierung
Entwicklungsstand [TRL]	FBR: 8-9 (s. Kap. 5.1) DPR: 4 [86, 95]	7 (s. Kap. 5.1)
maximal verfügbare Anlagenleistung	FBR: MW-Bereich [9], [16] DPR: Labormaßstab [16]	1 MW [16], [43]
stöchiometrischer Gasdurchsatz (Gas Hourly Space Velocity, GHSV, bezogen auf Reaktorvolumen) [h ⁻¹]	FBR: 2.000 – 5.000 [10] DPR: 500 – 1.000 [10]	<< 100 [10]
Reaktortemperatur [°C]	FBR: 250 – 700 [6, 10, 60, 62] DPR: 300 – 350 [6, 10]	20 – 70 [6, 10]
Betriebsdruck [bar]	FBR: 5 – 80 [6, 10, 52, 62] DPR: 20 [6, 10]	< 5 [6, 10]
elektrischer Energiebedarf im Betrieb [kWh _{el} /(kg CH ₄)]	0,33 – 0,89 [36, 96-99]	1,39 – 2,05 [6, 10, 99]
Abwärmepotenzial (und Temperaturniveau) [kWh _{th} /(kg CH ₄)]	2,44 – 3,48 (180 – 350 °C) [49, 75, 97, 99]	2,84 (< 70 °C) [99]
Methangehalt des Outputs [%]	FBR: ≤ 96 [6, 67] DPR: ≤ 95 [6]	96 – 98 [6]
Lastbereich [% P _N]	FBR: 40 – 110 [10, 92] DPR: 20 – 100 [10]	> 10 – 100 [10]
Katalysator-Lebensdauer [h _{op}]	20.000 – 25.000 [49, 67]	-
Techn. System-Lebensdauer [a]	20 a [99]	20 a [99]
Investitionskosten [€/kW _{SNG}]	110 – 2.000, Median: 510 [100]	100-1.450, Median: 720 [100]
Betriebskosten (bez. auf Investitionsk.) [%/a]	2-10 [101, 102]	2-5 [80, 102]

Ergänzend zu den vorausgegangenen Ausführungen ist Folgendes hinsichtlich der [Tabelle 2-2](#) relevant. Während das thermochemische Methanisierungsverfahren bereits kommerziell angewendet wird, hat die biologische Verfahrensalternative noch einen niedrigeren technologischen Reifegrad [88, 95, 103, 104]. Eine weitergehende Erläuterung zu den jeweils ermittelten TRL-Werten findet sich in Kapitel 5.1. Ein relevanter Unterschied ergibt sich zudem durch die niedrigere Reaktionstemperatur bei der biologischen Methanisierung von bis zu

70 °C [6, 10]. Dadurch wird weniger Abwärme genutzt, was die Energieeffizienz verringern, aber auch das Anlagendesign vereinfachen kann. Außerdem hat die biologische Methanisierung einen geringeren Reaktionsdruck von meist unter 5 bar [6, 10].

Hinsichtlich der Anlagengröße finden sich in der Fachliteratur klar zwischen biologischer und thermochemischer Methanisierung differenzierende Angaben [10]. Eine optimale Anwendung der biologischen Methanisierung erfolgt im kleineren Maßstab und bei niedrigen Anforderungen an die Eduktreinheit (Spurenstoffe). Drei-Phasen-Reaktoren zur thermochemischen Methanisierung werden dagegen in ihrer Eignung als am besten für mittlere Leistungsgrößen erachtet [10]. Als beste Option für sehr große Anlagen (>100 MW) zur Methanisierung gelten bisher Festbett-Reaktoren [10], welche den für weitere Verwendungen wertvollen Dampf erzeugen können [105].

Zusammenfassend lässt sich auf Basis der Tabelle sagen, dass die biologische Methanisierung (Ex-situ) gegenüber ihrer thermochemischen Alternative zwei Hauptvorteile bietet: eine höhere Toleranz und Flexibilität, um auf die schwankende Wasserstoffzufuhr zu reagieren, sowie niedrigere Prozesstemperaturen und damit einen geringeren Energiebedarf zur Temperaturhaltung im Stand-by-Betrieb. Die Hauptnachteile sind dagegen eine niedrigere Methanbildungsrate bzw. stöchiometrischer Gasdurchsatz mit einem einhergehenden höheren Flächenbedarf sowie ein höherer Strombedarf und eine geringe Möglichkeit zur Rückgewinnung von Abwärme. Infolgedessen resultiert eine geringere Gesamtenergieeffizienz der biologischen Methanisierung. Überdies sind die derzeitigen Investitionskosten tendenziell höher und es wird z.T. erwartet, dass sich dies auch in Zukunft nicht ändern wird [93].

2.2.3 CO₂-Bereitstellung

Auch wenn bei den in dieser Arbeit analysierten PtG-Endprodukten im Rahmen der Wasserstoffherstellung kein CO₂ benötigt wird, ist für die Herstellung von SNG CO₂ erforderlich. Für PtCH₄ ist somit die CO₂-Bereitstellung ein wesentlicher Aspekt bei der Betrachtung kompletter Systeme. So gibt es verschiedene erneuerbare und nicht erneuerbare Quellen für CO₂ [62], welche von der örtlichen Verfügbarkeit abhängen [106]. Im Wesentlichen sind folgende CO₂-Quellen voneinander zu unterscheiden:

- Umgebungsluft (Atmosphäre)
- Biomasse
- Industrielle Prozesse
- Verbrennung fossiler Brennstoffe
- Verbrennung biogener Brennstoffe

Diese Quellen benötigen, je nach Verfahren, die Energiezufuhr in thermischer und/oder elektrischer Form für die CO₂-Abscheidung. Dabei sinkt der Abtrennungsaufwand mit der im jeweiligen Gasstrom vor der Abtrennung vorliegenden CO₂-Konzentration, da eine prozessuale Erhöhung der Konzentration mit Energieeinsatz verbunden ist [107]. So haben Punktquellen für hochkonzentriertes CO₂ einen geringeren Abtrennungsaufwand als dies bei der Abtrennung aus der Umgebungsluft der Fall ist [107]. Dafür ist Umgebungsluft als CO₂-Quelle ubiquitär. Bei Punktquellen für hochkonzentriertes CO₂ ist die Standortwahl demgegenüber

herausfordernder, da Standorte mit diesen Quellen nur begrenzt verfügbar sind. Wichtige CO₂-Punktquellen in Deutschland sind gegenwärtig insbesondere fossil befeuerte Kraftwerke, Industrieprozesse (insbesondere Eisen und Stahl, Zement und Raffinerien) sowie die Biomethanaufbereitung und Bioethanol-Herstellung [106]. Ist im räumlichen Umfeld der PtG-Anlage aber keine Punktquelle für Kohlenstoff verfügbar, bleibt die Möglichkeit CO₂ auch aus der Umgebungsluft abzutrennen. Dem quantitativ nahezu unbegrenzten und standortunabhängigen Potenzial stehen gegenwärtig neben dem hohen Abtrennungsaufwand noch sehr hohe Investitionskosten gegenüber [107]. Hinsichtlich der Klassifizierungen werden auch häufig die englischsprachigen Begriffe „Green carbon“ für CO₂ aus erneuerbaren Quellen und „Black carbon“ für fossiles CO₂ verwendet [6].

Für die eigentliche Abtrennung bieten sich unterschiedliche Verfahren bzw. Prozesse an, welche physikalisch-chemischen Gesetzmäßigkeiten folgen. Eine Übersicht über die Möglichkeiten der CO₂-Abtrennung ist in **Abbildung 2-7** dargestellt.

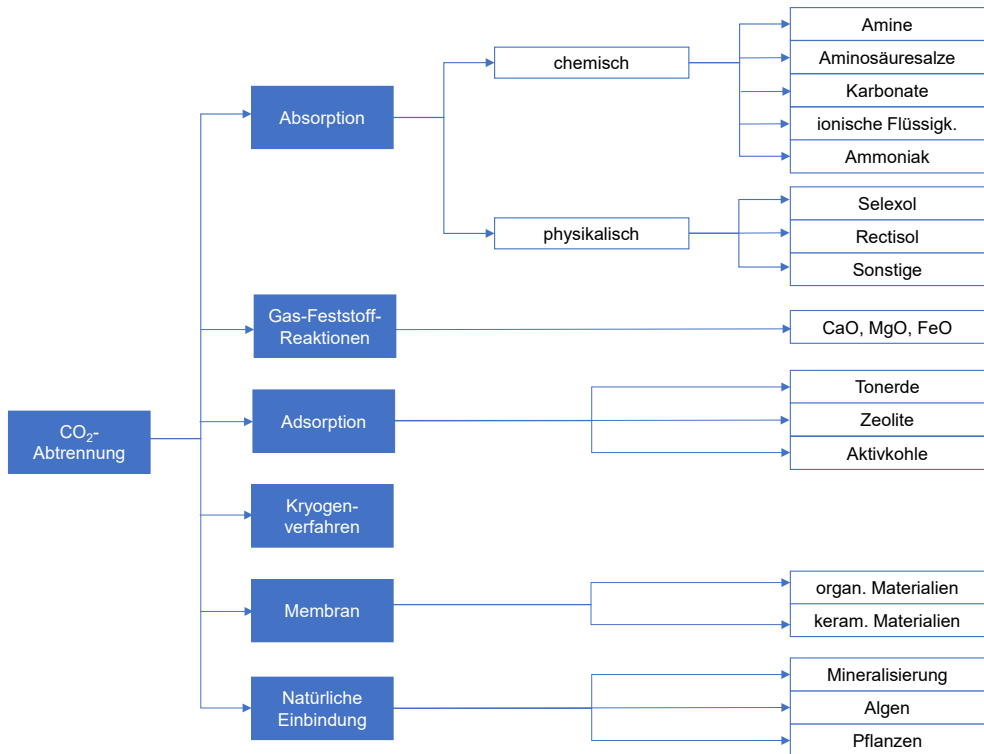


Abbildung 2-7: CO₂-Abtrennung - Verfahren und Prozesse; Darstellung nach [45]

Im Anschluss an die Abtrennung wird das CO₂ unter Energieeinsatz in einem Kompressor verdichtet. Je nach Anlagenaufbau und Betriebsstrategie wird es anschließend in einem Pufferspeicher eingelagert oder sofort umgesetzt. Für die Speicherung werden zumeist einfache Druckbehälter eingesetzt. Eine Übersicht aktueller Kennzahlen und Charakteristika zu verschiedenen CO₂-Quellen ist **Tabelle 2-3** zu entnehmen.

Tabelle 2-3: Aktuelle Kennzahlen der betrachteten CO₂-Quellen und zugehöriger Abtrennverfahren

CO ₂ -Quelle	Biomasse	Umgebungsluft	Verbrennungsprozesse	Industrie
<i>gängigste Abtrennverfahren</i>	Aminwäsche (AW); Druckwechsel- adsorption (DWA); direkte Methanisierung (DM) [6, 36, 50, 108]	Adsorption und Desorption [107]	Aminwäsche; Druckwechsel- adsorption [92, 108-110]	
TRL	5 – 9 [107, 111]	1-7 [107, 112]	6 – 9 [111]	
<i>Klassifizierung der Quelle</i>	erneuerbar (biogen) [21, 51, 52]	erneuerbar (atmosphärisch) [6]	erneuerbar (z. B. Abfall), nicht erneuerbar (fossile Brennstoffe) [6, 110]	nicht erneuerbar [6]
<i>typische CO₂-Konzentration [%]</i>	Biogas: 25 – 50 [113] Faulgas: 25 – 55 [107] Fermentierung: 100 [113]	0,04 [107]	Kohle: 12 – 15 [113] Erdgas: 7 - 10 [113]	Stahl: 20 – 27 [10] Zement: 14 – 33 [10]
<i>Abtrennungsaufwand [MJ/kg CO₂]</i>	AW: 2,8 – 3,5 (th) [49, 108] + 0,4 – 0,6 (el) [49, 108] DWA: 1,0 – 1,1 (el) [108] DM: 0 [6]	3,15 – 7,2 (th) [77, 99, 108, 114] + 0,9 – 1,33 (el) [77, 99, 108, 114] Σ 7,2 – 8,2 [36, 62, 99]	AW: 2,15 – 3,5 (th) (120 – 140 °C) [49, 108, 115] + 0,4 – 0,65 (el) [49, 108, 115] DWA: 1,0 – 1,1 (el) [108]	AW: 2,15 – 3,5 (th) (120 – 140 °C) [49, 108, 115] + 0,4 – 0,65 (el) [49, 108, 115] DWA: 1,0 – 1,1 (el) [108]
<i>Synergiepotenzial</i>	Abwärme aus Methanisierung (PtCH ₄)	Abwärme aus Methanisierung (PtCH ₄)	Verbrennungs- wärme	Abwärme aus Methanisierung oder Brennofen
<i>Abtrennungskosten [€/t CO₂]</i>	0 – 111 [116]	81 – 475 [116]	Post-Combustion: 95 [49] Oxyfuel: 55 [49]	12 – 97 [116]

Bei den in dieser Arbeit erfolgenden Betrachtungen zukünftiger Gegebenheiten, die bis zum Jahr 2050 reichen, wird sich die Relevanz verschiedener CO₂-Quellen und -Abtrennverfahren in Deutschland in den kommenden Jahrzehnten verschieben. Verbrennungsprozesse in Kraftwerken und durch sie bedingte CO₂-Emissionen werden stark an Bedeutung verlieren. Die Auswahl bestimmter CO₂-Quellen und Abscheideverfahren für die weiteren Analysen dieser Arbeit erfolgt in Kapitel 5.1.

2.2.4 Speicherung und sonstige Infrastrukturen (Distribution)

In diesem Abschnitt werden Speichertechnologien für Wasserstoff, Methan und CO₂ sowie der Transport von Gasen dargestellt.

Speichertechnologien für Wasserstoff

Je nach Anwendungsfall gibt es für die Speicherung von Wasserstoff unterschiedliche technologische Optionen. Für mobile Anwendungen und Kurzzeitspeicherung wird wegen des simplen Aufbaus vornehmlich der Wasserstoff-Druckspeicher als relevante Technologie

eingestuft. Dieser Speicher kann die hohen Druckanforderungen (700 bar) erfüllen und bleibt bei Vernachlässigung des Verdichtungsaufwands weitestgehend verlustfrei. Die Speichereffizienz (Verhältnis von der eingespeicherten zur aus dem Speicher wieder entnehmbaren Wasserstoffmenge) beläuft sich auf etwa 99 % [117]. Als Werkstoffe werden überwiegend legierte Stähle, Aluminium und zugunsten eines niedrigen Gewichts neuerdings auch verstärkt Kunststoff-Verbundmaterialien verwendet [118]. Für die Wasserstoffspeicherung gelten wegen möglicher Diffusionsvorgänge und damit einhergehender potenzieller Materialschädigungen dabei besondere Anforderungen an die Werkstoffe [119]. Die Verwendung eines nichtlegierten Stahls wäre für diese Zwecke beispielsweise nicht ausreichend. Alternativen zu Wasserstoff-Druckspeichern für die mobile Anwendung und Kurzzeitspeicherung, wie die Kryo-Verflüssigung oder Metallhydrid-Speicher, haben ebenfalls potenziell hohe Energiedichten. Diese Speicher weisen aber gegenwärtig noch höhere Kosten und geringere technologische Reifegrade auf [50]. Für die saisonale Speicherung von Wasserstoff im großtechnischen Maßstab bietet sich wegen der großen Volumina und der geringen spezifischen Kosten bevorzugt eine Untergrundspeicherung in geologischen Lagerstätten (Salzkavernen, Aquiferformationen) an [50]. Derartige geologische Lagerstätten für die großtechnische und langfristige Speicherung haben unter der Voraussetzung der Wasserstoffeinspeicherung eine Speichereffizienz von etwa 98 % [120]. Als typische Arbeitsgasvolumina pro Kaverne unter maximalen Druckbedingungen werden in der Fachliteratur 6 Mio. kg H₂ genannt [121]. Geologische Speicherlösungen sind im Gegensatz zu Tankspeichersystemen von den geografischen Gegebenheiten abhängig. Das Potenzial geologischer Strukturen, die für die Wasserstoffspeicherung in Deutschland potenziell genutzt werden könnten, wurde vom Bundesministerium für Verkehr und Infrastruktur (BMVI) analysiert. [Abbildung 2-8](#) enthält eine Karte mit möglichen geologischen Speichermöglichkeiten an der deutschen Nordseeküste.

Speichertechnologien für Methan

In Deutschland beträgt die Summe bestehender Erdgasspeicherkapazitäten ungefähr 21,8 Mrd. Nm³. Weitere 4 Mrd. Nm³ befinden sich derweil in Planung oder Realisierung [122]. Bezogen auf gegenwärtige Verbrauchsmengen, die zukünftig aber tendenziell und insbesondere im Gebäudebereich sowie in der Industrie abnehmen könnten [123], entspricht dies bei einem Jahresverbrauch von knapp 80 Mrd. m³ wie im Jahr 2018 [124] einem SNG-Speichervolumen von bis zu mehreren Monaten. Für die Speicherung von SNG können sowohl ober- als auch unterirdische Speicher zum Einsatz kommen. Die maßgebenden Unterschiede dieser beiden Strategien liegen in der Verfüg- bzw. Anwendbarkeit und der Kapazität. Oberirdische Speicher sind nicht von örtlichen geologischen Standortfaktoren, wie z. B. geeigneten Gesteinsformationen, abhängig und damit nahezu überall realisierbar. Die Arbeitsgas-Volumina großer oberirdischer Speicher (Gasometer und Kugelgasbehälter) können Volumen von mehreren hunderttausend m³ erreichen, typisch sind aber Volumina von deutlich unter 1 Million m³ je Behälter [6]. Kugelgasbehälter erlauben dabei Betriebsdrücke um 10 bar und sind dank eines geringen Materialverbrauchs mit niedrigen Investitionskosten verbunden. Röhrenspeicher werden dagegen flach unter der Erdoberfläche verlegt und nutzen mehr Material, können aber aufgrund des größeren Verhältnisses von Oberfläche zu Volumen höhere Betriebsdrücke um 100 bar aushalten. Infolge ihrer hohen der Kosten eignen

sie sich besser für kleinere Kapazitäten. Für mobile Anwendungen kommen ebenfalls Drucktanks zum Einsatz.

Dagegen verfügen typische unterirdische Erdgasspeicher über Arbeitsgasvolumina zwischen mehreren hunderttausend und einer Million m³ CH₄ [6]. Beispiele für Untertage-Speicher sind geologische Formationen wie Salz- und Felskavernen, Porenspeicher (z. B. ausgeförderte Gas-/Öllagerstätten), kuppelförmige Aquifer-Formationen und frühere Bergwerke. Der Betriebsdruck nimmt hier mit bei fortschreitender Tiefe unterhalb der Erdoberfläche (Teufe) zu und liegt zwischen 60 und über 200 bar [6]. Analog zu Wasserstoff werden solche Großspeicher ebenfalls vornehmlich im Fall einer späteren Rückverstromung verwendet.

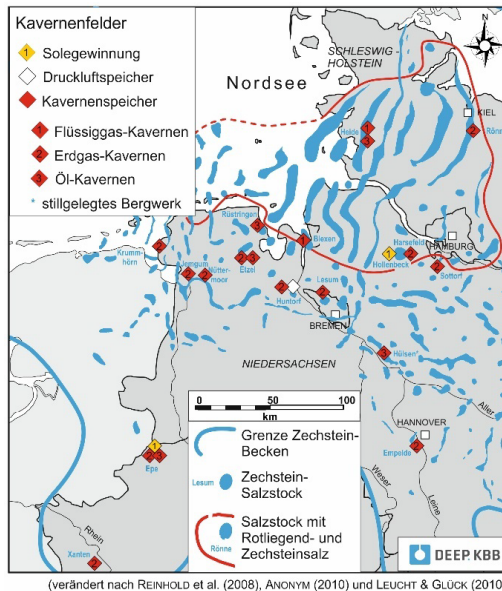


Abbildung 2-8: Potenzielle Wasserstoffspeichermöglichkeiten in Nordwestdeutschland; Darstellung aus [125]

CO₂-Speicherung

In Deutschland sind für die geologische Speicherung von CO₂ geeignete Gegebenheiten vorhanden. Die Akzeptanz für diese Speicherform ist in Deutschland jedoch eingeschränkt, weshalb dafür gegenwärtig rechtliche Einschränkungen existieren [126]. Die Tankspeicherung stellt für CO₂, wie auch für Methan und Wasserstoff eine alternative Speicherform dar. Generell gibt es mit kryogenen Tanks und der Lagerung des bei Umgebungstemperatur komprimierten Gases zwei Optionen für die großmaßstäbliche Lagerung von flüssigem CO₂. In kryogenen Tanks wird CO₂ durch Zufuhr von Kälte (z.B. bei ca. -50 °C bei 10 bar) verflüssigt [127]. Ein Nachteil dieser Speicherform besteht in dem Bedarf einer konstanten Kühlung. Bei der Alternative erfolgt durch Kompression von CO₂ bei Umgebungstemperatur (bis zu 65 bar) eine Verflüssigung, dies wird aber mit zunehmender Größe wirtschaftlich unrentabel [127]. Im Gegensatz dazu nehmen die spezifischen Investitionskosten für kryogene Tanks mit zunehmender Tankgröße ab, da sich das Verhältnis von Oberfläche zu Volumen reduziert und

damit der Kühlbedarf sinkt. Hinsichtlich der kryogenen CO₂-Lagertanks werden in der Fachliteratur ähnliche Eigenschaften wie für LNG-Tanks und Lagervolumen von jeweils 20.000 m³ angenommen [128].

Transport der Gase CH₄ (SNG), Wasserstoff und CO₂

Die deutsche Erdgas-Transportinfrastruktur ist gut ausgebaut [58], zudem sind umfängliche Fernleistungsverbindungen in die umgebenden Staaten vorhanden [6]. Dabei gibt es in Abhängigkeit der Transportstrecken und Endanwender hinsichtlich der Netze unterschiedliche Druckstufen. Es lassen sich das Hochdrucknetz, das Mitteldrucknetz und das Niederdrucknetz reichen [58]. Typische Druckniveaus sind 80 bar für das Hochdrucknetz, 16 bar für das Mittelspannungsnetz und unter 1 bar für das Niederspannungsnetz [58]. Als Erdgas-Substitut kann SNG über diese bestehende Pipeline-Infrastruktur transportiert werden. Dabei sind gegenwärtig insbesondere die gesetzlichen Regelungen im Energiewirtschaftsgesetz, der Gasnetz Zugangs- und Gasnetzergeltverordnung sowie Regelungen zur Gasbeschaffenheit des Deutschen Vereins des Gas- und Wasserfaches (DVGW) zu beachten [58]. Ebenso wie bei Erdgas aus unterschiedlichen Quellen kann in Abhängigkeit der geforderten Eigenschaften auf Anwenderseite eine aktive Beimischung von Gasen (z.B. Stickstoff) erfolgen [58]. Für das Hochdruckpipelinennetz werden in der Fachliteratur derweil mittlere Transportentfernungen von 500 km angenommen. Dabei werden ca. 0,0003 MJ mechanische Arbeit pro MJ Erdgas benötigt. Zudem belaufen sich die Methanverluste auf etwa 0,0006 % pro 100 km. [129]

Wasserstoff kann ebenfalls über die bestehende Erdgasinfrastruktur verteilt werden, es gibt jedoch Herausforderungen, die dabei gelöst werden müssen. So kann ein hoher Wasserstoffanteil in bestehenden Erdgaspipelines nämlich zur Materialermüdung führen. Dies und ein damit einhergehendes beschleunigtes Materialversagen tritt auf, wenn Wasserstoff in den Pipelinestahl diffundieren kann und dessen mechanischen Eigenschaften verschlechtert [119]. Für dieses Problem bieten sich zwei wesentliche Lösungsansätze an. Entweder kann eine Beimischung von Wasserstoff in das Erdgasnetz erfolgen oder es findet eine Umstellung (Umwidmung) der Erdgas-Pipelines auf Wasserstoff statt. Bei der Beimischung von Wasserstoff in Erdgaspipelines sind Konzentrationen angedacht, die für die Komponenten des Erdgasnetzes unkritisch sind. Hierbei sind wiederum die gesetzlichen Regelungen sowie Regelungen zur Gasbeschaffenheit des Deutschen Vereins des Gas- und Wasserfaches (DVGW) zu beachten [58]. Hinsichtlich der Feststellung der Grenzwerte des maximal beizumischenden Wasserstoffanteils finden aber gegenwärtig noch Forschungsaktivitäten statt. Neben der Beimischung beschäftigt sich die aktuelle Forschung vermehrt mit den Möglichkeiten zur Umwidmung der Erdgas-Pipelines. Dafür kommen verschiedene Optionen in Betracht. Beispielsweise können nach Gillessen et al. folgende vier Optionen der Umstellung unterschieden werden [119]:

- ohne Anpassung
- Oberflächenbeschichtung
- Zusatz von Hemmstoffen/Inhibitoren
- Einbringung eines separaten Rohrs (Rohr-in-Rohr)

Diese Konzepte sind mit unterschiedlichen Vor- und Nachteilen sowie Kosten verbunden. Die Forschung zu diesem Thema kann gegenwärtig bisher nicht als abgeschlossen betrachtet werden. Erste Forschungsergebnisse weisen aber darauf hin, dass eine Umstellung ohne Anpassung trotz des höheren Wartungsaufwandes und Verkürzung der Pipeline-Lebensdauer mit den niedrigsten Kosten einhergehen und somit günstiger als der Pipeline-Neubau sein könnte. [119]

Besteht die Notwendigkeit zum Neubau von Wasserstoff-Pipelines werden dafür austenitische, rostfreie Stähle, Kupfer, Titan und verschiedene Legierungen (Aluminium, Kupfer und Titan) als einsetzbar erachtet [130].

Alternativ zum netzgebundenen Transport bieten sich weitere Transportkonzepte an, die für unterschiedliche Transportkapazitäten, aber möglichst mit der günstigsten Kombination aus Fix- und Betriebskosten genutzt werden sollten. Eine in den vergangenen Jahren häufiger diskutierte Alternativoption für den Wasserstofftransport ist z.B. die Verwendung von flüssigen organischen Wasserstoffträgermaterialien (Liquid Organic Hydrogen Carriers, LOHC). Es handelt sich bei diesen LOHC um eine dem konventionellen Dieseldieselkraftstoff ähnliche Flüssigkeit, die unter Umgebungsbedingungen transportiert werden kann [6]. Somit kann, ähnlich wie dies in der Mineralöl-Industrie der Fall ist, ein Transport per Tanklastwagen oder Binnenschiff erfolgen.

Insgesamt werden in der Fachliteratur vier Transportarten unterschieden: per Pipeline, Lastwagen, Zug oder Schiff [47]. Ein CO₂-Transport per Pipeline wird aus wirtschaftlicher und ökologischer Sicht in diesem Kontext bevorzugt. Weltweit sind CO₂-Pipelines mit einer Länge von mindestens 6.500 km installiert, weshalb diese Transportform als Stand der Technik und ausgereift bewertet werden kann [126]. Die Mengen und die Entfernungen, über die das CO₂ transportiert werden muss, reichen jedoch in Abhängigkeit der Anwendungsfälle nicht immer aus, um den Bau neuer Pipelines zu rechtfertigen. Bei einer PtCH₄-Systemkonfiguration mit Umgebungsluft als CO₂-Quelle können aber aufgrund der flexiblen Standortwahl lange Transportwege vermieden werden. Im Fall der CO₂-Abscheidung aus zentralen Zement- oder Ammoniakanlagen und gleichzeitiger Platzierung der PtCH₄-Anlage an Nord- oder Ostsee, um z.B. eine direkte Kopplung an Offshore-Windparks zu erreichen, ist jedoch die Entfernung dieser Anlagen zur CO₂-Quelle zu berücksichtigen. Die Fachliteratur enthält unterdessen unterschiedliche Angaben darüber, ab welchen Transportdistanzen Rekompensationen bei CO₂-Pipelines erforderlich sind. So nimmt eine LCA-Studie als Entfernung zwischen den Rekompensationstufen 160 km an [131]. Diese Annahme passt zu einer weiteren Literatur-einschätzung, dass eine Rekompensation häufig bei CO₂-Pipeline-Längen von über 150 km relevant wird [132]. In Abhängigkeit der gegebenen Bedingungen, wie z.B. dem Durchmesser der Pipeline, kann dagegen auch ein CO₂-Transport über Pipelines von über 300 km ohne Kompression erfolgen [132].

2.3 Reifegrad der Technologien

Im Rahmen der in dieser Arbeit betrachteten technologischen Aspekte und Forschungsfragen ist der technologische Reifegrad der PtG-Technologien von großer Bedeutung. Die folgenden Abschnitte behandeln die für diese Arbeit relevanten Technologie-Reifegrad-Konzepte. Diese

Erläuterungen dienen zudem als Basis für die Berücksichtigung der Technologie-Reife in dem eigenen methodischen Ansatz dieser Arbeit (Kapitel 5.1).

2.3.1 Technology Readiness Level (TRL)

Um die Entwicklungsreife von Technologien quantifizierend und systematisch zu bewerten, wurde das Konzept der TRL entwickelt [133-135]. Es wurde von der NASA erstmalig Ende der 1960er-Jahre [136] zur Reifegradangabe von Komponenten und Bauteilen für Anwendungen in der Luft- und Raumfahrt (Raumstationstechnologien) verwendet. Dieses Konzept wurde in den vergangenen Jahrzehnten weiterentwickelt und im zurückliegenden Jahrzehnt mittels einer internationalen Norm (ISO 16290:2013) standardisiert [135]. Gegenwärtig wird typischerweise zwischen neun unterschiedlichen TRL differenziert. Die Einteilung reicht von einem neuen wissenschaftlichen Konzept (TRL 1) bis zu einer Technologie bzw. einem System, welches sich in der Anwendungsumgebung bewährt hat (TRL 9) [134, 137]. Die Definition der TRL nach der Norm DIN ISO 16290 ist aber nicht technologieübergreifend formuliert. Primär ist diese Norm spezifisch in Bezug auf die Hardware von Raumfahrtssystemen formuliert und ausgelegt [135]. Trotz dieser spezifischen Ausgestaltung kann sie als Grundlage für an andere Technologien angepasste TRL-Beschreibungen und -Beurteilungen herangezogen werden.



Abbildung 2-9: Darstellung einer neunstufigen TRL-Skala anhand unterschiedlicher Definitionen; Darstellung nach [133, 135, 138, 139]

Deswegen sind in [Abbildung 2-9](#) neben den Beschreibungen nach DIN ISO 16290 auch technologieunspezifische Ausführungen aufgeführt, die mehreren Fachpublikationen entstammen [135, 138, 139]. In [Abbildung 2-9](#) werden zudem für alle 9 TRL die jeweils relevanten F&E-Tätigkeiten und Entwicklungsstufen bis zur Überführung in einen erfolgreichen Betrieb angegeben [138, 139]. Bei den in der Abbildung enthaltenen Angaben handelt es sich um TRL-Definitionen nach DIN ISO 16290, in einem technologieunspezifischen Zusammenhang sowie im Kontext von F&E-Tätigkeiten und der Überführung in einen erfolgreichen Betrieb [133, 135, 138, 139]. Für eine konkrete TRL-Bestimmung sind die in [Abbildung 2-9](#) enthaltenen Angaben aber nicht ausreichend. Zunächst ist es für die TRL-Bestimmung wichtig, ob der Untersuchungsgegenstand auf Unterelementen basiert, welche auch als Technologie zu betrachten sind. In dem Fall kann der TRL des gesamten Objekts nicht über dem der Unterelemente liegen [135]. Einer eindeutigen Identifizierung und Begrenzung des Untersuchungsgegenstands sind für die TRL-Bestimmung daher eine besondere Bedeutung beizumessen [135].

Ist der Untersuchungsgegenstand schließlich klar umrissen, kann eine profunde Bestimmung der TRL anhand der Beurteilung von mehreren Kriterien erfolgen. Die TRL-Klassifizierung eines Untersuchungsgegenstands soll dabei nach Pieper [140] und dem US-Energieministerium [141] hier auf der folgenden Liste von Kriterien basieren ([Tabelle 2-4](#)).

Tabelle 2-4: TRL-Klassifizierung zur Durchführung einer TRL-Analyse (TRA) nach [140, 141]

TRL	Maßstab	Systemtreue	Einsatzumgebung	Nachweis
1	-	schriftliches Konzept	-	-
2	-	schriftliches Konzept	-	analytisch
3	Labor	teilweise Übereinst.	simuliert	analytisch/experim.
4	Labor	teilweise Übereinst.	simuliert	analytisch/experim.
5	Labor	weitgehende Übereinst.	relevant	analytisch/experim.
6	Prototyp/Pilot	weitgehende Übereinst.	relevant	analytisch/experim.
7	Originalgröße	weitgehende Übereinst.	relevant	analytisch/experim.
8	Originalgröße	Identität	Realbedingungen (limit.)	analytisch/experim.
9	Originalgröße	Identität	Realbedingungen	analytisch/experim.

Hinsichtlich des Bewertungskriteriums „Maßstab“ werden die drei Größenklassen Labor, Prototyp/Pilot und Originalgröße unterschieden. Von Labor-Maßstab ist die Rede, solange die betrachtete Leistung oder Abmessungen weniger als 1:10 der Originalgröße ausmacht. Der Maßstab von Prototyp/Pilot wird zwischen dem Labor-Maßstab und der Originalgröße verortet. Die Originalgröße sollte dagegen der finalen Anwendung hinsichtlich der Leistung und Abmessung entsprechen. Bezüglich des Bewertungskriteriums „Systemtreue“ werden das schriftliche Konzept, die teilweise und weitgehende Übereinstimmung sowie die Identität differenziert. In frühen Entwicklungsphasen liegt nur ein schriftliches Konzept vor, es existiert also noch keine bauliche Form der Technologie (Hardware). Unter der Voraussetzung einer teilweisen Übereinstimmung entspricht das vorliegende System in mancher Hinsicht schon dem späteren System. Eine weitgehende Übereinstimmung liegt dann vor, wenn eine Übereinstimmung des Systems und seiner finalen Ausgestaltung in fast allen Punkten besteht. Von Identität wird bei einer vollkommenen Übereinstimmung des Systems und dessen finalen

Zustands gesprochen. Hinsichtlich des Bewertungskriteriums „Einsatzumgebung“ wird eine Unterscheidung zwischen simuliert, relevant und Realbedingungen vorgenommen. Die simulierte Einsatzumgebung beschreibt dabei eine kontrollierte Umgebung ohne Realbedingungen. Dies ist notwendig für den Nachweis des jeweiligen Konzepts oder der jeweiligen Funktionen. Eine relevante Einsatzumgebung ist dann gegeben, wenn eine kontrollierte Umgebung vorliegt und zusätzlich ein begrenzter Einfluss realer Bedingungen besteht. Limitierte Realbedingungen bedeuten, dass das System unter begrenzten realen Bedingungen getestet wird. Bei Realbedingungen liegen dagegen keine Beschränkungen in Bezug auf das Kriterium „Einsatzumgebung“ mehr vor. Hinsichtlich des Bewertungskriteriums „Nachweis“ wird zwischen analytisch und experimentell vorgenommen. Ab TRL 3 ist neben einem analytischen auch ein experimenteller Machbarkeitsnachweis nötig [140, 141].

Zur Einordnung der Ergebnisse der TRL-Bestimmung sollten zwei Aspekte beachtet werden. Zum einen gilt die getroffene TRL-Beurteilung für einen bestimmten Untersuchungsgegenstand nur zu einem bestimmten Zeitpunkt [135]. Zum anderen ist der Fortschritt von einem TRL zum nächsten technologieabhängig und die Dauer sowie der Entwicklungsaufwand sind nicht linear mit der TRL-Skala verknüpft [135].

In der Literatur finden sich noch weitere Ausführungen zu TRL und zusätzliche Ansätze zur TRL-Bestimmung. Trotz der Standardisierung mittels der DIN ISO 16290 und der Vielfalt der Publikationen zu TRL sind Einschränkungen bezüglich deren generellen Übertragbarkeit feststellbar. Es zeigt sich, dass die publizierten Konzepte eher für spezielle Gegebenheiten entwickelt wurden und nur eingeschränkt für Technologien im Allgemeinen und PtG-Technologien im Speziellen anwendbar sind.

Im Kontext der TRL-Bestimmung von Energietechnologien und PtG-Technologien ist die Arbeit von Pieper [140] hervorzuheben. Pieper hat basierend auf [Tabelle 2-4](#) und DIN ISO 16290 einen Ansatz entwickelt, um u. a. auch die TRL von PtG-Technologien ermitteln zu können. Eine zusammengefasste Darstellung dieses Ansatzes ist [Abbildung 2-10](#) zu entnehmen. Nach Pieper besteht die zu Beginn der grundlegenden TRL-Bestimmung stattfindende Technologiebeschreibung aus mehreren Stufen. Es erfolgt zunächst ein Überblick über den gegenwärtigen Stand der Technik des Untersuchungsgegenstandes. Ergänzend werden physikalische Grundlagen, relevante Techniken und kritische Komponenten aufgezeigt. Dabei gelten die Technologieelemente dann als kritisch, wenn sie für den Betrieb des Untersuchungsgegenstands unverzichtbar sowie neu oder neuartig sind [140]. Ein Technologieelement wird des Weiteren ebenfalls als kritisch eingeschätzt, wenn damit ein besonderes Risiko für die Einhaltung von Kosten-, Zeit- und Leistungsbeschränkungen einhergeht [142]. Die sich anschließende Betrachtung des Entwicklungspotenzials erfolgt dann zweigeteilt. Einerseits wird das technische Entwicklungspotenzial mit besonderem Fokus auf kritische Komponenten dargestellt. Für diese Komponenten werden die gegenwärtigen Entwicklungen und Verbesserungsansätze und -projekte aufgezeigt. Andererseits wird das Kapazitätspotenzial im betrachteten Land, in diesem Fall Deutschland, erfasst. Bei diesem Potenzial handelt es sich um Schätzungen von künftig installierten Kapazitäten in Deutschland oder für einen bestimmten Zweck. Im Kontext des Status quo werden aktuelle Anlagen und ihre Schlüsselindikatoren (z.B. Nennleistung und Volllaststunden) angegeben. Im Rahmen der (grundlegenden) TRL-Bestimmung werden die Erkenntnisse zu den Potenzialen und zum

Status quo zusammengefasst und in einer Tabelle wiedergegeben. Die vorgestellte grundlegende TRL-Bestimmung ist demnach komplett auf Literaturrecherchen basiert [140]. Im nächsten Hauptschritt werden Experteninterviews durchgeführt. Hinsichtlich der methodischen Grundlagen für die Interviewdurchführung stützt sich Pieper auf drei relevante Quellen [143-145]. Die durchgeführten Interviews werden abschließend qualitativ ausgewertet und genutzt, um die vorhergegangene grundlegende TRL-Bestimmung zu überprüfen und ggf. zu modifizieren [140]. Eine weitere im Kontext dieser Arbeit hervorzuhebende Besonderheit des Ansatzes zur TRL-Bestimmung von Pieper besteht darin, dass auch der Effekt einer Skalierung des Untersuchungsgegenstands auf die TRL untersucht wird.



Abbildung 2-10: Schematische Darstellung des Ansatzes von Pieper zur TRL-Bestimmung; Darstellung nach [140]

2.3.2 Weitere Reifegrade von Technologien

Über die Angabe von TRL hinaus existieren noch weitere Möglichkeiten der Angabe von Technologie-Reifegraden und zugehörige Methoden.

Im Kontext von LCAs hat außer dem TRL auch der MRL (Manufacturing Readiness Level), als Maß für die Fertigungsbereitschaft bzw. Produktionsreife, Relevanz. [Abbildung 2-11](#) führt für die unterschiedlichen MRL-Kurzbeschreibungen auf und verortet die MRL gegenüber den TRL. Das MRL-Konzept stellt eine Erweiterung des TRL-Konzepts auf produktionstechnische Fragestellungen dar [133, 146]. Es wird mit diesen Reifegrad-Angaben die Verfügbarkeit von Produktionsverfahren entlang der TRL-Skala beschrieben [140]. Das Ziel von TRL ist es somit neben der durch TRL ausgedrückten Technologiereife die Produzierbarkeit dieser Technologien sicherzustellen [133]. Demnach sind die MRL eng mit den TRL verknüpft, umfassen jedoch zehn Stufen. Zudem sind die MRL den jeweiligen TRL nachgelagert. Nachdem die jeweilige Technologie beim Reifegrad 9 technologisch fertig entwickelt und in vollem Maße einsatzbereit ist, berücksichtigt MRL 9 den Übergang in eine großskalige und industrielle Produktion. MRL 10 berücksichtigt kontinuierliche Prozessverbesserungen und den Einsatz von Methoden der Schlanken Produktion (Lean Production) [133, 140].

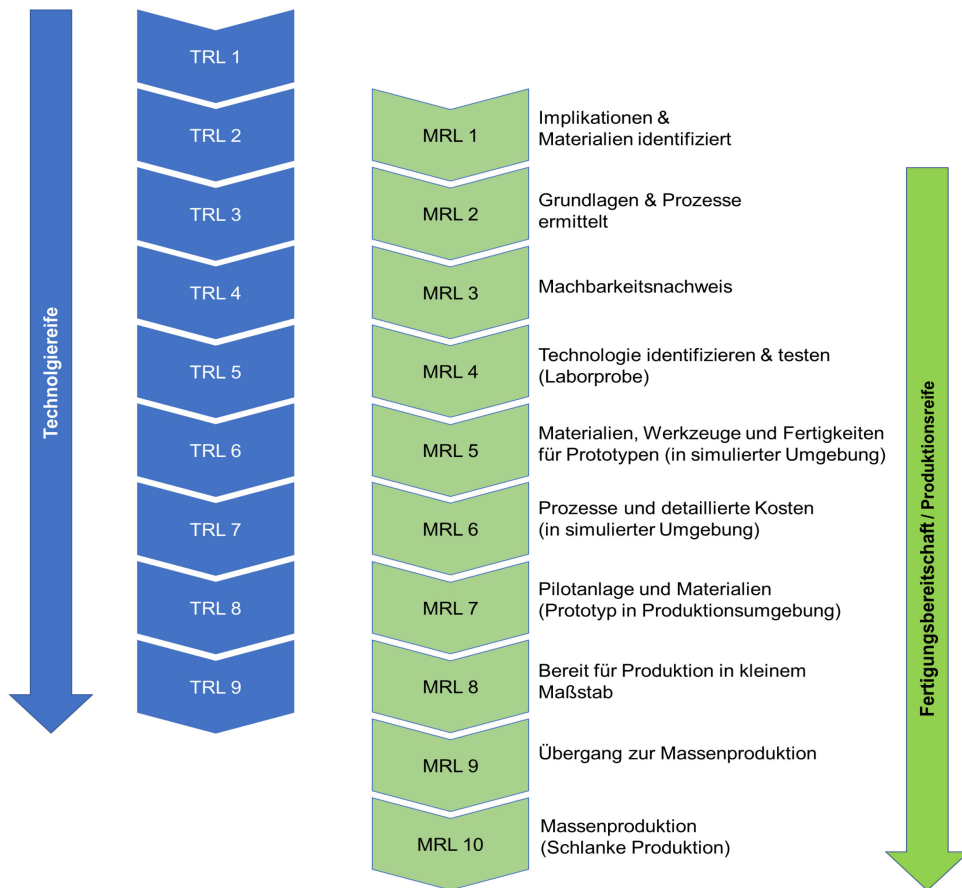


Abbildung 2-11: MRL-Beschreibungen und Verortung gegenüber TRL; Darstellung nach [147, 148]

2.3.3 Verortung der Reifegrade der Technologien in dieser Arbeit

TRL stehen im Zusammenhang zu den Herausforderungen im Kontext prospektiver Lebenszyklusanalysen, worauf in Kapitel 4.1 eingegangen wird. Hinsichtlich der Technologieauswahl in Kapitel 5.1 sind die Reifegrade ein Auswahlkriterium. Zudem sind die Reifegrade zur Beurteilung des Status quo und von Verbesserungspotenzialen wichtig. Technologien, die aktuell im Vergleich zu Alternativen ökologische und ökonomische Schwächen zeigen, können im Fall eines niedrigeren TRL langfristig höhere Potenziale zur Verbesserung aufweisen.

3 Methodischer Untersuchungsgegenstand: Lebenszyklusanalysen

Dieses Kapitel bezieht sich zum Teil auf Inhalte und Ergebnisse aus der folgenden Publikation:
Koj et al. (2022a) [149]

Der Lebenszyklus eines Produkts, einer Technologie oder eines Systems geht mit Flüssen von Material und Energie sowie monetären Flüssen einher. Die lebenszyklusbezogene Bewertung der Auswirkungen dieser Flüsse basiert methodisch auf den Konzepten „Ökologische Lebenszyklusanalyse“ und „Lebenszykluskostenrechnung“. In diesem Kapitel werden relevante methodische Konzepte und Begrifflichkeiten für die ökologische Lebenszyklusanalyse (Kapitel 3.1) und die Lebenszykluskostenrechnung (Kapitel 3.2) zunächst grundlegend erläutert. Über die Beschreibung der methodischen Grundlagen hinausgehend, wird in dem Abschnitt zum Stand der Forschung und des Forschungsbedarfs (Kapitel 3.3) auf für PtG spezifische Aspekte Bezug genommen.

3.1 Methodik der ökologischen Lebenszyklusanalyse

Unter den Verfahren zur lebenszyklusorientierten und ökologischen Bewertung hat die ökologische Lebenszyklusanalyse eine besondere Bedeutung. Im Gegensatz zu anderen Umweltbewertungsverfahren ist dieses Verfahren standardisiert.

Die Standardisierung erfolgt durch die DIN EN ISO-Normen 14040 und 14044. Die Normen beschreiben die Lebenszyklusanalyse als eine Methode zur Abschätzung der Umweltaspekte und spezifischen Umweltwirkungen eines Produkts. Zudem drücken die ISO-Normen den lebenszyklusorientierten Ansatz der Lebenszyklusanalyse aus. Demnach untersucht die ökologische Lebenszyklusanalyse Umweltaspekte und -wirkungen im Verlauf des Lebenswegs. Der Lebensweg kann dabei von der Rohstoffgewinnung bis zur Beseitigung reichen. [27, 28]

Aufgrund ihres Alleinstellungsmerkmals als durch Normen standardisiertem Umweltbewertungsverfahren, den umfassenden und vielschichtigen Analysemöglichkeiten der Lebenszyklusanalyse und den durch die Normen gewährten Flexibilitäten bei der Anwendung, wird sie für diese Arbeit als Verfahren zur ökologischen Analyse herangezogen.

Die Lebenszyklusanalyse ist nach DIN EN ISO 14040 [27] in die vier in [Abbildung 3-1](#) dargestellten Phasen unterteilt. Das Vorgehen bei der Erstellung einer Lebenszyklusanalyse nach DIN EN ISO 14040 ist iterativ. Das bedeutet, dass einzelne Phasen entsprechend Erkenntnissen aus den Folgephasen modifiziert werden können. Ein solches Vorgehen ist von der DIN EN ISO [27] ausdrücklich vorgesehen.

Nachfolgend werden wichtige Aspekte der einzelnen Phasen beschrieben, um diesen methodischen Untersuchungsgegenstand der Arbeit genauer zu erläutern.

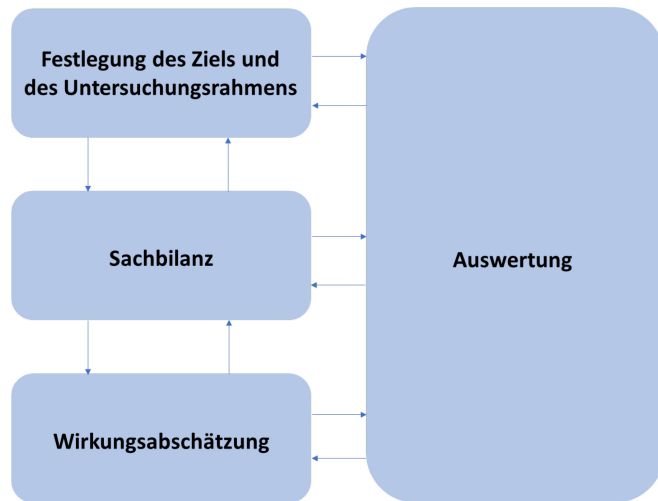


Abbildung 3-1: Phasen einer Lebenszyklusanalyse nach DIN EN ISO 14040 [27]

Zielsetzung und Untersuchungsrahmen

Die Festlegung von Zielsetzung und Untersuchungsrahmen steht am Anfang der Erstellung einer ökologischen Lebenszyklusanalyse. Die Zieldefinition dient dabei insbesondere der Beschreibung des Anwendungsbereichs und des Erkenntnisinteresses [150]. Sollen spezifische Zielgruppen adressiert werden, so ist dies ebenfalls in der Beschreibung der Zielsetzung zu erwähnen. Darauf aufbauend erfolgt die Festlegung des Untersuchungsrahmens. Der Untersuchungsrahmen kann ein oder mehrere Produktsysteme enthalten. Durch die Produktsystem-Beschreibung müssen die Systemgrenzen sowie die Funktion(en) ersichtlich werden [27]. Die Systemgrenzen hängen von der jeweiligen Fragestellung ab. Es können unterschiedliche Arten von Systemgrenzen unterschieden werden. Beispielsweise werden technische, geografische und zeitliche Systemgrenzen [150] unterschieden. Mittels der technischen Systemgrenze erfolgt eine Abgrenzung von der Systemumgebung. Diese Systemumgebung wird als die Umwelt außerhalb der Technosphäre, welche als Ökosphäre bezeichnet wird, sowie dem in der jeweiligen Analyse nicht berücksichtigten Teil der Technosphäre betrachtet. Das Produktsystem steht in Interaktion mit der Systemumgebung, indem es Inputs aus dieser erhält und Outputs an diese weitergibt. Unter der geografischen Systemgrenze wird der Standort der Produkterzeugung verstanden. Diese Spezifikation hat hinsichtlich spezifischer lokaler Gegebenheiten und für die Bilanzierung von Transporten besondere Relevanz. Die zeitliche Systemgrenze sollte mindestens eine Spezifikation des Bezugsjahres oder des Bezugszeitraums enthalten [150]. Zudem sollte die Beschreibung der Systemgrenze eine klare Aussage darüber treffen, welcher Teil des Lebenszyklus untersucht wird. Typische Betrachtungen reichen „von der Wiege bis zur Bahre“ (cradle-to-grave) oder „von der Wiege bis zum Werkstor“ (cradle-to-gate) [151].

Favorisiert werden sollte eine Betrachtung des kompletten Lebenswegs, also einer cradle-to-grave Systemgrenze. Bei dem Vergleich von Produkten o.ä. mit gleichem Nutzen und identischen Gegebenheiten für Teile des Lebenswegs (z.B. die Entsorgung) kann es sinnvoll

sein, nur einen Teil des Lebenswegs, wie z.B. eine cradle-to-gate Systemgrenze zu analysieren [151]. Im Rahmen der Festlegung des Untersuchungsrahmens muss auch eine sogenannte funktionelle Einheit festgelegt werden. Die funktionelle Einheit beschreibt als zentrale Bezugsgröße, was untersucht wird und muss so definiert sein, dass sie messbar ist. Bei den untersuchten Objekten kann es sich um ein Produkt (wie z.B. eine Chemikalie oder einen Kraftstoff) handeln, es kann aber auch der Bezug auf einen Nutzen in Form einer Dienstleistung (wie z.B. eine Transport- oder Energiespeicherleistung) erfolgen [152]. Die Verwendung funktioneller Einheiten in Lebenszyklusanalysen erfolgt aufgrund derer relativen Grundkonzeption. Dies bedeutet, dass Lebenszyklusanalysen ihre Inputs und Outputs relativ auf die zentrale Referenzeinheit beziehen. Im Kontext von PtG kann der Bezug auf „1 kg synthetisches Methan“ eine beispielhafte Einheit sein. Je nach Untersuchungsgegenstand und Referenzprozessen kann es auch sinnvoll sein, die funktionelle Einheit durch weitergehende Angaben zu spezifizieren. Eine entsprechende Angabe kann u.a. der Zustand des Produkts bei einer bestimmten Temperatur und einem bestimmten Druck sein. Durch die Verwendung dieser Referenzeinheiten wird die Vergleichbarkeit von Ökobilanz-Ergebnissen vereinfacht.

Nach der Norm DIN EN ISO 14040 [27] sollte die Beschreibung des Untersuchungsrahmens auch Angaben zum Allokationsverfahren enthalten. Allokationsverfahren sind mögliche Lösungen, um mit der Multifunktionalität von Produktsystemen umzugehen. Ein multifunktionaler Prozess ist ein Prozess, der mehr als eine Funktion bereitstellt. Viele Prozesse haben nur eine Funktion und benötigen keine Verwendung von Multifunktionalitätsansätzen. PtG-Prozesse, wie z.B. die Elektrolyse, bei der neben dem Wasserstoff auch Sauerstoff entsteht, sind hingegen multifunktional. Dementsprechend sind Multifunktionalitätsansätze für diese Arbeit relevant und werden nachfolgend erläutert. Es gibt mehrere Ansätze zur Lösung der Multifunktionalität. Unterteilung, Systemerweiterung, Substitution und Allokation sind die Hauptansätze [153]. Die DIN EN ISO 14044 [28] definiert ein hierarchisches Vorgehen: Allokationsverfahren sollen möglichst erst dann eingesetzt werden, wenn einer der hierarchisch höher eingestuften Ansätze (z.B. die Systemerweiterung) nicht angewendet werden kann. Hinsichtlich der Allokation bestehen wiederum verschiedene Ansätze, für die es nach der ISO-Norm 14044 eine hierarchische Abfolge gibt [28]. Demnach sollte möglichst zunächst eine Allokation anhand der physikalischen Eigenschaften herangezogen werden. Ein Beispiel für eine Allokation anhand physikalischer Eigenschaften ist die Allokation nach Masse [154]. Dabei werden sämtliche In- und Outputs entsprechend dem Verhältnis der Massen entstehender Koppelprodukte, wie z.B. Wasserstoff und Sauerstoff bei der Elektrolyse, aufgeteilt. Sollte keine klare physikalische Beziehung zwischen Haupt- und Koppelprodukt bestehen bzw. durch Daten abbildbar gemacht werden können, ist die wirtschaftliche Allokation anhand ökonomischer Werte eine häufige und von der ISO-Norm 14044 benannte Alternative. Die Multifunktionalitätsansatz-Auswahl dieser Arbeit wird in Kapitel 5.2 beschrieben.

Sachbilanz

Die Sachbilanz (engl.: Life Cycle Inventory – LCI) bezieht sich nach ISO-Norm 14040 [27] auf die Zusammenstellung und Quantifizierung von In- und Outputs entlang des Lebenszyklus eines Produkts. Zudem wird in diesem Schritt das System (z.B. ein Produkt) entsprechend der Zielsetzung und des Untersuchungsrahmens modelliert. Mögliche Inputs einer Sachbilanz sind

beispielsweise (Roh)Materialien, Energie, Hilfs- und Betriebsstoffe sowie sonstige Inputs, wie z.B. Flächen. Outputs sind neben Produkten typischerweise Emissionen in Luft, Wasser und Boden sowie Abluft, Abwasser und Abwärme. Die in der Sachbilanz gesammelten und aggregierten In- und Outputs sind als Umwelteinflüsse des gesamten Systems zu sehen.

Eine wichtige Begrifflichkeit sowie ein Arbeitsschritt im Rahmen der Sachbilanz ist die Energie- und Massenbilanz. Diese Bilanzen ein- und ausgehender Energie- und Massenströme werden von der Prozessmodulebene bis zum gesamten betrachteten System durchgeführt.

Bei komplexen Ökobilanzen, wie denen zur Analyse von PtH₂ und PtCH₄ im Rahmen dieser Arbeit ist für die Sachbilanz zudem von Relevanz, dass nicht vollständig auf Primärdaten zurückgegriffen werden kann. Als Primärdaten sind dabei spezifische Daten von Firmen bzw. Herstellern für spezifische Daten und Produkte zu verstehen. Bei Daten, die nicht als Primärdaten oder über Literaturrecherchen gewonnen werden können, wird empfohlen, zur Sachbilanzgenerierung generische Daten zu verwenden [155]. Generische Daten stellen nach Aussage von Klöpffer und Grahl [156] Mittelwerte von vielen Einzeldaten dar. Bezüglich der Nutzung generischer Daten wird von Klöpffer und Grahl [156] die Nutzung „einer zuverlässigen Datenbank“ gefordert. Die Repräsentativität der Daten kann zwischen potenziellen Datenbanken variieren. Im Rahmen dieser Arbeit wird die weitverbreitete Datenbank „ecoinvent“ zum Einbezug generischer Daten verwendet.

Wirkungsabschätzung

Nach der Sachbilanz findet die Wirkungsabschätzung statt. Die Wirkungsabschätzung leitet Umweltwirkungen aus den Sachbilanz-Daten ab. Die Umweltwirkungen eines Produkts oder weiterreichenden Systems sind durch Verbräuche (Inputs) und Emissionen (Outputs) bedingt [157]. Für die Wirkungsabschätzung sind nach ISO-Norm 14044 [28] folgende Bestandteile zwingend erforderlich:

- Auswahl von Wirkungskategorien, Charakterisierungsmodellen und Wirkungsindikatoren
- Zuordnung der Sachbilanzergebnisse (Klassifizierung)
- Berechnung der Wirkungsindikatorwerte (Charakterisierung)

Im Klassifizierungsschritt werden Umweltbelastungen aus der Sachbilanz den relevanten Wirkungskategorien zugeordnet. Diese Wirkungskategorien stehen für verschiedene Umweltprobleme (z.B. stratosphärischen Ozonabbau und Klimawandel) [151]. Dem Treibhauseffekt werden beispielsweise die in der Sachbilanz erfassten Treibhausgasemissionen von CO₂ und CH₄ zugeordnet. Zur weiteren Spezifizierung sind für jede gewählte Wirkungskategorie das Charakterisierungsmodell und Wirkungsindikator zu bestimmen. Das Charakterisierungsmodell drückt die komplette Ursache-Wirkungs-Kette von den in der Sachbilanz enthaltenen Flüssen bis hin zu den Wirkungsendpunkten aus. Wirkungsendpunkte sind beispielsweise Wälder oder Korallenriffe. Es kann je Wirkungskategorie unterschiedliche Charakterisierungsfaktoren, die auch als Äquivalenzfaktor bezeichnet werden, und Ursache-Wirkungs-Ketten geben. Ein besonders bekanntes Beispiel ist der Äquivalenzfaktor des Treibhausgases Methan. Das Treibhauspotenzial eines emittierten Kilogramms dieses Gases liegt im Fall einer Betrachtung eines hundertjährigen Zeithorizonts nach Angabe des Fünften Sachstandsberichts des Weltklimarats bei 28 kg CO₂-Äquivalenten [158]. Ein emittiertes

Kilogramm dieses Gases trägt über 100 Jahre in der Erdatmosphäre demnach um den Faktor 28 stärker zum Treibhauseffekt bei als ein emittiertes Kilogramm Kohlendioxid. Dieser Faktor für Methan wurde im Laufe der Jahre durch ein besseres Verständnis des Treibhauseffekt-Wirkmechanismen neu errechnet. Im Rahmen des Zweiten Sachstandsbericht des Weltklimarats wurde noch ein CO₂-Äquivalenzfaktor von 21 angenommen. Die Auswahl des Charakterisierungsmodells kann der Anwender frei treffen, wobei auf die Wissenschaftlichkeit und internationale Akzeptanz der z.T. über viele Jahre fortentwickelten Charakterisierungsmodelle geachtet werden sollte [151]. Hinsichtlich der Charakterisierung ist zwischen Mid-Point- und End-Point-Ebene zu unterscheiden. Die End-Point Wirkungsindikatoren beschreiben aggregierte Auswirkungen bzw. Schäden an schätzenswerten Gütern, wie der menschlichen Gesundheit, Qualität von Ökosystemen und Ressourcen. Umweltbelastungspunkte, welche die ökologische Knappheit beschreiben, sind als Beispiel für End-Point-Indikatoren zu erachten [159]. Im Gegensatz dazu beschreiben Mid-Point Wirkungsindikatoren ein Schadensrisiko [160]. Beispiele für Mid-Point Kategorien sind Klimawandel, Versauerung (terrestrisch und Süßwasser) und fotochemische Ozonbildung. Die Mid-Point Wirkungsindikatorwerte sind im Vergleich zu End-Point Indikatoren wissenschaftlich robuster, während End-Point Indikatoren leichter zu interpretieren sind [161]. Am Ende des Charakterisierungsschritts steht eine vollständige Übersetzung der in der Sachbilanz erfassten Umwelteinflüsse durch Charakterisierungsmodelle und deren -faktoren in Wirkungsindikatorwerte. Neben der Entwicklung spezifischer Charakterisierungsmodelle für einzelne Kategorien sind auch Methoden entstanden, welche mehrere Wirkungskategorien in einem widerspruchsfreien System aus Mid-Point- und End-Point Indikatoren involvieren [151]. Beispiele für weitverbreitete Methoden zur Wirkungsabschätzung sind CML, ReCiPe, TRACI und das sogenannte ILCD Handbuch [162]. Die konkrete Modell- und Indikatorenauswahl in dieser Arbeit wird in Kapitel 5.2 erläutert.

Interpretation

Die letzte Phase einer Lebenszyklusanalyse ist die Interpretation. Die Interpretationsphase zielt darauf ab, unter Berücksichtigung des zuvor definierten Ziels der Studie sowie unter Berücksichtigung der getroffenen Annahmen Schlussfolgerungen zu ziehen. Hier werden die identifizierten Herausforderungen hervorgehoben und die Vollständigkeit, Konsistenz und Robustheit der durchgeführten ökologischen Lebenszyklusanalyse erörtert [163]. Eine Sensitivitätsanalyse kann verwendet werden, um zu beurteilen, inwieweit eine Änderung der Eingabewerte zu einer Änderung der Modellausgabe führen kann [28]. Dies ermöglicht auch Aussagen zu den Unsicherheiten der Analysen zu treffen [155]. Das Ergebnis der Interpretationsphase sollten Schlussfolgerungen oder Empfehlungen sein [28].

3.2 Methodik der Lebenszykluskostenrechnung

Es gibt mehrere methodische Konzepte und Indikatoren, mit welchen die wirtschaftlichen Auswirkungen von PtG-Systemen analysiert und beschrieben werden können.

Ein häufig verwendeter Ansatz für die wirtschaftliche Analyse technischer Systeme (z.B. Energieanlagen) ist die techno-ökonomische Analyse, bei der ausgewählte wirtschaftliche Indikatoren auf der Grundlage einer technischen Analyse berechnet werden. Eine Alternative

dazu kann die Lebenszykluskostenrechnung (LCC) sein, die in methodischer Hinsicht Ähnlichkeiten zur ökologischen Lebenszyklusanalyse aufweist. Die LCC wird häufig als Bestandteil einer lebenszyklusorientierte Nachhaltigkeitsanalyse (engl.: Life Cycle Sustainability Assessment, LCSA) eingesetzt. Im Rahmen einer solchen Nachhaltigkeitsanalyse kann das LCC ein LCA und eine soziale Lebenszyklusanalyse (engl: Social LCA, sLCA) als mögliche dritte Analyse-dimension ergänzen. Im Zuge dieser Einsatzmöglichkeiten hat die Lebenszykluskostenrechnung an Popularität gewonnen [164]. Ein Anwendungsproblem besteht jedoch darin, dass im Gegensatz zur ökologischen Lebenszyklusanalyse noch kein mittels Normen standardisierter Ansatz verfügbar ist. Basierend auf ihrer eigenen Forschung [165] identifizieren Ciroth et al. [164] drei verschiedene LCC-Arten: die konventionelle, ökologische und gesellschaftliche Lebenszykluskostenrechnung. Die konventionelle Lebenszykluskostenrechnung leitet sich aus dem Rechnungswesen ab und konzentriert sich auf Wirtschaftsindikatoren wie die Gesamtbetriebskosten (engl.: Total Cost of Ownership) [155]. Die ökologische Lebenszykluskostenrechnung weist von den drei Arten den stärksten Bezug zur Lebenszyklusanalyse. Diese Kostenrechnungsmethode orientiert sich an den Systemgrenzen, der funktionalen Einheit sowie an den Phasen klassischer Lebenszyklusanalysen auf. Eine gesellschaftliche Lebenszykluskostenrechnung umfasst dagegen alle externen Kosten und soziale Auswirkungen des jeweiligen Untersuchungsgegenstands. Neben der Wahl der LCC-Art sind im Anwendungsfall Indikatoren auszuwählen. Um aus der Vielzahl möglicher Indikatoren, speziell für PtG relevante Indikatoren zu identifizieren, wurde der bisherigen Indikatorenauswahl in existierenden Veröffentlichungen besondere Aufmerksamkeit geschenkt. Eine Übersicht [166] zeigt, dass bisherige Lebenszykluskostenrechnungen von Wasserstoffproduktionssystemen besonders häufig die nachfolgend genannten Indikatoren verwendet haben: Wasserstoffgestehungskosten, Investitionsaufwendungen/Anlagekosten (CAPEX) und Betriebsausgaben (OPEX oder O&M-Kosten). Die genannten Wasserstoffgestehungskosten (engl. Levelised Costs of Hydrogen, LCOH) stellen einen Indikator dar, der die Gesamtkosten über die Lebensdauer der betrachteten Anlagen angibt. CAPEX und OPEX können davon losgelöst betrachtet werden, sind aber auch Bestandteile der Gestehungskosten.

Da der Gestehungskosten-Indikator weitreichender als CAPEX und OPEX ist und beide Indikatoren mitberücksichtigt, werden CAPEX und OPEX im Rahmen der Lebenszykluskostenrechnungen dieser Arbeit nicht als einzelne Indikatorergebnisse ausgewiesen. Basierend auf seinen Vorteilen gegenüber den anderen Indikatoren und der Etablierung seiner Nutzung wird der Gestehungskosten-Ansatz als einziger Indikator für die Lebenszykluskostenrechnung dieser Arbeit ausgewählt.

Die Gestehungskosten stellen in der einfachsten Form folgenden mathematischen Zusammenhang dar: die Summe von CAPEX und OPEX wird durch den Gesamtenergieertrag der betrachteten Anlage über deren Lebensdauer geteilt und diskontiert [167]. Überdies sind vielfältige weitere Kostenkategorien zu berücksichtigen. Dies können z.B. Stilllegungskosten, Steuern oder externe Kosten sein [168]. Entsprechende Kostenkomponenten der Gestehungskosten sind aus unterschiedlichen Perspektiven für die wirtschaftliche Bewertung von technischen Systemen und daher für PtG-Anlagen von Relevanz. Diese können sich z.B. aus der Perspektive eines privaten Anlagenbetreibers und einer gesamten Gesellschaft deutlich

unterscheiden. Wesentliche Unterschiede sind beim Vergleich der beiden zuvor genannten Perspektiven hinsichtlich der steuerlichen Abzugsfähigkeit von Kostenbestandteilen, externen Umweltkosten und der Diskontierung gegeben [168]. Unter dem Begriff der externen Umweltkosten sind hierbei Folgekosten von ökologischen Schäden für die Gesellschaft oder Dritte zu verstehen, die durch das Handeln von Verursachern (Personen oder Unternehmen) hervorgerufen, diesen aber nicht in Rechnung gestellt werden. Diese Kosten sind also bei einer Betrachtung aus Gesellschaftsperspektive immer enthalten. Bei der Berechnung der Gestehungskosten aus Perspektive eines privaten Anlagenbetreibers werden die externen Umweltkosten für gewöhnlich dagegen nicht berücksichtigt. Es kann aus der privaten Perspektive jedoch auch ein modifizierter Gestehungskostenansatz verwendet werden, bei welchem die externen Umweltkosten einbezogen werden, um die vom privaten Betreiber verursachten Umweltkosten zu internalisieren [168]. Die Diskontierungsrate aus Sicht privater Anlagenbetreiber fällt im Vergleich zur gesellschaftlichen Perspektive für gewöhnlich höher aus. Dies ist dadurch bedingt, dass gewichtete Kapitalkosten (WACC) Anwendung finden, die verschiedene private Kapitalquellen repräsentieren. Aus sozialer Perspektive kann hingegen eine niedrigere soziale Diskontierungsrate angenommen werden. Die vermiedene Einkommenssteuer ist zudem für private Wirtschaftsakteure sehr relevant, wohingegen diese Komponente bei der Berechnung der Gestehungskosten aus sozialer Perspektive keine Rolle spielt. [168]

Die konkrete Wahl der Kostenkomponenten für diese Arbeit wird in Kapitel 5.3 erläutert. Die nachfolgende Gleichung 3-1 zeigt lediglich eine beispielhafte Variante der Gestehungskosten-Formel, welche zur Berechnung der Gestehungskosten von Wasserstoff verwendet werden kann und den gesamten Lebenszyklus einschließt, ohne jedoch eine spezifische Perspektive aufzuweisen. Da vorherige Analysen in der Literatur [169, 170] die besondere Relevanz der Stromkosten für Kostenanalysen der Wasserstoffproduktion zeigen, sind diese in Gleichung 3-1 als separate Kostenkomponente wiedergegeben. Die Stromkosten werden dagegen sonst üblicherweise als Bestandteil der variablen O&M-Kosten betrachtet.

Gleichung 3-1

$$LCOP_{PtG} = \frac{I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{O_{t,fix} + O_{t,var}}{(1+i)^t} + \frac{I_{EoL}}{(1+i)^n}}{\sum_{t=1}^n \frac{MPtG_t}{(1+i)^t}}$$

In Gleichung 3-1 steht I_0 für die Summe aller Investitionskosten in €. $O_{t,fix}$ gibt die jährlichen fixen Betriebskosten in €/a an. $O_{t,var}$ berücksichtigt jährliche variable Betriebskosten in €/a. I_{EoL} steht für die Kosten in €, die zum Rückbau der Technologie am Ende der Lebensdauer anfallen. Mit n wird die gesamte Lebensdauer der PtG-Anlage erfasst, derweil t das jeweilige Betrachtungsjahr angibt. Die Variable i steht für den Zinssatz, mittels dessen die Abzinsung auf den jeweiligen Investitionszeitpunkt. $MPtG_t$ gibt die jährlich bereitgestellte Energiemenge in kWh des jeweils betrachteten PtX-Produktes an.

Unter den fixen O&M-Kosten, können insbesondere Kosten für Material und Arbeitskräfte subsumiert werden. Bei den variablen O&M-Kosten sind im Fall der Wasserstoffproduktion mithilfe der alkalischen Elektrolyse die Kosten relevant, die für wichtige Betriebsstoffe wie de-

ionisiertem Wasser, KOH-Lösung und Stickstoff für Spülvorgänge anfallen. Bei der Berechnung der Gesteungskosten von synthetischem Methan mittels PtCH_4 sind CO_2 -Kosten eine bedeutsame weitere Kostenkomponente der variablen O&M-Kosten. Die Entsorgungskosten werden dagegen in zahlreichen Studien vernachlässigt.

3.3 Stand der Forschung und des Forschungsbedarfs bezüglich Lebenszyklusanalysen mit Relevanz für Power-to-Gas

Das Ziel der Ausführungen zum Stand der Forschung und des Forschungsbedarfs bezogen auf Lebenszyklusanalysen von PtG besteht darin, wesentliche methodische Herausforderungen und die von der Forschung erarbeiteten Lösungsansätze aufzuzeigen.

Zur Ermittlung des Stands der Forschung und des Forschungsbedarfs wurde eine eigene Literaturübersicht bisheriger ökologischer Lebenszyklusanalysen zu PtG und weiteren PtX-Optionen durchgeführt und veröffentlicht [29]. Als Ergebnis lässt sich konstatieren, dass die dabei berücksichtigten Publikationen einige wichtige technologische und methodische Fragestellungen adressieren. Jedoch beschäftigten sich diese nur mit einer Teilmenge der untersuchenswerten Aspekte prospektiver Lebenszyklusanalysen von PtG. Nachfolgend wird aus diesem Grund auf besonders relevante Wissenslücken bzw. zu adressierende Forschungsfragen in Bezug auf methodische Aspekte der Lebenszyklusanalysen eingegangen. Hinsichtlich der methodischen Aspekte, deren Erläuterung sich in den Kapiteln 3.1 und 3.2 dieser Arbeit findet, sind fehlende Angaben in der existierenden Literatur kritisch anzumerken. Ein wichtiges Beispiel dafür sind die verwendeten Multifunktionalitätsansätze. Ein Vergleich verschiedener Multifunktionalitätsansätze, wie er im Artikel von Zhang et al. [77] durchgeführt wurde, bleibt nämlich die Ausnahme. Mehr als zwei Multifunktionalitätsansätze wurden in keiner der innerhalb Literaturübersicht berücksichtigten Studien dargestellt oder verglichen. Im Nachgang der veröffentlichten eigenen Literaturübersicht [29] erfolgte eine Literaturrecherche nach aktuelleren Publikationen, welche verschiedene Multifunktionalitätsansätze in Lebenszyklusanalysen von PtG berücksichtigen. Hinsichtlich der Wasserstoffproduktion wird literaturübergreifend der Fall betrachtet, dass der Sauerstoff als nicht beabsichtigtes und nicht schädliches Nebenprodukt betrachtet wird und daher sämtliche Umweltwirkungen dem Wasserstoff zugeschrieben werden [171-173]. Bargiacchi et al. [172] beschreiben diesen Ansatz als 100:0-Allokation. Vereinzelt wird ein Substitutionsansatz für das Nebenprodukt Sauerstoff angewendet [173]. Häufiger kommen in Multifunktionalitätsanalysen zur Wasserstoffproduktion mittels Wasserelektrolyse Allokationsverfahren (z.B. Allokation nach Masse oder nach ökonomischem Wert) zum Einsatz. Die identifizierten neueren Publikationen [154, 171, 174-176] nutzen für die Multifunktionalitätsanalysen von PtX-Produkten, für deren Produktion Kohlendioxid eingesetzt wird, Allokationsansätze oder empfehlen deren Verwendung. Als Begründung für das Absehen von Substitution und Systemraumerweiterung werden insbesondere der Verlust des eindeutigen Bezugs der Analysen auf das PtG-/PtX-Produkt sowie eine damit einhergehende erschwerte Aussagekraft angeführt [154, 175]. Für die SNG-Produktion und weitere PtX-Produkte, deren Herstellung Kohlendioxid benötigt, wird der Kohlendioxid-Bereitstellung auch bei den Multifunktionalitätsanalysen besondere Bedeutung beigemessen. In diesem Zuge haben sich speziell für diese

Produkte drei wesentliche Allokationsansätze herauskristallisiert, die z.B. in den Veröffentlichungen von Ausfelder et al. [175] sowie Sutter und Merz [177] beschrieben und angewendet werden. Im ersten Allokationsansatz, der häufig als Basisfall betrachtet wird, wird Kohlendioxid als Abfall zur Beseitigung betrachtet (100:0-Allokation). Bei diesem Ansatz erfolgt für das PtX/PtG-Produkt eine Gutschrift für die Kohlendioxidverwendung, die mit der Kohlendioxidabscheidung einhergehenden Aufwendungen werden jedoch dem PtX/PtG-Prozess angelastet [175]. Ein weiterer Ansatz besteht darin, Kohlendioxid als Abfall zur Verwertung zu betrachten (50:50-Allokation). Dabei werden die mit dem Kohlendioxid verbundenen Umweltwirkungen zu gleichen Teilen dem vorgelagerten Industrieprozess, aus dem das Kohlendioxid stammt, und dem PtX/PtG-Produkt zugerechnet [175]. Der letzte dieser drei Allokationsansätze ist die Betrachtung des Kohlendioxids als Koppelprodukt des Industrieprozesses (0:100-Allokation). In diesem Fall wird der Großteil der mit dem Kohlendioxid verbundenen Umweltwirkungen dem PtX/PtG-Produkt zugerechnet. Die berücksichtigten Umweltwirkungen reichen von denen der Kohlendioxidabscheidung bis zur Emission des Kohlendioxids am Ende des Lebensweges [177]. Ergänzende Beschreibungen zu diesen und weiteren in dieser Arbeit verwendeten Multifunktionalitätsansätzen sind in Kapitel 5.2 aufgeführt.

Die eigene Literaturübersicht [29] zeigt zudem auf, dass die Transparenz von Sachbilanz-Daten meist auch sehr gering ausfällt. Viele relevante Energie- und Materialangaben bleiben unberücksichtigt. Obwohl sich die bisherigen Analysen zumeist auf mehrere Lebenszyklusstufen beziehen, variiert deren Detaillierungsgrad. Der Schwerpunkt der erfassten Literatur lag zudem im Allgemeinen nur auf der Betriebsphase, also der Produktion der synthetischen Gase Wasserstoff oder Methan. Außerdem fehlen bisher tiefergehende und transparente Erläuterungen, wie bei den bisherigen Lebenszyklusanalysen die Skalierung (Upscaling) von PtG-Systemen gegenüber den aktuell vorliegenden Daten kleinerer Anlagen vorgenommen wurde.

