

Elisa Dunkelberg, Jannes Katner

# Ökologische Bewertung der inländischen Erzeugung synthetischer Gase

Lebenszyklusanalyse der Wasserstoffherstellungsverfahren  
Schmutzwasser-Plasmalyse und Elektrolyse sowie der untertägigen und  
chemischen Methanisierung am Beispiel der Stadt Berlin

Schriftenreihe des IÖW 225/22



i | ö | w

INSTITUT FÜR  
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG



Elisa Dunkelberg, Janes Katner

# Ökologische Bewertung der inländischen Erzeugung synthetischer Gase

Lebenszyklusanalyse der Wasserstoffherstellungsverfahren Schmutzwasser-  
Plasmalyse und Elektrolyse sowie der untertägigen und chemischen Methanisierung  
am Beispiel der Stadt Berlin

gefördert durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (BMWK) über den Projekt-  
träger Jülich (PtJ) (Förderkennzeichen 03EI3021A-E)

Schriftenreihe des IÖW 225/22  
Berlin, November 2022

ISBN 978-3-940920-29-4

# Impressum

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

Die Schriftenreihe entstand im Rahmen des Forschungsprojektes „UMAS - Untertägige Methanisierung im Aquiferspeicher“. Dieses Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Klimaschutz unter dem Förderkennzeichen 03EI3021E gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autor\*innen.

Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses  
des Deutschen Bundestages

Verbundpartner in dem Projekt waren Berliner Energiespeicher GmbH (BES), Reiner Lemoine Institut gGmbH (RLI), DBI – Gas- und Umwelttechnik GmbH (DBI), MicroPro GmbH (MP) und die Technische Universität Clausthal. Die Autor\*innen bedanken sich für die gute Zusammenarbeit.



## Zusammenfassung

Fossile Energieträger deckten im Jahr 2021 noch immer über 80 % des Primärenergieverbrauchs in Deutschland (UBA 2021). Der Wandel von einem stark durch fossile Energieträger geprägten Energiesystem hin zu einem klimaneutralen Energiesystem beinhaltet massive Veränderungen in allen Sektoren. Erdgas ist aktuell der wichtigste Energieträger in der Wärmeversorgung und spielt im Strom- und Industriesektor eine wichtige Rolle. Da die Kosten von **Wasserstoff (H<sub>2</sub>)** vermutlich weiterhin auf hohem Niveau bleiben und auf kurze bis mittlere Frist die notwendigen Mengen an grünem Wasserstoff noch nicht verfügbar sein werden, ist eine deutliche Reduktion des Gasverbrauchs eine Voraussetzung dafür, die Klimaschutzziele zu erreichen. Versorgungssicherheit und die Unabhängigkeit von Erdgasimporten sind ebenfalls wichtige Beweggründe, um einen möglichst frühzeitigen Ausstieg aus Erdgas anzustreben. Die verbleibenden Gasmengen müssen perspektivisch über H<sub>2</sub> und **synthetisches Methan (CH<sub>4</sub>)** sowie teilweise über Biomethan gedeckt werden. Neben Importen von H<sub>2</sub> kann die **inländische Produktion** dieser Gase einen Beitrag leisten.

Dieser Bericht stellt die Ergebnisse einer **ökologischen Bewertung** anhand von Ökobilanzen für verschiedene Verfahren der H<sub>2</sub>-Herstellung (die Schmutzwasser-Plasmalyse und die Elektrolyse) sowie der CH<sub>4</sub>-Herstellung (die untertägige Methanisierung und die chemische Methanisierung) vor. Ziel der Studie war es, herauszuarbeiten, inwiefern und unter welchen Rahmenbedingungen der Einsatz dieser Verfahren mit ökologischen Nutzen im Vergleich zu dem Referenzprodukt Erdgas einhergeht. Als Varianten wurden etwa verschiedene Standortkonzepte und Strommixe betrachtet. Die Analysen beziehen sich auf den Standort Berlin, wobei die untertägige Methanisierung konkret für den Berliner Erdgasspeicher in Berlin-Charlottenburg untersucht wurde.

Welche Verfahren zeigen in der Ökobilanz Vorteile gegenüber konventionellem Erdgas? Von den betrachteten Varianten der H<sub>2</sub>-Produktion verursacht die **Schmutzwasser-Plasmalyse** mit einem Strommix aus Wind- und PV-Strom die geringsten ökologischen Lasten in den betrachteten Wirkungskategorien und kann zu einer Reduktion der Treibhausgasemissionen beitragen. Auch das Elektrolyseverfahren ist vorteilhaft gegenüber fossilen Gasen, sofern die Abwärme der Elektrolyse genutzt werden kann und erneuerbarer Strom für den Betrieb eingesetzt wird.

Bei der **untertägigen Methanisierung** werden H<sub>2</sub> und Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>) in einen unterirdischen Speicher eingeleitet und von Mikroorganismen mittels biologischer Methanisierung in CH<sub>4</sub> umgewandelt. Die beste Ökobilanz wird hierbei erreicht, wenn der dafür benötigte H<sub>2</sub> direkt am Standort des Gasspeichers über ein Schmutzwasser-Plasmalyse-Verfahren erzeugt wird. Allerdings muss dafür Konzentratwasser als H<sub>2</sub>-Quelle zum Gasspeicher transportiert werden, wodurch ein erhebliches Transportaufkommen entsteht. Die Transportprozesse beeinflussen das Ergebnis der Ökobilanz zwar nur in geringem Maße, sie tragen jedoch zu Lärmbelastigungen und Verkehrsbeeinträchtigungen bei. Das zusätzliche Verkehrsaufkommen im städtischen Raum kann vermieden werden, wenn H<sub>2</sub> direkt am **Standort der Kläranlage** erzeugt und etwa in das Gasnetz eingespeist wird. Sofern es möglich ist, die Abwärme der Elektrolyse zu nutzen und sofern **erneuerbarer Strom** für den Betrieb eingesetzt wird, ist das Elektrolyseverfahren zur H<sub>2</sub>-Produktion direkt am Standort des Speichers vor allem mit Blick auf die Klimawirkung ebenfalls zu empfehlen. Im Vergleich zu Erdgas lässt sich sowohl mit der untertägigen Methanisierung als auch mit der chemischen Methanisierung eine deutliche Reduktion der CO<sub>2eq</sub>-Emissionen erzielen, wenn erneuerbarer Strom für die H<sub>2</sub>-Herstellung und die Methanisierung eingesetzt wird.

Bei den Ergebnissen der Ökobilanzen ist zu berücksichtigen, dass sich die verwendeten Hintergrunddatensätze aus Ecoinvent auf den Status quo oder sogar auf zurückliegende Jahre beziehen.

Durch die Verwendung der Ecoinvent-Datensätze wird somit der **Einfluss des Hintergrundsystems** konservativ abgeschätzt. Ein gesamtwirtschaftliches System, in dem die Produktion von Anlagen und Stoffen auf erneuerbaren Energien fußt, würde somit auch bei den hier betrachteten Konzepten eine weitere Reduktion der Klimawirkung bewirken und dazu führen, dass das erzeugte synthetische Methan seine Klimawirkung im Vergleich zu Erdgas weiter verbessert.

Die Ergebnisse aus den mikrobiellen Untersuchungen des Forschungsvorhabens UMAS<sup>1</sup> deuten darauf hin, dass **der konkrete Standort des Gasspeichers für das Verfahren der untertägigen Methanisierung** vor allem wegen der hohen Salinität und der dadurch geringen mikrobiellen Aktivität **nicht gut geeignet** ist. Wegen der hohen Bedeutung der Herstellung von H<sub>2</sub> und synthetischem CH<sub>4</sub>, sollte das Verfahren dennoch für andere Standorte weiter untersucht und erprobt werden.

---

<sup>1</sup> Das Forschungsprojekt „UMAS – Untertägige Methanisierung im Aquiferspeicher“ wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Klimaschutz unter dem Förderkennzeichen 03EI3021E gefördert.

## Abstract

The transformation from an energy system that is still heavily influenced by fossil fuels to a climate-neutral energy system involves massive changes, especially in the electricity, heat, transport and industry sectors. Natural gas is currently the most important energy source in heat supply and also plays an important role in the electricity and industrial sectors. Gas consumption must fall significantly in order to achieve climate protection goals. Security of supply and independence from natural gas imports are also important reasons for striving for an early phase-out of natural gas.

In addition to imports of hydrogen ( $H_2$ ) and synthetic methane ( $CH_4$ ), domestic production of these gases can make a contribution. This report presents the results of the ecological assessment based on life cycle assessments (LCA) for two processes of  $H_2$  production, i.e. waste water plasmalysis and electrolysis, as well as for  $CH_4$  production, i.e. underground methanation and chemical methanation. The aim of the LCA study was to work out to what extent and under what conditions the use of the selected processes is associated with ecological benefits in comparison to natural gas. The analyzes relate to the Berlin location. Of the variants of  $H_2$  production considered, the waste water plasmalysis with an electricity mix of wind and PV power causes the lowest ecological burden in the impact categories considered and can contribute to a reduction in greenhouse gas emissions. The electrolysis process is also advantageous compared to natural gas, provided that the waste heat from the electrolysis can be used and renewable electricity is used for operation.

For the concept of underground methanation, it can be concluded from the results of the LCA that of the cases and variants considered, the concept of  $H_2$  production by means of waste water plasmalysis at the storage location using purely renewable electricity has the greatest ecological benefit. In an implementation, however, this would result in a very high traffic volume. Although these transport processes affect the global warming impact and other impact categories only to a small extent, they contribute to noise pollution and traffic disruptions. The additional volume of traffic in urban areas can be avoided if  $H_2$  is generated at the site of the sewage treatment plant and fed into the gas network, for example. In addition to the results of the LCA, other aspects should therefore be included in the decision as to which concept is to be implemented. If it is possible to use the waste heat from the electrolysis and if renewable electricity is used, the electrolysis process for  $H_2$  production directly at the storage location can also be recommended with regard to its global warming impact. Compared to natural gas, both underground methanation and chemical methanation can achieve a significant reduction in  $CO_{2eq}$  emissions compared to natural gas, if renewable electricity is used for  $H_2$  production and methanation. It should be noted that the background data sets from Ecoinvent used in the LCA refer to the status quo or, in most cases, even to previous years. A macroeconomic system in which the production of plants and materials is also based on renewable energies would therefore also result in a further reduction in the global warming impact for the concepts considered here and improve the results in comparison to natural gas.

The results from the other sub-projects of the project UMAS indicate that the specific location of the gas storage facility is not well suited for the underground methanation process. Reasons are the high salinity in the subsoil and the resulting low microbial activity. Due to the great importance of synthetic gases, the process should be further investigated and tested for other locations.

## Die Autorinnen und Autoren

**Dr. Elisa Dunkelberg** ist wissenschaftliche Mitarbeiterin im Forschungsfeld Nachhaltige Energiewirtschaft und Klimaschutz des IÖW. Sie ist Diplom-Ingenieurin für Technischen Umweltschutz und beschäftigt sich mit den Themenschwerpunkten ökologische Bewertung und Wärmewende.

**Kontakt: [Elisa.Dunkelberg@ioew.de](mailto:Elisa.Dunkelberg@ioew.de)**

**Tel. +49 – 30 – 884 594-36**

**Jannes Katner** war wissenschaftlicher Mitarbeiter im Forschungsfeld Nachhaltige Energiewirtschaft und Klimaschutz. Er beschäftigte sich mit der ökologischen Bewertung verschiedener Verfahren und Anwendungen im Energiesystem.

Unter Mitarbeit von

Jakob Götze

Praktikant im Forschungsfeld „Nachhaltige Energiewirtschaft und Klimaschutz“ am IÖW 2021/2022

Lilian McGregor

Praktikantin im Forschungsfeld „Nachhaltige Energiewirtschaft und Klimaschutz“ am IÖW 2021

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einführung.....</b>	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>Technische Grundlage und betrachtete Konzepte .....</b>	<b>16</b>
<b>3</b>	<b>Methodisches Vorgehen .....</b>	<b>21</b>
3.1	Ziel und Untersuchungsrahmen.....	21
3.2	Datengrundlage und allgemeine Festlegungen .....	22
3.3	Untersuchte Umweltwirkungen .....	24
<b>4</b>	<b>Ergebnisse der Lebenszyklusanalyse .....</b>	<b>26</b>
4.1	Daten und Informationen zur Sachbilanz.....	26
4.1.1	Strommix: Betrachtete Varianten.....	26
4.1.2	Transportprozesse und Zwischenspeicherung.....	27
4.1.3	Wasserstoffherstellung: Plasmalyse und Elektrolyse .....	29
4.1.4	CO <sub>2</sub> -Bereitstellung: Aminwäsche und Transport .....	34
4.1.5	Untertägige und chemische Methanisierung .....	36
4.1.6	Gutschriften .....	40
4.2	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung und Auswertung .....	42
4.2.1	H <sub>2</sub> -Herstellungsverfahren und -konzepte .....	42
4.2.2	CH <sub>4</sub> -Herstellungsverfahren .....	51
<b>5</b>	<b>Zusammenfassung und Fazit.....</b>	<b>59</b>
<b>6</b>	<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>64</b>
<b>7</b>	<b>Anhang .....</b>	<b>67</b>
7.1	Sachbilanzdaten.....	67
7.2	Data quality assessment (DQA).....	75

# Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1:	Prozessschaubild der Untertägigen Methanisierung am Standort des Berliner Gasspeichers mit Schmutzwasser-Plasmalyse als Verfahren zur H <sub>2</sub> -Herstellung.....	20
Abbildung 4.2:	Treibhauspotenzial (GWP) der H <sub>2</sub> -Herstellung mit Schmutzwasser-Plasmalyse in zwei Konzepten: Case 1: Standort der Plasmalyse an den Kläranlagen und Case 2: Standort am Gasspeicher (Strommix 2030).....	43
Abbildung 4.3:	Treibhauspotenzial (GWP) der H <sub>2</sub> -Herstellung mit PEM-Elektrolyse und Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort Gasspeicher mit Min- und Max-Varianten zur Berücksichtigung der Unsicherheiten beim Strominput der Verfahren sowie bei den vermiedenen N <sub>2</sub> O-Emissionen bei der Schmutzwasser-Plasmalyse (Strommix 2030).....	45
Abbildung 4.4:	Treibhauspotenzial (GWP) der H <sub>2</sub> -Herstellung mit PEM-Elektrolyse und Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort Gasspeicher mit verschiedenen Varianten der Zusammensetzung des Stroms .....	46
Abbildung 4.5:	Normierte Emissionen und Aufwendungen der Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort Gasspeicher unter Einsatz des Strommix 2030 .....	48
Abbildung 4.6:	Normierte Emissionen und Aufwendungen der Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort Gasspeicher unter Einsatz des Strommix PPA .....	48
Abbildung 4.7:	Eutrophierungspotenzial (EP) der H <sub>2</sub> -Herstellung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und mit PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers bei Einsatz unterschiedlicher Strommixe .....	49
Abbildung 4.8:	Versauerungspotenzial (AP) der H <sub>2</sub> -Herstellung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und mit PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers bei Einsatz unterschiedlicher Strommixe .....	50
Abbildung 4.9:	Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern (ADPF) der H <sub>2</sub> -Herstellung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und mit PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers bei Einsatz unterschiedlicher Strommixe .....	50
Abbildung 4.10:	Potenzial für die Verknappung von abiotischen Ressourcen (ADPE) der H <sub>2</sub> -Herstellung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und mit PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers bei Einsatz unterschiedlicher Strommixe .....	51
Abbildung 4.11:	Treibhauspotenzial (GWP) der CH <sub>4</sub> -Herstellung mit untertägiger Methanisierung und chemischer Methanisierung bei Einsatz unterschiedlicher Verfahren zur H <sub>2</sub> -Herstellung und bei Einsatz unterschiedlicher Strommixe ...	52
Abbildung 4.12:	Treibhauspotenzial (GWP) in Min- und Max-Varianten der CH <sub>4</sub> -Herstellung mit untertägiger Methanisierung bei Einsatz der Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort des Gasspeichers für die H <sub>2</sub> -Herstellung und unter Einsatz des Strommix 2030.....	53
Abbildung 4.13:	Normierte Emissionen und Aufwendungen des Konzepts der untertägigen Methanisierung in Kombination mit der Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort des Gasspeichers unter Einsatz des Strommix 2030.....	55
Abbildung 4.14:	Normierte Emissionen und Aufwendungen des Konzepts der untertägigen Methanisierung in Kombination mit der Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort des Gasspeichers unter Einsatz des Strommix PPA.....	55
Abbildung 4.15:	Eutrophierungspotenzial (EP) verschiedener Konzepte der untertägigen und chemischen Methanisierung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers sowie mit unterschiedlichen Strommixeln .....	56

Abbildung 4.16:	Versauerungspotenzial (AP) verschiedener Konzepte der untertägigen und chemischen Methanisierung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers sowie mit unterschiedlichen Strommischen .....	56
Abbildung 4.17:	Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern (ADPF) verschiedener Konzepte der untertägigen und chemischen Methanisierung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers sowie mit unterschiedlichen Strommischen .....	57
Abbildung 4.18:	Potenzial für die Verknappung von abiotischen Ressourcen (ADPE) verschiedener Konzepte der untertägigen und chemischen Methanisierung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers sowie mit unterschiedlichen Strommischen .....	58

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Betrachtete technische Konzepte und Varianten der H <sub>2</sub> -Herstellung .....	17
Tabelle 2.2:	Betrachtete technische Konzepte und Varianten der CH <sub>4</sub> -Herstellung.....	18
Tabelle 3.3:	Verwendetes Normierungs-Set .....	25
Tabelle 4.4:	Zusammensetzung der Strommix-Varianten.....	26
Tabelle 4.5:	Jährliche Stoffströme der H <sub>2</sub> -Bereitstellung bei der Plasmalyse.....	31
Tabelle 4.6:	Aufwendungen und Emissionen der NH <sub>4</sub> -Plasmalyse .....	32
Tabelle 4.7:	Aufwendungen und Emissionen der PEM-Elektrolyse (unter Normalbedingungen).....	34
Tabelle 4.8:	Aufwendungen und Emissionen der CO <sub>2</sub> Bereitstellung mit Aminwäsche bei Normalbedingungen .....	36
Tabelle 4.9:	Angenommene Umwandlungsraten Archaeen innerhalb des Untergrundspeichers .....	37
Tabelle 4.10:	CH <sub>4</sub> -Produktion, H <sub>2</sub> -Bedarf und CO <sub>2</sub> -Bedarf je nach Umwandlungsrate unter Berücksichtigung des Förderregimes.....	38
Tabelle 4.11:	Aufwendungen und Emissionen des Speicherbetriebs.....	39
Tabelle 4.12:	Aufwendungen und Emissionen der Chemischen Methanisierung .....	40
Tabelle 4.13:	Aufwendungen und Emissionen der Deammonifikation .....	42
Tabelle 7.14:	Prozesse und Materialien der Deammonifikationsanlage.....	67
Tabelle 7.15:	Prozesse und Materialien der Plasmalyseanlage (N-Elimination und Aufkonzentrierung) .....	68
Tabelle 7.16:	Prozesse und Materialien der Plasmalyseanlage (Gaserzeugung und Gastrennung) .....	69
Tabelle 7.17:	Prozesse und Materialien der Elektrolyseanlage.....	71
Tabelle 7.18:	Prozesse und Materialien der chemischen Methanisierungsanlage.....	72
Tabelle 7.19:	Prozesse und Materialien des Gasspeichers.....	73
Tabelle 7.20:	Prozesse und Materialien der Aminwäsche .....	73

# Abkürzungsverzeichnis

ADPE	Potenzial zur Verknappung von abiotischen Ressourcen (Stoffe)
ADPF	Potenzial zur Verknappung von abiotischen Ressourcen (fossile Energieträger)
AEL	Alkalische Elektrolyse
AP	Versauerung von Boden und Wasser
BES	Berliner Energiespeicher
BOP	Balance-of-plant
BSR	Berliner Stadtreinigung
BWB	Berliner Wasserbetriebe
CCS	Kohlendioxid-Abscheidung und Speicherung
CML	Center of Environmental Science of Leiden University
DQA	Data quality assessment
EoL	End of Life
EP	Eutrophierung
GEG	Gebäudeenergiegesetz
GWP	Global Warming Potential, Treibhauspotenzial
HTEL	Hochtemperatur-Elektrolyse
IES	Institute for Environment and Sustainability
IÖW	Institut für ökologische Wirtschaftsforschung
JRC	Joint Research Centre
LCA	Life Cycle Assessment
MVA	Müllverbrennungsanlage
ODP	Ozonabbaupotenzial
PCF	Product Carbon Footprint
PEM	Polymer-Elektrolyt-Membran

POCP	Potenzial zur photochemischen Ozonbildung
PPA	Power Purchase Agreement
PV	Photovoltaik
SNG	Synthetic Natural Gas
THG	Treibhausgase
TRL	Technology-Readiness-Level
UMAS	Untertägige Methanisierung im Aquiferspeicher

# 1 Einführung

Welche Rolle wird **Gas im zukünftigen Energiesystem** spielen? Im Moment macht Erdgas etwa ein Viertel der in Deutschland verbrauchten Primärenergie aus (BMWK 2022). Auch wenn es gelingt, Energieverbräuche zu senken und wo möglich, etwa durch den Einsatz von Wärmepumpen, Gas durch eine Elektrifizierung zu ersetzen, wird es zum Beispiel in der Industrie weiterhin benötigt werden. Um eine signifikante Reduktion der Treibhausgas-(THG)-Emissionen zu erreichen, muss es sich um klimaneutrales Gas handeln, etwa synthetischen **Wasserstoff (H<sub>2</sub>) und synthetisches Methan (CH<sub>4</sub>)**, das mit erneuerbarem Strom produziert wurde. Biomethan kann ebenfalls beitragen aber wegen der begrenzten Potenziale nur eine limitierte Rolle spielen.

Während einige wissenschaftliche Studien und Szenarien darauf setzen durch hohe Effizienzgewinne und Elektrifizierung möglichst geringe Gasverbräuche zu erreichen, sehen andere Studien und Szenarien auch zukünftig größere Gasmengen im Energiesystem vor, etwa im Industrie- und Wärmesektor. In der Stahlindustrie wird H<sub>2</sub> außerdem als Reduktionsmittel eine Rolle spielen. Die Bandbreite des Bedarfs an Wasserstoff- und Syntheseprodukten in Deutschland liegt für 2050 laut der „**Metastudie Wasserstoff – Auswertung von Energiesystemstudien**“ in den für die Metastudie ausgewerteten Studien zwischen 400 und 800 TWh (bei einem Ambitionsniveau von mindestens 95 %-Reduktion der THG bis 2050 im Vergleich zu 1990) (Wietschel et al. 2021). Wasserstoff- und Syntheseprodukte werden somit im zukünftigen Energiesysteme eine relevante Rolle spielen, die Höhe der Bedarfe ist jedoch ungewiss und hängt von Faktoren wie den Energieeffizienzbestrebungen und dem Einsatz von Kohlendioxid-Abscheidung und Speicherung (CCS) ab. Der Krieg gegen die Ukraine und die aktuelle politische Lage in Russland unterstützen die Stimmen, die sich für einen frühzeitigen Ausstieg aus Erdgas, zum einen durch eine deutliche Reduktion der Gasverbräuche und zum anderen durch einen Umstieg auf synthetische Gase, einsetzen. Neben Importen von H<sub>2</sub> und synthetischem CH<sub>4</sub> kann die **inländische Produktion dieser Gase** einen Beitrag zu Klimaschutz und zugleich zur Versorgungssicherheit leisten. Der Ausbau nationaler Produktionskapazitäten für H<sub>2</sub> wurde bereits in der nationalen Wasserstoffstrategie angestrebt (BMW 2020).

Welche **H<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Herstellungsverfahren in Deutschland** in welchem Umfang zum Einsatz kommen werden, hängt vornehmlich von ökonomischen Aspekten ab. Die Energiewende soll jedoch nicht nur sicher und bezahlbar, sondern auch umweltfreundlich sein. Die Frage, welche Konzepte zur H<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Produktion in die Umsetzung kommen, ist daher nicht zuletzt auch eine, die mit Blick auf die ökologischen Auswirkungen beantwortet werden muss.

Die vorliegende Ökobilanz-Studie untersucht die Frage, mit welchen Umwelteffekten unterschiedliche Konzepte zur H<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Produktion einhergehen. Als **konkretes Beispiel** wird der **Berliner Gasspeicher** in Berlin Charlottenburg als Standort betrachtet. Anlass für die Erstellung der Studie war die Sachlage, dass der Erdgasspeicher in seiner ursprünglichen Funktion nicht länger wirtschaftlich betrieben werden konnte und daher stillgelegt und rückgebaut werden sollte. Seither haben sich die politischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen stark verändert. Das Land Berlin hat sich das Ziel gesetzt, bis spätestens 2045 klimaneutral zu werden und dieses Ziel im Energiewendegesetz Berlin auch gesetzlich verankert (EWG Bln 2016).

Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob und in welcher Form der Gasspeicher in ein zukünftiges klimaneutrales Energiesystem in Berlin integriert werden kann. Das durch das BMWK geförderte Forschungsprojekt **UMAS – Untertägige Methanisierung im Aquiferspeicher** untersuchte daher, ob eine untertägige Methanisierung von H<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> durch mikrobielle Aktivitäten im Untergrund möglich ist und wie ein solches Vorhaben aus ökologischer Sicht zu bewerten ist.

Dabei soll nicht nur der Prozessschritt der Methanisierung in den Blick genommen werden, sondern die **gesamte Prozesskette** von der Herstellung des Stroms, des H<sub>2</sub> und des CO<sub>2</sub>, über die erforderlichen Transportprozesse bis hin zur Methanisierung selbst. Geografischer Bezugsraum ist dabei, abgesehen von der Stromproduktion, das Land Berlin. Es werden somit die in Frage kommenden Stoffströme in der Hauptstadt für die H<sub>2</sub>- und CO<sub>2</sub>-Produktion erfasst. Ziel ist es, zu erarbeiten, inwiefern und unter welchen Rahmenbedingungen und Ausgestaltungsoptionen eine innerstädtische H<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Produktion mit ökologischem Nutzen im Vergleich zu (fossilen) Referenzsystemen einhergeht. Dabei werden verschiedene Konzepte in Bezug auf beispielsweise die Standortfindung und Betriebsweise der Anlagen untersucht, um zu prüfen, ob ökologisch vorteilhafte Designs identifiziert werden können. Weitere **Ziele der Umweltbewertung** sind es, zu untersuchen, welche Aspekte aus ökologischer Perspektive bei der Umsetzung zu beachten sind, z. B. auf welche Prozessschritte und auch Wirkungskategorien aufgrund großer ökologischer Nutzen oder Lasten ein besonderes Augenmerk gelegt werden sollte. Hieraus soll abgeleitet werden, welche Potenziale und Maßnahmen zur Minderung negativer Umweltwirkungen bestehen. Diese Fragen werden vornehmlich für den konkreten Betrachtungsfall beantwortet.

Darüber hinaus sollen, soweit möglich, **allgemeingültige Aussagen** getroffen werden, die auf andere Standorte übertragbar sind. Zielgruppe für die Ergebnisse der Umweltbewertung sind politische Entscheider\*innen, welche die Entwicklung einer klimaneutralen Gaserzeugung in Form von Förderungen und / oder durch die Bereitstellung von Informationsmaterialien mitgestalten, mögliche Anwender\*innen der Prozesse und Verfahren (Anlagenbetreiber, Investoren, Technologieentwickler, Kläranlagenbetreiber etc.) sowie die Fachöffentlichkeit und Wissenschaft.

Als Methode kommt die **Ökobilanz**, Life Cycle Assessment (LCA), zum Einsatz. Es handelt sich im Anwendungsfall um einen Technologievergleich. Verglichen werden in einer ersten Ökobilanz ausgewählte H<sub>2</sub>- Produktionsverfahren und in einer zweiten Ökobilanz ausgewählte CH<sub>4</sub>-Herstellungsverfahren. Die zweite Ökobilanz greift die Ergebnisse zur H<sub>2</sub>-Herstellung auf und bezieht sich auf die ökologisch günstigsten H<sub>2</sub>-Produktionsverfahren. Ein Herstellervergleich erfolgt nicht. Die Bilanzen werden nach den ISO Normen 14040 und 14044 erstellt und beinhalten ein nach der Norm gefordertes externes „Critical Review“ zur Prüfung der Plausibilität der Bilanzen und Ergebnisse.

Die Ökobilanzen beziehen sich auf folgende **Konzepte bzw. Fälle** und technische Varianten:

- H<sub>2</sub>-Produktion mit Schmutzwasser-Plasmalyse im Vergleich zur PEM-Elektrolyse und
- untertägige Methanisierung im Vergleich zur chemischen Methanisierung.

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für das durch untertägige und chemische Methanisierung erzeugte CH<sub>4</sub> werden mit den Ergebnissen für konventionelles Erdgas verglichen, um zu prüfen, ob und unter welchen Rahmenbedingungen ein Nutzen erzielt wird.

Kapitel 2 dieses Berichtes beschreibt zunächst die technische Grundlage der H<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Produktion. Weiterhin werden die in der Ökobilanz betrachteten technischen Konzepte beschrieben. Kapitel 3 dokumentiert die methodische Vorgehensweise bei der Ökobilanzierung in dieser Studie. Kapitel 4 umfasst die Ergebnisdarstellung und Auswertung. Dies beinhaltet für jeden Prozessschritt eine Darstellung der Ergebnisse der Sachbilanz sowie eine Darstellung und Diskussion der Ergebnisse der Wirkungsabschätzung. Die Ergebnisse münden in einem Fazit, das auch Empfehlungen, die sich aus den Ökobilanzergebnissen ableiten lassen, enthält (siehe Kapitel 5).

## 2 Technische Grundlage und betrachtete Konzepte

Gas in Form von Methan ( $\text{CH}_4$ ) und Wasserstoff ( $\text{H}_2$ ) wird auch in Zukunft ein wichtiger Energieträger bleiben. In welchen Sektoren und in welchem Umfang Gas eingesetzt werden wird, hängt von zahlreichen Einflussfaktoren ab und wird in den aktuellen Studien unterschiedlich bewertet (Prognos et al. 2021; dena 2021; Wietschel et al. 2021). Für Berlin liegen mehrere Studien vor, die den Gasverbrauch in 2050 in Berlin auf eine Bandbreite zwischen 3,5 und 19,3 TWh beziffern (Nymoens et al. 2020; Dunkelberg et al. 2021; Hirschl et al. 2021). Diese Zielwerte beziehen sich noch auf das ehemalige Ziel, Klimaneutralität bis 2050 zu erreichen. Inzwischen ist das Ziel der Klimaneutralität sowohl für Deutschland als auch für das Land Berlin auf 2045 vorgezogen, sodass die für 2050 prognostizierten Werte, die eine erhebliche Reduktion im Vergleich zum Status quo bedeuten, bereits früher erreicht werden müssen. Der Einsatz fossiler Brennstoffe und Energieträger über das Jahr 2045 hinaus ist nicht mit dem Ziel der Klimaneutralität vereinbar. Daher sollte es sich bei Gas in Zukunft neben Biomethan größtenteils um mit erneuerbarem Strom hergestellten  $\text{H}_2$  oder synthetisches  $\text{CH}_4$  handeln (Hirschl et al. 2021). Wegen der aktuellen politischen Lage in Russland und des Krieges gegen die Ukraine wird ein noch früherer Ausstieg aus fossilem Gas diskutiert und angestrebt, um die deutsche Energieversorgung nachhaltig und unabhängiger von Erdgasimporten aus Russland gestalten zu können. Dies hätte zur Folge, dass neben einem schnelleren Umstieg auf Wind und PV in der Stromerzeugung, einer schnelleren Elektrifizierung der Wärmeversorgung und des Verkehrs sowie einer Reduktion der Energieverbräuche auch frühzeitiger die Herstellung von synthetischen Gasen an Bedeutung gewinnen muss.

