

TEXTE

113/2024

Abschlussbericht

Nutzungsmöglichkeiten und Potenziale bei Abfallbehandlungsanlagen zur Sektorenkopplung, Energiebereitstellung und CO₂-Abscheidung

von:

Wolfram Dietz, Michael Schönemann, Matthias Seitz, Nina Thiel*, Wolfgang Rommel
bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg

Herausgeber:
Umweltbundesamt

TEXTE 113/2024

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3719 31 302 0
FB001250

Abschlussbericht

Nutzungsmöglichkeiten und Potenziale bei Abfallbehandlungsanlagen zur Sektoren- kopplung, Energiebereitstellung und CO₂- Abscheidung

von

Wolfram Dietz, Michael Schönemann, Matthias Seitz,
Nina Thiel*, Wolfgang Rommel
bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg

*seit September 2022 Hochschule München

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Durchführung der Studie:

bifa Umweltinstitut GmbH
Am Mittleren Moos 46
86167 Augsburg

Abschlussdatum:

März 2023

Redaktion:

Fachgebiet III 2.4 Abfalltechnik, Abfalltechniktransfer
Dr.-Ing. Ling He

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2024

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Nutzungsmöglichkeiten und Potenziale bei Abfallbehandlungsanlagen zur Sektorenkopplung, Energiebereitstellung und CO₂-Abscheidung

Abfallbehandlungsanlagen, die aus Abfällen Strom, Wärme und Biomethan erzeugen, leisten damit einen Beitrag zur Energieversorgung. Geprüft wurde, wie dieser energetische Beitrag an zukünftige Erfordernisse angepasst werden sollte. Optionen im Bereich Sektorenkopplung, Energiebereitstellung und CO₂-Abscheidung wurden charakterisiert. Ihre Anwendung auf Abfallverbrennungs- und Bioabfallvergärungsanlagen wurde bewertet.

Maßnahmen zur Erhöhung der Energieauskopplung der Anlagen sind klimaschutzwirksam und tragen zur effizienten Nutzung begrenzter Energiequellen bei. Die strombasierte Wasserstoffherstellung ist erst vorteilhaft für den Klimaschutz, wenn der Anteil erneuerbarer Energien im Stromsektor weiter steigt – nur dann kann die geminderte Stromnetzeinspeisung der Anlage vorrangig durch erneuerbare Stromquellen im Netz abgefangen werden. Eine flexible, strompreisgeführte Fahrweise des Elektrolyseurs verbessert dabei Klimaschutz und Wirtschaftlichkeit. Eine Methan- oder Methanolherstellung zeigte sich unter den gesetzten Randbedingungen insgesamt als wirtschaftlich nachteilig. Um dem Klimaschutz dienlich zu sein, bedarf es auch hier eines gestiegenen Anteils an erneuerbaren Energien im Stromsektor. CCS an Abfallverbrennungsanlagen eröffnet rechnerisch einen deutlichen Beitrag zur Treibhausgasemissionenminderung und ermöglicht Negativemissionen.

Für Bioabfallvergärungsanlagen wurde eine Umstellung von Strom- und Wärmeerzeugung auf eine Biomethaneinspeisung untersucht. Deren wirtschaftliche Bewertung hängt insbesondere von der Stromeinspeisevergütung ab. Der Einfluss auf die Treibhausgasemissionen ist mittelfristig nur gering.

Maßnahmen zum Anstoß zielführender Realisierungen werden benannt.

Abstract: Possible applications and potentials for sector coupling, energy supply and CO₂ capture in waste treatment plants

Waste treatment plants that generate electricity, heat and biomethane from waste thus contribute to the energy supply. The study examined how this energy contribution should be adapted to future requirements, considering options in the field of sector coupling, energy supply and CO₂ capture. Their implementation at waste incineration and biowaste anaerobic digestion plants was evaluated.

Measures to increase energy export are climate-protective and contribute to the efficient use of limited energy sources. Electricity-based hydrogen production is only beneficial for climate protection if the share of renewable energies in the electricity sector continues to increase – only then can the reduced electricity grid feed-in of the plant be mainly offset by renewable power sources in the grid. Flexible, electricity price-controlled operation of the electrolyser improves both climate protection and the economic viability. Under the set boundary conditions, methane or methanol production was shown to be economically disadvantageous overall. To be beneficial to climate protection, an increased share of renewable energies in the electricity sector is also required here. In modeling, CCS at waste incinerators offers a significant contribution to greenhouse gas mitigation and also enables negative emissions.

For biowaste anaerobic digestion plants, a conversion from cogeneration to biomethane production was investigated. Its economic evaluation depends in particular on the electricity sales revenue. The impact on climate change is minor in the medium term.

Measures to initiate targeted realizations are specified.

Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Abbildungsverzeichnis | 10 |
| Tabellenverzeichnis | 12 |
| Abkürzungsverzeichnis | 14 |
| Zusammenfassung..... | 16 |
| Summary | 23 |
| 1 Ausgangssituation und Zielsetzung | 29 |
| 2 Situationsanalyse von Abfallbehandlungsanlagen | 30 |
| 2.1 Betrachtete Anlagentypen | 30 |
| 2.2 Datenbankaufbau und -umfang..... | 30 |
| 2.3 Auswertung des Datenbestands | 33 |
| 2.3.1 Anlagenkarte..... | 33 |
| 2.3.2 Datenbestand im Vergleich..... | 35 |
| 2.3.3 Anlagengrößen..... | 37 |
| 2.3.4 Zusammenhänge im Datenbestand..... | 39 |
| 2.3.5 Modelltypische Anlagenkonfigurationen – Muster-Anlagen..... | 41 |
| 3 Einführung in Sektorenkopplung, CCU und CCS..... | 47 |
| 3.1 Sektorenkopplung | 47 |
| 3.2 CCU | 47 |
| 3.3 CCS und Negativemissionen..... | 48 |
| 3.4 Rechtsrahmen für CCU und CCS..... | 49 |
| 4 Technologien für Sektorenkopplung, CCU und CCS | 51 |
| 4.1 CO ₂ -Abscheidung | 51 |
| 4.1.1 Oxy-Fuel-Technologie und Pre-Conversion gegenüber Post-Conversion..... | 53 |
| 4.1.2 Post-Conversion: CO ₂ -Abtrennung aus dem Abgas | 53 |
| 4.1.3 CO ₂ -Abtrennung aus Biogas | 54 |
| 4.1.4 Auswahl der CO ₂ -Abscheideverfahren für die spätere Modellierung | 55 |
| 4.1.5 Technische Daten der CO ₂ -Abscheideverfahren | 56 |
| 4.1.6 Parametrierwerte für die CO ₂ -Abscheidung | 58 |
| 4.2 Wasserelektrolyse: Power-to-Hydrogen..... | 59 |
| 4.2.1 PEM | 60 |
| 4.2.2 Alkalische Elektrolyse..... | 60 |
| 4.2.3 Festoxid-Elektrolyseurzelle | 61 |

| | | |
|--------|---|----|
| 4.2.4 | Vergleich und Kosten von PEM-, alkalischer und Festoxid-Elektrolyse | 61 |
| 4.2.5 | Nutzungs- und Verwertungsmöglichkeiten für Wasserstoff | 62 |
| 4.2.6 | Bilanzschema Power-to-Hydrogen | 63 |
| 4.2.7 | Parametrierwerte für die Elektrolyse | 63 |
| 4.3 | Methanisierung: Power-to-Methane..... | 64 |
| 4.3.1 | Katalytische Methanisierung | 65 |
| 4.3.2 | Biologische Methanisierung..... | 65 |
| 4.3.3 | Vergleich der katalytischen und der biologischen Methanisierung | 66 |
| 4.3.4 | Bilanzschema Power-to-Methane | 67 |
| 4.3.5 | Parametrierwerte für Power-to-Methane | 67 |
| 4.4 | Methanolherstellung: Power-to-Methanol | 69 |
| 4.4.1 | Technische Beschreibung..... | 69 |
| 4.4.2 | Bilanzschema Power-to-Methanol | 69 |
| 4.4.3 | Parametrierwerte für Power-to-Methanol..... | 71 |
| 4.5 | Ammoniakherstellung..... | 72 |
| 4.6 | Sektorenkopplung mit Wärme..... | 72 |
| 4.6.1 | Prozesswärme und Fernwärme | 73 |
| 4.6.2 | Steigerung der Wärmeabgabe einer Abfallverbrennungsanlage | 73 |
| 4.6.3 | Steigerung der Wärmeabgabe einer Bioabfallvergärungsanlage | 74 |
| 4.6.4 | Kälte aus Fernwärme und Fernkälte (Kraft-Wärme-Kälte-Kopplung) | 74 |
| 4.7 | Erhöhte Stromerzeugung an Abfallverbrennungsanlagen | 75 |
| 4.8 | Erhöhte Stromabgabe an Bioabfallvergärungsanlagen | 75 |
| 4.9 | Energetische Nutzungsoptionen für Biogas..... | 76 |
| 4.10 | CCS an Abfallverbrennungsanlagen | 77 |
| 4.10.1 | CO ₂ -Transport | 77 |
| 4.10.2 | Geologische CO ₂ -Einlagerung | 78 |
| 4.11 | CCS an Biogasanlagen | 79 |
| 5 | Modellierung und Bewertung von Handlungsoptionen..... | 80 |
| 5.1 | Modellstruktur und Bewertungsebenen | 80 |
| 5.2 | Struktur der Szenarien und Bezugsjahre..... | 81 |
| 5.3 | Treibhausgasbilanzierung | 83 |
| 5.4 | Bewertung weiterer Umweltwirkungen | 86 |
| 5.5 | Parametrierung | 88 |

| | | |
|---------|--|-----|
| 5.5.1 | Technische Parametrierung | 88 |
| 5.5.2 | Wirtschaftliche Parametrierung | 88 |
| 5.5.3 | Parametrierung für die Treibhausgasbilanzierung | 91 |
| 5.5.4 | Netzstrom-Vermeidungsfaktor | 91 |
| 5.5.5 | Strompreisgeführter Elektrolyseurbetrieb | 94 |
| 5.6 | Ergebnisse für die Energienutzungsoptionen an Abfallverbrennungsanlagen..... | 95 |
| 5.6.1 | Wirtschaftlichkeit..... | 95 |
| 5.6.1.1 | Wirtschaftlichkeit der Szenarien in der Grundparametrierung..... | 95 |
| 5.6.1.2 | Stromnetz-Regelleistung am Beispiel Elektrolyseur | 97 |
| 5.6.1.3 | Vom Marktpreis geführte Fahrweise des Elektrolyseurs..... | 97 |
| 5.6.1.4 | Einflüsse auf die Wirtschaftlichkeit eines Elektrolyseurs an Abfallverbrennungsanlagen – Sensitivitätsbetrachtungen | 97 |
| 5.6.1.5 | Einflüsse auf die Wirtschaftlichkeit eines Methan- oder Methanolherstellung an Abfallverbrennungsanlagen – Sensitivitätsbetrachtungen | 99 |
| 5.6.1.6 | CO ₂ -Bepreisung und Wirtschaftlichkeit der Methan- und Methanolherstellung (CCU) | 100 |
| 5.6.2 | Treibhausgasemissionen..... | 101 |
| 5.6.2.1 | Vergleich der Sektorenkopplungstechnologien an Abfallverbrennungsanlagen | 101 |
| 5.6.2.2 | Einfluss des Netzstrom-Vermeidungsfaktors..... | 103 |
| 5.6.3 | Weitere Umweltwirkungen | 104 |
| 5.7 | Ergebnisse für die CO ₂ -Minderungslösungen an Abfallverbrennungsanlagen..... | 107 |
| 5.7.1 | Wirtschaftlichkeit..... | 107 |
| 5.7.1.1 | Wirtschaftlichkeit der Szenarien in der Grundparametrierung..... | 107 |
| 5.7.1.2 | Einfluss der CCS-Kosten für Transport und geologische Einlagerung | 108 |
| 5.7.2 | Treibhausgasemissionen..... | 109 |
| 5.7.3 | Weitere Umweltwirkungen | 111 |
| 5.8 | Ergebnisse für die Handlungsoptionen an Vergärungsanlagen | 113 |
| 5.8.1 | Wirtschaftlichkeit..... | 113 |
| 5.8.2 | Treibhausgasemissionen..... | 114 |
| 5.9 | Übertragung auf andere Anlagen | 115 |
| 6 | Standort- und Potenzialanalysen an Praxisanlagen | 116 |
| 6.1 | Einführung..... | 116 |
| 6.2 | Praxisanlage MVA 1 | 116 |
| 6.3 | Praxisanlage MVA 2 | 117 |
| 6.4 | Praxisanlage KVA..... | 117 |

| | | |
|---------|--|-----|
| 6.5 | Praxisanlage AHVA | 118 |
| 6.6 | Praxisanlage BVGA | 119 |
| 7 | Beiträge der Abfallwirtschaft für ein zukünftiges Energiesystem durch Sektorenkopplung und CO ₂ -Abscheidung | 120 |
| 7.1 | Ziele der Sektorenkopplung, der erweiterten Energienutzung und der CO ₂ -Abscheidung an Abfallbehandlungsanlagen..... | 120 |
| 7.2 | Chancen von Sektorenkopplungs- und CCS-Verfahren an Abfallbehandlungsanlagen..... | 120 |
| 7.2.1 | Verantwortung, Vorbild- und Vorreiterfunktion | 120 |
| 7.2.2 | Unternehmensentwicklung | 121 |
| 7.2.3 | Synergien zu anderen Aufgaben der öffentlichen Daseinsvorsorge | 121 |
| 7.3 | Zusammenfassende Bewertung der Energienutzungsoptionen an Abfallverbrennungsanlagen | 121 |
| 7.3.1 | Steigerung der Energieeffizienz | 121 |
| 7.3.2 | Strom oder Wasserstoff..... | 122 |
| 7.3.3 | Flexibilisierung mit Elektrolyseur..... | 122 |
| 7.3.4 | CCU..... | 123 |
| 7.4 | Zusammenfassende Bewertung der CO ₂ -Minderungslösungen..... | 123 |
| 7.4.1 | CCU zur Bindung des CO ₂ aus der Verbrennung..... | 123 |
| 7.4.2 | CCS | 123 |
| 7.5 | Zusammenfassende Bewertung der Optionen bei Bioabfallvergärungsanlagen | 124 |
| 7.5.1 | Steigerung der Wärmeabgabe | 124 |
| 7.5.2 | Biomethan aus Vergärungsanlagen | 124 |
| 7.5.3 | Flexibilisierung | 125 |
| 7.6 | Hochrechnung auf alle potenziell geeignete Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland .. | 125 |
| 7.7 | Unterstützung ökologisch und ökonomisch sinnvoller Realisierungen | 129 |
| 7.7.1 | Hürden einer Umsetzung von Sektorenkopplungs- und CCS-Technologien an Abfallbehandlungsanlagen | 129 |
| 7.7.2 | Handlungsbedarf für ein förderliches Umfeld | 130 |
| 7.7.2.1 | Klärung und Wissensgenerierung | 130 |
| 7.7.2.2 | Kosten- und Erlössituation..... | 131 |
| 7.7.2.3 | Wärmeeinspeisung | 132 |
| 8 | Quellenverzeichnis | 133 |
| A | Anhang | 142 |
| B | Anhang | 143 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|---------------|--|-----|
| Abbildung 1: | Karte der erfassten Anlagen nach Anlagentypen mit Größenangaben..... | 35 |
| Abbildung 2: | Vergleich der Anzahl der Anlagen sowie der erfassten Kapazität im Datenbestand mit den Quellen Flamme (2018) und Destatis (2019a)..... | 37 |
| Abbildung 3: | Häufigkeitsverteilung der Anlagengrößen (Kapazitäten) | 38 |
| Abbildung 4: | Auslastung von MVA und EBS-KW sowie BVGA und KVA, dargestellt als Auftragung von Durchsatz über Kapazität | 39 |
| Abbildung 5: | Auftragung der CO ₂ -Emissionen von MVA und EBS-KW über dem Durchsatz..... | 40 |
| Abbildung 6: | Auftragung von Stromnetzeinspeisung sowie Wärmeexport über der Feuerungswärme für MVA und EBS-KW..... | 40 |
| Abbildung 7: | MVA: Schema mit typischen Input-Output-Werten | 41 |
| Abbildung 8: | EBS-KW: Schema mit typischen Input-Output-Werten | 42 |
| Abbildung 9: | KVA: Schema mit typischen Input-Output-Werten | 43 |
| Abbildung 10: | AHVA: Schema mit typischen Input-Output-Werten | 44 |
| Abbildung 11: | BVGA mit Vor-Ort-Verstromung: Schema mit typischen Input-Output-Werten | 45 |
| Abbildung 12: | Eingesetzte Verfahren zur Aufbereitung von Biogas zu Biomethan in Deutschland | 55 |
| Abbildung 13: | Verfahrensfließbild zur Aminwäsche an einer Abfallverbrennungsanlage..... | 57 |
| Abbildung 14: | Stoff- und Energieströme bei der Elektrolyse von Wasser..... | 63 |
| Abbildung 15: | Stoff- und Energieströme bei Power-to-Methane mit katalytischer Methanisierung | 68 |
| Abbildung 16: | Fließbild zur CO ₂ -basierten Methanolsynthese..... | 70 |
| Abbildung 17: | Stoff- und Energieströme bei Power-to-Methanol | 70 |
| Abbildung 18: | Schematische Darstellung der Modellebenen | 81 |
| Abbildung 19: | Bilanzierungsvorgehen für Treibhausgase | 85 |
| Abbildung 20: | Schematische Darstellung der geordneten Zeiten und Strommengen für die Betriebs-Szenarien eines Elektrolyseurs | 94 |
| Abbildung 21: | Wirkung der Implementierung von Energienutzungsoptionen auf die wirtschaftliche Ergebnissituation der MVA-Musteranlage, im Vergleich zur jeweiligen Referenz | 96 |
| Abbildung 22: | Wasserstoff-Gestehungskosten einer Elektrolyseanlage an der Muster-MVA | 99 |
| Abbildung 23: | Gestehungskosten für Power-to-Methane an der Muster-MVA | 100 |
| Abbildung 24: | Gestehungskosten für Power-to-Methanol an der Muster-MVA | 100 |

| | | |
|---------------|--|-----|
| Abbildung 25: | Gestehungskosten von Methan und von Methanol unter Annahme von Kosten für die Emission von fossilem CO ₂ für die MVA-Musteranlage | 101 |
| Abbildung 26: | Änderung der Treibhausgasemissionen durch Implementierung von Energienutzungsoptionen an der MVA-Musteranlage gegenüber der Referenzsituation..... | 102 |
| Abbildung 27: | Einfluss des Netzstrom-Vermeidungsfaktors auf die Änderung der Treibhausgasemissionen der MVA-Musteranlage bei verschiedenen Sektorenkopplungstechnologien | 104 |
| Abbildung 28: | Änderung von Umweltwirkungen gegenüber der Referenzsituation durch Implementierung von Energienutzungsoptionen an der MVA-Musteranlage – Ergebnisse der Charakterisierung..... | 105 |
| Abbildung 29: | Änderung von Umweltwirkungen gegenüber der Referenzsituation durch Implementierung von Energienutzungsoptionen an der MVA-Musteranlage – Ergebnisse der Normierung..... | 106 |
| Abbildung 30: | Wirkung der Implementierung von CO ₂ -Minderungslösungen (Methanolherstellung und CCS) auf die wirtschaftliche Ergebnissituation der MVA-Musteranlage, im Vergleich zur jeweiligen Referenz | 108 |
| Abbildung 31: | CCS-Entsorgekosten für den Break-even zur Referenz | 109 |
| Abbildung 32: | Änderung der Treibhausgasemissionen gegenüber der Referenzsituation durch Implementierung von CO ₂ -Minderungslösungen (Methanolherstellung und CCS) an der MVA-Musteranlage | 110 |
| Abbildung 33: | Änderung von Umweltwirkungen gegenüber der Referenzsituation durch Implementierung von CO ₂ -Minderungslösungen an der MVA-Musteranlage – Ergebnisse der Charakterisierung | 111 |
| Abbildung 34: | Änderung von Umweltwirkungen gegenüber der Referenzsituation durch Implementierung von CO ₂ -Minderungslösungen an der MVA-Musteranlage – Ergebnisse der Normierung | 112 |
| Abbildung 35: | Wirkung der Handlungsoptionen für Vergärungsanlagen auf die wirtschaftliche Ergebnissituation der BVGA-Musteranlage im Vergleich zur jeweiligen Referenz | 113 |
| Abbildung 36: | Biomethan-Gestehungskosten bei Umstellung auf Biomethaneinspeisung in Abhängigkeit vom erzielbaren Stromerlös | 114 |

| | | |
|---------------|---|-----|
| Abbildung 37: | Änderung der Treibhausgasemissionen durch Realisierung von Handlungsoptionen an der BVGA-Musteranlage gegenüber der Referenzsituation | 115 |
| Abbildung 38: | Verwendete Quellen nach Datenbankfeld | 142 |
| Abbildung 39: | Karte der Ersatzbrennstoffkraftwerke und Sonderabfallverbrennungsanlagen | 143 |
| Abbildung 40: | Karte der Altholzverbrennungsanlagen mit Größenangaben | 144 |
| Abbildung 41: | Karte der Klärschlammverbrennungsanlagen mit Größenangaben..... | 145 |
| Abbildung 42: | Karte der mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen mit Vergärung (MBAv) und Bioabfallvergärungsanlagen, mit Größenangaben..... | 146 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|-------------|--|----|
| Tabelle 1: | Datenquellen für den Aufbau der Anlagendatenbank | 31 |
| Tabelle 2: | Priorisierung von Datenquellen bei Mehrfach-Angaben..... | 32 |
| Tabelle 3: | Datendichte je Datenbankfeld nach Anlagentyp, jeweils bezogen auf die Anzahl der betrachteten Anlagen | 34 |
| Tabelle 4: | MVA: typische Kennwerte | 42 |
| Tabelle 5: | EBS-KW: typische Kennwerte | 43 |
| Tabelle 6: | KVA: typische Kennwerte | 44 |
| Tabelle 7: | AHVA: typische Kennwerte..... | 45 |
| Tabelle 8: | BVGA mit Vor-Ort-Verstromung: typische Kennwerte..... | 46 |
| Tabelle 9: | CO ₂ -Abscheideoptionen und deren Anwendungen | 52 |
| Tabelle 10: | Überblick zu technischen Daten der gängigsten CO ₂ -Abscheidetechnologien für Gase aus der Bioabfallvergärung . | 56 |
| Tabelle 11: | Parametrierwerte der CO ₂ -Abscheidung durch Aminwäsche .. | 58 |
| Tabelle 12: | Parametrierwerte der CO ₂ -Abscheidung durch Druckwasserwäsche | 59 |
| Tabelle 13: | Parametrierwerte der Elektrolyse (Power-to-Hydrogen)..... | 64 |
| Tabelle 14: | Vergleich der biologischen und katalytischen Methanisierung (ohne Elektrolyse)..... | 67 |
| Tabelle 15: | Parametrierwerte Power-to-Methane | 68 |
| Tabelle 16: | Parametrierwerte Power-to-Methanol | 71 |
| Tabelle 17: | Parametrierwerte für CO ₂ -Transport und geologische Speicherung | 78 |
| Tabelle 18: | Überblick über die Szenarien..... | 82 |
| Tabelle 19: | Ausgewählte Wirkungskategorien mit Normalisierungsfaktoren für die Berechnung des Environmental Footprint 3.0..... | 87 |
| Tabelle 20: | Biogener Kohlenstoffanteil im MVA-Durchsatz..... | 88 |
| Tabelle 21: | Grundwerte der Wirtschaftlichkeitsberechnung | 90 |
| Tabelle 22: | Spezifische Kosten und Erlöse in der Grundparametrierung ... | 90 |

| | | |
|-------------|--|-----|
| Tabelle 23: | Spezifische Treibhausgasemissionen in der Grundparametrierung | 93 |
| Tabelle 24: | Potenziale einer deutschlandweiten Umsetzung von Energieoptionen an Abfallbehandlungsanlagen | 127 |
| Tabelle 25: | Potenzial einer deutschlandweiten Umstellung von BVGA mit Vor-Ort-Stromerzeugung auf Biomethaneinspeisung..... | 129 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|-----------------------|---|
| AHVA | Altholzverbrennungsanlage |
| BECCS | Bioenergy with Carbon Capture and Storage: Negativ-Treibhausgasemissionen durch dauerhafte Speicherung biogener CO ₂ -Mengen |
| BEHG | Gesetz über einen nationalen Zertifikatehandel für Brennstoffemissionen (Brennstoffemissionshandelsgesetz) |
| BHKW | Blockheizkraftwerk |
| BlmSchG | Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz) |
| BVGA | Bioabfallvergärungsanlage |
| CCS | CO ₂ -Abscheidung und -Speicherung (Carbon Capture and Storage) |
| CCU | CO ₂ -Abscheidung und -Verwendung (Carbon Capture and Utilization) |
| CO₂ | Kohlenstoffdioxid |
| EBS-KW | Ersatzbrennstoffkraftwerk |
| EBeV 2030 | Emissionsberichterstattungsverordnung 2030 |
| EEG | Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz) |
| EF | Environmental Footprint |
| EMSR | Elektrische Mess-, Steuer- und Regelungstechnik |
| EW | Einwohnerwerte (in der Environmental-Footprint-Berechnung) |
| H_i | Heizwert. Das Begriffspaar Heizwert (H _i) und Brennwert (H _s) wird verwendet. |
| KrWG | Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz) |
| KVA | Klärschlammverbrennungsanlage |
| MBAv | Anlage zur mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen mit Vergärungsstufe |
| MEA | Monoethanolamin |
| MVA | Müllverbrennungsanlage |
| OS | Originalsubstanz |
| PEM | Polymer-Elektrolyt-Membran (-Elektrolyse) |
| Power-to-X | Strombasierte Sektorenkopplung; Einsatz von Strom zur Erzeugung eines Produktes X wie zum Beispiel Wasserstoff, Methan, Methanol oder Treibstoffe |
| RED II | Richtlinie (EU) 2018/2001 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Dezember 2018 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (Neufassung) (Erneuerbare-Energie-Richtlinie II) |
| SCR | Selektive katalytische Reduktion (Verfahren zur Reduktion von Stickoxiden in Abgasen) |

| | |
|------------------|--|
| AHVA | Altholzverbrennungsanlage |
| SNCR | Selektive nichtkatalytische Reduktion (Verfahren zur Reduktion von Stickoxiden in Abgasen) |
| StromStG | Stromsteuergesetz |
| SVA | Sonderabfallverbrennungsanlage |
| THG | Treibhausgase, Treibhausgasemissionen |
| TRL | Technology Readiness Level, Bewertung des Entwicklungsstands neuer Technologien nach EU-Definition (EC 2014) |
| TS | Trockenmasse |
| TS-Gehalt | Trockensubstanzgehalt |
| X | Produkt der Sektorenkopplungstechnologien, wie Wasserstoff, Methan, Methanol oder Ammoniak |

Die Abkürzungen von zitierten Institutionen sind im Quellenverzeichnis aufgeschlüsselt.

Zusammenfassung

Ausgangssituation und Zielsetzung

Abfallbehandlungsanlagen, die aus Abfällen Strom, Wärme und Biomethan erzeugen, leisten damit einen Beitrag zur Energieversorgung. In Anbetracht weitreichender Transformationsprozesse im Energiesystem gilt es zu prüfen, ob dieser energetische Beitrag zukünftigen Erfordernissen angepasst werden sollte und kann. Ein zentraler Ansatz hierzu ist die Sektorenkopplung: Strom kann in andere Energieformen und -träger umgewandelt werden, bis hin zu synthetischen Kraftstoffen (E-Fuels) und chemischen Grundstoffen, die fossile Standardprodukte substituieren können. Auch bietet die Sektorenkopplung Potenziale, um zeitweise Differenzen zwischen erneuerbarer Stromproduktion und dem Strombedarf auszugleichen: zum einen durch einen flexibilisierten Betrieb, zum anderen durch die Speicherbarkeit der erzeugten Energie oder Energieträger. Vor diesem Hintergrund werden in der vorliegenden Studie die Möglichkeiten und Potenziale der Sektorenkopplung bei Abfallverbrennungsanlagen und Bioabfallvergärungsanlagen untersucht.

Das Ziel der Treibhausgasneutralität bringt über die vorgenannten Aspekte hinaus die Notwendigkeit von Emissionsminderungen in den Vordergrund. Für Abfallverbrennungsanlagen werden hierfür Optionen zur CO₂-Abscheidung und dessen Nutzung (Carbon Capture and Utilization, CCU) sowie zur CO₂-Abscheidung und -Speicherung (Carbon Capture and Storage, CCS) untersucht. Die für Sektorenkopplung, CCU und CCS notwendigen Technologien überschneiden sich.

CCS umfasst die CO₂-Abscheidung aus Emissionsströmen, den Transport und die dauerhafte Einlagerung in geologischen Formationen. In Betracht kommen unter anderem tiefe salzwasserführende Aquifere und ausgeforderte Erdöl- und Erdgaslagerstätten. CCS erlaubt, nicht nur fossile CO₂-Emissionen zu vermeiden, sondern auch, der Biosphäre biogenes CO₂ zu entziehen (Bio-energy with CCS, BECCS). Damit werden negative CO₂-Emissionen möglich, die – in Ergänzung der vordringlichen Emissionsminderungsmaßnahmen – zur Netto-Treibhausgasneutralität notwendig werden können, um unvermeidbare Restemissionen auszugleichen. Unter Netto-Treibhausgasneutralität wird „das Gleichgewicht zwischen den anthropogenen Emissionen von Treibhausgasen aus Quellen und dem Abbau solcher Gase durch Senken“ verstanden (Bundesklimaschutzgesetz 2021).

Auch der zukünftig optimale energetische Beitrag von Bioabfallvergärungsanlagen ist Gegenstand der Studie. Heute erzeugt die Mehrzahl der Anlagen über Kraft-Wärme-Kopplung Strom und Wärme. Als Alternative wird eine Biogasaufbereitung mit Biomethan-Einspeisung ins Gasnetz betrachtet.

Die technische Verfügbarkeit, wirtschaftlichen Chancen, ökologischen Wirkungen sowie weitere Chancen, Risiken und Hürden der vorgenannten Handlungsoptionen werden detailliert betrachtet.

Situationsanalyse von Abfallbehandlungsanlagen

Als Ausgangspunkt wurde eine Datenbank der Abfallbehandlungsanlagen mit Energieerzeugung in Deutschland erstellt. Im Bereich Abfallverbrennung wurden Müllverbrennungsanlagen (MVA, n=68), Ersatzbrennstoffkraftwerke (EBS-KW, n=36), Klärschlamm- (KVA, n=27), Sonderabfall- (SVA, n=31) und Altholzverbrennungsanlagen (AHVA, n=67) erfasst und statistisch charakterisiert. Im Bereich Vergärung wurden im Wesentlichen Bioabfallvergärungsanlagen mit einer elektrischen Nennleistung über 1 MW berücksichtigt (BVGA, n=59), sowie Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen mit Vergärungsstufe (MBAv, n=12).

Die meisten Verbrennungsanlagen erzeugen Strom und Wärme in Kraft-Wärme-Kopplung. 46 Bioabfallvergärungsanlagen erzeugen Strom und Wärme über ein BHKW, 13 speisen Biomethan ins Erdgasnetz ein. Auf Basis der Daten wurden für die weitere Analyse typische, mittlere Anlagendimensionen als fiktive Musteranlagen definiert. Der Datenumfang zur energetischen Situation von SVA und MBAv war für eine statistische Auswertung unzureichend.

Technologien für Sektorenkopplung, CCU und CCS

Die großtechnisch verfügbaren Sektorenkopplungstechnologien Elektrolyse zu Wasserstoff, weitergehende Methanisierung und weitergehende Methanolherstellung sowie Verfahren zur CO₂-Abscheidung aus Abgas und aus Rohbiogas werden für Abfallverbrennungsanlagen detailliert betrachtet.

Kernverfahren für die Sektorenkopplung ist die Elektrolyse von Wasser. Bei ihr wird unter Einsatz elektrischer Energie Wasser in Wasserstoff und Sauerstoff zerlegt. Die relevantesten Technologien sind die Polymer-Electrolyte-Membrane-(PEM-)Elektrolyse und die alkalische Elektrolyse.

Die weiteren betrachteten Sektorenkopplungstechnologien bedürfen einer CO₂-Abscheidung. Marktverfügbar ist nach Stand der Technik die Aminwäsche des gereinigten Abgases, zum Beispiel mit dem Sorbens Monoethanolamin. Über Aminwäsche können 85-90 % der CO₂-Menge aus dem Abgas abgetrennt werden. Die Technologie benötigt zur Desorption Wärme auf einem Temperaturniveau von rund 160 °C, die von der Abfallverbrennungsanlage bereitgestellt werden kann.

Methan kann aus Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid katalytisch im exothermen Sabatier-Prozess oder auch mikrobiologisch hergestellt werden. Die katalytische Methanisierung ist Stand der Technik und erzielt in Verbindung mit einer Elektrolyse Gesamtwirkungsgrade von Strom zu Methan von rund 56 %.

Methanol kann ebenso aus Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid synthetisiert werden. Die Reaktion ist exotherm. Im Reaktor wird ein Gemisch aus Methanol, Kohlenwasserstoffen, Wasserstoff, CO₂ und Wasser erzeugt. Der Wirkungsgrad von Strom zu Methanol liegt aktuell bei rund 54 %.

Energetische Nutzungsoptionen für Biogas

Der Einsatz von Biogas zur Stromerzeugung in Kraft-Wärme-Kopplung ist die bei BVGA überwiegend realisierte Variante. Als Alternative wird die Einspeisung des aufbereiteten Biogases (Biomethan) ins Erdgasnetz geprüft. Beide Varianten entsprechen dem Stand der Technik. Damit BVGA Biomethan ins Erdgasnetz einspeisen können, ist eine Aufbereitung der Rohbiogases notwendig. Wichtigstes Element dieser Aufbereitung ist die CO₂-Abscheidung. Neben der Aminwäsche haben sich hier vor allem die Druckwasserwäsche und die Druckwechseladsorption etabliert. Auch die Polyglykolwäsche und Membrantrennverfahren werden angewandt.

Technische Möglichkeiten zur Erhöhung der Wärme- und Stromauskopplung

Die Abgabe von Strom und Wärme aus Abfallverbrennungs- und -vergärungsanlagen entspricht dem Stand der Technik. Eine mögliche Erhöhung dieser Auskopplungen wird betrachtet.

Voraussetzung jeder Wärmeabgabe ist eine ausreichende Wärmenachfrage im örtlichen Umfeld. Bei Abfallverbrennungsanlagen kann eine erhöhte Wärmeauskopplung dann aus dem Dampfsystem erfolgen. Dies beeinträchtigt allerdings zumeist die Stromerzeugung; hier ist eine Optimierungsabwägung erforderlich. Weitere Potenziale können in der Reduzierung des

Eigenverbrauchs liegen. Bei BVGA ist die Fermenterheizung hierfür erster Ansatzpunkt. Auch kommen ungenutzte Abwärmeströme in Betracht, die gegebenenfalls über Wärmepumpen erschlossen werden können. Bei Abfallverbrennungsanlagen liegt der Fokus hier auf dem Abgas, bei BVGA auf dem BHKW-Abgas, soweit Potenziale noch vorliegen.

An einer Abfallverbrennungsanlage erfordert eine Anhebung der Stromauskopplung gegebenenfalls den Austausch oder eine Ergänzung des Turbinensystems. Ein anderer Ansatz ist die Änderung des Kesselkonzepts, um höhere Frischdampftemperaturen anzustreben. Dies bedeutet jedoch einen weitgehenden Neubau der Kesselanlage. Bei allen Anlagen ist die Reduzierung des Stromeigenverbrauchs ein weiterer Ansatzpunkt zur Erhöhung der Stromabgabe. Bei Verbrennungsanlagen sind insbesondere die Bereiche Luftzufuhr und Saugzug der Abgasreinigung relevant, bei Vergärungsanlagen die Reaktor- und Rührtechnik.

Modellierung der Handlungsoptionen

Die betrachteten technologischen Handlungsoptionen werden in Energienutzungslösungen und in CO₂-Emissionsminderungslösungen eingeteilt. Mittels eines Rechenmodells wurden sie als Szenarien abgebildet. Energie- und Stoffströme, Wirtschaftlichkeit sowie Umwelt-Effekte wurden bilanziert. Die Berechnungen erfolgen für die Bezugsjahre 2021, 2035 und 2045. Dabei steht 2035 für einen Übergangspunkt und 2045 für den Zustand der Treibhausgasneutralität. Die auf 2035 und 2045 projizierten Werte sind literaturgestützte Annahmen, die durch Sensitivitätsanalysen ergänzt werden. Bewertet wird im Vergleich zu Referenzsituationen (Business as Usual), in denen Strom in das öffentliche Netz sowie Wärme in ein Fernwärmennetz eingespeist werden. Die Modellierung erfolgt anhand einer Muster-MVA und einer Muster-BVGA. Für die Sektorenkopplung an der MVA wird angesetzt, dass 50 % des zuvor ins Netz eingespeisten Stroms genutzt wird, in etwa entsprechend dem biogenen Stromanteil. Der verbleibende Stromanteil wird weiterhin eingespeist.

Alternativ zum kontinuierlichen Betrieb eines Elektrolyseurs werden Szenarien eines strompreisgeführten Betriebs geprüft.

Die Treibhausgasbilanzierung berücksichtigt als Änderungen gegenüber den Referenzsituationen die CO₂-Emissionen mit dem Abgas und die Wärmeauskopplung sowie Stromeinspeisung je über die damit verbundene Substitution einer konventionellen Energiebereitstellung. Hinzu kommen die vermiedenen Herstellungsemissionen der konventionellen Zielprodukte Wasserstoff, Methan und Methanol, die Emissionen von Zielproduktnutzung bis Lebensende, die mit Verbrauchsmaterialien verknüpften Emissionen sowie bei CCS die mit Transport und Speicherung verbundenen Emissionen.

Wesentlichen Einfluss auf die ökobilanziellen Ergebnisse nimmt der Netzstrom-Vermeidungsfaktor. In einer folgenorientierten, Systemeffekte abbildenden Betrachtung muss Strom, der von einer Abfallbehandlungsanlage nicht mehr ins Stromnetz eingespeist wird, anderweitig produziert werden, um den vorgegebenen Bedarf zu decken. Dies kann, solange erneuerbare Energien nicht umfassend für die Stromerzeugung verfügbar sind, nur mit einem im Vergleich zum durchschnittlichen Erzeugungsmix deutlich höheren Anteil von Fossilkraftwerken realisiert werden, dem sogenannten marginalen Kraftwerksmix. Quantifiziert werden die Treibhausgasemissionen des marginalen Kraftwerksmix durch den Netzstrom-Vermeidungsfaktor, auch marginaler Emissionsfaktor genannt. Dieser wurde anhand Literaturquellen für 2021 zu 610 g CO_{2eq}/kWh und für 2035 zu 373 g CO_{2eq}/kWh bestimmt.

Anhand von Standortanalysen an ausgewählten Abfallbehandlungsanlagen wurden Potenziale, konkrete Randbedingungen, Sichtweisen und Motivationen der Betreiber sowie weitere

Chancen und Risiken einer Umsetzung von Sektorenkopplungen herausgearbeitet. Die Modellierungsergebnisse für die ausgewählten Anlagen bestätigten die Ergebnisse, die anhand der Muster-Anlagen gewonnen wurden.

Weitere Umweltwirkungen wurden für Handlungsoptionen an Abfallverbrennungsanlagen untersucht und ausgewertet. Wesentliche Wirkungen fanden sich in allen betrachteten Szenarien in der Wirkungskategorie Klimawandel, beim damit zusammenhängenden Ressourcenverbrauch fossiler Energieträger sowie beim Ressourcenverbrauch Mineralien und Metalle.

Bewertung der Handlungsoptionen

Die Modellierungsergebnisse und Sensitivitätsbetrachtungen lassen unter den gewählten Randbedingungen folgende Schlussfolgerungen zu:

- ▶ Maßnahmen, die die Auskopplung und Nutzung von Energie aus Abfallbehandlungsanlagen erhöhen, sind klimaschutzwirksam und tragen zur effizienten Nutzung begrenzter Energiequellen bei. Sie sollten unter Beachtung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses geprüft werden.

Für Abfallverbrennungsanlagen ist festzustellen:

- ▶ Die Wasserstoffherstellung mit Strom aus Abfall ist dem Klimaschutz zuträglich, sobald der Netzstrom-Vermeidungsfaktor in der Zukunft unter ca. 200 g/kWh sinkt. Dies ist erst nach 2035 anzunehmen. Mit einem wirtschaftlichen Vorteil der Elektrolyse gegenüber der Referenzsituation ist ab 2035 zu rechnen.
- ▶ Eine flexible, strompreisgeführte Wasserstoffherstellung erlaubt allerdings, eine Treibhausgasminde rung schon deutlich früher, vor dem Jahr 2035, zu erreichen. Diesem Befund liegt zugrunde, dass bei der strompreisgeführten Fahrweise Strom nur zu niedrigpreisigen Zeiten dem Netz vorenthalten wird. Zu diesen Zeiten ist die Stromerzeugung regelmäßig durch einen hohen Anteil an erneuerbarer Erzeugung geprägt. In Summe wird eine geringere fossile Ersatz-Stromerzeugung ausgelöst als bei einer Fahrweise, die nicht auf die Stromnetsituation reagiert, und die Treibhausgasbilanz verbessert sich. Die flexible Fahrweise eröffnet zudem wirtschaftliche Vorteile.
- ▶ Eine Methanherstellung aus Wasserstoff, der mit Strom aus Abfall hergestellt wird, ist unter den angenommenen Randbedingungen weder gegenwärtig noch in der Perspektive 2035 wirtschaftlich rentabel. Zugleich ist kein Vorteil für den Klimaschutz ersichtlich. Die wirtschaftliche Bewertung kann sich ändern, wenn ein im Vergleich zum Stromerlös deutlich höherer Methanerlös realisierbar wird, etwa wenn der Methanverkaufspreis deutlich steigt, der Strompreis jedoch nicht oder nur in geringerem Ausmaß.
- ▶ Auch die Methanolherstellung mit Wasserstoff, der mit anlageneigenem Strom hergestellt wird, erzielt unter den angenommenen Randbedingungen 2035 einen zu niedrigen Erlös, um wirtschaftlich vorteilhaft zu sein. Eine Rentabilität wäre nur unter einem deutlich veränderten Preis- und Kostengefüge in Sicht, zum Beispiel durch eine signifikante preisliche Anerkennung der biogenen Stromherkunft und der CO₂-Wiederverwendung für die Methanolherstellung. Unter den Bedingungen für 2021 wie auch in der Perspektive 2035 resultiert zudem eine Erhöhung der Treibhausgasemissionen. Dies gilt sowohl für die Option, dass Wasserstoff und daraus Methanol mit anlageneigenem Strom hergestellt wird, als auch für die Option, bei der Strom für die Elektrolyse extern bezogen wird, mit dem Ziel einer weitgehenden CO₂-Abscheidung aus dem Abgas. Um dem Klimaschutz dienlich zu sein, bedarf die Technologie eines unter 170-200 g/kWh gefallenen Netzstrom-Vermeidungsfaktors.

- Kann sichergestellt werden, dass das eingelagerte CO₂ dauerhaft und vollständig in den Speichern verbleibt, eröffnet CCS einen deutlichen Beitrag zur Treibhausgasminderung. Die untersuchten Szenarien stellen zudem eine wirtschaftliche Umsetzung in Aussicht, wenn Zertifikatpreise steigen, eine Vergütung von negativen Emissionen regulatorisch etabliert wird und wenn Anlagen- und Transportkosten sinken. Den Treibhausgas-Entlastungen durch die vermiedenen Emissionen von fossilstämmigem CO₂ und durch die Entfernung von biogenem CO₂ (BECCS) stehen zwar die Emissionen durch den Energiebedarf der CCS-Kette gegenüber – insbesondere ist hier der hohe Wärmebedarf der Aminwäsche zu nennen. Dennoch resultiert in Summe eine deutliche Treibhausgasentlastung, die Negativemissionen ermöglicht. Als Punktquellen mit hohen CO₂-Mengen bieten sich Abfallverbrennungsanlagen für CCS an.

Für Vergärungsanlagen kann zusammengefasst werden:

- Auch die Flexibilisierung an Vergärungsanlagen bietet Potenziale der Systemdienlichkeit für das Stromnetz.
- Die Biomethaneinspeisung stellt ebenso eine Flexibilisierungslösung dar. Durch Einspeisung lassen sich die Speicherkapazitäten der vorhandenen Gasinfrastruktur nutzen; damit können Gaserzeugung und -verbrauch sowohl räumlich als auch zeitlich entkoppelt werden.
- Wie eine Umstellung von Strom- und Wärmeerzeugung auf eine Biomethaneinspeisung bei BVGA wirtschaftlich zu bewerten ist, hängt von den Einzelfallbedingungen ab, insbesondere der Stromeinspeisevergütung. Für die Treibhausgasemissionen bewirkt die Umstellung in den nächsten Jahren zuerst noch eine Erhöhung, jedoch in fallendem Ausmaß. Ab ca. 2035 ist nur noch ein geringfügiger Einfluss zu erwarten. Dann ist der Einfluss auf den Klimawandel kein Argument mehr für oder gegen die Umstellung.

Die anhand der MVA- und BVGA-Musteranlagen erarbeiteten Aussagen lassen sich auf andere Abfallbehandlungsanlagen übertragen. Die getroffenen Aussagen beziehen sich dabei auf typische Anlagenkonstellationen und Randbedingungen. Betrachtungen im Einzelfall können zu anderen Parameterwerten und damit zu anderen Bewertungen führen, etwa wenn Direktabnahmeverträge für Power-to-X-Produkte geschlossen werden können, oder wenn verknüpft mit einem Elektrolyseur auch eine Erneuerbare-Energie-Anlage errichtet wird.

Beiträge der Abfallwirtschaft für ein zukünftiges Energiesystem durch Sektorenkopplung und CO₂-Abscheidung

Zur Beantwortung der Frage, ob erzeugter Strom vermarktet oder daraus Wasserstoff und gegebenenfalls Folgeprodukte hergestellt werden sollen, geben die Studienergebnisse klare Hinweise. Insgesamt sind die Sektorenkopplungstechnologien einzelwirtschaftlich nur unter gewissen Marktentwicklungen vorteilhaft. Hinzu kommt, auch ein positiver Beitrag zum Klimaschutz ist keineswegs selbstverständlich: Die ökobilanziellen Treibhausgasemissionen können durchaus ansteigen. Wesentliche Ursache hierfür ist die Strom-Mindereinspeisung, deren Auswirkungen in der Stromversorgung Sektorenkopplungstechnologien ökobilanziell stark belasten.

Die Handlungsoptionen, die für eine wirtschaftlich und ökologisch vorteilhafte Realisierung in Betracht kommen, wurden für stromerzeugende Abfallbehandlungsanlagen für das Bezugsjahr 2035 auf den Anlagenbestand in Deutschland hochgerechnet.

- Eine bei allen Anlagenarten beispielsweise um 3 Prozentpunkte im Netto-Wirkungsgrad erhöhte Wärmeauskopplung könnte 0,3 % des deutschen Endenergieverbrauchs für Wärme und Kälte abdecken; eine um 2 Prozentpunkte im Netto-Wirkungsgrad erhöhte

Stromauskopplung 0,4 % des aktuellen deutschen Stromverbrauchs. Gleichzeitig würden Treibhausgasminderungen von 0,56 Mio. t CO_{2eq}/a respektive 0,77 Mio. t CO_{2eq}/a erzielt.

- ▶ Eine Elektrolyse in strompreisgeführter Fahrweise an allen MVA, EBS-KW und AHVA würde jährlich 0,129 Mio. t Wasserstoff produzieren; dies entspräche 4,3 % des in der Nationalen Wasserstoffstrategie für 2030 projizierten Bedarfs. Gleichzeitig würden Treibhausgasemissionen im Bezugsjahr 2035 um 0,48 Mio. t CO_{2eq}/a in Summe gemindert.
- ▶ Eine Umstellung von BVGA von Vor-Ort-Stromerzeugung auf Biomethaneinspeisung würde anstelle von 510 GWh Wärme und 780 GWh Strom 1.650 GWh Biomethan produzieren. Dieser Wert entspricht rund 0,2 % des deutschen Gasabsatzes 2020.
- ▶ Für die Realisierung von Elektrolyseuren in flexibilisierter Fahrweise und die Flexibilisierung von BVGA wurde ein Stromnetz-Flexibilisierungspotenzial von rund 2,0 GW hochgerechnet.
- ▶ Eine Umsetzung von CCS an allen MVA, EBS-KW und AHVA unter Abscheidung von 85 % des Abgas-CO₂ hat durch Emissionsminderungen und negative Emissionen ein Treibhausgas-Minderungspotenzial von 26,9 Mio. t CO_{2eq}/a. Die erhebliche Minderung der Wärmeauskopplung für Wärmenetze ist hier ökobilanziell enthalten.

Unterstützung ökologisch und ökonomisch sinnvoller Realisierungen

Um zielführende Umsetzungen zu unterstützen, werden insbesondere folgende Initiativen und Maßnahmen vorgeschlagen:

- ▶ Klärung und Wissensgenerierung:
 - Einordnung der zukünftigen Rollen von Strom, Wasserstoff, Methan/Erdgas, Methanol und weiteren Power-to-X-Produkten auf dem Weg zur Klimaneutralität
 - Klärung der Bedeutung von wiederverwendetem Kohlenstoff aus einer zukünftigen Kohlenstoff-Kreislaufwirtschaft im Input von Abfallverbrennungsanlagen
 - Klärung der zukünftigen Verfügbarkeit von Infrastrukturen für Gas (Erdgas), Wasserstoff und CO₂
 - Klärung der Rolle von CCS und BECCS für die angestrebte Netto-Treibhausgasneutralität
 - Förderung der Weiterentwicklung von gegenüber der Aminwäsche energieeffizienteren CO₂-Abscheidetechniken für den Einsatz an Abfallverbrennungsanlagen, um insbesondere den Wärmebedarf dieser Prozessstufe zu minimieren
 - Forschung zu CCS, um eine dauerhaft sichere, umweltschonende CO₂-Speicherung erzielen zu können.
- ▶ Kosten- und Erlössituation: Randbedingungen für tragfähige Geschäftsmodelle sollten etabliert werden, um Planungssicherheit für Unternehmen zu gewährleisten.
 - Weiterer Anschub der Markteinführung der Sektorenkopplungstechnologien, insbesondere der flexibilisierten Elektrolyse
 - Verbindliche rechtliche Einstufung abfallbasierter Power-to-X-Produkte im Hinblick auf Steuern, Abgaben und Umlagen sowie für die EU-Taxonomieverordnung. Die Grün-

Eigenschaft von Power-to-X-Produkten und deren marktliche Bedeutung sind regulatorisch zu charakterisieren.

- Weitere finanzielle Besserstellung von als grün definierbaren Power-to-X-Produkten gegenüber konventionellen, fossilstämmigen Produkten, beispielsweise durch Herstellungskostenförderung oder Verknappung von Treibhausgas-Emissionszertifikaten
 - Konkretisierung des regulatorischen Rahmens für CCS, BECCS und CCU
- Wärmeeinspeisung: Konsistente rechtliche Besserstellung der Wärme aus Abfallbehandlungsanlagen gegenüber fossil erzeugter Wärme.

Summary

Initial situation and objective

Waste treatment plants that generate electricity, heat and biomethane from waste thus contribute to the energy supply. In view of the current extensive transformation processes in the energy system, it is important to examine whether this energy contribution should and can be adapted to future's requirements. A central approach to this is sector coupling. Electricity can be converted into other forms of energy and energy carriers, including e-fuels (synthetic fuels) and chemical feedstocks that can substitute standard fossil products. Sector coupling also offers potential to compensate for temporary differences between renewable electricity production and electricity demand: on the one hand, through more flexible operation, and on the other hand, through the storability of the energy or energy carriers produced. Against this background, the possibilities and potentials of sector coupling in waste incineration plants and biowaste anaerobic digestion plants are investigated in this study.

In addition, the objective of greenhouse gas neutrality brings the need for emission reductions in the waste management sector to the forefront. Therefore, options for waste incineration plants for CO₂ capture and utilisation (CCU) as well as for CO₂ capture and storage (CCS) are investigated. The technologies required for sector coupling, CCU and CCS overlap.

CCS comprises CO₂ capture from emission streams, its transport and permanent storage in geological formations. Potential sinks include deep saltwater aquifers and depleted oil and gas reservoirs. CCS not only makes it possible to avoid fossil CO₂ emissions, but also to remove biogenic CO₂ from the biosphere (bioenergy with CCS, BECCS). This will enable negative CO₂ emissions to offset unavoidable residual emissions—an approach that will be necessary in addition to urgent emission reduction measures to achieve net greenhouse gas neutrality. Net greenhouse gas neutrality is understood as "an equilibrium between the anthropogenic emissions of greenhouse gases from sources and the reduction in the volume of such gases by means of sinks" (Bundesklimaschutzgesetz 2021).

The future optimal energetic contribution of biowaste anaerobic digestion plants is also the subject of the study. Today, the majority of plants generate electricity and heat via cogeneration. As an alternative, biogas upgrading with biomethane fed into the gas grid is considered.

The technical applicability, economic opportunities, ecological effects as well as further opportunities, risks and hurdles of the aforementioned technological options are examined in detail.

Situation analysis of waste treatment plants

As a starting point, a database of waste treatment plants with energy generation in Germany was compiled. In the area of waste incineration, plants for municipal solid waste (MSWI, n=68), for refuse derived fuel (n=36), for sewage sludge (n=27), for hazardous waste (n=31) and for waste wood (n=67) were recorded and statistically characterised. In the field of anaerobic digestion, mainly biowaste anaerobic digestion plants with an electrical rated power of more than 1 MW were considered (n=59) as well as mechanical-biological waste treatment plants with an anaerobic digestion stage (n=12).

Most incineration plants generate electricity and heat in cogeneration. 46 biowaste anaerobic digestion plants generate electricity and heat via a CHP unit, 13 feed biomethane into the natural gas grid. Based on the data, typical and average plant dimensions were defined as fictitious model plants for further analysis. The scope of data on the energy situation of hazardous waste

incineration plants and mechanical-biological waste treatment plants with an anaerobic digestion stage was insufficient for a statistical evaluation.

Technologies for sector coupling, CCU and CCS

The industrially available sector coupling technologies including electrolysis to hydrogen, downstream methanation and downstream methanol production as well as processes for CO₂ capture from flue gas and from raw biogas are considered in detail for waste incineration plants.

The core process for sector coupling is water electrolysis. In this process, water is decomposed into hydrogen and oxygen using electrical energy. The most relevant technologies are polymer electrolyte membrane (PEM) electrolysis and alkaline electrolysis.

The other sector coupling technologies considered require CO₂ capture. Amine scrubbing of the purified exhaust gas is an industrially available technology, using for example the sorbent monoethanolamine. Amine scrubbing can separate 85-90 % of the CO₂ from the exhaust gas. For desorption, the technology requires heat at a temperature level of around 160 °C, which can be provided by the waste incineration plant.

Methane can be produced from hydrogen and carbon dioxide catalytically in the exothermic Sabatier process or also microbiologically. Catalytic methanation is state of the art and, in combination with electrolysis, achieves an overall electricity-to-methane efficiency of around 56 %.

Methanol can also be synthesised from hydrogen and carbon dioxide. The reaction is exothermic. A mixture of methanol, hydrocarbons, hydrogen, CO₂ and water is produced in the reactor. The efficiency of electricity-to-methanol is currently around 54 %.

Energy use options for biogas

The use of biogas to generate electricity via cogeneration is the option predominantly implemented at BVGA. The injection of processed biogas (biomethane) into the natural gas grid is being examined as an alternative. Both options are state of the art. For biomethane to be fed into the natural gas grid, the raw biogas must be processed. The most important step of this treatment is CO₂ removal. In addition to amine scrubbing, pressure swing adsorption and pressure water scrubbing have become established for this purpose. Polyglycol scrubbing and membrane separation processes are also used.

Technical options for increasing heat and power output

The supply of electricity and heat from waste incineration and biowaste anaerobic digestion plants corresponds to the state of the art. A possible increase in these outputs has been considered.

The prerequisite for any heat output is sufficient heat demand in the local area. In waste incineration plants, increased heat extraction can then be carried out from the steam system. However, this usually impairs electricity generation; an optimisation trade-off is required here. Further potential can be found in the reduction of own consumption. In the case of biowaste anaerobic digestion plants, the digester heating is the first starting point for this. Also, unused waste heat flows come into consideration, which can be tapped via heat pumps if applicable. In the case of waste incineration plants, the focus here is on the flue gas, and, in the case of biowaste anaerobic digestion plants, on the CHP exhaust gas, insofar as potentials still exist.

At a waste incineration plant, increasing the power extraction may require the turbine system to be replaced or supplemented. Another approach is to change the boiler concept to aim for higher live steam temperatures. This, however, means a largely new construction of the boiler system.

For all plants, the reduction of electricity for self-consumption is another approach to increasing electricity output. In the case of incineration plants, the areas of air supply and induced draft of the flue gas cleaning system are particularly relevant, and in the case of anaerobic digestion plants, the reactor and agitator techniques.

Modelling the technological options

The considered technological options are categorised into energy use solutions and CO₂ emission reduction solutions. They were mapped as scenarios using a calculation model. Energy and material flows, economic effects and environmental impact were balanced. The calculations are made for the reference years 2021, 2035 and 2045, with 2035 representing a transition point and 2045 the state of greenhouse gas neutrality. The values projected for 2035 and 2045 are literature-based assumptions that are supplemented by sensitivity analyses. Evaluation is carried out in comparison with reference situations (business as usual), in which electricity is fed into the public grid and heat into a district heating network. The modelling is carried out using a model MSWI plant and a model biowaste anaerobic digestion plant. For the sector coupling scenarios at the waste incineration plant, it is assumed that 50 % of the electricity previously fed into the grid is being used, roughly corresponding to the proportion of electricity from biogenic sources, while the other part of the electricity continues to be fed into the power grid.

As an alternative to continuous operation of an electrolyser, scenarios of operation led by electricity price are being examined.

The greenhouse gas balance is based on changes compared to the reference situations. It includes the components of CO₂ emissions with the exhaust gas, heat recovery and electricity feed-in, while the last two components are associated with the substitution of a conventional energy supply. In addition, there are the avoided production emissions of the conventional target products including hydrogen, methane and methanol, the emissions from the use of the target product until its end of life, the emissions associated with consumables and, in the case of CCS, the emissions associated with transport, geological injection and storage.

The marginal emission factor of electricity has a significant influence on the life cycle assessment results. In a consequence-oriented analysis that depicts system effects, electricity that is no longer fed into the power grid by a waste treatment plant must be produced elsewhere in order to cover the specified demand. As long as renewable energies for the electricity production are not abundantly available, this can only be realised with a significantly higher share of fossil power plants compared to the average generation mix, referred to as the marginal power plant mix. The greenhouse gas emissions of the marginal power plant mix are quantified by marginal emission factor. This was determined from literature sources to be 610 g CO_{2eq}/kWh for 2021 and 373 g CO_{2eq}/kWh for 2035.

Based on site analyses at selected waste treatment plants, potentials, concrete boundary conditions, views and motivations of the operators as well as further opportunities and risks of sector coupling implementations were identified. The modelling results for the selected plants confirmed the results based on the model plants.

Further environmental impacts were investigated and evaluated for technological options at waste incineration plants. Significant impacts were found in all scenarios for climate change and in the impact categories for resource consumption of fossil energy sources and minerals as well as metals.

Evaluation of the technological options

The modelling and sensitivity analysis results allow the following conclusions under the set boundary conditions:

- ▶ Measures that increase the output and use of energy from waste treatment plants are climate-friendly and contribute to the efficient use of limited energy sources. They should be addressed with regard to the cost-benefit ratio.

For waste incineration plants, it should be noted:

- ▶ Hydrogen production with electricity from waste is beneficial to climate protection as soon as the marginal emission factor of electricity falls below approx. 200 g/kWh in the future. This can only be assumed after 2035. An economic advantage of electrolysis compared to the reference situation can be expected from 2035 onwards.
- ▶ However, flexible hydrogen production controlled by electricity price allows greenhouse gas reductions to be achieved much earlier and before 2035. This finding is based on the fact that in the price-controlled operation mode, electricity is withheld from the grid only at low-priced periods. During these periods, electricity generation is characterised by a high share of renewable generation. In total, less fossil-fuel power generation is induced than with an operation mode that does not react to the power grid situation. The greenhouse gas balance improves. The flexible mode of operation also opens up economic advantages.
- ▶ Methane production from hydrogen produced with electricity from waste is not economically viable under the set boundary conditions, neither at present nor in the 2035 perspective. At the same time, no advantage for climate protection is identified. The economic assessment result can change if a significantly higher methane revenue compared to the electricity revenue can be achieved—for example if the methane sales price increases significantly but the electricity price does not or only to a lesser extent.
- ▶ Under the boundary conditions set for 2035, the methanol production with hydrogen produced with the plant's own electricity is also not economically advantageous due to the very low revenue. Profitability would only be in sight under a significant change in price and cost structure, for example through a significant price acknowledgment of the biogenic origin of electricity and the recycled CO₂ for methanol production. Under the conditions for 2021 as well as in the perspective of 2035, there is also an increase in net greenhouse gas emissions. This applies both to the option in which hydrogen and the resulting methanol are produced using the plant's own electricity and to the option in which electricity for electrolysis is purchased externally, with the aim of achieving complete CO₂ capture from the exhaust gas. To be beneficial to climate protection, the technology requires a marginal emission factor that falls below 170-200 g/kWh.
- ▶ If it can be ensured that the stored CO₂ remains permanently and completely in the reservoirs, CCS opens up a significant contribution to greenhouse gas reduction. Moreover, the scenarios examined hold out the prospect of economic implementation if certificate prices increase, compensation for negative emissions is established by regulation and if plant and transport costs fall. The greenhouse gas reductions due to the avoided emissions of fossil CO₂ and the removal of biogenic CO₂ (BECCS) are offset by the emissions caused by the energy demand of the CCS chain—especially the high heat demand of the amine scrubbing. Nevertheless, the overall result is a significant reduction in net greenhouse gas emissions, which enables negative emissions.