Auch zu den für die Lebenszykluskostenrechnung bedeutsamen Gestehungskosten von PtG-Technologien (s. Kapitel 3.2) finden sich in der Literatur einige relevante Veröffentlichungen [167, 170, 178-181]. Es zeigt sich in diesen und weiteren Veröffentlichung jedoch kein klar erkennbarer Forschungsbedarf auf methodischer Ebene. Bedarf an Forschung für auf PtG bezogene Lebenszykluskostenrechnungen und Gestehungskosten-Analysen zeigt sich aber auf technologischer Ebene und wurde in Kapitel 2 festgestellt. Der dort beschriebene Forschungsbedarf zeigt auf, dass es sinnvoll sein kann, den Lebenszyklusanalyse-Anwendern Entscheidungshilfen für die Analyse eines spezifischen Produkts (wie z.B. PtG-Anlagen oder die dort erzeugten synthetischen Gase) in Form von Richtlinien oder Praxisleitfäden zu geben. Für PtG existiert nach dem Wissen des Autors bisher kein derartiges Dokument, welches über die DIN EN ISO-Normen 14040 und 14044 [27, 28] hinausreichende spezifische Anforderungen an Lebenszyklusanalysen enthält und Ratschläge zu deren Adressierung gibt. Auch für die Lebenszykluskostenrechnung ist kein entsprechendes Dokument bekannt. Es existieren jedoch Lebenszyklusanalyse-Richtlinien für Technologien, welche wesentliche technologische Schnittmengen zu PtG aufweisen. Als relevant erachtet werden zwei LCA-Richtlinien zu CCU [152, 153] und eine Richtlinie zur Durchführung von Lebenszyklusanalysen für Brennstoffzellen und Wasserstofftechnologien [182]. Bereits im Jahr 2011 wurde der „FC-Hy Guide“

[182] veröffentlicht. Dieser stützt sich auf das „International Reference Life Cycle Data“ System, welches aus Arbeiten der Gemeinsame Forschungsstelle - Institut für Umwelt und Nachhaltigkeit (Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability) hervorgegangen ist. Bezogen auf vorhergehende Analysen zu Wasserstofftechnologien konstatierte der FC-Hy Guide besonders die Unterschiedlichkeit in den Annahmen und leitete daraus den Kritikpunkt einer eingeschränkten Vergleichbarkeit ab. Diese Richtlinie beabsichtigt daher mittels der enthaltenen Empfehlungen insbesondere die Verbesserung der Vergleichbarkeit von Studien, welche die Richtlinie berücksichtigen. Dafür werden Ratschläge bezüglich folgender methodischer Aspekte gegeben: Systemgrenzen, funktionelle Einheit, Allokationsregeln und die Wahl der Umweltwirkungsindikatoren. Zwei verschiedene Forschergruppen haben in der jüngeren Vergangenheit derweil Richtlinien zur Durchführung von Lebenszyklusanalysen der in Kapitel 2 thematisierten CCU-Technologien aufgestellt. Die erste dieser Richtlinien wurde im Jahr 2018 veröffentlicht [153]. Das Dokument beinhaltet Hinweise und Empfehlungen nicht nur für die Durchführung der Lebenszyklusanalysen, sondern auch für techno-ökonomische Analysen von CCU. In dieser Arbeit wird die im Jahr 2022 aktualisierte Version dieser Richtlinie berücksichtigt [183]. Die zweite CCU LCA-Richtlinie stammt aus dem Jahr 2020 und ist komplett auf Empfehlungen für die Durchführung von ökologischen Lebenszyklusanalysen ausgerichtet [152]. Diese Richtlinie wird auch als LCA4CCU-Richtlinie bezeichnet und in dieser Arbeit entsprechend benannt. Beide Richtlinien sehen eine große Bandbreite an methodischen Entscheidungen in bisherigen Lebenszyklusanalyse-Publikationen. Dies führe nach Auffassung dieser Autoren zu einer großen Variabilität und eingeschränkter Vergleichbarkeit früherer Studien. Darüber hinaus werde die Entscheidungsunterstützung für die Rezipienten entsprechender Studien erschwert. Schwierigkeiten hinsichtlich der Vergleichbarkeit ergeben sich nach der Auffassung der Richtlinienentwickler, insbesondere aufgrund unterschiedlicher funktioneller Einheiten und Systemgrenzen [153]. Es wird dementsprechend der Bedarf zur Harmonisierung und dafür erforderlichen Empfehlungen für die Durchführung aller vier Lebenszyklusphasen im Rahmen der Untersuchung von CCU-Technologien gesehen. Neben Ratschlägen für die Festlegung der funktionellen Einheit und der Systemgrenzen, geben beide Dokumente, insbesondere Empfehlungen zur Wahl von Daten und Modellen, der Referenzsysteme, der Umweltwirkungskategorien sowie zu geeigneten Formen der Unsicherheitsanalyse [152].

Die [Tabelle 3-1](#) zeigt die wesentlichen methodischen Anforderungen der drei relevanten Richtlinien im Vergleich. Diese verwenden auch die für Normen gebräuchlichen Beschreibungen der Anforderungen. So gibt es eine hierarchische Abstufung von „Soll“- über „Sollte“- bis zu „Kann“-Anforderungen. Wie die Richtlinien die unterschiedlichen Begriffe interpretieren, wird nachfolgend kurz erläutert.

Muss-Anforderung: Die Anforderung ist zwingend vorgeschrieben und muss immer (ohne Ausnahmen) befolgt werden.

Soll-Anforderung: Die Anforderung ist ebenfalls zwingend vorgeschrieben und muss immer befolgt werden. Dies trifft nur im Fall von ausdrücklich genannten Ausnahmen nicht zu.

Sollte-Anforderung: Die Anforderung muss oder sollte befolgt werden. Abweichungen sind nur zulässig, wenn sie für den gegebenen Fall schriftlich mit angemessen detaillierten Angaben klar begründet sind. Gründe für Ausnahmen können darin bestehen, dass die jeweilige

Anforderung oder Teile davon nicht anwendbar ist oder wenn eine andere Lösung eine eindeutig bessere Eignung garantiert. Falls das Spektrum zulässiger Abweichungen und Begründungen eingeschränkt ist, wird dies im Kontext der Anforderung angegeben.

Kann-Anforderung: Die Anforderung ist nur eine Empfehlung. Sie kann ignoriert, oder das Problem auf andere Weise angegangen werden, ohne dass eine Rechtfertigung oder Erklärung dafür erforderlich ist. Zum wird anstelle von „Kann“ manchmal der Begriff „Empfohlen“ verwendet und ist hier als Synonym zu betrachten.

Tabelle 3-1: Methodische Anforderungen relevanter Richtlinien im Vergleich

	FC Hy-Guide (2011)	1. CCU-Guideline (2018) (Version 2, 2022)	2. CCU-Guideline "LCA4CCU" (2020)
Funktionelle Einheit (FE)	<i>Soll:</i> Energiebezogene Einheiten werden vorgeschlagen	<i>Soll:</i> Im Fall der Identität verglichener Produkte soll eine FE auf Massen- oder Energiebasis verwendet werden. <i>Kann:</i> Der Output einer Anlage kann als FE genutzt werden, falls Produkte mit einer großen Anzahl an Anwendungen oder nicht spezifizierten Anwendungen gegeben sind.	<i>Sollte:</i> Im Fall der Identität verglichener Produkte sollte eine massebezogene FE verwendet werden. Alternative FE sind bei anderem Nutzen zu wählen. Bei mehreren möglichen Funktionen eines Systems sollten separate FE und Analysen durchgeführt werden.
Systemgrenze	<i>Sollte:</i> Cradle-to-Grave bei ganzen Systemen, Cradle-to-Gate z.B. bei Betrachtung von Zellstacks	<i>Sollte:</i> Cradle-to-Grave oder Cradle-to-Gate bei integrierten Analysen (techno-ökonomisch und ökologisch)	<i>Sollte:</i> Cradle-to-Grave
Umweltwirkungskategorien	<i>Soll:</i> Nutzung in der Richtlinie spezifizierter Mid-Point Umweltwirkungskategorien. Zudem sollen zwei auf den Primärenergiebedarf bezogene Indikatoren untersucht werden. <i>Sollte:</i> Berücksichtigung acht weiterer Wirkungskategorien. Keine Vorgabe zur Umweltwirkungsmethode.	<i>Sollte:</i> CML-Methode, zudem sollte ein zweites Methodenset bei größerer geografischer Repräsentativität genutzt werden. Für die EU werden die auf Empfehlungen des JRC basierenden Methodensets ILCD und EF 3.0 sowie für die USA das TRACI-Methodenset benannt. Nur Mid-Point Umweltwirkungsindikatoren sollten verwendet werden.	<i>Soll:</i> Umweltwirkungskategorieauswahl ist klar zu berichten. CML ist empfohlene Umweltwirkungsmethode. <i>Sollte:</i> Berücksichtigung aller Wirkungskategorien einer Umweltwirkungsmethode (14 Wirkungskategorien als Best Practice). GWP ₂₀ und GWP ₁₀₀ sollten berücksichtigt werden. <i>Muss:</i> Verwendung von

			Mid-Point Kategorien wird als ein Muss gesehen.
Sensitivitätsanalysen sowie Beschreibung oder weitergehende Analysen von Unsicherheiten	<i>Soll:</i> Unsicherheitsprüfung soll durchgeführt und berichtet werden. Keine weitergehenden Präzisierungen oder Empfehlungen.	<i>Soll:</i> Sensitivitätsanalyse und Szenarioanalyse als Mindestanforderung. <i>Sollte:</i> In der Richtlinie spezifizierte Standardszenarien sollten für die Szenarioanalyse verwendet werden. Optional: Monte-Carlo-Analyse.	<i>Sollte:</i> Min.-anforderung ist ein ausführlicher Bericht der Unsicherheiten. <i>Empfehlung:</i> wenn möglich, qualitative und quantitative Methoden der Unsicherheitsanalyse anwenden. Beinhaltet eine Stärken- und Schwächenanalyse unterschiedlicher Tools zur Unsicherheitsanalyse.

Anhand von [Tabelle 3-1](#) lässt sich festhalten, dass alle drei Dokumente Herausforderungen und Harmonisierungsbedarf für technologiespezifische Analysen in den vier Phasen einer Lebenszyklusanalyse sehen. Der FC Hy-Guide zeichnet sich dabei durch eine große Praxisnähe aus. Der Richtlinie entsprechend vorstrukturierte Vorlagen für die Durchführung der Analysen sind z.B. enthalten. Hinsichtlich mancher methodischen Aspekte, wie z.B. Weiterentwicklungen der Themenbereiche Unsicherheiten und Umweltwirkungsmodellentwicklungen, spiegelt diese über 10 Jahre alte Veröffentlichung nicht mehr den aktuellen Stand der Forschung wider. Dieser Umstand ist den Auftraggebern dieses Richtliniendokuments jedoch bekannt. Daher soll auf dieser Basis im Jahr 2024 ein entscheidend überarbeitetes und erweitertes Richtliniendokument erscheinen. Die beiden neueren Richtlinien können hinsichtlich ihrer Ansätze dagegen als aktueller Stand der Forschung erachtet werden. Sie unterscheiden sich nicht wesentlich, hinsichtlich einzelner methodischen Spezifikationen treten jedoch Abweichungen zwischen *Soll*- oder *Sollte*-Anforderung auf. So wird in der LCA4CCU-Richtlinie z.B. davon abgeraten, eine Cradle-to-Gate Betrachtung vorzunehmen, während die 1. CCU LCA-Richtlinie diesen Ansatz unter entsprechenden Umständen noch als Alternative zu einer Cradle-to-Grave Systemgrenze betrachtet. Der ermittelte Stand der Forschung und des Forschungsbedarfs bisheriger Lebenszyklusanalysen sowie die Richtlinien zu technologisch an PtG angrenzenden Systemen zeigen letztlich Bedarf an Ansätze zu mehr Klarheit, Analysetiefe und Konsistenz sowie der verstärkten Widmung des Themas Unsicherheit auf.

4 Methodischer Untersuchungsgegenstand: Prospektive Analysen

Dieses Kapitel beschreibt methodische Konzepte und Begrifflichkeiten, die im Zusammenhang mit prospektiven Analysen von Belang sind. Zunächst geht der Abschnitt 4.1 auf grundlegende methodische Aspekte mit spezieller Relevanz im Kontext prospektiver Lebenszyklusanalysen ein. Anschließend zeigt Abschnitt 4.2 Methoden zur Technologiefortschreibung und Skalierung auf und verdeutlicht den Stand der Forschung in Bezug auf ihre Anwendung in prospektiven Lebenszyklusanalysen.

4.1 Methodische Aspekte prospektiver Lebenszyklusanalysen

Ökologische Lebenszyklusanalysen werden nicht nur für die ökologische Bewertung aktueller Produkte und Produktsysteme verwendet. Diese Form der Umweltbewertung wird auch verwendet, um strategische Entscheidungen zu unterstützen. Dafür müssen zukünftige Ereignisse und Entwicklungen und daraus resultierende Veränderungen in den Analysen Berücksichtigung finden. Bei der Betrachtung aktueller Gegebenheiten kann auf empirische Erfahrungen zurückgegriffen werden, wohingegen vergleichbare Informationen für zukunftsbezogene Analysen nicht direkt nutzbar sind [184].

Vor diesem Hintergrund definieren Olsen et al. eine prospektive oder zukunftsorientierte Lebenszyklusanalyse als eine systematische ökologische Bewertung zukünftiger Ereignisse und Entwicklungen in Gesellschaft, Technik, Wirtschaft und Politik, die langfristig das Produktsystem (bzw. die FE) und seine gesellschaftlichen Bedingungen und damit die umweltrelevanten Ströme erheblich beeinflussen könnten [185]. Eine weitere Definition des Begriffs stammt von Arvidsson et al. [186]. Diese Gruppe von Wissenschaftlern definieren ein LCA als prospektiv, „wenn sich die untersuchte (neue) Technologie in einem frühen Entwicklungsstadium befindet (z.B. Kleinproduktion), die Technologie aber in einem zukünftigen, weiter entwickelten Stadium modelliert wird (z.B. Großproduktion)“. Ein Vergleich beider Definitionen zeigt auf, dass die Definition von Olsen et al. einen deutlich breiteren zukünftigen Analyseraum beschreibt, derweil sich die Definition von Arvidsson et al. [186] nur auf die technologische Dimension beschränkt. Bereits die Aufführung dieser beiden unterschiedlichen Definitionen verdeutlicht, dass es noch keine standardisierten Richtlinien oder vergleichbare Rahmenwerke zur Durchführung prospektiver Lebenszyklusanalysen gibt.

Für prospektive Lebenszyklusanalysen ergeben sich mehrere methodische Herausforderungen. Die im Rahmen dieser Arbeit identifizierten Herausforderungen und dafür erarbeitete Lösungsansätze werden im Folgenden aufgezeigt. Diese methodischen Herangehensweisen werden in die Entwicklung eines eigenen methodischen Ansatzes zur lebenszyklus- und zukunftsorientierten Analyse (Kapitel 5) einfließen.

Zahlreiche Wissenschaftler haben sich mit den Herausforderungen und Lösungsansätzen zukunftsorientierter Lebenszyklusanalysen beschäftigt. Insbesondere zwei Übersichtsstudien [187, 188] haben die wesentlichen und typischen Herausforderungen prospektiver Lebenszyklusanalysen herausgearbeitet. Es ist anzumerken, dass diese identifizierten Herausforderungen nicht immer klar voneinander zu trennen sind. So kann es z.T. deutliche Überschneidungen und Lösungsansätze, welche zur Bewältigung mehrerer Herausforderungen dienen, geben. Auf die Themen „Vergleichbarkeit“, „Daten“ und „Unsicherheit“, die jeweils

als Herausforderung prospektiver Lebenszyklusanalysen identifiziert wurden, wird in den folgenden Abschnitten systematisch eingegangen.

4.1.1 Vergleichbarkeit: Herausforderungen und Lösungsansätze

In Bezug auf die Vergleichbarkeit in zukunftsorientierten Lebenszyklusanalysen müssen verschiedene Varianten unterschieden werden, die auch für die in Kapitel 5 verortete Entwicklung eines eigenen methodischen Ansatzes relevant sind:

1. Die Vergleichbarkeit von verschiedenen Optionen innerhalb einer LCA:
 - a) Vergleich des technologischen Untersuchungsgegenstands mit einer Referenz-Technologie
 - b) Vergleich des technologischen Untersuchungsgegenstands zu unterschiedlichen Zeitpunkten und/oder technologischen Reifegraden
2. Die Vergleichbarkeit einer LCA mit anderen LCA-Studien

Um die Vergleichbarkeit von prospektiven LCA-Studien zu gewährleisten, bedarf es der Zieldefinition, der funktionellen Einheit und den Systemgrenzen besondere Aufmerksamkeit zu schenken [188]. Besondere Relevanz hinsichtlich der Vergleichbarkeit hat somit die erste Phase der LCA, die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, in welcher das Ziel, die funktionelle Einheit und die Systemgrenzen festgelegt werden.

Wesentliche Herangehensweisen, um die Vergleichbarkeit in prospektiven Lebenszyklusanalysen zu erreichen, sind in [Abbildung 4-1](#) aufgeführt und werden in den nachfolgenden Textpassagen genauer erläutert.



Abbildung 4-1: „Vergleichbarkeit“ – Auswirkungen auf Lebenszyklusanalysen durch Zukunftsbezug und Lösungsansätze

Vergleichbarkeit im Rahmen der Festlegung der Zielsetzung

Nach Thonemann et al. [188] sollte in der Beschreibung der Zielsetzung der prospektive Charakter der LCA deutlich gemacht und die spezifischen Gründe für die Durchführung der

Studie angegeben werden. Thonemann et al. [188] sehen es als Notwendigkeit für die Vergleichbarkeit an, dass die Definition des Studienziels die zeitliche und technologische Entwicklung beschreibt. Zudem schlagen die Autoren auch vor, dass die Zieldefinition eine Aussage darüber beinhalten sollte, ob die Studie als Vergleichsstudie gedacht ist.

Vergleichbarkeit im Kontext der Festlegung des Untersuchungsrahmens – Funktionelle Einheit

Nach Miller und Keoleian [189] ist es möglich, dass ein Produkt oder System zusätzliche Funktionalität, wie z.B. das künftige Vorhandensein eines als Co-Produkt nutzbaren Abwärmestroms, im Rahmen der Fortentwicklung seiner technologischen Reife entwickelt. Zudem könnte es nach Hetherington et al. [190] problematisch sein, vorherzusagen, welche und wie viele Funktionen oder Dienstleistungen das Produkt oder System in der Zukunft erfüllen wird. Nach Maranghi et al. [191] sollte daher die gewählte funktionelle Einheit im Rahmen der Interpretation und Überarbeitungsphase einer LCA kritisch geprüft werden. Thonemann et al. [188] schlagen als alternative Möglichkeit zum Umgang mit der Herausforderung einer möglichen Variation der Funktionalität vor, dass entweder Bereiche für die funktionelle Einheit oder mehrere funktionelle Einheiten definiert werden. Bei der Wahl der funktionellen Einheit in zukunftsorientierten Analysen ist zudem zu beachten, dass alternative Referenz-Technologien zu identifizieren sind, die eine gleiche Funktion oder mehrere mit der untersuchten Technologie gemeinsame Funktionen unter den analysierten zukünftigen Gegebenheiten aufweisen müssen [186].

Vergleichbarkeit im Kontext der Festlegung des Untersuchungsrahmens – Systemgrenzen

Es sollten nach Maranghi et al. [191] für langfristig zukunftsbezogen ausgerichtete Lebenszyklusanalysen spezifische Zukunftsszenarien und Systemgrenzen entwickelt werden, die die mögliche Lebensdauer des Produkts, seine Nutzung und die End-of-Life (EoL)-Phasen berücksichtigen. Die Berücksichtigung der EoL-Phasen bedeutet, dass eine Betrachtung einer Cradle-to-Grave-Systemgrenze erfolgt. Unter bestimmten Umständen, wie gleichartiger EoL-Phasen vergleichener Optionen oder der Durchführung mehrerer Analysen für verschiedene Funktionen werden auch Cradle-to-Gate-Systemgrenzen als ausreichend erachtet [187]. Hinsichtlich zeitlicher Systemgrenzen legen van der Giesen et al. [184] besonderen Wert auf die Definition, zu welchem Zeitpunkt in der Zukunft, welcher technologischer Reifegrad erreicht werden kann. Die Autoren betonen zudem, dass diese Festlegungen des zeitlichen Rahmens auch Auswirkungen darauf haben, wie die konkurrierende etablierte Technologie und die Hintergrundsysteme modelliert werden. Nach Olsen et al. [185] wird im Kontext der zeitlichen Systemgrenzen in Abhängigkeit vom Untersuchungsgegenstand und der jeweiligen Zielsetzung der Studie auch von Zeithorizonten gesprochen.

4.1.2 Datenverfügbarkeit, -qualität und -anpassung

Herausforderungen im Kontext der Nutzung und Anpassung geeigneter Daten in zukunftsorientierten Lebenszyklusanalysen sind insbesondere durch die technologische Reife des Untersuchungsgegenstands gegeben. Die technologische Reife bestimmt, welche Datenverfügbarkeit und -qualität gegeben ist, und beeinflusst dadurch auch die resultierenden Anforderungen an die Anpassung der Daten. Die [Tabelle 4-1](#) verdeutlicht die Zusammenhänge der verschiedenen TRL mit den Datenverfügbarkeiten und die sich daraus ergebenden

Anforderungen. Um eine größere Klarheit über die spezifischen Gegebenheiten und möglichen Vorgehensweisen bei einem spezifischen TRL zu haben, ist die TRL-Ermittlung (Kapitel 2.3) also von grundlegender Bedeutung.

Datenverfügbarkeit

Die Datenverfügbarkeit ist ein Thema, welches hinsichtlich der Daten zukunftsorientierter LCAs von besonderem Belang ist. Spezifische Gegebenheiten der Datenverfügbarkeit sind in [Tabelle 4-1](#) in Abhängigkeit der TRL bereits aufgeführt.

Tabelle 4-1: Verfügbare Daten, Entscheidungsunterstützung mittels LCA und methodische Herausforderungen in Abhängigkeit des TRL nach [187]

	Verfügbare Daten	Methodische Herausforderungen	Entscheidungsunterstützung/ Lösungsansätze
TRL 1-2	Veröffentlichte Forschungsartikel oder andere Referenzen	Unsichere Systemgrenzen und Funktionen, sehr begrenzte Bestandsdaten	Screening (z.B. Rohstoffe, Energiemix); Ermittlung von Umweltauswirkungen auf der Grundlage thermodynamischer Prinzipien
TRL 3	Daten im Labormaßstab von Technologiekomponenten	Systeme sind nicht integriert; Daten zur Gesamtstoff- und Energiebilanz sind nicht verfügbar	Umweltauswirkungen von Technologiekomponenten; Auswahl aus Komponentenalternativen
TRL 4	Daten im Labormaßstab von integrierten Systemen	Unklarheit hinsichtlich Prozess- und Technologiealternativen, eingeschränkte Vergleichbarkeit, Scale-up-Fragen, Daten- und Modellunsicherheiten	Vergleich zwischen Prozessalternativen auf der Grundlage von Massen- und Energiebilanzen
TRL 5	Simulationsdaten	Wie oben	Auswahl vielversprechender Alternativen für weitere Forschung und Vergleich mit bestehenden Technologien
TRL 6	Daten im Pilotmaßstab	Wie oben	Wie oben
TRL 7	Daten im Prototypenmaßstab	Herausforderungen des Scale-ups nehmen von TRL 7-9 ab, zudem nehmen Daten- und Modellunsicherheiten ab	Festlegung auf die Technologie im Prototypenmaßstab. Differenzierte Ökobilanzierung für unterschiedliche Prozessparameter bei TRL 7 und 8
TRL 8	Daten für ausgereifte Technologie im Kleinmaßstab	Wie oben	Wie oben
TRL 9	Daten für Technologie im Großmaßstab	Wie oben	LCA-Ergebnisse im Großmaßstab - beste Vergleichbarkeit und geringste Daten- und Modellunsicherheiten erreicht

Da bei der Durchführung von prospektiven Lebenszyklusanalysen in Abhängigkeit des TRL der jeweils betrachteten Technologie Herausforderungen entstehen, werden in [Tabelle 4-1](#) auch darauf bezogene Lösungsansätze aufgezeigt.

Spezifizierend und ergänzend zu [Tabelle 4-1](#) wird in der Literatur ein hierarchisches Verfahren zur Gewinnung von LCI-Daten vorgeschlagen. Es können beispielsweise stöchiometrische Berechnungen oder aber Prozessberechnungen oder -simulationen durchgeführt werden, um Sachbilanzdaten zu gewinnen [184]. Dieses hierarchische Verfahren wird in [Abbildung 4-2](#) verdeutlicht.

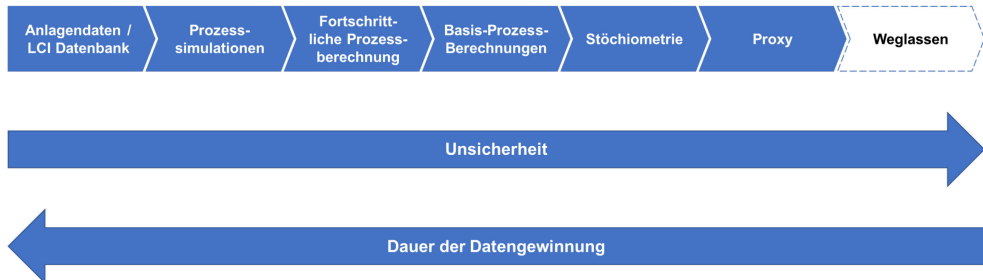


Abbildung 4-2: Hierarchie von Ansätzen zur LCI-Datengewinnung; Darstellung nach [184]

[Abbildung 4-2](#) verdeutlicht, dass jene Ansätze, die höchste hierarchische Position einnehmen, mit niedrigen Unsicherheiten verbunden sind. Basis- und fortschrittliche Prozessberechnungen unterscheiden sich durch den Detaillierungsgrad der Berechnungen [192]. Wird die Stöchiometrie zur Gewinnung von LCI-Daten herangezogen, erfolgt dies basierend auf Reaktionsgleichungen. Über die molaren Verhältnisse der Reaktanten, der Zielchemikalie und anderer chemischer Produkte können damit LCI-Daten näherungsweise ermittelt werden [192]. Es zeigt sich zudem, dass sich die Dauer zur Datengewinnung gegenläufig zu der Unsicherheit der Daten verhält.

Datenqualität

Nach Thonemann et al. [188] beschreibt die Datenqualität die Eignung der Daten für eine bestimmte Anwendung. Es wird davon ausgegangen, dass die Qualität der Daten bei den Betrachtungen zukünftiger Bedingungen geringer ist, als bei gegenwärtigen Analysen [193]. Die Literaturübersicht von Thonemann et al. [188] zu zukunftsorientierten LCAs offenbart, dass ein Großteil der untersuchten Lebenszyklusanalysen keine Aussagen zur Datenqualität enthält. Vereinzelt diskutieren die Qualität der verwendeten Daten qualitativ, nicht jedoch quantitativ [194, 195]. In einem geringen Bruchteil der Studien wird ein Datenqualitätsindex verwendet [148, 196-198]. Die zwingende Notwendigkeit einer Datenqualitätsanalyse geht aus der existierenden Literatur nicht hervor. Für eine umfassende Betrachtung des Themas „Daten“ im Kontext zukunftsorientierter LCAs erscheint es jedoch sinnvoll, zumindest qualitative Aussagen zur Datenqualität zu treffen.

Datenanpassung

Durch Weiterentwicklungen eines Untersuchungsgegenstands (einer Technologie) in der Zukunft spiegeln Daten zu aktuellen Gegebenheiten nicht die zukünftigen Konstellationen wider. Daher bedarf es einer Datenanpassung. Nach Maranghi et al. [191] besteht der

wesentliche Aspekt dieser Datenanpassung in der Identifizierung der potenziellen Entwicklungen der Prozesse und der damit für die Sachbilanz einhergehenden Input- und Outputflüsse. Nach van der Giesen et al. [184] könnte es notwendig sein, alle verfügbaren Daten anzupassen, um die zukünftige Situation darzustellen. Für die hypothetische Darstellung der zukünftigen Situation ist die Verwendung eigener Annahmen (z.B. auf der Grundlage von Lernkurven) nach Villares et al. [195] unumgänglich. Hinsichtlich der möglichen Skalierungs- und Technologiefortschreibungsansätze zur Anpassung der Daten sei hier auf Abschnitt 4.2 verwiesen. Die in den vorausgegangenen Abschnitten thematisierten Herausforderungen in Bezug auf LCA-Daten und Möglichkeiten diese zu adressieren sind in [Abbildung 4-3](#) aufgeführt.

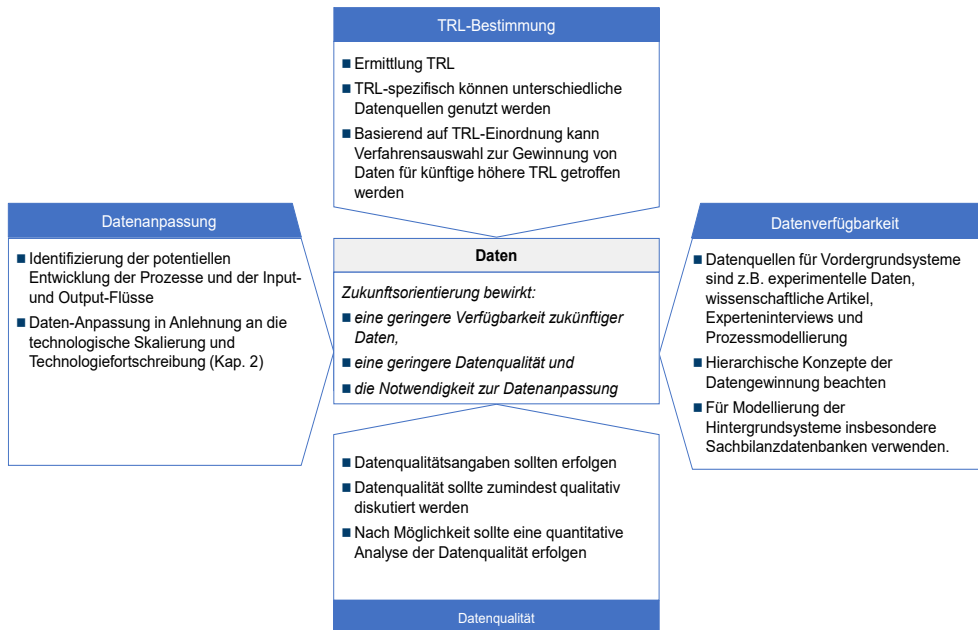


Abbildung 4-3: „Daten“ – Auswirkungen auf Lebenszyklusanalysen durch Zukunftsorientierung und Lösungsansätze

4.1.3 Unsicherheit: Herausforderungen und Lösungsansätze

Nach van der Giesen et al. [184] ist die Wahrscheinlichkeit von Unwissenheit oder Unbestimmtheit gering, wenn die Gegebenheiten, wie z.B. das Verhalten im Betrieb und die für den Bau verwendeten Materialien, einer Technologie bekannt sind. Der Begriff der Unsicherheit im Kontext prospektiver LCAs bezieht sich daher nach Olsen et al. [185] insbesondere auf Unsicherheiten über die künftigen Eigenschaften von Technologien und auf die zukünftige Verbreitung der Technologie. Diese Autoren sehen es als Notwendigkeit an, die Unsicherheit in zukunftsorientierten LCA-Studien auch auf qualitative Art und Weise zu untersuchen und nicht nur auf stochastische, systemische oder methodische Unsicherheitsanalysen zu reduzieren. Eine ähnliche Definition und Sichtweise vertreten Hetherington et al. [190], von denen Unsicherheit im Kontext prospektiver Lebenszyklusanalysen als Situation unvollkommener Informationen beschrieben wird.

Im Kontext von zukunftsorientierten ökologischen Lebenszyklusanalysen kann eine Differenzierung verschiedener Arten von Unsicherheiten erfolgen. Nach Huijbregts et al. [199] können drei verschiedene Arten von Unsicherheiten unterschieden werden: Parameterunsicherheit, Szenariounsicherheit und Modellunsicherheit.

Als Möglichkeit, mit der Parameterunsicherheit umzugehen, werden häufig Sensitivitätsanalysen mit Parametervariationen durchgeführt [200, 201]. Eine komplexere Form der Sensitivitätsanalyse, welche in diesem Zusammenhang auch eingesetzt werden kann, ist die Globale Sensitivitätsanalyse, mit welcher Output-Verteilungen und resultierende Varianzen erfasst werden können [202]. Fang et al. [203] nutzen eine Dominanz- und eine Störungsanalyse zur Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse. Auch die Monte-Carlo-Methode kann zur Ermittlung der Parameterunsicherheiten verwendet werden [188]. Szenariounsicherheiten können bereits durch Annahmen in der Phase der Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen entstehen sowie bei Entscheidungen im Kontext der Skalierung [188]. Diesen Szenariounsicherheiten kann beispielsweise durch die Entwicklung strukturierter Szenarien innerhalb von LCA-Modellen [204, 205] begegnet werden oder durch die Verwendung statistischer zeitlich-aufgelöster Daten [198]. Modellunsicherheiten folgen aus der Modellstruktur und im Zusammenhang mit den in den LCAs verwendeten mathematischen Beziehungen, welche die Modelle definieren [206]. Für den Umgang mit Modellunsicherheiten haben sich bisher noch keine klaren Regelungen herauskristallisiert. Die Ermittlung von Modellunsicherheiten ist zudem mathematisch komplexer als der Umgang mit Parameterunsicherheiten. Daher konnte bisher noch kein Werkzeug zur Modellunsicherheitsanalyse für (prospektive) ökologische Lebenszyklusanalysen etabliert werden [207]. **Abbildung 4-4** fasst die in den vorausgegangenen Abschnitten thematisierten Herausforderungen hinsichtlich des Themas Unsicherheit und Möglichkeiten diese zu analysieren und zu verringern zusammen.

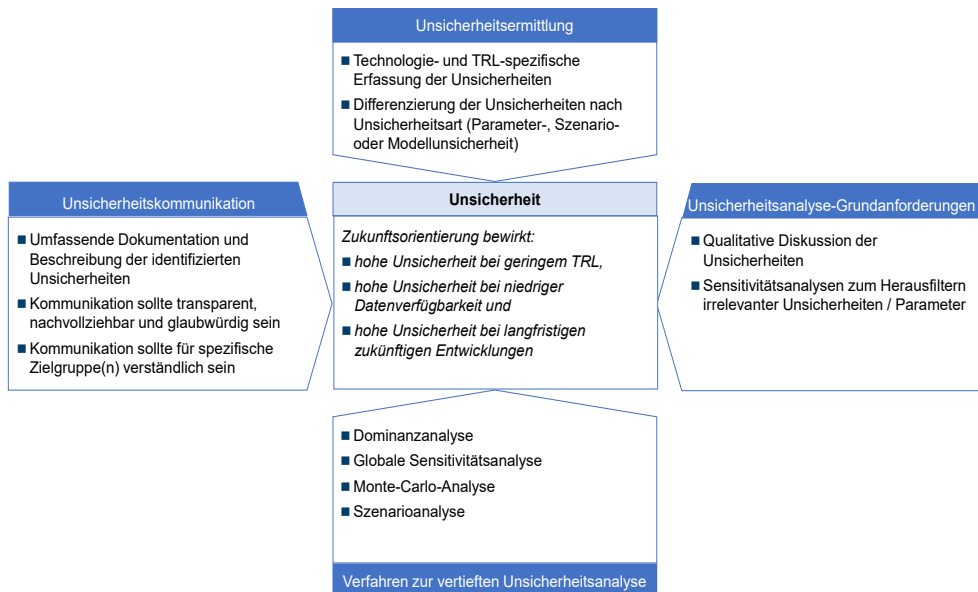


Abbildung 4-4: „Unsicherheit“ – Auswirkungen auf Lebenszyklusanalysen durch Zukunftsorientierung und Lösungsansätze

4.2 Methodische Aspekte der Technologiefortschreibung und Skalierung und Stand der Forschung bezüglich ihrer Anwendung in prospektiven Lebenszyklusanalysen

Die Ausführungen zu den Reifegraden von Technologien (s. Kap. 2.3) zeigen auf, dass Technologien auf dem Weg zum erfolgreichen kommerziellen Betrieb und einer sich ggf. anschließenden Massenproduktion einige Entwicklungsstufen durchlaufen. Sollen zukünftige Entwicklungen von Technologien betrachtet werden, die bislang nicht komplett ausgereift sind oder erst am Anfang ihrer Markteinführung stehen, ist der Einsatz von Methoden zu deren Fortschreibung und Skalierung erforderlich. Die Technologiefortschreibung und Skalierung sind dementsprechend mit dem Reifegrad der Technologien eng verknüpft.

Es gibt eine große Anzahl an Methoden zur Technologiefortschreibung und vielfältige Ansätze, die Methoden zu kategorisieren. Die grundlegendste Differenzierung ist durch eine Einteilung in quantitative und qualitative Methoden möglich. Um das große Spektrum an Methoden einzuschränken, werden nachfolgend Methoden beschrieben, welche im Kontext von prospektiven Lebenszyklusanalysen Relevanz haben. Die Zusammenstellung orientierte sich dabei an Übersichten aus drei Fachpublikationen [185, 208, 209]. Zudem erfolgte eine Berücksichtigung darüber hinaus nur, wenn über theoretische Beschreibungen hinaus Fallbeispiele von Lebenszyklusanalysen identifiziert werden konnten, in denen diese Technologiefortschreibungsmethoden Verwendung fanden.

Folgende quantitative Methoden und der Stand der Forschung in Bezug auf ihre Anwendung in zukunftsorientierten ökologischen Lebenszyklusanalysen und PtG-Studien werden im Abschnitt 4.2.1 beschrieben:

- Lern- und Erfahrungskurven
- S-Kurven und damit verwandte Methoden zur Diffusionsmodellierung.

Zudem werden folgende qualitative Methoden, die im Kontext der Technologiefortschreibungen eingesetzt werden können, in Abschnitt 4.2.2 mitsamt dem Stand der Forschung hinsichtlich ihrer Integration in zukunftsorientierten ökologischen Lebenszyklusanalysen und PtG-Studien beschrieben:

- Expertenpanel und Delphi-Methode,
- Storylines und Szenarien-Erstellung sowie
- Technologie-Roadmaps

Abschnitt 4.2.3 geht abschließend gesondert auf die ebenfalls als quantitative Methode, jedoch von der Technologiefortschreibung separat zu sehende Skalierung und auf Skaleneffekte ein.

4.2.1 Quantitative Methoden zur Technologiefortschreibung

Lernkurven und Erfahrungskurven sowie Lerneffekte

Die hinsichtlich der Lernkurve relevanten Zusammenhänge wurden erstmalig von Ebbinghaus im Jahr 1885 ermittelt und dokumentiert [210]. Ebbinghaus stellte damals fest, dass das Lernen nicht linear, sondern exponentiell stattfindet und hielt dies in einem Diagramm fest. Zu Beginn eines technologiebezogenen Lernprozesses können demnach schnelle Fortschritte

mit geringem Aufwand erzielt werden, derweil exponentiell mehr Einsatz erforderlich ist, wenn der Lernprozess weit fortgeschritten ist [211].

Als Basis vieler weiter Arbeiten diente jedoch eine Veröffentlichung von Wright aus dem Jahr 1936 [212]. Wright analysierte Technologiekosten und deren Entwicklung am Beispiel des Flugzeugbaus. Wright stellte hierbei fest, dass die benötigte Zeit bzw. die Lohnstückkosten für jedes gebaute Flugzeug mit einem konstanten Prozentsatz abnehmen, wenn sich die kumulative Anzahl der produzierten Flugzeuge verdoppelt. Um diesen Zusammenhang festzuhalten, hat Wright ursprünglich folgende Gleichung entwickelt:

Gleichung 4-1

$$F = N^X$$

Nach Wright ist in Gleichung 4-1 F ein Faktor der Änderung der Personalkosten, der proportional zur produzierten Anzahl der Flugzeuge ist, die durch N dargestellt wird [212].

Das Konzept der Lernkurven beschreibet allgemeiner formuliert, dass die Kosten eines industriell hergestellten Produkts bei jeder kumulativen Verdoppelung der produzierten Menge um einen konstanten Prozentsatz abnehmen. Der Prozentsatz der Kostenreduktion wird im Allgemeinen als Lernrate bezeichnet [100, 213].

Die Lernraten stehen im engen Zusammenhang mit dem Grad der technologischen Reife. Für besonders weit entwickelte Technologien fällt die Lernrate daher deutlich niedriger aus, als für Technologien mit einer niedrigen technologischen Reife [214]. Auf Technologielernraten von PtG-Technologien wird im Abschnitt 4.2.1.5 eingegangen.

Basierend auf diesem Grundkonzept gibt es verschiedene Ausgestaltungsformen der Lernkurven. Zudem können verschiedene Lerneffekte berücksichtigt werden. Das Learning-by-doing wird als der häufigste Lerneffekt erachtet [213]. Ein weiterer möglicher Lerneffekt ist das Learning-by-searching, welches auch als Learning-by-researching bezeichnet wird. Bei der Betrachtung dieses Lerneffekts kann dann z.B. die Anzahl an Patenten mit in die Berechnungen der Lernkurve einbezogen werden.

Diese und weitere mögliche Lerneffekte werden entsprechend des auf Wirtschaftlichkeitsanalysen bezogenen Ursprungs zumeist im wirtschaftlichen Kontext verwendet. Bei einem Bezug auf diese Analysedimension beschreiben sie die Verringerung der Kosten, wenn Erfahrung durch eine Technologieweiterentwicklung gesammelt wird [212].

Jedoch ist der Einsatz von Lernkurven nicht auf ökonomische Analysen beschränkt [215]. Überdies gibt es Zusammenhänge des Lernens für weitere Analysedimensionen (z.B. Technologische Leistungsfähigkeit und Umweltwirkungen) [213, 216]. [Abbildung 4-5](#) stellt schematisch die Auswirkungen der zunehmenden und durch Lernen gewonnenen Erfahrung auf technologische Leistung, Kosten und Umweltwirkungen dar. In dieser Darstellung, die auf einer Studie von Thomassen et al. [213] basiert, wird die kumulierte Produktion eines Gutes als Erfahrung betrachtet. [Abbildung 4-5](#) verdeutlicht, dass die Erfahrung eine elementare Größe für die Lern- und Erfahrungskurven und die damit verbundenen Entwicklungen ist. Je größer diese Erfahrung ist, umso höher ist die technologische Performance und desto geringer

sind die Produktkosten und Umweltwirkungen [213]. Das liegt u.a. daran, dass Herstellungsprozesse optimiert und damit die Ressourcen eingespart und Kosten verringert werden können [213].

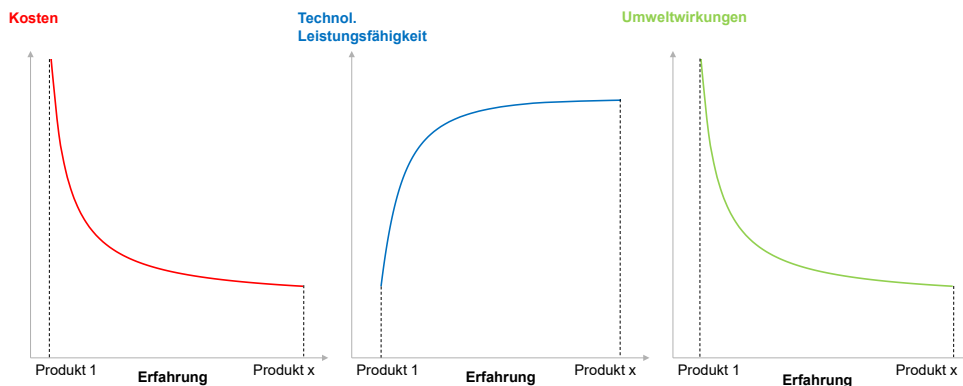


Abbildung 4-5: Auswirkungen zunehmender Erfahrungen auf Kosten, technologische Leistung und Umweltwirkungen; Darstellung nach [213]

Lern- und Erfahrungskurven beschreiben jeweils die Reduktion der Produktionskosten im Verhältnis zur Steigerung der kumulierten Produktionsmengen einer bestimmten Technologie [100]. Eine Differenzierung der Begrifflichkeiten hat die Boston Consulting Group vorgenommen, die 1970 die Bezeichnung Erfahrungskurve für ihre Weiterentwicklung des Ansatzes der Lernkurve von Wright einführte [211]. Im Wesentlichen beschränkt sich die Unterscheidung darauf, dass Stückkosten eines Produkts statt den Gesamtkosten mehrerer Produkte betrachtet und die Ergebnisse eher auf eine ganze Branche statt auf einzelne Unternehmen bezogen werden [211]. In der Fachliteratur werden die Begrifflichkeiten der Lern- und Erfahrungskurven jedoch selten klar voneinander unterschieden und häufig gleichbedeutend verwendet [100, 213]. In dieser Arbeit wird daher ebenfalls der Ansatz einer synonymen Verwendung dieser beiden Methoden zur Trendextrapolation gewählt und nur noch der Begriff Lernkurve verwendet.

Zudem sei hier darauf hingewiesen, dass neben der Betrachtung von Lernkurven und -effekten für ein gesamtes Produkt separate Betrachtungen für die Komponenten des Produkts möglich sind [213].

Stand der Forschung zur Verwendung von Lernkurven in prospektiven Lebenszyklusanalysen

Bei ökologischen Analysen mittels LCA können Lernkurven in verschiedenen LCA-Phasen (LCI und LCIA) zum Einsatz kommen. Der Einsatz von Lernkurven wird in der Literatur als eine Möglichkeit zur Lösung von Herausforderungen eingeschätzt, die sich durch Zukunftsorientierung für die LCI-Phase ergeben [184]. Dafür gibt es einerseits unterschiedliche Lernkurven-Konzepte, welche zu einer Fortschreibung der LCI-Daten genutzt werden können und in den folgenden Abschnitten erläutert werden. In diesem Kontext sind z.B. Lernkurven-Konzepte zu nennen, welche die Effizienzen oder den Materialverbrauch fortschreiben. Andererseits gibt es auch ökologische Lernkurven-Konzepte, die durch eine Fortschreibung der Umweltwirkungen direkt zukunftsorientiert auf die LCIA-Phase wirken.

Lernkurven zur Gewinnung von LCI-Daten

Die Anwendung von Lernkurvenkonzepten wird als Option erachtet, um LCI-Daten für prospektive Lebenszyklusanalysen gewinnen zu können [215].

Von Bergesen und Suh [217] wurde für diesen Zweck ein aus anderen Lernkurven-Formeln abgeleiteter Ansatz entwickelt und mathematisch ausformuliert, mit welchem Inputs (Materialien oder Energie) für zukünftige Zeitpunkte abgeschätzt werden können. Folgende Gleichung wurde bei diesem Ansatz herangezogen:

Gleichung 4-2

$$a_{i,j,t,z} = a_{i,j,0} \left(\frac{x_{j,t,z}}{x_{j,0}} \right)^{\beta_{i,j}}$$

In Gleichung 4-2 steht $a_{i,j,t,z}$ für die Menge des direkten Inputs i (Materialien oder Energie), die zur Herstellung von Produkt j zum Zeitpunkt t erforderlich ist. Die anfängliche Menge des Inputs ist durch $a_{i,j,0}$ gegeben. Die anfängliche kumulative Produktion von j wird durch $x_{j,0}$ beschrieben, derweil $x_{j,t,z}$ die kumulative Produktion an einem zukünftigen Zeitpunkt t_z ist. Als Exponent wird der Lernparameter $\beta_{i,j}$ verwendet [217].

Werden Materialien oder Energie mit diesem Ansatz abgeschätzt, ist dies als direkter Ansatz zur Gewinnung von LCI-Daten zu sehen (s. Teil a in [Abbildung 4-6](#)).

Lernkurven-Ansätze, wie der in Gleichung 4-2 gegebene, können aber auch zur Abschätzung zukünftiger Effizienzen von Technologien verwendet werden [185]. Dies kann in Studien sinnvoll sein, die über LCA hinaus auch technologische Entwicklungen analysieren. Über die mittels der Lernkurven berechneten zukünftigen Effizienzen lassen sich nachfolgend wiederum Energie- und Massenbilanzen bestimmen und damit einhergehend die LCI-Daten von LCAs anpassen (s. Teil b in [Abbildung 4-6](#)). Ein Beispiel für die Fortschreibung von Technologie-Effizienzen wurde in der Studie von Bergesen und Suh [217] präsentiert. In der Studie wurde die PV-Modul-Effizienz mittels eines Lernkurvenansatzes bis zum Jahr 2030 fortgeschrieben und es wurden die resultierenden ökologischen Effekte aufgezeigt. Konkret wurde Gleichung 4-2 für die von der kumulativen Produktion der PV-Module (in GW_p) abhängige Gleichung 4-3 wie folgt angepasst:

Gleichung 4-3

$$a_{Module,wp,t} = a_{Module,wp,0} \left(\frac{x_{wp,t}}{x_{wp,0}} \right)^{\beta_{Module,wp}}$$

Das Verhältnis der kumulativen PV-Produktion zu den Zeitpunkten ist durch $(x_{wp,t}/x_{wp,0})$ gegeben. Der historische oder angenommene Lernparameter wird durch $\beta_{Module,wp}$ darstellt. Für die auf den Input der PV-Modul-Produktion bezogenen Terme $a_{Module,wp,t}$ und $a_{Module,wp,0}$ wird von Bergesen und Suh [217] das in Gleichung 4-4 dargestellte Verhältnis unter der Berücksichtigung der Effizienzen zum jeweiligen Zeitpunkt n (t oder 0) herangezogen:

Gleichung 4-4

$$a_{Module,wp,n} = \frac{1}{(Effizienz,n * 0,72 \text{ m}^2 * 1000 \frac{W}{\text{m}^2})}$$

Beispielhafte Werte, die für die PV-Produktion im Jahr 2014 von Bergesen und Suh [217] verwendet und berechnet wurden, sind die Folgenden: Ein Verhältnis der PV-Produktion im Jahr 2014 gegenüber dem dort betrachteten Ursprungsjahr 2004 in Höhe von 1400 (10 GW_p statt 0,00714 GW_p), eine Effizienz von 14,7 %, ein Faktor $\alpha_{\text{Module,wp}}$ von 0,00965 Modulen/W_p und ein Lernparameter $\beta_{\text{Module,wp}}$ in der Höhe von -0,08.

In der Literatur finden sich zudem einige Studien, mit technologischem Fokus, die Lernkurven für die zukünftige Entwicklung von Effizienzen ermitteln [218-220]. Diese Studien führen jedoch keine anschließende LCA durch. Die gegenwärtige Anwendung von Lernkurven zur Ermittlung künftiger Effizienzen in LCAs ist als eher selten zu beurteilen.

Insgesamt finden sich in der Literatur wenige LCAs, die Lernkurven zur Gewinnung von zukünftigen LCI-Daten einsetzen. Insbesondere hinsichtlich der Fortschreibung von Technologie-Effizienzen konnte die Anwendbarkeit von Lernkurven aber unter Beweis gestellt werden.

Lernkurven zur direkten Gewinnung von LCIA-Daten

Wissenschaftliche Analysen haben gezeigt, dass es einen engen Zusammenhang von Umweltwirkungen mit der kumulativen Investition in die jeweiligen Technologien gibt [185]. Daher wurden Lernkurvenansätze entwickelt, welche die aus dem Technologieeinsatz resultierenden Umweltwirkungen fortschreiben (s. Teil c in [Abbildung 4-6](#)). Hinsichtlich der berücksichtigten Umweltwirkungskategorien zeigten bisherige Studien noch keine nennenswerte Vielfalt. Es erfolgte eine deutliche Beschränkung auf die Fortschreibung von Triebhausgasemissionen, als Indikator der Umweltwirkungskategorie Klimaänderung und auf den kumulierten Energieaufwand [221].

Die Berechnung der Umweltwirkungen erfolgt dabei typischerweise in Anlehnung an Gleichung 4-5 [216]:

Gleichung 4-5

$$\log(Oel_{Kum}) = \log Oel_0 + z_{oe} * \log(Kum)$$

Es zeigt sich dabei, dass die Kostenfaktoren aus dem klassischen Lernkurvenansatz in Gleichung 5 durch ökologische Indikatoren ersetzt wurden [216]. Dabei steht das gesuchte Endergebnis Oel_{Kum} für die Umweltbelastung der kumulativ zuletzt produzierten Einheit (z. B. kg CO₂-Äqv./kg Wasserstoff). Oel_0 ist die Umweltbelastung der ersten produzierten Einheit (z. B. kg CO₂-Äqv./kg Wasserstoff). Der Multiplikator z_{oe} steht für den ökologischen Lernfaktor (einheitenlos). Kum ist letztlich eine Angabe der kumulierten Produktionszahl (z. B. Gesamtzahl der produzierten Einheiten) [221]. Der ökologische Lernfaktor (z_{oe}) kann zur Ermittlung der ökologischen Fortschrittsrate (pr_{oe}) und der ökologischen Lernrate (lr_{oe}) mittels Gleichung 4-6 verwendet werden [221]:

Gleichung 4-6

$$pr_{oe} = 2^{z_{oe}} = 1 - lr_{oe}$$

Die ökologische Lern- und Fortschrittsrate werden üblicherweise als Prozentangaben aufgeführt. Eine ökologische Lernrate lr_{oe} von 15 % geht somit mit einer ökologischen Fortschrittsrate pr_{oe} von 85 % einher. Dies bedeutet, dass bei jeder Verdopplung der kumulierten

Produktion die Umweltauswirkungen pro produzierter Einheit entsprechend der ökologischen Lernrate um 15 % sinken [221].

Die Anwendung von Umweltlernkurven wurde in mehreren aktuellen prospektiven LCA-Studien als interessante Forschungsmöglichkeit erwähnt [184, 186, 209, 221].

Technologien, für welche die Umweltwirkungsentwicklungen mittels Lernansätzen in prospektiven LCAs betrachtet werden, reichen von der PV-Technologie [217], über die Windenergie [216] bis hin zur Chlor-Alkali-Industrie [222].

Übersicht und weitere Erkenntnisse zum Einsatz von Lernkurven in ökologischen Lebenszyklusanalysen

Die identifizierten Lernkurven-Ansätze für prospektive Lebenszyklusanalysen und ihre Phasen sind [Abbildung 4-6](#) zu entnehmen.

a) Lernkurven zur Gewinnung von LCI-Daten - mittels Abschätzung zukünftiger Inputs



b) Lernkurven zur Gewinnung von LCI-Daten - mittels Abschätzung zukünftiger Anlagen-/Prozess-Effizienzen



c) (Umwelt-)Lernkurven zur direkten Gewinnung von LCIA-Daten

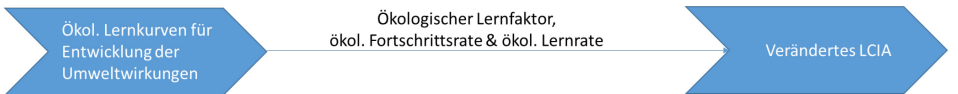


Abbildung 4-6: Identifizierte Lernkurven-Ansätze für prospektive ökologische Lebenszyklusanalysen und die durch sie tangierten LCA-Phasen

Je nach Herangehensweise lassen sich zudem aus verschiedenen einzelnen Lernfaktoren, z. B. zu technischem Fortschritt/Innovation, Rationalisierung und Skaleneffekten, ein Gesamt-Lernfaktor bestimmen [223]. Die Anwendung von Lernkurven-Konzepten wird auch in unterschiedlichen Versionen einer bereits erwähnten LCA-Richtlinie als Möglichkeit zur Durchführung prospektiver Analysen benannt [224]. Dies unterstreicht die Relevanz und die Möglichkeit, Lernkurven als geeignete Option für prospektive Lebenszyklusanalysen einzusetzen. Lernkurven-Konzepte sind für die Betrachtung sehr langfristiger Entwicklungen (z. B. bis zum Jahr 2050) in der Ursprungsform und beim Einsatz in Lebenszyklusanalysen nur eingeschränkt geeignet. Dies liegt darin begründet, dass nicht direkt eine Berücksichtigung kombinierter Effekte mehrerer Entwicklungen erfolgt. Somit können einzelne Lernkurven keine radikalen oder untypischen Entwicklungen, die bei der Analyse mehrerer Dekaden auftreten, darstellen [225].

In der Literatur wird daher teils mit Stützzeitpunkten gearbeitet [223], um unterschiedliche Entwicklungen in diesen Zeiträumen abbilden zu können. Konzepte, die zeitlich differenzierte Verläufe (Phasen) betrachten, werden im Folgeabschnitt beschrieben.

S-Kurven und Technologiediffusion

S-Kurven stellen typischerweise das kumulierte Marktwachstum über die Zeit dar [226]. Im zeitlichen Verlauf zeigen sich dabei verschiedene Wachstumsdynamiken. Die S-Kurve wird häufig in drei oder vier Phasen unterteilt. Eine mögliche Unterteilung einer S-Kurve in verschiedene Phasen ist in [Abbildung 4-7](#) dargestellt.

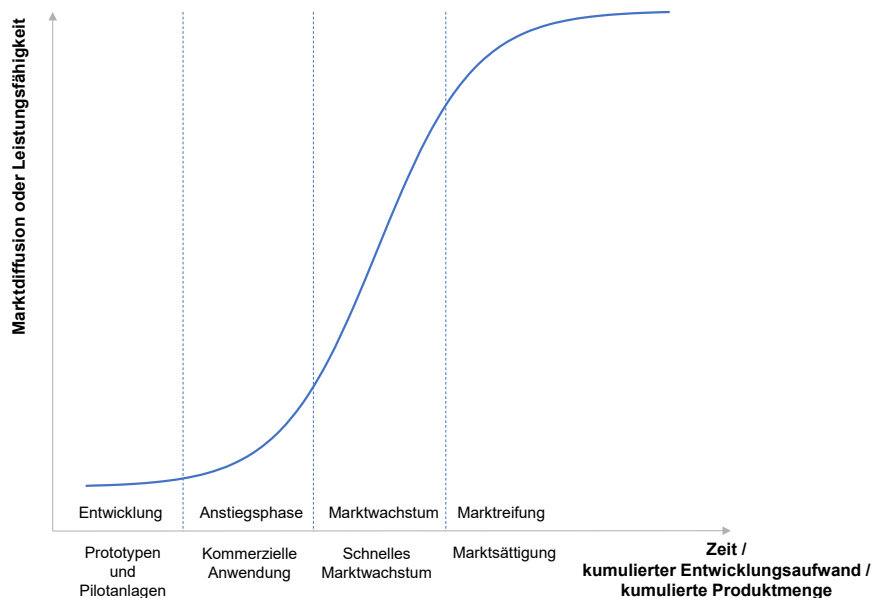


Abbildung 4-7: Schematische Darstellung einer S-Kurve im Kontext der Technologieentwicklung; Darstellung nach [185, 227]

[Abbildung 4-7](#) zeigt auf, dass das Marktwachstum in den frühen Phasen der Entwicklungs- oder Aufstiegsphase langsam ist. In der anschließenden Phase, der Marktwachstumsphase, nimmt das Marktwachstum rasch zu. Abschließend nimmt das Marktwachstum in einer Marktreife-/Marktsättigungsphase nur noch langsam zu.

Bezogen auf die technologischen Reifegrade stellen die beiden letztgenannten Phasen Reifegrade dar, die über TRL 9 hinausreichen.

Neben der zuvor genannten S-Kurve, die sich auf die Marktdiffusion von Technologien bezieht, ist ein ebenfalls s-förmiger Verlauf auch hinsichtlich der Leistungsfähigkeit einer Technologie feststellbar. Die Leistungsfähigkeit zeigt sich ebenfalls in einer Anfangsphase gering und nimmt nur sehr langsam zu. Sobald eine gewisse technologische Reife erreicht ist, erfolgt eine starke Zunahme der Leistungsfähigkeit, womit die Kurve steil ansteigt. Ist die letzte Phase der Entwicklung erreicht, nimmt die Leistungsfähigkeit nur noch sehr langsam zu und nähert sich der Leistungsgrenze der Technologie an [227].

Eine beispielhafte Anwendung der S-Kurve ist die Analyse der Entwicklung installiert PV-Anlagen. Für zurückliegende Installationen liegen historische Daten vor, anhand derer auch historische sowie aktuelle Wachstumsraten ermittelt werden können. Anhand dieser Daten können entweder über Annahmen zu zukünftigen Entwicklungen der Wachstumsrate oder

durch Einbindung von Prognosen für zukünftige Zeitpunkte S-Kurven Verläufe ermittelt werden. Zur Ermittlung dieses Verlaufs kann nach Zhang und Bauer [228] die Gleichung 4-7 herangezogen werden:

Gleichung 4-7

$$C_T = \frac{C_{max}}{1 + e^{(r*(T_p - T)}}$$

Dabei steht C_T für die kumulative installierte PV-Anlagenleistung (GW_p) im Jahr T . C_{max} gibt die maximale kumulierte installierte Leistung (GW_p) und damit die obere Grenze der S-Kurve an. Die Wachstumsrate wird durch das r angegeben. T_p ist jenes Jahr, in dem die jährliche installierte Leistung ihren Höhepunkt erreicht und T ist das jeweils betrachtete Jahr. [228]

Aufgrund der phasenweisen Betrachtung und unterschiedlichen betrachteten Wachstumsdynamiken kann es sinnvoll sein, Lernkurven mit S-Kurven-Methoden zu überprüfen [185]. Dies liegt darin begründet, dass die Gefahr besteht, in frühen Reifephasen der Technologien Wachstumsdynamiken bei einer Extrapolation tendenziell zu unterschätzen und bei höherer Reife zu überschätzen [185].

Mit der S-Kurve verwandte Modelle sind Diffusionsmodelle [185]. Ein etabliertes Diffusionsmodell für die Technologiefortschreibung wurde von Bass [229] entwickelt. In dem Modell wird bei den Marktakteuren, welche die Marktentwicklung durch ihren Kauf des Produktes vorantreiben, zwischen Innovatoren und Imitatoren unterschieden. Als Innovatoren werden von Bass Individuen gesehen, die unabhängig von anderen Individuen in einer Vorreiterposition besonders früh neue Produkte einsetzen bzw. kaufen. Imitatoren sind hingegen Individuen, die vom sozialen Druck der Masse zur Nutzung oder Kauf beeinflusst werden.

Die Berechnung des Absatzes neuer Produkte in einer Periode $y(t)$ erfolgt nach Gleichung 4-8:

Gleichung 4-8

$$y(t) = p * [M - Y(t - 1)] + \frac{q}{M} * Y(t) * [M - Y(t - 1)]$$

Bass [229] bezeichnet p als Innovationskoeffizienten und q als Imitationskoeffizienten. M gibt das Marktpotenzial des Produkts an. $Y(t)$ sind die kumulierten Verkäufe des Produkts zum Zeitpunkt t . Der erste Term der Gleichung beschreibt daher die Menge an Käufern, die unabhängig von den bereits verkauften Produkten agieren, also die Innovatoren. Der zweite Term stellt die Menge an Käufern dar, die von der Anzahl bisheriger Verkäufe beeinflusst werden, also die Imitatoren. Es ist zu beachten, dass in diesem Modell lediglich Erstkäufe beachtet werden.

Nach Auffassungen von Veröffentlichungen von Rogers [230, 231] lassen sich die Individuen in einer Gesellschaft/in einem System in fünf Kategorien einteilen, welche in [Abbildung 4-8](#) dargestellt sind. Diese Abbildung zeigt zudem die kumulierten Verkäufe und die Verkäufe in den einzelnen Perioden, aufgetragen über die Zeit t , auf. Die kumulierten Käufe beschreiben die sukzessive Diffusion neuer Produkte im Markt nach Gleichung 4-8.

Die Innovatoren sind die ersten 2,5 % dieser Individuen bzw. Mitglieder der Gesellschaft. Die verbleibenden 97,5 %, bestehend aus frühzeitigen Anwendern, der frühen Mehrheit, der späten Mehrheit und den Nachzüglern, bilden zusammengefasst die Gruppe der Imitatoren.

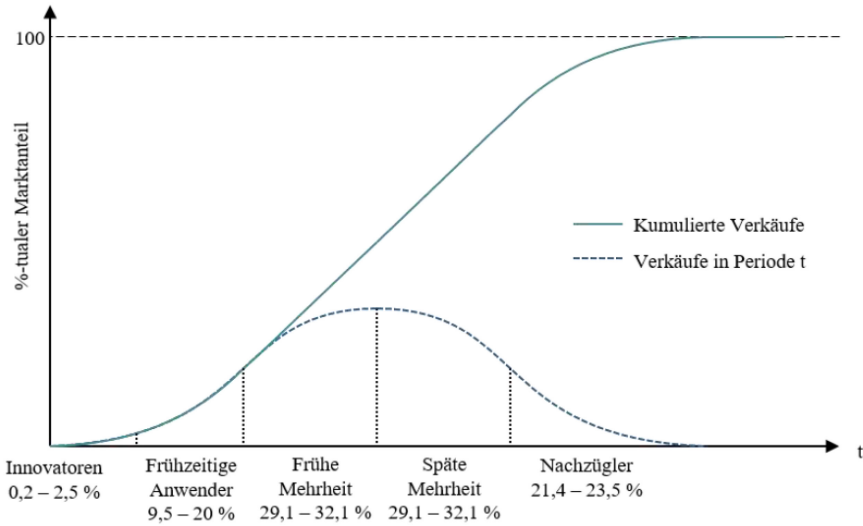


Abbildung 4-8: Technologiediffusion nach Bass; Darstellung aus [232]

Neben der Betrachtung der S-Kurven und Diffusionsmodelle für einzelne Technologien kann auch ein darauf basierender Vergleich mehrerer Technologien Erkenntnisse liefern. Technologien werden erfahrungsgemäß mit der Zeit durch neuere Technologien verdrängt [233]. Mittels der S-Kurven und Diffusionsmodellen können die Marktentwicklungen für diese unterschiedlichen Technologien gegenübergestellt werden. Der Umfang des Ersatzes alter durch neuere Technologien kann ermittelt werden und Basis für nachgelagerte Analysen sein.

Stand der Forschung der Integration von S-Kurven und verwandten Methoden zur Diffusionsmodellierung in prospektiven ökologischen Lebenszyklusanalysen

Die Einbindung von S-Kurven und verwandten Methoden zur Diffusionsmodellierung erfolgte bisher in wenigen LCA-Publikationen.

Für die Einbindung eines S-Kurven-Ansatzes findet sich in der LCA-Literatur z.B. eine Analyse, die einen S-Kurven-Ansatz in einem Modell zum Waldwachstum berücksichtigte [234]. Basis für dieses Modell ist das sogenannte Wachstumsmodell nach Schnute [235]. Das Wachstumsmodell wurde dort verwendet, um die Akkumulation von atmosphärischem Kohlenstoff im wachsenden Wald vorherzusagen [236]. Das kumulative Wachstum in dem Modell folgt einem S-Kurvenverlauf und ist durch schrittweise unterschiedliche Beschleunigungen der Wachstumsrate gekennzeichnet [236]. In dieser von Liptow et al. durchgeführten ökologischen Lebenszyklusanalyse stellte das Holz die Ausgangssubstanz für das im Zentrum der Analyse stehende bio-basierte Polyethylen dar [234].

Andere Ansätze zur Diffusionsmodellierung wurden insbesondere zur Bildung von Szenarien in ökologischen Lebenszyklusanalysen eingesetzt [233, 237]. Beispielsweise wurde in einer Veröffentlichung von Sharp und Miller [233] für sich entwickelnde Technologien ein methodischer Ansatz zur Integration der Diffusion von Innovationen in ökologischen Lebenszyklusanalysen entwickelt. Im Rahmen dieses theoretischen Konzepts wurde die Diffusionsmodellierung einbezogen, um Szenarien für die Diffusion einer neuen Technologie zu bilden

und dem Ersatz einer alten Technologie über die Zeit gegenüberzustellen. Der theoretisch-methodische Ansatz sah abschließend unter Einbezug von LCA-Daten eine ökologische Analyse der verschiedenen so gebildeten Szenarien mittels LCA vor.

Stand der Forschung der Anwendung quantitativer Methoden zur Fortschreibung von PtG-Technologien

Bezogen auf die PtG-Technologien, als Untersuchungsgegenstand dieser Arbeit, wurden bereits Lernkurven-Analysen durchgeführt. Diese sind jedoch bisher auf ökonomische Analysen beschränkt. Eine Literaturübersicht von Böhm et al. [100] analysierte bisher ermittelte Lernraten für die Entwicklung von Energietechnologien. Für die bisherigen Lernraten ermittelten Böhm et al. [100] einen Gesamtmedian von ca. 13 %, mit einer großen Bandbreite von 2 % bis 47 %, für vielfältige Energietechnologien (u.a. Elektrolyseure und Kohlenstoffabscheidung). Für die PtG-Technologien führten diese Autoren zudem eigene Berechnungen der ökonomischen Lernraten für unterschiedliche PtG-Technologien und Zeitpunkte durch. Diese Angaben für 5 MW_{el}-Elektrolyseure und 5 MW_{SN}G-Methanisierungssysteme (katalytisch: KM; biologisch: BM) sind in [Tabelle 4-2](#) zusammengefasst.

Tabelle 4-2: Ökonomische Lernraten von PtG-Technologien zu verschiedenen Zeitpunkten nach [100]

	2017	2030	2050
	%	%	%
PEMEC	16,8	13,8	12
AEC	13,1	12,3	11
SOEC	15,6	12,4	11,2
KM	12,1	12	11,7
BM	12,3	12,1	11,7

[Tabelle 4-2](#) verdeutlicht als grundlegende Entwicklung eine Abnahme der Lernraten mit der Zeit. Inwieweit sich diese Werte mit weiteren Literaturangaben decken, zeigen die nachfolgenden Angaben auf. Eine Literaturanalyse von Krishnan et al. [238], welche speziell für die AEC Kosten vom Jahr 1956 bis zum Jahr 2016 betrachtet, weist eine Lernrate von 16 % ± 6 % bei einem Konfidenzintervall von 95 % aus. Ein Konfidenzintervall beschreibt im Allgemeinen die Genauigkeit einer Schätzung und gibt einen Bereich an, in dem plausible Parameter liegen [239]. Der genannte Wert gibt somit an, dass ein Parameter mit 95 %-iger Wahrscheinlichkeit in dem berechneten 95-% Konfidenzintervall liegt. Durchschnittliche Lernraten für die AEC und PEMEC für den z.T. prospektiven Zeitraum von 2020 bis 2030 wurden in einer Hydrogen Council-Studie aus dem Jahr 2020 angegeben [240]. In dieser Studie wurde eine Lernrate von 9 % für die AEC und 13 % für die PEMEC angenommen [240].

Insgesamt zeigt sich hinsichtlich der ökonomischen Lernraten für PtG-Technologien, dass diese zumeist nahe am zuvor beschriebenen Gesamtmedian von Lernraten für die Entwicklung von Energietechnologien (13 %) liegen. Hinsichtlich der Elektrolysetechnologien zeigt sich die Tendenz dazu, die Lernraten der AEC, als am niedrigsten zu beurteilen. Für das Jahr 2050 wird von einer weitgehenden Angleichung der Lernraten der verschiedenen Elektrolysetechnologien ausgegangen. Für die verschiedenen Methanisierungstechnologien wurden keinen nennenswert unterschiedlichen Lernraten identifiziert.

Analysen zu S-Kurven im PtG-Kontext finden sich für die globale Produktion grünen Wasserstoffs bis zum Jahr 2050 [241]. Das Maximum der Produktion grünen Wasserstoffs im Jahr 2050 liegt im Bereich von über 500 bis ca. 800 Millionen metrische Tonnen Wasserstoff [241].

4.2.2 Qualitative Methoden zur Technologiefortschreibung

Im Wesentlichen sind qualitative Verfahren bestrebt, die Technologiefortschreibungen anhand von Experten-Einschätzungen vorzunehmen [242]. Gruppenkommunikationsprozesse, typischerweise von Experten des jeweiligen Fachgebiets, sind die dabei meist herangezogenen Informationsquellen.

Expertenpanel und Delphi-Methode

Expertenpanels bzw. Fachgremien werden in einem Übersichtsartikel von Popper [243] zur Nutzungshäufigkeit verschiedener Technologiefortschreibungsmethoden als die am zweithäufigsten genutzte Technologiefortschreibungsmethode aufgeführt. Über einen thematisch fokussierten Gruppenkommunikationsprozess ist mittels dieser qualitativen partizipativen Methode das Wissen von Experten nutzbar.

Ein weiteres qualitatives Verfahren, welches nach Aussage der angesprochenen Literaturübersicht zu Technologiefortschreibungsmethoden [243] häufig verwendet wird, ist die Delphi-Methode. Mittels dieser Analyse können anonym und üblicherweise per Fragebogen von einer Gruppe von Fachleuten Aussagen über zukünftige Entwicklungen gewonnen werden [185]. Die Delphi-Methode grenzt sich von anderen qualitativen Methoden zur Technologiefortschreibung durch die mehrstufige Ausgestaltung ab [185, 208]. Dabei gibt es vornehmlich zwei Befragungsrunden, wobei die Teilnehmer in der zweiten Runde über die Ergebnisse der ersten Runde informiert werden [243]. Die Anonymität wird hierbei gegenüber anderen Gruppenkommunikationsprozessen als Vorteil gesehen, um psychologische Störfaktoren persönlicher Diskussionen zu vermeiden [243]. Da die Ergebnisse typischerweise statistisch ausgewertet werden, wird die Delphi-Methode z.T. nicht nur den qualitativen, sondern auch den quantitativen Verfahren zugeordnet [244].

Integration von partizipativen Verfahren (Expertenpanel und Delphi-Methode) in prospektive Lebenszyklusanalysen

Beispielhafte Integrationen von Expertenpanels und der Delphi-Methode in LCA finden sich z.B. in zwei gleichwertig konzipierten Studien zur ökologischen Analyse zukünftiger Entwicklungen der Windenergie. Die Studie von Andersen und Bjerrregaard [245] stammt aus dem Jahr 2001 und beinhaltet ein Konzept für eine LCA über Windenergie im Jahr 2020. Im Fokus der Studie stand ein Ansatz, der ein Expertenpanel und die Delphi-Methode als direkt aufeinander folgende Stufen integrierte. Das Expertenpanel diente dort einem ersten Brainstorming. Die nachfolgende Delphi-Methode ermittelte daraufhin mittels Fragebögen an Teilnehmer einer Windenergie-Konferenz deren Einschätzung zukünftiger technologischer und marktbezogener Entwicklungen der Windenergie. Die nachfolgende Überführung der Delphi-Methoden-Ergebnisse in technische Szenarien, mit z.B. unterschiedlichen Designs, Materialien und Massen der Windkraftanlagen, wurde nur theoretisch und nicht im Detail beschrieben. Auch der anschließende Schritt der integrativen Zusammenführung von Szenarien und LCA wurde nur kurz theoretisch beschrieben und nicht beispielhaft wiedergegeben. Die Studie von Dewi [246] nutze 10 Jahre später das gleiche Grundkonzept für ein LCA der Windenergie im

Zeitraum 2020 bis 2030. Diese Studie zeigte zwar Umweltwirkungen der Windenergie auf, jedoch handelte es sich dabei nur um zitierte externe und nicht aus der Studie heraus gewonnene Ergebnisse. Die Anwendbarkeit des theoretischen Konzeptes auf LCA-Studien wurde zwar nicht für alle Stufen konsistent per Fallbeispiel demonstriert. Dennoch erscheint die enthaltene Grundstruktur der aufeinanderfolgenden Abfolge von Expertenpanel, Delphi-Methode, Szenario-Entwicklung und LCA als eine sinnvolle Option. Dieser mehrstufige und partizipative Ansatz für zukunftsorientierte LCAs ist im Teil a der **Abbildung 4-9** dargestellt.

Im Rahmen einer Studie von Kamble et al. [247], die Aspekte von Delphi-Methode und LCAs miteinander kombinierte, stand die Auswahl von Nachhaltigkeitskriterien/-indikatoren im Fokus. Die Delphi-Methode wurde eingesetzt, um zu analysierende Umweltwirkungskategorien zu identifizieren. Dies ist in Teil b der **Abbildung 4-9** dargestellt.

a) Einbindung von partizipativen Verfahren zur Szenarienbildung in LCAs



b) Einbindung von partizipativen Verfahren zur Indikatorauswahl in LCAs



Abbildung 4-9: Konzepte zur Integration von partizipativen Methoden zur Technologiefortschreibung in ökologischen Lebenszyklusanalysen

Beide zuvor beschriebenen Ansätze zur Integration von partizipativen Methoden zur Technologiefortschreibung in ökologischen Lebenszyklusanalysen sind in **Abbildung 4-9** dargestellt. Die **Abbildung 4-9** stellt lediglich die Ansätze ausgewählter bisher identifizierter LCA-Studien dar, die partizipative Methoden zur Technologiefortschreibung berücksichtigen. Darauf aufbauend und ergänzend sind zahlreiche weitere Varianten denkbar.

Insgesamt ist die Anwendung der genannten partizipativen Verfahren als selten einzuschätzen.

Storylines und Szenarien-Erstellung

Storylines über künftige Technologieentwicklungen entstehen zumeist durch den Einsatz von qualitativen partizipativen Methoden, wie z.B. Stakeholder-Workshops und Interviews [209]. Der Einbezug von Storylines in die Betrachtung künftiger technologischer Entwicklungen wird als sinnvoll erachtet, wenn größere Veränderungen zu erwarten sind, komplexe Situationen und insbesondere stark vernetzte Systeme betrachtet werden [209]. Storylines bilden die Grundlage für weitergehende Analysen zukünftiger (technologischer) Entwicklungen in Szenarien.

Szenarien können als Stories erachtet werden, die unterschiedliche, aber plausible zukünftige Entwicklungen beschreiben [185].

Die Szenarien beschäftigen sich dabei mit jenen zukünftigen Entwicklungen, die sich durch eine hohe Komplexität und Unsicherheit auszeichnen. Wobei Komplexität hierbei als die

Anzahl der Variablen und des Ausmaßes, in dem diese miteinander in Beziehung stehen, verstanden wird [248].

Integration von Szenarien in prospektive Lebenszyklusanalysen

Die Verwendung von Szenarien in prospektiven LCAs hat eine lange Tradition. Um diesen Themenbereich zu adressieren, hat die Gesellschaft für Umwelttoxikologie und -chemie (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC) 1998 eine Arbeitsgruppe für die Szenarienentwicklung in LCAs ins Leben gerufen [205]. Diese Arbeitsgruppe erarbeitete einen ersten methodischen Rahmen für die Entwicklung strukturierter Szenarien innerhalb von LCA-Modellen. Darin wurden u.a. bereits anwendungsbezogene Aspekte von Szenarien, wie z.B. die Szenarien-Anzahl, der Zeithorizont sowie die Formen von Szenarien spezifisch für prospektive LCA-Studien beschrieben [205]. Hinsichtlich der Szenarien-Anzahl wurde festgehalten, dass es in ökologischen Lebenszyklusanalysen typischerweise ein Basisszenario und ein Alternativszenario gab. Das Basisszenario wurde dabei als Szenario mit Fortsetzung bisheriger Gegebenheiten betrachtet. Das Alternativszenario wurde als ein Szenario mit ein paar Änderungen zum Basisszenario gesehen.

In prospektiven LCAs sind Szenarien insbesondere für die LCI-Modellierung wichtig [188]. Um die Vordergrund-Systeme für die Modellierung zu berücksichtigen, wurden vorausschauenden Szenarien und Szenarien-Bandbreiten (zwischen Extrem-Szenarien) als wesentliche Ansätze identifiziert [186].

Die vorausschauenden Szenarien (z.B. Was-wäre-wenn-Szenarien) betrachten eher einfache Untersuchungsgegenstände und eher kurz- als langfristige Zeithorizonte [249]. In Was-wäre-wenn-Szenarien werden zwei oder mehr Optionen in einer bekannten Situation miteinander verglichen. Üblich ist dabei die Analyse der Änderung von technologischen Parametern, wie den Wirkungsgraden oder Erträgen [209]. Somit können Was-wäre-wenn-Szenarien speziell genutzt werden, um Hotspots für eher kurzfristige zukünftige Verbesserungen zu identifizieren [209].

Für die vorausschauenden Szenarien werden Lernkurven-Ansätze (s. Abschnitt 4.2.1.1) als Möglichkeit genannt, um im Rahmen der vorausschauenden Szenarien Daten für das zukünftige Vordergrundsystem zu finden [186].

Je nach Untersuchungsgegenstand konnten damit verschiedene Parameter für künftige Vordergrundsysteme von LCAs gewonnen werden. Beispielhaft gibt es prospektive Lebenszyklusanalysen mit einer Bandbreite von Szenarien, die damit die Parameter Lebensdauer [196] und Energieverbrauch [250] ermittelten.

Beide Szenario-Ansätze (vorausschauend und Szenario-Bandbreite) können für den Aufbau der Szenarien verschiedene Quellen nutzen [186]. Wissenschaftliche Fachliteratur, Patente, Prozesssimulationen, unveröffentlichte Laborergebnisse und die Ergebnisse partizipativer Verfahren können geeignete Datenquellen sein [186].

Außer dem Vordergrundsystem sollte auch das Hintergrundsystem an die zukünftigen Gegebenheiten angepasst werden. Beim Hintergrundsystem sind für prospektive Lebenszyklusanalysen die Prozesse und Emissionen, die Teil der Vorkette des untersuchten Produktsystems sind, von Relevanz [251]. Wie z.B. an der global zu beobachtenden Änderung des Strommixes zu erkennen ist, erfährt auch das Hintergrundsystem Änderungen über die Zeit.