Für die Herstellung von  $\text{H}_2$  und  $\text{CH}_4$  stehen mehrere Technologien zur Verfügung. Das Projekt UMAS untersuchte am Beispiel der Stadt Berlin, auf welche Weise vorhandene Stoffströme und Infrastrukturen genutzt werden können, um aus erneuerbarem Strom die Gase  $\text{H}_2$  und  $\text{CH}_4$  herzustellen. Konkret wurde untersucht, inwiefern der stillgelegte Berliner Erdgasspeicher zukünftig für eine untertägige Produktion von  $\text{CH}_4$  aus Kohlenstoffdioxid ( $\text{CO}_2$ ) und grünem  $\text{H}_2$  genutzt werden könnte. Der Berliner Erdgasspeicher liegt im Bezirk Charlottenburg. Geologisch handelt es sich um eine poröse Sandsteinschicht, die Gas aufnehmen und festhalten kann. Bis zum Jahr 2017 wurde hier Erdgas gespeichert. Die Umnutzung des Speichers zu einem untertägigen  $\text{CH}_4$ -Reaktor soll über zwei Umwandlungsschritte erfolgen: In einem ersten Schritt wird aus (möglichst) erneuerbarem Strom  $\text{H}_2$  erzeugt. Es stehen dabei mehrere Technologien für die  $\text{H}_2$ -Herstellung zur Verfügung: Für den Standort Berlin kommen etwa die Elektrolyse und die Schmutzwasser-Plasmalyse in Frage. Letztere nutzt Ammonium ( $\text{NH}_4$ ) bzw. Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) im Klärwasser als  $\text{H}_2$ -Quelle. Hierfür wird zunächst am Standort der Kläranlage ein Konzentrat aus dem Zentratwasser erzeugt. Das Zentratwasser wiederum entsteht durch Entwässerung des Schlammwassers aus dem Faulturm. In einem zweiten Prozessschritt wird das mittels Plasmalyse oder Elektrolyse erzeugte  $\text{H}_2$  gemeinsam mit  $\text{CO}_2$  in den unterirdischen Speicher eingeleitet und dort per biologischer Methanisierung, das heißt über Umwandlungsprozesse von Mikroben im Untergrund, in  $\text{CH}_4$  umgewandelt. Das  $\text{CO}_2$  kann aus verschiedenen Quellen stammen, etwa von Biogasanlagen aus der Biogasaufbereitung, aus der Müllverbrennung oder aus Produktionsprozessen, etwa der Zementherstellung. Das untertägig erzeugte  $\text{CH}_4$  kann nach einer Gasreinigung ins Berliner Gasnetz eingespeist und seiner finalen Nutzung, etwa in der Fernwärmeerzeugung, zugeführt werden.

Aus den verfügbaren Technologien, Stoffströmen und den vorhandenen Infrastrukturen ergeben sich unterschiedliche Konzeptdesigns, was die Auswahl der Technologien, die Wahl des Standorts für die  $\text{H}_2$ -Herstellung, die Betriebsweise der  $\text{H}_2$ -Herstellung und die Dimensionierung der Anlagen

betrifft. Die in der Ökobilanz betrachteten Konzepte (Cases) und ihre Varianten sind in Tabelle 2.1 aufgeführt, die sich auch an möglichen Geschäftsmodellen orientieren.

**Tabelle 2.1: Betrachtete technische Konzepte und Varianten der H<sub>2</sub>-Herstellung**

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, IÖW.

Prozessschritt	Plasmalyse Case 1 – Standort Kläranlage	Plasmalyse Case 2 – Standort Speicher	Elektrolyse
<b>H<sub>2</sub>-Herstellung und Standort</b>	Schmutzwasser-Plasmalyse an den Kläranlagen mit zwei 0,5 MW und einer 0,25 MW Anlage	Schmutzwasser-Plasmalyse am Gasspeicher mit einer 1,5 MW Anlage	Elektrolyse am Gasspeicher
<b>Transport</b>	Transport von H <sub>2</sub> mit LKW zum Speicher	Transport von Konzentrat mit LKW zum Speicher	-
<b>Varianten mit und ohne Gutschriften</b>	Mit und ohne Gutschrift für N-Eliminierung und Abwärme	Mit und ohne Gutschrift für N-Eliminierung und Abwärme	Mit und ohne Gutschrift für Abwärme
<b>Varianten zur Betriebsweise: Strombezug</b>	Strommix 2021 sowie Strommix 2030 (Vollaststunden der Plasmalyse 8.000h), Strom von PPA (2.800 Vollaststunden bei 3 MW)	Strommix 2021 sowie Strommix 2030 (Vollaststunden der Plasmalyse 8.000h), Strom von PPA (2.800 Vollaststunden bei 3 MW)	Strommix 2021 sowie Strommix 2030 (Vollaststunden der Elektrolyse 8.000h), Strom von PPA (2.800 Vollaststunden bei 3 MW)

Im Falle der Schmutzwasser-Plasmalyse gibt es bezüglich des Standorts zwei Möglichkeiten: Die Plasmalyse kann an den Kläranlagen direkt verortet sein (Case 1). In diesem Fall scheint es naheliegend, dass die Berliner Wasserbetriebe die Plasmalyse zur H<sub>2</sub>-Herstellung selbst betreiben und den H<sub>2</sub> an die Verbraucher\*innen, z. B. an die Berliner Erdgasspeicher GmbH (BES) als Betreiber des Gasspeichers verkaufen. Dieses Modell geht damit einher, dass H<sub>2</sub> per LKW zum Speicher transportiert wird. Als zweiter Fall ist es möglich, die Plasmalyse am Gasspeicher zu verorten und das Konzentrat, welches das Ammonium (NH<sub>4</sub>) als H<sub>2</sub>-Quelle enthält, von der Kläranlage zum Gasspeicher zu transportieren (Case 2). Der Schritt der Aufkonzentrierung des Zentratwassers findet auch in diesem Fall direkt an den Kläranlagen statt, um das Verkehrsaufkommen zu begrenzen. Betreiber der Plasmalyse am Standort des Gasspeichers soll in diesem Fall die BES sein, die das Konzentrat von den Kläranlagen bezieht. Als Referenzfall wird ein Konzept modelliert, bei dem mittels Polymer-Elektrolyt-Membran (PEM)-Elektrolyse H<sub>2</sub> am Standort des Speichers erzeugt wird.

Für alle Cases werden die Ökobilanzen einmal mit und einmal ohne **Gutschriften** erstellt. Bei der Plasmalyse betrifft das die vermiedenen N<sub>2</sub>O-Emissionen, da die Plasmalyse den Prozessschritt der N-Eliminierung in der Kläranlage ersetzen kann (siehe Kapitel 4.1.3.1). Im Fall von Plasmalyse und Elektrolyse betrifft dies außerdem die Abwärme, die z. B. abhängig auch vom Standort der H<sub>2</sub>-Herstellung und der dortigen Umgebung zur Gebäudebeheizung eingesetzt werden kann.

Zudem wurden zwei Varianten in der Betriebsweise der H<sub>2</sub>-Herstellung modelliert. Dahinter steht die Frage, ob die H<sub>2</sub>-Herstellung auf eine Weise betrieben wird, die den ausschließlichen Einsatz von erneuerbarem Strom ermöglicht oder ob sich die Fahrweise an anderen Input- oder Outputflüssen wie der Verfügbarkeit von Zentratwasser oder auch der Nachfrage nach H<sub>2</sub> seitens des Gasspeichers orientiert. Letzteres führt zu einer kontinuierlichen Fahrweise der H<sub>2</sub>-Herstellung. In diesem Fall wird der deutsche Strommix als Input für die H<sub>2</sub>-Herstellung genutzt und die Anlage wird mit ca. 8.000 h/a betrieben. Alternativ kann sich die Fahrweise der Plasmalyse bzw. Elektrolyse an der Verfügbarkeit von erneuerbarem Strom orientieren. Die Studie geht für diesen Fall aus Sicht des Betreibers davon aus, dass als Geschäftsmodell ein Power Purchase Agreement (PPA) gewählt werden kann, wobei angenommen wird, dass es sich um einen Anlagenpark handelt, der zusätzlich zu bestehenden Anreizen errichtet wird (greenfield). Die Betriebsweise mit PPA führt dazu, dass die H<sub>2</sub>-Herstellung nur mit einer Volllaststundenzahl von ca. 2.800 h/a betrieben werden kann. Die beiden Varianten unterscheiden sich wegen des gleichbleibenden Bedarfs an H<sub>2</sub> auch in der Dimensionierung der H<sub>2</sub>-Erzeugungsanlage, was in der Ökobilanzierung berücksichtigt ist.

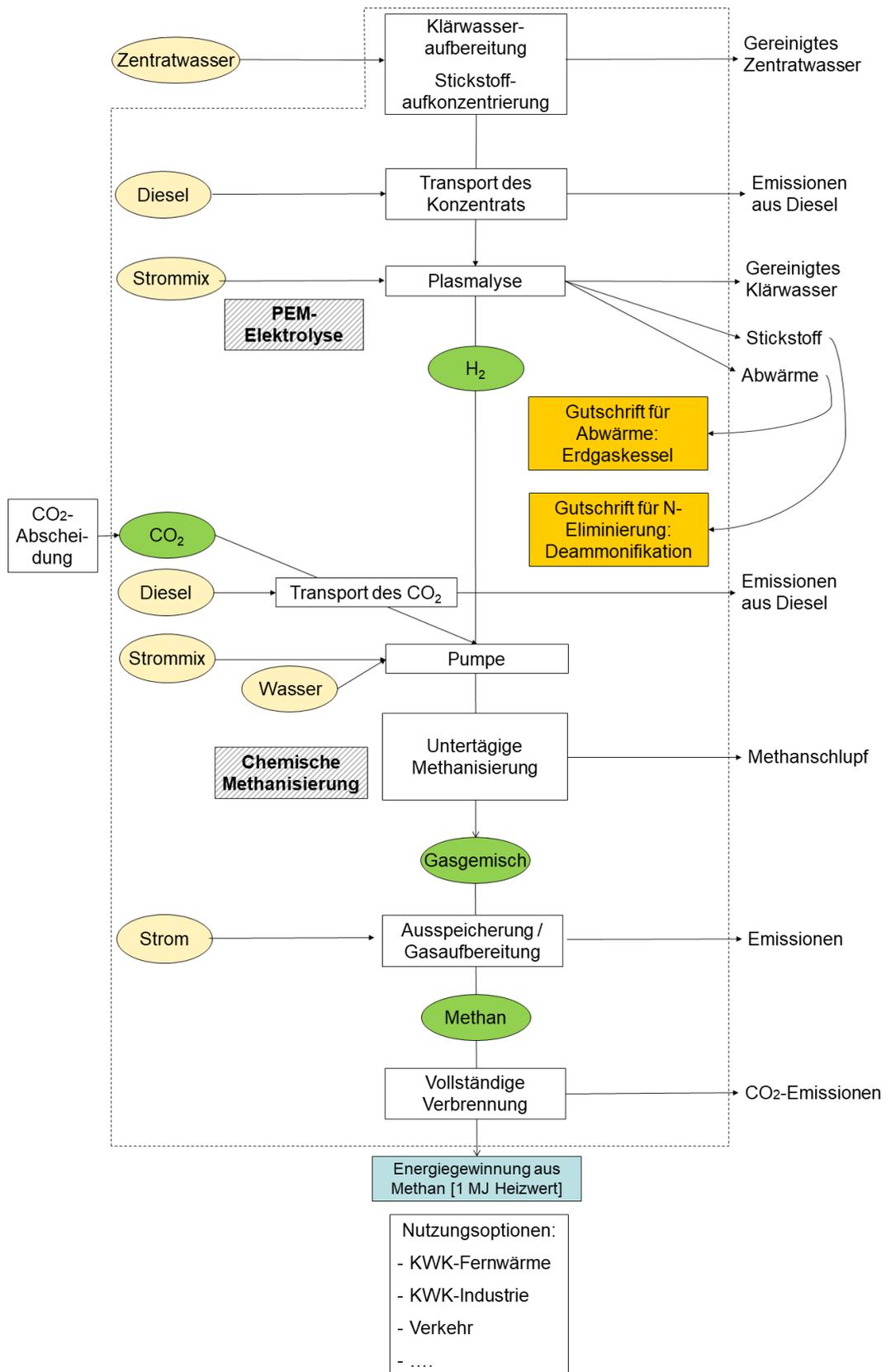
Tabelle 2.2 führt die betrachteten technischen Konzepte und Varianten der CH<sub>4</sub>-Herstellung mittels untertägiger und chemischer Methanisierung auf. Beim H<sub>2</sub>-Bezug wird zum einen der Case der Schmutzwasser-Plasmalyse ausgewählt, der sich in der ersten Betrachtungsstufe als ökologisch vorteilhaft gezeigt hat und zum anderen die PEM-Elektrolyse. Das in den Speicher eingeführte CO<sub>2</sub> stammt im hier betrachteten Konzept von einer Biogasanlage in Berlin Ruhleben aus der Biogasaufbereitung, wobei die Gastrennung mittels Aminwäsche erfolgt. Denkbar ist ebenfalls die Verwendung von CO<sub>2</sub> aus Produktionsprozessen oder aus der Müllverbrennungsanlage (MVA) in Ruhleben. Im Base Case wird angenommen, dass das CO<sub>2</sub> lastenfrei ist, das heißt die gesamten Aufwendungen der Aminwäsche werden dem Biomethan zugewiesen. Als eine Variante werden in der Bilanz dem CO<sub>2</sub> alle Aufwendungen und Emissionen der Aminwäsche zugewiesen. Dies repräsentiert eine Situation, in der CO<sub>2</sub> von einer Quelle bezogen wird, bei der bislang noch keine CO<sub>2</sub>-Abscheidung erfolgt und die Anlage nur zu diesem Zwecke errichtet und betrieben wird.

**Tabelle 2.2: Betrachtete technische Konzepte und Varianten der CH<sub>4</sub>-Herstellung**

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, IÖW.

Prozessschritt	Untertägige Methanisierung	Chemische Methanisierung
<b>H<sub>2</sub>-Herstellung und Transport</b>	Ausgewählter Case aus H <sub>2</sub> -Herstellung (inkl. Varianten)	Ausgewählter Case aus H <sub>2</sub> -Herstellung (inkl. Varianten)
<b>CO<sub>2</sub>-Quelle und Transport</b>	Biogasanlage Transport per LKW  (mit und ohne Bilanzierung der Aminwäsche)	Biogasanlage Transport per LKW  (mit und ohne Bilanzierung der Aminwäsche)
<b>Methanisierung</b>	Untertägige Methanisierung	Chemische Methanisierung
<b>Varianten zur Betriebsweise: Strombezug</b>	Strommix 2021, Strommix 2030 sowie Strommix PPA	Strommix 2021, Strommix 2030 sowie Strommix PPA

Abbildung 2.1 zeigt schematisch das Prozessschaubild am Beispiel der H<sub>2</sub>-Herstellung mittels Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort des Gasspeichers. Die gestrichelte Linie führt die Systemgrenzen auf. Die CO<sub>2</sub>-Abscheidung liegt im Falle des Bezugs von CO<sub>2</sub> von der Biogasanlage außerhalb der Systemgrenzen. Es wurden auch Varianten gerechnet, in denen die CO<sub>2</sub>-Abscheidung innerhalb der Systemgrenzen liegt. Als Alternativen sind die Verfahren der PEM-Elektrolyse und der chemischen Methanisierung in der Abbildung schraffiert aufgeführt. Für diese Verfahren können vergleichbare Prozessschaubilder erstellt werden, wobei die Inputs übersichtlicher sind.



**Abbildung 2.1: Prozessschaubild der Untertägigen Methanisierung am Standort des Berliner Gasspeichers mit Schmutzwasser-Plasmalyse als Verfahren zur H<sub>2</sub>-Herstellung**  
 Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

## 3 Methodisches Vorgehen

Die Umweltwirkungen werden mit der Methode der Ökobilanzierung nach DIN EN ISO14040 und 14044 ermittelt. Der Norm entsprechend besteht die Ökobilanz aus vier Arbeitsschritten:

- Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens: Für die konkrete Studie werden das Untersuchungsziel und der Untersuchungsrahmen festgelegt.
- Sachbilanz: Grundlage für die Ökobilanzierung ist die Sachbilanz, die eine Zusammenstellung und Quantifizierung der Input- und Output-Ströme des untersuchten Produktes über die betrachteten Abschnitte im Lebenszyklus darstellt.
- Wirkungsabschätzung: In der Wirkungsabschätzung werden die Sachbilanzdaten mit Charakterisierungsfaktoren in numerische Wirkungsindikatoren verschiedener Kategorien, zum Beispiel das Treibhauspotenzial, übersetzt.
- Auswertung: Im letzten Arbeitsschritt werden aus den Ergebnissen der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung Schlussfolgerungen gezogen und Empfehlungen, entsprechend der Zielsetzung, abgeleitet (Klöpffer und Grahl 2009; Kaltschmitt und Schebek 2015).

### 3.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Es handelt sich bei der Ökobilanzierung um einen **Technologievergleich**, bei dem verschiedene Verfahren zur Herstellung des untersuchten Produkts CH<sub>4</sub> beziehungsweise des Zwischenprodukts H<sub>2</sub> verglichen werden. Die Ziele der in dieser Studie erstellten Ökobilanzen sind,

- erstens, zu untersuchen, inwiefern und unter welchen Rahmenbedingungen die Herstellung von H<sub>2</sub> mittels Schmutzwasser-Plasmalyse mit einem ökologischen Nutzen im Vergleich zur Herstellung von H<sub>2</sub> mittels PEM-Elektrolyse einhergeht, und
- zweitens, inwiefern und unter welchen Rahmenbedingungen die Herstellung von CH<sub>4</sub> aus der untertägigen Methanisierung mit einem ökologischen Nutzen im Vergleich zu mittels chemischer Methanisierung erzeugtem synthetischen CH<sub>4</sub> und im Vergleich zu Erdgas einhergeht, und
- drittens, zu untersuchen, welche Aspekte aus ökologischer Perspektive bei der Umsetzung zu beachten sind, z. B. welche Prozessschritte und auch Wirkungskategorien aufgrund großer ökologischer Nutzen oder Lasten eine besondere Relevanz haben und welche Verbesserungspotenziale zur Minderung der negativen Umweltwirkungen bestehen.

Um diese Ziele zu erreichen, werden zwei Ökobilanzen für **verschiedene Konzepte bzw. Fälle** und technische Varianten erstellt:

- H<sub>2</sub>-Produktion mit Schmutzwasser-Plasmalyse im Vergleich zur PEM-Elektrolyse
- Untertägige Methanisierung im Vergleich zur chemischen Methanisierung sowie im Vergleich zu konventionellem Erdgas als Referenz.

Für die Schmutzwasser-Plasmalyse soll Zentratwasser von den Berliner Kläranlagen als Input genutzt werden. Demnach sind bei der Plasmalyse zwei Fälle bezüglich des **Standorts der Anlagen und des Transports** zu unterscheiden:

- Standort der Plasmalyse an den Kläranlagen und Transport des H<sub>2</sub> zum Speicher und

- Standort der Plasmalyse am Speicher und Transport des Konzentrats (aufkonzentriertes Zentratwasser) zum Speicher.

Darüber hinaus werden **unterschiedliche Betriebsmodelle** der Plasmalyse bzw. Elektrolyse bei der H<sub>2</sub>-Herstellung unterschieden. Dies betrifft vor allem die Art des für die H<sub>2</sub>-Herstellung genutzten Stroms. Zum einen kann der Strommix aus dem Netz bezogen werden, was den Vorteil hat, dass die H<sub>2</sub>-Herstellung mittels Plasmalyse sich am Klärwasseraufkommen orientieren kann und keine Zwischenspeicherung erforderlich ist. Alternativ kann die Anlage mit erneuerbarem Strom betrieben werden. Die Studie geht davon aus, dass als Geschäftsmodell ein PPA gewählt wird, wobei es sich, so die Annahme, um einen Anlagenpark handelt, der zusätzlich errichtet wird (greenfield). Somit kann der erzeugte erneuerbare Strom für die H<sub>2</sub>- bzw. CH<sub>4</sub>-Produktion genutzt und angerechnet werden. In diesem Fall stehen jährlich weniger Volllaststunden zur Verfügung als bei einem Netzbezug, was sich auf die Dimensionierung der Plasmalyse auswirkt. Da der Emissionsfaktor des Strommixes einen großen Einfluss auf die Umweltbewertung und vor allem das Treibhauspotenzial hat, ist die Wahl des Betriebsmodells von hoher Relevanz.

Bei der Ökobilanzierung wurde eine **mehrstufige Vorgehensweise** gewählt. So erfolgten zunächst die Analysen zur H<sub>2</sub>-Herstellung und in einem weiteren Schritt wurden die Bilanzen zur Methanisierung mit ausgewählten Konzepten zur H<sub>2</sub>-Herstellung und zum Transport erstellt. In der zweiten Stufe wurden die untertägige Methanisierung mittels mikrobieller Umsetzung von H<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> zu CH<sub>4</sub>, die chemische Methanisierung sowie konventionelles Erdgas gegenübergestellt.

**Funktionelle Einheit** ist 1 MJ CH<sub>4</sub> bezogen auf den Heizwert. Beim Vergleich der H<sub>2</sub>-Herstellungsverfahren dient 1 MJ H<sub>2</sub> als funktionelle Einheit, ebenfalls bezogen auf den Heizwert.

Es handelt sich um eine cradle-to-grave-Betrachtung, das heißt die Ökobilanz erstreckt sich über den **gesamten Lebensweg** von der Bereitstellung des Stroms, der Herstellung von H<sub>2</sub> (inklusive der Anlagenherstellung und -entsorgung), dem Transport von H<sub>2</sub> oder Konzentratwasser, der Herstellung von CH<sub>4</sub> im Speicher bzw. in der chemischen Methanisierung, sowie der Gasaufbereitung. Bei dem CH<sub>4</sub> wird nicht von einer längerfristigen Speicherung ausgegangen, sondern davon, dass das in der Herstellung aufgenommene CO<sub>2</sub> zeitnah durch Verbrennung wieder komplett freigesetzt wird. Es wird somit kein Credit für das aufgenommene CO<sub>2</sub> vergeben, sondern wegen der Freisetzung wieder herausgerechnet. Bei der CO<sub>2</sub>-Bereitstellung handelt es sich im hier betrachteten Fall um **biogenen Kohlenstoff**, da als CO<sub>2</sub>-Quelle eine Biogasanlage angenommen wird. Am Ende des Lebenszyklus von CH<sub>4</sub> steht dessen Verbrennung und somit eine Freisetzung in Form von Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>). Die biogenen CO<sub>2</sub>-Emissionen werden ebenso wie das CO<sub>2</sub>-Uptake nicht in den Ergebnissen ausgewiesen, da die Freisetzung zeitnah nach der Aufnahme erfolgt und eine kurzfristige Zirkulation unterstellt ist. Ein Wirkungsgrad bei der Verbrennung des CH<sub>4</sub> oder eine Freisetzung anderer Emissionen als CO<sub>2</sub> werden nicht berücksichtigt. Das Zentratwasser der Kläranlage wird als gegeben angenommen, die Vorketten der Bereitstellung des Zentratwassers und die damit verbundenen Umweltlasten werden nicht berücksichtigt und liegen außerhalb der **Systemgrenzen**. Eine Abbildung der Systemgrenzen findet sich auf S. 20 (siehe Abbildung 2.1).

## 3.2 Datengrundlage und allgemeine Festlegungen

In der Phase der Erstellung der Sachbilanz findet eine Bestandsaufnahme und Zusammenstellung von Input- und Output-Daten in Bezug auf die zu untersuchenden Systeme statt. Die für diese Ökobilanz verwendeten Sachbilanzdaten stammen aus unterschiedlichen Quellen. Da für einige Ver-

fahren und Prozessschritte aufgrund fehlender Primärdaten in LCA-Datenbanken vorhandene Sekundärdatensätze, Standard-Emissionsfaktoren und überschlägige Schätzwerte Eingang finden, kann die in dieser Studie erstellte Umweltbewertung als **Screening-Ökobilanz** bezeichnet werden. Die Primärdaten zu den Herstellungsverfahren beziehen sich teilweise auf bestehende Pilotanlagen, teils auf Literaturdaten. An verschiedenen Stellen sind **Primärdaten von Praxisakteuren und Unternehmen** in die Bilanz eingeflossen. Dies betrifft die Daten zur Plasmalyse<sup>2</sup>, zu den Prozessen in den Kläranlagen und den stofflichen Eigenschaften des Zentratwassers<sup>3</sup> sowie zu den Prozessen im Gasspeicher<sup>4</sup>. Für andere Daten und Informationen, z. B. zur PEM-Elektrolyse und zur Aminwäsche wurde auf Sekundärdaten aus der Literatur zurückgegriffen. Darüber hinaus flossen generische Datensätze aus der Schweizer Datenbank Ecoinvent in die Bilanzierung ein. Dies betrifft z. B. die Abbildung von Transportprozessen mittels LKW und die Herstellung von Materialien und Chemikalien wie z. B. Natronlauge. Die jeweilige Datengrundlage wird in Kapitel 4.1 im Zuge der Sachbilanz detailliert beschrieben. Auf Art und Quelle der Daten sowie die Qualität der Primär- und Sekundärdaten wird auch als Ergebnis eines data quality assessments (DQA) eingegangen (zum Ergebnis des DQA siehe Kapitel 7.2. im Anhang).

Zunächst wurde für alle Verfahren und Verfahrensschritte ein Base Case erstellt. In diesen gingen die Werte ein, die nach der Datenerhebung und -sichtung aus Sicht der Autor\*innen die Realität am besten abbilden. Um mit den **Unsicherheiten** in Bezug auf diverse Parameter in der Sachbilanz umzugehen, wurden anhand eines Modellchecks die relevanten Parameter und Input-Output-Flüsse identifiziert. Darauf aufbauend wurden für einflussreiche Parameter, **Min- und Max-Werte** als Alternativen für den Base Case gewählt, die in die Berechnung der Ergebniswerte der Wirkungskategorien Eingang fanden. In die Berechnung der Min- und Max-Cases gingen jeweils die Werte ein, die zu minimalen bzw. maximalen Klimawirkungen beitragen.

Der **geografische Bezug** der Ökobilanz hat einen Einfluss auf zahlreiche Parameter wie z. B. die Zusammensetzung des Strommixes und die Transportdistanzen. Die Ökobilanz bezieht sich auf den Standort des Berliner Erdgasspeichers im Bezirk Berlin Charlottenburg. Die Transportdistanzen für H<sub>2</sub> bzw. das Konzentrat für die Plasmalyse (jeweils 50 km) und das CO<sub>2</sub> (4 km) ergeben sich als grobe Abschätzung der Entfernung zwischen den Berliner Kläranlagen und dem Speicher bzw. der Biogasanlage und dem Speicher. Beim Strommix wird der deutsche Strommix im Status quo bzw. eine Projektion für 2030 genutzt, als Alternative wird ein erneuerbarer Strommix aus Wind offshore-Anlagen und PV-Anlagen als Anlagenpark für ein PPA verwendet, wobei kein konkreter Standort in Deutschland berücksichtigt ist. Bei der Auswahl der Sekundärdaten, etwa für die Herstellung der Anlagen, wird ebenfalls auf geografische Passgenauigkeit geachtet. Teilweise liegen in den Datenbanken keine Prozessdaten mit Bezug auf Deutschland vor. In diesem Fall wurden, wenn möglich, für Europa gültige Datensätze herangezogen. Die Prozessdaten für Energieträger und Hilfsstoffe wurden nicht angepasst, sodass auch die in den Sekundärdatensätzen angenommenen Produktionsstandorte übernommen wurden und daher im Detail abweichen können. Die in Kapitel 4.1 tabellarisch aufgeführten Sachbilanzdaten führen jeweils die aus Ecoinvent übernommenen Datensätze auf, aus denen sich auch der räumliche Bezug ableiten lässt. Auf den räumlichen Bezug der jeweils verwendeten Primär- und Sekundärdaten wird außerdem im Rahmen eines DQA eingegangen (Ergebnis siehe Kapitel 7.2. im Anhang).

---

<sup>2</sup> Datenlieferung von GRAFORCE

<sup>3</sup> Datenlieferung von Mitarbeitenden der Kläranlage Waßmannsdorf

<sup>4</sup> Datenlieferung der Verbundpartner BES, DBI und Micropro

**Zeitlich** beziehen sich die Ökobilanzen zunächst auf den Status Quo, das heißt es werden die aktuell gültigen rechtlichen, technischen und energiewirtschaftlichen Rahmenbedingungen unterstellt. Der Strommix für Deutschland wurde für das Jahr 2021 erstellt und in SimaPro auf Grundlage der vorhandenen Datensätze zu den einzelnen Technologien modelliert. Es werden Varianten mit zeitlichem Bezug auf das Jahr 2030 beim Strommix gerechnet. Im deutschen Strommix soll in 2030 laut Koalitionsvertrag ein erneuerbarer Energien-Anteil von 80 % erreicht werden (SPD et al. 2021). Die Primärdaten für die Plasmalyse und die untertägige Methanisierung, die von Unternehmen beziehungsweise von den Verbundpartnern übermittelt wurden, sind gültig für das Jahr 2021. Bei den aus Ecoinvent übernommenen Sekundärdaten sowie den sonstigen verwendeten Quellen und Studien wurde auf Aktualität geachtet. Dabei wurde sowohl das Publikationsdatum als auch der Zeitpunkt der dokumentierten Untersuchungen, etwa zu auftretenden Emissionen in einzelnen Prozessschritten, in den Blick genommen. Auf den zeitlichen Bezug der verwendeten Daten wird im Rahmen des DQA spezifisch für die jeweiligen Prozessschritte eingegangen.

Volkswirtschaftliche Effekte durch die Einführung der Verfahren und Produkte liegen der Definition der Autor\*innen zufolge außerhalb der Systemgrenzen und werden nicht in die Ökobilanz einbezogen. Es handelt sich somit in Abgrenzung zur consequential LCA um eine **attributional LCA**.

Die Erstellung der Ökobilanzen erfolgte mit der **Software SIMAPRO 9.0**. Neben den Normen DIN EN ISO14040 ff. wurden Dokumentationen zu verschiedenen Standards und Richtlinien der Ökobilanzierung beziehungsweise des Carbon Footprinting herangezogen, um Erkenntnisse in Bezug auf die „gute Praxis“ zu erlangen und zu berücksichtigen: z. B. ILCD Handbuch des Institute for Environment and Sustainability (IES) des Joint Research Centre (JRC) (JRC-IES 2010) sowie ISO/TS 14067 Product Carbon Footprint (PCF), eine standardisierte Methode für die Bilanzierung produktbezogener Treibhausgasemissionen über den gesamten Lebenszyklus.

Bei einigen Prozessschritten handelt es sich um **Multi-Output-Prozesse**, das heißt es werden mehrere Produkte oder Nutzen mit unterschiedlicher Funktionalität erzeugt. Die Normen geben die Empfehlung, sofern möglich, eine Zuordnung der Input- und Output-Flüsse des Systems auf unterschiedliche Produkte in Form einer Allokation zu vermeiden (DIN EN ISO 14040 ff.). Eine Begründung hierfür liegt darin, dass bei einer Allokation die Input- und Output-Flüsse aufgrund subjektiv gewählter Zuordnungsregeln den Produkten zugewiesen werden, z. B. anhand der physikalischen oder ökonomischen Eigenschaften der Produkte. Dabei kann die Wahl des Allokationsverfahrens die Ergebnisse stark beeinflussen. Sofern die Komplexität der Prozesse nicht zu hoch ist, ist eine Systemerweiterung eine Möglichkeit eine Allokation zu vermeiden (vgl. Kaltschmitt und Schebek 2015). In dieser Arbeit erfolgt eine Systemerweiterung nach der Gutschriftenmethode. Gutschriften werden für die N-Eliminierung im Zuge der Schmutzwasser-Plasmalyse und für Abwärme bei verschiedenen Verfahren wie der Plasmalyse und der Elektrolyse vergeben (siehe Kapitel 4.1.6).

### 3.3 Untersuchte Umweltwirkungen

Die Wirkungsabschätzung erfolgt nach der Methode des CML (Center of Environmental Science of Leiden University), die zu den Midpoint-Ansätzen zählt, die über die jeweiligen Wirkungsindikatoren die potenziellen Veränderungen des Umweltzustandes quantitativ beschreiben. Die in SimaPro 9.0 verwendeten Charakterisierungsfaktoren stammen aus der CML-IA, Version 4.7. Die verwendete Methode gibt Ergebnisse zu insgesamt 11 Wirkungskategorien aus: Verknappung von abiotischen Ressourcen (fossile Energieträger, ADPF), Verknappung von abiotischen Ressourcen (Stoffe, ADPE), Versauerung von Boden und Wasser (AP), Ozonabbau (ODP), globale Erwärmung bzw.

Klimawirkung (GWP<sup>5</sup>), Eutrophierung (EP), photochemische Ozonbildung (POCP), Humantoxizität, Ökotoxizität (Frischwasser), Ökotoxizität (marine Gewässer) und Ökotoxizität (terrestrisch).