As point sources with high CO₂ quantities, waste incineration plants are particularly suitable for CCS.

For biowaste anaerobic digestion plants, the following can be summarised:

- ▶ Flexibilisation at anaerobic digestion plants offers potential for electricity grid-serving.
- ▶ Biomethane feed-in is also a flexibility solution. It allows the storage capacities of the existing gas infrastructure to be used; thus, gas production and consumption can be decoupled both spatially and temporally.
- ▶ The economic evaluation of the conversion from electricity and heat generation to biomethane feed-in depends on the individual case conditions, especially the electricity feed-in tariff. In terms of greenhouse gas emissions, the conversion will still cause an increase in the next few years, but to a decreasing extent. From around 2035 onwards, only a minor impact is to be expected. Then the impact on climate change will no longer be an argument for or against the conversion.

The statements made on the basis of the model plants for MSWI and biowaste anaerobic digestion plants are applicable to other waste treatment plants. They refer to typical plant constellations and boundary conditions. Considerations in individual cases can lead to other parameter values and thus to other evaluations, for example if direct purchase contracts can be concluded for power-to-X products, or if a renewable energy plant is also built in conjunction with an electrolyser.

Contributions of waste management to a future energy system through sector coupling and CO₂ capture

The results of the study provide clear indications as to whether the electricity generated should be marketed or whether it should be used to produce hydrogen and, if necessary, downstream products. Overall, the sector coupling technologies are only beneficial in microeconomic terms under certain market developments. In addition, a positive contribution to climate protection is by no means a self-evident fact: the life-cycle greenhouse gas emissions can indeed also increase. This is mainly due to the reduced feed-in of electricity, the effects of which in the electricity supply have a strong negative impact on the life cycle assessment of sector coupling technologies.

The technological actions that can be envisaged for an economically and ecologically advantageous realisation were extrapolated for electricity-generating waste treatment plants for the reference year 2035 to the plant base in Germany.

- ▶ For example, a 3-percentage-point increase in the net efficiency of heat output for all plant types could cover 0.3 % of the German final energy consumption for heating and cooling; a 2-percentage-point increase in the net efficiency of electricity output could cover 0.4 % of current German electricity consumption. At the same time, greenhouse gas reductions of 0.56 million t CO_{2eq}/a and 0.77 million t CO_{2eq}/a would be achieved, respectively.
- ▶ Electrolysis in operation mode controlled by electricity price at all MSWI plants, refuse derived fuel power plants and waste wood incineration plants would produce 0.133 million t of hydrogen annually; this would correspond to 4.4 % of the demand projected in the National Hydrogen Strategy for 2030. At the same time, greenhouse gas emissions would be reduced by a total of 0.50 million t CO_{2eq}/a in the reference year 2035.
- ▶ A conversion of biowaste anaerobic digestion plants from on-site electricity generation to biomethane feed-in would produce 1,650 GWh of biomethane instead of 510 GWh of heat

and 780 GWh of electricity. This value corresponds to around 0.2 % of German natural gas sales in 2020.

- ▶ For the realisation of electrolyzers in flexibilised operation mode and the flexibilisation of biowaste anaerobic digestion plants, an electricity grid flexibilisation potential of around 2.0 GW was projected.
- ▶ Implementing CCS at all MSWI plants, refuse derived fuel power plants and waste wood incineration plants while capturing 85 % of the flue gas CO₂ has a greenhouse gas reduction potential of 26.9 million t CO_{2eq}/a through emission reductions and negative emissions. The considerable reduction in heat supply for district heating is included in the life cycle assessment.

Support for ecologically and economically sensible realisations

To support goal-oriented implementation, the following initiatives and measures are proposed in particular:

- ▶ Clarification and knowledge generation:
 - Classification of the future roles of electricity, hydrogen, methane/natural gas, methanol and other power-to-X products on the path to climate neutrality
 - Clarification of the importance of recycled carbon (from a future carbon circular economy) in the input of waste incineration plants
 - Clarification of the future availability of infrastructures for gas (natural gas), hydrogen and CO₂
 - Clarification of the role of CCS and BECCS for the targeted net greenhouse gas neutrality
 - Fostering the further development of more energy-efficient CO₂ separation technologies compared to amine scrubbing for use at waste incineration plants, to minimise the heat requirement of this process stage.
 - Research into CCS in order to be able to ensure long-term reliable, eco-friendly CO₂ storage.
- ▶ Costs and revenue situation: Boundary conditions for viable business models should be established to ensure planning security for companies.
 - Further stimulation of the market introduction of sector coupling technologies, especially flexible electrolysis.
 - Binding legal classification of waste-based power-to-X products with regard to taxes, levies and charges as well as for the EU Taxonomy Regulation. The green property of power-to-X products and their market significance are to be characterised in regulatory terms.
 - Further financial preference for power-to-X products that can be defined as green compared to conventional, fossil-based products, for example through production cost subsidies or reduction of greenhouse gas emission certificates.
 - Concretisation of the regulatory framework for CCS, BECCS and CCU
- ▶ Heat input: Consistent legal preference of heat from waste treatment plants over fossil-generated heat.

1 Ausgangssituation und Zielsetzung

Abfallbehandlungsanlagen, die aus Abfällen Strom, Wärme und Biomethan erzeugen, leisten damit einen Beitrag zur Energieversorgung. In Anbetracht grundlegender Transformationsprozesse im Energiesystem gilt es zu prüfen, ob dieser energetische Beitrag heutigen Erfordernissen angepasst werden sollte und kann. Ein zentraler Ansatz hierzu ist die Sektorenkopplung: Sie steht für eine Umwandlung von Strom in andere Energieformen und -träger bis hin zu E-Fuels und chemischen Grundstoffen. Damit können fossile Standardprodukte substituiert werden. Auch bieten die Sektorenkopplungstechnologien Potenziale, die Umstellung auf erneuerbare Energiequellen zu unterstützen. Sie können einen Beitrag leisten, um das zeitweise Auseinanderfallen von Stromproduktion und Strombedarf auszugleichen – zum einen durch einen flexibilisierten Betrieb, zum anderen durch die Speicherbarkeit der Sektorenkopplungsprodukte.

Abfallbehandlungsanlagen bieten eine Reihe von Synergieoptionen zur Ankopplung weiterer Technologien. Die Möglichkeiten und Potenziale der Sektorenkopplung bei Abfallbehandlungsanlagen werden daher in der vorliegenden Studie untersucht.

Das gesellschaftliche Ziel der Treibhausgasneutralität bringt für die Abfallwirtschaft über die Frage einer optimierten Energiebereitstellung hinaus die Emissionsminderung in den Vordergrund. An erster Stelle sind hierbei die CO₂-Emissionen aus der Abfallverbrennung zu betrachten. In der vorliegenden Studie werden Optionen für Abfallverbrennungsanlagen zur CO₂-Abscheidung und dessen Nutzung (Carbon Capture and Utilization, CCU) sowie zur CO₂-Abscheidung und -Speicherung (Carbon Capture and Storage, CCS) untersucht.

Kernprozess der Sektorenkopplung ist die elektrolytische Herstellung von Wasserstoff. Eine weitergehende Nutzung des Wasserstoffs innerhalb der Sektorenkopplung und die Technologien für CCU und CCS überschneiden sich: Für Synthesereaktionen beispielsweise zu Methan und Methanol (CCU) wird neben Wasserstoff CO₂ benötigt, das aus dem Abgas zur Verfügung steht. Eine CO₂-Abscheidung aus dem Abgas ist damit Bestandteil sowohl von Sektorenkopplungstechnologien, von CCU und von CCS.

Mit CCS werden nicht nur fossile CO₂-Emissionen vermieden; es wird darüber hinaus biogenes CO₂ dauerhaft abgeschieden. Damit kann CCS negative Treibhausgasemissionen erzielen.

Viele Bioabfallvergärungsanlagen erzeugen Strom und Wärme mit Blockheizkraftwerken (BHKW) über Kraft-Wärme-Kopplung. Daneben gibt es Anlagen, die Biogas aufbereiten und regenerativ zur Erdgasversorgung beitragen. Auch für diese Anlagen ist ihr zukünftig optimaler energetischer Beitrag zu untersuchen.

Die Entwicklungsoptionen einer optimierten Energienutzung sowie einer Emissionsminderung durch CCU und CCS sind detailliert zu betrachten. Welche Klimaschutz-Effekte sind mit welchen Verfahren möglich? Wo liegen die wirtschaftlichen Chancen? Welche Chancen, Risiken und Hürden sind zu beachten? Welche Randbedingungen braucht es für zukunftsweisende Umsetzungen?

Die vorliegende Studie hat sich zum Ziel gesetzt, auf diese Fragen Antworten zu geben.

2 Situationsanalyse von Abfallbehandlungsanlagen

Die Situation zu Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland, für die eine Anwendung von Maßnahmen der Sektorenkopplung im Weiteren betrachtet werden kann, wurde analysiert. Arten, Anzahl und Eigenschaften von existierenden Anlagen zur Abfallbehandlung wurden auf Basis öffentlich verfügbarer Quellen recherchiert und in einer Datenbank zusammengestellt. Der Datenbestand wurde statistisch ausgewertet.

2.1 Betrachtete Anlagentypen

Zentrale Datenbasis für die Anlagen ist die Zusammenstellung von Flamme (2018). Die Studie gliedert nach zehn Anlagentypen, von denen folgende sieben für die Fragestellungen der vorliegenden Studie ausgewählt wurden:

- ▶ MVA Müllverbrennungsanlagen
- ▶ SVA Sonderabfallverbrennungsanlagen
- ▶ EBS-KW Ersatzbrennstoffkraftwerke
- ▶ KVA Klärschlammverbrennungsanlagen
- ▶ AHVA Altholzverbrennungsanlagen
- ▶ BVGA Bioabfallvergärungsanlagen
- ▶ MBAv Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen mit Vergärungsstufe

Die beiden Anlagentypen MVA und EBS-KW sind weder hinsichtlich der Einsatzstoffe noch hinsichtlich der Anlagentechnik eindeutig abgrenzbar und könnten zusammengefasst werden. In Kongruenz zu den verwendeten Datenquellen werden MVA und EBS-KW hier weiterhin separat angeführt.

Nicht betrachtet werden Zementwerke, bei denen Abfall eingesetzt wird, und für die eigene Bestrebungen zur Defossilisierung vorliegen, Kohlekraftwerke mit Abfallmitverbrennung – im Hinblick auf den Kohleausstieg – und Industriekraftwerke, für die in der Regel keine ausreichenden Informationen verfügbar sind.

2.2 Datenbankaufbau und -umfang

Zur Erstellung der Datenbank wurden die in Tabelle 1 aufgeführten Quellen genutzt. Anlagentypen übergreifende Quellen sind die Quellen Q10 bis Q44. Informationssammlungen zu einzelnen Anlagentypen sind mit den Nummern Q51 bis Q100 bezeichnet. Q1001, Q1003 und Q1004 sind ergänzende Quellen.

Tabelle 1: Datenquellen für den Aufbau der Anlagendatenbank

| Quellen-ID | Name der Quelle | Aufbereitungsschritt |
|------------|---|--|
| Q10 | Flamme (2018): Energieerzeugung aus Abfällen. | Datenbankerstellung auf Basis der Textausgabe |
| Q20 | Zusammengeführte Daten Q21, Q22 | Bildung einer größeren Teildatenbank aus Q21 und Q22 |
| Q21 | ITAD (2020): Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (ITAD): Anlagenprofile der Mitgliedsanlagen | Datenbankerstellung auf Basis veröffentlichter Anlagensteckbriefe |
| Q22 | EEW (2020): Energy from Waste GmbH: Standortprofile der EEW | Datenbankerstellung auf Basis veröffentlichter Anlagendaten |
| Q30 | BNetzA (2020a): Bundesnetzagentur: Kraftwerksliste 01-2020 | - |
| Q41 | E-PRTR (2019): European Pollutant Release and Transfer Register: Facility-Report | Reduktion auf deutsche Anlagen |
| Q42 | PRTR (2020): Deutsches Emissionsregister. PRTR-Gesamtdatenbestand | Import Teildatenbank: Freisetzung Treibhausgase |
| Q43 | PRTR (2020): Deutsches Emissionsregister. PRTR-Gesamtdatenbestand | Import Teildatenbank: Freisetzung gefährlicher Abfall (Output) |
| Q44 | PRTR (2020): Deutsches Emissionsregister. PRTR-Gesamtdatenbestand | Import Teildatenbank: Freisetzung ungefährlicher Abfall (Output) |
| Q51 | Roskosch (2018): Klärschlammensorgung in der Bundesrepublik Deutschland | Datenbankerstellung auf Basis der Textausgabe |
| Q52 | Hermann (2004): Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlammensorgung in der Bundesrepublik Deutschland | Datenbankerstellung auf Basis der Textausgabe |
| Q60 | FVB (2020): Fachverband Biogas: Abfallanlagenkarte | Import und Aufbereitung veröffentlichter Geoinformationsdaten aus der Abfallvergängskarte |
| Q70 | BNetzA (2020b): Bundesnetzagentur: Registertypen, Markstammdatenregisters | Import, Filtern und Zusammenführen zweier Teildatenbanken |
| Q71 | Netztransparenz (2018a): EEG-Anlagenstammdaten Netztransparenz (2018b): EEG-Bewegungsdaten (Vergütungen) | Filtern der Massendaten. Extraktion der Strommengen und EEG-Anlageschlüssel zur Auswertung. Verknüpfung der Anlagen – ohne Solaranlagen – (Netztransparenz 2018a) mit der Stromeinspeisung (Netztransparenz 2018b) |
| Q80 | Zusammengeführte Daten aus Q81 und Q82 | |
| Q81 | ASA (2011): Anlagengemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung, EBS-Steckbriefe | Datenbankerstellung auf Basis von der ASA zur Verfügung gestellter Word-Dokumente |
| Q82 | ASA (2011): Anlagengemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung: MBA-Steckbriefe | Datenbankerstellung auf Basis von der ASA zur Verfügung gestellter Word-Dokumente |

| Quellen-ID | Name der Quelle | Aufbereitungsschritt |
|------------|--|---|
| Q90 | IZES (2020). Institut für Zukunftsenergie- und Stoffstromsysteme. Altholz EEG-Kraftwerkliste | Datenbankerstellung auf Basis der Textausgabe |
| Q100 | Kern (2014), Biogas-Atlas 2014/15 | Datenbankerstellung auf Basis der Textausgabe |
| Q1001 | Berechnungen über Datenquellen hinweg | Verknüpfung von Q20 und Q42 |
| Q1003 | Kern (2014), Biogas-Atlas 2014/15 | Ergänzender Nachtrag von Werten |
| Q1004 | Thomé-Kozmiensky (2018), Abfallverbrennungsanlagen Deutschland 2016 | Ergänzender Nachtrag von Werten |

Nach der Bildung der Teildatenbanken wurden Angaben zu Anlagentyp, -betreiber und Standortinformationen (Koordinaten und Adressen) im Geoinformationssystem abgeglichen. Die Daten wurden über Schlüsselnummern zusammengeführt. Geokoordinaten bieten die Quellen PRTR (Q41) und MAStR (Q70). Zudem wurden Kraftwerke der Kraftwerksliste der BNetzA (Q30) automatisiert verortet. Die Verortungen wurden auf ihre korrekte Lage geprüft.

Lagen für ein Datenbankfeld Angaben aus mehreren Quellen vor, wurde den anlagenspezifischen Datensammlungen (z.B. Q20: ITAD/EEW) der Vorzug vor anlagenübergreifenden Informationsquellen (z.B. Q30, BNetzA 2020a) gegeben. Die Quellenauswahl wurde entsprechend Tabelle 2 priorisiert. Zusätzlich wurde für jeden Wert eine sogenannte Overwrite-Spalte angelegt. Mit dieser lässt sich die automatische Datenauswahl übergehen oder fehlerhafte Quelleinträge korrigieren, ohne die Quell-Teildatenbank zu ändern.

Tabelle 2: Priorisierung von Datenquellen bei Mehrfach-Angaben

| Zielinformation | Prioritätsfolge der gewählten Quellen (von links nach rechts fallend) | | | | | | | | | |
|-----------------------------|---|-----|-----|-----|------|------|-----|---------------------|-------------|-----|
| Nennleistung, elektrisch | Q51 | Q90 | Q60 | Q80 | Q100 | Q30 | Q20 | Q40 | Q70 | Q10 |
| Alle anderen Datenbankwerte | Q50/ Q51/ Q52/ | Q90 | Q60 | Q20 | Q80 | Q100 | Q30 | Q40/ Q41/ Q42 | Q70/ Q71 | Q10 |

In einigen ausgewerteten Informationssammlungen werden Anlagen im Sinne dieser Studie als mehrere Teilanlagen oder Aggregate aufgelistet. Gehäuft tritt dies insbesondere bei Informationen aus dem Markstammdatenregister (Q70) auf – beispielweise bei BHKW von Bioabfallvergärungsanlagen, sowie in der Kraftwerksliste der BNetzA (2020a; Q30) bei Kraftwerken mit mehreren Turbinen. In diesen Fällen wurden Werte der Teilanlagen automatisiert aggregiert.

Die Datenbankfelder können neun thematischen Kategorien zugeordnet werden:

1. Identifikationsmerkmale und -schlüssel
2. Spezifikation der Ortslage
3. Betriebsinformationen
4. Kapazität, Durchsatz
5. Abfälle, Einsatzstoffe
6. Biogas, Strom, Wärme: Erzeugung, Nutzung und Abgabe
7. Zwischen- und Outputströme

8. CO₂-Emissionen

9. vorhandene Sektorenkopplung

Das Auswertevorgehen wurde über ein Tabellen- und Verknüpfungssystem in Excel realisiert. Korrekturen oder Ergänzungen der Quelldaten werden somit unmittelbar in die Ergebnisebene übertragen. Die für jede Angabe genutzte Datenquelle wird mitgeführt. Die Datenbank ist fortgeschreibbar.

Den Umfang der erhobenen Daten für die einzelnen Anlagentypen gibt Tabelle 3 wieder. Die Anteile genannter Datenquellen für jedes Datenbankfeld sind im Anhang A in Abbildung 38 ergänzt.

Für die weiteren Auswertungen, insbesondere die Modellparametrierung in Abschnitt 5 werden bevorzugt statistisch abgesicherte Ergebnisdaten der Datenbank verwendet. Für wesentliche Parameter der Modellierung zeigt sich mit Blick auf Tabelle 3:

- ▶ Durchsatzwerte sind je nach Anlagentyp teils, Kapazitätswerte fast durchgängig verfügbar.
- ▶ Heizwerte für MVA, EBS-KW und KVA liegen vor, für SVA nicht. Der entsprechende Parameter Methanbildungspotenzial hat für BVGA einen ausreichenden Datenumfang, allerdings nicht für MBAv.
- ▶ Stromeinspeisemengen liegen in ausreichendem Datenumfang vor, mit Ausnahme von SVA und KVA.
- ▶ Zur exportierten Wärmemenge existieren nur bei MVA und EBS-KW Angaben, die ausgewertet werden können.
- ▶ Zu CO₂-Emissionen finden sich nur bei MVA, SVA und EBS-KW Angaben.

Liegen Angaben nicht vor, werden Literaturwerte herangezogen. Der Datenbestand zur energetischen Situation von SVA und MBAv lässt keine statistische Auswertung für die Fragen dieser Studie zu.

2.3 Auswertung des Datenbestands

Grundlegende und für das weitere Projekte relevante Auswertungen der Abfallbehandlungsanlagen-Datenbank sind folgend dargestellt.

2.3.1 Anlagenkarte

Abbildung 1 zeigt die Standorte der erfassten Anlagen im deutschlandweiten Überblick. Im Anhang B sind ergänzend anlagenspezifische Darstellungen enthalten.

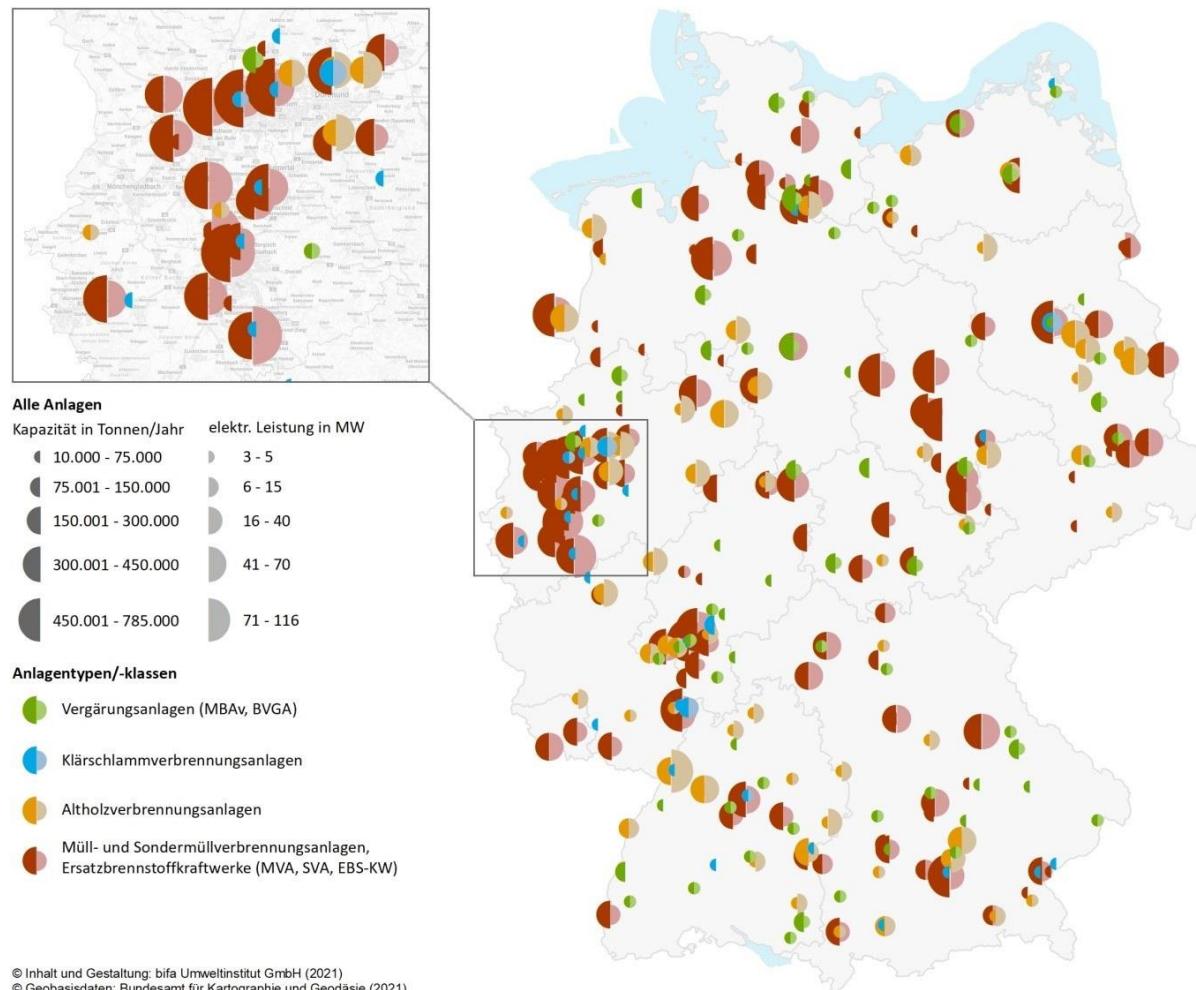
Tabelle 3: Datendichte je Datenbankfeld nach Anlagentyp, jeweils bezogen auf die Anzahl der betrachteten Anlagen

Einzelne wenig relevante Datenbankfelder sind nicht dargestellt.

| Feld | \ | Anlagentyp Anzahl Anlagen: | MVA | SVA | EBS-KW | MBAv | KVA | AHVA | BVGA | Alle |
|--|---|-------------------------------|------|------|--------|------|------|------|------|------|
| | | | 68 | 31 | 36 | 12 | 27 | 67 | 59 | 300 |
| Adresse | | | 100% | 94% | 92% | 100% | 93% | 99% | 83% | 94% |
| Unternehmen | | | 100% | 100% | 94% | 100% | 89% | 100% | 58% | 90% |
| Unternehmensform | | | 3% | 3% | 0% | 8% | 0% | 1% | 2% | 2% |
| Kraftwerksname | | | 100% | 100% | 94% | 100% | 85% | 97% | 37% | 85% |
| Inbetriebnahme | | | 99% | 13% | 97% | 92% | 100% | 100% | 54% | 81% |
| Betriebsstatus 2018 (UBA) | | | 97% | 100% | 94% | 0% | 100% | 84% | 0% | 71% |
| Betriebsstatus aktuell | | | 74% | 13% | 50% | 50% | 4% | 99% | 42% | 57% |
| Kapazität (OS) gesamtAusnahme KS: TS | | | 99% | 100% | 97% | 100% | 96% | 100% | 98% | 99% |
| Durchsatz (OS) gesamtAusnahme KS: TS | | | 49% | 0% | 22% | 0% | 67% | 0% | 92% | 38% |
| Durchsatz (OS) gesamt, Heizwert Abfall | | | 49% | 0% | 39% | 0% | 59% | 0% | 0% | 21% |
| Durchsatz (OS) gesamt, biogener Anteil | | | 29% | 0% | 17% | 0% | 0% | 0% | 92% | 27% |
| Abfallart 1 | | | 49% | 77% | 61% | 83% | 89% | 100% | 97% | 79% |
| Durchsatz (OS), Menge 1 | | | 4% | 0% | 44% | 83% | 0% | 72% | 51% | 36% |
| Abfallart 2 | | | 41% | 0% | 25% | 83% | 0% | 0% | 7% | 17% |
| Durchsatz (OS), Menge 2 | | | 41% | 0% | 22% | 67% | 0% | 0% | 8% | 16% |
| Abfallart 3 | | | 44% | 0% | 19% | 83% | 0% | 0% | 31% | 22% |
| Durchsatz (OS), Menge 3 | | | 44% | 0% | 19% | 8% | 0% | 0% | 31% | 19% |
| Abfallart 4 | | | 46% | 0% | 17% | 0% | 0% | 0% | 51% | 22% |
| Durchsatz (OS), Menge 4 | | | 46% | 0% | 17% | 0% | 0% | 0% | 53% | 23% |
| Abfallart 5 | | | 22% | 0% | 17% | 0% | 0% | 0% | 44% | 16% |
| Durchsatz (OS), Menge 5 | | | 22% | 0% | 17% | 0% | 0% | 0% | 46% | 16% |
| Abfallart 6 | | | 38% | 0% | 17% | 0% | 0% | 0% | 32% | 17% |
| Durchsatz (OS), Menge 6 | | | 38% | 0% | 17% | 0% | 0% | 0% | 32% | 17% |
| Einsatzstoff, Heizöl | | | 18% | 0% | 8% | 0% | 0% | 0% | 0% | 5% |
| Einsatzstoff, Erdgas | | | 13% | 0% | 6% | 0% | 0% | 0% | 0% | 4% |
| Einsatzstoff, Weiterer, Art | | | 93% | 16% | 50% | 0% | 81% | 15% | 0% | 39% |
| Einsatzstoff, Weiterer, Menge | | | 3% | 0% | 6% | 0% | 0% | 0% | 0% | 1% |
| Biogasproduktion | | | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| Einspeisung Bioerdgas | | | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 100% | 20% |
| Methanbildungspotential | | | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 86% | 17% |
| Vergärungsverfahren | | | 0% | 0% | 0% | 100% | 0% | 0% | 100% | 24% |
| Nennleistung, elektrisch | | | 85% | 13% | 47% | 50% | 30% | 99% | 83% | 69% |
| Wirkungsgrad, elektrisch | | | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| Fremdstrombezug | | | 19% | 0% | 14% | 0% | 0% | 0% | 0% | 6% |
| Stromnetzeinspeisung (ja/nein/unbekannt; 1/-1/0) | | | 97% | 23% | 94% | 42% | 89% | 70% | 42% | 69% |
| Stromnetzeinspeisung, Menge | | | 56% | 0% | 39% | 17% | 4% | 34% | 34% | 33% |
| Stromeigenverbrauch | | | 43% | 0% | 17% | 0% | 0% | 0% | 0% | 12% |
| Feuerungswärmelieistung | | | 87% | 0% | 78% | 0% | 0% | 82% | 0% | 47% |
| Wirkungsgrad, thermisch | | | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| Exportierte Wärme | | | 53% | 0% | 14% | 0% | 0% | 0% | 0% | 14% |
| Wärmeauskopplung (ja/nein/unbekannt; 1/-1/0) | | | 93% | 87% | 89% | 25% | 89% | 46% | 100% | 80% |
| Wärmenetzeinspeisung, Menge | | | 0% | 0% | 8% | 0% | 0% | 0% | 0% | 1% |
| Wärmenetzeinspeisung, Temperaturniveau | | | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| Prozessdampfabbgabe (ja/nein/unbekannt; 1/-1/0) | | | 25% | 0% | 61% | 0% | 89% | 0% | 0% | 21% |
| Prozessdampfabbgabe, Menge | | | 21% | 0% | 22% | 0% | 0% | 0% | 0% | 7% |
| Prozessdampf, Temperaturniveau | | | 74% | 0% | 50% | 0% | 70% | 0% | 0% | 29% |
| Prozessdampf, Frischdampfdruck | | | 74% | 0% | 50% | 0% | 70% | 0% | 0% | 29% |
| Wärmeeigenverbrauch, Menge | | | 22% | 0% | 11% | 0% | 0% | 0% | 0% | 6% |
| Wärmenutzung, Weitere, Art | | | 6% | 3% | 3% | 25% | 0% | 6% | 25% | 9% |
| Wärmenutzung, Weitere, Menge | | | 6% | 3% | 3% | 25% | 0% | 6% | 25% | 9% |
| CO ₂ -Emissionen | | | 68% | 16% | 25% | 0% | 4% | 7% | 0% | 21% |
| CO ₂ -Emmissionen, biogen | | | 22% | 0% | 11% | 0% | 0% | 0% | 0% | 6% |
| weitere Sektorkopplungstechniken vorhanden | | | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |

Abbildung 1: Karte der erfassten Anlagen nach Anlagentypen mit Größenangaben

Links oben: vergrößerter Ausschnitt für das Ruhrgebiet



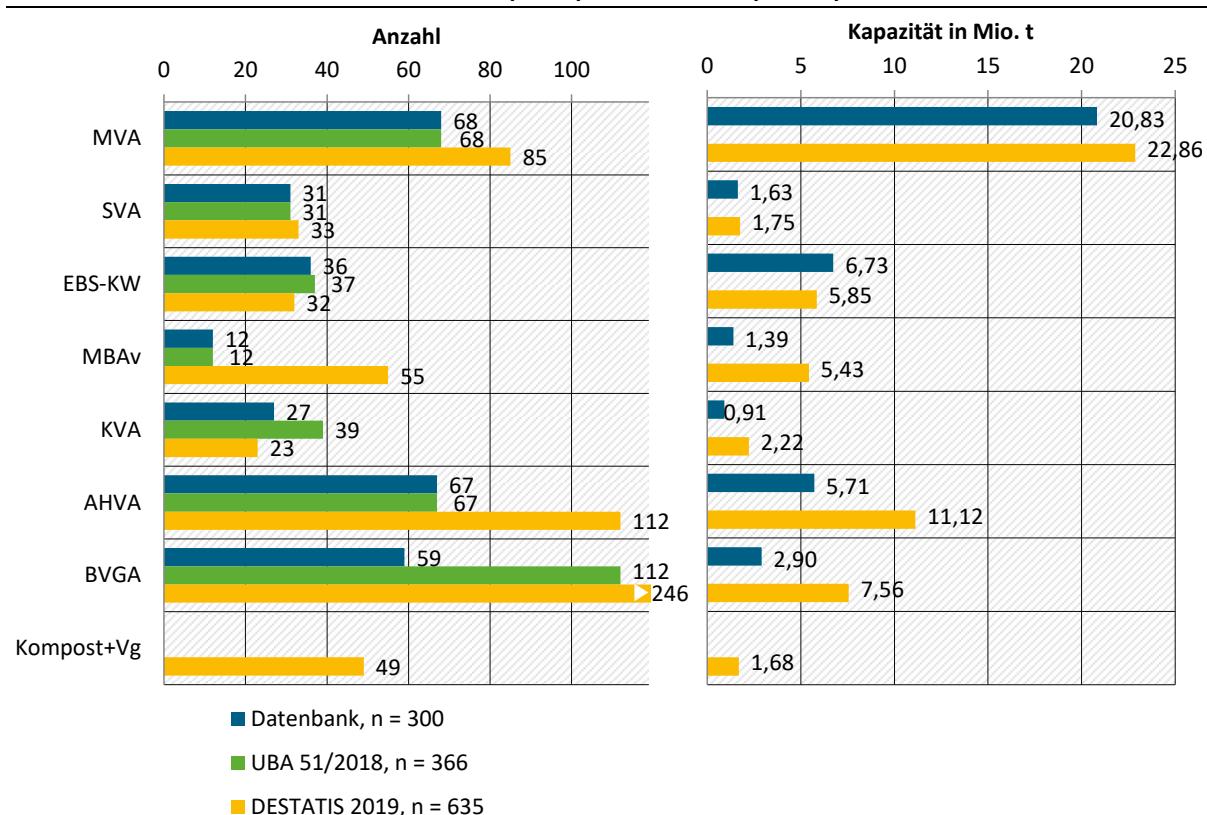
2.3.2 Datenbestand im Vergleich

In Abbildung 2 ist der erfasste Bestand an Anlagen und die damit verbundene Kapazität nach Anlagentypen dargestellt. Die Statistikdaten werden mit Daten aus Flamme (2018) und mit Zahlen zur Abfallentsorgung 2017 (Destatis 2019a) verglichen. Die Angaben stimmen insgesamt überein. Unterschiede in der Erfassung lassen sich wie folgt erklären:

- Die Einteilung der Anlagentypen weicht stellenweise voneinander ab. Bei den Feuerungsanlagen nach Destatis (2019a) sind auch thermochemische Produktionsanlagen enthalten, zum Beispiel Zementwerke.
- MVA: Die erfasste Anzahl an MVA ist bei Destatis (2019a) um 17 Anlagen höher, die Kapazitätssumme um rund 10 %. Gegebenenfalls sind hier Industrieanlagen miterfasst.
- EBS-KW: Ein von Flamme (2018) gelistetes EBS-Kraftwerk ist außer Betrieb.
- Die verwendete Quelle Roskosch (2018) listet neben KVA, die nur kommunalen Klärschlamm verbrennen, auch Anlagen auf, die industriellen Klärschlamm verbrennen oder mitverbrennen.

- ▶ Für 12 geplante KVA stehen keine ausreichenden Informationen zur Verfügung.
- ▶ Für AHVA differieren die Auswahlkriterien der Datenbank und der Datenquellen und entsprechend die Anzahl an erfassten Anlagen. In der Datenbank sind ausgehend von der Datenquelle IZES (2020) im Wesentlichen nur größere Anlagen einbezogen, vergleichbar zu Flamme (2018) (elektrische Leistung ≥ 5 MW oder Feuerungswärmeleistung ≥ 20 MW). Destatis (2019a) listet auch Anlagen geringer Kapazität, enthält aber für die durchgeföhrten Auswertungen unzureichende Angaben. IZES (2020) bietet die Informationstiefe, die für die Auswertung notwendig ist.
- ▶ Bei den MBA erfasst Destatis (2019a) neben Anlagen mit Abfallvergärung auch jene mit Rotte- und Kompostierverfahren. Für die vorliegende Studie werden nur Anlagen mit Vergärungsstufe berücksichtigt, die Energie gewinnen.
- ▶ In der Aufstellung des Statistischen Bundesamtes zu Biogas- und Vergärungsanlagen (Destatis 2019a) sind unter den 246 Anlagen auch viele mit niedriger Kapazität erfasst. Allein 67 kleine Anlagen mit einem Jahresdurchsatz unter 10.000 t/a sowie 133 mittelgroße Anlagen mit einem Durchsatz von 10.000-50.000 t/a werden aufgeführt. Flamme (2018) führt nur zwei BVGA mit einer Kapazität unter 10.000 t/a auf, und 17 im Bereich 10.000-50.000 t/a. Im Rahmen dieser Studie werden ausgehend von der Datensammlung in Flamme (2018) diejenigen 59 Anlagen betrachtet, die Einträgen in den ausgewerteten Datenbanken zugeordnet werden können oder eine elektrische Nennleistung über 1.000 kW aufweisen. Die nicht betrachteten Anlagen machen mit in Summe 30 MW nur rund 1 % der elektrischen Gesamtleistung aller untersuchten Anlagen aus.

Abbildung 2: Vergleich der Anzahl der Anlagen sowie der erfassten Kapazität im Datenbestand mit den Quellen Flamme (2018) und Destatis (2019a)



Kompost+Vg = kombinierte Kompostierungs- und Vergärungsanlagen. In Flamme (2018) liegen keine Kapazitätssummen vor
Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

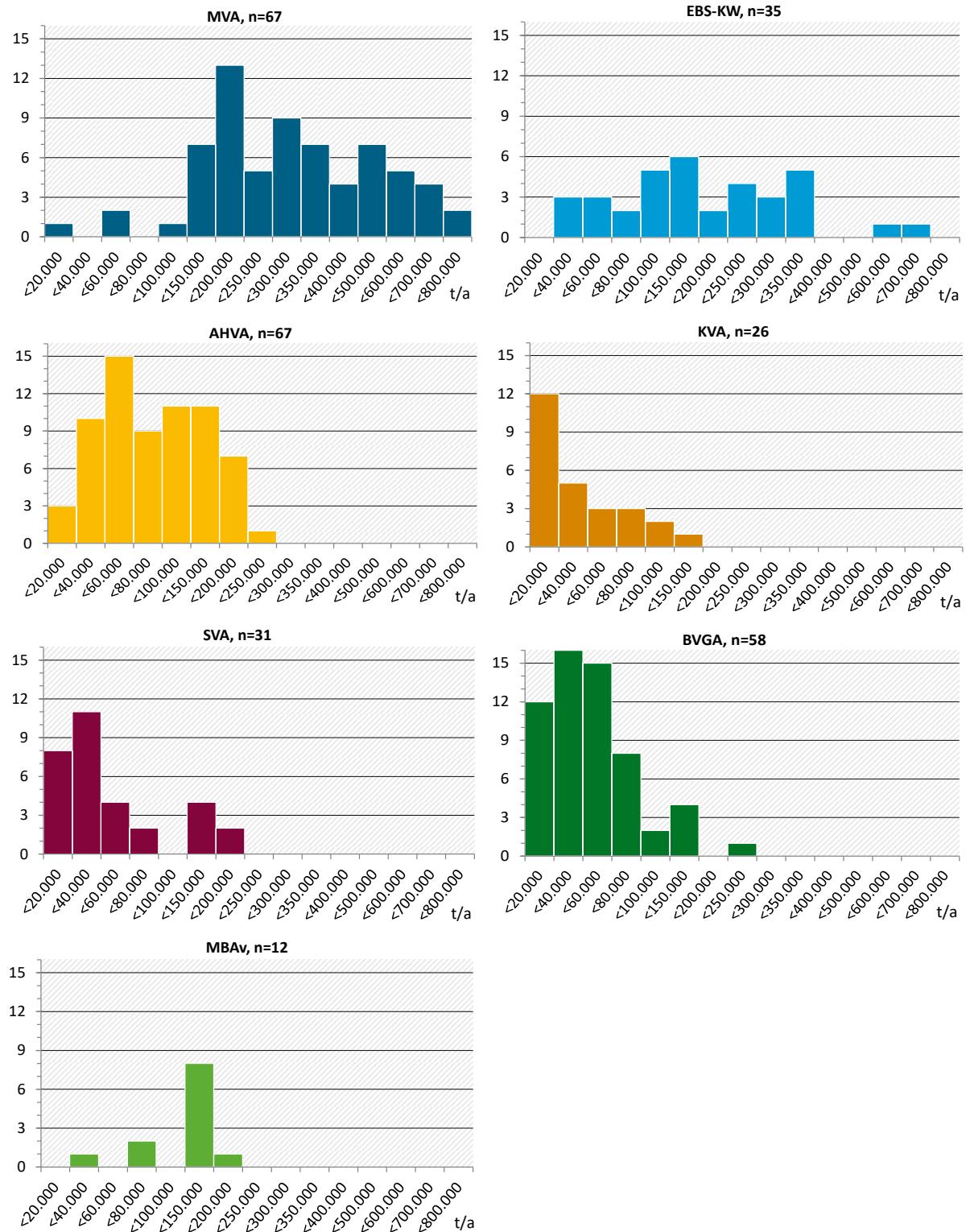
Im Fazit sind die Anlagen und ihre Kapazitäten in der erstellten Datenbank insgesamt so abgebildet, dass eine belastbare Datengrundlage für die Auswertungen der folgenden Arbeitsschritte vorliegt.

2.3.3 Anlagengrößen

Abbildung 3 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der Anlagenkapazitäten.

Abbildung 3: Häufigkeitsverteilung der Anlagengrößen (Kapazitäten)

Dargestellt sind nur Anlagen mit Kapazitätsangaben



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

2.3.4 Zusammenhänge im Datenbestand

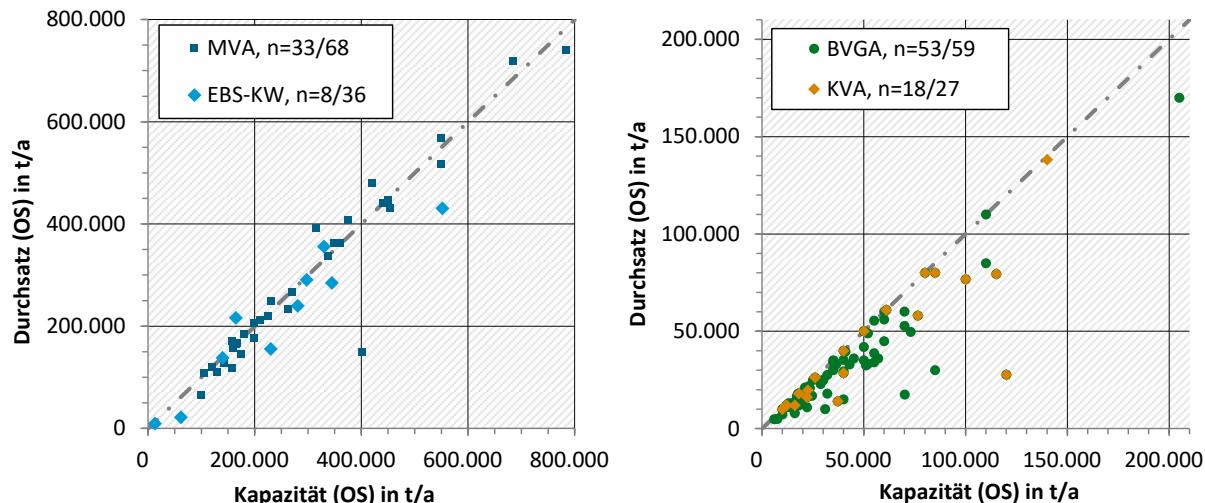
Zur Ableitung von Kennwerten für typische Anlagenkonfigurationen und für die folgende Modellparametrierung wurden grundlegende Zusammenhänge innerhalb der Daten untersucht. Für diese Auswertungen eignet sich der Datenbestand von MVA und EBS-KW, zum Teil auch der von BVGA und KVA.

In Abbildung 4 ist für MVA, EBS-KW, BVGA und KVA der jährliche Anlagendurchsatz über der Anlagenkapazität aufgetragen. MVA und EBS-KW sind regelmäßig an der Kapazitätsgrenze ausgelastet, zum Teil auch darüber. Dies gilt auch für die meisten KVA und BVGA. Einzelne Anlagen haben noch Potenzial, den Durchsatz zu steigern.

Abbildung 4: Auslastung von MVA und EBS-KW sowie BVGA und KVA, dargestellt als Auftragung von Durchsatz über Kapazität

Beschriftung: n = Anzahl Anlagen mit Wertangabe bei beiden Parametern / Anzahl betrachtete Anlagen

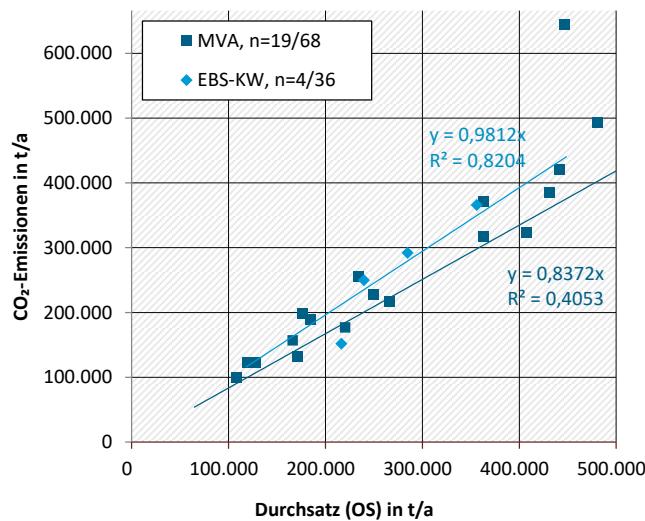
KVA: Angaben in Trockensubstanz statt Originalsubstanz (OS)



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

Sowohl für MVA als auch für EBS-KW sind die CO₂-Emissionen nach Betreiberangaben (E-PRTR 2019) stark an den Anlagendurchsatz gekoppelt, wenngleich bei den beiden Anlagentypen auf unterschiedlichem Niveau (Abbildung 5). Zum Vergleich mit der ermittelten Steigung der Trennlinie können ältere Literaturangaben herangezogen werden: Siedlungsabfall beinhaltet nach Scholz (2001) 28-40 % Kohlenstoff bezogen auf Originalsubstanz. Bei vollständiger Verbrennung resultieren daraus stöchiometrisch 1,0-1,5 t CO₂/t Originalsubstanz. Eine andere Studie berichtet 22 % Kohlenstoff im Restmüll (LfU 2003), entsprechend 0,81 t/t. Diese Angabe liegt nahe dem aus der Steigung in Abbildung 5 ermittelten Wert für MVA von 0,84 t/t. Den älteren Untersuchungen können gegenüber dem heutigen Stand abweichende Abfallzusammensetzungen zugrunde liegen.

Abbildung 5: Auftragung der CO₂-Emissionen von MVA und EBS-KW über dem Durchsatz



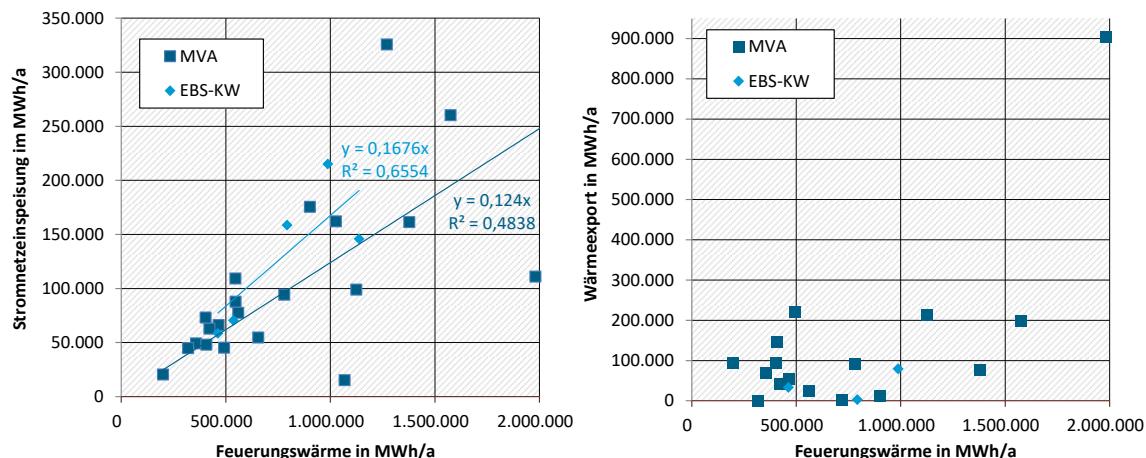
Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

In Abbildung 6 sind exportierte Energiemengen über der Feuerungswärme aufgetragen. Bei der Feuerungswärme, folgend verallgemeinert kalorischer Input genannt, ist eine Stützfeuerung für das Diagramm nicht einberechnet. Die Stützfeuerung macht bei MVA im Mittel 0,56 %, bei EBS-KW 0,74 % in Relation zum kalorischen Input aus.

Angesichts individueller Standortgegebenheiten sind einheitliche Stromeinspeise- und Wärmeexportanteile (Netto-Wirkungsgrade) nicht zu erwarten. EBS-KW speisen in der Tendenz mehr Strom ins Netz ein als MVA. Allerdings sind die Streubreiten innerhalb der beiden Anlagenarten groß. Ob vergleichsweise niedrige Netto-Wirkungsgrade auf Potenziale für eine Erhöhung schließen lassen, kann nur im Einzelfall geprüft werden. Der Netto-Wärmewirkungsgrad hängt letztlich nicht allein von den technischen Möglichkeiten der Anlagen ab, sondern vielmehr auch davon, ob es Wärmeabnehmer vor Ort gibt.

Abbildung 6: Auftragung von Stromnetzeinspeisung sowie Wärmeexport über der Feuerungswärme für MVA und EBS-KW

Dargestellt sind nur Anlagen mit Wertangabe jeweils bei beiden Parametern



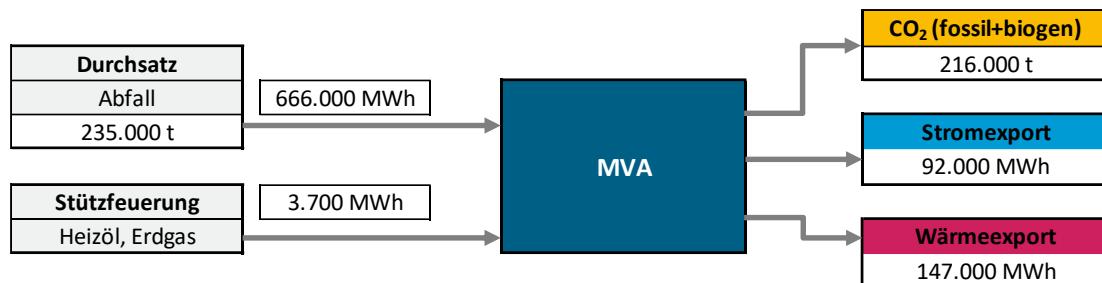
Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

2.3.5 Modelltypische Anlagenkonfigurationen – Muster-Anlagen

Aus aggregierten Werten der Datenbank wurde modelltypische Anlagenkonfigurationen für die Anlagentypen MVA, EBS-KW, KVA, AHVA und BVGA abgeleitet. Zu SVA und MBAv liegen hierfür keine statistisch belastbaren Angaben aus dem Datenbestand vor. Für die weitere Auswertung relevante Material- und Energieströme sind folgend in Abbildung 7 bis Abbildung 11 als Schéma visualisiert. Die genutzten Kennwerte sind in Tabelle 4 bis Tabelle 8 wiedergegeben. Als Bezugsgröße für Energiestrom-Kennwerte dient der kalorische Input; die Werte sind in Prozent angegeben. Die Anlagengrößen von MVA und EBS wurden auf 235.000 t Durchsatz (OS) angeglichen, da die Medianwerte in gleicher Größenordnung liegen und eine Differenzierung der beiden Anlagentypen, wie eingangs dargelegt, nicht stringent möglich ist.

Abbildung 7: MVA: Schema mit typischen Input-Output-Werten

Mengenangaben pro Jahr



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

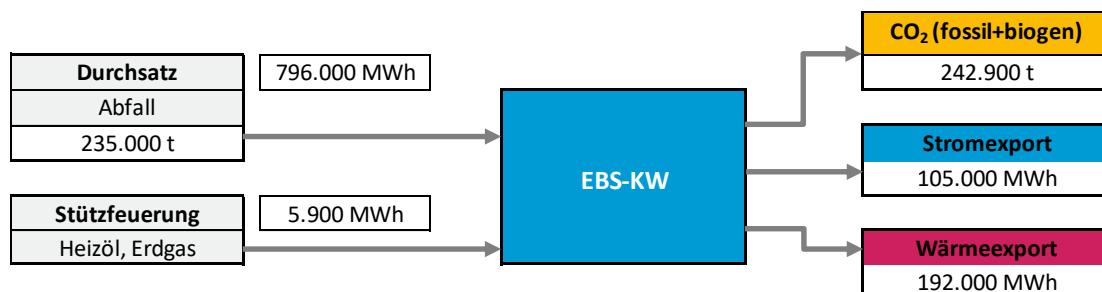
Tabelle 4: MVA: typische Kennwerte

| Kennwert | Wert | Einheit | Quelle |
|--|---------|---------|---|
| Durchsatz | 235.000 | t/a | Datenbankauswertung über MVA und EBS-KW, Median aufgerundet |
| Heizwert | 10,2 | MJ/kg | Datenbankauswertung, Median |
| CO ₂ zu kalorischem Input | 0,324 | t/MWh | Datenbankauswertung, Median |
| Biogener Kohlenstoffanteil im Durchsatz | 50,3 % | | Datenbankauswertung, Median |
| CO ₂ -biogen zu kalorischem Input | 0,163 | t/MWh | Datenbankauswertung, Median |
| Stromerzeugung zu kalorischem Input | 18,4 % | | Datenbankauswertung, Median |
| Stromexport zu kalorischem Input (Netto-Stromwirkungsgrad) | 13,8 % | | Datenbankauswertung, Median |
| Wärmeeigenbedarf zu kalorischem Input | 6,2 % | | Datenbankauswertung, Median |
| Wärmeexport zu kalorischem Input (Netto-Wärmewirkungsgrad) | 22,1 % | | Datenbankauswertung, Median |
| Stützfeuerung zu kalorischem Input | 0,56 % | | Datenbankauswertung, Median |

Bevor die in Abbildung 7 dargestellten externen Energienutzungen zum Tragen kommen, sind in den Anlagen Eigenbedarfe an Strom und Wärme abzudecken. Deren Größenordnungen sind in Tabelle 4 bis Tabelle 8 ebenso aufgelistet. Zusammen mit den Wirkungsgraden der Anlagenteile bestimmen sie die möglichen Exportmengen. Die Werte hängen individuell von der technischen Konzeption, den vorliegenden Prozessparametern und der Betriebsweise und von der Energieeffizienz der Anlagenbestandteile ab.

Abbildung 8: EBS-KW: Schema mit typischen Input-Output-Werten

Mengenangaben pro Jahr



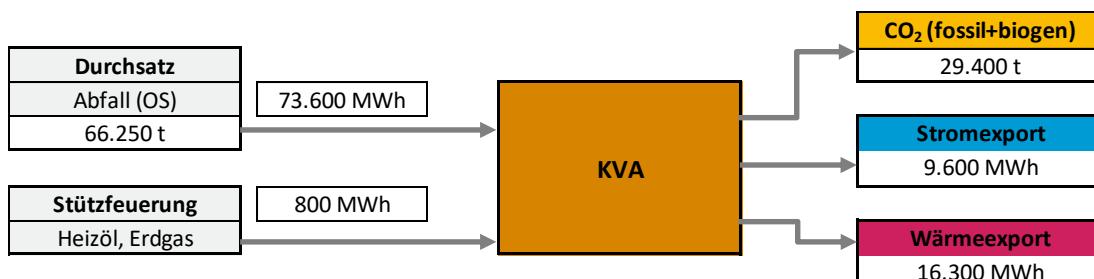
Quelle: eigene Darstellung, bifा Umweltinstitut GmbH

Tabelle 5: EBS-KW: typische Kennwerte

| Kennwert | Wert | Einheit | Quelle |
|---|---------|---------|---|
| Durchsatz | 235.000 | t/a | Datenbankauswertung über MVA und EBS-KW, Median aufgerundet |
| Heizwert | 12,2 | MJ/kg | Datenbankauswertung, Median gerundet |
| CO ₂ zu kalorischem Input | 0,305 | t/MWh | Datenbankauswertung, Median gerundet |
| Biogener Kohlenstoffanteil im Durchsatz | 55 % | | Flamme 2018 |
| Stromerzeugung zu kalorischem Input | 16,3 % | | Datenbankauswertung, Median gerundet |
| Stromexport zu kalorischem Input | 13,2 % | | Datenbankauswertung, Median gerundet |
| Wärmeeigenbedarf zu kalorischem Input | 0,86 % | | Datenbankauswertung, Median gerundet |
| Wärmeexport zu kalorischem Input | 24,1 % | | Datenbankauswertung, Median gerundet |
| Stützfeuerung zu kalorischem Input | 0,74 % | | Datenbankauswertung, Median gerundet |

Abbildung 9: KVA: Schema mit typischen Input-Output-Werten

Mengenangaben pro Jahr



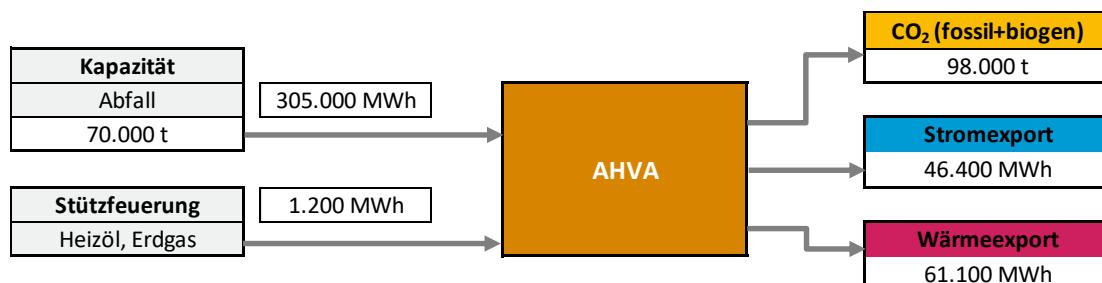
Quelle: eigene Darstellung, bifा Umweltinstitut GmbH

Tabelle 6: KVA: typische Kennwerte

| Kennwert | Wert | Einheit | Quelle |
|---|--------|---------|---|
| Durchsatz, TS | 26.500 | t/a | Datenbankauswertung, Median aufgerundet |
| TS-Gehalt | 40 % | | Kann sehr unterschiedlich sein. Hier typischer Wert wie z.B. der KVA Zürich (Decker 2018) |
| Durchsatz, OS | 66.250 | t/a | Berechnung aus TS-Durchsatz und TS-Gehalt |
| Heizwert bei > 85 % TS | 10 | MJ/kg | Mittlerer Wert nach Roskosch 2018 für Trockenschlamm > 85 % TS. Median in Datenbank (8,1 MJ/kg) nicht plausibel: vermutlich sind einzelne Angaben auf OS bezogen |
| Heizwert bei 40 % TS | 4,0 | MJ/kg | Roskosch 2018, Mischung aus gefaultem und ungefaultem Schlamm. Dieser Wert ist in Abbildung 9 verwendet |
| CO ₂ zu kalorischem Input | 0,30 | t/MWh | Berechnung basierend auf C-Gehalt Klärschlamm 30 % in TS, Schnell 2018, Roskosch 2018, Böhmer 2001 |
| Biogener Kohlenstoffanteil im Durchsatz | 80 % | | Energie-bezogener biogener Anteil nach UBA 2020 |
| Stromerzeugung zu kalorischem Input | 17,0 % | | Thomé-Kozmiensky 1998 |
| Stromexport zu kalorischem Input | 13,0 % | | Thomé-Kozmiensky 1998 |
| Wärmeexport zu kalorischem Input | 22,2 % | | exemplarisch abgeschätzt nach Decker 2018 (Wärmeabgabe an Klärwerk); Wert hängt insbesondere stark vom Trockengehalt des angelieferten Schlamms und somit dem Trocknungsaufwand ab. |
| Stützfeuerung zu kalorischem Input | 1,1 % | | Im Normalbetrieb = 0; Jahreswert für Anfahren 420 MWh nach Decker 2018; Zürich 2019 |

Abbildung 10: AHVA: Schema mit typischen Input-Output-Werten

Mengenangaben pro Jahr



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

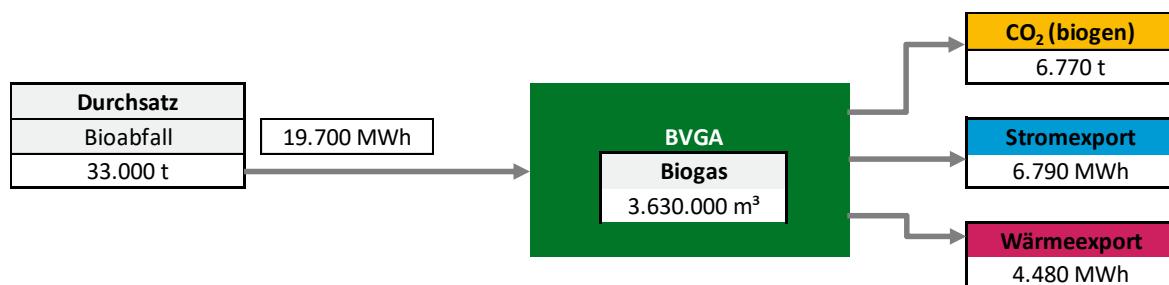
Tabelle 7: AHVA: typische Kennwerte

| Kennwert | Wert | Einheit | Quelle |
|---|--------|---------|--|
| Kapazität | 70.000 | t/a | Datenbankauswertung, Median aufgerundet |
| Heizwert | 15,7 | MJ/kg | DBFZ 2014 (18,5 MJ/kg trocken, 15 % Wassergehalt) |
| CO ₂ zu kalorischem Input | 0,322 | t/MWh | Datenbankauswertung, Median |
| Biogener Kohlenstoffanteil im Durchsatz | 90 % | | Energie-bezogener biogener Anteil nach UBA 2020. Fossile Anteile aus Fremdbestandteilen, insbesondere Kunststoff |
| Stromerzeugung zu kalorischem Input | 28,3 % | | Datenbankauswertung basierend auf den Leistungsangaben, Median |
| Stromexport zu kalorischem Input | 15,2 % | | Datenbankauswertung, Median |
| Wärmeerzeugung zu kalorischem Input | 28,6 % | | Datenbankauswertung basierend auf den Leistungsangaben, Median aus 53 Anlagen mit Wertangabe zur Wärmeerzeugungsleistung, davon 14 Anlagen mit Angabe 0 MW |
| Wärmeexport zu kalorischem Input | 20,0 % | | Arbeitsannahme: Nutzung von rund 2/3 der Wärme. Datenbankangaben liegen nicht vor; Umsetzungen sind standortspezifisch |
| Stützfeuerung zu kalorischem Input | 0,4 % | | Datenbank: keine Angaben vorliegend. Exemplarischer Wert aus Standortanalysen |

Von den 59 BVGA wird für 13 Anlagen eine Einspeisung von Bioerdgas in Erdgasnetz angegeben, wobei in einigen Fällen parallel Strom erzeugt wird. Die Anlagen ohne Gaseinspeisung repräsentieren 69 % der Durchsatzsumme. Als Referenz für die spätere Modellierung soll eine solche BVGA dienen. Die typischen Kennwerte zeigen Abbildung 11 und Tabelle 8. Die emittierte CO₂-Menge setzt sich zusammen aus 2.870 t Gärungs-CO₂, das bereits im Rohbiogas vorhanden ist, und 3.900 t CO₂, das bei der Verbrennung im BHKW aus Methan entsteht.