Die gleichen Szenario-Ansätze, die zuvor genannt wurden, werden auch für Fortschreibungen des Hintergrundsystems als geeignet erachtet [186]. Es gibt mehrere LCA-Studien, die mittels vorausschauender Szenarien den künftigen Strommix fortgeschrieben haben [198, 201, 252]. Auch beim Einsatz von Szenario-Bandbreiten zeigen sich insbesondere Anwendungen auf den Strommix [253-256].

Technologie-Roadmaps

In Technologie-Roadmaps wird die Entwicklung einer bestimmten Technologie diskutiert und analysiert [185]. Typischerweise enthalten sie als zentrales Element grafische Darstellungen der zukünftigen Entwicklungen. Technologie-Roadmaps werden meist aus der Perspektive eines Unternehmens oder einer Interessengemeinschaft mit einem klar definierten Ziel erstellt. Der Ansatz ist daher als subjektiv und normativ zu erachten. Im Rahmen der subjektiven Perspektive kann das Technologie-Roadmapping zu einem umfänglichen Verständnis eines wünschenswerten Pfades der Technologieentwicklung und des Zusammenspiels zwischen verschiedenen Arten von Aktivitäten (z.B. Wissenschafts- oder Unternehmensaktivitäten) führen [185].

Integration von Technologie-Roadmaps in zukunftsorientierte ökologische Lebenszyklusanalysen

Auch Technologie-Roadmaps finden Berücksichtigung in zukunftsorientierten ökologischen Lebenszyklusanalysen. Mehrere LCA-Studien nutzen die in Technologie-Roadmaps ausgewiesenen künftigen Technologie-Parameter als Datengrundlage. Eine LCA-Studie von Hertwich et al. [257], die Umweltwirkungen CO₂-armer Technologien für die Zukunft untersuchte, nutzte eine Technologie-Roadmap als Datenquelle. Zur Berücksichtigung zukünftiger technologischer Parameter von PV-Modulen (z.B. Modul-Effizienz) wurden dabei Daten einer PV-Technologie-Roadmap einbezogen. Diese technologischen Parameter beeinflussen die Energie- und Massenbilanz und damit das LCI der prospektiven LCA. Eine andere prospektive LCA-Studie über PV-Technologie von Marini und Blanc [258] bezog die Lebensdauer-Annahmen einer anderen PV-Technologie-Roadmap in das LCI ein und wies zudem den Unsicherheitsbereich dieses Parameters aus. Eine zukunftsorientierte LCA über PV-Systeme von Frischknecht et al. [259] zog Daten aus mehreren PV-Technologie-Roadmaps für Annahmen zur Fortschreibung mehrerer Technologie-Parameter (z.B. Schichtdicke und Lebensdauer) heran.

Ein weiteres Themenfeld, in dem eine Berücksichtigung von Technologie-Roadmaps in zukunftsorientierten ökologischen Analysen angewendet wurde, ist die Elektromobilität. In einer LCA zu der zukünftigen ökologischen Performance von Elektrofahrzeugen, werden z.B. Annahmen zur zukünftigen Energiedichte der Fahrzeugbatterien aus einer Technologie-Roadmap verwendet [260].

Hinsichtlich Roadmaps als Methode zur Technologiefortschreibung lässt sich für die identifizierten Fallbeispiele Folgendes festhalten. Die Roadmaps wurden nicht im Rahmen der Fallbeispiele entwickelt. Stattdessen wurden einzelne spezielle technologische und aus Roadmaps stammende Parameter in den prospektiven ökologischen Lebenszyklusanalysen verwendet, die für den zukünftigen Material- und/oder Energieeinsatz für Technologien relevant sind.

Stand der Forschung der Anwendung von qualitativen Methoden zur Fortschreibung von PtG-Technologien

In der Literatur finden sich einige Veröffentlichungen, die auf qualitativen Methoden zur Technologiefortschreibung basieren. Schmidt et al. [55] haben eine Expertenbefragung mittels Interview durchgeführt, um Einschätzungen für die Entwicklung der Kosten und Leistungsfähigkeit (hier Lebensdauer und Wirkungsgrad) der drei Elektrolysetechnologien AEC, PEMEC und SOEC bis zum Jahr 2030 zu erhalten und zu veröffentlichen. Mehrere Technologie-Roadmaps haben sich mit Entwicklungen im Themenfeld PtG bis zum Jahr 2050 auseinandergesetzt [40, 43, 261]. Diese Roadmaps zeigen insbesondere mögliche Kostenentwicklungen, Potenziale, Geschäftsmodelle sowie Handlungsbedarf und Instrumente zu deren künftiger Umsetzung auf. Auch für PtG-Einzeltechnologien wie Direct Air Capture oder Wasserstofftechnologien finden sich Technologie-Roadmaps in der Fachliteratur [262, 263].

4.2.3 Skalierung und Skaleneffekte

Ein mit dem Lerneffekt verbundener Effekt, der ebenfalls Kosten und Umweltauswirkungen senken kann, ist der Skaleneffekt [213]. Es gibt im Wesentlichen zwei Formen von Skaleneffekten. Vereinfacht kann der Skaleneffekt, der auch als Economies of Scale bezeichnet werden kann, als Kostenvorteile durch Produktion großer Mengen definiert werden [264]. Etwas präziser formuliert bezieht sich dieser Skaleneffekte auf Kostensenkungen pro Input bei einer Erhöhung des Outputs [100]. Die Kosten dienen bei dieser Skalierung als Funktion des zu einem bestimmten Zeitpunkt produzierten Outputs, wohingegen Lernkurveneffekte auf dem kumulierten Output basieren [100]. Neben diesem auf die Produktionsmengen bezogenen Skaleneffekt gibt es auch Skaleneffekte durch die Vergrößerung der Anlagenleistung/-kapazität. Dieser Effekt wird alternativ als Upscaling bezeichnet. Eine gängige Methode zur Beschreibung dieser Skalierungseffekte ist die Verwendung einer logarithmischen Beziehung, welche in der von Böhm et al. [23] verwendeten Form in Gleichung 4-9 aufgeführt wird:

Gleichung 4-9

$$C_b = C_a \left(\frac{S_b}{S_a} \right)^f$$

In Gleichung 4-9 steht C_b für die gesuchten Investitionskosten einer Anlage, welche über eine Anlagenskalierung S_b (Größe, Kapazität, Nennleistung) verfügen soll [23]. Für die bekannte Referenzanlage gehen die Investitionskosten (C_a) und deren Anlagenskalierung (S_a) ein. Die Potenzierung des Quotienten der Anlagenskalierungen erfolgt mittels des technologie-spezifischen Skalierungs-/Skalenfaktors f . Werden Analysen der Skalierung von Anlagen im Kontext der Chemie- oder Ingenieurwissenschaften durchgeführt, wird als Durchschnitts- bzw. Schätzwert für f häufig der Wert 0,6 verwendet [23, 265, 266].

Integration von Skalierung und Upscaling in prospektiven Lebenszyklusanalysen

Entsprechend der vorausgegangenen Beschreibungen sind im Kontext der Technologiefortschreibung zwei Skaleneffekte von besonderer Relevanz. Der Economies of Scale-Effekt beschränkt sich eindeutig auf eine wirtschaftliche Analyse-Dimension. Daher ist dessen

Anwendung für diese Technologiefortschreibungsansätze in prospektiven Lebenszyklusanalysen weniger geeignet. Der zweite Skaleneffekt, der die Vergrößerung der Anlagenleistung/-kapazität umfasst und auch als Upscaling bezeichnet wird, findet hingegen Berücksichtigung in zahlreichen ökologischen Lebenszyklusanalysen.

Bei diesem Skaleneffekt können wiederum verschiedene Skalierungen unterschieden werden. Entweder wird das Produkt skaliert (Produktskalierung) oder die Anlage (Anlagenskalisierung) [221].

Besonders intensiv wurden Aspekte der Skalierung und Herangehensweisen zu ihrer Berücksichtigung in Lebenszyklusanalysen von Caduff et al. untersucht [216, 267, 268]. Auf empirischen Daten basierend, untersuchten diese Forscher im Rahmen mehrerer Veröffentlichungen unterschiedliche Energieanlagen [216, 267, 268]. Die Skalierungsberechnungen bei diesen LCA-Studien wurden über eine lineare Regression (Methode der kleinsten Quadrate) durchgeführt.

Nachfolgend ist die dabei verwendete Gleichung 4-10 [221], für das Fallbeispiel der Berechnungen von Umweltwirkungen über Skalierung, dargestellt.

Gleichung 4-10

$$\log(EI) = \log(a) + b * \log(S)$$

Dabei ist EI die Umweltbelastung pro Funktionseinheit der skalierten Technologie, $\log(a)$ ist der Schnittpunkt der linearen Regression, b ist der Größenskalisierungsfaktor (ohne Einheit) und S steht für die Skalierung (z.B. Leistung) der Technologie [221]. Bei der Betrachtung einer Elektrolyseanlage kann beispielhaft die Umweltwirkung pro kg erzeugtem Wasserstoff (z.B. kg CO₂-Äqv./kg H₂) für EI und die Anlagennennleistung in kW (z.B. 1 MW) für S betrachtet werden. Gleichung 4-10 kann auch auf skalierte elementare Stoff- oder Energieströme im LCI der skalierten Technologie angewendet werden [221].

Stand der Forschung der Anwendung der Skalierung und der Skaleneffekte auf PtG

Hinsichtlich der PtG-Technologien finden sich in der Literatur Untersuchungen zu Skalierungszusammenhängen. Aus diesen Analysen finden sich für die PtG-Technologien auch vom Wert 0,6 abweichende Skalierungsfaktoren wieder [23, 269]. Beispielsweise wird in der Literatur für den Methanisierungsreaktor der katalytischen Methanisierung $f=0,67$ und für den Reaktor der biologischen Methanisierung $f=0,51$ ausgewiesen [23]. Die Skalierungsfaktoren nehmen entsprechend der Skalierungsbeziehung (Gleichung 4-9) mit zunehmender künftiger Systemgröße zu. Da Böhm et al. [23] die zukünftige Systemgröße von Methanisierungsanlagen für die katalytische Methanisierung mindestens um den Faktor fünf höher erachten als für die biologische Variante, errechnen sie höhere Skalierungsfaktoren für die erstgenannte Technologie. Aufgrund der Variabilität der Werte im Kontext der betrachteten Anlagengrößen zeigen sich u.a. für die Elektrolysetechnologien große Bandbreiten der Skalierungsfaktoren. Für die AEC findet sich für den Skalierungsfaktor f ein Wertebereich zwischen 0,51 und 0,96 und für die PEMEC zwischen 0,53 und 0,97 in der Literatur [23]. Zu beachten ist dabei auch, dass die Angaben z.T. auch für einzelne Anlagenkomponenten, wie z.B. Kompressoren und Gastanks verfügbar sind.

5 Ansatz zur Analyse von Power-to-Gas-Optionen in den Jahren 2020 und 2050

Kapitel 2 bis 4 dieser Arbeit verdeutlichen, dass für die Lebenszyklusanalysen und prospektiven Analysen von PtG-Technologiepfaden eine große Bandbreite an technologischen und methodischen Ausgestaltungsmöglichkeiten vorliegt. Daher ist es von Bedeutung, eine einschränkende Auswahl zu treffen, welche in diesem Kapitel vorgenommen wird. Überdies werden besonders relevante Aspekte der bereits in Kapitel 1 formulierten Forschungsfragen adressiert. Diese fließen in den integrativen Ansatz zur prospektiven Lebenszyklusanalyse von PtG-Technologiepfaden ein. Die wesentlichen Analyseebenen (Technologie, Methodik und Zukunftsbezug) und deren Teilaspekte sind nachfolgend zusammenfassend in [Abbildung 5-1](#) illustriert.

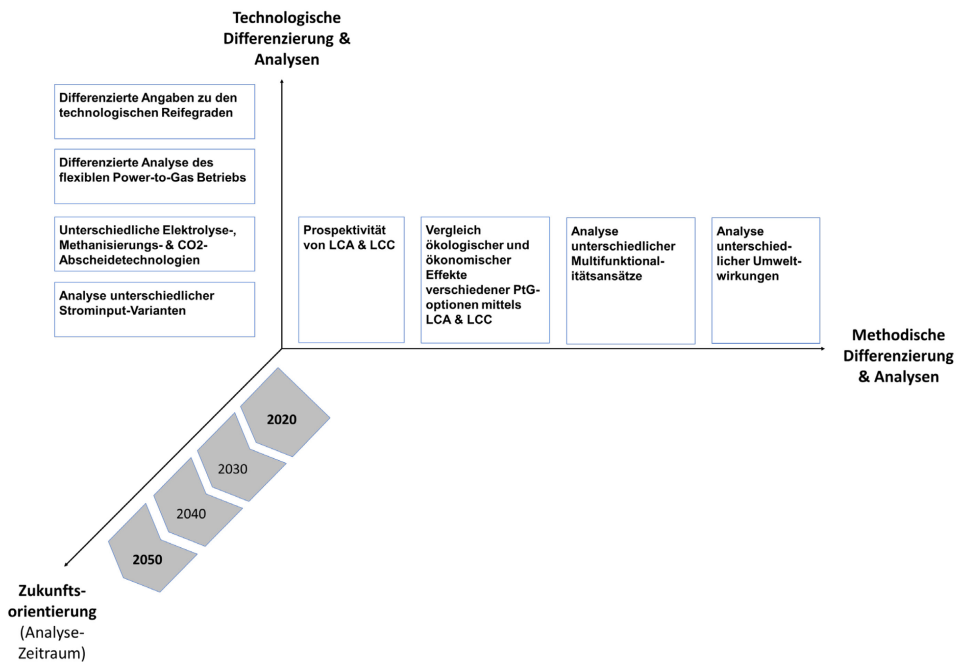


Abbildung 5-1: Analyseebenen und Teilaspekte des entwickelten Ansatzes zur Lebenszyklus- und prospektiven Analyse von PtG-Optionen

Zur besseren Nachvollziehbarkeit der zu treffenden technologischen und methodischen Annahmen, wird in Kapitel 5.1 konkret auf die Auswahl der Technologien und grundlegende Annahmen zur Ausgestaltung der PtG-Technologiepfade eingegangen. Kapitel 5.2 befasst sich danach mit den wesentlichen methodischen Annahmen der Lebenszyklusanalysen, während das Kapitel 5.3 die Systembildung für die Analysen beschreibt. In Kapitel 5.4 werden die gewählten Ansätze zur prospektiven Analyse (Lernkurven und Trendextrapolation) vorgestellt und zur Gewinnung von Zwischenergebnissen angewendet. Abschließend erfolgt die Beschreibung und schematische Darstellung des integrierten methodischen Ansatzes im Rahmen der prospektiven Lebenszyklusanalysen von PtG-Optionen in Kapitel 5.5.

5.1 Technologieauswahl und TRL-Bestimmung

Die in diesem Kapitel zu treffende Auswahl von einzelnen PtG-Technologiekomponenten und ganzen Pfaden steht in einem engen Zusammenhang mit den in Kapitel 2.2 dargestellten Varianten der PtG-Technologien. Entsprechend des dort geprägten Verständnisses des PtG-Begriffs und dessen Ausgestaltungsmöglichkeiten werden für die Analysen im Rahmen dieser Arbeit verschiedene PtH₂- und PtCH₄-Technologien und Pfade ausgewählt. Aufgrund der Vielzahl an Möglichkeiten zur Ausgestaltung, wird anhand mehrerer Kriterien eine an den Forschungszielen orientierte Auswahl vorgenommen. Die ausgewählten PtG-Optionen unterscheiden sich dabei nicht nur hinsichtlich der wesentlichen Energieumwandlungstechnologien, sondern auch hinsichtlich weiterer relevanter Prozessschritte und technologischer Komponenten sowie bezüglich der Produkte. Dementsprechend sind die analysierten Pfade modular aufgebaut und die separaten Effekte modularer Änderungen lassen sich dadurch bewerten.

Die zur Determination des Analyserahmens erforderliche Technologieauswahl von PtH₂- und PtCH₄-Technologien berücksichtigt dabei zwei Zeitstufen, nämlich sowohl die Gegenwart als auch die Zukunft. Die Technologieauswahl für die Gegenwart basierte insbesondere auf den folgenden Entscheidungskriterien:

- Nennung in relevanten Publikationen
- Berücksichtigung eines TRL-Mindestwerts, wodurch Technologien mit geringem Umsetzungsrisiko betrachtet werden
- Existenz möglichst aktueller und nutzbarer LCA- und LCC-Daten

Bezüglich der Technologieauswahl für prospektive Analysen (Jahr 2050) werden zunächst alle für die Gegenwart gewählten Technologien herangezogen. Ergänzend wird für die zukunftsbezogene Technologieauswahl noch folgendes Kriterium berücksichtigt:

- Relevanz in Szenarien/Potenziale mit Bezug auf das deutsche Energiesystem bis zum Jahr 2050

Zusammenfassend sind die wesentlichen Aspekte und Stufen der angewandten Technologieauswahl in [Abbildung 5-2](#) dargestellt.

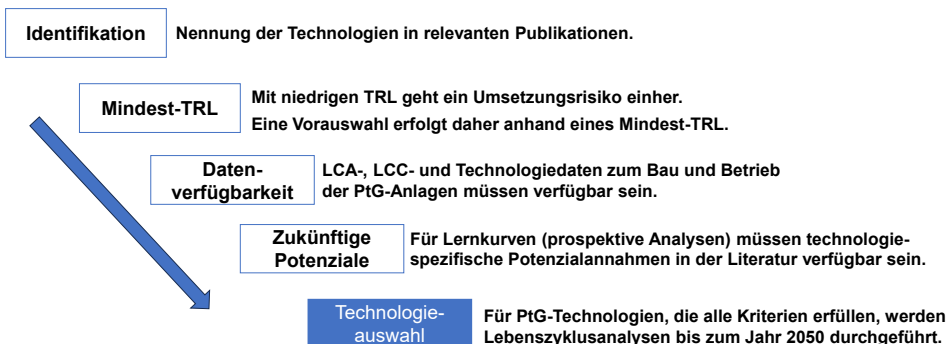


Abbildung 5-2: Stufen der Technologieauswahl für Gegenwart und Zukunft

Hinsichtlich der Auswahl von Technologiekomponenten potenzieller PtG-Pfade wird jedoch eine Abstufung vorgenommen. Für die Berücksichtigung von PtG-Umwandlungstechnologien (Elektrolyse und Methanisierung) müssen diese Auswahlkriterien in Gänze erfüllt sein. Bei der Auswahl weiterer technologischer Komponenten, wie z.B. die CO₂-Bereitstellung, erfolgt eine weitestgehende Orientierung an den Auswahlkriterien. Für diese ergänzenden PtG-Systemkomponenten müssen jedoch nicht alle Auswahlkriterien erfüllt sein.

5.1.1 Identifikation – Auswahlkriterium „Nennung der Technologien in relevanten Publikationen“

Als Grundlage für die Technologieauswahl wurde eine umfassende Literaturübersichtsstudie durchgeführt und auch veröffentlicht [29]. Diese Studie befasst sich mit relevanten Veröffentlichungen zu diesem Themengebiet und adressiert so das Auswahlkriterium „Nennung in relevanten Publikationen“. Die Studie berücksichtigt dabei 32 bisherige LCAs, in denen auf PtG- und weitere PtX-Technologien und -Pfade eingegangen wird. Aus dieser Literaturrecherche lassen sich einige Trends ableiten, welche nicht nur wichtige Grundlagen für die Technologieauswahl, sondern auch für die weitergehende Konkretisierung der Technologiepfade liefern. Damit sind insbesondere Hinweise zu den üblicherweise berücksichtigten ergänzenden PtG-Systemkomponenten (z.B. Strombereitstellung) gemeint. Ein Vergleich der verwendeten Strominputs zeigt auf, dass der Strommix in 21 Publikationen und damit am häufigsten berücksichtigt wurde. Durch einen Einbezug in mehr als der Hälfte der Publikationen wurde der Windstrom am zweithäufigsten analysiert. Hinsichtlich der Umwandlungstechnologien zeigt sich für die Wasserelektrolyse zur Wasserstoffproduktion, dass die drei Technologien AEC, PEMEC und SOEC analysiert wurden. 13 Studien befassen sich dabei mit der PEM-Elektrolyse, während 11 Veröffentlichungen die Umweltauswirkungen der AEC analysieren. Die Hochtemperaturelektrolyse mittels SOEC wird lediglich in drei Studien untersucht. Eine auf die Methanisierungskonzepte bezogene Betrachtung ergibt, dass die katalytischen gegenüber den biologischen Konzepten häufiger Untersuchungsgegenstand sind. Über die umfangreiche und bis ins Jahr 2019 hineinreichende Literaturanalyse [29] hinaus, werden ergänzend noch einige bis Anfang des Jahres 2022 im PtG-Kontext erschienene LCA-Publikationen berücksichtigt. In den Veröffentlichungen der jüngeren Vergangenheit zeigt sich insbesondere hinsichtlich der SOEC zur Wasserstoffherzeugung eine zunehmende Relevanz [270-272].

5.1.2 Auswahlkriterium „Mindest-TRL“

Generell nimmt mit fortschreitendem Entwicklungsstand (TRL) das Risiko der technischen Umsetzung und die Dauer bis zu einer potenziellen kommerziellen Umsetzung und Verfügbarkeit ab [273]. Erfahrungswerte hinsichtlich der Dauer, die eine Technologie von TRL 1 bis TRL 9 benötigt, sind allerdings unterschiedlich. Für Technologien zur Wasserstoffproduktion findet sich beispielsweise in einer Studie von Fan et al. [274] ein Zeitraum von 20 Jahren als Anhaltswert. Zudem sind für Technologien, welche das Stadium der Grundlagenforschung durchschritten haben und sich in der weiteren Entwicklung befinden, zuverlässigere und praxisnähere Angaben über Herstellungsverfahren, Materialzusammensetzungen und Energieverbräuche im Betrieb vorhanden.

Entsprechend der Definition in Kapitel 2.3 beginnt die Technologieentwicklung mit TRL 3, während eine Verifizierung der Technologie im Laborumfeld mit TRL 4 gegeben ist. Diese Arbeit setzt TRL 4 als Mindest-TRL an, den eine PtG-Technologie aufweisen muss, um potenziell berücksichtigt zu werden.

Im Rahmen dieser Arbeit wird zur TRL-Ermittlung allerdings keine eigene TRL-Bestimmung durchgeführt. Stattdessen erfolgte eine umfängliche Literaturrecherche, um ein breites Spektrum an Erkenntnissen und Expertenmeinungen zu berücksichtigen. Zur Berücksichtigung des Zeitpunkts der TRL-Einschätzung werden die Jahreszahlen der Veröffentlichung herangezogen. Unter der Voraussetzung, dass in den Veröffentlichungen konkrete Analysezeitpunkte angegeben sind, die vom Veröffentlichungszeitpunkt abweichen, werden diese berücksichtigt. Solche Jahreszahlangaben helfen dabei, TRL-Entwicklungen der verschiedenen Technologien über die Zeit aufzuzeigen. Neben den Annahmen zu den TRL-Angaben in der Gegenwart oder der jüngeren Vergangenheit werden hierbei auch Annahmen zu TRL-Werten bis zum Jahr 2050 berücksichtigt. Dies entspricht dem Analysezeitrahmen dieser Arbeit und dem Zeitrahmen, für welchen TRL-Angaben in der Literatur identifiziert werden konnten.

TRL-Annahmen zu den Wasserelektrolysetechnologien

Für die Wasserelektrolysetechnologien (AEC, PEMEC und SOEC) finden sich zahlreiche TRL-Angaben in der Literatur. Aufgrund dessen wird auf die TRL-Annahmen für Gegenwart und jüngere Vergangenheit getrennt von jenen für die Zukunft eingegangen. Eine Zusammenfassung der Literaturannahmen zum TRL der Elektrolysetechnologien ist in [Tabelle 5-1](#) zu finden. Neben sehr detaillierten Analysen, welche TRL-Werte z.B. mehrstufig unter Berücksichtigung von Experteninterviews bestimmen [140], basiert in vielen Publikationen die TRL-Einschätzung auf realisierten, im Bau befindlichen oder geplanten Anlagen. Die [Tabelle 5-1](#) zeigt, dass der gegenwärtige TRL der AEC, in den zuletzt erschienenen Veröffentlichungen auf TRL 9 verortet und damit insgesamt am höchsten eingeschätzt wird. Sowohl bei der PEMEC, als auch der SOEC lässt sich in der jüngeren Vergangenheit eine deutliche Steigerung der TRL-Einschätzungen feststellen. Bis zum Jahr 2018 lagen diese TRL-Einschätzungen für die PEMEC noch eher im Bereich zwischen TRL 6 und 7. Durch die Aktivitäten zahlreicher Hersteller und die zunehmende Berücksichtigung dieser Technologie in Projekten hat sich dies jedoch geändert. In der jüngeren Vergangenheit wird die PEMEC tendenziell mit TRL 8-9 bewertet. Die hohe Einschätzung der technologischen Reife von AEC und PEMEC liegt primär darin begründet, dass es bezogen auf die elektrische Eingangsleistung auf globaler Ebene bereits einige Großanlagen im zwei- bis dreistelligen Megawatt-Bereich gibt. Eine solche Entwicklung, wenn auch in leicht abgeschwächter Form, ist ebenfalls für die SOEC-Technologie zur Wasserstoffproduktion zu beobachten. Wurde die SOEC bis zum Jahr 2018 noch im TRL-Bereich von 4 bis 5 eingeordnet, liegen die Einschätzungen im Jahr 2021 schon zwischen TRL 6 und 7. Neben diesen groben Angaben, die in dieser Arbeit für Standardausführungen und den kontinuierlichen Betrieb als gültig erachtet werden, gibt es allerdings auch differenziertere Betrachtungen. In der Dissertation von Pieper [140] finden sich zusätzliche Hinweise auf mögliche Variationen der TRLs von Elektrolysesystemen. Pieper berücksichtigt insbesondere die Option eines flexiblen Anlagenbetriebs und bestimmt eigene, im Vergleich zum kontinuierlichen Betrieb differenzierte TRL-Angaben. Anmerkungen zu dessen Angaben sind in [Tabelle 5-1](#) vermerkt.

5 Ansatz zur Analyse von Power-to-Gas-Optionen in den Jahren 2020 und 2050

Tabelle 5-1: TRL-Einschätzungen zu den Wasserelektrolysetechnologien in der Literatur

Jahr	Technologie	TRL 1	TRL 2	TRL 3	TRL 4	TRL 5	TRL 6	TRL 7	TRL 8	TRL 9	Quellen/Einschätzung
2016	AEC									■	[275]
2016	PEMEC							■	■		[275]
2017	AEC									■	[276]
2017	PEMEC								■		[276]
2017	SOEC					■					[276]
2018	AEC								■		[41]
2018	PEMEC						■				[41]
2018	SOEC				■						[41]
2018	AEC ¹								■		[140]
2018	AEC ²							■			[140]
2018	PEMEC ³							■			[140]
2018	SOEC				■						[140]
2019	AEC									■	[277]
2019	PEMEC								■		[277]
2019	SOEC					■					[277]
2020	AEC								■	■	[278]
2020	PEMEC							■	■		[278]
2020	SOEC				■						[278]
2020	AEC									■	[279]
2020	PEMEC								■		[279]
2020	SOEC					■					[279]
2021	AEC									■	[280]
2021	PEMEC								■		[280]
2021	SOEC					■					[280]
2021	SOEC					■	■				[281]
2021	SOEC ⁴				■	■					[274]
2021	AEC, PEMEC								■	■	[282]
2021	SOEC							■	■		[282]
2021	AEC									■	[283]
2021	PEMEC								■		[283]
2021	SOEC					■	■				[283]
2022	AEC									■	Eigene Einschätzung
2022	PEMEC								■	■	Eigene Einschätzung
2022	SOEC					■	■				Eigene Einschätzung
2030 - 2050	AEC									■	[283] & eig. Einschätzung
2030 - 2050	PEMEC									■	[283] & eig. Einschätzung
2030 - 2050	SOEC									■	[283] & eig. Einschätzung

- 1 Bis zu 200 MW_{el} (kontinuierlicher Betrieb)
- 2 Bis zu 6 MW_{el} (flexibler Betrieb)
- 3 Bis zu 6 MW_{el} (flexibler Betrieb)
- 4 TRL 5 auf Systemlevel, TRL 6 auf Stacklevel

Zudem zeigt Pieper in Bezug auf PtG-Anlagen die Abhängigkeit des TRLs von deren Anlagenleistung auf, indem er für 100 MW Systeme aller PtG-Technologien, bis auf AEC bei kontinuierlichem Betrieb, deutlich reduzierte TRL gegenüber 1 MW Systemen ermittelt. Die Abhängigkeiten der TRL von den Anlagengrößen der Elektrolysetechnologien ist dagegen aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Angaben zu umfangreich für eine Berücksichtigung in [Tabelle 5-1](#). In der Veröffentlichung von Fan et al. [274] findet sich hinsichtlich der SOEC zudem eine Unterscheidung zwischen Stack- und Systemlevel. Der TRL auf Stackebene wird auf Stufe 6 verortet, während für das ganze System ein Wert von 5 angenommen wird. Annahmen zu den zukünftigen Entwicklungen finden sich in einer Studie von Zelt et al. [283]. Diese geht davon aus, dass TRL 9 ab 2030 für alle drei Wasserelektrolysetechnologien erreicht sein wird. Entsprechend der skizzierten jüngeren Entwicklungen und Planungen sowie der Ermangelung an weiteren Annahmen bezüglich künftiger TRL-Entwicklungen wird TRL 9 auch hier für Wasserelektrolysetechnologien ab 2030 als gegeben betrachtet.

TRL-Annahmen zu den Methanisierungstechnologien

Ähnlich viele Veröffentlichungen zu den TRL-Annahmen sind in der Literatur auch zu Methanisierungstechnologien zu finden. Es handelt sich dabei insbesondere um Angaben hinsichtlich der KM. Daten zur BM sind dagegen deutlich seltener. In einigen Fällen erfolgt zudem eine weitergehende Differenzierung aufgrund unterschiedlicher Reaktorkonzepte. Die TRL-Annahmen für verschiedene Technologien und Reaktorkonzepte sind in [Tabelle 5-2](#) aufgeführt. Das Konzept der Festbettreaktoren erweist sich als das Reaktorkonzept, für welches die berücksichtigten Publikationen höchste TRL-Werte (TRL 7-9) annehmen. Die KM wird gegenwärtig teils schon mit TRL 9 eingeschätzt. Aus der Gesamtheit der Veröffentlichungen kristallisiert sich jedoch als herrschende Meinung die Einschätzung dieser Technologie zwischen TRL 8 und 9 für die Gegenwart heraus. Daher wird für die KM in dieser Arbeit TRL 8-9 als Annahme getroffen. Die technologische Reife der BM ist dagegen etwas niedriger und wird gegenwärtig und in der jüngeren Vergangenheit zumeist mit TRL 7 bewertet. Das Erreichen von TRL 9 der KM bis zum Jahr 2030 wird aber vor dem Hintergrund des aktuell schon fast so hohen Niveaus sowie entsprechenden Literaturangaben als sehr wahrscheinlich erachtet und somit als eigene Einschätzung verwendet. Im Fall der BM finden sich in der Literatur Einschätzungen, die davon ausgehen, dass diese im Jahr 2030 kommerziell verfügbar sein wird [283, 284]. Konkrete Angaben zu den TRL-Werten in den Folgejahrzehnten wurden jedoch bisher in der Literatur nicht identifiziert. Da entsprechend der Literatur- und eigenen Einschätzung im Jahr 2030 TRL 9 erreicht wird, ist auch für 2040 und 2050 davon auszugehen, dass der TRL der BM bei 9 liegen wird.

Tabelle 5-2: TRL-Einschätzungen zu Methanisierungstechnologien in der Literatur

		TRL 1	TRL 2	TRL 3	TRL 4	TRL 5	TRL 6	TRL 7	TRL 8	TRL 9	Quellen/Einschätz.
2016	Festbettreaktor (KM) ¹									■	[85]
2016	Festbettreaktor (KM) ²								■		[85]
2016	Mikroreaktor (KM)				■	■					[85]
2016	Wirbelschichtreaktor (KM)								■		[85]
2016	Dreiphasen-Reaktor (KM)				■	■					[85]
2016	Isotherm. Reaktor (KM)					■	■	■			[275]
2017	BM						■	■			[284]
2018	Festbettreaktor (KM)						■				[140]
2018	Mikro-Kanal-Reaktor (KM)				■						[140]
2018	Dreiphasen-Reaktor (KM)				■						[140]
2018	BM - ex-situ				■						[140]
2018	BM - in-situ					■					[140]
2019	KM								■	■	[277]
2019	BM							■			[277]
2019	Festbettreaktor (KM)									■	[285]
2019	Wirbelschichtreaktor (KM)								■		[285]
2019	Blasensäulenreaktor (KM)				■	■					[285]
2019	Strukturierte Reaktor (KM)								■	■	[285]
2020	KM								■		[279]
2020	BM							■			[279]
2021	KM								■		[280]
2021	BM							■			[280]
2021	KM								■		[283]
2022	KM								■	■	Eig. Einschätzung
2022	BM							■			Eig. Einschätzung
2030	BM									■	[284]
2030 - 2050	KM									■	[283]
2030 - 2050	KM									■	Eig. Einschätzung
2030 - 2050	BM									■	Eig. Einschätzung

¹ Adiabatisch

² Gekühlt

5.1.3 Auswahlkriterium „Datenverfügbarkeit“

Auf dieser Stufe des zuvor skizzierten Technologieauswahlprozesses stehen zunächst LCA-Daten, in Form von LCI-Daten, im Fokus. Neben Materialinventaren der Technologien und ihrer Komponenten sind Technologiedaten von Bedeutung, die auf den Betrieb der PtG-Technologien abzielen. Beispiele hierfür sind der Energiebedarf und die Volllaststunden (VLS). Auch die LCC-Analysen werden durch derartige und weitere Daten, wie Lebensdauer und Leistung/Kapazität beeinflusst.

Bezogen auf LCI-Daten ist die zuvor vorgestellte PtX-LCA-Übersichtsstudie [29] die wesentliche Quelle im Rahmen dieser Arbeit. Zum einen werden LCI-Daten aus den dabei berücksichtigten

32 LCA-Studien verwendet, zum anderen erfolgt im Fall der Nutzbarkeit von LCI-Daten aktuellere LCA-Studien (bis Anfang des Jahres 2022) ebenfalls deren Berücksichtigung. Ein direkter Zugriff auf Daten aus experimentellen Analysen oder Simulationen war im Rahmen dieser Arbeit aber nicht möglich.

Auch für das LCC wurde ergänzend eine umfassende Literaturrecherche durchgeführt. Unter Berücksichtigung verfügbarer Literaturwerte konnte daraus eine Excel-Datenbank an Publikationen mit zahlreichen Parametern der betrachteten PtG-Technologien (Elektrolyse und Methanisierung) sowie zu ergänzenden Technologiekomponenten (z.B. DAC) erstellt werden. Konkret wurden die zehn neuesten Veröffentlichungen, die nutzbare Kostenangaben und technologische Parameter der PtG-Technologien beinhalten, identifiziert und in die Excel-Datenbank aufgenommen. Diese Datenbank dient auch als elementare Grundlage für weitere LCC-Berechnungen.

Um die literaturbasierte Datenauswahl weiter einzugrenzen, wurden in einem Folgeschritt für jede betrachtete PtG-Technologie Veröffentlichungen identifiziert, die sich hinsichtlich der Kriterien Aktualität, Transparenz und Detailgrad hervorheben. Für die Wasserelektrolyse und Methanisierung findet dabei die Veröffentlichung von Böhm et al. [23] besondere Berücksichtigung. Dies liegt u.a. in den detaillierten und gut reproduzierbaren Daten begründet. In der Veröffentlichung sind zudem einige relevante Annahmen zu prospektiven Entwicklungen zu finden. Auch für die Stoffströme der Elektrolysetechnologien ist eine gute Verfügbarkeit von Daten in der Literatur gegeben. Für den Fall eines kontinuierlichen Betriebs basieren diese Stoffstromangaben in dieser Arbeit im Wesentlichen auf Daten von Pichlmaier et al. [154]. Die Angaben zur Methanisierung werden für die BM um differenzierte Daten von Wettstein et al. [99] erweitert. Für die LCA der KM sind ergänzende Daten in Veröffentlichungen von Liebich et al. [286, 287] verfügbar und werden für diese Arbeit herangezogen.

Basierend auf der Datenverfügbarkeit in der wissenschaftlichen Literatur konnte eine umfangreiche und für beide Dimensionen der Lebenszyklusanalyse nutzbare Datenbank ökonomischer und technologischer Parameter aufgebaut werden. Hinsichtlich des Auswahlkriteriums Datenverfügbarkeit zeigt sich somit, dass dieses Kriterium für alle zuvor aufgezeigten Technologien als mindestens hinreichend erfüllt zu bewerten ist.

5.1.4 Auswahlkriterium „Zukünftige Potenziale“

In der wissenschaftlichen Literatur finden sich zahlreiche Veröffentlichungen zu auf Deutschland bezogenen zukünftigen PtG-Potenzialen. Sowohl für die Produkte Wasserstoff als auch für SNG finden sich in der Fachliteratur zahlreiche Studien, die typischerweise Potenziale als zukünftig erwartete Nachfrage (z.B. in TWh) nach einem PtG-Produkt angegeben. Insbesondere für die Wasserstoffproduktion per Elektrolyse sind etliche Potenzialabschätzungen vorhanden, die bis zum Jahr 2050 reichen. Für die in dieser Arbeit berücksichtigten prospektiven Berechnungen über Lernkurven sind jedoch Angaben zu den Kapazitäten, genauer gesagt kumulierten installierten Leistungen der Technologien erforderlich. Eine Umrechnung der Produktnachfrage in Leistungen kann aber erfolgen, falls die angenommenen VLS aufgeführt sind.

Die Bandbreite zukünftiger Potenzialannahmen für die PtG-Technologien und -Produkte ist groß und hängt u.a. stark vom Umfang der gewünschten Treibhausgasreduktionen ab. Speziell

die SNG-Potenziale nehmen mit der Umsetzung der geforderten Reduktionen stark ab. So ist z.B. in der Berichtsreihe Technologien für die Energiewende eine Bandbreite der erwarteten Bedarfsmenge an strombasiertem Methan von 19 bis 90 TWh und zwischen 3 und 22 GW als Summe der Leistung aller installierten Anlagen angegeben [284]. Die Bedarfsmenge 19 TWh und kumulierte Leistung 3 GW sind der Minimalwert in einem 95 %-Klimaschutzszenario. Demgegenüber entsprechen die Bedarfsmenge 90 TWh und 22 GW als Summe der Leistung aller installierten Anlagen dem Maximalwert in einem Klimaschutzszenario mit 80 % Treibhausgasemissionsreduktion bis zum Jahr 2050 [284]. Aufgrund des neuen Ziels der Klimaneutralität bis zum Jahr 2045 können die Potenziale für SNG im Jahr 2050 jedoch noch niedriger ausfallen als im 95 %- Klimaschutzszenario berechnet.

Für die Wasserstoffproduktion mittels Elektrolyse gibt es einige Studien, in denen die neuen Klimaschutzziele für das Jahr 2045 bereits berücksichtigt werden und die auf Deutschland bezogen sind. **Abbildung 5-3** stammt aus einer aktuellen Übersichtsstudie von Ueckerdt et al. und bildet die prognostizierten Wasserstoffpotenziale einiger dieser Studien ab [288].

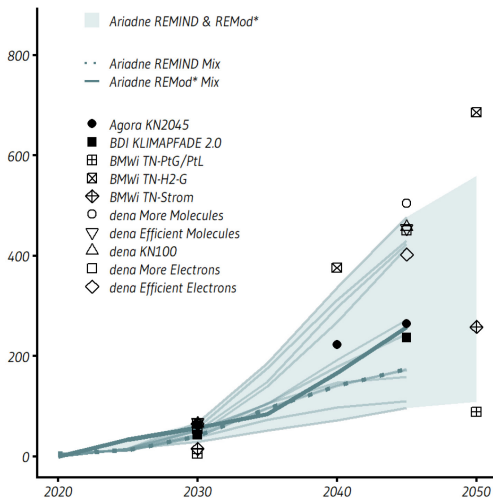
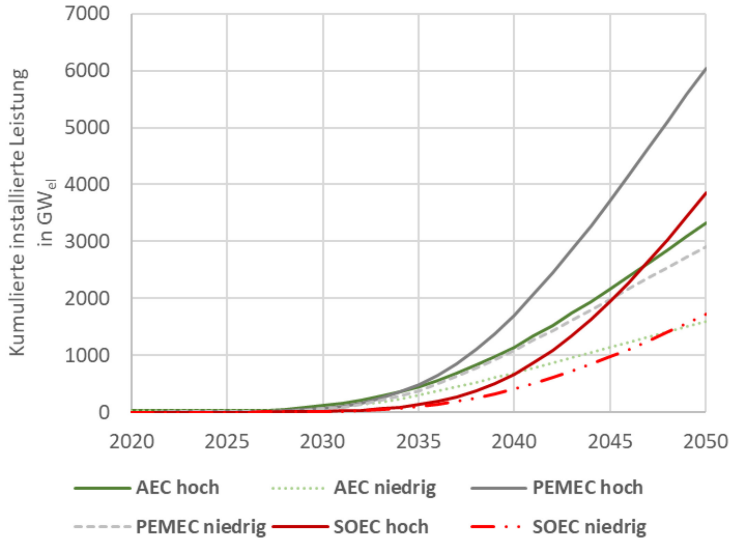


Abbildung 5-3: Ausgewählte Szenarien zur Entwicklung der Wasserstoffnachfrage Deutschlands in TWh/a; Darstellung aus [288]

Trotz der Vielzahl an Potenzialangaben in der Literatur und den in **Abbildung 5-3** illustrierten Daten, folgt daraus nicht zwangsläufig die Verwertbarkeit einer großen Datenbasis für die prospektiven Analysen in dieser Arbeit. So ist es insbesondere für die Lernkurven wichtig, dass die Angaben für verschiedene Varianten einer PtG-Technologie (z.B. Wasserelektrolyse) bzw. eines PtG-Produkts (z.B. Wasserstoff) verfügbar sind. Für die Elektrolysetechnologien sind z.B. für AEC, PEMEC und SOEC unterschiedliche technologiespezifische Ausbauplanungen erforderlich, um für diese gesondert prospektive Auswirkungen erfassen zu können. Die am stärksten differenzierten und konsistentesten Annahmen für die Entwicklung kumulierter Kapazitäten, die im Rahmen einer Literaturrecherche für AEC, PEMEC und SOEC sowie für die biologische und katalytische Methanisierung identifiziert werden konnten, finden sich in Veröffentlichungen von Böhm et al. [23, 100]. Die beiden Diagramme in **Abbildung 5-4** veranschaulichen, basierend auf den Daten von Böhm et al. und anschließenden Auswertungen von

Koj et al. [289], die daraus resultierenden Kapazitätsentwicklungen bis zum Jahr 2050. In den Abbildungen ist dabei für jede der betrachteten PtG-Technologien eine „hohe“ und eine „niedrige“ Kapazitätssteigerung für den Zeitraum vom Jahr 2020 bis zum Jahr 2050 dargestellt.

(A) Wasserelektrolysetechnologien



(B) Methanisierungstechnologien

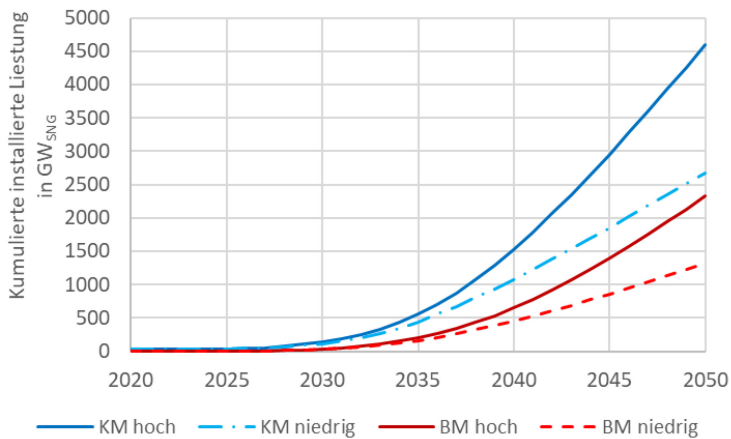


Abbildung 5-4: Entwicklung der kumulierten installierten Kapazitäten der Wasserelektrolysetechnologien (A) und Methanisierungstechnologien (B); Darstellung nach [23, 100, 289]

Beide Diagramme in [Abbildung 5-4](#) zeigen auf, dass die höchsten absoluten Zuwächse erst in der fernen Zukunft, insbesondere ab dem Jahr 2040 zu erwarten sind. Die höchsten Vervielfachungsraten der Kapazitäten werden hingegen bereits für den Zeitraum zwischen den Jahren 2025 und 2030 prognostiziert [289].

5.1.5 Technologieauswahl

Die entsprechend den genannten Kriterien ausgewählten PtG-Technologien und -Produkte, zu denen Analysen für die Jahre 2020 und 2050 durchgeführt werden, sind in [Abbildung 5-5](#) illustriert.

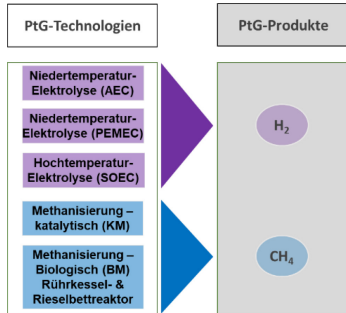


Abbildung 5-5: Ausgewählte PtG-Technologien und -Produkte für die Analysen der Jahre 2020 und 2050

5.1.6 Auswahl weiterer Pfad-Komponenten

Neben den PtG-Umwandlungstechnologien, in deren Rahmen die Produktion von Energieträgern erfolgt, sind als Komponenten ganzer PtG-Pfade insbesondere die vorgelagerte Stromversorgung und zudem speziell für PtCH₄-Pfade die Bereitstellung von Kohlendioxid von Relevanz.

Ausgewählte Stromversorgungssituationen

Die Art der Stromversorgung ganzer PtG-Pfade sowie die damit verbundenen Möglichkeiten der Betriebsregimewahl sind vielfältig. In Energieszenarien findet PtG hauptsächlich dann Berücksichtigung, wenn die betrachteten Energiesysteme weitgehend oder vollständig erneuerbare Energiequellen zur Stromerzeugung nutzen [290]. Ein besonderes Merkmal von PtG-Anlagen sind dabei deren VLS. Diese werden bei einer direkten Kopplung mit variablen erneuerbaren Energien, ohne den gleichzeitigen Bezug von Netzstrom, stark von der Charakteristik des fluktuierenden Angebots beeinflusst. Alternativ dazu sind ebenfalls die Zwischenspeicherung des erzeugten Stroms mit Batteriespeichern sowie ein reiner oder zeitweiliger Betrieb mit Netzstrom möglich. Diese Varianten können genutzt werden, um die Anlagen kontinuierlich und mit hohen VLS zu betreiben.

Im Rahmen dieser Arbeit werden für LCA und LCC verschiedene Stromversorgungssituationen in Abhängigkeit der zeitlichen Analysedimension untersucht. So werden für Deutschland der gegenwärtige und der prognostizierte künftige Netzstrommix im Jahr 2050 analysiert. Zudem wird der Betrieb mit Windstrom betrachtet, da sich dieser in zahlreichen Energieszenarien als wesentliche künftige Stromquelle für Deutschland herauskristallisiert [291-294]. Für den künftigen Strommix im Jahr 2050 wird eine Zusammensetzung entsprechend dem Szenario der Studie „Klimaneutrales Deutschland 2045“ [295] verwendet. Eine ergänzende Ausführung im Kontext der LCI-Daten findet sich in Kapitel 5.3. Es werden demnach im Folgenden für beide Jahre zwei unterschiedliche Stromversorgungsfälle unterschieden:

- Betrieb mit Netzstrom (Strommix) – kontinuierlich
- Betrieb mit Windstrom – kontinuierlich

Neben der Stromversorgung sind noch weitere Eingangsparameter für den Betrieb von PtX-Technologien erforderlich. Abhängig vom jeweiligen PtX-Pfad sind insbesondere Wasser und Kohlendioxid von großer Bedeutung.

Ausgewählte Wasserbereitstellungsoptionen

In die hier betrachteten PtG-Pfade geht Wasser als Eingangsstoff ein. Das Wasser ist dabei Grundvoraussetzung für die elektrochemischen Reaktionen in den Wasserelektrolyseanlagen. Dort wird flüssiges Wasser, im Fall von AEC oder PEMEC, oder Wasserdampf, bei der SOEC, in Wasserstoff und Sauerstoff aufgespalten. An das eingesetzte Wasser bestehen zudem hohe Reinheitsanforderungen, da Verunreinigungen Komplikationen bewirken können [283]. Deswegen ist für die Wasserelektrolysetechnologien eine vorausgehende Wasseraufbereitung notwendig [29]. Literaturangaben weisen dazu de-ionisiertes Wasser als geeigneten Wasserstandard aus [296, 297]. Es ist somit sinnvoll die Wasserbereitstellung in Analysen zu PtG-Technologien zu berücksichtigen, da insbesondere bei der zukünftigen großskaligen Verwendung Knappheiten vermieden werden sollten [29].

Ausgewählte Kohlendioxidbereitstellungsoptionen mit TRL-Einschätzung

Eine umfangreiche Auseinandersetzung mit verschiedenen Kohlendioxidquellen und -abscheidungsverfahren findet sich in Kapitel 2.2. Daher wird im Folgenden nicht mehr auf technische Details und Unterschiede dieser Verfahren eingegangen. Aus der Vielzahl an Optionen werden für die Analysen der vorliegenden Arbeit zwei sehr unterschiedliche Konzepte ausgewählt. Zum einen wird mit der Kohlendioxidabscheidung mittels Monoethanolamin (MEA) eine auf dem Prinzip der Absorption beruhende Post-Combustion-Technologie verwendet [298]. Zum anderen wird die Abscheidung von Kohlendioxid aus der Umgebungsluft mittels DAC gewählt. Kohlendioxid kann mittels der MEA-Wäsche dabei aus ungleichen, insbesondere industriellen Abgasen (Punktquellen) abgetrennt werden. Dafür kommen Abgase aus Zementwerken, Gas- und Dampfkraftwerken oder Müllverbrennungsanlagen in Frage [154]. Größere theoretische Potenziale sind hingegen für die Abscheidung von Kohlendioxid aus der Luft mittels DAC gegeben. Diese sind nahezu unendlich, da die Luft ubiquitär verfügbar ist. Begrenzt wird das Potenzial aber durch die Abtrennungskosten, die im Vergleich zu Konkurrenztechnologien aktuell noch um ein Mehrfaches höher ausfallen (s. Kapitel 2.2.). Zudem wird das TRL-Niveau etwas niedriger als bei der MEA-Wäsche eingeschätzt.

Die TRL-Einschätzungen zu Post-Combustion im Allgemeinen und zur MEA-Wäsche im Speziellen variieren im PtG-Kontext zwischen TRL 6 und 9 und sind in [Tabelle 5-3](#) abgebildet. Die niedrigeren TRL-Einschätzungen sind auf die konkrete Anwendung im PtG-Kontext bezogen, da die MEA-Wäsche in anderen Anwendungen mit höherem TRL eingesetzt wird. Daher werden diese konservativen Annahmen auch hier übernommen. Für die künftigen TRL-Niveaus werden Annahmen von Zelt et al. [283] auch als eigene Einschätzungen gewählt. Das erforderliche Mindest-TRL ist daher für die MEA-Wäsche erfüllt. Für die Einbindung abgeschiedenen Rauchgases in PtG-Pfade sind zukünftige Potenziale zu erwarten, wobei das Rauchgas limitiert ist, und aufgrund der Klimaschutzziele abnehmen muss.

Die Einschätzungen zu den TRL-Werten der DAC-Varianten finden sich in [Tabelle 5-4](#).

Tabelle 5-3: TRL-Einschätzungen zu MEA-Wäsche (Post-Combustion) im PtG-Kontext

		TRL 1	TRL 2	TRL 3	TRL 4	TRL 5	TRL 6	TRL 7	TRL 8	TRL 9	Quellenangaben
2017	MEA CO ₂ -Abscheid., aus Rauchgas										[276]
2019	MEA CO ₂ -Abscheid., aus Rauchgas										[299]
2019	Abscheid. aus Rauchgas (Forsch.anl.)										[298]
2021	Post-Combustion (Industrie)										[283]
2030	Post-Combustion (Industrie)										[283]
2040	Post-Combustion (Industrie)										[283]
2050	Post-Combustion (Industrie)										[283]
2020	MEA CO ₂ -Abscheid. z. Post-Combustion										Eigene Einschätzung
2030											Eigene Einschätzung
2040											Eigene Einschätzung
2050											Eigene Einschätzung

Tabelle 5-4: TRL-Einschätzungen zu DAC-Varianten

	DAC-Variante(n)	TRL 1	TRL 2	TRL 3	TRL 4	TRL 5	TRL 6	TRL 7	TRL 8	TRL 9	Quellenangaben
2017	Absorption/Elektrodialyse										[276]
2017	Adsorption/Desorption										[276]
2018	Absorption/Elektrodialyse										[107]
2018	Absorption/Kalzinierung										[107]
2018	Adsorption/Desorption										[107]
2019	Absorption/Elektrodialyse										[299]
2019	Absorption/Kalzinierung										[299]
2019	Adsorption/Desorption										[299]
2021	Unterschiedl. Konzepte ¹										[280]
2021	n.s.										[300]
2021	Climeworks										[301]
2021	n.s.										[282]
2021	NT und HT										[283]
2030	NT und HT										[283]
2040	NT und HT										[283]
2050	NT und HT										[283]
2022	NT und HT										Eigene Einschätzung
2030	NT und HT										Eigene Einschätzung
2040	NT und HT										Eigene Einschätzung
2050	NT und HT										Eigene Einschätzung

¹

Climeworks & Carbon Engineering

Anhand der Tabelle 5-4 ist zu erkennen, dass die TRL-Einschätzungen zu den DAC-Varianten in der jüngeren Vergangenheit und somit innerhalb weniger Jahre deutlich zugenommen haben. Besonders hohe Angaben stammen hierbei zumeist aus herstellernahen Veröffentlichungen. Die eigene Einschätzung zu den gegenwärtigen TRL-Werten stellt daher erneut die Gesamt-tendenz der Angaben dar und zeigt eine relativ große Spannweite, die auch durch die unterschiedlichen DAC-Konzepte bedingt ist. Das Erreichen von TRL 9 wird entsprechend den

Annahmen von Zelt et al. [283] ab 2030 erwartet. Hinsichtlich des Auswahlkriteriums Mindest-TRL zeigt sich also, dass dies auch für die DAC bereits in der Gegenwart erfüllt ist.

5.2 Darstellung des Ansatzes zu den Lebenszyklusanalysen

Dieser Abschnitt bezieht sich z.T. auf Inhalte und Ergebnisse aus der folgenden Publikation: Koj et al. (2022a) [149].

Die nächsten Abschnitte bauen auf den Ausführungen zur Methodik von Lebenszyklusanalysen (Kapitel 3.1-3.3) auf und beschreiben die wesentlichen, für diese Arbeit getroffenen methodischen Annahmen und verwendeten Daten.

5.2.1 Wahl methodischer Annahmen vor dem Hintergrund relevanter LCA-Richtlinien

Die in Kapitel 3.3 genannten Anforderungen aus verschiedenen Lebenszyklusanalyse-Richtlinien finden im hier gewählten Ansatz Berücksichtigung. Aus den in den Richtlinien formulierten Vorgaben und Empfehlungen, auch wenn diese in der Praxis bisher selten Anwendung finden, wird eine Auswahl abgeleitet. Die LCA ist somit nicht nur nach den Vorgaben der DIN EN ISO-Normen 14040 und 14044 ausgerichtet [27, 28], sondern ist auch konform zu den genannten LCA-Richtlinien. Dadurch wird der aktuelle Stand der methodischen LCA-Forschung berücksichtigt und ein hohes Maß an Transparenz, Konsistenz und Analysetiefe erreicht. Bezüglich der in Kapitel 3.3 angegebenen methodischen Teilbereiche und jeweiligen Ausgestaltungsempfehlungen der LCA-Richtlinien wird die in [Tabelle 5-5](#) aufgeführte Wahl grundlegender methodischer Annahmen getroffen.

Tabelle 5-5: Auf Basis von LCA-Richtlinien getroffene Auswahl zentraler methodischer Annahmen

Funktionelle Einheit (FE)	Wahl einer massebezogenen FE
Systemgrenze	Wahl eines Cradle-to-Gate-Ansatzes
Umweltwirkungskategorien	Beschränkung auf Mid-Point Kategorien (s. Tabelle 5-6)
Sensitivitätsanalysen und Unsicherheiten	Unsicherheiten werden so ausführlich und nachvollziehbar wie möglich berichtet. Neben einer qualitativen Unsicherheitsanalyse/-beschreibung wird als quantitatives Verfahren die Sensitivitätsanalyse angewendet.

Über die Kurzzusammenfassung in [Tabelle 5-5](#) hinausgehende methodische Annahmen werden in den Folgeabschnitten thematisiert.

5.2.2 Wahl methodischer Annahmen zu den Lebenszyklusanalysen im Detail

Die getroffenen methodischen Annahmen von der Zielsetzung bis zu der Beschreibung von Unsicherheiten sind in den nachfolgenden Abschnitten aufgeführt.

Zielsetzung

Die wesentlichen Zielsetzungen der Lebenszyklusanalysen in dieser Arbeit, anhand derer konforme methodische Annahmen abgeleitet werden, sind nachfolgend aufgelistet:

- die Nutzung und Angabe detaillierter Sachbilanzen (LCI) für die Betriebs- und für die Bauphase,
- das Hervorheben wesentlicher Ursachen für die ökologischen Wirkungen und die ökonomischen Ergebnisse von Einzeltechnologien und Technologiepfaden,
- Abgleich der Ergebnisse mit jenen von konventionellen Referenztechnologien,
- Abgleich der Ergebnisse vergleichbarer Einzeltechnologien miteinander sowie
- Schaffung von Vergleichsmöglichkeiten der LCA- und LCC-Ergebnisse, z.B. durch Abgleich der Vorteilhaftigkeiten von Technologieoptionen oder der Beiträge zu den Kosten und Umweltwirkungen.

Gewählte funktionelle Einheit

Im Rahmen der Lebenszyklusanalysen wird als funktionelle Einheit „1 kg PtG-Produkt“ gewählt. In Abhängigkeit der PtG-Technologie kann also ein Bezug auf H₂ oder CH₄ erfolgen. Hierbei ist jedoch darauf hinzuweisen, dass Technologien mit verschiedenen Produkten nicht direkt miteinander vergleichbar sind. Somit können z.B. die Elektrolysetechnologien ausschließlich hinsichtlich des Produkts H₂ verglichen werden. Durch den Bezug auf die Masse folgt diese Annahme den Anforderungen der LCA-Richtlinien nach Kapitel 3.3. Verschiedene Technologieoptionen für das gleiche Produkt sind damit direkt hinsichtlich ihrer ökologischen Auswirkungen und Lebenszykluskosten vergleichbar.

Gewählter Analyserahmen

Es erfolgt eine Analyse der Technologien und Technologiepfade entsprechend der Technologieauswahl in Kapitel 5.1. Neben den aktuellen Gegebenheiten (genauer gesagt jenen des Jahres 2020) werden auch zukünftige Entwicklungen (bis zum Jahr 2050) mit LCA und LCC analysiert. Der geografische Analyserahmen ist dabei Deutschland.

Gewählter LCA-Ansatz sowie genutzte Software und Datenbank

Es wird ein attributiver Cradle-to-Gate LCA-Ansatz für diese Arbeit gewählt. Der Einsatz der LCA-Software openLCA erfolgt in der Version 1.10.3. Die LCA-Datenbank „ecoinvent“ in der Version 3.7.1 im Systemmodell „cut-off by classification“ wird zur Bereitstellung von Hintergrunddaten für die Sachbilanzerstellung genutzt.

In Kapitel 5.3 finden sich die Angaben zu den für LCA und LCC herangezogenen Vordergrunddaten (Energie- und Stoffströme) für verschiedene Technologieoptionen.

Für die LCC-Analysen wird eine recherchebasierte und selbst erstellte Excel-Datenbank mit zahlreichen ökonomischen Parametern der betrachteten Technologieoptionen verwendet. In diesem LCC-Excel-Tool sind außerdem wesentliche Formeln für (Gestehungs-)Kostenberechnungen hinterlegt.

Gewählte Multifunktionalitätsansätze

Durch die Anwendung möglichst vieler Multifunktionalitätsansätze entsprechend der DIN EN ISO-Normen 14040 und 14044 [27, 28] sollen vielmehr die unterschiedlichen ökologischen Effekte, die durch deren Auswahl eintreten, herausgestellt werden. Nach Aussage des Ökobilanz-Leitfadens von Pichlmaier stellt die Analyse verschiedener Allokationsansätze eine gute wissenschaftliche Praxis dar [154]. Daher werden in dieser Arbeit sowohl für die Wasserstoffproduktion mit PtH₂-Systemen als auch für die SNG-Produktion mittels PtCH₄-

Systemen Allokationsverfahren für die Multifunktionalitätsanalysen verwendet. Im größten Teil der Lebenszyklusanalysen in dieser Arbeit erfolgt eine 100:0-Allokation der Umweltwirkungen auf den produzierten Wasserstoff. Berechnungen mit diesem Ansatz werden als Basisfall betrachtet und findet in allen Analysen der PtH₂-Systeme für die Jahre 2020 und 2050 Berücksichtigung. Entsprechende Handhabungen finden sich z.B. bei Bargiacchi et al. und de Kleijne et al. [172, 173]. Ergänzend werden die ebenfalls in vereinzelt Lebenszyklusanalysen von PtH₂-Systemen verwendeten Allokationsansätze nach Masse sowie nach ökonomischem Wert in dieser Arbeit berücksichtigt. Bei der Allokation nach der Masse werden die Massen der beiden Outputs Wasserstoff und Sauerstoff zueinander ins Verhältnis gesetzt. Der jeweilige Allokationsfaktor errechnet sich dabei aus der Masse des einzelnen Stoffs im Verhältnis zur gesamten Masse der Outputs. Die Allokation über den ökonomischen Wert basiert auf der massenbezogenen Allokation, bezieht jedoch eine Gewichtung über den Preis mit ein [156]. Als weiterer Ansatz zur Multifunktionalitätsanalyse der Wasserstoffproduktion wird ein Substitutionsansatz für Sauerstoff gewählt. Es wird ein Ansatz verfolgt, der auf dem in der Publikation von de Kleijne et al. [173] beschriebenen Ansatz folgt. Dabei werden die Umweltwirkungen von konventionell mittels kryogener Luftzerlegung produziertem Sauerstoff von den gesamten Umweltwirkungen der PtH₂-Systeme abgezogen. Es verbleiben Umweltwirkungen, die eindeutig dem Produkt Wasserstoff zuzuordnen sind. Die konventionelle Sauerstoffproduktion wird hierbei über den für Europa gegebenen ecoinvent-Datensatz „*Market for oxygen, liquid*“ abgebildet. Der in diesem Basisdatensatz enthaltene Prozess zur Stromversorgung wird aus Konsistenzgründen für jeden Betrachtungsfall durch die eigenen Stromversorgungsprozesse ersetzt. In Kapitel 8.2 finden sich nicht nur die Multifunktionalitätsanalysen, sondern auch die aus den vorausgegangenen Beschreibungen folgenden Zwischenergebnisse (z.B. Allokationsfaktoren).

Hinsichtlich der SNG-Produktion mit PtCH₄-Systemen ergeben sich durch die Kohlendioxidnutzung besondere Anforderungen. Diese können durch die drei nachfolgend aufgeführten Allokationsansätze am besten adressiert werden, die erstmalig in Kapitel 3.3 skizziert wurden:

- Kohlendioxid als Abfall zur Beseitigung (100:0-Allokation)
- Kohlendioxid als Abfall zur Verwertung (50:50-Allokation)
- Kohlendioxid als Koppelprodukt (0:100-Allokation)

Bei der 100:0-Allokation wird entsprechend der Handhabung in mehreren Veröffentlichungen [171, 175, 177] die Verwendung des Kohlendioxids dem Produkt als Gutschrift angerechnet, genauer gesagt als negative Emission (-1 kg/kg) betrachtet. Diese 100:0-Allokation wird im Rahmen dieser Arbeit für die SNG-Produktion mit PtCH₄-Systemen nicht als Basisfall betrachtet, sondern separat im Rahmen der Multifunktionalitätsanalysen angegeben. Die in dieser Arbeit betrachteten Basisfälle, welche sich für die Jahre 2020 und 2050 in den Kapiteln 6 und 7 finden, geben die Ergebnisse für die PtCH₄-Systeme ohne Gutschrift wieder. Die 50:50-Allokation wird als ein sogenanntes Open-Loop-Recycling betrachtet, welches durch eine Wiederverwertung des in einem Produktsystem entstandenen Kohlendioxids in einem anderen Produktsystem gekennzeichnet ist [177]. Ausfelder et al. gehen davon aus, dass sich entsprechende Systeme zum Kohlendioxidrecycling zukünftig etablieren werden [175]. Die Reduktion der Emissionen im ersten Produktsystem und die Möglichkeit zur Einbindung der

Produkterzeugung im zweiten Produktsystem wird als gemeinsamer Nutzen gesehen [175, 177]. Im Fall des Kohlendioxids erfolgt eine anteilige Aufteilung jener Prozesse, die beiden Produktsystemen dienlich sind. Die betrifft die Kohlendioxidabscheidung und -aufreinigung [177] und die Emission des Kohlendioxids am Lebensende des PtX/PtG-Produktes [175]. Für diese Emission wird in dieser Arbeit die stöchiometrische Verbrennung von Kohlendioxid angenommen, bei der entsprechend der Molmassen von Methan und Kohlendioxid 2,74 Kilogramm Kohlendioxid pro Kilogramm Methan entsteht. Bei der 0:100-Allokation wird gegenüber den zuvor genannten Ansätzen das höchste Maß an mit dem Kohlendioxid einhergehenden Umweltwirkungen bilanziert. Neben einer vollständigen Kohlendioxidabscheidung und -aufreinigung wird im Rahmen dieses Ansatzes auch die vollständige Emission des Kohlendioxids berücksichtigt [177].

Methodik und gewählte Indikatoren für die ökologische Wirkungsabschätzung und LCC-Berechnungen

In Kapitel 3.1 wurde bereits darauf eingegangen, dass Mid-Point-Wirkungsindikatoren als robuster einzuschätzen sind als End-Point-Wirkungsindikatoren. Auch die LCA-Richtlinien sprechen eine deutliche Empfehlung zur Analyse der Mid-Point-Wirkungsindikatoren aus, weshalb diese Wahl ebenfalls für diese Arbeit getroffen wird. Aufgrund der Bedeutsamkeit des Klimawandels wird der Wirkungskategorie Treibhauspotenzial (Global Warming Potential, GWP) in der LCA-Literatur eine besondere Aufmerksamkeit gewidmet. Bei dieser Wirkungskategorie wird dabei üblicherweise und deswegen auch in dieser Arbeit der Bezug auf einen Zeitraum von 100 Jahren gewählt (GWP₁₀₀). Aufgrund der hohen Relevanz werden einige Auswertungen nur für diese Wirkungskategorie erfolgen. Um der Vielseitigkeit an Umweltwirkungen und daraus potenziell resultierenden Variationen der ökologischen Vorteilhaftigkeit verschiedener Technologieoptionen Rechnung tragen zu können, ist es aber auch wichtig weitere Wirkungskategorien zu berücksichtigen. Entsprechend den Anforderungen in den LCA-Richtlinien und der im Vorfeld der Arbeit durchgeführten LCA-Übersichtsstudie von Koj et al. [29] konnten Umweltwirkungskategorien identifiziert werden, die im PtG- und PtX-Kontext besondere Relevanz haben. In der Übersichtsstudie wurde eine Liste der zehn am häufigsten analysierten Wirkungskategorien zusammengestellt. Diese Liste wurde dann im Rahmen dieser Arbeit mit für Europa besonders relevanten Empfehlungen zur Wirkungsabschätzung abgeglichen. Es handelt sich hierbei um die Empfehlungen zur Auswahl von Wirkungskategorien nach dem ILCD Handbuch der Gemeinsamen Forschungsstelle (Joint Research Centre, JRC) der Europäischen Kommission [162]. Von den ursprünglich zehn Wirkungskategorien werden jene ausgewählt, welche der Klassifikation I oder II entsprechen. Die Klassifikation I wird dabei in dem Handbuch als empfohlen und zufriedenstellend betrachtet, während mit Klassifikation II eine Empfehlung einhergeht, aber auch der Hinweis auf einen potenziellen Verbesserungsbedarf dieser Indikatoren. Drei der zehn am häufigsten in bisherigen LCA-Studien zu PtX analysierten Wirkungskategorien lassen sich nicht der Klassifikation I oder II zuordnen und werden daher in dieser Arbeit nicht analysiert. [Tabelle 5-6](#) enthält eine Auflistung der auf dieser Basis für diese Arbeit berücksichtigten Indikatoren. .

Tabelle 5-6: Auf Basis der LCA-Übersichtsstudie [29] und dem ILCD Handbuch [162] ausgewählte Wirkungskategorien

Abkürzung	Wirkungskategorie	Einheit	ILCD-Klassifikation
GWP ₁₀₀	Treibhauspotenzial (100 Jahre)	kg CO ₂ -Äqv.	I
POCP	Sommersmogpotenzial	kg NMVOC	II
AP	Versauerungspotenzial	kg SO ₂ -Äqv.	II
ODP	Ozonabbaupotenzial	kg R11-Äqv.	II
ADP elem.	Verbrauch abiotischer Ressourcen (Mineralien)	kg Sb-Äqv.	II
PM	Feinstaub	kg PM _{2,5} -Äqv.	I
EP fw	Eutrophierungspotenzial (Frischwasser)	kg P-Äqv.	II

Gewählte Systemgrenzen

In den Analysen dieser Arbeit finden alle Lebenszyklusstufen und Prozesse von der Rohstoffextraktion, über den Bau der Anlagen und die Energieumwandlung bis hin zur Bereitstellung der PtG-Produkte (frei Anlage) Berücksichtigung. Somit liegt eine mögliche nachfolgende Verwendung der Produkte, z.B. als Brenn- oder Kraftstoff, außerhalb der Systemgrenzen dieser Arbeit. Eine schematische Darstellung der wesentlichen Systemgrenzen ist in [Abbildung 5-6](#) gegeben.

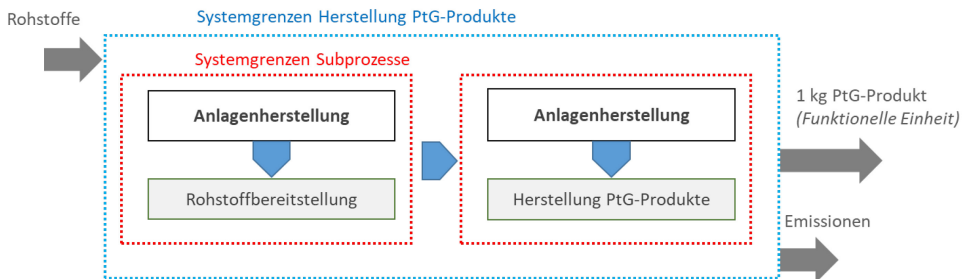


Abbildung 5-6: Technologieübergreifendes Schema der betrachteten Systemgrenzen; Darstellung nach [149]

Gewählter Ansatz zur Beschreibung von Unsicherheiten

Wie bereits in Kapitel 4.1 deutlich gemacht wurde, sind Parameter-, Szenario- und Modellunsicherheit von besonderer Relevanz. Entsprechend der gegebenen Unsicherheiten werden diese so ausführlich wie möglich dokumentiert und berichtet. Parameterunsicherheiten werden zudem ergänzend durch eine Sensitivitätsanalyse quantitativ herausgestellt.

5.3 Systembildung für die Lebenszyklusanalysen

Dieser Abschnitt bezieht sich z.T. auf Inhalte und Ergebnisse aus der folgenden Publikation: Koj et al. (2022a) [149]

Als Grundlage für die Systembildung wird die in Kapitel 5.1 vorgenommene Technologieauswahl für das Basisjahr 2020 sowie für das Jahr 2050 herangezogen. Der Begriff System wird hierbei entsprechend der Dissertation von Wulf [208] als eine Verschaltung unterschiedlicher

technologischer Prozesse aufgefasst, wofür alternativ auch die Begriffe Konzepte, Optionen oder Pfade verwendet werden können. Zunächst werden grundlegende Hinweise zu den für die Systembildung verwendeten Daten gegeben, bevor in den Folgeabschnitten detaillierter auf die Systembildung für unterschiedliche Technologieoptionen eingegangen wird. Basierend auf diesen modellierten Systemen, erfolgt dann in den Kapiteln 6 und 7 deren Analyse und Bewertung.

5.3.1 Verwendete Datenquellen

Für diese Arbeit stehen keine experimentell gewonnenen Daten für die Systembildung und damit für die mit ihr verknüpfte Sachbilanz zur Verfügung. Alternativ dazu wird zum einen auf die bereits erwähnte LCA-Datenbank „ecoinvent“ zurückgegriffen. Diese findet insbesondere für die Bildung der Hintergrundsysteme Verwendung. Zum anderen sind speziell technologische Annahmen (z.B. zum Energiebedarf) und ergänzende Sachbilanzdaten einiger Publikationen, welche durch eine umfassende Datensammlung selbst gewonnen werden konnten, für die Bildung der Vordergrundsysteme relevant. Für die Sachbilanz und Systembildung finden auch Ergebnisse der grundlegenden LCA-Literaturrecherche zu PtX-Technologien [29] Berücksichtigung. Zudem werden bis ca. Ende des Jahres 2020 publizierte LCA-Studien im Fall des Vorliegens nutzbarer Daten einbezogen. Einige der Daten gehen auf Annahmen zu den technologischen Parametern zurück, die sowohl für LCA als auch für LCC getroffen werden. Solche Daten sind dabei insbesondere für Energie- und Massenbilanzen der Betriebsphase der Anlagen für LCA und LCC von Relevanz.

Zur Bilanzierung der Betriebsphase der LCA und für das LCC werden je Technologie zehn aktuelle Publikationen, mit Angaben zu Kosten und technologischen Parametern vorausgewählt. Bezüglich der Parameter zeigen sich teils divergierende Ausprägungen in der Literatur. Zudem mangelt es einem Teil der Publikationen an Transparenz hinsichtlich der getroffenen Annahmen. Im Rahmen der Auswahl von Daten für die Sachbilanz und Systembildung werden deshalb in einem weiteren Schritt für jede betrachtete Technologie aus der Vorauswahl jene Veröffentlichungen ausgewählt, die sich bezüglich der Kriterien Transparenz und Detailgrad der Annahmen sowie Aktualität hervorheben. Die Auswahl erfolgt dabei für LCA und LCC, womit Konsistenz und Übertragbarkeit der Ergebnisse gewährleistet werden können.

Aufgrund der Breite und Tiefe nutzbarer Daten ist eine Veröffentlichung von Böhm et al. [23] besonders bedeutsam für die Analyse von Wasserelektrolyse- und Methanisierungstechnologien. Zur Abbildung der Stoffströme kontinuierlich betriebener Elektrolysetechnologien werden Angaben von Pichlmaier et al. [154] genutzt. Im Fall der BM wird ergänzend zur Publikation von Böhm et al. [23] auch eine Studie mit enthaltenen Annahmen zu relevanten Stoffströmen von Wettstein et al. [99] verwendet. Für die Sachbilanz und Systembildung der KM werden hingegen Daten aus Publikationen von Liebich et al. [286, 287] berücksichtigt.

5.3.2 Technologieübergreifende Annahmen und Randbedingungen

Es werden für die betrachteten Technologien Annahmen und Randbedingungen für das Basisjahr 2020 sowie für das Jahr 2050 getroffen. Die bereits in Abschnitt 5.1.6 zu entnehmenden gewählten Stromversorgungssituationen werden nachfolgend noch genauer erläutert. Für den Analysezeitpunkt 2020 findet der deutsche Strommix als Stromquelle Berücksichtigung. Obwohl die Zusammensetzung des ecoinvent-Datensatzes „DE: electricity,

high voltage, production mix“ nicht den Strommix des Jahres 2020 abbildet, dient dieser trotzdem hinsichtlich seiner Struktur als Basis für einen eigens anhand Daten der AG Energiebilanzen (AGEB) angepassten Datensatz [302]. Die genaue Zusammensetzung des resultierenden Datensatzes findet sich in Tabelle A 1 im Anhang. Der Strommix im Jahr 2050 wird basierend auf der Zusammensetzung im Szenario der Studie „Klimaneutrales Deutschland 2045“ [295] einbezogen. Da dieses Szenario z.B. Beiträge aus Onshore-Wind nicht weiter hinsichtlich Anlagenklassen differenziert, werden die diesbezüglichen Annahmen zum Strommix 2050 aus dem Projekt Kompetenzzentrum Virtuelles Institut – Strom zu Gas und Wärme analog zu Koj et al. [149] herangezogen. Die angenommene Zusammensetzung für den künftigen Netzstrommix ist ebenfalls in Tabelle A 1 im Anhang aufgeführt.

Im Rahmen der ökologischen Lebenszyklusanalyse wird zudem die direkte Kopplung der PtG-Anlagen an Onshore-Windparks betrachtet. Bei einer solchen direkten Stromversorgung können die VLS von PtG-Anlagen in Abhängigkeit der Dimensionierung und des Standortes stark variieren. Beispielsweise findet sich in der Literatur die Annahme einer maximalen Anzahl an VLS von 4.000 h/a für die PtX-Demonstrationsanlage in Werlte in einer Veröffentlichung von Otten [303]. Für die elektrische Kopplung von Onshore-Windparks an PtX-Anlagen stellt dies jedoch für die Gegebenheiten in Deutschland eine optimistische Annahme dar. Die erreichbaren VLS der Onshore-Windkraftanlagen sind üblicherweise eher niedriger. PtG- und PtX-Anlagen können diese hohen VLS aber beispielsweise durch eine Überdimensionierung der Winderzeugungsleistung gegenüber der Anlagenleistung erreichen. Im Rahmen dieser Arbeit wird jedoch für die direkte Kopplung eine konservativere Schätzung in Höhe von 2.000 VLS pro Jahr vorgenommen. Die Veröffentlichung von Böhm et al. [23] fungiert für die Preise von Netz- und Windstrom in den Jahren 2020 und 2050 sowie für LCC-Analysen wiederum als wesentliche Datenquelle. Hinsichtlich des Rückbaus von PtG-Anlagen ist dagegen die Datenverfügbarkeit für LCA und LCC noch eher gering und wird daher hier nicht berücksichtigt.

Wesentliche Annahmen, welche für die LCC-Analysen und hinsichtlich der Medieneigenschaften an verschiedenen Stellen in dieser Arbeit von Relevanz sind, finden sich in [Tabelle 5-7](#).