Anschließend an die Wirkungsabschätzung erfolgt eine Normierung, nach der die Werte zu den Wirkungskategorien dimensionslos vorliegen (Lundie 2013). Referenzgrößen sind jeweils die Gesamtemissionen innerhalb einer Wirkungskategorie in Europa im Jahr 2000 (EU25, 2000 nach CML-IA) (siehe Tabelle 3.3). Durch die Normierung wird ersichtlich, in welchen Wirkungskategorien die untersuchten Produkte besonders hohe Anteile im Verhältnis zu den im Bezugsraum insgesamt auftretenden Wirkungen verursachen. Somit ist es möglich, einzuschätzen, welche Wirkungskategorien im Bezugsraum Europa aus Umweltperspektive besonders relevant sind, wobei die Normierung noch nicht ausweist, ob die Emissionen ein problematisches Emissionslevel überschreiten.

### Tabelle 3.3: Verwendetes Normierungsset

Quelle: Normierungsdaten basierend auf den Aufwendungen und Emissionen im Bezugsraum EU 25 für das Jahr 2000 nach CML-IA Version 3.5.

Wirkungskategorie	Normierungsfaktor bezogen auf Emissionen EU 25
ADPE, Potenzial für die Verknappung nicht-fossiler Ressourcen	1,18E-08
ADPF, Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern	3,18E-14
GWP, Treibhauspotenzial	1,99E-13
ODP, Ozonzerstörungspotenzial	1,12E-08
POCP, Ozonbildungspotenzial	1,18E-10
AP, Versauerungspotenzial	3,55E-11
EP, Eutrophierungspotenzial	7,58E-11

Im Anschluss an die Ergebnisdarstellung nach Normierung werden die Indikatorwerte für ausgewählte Wirkungskategorien vor Normierung neben der als relevant gesetzten Klimawirkung ausgewiesen und die Ergebnisse pro Wirkungskategorie diskutiert.

<sup>5</sup> Das Global Warming Potential (GWP) bezeichnet das relative Treibhauspotenzial einer chemischen Verbindung im Vergleich zu CO<sub>2</sub>, also wie stark eine Verbindung ausgedrückt als CO<sub>2</sub>-Äquivalente zum Treibhauseffekt beiträgt. Der Begriff GWP wird aus Vereinfachungsgründen hier auch für das Ergebnis der Wirkungskategorie Klimawirkung genutzt, in das die Summe aller GWP der im Prozess genutzten Stoffe und Emissionen eingeht.

## 4 Ergebnisse der Lebenszyklusanalyse

### 4.1 Daten und Informationen zur Sachbilanz

Die Auswahl der technischen Konzepte und Varianten, wie in Kapitel 2 beschrieben, legt die Grundlage für die Sachbilanzen. Die Ergebnisse der Sachbilanzen inklusive einer ausführlichen Darstellung der verwendeten Daten und Annahmen, ist in den folgenden Kapiteln beschrieben.

#### 4.1.1 Strommix: Betrachtete Varianten

Strom ist bei der Erzeugung von H<sub>2</sub> mittels Plasmalyse und Elektrolyse sowie auch bei der Methanisierung einer der ökologisch relevantesten Inputparameter. Aus diesem Grund und um verschiedene Möglichkeiten im Betrieb der H<sub>2</sub>-Erzeugung abzubilden, wurden drei verschiedene Varianten bei der Zusammensetzung des eingesetzten Stroms modelliert und in SimaPro auf Grundlage der vorhandenen Datensätze zu den einzelnen Technologien angelegt:

- der aktuelle Strommix Deutschland, der sich auf das Jahr 2021 bezieht (Fraunhofer ISE 2021),
- ein Strommix Deutschland mit 80 % erneuerbaren Energien, wie er für das Jahr 2030 angestrebt wird (eigene Abschätzung basierend auf der dena-Leitstudie (dena 2021) sowie der Studie von Prognos et al. (2021)) sowie
- ein rein erneuerbarer Strommix, der sich auf ca. 70 % Windstrom und 30 % PV-Strom bezieht. Letzterer orientiert sich am Geschäftsmodell eines PPA.

Tabelle 4.4 führt den Anteil der Stromerzeugungs-Technologien bezogen auf 1 kWh Strom auf.

**Tabelle 4.4: Zusammensetzung der Strommix-Varianten**

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung, bezogen auf 1 kWh Strom.

Technologie	Strommix 2021 [kWhel]	Strommix 2030 [kWhel]	PPA-Strommix [kWhel]
Erdgas davon 50% als Electricity, high voltage (DE)  electricity production, natural gas, combined cycle power plant   Cut-off, U davon 50% als Electricity, high voltage (DE)  electricity production, natural gas, conventional power plant   Cut-off, U	0,13	0,200	-
Steinkohle ecoinvent Datensatz: Electricity, high voltage (DE)  electricity production, hard coal   Cut-off, U	0,07	-	-
Braunkohle ecoinvent Datensatz: Electricity, high voltage (DE)  electricity production, lignite   Cut-off, U	0,17	-	-
Kernkraft ecoinvent Datensatz: Electricity, high voltage (DE)  electricity production, nuclear, boiling water reactor   Cut-off <sup>6</sup>	0,12	-	-

<sup>6</sup> Bei den im Energiesystem verbliebenen Reaktoren handelt es sich um Druckwasser-, nicht um Siedewasserreaktoren. Dies ist für den CO<sub>2eq</sub>-Emissionsfaktor des Strommixes jedoch nicht von nennenswerter Relevanz.

<b>Technologie</b>	<b>Strommix 2021 [kWhel]</b>	<b>Strommix 2030 [kWhel]</b>	<b>PPA-Strommix [kWhel]</b>
<b>Biomasse</b> davon 50% als Electricity, high voltage {DE} heat and power co-generation, biogas, gas engine   Cut-off, U davon 50% als Electricity, high voltage {DE} heat and power co-generation, natural gas, conventional power plant, 100MW electrical   Cut-off, U	0,09	0,041	-
<b>Wasserkraft</b> davon 50% als Electricity, high voltage {DE} electricity production, hydro, reservoir, non-alpine region   Cut-off, U davon 50% als Electricity, high voltage {DE} electricity production, hydro, run-of-river   Cut-off, U	0,04	0,025	-
<b>Photovoltaik</b> davon 50% als Electricity, low voltage {DE} electricity production, photovoltaic, 3kWp slanted-roof installation, single-Si, panel, mounted   Cut-off, U davon 50% als Electricity, low voltage {DE} electricity production, photovoltaic, 570kWp open ground installation, multi-Si   Cut-off, U	0,11	0,221	0,292
<b>Wind Offshore</b> ecoinvent Datensatz: Electricity, high voltage {DE} electricity production, wind, 1-3MW turbine, offshore   Cut-off, U	0,06	0,148	
<b>Wind Onshore</b> ecoinvent Datensatz: Electricity, high voltage {DE} electricity production, wind, 1-3MW turbine, onshore   Cut-off, U	0,21	0,365	0,708
<b>CO<sub>2eq</sub>-Emissionsfaktor [g CO<sub>2eq</sub>/kWh]</b>	<b>400</b>	<b>200</b>	<b>45</b>

Der Strommix für das Jahr 2030 wurde von den Autor\*innen abgebildet. Es sind dabei die in den Studien der dena (2021) und von Prognos et al. (2021) modellierten Strommixe für 2030 berücksichtigt, die sich auf das Klimaneutralitätsziel 2045 beziehen. Da sie aber noch nicht die im Koalitionsvertrag für das Jahr 2030 formulierten Ziele einer zu 80 % erneuerbaren Stromerzeugung sowie des frühzeitigeren Kohleausstieg (SPD et al. 2021) berücksichtigen, wurde ein eigener Strommix erstellt. Dieser Strommix orientiert sich an den jeweils größeren PV- und Windstrompotenzialen der beiden Studien und erreicht auf diese Weise einen 80 %igen Anteil erneuerbarer Energien.

Die drei Strommixe wurden als Varianten in den Betrieb von Plasmalyse, Elektrolyse und Methanisierung eingebunden. In den anderen Prozessen, die Strom verbrauchen gehen abhängig vom zeitlichen Bezug jeweils die Strommixe für Deutschland 2021 oder 2030 ein. Für die Variante, in der Plasmalyse und Elektrolyse mit PPA-Strom betrieben werden, wurde als zeitlicher Bezug das Jahr 2030 gewählt, das heißt für Prozesse außerhalb der Plasmalyse und der Methanisierung wurde der Strommix für das Jahr 2030 berücksichtigt.

#### 4.1.2 Transportprozesse und Zwischenspeicherung

Bei der H<sub>2</sub>-Herstellung bis zur Bereitstellung am Speicher werden die beiden Fälle bezüglich des Standortes der Plasmalyse unterschieden. Eine detaillierte Beschreibung der Plasmalyse selbst und die Ergebnisse der Sachbilanz zur Plasmalyse finden sich im anschließenden Kapitel 4.1.3.1.

Befindet sich der Standort der Plasmalyse an den Kläranlagen, so muss  $H_2$  zum Speicher transportiert werden. In der Summe werden in dem modellierten Fall pro Jahr 410.933 kg  $H_2$  zum Speicher transportiert (zum Prozess der untertägigen Methanisierung siehe Kapitel 4.1.5.1). Bei einer mittleren Distanz von 50 km zwischen den Kläranlagen und dem Gasspeicher sowie den jeweiligen Leerfahrten ergibt sich eine Verkehrsleistung von 41.093 tkm. Üblicherweise kommen im  $H_2$ -Transport LKW zum Einsatz, die bei einem Druck von 250 bar ca. 500 kg nutzbaren  $H_2$  transportieren (Shell Deutschland 2017; LEA 2020). Als Prozessdatensatz wird der in Ecoinvent enthaltene LKW-Datensatz 3,5-7,5 t (Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO6 {RER}) für die Bilanzierung verwendet, bei dem von einer durchschnittlichen Auslastung von 1.000 kg ausgegangen werden kann<sup>7</sup>. Der LKW wird mit Diesel betrieben. Die Wahl des LKW ist eine vereinfachende Annahme, da üblicherweise für den Gastransport spezifische LKW genutzt werden, für die keine Datensätze in Ecoinvent vorliegen. Es ist davon auszugehen, dass diese Vereinfachung keinen nennenswerten Einfluss auf das Ergebnis hat, da der Transport insgesamt eine eher geringe Relevanz hat. Es wurde für die Modellierung eine 50 %-ige Auslastung einberechnet, um die Verkehrsleistung korrekt abzubilden. Vor dem Transport muss der  $H_2$  komprimiert werden, wobei eine elektrisch betriebene Kompression unterstellt wird. Für die Kompression von  $H_2$ , welches nach der Herstellung unter Normaldruck steht, werden ca. 9,1 % seines Heizwertes als Energieaufwand benötigt (HSR 2014). Dies sind 10,9 MJ<sub>el</sub>/MJ  $H_2$ , die in der Bilanz je nach Variante bzw. zeitlichem Bezug als Elektrizität nach Strommix 2030 oder als Elektrizität nach aktuellem Strommix modelliert wurden.

Befindet sich der Standort der Plasmalyse am Gasspeicher, so muss das Konzentrat transportiert werden. Der Schritt der Aufkonzentrierung findet auch in diesem Fall an den Kläranlagen statt, um die Verkehrsleistung zu minimieren. Die Verkehrsleistung ist in diesem Fall mit 1.019.180 tkm bei gleicher Distanz und entsprechenden Leerfahrten deutlich größer als beim  $H_2$ -Transport. Allerdings können wegen der höheren Dichte des transportierten Gutes deutlich größere Massen pro Fahrt transportiert werden. Es wird der in ecoinvent enthaltene LKW-Datensatz >32 t (Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 {RER}) ausgewählt, bei dem von einer durchschnittlichen Auslastung von 11.600 L ausgegangen werden kann<sup>8</sup> - dies entspricht in etwa dem Fassungsvermögen von Tanklastern, wie sie im Stadtverkehr zum Einsatz kommen<sup>9</sup>.

Bei der  $H_2$ -Herstellung mittels Elektrolyse wird ausschließlich als Standort der Gasspeicher betrachtet. In diesem Fall sind keine Transporte erforderlich.

Die Ökobilanz bildet möglicherweise erforderliche Prozessschritte der Zwischenspeicherung nicht ab. Eine Zwischenspeicherung kann beispielsweise erforderlich sein für das Konzentrat, den erzeugten  $H_2$  oder auch das erforderliche  $CO_2$ . Ob und in welchem Umfang eine Zwischenspeicherung erforderlich ist, hängt von der Betriebsweise und dem Förderregime des Speichers ab. Es ist nach jetzigem Kenntnisstand davon auszugehen, dass der Einfluss einer Zwischenspeicherung auf die Ergebnisse der Ökobilanz vergleichsweise gering ist.

---

<sup>7</sup> [https://treeze.ch/fileadmin/user\\_upload/calculators/KBOB\\_Rechner/transport.html](https://treeze.ch/fileadmin/user_upload/calculators/KBOB_Rechner/transport.html) (Zugriff: 12.09.2022).

<sup>8</sup> [https://treeze.ch/fileadmin/user\\_upload/calculators/KBOB\\_Rechner/transport.html](https://treeze.ch/fileadmin/user_upload/calculators/KBOB_Rechner/transport.html) (Zugriff: 12.09.2022).

<sup>9</sup> Siehe z. B. <https://www.firma-schmitz-gmbh.de/tankwagen/> (Zugriff: 12.09.2022).

### 4.1.3 Wasserstoffherstellung: Plasmalyse und Elektrolyse

Als Verfahren für die H<sub>2</sub>-Herstellung werden die Schmutzwasser-Plasmalyse und PEM-Elektrolyse untersucht. Die Schmutzwasser-Plasmalyse ist ein neues Verfahren, welches die lokalen Stoffströme für die H<sub>2</sub>-Herstellung nutzt. Klärwasser fällt in allen Städten an, sodass mit der Technologie grundsätzliche Potenziale für die H<sub>2</sub>-Herstellung im urbanen Raum einhergehen. Die Elektrolyse ist hingegen ein etabliertes Verfahren zu H<sub>2</sub>-Herstellung, welches bereits vielerorts und durchaus auch in Städten und Quartieren eingesetzt wird (siehe z. B. Stadtentwicklung Esslingen 2021). Die Elektrolyse dient demnach auch dem Vergleich und der besseren Einordnung der neuartigen und bislang weniger erprobten Schmutzwasser-Plasmalyse.

#### 4.1.3.1 Schmutzwasser-Plasmalyse

Die Plasmalyse zur H<sub>2</sub>-Herstellung wurde in Berlin durch das Unternehmen Graforce GmbH entwickelt und findet bislang lediglich in Pilotanlagen Anwendung. Es stehen dabei **verschiedene Plasmalyse-Verfahren** zu Verfügung, die jeweils unterschiedliche chemische Verbindungen als Quelle für die Erzeugung des H<sub>2</sub> nutzen. Beispielhaft zu nennen sind die Methan-Plasmalyse, welche CH<sub>4</sub> spaltet und hieraus H<sub>2</sub> produziert, sowie die Schmutzwasser-Plasmalyse, die Zentratwasser von Kläranlagen oder industrielles Schmutzwasser als H<sub>2</sub>-Quelle nutzt, indem das darin enthaltene NH<sub>4</sub> bzw. das daraus generierte NH<sub>3</sub> gespalten wird.

Die vorliegende Arbeit konzentriert sich auf die **Schmutzwasser-Plasmalyse**. Mit Strom wird ein hochfrequentes Plasma aufgebaut, welches aus frei beweglichen Elektronen, Ionen und neutralen Atomen und Molekülen besteht und durch elektrische Entladung zwischen zwei Elektroden entsteht. Das Schmutzwasser wird dem Plasma zugeführt, dieses spaltet die Stickstoffverbindungen in ihre Elemente, welche sich zu neuen Molekülen verbinden. So entstehen H<sub>2</sub> und andere Gase, die anschließend über Membranen getrennt werden.

Die Schmutzwasser-Plasmalyse bezieht sich in dieser Studie auf den Fall, dass **Klärwasser** als Input genutzt wird. Klärwasser steht in allen Städten zur Verfügung, das Verfahren stellt daher eine Möglichkeit dar, urbane Stoffflüsse zu optimieren und eine möglichst hohe Rezyklierung zu erreichen. Die Schmutzwasser-Plasmalyse umfasst in diesem Fall drei Prozessschritte: die Aufkonzentrierung (bzw. N-Eliminierung), die Plasmalyse selbst inkl. Aufspaltung des NH<sub>3</sub> in H<sub>2</sub> und N<sub>2</sub> sowie eine anschließende Gastrennung mittels einer Membran.

Im ersten Prozessschritt wird das **Zentratwasser**, welches durch Entwässerung des Schlammwassers aus dem Faulturm entsteht, **aufkonzentriert**. Ziel ist es, die NH<sub>4</sub>-Konzentration, die bereits im Zentratwasser hoch ist, mithilfe einer Luftstrippung, weiter zu erhöhen. Die Strippung findet bei einer maximalen Temperatur von 75 °C statt, als Wärmequelle kann Abwärme vom Klärwerk genutzt werden. Die Luftstrippung funktioniert nach dem Jet-Loop-Prinzip, wodurch auf wartungsanfällige Füllkörper verzichtet werden kann. Dabei wird das Zentratwasser kontinuierlich in Schlaufenreaktoren erwärmt, wodurch sich das NH<sub>4</sub>-NH<sub>3</sub>-Gleichgewicht verschiebt und das im Zentratwasser enthaltene NH<sub>4</sub> als NH<sub>3</sub> zunehmend in die Gasphase übergeht. Durch turbulente Eindüsung eines Trägergases am Reaktorboden und unter permanenter Umwälzung des Reaktorinhalts wird NH<sub>3</sub> und eine gewisse Menge Wasserdampf aus dem Zentrat ausgetragen und die NH<sub>4</sub>-Last des Zentratwassers wird auf diese Weise um ca. 75 % abgereichert. Anschließend wird zur Aufkonzentrierung des NH<sub>3</sub> die beladene Luft gekühlt. Ab einer Temperatur von 37,7 °C kondensiert Ammoniakwasser. Das Ammoniakwasser wird so aus der Luft abgeschieden. Das entstandene Kon-

zentrat wird dann in den nächsten Schritt der plasmabasierten Gaserzeugung geführt. Der Prozessschritt der Aufkonzentrierung findet sinnvollerweise immer am Standort der Kläranlage statt, da der Transport von Zentratwasser ein sehr hohes Verkehrsaufkommen zur Folge hätte.

Der zweite Prozessschritt umfasst die **Plasmalyse** selbst. Zunächst wird Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) aus dem Konzentrat geblasen. Dafür wird Stickstoff verwendet. Das Dissoziationsgleichgewicht von  $\text{NH}_4$  und  $\text{NH}_3$  verschiebt sich hierdurch zum Ammoniak. Dieses verflüchtigt sich durch den höheren Dampfdruck eher als das Wasser, wodurch es separat in die Plasmalyseeinheit geführt werden kann. Die plasmabasierte Gastrennung erfolgt in Glasrohren, in die das Ammoniak-Stickstoff-Gasgemisch geführt wird. Im Plasma wird das  $\text{NH}_3$  gespalten, wodurch die Gase  $\text{H}_2$  und  $\text{N}_2$  entstehen.

Im dritten Prozessschritt, der **Gastrennung**, wird das entstandene Gasgemisch in zwei Gasmembranen in Wasserstoff- und Stickstoffgas getrennt. Der zweite und dritte Prozessschritt kann sowohl am Klärwerk als auch am Gasspeicher erfolgen. Abhängig vom Standort der Plasmalyse muss dementsprechend das Konzentrat oder der  $\text{H}_2$  zum Speicher transportiert werden, wo die Methanisierung erfolgen soll. Die Verdichtung des  $\text{H}_2$  kann im Falle der Wasserstoffherstellung am Speicherstandort unter Umständen wegfallen, da es nicht transportiert wird. Ist eine Zwischenspeicherung am Standort des Speichers notwendig, muss eine Kompression erfolgen.

Für die ökologische Bewertung ist zu berücksichtigen, dass das in Kläranlagen anfallende Zentratwasser im Zuge der Wasseraufbereitung herkömmlicherweise mithilfe einer **Deammonifikation** oder einer Nitrifikation / Denitrifikation von seiner Stickstofflast befreit wird. Die Schmutzwasser-Plasmalyse übernimmt über die Spaltung von  $\text{NH}_3$  zu  $\text{H}_2$  und  $\text{N}_2$  diese Stickstoffeliminierung, so dass an dieser Stelle methodisch eine Gutschrift für den in der Plasmalyse eliminierten Stickstoff vergeben wird. Als Referenzverfahren wird die Deammonifikation gewählt, welche am Standort der Kläranlage Waßmannsdorf in Berlin als N-Eliminierungs-Verfahren zum Einsatz kommen soll. Die Kläranlage Waßmannsdorf könnte einen nennenswerten Teil des Zentratwassers liefern, aus welchem das am Gasspeicher benötigte  $\text{H}_2$  erzeugt wird. Für die Kläranlage Waßmannsdorf konnten Primärdaten unter anderem zu den Zentratwassermengen und seiner  $\text{NH}_4$ -Fracht gewonnen werden. Der Prozess der Deammonifikation geht mit der Freisetzung von klimawirksamen Lachgasemissionen einher, die durch die Plasmalyse vermieden werden können und welche als Gutschrift angerechnet werden können (eine Beschreibung der Gutschrift findet sich in Kapitel 4.1.6.2). Als best- und worst-case Varianten werden die Ergebnisse mit und ohne Gutschrift ausgewiesen.

Bei der Schmutzwasser-Plasmalyse entsteht außerdem **Abwärme**, von welcher in etwa die Hälfte in den Plasmalyseprozess zurückgeführt wird. Die andere Hälfte kann je nach Standort zu verschiedenen Zwecken wie beispielsweise zur Bereitstellung von Raum- oder Produktionsprozesswärme genutzt werden. Das Temperaturniveau der nutzbaren Abwärme liegt hierbei unter  $85\text{ }^\circ\text{C}$ . Für die mögliche Nutzung dieser Wärme kann ebenfalls eine Gutschrift erfolgen (siehe Kapitel 4.1.6.1), wobei in der Ökobilanz Varianten mit und ohne Gutschrift berechnet werden.

Die Sachbilanz für die Schmutzwasser-Plasmalyse umfasst Bau (inkl. EoL) und Betrieb der Anlage. Funktionelle Einheit ist  $1\text{ MJ H}_2$ . Die Sachbilanzdaten wurden von Graforce GmbH als Primärdaten zur Verfügung gestellt und beziehen sich auf eine Anlage mit einer Leistung von 5 MW. Dies war die erste Schätzung des Projektverbunds dazu, in welcher Größenordnung eine Pilotanlage am Speicher errichtet werden könnte. Im weiteren Projektverlauf zeigte sich, dass wegen des Förderregimes am Speicher eine kleiner dimensionierte Anlage von 1,5 bis 3 MW – auch abhängig von der Frage der Betriebsweise und des Strombezugs – ausreichen würde. Im Case 1, in dem angenommen wird, dass sich die Plasmalyse-Anlagen am Standort von vermutlich drei Kläranlagen in Berlin befinden, werden mehrere kleinere Anlagen anstelle einer größeren errichtet. Skaleneffekte

bzw. nichtlineare Zusammenhänge beim Bau oder Betrieb der Anlage in Bezug auf die Leistung wurden dabei nicht berücksichtigt. Da es sich jedoch um vergleichbare Größenordnungen handelt und der Bau das Ergebnis der Ökobilanz in den meisten Wirkungskategorien nur geringfügig beeinflusst, wird der Fehler, der dadurch entsteht, als gering eingeschätzt.

Tabelle 4.5 führt die Stoffflüsse auf, die sich für die Schmutzwasser-Plasmalyse ergeben. Die Angaben beziehen sich auf Daten, die von Mitarbeitern der BWB als Betreiber der Kläranlage Waßmannsdorf bereitgestellt wurden. Als Input für die Schmutzwasser-Plasmalyse wird Zentratwasser genutzt, das durch Entwässerung des Schlammwassers aus dem Faulturm entsteht. H<sub>2</sub>-Quelle ist bei der Schmutzwasser-Plasmalyse das im Zentratwasser enthaltene NH<sub>4</sub> bzw. das daraus generierte NH<sub>3</sub>. In der Kläranlage in Waßmannsdorf fallen täglich 2.674 m<sup>3</sup> Zentratwasser an mit einer N-Fracht von 2.901 kg. Mit 1,397 kg/m<sup>3</sup> ist die NH<sub>4</sub>-Konzentration bereits im Zentratwasser hoch. Im Schritt der Aufkonzentrierung werden 75 % dieses NH<sub>4</sub> in das Konzentrat überführt. Laut Graforce können 0,04 kg H<sub>2</sub>/L Konzentrat gewonnen werden. Am Speicher können im Pilotanlagenbetrieb im Best Case 410.933 kg/a H<sub>2</sub> eingespeist und in CH<sub>4</sub> umgewandelt werden (siehe Kapitel 4.1.5.1). Daraus lässt sich ableiten, dass das Abwasservolumen der drei größten Berliner Kläranlagen Waßmannsdorf, Ruhleben und Schönerlinde theoretisch ausreichend wäre, um diese Mengen an H<sub>2</sub> zu erzeugen. Dahinter liegt die vereinfachte Annahme, dass sich die Angaben zur Kläranlage Waßmannsdorf, wie z. B. die Menge Zentratwasser pro Menge Abwasser, die NH<sub>4</sub>-Fracht etc., auf die anderen Kläranlagen übertragen lassen<sup>10</sup>.

**Tabelle 4.5: Jährliche Stoffströme der H<sub>2</sub>-Bereitstellung bei der Plasmalyse**

Quelle: Eigene Darstellung und Berechnung auf Grundlage von Abgaben der BWB als Betreiber der Kläranlage in Waßmannsdorf und von Graforce GmbH als Betreiber der Plasmalyse.

	Zentratwasser	Konzentrat	H <sub>2</sub> -Erzeugung
Jährliche Stoffströme	2.586 Mio. kg	10.3 Mio. kg	410.933 kg

Die Sachbilanzdaten zum Bau der Plasmalyse befinden sich in Tabelle 7.15 (Aufkonzentrierung) und Tabelle 7.16 (Gaserzeugung und Gastrennung) im Anhang. Bei den Membranen handelt es sich um Polymermembranen. In Tabelle 4.6 sind die Daten zum Gesamtprozess für die beiden Prozessschritte der Aufkonzentrierung und der Plasmalyse kumuliert aufgeführt, was der Pilotanlage in Waßmannsdorf sowie dem für die Ökobilanz modellierten Case 1 entspricht.

<sup>10</sup> Aktuell haben die Berliner Klärwerke Schönerlinde, Münchehofe, Waßmannsdorf, Stahnsdorf und Wansdorf Faulungsanlagen. Hiermit ließen sich mit der vereinfachten Hochrechnung basierend auf den Informationen zu Waßmannsdorf knapp 350.000 kg H<sub>2</sub> pro Jahr erzeugen. In Ruhleben gibt es bislang keine Faulungsanlage, sodass hier aktuell auch kein Zentratwasser anfällt. Wir gehen hier somit von der theoretischen Menge an Zentratwasser aus, die verfügbar ist, wenn zukünftig auch in Ruhleben eine Klärschlammfäulung durchgeführt wird.

**Tabelle 4.6: Aufwendungen und Emissionen der NH<sub>4</sub>-Plasmanalyse**

Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage einer Datenübermittlung von Graforce GmbH im Zuge des Forschungsvorhabens (2022), bezogen auf 1 MJ Wasserstoff.

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Input</b>			
Anlagenbau (Tabelle 7.15)	p/kg	7,63E-10	Graforce GmbH (2022)
Strom <small>Verschiedene Strommixe abhängig vom Betrieb, Siehe Kapitel 4.1.1</small>	kWh	0,18 (min 0,17; max 0,21)	Graforce GmbH (2022)
<b>Output</b>			
Wasserstoff	MJ	1	Graforce GmbH (2022)
Abwärme (Gutschrift) <small>Heat, natural gas, at boiler condensing modulating &gt;100kW/RER U</small>	kWh	0,0413	Graforce GmbH (2022)
N-Eliminiert (Gutschrift) <small>siehe Kapitel 4.1.6.2</small>	kg	0,042	Graforce GmbH (2022)

In Case 2 befindet sich die Plasmanalyse am Standort des Speichers. Der erste Prozessschritt der Aufkonzentrierung findet jedoch an den Kläranlagen statt. Dies bedeutet, dass ein Teil des Stromverbrauchs (23 % des in Tabelle 4.6 angegebenen Wertes) an den Kläranlagen anfällt und der restliche Teil von 76 % am Standort des Speichers. Als Geschäftsmodell würde die Anlage zur Aufkonzentrierung in diesem Fall vermutlich vom Betreiber der Kläranlagen betrieben werden und die Plasmanalyse-Einheit von der BES. Somit ist es auch denkbar, dass unterschiedliche Strommixe zum Betrieb der beiden Anlagen zum Einsatz kommen. Dies wurde in der Ökobilanz zur besseren Verständlichkeit der Ergebnisse nicht berücksichtigt. Stattdessen wurde jeweils für die Aufkonzentrierung und die Plasmanalyse im Sinne der Gaserzeugung und Gastrennung vereinfachend jeweils der gleiche Strommix unterstellt. Einzig der Transport wurde in diesen beiden Fällen unterschieden.

Ein Modellcheck ergab, dass vor allem der Strominput ein einflussreicher Parameter für das Ergebnis der Ökobilanz ist. Deshalb und weil der elektrische Wirkungsgrad aufgrund der Neuheit des Verfahrens mit Unsicherheit behaftet ist, werden neben dem vom Betreiber angegebenen Wert, ein Min- und Max-Wert für den Strominput gewählt. Diese wurden von den Autor\*innen festgelegt.

#### 4.1.3.2 PEM-Elektrolyse

Neben der Schmutzwasser-Plasmanalyse wird die Elektrolyse (von Wasser) als etabliertes Verfahren zur Herstellung von H<sub>2</sub> aus Strom betrachtet. Mit der Alkalischen Elektrolyse (AEL), der Polymer-Elektrolyt-Membran (PEM)-Elektrolyse und der Hochtemperatur-Elektrolyse (HTEL) gibt es verschiedene Elektrolyseverfahren auf dem Markt. Sie unterscheiden sich sowohl in ihrem technischen Anlagenkonzept, dem Wirkungsgrad als auch im Technology-Readiness-Level (TRL).

Für den konkreten Anwendungsfall wird die PEM-Elektrolyse betrachtet. Derzeit ist diese zwar weniger verbreitet als die Alkalische Elektrolyse, für das Verfahren werden allerdings in naher Zukunft ein steigender Effizienzgrad sowie stark sinkende Investitionskosten prognostiziert (vgl. Smolinka et al. 2018; van Leeuwen und Lauer 2018). Zudem ist bei der PEM-Elektrolyse eine flexible Fahrweise möglich, sodass sie die volatilen erneuerbaren Strommengen gut nutzen kann. Die Flexibilität wird durch einen breiten Teillastbetrieb (10 – 100 %) und durch die geringe Startzeit der PEM-Elektrolyse von ca. 15 Minuten erreicht. Letztere liegt bei der Alkalischen Elektrolyse bei etwa 55 Minuten und im Fall der Hochtemperatur-Elektrolyse bei ca. 600 Minuten (Smolinka et al. 2018).

Der grundlegende chemische Prozess der Wasserelektrolyse ist eine endotherme Redoxreaktion, bei der Wasser ( $H_2O$ ) durch Stromzufuhr in seine Bestandteile Sauerstoff und Wasserstoff zerlegt wird (Tjarks 2017). Der Strom wird mithilfe einer Kathode und einer Anode, welche mit verschiedenen Edelmetall-Katalysatoren versehen sind, in die Flüssigkeit in der Elektrolysezelle geleitet. An der Kathode reagieren Wasserstoffionen zu gasförmigem Wasserstoff, während an der Anode Sauerstoff entsteht. Anders als bei der Alkalischen Elektrolyse wird bei der PEM-Elektrolyse keine alkalische Flüssigkeit benötigt, welche die Ionenbewegung zwischen den Elektroden begünstigt. Stattdessen wird eine de-ionisierte Flüssigkeit und eine feste Polymer-Elektrolyt-Membran verwendet, die die Elektrodenräume voneinander trennt und durch den Kontakt mit Wasser ein saures Milieu schafft, welches die Ionenbewegung ermöglicht (Tjarks 2017). In einem Elektrolyseur sind mehrere dieser Elektrolysezellen gestapelt und bilden einen sogenannten Stack. Neben dem Stack braucht es Infrastruktur für das Temperaturmanagement, die Versorgung mit Reaktionswasser und die Abführung der Produktgase (Tjarks 2017). Bei der PEM-Elektrolyse entsteht **Abwärme**. Diese Abwärme befindet sich auf einem Temperaturniveau zwischen 45 °C und 75 °C, die, abhängig vom Standort der Elektrolyse, genutzt werden kann (Tiktak 2019). Es erfolgt wie bei der Plasmalyse eine Gutschrift (siehe Kapitel 4.1.6.1), wobei die Ergebnisse sowohl mit als auch ohne Gutschrift dargestellt werden.

