

Energieforschungsprogramm

Publizierbarer Endbericht

Programmsteuerung:

Klima- und Energiefonds

Programmabwicklung:

Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft mbH (FFG)

Endbericht

erstellt am

30.05.2025

Projekttitle: WasteCCUS – Die Rolle von CCUS in der Siedlungsabfallverbrennung

Projektnummer: **FO999914997**

Energieforschungsprogramm – Ausschreibung 2023

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische
Forschungsförderungsgesellschaft FFG

Ausschreibung	2023 Ausschreibung Energieforschungsprogramm
Projektstart	01.09.2024
Projektende	31.05.2025
Gesamtprojektdauer (in Monaten)	9 Monate
ProjektnehmerIn (Institution)	BEST- Bioenergy and Sustainable Technologies GmbH
AnsprechpartnerIn	Christa Dißauer
Postadresse	Gewerbepark Haag 3
Telefon	3250 Wieselburg - Land
Fax	Niederösterreich
E-mail	Telefon: 43 5 023788 9455
Website	E-Mail: christa.dissauer@best-research.eu

WasteCCUS

Die Rolle von CCUS in der Siedlungsabfallverbrennung

AutorInnen:

BEST - Bioenergy and Sustainable Technologies GmbH

Christa Dißauer

Marilene Fuhrmann

Doris Matschegg

Christoph Strasser

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft

Peter Beigl

Marion Huber-Humer

Romana Kopecka

Thomas Ladurner

Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Verfahrens- und Energietechnik

Hanna Jagenteufel

Tobias Pröll

David Wöss

1 Inhaltsverzeichnis

1	Inhaltsverzeichnis	4
2	Einleitung	6
3	Status Quo der Abfallsiedlungsverbrennung in Österreich	7
4	CO ₂ -Emissionen der österreichischen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen.....	13
4.1	Absolute Emissionsmengen	13
4.1.1	Methodik und Datenlage	13
4.1.2	Ergebnisse	14
4.2	Anlagenspezifische Emissionsfaktoren	18
4.2.1	Methodik	18
4.2.2	Ergebnisse	18
5	Regulatorische Rahmenbedingungen	22
5.1	Rahmenbedingungen EU	22
5.2	Aktuelle Rahmenbedingungen Österreich.....	30
6	Kosten von Carbon Capture Technologien	35
7	Innovative Finanzierungsmodelle und Szenarien für Abfallgebührengestaltung	37
7.1	Mehrkosten für thermische Siedlungsabfallbehandlung und allfällige CO ₂ -Abgaben sowie Gutschriften mit CCS versus ohne CCS	38
7.1.1	Vereinfachte Ermittlung der Mehrkosten	38
7.1.2	Mehrkosten unter Berücksichtigung der Zusammensetzung von Siedlungsabfall	41
7.2	Szenarien nach Einfluss der Mehrkosten auf abfallwirtschaftliche Gesamtkosten	46
7.3	Szenario 1 – „Marginaler Preisanstieg“	48
7.4	Szenario 2 – „Deutlicher Preisanstieg“	50
7.4.1	Beurteilung potenzieller Instrumente für Kosteneffizienz und Sozialverträglichkeit	52
7.5	Szenario 3 – „Extremer Preisanstieg“	57
7.5.1	Wertstoffsplitting und intensivierte Getrenntsammlung	59
7.5.2	CCUS	61
8	Technologische Evaluierung der Carbon Capture Technologien.....	63
8.1	Post-Combustion Technologien für die Siedlungsabfallverbrennung	65
8.2	Auswirkungen auf das Energiesystem	70
9	Internationale Case Studies	76
10	Ergebnisse aus den Stakeholderworkshops	80
11	Zusammenfassung & Schlussfolgerungen.....	81
12	Ausblick und Empfehlungen	87
13	Literaturverzeichnis	91

Energieforschungsprogramm – Ausschreibung 2023

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische
Forschungsförderungsgesellschaft FFG

14	Tabellenverzeichnis.....	99
15	Abbildungsverzeichnis.....	99
16	Kontakt Daten	102

2 Einleitung

Das Ziel Österreichs, bis 2040 Klimaneutralität zu erreichen, ist ambitioniert und erfordert eine tiefgreifende, sektorübergreifende Transformation. Die Abfallwirtschaft nimmt dabei eine Schlüsselrolle ein, da sie sowohl Herausforderungen als auch Potenziale zur Minderung von Treibhausgasemissionen birgt.

Trotz fortlaufender Fortschritte bei Abfallvermeidung und Recycling bleiben bestimmte Emissionen – insbesondere aus Siedlungsabfallverbrennungsanlagen – langfristig unvermeidbar. Diese Anlagen zählen zu den sogenannten „hard-to-abate“-Punktquellen, die für die Umsetzung von Carbon Capture and Utilization bzw. Storage (CCUS) besonders relevant sind. Denn hier besteht die Möglichkeit, nicht vermeidbare CO₂-Emissionen abzuscheiden, zu transportieren und entweder geologisch zu speichern oder so weiterzuverwenden, dass sie dauerhaft aus dem atmosphärischen Kreislauf entfernt werden bzw. fossile Emissionen ersetzen.

Die Integration von Carbon-Capture-Technologien in Siedlungsabfallverbrennungsanlagen stellt jedoch eine komplexe Herausforderung dar, die technische, regulatorische und wirtschaftliche Aspekte umfasst.

Im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsprojekts „**WasteCCUS**“ (Energieforschungsprogramm 2023) wurde daher untersucht, inwieweit solche Anlagen durch die Implementierung geeigneter Maßnahmen einen Beitrag zur Klimaneutralität Österreichs leisten können. Dabei wurden auf technischer, sozioökonomischer und ökologischer Ebene sozial verträgliche Lösungsansätze analysiert. Der Fokus lag insbesondere darauf, den Übergang in der Abfallwirtschaft nicht nur ökologisch sinnvoll, sondern auch ökonomisch tragfähig zu gestalten.

Ein weiterer Schwerpunkt des Projekts war die Analyse der Integration von Carbon-Capture-Technologien in das bestehende Energiesystem – sowohl auf Anlagenebene als auch im Kontext der nationalen Energieversorgung.

„**WasteCCUS**“ schafft damit eine fundierte Grundlage für die potenzielle Implementierung von CO₂-Abscheidungstechnologien in der österreichischen Abfallwirtschaft. Durch einen projektbegleitenden Branchenbeirat sowie zwei Stakeholder-Workshops wurden zentrale Akteure der Siedlungsabfallverbrennung aktiv eingebunden.

Im Folgenden werden der Status Quo der Siedlungsabfallverbrennung in Österreich hinsichtlich der Emissionen und Kapazitäten dargestellt, bevor im Kapitel 5 die regulatorischen Rahmenbedingungen näher analysiert werden. Kapitel 6 und Kapitel 7 beschäftigen sich mit den Kosten und sozioökonomischen Auswirkungen der Implementierung von CO₂-Abscheidungstechnologien. Besonderes Augenmerk wurde auf die potenziellen Mehrkosten, mögliche Finanzierungsmodelle sowie die soziale Verträglichkeit zukünftiger Abfallgebührenmodelle gelegt. In Kapitel 8 werden die in Frage kommenden Abscheidetechnologien evaluiert und Implikationen der

Implementierung dieser in die österreichische Siedlungsabfallverbrennung dargestellt. Kapitel 9 gibt einen Überblick über internationale Case Studies. Den Abschluss bilden neben Zusammenfassung und Schlussfolgerungen der Ausblick inklusive Empfehlungen.

3 Status Quo der Abfallsiedlungsverbrennung in Österreich

In Österreich sind (Stand April 2025) 12 Anlagen (sieben Rostfeuerungsanlagen, fünf Wirbelschichtfeuerungen) (Abbildung 3-1) für die thermische Verwertung von Siedlungsabfällen in Betrieb mit einer genehmigten Gesamtkapazität von 2,8 Mio. t (Statusbericht 2024 zum BAWP). Die Müllverbrennungsanlagen in Österreich sind strategisch so positioniert, dass sie über eine gut ausgebaute Infrastruktur verfügen. Die Kombination aus Schienen-, Straßen- und in einigen Fällen auch Schiffsanbindung ermöglicht eine effiziente und nachhaltige Abfallentsorgungslogistik. Besonders hervorzuheben ist die Müllverbrennungsanlage Dürnrohr, die durch ihre einzigartige Kombination aus Schienen- und Schiffsanlieferung in Europa eine besondere Stellung einnimmt. Tabelle 1, Tabelle 2 und Tabelle 3 geben einen Überblick über die wesentlichen Anlageninformationen, geclustert nach Rauchgaseinigungssystem sowie der Energieauskopplung, da diese wesentliche Entscheidungsparameter für die Wahl einer geeigneten Carbon Dioxide Removal (CDR)-Technologie darstellen. Diese Clusterung diente auch als Grundlage für die Auswahl von Modellanlagen für die Berechnung der Energiebilanzen. Diese Auswahl wurde gemeinsam mit den Stakeholdern im Rahmen des ersten Workshops im November 2024 getroffen.

Energieforschungsprogramm – Ausschreibung 2023

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische
Forschungsförderungsgesellschaft FFG

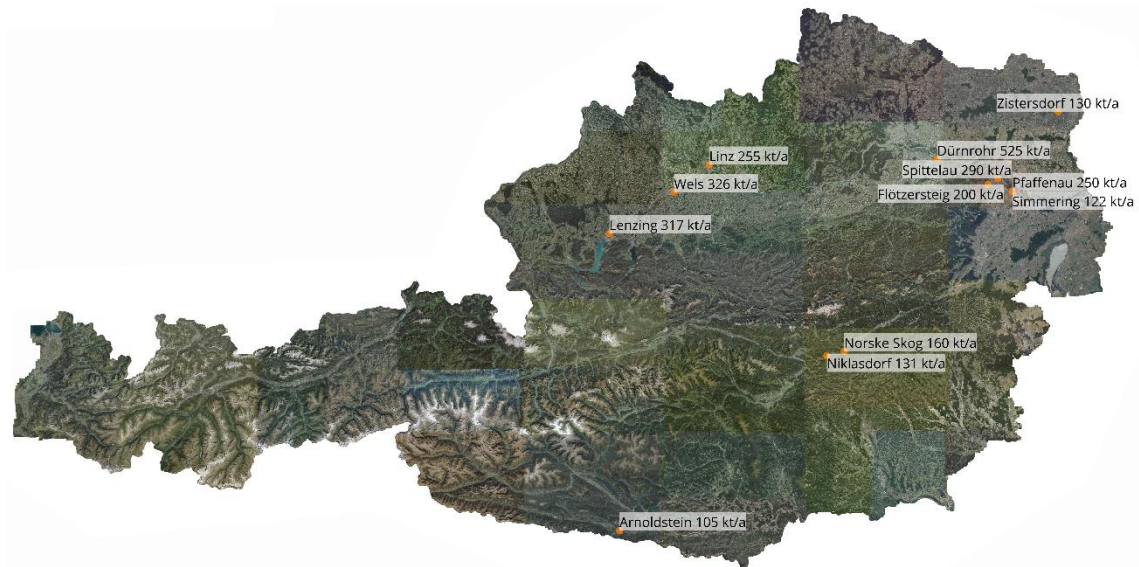


Abbildung 3-1: Standorte der 12 Siedlungsabfallverbrennungsanlagen inkl. Kapazität (erstellt in QGIS)

Energieforschungsprogramm – Ausschreibung 2023

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FFG

Tabelle 1: Anlageninformation Cluster 1 (Nasse Rauchgasreinigung/kein Filter vor SCR); nach Energieauskopplung: 1a (blau: vorwiegend Prozessdampf und Stromerzeugung) und 1b (grau: vorwiegend Fernwärme/Niedertemperatur)

Ort	BRUCK/MUR	DÜRNROHR	LENZING	LINZ	NIKLASDORF	WIEN, FLÖTZERSTEIG	WIEN, SPITTELAU
Eigentümer	Norske Skog GmbH	EVN Wärmekraftwerke GmbH	RVL Reststoffverwertung Lenzing GmbH	Linz Strom Gas Wärme GmbH	ENAGES GmbH	Wien Energie GmbH	Wien Energie GmbH
Betriebsführung	-	-	Energie AG Umweltservice GmbH	-	-	-	-
Nennkapazität [t/a]	270.000	525.000	317.000	230.000	131.000	200.000	270.000
Feuerung	Wirbelschicht (zirkulierend)	Rost	Wirbelschicht (zirkulierend)	Wirbelschicht (stationär)	Wirbelschicht (stationär)	Rost	Rost
Energieauskopplung	Prozessdampf	Prozessdampf, Strom, Fernwärme	Prozessdampf, Strom	Strom, Fernwärme	Prozessdampf, Strom	Fernwärme, Prozessdampf	Strom, Fernwärme, Fernkälte
RG-Reinigung Schritt 1	Flugstromadsorber, Gewebefilter	Gewebefilter mit Additiv-Dosierung	Flugstromadsorber, Gewebefilter	Trockensorption, Gewebefilter	Trockensorption, Gewebefilter	Flugstromadsorber, Gewebefilter	Gewebefilter mit Additiv-Dosierung
RG-Schritt 2	Wäscher (zweistufig)	Wäscher (zweistufig)	Wäscher (zweistufig)	Wäscher (zweistufig)	Wäscher (zweistufig)	Wäscher (zweistufig)	Wäscher (zweistufig)
RG-Reinigung Schritt 3	Entstickung (SCR)	Entstickung (SCR)	Entstickung (SCR)	Entstickung (SCR)	Entstickung (SCR)	Entstickung (SCR)	Entstickung (SCR)
RG-Reinigung Schritt 4	-	-	-	-	-	-	-
CO₂-Emissionen (2022) [t/a]	111.000	505.000	319.000	209.000	n/v	172.000	311.000
Anschlussgleis	Verfügbar	Aktiv genutzt	Aktiv genutzt	Aktiv genutzt	Verfügbar (gemäß Luftbild)	Nicht vorhanden	Nicht vorhanden

Energieforschungsprogramm – Ausschreibung 2023

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FFG

Tabelle 2: Anlagendaten Cluster 2 (Elektrofilter/Nasse Rauchgasreinigung)

Ort	WELS	WIEN, PFAFFENAU	WIEN, SIMMERINGER HAIDE
Eigentümer	Energie AG OÖ Umweltservice GmbH	WKU GmbH	Wien Energie GmbH
Betriebsführung	-	Wien Energie GmbH	-
Nennkapazität [t/a]	305.000	250.000	120.000
Feuerung	Rost	Rost	Wirbelschicht (stationär)
Energieauskopplung	Strom, Fernwärme	Strom, Fernwärme	Strom, Fernwärme
RG-Reinigung Schritt 1	Elektrofilter (dreistufig)	Elektrofilter	Elektrofilter
RG-Schritt Schritt 2	Wäscher (zweistufig)	Wäscher (zweistufig)	Wäscher (zweistufig)
RG-Reinigung Schritt 3	Aktivkoksfilter (L1); Gewebefilter, Trockensorption (L2)	Aktivkoksfilter	Aktivkoksfilter
RG-Reinigung Schritt 4	Entstickung (SCR)		
CO₂-Emissionen (2022) [t/a]	338.000	251.000	110.000
Anschlussgleis	Nein	Nein (aber am Nachbarstandort Simmeringer Haide)	Verfügbar (gemäß Luftbild)

Tabelle 3: Anlagendaten Cluster 3 (Gewebefilter/trockene Rauchgasreinigung)

Ort	ARNOLDSTEIN	ZISTERSDORF
Eigentümer	KRV Kärntner Restmüllverwertungs GmbH	FCC Zistersdorf Abfall Service GmbH
Betriebsführung	-	-
Nennkapazität [t/a]	104.500	162.500
Feuerung	Rost	Rost
Energieauskopplung	Strom, Fernwärme	Strom
RG-Reinigung Schritt 1	Wirbelschicht: Semi- Trockensorption	Wirbelschichtreaktor
RG-Schritt Schritt 2	Gewebefilter, Trockensorption	Gewebefilter
RG-Reinigung Schritt 3	Aktivkoksfilter	-
RG-Reinigung Schritt 4	Entstickung (SCR)	
CO₂-Emissionen (2022) [t/a]	84.000	149.000
Anschlussgleis	Verfügbar (gemäß Luftbild)	Aktiv genutzt

In Abbildung 3-2 ist ein Überblick über die Abfallinputmengen und deren Zusammensetzung (Referenzjahr 2020) dargestellt (Datenquelle UBA 2022). Unvorbehandelte Siedlungsabfälle und ähnliche Gewerbeabfälle gefolgt von Rückständen aus der mechanisch Abfallaufbereitung stellen die mengenmäßig stärksten Abfallinputfraktionen dar. Die Wirbelschichtfeuerung in Bruck an der Mur war im Referenzjahr 2020 noch nicht in Betrieb.

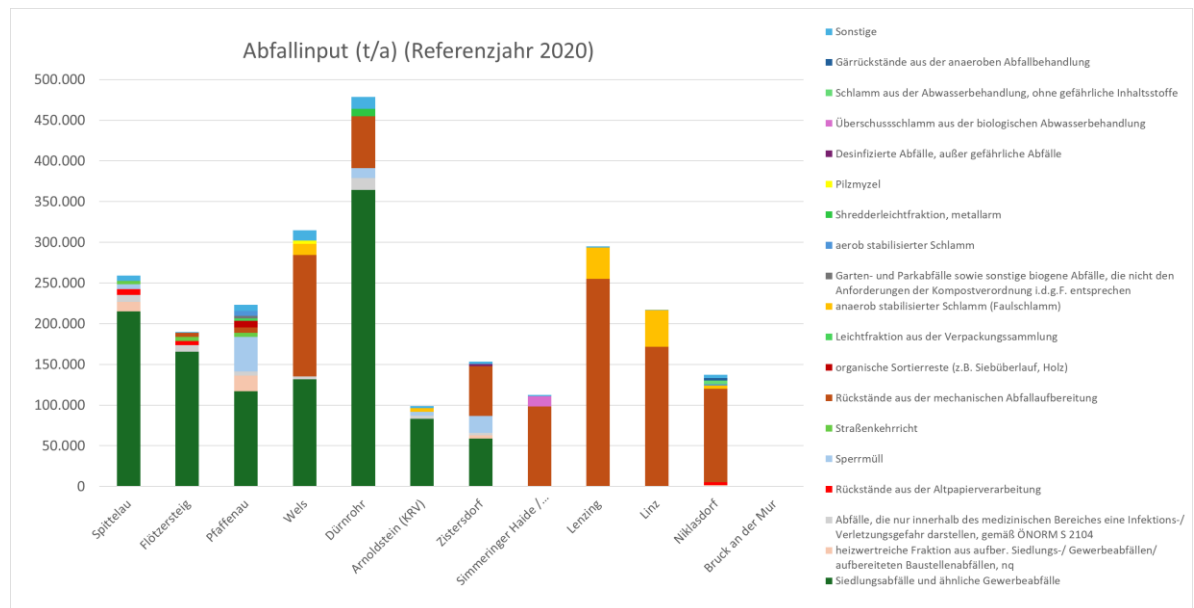


Abbildung 3-2: Überblick über Abfallinputmengen und -zusammensetzung (Referenzjahr 2020; Datenbasis UBA 2022)

In Abbildung 3-3 sind die Rückstände/Reststoffe von den elf im Jahr 2020 in Betrieb befindlichen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen dargestellt.

Energieforschungsprogramm – Ausschreibung 2023

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FFG

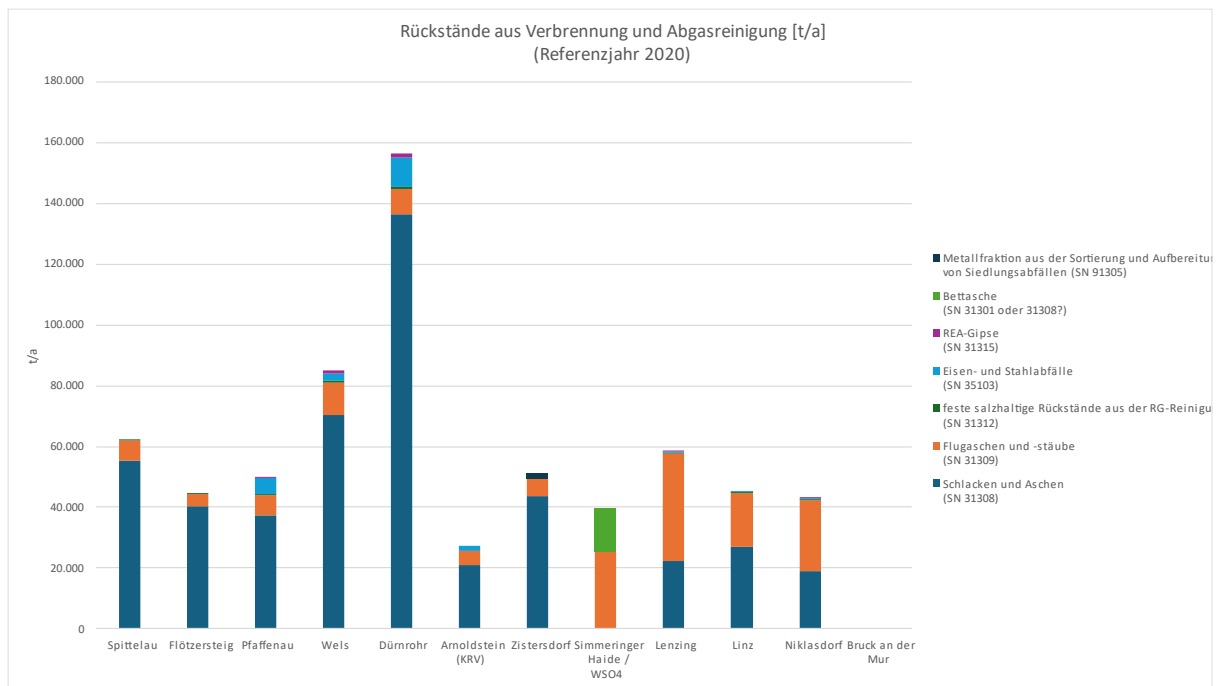


Abbildung 3-3: Überblick über die Rückstände aus Verbrennung und RG-Reinigung (Referenzjahr 2020; Datenbasis UBA 2022)

Generell stellen die frischen Verbrennungsrückstände wie Aschen und Schlacken auch eine potenzielle CO₂-Aufnahmeoption dar (Stichwort „technische Schlackealterung/technische Karbonatisierung“). Dieser Prozess der CO₂-Aufnahme und Alterung ist notwendig, um eine stabilisierte, carbonatisierte und möglichst inreaktive (Rost)Asche zu erhalten, die den Annahme- und Ablagerungskriterien für Reststoffdeponien genüge tut bzw. die im entmetallisierten Zustand und bei entsprechenden qualitativen Voraussetzungen auch unter bestimmten Rahmenbedingungen als Ersatzbaustoff zum Einsatz kommen kann. Auch wenn die CO₂-Aufnahmekapazität und Speicherkapazität vergleichsweise zur geologischen Speicheroption sehr gering ist, bieten sich lokal und kurzfristig Möglichkeiten an, CO₂ abzuscheiden und gleichzeitig stabilisierte Verbrennungsrückstände zu erhalten (Mostbauer et al., 2014; Pertl et al., 2010).

4 CO₂-Emissionen der österreichischen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen

Die durchgeführte Erhebung des Status Quo der österreichischen Siedlungsabfallverbrennung umfasst auch die Darstellung des zeitlichen Verlaufs der CO₂-Emissionen aus den 12 nationalen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen (MVAs). Generell sei vorab festgehalten, dass der Anteil an CO₂ in der Abluft von Siedlungsabfallverbrennungsanlagen üblicherweise im Bereich von 5 – 15 vol% liegt (weltweiter Schnitt; ENDRAVA, 2023) bzw. im Durchschnitt ca. 10vol% des Abgasstromes ausmacht. Dieser CO₂-Anteil wird in der Fachbranche prinzipiell als ausreichend angesehen, um zielführend diese Punktquelle mittels CDR-Technologien fassen und nutzen zu können (Entsorga, 2023).

4.1 Absolute Emissionsmengen

4.1.1 Methodik und Datenlage

Die Entwicklung der CO₂-Emissionen der österreichischen MVAs wird in einer Zeitreihe für die Jahre 2010-2022 dargestellt. Zusätzlich zu den absoluten Mengen wird im Sinne der Vergleichbarkeit die Darstellung im Verhältnis zum Anlagendurchsatz abgebildet. Die Vorgehensweise war die, in einem ersten Schritt publizierte und verfügbare anlagenspezifische Daten zu erheben und zu screenen und in einem weiteren Schritt, die Anlagenbetreiber direkt zu kontaktieren, um Datenlücken zu füllen.

In veröffentlichten Quellen stehen keine Angaben zu den jährlichen kumulierten CO₂-Emissionen aus den 12 im Bundesabfallwirtschaftsplan (BAWP) ausgewiesenen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen zur Verfügung. Dort sind diese Anlagen entweder mit anderweitigen thermischen Kraftwerken zusammengefasst oder in Summe mit den restlichen thermischen Abfallverwertungsanlagen (n = 49) angeführt.

Die CO₂-Emissionsmengen sind aber für 10 der 12 österreichischen MVAs online verfügbar: Durch die Verordnung 166/2006/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (i.d.g.F., „EG-PRTR-Verordnung“), Art. 5, Abs. 1 werden die Betreiber jener Anlagen, die den Kriterien in Anhang I entsprechen, verpflichtet, jährlich Meldung über die freigesetzte Menge an Schadstoffen in Luft, Wasser und Boden (Buchstabe a) zu erstatten. Berichtspflicht besteht für die in Anhang II gelisteten Schadstoffe (u.a. CO₂) und der ebendort definierten Schwellenwerte (ab 100 Mio. t/a). Die Daten sind gemäß Art. 10, Abs. 1 durch die Europäische Kommission und Europäische Umweltagentur im Schadstoffemissionsregister (PRTR, Pollutant Release and Transfer Register) veröffentlicht. Anlagen für die Verbrennung von nicht gefährlichen Abfällen sind in Anhang 1 der PRTR-Verordnung in Kategorie 5.b eingestuft, für welche die Berichtspflicht ab einer Anlagenkapazität von 3 t/h gilt. Dieses Kriterium wird von allen der 12 österreichischen MVAs erfüllt. Der stoffspezifische Schwellenwert für die Berichtspflicht zu den CO₂-Emissionen beläuft sich jedoch auf 100 kt/a, weshalb für

mindestens eine Anlage keine Berichtspflicht besteht. Um die Datenlücken zu schließen, wurde bei den entsprechenden Anlagen um Bereitstellung der Daten nachgefragt, wobei diese Anfrage in einem Fall abgelehnt wurde. Um dennoch die jährlichen kumulierten CO₂-Emissionen der österreichischen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen summieren zu können, wurden die Emissionswerte für jene Anlage, für die keine Daten verfügbar sind, extrapoliert. Zudem wurden im Falle einer Anlage die CO₂-Emissionswerte genutzt, welche vom Betreiber direkt zur Verfügung gestellt wurden, da diese von den PRTR-Werten abweichen. Ursachen für derartige Abweichung können u.a. CO₂-Emissionen aus Stützfeuerungen bzw. auch (temporär) betriebenen Kesseln am selben Standort sein, die mit anderen Brennstoffen und nicht mit Abfällen befeuert werden. Die anteiligen Emissionen der Stützfeuerungen wurden nicht systematisch erhoben. Die Überprüfung anhand der Daten einer Anlage zeigt jedoch, dass der Beitrag zu den Gesamtemissionen marginal ist (< 1%).

Grundlage für die Extrapolation bildet der durchschnittliche Emissionsfaktor von MVAs: Anhand der Anlagen, für die gesicherte Daten zu Abfalldurchsatz und CO₂-Emissionen vorliegen, wird ein für das vorliegende Sample durchschnittlicher Emissionsfaktor berechnet. Dieser Durchschnittswert (in diesem Sample 0,989 t CO₂ / t Abfall) wird mit dem anlagenspezifischen Abfallinput multipliziert.

4.1.2 Ergebnisse

In Abbildung 4-1 sind die Emissionsdaten für das Jahr 2022 als Heat Map dargestellt. In den weiteren folgenden Abbildungen sind die Zeitreihen (2010 bis 2022) für spezifisch ermittelte Anlagen- und Emissionsdaten dargestellt.

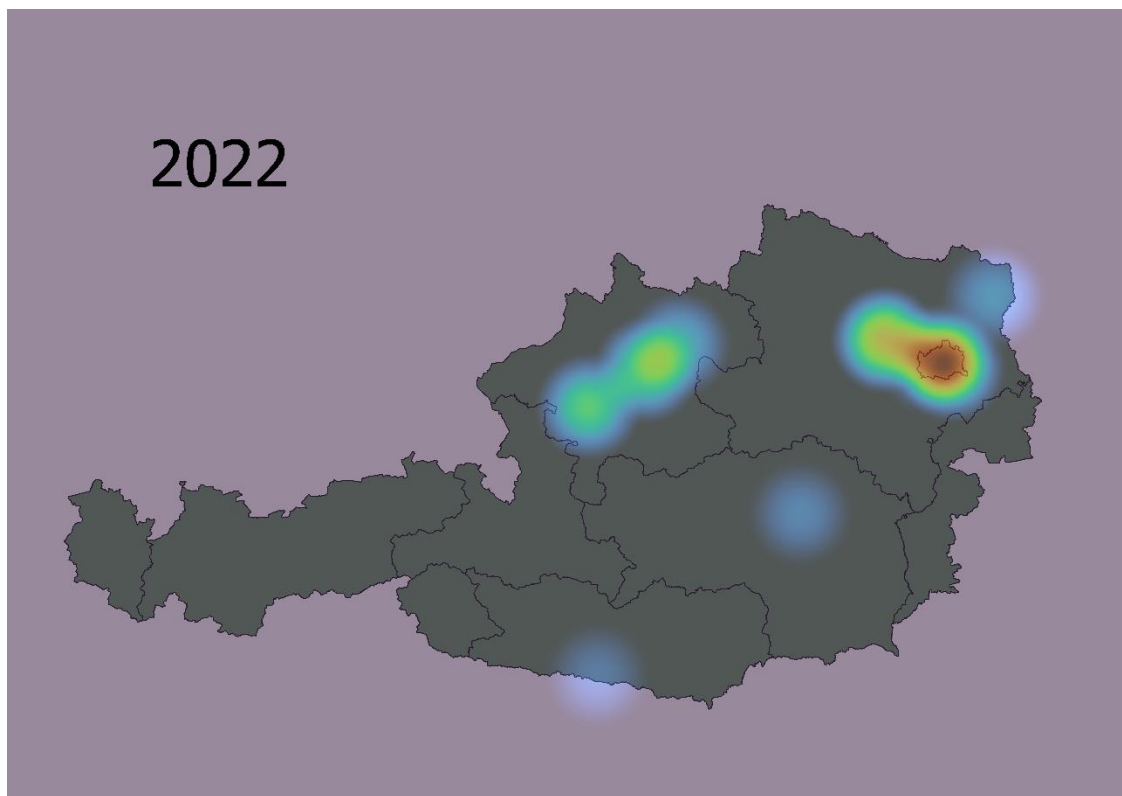


Abbildung 4-1: CO2-Emissionen der österreichischen MVA im Jahr 2022 (erstellt mit QGIS)

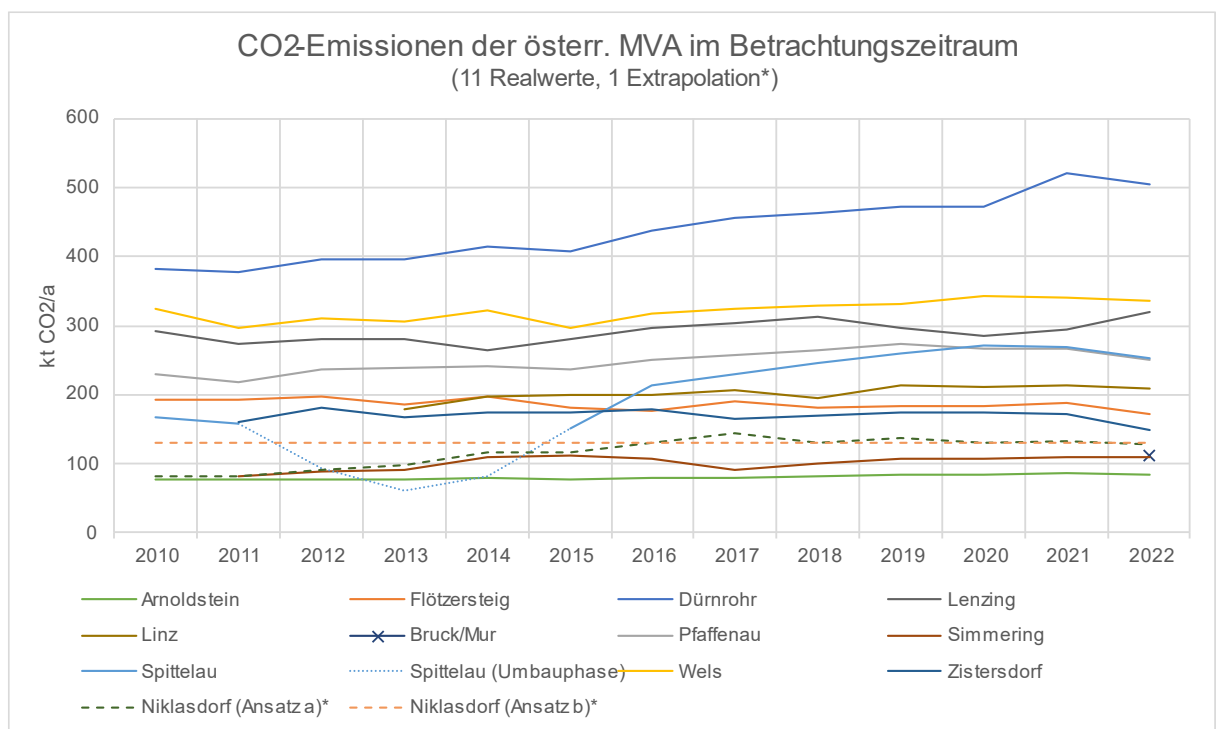


Abbildung 4-2: Emissionsentwicklung auf Anlagenebene (Ansatz a: Hochrechnung basierend auf Extrapolation Input-/ Outputdaten; Ansatz b: Hochrechnung basierend auf Anlagennennkapazität)

In Abbildung 4-2 ist der zeitliche Verlauf der CO₂-Emissionen für jede der 12 MVAs in Österreich separat dargestellt. Die Anlage in Bruck/Mur wurde erst zum Berichtsjahr 2022 in Betrieb genommen. Für die Anlage Niklasdorf wird auf eine Extrapolation zurückgegriffen (im Diagramm als unterbrochene Linien dargestellt): Die Berechnung für Ansatz a beruht auf dem Verhältnis der für 2020 im Statusbericht Abfallverbrennung veröffentlichten Daten für Abfallinput und Verbrennungsrückstände. Aus den realen Input-Zeitreihen der anderen Anlagen wird die jährliche Entwicklung abgeleitet, nach der der Basiswert für 2020 angepasst wird. Aus den berechneten Input-Mengen ergibt sich durch Multiplikation mit dem durchschnittlichen Emissionsfaktor der anderen Anlagen die jährliche Emissionsmenge. Alternativ ist in Abbildung 4-2 mit Ansatz b die für 2020 angegebene Abfallinputmenge gemäß Anlagennennkapazität als konstant angenommen und mit dem durchschnittlichen Emissionsfaktor von 0,989 t CO₂/t Abfall (Durchschnitt, berechnet aus Realwert der anderen 11 Anlagen) multipliziert. Summiert ergibt sich die Entwicklung jener CO₂-Emissionen, die den österreichischen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen zuzurechnen sind (siehe Abbildung 4-3 und Tabelle 4).

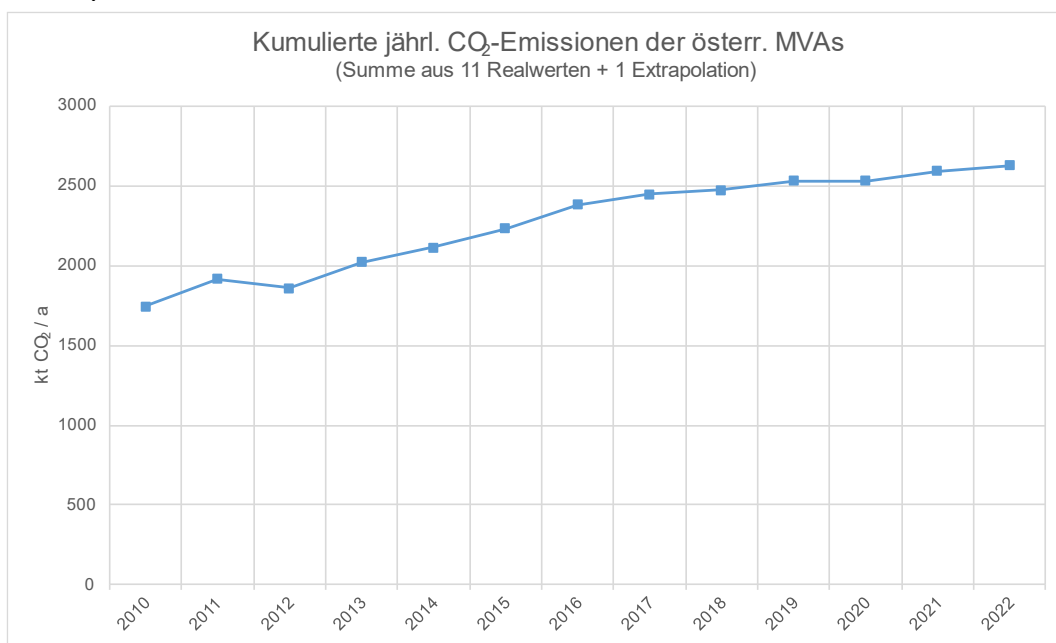


Abbildung 4-3: Summe jährlicher CO₂-Emissionen der österr. MVAs

Tabelle 4: Summe jährlicher CO₂-Emissionen der österr. MVAs

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Mt/a	1,743	1,914	1,860	2,021	2,113	2,232	2,384	2,446	2,472	2,531	2,529	2,594	2,626

Die Entwicklung der CO₂-Emissionen der 12 österreichischen MVAs zeigt eine Zunahme von +50,7% im Jahr 2022 in Vgl. zum Basisjahr 2010. Dies steht der Entwicklung der nationalen CO₂-Emissionen (-14,1%) entgegen, als auch der

Entwicklung der Emissionen, die der Abfallwirtschaft abseits der MVAs (-48,7%) zuzurechnen sind (Umweltbundesamt, 2024a, 2024b). Zu berücksichtigen ist hierbei, dass erst durch die Umlenkung der Abfallströme von der Deponie in die Abfallverbrennung (sowie Mechanisch-Biologische Abfallvorbehandlung) die stark treibhausrelevante Methanemissionen aus den Deponien reduziert werden konnten, was zu dem deutlichen Rückgang der Treibhausgasemissionen im Abfallsektor seit 2004 geführt hat. Die jeweiligen Entwicklungen in Bezug auf das Index-Jahr 2010 sind in Abbildung 4-4 dargestellt.