Tabelle 5-7: Allgemeine Annahmen zu Medieneigenschaften und für die LCC-Analysen nach [149]

Beschreibung	Einheit	Wert o. Beschreibung	Primärquelle
Preisannahmen für die Betriebsmittel			
Preis Wasser		1,15	[23]
Preis Netzstrom 2020	€-ct/	3,5	[23]
Preis Netzstrom 2050	€-ct/	8	[23]
Preis Windstrom 2050	€-ct/	4	[23]
Preis Wärme	€-ct/	0,0055	[23]
Stromquelle 2020		Netzstrom (Mix) 2020 sowie Wind onshore	

Stromquelle 2050		Wind onshore sowie Netzstrom (Mix) 2050	
Eigenschaften Medien (bei Standardraumtemperatur (25 °C) und einem Druck von 1 bar)			
Dichte Wasser	kg/	997	
Dichte Wasserstoff	kg/	0,083	
Dichte Methan	kg/	0,648	
Dichte Kohlendioxid	kg/	1,785	
Heizwert Wasserstoff	kWh/	33,3	
Heizwert Methan	kWh/	13,9	
Spezifische Wärmekapazität Wasser	kJ/	4,184	
Standardraumtemperatur	°C	25	
Wirtschaftliche Faktoren			
Inflation (2017 – 2020)		0,038	[304]

In den Abschnitten 5.3.3 und 5.3.4 werden nun die für die Systembildung relevanten Annahmen technologiespezifisch präsentiert.

5.3.3 Wasserelektrolysetechnologien

Die in [Abbildung 5-7](#) dargestellten Systemgrenzen werden für die drei berücksichtigten Elektrolysetechnologien gezogen. Sowohl für LCA als auch für LCC wird die funktionelle Einheit „1 kg Wasserstoff“ als Bezugsgröße verwendet.

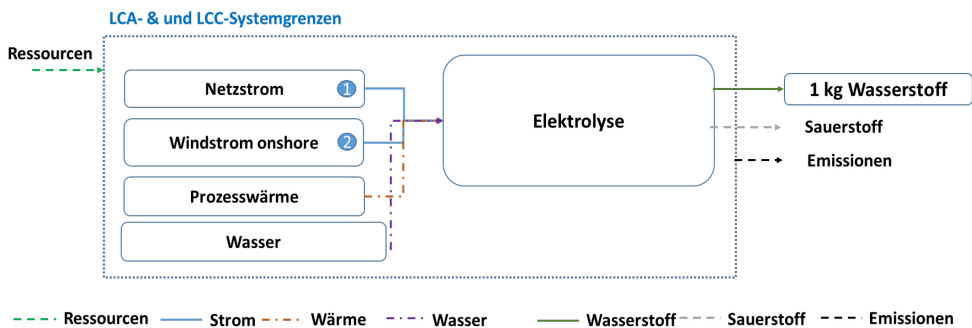


Abbildung 5-7: Elektrolysetechnologien - LCA- und LCC-Systemgrenzen; Darstellung nach [149]

Die [Tabelle 5-8](#) enthält darüber hinaus grundlegende Annahmen für alle betrachteten Elektrolysetechnologien und beide Analysezeitpunkte. Sowohl Daten mit Relevanz für LCA als auch für LCC fließen dabei mit ein. Neben Daten einzelner Quellen oder eigenen Annahmen finden Ergebnisse der Trendextrapolation hinsichtlich des Strombedarfs (Abschnitt 5.4.3) Verwendung.

Tabelle 5-8: Elektrolysetechnologien – verwendete Charakteristika für die Jahre 2020 und 2050 nach [149]

Vergleichsgröße	Einheit	2020			2050			Primärquelle
		AEC	PEMEC	SOEC	AEC	PEMEC	SOEC	
Elektrolysetyp	-	AEC	PEMEC	SOEC	AEC	PEMEC	SOEC	
Nennleistung	MW _{el}	1	1	1	10	10	10	eig. Annahme
Lebensdauer Stack	h	75.000	50.000	10.000	90.000	80.000	90.000	[154]
VLS (Strommix (M) / Wind (W))	h/a	7.000 (M) 2.000 (W)	7.000 (M) 2.000 (W)	7.000 (M) 2.000 (W)	7.000 (M) 2.000 (W)	7.000 (M) 2.000 (W)	7.000 (M) 2.000 (W)	eig. Annahme
Strombedarf	kWh/kg H ₂	52,7	55,4	40,1	43,8	46,3	37,7	Ergebn. - Abs. 5.4.3
Wasserbedarf bzw. Dampfbedarf mit 150 °C bei SOEC	kg H ₂ O/kg H ₂	8,9	8,9	8,9	8,9	8,9	8,9	[154]
Kaliumhydroxid- Bedarf	kg KOH/kg H ₂	8,5 E-04	-	-	8,5 E-04	-	-	[7]

Für alle drei Elektrolysetechnologien weist [Tabelle 5-8](#) einen Strom- und Wasserbedarf aus. Unterschiede bestehen jedoch bei den weiteren Betriebsmitteln (Kaliumhydroxid und Dampf). So ist Dampf eine wichtige Grundlage für die SOEC. Bezüglich der Menge an Wasserdampf (mit 150 °C) und der zur Dampferzeugung erforderlichen Wärmemenge (0,9825 kWh_{th}/kg Wasserdampf) werden Annahmen von Pichlmaier et al. [154] übernommen. Bei der AEC ist der Bedarf an Kaliumhydroxid (KOH), benötigt für die Elektrolytlösung, als Alleinstellungsmerkmal gegenüber den anderen Elektrolysetechnologien auszumachen. Hinsichtlich der Annahmen in [Tabelle 5-8](#) lässt sich abschließend eine gewisse Bandbreite in Bezug auf die Wertangaben in der Literatur feststellen.

Ergänzende Daten für LCA

Die Bauphase der Elektrolysetechnologien wird in der Sachbilanz ebenfalls basierend auf Literaturangaben abgebildet. Für die AEC-Systeme finden sich in der LCA von Koj et al. [65] verwertbare Daten. Diese für den AEC-Anlagenbau verwendeten Daten sind in der Tabelle A 2 und Tabelle A 3, im Anhang dieser Arbeit, zu finden. Für den Bau der PEMEC-Systeme werden Sachbilanzdaten von Bareiß et al. [305] herangezogen. Auch für diese Technologie sind die relevanten Daten dem Anhang (Tabelle A 4) zu entnehmen. Bei der SOEC-Technologie dient eine Veröffentlichung von Schreiber et al. [272] als Basis für die Sachbilanz des Baus. Die in dieser Publikation verwendeten Daten sind zwar auf eine SOEC-Co-Elektrolyse bezogen, können aber dennoch herangezogen werden. Dies ist darin begründet, dass der gleiche Zellstack für SOEC-Co-Elektrolyse und SOEC-HT-Dampfelektrolyse genutzt werden kann, was z.B. Wang et al. [306] näher erläutern. Wesentliche Unterschiede zwischen den SOEC-Varianten bestehen nur hinsichtlich ablaufender Reaktionen und den Edukten und Produkten. Die verwendeten Sachbilanzdaten für den Bau der SOEC-Zellen und -Stacks sind in Tabelle A 5 und Tabelle A 6 angegeben. Ein Komponententausch wird auch mitbilanziert, falls die Lebensdauer dieser Komponenten kürzer als der Betrachtungszeitraum ausfällt. Weitere Systemkomponenten und deren Anlagenbau, die hier unter dem Begriff Balance-of-Plant (BoP) zusammengefasst werden, sind für die Sachbilanz und Systembildung dieser Arbeit technologiespezifisch durch Sachbilanzdaten aus der Veröffentlichung von Gerloff [307] abgebildet.

Ergänzende Daten für LCC

Als Ergänzung zu den in [Tabelle 5-8](#) angegebenen Daten, wird für die LCC-Berechnungen der Elektrolysetechnologien eine Publikation von Böhm et al. [23] als wesentliche Datenquelle herangezogen. Zusätzlich werden die SOEC-Daten aus dem Technischen Anhang der Veröffentlichung von Ausfelder et al. [308] als Annahmen für die spezifischen Investitionskosten verwendet. Diese ergänzend verwendeten Werte für die LCC-Berechnungen der Elektrolysetechnologien sind in [Tabelle 5-9](#) aufgelistet.

Tabelle 5-9: Elektrolysetechnologien – ergänzende LCC-Daten für die Jahre 2020 und 2050 nach [149]

Vergleichsgröße	Einheit	2020			2050			Primärquelle
		AEC	PEMEC	SOEC	AEC	PEMEC	SOEC	
Elektrolysetyp	-	AEC	PEMEC	SOEC	AEC	PEMEC	SOEC	-
Spezifische Investitionskosten	€ ₂₀₂₀ /kW _{el}	1.097	1.188	5.733	521	314	491	[23, 308]
Anteil Stack an Investitionskosten	%	50	60	30	44	36	10	[23]
Fixe Betriebskosten	% von Invest.	4	4	4	2	2	2	[23]
Versicherungskosten	% von Invest.	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	[23]
Administrationskosten	% von Invest.	2	2	2	2	2	2	[23]
Elektrizitätsbezugspreis	€/ct/kWh	3,5	3,5	3,5	4	4	4	[23]
Zinssatz	%	4	4	4	4	4	4	[23]

5.3.4 Methanisierungstechnologien

Von den verfügbaren Methanisierungstechnologien finden in dieser Arbeit die katalytische und die biologische Methanisierung Berücksichtigung. Methan (CH₄, SNG) ist dabei das Produkt einer Reaktion von Wasserstoff und Kohlendioxid. Eine Darstellung der Systemgrenzen der beiden betrachteten Methanisierungstechnologien, mitsamt den wesentlichen In- und Outputs, ist in [Abbildung 5-8](#) zu sehen.

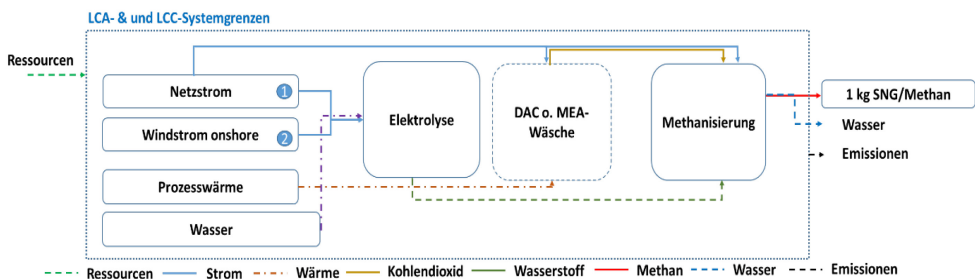


Abbildung 5-8: Biologische und katalytische Methanisierung – LCA- und LCC-Systemgrenzen; Darstellung nach [149]

Synthetisches Methan (SNG) ist das wesentliche Produkt dieser Technologien, weshalb als funktionelle Einheit „1 kg Methan (SNG)“ festgelegt wird. Die Optionen zur CO₂-Abscheidung und -Bereitstellung sind durch einen gestrichelten Rahmen gekennzeichnet, da hinsichtlich

des Kohlendioxids die Abscheidung auch außerhalb geschehen und dem PtCH₄-System bereitgestellt werden kann.

Gemeinsame Datengrundlage für LCA und LCC

Auch für die Methanisierungstechnologien kann die Publikation von Böhm et al. [23] als Quelle für zahlreiche Daten zur Systembildung herangezogen werden. Die BM wird in der Literatur allerdings deutlich seltener thematisiert. Konsistente Stoffstromangaben für beide Technologien aus einer Literaturquelle konnten nicht gefunden werden. Eine vollständige Konsistenz bezüglich der Systembildung beider Technologien ist somit nicht gegeben. Die Annahmen zu den Stoffströmen der KM entstammen den Publikationen von Liebich et al. [286, 287]. Dort wird für die Zukunft (Jahr 2050) von unveränderten Stoffstromwerten ausgegangen. Da keine alternativen Informationen für die BM identifiziert werden konnten, werden auch für diese Technologie konstante Stoffstromwerte angenommen. Die Daten zu den Energie- und Stoffströmen der BM basieren auf der Veröffentlichung von Wettstein et al. [99]. Diese Publikation unterscheidet bei der BM noch zwischen dem Rührreaktor- und Rieselbettreaktorkonzept. Daten zu den Stoffströmen werden für beide Reaktortypen in der Veröffentlichung aber weitestgehend identisch verwendet. Hinsichtlich des Strombedarfs werden jedoch für die beiden Reaktortypen unterschiedliche Werte angenommen. Obwohl das LCA in dieser Arbeit beide Reaktortypen einbezieht, wird für das LCC aufgrund des geringeren Strombedarfs nur der Rieselbettreaktor berücksichtigt. Die Veröffentlichung von Wettstein et al. [99] geht zudem im Fall der BM von höheren Inputmengen (Wasserstoff, Kohlendioxid und Strom) aus. Angenommene Charakteristika für die Methanisierungstechnologien in den Jahren 2020 und 2050 sowie zugrundeliegende Literaturquellen sind in [Tabelle 5-10](#) aufgeführt.

Tabelle 5-10: Biologische und katalytische Methanisierung – verwendete Charakteristika für die Jahre 2020 und 2050 nach [149]

Vergleichsgröße	Einheit	2020		2050		Primärquelle
		katalytisch	biologisch	katalytisch	biologisch	
Methanisierung	-					-
Installierte Leistung	MW _{SNG}	1	1	10	10	eig. Annahme
Lebensdauer Reaktor	a	20	20	20	20	[23]
VLS	h/a	7.000	7.000	2.000	2.000	eig. Annahme
Strombedarf	kWh _{el} /kg _{SNG}	0,24	2,27 (Rührr.) 1,05 (Rieselr.)	0,24	2,27 (Rührr.) 1,05 (Rieselr.)	[99, 286, 287]
Wasserstoffbedarf	kg H ₂ /kg _{SNG}	0,49	0,59	0,49	0,59	[99, 286, 287]
Kohlendioxidbedarf	kg CO ₂ /kg _{SNG}	2,67	3,18	2,67	3,18	[99, 286, 287]
Wärme-Output	kWh _{th} /kg _{SNG}	4,94	3,15	4,94	3,15	[99, 286, 287]
Wasser-Output	kg H ₂ O/kg _{SNG}	2,16	2,48	2,16	2,48	[99, 286, 287]

Ergänzende Sachbilanzdaten für LCA

Für die Sachbilanz und Systembildung der Methanisierungsanlagen finden insbesondere unterschiedliche Reaktoren und darin enthaltene Katalysatoren Berücksichtigung. Eine wichtige Datenbasis dafür liefert die Publikation von Wettstein et al. [99].

Hinsichtlich der KM wird ein katalytischer Adsorptionsreaktor, mit einer Zeolith-Nickel-Mischung als Katalysatormaterial, angenommen.

Die genutzten Sachbilanzdaten der verschiedenartigen Reaktoren sind in Tabelle A 7, Tabelle A 8 und Tabelle A 9 im Anhang aufgeführt.

Zu beachten ist, dass die Skalierung der Inventare aus Wettstein et al. [99] auf die in dieser Arbeit betrachteten Leistungen entsprechend einem Ansatz von Zhang et al. [77] mit dem Exponenten 0,7 erfolgte. Für die PtCH₄-Systeme werden zudem Sachbilanzdaten zum BoP aus der Veröffentlichung von Gerloff [307] berücksichtigt.

Ergänzende Daten für LCC

Für die LCC-Analysen und Systembildung ergänzend erforderliche Daten ökonomischer Natur zur Methanisierung basieren vollständig auf der Veröffentlichung von Böhm et al. [23]. Für beide Methanisierungstechnologien wird von einer starken Kostendegression ausgegangen, welche in beiden Fällen zu der Annahme einer ungefähren Halbierung der spezifischen Investitionskosten führt. Eine Auflistung der verwendeten sowie nach biologischer und katalytischer Methanisierung unterschiedenen Daten findet sich in [Tabelle 5-11](#).

Tabelle 5-11: Biologische und katalytische Methanisierung – ergänzende LCC-Daten für die Jahre 2020 und 2050 nach [149]

Vergleichsgröße	Einheit	2020		2050		Primärquelle
		katalytisch	biologisch	katalytisch	biologisch	
Methanisierung	-					
Spezifische Investitionskosten	€ ₂₀₂₀ /kW _{SNG}	600	649	338	280	[23]
Fixe Betriebskosten	% der Invest.	5	5	5	5	[23]
Versicherungskosten	% der Invest.	0,5	0,5	0,5	0,5	[23]
Administrative Kosten	% der Invest.	2,5	2,5	2,5	2,5	[23]
Zinssatz	%	4	4	4	4	[23]

5.3.5 Kohlendioxidbereitstellung

Auch die Kohlendioxidbereitstellung für die SNG-Produktion durch PtCH₄-Systeme wird bei der Systembildung in dieser Arbeit einbezogen. Hierbei finden die in Kapitel 5.1 beschriebenen und ausgewählten Verfahren, die Aminwäsche mittels MEA sowie das DAC-(Niedertemperatur-)Konzept, Berücksichtigung.

Hinsichtlich der Systembildung finden insbesondere Daten Eingang, die auch im Projekt Kompetenzzentrum Virtuelles Institut – Strom zu Gas und Wärme in den Berichten von Koj et al. [149] und Peters et al. [309] für die Systembildung dieser Technologien verwendet wurden.

Für beide Technologien gehen Bau- und Betriebsphase separat in die Systembildung ein. Für jede der Technologien finden sich in der Literatur unterschiedliche Daten, die für Sachbilanzen genutzt werden können. Als Primärquellen wurden diejenigen ausgewählt, deren Daten am transparentesten sind. Für den Betrieb der DAC-Technologie finden sich in der Literatur, z.B. bei Fasihi et al. [310] Annahmen für die Jahre 2020 und 2050. Dabei werden künftige Reduktionen des Strom- und Wärmebedarfs angenommen.

Für die MEA-Technologien konnten keine vergleichbaren Entwicklungen für den Analysezeitraum identifiziert werden. Ein wahrscheinlicher Grund hierfür ist die derzeit noch geringere technologischen Reife der DAC-Technologie. Dies stellt für die MEA-Technologie eine Vereinfachung dar, die jedoch aufgrund fehlender anderer Daten auch in dieser Arbeit getroffen wird.

Für die DAC-Technologie wird ein Sorptionsmittel auf Aminbasis benötigt. Um dessen Herstellung zu berücksichtigen, wird in der Sachbilanz der für Europa gültige ecoinvent-Datensatz „market for anionic resin“ entsprechend den Annahmen bei Schreiber et al. [272] berücksichtigt. Die wesentlichen betrachteten Charakteristika beider Technologien, jeweils bezogen auf ein Kilogramm abgeschiedenem Kohlendioxid, sind in [Tabelle 5-12](#) aufgelistet.

Tabelle 5-12: Kohlendioxidbereitstellung über Aminwäsche mittels MEA sowie DAC – verwendete Charakteristika für die Jahre 2020 und 2050 nach [149] und [309]

Vergleichsgröße	Einheit	2020		2050		Primärquelle
		MEA	DAC	MEA	DAC	
CO ₂ -Abscheidung	-					-
Strombedarf	kWh _{el} /kg CO ₂	0,024	0,250	0,024	0,182	[99, 310]
Wärmebedarf	kWh _{el} /kg CO ₂	0,222	1,750	0,222	1,102	[99, 310]
Aktivkohle	g/kg CO ₂	0,075	-	0,075	-	[99]
MEA	g/kg CO ₂	2,340	-	2,340	-	[99]
NaOH	g/kg CO ₂	0,130	-	0,130	-	[99]
Sorptionsmittel	g/kg CO ₂	-	3,750	-		[272]

Der Bau der Anlagen zur CO₂-Abscheidung geht über die in Sachbilanzdaten aus den Projektberichten von Koj et al. [149] und Peters et al. [309] in die Systembildung ein.

5.3.6 Referenztechnologien: Dampfreformierung und Erdgas inkl. Vorkette

Die PtH₂- und PtCH₄-Systeme werden in dieser Arbeit mit etablierten Referenztechnologien verglichen. Für die Wasserstoffherstellung wird die Dampfreformierung mit Erdgas als Referenztechnologie betrachtet. Die Sachbilanzdaten für diese Technologie orientieren sich an Publikationen von Wulf [208, 311]. Die für deren Bau angenommenen Werte sind der Tabelle A 10 im Anhang zu entnehmen. Für die Herstellung von einem Kilogramm Wasserstoff wird auf Basis der genannten Veröffentlichungen der Einsatz von 0,33 kWh Strom, 3,34 kg

Erdgas und 14,4 kg deionisiertem Wasser angenommen (s. Tabelle A 11). Es ist zu beachten, dass die verfügbaren Sachbilanzdaten auf einer Produktionskapazität der Dampfreformierung von 5.000 kg H₂/h basieren. Die Bilanzierung erfolgt sowohl für die Elektrolysetechnologien als auch für die Dampfreformierung pro Kilogramm Wasserstoff. Durch die höheren Produktionskapazitäten der Dampfreformierung sind jedoch Skaleneffekte hinsichtlich des Materialeinsatzes wahrscheinlich, welche sich auch vorteilhaft auf deren Umweltwirkungen auswirken können. Die SNG-Herstellung wird mit der für Deutschland gegebenen Erdgasversorgung einschließlich der Vorkette (Förderung und Transport) verglichen, wobei die verwendeten Angaben auf Ergebnissen der Studie von Liebich et al. zurückgehen [286]. Sowohl Wulf als auch Liebich et al. betrachten für diese Referenztechnologien zukünftige Zeitpunkte. Die Anwendung auf zukünftige Gegebenheiten stellt eine Vereinfachung dar. Vor dem Hintergrund ihrer hohen technologischen Reife und der z.T. unklaren geo- und klimapolitischen Weiterentwicklungen sind diese Annahmen akzeptable Abschätzungen und werden auch in den prospektiven Analysen dieser Arbeit berücksichtigt. Es sei hier jedoch darauf hingewiesen, dass sich unerwartete Weiterentwicklungen der Referenztechnologien oder an Bedeutung gewinnende alternative Referenztechnologien die Ergebnisse solcher Vergleiche deutlich beeinflussen können.

5.4 Beschreibung des Ansatzes zur prospektiven Lebenszyklusanalyse mittels Lernkurven und Trendextrapolation

Dieser Abschnitt bezieht sich z.T. auf Inhalte und Ergebnisse aus den folgenden Publikationen: Koj et al. (2022a) [149], Koj et al. (2022b) [289], und Koj et al. (2022c) [312]

Hinsichtlich der in dieser Arbeit verwendeten Fortschreibungsansätze für prospektive Lebenszyklusanalysen können die beiden folgende Konzepte unterschieden werden:

- Lernkurven und
- Trendextrapolation.

Zentrale Annahmen und ermittelte Ergebnisse der jeweils verwendeten Fortschreibungsansätze werden in den nachfolgenden Abschnitten aufgeführt.

Ansatz zur direkten Gewinnung von Daten zur Wirkungsabschätzung mittels Umweltlernkurven

Bei diesem Ansatz wird das in Kapitel 4.2 vorgestellte Konzept der Technologiefortschreibung mittels Lernkurven mit den Lebenszyklusanalysen gekoppelt. Die Auswahl dieses Konzepts erfolgt aus mehreren Gründen. Lernkurven bauen auf kumulierten installierten Kapazitäten auf, so dass einige, in der Literatur vorliegende nutzbare Prognosen künftiger Kapazitäten für PtG-Technologien herangezogen werden können [116, 284, 313, 314]. Das Lernkurvenkonzept wurde zudem bereits mehrmals auf PtG-Technologien angewendet, was allerdings in Form ökonomischer Analysen erfolgte. Auch in den relevanten LCA-Richtlinien findet sich der Ratschlag, Lernkurvenanalysen zur besseren Abbildung künftiger Märkte durchzuführen [183]. Zudem steht die Anwendung von ökologischen Lernkurven auf PtG noch aus und kann somit eine bedeutsame Forschungslücke schließen.

In Kapitel 4.2 wurden bereits methodische Grundlagen zu Lernkurven-Ansätzen für prospektive LCA-Studien beleuchtet. In den folgenden Abschnitten wird nun auf die konkrete Ausgestaltung der Umweltlernkurven im Rahmen dieser Arbeit eingegangen.

Hier wird das umweltbezogene Lernkurvenkonzepte zur direkten Gewinnung von LCIA-Daten genutzt. Wie in Kapitel 4.2 beschrieben, zeigen die Entwicklungen von Kosten und Umweltwirkungen aufgrund von Lerneffekten in Folge zunehmender Produktion ähnliche Verläufe. Daher können Annahmen und Erkenntnisse der kostenbezogenen Analysen in die prospektiven ökologischen Analysen einfließen. In der Literatur besteht die Annahme, dass die exponentielle Beziehung der ökonomischen Lernraten einer etablierten Technologie auch für ökologische Lernkurven angewendet werden kann [223, 315]. Für die Ermittlung zukünftiger Kosten und Umweltauswirkungen werden daher in der vorliegenden Arbeit die gleichen Lerneffekte herangezogen. Auch für die Erstellung der Lernkurven ist der in Kapitel 5.2 dargestellte Analyserahmen maßgeblich. Somit werden die aktuellen und die voraussichtlichen Bedingungen bis zum Jahr 2050 verglichen, wobei Deutschland der räumliche Geltungsbereich ist. Hinsichtlich der PtH₂-Technologien werden alle drei ausgewählten Elektrolysetypen betrachtet. Außerdem wird jeweils ein integriertes PtCH₄-System analysiert, welches Wasserstoff aus einer PEMEC-Anlage entweder für KM oder für die BM verwendet. Die Datenbasis für die Berechnungen der Kapazitätsentwicklungen sämtlicher betrachteter PtH₂- und PtCH₄-Technologien liefern Veröffentlichungen von Böhm et al. [23, 100]. Dort finden sich Daten zum jährlichen Zubau der Elektrolyseure. Dabei werden verschiedene Szenarien (niedrig, moderat, hoch) für diese Kapazitätsentwicklung angenommen, wobei jedoch keine Differenzierung unterschiedlicher Technologieformen (AEC, PEMEC und SOEC) erfolgt. Separate Angaben von Böhm et al. [23, 100] hinsichtlich der Anteile verschiedener Elektrolysetechnologien am Zubau, ermöglichte jedoch die Berechnung der Kapazitätsentwicklungen je Elektrolysetechnologie. Um eine Bandbreite künftiger Entwicklungen aufzuzeigen, wird für jede der berücksichtigten Technologien basierend auf der Datenbasis eine „hohe“ und eine „niedrige“ Kapazitätssteigerung vom Jahr 2020 bis zum Jahr 2050 angenommen. Die resultierenden Kapazitätsentwicklungen sind bereits in [Abbildung 5-4](#) dargestellt. [Abbildung 5-4](#) zeigt dabei auf, dass die höchsten absoluten Zuwächse ab 2040 auftreten werden. Demgegenüber sind die höchsten relativen Zuwächse, in Form von Vervielfachungsraten der Kapazitäten, zwischen den Jahren 2025 und 2030 zu erwarten. Bezüglich der verschiedenen Elektrolysetechnologien wird für PEMEC der höchste Anstieg, für die SOEC der zweithöchste und für die AEC der niedrigste Anstieg der kumulierten installierten Leistung angenommen. Neben den Kapazitätsentwicklungen sind die Lernraten ein wesentlicher Bestandteil im Rahmen der Berechnung der zukünftigen Umweltwirkungen. Hinsichtlich der Lernraten bilden die gewonnenen und eine große Bandbreite aufweisenden Literaturwerte (s. Kapitel 4.2) die Basis der Berechnungen. Dementsprechend werden in dieser Arbeit durch die Berücksichtigung dreier verschiedener Lernraten für PtG-Systeme (8 %, 10 % und 12 %) auch die Effekte der Variation dieses Parameters analysiert.

Berücksichtigung verschiedener Lebenszyklusstufen in der prospektiven Lebenszyklusanalyse mittels Trendextrapolation

Bei dem zuvor beschriebenen Ansatz zur direkten Gewinnung von LCIA-Daten mittels Umweltlernkurven wird nicht zwischen Lebenszyklusstufen differenziert. Die Ergebnisse

beinhalten demnach Effekte für mehrere Lebenszyklusstufen. Nachfolgend wird daher auch auf separate prospektive Analysen der Bauphase (Materialbedarf) und des Betriebs (Energiebedarf) eingegangen. Besondere Relevanz für Lebenszyklusanalysen von PtG-Technologien kommt demnach den Annahmen bezüglich des Energiebedarfs während des Anlagenbetriebs und des Materialbedarfs für den Bau der Anlagen zu. Die Trendextrapolation zeichnet sich dadurch aus, dass für einzelne technologische Parameter mittels gesammelter historischer, gegenwärtiger und prognostizierter Literaturwerte Trends fortgeschrieben werden. In der vorliegenden Arbeit geschieht dies anhand exponentieller Trendverläufe. Eine Erläuterung des Verfahrens findet sich in Kapitel 4.2.

5.4.1 Trendextrapolation des künftigen Materialbedarfs für den Bau der PtG-Technologien

Im Zuge der Durchführung einer Trendextrapolation der für den Bau von Elektrolyseuren notwendigen Materialien sind Literaturangaben zwingend erforderlich. Derartige Sachbilanzdaten, die den Bau und den damit einhergehenden Materialbedarf von PtG-Technologien in der Zukunft abbilden, finden sich in der LCA-Fachliteratur jedoch fast nie. Einzig die Veröffentlichung von Bareiß et al. [305] enthält angepasste Materialdaten für den Bau eines PEMEC-Systems in einer nicht weiter spezifizierten nahen Zukunft. Daher werden für diese Arbeit neben der LCA-Literatur nach einem intensiven Literaturstudium auch Publikationen berücksichtigt, die sich spezifisch mit dem zukünftigen Materialbedarf von Energietechnologien im Allgemeinen und mit PtG-Technologien im Speziellen auseinandersetzen. Angaben zu zukünftigen Materialmengen/-intensitäten für den Bau von Elektrolyseuren finden sich dort fast ausschließlich für jene Materialien, die als sogenannte kritische Rohstoffe betrachtet werden. Im Fall PtG-Technologien liegen dabei große Unterschiede hinsichtlich des Bedarfs an kritischen Rohstoffen vor. Dies liegt daran, dass speziell für Zellen und Katalysatoren unterschiedliche Materialien verwendet werden (s. Kapitel 2.2). Grundlegend lässt sich feststellen, dass für den Bau der Methanisierungstechnologien nahezu keine kritischen Rohstoffe genutzt werden. Einzig Nickel wurde im Rahmen des Projekts „Kompetenzzentrum Virtuelles Institut – Strom zu Gas und Wärme“ als potenziell kritischer Rohstoff für den Bau dieser Technologien identifiziert [149]. Als wesentliche Grundlage für diese Einstufung als kritischer Rohstoff wurde dabei die EU-Liste kritischer Rohstoffe herangezogen [316]. Ergänzend werden hier für die Einordnung noch eine geringe Anzahl weiterer Studien zum Einsatz kritischer mineralischer Rohstoffe berücksichtigt, die im Bericht von Koj et al. genannt werden [149]. Im Abgleich mit dieser Einstufung wurden für den Bau der Elektrolysetechnologien AEC, PEMEC und SOEC insgesamt neun Materialien als potenziell kritisch identifiziert [149, 312]. Im Fall der AEC sind dies die Materialien Graphit, Kalium, Nickel und Zirkonium. Für den Bau der PEMEC kommen Iridium, Platin und Titan als potenziell kritische Rohstoffe zum Einsatz. Bei der SOEC sind Lanthan, Nickel, Yttrium und Zirkonium als potenzielle kritische Rohstoffe zu erachten. Für einige dieser Rohstoffe lassen sich Angaben in der Literatur finden, die auch technologiespezifische Annahmen zum künftigen spezifischen Materialbedarf enthalten. Auf diesen Daten aufbauend erfolgen die Trendextrapolationen des Materialbedarfs bis zum Jahr 2050. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass sich z.T. unterschiedliche Trends aus den Daten ergeben. Beispielsweise geht die relevante Publikation von Smolinka et al. [24] bis zum Jahr 2035 von exponentiell sinkenden Materialintensitäten und in der Folgezeit bis 2050 von konstanten Werten aus. Vereinzelt, z.B. ersichtlich in einer

Übersichtsstudie von Chatenet et al. [317], wird für den Zeitraum nach dem Jahr 2035 von einem weiter sinkenden spezifischen Materialeinsatz ausgegangen. Die nachfolgend ausgewerteten Datenpunkte weisen häufig unter der Voraussetzung einer linearen Trendlinie ein höheres Bestimmtheitsmaß als bei der Verwendung einer exponentiellen Trendlinie auf. Mit dem linearen Verlauf wäre jedoch die Reduktion des Materialbedarfs auf den Wert null und dies z.T. vor dem Jahr 2050 verbunden. Eine solche Entwicklung ist aber unrealistisch, da die Literatur für die Zukunft deutlich niedrigere Materialbedarfe sieht, die jedoch alle über dem Wert null liegen. Zudem gibt es auch vielfach die Annahme exponentieller Abnahmen des Materialbedarfs [24, 318]. Infolgedessen werden nachfolgend nur exponentielle Trendextrapolationen genutzt. Vereinzelt finden sich in der Literatur auch Bandbreiten für einzelne Jahre. Diese werden hier als Maximal- und Minimalwert für das jeweilige Jahr interpretiert und jeweils als Datenpunkt berücksichtigt. Einige Literaturstellen nennen zudem Werte für die Zukunft, ohne diese jedoch zu spezifizieren und Rückschlüsse zu liefern, auf welche Jahreszahl sich die Angaben beziehen könnten [305, 317, 319]. Diese Daten werden daher in dieser Arbeit nicht berücksichtigt. Einzig im Fall der Veröffentlichung von Marscheider et al. [320] gibt es Hinweise darauf, dass die Werte für das Jahr 2040 gelten, weshalb die dort aufgeführten Datenpunkte Berücksichtigung finden. Insbesondere durch die Mitarbeit einzelner Autoren an mehreren Veröffentlichungen werden von ihnen manche Annahmen übernommen und dadurch identische Datenpunkte erzeugt. Das Vorhandensein identischer Datenpunkte kann in Diagrammen aufgrund einer optischen Überlagerung der Datenpunkte nicht direkt erkannt werden. Durch einen Abgleich der dargestellten Punkte mit der im Text genannten Datenpunktzahl wird dies jedoch ersichtlich. Um die Zahl identischer Datenpunkte gering zu halten, werden daher Publikationen nicht berücksichtigt, die eindeutig Primärquellen zitieren. Hinsichtlich der nachfolgenden Trendextrapolationen lässt sich festhalten, dass die vorliegenden Daten und Analysen nicht ausreichen, um statistisch signifikante Abhängigkeiten zu belegen. Tendenzen bezüglich der Entwicklungen von der Vergangenheit bis zur Gegenwart lassen sich aber feststellen. Zudem sind diese Daten zur Einordnung von Sachbilanz-Annahmen in der LCA-Literatur und somit als Orientierung für LCA-Anwender hilfreich. Aus ökologisch-orientierter Sicht erscheinen die detaillierten Betrachtungen der kritischen Rohstoffe auch wichtig und sinnvoll, da ihr aufwendiger Abbau und ihre Bereitstellung sehr energie- und emissionsintensiv ist [319]. So tragen ein Kilogramm Platin und Iridium nach Angaben der Internationalen Organisation für Erneuerbare Energien (IRENA) jeweils mit ca. 10.000 kg CO₂-Äqv. zum Klimawandel bei.

Nachfolgend sind für jene potenziell kritischen Rohstoffe, zu denen Literaturangaben verfügbar waren, die entsprechenden Werte angegeben und ergänzend Trendextrapolationen dargestellt. Anschließend wird auf die Begründungen für die angenommenen Entwicklungen in den Literaturstellen eingegangen.

Platin

Wie zuvor ausgeführt kommt Platin üblicherweise nur als Bestandteil der PEMEC-Systeme zum Einsatz. Dort findet Platin insbesondere als Bestandteil von Elektroden (z.B. in Transportschichten und Bipolarplatten) Verwendung [24, 318, 320]. Hinsichtlich des Platinbedarfs

können 13 Datenpunkte aus sechs Veröffentlichungen identifiziert werden. Diese Datenpunkte finden sich mitsamt dem sich aus diesen Daten ergebenden exponentiellen Verlauf in [Abbildung 5-9](#).

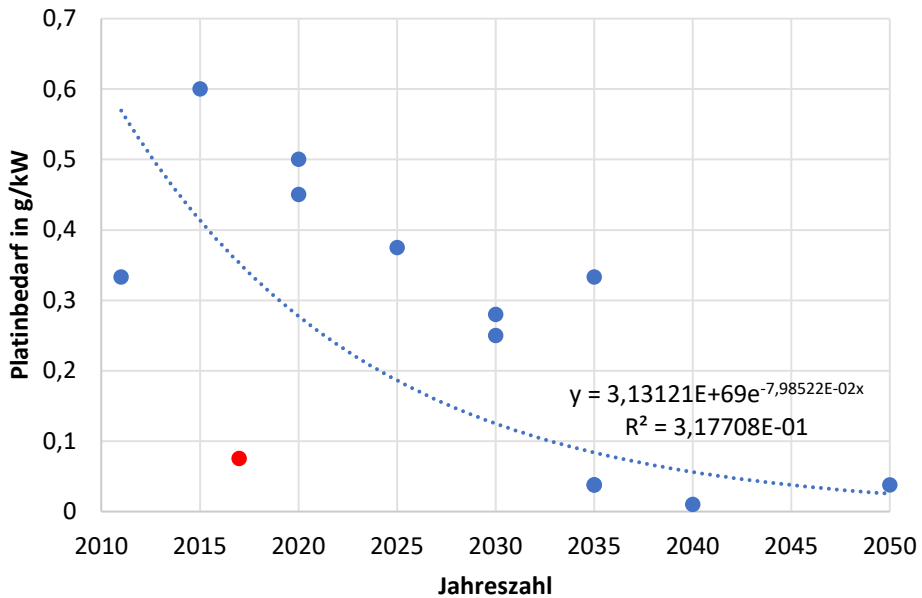


Abbildung 5-9: Literaturdaten und Trend zum spezifischen Platinbedarf für PtH₂ bis zum Jahr 2050 (rot: Datenpunkt aus LCA-Literatur); basierend auf Daten aus sechs Publikationen [24, 305, 318-321]

[Abbildung 5-9](#) macht deutlich, dass die Streuung der Literaturwerte stark ausgeprägt ist. Insbesondere die einzige Literaturangabe aus einer LCA-Studie von Bareiß et al. [305] weicht stark von dem beobachteten Trend ab und verringert damit das Bestimmtheitsmaß ($R^2=0,32$) deutlich. Die Annahme des Wertes aus der LCA-Studie ist unter den Bedingungen im Jahr 2017 hinsichtlich Schichtdicken und Energiedichten als sehr unrealistisch zu erachten. Die aufgrund einer fehlenden Jahreszahl hier nicht inkludierte Annahme von Bareiß et al. [305] für die nahe Zukunft setzt die sehr zuversichtlichen Einschätzungen fort und weist mit einem Platinbedarf von nur 0,01 g/kW einen Wert auf, der deutlich unterhalb des Erwartungswerts für das Jahr 2050 liegt. Hinsichtlich des gegenwärtigen Platinbedarfs können Reduktionen von über 90 % im Vergleich zum extrapolierten Minimum im Jahr 2050 (0,025 g/kW) prognostiziert werden. Bis zum Jahr 2030 ergeben sich gegenüber dem Jahr 2020 Reduktionen des Platinbedarfs von 55 %. Diese Rückgänge des Materialbedarfs werden insbesondere durch abnehmende Schichtdicken, zunehmende Energiedichten [318, 319] und Materialsubstitution erwartet [319]. Jene Gründe werden für die PEMEC angeführt und gelten somit auch für die kritischen Rohstoffbedarfe an Iridium und Titan.

Iridium

Wie Platin kommt auch Iridium bei PtH₂-Systemen als Material für den PEMEC-Bau sowie ebenso als Elektrodenbeschichtung zum Einsatz [24]. Für den Iridiumbedarf lassen sich 11

Datenpunkte aus sechs Publikationen identifizieren. Die Datenpunkte sowie der sich der daraus ergebende exponentielle Trend sind in [Abbildung 5-10](#) illustriert.

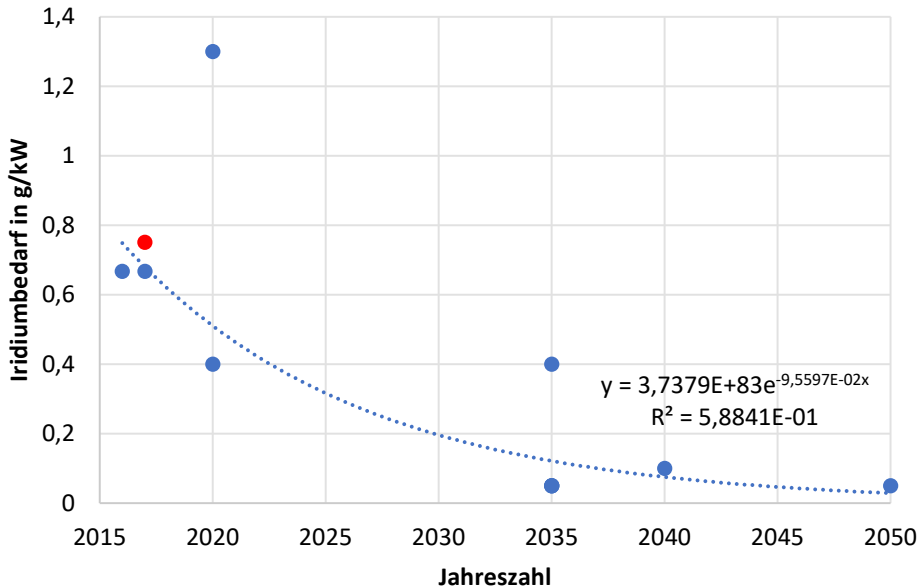


Abbildung 5-10: Literaturdaten und Trend zum spezifischen Iridiumbedarf für PtH₂ bis zum Jahr 2050 (rot: Datenpunkt aus LCA-Literatur); basierend auf Daten aus sechs Publikationen [24, 305, 317-320]

Im Vergleich zu den Daten für den Platinbedarf ist für den Iridiumbedarf die Streuung, wie der [Abbildung 5-10](#) zu entnehmen ist, geringer ausgeprägt und das Bestimmtheitsmaß ($R^2=0,59$) höher. Auch hinsichtlich des Datenpunktes aus der LCA-Veröffentlichung mit Daten zum Bau von PEMEC-Systemen von Bareiß et al. [305] fällt die Abweichung gegenüber der Trendlinie gering aus. Der in der genannten LCA-Veröffentlichung gewählte Wert ist daher als realistische Abschätzung im Einklang mit den sonstigen Veröffentlichungen zum Iridiumbedarf zu bewerten. Gegenüber dem Iridiumbedarf in der Gegenwart, der sich aus der Trendlinie ergibt, fällt der Wert für das Jahr 2050 (0,03 g/kW) um über 94 % reduziert aus. Bis zum Jahr 2030 ergibt sich durch die Trendextrapolation gegenüber dem Jahr 2020 eine Reduktion des Bedarfs von knapp 62 %.

Titan

Titan ist ein typisches Material für den Bau der Bipolarplatten in PEMEC-Systemen. Im Gegensatz zu den zuvor genannten, relevanten Materialien für PEMEC-Systeme finden sich weniger Datenpunkte bezüglich des Titanbedarfs in der Literatur. Vier Publikationen mit sieben Datenpunkten werden als Grundlage für die Erstellung von [Abbildung 5-11](#) berücksichtigt.

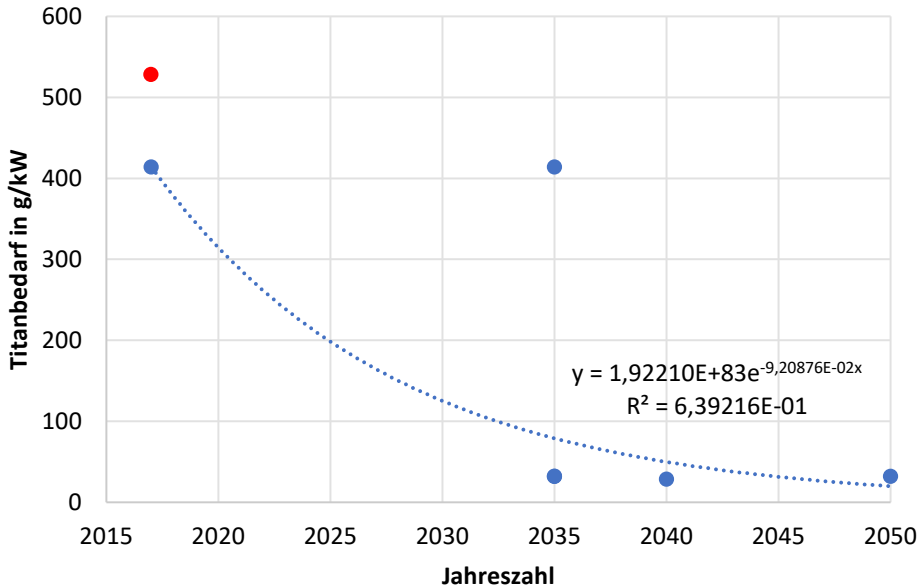


Abbildung 5-11: Literaturdaten und Trend zum spezifischen Titanbedarf für PtH₂ bis zum Jahr 2050 (rot: Datenpunkt aus LCA-Literatur); basierend auf Daten aus vier Publikationen [24, 305, 318, 320]

Die Werte in [Abbildung 5-11](#) weichen meist nur leicht vom ermittelten exponentiellen Trendverlauf ab. Diese extrapolierte exponentielle Trendlinie weist daher ein solides Bestimmtheitsmaß ($R^2=0,64$) auf. Die Annahme von Bareiß et al. [305], aus der einzigen berücksichtigten LCA-Veröffentlichung, liegt dabei ca. 27 % über der Trendlinie. Der Wert kann demnach als konservative Schätzung angesehen werden. Eine sehr auffällige Abweichung ist dagegen für einen Datenpunkt aus der Publikation von Kiemel et al. [318] zu beobachten. Dies ist auf die Verwendung zweier sehr unterschiedlicher Szenarien in dieser Publikation zurückzuführen, wobei ein Szenario den aktuellen Materialbedarf lediglich konstant fortschreibt. Auch für dieses Material wird aber von signifikanten Reduktionen des Materialbedarfs ausgegangen. Der anhand des ermittelten Trendverlaufs prognostizierte Titanbedarf für das Jahr 2050 liegt bei ca. 20 g/kW, was einer Verringerung von fast 94 % gegenüber dem Jahr 2020 entspricht. Die Reduktion bis zum Jahr 2030 gegenüber 2020 liegt derweil bei 60 %.

Für die weiteren kritischen Materialien ist die Verfügbarkeit von Daten in der Literatur dagegen noch deutlich geringer. Trends können darauf aufbauend nicht eindeutig abgeleitet werden. Für die Abbildung der Trends der Bedarfe kritischer Rohstoffe für die Elektrolyse-technologien PEMEC und AEC wurden daher auch im europäischen Kontext geforderte Zielwerte herangezogen [322]. Als führend bezeichnete europäische Experten der European Energy Research Alliance (EERA) und von Hydrogen Europe Research (HER) im Bereich der Wasserstofftechnologien haben sich auf diese quantitativen Zielvorgaben verständigt, um die vermehrte Markteinführung und Nutzung dieser Technologien nachhaltig und zur Energiewende beitragend auszugestalten. Dies erfolgte im Rahmen des Fuel Cells and Hydrogen Joint Undertaking (FCH JU), einer öffentlich-privaten Partnerschaft im Bereich der

Wasserstoffenergie-technologien. Durch die Zusammenarbeit der Europäischen Kommission mit der Wasserstoffforschung und -industrie haben die in diesem Rahmen entwickelten Ziele besondere Relevanz für die EU. Die geforderten Zielwerte für die PEMEC und AEC sind in [Abbildung 5-12](#) angegeben. Die Zielvorgaben werden allgemein gehalten als Bedarf kritischer Rohstoffe formuliert. In dieser Arbeit werden die Trends daher auf alle der zuvor nicht explizit analysierten, potenziell kritischen Rohstoffe der AEC, PEMEC, als übertragbar interpretiert.

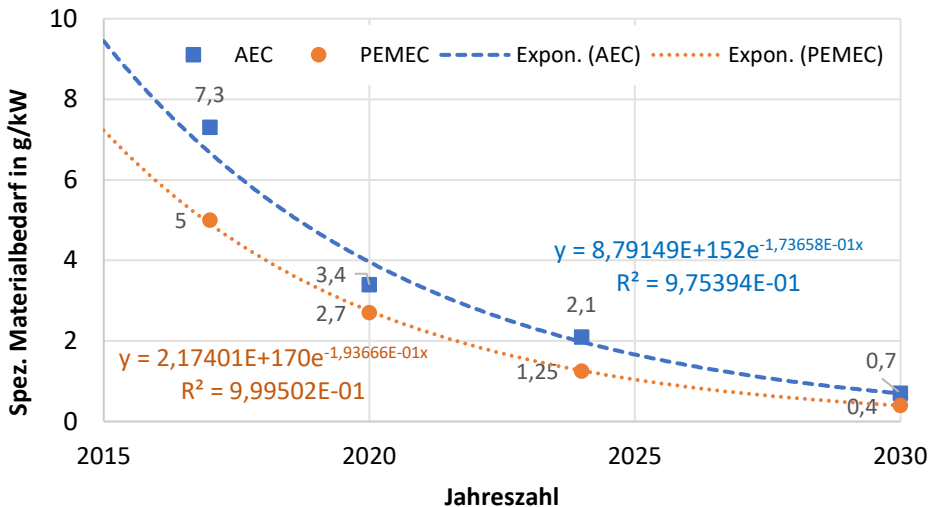


Abbildung 5-12: Spezifischer Bedarf kritischer Rohstoffe für PtH₂ – Stand im Jahr 2017, Zielwerte vom Jahr 2020 bis 2030; basierend auf Annahmen von EERA und HER [322]

Die in [Abbildung 5-12](#) angegebenen hohen Bestimmtheitsmaße ($R^2 \geq 0,98$) verdeutlichen, dass die Abweichungen von der exponentiellen Trendlinie sehr gering sind und durch den Trend gut beschrieben werden können. Der ermittelte Trend und die Zielvorgaben hinsichtlich deutlicher Reduktionen des spezifischen Bedarfs kritischer Rohstoffe der PEMEC deckt sich mit den vorherigen Analysen zu Platin, Iridium und Titan. Die geforderten Reduktionen des spezifischen Bedarfs an kritischen Rohstoffen liegt dabei für den Zeitraum 2020 bis 2030 bei 79-85 %. Diese fallen damit höher als der anhand der Literaturdaten extrapolierte Trend aus.

5.4.2 Anpassung der Sachbilanzdaten auf Grundlage der Trendextrapolation

Die zuvor beschriebenen Trendextrapolationen ermöglichen die Anpassung von Angaben zu Materialmengen in den Sachbilanzen der PtG-Technologien. Grundlage für die Sachbilanzannahmen zum Bau der PtG-Technologien im Jahr 2050 im Rahmen dieser Arbeit sind die in 5.3 thematisierten und im Anhang aufgeführten Sachbilanzen von Koj et al. [65] zur AEC, Bareiß et al. [305] zur PEMEC, Schreiber et al. bezüglich der SOEC [272] und Wettstein et al. [99] zur KM und BM.

Entsprechend der vorausgegangenen Ausführungen werden im Folgenden für die zukünftigen Sachbilanzen des Baus von PEMEC-Systemen jeweils die Ergebnisse der Trendextrapolation für Platin, Iridium und Titan für das Jahr 2050 herangezogen. Die resultierenden zukünftigen Sachbilanzdaten für das PEMEC-System sind in Tabelle A 4 aufgeführt. Zudem erfolgt aufgrund

der erwähnten fraglichen Einschätzung hinsichtlich des Platinbedarfs in der Veröffentlichung von Bareiß et al. [305] eine Anpassung der Sachbilanz für den Bau eines PEMEC-Systems in der Gegenwart. Der Bedarf kritischer Rohstoffe nach Bareiß et al. wird dabei durch den jeweiligen Wert der Trendextrapolation für das Jahr 2020 ersetzt. Diese modifizierte Sachbilanztafel findet sich ebenfalls in Tabelle A 4 im Anhang.

Bezüglich der Sachbilanz für den Bau von AEC-Systemen im Jahr 2050 wird eine Reduktion des spezifischen Bedarfs kritischer Rohstoffe in Höhe von 85 % angenommen. Diese Reduktion orientiert sich dabei an den ermittelten Ergebnissen hinsichtlich der kritischen Rohstoffe der PEMEC. Das Reduktionspotenzial wird jedoch aufgrund der höheren technologischen Reife der AEC-Systeme niedriger angenommen. Auch vor dem Hintergrund des festgestellten Trends anhand der Zielvorgaben von EERA und HER bis zum Jahr 2030 erscheint die Annahme als eher konservative Einschätzung. Es werden konkret entsprechende Materialbedarfsreduktionen für die in festem Aggregatzustand verbauten Materialien Graphit, Nickel und Zirkonium als möglich erachtet und herangezogen. Der veränderte Materialbedarf ist in Tabelle A 2 im Anhang aufgelistet. Auch für diese Elektrolysetechnologie erscheinen Schichtdickenreduktionen, Steigerungen der spezifischen Leistungsfähigkeit, Einsatz von Nanotechnologie etc. und dadurch einhergehende Materialbedarfsreduktionen möglich. Kalium kommt jedoch in Form einer flüssigen Kaliumhydroxid-Lösung (KOH) als Elektrolyt und nicht als klassisches Material für den Bau der Anlage zum Einsatz. Für Sachbilanzen der AEC in der Zukunft erfolgt daher keine Anpassung des Kaliumbedarfs.

Auch für die SOEC werden hinsichtlich der Reduktion des Einsatzes kritischer Materialien die ermittelten Trends in dieser Arbeit als übertragbar erachtet. Orientiert am Reduktionsniveau der PEMEC werden Verringerungen des Materialbedarfs von Lanthan, Nickel, Yttrium und Zirkonium über den Zeitraum von 2020 bis zum Jahr 2050 ebenfalls in Höhe von 94 % angenommen. Eine Auflistung des veränderten Materialbedarfs ist Tabelle A 5 sowie Tabelle A 6 im Anhang zu entnehmen. Da der Entwicklungsstand der SOEC gegenwärtig geringer als bei der AEC ist, wird von größeren Potenzialen zur Reduktion des Materialeinsatzes und hier von diesen höheren Werten ausgegangen. Bezüglich des Nickelbedarfs im Rahmen der KM (PtCH₄) wird aufgrund des ähnlichen TRL-Niveaus im Vergleich zur AEC ebenfalls dessen Reduktion um 85 % bis 2050 als Annahme getroffen.

Abschließend ist bezüglich des gewählten Ansatzes der Trendextrapolation zur Bestimmung des Bedarfs kritischer Rohstoffe für die PtG-Technologien noch einschränkend festzuhalten, dass dieser lediglich einen Teil und nicht die Gesamtheit der Materialbedarfsänderungen abbildet. Auch im Hinblick auf Materialien, die nicht als potenziell kritisch gelten, wird es künftig Mengenänderungen geben. Außerhalb der Zellen und Reaktoren, in denen die kritischen Rohstoffe von großer Bedeutung sind, werden dagegen andere Materialien benötigt. Deren spezifischer Bedarf steht einerseits nicht im Verhältnis zur erzielten Leistungsdichte der Technologie und welche auch häufig Funktionen zu erfüllen haben, die keine exponentiellen Materialreduktionen ermöglichen. Z.B. werden große Mengen an Stahl für die Stackgerüste eines AEC-Systems benötigt, welche diesem die notwendige Dimension und Robustheit zum Tragen des Gewichts der Zellen ermöglicht und auf die nur bedingt verzichtet werden kann. Zudem lassen sich für diese unkritischen Materialien keine nutzbaren Daten zum zukünftigen Einsatz in PtG-Technologien in der Literatur finden.

5.4.3 Trendextrapolation des künftigen Strombedarfs für den Betrieb der PtG-Technologien

Auf die Bedeutsamkeit des Strombedarfs für PtG-Technologien wurde im Rahmen dieser Arbeit mehrmals hingewiesen. Trends hinsichtlich dieses Parameters festzustellen und in den Analysen zu berücksichtigen, ist daher von besonderer Bedeutung. Im Vergleich zum Materialbedarf gehen aufgrund der zentralen Rolle des Strombedarfs deutlich mehr Publikationen auf dessen Status quo und Entwicklungen ein.

In der Literatur finden sich dabei mehr Angaben zu Entwicklungen des Strombedarfs der Elektrolysetechnologien (PtH_2) als dies bei den Methanisierungstechnologien (PtCH_4) der Fall ist. Daher wird zunächst im Detail auf die Entwicklungen des Strombedarfs der Elektrolysetechnologien eingegangen. Berücksichtigung finden Datenpunkte mit Angaben des Strombedarfs ganzer Systeme. Z.T. finden sich in der Literatur auch Angaben zum Strombedarf der Stacks. Diese werden hier jedoch nicht einbezogen. Außerdem werden nur Systeme, die in Form der Druckelektrolyse betrieben werden, verglichen und nicht jene, deren Betrieb unter atmosphärischen Bedingungen erfolgt. Dieses Vorgehen ist somit für einen Teil einer möglichen Streuung der berücksichtigten Werte mitverantwortlich, da für die jeweilige Elektrolysetechnologie system- und herstellerabhängig unterschiedliche Druckniveaus herrschen können. Ein höherer Druck bedingt dabei einen höheren Stromverbrauch, verringert jedoch den Kompressionsaufwand für die Zuführung des Wasserstoffs an nachgelagerte Anwendungen. Auch hier wird für Literaturangaben, die eine Bandbreite angeben, ein Datenpunkt für deren oberes und ein Datenpunkt für deren unteres Ende berücksichtigt. Auch bei diesen Trendextrapolationen kommt es vereinzelt zu deckungsgleichen Angaben für bestimmte Jahreszahlen. Infolge der möglichen optischen Überlagerung der Datenpunkte kann die Anzahl der dargestellten Datenpunkte geringer sein als die jeweils angegebene Anzahl.

AEC

Sieben Publikationen mit 17 Datenpunkten werden als Grundlage für Trendextrapolation des Stromverbrauchs von AEC-Systemen in [Abbildung 5-13](#) berücksichtigt. Im Fall von Literaturannahmen, die keine LCA-Analysen enthalten, wird die LCA-Studie zu AEC von Koj et al. [65] (roter Datenpunkt) als Vergleich herangezogen. Zudem sind die Angaben von EERA und HER [322] bezüglich ihrer Einschätzung des Stands im Jahr 2017 und der Ziele bis zum Jahr 2030 dargestellt.

[Abbildung 5-13](#) verdeutlicht, dass der festgestellte Trend bezüglich des zukünftig leicht sinkenden Strombedarfs nahezu linear verläuft. Aufgrund der großen Spannweite der Angaben zum Strombedarf von AEC-Systemen in der Vergangenheit ergibt sich jedoch ein eher niedriges Bestimmtheitsmaß ($R^2=0,31$). Zudem bedingen die zwei außergewöhnlich hohen Annahmen zum spezifischen Strombedarf für die Vergangenheit, dass die Trendkurve etwas über den Zielwerten für die EU nach EERA und HER [322] liegt. Der aus diesen Zielwerten resultierende Trendverlauf ähnelt dem des extrapolierten Verlaufs dennoch stark. Die LCA-Veröffentlichung von Koj et al. [65] liegt derweil sehr nah an dem Wert, der in der Publikation von EERA und HER als Status quo für das Jahr 2017 gilt. Der entsprechend dem Trend prognostizierte Strombedarf von AEC-Systemen im Jahr 2050 beträgt rund $43,8 \text{ kWh}_{\text{el}}/\text{kg H}_2$.

Gegenüber den 52,7 kWh_{el}/kg H₂ im Jahr 2020 entspricht dies einer Reduktion von knapp 17 %.

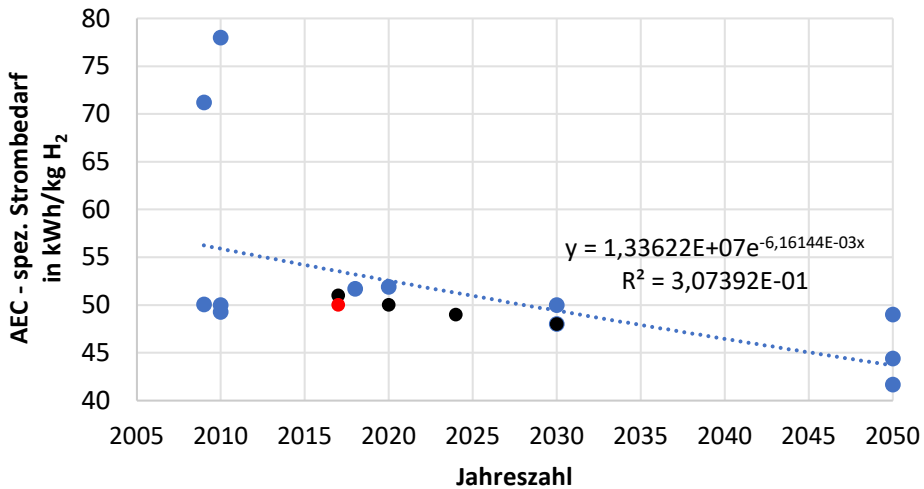


Abbildung 5-13: Literaturdaten und Trend zum spezifischen Strombedarf für AEC-Systeme bis zum Jahr 2050 (rot: Datenpunkt aus LCA, schwarz: Stand und Zielwerte nach EERA und HER); basierend auf Daten aus sieben Publikationen [24, 65, 154, 171, 319, 322, 323]

PEMEC

Für die Trendextrapolation des Stromverbrauchs von PEMEC-Systemen finden sechs Publikationen mit 15 Datenpunkten Berücksichtigung. Im Rahmen dieser Trendanalyse werden größtenteils Publikationen ohne LCA-Bezug herangezogen. Hier sind jedoch drei rot hervorgehobene Datenpunkte aus LCA-Veröffentlichungen von Bareiß et al. [305] und Zhang et al. [77] zum Vergleich aufgeführt. Ergänzend werden wiederum die Angaben von EERA und HER [322], die Datenpunkte von 2017 bis 2030 enthalten, involviert und schwarz hervorgehoben. [Abbildung 5-14](#) zeigt den aus diesen Datenpunkten extrapolierten Trendverlauf in exponentieller Form.

Auch für die PEMEC zeigt sich anhand der [Abbildung 5-14](#), dass der extrapolierte Trend nahezu linear ist sowie eine leichte Reduktion des Strombedarfs über die Zeit erfolgt. Desgleichen fällt eine große Bandbreite bezüglich der Angaben zum Strombedarf in der Vergangenheit auf. Diese gehen in diesem Fall einzig auf die IRENA-Veröffentlichung [319] zurück und bedingen solch ein niedriges Bestimmtheitsmaß ($R^2=0,28$). Durch einen besonders hohen einzelnen Datenpunkt in dieser Veröffentlichung liegen die meisten Datenpunkte unter der extrapolierten Kurve. Dies gilt auch für die Datenpunkte der beiden berücksichtigten LCA-Publikationen, die z.T. sehr nah an der Trendlinie liegen. Zudem trifft dies ebenfalls für die Zielvorgaben nach EERA und HER zu, welche die ermittelte Trendkurve nicht ganz erfüllt. Für das Jahr 2050 kann für PEMEC-Systeme dem Trend entsprechend ein Strombedarf von 46,3 kWh_{el}/kg H₂ prognostiziert werden. Für das Jahr 2020 ergibt sich dagegen ein Strombedarf von 55,4 kWh_{el}/kg H₂, womit die Reduktion über den Gesamtzeitraum leicht über

16 % liegt. Der Strombedarf der PEMEC ist somit vom Jahr 2020 bis zum Jahr 2050 im Vergleich zur AEC durchgehend um ca. 3 kWh_{el}/kg H₂ höher.

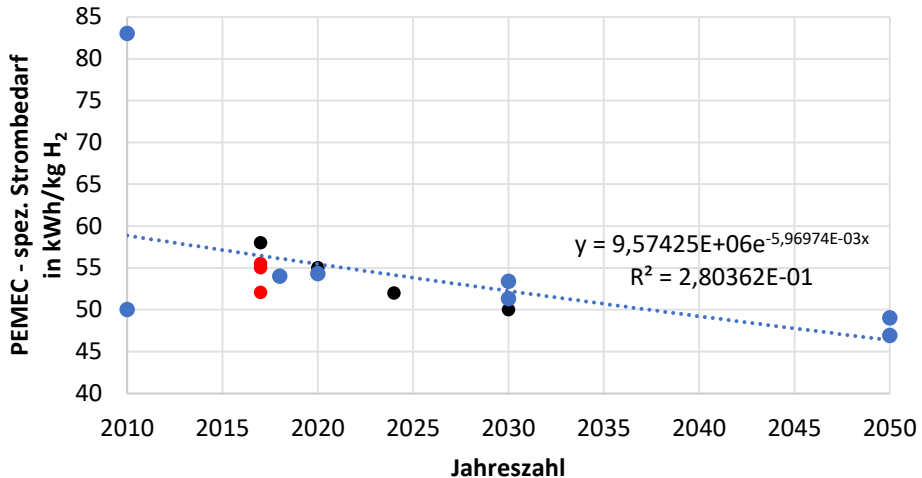


Abbildung 5-14: Literaturdaten und Trend zum spezifischen Strombedarf für PEMEC-Systeme bis zum Jahr 2050 (rot: Datenpunkte aus LCAs, schwarz: Stand und Zielwerte nach EERA und HER); basierend auf Daten aus sechs Publikationen [24, 77, 154, 305, 319, 322]

SOEC

Hinsichtlich des Strombedarfs der SOEC-Systeme beinhaltet die Fachliteratur weniger Angaben als für PEMEC und AEC. Insbesondere Publikationen zu durchgeführten LCAs von SOEC mit diesbezüglich transparenten Angaben sind bisher sehr rar. In Summe können 15 Datenpunkte aus sieben Publikationen berücksichtigt werden. Auch für diese Elektrolyse-technologie sind die Zielwerte und der Status quo nach Angabe der Veröffentlichung von EERA und HER [17] eingeflossen und als schwarze Punkte in [Abbildung 5-15](#) gekennzeichnet. Als LCA-Publikation findet hierbei eine Publikation von Mehmeti et al. [324] mit einer transparenten Angabe zum Strombedarf der SOEC Berücksichtigung.

Sowohl die große Bandbreite des in der Vergangenheit liegenden Strombedarfs als auch eine sehr niedrige Strombedarfsannahme aus der LCA-Veröffentlichung von Mehmeti et al. [324] führen zu einem ausgesprochen niedrigen Bestimmtheitsmaß ($R^2=0,11$). Dennoch ist in [Abbildung 5-15](#) ein nahezu linearer Trend abnehmenden Strombedarfs für SOEC-Systeme erkennbar. Auch hier liegt die Trendlinie dicht an den EU-Zielwerten für die Jahre 2020 und 2024 nach EERA und HER [17]. Eine Angabe eines Herstellers (43 kWh/kg, grüner Punkt) deutet allerdings darauf hin, dass der Strombedarf realer Systeme gegenüber den sonstigen Literaturdaten gegenwärtig eher etwas höher ausfällt. Um die Zielvorgaben zu erfüllen, müssen daher künftig mehr Werte erreicht werden, die unter dem in der Arbeit extrapolierten Trend liegen. Im vorliegenden Fall fällt die Differenz im Jahr 2030 in Höhe von 3 kWh/kg H₂ zum Zielwert nach EERA und HER [17] deutlich aus. Der mittels Trendextrapolation prognostizierte Strombedarf von SOEC-Systemen im Jahr 2050 liegt derweil bei 37,7 kWh/kg H₂ und somit deutlich unterhalb der Werte für PEMEC- und AEC-Systeme. Die Reduktion

zwischen den Jahren 2020 und 2050 beträgt hingegen nur 6 % und bleibt somit hinter den Reduktionen der alternativen Elektrolysetechnologien zurück.

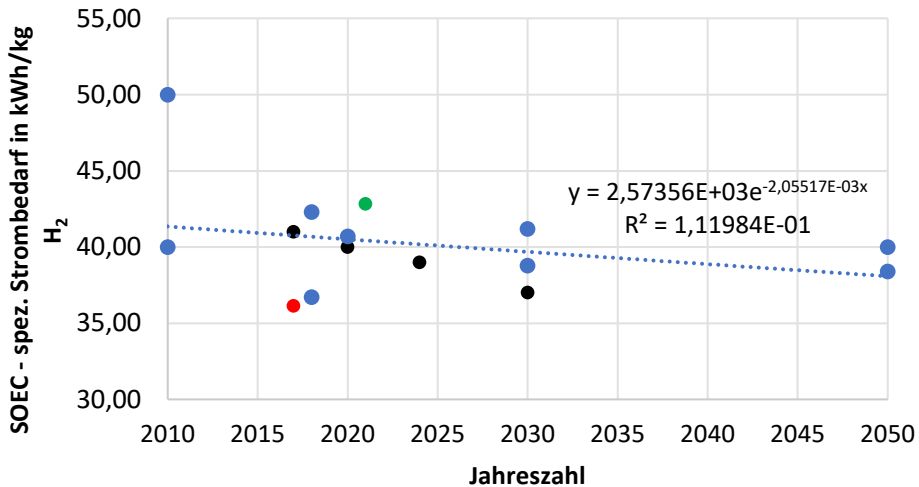


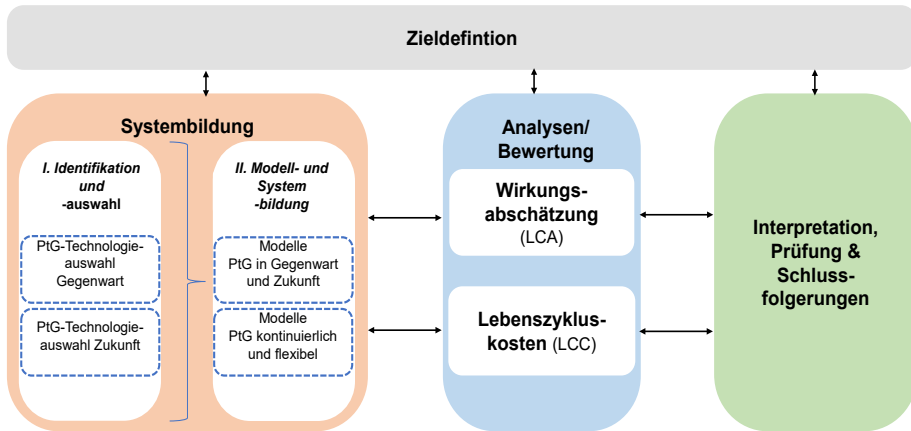
Abbildung 5-15: Literaturdaten und Trend zum spezifischen Strombedarf für SOEC-Systeme bis zum Jahr 2050 (rot: Datenpunkt aus LCA, grün: Herstellerangabe, schwarz: Stand und Zielwerte nach EERA und HER); basierend auf Daten aus sieben Publikationen [24, 80, 154, 319, 322, 324, 325]

PtCH₄ – Methanisierung

Es liegt nur eine sehr begrenzte Anzahl an Publikationen vor, die auf den Strombedarf der Methanisierungstechnologien eingehen. Der weitaus größte Teil der Veröffentlichungen zur Methanisierung im Kontext von PtCH₄ lässt diesen Aspekt unberücksichtigt. Dies mag darin begründet sein, dass der Stromverbrauch der katalytischen (< 1 kWh/kg) und biologischen Methanisierung (< 3 kWh/kg) im Vergleich zu Elektrolysesystemen zur Wasserstoffproduktion eher gering ausfällt. Aufgrund der verschiedenen Reaktorvarianten bei den Methanisierungstechnologien verringert sich die Menge vergleichbarer Daten je Reaktorkonzept durch die geringe Anzahl an Literaturstellen zudem nochmals. Letztlich ist es nach einem intensiven Literaturstudium nicht möglich, genügend Daten je Reaktorkonzept zu identifizieren und für eine Trendextrapolation zu nutzen.

5.5 Entwickelter Ansatz zur prospektiven Lebenszyklusanalyse von Power-to-Gas

Aufbauend auf den bisherigen Ausführungen zum gewählten Vorgehen in diesem Kapitel, wird nun ein eigener Ansatz zur prospektiven Lebenszyklusanalyse von PtG-Technologien entwickelt. Der verwendete Ansatz baut dabei auf der klassischen vierphasigen Grundstruktur der LCA nach DIN EN ISO 14040 [27] auf. Dieser wird jedoch vor dem Hintergrund der Zielsetzungen der vorliegenden Arbeit deutlich angepasst und gegenüber der Ursprungsform erweitert. Eine Veranschaulichung des entwickelten Ansatzes ist [Abbildung 5-16](#) zu entnehmen. Zur Verdeutlichung des Vorgehens in den jeweiligen Phasen des entwickelten Ansatzes sind im unteren Teil der [Abbildung 5-16](#) auch pro Phase die jeweils verwendeten (methodischen) Ansätze und Daten angegeben.



Verwendete (methodische) Ansätze und Daten

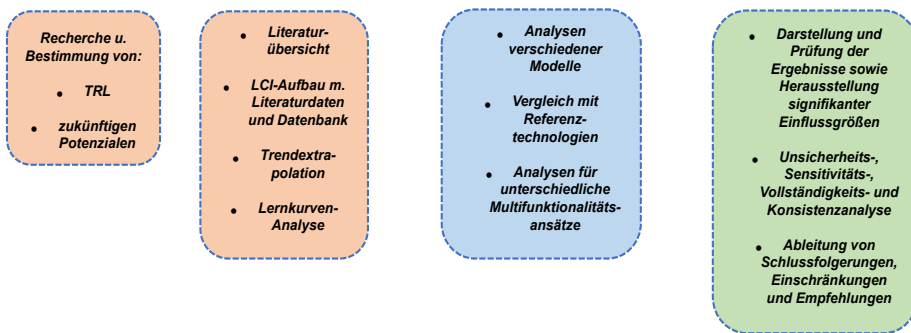


Abbildung 5-16: Schematische Darstellung des entwickelten Ansatzes zur prospektiven Lebenszyklusanalyse von PtG-Optionen (als Gegenwart wird das Jahr 2020 und als Zukunft das Jahr 2050 betrachtet); Darstellung in Anlehnung an [27, 28, 208, 326]

Statt des Begriffs Sachbilanz wird in [Abbildung 5-16](#) die Bezeichnung Systembildung verwendet. Dieser liegen im entwickelten Ansatz zwei Phasen zugrunde. Zum einen handelt es sich dabei um die Identifikation und Auswahl von PtG-Technologien für Gegenwart und Zukunft sowie zum anderen um die anschließende Modell- und Systembildung. Ersteres erfolgt über das in Kapitel 5.1 vorgestellte mehrstufige Verfahren. Von besonderer Bedeutung für die Technologieauswahl sind dabei die TRL-Bestimmung sowie die zukünftigen Potenziale. Für die sich anschließende Modell- und Systembildung sind Literaturrecherche, LCI-Aufbau und Technologiefortschreibung erforderlich. Ausführung zu diesen Elementen der Systembildung finden sich in den Kapiteln 5.2-5.5. Dort sind auch schon einige Ergebnisse aufgeführt, die für die Systembildung herangezogen werden können. Nach abgeschlossener PtG-Modell- und -Systembildung werden die Lebenszyklusanalysen und Bewertungen in Form einer Wirkungsabschätzung und von Lebenszykluskostenrechnungen durchgeführt. In Kapitel 6 werden die Ergebnisse für die Gegenwartsanalyse (das Jahr 2020) und in Kapitel 7 für die Zukunft (das Jahr 2050) wiedergegeben. Ergebnisse für die verschiedenen PtG-Modelle werden anschließend mit Referenztechnologien verglichen. Der gegebenen Multifunktionalität der PtG-Optionen wird durch die Anwendung von Multifunktionalitätsanalysen

Rechnung getragen (Kapitel 8). In der abschließenden Phase werden die gewonnenen Erkenntnisse dann interpretiert und geprüft sowie Schlussfolgerungen abgeleitet. Hierbei werden insbesondere die signifikanten Einflussgrößen herausgestellt und überprüft. Diese Prüfungen erfolgen in Form von Sensitivitäts-, Vollständigkeits- und Konsistenzanalysen entsprechend der Hinweise in der DIN EN ISO-Norm 14044 [28]. Sollten diese Prüfungen Anpassungspotenzial entlang der Phasen aufzeigen, erfolgen iterative Überarbeitungen. Die Unsicherheitsanalyse wird entsprechend der Erfordernisse für prospektive Lebenszyklusanalysen ergänzend durchgeführt. Letztlich werden unter Berücksichtigung von Einschränkungen Schlussfolgerungen abgeleitet und Empfehlungen in Bezug auf die PtG-Optionen ausgesprochen (Kapitel 9).

6 Lebenszyklusanalysen für Power-to-Gas Optionen im Jahr 2020

Dieses Kapitel bezieht sich zum Teil auf Inhalte und Ergebnisse aus den folgenden Publikationen: Koj et al. (2022a) [149] und Koj et al. (2022c) [312]

Kapitel 6 präsentiert die Ergebnisse der Lebenszyklusanalysen (LCA und LCC) für die untersuchten PtG-Technologien sowie für verschiedene Varianten der Strom- und Kohlendioxidbereitstellung. Den Rahmen der dargestellten Ergebnisse stellen das Jahr 2020 und die Gegebenheiten in Deutschland dar.

6.1 Elektrolysetechnologien – Wirkungsabschätzung für das Jahr 2020

Die Wirkungsabschätzungen für das Jahr 2020 zeigen Einflüsse auf den Indikator Treibhauspotenzial bei der Wasserstoffproduktion im Allgemeinen und hinsichtlich des Baus der jeweiligen Elektrolysestacks im Speziellen. Überdies werden die Ergebnisse für weitere Umweltwirkungskategorien im Vergleich zur Wasserstoffproduktion mittels Erdgas-Dampferformierung erläutert.

Die Analysen für die Wasserstoffproduktion beziehen sich dabei auf die FE „1 kg Wasserstoff“. Alle Teilanalysen der Wirkungsabschätzung für das Jahr 2020 berücksichtigen jeweils die drei Elektrolysetechnologien AEC, PEMEC und SOEC.