Die Sachbilanz für die PEM-Elektrolyse umfasst den Bau (inkl. EoL) und den Betrieb der PEM-Elektrolyse Anlage. Die Sachbilanzdaten stammen aus einer Studie von Bareiß et al. (2019) und beziehen sich auf eine 1 MW PEM-Elektrolyseanlage und liegen somit in einer vergleichbaren Größenordnung für die Anlage, die am Speicher erforderlich ist, um den benötigten  $H_2$  zu erzeugen. Die End-of-Life Datensätze wurden anhand der verwendeten Materialmengen abgeschätzt.

Funktionelle Einheit ist 1 MJ  $H_2$ . Im Datensatz für den Bau wird zwischen der Elektrolyseeinheit bzw. Stack und der Anlagenperipherie („Balance of Plant“, BOP) unterschieden. Tabelle 4.7 führt die Aufwendungen und Emissionen im Betrieb der Elektrolyse auf, die Sachbilanzdaten für Bau und EoL befinden sich in Tabelle 7.17 im Anhang.

Der Strominput ist ein einflussreicher Parameter für das Ergebnis der Ökobilanz. Da sich in der Literatur unterschiedliche Angaben zum Wirkungsgrad der PEM-Elektrolyse finden, werden neben dem von Bareiß et al. (2019) angegebenen Wert, ein Min- und ein Max-Wert gewählt, die von den Autor\*innen festgelegt wurden (vgl. Noack et al. 2014; Wolter und Erdmann 2020).

**Tabelle 4.7: Aufwendungen und Emissionen der PEM-Elektrolyse (unter Normalbedingungen)**

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung basierend auf Bareiß et al. (2019), bezogen auf 1 MJ H<sub>2</sub>.

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Input</b>			
De-ionisiertes Wasser <small>Water, deionised, from tap water, at user (Europe without Switzerland)   water production, deionised, from tap water, at user   Cut-off, U</small>	kg	0,075	Bareiß et al. (2019)
Strom <small>Verschiedene Strommixe abhängig vom Betrieb, Siehe. Kapitel 4.1.1</small>	kWh	0,458 (min 0,400; max 0,558)	Bareiß et al. (2019), Min- u. Max basierend auf Noack et al. (2014) und Wolter und Erdmann (2020)
Anteil Anlagenbau (BOP)	Stück	1,54E-9	Bareiß et al. (2019)
Anteil Anlagenbau (Stack)	Stück	1,03E-9	Bareiß et al. (2019)
<b>Output</b>			
H <sub>2</sub>	MJ	1	Bareiß et al. (2019)
Abwärme <small>Heat, natural gas, at boiler condensing modulating &gt;100kW/RER U</small>	kWh	0,092	Bareiß et al. (2019)

#### 4.1.4 CO<sub>2</sub>-Bereitstellung: Aminwäsche und Transport

Für die Herstellung von CH<sub>4</sub> wird neben H<sub>2</sub> auch CO<sub>2</sub> benötigt. Das CO<sub>2</sub> soll biogenen bzw. zumindest nicht fossilen Ursprungs sein. Bilanziell macht die Herkunft des CO<sub>2</sub> in der hier angewandten Berechnungsweise keinen Unterschied, da es in den Prozess hinein und wieder hinausgeht und somit quasi Nettonull ist. Jedoch ist die Verwendung von biogenem bzw. nicht fossilem-CO<sub>2</sub> im Sinne eines nachhaltigen Wirtschaftens sinnvoll. Es sollte durch die untertägige Methanisierung kein Anreiz zur „Produktion“ von CO<sub>2</sub> entstehen, indem ein Markt für CO<sub>2</sub> entsteht. Daher war es Voraussetzung für die BES, dass CO<sub>2</sub> mit biogenem bzw. nicht fossilem Ursprung für die untertägige Methanisierung angenommen wird. Es kommen dabei grundsätzlich unterschiedliche Quellen in Frage, z. B. Abgase aus industriellen Prozessen, die mit klimaneutralen Brennstoffen betrieben werden, aus der Müllverbrennung, aus Biomasse-Heiz(kraft)werken oder aus Biogasanlagen.

Für den Standort in Berlin wurden folgende CO<sub>2</sub>-Quellen identifiziert, deren Eignung in Interviews mit den Betreibern der Anlage evaluiert wurden:

- Biogasanlage Ruhleben: Betreiber Berliner Stadtreinigung (BSR)<sup>11</sup>
- Müllheizkraftwerk Ruhleben (MVA): Betreiber Berliner Stadtreinigung (BSR)<sup>12</sup>
- Zementwerk Rüdersdorf: CEMEX<sup>13</sup>
- Biomasse-Heiz(kraft)werke Moabit und Lichtenberg: Vattenfall Wärme Berlin AG<sup>14</sup>

Als Ergebnis der Interviews fiel die Entscheidung auf die Biogasanlage Ruhleben als CO<sub>2</sub>-Quelle. Hier findet anders als bei den übrigen CO<sub>2</sub>-Quellen bereits eine Trennung des Gasgemischs mittels Aminwäsche statt, da biogenes CH<sub>4</sub> gewonnen und in reiner Form weitergenutzt wird. CO<sub>2</sub> fällt somit für die Nutzung am Speicher in hinreichend reiner Form bzw. Konzentration an, sodass für die Gastrennung keine weiteren baulichen, energetischen, ökologischen und finanziellen Aufwendungen entstehen. Es handelt sich somit um eine hochkonzentrierte Punktquelle für CO<sub>2</sub>. Mit 4.350 t/a steht ungefähr das Doppelte an CO<sub>2</sub> an der Biogasanlage zur Verfügung als benötigt wird und die Menge ist somit mehr als ausreichend für die untertägige CH<sub>4</sub>-Produktion im Gasspeicher innerhalb eines Pilotvorhabens zur untertägigen Methanisierung am Berliner Gasspeicher.

Die anderen CO<sub>2</sub>-Quellen erscheinen aus mehreren Gründen, die in den Interviews ersichtlich wurden, weniger geeignet. So muss in allen Fällen in ein Gasabscheide-Verfahren investiert werden und die Aufwendungen müssten dem ökologischen Fußabdruck des CO<sub>2</sub> angerechnet werden. Bei den Biomasse-Heiz(kraft)werken spricht außerdem der wärmegeführte Betrieb und die damit einhergehende saisonale Bereitstellung von CO<sub>2</sub> gegen eine Nutzung für die CH<sub>4</sub>-Produktion im Speicher, die eher kontinuierlich CO<sub>2</sub> benötigt. In Zukunft ist zudem im Vergleich zu den aktuell ca. 3.500 Volllaststunden der Kraftwerke von einer Reduktion auszugehen, da beispielsweise Power-to-Heat (PtH) und Geothermie in der Fernwärme an Relevanz gewinnen sollen. Die Firma CEMEX hat eigene Pläne zur Nutzung des CO<sub>2</sub> zur Herstellung von Kerosin und Naphta.

Für die CO<sub>2</sub>-Abscheidung kommen verschiedene technische Verfahren in Frage. Neben der Aminwäsche als chemisches Absorptionsverfahren gibt es physikalische Verfahren wie Membranverfahren oder kryogene Verfahren. Die Aminwäsche weist mehrere Vorteile auf: Sie erreicht einen sehr hohen Reinheitsgrad an CO<sub>2</sub>, ist geeignet sowohl für Biogase als auch Rauchgase, es treten kaum Emissionen auf und der Stromverbrauch ist vergleichsweise gering (Fröhlich et al. 2019). Aus diesen Gründen und da es auch das Verfahren ist, dass bereits in der Biogasanlage in Ruhleben im Einsatz ist, beschränkt sich die ökobilanzielle Betrachtung auf dieses Verfahren.

Im Base Case wird angenommen, dass das CO<sub>2</sub>, welches – so die Annahme – von der Biogasanlage bezogen und für die untertägige bzw. chemische Methanisierung genutzt wird, lastenfremd ist, das heißt die gesamten Aufwendungen der Aminwäsche werden dem Biomethan zugewiesen. Als eine Variante der Ökobilanzierung werden dem CO<sub>2</sub> alle Aufwendungen und Emissionen der Aminwäsche zugewiesen. Dies repräsentiert eine Situation, in der CO<sub>2</sub> von einer Quelle bezogen wird, bei der bislang noch keine CO<sub>2</sub>-Abscheidung erfolgt und die Anlage nur zu diesem Zwecke errichtet und betrieben wird.

---

<sup>11</sup> Interview mit einem Mitarbeitenden der Berliner Stadtreinigung am 21.10.2021.

<sup>12</sup> Interview mit einem Mitarbeitenden der Berliner Stadtreinigung am 21.10.2021.

<sup>13</sup> Interview mit einem Mitarbeitenden von CEMEX am 6.1.2022.

<sup>14</sup> Interview mit einem Mitarbeitenden von Vattenfall Wärme Berlin AG am 15.2.2022.

Die Sachbilanz für die Aminwäsche umfasst den Bau (inkl. EoL) und Betrieb der Anlage. Die Sachbilanzdaten stammen aus Studien von Troy (2014) sowie Liebich et al. (2020). Die Anlagen- und Betriebsdaten wurden aufgrund der ausführlicheren Dokumentation vorwiegend aus Troy (2014) übernommen. Da die in Liebich et al. (2020) beschriebene Anlage von der Dimensionierung her passender ist, stammt der Stromverbrauch hingegen aus dieser Studie. Funktionelle Einheit ist hier 1 kg CO<sub>2</sub>. Tabelle 4.8 führt die Aufwendungen und Emissionen im Betrieb der Aminwäsche auf, die Sachbilanzdaten für Bau und EoL befinden sich in Tabelle 7.20 im Anhang.

**Tabelle 4.8: Aufwendungen und Emissionen der CO<sub>2</sub>-Bereitstellung mit Aminwäsche (unter Normalbedingungen)**

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung basierend auf Troy (2012), bezogen auf 1 kg CO<sub>2</sub>.

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Input</b>			
Monoethanolamin <small>Monoethanolamine {GLO}  market for   Cut-off, U</small>	kg	3,69E-04	Troy (2014)
Strom	kWh	0,014	Liebich et al. (2020)
Wasser <small>Tap water {Europe without Switzerland}  market for   Cut-off, U</small>	kg	8,60E-04	Troy (2014)
Anteil Anlagenbau (Stack)	Stück	7,395E-09	Troy (2014)
<b>Output</b>			
Abwasser <small>Wastewater, unpolluted, from residence {GLO}  market for   Cut-off, U</small>	m <sup>3</sup>	1,71E-04	Troy (2014)
Methanemission	kg	5,88E-05	Troy (2014)
Monoethanolamin (Emission)	kg	3,53E-09	Troy (2014)

Der Transportprozess wurde analog zum H<sub>2</sub>-Transport mit einem 3,5 – 7,5 t LKW (Transport, freight, lorry 3.5-7.5 metric ton, EURO6 {RER}) abgebildet. Der Aufwand der Kompression wurde mit 9,1 % des Heizwertes angenommen. Für den Weg von der Biogasanlage zum Speicher wurde eine Distanz von 4 km angelegt. In der Bilanzierung wurde pro Strecke eine Leerfahrt berücksichtigt. Mit diesen Angaben ergibt sich eine Verkehrsleistung von 0,016 tkm/kg CO<sub>2</sub>.

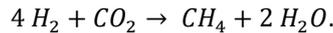
#### 4.1.5 Untertägige und chemische Methanisierung

Als Verfahren für die CH<sub>4</sub>-Herstellung werden die untertägige Methanisierung im Berliner Gasspeicher sowie die chemische Methanisierung untersucht. Die untertägige Methanisierung oder Geo-Methanisierung ist ein neues Verfahren, welches u. a. in Österreich im Rahmen des Forschungsvorhabens „Underground Sun Conversion“ anhand von Labor- und Felduntersuchungen erprobt wurde (RAG Austria AG et al. 2021). Die chemische Methanisierung, die häufig auch als katalyti-

sche Methanisierung bezeichnet wird, ist in ihrer chemischen Funktionsweise bereits lange bekannt, und findet seit einigen Jahren auch erste Anwendung in Deutschland. Beispielhaft zu nennen sind das Audi-e-Gas-Projekt<sup>15</sup> sowie die Anlage in Falkenhagen<sup>16</sup>.

#### 4.1.5.1 Untertägige Methanisierung

Die untertägige Methanisierung basiert auf der anaeroben Umsetzung von H<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> zu CH<sub>4</sub> und Wasser entsprechend der Reaktionsgleichung



Der (durch Plasmalyse bzw. Elektrolyse) erzeugte H<sub>2</sub> wird hierfür gemeinsam mit dem CO<sub>2</sub> in den Speicher injiziert. Im Speicher befinden sich mikrobielle Organismen, sogenannte Archaeen, welche teilweise bereits im Untergrund vorzufinden sind, zur Optimierung jedoch auch zuvor injiziert werden können und welche die Edukte (H<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub>) in CH<sub>4</sub> umsetzen.

In Absprache mit den Projektpartnern von MicroPro, welche für die mikrobiellen Untersuchungen an den Archaeenstämmen im Labor verantwortlich waren, wurde angenommen, dass der injizierte H<sub>2</sub> und das CO<sub>2</sub> vollständig in CH<sub>4</sub> umgewandelt werden und keine unerwünschten Produkte (beispielsweise Schwefelwasserstoffe durch sulfatreduzierende Mikroorganismen) entstehen. Für die **Umwandlungsrate** wurden im gesamten Vorhaben zwei Fälle unterschieden, welche sich in der Menge des jährlich durch die Aktivität der Archaeen erzeugten CH<sub>4</sub> unterscheiden und einen *Worst-* und einen *Best-Case* darstellen. Die nach diesen Fällen erzeugbaren Mengen sind in Tabelle 4.9 aufgeführt. Beide Werte stellen Laborergebnisse dar. Eine Übertragung auf die tatsächlichen mikrobiellen Aktivitäten im Untergrund kann nicht ohne weiteres erfolgen und war im Rahmen dieser Studie nicht möglich. Hierfür bräuchte es einen Pilotbetrieb, der durch Messungen begleitet wird. Es handelt sich somit an dieser Stelle um eine theoretische Betrachtung, die über die beiden Fälle jedoch eine Bandbreite abdeckt, in der sich die realisierbaren Werte wiederfinden sollten.

**Tabelle 4.9: Angenommene Umwandlungsraten der Archaeen innerhalb des Untergrundspeichers**

Quelle: Persönliche Mitteilung von Mitarbeitenden von MicroPro GmbH.

Umwandlungsrate Archaeen	Maximale jährliche CH <sub>4</sub> -Erzeugung
Best-Case	2,83 Mio. Nm <sup>3</sup> /a
Worst-Case	0,39 Mio. Nm <sup>3</sup> /a

Neben der Umwandlungsrate stellt auch der Speicher selbst und das mit ihm verbundene **Förderregime** eine Begrenzung für die jährlich produzierten Mengen an CH<sub>4</sub> dar. So kann langfristig nur die Menge an CH<sub>4</sub> produziert werden, die zuvor im selben Jahr in Form von H<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> in den Speicher gegeben wurde. Die maximale Injektionsmenge pro Stunde entspricht im betrachteten Pilotvorhaben mit einer einzelnen Bohrung 1.000 Nm<sup>3</sup> (zu etwa 80 Vol.% Wasserstoff entsprechend des für die Reaktion zu CH<sub>4</sub> benötigten Verhältnisses). Pro Stunde können durch dieselbe

<sup>15</sup> <https://www.powertogas.info/projektkarte/audi-e-gas-projekt/> (Zugriff: 12.09.2022).

<sup>16</sup> <https://www.uniper.energy/storage/de/geschaeft/power-to-gas> (Zugriff: 12.09.2022).

Bohrung etwa 500 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> ausgespeichert werden. Die Abweichungen zur Einspeicherleistung sind auf Erkenntnisse aus Simulationen des Projektpartners DBI zurückzuführen, nach welchen bei einer höheren stündlichen Ausspeichermenge große Mengen an Wasser mitgefördert würden.

In Absprache mit der TU Clausthal wurde für das Förderregime weiterhin ein Zeitraum zwischen Ein- und Ausspeicherung (*Idle time*) in Höhe von zwei Monaten angenommen. In dieser Zeit kann untertägig Methan produziert werden, ohne dass neue Mengen an H<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> in den Speicher gegeben werden. Eine solche Pause zwischen Injektions- und Produktionsphase ist dadurch notwendig, dass die Injektion von H<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> im Modellvorhaben durch dieselbe Bohrung erfolgt wie die Produktion des erzeugten Methans. Ohne eine Wartezeit würden zu Beginn der Produktionsphase größtenteils H<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> ausgespeichert werden, da diese zuletzt injiziert wurden und sich daher in unmittelbarer Nähe der Bohrung befinden. Die *Idle time* ermöglicht es, dass auch diese Mengen bis zum Beginn der Ausförderung vollständig in Methan umgewandelt werden können.

Bei der Ausspeicherung wurde zudem basierend auf Abschätzungen der TU Clausthal eine *recovery rate* von 70 % berücksichtigt, was bedeutet, dass 70 % der im Speicher theoretisch produzierbaren Menge an CH<sub>4</sub>, durch unvollständige Umsetzung der Edukte sowie durch Verflüchtigung im geologischen Untergrund, auch tatsächlich wieder aus dem Speicher herausgefördert werden können. In dieser Arbeit wird aufgrund der großen Unsicherheiten bezüglich der tatsächlich erreichbaren *recovery rate* eine Bandbreite von 60 % bis 80 % in den Min- und Max-Varianten angenommen. Als Basis-Wert wurde die von den Verbundpartnern übermittelte *recovery rate* von 70 % angenommen. Die *recovery rate* beeinflusst anders als die Umsetzungsrate das Ergebnis der Ökobilanz und hat dabei einen vergleichsweise hohen Einfluss auf das Ergebnis.

Im Fall des *Worst-Case* der Umwandlungsrate stellt diese den begrenzenden Faktor für die Umwandlung im Speicher dar. Unter Berücksichtigung der genannten *recovery rate* können in diesem Fall pro Jahr maximal 0,27 Mio. Nm<sup>3</sup> Methan produziert werden (siehe Tabelle 4.10). Wird hingegen eine erhöhte Produktivität der Archaeen wie im *Best-Case* unterstellt, wird die maximale jährliche Produktionsmenge durch das Förderregime begrenzt und liegt um mehr als das Zweifache über der Produktionsmenge des *Worst-Case*. Je nach Umwandlungsrate variieren entsprechend auch der H<sub>2</sub>- und CO<sub>2</sub>-Bedarf des Gesamtprozesses, was wiederum Rückwirkungen auf die Dimensionierung und den Betrieb insbesondere der Anlagen zur H<sub>2</sub>-Erzeugung hat.

**Tabelle 4.10: CH<sub>4</sub>-Produktion, H<sub>2</sub>-Bedarf und CO<sub>2</sub>-Bedarf je nach Umwandlungsrate unter Berücksichtigung des Förderregimes**

Quelle: Eigene Berechnung, IÖW.

Umwandlungsrate Archaeen	CH <sub>4</sub> -Produktion	H <sub>2</sub> -Bedarf	CO <sub>2</sub> -Bedarf
Best-Case	0,80 Mio. Nm <sup>3</sup> /a	4,57 Mio. Nm <sup>3</sup>	1,14 Mio. Nm <sup>3</sup>
Worst-Case	0,27 Mio. Nm <sup>3</sup> /a	1,56 Mio. Nm <sup>3</sup>	0,39 Mio. Nm <sup>3</sup>

Da das Verhältnis zwischen H<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub> sich zwischen Best-Case und Worst-Case kaum verändert, haben diese Varianten kaum einen Einfluss auf das Ergebnis der Ökobilanzierung. Es verändern sich vielmehr die absolut generierbaren Mengen an CH<sub>4</sub>, sodass hier ein großer ökonomischer Einfluss zu erwarten ist. Die Ökobilanzierung bezieht sich auf den Best Case. Sehr relevant

für die Ergebnisse der Ökobilanzierung ist jedoch die Höhe der recovery rate, da diese das Verhältnis von H<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> zu letztlich nutzbarem CH<sub>4</sub> beeinflusst.

Die Sachbilanz für die untertägige Methanisierung umfasst den Bau (inkl. EoL) und den Betrieb der Anlage. Die Daten wurden großteils von den Verbundpartner DBI und BES zur Verfügung gestellt und beim Methanschlupf durch Literaturdaten ergänzt. Funktionelle Einheit ist 1 MJ CH<sub>4</sub>.

Tabelle 4.11 führt die Aufwendungen und Emissionen im Betrieb der untertägigen Methanisierung auf, wobei die Aufwendungen über alle Prozessschritte kumuliert sind. Die Sachbilanzdaten für Bau und EoL befinden sich in Tabelle 7.20 im Anhang.

#### **Tabelle 4.11: Aufwendungen und Emissionen des Speicherbetriebs**

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung basierend auf Mitteilungen der BES in 2022, bezogen auf 1 MJ Methan.

Parameter	Einheit	Wert: Best Case	Quelle
<b>Input</b>			
Strom <small>Strommixe 2021 oder 2030 je nach betrachteter zeitlicher Variante, Siehe. Kapitel 4.1.1</small>	kWh	0,097 (min 0,073, max 0,121)	BES (2022)
H <sub>2</sub>	MJ	1,544 (min 1,351, max 1,802)	BES (2022)
CO <sub>2</sub>	kg	0,0708 (min 0,062, max 0,083)	BES (2022)
<b>Output</b>			
CH <sub>4</sub>	MJ	1	BES (2022)
Methanschlupf	kg	1,09E-4	Marcogaz (2018)

Da Methanschlupf in anaeroben Prozessen ein gängiges Phänomen darstellt, wurde dies in der vorliegenden Arbeit ebenfalls berücksichtigt. Die gewählten 0,000109 kg CH<sub>4</sub>/MJ CH<sub>4</sub> basieren auf den Angaben von Marcogaz (2018), demzufolge bei einer Millionen m<sup>3</sup> Speicherkapazität pro Jahr 347 kg CH<sub>4</sub> entweicht.

#### 4.1.5.2 Chemische Methanisierung

Die chemische Methanisierung wird als Referenzverfahren der untertägigen Methanisierung gegenübergestellt. Bei der chemischen Methanisierung werden H<sub>2</sub> und CO<sub>2</sub> unter Einsatz von elektrischem Strom und einem Katalysator zu CH<sub>4</sub> bzw. synthetischem Erdgas („Synthetic Natural Gas“, SNG) umgewandelt. Als Nebenprodukt fällt bei diesem Verfahren Wärme an. Für diese Abwärme wird ebenso wie bei der Plasmalyse und der Elektrolyse eine Gutschrift vergeben (siehe Kapitel 4.1.6.1). Das SNG weist mit etwa 50 MJ/kg einen höheren unteren Heizwert als fossiles Erdgas auf, was auf den höheren Reinheitsgrad zurückzuführen ist (Staffell 2011). Als Standort wird aus Gründen der Vergleichbarkeit ebenfalls der Gasspeicher angenommen.

Die Sachbilanz für die chemische Methanisierung umfasst den Bau (inkl. EoL) und den Betrieb der Anlage. Die Daten wurden von Zhang et al. (2017) übernommen und auf die funktionelle Einheit 1 MJ CH<sub>4</sub> übertragen. Aus den Angaben der Studie lässt sich ableiten, dass es sich um eine Anlage mit sehr kleiner Leistung handelt. Da die Daten zum Bau und Betrieb der Anlage mit linearem Zusammenhang hochskaliert und somit Skaleneffekte nicht berücksichtigt wurden, wird der Einfluss des Baus vermutlich überschätzt. Es handelt sich um eine konservative Schätzung.

Tabelle 4.12 führt die Aufwendungen und Emissionen im Betrieb der chemischen Methanisierung auf. Die Sachbilanzdaten für Bau und EoL befinden sich in Tabelle 7.18 im Anhang.

#### **Tabelle 4.12: Aufwendungen und Emissionen der chemischen Methanisierung**

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung basierend auf Zhang et al. (2017), bezogen auf 1 MJ Methan.

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Input</b>			
Strom <small>Strommixe 2021 oder 2030 je nach betrachteter zeitlicher Variante, Siehe. Kapitel 4.1.1</small>	kWh	0,542 (min 0,406, max 0,677)	Zhang et al. (2017)
H <sub>2</sub>	MJ	1,198	Zhang et al. (2017)
CO <sub>2</sub>	kg	0,05	Zhang et al. (2017)
Katalysator (Al/Ni) <small>Aluminium, cast alloy {GLO}  aluminium ingot, primary, to market   Cut-off, U Nickel, 99.5% {GLO}  market for   Cut-off, U</small>	kg	2,57E-07	Zhang et al. (2017)
Anteil Anlagenbau	Stück	6,50E-07	Zhang et al. (2017)
<b>Output</b>			
CH <sub>4</sub>	Nm <sup>3</sup>	1	Zhang et al. (2017)
Wasser <small>Wastewater, average {GLO}  market for   Cut-off, U</small>	kg	0,04	Zhang et al. (2017)
Abwärme (Gutschrift) <small>Heat, natural gas, at boiler condensing modulating &gt;100kW/RER U</small>	kWh	0,29	Zhang et al. (2017)

## 4.1.6 Gutschriften

### 4.1.6.1 Gutschrift: Abwärme

Sowohl bei der Schmutzwasser-Plasmalyse, bei der Elektrolyse als auch bei der chemischen Methanisierung fällt Abwärme an (siehe Kapitel 4.1.3.1, Kapitel 4.1.3.2 und Kapitel 4.1.5.2).

Diese Wärme wird in der vorliegenden Arbeit gutgeschrieben. Es werden jedoch auch Varianten ohne Gutschrift gerechnet und dargestellt. Als Gutschrift wird die Wärmebereitstellung durch einen Erdgas-Brennwertkessel (Heat, natural gas, at boiler condensing modulating >100kW/RER) angenommen. Dies ist für die Wärmebereitstellung von Bestandsgebäuden aktuell eine adäquate Annahme, jedoch nicht auf Neubauten übertragbar, für die nach dem Gebäudeenergiegesetz (GEG) strengere Anforderung in Bezug auf den erneuerbaren Anteil bei der Wärmeerzeugung gelten (BMWi und BMI 2019).

#### 4.1.6.2 Gutschrift: N-Eliminierung

Die Gutschrift für die N-Eliminierung ist Teil des Prozesses der Schmutzwasser-Plasmalyse. Das Zentratwasser, welches in Kläranlagen anfällt, wird herkömmlicherweise mithilfe einer Deammonifikation oder einer Nitrifikation / Denitrifikation von seiner Stickstofflast befreit. Die Schmutzwasser-Plasmalyse übernimmt über die Spaltung von  $\text{NH}_3$  zu  $\text{H}_2$  und  $\text{N}_2$  die Stickstoffeliminierung. Die vorliegende Ökobilanz bezieht sich auf den Prozess der Deammonifikation als Referenzverfahren. Grund ist, dass dieses Verfahren an der Kläranlage Waßmannsdorf, die einen Großteil des Zentratwassers für die  $\text{H}_2$ -Herstellung liefern könnte, eingesetzt werden soll<sup>17</sup>.

Die Gutschrift wird vergeben für den Bau (inkl. EoL) und den Betrieb der Deammonifikation. Tabelle 7.14 im Anhang führt die Sachbilanzdaten für den Bau der Anlage auf, die von dem Betreiber der Kläranlage in Waßmannsdorf geschätzt und übermittelt wurden.

Im Betrieb der Deammonifikation wird Strom und Natronlauge eingesetzt. Außerdem entstehen Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ )-Emissionen, die aufgrund der hohen Klimawirksamkeit von  $\text{N}_2\text{O}$  einen großen Einfluss auf die Klimawirkung des mittels Plasmalyse erzeugten  $\text{H}_2$  haben können. Neben  $\text{N}_2\text{O}$  werden im Prozess der Deammonifikation diverse andere gasförmige Emissionen wie  $\text{CH}_4$  und  $\text{CO}_2$ , Kohlenstoffmonoxid und Schwefeldioxid freigesetzt (Weissenbacher et al. 2013).

In der Plasmalyse wird  $\text{NH}_3$  zu  $\text{N}_2$  und  $\text{H}_2$  gespalten.  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen treten nach Angabe von Graforce nicht auf. Somit werden die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen, die ansonsten im Zuge der Deammonifikation auftreten, vermieden. Nach dem Kenntnisstand der Autor\*innen kann keine valide Aussage darüber getroffen werden, ob und welche weiteren gasförmigen Emissionen, die im Schritt der Deammonifikation auftreten, durch die Plasmalyse vermieden werden. Denn die Kohlenstoffverbindungen werden im Zuge der Plasmalyse nicht aus dem Wasser entfernt und werden somit über den Abwasserstrom wieder der Kläranlage rückgeführt. Somit wird als konservative Schätzung bei den Emissionen ausschließlich von einer Vermeidung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen ausgegangen.

Tabelle 4.13 führt die Sachbilanzdaten des Prozesses für den Betrieb der Anlage bezogen auf 1 kg N eliminiert ( $\text{N}_{\text{el}}$ ) auf.

<sup>17</sup> Persönliche Mitteilung in 2022.

**Tabelle 4.13: Aufwendungen und Emissionen der Deammonifikation**

Quelle: Eigene Berechnung und Darstellung basierend auf Interviews und Datenübermittlung durch die BWB als Betreiber der Kläranlage in Waßmannsdorf, bezogen auf 1 kg N eliminiert (N<sub>el</sub>).

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Input</b>			
Anlagenbau	p/kg	5,2E-8	BWB
Strom <small>Strommixe 2021 oder 2030 je nach betrachteter zeitlicher Variante, Siehe. Kapitel 4.1.1</small>	kWh	2,4038	BWB
Natronlauge <small>Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO}  market for   Cut-off, U</small>	kg	0,00161	BWB
<b>Output</b>			
N <sub>2</sub> O	kg	0,016 (min 0,063; max 0,013)	(Krampe et al. 2018) (Weissenbacher et al. 2013)

Zu den N<sub>2</sub>O-Emissionen aus der Deammonifikationen werden in der Literatur verschiedene Angaben gemacht und auch unterschiedliche Berechnungsmethoden verwendet. Krampe et al. (2018) gehen von N<sub>2</sub>O-Emissionen in der Höhe von 0,8 % bis zu 4 % N<sub>2</sub>O bezogen auf den eliminierten Stickstoff aus. Weissenbacher et al. (2013) geben hingegen 1,3 % N<sub>2</sub>O-Emissionen bezogen auf die Eingangsstickstofffracht aus. Folglich wurden neben dem Base Case zur Berechnung der Gutsschrift Min- und Max-Werte, bezogen auf die Einheit 1 kg N<sub>el</sub> gebildet, um diese Bandbreite abzudecken. Der Wert von 0,016 kg N<sub>2</sub>O/kg N<sub>el</sub> dient als Basiswert. Die Min-/Max-Spannbreite reicht von 0,013 kg N<sub>2</sub>O/kg N<sub>el</sub> bis 0,063 kg N<sub>2</sub>O/kg N<sub>el</sub>.

Die Schmutzwasserflüsse fließen nicht in die Bilanzierung ein. Der In- und Output an Abwasser unterscheidet sich hier lediglich im Stickstoffgehalt. Da zu wenige Informationen zur Zusammensetzung der Abwasserflüsse vorlagen und keine passenden Ecoinvent Datensätzen vorhanden sind, wurde auf eine Abbildung dieses Stoffflusses in der Ökobilanz verzichtet.