Abbildung 11: BVGA mit Vor-Ort-Verstromung: Schema mit typischen Input-Output-Werten

Mengenangaben pro Jahr



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

Tabelle 8: BVGA mit Vor-Ort-Verstromung: typische Kennwerte

| Kennwert | Wert | Einheit | Quelle |
|---|--------|--------------------|---|
| Durchsatz | 33.000 | t/a | Datenbankauswertung, Median abgerundet |
| Spezifischer Gasertrag | 110 | Nm ³ /t | Q100: Auswertung, Median |
| Spezifischer Methanertrag | 60 | Nm ³ /t | Auskunft dbfz |
| Kalorischer Input bezogen auf Durchsatz | 0,598 | MWh/t | Berechnung aus Methanertrag und Heizwert H _i von Methan |
| CO ₂ -Gehalt im Biogas | 40 % | | Abschätzung aus Methangehalt 51-66 % (Fricke 2013) |
| BHKW-Wirkungsgrad, elektrisch, bezogen auf Heizwert (kalorischer Input) | 43 % | | Herstellerangaben, Beispieldmotor 1.560 kW _{el} |
| Stromexport zu kalorischem Input | 34,4 % | | Berechnung aus BHKW-Wirkungsgrad elektrisch, abzüglich Eigenbedarfsanteil Strom |
| Eigenbedarf Strom zu kalorischem Input | 8,6 % | | berechnet mit elektrischem BHKW-Wirkungsgrad 43 % (s.o.) und 20 % Eigenbedarfsanteil an erzeugtem Strom (Auskunft dbfz) |
| Eigenbedarf Wärme, Anteil an verfügbarer Wärme | 25 % | | Auskunft dbfz |
| BHKW-Wirkungsgrad, thermisch | 45,4 % | | Herstellerangaben, Beispieldmotor 1.560 kW _{el} |
| Wärmeeigenbedarf zu kalorischem Input | 11,4 % | | Berechnung aus Eigenbedarf Wärme und BHKW-Wirkungsgrad, thermisch |
| Wärmeexport zu kalorischem Input | 22,7 % | | Arbeitsannahme 50 % des thermischen Angebots. Datenbankangaben liegen nicht vor; Umsetzungen sind standortspezifisch |

3 Einführung in Sektorenkopplung, CCU und CCS

Im Sinne einer thematischen Einführung werden in diesem Abschnitt Bedeutung, Prinzipien und Möglichkeiten von Sektorenkopplung, CCU und CCS erläutert.

3.1 Sektorenkopplung

Prinzip und Ziele der Sektorenkopplung lassen sich wie folgt beschreiben (BMU 2016 und weitere Quellen):

Sektorenkopplung

Bei der Sektorenkopplung (auch Sektorkopplung) werden verschiedene Sektoren oder Systeme insbesondere der Energiewirtschaft, der Industrie und des Verkehrs vernetzt, um eine gekoppelte, ganzheitliche Optimierung von Energie- und Rohstoffeffizienz, Flexibilität oder Umwelt- und Klimaschutzperformance zu ermöglichen. Energieströme oder Stoffströme mit nutzbarem Energiegehalt werden dabei von einem System in ein anderes überführt.

Bei dem Begriff Sektorenkopplung stellt sich die Frage nach den Sektoren. In der Literatur werden unterschiedliche Zusammenstellungen verwendet. Im Klimaschutzplan 2050 (BMU 2016) werden fünf Sektoren unterschieden. Dies sind die Energiewirtschaft, die Wärme- und Kälteversorgung von Gebäuden, der Verkehr, die Industrie und die Landwirtschaft. In der Regel werden diese Handlungsfelder im Kontext der Sektorenkopplung diskutiert, mit Ausnahme der Landwirtschaft. Der Schwerpunkt liegt zumeist auf der Umwandlung von Strom in andere Energieformen und -träger.

In der zunehmend regenerativ versorgten Energiewirtschaft kommt nicht nur der Nutzbarmachung von Strom für andere Sektoren, sondern auch der Flexibilisierung von Stromerzeugung und -verbrauch sowie der Energiespeicherung hohe Bedeutung zu. Abfallbehandlungsanlagen als solche flexibel zu betreiben, ist in der Regel jedoch nicht möglich. Für die genannten Synergien und Anforderungen soll die Sektorenkopplung neue Wege eröffnen. Sie kann bedingt durch zusätzlichen apparatetechnischen Aufwand und durch Verluste allerdings auch zu einer Verschlechterung der Gesamtheit der Systeme führen.

3.2 CCU

Einige Ansätze der strombasierten Sektorenkopplung gehen mit einer stofflichen Einbindung des klimaaktiven Gases Kohlenstoffdioxid (CO₂) einher, zum Beispiel die Herstellung von synthetischem Erdgas. Dadurch besteht eine Verzahnung der Sektorenkopplung mit der CO₂-Abscheidung und -Nutzung (Carbon Capture and Usage, CCU).

CCU

„Als ‚Carbon Capture and Utilization‘ werden die Abscheidung, der Transport und die anschließende Nutzung von Kohlenstoffverbindungen, meist in Form von Kohlendioxid (CO₂) oder Kohlenmonoxid (CO), bezeichnet, bei denen der Kohlenstoff mindestens einem weiteren Nutzungszyklus zugeführt wird. Je nach Herkunft und Nutzung des Kohlenstoffs erfordert dies die Kombination verschiedener Prozesse und Verfahrensschritte [...]“ (UBA 2021)

Die CO₂-Verwendung im Rahmen von CCU lässt sich nach vier Hauptwegen gliedern (Nyári 2020):

- ▶ Direktnutzung: Getränke- und Lebensmittelherstellung, tertiäre Erdölgewinnung oder als Kühl- oder Lösemittel
- ▶ Mineralisation von Baustoffen aus Zement oder Carbonaten mit CO₂
- ▶ Biologische Umwandlung: u.a. biologische Methanisierung, Algenzucht, Gartenbau in Treibhäusern
- ▶ Chemische Umwandlung: Herstellung von Harnstoff, Polymeren, Brennstoffen oder anderen Chemikalien

Für die großtechnische Anwendung von CCU wird auf die Herstellung von kohlenstoffhaltigen Chemikalien oder Brennstoffen fokussiert (BMWK 2022b). Die vorliegende Studie folgt dieser Fokussierung.

Neben einer Optimierung der Energienutzung durch Sektorenkopplung tritt zunehmend das Ziel der Minderung von Treibhausgas-Emissionen in den Fokus der Abfallwirtschaft. Die fossilen Treibhausgasemissionen aus der Abfallverbrennung werden gemäß dem Brennstoffemissionshandelsgesetz (BEHG 2022) ab dem 1. Januar 2024 in den nationalen Emissionshandel aufgenommen und entsprechend bepreist. Ab 2028 ist der Übergang in den europäischen Emissionshandel abzusehen. Als wichtiger Beitrag zur zukünftigen Treibhausgasneutralität wie auch um den wirtschaftlichen Folgen einer CO₂-Bepreisung entgegenzutreten, ist eine weitgehende CO₂-Abscheidung anzustreben. Hierfür kommt zum einen CCU in Betracht, zum anderen eine dauerhafte geologische Speicherung nach CO₂-Abtrennung (CCS).

3.3 CCS und Negativemissionen

CCS

Carbon Capture and Storage (CCS) wird als ein Weg zur Verringerung der atmosphärischen CO₂-Emissionen aus menschlichen Aktivitäten angesehen. CCS umfasst den Einsatz von Technologien, die CO₂ aus industriellen oder energiewirtschaftlichen Gasströmen abscheiden, zum Transport vorbereiten, zu einem geeigneten Speicherort transportieren und es dann von der Atmosphäre abtrennt für einen langen Zeitraum speichern. (angelehnt an IPCC 2005)

Neben CCS werden andere Wege zur gezielten Entnahme von Treibhausgasen aus der Atmosphäre diskutiert, so Aufforstung, dauerhafte Verwahrung oder Nutzung von Holz oder Pflanzenkohle und Erhöhung der CO₂-Bindung in Ozeanen (Ozeandüngung) oder im Boden (Enhanced Weathering). Treibhausgase werden an emittierenden Prozessen erfasst; CO₂ kann aber auch der Umgebungsluft entnommen werden. (Mercator 2021)

Die Abscheidung und Speicherung des fossilstämmigen CO₂-Anteils mindert die Treibhausgasemissionen einer thermischen Abfallbehandlungsanlage und – entsprechende gesetzliche Regelungen vorausgesetzt – zukünftig den Bedarf an kostenpflichtigen Emissionszertifikaten. CCS verspricht darüber hinaus, nicht nur fossile CO₂-Emissionen aufzuheben, sondern der Biosphäre biogenes CO₂ zu entziehen. Dies kann als eine Variante von Bioenergy Carbon Capture and Storage (BECCS) angesehen werden und wird in diesem Bericht so eingeordnet. Der ursprüngliche

Ansatz von BECCS ist der Anbau von Biomasse, deren energetische Nutzung und die Abscheidung der resultierenden CO₂-Emissionen durch CCS.

Die geologische Einlagerung von biogenem CO₂ ist als Negativemission einzustufen.

Negativemissionen werden – in Ergänzung zu vordringlichen Emissionsminderungsmaßnahmen – zum Ausgleich von kaum vermeidbaren Restemissionen für die Netto-Treibhausgasneutralität in aktuellen Studien als notwendig erachtet (vgl. fünf verglichene Studien in EWI 2022; Mercator 2021). Unter Netto-Treibhausgasneutralität wird „das Gleichgewicht zwischen den anthropogenen Emissionen von Treibhausgasen aus Quellen und dem Abbau solcher Gase durch Senken“ verstanden (Bundes-Klimaschutzgesetz 2021). Andere Studien bewerten CCS kritisch oder kontrovers (Dena 2018b, UBA 2019, Voß-Stemping 2022).

Kaum vermeidbare Restemissionen werden insbesondere in der Landwirtschaft und der Abfallwirtschaft gesehen, zum Beispiel Methan aus der Viehzucht und Lachgas aus Düngemittelanwendungen (Mercator 2021, EWI 2022).

Im Rahmen von großen CCS-Demonstrationsprojekten wurden und werden der Transport und die Tiefeneinlagerung erprobt. Zu nennen sind Sleipner seit 1996 in Norwegen, Weyburn-Midale seit 2000 in Kanada, In Salah 2004-2011 in Algerien und Carbfix seit 2020 in Island (MIT 2016, ZEP 2022). In Vorbereitung sind Northern Lights/Longship in Norwegen mit einer geplanten Inbetriebnahme 2024 (Northern Lights 2022) und Greensand in Dänemark mit einer geplanten Kapazität von 1,5 Mio. t CO₂/a für 2025 (Greensand 2022). Die Technologie kann heute als grundsätzlich machbar eingestuft werden.

3.4 Rechtsrahmen für CCU und CCS

In diesem Abschnitt soll der Rechtsrahmen für CCU und CCS anhand wesentlicher Normen dargelegt werden (Stand Februar 2023).

Genehmigung

Die Richtlinie 2009/31/EG über die geologische Speicherung von Kohlendioxid (CCS-Richtlinie) regelt die Speicherung von CO₂, bestimmte Aspekte der CO₂-Abscheidung und den Transport per Pipeline. Andere Aspekte von CCS, z.B. der Transport per Schiff, werden von der Richtlinie nicht erfasst. In Deutschland wurde die CCS-Richtlinie mit dem Kohlendioxid-Speicherungsgesetz (KSpG) 2012 in nationales Recht umgesetzt. Für die CO₂-Speicherung in Deutschland erlaubt das KSpG nur Demonstrationsanwendungen; zudem ist seit Ablauf einer Zulassungsfrist im Jahr 2016 eine Genehmigung von CO₂-Speichern nicht mehr möglich. (Bundesregierung 2022, Benrath 2021)

Für Anlagen zur CO₂-Abscheidung relevant ist insbesondere das Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) zusammen mit der Vierten Durchführungsverordnung (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen – 4. BImSchV). CCU-Verfahren werden in der 4. BImSchV nicht geregelt. Damit ist CCU bisher weder auf europäischer noch nationaler Ebene umfassend geregelt. (Bundesregierung 2022)

Anrechenbarkeit im europäischen und im nationalen Emissionshandelssystem

Gemäß der Emissionshandelsrichtlinie 2003/87/EG werden für abgeschiedenes und entsprechend der CSS-Richtlinie geologische gespeichertes CO₂ keine ETS-Zertifikate benötigt. Für CCU ist bislang nur die CO₂-Bindung in gefälltem Calciumcarbonat auf die Emissionen anrechenbar,

gemäß Art. 49 Abs. 1 der Durchführungsverordnung (EU) 2018/2066 über die Überwachung von und die Berichterstattung über Treibhausgasemissionen.

Die Emissionshandelsrichtlinie wird derzeit überarbeitet. Die Nutzung von CO₂ im Sinne von CCU soll im Europäischen Emissionshandelssystem zukünftig anrechenbar sein, wenn CO₂ dauerhaft chemisch in einem Produkt gebunden wird und nicht in die Atmosphäre gelangt. (Bundesregierung 2022)

Für Abfallverbrennungsanlagen in Deutschland, soweit sie nicht bereits dem europäische Emissionshandelssystem als Bestandteil von darin erfassten Industrieanlagen unterliegen, ist das nationale Emissionshandelssystem relevant. Dieses ist im Brennstoffemissionshandelsgesetz (BEHG 2022) geregelt. Das nationale Emissionshandelssystem enthält gegenwärtig keine Anrechnungsmethode für CCS oder CCU, jedoch kann gemäß §11 der Emissionsberichterstattungsverordnung 2030 (EBeV 2030) in Übernahme der Regelung im EU-Recht (s.o.) für dauerhaft eingebundene oder gespeicherte Brennstoffemissionen ein Emissionsfaktor von Null angewendet werden. Damit sind CCS sowie CCU mit gefälltem Calciumcarbonat unter den weiteren Bedingungen der Gesetzestexte auf die Emissionszertifikate anrechenbar.

Für die vorliegende Studie wird von der Annahme ausgegangen, dass in Zukunft ein zur Umsetzung und Anrechnung von CCU und CCS notwendiger regulatorischer Rahmen vorliegen wird. Weitergehend wird angenommen, dass zukünftig auch Negativemissionen durch BECCS über einen geeigneten Mechanismus vergütet werden. Dies wird im Folgenden BECCS-Vergütung genannt.

Auf Basis dieser Annahmen werden im Kapitel 5 die wirtschaftlichen und ökologischen Effekte von CCU und CCS an Abfallverbrennungsanlagen dargelegt. Die weitere Gestaltung eines regulatorischen Rahmens für CCU und CCS unterliegt dem gesellschaftlichen und politischen Diskurs. Zu diesem Diskurs können die vorliegenden Ergebnisse Gesichtspunkte beitragen.

4 Technologien für Sektorenkopplung, CCU und CCS

In diesem Abschnitt werden geeignete Technologien für die Sektorenkopplung, für die CO₂-Abscheidung und -Verwendung (Carbon Capture and Utilization, CCU) sowie für die CO₂-Abscheidung und -Speicherung (CCS) beschrieben. Der Fokus liegt auf Technologien, die bereits großtechnisch verfügbar sind und weitergehend an Abfallbehandlungsanlagen getestet oder zumindest im Zusammenhang mit Abfallbehandlungsanlagen konzeptionell untersucht wurden.

In Kapitel 4.1 sind Technologien der CO₂-Abscheidung charakterisiert, welche notwendiger Teilschritt sowohl für Sektorenkopplungspfade mit CO₂-Nutzung (CCU) als auch für CCS ist. Die Basis-technologie Elektrolyse zu Wasserstoff wird in Kapitel 4.2 vorgestellt, die weitergehende Methanisierung in Kapitel 4.3 und die weitergehende Methanolherstellung in Kapitel 4.4. Diese Technologien kommen für eine zeitnahe Umsetzung an Abfallbehandlungsanlagen realistisch in Betracht. Zudem ist Ammoniak als Sektorenkopplungsprodukt dahingehend interessant, dass es bei Abfallverbrennungsanlagen in der Abgasreinigung eingesetzt wird, also intern Verwendung finden kann (Kapitel 4.5).

Weitere Synthesen können angeschlossen werden, beispielsweise von Ammoniak zu Harnstoff sowie von Methanol oder von Wasserstoff und CO₂ mittels Fischer-Tropsch-Synthese hin zu Olefinen und Aromaten. Pfade zu Olefinen als Basis für nicht-fossilstämmigen Flugzeugtreibstoff werden beispielsweise in dem EU-geförderten Projekt TAKE-OFF (Cordis 2022) untersucht. Die chemischen Möglichkeiten weiterer Synthesen sind vielfältig. Jeder weitere Umwandlungsschritt liegt allerdings weiter entfernt von den jetzigen Geschäftsmodellen der Abfallbehandlung, führt zu zusätzlichen Umwandlungsverlusten und erfordert Investitionen. Entsprechende Verfahren werden aus diesen primärenergetischen und volkswirtschaftlichen Erwägungen heraus hintan gestellt.

Weitere technische Optionen der Energiebereitstellung werden ergänzend dargelegt: eine Erweiterung der etablierten Nutzwärmeauskopplung (Kapitel 4.6) und die Möglichkeiten einer erhöhten Stromeinspeisung (Kapitel 4.7 und 4.8); zudem für Vergärungsprozesse die Biomethaneinspeisung ins Gasnetz im Vergleich zu einer Vor-Ort-Verstromung in Kraft-Wärme-Kopplung (Kapitel 4.9). Die für CCS über eine CO₂-Abscheidung hinaus notwendigen Schritte CO₂-Transport und geologische Einlagerung sind in Kapitel 4.10 charakterisiert. In Kapitel 4.11 wird auf CCS an Biogasanlagen eingegangen.

4.1 CO₂-Abscheidung

Die Voraussetzung zur stofflichen Einbindung von CO₂ im Zuge der Sektorenkopplung (CCU) wie auch für CCS ist die Abscheidung von CO₂. Für Verbrennungsverfahren gibt es drei grundsätzliche Wege, CO₂ abzutrennen (nach Cuéllar-Franca 2015):

- ▶ Post-Conversion, auch Post-Combustion, bezeichnet die Abtrennung aus dem gereinigten Abgas nach vollständiger Umsetzung des Einsatzstoffes mit Luft.
- ▶ Pre-Conversion, auch Pre-Combustion, basiert darauf, CO₂ aus dem wasserstoffreichen Synthesegas einer vorgesetzten Teiloxidation zu entfernen. Die Abscheidung ermöglicht folgend eine CO₂-arme Verbrennung insbesondere im Rahmen eines Gas- und Dampf-Kombiprozesses mit vorgesetzter Vergasung (Integrated Gasification Combined Cycle).

- Oxy-Fuel Combustion zielt darauf ab, ein Abgas fast ausschließlich bestehend aus CO₂ und H₂O zu erzeugen, um durch Kondensation des Wassers CO₂ abtrennen zu können. Dies erfordert die Verbrennung mit Sauerstoff anstatt mit Luft und eine entsprechende Gasreinigung.

In Tabelle 9 sind bekannte Abscheidetechnologien für diese drei Optionen zusammengefasst. Darin sind auch mögliche Methoden, mögliche Hilfsstoffe sowie Hilfsprozesse und die bisherige Anwendung der Technologien aufgeführt.

Tabelle 9: CO₂-Abscheideoptionen und deren Anwendungen

| CO ₂ -Abscheidung | Trennprinzip | Methode | Anwendungen |
|------------------------------|---|---|---|
| Post-Conversion | Absorption durch chemische Lösungsmittel ^a | <ul style="list-style-type: none"> • Lösungsmittel auf Aminbasis, z. B. Monoethanolamin (MEA)^b, • Diethanolamin und sterisch gehinderte Amine (KS-1) | Kraftwerke; Eisen- und Stahlindustrie; Zementindustrie; Ölraffinerien |
| | | <ul style="list-style-type: none"> • Alkalische Lösungen, z. B. NaOH, Ca(OH)₂ • Ionische Flüssigkeiten | |
| | Adsorption durch feste Sorbentien | <ul style="list-style-type: none"> • Feste Sorbentien auf Aminbasis • Feste Sorbentien auf Erdalkalibasis, z. B. CaCO₃ • Feste Sorbentien aus Alkalcarbonaten, z. B. Na₂CO₃ und K₂CO₃ | Keine dokumentierte Anwendung |
| | | <ul style="list-style-type: none"> • Poröse organische Gerüstverbindungen – Polymere | Kraftwerke |
| Membrantrennung | | <ul style="list-style-type: none"> • Polymermembranen, z. B. polymere Gaspermeationsmembrane^b | Kraftwerke; Erdgasveredelung |
| | | <ul style="list-style-type: none"> • Anorganische Membranen, z. B. Zeolithe • Hybridmembranen | |
| | Kryo-Trennung | <ul style="list-style-type: none"> • Tieftemperaturtrennung | Kraftwerke |
| | Druck-/Vakuumwechseladsorption | <ul style="list-style-type: none"> • Zeolithe • Aktivkohle | Kraftwerke; Eisen- und Stahlindustrie |

| CO ₂ -Abscheidung | Trennprinzip | Methode | Anwendungen |
|------------------------------|--|---|--|
| Pre-Conversion | Absorption durch physikalische Lösungen | <ul style="list-style-type: none"> • Selexol, Rectisol | Kraftwerke (IGCC) |
| | Absorption durch chemische Lösungen | <ul style="list-style-type: none"> • Lösungsmittel auf Aminbasis, z. B. Monoethanolamin (MEA) | Ammoniakproduktion |
| | Adsorption durch organische Gerüstverbindungen | <ul style="list-style-type: none"> • Membranen mit porösen organischen Gerüstverbindungen | Gastrennung |
| Oxy-Fuel | Trennung von Sauerstoff aus Luft | <ul style="list-style-type: none"> • Oxy-Fuel-Verfahren • Chemical Looping Combustion • Chemical Looping Reforming | Kraftwerke; Eisen- und Stahlindustrie; Zementindustrie ^c Kraftwerke Kraftwerke; Syngas-Produktion, Nachrüstung |

^a ausgereifte Technologie

^b kommerziell verfügbar

^c kann auf lange Sicht verfügbar werden (>2030)

Quelle: nach Cuéllar-Franca 2015

4.1.1 Oxy-Fuel-Technologie und Pre-Conversion gegenüber Post-Conversion

Bei der Oxy-Fuel-Technologie ist zwar ein Synergieeffekt in Kombination mit der Kopplungs-technologie Wasser-Elektrolyse grundsätzlich denkbar: Bei der Elektrolyse entsteht neben dem Produkt Wasserstoff auch Sauerstoff, welcher wiederum im Oxy-Fuel-Prozess benötigt wird. Allerdings könnte nur ein geringer Anteil des benötigten Sauerstoffs über die Elektrolyse bereitgestellt werden, falls diese ausschließlich mit dem von der Anlage erzeugten Stroms betrieben wird.

Durch die Verbrennung mit Sauerstoff steigen die Verbrennungstemperaturen stark an. Dies kann zum Teil durch niederkalorischen Abfall, zum Teil durch eine Abgasrückführung kompensiert werden. Gemäß der Meta-Studie von Cuéllar-Franca (2015) über Ökobilanzen von Kohlekraftwerken mit CCS-Technologie reduzieren sich die Treibhausgasemissionen von rund 800 kg/MWh mit der Post-Conversion-Technologie auf rund 200 kg/MWh und mit Oxy-Fuel-Technologie auf rund 180 kg/MWh. In Anbetracht der dort angegebenen Schwankungsbreite der Werte ist der Unterschied zwischen Post-Conversion und Oxy-Fuel-Technologie gering.

Sowohl die Oxy-Fuel- als auch die Pre-Conversion-Technologie bedeuten für Verbrennungsanlagen wesentliche Eingriffe in die Verfahrenstechnik. Beide Optionen sind technisch nicht ausgereift; für Oxy-Fuel erwartet Cuéllar-Franca (2015) die Einsatzfähigkeit bis 2030. Für die weitere Betrachtung wird folgend von der Post-Conversion ausgegangen.

4.1.2 Post-Conversion: CO₂-Abtrennung aus dem Abgas

Mit der Post-Conversion-Abscheidung ist es möglich, CO₂ sowohl aus dem Vollstrom abzutrennen (zur maximalen CO₂-Minderung) wie auch nur aus einem Teilstrom. Es gibt mehrere Technologien, wobei für die Anwendung in Verbrennungsabgasen die Absorption durch chemische Lösemittel einzige ausgereift ist (Cuéllar-Franca 2015, Furgler 2019, Bisinella 2021). Als

Absorptionsmittel kommen dabei wässrige Lösungen mit Aminen zum Einsatz, wie z.B. Monoethanolamin (MEA). Ist eine maximale CO₂-Abtrennung das Ziel, kann über Aminwäsche 85-90 % der CO₂-Menge aus dem Abgas-Vollstrom abgetrennt werden (Karpf 2021, Bisinella 2021, Vodegel 2022). Für die Modellierungen in der vorliegenden Studie wird eine Abtrennrate von 85 % angesetzt.

Neben Absorptionsmethoden sind auch andere CO₂-Abscheidemethoden kommerziell verfügbar, so Polymermembran-Verfahren und die Druckwechseladsorption mittels Zeolith und Aktivkohle (Cuéllar-Franca 2015). Ein Membranabtrennverfahren wird aktuell in einem Zementwerk erprobt (Holcim 2021).

Mehrere Umsetzungen von CO₂-Abscheidesystemen an Abfallverbrennungsanlagen für CCU existieren oder sind im Bau (Wienchol 2020, Bisinella 2021), u.a.

- ▶ eine Anlage in Saga, Japan, zur Algenkultivierung,
- ▶ Twence in Hengelo, Niederlande, zur Gewinnung von Carbonatsalz für die eigene Abgasreinigung und
- ▶ eine Anlage in Duiven, Niederlande, zur Pflanzendüngung in Treibhäusern.

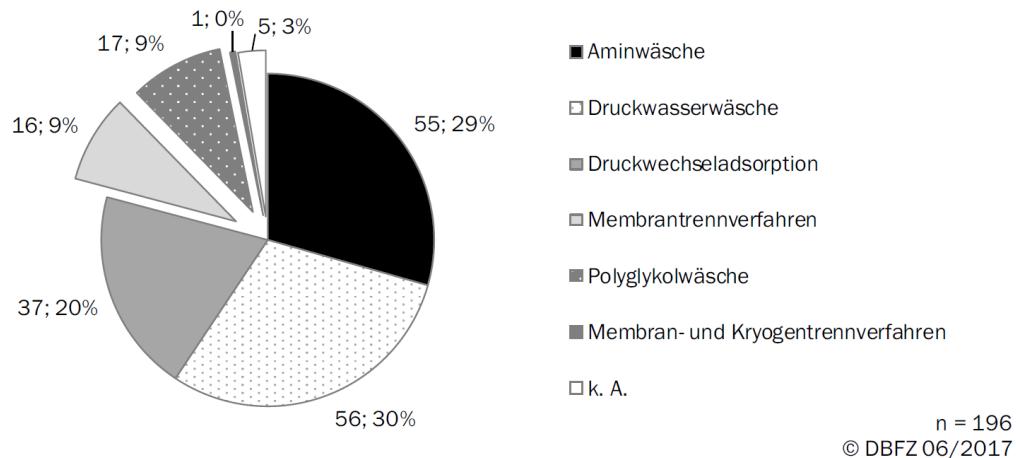
Weitere Anlagen, auch für CCS, sind in Planung (Übersichten z.B. in IEAGHG 2020 und Global CCS Institute 2021).

4.1.3 CO₂-Abtrennung aus Biogas

Zur Aufbereitung des Rohgases aus BVGA erfolgt im Zuge der Grundaufbereitung eine Entschwefelung und Trocknung. Um Biogas ins Erdgasnetz einspeisen zu können, statt es in einem BHKW einzusetzen, ist weitergehend eine Aufbereitung zu Biomethan notwendig. Wichtigstes Element dieser Aufbereitung ist die CO₂-Abscheidung, weshalb hierfür typische Verfahren vorgestellt werden. Neben der Aminwäsche haben sich vor allem die Druckwasserwäsche und die Druckwechseladsorption etabliert (siehe Abbildung 12, Daniel-Gromke 2017). Des Weiteren werden auch Polyglykolwäsche und Membrantrennverfahren angewandt. Die Aufbereitungsverfahren von Biogas aus Biogasanlagen sind zur Aufbereitung von Biogas aus Bioabfallbehandlungsanlagen mit Vergärung übertragbar, wobei die am häufigsten eingesetzten Technologien sich etwas verschieben. Nach LUBW (2015) sind für die CO₂-Abtrennung aus Gasen der Bioabfallvergärung vor allem die Druckwechseladsorption mittels Aktivkohle und die Druckwasserwäsche zu finden. Hinzu kommen vereinzelt Verfahren der chemischen Wäsche (Absorption mittels MEA oder Diethanolamin), Membrantrennverfahren sowie die Wäsche mittels Polyglykol-Lösung. Bei der Bioabfallvergärung der AVA in Augsburg beispielsweise kommt das Membrantrennverfahren zum Einsatz. Das abgetrennte Methan wird in das Erdgasnetz eingespeist, das abgetrennte CO₂ kann zusätzlich als technisches Gas vermarktet werden (AVA 2022).

Abbildung 12: Eingesetzte Verfahren zur Aufbereitung von Biogas zu Biomethan in Deutschland

Anzahl der Verfahren und prozentualer Anteil



Bildquelle: Daniel-Gromke 2017

Tabelle 10 fasst wesentliche technische Daten zu den gängigsten CO₂-Abscheideverfahren zusammen. Ein kleiner Anteil Methan geht mit dem abgetrennten CO₂ verloren. Außer bei der Aminwäsche wird der noch methanhaltige CO₂-Gasstrom nachbehandelt (FNR 2014). Soll das abgetrennte CO₂ aus dem Biogas anschließend einer Anwendung zugeführt werden, bietet sich als Verfahren vor allem Druckwechseladsorption und die chemische Wäsche an, da mit diesen Verfahren die höchsten CO₂-Gehalte erreicht werden (siehe Tabelle 10).

4.1.4 Auswahl der CO₂-Abscheideverfahren für die spätere Modellierung

Für die spätere Modellierung zur Anwendung an Abfallbehandlungsanlagen sind insbesondere der spezifische Strombedarf und der spezifische Wärmebedarf von Interesse. Betrachtet man den Strombedarf, so schneidet die chemische Wäsche am besten ab, mit unter 0,076 kWh/kg abgeschiedenem CO₂. Diese Technologie benötigt zur Desorption allerdings Wärme auf einem Temperaturniveau von 160 °C. Abfallverbrennungsanlagen können Strom und Wärme bereitstellen. Für diese Anwendung wird die chemische Wäsche daher im Folgenden detailliert vorgestellt. Auch ist bei ihr die Kapazität, die Selektivität und damit die Abscheiderate besser als bei der Druckwasserwäsche (Zweiler 2014). Vorteil der Druckwasserwäsche ist dagegen, dass das als Waschmittel verwendete Wasser kostengünstig und nicht toxisch ist. Soll das Gas einer Bioabfallvergärung gereinigt werden, die unmittelbar am Standort keine Wärme zur Verfügung hat, so bietet sich die Druckwasserwäsche oder auch die Druckwechseladsorption aufgrund nicht benötigter Wärme und des relativ geringen Strombedarfs an. Insbesondere bei einer weiteren Verwendung des abgetrennten CO₂ ist eine Druckwechseladsorption der Druckwasserwäsche aufgrund des höheren erzielbaren CO₂-Gehaltes vorzuziehen, wenngleich dabei der Methanverlust etwas höher ist.

Tabelle 10: Überblick zu technischen Daten der gängigsten CO₂-Abscheidetechnologien für Gase aus der Bioabfallvergärung

| Prinzip | Druckwechsel- Adsorption | Physikalische Wäsche (Ab- sorption) | | Chemische Wäsche (Absorption) | Membrantrenn- verfahren |
|--|--|--|--|--|-------------------------------------|
| Einsatzstoffe, Va- rianten | Zeolithe, Aktivkohle oder Kohlenstoff- molekularsieb | Druckwasser- wäsche | Polyglykol | Monoethanolamin (MEA), Diethanolam- in | Polymermembran |
| Trenneffekt | Bindung des Gases an Feststoff | Lösen von Gasen in einer Flüssigkeit physikalisch | | Lösen von Gasen in einer Flüssigkeit durch chemische Reaktion | Unterschiedliche Durchlässigkeit |
| Vorreinigung er- forderlich | Ja | Nein | | Ja | Ja |
| Arbeitsdruck in bar | 4-7 | 4-7 | | drucklos | 8-10 |
| Methanverlust | < 3-10 % | < 1-2 % | 2-4 % | < 0,1 % | 5 % |
| Abgasbehandlung | Ja | Ja | | Nein | Ja |
| Spez. Strombe- darf in kWh pro kg abgeschie- des CO₂ | 0,13 | < 0,13 | 0,13-0,17 | < 0,076 | 0,18 |
| Wärmebedarf: Temperaturni- veau | keiner | keiner | 55-80 °C | 160 °C | keiner |
| Referenzen | > 20 | > 20 | | 5 | 2 |
| Methanschlupf vor Nachbehand- lung, bezogen auf Methangehalt im Rohbiogas | < 1,5 % | ≤ 1 % | | ≤ 0,1 % | ≤ 5 % |
| CO₂-Gehalt im CO₂-Strom in Vol.-% | 87-99 | 14-22 ^a | 26-32 ^a (mit Poly- ethylengly- kol-Dimethyl- ether) | 99,99 (mit Diethanolam- in) | k. A. ^b |

^a Andere Hauptkomponenten sind Stickstoff und Sauerstoff, die im Strippvorgang eingetragen werden

Quelle: LUBW 2015, außer Werte zum Methanschlupf und zum CO₂-Gehalt (unterste beiden Zeilen): FNR 2014

^b keine Angabe in FNR 2014. Aussage: Es „können noch relevante Anteile Methan im Schwachgas enthalten sein“.

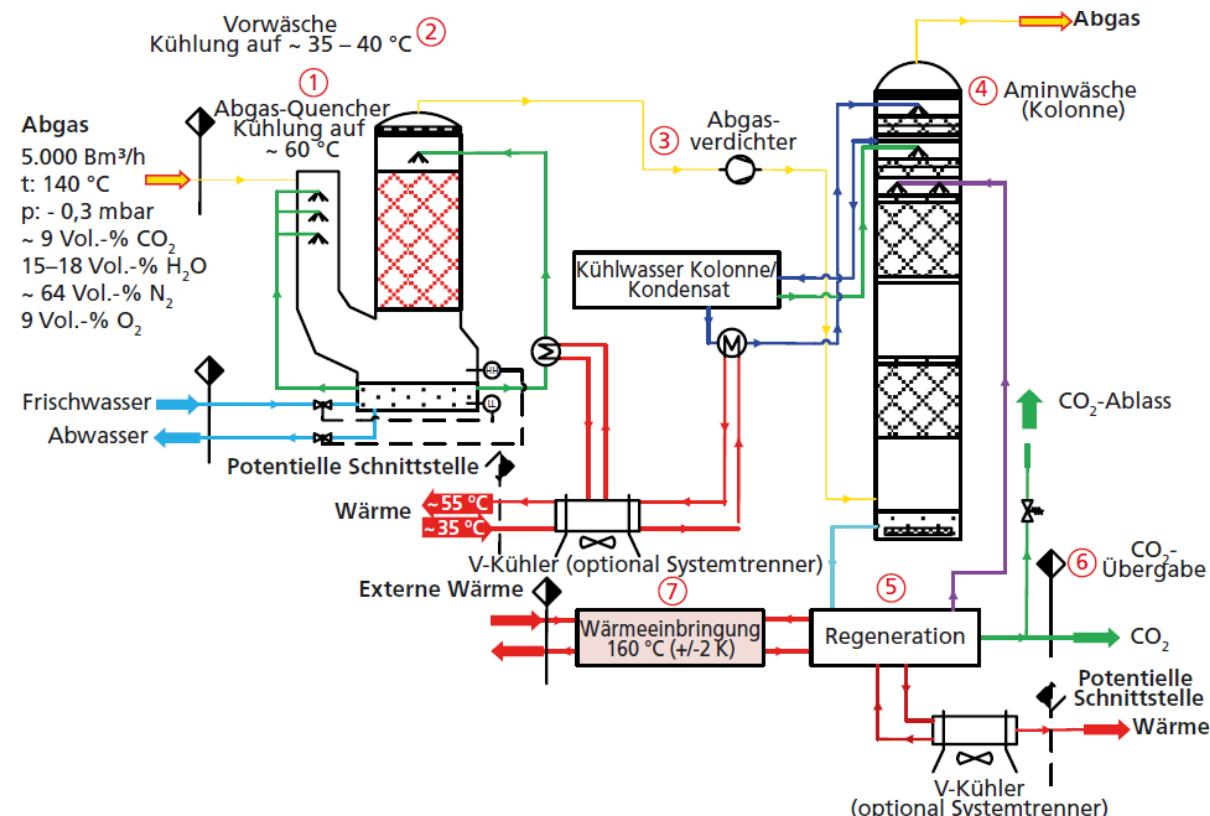
4.1.5 Technische Daten der CO₂-Abscheideverfahren

Für die Aminwäsche besonders gut untersucht ist Monoethanolamin (MEA; Demirkol 2019, Bothe 2020). MEA ist wirksam und kostengünstig (Zweiler 2014), allerdings auch ätzend und akut toxisch. Andere Sorbentien sind unter anderem Diethanolamin, Hydroxiaminoethylester oder Kaliumcarbonat (Zweiler 2014). MEA wird typischerweise in 25-30%iger wässriger Lösung eingesetzt (Demirkol 2019, Bothe 2020, Vodegel 2022). Je höher die Abscheiderate sein

soll, desto höhere MEA-Konzentrationen bedarf es; damit steigt jedoch auch die MEA-Degradation (Vodegel 2022). Abbildung 13 illustriert das Verfahren (Nummern siehe Abbildung): In der Kolonne Nr. 4 wird CO₂ von der Waschlösung aufgenommen und aus dem Abgas abgetrennt. Im zweiten Schritt Nr. 5 wird die Waschlösung regeneriert. Dabei desorbiert CO₂ aus der Waschlösung. Für die Regeneration ist eine Wärmezufuhr bei 160 °C erforderlich (Nr. 7). Das Sorbens wird im Kreislauf geführt.

Abbildung 13: Verfahrensfließbild zur Aminwäsche an einer Abfallverbrennungsanlage

Erläuterungen s. Text



Bildquelle: Furgler 2019

Zur Reduktion des Energiebedarfs kann die Abwärme der Desorption zur Vorwärmung der beladenen Waschlösung genutzt werden (Demirkol 2019). Als Stand der Technik für die großtechnisch einsetzbare Aminwäsche können Ergebnisse aus einem Entwicklungsprogramm herangezogen werden (Moser 2017). Darin wurde von den Firmen BASF, Linde und RWE Power die CO₂-Abscheidung mittels Aminwäsche für die Anwendung an Kraftwerken optimiert. Neben der Untersuchung verschiedener Amine wurde ab 2009 eine Pilotanlage am Braunkohlekraftwerk Niederaußem betrieben. Weitere Untersuchungspunkte waren der Waschmittelverlust, der Energiebedarf und die Aerosolemissionen. Im Ergebnis wurden mit einem proprietären aminbasierten Sorbens ein Dampfbedarf von 0,778 MWh/t CO₂ und ein Waschmittelverbrauch von unter 0,3 kg/t CO₂ erzielt (Moser 2017). Eine Wärmerückgewinnung ist hier anlagenintern vorgesehen; für die Modellierung wird von diesem Ansatz ausgegangen. Bisinella (2021) gibt einen höheren Dampfbedarf von 1,03 MWh/t CO₂ an, nimmt aber eine Rückgewinnung von 60 % der Wärme an. Für die Energieeffizienz hat die Strom-Dampf-Systemintegration bei einer weitgehenden CO₂-Abscheidung aus dem Abgas wesentliche Bedeutung (Bisinella 2021).

4.1.6 Parametrierwerte für die CO₂-Abscheidung

Zur Parametrierung der Abscheidung von CO₂ aus Abgas durch Aminwäsche werden die in Tabelle 11 zusammengestellten Werte verwendet. In dieser und den folgenden Tabellen sind neben Werten für 2021 auch Werte für die Bezugsjahre 2035 und 2045 angesetzt, die in die spätere Modellierung eingehen.

Tabelle 11: Parametrierwerte der CO₂-Abscheidung durch Aminwäsche

Werte bezogen auf Masse abgeschiedenes CO₂

| Parameter | Wert 2021 | Wert 2035 | Wert 2045 | Einheit | Erläuterung, Datenquellen |
|--|-----------|-----------|-----------|---------|--|
| Referenzleistung für Investitionskosten, Teilstrom | 4.000 | 4.000 | 4.000 | t/a | |
| Spezifische Investitionskosten bei Referenzleistung, Teilstrom | 450 | 270 | 270 | €/(t/a) | Furgler 2019, zuzüglich 40 % für Bau, Integration und EMSR 2035 und 2045: Annahme Investitionskosten 40 % niedriger |
| Referenzleistung für Investitionskosten, Vollstrom | 180.000 | 180.000 | 180.000 | t/a | Abgeleitet aus Beiron 2022 und Eliasson 2022; Abgleich mit Karpf 2021. |
| Spezifische Investitionskosten bei Referenzleistung, Vollstrom | 225 | 135 | 135 | €/(t/a) | 2035 und 2045: Annahme Investitionskosten 40 % niedriger |
| Investitionskostendegression n-te Wurzel* | 1,5 | 1,5 | 1,5 | - | Annahme unter Abgleich der oben genannten spezifischen Investitionskosten |
| Verbrauchsgebundene Kosten | 0,5 | 0,5 | 0,5 | €/t | Abschätzung aus Aminverbrauch (Moser 2017) |
| Strombedarf ohne Verdichtung (CCU) | 76 | 76 | 76 | kWh/t | inkl. Verdichtung; LUBW 2015, Moser 2017, Bisinella 2021 |
| Strombedarf mit Verdichtung (CCS) | 150 | 150 | 150 | kWh/t | Ansatz: Verdichtung auf 100 bar; gerundet aus Strombedarf ohne Verdichtung zuzüglich 83 kWh/t Kather 2019 oder 65 kWh/t nach Bisinella 2021. |
| Wärmebedarf bei 160 °C | 778 | 778 | 778 | kWh/t | LUBW 2015, Moser 2017. Vergleich mit Bisinella 2021 s. Text |
| Abscheiderate aus Abgas, Vollstrom | 85 % | 85 % | 85 % | | Bisinella 2021 |

* Investitionskosten mit dem Ausgangspunkt einer bestimmten Anlagengröße steigen degressiv mit der n-ten Wurzel der relativen Anlagengröße

Für die Modellierung einer CO₂-Abscheidung im Zuge der Biogasaufbereitung durch Druckwasserwäsche werden die in Tabelle 12 dargelegten Werte verwendet. Für die Modellierung wird davon ausgegangen, dass der Strombedarf der Druckwasserwäsche über ein kleines BHKW aus eigenem Biogas gedeckt wird.

Tabelle 12: Parametrierwerte der CO₂-Abscheidung durch Druckwasserwäsche

Werte bezogen auf Masse abgeschiedenes CO₂

| Parameter | Wert 2021 | Wert 2035 | Wert 2045 | Einheit | Erläuterung, Datenquellen |
|---|-----------|-----------|-----------|---------|---|
| Referenzleistung für Investitionskosten | 1.900 | 1.900 | 1.900 | t/a | Dunkelberg 2015 für eine Anlage mit 1.000 Nm ³ /h |
| Spezifische Investitionskosten bei Referenzleistung | 1.700 | 1.700 | 1.700 | €/(t/a) | |
| Investitionskostendegression n-te Wurzel* | 1,5 | 1,5 | 1,5 | - | Abschätzung in Kongruenz zu Werten bei den anderen Technologien |
| Verbrauchsgebundene Kosten | 2,8 | 2,8 | 2,8 | €/t | ohne Strom; Dunkelberg 2015 |
| Methanverlust | 0,8 % | 0,8 % | 0,8 % | - | abgeschätzt nach FNR 2014; s. Tabelle 10 |
| Strombedarf | 126 | 126 | 126 | kWh/t | LUBW 2015. Umgerechneter Wert nach Tabelle 10 |
| Wärmebedarf | 0 | 0 | 0 | kWh/t | FNR 2014; s. Tabelle 10 |

* Investitionskosten mit dem Ausgangspunkt einer bestimmten Anlagengröße steigen degressiv mit der n-ten Wurzel der relativen Anlagengröße

4.2 Wasserelektrolyse: Power-to-Hydrogen

Bei der Elektrolyse von Wasser wird dieses unter Einsatz elektrischer Energie in Wasserstoff und Sauerstoff nach zerlegt. Gleichung (1) beschreibt die chemische Umsetzung ausgehend von flüssigem Wasser unter Standardbedingungen:



Hierzu gibt es verschiedene Bauarten, welche üblicherweise nach dem Material der Membran oder des Elektrolyten benannt sind. Die relevantesten Technologien sind:

- ▶ Polymer Electrolyte Membrane, auch Proton Exchange Membrane genannt (PEM)
- ▶ Alkalische Elektrolyse
- ▶ Solid Oxide Electrolyse Cell bzw. Festoxid-Elektrolysezelle oder auch Hochtemperaturelektrolyse

Neben der Elektrolyse mit den Edukten Wasser und Strom kann bei zusätzlichem Einsatz von CO₂ mittels Elektrolyse ein Synthesegas bestehend aus CO, H₂ und CO₂ erzeugt werden. Aus dem Synthesegas können alle weiteren Nutzungsketten, wie sie für die Kohlevergasung entwickelt

wurden, angewandt werden. Die Entwicklung der sogenannten Co-Elektrolyse befindet sich in einem frühen Forschungsstadium, so dass diese Technologie hier nicht weiter betrachtet wird. (ProCess 2017)

4.2.1 PEM

Aufgrund der guten dynamischen Regelbarkeit wird in der Literatur vielfach auf die PEM-Elektrolyse fokussiert (Demirkol 2019). Die PEM-Elektrolyse wird beispielsweise bei einem Vordruck von 11 bar betrieben und hat nach verschiedenen Quellen einen Strombedarf von umgerechnet 67 MWh/t H₂ (Demirkol 2019) bis 54 MWh/t H₂ (H-Tec 2020). Der erzielbare Wirkungsgrad der PEM-Elektrolyse wird langfristig auf 65-75% abgeschätzt (Bareiß 2019), an anderer Stelle werden 65 % (BVES 2016) oder auch 77 % (Thema 2019) angegeben. Für einen kommerziell angebotenen PEM-Elektrolyseur mit 1 MW Anschlussleistung wird ein Wirkungsgrad von 74 % angegeben (H-Tec 2020).

Unter Wirkungsgrad wird in der Regel das Verhältnis von Nutzenergie zu zugeführter Energie verstanden. Hersteller berechnen den Wirkungsgrad üblicherweise über den Brennwert. Da der Brennwert der Standardreaktionsenthalpie der Elektrolysereaktion entspricht, ist dies sinnvoll und wird in dieser Studie ebenso gehandhabt. Hiermit erzielte eine fiktiv ideale, also verlustfreie Elektrolyse einen Wirkungsgrad von 100 %; dies entspricht dem üblichen Verständnis eines Wirkungsgrades, der Werte zwischen 0 % und 100 % annehmen kann. Würde hingegen der Heizwert verwendet, erreichte selbst eine ideale Elektrolyse nur einen nominellen Wirkungsgrad von 84,5 %.

Für die Wasserversorgung gibt Bareiß (2019) eine erforderliche Leitfähigkeit unter 0,1 µS/cm an. Trinkwasser muss hierfür entsalzt werden. Zum Teil bieten Elektrolysehersteller eine Wasseraufbereitung als Bestandteil von Containerlösungen an, so dass Trinkwasser angeschlossen werden kann (H-Tec 2020).

Bei der PEM-Elektrolyse handelt es sich um eine erprobte Technik: Nach Dena (2018a) ist der Entwicklungsstand TRL 8. Dabei sind durchaus auch Systeme im einstelligen MW-Bereich dauerhaft im Einsatz, so dass diese Leistungsklasse auch mit TRL 9 eingestuft werden kann. Die derzeitigen Entwicklungen gehen in Richtung größere Anlagen im zwei- und dreistelligen MW-Bereich mit weiterreichenden Bestrebungen in die GW-Größenordnung (Siemens 2020). Gleiches gilt für die alkalische Elektrolyse (Thyssenkrupp 2020).

Die Literaturangaben zur Eignung für schnelle Lastwechsel sind unterschiedlich: Zum einen wird angegeben, dass die Verbesserung der Langzeitstabilität bei lastflexiblem Betrieb Gegenstand aktueller Entwicklung ist (Bareiß 2019). Zum anderen wurde in verschiedenen Pilotprojekten der Betrieb mit schnellen Lastwechseln demonstriert (Nitsch 2002). Hersteller geben beispielsweise Laständerungen von 10 % je Sekunde an (Siemens 2020). Die maximale Lebensdauer wird mit 10.000 Zyklen und kalendarisch mit 15 Jahren angegeben (BVES 2016).

4.2.2 Alkalische Elektrolyse

Die alkalische Elektrolyse weist mit TRL 9 (Dena 2018a) einen hohen Entwicklungsstand auf und kann ähnliche Kennzahlen wie die PEM vorweisen (SIZ-EGS 2020). Der Strombedarf wird beispielsweise mit 58 kWh/kg H₂ beziffert, entsprechend 60 % Wirkungsgrad, die Investitionskosten inkl. Wasseraufbereitung, Wasserstoff-Reinigung und Inbetriebnahme 2.000 €/kW.

4.2.3 Festoxid-Elektrolyseurzelle

Die Festoxid-Elektrolyseurzelle ist technisch weniger entwickelt, mit einer Einstufung als TRL 6. Sie hat jedoch das insgesamt höchste Wirkungsgradpotenzial (Dena 2018a). Die hohen Betriebstemperaturen von rund 900 °C (Tschersich 2019) ermöglichen und erfordern eine Wärmeintegration.

4.2.4 Vergleich und Kosten von PEM-, alkalischer und Festoxid-Elektrolyse

Die Festoxid-Elektrolyse-Technologie hat noch keine industrielle Marktreife erreicht und wird im Folgenden nicht weiter betrachtet. Alkalische und PEM-Elektrolyse weisen in den wesentlichen Parametern ähnliche Werte auf, beispielsweise bei Betriebstemperaturen, Betriebsdruck und Wirkungsgrad. Für beide Verfahren gibt es aufgrund Ihrer technologiebedingten Vor- und Nachteile sinnvolle Anwendungsbereiche. Nach Suermann (2019) ist für einen kontinuierlichen, langlebigen Betrieb die alkalische Elektrolyse zu bevorzugen, für eine flexible Betriebsführung, zum Beispiel bei Direktkopplung an erneuerbare Energieanlagen, die PEM-Elektrolyse.

Zu den Investitionskosten der alkalischen und der PEM-Elektrolyse liegen verschiedene publizierte Angaben vor. Eine Metastudie von Thema (2019), die zu verschiedenen Zeiten realisierte Elektrolyseanlagen im Leistungsbereich von 20 kW bis 50 MW erfasst, ergab folgende Bereiche und Mittelwerte für die Investitionskosten einer Elektrolyseur-Einheit für das Jahr 2018:

- ▶ Alkalische Elektrolyse 500-3.000 €/kW, im Mittel 835 €/kW.
- ▶ PEM-Elektrolyse 600-3.000 €/kW, im Mittel 1.230 €/kW.

Der Mittelwert für die Festoxid-Elektrolyse lag 2018 mit 3.500 €/kW deutlich höher und wird für das Jahr 2035 mit etwa 1.250 €/kW erwartet. Dena (2018a) beziffert aktuelle Investitionskosten von 2.000-6.000 €/kW.

Im Vorgriff auf die in Kapitel 5.6 dargelegten Ergebnisse wird im Weiteren die PEM-Technologie betrachtet, da diese für einen lastflexiblen Einsatz geeigneter ist als die alkalische Elektrolyse.

Ausgewertet wurden insbesondere die Publikationen von BVES (2016), NOW (2018), Thema (2019), Böhm (2020) und Dornburg (2021) sowie Herstellerkontakte. Nicht immer ist in der Literatur dargelegt, ob die Kostenangaben neben der Elektrolyseur-Einheit auch Peripheriekomponenten sowie Baukosten abdecken, und auf welche Nennleistung sie sich beziehen. In der Zusammensicht der Quellen lassen sich für eine Elektrolyseur-Einheit mit 5 MW Nennleistung (ohne Peripherie und Bau) für das Jahr 2021 spezifische Kosten von 1.350 €/kW beziffern.

Für die Fragestellungen der vorliegenden Studie werden die Zuschläge zur Elektrolyseur-Einheit abgeschätzt, basierend auf Herstellerkontakten, der Publikation Dornburg (2021) und üblichen Kostenansätzen:

- ▶ Verdichter (auf 350 bar) inkl. Kühlung, Wasserstoff-Pufferspeicher: 50 %
- ▶ Bau, Integration, Transformator, EMSR, Unvorhergesehenes: 30 %

Die obigen Prozentsätze sind jeweils auf die Elektrolyseurkosten bezogen. Ein Zuschlag für Planung, Genehmigung und Gutachten von 15 % auf die Summe wird berücksichtigt. Insgesamt resultiert damit bei spezifischen Kosten von 1.350 €/kW für die Elektrolyseur-Einheit Gesamtkosten für die Anlage inklusive Pufferspeicher und Verdichter von 2.790 €/kW.

Jährliche betriebsgebundene Kosten für Instandhaltung, Versicherung und Personal werden pauschal mit 3 % der Investitionskosten angesetzt (BVES 2016, üblicher Ansatz).

4.2.5 Nutzungs- und Verwertungsmöglichkeiten für Wasserstoff

Die technischen Nutzungsmöglichkeiten für Wasserstoff erstrecken sich über die stoffliche Nutzung in industriellen Anwendungen, wie z.B. zur Herstellung bestimmter Stahlbleche in der Automobil- und zur Herstellung hochwertigem Flachglas in der Glasindustrie, über den Zusatz zu Erdgas im Erdgasnetz bis hin zur Mobilität. Beim Einsatz in wasserstoffbetriebenen Fahrzeugen und Schiffen können Brennstoffzellen eingesetzt werden, wofür sich der Wasserstoff bestens eignet und womit auch höhere Wirkungsgrade erzielt werden als mit thermodynamischen Kreisprozessen. Wird Wasserstoff anstelle von Erdgas verbrannt, so sind aktuell NO_x-Emissionen die größte Herausforderung, auch wenn Wasserstoffbrenner seit rund 40 Jahren industriell für Wasserstoff aus der Chloralkali-Elektrolyse eingesetzt werden (Krausnick 2020). Dies liegt an Temperaturspitzen bei der Verbrennung von Wasserstoff, wodurch der thermische Schadstoffbildungspfad von NO_x verstärkt wird.

Angesichts der Gestehungskosten für Wasserstoff mittels Elektrolyse sei nach SIZ-EGS (2020) ein wirtschaftlicher Einsatz weder bei der Gasnetzeinspeisung noch bei der Rückverstromung, sondern am ehesten in der Mobilität und in der Industrie zu erreichen. Die Nutzung der Elektrolyse-Abwärme auf einem Temperaturniveau von ca. 60 °C (bei der PEM-Elektrolyse) beeinflusst die Verfahrenseffizienz.

Der als Nebenprodukt entstehende Sauerstoff kann entweder in die Atmosphäre geleitet werden oder in verschiedenen Anwendungen genutzt werden. Speziell bei Elektrolyseuren am Standort von Abfallverbrennungsanlagen kann dieser zur Anreicherung der Verbrennungsluft genutzt werden (Tschersich 2019). Andere Möglichkeiten sind u.a. der Einsatz in Belebungsstufen von Kläranlagen und die Vermarktung.

Beispiel Abfallverbrennung gekoppelt mit Elektrolyse – Wuppertal

Mit Hilfe einer Elektrolyse soll an der Abfallverbrennungsanlage in Wuppertal der öffentliche Personennahverkehr in einen Betrieb frei von Schadstoffemissionen überführt werden. Hierfür wurde ein PEM-Elektrolyseur mit 1 MW Anschlussleistung für die Versorgung von zehn Bussen mit Brennstoffzellen errichtet. Das Projekt wurde im Rahmen der Förderprogramme JIVE und MEHRLIN unterstützt. (Tschersich 2019)

Beispiel Machbarkeitsstudie Linth, Schweiz

Für eine umfassende Machbarkeitsstudie für eine Elektrolyse und Methanisierung an der Abfallverbrennungsanlage in Linth (Schweiz) wurde die alkalische Elektrolyse zu Grunde gelegt. (Furgler 2019, vgl. Kapitel 4.3)

Beispiel Abfallverbrennung gekoppelt mit Elektrolyse – Créteil, Frankreich

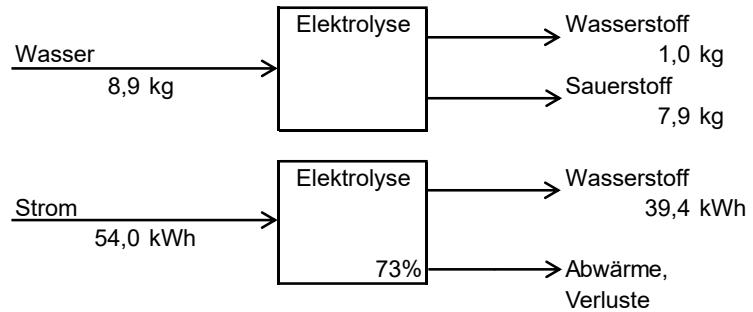
An der Abfallverbrennungsanlage in Créteil, einer Vorstadt von Paris, ist eine Elektrolyseanlage mit 500 kg Wasserstoffproduktion pro Tag geplant. Der Wasserstoff soll als Kraftstoff für Busse, Kommunal- und Müllfahrzeuge eingesetzt werden. Die Abfallbehandlungsanlage hat eine Kapazität von 245.000 t pro Jahr und koppelt Fernwärme aus. (EUWID 2021)

4.2.6 Bilanzschema Power-to-Hydrogen

Für die Verdeutlichung der Größenordnung und der erreichbaren Werte sind in Abbildung 14 relevante Stoff- und Energieströme bei der Elektrolyse von Wasser dargestellt. Dabei ist noch keine Verdichtung berücksichtigt, die je nach Zieldruck einen Strombedarf benötigt, der 9-14 % des Energiegehalts des Wasserstoff-Durchsatzes entspricht (s. Tabelle 13).

Abbildung 14: Stoff- und Energieströme bei der Elektrolyse von Wasser

Normierung auf 1 kg Wasserstoff. Strombedarf und Wirkungsgrad vgl. Tabelle 13



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

4.2.7 Parametrierwerte für die Elektrolyse

Für die Modellierung in Abschnitt 4 werden technische und wirtschaftliche Kennziffern benötigt. In Tabelle 13 sind Werte für die PEM-Elektrolyse auf Basis der genannten Quellen zusammengestellt.