6.1.1 Elektrolysetechnologien – Treibhauspotenzial der Wasserstoffproduktion

Zunächst werden die Treibhauspotenziale der drei Technologien in Abhängigkeit von unterschiedlichen Stromversorgungsvarianten miteinander verglichen. Dabei werden der kontinuierliche Betrieb mit Windstrom und dem Netzstrommix des Jahres 2020 betrachtet. Die resultierenden Treibhauspotenzial-Ergebnisse der verschiedenen Elektrolysetechnologien und Varianten sind in [Abbildung 6-1](#) dargestellt. [Abbildung 6-1](#) zeigt dabei das große Potenzial zur Reduktion des Treibhauspotenzials bei der Wasserstofferzeugung durch den Betrieb mit Windstrom gegenüber der Nutzung des Netzstroms des Jahres 2020 auf. Durch den Einsatz von Windstrom lassen sich Reduktionen von fast 93 % bei den AEC- und PEMEC-Systemen erreichen. Bei SOEC-Systemen fällt das Reduktionspotenzial mit knapp 81 % aufgrund von zwei wesentlichen Gründen niedriger aus. Erstens führen die um ein Vielfaches geringeren Lebensdauerannahmen in Bezug auf die SOEC-Systeme dazu, dass die Ersterrichtung der Stacks und deren mehrfacher Austausch ein vielfach höheres Treibhauspotenzial aufweist als für die alternativen Elektrolysesysteme. Zweitens benötigen die SOEC-Systeme Dampf für den Betrieb. Für das Jahr 2020 liegt hier die Annahme einer auf Erdgas basierten Dampferzeugung zugrunde, mit spürbaren Auswirkungen auf den Treibhauseffekt. So beträgt der Beitrag des Dampfeinsatzes am Treibhauspotenzial bei mit Windstrom betriebenen SOEC-Systemen 62 %. Ökologische Vorteile für die SOEC zeigen sich dagegen hinsichtlich des Beitrags des durch die Stromversorgung verursachten Treibhauspotenzials. Dieser durch den geringeren Strombedarf gegebene ökologische Vorteil reicht im Jahr 2020 beim Betrieb mit Windstrom jedoch bisher nicht aus, um das Treibhauspotenzial-Niveau von AEC- und PEMEC- Systemen zu erreichen. Bei einer Betrachtung des Betriebs mit dem Strommix des Jahres 2020 gewährleisten SOEC-Systeme aufgrund des niedrigeren Strombedarfs und den konstanten Beitrag durch den Dampfeinsatz jedoch ein niedrigeres Treibhauspotenzial.

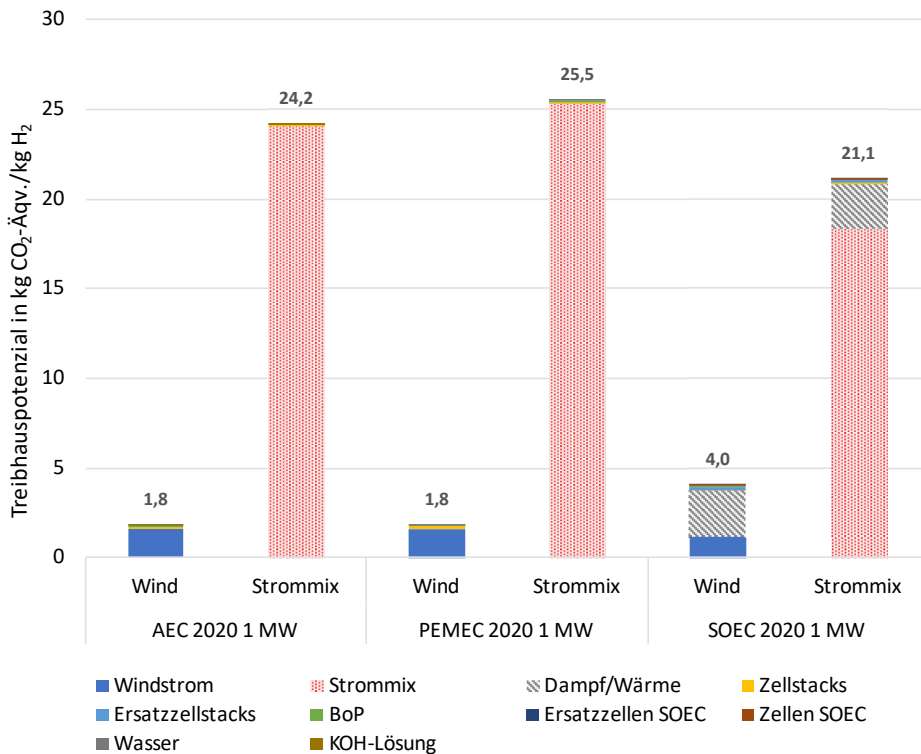


Abbildung 6-1: Treibhauspotenzial der Elektrolysetechnologien mit jeweils 1 MW_{el} bei unterschiedlichen Stromversorgungsvarianten – Analysen für das Jahr 2020

Vergleicht man den Anteil der Lebenszyklusphasen Bau und Betrieb am Treibhauspotenzial in [Abbildung 6-1](#), trägt der Anlagenbetrieb technologieübergreifend sowie bei beiden betrachteten Stromversorgungssituationen wesentlich stärker zu diesem bei. Unter dem Begriff Bau werden hierbei die Zellstacks, Zellen und deren Wechsel sowie BoP, falls diese notwendig sind, subsumiert. Hinsichtlich des Betriebs werden für alle Elektrolysetechnologien die Betriebsmittel Windstrom bzw. Strommix sowie Dampf/Wärme für SOEC-Systeme und KOH-Lösung für AEC-Systeme einbezogen. Die Bauphase ist im Fall des Betriebs mit Windstrom technologieübergreifend lediglich für ca. ein Zehntel der Umweltwirkungen verantwortlich (8-12 %). Mit 0,34 kg CO₂-Äqv./kg H₂ fällt das durch den Bau bedingte Treibhauspotenzial der SOEC-Systeme allerdings deutlich höher im Vergleich zu den anderen PtH₂-Systemen (0,16-0,21 kg CO₂-Äqv./kg H₂) aus. Aufgrund der im Jahr 2020 noch geringen Lebensdauern sind im Fall von SOEC-Systemen insbesondere die im Laufe des Analysezeitraums zu wechselnden Zellstacks für das hohe Treibhauspotenzial der Bauphase verantwortlich. Die durch weitere Systemkomponenten, die als BoP zusammengefasst sind, bedingten Beiträge an dieser Umweltwirkung fallen dagegen niedrig aus. Beim Betrieb mit dem Strommix sind die durch BoP-Komponenten hervorgerufenen Anteile nahezu vernachlässigbar. Beim Betrieb mit Windstrom betragen sie bei AEC-Systemen über 5 % sowie bei PEMEC- und SOEC-Systemen über 3 %. Da das Treibhauspotenzial der Elektrolysesysteme beim Betrieb mit dem Strommix

des Jahres 2020 deutlich höher ist, fällt der Einfluss der Betriebsphase deutlich stärker ins Gewicht und die relativen Anteile der Bauphase nehmen signifikant ab. Die Anteile des Baus gehen hierbei für die AEC- und PEMEC-Systeme auf weniger als 1 % und für die SOEC auf etwas über 1 % zurück. Ein Aspekt, der in den Darstellungen nicht enthalten ist, aber speziell für die SOEC-Systeme eine ökologische Relevanz aufweist, ist die Wärmeintegration bei integrierten PtG-Konzepten. Es könnte z.B. die Abwärme der Methanisierung zur Erzeugung des für die SOEC-Systeme benötigten Dampfes eingesetzt werden. Das Treibhauspotenzial könnte damit nennenswert reduziert werden, ohne jedoch beim Betrieb mit Windstrom im Jahr 2020 das Niveau der AEC- und PEMEC-Systeme erreichen zu können.

6.1.2 Elektrolysetechnologien – Beiträge der Elektrolysestacks zum Treibhauspotenzial

Für die in Kapitel 5.6 vorgestellten Trendextrapolationen sind potenziell kritische Rohstoffe von besonderer Bedeutung. Daher wird den eingesetzten Materialien auch im Rahmen der Wirkungsabschätzung eine besondere Aufmerksamkeit gewidmet. Eine Analyse der Zellstacks hinsichtlich des durch die Verwendung unterschiedlicher Materialien hervorgerufenen Treibhauspotenzials soll aufzeigen, welche Materialien von besonderer Relevanz sind und ob potenziell kritische dazu gehören. Für das Jahr 2020 werden deshalb jeweils sämtliche Material- und Energieinputs, inklusive jener für die zugehörigen Zellmaterialien, für die unterschiedlichen Elektrolysestacks mit jeweils 1 MW als elektrischer Eingangsleistung analysiert. Bis auf die BoP-Komponenten finden somit alle wesentlichen Eingangsgrößen der Bauphase der Elektrolysesysteme Berücksichtigung in diesen Analysen. Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden je Elektrolysestackvariante nur die drei Materialien mit den höchsten Beiträgen zum Treibhauspotenzial in [Abbildung 6-2](#) angegeben. Die weiteren Material- und Energiemengen werden dabei unter der Bezeichnung Rest zusammengefasst. Hierbei liegen zudem unterschiedliche Absolutwerte für das Treibhauspotenzial der unterschiedlichen Stacks, inklusive der erforderlichen Zellen, im Jahr 2020 zugrunde. So beträgt das Treibhauspotenzial für einen 1 MW AEC-Stack 122,3 t CO₂-Äquivalente, wohingegen durch den Bau eines 1 MW PEMEC-Stacks 77,2 t CO₂-Äquivalente verursacht werden. Beim Bau eines 1 MW SOEC-Stacks entstehen 46,8 t CO₂-Äquivalente. [Abbildung 6-2](#) illustriert, dass es im Fall der unterschiedlichen Elektrolysetechnologien eine hohe Varianz bezüglich der für das Treibhauspotenzial der Stacks relevanten Materialien besteht. Potenziell kritische Rohstoffe sind im Jahr 2020 insbesondere für PEMEC-Systeme und in leicht abgeschwächter Form für AEC-Systeme von Bedeutung. Bei den SOEC-Stacks gehört Nickel mit einem Anteil von über 10 % zu den drei Materialien mit dem höchsten Beitrag zum Treibhauspotenzial. Hingegen machen die beiden potenziell kritischen Rohstoffe Platin und Titan bei den PEMEC-Stacks zusammen über 97 % des Treibhauspotenzials aus. Der Anteil des potenziell kritischen Rohstoffs Nickel am Treibhauspotenzial der AEC-Stacks beträgt über 68 %. Bei den unkritischen Materialien, welche sich unter den jeweils drei Materialien mit den höchsten Beiträgen am Treibhauspotenzial finden lassen, handelt es sich um Stahl, Chrom und PTFE. Der unlegierte Stahl ist bei den AEC-Systemen für lediglich knapp 6 % des Treibhauspotenzials verantwortlich. Deutlich höher fallen dagegen die Beiträge der Materialien Chrom und Gusseisen am Treibhauspotenzial der SOEC-Stacks aus. Der Anteil von Chrom beläuft sich auf 44 % und der von Gusseisen auf knapp 30 %.

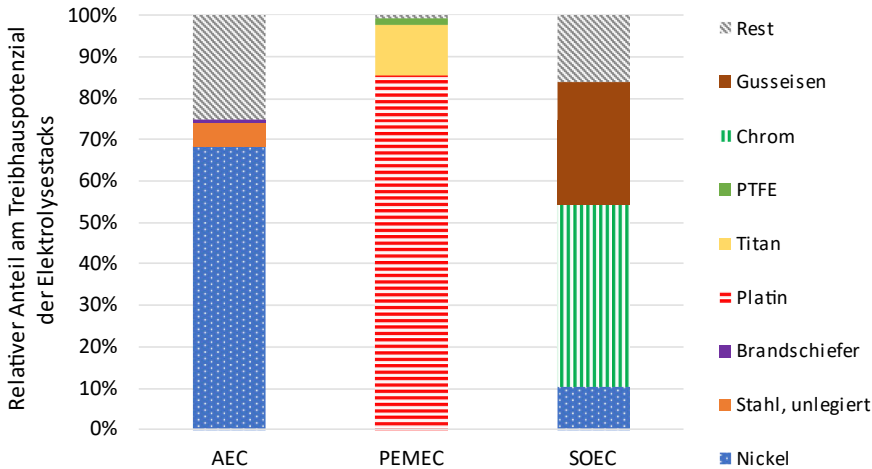


Abbildung 6-2: Relative Beiträge verschiedener Materialien zum Treibhauspotenzial des Baus von Zellstacks verschiedener 1 MW_{el} Elektrolysesysteme – Analysen für das Jahr 2020

6.1.3 Elektrolysetechnologien - Wirkungsabschätzung für ergänzende Indikatoren und Vergleich mit einer Referenztechnologie

Die ökologische Analyse der Elektrolysetechnologien beschränkt sich nicht ausschließlich auf den Indikator Treibhauspotenzial. Entsprechend den Ausführungen in Kapitel 5.2 werden mehrere ergänzende Umweltwirkungskategorien untersucht. Die Ergebnisse zu diesen weiteren Indikatoren werden zudem einer Referenztechnologie zum Vergleich gegenübergestellt. Hierbei wird als Referenz eine gegenüber dem Status quo weiterentwickelte Dampfreformierung, die im Fall der Nutzung von Erdgas bisher den größten Anteil an der globalen Wasserstoffproduktion aufweist, herangezogen. Im nachfolgenden Netzdiagramm (Abbildung 6-3) findet sich eine Gegenüberstellung der Elektrolysetechnologievarianten mit der Referenztechnologie anhand einer dekadischen logarithmischen Skala. Zudem erfolgt die Darstellung der Elektrolysevarianten relativ zu den Umweltwirkungen der Dampfreformierung. Die Ränder der grauen Fläche (100 %-Angaben) veranschaulichen je Wirkungskategorie die errechneten Umweltwirkungen der Referenztechnologie. Es wird verdeutlicht, dass die hinsichtlich des Treibhauspotenzials festgestellten Ergebnisse nicht in gleicher Weise für alle ergänzend betrachteten Umweltwirkungen gelten. Bei dem Vergleich mit der Dampfreformierung zeigt sich, dass die Wasserstoffproduktion der PEMEC- und AEC-Systeme beim Betrieb mit Windstrom ein um mehr als 82 % niedrigeres Treibhauspotenzial aufweisen. Das mit Windstrom betriebene SOEC-System erreicht hinsichtlich des Treibhauspotenzials im Jahr 2020 eine Reduktion von knapp 62 % gegenüber der Dampfreformierung. Für den Fall des Betriebs der drei betrachteten Elektrolyseure im Jahr 2020 mit dem Netzstrommix ergeben sich dagegen gegenüber der Referenz um 100-140 % erhöhte Ergebnisse. Zudem zeigen sich in Abbildung 6-3 für den mit Windstrom erfolgenden Betrieb von AEC- und PEMEC-Systemen über alle Wirkungskategorien hinweg sehr ähnlich ausgeprägte Umweltwirkungen. Einzig beim Treibhauspotenzial ergeben sich sehr geringfügige Vorteile der PEMEC- gegenüber AEC-Systemen. Hinsichtlich der übrigen Indikatoren zeigen sich dagegen geringfügige Vorteile der

AEC-Systeme. Der Betrieb der Elektrolyseure mit Windstrom schneidet erwartungsgemäß in einem Großteil der Kategorien besser ab als der Strommix-Betrieb. Beim Verbrauch abiotischer Ressourcen (ADP elem.) ergeben sich jedoch für die Windstromvarianten höhere Ergebnisse. Dies liegt unter anderem am Einsatz von Kupfer im Kontext des Windstroms. Für die Indikatoren PM, AP und POCP bewirkt der Betrieb mit dem Strommix des Jahres 2020 in Abhängigkeit von der Elektrolysetechnologie und dem damit verbundenen Strombedarf dreibis vierfache Umweltwirkungen gegenüber der Dampfpreformierung. In noch größerem Maße gilt dies für den Indikator EP fw. Hierbei ergeben sich im Vergleich bis zu achtundachtzigfache Umweltwirkungen. Die mit Abstand wichtigste Ursache für diese erhöhten Umweltwirkungen ist der hohe Anteil von Kohlestrom am Strommix. Die Umweltwirkungen, die durch die Braunkohlestromerzeugung bedingt sind, fallen gegenüber jener aus Steinkohle dabei jeweils ca. doppelt so hoch aus. Das Ozonabbaupotenzial (ODP) resultiert hingegen weitestgehend aus dem Erdgasanteil am Strommix und den für die Erdgasversorgung erforderlichen Infrastrukturen. Bei tiefergehender Betrachtung der Ursachen für die Umweltwirkungen der vorgelagerten Stromversorgung erkennt man, dass insbesondere die Materialien Stahl und Kupfer sowie z.T. Aluminium bedeutende Verursacher der Umweltwirkungen sind. Beim ODP fällt zudem teilweise Polytetrafluoräthylen aus dem Anlagenbau stark ins Gewicht. Dieses Material wird bei Elektrolysesystemen insbesondere als Dichtungsmaterial verwendet.

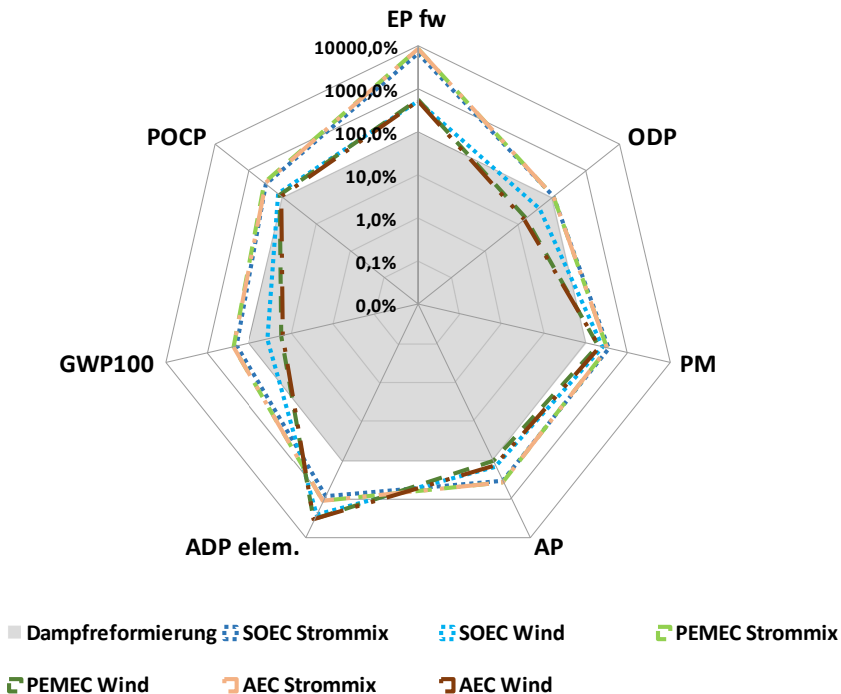


Abbildung 6-3: Relativer Vergleich mehrerer Umweltwirkungen der Elektrolysetechnologien mit der auf Erdgas basierten Dampfpreformierung – Analyse des Jahres 2020 und zweier Stromversorgungssituationen

6.2 Elektrolysetechnologien – Lebenszykluskosten im Jahr 2020

Auf Basis der in Kapitel 5.4 getroffenen Annahmen für die Lebenszykluskostenrechnung erfolgt nun die Berechnung der Wasserstoff-Gestehungskosten für die Elektrolysetechnologien im Jahr 2020. In diesem Abschnitt wird eine Beschränkung auf die Lebenszykluskosten, die sich aus dem Betrieb mit dem Strommix des Jahres 2020 ergeben, vorgenommen. Mit der in Kapitel 7.2 erfolgenden Analyse der Kosten des Elektrolysebetriebs mit Windstrom im Jahr 2050 werden somit Extremfälle berücksichtigt. Trotz einer Betrachtung weniger Fälle lassen sich eine große Bandbreite und wesentliche Einflussfaktoren, die sich über die Zeit ändern, herausstellen. Die Wasserstoff-Gestehungskosten für den Elektrolysebetrieb mit dem Strommix im Jahr 2020, angegeben in $\text{€}_{2020}/\text{kg H}_2$, sind in **Abbildung 6-4** illustriert.

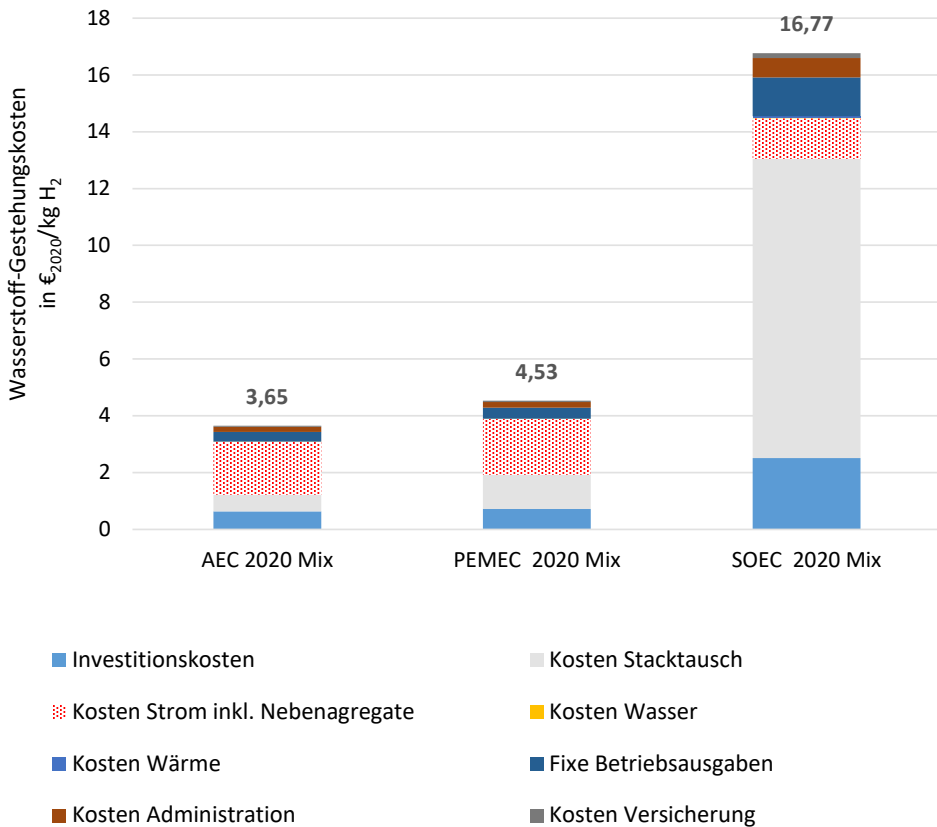


Abbildung 6-4: Elektrolysetechnologien – Wasserstoff-Gestehungskosten von 1 MW_{el} Elektrolysesystemen im Jahr 2020

Auch hierbei werden jeweils 1 MW Elektrolysesysteme betrachtet. Aufgrund der Festlegung des Jahres 2020 als Betrachtungszeitpunkt bleiben die dynamische Entwicklung der Stromkosten im Jahr 2022 in dieser Analyse unberücksichtigt. Zunächst zeigt **Abbildung 6-4** auf, dass unter den angenommenen Bedingungen für das Jahr 2020 AEC-Systeme die niedrigsten Wasserstoff-Gestehungskosten aufweisen. Diese liegen mit 3,65 $\text{€}_{2020}/\text{kg H}_2$ um ca. 20 % unter den anfallenden Gestehungskosten beim Betrieb von PEMEC-Systemen. Im

Vergleich zu SOEC-Systemen erreichen die AEC-Systeme sogar Kostenvorteile von fast 80 %. Dieser Kostenvorteil resultiert dabei im Wesentlichen aus den höheren Lebensdauererwartungen der technologisch weiterentwickelten AEC-Systeme. Die Wasserstoff-Gestehungskosten der AEC-Systeme fallen aufgrund der spezifischen Kosten für den Stacktausch um mehr als 0,6 €₂₀₂₀/kg H₂. Weitere Kostenvorteile, die auf die höhere technologische Reife zurückzuführen sind, ergeben sich durch die niedrigeren spezifischen Investitionskosten der AEC-Systeme. Die SOEC-Systeme können aus verschiedenen Gründen unter den getroffenen Annahmen für das Jahr 2020 noch keine konkurrenzfähigen Lebenszykluskosten aufweisen. Allein die signifikant niedrigeren Lebensdauern der Zellstacks führen zu spezifischen Kostenbeiträgen, die über 10,5 €₂₀₂₀/kg H₂ liegen. Damit trägt der Stacktausch zu knapp 63 % der Wasserstoff-Gestehungskosten bei. Bei den PEMEC- und AEC-System liegt der Anteil der durch den Stacktausch bedingten spezifischen Kosten mit knapp 27 % und 16 % deutlich niedriger. Bei diesen Systemen werden dagegen die Gestehungskosten von den spezifischen Stromkosten bestimmt, die 51 % und 43 % betragen.

6.3 Methanisierungstechnologien – Wirkungsabschätzung für das Jahr 2020

In der nachfolgenden Wirkungsabschätzung für das Jahr 2020 finden neben KM-Systemen zwei Formen der BM-Systeme Berücksichtigung. Dabei handelt es sich einerseits um die Anlagenvarianten mit einem Rührreaktor (RR) und andererseits um jene mit einem Rieselbettreaktor (RBR). Die analysierten Leistungen der Systeme betragen jeweils 1 MW_{SNG}. Im Rahmen dieser Wirkungsabschätzung wird für alle drei betrachteten Technologievarianten der Methanisierung CH₄ (SNG) als Produkt betrachtet und auf die FE „1 kg CH₄“ Bezug genommen. Zunächst erfolgen für den Indikator Treibhauspotenzial Detailanalysen bezüglich relevanter Einflüsse. Ergänzend werden auch die Ergebnisse für weitere Umweltwirkungskategorien verglichen und die Ursachen für die Ergebnisse benannt.

6.3.1 Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial der SNG-Produktion

In einem ersten Schritt werden im Rahmen der Wirkungsabschätzungen für Methanisierungstechnologien im Jahr 2020 einige Variationsmöglichkeiten und deren Auswirkungen auf das Treibhauspotenzial analysiert. Um eine möglichst große Bandbreite an Ergebnissen zu erhalten, wird auch für diese Technologien der Einsatz von Windstrom und Netzstrommix miteinander verglichen. Es wird für das Jahr 2020 dabei ein kontinuierlicher Betrieb sowohl mit Windstrom als auch mit dem Netzstrommix betrachtet. Da neben der Stromversorgung im Fall der Methanisierungstechnologien insbesondere der Einsatz von Wasserstoff und Kohlendioxid für den Betrieb erforderlich ist, werden für diese Einsatzstoffe ebenfalls unterschiedliche Varianten untersucht. Als Best Case wird die Kombination von MEA-Wäsche zur Kohlendioxidbereitstellung mit der Methanisierung betrachtet, wobei ein Betrieb beider Technologien mit Windstrom analysiert wird. Als Worst Case erfolgt eine Betrachtung der Kohlendioxidbereitstellung mittels DAC in Kombination mit der Methanisierung und jeweils dem Einsatz von Netzstrommix für den Betrieb. Für beide Technologien werden bezüglich der Kohlendioxidbereitstellung bei diesen Analysen ökologische Effekte durch Bau und Betrieb der Abscheideanlagen berücksichtigt. Hinsichtlich der Wasserstoffbereitstellung erfolgt hier eine Beschränkung auf die Technologien AEC und SOEC. Die beiden Elektrolysetechnologien stellen im Jahr 2020 die Extreme hinsichtlich der technologischen Reife und Wasserstoff-

Gestehungskosten dar. Zudem bilden diese Technologien auch eine besonders große Bandbreite möglicher Umweltwirkungen ab. Verglichen werden die ermittelten Ergebnisse mit dem Treibhauspotenzial, welches mit Erdgas inkl. Vorkette (Förderung und Transport) nach Angabe von Liebich et al. entsteht [286]. In **Abbildung 6-5** werden zunächst die Ergebnisse vorgestellt und nachfolgend erläutert.

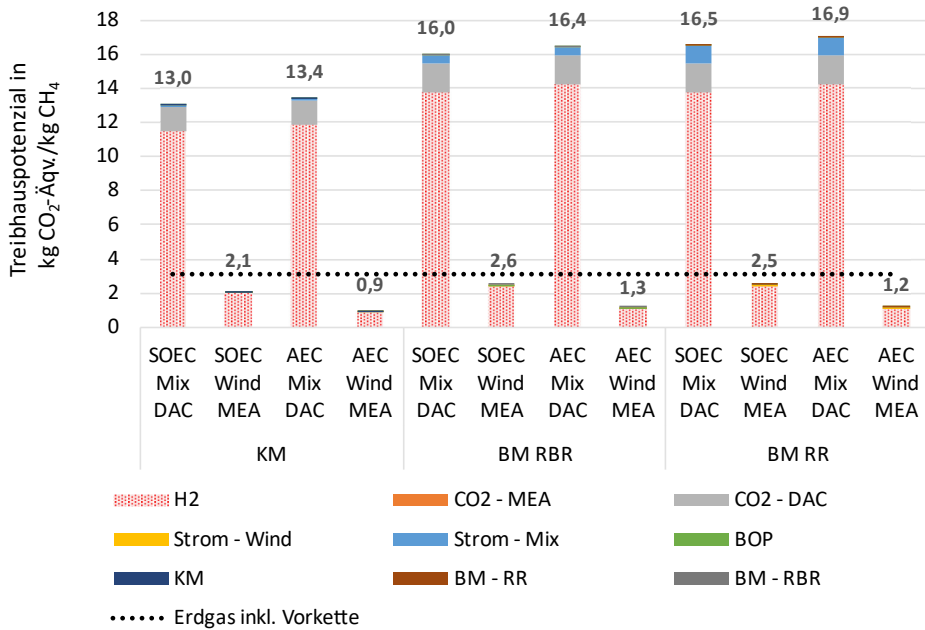


Abbildung 6-5: Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial im Jahr 2020 beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix im Vergleich zu Erdgas als Referenz

Die Ergebnisse in **Abbildung 6-5** zeigen für alle drei betrachteten Systeme ähnliche Ausprägungen. Das Treibhauspotenzial der Methanisierungstechnologien wird im Wesentlichen durch den zugeführten Wasserstoff bestimmt. Die Wasserstoffbereitstellung trägt zwischen 82 und 98 % zu dem gesamten Treibhauspotenzial bei. Nächsthöhere Anteile am Treibhauspotenzial sind bei den mit Netzstrom betriebenen Varianten im Fall der Kohlendioxidbereitstellung mittels DAC gegeben. Die Kohlendioxidbereitstellung macht hierbei 10-11 % an dem gesamten Treibhauspotenzial aus. Der Beitrag des direkten Stromeinsatzes zum Treibhauspotenzial der Technologien nimmt von der katalytischen Methanisierung über die biologische Methanisierung mit RBR bis zur Variante mit RR zu. Entsprechend dem jeweils unterschiedlichen Strombedarf reicht beim Betrieb mit dem Strommix der Beitrag am Treibhauspotenzial von 1 % bei der katalytischen Methanisierung, über 3 % im Fall der Rieselbettreaktoren bis zu fast 8 % bei den Rührreaktoren. Werden Windstrom und die MEA-Wäsche-Technologie zur Kohlendioxidbereitstellung verwendet, verringert sich der Beitrag dieser Bereitstellungsphase zum Treibhauspotenzial deutlich und liegt lediglich bei ca. 2 % oder auch darunter. Der Beitrag des Stromeinsatzes zum Treibhauspotenzial erweist sich beim Betrieb mit Windstrom erwartungsgemäß als geringer. Auch hier ergibt sich hinsichtlich der Höhe der Beiträge aufgrund des Strombedarfs die gleiche Reihenfolge bei den betrachteten

Technologien. Beachtenswert sind die trotz des höheren Strombedarfs im Fall des Betriebs mit Windstrom geringfügig verringerten Treibhauspotenziale der Rührkesseltechnologie gegenüber der Rieselbettvariante beim Betrieb mit Windstrom. Hierfür ist bei der Rieselbettvariante, bedingt durch den Anlagenbau, ein deutlich höherer Beitrag zum Treibhauspotenzial verantwortlich. Hingegen führt der Betrieb mit dem Strommix aufgrund des höheren Strombedarfs und des abnehmenden Anteils des Baus am Treibhauspotenzial zu leichten Vorteilen des RBR. Gegenüber der KM weisen beide Varianten der BM bei der Analyse für das Jahr 2020 leicht erhöhte Treibhauspotenziale auf.

6.3.2 Wirkungsabschätzung für ergänzende Indikatoren

Auch für die Methanisierungstechnologien wird eine Wirkungsabschätzung für die sieben ausgewählten Umweltwirkungskategorien bezogen auf das Jahr 2020 vorgenommen. Um die Variantenanzahl überschaubar zu halten, erfolgt dabei eine Beschränkung auf die Varianten der Methanisierung unter Einsatz von Windstrom. Die [Tabelle 6-1](#) weist diese Ergebnisse für die drei Methanisierungstechnologievarianten und mittels AEC- oder SOEC-Systemen für die Methanisierung bereitgestelltem Wasserstoff aus.

Tabelle 6-1: Vergleich mehrerer Umweltwirkungen der Methanisierungstechnologien – Analyse des Jahres 2020 und zweier Varianten der Wasserstoffbereitstellung (Angaben pro kg CH₄)

	EP fw kg P-Äqv.	ODP kg CFC-11- Äqv.	PM kg PM2.5- Äqv.	AP molc H+-Äqv.	ADP el. kg Sb-Äqv.	GWP ₁₀₀ kg CO ₂ -Äqv.	POCP kg NMVOC- Äqv.
KM SOEC	8,8E-04	2,0E-07	1,3E-03	1,1E-02	2,5E-04	2,1E+00	5,8E-03
KM AEC	8,9E-04	7,6E-08	1,3E-03	9,4E-03	3,2E-04	9,1E+01	4,5E-03
BM RBR SOEC	1,1E-03	2,4E-07	1,7E-03	1,3E-02	3,1E-04	2,6E+00	7,4E-02
BM RBR AEC	1,1E-03	1,0E-07	1,5E-03	1,3E-02	4,1E-04	1,3E+00	6,2E-03
BM RR SOEC	1,1E-03	2,4E-07	1,6E-03	1,3E-02	3,2E-04	2,5E+00	7,1E-02
BM RR AEC	1,1E-03	1,0E-07	1,5E-03	1,3E-02	4,2E-04	1,2E+00	5,9E-03

Der in [Tabelle 6-1](#) aufgeführte Vergleich zeigt über alle Wirkungskategorien hinweg ökologische Vorteile für die Varianten der KM. Bezüglich der BM ergibt sich je nach Wirkungskategorie und Variante ein ca. 21-35 % höheres Ergebnis im Vergleich zur KM. Als besonders relevante Einflussgröße auf die Indikatoren zeigt sich auch hier die Wasserstoffbereitstellung. Deren Anteil an den Umweltwirkungen der KM beträgt sogar für alle Wirkungskategorien über 95 %. Hinsichtlich der Wasserstoffbereitstellung zeigen sich bei genauerer Analyse wiederum die in [Tabelle 6-1](#) beschriebenen Ursachen für die Umweltwirkungen. Bei der KM entfallen die nächsthöheren, aber im niedrigen einstelligen Prozentbereich liegenden Anteile meist auf den BoP-Bau. Die Ursache dafür ist insbesondere der Stahlbedarf. Im Fall der BM ist die Wasserstoffbereitstellung über alle Kategorien und Indikatoren hinweg dagegen für über 84 % der jeweiligen Umweltwirkung verantwortlich. Es zeigt sich hinsichtlich der beiden Varianten jedoch auch ein differenziertes Bild. Bei der BM-RBR-Variante weist der Anlagenbau überwiegend die nächsthöchsten Beiträge an den Umweltwirkungen auf. Die nächsthöchsten Beiträge werden beim RR hingegen überwiegend durch den Strombedarf der Methanisierung hervorgerufen. Diese Umweltwirkungen werden wiederum durch die in den Stromversorgungsinfrastrukturen Verwendung findenden und zuvor erwähnten Materialien wie Stahl, Kupfer und Aluminium verursacht.

6.4 Methanisierungstechnologien – Lebenszykluskosten im Jahr 2020

Auch für die Methanisierungstechnologien erfolgt auf Basis der in Kapitel 5.3 getroffenen Annahmen für die Lebenszykluskostenrechnung die Berechnung der Gestehungskosten. Als Ergebnisse resultieren somit die SNG-Gestehungskosten der unterschiedlichen Methanisierungstechnologien für das Jahr 2020. Im Fall der BM wird zwischen den beiden analysierten Reaktorkonzepten bezüglich des angenommenen Strombedarfs unterschieden. Die sich unter Berücksichtigung dieser Annahmen aus der Analyse des Jahres 2020 ergebenden SNG-Gestehungskosten sind in [Abbildung 6-6](#) dargestellt.

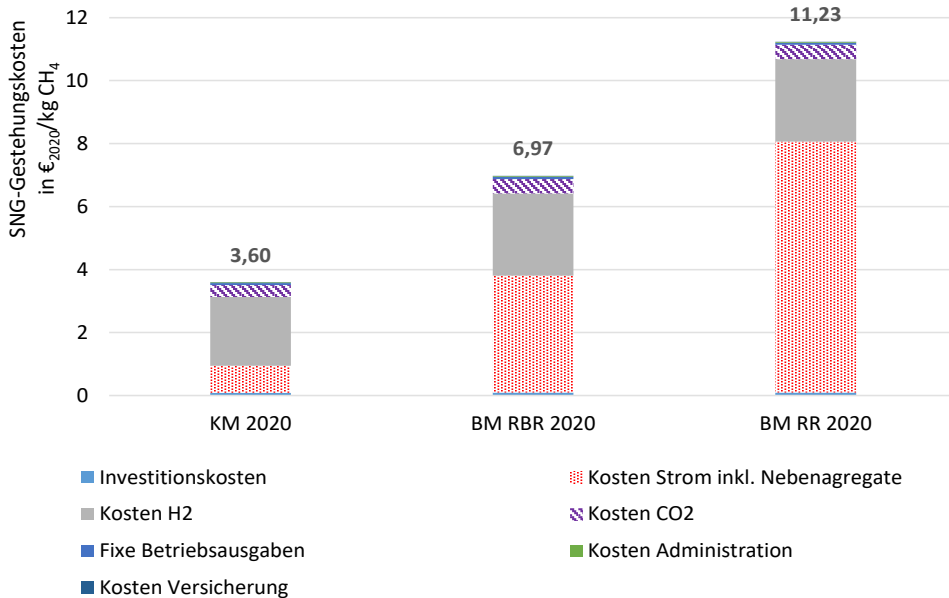


Abbildung 6-6: Methanisierungstechnologien – SNG-Gestehungskosten für das Betrachtungsjahr 2020 und 1 MW_{SNG}-Systeme

Diese Abbildung verdeutlicht, dass im Jahr 2020 deutliche Kostenvorteile bei der KM bestehen. Die SNG-Gestehungskosten der KM fallen, gegenüber einem System der BM mit RR, um ca. 7,6 €/kg CH₄ und somit 70 % geringer aus. Im Vergleich zum Konzept mit RBR sind die Gestehungskosten der KM knapp 3,4 €/kg CH₄ (48 %) niedriger. Der Anteil mehrerer Bestandteile an den Gestehungskosten bewegt sich technologieübergreifend in ähnlichen Größenordnungen. Bei den Varianten der BM ergeben sich aufgrund des höheren Strombedarfs jedoch signifikant höhere Kosten. Der strombedingt verursachte Kostenanteil beträgt 54 % für die Systeme mit Rieselbettreaktor und 72 % bei den Systemen mit Rührreaktor. Die Wasserstoffbezugskosten liegen bei der KM bei ungefähr 2,2 €/kg CH₄ während bei den Varianten der BM 2,6 €/kg CH₄ anfallen. Hierbei sind die leichten Unterschiede durch den etwas geringeren Wasserstoffbedarf der KM begründet. Die Kosten für das eingesetzte Kohlendioxid betragen um die 0,4 €/kg CH₄, wobei die spezifischen Kosten für die Varianten der BM etwas darüber und im Fall der KM etwas darunter liegen. Die Anteile der für das Kohlendioxid anfallenden Kosten an den jeweiligen SNG-Gestehungskosten reichen von 4,1 bis 10,6 %.

7 Lebenszyklusanalysen für Power-to-Gas-Optionen im Jahr 2050

Dieses Kapitel bezieht sich zum Teil auf Inhalte und Ergebnisse aus den folgenden Publikationen: Koj et al. (2022a) [149] und Koj et al. (2022c) [312]

Kapitel 7 präsentiert die Ergebnisse der Lebenszyklusanalysen für PtG-Optionen sowie verschiedene Varianten der Strom- und Kohlendioxidbereitstellung im Jahr 2050.

7.1 Elektrolysetechnologien – Wirkungsabschätzung für das Jahr 2050

Für das Jahr 2050 werden Analyseergebnisse wiedergegeben, die sich mit den Ergebnissen für das Jahr 2020 vergleichen lassen. So wird hinsichtlich des Indikators Treibhauspotenzial wiederum die Wasserstoffproduktion im Allgemeinen und der Bau der jeweiligen Elektrolysestacks im Speziellen betrachtet. Ergänzend werden die für die weiteren Umweltwirkungskategorien ermittelten Ergebnisse je Elektrolysetechnologie und im Vergleich zur Wasserstoffproduktion mittels Erdgas-Dampfreformierung präsentiert.

7.1.1 Elektrolysetechnologien – Treibhauspotenzial der Wasserstoffproduktion

Die Wirkungsabschätzung bezüglich der Wasserstoffproduktion im Jahr 2050 ist in [Abbildung 7-1](#) dargestellt.

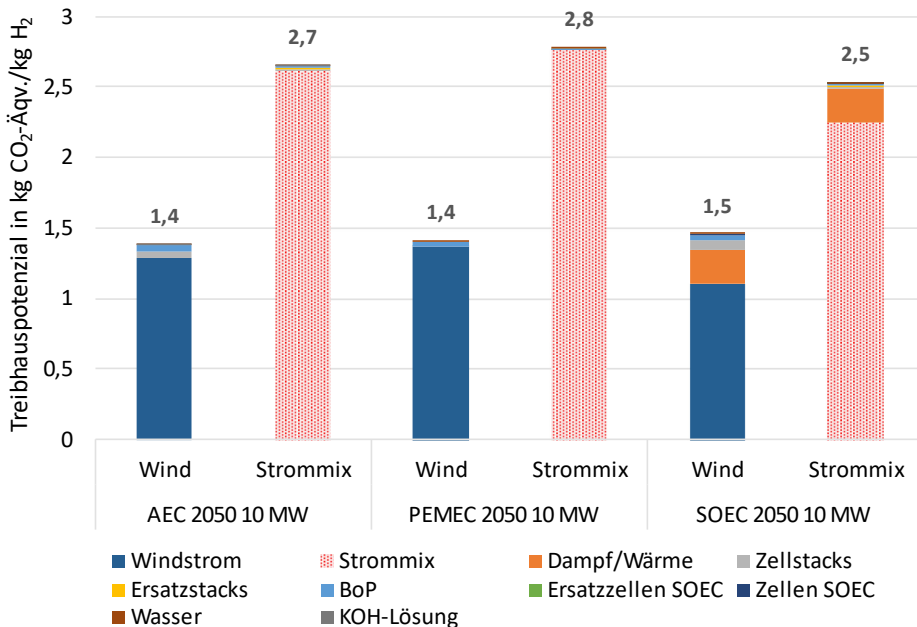


Abbildung 7-1: Treibhauspotenzial der Elektrolysetechnologien mit jeweils 10 MW_{el} bei unterschiedlichen Stromversorgungsvarianten – Vergleich für das Jahr 2050

Es zeigt sich, dass auch im Jahr 2050 ein geringeres Treibhauspotenzial für den Fall eines Betriebs mit Windstrom zu verzeichnen ist. Der analysierte Strommix des Jahres 2050 stammt allerdings zu 100 % aus erneuerbaren Energien und zeigt sich gegenüber dem größtenteils auf

fossilen Energieträgern beruhenden Strommix des Jahres 2020 deutlich verändert. Daher fällt der ökologische Vorteil im Jahr 2050 durch den Betrieb mit Windstrom im Vergleich zum zukünftigen Strommix geringer aus. Bei den AEC- und PEMEC-Systemen lassen sich durch den vollständigen Betrieb mit Windstrom statt mit dem Strommix die Treibhauspotenziale noch um ca. 50 % reduzieren. Die [Abbildung 7-1](#) verdeutlicht zudem, dass alle drei PtH₂-Systeme im Fall eines Betriebs mit Windstrom nahezu identische Treibhauspotenzial-Ergebnisse erzielen. Auch für den Fall eines Betriebs mit dem Strommix im Jahr 2050 weisen die Systeme ein gleichwertiges Niveau der Treibhauspotenzial-Ergebnisse auf. Ein geringfügig niedrigeres Treibhauspotenzial aufgrund des niedrigeren Strombedarfs ergibt sich hierbei, analog zu den Analysen mit dem Strommix des Jahres 2020, bei den SOEC-Systemen. Der Beitrag bezüglich der Zufuhr von Dampf bzw. Wärme zum Treibhauspotenzial hat sich in der Betrachtung des Jahres 2050 durch die Berücksichtigung einer alternativen Wärmequelle ebenfalls deutlich verringert. Die hier angenommene Wärmeversorgung auf Biomethan-Basis weist nur noch einen Anteil von ca. 16 % am Treibhauspotenzial der auf Windstrom basierten Wasserstoffproduktion von SOEC-Systemen auf. Zudem nimmt der Beitrag der Bauphase zum Treibhauspotenzial technologieübergreifend ab und liegt bei allen Technologien unter 8 %. Ursache für die verringerten Anteile am Treibhauspotenzial, die sich gegenüber den Analysen für das Jahr 2020 zeigen, sind insbesondere höhere Lebensdauerannahmen.

7.1.2 Elektrolysetechnologien – Beiträge der Elektrolysestacks zum Treibhauspotenzial

Zur besseren Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen der Wirkungsabschätzungen für das Jahr 2020 in Kapitel 6.1 wird wiederum das, durch den Bau von Stacks, inklusive zugehöriger Zellen, hervorgerufene Treibhauspotenzial bei AEC-, PEMEC- und SOEC-Systemen bestimmt. Berücksichtigt werden somit, abgesehen von den BoP-Komponenten, die wesentlichen Systemkomponenten. Für den Bau eines 1 MW AEC-Systems im Jahr 2050 errechnet sich ein Treibhauspotenzial in Höhe von 40,1 t CO₂-Äquivalenten. Im Vergleich zum Jahr 2020 zeigen die Analysen eine Reduktion des Treibhauspotenzials um mehr als 52 % (44,7 t CO₂-Äquivalente). Der Bau eines 1 MW PEMEC-Systems ruft im Jahr 2050 7 t CO₂-Äquivalente hervor. Der absolute Rückgang (rund 70 t CO₂-Äquivalente) und die relative Reduktion (über 90 %, jeweils im Vergleich zu 2020) fällt für diese Elektrolysetechnologie am deutlichsten aus. Dies ist aufgrund der starken Bestimmtheit des Treibhauspotenzials des Baus von PEMEC-Systemen durch die potenziell kritischen Rohstoffe im Jahr 2020 bedingt. Entsprechend der gemäß den Trendextrapolationen (s. Kap. 5.4) angenommenen Reduktionen dieser Materialien, verringert sich das Treibhauspotenzial der PEMEC-Stacks besonders stark. Am geringsten fällt hingegen die Reduktion bei den SOEC-Systemen aus. Diese beträgt lediglich 5,4 t CO₂-Äquivalente (ca. 11 %), wodurch im Jahr 2050 durch den Bau eines SOEC-Systems noch 45,2 t CO₂-Äquivalente verursacht werden. Zur Verdeutlichung besonders relevanter Beiträge einzelner Materialien werden in [Abbildung 7-2](#) je Elektrolysetyp die drei Materialien mit den höchsten Anteilen am Treibhauspotenzial veranschaulicht. Die für das Jahr 2050 angenommenen Reduktionen des Einsatzes potenziell kritischer Rohstoffe im Rahmen des Baus der betrachteten Systeme führen einerseits zu den zuvor beschriebenen Verringerungen des Treibhauspotenzials. Andererseits ergeben sich Verschiebungen hinsichtlich der Relevanz dieser Materialien, wie aus [Abbildung 7-2](#) ersichtlich wird.

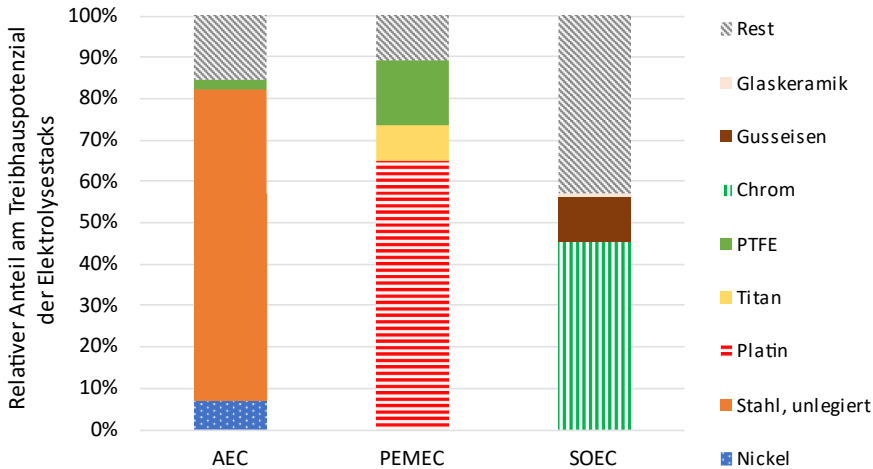


Abbildung 7-2: Relative Beiträge verschiedener Materialien zum Treibhauspotenzial von 1 MW_{el} Elektrolysesystemen – Analysen für das Jahr 2050

Bezogen auf die 1 MW_{el} AEC-Systeme entwickelt sich der Beitrag zum Treibhauspotenzial im Fall von Nickel und unlegiertem Stahl im Vergleich zwischen 2020 und 2050 nahezu gegenläufig. Während sich der Beitrag des potenziell kritischen Rohstoffs Nickel drastisch auf 7 % reduziert, ruft unlegierter Stahl 75 % des Treibhauspotenzials hervor und wird zum Material mit dem höchsten Anteil am Treibhauspotenzial im Rahmen des Baus von AEC-Systemen. Beim Bau von 1 MW_{el} PEMEC-Systemen bleibt dagegen Platin das Material mit dem höchsten Beitrag (65 %). Der Anteil dieses potenziell kritischen Rohstoffs verringert sich gegenüber den Analyseergebnissen für das Jahr 2020 aber dennoch deutlich. Zudem löst PTFE, aufgrund der für das Jahr 2050 als konstant angenommenen Materialmenge und einem daraus folgenden Anteil von knapp 16 %, Titan als das Material mit dem zweithöchsten Beitrag zum Treibhauspotenzial ab. Chrom und Gusseisen bleiben bei der Betrachtung von 1 MW_{el} SOEC-Systemen jene Materialien, die mit einem gemeinsamen Anteil von 56 % am stärksten zum Treibhauspotenzial beitragen.

7.1.3 Elektrolysetechnologien – Wirkungsabschätzung für ergänzende Indikatoren und Vergleich mit einer Referenztechnologie

Auch im Rahmen der Analyse der Elektrolysetechnologien für das Jahr 2050 werden neben dem Indikator Treibhauspotenzial noch weitere Umweltwirkungen betrachtet. Wie schon in Kapitel 6.1 werden die Ergebnisse für alle Indikatoren anschließend mit den Umweltwirkungen der als Referenztechnologie dienenden Wasserstoffproduktion mittels Dampfreformierung verglichen. [Abbildung 7-3](#) gibt dabei die Ergebnisse dieses Vergleichs wieder. Gegenüber dem sich im Jahr 2020 ergebenden Bild, sind Verbesserungen der Werte bei den betrachteten Elektrolysetechnologien im Vergleich zur Dampfreformierung festzustellen. Dies betrifft besonders jene Fälle, in denen die Elektrolysetechnologien mit dem künftigen Strommix betrieben werden. Während die Ergebnisse für die Strommix-Varianten im Jahr 2020 häufig um ein Vielfaches über jenen bei Windstrombetrieb liegen, nähern sich diese Ergebnisse bei der Analyse für das Jahr 2050 deutlich an.

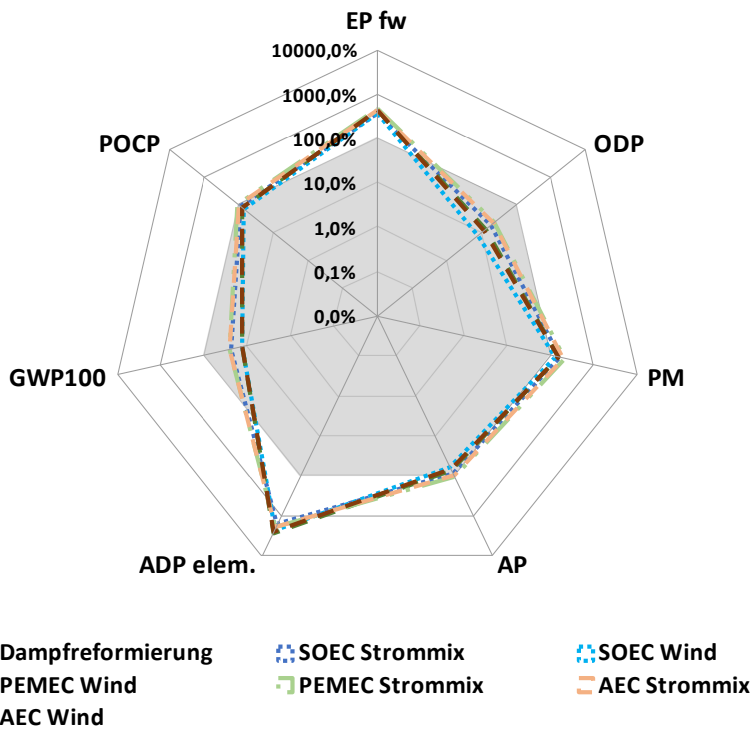


Abbildung 7-3: Relativer Vergleich mehrerer Umweltwirkungen der Elektrolysetechnologien mit der Dampfreformierung unter Verwendung einer dekadischen logarithmischen Skala – Analyse des Jahres 2050 und zweier Stromversorgungssituationen

Hinsichtlich des Treibhauspotenzials werden für die mit Windstrom betriebenen Varianten Reduktionen gegenüber der weiterentwickelten Dampfreformierung bis zu 87 % erreicht. Ein gegenüber der Referenztechnologie um bis zu 92 % niedrigeres Ozonabbaupotenzial wird beim Betrieb mit Windstrom und ein bis zu 82 % niedrigeres Ergebnis beim Betrieb mit dem Strommix des Jahres 2050 erreicht. Auch die Umweltwirkungen in den Kategorien Versauerung und Sommersmogpotenzial gestalten sich für einige Varianten der Elektrolyse positiver. Dies betrifft insbesondere AEC- und PEMEC-Systeme beim Betrieb mit Windstrom. Im Fall der Wirkungskategorien PM, EP fw und ADP elem. überschreiten die Elektrolysetechnologien dagegen das von der Dampfreformierung hervorgerufene Treibhauspotenzial für alle betrachteten Varianten. Im Vergleich zu den Analyseergebnissen für das Jahr 2020 reduzieren sich die Umweltwirkungen in den jeweiligen Kategorien jedoch sehr deutlich. Besonders hohe Rückgänge sind beim Betrieb der Elektrolysetechnologien mit dem Strommix festzustellen. Dies ist auf den Wegfall der Kohlestromerzeugung im Strommix des Jahres 2050 zurückzuführen. Besonders stark fällt diese Reduktion für den Indikator Versauerung aus, wobei die Ergebnisse durchgängig um 36 % und mehr unterhalb derer für das Jahr 2020 liegen. Für die neben dem Treibhauspotenzial betrachteten Umweltwirkungskategorien stellt sich die Herstellung der PV-Zellen und -Systeme für den PV-Strommix-Anteil im Jahr 2050 als Hauptursache heraus.

7.2 Elektrolysetechnologien – Lebenszykluskosten im Jahr 2050

Für das Jahr 2050 erfolgt ebenfalls eine Analyse der Lebenszykluskosten, die beim Betrieb der drei Elektrolysetechnologien mit Windstrom anfallen. Als Anlagengröße werden dabei PtH₂-Systeme mit einer elektrischen Eingangsleistung von 10 MW betrachtet. Die unter der Berücksichtigung der Annahmen für das Jahr 2050 ermittelten Wasserstoff-Gestehungskosten, angegeben in €₂₀₂₀/kg H₂, sind in [Abbildung 7-4](#) aufgeführt.

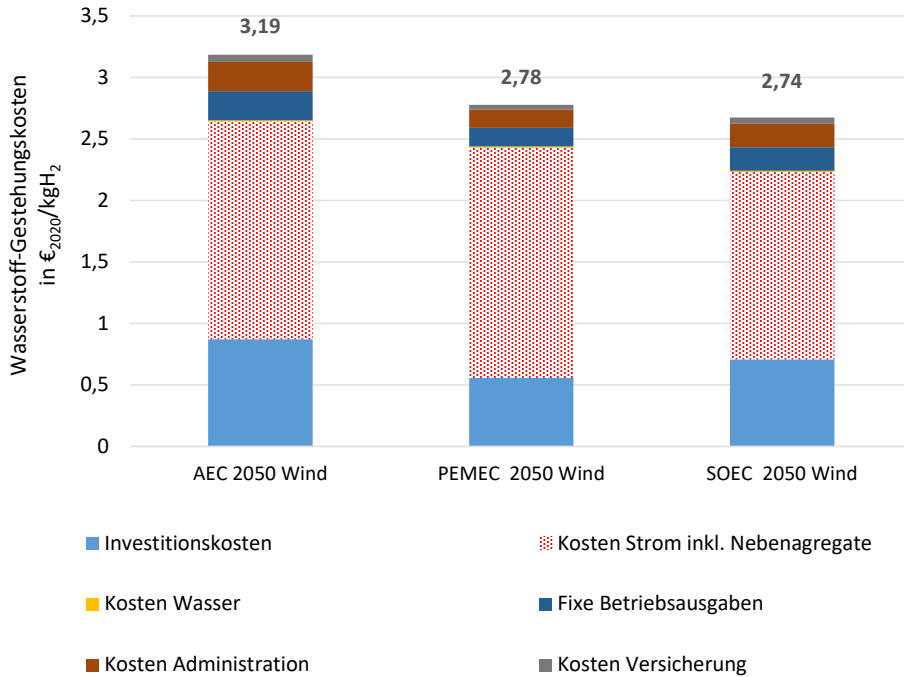


Abbildung 7-4: Elektrolysetechnologien – Wasserstoff-Gestehungskosten von 10 MW_{el} Elektrolysesystemen im Jahr 2050

Im Gegensatz zu den stark variierenden Wasserstoff-Gestehungskosten im Jahr 2020, die sich z.T. um ein Vielfaches unterscheiden, reduziert sich die Bandbreite der Gestehungskosten im Rahmen der Analyse für das Jahr 2050 deutlich. Die Kosten der Wasserstoffproduktion mit dem AEC-System liegen dabei ca. 16 % über denen der Produktion mittels des SOEC-Systems. Für Letztgenanntes ergibt sich im Vergleich zu den für das Jahr 2020 ermittelten Wasserstoff-Gestehungskosten (16,8 €₂₀₂₀/kg H₂) eine besonders signifikante Minderung. Insbesondere der Wegfall der Stacktauschkosten und die Senkung der Investitionskosten tragen zu dieser Entwicklung bei. Dies ist den ersten Punkt betreffend darin begründet, dass sich das erwartete Lebensdauerniveau im Vergleich zum 30 Jahre früheren Zeitpunkt um ein Vielfaches erhöht. Aufgrund der hohen Lebensdauern entfallen die Kosten für den Stacktausch, die im Jahr 2020 noch die Gesamtkosten dieses Systems maßgeblich bestimmen, komplett. Bezüglich des zweiten Punkts führt die getroffene Annahme einer signifikanten Abnahme der Investitionskosten bis zum Jahr 2050 dazu, dass ebendieser Kostenbeitrag deutlich abnimmt. Die SOEC

wird so, auch in Verbindung mit einem niedrigeren Stromverbrauch und den damit einhergehenden niedrigeren Stromkosten, im Vergleich zu den anderen Systemen konkurrenzfähig. Trotz höherer Stromkosten erreicht das PEMEC-System dennoch nahezu das Kostenniveau des SOEC-Systems, da die niedrigeren spezifischen Investitionskosten den Kostennachteil beinahe ausgleichen. Die spezifischen Stromkosten zeigen sich technologieübergreifend als größter Einzelbestandteil an den Wasserstoff-Gestehungskosten i.H.v. 55 bis 67 %. Aufgrund eines Anteils von 20 bis 27 % zeichnen sich die spezifischen Investitionskosten für den jeweils zweitgrößten Kostenbeitrag verantwortlich. Die Anteile weiterer Kosten an den Gestehungskosten sind dagegen gering. Wärmekosten entstehen lediglich im Fall der Nutzung eines SOEC-Systems und fallen mit knapp 3 % ebenfalls gering aus.

7.3 Methanisierungstechnologien – Wirkungsabschätzung für das Jahr 2050

In diesem Kapitel wird auf die Umweltwirkungen verschiedener Varianten von PtCH₄-Systemen im Jahr 2050 eingegangen. Es werden dafür insbesondere mögliche Kombinationen mit unterschiedlichen Arten der Strom-, Wasserstoff- und Kohlendioxidbereitstellung betrachtet. Für das Jahr 2050 werden 10 MW_{SNG}-Systeme anstelle von 1 MW_{SNG}-Systemen als Standardfall analysiert. Die FE der Betrachtung ist weiterhin „1 kg CH₄“.

7.3.1 Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial der SNG-Produktion

Zunächst werden für das Jahr 2050 die Auswirkungen von Variationen der betrachteten Methanisierungstechnologien bezüglich der Strom-, Wasserstoff- und Kohlendioxidbereitstellung auf den Indikator Treibhauspotenzial analysiert. Zur Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen in Kapitel 6.3 erfolgt hinsichtlich des Wasserstoffs eine Beschränkung auf dessen Bereitstellung mittels AEC- und SOEC-Systemen. Es wird wieder jeweils der Vergleich zwischen einer Best Case- und einer Worst Case-Variante vorgenommen. Dabei wird, wie bereits in Kapitel 6.3, der Best Case als eine Kombination aus einer MEA-Wäsche zur Kohlendioxidbereitstellung und einer vorgelagerten Wasserstoffproduktion mit Windstrom modelliert. Die Worst Case-Variante liegt im Rahmen dieser Analyse in der Kombination von DAC zur Kohlendioxidbereitstellung und der Strom- und Wasserstoffproduktion basierend auf dem Netzstrommix vor. Die Ergebnisse für die PtCH₄-Systeme werden wiederum mit den Angaben von Liebich et al. [286] bezüglich des Treibhauspotenzials von Erdgas inkl. Vorkette verglichen. Auf das Jahr 2050 bezogene Analyseergebnisse für den Indikator Treibhauspotenzial sind in [Abbildung 7-5](#) aufgeführt. Etwaige Gutschriften sind in dieser Analyse nicht berücksichtigt. Diese Abbildung verdeutlicht, dass sämtliche PtCH₄-Systemvarianten ein niedrigeres Treibhauspotenzial im Vergleich zur konventionellen Erdgasbereitstellung aufweisen. Das Treibhauspotenzial der jeweiligen PtCH₄-Systeme liegt in Abhängigkeit der Variante 18-77 % unter dem verwendeten Referenzwert für Erdgas inklusive dessen Vorkette. Zudem zeigt sich der bereits in vorherigen Analysen mehrfach festgestellte Vorteil des Windstrombetriebs. Die beiden Varianten der Strombereitstellung nähern sich diesbezüglich aber auch bei der Analyse für PtCH₄-Systeme im Jahr 2050 deutlich an. Für das Jahr 2020 liegt das Treibhauspotenzial von Netzstrommix nutzenden Systemen noch um das Fünf- bis Sechzehnfache über den Ergebnissen mit Windstrom. Im Jahr 2050 ergeben sich hingegen nur noch doppelt bis dreifach höhere Treibhauspotenzial-Ergebnisse bei Strommixnutzung. Dies ist insbesondere durch den Wegfall der fossilen Energieträger im Strommix des Jahres 2050 begründet.

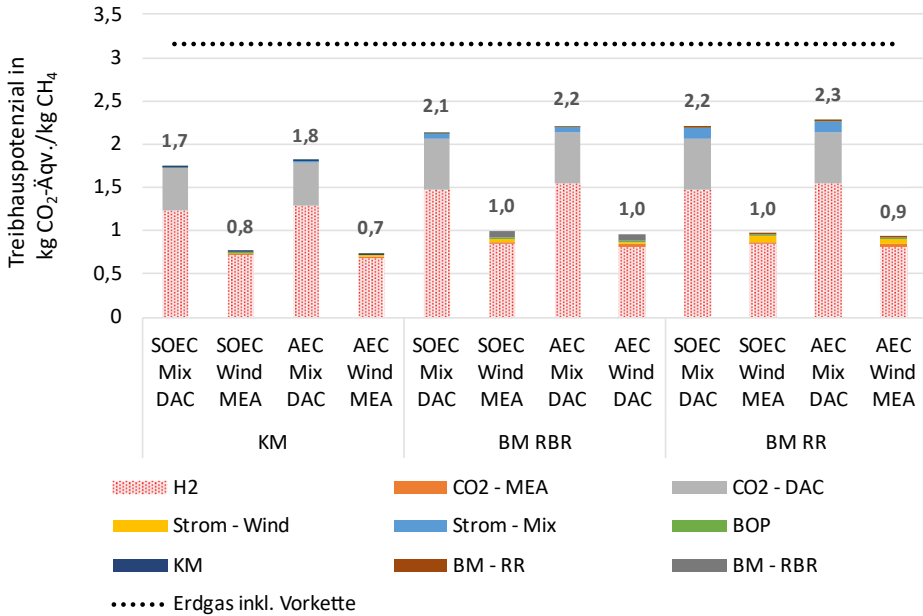


Abbildung 7-5: Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial im Jahr 2050 beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix im Vergleich zum Erdgas als Referenz

Abbildung 7-5 verdeutlicht zudem, dass die vorgelagerte Wasserstoffbereitstellung technologieübergreifend weiterhin für den höchsten Anteil am Treibhauspotenzial der PtCH₄-Systeme verantwortlich bleibt. Der relative Beitrag geht jedoch in den jeweils als Worst Case betrachteten Varianten im Vergleich zur Analyse des Jahres 2020 spürbar zurück. Im Gegenzug nimmt allerdings die relative Bedeutung der Kohlendioxidbereitstellung in diesen Fällen technologieübergreifend mit einem relativen Anteil bei der Nutzung von Strommix und DAC i.H.v. 25-28 % deutlich zu. Absolut gesehen fallen die Werte aber auch für diese Form der Kohlendioxidbereitstellung deutlich niedriger als für das Jahr 2020 aus. Dies liegt neben dem für das Jahr 2050 angenommenen Strommix daran, dass für diese Bereitstellung ein sinkender Verbrauch von Strom und Wärme bilanziert wird. Zudem ist die Gewinnung von Wärme aus einer Biomethan nutzenden Brennstoffzelle anstatt einer auf fossilen Energieträgern basierenden Wärmeerzeugung vorgesehen. Aufgrund des angenommenen niedrigeren Strom- und Wasserstoffbedarfs bleibt im Vergleich der Technologien ein ökologischer Vorteil für die KM bestehen. Im Fall der Varianten der BM weisen beide sehr ähnliche Ergebnisse hinsichtlich des Indikators Treibhauspotenzial auf. Die BM mit RBR hat geringfügige Vorteile gegenüber der Variante mit RR beim Betrieb mit dem Strommix. Grund dafür ist der niedrigere Strombedarf der erstgenannten Variante. Die Variante mit RR weist hingegen geringfügige Vorteile beim Betrieb mit Windstrom auf, da sich deren Anlagenbau in deutlich geringerem Maße auf das Treibhauspotenzial auswirkt.

7.3.2 Wirkungsabschätzung bezüglich anderer Indikatoren

Auch für das Jahr 2050 werden alle sieben ausgewählten Umweltwirkungskategorien untersucht. Um eine Vergleichbarkeit mit Kapitel 6.3 zu gewährleisten und die Anzahl wiederum

überschaubar zu halten, erfolgt auch bei diesen Analysen eine Beschränkung auf die sich für den Betrieb der PtCH₄-Systeme mit Windstrom ergebenden Resultate. Zudem werden in [Tabelle 7-1](#) die Ergebnisse nach Methanisierungstechnologie und vorgelagerter Elektrollyse-technologie differenziert ausgewiesen. Hierbei wird entsprechend Kapitel 6.3 lediglich eine Wasserstoffbereitstellung mittels AEC- bzw. SOEC-Systemen betrachtet.

Tabelle 7-1: Vergleich mehrerer Umweltwirkungen der Methanisierungstechnologien – Analyse des Jahres 2050 und zweier Varianten der Wasserstoffbereitstellung (Angaben pro kg CH₄)

		H ₂ bereitgestellt durch AEC			H ₂ bereitgestellt durch SOEC		
		BM RR	BM RBR	KM	BM RR	BM RBR	KM
EP fw	kg P-Äqv.	9.1E-04	8.8E-04	7.1E-04	8.0E-04	7.8E-04	6.2E-04
ODP	kg CFC-11-Äqv.	7.9E-08	7.8E-08	6.3E-08	5.2E-08	5.1E-08	4.0E-08
PM	kg PM _{2,5} -Äqv.	1.0E-03	1.0E-03	8.0E-04	8.9E-04	8.9E-04	7.0E-04
AP	molc H+-Äqv.	6.3E-03	6.4E-03	5.0E-03	5.5E-03	5.5E-03	4.3E-03
ADP elem.	kg Sb-Äqv.	3.2E-04	3.1E-04	2.5E-04	2.8E-04	2.7E-04	2.2E-04
GWP100	kg CO ₂ -Äqv.	9.2E-01	9.6E-01	7.2E-01	9.5E-01	9.9E-01	7.5E-01
POCP	kg NMVOC-Äqv.	4.4E-03	4.4E-03	3.4E-03	3.8E-03	3.9E-03	3.0E-03

Im Vergleich zu den Ergebnissen der PtCH₄-Systeme im Jahr 2020 sind deutlich reduzierte Umweltwirkungen im Rahmen der Analysen des Jahres 2050 feststellbar. Mit bis zu 83 % fallen dabei die Reduktionen im Fall der Wirkungskategorie Ozonabbau Potenzial am deutlichsten aus. Auch im Jahr 2050 zeigt sich die Wasserstoffbereitstellung als wesentliche Ursache von sich ergebenden Umweltwirkungen. So beläuft sich deren Anteil an sämtlichen Umweltwirkungen technologieübergreifend auf mindestens 85 %. Bei der Wasserstoffbereitstellung ergeben sich beim Vergleich der Betrachtungszeitpunkte meist höhere Reduktionspotenziale im Fall des Einsatzes von SOEC-Systemen. Die Analyseergebnisse aus [Tabelle 7-1](#) für das Jahr 2050 zeigen niedrigere Umweltwirkungen der KM für alle Wirkungskategorien. Somit bleibt der bereits für das Jahr 2020 festgestellte ökologische Vorteil auch im Jahr 2050 bestehen. Im Fall der beiden unterschiedlichen Reaktorkonzepte im Kontext der BM ergeben sich 23-33 % höhere Umweltwirkungen im Vergleich zur KM. Die Umweltwirkungen dieser beiden Varianten liegen dabei vornehmlich dicht beieinander. Bedingt durch den unterschiedlich hohen Stromverbrauch sowie Materialaufwand der beiden Reaktorkonzepte variieren jedoch die ökologischen Vorteilhaftigkeiten in Abhängigkeit der jeweils betrachteten Umweltwirkungskategorie. Beim RBR sind im direkten Vergleich wiederum höhere Beiträge des Anlagenbaus festzustellen, derweil bei den RR die vorgelagerte Strom- und Wasserstoffbereitstellung von höherer Relevanz ist.

7.4 Methanisierungstechnologien – Lebenszykluskosten im Jahr 2050

Differenziert nach den drei Methanisierungstechnologien erfolgt eine Analyse der Lebenszykluskosten von PtCH₄-Systemen des Jahres 2050. Die hierbei betrachtete Anlagengröße beträgt 10 MW_{SNG}. Die gemäß den Annahmen für das Jahr 2050 ermittelten SNG-Gestehungskosten der PtCH₄-Systeme, angegeben in €₂₀₂₀/kg CH₄, sind in [Abbildung 7-6](#) aufgeführt.

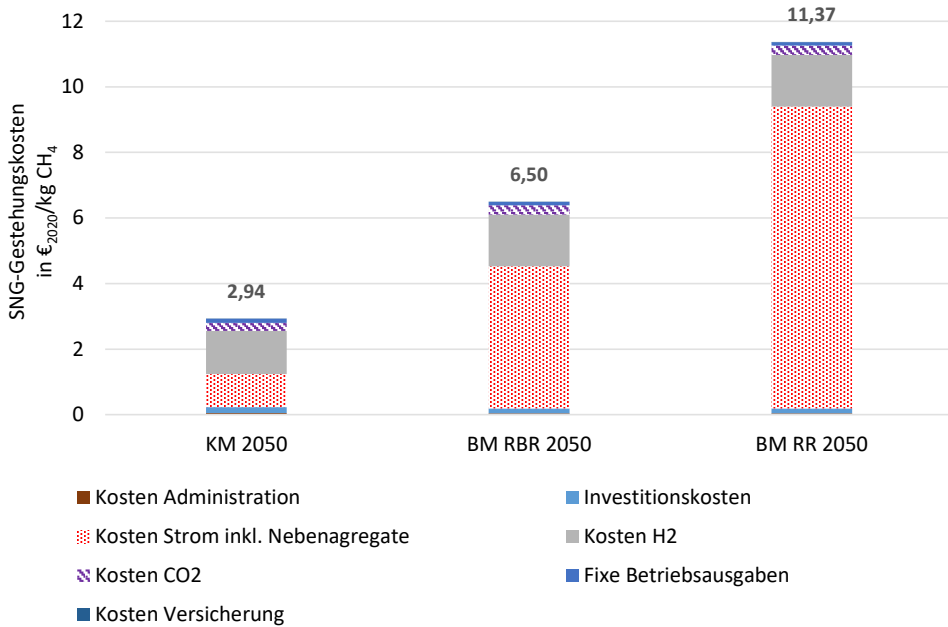


Abbildung 7-6: Methanisierungstechnologien – SNG-Gestehungskosten für das Betrachtungsjahr 2050 und 10 MW_{SNG}-Systeme

Die [Abbildung 7-6](#) illustriert, dass im Jahr 2050 weiterhin deutliche Kostenvorteile für die KM bestehen. Hinsichtlich der SNG-Gestehungskosten ergibt sich die gleiche Rangfolge unter den Technologien, die sich bereits bei der Analyse des Jahres 2020 (s. Kap. 6.4) zeigte. Mit knapp unter 3 €₂₀₂₀/kg CH₄ fallen die niedrigsten SNG-Gestehungskosten für die KM an. Gegenüber der BM mit RBR beträgt der Kostenvorteil ca. 3,5 €₂₀₂₀/kg CH₄. Gar um fast 8,5 €₂₀₂₀/kg CH₄ geringer fallen die SNG-Gestehungskosten im Vergleich zur BM mit RR aus, was fast 75 % niedrigeren Gestehungskosten entspricht. Mehrere Gestehungskostenbeiträge weisen auch bei den Analysen für das Jahr 2050 technologieübergreifend ähnliche Größenordnungen auf. Während der Beitrag der Wasserstoffbereitstellung an den Kosten im Jahr 2050 gegenüber dem Jahr 2020 abnimmt, erhöht sich der Beitrag der Stromkosten. Zweiteres liegt in der höheren Kostenannahme für den zukünftigen Windstrombezug im Vergleich zum Netzstrombezug im Jahr 2020 begründet. Aufgrund des niedrigen Strombedarfs im Fall der KM kann dieser Kostenanstieg jedoch durch Einsparungen insbesondere bei der Wasserstoffbereitstellung überkompensiert werden, sodass die SNG-Gestehungskosten über 0,6 €₂₀₂₀/kg CH₄ niedriger ausfallen als im Jahr 2020. Auch die SNG-Gestehungskosten der BM RBR-Systeme sind im Vergleich zum Jahr 2020 um fast 0,5 €₂₀₂₀/kg CH₄ niedriger. Demgegenüber ergeben sich bei der Betrachtung von BM RBR-Systemen, deren Strombedarf im Gegensatz zu den anderen beiden Methanisierungstechnologien deutlich höher ausfällt, dadurch sogar um etwas mehr als 0,1 €₂₀₂₀/kg CH₄ erhöhte SNG-Gestehungskosten.

7.5 Wirkungsabschätzung für das Jahr 2050 unter Berücksichtigung von Lernkurven

Die bisherigen Wirkungsabschätzungen, die Elektrolysetechnologien und das Jahr 2050 betreffend, fußen auf Literaturangaben und zum Teil auf Trendextrapolationen, die ebenfalls auf Literaturergebnissen basieren. Nachfolgende Analysen sollen aufzeigen, welche Projektionen sich zur Entwicklung des Treibhauspotenzials der Elektrolyse- und Methanisierungstechnologien ergeben können, falls der in Kapitel 5.5 vorgestellte Ansatz der Umweltlernkurven verwendet wird. Zum einen fließen die in Kapitel 5.5 dargestellten Kapazitätsentwicklungen der Elektrolyse- und Methanisierungstechnologien und die dort festgelegten Lernraten in diese Lernkurvenanalysen ein. Zum anderen finden in Kapitel 6 ermittelte Treibhauspotenzialergebnisse für das Jahr 2020 der mit Windstrom betriebenen PtG-Systeme als Startwert Berücksichtigung.

7.5.1 Umweltlernkurvenanalysen der PtH₂-Systeme

Im Fall der PtH₂-Systeme werden die Ergebnisse differenziert nach Szenarien mit unterschiedlichen Lernraten (LR), hoher (hoch) und niedriger (niedrig) Kapazitätssteigerung und in Fünfjahresschritten vom Jahr 2020 bis zum Jahr 2050 berechnet. Dabei werden wiederum die drei Elektrolysetechnologien AEC, PEMEC und SOEC betrachtet.