## 4.2 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung und Auswertung

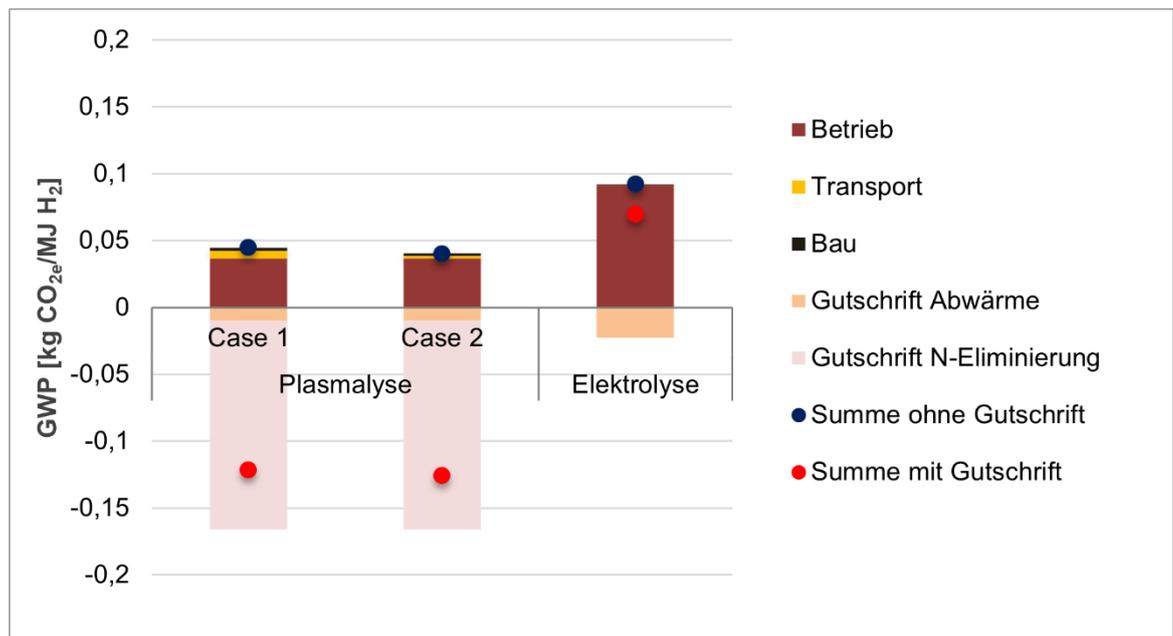
### 4.2.1 H<sub>2</sub>-Herstellungsverfahren und -konzepte

#### 4.2.1.1 Klimawirkung

Das primäre Ziel der H<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Herstellung ist es zur Defossilisierung und Klimaneutralität des Energiesektors beizutragen. Daher steht im Zentrum der ökologischen Bewertung die Klimawirkung der Produkte. In der folgenden Darstellung wird sie über das Treibhauspotenzial (GWP) der Produkte ausgewiesen. Die Analysen zur Frage nach dem technischen Konzept, was die eingesetzten Verfahren und ihre Standorte anbelangt, orientieren sich an dieser Wirkungskategorie.

Die Ergebnisdarstellung und -auswertung startet mit der Frage, welches H<sub>2</sub>-Herstellungsverfahren an welchem Standort und in welcher Betriebsweise mit Blick auf das GWP zu präferieren ist.

Verglichen wurden die Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort der Kläranlagen mit Transport des H<sub>2</sub> zum Speicher (Case 1), die Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort des Speichers mit Transport des Konzentrats sowie die PEM-Elektrolyse am Standort des Speichers. Abbildung 4.2 zeigt die beiden Fälle der Schmutzwasser-Plasmalyse sowie der Elektrolyse. Prozessschritte, die einen großen Einfluss auf das Ergebnis haben, sind bei der Plasmalyse an erster Stelle die Gutschrift für die N-Eliminierung, der Betrieb der Plasmalyse selbst, und hierbei vor allem der Stromverbrauch, sowie die Gutschrift für die Abwärme. Bei der Elektrolyse beeinflussen vor allem der Betrieb, und hier wiederum der Stromverbrauch, sowie ebenfalls die Gutschrift für Abwärme das Ergebnis.



**Abbildung 4.2: Treibhauspotenzial (GWP) der H<sub>2</sub>-Herstellung mit Schmutzwasser-Plasmalyse in zwei Konzepten: Case 1: Standort der Plasmalyse an den Kläranlagen und Case 2: Standort am Gasspeicher (Strommix 2030)**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

Die Ergebnisse beziehen sich zunächst in allen Fällen auf den in 2030 zu erwartenden Strommix in Deutschland (mit einem Anteil von 80 % erneuerbaren Energien). Die Wahl des Strommix 2030 begründet sich darin, dass zum Zeitpunkt der Analysen nicht mit einer sofortigen Investition in das Vorhaben gerechnet wurde und der Strommix 2030 gewissermaßen als Mittelwert über einen längeren Betriebszeitraum von ca. 15 Jahren herangezogen werden kann. Die aktuelle, politische Entwicklung verändert diese Wahrnehmung. Gerade die H<sub>2</sub>-Herstellung kann durchaus schneller in die Umsetzung kommen, wenn dies politisch gewollt ist. Um dies abzubilden sowie zur Darstellung der Sensitivität der Annahmen zum Strominput wurden verschiedene Varianten zum Betrieb der H<sub>2</sub>-Herstellung bzw. zur Zusammensetzung des Stroms in der Ökobilanz modelliert.

Welches Konzept der Plasmalyse aus Klimaschutzsicht vorteilhaft ist, lässt sich aus Abbildung 4.2 abschätzen. Das GWP unterscheidet sich zwischen Case 1 und 2 nur geringfügig, da der Transport im Vergleich zu den anderen Prozessschritten einen vernachlässigbaren Einfluss auf das GWP hat. Case 2, der Fall, in dem sich die Plasmalyse am Standort des Gasspeichers befindet und das Konzentrat mittels LKW zum Speicher transportiert wird, schneidet geringfügig besser ab,

wenn die Annahmen zu den Gutschriften bei beiden Konzepten gleichgesetzt werden. Dies ist vor allem auf den Energieaufwand in Form von Elektrizität zurückzuführen, der für die Kompression des  $H_2$  beim Transport erforderlich ist. Entscheidender für das GWP des  $H_2$  als die Unterschiede im Transport scheint jedoch die Frage zu sein, ob die Abwärme am Standort der Plasmalyse genutzt werden kann oder nicht und ob ein fossiler Energieträger substituiert werden kann. Sollte nur in einem Fall die Abwärme als Substitut für einen fossilen Energieträger nutzbar sein, so könnte dies den Ausschlag dafür geben, welches Konzept aus Klimaschutzsicht zu bevorzugen ist.

Im Zuge der Schmutzwasser-Plasmalyse entstehen etwa 1.000  $MWh_{th}$  pro Jahr an Abwärme, bei der Elektrolyse sind es 4.800  $MWh_{th}$ . Am Standort des Speichers befindet sich mit einem Komplex aus mehreren Bestandsgebäuden aus dem Jahr 1969 ein geeigneter Abnehmer für die Abwärme. Der Wärmebedarf ist nur für einen Teil des Gebäudekomplexes bekannt, da hier eine heterogene Eigentümerschaft vorliegt. Für diesen Teil des Quartiers beträgt der jährliche Wärmebedarf 10.400  $MWh_{th}$ <sup>18</sup>. Inwiefern die Abwärme auch am Standort der Kläranlagen umfassend genutzt werden kann, konnte im Rahmen der Studie nicht final geklärt werden. Denkbar ist der Einsatz von Wärme für den Betrieb der Faultürme oder andere Prozesse in den Kläranlagen (Mitsdoerffer 2017). Die Gutschrift für die N-Eliminierung hat, wie Abbildung 4.2 zeigt, einen sehr großen Einfluss auf das Ergebnis und führt zu negativen Saldo-Werten. Die Entscheidung, ob eine Gutschrift vergeben wird oder nicht, ist aber nicht standortabhängig, da der Schritt der Aufkonzentrierung in beiden Fällen erfolgt und am Standort der Kläranlagen verortet ist. Der Effekt der Gutschrift für die N-Eliminierung ist so überragend, dass das Verfahren der Schmutzwasser-Plasmalyse explizit für die Vermeidung klimawirksamer Gase eingesetzt werden könnte.

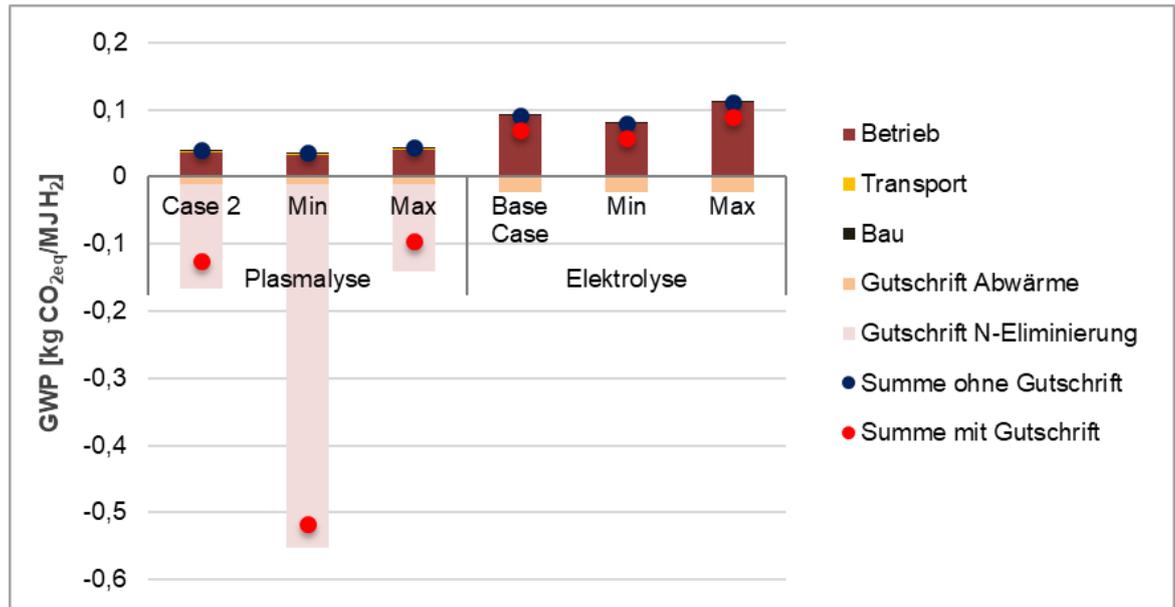
Die Elektrolyse ist unter den hier angenommenen Betriebsbedingungen bezüglich der Klimawirkung nachteilig, da sie deutlich mehr Strom pro MJ  $H_2$  benötigt. Dies ist letztlich auf die stärkere chemische Bindung von  $H_2$  in  $H_2O$  im Vergleich zu  $NH_4$  bzw.  $NH_3$  zurückzuführen. Das GWP ist wegen des höheren Stromverbrauchs bei der Elektrolyse höher als bei der Plasmalyse, sowohl mit als auch ohne Gutschrift der Abwärme. Eine Nutzung der Abwärme der Elektrolyse verbessert jedoch das GWP signifikant. Daher sollten Elektrolyseanlagen möglichst an Standorten errichtet werden, an denen eine Abwärmenutzung und Substitution fossiler Energieträger möglich ist.

Da die Herstellung von  $H_2$  mit der Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort des Speichers (Case 2) ein geringfügig geringeres GWP aufweist als am Standort der Kläranlage (Case 1), geht die weiterführende Ergebnisdarstellung und Auswertung ausschließlich auf Case 2 ein.

Einige Inputparameter gehen mit Unsicherheiten einher, weshalb in der Ökobilanzierung jeweils zwei Varianten abgebildet werden, in die die Min- und Max-Werte der Bandbreite an möglichen Input-Werten eingehen. Abbildung 4.3 stellt diese Varianten dem Base Case gegenüber. In die Min-Variante gehen dabei die Werte ein, die zu einer minimalen Ausprägung des GWP führen, etwa hohe Wirkungsgrade (sprich geringe Strominputs und hohe vermiedene  $N_2O$ -Emissionen bei der Gutschrift der N-Eliminierung). In die Max-Variante gehen analog die Werte ein, die zu einer maximalen Ausprägung des GWP führen.

---

<sup>18</sup> Wert vom Verbundpartner BES übermittelt.



**Abbildung 4.3: Treibhauspotenzial (GWP) der H<sub>2</sub>-Herstellung mit PEM-Elektrolyse und Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort Gasspeicher mit Min- und Max-Varianten zur Berücksichtigung der Unsicherheiten beim Strominput der Verfahren sowie bei den vermiedenen N<sub>2</sub>O-Emissionen bei der Schmutzwasser-Plasmalyse (Strommix 2030)**

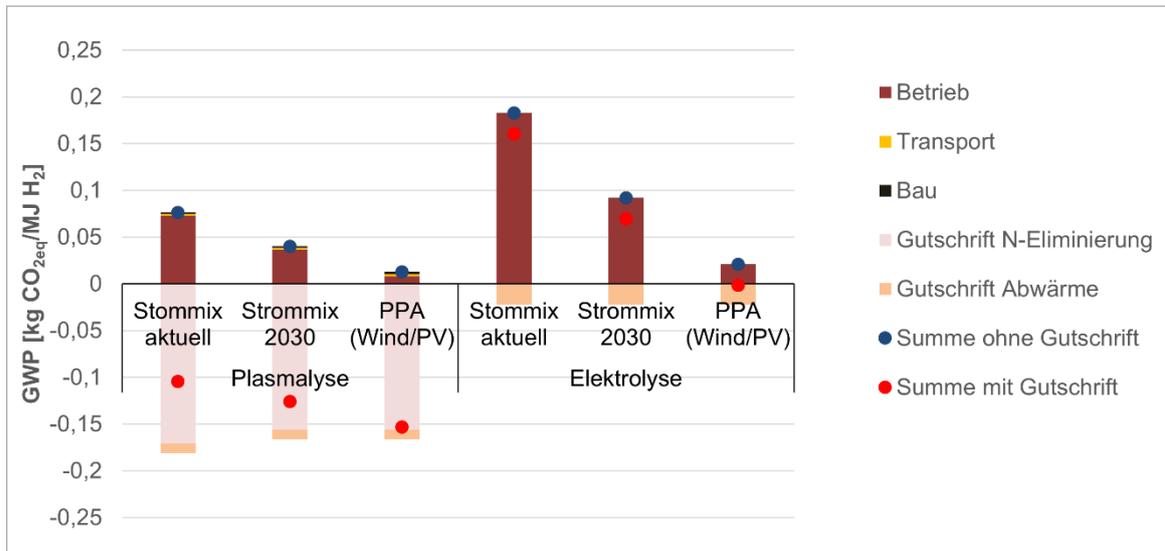
Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

Die Ergebnisse verdeutlichen den erheblichen Einfluss der vermiedenen N<sub>2</sub>O-Emissionen bei der Plasmalyse. Es handelt sich dabei um eine Gutschrift, die erfolgt, da der Schritt der Deammonifikation an der Kläranlage durch die Plasmalyse ersetzt werden kann. Im Prozess der Deammonifikation entstehen N<sub>2</sub>O-Emissionen, deren Höhe in einer großen Bandbreite dokumentiert ist. Die vermiedenen N<sub>2</sub>O-Emissionen führen sogar zu negativen Saldo-Werten der H<sub>2</sub>-Herstellung. Der Einsatz der Plasmalyse trägt diesen Ergebnissen zufolge sehr wahrscheinlich bereits dadurch zum Klimaschutz bei, dass eine N-Eliminierung und Vermeidung von N<sub>2</sub>O-Emissionen erfolgt. Die anderen Input-Parameter, die variiert wurden, wie der Wirkungsgrad der Plasmalyse und der Elektrolyse (Stromverbrauch pro MJ H<sub>2</sub>) und die Kapazität des LKW für den Transport haben im Vergleich zur Höhe der vermiedenen N<sub>2</sub>O-Emissionen nur einen geringen Einfluss auf das Ergebnis.

Bei der Elektrolyse wurde der Wirkungsgrad, sprich der Strombedarf pro MJ H<sub>2</sub> variiert. Im Ergebnis zeigt sich, dass dieser Parameter das Ergebnis im betrachteten Fall mit Strombezug nach dem Strommix 2030 stark beeinflusst. Außerdem hängt die Höhe des GWP deutlich davon ab, ob und in welchem Umfang die bei der Elektrolyse erzeugte Abwärme genutzt werden kann.

Da die Betriebsphase und hierbei der Stromverbrauch das Ergebnis zur Klimawirkung der H<sub>2</sub>-Herstellung erheblich beeinflusst, erfolgte eine Variation des Strominputs. Neben dem Strommix für das Jahr 2030 wurde der aktuelle Strommix (2021) sowie ein Betrieb mit ausschließlich erneuerbarem Strom modelliert. Die Variante mit erneuerbarem Strom orientiert sich optimistisch an dem Geschäftsmodell eines PPA, mit ca. 70 % Windstrom und 30 % PV-Strom. Denkbar ist auch ein preisorientierter Betrieb, in dem die H<sub>2</sub>-Herstellung z. B. bei negativen Strompreisen läuft, oder als Regelenergie. Dies würde jedoch die Dimensionierung der Anlage in Abhängigkeit der verfügbaren Volllaststunden beeinflussen. Wegen des kontinuierlich anfallenden Substrats, dem Zentratwasser das an der Kläranlage anfällt, ist bei der Plasmalyse ein möglichst kontinuierlicher Betrieb sinnvoll. Aus diesem Grund wurden die hier beschriebenen Varianten zum Strommix gewählt.

Je höher der Anteil erneuerbarer Energien im Strommix ist, umso geringer ist das GWP der H<sub>2</sub>-Herstellung (siehe Abbildung 4.4). Der Einfluss der Zusammensetzung des Strommixes auf das GWP ist dabei erheblich. Wird anstelle des Strommix 2030 der aktuelle Strommix unterstellt, so fällt das GWP über alle Prozessschritte im Falle der Plasmalyse (ohne Gutschriften) um 90 % höher aus. Hingegen reduziert sich das GWP bei der Variante PPA um 68 %. Bei der Elektrolyse ist der Einfluss des Strommixes wegen des geringeren Wirkungsgrades noch höher. Hier fällt das GWP über alle Prozessschritte bei Annahme des aktuellen Strommixes im Vergleich zum Strommix 2030 um 99 % höher aus. Hingegen reduziert sicher das GWP bei der Variante PPA um 77 %.



**Abbildung 4.4: Treibhauspotenzial (GWP) der H<sub>2</sub>-Herstellung mit PEM-Elektrolyse und Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort Gasspeicher mit verschiedenen Varianten der Zusammensetzung des Stroms**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

Die Rangfolge von Elektrolyse und Plasmalyse verändert sich durch die veränderten Strommixe nicht. Unter den betrachteten Varianten lässt sich nur ein Fall identifizieren, bei dem die Elektrolyse ein geringeres GWP im Vergleich zur Schmutzwasser-Plasmalyse aufweist. In diesem Fall wird für die H<sub>2</sub>-Herstellung rein erneuerbarer Strom genutzt und es wird eine Gutschrift für die Nutzung der Abwärme vergeben aber keine Gutschrift für die N-Eliminierung. Da es methodisch wenig plausibel ist, nur eine der beiden Gutschriften für Abwärme und N-Eliminierung zu vergeben, lässt sich aus den Analysen schlussfolgern, dass die in der Ökobilanz festgestellte Vorteilhaftigkeit der Schmutzwasser-Plasmalyse gegenüber der Elektrolyse in Bezug auf die Klimawirkung recht robust ist.

Nachteilig bei der Schmutzwasser-Plasmalyse ist der durch den Transport entweder des Konzentrats oder des H<sub>2</sub> ausgelöste zusätzliche Verkehr im städtischen Raum. Dieser spiegelt sich zwar kaum in der Treibhausgasbilanz wider, kann jedoch auf anderen Ebenen und in der öffentlichen Wahrnehmung negativ wirken, etwa durch Lärmbelastigungen und Verkehrsbeeinträchtigungen. Eine alternative Möglichkeit für das städtische Energiesystem, die in dieser Studie nicht weiter beleuchtet wird, da sie außerhalb der Zielstellung liegt, wäre es H<sub>2</sub> mittels Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort der Kläranlagen zu erzeugen und direkt ins Gasnetz einzuspeisen. Sofern es möglich ist, die Abwärme der Elektrolyse zu nutzen und rein erneuerbarer Strom eingesetzt wird, ist das Elektrolyseverfahren zur H<sub>2</sub>-Produktion direkt am Standort des Speichers mit Blick auf das GWP ebenfalls ein sinnvolles Verfahren und es würde einer H<sub>2</sub>-Produktion mittels Schmutzwasser-Plasmalyse an den Kläranlagen und anderweitiger Nutzung des H<sub>2</sub> nicht entgegenstehen.

Im Vergleich zu Erdgas, welches einen CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktor von 0,069 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ<sup>19</sup> aufweist, geht die H<sub>2</sub>-Herstellung mittels Plasmalyse und Elektrolyse mit einem Nutzen einher, wenn rein erneuerbarer Strom eingesetzt wird (ohne Berücksichtigung der Gutschriften). Bei der Plasmalyse führt bereits der Strommix, wie er für das Jahr 2030 angesetzt wurde, zu einer Vorteilhaftigkeit. Werden die Gutschriften angerechnet, so weist die Plasmalyse bereits mit dem aktuellen Strommix einen Vorteil gegenüber Erdgas bei der Klimawirkung auf. Bei der Elektrolyse ist ein Betrieb mit rein erneuerbarem Strom erforderlich, um einen Nutzen aus Sicht des Klimaschutzes zu erreichen.

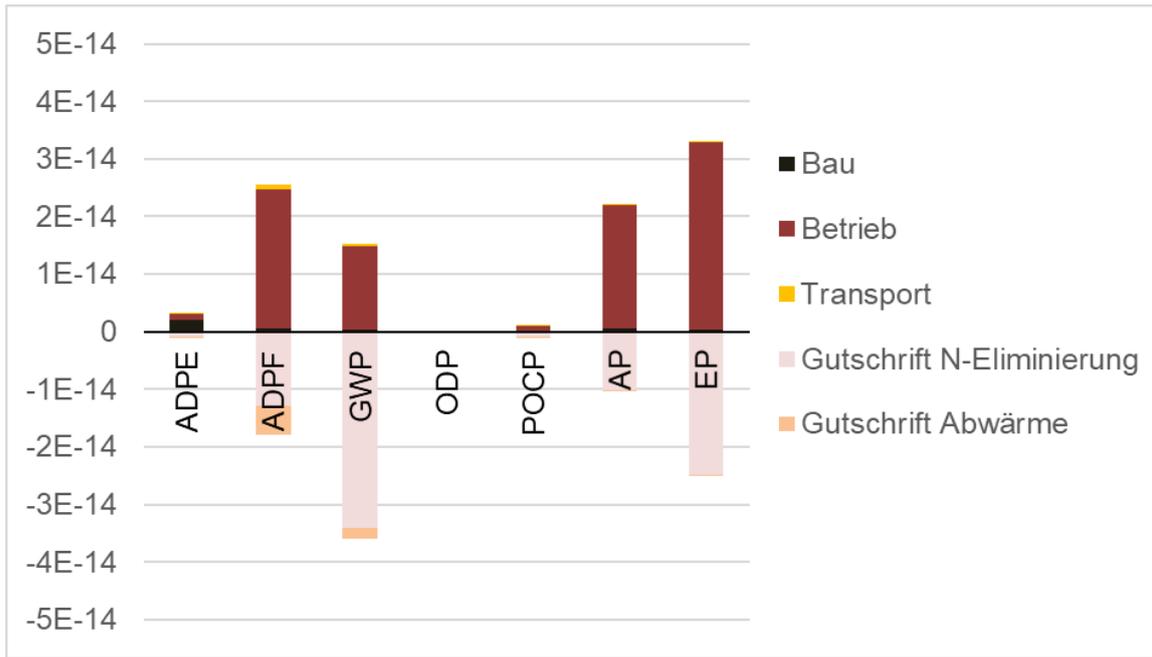
#### 4.2.1.2 Normierte Ergebnisse: Auswahl weiterer Wirkungskategorien

Auf welche weiteren Wirkungskategorien neben der Klimawirkung in der Ergebnisdarstellung und Auswertung näher eingegangen wird, soll anhand einer Normierung beantwortet werden. Die Normierung zeigt auf, in welchen Wirkungskategorien die untersuchten Produkte besonders hohe Anteile im Verhältnis zu den im Bezugsraum insgesamt auftretenden Emissionen verursachen. Aus der Normierung wird somit ersichtlich, welche Wirkungskategorien aus Sicht des Umweltschutzes besonders relevant sind. Zunächst werden die normierten Ergebnisse mit Bezug auf den Strommix 2030 darstellt (siehe Abbildung 4.5).

Neben der Klimawirkung sind der Normierung zufolge vor allem die Wirkungskategorien Marine Ökotoxizität, Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern (ADPF), Versauerungspotenzial (AP) und Eutrophierungspotenzial (EP) sowie auch das Potenzial für die Verknappung von abiotischen Ressourcen (Stoffen) (ADPE) von Relevanz.

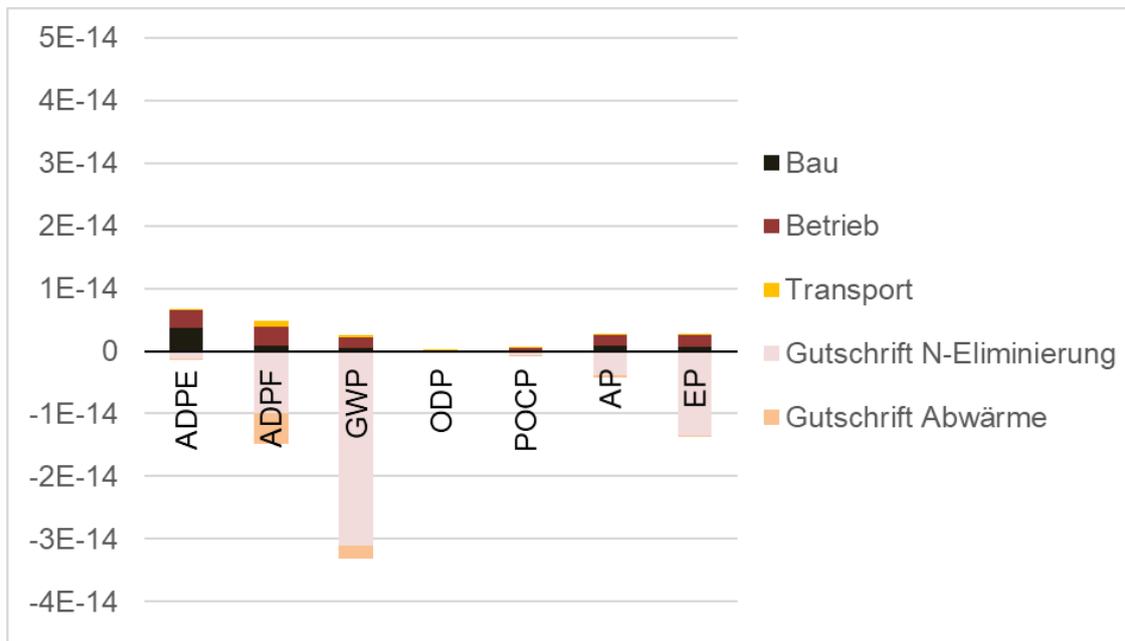
Im Vergleich zu den letztgenannten Kategorien hat die Marine Ökotoxizität jeweils den größten Umwelteinfluss über alle Konzepte. Dabei geht vor allem der Einzelprozess Deammonifikation mit hohen Werten in dieser Wirkungskategorie einher. Der Plasmalyseprozess selbst hat die geringsten Auswirkungen. Ein Blick in die Modellergebnisse zur Marinen Ökotoxizität zeigt, dass die Umweltwirkungen in dieser Kategorie vor allem aus der Entsorgung von Rückständen aus dem Bergbau entstehen. Insbesondere die Entsorgung von Rückständen aus den Braunkohle- sowie Steinkohleabbau führen zu hohen Werten, sodass der Einsatz fossilen Stroms mit hohen Werten einhergeht. Auch bei der Stahlproduktion entstehen durch den Einsatz von Legierungen Rückstände, die zu hohen Werten führen, weshalb der Anlagenbau einen hohen Anteil an den Gesamtwerten ausmacht. Die hinterlegten Emissionsdaten stammen jeweils aus älteren ecoinvent Datensätzen und bilden eine globale Produktion ab. Aufgrund des Alters der Datensätze (2011 - 2018) und der Unsicherheit der aktuellen Gegebenheiten bei der Behandlung von Bergbaurückständen wird auf die Umweltwirkung der Marinen Ökotoxizität trotz der hohen Werte als Ergebnis der Normierung in der folgenden detaillierten Ergebnisbeschreibung nicht näher eingegangen.

<sup>19</sup> Basierend auf ecoinvent-Datensatz „Natural gas, high pressure {DE} market for | Cut-off, U“ mit vollständig angerechneten CO<sub>2</sub>-Emissionen.



**Abbildung 4.5: Normierte Emissionen und Aufwendungen der Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort Gasspeicher unter Einsatz des Strommix 2030**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.



**Abbildung 4.6: Normierte Emissionen und Aufwendungen der Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort Gasspeicher unter Einsatz des Strommix PPA**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

Ähnlich wie bei der Klimawirkung haben vor allem der Betrieb der Schmutzwasser-Plasmalyse, die Gutschriften für die N-Eliminierung und die Abwärme einen großen Einfluss auf die Ergebnisse der jeweiligen Wirkungskategorien. Die Transportprozesse spielen in allen Wirkungskategorien eine untergeordnete Rolle, der größte Einfluss ist beim ADPF erkennbar. Der Bau trägt beim ADPE am

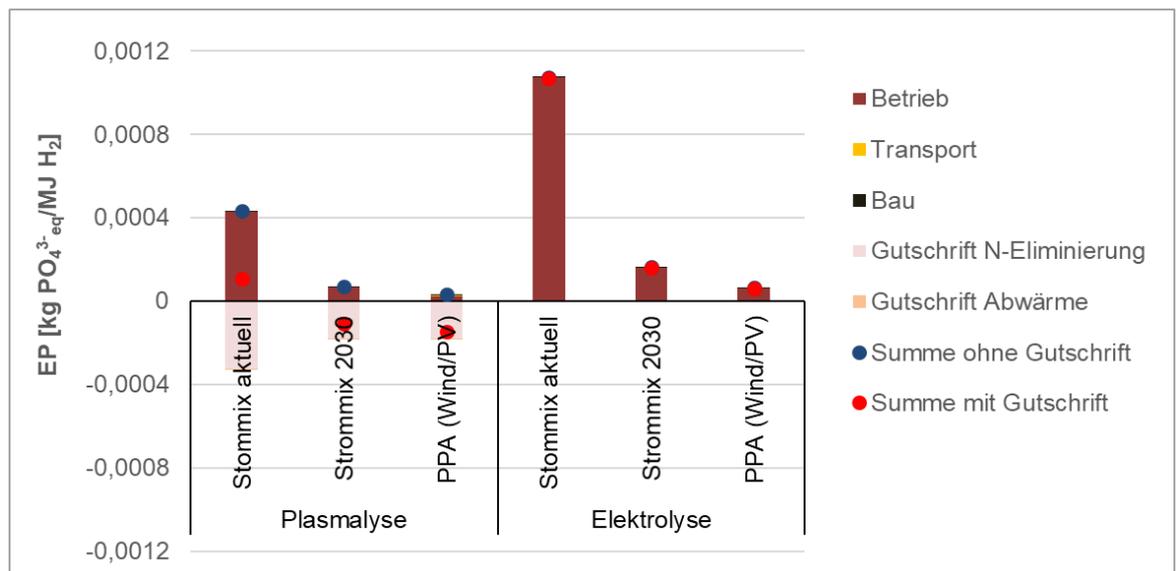
stärksten zum Gesamtwert bei und hat hier eine signifikante Bedeutung, bei den anderen Wirkungskategorien ist der Einfluss von Bau und Entsorgung der Anlagen gering.

Wird als Strombezug rein erneuerbarer Strom unterstellt (Variante PPA), so fallen die Ergebnisse in allen Wirkungskategorien bis auf das ADPE geringer aus als bei Strombezug Strommix 2030 (siehe Abbildung 4.5 und Abbildung 4.6 im Vergleich).

Es bleiben jedoch auch bei Strombezug PPA die vorab identifizierten Wirkungskategorien, das Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern (ADPF), das Versauerungspotenzial (AP) und Eutrophierungspotenzial (EP) sowie das Potenzial für die Verknappung von abiotischen Ressourcen (Stoffen) (ADPE) diejenigen mit den höchsten Werten nach Normierung.