Aus den Trends resultiert, dass der Anteil der CO₂-Emissionen aus der Siedlungsabfallverbrennung an den THG-Gesamtemissionen Österreichs (2022: 72,84 Mt CO_{2eq}/a) zugenommen hat (siehe Abbildung 4-5 und Tabelle 5). Während den MVAs im Jahr 2010 etwa 2% zuzurechnen waren, stieg der Anteil bis 2022 auf 3,7%. Hier ist anzumerken, dass diese Werte in gewisser Diskrepanz zu den Angaben aus dem Klimaschutzbericht (Anderl et al., 2024a) bzw. dem Bundesabfallwirtschaftsplan (BMK, 2023) stehen, wo der Abfallwirtschaft insgesamt ein Anteil von 3% der nationalen THG-Emissionen zugeteilt wird (wovon wiederum 47% der thermischen Abfallverwertung zugerechnet werden). Diese Diskrepanz ist weitgehend auf unterschiedliche Reporting-Methoden und Allokationen zurückzuführen. So wird im Common Reporting Framework der UNFCCC, nach dem die jährlichen nationalen CO₂-Inventare zu erstellen sind, die thermische Abfallverwertung mit Energierückgewinnung im Sektor Energie bilanziert (Anderl et al., 2024b).

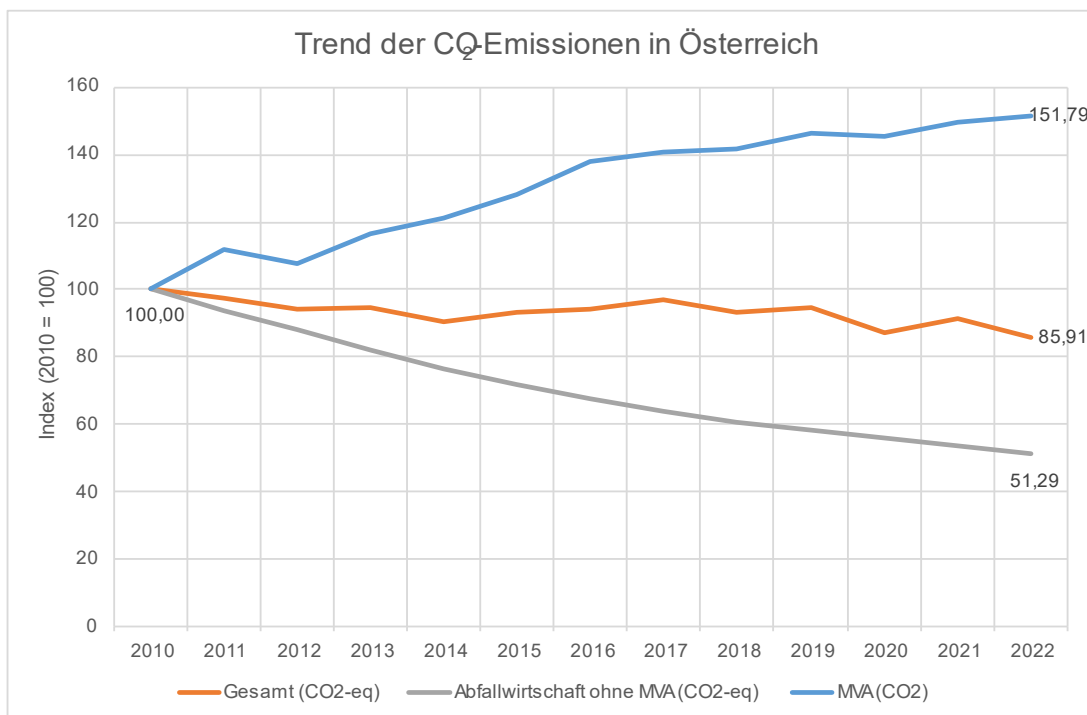


Abbildung 4-4: Entwicklung der THG-Emissionen in Österreich (Datenquellen: Anlagendaten; PRT-Register; Umweltbundesamt, 2024a, 2024b)

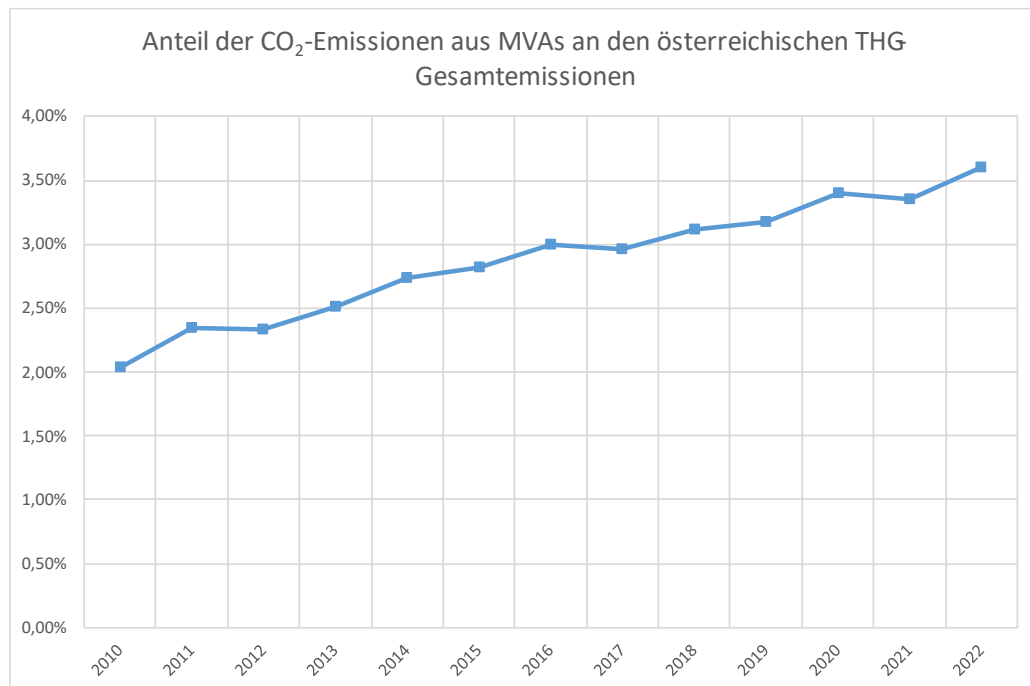


Abbildung 4-5: Anteil der CO₂-Emissionen aus MVAs an den österreichischen THG-Emissionen in Prozent

Tabelle 5: Anteil der CO₂-Emissionen aus MVAs am gesamten nationalen THG-Ausstoß

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
%	2,0	2,3	2,3	2,5	2,7	2,8	3,0	3,0	3,1	3,2	3,4	3,4	3,6

4.2 Anlagenspezifische Emissionsfaktoren

4.2.1 Methodik

Um trotz der unterschiedlichen Anlagengröße (Spanne der Nennkapazitäten 104,5 kt/a - 525 kt/a) einen Vergleich zwischen den Anlagen zu ermöglichen, werden die Emissionsmengen in Verhältnis zum Anlageninput (Anlagendurchsatz) gesetzt. Die Vorgehensweise ist in Gleichung 1 dargestellt.

Gleichung 1: Berechnung Emissionsfaktor

$$\text{Emissionsfaktor} \left[\frac{t \text{ CO}_2}{t \text{ Input}} \right] = \frac{\text{Emission} \left[\frac{t \text{ CO}_2}{a} \right]}{\text{Anlagendurchsatz} \left[\frac{t \text{ Input}}{a} \right]}$$

4.2.2 Ergebnisse

In Abbildung 4-6 sind die CO₂-Emissionen der österreichischen MVAs in Verhältnis zum Abfallinput (entspr. Emissionsfaktoren) dargestellt.

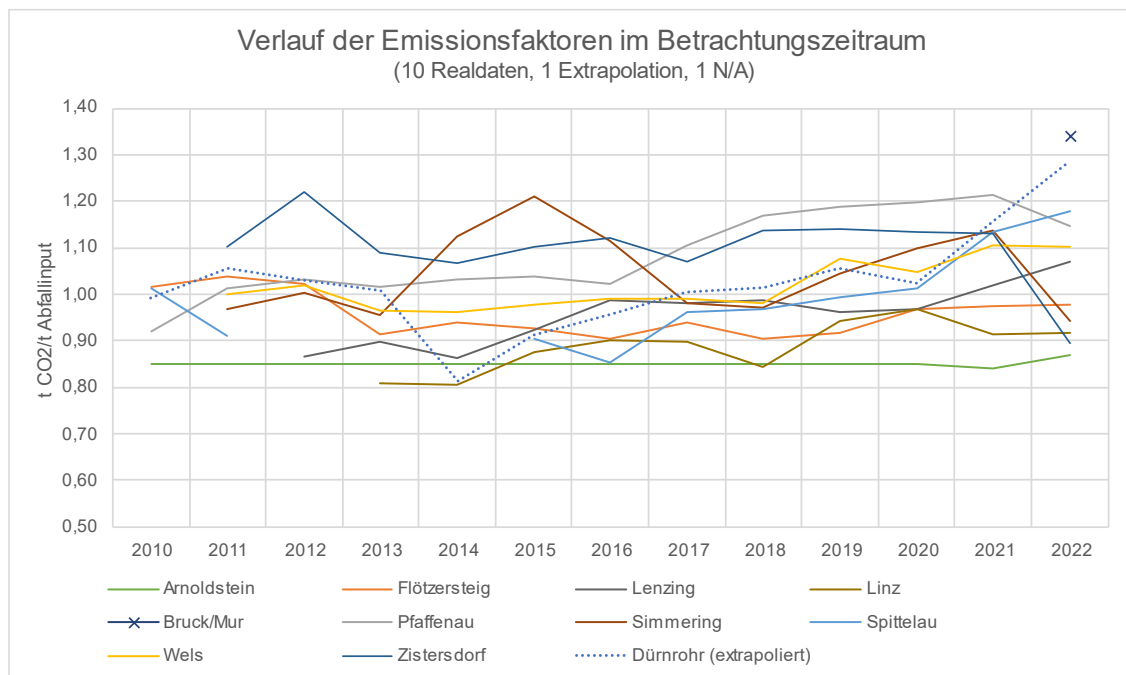


Abbildung 4-6: CO₂-Emissionen bezogen auf Abfallinput auf Anlagenebene (2010-2022)

Bei den Daten der MVA Spittelau zeigen sich in den Jahren 2012-2014 starke Schwankungen, die zeitlich mit der Revision der Anlage zusammenfallen. Diese Datenpunkte werden in nachfolgender Betrachtung nicht berücksichtigt und sind in Abbildung 4-6 nicht abgebildet. Der Emissionsfaktor für eine weitere Anlage (Niklasdorf) ist nicht abgebildet (in diesem Fall waren weder Realwerte zu CO₂-Emissionen noch zum Abfall-Input verfügbar). Der hohe Wert für Bruck/Mur (Input-Daten wurden durch die Anlagenbetreiber zur Verfügung gestellt) resultiert vermutlich daraus, dass sich die Anlage 2022 noch im Anfahrbetrieb befand.

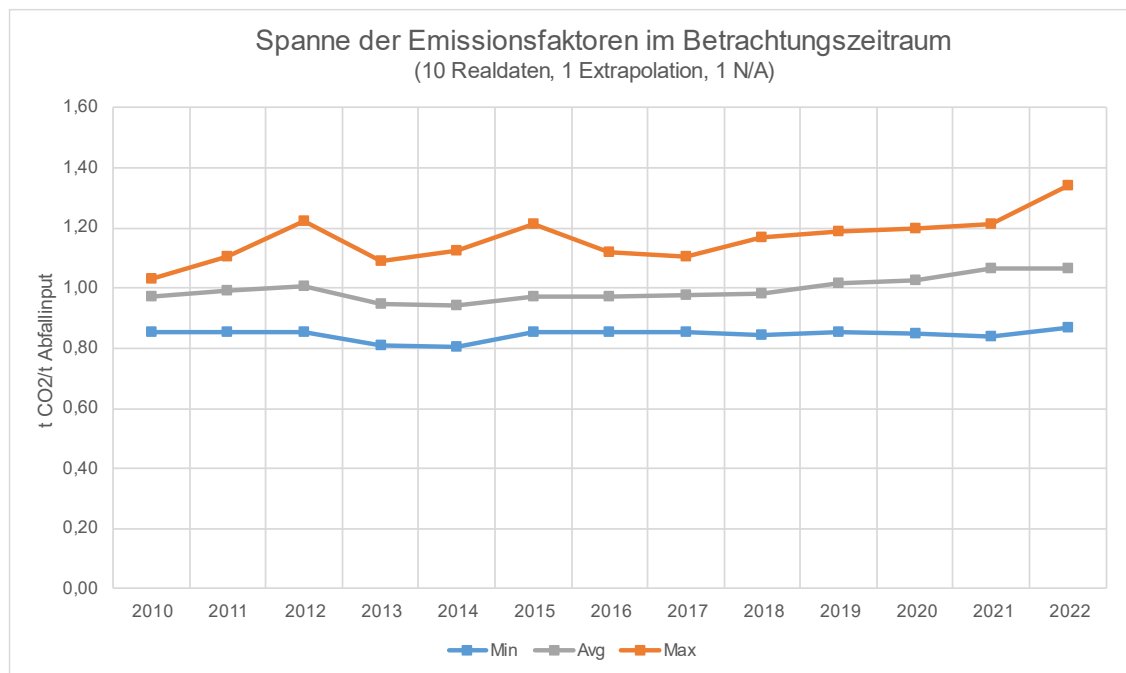


Abbildung 4-7: Spanne der Emissionsfaktoren (2010-2022)

Aus den Realdaten von 10 Anlagen sowie der Extrapolation für eine weitere Anlage ergeben sich die in Abbildung 4-7 dargestellten Entwicklungen von Durchschnitts-, Minimal- und Maximalwerten der Emissionsfaktoren. Die berücksichtigten Anlagen stellen 95,4% der gesamten MVA-Kapazitäten (RJ = 2022) in Österreich dar. Der jährliche Durchschnitt der Emissionsfaktoren liegt zwischen 0,94 und 1,05 t CO₂ / t Abfall, mit einem Median bei 0,98.

Auf Anlagenebene liegen die Emissionsfaktoren zwischen 0,79 und 1,34 t CO₂ / t Abfallinput bei einem Durchschnitt von 0,99 und einem Median von ebenfalls 0,98 t CO₂ / t Abfall.

Tabelle 6: Spanne der CO₂-Emissionsfaktoren im Zeitraum 2010-2022, inkl. extrapolierter Werte

	min	max	Ø
2010	0,844	1,033	0,943
2011	0,787	1,104	0,969
2012	0,852	1,222	1,003
2013	0,852	1,089	0,952
2014	0,815	1,124	0,954
2015	0,790	1,213	0,967
2016	0,841	1,120	0,968
2017	0,852	1,107	0,982
2018	0,852	1,168	0,989
2019	0,852	1,190	1,017
2020	0,851	1,198	1,030
2021	0,841	1,214	1,053
2022	0,871	1,342	1,049
GESAMT	0,787	1,342	Median(Ø) = 0,982
	Ø (alle Einzelanlagendaten) = 0,993 Median (alle Einzelanlagendaten) = 0,983		

Werden nur die Realdaten (ohne Extrapolation für 2 Anlagen) berücksichtigt, sind 76,7% der Verbrennungskapazität des Referenzjahres 2022 abgedeckt. Die Spanne der Jahresmittelwerte ist in diesem Fall unverändert, der entsprechende Medianwert ist mit 0,976 minimalst verringert. Mittelwert und Median aller Einzelanlagendaten sind mit 0,989 und 0,975 t CO₂ / t Abfall ebenso geringfügig niedriger.

Allgemeine Angaben zu den gesamten CO₂-Emissionen aus Siedlungsabfallverbrennungsanlagen sind in der Literatur spärlich zu finden. Johnke (2002) gibt einen Bereich von 0,7-1,2 t CO₂/t Abfall als Richtwerte an. Die berechneten jährlichen Durchschnittswerte für die österreichischen Anlagen liegen innerhalb dieser Spanne, bei einzelnen Anlagen wird der Richtwert in gewissen Jahren geringfügig überschritten.

5 Regulatorische Rahmenbedingungen

Das Wissen zum Thema CCUS bei Siedlungsabfallverbrennungsanlagen ist derzeit noch weitgehend rudimentär und mit vielen Fragezeichen behaftet. Auch die rechtlichen Rahmenbedingungen dazu unterliegen aktuell einer fortschreitenden Entwicklung und viele Aspekte sind noch nicht eindeutig definiert. Im Folgenden wird mit **Stand Ende April 2025** ein Überblick zu den rechtlichen Rahmenbedingungen in der EU sowie in Österreich gegeben.

Die Informationen basieren auf einer internationalen Literatur- und Rechtsakten-Recherche im Zeitraum Oktober 2024 bis März 2025, vorwiegend wurden die Webseiten der EU-Kommission bzw. des EU-Parlaments, EUR-lex sowie in Österreich jene der relevanten Ministerien (v.a. vormals BMK sowie BMF) sowie das Rechtsinformationssystem des Bundes (RIS) gescannt. Zudem wurden das Wissen und die Informationen aus den beiden Stakeholder-Workshops, welche im Rahmen des Projektes abgehalten wurden (November 2024 und März 2025), in die Darstellung und Diskussion der aktuellen rechtlichen Situation aufgenommen, sowie die Information aus persönlichen Gesprächen und Austausch mit unterschiedlichen Expert*innen in dem Fachbereich.

5.1 Rahmenbedingungen EU

Die rechtlichen Vorgaben für thermische Siedlungsabfallbehandlungsanlagen in Bezug auf Carbon Capture, Utilization and Storage (CCUS) in der Europäischen Union sind sehr verflochten, umfassen mehrere Richtlinien und Verordnungen und befinden sich – wie schon erwähnt – z.T. erst in Entwicklung. Als besonders relevant gelten folgende Instrumente und Rechtsakte:

- **EU-Emissionshandelssystem (EU EHS):**

Das EU-Emissionshandelssystem ist ein zentrales Lenkungs-Instrument der EU-Klimapolitik zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen, das im Jahr 2005 eingeführt wurde. THG-mindernde Effekte sollten zunächst in den Sektoren der Energiewirtschaft und der energieintensiven Industrie angestoßen werden. Die zugrundeliegende Rechtsmaterie stellt die *“DIRECTIVE 2003/87/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL”* dar.

Darin ist derzeit festgehalten, dass die Kommission dem Europäischen Parlament und dem Rat bis zum 31. Juli 2026 einen Bericht vorzulegen hat, in dem die Durchführbarkeit einer Aufnahme von Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in das EU-EHS ab 2028 bewertet wird. Zudem soll geprüft werden, ob es den Mitgliedsstaaten zustehen soll, bis zum 31. Dezember 2030 aus dem System auszusteigen, v.a. unter der

Berücksichtigung potenzieller Ausweichbewegungen auf die Entsorgung von Abfällen in Deponien in der Union bzw. auf Abfallexporte in Drittländer. Auch Auswirkungen auf den Binnenmarkt und Wettbewerbsverzerrungen sollen in die Überlegungen miteinbezogen werden. Zudem prüft die Kommission, ob weitere Abfallbewirtschaftungsverfahren in das EU-EHS aufzunehmen sind, insbesondere Deponien (aufgrund relevanter Methan- und Stickstoffoxidemissionen in der Union).

Derzeit unterliegen Anlagen zur Verbrennung von gefährlichen Abfällen und Siedlungsabfällen noch nicht verpflichtend dem EU-EHS. Sehr wohl

müssen aber ab 1. Jänner 2024 Anlagen für die Verbrennung von Siedlungsabfällen mit einer Gesamtfeuerungswärmeleistung von mehr als 20 MW die entsprechenden **Überwachungs- und Berichtspflichten für Treibhausgase** wahrnehmen, und sollten getrennt die biogenen und fossilen CO₂-Flüsse bilanzieren und melden.

Der Abfallwirtschaftssektor ist auch explizit in der „Verordnung (EU) 2018/842 zur Festlegung verbindlicher nationaler Jahresziele für die Reduzierung der Treibhausgasemissionen im Zeitraum 2021 bis 2030 als Beitrag zu Klimaschutzmaßnahmen zwecks Erfüllung der Verpflichtungen aus dem Übereinkommen von Paris sowie zur Änderung der Verordnung“ genannt und daher auch vom Durchführungsbeschluss (EU) 2020/2126 der Kommission zur „Festlegung der jährlichen Emissionszuweisungen an die Mitgliedstaaten für den Zeitraum 2021 bis 2030“ betroffen und daher generell zur Reduktion von Treibhausgasen verpflichtet (Carbon Gap, 2023).

Exkurs Beispiel Deutschland (basierend auf der Auskunft eines Abfallexperten der DGAW, März 2025): In Deutschland wurde auf nationaler Ebene die europäische EHS-Richtlinie durch das Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG) umgesetzt. 2019 folgte in Deutschland das Brennstoffemissionshandelsgesetz (BEHG) welches auch – erstmalig im Jahr 2024 – vollumfänglich in Abfallanlagen (Müllverbrennungsanlagen, Altholzwerk) zur Anwendung kommt. Nachdem die deutsche Bundesregierung ursprünglich im Rahmen einer Novellierung des TEHG im Kontext einer Opt-in-Regelung auch Abfallverbrennungsanlagen in das EU-EHS überführen wollte, ist diese Regelung nun nicht mehr Bestandteil der im Jänner 2025 vom Bundestag beschlossenen Novelle des TEHG. Abfallverbrennungsanlagen sollen damit (zunächst) auch ab dem Jahr 2027 weiterhin der CO₂-Bepreisung nach dem BEHG unterliegen.

Exkurs „Ausweichoption Deponie“: Sehr oft wurde im Zuge der Stakeholder-Workshops im Rahmen des gegenständlichen Projektes sowie in der Diskussion

mit Branchenvertreter*innen, die nicht in den Workshops involviert waren, die Befürchtung geäußert, dass eine verpflichtende Eingliederung der Siedlungsabfallverbrennungsanlagen ins EU-EHS zu einer kompletten Verzerrung der Abfallbehandlungspreise und damit zukünftig zu einem verstärkten (illegalen) Ausweichen von Siedlungsabfallströmen auf Deponien führen könnte. In Österreich ist (ähnlich wie in Deutschland und anderen EU-Staaten) die Ablagerung von unvorbehandelten Siedlungsabfällen durch die Deponieverordnung (DVO, 2008) seit Jänner 2005 (bzw. in einigen Bundesländern seit 2009) verboten bzw. durch konkrete Annahmekriterien („Qualitätskriterien“) auf österreichischen Deponietypen klar geregelt, und somit eine legale Ausweichbewegung innerhalb des Landes nicht möglich. Auch EU-weit bestehen durch entsprechende zeitgestaffelte Vorgaben zur Kreislaufwirtschaft sowie der EU-Deponie-Richtlinie (1999/31/EG) prinzipiell entsprechende Vorgaben und (künftige) Restriktionen. Dies sind z.B. die Mengenbeschränkung der Ablagerung von biologisch abbaubaren Siedlungsabfällen (Umsetzungszeitraum bis 2020 bzw. 2024 für bestimmte Mitgliedsstaaten), Mengenbeschränkung der auf Deponien abgelagerten Siedlungsabfälle auf höchstens 10 Gewichts-% des gesamten Siedlungsabfallaufkommen ab dem Jahr 2035 (plus max. 5 Jahre Verlängerung unter bestimmten Rahmenbedingungen), Ablagerungsverbot für Abfälle die zur Vorbereitung zur Wiederverwendung oder das Recycling getrennt gesammelt wurden, sowie das Annahmeverbot auf Deponien für recycling-fähige Abfälle, insbesondere Siedlungsabfälle, ab 2030. Diese Vorgaben werden derzeit aber in den Mitgliedstaaten sehr uneinheitlich umgesetzt bzw. lassen sich bereits jetzt schon zukünftige Defizite wie längere zeitliche Umsetzungshorizonte erkennen (siehe Abbildung 5-1). Von Branchenvertretungen wird daher zunehmend eingefordert, dass auch Deponien dem EU-EHS verpflichtend eingegliedert werden müssen, um die Entwicklung in Europa hin zur zwingenden Vorbehandlung von Siedlungsabfällen zugunsten von Klimaschutz und gleichen Markt-/ Wettbewerbsbedingungen in der Abfallbehandlung und Kreislaufwirtschaft stärker voranzutreiben (BDE, 2024).

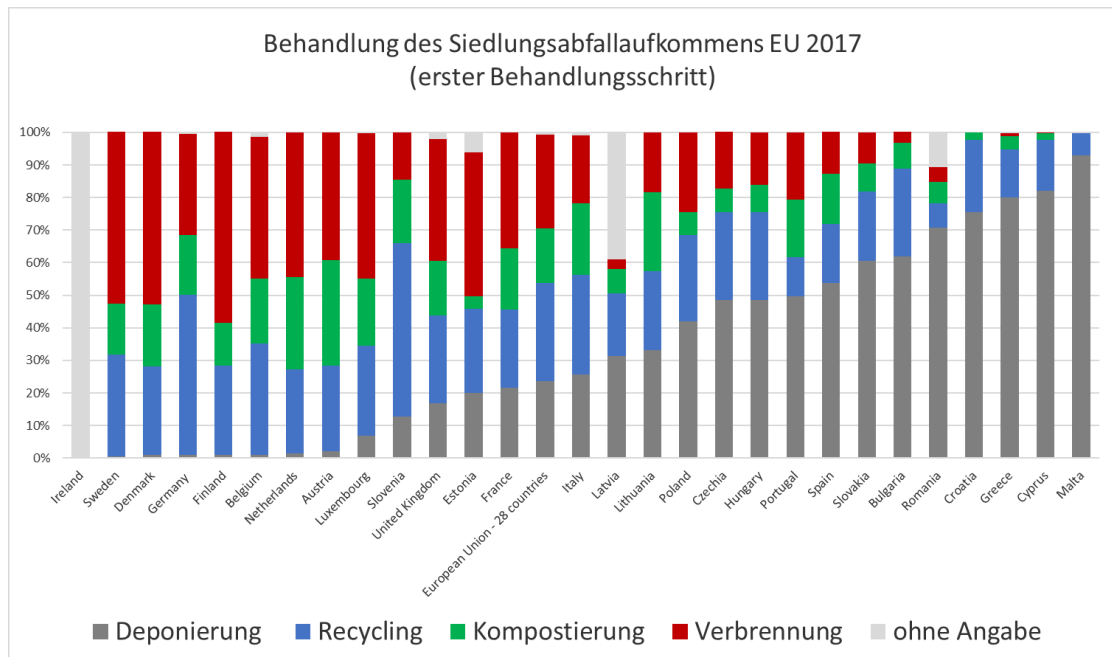


Abbildung 5-1: Aufteilung des ersten Behandlungsschrittes für Siedlungsabfälle in der EU mit Basisjahr 2017
(Datenquelle: Eurostat 2020)

- **Durchführungs-Verordnung über die Überwachung von und die Berichterstattung über Treibhausgasemissionen (2018/2066 gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Änderung der Verordnung Nr. 601/2012 der Kommission):** die Verordnung legt Anforderungen für die Überwachung und Berichterstattung von Treibhausgasemissionen aus Anlagen und Luftfahrzeugen, die am EU-EHS teilnehmen, fest.

Auch thermische Abfallbehandlungsanlagen in den EU-Mitgliedstaaten müssen seit 2024 jährlich ihre THG-Emissionen genau überwachen und berichten, was in weiterer Folge für die Implementierung von CCUS-Technologien relevant ist. Dabei können Abfallverbrennungsanlagen entweder auf Berechnungsmethoden (Standardmethode mit Berechnungsfaktoren, Massenbilanzmethode (basierend auf Abfallmenge und Kohlenstoffgehalt)) oder Messmethoden (direkt oder indirekt) zurückgreifen. Emissionen aus der Verbrennung von Biomasse im Abfall werden als null angesehen. Gegebenenfalls bestimmt der Anlagenbetreiber die aus Biomasse stammende CO₂-Menge separat und zieht diese Menge von den insgesamt gemessenen CO₂-Emissionen ab. Zu diesem Zweck kann der Anlagenbetreiber einen Berechnungsansatz beruhend auf Isotopenanalysen oder aufgrund der Bilanzmethode wählen bzw. eine von der Kommission veröffentlichte Schätzmethode anwenden.

Einem verlässlichen Monitoring und der darauf basierenden Differenzierung zwischen biogenem und fossilem CO₂ wird in Zukunft vor allem aus finanzieller Sicht eine große Bedeutung zukommen.

Als grundsätzlich relevant für Abfallverbrennungsanlagen, aber nicht mit besonderem Fokus auf CCUS oder CO₂-Management:

- **Richtlinie über Industrieemissionen** (IED; Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen): Diese legt die Anforderungen für die Genehmigung und den Betrieb von Industrieanlagen fest, einschließlich thermischer Abfallbehandlungsanlagen (diese Richtlinie ersetzt die EU-Richtlinie 2000/76/EG über die Verbrennung von Abfällen, welche seit 2014 nicht mehr in Kraft ist). Sie zielt darauf ab, die Umweltverschmutzung durch industrielle Aktivitäten zu minimieren und umfasst Bestimmungen zur Emissionsüberwachung und -kontrolle. Grundlegende Betriebs-Rahmenbedingungen und Emissionsgrenzwerte werden beschrieben, allerdings **keine spezifische Berücksichtigung bzw. Vorgaben betreff Kohlendioxids**.
- In Artikel 36 wird aber generell auf die geologische Speicherung von Kohlenstoffdioxid eingegangen, nämlich dass für Feuerungsanlagen mit einer Nennleistung von 300 MW oder mehr und einer ursprünglichen Bau- bzw. Betriebsgenehmigung nach Inkrafttreten der Richtlinie über die geologische Speicherung von CO₂ (2009/31/EG) zu prüfen ist, ob die technische und wirtschaftliche Machbarkeit der Nachrüstung für die Kohlendioxidabscheidung sowie Speicher- und Transportmöglichkeiten für CO₂ gegeben sind.
- **Abfallrahmenrichtlinie** (Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle): Diese legt allgemeine Anforderungen für die Abfallbewirtschaftung fest, einschließlich der Behandlung von Abfällen in thermischen Anlagen. Sie gibt eine Abfallmaßnahmenhierarchie vor, welche in absteigender Priorität die Abfallvermeidung, Vorbereitung zur Wiederverwendung, das Material-Recycling und andere Formen der Verwertung, einschließlich der energetischen Verwertung, sowie die kontrollierte Entsorgung beschreibt. CCUS wird in dieser Rahmenrichtlinie nicht explizit erwähnt. Die Vorgaben zur Abfallhierarchie können aber in Zukunft eine wesentliche Rolle bei der Bewertung der Nachhaltigkeit von Maßnahmen in der Abfallwirtschaft spielen, um z.B. die Nachhaltigkeit von Abfallströmen als Inputmaterialien in die thermische Abfallbehandlung beurteilen zu können. Zudem legt die Abfallrahmenrichtlinie die grundlegenden Rahmenbedingungen für den Einsatz des Instrumentes der „Erweiterten Produzentenverantwortung“ fest, welches

auch für Finanzierungsszenarien von CDR-Maßnahmen bei Siedlungsabfallverbrennungsanlagen angedacht wird (siehe Kapitel 7).

- Die Bewertung des Abfallhierarchie-konformen Umgangs mit Inputmaterialien/Abfällen ist auch in der **EU-Erneuerbaren-Energie-Richtlinie („RED III“, Richtlinie (EU) 2023/2413)** verankert. Emissionshandelspflichtige Anlagen müssen die Nachhaltigkeit der energetisch eingesetzten Biomasse nachweisen (mittels eines auf EU-Ebene anerkannten Zertifizierungssystems). Nur dann können abzugsfähige biogene CO₂-Emissionen anerkannt werden bzw. in weiterer Folge als „Negativ-Emissionen“ angerechnet und als Zertifikate verkauft werden. Ob die verpflichtete Anlage selbst eine Zertifizierung nachweisen muss, hängt davon ab, wo und durch wen die Biomasse erzeugt bzw. bereitgestellt wird. Diese Vorgaben werden im Hinblick auf Abfallverbrennung als notwendig und zielführend erachtet, um dem möglichen Vorgehen Einhalt zu gebieten, dass z.B. recycling- oder kompostierfähige biogene Abfälle verstärkt der thermischen Behandlung zugeführt werden.

Exkurs Beispiel Deutschland (Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt), 2025):

Anlagenbetreiber von Abfallverbrennungsanlagen müssen für Abfallbrennstoffe mit Biomasseanteil, einen entsprechenden Nachweis einreichen, um für den Biomasseanteil der eingesetzten Abfallbrennstoffe den Emissionsfaktor von Null ansetzen zu dürfen. Für den Einsatz von Siedlungsabfällen genügt hierbei die Führung eines Betriebs-/Einsatztagebuch über die in der Abfallverbrennungsanlage eingesetzten Abfallbrennstoffe (aufgeschlüsselt nach Schlüsselnummer und Mengen) und gegebenenfalls sonstige Einsatzstoffe mit Biomasseanteil ohne Abfallschlüsselnummer sowie die Berechnung der Treibhausgasminderung für den jeweiligen Abfallbrennstoff und gegebenenfalls Einsatzstoff mit Biomasseanteil ohne Abfallschlüsselnummer. Detaillierte Informationen finden sich im DEHSt-Leitfaden zum nationalen Emissionshandelssystem in Deutschland.

In der Zementindustrie, die vor allem in Österreich in den letzten Jahren schon einen großen Anteil von ca. 80% ihrer fossilen Primärenergieträger durch Abfälle/Ersatzbrennstoffe, z.T. auch biogenen Ursprungs, substituiert (VÖZ, 2023) und die von Beginn an im EU-EHS inkludiert ist, wurden in den letzten Jahren auch schon entsprechende Überlegungen angestellt, um in Zukunft bei Anwendung von CCUS-Technologien das gefasste biogene CO₂ als mögliche Negativ-Emissionen anrechnen lassen zu können. Die Branchenvertreter*innen der Siedlungsabfallverbrennungsanlagen könnten ggf. in Anlehnung daran mögliche Überlegungsansätze und Strategien übernehmen und adaptieren. Letztlich sind auch als weitere Rahmenbedingung die generellen Strategien und Vorgaben betreff CO₂-Managements, Speicherung und Transports interessant:

- Das **industrielle CO₂-Management (ICM) in der EU** wird eine wichtige Rolle bei der Verwirklichung der langfristigen Strategie der Kommission für Klimaneutralität spielen, die durch das Europäische Klimagesetz rechtsverbindlich gemacht wurde. Demzufolge muss die EU bis 2050 Netto-Null-Treibhausgasemissionen erreichen. Das bedeutet, dass die Emissionen Europas bis Mitte des Jahrhunderts drastisch reduziert werden müssen und das verbleibende CO₂ aus der Atmosphäre entfernt werden muss. Die Kommission teilt diesbezüglich mit, dass bis 2050 450 Mio. Tonnen CO₂ pro Jahr abgeschieden und entweder gespeichert oder genutzt werden müssen.
- Die ICM-Strategie, die am 6. Februar 2024 veröffentlicht wurde, ist ein wichtiger Schritt auf dem Weg zu einer harmonisierten Einführung der CO₂-Abscheidung und -Speicherung (CCS), der CO₂-Abscheidung und -Nutzung (CCU) und des CO₂-Abbaus in Europa. Das Hauptziel der ICM-Strategie besteht darin, bis 2030 einen Binnenmarkt für CO₂-Transport- und -Speicherdienste in ganz Europa zu schaffen. CCS ist eine der Säulen der ICM-Strategie der EU.
- **Verordnung über das Netto-Null-Industrie-Gesetz (COM/2023/161 final; Net-Zero Industry Act, NZIA)**: Diese VO trat am 29. Juni 2024 in Kraft, um einen Unionsmarkt für CO₂-Speicherdienste zu schaffen, die Verfügbarkeit von CO₂-Speicherstätten zu erhöhen und ICM-Technologieprojekte in ganz Europa zu unterstützen. Die NZIA legt ein EU-weites Ziel für die CO₂-Speicherung fest, wonach bis 2030 jährlich 50 Mio. Tonnen CO₂-Einspeisungskapazität zur Verfügung stehen sollen. Unternehmen, die über eine Genehmigung zur Förderung von Erdöl und Erdgas gemäß der Kohlenwasserstoffrichtlinie verfügen, müssen zu diesem Speicherziel beitragen. Der Beitrag von Öl- und Gasunternehmen kann durch die Entwicklung von CO₂-Speicherstätten sowie durch Vereinbarungen mit anderen Speicherentwicklern erreicht werden. Zudem besteht die Möglichkeit finanziell oder auf andere Weise einen Beitrag zu leisten. Gleichzeitig wird die NZIA die Genehmigungsverfahren für Netto-Null-Projekte mit strengen Fristen und einer einzigen Kontaktstelle auf nationaler Ebene (sogenannte zentrale Anlaufstelle) vereinfachen und straffen. Die Mitgliedstaaten müssen den Wert strategischer Netto-Null-Projekte für die CO₂-Speicherung anerkennen und sie unterstützen, indem sie ihre Genehmigungsverfahren beschleunigen. Mit dem Gesetz werden daher Technologien gefördert (u.a. auch CCUS-Technologien), die wesentlich zum CO₂-Abbau beitragen können, insbesondere

strategische Cleantech-Technologien, die bereits marktreif sind und sich rasch umsetzen lassen.