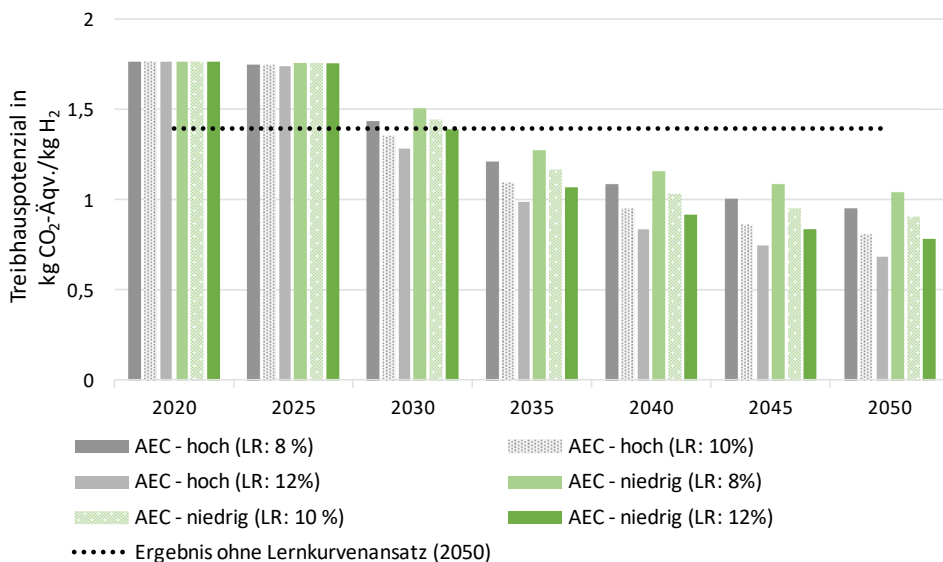


Abbildung 7-7: AEC-Systeme – Lernkurvenanalyse des Treibhauspotenzials unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen

Abbildung 7-7 stellt die Ergebnisse der Lernkurvenanalyse für AEC-Systeme dar. Es wird ersichtlich, dass die größte Verringerung des Treibhauspotenzials in absoluten Werten zwischen den Jahren 2025 und 2030 vorliegt. Sie reicht von ca. 0,25 kg CO₂-Äqv./kg H₂, unter der Annahme der niedrigsten Lernrate und des geringsten Kapazitätsausbaus, bis zu 0,45 kg CO₂-Äqv./kg H₂. Die maximale Reduktion für diesen Zeitraum lässt sich im Szenario mit hohem Kapazitätsausbau und der höchsten Lernrate erzielen. Der Grund dafür ist durch die mit Abstand höchsten relativen Multiplikationsraten (Vervielfältigung) bezogen auf die installierte

Kapazität der AEC-Systeme in dieser Periode gegeben. In den Folgejahren und -jahrzehnten verringert sich das Treibhauspotenzial zwar noch weiter, die Reduktionen nehmen aber aufgrund abnehmender Kapazitätssteigerungsraten deutlich ab. Im besten Fall reduziert sich das Treibhauspotenzial der Wasserstoffproduktion mit der AEC-Elektrolyse um 61 % im Vergleich zum Jahr 2020. Im ungünstigsten der betrachteten Fälle beträgt die Reduktion dagegen nur ca. 41 %. Das hier mittels Lernkurven ermittelte Treibhauspotenzial liegt deutlich unter den Ergebnissen der Wirkungsabschätzung für das Jahr 2050 aus Kapitel 7.1. Im Fall des Szenarios mit dem niedrigsten resultierenden Treibhauspotenzial (höchste Lernrate und hoher Kapazitätsausbau) liegt selbiges über 50 % (0,7 kg CO₂-Äqv./kg H₂) unter dem in Kapitel 7.1 ermittelten Wert. Im schlechtesten Fall verringert sich das Treibhauspotenzial lediglich um ca. 25 % (0,35 kg CO₂-Äqv./kg H₂) unterhalb des in Kapitel 7.1 ermittelten Wertes.

Die Ergebnisse für den Fall der Wasserstoffproduktion mit PEMEC-Systemen bei Nutzung des Lernkurvenansatzes sind in [Abbildung 7-8](#) dargestellt.

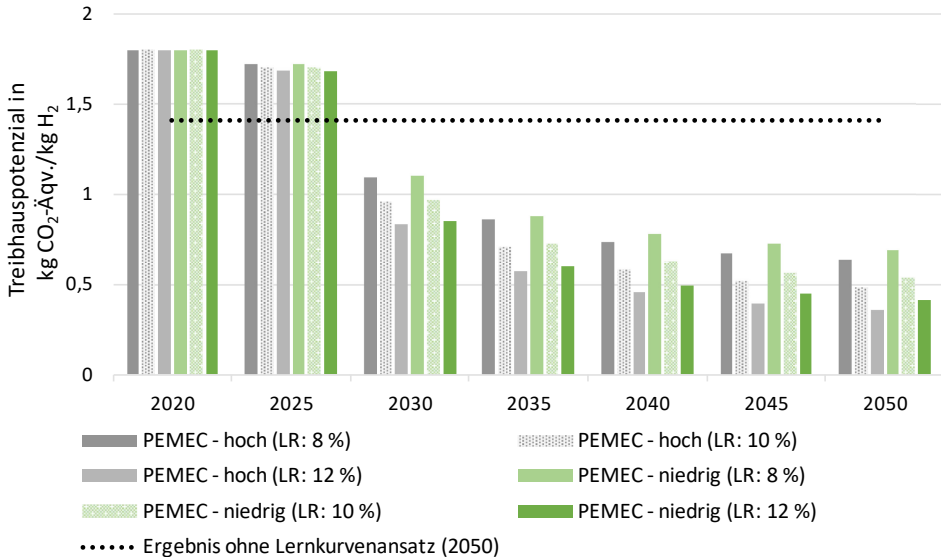


Abbildung 7-8: PEMEC-Systeme – Lernkurvenanalyse des Treibhauspotenzials unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen

Die [Abbildung 7-8](#) illustriert, dass sich bei der Betrachtung dieser Systeme ebenfalls die höchste Reduktion des Treibhauspotenzials zwischen den Jahren 2025 und 2030 ergibt. Für diesen Zeitraum errechnet sich im besten Szenario, also bei hoher Kapazitätssteigerung und höchster Lernrate, eine Reduktion des Treibhauspotenzials um 0,84 kg CO₂-Äqv./kg H₂. Bei niedriger Kapazitätssteigerung und niedrigster Lernrate ergibt sich dagegen ein Rückgang von 0,61 kg CO₂-Äqv./kg H₂. Der Grund für deutlich größere Reduktionen im Vergleich zu AEC-Systemen, liegt an einem stärkeren und schnelleren angenommenen Kapazitätsausbau. Auch im Kontext der PEMEC-Systeme kann über das Jahr 2030 hinaus eine kontinuierliche Verringerung des Treibhauspotenzials der Wasserstoffproduktion festgestellt werden. Jedoch nimmt die Dynamik dieser Reduktion auch bei dieser Technologie nach dem Jahr 2030 deutlich ab. Bezogen auf den Gesamtzeitraum von 2020 bis 2050 ergeben sich Reduktionen des

Treibhauspotenzials der PEMEC-Systeme zwischen knapp 62 % und 80 %. Im Vergleich zu den in Kapitel 7.1 berechneten Treibhauspotenzial-Ergebnissen ergeben sich bei der Lernkurvenanalyse signifikant niedrigere Werte. Im Fall der Betrachtung der höchsten Lernrate und eines hohen Kapazitätsausbaus zeigt sich ein um 74 % (1,04 kg CO₂-Äqv./kg H₂) reduziertes Treibhauspotenzial. Bei dem Szenario mit niedrigster Lernrate und niedrigem Kapazitätsausbau fällt das Treibhauspotenzial um mehr als 50 % (0,71 kg CO₂-Äqv./kg H₂) niedriger als das im Kapitel 7.1 ermittelte Ergebnis aus. Aufgrund der vorteilhafteren Annahmen hinsichtlich des Kapazitätsausbaus erreichen die PEMEC- im Vergleich zu den AEC-Systemen höhere relative Reduktionen des Treibhauspotenzials. Dennoch fällt das für das Jahr 2050 ermittelte Treibhauspotenzial der PEMEC-Systeme maximal 0,3 kg CO₂-Äqv./kg H₂ niedriger aus.

Abbildung 7-9 veranschaulicht die Treibhauspotenzial-Ergebnisse bezüglich der Wasserstoffproduktion mit SOEC-Systemen bei Nutzung des Lernkurvenansatzes.

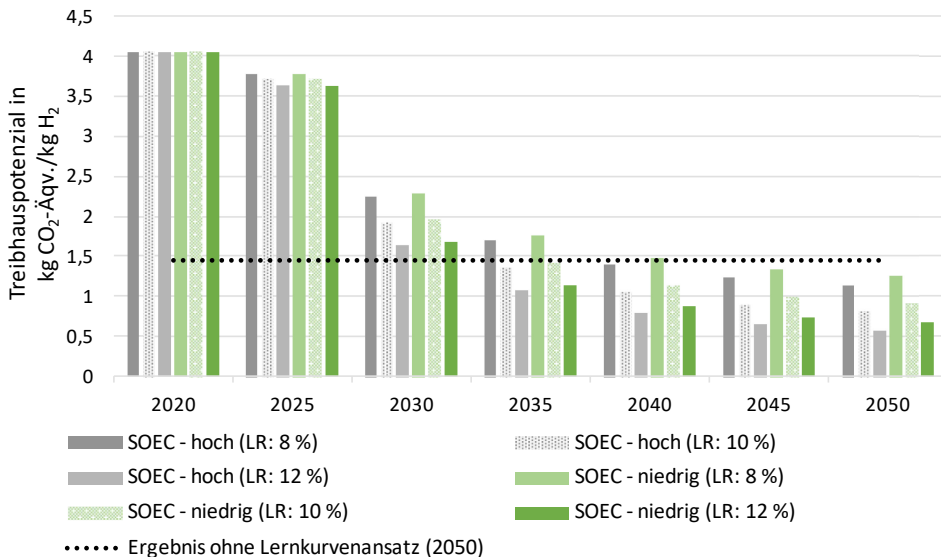


Abbildung 7-9: SOEC-Systeme – Lernkurvenanalyse des Treibhauspotenzials unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen

Die Abbildung 7-9 illustriert die sich ergebenden signifikanten Reduktionen des Treibhauspotenzials der SOEC-Systeme bis zum Jahr 2050. Gegenüber dem Jahr 2020 reduziert sich das Treibhauspotenzial um mindestens 69 bis maximal 85 %. Analog zu den anderen Elektrolyse-technologien fällt die größte Teilreduktion des Treibhauspotenzials ebenfalls in die Periode zwischen 2025 und 2030. Im Szenario mit hoher Kapazitätssteigerung und der höchsten Lernrate ergibt sich in diesem Fünfjahreszeitraum eine Reduktion des Treibhauspotenzials um 1,98 kg CO₂-Äqv./kg H₂. Die niedrigste Reduktion aller betrachteten Fälle beträgt in dieser Periode 1,49 kg CO₂-Äqv./kg H₂. Im Vergleich zu den Werten der anderen Elektrolyse-technologien können bei den SOEC-Systemen die höchsten absoluten und relativen Reduktionen konstatiert werden. Allerdings werden die Ergebnisse der PEMEC-Systeme im Jahr 2050 nicht erreicht, während im Vergleich mit den AEC-Systemen das Treibhauspotenzial

niedriger ausfällt. Zu beachten ist aber, dass der berücksichtigte höhere Startwert des SOEC-Systems im Jahr 2020 zu einem nicht unerheblichen Teil durch den Wärme-/Dampfbedarf verursacht wird. Bei einer ökologischeren Form der Wärmebereitstellung als der hier betrachteten würde sich ein niedrigerer Startwert ergeben. Dies würde im Vergleich zu den PEMEC-Systemen zu ähnlich niedrigen oder sogar noch niedrigeren Treibhauspotenzial-Ergebnissen führen.

Auch im Kontext des SOEC-Systems zeigt sich ein niedrigeres Treibhauspotenzial-Niveau im Vergleich zu den Ergebnissen der Wirkungsabschätzung in Kapitel 7.1. Bei Annahme der höchsten Lernrate und des hohen Kapazitätsausbaus ergibt sich ein um 60 % (0,88 kg CO₂-Äqv./kg H₂) reduziertes Treibhauspotenzial. Im Szenario mit der niedrigsten Lernrate und einem niedrigen Kapazitätsausbau fällt das Treibhauspotenzial um weniger als 15 % (0,21 kg CO₂-Äqv./kg H₂) und somit nur knapp niedriger als der in Kapitel 7.1 ermittelte Wert aus.

Abschließend kann festgehalten werden, dass sich bei allen Elektrolysetechnologien die Variation der Lernrate zwischen 8 % und 12 % stärker auf die Treibhauspotenzial-Ergebnisse auswirkt als die Unterscheidung zwischen hoher und niedriger Kapazitätssteigerung.

7.5.2 Umweltlernkurvenanalysen der PtCH₄-Systeme

Auch für die PtCH₄-Systeme wird das künftige Treibhauspotenzial der Systeme mittels variierenden Lernraten sowie hoher oder niedriger Kapazitätssteigerung berechnet. Analyseergebnisse werden dabei in Fünfjahresschritten vom Jahr 2020 bis zum Jahr 2050 ermittelt. Die katalytische und biologische Methanisierung finden weiterhin als technologische Varianten Berücksichtigung. Die in dieser Arbeit verwendeten Daten zum Kapazitätsausbau bezüglich der BM, die auf den Veröffentlichungen von Böhm et al. [23, 100] aufbauen, sind jedoch nicht nach unterschiedlichen Reaktorkonzepten differenziert. Als Startwert für das Jahr 2020 und als Vergleichswert für das Jahr 2050 wird deshalb das Treibhauspotenzial des Rieselbettreaktors mit per AEC-Elektrolyse produziertem Wasserstoff verwendet. Diese Vereinfachung wird auf Basis eines lediglich geringfügig niedrigeren Treibhauspotenzials dieses Reaktorkonzepts im Jahr 2020 und der sehr ähnlichen Treibhauspotenzial-Ergebnisse beider Technologien getroffen. Die sich mithilfe des Umweltlernkurvenansatzes ergebenden Treibhauspotenzialwerte von KM-Systemen sind in [Abbildung 7-10](#) dargestellt. Analog zu den Analysen für die Elektrolysetechnologien zeigen sich in [Abbildung 7-10](#) deutliche Verringerungen des Treibhauspotenzials zwischen den Jahren 2020 und 2050. Die Reduktion des Treibhauspotenzials von KM-PtCH₄-Systemen beträgt unter Annahme der höchsten Lernrate und eines hohen Kapazitätsaufbaus um die 60 %. Bei der niedrigsten Lernrate und den niedrigen Kapazitätssteigerungen reduziert sich das Treibhauspotenzial gegenüber dem Jahr 2020 um 41 %.

Auch im Fall der KM-PtCH₄-Systeme ergeben sich bei Anwendung des Lernkurvenansatzes zwischen den Jahren 2025 und 2030 die höchsten Einzelreduktionen. Diese Rückgänge liegen in einem Bereich von knapp 0,14 bis 0,22 kg CO₂-Äqv./kg CH₄. Im Vergleich zu den in Kapitel 7.3 ermittelten Treibhauspotenzial-Ergebnissen zeigen sich ebenfalls niedrigere Werte i.H.v. ca. 0,1-0,3 kg CO₂-Äqv./kg CH₄ (13-40 %).

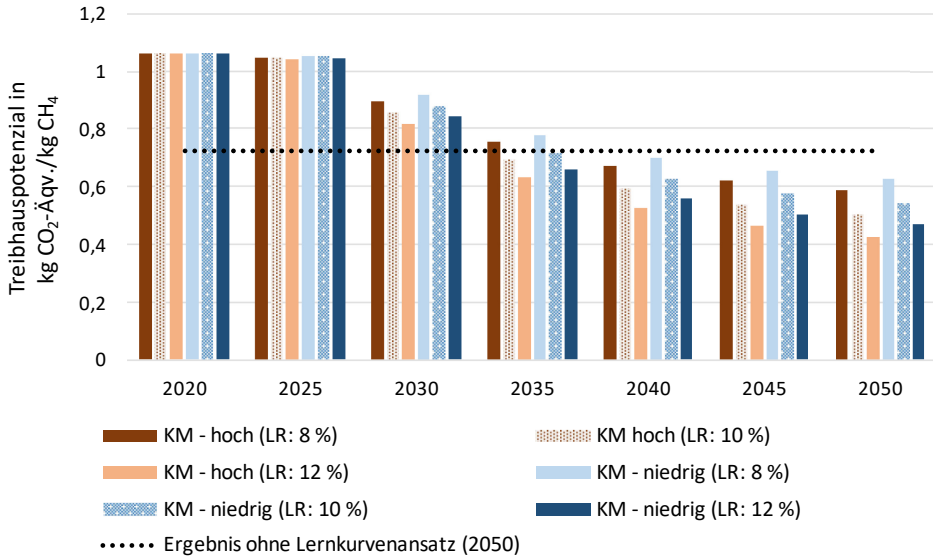


Abbildung 7-10: KM-Systeme – Lernkurvenanalyse des Treibhauspotenzials unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen

Die mittels des Umweltlernkurvenansatzes für KM-PtCH₄-Systeme errechneten Treibhauspotenziale sind in [Abbildung 7-11](#) illustriert.

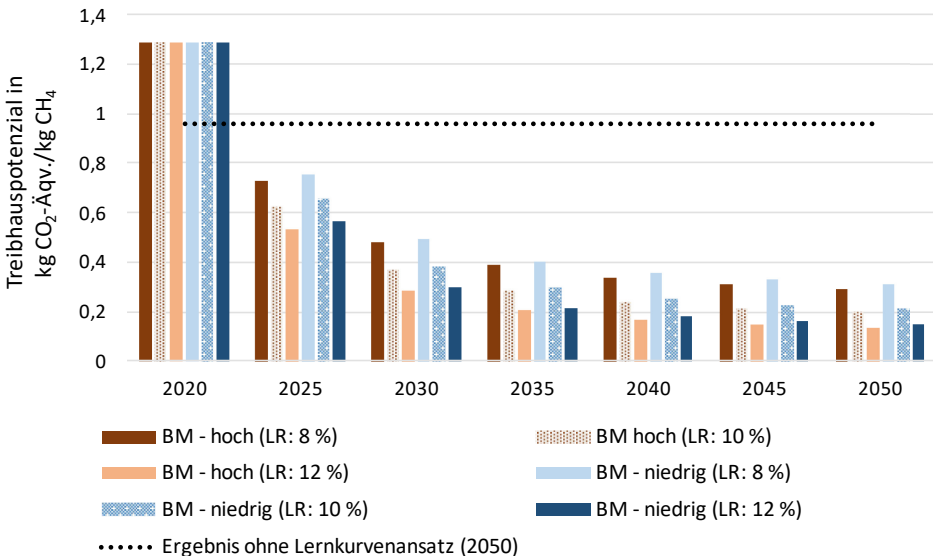


Abbildung 7-11: BM-Systeme – Lernkurvenanalyse des Treibhauspotenzials unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen

Aufgrund der höheren angenommenen Kapazitätsvervielfältigungen ergeben sich gegenüber der KM stärkere Reduktionen des Treibhauspotenzials. Über den gesamten Betrachtungszeitraum hinweg errechnen sich im Fall der BM mithilfe des Lernkurvenansatzes Reduktionen von

75 bis zu knapp 90 % (0,98-1,15 kg CO₂-Äqv./kg CH₄). Die dadurch resultierenden Treibhauspotenzialwerte im Jahr 2050 liegen somit deutlich (0,29-0,33 kg CO₂-Äqv./kg CH₄) unter denen der KM-PtCH₄-Systeme. Im Vergleich zum Ergebnis ohne Lernkurvenansatz sind die mittels Umweltlernkurven für das Jahr 2050 ermittelten Werte ca. 67-86 % niedriger. Im Gegensatz zu allen anderen hier betrachteten PtG-Technologien ergibt sich unter der Voraussetzung der BM die größte Reduktion des Treibhauspotenzials bereits zwischen den Jahren 2020 und 2025. Dies ist dadurch bedingt, dass für diese Technologie technologieübergreifend im Jahr 2020 die niedrigsten vorhandenen Kapazitäten vorliegen. Aufgrund dessen erfolgen bereits in diesem Zeitraum die größten Kapazitätssteigerungen, die im Szenario des hohen Kapazitätsausbaus den Faktor 100 überschreiten.

Für das Jahr 2025 wird bei niedrigem Kapazitätsausbau von ca. 0,85 GW_{SNG} und bei hohem Kapazitätsausbau von fast 1,18 GW_{SNG} ausgegangen. Der angenommene Startwert der Kapazitäten liegt hierbei hingegen bei lediglich 10 MW_{SNG}.

Auch nach Betrachtung der Methanisierung gilt weiterhin, dass die Variation der Lernrate zwischen 8 und 12 % im Vergleich zur Unterscheidung von hoher und niedriger Kapazitätssteigerung einen größeren Effekt auf die Treibhauspotenzial-Ergebnisse hat.

7.6 Lebenszykluskosten für das Jahr 2050 unter Berücksichtigung von Lernkurven

Die nachfolgende Betrachtung der Lebenszykluskosten im Jahr 2050 unter Berücksichtigung von Lernkurven ist eng mit den Analysen der Umweltlernkurven in Kapitel 7.5 verzahnt. Der Grund dafür besteht in identischen Annahmen zu den Kapazitätsentwicklungen und in der Verwendung gleicher Lernraten. Somit entsprechen die relativen Reduktionen je Technologievariante analyseübergreifend einander. Die Gestehungskosten-Startwerte für das Jahr 2020 entstammen dabei im Fall der PtH₂-Systeme dem Kapitel 6.2 und für die PtCH₄-Systeme dem Kapitel 6.4. Auch die Ergebnisse der prospektiven Lebenszykluskostenrechnung unter Einbezug von Lernkurven werden mit jenen der Wirkungsabschätzungen für das Jahr 2050 aus den Kapiteln 7.1 und 7.3 abgeglichen. Entsprechend der bisherigen Vorgehensweise betrachten die folgenden Lernkurvenanalysen Szenarien mit unterschiedlichen Lernraten und Kapazitätssteigerungen. Die Lebenszykluskosten in Form von Wasserstoff- und SNG-Gestehungskosten werden ebenfalls in Fünfjahresschritten vom Jahr 2020 bis zum Jahr 2050 kalkuliert.

7.6.1 Lernkurvenanalysen der Wasserstoff-Gestehungskosten von PtH₂-Systemen

Die Ergebnisse der Analysen der PtH₂-Systeme betreffend, wird wiederum separat auf AEC, PEMEC und SOEC eingegangen. Zunächst sind die sich bei der Verwendung des Lernkurvenansatzes ergebenden Wasserstoff-Gestehungskosten von AEC-Systemen im Jahr 2020 bis zum Jahr 2050 in [Abbildung 7-12](#) aufgeführt. Die Ergebnisse in [Abbildung 7-12](#) verdeutlichen einen eindeutigen Rückgang der Wasserstoff-Gestehungskosten. Die ermittelten Reduktionen über diesen Zeitraum liegen in einem Bereich von 1,5-2,2 €₂₀₂₀/kg H₂. Diese absoluten Gestehungskostenenkungen entsprechen den in Kapitel 7.5 benannten Reduktionen von ca. 41-61 %. Auch bei den Gestehungskosten weichen die mittels Lernkurven ermittelten Werte von dem Ergebnis für das Jahr 2050 ohne die Berücksichtigung von Lernkurven (s. Kapitel 7.2) ab. Die relative Abweichung der Ergebnisse beträgt 32-55 %. Der Vorteil aufgrund von

Lerneffekten und Kapazitätssteigerungen fällt somit für AEC-Systeme hinsichtlich der Wasserstoff-Gestehungskosten etwas geringer aus als dies in Bezug auf das Treibhauspotenzial der Wasserstoffproduktion der Fall ist.

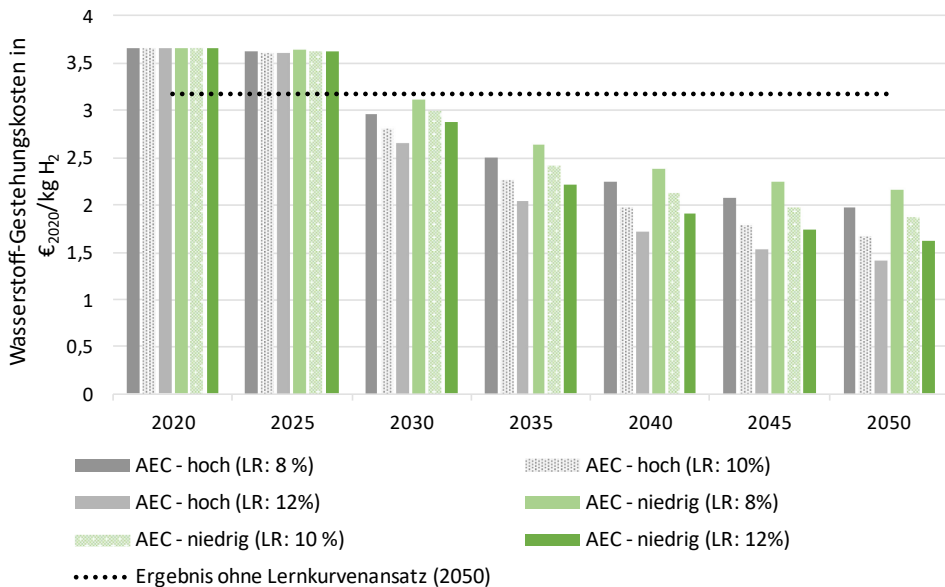


Abbildung 7-12: AEC-Systeme – Lernkurvenanalyse der Wasserstoff-Gestehungskosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen

Die mit der Hilfe des Lernkurvenansatzes ermittelten Wasserstoff-Gestehungskosten von PEMEC-Systemen in den Jahren 2020 bis 2050 sind in [Abbildung 7-13](#) dargestellt.

Für diese Systeme ergeben sich bezogen auf den Betrachtungszeitraum Reduktionen in einem Bereich von 2,8-3,6 €₂₀₂₀/kg H₂ (62 % und 80 %). Analog zu den Erkenntnissen aus den Analysen zum Treibhauspotenzial (Kapitel 7.5) erreichen PEMEC-Systeme im Vergleich zu AEC-Systemen höhere absolute und relative Senkungen der Wasserstoff-Gestehungskosten. Vor allem ergeben sich für PEMEC-Systeme ab dem Jahr 2030 geringere Gestehungskosten. Diese Entwicklung verstärkt sich bis zum Ende des Betrachtungszeitraums, sodass sich unter Anwendung des Lernkurvenansatzes im Jahr 2050 0,4-0,5 €₂₀₂₀/kg H₂ niedrigere Wasserstoff-Gestehungskosten der PEMEC-Systeme ergeben. Diese ermittelten Gestehungskosten von PEMEC-Systemen weichen wie die Treibhauspotenzial-Ergebnisse (Kapitel 7.5) von dem Ergebnis für das Jahr 2050 ohne die Berücksichtigung von Lernkurven (s. Kapitel 7.2) ab. Die relative Abweichung liegt dabei in einem Bereich von 38-67 %. Somit fällt auch hier die Abweichung etwas geringer aus, als sich dies im Fall des Treibhauspotenzials darstellt.

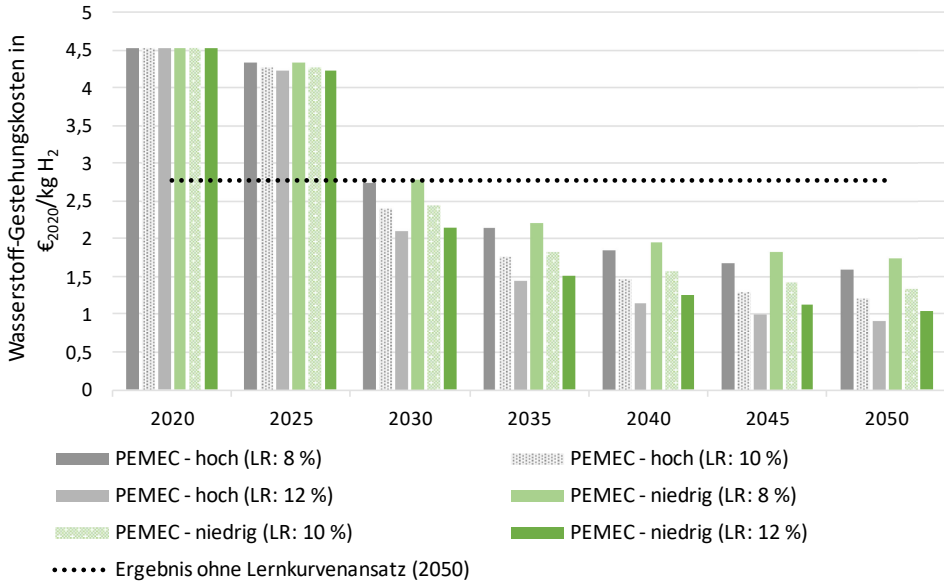


Abbildung 7-13: PEMEC-Systeme – Lernkurvenanalyse der Wasserstoff-Gestehungskosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen

In **Abbildung 7-14** finden sich die Ergebnisse der bis zum Jahr 2050 reichenden Analyse der Wasserstoff-Gestehungskosten von SOEC-Systemen mit Hilfe des Lernkurvenansatzes.

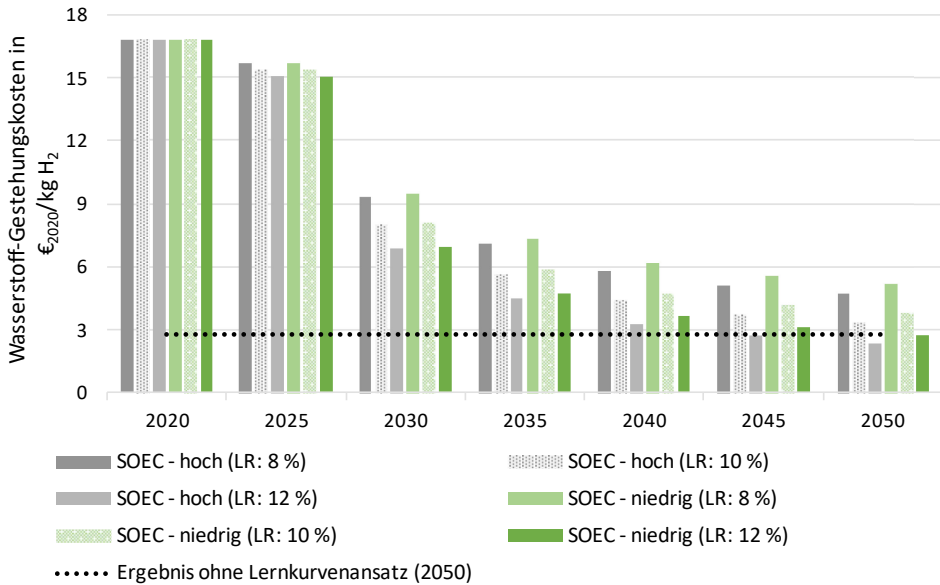


Abbildung 7-14: SOEC-Systeme – Lernkurvenanalyse der Wasserstoff-Gestehungskosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen

Die [Abbildung 7-14](#) zeigt, dass von allen mittels des Lernkurvenansatzes betrachteten PtH₂-Systemen die SOEC-Systeme die höchsten Wasserstoff-Gestehungskostenersparungen erreichen. Bis zum Jahr 2050 betragen die Reduktionen 11,5-13,4 €₂₀₂₀/kg H₂. Dies entspricht der in Kapitel 7.5 ermittelten Spanne hinsichtlich der relativen Reduktionen von mindestens 69 bis maximal 85 %. Im Vergleich zu den AEC- und PEMEC-Systemen erreichen die SOEC-Systeme trotz dieser signifikanten Reduktionen nicht deren Wasserstoff-Gestehungskosteniveau. Die Gestehungskosten des mit SOEC-Systemen produzierten Wasserstoffs sind mindestens 1,5 €₂₀₂₀/kg H₂ und 1 €₂₀₂₀/kg H₂ höher als dies bei PEMEC- und AEC-Systemen der Fall ist. Ein Vergleich der mittels Lernkurven ermittelten Wasserstoff-Gestehungskosten von SOEC-Systemen mit jenen für das Jahr 2050 ohne Lernkurvenberücksichtigung (s. Kapitel 7.2) zeigt lediglich geringe Unterschiede. Gerade für die Szenarien mit den höchsten Lernraten liegen die ermittelten Wasserstoff-Gestehungskosten dicht beieinander. Die relative Abweichung beträgt z.B. im Szenario mit der höchsten Lernrate und dem niedrigen Kapazitätsausbau nur ca. 1 %. Somit ergibt sich auch für die SOEC-Systeme, dass die Differenz der Ergebnisse mit oder ohne Lernkurven für das Jahr 2050 bei den Wasserstoff-Gestehungskosten geringer ausfällt als beim Treibhauspotenzial.

Aufgrund der Analogien zu den Analysen in Kapitel 7.5, weist die Variation der Lernraten einen stärkeren Effekt auf die Wasserstoff-Gestehungskosten von allen PtH₂-Systemen auf als die Unterscheidung zwischen hoher und niedriger Kapazitätssteigerung.

7.6.2 Lernkurvenanalysen der SNG-Gestehungskosten von PtCH₄-Systemen

Hinsichtlich der PtCH₄-Systeme wird nachfolgend nicht nur zwischen KM und BM unterschieden. BM-PtCH₄-Systeme werden zudem entsprechend der Reaktorkonzepte in Rührreaktor und Rieselbett unterteilt. Mittels des Lernkurvenansatzes ermittelte SNG-Gestehungskosten von KM-PtCH₄-Systemen bis zum Jahr 2050 sind in [Abbildung 7-15](#) illustriert.

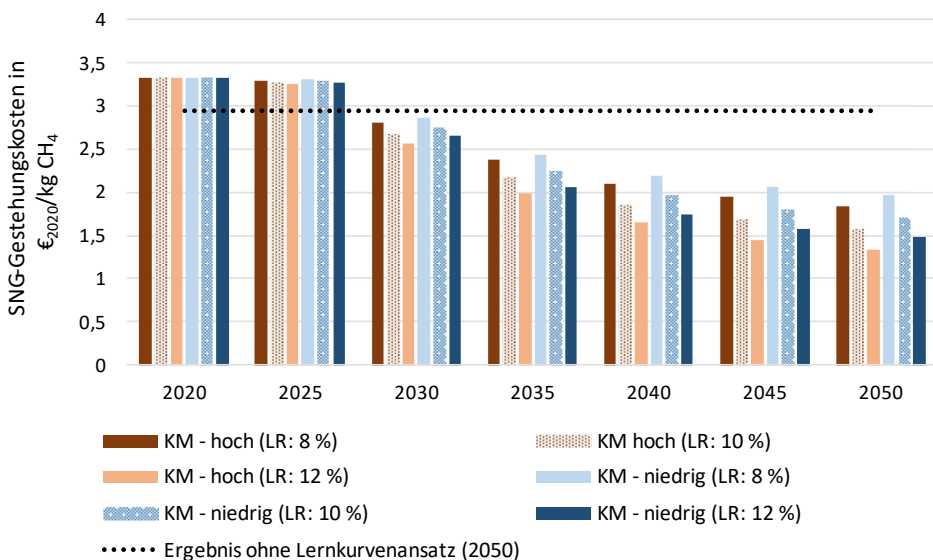


Abbildung 7-15: KM-Systeme – Lernkurvenanalyse der SNG-Gestehungskosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen

Die sich zeigenden relativen Entwicklungen in [Abbildung 7-15](#) entsprechen den festgestellten Verläufen im Teil des Kapitels 7.5, welcher die KM-Systeme betrifft. Diese Entwicklung hat Reduktionen der SNG-Gestehungskosten in einer Bandbreite von 1,4-2,0 €₂₀₂₀/kg CH₄ (41-60 %) zur Folge. Die Kosten mit Berücksichtigung von Lernkurven fallen für das Jahr 2050 um 1,0-1,6 €₂₀₂₀/kg CH₄ (33-55 %) geringer aus als bei der Analyse ohne Nutzung des Lernkurvenansatzes. Diese Reduktion ist deutlich geringer als jene, die im Fall der KM-PtCH₄-Systeme in Kapitel 7.5 bezüglich des Treibhauspotenzials festgestellt wurde.

Die Entwicklungen der für BM-RBR-Systeme bei Anwendung des Lernkurvenansatzes ermittelten SNG-Gestehungskosten sind in [Abbildung 7-16](#) dargestellt.

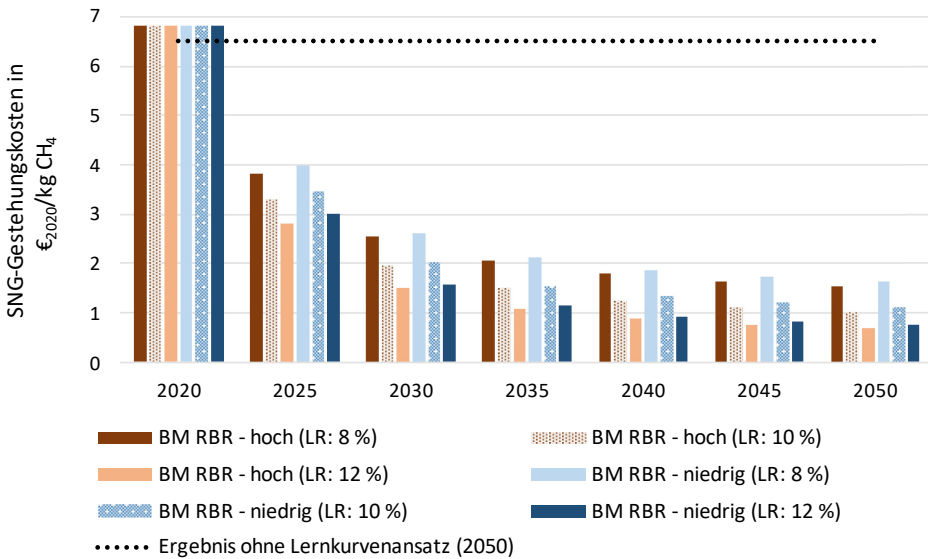


Abbildung 7-16: BM-RBR-Systeme – Lernkurvenanalyse der SNG-Gestehungskosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen

Für diese Technologie zeigt sich eine Senkung der SNG-Gestehungskosten ab dem Jahr 2020 bis zum Jahr 2050 um 5,2-6,1 €₂₀₂₀/kg CH₄. Dies entspricht den bereits in Kapitel 7.5 im Kontext der BM ermittelten Reduktionen von 75 bis zu knapp 90 % hinsichtlich des Treibhauspotenzials. Die Reduktion in Relation zu dem Wert im Jahr 2020 bewegt sich in einer Größenordnung, wie dies auch in Relation zu dem ermittelten Ergebnis im Jahr 2050 ohne Nutzung des Lernkurvenansatzes der Fall ist. Der Gestehungskosten-Vergleichswert, der aus den Analysen für das Jahr 2050 ohne die Berücksichtigung von Lernkurven aus Kapitel 7.4 stammt und gestrichelt dargestellt wird, ist im Vergleich nämlich sehr hoch. Der Grund dafür ist die dortige Annahme, dass im Jahr 2050 bei Betrieb mit Windstrom höhere Stromkosten als im Basisjahr beim Betrieb mit dem Strommix (4 statt vorher 3,5 ct/kWh_{el}) entstehen. Damit fallen die Reduktionen gegenüber den jeweiligen Ergebnissen ohne Lernkurvenanalyse im Fall der Gestehungskosten geringfügig höher aus als beim Treibhauspotenzial. Im Vergleich der SNG-Gestehungskosten von BM-RBR-Systemen mit denen der KM-Systeme zeigt sich bereits im Jahr 2025 ein niedrigeres Kostenniveau bei den BM-RBR-Systemen. Im Jahr 2050 fallen dann ca. 0,3-0,6 €₂₀₂₀/kg CH₄ niedrigere SNG-Kosten an. Die größte Verringerung der SNG-

Gestehungskosten der BM-RBR-Systeme ergibt sich analog zu den Ergebnissen in Kapitel 7.5 bereits zwischen den Jahren 2020 und 2025.

Abschließend ist die Entwicklung der SNG-Gestehungskosten von BM-RR-Systemen ab dem Jahr 2020 bis zum Jahr 2050 nach Anwendung des Lernkurvenansatzes in [Abbildung 7-17](#) illustriert.

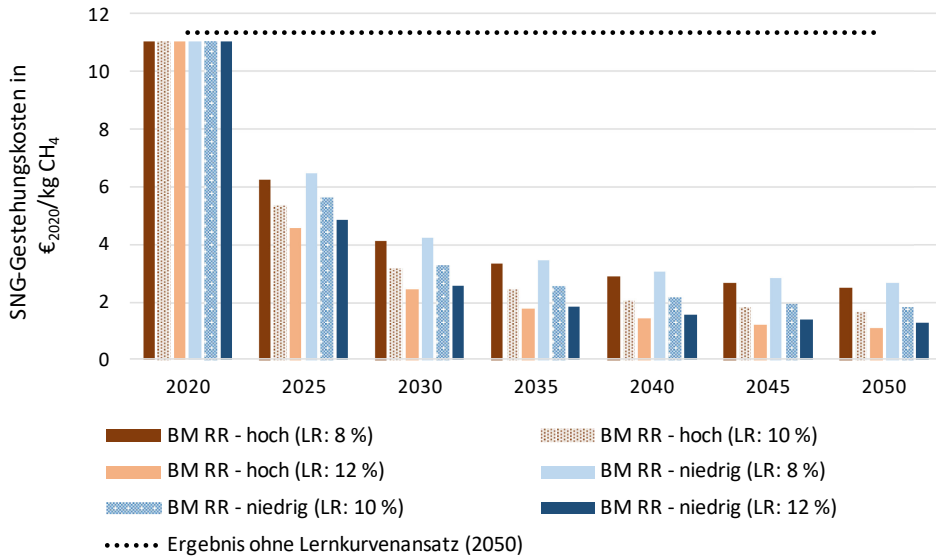


Abbildung 7-17: BM-RR-Systeme – Lernkurvenanalyse der SNG-Gestehungskosten unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lernraten und Kapazitätssteigerungen

Die [Abbildung 7-17](#) zeigt die identischen relativen Entwicklungen der SNG-Gestehungskosten von BM-RR-Systemen, die auch bei BM-RBR-Systemen vorliegen. Die resultierenden SNG-Gestehungskosten im Jahr 2050 unterscheiden sich nur aufgrund der Verwendung unterschiedlicher, für das Jahr 2020 in Kapitel 6.4 ermittelter, Startwerte. Bezogen auf den gesamten Betrachtungszeitraum errechnen sich mittels Lernkurvenanalyse Kostensenkungen um 8,4-10,0 €/2020/kg CH₄. Dies entspricht der höchsten Reduktion im Vergleich aller betrachteten PtCH₄-Systeme. Der Grund dafür liegt am höchsten Ausgangswert der BM-RR-Systeme gegenüber den anderen PtCH₄-Systemen und an den sich generell ergebenden sehr hohen relativen Reduktionen für die BM-Systeme. Im Vergleich der SNG-Gestehungskosten der beiden Systemvarianten der BM im Jahr 2050 ergeben sich trotzdem höhere Gestehungskosten der BM-RR-Systeme. So betragen diese ca. 0,4-1,0 €/2020/kg CH₄ mehr. Im Vergleich zur KM zeigen sich abhängig vom betrachteten Szenario wechselnde Vorteilhaftigkeiten. Bei der Lernkurvenanalyse im Fall des Szenarios mit der höchsten Lernrate und hohem Kapazitätsausbau fällt die Reduktion der Gestehungskosten von BM-RR-Systemen sehr stark ins Gewicht. Dies führt dazu, dass die BM-RR-Systeme um 0,2 €/2020/kg CH₄ niedrigere SNG-Gestehungskosten als die KM-Systeme aufweisen. Unter der Prämisse einer Betrachtung der niedrigen Lernrate und eines niedrigen Kapazitätsausbaus erreichen die BM-RR-Systeme dagegen nicht das SNG-Gestehungskostenniveau der KM-Systeme. Die Gestehungskosten von KM-Systemen sind in diesem Szenario 0,7 €/2020/kg CH₄ niedriger. Im Vergleich der ermittelten SNG-

Gestehungskosten von BM-RR-Systemen im Jahr 2050 mit und ohne Lernkurvenanalyse zeigen sich signifikant niedrigere Ergebnisse i.H.v. 8,7-10,3 €₂₀₂₀/kg CH₄ (76-90 %) bei der Durchführung einer Lernkurvenanalyse. Aufgrund des sehr hohen Basiswertes fallen damit die relativen Reduktionen der SNG-Gestehungskosten im Vergleich zu den ebenfalls stark reduzierten Treibhauspotenzial-Ergebnissen im Rahmen der korrespondierenden Betrachtung mit und ohne Lernkurvenansatz (67-86 %) leicht stärker aus. Auch für die PtCH₄-Systeme gilt aufgrund der Analogien den Analysen in Kapitel 7.5, dass die Variation der Lernrate hinsichtlich der Gestehungskosten einen größeren Einfluss hat als die Unterscheidung zwischen hoher und niedriger Kapazitätssteigerung.

8 Analysen zu Sensitivitäten, Multifunktionalität und zum flexiblen Anlagenbetrieb

Die Analysen zu Sensitivitäten, Multifunktionalität und zum flexiblen Betrieb von PtG-Anlagen schließen die Auswertungen in dieser Arbeit ab. Entsprechend den Ausführungen zur Vorgehensweise in Kapitel 5.5 sind diese Analysen in der Phase „Interpretation, Prüfung und Schlussfolgerungen“ verortet. Mit deren Hilfe werden signifikante Einflussgrößen herausgestellt und geprüft. Die Analysen und deren Beschreibungen tragen somit zu einem besseren Verständnis der vorhandenen Unsicherheiten und Sensitivitäten bei. Zunächst werden Erkenntnisse aus Sensitivitätsanalysen zu den Wirkungsabschätzungen und Lebenszykluskostenrechnungen dargelegt (Kapitel 8.1). In den Standards und Lehrbüchern zu ökologischen Lebenszyklusanalysen werden Multifunktionalitätsanalysen, insbesondere Variationen der Allokationsverfahren, als eine Form von Sensitivitätsanalysen betrachtet [163, 327]. Daher geben Multifunktionalitätsanalysen im Anschluss an die Sensitivitätsanalysen weitergehenden Aufschluss über die Effekte unterschiedlicher Allokations- und Multifunktionalitätsansätze, wobei auch Gutschriften und Erlöse berücksichtigt werden. In Kapitel 8.2 werden entsprechende ökologische Analysen aufgeführt. Im Anschluss finden sich vergleichbare ökonomische Analysen (Kapitel 8.3). Danach werden die ermittelten Unsicherheiten in Kapitel 8.4 dokumentiert und diskutiert. Das Kapitel schließt mit einer Analyse des flexiblen Betriebs von PtG-Anlagen (Kapitel 8.5).

8.1 Sensitivitätsanalysen

Sensitivitätsanalysen werden in dieser Arbeit sowohl bezogen auf die ökologischen als auch auf die ökonomischen Lebenszyklusanalysen durchgeführt. Zudem werden auch sämtliche zuvor betrachteten PtG-Technologieoptionen und Stromversorgungssituationen berücksichtigt. Zusammenfassend können Sensitivitätsanalysen als Variation verschiedener Parameter, mit einer anschließenden Analyse des Ausmaßes relativer Änderungen und damit einhergehender Einflüsse auf die Gesamtergebnisse, betrachtet werden.

8.1.1 Sensitivitätsanalysen zu den Ergebnissen der ökologischen Lebenszyklusanalysen

Bei den mittels ökologischer Lebenszyklusanalysen zuvor ermittelten Ergebnissen stellen sich der Strombedarf im Fall der PtH₂-Systeme sowie der Wasserstoffbedarf für die PtCH₄-Systeme als wesentliche Treiber des Treibhauspotenzials dar. Zur Veranschaulichung, wie groß dieser Einfluss der Parameter auf das Treibhauspotenzial ist und wie stark sie auf Änderungen der Höhe ihres Wertes reagieren, werden daher zu diesen beiden Parametern Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Die Ergebnisse werden dabei differenziert nach Technologie- und Stromversorgungsvarianten ausgewiesen. Die Betriebsdauer der Anlagen, wird mit dem Parameter VLS angegeben. Diese ist erfahrungsgemäß, insbesondere bei einer Kostenbetrachtung von PtH₂-Systemen, von großer Bedeutung. Ziel der Berücksichtigung der VLS ist der Gewinn der Erkenntnis, ob dieser Parameter auch die Ergebnisse der ökologischen Lebenszyklusanalyse in ähnlichem Maße beeinflusst. Während bei den Sensitivitätsanalysen zum Strom- bzw. Wasserstoffbedarf für PtH₂- bzw. PtCH₄-Systeme nur eine Variation des jeweiligen Parameters erfolgt, werden bei den Analysen zur Sensitivität zu den VLS auch die

damit potenziell verbundenen zusätzlichen Stackwechsel der Elektrolyse bilanziert. Damit wird eine Art Nebenbedingung berücksichtigt, die besagt, dass die spezifizierte Lebensdauer nicht überschritten werden darf und ansonsten ein Stackwechsel erfolgen muss. Die Betrachtung der VLS ist auch aufgrund des fluktuierenden und damit zeitlich begrenzten Angebots erneuerbarer Energieträger relevant. Im Hinblick auf den Betrieb der PtG-Anlagen sind Erkenntnisse darüber, inwieweit sich die Variation dieses Parameters neben den Gesteungskosten auch auf die Umweltwirkungen auswirkt, wertvolle Informationen. Soweit dies im Rahmen physikalischer Grenzen möglich ist, werden im Rahmen der Sensitivitätsanalysen die betrachteten Parameter um -10 % und +10 % variiert.

Die [Abbildung 8-1](#) illustriert bezogen auf PtH₂-Systeme jeweils für die Jahre 2020 und 2050 die Korrelation von den Ergebnissen des Treibhauspotenzials und den Variationen des Strombedarfs.

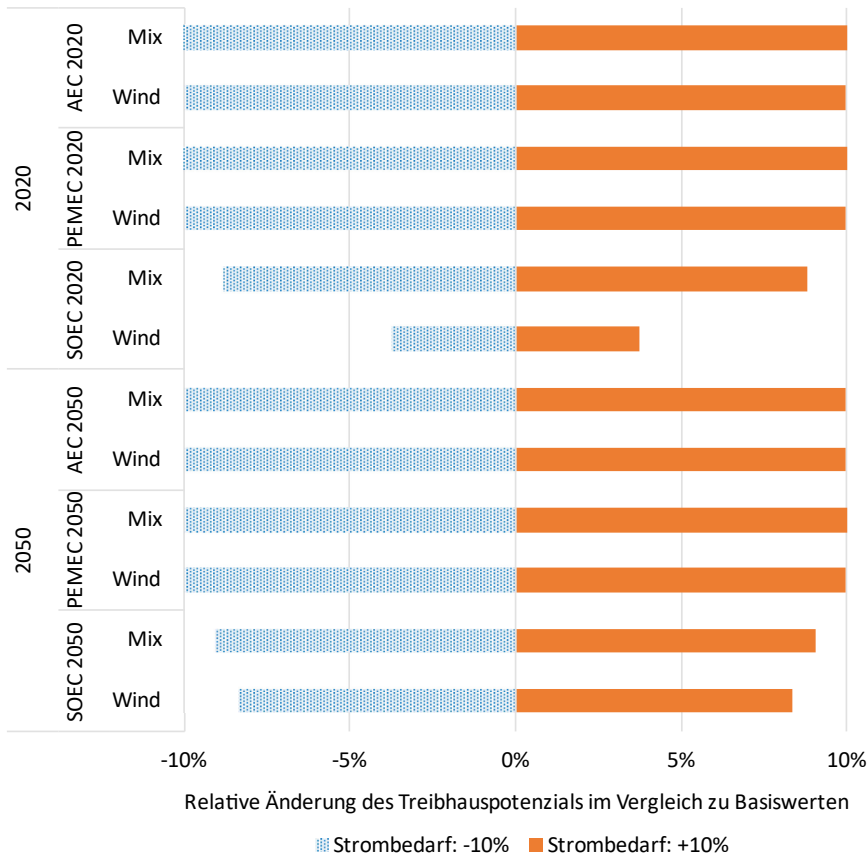


Abbildung 8-1: Sensitivitätsanalysen für den Parameter Strombedarf zum Treibhauspotenzial der PtH₂-Systeme für die Jahre 2020 und 2050

[Abbildung 8-1](#) zeigt, dass im Fall der PEMEC- und AEC-Systeme die Auswirkungen der Variation des Strombedarfs auf das Treibhauspotenzial deutlich größer im Vergleich zu SOEC-Systemen ausfallen. Dies ist nachvollziehbar, da SOEC-Systeme einen deutlich geringeren Strombedarf

als die alternativen PtH₂-Systeme aufweisen. Zudem ist der Anteil des Stromeinsatzes an den gesamten Treibhauspotenzial-Ergebnissen bei den SOEC-Systemen geringer. Das Treibhauspotenzial ändert sich um 3,8 bis 9,1 %, wenn der Strombedarf der SOEC-Systeme um 10 % variiert. Die sich ergebenden Abweichungen beim Treibhauspotenzial bei einer zehnpromzentigen Variation des Strombedarfs betragen bei Betrachtung der PEMEC- und AEC-Systeme in allen Fällen ca. 10 %. Bei einem Betrieb der PtH₂-Systeme mit Windstrom zeigt sich die Tendenz geringfügig niedrigerer Treibhauspotenzial-Ergebnisse. Ursache hierfür ist der etwas geringere Anteil der Betriebsphase an den Treibhauspotenzial-Ergebnissen, aufgrund einer leichten Zunahme der Anteile der Bauphase.

Für die PtH₂-Systeme illustriert **Abbildung 8-2** die Auswirkungen der Variation des Parameters VLS auf die Treibhauspotenzial-Ergebnisse in den Jahren 2020 und 2050.

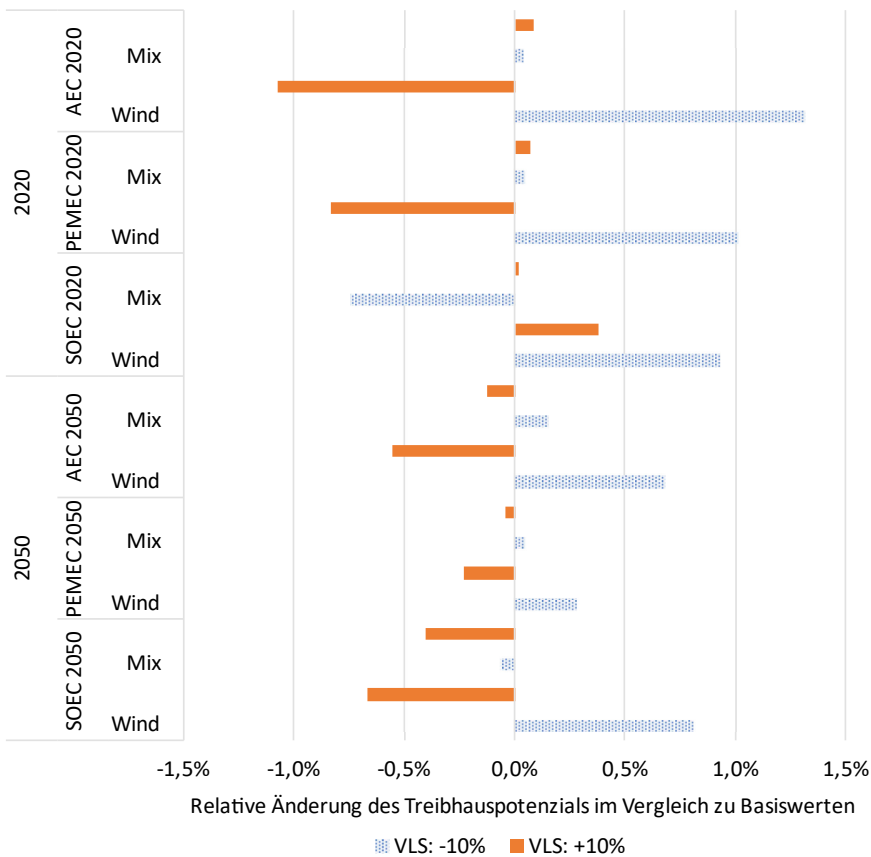


Abbildung 8-2: Sensitivitätsanalysen für den Parameter VLS zum Treibhauspotenzial der PtH₂-Systeme für die Jahre 2020 und 2050

Die **Abbildung 8-2** zeigt, dass mit steigenden VLS die Treibhauspotenzial-Ergebnisse in der Regel nicht mehr als ein Prozent abnehmen. Dementsprechend geht demgegenüber mit abnehmenden VLS zumeist eine Zunahme des Treibhauspotenzials einher, welche jedoch auch zumeist unterhalb von einem Prozent liegt. Ist dies nicht der Fall, liegt die Ursache in

Zellstackwechsell. Aufgrund der begrenzten Lebensdauern der Anlagen kann es sein, dass durch erhöhte VLS ein zusätzlicher Zellstackwechsel notwendig wird. Dies führt dazu, dass in diesen Fällen die zusätzliche Umweltbelastung des Stackwechsels einen Sprung im Verlauf der Treibhauspotenzial-Ergebnisse zur Folge hat und der fernerhin beobachtete Trend aufgrund dessen aufgehoben wird. Bei Berücksichtigung des Stackwechsels kann es daher bei Variation der VLS zu sprunghaften statt linearen Änderungen der Ergebnisse kommen. Durch die Variation der VLS ändert sich die Menge produzierten Wasserstoffs. Die Stückzahlen erforderlicher Elektrolysesysteme und BoP-Komponenten hängen von dieser produzierten Wasserstoffmenge ab. Daher variieren die Werte dieser baulichen Komponenten bei der Sensitivitätsanalyse der VLS. Bei den PtH₂-Systemen, die mit Windstrom betrieben werden, ist der relative Anteil der Bauphase an den gesamten Treibhauspotenzial-Ergebnissen höher als beim Betrieb mit dem Strommix. Deswegen zeigen sich für die Fälle des Betriebs mit Windstrom stärker ausgeprägte ökologische Effekte der Variationen der Volllaststunden. Mit Änderungen des Treibhauspotenzials, die maximal 1,3 % betragen, stellen sich die Auswirkungen im Vergleich zur Variation des Strombedarfs jedoch als gering heraus. Zudem zeigt sich bei der Sensitivitätsanalyse der VLS die Tendenz, dass eine Abnahme gegenüber der Zunahme der VLS mit einer leicht höheren prozentualen Änderung des Treibhauspotenzials einhergeht.

Für die PtCH₄-Systeme werden Sensitivitätsanalysen für die Parameter Wasserstoffbedarf und VLS durchgeführt. Bei PtCH₄-Systemen mit KM ist bei der Sensitivitätsanalyse des Parameters Wasserstoffbedarf zu beachten, dass aufgrund des stöchiometrischen Mindestwasserstoffbedarfs keine weitere Reduktion erfolgen kann. Daher wird für die KM nur die Sensitivitätsanalyse mit einem um 10 % erhöhten Wasserstoffbedarf durchgeführt. Bei der Sensitivitätsanalyse des Wasserstoffbedarfs ist dieser der direkt variierte Parameter. Für Parameter, die mit der vorgelagerten Wasserstoffproduktion in Verbindung stehen, ist im Rahmen dieser Analyse ebenfalls eine Variation erforderlich. Insbesondere erfordern die unterschiedlichen für den Wasserstoffbedarf angenommenen Werte auch angepasste Annahmen zur benötigten Elektrolyseleistung. Zudem findet hinsichtlich der erforderlichen BoP-Komponenten eine Skalierung statt, die sich an der Elektrolyseleistung orientiert. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für die PtCH₄-Systeme und den Parameter Wasserstoffbedarf sind unter Berücksichtigung der Stromversorgungsvarianten und der Jahre 2020 und 2050 in [Abbildung 8-3](#) dargestellt.

Der starke Effekt des Parameters Wasserstoffbedarf und seiner Variationen auf die Treibhauspotenzial-Ergebnisse der Methanisierungstechnologien wird durch [Abbildung 8-3](#) veranschaulicht. Die Ergebnisse dieser Sensitivitätsanalysen zeigen sich uneinheitlich. Die Beiträge der Kohlendioxid- und Strombereitstellung sowie des jeweiligen Methanisierungsreaktors bleiben je Technologievarianten für den Basisfall und die beiden Variationen konstant. Im Basisfall und bei den beiden Variationen variieren aber die Treibhauspotenzial-Ergebnisse der Wasserstoffbereitstellung und der erforderlichen BoP-Komponenten. Aufgrund dieser unterschiedlichen Gegebenheiten weichen sogar die positiven und negativen Ausprägungen je Varianten hinsichtlich des Betrags der Änderungen voneinander ab.

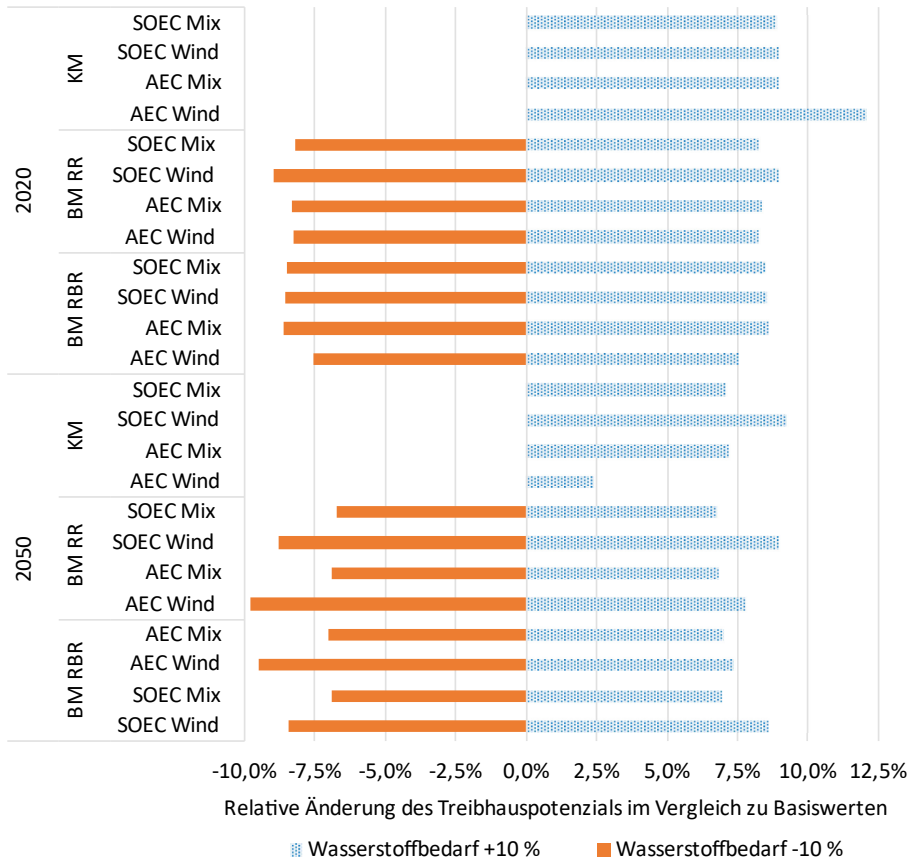


Abbildung 8-3: Sensitivitätsanalysen für den Parameter Wasserstoffbedarf zum Treibhauspotenzial der PtCH₄-Systeme für die Jahre 2020 und 2050

Abbildung 8-4 stellt die sich durch die Sensitivitätsanalyse ergebenden relativen Treibhauspotenzial-Änderungen für die PtCH₄-Systeme, den Parameter VLS, unterschiedliche Stromversorgungsvarianten und die Jahre 2020 und 2050 dar.

Die Abbildung 8-4 zeigt, dass Variationen der VLS um 10 Prozent in positive oder negative Richtung mit geringen, teils sogar vernachlässigbaren, Effekten einhergehen. Mit den Variationen der VLS gehen unterschiedliche produzierte Menge an SNG einher. Aufgrund der Abhängigkeiten der Stückzahlen erforderlicher Methanisierungsreaktoren und BoP-Komponenten von den produzierten Mengen an SNG, variieren diese Werte. Dies hat zur Folge, dass sich stärker ausgeprägte Effekte der Variationen der VLS beim Betrieb der PtCH₄-Systeme mit Windstrom zeigen. Dies liegt darin begründet, dass bei dem Betrieb mit Windstrom ein höherer Anteil der Bauphase am Treibhauspotenzial gegeben ist. Es zeigt sich die Tendenz, dass eine Abnahme gegenüber der Zunahme der VLS eine etwas höhere prozentuale Änderung des Treibhauspotenzials bewirkt. Beim Vergleich der Methanisierungstechnologien zeigen sich wiederum die mit Abstand größten Effekte für die BM mit RBR.

Hierbei ist wiederum die Relevanz der Bauphase auf die Treibhauspotenzial-Ergebnisse für die jeweilige Technologie von Bedeutung.

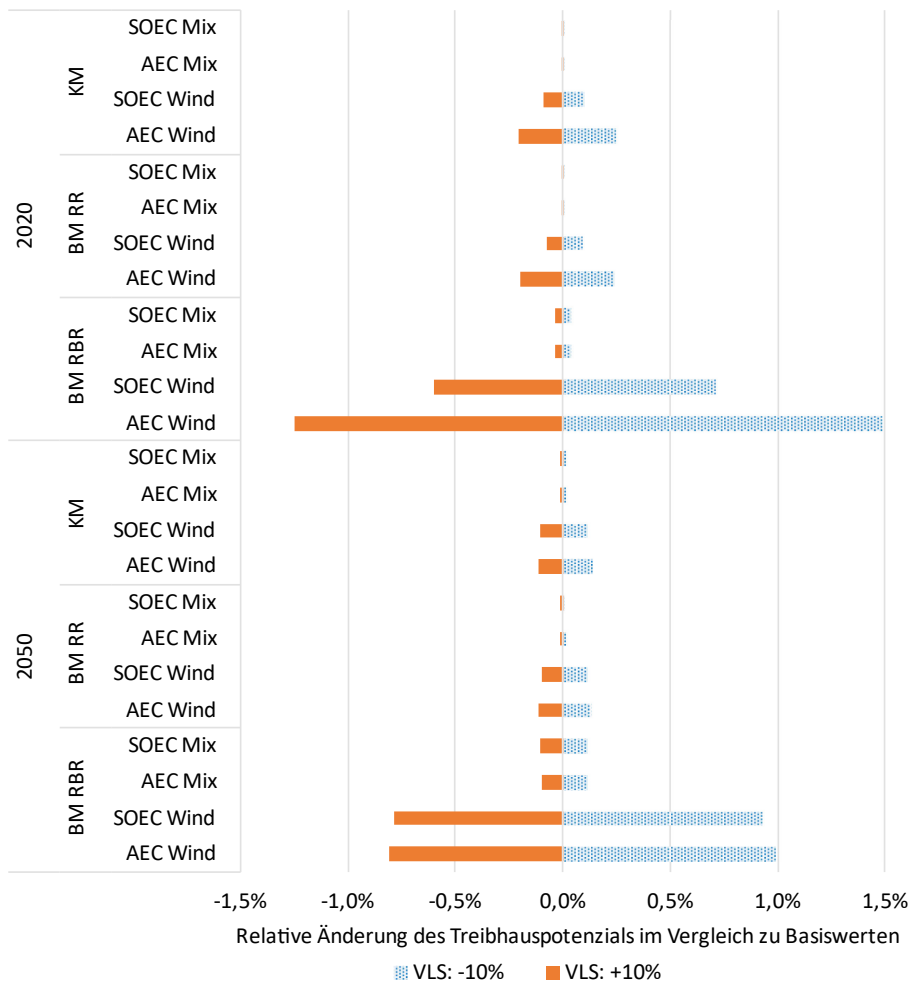


Abbildung 8-4: Sensitivitätsanalysen für den Parameter VLS zu den Wirkungsabschätzungen der PtCH₄-Systeme für die Jahre 2020 und 2050

8.1.2 Sensitivitätsanalysen zu den Ergebnissen der Lebenszykluskostenrechnungen

Wie für die ökologischen Lebenszyklusanalysen sind Sensitivitätsanalysen auf für die Lebenszykluskostenrechnungen von Relevanz, um die signifikanten Einflussgrößen durch Parametervariationen herauszustellen. Für PtH₂-Systeme wird bei diesen Analysen anstelle des Strombedarfs der Strompreis betrachtet. Wie bei den ökologischen Analysen wird zudem der Parameter VLS analysiert. Die Änderung der Wasserstoff-Gestehungskosten bei Variationen der Parameter VLS und Strompreis und für die Jahre 2020 und 2050 sind in [Abbildung 8-5](#) dargestellt.

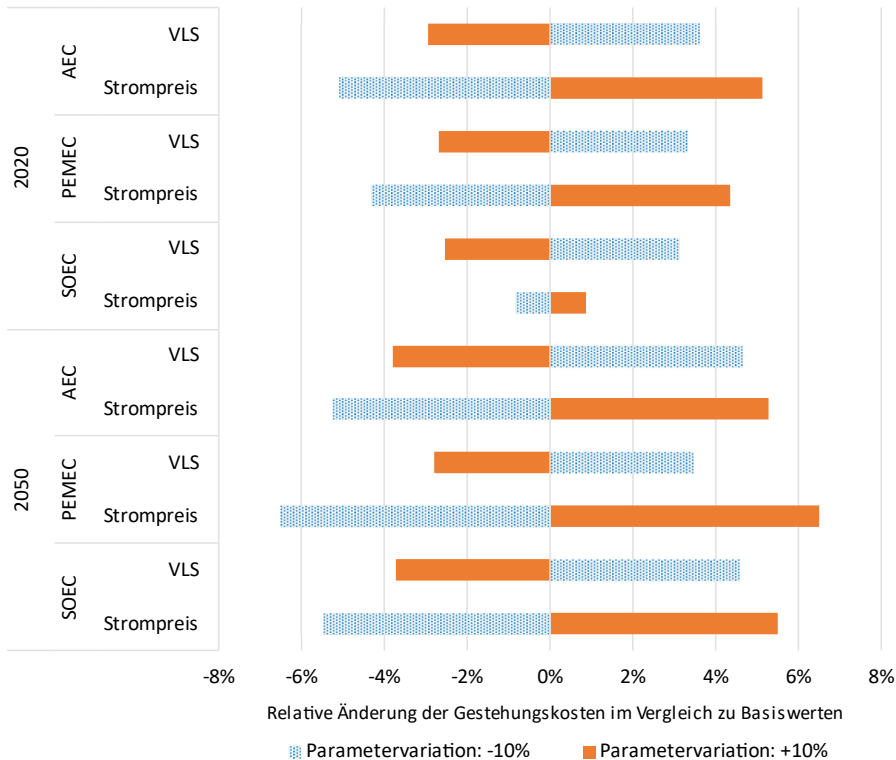


Abbildung 8-5: Sensitivitätsanalysen für die Parameter VLS und Strompreis zu den Lebenszykluskosten der PtH₂-Systeme für die Jahre 2020 und 2050

Abbildung 8-5 verdeutlicht signifikante Änderungen der Wasserstoff-Gestehungskosten für alle betrachteten Sensitivitätsanalysen. Die prozentualen Änderungen der Gestehungskosten liegen zwischen 0,9 % und 6,5 % bei einer Variation des Strompreises bzw. der VLS um 10 %. Für die beiden betrachteten Parameter ergeben sich aus den Sensitivitätsanalysen unterschiedliche Effekte. Eine Reduktion der VLS führt zu einer Erhöhung der Wasserstoff-Gestehungskosten. Hingegen bewirkt eine Reduktion des Strompreises eine Reduktion der Wasserstoff-Gestehungskosten. Eine Variation des Strompreises wirkt sich mit Änderungen von maximal 6,5 % in der Regel stärker auf die Wasserstoff-Gestehungskosten aus als eine Variation der VLS, die mit Änderungen bis zu 3,8 % einhergehen. Die einzige Ausnahme ergibt sich für die SOEC-Systeme bei einer Strompreisvariation im Jahr 2020. In diesem Fall sind die Kosten für Investition und Stacktausch deutlich höher als bei den alternativen PtH₂-Systemen. Der relative Anteil der verbrauchsgebundenen Kosten und damit des Strompreises ist in diesem Fall signifikant geringer als bei den alternativen PtH₂-Systemen. Im Jahr 2050 hingegen bestimmen die verbrauchsgebundenen Kosten bei allen drei Systemen die Ergebnisse. Daher wirkt sich eine Variation des Strompreises im Jahr 2050 für alle drei PtH₂-Systeme ähnlich stark auf die Wasserstoff-Gestehungskosten aus. Die Variation der VLS geht mit einer größeren prozentualen Änderung einher als in den auf das Treibhauspotenzial bezogenen Sensitivitätsanalysen zu den Wirkungsabschätzungen. Die prozentualen Änderungen der

Wasserstoff-Gestehungskosten bei Variation der VLS nehmen von 2020 bis 2050 tendenziell leicht zu. Für die PEMEC-Systeme ist der Anstieg jedoch vernachlässigbar. Für die anderen PtH₂-Systeme und diesen Zeitraum ergeben sich Steigerungen der Gestehungskosten von ca. einem Prozentpunkt. Der Parameter Strompreis wirkt sich sowohl bei einer positiven als auch bei einer negativen prozentualen Veränderung gleichermaßen auf die Wasserstoff-Gestehungskosten aus. Dies kann als deutlicher Hinweis auf einen linearen Verlauf der Wasserstoff-Gestehungskosten über den negativen und positiven Wertebereich gewertet werden. Ein vergleichbarer Verlauf der Wasserstoff-Gestehungskosten ist bei der Variation des Parameters VLS nicht gegeben. Eine Abnahme der VLS um 10 % führt zu einer stärkeren prozentualen Änderung der Wasserstoff-Gestehungskosten als eine Zunahme um 10 %.

In den Sensitivitätsanalysen zu den Lebenszykluskosten der PtCH₄-Systeme werden die Parameter Wasserstoffpreis und VLS variiert und die damit einhergehende prozentuale Änderung der SNG-Gestehungskosten ermittelt. Die Ergebnisse entsprechender Sensitivitätsanalysen für PtCH₄-Systeme und die Jahre 2020 und 2050 sind in [Abbildung 8-6](#) dargestellt.

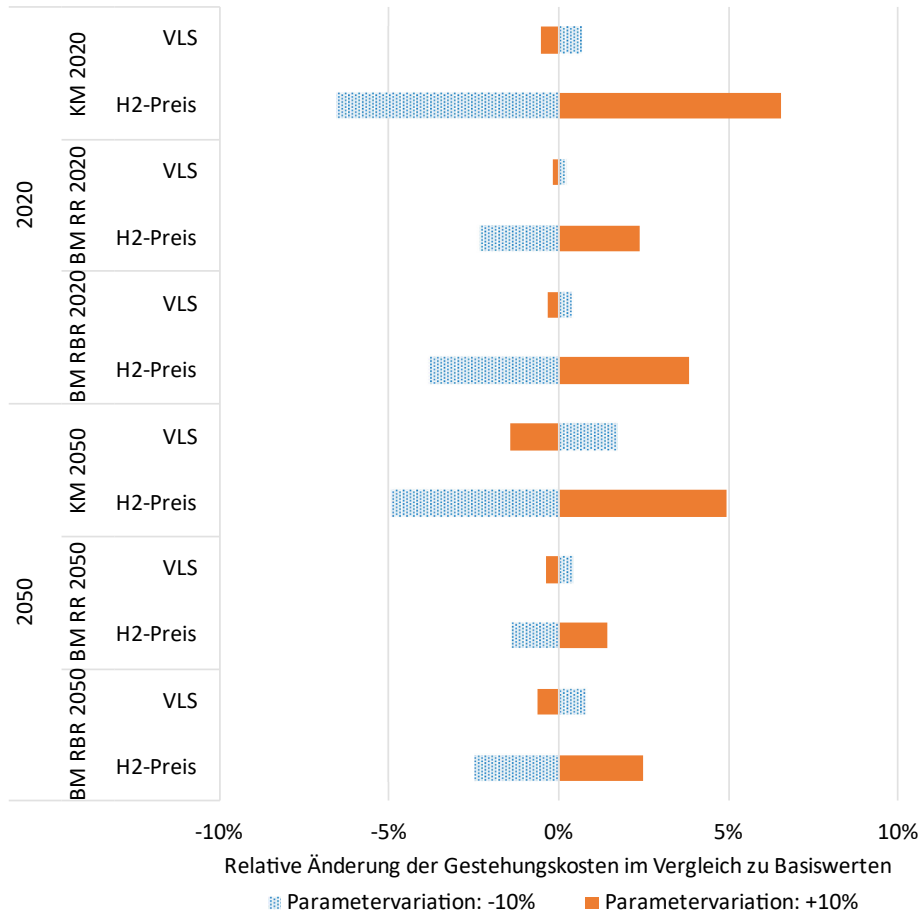


Abbildung 8-6: Sensitivitätsanalysen für die Parameter VLS und Wasserstoffpreis zu den Lebenszykluskosten der PtCH₄-Systeme für die Jahre 2020 und 2050

Auch für die PtCH₄-Systeme zeigt sich in [Abbildung 8-6](#) der für die PtH₂-Systeme beobachtete Trend, dass bei einer Abnahme der VLS die Gestehungskosten zunehmen. Eine Reduktion des Wasserstoffpreises führt hingegen zu einer Abnahme der SNG-Gestehungskosten. [Abbildung 8-6](#) zeigt zudem, dass die Variation des Parameters Wasserstoffpreis mit einem signifikant höheren Effekt auf die Gestehungskosten einhergeht als die Variation der VLS.

Die SNG-Gestehungskosten variieren bei den Variationen des Parameters Wasserstoffpreis um 10 % in positive oder negative Richtung um den gleichen Wert. Dies ist ein klares Indiz auf einen linearen Verlauf der Gestehungskosten. Bei den Sensitivitätsanalysen des Parameters VLS ist dies nicht der Fall, da zehnpromtente Reduktionen immer stärkere Änderungen der SNG-Gestehungskosten als Erhöhungen um 10 % bewirken.

Der Einfluss einer Variation des Wasserstoffpreises ist bei der KM am größten. Dies ist eindeutig auf den in vorausgegangenen Analysen ermittelten dominanten Anteil der Wasserstoffkosten an den SNG-Gestehungskosten zurückzuführen. In Bezug auf die Varianten der BM gibt es deutliche Unterschiede. Bei der Variante mit dem Rieselbettreaktor wirkt sich der Wasserstoffpreis deutlich stärker auf die SNG-Gestehungskosten aus als bei der BM mit RR. Auch dies ist auf den für die BM mit RBR bereits zuvor festgestellten höheren Anteil des Wasserstoffpreises zurückzuführen.

8.2 Lebenszyklusanalysen der PtG-Systeme unter Berücksichtigung von Allokationen und weiteren Multifunktionalitätsansätzen

PtG-Prozesse sind multifunktionale Prozesse, da es neben dem Hauptprodukt Nebenprodukte gibt (z.B. Sauerstoff oder Wärme). Die methodische Beschreibung zum Thema Multifunktionalitätsansätze im Kontext von Lebenszyklusanalysen findet sich in Kapitel 3.1. Wesentliche getroffene Annahmen zu den Multifunktionalitätsanalysen sind zudem in Kapitel 5.2 aufgeführt. Die Multifunktionalitätsanalysen sowie dafür notwendige Zwischenberechnungen sind in den nachfolgenden Abschnitten aufgeführt.