#### 4.2.1.3 Eutrophierung und Versauerung

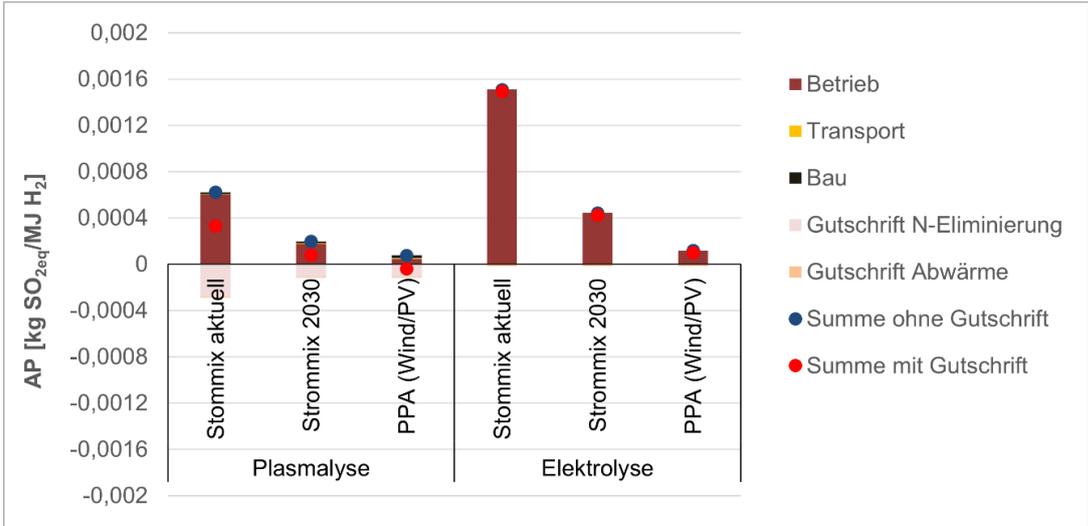
Die ökologische Vorteilhaftigkeit der Schmutzwasser-Plasmanalyse gegenüber der PEM-Elektrolyse ist auch in den Wirkungskategorien Eutrophierung und Versauerung erkennbar (siehe Abbildung 4.7 und Abbildung 4.8). Für das Ergebnis ist wie bei der Klimawirkung vor allem die Betriebsphase der H<sub>2</sub>-Herstellung und dabei der Stromeinsatz von Bedeutung.



**Abbildung 4.7: Eutrophierungspotenzial (EP) der H<sub>2</sub>-Herstellung mit Schmutzwasser-Plasmanalyse und mit PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers bei Einsatz unterschiedlicher Strommixe**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

Die Gutschrift für die N-Eliminierung bzw. dabei vor allem für die vermiedenen N<sub>2</sub>O-Emissionen wirkt sich beim AP wie beim GWP positiv auf das Ergebnis aus. In der Wirkungskategorie Eutrophierung ergeben sich bei der Schmutzwasser-Plasmanalyse negative Saldo-Werte beim Strommix 2030 und Strommix PPA, in der Wirkungskategorie AP hingegen nur beim Strommix PPA, da die vermiedenen N<sub>2</sub>O-Emissionen diese Wirkungskategorie weniger stark beeinflussen. Die Gutschrift für Abwärme hat keinen erkennbaren Einfluss auf das Ergebnis dieser Wirkungskategorie.

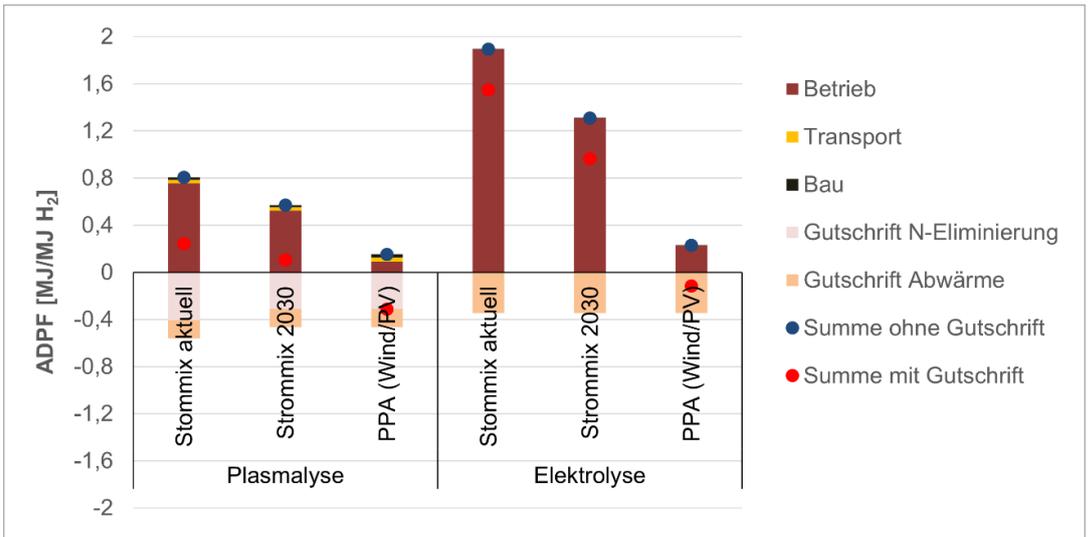


**Abbildung 4.8: Versauerungspotenzial (AP) der H<sub>2</sub>-Herstellung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und mit PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers bei Einsatz unterschiedlicher Strommixe**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

4.2.1.4 Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern und abiotischen Ressourcen

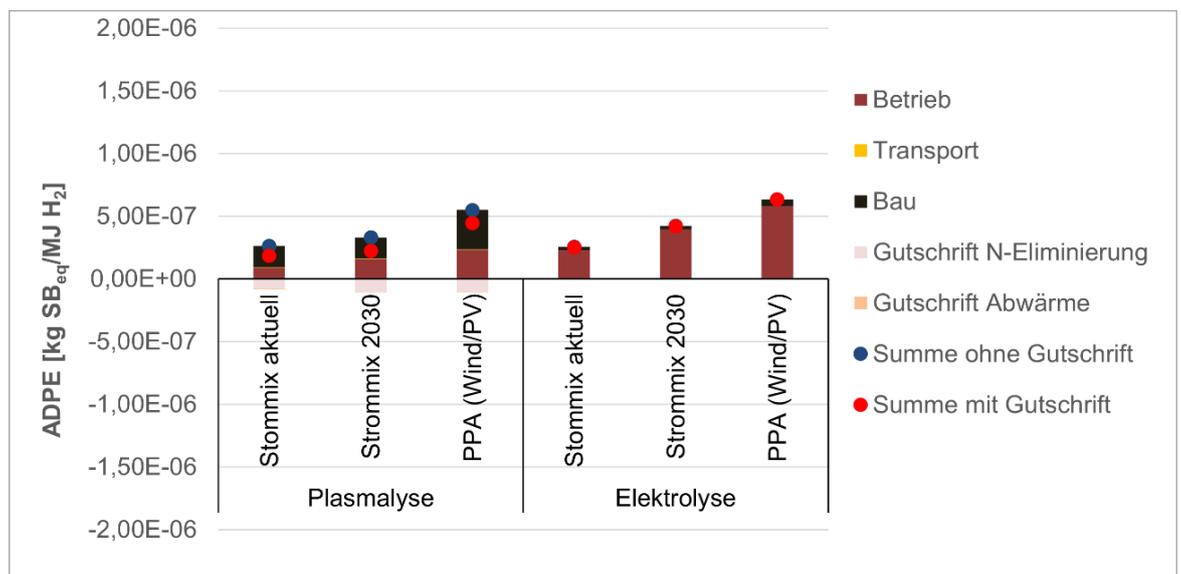
Beim ADPF der Schmutzwasser-Plasmalyse führt die Gutschrift für die N-Eliminierung wie bei Eutrophierung und Versauerung nicht in allen Fällen zu einem negativen Saldo-Wert (siehe Abbildung 4.9). Dabei tragen vor allem der fossile Anteil im Stromverbrauch der Deammonifikation und die Vorkette der Natronlauge zu einer Reduktion des ADPF von H<sub>2</sub> bei. Die vermiedenen N<sub>2</sub>O-Emissionen spielen hier keine Rolle. Die PEM-Elektrolyse weist wegen der geringeren Effizienz einen deutlich höheren ADPF auf, erreicht aber beim Strommix PPA und durch die Gutschrift für die Abwärmenutzung ebenfalls einen negativen Saldo-Wert.



**Abbildung 4.9: Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern (ADPF) der H<sub>2</sub>-Herstellung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und mit PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers bei Einsatz unterschiedlicher Strommixe**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

Beim ADPE sind die Saldo-Werte für alle Verfahren und Varianten positiv (siehe Abbildung 4.10). Die positiven Werte sind darauf zurückzuführen, dass bei den Gutschriften nur der Stromverbrauch für das Deammonifikationsverfahren, die Vorkette der Natronlauge und in sehr geringem Umfang der Gaskessel bei der Abwärme-Gutschrift einen Effekt zeigen. Die vermiedenen  $N_2O$ -Emissionen, die in anderen Wirkungskategorien das Ergebnis stark beeinflussen, spielen hier keine Rolle. Stattdessen sind in dieser Wirkungskategorie Herstellung und Bau von deutlich größerer Relevanz als in den anderen Wirkungskategorien. Beim Strommix PPA ist der Wert für Herstellung und Bau am größten, da hier wegen der geringeren Volllaststunden die Plasmalyse-Anlage größer dimensioniert ist. Die Betriebsphase hat ebenfalls einen großen Einfluss auf das Ergebnis. Die Unterschiede in der Betriebsphase sind auf den jeweiligen Stromverbrauch für die  $H_2$ -Herstellung zurückzuführen. Dabei nimmt die Höhe des Wertes mit steigendem erneuerbaren Energien Anteil im Strommix zu. Es zeigt sich hier die Relevanz der Herstellung der erneuerbaren Stromerzeugungsanlagen.



**Abbildung 4.10: Potenzial für die Verknappung von abiotischen Ressourcen (ADPE) der  $H_2$ -Herstellung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und mit PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers bei Einsatz unterschiedlicher Strommixe**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

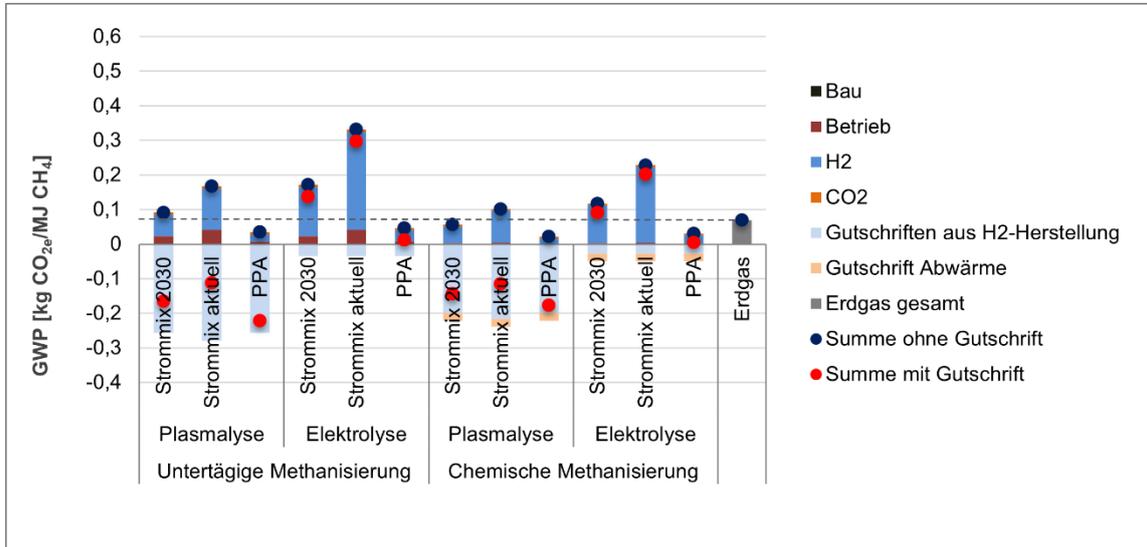
Die Unterschiede zwischen Plasmalyse und Elektrolyse sind vor allem auf das Lüftungssystem zurückzuführen, das in dem Plasmalyse-Verfahren laut Entwickler und Betreiber eingebaut ist. Inwiefern die Unterschiede zwischen den Verfahren durch die unterschiedliche Datenqualität und -detailtiefe zustande kommen, kann mit dem Kenntnisstand der Autor\*innen nicht beantwortet werden.

## 4.2.2 $CH_4$ -Herstellungsverfahren

Die Analysen zu den  $H_2$ -Herstellungsverfahren und -konzepten haben ergeben, dass bei der Schmutzwasser-Plasmalyse das Konzept mit Standort am Speicher geringfügige Vorteile aufweist gegenüber dem Konzept mit Standort der Plasmalyse an den Kläranlagen. Daher bezieht sich die nächste Stufe, der Vergleich der  $CH_4$ -Herstellung mittels verschiedener Verfahren, auf dieses Konzept. Ergänzend wird die PEM-Elektrolyse am Standort des Speichers als möglicher Fall betrachtet, da die Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort des Speichers mit einer erheblichen Verkehrsleistung einhergeht. In den Wirkungskategorien wird zudem ein Vergleich zu Erdgas aufgestellt.

#### 4.2.2.1 Klimawirkung

Für das GWP der Erzeugung von CH<sub>4</sub> mittels untertägiger Methanisierung und chemischer Methanisierung ist vor allem der **CO<sub>2</sub>-Fußabdruck des H<sub>2</sub>** von großer Bedeutung (siehe Abbildung 4.11).

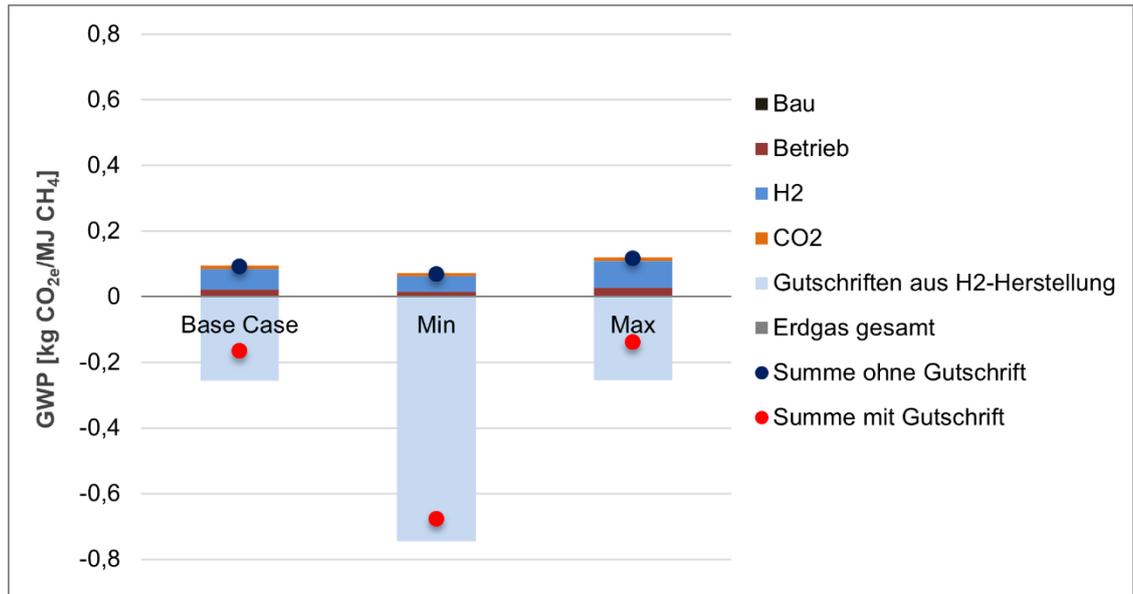


**Abbildung 4.11: Treibhauspotenzial (GWP) der CH<sub>4</sub>-Herstellung mit untertägiger Methanisierung und chemischer Methanisierung bei Einsatz unterschiedlicher Verfahren zur H<sub>2</sub>-Herstellung und bei Einsatz unterschiedlicher Strommixe**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

Dieser hängt, wie im Kapitel 4.2.1.1 beschrieben, vor allem vom Strommix ab sowie von der Entscheidung, welche Gutschriften, für Abwärme und N-Eliminierung, vergeben werden. Hierbei spielt auch die Frage eine Rolle, ob die Abwärme am Standort der Plasmalyse bzw. Elektrolyse genutzt werden kann. Unter dem Begriff H<sub>2</sub>-Gutschrift werden in Abbildung 4.11 die beiden Gutschriften für Abwärme (bei der Schmutzwasser-Plasmalyse und Elektrolyse) und für die N-Eliminierung (bei der Schmutzwasser-Plasmalyse) zusammengefasst und aggregiert dargestellt. Die Gutschrift Abwärme bezieht sich auf die Abwärme aus der chemischen Methanisierung und ist separat aufgeführt. Es können die Ergebnisse mit und ohne Gutschriften aus der Abbildung abgelesen werden.

Einen großen Einfluss hat wegen der großen Bedeutung des H<sub>2</sub> auch die **recovery rate**, die in der untertägigen Methanisierung erreicht wird. Die recovery rate liegt im Base Case bei 70 % (zur Beschreibung der Rate siehe Kapitel 4.1.5.1). Damit liegt das energetische Verhältnis von CH<sub>4</sub> zu H<sub>2</sub> bei 0,65. Es wurden in einer Sensitivitätsanalyse, um die Unsicherheiten abzudecken, Varianten mit Werten von 0,74 (Min-Variante) und 0,55 (Max-Variante) bilanziert (siehe Abbildung 4.12). Durch die Erhöhung bzw. Absenkung des energetischen Verhältnisses sinkt das GWP (ohne Gutschriften) um 25 % bzw. steigt um 21 %. Somit stellt die recovery rate einen zentralen Einflussfaktor für die Höhe des GWP von CH<sub>4</sub> aus der untertägigen Methanisierung dar.



**Abbildung 4.12: Treibhauspotenzial (GWP) in Min- und Max-Varianten der CH<sub>4</sub>-Herstellung mit untertägiger Methanisierung bei Einsatz der Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort des Gasspeichers für die H<sub>2</sub>-Herstellung und unter Einsatz des Strommix 2030**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

Der **Betrieb des Speichers** selbst macht nur einen geringen Anteil der CO<sub>2eq</sub>-Emissionen aus (siehe Abbildung 4.11). Gleiches gilt für die chemische Methanisierung, bei der der Stromverbrauch pro MJ CH<sub>4</sub> sogar noch etwas geringer ist. Herstellung und Bau (inkl. Entsorgung) und auch die Bereitstellung und der Transport von CO<sub>2</sub> gehen bei der untertägigen wie auch der chemischen Methanisierung nur mit geringen CO<sub>2eq</sub>-Emissionen pro MJ CH<sub>4</sub> einher. Sie gewinnen erst in dem Fall an Bedeutung, wenn rein erneuerbarer Strom für die H<sub>2</sub>-Herstellung eingesetzt wird (siehe Varianten mit Strombezug PPA in Abbildung 4.11).

Bei der **untertägigen Methanisierung** hat das GWP in der besten Variante ohne Gutschriften einen Wert von 0,034 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ (Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort Speicher mit Strombezug PPA, dem CO<sub>2</sub> ist nur die Last des Transportes zugerechnet, nicht die Bereitstellung) und liegt damit deutlich unter dem Wert von Erdgas von 0,069 kg CO<sub>2eq</sub>/MJ. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich die in der Bilanz verwendeten Hintergrunddatensätze auf den Status quo beziehen bzw. in den meisten Fällen sogar auf (teils deutlich) zurückliegende Jahre. Ein Produktionssystem, in dem die Produktion von Anlagen und Stoffen auf erneuerbaren Energien fußt, würde somit auch bei den hier betrachteten Konzepten eine weitere Reduktion des GWP bewirken und dazu führen, dass das erzeugte CH<sub>4</sub> sein GWP im Vergleich zu dem von Erdgas verbessert.

Alle Varianten, bei denen die H<sub>2</sub>-Herstellung mit dem Strommix PPA gefahren wird, weisen gegenüber Erdgas eine geringere Klimawirkung auf und führen somit zu einer CO<sub>2eq</sub>-Vermeidung. Der Strommix PPA bezieht sich auf einen **Strommix** von ca. 70 % Wind und 30 % PV. Der CO<sub>2eq</sub>-Emissionsfaktor dieses Strommixes beträgt 45 g CO<sub>2eq</sub>/kWh<sub>el</sub>. Die Emissionen sind vor allem auf die Herstellung der PV-Anlagen zurückzuführen. Die Vorketten-Datensätze wurden dabei nicht auf den Status quo angepasst. Eine Aktualisierung des Datensatzes und seiner Vorketten würde voraussichtlich zu einer Reduktion dieses Wertes führen. Der Strommix PPA wurde dabei nur auf die H<sub>2</sub>-Herstellung und den Speicherbetrieb angelegt und nicht auf die Prozesse in der Kläranlage.

Ziel des Vergleichs verschiedener Strommixe ist es aufzuzeigen, welchen Beitrag die hier beschriebenen Konzepte bereits in den nächsten 10 Jahren zum Klimaschutz leisten können. Langfristig können die Konzepte einen größeren Beitrag zur Reduktion der Treibhausgasemissionen leisten, da ein rein erneuerbarer Strommix angestrebt wird.

Mit dem aktuellen deutschen Strommix und auch mit einem Strommix 2030 mit 80 % erneuerbaren Energien liegt das GWP von CH<sub>4</sub> aus der untertägigen Methanisierung und der chemischen Methanisierung jedoch über dem von Erdgas. Dies gilt, wenn die Gutschriften für die N-Eliminierung und Abwärme nicht angerechnet werden. Werden die vermiedenen N<sub>2</sub>O-Emissionen und die Abwärme bei der Schmutzwasser-Plasmanalyse gutgeschrieben, so ist der GWP des erzeugten CH<sub>4</sub> bei der untertägigen und auch bei der chemischen Methanisierung negativ. Hauptursache für die negativen Werte ist die **Vermeidung der klimawirksamen N<sub>2</sub>O-Emissionen** im Zuge der Schmutzwasser-Plasmanalyse bzw. der Substitution der Deammonifikation (siehe Kapitel 4.2.1.1). Die N-Eliminierung und dabei die vermiedenen Lachgasemissionen sind aus Sicht des Klimaschutzes der entscheidende Vorteil, wenn die Schmutzwasser-Plasmanalyse für die H<sub>2</sub>-Produktion anstelle einer PEM-Elektrolyse eingesetzt wird.

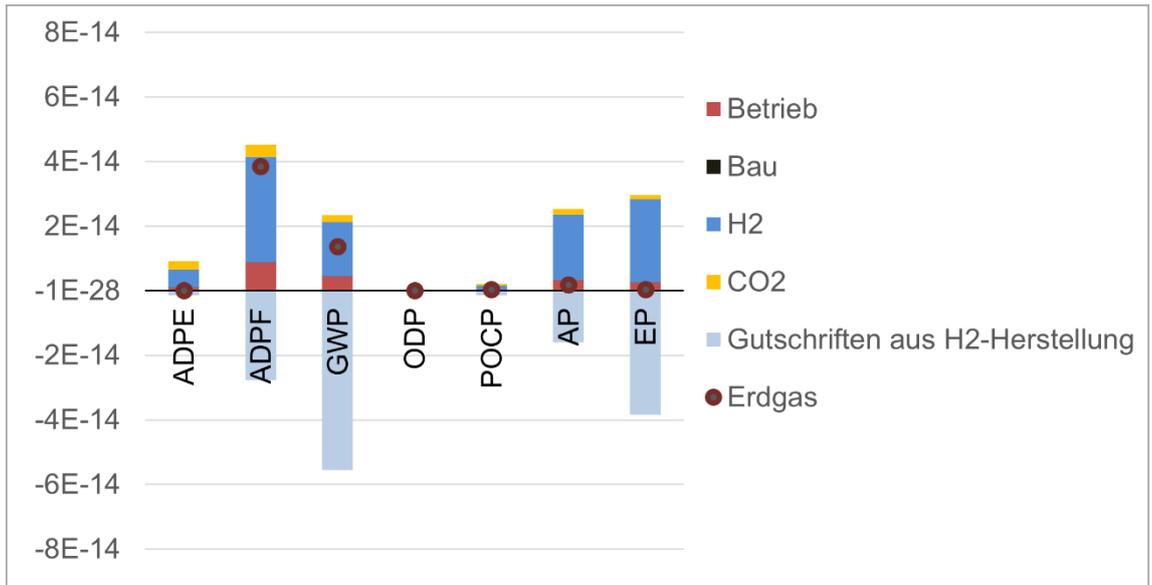
Die GWP der **chemischen Methanisierung** und der untertägigen Methanisierung liegen nahe beieinander. Die H<sub>2</sub>-Bereitstellung wirkt sich sowohl seitens der positiven als auch der negativen Ausprägung bei der chemischen Methanisierung weniger stark aus, da das Verhältnis von erzeugtem CH<sub>4</sub> zu zugeführtem H<sub>2</sub> bei der chemischen Methanisierung mit 0,83 höher ist als bei der untertägigen Methanisierung mit 0,65. Der Beitrag der Betriebsphase zum GWP ist bei der chemischen Methanisierung ebenfalls weniger ausgeprägt, da der Stromverbrauch pro MJ CH<sub>4</sub> etwas geringer ist. Bei der chemischen Methanisierung fällt außerdem anders als bei der untertägigen Methanisierung Abwärme an, für die eine Gutschrift vergeben wird.

In der Summe weist damit die chemische Methanisierung geringe Vorteile beim GWP gegenüber der untertägigen Methanisierung auf, welche jedoch im Bereich der Unsicherheiten liegen. Im Vergleich zu Erdgas liegt das GWP wie auch bei der untertägigen Methanisierung höher, wenn der aktuelle Strommix oder der Strommix 2030 für die H<sub>2</sub>-Herstellung eingesetzt wird.

#### 4.2.2.2 Normierte Ergebnisse: Auswahl der Wirkungskategorien

Neben der Klimawirkung sind der Normierung zufolge das ADPF, das ADPE, das AP und EP relevante Wirkungskategorien. Den größten Einfluss auf alle Wirkungskategorien hat die H<sub>2</sub>-Bereitstellung sowohl im Sinne der Lasten als auch im Sinne des potenziellen Nutzens durch die Gutschrift. Wie auch bei der H<sub>2</sub>-Herstellung weist die Wirkungskategorie Marine Ökotoxizität die größte Umweltwirkung nach Normierung auf. Wie in Kapitel 4.2.1.2 bereits beschrieben, beinhaltet diese Wirkungskategorie größere Unsicherheiten, weswegen sie im Folgenden nicht näher betrachtet wird.

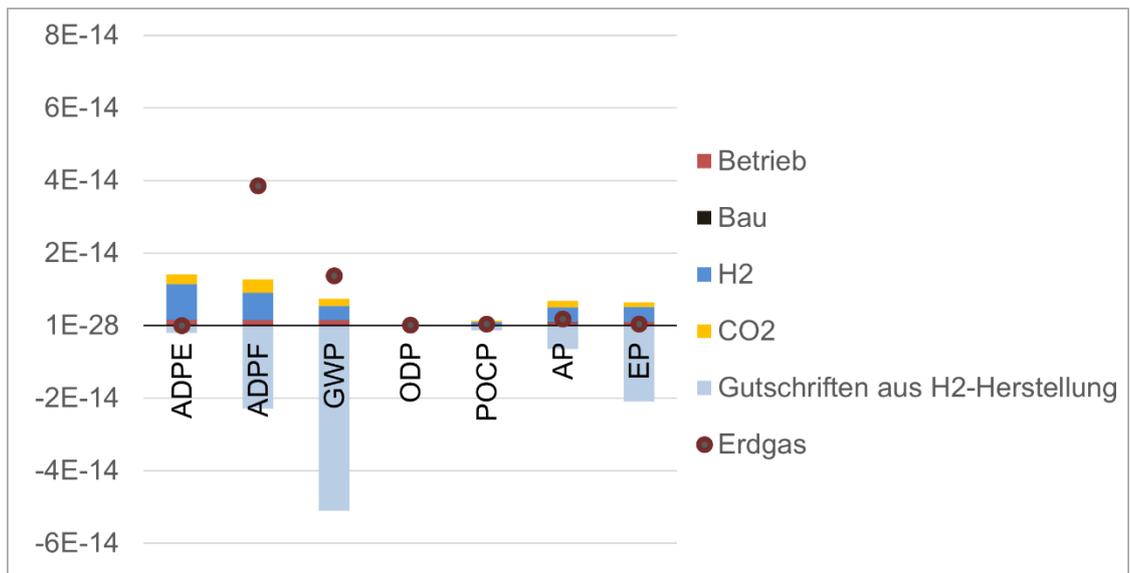
Der ADPF hat vor allem beim Betrieb der Plasmanalyse mit dem Strommix 2030 Relevanz (siehe Abbildung 4.13), da hier noch fossile Energieträger zum Einsatz kommen. Noch höhere Werte treten bei Einsatz des aktuellen Strommixes auf (nicht in einer Abbildung dargestellt). Bei einem Betrieb mit Strommix PPA gewinnt das ADPE im Vergleich zu den anderen Wirkungskategorien an Bedeutung (siehe Abbildung 4.14), da der Bau der erneuerbaren Stromerzeugungsanlagen mit hohen Ressourcenaufwendungen wie Stahl, Beton und Aluminium einhergeht.



**Abbildung 4.13: Normierte Emissionen und Aufwendungen des Konzepts der untertägigen Methanisierung in Kombination mit der Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort des Gasspeichers unter Einsatz des Strommix 2030**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

Die H<sub>2</sub>-Gutschriften verändern sich beim Wechsel vom Strommix 2030 auf Strommix PPA nicht, da der Strommix PPA nicht in der Referenztechnologie Deammonifikation Eingang fand. Grund ist, dass es sich hierbei um ein kontinuierlich durch den Kläranlagenbetreiber betriebenes Verfahren handelt. Da die vermiedenen N<sub>2</sub>O-Emissionen und der vermiedene Einsatz an Natronlauge ebenfalls nicht durch den Strommix beeinflusst werden, sind die Gutschriften in beiden Fällen identisch.

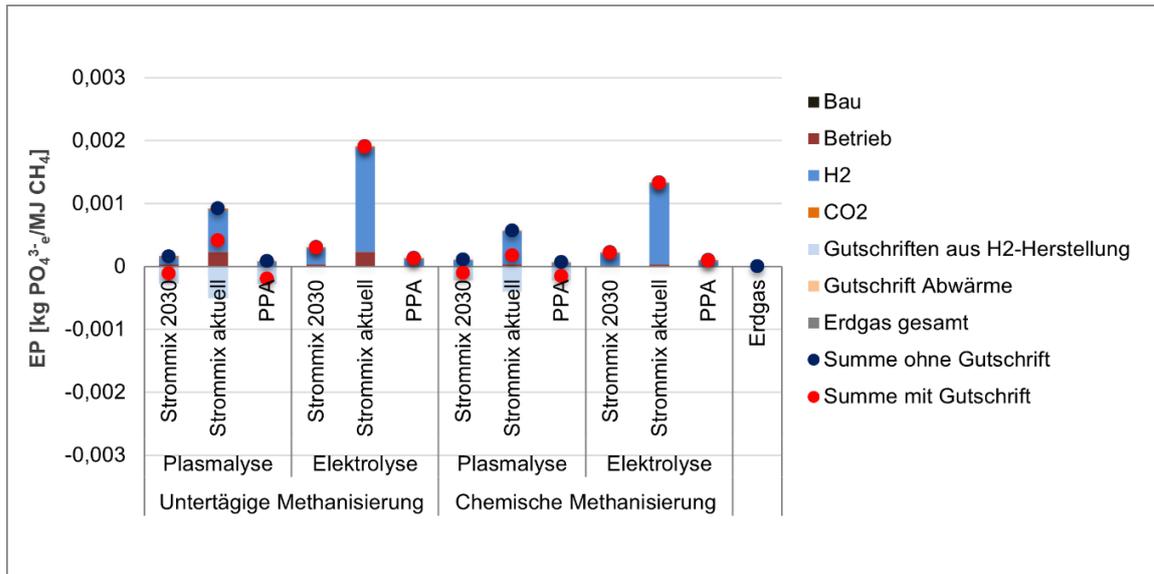


**Abbildung 4.14: Normierte Emissionen und Aufwendungen des Konzepts der untertägigen Methanisierung in Kombination mit der Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort des Gasspeichers unter Einsatz des Strommix PPA**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

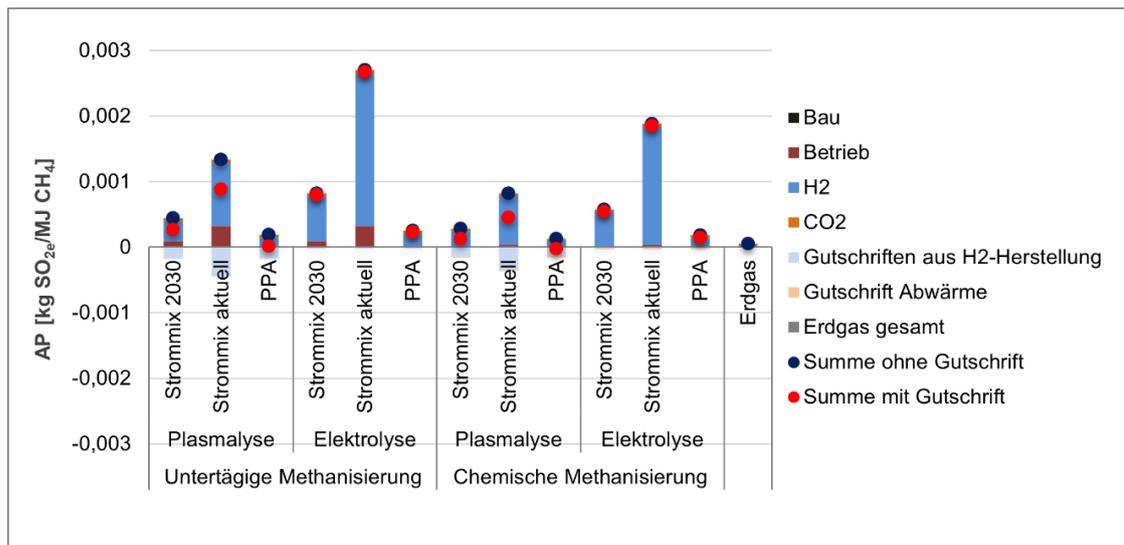
### 4.2.2.3 Eutrophierung und Versauerung

Beim EP sowohl der untertägigen als auch chemischen Methanisierung zeigt sich die ökologische Vorteilhaftigkeit der Schmutzwasser-Plasmalyse als Verfahren zur H<sub>2</sub>-Bereitstellung gegenüber der Elektrolyse deutlich, insbesondere dann, wenn der aktuelle Strommix zum Einsatz kommt (siehe Abbildung 4.15). Beim Einsatz von rein erneuerbarem Strom (PPA) liegen die Ergebnisse aller untersuchten Fälle recht nahe beieinander. Bei der Plasmalyse treten negative Saldo-Werte auf.