- **Richtlinie über die geologische Speicherung von Kohlendioxid (Richtlinie 2009/31/EG):** Diese regelt die geologische Speicherung von Kohlendioxid und legt Anforderungen für die Genehmigung, Überwachung und Kontrolle von CO₂-Speicherstätten fest und beachtet somit, dass die Speicherung von CO₂ sicher und umweltverträglich erfolgt. Die CCS-RL enthält allerdings kaum Vorgaben zur Regulierung: Art. 21 CCS-RL überlässt es weitestgehend den Mitgliedstaaten, wie der Zugang zu Netz- und Speicherstätten ausgestaltet ist. In Artikel 27 wird vorgegeben, dass die Mitgliedstaaten alle vier Jahre einen Bericht über die Umsetzung der CCS-Richtlinie vorlegen, beginnend im Jahr 2011. Im ersten (2014), zweiten (2017) und dritten (2019) Bericht über die Umsetzung der CSS-Richtlinie haben die Mitgliedstaaten, die Bewertungen der Anlagen durchgeführt haben, erklärt, dass die Umsetzung von CCUS-Technologien derzeit wirtschaftlich nicht machbar ist; die Betreiber lassen jedoch trotzdem Platz für Anlagen, falls sich die Bedingungen ändern (Europäische Kommission, 2024).

Zudem wurden 2011 vier Leitlinien veröffentlicht und im Juli 2024 aktualisiert (Rahmenwerk für den Lebenszyklus und das Risikomanagement der CO₂-Speicherung; Charakterisierung des Speicherkomplexes, Zusammensetzung des CO₂-Stroms, Überwachung und Korrekturmaßnahmen; Kriterien für die Übertragung der Verantwortung auf die zuständige Behörde; Finanzielle Sicherheit und finanzieller Beitrag). Diese bieten einen umfassenden methodischen Ansatz für die Umsetzung der wichtigsten Bestimmungen der CCS-Richtlinie. Die Dokumente richten sich hauptsächlich an die zuständigen Behörden und die einschlägigen Interessensträger.

Am Rande sind auch die Adaptierungen der rechtlichen Rahmenbedingungen für transeuropäische Netze (TEN) in den Bereichen Verkehr, Energie und Telekommunikation von genereller Relevanz. Die Leitlinien zur Energieinfrastruktur (transeuropäisches Energienetz oder TEN-E) wurden 2022 an den europäischen Grünen Deal angepasst und ein Schwerpunkt der Themenbereiche liegt auch auf dem Ausbau eines grenzüberschreitenden Netzes für (abgeschiedenes) Kohlendioxid. Im November 2023 machte die Kommission einen Vorschlag für eine erste Liste von nach den neuen Vorschriften geförderten Projekten, darunter auch Projekte für CO₂-Netze, mit denen die Schaffung eines Marktes für CO₂-Abscheidung und -Speicherung gefördert wird.

Zudem sind finanzielle Unterstützungen und Förderungen von Bedeutung. Der EU-Innovationsfonds unterstützt z.B. CCUS-Projekte (im Zeitraum 2020 - 2030) mit rund

1,5 Mrd. USD, während das Finanzierungsinstrument „Connecting Europe Facility“ über 500 Mio. USD für CO₂-Transport- und -Speicherprojekte bereitstellt. Der Innovationsfonds wird hauptsächlich durch Reinvestitionen aus dem Emissionshandelssystem gespeist und ist eines der weltweit größten Förderprogramme für innovative CO₂-arme Technologien, so auch für Innovation und Infrastrukturentwicklung bei CCUS.

5.2 Aktuelle Rahmenbedingungen Österreich

Auch auf nationaler Ebene sind derzeit die rechtlichen Rahmenbedingungen im Zusammenhang mit CDR/CCUS, v.a. im Kontext mit der Verbrennung von Siedlungsabfällen, noch unklar und unsicher. Carbon Management ist als Querschnittsmaterie zu betrachten und betrifft diverse Sachverhalte und Rechtsbereiche.

Die **spezifischen Abfall-relevanten bzw. die für die thermische Behandlung von Siedlungsabfällen relevanten rechtlichen Rahmenbedingungen** in Österreich adressieren CDR/CCUS Maßnahmen **derzeit nicht konkret** (u.a. Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017 und 2023, Abfallverbrennungsverordnung 2024). Im AWG 2002 wird im §3, Artikel 2a nur klagestellt, dass Kohlendioxid, das für die Zwecke der geologischen Speicherung abgeschieden und transportiert sowie gemäß der Richtlinie 2009/31/EG geologisch gespeichert wird oder mit weniger als 100 Kilotonnen zu Forschungszwecken geologisch gespeichert wird, nicht als Abfall im Sinne des AWG gilt.

Auch das im Jahr 2011 beschlossene und zuletzt 2017 geänderte **Klimaschutzgesetz** (KSG), welches aktuell keine Sektorziele für die Zeit nach 2020 enthält, aber formal gesehen nicht "außer Kraft gesetzt" ist (vor allem Koordinations- und Berichtspflichten gelten weiterhin) (BMIMI, 2025), enthält **keine Vorgaben betreff CCUS**. Dieses legt prinzipiell für die Sektoren Energie und Industrie (außerhalb des EU-Emissionshandels), Verkehr, Gebäude, Landwirtschaft, Abfallwirtschaft und Fluorierte Gase Emissionshöchstmenge (derzeit bis zum Jahr 2020) fest und regelt die Erarbeitung und Umsetzung wirksamer Klimaschutzmaßnahmen.

Um diesbezüglich einen möglichst konsolidierten Start zu ermöglichen, wurde im Juli 2024 die **österreichische Carbon Management Strategie** (CMS) veröffentlicht. Die CMS betrachtet gesamthaft einerseits die CO₂-Abscheidung bzw. die CO₂-Entnahme aus der Atmosphäre, den CO₂-Transport und die anschließende permanente geologische Speicherung oder Bindung von CO₂ und andererseits natürliche CO₂-Senken (CMS, 2024). CCS/U/CDR Strategien sollten aber nicht eingesetzt werden, wenn es Alternativen zur Emissionsreduktion, Energieeffizienzsteigerung, etc. gibt.

Das BMK (2024c) gibt selbst an, dass rechtliche Rahmenbedingungen für die Umsetzung von Mindestzielen für die Abscheidung, den Transport, die Speicherung und den Abtransport von CO₂ erst geschaffen sowie Speicherkapazitäten in anderen Ländern gesichert werden müssen. Die Speicherung in Ländern außerhalb Österreichs würde eine internationale Zusammenarbeit erfordern und wäre wahrscheinlich erst in den Jahren 2040-2050 möglich (BMK und BMF, 2024).

Die **geologische Speicherung von CO₂ in Österreich selbst ist** – mit einer Ausnahme für Forschungszwecke mit einem geplanten Gesamtspeichervolumen von weniger als 100.000 Tonnen – **derzeit noch verboten** (BGBl. I Nr. 144/2011). Nach Art. 4 Abs. 1 der Richtlinie 2009/31/EG haben die Mitgliedstaaten das Recht, keinerlei Speicherung auf Teilen oder auf der Gesamtheit ihres Hoheitsgebietes zuzulassen. Österreich hat davon Gebrauch gemacht und konsequenterweise wurde das Bundesgesetz über das Verbot der geologischen Speicherung von Kohlenstoffdioxid, BGBl. I Nr. 144/2011, erlassen (BMK und BMF, 2022; CMS, 2024). CO₂, das zum Zwecke der geologischen Speicherung aus Industrie- oder Energieanlagen abgeschieden wird, müsste daher nach jetziger Rechtslage grenzüberschreitend in andere Vertragsstaaten verbracht werden, die über geologische CO₂-Speicherfelder verfügen. Dieses Verbot in Österreich muss alle 5 Jahre evaluiert werden (Parlament Österreich, 2011).

Emissionen aus Siedlungsabfallverbrennungsanlagen gelten gemäß CMS als „hard to abate“ Emissionen, und CCUS-Technologien werden daher jedenfalls als zielführend eingestuft. Der wissenschaftliche Ausschuss hat eine Definition für „Hard-to-Abate“-Technologien erarbeitet. Diese Definition ist jedoch zeitabhängig und kann sich in Zukunft je nach den Umständen ändern (CMS, 2024).

Um die Speicherung von CO₂ in Österreich zu ermöglichen, muss das derzeitige Verbot aufgehoben und die CCUS-Richtlinie vollständig in nationales Recht umgesetzt werden (BMF, 2024). Im Jahr 2024 hat die Bundesregierung empfohlen, das Speicherverbot für schwer abbaubare (hard to abate) Emissionen aufzuheben (BMK, 2024b; CMS, 2024). Dies ist nun auch im neuen, **aktuellen**

Regierungsprogramm (Jetzt das Richtige tun. Für Österreich, 2025) für die Dauer der XXVIII. Gesetzgebungsperiode in Österreich verankert. Eine erste Gesetzesvorlage könnte bereits Mitte 2025 fertig sein. Der entsprechende Auszug aus dem Regierungsprogramm (Jetzt das Richtige tun. Für Österreich, 2025) zu dieser Thematik bzw. zum Kohlenstoff-Management generell enthält folgende Punkte:

- Umsetzung der nationalen Carbon-Management-Strategie zur Dekarbonisierung von „Hard-to-abate“-Industriezweigen und Forcieren des Hochlaufs einer Kohlenstoffwirtschaft
- Aufhebung des Verbots der CO₂-Speicherung in Österreich, um eine Alternative zur Offshore Speicherung zu schaffen

- Die Weiterentwicklung effektiver CO₂-Speichertechnologien, die unter Einhaltung hoher Sicherheits- und Umweltstandards einen positiven Beitrag zum Klimaschutz leisten, wird ermöglicht.
- Bioenergy Carbon Capture and Storage (BECCS) kann durch Negativ-Emissionen einen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Die Rahmenbedingungen werden so gestaltet, dass Österreich in diesem Bereich eine Vorreiterrolle einnimmt.
- Der Bund schafft, aufbauend auf der Carbon-Management-Strategie, die grundlegenden Rahmenbedingungen für den Aufbau eines rohrleitungsgebundenen CO₂-Transports. Die Zusammenarbeit mit unseren Nachbarstaaten wie Deutschland oder Italien sowie die strategische Kooperation mit den Anrainerstaaten der Nordsee wird als essenziell erachtet.
- Prüfung der Ratifizierung des London Protocol (Anm.: Das Londoner Protokoll wurde 2009 von den Vertragsparteien geändert, um den grenzüberschreitenden Transport von CO₂ für die Speicherung unter dem Meeresboden zu ermöglichen, aber die Änderung muss von zwei Dritteln der Vertragsparteien ratifiziert werden, um in Kraft zu treten.)
- Carbon Capture Storage (CCS) und Carbon Capture and Utilization (CCU) sollen für die „Hard-to-abate“-Sektoren verstärkt in gesamtstaatlichen Planungen mitberücksichtigt werden. CCS wird in Österreich für die europäische Entwicklung kompatibel gemacht.
- Die Bundesregierung setzt sich auf europäischer Ebene für die Ausarbeitung zur Integration der abgeschiedenen Emissionen in die CO₂-Bepreisung und Anrechnung von durch CCU-abgeschiedenem CO₂ im Emissionshandel ein.

Derzeit wird nach Auskunft einiger Stakeholder auch daran gearbeitet, österreichische Zertifizierungssysteme (z.B. Sustainable Resources Verification Scheme (SURE) **gemäß RED III** auch für die thermische Verwertung von Siedlungsabfällen (bzw. dem biogenen Anteil davon) zu adaptieren, um die daraus resultierenden biogenen CO₂-Emissionen als „Negativ-Emissionen“ angerechnet zu bekommen bzw. als Zertifikate verkaufen zu können (siehe dazu auch Informationen auf EU-Ebene vorne).

Neben der Klärung und der Festlegung des rechtlichen Rahmens bedarf es auch **substanzieller finanzieller Mittel** für die Umsetzung, gemäß NEKP 2024 können diese u.a. im Rahmen der folgenden Förderungen bereitgestellt werden:

- **Umweltförderung im Inland** als eines der zentralen Förderinstrumente Österreichs für Investitionen im Klima- und Umweltbereich. Bis 2026 stehen 620,5 Mio. Euro für dieses Förderinstrument zur Verfügung. Sie bietet über ihre Förderrichtlinie auch für Pilot- und Demonstrationsanlagen Investitionszuschüsse für die Realisierung von Anlagen.

- **„FTI-Initiative Transformation der Industrie“** des Klima- und Energiefonds: Mit dieser FTI-Initiative für die Transformation der Industrie sollen technologische Lösungen für die produzierende Industrie entwickelt werden, welche treibhausgasemittierende Technologien und Anlagen ersetzen. Diese FTI-Initiative ist Teil der umfassenden Klima- und Transformationsoffensive – Transformation der Industrie des Bundesministeriums für Innovation, Mobilität und Infrastruktur (BMIMI). Das Budget für diese FTI-Initiative, dotiert aus Mitteln des BMIMI, beträgt 320 Mio. Euro bis 2027.
- **Nationales Förderinstrument zur Transformation der Industrie:** Bis 2030 stehen im Rahmen des Umweltförderungsgesetz (UFG) insgesamt 2,975 Milliarden Euro zur Transformation der Industrie zur Verfügung (für Unternehmen die nachhaltig Treibhausgasemissionen v.a. aus der direkten Verbrennung von fossilen Energieträgern vermeiden). Dieses Instrument soll, unter Ausschluss einer Doppelfinanzierung, die Kofinanzierung im Rahmen europäischer Förderprogramme (z.B. EU-Innovationsfonds, LIFE) ermöglichen.
- **Just Transition Plan:** dieser bildet die erste von drei Säulen des Just Transition Mechanism im Rahmen des europäischen Grünen Deals. Von 2021 bis 2027 sollen in Österreich rund 135 Mio. Euro JTF-Mittel eingesetzt werden, um in den Regionen, die am stärksten vom Übergang in eine klimaneutrale Wirtschaft betroffen sind, einen nachhaltigen Strukturwandel in Richtung Klimaneutralität zu unterstützen.

Abbildung 5-2 gibt in einer „time-line“ einen zusammenfassenden Überblick über die wichtigsten „Milestones“ der Vergangenheit sowie Ausblick auf die Entwicklung der CCUS Thematik auf EU-Ebene und Österreich.

Energieforschungsprogramm – Ausschreibung 2023

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FFG

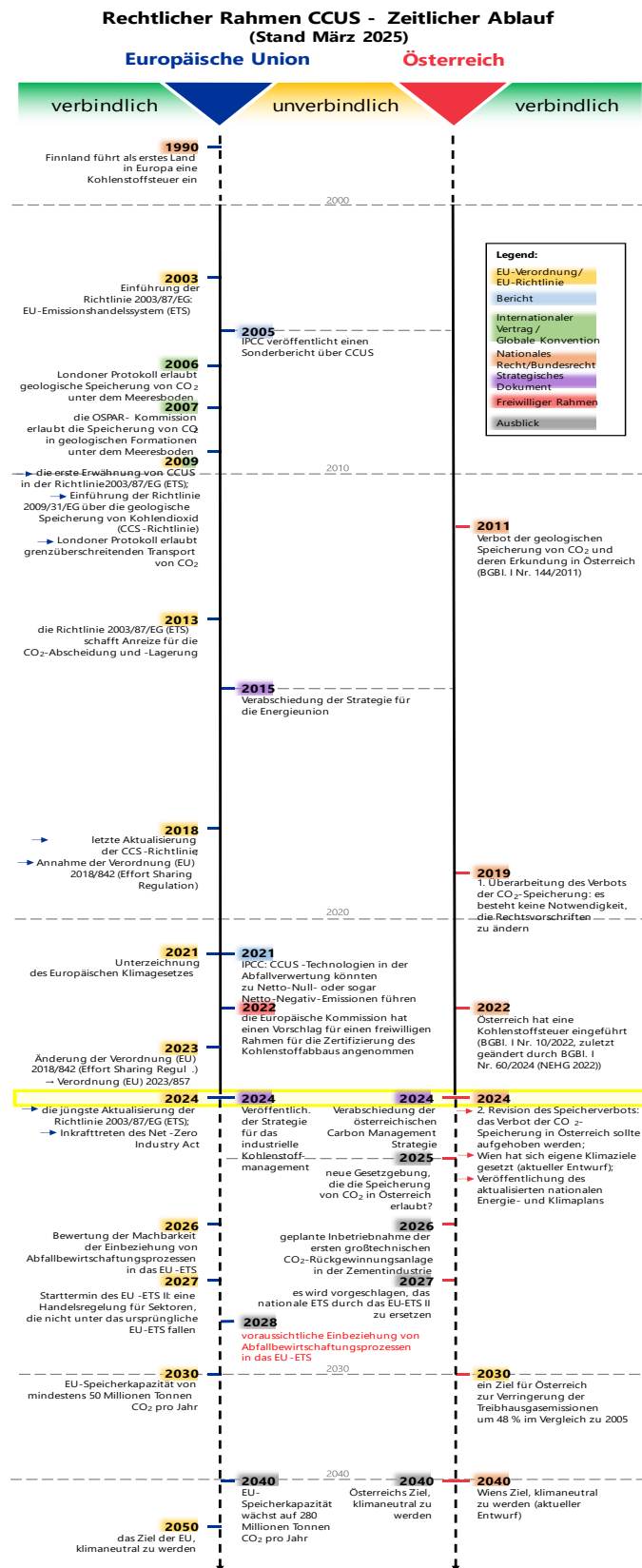


Abbildung 5-2: Timeline und Überblick über die strategisch-rechtlichen Entwicklung zu CCUS in der EU und Österreich (eigene Darstellung BOKU ABF)

6 Kosten von Carbon Capture Technologien

Da es nach derzeitigem Stand noch wenig Referenzen bzw. verlässliche Daten bezüglich der Kosten der CO₂-Abscheidung in der Siedlungsabfallverbrennung gibt, wurden für das Projekt vier Kostenszenarien berechnet. Diese beruhen auf bestehender Literatur (z.B. Ramboll AG, 2024; Wilk et al., 2024; Pehnelt, 2023) und wurden durch Stakeholdergespräche adaptiert sowie validiert, um somit eine realistische Bandbreite der Kostenstrukturen abzubilden. Berechnet wurden spezifische Kosten in EUR pro t abgeschiedenem CO₂ bzw. pro t behandeltem Abfall, die sich auf eine definierte Referenzanlage beziehen. Diese behandelt 240.000 Tonnen Abfall pro Jahr und das entstehende CO₂ wird mittels Aminwäsche abgeschieden. Die Aufbereitung der Kosten beruht auf der Annahme, dass aus einer Tonne behandeltem Abfall eine Tonne CO₂ resultiert (insgesamt, also fossil und biogen). Somit sind die spezifischen Kosten pro t Abfall und t CO₂ gleichzusetzen.

Die spezifischen Kosten umfassen Kapitalkosten (Capex) sowie Betriebskosten (Opex). Es wurde jeweils ein Minimal- und Maximalszenario für Capex sowie Opex berechnet, was in Kombination vier Szenarien ergibt.

Für die Kapitalkosten wurden die gesamten Investitionskosten anhand der Annuitätenmethode auf jährliche Kapitalkosten und in weiterer Folge in spezifische Kosten umgerechnet. Dafür wurde von einer Lebensdauer von 20 Jahren und einem kalkulatorischen Zinssatz von 6% ausgegangen. Anhand einer Unter- und Obergrenze der Investitionskosten wurden die zwei Szenarien berechnet.

Die Opex wurden als Anteil der gesamten Investitionskosten berechnet. Im Minimalszenario betragen diese 5% der Investitionskosten, während es im Maximalszenario 10% sind.

Die wichtigsten Annahmen für die Kostenberechnung sind in Tabelle 7 zusammengefasst, während Tabelle 8 und Abbildung 6-1 die Ergebnisse der Berechnung darstellen.

Tabelle 7: Eckdaten der Referenzanlage und Kostenberechnung

Referenzanlage	
Kapazität in behandeltem Abfall pro Jahr	240.000 Tonnen/Jahr
CO ₂ Abscheidetechnologie	Aminwäsche
Annahmen für Kostenberechnung	
Lebensdauer	20 Jahre
Kalkulatorischer Zinssatz	6%
Spezifische Capex min	750 EUR/t Abfall (Kapazität)
Spezifische Capex max	1.250 EUR/t Abfall (Kapazität)
Anteil Opex an Gesamtinvestition min	5%
Anteil Opex an Gesamtinvestition max	10%

Tabelle 8: Spezifische CO₂-Abscheidekosten in den vier definierten Kostenszenarien

	Capex [€/t CO ₂]	Opex [€/t CO ₂]	Gesamt [€/t CO ₂]
Capex_min, Opex_min	65	37,5	103
Capex_min, Opex_max	65	75,0	140
Capex_max, Opex_min	109,0	62,5	171
Capex_max, Opex_max	109,0	125,0	234

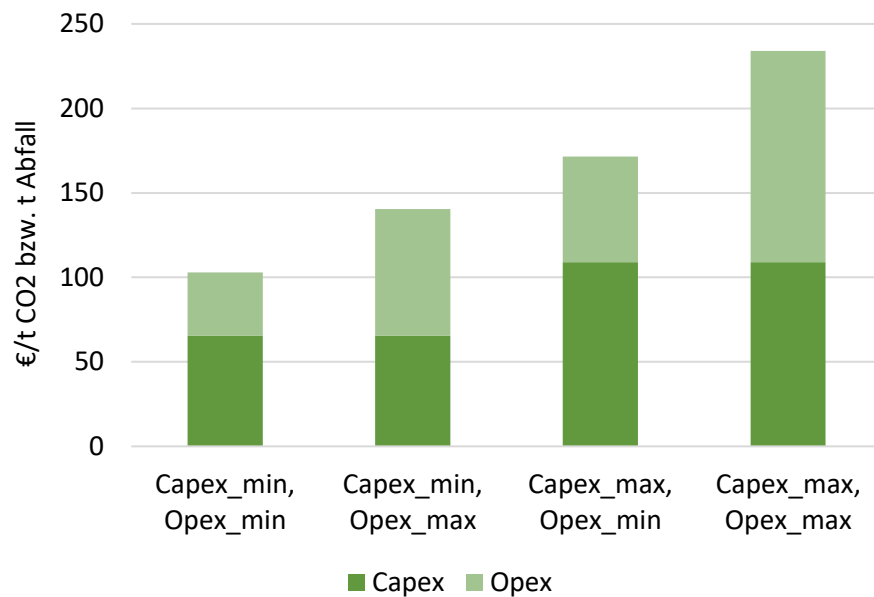


Abbildung 6-1: Spezifische CO₂-Abscheidekosten in den vier definierten Kostenszenarien

7 Innovative Finanzierungsmodelle und Szenarien für Abfallgebührengestaltung

Der Auf- und Ausbau von CCUS bei Siedlungsabfallverbrennungsanlagen stellt im Zuge einer Einführung eines „Emission Trading Systems“ (ETS; Emissions-Handels-Systems EHS) am Weg zur Erreichung der Klimaneutralität einen wichtigen Baustein dar, kann aber zu erheblichen ökonomischen und sozialen Auswirkungen führen. Angesichts der zu erwartenden Investitions- und Betriebskosten geht es dabei vor allem um Kosteneffizienz und Sozialverträglichkeit, wobei die Abfallentsorgung im Sinne der Abfallhierarchie qualitativ hochwertig und für alle gleichermaßen erschwinglich bleiben soll. In diesem Kapitel wird dargestellt,

- wie sich die CO₂-Abscheidung in Abhängigkeit von CO₂-Zertifikatpreisen auf die Kostenentwicklung in der kommunalen Abfallwirtschaft auswirkt,
- wie hoch das Potenzial für negative Emissionen aus der Abscheidung von CO₂ aus biogenen Quellen ist,
- wie die CCUS-Kosten finanziert werden können,
- welche Rahmenbedingungen und Politikinstrumente geschaffen werden können, um die CO₂-Abscheidung in der Abfallwirtschaft kosteneffizient und auf sozial verträgliche Weise zu ermöglichen.

Der Untersuchungsrahmen bezieht sich hierbei auf

- Siedlungsabfälle kommunaler Herkunft, wie gemischte und sperrige Siedlungsabfälle, wobei Gewerbeabfälle sowie Anaerobschlämme und weitere Abfälle außerhalb des Siedlungsabfallbegriffs nicht berücksichtigt wurden,
- das Bezugsjahr 2025, wobei deren Aufkommen und Zusammensetzung mittels Nowcast abgeschätzt wurde, sowie
- abfallwirtschaftliche Kosten für gemischt und getrennt erfasste Siedlungsabfälle, die aus Sicht der Bürger*innen vorwiegend Abfallgebühren und Lizenzbeiträge umfassen, die im Zuge der erweiterten Produzentenverantwortung als Anteil in den Produktpreis einfließen.

Kernfragen werden in nachfolgender Reihenfolge abschnittsweise behandelt:

- Welche Mehrkosten für Abfallbehandlung und CO₂-Abgaben sind abhängig von CO₂-Zertifikatpreisen mit oder ohne CCUS zu erwarten?
- Wie stark ist der Einfluss der Mehrkosten auf Gesamtkosten für alle Siedlungsabfälle?
- Wie sind potenzielle Instrumente bezüglich Effekten auf Mengenströme, Kosteneffizienz und Sozialverträglichkeit zu beurteilen?
- Welche Instrumente und Finanzierungsmodelle sind zu empfehlen?

7.1 Mehrkosten für thermische Siedlungsabfallbehandlung und allfällige CO₂-Abgaben sowie Gutschriften mit CCS versus ohne CCS

Für den Fall, dass thermische Siedlungsabfallbehandlung in das EU-Emission Trading System miteinbezogen wird, bestehen aus Sicht der Betreiber von Müllverbrennungsanlagen ab dem Datum des Inkrafttretens zwei grundsätzliche Optionen, nämlich

1. die Abfallbehandlungsanlage für eine Übergangsfrist oder auch dauerhaft ohne CO₂-Abscheidung zu betreiben und die resultierenden, weiter zu verrechnenden CO₂-Abgaben für den fossilen Anteil des Inputs in Kauf zu nehmen, oder
2. eine CCS-Anlage zu errichten, wobei die Mehrkosten für Investition und Betrieb unter Abzug der CO₂-Gutschriften für die Rückgewinnung von biogenem Kohlenstoff als negative Emissionen in die Übernahmetarife einzupreisen sind. Hier wird davon ausgegangen, dass negative Emissionen entsprechend dem CO₂-Zertifikatspreis gutgeschrieben werden, wobei auf Basis der vom ETS-Preis alternativen Preise für Carbon Dioxide Removal (CDR) Zertifikate vereinfachend ein Marktaufschlag von 30% angenommen wird.

7.1.1 Vereinfachte Ermittlung der Mehrkosten

In vereinfachter Kalkulation sind folgende Kostenelemente, und zwar

1. die zu behandelnde Masse an Siedlungsabfall pro Einwohner*in und Jahr (kg/(EW.a)),
2. die Masse von emittiertem CO₂ pro Tonne Siedlungsabfall (dimensionslos bzw. t/t),
3. der Massenanteil von CO₂-Emissionen biogener Herkunft an den gesamten CO₂-Emissionen in Masse-%,
4. der Preis der CO₂-Zertifikate in €/t CO₂, und
5. die Kosten für die CCS-Behandlung inklusive (1) Investition und Betrieb, (2) Transport, und (3) Nutzung und Speicherung im In- oder Ausland in €/t Abfallinput,

zu berücksichtigen, um die Mehrkosten für CCUS-Behandlung unter Berücksichtigung allfälliger CO₂-Abgaben bzw. Erträge für biogene CO₂-Abscheidung zu berücksichtigen.

Auf Basis von Untersuchungen im Rahmen dieses Projekts wird nachfolgend vereinfachend ausgehend

- von einem Siedlungsabfallaufkommen von 187 kg/(EW.a) lt. Abschätzung für das Jahr 2025,
- von CO₂-Emissionen in der Höhe von 1 t CO₂/t Abfall,
- einem biogenen CO₂-Anteil von 50%, sowie

- von einer CCS-Behandlung inklusive Verdichtung, Transport (im In- und teilweise Ausland) und (derzeit als realistischer eingeschätzte) Off-Shore-Speicherung auf Basis der Kostenannahmen in Tabelle 9 von einem CCS-Kostenbereich (ohne bzw. bei vernachlässigbarer CO₂-Nutzung) von 178 bis 455 EUR mit Annahme eines mittleren Wertes von 317 EUR pro Tonne Siedlungsabfall ausgegangen.

Tabelle 9: Kostenannahmen nach Prozessen und Prozessketten in EUR/t Abfall bzw. CO₂*

* Vereinfachte Annahme von 1 Tonne CO₂-Emission pro Tonne Abfall

Kostenannahmen nach Prozessen und Prozessketten in EUR/t Abfall bzw. CO ₂ *	Kosten - Minimum	Mittlere Kosten	Kosten - Maximum	Quelle
Prozesse				
[1] Thermische Behandlung (MVA)	90	120	150	Annahme
[2] CO ₂ -Abscheidung inkl. Verdichtung	100	160	220	Kostenerhebung WasteCCUS (BEST)
[3] CO ₂ -Transport in Österreich	35	43	50	AIT (2024)
[4] CO ₂ -Speicherung, Onshore, Österreich	10	23	37	AIT (2024)
[5] CO ₂ -Transport zu Offshore-Speicherung, Ausland	20	60	100	Schätzung
[6] CO ₂ -Speicherung, Offshore, Ausland	23	54	85	AIT (2024)
Prozessketten				
CCS inkl. ausschließlicher Offshore-Speicherung	178	317	455	Summe der Prozesse Nr. [2] bis [6], exkl. [4]
Thermische Verwertung mit CCS inkl. ausschließlicher Offshore-Speicherung	268	437	605	Summe der Prozesse Nr. [1] bis [6], exkl. [4]

Abbildung 7-1 zeigt die Gegenüberstellung der Mehrkosten für CCUS abzüglich CO₂-Gutschriften für die Entnahme von biogenem Kohlenstoff im Vergleich zu CO₂-Abgaben für Verbrennungsanlagen ohne CCUS. Es zeigt sich die essenzielle Bedeutung der Entwicklung der CO₂-Zertifikatpreise für Investitionsentscheidungen. Unter den getroffenen Annahmen ist der Break-Even-Punkt für CCS-Anlagen unter den gegebenen Kostenannahmen bei einem CO₂-Zertifikatpreis von ca. 490 EUR/t CO_{2,fossil}

erreicht, ab dem keine Mehrkosten mehr anfallen würden. Im Vergleich von Anlagen ohne und mit CCS wäre eine Anlage unter diesen Annahmen ab einem CO₂-Zertifikatspreis von ca. 280 EUR/t CO_{2,fossil} ökonomisch vorteilhafter.

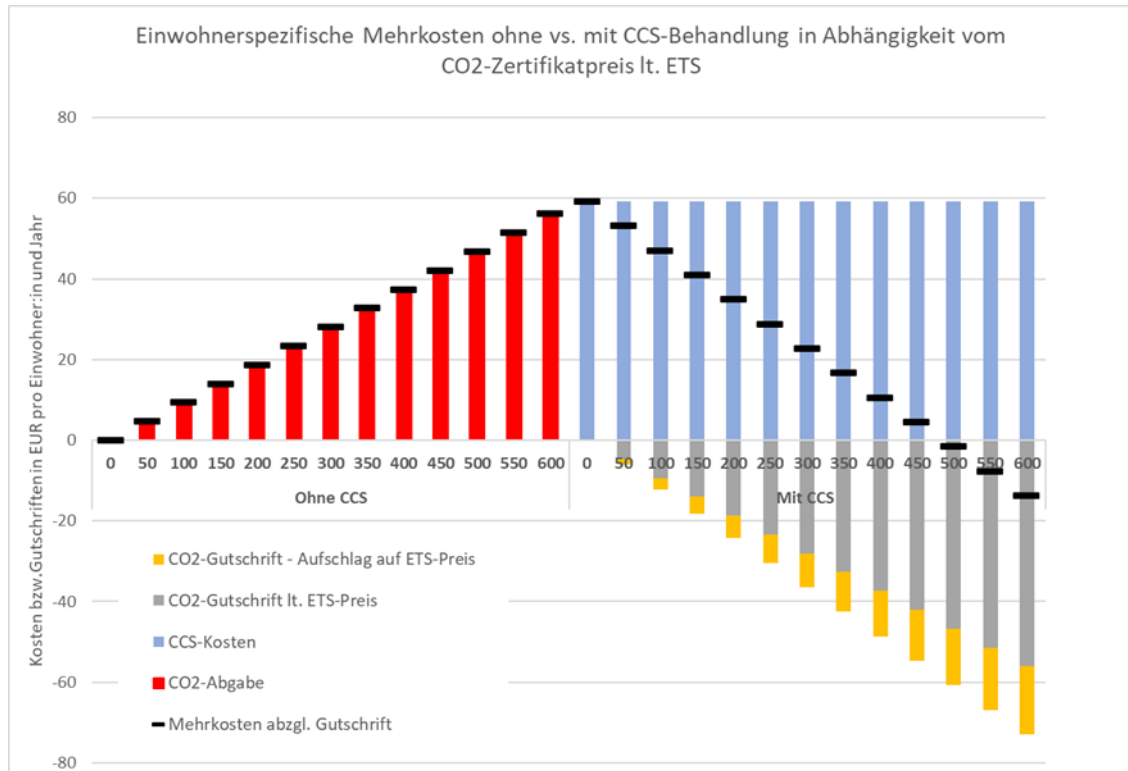


Abbildung 7-1: Einwohnerspezifische Mehrkosten ohne (links) versus mit (rechts) CCS-Behandlung in Abhängigkeit vom CO₂-Zertifikatspreis lt. ETS (x-Achse: CO₂ Zertifikatspreis in EUR/tCO₂). (Annahmen: 187 kg/(EW.a) Siedlungsabfall; 1,0 t CO₂/t Siedlungsabfall; 50% biogener CO₂-Anteil; 317 EUR/t CCS-Kosten (inkl. CC, Transport, Off-Shore-Speicherung); 30% Marktaufschlag auf CO₂-Gutschriften)

In Hinblick auf die Entwicklung der CO₂-Zertifikatspreise sind die Fragen relevant,

1. ab welchem CO₂-Zertifikatspreis die Gutschriften für Abscheidung von biogenem Kohlenstoff die CCS-Kosten unter variierenden Kostenannahmen übertreffen, also insgesamt mit Minderkosten bzw. Erträgen zu rechnen ist (Break-Even), und
2. ab welchem CO₂-Zertifikatspreis thermische Abfallbehandlungsanlagen mit CO₂-Abscheidung geringere Gesamtkosten als vergleichbare Anlagen ohne CO₂-Abscheidung aufweisen (relativer Kostenvorteil).

Abbildung 7-2 zeigt die Gesamtkosten für Anlagen mit und ohne CCS in Abhängigkeit vom CO₂-Zertifikatspreis, wobei neben angenommenen CCS-Mehrkosten auch die Kostenspannen (Minimum/Maximum) berücksichtigt sind. Die Break-Even-Points für Anlagen mit CCS-Behandlung liegen abhängig von der Kostenannahmen bei CO₂-Zertifikatspreis in der Höhe von 270, 490 bzw. 700 EUR/t CO₂. Relative Kostenvorteile für CCS-Anlagen sind je nach Kostenannahme ab CO₂-Zertifikatspreisen

in der Höhe von 150, 280 bzw. 400 EUR/t CO₂ für Kostenminimum, -mittel bzw. -maximum zu erwarten.

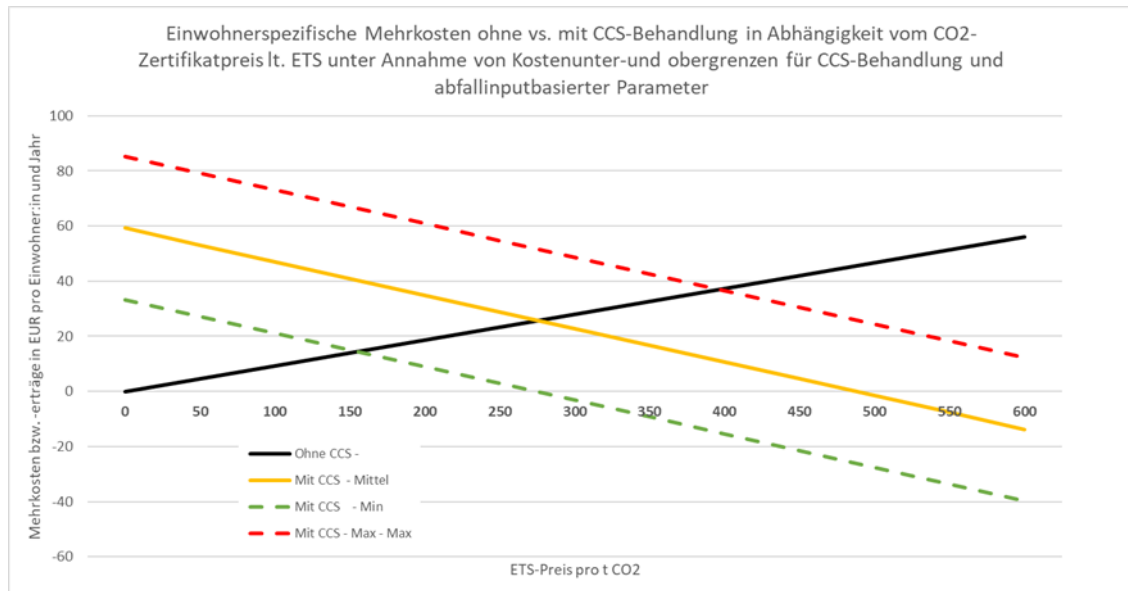


Abbildung 7-2: Einwohnerspezifische Mehrkosten ohne CCS vs. mit CCS-Behandlung in Abhängigkeit vom CO₂-Zertifikatspreis lt. ETS unter Annahme von Kostenunter- und -obergrenzen für CCS-Behandlung. (Annahmen: 187 kg/(EW.a) Siedlungsabfall; 1,0 t CO₂/t Siedlungsabfall; 50% biogener CO₂-Anteil; 178, 317 bzw. 455 EUR/t CCS-Kosten (inkl. CC, Transport, Off-Shore-Speicherung) als Untergrenze, Mittelannahme bzw. Obergrenze; 30% Marktaufschlag auf CO₂-Gutschriften)

7.1.2 Mehrkosten unter Berücksichtigung der Zusammensetzung von Siedlungsabfall

Bei der vereinfachten Ermittlung der CCS-Mehrkosten in Abschnitt 7.1.1 wird bezüglich der Faktoren (1) CO₂-Emissionen pro Tonne Abfallinput – oft mit der Daumenregel 1 zu 1 – und (2) Anteil biogener CO₂-Emissionen (vereinfachte Annahme: 50%) implizit von einem homogenen Input in thermische Abfallverbrennungsanlagen ausgegangen. In Bezug auf die Abschätzung der zu erwartenden Mehrkosten und der Entwicklung von Maßnahmen in Richtung Kosteneffizienz und Sozialverträglichkeit von abfallwirtschaftlichen Kosten kann diese Vereinfachung aus folgenden Gründen problematisch sein:

1. Der Abfallinput in thermischen Abfallbehandlungsanlagen beinhaltet neben kommunalem Siedlungsabfall auch andere Abfälle, wie Gewerbeabfälle außerhalb der kommunalen Sammlung und Anaerobschlämme, die bezüglich CO₂-Emission-Abfallinput-Verhältnis (t/t) und biogenem C-Anteil stark vom Siedlungsabfall abweichen können. Als Beispiel ist der biogene Anteil im Siedlungsabfall (v.a. Organik aus Haushalt und Küche) als deutlich höher anzunehmen als im Gewerbeabfall.