8.2.1 Elektrolysetechnologien – Multifunktionalitätsanalysen zum Treibhauspotenzial der Wasserstoffproduktion

Die Multifunktionalitätsanalysen der Wasserstoffproduktion umfassen die Substitution von Sauerstoff, die Allokation nach der Masse und nach dem ökonomischen Wert. Entsprechend den Beschreibungen dieser gewählten Multifunktionalitätsansätze in Kapitel 5.2 werden für die Multifunktionalitätsanalysen Ergebnisse der Kapitel 6 und 7 als Eingangswerte benötigt. Dies sind insbesondere die Wasserstoff-Gestehungskosten in den Jahren 2020 und 2050 und zudem die berechneten Treibhauspotenzial-Ergebnisse des Basisfalls (100:0-Allokation der Umweltwirkungen auf den Wasserstoff). Bei dem gewählten Ansatz zur Sauerstoff-Substitution werden den berechneten Treibhauspotenzial-Ergebnissen im Basisfall jeweils das mit dem ecoinvent-Datensatz „*Market for oxygen, liquid*“ einhergehende Treibhauspotenzial abgezogen. Hierbei kommen angepasste Datensätze zum Einsatz. Der im ecoinvent-Datensatz enthaltene Prozess zur Stromversorgung wird durch die drei in dieser Arbeit betrachteten Fälle (Strommix 2020, Strommix 2050 und Windstrom) fallabhängig ersetzt. Die mit den angepassten Stromversorgungen ermittelten Treibhauspotenzialergebnisse des Prozesses

sind in [Tabelle 8-1](#) aufgeführt. Die Allokationsfaktoren werden entsprechend den Beschreibungen in Kapitel 5.2 ermittelt. Als Annahmen wurden dabei zum einen die Produktmassen von Wasserstoff (1 kg) und Sauerstoff (8 kg) ins Verhältnis gesetzt. Zum anderen wurde ein Preis für Sauerstoff anhand einer Bandbreite von Angaben aus verschiedenen auf PtX bezogenen Literaturquellen [172, 176, 328] angenommen. Diesbezüglich ist anzumerken, dass Angaben zu Sauerstoffmarktpreisen in auf PtG oder PtX bezogene Literatur selten sind. Die Literaturangaben zu den Marktpreisen in der jüngeren Vergangenheit und Gegenwart reichen von knapp 0,1 €/kg O₂ bis zu 0,25 €/kg O₂. Als eigene Annahme für die Multifunktionalitätsanalyse des Jahres 2020 wurde 0,15 €/kg O₂ als Sauerstoffmarktpreis gewählt. Für die Allokation nach ökonomischem Wert wird eine Variante mit einem konstanten Marktpreis für Sauerstoff in den Jahren 2020 und 2050 betrachtet. Eine zweite Variante betrachtet für den Sauerstoff eine Reduktion des Marktpreises. Diesbezüglich wird eine Reduktion im gleichen Maße angenommen, in dem sich die Wasserstoff-Gestehungskosten reduzieren. Um die Allokationsfaktoren nach ökonomischem Wert zu erhalten, wurde der Sauerstoffmarktpreis jeweils zu den Gestehungskosten ins Verhältnis gesetzt. Die in den Kapiteln 6 und 7 ermittelten Wasserstoff-Gestehungskosten stehen für ein System, welches neben Wasserstoff auch Sauerstoff produziert. Daher wurden zur Berechnung der Allokationsfaktoren Gestehungskosten ermittelt, bei denen der Sauerstoffmarktpreis von den Wasserstoff-Gestehungskosten abgezogen ist. Die Allokationsvariante nach ökonomischem Wert mit variablem Sauerstoffpreis ist dadurch gekennzeichnet, dass sich der Sauerstoffpreis bis zum Jahr 2050 im gleichen Maße reduziert, wie die Wasserstoff-Gestehungskosten zurückgehen. Dementsprechend sind für diesen Fall die Allokationsfaktoren in den Jahren 2020 und 2050 gleich. Ein reduzierter Allokationsfaktor für den Wasserstoff gegenüber dem zuvor beschriebenen Allokationsfaktor ergibt sich bei der Annahme eines konstanten Sauerstoffpreises.

Zwecks Übersichtlichkeit und Nachvollziehbarkeit erfolgte die Beschränkung dieser Multifunktionalitätsanalysen auf PEMEC-Systeme. Dies liegt u.a. darin begründet, dass sich das Treibhauspotenzial dieser Technologien zwischen den Jahren 2020 und 2050 besonders deutlich reduziert. Zudem zeigt sich für diese Technologie eine besonders hohe Spannweite zwischen den Ergebnissen mit Windstrom oder Strommix. Sämtliche für die Multifunktionalitätsanalyse der PEMEC-Systeme genutzten Allokationsfaktoren (AF) sind in [Tabelle 8-1](#) aufgelistet.

Tabelle 8-1: Wesentliche Parameter für die Multifunktionalitätsanalysen der PtH₂-Systeme

			H ₂	O ₂
Allok. - Masse	AF	%	11,11	88,89
Allok. - ökonomischer Wert	AF 2020 & 2050	%	78,49	21,51
	AF 2050 - konstanter O ₂ -Preis	%	68,67	31,33
Substitution - THG-Redukt.	Strommix 2020	kg CO ₂ -Äqv./kg H ₂		5,16
	Strommix 2050	kg CO ₂ -Äqv./kg H ₂		0,71
	Wind	kg CO ₂ -Äqv./kg H ₂		0,37

Mittels der Angaben in [Tabelle 8-1](#) konnten Multifunktionalitätsanalysen für die Wasserstoff-erzeugung mittels PEMEC-Systeme durchgeführt werden, die in [Abbildung 8-7](#) illustriert sind.

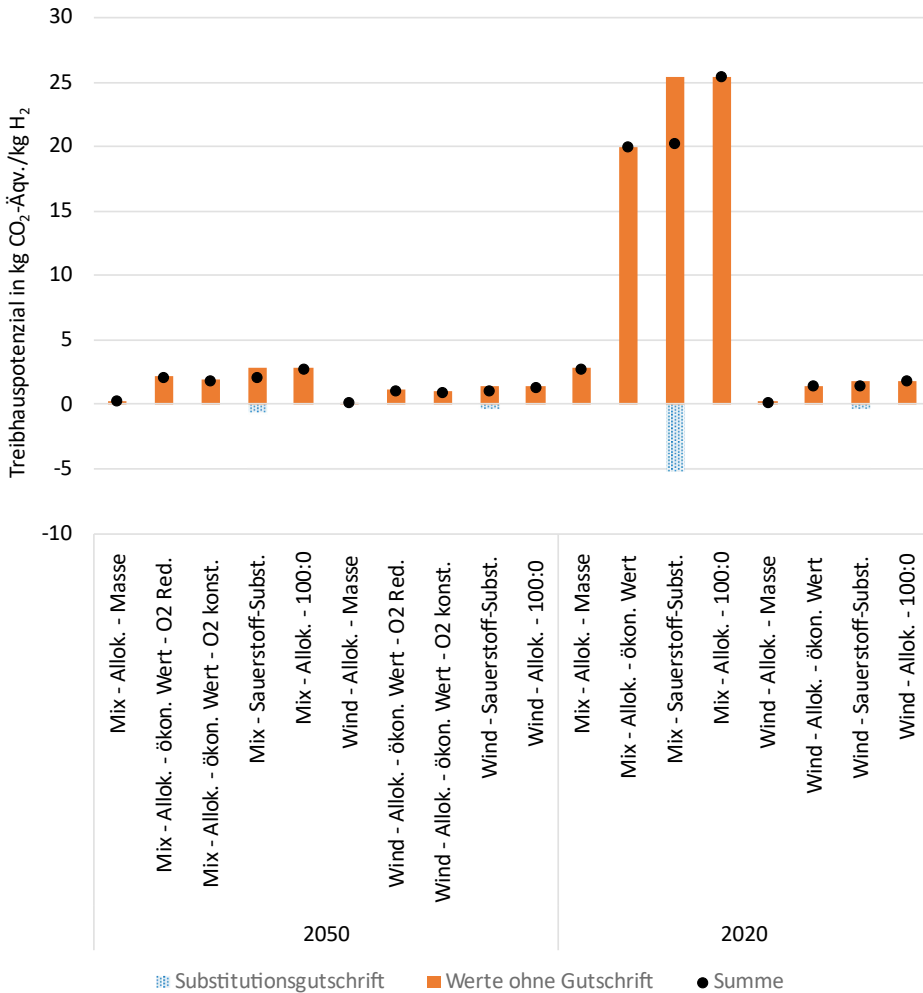


Abbildung 8-7: PEMEC-Systeme – Treibhauspotenzial beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix bei Anwendung verschiedener Multifunktionalitätsansätze und für die Jahre 2020 und 2050

Da jede hier betrachtete Form der Multifunktionalitätsanalyse das Treibhauspotenzial dem erzeugten Wasserstoff nicht mehr in Gänze anlastet, zeigen sich in [Abbildung 8-7](#) selbstverständlich für PEMEC-Systeme Reduktionen des Treibhauspotenzials der Wasserstoffproduktion gegenüber dem Basisfall (100:0-Allok.) führt. Entsprechend der Allokationsfaktoren sind die Reduktionen bei der Allokation nach Masse am stärksten ausgeprägt. Das Treibhauspotenzial reduziert sich je nach Allokationsansatz um den prozentualen Wert, der dem Sauerstoff angerechnet wird. Bei der Allokation nach Masse sind dies knapp 89 %. Die Reduktion des Treibhauspotenzials bei der Allokation nach ökonomischem Wert beträgt für das Jahr 2020 21,5 %. Für das Jahr 2050 ergeben sich je Faktor bei der Allokation nach ökonomischem Wert Reduktionen des Treibhauspotenzials zwischen 21,5 % und 31 %. Auch die Treibhauspotenzial-Ergebnisse der Sauerstoff-Substitution liegen sehr nah an den

Ergebnissen der ökonomischen Allokation. Fallabhängig betragen die Reduktionen des Treibhauspotenzials für die Sauerstoff-Substitution 20-26 %. Die signifikanten Abweichungen der Allokation nach Masse von den anderen Multifunktionalitätsanalysen deuten stark darauf hin, dass es sich hierbei nicht um einen optimalen Ansatz zur Multifunktionalitätsanalyse für Wasserelektrolysetechnologien handelt. Die alternativen Multifunktionalitätsansätze erscheinen für die Wasserelektrolyse deutlich geeigneter zu sein, um die Umweltwirkungen auf Sauerstoff und Wasserstoff zu verteilen.

8.2.2 Methanisierungstechnologien – Multifunktionalitätsanalysen zum Treibhauspotenzial der SNG-Produktion

Hinsichtlich der Methanisierungstechnologien werden im Folgenden die drei in Kapitel 5.2 beschriebenen Formen der Multifunktionsanalyse durchgeführt:

- Kohlendioxid als Abfall zur Beseitigung (100:0-Allokation)
- Kohlendioxid als Abfall zur Verwertung (50:50-Allokation)
- Kohlendioxid als Koppelprodukt (0:100-Allokation)

Kohlendioxid als Abfall zur Beseitigung (100:0-Allokation)

Bei der 100:0-Allokation erfolgt eine Gutschrift der gesamten zur SNG-Produktion eingesetzten Menge des Kohlendioxids. In [Abbildung 8-8](#) ist für das Jahr 2020 eine Auswertung mit der maximalen Gutschrift enthalten. Die Werte ohne Gutschrift sind die Ergebnisse für die SNG-Produktion, die für das Jahr 2020 in Kapitel 6 gewonnen wurden. Berücksichtigt sind in den eingehenden Werten ohne Gutschrift bereits die Aufwendungen für die Kohlendioxidabscheidung. Unter Berücksichtigung der Gutschrift erfüllen die Summenwerte daher alle Aspekte für den 100:0-Allokationsansatz. Die Anwendung dieses Ansatzes soll für die Methanisierungstechnologien die Grenzen aufzuzeigen, um die sich die Treibhauspotenzial-Ergebnisse durch die Berücksichtigung einer solchen Gutschrift maximal verbessern können.

Die [Abbildung 8-8](#) verdeutlicht, dass eine maximale Gutschrift für das Kohlendioxid das Treibhauspotenzial-Ergebnis deutlich reduzieren kann. Relativ gesehen fallen diese Gutschriften insbesondere bei den Varianten der Methanisierung ins Gewicht, die mit Windenergie betrieben werden. Dies führt für alle drei mit Windstrom betriebenen Methanisierungstechnologien dazu, dass im Vergleich zu den jeweils zugehörigen Basisberechnungen in Kapitel 6.3 noch niedrigere Treibhauspotenzial-Ergebnisse erreicht werden. Im Vergleich zu den niedrigsten Treibhauspotenzial-Ergebnisse aus den Basisberechnungen, hier durch eine gepunktete Linie dargestellt, erreichen alle Varianten mit Windstrom niedrigere Werte. Für diese Fälle, in welchen Wasserstoff mittels der AEC-Systeme und Windstrom erzeugt wird, ergeben sich in Summe sogar negative Netto-Treibhauspotenzialwerte. Aufgrund des größeren Kohlendioxidbedarfs der biologischen Methanisierungstechnologien fallen deren Gutschriften höher aus. Aufgrund dessen ist die ohne Gutschriften gegebene Vorteilhaftigkeit der KM im Fall mit Wasserstoff aus der AEC-Elektrolyse und Windstrom bei maximalen Gutschriften nicht mehr gegeben.

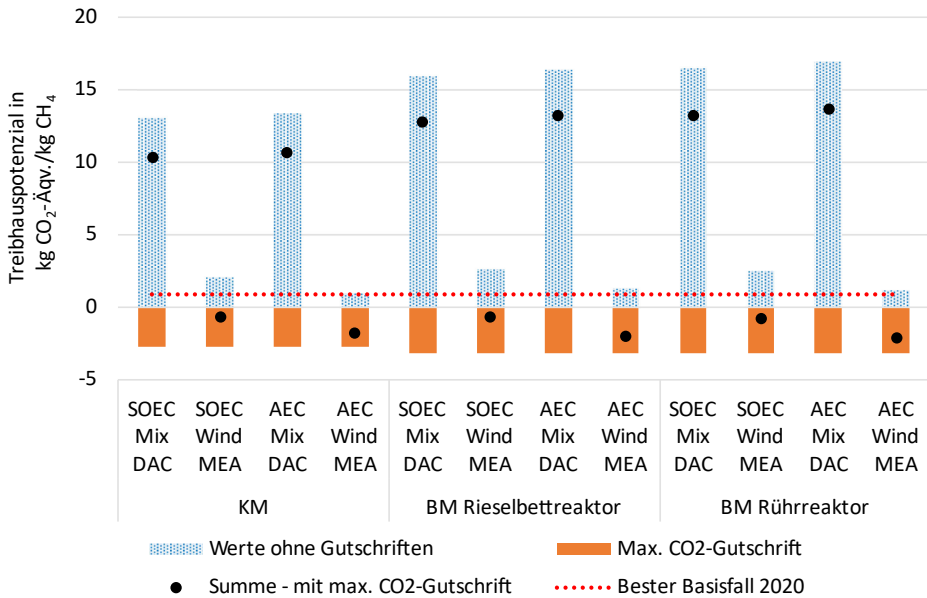


Abbildung 8-8: Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial im Jahr 2020 beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix unter Anwendung der 100:0-Allokation im Vergleich zum Bestwert der Basisberechnungen

Auch für das Jahr 2050 wird für die SNG-Produktion mittels Methanisierungstechnologien eine 100:0-Allokation betrachtet. Hierbei fließen, wie in der Analyse des Jahres 2020, Ergebnisse ohne Gutschrift ein. In diesem Fall sind dies die Ergebnisse für die SNG-Produktion und das Jahr 2050 aus Kapitel 7.3. Auch bei diesen Werten ohne Gutschrift sind bereits die Aufwendungen für die Kohlendioxidabscheidung enthalten. Die [Abbildung 8-9](#) weist die Treibhauspotenzial-Ergebnisse für das Jahr 2050 unter Berücksichtigung der maximal möglichen CO₂-Gutschrift aus. Da die im Jahr 2050 ermittelten Treibhauspotenzial-Ergebnisse bereits ohne Berücksichtigung einer Gutschrift auf einem niedrigen Niveau liegen, zeigen sich durchgängig negative Treibhauspotenzialwerte. Durch den höheren Kohlendioxidbedarf der biologischen Methanisierungstechnologien fallen deren Gutschriften auch bei der Analyse für das Jahr 2050 höher aus. Dadurch erreichen die PtCH₄-Systeme mit BM geringfügig niedrigere Netto-Treibhauspotenzial-Ergebnisse bei Berücksichtigung einer maximalen Gutschrift. Verglichen mit den niedrigsten Treibhauspotenzial-Ergebnissen für das Jahr 2050 aus den Basisberechnungen (Kapitel 7.3), die hier als gepunktete Linie aufgezeigt werden, können sämtliche Varianten niedrigere Werte erreichen. Bezüglich der sich in Summe bei diesem Allokationsansatz ergebenden negativen Netto-Treibhauspotenziale ist es nochmals hervorzuheben, dass diese nur Momentaufnahmen sind und sich einzig auf die SNG-Produktion, nicht jedoch dessen weitere Anwendung beziehen. Die weitere Anwendung des Methangases geht mit Treibhausgasemissionen und weiteren Umweltwirkungen einher.

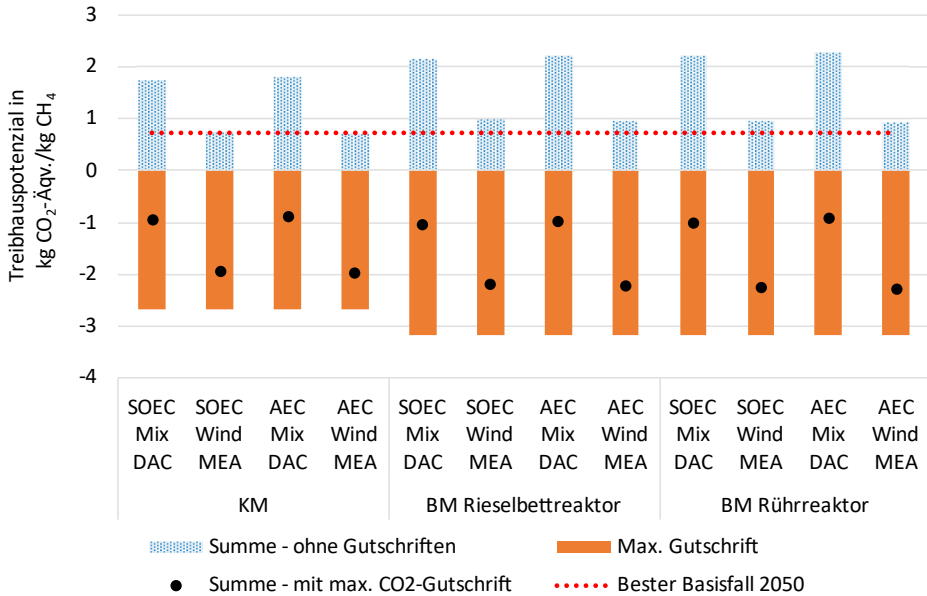


Abbildung 8-9: Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial im Jahr 2050 beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix unter Anwendung der 100:0-Allokation im Vergleich zum Bestwert der Basisberechnungen

Kohlendioxid als Abfall zur Verwertung (50:50-Allokation)

Entsprechend den Beschreibungen in Kapitel 5.2 werden dem PtG-Produkt bei der 50:50-Allokation anteilig Umweltwirkungen, die mit dem eingesetzten Kohlendioxid einhergehen, angerechnet. Die Kohlendioxidbereitstellung und die Emission des Kohlendioxids am Lebensende werden zu 50 % dem PtG-Produkt angelastet. Eine entsprechende Betrachtung kann hinsichtlich der Technologien zur Kohlendioxidabscheidung nur für die MEA-Wäsche (Post-Combustion) gewählt werden. Da die DAC-Anlagen das Kohlendioxid aus der Luft und nicht aus einem vorgelagerten Industrie-Prozess abscheiden, ist eine anteilige Zuordnung zu einem solchen Prozess nicht geeignet. Für DAC-Anlagen erfolgt daher üblicherweise und in dieser Arbeit eine Beschränkung auf die 100:0-Allokation. Die Ergebnisse für die 50:50-Allokation sind daher auf die in den vorherigen Ergebnisbeschreibungen verwendeten Varianten der MEA-Wäsche eingegrenzt. Aufgrund der geringeren Variantenzahl werden die Ergebnisse für die Jahre 2020 und 2050 gemeinsam betrachtet. Ergebnisse für die SNG-Produktion mit Kohlendioxid aus der MEA-Wäsche sind für die 50:50-Allokation in [Abbildung 8-10](#) illustriert.

[Abbildung 8-10](#) verdeutlicht den nennenswerten Effekt der anteiligen Berücksichtigung des Treibhauspotenzials, das mit der Kohlendioxidbereitstellung und -emission einhergeht. Die betrachteten Varianten zeigen gegenüber den niedrigsten in den Kapiteln 6.3 und 7.3 ermittelten Ergebnissen deutlich höhere Treibhauspotenzial-Ergebnisse auf. Dies ist der Fall, obwohl nur mit Wind betriebene Technologievarianten analysiert werden. Die Ursache dafür liegt insbesondere in der anteiligen Berücksichtigung der Kohlendioxidemission am Ende des Lebenswegs des SNG. Deren Anteil an den jeweiligen Treibhauspotenzial-Ergebnissen liegen bei der Nutzung der 50:50-Allokation zwischen 35 % und 66 %. In den meisten Fällen ist die

Kohlendioxidemission am Ende des Lebenswegs daher für den Hauptteil des Treibhauspotenzials verantwortlich (s. Kapitel 5.2). Die Ergebnisse bei diesem Allokationsansatz liegen durchgängig über 100 % über den Ergebnissen in den Kapiteln 6.3 und 7.3. Im extremen Fall liegen die Ergebnisse bis zu 335 % über den niedrigsten Treibhauspotenzial-Ergebnissen der Basisrechnungen.

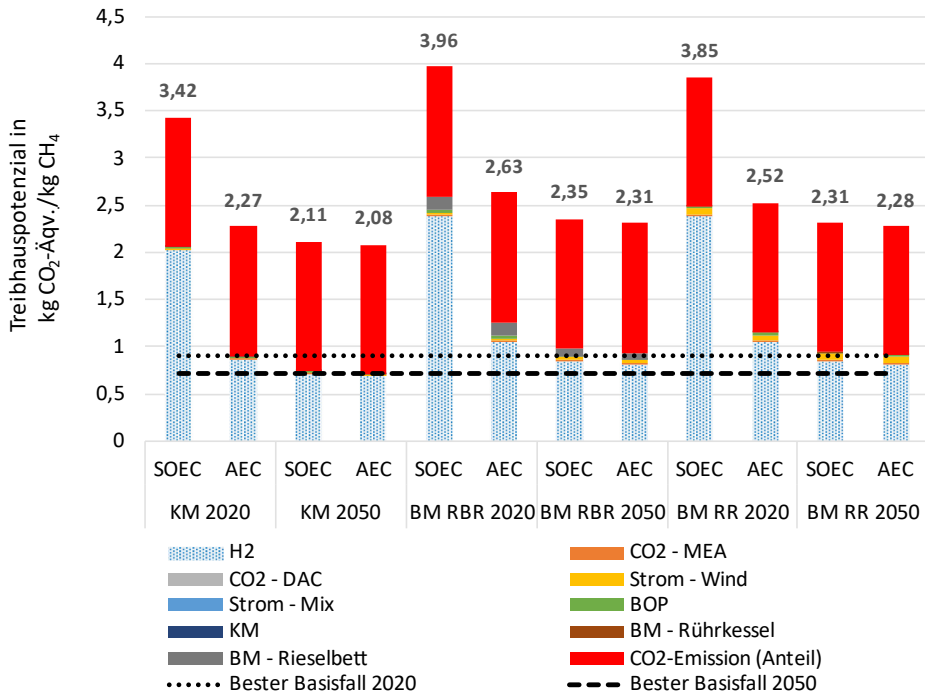


Abbildung 8-10: Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial in den Jahren 2020 und 2050 beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix (50:50-Allokation) im Vergleich zu den Bestwerten der Basisrechnungen

Kohlendioxid als Koppelprodukt (0:100-Allokation)

Bei einer Betrachtung von Kohlendioxid als Koppelprodukt (0:100-Allokation) nimmt die Bedeutung der Kohlendioxidemission am Ende des Lebenswegs noch weiter zu. Ursache hierfür ist deren vollumfängliche Berücksichtigung. Die sich bei Anwendung dieses Allokationsansatzes ergebenden Treibhauspotenzial-Ergebnisse der unterschiedlichen Methanisierungsvarianten sind in [Abbildung 8-11](#) illustriert. Die [Abbildung 8-11](#) verdeutlicht, dass die Nutzung der 0:100-Allokation zu den höchsten Treibhauspotenzial-Ergebnissen führt. Dies liegt primär an den Kohlendioxidemissionen am Ende des Lebenswegs des SNG (s. Kapitel 5.2). Deren Anteil beträgt dabei zwischen 51 % und 79 %. Die Kohlendioxidemissionen am Ende des Lebenswegs dominieren somit die Treibhauspotenzial-Ergebnisse aller betrachteten Varianten im Rahmen einer solchen Betrachtung.

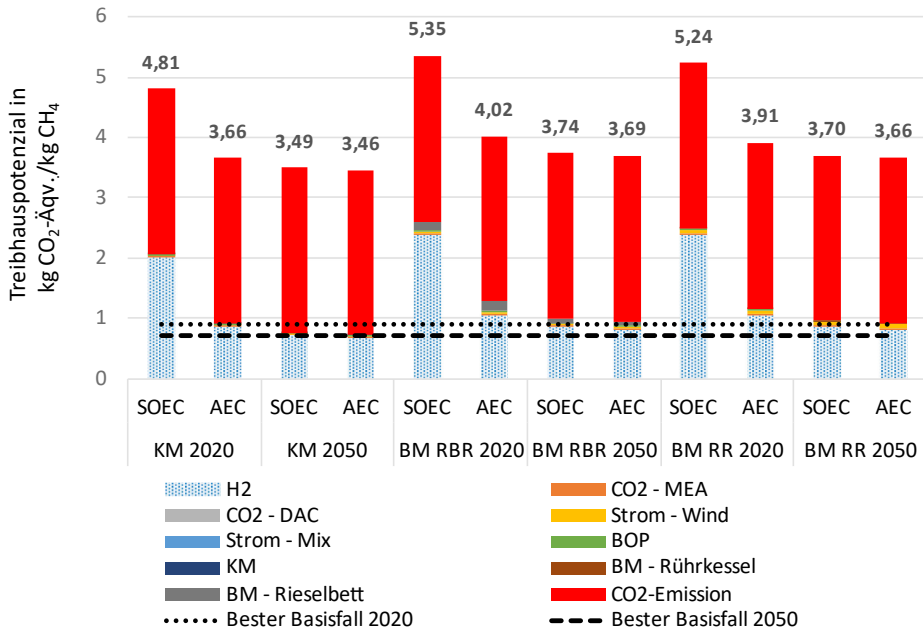


Abbildung 8-11: Methanisierungstechnologien – Treibhauspotenzial in den Jahren 2020 und 2050 beim Betrieb mit Windstrom oder Strommix (0:100-Allokation) im Vergleich zu den Bestwerten der Basisrechnungen

8.3 Lebenszykluskostenrechnung unter Berücksichtigung der Multifunktionalität der PtG-Systeme

Die Multifunktionalität der PtG-Systeme kann nicht nur unter ökologischen Gesichtspunkten analysiert werden, sondern auch in Lebenszykluskostenrechnungen einbezogen werden. Durch den Verkauf von Nebenprodukten (z.B. Wärme oder Sauerstoff) lassen sich nämlich Erlöse erzielen. Die für die Berechnung der Erlöse gewählten Annahmen zu Produktpreisen sind in Abschnitt 5.3.2 zu finden. Dementsprechend weichen die Gestehungskosten unter Berücksichtigung der Erlöse von denen der Basisrechnungen ab. Die folgenden Abschnitte beinhalten die Ergebnisse der Lebenszykluskostenrechnungen bezüglich der Elektrolyse- und Methanisierungstechnologien.

8.3.1 Elektrolysetechnologien – Wasserstoff-Gestehungskosten unter Berücksichtigung von Erlösen

Eine Berücksichtigung von Erlösen aus dem Verkauf des Nebenprodukts Sauerstoff führt bei den Elektrolysetechnologien im Jahr 2020 zu leichten bis deutlichen Minderungen der Wasserstoff-Gestehungskosten. Im Vergleich zu den Summen ohne Erlöse machen die Erlöse im Jahr 2020 Anteile von 7,2 % bis 32,9 % aus. Die höchsten Reduktionen werden für AEC-Systeme erreicht. Aufgrund der hohen Gestehungskosten der SOEC-Systeme fallen die Reduktion der Gestehungskosten durch den Sauerstoffverkauf für diese Systeme am geringsten aus. Noch stärker sind die Minderungen der Wasserstoff-Gestehungskosten für das Jahr 2050 bei einer Berücksichtigung des Verkaufs des Nebenprodukts Sauerstoff. Im

Vergleich zu den Wasserstoff-Gestehungskosten ohne Erlöse machen die Erlöse im Jahr 2050 37,7-43,7 % aus. Der stärkste Effekt durch Erlöse liegt in den Analysen für das Jahr 2050 bei SOEC-Systemen vor, während der geringste Rückgang bei den AEC-Systemen zu beobachten ist. Da in die Analysen für die Jahre 2020 und 2050 fixe Erlöse für den Sauerstoff einfließen, ergeben sich die größten prozentualen Reduktionen jeweils für die Elektrolysetechnologien, deren Gestehungskosten im jeweiligen Jahr am niedrigsten sind.

8.3.2 Methanisierungstechnologien – SNG-Gestehungskosten unter Berücksichtigung von Erlösen

Die erzielbaren Erlöse durch einen potenziellen Verkauf des beim Betrieb von PtCH₄-Systemen neben dem SNG anfallenden überschüssigen Wassers sowie des erzeugten Wärmeüberschusses können in die Berechnung der SNG-Gestehungskosten einbezogen werden. Bezüglich der überschüssigen Wärme errechnen sich im Fall der BM Erlöse in Höhe von knapp 0,2 €/kg CH₄ und im Fall der KM von fast 0,3 €/kg CH₄ aufgrund höherer Wärmeüberschüsse. Im Vergleich zu den SNG-Gestehungskosten im Jahr 2020 fallen diese Erlöse für das überschüssige Wasser noch deutlich niedriger und damit nahezu vernachlässigbar aus. Auch für das Jahr 2050 kann der potenzielle Verkauf von überschüssigem Wasser und des erzeugten Wärmeüberschusses berücksichtigt werden. Jedoch stellt sich die Minderung der SNG-Gestehungskosten durch den Verkauf dieser Produkte auch für das Jahr 2050 als sehr gering heraus.

8.4 Beschreibung von Unsicherheiten der Lebenszyklusanalysen

In Kapitel 4.1 sind Herausforderungen im Umgang mit der Unsicherheit, insbesondere im Zusammenhang mit prospektiven Analysen, herausgestellt worden. Die beschriebenen Lösungsansätze sind zur Anwendung gekommen und werden nachfolgend dargestellt.

Die in Kapitel 8.1 durchgeführte Sensitivitätsanalyse, im Rahmen der Lösungsansätze als Unsicherheitsanalyse-Grundanforderung eingeordnet, liefert klassischerweise Erkenntnisse hinsichtlich der Parameterunsicherheit. Durch die Variation verschiedener Parameter stellt die Sensitivitätsanalyse zum einen die besonders hohe Relevanz des Stromeinsatzes für die Ergebnisse heraus und bestätigt somit auch vorausgegangene Erkenntnisse aus den Kapiteln 6 und 7. Mit dem Parameter Stromeinsatz geht daher ein hohes Maß an Unsicherheit einher. Eine Variation der VLS bewirkt hingegen nur sehr geringfügige Änderungen der Ergebnisse und diese sind daher kein nennenswerter Unsicherheitsfaktor.

Neben der Sensitivitätsanalyse ist in Kapitel 4.1 eine qualitative Diskussion als Unsicherheitsanalyse-Grundanforderung erwähnt, die nachfolgend durchgeführt wird.

8.4.1 Beschreibung der Unsicherheiten der Lebenszyklusanalysen für das Jahr 2020

Datenverfügbarkeiten und Kenntnisse über den Status Quo sind für das Jahr 2020 in einem deutlich größeren Umfang verfügbar als für das Jahr 2050. Unsicherheiten sind daher im Rahmen der Analysen des Jahres 2050 stärker ausgeprägt.

Parameterunsicherheiten

Die größten Unsicherheiten für das Jahr 2020 bestehen im Fall der PtH₂-Systeme hinsichtlich der Wahl der Annahmen zum Parameter Strombedarf. Bei den PtCH₄-Systemen geht die größte Unsicherheit vom Parameter Wasserstoffbedarf aus.

Szenariounsicherheiten

Auch Szenariounsicherheiten, die insbesondere durch die Strommixwahl hervorgerufen werden, fallen aufgrund zugrundeliegender Statistiken zum Strommix des Jahres 2020 gering aus.

Modellunsicherheiten

Gemäß den Ausführungen in Kapitel 4.1 ist noch kein Werkzeug zur Analyse von Modellunsicherheiten im Kontext ökologischer Lebenszyklusanalysen etabliert, weshalb dieses Thema hier nicht weiter vertieft wird.

Weitere Unsicherheiten

Ein höheres Maß an Unsicherheit geht aufgrund des geringsten TRL aller Wasserelektrolysetechnologien mit den genutzten Daten zu SOEC-Systemen einher. Bei den Methanisierungstechnologien trifft dies auf die Formen der BM zu. Die Materialdaten der Gegenwart weisen dennoch grundsätzlich eine geringe Unsicherheit auf. Ähnliches gilt auch für die herangezogenen Hintergrunddaten der ecoinvent-Datenbank, welche für das Jahr 2020 als repräsentativ betrachtet werden können. Insgesamt kann die Unsicherheit bezüglich PtG-Technologievarianten mit höherer technologischer Reife, also AEC- und PEMEC-Systeme sowie die KM, als niedrig eingeschätzt werden. Für die weiteren PtG-Technologien gilt dies aufgrund geringerer Datenverfügbarkeit in etwas eingeschränkterem Maße. Trotz der grundsätzlichen gegebenen Verfügbarkeit von Daten ist zu konstatieren, dass es zu den PtG-Technologien im Allgemeinen und zum Bau im Speziellen nur Sachbilanzdaten gibt, die auf einzelne oder wenige Hersteller und Projekte zurückgehen. In der Praxis ist aber von einer größeren Vielfalt an Materialzusammensetzungen und Herstellungsverfahren auszugehen. Mehr Sachbilanzdaten wären hilfreich, um die Robustheit der Ergebnisse für einzelne PtG-Technologien und eventuelle Effekte unterschiedlicher Systeme der gleichen Technologieart besser einschätzen und somit einen weiteren Unsicherheitsaspekt reduzieren zu können.

8.4.2 Beschreibung der Unsicherheiten der Lebenszyklusanalysen für das Jahr 2050

Mit den prospektiven Lebenszyklusanalysen geht im Vergleich zu den Analysen des Jahres 2020 ein höheres Maß an Unsicherheit einher, da sich die Zukunft immer als eine Situation unvollkommener Information darstellt [190]. Aufgrund der Vielfältigkeit der prospektiven Analysen dieser Arbeit ergeben sich einige Unsicherheitsfaktoren, auf die nachfolgend eingegangen wird.

Parameterunsicherheiten

Die Sensitivitätsanalysen kommen zum Ergebnis, dass auch zum Analysezeitpunkt 2050 die stärksten Parameterunsicherheiten bei der Annahme zum Strombedarf gegeben sind. Über die Parameter hinaus gibt es Unsicherheiten, die von den verschiedenen prospektiven Analyseansätzen aufgezeigt werden.

Unsicherheiten bei den Trendextrapolationen

Ein Teil der Trendextrapolationen weist aufgrund einer großen Streuung in den Literaturdaten bis zum Jahr 2050 ein geringes Bestimmtheitsmaß auf. Jene prognostizierten Trends sind daher mit einer ausgeprägten Unsicherheit behaftet.

Unsicherheiten im Rahmen der Lernkurvenansätze

Für die Ermittlung der Lernkurven werden Angaben zu den Kapazitäten bzw. kumulierten installierten Leistungen der Technologien benötigt. Differenzierte Angaben zu diesen für die verschiedenen Elektrolyse- oder Methanisierungstechnologien sind in der Literatur jedoch bisher Ausnahmefälle. Aufgrund dessen erfolgt im Rahmen dieser Arbeit eine Beschränkung auf entsprechende Annahmen von Böhm et al. [23, 100]. Eine größere Bandbreite an Literaturdaten zu potenziellen Entwicklungen der verschiedenen Technologien ist zukünftig wünschenswert, um die Effekte aufzuzeigen, die sich aus anderen Szenarien zur Kapazitätsentwicklung ergeben. Damit einhergehend würde sich die Szenariounsicherheit reduzieren.

Weitere Szenariounsicherheiten

Eine Szenariounsicherheit besteht zudem hinsichtlich der künftigen Zusammensetzung des Netzstroms (Strommix). Aufgrund der sich ändernden Klimaschutzziele und deren Zeithorizonte stellt das für das Jahr 2050 herangezogene Szenario nur eine von zahlreichen Möglichkeiten der Stromerzeugung in der Zukunft in Deutschland dar. Bei der unter dem Vorzeichen einer zu erreichenden hundertprozentigen Reduktion der THG-Emissionen stehenden Zusammensetzung des Netzstroms im Jahr 2050 führen Variationen zu einem deutlich geringeren Effekt als dies bei einer noch weitgehend auf fossilen Energieträgern basierenden Stromerzeugung der Fall ist. Dennoch geht von der getroffenen Wahl ein gewisses Maß an Szenariounsicherheit aus. Eine weitere Vorgehensweise, welche die Unsicherheit der Ergebnisse erhöht und als Element der Szenariounsicherheit betrachtet werden kann, ist die Verwendung der aktuellen Hintergrunddaten der ecoinvent-Datenbank. Die Datenbank enthält nur sehr vereinzelt Hintergrunddaten, die zukünftige Gegebenheiten abbilden sollen. In der Tendenz ist bei vielen Datensätzen von Fortschreibungen auszugehen, die zu einem geringeren Material- und Energiebedarf führen. Da nicht die Möglichkeit einer solchen Berücksichtigung bestand, ist eine Unsicherheit in Bezug auf die Hintergrunddaten gegeben. Dies hat zur Folge, dass zukünftige, mit den Hintergrunddaten ermittelte Umweltwirkungen tendenziell zu hoch ausfallen.

Modellunsicherheiten

Wie bereits bei den Unsicherheitsbeschreibungen des Jahres 2020 erläutert, kann aus Ermangelung etablierten Werkzeugs zur Modellunsicherheitsanalyse keine Aussage zur Modellunsicherheit im Kontext von ökologischen Lebenszyklusanalysen getroffen werden.

Weitere Unsicherheiten

Nur bezüglich potenziell kritischer Rohstoffe sind Trendextrapolationen vorgenommen worden. Im Fall von zum Bau von PtG-Anlagen benötigten Materialien wird im Rahmen dieser Arbeit aus Ermangelung an Daten, die zur Extrapolation von Trends benötigt werden, von konstanten Mengen ausgegangen. Eine solche Annahme führt zur Überschätzung der Kosten

bzw. Umweltwirkungen, da aufgrund technischen Fortschritts eine Reduktion dieser anderen Materialmengen wahrscheinlich ist.

8.4.3 Weitere Unsicherheiten unabhängig vom Analysezeitpunkt

Multifunktionalitätsanalysen sind kein klassischer Aspekt von Unsicherheitsbetrachtungen. Dennoch sei hier darauf hingewiesen, dass die Wahl oder Nichtberücksichtigung von Multifunktionalitätsansätzen die Ergebnisse sowie deren Robustheit und Interpretierbarkeit stark beeinflusst. Auch die Indikatorenauswahl wird nicht zwangsläufig bei Unsicherheitsbetrachtungen von Lebenszyklusanalysen adressiert. Da die Methodiken zur Berechnung der Indikatoren unterschiedlich stark etabliert sind, geht auch von der Indikatorenauswahl eine Unsicherheit aus. Durch die Verwendung von Indikatoren, die vom ILCD Handbuch empfohlen werden, kann das Maß an Unsicherheit bezüglich der Indikatorenauswahl aber reduziert werden [162]. Dennoch gibt es hinsichtlich dieser Methodiken Weiterentwicklungen und somit ein nicht komplett zu vernachlässigendes Maß an Unsicherheit.

8.5 Exkurs zu den Effekten des flexiblen Betriebs der PtG-Anlagen

Schwachwindzeiten können bei direkter Kopplung mit Windkraftanlagen zur Abschaltung von PtG-Anlagen führen. Wann bzw. ob dies geschieht sowie wie lange die Anlagen abgeschaltet bleiben und anschließend zum Hochfahren benötigen, hängt stark von der Eignung der verschiedenen Elektrolysetechnologien für einen flexiblen Anlagenbetrieb ab. In den bisherigen Lebenszyklusanalysen dieser Arbeit ist ein flexibler Anlagenbetrieb nicht berücksichtigt worden. In Kapitel 2.2 finden sich einige Eigenschaften der Elektrolysetechnologien, die für entsprechende Analysen relevant sein können. Dazu gehören u.a. die Leistungsaufnahme im Stand-by-Betrieb, die Hochlaufzeit bei Kaltstart, die maximalen Leistungsgradienten und die Mindestlast. Gemäß den Angaben in Kapitel 2.2 sind AEC- und PEMEC-Systeme deutlich besser für einen flexiblen Anlagenbetrieb geeignet als SOEC-Systeme. Allerdings gibt es auch zwischen den erstgenannten Elektrolysetechnologien deutliche Unterschiede hinsichtlich der Eignung zur flexiblen Fahrweise. In den verfügbaren Ökobilanz-Publikationen zu PtG-Technologien finden sich fast keine Aussagen zu den ökologischen Effekten der flexiblen Betriebsweise. An diesem Punkt setzt die folgende Analyse ein und vergleicht die Effekte bezüglich zweier wesentlicher Parameter. Im Fall von AEC-Systemen ist die beste Verfügbarkeit von Daten für diese Analyse gegeben, weshalb eine Beschränkung auf diese Technologie erfolgt. Eine Veröffentlichung von Koj et al. [329] enthält Daten zum Prozessdampfeinsatz für das Aufheizen nach Kaltstart bei einem AEC-System. Der in dieser Publikation angegebene Wert wird linear anhand der betrachteten Anlagenleistung umgerechnet. Demnach ergibt sich bei AEC-Systemen mit 1 MW im Jahr 2020 ein Prozessdampfbedarf von 115 kg pro Stunde des Aufheizens. Ergänzend zu diesem Dampfbedarf wird eine Dauer von 60 Minuten pro Kaltstart angenommen. Dies ist ein Wert, der innerhalb der Bandbreite an Zeitspannen in [Tabelle 2-1](#) liegt. Die erdgasbasierte Dampferzeugung wird mit Hilfe des ecoinvent-Datensatzes „*steam production, in chemical industry*“ abgebildet. Zudem wird die elektrische Dampferzeugung betrachtet. Dies ist eine Option, die bis zum Jahr 2050 insbesondere aufgrund der Abkehr von fossilem Erdgas an Bedeutung im Kontext von Kaltstarts gewinnen könnte. Der Strombedarf zur Dampferzeugung wird basierend auf den in Kapitel 5.3 genannten und auf Pichlmaier et al. [154] zurückgehenden

Annahmen zum thermischen Energiebedarf auf 1 kWh_{el}/kg Dampf abgeschätzt. Zur Quantifizierung der Leistungsaufnahme im Stand-by wird die von Bünger et al. [72] getroffene Annahme von 2 % der installierten Leistung verwendet. Der flexible Betrieb geht bei der direkten Kopplung an Windkraftanlagen mit einer zeitweilig unzureichenden Windstrom-Bereitstellung einher. Daher wird die Annahme getroffen, dass die Elektrolysesysteme heruntergefahren werden, wenn bei einer derartigen Kopplung keine ausreichende Bereitstellung des Stand-by Strombedarfs mehr möglich ist. Zur Gewährleistung einer gesicherten Versorgung beim Kaltstart wird immer die Zufuhr eines extern aus dem Netz bezogenen Stroms angenommen. Beim Betrieb im Stand-by ist der Strombezug aus dem Netz eine Variante, die immer genutzt werden kann. Gemäß den zuvor gewonnenen Erkenntnissen in den Kapiteln 6 und 7 ist dabei von ökologischen Nachteilen im Vergleich zur Option eines Stand-by-Betriebs mit Einsatz von Windstrom auszugehen. Daher wird auch letztgenannte Variante betrachtet. Letztlich finden noch die sich mittels ökologischer Lebenszyklusanalyse ergebenden Treibhauspotenzialwerte der unterschiedlichen Eingangsstoffe Berücksichtigung bei der Analyse des flexiblen Anlagenbetriebs (s. [Tabelle 8-2](#)).

Tabelle 8-2: Annahmen zum Treibhauspotenzial relevanter Eingangsstoffe für die Analyse des flexiblen Anlagenbetriebs

Eingangsstoff	Einheit	Wert
Windstrom	kg CO ₂ -Äqv./kWh _{el}	0,03
Strommix 2020	kg CO ₂ -Äqv./kWh _{el}	0,46
Strommix 2050	kg CO ₂ -Äqv./kWh _{el}	0,06
Dampf (auf Erdgasbasis) 2020	kg CO ₂ -Äqv./kg Dampf	0,28

Basierend auf obigen Annahmen und Ausführungen erfolgt eine Analyse des flexiblen Anlagenbetriebs. Dabei wird das im Verlauf eines Jahres entstehende Treibhauspotenzial unterschiedlicher Optionen unter Berücksichtigung von verschiedenen Anzahlen an Stunden pro Jahr sowie beide Formen des flexiblen Betriebs miteinander verglichen. Die Ergebnisse dieses Vergleichs sind [Abbildung 8-12](#) zu entnehmen.

[Abbildung 8-12](#) verdeutlicht, dass sich die Resultate im Fall eines Betriebs im Stand-by nennenswert von jenen bei einer Betrachtung des Hochfahrens eines AEC-Systems aus dem Kaltstart unterscheiden. Das durch einen einstündigen Kaltstart hervorgerufene Treibhauspotenzial übersteigt jenes, welches durch eine Stunde im Stand-by-Betrieb entsteht, um ein Vielfaches. Dies gilt, wenn die gleiche Form der Stromzufuhr verglichen wird. Ein Betrieb im Stand-by mit Windstrom führt zwar zu den niedrigsten Umweltwirkungen, jedoch kann im realen Betrieb die Bereitstellung der für den Stand-by erforderlichen Strommenge aus direkt gekoppelten Windkraftanlagen nicht immer garantiert werden. Gegenüber dem Windstrom ruft der Strommix des Jahres 2050 in etwa das doppelte Treibhauspotenzial hervor. Findet der Strommix des Jahres 2020 Verwendung, dann liegt das Treibhauspotenzial-Ergebnis gar ca. um den Faktor 15 über jenen bei der Betrachtung von Windstrom. Eine Stunde Kaltstart bewirkt im günstigsten Fall, bei welchem der Strommix des Jahres 2050 zur Dampferzeugung genutzt wird, ein fast zwölfmal so hohes Treibhauspotenzial im Vergleich zum Stand-by mit Windstrom. Die Durchführung von Kaltstarts mit einer auf Erdgas basierenden Dampferzeugung ist im Jahr 2020 noch vorteilhaft. Wird im Jahr 2050 Netzstrom in elektrischen

Dampferzeugern eingesetzt, liegen die ermittelten Ergebnisse dagegen um fast 80 % unter jenen bei der Betrachtung einer auf Erdgas basierenden Dampferzeugung.

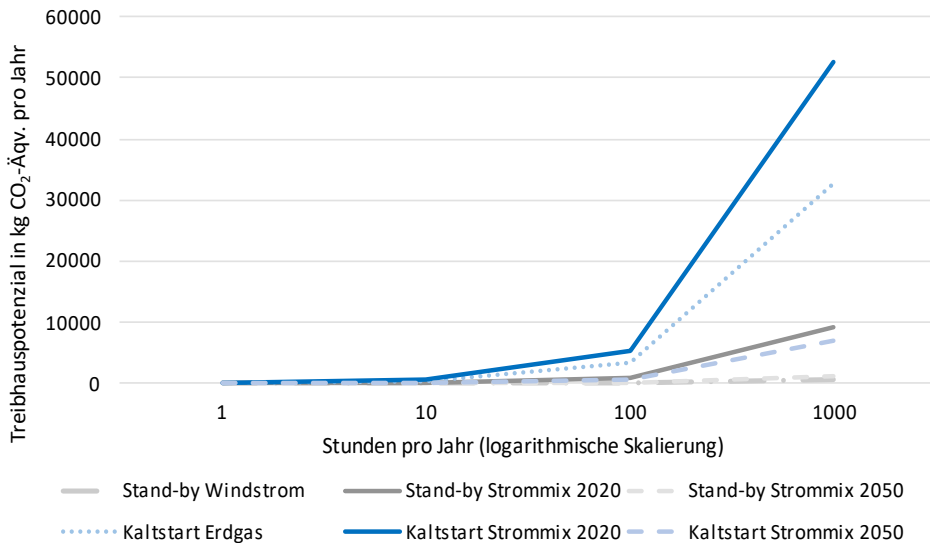


Abbildung 8-12: Resultierendes Treibhauspotenzial beim flexiblen Betrieb eines 1 MW_{el} AEC-Systems mit unterschiedlichen Eingangsstoffen für den Kaltstart und Stand-by-Betrieb in Abhängigkeit von der Dauer pro Jahr

Insgesamt lässt sich nach dieser Kurzanalyse der ökologischen Implikationen des flexiblen Anlagenbetriebs Folgendes festhalten: Die im Rahmen des flexiblen Betriebs erforderlichen Maßnahmen, zu denen Stand-by und Kaltstart zählen, führen zwangsläufig zu Umweltwirkungen. Kaltstarts sollten deshalb soweit möglich vermieden werden. Sollten diese doch erforderlich sein, hat aufgrund abnehmender Treibhausgasemissionen des Netzstroms eine Substitution der erdgasbasierten durch die elektrische Dampferzeugung zu erfolgen. Falls möglich, sollte beim Stand-by-Betrieb Windstrom eingesetzt werden. Möglichkeiten zur Reduzierung von Stand-by- und Kaltstart-Zeiten, bestehen in der Einbindung von Speichern. Daher ist die Analyse der Auswirkungen einer Speichereinbindung ein interessantes Themenfeld für künftige ökologische Forschungsaktivitäten zu PtG-Betriebsformen. Außerdem gibt es vielfältige Aspekte zum Teillastbetrieb von Elektrolyseuren mit potenzieller Relevanz hinsichtlich Umweltwirkungen und verbleibendem Forschungsbedarf. Beispielsweise variiert die Effizienz der Elektrolysesysteme über den Lastbereich. Zudem liegen u.a. Erkenntnisse von Parra et al. [167] vor, dass auch die für PtH₂-Systeme erforderlichen Gleichrichter über den Lastbereich unterschiedliche Effizienzen aufweisen. Überdies erfolgte in dieser Arbeit keine Analyse eines flexiblen Betriebs von PtCH₄-Systemen, was aber Bestandteil künftiger ökologischer Forschungsaktivitäten sein sollte.

9 Zusammenfassung, Diskussion und Ausblick

Zur Einhaltung der weltweiten Klimaziele stellt die Nutzung von PtG-Technologien einen wichtigen Baustein dar. Zudem liefern diese Technologien, insbesondere auf Deutschland bezogen, eine wertvolle Substitutionsmöglichkeit bezüglich des konventionellen Erdgases. Vor dem Hintergrund der geopolitischen Entwicklungen des Jahres 2022 können diese Substitute nicht nur eine ökologischere Perspektive herbeiführen, sondern auch die Versorgungssituation sowie -sicherheit diversifizieren und erhöhen. Vornehmlich die Relevanz von mittels Wasserelektrolysetechnologien hergestelltem grünem Wasserstoff nimmt zu. Diese zunehmende Bedeutung kommt in Ausbauzielen Deutschlands, aber auch der vieler weiterer Länder und der EU zum Ausdruck. Der deutsche Koalitionsvertrag sieht einen Ausbau der Elektrolysekapazitäten auf 10 GW bis zum Jahr 2030 vor [330]. Dieses exponentielle Marktwachstum und das sich in Richtung erneuerbarer Stromerzeugung entwickelnde Energiesystem haben vielfältige technologische, ökologische und ökonomische Effekte auf die PtG-Technologien. Von hoher Bedeutung sind dabei die Entwicklungen dieser Effekte über die Zeit, da auf dem Weg zur Klimaneutralität Deutschlands noch deutliche Verbesserungen solcher Technologien erforderlich sein werden. Vor diesem Hintergrund war das wesentliche Ziel dieser Arbeit detaillierte sowie konsistente ökologische, ökonomische und technologische Analysen für PtG-Technologien in Deutschland für die Jahre 2020 und 2050 aufzuzeigen. Als PtG-Technologien wurden dabei die Elektrolysetechnologien AEC, PEMEC und SOEC sowie die katalytische und biologische Methanisierung berücksichtigt. Bei der BM erfolgte noch eine weitere Differenzierung. Rührreaktor und Rieselbettreaktor wurden als Konzepte dieser Methanisierung in Betracht gezogen. Die in Kapitel 1.2 aufgestellten Forschungsfragen fanden in den nachfolgenden Abschnitten ihre Beantwortung.

9.1 Zusammenfassung der Analysen der Gegenwart

Mehrere Aspekte sind hinsichtlich der Lebenszyklusanalysen der Gegenwart (Jahr 2020) von besonderer Relevanz. Der Entwicklungsstand der PtG-Technologien kann bei den Elektrolysetechnologien AEC und PEMEC sowie bei der KM bereits als ausgereift (TRL 9) erachtet werden. Die SOEC-Hochtemperaturelektrolyse und die unterschiedlichen Reaktorkonzepte zur BM haben jedoch gegenwärtig maximal TRL 7 erreicht und sind somit noch von der kommerziellen Verfügbarkeit entfernt. Entsprechend dem niedrigeren Entwicklungsstand und den vorhandenen Demonstrationsanlagen deutlich unterhalb der Megawattgrenze ist die kumulierte installierte Kapazität der SOEC- und BM-Systeme in erheblich niedrigerem Umfang vorhanden als dies für die alternativen PtG-Technologien der Fall ist. Aufgrund des niedrigeren Entwicklungsstandes fallen dementsprechend auch höhere spezifische Kosten in der Gegenwart an. Die Systeme mit höherem Entwicklungsstand bewegen sich alle auf einem gleichwertigen Niveau in Bezug auf ihre ökologischen und ökonomischen Effekte. Hinsichtlich der gegenwärtigen Umweltwirkungen aller betrachteten PtH₂-Systeme zeigt sich die Strombereitstellung als die mit Abstand bedeutsamste Stellschraube. So verursacht der Betrieb von Elektrolysetechnologien mit dem gegenwärtigen Strommix ein Vielfaches an Treibhauspotenzial als dies bei der Nutzung von Windstrom der Fall wäre. Auch im Vergleich zu einer

auf Erdgas basierten Dampfreformierung als heutige Referenztechnologie fallen die Treibhausgase bei der nicht erneuerbaren Strombereitstellung im Jahr 2020 deutlich höher aus. Die Kohlestromerzeugung als Bestandteil des Netzstroms (Strommix) und der einhergehende Einsatz von Stahl, Aluminium und Kupfer haben einen besonders hohen Einfluss auch bezüglich weiterer Umweltwirkungen (z.B. Eutrophierung, Feinstaubbildung und Versauerung). Die für die PtH₂-Systeme festgestellten Umweltwirkungen bestimmen, aufgrund eines deutlich dominierenden Anteils der Wasserstoffbereitstellung, auch die Ergebnisse der PtCH₄-Systeme.

9.2 Zusammenfassung der Erkenntnisse prospektiver Analysen

Die Lebenszyklusanalysen für das Jahr 2050 bauen auf einer sehr umfangreichen und detaillierten, auf Literaturannahmen basierenden Datenbasis auf. Als methodische Ansätze, die es erlauben nicht nur einzelne Literaturangaben ohne Kontext zu verwenden, sondern technologische Entwicklungen aufzuzeigen und in Analysen zu berücksichtigen, fanden die Trendextrapolation und Lernkurven Anwendung. Eine wesentliche Erkenntnis der prospektiven Analysen besteht dabei darin, dass die Herstellung von Wasserstoff und SNG mittels der PtG-Technologien langfristig mit sinkenden Umweltwirkungen und Lebenszykluskosten einhergehen wird. Entscheidend dafür sind technologische Weiterentwicklungen, die sich in vielfältiger Weise ausdrücken. Zum einen wird der Energiebedarf abnehmen. Dies belegen die literaturbasierten Trendextrapolationen des Strombedarfs der verschiedenen Elektrolysetechnologien. Die jeweils erwarteten Reduktionen des Strombedarfs stellen sich entsprechend den Trendextrapolationen als näherungsweise linearer Rückgang zwischen den Jahren 2020 und 2050 heraus. Über diesen Betrachtungszeitraum ergeben sich Reduktionen des Strombedarfs bezüglich AEC und PEMEC von 16 bis 17 %. Für die SOEC, deren Strombedarf bereits gegenwärtig auf einem deutlich niedrigeren Niveau liegt, errechnet sich eine Strombedarfsreduktion von 6 %. Zum anderen zeigen Trendextrapolationen potenziell kritischer, im Anlagenbau Verwendung findender, Rohstoffe für die Beispiele Platin, Titan und Iridium zwischen den Jahren 2020 und 2050 Reduktionen des spezifischen Materialeinsatzes von knapp 80 % bis über 90 %. Die hierfür in der Literatur benannten Gründe sind insbesondere abnehmende Schichtdicken, zunehmende Energiedichten und die Materialsubstitution. Für mit Windstrom betriebene PtH₂-Systeme errechnen ökologische Lebenszyklusanalysen ohne Lernkurven im Fall der technologisch reiferen AEC- und PEMEC-Systeme eine Reduzierung des Treibhauspotenzials der Wasserstoffherzeugung um über 20 %. Im Fall der SOEC-Systeme können die ökologischen Effekte beim Betrieb mit Windstrom insbesondere durch Lebensdauersteigerungen sowie eine erneuerbare Wärmequelle sogar um über 60 % reduziert werden. Unter Anwendung des Lernkurvenansatzes und der Annahme von Lernraten zwischen 8 und 12 % liegt dagegen die Reduktion des Treibhauspotenzials zwischen den Jahren 2020 und 2050 für die AEC-Systeme bei 41-61 %, bei den PEMEC-Systemen bei 62-80 % und bei den SOEC-Systemen bei 69-85 %. Die Abweichungen der Ergebnisse der Analysen mit und ohne Lernkurven sind somit signifikant. Eine direkte Übertragbarkeit der in der Literatur ursprünglich für Investitionskosten ermittelten Lernraten auf die Bestimmung des künftigen Treibhauspotenzials oder der Gestehungskosten ist aber nicht ohne Weiteres möglich. Die berücksichtigten Kapazitätsentwicklungen und daraus resultierende Lernkurven sind dennoch hinsichtlich des zeitlichen Verlaufs der Analysegrößen von Interesse. Diese Lernkurven bieten

die Möglichkeit aufzuzeigen, in welchem Zeitraum in Abhängigkeit der Kapazitätzunahme die größten Fortschritte zu erwarten sind. Die berücksichtigten Daten zum Kapazitätsausbau zeigen, dass für die betrachteten PtG-Technologien die größten Vervielfachungen der Kapazitäten und damit einhergehende Reduktionen spezifischer ökonomischer und ökologischer Indikatoren zwischen den Jahren 2020 und 2030 zu erwarten ist. Bei den meisten PtG-Technologien liegt dabei der Höhepunkt dieser Entwicklungen zwischen den Jahren 2025 und 2030. Sollte der reale künftige Kapazitätsausbau den in dieser Arbeit angenommenen Ausbauszenarien näherungsweise folgen, ließen sich insbesondere bei der SOEC und der BM die deutlichsten Verbesserungen über den Gesamtzeitraum feststellen. Für einen derartig umfangreichen Ausbau wäre für alle PtG-Technologien das Erreichen von TRL 9 bis zum Jahr 2025 erforderlich. Die existierenden Literaturangaben zur zukünftigen technologischen Reife sind zeitlich jedoch nicht stark genug aufgelöst, um diese Einschätzung aus Expertensicht eindeutig zu stützen. Es gibt aber Angaben für das Jahr 2030, welche für die bisher nicht komplett ausgereiften PtG-Technologien das Erreichen von TRL 9 bis zum Jahr 2030 prognostizieren.

Der Strombedarf wird im Jahr 2050 weiterhin die wesentliche Ursache von Umweltwirkungen der PtH₂-Systeme darstellen. Auch bei den PtCH₄-Systemen bleiben die Umweltwirkungen, die mit der Wasserstoffbereitstellung einhergehen, der bestimmende Einflussfaktor.

Es zeigte sich zudem, dass sich die Ergebnisse der Umweltwirkungen speziell beim Treibhauspotenzial technologieübergreifend stark angleichen. Eine solche Annäherung auf ein vergleichbares Niveau ist ebenfalls für die Wasserstoff-Gestehungskosten der Elektrolyse-technologien festzustellen. Neben diesem ähnlichen Ergebnisniveau hinsichtlich des Treibhauspotenzials und der Gestehungskosten bestehen leicht unterschiedliche Vor- und Nachteile bei den weiteren Wirkungskategorien. Zudem sind die jeweils als potenziell kritisch zu erachtenden Rohstoffe sehr unterschiedlich. Zusammengenommen spricht dies für eine kombinierte Nutzung mehrerer Technologien in der Zukunft. Auf diesem Wege können zu einseitige Umweltwirkungen sowie Materialinanspruchnahmen vermieden und stattdessen diversifiziert und in Summe abgemildert werden.

9.3 Zusammenfassung der Erkenntnisse zu Sensitivitäten, Multifunktionalität, Unsicherheit und zum flexiblen Betrieb von PtG-Anlagen

Die vielfältigen Analysen in Kapitel 8 zeigen auf, dass es mannigfaltige Einflussfaktoren gibt, welche zu nennenswerten Abweichungen von den Ergebnissen der Basisrechnungen aus den Kapiteln 6 und 7 führen können. Die Sensitivitätsanalysen zeigten auf, dass der Parameter Strombedarf hinsichtlich der Umweltwirkungen von PtH₂-Systemen von elementarer Bedeutung ist. VLS tragen hingegen lediglich in einem sehr geringen Maße zur Änderung der Treibhauspotenzial-Ergebnisse bei. Hierbei ist jedoch auf die Zellstackwechsel hinzuweisen, die bei einer Variation der VLS eine Rolle spielen und die Ergebnisse teils sprunghaft beeinflussen. Bei den PtCH₄-Systemen stellte sich im Rahmen der Sensitivitätsanalysen der Wasserstoffbedarf als wesentliche Einflussgröße der ökologischen Ergebnisse heraus. Die Sensitivitätsanalysen der Lebenszykluskosten zeigten im Fall von PtH₂-Systemen, dass die Wasserstoff-Gestehungskosten von den beiden Parametern Strompreis und VLS in

erheblichem Maße beeinflusst werden. Bei den Sensitivitätsanalysen zu den SNG-Gestehungskosten von PtCH₄-Systemen konnten hingegen keine besonders nennenswerten Effekte ausgehend vom Parameter VLS nachgewiesen werden. Bei Variationen um $\pm 10\%$ ändern sich die Gestehungskosten meist nur um weniger als ein Prozent. Variationen des Parameters Wasserstoff-Preis um die gleichen Prozentsätze bewirken hingegen Abweichungen der SNG-Gestehungskosten i.H.v. bis zu 6,6 %.

Als Ergebnis der Multifunktionalitätsanalyse lässt sich am Beispiel der PEMEC-Systeme für Elektrolysetechnologien festhalten, dass jeder betrachtete Ansatz der Multifunktionalitätsanalyse eine Reduktion des Treibhauspotenzials gegenüber dem Basisfall bewirkt. Allerdings ist die Allokation nach Masse kritisch zu hinterfragen. Realistischer erscheint bei der Berücksichtigung des Nebenprodukts Sauerstoff, dessen Substitution oder eine Allokation nach ökonomischem Wert. Diese Ansätze haben Reduktionen des mit der Wasserstoffproduktion einhergehenden Treibhauspotenzials um ca. 20-30 % zur Folge.

Bei der SNG-Produktion durch PtCH₄-Systeme kommt der Kohlendioxidbereitstellung besondere Bedeutung zu. Je nachdem, ob das Kohlendioxid als Abfall zur Beseitigung, Verwertung oder aber als Koppelprodukt betrachtet wird, unterscheiden sich die Ergebnisse sehr stark. Im Fall einer Betrachtung von Kohlendioxid zur Beseitigung (100:0-Allokation) kann das Treibhauspotenzial sogar negativ ausfallen. Wohingegen mit den beiden anderen Allokationsansätzen u.a. aufgrund der Berücksichtigung von Kohlendioxidemissionen am Lebensende höhere Treibhauspotenziale als in den Basisfällen ausgewiesen werden. Auch für die Lebenszykluskosten zeigen sich nennenswerte Effekte bei einer Berücksichtigung der Multifunktionalität. Wird ein Sauerstoffverkauf inkludiert, können die Erlöse im Jahr 2020 unter den getroffenen Annahmen das Ausmaß der Kosten von PtH₂-Systemen um 7 bis 33 % senken. Bei den Analysen für das Jahr 2050 fällt dieser Effekt mit 37,7 bis 43,7 % sogar noch höher aus. Dagegen ist der Einfluss von Erlösen bei den PtCH₄-Systemen merklich geringer. Unter den getroffenen Annahmen kann nur durch den Verkauf von überschüssiger Wärme das Ausmaß der SNG-Gestehungskosten um einen niedrigen Prozentsatz reduziert werden. Die Auswirkungen eines Verkaufs überschüssigen Wassers sind hingegen vernachlässigbar gering.

Unsicherheiten erlangen eine höhere Bedeutung bei den Analysen des Jahres 2050. Insbesondere gilt dies hinsichtlich der Parameter, der Trendextrapolationen, Lernkurven und des modellierten zukünftigen Szenarios. Neben quantifizierbaren Unsicherheiten wie dem Bestimmtheitsmaß der Trendextrapolationen bestehen beispielsweise hinsichtlich der Hintergrunddaten Unsicherheiten, die im Bereich der Szenarien, verwendeten Software und Methodik angesiedelt sind. Da die verwendete ecoinvent-Datenbank im Regelfall lediglich Datensätze mit aktueller und nicht mit zukünftiger Repräsentativität enthält und weitestgehend Verbesserungen der ökologischen Performance von Prozessen zu erwarten sind, werden bei der Berücksichtigung der aktuellen Hintergrunddaten Umweltwirkungen tendenziell überschätzt. Abschließend zeigte ein Exkurs zu den Effekten des flexiblen Betriebs der PtG-Anlagen auf, dass u.a. die im Zusammenhang des flexiblen Betriebs erforderlichen Maßnahmen Stand-by und Kaltstart zwangsläufig zu höheren Umweltwirkungen führen. Diesbezüglich zeigen sich starke Unterschiede zwischen den Maßnahmen. Verbesserungs-

potenziale durch die Verwendung alternativer Einsatzstoffe sind jedoch realisierbar. Ein Beispiel dafür ist eine prospektive Substitution einer auf Erdgas basierten Dampferzeugung durch eine rein elektrische Dampferzeugung zur Aufheizung von Elektrolyseuren nach dem Kaltstart.

9.4 Zusammenfassung weiterer Erkenntnisse

Entsprechend den Ausführungen in Kapitel 9.2 ist von einer Annäherung der Ergebnisse hinsichtlich verschiedener Technologievarianten bis zum Jahr 2050 auszugehen. Dies führt dazu, dass die Herkunft von Eingangsstoffen (insbesondere Strom, Wärme und Kohlendioxid) die Umweltwirkungen teilweise stärker beeinflusst als die Technologievariation für gleiche PtG-Produkte [149]. Für die SOEC, die einen Wärmebedarf aufweist, zeigt sich, dass Wärmequelle und -integration eine besondere Relevanz besitzen. Erneuerbare Wärmequellen und/oder die Integration der Abwärme der KM im Fall eines integrierten Systems können so die Umweltwirkungen im Vergleich zur Nutzung einer konventionellen Wärmeerzeugung deutlich senken [149]. Skalierungen der Anlagengröße haben dagegen nur einen geringfügigen Einfluss. Sowohl bei den PtH₂- als auch bei den PtCH₄-Systemen wird für die Materialmengen der BoP-Komponenten ein Skalierungsfaktor berücksichtigt. Wegen ihrer Reaktorbauform wird diese Annahme auch für Methanisierungsreaktoren getroffen, wohingegen bei den PtH₂-Systemen aufgrund ihres modularen Aufbaus für die Zellstacks keine Skalierungsfaktoren berücksichtigt werden. Dementsprechend ist der Skalierungseffekt bei den PtCH₄-Systemen etwas stärker ausgeprägt, hat jedoch hinsichtlich der Gesamtergebnisse eine untergeordnete Bedeutung.

9.5 Diskussion und Ausblick

Diese Arbeit umfasst zahlreiche Erläuterungen, Analyseergebnisse und deren Interpretation. Im Vergleich zur gesamten Forschung zu PtG und zu Lebenszyklusanalysen kann jedoch nur ein Bruchteil davon in dieser Arbeit berücksichtigt werden. Auf diese Grenzen der vorliegenden Arbeit und auf den sich daraus ergebenden Forschungsbedarf wird nachfolgend genauer eingegangen. Die Arbeit berücksichtigt zur Beurteilung der Status Quo von PtG-Technologien und deren prospektiven technologischen Entwicklungen sowie zu nutzbaren Sachbilanzdaten und Kostenannahmen besonders detaillierte Angaben und ein breites Spektrum an Literatur. Es besteht daher die Möglichkeit, dass weitere und künftige Forschung die Datengrundlage und Analysen weiter festigen könnte. Zukünftige Analysen sind dabei immer mit Herausforderungen verbunden. Für Lebenszyklusanalysen zählen dazu vornehmlich die Themen Vergleichbarkeit, Daten und Unsicherheit. Trotz der Berücksichtigung und Beschreibung dieser Themen können die prospektiven Analysen insbesondere die Unsicherheit nicht komplett reduzieren. Das Eintreten der Projektionen hängt zudem nicht nur von den Datenannahmen und -variationen, sondern auch von einer Vielzahl an unsicheren künftigen politischen und gesellschaftlichen Entwicklungen ab [149].

Einige getroffene Annahmen erfolgten zum Zweck einer Komplexitätsreduktion, um die Handhabbarkeit der Arbeit zu gewährleisten. Für die prospektiven ökologischen Lebenszyklusanalysen konnten keine konsistent verfügbaren Sachbilanzdaten zum Bau von Anlagen im Jahr 2050 identifiziert werden. Daher fanden als Basis die Sachbilanzdaten Berücksichtigung, die auch für die Analysen des Jahres 2020 verwendet wurden. Aufgrund einer

guten Datenbasis zu künftigen Entwicklungen von potenziell kritischen Rohstoffen in der Literatur, erfolgte die Einbindung dieser Daten in die Materialinventare des künftigen Baus. Aus Ermangelung robuster Erkenntnisse zur Entwicklung der weiteren nötigen Materialmengen sind diese als konstant angenommen worden. Dies stellt eine konservative Schätzung dar, denn auch für diese Materialien sind künftige Reduktionen wahrscheinlich. Entsprechende weitergehende Reduktionen des Materialbedarfs hätten geringere Umweltwirkungen und sinkende Lebenszykluskosten zur Folge. Hinsichtlich Materialinventaren des PtG-Anlagenbaus, aber auch bezüglich Energie- und Massenbilanzen des Anlagenbetriebs besteht noch umfangreicher Forschungsbedarf. Selbst für aktuelle Anlagen zeigt sich die Verfügbarkeit und Transparenz von Literaturdaten für Varianten der Methanisierung, speziell bei der BM, als sehr gering und ausbaubar. Die genutzte LCA-Datenbank beinhaltet fast ausschließlich Daten, die dem Status quo entsprechen und nicht in die Zukunft fortgeschrieben sind. Daher gehen z.B. über die Datensätze zu Materialien wie Stahl oder Kupfer auch im Rahmen der prospektiven Analysen Prozesse ein, die dem heutigen Stand entsprechen. Es zeichnet sich jedoch schon klar ab, dass auch derartige Prozesse künftig so ausgestaltet sein werden, dass sie zu weniger Umweltwirkungen führen werden. Somit sind auch diese Hintergrunddaten in der vorliegenden Arbeit mit tendenziell höheren Umweltwirkungen verbunden als dies künftig infolge von Prozessoptimierungen der Fall sein könnte. Die in der jüngeren Vergangenheit entstandenen Forschungsaktivitäten zur Anpassung von Hintergrunddaten für prospektive Lebenszyklusanalysen sollten intensiviert und insbesondere auf die für PtG-Technologien relevanten Hintergrunddaten ausgerichtet werden. Zukünftige systemische Gesamtentwicklungen würden dadurch besser in ökologischen Lebenszyklusanalysen abzubilden sein. Zudem besteht die Möglichkeit, dass einzelne Materialien, die in den Sachbilanzen der PtG-Technologien Eingang finden, künftig von anderen Materialien komplett substituiert werden könnten. Diesbezüglich ergibt sich speziell für die Material- und Rohstoffforschung und Hersteller ein F&E-Potenzial. Neue Erkenntnisse sollten der Fachwelt und der Forschung im Bereich der Lebenszyklusanalyse zugänglich gemacht werden, um auch dort bestehende Annahmen und Modellierungen weiterentwickeln zu können.

Entwicklungen des Bedarfs von potenziell kritischen Rohstoffen für die PtG-Technologien wurden im Rahmen der Trendextrapolationen thematisiert und analysiert. Hierbei handelt es sich um Daten, die für den Bau der PtG-Technologien relevant sind. Dieses Vorgehen entspricht jedoch keiner vollwertigen Kritikalitätsanalyse. Dementsprechend besteht weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich der Kritikalität von PtG-Technologien. Entsprechende Analysen und die Datengewinnung können im engen Zusammenspiel mit Lebenszyklusanalysen durchgeführt sowie für diese auch genutzt werden und bieten nicht unerhebliche Synergiepotenziale. Die Lernkurvenanalysen in dieser Arbeit verdeutlichen zudem, dass keine direkte Übertragbarkeit von Literaturdaten bezüglich der Lernraten der Investitionskosten von PtG-Technologien auf deren Treibhauspotenzial oder Gesteungskosten gegeben ist. Dementsprechend besteht Forschungsbedarf hinsichtlich der separaten Erstellung von Lernkurven anhand historischer Daten für wichtige Stellgrößen der Ergebnisse (z.B. Lernkurven für Entwicklungen des Strom- und Materialbedarfs) und letztlich für deren Zusammenführung zum Zweck einer Gesamtanalyse der prospektiven Entwicklungen.

Hinsichtlich der betrachteten Umweltwirkungen wurden für die durchgeführte ökologische Lebenszyklusanalyse einige Indikatoren gewählt, die über das Treibhauspotenzial hinausgehen. Dies erfolgte mit der Intention, so ein vielfältigeres Bild der unterschiedlichen Umweltwirkungen zu zeichnen. Dennoch gibt es weitere Indikatoren und Methodiken, die in zukünftigen Analysen genutzt werden können, um noch vielseitigere Erkenntnisse über die Umweltwirkungen und Lebenszykluskosten der PtG-Optionen zu erhalten. Als Beispiele hierfür sind z.B. OPEX, CAPEX, Levelised Revenue/Profit sowie künftig auch weiterentwickelte und somit verlässlichere Endpoint-Indikatoren zu nennen. Bezüglich des Recyclings und der Entsorgung von PtG-Anlagenkomponenten gibt es bereits einige Forschungsaktivitäten. Klare Regularien diesbezüglich konnten allerdings in den Recherchen für diese Arbeit nicht identifiziert und damit vereinfachend nicht berücksichtigt werden. In dem Maße, in welcher die Klarheit über relevante Entwicklungen und Standardisierung zunimmt, sollte künftige Forschung auch entsprechende Daten und deren mögliche Weiterentwicklung, z.B. in Form sich erhöhender Recyclingraten der einzelnen Rohstoffe, einbeziehen [149].

Aus technologischer Sicht kann zudem besonders Forschungsbedarf bezüglich aufstrebender PtG-Technologien konstatiert werden, die einen aktuell noch deutlich geringeren Entwicklungsstand als die betrachteten Optionen aufweisen (z.B. Anionenaustauschmembran-Technologie, AEM). Forschungsbedarf an der Schnittstelle zwischen technologischen und ökologischen Analysen besteht insbesondere hinsichtlich des flexiblen PtG-Betriebs. Von der Einbindung verschiedener Speicher, über die Effizienz in unterschiedlichen Lastbereichen für Systemkomponenten wie Stacks und Reaktoren bis zu angeschlossenen Gleichrichtern sind technologische Variationen gegeben. Diese Optionen können einen nennenswerten Einfluss auf die Umweltwirkungen haben und weiteren Forschungsbedarf aufweisen. Aus Energiesystemensicht besteht ein Forschungsbedarf in der Kopplung von Energiesystemmodellen und Lebenszyklusanalysen [149]. Durch solch eine entsprechende Kopplung könnten Umweltwirkungen und Lebenszykluskosten nicht nur für einzelne Technologien oder Pfade, sondern auch für die langfristige Transformation gesamter Energiesysteme analysiert werden [149].

Für all diese Forschungsfragen liefert die vorliegende Arbeit eine besonders breite und transparente Datenbasis. Sie kann aufgrund umfangreicher Daten zum Status quo der PtG-Optionen als Ausgangspunkt für weitere ökologische bzw. ökonomische Analysen und technologische Betrachtungen gegenwärtiger Bedingungen dienen. Zudem bietet die Arbeit tiefe Einblicke in Methodiken zur prospektiven Lebenszyklusanalyse und zu den von der technologischen Reife abhängigen ökologischen und ökonomischen zukünftigen Entwicklungen und Potenzialen der PtG-Optionen. Der vorliegenden Arbeit können in Bezug auf die prospektiven Analysen nicht nur Daten und Erkenntnisse für das Jahr 2050 entnommen werden. Sondern es sind in der Arbeit darüber hinaus zahlreiche technologische, ökonomische und ökologische Daten und Ergebnisse für den Zeitraum vom Jahr 2020 bis zum Jahr 2050 enthalten. Dies skizziert Pfade der PtG-Technologien auf dem Weg zu einem klimaneutralen Energiesystem, die dem Erkenntnisgewinn und als Inkubator prospektiver PtG-Forschung dienen können.