**Abbildung 4.15: Eutrophierungspotenzial (EP) verschiedener Konzepte der untertägigen und chemischen Methanisierung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers sowie mit unterschiedlichen Strommixin**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.



**Abbildung 4.16: Versauerungspotenzial (AP) verschiedener Konzepte der untertägigen und chemischen Methanisierung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers sowie mit unterschiedlichen Strommixin**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

Die Gutschrift für die N-Eliminierung schlägt beim EP weniger stark zu Buche, sodass bei Einsatz des aktuellen Strommixes positive Saldo-Werte auftreten. Die Unterschiede zwischen untertägiger und chemischer Methanisierung sind gering. Werden keine Gutschriften vergeben, so entstehen höhere Lasten im Vergleich zum fossilen Referenzprodukt Erdgas.

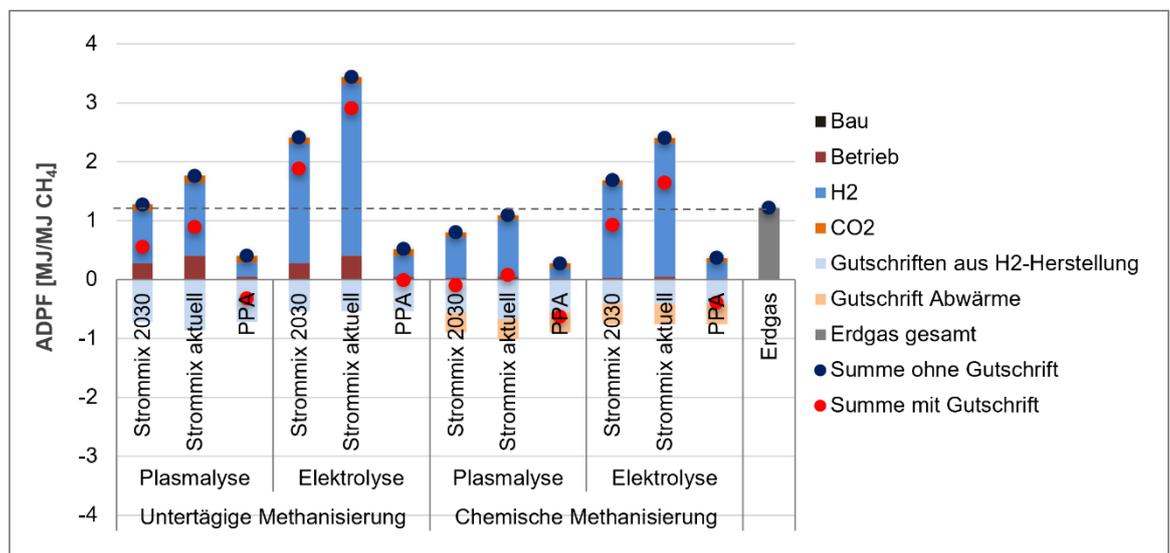
Beim AP sind diese Effekte noch deutlicher als beim EP. Hier werden selbst bei Vergabe der Gutschriften nur im Falle des Strommix PPA negative Saldo-Werte erreicht (siehe Abbildung 4.16). Nur in diesen Fällen ist ein Vorteil gegenüber der fossilen Referenz Erdgas festzustellen.

#### 4.2.2.4 Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern und abiotischen Ressourcen

Beim ADPF zeigt sich eine Vorteilhaftigkeit der untertägigen Methanisierung gegenüber Erdgas in allen Konzepten und Fällen, wenn die Variante PPA als Strommix gewählt wird (auch wenn die Gutschriften nicht vergeben werden) (siehe Abbildung 4.17).

Eine Vergabe der Gutschriften führt beim ADPF nur bei den Varianten mit Strommix PPA zu negativen Saldo-Werten, da die vermiedenen  $N_2O$ -Emissionen in dieser Wirkungskategorie keinen Einfluss haben. Somit ist der Effekt der Gutschrift für die N-Eliminierung weniger stark.

Ein Betrieb mit dem aktuellen Strommix oder dem Strommix 2030 führt dazu, dass Konzepte mit der PEM-Elektrolyse als  $H_2$ -Herstellungsverfahren schlechter zu bewerten sind als Erdgas. Bei der Schmutzwasser-Plasmalyse als  $H_2$ -Herstellungsverfahren führen die Gutschriften dazu, dass das synthetische Methan einen geringeren Wert aufweist als Erdgas. Die chemische Methanisierung führt wegen des geringeren Stromverbrauchs insbesondere bei Strommischen mit hohen  $CO_{2eq}$ -Emissionsfaktoren zu geringeren Werten als die untertägige Methanisierung.

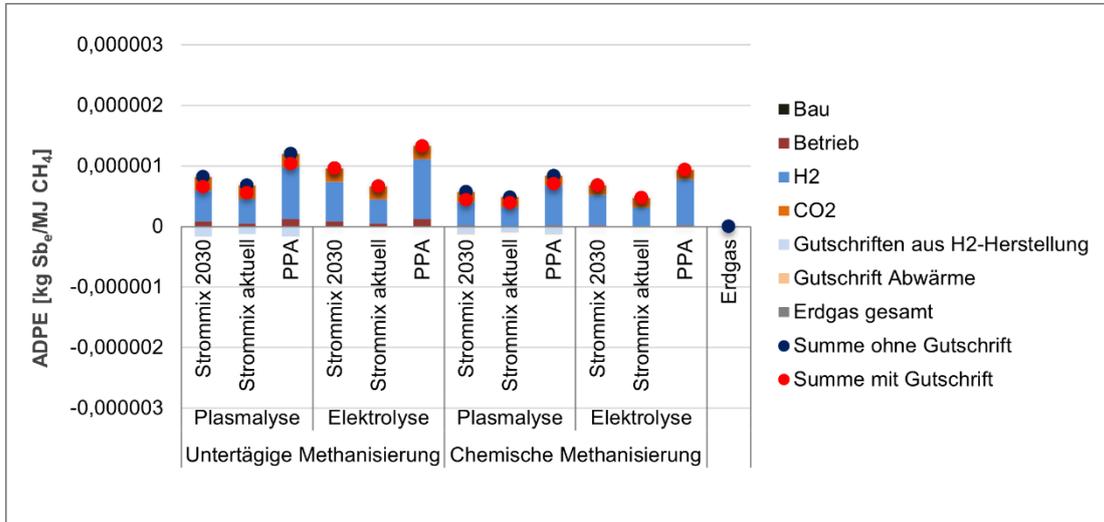


**Abbildung 4.17: Potenzial für die Verknappung von fossilen Energieträgern (ADPF) verschiedener Konzepte der untertägigen und chemischen Methanisierung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers sowie mit unterschiedlichen Strommischen**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

Beim ADPE zeigt sich ein ähnliches Bild wie beim Vergleich der  $H_2$ -Herstellungsverfahren. Die Varianten, in denen der Strommix PPA zum Einsatz kommt, weisen in dieser Kategorie die höchsten

Werte auf (siehe Abbildung 4.18). Dies ist Großteils auf die H<sub>2</sub>-Herstellung, und hier den Stromeinsatz bzw. die Herstellung der erneuerbaren Stromerzeugungsanlagen, zurückzuführen. Die Gutschriften haben in dieser Wirkungskategorie kaum einen Effekt. Alle Konzepte und Varianten führen zu höheren Werten im Vergleich zu Erdgas.



**Abbildung 4.18: Potenzial für die Verknappung von abiotischen Ressourcen (ADPE) verschiedener Konzepte der untertägigen und chemischen Methanisierung mit Schmutzwasser-Plasmalyse und PEM-Elektrolyse am Standort des Gasspeichers sowie mit unterschiedlichen Strommischen**

Quelle: Eigene Darstellung, IÖW.

## 5 Zusammenfassung und Fazit

Das primäre Ziel der Herstellung von  $H_2$  und synthetischem  $CH_4$  ist es, zur Defossilisierung und Klimaneutralität des Energiesektors beizutragen. Die Analysen im Zuge dieser Studie legen daher den Schwerpunkt auf die Wirkungskategorie Klimawirkung bzw. auf die Höhe der Treibhausgasemissionen der betrachteten Verfahren und Konzepte. In den folgenden Abschnitten werden die zentralen Ergebnisse der Ökobilanzen zusammengefasst. An ausgewählten Stellen werden Empfehlungen zur Minderung der in der Ökobilanz erfassten Umwelteffekte abgeleitet. Darüber hinaus werden Schlussfolgerungen für eine mögliche Umsetzung des Konzepts der untertägigen Methanisierung gezogen und es werden die Grenzen und Limitierungen der Ökobilanzen aufgezeigt.

**Zentrale Ergebnisse** der Studie sind: Bei einem Einsatz von rein erneuerbarem Strom für die  $H_2$ -Herstellung und Methanisierung wird mit allen betrachteten Verfahren und Konzepten im Vergleich zu Erdgas mit hoher Sicherheit eine Reduktion der Treibhausgasemissionen erzielt. Mit dem aktuellen Strommix und dem Strommix 2030 werden mit der Polymer-Elektrolyt-Membran (PEM)-Elektrolyse als  $H_2$ -Herstellungsverfahren und anschließender Methanisierung im Vergleich zu Erdgas jedoch mehr Treibhausgasemissionen verursacht. Bei der Plasmalyse können auch bei  $CO_2$ -intensiveren Strommischen die Gutschriften vor allem der N-Eliminierung und in geringerem Maße der Abwärme dazu führen, dass negative Werte bei der Klimawirkung bzw. dem Global Warming Potential (GWP) erzielt werden und ein Beitrag zum Klimaschutz wahrscheinlich ist. Dennoch sollte für einen maximalen Beitrag zum Klimaschutz generell möglichst erneuerbarer Strom eingesetzt werden. Die Gutschrift für die vermiedenen  $N_2O$ -Emissionen hat einen maßgeblichen Einfluss auf das Ergebnis. Der mögliche Beitrag zum Klimaschutz der Schmutzwasser-Plasmalyse durch die vermiedenen  $N_2O$ -Emissionen ist auch abseits der  $H_2$ -Herstellung und -Nutzung somit als Ergebnis der Studie hervorzuheben. Denn der Effekt der Gutschrift für die N-Eliminierung ist so überragend, dass das Verfahren nach weiterer Prüfung explizit für die Vermeidung klimawirksamer Gase eingesetzt werden könnte. Ein Einsatz der Schmutzwasser-Plasmalyse ist an den Kläranlagen, an denen Zentratwasser entsteht, aus Klimaschutzsicht somit zu empfehlen.

Im Folgenden wird etwas ausführlicher auf die Ergebnisse eingegangen:

Die Studie nimmt den Berliner Gasspeicher in Berlin Charlottenburg-Wilmersdorf als Ausgangspunkt. Als  $H_2$ -Herstellungsverfahren werden die **Schmutzwasser-Plasmalyse**, einmal am **Standort des Gasspeichers mit Transport des Konzentrats** und einmal am Standort der Kläranlagen mit Transport des  $H_2$ , und die **PEM-Elektrolyse** am Standort des Gasspeichers untersucht. Die untertägige Methanisierung wird anschließend mit dem Verfahren der chemischen Methanisierung sowie mit der Referenz Erdgas verglichen.

Der **Standort der Plasmalyse** hat nur einen sehr geringen Einfluss auf die Klimawirkung der  $H_2$ -Herstellung, da in beiden Fällen ein Transport erfolgen muss, entweder des  $H_2$  oder des Konzentrats und da die Unterschiede in der Verkehrsleistung und den Emissionen aus dem Transport vergleichsweise gering sind. Das Konzept, bei dem sich die Plasmalyse am Standort des Speichers befindet, weist ein geringfügig geringeres GWP auf. In diesem Fall wird das Konzentrat an der Kläranlage hergestellt und zum Speicher transportiert. Dieser Fall wurde wegen der geringen Vorteilhaftigkeit anschließend neben der Elektrolyse als Vorkette für die Methanisierung ausgewählt.

In der Ökobilanz ist für den **Transport** von  $H_2$  und dem Konzentrat der Einsatz von Diesel betriebenen LKWs angenommen, da diese als Datensätze in Ecoinvent zur Verfügung standen. Das GWP

ließe sich eventuell reduzieren, wenn H<sub>2</sub> oder andere synthetische Treibstoffe für die LKWs zum Einsatz kämen. Allerdings ist der Einfluss des Transports auf die Gesamtergebnisse gering.

Wesentlich relevanter für die Klimawirkung der H<sub>2</sub>-Herstellung ist im Vergleich zur Wahl des Standorts und des Transportmediums zum einen die (methodische) Frage, ob und welche **Gutschriften** vergeben werden und zum anderen die Entscheidung, welcher **Strommix** für die H<sub>2</sub>-Herstellung genutzt wird. Mit rein erneuerbaren Strommixen lässt sich im Vergleich zu Erdgas mit H<sub>2</sub> aus der Schmutzwasser-Plasmalyse und der PEM-Elektrolyse auch ohne Gutschriften ein Vorteil in Bezug auf die Klimawirkung erzielen. Bei Einsatz eines Strommixes mit fossilen Anteilen ist dies bei der PEM-Elektrolyse nicht der Fall. Bei der Schmutzwasser-Plasmalyse reicht der Strommix 2030 mit 80 % erneuerbaren Energien aus, um auch ohne Gutschriften einen Vorteil zu erzielen.

Bei der Schmutzwasser-Plasmalyse wird NH<sub>4</sub> als H<sub>2</sub> Quelle genutzt. Neben H<sub>2</sub> wird N<sub>2</sub> bei der Gastrennung erzeugt. Es findet somit eine N-Eliminierung statt, die ansonsten durch das Verfahren der Deammonifikation – oder der Nitrifikation / Denitrifikation – erfolgen würde. Diese Verfahren gehen mit N<sub>2</sub>O-Emissionen einher, die durch die Plasmalyse vermieden werden. Für die **N-Eliminierung** kann und wurde daher eine **Gutschrift** vergeben. Als Referenzverfahren wurde die Deammonifikation gewählt. Die Gutschrift für die N-Eliminierung führt wegen des hohen GWP von N<sub>2</sub>O zu deutlich negativen Werten bei der Klimawirkung von H<sub>2</sub>. Es ist somit davon auszugehen, dass die Schmutzwasser-Plasmalyse durch die Vermeidung von N<sub>2</sub>O-Emissionen einen Nutzen für den Klimaschutz hat. Allerdings ist die Höhe der vermiedenen N<sub>2</sub>O-Emissionen mit hoher Unsicherheit behaftet. Verfahrenstechnische Verbesserungen der Deammonifikation zur Reduktion der N<sub>2</sub>O-Emissionen würden den Effekt der Gutschrift für die N-Eliminierung mindern.

Eine weitere **Gutschrift** wurde für die sowohl in der Plasmalyse als auch der Elektrolyse anfallende **Abwärme** vergeben. Der Einfluss der Gutschrift für die Abwärme-Nutzung ist geringer als der Einfluss der Gutschrift für die N-Eliminierung. Ob die Gutschrift vergeben werden kann, hängt davon ab, ob am Standort der H<sub>2</sub>-Herstellung eine Abwärmenutzung, z. B. für eine Gebäudebeheizung bzw. Quartiersversorgung möglich ist. Dies kann für den Standort Gasspeicher bejaht werden. Als Gutschrift wurde ein Erdgas-Brennwertkessel gewählt, dies ist für Bestandsgebäude eine (noch) passende Annahme, für Neubauten müsste eine Wärmepumpe oder ein anderer (teilweise) erneuerbarer Wärmeerzeuger als Referenztechnologie gewählt werden.

In den Wirkungskategorien **Eutrophierung und Versauerung** führen die untertägige Methanisierung und die chemische Methanisierung zu höheren Werten als Erdgas, wenn die PEM-Elektrolyse als H<sub>2</sub>-Herstellungsverfahren eingesetzt wird. Die chemische Methanisierung führt zu etwas geringeren Werten als die untertägige Methanisierung aufgrund des höheren Verhältnisses von CH<sub>4</sub> zu H<sub>2</sub>. Mit steigendem Anteil erneuerbarer Energien im Strommix sinkt zwar die Differenz zwischen den Methanisierungsverfahren und auch die Differenz im Vergleich zu Erdgas, die Unterschiede sind jedoch auch beim Strommix PPA noch festzustellen. Bei einer H<sub>2</sub>-Herstellung mittels Schmutzwasser-Plasmalyse ist ein Nutzen im Vergleich zu Erdgas feststellbar, jedoch nur, wenn die Gutschriften für N-Eliminierung und Abwärme vergeben werden.

In der Wirkungskategorie Potenzial für die **Verknappung von fossilen Energieträgern (ADPF)** zeigen sich für die untertägige Methanisierung geringere Werte gegenüber Erdgas in allen Konzepten und Fällen, in denen die Variante PPA als Strommix gewählt wird (unabhängig davon, ob die Gutschriften vergeben werden). Ein Betrieb mit dem aktuellen Strommix oder dem Strommix 2030 führt dazu, dass Konzepte mit der PEM-Elektrolyse als H<sub>2</sub>-Herstellungsverfahren schlechter zu bewerten sind als Erdgas. Bei der Plasmalyse als H<sub>2</sub>-Herstellungsverfahren führen die Gutschriften

dazu, dass auch mit dem aktuellen Strommix und dem Strommix 2030 untertägig produziertes Methan einen geringeren Wert aufweist als Erdgas. Die chemische Methanisierung weist wegen des geringeren Stromverbrauchs insbesondere bei Strommischen mit hohen  $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionsfaktoren geringere Werte auf als die untertägige Methanisierung.

Ein Blick auf den Einsatz von **abiotischen Rohstoffen** über die Wirkungskategorie ADPE macht deutlich, dass die Varianten, in denen der Strommix PPA als erneuerbarer Strom zum Einsatz kommt, die höchsten Werte aufweisen. Dies ist zum Großteil auf den Stromeinsatz für die  $\text{H}_2$ -Herstellung bzw. die Herstellung der erneuerbaren Stromerzeugungsanlagen mit vielfach metallischen Rohstoffen zurückzuführen. Die Gutschriften haben beim ADPE kaum einen Effekt.

Für das untersuchte Konzept der untertägigen Methanisierung lässt sich aus den Ergebnissen der Ökobilanz schlussfolgern, dass von den betrachteten Fällen und Varianten das Konzept der  $\text{H}_2$ -Herstellung mittels Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort des Speichers bei Einsatz von rein erneuerbarem Strom den größten ökologischen Nutzen aufweist. In einer Umsetzung würde dies jedoch dazu führen, dass jährlich etwa 800 LKW-Fahrten zum Transport des Konzentrats stattfinden (inklusive Leerfahrten). Diese Transportprozesse beeinflussen das GWP und auch andere Wirkungskategorien zwar nur in geringem Maße, tragen jedoch zu Lärmbelastigungen und Verkehrsbeeinträchtigungen bei. Das **zusätzliche Verkehrsaufkommen im städtischen Raum** kann vermieden werden, wenn  $\text{H}_2$  am Standort der Kläranlage erzeugt und in das Gasnetz eingespeist wird oder direkt am Standort der Kläranlage eine Methanisierung erfolgt, sofern dies mit Blick auf die Dimensionierung sinnvoll ist. In die Entscheidung, welches Konzept umgesetzt werden soll, sollten somit weitere Aspekte wie etwa das Verkehrsaufkommen oder Fragen der alternativen Konzepte mit einbezogen werden. Dabei spielen neben ökonomischen Kenngrößen beispielsweise auch Überlegungen zu logistischen Abläufen, Akzeptanz und alternativen Nutzungspfaden eine Rolle. Eine ausführliche Darstellung ökonomischer Kenngrößen der in der Ökobilanz-Studie vorgestellten Verfahren und Konzepte findet sich in Bergmann et al. (2022).

Unabhängig vom Konzept der untertägigen Methanisierung kann eine  $\text{H}_2$ -Herstellung mittels Schmutzwasser-Plasmalyse an den Kläranlagen und eine anderweitige Nutzung des  $\text{H}_2$  beispielsweise durch Einspeisung des  $\text{H}_2$  ins Gasnetz zum Erreichen der Berliner Klimaziele beitragen.

Sofern es möglich ist, die Abwärme der **PEM-Elektrolyse** zu nutzen und erneuerbarer Strom eingesetzt wird, ist das Elektrolyseverfahren zur  $\text{H}_2$ -Produktion direkt am Standort des Speichers als Ergebnis der Ökobilanzierung und vor allem mit Blick auf die Klimawirkung im Vergleich zu Erdgas ebenfalls als Konzept zu empfehlen.

Zudem ist festzuhalten, dass die Technologie der **Schmutzwasser-Plasmalyse nur in begrenztem Rahmen einsetzbar** ist. Die Menge an produziertem Zentratwasser limitiert die Menge an  $\text{H}_2$ , die durch die Schmutzwasser-Plasmalyse produziert werden kann. Es ist bei diesem Verfahren zudem auch eine gewisse Standortabhängigkeit vorhanden, da es sinnvoll ist zur Vermeidung zusätzlichen Verkehrsaufkommens die Schmutzwasser-Plasmalyse am Standort der Klärwerke zu errichten. Im zukünftigen Energiesystem kann somit die Schmutzwasser-Plasmalyse nur einen Teil der  $\text{H}_2$ -Produktion stellen, jedoch das Verfahren der Elektrolyse nicht ersetzen.

Im Prozessschritt der **untertägigen Methanisierung** hat die **recovery rate** einen sehr großen Einfluss auf das Ergebnis. Dieser Parameter beschreibt, welcher Anteil des theoretisch untertägig erzeugbaren Methans letztlich in Anbetracht der biologischen und geologischen Gegebenheiten für die Nutzung ausgespeist werden kann. Die Ausprägung der recovery rate hat einen Einfluss da-

rauf, ob das Verfahren der untertägigen Methanisierung Vor- oder Nachteile gegenüber dem Verfahren der **chemischen Methanisierung** aufweist. Bei der von den Verbundpartnern übermittelten recovery rate von 70 % weist das Verfahren der untertägigen Methanisierung ein höheres GWP auf als die chemische Methanisierung. Wird erneuerbarer Strom für die H<sub>2</sub>-Herstellung und die Methanisierung genutzt, so sind die Unterschiede zwischen den Verfahren sehr gering.

Die Untersuchungen der Verbundpartner waren zum Zeitpunkt der Finalisierung der Ökobilanz-Studie noch nicht abgeschlossen. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass der konkrete Standort des Gasspeichers für das Verfahren der untertägigen Methanisierung nicht gut geeignet ist. Dies ist vor allem auf die hohe Salinität im Untergrund und die dadurch stark eingeschränkte mikrobielle Aktivität der Bakterien zurückzuführen. Mögliche Lösungsansätze wie ein Animpfen mit spezifischen Bakterien und eine Zufuhr von Süßwasser müssten in einem Feldversuch getestet und ihr Effekt in einem weiteren Schritt der Ökobilanzierung ökologisch bewertet werden.

### **Limitierung der ökobilanziellen Betrachtung**

Die Daten zur mikrobiellen Methanproduktion und Umsetzungsrate beziehen sich auf im Labor in Batchversuchen gewonnene Daten. Die Daten zur recovery rate resultieren aus einer geologischen 3D-Modellierung. Die recovery rate hat einen sehr großen Einfluss vor allem auf das GWP aber auch auf andere Wirkungskategorien. Die Arbeiten zur Umsetzungsrate und zur recovery rate wurden durch die Verbundpartner durchgeführt. Welche Umsetzungsrate und recovery rate in der Realität im Untergrund erreicht werden kann, ist mit hoher Unsicherheit behaftet. Die Ergebnisse der Verbundpartner deuten darauf hin, dass es erforderlich sein wird, methanproduzierende Bakterien anzupfen, die Salinität im Untergrund durch Zuführung von Süßwasser zu reduzieren, Supplemente hinzuzufügen, um die mikrobielle Aktivität zu erhöhen und / oder N<sub>2</sub> einzuspeichern, um den Druck aufrechtzuerhalten. Diese Maßnahmen würden die Sachbilanzdaten und die Ergebnisse der Ökobilanz verändern, die Autor\*innen schätzen den Effekt als vergleichsweise gering ein.

Für die Sachbilanz der Plasmalyse konnten Daten des Unternehmens genutzt werden, welches das Verfahren der Schmutzwasser-Plasmalyse entwickelt hat. Die Daten basieren auf den Erfahrungen mit einer Pilotanlage. Da es sich um ein neuartiges Verfahren handelt, existieren keine Literaturdaten oder Daten anderer Hersteller bzw. Betreiber, die zur Validierung der Datengrundlage verwendet werden konnten. Somit ist die Sachbilanz zur Plasmalyse mit größeren Unsicherheiten behaftet und es bedarf aus Sicht der Autor\*innen einer unabhängigen Evaluation nach Hochskalierung des Verfahrens.

Aus Datenqualitätssicht ist außerdem der Transport als größere Schwachstelle einzuordnen. Die Rahmenbedingungen für den Transport ergeben sich aus Annahmen zu LKW-Typen und -Größe. Aus Ermangelung an Alternativen wurden Ecoinvent-Datensätze für die Modellierung verwendet die nicht dem für den Gastransport passenden LKW-Typ entsprechen und die sich auf Zeitpunkte zwischen 2009 und 2018 beziehen. Aufgrund des geringen Einflusses des Transportes auf das Endergebnis der Konzepte und Varianten wurde diese Unsicherheit in Kauf genommen

Die Ökobilanz bildet möglicherweise erforderliche Prozessschritte der Zwischenspeicherung nicht ab. Eine Zwischenspeicherung kann beispielsweise erforderlich sein für das Konzentrat, den erzeugten H<sub>2</sub> oder auch das erforderliche CO<sub>2</sub>. Ob und in welchem Umfang eine Zwischenspeicherung erforderlich ist, hängt von der Betriebsweise und dem Förderregime des Speichers ab. Es ist nach jetzigem Kenntnisstand davon auszugehen, dass der Einfluss einer Zwischenspeicherung auf die Ergebnisse der Ökobilanz vergleichsweise gering ist, da vor allem bauliche Einrichtungen hinzukommen, ökonomisch ist das Thema aber durchaus relevant.

Die aus Ecoinvent übernommenen Hintergrunddaten beispielsweise zur Herstellung von Baumaterialien oder Stromerzeugungsanlagen wurden nicht an eine zukünftige Entwicklung angepasst. Dies führt dazu, dass auch rein erneuerbare Strommixe mit vergleichsweise hohen CO<sub>2</sub>-Emissionsfaktoren einhergehen.

Die Studie geht nicht auf die Ergebnisse zu den Wirkungskategorien der Human- und Ökotoxizität ein. Bei der Marinen Ökotoxizität lassen sich nach Normierung sehr hohe Werte feststellen, die aus Sicht der Autor\*innen wegen der alten Hintergrunddatensätze nicht genügend zu bewerten sind.

Eine konkrete Nutzung des untertägig bzw. synthetisch erzeugten Methans sowie von Erdgas für eine bestimmte Anwendung wurde nicht betrachtet. Es wurde eine vollständige Verbrennung unterstellt. Es ist nicht davon auszugehen, dass die Hinzunahme einer konkreteren Nutzung im Vergleich der Energieträger zu nennenswert anderen Ergebnissen führen würde. Allerdings kann je nach Sektor ein Vergleich zu anderen Technologien sinnvoll sein, im Wärmesektor z. B. ein Vergleich zu Wärmepumpen auf gebäudeindividueller Ebene oder Geothermie in der Fernwärme.

## 6 Literaturverzeichnis

- Bareiß, Kay, Cristina de la Rua, Maximilian Möckl und Thomas Hamacher (2019): Life cycle assessment of hydrogen from proton exchange membrane water electrolysis in future energy systems. *Applied Energy* 237 (März): 862–872.
- Bergmann, Janis, Nesrine Ouanes, Elisa Dunkelberg (2022): Ökonomische Analyse der inländischen Erzeugung synthetischer Gase. Wirtschaftlichkeit und Geschäftsmodelle der Herstellung synthetischen Wasserstoffs und Methans am Beispiel der Stadt Berlin. Schriftenreihe des IÖW 226/22, Berlin.
- BMWi [Bundesministerium für Wirtschaft und Energie] (2020): Die Nationale Wasserstoffstrategie. Berlin: BMWi. <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Energie/die-nationale-wasserstoffstrategie.html> (Zugriff: 10. September 2022).
- BMWi und BMI [Bundesministerium für Wirtschaft und Energie; Bundesministerium des Inneren, für Bau und Heimat] (2019): *Gesetz zur Vereinheitlichung des Energieeinsparrechts für Gebäude (Gebäudeenergiegesetz - GEG)*.
- dena [Deutsche Energie-Agentur GmbH] (2021): Gutachterberichte dena-Leitstudie Aufbruch Klimaneutralität. Eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe. Berlin.
- Dunkelberg, Elisa, Julika Weiß, Christian Maaß, Paula Möhring und Alice Sakhel (2021): Entwicklung einer Wärmestrategie für das Land Berlin. Studie im Auftrag des Landes Berlin, vertreten durch die Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz; Berlin.
- EWG Bln (2016): Berliner Energiewendegesetz (EWG Bln) vom 22. März 2016. Zum 17.07.2022 aktuellste verfügbare Fassung der Gesamtausgabe.
- Fraunhofer ISE (2021): Nettostromerzeugung in Deutschland 2020: erneuerbare Energien erstmals über 50 Prozent. Fraunhofer ISE. <https://www.ise.fraunhofer.de/de/presse-und-medien/news/2020/nettostromerzeugung-in-deutschland-2021-erneuerbare-energien-erstmals-ueber-50-prozent.html> (Zugriff: 10. März 2022).
- Fröhlich, Thomas, Sebastian Blömer, Daniel Münter und Lars-Arvid Brischke (2019): CO<sub>2</sub>-Quellen für die Ptx-Herstellung in Deutschland - Technologien, Umweltwirkung, Verfügbarkeit. Heidelberg: Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg.
- Hirschl, Bernd, Uwe Schwarz, Julika Weiß, Raoul Hirschberg und Lukas Torliene (2021): Berlin Paris-konform machen. Eine Aktualisierung der Machbarkeitsstudie „Klimaneutrales Berlin 2050“ in Bezug auf die Anforderungen aus dem Übereinkommen von Paris 2015. Berlin.
- HSR [Hochschule für Technik Rapperswil] (2014): Energieaufwand für die Gaskomprimierung. [https://www.iet.hsr.ch/fileadmin/user\\_upload/iet.hsr.ch/Power-to-Gas/Kurzberichte/06\\_Energie\\_fuer\\_Gaskomprimierung.pdf](https://www.iet.hsr.ch/fileadmin/user_upload/iet.hsr.ch/Power-to-Gas/Kurzberichte/06_Energie_fuer_Gaskomprimierung.pdf) (Zugriff: 10. März 2022).
- JRC-IES [Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability] (2010): International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Ispra, Italy.
- Kaltschmitt, M. und L. Schebek (2015): *Umweltbewertung für Ingenieure. Methoden und Verfahren*.
- Klöpffer, Walter und Birgit Grahl (2009): *Ökobilanz (LCA) – Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf*. Weinheim: WILEY-VCH Verlag.