Tabelle 13: Parametrierwerte der Elektrolyse (Power-to-Hydrogen)

Werte für PEM inkl. Pufferspeicher und Verdichter auf 350 bar

| Parameter | Wert 2021 | Wert 2035 | Wert 2045 | Einheit | Erläuterung, Datenquellen |
|---|----------------|--------------|--------------|-------------------------|---|
| Wirkungsgrad berechnet über Brennwert; entsprechend spez. Strombedarf | 73 % 54,0 | 76 % 51,8 | 77 % 51,2 | - MWh/t | für PEM; alkalische Elektrolyse vergleichbar; s. Kapitel 4.2.1. Annahme Steigerungen durch Weiterentwicklung |
| Referenzleistung für Investitionskosten | 5,0 | 5,0 | 5,0 | MW | Furgler 2019: 5 MW-Anlage Thema 2019: Anlagen von 20kW bis 50 MW |
| Spez. Investitionskosten bei Referenzleistung: Gesamtanlage. Davon Elektrolyseur | 2.790 1.350 | 1.870 905 | 1.670 810 | €/kW €/kW | 2021: Abgleich der Datenquellen (s. Kapitel 4.2.4) unter Berücksichtigung der Anlagentypen 2035 und 2045: Annahme Reduzierung um 33 % und 40 % durch wachsende Produktion |
| Investitionskostendegression n-te Wurzel | 1,3 | 1,3 | 1,3 | - | 12-15 % Kostenreduktion bei Verdoppelung der Kapazität, vgl. Böhm 2020 |
| Verbrauchsgebundene Kosten | 0,4 | 0,4 | 0,4 | €/ MWh _{el} | ohne Strom; in erster Linie Wasser und Wasseraufbereitung, Abschätzung |
| Wärmeexport bezogen auf Strominput | 0 % | 0 % | 0 % | - | Nach Herstellerangaben bis zu rund 20 % Wärmeexport möglich (H-Tec 2020). Das Temperaturniveau von 55-65 °C dürfte für eine wirtschaftliche Nutzung in den meisten Fällen allerdings zu niedrig sein. |
| Strombedarf des Verdichters für einen Produktdruck von 350 bar, bezogen auf den Wasserstoff-Brennwert | 8,4 % | 8,4 % | 8,4 % | - | Logarithmisch interpoliert aus Diagramm nach Tjarks 2017: 6,4 % vom Energiegehalt (Brennwert) für 100 bar, 10 % für 1000 bar |

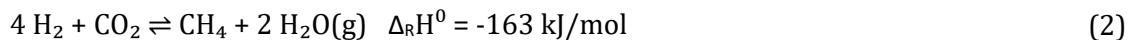
4.3 Methanisierung: Power-to-Methane

Die Sektorenkopplungstechnologie Power-to-Methane erweitert die Elektrolyse um eine Methanisierung des Wasserstoffs mit CO₂ zu Methan. Die Methanisierung kann entweder katalytisch im Sabatier-Prozess oder mikrobiologisch erfolgen. Mit beiden Methoden wird eine ausreichend hohe Konzentration an Methan im Produktgas erreicht, so dass beispielsweise eine Einspeisung ins Erdgasnetz möglich ist. Beide Verfahren werden kurz vorgestellt und folgend verglichen.

4.3.1 Katalytische Methanisierung

Die katalytische Methanisierung entspricht dem Stand der Technik (Furgler 2019). Die Methankonzentration im Produktgas kann über 95 Vol.-% liegen. Ein Wirkungsgrad von über 75 % kann bei effizientem Wärmemanagement erreicht werden. Üblicherweise kommen nickelbasierte Katalysatoren zum Einsatz. (Held 2020)

Die exotherme Reaktion der Methanisierung (Gleichung 2) erfolgt mit Hilfe eines Katalysators bei einer Temperatur von 600 °C (Furgler 2019) oder bei 200 °C und Drücken von 5-100 bar (Held 2020).



Beispiel Abfallverbrennung gekoppelt mit katalytischer Methanisierung – Machbarkeitsstudie Linth, Schweiz

Für die Abfallverbrennungsanlage in Linth (Schweiz) wurde im Rahmen einer umfassenden Machbarkeitsstudie die Kostensituation für eine CO₂-Abscheidung aus dem Abgas mittels Aminwäsche, eine alkalische Elektrolyse zur H₂-Erzeugung und eine katalytische Methanisierung untersucht. Aus wirtschaftlichen Gründen komme es in nächster Zeit nicht zur Umsetzung. (Furgler 2019)

Beispiel Audi e-gas in Werlte

Bei der Power-to-Methane-Anlage in Werlte handelt es sich zwar nicht um eine Anwendung an einer Abfallbehandlungsanlage, allerdings ist dies die bekannteste und größte Anlage in Deutschland, die mittels der Elektrolyse von Wasser und einer anschließenden Methanisierung synthetisches Gas ins Erdgasnetz einspeist. Die Anlage hat eine elektrische Anschlussleistung von 6 MW. Das für die Methanisierung notwendige CO₂ wird an einer benachbarten Biogasanlage gewonnen. (Dena 2021)

Eine vereinfachte Masse- und Energiebilanz ist in Abbildung 15 zu sehen.

4.3.2 Biologische Methanisierung

Bei der biologischen Methanisierung verstoffwechseln Mikroorganismen, methanogene Archaeen, in einem Fermenter Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid zu Methan. Die Geschwindigkeit der Umsetzung ist verfahrenstechnisch durch die geringe Löslichkeit von Wasserstoff in Wasser begrenzt, weshalb bei der Entwicklung besonderes Augenmerk auf die Wasserstoffeinbringung und Vermischung gelegt wird (DVGW 2014).

Dadurch, dass das Reaktionsprodukt Wasser bei der biologischen Methanisierung nach Gleichung (3) flüssig und nicht – wie bei der katalytischen Methanisierung – gasförmig vorliegt, ist die freiwerdende Reaktionsenthalpie entsprechend der Verdampfungsenthalpie höher.



Zwei Verfahrensarten werden angewendet (DVGW 2014),

- ▶ die in-situ-Methanisierung, bei der die Methanisierung in Kombination mit einer herkömmlichen Biogaserzeugung im selben Fermenter erfolgt, und
- ▶ die Verwendung spezieller Methanisierungsreaktoren mit Reinkulturen.

Die biologische Methanisierung ist im Zusammenhang mit der Abfallbehandlung besonders für BVGA interessant, da das Biogas das benötigte CO₂ für die Umsetzung enthält.

Aktuell wird die biologische Methanisierung im deutschsprachigen Raum beispielsweise von den Firmen Krajete GmbH in Österreich (separate Reaktoren), microbEnergy GmbH in Schwandorf (in-situ-Methanisierung), MicroPyros GmbH in Schwandorf (separate Reaktoren) und Electrochaea GmbH in Planegg (separate Reaktoren) angeboten.

Beispiel Limeco Power-to-Gas: Elektrolyse gekoppelt mit biologischer Methanisierung

Eine spezielle biologische Methanisierung steht im Mittelpunkt des Projekts Limeco in Dietikon bei Zürich, Schweiz (Limeco 2022). Hier wird die örtliche Nähe einer MVA und einer Abwasserreinigungsanlage genutzt. Wasserstoff wird mittels eines 2,5 MW-PEM-Elektrolyseurs aus MVA-Strom produziert. Dieser wird dann mit dem CO₂ in Klärgas in einem Fermentationsreaktor von Archae-Bakterien unter Druck zu Methan umgesetzt. Das Klärgas wird unbehandelt in den Methanisierungsreaktor eingebracht. Das Produktgas enthält somit Methan aus der Klärschlammfaulung sowie zusätzliches Methan aus der biologischen Methanisierung. Es wird zur Einspeisung ins Erdgasnetz aufbereitet. Die Anlage wurde im Frühjahr 2022 in Betrieb genommen.

Das Limeco-Projekt zeigt eine energetisch vielversprechende Kombination, da durch die Nutzung des Klärgases als CO₂-Quelle der Aufwand zur CO₂-Abtrennung entfällt. Weiterhin umgesetzt sind Demonstrationsanlagen, z.B. von Electrochaea in Dänemark (Nutzung von CO₂ von einer Kläranlage, BVES 2016), im Projekt Store&Go in Solothurn, Schweiz (Store&Go 2020) und von microbEnergy in Allendorf (Eder) in Kombination mit einer Elektrolyse. Von MicroPyros wurde eine Pilotanlage in Schongau projektiert. Das Geschäft der MicroPyros wurde 2020 von der BKB Biogas Konzept und Beteiligung GmbH übernommen und 2021 Teil der Pietro Fiorentini Gruppe.

Beispiel Pilotanlage microbEnergy in Allendorf (Eder)

Ein PEM-Elektrolyseur mit 300 kW und einer maximalen Wasserstoffproduktion von 5,4 kg/h stellt den Wasserstoff für die Methanisierung bereit. Die Methanisierung benötigt pro Stunde rund 30 kg CO₂ und produziert 11 kg Methan sowie 20 kg Wasser. Der Reaktor umfasst 5 m³ und arbeitet bei 5-15 bar und 50-80 °C. Die Anlage wurde mit einem Drittel der Leistung zuerst von 2012 bis 2014 in Schwandorf und seit Ende 2014 in Allendorf (Eder) betrieben. (IEA Bioenergy 2018, Schmidt 2015, Dena 2013)

Für die Demonstrationsanlage in Solothurn, Schweiz, mit insgesamt rund 800 Betriebsstunden wird ein gemessener Wirkungsgrad von 76 % angegeben (Store&Go 2020). Für den Hersteller Electrochaea wird 79 % angegeben (BVES 2016).

4.3.3 Vergleich der katalytischen und der biologischen Methanisierung

Im Vergleich zur katalytischen Methanisierung erweist sich die biologische Methanisierung als robuster gegenüber Gasverunreinigungen (Schwefel, Sauerstoff, Ammoniak); auch ist sie lastflexibler. Nachteilig hingegen ist das vergleichsweise große Reaktorvolumen, was durch die Kennzahl der Raumgeschwindigkeit (Gas Hourly Space Velocity) ersichtlich wird. Diese und weitere Parameter sind in Tabelle 14 gegenübergestellt. Ein wesentlicher Unterschied liegt in der Reaktortemperatur, welche bei der katalytischen Methanisierung deutlich höher ist.

Tabelle 14: Vergleich der biologischen und katalytischen Methanisierung (ohne Elektrolyse)

| Kriterium | biologisch | katalytisch |
|-------------------------------------|--|---|
| Katalysator | Enzyme der Mikroorganismen | meist nickelbasiert |
| Temperatur | 40-70 °C 50-90 °C (MicroPyros) | 300-550 °C 600 °C (Furgler 2019) |
| Druck | > 1 bar / > 4 bar | > 10 bar |
| Entwicklungsstand | Labor/Pilot TRL 7 (Dena 2018a) | Kommerziell für Festbettreaktoren TRL 8 (Dena 2018a) |
| Raumgeschwindigkeit | < 110 h ⁻¹ | 500-5.000 h ⁻¹ |
| Strombedarf (Einspeisedruck 16 bar) | 0,6-2,5 kWh/kg CH ₄ | < 0,6 kWh/kg CH ₄ |
| Hilfsstoffe | Nährstoffe, Pufferlösung | Katalysator |
| Wirkungsgrad | 76-79 % (Store&Go 2020, BVES 2016) | 75 % (Held 2020) |
| Investitionskosten (nur Aggregate) | 700-1.500 €/kW (BVES 2016) 400-1.800 €/kW (Dena 2018a) | 400-1.200 €/kW (Dena 2018a) |

Datenquelle, soweit nicht anders angegeben: DVGW 2014

Bei der biologischen Methanisierung liegen sowohl die in-situ Verfahren als auch separate Reaktoren in dem angegebenen Wertebereich.

Die biologische Methanisierung hat nach aktuellem Stand nicht die gleiche Entwicklungsreife wie die katalytische Methanisierung, kann jedoch speziell an Standorten mit Bioabfallvergärung auf die vorherige CO₂-Abscheidung verzichten. Die katalytische Methanisierung benötigt kleinere Reaktoren, wohingegen die biologische Methanisierung auf einem niedrigeren Temperaturniveau abläuft und unempfindlich gegenüber Verunreinigungen im Gas ist. Die Wahl für die biologische oder katalytische Methanisierung sollte daher die Kriterien Vergärungsanlage vor Ort, Platzangebot, Abwärmenutzungsmöglichkeiten einbeziehen.

4.3.4 Bilanzschema Power-to-Methane

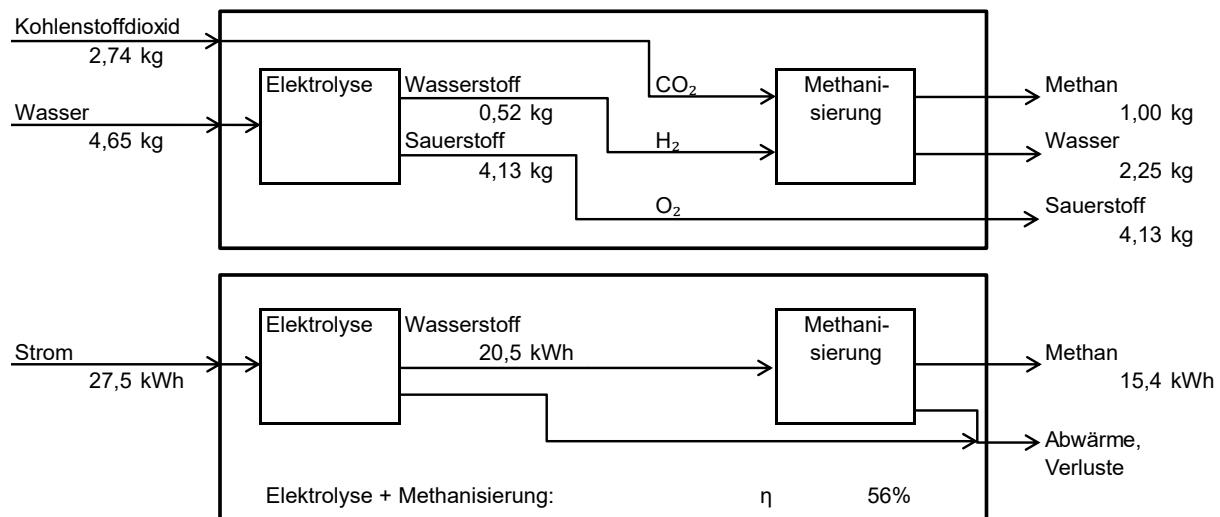
Abbildung 15 zeigt eine Bilanz für Power-to-Methane basierend auf Angaben der seit mehreren Jahren in Betrieb befindlichen Anlage in Werlte. Da bei der Methanisierung Wasser (Dampf) entsteht, kann der Wasserbedarf der Prozesskette durch Rückführung auf bis zu 2,6 kg je kg Methan reduziert werden.

4.3.5 Parametrierwerte für Power-to-Methane

Für die Modellierung der Sektorenkopplung Power-to-Methan werden die Kennwerte für die Gesamtheit der Teilschritte Elektrolyse und Methanisierung angesetzt. Da der technologische Reifegrad der katalytischen Methanisierung etwas höher ist, werden die Kennwerte daran orientiert, wobei die biologische Methanisierung in der gleichen Größenordnung liegt. Tabelle 15 fasst die Werte zusammen.

Abbildung 15: Stoff- und Energieströme bei Power-to-Methane mit katalytischer Methanisierung

Normierung auf 1 kg Methan, Werte entsprechend stöchiometrischem Reaktionsumsatz



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

Tabelle 15: Parametrierwerte Power-to-Methane

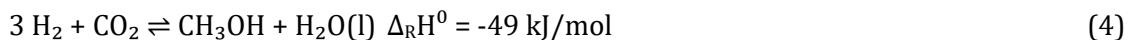
| Parameter | Wert 2021 | Wert 2035 | Wert 2045 | Einheit | Erläuterung, Datenquellen |
|---|--------------|--------------|--------------|------------|---|
| Wirkungsgrad berechnet über Brennwert; entsprechend spez. Strombedarf | 56 % 27,5 | 61 % 25,3 | 62 % 24,8 | - MWh/t | Stambasky (2017) Annahme Steigerungen durch Weiterentwicklung |
| Referenzleistung für Investitionskosten | 5 | 5 | 5 | MW | Anschlussleistung des Elektrolyseurs, entspricht 2,75 MW (H _i) Methan |
| Spez. Investitionskosten bei Referenzleistung, bezogen auf Anschlussleistung des Elektrolyseurs | 2.660 | 1.600 | 1.330 | €/kW | Große Bandbreite in Thema (2019). Mittlerer Wert zuzüglich Elektrolyseur, Planung, Bau, EMSR und Integration. Kostenabnahme um 40 % bis 2035, um 50 % bis 2045, aus Kurven von Thema (2019) |
| Investitionskostendegression n-te Wurzel | 1,5 | 1,5 | 1,5 | - | Abschätzung |
| Verbrauchsgebundene Kosten, bezogen auf Stromeinsatz am Elektrolyseur | 1 | 1 | 1 | €/MWh | Annahme, ohne Strom und CO ₂ ; Zuschlag auf Wert für Elektrolyse in Tabelle 13 |
| Wärmeexport zu Stromeinsatz am Elektrolyseur | 10 % | 10 % | 10 % | - | Annahme |

4.4 Methanolherstellung: Power-to-Methanol

4.4.1 Technische Beschreibung

Die konventionelle Methanolherstellung erfolgt in Nordamerika und Europa hauptsächlich durch Dampfreformierung von Erdgas mit anschließender Methanolsynthese. Alternativ kann Methanol mit der Methanolsynthese aus Wasserstoff und Kohlenstoffdioxid oder Kohlenstoffmonoxid erzeugt werden. Basiert hierbei die Wasserstoffbereitstellung auf der Elektrolyse, wird dies als Power-to-Methanol bezeichnet.

Die Reaktion nach Gleichung (4) ist exotherm.



Der Entwicklungsstand der Methanolsynthese wird mit TRL 8 angegeben (Dena 2018a). Ein verfahrenstechnisches Fließbild der Methanolsynthese inklusive der Wasserstoffbereitstellung mittels Elektrolyse zeigt Abbildung 16. Darin sind auch die Abscheider und Rektifikationskolonnen zu sehen, die für die Abtrennung der Nebenprodukte erforderlich sind (V-2001, V-2002, K-2001). Rot gestrichelt dargestellt ist das Heizmedium, welches die Wärmeübertrager E-2001 bis E-2004 speist. Der Methanolreaktor R-2001 wird bei etwa 220 °C und 80 bar betrieben (Demirkol 2019). Im Reaktor erzeugt wird ein Gemisch aus Methanol, Kohlenwasserstoffen, Wasserstoff, Kohlenstoffdioxid und Wasser. Während das nicht umgesetzte Gas im Kreislauf geführt wird, wird das Rohmethanol durch Destillation gereinigt (DECHEMA 2019).

Aus dem Methanol kann in einem weiteren Verfahren Benzin synthetisiert werden (Methanol-to-Gasoline). Die Machbarkeit dieses Verfahrens wurde technisch demonstriert (Bareiß 2019).

Die Investitionskosten für die Methanolsynthese inklusive Aufwendungen zur Veredelung und Umwandlung liegen aktuell bei 600-800 €/kW; der Wirkungsgrad liegt bei rund 56 %, Tendenz steigend (Dena 2018a).

Beispiel Methanolherstellung an MVA Zella-Mehlis (geplant)

An der Müllverbrennungsanlage Zella-Mehlis soll bis 2023 eine Power-to-Methanol-Anlage entstehen. Das Investitionsvolumen beträgt 23 Mio. €, davon wurde vom Land Thüringen Fördermittel in Höhe von 7,9 Mio. € zugesichert. Das CO₂, welches für die Methanolsynthese benötigt wird, soll aus dem Abgas der Abfallverbrennungsanlage gewonnen werden. (Insuedthueringen.de 2020)

Beispiel Methanolherstellung in Mainz (geplant)

Am Müllheizkraftwerk in Mainz (Ingelheimer Aue) soll bis 2027 ein 25-MW-Elektrolyseur mit nachgeschalteter Methanolsynthese gebaut werden. Das CO₂, welches für die Methanolsynthese benötigt wird, soll aus dem Abgas der Abfallverbrennungsanlage gewonnen werden. Zudem sollen in dem Projekt eine 5 km lange Wasserstoffleitung bis zum Hauptbahnhof und eine Tankstelle gebaut werden. Damit sollen Industriebetriebe und Mobilität versorgt werden. Die Umsetzung hängt von der Förderzusage ab. (KMW 2021)

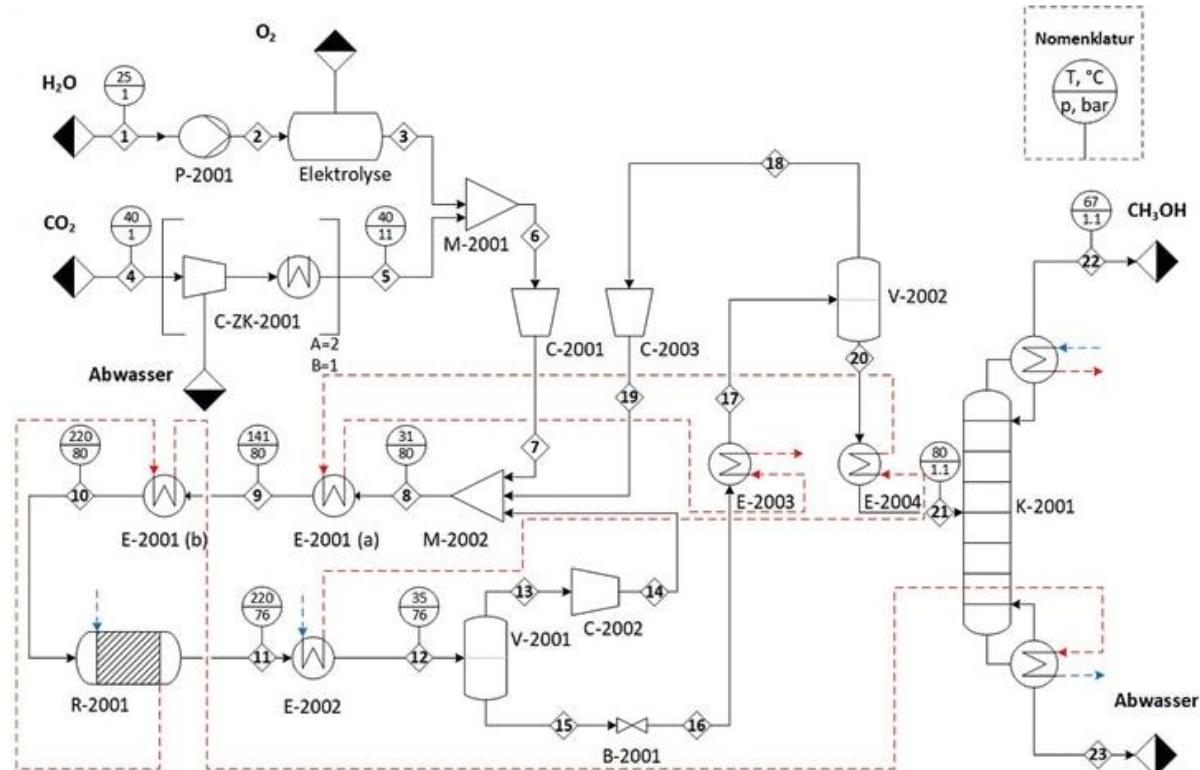
4.4.2 Bilanzschema Power-to-Methanol

Die stöchiometrische Massenbilanz sowie relevante Energieströme der Power-to-Methanol-Synthese sind in Abbildung 17 dargestellt. Der stöchiometrische Wasserstoffbedarf für die Methanolsynthese beträgt 0,1875 t je Tonne Methanol, der CO₂-Bedarf 1,375 t.

In der technischen Methanolsynthese erfolgt keine vollständige Umsetzung. Auf Basis einer Reaktionsmodellierung gibt Nyári (2020) einen Bedarf von 0,192 t Wasserstoff und 1,397 t CO₂ je Tonne Methanol an. Dies ist nahe der stöchiometrischen Werte. Die Berechnungen in den Folgekapiteln gehen vereinfachend von einer stöchiometrischen Umsetzung aus.

Abbildung 16: Fließbild zur CO₂-basierten Methanolsynthese

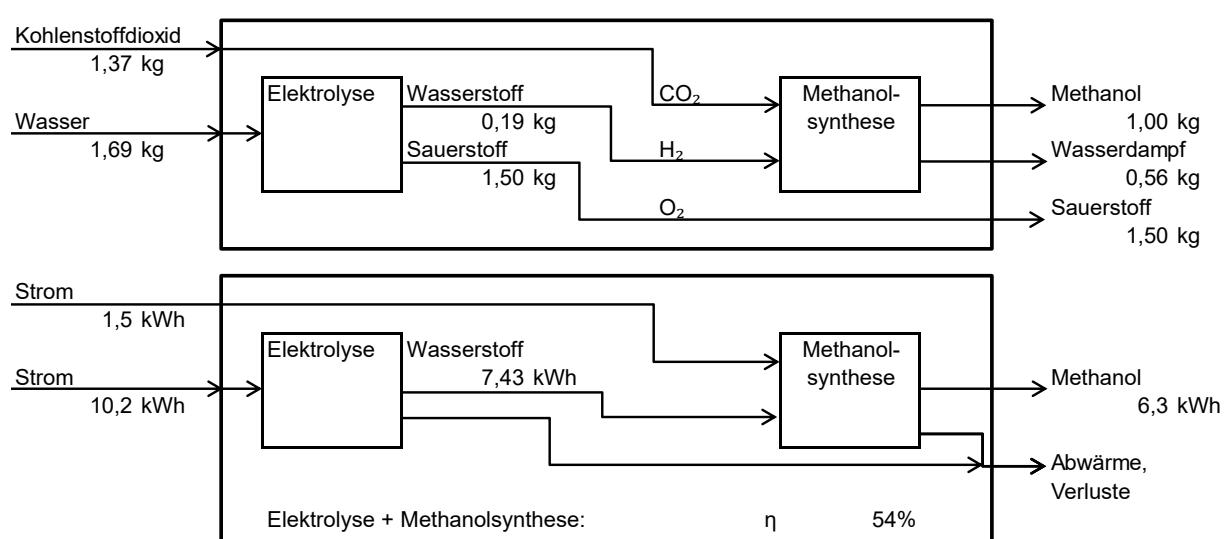
Erläuterungen s. Text



Bildquelle: Demirkol 2019

Abbildung 17: Stoff- und Energieströme bei Power-to-Methanol

Normierung auf 1 kg Methanol



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

4.4.3 Parametrierwerte für Power-to-Methanol

In Tabelle 16 sind die in die Modellierung eingehenden Werte für Power-to-Methanol festgelegt. Die Elektrolyse als notwendiger Teilprozess ist mit abgedeckt.

Tabelle 16: Parametrierwerte Power-to-Methanol

| Parameter | Wert 2021 | Wert 2035 | Wert 2045 | Einheit | Erläuterung, Datenquellen |
|---|--------------|--------------|--------------|---------------------|--|
| Wirkungsgrad berechnet über Brennwert; entsprechend spez. Strombedarf | 54 % 11,7 | 58 % 10,9 | 60 % 10,5 | - MWh/t | Dena 2018a, DECHEMA 2019. Nach Dena 2018a Wirkungsgrad (ohne Elektrolyse) bis 2050 von 70 % auf 78 % ansteigend |
| Referenzleistung für Investitionskosten, kleine Anlage | 10 | 10 | 10 | MW | Stöckmann 2020 |
| Spez. Investitionskosten bei Referenzleistung, kleine Anlage | 2.500 | 1.667 | 1.500 | €/kW | inkl. alkalischem Elektrolyseur. 2021: nach Dena 2018a, Stöckmann 2020, Abgleich mit Elektrolyseurkosten 2035 und 2045: 33 % und 40 % Kostenreduktion, wie bei Elektrolyse |
| Referenzleistung für Investitionskosten, große Anlage | 150 | 150 | 150 | MW | Stöckmann 2020 |
| Spez. Investitionskosten bei Referenzleistung, große Anlage | 1.600 | 1.400 | 1.300 | €/kW | inkl. alkalischem Elektrolyseur. 2021: nach Stöckmann 2020 2035 und 2045: Annahme Kostenreduktion |
| Investitionskostendegression n-te Wurzel | 1,5 | 1,5 | 1,5 | - | Abschätzung in Kongruenz zu Werten bei den anderen Technologien |
| Verbrauchsgebundene Kosten | 0,8 | 0,8 | 0,8 | €/MWh _{el} | Wert Elektrolyseur, zuzüglich abgeschätzter Zuschlag für Chemikalieneinsatz (nach Moser 2017, Karpf 2021); kaum ergebnisrelevant |
| Wärmeexport zu Strominput | 10 % | 10 % | 10 % | - | Abschätzung. Aus Stöckmann (2020) lässt sich ein Wärmeverkauf in Summe von MVA und Methanolanlage von rund 5 % des kalorischen Inputs berechnen. Temperaturniveau 140 °C nach Schweitzer (2019b) |

4.5 Ammoniakherstellung

Der größte Teil des in Deutschland benötigten Ammoniaks wird mit dem Haber-Bosch-Verfahren hergestellt, bei dem Stickstoff mit Wasserstoff zu Ammoniak reagiert. Der Wasserstoff wird dabei vor allem aus Erdgas mittels Dampfreformierung hergestellt. Im Sinne der Sektorenkopplung und zur Umstellung auf regenerative Energiequellen kann Wasserstoff alternativ mittels Elektrolyse erzeugt werden. Ammoniak wird auch als Energieträger basierend auf Elektrolysewasserstoff und als Transportform von Wasserstoff diskutiert. Der Strombedarf für die Erzeugung liege bei 10,8 kWh/kg Ammoniak. (Krol 2020)

Ammoniak ist ein üblicher Betriebsstoff bei Abfallverbrennungsanlagen. Ergibt sich aus diesem Sektorenkopplungspfad ein zusätzlicher Nutzen für die Realisierung an Abfallverbrennungsanlagen?

Ammoniak wird bei Verbrennungsanlagen zur Entstickung von Abgasen mittels SNCR- oder SCR-Technologie eingesetzt. Der Bedarf pro Tonne Abfall beträgt 0,5-5 kg 25%ige Ammoniaklösung (BREF 2019), entsprechend 0,125-1,25 kg Ammoniak.

Beispielsweise werden an der AVA Augsburg 20 kg/h 25%iges Ammoniakwasser benötigt (Thomé-Kozmiensky 2018). Die reine Ammoniakmenge liegt somit bei 5 kg/h oder 0,18 kg/t Abfall. Bei einem Strombedarf von rund 10 kWh/kg Ammoniak würde eine elektrische Leistung von 50 kW benötigt, um die entsprechende Menge bereit zu stellen. Das ist mit 0,3 % nur ein kleiner Bruchteil der zur Verfügung stehenden elektrischen Leistung von 17 MW.

Die kleinsten angebotenen Anlagen zur Ammoniaksynthese liegen im einstelligen MW-Bereich für die elektrische Anschlussleistung der Elektrolyse. Thyssenkrupp beispielsweise bietet modular skalierbare Anlagen, welche eine alkalische Elektrolyse und eine Ammoniaksynthese beinhalten, ab einer elektrischen Anschlussleistung von 5 MW an. Damit können bei Volllast rund 12,5 t Ammoniak pro Tag bereitgestellt werden. Die Herstellerangaben bestätigen den Strombedarfswert von rund 10 kWh/kg Ammoniak (Thyssenkrupp 2021). Von Proton Ventures, Niederlande, wird als kleinste Anlageneinheit eine Ammoniakproduktionskapazität von 3 t/d angeboten (Proton Ventures 2019), was für den Bedarf einer Abfallverbrennungsanlage ebenfalls etwa eine Zehnerpotenz zu viel wäre.

Im Fazit ist der Ammoniakbedarf von Abfallverbrennungsanlagen mit 0,1-0,2 t/d um ein bis zwei Zehnerpotenzen kleiner als die Produktionsmengen selbst kleiner kommerziell verfügbarer Ammoniaksyntheteanlagen von mindestens 3 t/d. Die Anlagen sind für die ausschließliche Deckung des Eigenbedarfs von Abfallverbrennungsanlagen zu groß.

Ihr Betrieb am Standort einer Abfallverbrennungsanlage erscheint daher nur sinnvoll, wenn eine Absatzmöglichkeit außerhalb der Anlage besteht. Eine Ammoniakproduktion zur Vermarktung wird in dieser Studie als über die Basistechnologien hinausgehender Syntheseweg eingestuft, der mit weiteren Energieverlusten verbunden ist und zudem keine CO₂-Einbindung ermöglicht. Die Technologie wird folgend nicht weiter betrachtet.

4.6 Sektorenkopplung mit Wärme

Auch eine Nutzung von Wärme aus Abfallbehandlungsanlagen für Zwecke außerhalb der Anlagen kann als Sektorenkopplung angesprochen werden. Die Verfahren sind etabliert und verbreitet. Betrachtet werden sollen die Potenziale einer Ausweitung. Dieses Kapitel widmet sich den notwendigen Techniken und technischen Zusammenhängen.

4.6.1 Prozesswärme und Fernwärme

Die Nutzung der Wärme aus Verbrennungs- und Vergärungsprozessen in nahe gelegenen Industrieprozessen oder in Fernwärmenetzen koppelt die Abfallwirtschaft mit industriellen Prozessen oder mit der kommunalen Wärmeversorgung. Sie steigert die Nutzung der im Abfall enthaltenen Energie und substituiert am Ort der Anwendung fossile Brennstoffe. Die Umsetzungen vermeiden daher Treibhausgasemissionen und sollten nach Möglichkeit beibehalten oder ausgebaut werden, als Ergänzung zu einer Senkung der Wärmebedarfe. Bedingung für die Wärmeabgabe ist eine Wärmenachfrage im Umfeld des Standorts. Folgende Faktoren begünstigen eine zum Erzeugungsprofil passende Abnahme:

- ▶ Möglichst konstante Abnahme von Wärme über den Jahresverlauf durch Großabnehmer, zum Beispiel produzierendes Gewerbe, Hallenbad und Aquakultur
- ▶ Heterogene Mischung der Abnehmerstruktur (Wohnen, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Industrie und Liegenschaften) zur besseren Verteilung von Wärmelasten und -spitzen
- ▶ Bei gleichen Abnehmertypen eine hohe Anzahl von Anschlussnehmern, zur Reduktion des Wärme-Gleichzeitigkeitsfaktors. Der Wärme-Gleichzeitigkeitsfaktor ist das Verhältnis zwischen der maximalen realen Leistungsanfrage und der nominellen Summe aller Anschlussleistungen eines Fernwärmennetzes. Beispielsweise wird bei 60 ähnlich großen Abnehmern in einem Wärmenetz der Gleichzeitigkeitsfaktor mit 0,70 angesetzt (BWK 2012). Das heißt in diesem Fall, es reicht, die Wärmenetzleistung auf 70 % der Summe der Anschlussleistungen auszulegen.

Fernwärme für Gebäudeheizungen erfordert gegenüber Prozesswärme in der Regel geringere Auskopplungstemperaturen. Sie ist allerdings durch eine hohe Wärmeabgabe im Winter und einer niedrigere im Sommer charakterisiert. Eine ganzjährige Wärmeabgabe wird insbesondere durch Wärmeabnehmer für den Sommer begünstigt, die beispielsweise Kühlzwecke über Absorptionskältemaschinen bedienen (s. Kapitel 4.6.4).

4.6.2 Steigerung der Wärmeabgabe einer Abfallverbrennungsanlage

Ob und wie eine Steigerung der Wärmeabgabe für eine konkrete Anlage möglich ist, ist im Einzelfall zu betrachten. Für eine erhöhte Wärmeauskopplung – Abnehmer vorausgesetzt – ist von Vorteil, wenn nur ein niedriges Temperaturniveau benötigt wird und wenn die Rücklauftemperatur möglichst gering ist. Das technische Potenzial einer Verbrennungsanlage zur Wärmeauskopplung ist begrenzt durch die Spanne zwischen Frischdampftemperatur und -druck (z.B. 400 °C, 40 bar) und der Kondensationstemperatur des Dampfes (ohne Wärmeauskopplung z.B. 40 °C, Unterdruck). Wärmeauskopplung bedingt eine Verringerung dieser Spanne. Je niedriger die Rücklauftemperatur aus dem Wärmenetz ist, desto niedriger ist das Temperaturniveau, auf dem Wärme noch auskoppelt werden kann, und desto besser kann Abwärme genutzt werden.

Die Bestrebungen müssen ansonsten dahin gehen, die Kondensationstemperatur abzusenken und Verluste zu verringern, z.B. durch optimierte Wärmeübertrager. Die Stromerzeugung kann durch Wärmeauskopplung beeinträchtigt werden; hier ist eine Optimierungsabwägung erforderlich. Eine weitere Abwärmequelle ist das Abgas, dessen Restwärmegehalt gegebenenfalls über Wärmepumpen nutzbar gemacht werden kann. Eine solche Abwärmenutzung wird in der Müllverbrennungsanlage Rugenberger Damm in Hamburg realisiert (VDI 2022).

4.6.3 Steigerung der Wärmeabgabe einer Bioabfallvergärungsanlage

Unter der Voraussetzung, dass Wärmeabnehmer mit ausreichendem Bedarf vorliegen und versorgt werden können, sollen folgend die technischen Möglichkeiten zur Steigerung der Wärmeabgabe einer Bioabfallvergärungsanlage mit BHKW herausgestellt werden.

Die im BHKW anfallende Wärme kann aus der Motorkühlung auf einem Temperaturniveau 85-90 °C und ergänzend aus dem Abgasstrom mittels Abgaswärmetauscher bei 180-500 °C entnommen werden. Bei Gasmotoren in MW-Größenordnungen ist das Verhältnis der Wärmemengen aus beiden Quellen etwa 1:1. Durch die Nutzbarmachung der Kondensationswärme im Abgasstrom lässt sich der thermische Wirkungsgrad des BHKW um weitere 5 % steigern. (ASUE 2010)

Eine weitere Möglichkeit liegt in der Reduktion des Eigenverbrauchs an Wärme. In Betracht kommt hier eine Isolation des Fermenters. Die Fermenterheizung, die die Fermentationstemperatur im Bereich von 38-55 °C einstellt, kann damit entlastet werden. (FNR 2018)

Eine Wärmeabgabe zur Gebäudeheizung ist durch Bedarfsschwankungen im Tages- und Jahresverlauf geprägt. Wärmebedarfe sind im Winter in der Regel morgens und in den Abendstunden maximal. Außerhalb der Heizperiode reduziert sich der Wärmebedarf auf die Warmwasserbereitung. Eine zeitliche Anpassung der Wärmefreilistung an den Bedarf ermöglicht eine bessere Abdeckung und eine jahresbilanziell höhere Wärmeabgabe. Eine saisonale Flexibilisierung der Vergärungsstufe selbst scheidet angesichts der geringen Lagerbarkeit von Bioabfällen aus. Die Lastdynamik der Fermentation lässt auch keine Varianz im Tagesverlauf zu. Durch einen Gaspeicher und eine Erhöhung der BHKW-Nennleistung (eine sogenannte Überbauung) jedoch kann die Anlage flexibel betrieben werden. Eine solche Flexibilisierung wird im Strombereich gefördert (s. Kapitel 4.8). Bis auf ein zusätzlich auftretendes Strom-Mittagshoch korrelieren die Lastgänge von Strombedarf und Wärmebedarf in der Heizperiode zeitlich; dies wird sich durch den steigenden Einsatz von Wärmepumpen verstärken. Daher geht mit der Flexibilisierung der Stromerzeugung in der Tendenz auch eine höhere Abdeckung von Gebäudeheizbedarfen einher.

Eine weitere Option zum zeitlichen Ausgleich von Wärmeerzeugung und Wärmebedarf sind zentrale oder dezentrale Wärmespeicher. Diese können abhängig von ihrer Kapazität und Ausleistung anteilig tageszeitliche Abweichungen zwischen Erzeugung und Verbrauch ausgleichen und Lastspitzen abfedern.

Alternativ zur Verstromung von Biogas am Ort der Erzeugung besteht für Biogasanlagen in mittleren Distanzen zu Großabnehmern wie Liegenschaften, Fernwärmesetzungen und Betrieben die Möglichkeit, Biogas über Direktleitungen an sogenannte Satelliten-BHKW zu liefern. Diese können das Biogas am Ort des Bedarfs von Wärme in Kraft-Wärme-Kopplung verstromen. Hierbei sind die Investitionskosten in Leitungen gering und es treten keine Wärmeverluste auf.

4.6.4 Kälte aus Fernwärme und Fernkälte (Kraft-Wärme-Kälte-Kopplung)

Mittels Absorptionskältemaschinen können Wärmeströme mit einer Mindesttemperatur von 80 °C zur Erzeugung von Kälte nutzbar gemacht werden. Diese Kältemaschinen verfügen über einen thermischen Kompressor. Ihre Betriebsmittel werden über die Bereitstellung von Wärme fortlaufend regeneriert. Sie benötigen für ihren Betrieb eine Rückkühlwanlage. Absorptionskältemaschinen sind in der Anschaffung teurer als verbreitete, mit Strom betriebene Kompressionskältemaschinen, gelten jedoch als vergleichsweise wartungsarm. Mit einstufigen Lithiumbromid-Absorptionskältemaschinen können Kühlwassertemperaturen von 4-7 °C erzeugt werden. Die

Bereitstellung von Prozesskälte bis -60 °C erfordert den Einsatz von Ammoniak-Absorptionskältemaschinen oder mehrstufige Systeme mit oder ohne integrierte Kompressionskältemaschinen.

Im Verbund mit Abfallverbrennungsanlagen resultiert eine Kraft-Wärme-Kälte-Kopplung. Dabei kann das System einer Kälteversorgung nach zwei Prinzipien erfolgen: Eine zentrale Kältemaschine am Standort des Kraftwerks stellt Kälte bereit, welche in einem Kältenetz zu den Verbrauchern gefördert wird. Oder dezentrale Kältemaschinen werden installiert, welche über das Wärmenetz versorgt werden.

Da Kälteanwendungen typischerweise ein Energiebedarfsmaximum im Sommer haben, also gegenläufig zur Gebäudeheizzwecken, eröffnet dieser Nutzungspfad Effizienz-, Erlös- und Treibhausgasminderungspotenziale. Absorptionskälteanlagen bedürfen einer Wärme-Versorgungs temperatur von in der Regel über 85 °C; diese muss der Wärmenetzbetreiber – in Abweichung von verbreiteten Netzbetriebsweisen – auch im Sommer gewährleisten.

4.7 Erhöhte Stromerzeugung an Abfallverbrennungsanlagen

Auch eine Anhebung des Stromauskopplung soll als Handlungsoption in dieser Studie betrachtet werden.

Bei Abfallverbrennungsanlagen ist grundsätzlich zwischen wärmeoptimierten und stromoptimierten Energienutzungskonzepten zu unterscheiden. Wärmeoptimierte Anlagen verfügen in der Regel über eine Gegendruckturbine, gegebenenfalls in Kombination mit einer Kondensationsturbine oder eine Entnahmekondensationsturbine, die es ermöglicht, teilentspannten Dampf zur Wärmeauskopplung zu entnehmen. Dies steht einer maximalen Stromerzeugung entgegen, für die der Dampf in einem Zug durch die Turbinen geführt werden sollte. Eine höhere Stromauskopplung erfordert dann gegebenenfalls den Austausch des Turbinensystems. Ein anderer Ansatz ist die Änderung des Kesselkonzepts, um höhere Frischdampftemperaturen anzustreben. Dies bedeutet jedoch einen weitgehenden Neubau der Kesselanlage.

Die technische Erneuerung von Anlagenteilen ist ein weiterer Ansatz, um die Stromauskopplung zu optimieren, sowohl für wärmeoptimierte wie auch für stromoptimierte Konzepte. Ziel ist hier, den Stand der Technik und damit geringere Verluste zu erreichen. Weiterhin kann geprüft werden, inwieweit der Stromeigenverbrauch reduziert werden kann, insbesondere in den Bereichen Luftzufuhrgebläse und Saugzug der Abgasreinigung, etwa durch frequenzgeregelte Antriebe, sowie Minimierung des Druckverlusts in der Abgasreinigungsanlage.

4.8 Erhöhte Stromabgabe an Bioabfallvergärungsanlagen

Für eine Anlagenoptimierung zur Erhöhung der Stromabgabe an BVGA kommen folgende Herangehensweisen in Betracht:

- ▶ Flexibilisierung des BHKW-Betriebs unter Beachtung des Gesamtwirkungsgrads: Der Gesetzgeber fördert seit dem EEG 2012 die Flexibilisierung von Biogasanlagen. Eine Zwischenspeicherung erfolgt in Form von Biogas und ist einfach möglich. Neben entsprechenden Speicherkapazitäten für das Biogas ist ein Überbau der Stromerzeugungsleistung erforderlich. Zur Absicherung des Prozesswärmeverbrauchs der Anlage im Winter wird dabei ein Wärmespeicher notwendig. Mit zunehmendem Überbau der elektrischen Leistung steigt zur Sicherung eines hohen Gesamtwirkungsgrades (Strom, Wärme) der Anspruch an

Einspeiseleistung und Kapazität des Wärmespeichers, insbesondere bei hohem externen Wärmeverbrauch. (FNR 2018)

- ▶ Reduzierung des Eigenstromverbrauchs, unter anderem durch optimierte Reaktor- und Rührtechnologien, zum Beispiel Langsamläufer mit außenliegenden Motoren bei Nassvergängsanlagen, sowie Frequenzregelung der Elektromotoren von Pumpen und Lüftungsanlagen (Gaul 2022)
- ▶ Weitere Ansatzpunkte der Energieeinsparung sind eine lastangepasste BHKW-Regelung (IIE 2022), Regelstrategien für einen BHKW-Anlagenpark zur Erzielung effizienter Betriebspunkte für die laufenden Anlagen, der Einsatz von Gasmotoren nach Stand der Technik, Zustandsmonitoring und konsequente Wartung der Anlage sowie eine energieeffiziente Warmhaltung von kurzfristig stillstehenden Motoren zur Verschleißreduktion. (FNR 2018)
- ▶ Als Nachverstromungstechnologie kommt eine Organic-Rankine-Cycle-Turbine in Betracht, falls standortspezifisch die hierfür notwendige Wärme nicht anderweitig sinnvoll nutzbar ist. Die Technologie ist jedoch, bemessen am Stromertrag, investitionsintensiv. (ATEV 2014)

4.9 Energetische Nutzungsoptionen für Biogas

Sowohl die Nutzung von Biogas zur Stromerzeugung in Kraft-Wärme-Kopplung, in der Regel durch Motor-Blockheizkraftwerke (BHKW), als auch die Aufbereitung von Biogas zur Einspeisung ins Erdgasnetz entsprechen dem Stand der Technik. Endabnehmer der Einspeisung ins Erdgasnetz können Industrieprozesse, die Wärmeversorgung, die Stromerzeugung in Gaskraftwerken oder auch Mobilitätsanwendungen sein. Beide Nutzungswege für Biogas sind vor allem durch die Vielzahl an landwirtschaftlichen Biogasanlagen zahlreich vertreten. Auch bei der Bioabfallvergärung sind beide Pfade umgesetzt (s. Kapitel 2.3.5: 46 BVGA in Deutschland ohne, 13 mit Einspeisung von Biomethan in Erdgasnetz).

Alternativ zur Verstromung von Biogas am Ort der Erzeugung besteht für BVGA in mittleren Distanzen zu Großabnehmern wie Liegenschaften, Fernwärmennetzen und Betrieben die Möglichkeit zur Lieferung von Biogas über Direktleitungen oder Netze an sogenannte Satelliten-BHKW. Diese können das erzeugte Biogas am Ort des Bedarfs von Wärme in Kraft-Wärme-Kopplung verstromen. Hierbei sind die Investitionskosten in Leitungen gering und es treten im Betrieb keine Wärmeleitungsverluste wie in Fernwärmennetzen auf.

Durch Einspeisung lassen sich die im Gasnetz vorhandenen Speicherkapazitäten nutzen; damit können Gaserzeugung und -verbrauch sowohl räumlich als auch zeitlich entkoppelt werden. Die Biomethaneinspeisung stellt damit ebenso wie ein flexibilisierter BHKW-Betrieb eine Flexibilisierungslösung dar. Sie eröffnet aufgrund des Speichervolumens im Erdgasnetz hohe Freiheitsgrade der Biomethannutzung und Effizienzpotenziale. Jegliche Lösungen, um regenerative Energieerzeugung und Energieverbrauch zeitlich auszugleichen, erhöhen den Deckungsgrad durch regenerative Energien. Nachteilig sind die Energieaufwendungen für die Aufbereitung auf Erdgasqualität.

Eine Nutzung des durch BHKW erzeugten Stroms für Power-to-X – ebenso wie bei Abfallverbrennungsanlagen – ist technisch möglich, wie auch eine Nutzung des CO₂ im BHKW-Abgas. Dabei ist zu berücksichtigen:

- ▶ Die Verbrennung von Methan, um über BHKW und Elektrolyse Wasserstoff herzustellen, ist ineffizienter als die Dampfreformierung. Letztere wäre die Methode der Wahl.

- ▶ BVGA sind im Vergleich zu Abfallverbrennungsanlagen in aller Regel weitaus kleinere Anlagen. Bezogen auf die Durchsatzmengen sind Sektorenkopplungstechnologien deutlich teurer.
- ▶ CCU: Die Verbrennung von Methan, um über mehrere Prozessstufen unter Einbindung von CO₂ wiederum Methan, Methanol oder andere kohlenstoffhaltige Power-to-X-Produkte herzustellen, ist aufwändig und ineffizient. Die Herstellung von Methanol beispielsweise wäre über eine Dampfreformierung von Biomethan wiederum effizienter.

4.10 CCS an Abfallverbrennungsanlagen

Für CCS ist CO₂ nach der Abscheidung aus dem Abgas (Kapitel 4.1.2) zum Ort der Verpressung zu transportieren und dann in geologische Formationen zu injizieren. Verfahren der CO₂-Abscheidung sind bereits in Kapitel 4.1 beschrieben.

4.10.1 CO₂-Transport

Der Weitertransport der bei Abscheidung anfallenden CO₂-Mengen zum Ort der Speicherung kann über verschiedene Transportmittel oder deren Kombinationen erfolgen. Ein Transport mit Pipeline und Schiffen bietet im Vergleich zu Eisenbahn oder Lkw die größeren Transportkapazitäten und wird deshalb perspektivisch präferiert. In Europa existiert heute allerdings keine CO₂-Pipeline-Infrastruktur. In anderen Regionen sind CO₂-Pipelines Stand der Technik: So existiert in den USA ein Pipeline-Netz mit einer Transportkapazität von 45 Mio. t/a, das eine Länge von ca. 3.100 km hat (Markewitz 2017). Bis eine entsprechende Infrastruktur in Europa verfügbar ist, sind Binnenschiffe, Eisenbahn und Lkw erforderlich.

Ein gasförmiger CO₂-Transport erforderte aufgrund der geringen Dichte hohe Transportvolumina. Zum Transport wird CO₂ daher in den flüssigen oder überkritischen Zustand gebracht. Wasser im CO₂-Strom muss vor dem Transport entfernt werden, um Korrosion durch Kohlensäure zu vermeiden. Die Entfeuchtung erfolgt in der Regel im Zuge der Verflüssigung oder Kühlung. (Bisinella 2021, Global CCS Institute 2021)

- ▶ Für Eisenbahn und Lkw eignet sich der überkritische Zustand, beispielsweise bei 20 bar und -20 °C im gekühlten Drucktank.
- ▶ Für den Pipeline-Transport ist eine Verflüssigung notwendig. Der Druck muss über 74 bar liegen. Um eine stabile Phase zu gewährleisten sind typische Bedingungen 85-150 bar bei 13-44 °C

Die in Tabelle 17 angeführten Transportkosten werden angenommen. Die Werte können nur Indikationen sein, da sie stark von Skaleneffekten abhängig sind. Die Kosten bezogen auf eine Anlage werden wesentlich dadurch bestimmt, welche Infrastruktur verfügbar ist, wie weit transportiert wird und wieviel CO₂ in der Summe transportiert wird (Gassnova 2020, Johnsson 2020, IEAGHG 2020). Während für Pionier-Realisierungen hohe Kosten für einen Lkw- und Bahntransport anzusetzen sind, werden die Kosten stark sinken, wenn hohe CO₂-Mengen transportiert werden und wenn CO₂-Pipelines zur Verfügung stehen. Auch aus Umweltschutzgründen kommen Bahn- und Lkw-Transporte nur als Übergangslösungen in Betracht. Diese Entwicklung im Ausbau wird mit den in Tabelle 17 dargelegten Annahmen abgebildet.

Um die ökologischen Effekte abilden zu können, wurden exemplarische Annahmen zum Transportmix für eine CCS-Quelle in der Südhälfte Deutschlands und ein ausgefördertes Erdgasfeld vor der Küste Norwegens als CCS-Senke getroffen:

- 2021: Zug 150 km, Binnenschiff 1.000 km, Tanker 900 km, Pipeline zum Gasfeld 200 km
- 2035 und 2045: CO₂-Pipeline 1.000 km onshore und 500 km offshore

Diese Annahmen sind exemplarisch. Die Transportaufwände hängen in erheblichem Maße von der verfügbaren Infrastruktur und den Transportmengen ab. Für den Transport wurden daraus mit Emissionsfaktoren nach EcoInvent 3.8 und GaBi (2022), EF 3.0 spezifische Treibhausgasemissionen und weitere Umweltwirkungen ermittelt und mit anderen Literaturquellen abgeglichen. Tabelle 17 gibt die Ergebnisse für Kosten und Treibhausgasemissionen wieder. Der Strombedarf der Verdichtung ist der CO₂-Abscheideanlage zugerechnet.

Tabelle 17: Parametrierwerte für CO₂-Transport und geologische Speicherung

bezogen auf t abgeschiedenes CO₂

| Parameter | Wert 2021 | Wert 2035 | Wert 2045 | Einheit | Erläuterung, Datenquellen |
|---|-----------|-----------|-----------|-------------------------|---|
| Kosten CO ₂ -Transport (ohne Verdichtung) | 40 | 30 | 25 | €/t | mit Lkw oder Bahn zu Hubs, dann Schiff oder perspektivisch Pipeline In Anlehnung an Bellona 2020, Gassnova 2020, de Kler 2016, Johnsson 2020, Beiron 2022, Global CCS Institute 2021 |
| Kosten geologische Injektion und Speicherung | 35 | 25 | 20 | €/t | in Anlehnung an Bellona 2020, Gassnova 2020, Beiron 2022, Global CCS Institute 2021. |
| Kosten CO ₂ -Transport, geologische Injektion, Speicherung | 75 | 55 | 45 | €/t | Summe der vorigen Zeilen. Werte und Skaleneffekt vgl. Aasen 2020 |
| Treibhausgasemissionen durch CO ₂ -Transport | 71 | 27,4 | 0 | kg CO _{2eq} /t | eigene Berechnung s. Kap. 4.10.1. Bisinella 2022 nutzt ohne Festlegung der Transportmedien einen Wert von 29 kg/t |
| Treibhausgasemissionen durch geologische Einlagerung | 0,9 | 0,9 | 0 | kg CO _{2eq} /t | s. Kap. 4.10.2 |

4.10.2 Geologische CO₂-Einlagerung

CO₂ kann in geologischen Formationen unterirdisch eingelagert werden. Ziel ist eine dauerhafte Einlagerung. In Betracht kommen u.a. tiefe salzwasserführende Aquifere, ausgeförderte Erdöl- und Erdgaslagerstätten oder bindende Gesteinsschichten, in denen CO₂ mineralisiert wird (IPCC 2005, Snaebjörnsdóttir 2020). Eine gute geologische Speicherstätte soll mehrere Millionen Tonnen CO₂ fassen, die durch physikalische und chemische Vorgänge für Hunderte bis Tausende von Jahren eingeschlossen werden (IPCC 2005). Die Speicherstätte muss sorgfältig ausgewählt,

charakterisiert und überwacht werden, um eine langfristige Speicherung (>1.000 Jahre) zu gewährleisten.

IPCC (2005) stuft auf Basis von Modellierungen als wahrscheinlich ein, dass eine gute Lagerstätte 99 % des CO₂ für mehr als 1.000 Jahre halten kann. Empirische Belege können dabei für Zeitspannen, die den Zeitrahmen der bisherigen CCS-Forschungsaktivitäten von wenige Dekaden übersteigen, nicht vorliegen.

Die Kosten der geologischen Injektion sind aus Literaturangaben abgeleitet und in Tabelle 17 enthalten. Die Treibhausgasemissionen wurden mit 0,9 kg/t angesetzt, berechnet aus einem Strombedarf von 29 kWh/t CO₂ (Wildholz 2007) und einem norwegischen Strommix-Emissionsfaktor von 32 g/kWh. Sie sind damit gegenüber den Transport-Emissionen vergleichsweise gering und wurden für das Jahr 2035 nicht weiter adaptiert.

Sowohl bei Transport als auch bei Injektion in die Lagerstätte, dem Schließen der Injektionsbohrungen und in geringem Maße durch Migration kann ein CO₂-Schlupf auftreten. Bisinella (2021) nimmt hierfür ohne weitere Belege 2 % an. CO₂-Verluste werden in vorliegenden Ausarbeitungen nicht berücksichtigt, da sie heute nicht belastbar quantifizierbar sind.

Als perspektivisch realistische Umsetzung ist der Kosten- und Treibhausgas-Parametrierung die Off-shore-Speicherung in ausgeforderten Erdgasfeldern hinterlegt, da hier besonders in Norwegen und Dänemark konkrete Anstrengungen für eine kommerzielle Nutzung erfolgen. Neben den Transportaufwendungen wird weitere Energie benötigt, um das CO₂ in die Tiefe zu befördern und in die Lagerstätte zu injizieren. Die Kostendaten und korrespondierenden Treibhausgasemissionen sind in Tabelle 17 enthalten.

4.11 CCS an Biogasanlagen

Auch der CO₂-Gasstrom, der für die Biomethaneinspeisung aus dem Biogas abgetrennt wird, kann einer dauerhaften Speicherung (CCS) zugeführt werden. Die bei typischen BVGA anfallenden CO₂-Mengen stehen allerdings mengenmäßig weit gegenüber Abfallverbrennungsanlagen zurück. In der Muster-BVGA (vgl. Abbildung 11) resultieren aus jährlich 33.000 t Bioabfalleinsatz 2.870 t CO₂ im Rohbiogas, im Vergleich zur Muster-MVA mit jährlich 235.000 t Abfallinput und 216.000 t CO₂ im Abgas (Abbildung 7). Auch ist das CO₂ aus Biogas biogen und damit ökobilanziell nicht treibhausrelevant. Wenn CCS an Abfallbehandlungsanlagen umgesetzt werden soll, sollten daher Abfallverbrennungsanlagen Priorität haben. BECCS an BVGA kann in Betracht gezogen werden, wenn der logistische Aufwand bei den vergleichsweise geringen Mengen durch eine Vergütung des BECCS abgedeckt wird. Die Handlungsoption wird in den Hochrechnungen in Kapitel 7.6 nicht berücksichtigt.

5 Modellierung und Bewertung von Handlungsoptionen

Die zuvor dargestellten Technologien können an Abfallbehandlungsanlagen dazu genutzt werden, Energie optimiert zu nutzen oder bereitzustellen (Energienutzungsoptionen) sowie – bei Abfallverbrennungsanlagen – dazu eingesetzt werden, Treibhausgasemissionen zu reduzieren (CO₂-Minderungsoptionen). Technologisch machbare und sinnvolle Optionen wurden mittels eines Rechenmodells abgebildet, um dann ihre ökonomischen und ökologischen Effekte zu ermitteln. Nach einer Darlegung des methodischen Vorgehens (Kapitel 5.1 bis 5.4) und der Basisdaten zur Parametrierung (Kapitel 5.5) werden in Kapitel 5.6 die Energienutzungsoptionen und in Kapitel 5.7 die CO₂-Minderungsoptionen bei Abfallverbrennungsanlagen bewertet. In Kapitel 5.8 sind die Ergebnisse für Vergärungsanlagen dargestellt.

Die Auswertungen erfolgen für das Bezugsjahr 2021 und für angenommene Randbedingungen, die den Bezugsjahren 2035 und 2045 zugeschrieben werden. Dabei steht 2035 für einen Übergangspunkt, 2045 nominell für den Zustand der Treibhausgasneutralität. Hiermit wird als Grenzfallbetrachtung der Endpunkt der Entwicklung zu einem in der Energieerzeugung und in der Produktion weitgehend treibhausgasneutralen Deutschland abgebildet. Zweck ist, die Technologieoptionen in ihrem Beitrag auf dem Entwicklungspfad einordnen zu können.

Grundparametrierungen für die Bezugsjahre wurden anhand verfügbarer Studien zusammengestellt. Da eine belastbare Prognose nicht möglich ist, werden die Einflüsse von gegenüber der Grundparametrierung geänderten Eingangsgrößen im Sinne von Sensitivitäten betrachtet. Die Sensitivitäts-Diagramme zeigen auf, unter welchen Randbedingungen ökonomische und Klimaschutz-Vorteile erzielt werden können.