2. Innerhalb der Siedlungsabfallwirtschaft setzen Maßnahmen auf der Ebene der Abfallarten bzw. Fraktionen an, womit eine detailliertere Betrachtung erforderlich ist.

Als relevantes Mengengerüst wird daher folglich nur das Aufkommen und die Zusammensetzung von gemischten und sperrigen Siedlungsabfällen (folgend „Rest- bzw. Sperrabfall“) auf Basis folgender Datengrundlagen herangezogen, das sind

- Sammelmengen 2023 gemäß Statusbericht der Abfallwirtschaft, und
- Zusammensetzung auf Basis aktueller Analysen zu Restmüll auf Bundesebene (Beigl, 2020; s. Abbildung 7-3) bzw. Sperrmüll in Niederösterreich (Beigl et al., 2022),

wobei ein Nowcast auf das Jahr 2025 durchgeführt wurde, um die Mengenverschiebungen auf Basis

- der Einführung des gelb-blauen Sacks und von Einwegpfand (Annahme: 25% Abnahme vom relevanten Fraktionsanteil im Restmüll) sowie
- durch intensivierte Alttextilsammlung (Annahme: 20% Abnahme der relevanten Fraktionsanteile im Restmüll)

zu berücksichtigen (Abbildung 7-4).

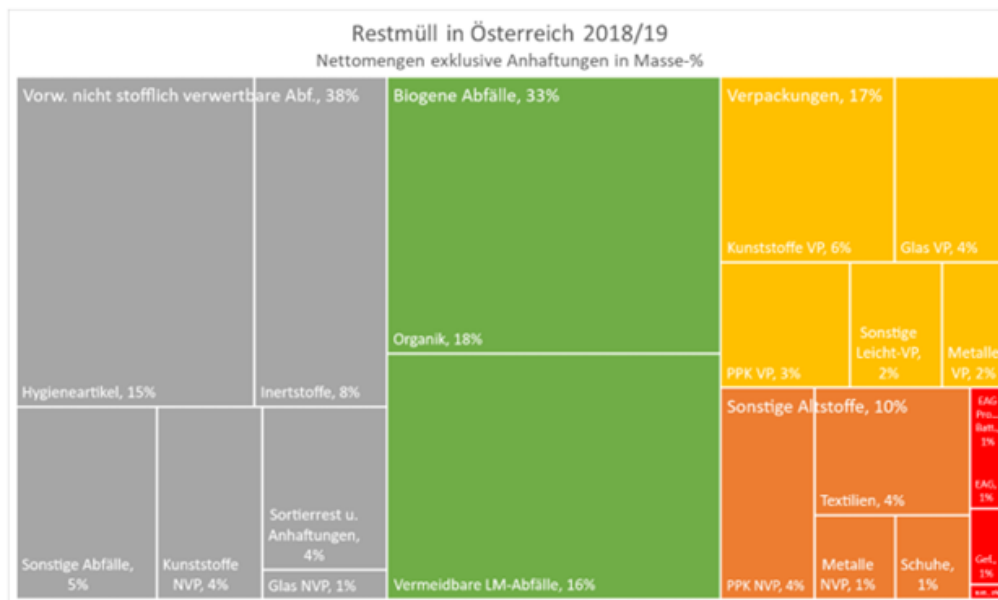


Abbildung 7-3: Restmüll-Zusammensetzung in Österreich 2018/19 (Beigl, 2020)

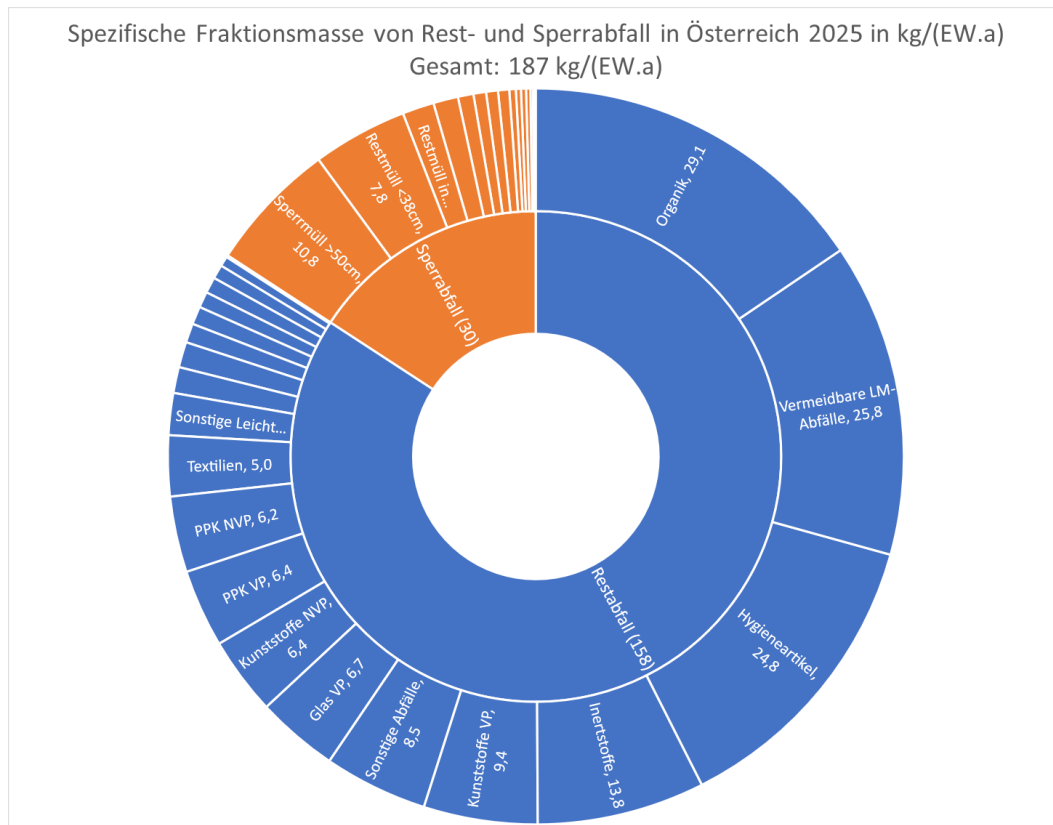


Abbildung 7-4: Spezifische Fraktionsmasse von Rest- und Sperrabfall in Österreich als relevantes Mengengerüst

Die **Ermittlung der fraktionspezifischen CO₂-Emissionen** erfolgte auf Basis von verfügbaren Analysen von Elementaranalysen (CHNOS) sowie der Ermittlung von Wassergehalt, Heiz- und Brennwert auf Fraktions- oder Produktebene, wobei neben institutseigenen Analysen Studien von u.a. Kost (2001) und Scholz et al. (2002) herangezogen wurden. Hier ist anzumerken, dass die aktuellsten Studien herangezogen wurden, die jedoch seit ca. 20 Jahren nicht mehr adaptiert bzw. wiederholt wurden.

Die **Abschätzung von biogenen bzw. fossilen Massenanteilen** erfolgt auf Basis der verwendeten Fraktionskataloge mit insgesamt 37 Sortierfraktionen (Beigl, 2020; Beigl et al., 2022) und zu Herstellerangaben zur Produktzusammensetzung, was für Fraktionen mit relativ homogenen Produkten (z.B. Schaumstoffmatratzen, Hartkunststoff) relevant ist.

Laut Abbildung 7-5 stammen zahlreiche Fraktionen im Rest- oder Sperrabfall fast vollständig von biogener Herkunft (v.a. Haushalt- und Küchenorganik inkl. Lebensmittel, Papier, Pappe und Karton) bzw. fossiler Herkunft, wie Kunststoff-Verpackungen und Nichtverpackungen. Es verbleiben jedoch gemischt biogene und fossile Fraktionen, wie Hygieneartikel mit Zellstoff- und Kunststoffanteilen (z.B. Superabsorber, Folien), Textilien mit Naturfasern (Baumwolle) sowie Kunstfasern

sowie Mischfraktionen, die bei Sortieranalysen aufgrund diverser Verbunde nicht weiter getrennt wurden.

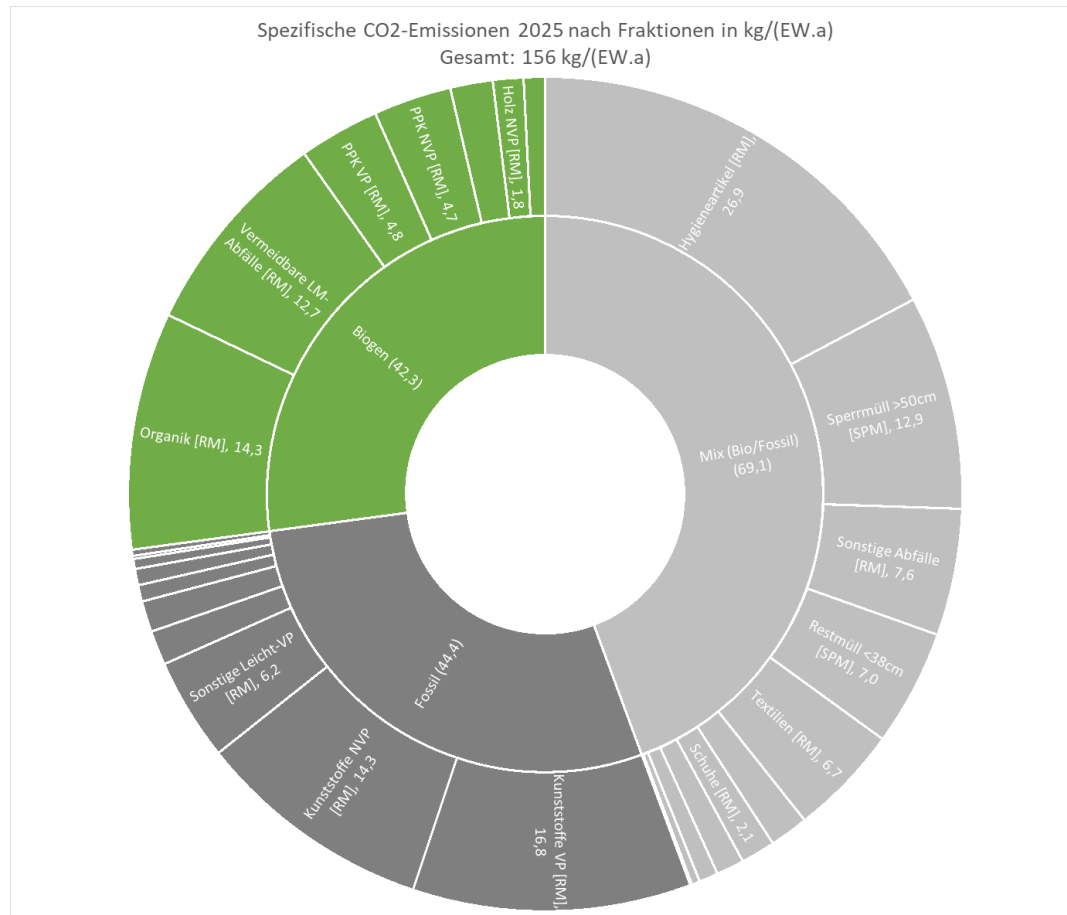


Abbildung 7-5: Spezifische CO₂-Emissionen nach Fraktionen und nach biogener, fossiler und gemischter (biogen/fossiler) Zusammensetzung

Auf Basis der Produktzusammensetzung, Herstellerangaben und Studien unabhängiger Organisationen wurde der biogene Anteil geschätzt, z.B. bei Hygieneartikeln mit 40%, Textilien und Schuhen mit 30% sowie diversen Mischfraktionen zwischen 20% und 40%.

Der **fossile Anteil der CO₂-Emissionen aus gemischten Siedlungsabfall** auf Basis dieser Ermittlung ergibt **59%** (Abbildung 7-6), wobei die größten Anteile der fossilen CO₂-Emissionen auf Kunststoff-Verpackungen und Nichtverpackungen (46%), Hygieneartikel (18%) und Restfraktionen im Rest- und Sperrabfall (26%) entfallen.

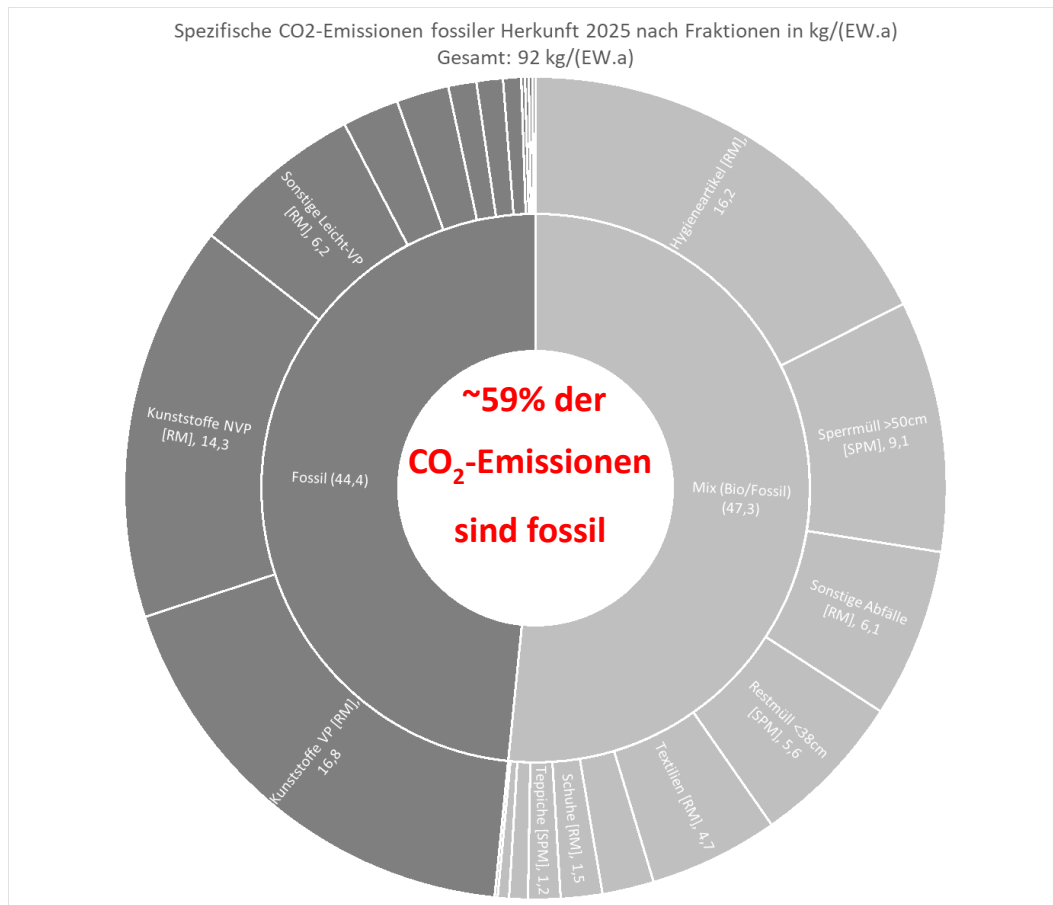


Abbildung 7-6: Spezifische CO₂-Emissionen fossiler Herkunft nach Fraktionen in kg/(EW.a)

Als Zwischenfazit ergeben sich auf Basis der **abfallinputbasierten Abschätzungen** auf Basis der Abfallzusammensetzung und fraktionsspezifischen Parameter zu elementarer Zusammensetzung Abweichungen zur vereinfachten Ermittlung in Abschnitt 7.1.1 als auch im Rahmen des Projekts erhobenen Parameter österreichischer, thermischer Abfallverwertungsanlagen (Abbildung 7-7). Zu berücksichtigen ist hierbei, dass sich die Abschätzungen in diesem Abschnitt nur auf Siedlungsabfälle beziehen, die Abfallinputs aber in der Regel auch Abfälle anderer Herkunft und Zusammensetzung (z.B. Rückstände aus der mechanisch-biologischen Behandlung, Klärschlämme, Gewerbeabfälle etc.) beinhalten.

Unterschiede zeigen sich bei

- emittierten CO₂-Emissionen pro Tonne Abfall mit 0,83 t CO₂/t Abfall (abfallinputbasiert) versus 0,98 t CO₂/t Abfall (Median laut österreichischer Anlagendaten), sowie
- einen biogenen Anteil von 41% (abfallinputbasiert) versus 53,7% (Medianwert laut Anlagenangaben).

Unter der Annahme der abfallinputbasierten Werte ergeben sich allerdings nur marginale Veränderungen der Break-Even-Points und relativen Kostenvergleiche

zwischen Anlagen mit bzw. ohne CCS. Die Abweichungen dieser Werte liegt nur im Bereich bis maximal 5 Euro pro t CO₂.

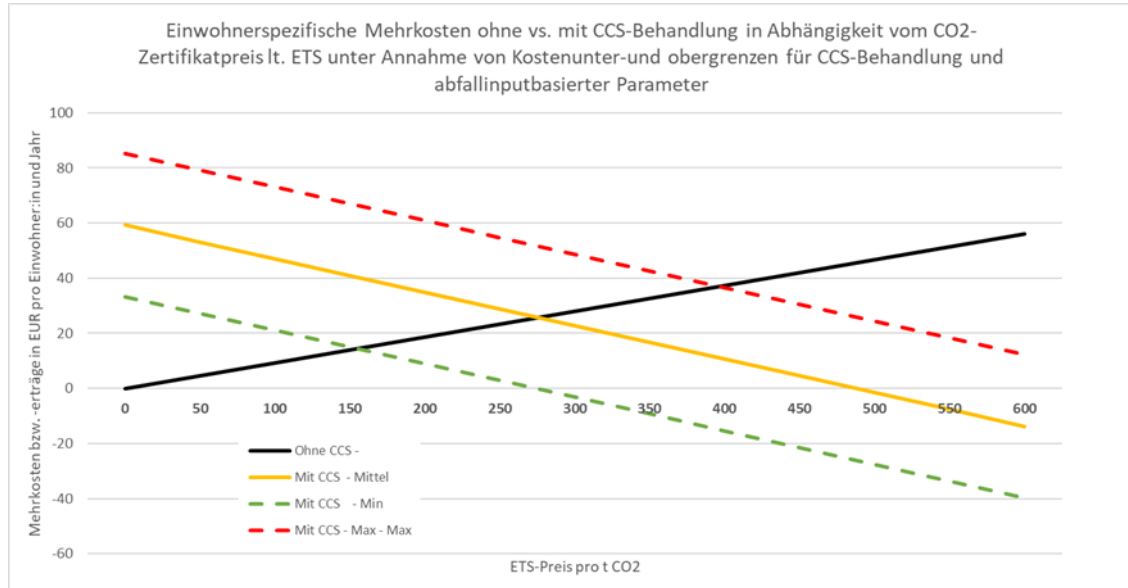


Abbildung 7-7: Einwohnerspezifische Mehrkosten ohne vs. mit CCS-Behandlung in Abhängigkeit vom CO₂-Zertifikatpreis lt. ETS unter Annahme von Kostenunter- und -obergrenzen für CCS-Behandlung und abfallinputbasierter Parameter. (Annahmen: 187 kg/(EW.a) Siedlungsabfall; 0,83 t CO₂/t Siedlungsabfall; 41% biogener CO₂-Anteil; 178, 317 bzw. 455 EUR/t CCS-Kosten (inkl. CC, Transport, Off-Shore-Speicherung) als Untergrenze, Mittelannahme bzw. Obergrenze; 30% Marktaufschlag auf CO₂-Gutschriften)

7.2 Szenarien nach Einfluss der Mehrkosten auf abfallwirtschaftliche Gesamtkosten

Nach Klärung des Umfangs der potenziellen Mehrkosten bei thermischer Abfallbehandlung mit oder ohne CCS in Abschnitt 7.1 lautet die Kernfrage, wie stark diese mögliche Kostensteigerung auf abfallwirtschaftliche Gesamtkosten aus Sicht der Bürger*innen durchschlagen kann und die soziale Verträglichkeit beurteilt und beeinflusst werden kann. Abfallwirtschaftliche Gesamtkosten umfassen hierbei im Wesentlichen die kommunalen Abfallgebühren (87%) und Lizenzgebühren (13%), die von Inverkehrsetzer*innen bzw. Hersteller*innen im Zuge der Produzentenverantwortlichkeit als Teil der Produktpreise für die Sammlung und Verwertung eingehoben werden. In beiden Fällen sind Bürger*innen betroffen, entweder als Gebührenzahler über die Restabfallgebühr oder als Konsument*in über den Anteil der Lizenzgebühr im Produktpreis.

Ausgehend von der Grundannahme, dass thermische Siedlungsabfallbehandlung in das EU-Emission Trading System miteinbezogen wird, stellt das aktuelle **Preisniveau**

von CO₂-Zertifikaten sowie deren erwartete, künftige Preisentwicklung aus Sicht der Akteure (v.a. MVA-Betreiber, Gebietskörperschaften, Entsorgungswirtschaft) die wesentliche Einflussgröße auf die Rahmenbedingungen für die Planung, Errichtung, Betrieb, Nutzung und Finanzierung von CCUS-Konzepten dar. Grundproblematik ist hier für alle Akteure, dass künftige Preisniveaus und deren Volatilität, die u.a. von der Gesetzgebung und anderen Faktoren abhängen, nicht bekannt sind, nichtsdestotrotz für die strategische Planung wesentlich sind.

Szenarien werden folglich nach **Preisniveaus für CO₂-Zertifikate** differenziert und für Varianten ohne CO₂-Abscheidung (z.B. für eine Übergangszeit) sowie für Varianten mit CO₂-Abscheidung durchexerziert, um realisierbare Instrumente und auch gegebenenfalls zu erwartende Ausweich- oder Substitutionseffekte darstellen zu können. Ausgehend von Varianten ohne CO₂-Abscheidung, dem derzeitigen CO₂-Preisniveau (das seit Anfang 2022 bis April 2025 zwischen 60 und 100 €/t CO₂ liegt) sowie der Perspektive von Bürger*in oder Kommune, werden folgende Szenarien definiert:

- **Szenario 0 – „Baseline“:** Nowcast für das Basisjahr 2025 mit Berücksichtigung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen (z.B. Gelb-blauer Sack, Einwegpfand)
- **Szenario 1 – „Marginaler Preisanstieg“:** Der Preisanstieg erfordert keine wesentliche Änderung der Finanzierung.
- **Szenario 2 – „Deutlicher Preisanstieg“:** Der Preisanstieg erfordert jedenfalls zusätzliche Finanzierungsmodelle und regulatorische Vorgaben.
- **Szenario 3 – „Extremer Preisanstieg“:** Wesentliche Änderungen von Stoffstrommanagement und Finanzierungsmodellen sind gefordert.

Als **Maßstab für die Schwellenwerte** zwischen Szenario 1 und 2 bzw. Szenario 2 und 3 wird die spezifische Müllgebühr in Österreich nach realen, d.h. inflationsbereinigten Preisen vom aktuell verfügbaren Jahr 2023 herangezogen. Die spezifische Müllgebühr rangiert seit 2006 in einem engen Korridor zwischen 100 und 110 EUR/(EW.a) (Abbildung 7-8). Anpassungsbedarf (im Sinne von Bedarf nach stärkeren Instrumenten) wird dann gesehen, wenn die Müllgebühren stärker als 5% ansteigen. Nähere Details zur Festlegung der Schwellenwerte werden bei der Entwicklung der Maßnahmen dargestellt.

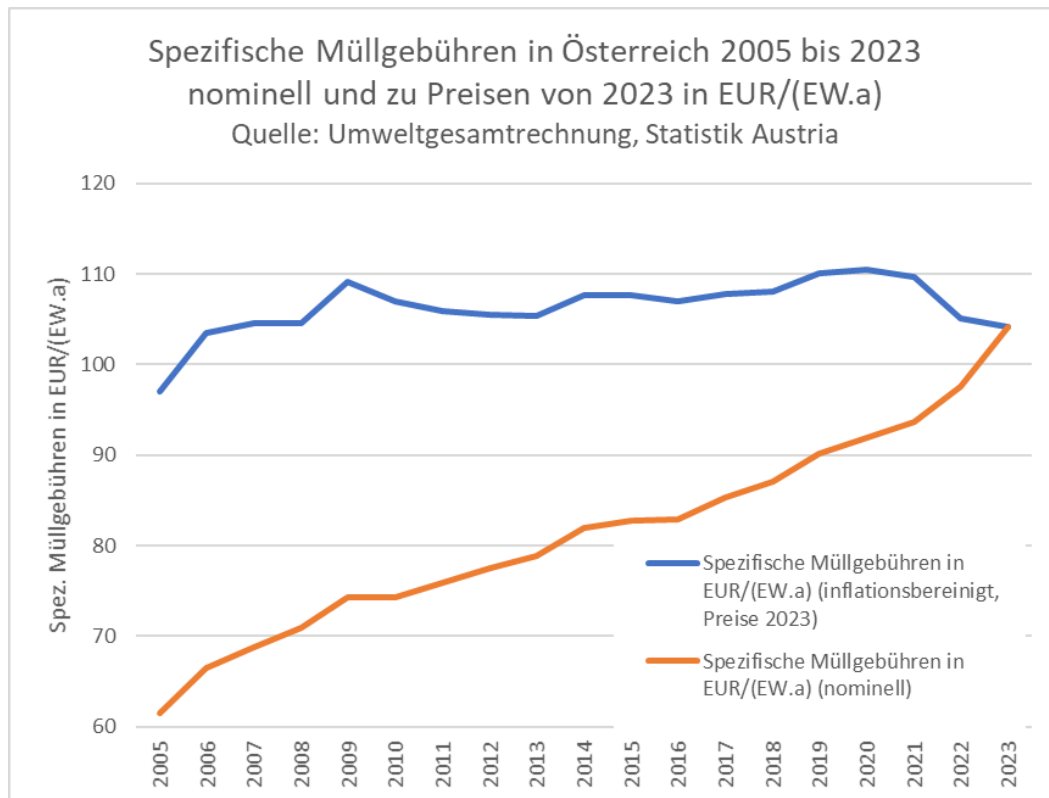


Abbildung 7-8: Spezifische Müllgebühren in Österreich 2005 bis 2023 in Euro pro Einwohner*in und Jahr (nominell und real nach Preisen 2023)

Die definierten Szenarien werden in nachfolgenden Abschnitten untersucht, wobei

- die Ausgangssituation und Festlegung der Höhe des Preisanstiegs ermittelt wird,
- potenzielle Instrumente, deren Umsetzung und erwartete Wirkung auf Materialströme und Akteure diskutiert und qualitativ bewertet werden, und
- Finanzierungsmodelle auf Basis wirkungsvoller Instrumente empfohlen werden.

7.3 Szenario 1 – „Marginaler Preisanstieg“

Derzeit liegt der Mittelwert der österreichischen Abfallgebühren laut Umweltgesamtrechnung 2023 (Statistik Austria, 2023) bei 104 EUR pro Einwohner*in und Jahr. **Es wird angenommen, dass bei Preissteigerungen aufgrund von ETS-Preisen, die eine Erhöhung der Müllgebühren von nicht mehr als +5% bewirken, kein Anpassungsbedarf besteht.**

Auf Basis des verwendeten Modells unter Berücksichtigung von Abfallmengen und -zusammensetzung, C-Gehalte und resultierenden CO₂-Emissionen ergibt sich ein **tolerabler CO₂-Zertifikatspreis von 78 EUR/t CO_{2,fossil}**. In Relation zur langjährigen

Preisentwicklung in Abbildung 7-9 liegt die so festgelegte „Schmerzschwelle“ im Preisbereich zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Studie.

Wird die Planung auf dieses Szenario ausgerichtet bzw. wenn über diesen Schwellenwert hinaus keine Preissteigerungen erwartet werden, sind daher keine Maßnahmen erforderlich.



Abbildung 7-9: Entwicklung der Preise für CO₂-Emissionsrechte in EUR pro Tonne CO₂ Emission von 2016 bis 2025 (Quelle: Boerse.de GROUP AG; <https://www.boerse.de/rohstoffe/Co2-Emissionsrechtepreis/XC000A0C4KJ2>)

Im Fall von einem Anstieg des CO₂-Zertifikatpreises auf 78 EUR/t ergeben sich im (derzeit fiktiven!) Fall CO₂-Abgaben in Abbildung 7-10, die je nach Massenanteil im Rest- oder Sperrabfall, Kohlenstoffgehalt und resultierenden CO₂-Emissionen, den jeweiligen Abfallfraktionen zugerechnet werden können. Entsprechend der Kostenverantwortung entfallen die blauen Fraktionen auf kommunale Kostenverantwortung, während orange Fraktionen auf Basis der erweiterten Produzentenverantwortung („Extended producer responsibility“; EPR) in den Verantwortungsbereich der Haushalts-Sammel- und Verwertungssysteme (HSVS) fallen. Die Zusatzkosten auf Basis der CO₂-Zertifikatpreise ergäben für

- Kommunen (Gebietskörperschaften) + 5,20 EUR/(EW.a) bzw. für
- HSVS + 1,97 EUR/(EW.a).

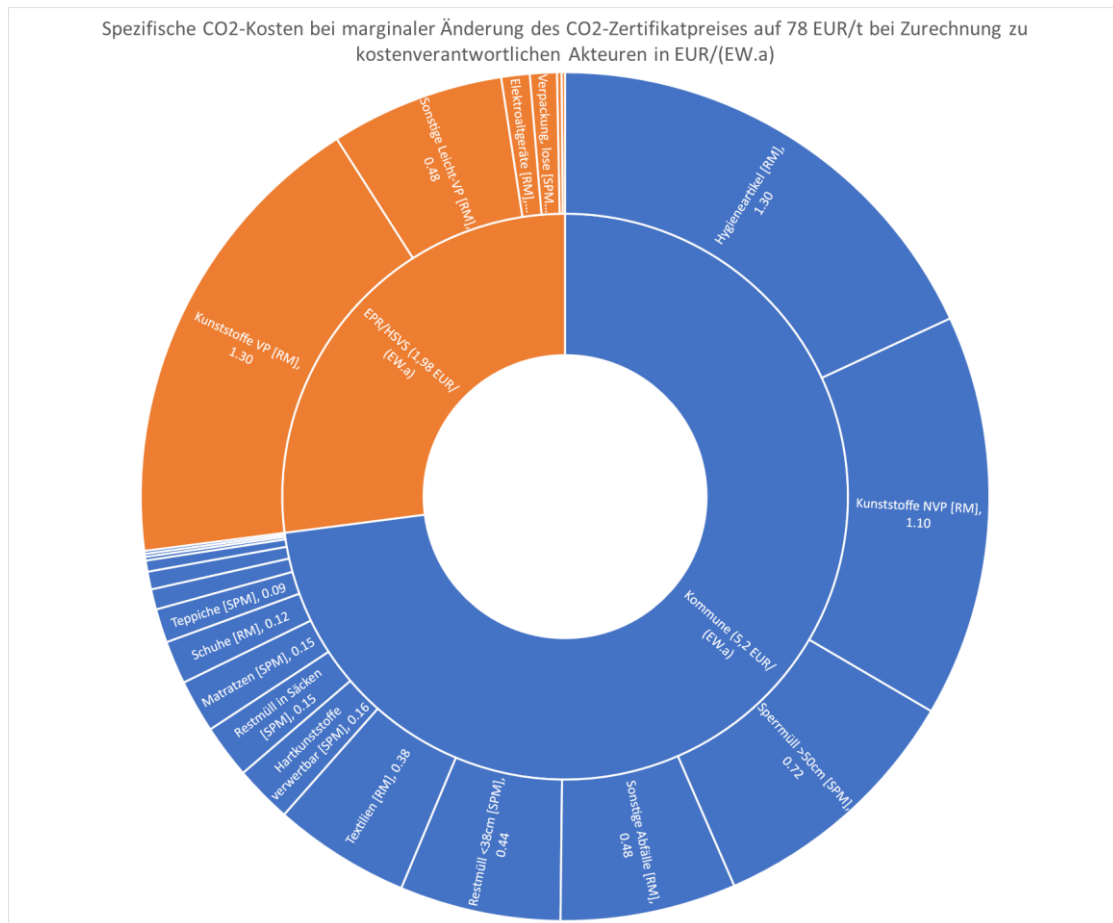


Abbildung 7-10: Spezifische CO₂-Abgaben bei marginaler Änderung des CO₂-Zertifikatpreises auf 78 EUR/t bei Zurechnung zu kostenverantwortlichen Akteuren sowie Abfallfraktionen in EUR/(EW.a)

Aufgrund der CO₂-Abgabe ergäben sich für ausgewählte, emissionsintensive Abfallströme Mehrkosten pro Tonne Input in der Höhe von

- Kunststoff- oder Leicht-Verpackungen (VP): +140 EUR/t
- Hartkunststoffe, sonstige Kunststoff-Nichtverpackungen: +174 EUR/t
- Matratzen: +116 EUR/t
- Textilien, Schuhe: + 73 EUR/t

7.4 Szenario 2 – „Deutlicher Preisanstieg“

Bei einem deutlichen Preisanstieg wird von einer Erhöhung der Abfallgebühren ausgegangen, die nicht mehr im Grundrauschen – hier definiert als mehr als +5% Steigerung –, sondern darüber liegt. Da die Rest- und Sperrabfallfraktionen bezüglich fossiler CO₂-Emissionen eine sehr hohe Heterogenität aufweisen, lohnt sich ein

Überblick, welcher zu erwartende Kostenanteil für CO₂-Abgaben auf welche Produkt- bzw. Abfallfraktionsgruppen entfällt, um die Hot Spots für Maßnahmen zu identifizieren. Auf Basis der Kostenanteile für CO₂-Abgaben in Abbildung 7-11 ergibt sich folgende Reihung der Fraktionsgruppen nach Kostenanteilen:

- Kunststoffe, lizenziert 26%
- Mischabfall in Rest- und Sperrabfall: 26%
- Kunststoffe, unlizenziert 20%
- Hygieneartikel 18%
- Textilien und Schuhe 9%
- Sonstige Fraktionen 2%

Es zeigt sich, dass lizenzierte und unlizenzierte Kunststoffe, Hygieneartikel und Textilien und Schuhe produktbezogen den größten Kostenanteil (gesamt 73%) ausmachen, während klassische Mischabfälle ca. ein Viertel der CO₂-Abgaben umfassen. Die Produktgruppen bieten Ansatzpunkte für Kostenreduktion (z.B. durch Substitution) oder Änderung der Kostenverantwortung.

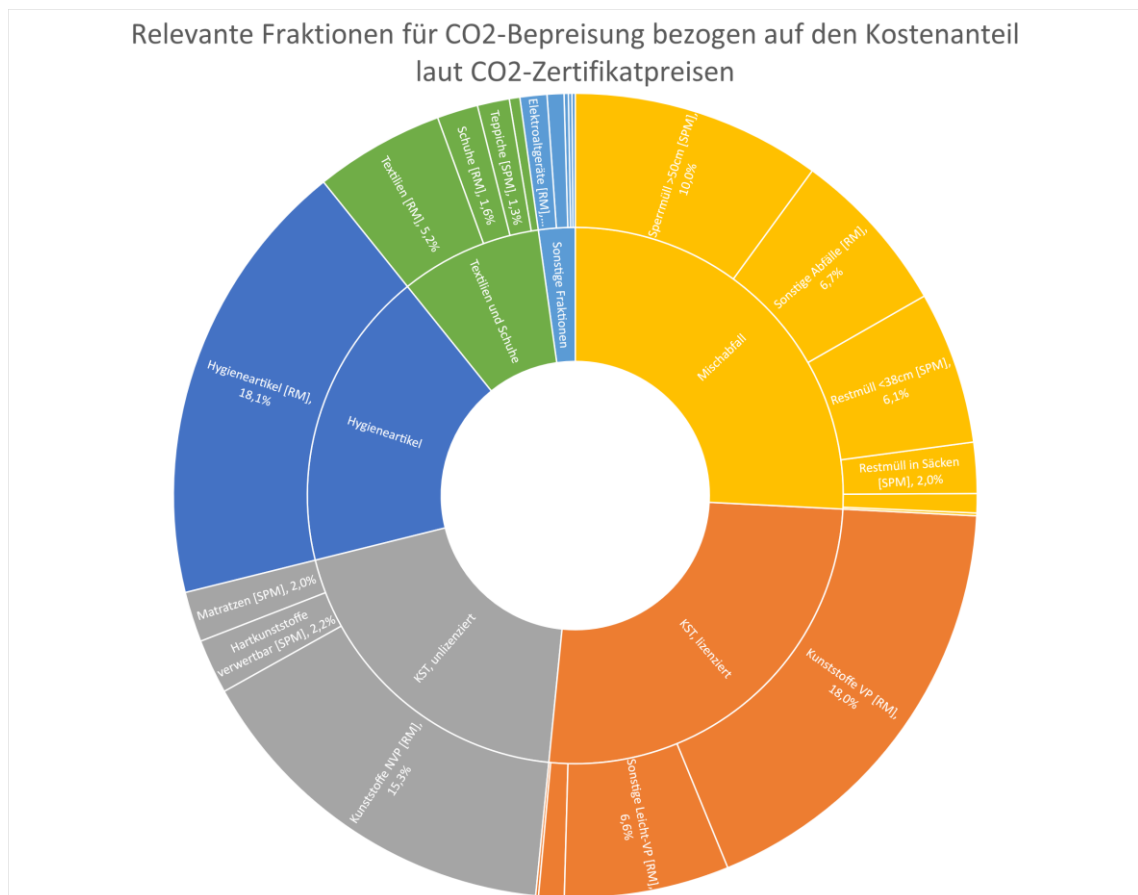


Abbildung 7-11: Relevante Fraktionsgruppen und Fraktionen für CO₂-Bepreisung bezogen auf den Kostenanteil laut CO₂-Zertifikatpreisen

7.4.1 Beurteilung potenzieller Instrumente für Kosteneffizienz und Sozialverträglichkeit

Als potenzielle Instrumente kommen alle jene Maßnahmen in Frage, die Anreize schaffen, Altprodukte als Abfälle möglichst hochwertig und werterhaltend zu recyklieren, wobei hohe Recyclingquoten erreicht bzw. niedrige Anteile von thermisch zu verwertenden Rückständen anfallen sollen.