- Krampe, Jörg, Thomas Baumgartner und Vanessa Parravicini (2018): WP4 - Nitrogen management in side stream. Full scale demonstration of energy positive sewage treatment plant concepts towards market penetration (POWERSTEP). <https://ec.europa.eu/research/participants/documents/downloadPublic?documentIds=080166e5b99dfc8a&appId=PPGMS> (Zugriff: 10. März 2022).
- LEA [Landes Energie Agentur Hessen GmbH] (2020): Potenzialbeschreibung Wasserstofftransport über das Schienennetz. Wiesbaden.
- van Leeuwen, Charlotte und Andreas Lauer (2018): Innovative large-scale energy storage technologies and Power-to-Gas concepts after optimisation. Report on the costs involved with PtG technologies and their potentials across the EU. Store & Go. [https://www.storeandgo.info/fileadmin/downloads/deliverables\\_2019/20190801-STOREandGO-D8.3-RUG-Report\\_on\\_the\\_costs\\_involved\\_with\\_PtG\\_technologies\\_and\\_their\\_potentials\\_across\\_the\\_EU.pdf](https://www.storeandgo.info/fileadmin/downloads/deliverables_2019/20190801-STOREandGO-D8.3-RUG-Report_on_the_costs_involved_with_PtG_technologies_and_their_potentials_across_the_EU.pdf) (Zugriff: 10. September 2022).
- Liebich, Axel, Thomas Fröhlich, Daniel Münter, Horst Fehrenbach, Jürgen Giegrich, Susanne Köppen, Frank Dünnebeil, Wolfram Knörr und Kirsten Biemann (2020): Systemvergleich speicherbarer Energieträger aus erneuerbaren Energien. Ressortforschungsplan des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. Heidelberg: Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte\\_2020\\_68\\_systemvergleich\\_speicherbarer\\_energietraeger\\_aus\\_erneuerbaren\\_energien.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_2020_68_systemvergleich_speicherbarer_energietraeger_aus_erneuerbaren_energien.pdf) (Zugriff: 10. September 2022).
- Lundie, Sven (2013): *Ökobilanzierung und Entscheidungstheorie: Praxisorientierte Produktbewertung auf der Basis gesellschaftlicher Werthaltungen*. Springer Verlag.
- Marcogaz (2018): Survey Methane Emissions for Underground Gas Storage (UGS) Facilities in Europe. Brüssel: MARCOGAZ – THE TECHNICAL ASSOCIATION OF THE EUROPEAN GAS INDUSTRY. <https://www.marcogaz.org/wp-content/uploads/2021/04/WG-ME-17-19.pdf> (Zugriff: 13. März 2022).
- Mitsdoerffer, Ralf (2017): Innovative Wärme- und Kältekonzepte auf Kläranlagen. München. <https://www.gfm-ingenieure.de/fileadmin/Daten/Referenzen/Klaeranlage/Energie/Vortrag-Mitsdoerffer-20170115-mi.pdf> (Zugriff: 10. September 2022).
- Noack, Christoph, Dr. Fabian Burggraf, Seyed Schwan Hosseiny, Philipp Lettenmeier, Svenja Kolb, Dr. Stefan Belz, Dr. Josef Kallo und Prof. K. Andreas Friedrich (2014): Studie über die Planung einer Demonstrationsanlage zur Wasserstoff-Kraftstoffgewinnung durch Elektrolyse mit Zwischenspeicherung in Salzkavernen unter Druck. Stuttgart. [https://elib.dlr.de/94979/1/2014\\_DLR\\_ISE\\_KBB\\_LBST\\_PlanDelyKaD.pdf](https://elib.dlr.de/94979/1/2014_DLR_ISE_KBB_LBST_PlanDelyKaD.pdf) (Zugriff: 13. März 2022).
- Nymoer, Dr. Håvard, Eric Niemann und Rebecca Steffen (2020): GASAG Grundsatzpapier „EuD Gase Berlin“. Berlin.
- Prognos, Öko-Institut und Wuppertal-Institut (2021): Klimaneutrales Deutschland 2045. Wie Deutschland seine Klimaziele schon vor 2050 erreichen kann.
- RAG Austria AG, BOKU, acib, Montanuniversität Leoben, AXIOM, und Energieinstitut an der Johannes Kepler Universität Linz (2021): Final Report. Project title: Underground Sun Conversion. Wien.
- Shell Deutschland (2017): Shell-Wasserstoff-Studie: Energie der Zukunft? Nachhaltige Mobilität durch Brennstoffzelle und H2. Hamburg.
- Smolinka, Tom, Philip Sterchele, Andreas Palzer und Nikolai Wiebe (2018): Industrialisierung der Wasserelektrolyse in Deutschland: Chancen und Herausforderungen für nachhaltigen Wasserstoff für Verkehr, Strom und Wärme. Studie IndWEde. Fraunhofer ISE. [https://www.hypos-eastgermany.de/fileadmin/content/content/2018/Blagnachrichten/181010\\_IndWEde-Studie\\_NOW.pdf](https://www.hypos-eastgermany.de/fileadmin/content/content/2018/Blagnachrichten/181010_IndWEde-Studie_NOW.pdf) (Zugriff: 10. September 2022).

SPD, Grüne und FDP (2021): Mehr Fortschritt wagen. Bündnis für Freiheit, Gerechtigkeit und Nachhaltigkeit.

Stadtentwicklung Esslingen (2021): Klimaneutrales Stadtquartier. Leuchtturmprojekt Solares Bauen/Energieeffiziente Stadt in Esslingen am Neckar. Esslingen.

Staffell, Iain (2011): The Energy and Fuel Data Sheet. Birmingham: University of Birmingham.  
[https://www.claverton-energy.com/wordpress/wp-content/uploads/2012/08/the\\_energy\\_and\\_fuel\\_data\\_sheet1.pdf](https://www.claverton-energy.com/wordpress/wp-content/uploads/2012/08/the_energy_and_fuel_data_sheet1.pdf) (Zugriff: 10. September 2022).

Tiktak, W.J. (2019): Heat Management of PEM Electrolysis: A study on the potential of excess heat from medium to largescale PEM electrolysis and the performance analysis of a dedicated cooling system. TU Delft.

Tjarks, Geert (2017): PEM-Elektrolyse-Systeme zur Anwendung in Power-to-Gas Anlagen. Dissertation.

Troy, Stefanie (2014): CO<sub>2</sub>-freier Kohlestrom. Forschungszentrum Jülich, Institut für Energie und Klimaforschung. <https://www.lit-verlag.de/isbn/978-3-643-11764-9> (Zugriff: 10. September 2022).

UBA [Umweltbundesamt] (2021): Primärenergieverbrauch nach Energieträgern.

Weissenbacher, Norbert, Bernhard Wett, Haydee DeClippelir und Martin Hell (2013): Hauptstromdeammonifikation in Kläranlagen. Analyse des Einflusses auf die flüssigen und gasförmigen Emissionen kommunaler Kläranlagen in Österreich. Wien.

Wietschel, M., L. Zheng, M. Arens, C. Hebling, O. Ranzmeyer, A. Schaadt, C. Hank, A. Sternberg, S. Herkel, C. Kost, et al. (2021): Metastudie Wasserstoff – Auswertung von Energiesystemstudien Studie im Auftrag des Nationalen Wasserstoffrats. Karlsruhe, Freiburg, Cottbus: Fraunhofer ISI, Fraunhofer ISE, Fraunhofer IEG.

Wolter, Manuela und Liane Erdmann (2020): Effizienzsteigerung bei der Wasserstoffherzeugung. BDEW. <https://www.bdew.de/energie/effizienzsteigerung-bei-der-wasserstoffherzeugung/> (Zugriff: 13. März 2022).

Zhang, Xiaojin, Christian Bauer, Christopher L. Mutel und Kathrin Volkart (2017): Life Cycle Assessment of Power-to-Gas: Approaches, system variations and their environmental implications. *Applied Energy* 190 (März): 326–338.

# 7 Anhang

## 7.1 Sachbilanzdaten

**Tabelle 7.14: Prozesse und Materialien der Deammonifikationsanlage**

Quelle: Eigene Darstellung und Berechnung auf Grundlage einer persönlichen Mitteilung von Mitarbeitenden der BWB in 2022, bezogen auf die Deammonifikationsanlage im Klärwerk Waßmannsdorf.

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Pumpen</b> Pump, 40W {GLO}  market for   Cut-off, U	Stück	34	BWB (2022)
<b>Gebläse</b> Blower and heat exchange unit, central, 600-1200 m <sup>3</sup> /h {GLO}  market for   Cut-off, U	Stück	10	BWB (2022)
<b>Edelstahlrohre</b> Chromium steel pipe {GLO}  market for   Cut-off, U	m	50	BWB (2022)
<b>Beton</b> Concrete, sole plate and foundation {GLO}  market for   Cut-off, U	m <sup>3</sup>	6.000	BWB (2022)
<b>Aushub</b> Excavation, hydraulic digger {GLO}  market for   Cut-off, U	m <sup>3</sup>	2.500	BWB (2022)
<b>PE Auskleidung Becken</b> Packaging film, low density polyethylene {GLO}  market for   Cut-off, U	m <sup>2</sup>	6.000	BWB (2022)
<b>Fassade</b> Cement cast plaster floor {GLO}  market for   Cut-off, U	m <sup>2</sup>	4.000	BWB (2022)
<b>Fliesen</b> Ceramic tile {GLO}  market for   Cut-off, U	m <sup>2</sup>	500	BWB (2022)
<b>Geländer Edelstahl</b> Selective coat, stainless steel sheet, black chrome {GLO}  market for   Cut-off, U	m	2.000	BWB (2022)
<b>Bewehrungsstahl</b> Reinforcing steel {GLO}  market for   Cut-off, U	t	1.400	BWB (2022)
<b>Stahlbau</b> Reinforcing steel {GLO}  market for   Cut-off, U	t	300	BWB (2022)
<b>End-of-Life</b>			
<b>Betonabfälle</b> Waste concrete {Europe without Switzerland}  market for waste concrete   Cut-off, U	t	14.400	Eigene Berechnung

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Stahlbetonabfälle</b> Waste reinforced concrete {Europe without Switzerland}  market for waste reinforced concrete   Cut-off, U	t	1.400	Eigene Berechnung
<b>Inertabfälle</b> Inert waste {Europe without Switzerland}  treatment of inert waste, sanitary landfill   Cut-off, U	t	612	Eigene Berechnung
<b>Polyethylenabfall</b> Waste polyethylene {DE}  market for waste polyethylene   Cut-off, U	t	55	Eigene Berechnung

**Tabelle 7.15: Prozesse und Materialien der Plasmyseanlage (N-Elimination und Aufkonzentrierung)**

Quelle: Eigene Darstellung und Berechnung auf Grundlage einer persönlichen Mitteilung von Mitarbeitenden von Graforce GmbH in 2022, bezogen auf eine 5 MW Schmutzwasser-Plasmyse-Anlage.

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>N-Eliminierung</b>			
<b>Reaktoren</b> Steel, chromium steel 18/8, hot rolled {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	6.500	Graforce GmbH (2022)
<b>Wärmetauscher</b> Steel, chromium steel 18/8, hot rolled {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	1.200	Graforce GmbH (2022)
<b>Umwälz-Pumpen</b> Steel, chromium steel 18/8, hot rolled {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	930	Graforce GmbH (2022)
<b>In- &amp; Outlet – Pumpen</b> Steel, chromium steel 18/8, hot rolled {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	1.400	Graforce GmbH (2022)
<b>Aufkonzentrierung</b>			
<b>Behälter</b> Steel, chromium steel 18/8, hot rolled {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	630	Graforce GmbH (2022)
<b>Wärmetauscher</b> Steel, chromium steel 18/8, hot rolled {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	4.600	Graforce GmbH (2022)
<b>Drallabscheider</b> Steel, chromium steel 18/8, hot rolled {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	1.700	Graforce GmbH (2022)
<b>Pumpen</b> Pump, 40W {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	850	Graforce GmbH (2022)
<b>Reaktor</b> Steel, chromium steel 18/8, hot rolled {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	6.000	Graforce GmbH (2022)

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Rohrleitungen / Schläuche</b> Chromium steel pipe {GLO} market for   Cut-off, U	m	1.200	Graforce GmbH (2022)
<b>Ventile</b> Exhaust air valve, in-wall housing, plastic/steel, DN 125 {GLO} market for   Cut-off, U	Stück	450	Graforce GmbH (2022)
<b>Kabel (Signal + Strom)</b> Cable, three-conductor cable {GLO} production   Cut-off, U	m	4.300	Graforce GmbH (2022)
<b>End-of-Life</b>			
<b>Stahlentsorgung</b> Scrap steel {Europe without Switzerland} market for scrap steel   Cut-off, U	kg	982.960	Eigene Berechnung
<b>Ventilentsorgung</b> Disposal, exhaust air valve, in-wall housing, plastic/steel, DN 125/CH U	Stück	450	Eigene Berechnung

**Tabelle 7.16: Prozesse und Materialien der Plasmalyseanlage (Gaserzeugung und Gastrennung)**

Quelle: Eigene Darstellung und Berechnung auf Grundlage einer persönlichen Mitteilung von Mitarbeitenden von Graforce GmbH in 2022, bezogen auf eine 5 MW Schmutzwasser-Plasmalyse-Anlage.

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Gaserzeugung</b>			
<b>Konzentrat-Erwärmung</b> Steel, chromium steel 18/8, hot rolled {GLO} market for   Cut-off, U	kg	2.500	Graforce GmbH (2022)
<b>NF-Generator</b> Electronics, for control units {GLO} market for   Cut-off, U	kg	900	Graforce GmbH (2022)
<b>Plasma-Elektrolyse-Stack</b> Flat glass, uncoated {GLO} market for   Cut-off, U Aluminium oxide {GLO} production   Cut-off, U Aluminium, cast alloy {GLO} market for   Cut-off, U Steel, chromium steel 18/8, hot rolled {GLO} market for   Cut-off, U	kg	430	Graforce GmbH (2022)
<b>Kondensator</b> Steel, chromium steel 18/8, hot rolled {GLO} market for   Cut-off, U	kg	56	Graforce GmbH (2022)
<b>NH<sub>3</sub>-Wäscher</b> Polyethylene, high density, granulate {GLO} market for   Cut-off, U	kg	380	Graforce GmbH (2022)
<b>Lüfter</b> Ventilation system, decentralized, 6 x 120 m <sup>3</sup> /h, steel ducts {GLO} market for   Cut-off, U	kg	450	Graforce GmbH (2022)
<b>Sensoren</b> Computer, desktop, without screen {GLO} production   Cut-off, U	p	139	Graforce GmbH (2022)

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Rohrleitungen</b> Chromium steel pipe {GLO}  market for   Cut-off, U	m	370	Graforce GmbH (2022)
<b>Ventile</b> Exhaust air valve, in-wall housing, plastic/steel, DN 125 {GLO}  market for   Cut-off, U	p	135	Graforce GmbH (2022)
<b>Kabel (Signal + Strom)</b> Cable, three-conductor cable {GLO}  production   Cut-off, U	m	350	Graforce GmbH (2022)
<b>Gastrennung</b>			
<b>Kompressor</b> Air compressor, screw-type compressor, 300kW {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	5.500	Graforce GmbH (2022)
<b>Polymermembran</b> Polysulfone {GLO}  polysulfone production, for membrane filtration production   Cut-off, U	kg	450	Graforce GmbH (2022)
<b>Lüfter</b> Ventilation system, decentralized, 6 x 120 m <sup>3</sup> /h, steel ducts {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	250	Graforce GmbH (2022)
<b>Sensoren</b> Computer, desktop, without screen {GLO}  production   Cut-off, U	p	35	Graforce GmbH (2022)
<b>Pufferpeicher</b> Storage, 650 l mini CHP plant {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	8.500	Graforce GmbH (2022)
<b>Rohrleitungen</b> Chromium steel pipe {GLO}  market for   Cut-off, U	m	35	Graforce GmbH (2022)
<b>Ventile</b> Exhaust air valve, in-wall housing, plastic/steel, DN 125 {GLO}  market for   Cut-off, U	p	20	Graforce GmbH (2022)
<b>Kabel (Signal + Strom)</b> Cable, three-conductor cable {GLO}  production   Cut-off, U	m	20	Graforce GmbH (2022)
<b>End-of-Life</b>			
<b>Stahlschrott</b> Scrap steel {Europe without Switzerland}  market for scrap steel   Cut-off, U	kg	326.663	eigene Berechnung
<b>Aluminiumschrott</b> Scrap aluminium {Europe without Switzerland}  market for scrap aluminium   Cut-off, U	kg	107,5	eigene Berechnung
<b>Polymerabfälle</b> Waste polyethylene {DE}  market for waste polyethylene   Cut-off, U	kg	380	eigene Berechnung
<b>Ventilentsorgung</b> Disposal, exhaust air valve, in-wall housing, plastic/steel, DN 125/CH U	Stück	155	eigene Berechnung

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Glassabfälle</b> Waste glass (DE)  market for waste glass   Cut-off, U	kg	107,4	eigene Berechnung
<b>Mechanische Elektronikzerlegung</b> Dismantling, desktop computer, mechanically, at plant/GLO U	kg	17,4	eigene Berechnung
<b>Belüftungsentsorgung</b> Used ventilation control and wiring decentralized unit (waste treatment) {GLO}  market for   Conseq, U	Stück	233	eigene Berechnung
<b>Elektronikentsorgung</b> Disposal, electronics for control units/RER U	kg	900	eigene Berechnung

**Tabelle 7.17: Prozesse und Materialien der Elektrolyseanlage**

Quelle: Bareiß et al. (2019), bezogen auf eine 1 MW PEM-Elektrolyseanlage.

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Balance-of-Plant</b>			
<b>Niedriglegierter Stahl</b> Steel, low-alloyed {GLO}  market for   Cut-off, U	t	4.800	Bareiß et al. (2019)
<b>Edelstahl</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO}  market for   Cut-off, U	t	1,9	Bareiß et al. (2019)
<b>Kupfer</b> Copper {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	100	Bareiß et al. (2019)
<b>Aluminium</b> Aluminium, wrought alloy {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	100	Bareiß et al. (2019)
<b>Plastik</b> Polyvinylchloride, bulk polymerised {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	300	Bareiß et al. (2019)
<b>Elektronik</b> Electronics, for control units {GLO}  market for   Cut-off, U	t	1,1	Bareiß et al. (2019)
<b>Beton</b> Concrete, normal {RoW}  market for   Cut-off, U	t	5,6	Bareiß et al. (2019)
<b>Schmiermittel</b> Lubricating oil {RER}  market for lubricating oil   Cut-off, U	kg	200	Bareiß et al. (2019)
<b>Elektrolysestack</b>			
<b>Titan</b> Titanium, primary {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	37	Bareiß et al. (2019)
<b>Aluminium</b> Aluminium, wrought alloy {GLO}  market for   Cut-off, U	kg	54	Bareiß et al. (2019)

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Edelstahl</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO} market for   Cut-off, U	kg	40	Bareiß et al. (2019)
<b>Kupfer</b> Copper {GLO} market for   Cut-off, U	kg	9	Bareiß et al. (2019)
<b>Nafion</b> Tetrafluoroethylene {GLO} market for   Cut-off, U	kg	2	Bareiß et al. (2019)
<b>Aktivierter Kohlenstoff</b> Activated carbon, granular {GLO} market for activated carbon, granular   Cut-off, U	kg	4,5	Bareiß et al. (2019)
<b>Iridium</b> Iridium   in ground	kg	0,037	Bareiß et al. (2019)
<b>Platin</b> Platinum {GLO} market for   Cut-off, U	kg	0,01	Bareiß et al. (2019)
<b>End-of-Life</b>			
<b>Stahlschrott</b> Scrap steel {Europe without Switzerland} market for scrap steel   Cut-off, U	t	4.802	eigene Berechnung
<b>Betonabflle</b> Waste concrete {Europe without Switzerland} treatment of waste concrete, inert material landfill   Cut-off, U	kg	480	eigene Berechnung
<b>Kupferschrott</b> Scrap copper {CH} market for scrap copper   Cut-off, U	kg	9+100	eigene Berechnung
<b>Inertabfälle</b> Scrap steel {Europe without Switzerland} market for scrap steel   Cut-off, U	kg	4,5	eigene Berechnung
<b>Kupferschrott</b> Scrap copper {CH} market for scrap copper   Cut-off, U	kg	1.100	eigene Berechnung

**Tabelle 7.18: Prozesse und Materialien der chemischen Methanisierungsanlage**

Quelle: Zhang et al. (2017), bezogen auf eine 10 kW Anlage.

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Edelstahl</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO} market for   Cut-off, U	kg	300	Zhang et al. (2017)
<b>End-of-Life</b>			
<b>Stahlschrott</b> Scrap steel {Europe without Switzerland} market for scrap steel   Cut-off, U	kg	300	eigene Berechnung

**Tabelle 7.19: Prozesse und Materialien des Gasspeichers**

Quelle: Eigene Darstellung und Berechnung auf Grundlage einer persönlichen Mitteilung von Mitarbeitenden von BES in 2022.

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Edelstahl</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO}  market for   Cut-off, U	t	0,5	BES (2022)
<b>Armaturen</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO}  market for   Cut-off, U	t	1	BES (2022)
<b>Gaszähler</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO}  market for   Cut-off, U	t	0,5	BES (2022)
<b>Piping</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO}  market for   Cut-off, U	t	1	BES (2022)
<b>Rohrpiping DN 200</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO}  market for   Cut-off, U	t	6	BES (2022)
<b>EingangsfILTER</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO}  market for   Cut-off, U	t	0,5	BES (2022)
<b>Mischer</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO}  market for   Cut-off, U	t	0,5	BES (2022)
<b>Abscheider</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO}  market for   Cut-off, U	t	0,5	BES (2022)
<b>Zitronensäure (1%)</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO}  market for   Cut-off, U	t		BES (2022)
<b>Salzsäure (5-15%)</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO}  market for   Cut-off, U	t		BES (2022)
<b>End-of-Life</b>			
<b>Stahlschrott</b> Scrap steel {Europe without Switzerland}  market for scrap steel   Cut-off, U	t	10,5	eigene Berechnung

**Tabelle 7.20: Prozesse und Materialien der Aminwäsche**

Quelle: Troy (2012).

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Stahl, unlegiert</b> Steel, unalloyed {GLO}  market for   Cut-off, U	t	264,9	Troy (2012)
<b>Stahl niedrig legiert</b> Steel, low-alloyed {GLO}  market for   Cut-off, U	t	289,9	Troy (2012)
<b>Stahl hochlegiert</b> Steel, chromium steel 18/8 {GLO}  market for   Cut-off, U	t	2.341	Troy (2012)
<b>Gusseisen</b> Cast iron {GLO}  market for   Cut-off, U	t	8,6	Troy (2012)

Parameter	Einheit	Wert	Quelle
<b>Aluminium</b> Aluminium, cast alloy {GLO}  market for   Cut-off, U	t	5,5	Troy (2012)
<b>Kupfer</b> Copper {GLO}  market for   Cut-off, U	t	1,9	Troy (2012)
<b>Zink</b> Zinc {GLO}  market for   Cut-off, U	t	0,5	Troy (2012)
<b>Blei</b> Lead {GLO}  market for   Cut-off, U	t	0,2	Troy (2012)
<b>Dämmstoffe</b> Tube insulation, elastomere {GLO}  market for   Cut-off, U	t	16,2	Troy (2012)
<b>Öl</b> Heavy fuel oil {Europe without Switzerland}  market for   Cut-off, U	t	0,9	Troy (2012)
<b>Keramik</b> Ceramic tile {GLO}  market for   Cut-off, U	t	22,1	Troy (2012)
<b>Gummi</b> Synthetic rubber {GLO}  market for   Cut-off, U	t	6,8	Troy (2012)
<b>Polyvinylchlorid</b> Polyvinylchloride, bulk polymerised {GLO}  market for   Cut-off, U	t	2,1	Troy (2012)
<b>Polystyrol</b> Polystyrene, general purpose {GLO}  market for   Cut-off, U	t	0,6	Troy (2012)
<b>Polyethylen</b> Polyethylene, low density, granulate {GLO}  market for   Cut-off, U	t	302,2	Troy (2012)
<b>Polypropylen</b> Polypropylene, granulate {GLO}  market for   Cut-off, U	t	0,1	Troy (2012)
<b>End-of-Life</b>			
<b>Stahlschrott</b> Scrap steel {Europe without Switzerland}  market for scrap steel   Cut-off, U	t	3927	eigene Berechnung
<b>Aluminiumschrott</b> Scrap aluminium {Europe without Switzerland}  market for scrap aluminium   Cut-off, U	t	7,46	eigene Berechnung
<b>Kupferschrott</b> Scrap copper {Europe without Switzerland}  market for scrap copper   Cut-off, U	t	2,58	eigene Berechnung
<b>Inertabfälle</b> Inert waste, for final disposal {RoW}  treatment of inert waste, inert material landfill   Cut-off, U	t	487,58	eigene Berechnung

## 7.2 Data quality assessment (DQA)

Datenbeschreibung	Datenquelle	Erhebung / Berechnung	Zeitliche Abdeckung	Geografische Abdeckung	Technologische Abdeckung	Genauigkeit / Repräsentativität	Vollständigkeit	Verwendete Hintergrund-datensätze
<b>Schmutzwasser-Plasmanalyse</b>								
Stromverbrauch, Abwärmemenge, Daten zum Bau der Anlagen	Datenübermittlung von Graforce, dem Entwickler und Betreiber einer Pilot-Anlage	Erhobene und aufbereitete Daten von Praxisakteuren, Hochskalierung von Betreiber geschätzt	2021/2022	Deutschland (Hintergrunddatensätze beziehen sich auf regionale und globale Märkte)	Pilotanlage	Geringe Repräsentativität, da eine Pilotanlage	Hohe Vollständigkeit	Diverse Material- und Prozessdatensätze aus ecoinvent, eigens erstellte Datensätze zu Strommischen
<b>Deammonifikation</b>								
Daten zu Anlagenbau, Betriebskennzahlen und Verbrauchsdaten zu einer Deammonifikationsanlage am Beispiel der Kläranlage Waßmannsdorf	Material- und Prozessdaten aus Befragung des Betreibers der Kläranlage Waßmannsdorf, N <sub>2</sub> O-Emissionswerte aus Literaturangaben	Erhobene Daten von Praxisakteuren, Hochskalierung auf dieser Basis von den Autor*innen durchgeführt	2021/2022	Berlin, Deutschland	In der Praxis bereits eingesetzte Technologie	Repräsentativität aufgrund der zurzeit noch geringen Verbreitung der Technologie sowie teils den Bezug auf eine Kläranlage eingeschränkt	Kleinere Gerätschaften und Aggregate lediglich abgeschätzt. Emissionen abseits der N <sub>2</sub> O-Emissionen wegen Unsicherheit nicht berücksichtigt	Diverse Material- und Prozessdatensätze aus ecoinvent, eigens erstellte Datensätze zu Strommischen
<b>Elektrolyse</b>								
Daten zu Anlagen- und Stackmaterialien, Betriebsdaten und Verbräuche einer PEM-Elektrolyse als Referenz zur Plasmanalyse	Literaturangaben zu Materialien und Prozessen, eigene Berechnung zur Skalierung	Skalierung der Literaturangaben auf den betrachteten Fall	2019	Deutschland	Pilotanlage	Repräsentativität aufgrund des Bezugs auf eine Anlage eingeschränkt, durch Min/Max-Ansatz Unsicherheit zu Wirkungsgraden abgedeckt	Hohe Vollständigkeit	Material und Prozessdaten aus ecoinvent, eigens erstellte Datensätze zu Strommischen
<b>CO<sub>2</sub>-Bereitstellung</b>								
Anlagen und Betriebsdaten zur CO <sub>2</sub> -Abscheidung mittels Aminwäsche inkl. Transport zum Gasspeicher	Verschiedene Literaturangaben zu Aminwäscheinrichtungen unterschiedlicher Größe	Literaturangaben zu Betrieb und Anlagenbau aus mehreren Literaturangaben verschnitten um höhere Passgenauigkeit auf betrachteten Fall zu erreichen	2012-2019	Deutschland	Erprobte und verbreitete Technologie	Repräsentativität aufgrund der Verbreitung der Technologie hoch	Vollständigkeit aufgrund der Verschneidung zweier Quellen hoch	Material und Prozessdaten aus ecoinvent, eigens erstellte Datensätze zu Strommischen
<b>Untertägige Methanisierung</b>								
Daten zum Speicherbetrieb, der Stoffströme und dem Anlagenbau des im Projekt untersuchten Erdgasspeichers.	Datenübermittlung des Speicherbetreibers BES. Stoffströme aus Berechnungen von DBI. Emissionsdaten aus Literaturangaben	Erhebung der Anlagendaten durch die BES. Stoffströme berechnet.	2021/2022	Berlin, Deutschland	Speicherbetrieb erprobt, untertägige Methanisierung im Konzeptstadium	Eingeschränkte Repräsentativität, da es sich um einen spezifischen Speicher handelt.	Verschiedene Emissionen bei Speicherbetrieb und Gasaufbereitung wurden aufgrund mangelnder Erfahrungswerte nur eingeschränkt berücksichtigt	Diverse Material- und Prozessdatensätze aus ecoinvent, eigens erstellte Datensätze zu Strommischen
Daten zur mikrobiellen Methanproduktion im Untergrund, eingespeicherte Menge H <sub>2</sub> und CO <sub>2</sub> , ausgespeicherte Menge CH <sub>4</sub>	Labor- und Modellierungsdaten der Verbundpartner MicroPro, TUC, DBI und TUC	im Verbund abgestimmte Berechnung der jährlichen Mengen an eingespeicherten und ausgespeicherten Gasen (H <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> )	2020-2022	Berlin, Deutschland	Labor- und Modellierungsdaten	Annahmenbasierte Modellierung, hohe Unsicherheit bzgl. der realen Umsatzraten im Untergrund	Unsicherheiten bzgl. der Zusammensetzung es ausgespeicherten Gasgemischs	-
<b>Chemische Methanisierung</b>								
Anlagen und Betriebsdaten zur chemischen Methanisierung als Referenz zur untertägigen Methanisierung	Literaturangaben zu unterschiedlichen Variationen der chemischen Methanisierung	Skalierung der Literaturangaben auf betrachteten Anwendungsfall mit eigens erstelltem Strommix	2017	Europa, Schweiz	Pilotanlage	Repräsentativität aufgrund der zurzeit noch geringen Verbreitung der Technologie eingeschränkt	Vollständigkeit aufgrund des Pilotcharakters v.A. in Bezug auf Anlagendaten eingeschränkt	Diverse Material- und Prozessdatensätze aus ecoinvent, eigens erstellte Datensätze zu Strommischen
<b>Transport</b>								
Transport von Wasserstoff und Ammoniakkonzentrat sowie CO <sub>2</sub> zum Speicherstandort	Kombination aus Angaben von Praxispartnern und Literaturangaben	Befragung von Praxispartnern zu Transportprozessen. Berechnung der Tonnenkilometer anhand von Literaturangaben und eigenen Annahmen zu Distanz etc.	2009-2018	Europa, Deutschland	Konzentrat und CO <sub>2</sub> -Transport erprobt, Wasserstofftransport mit Pilotcharakter	Repräsentativität beim Wasserstofftransport aufgrund geringer praktischer Verbreitung eingeschränkt	Hohe Vollständigkeit	Transportprozesse aus ecoinvent
<b>Strommix</b>								
Datensätze zu Strommischen aktuell, 2030 und PPA	Literaturangaben zum aktuellen Strommix und prognostiziertem Strommix 2030	Umrechnung absoluter aktueller und prognostizierter Stromproduktionsmengen sowie Aggregation verschiedener Stromquellen	2021	Deutschland	Erprobte und verbreitete Strommixangaben und Prognosen	hohe Repräsentativität	hohe Vollständigkeit	Literaturangaben zur Zusammensetzung, Datensätze aus ecoinvent zu Stromquellen





## ADRESSE UND KONTAKT

Institut für ökologische Wirtschaftsforschung GmbH, gemeinnützig

Potsdamer Straße 105

10785 Berlin

Telefon: + 49 – 30 – 884 594-0

Fax: + 49 – 30 – 882 54 39

[mailbox@ioew.de](mailto:mailbox@ioew.de)

[www.ioew.de](http://www.ioew.de)