5.1 Modellstruktur und Bewertungsebenen

Ein Berechnungsmodell wurde erstellt, das auf der physikalischen Ebene die relevanten Masse- und Energieströme der Verknüpfung einer Abfallbehandlungsanlage mit den technologischen Optionen abbildet.

Das Modell dient vorrangig der Simulation, also der Berechnung von Zielwerten aus gegebenen Inputwerten. Es kann auch zur Optimierung genutzt werden, d.h. Modellinputs können automatisiert so angepasst werden, dass ein angestrebtes Modellergebnis erreicht wird. Das Modell basiert auf Microsoft Excel und ist durch Makroprogrammierung erweitert.

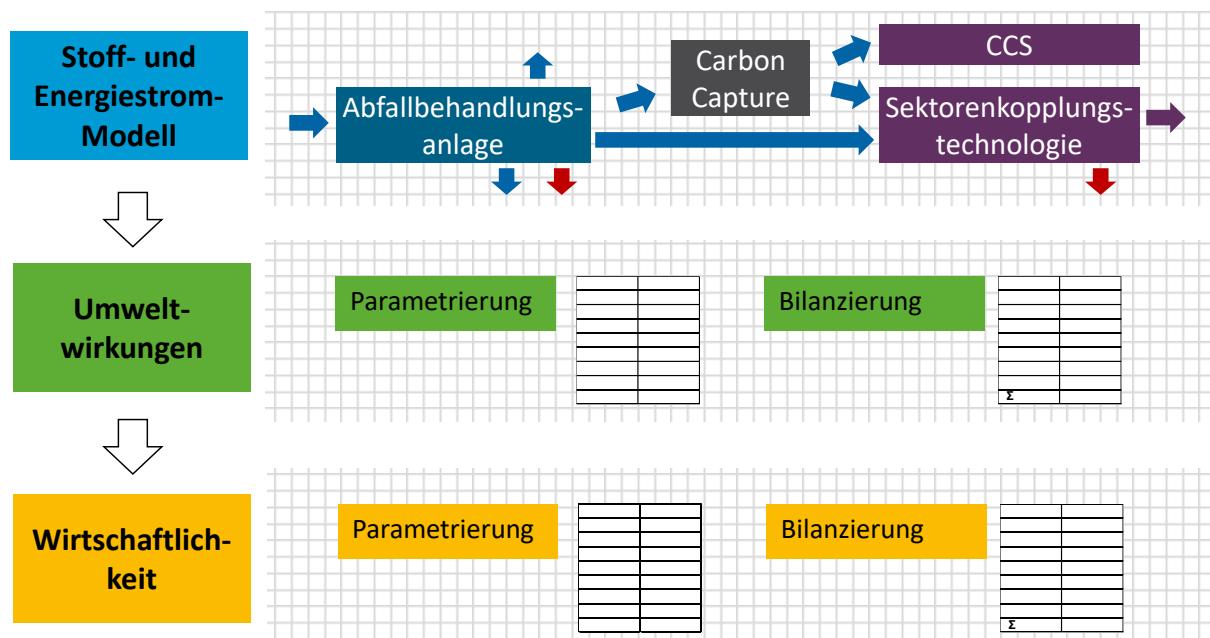
Die Stoff-, Energie- und Finanzströme sowie Umweltindikatorergebnisse werden in absoluten jährlichen Werten gerechnet. Der Abfalldurchsatz wird in absoluter Größe eingegeben; alle anderen Stoff- und Energieströme werden dann über spezifische Kennwerte abgeleitet.

Die Änderungen des wirtschaftlichen Betriebsergebnisses sowie der Treibhausgasemissionen werden bezogen auf den kalorischen Input angegeben. Der kalorische Input als Bezugsgröße vereinfacht die Übertragung von Modellergebnissen je innerhalb der Verbrennungsanlagen und der Vergärungsanlagen. Bei Verbrennungsanlagen entspricht der kalorische Input der Feuerungswärme; er wird als Produkt aus dem jährlichen Anlagendurchsatz und dem mittleren Heizwert berechnet (vgl. Tabelle 4 bis Tabelle 7). Bei Vergärungsanlagen berechnet sich der kalorische Input aus dem jährlichen Durchsatz, dem Methanertrag und dem Heizwert von Methan, vgl. Tabelle 8. Eine Gesamtbewertung von Umweltwirkungen erfolgt in Anlehnung an den Environmental Footprint (Kapitel 5.4).

Abbildung 18 zeigt schematisch die Ebenen des Modells. Zur physikalischen Ebene der Stoff- und Energieströme (blau) kommt eine Ökologie-Ebene (grün) und eine Wirtschaftlichkeitsebene (orange). Für die Ökologie-Ebene, die Treibhausgasemissionen und andere Umweltwirkungen abbildet, werden Emissions- und Wirkungsfaktoren hinterlegt. Zusammen mit den physikalischen Strömen resultieren hieraus die einzelnen und summarischen Wirkungsindikatorergebnisse.

In der Wirtschaftlichkeitsebene ist die Kosten- und Erlössituation abgebildet. Investitionskosten sind als Annuitäten einbezogen. Investitionskosten mit dem Ausgangspunkt einer bestimmten Anlagengröße steigen degressiv mit der n-ten Wurzel der relativen Anlagengröße. Der Wert für n ist jeweils anlagenspezifisch abgeschätzt. Opportunitätsverluste und -gewinne werden berücksichtigt.

Abbildung 18: Schematische Darstellung der Modellebenen



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

5.2 Struktur der Szenarien und Bezugsjahre

Ein Szenario im Modell ist eine Kombination aus einer modelltypischen oder konkreten Abfallbehandlungsanlage und einer oder mehreren technologischen Optionen.

Referenz für alle Szenarien ist die Situation der jeweils betrachteten Abfallbehandlungsanlage im Status quo (Business as usual). Für die Bezugsjahre 2035 und 2045 wird der Status quo der Referenzanlagen fortgeschrieben. In der Referenzsituation für Verbrennungsanlagen wird der verfügbare Strom somit weiterhin in das öffentliche Netz sowie Wärme in ein Fernwärmennetz eingespeist. Die Referenzsituation für Vergärungsanlagen ist die Biogasnutzung über Kraft-Wärme-Kopplung. Die Quellen und Herstellverfahren für die konventionellen Produkte Wasserstoff, Methan und Methanol bleiben in den Referenzsituationen unverändert. Der Vergleich eines Szenarios mit dem Referenzszenario unterstellt jeweils gleiche Randbedingungen und gleiche Abfalleigenschaften.

Nicht alle Kombinationen aus energetischem Anlagentyp und Technologie-Optionen müssen betrachtet werden: Einerseits sind nicht alle Kombinationen technisch machbar, andererseits können Aussagen wesentlicher Szenarien auf andere Konstellation übertragen werden. Die Modellierung der Verbrennungsanlagen erfolgt anhand der Muster-MVA (vgl. Abbildung 7), die der Vergärungsanlagen anhand der Muster-BVGA (vgl. Abbildung 11).

Die betrachteten technologischen Optionen werden nach ihrer vorrangigen Zielsetzung in Energienutzungslösungen und CO₂-Minderungslösungen (CCU/CCS) unterteilt. Darauf fußend werden die Szenariengruppen nach Tabelle 18 betrachtet.

Tabelle 18: Überblick über die Szenarien

| Verbrennungsanlagen | Vergärungsanlagen |
|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> Referenzsituationen <p>Energienutzungsoptionen</p> <ul style="list-style-type: none"> Erhöhung der Wärmeabgabe Erhöhung der Stromeinspeisung Elektrolyse zu Wasserstoff* Elektrolyse zu Wasserstoff*, strompreisgeführte Fahrweise (s. Kapitel 5.5.5) Methanisierung mit eigenem Strom* (CCU) Methanolherstellung mit eigenem Strom* (CCU) <p>CO₂-Minderungslösungen</p> <ul style="list-style-type: none"> Methanolherstellung zur weitgehenden CO₂-Abscheidung** (CCU) mit zugekauftem Strom *** Weitgehende CO₂-Abscheidung** und geologische CO₂-Speicherung (CCS) | <ul style="list-style-type: none"> Referenzsituationen <p>Optionen</p> <ul style="list-style-type: none"> Variation der Wärmeabgabe Umstellung von Kraft-Wärme-Kopplung auf Biogasaufbereitung und -einspeisung |

* mit 50 % des zuvor ins Netz eingespeisten Strom

** 85 % des Abgas-CO₂

*** Annahme: Graustrom aus dem Netz

Um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, werden alle Sektorenkopplungs-Produkte als Marktprodukte betrachtet, die solche aus klassischer, fossil-basierter Herstellung substituieren. Im Sinne der Vergleichbarkeit der Sektorkopplungstechnologien und der Verallgemeinerbarkeit wird somit auf die Ebene der Energieträger abgezielt, nicht auf die Ebene der Nutzenergie, die verschiedene denkbare Endanwendungen beinhaltet. Die Kombination von zwei Umstellungen, etwa Wasserstofferzeugung und Wasserstoff-Mobilität (Tschersich 2019, Knicker 2022), kann in Summe ein anderes Bild ergeben als nur die Sektorenkopplung, die jedoch hier im Fokus stehen soll.

Für CCU kann in Betracht gezogen werden, Wasserstoff einzukaufen, anstatt das Zwischenprodukt Wasserstoff vor Ort elektrolytisch herzustellen. Diese Option wird im Rahmen der Studie daher nicht weiter betrachtet: Die Parametrierung müsste auf Annahmen zu einem zukünftigen Wasserstoffmarkt fußen, die nur hypothetisch zu treffen sind.

Bei der Umstellung der BVGA von Stromerzeugung in Kraft-Wärme-Kopplung auf Biomethaneinspeisung wird angenommen, dass der Stromeigenbedarf durch ein eigenes BHKW abgedeckt wird und kein Strom zugekauft wird. Der Stromeigenbedarf umfasst die Vergärungsstufe (8,6 % des kalorischen Inputs, s. Tabelle 8) sowie die Druckwasserwäsche (126 kWh/t CO₂, s. Tabelle 12). Bei einem Methanverlust von 0,8 % und Strom-Wirkungsgrad des BHKW von 40 %

resultiert daraus ein Energiegehaltsverhältnis von Biomethaneinspeisung zu Biogaserzeugung von 73 %. Alternativ könnte im konkreten Anwendungsfall Netzstrom bezogen werden, so dass sich zwar eine höhere Biomethaneinspeisung ergäbe, aber auch ein zusätzlicher Strombedarf. Diese Alternative wird im Sinne einer stringenten Darstellung nicht weiter ausgeführt.

5.3 Treibhausgasbilanzierung

Als funktionelle Einheit, auf die sich Änderungen in den Treibhausgasemissionen beziehen, wurde eine Megawattstunde kalorischer Input gewählt.

Die Berechnungen zielen auf die Änderungen der Treibhausgasemissionen durch die Implementierung von Handlungsoptionen. Daher werden nur Energie- und Stoffströme berücksichtigt, die zumindest von einer der Handlungsoptionen beeinflusst werden. Die Umweltwirkungen anderer Ströme sind nicht bilanziert. Eine vollständige Treibhausgasbilanz der betrachteten Abfallbehandlungsanlagen liegt außerhalb des Rahmens dieser Studie.

Mit der Implementierung von Energienutzungs- oder CO₂-Abscheide-Technologien verschieben sich die Werte mehrerer Einzelemissionen und Emissionsgutschriften gegenüber der jeweiligen Referenzsituation auch in außerhalb der Anlage liegenden Sektoren. Um die Mehrschichtigkeit dieser Änderungen zu verdeutlichen, werden den Technologieszenarien methodisch nicht allein geänderte Belastungen und Gutschriften zugerechnet. Stattdessen werden die Referenz- und die Technologiesituation zuerst schematisch gegenübergestellt, um dann für die Treibhausgasänderung im Saldo eine Berechnungsgleichung abzuleiten. Abbildung 19 zeigt die Schemata im Vergleich.

Die Herstellung der Anlagen wird hier nicht einbezogen. Regelmäßige Erfahrung in der Ökobilanzierung ist, dass die Beiträge zu Treibhausgasemissionen aus der Herstellung und dem Bau von Anlagen und Infrastruktur gegenüber denen der Betriebsphase vernachlässigbar sind, insbesondere bei Energieerzeugungs- und Umwandlungstechnologien.

Der Bedarf an Strom, Wärme und Produkt X (Wasserstoff, Methan, Methanol) im Markt wird als gegeben angenommen und muss daher, wenn nicht durch die Abfallbehandlungsanlage, durch konventionelle Verfahren anderweitig gedeckt werden. Konventionelle Verfahren sind für Wasserstoff die Dampfreformierung von Erdgas, für Methan die Erdgasgewinnung und für Methanol die Herstellung über Synthesegas aus Erdgas. Angenommen wird zudem, dass der Kohlenstoff in den Sektorenkopplungsprodukten innerhalb von weniger als 100 Jahren als CO₂ emittiert wird (Global Warming Potential 100), also dem Bilanzsystem nicht dauerhaft entzogen wird.

Ergänzend zu den Treibhausgaseffekten (Buchstabe a bis h, Schiene THG), die über Emissionsfaktoren als CO₂-Äquivalente berechnet werden, wird in Abbildung 19 für die Emissionen c und e die stoffliche Emission von CO₂ als Massenstrom betrachtet (Schiene CO₂). Die CO₂-Massenströme beinhalten biogene Anteile (c_{bio} und e_{bio}). Diese werden zwar konventionell in Ökobilanzen nicht berücksichtigt. Sie tragen jedoch zum einen zur Substitution der Fossilprodukte bei, zum anderen sind sie für BECCS relevant. Die fossilen Anteile der CO₂-Massenströme (c_{foss} und e_{foss}), stimmen mit den Treibhausgasemissionen überein.

Die Emissionsströme a bis h in Abbildung 19 sind:

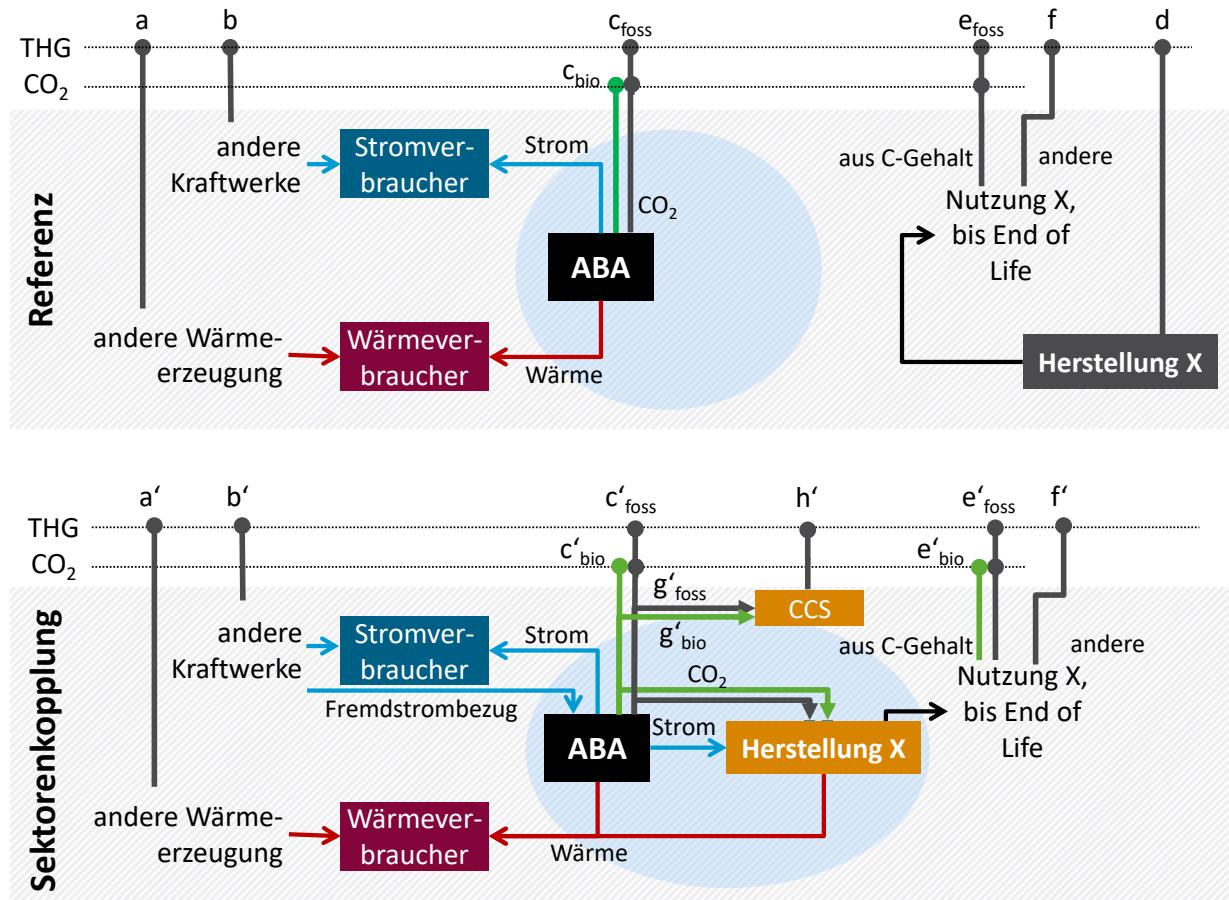
- Abwärme der Abfallbehandlungsanlage und gegebenenfalls der Sektorenkopplungstechnologie versorgt beispielsweise Gebäude zu Heizzwecken. Eine erhöhte Wärmeabgabe kann andere, im Wesentlichen fossile Wärmequellen substituieren, deren Treibhausgasemissionen dann vermieden werden – das System erhält eine Gutschrift. Umgekehrt entsteht durch

verminderte Wärmeabgabe eine reduzierte Gutschrift, im Saldo also eine Belastung. Für die Treibhausgasbilanz wird ein Wärme-Vermeidungsfaktor verwendet.

- b) Wird Strom der Abfallbehandlungsanlage zur Sektorenkopplung genutzt, anstatt ins Netz eingespeist zu werden, muss die Mindereinspeisung durch andere Kraftwerke entsprechend dem marginalen Kraftwerksmix kompensiert werden, die den Emissions-Strom b bewirken. Anzusetzen ist ein Netzstrom-Vermeidungsfaktor. Die Zusammenhänge werden im Kapitel 5.5.4 erläutert.
- c) Emissionsfracht c repräsentiert das mit dem Abgas emittierte CO₂ im Fall einer Verbrennungsanlage. Der physikalische CO₂-Strom besteht aus einem biogenen Anteil c_{bio} , der nicht in die Treibhausgasbilanzierung eingeht (grün), und einem fossilen Anteil c_{foss} , der als treibhausgasrelevantes CO₂ eingerechnet wird (grau).
- d) Wird das Produkt X klassisch hergestellt, ist seine Herstellung mit der Treibhausgasemission d verbunden. Diese wird über einen Emissionsfaktor angerechnet.
- e) Die Treibhausgasemissionen von der Produktnutzung bis zum Lebensende (End of Life) werden untergliedert. Strom e repräsentiert den Anteil aus dem Kohlenstoff- (C-)Gehalt des Produkts entsprechend der stöchiometrisch beschreibbaren vollständigen Oxidation zu CO₂. Für Wasserstoff entfällt der Strom e. Bei der Herstellung von Methan und Methanol mittels Sektorenkopplung ist deren C-Gehalt physikalisch anteilig biogen.
- f) Strom f repräsentiert die verbleibenden Treibhausgasemissionen in der Nutzungsphase des Produkts X, die nicht der vollständigen Oxidation zuzuschreiben sind, beispielsweise Verdichtungsenergie oder Transportaufwände.
- g) Strom g steht für die mittels CCS abgeschiedene CO₂-Menge mit fossilem und biogenem Anteil. Der biogene Anteil g'_{bio} kommt für BECCS zum Tragen.
- h) Treibhausgasemissionen h beschreibt die bei CCS mit CO₂-Transport und -Verpressung verbundenen Treibhausgasemissionen.

Abbildung 19: Bilanzierungsvorgehen für Treibhausgase

Emissionsströme a bis h im Vergleich von der Referenzsituation einer Abfallbehandlungsanlage (oben) und der Situation mit umgesetzter Sektorenkopplung Power-to-X (unten) oder mit CCS. Erläuterungen s. Text



ABA = Abfallbehandlungsanlage, THG = Treibhausgasemissionen.

Dunkelgraue senkrechte Linien: Treibhausgasemissionen, grüne: biogene CO₂-Emissionen

Im Falle der CO₂-Abscheidung ist diese der Abfallbehandlungsanlage zugeordnet

Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

Im Vergleich von Referenzfall und neuer Technologie-Optionen nach Abbildung 19 ergibt sich nun:

- ▶ Bei der Sektorenkopplung entfällt als zentraler Effekt die Treibhausgasemission d.
- ▶ Bei CCS ist der wesentliche Effekt die Minderung des Abgas-CO₂ in Strom c' in Höhe der Abscheidung ($g'^{foss} + g'^{bio}$).
- ▶ Der Kohlenstoffgehalt im Sektorenkopplungs-Produkt, der zu Treibhausgasemission e'^{foss} führt, entstammt vollständig aus Strom c'^{foss} , ebenso der Strom g'^{foss} im CCS-Fall. Es gilt Gleichung (5) für die treibhauswirksamen CO₂-Ströme:

$$c'^{foss} + e'^{foss} + g'^{foss} = c^{foss} \quad (5)$$

- ▶ Die Ströme f und f' sind gleich.

In Summe ändern sich die Emissionen der neuen Technologieoptionen gegenüber der Referenz damit nach Gleichung (6):

$$\text{THG (neu)} - \text{THG (Referenz)} = (a' - a) + (b' - b) + (c'^{\text{foss}} - c_{\text{foss}}) - d + (e'^{\text{foss}} - e_{\text{foss}}) + h' \quad (6)$$

Dies vereinfacht sich mit Gleichung (5) zu:

$$\text{THG (neu)} - \text{THG (Referenz)} = (a' - a) + (b' - b) - e_{\text{foss}} - g'^{\text{foss}} - d + h' \quad (7)$$

Hinzu kommt der dauerhaft abgeschiedene biogene CO₂-Strom, hier BECCS genannt

$$\text{BECCS} = -g'^{\text{bio}} \text{ mit } g'^{\text{bio}} = c_{\text{bio}} - c'^{\text{bio}} \quad (8)$$

Für die Sektorenkopplung hervorzuheben ist, dass in dieser vergleichenden Bilanzbetrachtung die fossile CO₂-Emission der Abfallbehandlungsanlage in jedem Fall emittiert wird, entweder an der Abfallbehandlungsanlage oder am Lebensende des Produktes X. Zentral wirksam ist die Substitution des fossil hergestellten Produktes X; dieser Substitutionseffekt ist unabhängig von der biogenen oder fossilen Herkunft des eingesetzten CO₂.

Die genutzten Emissionsfaktoren sind im Kapitel 5.5.3 erläutert und dort in Tabelle 23 zusammengestellt.

5.4 Bewertung weiterer Umweltwirkungen

Neben der bisher betrachteten Wirkungskategorie Klimawandel mit Wirkungsindikatorergebnissen in CO₂-Äquivalenten werden für einen ökologischen Vergleich weitere Umweltwirkungen nach Environmental Footprint 3.0 (EF 3.0) analysiert. In Tabelle 19 sind diese gelistet. Die drei toxicitätsbezogenen Wirkungskategorien Humantoxizität krebserzeugend, Humantoxizität nicht-krebserzeugend und Süßwasserökotoxizität werden nicht berücksichtigt, da diese Wirkungskategorien im Kontext des Environmental Footprint derzeit als noch nicht ausreichend robust angesehen werden, um in die externe Kommunikation einbezogen zu werden (Sala 2018). Die Analyse erfolgt für das Bezugsjahr 2035. Die Ergebnisse beziehen sich hier auf die Muster-MVA mit 666.000 MWh/a kalorischer Input (Feuerungswärme, s. Abbildung 7) und nicht auf 1 MWh kalorischer Input.

Die ökologische Analyse fußt auf den Stoff- und Energieströmen aus der physikalischen Ebene der Modellierung. Für die Szenarien mit Aminwäsche ist festzustellen: Neben dem CO₂-Gehalt kann eine Aminwäsche die Gehalte weiterer umweltrelevanter Abgasbestandteile beeinflussen. Insbesondere fängt das eingesetzte Amin Säuren und Säurebildner wie SO₂, SO₃, NO₂, NO und Salzsäure ab; auch Staubgehalte werden in gewissem Ausmaß reduziert (Rubin 2002). Eine Quantifizierung dieser Einflüsse auf die Abgaszusammensetzung von Abfallverbrennungsanlagen liegt nicht vor und wird in der Analyse nicht berücksichtigt.

Die zentralen Bestandteile einer Wirkungsabschätzung sind Klassifizierung und Charakterisierung. Dabei werden bei der Klassifizierung Umweltaspekte – z.B. bestimmte Emissionen – einzelnen Umweltauswirkungen zugeordnet. Bei der Charakterisierung erfolgt dann die Berechnung der Wirkungsindikatorwerte, z.B. als CO₂-Äquivalente pro Jahr.

Für die Analyse werden die Ergebnisse der Klassifizierung und Charakterisierung durch die Normierung aller betrachteten Wirkungsindikatorergebnisse zu Einwohnerwerten unter Verwendung von Faktoren nach Crenna (2019) ergänzt. Das gewählte Vorgehen dient der Identifikation

der wichtigsten Umweltwirkungen und erlaubt, die dazu beitragenden Prozessschritte zu ermitteln.

Zur Normierung werden die einzelnen Wirkungsindikatorergebnissen in eine gemeinsame Skala überführt. Dies erfolgt über eine Referenzeinheit, den Einwohnerwerten (EW), mittels Division der Wirkungsindikatorergebnisse durch wirkungskategorienpezifische Normierungsfaktoren. Ein Einwohnerwert entspricht dabei dem durchschnittlichen Pro-Kopf-Beitrag einer Person zur jeweiligen Wirkungskategorie (zum Beispiel für den Klimawandel 8,1 t CO₂-Äquivalente pro Einwohner und Jahr). Positive Einwohnerwerte repräsentieren eine Umweltbelastung, negative eine Umweltentlastung.

Berechnet werden die Einwohnerwerte über folgenden Ansatz:

$$EW_i = \frac{WI_i}{NFP_{C_i}} \quad (9)$$

mit EW_i = Einwohnerwert

WI_i = Wirkungsindikatorergebnis

NFP_{Ci} = Global Normalisation Factor, per capita = mittlere Belastung durch eine Person pro Jahr

i = Wirkungskategorie

Die zur Normierung der Ergebnisse verwendeten Referenzwerte sind in Tabelle 19 aufgeführt.

Tabelle 19: Ausgewählte Wirkungskategorien mit Normalisierungsfaktoren für die Berechnung des Environmental Footprint 3.0

| Wirkungskategorie | Indikator-Einheit | Global normalisation factor, pro Einwohner |
|--|-----------------------------------|--|
| Klimawandel | kg CO _{2eq} | 8.10E+03 |
| Feinstaub | Krankheitsfälle | 5.95E-04 |
| Wasserknappheit | m ³ Wasser-Äquivalente | 1.15E+04 |
| Ressourcenverbrauch fossiler Energieträger | MJ | 6.50E+04 |
| Landnutzung (Bodenqualitätsindex) | - | 8.19E+05 |
| Ressourcenverbrauch Mineralien und Metalle | kg Sb-Äquivalente | 6.36E-02 |
| Ozonabbau | kg CFC-11 Äquivalente | 5.36E-02 |
| Versauerung | mol H ⁺ -Äquivalente | 5.56E+01 |
| Ionisierende Strahlung | kBq U235-Äquivalente | 4.22E+03 |
| Photochemische Ozonbildung | kg NMVOC-Äquivalente | 4.06E+01 |
| Eutrophierung Böden | mol N-Äquivalente | 1.77E+02 |
| Eutrophierung Meeresgewässer | kg P-Äquivalente | 1.95E+01 |
| Eutrophierung Binnengewässer | kg N-Äquivalente | 1.61E+00 |

Global normalisation factor, pro Einwohner = mittlere Belastung durch eine Person pro Jahr

Quelle: Globale Normalisierungsfaktoren EF 3.0 (Crenna 2019)

5.5 Parametrierung

5.5.1 Technische Parametrierung

Die Anlagengrößen für Muster-Abfallbehandlungsanlagen sind Medianwerte aus der Anlagendatenbank nach Kapitel 2.3.5. Auch technische Kennwerte sind der Anlagendatenbank entnommen. Sie wurden mit Literaturangaben abgeglichen und ergänzt. Für die Kopplung von Power-to-X-Technologien an MVA wurde angesetzt, dass 50 % des zuvor ins Stromnetz eingespeisten Stroms für die Sektorenkopplung genutzt werden, gerundet vom Median des biogenen Kohlenstoffanteils im Siedlungsabfall von 50,3 %. Der zur Sektorenkopplung genutzte Stromanteil von 50 % wird im Sinne der Vergleichbarkeit für die Zukunftsszenarien beibehalten, wenngleich eine Steigerung des biogenen C-Anteils im Abfall angenommen wird (s. Tabelle 20).

Eine Verschiebung des Verhältnisses von Wärme- und Strombereitstellung durch die Technologieoptionen kann für einzelne Anlagen dazu führen, dass das Betriebsregime angepasst werden muss. Dies kann beispielsweise der Fall sein, wenn die Versorgung eines Wärmennetzes Vorrang vor der Stromerzeugung hat. Solche Anpassungen sind sowohl in der Zielsetzung als auch in der technischen Realisierbarkeit fallspezifisch und deswegen nicht mitmodelliert.

Tabelle 20: Biogener Kohlenstoffanteil im MVA-Durchsatz

| Parameter | Wert 2021 | Wert 2035 | Wert 2045 | Erläuterung |
|---|-----------|-----------|-----------|--|
| Biogener Kohlenstoffanteil im MVA-Durchsatz | 50,3 % | 55 % | 90 % | 2021: s. Tabelle 4 2035: Annahme. Steigerung durch wachsenden Abfallanteil von Kunststoffen aus Biomasse oder zurückgewonnenem CO ₂ 2045: in Anlehnung an Günther 2019; Annahme: Die Kunststoff-Neuproduktion ist 2045 klimaneutral (zu Details s. Prognos 2021), jedoch werden weiterhin langjährig genutzte Güter fossilen Ursprungs der Verbrennung zugeführt, z. B. Bauabfälle, Sperrmüll |

5.5.2 Wirtschaftliche Parametrierung

Spezifische Investitionskosten, Betriebskosten, Preise und Kostentrends wurden anhand verfügbarer Quellen recherchiert, auf Plausibilität geprüft und in der Regel über mehrere Quellen abgeglichen.

Die Recherchen erfolgten im Jahr 2021. Im Jahr 2022 steigende Energiepreise wurden nicht einbezogen, da die Preisstruktur 2022 Verwerfungen unterlag und kaum als repräsentativ eingestuft werden kann. Gegenüber der Grundparametrierung höhere Preise werden über die Sensitivitätsanalyse berücksichtigt.

Alle Parametrierewerte wurden für die Bezugsjahre 2021, 2035 und 2045 festgelegt. Zukünftige Kosten und Preise sind inflationsbereinigt angesetzt und auf den Währungswert 2021 bezogen. Die Grundwerte der Wirtschaftlichkeitsberechnung wurden einheitlich für alle Anlagenkomponenten festgelegt.

Es liegt in der Natur der Sache, dass zukünftige Marktpreise nicht belastbar prognostiziert werden können. Selbst relativ junge Studien, die Preisprognosen enthalten, erscheinen im Lichte von seit Publikation bereits erfolgten und zukünftig zu erwartenden Marktbewegungen begrenzt aussagefähig. Die von Repenning (2021) zusammengeführten Prognosen verschiedener Autoren zeigen z.B. für Erdöl und Erdgas 2035 breite Preispannen mit Abweichungen bis um Faktor 4. Einzelne Studien prognostizieren sinkende Gestehungskosten für zunehmend erneuerbaren Strom und in Folge auch für Elektrolysewasserstoff (Schnuelle 2022, Agora 2018). Wird jedoch die Funktion des Marktpreises als Knappheitsindikator berücksichtigt, kann auch gefolgert werden, dass zukünftige Energiepreise in hohem Maße vom Energiebedarf und vom Ausbau erneuerbarer Energien abhängen. Die in den folgenden Tabellen aufgeführten Werte sind aus diesen Gründen keine Prognosen, sondern Annahmen im Sinne von Zukunftsszenarien, die als Ausgangspunkte für Sensitivitätsbetrachtungen dienen.

Nach Rechtslage kann die Einspeisung von Strom aus den biogenen Abfallanteilen den Abfallverbrennungsanlagen über den Verkauf von Herkunfts nachweisen vergütet werden, getrennt vom Stromerlös. Die Einnahmen hieraus sind nach Betreiberangaben geringfügig (Stand 2022) und werden im Weiteren nicht berücksichtigt.

Die Nutzung des Stroms der Verbrennungsanlage für die Sektorenkopplung war nach Rechtsstand Ende 2021 bedingt mit einer EEG-Umlage verbunden: Mit der Verordnung zur Umsetzung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes 2021 vom 19.05.2021 entfiel ab 01.01.2022 die (anteilige) EEG-Umlage auf Strom aus erneuerbaren Energien, der zur Wasserstoff-Elektrolyse genutzt wird, bis zu einer Strommenge, die 5.000 Vollbenutzungsstunden des Elektrolyseurs im Kalenderjahr entspricht. Lag die Vollbenutzungsstundenzahl darüber, beispielsweise 8.000 h, und konnte eine Eigenversorgung geltend gemacht werden, berechnete sich eine mittlere EEG-Umlage auf Basis eines EEG-Umlagewertes von 37,23 €/MWh zu $(3.000 \cdot 40\% \cdot 37,23)/8.000 = 5,58 \text{ €/MWh}$. Dieser Wert wird für die 2021er-Szenarien verwendet. Die EEG-Umlage entfiel zum 01.07.2022.

Eine Befreiung des am Elektrolyseur eingesetzten Stroms von der Stromsteuer auf Antrag ist gemäß § 9a Abs. 1 Stromsteuergesetz (StromStG 2021) möglich.

Abfallverbrennungsanlagen unterliegen ab 2024 einer nationalen Emissionsabgabe, und eine Aufnahme in den europäischen Emissionshandel ist abzusehen. Entsprechend sind für die Bezugsjahre 2035 und 2045 CO₂-Zertifikatkosten angesetzt. Zudem wird angenommen, dass Negativemissionen durch BECCS zukünftig mit dem gleichen Preis honoriert werden, mit dem Treibhausgasemissionen im Emissionshandel belastet werden (vgl. Mercator 2021).

Tabelle 21 und Tabelle 22 geben die für die Wirtschaftlichkeitsberechnungen angesetzten Werte wieder.

Tabelle 21: Grundwerte der Wirtschaftlichkeitsberechnung

| Parameter | Wert 2021 | Wert 2035 | Wert 2045 | Erläuterung |
|--|-----------|-----------|-----------|---|
| Kalkulatorischer Zins | 3 % | 3 % | 3 % | |
| Abschreibungszeit neuer Technologien | 12 a | 15 a | 15 a | Annahme 2035 und 2045: alle Technologien haben längere technische Lebensdauer |
| Betriebsgebundene Kosten als Anteil von Investitionskosten | 3 % | 3 % | 3 % | Jährliche Kosten für Instandhaltung, Personal und Versicherung |
| Investitions-Förderung | 0 % | 0 % | 0 % | |
| Vollaststunden der Sektoren-kopplungsanlagen | 8.000 | 8.000 | 8.000 | |

Tabelle 22: Spezifische Kosten und Erlöse in der Grundparametrierung

| Parameter | Wert 2021 | Wert 2035 | Wert 2045 | Einheit | Erläuterung, Datenquellen |
|--|-----------|-----------|-----------|---------|--|
| Zertifikatpreis emittiertes fossiles CO _{2eq} | 0 | 71 | 85 | €/t | 2021: Abfallbehandlungsanlagen unterliegen keiner CO ₂ -Bepreisung. Werte für 2035 und 2045 mit CO ₂ -Bepreisung, nach Repenning 2021, höherer Ansatz. |
| Vergütung BECCS | 0 | 71 | 85 | €/t | Annahme: wie Zertifikatpreis |
| Erlös Stromeinspeisung für Abfallverbrennungsanlagen | 60 | 66 | 76 | €/MWh | 2021: Energy-Charts 2021 2035 gegenüber 2021: Nach Repenning (2021) ca. 5 % Steigerung des Industrie-Verbrauchspreises, Annahme +10 % für den erzielbaren Einspeiseerlös. Projektion auf 2045 in Anlehnung an Repenning (2021). |
| Erlös Stromeinspeisung für Abfallverbrennungsanlagen *) | 75 | 88 | 102 | €/MWh | *) bei vom Marktpreis geführter Fahrweise eines Elektrolyseurs, s. Kap. 5.5.5 |
| Kosten Strombezug | 106 | 115 | 130 | €/MWh | 2021: Repenning 2021. Steigerungen: Annahme zwischen gleichem Faktor und gleiches Inkrement wie bei Erlös Stromeinspeisung |
| Erlös Stromeinspeisung für BVGA | 170 | 80 | 80 | €/MWh | 2021: BNetzA 2021. Annahme 2035 und 2045: deutlich geringere EEG-Vergütung. |
| EEG-Umlage • bis 5.000 • bei 8.000 Vollbenutzungs-stunden | 0 5,58 | 0 0 | 0 0 | €/MWh | s. Text |

| Parameter | Wert 2021 | Wert 2035 | Wert 2045 | Einheit | Erläuterung, Datenquellen |
|--|------------|------------|------------|---------------|---|
| Erlös Wärmeverkauf | 14 | 18 | 22 | €/MWh | 2021: marktüblich. Annahme für 2035 und 2045. Erwägungsgründe: Fernwärmeanteil an Gebäudeheizung steigt, Wärmebedarf sinkt, steigende Marktpreise fossiler Alternativen (vgl. Repenning 2021, S. 48f) |
| Erlös Wasserstoff (erste Zeile: bezogen auf Brennwert) | 102 4,0 | 127 5,0 | 152 6,0 | €/MWh €/kg | Annahme für 2021. Zum Vergleich: Gestehungskosten erste Jahreshälfte 2021 für grauen Wasserstoff 1,5-2,5 €/kg, zum Jahresende 2021 5,5 €/kg (E-bridge 2021, ASUE 2021) 2035 und 2045: steigender grüner Wasserstoffbedarf. Zudem steigt der Preis von Wasserstoff aus Erdgas durch CO ₂ -Bepreisung (beispielsweise 100 €/t CO ₂ führt zu rund +1,0 €/kg Wasserstoff). |
| Erlös Methan (obere Zeile: bezogen auf Heizwert) | 18 250 | 24 333 | 28 390 | €/MWh €/t | 2021 und 2035: Dittrich 2020, S. 188. Für 2045 projiziert Dittrich (2020) im Szenario GreenEe 22 €/MWh. Dagegen Annahme einer weiteren Preissteigerung durch Verknappung. |
| Erlös Methanol (obere Zeile: bezogen auf Brennwert) | 70 440 | 100 630 | 130 820 | €/MWh €/t | Marktpreis fossil ist 390 €/t nach Statista 2021. Annahme leicht höherer Preis für Grün-Methanol (auch wenn hierfür keine Zertifizierung verfügbar ist) 2035 und 2045: Preis von fossil erzeugtem Methanol steigt. (Zum Preisanstieg der Methanolrohstoffe Kohle und Erdöl vgl. Repenning 2021, S. 46ff) |

5.5.3 Parametrierung für die Treibhausgasbilanzierung

In Tabelle 23 sind die verwendeten Emissionsfaktoren zur Treibhausgasbilanzierung zusammengestellt. Wesentlichen Einfluss auf die ökobilanziellen Ergebnisse nimmt der Netzstrom-Vermeidungsfaktor, der im folgenden Kapitel 5.5.4 erläutert ist.

Die Basis-Annahmen zum Szenario 2045 orientieren sich mit Blick auf die Treibhausgas-Reduktionen in den betroffenen Wirtschaftsbereichen im Wesentlichen an Prognos (2021). Realistisch werden sich Emissionsfaktoren asymptotisch an 0 annähern. Im Sinne einer Grenzfallbetrachtung wird für das Bezugsjahr 2045 der Wert 0 nominell angesetzt. Der fossile C-Anteil im Abfall steigt 2045 auf angenommene 90 % (s. Tabelle 20).

5.5.4 Netzstrom-Vermeidungsfaktor

Emissionsfaktoren für den Strommix und für den marginalen Kraftwerksmix

Treibhausgas-Emissionsfaktoren für Strom können auf Basis des durchschnittlichen Strommix oder als marginale Faktoren bestimmt werden. Die Strommix-Methode ist ein beschreibender Ansatz. Beispielsweise wird der deutsche Strommix-Emissionsfaktor berechnet, indem der Treibhausgasausstoß, der der Stromerzeugung in Deutschland in Summe zuzuordnen ist, auf die erzeugte Strommenge bezogen wird.

Aufgrund der Einspeisepriorität für Erzeugungsanlagen von erneuerbarem Strom werden diese im Strommix entsprechend ihrer Kapazitäten und – soweit Bedarf besteht – weitgehend vollständig genutzt. Andere, insbesondere fossilbefeuerten Kraftwerken ergänzen die Erzeugung bis zur Bedarfsmenge.

Der marginale Ansatz dagegen betrachtet die Folgen von Maßnahmen, welche eine Änderung der Höhe der Stromeinspeisung oder des Strombedarfs hervorrufen. In der vorliegenden Studie ist dies insbesondere der Fall, wenn bisher von Abfallbehandlungsanlagen ins Netz eingespeister Strom durch Implementierung einer Sektorenkopplung nun nicht mehr eingespeist wird. Dies hat zur Folge, dass andere Stromerzeugungsanlagen in höherem Maße eingesetzt werden müssen, um den Bedarf zu decken. Der hierfür anzusetzende marginale Kraftwerksmix enthält, so lange erneuerbare Energien nicht umfassend verfügbar sind, einen gegenüber dem durchschnittlichen Strommix deutlich höheren Anteil von fossilbefeuerten Kraftwerken. Die Treibhausgasemissionen der Stromerzeugung im marginalen Kraftwerksmix werden durch den Netzstrom-Vermeidungsfaktor quantifiziert.

Der Netzstrom-Vermeidungsfaktor wird auch Verdrängungsfaktor, marginaler Emissionsfaktor oder Emissionsfaktor nach der Grenzkraftwerksmethode genannt. Er ist in aller Regel deutlich höher als der Strommix-Emissionsfaktor.

Angesichts des Begriffs „Vermeidungsfaktor“ sei erläuternd darauf hingewiesen, dass dieser sowohl für Maßnahmen anzuwenden ist, die eine zusätzliche Stromeinspeisung mit sich bringen – dabei wird eine anderweitige Stromerzeugung nach marginalem Kraftwerksmix vermieden –, als auch für eine entfallende Stromeinspeisung, somit entfallende Vermeidung.

Der Vermeidungsfaktor wird im Sinne einer folgenorientierten, Systemeffekte abbildenden Bewertung in vorliegender Studie angewendet.

Bestimmung des Netzstrom-Vermeidungsfaktors

Bestimmt wird der Vermeidungsfaktor mit Modellen, in denen der reale Strommarkt verglichen wird mit einem fiktiven Strommarkt ohne eine bestimmte Stromproduktion. Lauf (2019) und Folgepublikationen geben Vermeidungsfaktoren für erneuerbare Energien wieder, auch für Strom aus dem biogenen Anteil von Abfall. Die dort aufgeführten Brutto-Vermeidungsfaktoren sind ebenso für Stromeinspeisemengen aus Abfallbehandlungsanlage anwendbar.

Mit steigendem Anteil erneuerbarer Energien fallen der Strommix-Emissionsfaktor wie auch der Vermeidungsfaktor über die Jahre.

Tabelle 23: Spezifische Treibhausgasemissionen in der Grundparametrierung

| Parameter | Wert 2021 | Wert 2035 | Wert 2045 | Einheit | Erläuterung, Datenquellen |
|---|-----------|-----------|-----------|---------|--|
| Netzstrom-Vermeidungsfaktor | 610 | 373 | 0 | g/kWh | bei nicht vom Marktpreis geführter Fahrweise eines Elektrolyseurs, s. Kap. 5.5.4 2021: interpoliert nach Böing 2019 2035: nach Böing 2019 |
| Netzstrom-Vermeidungsfaktor | 940 | 620 | 0 | g/kWh | bei vom Marktpreis geführter Fahrweise eines Elektrolyseurs, s. Kap. 5.5.5 |
| Wärme-Vermeidungsfaktor | 263 | 180 | 0 | g/kWh | Substitution von konventioneller Wärmeerzeugung durch Fernwärme 2021: Verdrängung eines Mix aus 1/3 Ölheizung und 2/3 Gasheizung; Mix nach Fraunhofer IWES/IPB 2017, Faktoren nach GaBi 2022, EF 3.0 2035: Annahme (Wärmewende ist gegenüber Stromwende verzögert) |
| Wasserstoff, Herstellung | 10.708 | 10.708 | 0 | kg/t | fossil, GaBi 2022, EF 3.0 |
| Methan, Herstellung | 487 | 487 | 0 | kg/t | Methan (aus Erdgas), GaBi 2022, EF 3.0 |
| Methan, aus C-Gehalt | 2.740 | 2.740 | 2.740 | kg/t | Stöchiometrie |
| Methanol, Herstellung | 664 | 664 | 0 | kg/t | GaBi 2022, EF 3.0 |
| Methanol, aus C-Gehalt | 1.370 | 1.370 | 1.370 | kg/t | Stöchiometrie |
| CO ₂ -Transport via Pipeline und CCS | - | 28 | 0 | kg/t | Ecoinvent 3.8 und GaBi 2022, EF 3.0 |

Anwendung des Vermeidungsfaktors auf die Handlungsoptionen an Abfallbehandlungsanlagen

Abfallbehandlungsanlagen, die Strom ins Netz einspeisen, erhalten in ökobilanzieller Betrachtung eine Emissionsgutschrift für die eingespeiste Strommenge, da diese nicht anderweitig erzeugt werden muss. Wird diese Stromeinspeisung gegenüber der Referenzsituation gemindert (etwa durch Inbetriebnahme eines Elektrolyseurs), wird die Gutschrift reduziert, was sich im Effekt als Treibhausgasbelastung darstellt (vgl. Modellierungsergebnisse in Abbildung 26, Abbildung 27 und Abbildung 32). Deren Höhe wird durch Multiplikation der entfallenen Stromeinspeisemenge mit dem Netzstrom-Vermeidungsfaktor berechnet.

Der Vermeidungsfaktor wird in der Regel als Jahresmittelwert angegeben und ist damit für eine kontinuierliche Stromeinspeisung oder deren Entfallen anwendbar. Mit der Publikation von Böing (2019) konnte darüber hinaus eine Studie ermittelt werden, die den Vermeidungsfaktor zeitabhängig darstellt, in Form einer geordneten Jahresdauerlinie. Dies erlaubt, die anzulegenden Vermeidungsfaktoren bei einem strompreisgeführten Elektrolyseurbetriebs abzuschätzen (siehe Kapitel 5.5.5).

In Lauf (2019) wird der Brutto-Vermeidungsfaktor für die Stromerzeugung aus dem biogenen Anteil des Abfalls für 2018 mit 738 g/kWh angegeben. Böing (2019) ermittelte über ein Rechenmodell einen Wert von 633 g/kWh für 2020. Damit hat Böing (2019) einen im Rahmen der methodischen Divergenzen und angesichts eines von 2018 auf 2020 gestiegenen Anteils erneuerbarer Stromerzeugung einen vergleichbaren Ausgangspunkt; seine Publikation wird für die Ableitungen für 2021 und 2035 genutzt.

5.5.5 Strompreisgeführter Elektrolyseurbetrieb

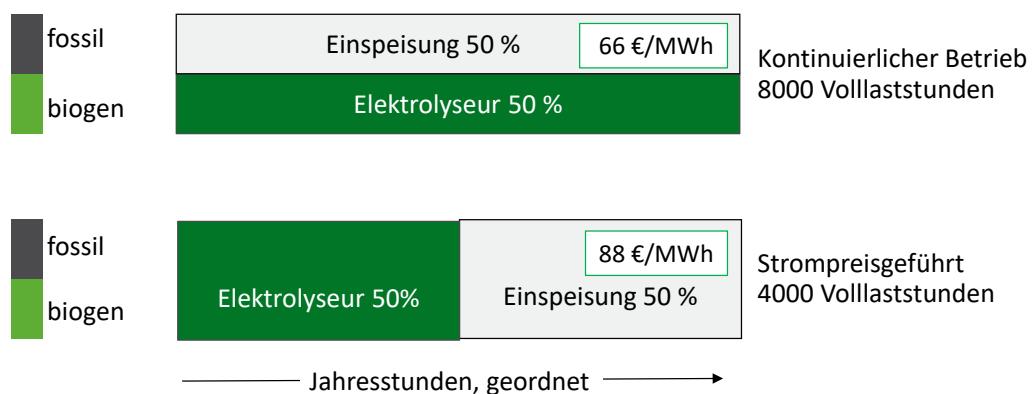
Alternativ zum weitgehend kontinuierlichen Betrieb eines Elektrolyseurs werden Szenarien eines strompreisgeführten Betriebs geprüft. Voraussetzung hierfür ist ein Stromeinspeisevertrag, der eine solche Flexibilität zulässt. Der kontinuierliche Betrieb beinhaltet, dass 50 % des Stroms auf den Elektrolyseur geführt und die anderen 50 % weiterhin mit einem durchschnittlichen Erlös ins Netz eingespeist werden (60 €/MWh, 66 €/MWh und 76 €/MWh für 2021, 2035 und 2045). Dagegen wird nun angenommen, dass der Elektrolyseur nur zur Hälfte der Zeit (4.000 Vollaststunden) in Betrieb ist, nämlich wenn die erzielbaren Stromerlöse unterdurchschnittlich sind. Dann wird kein Strom eingespeist. Dabei darf für die andere Hälfte der Zeit ein überdurchschnittlicher Stromerlös angesetzt werden, der im Jahr 2021 mit 75 €/MWh 25 % über dem Durchschnittserlös liegt, in den Jahren 2035 und 2045 mit 88 €/MWh und 102 €/MWh jeweils 33 % über dem Durchschnittserlös (s. Tabelle 22). Diese Zuschläge sind aus publizierten geordneten Dauerlinien des Strompreises abgeschätzt (Böing 2019, Schweitzer 2019a, Graichen 2015, Wietschel 2019). Der höhere Zuschlag für 2035 und 2045 spiegelt wider, dass eine zunehmende Fluktuation im Stromnetz durch höhere Anteile erneuerbarer Energien eine steigende Preis schwankung bewirkt.

Abbildung 20 illustriert die zeitlichen Nutzungsvarianten. In beiden Fällen wird jahresbilanziell die gleiche Menge – 50 % des erzeugten Stroms – auf den Elektrolyseur geführt. Ein zeitweiser Betrieb mit 4.000 Vollaststunden erfordert dabei eine größere Elektrolyseurleistung.

Abbildung 20: Schematische Darstellung der geordneten Zeiten und Strommengen für die Betriebs-Szenarien eines Elektrolyseurs

Erläuternde Wertangaben am Beispiel der Grundparametrierung 2035

Erzeugungsleistung Nutzung



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

Zur Berechnung der Auswirkungen eines strompreisgeführten Elektrolyseurbetriebs auf die Treibhausgasemissionen wird angenommen, dass ein hoher Strompreis regelmäßig mit einem hohen Anteil an fossilstämmiger Stromeinspeisung einhergeht. Wird Strom nur zu

hochpreisigen Zeiten eingespeist, in denen die Stromerzeugung durch einen geringen Anteil erneuerbarer Quellen und einen hohen Anteil fossiler Kraftwerke geprägt ist, ist ein gegenüber dem Mittelwert höherer Vermeidungsfaktor anzulegen. Der Elektrolyseur wird im Szenario zur Hälfte der Jahresstunden betrieben. Entsprechend wurde die geordnete Jahresdauerlinie des marginalen Emissionsfaktors für 2020 und 2035 nach Böing (2019) in der Hälfte mit den oberen Werten ausgewertet und daraus der Mittelwert gebildet. Interpoliert auf 2021 beträgt dieser 940 kg CO_{2eq}/MWh, für 2035 beträgt er 620 kg CO_{2eq}/MWh.

Böing (2019) baut in seiner Arbeit auf gegenüber heute wenig ambitionierten Entwicklungspfaden auf, die – entsprechend damaliger politischer Zielvorgaben – eine nur unvollständige Klimaneutralität bis zum Jahr 2050 anstreben. Die Vermeidungsfaktoren könnten in Anbetracht der heute geschärften politischen Ziele auch niedriger ausfallen. Auch hier sind die verwendeten Werte Annahmen, keine Prognosen.

Die Szenarienberechnung folgt einer ersten schematisierten Festlegung. In einer späteren Umsetzung muss weder ein Betrieb von genau 4.000 Stunden erzielt werden, noch ist ein An-Aus-Betrieb notwendig – es kann auch in Teillast gefahren werden. Die Fragestellung einer wirtschaftlichen Optimierung der Betriebszeiten und -leistungen liegt außerhalb des Rahmens dieser Studie.

Der strompreisgeführte Elektrolyseurbetrieb ist marktdienlich. Ein für das Stromnetz system- oder netzdienlicher Betrieb würde sich in den Wirkungen ähnlich gestalten.

5.6 Ergebnisse für die Energienutzungsoptionen an Abfallverbrennungsanlagen

5.6.1 Wirtschaftlichkeit

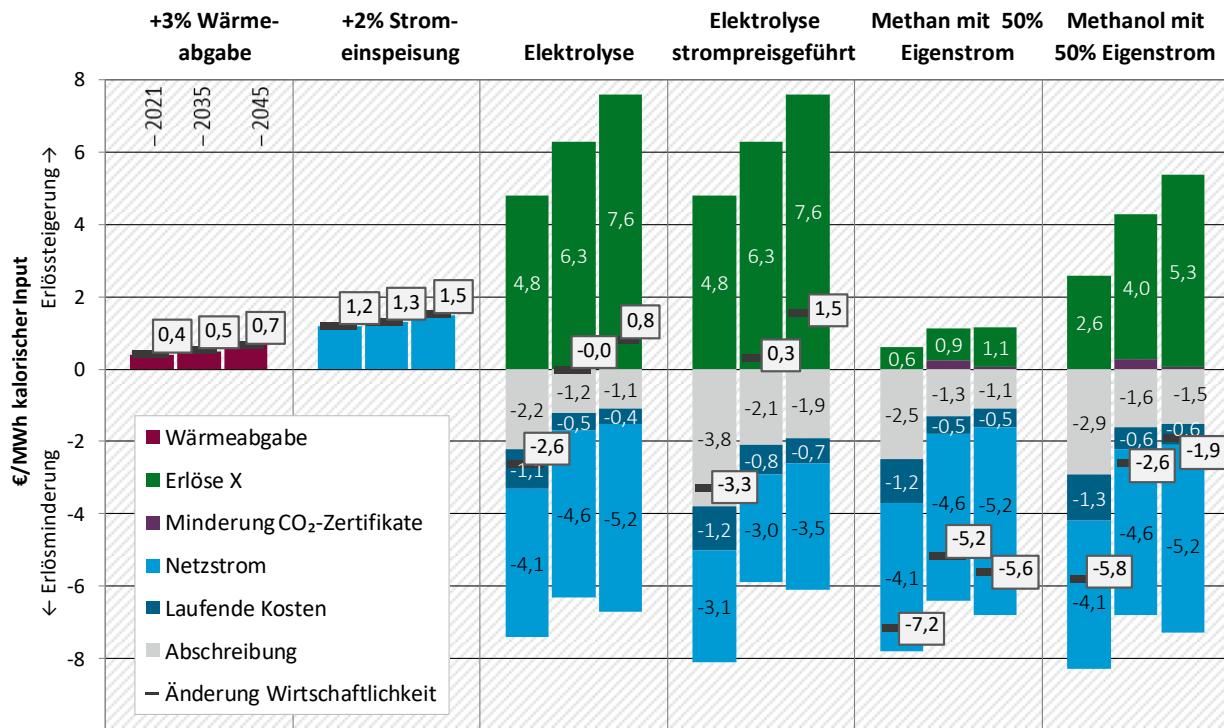
5.6.1.1 Wirtschaftlichkeit der Szenarien in der Grundparametrierung

Die wirtschaftlichen Effekte der Implementierung von Energienutzungsoptionen an Abfallverbrennungsanlagen wurden am Beispiel der MVA-Musteranlage in der Grundparametrierung analysiert. Sie sind in Abbildung 21 dargestellt.

Für die Anlagenkosten sind die Investitionsabschreibung sowie die laufenden Kosten dargestellt, welche sich aus betriebsgebundenen Kosten (s. Tabelle 21) und verbrauchsgebundenen Kosten (ohne Strom, s. Tabelle 13, Tabelle 15 und Tabelle 16) zusammensetzen.

Abbildung 21: Wirkung der Implementierung von Energienutzungsoptionen auf die wirtschaftliche Ergebnissituation der MVA-Musteranlage, im Vergleich zur jeweiligen Referenz

Säulen innerhalb der Gruppen von links nach rechts je für die Bezugsjahre 2021–2035–2045. X = Wasserstoff, Methan oder Methanol.



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

Das Diagramm lässt unter den gewählten Bedingungen folgende Aussagen zu:

- Ein zusätzlicher Wärmeverkauf ist lohnend. Exemplarisch gerechnet wurde eine Steigerung der Wärmeabgabe von 22 % auf 25 % des kalorischen Inputs. Allerdings wurden Investitionen, die eine erhöhte Wärmeabgabe erst ermöglichen, hier nicht festgelegt. Diese hängen stark von den notwendigen Maßnahmen ab, wie in Kapitel 4.6 dargelegt. Für das Szenario 2035 lässt sich mit dem Modell die maximale Investition rückrechnen, bis zu der ein erhöhter Wärmeverkauf wirtschaftlich vorteilhaft ist. Sie beträgt 4,7 €/MWh kalorischer Input. Eine mögliche Beeinträchtigung der Stromerzeugung ist zu beachten.
- Auch eine erhöhte Stromeinspeisung steigert die Erlöse. Betrachtet wurde ein Anheben des Strom-Wirkungsgrads von 13,8 % auf 15,8 %, bezogen auf den kalorischen Input. Auch hier sind Investitionskosten nicht berücksichtigt. Auch hier kann mithilfe des Modells berechnet werden, dass im Szenario für 2035 die erhöhte Stromeinspeisung bis zu einer Investition von rund 11,6 €/MWh kalorischer Input wirtschaftlich vorteilhaft wäre.
- Alle drei modellierten Varianten von Power-to-X erzielen unter den Bedingungen für 2021 ein gegenüber dem Referenzszenario schlechteres wirtschaftliches Ergebnis. Die Summe aus entgangenen Stromerlösen als Opportunitätskosten und Anlagenkosten der neuen Verfahren ist höher als die Zusatzerlöse durch das Power-to-X-Produkt und die bei der Methanolherstellung berücksichtigte erhöhte Wärmeabgabe.
- In der Betrachtung für das Jahr 2035 liegt die Elektrolyse am Break-even. Die Produkterlöse wiegen bei geringeren Anlagenkosten die Opportunitätskosten der entfallenden

Stromeinspeisung fast auf. Die Methan- wie auch die Methanolherstellung stellen sich unter den gewählten Bedingungen 2035 und 2045 als unwirtschaftlich dar.

- ▶ In den Elektrolyse-Szenarien führen Investitionsförderungen zu einer Verbesserung der Rentabilität. Die Grenzfälle von keiner oder einer 100%igen Förderung sind in Kapitel 5.6.1.4 mitbetrachtet. In Szenarien, in denen die Strom-Opportunitätskosten höher sind als die Produkterlöse, ist selbst mit einer 100%igen Investitionsförderung keine Wirtschaftlichkeit erreichbar.
- ▶ Wäre zukünftig die Einbindung von CO₂ in Methan oder Methanol nicht auf die Emissionzertifikate anrechenbar, entfiele die Entlastung durch verringerte CO₂-Zertifikatkosten.

Die Szenariengruppe „Elektrolyseur strompreisgeführt“ wird im Kapitel 5.6.1.3 diskutiert.

5.6.1.2 Stromnetz-Regelleistung am Beispiel Elektrolyseur

Ist der Elektrolyseur kurzfristig lastflexibel, so lässt er sich einsetzen, um Primärregelleistung zur Frequenzstabilisierung des Stromnetzes anzubieten. Ist seine Maximalleistung beispielsweise größer als 2 MW und wird er im Normalbetrieb mit 1 MW weniger Leistung beaufschlagt, als die Maximalleistung zulässt, so kann ±1 MW Primärregelleistung erbracht werden – auf der negativen Seite 1 MW durch geringere Stromnetzeinspeisung mit höherer Elektrolyseurleistung, auf der positiven Seite 1 MW durch höhere Einspeisung bei niedrigerer Elektrolyseurleistung.

Mit einer Elektrolyseur-Leistung von 1 MW können bei 73 % Wirkungsgrad und 8.000 Vollaststunden im Jahr 148 t Wasserstoff produziert werden. Bei einem spezifischen Erlös von 4-5 €/kg resultieren hieraus Erlöse von 590.000-740.000 €. Im Vergleich dazu lässt sich bei einem Primärregelleistungs-Preis von 70.000 €/MW (Schäfer 2020) mit einem Leistungsband von 1 MW selbst unter der Annahme eines durchgängigen Zuschlagerfolgs in den Auktionen nur 70.000 € erzielen. Die Handlungsoption Primärregelleistung ist unter diesen Randbedingungen nicht vorteilhaft.