Folgende Instrumente kommen dafür in Frage:

1. Erweiterung der Produzentenverantwortung auf Textilien und Schuhe, Kunststoff-Nichtverpackungen und Hygieneartikeln
2. Materialbezogene EU-Kunststoffabgabe für Hersteller
3. Verstärkte haushaltsnahe Getrennterfassung mittels verursachergerechter Gebührensysteme und Anreizsysteme
4. Verstärkte Getrennterfassung bei Recyclinghöfen mit höherwertiger Verwertung

Variante 1: Erweiterung der Produzentenverantwortung auf Textilien und Schuhe, Kunststoff-Nichtverpackungen und Hygieneartikeln

Ausgangspunkt

Von den CO₂-abgabenrelevanten Fraktionen unterliegen derzeit nur die Kunststoff-Verpackungen (inkl. der Untergruppen Leichtverpackungen usw.) mit einem Kostenanteil von 26% der Produzentenverantwortung. Die Erweiterung der Produzentenverantwortung auf Kunststoff-Nichtverpackungen (z.B. Gartenmöbel, Kinderspielzeug), Hygieneartikel und Textilien und Schuhe würden einen Kostenanteil von 47% abdecken. Die Umsetzung der Produzentenverantwortung für Textilien und Schuhe ist bereits auf legislativer Ebene geplant und bis zum Jahr 2027 umzusetzen.

Erwartete Wirkungen des Instruments

- **Übergang der (Kosten-)Verantwortung auf Hersteller:** Mit dem Übergang der Verantwortung für Abfälle von Kommunen auf Hersteller sind Entsorgungskosten von Herstellern zu tragen. Ein Hersteller von Hygieneartikeln auf Zellstoffbasis hätte somit gegenüber einem Hersteller von vergleichbaren Produkten auf Kunststoffbasis effektive Kosten-, damit auch Wettbewerbsvorteile. Bei ETS-Preisen von ca. 300 EUR/t CO_{2,fossil} sind bei Produkten mit hohem Kunststoffgehalt (z.B. Babywindeln, Kinderspielzeug, T-Shirts) Kostenaufschläge in Größenordnung von ca. 10%-15% zu erwarten.
- **Förderung von Ecodesign:** Entsorgungsgerechtes Design, die Förderung von Langlebigkeit von Produkten und die Förderung biogener Inhaltsstoffe können gefördert werden.

Chancen und Barrieren bei der möglichen Umsetzung

- + **Ökodesign-Regelung (ESPR) ab 2026:** Im Rahmen der 2024 erlassenen Ecodesign for Sustainable Products Regulation (ESPR) (2024/1781/EU) wird ein

Rahmen für Ökodesignanforderungen festgelegt, darunter digitale Produktpässe. Die Regelung tritt ab 2026 in Kraft. Digitale Produktpässe können den Vergleich von z.B. fossil bzw. biogen basierte Inhaltsstoffen vorschreiben, was als Basis für Ökomodulation herangezogen werden kann.

- – Hohe Komplexität bei der Einführung von EPR-Systemen: Die Einführung von EPR-Systemen wie Sammel- und Verwertungssystemen ist aus legislativer und operativer Sicht als komplex und langwierig einzustufen. Erschwert wird die Umsetzung unter anderem durch die hohe Anzahl an Herstellern im In- und Ausland und aufwändigem Monitoring der Maßnahmen.
- + Vereinfachtes EPR-System mit vorgezogenem Entsorgungsbeitrag: Um EPR-Systeme einfach zu halten, könnte man die Maßnahmen auf vorgezogene Entsorgungsbeiträge zur Deckung der ETS-Preise beschränken.

Beurteilung des potenziellen Instruments

- + **Kostenentlastung für Kommunen bzw. Abfallgebühren:** Ein bedeutender Anteil der Kostenlast für CO₂-Abgaben würde von Abfallgebühren auf Lizenzgebühren übertragen werden.
- + **Anreiz zur Substitution und Vermeidung von Kunststoff bis zu 10% bis 20%:** Bei z.B. Textilien und Hygieneprodukten bestehen sehr deutliche Unterschiede bezüglich Kunststoffanteilen und alternativer biogener Materialien, wie Zellstoff bei Hygieneprodukten und Naturfasern bei Textilien. Bei Hygieneprodukten kann der Kunststoffanteil aufgrund der Verwendung von Superabsorbent bis zu 90% reichen. Entsprechende Ökomodulation bzw. Pönalisierung entsprechend Kunststoffgehalt kann Substitution und Vermeidung begünstigen. Mengeneffekte können laut grober Schätzung bis 10% bzw. 20% reichen.
- ? **Fragliche Umsetzbarkeit und Wirkung:** Die rechtliche und organisatorische Umsetzung erscheint sehr aufwändig und könnte sich über Jahre erstrecken. Die Wirkung auf Substitution und Vermeidung hängt von der Höhe des Kostenaufschlags und der organisatorischen Umsetzung ab und ist ex ante schwer einschätzbar.

Variante 2: Materialbezogene EU-Kunststoffabgabe für Hersteller und Importeure

Ausgangspunkt

Das Europäische Parlament hat 2020 eine Abgabe auf nicht recycelte Altverpackungen aus Kunststoff (die sogenannte "Plastiksteuer") beschlossen. Die Kunststoffabgabe in der Höhe von 800 Euro pro Tonne nicht rezyklierten Altverpackungen aus Kunststoff war seit Januar 2021 in den EU-Ländern umzusetzen. Wie in anderen EU-Mitgliedsländern, wurde diese Abgabe in Österreich mit Steuergeldern finanziert und nicht an Hersteller und Verbraucher weitergegeben.

Erwartete Wirkungen des Instruments

- **Finanzieller Anreiz für Recycling, untergeordnet auch Substitution und Vermeidung von Verpackungskunststoffen:** Die Lenkungswirkung der Abgabe auf Ebene von Produkten kann als stark eingeschätzt werden. Als Beispiel ergibt sich für eine nicht rezyklierte PET-Getränkeflasche mit Masse von 30 Gramm eine Kunststoffabgabe von 2,4 Euro-Cent, was bei einer Mineralwasserflasche mit z.B. 20 Euro-Cent Kaufpreis einen Aufschlag von 12% des Produktpreises entspricht. Da die Recyclingquote für Kunststoffverpackungen derzeit im Bereich von 30% liegt, besteht damit auch ein Anreiz für Abfallvermeidung (z.B. Reduktion von Wandstärken der Verpackungen) und Substitution (z.B. durch Papierverpackungen).

Chancen und Barrieren bei der möglichen Umsetzung

- + **Einfache Umsetzbarkeit auf Bundesebene:** Die Anforderungen an Markt- und Abfalldaten (z.B. Sortieranalysen, Inverkehrsetzungsmengen) für die Ermittlung der Bezugsmengen sind prinzipiell gegeben, womit die rechtliche Umsetzung einfacher erscheint.
- **Nichtverpackungskunststoffe nicht abgedeckt,** womit ein Mengenstrom mit ca. der Hälfte der zu erwartenden CO₂-Abgaben nicht abgedeckt werden kann.

Beurteilung des potenziellen Instruments

- + **Starke zu erwartende Wirkung auf Recycling und Substitution**
- + **Einfache administrative und rechtliche Umsetzbarkeit zu erwarten**

Variante 3: Verstärkte haushaltsnahe Getrennterfassung mittels verursachergerechter Gebührensysteme

Ausgangspunkt

Verursachergerechte Gebührensysteme können vor allem in Kombination mit Reduktion des bereitgestellten Restmüll-Behältervolumens und Erhöhung des bereitgestellten Altstoffbehältervolumens den Anteil an kunststoffhaltigen Abfallfraktionen reduzieren. Erfolgsbeispiel ist hier das Land Vorarlberg mit hohen sackbezogenen Restmüllgebühren, Staffelung des Sammelvolumens nach Sackgrößen und hohem bereitgestelltem Altstoffsammelvolumen, was in geringen Wertstoffanteilen im Restmüll resultiert.

Erwartete Wirkungen des Instruments

- **Geringe Wertstoffanteile im Restabfall bei geringem Restabfallaufkommen**

Chancen und Barrieren bei der möglichen Umsetzung

- ? **Abschöpfbares Wertstoffpotenzial teils durch Einführung des gelb-blauen Sackes bereits ausgereizt (geringes Potenzial):** Seit Einführung des gelb-blauen Sacks ist das Aufkommen an getrennt erfassten Kunststoff-Verpackungen bereits deutlich gestiegen – je nach Region bis zu 10% (ARA,

2023; Interzero 2024), teilweise deutlich darüber, womit bei bevorstehenden Restmüllabfallanalysen geringere Wertstoffanteile zu erwarten sind.

- **Keine kommunale Zuständigkeit für lizenzierte Kunststoffe und Textilien:**
Es besteht hier keine kommunale Zuständigkeit, da die Sammel- und Verwertungssysteme verantwortlich sind. Investitionen in Systemumstellungen in Richtung verursachergerechter Gebührensysteme sind damit für betroffene Abfallströme nicht gedeckt.

Beurteilung des potenziellen Instruments

- **Geringes verbleibendes Abschöpfungspotenzial** für v.a. Kunststoffverpackungen im Restmüll
- ? **Keine direkte kommunale Zuständigkeit für Verpackungen, daher unklare Finanzierung von potenziellen Maßnahmen**

Variante 4: Verstärkte Getrennterfassung bei Recyclinghöfen mit höherwertiger Verwertung

Ausgangspunkt

Ein Anteil der nicht lizenzierten Kunststoffe umfasst sperrige Wertstoffe, wie Hartkunststoffe (z.B. Gartenmöbeln, Kinderspielzeuge wie Bobby Cars, Kübeln) und Schaumstoffmatratzen, die vereinzelt bei Altstoffsammelzentren getrennt erfasst werden. Diese Materialien sind oft relativ homogen und heizwertreich und eignen sich für stoffliche oder hochwertige thermische Verwertung als Ersatzbrennstoff.

Erwartete Wirkungen des Instruments

- **Getrenntsammlung bei Altstoffsammelzentren**, z.B. durch Erweiterung der Anzahl der getrennt erfassten, sperrigen Wertstoffe

Chancen und Barrieren bei der möglichen Umsetzung

- **Geringes Potenzial der relevanten Abfallströme:** Diese beiden Fraktionen umfassen nur ca. 4% der fossilen CO₂-Emissionen. Weitere vergleichbar relevante, sperrige Fraktionen kommen nicht in Frage. Weiters ist stoffliche Verwertung nicht immer wirtschaftlich möglich bzw. derzeit noch in Entwicklung (z.B. Matratzenrecycling).
- ? **Abfallsammelinfrastruktur regional sehr unterschiedlich:** Die Ausstattung und Eignung von Altstoffsammelzentren ist nicht in allen Regionen Österreichs gegeben, um relevante Mengen getrennt zu erfassen.

Beurteilung des potenziellen Instruments

- **Geringes Abschöpfungspotenzial**

Als Zwischenfazit zu den beurteilten Varianten kommen nur **zwei optionale Maßnahmen mit Anreiz zur Mengenabschöpfung sowie Übergang der Kostenverantwortung von Kommunen auf Hersteller** in Frage, nämlich

1. die Erweiterung der Produzentenverantwortung auf Textilien und Schuhe, Hygieneartikel und Kunststoff-Nichtverpackungen, und
2. die materialbezogene EU-Kunststoffabgabe für Hersteller und Importeure

Der geschätzte Mengeneffekt des Rückgangs im Input kann bis zu 10%, evtl. 20% reichen. Die finanzielle Verantwortung obliegt den Herstellern.

Unter Annahme der **Übertragung der finanziellen Verantwortung auf Hersteller** für diese Produktgruppen ergibt sich, dass bis zu einem **CO₂-Zertifikatspreis von 187**

EUR/t die Abfallgebühren unter der finanziellen Schmerzgrenze von +5%

Gebührenerhöhung blieben. Aus Sicht des Verbrauchers erhöhen sich Lizenzgebühren allerdings um ca. 12 EUR pro Einwohner*in und Jahr, jedoch nur unter der Annahme, dass keine zu erwartenden Vermeidungs- oder Substitutionseffekte zum Tragen kommen (Abbildung 7-12).

Werden die Mehrkosten für Abfallströme mit hohem fossilen C-Gehalt verursachergerecht entsprechend der CO₂-Emissionen zugerechnet, ergeben sich für ausgewählte Abfallströme folgende Mehrkosten pro Tonne:

- KST VP, Leicht-VP: +337 EUR/t
- Hart-KST, KST-NVP: +419 EUR/t
- Textilien, Schuhe: +176 EUR/t
- Hygieneartikel: +122 EUR/t

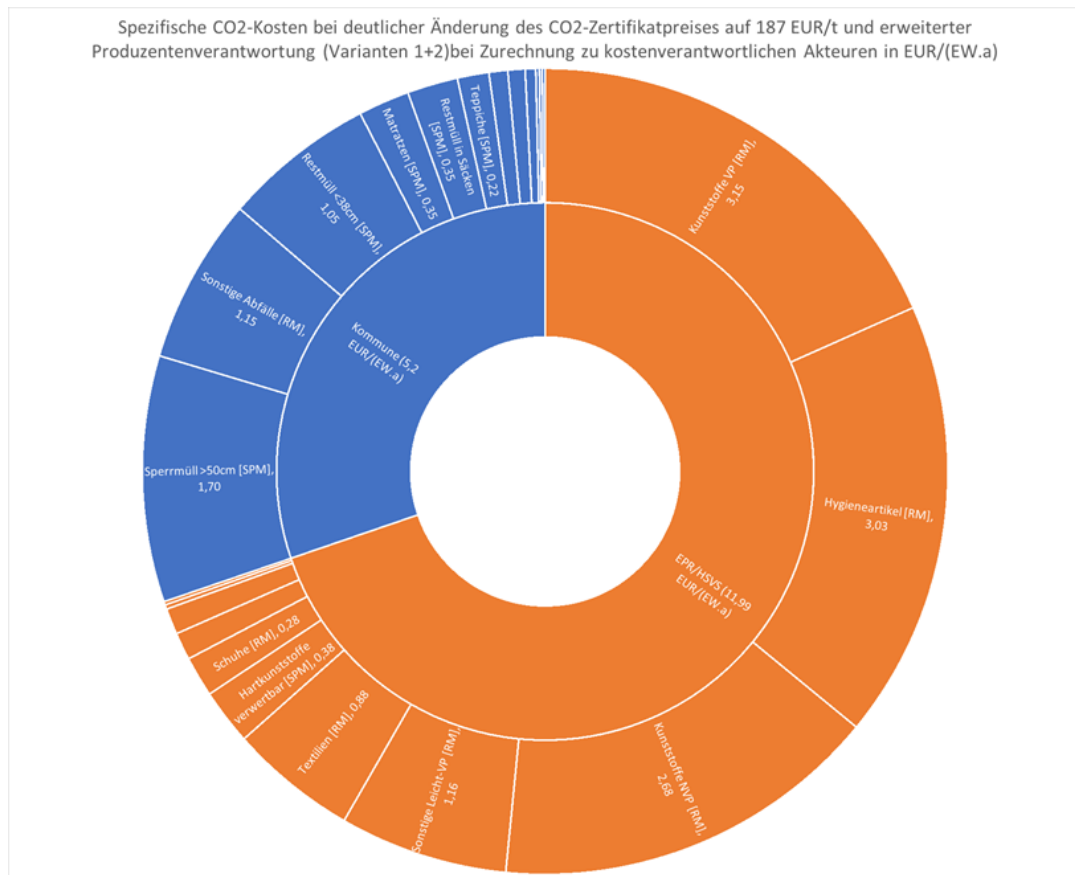


Abbildung 7-12: Erhöhung der spezifischen CO₂-Abgaben bei Erhöhung des CO₂-Zertifikatpreises auf 187 EUR/t und erweiterter Produzentenverantwortung für Textilien/Schuhe, Hygieneartikel und Kunststoff-Nichtverpackungen

7.5 Szenario 3 – „Extremer Preisanstieg“

Ausgehend von der Abschätzung in Szenario 2 sind ab einem zu erwartenden CO₂-Zertifikatpreis über 200 EUR/t weitreichende Maßnahmen notwendig.

Grundlegende potenzielle Optionen sind

1. **„Freikaufen“ mittels CO₂-Zertifikaten mit drastisch zu erhöhenden Abfallgebühren und Lizenzgebühren:** Es werden keine abfalltechnischen Maßnahmen gesetzt. Die Kostenlast wird an Abfallgebührenzahler und Verbraucher mittels Lizenzgebühren weitergegeben.
2. **Wertstoffsplitting mit intensivierter Getrenntsammlung:** Es werden gegebenenfalls als Übergangslösung vor Inbetriebnahme einer zu erbauenden CC-Anlage die technischen und kostendämpfenden Möglichkeiten von intensivierter Getrenntsammlung und Wertstoffsplitting ausgenutzt.
3. **Abscheidung, Nutzung und Speicherung von CO₂ (CCUS)** zur Erreichung der Klimaneutralität.

Zur Beurteilung dieser Optionen auf Ebene der Materialien bzw. Fraktionen im Rest- und Sperrabfall ist die ökonomische Beurteilung der Mehrkosten in EUR pro Tonne anhand der Massenrelevanz (Mengenanteile), zu erwartenden CO₂-Abgaben und Gutschriften vorteilhaft. Fraktionen werden dabei nach Klimarelevanz (fossiler und biogener CO₂-Anteil) und Sperrigkeit (bzgl. potenzieller Aufbereitung) zusammengefasst. Die materialaliquoten CO₂-Abgaben und Gutschriften in Tabelle 10 zeigen erwartungsgemäß höchste Abgaben bei Kunststoffen bzw. größte Gutschriften bei trockenem biogenen Material (v.a. Altholz). Bei Mischabfällen und Textilien ist je nach Behandlung mit Abgaben bzw. Gutschriften zu rechnen, die pro Tonne zumeist gleich hoch ausfallen.

Tabelle 10: Fraktionsgruppen nach Massenrelevanz und zu erwartenden CO₂-Abgaben bzw. Gutschriften bei ETS-Preisen von 400 EUR/t CO₂ (inkl. 30% Aufschlag) in EUR pro Tonne (gerundete Werte)

Fraktionsgruppe	Fraktionen (Bsp.)	Massenanteil am Siedlungsabfall (%)	CO ₂ -Abgabe bei ETS-Preis von 400 EUR/t CO ₂ (materialaliquot) (EUR/t)	CO ₂ -Gutschrift bei ETS-Preis von 400 EUR/t CO ₂ (materialaliquot; Aufschlag 30%) (EUR/t)
Biogenes, feucht	Organik, Lebensmittel	29%	0	-250
Biogenes, trocken	Altholz, PPK	9%	0	-500
Kunststoffe, Verpackungen und NVP	Kunststoffe (VP, NVP) exklusive sperrige Kunststoffe	11%	350	0
Kunststoffe, sperrig	Matratzen, Hartkunststoffe	1%	350	0
Inertes	Glas, Metall, Keramik, Steine, Porzellan	14%	0	0
Problemstoff	EAG, Batterien, Problemstoff	1%	150	0
Textilien	Textilien, Schuhe, Wohntextilien	4%	200	-200
Mischabfall, nicht sperrig	Hygieneartikel, Sortierreste	24%	125	-100
Mischabfall, sperrig	Sperrmüll, Möbelverbund	6%	200	-200

7.5.1 Wertstoffsplitting und intensivierte Getrenntsammlung

Wertstoffsplitting und intensivierte Getrenntsammlung zur Steigerung der Kosteneffizienz kann in folgenden **Anwendungsbereichen** grundsätzlich angedacht werden, und zwar

1. als **Übergangslösung** vor Inbetriebnahme einer Anlage zur CO₂-Abscheidung,
2. theoretisch als Maßnahme mit anderen Abfallverwertungsschienen, jedoch ohne CO₂-Abscheidung, oder
3. in Kombination mit einer Carbon-Capture-Anlage.

Je nach Fraktionsgruppen kommen neben der thermischen Abfallverwertung unterschiedliche, alternative Verwertungsschienen in Betracht, die im Falle von deutlichen Veränderungen der Kostenstruktur auf Basis steigender ETS-Preise sowie CCS-Kosten zu erwarten sind. Hier zu nennen wären z.B.

- die intensivierte getrennte Sammlung von
 - Biotonnenmaterial (Haushalts- und Küchenorganik) mit Biogasnutzung und Kompostierung, sowie
 - Altstoffen (Verpackungen, PPK-Nichtverpackungen, Textilien etc.) aus haushaltsnaher Sammlung,
 - Sperrigen Wertstoffen,
- die thermische Verwertung von trockenem, biogenem Material (v.a. Altholz) in Biomassekraftwerken (ggf. mit CO₂-Abscheidung),
- Restmüllsplitting von inertem Material (z.B. Glas, Metall) sowie Altstoffen (z.B. Papier), und
- Wertstoffsplitting von gemischtem Sperrabfällen.

Zur Beurteilung der Änderung der Kostenstruktur bei steigenden ETS-Preisen und Umsetzung der CO₂-Abscheidung mit resultierender Erhöhung der Übernahmetarife werden die Fälle mit ETS-Preisen von 200 und 400 EUR/t CO₂ in Tabelle 11 betrachtet. Kostenannahmen beruhen auf Tabelle 7.

Der Vergleich der fraktionspezifischen Verwertungskosten in Euro pro Tonne nach Fraktionsgruppen zeigt, dass bei den beiden massenrelevanten Abfallströmen der feuchten, biogenen Abfälle (Biotonnenmaterial) und inertem Material die CCS-Behandlung zu deutlichen Kostenanstiegen führen, bei biogenem Material vor allem bei niedrigen ETS-Preisen. Diese Preisdifferenzen implizieren starken Preisdruck in Richtung der Intensivierung der Biotonnensammlung und Wertstoffsplitting von inertem Material. Beim Wertstoffsplitting von inertem Material ist die Kosteneffizienz auf Basis der anzustrebenden hohen Ausbeute von weiteren, auszusortierenden Wertstoffen zu betrachten, die die Reduktion der outputbezogenen Sortierkosten erlaubt. Würde nur die inerte Fraktion (z.B. ca. 15% vom Restmüll) aussortiert, ergäben sich sehr hohe outputbezogenen Sortierkosten jenseits der 1000 EUR/Tonne Sortieroutput.

Für Altholz bzw. trockenes, biogenes Material ergeben sich erst bei hohen ETS-Preisen Vorteile durch die CCS-Behandlung. Hier sind CCS-Kosten von ggf. künftige, konkurrierende Biomassewerke mit CO₂-Abscheidung zu berücksichtigen, sowie die (sich derzeit entwickelnden) rechtlichen Rahmenbedingungen gemäß RED III, die ein nachhaltiges Abfallmanagement gemäß Abfallmaßnahmenhierarchie fordern werden, um sich Negativ-Emissionen monetär anrechnen lassen zu können.

Kostenvorteile bei der CCS-Behandlung ergeben sich tendenziell für Kunststoffe, Textilien und sperrige Mischabfälle, allerdings erst bei hohen ETS-Preisen ab ca. 400 EUR/t CO₂.

Tabelle 11: Vergleich der materialliquoten Kosten ohne und mit CCS-Behandlung bei ETS-Preisen von 200 und 400 EUR/tCO₂ auf Basis der Kostenannahmen in Tabelle 8 in EUR pro Tonne

Fraktionsgruppe	Materialliquote Kosten <u>ohne</u> <u>CCS</u> bei ETS- Preis von 200 EUR/t CO ₂	Materialliquote Kosten <u>mit CCS</u> bei ETS-Preis von 200 EUR/t CO ₂	Materialliquote Kosten <u>ohne</u> <u>CCS</u> bei ETS- Preis von 400 EUR/t CO ₂	Materialliquote Kosten <u>mit CCS</u> bei ETS-Preis von 400 EUR/t CO ₂
Biogenes, feucht	120	315	120	190
Biogenes, trocken	120	190	120	-60
Kunststoffe, Verpackungen und NVP	295	440	470	440
Kunststoffe, sperrig	295	440	470	440
Inertes	120	440	120	440
Problemstoff	195	440	270	440
Textilien	220	340	320	240
Mischabfall, nicht sperrig	183	390	245	340
Mischabfall, sperrig	220	340	320	240

Als Fazit ist bei hohen ETS-Preisen sowie CCS-Verwertungskosten eine deutliche Umreihung der Kosteneffizienz der Verwertungsschienen zu erwarten, womit Ausweicheffekte sowohl hin oder weg von künftiger CCS-Verwertung zu erwarten sind. Ausweicheffekte sind am ehesten bei Abfallströmen ohne fossilen Kohlenstoff, als biogene oder inerte Materialien, zu erwarten. Sofern stoffliches Recycling (z.B. Kunststoffverpackungen) zur Erreichung deutlich höherer Recyclingquoten kosteneffizient erreichbar ist, wird sich die Rest- und Sperrmüllmenge fraktionsbezogen spürbar reduzieren.

7.5.2 CCUS

Wie die ökonomische Vergleichsrechnung im letzten Abschnitt zeigt, ergeben sich bei hohen ETS-Preisen für zahlreiche kohlenstoffreiche, fossile und teils biogene Abfallströme im Siedlungsabfall relative Kostenvorteile von Anlagen mit CO₂-Abscheidung gegenüber konventionellen Anlagen. Diese relativen Kostenvorteile fallen weg, wenn die ETS-Preise sinken oder dauerhaft zu niedrig sind. Für Anlagenbetreiber, die in die klimaneutrale Technologie investiert haben, fallen in diesem Fall „sunk costs“, d.h. irreversible Kosten, die nicht mehr refinanziert werden können, an.

Für diesen Zweck wurden Finanzierungsmodelle auf Basis des Europäischen Innovationsfonds entwickelt. Der Innovationsfonds (https://climate.ec.europa.eu/eu-action/eu-funding-climate-action/innovation-fund_en) ist eines der weltweit größten Finanzierungsprogramme für die Einführung und Vermarktung innovativer kohlenstoffarmer Technologien. Derzeit vergibt der Fonds Projektunterstützung durch reguläre Zuschüsse, Auktionen, Unterstützung bei der Projektentwicklung und gemischte Finanzierungsinstrumente wie Invest EU.

Im Jahr 2023 entwickelte die Kommission einen neuen Ausschreibungsmechanismus („Auktionen“), um ihr Zuschussprogramm zu ergänzen. Auktionen erweitern das Portfolio der im Rahmen des Fonds verfügbaren Unterstützungsmechanismen und fördern eine schnellere und kosteneffizientere Unterstützung für die Einführung ausgereifterer, kohlenstoffarmer Technologien, die für den grünen Übergang benötigt werden.

Auktionen sind marktbasierte Instrumente, mit denen die Kommission Fördermittel aus dem Innovationsfonds vergeben kann, um innovative, kohlenstoffarme Projekte in Europa zu beschleunigen. Eine Auktion ist ein Prozess, bei dem Waren oder Dienstleistungen zur Versteigerung angeboten werden. Im Falle einer Subventionsregelung wird eine Subvention für eine bestimmte Tätigkeit oder ein bestimmtes Produkt versteigert. In der Regel erhalten die Bieter, die den niedrigsten öffentlichen Zuschuss für eine Dekarbonisierungsmaßnahme oder ein Produkt verlangen, den Zuschlag für die Subvention.

Ein gut konzipierter Auktionsmechanismus ermöglicht eine definitionsgemäß effizientere Zuteilung von Fördermitteln auf einem wettbewerblich bestimmten Niveau. Dadurch werden die Kosten für die Öffentlichkeit minimiert und, wenn er gut konzipiert ist, die Risiken von Projekten ausreichend reduziert, so dass sie mehr privates Kapital anziehen.

Im Vergleich zu den regulären Zuschüssen des Innovationsfonds werden bei Auktionen nur Zahlungen auf der Grundlage der zertifizierten und überprüften Produktion geleistet (d. h. keine Vorfinanzierung oder Zahlungen vor der Inbetriebnahme), und es werden Projekte mit einem anderen Risikoprofil in Angriff genommen als bei den bestehenden regulären Zuschussprogrammen.

Eine wichtige Rolle spielen **Carbon Contracts for Difference**. Carbon Contracts for Difference sind privatwirtschaftlichen Absicherungskontrakten, d.h. Risikoabsicherungsinstrumenten, nachempfunden: Sie bieten Unternehmen finanzielle Planungssicherheit im Hinblick auf bestimmte Preisentwicklungen (z.B. für Energieträger wie Wasserstoff) und sichern damit Risiken ab, die derzeit noch Investitionen in klimafreundliche Produktionsverfahren entgegenstehen. Sobald die transformative Produktion kostengünstiger als die konventionelle Produktion durchgeführt werden kann, kehrt sich das durch die CCfD etablierte Zahlungsverhältnis um: Mehreinnahmen der geförderten Unternehmen fließen dann an den Staat zurück, was per Saldo dafür sorgt, dass die staatlichen Subventionen der Nachfrage entsprechen. Unter der Annahme, dass diese Carbon Contracts for Difference bei österreichischen Anlagen angewendet werden, ist zu berücksichtigen, dass nach dem Auktionsprinzip nur jene Anlagen mit diesem Absicherungsmechanismus (gegenüber unter ein festzulegendes Limit fallenden ETS-Preisen) unterstützt werden, die die kosteneffizienteste Technologie anwenden.

In welcher Betragshöhe dieses Limit festgelegt wird, kann näherungsweise auf Basis der relativen Kostenvergleiche von Anlagen ohne und mit CCS, wie in Abbildung 7-7 bzw. Abbildung 7-13 abgeschätzt werden. Zieht man hier die Schnittpunkte der Mehrkosten ohne CCS mit CCS-Anlagen mit minimalen bis mittleren Kostenannahmen heran, ergeben sich **einwohnerspezifische Mehrkosten von 17 bis 25 EUR pro Einwohner*in und Jahr**, was eine **Steigerung der abfallwirtschaftlichen Kosten von 16% bis 24%** ergibt.

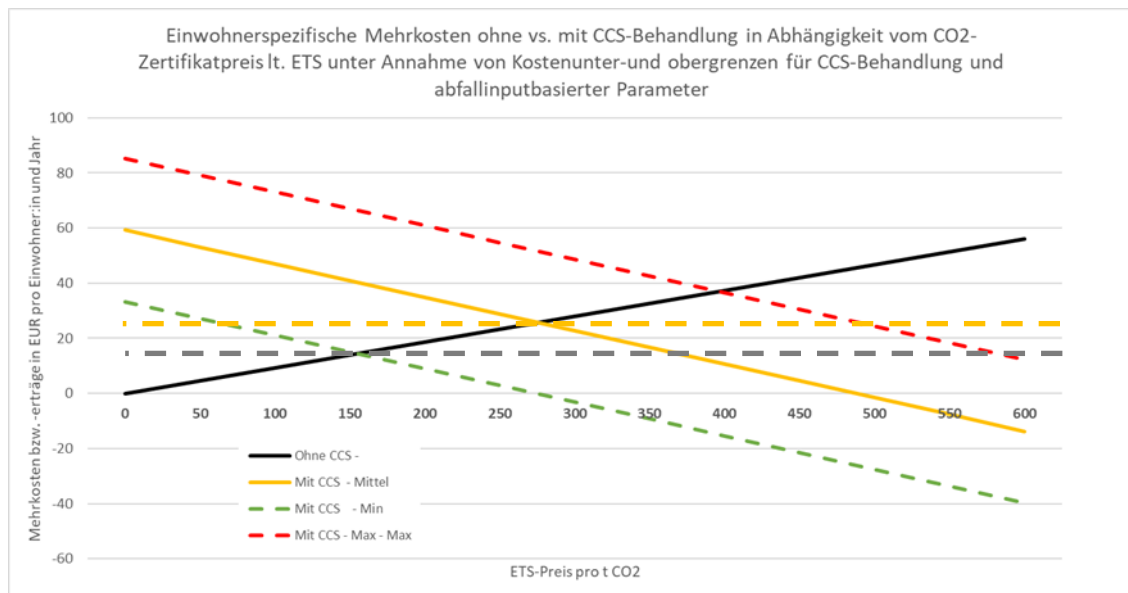


Abbildung 7-13: Abschätzung eines Zielwertbereichs für CCS-Anlagen mit minimalen bis mittleren Kosten anhand der einwohnerspezifischen Mehrkosten in EUR pro Einwohner und Jahr. (Annahmen: 187 kg/(EW.a) Siedlungsabfall; 0,83 t CO₂/t Siedlungsabfall; 41% biogener CO₂-Anteil; 178, 317 bzw. 455 EUR/t CCS-Kosten (inkl. CC, Transport, Off-Shore-Speicherung) als Untergrenze, Mittelannahme bzw. Obergrenze; 30% Marktaufschlag auf CO₂-Gutschriften)

8 Technologische Evaluierung der Carbon Capture Technologien

Es gibt im Wesentlichen drei Arten von CDR (Carbon Dioxid Removal) - Technologien, die grundsätzlich bei Verbrennungsprozessen zur Kohlenstoffabscheidung zur Anwendung kommen können: Pre-Combustion, Oxy-Fuel-Verbrennung und Post-Combustion.

Bei der Pre-Combustion-Konfiguration wird der Brennstoff vorbehandelt, um Synthesegas zu erzeugen, aus dem das CO₂ abgetrennt wird, bevor das Synthesegas verbrannt wird (Pour et al., 2018). Das Pre-Combustion-System eignet sich für Ströme mit hoher Kohlenstoffkonzentration, in der Regel mehr als 20 % des Gesamtvolumens (Leung et al., 2014). Dieses System zeichnet sich dadurch aus, dass der Brennstoff zunächst mit einer kontrollierten Menge an Luft/Sauerstoff oder Dampf vergast wird. Die Reaktionsprodukte werden dann zusammen mit Dampf in einen katalytischen Reaktor geleitet, wo eine Wasser-Gas-Shift-Reaktion stattfindet. In diesem Stadium wird das CO₂ abgetrennt und H₂ kann genutzt werden (Shahbaz et al., 2021).

Bei der Oxyfuel-Verbrennung wird anstelle von Luft ein Gemisch aus Sauerstoff und CO₂ als Oxidationsmittel verwendet, wodurch ein Rauchgas entsteht, das hauptsächlich aus CO₂ und Wasser besteht, das durch Kondensation leicht aus dem Strom abgetrennt werden kann (Toftegaar et al., 2010). Bei der Oxyfuel-Verbrennung wird eine Luftzerlegungsanlage eingesetzt, um den Stickstoff vor der Verbrennung vom Sauerstoff zu trennen. Der Sauerstoff wird dann zusammen mit dem Brennstoff einem Oxyfuel-Kessel zugeführt, um Synthesegas zu erzeugen, das aufgrund der vorherigen Abtrennung von Stickstoff nur aus Kohlenmonoxid und Wasserstoff besteht. Das CO₂ wird vom Wasser getrennt, ohne dass das Synthesegas entschwefelt und von NO_x-Bestandteilen befreit werden muss, was den Hauptvorteil dieses Systems darstellt. Das CO₂ im Rauchgas liegt in hohen Konzentrationen vor, etwa 80 % bis 98 % (Anwar et al., 2018; Shahbaz et al., 2021). Allerdings ist diese Technologie noch nicht ausgereift und Abfallverbrennungsanlagen werden üblicherweise im Unterdruck geführt. Bei der Implementierung von Oxyfuel Technologien müssten die Anlagen dicht sein, was zu vielen praktischen Problemen führen kann. Oxyfuel macht im Zusammenhang mit Kalzinierung Sinn (z.B. Kalkbrennen), weil damit das CO₂ aus dem Kalzinierungsprozess mitgenommen wird. Die Anlage muss hierfür komplett dicht sein, weshalb dies nur bei neuen Anlagen zum Einsatz kommen kann. Eine kryogene Nachbehandlung wäre im Anschluss dann noch notwendig.

Bei der Post-Combustion-Konfiguration wird das CO₂ nach der Verbrennung aus den Rauchgasen entfernt; die aus dem Kessel austretenden und zum Schornstein geleiteten Abgase werden aufgefangen und in eine Abscheidungsanlage geleitet, um das CO₂ aus den Abgasen abzutrennen (Bertone et al., 2024). Post-Combustion Technologien sind die am besten geeignete Option für die Nachrüstung einer bestehenden Anlage, ohne dass übermäßige Änderungen an der Anlage

vorgenommen werden müssen. Dieses System ermöglicht es, mit dem gesamten Abgasstrom der Anlage oder nur mit einem Teil davon zu arbeiten (Bertone et al. 2024). Diese Technologie kann leicht in Kraftwerke integriert werden und erfordert im Vergleich zu anderen Kohlenstoffabscheidungssystemen keine größeren Konfigurationsänderungen oder Vorarbeiten. Ein weiterer Vorteil dieser Technologie ist die einfache Regulierung der Prozessparameter ohne Unterbrechung des Hauptbetriebs des Kraftwerks, da sie in der letzten Stufe des Behandlungssystems eingesetzt wird (Ben-Mansour et al., 2016). Dieses Verfahren ist für Vergasungs- und Verbrennungskraftwerke gleichermaßen geeignet (Shahbaz et al., 2021). Zu den Post-Combustion Technologien zählt eine Reihe verschiedener Verfahren (siehe Abbildung 8-1), welche in physikalische und chemische Verfahren unterteilt werden können. Zu den physikalischen Methoden gehören die Membranabscheidung, die kryogene Kondensation und die physikalische Adsorption. Bei den chemischen Methoden handelt es sich um chemische Adsorption oder Absorption (Bertone et al. 2024). Abbildung 8-2 zeigt die möglichen Carbon Capture Technologien in der Siedlungsabfallverbrennung. Die Post-Combustion Technologien werden im folgenden Kapitel 8.1 näher dargestellt.