Referenzen

1. Lee, H., et al., *Synthesis Report (SYR) of the IPCC Sixth Assessment Report (AR6) - Longer Report (erste veröffentlichte Version ohne Ortsangabe, Endredaktion und Layout)*. 2023.
2. UN, *Paris Agreement*. 2015: Paris.
3. BMWi, *Energiekonzept für eine umweltschonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung*. 2010, BMWi: Berlin.
4. BMU, *Klimaschutzplan 2050: Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung*. 2016: Berlin.
5. *Bundes-Klimaschutzgesetz vom 12. Dezember 2019 (BGBl. I S. 2513), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 18. August 2021 (BGBl. I S. 3905) geändert worden ist*. 2019: Berlin.
6. Sterner, M., et al., *Chemische Energiespeicher*, in *Energiespeicher - Bedarf, Technologien, Integration*, M. Sterner and I. Stadler, Editors. 2017, Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg. p. 327-494.
7. Umweltbundesamt, *Jährliche Treibhausgas Emissionen in Deutschland - nach Substanz*. 2020.
8. Fishedick, M., K. Görner, and M. Thomeczek, *CO₂: Abtrennung, Speicherung, Nutzung - Ganzheitliche Bewertung im Bereich von Energiewirtschaft und Industrie*. 2015, Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
9. AGEE-Stat, *Zeitreihen zur Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland - unter Verwendung von Daten der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat) (Stand: Februar 2022)*. 2022: Dessau-Roßlau.
10. Götz, M., et al., *Renewable Power-to-Gas: A technological and economic review*. *Renewable Energy*, 2016. **85**: p. 1371-1390.
11. Bundestag, *Gesetz zu Sofortmaßnahmen für einen beschleunigten Ausbau der erneuerbaren Energien und weiteren Maßnahmen im Stromsektor*. 2022: Bonn. p. 1237-1324.
12. Pengg, H., *Geleitwort*, in *Stromspeicher und Power-to-Gas im deutschen Energiesystem - Rahmenbedingungen, Bedarf und Einsatzmöglichkeiten*. 2017, Martin Zapf: Wiesbaden.
13. Metz, M., *Flexible Energieversorgung - Modellierung der Last- und Erzeugungssituation dezentraler Versorgungsgebiete zur Bestimmung der Systemflexibilität*, in *Fakultät für Elektrotechnik und Informationstechnik*. 2013, Technische Universität Dortmund: Dortmund.
14. Görner, K. and D. Lindenberger, *Virtuelles Institut Strom zu Gas und Wärme - Flexibilisierungsoptionen im Strom-Gas-Wärme-System, Abschlussbericht, Band I*. 2018.
15. Wulf, C., P. Zapp, and A. Schreiber, *Review of Power-to-X Demonstration Projects in Europe*. *Frontiers in Energy Research*, 2020. **8**(191).
16. Ausfelder, F., et al., *1. Roadmap des Kopernikus-Projektes „Power-to-X“: Flexible Nutzung erneuerbarer Ressourcen (P2X) - Optionen für ein nachhaltiges Energiesystem mit Power-to-X Technologien - Herausforderungen – Potenziale – Methoden – Auswirkungen*. 2018: Frankfurt am Main.
17. Deutz, S., et al., *Cleaner production of cleaner fuels: wind-to-wheel – environmental assessment of CO₂-based oxymethylene ether as a drop-in fuel*. *Energy & Environmental Science*, 2018. **11**(2): p. 331-343.
18. Koj, J.C., et al., *Utilisation of excess electricity in different Power-to-Transport chains and their environmental assessment*. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 2018. **64**: p. 23-35.

19. Wulf, C., J. Linßen, and P. Zapp, *Review of Power-to-Gas Projects in Europe*. Energy Procedia, 2018. **155**: p. 367-378.
20. Buttler, A. and H. Spliethoff, *Current status of water electrolysis for energy storage, grid balancing and sector coupling via power-to-gas and power-to-liquids: A review*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2018. **82**: p. 2440-2454.
21. Varone, A. and M. Ferrari, *Power to liquid and power to gas: An option for the German Energiewende*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2015. **45**: p. 207-218.
22. Robinus, M., et al., *Linking the Power and Transport Sectors—Part 1: The Principle of Sector Coupling*. Energies, 2017. **10**(7): p. 956.
23. Böhm, H., et al., *Projecting cost development for future large-scale power-to-gas implementations by scaling effects*. Applied Energy, 2020. **264**.
24. Smolinka, T., et al., *Studie IndWEde - Industrialisierung der Wasserelektrolyse in Deutschland: Chancen und Herausforderungen für nachhaltigen Wasserstoff für Verkehr, Strom und Wärme*. 2018: Berlin.
25. Repenning, J., et al., *Klimaschutzszenario 2050 - 2. Endbericht*. 2015: Berlin.
26. Arnold, K. and B. Fischer, „No regret Einstiegsmärkte“ – Power-to-Gas. *gwf Gas + Energie*, 2018. **2018**(5): p. 24-31.
27. *DIN EN ISO 14040:2006 Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework; German and English version*. 2006, Beuth Verlag: Berlin.
28. *DIN EN ISO 14044:2006 Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines; German and English version*. 2006, Beuth Verlag: Berlin.
29. Koj, J.C., C. Wulf, and P. Zapp, *Environmental impacts of power-to-X systems - A review of technological and methodological choices in Life Cycle Assessments*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2019. **112**: p. 865-879.
30. Foit, S.R., et al., *Power-to-Syngas – eine Schlüsseltechnologie für die Umstellung des Energiesystems?* *Angewandte Chemie*, 2017. **129**(20): p. 5488-5498.
31. Stiller, C., V. Göke, and U. Würtenberger, *Energiespeicher – Es gibt keinen Königsweg, aber auch keine Alternative*. *Chemie Ingenieur Technik*, 2015. **87**(4): p. 335-339.
32. Doetsch, C. and T. Clees, *Systemansätze und -komponenten für cross-sektorale Netze*, in *Herausforderung Utility 4.0: Wie sich die Energiewirtschaft im Zeitalter der Digitalisierung verändert*, O.D. Doleski, Editor. 2017, Springer Fachmedien Wiesbaden: Wiesbaden. p. 311-340.
33. Sterner, M., et al., *Speicherbedarf im Verkehrs- und Chemiesektor*, in *Energiespeicher - Bedarf, Technologien, Integration*, M. Sterner and I. Stadler, Editors. 2017, Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg. p. 169-192.
34. Wietschel, M., et al., *Sektorkopplung – Was ist darunter zu verstehen?* *Zeitschrift für Energiewirtschaft*, 2019. **43**(1): p. 1-10.
35. Berger, A., et al., *Systematik im Power-to-X-Ansatz – Identifikation, Charakterisierung und Clusterung der Power-to-X-Technologien*. *Zeitschrift für Energiewirtschaft*, 2020. **44**(3): p. 177-193.
36. Sterner, M., *Bioenergy and renewable power methane in integrated 100% renewable energy systems - Limiting global warming by transforming energy systems*. 2009, Kassel University Press: Kassel. p. 1-208.
37. Nozharova, D. and W. Diwald, *H₂-Industrie Potenzialstudie Brandenburg - Studie zur Identifizierung und Analyse der Chancen und Potenziale zur Wasserstoffnutzung und Ansiedlung einer Wasserstoffindustrie im Land Brandenburg, insbesondere unter Beachtung der energie- und industriepolitischen Aspekte*. 2019.

38. Moser, P., et al., *Demonstrating the CCU-Chain and Sector Coupling as Part of ALIGN-CCUS - Dimethyl Ether from CO₂ as Chemical Energy Storage, Fuel and Feedstock for Industries*, in *14th Greenhouse Gas Control Technologies Conference (GHGT-14)* 2018: Melbourne.
39. Arnold, K., G. Kobiela, and A. Pastowski, *Technologiebericht 4.3 Power-to-liquids/chemicals innerhalb des Forschungsprojekts TF_Energiewende*. 2018: Wuppertal, Karlsruhe, Saarbrücken.
40. Perner, J. and D. Bothe, *International Aspects of a Power-to-X Roadmap*. 2018: Berlin.
41. Brinner, A., et al., *Technologiebericht 4.1 Power-to-gas (Wasserstoff) innerhalb des Forschungsprojekts TF_Energiewende*. 2018: Wuppertal, Karlsruhe, Saarbrücken.
42. Mansilla, C., et al., *Chapter 7 - Hydrogen Applications: Overview of the Key Economic Issues and Perspectives*, in *Hydrogen Supply Chains*, C. Azzaro-Pantel, Editor. 2018, Academic Press. p. 271-292.
43. Tichler, R., et al., *FTI-Roadmap Power-to-Gas für Österreich*, in *Berichte aus Energie- und Umweltforschung*. 2014: Wien.
44. Olfe-Kräutlein, B., et al., *CO₂ als Wertstoff: Herausforderungen und Potenziale für die Gesellschaft*. 2014: Potsdam.
45. Kruse, D., K. Kiep, and B. Schöffner, *CO₂-Abtrennung und -Nutzung*, in *CO₂: Abtrennung, Speicherung, Nutzung: Ganzheitliche Bewertung im Bereich von Energiewirtschaft und Industrie*, M. Fishedick, K. Görner, and M. Thomeczek, Editors. 2015, Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg. p. 511-567.
46. acatech, *CCU und CCS – Bausteine für den Klimaschutz in der Industrie - Analyse, Handlungsoptionen und Empfehlungen*. acatech POSITION. 2018, München: Herbert Utz Verlag.
47. Görner, K., *CCS-Prozesskette*, in *CO₂: Abtrennung, Speicherung, Nutzung: Ganzheitliche Bewertung im Bereich von Energiewirtschaft und Industrie*, M. Fishedick, K. Görner, and M. Thomeczek, Editors. 2015, Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg. p. 255-482.
48. Sterner, M., *Notwendigkeit und Chancen für Power-to-X-Technologien - Energiewirtschaftliches Kurzgutachten*. 2017: Regensburg.
49. Steinmüller, H., et al., *Power to Gas - eine Systemanalyse: Markt- und Technologiescouting und -analyse*. 2014.
50. Maroufmashat, A. and M. Fowler, *Transition of future energy system infrastructure; through power-to-gas pathways*. *Energies*, 2017. **10**(8): p. 1-22.
51. Jentsch, M. and T. Trost, *Analyse von Power-to-Gas-Energiespeichern im regenerativen Energiesystem*. 2014: Kassel.
52. Mazza, A., E. Bompard, and G. Chicco, *Applications of power to gas technologies in emerging electrical systems*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2018. **92**(April): p. 794-806.
53. Eller, D., *Integration erneuerbarer Energien mit Power-to-Heat in Deutschland*. 2015, Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden. 1-236.
54. Buttler, A. and H. Spliethoff, *Current status of water electrolysis for energy storage, grid balancing and sector coupling via power-to-gas and power-to-liquids: A review*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2018. **82**(February 2017): p. 2440-2454.
55. Schmidt, O., et al., *Future cost and performance of water electrolysis: An expert elicitation study*. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2017. **42**(52): p. 30470-30492.
56. IRENA, *Innovation landscape brief: Renewable Power-to-Hydrogen*. 2019: Abu Dhabi.
57. ENCON.Europe and Ludwig-Bölkow-Systemtechnik, *Potentialatlas für Wasserstoff - Analyse des Marktpotentials für Wasserstoff, der mit erneuerbaren Strom hergestellt wird, im Raffineriesektor und im zukünftigen Mobilitätssektor*. 2018.

58. Görner, K., et al., *Virtuelles Institut Strom zu Gas und Wärme - Flexibilisierungsoptionen im Strom-Gas-Wärme-System, Abschlussbericht, Band V - Technologie-Steckbriefe*. 2018.
59. Langeheinecke, K., et al., *Thermodynamik für Ingenieure*. 10 ed. 2017, Wiesbaden: © Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH. 1-542.
60. Trost, T., M. Sterner, and M. Jentsch. *Mobility costs analysis and life cycle assessment of power-to-gas as alternative fuel*. 2011. Berlin: Fraunhofer IWES.
61. Schönberger, D., *P2G durch Elektrolyse - eine flexible Speicherlösung*. 2016: Zürich.
62. Gahleitner, G. and J. Lindorfer. *Alternative fuels for mobility and transport: Harnessing excess electricity from renewable power sources with power-to-gas*. 2013.
63. Guinot, B., et al., *Profitability of an electrolysis based hydrogen production plant providing grid balancing services*. International Journal of Hydrogen Energy, 2015. **40**(29): p. 8778-8787.
64. Walker, S.B., et al., *Greenhouse gas emissions reductions from applications of Power-to-Gas in power generation*. Sustainable Energy Technologies and Assessments, 2017. **20**: p. 25-32.
65. Koj, J.C., et al., *Site-Dependent Environmental Impacts of Industrial Hydrogen Production by Alkaline Water Electrolysis*. Energies, 2017. **10**(7): p. 860.
66. Abdon, A., et al., *Techno-economic and environmental assessment of stationary electricity storage technologies for different time scales*. Energy, 2017. **139**: p. 1173-1187.
67. de Bucy, J., *The Potential of Power-to-Gas*. 2016: Paris.
68. Sarah Milanzi, et al., *Technischer Stand und Flexibilität des Power-to-Gas-Verfahrens*. 2018: Berlin.
69. Carpanese, M.P., et al., *Study of reversible SOFC/SOEC based on a mixed anionic-protonic conductor*. Journal of Applied Electrochemistry, 2015. **45**(7): p. 657-665.
70. Mogensen, M.B., et al., *Reversible solid-oxide cells for clean and sustainable energy*. Clean Energy, 2019. **3**(3): p. 175-201.
71. Brynolf, S., et al., *Electrofuels for the transport sector: A review of production costs*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2018. **81**: p. 1887-1905.
72. Bünger, U., et al., *Wasserstoff – Schlüsselement von Power-to-X*, in *Wasserstoff und Brennstoffzelle: Technologien und Marktperspektiven*, J. Töpler and J. Lehmann, Editors. 2017, Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg. p. 327-368.
73. Zauner, A., et al., *D7.7 Analysis on future technology options and on techno-economic optimization*, in *Innovative large-scale energy storage technologies and Power-to-Gas concepts after optimization*. 2019.
74. Bailera, M., et al., *Status Review of PtG-CCU Hybridization*, in *Energy Storage: Hybridization of Power-to-Gas Technology and Carbon Capture*. 2020, Springer International Publishing: Cham. p. 61-84.
75. Reiter, G. and J. Lindorfer, *Global warming potential of hydrogen and methane production from renewable electricity via power-to-gas technology*. International Journal of Life Cycle Assessment, 2015. **20**(4): p. 477-489.
76. Tschiggerl, K., C. Sledz, and M. Topic, *Considering environmental impacts of energy storage technologies: A life cycle assessment of power-to-gas business models*. Energy, 2018. **160**: p. 1091-1100.
77. Zhang, X., et al., *Life Cycle Assessment of Power-to-Gas: Approaches, system variations and their environmental implications*. Applied Energy, 2017. **190**: p. 326-338.
78. Bertuccioli, L., et al., *Development of Water Electrolysis in the European Union*. 2014. p. 1-160.
79. Götz, M., *Methanisierung im Dreiphasen-Reaktor*, in *Engler-Bunte-Institut*. 2014, Karlsruher Institut für Technologie (KIT): Karlsruhe.

80. Müller, C., et al., *Verbundvorhaben: "Innovative Erzeugung von SNG und CNG aus biogenen Rest- und Abfallstoffen (Res2CNG)"*. 2018: Karlsruhe, Stuttgart.
81. Juri Horst, et al., *Technologiebericht 3.4 Nutzung von Erdgas- und Erdölinfrastrukturen und Raffinerien für strombasierte Brennstoffe* 2018: Wuppertal, Karlsruhe, Saarbrücken.
82. Buffo, G., et al., *Chapter 15 - Power-to-X and power-to-power routes*, in *Solar Hydrogen Production*, F. Calise, et al., Editors. 2019, Academic Press. p. 529-557.
83. Gorre, J., et al., *Cost benefits of optimizing hydrogen storage and methanation capacities for Power-to-Gas plants in dynamic operation*. *Applied Energy*, 2020. **257**: p. 113967.
84. Younas, M., et al., *Recent advancements, fundamental challenges, and opportunities in catalytic methanation of CO₂*. *Energy Fuels*, 2016. **30**(11): p. 8815-8831.
85. Rönsch, S., et al., *Review on methanation—From fundamentals to current projects*. *Fuel*, 2016. **166**: p. 276-296.
86. Schmidt, M., et al., *Technologiebericht 4.2a Power-to-gas (Methanisierung chemisch-katalytisch)*, in *Technologien für die Energiewende. Teilbericht 2 an das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi)*. 2018, Wuppertal Institut, ISI, IZES: Wuppertal, Karlsruhe, Saarbrücken. p. 1-77.
87. Lecker, B., et al., *Biological hydrogen methanation—a review*. *Bioresource technology*, 2017. **245**: p. 1220-1228.
88. Kretzschmar, J., *Technologiebericht 4.2b Power-to-gas (Methanisierung biologisch)*, in *Technologien für die Energiewende. Teilbericht 2 an das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi)*. 2018, Wuppertal Institut, ISI, IZES: Wuppertal, Karlsruhe, Saarbrücken. p. 1-77.
89. Krautwald, J. and U. Baier, *Biologische Methanisierung - Methanogenese als mikrobiologische alternative zur katalytischen Methanisierung*. *AQUA & GAS*, 2016(7/8): p. 18-23.
90. Schlüter, M., *Die Niedertemperatursynthese von Methan in Thermoöl-temperierten Plattenreaktoren*, in *Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät*. 2018, Universität Rostock: Rostock.
91. Frontera, P., et al., *Supported catalysts for CO₂ methanation: a review*. *Catalysts*, 2017. **7**(2): p. 59.
92. Otten, R., et al., *Wirkungsgrad-Optimierung von Methanisierungs- und Biogasanlagen-Technologie im Rahmen eines EE-Speicherungs-Pilotprojekts*. 2016: Ingolstadt. p. 1-104.
93. Graf, F., A. Krajete, and U. Schmack, *Techno-ökonomische Studie zur biologischen Methanisierung bei Power-to-Gas-Konzepten*. 2014: Bonn.
94. Milanzi, S., et al., *Technischer Stand und Flexibilität des Power-to-Gas-Verfahrens*. 2018: Berlin.
95. Pieper, C., *Transformation of the German energy system – Towards photovoltaic and wind power: Technology Readiness Levels 2018*, in *Fakultät Maschinenwesen*. 2019, Technische Universität Dresden: Dresden. p. 264.
96. Sternberg, A., et al. *CO₂ vs Biomass: Identification of Environmentally Beneficial Processes for Platform Chemicals from Renewable Carbon Sources*. Elsevier B.V.
97. Uusitalo, V., et al., *Potential for greenhouse gas emission reductions using surplus electricity in hydrogen, methane and methanol production via electrolysis*. *Energy Conversion and Management*, 2017. **134**: p. 125-134.
98. Vo, T.T.Q., et al., *Sustainability assessment of large-scale storage technologies for surplus electricity using group multi-criteria decision analysis*. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 2017. **19**(3): p. 689-703.
99. Wettstein, S., R. Itten, and M. Stucki, *Life Cycle Assessment of Renewable Methane for Transport and Mobility (v2.0)*. 2018: Zürich.

100. Böhm, H., et al., *D7.5 Report on experience curves and economies of scale*, in *Innovative large-scale energy storage technologies and Power-to-Gas concepts after optimisation*. 2018.
101. Hüttenrauch, J., et al., *Integration fluktuierender erneuerbarer Energien durch konvergente Nutzung von Strom- und Gasnetzen (Abschlussbericht KonStGas)*. 2017: Freiberg. p. 1-214.
102. Leeuwen, C.v. and A. Zauner, *D8.3 Report on the costs involved with PtG technologies and their potentials across the EU*, in *Innovative large-scale energy storage technologies and Power-to-Gas concepts after optimisation*. 2018.
103. Pieper, C. and M. Beckmann, *Transformation of the German energy system - Technology Readiness Levels 2018*. VGB PowerTech, 2019(8).
104. Sterner, M. and M. Thema, *Vergleich der Speichersysteme*, in *Energiespeicher - Bedarf, Technologien, Integration*. 2017, Michael Sterner, Ingo Stadler: Berlin. p. 645-680.
105. Schaaf, T., et al., *Methanation of CO₂ - storage of renewable energy in a gas distribution system*. Energy, Sustainability and Society, 2014. **4**(1): p. 2.
106. Thomas Fröhlich, et al., *CO₂-Quellen für die PtX Herstellung in Deutschland - Technologien, Umweltwirkung, Verfügbarkeit*, in *ifeu paper*. 2019: Heidelberg.
107. Viebahn, P., et al., *Technologiebericht 4.4 Verfahren der CO₂-Abtrennung aus Faulgasen und Umgebungsluft*, in *Technologien für die Energiewende. Teilbericht 2 an das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi)*. 2018, Wuppertal Institut, ISI, IZES: Wuppertal, Karlsruhe, Saarbrücken. p. 1-77.
108. NTUA, *Deliverable 5.2: Final LCA Report HELMETH concept system*. 2017.
109. Collet, P., et al., *Techno-economic and Life Cycle Assessment of methane production via biogas upgrading and power to gas technology*. Applied Energy, 2017. **192**: p. 282-295.
110. Hoppe, W., N. Thonemann, and S. Bringezu, *Life Cycle Assessment of Carbon Dioxide-Based Production of methane and Methanol and Derived Polymers*. Journal of Industrial Ecology, 2017: p. 1-14.
111. Crone, K., et al., *Powerfuels: Missing Link to a successful global Energy Transition - Current state of technologies, markets, and politics – and start of a global dialogue*. 2019: Berlin.
112. *Greenhouse gas removal*. 2018: London.
113. Rachow, F., *Prozessoptimierung für die Methanisierung von CO₂ - Vom Labor zum Technikum*, in *MINT - Mathematik, Informatik, Physik, Elektro- und Informationstechnik*. 2017, Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus–Senftenberg: Cottbus. p. 141.
114. Schmidt, P. and W. Weindorf, *Power-to-Liquids: Potentials and Perspectives for the Future Supply of Renewable Aviation Fuel*. 2016: Dessau-Roßlau.
115. Biernacki, P., et al., *Environmental impact of the excess electricity conversion into methanol*. Journal of Cleaner Production, 2018. **191**: p. 87-98.
116. Schaffert, J., et al., *D8.9 Report on an EU-wide potential analysis of power-to-gas locations coupled to local CO₂ and renewable energy sources*, in *Innovative large-scale energy storage technologies and Power-to-Gas concepts after optimisation*. 2020.
117. IEA. *The Future of Hydrogen - Seizing today's opportunities*. 2019.
118. Kreyenberg, D., *Fahrzeugantriebe für die Elektromobilität: Total Cost of Ownership, Energieeffizienz, CO₂-Emissionen und Kundennutzen*. 2016, Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.
119. Gillessen, B., et al., *Wege zur Klimaneutralität: Umstellung von Erdgaspipelines auf Wasserstoff*. Energiewirtschaftliche Tagesfragen, 2020.
120. IEA, *The Future of Hydrogen - Seizing today's opportunities*. 2019: Paris.

121. Ozarslan, A., *Large-scale hydrogen energy storage in salt caverns*. International Journal of Hydrogen Energy, 2012. **37**(19): p. 14265-14277.
122. Schütz, S. and P. Härtel, *Klimaschutz und regenerativ erzeugte chemische Energieträger – Infrastruktur und Systemanpassung zur Versorgung mit regenerativen chemischen Energieträgern aus in- und ausländischen regenerativen Energien*. 2016: Dessau-Roßlau.
123. Köppel, W., C. Degünther, and J. Wachsmuth, *Bewertung der Vorkettenemissionen bei der Erdgasförderung in Deutschland - Kurzstudie*. 2018: Dessau-Roßlau.
124. Gaedicke, C., et al., *BGR Energiestudie 2019 - Daten und Entwicklungen der deutschen und globalen Energieversorgung*. 2020: Hannover.
125. Stolzenburg, K., et al., *Integration von Wind-Wasserstoff-Systemen in das Energiesystem*. 2014, KBB: Berlin.
126. Markewitz, P., L. Zhao, and M. Robinius, *Technologiebericht 2.3 CO₂-Abscheidung und-Speicherung innerhalb des Forschungsprojekts TF_Energiewende*. 2017: Wuppertal, Karlsruhe, Saarbrücken. p. 1-47.
127. Linde, *Safety Advice. 12 – Working with Carbon dioxide CO₂*.
128. IEAGHG, *Ship Transport of CO₂*. 2004.
129. Bünger, U., et al., *Power-to-Gas (PtG) im Verkehr - Aktueller Stand und Entwicklungsperspektiven*. 2014: München, Heidelberg, Leipzig, Berlin. p. 1-142.
130. Krieg, D., *Konzept und Kosten eines Pipelinesystems zur Versorgung des deutschen Straßenverkehrs mit Wasserstoff*. 2012, RWTH Aachen: Jülich.
131. Gusca, J. and D. Blumberga, *Simplified dynamic life cycle assessment model of CO₂ compression, transportation and injection phase within carbon capture and storage*. Energy Procedia, 2011. **4**: p. 2526-2532.
132. Balat, H. and C. Öz, *Technical and Economic Aspects of Carbon Capture an Storage — A Review*. Energy Exploration & Exploitation, 2007. **25**(5): p. 357-392.
133. Schindler, S., *Strategische Planung von Technologieketten für die Produktion* 2014, Technische Universität München: München.
134. Moni, S.M., *A Framework for Life Cycle Assessment (LCA) of Emerging Technologies at Low Technology Readiness Levels* 2020, Clemson University: Clemson.
135. DIN, *Raumfahrtsysteme - Definition des Technologie-Reifegrades (TRL) und der Beurteilungskriterien (DIN ISO 16290)*. 2016: Berlin.
136. Mankins, J.C., *Technology readiness assessments: A retrospective*. Acta Astronautica, 2009. **65**: p. 1216-1223.
137. Gochermann, J., *Wie plane ich strategisch den Einsatz neuer Technologien?*, in *Technologiemanagement: Technologien erkennen, bewerten und erfolgreich einsetzen*. 2020, Springer Fachmedien Wiesbaden: Wiesbaden. p. 45-49.
138. Sterner, M. and M. Thema, *Vergleich der Speichersysteme*, in *Energiespeicher - Bedarf, Technologien, Integration*, M. Sterner and I. Stadler, Editors. 2017, Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg. p. 645-682.
139. Mankins, J.C., *Technology Readiness Levels - A White Paper*. 1995, NASA.
140. Pieper, C., *Transformation of the German energy system - Towards photovoltaic and wind power: Technology Readiness Levels 2018*. 2019, Technische Universität Dresden: Dresden.
141. DOE, *Technology Readiness Assessment Guide - DOE G 413.3-4A*. 2015: Washington.
142. GAO, *Technology Readiness Assessment Guide - Best Practices for Evaluating the Readiness of Technology for Use in Acquisition Programs and Projects*. 2016: Washington.

143. Meuser, M. and U. Nagel, *Das Experteninterview - konzeptionelle Grundlagen und methodische Anlage*, in *Methoden der vergleichenden Politik- und Sozialwissenschaft: Neue Entwicklungen und Anwendungen*, S. Pickel, et al., Editors. 2009, VS Verlag für Sozialwissenschaften: Wiesbaden. p. 465-479.
144. Kurzrock, B.-M., *Anleitung für Experteninterviews im Rahmen wissenschaftlicher Arbeiten am Fachgebiet Immobilienökonomie*. 2014, Technische Universität Kaiserslautern: Kaiserslautern.
145. Mieg, H.A. and M. Näf, *Skript: Experteninterviews in den Umwelt- und Planungswissenschaften. Eine Einführung und Anleitung*. 2005, Fachhochschule Potsdam.
146. OSD, *Manufacturing Readiness Level (MRL) Deskbook - Version 2.01*. 2011: Washington.
147. Basu, B. and S. Ghosh, *Assessment of Technology and Manufacturing Readiness Levels*, in *Biomaterials for Musculoskeletal Regeneration: Applications*. 2017, Springer Singapore: Singapore. p. 235-246.
148. Gavankar, S., S. Suh, and A.A. Keller, *The Role of Scale and Technology Maturity in Life Cycle Assessment of Emerging Technologies: A Case Study on Carbon Nanotubes*. *Journal of Industrial Ecology*, 2015. **19**(1): p. 51-60.
149. Koj, J.C., et al., *Virtuelles Institut Strom zu Gas und Wärme NRW, Abschlussbericht Kompetenzzentrum Virtuelles Institut – Strom zu Gas und Wärme, Band II - Lebenszyklusorientierte Analysen und Kritikalitätsanalyse von Power-to-X-Optionen*. 2022.
150. Klöpffer, W. and B. Grahl, *Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens*, in *Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. 2009, WILEY-VCH Verlag: Weinheim. p. 27-62.
151. Ausberg, L., et al., *Lebenszyklusanalysen*, in *Umweltbewertung für Ingenieure - Methoden und Verfahren*, M. Kaltschmitt and L. Schebeck, Editors. 2015, Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg.
152. Ramirez, A.R., et al., *LCA4CCU - Guidelines for Life Cycle Assessment of Carbon Capture and Utilisation*. 2020.
153. Zimmermann, A., et al., *Techno-Economic Assessment & Life Cycle Assessment Guidelines for CO2 Utilization*. 2018, Global CO2 Initiative: Michigan.
154. Pichlmaier, S., et al., *Ökobilanzen synthetischer Kraftstoffe - Methodikleitfaden*. 2021: München.
155. Hauschild, M.Z., R.K. Rosenbaum, and S.I. Olsen, *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. 2018, Cham: Springer International Publishing.
156. Klöpffer, W. and B. Grahl, *Sachbilanz*, in *Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. 2009, WILEY-VCH Verlag: Weinheim. p. 63-193.
157. Klöpffer, W. and B. Grahl, *Wirkungsabschätzung*, in *Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. 2009, WILEY-VCH Verlag: Weinheim. p. 195-354.
158. IPCC, *Climate change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. 2014, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): Geneva, Switzerland.
159. Frischknecht, R. and S.B. Knöpfe, *Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz*. 2013: Bern.
160. Weinberg, J., *Die zukünftige Entwicklung der straßengebundenen Mobilität in Deutschland*, in *Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft*. 2014, Technische Universität Hamburg-Harburg: Hamburg.
161. Bare, J.C., et al., *Midpoints versus endpoints: The sacrifices and benefits*. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2000. **5**(6): p. 319.
162. JRC-IES, *ILCD handbook - International Reference Life Cycle Data System - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context*. 2011: Luxemburg.

163. Klöpffer, W. and B. Grahl, *Auswertung, Berichterstattung und kritische Prüfung*, in *Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. 2009, WILEY-VCH Verlag: Weinheim. p. 355-382.
164. Ciroth, A., et al., *Towards a Life Cycle Sustainability Assessment - Making informed choices on products*. 2011: Paris.
165. Ciroth, A., et al., *Environmental life cycle costing*, ed. D. Hunkeler, K. Lichtenwort, and G. Rebitzer. 2008, New York: Crc press.
166. Valente, A., D. Iribarren, and J. Dufour, *Life cycle sustainability assessment of hydrogen from biomass gasification: A comparison with conventional hydrogen*. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2019. **44**(38): p. 21193-21203.
167. Parra, D., et al., *An integrated techno-economic and life cycle environmental assessment of power-to-gas systems*. *Applied Energy*, 2017. **193**: p. 440-454.
168. Kuckshinrichs, W. and J.C. Koj, *Levelized cost of energy from private and social perspectives: The case of improved alkaline water electrolysis*. *Journal of Cleaner Production*, 2018. **203**: p. 619-632.
169. Kuckshinrichs, W., T. Ketelaer, and J.C. Koj, *Economic Analysis of Improved Alkaline Water Electrolysis*. *Frontiers in Energy Research*, 2017. **5**(1).
170. Schiebahn, S., et al., *Power to gas: Technological overview, systems analysis and economic assessment for a case study in Germany*. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2015. **40**(12): p. 4285-4294.
171. Rosental, M., T. Fröhlich, and A. Liebich, *Life Cycle Assessment of Carbon Capture and Utilization for the Production of Large Volume Organic Chemicals*. *Frontiers in Climate*, 2020. **2**.
172. Bargiacchi, E., et al., *Life Cycle Assessment of Synthetic Natural Gas Production from Different CO₂ Sources: A Cradle-to-Gate Study*. *Energies*, 2020. **13**(17): p. 4579.
173. de Kleijne, K., et al., *The many greenhouse gas footprints of green hydrogen*. *Sustainable Energy & Fuels*, 2022. **6**(19): p. 4383-4387.
174. Wang, Y., et al., *SNG Worked Example for the TEA Guidelines for CO₂ Utilization*. 2021: Berlin, Michigan.
175. Ausfelder, F., et al., *2. Roadmap des Kopernikus-Projektes „Power-to-X“: Flexible Nutzung erneuerbarer Ressourcen (P2X) - Optionen für ein nachhaltiges Energiesystem mit Power-to-X Technologien - Nachhaltigkeitseffekte - Potenziale - Entwicklungsmöglichkeiten*. 2019: Frankfurt am Main.
176. Rosental, M., *Ökobilanzielle Betrachtung von „Carbon Capture and Utilization“-Verfahren für die Produktion von Basischemikalien in der chemischen Industrie*, in *Fakultät für Chemie und Geowissenschaften*. 2020, Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg: Heidelberg.
177. Sutter, J. and C. Merz, *P2X: Erforschung, Validierung und Implementierung von „Power-to-X“ Konzepten - Ökobilanz der Herstellung und Nutzung von Oxymethylenether (OME)*. 2019: Darmstadt.
178. Guilera, J., J. Ramon Morante, and T. Andreu, *Economic viability of SNG production from power and CO₂*. *Energy Conversion and Management*, 2018. **162**: p. 218-224.
179. Glenk, G. and S. Reichelstein, *Economics of converting renewable power to hydrogen*. *Nature Energy*, 2019. **4**(3): p. 216-222.
180. Salomone, F., et al., *Techno-economic modelling of a Power-to-Gas system based on SOEC electrolysis and CO₂ methanation in a RES-based electric grid*. *Chemical Engineering Journal*, 2019. **377**: p. 120233.
181. McDonagh, S., et al., *Modelling of a power-to-gas system to predict the levelised cost of energy of an advanced renewable gaseous transport fuel*. *Applied Energy*, 2018. **215**: p. 444-456.

182. Masoni, P. and A. Zamagni, *FC-Hy Guide - Guidance Document for performing LCAs on Fuel Cells and H₂ Technologies*. 2011.
183. Langhorst, T., et al., *Techno-Economic Assessment & Life Cycle Assessment Guidelines for CO₂ Utilization (Version 2)*. 2022, Global CO₂ Initiative: Ann Arbor.
184. van der Giesen, C., et al., *A critical view on the current application of LCA for new technologies and recommendations for improved practice*. Journal of Cleaner Production, 2020. **259**: p. 120904.
185. Olsen, S.I., M. Borup, and P.D. Andersen, *Future-Oriented LCA*, in *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*, M.Z. Hauschild, R.K. Rosenbaum, and S.I. Olsen, Editors. 2018, Springer International Publishing: Cham. p. 499-518.
186. Arvidsson, R., et al., *Environmental Assessment of Emerging Technologies: Recommendations for Prospective LCA*. Journal of Industrial Ecology, 2018. **22**(6): p. 1286-1294.
187. Moni, S.M., et al., *Life cycle assessment of emerging technologies: A review*. Journal of Industrial Ecology, 2020. **24**(1): p. 52-63.
188. Thonemann, N., A. Schulte, and D. Maga, *How to Conduct Prospective Life Cycle Assessment for Emerging Technologies? A Systematic Review and Methodological Guidance*. Sustainability, 2020. **12**(3): p. 1192.
189. Miller, S.A. and G.A. Keoleian, *Framework for Analyzing Transformative Technologies in Life Cycle Assessment*. Environmental Science & Technology, 2015. **49**(5): p. 3067-3075.
190. Hetherington, A.C., et al., *Use of LCA as a development tool within early research: challenges and issues across different sectors*. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2014. **19**(1): p. 130-143.
191. Maranghi, S., et al., *LCA as a Support Tool for the Evaluation of Industrial Scale-Up*, in *Life Cycle Assessment in the Chemical Product Chain: Challenges, Methodological Approaches and Applications*, S. Maranghi and C. Brondi, Editors. 2020, Springer International Publishing: Cham. p. 125-143.
192. Parvatker, A.G. and M.J. Eckelman, *Comparative Evaluation of Chemical Life Cycle Inventory Generation Methods and Implications for Life Cycle Assessment Results*. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2019. **7**(1): p. 350-367.
193. Piccinno, F., et al., *From laboratory to industrial scale: a scale-up framework for chemical processes in life cycle assessment studies*. Journal of Cleaner Production, 2016. **135**: p. 1085-1097.
194. Wender, B.A., et al., *Illustrating Anticipatory Life Cycle Assessment for Emerging Photovoltaic Technologies*. Environmental Science & Technology, 2014. **48**(18): p. 10531-10538.
195. Villares, M., et al., *Applying an ex-ante life cycle perspective to metal recovery from e-waste using bioleaching*. Journal of Cleaner Production, 2016. **129**: p. 315-328.
196. Walser, T., et al., *Prospective Environmental Life Cycle Assessment of Nanosilver T-Shirts*. Environmental Science & Technology, 2011. **45**(10): p. 4570-4578.
197. Thonemann, N. and A. Schulte, *From Laboratory to Industrial Scale: A Prospective LCA for Electrochemical Reduction of CO₂ to Formic Acid*. Environmental Science & Technology, 2019. **53**(21): p. 12320-12329.
198. Zimmermann, B.M., et al., *Prospective time-resolved LCA of fully electric supercap vehicles in Germany*. Integrated Environmental Assessment and Management, 2015. **11**(3): p. 425-434.
199. Huijbregts, M.A.J., et al., *Evaluating Uncertainty in Environmental Life-Cycle Assessment. A Case Study Comparing Two Insulation Options for a Dutch One-Family Dwelling*. Environmental Science & Technology, 2003. **37**(11): p. 2600-2608.

200. Arvidsson, R., et al., *Prospective Life Cycle Assessment of Graphene Production by Ultrasonication and Chemical Reduction*. Environmental Science & Technology, 2014. **48**(8): p. 4529-4536.
201. Janssen, M., et al., *Influence of high gravity process conditions on the environmental impact of ethanol production from wheat straw*. Bioresource Technology, 2014. **173**: p. 148-158.
202. Groen, E.A., et al., *Methods for global sensitivity analysis in life cycle assessment*. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2017. **22**(7): p. 1125-1137.
203. Fang, L.L., et al., *Life cycle assessment as development and decision support tool for wastewater resource recovery technology*. Water Research, 2016. **88**: p. 538-549.
204. Hospido, A., et al., *A review of methodological issues affecting LCA of novel food products*. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2010. **15**(1): p. 44-52.
205. Pesonen, H.L., et al., *Framework for scenario development in LCA*. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2000. **5**(1): p. 21-30.
206. Bamber, N., et al., *Comparing sources and analysis of uncertainty in consequential and attributional life cycle assessment: review of current practice and recommendations*. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2020. **25**(1): p. 168-180.
207. Ziyadi, M. and I.L. Al-Qadi, *Model uncertainty analysis using data analytics for life-cycle assessment (LCA) applications*. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2019. **24**(5): p. 945-959.
208. Wulf, C., *Wasserstoff im motorisierten Individualverkehr – Möglichkeiten und deren Bewertung*. 2017, Technische Universität Hamburg-Harburg: Hamburg.
209. Buyle, M., et al., *The Future of Ex-Ante LCA? Lessons Learned and Practical Recommendations*. Sustainability, 2019. **11**(19): p. 5456.
210. Ebbinghaus, H., *Über das Gedächtnis: Untersuchungen zur experimentellen Psychologie*. 1885: Duncker & Humblot.
211. Louwen, A. and J.S. Lacerda, *Chapter 2 - The experience curve: concept, history, methods, and issues*, in *Technological Learning in the Transition to a Low-Carbon Energy System*, M. Junginger and A. Louwen, Editors. 2020, Academic Press. p. 9-31.
212. WRIGHT, T.P., *Factors Affecting the Cost of Airplanes*. Journal of the Aeronautical Sciences, 1936. **3**(4): p. 122-128.
213. Thomassen, G., S. Van Passel, and J. Dewulf, *A review on learning effects in prospective technology assessment*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2020. **130**: p. 109937.
214. NETL, *Technology Learning Curve (FOAK to NOAK) - Quality Guidelines for Energy System Studies*. 2013: Pittsburgh.
215. Louwen, A., et al., *Chapter 4 - Application of experience curves and learning to other fields*, in *Technological Learning in the Transition to a Low-Carbon Energy System*, M. Junginger and A. Louwen, Editors. 2020, Academic Press. p. 49-62.
216. Caduff, M., et al., *Wind Power Electricity: The Bigger the Turbine, The Greener the Electricity?* Environmental Science & Technology, 2012. **46**(9): p. 4725-4733.
217. Bergesen, J.D. and S. Suh, *A framework for technological learning in the supply chain: A case study on CdTe photovoltaics*. Applied Energy, 2016. **169**: p. 721-728.
218. Brucker, N., T. Fleiter, and P. Plötz, *What about the long term? Using experience curves to describe the energy-efficiency improvement for selected energy-intensive products in Germany*. eceee Industrial Summer Study Proceedings, 2014: p. 341-352.
219. Ramírez, C.A. and E. Worrell, *Feeding fossil fuels to the soil: An analysis of energy embedded and technological learning in the fertilizer industry*. Resources, Conservation and Recycling, 2006. **46**(1): p. 75-93.

220. Knoope, M.M.J., et al., *Future technological and economic performance of IGCC and FT production facilities with and without CO₂ capture: Combining component based learning curve and bottom-up analysis*. International Journal of Greenhouse Gas Control, 2013. **16**: p. 287-310.
221. van der Hulst, M.K., et al., *A systematic approach to assess the environmental impact of emerging technologies: A case study for the GHG footprint of CIGS solar photovoltaic laminate*. Journal of Industrial Ecology, 2020. **24**(6): p. 1234-1249.
222. Kätelhön, A., et al., *Industry-Cost-Curve Approach for Modeling the Environmental Impact of Introducing New Technologies in Life Cycle Assessment*. Environmental Science & Technology, 2015. **49**(13): p. 7543-7551.
223. Arnold, K., *Treibhausgas-Optimierung des Einsatzes von Technologien zur Erzeugung und Nutzung von Biomethan auf Basis nachwachsender Rohstoffe als Baustein eines zukunftsfähigen Energiesystems*, in *Fakultät für Ingenieurwissenschaften, Abteilung Maschinenbau und Verfahrenstechnik*. 2015, Universität Duisburg-Essen: Essen.
224. Zimmermann, A.W., et al., *Techno-Economic Assessment & Life Cycle Assessment Guidelines for CO₂ Utilization (Version 1.1)*. 2020, Global CO₂ Initiative: Michigan.
225. Weidema, B., *Market information in life cycle assessment*. 2003, Danish Environmental Protection Agency.
226. Kucharavy, D. and R. De Guio, *Application of S-shaped curves*. Procedia Engineering, 2011. **9**: p. 559-572.
227. Gochermann, J., *Welche Bedeutung hat die Technologie-S-Kurve?*, in *Technologiemanagement: Technologien erkennen, bewerten und erfolgreich einsetzen*. 2020, Springer Fachmedien Wiesbaden: Wiesbaden. p. 9-13.
228. Zhang, X. and C. Bauer, *Solar photovoltaics (PV)*, in *Potentials, costs and environmental assessment of electricity generation technologies*, C. Bauer and S. Hirschberg, Editors. 2017, Paul Scherrer Institut: Villigen. p. 313-381.
229. Bass, F.M., *A new product growth for model consumer durables*. Management science, 1969. **15**(5): p. 215-227.
230. Rogers, E.M., *Diffusion of preventive innovations*. Addictive Behaviors, 2002. **27**(6): p. 989-993.
231. Rogers, E.M., *Diffusion of innovations*. 3rd ed. ed. 1983, New York: The Free Press.
232. Kabus, M.M., *Vergleichende Ökobilanz von Lademethoden für Elektrofahrzeuge*, in *Fakultät für Wirtschaftswissenschaften*. 2019, RWTH Aachen: Aachen.
233. Sharp, B.E. and S.A. Miller, *Potential for Integrating Diffusion of Innovation Principles into Life Cycle Assessment of Emerging Technologies*. Environmental Science & Technology, 2016. **50**(6): p. 2771-2781.
234. Liptow, C., M. Janssen, and A.-M. Tillman, *Accounting for effects of carbon flows in LCA of biomass-based products—exploration and evaluation of a selection of existing methods*. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2018. **23**(11): p. 2110-2125.
235. Schnute, J., *A Versatile Growth Model with Statistically Stable Parameters*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1981. **38**(9): p. 1128-1140.
236. Cherubini, F., A.H. Strømman, and E. Hertwich, *Effects of boreal forest management practices on the climate impact of CO₂ emissions from bioenergy*. Ecological Modelling, 2011. **223**(1): p. 59-66.
237. Cooper, D.R. and T.G. Gutowski, *Prospective Environmental Analyses of Emerging Technology: A Critique, a Proposed Methodology, and a Case Study on Incremental Sheet Forming*. Journal of Industrial Ecology, 2020. **24**(1): p. 38-51.

238. Krishnan, S., et al., *Power to gas (H₂): alkaline electrolysis*, in *Technological Learning in the Transition to a Low-Carbon Energy System*, M. Junginger and A. Louwen, Editors. 2020, Academic Press. p. 165-187.
239. Janczyk, M. and R. Pfister, *Konfidenzintervalle*, in *Inferenzstatistik verstehen: Von A wie Signifikanztest bis Z wie Konfidenzintervall*. 2020, Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg. p. 69-79.
240. Council, H., *Path to hydrogen competitiveness - A cost perspective*. 2020.
241. UNFCCC, *Climate Action Pathway Energy - Executive Summary*. 2020: Bonn.
242. Aichholzer, G., *Das ExpertInnen-Delphi: methodische Grundlagen und Anwendungsfeld Technology Foresight*, in *Das Experteninterview: Theorie, Methode, Anwendung*, A. Bogner, B. Littig, and W. Menz, Editors. 2002, VS Verlag für Sozialwissenschaften: Wiesbaden. p. 133-153.
243. Popper, R., *How are foresight methods selected?* Foresight, 2008. **10**(6): p. 62-89.
244. Jemala, M. and Ł. Jemala, *Key Sub-Disciplines and Methods of Technology Planning in Dynamic Environments*. Acta Oeconomica Pragensia, 2014. **22**(2): p. 71-84.
245. Andersen, P. and E. Bjerrregaard, *Prospective life-cycle assessment on wind power technology by 2020*. TA-Datenbank-Nachrichten, 2001. **10**(4): p. 100-106.
246. Dewi, D.F., *Scenario Development and Delphi Application in Life Cycle Assessment for Assessing Environmental Impact of New Technology Case Study: Removal of Wind Turbines Project*. Jurnal Sains & Teknologi Lingkungan, 2011. **3**(2): p. 136-145.
247. Kamble, S.J., A. Singh, and M.G. Kharat, *A hybrid life cycle assessment based fuzzy multi-criteria decision making approach for evaluation and selection of an appropriate municipal wastewater treatment technology*. Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration, 2017. **2**(1): p. 9.
248. Schoemaker, P.J.H., *Forecasting and Scenario Planning: The Challenges of Uncertainty and Complexity*, in *Blackwell Handbook of Judgment and Decision Making*, D.J. Koehler and N. Harvey, Editors. 2004. p. 274-296.
249. Cluzel, F., et al., *Exploitation scenarios in industrial system LCA*. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2014. **19**(1): p. 231-245.
250. Kushnir, D. and B.A. Sandén, *Energy Requirements of Carbon Nanoparticle Production*. Journal of Industrial Ecology, 2008. **12**(3): p. 360-375.
251. Mendoza Beltran, A., et al., *When the Background Matters: Using Scenarios from Integrated Assessment Models in Prospective Life Cycle Assessment*. Journal of Industrial Ecology, 2018. **24**(1): p. 64-79.
252. Gibon, T., et al., *A Methodology for Integrated, Multiregional Life Cycle Assessment Scenarios under Large-Scale Technological Change*. Environmental Science & Technology, 2015. **49**(18): p. 11218-11226.
253. Pini, M., et al., *Assessment of Environmental Performance of TiO₂ Nanoparticles Coated Self-Cleaning Float Glass*. Coatings, 2017. **7**(1): p. 8.
254. Arvidsson, R., D. Nguyen, and M. Svanström, *Life Cycle Assessment of Cellulose Nanofibrils Production by Mechanical Treatment and Two Different Pretreatment Processes*. Environmental Science & Technology, 2015. **49**(11): p. 6881-6890.
255. Nordelöf, A., et al., *Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles—what can we learn from life cycle assessment?* The International Journal of Life Cycle Assessment, 2014. **19**(11): p. 1866-1890.
256. Manda, B.M.K., E. Worrell, and M.K. Patel, *Innovative membrane filtration system for micropollutant removal from drinking water – prospective environmental LCA and its integration in business decisions*. Journal of Cleaner Production, 2014. **72**: p. 153-166.

257. Hertwich, E.G., et al., *Integrated life-cycle assessment of electricity-supply scenarios confirms global environmental benefit of low-carbon technologies*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2015. **112**(20): p. 6277-6282.
258. Marini, C. and I. Blanc. *Towards Prospective Life Cycle Assessment: How to Identify Key Parameters Inducing Most Uncertainties in the Future? Application to Photovoltaic Systems Installed in Spain*. 2014. Cham: Springer International Publishing.
259. R. Frischknecht, et al., *Life cycle assessment of future photovoltaic electricity production from residential-scale systems operated in Europe, Subtask 2.0 "LCA", IEA-PVPS Task 12*. 2014.
260. Helms, H., et al., *Weiterentwicklung und vertiefte Analyse der Umweltbilanz von Elektrofahrzeugen*. 2016: Dessau-Roßlau.
261. DVGW, *Innovative large-scale energy storage technologies and Power-to-Gas concepts after optimisation - Roadmap for large-scale storage based PtG conversion in the EU up to 2050*. 2019: Bonn.
262. Sandalow, D., et al., *Direct Air Capture of Carbon Dioxide - ICEF Roadmap 2018*. 2018: Katowice.
263. FCH2JU, *Hydrogen Roadmap Europe - a sustainable pathway for the European energy transition*. 2019: Luxemburg.
264. Klitzsch, W., *Grundbegriffe der Wirtschaft: Ein Nachschlagewerk für Einsteiger*. 2019, Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.
265. Tremel, A., et al., *Techno-economic analysis for the synthesis of liquid and gaseous fuels based on hydrogen production via electrolysis*. International Journal of Hydrogen Energy, 2015. **40**(35): p. 11457-11464.
266. Tribe, M.A. and R.L.W. Alpine, *Scale economies and the "0.6 rule"*. Engineering Costs and Production Economics, 1986. **10**(1): p. 271-278.
267. Caduff, M., et al., *Power-Law Relationships for Estimating Mass, Fuel Consumption and Costs of Energy Conversion Equipments*. Environmental Science & Technology, 2011. **45**(2): p. 751-754.
268. Caduff, M., et al., *Scaling Relationships in Life Cycle Assessment*. Journal of Industrial Ecology, 2014. **18**(3): p. 393-406.
269. Morgan, E.R., J.F. Manwell, and J.G. McGowan, *Opportunities for economies of scale with alkaline electrolyzers*. International Journal of Hydrogen Energy, 2013. **38**(36): p. 15903-15909.
270. Choe, C., et al., *Critical aspect of renewable syngas production for power-to-fuel via solid oxide electrolysis: Integrative assessment for potential renewable energy source*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2022. **161**: p. 112398.
271. Sadok, R., et al., *Life cycle assessment of power-to-gas applications via co-electrolysis of CO₂ and H₂O*. Journal of Physics: Energy, 2020. **2**(2): p. 024006.
272. Schreiber, A., et al., *Life Cycle Assessment of Power-to-Syngas: Comparing High Temperature Co-Electrolysis and Steam Methane Reforming*. Frontiers in Energy Research, 2020. **8**(287).
273. Antakyali, D., et al., *Die Umsetzung der Anforderungen der Klärschlamm-Verordnung zur Phosphorrückgewinnung in Nordrhein-Westfalen - Schlussbericht*. 2020.
274. Fan, Z., et al., *Green Hydrogen in a Circular Carbon Economy: Opportunities and Limits*. 2021: New York.
275. de Bucy, J., O. Lacroix, and L. Jammes, *The potential of Power-to-Gas, in Technology review and economic potential assessment*. 2016, ENEA Consulting: Paris.
276. Malins, C., *What role is there for electrofuel technologies in European transport's low carbon future?* 2017: London.

277. Graf, F., *Roadmap for large-scale storage based PtG conversion in the EU up to 2050*, in *Innovative large-scale energy storage technologies and power-to-gas concepts after optimisation*. 2019: Bonn.
278. Gigler, J., et al., *Hydrogen for the energy transition - A programmatic approach for Hydrogen innovations in the Netherlands for the 2020-2030 period*. 2020.
279. Rasmusson, H., et al., *D8.10 Roadmap and policy recommendations for power-to-gas in the EU up to 2050*, in *Innovative large-scale energy storage technologies and power-to-gas concepts after optimisation*. 2020
280. Altgelt, F., et al., *Powerfuels: Missing Link to a successful global Energy Transition - Introduction to technologies, applications, markets and policy*. 2021: Berlin.
281. Bianchi, F.R. and B. Bosio, *Operating Principles, Performance and Technology Readiness Level of Reversible Solid Oxide Cells*. Sustainability, 2021. **13**(9): p. 4777.
282. Welch, A.J., et al., *Comparative Technoeconomic Analysis of Renewable Generation of Methane Using Sunlight, Water, and Carbon Dioxide*. ACS Energy Letters, 2021. **6**(4): p. 1540-1549.
283. Zelt, O., et al., *Multikriterielle Bewertung von Bereitstellungstechnologien synthetischer Kraftstoffe. Teilbericht 3 (D2.1) 2021*, Wuppertal Institut, DLR, IZES: Wuppertal, Stuttgart, Saarbrücken.
284. Kretzschmar, J., *Technologiebericht 4.2b Power-to-gas (Methanisierung biologisch)*, in *Technologien für die Energiewende. Teilbericht 2 an das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi)*. 2017, Wuppertal Institut, ISI, IZES: Wuppertal, Karlsruhe, Saarbrücken. p. 1-77.
285. Thema, M., F. Bauer, and M. Sterner, *Power-to-Gas: Electrolysis and methanation status review*; Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2019. **112**: p. 775-787.
286. Liebich, A., et al., *Systemvergleich speicherbarer Energieträger aus erneuerbaren Energien - Anhang zum Abschlussbericht*. 2020: Dessau-Roßlau.
287. Liebich, A., et al., *Systemvergleich speicherbarer Energieträger aus erneuerbaren Energien - Abschlussbericht*. 2020: Dessau-Roßlau.
288. Ueckerdt, F., et al., *Ariadne-Kurz Dossier: Durchstarten trotz Unisicherheiten: Eckpunkte einer anpassungsfähigen Wasserstoffstrategie - Wie die Politik Wasserstoffpfade hin zu Klimaneutralität 2045 finden kann*. 2021: Potsdam.
289. Koj, J.C., et al., *Prospective LCA and LCC applied on different Power-to-Gas technologies*. E3S Web Conf., 2022. **349, 02004 (2022)**.
290. Blanco, H. and A. Faaij, *A review at the role of storage in energy systems with a focus on Power to Gas and long-term storage*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2018. **81**: p. 1049-1086.
291. Luderer, G., et al., *Ariadne-Report: Deutschland auf dem Weg zur Klimaneutralität 2045 - Szenarien und Pfade im Modellvergleich*. 2021: Potsdam.
292. Dittrich, M., et al., *Transformationsprozess zum treibhausgasneutralen und ressourcenschonenden Deutschland - GreenLate - Abschlussbericht*. 2020: Dessau-Roßlau.
293. Dittrich, M., et al., *Transformationsprozess zum treibhausgasneutralen und ressourcenschonenden Deutschland - GreenSupreme - Abschlussbericht*. 2020: Dessau-Roßlau.
294. Jugel, C., et al., *dena-Leitstudie Aufbruch Klimaneutralität*. 2021: Berlin.
295. Prognos, Öko-Institut, and Wuppertal-Institut, *Klimaneutrales Deutschland 2045 - Wie Deutschland seine Klimaziele schon vor 2050 erreichen kann (Langfassung im Auftrag von Stiftung Klimaneutralität, Agora Energiewende und Agora Verkehrswende)*. 2021: Berlin, Wuppertal.

296. Turner, J., et al., *Renewable hydrogen production*. International Journal of Energy Research, 2008. **32**(5): p. 379-407.
297. Symes, D., et al., *Design for On-Site Hydrogen Production for Hydrogen Fuel Cell Vehicle Refueling Station at University of Birmingham, U.K.* Energy Procedia, 2012. **29**: p. 606-615.
298. Schäffer, J., et al., *Bewertung von Quellen und Abtrennungsverfahren zur Bereitstellung von CO₂ für PtG-Prozesse - Abschlussbericht*. 2019, DVGW: Bonn.
299. O'Connell, A., et al., *Advanced Alternative Fuels Technology Market Report 2018*. 2019, European Commission: Luxembourg.
300. *Innovation Outlook: Renewable Methanol*. 2021, International Renewable Energy Agency and Methanol Institute: Abu Dhabi.
301. Lux, B., et al., *Supply curves of electricity-based gaseous fuels in the MENA region*. Computers & Industrial Engineering, 2021. **162**: p. 107647.
302. AGEb, *Strommix - Stromerzeugung nach Energieträgern (Strommix) von 1990 bis 2021 (in TWh) Deutschland insgesamt (Datenstand September 2022)*. 2022: Berlin.
303. Otten, R., *Strom- und Gasnetz miteinander verbinden: die Power-to-Gas-Anlage der AUDI AG in Werlte*, in *Energieimpuls konkret*. 2018.
304. Bundesamt, S. *GENESIS-Online - Die Datenbank des Statistischen Bundesamts*. [27.10.2021]; Available from: <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online>.
305. Bareiß, K., et al., *Life cycle assessment of hydrogen from proton exchange membrane water electrolysis in future energy systems*. Applied Energy, 2019. **237**: p. 862-872.
306. Wang, L., et al., *Power-to-fuels via solid-oxide electrolyzer: Operating window and techno-economics*. Renewable and Sustainable Energy Reviews. **110**: p. 174-187.
307. Gerloff, N., *Comparative Life-Cycle Assessment Analysis of Power-to-Methane Plants Including Different Water Electrolysis Technologies and CO₂ Sources While Applying Various Energy Scenarios*. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2021. **9**(30): p. 10123-10141.
308. Ausfelder, F., et al., *3. Roadmap des Kopernikus-Projektes P2X - Phase II - Technischer Anhang - Transformation - Anwendungen - Potenziale*. 2021: Frankfurt am Main.
309. Peters, R., et al., *Abschlussbericht Kompetenzzentrum Virtuelles Institut – Strom zu Gas und Wärme, Band III: Bewertung des Einsatzes und der Auswirkungen alternativer Kraftstoffe für die Entwicklung der zukünftigen regionalen Infrastruktur*. 2022.
310. Fasihi, M., O. Efimova, and C. Breyer, *Techno-economic assessment of CO₂ direct air capture plants*. Journal of Cleaner Production, 2019. **224**: p. 957-980.
311. Wulf, C. and M. Kaltschmitt, *Hydrogen Supply Chains for Mobility—Environmental and Economic Assessment*. Sustainability, 2018. **10**(6): p. 1699.
312. Koj, J.C., et al. *LCA and criticality analysis of water electrolysis technologies*. in *World Hydrogen Energy Conference (WHEC-2022)*. 2022. Istanbul.
313. Helgeson, B., et al., *Abschlussbericht Kompetenzzentrum Virtuelles Institut – Strom zu Gas und Wärme, Band I: Systemmodellierung zur Identifikation von innovativen PtX-Anwendungen*. 2022.
314. Möhrke, F., et al. *Potenzialstudie von Power-to-Gas-Anlagen in deutschen Verteilungsnetzen*. 2019.
315. Simon, S.A., K.; Targiel, T, *Synoptische Auswertung von Szenarien und Lernkurven - Endbericht AP 3. BioEnergieDat - Bereitstellung einer aktuellen und harmonisierten Datenbasis als Beitrag zur Weiterentwicklung einer nachhaltigen Bioenergiestrategie*. 2013: Stuttgart; Wuppertal.
316. Blengini, G.A., et al., *Study on the EU's list of Critical Raw Materials (2020) - Final Report*. 2020: Luxembourg.

317. Chatenet, M., et al., *Water electrolysis: from textbook knowledge to the latest scientific strategies and industrial developments*. Chemical Society Reviews, 2022. **51**(11): p. 4583-4762.
318. Kiemel, S., et al., *Critical materials for water electrolyzers at the example of the energy transition in Germany*. International Journal of Energy Research, 2021. **45**(7): p. 9914-9935.
319. IRENA, *Green Hydrogen Cost Reduction: Scaling up Electrolysers to Meet the 1.5°C Climate Goal*. 2020: Abu Dhabi.
320. Marscheider-Weidemann, F., et al., *Rohstoffe für Zukunftstechnologien 2021 – DERA Rohstoffinformationen 50*. 2021: Berlin.
321. Wang, P., et al., *Platinum Shortage Threatens China's Hydrogen Ambition for Carbon Neutrality (Preprint)*. ResearchSquare, 2022.
322. EERA and HER, *Key Performance Indicators (KPIs) for FCH Research and Innovation, 2020 - 2030 (V. 5.0)*. 2020: Brüssel.
323. Smolinka, T., M. Günther, and J. Garcke, *NOW-Studie „Stand und Entwicklungspotenzial der Wasserelektrolyse zur Herstellung von Wasserstoff aus regenerativen Energien“ - Kurzfassung des Abschlussberichts*. 2011: Freiburg, Ulm.
324. Mehmeti, A., et al., *Life Cycle Assessment and Water Footprint of Hydrogen Production Methods: From Conventional to Emerging Technologies*. Environments, 2018. **5**(2): p. 24.
325. Sunfire, *Renewable Syngas For E-Fuel And Chemicals Production - Sunfire-Synlink SOEC 2021*: Dresden.
326. Baumann, M., *Methode zur Ermittlung von Umweltprofilen fluktuierender Stromerzeugung*, in *Institut für Akustik und Bauphysik*. 2018, Universität Stuttgart: Stuttgart.
327. International Organization for Standardization (ISO), *ISO 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines*. 2006: Berlin.
328. Zhou, Y. and S. Searle, *ICCT White Paper - Cost of renewable hydrogen produced onsite at hydrogen refueling stations in Europe*, G. Gardner, Editor. 2022, International Council on Clean Transportation: Washington.
329. Koj, J.C., et al., *Life Cycle Assessment of improved high pressure alkaline electrolysis - STE Research Report 01/2015*. 2015: Jülich.
330. Odenweller, A., et al., *Wasserstoff und die Energiekrise: fünf Knackpunkte (Kopernikus-Projekt Ariadne)*. 2022: Potsdam.

Anhang

Sachbilanzdaten

Tabelle A 1: Sachbilanzdaten für den deutschen Strommix (1 kWh) in den Jahren 2020 – Strommix 2020 basiert auf Daten der AG Energiebilanzen (AGEB) [302], Strommix 2050 basiert auf dem Szenario der Studie „Klimaneutrales Deutschland 2045“ [295], eigenen Annahmen und Verfügbarkeit von ecoinvent-Datensätzen

Fluss/Prozess	Einheit	Strommix 2020 in kWh	Strommix 2050 in kWh
DE: electricity pr., wind, >3MW turbine, onshore	kWh	0,028	0,016
DE: electricity pr., wind, 1-3MW turbine, onshore	kWh	0,253	0,148
DE: electricity pr., wind, <1MW turbine, onshore	kWh	0,046	0,027
DE: electricity pr., wind, 1-3MW turbine, offshore	kWh	0,266	0,050
DE: heat and power co-generation, biogas, gas engine	kWh	0,011	0,067
DE: electricity pr., hydro, run-of-river	kWh	0,014	0,029
DE: electricity pr., hydro, pumped storage	kWh	0,005	0,012
DE: electricity pr., hydro, reservoir, non-alpine region	kWh	0,003	0,005
DE: electricity pr., photovoltaic, 3kWp slanted-roof..., multi-Si	kWh	0,080	0,068
DE: electricity pr., photovoltaic, 570kWp...multi-Si	kWh	0,295	0,023
DE: electricity pr., deep geothermal	kWh	-	0,000
DE: heat and power co-generation, natural gas, conventional power plant, 100 MW electrical	kWh	-	0,114
DE: heat and power co-generation, natural gas, combined cycle power plant	kWh	-	0,002
DE: electricity pr., natural gas, conventional power plant	kWh	-	0,021
DE: electricity pr., natural gas, combined cycle power plant	kWh	-	0,034
DE: heat and power co-generation, oil	kWh	-	0,002
DE: electricity pr., oil	kWh	-	0,006
DE: heat and power co-generation, wood chips, 6667 kW, state-of-the-art 2014	kWh	-	0,013
DE: electricity pr., nuclear, boiling water reactor	kWh	-	0,024
DE: electricity pr., nuclear, pressure water reactor	kWh	-	0,089
DE: electricity pr., hard coal	kWh	-	0,061
DE: heat and power co-generation, hard coal	kWh	-	0,012
DE: electricity pr., lignite	kWh	-	0,153
DE: heat and power co-generation, lignite	kWh	-	0,004
DE: market for electricity, for reuse in municipal waste incineration only	kWh	-	0,018

Tabelle A 2: Sachbilanzdaten für den AEC-Bau (Angaben pro Zelle) und die Jahre 2020 und 2050 nach Koj et al. [65] und Verfügbarkeit von ecoinvent-Datensätzen

Fluss/Prozess	Einheit	Menge 2020	Menge 2050
<i>acetic anhydride</i>	kg	0,050	0,050
<i>acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer</i>	kg	0,140	0,140
<i>aluminium, primary, ingot</i>	kg	0,404	0,404
<i>aniline</i>	kg	0,040	0,040
<i>calendering, rigid sheets</i>	kg	0,700	0,700
<i>carbon monoxide</i>	kg	0,131	0,131
<i>electricity, medium voltage</i>	MJ	32,320	32,320
<i>graphite</i>	kg	0,390	0,059
<i>heat, from steam, in chemical industry</i>	MJ	80,056	80,056
<i>hydrochloric acid, without water, in 30% solution state</i>	kg	0,120	0,120
<i>lubricating oil</i>	kg	4,33E-04	4,33E-04
<i>n-methyl-2-pyrrolidone</i>	kg	1,080	1,080
<i>nickel, class 1</i>	kg	27,680	1,661
<i>nitric acid, without water, in 50% solution state</i>	kg	0,030	0,030
<i>plaster mixing</i>	kg	0,700	0,700
<i>polyphenylene sulfide</i>	kg	0,310	0,310
<i>polysulfone</i>	kg	0,230	0,230
<i>purified terephthalic acid</i>	kg	0,080	0,080
<i>steel, unalloyed</i>	kg	43,400	43,400
<i>tetrafluoroethylene</i>	kg	0,070	0,070
<i>transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO6</i>	t*km	2,920	2,920
<i>water, decarbonised</i>	kg	10,200	10,200
<i>water, deionised</i>	kg	77,100	77,100
<i>zirconium oxide</i>	kg	1,000	0,150

Tabelle A 3: Sachbilanzdaten für den AEC-Bau (1 MW Stack – ohne Balance of Plant) umgerechnet nach Koj et al. [65] und Verfügbarkeit von ecoinvent- und eigenen Datensätzen

Fluss/Prozess	Einheit	Menge 2020
<i>Zelle (s. Tabelle A 2)</i>	Stück	93
<i>copper, cathode</i>	kg	116,67
<i>steel, unalloyed</i>	kg	13172,67
<i>transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6</i>	t*km	32211

Tabelle A 4: Sachbilanzdaten für den PEMEC-Bau (1 MW Stack – ohne Balance of Plant, Zellmaterialien inkludiert) nach Bareiß et al. [305], eigenen Annahmen (insbesondere aus Trendextrapolationen) und Verfügbarkeit von ecoinvent- Datensätzen

Fluss/Prozess	Einheit	Menge 2020	Menge 2050
<i>aluminium, primary, ingot</i>	kg	27,00	27,00
<i>carbon black</i>	kg	9,00	9,00
<i>copper, cathode</i>	kg	4,50	4,50
<i>fleece, polyethylene</i>	kg	7,71	7,71
<i>platinum</i>	kg	0,79	0,05
<i>steel, chromium steel 18/8</i>	kg	100	100
<i>sulfur trioxide</i>	kg	0,29	0,29
<i>tetrafluoroethylene</i>	kg	7,27	7,27
<i>tetrafluoroethylene</i>	kg	0,73	0,73
<i>titanium, primary</i>	kg	314,51	19,85

Tabelle A 5: Sachbilanzdaten für den SOEC-Bau (Angaben pro Zelle) nach Schreiber et al. [272], eigenen Annahmen (insbesondere aus Trendextrapolationen) und Verfügbarkeit von ecoinvent-Datensätzen

Fluss/Prozess	Einheit	Menge 2020	Menge 2050
<i>benzyl alcohol</i>	g	3,01	3,01
<i>carboxymethyl cellulose, powder</i>	g	3,01	3,01
<i>cerium oxide</i>	g	0,20	0,20
<i>cobalt hydroxide</i>	g	0,39	0,39
<i>copper oxide</i>	g	0,14	0,14
<i>electricity, low voltage</i>	kWh	0,12	0,12
<i>ethanol, without water, in 99.7% solution state, from ethylene</i>	g	7,62	7,62
<i>ferric oxide - FeO(OH)</i>	g	0,39	0,39
<i>gadolinium oxide</i>	g	0,05	0,05
<i>inert waste</i>	g	38,60	38,6
<i>lanthanum oxide</i>	g	1,98	0,1188
<i>manganese dioxide</i>	g	0,35	0,35
<i>nickel, class 1</i>	g	17,9	1,07
<i>strontium carbonate</i>	g	0,324	0,324
<i>transport, freight train</i>	t*km	0,014	0,014
<i>transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5</i>	t*km	0,0069	0,0069
<i>transport, freight, sea, container ship</i>	t*km	0,40	0,40
<i>yttrium oxide</i>	g	2,42	0,15
<i>zirconium oxide</i>	g	14,9	0,89

Tabelle A 6: Sachbilanzdaten für den SOEC-Stack-Bau (Angaben pro 1 MW) nach Schreiber et al. [272], eigenen Annahmen (insbesondere aus Trendextrapolationen) und Verfügbarkeit vonecoinvent Datensätzen

Fluss/Prozess	Einheit	Menge 2020	Menge 2050
<i>building, hall, steel construction</i>	m ²	0,19	0,19
<i>building, multi-storey</i>	m ³	1,17	1,17
<i>cast iron</i>	kg	2760,00	2760,00
<i>chromium</i>	kg	780,00	780,00
<i>cobalt</i>	kg	10	10
<i>electricity, low voltage</i>	kWh	24076,67	24076,67
<i>glass-cermet</i>	kg	132,67	132,67
<i>heat, district or industrial, natural gas</i>	kWh	4040,00	4040,00
<i>lanthanum oxide</i>	kg	3,220	0,193
<i>manganese</i>	kg	18,93	18,93
<i>nickel, class 1</i>	kg	132,00	7,92
<i>occupation, industrial area</i>	m ² *a	35,07	35,07
<i>sheet rolling, chromium steel</i>	kg	3560,00	3560,00
<i>titanium, primary</i>	kg	2,49	2,49
<i>transformation, from unspecified</i>	m ²	0,700	0,700
<i>transformation, to industrial area</i>	m ²	0,700	0,700
<i>transport, freight train</i>	t*km	740,00	740,00
<i>transport, freight, sea, container ship</i>	t*km	370,67	370,67

Tabelle A 7: Sachbilanzdaten für den Bau eines 1 MW_{SNG}-Reaktors der katalytischen Methanisierung nach Wettstein et al. [99], eigenen Annahmen (insbesondere zur Skalierung) und Verfügbarkeit vonecoinvent Datensätzen

Fluss/Prozess	Einheit	Menge
<i>aluminium, cast alloy</i>	kg	11,35
<i>building, hall, steel construction</i>	m ²	0,04
<i>electronics, for control units</i>	kg	25,22
<i>nickel, class 1</i>	kg	1,59
<i>water, deionised</i>	kg	25,22
<i>zeolite, powder</i>	kg	25,22

Tabelle A 8: Sachbilanzdaten für den Bau eines 1 MW_{SNG}-Rieselbettreaktors (biologische Methanisierung) nach Wettstein et al. [99], eigenen Annahmen (insbesondere zur Skalierung) und Verfügbarkeit vonecoinvent Datensätzen

Fluss/Prozess	Einheit	Menge
<i>building, hall, steel construction</i>	m ²	0,04
<i>electronics, for control units</i>	kg	25,22
<i>polyethylene, high density, granulate</i>	kg	201799,20
<i>steel, chromium steel 18/8, hot rolled</i>	kg	11729,58

Tabelle A 9: Sachbilanzdaten für den Bau eines 1 MW_{SNG}-Rührreaktors (biologische Methanisierung) nach Wettstein et al. [99], eigenen Annahmen (insbesondere zur Skalierung) und Verfügbarkeit von ecoinvent Datensätzen

Fluss/Prozess	Einheit	Menge
building, hall, steel construction	m ²	0,04
electronics, for control units	kg	25,22
steel, chromium steel 18/8, hot rolled	kg	252,25
steel, low-alloyed, hot rolled	kg	2522,49

Tabelle A 10: Sachbilanzdaten für den Bau der Erdgas-Dampfreformierung (Produktionskapazität von 5.000 kg H₂/h) nach Wulf [208], eigenen Annahmen und Verfügbarkeit von ecoinvent Datensätzen

Fluss/Prozess	Einheit	Menge
aluminium, wrought alloy	t	3,50
concrete, 35MPa	m ³	541,67
copper, cathode	t	0,10
nickel, class 1	t	0,30
steel, chromium steel 18/8	t	60,00
sheet rolling, chromium steel	t	60,00
steel, low-alloyed, hot rolled	t	100,00
sheet rolling, steel	t	100,00
steel, unalloyed	t	240,00
sheet rolling, steel	t	240,00
zinc	t	0,30

Tabelle A 11: Sachbilanzdaten (Angaben pro kg Wasserstoff) für den Betrieb der Erdgas-Dampfreformierung (Produktionskapazität von 5.000 kg H₂/h) nach Wulf [208], eigenen Annahmen und Verfügbarkeit von ecoinvent Datensätzen

Fluss/Prozess	Unit	Amount
Inputs		
SMR Bau (s. Tabelle A 10)	Stück	1.33E-09
natural gas, high pressure, vehicle grade	kg	3.337
German electricity mix 2030	kWh	0.33
water, deionised	kg	14.4
Outputs		
Carbon dioxide	kg	8.55
Carbon monoxide	g	1.1
Hydrocarbons, unspecified	g	3.4
Methane	g	1.82
Nitrogen oxides, DE	g	2.3
Particulates, < 2.5 um	g	0.022
Sulfur dioxide	g	0.11

Während der Promotionsphase veröffentlichte Fachartikel mit Peer-review

Haase, M.; Wulf, C.; Baumann, M.; Ersoy, H.; **Koj, J. C.**; Harzendorf, F.; Mesa Estrada, L. S. (2022): *Multi-criteria decision analysis for prospective sustainability assessment of alternative technologies and fuels for individual motorized transport*, Clean Technologies and Environmental Policy, Oktober 2022, DOI: 10.1007/s10098-022-02407-w.

Breuer, J. L.; Scholten, J.; **Koj, J. C.**; Schorn, F.; Fiebrandt, M.; Samsun, R. C.; Albus, R.; Görner, K.; Stolten, D.; Peters, R. (2022): *An Overview of Promising Alternative Fuels for Road, Rail, Air, and Inland Waterway Transport in Germany*, Energies 15(4), Februar 2022, 1443, DOI: 10.3390/en15041443.

Kabus, M.; Nolting, L.; Mortimer, B. J.; **Koj, J. C.**; Kuckshinrichs, W.; De Doncker, R. W.; Praktijnjo, A. (2020): *Environmental Impacts of Charging Concepts for Battery Electric Vehicles: A Comparison of On-Board and Off-Board Charging Systems Based on a Life Cycle Assessment*, Energies 13(24), Dezember 2020, 6508, DOI: 10.3390/en13246508.

Morgenthaler, S.; Ball, C.; **Koj, J. C.**; Kuckshinrichs, W.; Witthaut, D. (2020): *Site-dependent levelized cost assessment for fully renewable Power-to-Methane systems*, Energy Conversion & Management, Volume 223, November 2020, S. 113-150, DOI: 10.1016/j.enconman.2020.113150.

Koj, J. C.; Wulf, C.; Zapp, P. (2019): *Environmental impacts of Power-to-X systems - A review of technological and methodological choices in Life Cycle Assessments*, Renewable & Sustainable Energy Reviews, Volume 112, September 2019, S. 865-879. DOI: 10.1016/j.rser.2019.06.029.

Kuckshinrichs, W.; **Koj, J. C.** (2018): *Levelized cost of energy from private and social perspectives: The case of improved alkaline water electrolysis*, Journal of Cleaner Production, Volume 203, 1 Dezember 2018, S. 619-632, DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.08.232.

Koj, J. C.; Wulf, C.; Linssen, J.; Schreiber, A.; Zapp, P. (2018): *Utilisation of excess electricity in different Power-to-Transport chains and their environmental assessment*, Transportation Research Part D: Transport and Environment, Volume 64, Oktober 2018, S. 23-35, DOI: 10.1016/j.trd.2018.01.016.

ORCID-Profil: <https://orcid.org/0000-0002-2897-7425>

Band / Volume 636

Erneuerbares Methanol als Ausgangsstoff für die Bereitstellung von flüssigen Kraftstoffen für den Transportsektor

F. Schorn (2024), VI, 275 pp

ISBN: 978-3-95806-769-1

Band / Volume 637

Investigation of Lower Boundary Conditions of Brominated Very Short-lived Species (VLS)

S. Zheng (2024), 2, iii, 160 pp

ISBN: 978-3-95806-770-7

Band / Volume 638

Modellgestützte Analyse zukünftigen Mobilitätsverhaltens

J. P. Reul (2024), XVI, 291 pp

ISBN: 978-3-95806-771-4

Band / Volume 639

Insights into Mechanisms of Secondary Organic Aerosol Formation: Approaching Atmospherically Relevant Conditions in an Atmospheric Reaction Chamber

Y. Baker (2024), XVII, 122 pp

ISBN: 978-3-95806-776-9

Band / Volume 640

Advancing the representation of agricultural systems in Land Surface Models: systematic model evaluations and technical model developments

T. S. Boas (2024), xxi, 145 pp

ISBN: 978-3-95806-777-6

Band / Volume 641

Imaging spatial and temporal soil water content variations of the soil-plant continuum using ground penetrating radar

L. Lärm (2024), xii, 303 pp

ISBN: 978-3-95806-778-3

Band / Volume 642

Development of Iridium-based Nanostructures for Oxygen Evolution Reaction in PEM Water Electrolysis

S. Park (2024), 135 pp

ISBN: 978-3-95806-779-0

Band / Volume 643

Multi-dimensional GPR full-waveform inversion for small-scale hydrogeophysical soil characterization

D. Hoven (2024), IX, 163 pp

ISBN: 978-3-95806-781-3

Band / Volume 644

Analyse des Gastransports in komplexen Membransystemen durch Modellierung und multiskalige Simulation

K. Wilkner (2024), VIII, 122 pp

ISBN: 978-3-95806-784-4

Band / Volume 645

Deployment of Fuel Cell Vehicles in Road Transport and the Expansion of the Hydrogen Refueling Station Network: 2024 Update

T. Grube; M. Rex (2024), iii, 26 pp

ISBN: 978-3-95806-786-8

Band / Volume 646

Modellgestützte Analyse treibhausgasneutraler Transformationsstrategien für Deutschland

T. F. Schöb (2024), XII, 228 pp

ISBN: 978-3-95806-789-9

Band / Volume 647

Future Distribution Grids Using Geo-Referenced Synthetic Network Topologies

A. Bandam (2024), ix, 237 pp

ISBN: 978-3-95806-790-5

Band / Volume 648

Multi-scenario, high-resolution Lagrangian transport modeling for the analysis of the Asian tropopause aerosol layer

J. H. Clemens (2024), 143 pp

ISBN: 978-3-95806-792-9

Band / Volume 649

Prospektive Lebenszyklusanalysen von Power-to-Gas-Optionen

J. C. Koj (2024), XVIII, 197 pp

ISBN: 978-3-95806-794-3

Energie & Umwelt / Energy & Environment
Band / Volume 649
ISBN 978-3-95806-794-3

Mitglied der Helmholtz-Gemeinschaft