5.6.1.3 Vom Marktpreis geführte Fahrweise des Elektrolyseurs

Als weitere Flexibilisierungsoption wird der Betrieb des Elektrolyseurs nur bei niedrigen Stromverkaufspreisen betrachtet. Die entsprechende Parametrierung ist in Kapitel 5.5.5 dargelegt. Die Szenariengruppe in Abbildung 21 verdeutlicht im Vergleich zum (kontinuierlichen) Elektrolyse-Szenario: Für 2021 überwiegen die Investitionskosten des für die Flexibilisierung notwendigen, doppelt so großen Elektrolyseurs die geringeren Opportunitätskosten der Stromeinspeisung – die vom strompreisgeführte Fahrweise des Elektrolyseurs ist 2021 nicht lohnend. Dies ändert sich jedoch zukünftig aufgrund geringeren Investitionsabschreibungen bei höherem Elektrolyseurwirkungsgrad. Das Flexibilisierungs-Szenario überschreitet 2035 den Break-even und wird 2045 wirtschaftlich rentabel.

Je nach Wasserstoff-Anwendung ist bei einem dynamischen Betrieb des Elektrolyseurs ein Wasserstoffspeicher geeigneter Größe notwendig. Dessen Zusatzkosten sind fallabhängig und wurden nicht berücksichtigt.

5.6.1.4 Einflüsse auf die Wirtschaftlichkeit eines Elektrolyseurs an Abfallverbrennungsanlagen – Sensitivitätsbetrachtungen

Wesentlich Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit der Sektorenkopplungsumsetzungen sind der Erlös für eingespeisten Strom – besser gesagt, die Opportunitätskosten dadurch, dass Strom nicht mehr eingespeist wird – im Vergleich zum Verkaufserlös des Power-to-X-Produktes.

In Abbildung 22 sind die Wasserstoff-Gestehungskosten in Abhängigkeit vom spezifischen Stromerlös dargestellt. Kann an der Muster-MVA ein spezifischer Wasserstoff-Erlös oberhalb der Gestehungskosten erzielt werden, ist diese Konstellation wirtschaftlich rentabler als die Referenzsituation ohne Sektorenkopplung.

Zum spezifischen Stromerlös auf der x-Achse kommen gegebenenfalls gesetzlich festgelegte Aufschläge auf selbstgenutzten Strom. Dies gilt insbesondere für die nach Rechtsstand 2021 noch zu entrichtende anteilige EEG-Umlage, die in der gleichen Richtung wirkt und im Diagramm zum entgangenen Stromerlös addiert wird. Für die späteren Referenzjahre wurde eine EEG-Umlage nicht mehr berücksichtigt.

Mit einem offenen Quadrat ist die jeweilige Grundparametrierung markiert (s. Tabelle 13, Tabelle 21 und Tabelle 22). Dass die Grundparametrierung 2021 auf dem Graphen „Elektrolyseur 2035, ohne Investitionskosten“ liegt, stellt keinen Zusammenhang dar.

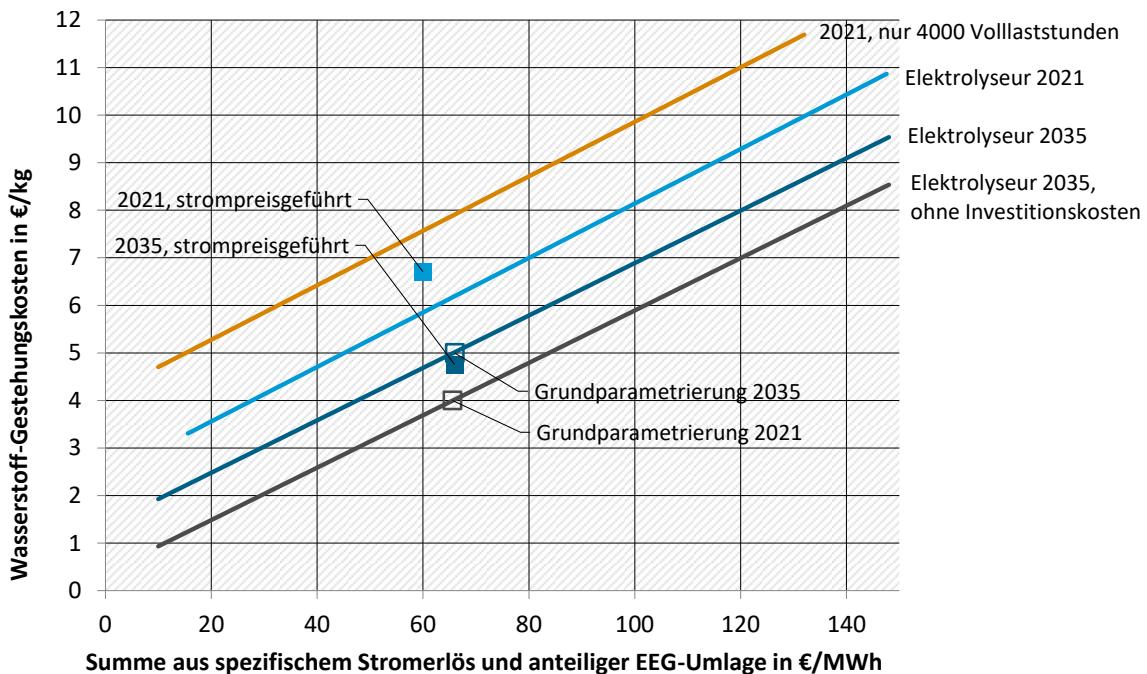
- ▶ Für den Break-even ist 2021 ein Wasserstofferlös von ca. 6,2 €/kg notwendig.
- ▶ Der oberste Graph repräsentiert eine Vollbenutzungsstunden-Zahl von 4.000 bei gleicher Jahresstrommenge und ohne Regelung nach Strompreis. Die Investitionen für einen größeren Elektrolyseur verschieben die Gestehungskosten um ca. 1,8 €/kg nach oben.
- ▶ Mit einem Stromerlös von 66 €/MWh sowie einem Wasserstofferlös von 5,0 €/kg, beides entsprechend der Grundparametrierung, wird im Szenario für 2035 der Break-even erreicht. Bei beispielhaft angenommenen 120 €/MWh Strom dagegen müsste der erzeugte Wasserstoff mindestens 8,0 €/kg einbringen.
- ▶ Mit einem weiteren Graphen wird der Einfluss Investitionskosten veranschaulicht. Vom Graphen für 2035 ausgehend ist im Sinne einer Grenzbetrachtung ein Graph ohne Investitionskosten eingetragen – bewirkt etwa durch eine 100%ige Investitionsförderung.
- ▶ Unter den Randbedingungen für 2035 bei einem spezifischen Stromerlös von 66 €/MWh würde beispielsweise eine 50%ige Förderung (zwischen den Graphen) bewirken, dass ein Wasserstofferlös über 4,5 €/kg für einen wirtschaftlichen Vorteil ausreicht. Wird zudem strompreisgeführt betrieben, reichen ca. 4,25 €/kg aus (nicht abgebildet).

Punkte für strompreisgeführte Szenarien sind ergänzend eingezeichnet. Sie sind auf der x-Achse den Stromerlösen im Jahresmittel zugeordnet. Für 2021 entfällt bei nur 4.000 Vollaststunden die EEG-Umlage (s. Kapitel 5.5.5), daher ist der Punkt gegenüber dem Referenzpunkt nach links versetzt.

Die Wirtschaftlichkeit kann in allen Szenarien mit Elektrolyseur verbessert werden, wenn zahlende Abnehmer für die Abwärme des Elektrolyseurs oder für den Elektrolyse-Sauerstoff gefunden werden (ohne Abbildung). Bei der Elektrolyse entstehen für 1 kg Wasserstoff rund 8 kg Sauerstoff. Damit bewirkt ein Sauerstoff-Verkaufserlös von beispielsweise 0,1 €/kg (nach Nyári 2020), dass für das gleiche wirtschaftliche Ergebnis wie ohne Sauerstoffverkauf ein um 0,8 €/kg reduzierter Wasserstofferlös ausreicht.

Abbildung 22: Wasserstoff-Gestehungskosten einer Elektrolyseanlage an der Muster-MVA

Erläuterungen s. Text. Die Datenpunkte „strompreisgeführt“ sind in Kapitel 5.6.1.3 erläutert.



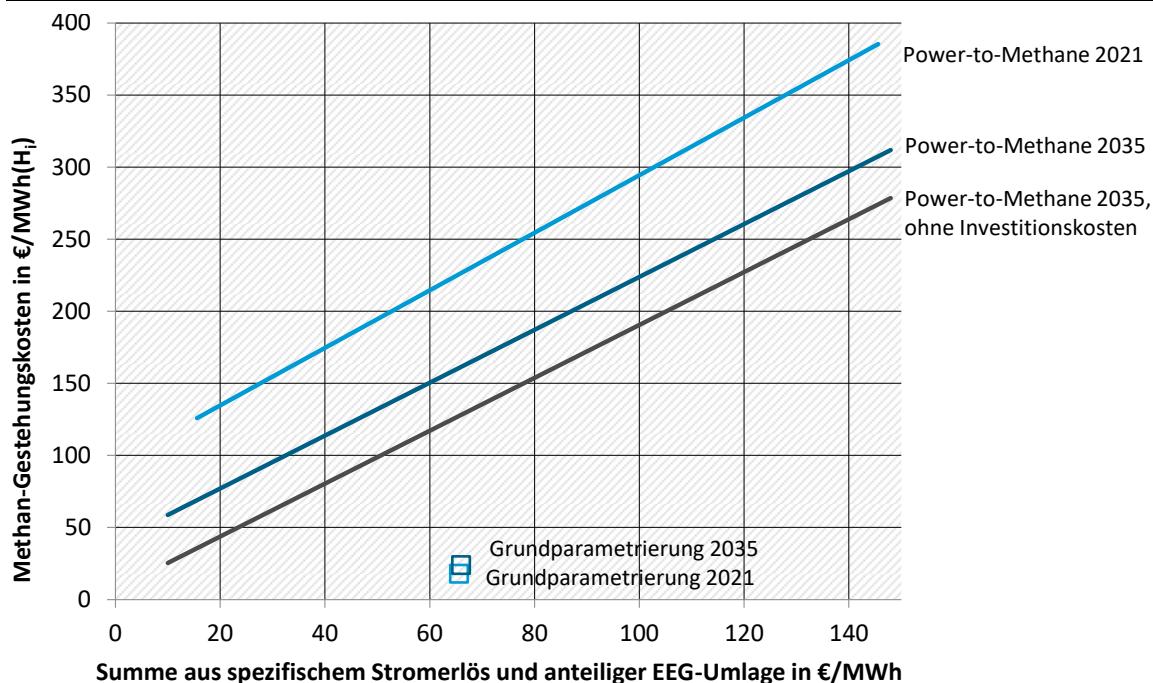
Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

5.6.1.5 Einflüsse auf die Wirtschaftlichkeit eines Methan- oder Methanolherstellung an Abfallverbrennungsanlagen – Sensitivitätsbetrachtungen

In Analogie zu Abbildung 22 zeigen nun Abbildung 23 und Abbildung 24 die Zusammenhänge zwischen spezifischem Stromerlös und Gestehungskosten für die Methanherstellung und für die Methanolherstellung. Bei den Stromerlöswerten der Grundparametrierung wäre die Methanherstellung bei Verkaufserlösen 2021 ab 226 €/MWh(H_i), 2035 ab 161 €/MWh(H_i) rentabel. Für die Methanolherstellung liegen die entsprechenden Mindestwerte 2021 bei 1,43 €/kg und 2035 bei 1,04 €/kg.

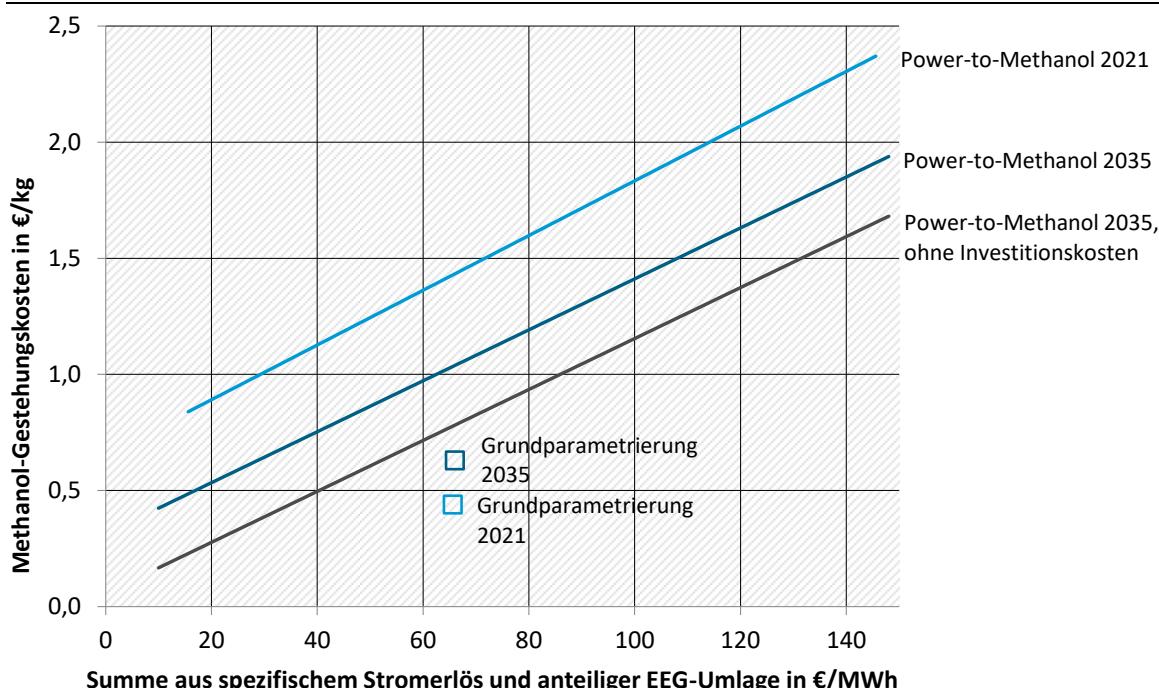
Die Aussage der Sensitivitätsgraphen lässt sich im Falle von Methan auch wie folgt formulieren: In €/MWh ist der spezifische Methanerlös in den Grundparametrierungen um rund Faktor 3 niedriger als der spezifische Stromerlös. Wirtschaftlich vorteilhaft wird die Technologie bei Marktentwicklungen (vgl. Baur 2022), die einen gegenüber Strom um Faktor 2-3 höheren Methanerlös in €/MWh bewirken.

Abbildung 23: Gestehungskosten für Power-to-Methane an der Muster-MVA



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

Abbildung 24: Gestehungskosten für Power-to-Methanol an der Muster-MVA



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

5.6.1.6 CO₂-Bepreisung und Wirtschaftlichkeit der Methan- und Methanolherstellung (CCU)

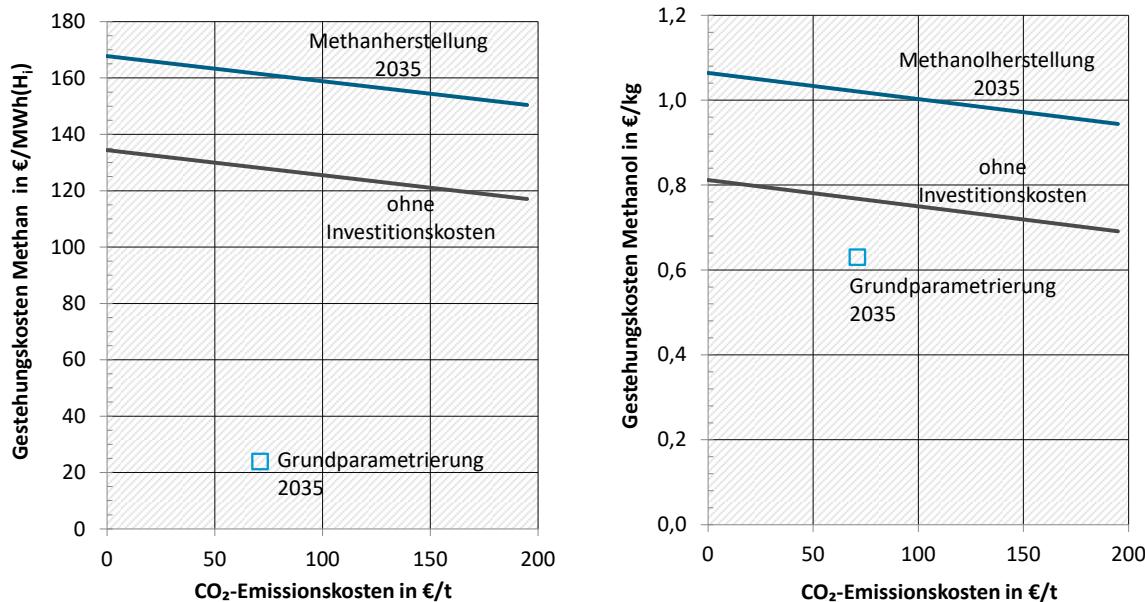
In den Fällen der Methan- und der Methanolherstellung nimmt auch die Höhe einer CO₂-Bepreisung Einfluss auf das wirtschaftliche Ergebnis. Ausgegangen wird folgend von einem zukünftigen Zustand, in dem die fossilen CO₂-Emissionen mit Kosten verbunden sind und CCU zu einer Minderung dieser Emissionskosten führt. Es wird für CCU angenommen, dass der biogene

C-Anteil im Abfall auch für den im Power-to-X-Produkt eingebundenen Kohlenstoff gilt – es wird also nicht nominell z.B. nur fossiler Kohlenstoff chemisch gebunden.

Abbildung 25 stellt die Abhängigkeit der Gestehungskosten von Methan und von Methanol vom CO₂-Preis dar. Die CO₂-Abscheidung und -Nutzung (CCU) wird mit steigenden Zertifikatpreisen finanziell attraktiver. Allerdings begründen selbst Zertifikatkosten von 200 €/t in beiden Fällen allein noch keine Wirtschaftlichkeit; hierfür müssen andere Entlastungseffekte hinzukommen.

Abbildung 25: Gestehungskosten von Methan und von Methanol unter Annahme von Kosten für die Emission von fossilem CO₂ für die MVA-Musteranlage

Grundparametrierungen nach Tabelle 4 und Tabelle 22, Bezugsjahr 2035, sowie Grenzbetrachtungen ohne Investitionskosten



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

Auch die Marktpreise für Methan und Methanol steigen perspektivisch mit zunehmenden CO₂-Zertifikatpreisen. Insgesamt wird damit CCU an Abfallverbrennungsanlagen wirtschaftlich attraktiver, gestützt sowohl von der Seite der vermiedenen Kosten für fossile CO₂-Emissionen – soweit CCU zukünftig im Emissionshandel angerechnet wird (s. Kapitel 3.4) – als auch von den am Markt erzielbaren Erlösen für die Sektorenkopplungsprodukte.

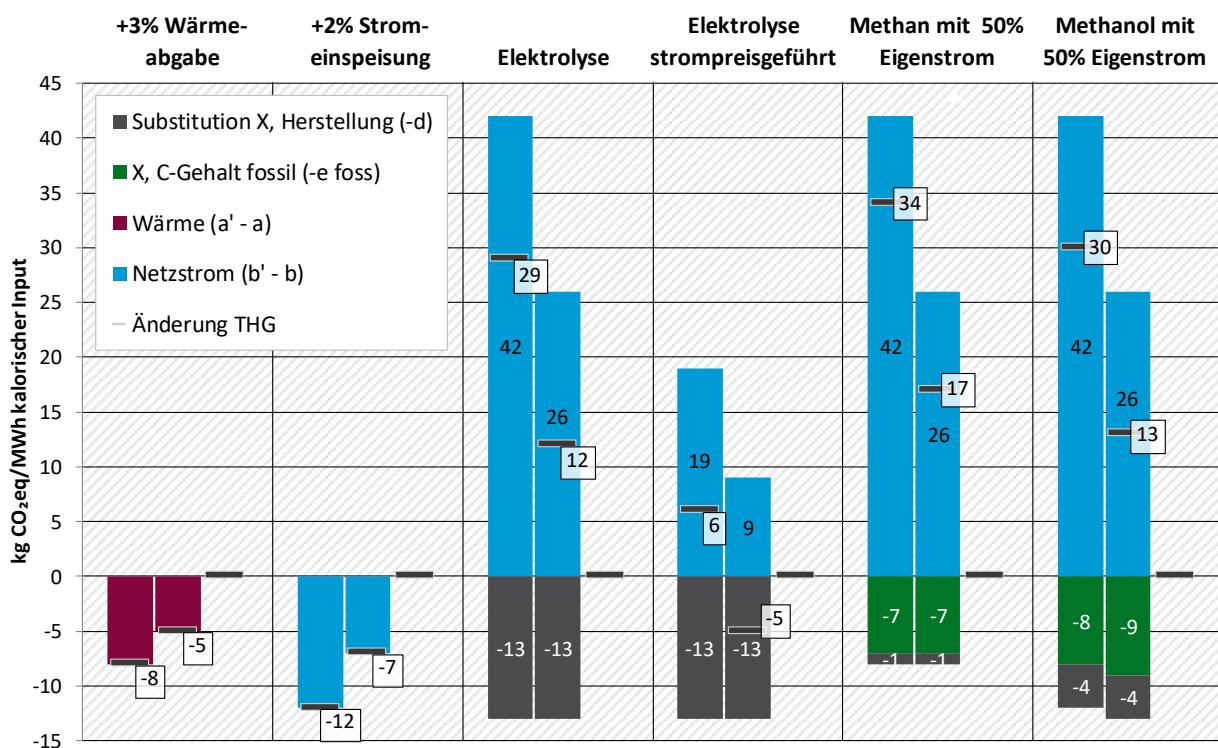
5.6.2 Treibhausgasemissionen

5.6.2.1 Vergleich der Sektorenkopplungstechnologien an Abfallverbrennungsanlagen

Die Auswirkungen der Energienutzungsszenarien auf die ökobilanziellen Treibhausgasemissionen sind in Abbildung 26 als Änderungen gegenüber den Referenzwerten dargestellt. Als Orientierung für die Größenordnung der Änderungen kann der Absolutwert der fossilen CO₂-Emissionen im Abgas für 2021 von 161 kg CO_{2eq}/MWh kalorischer Input dienen.

Abbildung 26: Änderung der Treibhausgasemissionen durch Implementierung von Energienutzungsoptionen an der MVA-Musteranlage gegenüber der Referenzsituation

Säulen innerhalb der Gruppen von links nach rechts je für die Bezugsjahre 2021–2035–2045. X = Wasserstoff, Methan oder Methanol. Variablenabkürzungen in der Legende entsprechend Kapitel 5.3.



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

Die Ergebnisse zeigen:

- ▶ Ein von 22 % auf 25 % des kalorischen Inputs erhöhter Wärmeverkauf für Heizanwendungen substituiert am Ort der Anwendung fossile Energieträger und bewirkt eine Treibhausgasreduzierung pro MWh kalorischer Input von 8 kg im Jahr 2021 und 5 kg im Jahr 2035.
- ▶ Eine von 13,8 % auf 15,8 % des kalorischen Inputs erhöhte Stromeinspeisung ins Netz vermeidet eine anderweitige Stromerzeugung nach marginalem Kraftwerksmix und führt zu einer Treibhausgasreduzierung pro MWh kalorischer Input von 12 kg im Jahr 2021 und 7 kg im Jahr 2035.
- ▶ Mit allen Power-to-X-Anwendungen ist eine verringerte Stromeinspeisung verbunden, und in Folge eine entsprechend dem marginalen Kraftwerksmix höhere fossile Stromerzeugung. Deren Treibhausgasemissionen können durch die Treibhausgaseinsparungen aus der Substitution von fossilem Wasserstoff, Methan oder Methanol nicht ausgeglichen werden: Die bilanziellen Treibhausgasemissionen steigen durch die Implementierung von Power-to-X sowohl 2021 als auch noch 2035 deutlich an. Die Sensitivität gegenüber dem Netzstrom-Vermeidungsfaktor wird im Folgekapitel betrachtet.
- ▶ In den 2035er-Szenarien wird bei der Methanisierung 2,3 %, bei der Methanolherstellung 2,7 % des von der MVA emittierten CO₂ abgeschieden und chemisch gebunden. Weitaus höhere CO₂-Mengen aus der MVA ständen für Sektorenkopplungstechnologien zur Verfügung.

Um diese zu binden, ist jedoch mehr Strom notwendig. Die Nutzung von Fremdstrom wird in Kapitel 5.6.3 betrachtet.

- Eine Treibhausgasreduzierung im Saldo kann bereits 2035 erzielt werden, wenn der Elektrolyseur strompreisgeführt betrieben wird. Der marktdienliche Betrieb eines Elektrolyseurs führt somit zu höheren Stromerlösen als ein preisunabhängiger Betrieb, und zudem als einzige in dieser Studie betrachtete Sektorenkopplungsoption bis 2035 auch zu einem Klimaschutznutzen, der hier quantifiziert wurde.

Eine strompreisgeführte Fahrweise kann grundsätzlich auch für die Methan- oder die Methanolherstellung in Betracht gezogen werden (ohne Abbildung). Die chemischen Syntheseanlagen sind zwar weniger lastflexibel als ein PEM-Elektrolyseur, dennoch werden herstellerseitig schnelle Lastwechsel in einem Bereich von 10 % bis 120 % der Nennleistung als möglich genannt (Schweitzer 2019a). Eine flexible Fahrweise allein des Elektrolyseurs wäre gegebenenfalls mittels eines Wasserstoff-Zwischenspeichers möglich. Damit verbunden ist in Analogie zur strompreisgeführten Elektrolyse ein zusätzliches Treibhausgas-Minderungspotenzial. Je nach Investitionskosten für den Zwischenspeicher kann auch die Wirtschaftlichkeit verbessert werden.

Anstelle eines strompreisgeführten, also marktdienlichen Betriebs kommt ebenso ein systemdienlicher oder netzdienlicher Betrieb in Frage, bei dem auf Überschüsse und Engpässe im Stromnetz jeweils ausgleichend reagiert wird.

5.6.2.2 Einfluss des Netzstrom-Vermeidungsfaktors

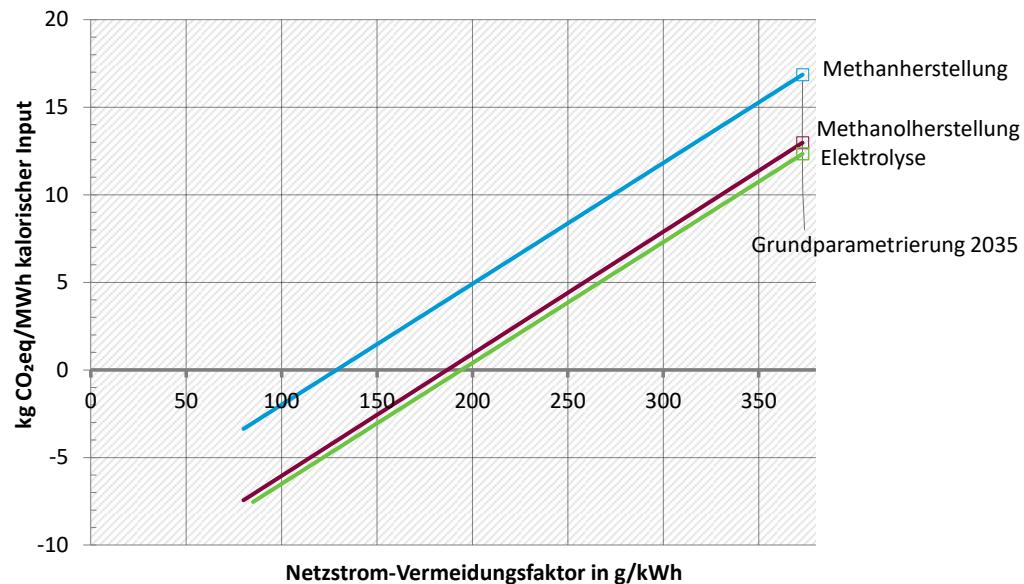
Mit fallendem Stromnetz-Vermeidungsfaktor verbessert sich die Klimabilanz für alle Sektorenkopplungsoptionen. Letztlich wird die Grenzsituation der Klimaneutralität 2045 erreicht, bei der die Umweltwirkung Treibhauseffekt für die dargelegten Energienutzungsoptionen nicht mehr bewertungsrelevant ist.

Abbildung 27 legt dar, wie ein zukünftig fallender Netzstrom-Vermeidungsfaktor die bilanziellen Treibhausgaswirkungen der Sektorenkopplungsoptionen verbessert. Die Minder-Stromeinspeisung ins Stromnetz wird zunehmend durch erneuerbare Stromquellen abgefangen. Eine Reduzierung der summarischen Treibhausgasemissionen gegenüber dem Referenzszenario eröffnet sich bei einem Vermeidungsfaktor unter ca. 200 g/kWh für den Elektrolyseur sowie die Methanolherstellung und bei unter ca. 125 g/kWh für die Methanherstellung.

Ein Gegeneffekt wird allerdings eintreten, wenn das an der Abfallverbrennungsanlage erzeugte Produkt X nicht mehr nur konventionelle, fossil hergestellte Produkte ersetzt, sondern auch zunehmend grün produzierte. Dann mindert sich die Gutschrift für die Substitution der Herstellung vom Produkt X (dunkelgraue Säule in Abbildung 26), und die Treibhausgasbilanz verschlechtert sich wieder.

Abbildung 27: Einfluss des Netzstrom-Vermeidungsfaktors auf die Änderung der Treibhausgasemissionen der MVA-Musteranlage bei verschiedenen Sektorenkopplungstechnologien

Nicht variierte Parameter gemäß Bezugsjahr 2035



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

5.6.3 Weitere Umweltwirkungen

Wirkungsindikatorergebnisse

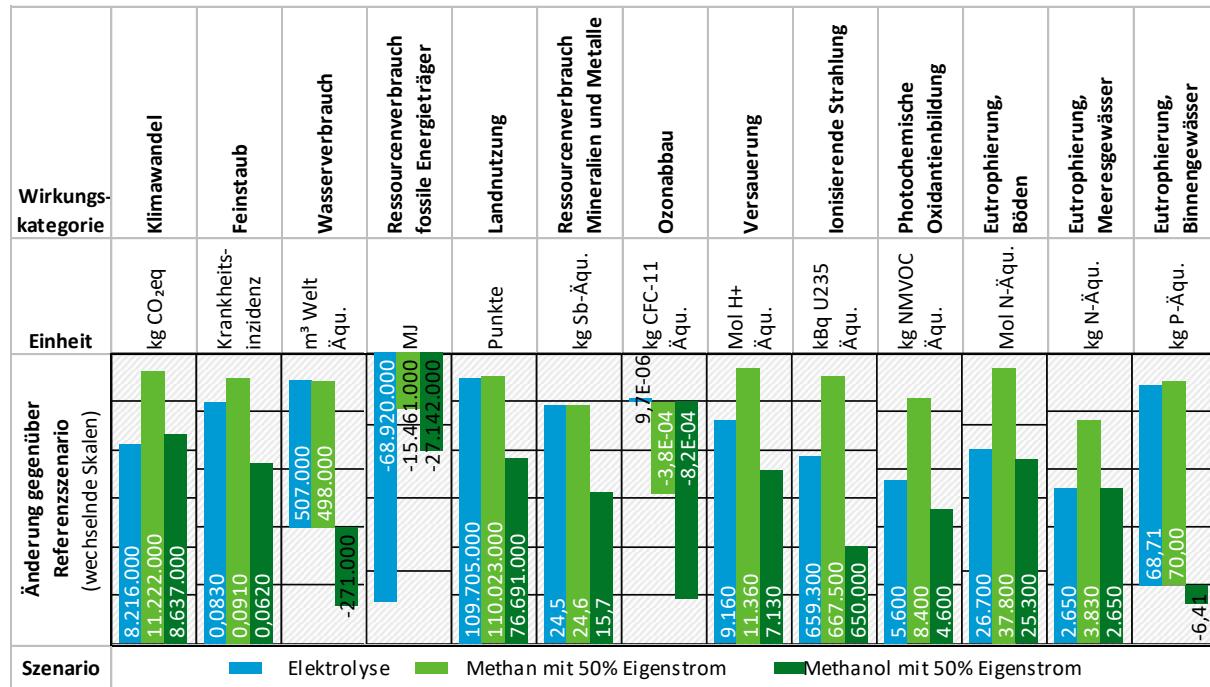
Neben dem Klimawandel wurden die weiteren Wirkungskategorien nach Tabelle 19 für die Energienutzungsszenarien Wasserstoffherstellung, Methanherstellung mit eigenem Strom und Methanolherstellung mit eigenem Strom quantifiziert. Die Einzelergebnisse der Wirkungskategorien gibt Abbildung 28 als Änderungen gegenüber der Referenzsituation wieder.

Die meisten Wirkungskategorie-Ergebnisse zeigen eine Mehrbelastung der Umwelt. Einzig für den Ressourcenverbrauch fossiler Energieträger ergeben sich für alle Szenarien klare Umweltentlastungen.

Da dieser Schritt der Auswertung noch keine Einstufung der Relevanz der einzelnen Wirkungsindikatoren erlaubt, folgt in Anlehnung an das Vorgehen nach EF 3.0 der Schritt der Normierung (s. Kapitel 5.4).

Abbildung 28: Änderung von Umweltwirkungen gegenüber der Referenzsituation durch Implementierung von Energienutzungsoptionen an der MVA-Musteranlage – Ergebnisse der Charakterisierung

Bezugsjahr 2035



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

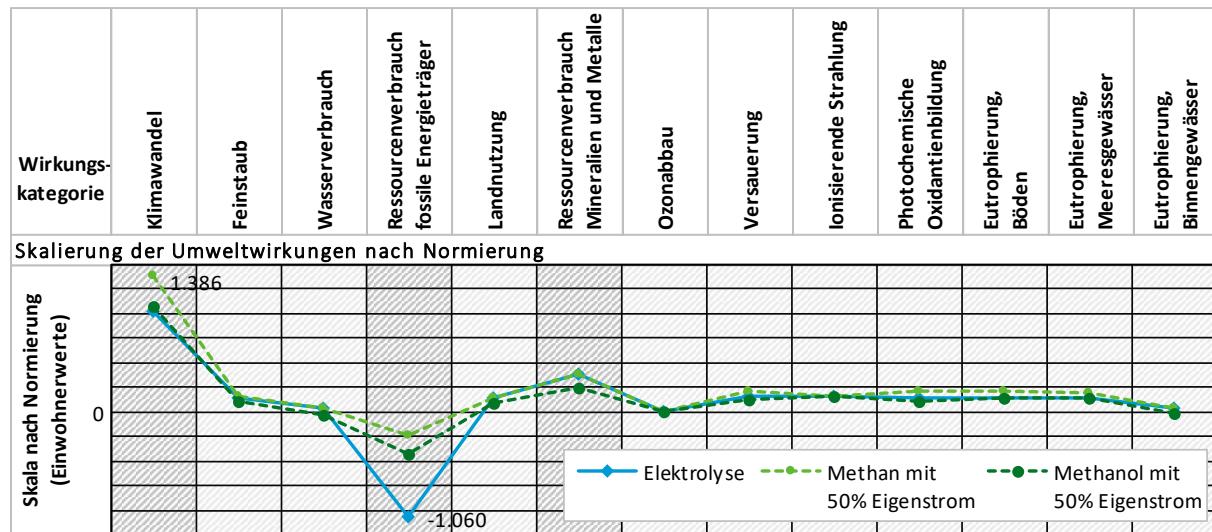
Normierung

Abbildung 29 zeigt die Umweltwirkungen nach dem in Kapitel 5.4 beschriebenen Schritt der Normierung. Gemessen an der nun einheitlichen Referenzeinheit Einwohnerwerte fallen insbesondere die Ergebnisse für die Wirkungskategorien Klimawandel sowie die beiden Ressourcenverbrauchskategorien fossile Energieträger sowie Mineralien und Metalle ins Gewicht. Diese drei Kategorien sind in Abbildung 29 dunkel hinterlegt. Alle weiteren Veränderungen gegenüber dem Referenzszenario liegen nahe der Nulllinie.

Die Kategorie Ressourcenverbrauch fossiler Energieträger beschreibt die Erschöpfung fossiler Ressourcen wie Erdgas, Rohöl, Steinkohle und Braunkohle. Sie korreliert daher mit der Wirkungskategorie Klimawandel. Hinter der Kategorie Ressourcenverbrauch Mineralien und Metalle stehen insbesondere der Einsatz von Metallen wie Kupfer, Gold, Blei und Silber, der großteils dem marginalen Kraftwerksmix zuzuordnen ist und damit wiederum mit der reduzierten Stromeinspeisung der Anlage bei Sektorenkopplung zusammenhängt.

Abbildung 29: Änderung von Umweltwirkungen gegenüber der Referenzsituation durch Implementierung von Energienutzungsoptionen an der MVA-Musteranlage – Ergebnisse der Normierung

Bezugsjahr 2035. Wirkungskategorien mit größeren Ergebnisunterschieden sind im Diagramm durch dunkle Schraffierung hervorgehoben.



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

Die Ergebnisse können wir folgt interpretiert werden:

- ▶ Die Ergebnisse für Klimawandel sind – wie zuvor bereits erläutert – in allen Fällen weitgehend dadurch bestimmt, dass gegenüber dem Vergleichsszenario weniger Strom für die Einspeisung ins Netz zur Verfügung steht und dementsprechende Gutschriften geringer ausfallen. Diesem Effekt stehen Gutschriften für die Power-to-X-Produkte entgegen, die jedoch zu gering sind, um in der Differenzbetrachtung ein verminderter Treibhausgas-Saldo zu erreichen.
- ▶ Diese Ableitungen gelten ebenso für den Ressourcenverbrauch fossiler Energieträger. Dabei kommt aber zum Tragen, dass die Gutschriften für die Power-to-X-Produkte im Gegensatz zum Klimawandel hoch genug ausfallen, um das Wirkungskategorie-Ergebnis im Saldo im Sinne einer Entlastung zu beeinflussen.
- ▶ Für den Ressourcenverbrauch Mineralien und Metalle – wie für die Kategorie Klimawandel – wiegen die Gutschriften für die Power-to-X-Produkte die geringeren Gutschriften durch die verringerte Stromeinspeisung ins Netz nur zum Teil auf.

5.7 Ergebnisse für die CO₂-Minderungslösungen an Abfallverbrennungsanlagen

5.7.1 Wirtschaftlichkeit

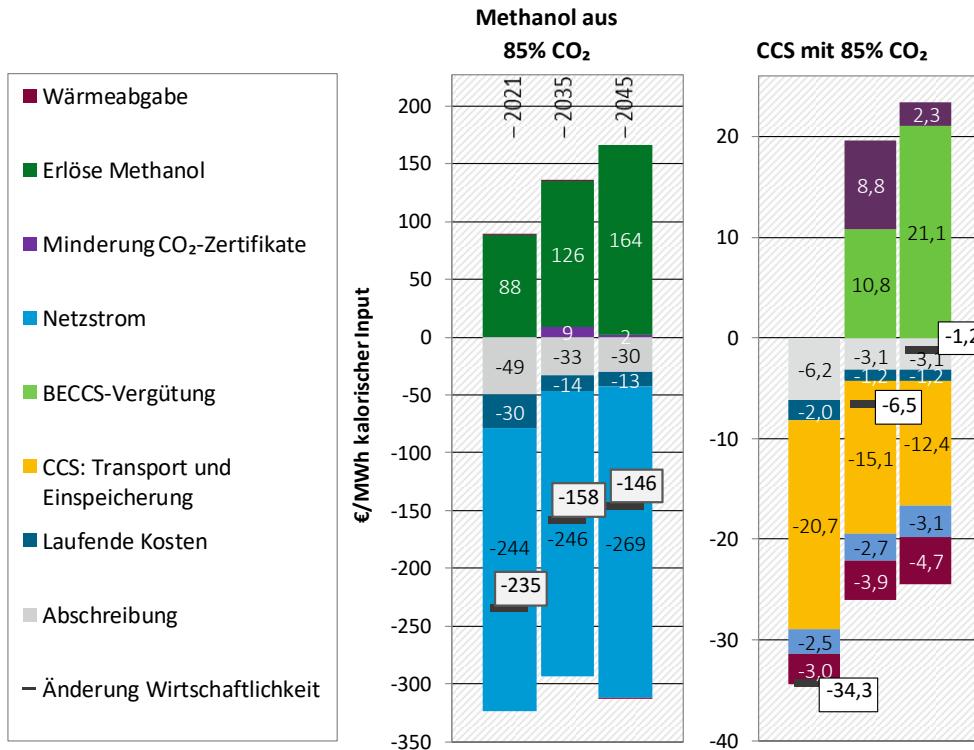
5.7.1.1 Wirtschaftlichkeit der Szenarien in der Grundparametrierung

Die wirtschaftlichen Effekte der Umsetzung von CO₂-Minderungslösungen an der Muster-MVA sind in Abbildung 30 dargestellt. Unter den gewählten Bedingungen ist festzustellen:

- ▶ Methanolherstellung mit 85 % des Abgas-CO₂ (CCU): Für alle Bezugsjahre bestimmen die Kosten für den externen Strombezug weitgehend das wirtschaftliche Ergebnis. Wie bereits beim CCU-Szenario mit eigenem Strom (Kapitel 5.6.1) können erst im Verhältnis zu den Stromkosten deutlich höhere Methanolerlöse eine Wirtschaftlichkeit in Aussicht stellen. Die Anlagenkosten fallen zwar mit den Jahren, spielen jedoch eine untergeordnete Rolle. Änderungen gegenüber dem Referenzszenario in den CO₂-Zertifikatkosten sind nebenrangig.
- ▶ Mit angenommen 10 % Wärmerückgewinnung aus der Methanolherstellung (bezogen auf den zur Elektrolyse eingesetzten Strom, s. Tabelle 16) kann der Wärmebedarf der Aminwäsche im Modellfall genau gedeckt werden. Die Abfallverbrennungsanlage kann weiterhin Wärme in einem Umfang wie beim Referenzszenarios verkaufen. Im Diagramm ist daher kaum eine Auswirkung auf die Wärmeerlöse zu erkennen. Mit einer verbesserten Wärmeintegration könnten zusätzliche Wärmegewinne realisiert werden, die jedoch innerhalb des Gesamtbildes geringfügig wären.
- ▶ Wäre zukünftig die Einbindung von CO₂ in Methanol nicht auf die Emissionzertifikate anrechenbar (s. Kapitel 3.4), entfiele die Entlastung durch verringerte CO₂-Zertifikatkosten.
- ▶ CCS: Auf der Kostenseite stehen Anlagenkosten (Abschreibung und laufende Kosten), Kosten für den CO₂-Transport und die geologische Einspeicherung sowie entgangene Wärmeverkaufserlöse. 2035 und dann 2045 werden die Kosten zunehmend durch reduzierte Zertifikatkosten sowie die BECCS-Vergütung aufgewogen. Im Bezugsjahr 2045 ist annähernd der Break-even erreicht.
- ▶ Das Verhältnis von reduzierten Zertifikatkosten (im Diagramm lila) und BECCS-Vergütungen (hellgrün) entspricht in den CCS-Szenarien 2035 und 2045 dem biogenen C-Anteil im Abfall, da für Zertifikatpreis und BECCS-Vergütung der gleiche Betrag pro Tonne CO₂ angesetzt ist. Hervorzuheben ist: Die Summe aus beiden hängt nicht vom biogenen C-Anteil im Abfall ab. (Die absoluten Zertifikatkosten im Referenzszenario sind dagegen abhängig vom fossilen C-Anteil.)

Abbildung 30: Wirkung der Implementierung von CO₂-Minderungslösungen (Methanolherstellung und CCS) auf die wirtschaftliche Ergebnissituation der MVA-Musteranlage, im Vergleich zur jeweiligen Referenz

Säulen innerhalb der Gruppen von links nach rechts je für die Bezugsjahre 2021–2035–2045. Die y-Achsenkalierungen weichen voneinander und von Abbildung 21 ab.



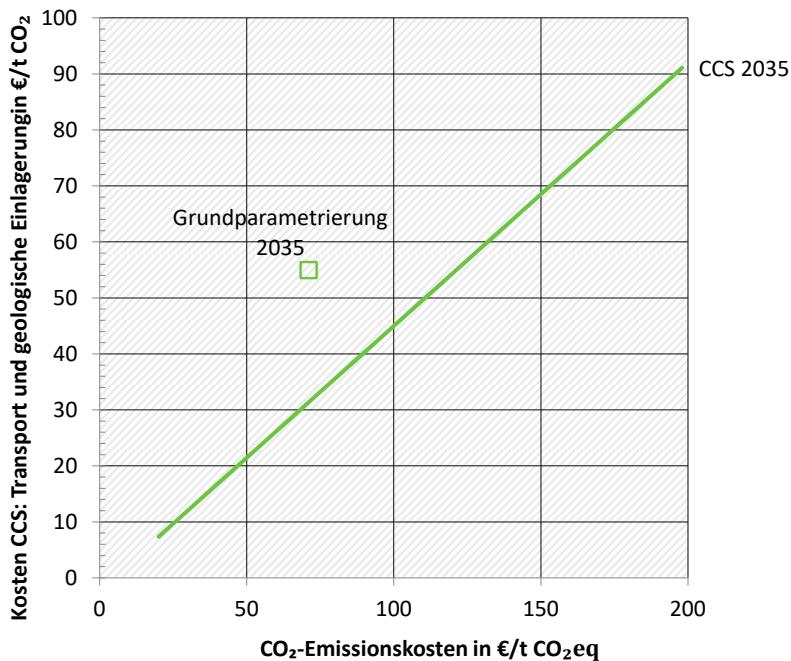
Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

5.7.1.2 Einfluss der CCS-Kosten für Transport und geologische Einlagerung

Die Sensitivität gegenüber den Kosten für Transport und geologische Einlagerung, die in den CCS-Szenarien den größten Kosteneinfluss haben, ist in Abbildung 31 dargestellt. Die CCS-Entsorgekosten sind gegen die Zertifikatpreise aufgetragen. Als spezifische BECCS-Vergütung ist wie zuvor der gleiche Absolutwert wie für die Emissionszertifikate hinterlegt. Die weiteren Parameter folgend der Grundparametrierung für 2035. Liegen die CCS-Entsorgekosten unterhalb des Graphen, ist ein wirtschaftlicher Vorteil gegeben. Eine Entwicklung der Werte durch fallende Entsorgekosten und steigende Emissionskosten von links oben nach rechts unten im Diagramm darf erwartet werden.

Abbildung 31: CCS-Entsorgekosten für den Break-even zur Referenz

CO₂-Emissionskosten: Zertifikatkosten und BECCS-Vergütung. Nicht variierte Parameter entsprechen der Grundparametrierung für 2035.



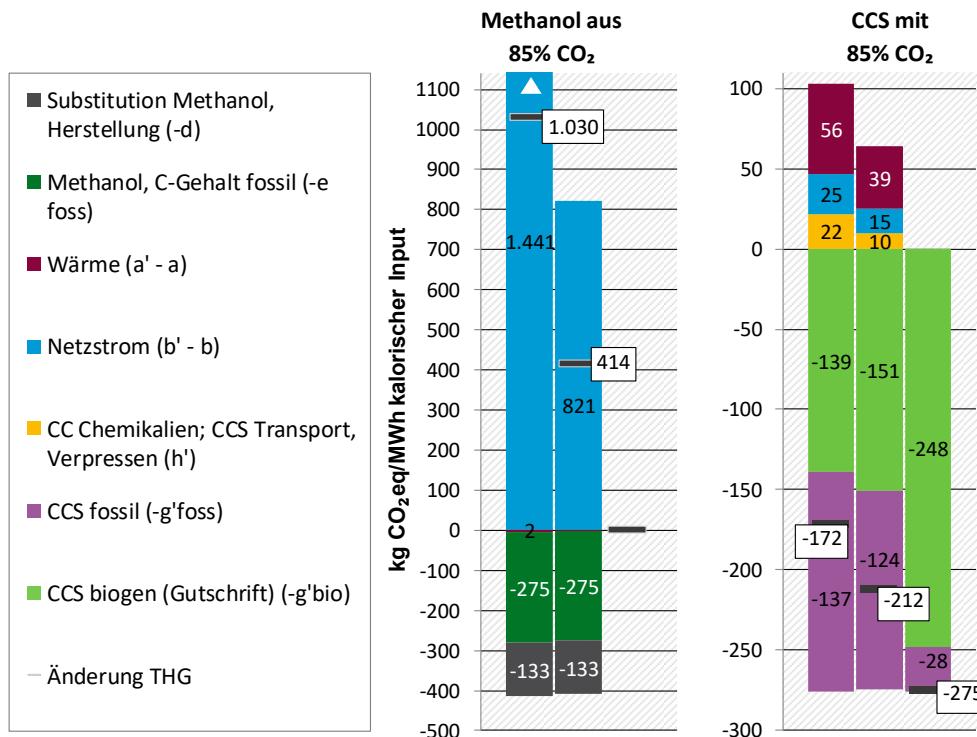
Quelle: eigene Darstellung, bifा Umweltinstitut GmbH

5.7.2 Treibhausgasemissionen

Die Treibhausgaseffekte der CCU- und CCS-Szenarien sind in Abbildung 32 dargestellt. Bereits die gegenüber Abbildung 26 geänderte Skalierung zeigt, dass die Effekte weitaus ausgeprägter sind als bei den Energienutzungsoptionen.

Abbildung 32: Änderung der Treibhausgasemissionen gegenüber der Referenzsituation durch Implementierung von CO₂-Minderungslösungen (Methanolherstellung und CCS) an der MVA-Musteranlage

Säulen innerhalb der Gruppen von links nach rechts je für die Bezugsjahre 2021–2035–2045. Variablenabkürzungen in der Legende entsprechend Kapitel 5.3.



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

- ▶ Bei der Methanolherstellung aus 85 % des Abgas-CO₂ muss der für die Methanolsynthese erforderliche Strom extern bezogen werden. Dieser Strombedarf dominiert über den Vermeidungsfaktor die Treibhausgasbilanz. Wie bei der Methanolherstellung mit eigenem Strom, hier jedoch weitaus ausgeprägter, steigen die ökobilanziellen Treibhausgasemissionen gegenüber den Referenzsituationen. Erst bei einem Vermeidungsfaktor unter ca. 170 g/kWh resultierte im Szenario 2035 eine Treibhausgasentlastung im Saldo.
- ▶ CCS reduziert die Emissionen der Abfallverbrennungsanlage an fossilem CO₂ (lila Säule); überdies resultiert aus der Abscheidung und dauerhaften Speicherung von biogenem CO₂ eine BECCS-Gutschrift (hellgrüne Säule). Geschmälert werden die Entlastungen dadurch, dass die Aminwäsche die verfügbare Wärme vollständig aufbraucht, so dass diese nicht mehr anderweitig zur Verfügung steht. Hieraus resultiert 2021 und 2035 im Vergleich zur Referenz ein Belastungsbetrag. Hinzu kommen in geringem Maße weitere Energie- und Chemikalienbedarfe der Aminwäsche, des CO₂-Transports und der CO₂-Verpressung. Im Saldo ergeben sich dennoch eine deutliche Verbesserung der Treibhausgas-Bilanz und absolut Negativemissionen. Die Abfallverbrennungsanlage wird mit CCS zur CO₂-Senke.

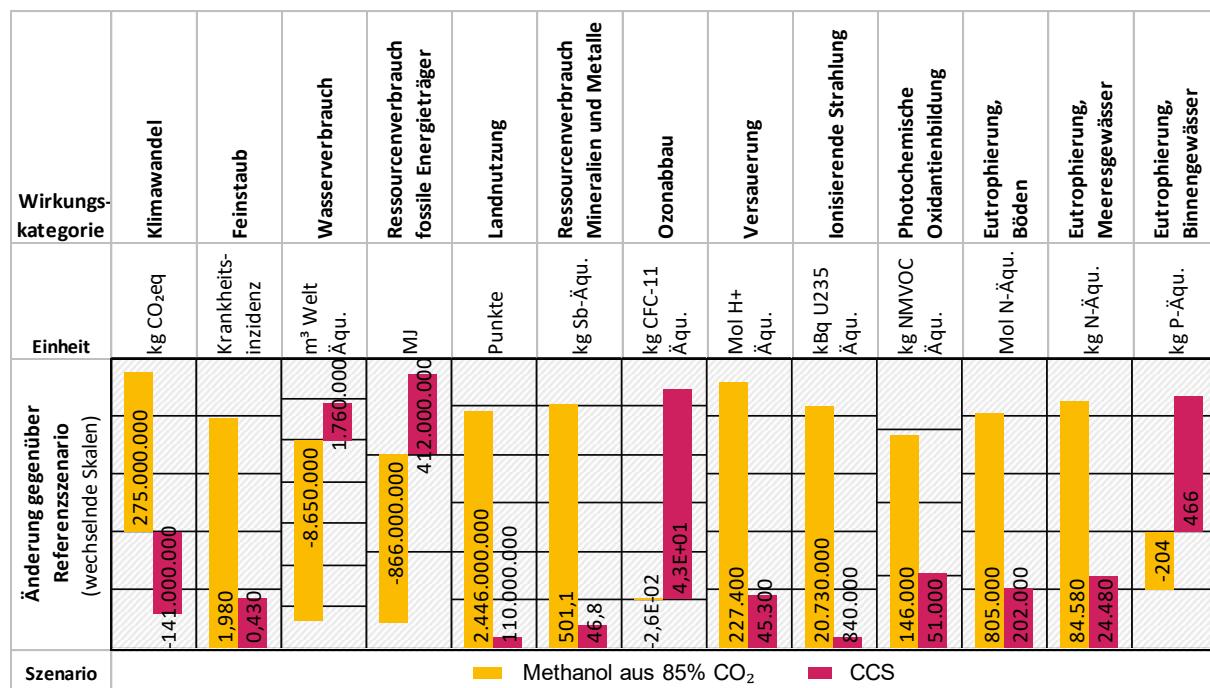
5.7.3 Weitere Umweltwirkungen

Wirkungsindikatorergebnisse

Für die CO₂-Minderungslösungen gibt Abbildung 33 die Ergebnisse der einzelnen Umweltauswirkungen als Änderungen gegenüber der Referenzsituation 2035 wieder.

Abbildung 33: Änderung von Umweltwirkungen gegenüber der Referenzsituation durch Implementierung von CO₂-Minderungslösungen an der MVA-Musteranlage – Ergebnisse der Charakterisierung

Bezugsjahr 2035



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

- Bei acht der zwölf Wirkungskategorie-Ergebnisse ergibt die Analyse für beide Szenarien eine Mehrbelastung der Umwelt.
- Für die Kategorie Klimawandel zeigt – wie in Kapitel 5.7.2 dargelegt – nur das Szenario Methanol aus 85 % CO₂ eine Belastung gegenüber der Referenzsituation, das Szenario CCS erzielt dagegen eine Entlastung.
- Bei Wasserverbrauch, Ressourcenverbrauch fossiler Energieträger, Ozonabbau und Eutrophierung Binnengewässer stellen sich die Ergebnisse andersherum dar: Das Szenario Methanol aus 85 % CO₂ erzielt eine Entlastung, das Szenario CCS dagegen eine Belastung.

Normierung

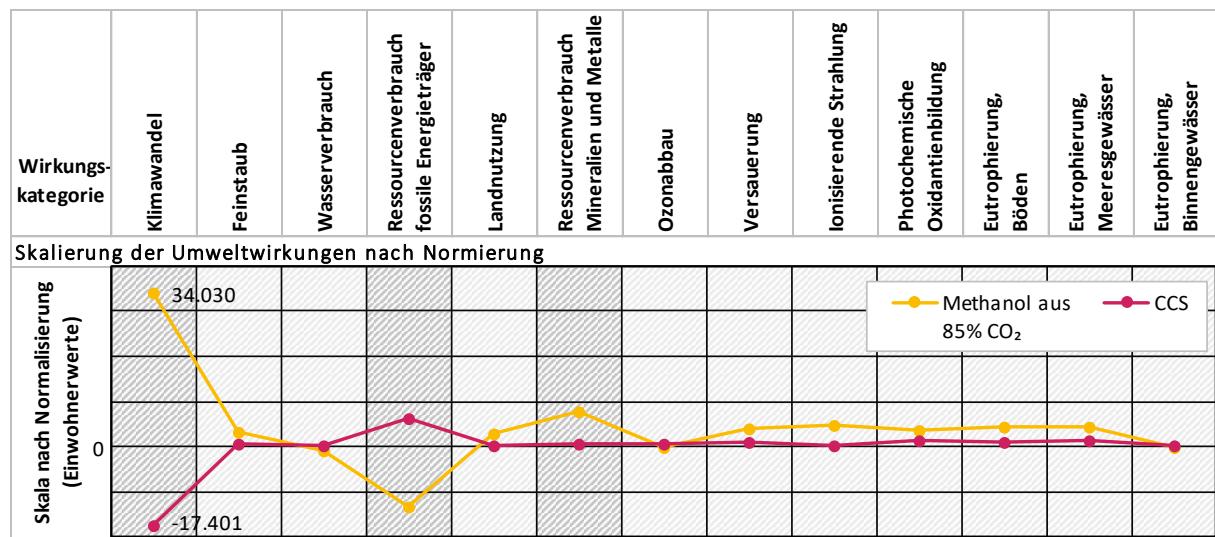
Eine Einstufung der Relevanz der einzelnen Wirkungsindikatoren ermöglicht in Anlehnung an das Vorgehen nach EF 3.0 der Schritt der Normierung (Kapitel 5.4). Abbildung 34 zeigt die normierten Umweltwirkungen.

- Gemessen an den nach der Normierung vorliegenden Einwohnerwerten treten wiederum insbesondere die Ergebnisse für die Wirkungskategorie Klimawandel sowie die

Ressourcenverbrauchskategorien fossile Energieträger sowie Mineralien und Metalle her vor. Diese sind in Abbildung 34 dunkel hinterlegt.

Abbildung 34: Änderung von Umweltwirkungen gegenüber der Referenzsituation durch Implementierung von CO₂-Minderungslösungen an der MVA-Musteranlage – Ergebnisse der Normierung

Bezugsjahr 2035. Wirkungskategorien mit größeren Ergebnisunterschieden sind im Diagramm durch dunkle Schraffierung hervorgehoben.



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

Die Interpretation der Ergebnisse für das betrachtete Methanol-Szenario folgt der bereits zuvor beschriebenen Logik:

- ▶ In den Kategorien Klimawandel und Ressourcenverbrauch Mineralien und Metalle ergeben sich keine hinreichend hohen Gutschriften durch das Power-to-X-Produkt gegenüber den vorliegenden Belastungen.
- ▶ Für die Kategorie Ressourcenverbrauch fossiler Energieträger ergibt sich hingegen eine Entlastung.

Für das Szenario CCS steht gegenüber dem Referenzszenario weniger Wärme und Strom für die Einspeisung ins Netz zur Verfügung. Dementsprechende Gutschriften fallen in allen drei wichtigen Wirkungskategorien geringer aus.

- ▶ In der Kategorie Klimawandel dominiert die Gutschrift für die vermiedenen Abgas-CO₂-Emissionen deutlich; es ergibt sich für diese Kategorie eine Umweltentlastung.
- ▶ Zusammengefasst ist das CCS-Szenario in der Auswertung durch eine Entlastung beim Klimawandel und durch eine zusätzliche Umweltbelastung im Bereich Ressourcenverbrauch fossiler Energieträger charakterisiert. Für alle anderen Wirkungskategorien sind in der normierten Auswertung keine signifikanten Einflüsse zu verzeichnen.

5.8 Ergebnisse für die Handlungsoptionen an Vergärungsanlagen

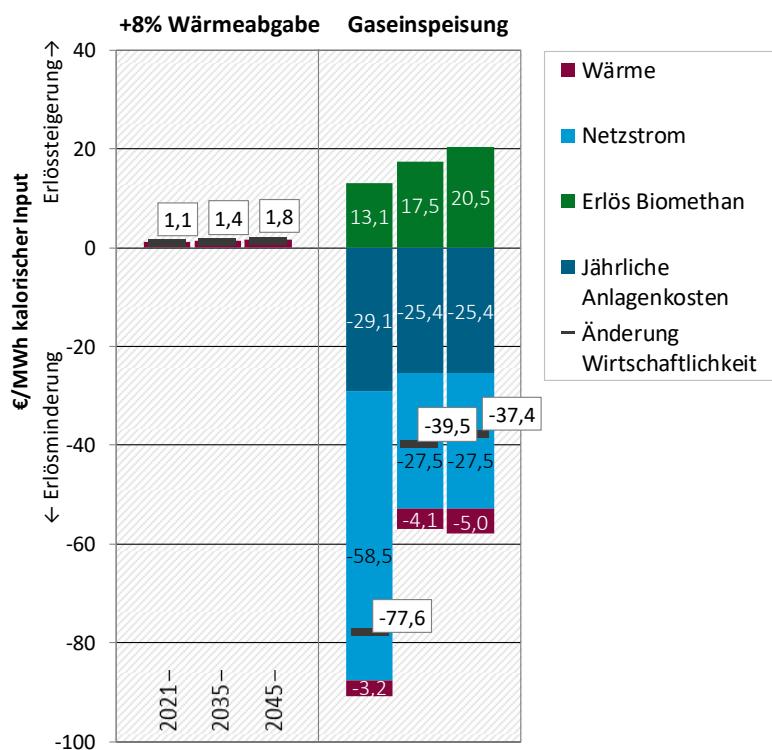
5.8.1 Wirtschaftlichkeit

Ausgehend von der BVGA-Musteranlage mit Stromerzeugung in Kraft-Wärme-Kopplung – definiert in Abbildung 11 und Tabelle 8 – werden folgend die Auswirkungen einer exemplarisch erhöhten Wärmeabgabe sowie die Umstellung auf eine Einspeisung von aufbereitetem Biogas ins Gasnetz betrachtet. Abbildung 35 zeigt die wirtschaftlichen Ergebnisse.