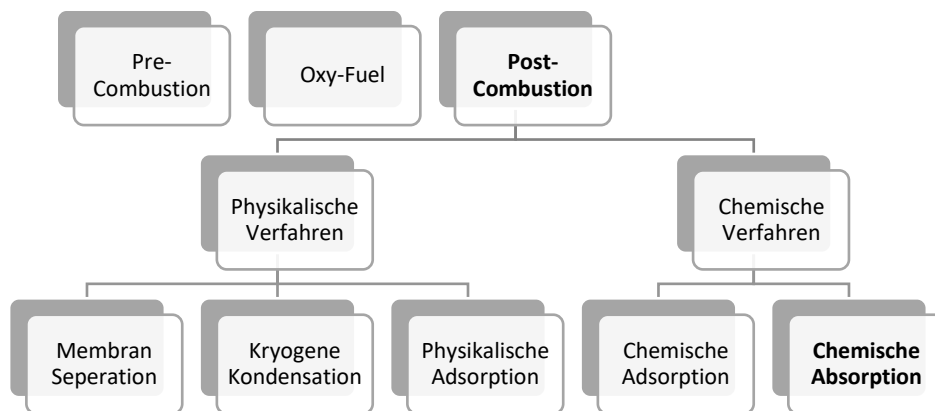


Abbildung 8-1: Überblick Carbon Dioxide Removal Technologien

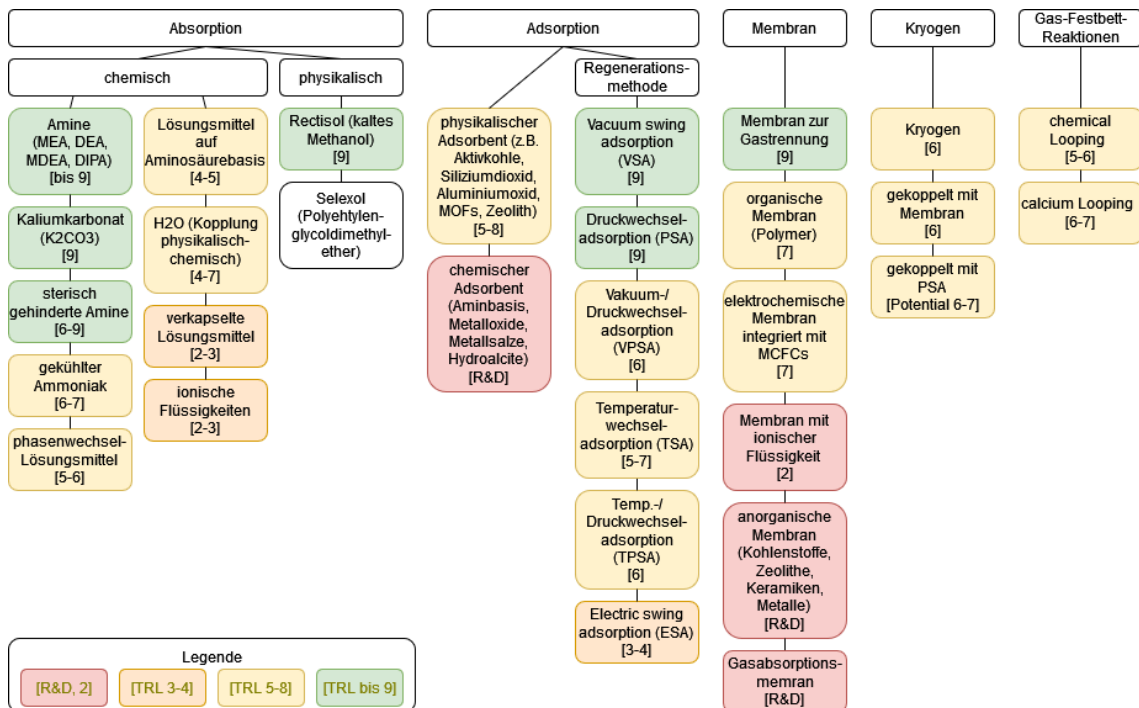


Abbildung 8-2: Carbon Capture (CC) Technologien bei Siedlungsabfallverbrennungsanlagen inkl. Zuordnung zum „Technology Readiness Level – TRL“ (Quelle: IVET - BOKU)

8.1 Post-Combustion Technologien für die Siedlungsabfallverbrennung

Bei der **Membranabscheidung** trennt die Membran das CO₂ aus den Abgasen ab, indem ein Druckunterschied über die Membran angelegt wird, der die Permeation des Gases antreibt. Im Gegensatz zu den anderen Methoden benötigen diese kein Trennmittel. Allerdings ist die Anwendung der Membrantechnologie für die CO₂-Abscheidung nach der Verbrennung aufgrund des sehr niedrigen Drucks des Rauchgasstroms, der erforderlichen hohen Selektivität und großen Membranoberfläche und der Partikel, die vor der Membranreinigung entfernt werden müssen, eine große Herausforderung (Metz et al., 2005; Bartone, 2024).

Bei der **kryogenen Kondensation** werden verschiedene Kondensations- oder Verfestigungspunkte genutzt, um CO₂ aus dem Gasstrom abzutrennen. Dieses Verfahren zeichnet sich allerdings durch einen sehr hohen Energiebedarf aus (Lung et al., 2014; Bertone et al., 2024). Der benötigte Energieaufwand für diese Technologien ist noch unklar.

Bei der **physikalischen und chemischen Adsorption** werden feste Sorptionsmittel mit einer Affinität für CO₂ verwendet. Beide erfordern einen zyklischen Prozess der CO₂-Entfernung und -Freigabe mit Regenerierung des Adsorptionsbetts. Die Adsorption ist ein Prozess, bei dem sich CO₂ an ein festes Oberflächen-Sorptionsmittel wie Zeolithe, Aktivkohle, Lithiumzirkonat, Hydrotalcit und Calciumoxid anlagert. Die

Wahl des idealen Adsorptionsmittels hängt von vielen Aspekten ab, hauptsächlich von der Menge des zu entfernenden CO_2 , der Kinetik, der Porengröße und der Struktur des Adsorptionsmittels usw. Das am häufigsten verwendete physikalische Adsorptionsmittel ist Zeolith, das eine mikroporöse Struktur aufweist. Das an das feste Adsorptionsmittel gebundene CO_2 kann dann entweder durch Temperatur- oder Druckwechseladsorptionstechniken entfernt werden, wobei entweder der Druck oder die Temperatur nach der Adsorption erhöht wird, um das CO_2 zu desorbieren (Anwar et al., 2018; Leung et al., 2014; Shahbaz et al., 2021).

Die Absorption gilt als das ausgereifteste Verfahren zur CO_2 -Abscheidung und kann prinzipiell auf der Grundlage eines physikalischen, chemischen oder hybriden Lösungsmittels erfolgen. Bei der Absorption absorbiert ein Lösungsmittel selektiv CO_2 , wobei die anderen Gase aufgrund ihrer im Vergleich zum CO_2 geringen Löslichkeit im Trägergasstrom zurückbleiben. Das Lösungsmittel kann dann regeneriert und wiederverwendet werden, nachdem es je nach verwendetem Lösungsmittel entweder erhitzt oder druckentlastet wurde (Schema in Abbildung 8-3). Zu den am häufigsten verwendeten chemisch wirkenden Lösungsmitteln gehören Monoethanolamin (MEA), Diethanolamin (DEA), Methyldiethanolamin (MDEA), Diglykolamin (DGA) und Kaliumcarbonat (heißes Kaliumcarbonatverfahren - HPC) (Leung et al., 2014; Samanta et al., 2012; Shahbaz et al., 2021).

Diese Systeme werden kommerziell angeboten und sind besonders effektiv für Anwendungen mit niedrigem CO_2 -Partialdruck, wie dies bei Abfallverbrennungsanlagen der Fall ist (Bertone et al., 2024).

Die chemische Absorption unter Verwendung von Lösungsmitteln auf Aminbasis gilt als die erste CO_2 -Abscheidungstechnologie, die in industriellem zur CO_2 -Abscheidung eingesetzt wurde, wobei die erste kommerzielle Großanlage (Sleipner-Gasfeldprojekt) 1996 in Norwegen aufgrund der hohen Kohlenstoffsteuer installiert und gestartet wurde (Raza et al. 2018). Sie ist derzeit der vielversprechendste Ansatz und hat sich zu einem Maßstab für die CO_2 -Abscheidungstechnologie entwickelt (Hussin und Aroua, 2020).

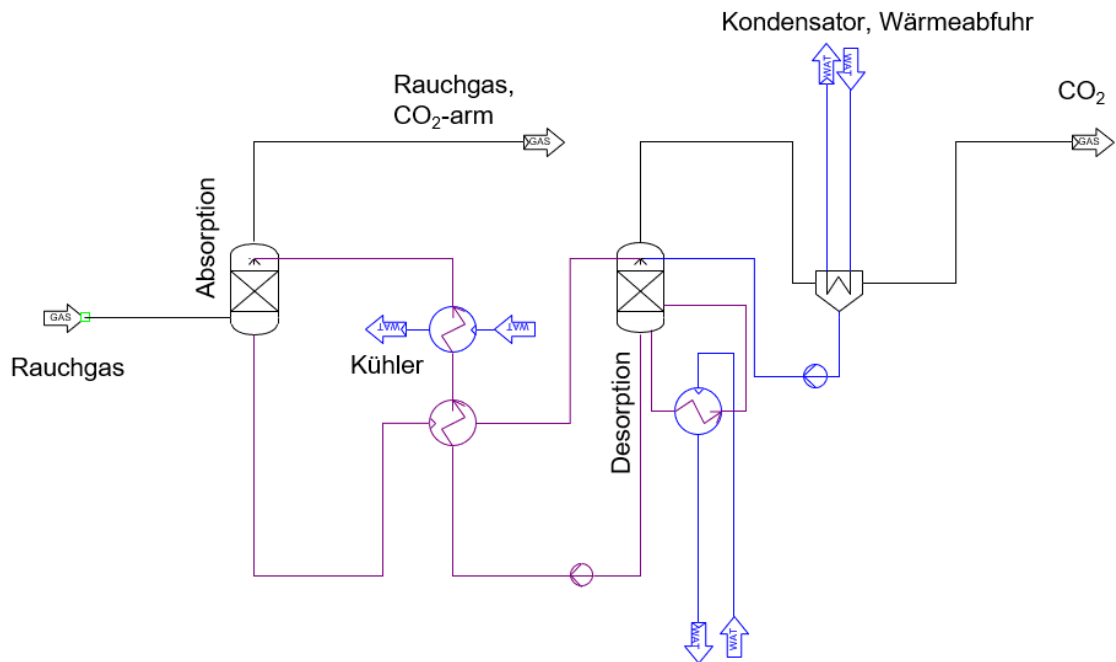


Abbildung 8-3: Schema des Absorptionsverfahrens mit Aminen oder Kaliumcarbonat.

Aufgrund des fortgeschrittenen Technologiereifegrades der Absorption von CO₂ über Amine wurde diese Technologie als eine der drei zu untersuchenden Optionen in dieser Studie ausgewählt. Da Aminwäscher bei relativ niedrigen Temperaturen betrieben werden, wurde alternativ eine Variante mit heißem Kaliumcarbonat betrachtet, um die Auswirkungen für eine Auskopplung ins Fernwärmenetz zu evaluieren. Da der Einsatz von Aminen und Kaliumcarbonat auch gesundheitliche Risiken, sowie Korrosionsprobleme mit sich bringt, wurde als Alternative dazu eine PSA (pressure swing adsorption) mit anschließender kryogener Aufreinigung in Betracht gezogen (Schema in Abbildung 8-4). Da diese Verfahrenskombination eine Komprimierung des Rauchgases erfordert, wird der Energieaufwand hierfür mit den anderen Verfahren verglichen. Durch die kryogene Aufreinigung entspricht das abgetrennte CO₂ auch den Anforderungen für einen Pipeline Transport (Sun et al., 2015).

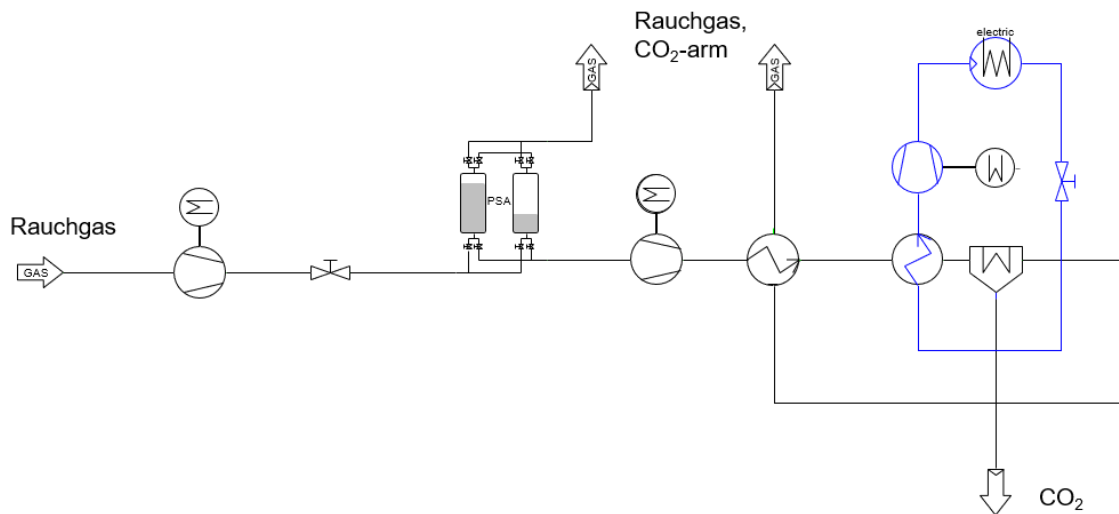


Abbildung 8-4: Schema des Kombinationsverfahrens PSA mit kryogener Aufreinigung.

Der Post-Combustion Capture Ansatz wird als für Abfallbehandlungsanlagen passende Technologie betrachtet, da diese Systeme relativ einfach als Nachrüstungsoption in bestehende Anlagen implementiert werden können. Die Pre-Combustion- und Oxyfuel-Verbrennungssysteme erfordern dagegen einzigartige Konfigurationen und können in der Regel nur in neu gebaute Standorte integriert werden (Shahbaz et al., 2021).

Die Auswahl der Abscheidetechnologie hängt hauptsächlich von der Abnahme (Wärme/Strom) und dem Temperaturniveau des Wärmenetzes ab. Der Energiebedarf der Abscheidetechnologie ist eine relevante Kennzahl (etwa ein Drittel der Produktion), wobei zu beachten ist, dass für Betreiber von Müllverbrennungsanlagen hauptsächlich Abfallannahme/Abfalldurchsatz wirtschaftlich relevant sind und weniger der Energieverkauf. Allerdings muss ggf. das Wärmenetz verlässlich bedient werden. Ob die Reduktion des energetischen Outputs problematisch ist, muss somit von Fall zu Fall entschieden werden. Die zu erzielenden Preise für Strom und Wärme könnten für Anlagenbetreiber entscheidungsweisend sein.

Ein weiterer kritischer Aspekt ist der Zugang zum Abgas (bei Post-Combustion Technologien): Das Abgas muss an einer geeigneten Stelle zwischen Verbrennung und Ende der Abgasführung zugänglich sein, damit die Abscheideanlage implementiert werden kann. Dementsprechend ist ein gewisser Platzbedarf gegeben. Zudem spielen Abgaszusammensetzung und die Temperatur des Abgases bei der Auswahl geeigneter CC-Technologien eine maßgebliche Rolle.

Das Erreichen der geforderten CO₂-Reinheiten hängt entscheidend von den genauen Prozessparametern ab. Simulationen oder Erfahrung aus ähnlichen Anlagen können gute Anhaltspunkte für die grundsätzliche Eignung einer Abscheidetechnik liefern.

Jedoch wird in jedem Fall empfohlen, die gewählte Abscheidetechnik unter Realbedingungen zu prüfen. Dabei sind die Eignung der Komponenten des

Verbrennungsraumes, die Abscheidetechnologie selbst sowie auch die erreichte Reinheit des CO₂ von Bedeutung.

Um die Wahl des Abscheideverfahrens für österreichische Siedlungsabfallverbrennungsanlagen hinsichtlich des Energiebedarfs zu unterstützen, wurden die österreichischen Anlagen in vier Cluster anhand ihrer Rauchgasreinigung und der Art der Abnehmer (Wärme/Strom) unterteilt (Tabelle 12). Bei der trockenen Rauchgasreinigung wird das Rauchgas nach einem Filter direkt in die SCR (selective catalytic reduction) Einheit geleitet. Bei der feuchten Rauchgasreinigung wird das Gas durch einen Wäscher geleitet und danach mit oder ohne zwischengeschalteten Filter in die SCR geführt. Die bei der Rauchgasreinigung vorhandene Temperatur kann umgewandelt in Form von Prozessdampf, Strom und/oder Fernwärme abgegeben werden. Aus jedem der vier Cluster wurde ein konkreter Teststandort herangezogen, um die Daten aus der Simulation mit IPSEpro zu validieren.

Tabelle 12: Unterteilung der österreichischen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen hinsichtlich ihrer Rauchgasreinigung und der Art der Abnehmer.

Cluster	Rauchgasreinigung	Art der Abnehmer
1a	Feucht, kein Filter vor SCR	Prozessdampf, Strom* und Fernwärme*
1b	Feucht, kein Filter vor SCR	Fernwärme*, Strom*, Dampf*
2	Feucht, Filter vor SCR	Fernwärme und Strom
3	Trocken (kein Filter vor SCR)	Strom und Fernwärme*

*** nicht in allen Anlagen dieses Clusters bereitgestellt**

Bei der Simulation mit IPSEpro wird ein Fließbild modular aufgebaut. Das Programm liefert eine gleichungsorientierte, stationäre Simulation des Fließbildes.

Gleichungsorientiert bedeutet, dass mit Hilfe der Informationen aus dem Fließbild ein nichtlineares Gleichungssystem aufgestellt wird, welches dann nach einem bestimmten Algorithmus (z.B. Newton-Raphson) in einem Schritt gelöst werden kann. Stationär bedeutet, dass keine zeitlichen Veränderungen abgebildet werden können. Die Massen- und Energiebilanzen sind in allen Modellen streng erfüllt. Daher gelten die Erhaltungssätze auch in allen simulierten Schaltungen. Da sowohl die verwendeten Stoffdaten als auch die Modellgleichungen vom Anwender überprüft und ergänzt beziehungsweise erstellt werden können, eignet sich dieses Programm besonders für technische Studien auf wissenschaftlicher Basis.

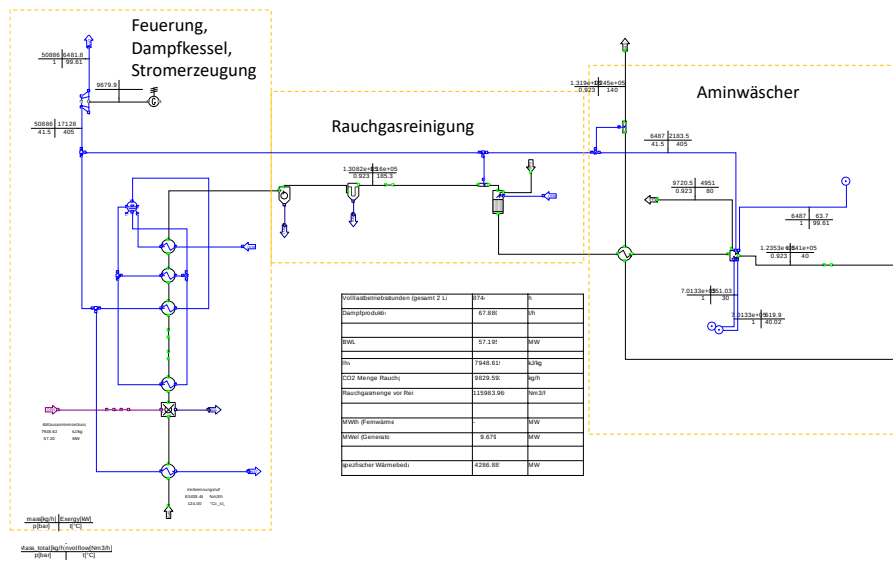


Abbildung 8-5: Typanlage Cluster 3 (Zistersdorf) mit Aminwäscher

Für die Analyse des benötigten Energiebedarfs wurden somit die drei Technologien (MEA, HPC, PSA + Kryogen) für die 4 Clusterstandorte in 12 Lastfällen abgebildet (ein Beispiel findet sich in Abbildung 5). Tabelle 3 zeigt die jeweilig benötigten spezifischen Energiemengen.

Tabelle 13: Übersicht Energiebedarf verschiedene Abscheidetechnologien. *Literaturwerte

Typ	Referenzanlage	spezifischer Wärmeverbrauch			spezifischer Stromverbrauch		
		[kJ/kg CO ₂]			[kJ/kg CO ₂]		
		MEA	HPC	PSA	MEA	HPC	PSA
1a	Dürrrohr	4827	5057	0	600-900	400-500	2848
1b	Spittelau	0	0	0	600-900	400-500	2763
2	Pfaffenau	0	0	0	600-900	400-500	2886
3	Zistersdorf	4266	4516	0	600-900	400-500	3633

8.2 Auswirkungen auf das Energiesystem

Eine Implementierung von CCUS (Carbon Capture, Utilization and Storage) in der österreichischen Siedlungsabfallverbrennung kann neben den zuvor diskutierten sozio-ökonomischen Auswirkungen auch energetische Auswirkungen auf Analgenebene, sowie im österreichischen Energiesystem mit sich bringen. Die von der Statistik Austria zur Verfügung gestellten Daten resultieren für das Jahr 2022 in einem Ausstoß aus brennbaren Abfällen erzeugter Fernwärme von 6 PJ, sowie 2,3 PJ Strom. Davon wird der Großteil der Energie mit 6,7 PJ in KWK-Anlagen erzeugt (5,1 PJ Fernwärme, 1,5 PJ Strom). Kraftwerke mit 0,7 PJ elektrischer Energie und Heizwerke mit 0,9 PJ an

Fernwärme spielen eine geringere Bedeutung für die Energiebereitstellung (siehe Abbildung 8-6). In Summe werden 8,3 PJ durch brennbare Abfälle erzeugt. In den Energieflussbildern 4 ist zu erkennen, dass dies etwa 1,7% der Gesamtenergiemenge darstellt.

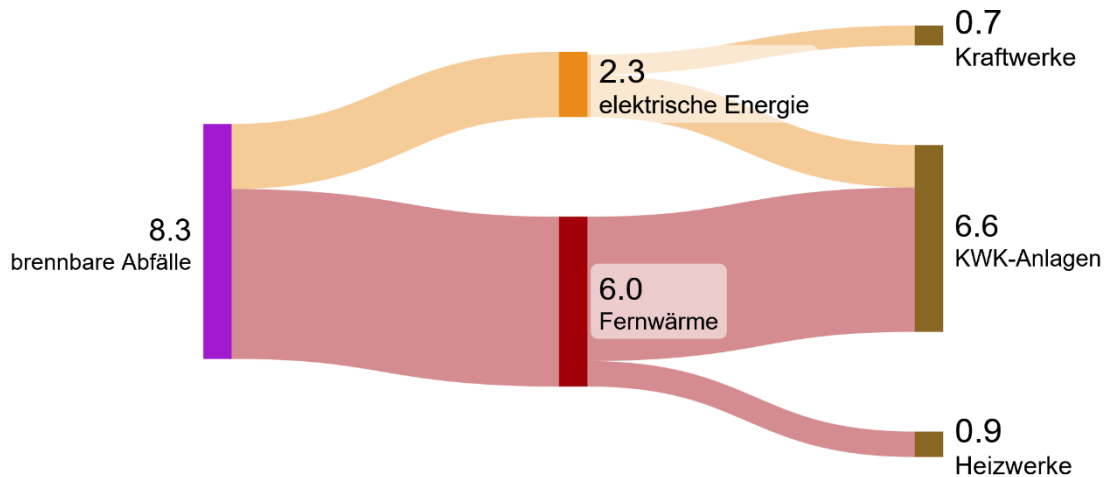


Abbildung 8-6: Umwandlungsausstoß der brennbaren Abfälle in Petajoule aus dem Jahr 2022.

In den vorgelegten Berechnungen wird der gesamte Energieverbrauch für das jeweilige Abscheideverfahren für jeden Cluster dargestellt (siehe Abbildung 8-7). In Cluster 1 sind die Müllverbrennungsanlagen mit einer feuchten Rauchgasreinigung, welche Prozessdampf, Fernwärme und Strom erzeugen, enthalten. Im Cluster 2 wird das Rauchgas ebenfalls feucht gereinigt und die Energie in Form von Fernwärme und Strom abgegeben. In der Beispielanlage von Cluster 1a werden hier etwa 9951 kJ/kg CO₂ an Wärme erzeugt und die Abscheidungstechnologien MEA und HPC würden weniger Wärme (rund 5000 kJ/kg CO₂) benötigen. In Cluster 3 findet eine trockene Rauchgasreinigung statt und Strom stellt die primäre Form der Energieabgabe dar, wobei in manchen Anlagen auch zusätzlich Wärme abgegeben wird. Auch bei diesen Anlagen wird ein zusätzlicher Energieaufwand für die Abscheidung von CO₂ anfallen. Für MEA und HPC fällt hier ein Wärmebedarf von etwa 4500 kJ/kg CO₂ an. Der Strombedarf für eine PSA mit kryogener Aufreinigung liegt für alle berechneten Anlagen bei etwa 2800-3600 kJ/kg CO₂.

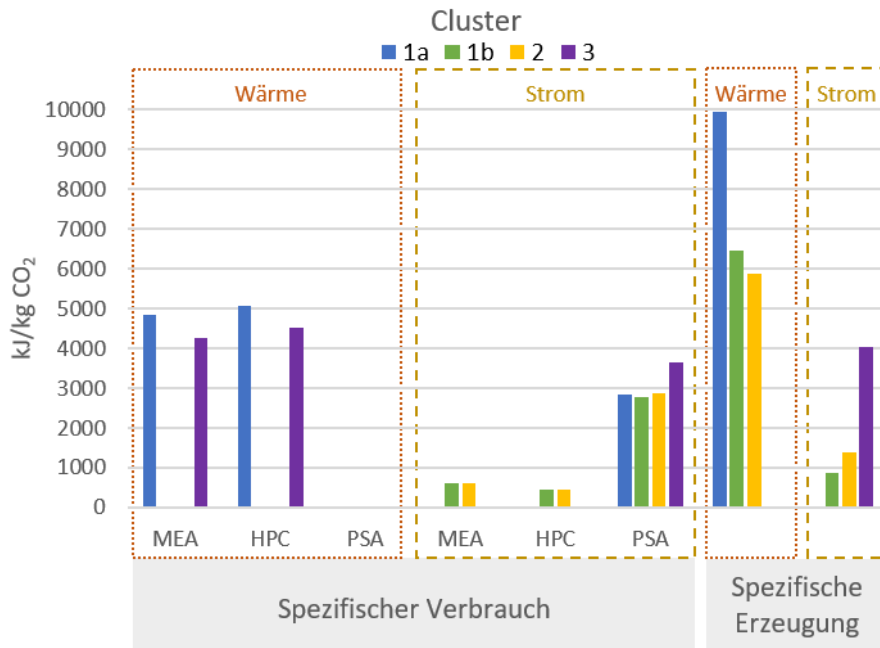


Abbildung 8-7: spezifischer Energieverbrauch pro kg abgeschiedenem CO₂ gegenübergestellt der spezifischen Energieerzeugung pro kg CO₂ für alle vier Beispiel-Anlagen.

Der Umgang mit zusätzlichem Energiebedarf für die Abscheidetechnologie wird von Anlage zu Anlage verschieden sein. Für Anlagen bei denen die kontinuierliche Bereitstellung der zugesagten Fernwärmemenge essenziell ist, kann die benötigte Wärme für die Aminwäsche oder das heiße Kaliumcarbonatverfahren über eine Wärmepumpe im Rücklauf des Fernwärmestroms energetisch optimiert werden. Auch kann, sofern größere Umbauten geplant sind, zusätzlich Wärme gewonnen werden, wenn der Rauchgasstrom vor dem Kamin auf tiefere Temperaturen abgekühlt wird. Für alle Anlagen relevant ist die Frage nach dem Platzbedarf für die Abscheidetechnologien und mögliche Austauschvereinbarung unter den Anlagen, die mehr Platz haben und dadurch mehr CO₂ Abscheiden können und jenen, die CO₂-Zertifikate zukaufen müssen, wenn der Platz für einen Ausbau nicht vorhanden ist. Aus Platzgründen wird derzeit mancherorts über eine Teilabscheidung nachgedacht. Mit den oben skizzierten Modellen können über die Abfallmengen der jeweiligen Anlagen mit der spezifischen Energieerzeugung und dem spezifischen Energieverbrauch die Energieflussbilder für die Abscheidetechnologien erstellt werden (Abbildung 8-8). Für Cluster 1 und 2 ergibt sich bei Einsatz des selbst erzeugten Stroms für PSA/kryogen ein zusätzlicher Strombedarf. Bei MEA und HPC fällt der spezifische Energieverbrauch für Cluster 1a und 1b besonders gering aus durch die integrierte Rückgewinnung der Wärmemenge über Wärmepumpen. Dies kann zusätzlich optimiert werden durch kühlere Rauchgastemperaturen und Adaption der Turbine im Rauchgasweg. In Cluster 3 müsste der zusätzliche Wärmebedarf für MEA und HPC zugeführt werden und für PSA würde der Strom aus Eigenerzeugung

ausreichen. Im Einzelfall muss der Bedarf für jede Anlage selbst kalkuliert werden, da auch die Anteile an Fernwärme und Strom in jeder Anlage unterschiedlich ausfallen und sich auch aufgrund der ökonomischen Voraussetzungen und Verpflichtungen andere Vorteile herausbilden können als in der Übersicht zu erkennen ist.

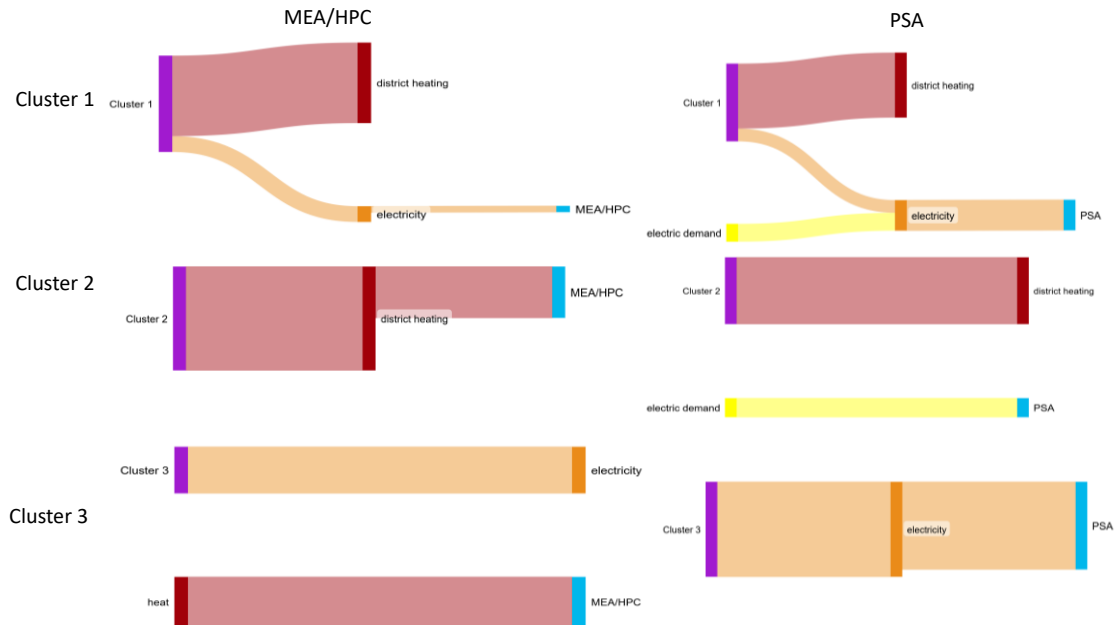


Abbildung 8-8: Energieeinsatz für die Abscheidetechnologien der drei Cluster in Petajoule.

Im österreichischen Energiesystem werden brennbare Abfälle im Bereich Kraftwerke, KWK-Anlagen und Heizwerke eingesetzt (Abbildung 8-9). Aus diesen Umwandlungen entsteht elektrische Energie (2,3 PJ) und Fernwärme (6,0 PJ). Der Anteil an elektrischer Energie und Fernwärme aus brennbaren Abfällen im Vergleich zu anderen Einsatzstoffen beträgt 2,5%. Die Produktion von elektrischer Energie und Fernwärme sind die beiden Schlüsselbereiche, welche durch die Abscheidung von CO₂ aus Siedlungsverbrennungsanlagen beeinflusst werden. Beide Energieformen werden vor Ort produziert, aber teilweise auch für die Abscheidung von CO₂ verbraucht werden. Dadurch reduziert sich die von Siedlungsverbrennungsanlagen abgegebene Energie in Form von Strom und Wärme.

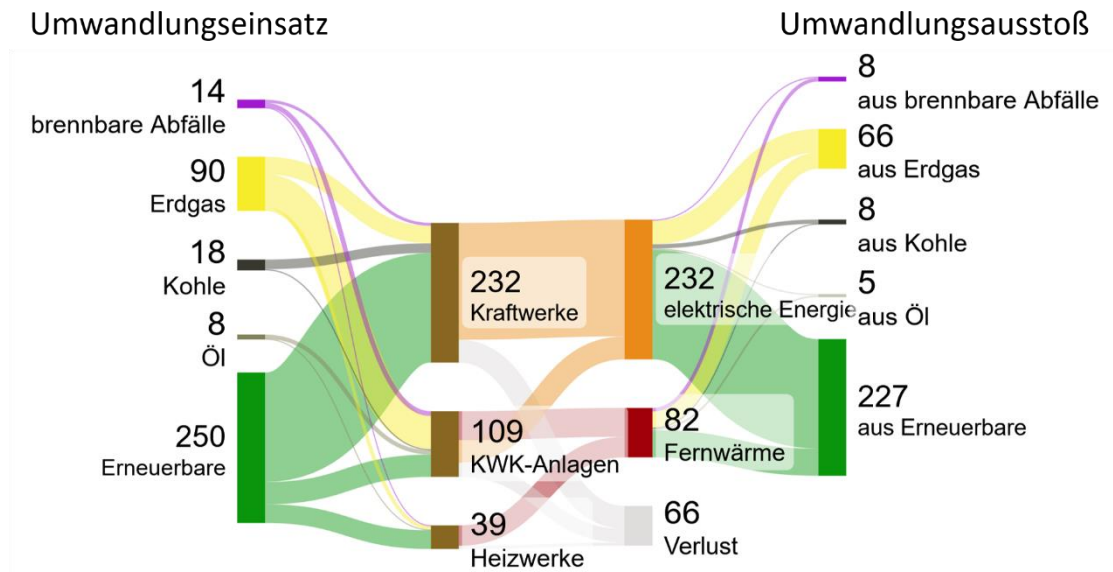


Abbildung 8-9: Umwandlungseinsatz und -ausstoß aus dem Jahr 2022 in Petajoule (Austria Daten Publikation).

Unter der Annahme, dass alle erzeugte Energie in die Abscheidetechnologie integriert werden kann, ergibt sich in Summe für die Auswirkungen auf das Energiesystem für MEA und HPC ein Rückgang der erzeugten Fernwärme um rund 35% und etwa 25% des erzeugten Stroms im Vergleich zur derzeitigen Situation ohne CO₂-Abscheidetechnologie. Bei Implementierung von PSA bleibt die Fernwärme unangetastet und es fällt dafür ein drei-fach höherer Strombedarf im Vergleich zur Situation ohne Abscheidetechnologie an (Abbildung 8-10). Der Gesamtenergieverbrauch der Abscheidetechnologien ist bei PSA jedoch am geringsten.

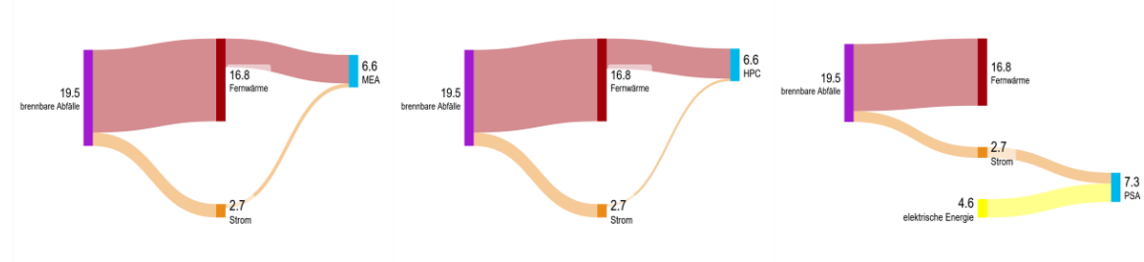


Abbildung 8-10: Gesamtbetrachtung der Energieflüsse aller Anlagen bei Implementierung von MEA, HPC oder PSA in Petajoule.

Die CO₂ Emissionen sollen laut EU green deal jährlich um 2% gesenkt werden. Der Anteil an brennbaren Abfällen im Vergleich zur Gesamtenergiemenge beträgt 1,7% (Abbildung 8-11). Werden diese Emissionen wie oben dargestellt abgeschieden, stellt das etwa die jährlich einzusparenden CO₂ Emissionen dar. Nachdem im Bereich der brennbaren Abfälle die CO₂ Abscheidung die zurzeit sinnvollste Option zur Reduktion des Treibhausgaspotentials von Abfall darstellt, wird hier erhoben welche

Auswirkungen auf das Energiesystem durch die Abscheidung von CO₂ bei
Siedlungsabfallverbrennungsanlagen entstehen.

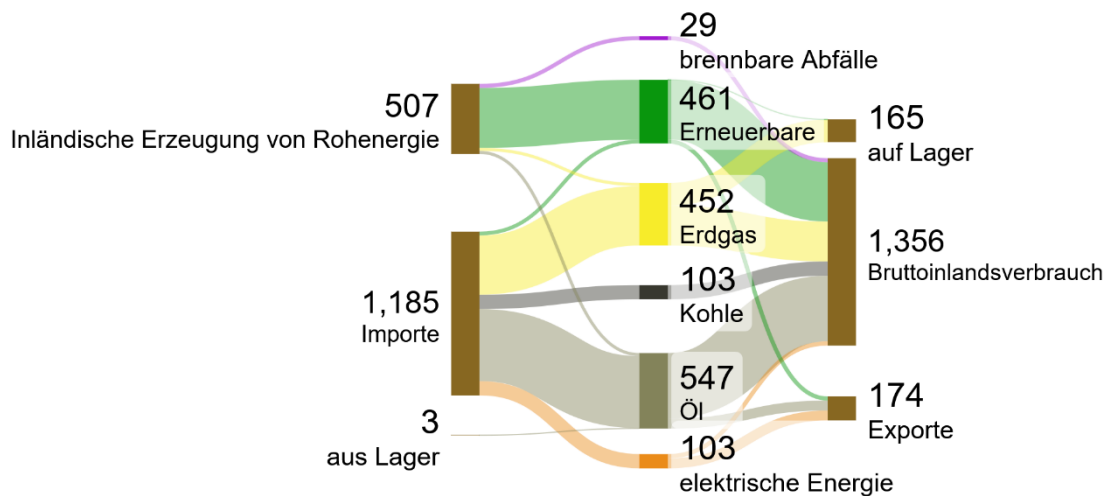


Abbildung 8-11: Gesamtenergiebilanz Österreich aus dem Jahr 2022 in Petajoule (Austria Daten Publikation).

Gesamt lässt sich festhalten, dass eine Implementierung einer CO₂-Abscheidetechnologie in jedem Fall Energie kosten wird. Zu beantworten bleibt die Frage, woher die zusätzlich benötigte Energie genommen wird. Mit dem Ziel Treibhausgasemissionen einzusparen, muss die zusätzlich benötigte Energiemenge nachhaltig zur Verfügung gestellt werden. Die Implementierung einer CO₂-Abscheidetechnologie wird im Größenbereich von 8 PJ liegen (Abbildung 8-10). Für eine nachhaltige Reduktion an Treibhausgasen muss entweder in dieser Größenordnung Energie eingespart werden, um sie für die Abscheidetechnologie zur Verfügung zu stellen, oder im Bereich der Erneuerbaren Energieträger ausgebaut werden. Für eine Reduktion der Treibhausgasemissionen des gesamten Energiesystems werden wir in den kommenden Jahren Effizienzsteigerungen und ein maßhaltendes Energieverbrauchen benötigen.

9 Internationale Case Studies

Derzeit haben fünf Unternehmen ein CCUS-System in einer „Waste-to-Energy“ (WtE) Verbrennungsanlage implementiert, wie in Tabelle 14 zusammengefasst. Diese Anlagen befinden sich in den Niederlanden (AVR, HVC und Twence), Norwegen (Klemetsrud) und Japan (Saga City). AVR, Twence, HVC und Saga City sind Beispiele für CCU-Systeme, während Klemetsrud ein Beispiel für ein CCS-System ist (Bertone et al. 2024).

Tabelle 14 zeigt, dass in WtE-Anlagen derzeit nur Post-Combustion-Absorptions-Konfigurationen zur nachgerüsteten CO₂-Abscheidung verwendet werden. Wie aus Tabelle 14 hervorgeht, befinden sich die meisten Projekte zur CO₂-Abscheidung im WtE-Sektor noch in der Pilotphase, wobei die Machbarkeitsstudien eine Ausweitung anstreben.

Tabelle 14: CCUS Projekte in der Abfallverbrennung (adaptiert nach Bertone et al. 2024)

Land	Unternehmen	Anlage	Status	Typ	Abgeschiedenes CO ₂ (kt/Jahr)	CDR Technologie	CO ₂ Verwendung
Niederlande	AVR	Duiven	In Betrieb	Großanlage	60	Post-Combustion, Absorption	Gewächshäuser
		Rozenburg	Machbarkeitsstudie	Großanlage	-	Post-Combustion, Absorption	Abhängig von den Ergebnissen der Machbarkeitsstudie
	HVC	Alkmaar	In Betrieb	Pilot	4	Post-Combustion, Absorption	Gewächshäuser
			Machbarkeitsstudie	Großanlage	75	Post-Combustion, Absorption	Abhängig von den Ergebnissen der Machbarkeitsstudie
	Twence	Hengelo	In Betrieb	Pilot	2	Post-Combustion, Absorption	Natriumkarbonat
			Im Bau	Großanlage	100	Post-Combustion, Absorption	Abhängig von den Ergebnissen der Machbarkeitsstudie
Norwegen	Fortum	Klemetsrud	In Betrieb	Pilot	-	Post-Combustion, Absorption	Nordsee Speicher
			Machbarkeitsstudie	Großanlage	400	Post-Combustion, Absorption	Abhängig von den Ergebnissen der Machbarkeitsstudie
Japan	Saga City	Saga City	In Betrieb	Pilot	2,5	Post-Combustion, Absorption	Algenkultivierung

AVR war das erste Unternehmen, das in seiner WtE-Anlage in Duiven (Niederlande) ein groß angelegtes CO₂-Abscheidungssystem mit einer Kapazität von 60.000 t CO₂ pro Jahr implementiert hat. Das abgeschiedene CO₂ wird verflüssigt und zur Verwendung in der Gewächshausindustrie weiter transportiert.

Twence hat in seiner WtE-Anlage in Hengelo (Niederlande) ein CCU-System installiert, das bis zu 2.000 t CO₂ pro Jahr abscheiden kann (de Vries et al., 2020). Bei der CCU-Anlage wird CO₂ aus dem Abgasstrom abgetrennt, gereinigt und mit Natriumkarbonat kombiniert. Die Natriumbikarbonat-Aufschlammung wird dann in das Rauchgas eingespritzt, um saure Bestandteile wie HF, HCl und SO₂ zu entfernen (Huttenhuis et al., 2016). Dieser Ansatz trägt dazu bei, die mit der Kohlenstoffabscheidung verbundenen Betriebskosten zu senken und die CO₂-Bilanz zu verbessern. Twence entwickelt derzeit ein System, das jährlich 100.000 t CO₂ abscheiden soll. Klemetsrud hat in seiner WtE-Anlage in Oslo (Norwegen) eine Pilotanlage zur CO₂-Abscheidung eingerichtet (Fagerlund et al., 2011).

Klemetsrud, betrieben von Fortum Oslo Varme (FOV) ist die größte thermische Abfallverwertungsanlage in Oslo in Norwegen. Die Anlage produziert aus dem Abfall sowohl Elektrizität als auch Abwärme, die für das Fernwärmenetz in Oslo verwendet wird. Die Anlage ist derzeit für 20% der Emissionen in der Hauptstadt Oslo verantwortlich. Um diese zu senken, wurde 2016 die CO₂ Abscheideanlage als Teil eines Konzepts für die CO₂ Speicherung errichtet. Weiters sollten Möglichkeiten gefunden werden, Kosten für zukünftige CCS Anlagen zu senken sowie Schwierigkeiten bei der Umsetzung zu erkennen (Feed 2020). Parallel ist ebenfalls geplant, das Zementwerk Norcem mit einer CO₂ Abscheideanlage auszustatten und beide mithilfe einer Pipeline zu verbinden. Das abgeschiedene CO₂ soll ebenfalls mittels Pipeline zum Hafen, und per Schiff zur Offshore Anlage transportiert werden, wo es gespeichert wird (Becidan, 2021).

Die Abscheideanlage wurde von Kanfa und Shell Cansolv zur Verfügung gestellt (CCSNorway, 2020). Über einen untersuchten Zeitraum von 5.000 Betriebsstunden zeigte sich, dass eine CO₂ Abscheiderate von 90% erreicht werden kann. Die Degradation der Amine lag nach 5.000 Stunden bei etwa 5%. Insgesamt konnten in dem Pilotprojekt etwa 3,5 Tonnen CO₂ abgeschieden werden (The Chemical Engineer, 2024). FOV plant nach erfolgreichem Abschluss der Testanlage die Errichtung einer Großanlage, die etwa 400.000 Tonnen CO₂ jährlich abscheiden soll. Bezüglich der Kosten wurde das CCS-Projekt von FOV sowie „Norcem Cement“ und dem benötigten Transport und Speichernetz (Northern Lights) von der norwegischen Regierung mit 17,1 Milliarden Norwegische Kronen (NOK) unterstützt, was in etwa 80-90% der Projektkosten widerspiegelt. Von diesem Betrag gingen 3 Milliarden NOK direkt an das FOV-Projekt, unter der Bedingung, dass der Betreiber FOV die restlichen benötigten 3.8 Milliarden NOK selbständig zusichert, etwa durch EU-Hilfen. Die jährlichen Betriebskosten der Abscheideanlage wurden von FOV auf einen Betrag von mindestens 223 und höchstens 254 Millionen NOK geschätzt (Becidan, 2021). Dieses

Ziel konnte jedoch nicht erreicht werden, weswegen das Projekt 2023 zwischenzeitlich auf Eis gelegt wurde (CCS Norway, 2024). Am 27.1.2025 hat die Betreiberfirma mitgeteilt, dass das Projekt mithilfe von Aker Solutions und SLB Capturi fortgeführt wird. Die Betreiber schätzen die Gesamtkosten auf insgesamt 9,5 Milliarden NOK, wovon 4,3 Milliarden direkt für die Abscheideanlage in Klemetsrud entfallen. (Aker Solution, 2025).

Saga City (Japan) hat ein CCU-System implementiert, das ein wässriges Aminlösungsmittel zur Abscheidung von 2.500 t Kohlendioxid pro Jahr verwendet. Dieses abgeschiedene CO₂ wird dann für den lokalen Pflanzenanbau und die Algenzucht verwendet. Ziel dieser Initiative ist es, ein Abscheidungssystem zu entwickeln, das bis zu 10.000 t CO₂ aus den Rauchgasen der Anlage abscheiden kann (CCS Institute Saga City, 2018).

Die Niederlande sind führend bei aktiven Projekten zur Kohlenstoffabscheidung im WtE-Sektor, wobei der Gewächshausgartenanbau die Hauptanwendung für das abgeschiedene CO₂ ist. Darüber hinaus engagiert sich die niederländische Regierung für innovative und nachhaltige CO₂-Managementstrategien, und private Unternehmen sind aktiv an der Entwicklung des CO₂-Sektors beteiligt. Im Jahr 2006 wurde im Rahmen einer Initiative der niederländischen Regierung das OCAP-Projekt gestartet, um eine bestehende Ölpipeline von Pernis in der Nähe von Rotterdam zum Amsterdamer Hafen umzuwidmen und damit Noord-Holland und Zuid-Holland zu verbinden. Das Phortos-Projekt hat weiters das Ziel der Einrichtung eines CO₂-Transportzentrums und einer Offshore-Speichereinrichtung im Hafen von Rotterdam. Ein Teil des abgetrennten CO₂ soll in Gewächshäusern zur Förderung des Pflanzenwachstums verwendet werden, während das restliche CO₂ komprimiert und in einer Gaslagerstätte in der Nordsee gespeichert wird (Bertone et al., 2024).

In der Schweiz hat die KVA (Kehrichtverbrennungsanlage) Linth (Abfallmenge: 120.000 t/a) zusammen mit Partnern ein Projekt gestartet, um neue Wege für eine Verbesserung der Schweizer CO₂-Bilanz und die Erreichung der Klimaziele zu erforschen. Im Vordergrund steht die Abscheidung von CO₂ direkt in der KVA sowie die anschließende Nutzung oder Lagerung. Seit 2022 werden mehrere Carbon Capture Technologien untersucht, wie z.B. die kryogene Separierung, das Membranverfahren und die chemische Absorption. Von diesen genannten Verfahren wurde die chemische Absorption anhand von Hot Potassium Carbonate (HPC) bzw. Aminwäsche näher untersucht. Dabei wurde festgestellt, dass das HPC Verfahren auf Strom und nicht Dampf angewiesen ist, während die Aminwäsche eine sehr hohe Menge an Dampf benötigt, welche ebenfalls für das Fernwärmenetz benötigt wird. Weiters behält das HPC Verfahren eine bessere Stabilität, wenn es in Kontakt mit Abgasen kommt. (ZAR, 2023). Ziel wäre das abgeschiedene CO₂ per Zug zu einem möglichen CO₂ Hub im Ausland zu transportieren (KVA-Geschäftsbericht 2024). Für die Errichtung der Anlage wurden Investitionskosten von 150 Mio. CHF genannt. Die OPEX werden auf etwa 35

Mio. CHF/a geschätzt. Die Stromproduktion würde sich um 40% auf etwa 50GWh/a verringern (Furgler, 2024).

10 Ergebnisse aus den Stakeholderworkshops

Im Rahmen vom Projekt wurden zwei Stakeholderworkshops (=Beiratssitzungen) abgehalten. Unter den jeweils über 30 Teilnehmer*innen waren neben dem Projektteam und den Auftraggebern auch 9 Anlagenbetreiber sowie Anlagenbauer, Ingenieurbüros, Vertreter von Abfallverbänden und Netz-Infrastrukturbereitsteller, Teilnehmer*innen aus der Forschung vertreten. Die Workshops waren ein Forum, das es ermöglichte, Sorgen und Herausforderungen frühzeitig zu erkennen und einen Wissensaustausch förderte. Die Stakeholder hatten im Rahmen des zweiten Workshops sowie in einer schriftlichen Feedbackrunde die Möglichkeit, Anregungen und Empfehlungen hinsichtlich einer Implementierung von Carbon Capture Technologien in der österreichischen Siedlungsabfallverbrennung zu geben. Diese sind im Folgenden zusammengefasst:

- Die thermische Abfallverwertung ist ein hard-to-abate-Sektor, für den es keine andere Möglichkeit zur vollständigen Dekarbonisierung als Carbon Capture-Anlagen gibt (wird auch in der österreichischen Carbon Management Strategie festgehalten)
- Wenn Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in das ETS integriert werden, wird die Abfallverbrennung teurer. Damit es nicht zu (illegalen) Verschiebungen der Abfallströme (z.B. Deponierung) kommt, müssen EU-weit entsprechende Maßnahmen für Deponien ergriffen werden.
- Wie kann man einen Business Case für biogenes CO₂ schaffen? Evtl. Gegenrechnung im ETS?
- CDR-Zertifikate (Carbon Dioxide Removal) müssen ins ETS integriert werden, um das Gegenrechnen von abgeschiedenen biogenen und fossilen Emissionen zu ermöglichen und Kostenoptimierungspotenziale von Carbon Capture Technologien zu erschließen.
- Rechtssicherheit, Förderung und faire Wettbewerbsbedingungen schaffen
- Schaffung einer Kostenwahrheit, verursachergerechte Kostendeckung
- Aufhebung des CO₂ Speicher Verbots in Österreich – Förderung auch von onshore Speicher
- Es braucht eine Anpassung der gesetzlichen Rahmenbedingungen in Österreich bzgl. CO₂-Speicherung und Aufbau eines CO₂-Transportnetzes
- Transport und Speicherinfrastruktur errichten
- Abschluss von bilateralen Abkommen mit Partnerstaaten (z.B. Dänemark)

11 Zusammenfassung & Schlussfolgerungen

Die Ausgangslage zeigt, dass derzeit (2025) zwölf

Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in Betrieb sind, die jährlich rund 2,6 Millionen Tonnen CO₂ emittieren. Der CO₂-Ausstoß dieser Anlagen ist in den letzten zehn Jahren deutlich gestiegen. Der durchschnittliche Emissionsfaktor liegt bei rund 0,99 Tonnen CO₂ pro Tonne Abfall, wobei der fossile Kohlenstoffanteil im Abgas im Mittel bei etwa 46 % liegt.

Der Auf- und Ausbau von CCUS bei Siedlungsabfallverbrennungsanlagen stellt im Zuge einer Einführung eines Emission Trading Systems (ETS bzw. EHS: Emissions-Handel-System) am Weg zur Erreichung der Klimaneutralität einen wichtigen Baustein dar, kann aber zu erheblichen ökonomischen und sozialen Auswirkungen führen. Angesichts der zu erwartenden Investitions- und Betriebskosten geht es dabei vor allem um Kosteneffizienz und Sozialverträglichkeit, wobei die Abfallentsorgung im Sinne der Abfallhierarchie qualitativ hochwertig und für alle gleichermaßen erschwinglich bleiben soll.

Das Wissen zum Thema CCUS bei Siedlungsabfallverbrennungsanlagen ist derzeit noch weitgehend rudimentär und mit vielen Fragezeichen behaftet. Auch die rechtlichen Rahmenbedingungen dazu unterliegen aktuell einer fortschreitenden Entwicklung und viele Aspekte sind noch nicht eindeutig definiert. Als zentrales Lenkungsinstrument dienen hierbei natürlich die Rechtsakte zum EU-Emissionshandelssystem, das im Jahr 2005 eingeführt wurde. Derzeit unterliegen Anlagen zur Verbrennung von gefährlichen Abfällen und Siedlungsabfällen noch nicht verpflichtend dem EU-EHS. Es wird aber festgelegt, dass die Kommission dem Europäischen Parlament und dem Rat bis zum 31. Juli 2026 einen Bericht vorzulegen hat, in dem die Durchführbarkeit einer Aufnahme von Siedlungsabfallverbrennungsanlagen in das EU-EHS ab 2028 zu bewerten ist. Zudem prüft die Kommission, ob weitere Abfallbewirtschaftungsverfahren in das EU-EHS aufzunehmen sind, insbesondere Deponien (aufgrund relevanter Methan- und Stickstoffoxidemissionen in der Union). Ab 1. Jänner 2024 müssen aber Anlagen für die Verbrennung von Siedlungsabfällen mit einer Gesamtfeuerungswärmeleistung von mehr als 20 MW die entsprechenden Überwachungs- und Berichtspflichten für Treibhausgase gemäß Durchführungs-VO über die Überwachung von und die Berichterstattung über Treibhausgasemissionen (2018/2066) wahrnehmen, und sollten getrennt die biogenen und fossilen CO₂-Flüsse bilanzieren und melden. Dies ist in weiterer Folge für die Implementierung von CCUS-Technologien relevant. Auch die Vorgaben der Abfallrahmenrichtlinie (Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle), auch wenn diese nicht direkt CCUS-Aktivitäten adressiert, könnte in Zukunft hinsichtlich Abfallhierarchie-konformer Maßnahmen eine Rolle spielen, um z.B. die Nachhaltigkeit von Abfallströmen als Inputmaterialien in die thermische Abfallbehandlung beurteilen zu können, wie dies in der EU-Erneuerbaren-Energie-Richtlinie („RED III“, Richtlinie

(EU) 2023/2413) verankert ist. Emissionshandelspflichtige Anlagen müssen die Nachhaltigkeit der energetisch eingesetzten Biomasse nachweisen (mittels eines auf EU-Ebene anerkannten Zertifizierungssystems), denn nur dann können abzugsfähige biogene CO₂-Emissionen anerkannt werden bzw. in weiterer Folge als „Negativ-Emissionen“ angerechnet werden. Diese Vorgaben werden im Hinblick auf Abfallverbrennung als notwendig und zielführend erachtet, um dem möglichen Vorgehen Einhalt zu gebieten, dass z.B. recycling- oder kompostierfähige biogene Abfälle verstärkt der thermischen Behandlung zugeführt werden.

Letztlich sind auch als weitere Rahmenbedingung die generellen Strategien und Vorgaben betreff CO₂-Managements, Speicherung und Transport auf EU-Ebene interessant, wie die Industrielle-CO₂-Management (ICM)-Strategie und die Verordnung über das Netto-Null-Industrie-Gesetz (COM/2023/161 final), sowie die Richtlinie über die geologische Speicherung von Kohlendioxid (Richtlinie 2009/31/EG), welche Anforderungen für die Genehmigung, Überwachung und Kontrolle von CO₂-Speicherstätten festlegt.

Auch auf nationaler Ebene sind derzeit die rechtlichen Rahmenbedingungen im Zusammenhang mit CDR/CCUS, v.a. im Kontext mit der Verbrennung von Siedlungsabfällen, noch relativ unklar und unsicher. Carbon Management ist als Querschnittsmaterie zu betrachten und betrifft diverse Sachverhalte und Rechtsbereiche. Die spezifischen Abfall-relevanten bzw. die für die thermische Behandlung von Siedlungsabfällen relevanten rechtlichen Rahmenbedingungen in Österreich adressieren CDR/CCUS Maßnahmen derzeit nicht konkret (u.a. Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017 und 2023, Abfallverbrennungsverordnung 2024). Im AWG 2002 wird im §3, Artikel 2a nur klargestellt, dass Kohlendioxid, das für die Zwecke der geologischen Speicherung abgeschieden und transportiert sowie gemäß der Richtlinie 2009/31/EG geologisch gespeichert wird oder mit weniger als 100 Kilotonnen zu Forschungszwecken geologisch gespeichert wird, nicht als Abfall im Sinne des AWG gilt.

Für einen möglichst konsolidierten Start betreff Einführung von CCUS in Österreich wurde im Juli 2024 die österreichische Carbon Management Strategie (CMS) veröffentlicht. Die CMS betrachtet gesamthaft einerseits die CO₂-Abscheidung bzw. die CO₂-Entnahme aus der Atmosphäre, den CO₂-Transport und die anschließende permanente geologische Speicherung oder Bindung von CO₂ und andererseits natürliche CO₂-Senken (CMS, 2024). CCS/U/CDR Strategien sollten aber nicht eingesetzt werden, wenn es Alternativen zur Emissionsreduktion, Energieeffizienzsteigerung, etc. gibt.

Das zuständige Ministerium (BMK 2024c) gibt selbst an, dass rechtliche Rahmenbedingungen für die Umsetzung von Mindestzielen für die Abscheidung, den Transport, die Speicherung und den Abtransport von CO₂ erst geschaffen sowie Speicherkapazitäten in anderen Ländern gesichert werden müssen. Die geologische Speicherung von CO₂ in Österreich selbst ist – mit einer Ausnahme für

Forschungszwecke mit einem geplanten Gesamtspeichervolumen von weniger als 100.000 Tonnen – derzeit noch verboten (BGBl. I Nr. 144/2011). Dieses Verbot in Österreich muss allerdings alle 5 Jahre gemäß EU-Vorgabe evaluiert werden. Im Jahr 2024 hat die Bundesregierung empfohlen, das Speicherverbot für schwer abbaubare Emissionen, zu denen die CO₂-Emissionen aus Siedlungsabfallverbrennungsanlagen zählen, aufzuheben. Dies ist nun auch im neuen, aktuellen Regierungsprogramm für die Dauer der XXVIII. Gesetzgebungsperiode in Österreich verankert. Eine erste Gesetzesvorlage könnte bereits Mitte 2025 fertig sein.

Da es nach derzeitigem Stand noch wenig Referenzen bzw. verlässliche Daten bezüglich der Kosten der CO₂-Abscheidung in der Siedlungsabfallverbrennung gibt, wurden für das Projekt vier Kostenszenarien berechnet. Die **Kosten der CO₂-Abscheidung** in der Siedlungsabfallverbrennung variieren abhängig von den getroffenen Szenarien zwischen 103 – 234 EUR pro Tonne abgeschiedenes CO₂.

Als **Ausgangspunkt** für die Beurteilung möglicher Instrumente und Finanzierungsoptionen wurden die **zu erwartenden Mehrkosten auf Basis der abfallwirtschaftlichen Kosten** pro Einwohner*in in Form kommunaler Abfallgebühren und Lizenzgebühren herangezogen. Als Mengengerüst wurde der kommunale Rest- und Sperrabfall auf Basis von 37 Fraktionen untersucht, für die Daten zur Elementarzusammensetzung (v.a. Kohlenstoffgehalt) und Beurteilung der biogenen bzw. fossilen Massenanteile herangezogen wurden. Für den Kostenvergleich wurde die Variante ohne CCS den Kosten für CO₂-Abscheidung inklusive Verdichtung, Transport und Offshore-Speicherung im Ausland bei variablen CO₂-Zertifikatpreisen laut ETS gegenübergestellt. Für die CO₂-Abscheidung wurden auf Basis projektinterner Recherchen und der Studie vom AIT (2025) drei Kostenansätze mit minimalen, mittleren bzw. maximalen Kosten in der Höhe von 178, 317 bzw. 455 EUR pro Tonne herangezogen (Tabelle 8).

Resultierende Mehrkosten pro Einwohner*in und Jahr bei derzeitigem Mengengerüst sind in Bezug zu derzeitigen Abfallgebühren in der Höhe von 104 EUR/(EW.a) zu setzen. Bei minimalen bzw. mittleren CCS-Behandlungskosten ist ab einem ETS-Preis von 150 bzw. 280 EUR/t mit geringeren Kosten als ohne CCS zu rechnen. Minderkosten, also tatsächliche Einsparungen auf Basis der Gutschriften für biogene CO₂-Abscheidung, ergeben sich bei minimalen bzw. mittleren CCS-Kosten ab 270 bzw. 490 EUR/t.

Bei **marginalem Preisanstieg bis zu einem CO₂-Zertifikatpreis von 78 EUR/t CO_{2,fossil}** bleiben Restmüllgebühren im üblichen Bereich, wobei keine Maßnahmen nötig sind.

Bei **deutlichem Anstieg bis ca. 187 EUR/t CO_{2,fossil}** kann die Erweiterung der Produzentenverantwortung (Textilien, Kunststoff-Nichtverpackungen, Hygieneartikel) die Restmüllgebühren im Rahmen halten und damit eine sozial gerechtere Abfallgebührengestaltung erreicht werden, wobei Mehrkosten über die Lizenzgebühren und somit letztlich über die erhöhten Preise beim Kauf der Produkte wieder für die

Konsument*innen zu erwarten sind. Alternativ können für die genannten Produkte ökologische Lenkungsabgaben vorgesehen werden. In beiden Fällen ist mit Substitutionseffekten durch biogene Materialien zu rechnen, je nach Produktgruppe z.B. Ersatz von Kunststoffen durch Zellstoff, Papier oder Naturfasern, wobei die Höhe der Substitutionsrate schwer abschätzbar ist.

Bei einem **extremen Preisanstieg über 200 EUR/t** ist reines Wertstoffsplitting zur Dämpfung des Kostendrucks nicht geeignet. Bei Errichtung von CCUS-Anlagen ist bei Inanspruchnahme von Carbon Contracts for Difference ein Kostenanstieg von ca. 17 bis 25 EUR/(EW.a) zu erwarten, wobei die Restmüllgebühren nach realen Preisen um 16 bis 24% ansteigen. Hier sind Mengenverschiebungen von – mit derzeit 29% Massenanteil sehr relevanten – biogenen Abfällen in Richtung verstärkter Getrennterfassung nicht auszuschließen, weil die fraktionsspezifischen Mehrkosten der CCS-Behandlung auch mit zu erwartenden Gutschriften deutlich höher wären, als Mehrkosten für intensivierte Biotonnensammlung, d.h. konkret, durch Erhöhung des Anschlussgrades für Biotonnen.

Hinsichtlich der **Carbon Capture Technologien**, gibt im Wesentlichen drei Arten von Technologien, die grundsätzlich bei Verbrennungsprozessen zur Kohlenstoffabscheidung zur Anwendung kommen können: **Pre-Combustion, Oxy-Fuel-Verbrennung und Post-Combustion**. Während Post-Combustion Technologien bei Strömen mit vergleichsweise geringerer CO₂-Konzentration vorteilhaft sind, werden Pre-Combustion Technologien in der Regel für Prozesse mit hoher CO₂-Konzentration empfohlen. Der Post-Combustion Ansatz wird zudem als am ausgereiftesten angesehen, da diese Systeme relativ einfach als Nachrüstungsoption in bestehende Anlagen implementiert werden können. Die Pre-Combustion- und Oxyfuel-Verbrennungssysteme erfordern dagegen einzigartige Konfigurationen und können in der Regel nur in neu gebaute Kraftwerke integriert werden. Die Auswahl der Abscheidetechnologie hängt hauptsächlich von der Abnahme (Wärme/Strom) und dem Temperaturniveau des Wärmenetzes ab. Der Energiebedarf der Abscheidetechnologie ist eine relevante Kennzahl (etwa ein Drittel der Produktion), wobei zu beachten ist, dass für Betreiber von Müllverbrennungsanlagen hauptsächlich Abfallannahme/Abfalldurchsatz wirtschaftlich relevant sind und weniger der Energieverkauf. Allerdings muss ggf. das Wärmenetz verlässlich bedient werden. Ob die Reduktion des energetischen Outputs problematisch ist, muss somit von Fall zu Fall entschieden werden. Die zu erzielenden Preise für Strom und Wärme könnten für Anlagenbetreiber entscheidungsweisend sein.

Ein weiterer kritischer Aspekt ist der Zugang zum Abgas (bei Post-Combustion Technologien): Das Abgas muss an einer geeigneten Stelle zwischen Verbrennung und Ende der Abgasführung zugänglich sein, damit die Abscheideanlage implementiert werden kann. Dementsprechend ist ein gewisser Platzbedarf gegeben. Zudem spielen Abgaszusammensetzung und die Temperatur des Abgases bei der Auswahl geeigneter CC-Technologien eine maßgebliche Rolle.

Das Erreichen der geforderten CO₂-Reinheiten hängt entscheidend von den genauen Prozessparametern ab. Simulationen oder Erfahrung aus ähnlichen Anlagen können gute Anhaltspunkte für die grundsätzliche Eignung einer Abscheidetechnik liefern. Jedoch wird in jedem Fall empfohlen, die gewählte Abscheidetechnik unter Realbedingungen zu prüfen. Dabei sind die Eignung der Komponenten des Verbrennungsraumes, die Abscheidetechnologie selbst sowie auch die erreichte Reinheit des CO₂ von Bedeutung.

Eine Implementierung von CCUS (Carbon Capture, Utilization and Storage) in der österreichischen Siedlungsabfallverbrennung kann neben den zuvor diskutierten sozio-ökonomischen Auswirkungen auch energetische Auswirkungen auf Anlagenebene, sowie im österreichischen Energiesystem mit sich bringen. Für die **Analyse des benötigten Energiebedarfs auf Anlagenebene wurden drei Technologien (MEA, HPC, PSA + Kryogen) für vier Beispielanlagen** ausgewählt. In den vorgelegten Berechnungen wird der gesamte Energieverbrauch für das jeweilige Abscheideverfahren für jeden Cluster dargestellt (Abbildung 11-1). In Cluster 1 sind die Müllverbrennungsanlagen mit einer feuchten Rauchgasreinigung, welche Prozessdampf, Fernwärme und Strom erzeugen, enthalten. Im Cluster 2 wird das Rauchgas ebenfalls feucht gereinigt und die Energie in Form von Fernwärme und Strom abgegeben. In der Beispielanlage von Cluster 1a werden hier etwa 9951 kJ/kg CO₂ an Wärme erzeugt und die Abscheidungstechnologien MEA und HPC würden weniger Wärme (rund 5000 kJ/kg CO₂) benötigen. In Cluster 3 findet eine trockene Rauchgasreinigung statt und Strom stellt die primäre Form der Energieabgabe dar, wobei in manchen Anlagen auch zusätzlich Wärme abgegeben wird. Auch bei diesen Anlagen wird ein zusätzlicher Energieaufwand für die Abscheidung von CO₂ anfallen. Für MEA und HPC fällt hier ein Wärmebedarf von etwa 4500 kJ/kg CO₂ an. Der Strombedarf für eine PSA mit kryogener Aufreinigung liegt für alle berechneten Anlagen bei etwa 2800-3600 kJ/kg CO₂.

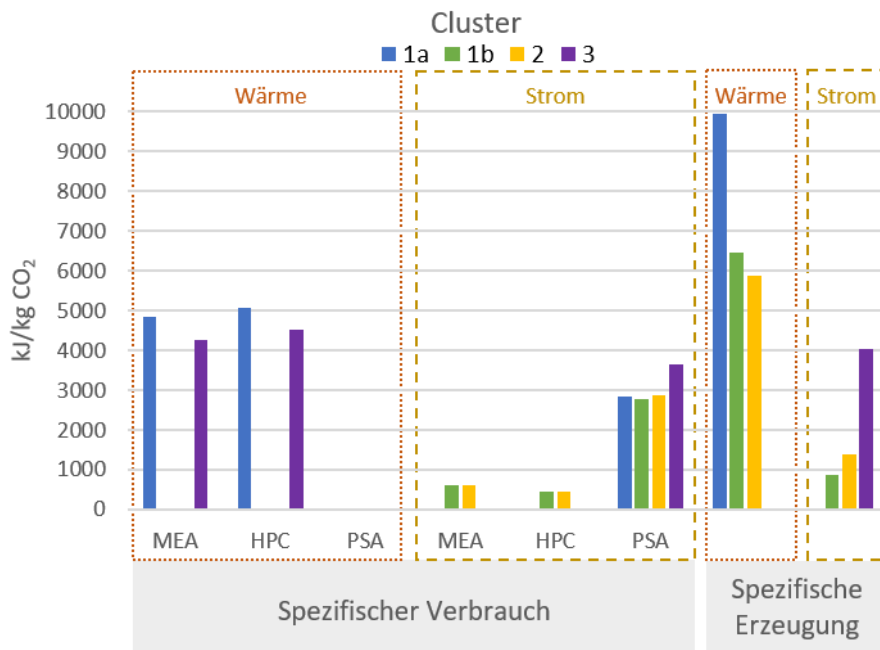


Abbildung 11-1: spezifischer Energieverbrauch pro kg abgeschiedenem CO₂ gegenübergestellt der spezifischen Energieerzeugung pro kg CO₂ für alle vier Beispiel-Anlagen.

Der Umgang mit zusätzlichem Energiebedarf für die Abscheidetechnologie wird von Anlage zu Anlage verschieden sein. Für Anlagen bei denen die kontinuierliche Bereitstellung der zugesagten Fernwärmemenge essentiell ist, kann die benötigte Wärme für die Aminwäsche oder das heiße Kaliumcarbonatverfahren über eine Wärmepumpe im Rücklauf des Fernwärmestroms energetisch optimiert werden. Auch kann, sofern größere Umbauten geplant sind, zusätzlich Wärme gewonnen werden, wenn der Rauchgasstrom vor dem Kamin auf tiefere Temperaturen abgekühlt wird. Für alle Anlagen relevant ist die Frage nach dem Platzbedarf für die Abscheidetechnologien und mögliche Austauschvereinbarung unter den Anlagen, die mehr Platz haben und dadurch mehr CO₂ Abscheiden können und jenen, die CO₂-Zertifikate zukaufen müssen, wenn der Platz für einen Ausbau nicht vorhanden ist. Im österreichischen Energiesystem werden brennbare Abfälle im Bereich Kraftwerke, KWK-Anlagen und Heizwerke eingesetzt. Aus diesen Umwandlungen entsteht elektrische Energie (2,3 PJ) und Fernwärme (6,0 PJ). Der Anteil an elektrischer Energie und Fernwärme aus brennbaren Abfällen im Vergleich zu anderen Einsatzstoffen beträgt 2.5%. Unter der Annahme, dass alle erzeugte Energie in die Abscheidetechnologie integriert werden kann, ergibt sich in Summe für die Auswirkungen auf das Energiesystem für MEA und HPC ein Rückgang der erzeugten Fernwärme um rund 35% und etwa 25% des erzeugten Stroms im Vergleich zur derzeitigen Situation ohne CO₂-Abscheidetechnologie. Bei Implementierung von PSA bleibt die Fernwärme unangetastet und es fällt dafür ein drei-fach höherer Strombedarf im Vergleich zur Situation ohne Abscheidetechnologie an.

Gesamt lässt sich festhalten, dass eine **Implementierung einer CO₂-Abscheidetechnologie in jedem Fall Energie kosten wird**. Zu beantworten bleibt die Frage woher die zusätzlich benötigte Energie genommen wird. Mit dem Ziel Treibhausgasemissionen einzusparen, muss die zusätzlich benötigte Energiemenge nachhaltig zur Verfügung gestellt werden. Die Implementierung einer CO₂-Abscheidetechnologie wird im Größenbereich von 8 PJ liegen. Für eine nachhaltige Reduktion an Treibhausgasen muss entweder in dieser Größenordnung Energie eingespart werden, um sie für die Abscheidetechnologie zur Verfügung zu stellen, oder im Bereich der Erneuerbaren Energieträger ausgebaut werden. Für eine Reduktion der Treibhausgasemissionen des gesamten Energiesystems werden wir in den kommenden Jahren Effizienzsteigerungen und ein maßhaltendes Energieverbrauchen benötigen.

12 Ausblick und Empfehlungen

Sofern die Entscheidung fällt, dass die thermische Siedlungsabfallbehandlung in das ETS-System aufgenommen wird, können folgende Empfehlungen abgeleitet werden:

- Carbon Capture stellt eine „End-of-Pipe“-Lösung dar, die nur zum Einsatz kommen sollte, wenn die Emissionen unvermeidbar sind. Daher sollte geprüft werden, wie fossile Emissionen im Abfallbereich z.B. durch Abfallvermeidung (quantitativ sowie qualitativ, d.h. z.B. Ersatz von fossil-basierten Kunststoffprodukten durch biobasierte) oder getrennte Sammlung und Materialrecycling reduziert werden können, bevor in aufwendige Abscheidetechnologien investiert wird.
- Die Implementierung einer CO₂-Abscheidetechnologie bedarf in jedem Fall Energie. Mit dem Ziel Treibhausgasemissionen einzusparen, muss die zusätzlich benötigte Energiemenge nachhaltig zur Verfügung gestellt werden; dazu muss entweder in dieser Größenordnung Energie eingespart werden, um sie für die Abscheidetechnologie zur Verfügung zu stellen, oder im Bereich der Erneuerbaren Energieträger ausgebaut werden.
- Technologieauswahl: Aufgrund des Reifegrads und der Anpassungsfähigkeit an bestehende Anlagen (Flexibilität hinsichtlich Strom-Wärme-Produktion), wird derzeit eine Technologie basierend auf Aminwäsche als bevorzugte Technologie empfohlen.
- Vermeidung von Verlagerungseffekten: Es ist sicherzustellen, dass die Implementierung von Carbon Capture Technologien nicht zu einer Verschiebung von Abfällen hin zu anderen Entsorgungsmöglichkeiten wie z.B. der Deponierung führt. Eine systemische Betrachtung der gesamten Abfallwirtschaftskette ist erforderlich.