- ▶ Der gerechnete Wert einer um 8 % erhöhten Wärmeabgabe ist beispielhaft. Die erhöhte vergütete Wärmeabgabe führt zu höheren Erlösen. Notwendige Investition können individuell differieren und sind hier nicht ausgewiesen. In einer Grenzbetrachtung sind für die Musteranlage im Jahr 2035 Investitionen, die die erhöhte Wärmeabgabe ermöglichen, bis zu 12,6 €/MWh kalorischer Input lohnend.
- ▶ Solange eine EEG-Vergütung für den eingespeisten Strom bezogen werden kann – 170 €/MWh in der Grundparametrierung für 2021 –, führt eine Umstellung auf die Einspeisung ins Gasnetz zu merklichen Mindereinnahmen, selbst wenn keine oder im Vergleich zum Referenzszenario keine höheren Investitionskosten anfielen. Auch mit den für 2035 und 2045 hinterlegten Parametrierungen mit einem Stromerlös von 80 €/MWh ändert sich diese Aussage nicht.

Abbildung 35: Wirkung der Handlungsoptionen für Vergärungsanlagen auf die wirtschaftliche Ergebnissituation der BVGA-Musteranlage im Vergleich zur jeweiligen Referenz

Säulen innerhalb der Gruppen von links nach rechts je für die Bezugsjahre 2021–2035–2045.

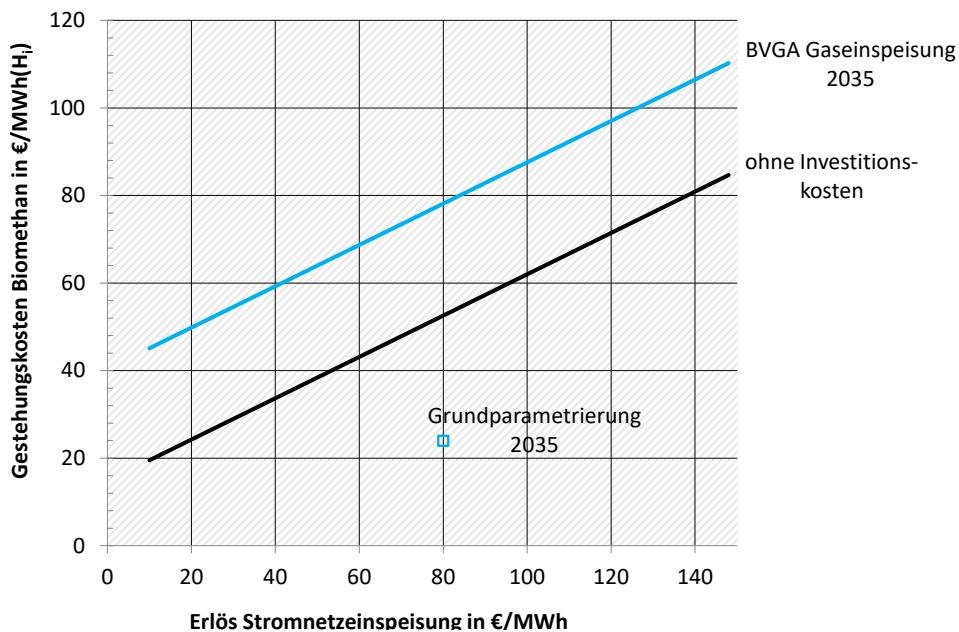


Quelle: eigene Darstellung, bifा Umweltinstitut GmbH

Abbildung 36 stellt in einer Sensitivitätsbetrachtung für 2035 die Biomethan-Gestehungskosten bei einer Umstellung dar, gleichbedeutend mit dem spezifischen Erlös, der für einen Break-even nötig wäre. Die Umstellung auf Biogaseinspeisung wäre beispielsweise mit einem Biomethanerlös ab 72 €/MWh (Grundparametrierung: 24 €/MWh) wirtschaftlich rentabel, wenn der Stromerlös 120 €/MWh oder weniger beträgt und wenn für die Umstellung keine höheren Investitionen nötig sind als für den Erhalt der Referenzsituation.

Abbildung 36: Biomethan-Gestehungskosten bei Umstellung auf Biomethaneinspeisung in Abhängigkeit vom erzielbaren Stromerlös

Grundparametrierungen für 2035 nach Tabelle 8 und Tabelle 12 sowie Grenzbetrachtung ohne Berücksichtigung von Investitionskosten



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

5.8.2 Treibhausgasemissionen

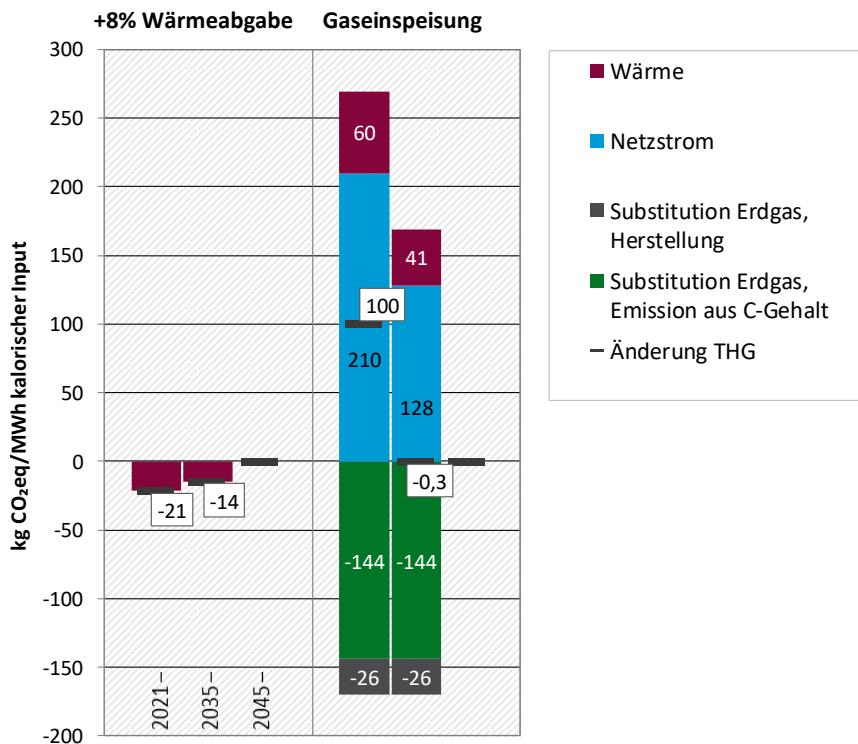
In Abbildung 37 sind die Treibhausgaswirkungen der zuvor dargestellten Szenarien dargelegt.

- ▶ Eine erhöhte Wärmeabgabe substituiert eine fossile oder anteilig fossile Wärmeerzeugung; dies reduziert die Treibhausgasemissionen im Saldo.
- ▶ Bei der Gasnetzeinspeisung ist der nicht mehr ins Netz eingespeiste Strom für 2021 und 2035 wesentlich. Dahinter steht wiederum, dass Strom, der nicht mehr erzeugt und ins Netz gespeist wird, durch einen marginalen Kraftwerksmix ersetzt werden muss, berechnet mit dem Netzstrom-Vermeidungsfaktor. Im Jahr 2021 werden im Saldo bei der Biogasaufbereitung und Einspeisung ins Erdgasnetz mehr Treibhausgasemissionen freigesetzt als im Referenzszenario mit Kraft-Wärme-Kopplung. Unter den Bedingungen für 2035 wandelt sich dies, der CO₂-Saldo wird leicht negativ: Die Gaseinspeisung reduziert bilanziell Treibhausgasemissionen, wenn dabei konventionelles Methangas, das heißt Erdgas, ersetzt wird. Der ökobilanzielle Break-even liegt bei einem Netzstrom-Vermeidungsfaktor von 375 g/kWh.

- Im Bezugsjahr 2045 wird kein Erdgas mehr ersetzt, aber auch keine fossil erzeugte Wärme oder Strom substituiert. Der Einfluss auf die Wirkungskategorie Klimawandel ist dann kein aussagefähiges Bewertungskriterium für die hier verglichenen Handlungsoptionen mehr.

Abbildung 37: Änderung der Treibhausgasemissionen durch Realisierung von Handlungsoptionen an der BVGA-Musteranlage gegenüber der Referenzsituation

Säulen innerhalb der Gruppen von links nach rechts je für die Bezugsjahre 2021–2035–2045.



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

5.9 Übertragung auf andere Anlagen

Die dargelegten Aussagen zu wirtschaftlichen Auswirkungen und Klimaschutzeffekten der Sektorenkopplungen lassen sich direkt auf andere Abfallbehandlungsanlagen übertragen, also für die Verbrennungsanlagentypen EBS-KW, SVA, KVA und AHVA, und für andere Vergärungsanlagen (BVGA und MBAv mit Biogasverstromung). Die Standardisierung der Ergebnisse auf den kalorischen Input erlaubt – unter Berücksichtigung von Wirkungsgraden – eine Umrechnung auf andere Anlagen und Anlagengrößen. Skaleneffekte der Anlagengrößen beeinflussen in erster Linie die Investitionskosten. Die grundlegenden Aussagen und Sensitivitäten werden davon nicht wesentlich berührt. Der Einfluss verschiedener Anlagenkonstellationen wird folgend anhand konkreter Praxisanlagen veranschaulicht.

6 Standort- und Potenzialanalysen an Praxisanlagen

6.1 Einführung

Anhand von Standortanalysen an ausgewählten Abfallbehandlungsanlagen wurden Potenziale, konkrete Randbedingungen, Sichtweisen und Motivationen der Betreiber sowie weitere Chancen und Risiken einer Umsetzung von Sektorenkopplungen herausgearbeitet. Wesentliche Anlagendaten wurden über einen Datenerfassungsbogen erhoben. Soweit Umsetzungsmöglichkeiten identifizierbar waren, wurden den Betreibern Modellierungsergebnisse spezifisch für ihre Anlagenkonstellation vorgelegt.

Mit der Anlagenauswahl sind verschiedene Anlagentypen abgedeckt: zwei MVA unterschiedlicher Größe, eine BVGA, eine AHVA und eine KVA. Besonderheit der BVGA war die örtliche Nähe zu einer Müllverbrennungsanlage des gleichen Betreibers, sodass hier Synergieeffekte herausgearbeitet werden konnten. Für die Belange der Studie können die Anlagen als repräsentativ angesehen werden.

Folgend werden die Standorte kurz beschrieben und wesentliche Erkenntnisse herausgestellt. Das für Abschnitt 5 erstellte Rechenmodell wurde anhand der Standortanalysen in einzelnen Punkten verbessert. Die Modellierungs- und Diskussionsergebnisse dienen als weitere Grundlage für die Schlussfolgerungen in Abschnitt 7.

6.2 Praxianlage MVA 1

Die in der ersten Standortanalyse untersuchte Müllverbrennungsanlage ist eine vergleichsweise (vgl. Abbildung 3) kleine Anlage mit einem Netto-Stromwirkungsgrad von rund 15 %. Circa 5 % der Feuerungswärme werden für ein Fernwärmennetz ausgekoppelt. Interesse des Betreibers war, Potenzial und Aufwand der Errichtung eines Elektrolyseurs einstufen zu können.

Um verschiedene Anwendungszwecke für den erzeugten Wasserstoff berücksichtigen zu können, wurden sowohl Optionen mit Verdichter auf 350 bar und Zwischenspeicher – für eine Wasserstoffabgabe zum Beispiel über Druckgas-Trailer – als auch ohne betrachtet. Insbesondere im Hinblick auf die Möglichkeit schneller Lastwechsel wurde ein PEM-Elektrolyseur ins Auge gefasst.

Varianten des Stromeinsatzes wurden in Wirtschaftlichkeitsberechnungen in Analogie zu Kapitel 5.6.1 untersucht, ebenso die Anlagenkonfigurationen mit und ohne Verdichter und Speicher. Unter den Randbedingungen 2021 konnte bei einem angenommenen Wasserstoff-Verkaufserlös von 4,0 €/kg keine gegenüber dem Status quo wirtschaftlich vorteilhafte Variante identifiziert werden.

Für das Jahr 2035, mit niedrigeren Investitionskosten und höherem angenommenen Elektrolyseur-Wirkungsgrad, liegen die gerechneten Varianten auch ohne Investitionsförderung im Bereich des Break-even. Mit Investitionsförderung werden der konstante Einsatz von erneuerbarem Strom sowie der strompreisgeführte Betrieb lohnend. Der wirtschaftliche Vorteil verstärkt sich, wenn ein Verdichter und ein Zwischenspeicher nicht notwendig sind. Obgleich die Werte der untersuchten MVA von denen der Muster-MVA in Abschnitt 5 insbesondere in Anlagengröße, spezifischem Stromerlös und Netto-Stromwirkungsgrad abweichen, unterstreichen die Berechnungen die Ergebnisse von Kapitel 5.6.1.

Die Wirkungen auf Treibhausgasemissionen wurden in Analogie zu Kapitel 5.6.2 berechnet. Nach den Ergebnissen ist eine strompreisgeführte oder anderweitig systemdienliche Fahrweise des Elektrolyseurs unter Klimaschutz-Gesichtspunkten klar zu priorisieren. Zudem wurde eine Methanolherstellung modelliert. Die Ergebnisse entsprechen wiederum denen in Kapitel 5.6.1 und 5.6.2.

Weiterführend wurden genehmigungsrechtliche Aspekte recherchiert und diskutiert. Für eine Elektrolyseuranlage ist eine Genehmigung nach der 4. BlmschV mit Öffentlichkeitsbeteiligung und Umweltverträglichkeitsprüfung erforderlich. Zahlreiche Rechtsquellen und Normen sind zu beachten. Für eine Platzierung der Elektrolyseuranlage am Standort sind gegebenenfalls Abklärungen mit der Nachbarschaft erforderlich. Die Unterschreitung eines Schwellenwertes von 5 t für die Wasserstoff-Lagerkapazität vermeidet die erweiterten Pflichten der Störfallverordnung. Die Dauer des Genehmigungsverfahrens wurde auf ein bis zwei Jahren eingeschätzt. Ein aus Kempten vorliegender Genehmigungsantrag (ZAK 2021) lieferte für die Thematik gute Hinweise.

6.3 Praxisanlage MVA 2

Die zweite untersuchte Müllverbrennungsanlage hat eine mittlere Größe. Der energieseitige Fokus liegt auf der Wärmeauskopplung, um ein Wärmenetz zu beliefern. Der Netto-Wärmewirkungsgrad beträgt knapp 30 %, der Netto-Stromwirkungsgrad rund 8 %. Der Betreiber prüft die Option, mit einem Elektrolyseur am Standort Wasserstoff herzustellen.

Handlungsoptionen für einen Elektrolyseur wie auch eine weitergehende Methanolherstellung wurden in Analogie zum Vorgehen in Abschnitt 4 modelliert und mit dem Betreiber diskutiert. Die Ergebnisse entsprechen denen in Kapitel 5.6.1 und 5.6.2.

Anlass zu Bedenken gegen die Realisierung eines Elektrolyseurs gab insbesondere der zum Zeitpunkt der Gespräche (Anfang 2022) hohe erzielbare Stromerlös. Die abzusehende zukünftige Bepreisung der CO₂-Emissionen legt den Fokus auf CO₂-mindernde Maßnahmen. Das betrachtete CCU-Szenario, bei dem Methanol mit CO₂ aus dem Abgas und eigenerzeugtem Strom hergestellt wird, zeigte weder aktuell noch auf absehbare Zeit wirtschaftliche Vorteile.

6.4 Praxisanlage KVA

Die untersuchte Klärschlammverbrennungsanlage befindet sich am Standort einer Kläranlage. Dies kann als typisch angesehen werden: Zum einen wird somit der Transportaufwand für Klärschlamm minimiert, zum anderen kann die Kläranlage mit Energie versorgt werden. Die Kläranlage fällt in die größte Größenklasse 5 (>100.000 Einwohnergleichwerte). In der Verbrennung wird Rohschlamm der Kläranlage eingesetzt, aber auch ausgefaulter Klärschlamm von Anlagen der Umgebung. Vor der Verbrennung wird der Klärschlamm getrocknet. Der Trocknungsprozess ist energetisch optimiert: Die Wärme aus der Rückkondensation der Brüden, die bei der Trocknung entstehen, wird genutzt, um die Verbrennungsluft vorzuwärmen. Zur weiteren Vorwärmung der Verbrennungsluft dient die Rekuperation des Verbrennungsabgases. Die KVA deckt fast die Hälfte des Strombedarfs der Kläranlage; für den restlichen Bedarf wird Fremdstrom bezogen. Für eine Sektorenkopplung basierend auf elektrischer Energie liegt somit kein Potenzial vor.

Eine energetische Verbesserung der KVA könnte durch eine Anhebung der Frischdampfparameter von derzeit 40 bar und 400 °C erfolgen, was auch im Zuge der Erneuerung einer der bei-

den Verbrennungslinien beim Betreiber diskutiert wurde. Zur einheitlichen Nutzung der Dampfschienen beider Linien wurde dies jedoch verworfen.

Geplant sind hingegen die Realisierung einer Faulung mit Faulgas-BHKW und mehrere PV-Anlagen, was beides die Stromgewinnung steigert. Durch die Faulung kann zusätzlicher Strom erzeugt werden; allerdings sinken der Heizwert des Faulschlamms und damit die Stromausbeute der KVA geringfügig. Im Saldo kann mehr Strom generiert werden. Dennoch kann keine vollständige Eigenstromversorgung erreicht werden. Auch zusammen mit den geplanten PV-Anlagen sind so gut wie keine Zeitpunkte mit elektrischem Überschuss zu erwarten.

Im Fazit lässt sich für den Standort festhalten: Trotz des hohen Bezugs an Fremdschlamm, mit über 50 % der gesamten Schlammmenge, kann der Strombedarf der Kläranlage nicht durch die KVA gedeckt werden. Die größten Stellschrauben für KVA in Kombination mit Kläranlagen sind die Strombedarfsminimierung der Kläranlagen (erster Ansatzpunkt ist die Belüftung der Belebungsbecken), die Faulung des Rohschlamms mit Gasnutzung im BHKW, die Erhöhung der Dampfparameter (sofern eine Modernisierung ansteht und im Gesamtanlagenkonzept sinnvoll ist), die Maximierung prozessinterner Wärmrückgewinnung und die möglichst gute Ausnutzung von verfügbaren Flächen zur PV-Stromerzeugung.

Sollte der Verbund von KVA und Kläranlage zeitweise elektrischen Überschuss aufweisen, kann eine intelligente Regelung der Kläranlagentechnik und des Faulgas-BHKWs zum Ausgleich zeitlicher Abweichungen in Erzeugung und Bedarf eingesetzt werden. Darüber hinaus gehender elektrischer Überschuss könnte im Sinne der Sektorenkopplung gegebenenfalls in einem Elektrolyseur genutzt werden. Der neben dem Wasserstoff erzeugte Sauerstoff ermöglichte dann eine Anreicherung der Belebungsluft und damit eine Steigerung der Reinigungsleistung oder Reduktion des Stromverbrauchs der Luftgebläse. Bei Kläranlagen mit Ozonisierungsstufe könnte der Sauerstoff auch für die Ozonerzeugung eingesetzt werden.

6.5 Praxisanlage AHVA

Die Altholzverbrennungsanlage, die analysiert wurde, ist an ein Industrieunternehmen angegliedert. Eingesetzt wird Altholz der Klassen A3 und A4. Nach Durchsatz gehört die Anlage zu den größten in Deutschland. Der biogene C-Anteil im Brennstoff wird mit 95 % angegeben. Das Unternehmen und somit die Anlage unterliegen dem europäischen Emissionshandelssystem.

Die Wärme wird im angegliederten Industrieunternehmen genutzt. Zusätzlich steht niederkalorische Abwärme bei z.B. 55 °C zur Verfügung; deren weitere Nutzung prüft der Betreiber.

Der Strom wird an der Börse verkauft, teilweise auch im Spotmarkt. Eine EEG-Vergütung wird nicht in Anspruch genommen. Die Kraftwerksleistung wird strommarktabhängig im Bereich von 60-100 % der Nennleistung geregelt. Eine Erweiterung der Stromerzeugungsleistung ist angebracht. Der Betreiber sieht in der kombinierten Wärme- und Stromabgabe einen wichtigen Faktor des wirtschaftlichen Betriebs.

Die Wirtschaftlichkeit und Treibhausgaseffekte von Sektorenkopplungstechnologien wurden in Analogie zu Kapitel 5.6.1 für die konkreten Randbedingungen der Anlage modelliert, die Ergebnisse mit dem Betreiber diskutiert. Die Schlussfolgerungen unterstreichen die in Kapitel 5.6.1 getroffenen Aussagen. Nur der für die Muster-Abfallverbrennungsanlage gefundene wirtschaftliche Vorteil einer preisgeführten Fahrweise (vgl. Abbildung 21) zeigt sich für die Altholzverbrennungsanlage unter den Annahmen für 2035 nicht mehr; das Ergebnis ist nun annähernd gleich. Die Erklärung hierfür liegt in dem bei Holz höheren biogenen C-Anteil. Dieser erlaubt für grünen

Wasserstoff einen ganzjährig hohen Stromdurchsatz und eine entsprechende Wasserstofferzeugungsmenge, die die Anlagenkosten aufwiegen kann. Eine marktpreisgeführte Fahrweise nutzt die Elektrolyseurleistung demgegenüber nicht beständig aus. Mit der marktgeführten leistungsflexiblen Fahrweise des Kraftwerks kommt der Betreiber dabei steigender Anforderungen an die Flexibilisierung bereits heute entgegen.

6.6 Praxisanlage BVGA

Die untersuchte Bioabfallvergärungsanlage ist im oberen Bereich der Anlagengrößen (vgl. Abbildung 3) einzuordnen. Eingesetzt werden neben Bioabfall aus der kommunalen Getrenntsammlung auch Baum- und Strauchschnitt. Die Vergärung ist thermophil. Das Rohbiogas wird volumänglich aufbereitet und als Biomethan ins Erdgasnetz eingespeist. Nebenprodukte sind Flüssigdünger und Kompost. Die Aufbereitung umfasst einen Aktivkohlefilterung; die CO₂-Abtrennung erfolgt über ein Membranverfahren.

Die Entscheidung für eine Gasnetzeinspeisung fußte auf ökonomischen und ökologischen Be trachtungen unter Berücksichtigung der damaligen EEG-Regularien. Insbesondere die Speicherbarkeit und die Möglichkeit einer bedarfsgerechten Nutzung des erzeugten Biomethans spielten bei der ökologischen Bewertung eine Rolle.

Die Anlage steht neben einer Müllverbrennungsanlage des gleichen Betreibers. Hieraus ergeben sich folgende Synergieeffekte:

- ▶ Für die Fermenterheizung wird Abwärme des Müllheizkraftwerks genutzt.
- ▶ Auch der Strom für den Anlagenbetrieb der Vergärungs- und der Aufbereitungsanlage wird vom Müllheizkraftwerk bereitgestellt.
- ▶ Aktivkohle aus der Gasaufbereitung sowie Störstoffe und Siebüberläufer können im Müllheizkraftwerk verwertet werden. Sie verursachen keine externen Entsorgungskosten.
- ▶ Personal kann effizient eingesetzt werden. Das Personal der Vergärungsanlage betreut den Betrieb in der Tagschicht; nachts überwacht die Leitwarte des Müllheizkraftwerk die Vergärungsanlage mit.
- ▶ Weitere Effizienzgewinne ergeben sich bei Instandhaltung und weiteren Werksdiensten (Feuerwehr, Warte etc.).

Diese Synergieeffekte erhöhen in Summe die Ressourcen- und Energieeffizienz der Bioabfallvergärungsanlage. Die vorliegende Anlagenvernetzung führt zu einer hohen Effizienz der Anlage hinsichtlich der Gaseinspeisung und stellt ein Best-Practice-Beispiel für Sektorenkopplung dar.

7 Beiträge der Abfallwirtschaft für ein zukünftiges Energiesystem durch Sektorenkopplung und CO₂-Abscheidung

In diesem Abschnitt werden die Potenziale zur optimierten Energienutzung und CO₂-Abscheidung an Abfallbehandlungsanlagen zusammenfassend bewertet und in einen größeren Zusammenhang gestellt. Chancen und Risiken der Technologien sowie Hemmnisse werden untersucht. Es erfolgt eine Hochrechnung der Potenziale geeigneter Technologien auf alle Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland. Herangehensweisen zum Anstoß und Maßnahmen zur Unterstützung zielführender Realisierungen werden vorgeschlagen.

7.1 Ziele der Sektorenkopplung, der erweiterten Energienutzung und der CO₂-Abscheidung an Abfallbehandlungsanlagen

Die primäre Aufgabe von Abfallbehandlungsanlagen ist die sachgerechte und umweltschonende Entsorgung von Abfällen. Sie dienen damit der öffentlichen Daseinsvorsorge. Die thermische Abfallbehandlung und die Abfallvergärung stehen höher in der Abfallhierarchie als die Deponierung, die historisch die vorrangige Senke für Abfall war. In Europa wurden im Jahr 2020 weiterhin 23 % des Siedlungsabfallaufkommens auf Deponien verbracht (Eurostat 2021). In Abfallverbrennungs- und -vergärungsanlagen wird demgegenüber Energie in Form von Strom, Wärme und biogenen Brennstoffen gewonnen. Die Abfallwirtschaft leistet damit bereits heute einen Beitrag zur Energieversorgung. Möglichkeiten zur zukünftigen Ausgestaltung dieses Beitrags insbesondere durch Sektorenkopplungstechnologien sind Gegenstand dieser Studie.

Eine zentrale gesellschaftliche Herausforderung ist die Reduzierung von klimaschädlichen Treibhausgasemissionen. Die Netto-Treibhausgasneutralität bis zum Jahr 2045 ist politisch gesetztes Ziel. Dieses Ziel bringt für die Abfallwirtschaft über die vorgenannten Aspekte hinaus die Notwendigkeit von Emissionsminderungen in den Vordergrund. Bei Abfallverbrennungsanlagen ist die größte einzelne Treibhausgasemission der CO₂-Strom aus der Verbrennung. Weitergehend wurden daher Optionen untersucht, bei denen das Verbrennungs-CO₂ aus dem Abgas abgetrennt wird, mit dem Ziel, es stofflich zu nutzen (CCU) oder dauerhaft der Biosphäre zu entziehen (CCS).

7.2 Chancen von Sektorenkopplungs- und CCS-Verfahren an Abfallbehandlungsanlagen

Zu einer umfassenden Bewertung der dargestellten Handlungsoptionen gehört neben den ökonomischen und ökologischen Aspekten – die nachfolgend diskutiert werden – eine Erörterung von Chancen und Risiken.

7.2.1 Verantwortung, Vorbild- und Vorreiterfunktion

Abfallbehandlungsanlagen sind vielfach in öffentlicher Hand. Die öffentliche Hand trägt Verantwortung für den Klimaschutz und hat eine Vorbildfunktion. Diesen Anforderungen kann sie mit Maßnahmen gerecht werden, die aktuell oder zukünftig dem Klimaschutz dienen. Die Umsetzung von energetischen Optimierungsmaßnahmen, Sektorenkopplungstechnologien und CCS an Abfallbehandlungsanlagen können hierzu gehören. Demonstrationsrealisierungen und Reallabore geben zudem den neuen Technologien wesentlichen Anschub, erlauben Lernkurven,

unterstützen den Markteintritt und dienen als Blaupausen. Wichtig ist dabei, dass den Entscheidungsträgern Informationen an die Hand gegeben werden, mit denen sie die Zukunftspfade neutral analysieren sowie wissensbasiert bewerten können und Lock-In-Effekte vermeiden können.

7.2.2 Unternehmensentwicklung

Akteure der Abfallwirtschaft, privatwirtschaftlich oder öffentlich-rechtlich, planen wie andere Unternehmen ihre Zukunft und sichern diese ab, auch im Sinne einer effizienten Investitionsausnutzung und der Sicherung von Arbeitsplätzen. Hierfür müssen neue Geschäftsfelder sondiert und erprobt werden. Die in dieser Studie differenziert dargestellten Handlungsoptionen bieten solche Entwicklungsmöglichkeiten. Die neuen Ansätze erlauben dabei gegebenenfalls Synergien zu anderen kommunalen Aufgaben.

7.2.3 Synergien zu anderen Aufgaben der öffentlichen Daseinsvorsorge

Insbesondere der aus kommunalem Siedlungsabfall erzeugte Wasserstoff kann mittels brennstoffzellenelektrischer Antriebe im öffentlichen Personennahverkehr, in der Abfalllogistik oder in anderen kommunalen Fuhrparks genutzt werden. Batterieelektrische Antriebe sollten als Alternative berücksichtigt werden. Beides kommt den Klimaschutz-Anforderungen an öffentliche Auftraggeber entgegen, die in der Clean Vehicles Directive der EU und im Gesetz über die Beschaffung sauberer Straßenfahrzeuge formuliert sind. Eine Verknüpfung verschiedener Aufgaben der öffentlichen Daseinsvorsorge schafft Synergien in wirtschaftlicher und ökologischer Sicht.

7.3 Zusammenfassende Bewertung der Energienutzungsoptionen an Abfallverbrennungsanlagen

7.3.1 Steigerung der Energieeffizienz

Der verstärkten Nutzung der Energie aus der Abfallverbrennung, also die Anhebung der Netto-Wirkungsgrade und damit die Minimierung von Verlustwärme, ist mit Blick auf Energieeffizienz und Klimaschutz oberste Priorität zu geben. Technische Lösungsansätze hierzu sind in den Kapiteln 4.6 bis 4.8 ausgeführt. Im Bereich der Fernwärme gehen diese Ansätze einher mit Bestrebungen, im Gebäudebereich bestehende Öl- und Erdgas-Heizungen durch Wärmeverbundlösungen zu ersetzen. Interessantes Potenzial birgt auch die Kälteerzeugung aus Fernwärme. Eine Steigerung der Stromauskopplung wird in der Regel aufwändiger umzusetzen sein, verspricht jedoch gute Erlöse.

Ausgangspunkt für energetische Optimierungen sind Prozesskenntnisse sowie Prozessdaten und -kennzahlen. Fördernd können jegliche Anreize wirken, den Ist-Zustand zu monitoren und zu bewerten, Optimierungspotenziale zu ermitteln sowie Maßnahmenpläne zur Anlagenmodernisierung zu entwickeln. Ein etabliertes Instrument hierfür sind Energiemanagementsysteme.

Die in der Regel jährliche Überprüfung des R1-Energieeffizienzkriteriums (Anlage 2 KrWG) ist in diesem Zusammenhang anzusprechen: Sie zielt auf die Energieeffizienz, dient allerdings nur als rechtliches Kriterium. Nicht ein Optimum wird angestrebt, sondern die Einhaltung eines Mindestwerts, um die Abfallbehandlung als Abfallverwertung einstufen zu können.

Zur Umsetzung der Maßnahmen bedarf es vertretbarer Amortisationszeiten und Finanzierungen. Dabei ist eine wirtschaftliche Verbesserung oder zumindest eine im Verhältnis zu anderen Klimaschutzmaßnahmen gute Ökoeffizienz anzustreben.

7.3.2 Strom oder Wasserstoff

Die aktuelle Fokussierung des öffentlichen Diskurses auf Wasserstoff ist notwendig, um FuE-Aktivitäten und Markteinführungen in der Wasserstoffwirtschaft anzustoßen. Zu beachten ist, dass Strom weiterhin eine essentielle Rolle im Energiesystem einnimmt. Seine Bedeutung wächst zudem stark: Der Strombedarf wird durch die Elektrifizierung des Verkehrs, durch Wärmepumpen in der Gebäudeheizung und durch industrielle Umstellungen erheblich ansteigen.

Für die Frage, ob erzeugter Strom vermarktet oder daraus Wasserstoff und gegebenenfalls Folgeprodukte hergestellt werden soll, geben die zuvor dargestellten Ergebnisse eine Richtschnur. Die Entscheidung für Wasserstoff (oder Folgeprodukte) ist in einzelwirtschaftlicher Sicht eines Anlagenbetreibers nur unter gewissen Randbedingungen vorteilhaft. Marktentwicklungen sollten hierfür genau verfolgt und perspektivisch bedacht werden. Hinzu kommt: Auch die Treibhausgasbilanz des Standorts ändert sich nur unter gewissen Entwicklungslinien ins Positive. Wesentliche Ursache hierfür ist die Strom-Mindereinspeisung, deren Auswirkungen in der Stromversorgung die Sektorenkopplung ökobilanziell stark belastet.

7.3.3 Flexibilisierung mit Elektrolyseur

Die Modellierungsergebnissen nach Kapitel 5.6 verdeutlichen: Ein markt- oder systemdienlicher Betrieb eines Elektrolyseurs an bestehenden Abfallverbrennungsanlagen ist vorteilhafter für den Klimaschutz als ein kontinuierlicher Betrieb.

Der steigende Einfluss der wetterabhängigen Einspeisung von Wind- und PV-Strom ins Netz resultiert in einem häufigeren und stärkeren zeitlichen Auseinanderfallen von Stromangebot und Strombedarf. Dem muss durch Energiespeicherung und durch Flexibilisierung begegnet werden: Erzeuger und Verbraucher reagieren auf die Situation am Strommarkt oder im Netz und ermöglichen damit in der Summe eine bessere Nutzung des erzeugten erneuerbaren Stroms. Die Flexibilisierung von Stromerzeugung und -verbrauch ist daher ein essentielles Instrument einer Energiewirtschaft, die zunehmend auf regenerativ erzeugtem Strom basiert. Der flexible Einsatz eines Elektrolyseurs kann hierzu einen Beitrag leisten und genießt zugleich einzelwirtschaftliche Vorteile, wenn fluktuiierende Strompreise ausgenutzt werden.

Abfallverbrennungsanlagen, die ins Stromnetz einspeisen, werden bisher in der Regel als Grundlastkraftwerke eingestuft. Das Konzept von Grundlast und Spitzenlast im Stromnetz greift allerdings nicht mehr, wenn erneuerbare Energien Vorrang gewinnen. Stattdessen werden leistungs-adaptive Kraftwerke benötigt. Die Flexibilisierung der Stromeinspeisung muss auch für Abfallverbrennungsanlagen eine wesentliche zukünftige Aufgabe werden. Vorreiter der Sektorenkopplung an Abfallverbrennungsanlagen berücksichtigen dies (Tschersich 2019, SRF 2021).

Ein anderer Ansatz zur Flexibilisierung ist eine Leistungsregelung der Verbrennung selbst. Die Möglichkeit eines flexiblen Durchsatzes ist bei Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle in der Regel nicht gegeben. In anderen Fällen, wie etwa bei der analysierten Altholzverbrennungsanlage (Kapitel 6.5), ist eine solche Fahrweise möglich.

7.3.4 CCU

Zukünftig werden Betreiber von Abfallverbrennungsanlagen über das nationale oder das europäische Emissionshandelssystem mit Zertifikatkosten für die fossilen CO₂-Emissionen belastet. Damit kann das Abtrennen und Umwandeln von CO₂ in verwertbare Chemikalien (CCU) attraktiver werden, vorausgesetzt, ein Anrechnungsmechanismus innerhalb des Emissionshandels wird etabliert (s. Kapitel 3.4). Gleichzeitig ist ein Bedarf an nutzbarem Kohlenstoff zu erwarten: Kann die chemische Industrie ihren Bedarf an Kohlenstoff zukünftig nicht mehr aus Erdgas, Erdöl und Kohle decken, muss sie auf andere Quellen zugreifen, etwa Biomasse, chemisches Recycling und eben technische CO₂-Emissionen.

Die Studienergebnisse zeigen mit der hinterlegten Grundparametrierung (Kapitel 5.6.1 und 5.6.2) allerdings, dass eine Methan- oder Methanolherstellung über den Weg der Abfallverbrennung für den Klimaschutz bis über 2035 hinaus nachteilig ist. Eine Umsetzung über Entwicklungsprojekte hinaus ist auch kaum zu erwarten, da eine Rentabilität nur unter einem deutlich veränderten Preis- und Kostengefüge gegeben wäre. Hierzu förderliche Veränderungen wären energieeffiziente CO₂-Abscheideverfahren, hohe Zertifikatpreise inklusive Anrechenbarkeit von CCU sowie eine preislich wirksame Zugwirkung durch den Bedarf an regenerativem Methan oder Methanol.

7.4 Zusammenfassende Bewertung der CO₂-Minderungslösungen

CCU- und CCS-Optionen wurden untersucht, die CO₂-Emissionen über den Kamin von Abfallverbrennungsanlagen weitgehend vermeiden.

7.4.1 CCU zur Bindung des CO₂ aus der Verbrennung

Als CCU-Verfahren zur weitgehenden CO₂-Elimination wurde eine Methanolherstellung analysiert, für 85 % des CO₂ aus dem Abgas abgeschieden wird. Hierbei muss Strom zugekauft werden, dessen Kosten die Wirtschaftlichkeit weitgehend dominieren. Erst gegenüber den Stromkosten deutlich höhere Methanolerlöse würden eine Wirtschaftlichkeit in Aussicht stellen. Auch bewirkt der externe Strombezug über den Verdrängungsemissionsfaktor erhebliche Treibhausgasemissionen. Erst eine weitgehend regenerative Stromerzeugung in Deutschland mit einem Vermeidungsfaktor unter ca. 170 g/kWh ermöglicht eine Treibhausgasentlastung im Saldo.

Eine vergleichende Betrachtung zukünftiger, konkurrierender nachhaltiger Methanol-Herstellungs Routen steht aus, etwa Vergasungsverfahren, die Biomasse, Klärschlamm oder biogene Abfallanteile als Einsatzstoffe nutzen.

7.4.2 CCS

Kann sichergestellt werden, dass das eingelagerte CO₂ dauerhaft und vollständig in den Speichern verbleibt, eröffnet CCS einen deutlichen Beitrag zur Klimaschutz. Die untersuchten Szenarien stellen zudem eine wirtschaftliche Umsetzung in Aussicht, wenn Zertifikatpreise steigen und CCS auf den Zertifikatbedarf angerechnet wird, eine Vergütung von negativen Emissionen regulatorisch etabliert wird und wenn Anlagen- und Transportkosten sinken.

Den Treibhausgas-Entlastungen durch die vermiedenen Emissionen von fossilstämmigem CO₂ sowie durch die geologische Einlagerung von biogenem CO₂ stehen zwar die Emissionen durch den Energiebedarf der CCS-Kette gegenüber. Dennoch resultiert eine deutliche

Treibhausgasentlastung, die – wenn eine vollständige und dauerhafte CO₂-Einlagerung gewährleistet werden kann – in Summe Negativemissionen ermöglicht.

Der hohe Wärmebedarf der Aminwäsche als etabliertes CO₂-Abscheideverfahren führt dazu, dass – am Beispiel der Muster-MVA – die in der Referenzsituation vermarkteteten Wärmemengen nach Umsetzung von CCS nicht mehr zur Verfügung stehen. Abfallverbrennungsanlagen versorgen verbreitet Wärmenetze; mit der Stilllegung von Kohlekraftwerken wird diese Aufgabe zunehmend wichtiger. Mögliche Auswege, um die Wärmeauskopplung nicht aufzugeben zu müssen, liegen in Abscheideverfahren mit geringerem Energiebedarf – die jedoch für die Anwendung in Verbrennungsabgasen noch nicht ausgereift sind (etwa Membranverfahren, vgl. Holcim 2021) –, in einer verstärkten Wärmeauskopplung aus dem Dampfstrang unter Einbußen in der Stromerzeugung und in der Einbindung von noch ungenutztem Wärmepotenzial etwa durch Wärme-pumpen.

CCS ist eine technische Handlungsoption zur Verringerung der atmosphärischen CO₂-Emissionen. Ihre grundsätzliche Machbarkeit konnte in Forschungs- und Entwicklungsprojekten belegt werden. Unter anderem skandinavische Akteure streben aktuell an, die Technologie hochzuskalieren und marktverfügbar zu machen. Die Treibhausgas-Effekte einer Umsetzung können weitgehend belastbar prognostiziert werden. Die Kostenaspekte dagegen unterliegen noch erheblichen Unsicherheiten.

Als Punktquellen mit hohen CO₂-Mengen, auch in Anbetracht einer fortschreitenden Außerbetriebnahme von Fossil-Kraftwerken, bieten sich gerade Abfallverbrennungsanlagen für CCS an.

Die Rolle von CCS für die angestrebte Treibhausgasneutralität wird kontrovers gesehen. Es bedarf eines vertieften gesellschaftlichen und politischen Diskurses.

7.5 Zusammenfassende Bewertung der Optionen bei Bioabfallvergärungsanlagen

Die Steigerung der energetischen Bioabfallnutzung, insbesondere durch Getrenntsammlung entsprechend dem Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) und durch Umstellung noch vorhandener Kompostierungs- und Rottekonzepte auf Vergärungskonzepte, liegt außerhalb des Fragestellungen der vorliegenden Studie. Im Umfeld der Thematik BVGA sind diese Maßnahmen jedoch für den Ausbau erneuerbarer Energien und für den Klimaschutz als wesentlich zu benennen.

7.5.1 Steigerung der Wärmeabgabe

Die Möglichkeit zur Wärmeabgabe hängt primär von der Anschluss- und Abnahmebereitschaft potenzieller Kunden ab. Diese kann durch Öffentlichkeitsbeteiligung und Informationskampagnen gezielt erhöht werden. In Betracht kommen sowohl eine Nachverdichtung von bestehenden Netzen als auch der Aufbau neuer Versorgungsstrukturen.

Liegt die Begrenzung dagegen in der Wärmebereitstellung der Vergärungsanlage, gilt es, die Einsparpotenziale beim Eigenverbrauch der Anlagen zu heben sowie Abwärmequellen der Anlage zur Eigen- und Anschlussnehmerversorgung auszuschöpfen (vgl. Kapitel 4.6.3).

7.5.2 Biomethan aus Vergärungsanlagen

Wirtschaftlichkeit und Treibhausgaseffekte einer Gaseinspeisung anstelle einer Strom- und Wärmeerzeugung wurden in den Kapiteln 5.8.1 und 5.8.2 analysiert. Solange eine EEG-Vergütung für

den eingespeisten Strom bezogen werden kann, bewirkt eine Umstellung auf die Einspeisung ins Gasnetz merkliche Mindereinnahmen. Wirtschaftlich rentabel kann eine Umstellung werden, wenn ein gegenüber den erzielbaren Stromerlösen deutlich gestiegenes Biomethan-Marktpreisniveau vorliegt, ausgelöst beispielsweise durch eine steigende Nachfrage nach regenerativem Methan bei gleichzeitig guter Marktverfügbarkeit von Strom.

Eine offene Frage ist, ob und in welcher Form ein Erdgasnetz erhalten bleibt, wenn in Deutschland in der Fläche kein fossiles Erdgas mehr genutzt wird. Hierzu liegt kein klares Zukunftsbild vor. Dennoch ist davon auszugehen, dass es auch im Zustand der Klimaneutralität Methanwender geben wird, die einen Bedarf begründen, und die gegebenenfalls einen gegenüber heute weitaus höheren Gaspreis zu zahlen bereit sind.

7.5.3 Flexibilisierung

Der Gesetzgeber fordert seit dem EEG 2012 die Flexibilisierung von Biogasanlagen. Damit ist sie eine etablierte Maßnahme, um systemdienlich für die Stromversorgung zu wirken. Eine Flexibilisierung bei BVGA liegt – im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Vergärungsanlagen – jedoch selten vor, da der Fokus der Betreiber auf der Abfallbehandlung liegt (Scholwin 2019). Somit besteht weiteres Potenzial, das in Kapitel 7.6 abgeschätzt wird. Hürden und förderliche Maßnahmen zur Flexibilisierung sind in der Studie Scholwin (2019) umfassend ausgeführt.

Auch die Biomethaneinspeisung ist als Maßnahme zum zeitlichen Ausgleich von Energieerzeugung und Energienutzung zu sehen – vorausgesetzt, dass mit der Gasinfrastruktur weiterhin hohe Speicherkapazitäten zur Verfügung stehen.

7.6 Hochrechnung auf alle potenziell geeignete Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland

Die Modellierungsergebnisse zusammen mit statistischen Angaben zum Anlagenpark in Deutschland erlauben, die ermittelten ökologisch und ökonomisch relevanten Anlagenszenarien auf alle Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland hochzurechnen. Die Berechnung fußt auf den Stoff- und Energiebilanzen der Muster-MVA und der Muster-BVGA für das Bezugsjahr 2035. Folgende technische Potenziale unter Beachtung von Wirtschaftlichkeit und Klimaschutz werden untersucht:

- ▶ Erhöhte Wärmeabgabe. Der Netto-Wärmewirkungsgrad kann um 3 Prozentpunkte erhöht werden.
- ▶ Erhöhte Stromabgabe. Der Netto-Stromwirkungsgrad kann um 2 Prozentpunkte erhöht werden.

Das Ausmaß der Erhöhung ist in beiden Fällen eine Annahme, um die Effektgröße zu veranschaulichen. Zu den in Praxisanlagen in Summe vorhandenen energetischen Optimierungspotenzialen liegen keine Untersuchungen vor.

- ▶ Wasserstoff und Flexibilisierung: Die Wasserstoffherstellung erfolgt in strompreisgeführter Fahrweise, vgl. Kapitel 5.5.5 und 5.6.1.3. Mit dieser Fahrweise geht die Möglichkeit einher, Flexibilisierungsleistung im Stromnetz bereitzustellen. Daher wird auch ein Flexibilisierungspotenzial berechnet. Als Flexibilisierungsleistung angesetzt wird entsprechend Kapitel 5.5.5 die summarische Nennleistung von Elektrolyseuren, die 50 % des verfügbaren Stroms in 4.000 Vollaststunden umsetzen können.

- ▶ CCU-Verfahren: Die Methanolherstellung mit anlageneigenem Strom unter Einbindung von CO₂ aus dem Abgas wird in die Hochrechnung exemplarisch einbezogen, obgleich die Treibhausgasemissionen sich erhöhen (s. Kapitel 5.6.2 und 7.3.4). Das Methanol-Mengenpotenzial wird ausgewiesen. Die Methanolherstellung zur weitgehenden CO₂-Abtrennung unter Zukauf von externem Strom wird nicht hochgerechnet.
- ▶ CCS: Eine Abscheidung von 85 % des Abgas-CO₂ wird hochgerechnet (vgl. Kapitel 5.7).

Für folgende Abfallbehandlungsanlagen werden Anwendungen als geeignet bewertet:

- ▶ MVA, EBS-KW, AHVA: Alle Optionen sind technisch realisierbar.
- ▶ SVA: Die Datenbasis erlaubt keine Hochrechnung. Der Betriebszweck ist auf die Entsorgung fokussiert; gleichzeitig sind die Anlagen spezialisierter als andere Abfallverbrennungsanlagen. Dies lässt eine Umsetzung der Handlungsoptionen weniger wahrscheinlich erscheinen als bei MVA, EBS-KW und AHVA. Auf eine Bestimmung der Potenziale von SVA wird verzichtet.
- ▶ KVA: Es wird davon ausgegangen, dass die meisten KVA an Kläranlagenstandorten lokalisiert sind, zumeist unter gleichem Betreiber. Sie haben damit in aller Regel standortinterne Wärme- und Stromabnehmer und keinen vermarktbaren Energieüberschuss. Gleichwohl vermeidet die interne Wärme- und Stromnutzung einen externen Energiebezug, sodass der Brennstoff- und Stromzukauf verringert werden. Eine Steigerung der internen Energieerzeugung setzt extern Energiemengen für andere Zwecke frei. Daher werden eine zusätzliche Wärme- oder Stromerzeugung in die Hochrechnung einbezogen. Verallgemeinerbare Potenziale zur Wasserstofferzeugung, Methanolherstellung oder Flexibilisierung liegen dagegen nicht vor.
- ▶ BVGA: Auch bei den BVGA mit Vor-Ort-Stromerzeugung werden eine erhöhte Wärme- oder Stromabgabe als Potenziale angenommen. Eine Umwandlung von Biogas über Strom in Wasserstoff ist nicht zweckmäßig. Eine Umstellung von Strom- und Wärmeabgabe auf Biomethaneinspeisung wird betrachtet.
Für das Flexibilisierungspotenzial wird eine „doppelte Überbauung“ exemplarisch angenommen, d.h. die Anlage kann zeitweise Biogas speichern und zeitweise dieses mit einer gegenüber einem Dauerbetrieb verdoppelten Leistung verstauen. Die Flexibilisierungspotenziale sind heute nur in geringem Umfang realisiert.
- ▶ MBAv: Mangels verfügbarer Daten und angesichts der vergleichsweise sehr geringen Energieabgabemengen (vgl. Flamme 2018) wurden MBAv nicht berücksichtigt.

Tabelle 24 und Tabelle 25 schlüsseln die Ergebnisse der Hochrechnungen auf. Für die summarischen Durchsatzmengen wird eine Prognose in Flamme (2018) für das Jahr 2030 herangezogen. Die genannten Mengen sind im Vergleich zu den Auswertungen der Anlagendatenbank in Abschnitt 2 plausibel. Nicht enthalten sind Potenziale von abfallverwertenden Industrieanlagen.

Tabelle 24: Potenziale einer deutschlandweiten Umsetzung von Energieoptionen an Abfallbehandlungsanlagen

| | Durchsatz | CO ₂ im Abgas | Wärmeabgabe (+3 %) | | | Stromabgabe (+2 %) | | |
|-----------------|-----------|--------------------------|--------------------|---------------|--------------|-------------------------------------|---------------|--------------|
| | | | Ist Mio. t | η (Ist) | Änderung GWh | THG-Bilanz Mio. t CO _{2eq} | η (Ist) | Änderung GWh |
| MVA | 19,1 | 17,4 | 22,1 % | +1.615 | -0,29 | 13,8 % | +1.077 | -0,40 |
| EBS-KW | 5,4 | 5,3 | 24,1 % | +525 | -0,09 | 16,3 % | +350 | -0,13 |
| KVA | 1,4* | 0,5 | 22,2 % | +132 | -0,02 | 13,0 % | +88 | -0,03 |
| AHVA | 5,9 | 9,4 | 20,0 % | +775 | -0,14 | 15,2 % | +517 | -0,19 |
| BVGA (S) | 3,8 | 0,8 | 22,7 % | +68 | -0,01 | 34,4 % | +45 | -0,02 |
| Summe | | 33,5 | | +3.115 | -0,56 | | +2.077 | -0,77 |

| | Elektrolyse strompreisgeführt | | Methanol mit 50% Eigenstrom | | CCS | Flexibilisierung |
|-----------------|-------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------|-------------------------------------|--------------|------------------|
| | Wasserstoff 1.000 t | THG-Bilanz Mio. t CO _{2eq} | Methanol 1.000 t | THG-Bilanz Mio. t CO _{2eq} | | |
| MVA | 67 | -0,25 | 338 | +0,70 | -14,83 | 930 |
| EBS-KW | 27 | -0,10 | 130 | +0,28 | -4,54 | 360 |
| KVA | | | | | -0,45 | |
| AHVA | 36 | -0,13 | 179 | +0,37 | -7,97 | 550 |
| BVGA (S) | | | | | | 190 |
| Summe | 129 | -0,48 | 647 | +1,34 | -26,9 | 1.970 |

Mengenangaben pro Jahr. Durchsatz in Originalsubstanz, außer bei KVA. Summenabweichung durch Rundung möglich.

Datenquellen: Durchsatzmengenprognose für 2030 nach Flamme (2018), außer bei KVA. Heizwerte und Ist-Netto-Wirkungsgrade (η) s. Abschnitt 2

* KVA: Mengenangabe in Trockenmasse, Annahme 85 % einer Klärschlammemenge von 1,7 Mio. t/a (Stand 2017, BMUV 2021) ab 2032 in KVA.

BVGA (S): Bioabfallvergärungsanlagen mit Vor-Ort-Stromerzeugung und ohne Biogaseinspeisung, Durchsatz berechnet mit 69 % (vgl. Kap. 2.3.5) des Wertes für alle BVGA 5,5 Mio. t/a nach Flamme (2018)

Wärme- und Stromabgabe: Erhöhung des Wirkungsgrads η in Prozentpunkten, +3 % bedeutet z. B. von 22,1 % auf 25,1 %

Elektrolyse strompreisgeführt: Einsatz von 50 % des verfügbaren Stroms am Elektrolyseur bei 4.000 Vollaststunden (vgl. Abbildung 21 und Abbildung 26)

Methanol mit 50 % Eigenstrom: Methanolherstellung aus 50 % des verfügbaren Stroms bei 8.000 Vollaststunden (vgl. Abbildung 21 und Abbildung 26)

CCS, THG-Bilanz: Summe von Emissionsminderungen und negativen Emissionen (vgl. Abbildung 32)

Die erhaltenen Ergebnisse sind als Näherung für die zukünftigen Potenziale anzusehen. Unter anderem die Entwicklung des Abfallaufkommens und des Anlagenbestands nehmen Einfluss. Die ermittelten Potenziale können orientierend zu Statistikdaten ins Verhältnis gesetzt werden. Als Vergleichswert für die Treibhausgaseffekte kann der Emissionswert für Deutschland 2020 von 729 Mio. t CO_{2eq} dienen (UBA 2022):

- ▶ Die Wärmebereitstellung in Fortführung des Istzustands von 22.800 GWh/a entspricht 2,0 %, die zusätzliche Wärmebereitstellung von 3.115 GWh/a entspricht 0,3 % des deutschen Endenergieverbrauchs für Wärme und Kälte (1.165 TWh im Jahr 2020, BMWi 2021). Mit dem Treibhausgas-Vermeidungsfaktor für 2035 von 180 t CO₂eq/GWh Wärme (s. Tabelle 23) summiert sich die Treibhausgasminderung über alle Anlagen auf 0,56 Mio. t CO₂eq.
- ▶ Die Strombereitstellung in Fortführung des Istzustands deckt mit 15.560 GWh/a 2,9 %, die Steigerung um 2.077 GWh/a zusätzliche 0,4 % im Verhältnis zum aktuellen deutschen Stromverbrauch (552 TWh im Jahr 2020, BMWi 2021). Mit dem Netzstrom-Vermeidungsfaktor für 2035 von 373 t CO₂eq/GWh Wärme (s. Tabelle 23) ergibt sich eine deutschlandweite Treibhausgasminderung von 0,77 Mio. t CO₂eq.
- ▶ Das Wasserstoffpotenzial aus Realisierungen von Elektrolyseuren im flexibilisierten Betrieb beträgt 0,129 Mio. t/a. Die Nationale Wasserstoffstrategie (BMW 2020) projiziert für 2030 einen Bedarf an Wasserstoff von rund 100 TWh (H_i) entsprechend 3,0 Mio. t, wobei der überwiegende Teil importiert werden soll. Die Bedarfsprognose für 2050 ist 110-380 TWh oder 3,3-11,4 Mio. t. Das in Tabelle 24 berechnete Wasserstoffpotenzial der Abfallverbrennungsanlagen entspricht 4,3 % der Bedarfsprognose für 2030.
- ▶ Das Potenzial des flexibilisierten Elektrolyseurbetriebs zur Treibhausgasminderung ist 0,48 Mio. t CO₂eq/a.
- ▶ Als Vergleichswert für Methanol kann die Produktion in Deutschland 2018 von 1,13 Mio. t herangezogen werden (Destatis 2019b). Das Methanol-Mengenpotenzial der Abfallbehandlungsanlagen von 0,65 Mio. t/a entspricht 59 % dieses Wertes. Die Erschließung der Potenziale einer Methanolherstellung stehen jedoch unter dem Vorbehalt geeigneter wirtschaftlicher Randbedingungen und eines berechneten negativen Treibhausgas-Gesamteffekts. Die Hochrechnung erfolgt daher indikativ unter Vorbehalt einer günstigen Entwicklung der Randbedingungen (Erlöse, Netzstrom-Vermeidungsfaktor).
- ▶ Das Stromnetz-Flexibilisierungspotenzial von 1.970 MW umfasst Elektrolyseure, die an- und abgeschaltet werden können, sowie eine „doppelte Überbauung“ aller BVGA mit Vor-Ort-Stromerzeugung und ohne Biogaseinspeisung. Zur orientierenden Einstufung des Potenzialwerts kann zum einen der Bedarf an Primär- und Sekundärregelleistung dienen. Anfang 2022 lag die ausgeschriebene Primärregelleistung bei 560 MW, die Sekundärregelleistung negativ und positiv bei je 2.000 MW (ÜNB 2022). Zum anderen kann in vereinfachter Be trachtung als theoretisch maximale Fluktuation die in Deutschland angestrebte Leistung der Stromerzeugung aus Wind und PV herangezogen werden, für 2030 zusammen 310 GW (BMWK 2022a). Zu diesen Größen können die Abfallbehandlungsanlagen einen Beitrag im Rahmen ihrer Stromerzeugung liefern. Die Sektorenkopplung an Abfallverbrennungsanlagen leistet den maximal möglichen Beitrag, wenn sie, wie dies das flexibilisierte Elektrolyseurszenario vorsieht, die gesamte elektrische Erzeugungsleistung einbringt.
- ▶ Eine Umsetzung von CCS an allen Verbrennungsanlagen unter Abscheidung von 85 % des Abgas-CO₂ hat ein Treibhausgas-Minderungspotenzial von 26,9 Mio. t CO₂eq/a in Summe von Emissionsminderungen und negativen Emissionen.

Für eine Umstellung aller BVGA von Vor-Ort-Stromerzeugung auf Biomethaneinspeisung ist in Tabelle 25 die deutschlandweit erzielbare Biomethanmenge berechnet. Wie in Abschnitt 5.2 wird angenommen, dass der Eigenstrombedarf jeweils anlagenintern durch ein kleines BHKW erfolgt und der Wirkungsgrad η (Biomethaneinspeisung zu Biogaserzeugung) bei 73 % liegt.

Statt 510 GWh Wärme und 780 GWh Strom abzugeben, könnten 1.650 GWh Biomethan ins Erdgasnetz eingespeist werden. Dieser Wert entspricht rund 0,2 % des deutschen Gasabsatzes 2020 von 918 TWh (Destatis 2022). Da sich in den Modellrechnungen für 2035 keine signifikante Auswirkung auf die Treibhausgasemissionen zeigte (Kapitel 5.8.2), erfolgt hierfür keine Hochrechnung.

Tabelle 25: Potenzial einer deutschlandweiten Umstellung von BVGA mit Vor-Ort-Stromerzeugung auf Biomethaneinspeisung

| | Durch- | Energiegehalt | Wärmeabgabe | | Stromabgabe | | Biomethaneinspei- | |
|------|--------|---------------|-------------|--------|-------------|--------|-------------------|-------|
| | satz | Biogas | Mio. t | GWh | η | GWh | η | GWh |
| BVGA | 3,8 | 2.260 | | 22,7 % | 510 | 34,4 % | 73 % | 1.650 |

Mengenangaben pro Jahr. Durchsatz in Originalsubstanz

Energiegehalt Biogas per Heizwert, entspricht kalorischem Input

Datenquellen: Durchsatzmengenprognose für 2030 nach Flamme (2018). Heizwerte und Ist-Netto-Wirkungsgrade (η) aus der Auswertung der Anlagendatenbank, s. Abschnitt 2, sowie aus der Modellparametrierung.

Auch wenn einige deutschlandweite Effekte im unteren Prozent- oder im Promillebereich der jeweiligen Bedarfsdaten liegen, kann die Realisierung von Sektorenkopplungstechnologien im Rahmen der Möglichkeiten der Abfallwirtschaft wichtige Beiträge leisten.

7.7 Unterstützung ökologisch und ökonomisch sinnvoller Realisierungen

In diesem Kapitel sollen Faktoren und Maßnahmen dargelegt werden, die eine Erschließung der Potenziale durch ökologisch und ökonomisch sinnvolle Realisierungen begünstigen. Eingangs sollen Umsetzungshürden benannt werden.

7.7.1 Hürden einer Umsetzung von Sektorenkopplungs- und CCS-Technologien an Abfallbehandlungsanlagen

Die Betreiber von Abfallbehandlungsanlagen stehen vor Herausforderungen zukünftiger gesellschaftlicher und rechtlicher Anforderungen sowie wirtschaftlicher Entwicklungen. Änderungen im Geschäftsmodell und in der Anlagenstruktur bedürfen klarer Randbedingungen und einer belastbaren Planung. Als wesentliche Herausforderungen und Hürden für die Umsetzung von Sektorenkopplungs- und CCS-Technologien sind anzuführen:

- ▶ Die betrachteten Technologien sind in den geplanten Anwendungen weitgehend neu. Ihr Entwicklungsstand liegt zumeist bei der Demonstration in der Einsatzumgebung (TRL 5-7; Technology Readiness Level, s. EC 2014).
- ▶ Die Technologien liegen außerhalb der bisherigen Geschäftsmodelle der Anlagenbetreiber und der Kernkompetenzen des Fachpersonals. Fachpersonal mit Kompetenz zum Betrieb der Sektorenkopplungstechnologien muss aufgebaut werden.
- ▶ Die Entwicklung der Randbedingungen ist nicht sicher prognostizierbar. Wahrscheinlichkeiten und Risiken müssen beachtet werden.
- ▶ Die Investitionskosten sind hoch.

- ▶ Fördermittel sind verfügbar. Derzeitige Förderprogramme zielen dabei zumeist auf Demonstrationsprojekte ab und sind vielfach als Förderwettbewerbe ausgestaltet. Dies bedeutet, dass die Antragstellung arbeitsaufwändig ist, da die Projektvorzüge herausgearbeitet und präsentiert werden müssen. Zudem besteht das Risiko einer Ablehnung. Auch ist das Beihilfungsverfahren zeitaufwändig.
- ▶ Zu Genehmigungsverfahren für Elektrolyseure sowie CCU- und CCS-Anlagenkomponenten haben weder die Betreiber von Abfallbehandlungsanlagen noch in der Regel die zuständigen Behörden Vorerfahrung. Modellfälle liegen kaum vor, Standardverfahrensabläufe sind noch nicht verfügbar.
- ▶ Geeignete Abnehmer abfallbasierten Wasserstoffs und anderer Sektorenkopplungsprodukte sind den Anlagenbetreibern in der Regel nicht bekannt. In Frage kommende Unternehmen müssen vielfach erst recherchiert und aktiviert werden.
- ▶ Auf übergreifender Basis ist rechtlich nicht geklärt, unter welchen Bedingungen Kommunalunternehmen Wasserstoff wettbewerblich verkaufen können.
- ▶ Die rechtliche Einstufung von abfallbasierten Sektorenkopplungsprodukten ist nur ansatzweise geklärt. Für den Einsatz als Kraftstoffe gelten nach der Richtlinie (EU) 2018/2001 (RED II) Stoffe, deren Energiegehalt aus Biomasse stammt, nicht als strombasierte Kraftstoffe. Gemäß dem an die RED II angepassten § 37b des Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) soll Wasserstoff aus biogenen Quellen – also auch aus dem biogenen Anteil von Abfall – dennoch ab Juli 2023 auf die Treibhausgasminderungs-Quote angerechnet werden, die gewerbliche Inverkehrbringer von Otto- oder Dieselkraftstoffen zu erfüllen haben. Dies gilt vorbehaltlich einer weiteren Regelung durch eine Bundesverordnung. Wasserstoff aus Strom, der aus den biogenen Anteilen von Abfall entstammt, ist nach der Verordnung zur Umsetzung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes 2021 grüner Wasserstoff im Anwendungsbereich der gesetzlichen Befreiung von der Zahlung der EEG-Umlage. Letztere entfiel zum 01.07.2022. Eine weitergehende Klärung der Einstufung von abfallbasierten Sektorenkopplungsprodukten sowie den rechtlichen und damit wirtschaftlichen Konsequenzen dieser Einstufung steht aus (Stand Februar 2023).

Maßnahmen, die eine Umsetzung von Sektorenkopplungstechnologie an Abfallbehandlungsanlagen anstoßen sollen, müssen diese Hürden beachten.

7.7.2 Handlungsbedarf für ein förderliches Umfeld

Mit Blick auf die vorgelegten wirtschaftlichen Bewertungen können folgende Ansatzpunkte hergestellt werden, um das Potenzial von klimaschutz-wirksamen Sektorenkopplungstechnologien, weiteren Energienutzungsoptionen und von CCS an Abfallbehandlungsanlagen ausschöpfen zu können. Der Anstoß zu den Maßnahmen liegt vielfach in einem geeigneten Rechtsrahmen.

7.7.2.1 Klärung und Wissensgenerierung

Ziel muss sein, ein konsistentes Gesamtbild für das perspektivisch klimaneutrale Wirtschaftssystem zu etablieren. Hierzu sind insbesondere folgende Klärungsbedarfe zu nennen:

- ▶ Einordnung der zukünftigen Rollen von Strom, Wasserstoff, Methan, Methanol und weiteren Stoffen, die über den Strom-Wasserstoff-Weg hergestellt werden können, auf dem Weg zur Klimaneutralität. Die zu erwartenden Bedarfe und jeweils effizientesten klimaneutralen Herstellungspfade sind zu identifizieren.

- ▶ Rolle von wiederverwendetem Kohlenstoff: Entwickelt sich die Kohlenstoff-Kreislaufwirtschaft weiter, kommt zu den Einstufungen des C-Anteils im Abfall als „fossil“ und „biogen“ eine weitere Kategorie „recycled“ hinzu. Dieser Kategorie zugrunde liegen beispielsweise Kunststoffe, die über chemisches Recycling hergestellt wurden. Ob und wie eine solche Differenzierung praktikabel festlegbar und einer Klimaschutz-Lenkungswirkung dienlich ist, ist zuerst als wissenschaftliche Aufgabe zu sehen, dann als gesetzgeberische. Auswirkungen liegen im Bereich Grünstrom (Herkunftsachweise) und insbesondere bei der Emissionsmessung im Rahmen eines Emissionshandelssystems, sowie gegebenenfalls im Ausmaß der Grün-Eigenschaft von zukünftigen Sektorenkopplungsprodukten.
- ▶ Zukünftige Verfügbarkeit von Infrastrukturen für Gas (Erdgas), Wasserstoff und CO₂
- ▶ Klärung der Rolle von CCS und BECCS für die angestrebte Netto-Treibhausgasneutralität

Wichtig im Bereich Forschung und Entwicklung ist die Weiterentwicklung von gegenüber der Aminwäsche energieeffizienteren CO₂-Abscheidetechniken für den Einsatz an Abfallverbrennungsanlagen. Forschung und Entwicklung sollten zudem darauf abzielen, für CCS eine dauerhaft sichere, umweltschonende CO₂-Speicherung sicherzustellen.

7.7.2.2 Kosten- und Erlössituation

- ▶ Etablieren der Randbedingungen für tragfähige Geschäftsmodelle, um Planungssicherheit für Unternehmen zu gewährleisten.
- ▶ Weiterer breiter Anschub der Markteinführung der neuen Sektorenkopplungstechnologien, insbesondere der flexibilisierten Elektrolyse, sowie gegebenenfalls von Techniken der CCS-Kette, um über Skaleneffekte sinkende Marktpreise zu begünstigen
- ▶ Förderprogramme mit Rechtsanspruch auf Förderung bei Einhaltung der Förderbedingungen anstelle wettbewerblicher Programme
- ▶ Weitere Begünstigung netzdienlicher (flexibilisierter) Betriebsweisen
- ▶ Wirtschaftliche Unterstützung von Basischemikalien und E-Fuels, die mit regenerativem Strom über Wasserstoff hergestellt werden, gegenüber konventionellen, fossilstämmigen Produkten, zum Beispiel durch Anpassung der staatlich indizierten Preisbestandteile. Der Wegfall der EEG-Umlage und die Verknappung der europäischen Emissionszertifikate, die die industrielle Herstellung fossilstämmiger Produkte verteuert, stoßen in diese Richtung.
- ▶ Klärung der Rolle und Einstufung abfallbasierter Power-to-X-Produkte im Hinblick auf Steuern, Abgaben und Umlagen sowie für die EU-Taxonomieverordnung. Die Grün-Eigenschaft von Power-to-X-Produkten und die regulatorischen Auswirkungen sind zu definieren. Offen ist insbesondere auch, inwieweit es einer Zertifizierung von Grün-Produkten bedarf, und wie dabei Stoffe – etwa Methanol – eingestuft werden, die ganz oder zum Teil mit Strom aus biogenem Abfall und ganz oder zum Teil aus biogenem CO₂ hergestellt werden.
- ▶ Weitere finanzielle Besserstellung von als grün definierbaren Power-to-X-Produkten gegenüber konventionellen, fossilstämmigen Produkten, beispielsweise durch Herstellungskostenförderung oder Verknappung von Treibhausgas-Emissionszertifikaten
- ▶ Konkretisierung des regulatorischen Rahmens für CCS, BECCS und CCU

7.7.2.3 Wärmeeinspeisung

- ▶ Konsistente rechtliche Besserstellung der Wärme aus Abfallbehandlungsanlagen gegenüber fossil erzeugter Wärme.

Eine weitere Stellschraube sind verstärkte gesetzliche Vorgaben und Anreize zum Einsatz ökologischer Wärme im Gebäudesektor. Auch bereits die Abschaltung von Kohlekraftwerken steigert den Bedarf an alternativen Wärmequellen für Wärmenetze.

8 Quellenverzeichnis

Aasen (2020): How European CO₂ Transport and Storage Infrastructure can enable an Innovative Industrial Transition. ZEP conference paper, January 2020. <https://zeroemissionsplatform.eu/wp-content/uploads/ZEP-Conference-Presentations.pdf> (07.06.2022)

Agora (2018): Agora Verkehrswende, Agora Energiewende und Frontier Economics: Die zukünftigen Kosten strombasierter synthetischer Brennstoffe. www.agora-energiewende.de/fileadmin/Projekte/2017/Syn-Kost_2050/Agora_SynCost-Studie_WEB.pdf (11.10.2022)

ASA (2011): Anlagengemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung: MBA-Steckbriefe 2010/2011. Aktuelle Daten von MBA-, MBS-, und MPS-Anlagen und Kraftwerken für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen in Deutschland.

ASUE (2010): BHKW-Grundlagen. Arbeitsgemeinschaft für sparsamen und umweltfreundlichen Energieverbrauch e.V. im Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. <https://asue.de/node/373> (21.10.2022)

ASUE (2021): Grau, Blau oder Grün: Was kostet der Wasserstoff? Arbeitsgemeinschaft für sparsamen und umweltfreundlichen Energieverbrauch e.V. im Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. https://asue.de/aktuelles_presse/kosten_von_wasserstoff_hydex (15.12.2021)

ATEV (2014): Obermeier A.; Heberle F.; Weith T.; Brüggemann D.: Studie zur Stromerzeugung aus Abwärme von Biogas-BHKWs. Steinbeis Transferzentrum - Angewandte Thermodynamik, Energie und Verbrennungstechnik

AVA (2022): AVA Abfallverwertung Augsburg Kommunalunternehmen: CO₂-Abscheidung. www.ava-augsburg.de/erde/co2-abscheidung (02.10.2022)

Bareiß, K.; Deutz, S.; Dura, H. et al. (2019): Anwendungsmöglichkeiten von PtX-Technologien. In: Ausfelder, F.; Dura, H. (Hrsg.): 2. Roadmap des Kopernikus-Projektes „Power-to-X“: Flexible Nutzung erneuerbarer Ressourcen (P2X) – Optionen für ein nachhaltiges Energiesystem mit Power-to-X-Technologien. Frankfurt am Main

Baur, M. (2022): Die Energy-from-Waste-Anlage der Zukunft. In: Thiel, S.; Thomé-Kozmiensky, E.; Quicker, P.; Gosten, A. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 19, Thomé-Kozmiensky Verlag, Nietwerder

Beiron, J.; Normann, F.; Johnsson, F. (2022): A techno-economic assessment of CO₂ capture in biomass and waste-fired combined heat and power plants – A Swedish case study. International Journal of Greenhouse Gas Control 118, July 2022, 103684

Bellona (2020): Norway's Longship CCS project. https://network.bellona.org/content/uploads/sites/3/2020/10/Longship-Briefing_Bellona-1.pdf (02.06.2022)

Benrath, D. (2021): Rechtliche Rahmenbedingungen einer Kohlendioxidwirtschaft – Gutachten zu Fragestellungen aus der IN4climate.NRW-Arbeitsgruppe Kohlendioxidwirtschaft. Erarbeitet im Auftrag von IN4climate.NRW GmbH, Gelsenkirchen

Bisinella; V., Hulgaard, T.; Riber, C. et al. (2021): Environmental assessment of carbon capture and storage (CCS) as a post-treatment technology in waste incineration. Waste Management 128, 2021, pages 99-113. doi:10.1016/j.wasman.2021.04.046

BMU (2016): Klimaschutzplan 2050 – Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), Berlin

BMUV (2021): Statistiken – Klärschlamm. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMU) 06.07.2021, Berlin, <https://www.bmuv.de/themen/wasser-ressourcen-abfall/kreislaufwirtschaft/statistiken/klaerschlamm>. (07.02.2023)

BMWi (2020): Nationale Wasserstoffstrategie. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. Berlin.

BMWi (2021): Erneuerbare Energien in Zahlen. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie. Berlin. www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Energie/erneuerbare-energien-in-zahlen-2020.pdf (02.11.2022)

BMWK (2022a): Referentenentwurf vom 04.03.2022 – Entwurf eines Gesetzes zu Sofortmaßnahmen für einen beschleunigten Ausbau der erneuerbaren Energien und weiteren Maßnahmen im Stromsektor, S. 164. www.bmwk.de/Redaktion/DE/Downloads/E/referentenentwurf-erneuerbaren-energien-und-weiteren-massnahmen-im-stromsektor.pdf (04.11.2022)

BMW (2022b): Nutzung von wasserstoffbasierten CCU-Verfahren in der Industrie – Ergebnispapier zum NWS-Industriedialog. Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (BMW), Juni 2022.

BNetzA (2020a): Bundesnetzagentur: Kraftwerksliste (bundesweit; alle Netz- und Umspannebenen). Stand 01.04.2020

BNetzA (2020b): Bundesnetzagentur: Registerdaten, Markstammdatenregisters, Website: www.bundesnetzagentur.de/DE/Sachgebiete/ElektrizitaetundGas/Unternehmen_Institutionen/DatenaustauschundMonitoring/Marktstammdatenregister/MaStR_node.html (Stand: 03.07.2019 und 03.03.2020)

BNetzA (2021): Bundesnetzagentur: Ergebnisse der Ausschreibungen für Solaranlagen des ersten Segments, Windenergieanlagen an Land, Biomasseanlagen und innovative Anlagenkonzepte. Ausgabejahr 2021, Erscheinungsdatum 30.04.2021. www.bundesnetzagentur.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/DE/2021/20210430_EEAusschreibungen.html (01.06.2021)

Böhm, H.; Zauner, A.; Rosenfeld, D.C. et al. (2020). Projecting cost development for future large-scale power-to-gas implementations by scaling effects. *Applied Energy*, 264, 15 April 2020, 114780

Böhmer, S.; Rumplmayr, A.; Rapp, K. et al. (2001): Mitverbrennung von Klärschlamm in kalorischen Kraftwerken. UBA-BE-194. Umweltbundesamt GmbH, Wien. www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE194.pdf (13.09.2022)

Bothe, M.; Fedorov, A.; Frei, H. et al. (2020): Untersuchung des dynamischen Prozessverhaltens bei Betriebsstörungen im Bereich der chemischen Absorption. In: *Chemie Ingenieur Technik*, 92, Nr. 3, S. 299-304

Böing, F.; Regett, A. (2019): Hourly CO₂ Emission Factors and Marginal Costs of Energy Carriers in Future Multi-Energy Systems. *Energies* 2019, 12, 2260. <https://doi.org/10.3390/en12122260>

BREF (2019): Europäische Kommission, Joint Research Centre; Cusano, G.; Roudier, S.; Neuwahl, F. et al.: Best Available Techniques (BAT) reference document for waste incineration : Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control), Publications Office 2020, <https://data.europa.eu/doi/10.2760/761437>

Bundesregierung (2022): Evaluierungsbericht der Bundesregierung zum Kohlendioxid-Speicherungsgesetz (KSpG). Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (BMW), Dezember 2022

BVES (2016): Bundesverband Energiespeicher: FACT SHEET SPEICHERTECHNOLOGIEN – Wasserstoff-Speicherung. www.bves.de/technologien-final (02.10.2022)

BWK (2012): Gleichzeitigkeit - der unterschätzte Faktor. Sonderausdruck aus BWK 12-2012. Springer-VDI Verlag, Düsseldorf

Cordis (2022): TAKE-OFF – Production of synthetic renewable aviation fuel from CO₂ and H₂. Project description. Community Research and Development Information Service (CORDIS), <https://cordis.europa.eu/project/id/101006799/de> (11.02.2022)

Crenna, E. et al. (2019): Global environmental impacts: data sources and methodological choices for calculating normalization factors for LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 24 Nr. 10, S. 1851-1877

Cuellar-Franca, R. M.; Azapagic, A. (2015): Carbon capture, storage and utilization technologies: A critical analysis and comparison of their life cycle environmental impacts. In: *Journal of CO₂ Utilization*, 9, Elsevier Ltd, pp. 82-102

Daniel-Gromke, J.; Rensberg, N.; Denysenko, V. et al. (2017): Anlagenbestand Biogas und Biomethan – Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland. In: DBFZ – Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH (Hrsg.): DBFZ Report Nr. 30. Leipzig

DBFZ (2014): Datenblatt Altholz Stand 03/2014. Deutsches Biomasseforschungszentrum gemeinnützige GmbH, Leipzig

De Kler, R. et al. (2016): Transportation and unloading of CO₂ by ship - a comparative assessment. www.CO2cato.org/cato-download/3971/20160916_145008_CCUS-T2013-WP09-D08-v2016.04.09-CO2-Ship-Transpo (14.06.2022)

DECHEMA (2019): Geres, R.; Kohn, A.; Lenz, S.; Ausfelder, F.; Bazzanella, M.; Möller, A.: Roadmap Chemie 2050 - Auf dem Weg zu einer treibhausgasneutralen chemischen Industrie in Deutschland. Eine Studie von DECHEMA und FutureCamp für den VCI. https://dechema.de/dechema_media/Downloads/Positionspapiere/2019_Studie_Roadmap_Chemie_2050-p-20005590.PDF (28.06.2022)

Decker, R.; Niermann, S. (2018): Drei Jahre erfolgreicher Betrieb der Klärschlammverwertungsanlage Zürich. In: Holm, O.; Thomé-Kozmiensky, E.; Quicker, P.; Kopp-Assenmacher, S. (Hrsg.): Verwertung von Klärschlamm. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin

Demirkol, E.; Möllenbrück, F.; Dierks, M.; Richter, M.; Oeljeklaus, G.; Görner, K. (2019): Vergleichende Lebenszyklusanalyse eines Power-to-Methanol-Prozesses. In: Beckmann, M.; Hurtado, A. (Hrsg.): Kraftwerkstechnik 2019. SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, Freiberg, S. 629-640

Dena (2013): Agricola, A.-Cl.: Die dena-Strategieplattform Power to Gas. BMBVS-Fachworkshop „Power-to-Gas: Beitrag zum nachhaltigen Verkehr“

Dena (2018a): Power to X: Technologien. www.dena.de/fileadmin/dena/Dokumente/Pdf/607/9264_Power_to_X_Technologien.pdf (22.09.2020)

Dena (2018b): dena-Leitstudie Integrierte Energiewende – Impulse für die Gestaltung des Energiesystems bis 2050. Deutsche Energie-Agentur GmbH (dena), Berlin

Dena (2021): Deutsche Energie-Agentur GmbH: Strategieplattform Power to Gas – Audi e-gas Projekt. www.poweregas.info/projektkarte/audi-e-gas-projekt (20.01.2022)

Destatis (2019a): Statistisches Bundesamt: Umwelt – Abfallentsorgung 2017. Fachserie 19 Reihe 1. Wiesbaden 2019

Destatis (2019b): Statistisches Bundesamt: Produzierendes Gewerbe – Produktion des Verarbeitenden Gewerbes sowie des Bergbaus und der Gewinnung von Steinen und Erde. Fachserie 4 Reihe 3.1. Wiesbaden 2019

Destatis (2022): Gasabsatz, Erlöse: Deutschland, Jahre, Abnehmergruppen. Genesis-Tabelle. www-genesis.destatis.de/genesis/online?operation=abruftabelleBearbeiten&levelindex=1&levelid=1667908774995&auswahloperation=abruftabelleAuspraegungAuswaehlen&auswahlverzeichnis=ordnungsstruktur&auswahlziel=werteabruf&code=43341-0001&auswahltext=&werteabruf=starten#abreadcrumb (08.11.2022)

Dittrich, M.; Dünnebeil, F.; Köppen, S. (2020): Transformationsprozess zum treibhausgasneutralen und ressourcenschonenden Deutschland – GreenEe. Climate Change 01/2020. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Dornburg, A.; Wiegand, C. (2021): HyAllgäu - wirtschaftliche und regionale Gewinnung von grünem Wasserstoff. Machbarkeitsstudie. www.allgaeu-klimaschutz.de/wasserstoffzukunftsregion-allgaeu.html (29.11.2021)

Dunkelberg, E.; Salecki, S.; Weiß, J. et al. (2015).: Biomethan im Energiesystem. Schriftenreihe des IÖW 207/15. Institut für ökologische Wirtschaftsforschung, Berlin

DVGW (2014): Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.: Techno-ökonomische Studie zur biologischen Methanisierung bei Power-to-Gas-Konzepten. Bonn 2014. www.dvgw.de/medien/dvgw/forschung/beichte/g3_01_13.pdf (20.07.2020)

E-bridge 2021: Wasserstoff-Preisindex „Hydex“. www.e-bridge.de (14.01.2022)

EC (2014): Technology readiness levels (TRL). HORIZON 2020 – Work Programme 2014-2015 General Annexes G., https://ec.europa.eu/research/participants/data/ref/h2020/wp/2014_2015/annexes/h2020-wp1415-annex-g-trl_en.pdf (04.08.21)

Ecoinvent 3.8: Ecoinvent Association: Ecoinvent Database 3.8., <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database> (15.07.2022)

EEW (2020): Energy from Waste GmbH: Standortprofile der EEW, Website: www.eew-energyfrom-waste.com/de/standorte.html (27.08.2020)

EF 3.0: European Commission: Environmental Footprint 3.0 complete pack. <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.xhtml> (15.07.2022)

Eliasson, Å.; Fahrman, E.; Biermann, M. et al. (2022): Efficient heat integration of industrial CO₂ capture and district heating supply, International Journal of Greenhouse Gas Control 118, July 2022, 103689

- Energy-Charts 2021: Stromproduktion und Börsenstrompreise in Deutschland 2021. Fraunhofer ISE.
https://energy-charts.info/charts/price_spot_market/chart.htm?l=de&c=DE&interval=year&legendItems=0000100000010&year=2021 (30.11.2021)
- E-PRTR (2019): European Pollutant Release and Transfer Register: Facility-Report 2019, Website: www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/member-states-reporting-art-7-under-the-european-pollutant-release-and-transfer-register-e-prtr-regulation-22/european-pollutant-release-and-transfer-register-e-prtr-data-base (16.10.2019)
- Eurostat (2021): Waste statistics. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_statistics#Waste_treatment (14.03.2022)
- EUWID (2021): Suez plant Elektrolyseur bei MVA in Crêteil. EUWID Europäischer Wirtschaftsdienst GmbH: EUWID Recycling und Entsorgung 6, 2021. Gernsbach 09.02.2021
- EWI (2022): Gierkink, M. et al.: Vergleich der “Big 5”-Klimaneutralitätsszenarien. Energiewirtschaftliches Institut an der Universität zu Köln gGmbH (EWI), www.ewi.uni-koeln.de/cms/wp-content/uploads/2022/04/2022-03-16-Szenarienvergleich_final.pdf (02.11.2022)
- Flamme, S.; Hanewinkel, J.; Quicker, P.; Weber, K. (2018): Energieerzeugung aus Abfällen - Stand und Potenziale in Deutschland bis 2030. Texte 51/2018. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
- FNR (2014): Leitfaden Biogasaufbereitung und -einspeisung. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) (Hrsg.). 5., vollständig überarbeitete Auflage, Gülzow-Prüzen
- FNR (2018): Flexibilisierung von Biogasanlagen. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) (Hrsg.). 1. Auflage, Gülzow-Prüzen
- Fraunhofer IWES/IPB (2017): Wärmewende 2030. Schlüsseltechnologien zur Erreichung der mittel- und langfristigen Klimaschutzziele im Gebäudesektor. Studie im Auftrag von Agora Energiewende
- Fricke, K.; Bahr, T.; Kugelstadt, O.; Heußner, C. (2013): Steigerung der Energieeffizienz in der Verwertung biogener Reststoffe. Endbericht zu Förderprojekt 03KB022
- Furgler, W.; Ringmann, S. (2019): Integration einer Power-to-Methane Anlage mit CO₂-Abscheidung aus dem Abgas in der Kehrichtverbrennungsanlage Linth. In: Thiel, S.; Thomé-Kozmiensky, E.; Quicker, P.; Gosten, A. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 16. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin
- FVB (2020): Fachverband Biogas: Abfallanlagenkarte, Website: <https://fvb.carto.com/maps> (22.06.2020)
- GaBi (2022): Sphera Solution GmbH: Database GaBi professional, Content Version 2022.1
<https://gabi.sphera.com/deutsch/datenbanken/gabi-datenbanken> (15.07.2022)
- Gassnova (2020): Potential for reduced costs for carbon capture, transport and storage value chains (CCS). Report No. 2019-1092, Rev. 2. DNV GL Energy. <https://ccsnorway.com/app/uploads/sites/6/2020/10/Potential-for-reduced-cost-for-carbon-capture-2019.pdf> (19.01.2023)
- Gaul, T. (2022): Energie einsparen im Biogas-BHKW. Land & Forst 16, www.digitalmagazin.de/marken/landforst/hauptheft/2022-16/energie/046_energie-einsparen-im-biogas-bhkw (28.10.2022)
- Global CCS Institute 2021: Global Status of CCS 2021. Melbourne, Australia: Global Carbon Capture and Storage Institute Ltd., 2021. www.globalccsinstitute.com/wp-content/uploads/2021/10/2021-Global-Status-of-CCS-Report_Global_CCS_Institute.pdf (13.07.2022)
- Graichen, P. (2015): EEG 3.0 – Konzept einer strukturellen EEG-Reform. Folienpräsentation. Agora Energiewende, https://static.agora-energiewende.de/fileadmin/Projekte/2014/Zukunft-des-EEG/EEG_3_0_Motivation-und-Eckpunkte_PPT.pdf (16.12.2021)
- Greensand 2022: What is Project Greensand? www.projectgreensand.com/en (13.09.2022)
- Günther, J.; Lehmann, H.; Lorenz U. et al. (2019): Den Weg zu einem treibhausgasneutralen Deutschland ressourcenschonend gestalten. 2. Auflage. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
- Held, M.; Schollenberger, D.; Sauerschell, S. et al. (2020): Power-to-Gas: CO₂ Methanation Concepts for SNG Production at the Engler-Bunte-Institut. Chemie Ingenieur Technik 92 No. 5, S. 595-602

- Hermann, T.; Goldau K. (2004): Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlammverarbeitung in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt (Hrsg.). Berlin
- Holcim (2021): Holcim und Cool Planet Technologies entwickeln eine Carbon Capture Anlage in Deutschland. Pressemeldung 19.10.2021. www.holcim.de/de/holcim-und-cool-planet-technologies-entwickeln-eine-carbon-capture-anlage-deutschland (13.07.2022)
- H-Tec (2020): H-TEC SYSTEMS GmbH: Datenblatt zu Elektrolyseuren ME450/1400 bzw. ME100/350. www.h-tec.com/produkte/me-100350/ (29.09.2020)
- IEA Bioenergy (2018): Biological Methanation Demonstration Plant in Allendorf, Germany - an Upgrading Facility for Biogas. In: IEA Bioenergy Task 37, www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2018/11/Germany-P2G_Case-Story_LAY2.pdf (21.10.2022)
- IEAGHG (2020): CCS on Waste to Energy. Technical Report 2020-06 December 2020: IEA Environmental Projects Ltd. (IEAGHG), Cheltenham/UK
- IIE (2022): Fraunhofer-Institut für Energiewirtschaft und Energiesystemtechnik: Elektrochemische Speicher im Kontext landwirtschaftlicher Energiesysteme / Kombination mit Biogasanlagen – Akronym: BioBatSys – EV. Forschungsvorhaben des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Endbericht zu Förderprojekt 2220NR036X
- Insuedthueringen.de (2020): Suhler Verlagsgesellschaft mbH & Co. KG: 7,9 Millionen Fördermittel an ZAST für einzigartige Methanol-Anlage. Suhler Verlagsgesellschaft, Suhl 14.10.2020. www.insuedthueringen.de/inhalt.suhl-zella-mehlis-7-9-millionen-foerdermittel-an-zast-fuer-einzigartige-methanol-anlage.c602f95f-d61b-42fa-aba4-8c799f01028f.html (09.11.2021)
- IPCC (2005): IPCC Special Report - Carbon Dioxide Capture and Storage. Technical Summary. www.ipcc.ch/report/carbon-dioxide-capture-and-storage (01.06.2022)
- ITAD (2020): Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland: Anlagenprofile der Mitgliedsanlagen, Website: www.itad.de/ueber-uns/anlagen (28.05.2020)
- IZES (2020): Institut für Zukunftsenergie- und Stoffstromsysteme gGmbH; STEAG New Energies GmbH: Altholz – Quo vadis? Saarbrücken 2020
- Johnsson, F.; Normann, F.; Svensson, E. (2020): Marginal Abatement Cost Curve of Industrial CO₂ Capture and Storage – A Swedish Case Study. Frontiers in Energy Research 8
- Karpf, R. (2021): CO₂-Abscheidung hinter Abfallverbrennungsanlagen und dessen Nutzung (CCU). Präsentation im ITAD-Arbeitskreis Klimaschutz, Web-Konferenz 16. April 2021, ITAD - Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V.
- Kather, A.; Kahlke, S.-L.; Engel, F. (2019): Verbund CLUSTER: Auswirkungen von Begleitstoffen in den abgeschiedenen CO₂-Strömen eines regionalen Clusters verschiedener Emittenten auf Transport, Injektion und Speicherung. Teilprojekt CLUSTER – TUHH. www.bgr.bund.de/DE/Themen/Nutzung_tieferer_Untergrund_CO2Speicherung/CO2Speicherung/CLUSTER/Downloads/Schlussbericht_TUHH.pdf?__blob=publicationFile&v=3 (28.06.2022)
- Kern, M.; Raussen, T. (2014): Biogas-Atlas 2014/2015. Anlagenhandbuch der Vergärung biogener Abfälle in Deutschland und Europa. Witzenhausen 2014
- KMW (2021): Kraftwerke Mainz-Wiesbaden AG: Aufbau einer Wasserstoff-Infrastruktur in Mainz; Pressemitteilung. www.kmw-ag.de/aufbau-einer-wasserstoff-infrastruktur-in-mainz (abgerufen am 20.07.2021)
- Knicker, F.; Schäfer, A.; Schreider, A. (2022): Produktion von grünem Wasserstoff an Müllheizkraftwerken. DVW energie | wasser-praxis 03, S. 20-25
- Krausnick, M. (2020): H2-ready? – Feuerungstechnik ist bereit für Wasserstoff! In: Beckmann, M.; Hurtado, A. (Hrsg.): Kraftwerkstechnik 2022. Saxonia Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, Freiberg
- Krol, T.; Lenz, C. (2020): Can e-fuels close the renewables power gap? A review. In VGB PowerTech 8 (2020). S. 37-41
- Lauf, T.; Memmler, M.; Schneider, S. (2019): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger – Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2018. Climate Change 37/2019. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

LfU (2003): Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Siedlungsabfällen. Augsburg 2003

Limeco (2022), www.powertogas.ch (13.09.2022)

LUBW (2015): Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Kompetenzzentrum Bioabfall; Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (Hrsg.): Hochwertige Verwertung von Bioabfällen – Ein Leitfaden. Karlsruhe

Markewitz, P.; Zhao, L.; Robinius, M. (2017): Technologiebericht 2.3, CO₂ -Abscheidung und Speicherung (CCS) innerhalb des Forschungsprojekts TF_Energiewende. Forschungszentrum Jülich GmbH

Mercator (2021): Edenhofer, O.; Eggers, J.; Fuss, S. et al.: Wissensstand zu CO₂-Entnahmen. Mercator Research Institute on Global Commons and Climate Change (MCC) gGmbH, www.mcc-berlin.net/fileadmin/data/C18_MCC_Publications/2021_MCC_Wissenstand_zu_CO2-Emissionen.pdf

MIT (2016): Massachusetts Institute of Technology, Carbon Capture & Sequestration Technologies, MIT Energy Initiative: Carbon Capture and Sequestration Project Database. Cambridge, USA. <https://sequestration.mit.edu/tools/projects> (13.09.2022)

Moser, P.; Wiechers, G.; Stahl, K. et al. (2017): Ergebnisse des zehnjährigen Entwicklungsprogramms von BASF, Linde und RWE Generation an der CO₂-Wäsche-Pilotanlage in Niederaußem – OASE blue: 2,5 GJ/tCO₂, < 300 g Waschmittel/tCO₂, effektive Emissionskontrolle. In: Beckmann, M. (Hrsg.): Emissionsminderung in Kraftwerken 2017 – Grenzwerte, Messtechnik, Praxiserfahrungen. SAXONIA Standortentwicklungs- und -verwaltungsgesellschaft mbH, Freiberg, S. 197-209

Netztransparenz (2018a): 50 Hertz, Amprion, Tennet, TransnetBW: EEG-Anlagenstammdaten 2018, Website: www.netztransparenz.de/EEG/Anlagenstammdaten (02.08.2019).

Netztransparenz (2018b): 50 Hertz, Amprion, Tennet, TransnetBW: EEG-Bewegungsdaten 2018, Website: www.netztransparenz.de/EEG/Jahresabrechnungen (2018).

Nitsch, J.; Fischedick, M. (2002): Eine vollständig regenerative Energieversorgung mit Wasserstoff – Illusion oder realistische Perspektive. Wasserstofftag Essen, 12.-14.11.2002

Northern Lights (2022): Northern Lights JV DA: Accelerating decarbonisation. Stavanger, Norwegen. <https://norlights.com> (13.09.2022)

NOW (2018): Studie IndWEDE – Industrialisierung der Wasserstoffelektrolyse in Deutschland: Chancen und Herausforderungen für nachhaltigen Wasserstoff für Verkehr, Strom und Wärme; Auftraggeber Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI), Berlin

Nyári, J.; Magdeldin, M.; Larmi, M.; Järvinen, M.; Santasalo-Aarnio, A. (2020). Techno-economic barriers of an industrial-scale methanol CCU-plant. Journal of CO₂ Utilization 39, pp. 101-166

Offermann, M.; von Manteuffel, B.; Stoffregen, A.; Hengstler, J.; Reuter, J.; Schuller, O.; Kofler, C. (2017): Ökoeffizienzanalyse von Heiz- und Speichersystemen für private Haushalte. Ecofys Deutschland GmbH and thinkstep AG im Auftrag des Bayerischen Staatsministerium für Wirtschaft, Landesentwicklung und Energie

ProCess (2017): Hüser, T.: Co-Elektrolyse soll Kohlendioxid zum chemischen Rohstoff machen. In: Vogel Communications Group GmbH & Co. KG (Hrsg.): ProCess. 25.04.2017. www.process.vogel.de/co-elektrolyse-soll-kohlendioxid-zum-chemischen-rohstoff-machen-a-602906 (28.11.2022)

Prognos (2021): Prognos, Öko-Institut, Wuppertal-Institut: Klimaneutrales Deutschland 2045 – Wie Deutschland seine Klimaziele schon vor 2050 erreichen kann. Langfassung im Auftrag von Stiftung Klimaneutralität, Agora Energiewende und Agora Verkehrswende. Berlin

Proton Ventures 2019: Company Portfolio www.protonventures.com/wp-content/uploads/2019/02/Company-Portfolio-2019.pdf (05.12.2020)

PRTR (2020): Deutsches Emissionsregister. Umweltbundesamt (Hrsg.): PRTR-Gesamtdatenbestand, Website: www.thru.de/thrude/downloads/ (19.05.2020)

Purr, K.; Günther, J.; Lehmann H. et al. (2019): Wege in eine ressourcenschonende Treibhausgasneutralität – RESCUE-Studie. Climate Change 36/2019. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Repenning, J.; Harthan, R.O.; Blanck, R. et al. (2021): Projektionsbericht 2021 für Deutschland, gemäß Artikel 18 der Verordnung (EU) 2018/1999. www.bmu.de/download/projektionsbericht-der-bundesregierung-2021 (30.11.2021)

Roskosch, A.; Heidecke, P. (2018): Klärschlammensorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt (Hrsg.) Dessau-Roßlau 2018

Rubin, E.S.; Rao, A.B. (2002): A Technical, Economic and Environmental Assessment of Amine-based CO₂ Capture Technology for Power Plant Greenhouse Gas Control. Carnegie Mellon University, Center for Energy and Environmental Studies, Pittsburgh, USA,
https://digital.library.unt.edu/ark:/67531/metadc735461/m2/1/high_res_d/804932.pdf (08.11.2022)

Sala, S.; Cerutti, A.K.; Pant, R. (2018): Development of a weighting approach for the Environmental Footprint, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018

Schäfer, C. (2020): PRL Preise 2019: Prognose weiter fallend. www.regelleistung-online.de/category/prl (01.03.2021)

Schmidt, J.; Heller, T. (2015): Power-to-Gas-Anlage in Betrieb genommen. In: Moderne Gebäudetechnik 9, S. 48-49. http://www.biopower2gas.de/fileadmin/redaktion/biopower2gas/Mediathek/150921_Power-to-Gas-Anlage_in_Betrieb_genommen_Moderne_Gebaeudetechnik.pdf

Schnell, M.; Horst, T.; Quicker, P. (2018): Thermische Verwertung von Klärschlamm – Überblick und Einordnung bestehender Verfahren. In: Holm, O.; Thomé-Kozmiensky, E.; Quicker, P.; Kopp-Assenmacher, S. (Hrsg.): Verwertung von Klärschlamm. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin

Schnuelle, C.; Wassermann, T.; Stuehrmann, T. (2022): Mind the Gap—A Socio-Economic Analysis on Price Developments of Green Hydrogen, Synthetic Fuels, and Conventional Energy Carriers in Germany. Energies 15, 3541

Scholwin, F.; Grope, J.; Clinkscales, A. et al. (2019): Aktuelle Entwicklung und Perspektiven der Biogasproduktion aus Bioabfall und Gülle. Texte 41/2019. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Scholz, R., Beckmann, M., Schulenberg, F. (2001): Abfallbehandlung in thermischen Verfahren. Teubner-Reihe Umwelt, B.G.Teubner Stuttgart/Leipzig/Wiesbaden

Schweitzer, C.; Krause, F.; Wranik, S.; Hensel, R. (2019a): Methanol Production at Waste to Energy Plants. In: Thiel, S.; Thomé-Kozmiensky, E.; Winter, F.; Juchelková, D. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 9. Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin, S. 329-341

Schweitzer, C. (2019b): Methanol Production at Waste to Energy Plants. Präsentationsfolien zum Vortrag auf der IRRC Waste to Energy 14.10.2019, Vienna

Siemens (2020): SILYZER 300 - Datenblatt. <https://assets.new.siemens.com/siemens/assets/api/uuid:abae9c1e48d6d239c06d88e565a25040ed2078dc/ct-ree-18-047-db-silizer-300-db-de-en-rz.pdf> (27.10.2020)

SIZ-EGS (2020): Webinar Grüner Wasserstoff. Klimaquartier – Neue Weststadt Esslingen. 17.09.2020

Snaebjörnsdóttir, S.Ó.; Sigfússon, B.; Marieni, C. et al. (2020): Carbon dioxide storage through mineral carbonation. Nature Reviews Earth & Environment 1 (2), Seite 90-102.

SRF (2021): SRF Schweizer Radio und Fernsehen: Pionierprojekt in Buchs AG - Abfallverbrennung: Statt Strom gibt es Wasserstoff für Fahrzeuge., 16.08.2021, www.srf.ch/news/schweiz/pionierprojekt-in-buchs-ag-abfallverbrennung-statt-strom-gibt-es-wasserstoff-fuer-fahrzeuge (04.08.2022)

Stambasky, J. (2017): Power to Methane – An Integral Part of Biomethane Industry. Vortrag der European Biogas Association. www.europeanbiogas.eu/wp-content/uploads/2017/09/1.-Jan-Stambasky-EBA.pdf (28.10.2020)

Statista (2021): Durchschnittlicher Preis für Methanol auf dem europäischen Markt. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/730823/umfrage/durchschnittlicher-preis-fuer-methanol-auf-dem-europaeischen-markt> (11.03.2021)

Stöckmann, M; Bertau, M. (2020): Kohlenstoff-Recycling aus Abfallbehandlungsanlagen – Baustein für eine bio-basierte Industrie? In: Chemie Ingenieur Technik 92, No. 11. Verlag: Wiley VCH GmbH, S. 1700-1710

Store&Go (2020): www.storeandgo.info/demonstration-sites/switzerland (23.07.2020)

Suermann, M.; Bensmann, B.; Hanke-Rauschenbach, R. (2019): Wasserelektrolyse – Stand der Technik & Entwicklungsmöglichkeiten. Vortrag am 7. Energie-Effizienz-Netzwerktreffen „Wasserstofftechnologien – Entwicklung und Perspektiven“, 21. November 2019, Leer

Thema, M.; Bauer, F.; Sterner, M. (2019): Power-to-Gas: Electrolysis and methanation status review. Renewable and Sustainable Energy Reviews 112, pp. 775-787

Thomé-Kozmiensky, E. (2018): Abfallverbrennungsanlagen – Deutschland – 2016 | 2017. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin

Thomé-Kozmiensky, K. J. (1998): Klärschlammertsorgung. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin

Thyssenkrupp (2020): Air Products and thyssenkrupp sign exclusive strategic cooperation agreement for world-scale electrolysis plants to generate green hydrogen. www.thyssenkrupp-industrial-solutions.com/en/media/press-releases/air-products-and-thyssenkrupp-sign-strategic-cooperation-agreement-for-green-hydrogen (30.09.2020)

Thyssenkrupp (2021): Grüne Ammoniak-Kleinanlagen eröffnen neue Speichermöglichkeiten für Wind- und Sonnenenergie. <https://insights.thyssenkrupp-industrial-solutions.com/de/story/gruene-ammoniak-kleinanlagen-eroeffnen-neue-speichermoeglichkeiten-fuer-wind-und-sonnenenergie/> (12.03.2021)

Tjarks, G. (2017): PEM-Elektrolyse-Systeme zur Anwendung in Power-to-Gas Anlagen. Dissertation Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Energie & Umwelt, Band 366, <https://publications.rwth-aachen.de/record/689617/files/689617.pdf>

Tschersich, C. (2019): Wasserstoff-Produktion am MHKW Wuppertal als Baustein hochwertiger energetischer Verwertung. In: Thiel, S.; Thomé-Kozmiensky, E.; Quicker, P.; Gosten, A. (Hrsg.): Energie aus Abfall, Band 16. Thomé-Kozmiensky Verlag Neuruppin. S. 249-258

UBA (2019): UBA-Kurzposition zur Kohlendioxid-Entnahme aus der Atmosphäre – Carbon Dioxide Removal (so genannte „negative Emissionen“). Stand: 18. Februar 2019. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

UBA (2020): Umweltbundesamt: Nutzungsbedingungen für das Herkunftsachweis- und das Regionalnachweisregister. Allgemeinverfügung gemäß § 52 Satz 1 der Herkunfts- und Regionalnachweis-Durchführungsverordnung (BAnz AT 24.06.2020 B9)

UBA (2021): Carbon Capture and Utilization (CCU). Website. www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-in-deutschland/carbon-capture-utilization-ccu. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau (15.12.2022)

UBA (2022): Treibhausgas-Emissionen in Deutschland. Website. www.umweltbundesamt.de/daten/klima/treibhausgas-emissionen-in-deutschland#emissionsentwicklung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau (14.03.2022)

ÜNB (2022): Regelleistung.net – Datencenter, Ausschreibungsdaten. www.regelleistung.net (18.03.2022)

VDI (2022): Wärmepumpen – Mehr Wärme aus Müll. VDI Nachrichten 04.05.2022. VDI Verlag, Düsseldorf

Vodegel, S.; Müller, F.; Scharf, R. (2022): Modellierung und Entwicklung der Dekarbonisierung einer Abfallverbrennungsanlage – Das Vorhaben DrACO₂. Präsentation auf der 34. VDI-/ITAD-Konferenz Thermische Abfallbehandlung, 21.-22.09.2022, Würzburg. VDI Wissensforum

Voß-Stemping, J.; Schultz, K.; Purr, K. (2022): Technische Negativemissionen: Ist die klimapolitische Zielarchitektur der Bundesregierung fit for purpose. Stand: 1. Juni 2022.

Wienchol, P.; Szlek, A.; Ditaranto, M. (2020): Waste-to-energy technology integrated with carbon capture -- Challenges and opportunities. Energy 198:117352

Wietschel, M. et al. (2019): Integration erneuerbarer Energien durch Sektorkopplung: Analyse zu technischen Sektorkopplungsoptionen. Climate Change 03/2019. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Wildholz, C. (2007): Life Cycle Assessment of Selected Technologies for CO₂ Transport and Sequestration. Diploma Thesis July 2007, Swiss Federal Institute of Technology Zurich

ZAK (2021): Antrag auf erste Teilgenehmigung gemäß § 8 BImSchG für eine Wasserstoff-Erzeugungsanlage auf dem Betriebsgelände der ZAK Energie GmbH – Dieselstraße 22; www.kempten.de/Umweltverfahren_Oeffentlichkeitsverfahren.html (10.10.2021)

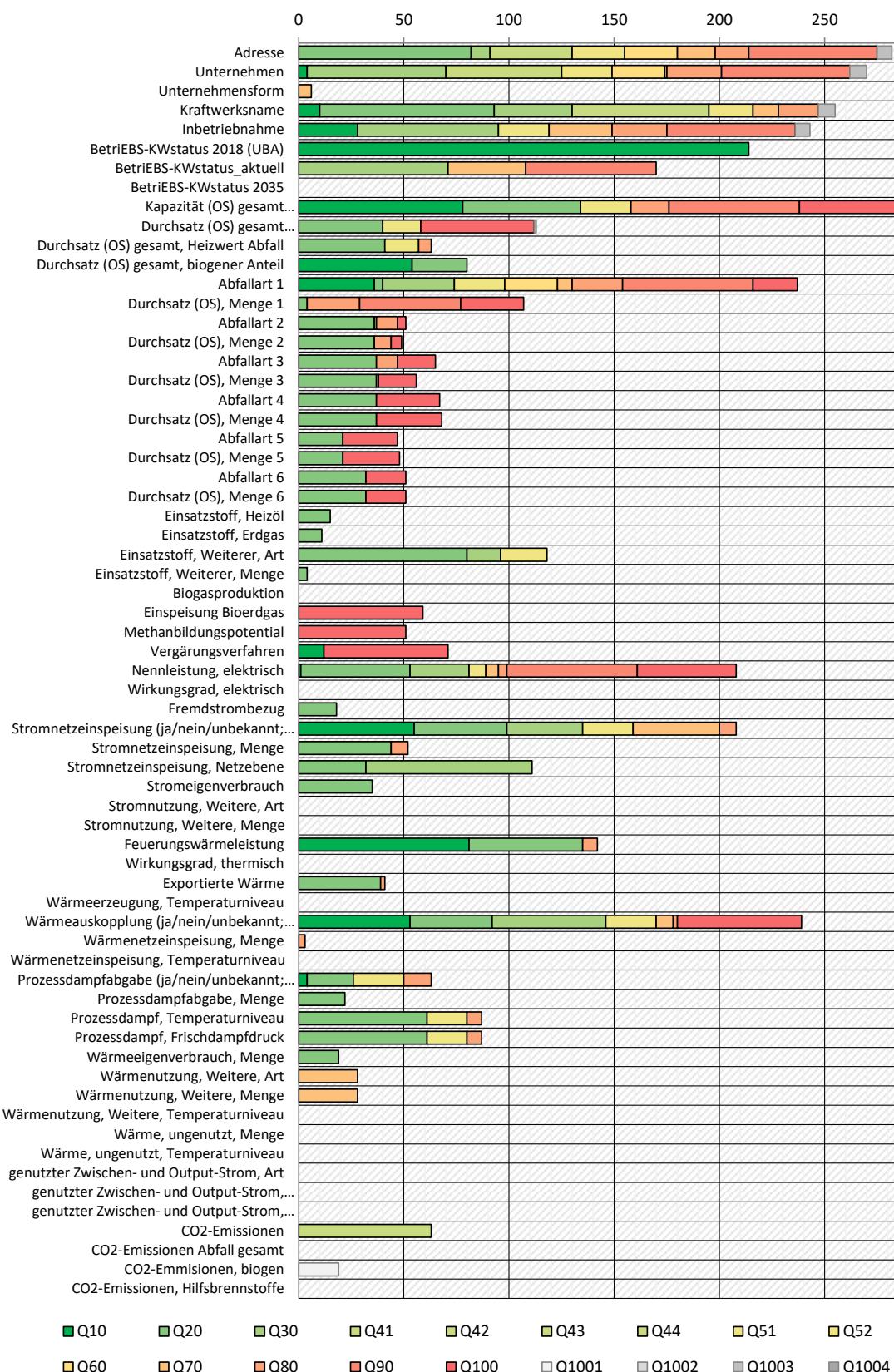
ZEP (2022): European Zero Emissions Technology & Innovation Platform: CCS/CCU projects. Brussels, Belgium. <https://zeroemissionsplatform.eu/about-ccs-ccu/css-ccu-projects> (13.09.2022)

Zürich (2019): Stadt Zürich, Entsorgung + Recycling Zürich: Zentrale Klärschlammverwertung Werdhölzli – Jahresbericht 2018. www.zh.ch/content/dam/zhweb/bilder-dokumente/themen/umwelt-tiere/abfall-rohstoffe/abfallwirtschaft/jahresberichte/jahresbericht_klaerschlammverwertung_2018.pdf (08.03.2020)

Zweiler, R. (2014): Biogas Netzeinspeisung – Methananreicherung. Website. Güssing Energy Technologies GmbH. www.biogas-netzeinspeisung.at/technische-planung/aufbereitung/methananreicherung/index.html (07.04.2020)

A Anhang

Abbildung 38: Verwendete Quellen nach Datenbankfeld



Quelle: eigene Darstellung, bifa Umweltinstitut GmbH

B Anhang

Abbildung 39: Karte der Ersatzbrennstoffkraftwerke und Sonderabfallverbrennungsanlagen

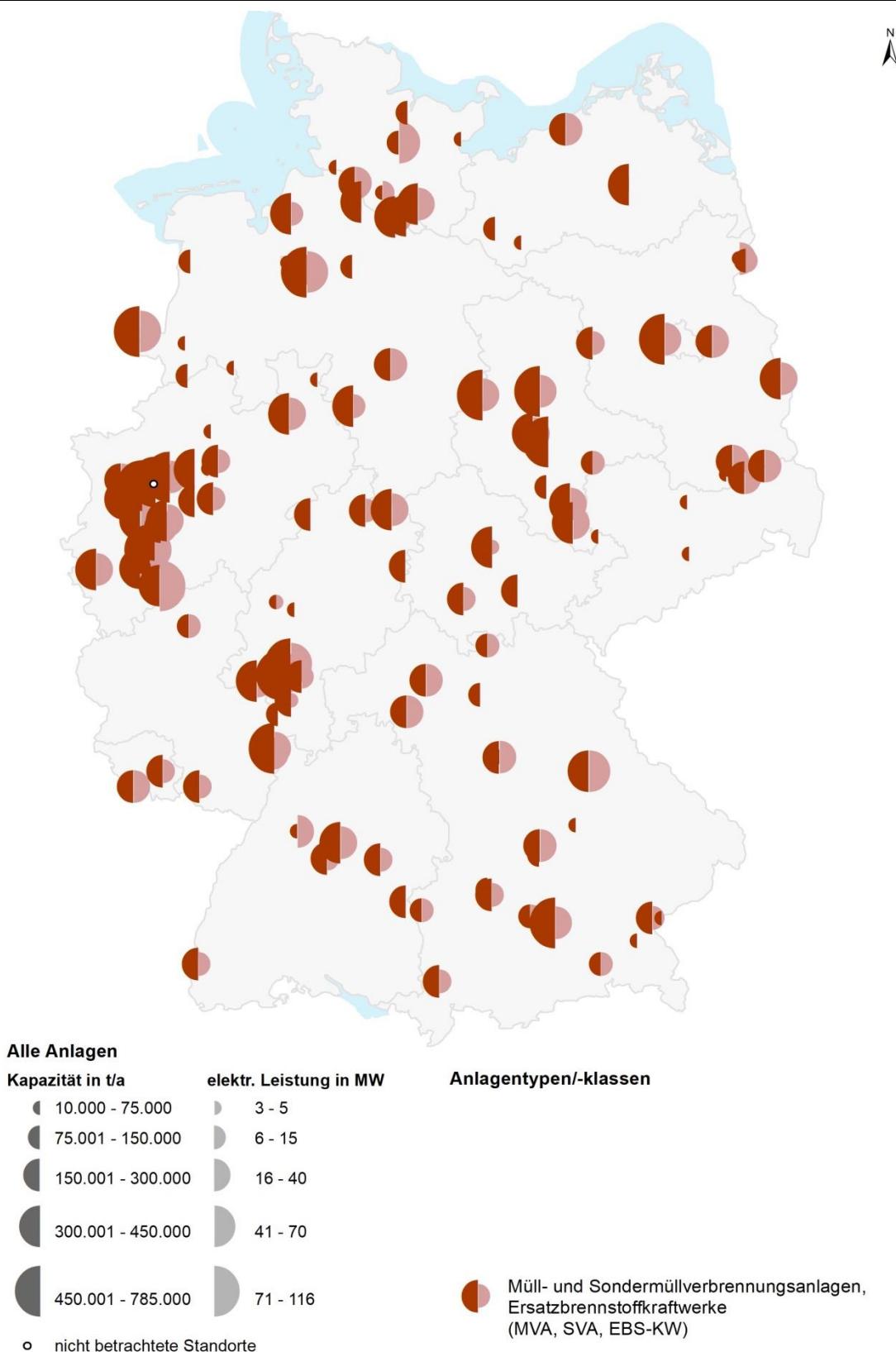


Abbildung 40: Karte der Altholzverbrennungsanlagen mit Größenangaben

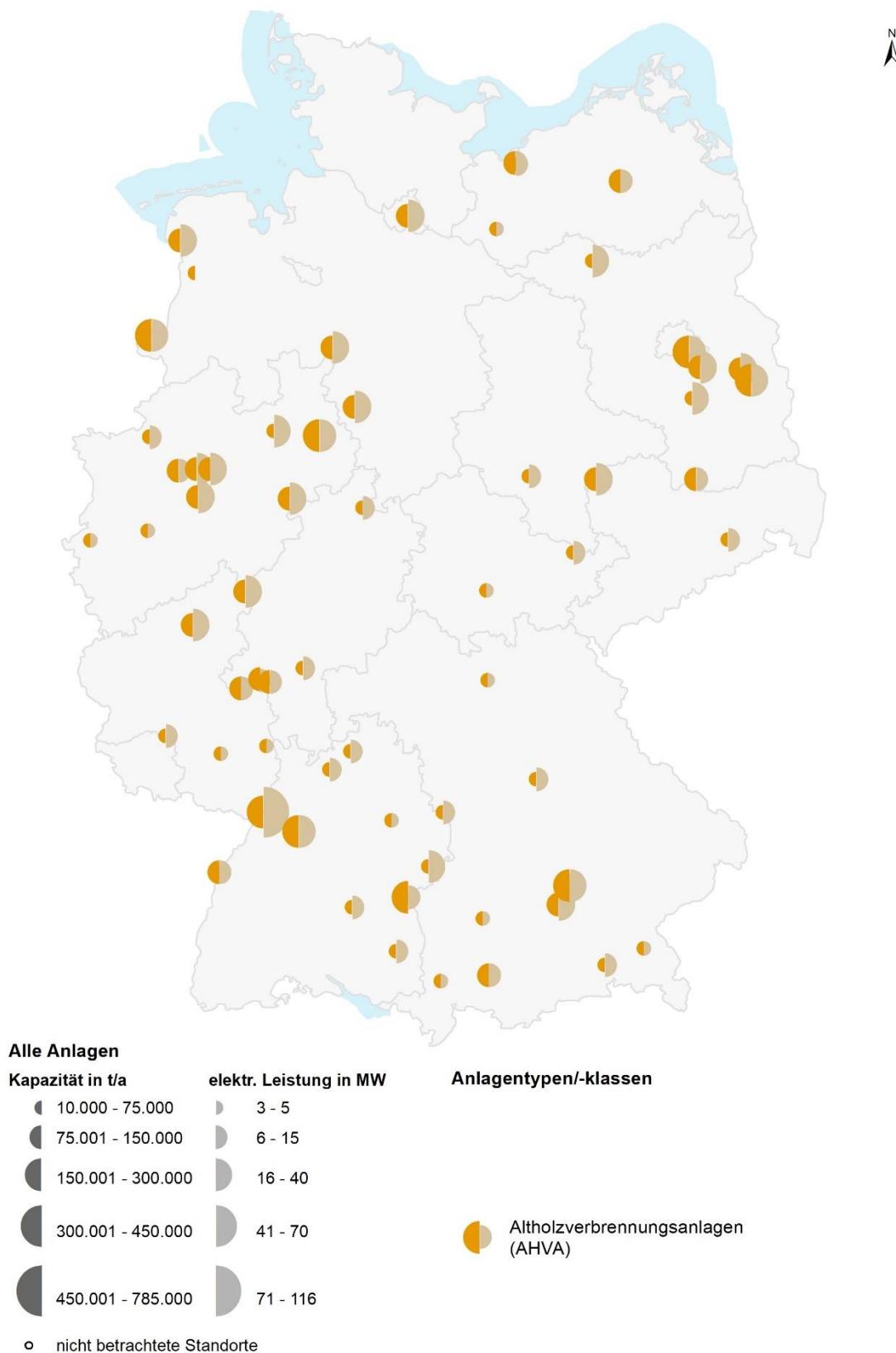


Abbildung 41: Karte der Klärschlammverbrennungsanlagen mit Größenangaben

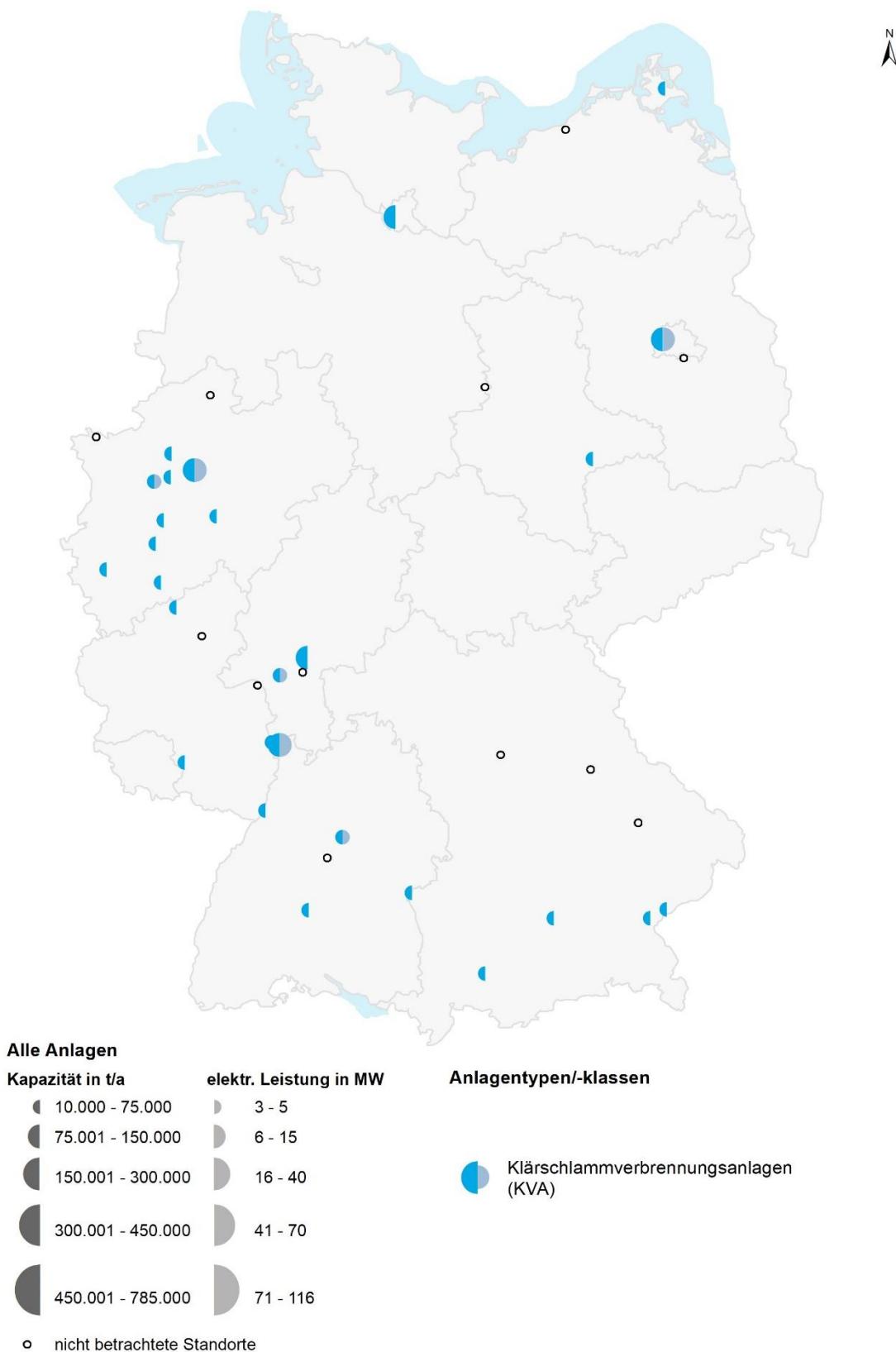


Abbildung 42: Karte der mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen mit Vergärung (MBAv) und Bioabfallvergärungsanlagen, mit Größenangaben.