- Es gilt klare regulatorische und wirtschaftliche Rahmenbedingungen zu schaffen.
- Demonstrationsanlage als Leuchtturmprojekt: Eine einzelne, öffentlich geförderte Demonstrationsanlage sollte als Lernort für Betreiber, Politik und Öffentlichkeit fungieren (ähnlich dem Schweizer Modell). Offenheit, Transparenz und zugängliche Daten sind zentrale Voraussetzungen. Eine Verknüpfung mit bestehenden Leuchtturmförderungen wird empfohlen.
- Bei CO₂-Zertifikatpreisen bis ca. 80 EUR/t CO_{2,fossil} besteht basierend auf den Berechnungen und Überlegungen innerhalb dieses Projektes aus ökonomischer Sicht kein Handlungsbedarf, da der Effekt auf Abfallgebühren im Bereich des Grundrauschens liegen würde.
- Bei zu erwartenden CO₂-Zertifikatpreisen bis ca. 200 EUR/t CO_{2,fossil} kann die Erweiterung der Produzentenverantwortung auf kunststoffhaltige Produkte ins Auge gefasst werden, um die Kostenverantwortung von Kommunen auf Hersteller zu übertragen, somit eine sozial gerechtere Belastung der Bürger*innen zu erreichen und ökologisch vorteilhafte Substitutionseffekte zu induzieren. Bis zu diesem ETS-Preis blieben die kommunalen, einwohnerspezifischen Abfallgebühren im bisherigen Bereich.
- Bei höheren, zu erwartenden CO₂-Zertifikatpreisen ist die CCS-Behandlung bei gleichzeitiger Inanspruchnahme von Carbon Contracts for Difference zu empfehlen, um das Risiko für MVA-Anlagenbetreiber im Falle fallender ETS-Preise zu reduzieren. Bei CCS-Behandlung ist zu berücksichtigen, dass feuchtes Biotonnenmaterial als einzige massenrelevante Fraktion durch intensivierte Getrennterfassung dem Anlageninput entzogen werden könnte, da die Mehrkosten durch CCS-Behandlung fraktionsaliquot trotz Gutschriften gegenüber der alternativen Getrennterfassung nicht kompetitiv sein könnten.
- Parallel zur Anlagentechnologie muss der Aufbau einer nationalen oder grenzüberschreitenden CO₂-Transport- und Speicherinfrastruktur vorangetrieben werden.

Wie schon erwähnt, ist das Thema CCUS bei der Siedlungsabfallverbrennung noch mit großen Unsicherheiten bis hin zu Unwissen behaftet.

Forschungsbedarf ist sowohl in der technologischen Weiterentwicklung als auch in wirtschaftlicher Sicht gegeben sowie in der umfassenden Bewertung der Klimawirkung und der gesellschaftlichen Akzeptanz. Forschungs- und Entwicklungsanstrengungen sollten sich daher in naher Zukunft v.a. auf folgende Aspekte konzentrieren:

Technologische Entwicklungen

- **Optimierungsansätze und Effizienzsteigerung:**

Die Weiterentwicklung von CO₂-Abscheidungstechnologien sollte auf eine Steigerung der Abscheidungsraten bei gleichzeitig sinkendem Energie- und Ressourcenverbrauch abzielen. Zentrale Forschungs- und Entwicklungsfragen konzentrieren sich auf technologische Lösungen, die den Betriebskostenaufwand senken und die Integration in bestehende Anlagen erleichtern (z.B. durch möglichst platzsparende Lösungsansätze).

- **Demonstrationsanlage als Leuchtturmprojekt:**

Die Errichtung einer öffentlich geförderten Demonstrationsanlage wird als essenzieller Schritt zur technologischen, politischen und gesellschaftlichen Lernkurve angesehen. Eine solche Anlage sollte als Reallabor für Betreiber*innen, politische Entscheidungsträger*innen und die interessierte Öffentlichkeit fungieren und wissenschaftlich begleitet werden. Transparenz, offene Datenverfügbarkeit und nachvollziehbare Kommunikation sind dabei Grundvoraussetzungen für das Vertrauen in die Technologie. Die Kopplung an bestehende Förderinstrumente für Leuchtturmprojekte wird empfohlen, um Synergien in der Innovationsförderung zu nutzen.

Nachhaltigkeit, Wirtschaftlichkeit, soziale Auswirkungen und Akzeptanz

- **Nachhaltigkeitsbewertung mittels Lebenszyklusanalyse (LCA)**

Um fundierte Entscheidungen über den Einsatz von CDR-Technologien in der Abfallwirtschaft treffen zu können, ist eine umfassende Nachhaltigkeitsbewertung unerlässlich. Die Lebenszyklusanalyse (LCA) bietet hierfür ein etabliertes Instrument, um Umweltwirkungen über den gesamten Lebenszyklus – von der Abfallaufbereitung über die CO₂-Abscheidung bis hin zur Speicherung oder Nutzung – systematisch zu erfassen. Dabei werden neben Treibhausgasemissionen auch weitere Umweltkategorien wie Ressourcenverbrauch, Luft- und Wasseremissionen sowie potenzielle Schadwirkungen auf Ökosysteme berücksichtigt. Ergänzend zur ökologischen Bewertung kann die LCA mit sozioökonomischen Methoden wie dem Social Life Cycle Assessment (S-LCA) und Life Cycle Costing (LCC) kombiniert werden, um eine ganzheitliche Nachhaltigkeitsbewertung sicherzustellen. Dies ermöglicht nicht nur eine technologieübergreifende Vergleichbarkeit, sondern schafft auch Transparenz für Politik, Wirtschaft und Gesellschaft hinsichtlich der tatsächlichen Auswirkungen von CCUS-Maßnahmen im Abfallsektor.

- **Ökonomische Integration in die Wertschöpfungs- und Abfallbehandlungskette**

Die erfolgreiche Etablierung von Carbon Dioxide Removal (CDR)-Technologien in der Siedlungsabfallwirtschaft erfordert eine ganzheitliche, systemische Bewertung. Durch den Einsatz von den oben genannten Methoden ökologische, ökonomische und soziale Auswirkungen entlang der gesamten Prozesskette präzise erfasst und bewertet werden. In Folge dessen ist das Ziel, integrierte Geschäftsmodelle zu entwickeln, die neben der technischen Machbarkeit auch wirtschaftliche und ökologische Tragfähigkeit sowie gesellschaftliche Akzeptanz gewährleisten.

- **Systemische Bewertung von Kosten und Preissystemen**

Die zukünftige Preisgestaltung für Emissionen – insbesondere unter Berücksichtigung des Anteils biogenen vs. fossilen Kohlenstoffs – erfordert differenzierte Ansätze. Konzepte wie die Ökomodulation, also die ökologische Differenzierung von Entsorgungsgebühren, können gezielte Anreize für emissionsärmere Produkte setzen. Hierfür sind umfassende Analysen zu den Kostenentwicklungen sowie zur sozialen Verträglichkeit solcher Systeme erforderlich. Ein besonderer Fokus liegt auf der Entwicklung fairer Finanzierungsmodelle, um die Belastung für Haushalte und Betriebe sozial ausgewogen zu gestalten.

- **Innovative Finanzierungsmodelle und Datengrundlagen**

Innerhalb des vorliegenden Forschungsvorhabens konnten erste konzeptionelle Überlegungen zu innovativen Finanzierungsinstrumenten angestellt werden – darunter auch die potenzielle Anwendung der erweiterten Produzentenverantwortung im Kontext von CO₂-Emissionen. Um diese Modelle in der Praxis zu konkretisieren, sind jedoch vertiefende Analysen notwendig. Insbesondere bedarf es aktueller und differenzierter Daten zu biogenem und fossilem Kohlenstoffgehalt in Konsumgütern – idealerweise gegliedert nach Produktgruppen und Nutzungskategorien –, die nach Ende der Lebensdauer im Siedlungsabfall landen. Diese Daten bilden eine wesentliche Grundlage für gezielte Lenkungsmaßnahmen und verursachergerechte Kostenallokationen.

13 Literaturverzeichnis

- Aker Solutions, 2025. Aker Solutions and SLB Capturi awarded contract for Hafslund Celsio's Carbon Capture and Storage Solution. Verfügbar unter:
<https://www.akersolutions.com/news/news-archive/2025/aker-solutions-asa-aker-solutions-and-slb-capturi-awarded-contract-for-hafslund-celsios-carbon-capture-and-storage-solution/>
- Anderl, M., Bartel, A., Gössl, M., Heinfellner, H., Heller, C., Heuber, A., Krutzler, T., Kuschel, V., Makoschitz, L., Matthews, B., Mayer, M., Mayer, S., Moldaschl, E., Pazdernik, K., Perl, D., Poupa, S., Purzner, M., Rigler, E., Rockenschaub, K., Roll, M., Schieder, W., Schmid, C., Schmidt, G., Schodl, B., Schwaiger, E., Schwarzl, B., Stranner, G., Svehla-Stix, S., Vogel, J., Weiss, P., Wiesenberger, H., Wieser, M., Zechmeister, A., 2024a. Klimaschutzbericht 2024. REPORT REP-0913. Umweltbundesamt, Wien.
- Anderl, M., Bürgler, M., Colson, J., Gangl, M., Kuschel, V., Makoschitz, L., Matthews, B., Mayer, M., Mayer, S., Moldaschl, E., Pazdernik, K., Poupa, S., Purzner, M., Rockenschaub, A.K., Roll, M., Schieder, W., Schmid, C., Schmidt, G., Schodl, B., Schwaiger, E., Schwarzl, B., Stranner, G., Weiss, P., Wieser, M., Zechmeister, A., 2024b. Austria's National Inventory Report 2024: Submission under Regulation (EU) No 2018/1999. REPORT REP-0909. Umweltbundesamt, Wien.
- ARA, 2023. Pressemitteilung ARA Bilanz in den Bundesländern mit neuem Sammelsystem; 4. Mai 2023; https://www.ara.at/uploads/Bilder/News-Beitr%C3%A4ge/PA_ARA_Sammelbilanz_LVP_end.pdf; (Zugriff 16. Mai 2025)
- Astrup, T., Møller, J., Fruergaard, T., 2009. Incineration and co-combustion of waste: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA 27, 789–799.
<https://doi.org/10.1177/0734242X09343774>.
- BDE, 2024. Pressemitteilung des Bundesverbands der Deutschen Entsorgungs-, Wasser- und Kreislaufwirtschaft e. V. zum Thema „BDE: Deponien in den EU-Emissionshandel einbeziehen“ vom 13.8.2024; <https://www.bde.de/presse/bde-deponien-den-eu-emissionshandel-einbeziehen/> (Zugriff am 15. Mai 2025)
- Becidan, M., 2021. IEA Bioenergy BECCS/FOV case study. Verfügbar unter:
<https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2021/05/Becidan-2021-FINAL-IEA-Bio-BECCS-FOV-Case-study.pdf>

- Beigl, P., 2020. Auswertung der Restmüllzusammensetzung in Österreich 2018/2019. Ergebnisbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie. Verfügbar unter <https://www.bmk.gv.at/dam/jcr:c034808f-c67d-4eab-b2a3-30a6bcd6d0eb/Restmuell-Zusammensetzung-2018-19.pdf> (Zugriff am 14.5.2025).
- Beigl, P., Happenhofer, A., Ottner, R., 2022. Sperrmüllanalyse Niederösterreich 2022. Endbericht im Auftrag der Niederösterreichischen Umweltverbände und Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Gruppe Raumordnung, Umwelt und Verkehr, Abteilung Umwelt- und Energiewirtschaft. Verfügbar unter https://www.noel.gv.at/noel/Abfall/BOKU_Sperrmuellanalyse_NOel_2022.pdf. (Zugriff am 14.5.2025).
- Bertone, M.; Stabile, L.; Buonanno, G. An Overview of Waste-to-Energy Incineration Integrated with Carbon Capture Utilization or Storage Retrofit Application. Sustainability 2024, 16, 4117. <https://doi.org/10.3390/su16104117>
- Bisinella, V.; Hulgaard, T.; Riber, C.; Damgaard, A.; Christensen, T.H. Environmental Assessment of Carbon Capture and Storage (CCS) as a Post-Treatment Technology in Waste Incineration. Waste Manag. 2021, 128, 99–113.
- BMF und BMK, 2024. Österreichische Carbon Management Strategie (CMS), Wien 2024. URL https://bmf.gv.at/themen/klimapolitik/carbon_management.html.
- BMIMI, 2025. Informationen zum Klimaschutzgesetz; Bundesministerium für Innovation, Mobilität und Infrastruktur; https://www.bmimi.gv.at/themen/klima_umwelt/klimaschutz/nat_klimapolitik/klimaschutzgesetz.html (access 23.4. 2025)
- BMK und BMF, 2022. Evaluierungsbericht der Bundesregierung gemäß § 4 des Bundesgesetzes über das Verbot der geologischen Speicherung von Kohlenstoffdioxid, Wien, Juni 2022 (accessed 22.4.2025)
- BMK, 2017. Bundes-Abfallwirtschaftsplan (BAWP) 2017 [WWW Document]. URL https://www.bmk.gv.at/themen/klima_umwelt/abfall/aws/bundes_awp/bawp.html (accessed 21.10.24).
- BMK, 2023. Bundes-Abfallwirtschaftsplan (BAWP) 2023 [WWW Document]. URL https://www.bmk.gv.at/themen/klima_umwelt/abfall/aws/bundes_awp/bawp2023.html (accessed 21.10.24).
- BMK, 2024a. FAQ über CO₂-Abscheidung-, Transport-, Nutzung (CCU) und -Speicherung (CCS) [WWW Document]. URL https://www.bmk.gv.at/dam/jcr:0e6b3292-5250-4948-baba-8eb423f2c579/20240110_FAQ_CCU_CCS.pdf (accessed 21.10.24).

- BMK, 2024b. Beitrag des Wissenschaftsbeirats zur österreichischen Carbon Management Strategie.
- BMK, 2024c. Carbon Capture Utilisation and Storage (CCUS) und technische negative Emissionen [WWW Document]. URL https://www.bmk.gv.at/themen/klima_umwelt/klimaschutz/nat_klimapolitik/ccus.html (accessed 21.10.24).
- BMK, 2024d. Abfallverbrennungsverordnung [WWW Document]. URL https://www.bmk.gv.at/themen/klima_umwelt/abfall/recht/vo/abfallverbrennung.html (accessed 1.11.24).
- CarbonGap, 2023. Carbon Removal in the Effort Sharing Regulation. Carbon Gap - Policy Tracker. URL <https://tracker.carbongap.org/policy/effort-sharing-regulation/> (accessed 4.11.24).
- CCS Institute Saga City, 2018. The World's Best Kept Secret (for Now) 2018. Available online: <https://www.globalccsinstitute.com/news-media/insights/saga-city-the-worlds-best-kept-secret-for-now/>
- CCS Norway FEED Study Report DG3 (redacted version). 2020. Verfügbar unter: https://ccsnorway.com/app/uploads/sites/6/2020/07/FEED-Study-Report-DG3_redacted_version_03-2.pdf
- CCS Norway. Celsio put Klemetsrud carbon capture project on hold. Verfügbar unter: <https://ccsnorway.com/celsio-puts-klemetsrud-carbon-capture-project-on-hold/>
- CMS, 2024. Österreichische Carbon Management Strategie, Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Wien 2024.
- de Vries, R.; Roeloffzen, A.; Offereins, C. Carbon Capture and Usage (CCU) at Twence, 2020. Available online: <https://www.twence.com/innovations/circular-economy/co2-capture-and-supply>
- DEHSt, 2025. Leitfaden zum Anwendungsbereich sowie zur Überwachung und Berichterstattung von CO₂-Emissionen - Nationales Emissionshandelssystem 2023 bis 2030, Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt) im Umweltbundesamt, März 2025
- Directorate-General for Energy (European Commission), Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research ISI, Guidehouse, McKinsey & Company, TNO, Trinomics, Utrecht University, Bolscher, H., Guevara Opinska, L., Finesso, A., Rycroft, L., Neele, F., Wildenborg, T., 2023. EU regulation for the development of the market for CO₂ transport and storage. Publications Office of the European Union.

- Eggleston, H.S. (Ed.): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Institute for Global Environmental Strategies: Hayama, Japan, 2006; ISBN 978-4-88788-032-0.
- Endrava, 2023. CaptureMap, online version, access am 15. Mai 2025; Datenbasis 2023; <https://www.capturemap.no/the-biogenic-co2-breakdown/>
- Entsorga, 2023. Wie viel CO₂ entsteht bei der Abfallverbrennung? Fachbeitrag im online Fachjournal Entsorga, Frankfurt am Main, Deutschland, [https://www.umweltwirtschaft.com/news/abfallwirtschaft-und-recycling/thermische-behandlung-energetische-verwertung-beseitigung-instandhaltung/Kohlenstoff-Kreislaufwirtschaft-Wie-viel-CO₂-entsteht-bei-der-Abfallverbrennung/](https://www.umweltwirtschaft.com/news/abfallwirtschaft-und-recycling/thermische-behandlung-energetische-verwertung-beseitigung-instandhaltung/Kohlenstoff-Kreislaufwirtschaft-Wie-viel-CO2-entsteht-bei-der-Abfallverbrennung/) (Zugriff 16. Mai 2025)
- European Commission, 2024. Deploying Industrial Carbon Management in Europe - European Commission [WWW Document]. URL https://climate.ec.europa.eu/eu-action/industrial-carbon-management/deploying-industrial-carbon-management-europe_en (accessed 22.10.24).
- European Parliament and the Council, 2018. Directive 2009/31/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the geological storage of carbon dioxide and amending Council Directive 85/337/EEC, European Parliament and Council Directives 2000/60/EC, 2001/80/EC, 2004/35/EC, 2006/12/EC, 2008/1/EC and Regulation (EC) No 1013/2006 (Text with EEA relevance)Text with EEA relevance.
- European Parliament and the Council, 2024a. Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial and livestock rearing emissions (integrated pollution prevention and control) (Recast) (Text with EEA relevance).
- European Parliament and the Council, 2024b. Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council of 13 October 2003 establishing a system for greenhouse gas emission allowance trading within the Union and amending Council Directive 96/61/EC (Text with EEA relevance).
- European Parliament Directive (EU) 2023/959 of the European Parliament and of the Council of 10 May 2023, Which Modifies the Directive 2003/87/EC Establishing a System for Greenhouse Gas Emission Allowance Trading within the Union and Decision (EU) 2015/1814 Concerning the Establishment and Operation of a Market Stability Reserve for the Union Greenhouse Gas Emission Trading System, Is Also Known as EU ETS Directive. 2023. Available online: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2023/959/oj>

- European Parliament Regulations Commission Implementing Regulation (EU) 2018/2066 of 19 December 2018 on the Monitoring and Reporting of Greenhouse Gas Emissions Pursuant to Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council and Amending Commission Regulation (EU). No 601/2012. 2018. Available online: https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2018/2066/oj.
- Fagerlund, J.; Zevenhoven, R.; Thomassen, J.; Tednes, M.; Abdollahi, F.; Thomas, L.; Nielsen, C.J.; Mikoviny, T.; Wisthaler, A.; Zhu, L.; et al., 2021. Performance of an Amine-Based CO₂ Capture Pilot Plant at the Fortum Oslo Varme Waste to Energy Plant in Oslo, Norway. *Int. J. Greenh. Gas Control* 2021, 106, 103242.
- Fuglsang, K.; Pedersen, N.H.; Larsen, A.W.; Astrup, T.F., 2014. Long-Term Sampling of CO₂ from Waste-to-Energy Plants: 14C Determination Methodology, Data Variation and Uncertainty. *Waste Manag. Res. J. Sustain. Circ. Econ.* 2014, 32, 115–123.
- Furgler, W., 2024. Carbon Capture and Storage (CCS) am Beispiel KVA Linth. Verfügbar unter: https://aeesuisse.ch/wp-content/uploads/2024/06/20240612_CCS_Walter_Furgler_aeesuisse_DE.pdf
- Heinäluoma, E., 2024. Parliamentary question | Carbon capture in the waste-to-energy sector | E-001152/2024 | European Parliament [WWW Document]. URL https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/E-9-2024-001152_EN.html (accessed 21.10.24).
- Huttenhuis, P.; Roeloffzen, A.; Versteeg, G., 2016. CO₂ Capture and Re-Use at a Waste Incinerator. *Energy Procedia* 2016, 86, 47–55.
- Interzero, 2024. Mitteilung auf der webpage am 28.10.2024; <https://interzero.at/blog/gelber-sack-4-sammelplus-im-ersten-halbjahr-2024-in-ganz-oesterreich/> (Zugriff am 16. Mai 2025).
- Johnke, B., 2002. Emissions from Waste Incineration: Background Paper: IPCC expert meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/bgp/5_3_Waste_Incineration.pdf.
- Jones, F.C., Blomqvist, E.W., Bisailon, M., Lindberg, D.K., Hupa, M., 2013. Determination of fossil carbon content in Swedish waste fuel by four different methods. *Waste management & research: the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA* 31, 1052–1061. <https://doi.org/10.1177/0734242X13490985>.
- Kost, T., 2001. Brennstofftechnische Charakterisierung von Haushaltsabfällen. Dissertation an der technischen Universität Dresden. Schriftenreihe des Instituts für Abfallwirtschaft und Altlasten, Technische Universität Dresden.

Kva Linth Energy + Recycling: Geschäftsbericht 2023/24. verfügbar unter:

https://www.fernwaerme-linth.ch/fileadmin/user_upload/KVA_Linth_GB-23-24_Vollversion.pdf?utm_

Larsen, A.W.; Fuglsang, K.; Pedersen, N.H.; Fellner, J.; Rechberger, H.; Astrup, T., 2013. Biogenic Carbon in Combustible Waste: Waste Composition, Variability and Measurement Uncertainty. Waste Manag. Res. J. Sustain. Circ. Econ. 2013, 31, 56–66.

Lee, H., Yi, S.-M., Holsen, T.M., Seo, Y.-S., Choi, E., 2018. Estimation of CO₂ emissions from waste incinerators: Comparison of three methods. Waste management (New York, N.Y.) 73, 247–255.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.055>.

Leung, D.Y.C., Caramanna, G., Maroto-Valer, M.M., 2014. An overview of current status of carbon dioxide capture and storage technologies. Renewable Sustainable Energy Rev. 39, 426–443.

Leung, D.Y.C.; Caramanna, G.; Maroto-Valer, M.M., 2014. An Overview of Current Status of Carbon Dioxide Capture and Storage Technologies. Renew. Sustain. Energy Rev. 2014, 39, 426–443

Marxer, D.; Ringmann, S.; Furgler W., 2024. Zar CO₂ Kompetenzzentrum: Statusbericht Herbst 2023. verfügbar unter: https://www.kva-linth.ch/fileadmin/user_upload/Statusbericht_ZAR_2023.pdf

Metz, B.; Davidson, O.; de Coninck, H.; Loos, M.; Meyer, L., 2005. Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage—The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC); Cambridge University Press: Cambridge, UK; New York, NY, USA, 2005.

Mohn, J., Szidat, S., Fellner, J., Rechberger, H., Quartier, R., Buchmann, B., Emmenegger, L., 2008. Determination of biogenic and fossil CO₂ emitted by waste incineration based on (14)CO₂ and mass balances. Bioresource technology 99, 6471–6479. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.11.042>.

Mostbauer P., Lombardi L., Olivieri T., Lenz S., 2014. Pilot scale evaluation of the BABIU process– Upgrading of landfill gas or biogas with the use of MSWI bottom ash, Waste Management Volume 34, Issue 1, January 2014, Pages 125-133.

NEKP, 2024. Integrierter nationaler Energie- und Klimaplan für Österreich , Periode 2021-2030 - Aktualisierung gemäß Artikel 14 der Verordnung (EU) 2018/1999 des Europäischen Parlaments und des Rates über das Governance-System für die Energieunion und für den Klimaschutz, BMK, Wien 2024

Palstra, S.W.L., Meijer, H.A.J., 2010. Carbon-14 based determination of the biogenic fraction of industrial CO₂ emissions - application and validation. Bioresource technology 101, 3702–3710. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.12.004>.

- Parlament Österreich, 2011. Bundesgesetz über das Verbot der geologischen Speicherung von Kohlenstoffdioxid und das Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz 2000, das Bundes-Umwelthaftungsgesetz, die Gewerbeordnung 1994 sowie das Mineralrohstoffgesetz, Änderung | Parlament Österreich [WWW Document]. URL <https://www.parlament.gv.at/gegenstand/XXIV/II/1387> (accessed 21.10.24).
- Parlament Österreich, 2024a. Geologische Speicherung von Kohlenstoffdioxid: Verbot könnte 2025 aufgehoben werden (PK0870/13.08.2024) | Parlament Österreich [WWW Document]. URL https://www.parlament.gv.at/aktuelles/pk/jahr_2024/pk0870#XXVII_III_01210 (accessed 21.10.24).
- Parlament Österreich, 2024b. Welche Expertise zum Klimawandel gibt es in Österreich? | Parlament Österreich [WWW Document]. URL <https://www.parlament.gv.at/fachinfos/rlw/Welche-Expertise-zum-Klimawandel-gibt-es-in-Oesterreich> (accessed 22.4.25).
- Pehnelt, G., 2023: CO₂-Regime in der Abfallwirtschaft: Optionen, strategische Ausrichtungen und Konsequenzen. Österreichische Abfallwirtschaftstagung Alpbach 2023.
- Pertl A., Mostbauer P., Obersteiner G. 2010. Climate balance of biogas upgrading systems, Waste Management Volume 30, Issue 1, January 2010, Pages 92-99.
- Poretti, F.; Stengler, E. The Climate Roadmap of the European Waste-to-Energy Sector|The Path to Carbon Negative. SSRN Electron. J. 2022, 27, 789–799.
- Pour, N.; Webley, P.A.; Cook, P.J. Potential for Using Municipal Solid Waste as a Resource for Bioenergy with Carbon Capture and Storage (BECCS). Int. J. Greenh. Gas Control 2018, 68, 1–15.
- Ramboll AG, 2024. Machbarkeitsstudie CCS Pilotprojekt BS, Zürich.
- Samanta, A., Zhao, A., Shimizu, G.K.H., Sarkar, P., Gupta, R., 2012. Post-combustion CO₂ capture using solid sorbents: a review. Ind. Eng. Chem. Res. 51 (4), 1438–1463.
- Scholz, R; Beckmann, M; Schulenburg, F., 2001. Abfallbehandlung in thermischen Verfahren. Hrsg. Bahadir, M.; Collins, H.-J., Hock, B. Verlag B.G. Teubner-Reihe UMWELT, 1. Auflage, 2001, ISBN 3-519-00402-x.
- Schwarzböck T., Rechberger H., Cencic O., Fellner J., 2016. Anteil erneuerbarer Energien und klimarelevante CO₂-Emissionen aus der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich, Österr. Wasser- und Abfallw. 2016/68:415–427; DOI10.1007/s00506-016-0332-5

Shahbaz, M., AlNouss, A., Ghiat, I., McKay, G., Mackey, H., Elkhaila, S., Al-Ansari, T., 2021. A comprehensive review of biomass based thermochemical conversion technologies integrated with CO₂ capture and utilisation within BECCS networks, Resources, Conservation and Recycling, Volume 173, 2021, 105734, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105734>.

Statistik Austria, 2023. Umweltgesamtrechnungen, Modul Öko-Steuern 2023, Zeitreihe 1995 – 2023, endgültige Ergebnisse. Verfügbar unter <https://www.statistik.at/services/tools/services/publikationen/detail/2092> (Zugriff am 14.5.2025).

Sun, Qie, Hailong Li, Jinying Yan, Longcheng Liu, Zhixin Yu, und Xinhai Yu., 2015. Selection of Appropriate Biogas Upgrading Technology-a Review of Biogas Cleaning, Upgrading and Utilisation. Renewable and Sustainable Energy Reviews 51 (November 2015), 521–32. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.06.029>.

The Chemical Engineer, 2024. CCS pilot phase successfully completed on Norwegian waste-to-energy plant. 2024. verfügbar unter: <https://www.thechemicalengineer.com/news/ccs-pilot-phase-successfully-completed-on-norwegian-waste-to-energy-plant/?utm>

Toftgaard, M.B.; Brix, J.; Jensen, P.A.; Glarborg, P.; Jensen, A.D., 2010. Oxy-Fuel Combustion of Solid Fuels. Prog. Energy Combust. Sci. 2010, 36, 581–625.

Umweltbundesamt, 2022. Statusbericht Abfallverbrennung: Berichtsjahr 2020. REPORT REP-0830, Wien, 1159 pp. https://www.umweltbundesamt.at/studien-reports/publikationsdetail?pub_id=2450.

Umweltbundesamt, 2024a. Austria's Annual Greenhouse Gas Inventory 1990-2022: Submission under Regulation (EU) No 2018/1999 REP-0892, Wien. <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0892.pdf>.

Umweltbundesamt, 2024b. Austria's National Inventory Report 2024: Submission under Regulation (EU) No 2018/1999 REP-090

VÖZ, 2023. Nachhaltigkeitsbericht und Kennzahlen der Zementindustrie 2023, Vereinigung der Österreichischen Zementindustrie; <https://www.zement.at/service/publikationen/nachhaltigkeitsberichte> (Zugriff 16. Mai 2025)

Wilk, V., Leibetseder, D., Zauner, C., Rath, A., & Schwaiger, M., 2024. Improving Energy Efficiency of Carbon Capture Processes with Heat Pumps. In *International Sustainable Energy Conference - Proceedings* (Vol. 1). (International Sustainable Energy Conference - Proceedings; Vol. 1). <https://doi.org/10.52825/isec.v1i.1083>

14 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Anlageninformation Cluster 1 (Nasse Rauchgasreinigung/kein Filter vor SCR); nach Energieauskopplung: 1a (blau: vorwiegend Prozessdampf und Stromerzeugung) und 1b (grau: vorwiegend Fernwärme/Niedertemperatur)	9
Tabelle 2: Anlagendaten Cluster 2 (Elektrofilter/Nasse Rauchgasreinigung)	10
Tabelle 3: Anlagendaten Cluster 3 (Gewebefilter/trockene Rauchgasreinigung)	10
Tabelle 4: Summe jährlicher CO ₂ -Emissionen der österr. MVAs.....	16
Tabelle 5: Anteil der CO ₂ -Emissionen aus MVAs am gesamten nationalen THG-Ausstoß	18
Tabelle 6: Spanne der CO ₂ -Emissionsfaktoren im Zeitraum 2010-2022, inkl. extrapolierter Werte	21
Tabelle 7: Eckdaten der Referenzanlage und Kostenberechnung	35
Tabelle 8: Spezifische CO ₂ -Abscheidekosten in den vier definierten Kostenszenarien	36
Tabelle 9: Kostenannahmen nach Prozessen und Prozessketten in EUR/t Abfall bzw. CO ₂ * ...	39
Tabelle 10: Fraktionsgruppen nach Massenrelevanz und zu erwartenden CO ₂ -Abgaben bzw. Gutschriften bei ETS-Preisen von 400 EUR/t CO ₂ (inkl. 30% Aufschlag) in EUR pro Tonne (gerundete Werte).....	58
Tabelle 11: Vergleich der materialaliquoten Kosten ohne und mit CCS-Behandlung bei ETS-Preisen von 200 und 400 EUR/tCO ₂ auf Basis der Kostenannahmen in Tabelle 8 in EUR pro Tonne	60
Tabelle 12: Unterteilung der österreichischen Siedlungsabfallverbrennungsanlagen hinsichtlich ihrer Rauchgasreinigung und der Art der Abnehmer.	69
Tabelle 13: Übersicht Energiebedarf verschiedene Abscheidetechnologien. *Literaturwerte	70
Tabelle 14: CCUS Projekte in der Abfallverbrennung (adaptiert nach Bertone et al. 2024).....	77

15 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1: Standorte der 12 Siedlungsabfallverbrennungsanlagen inkl. Kapazität (erstellt in QGIS)	8
Abbildung 3-2: Überblick über Abfallinputmengen und -zusammensetzung (Referenzjahr 2020; Datenbasis UBA 2022).....	11
Abbildung 3-3: Überblick über die Rückstände aus Verbrennung und RG-Reinigung (Referenzjahr 2020; Datenbasis UBA 2022).....	12
Abbildung 4-1: CO ₂ -Emissionen der österreichischen MVA im Jahr 2022 (erstellt mit QGIS) ..	15
Abbildung 4-2: Emissionsentwicklung auf Anlagenebene (Ansatz a: Hochrechnung basierend auf Extrapolation Input-/ Outputdaten; Ansatz b: Hochrechnung basierend auf Anlagennennkapazität)	15

Abbildung 4-3: Summe jährlicher CO ₂ -Emissionen der österr. MVAs	16
Abbildung 4-4: Entwicklung der THG-Emissionen in Österreich (Datenquellen: Anlagendaten; PRT-Register; Umweltbundesamt, 2024a, 2024b)	17
Abbildung 4-5: Anteil der CO ₂ -Emissionen aus MVAs an den österreichischen THG-Emissionen in Prozent	18
Abbildung 4-6: CO ₂ -Emissionen bezogen auf Abfallinput auf Anlagenebene (2010-2022)	19
Abbildung 4-7: Spanne der Emissionsfaktoren (2010-2022)	20
Abbildung 5-1: Aufteilung des ersten Behandlungsschrittes für Siedlungsabfälle in der EU mit Basisjahr 2017 (Datenquelle: Eurostat 2020)	25
Abbildung 5-2: Timeline und Überblick über die strategisch-rechtlichen Entwicklung zu CCUS in der EU und Österreich (eigene Darstellung BOKU ABF).....	34
Abbildung 6-1: Spezifische CO ₂ -Abscheidekosten in den vier definierten Kostenszenarien	36
Abbildung 7-1: Einwohnerspezifische Mehrkosten ohne (links) versus mit (rechts) CCS- Behandlung in Abhängigkeit vom CO ₂ -Zertifikatspreis lt. ETS (x-Achse: CO ₂ Zertifikatspreis in EUR/tCO ₂). (Annahmen: 187 kg/(EW.a) Siedlungsabfall; 1,0 t CO ₂ /t Siedlungsabfall; 50% biogener CO ₂ -Anteil; 317 EUR/t CCS-Kosten (inkl. CC, Transport, Off-Shore-Speicherung); 30% Marktaufschlag auf CO ₂ -Gutschriften)	40
Abbildung 7-2: Einwohnerspezifische Mehrkosten ohne CCS vs. mit CCS-Behandlung in Abhängigkeit vom CO ₂ -Zertifikatspreis lt. ETS unter Annahme von Kostenunter- und - obergrenzen für CCS-Behandlung. (Annahmen: 187 kg/(EW.a) Siedlungsabfall; 1,0 t CO ₂ /t Siedlungsabfall; 50% biogener CO ₂ -Anteil; 178, 317 bzw. 455 EUR/t CCS-Kosten (inkl. CC, Transport, Off-Shore-Speicherung) als Untergrenze, Mittelannahme bzw. Obergrenze; 30% Marktaufschlag auf CO ₂ -Gutschriften)	41
Abbildung 7-3: Restmüll-Zusammensetzung in Österreich 2018/19 (Beigl, 2020)	42
Abbildung 7-4: Spezifische Fraktionsmasse von Rest- und Sperrabfall in Österreich als relevantes Mengengerüst.....	43
Abbildung 7-5: Spezifische CO ₂ -Emissionen nach Fraktionen und nach biogener, fossiler und gemischter (biogen/fossiler) Zusammensetzung	44
Abbildung 7-6: Spezifische CO ₂ -Emissionen fossiler Herkunft nach Fraktionen in kg/(EW.a) ...	45
Abbildung 7-7: Einwohnerspezifische Mehrkosten ohne vs. mit CCS-Behandlung in Abhängigkeit vom CO ₂ -Zertifikatspreis lt. ETS unter Annahme von Kostenunter- und - obergrenzen für CCS-Behandlung und abfallinputbasierter Parameter. (Annahmen: 187 kg/(EW.a) Siedlungsabfall; 0,83 t CO ₂ /t Siedlungsabfall; 41% biogener CO ₂ -Anteil; 178, 317 bzw. 455 EUR/t CCS-Kosten (inkl. CC, Transport, Off-Shore-Speicherung) als Untergrenze, Mittelannahme bzw. Obergrenze; 30% Marktaufschlag auf CO ₂ - Gutschriften)	46
Abbildung 7-8: Spezifische Müllgebühren in Österreich 2005 bis 2023 in Euro pro Einwohner*in und Jahr (nominell und real nach Preisen 2023)	48

Abbildung 7-9: Entwicklung der Preise für CO ₂ -Emissionsrechte in EUR pro Tonne CO ₂ Emission von 2016 bis 2025 (Quelle: Boerse.de GROUP AG; https://www.boerse.de/rohstoffe/Co2-Emissionsrechtetpreis/XC000A0C4KJ2)	49
Abbildung 7-10: Spezifische CO ₂ -Abgaben bei marginaler Änderung des CO ₂ -Zertifikatpreises auf 78 EUR/t bei Zurechnung zu kostenverantwortlichen Akteuren sowie Abfallfraktionen in EUR/(EW.a)	50
Abbildung 7-11: Relevante Fraktionsgruppen und Fraktionen für CO ₂ -Bepreisung bezogen auf den Kostenanteil laut CO ₂ -Zertifikatpreisen	51
Abbildung 7-12: Erhöhung der spezifischen CO ₂ -Abgaben bei Erhöhung des CO ₂ - Zertifikatpreises auf 187 EUR/t und erweiterter Produzentenverantwortung für Textilien/Schuhe, Hygieneartikel und Kunststoff-Nichtverpackungen	57
Abbildung 7-13: Abschätzung eines Zielwertbereichs für CCS-Anlagen mit minimalen bis mittleren Kosten anhand der einwohnerspezifischen Mehrkosten in EUR pro Einwohner und Jahr. (Annahmen: 187 kg/(EW.a) Siedlungsabfall; 0,83 t CO ₂ /t Siedlungsabfall; 41% biogener CO ₂ -Anteil; 178, 317 bzw. 455 EUR/t CCS-Kosten (inkl. CC, Transport, Off-Shore-Speicherung) als Untergrenze, Mittelannahme bzw. Obergrenze; 30% Marktaufschlag auf CO ₂ -Gutschriften)	62
Abbildung 8-1: Überblick Carbon Dioxide Removal Technologien	64
Abbildung 8-2: Carbon Capture (CC) Technologien bei Siedlungsabfallverbrennungsanlagen inkl. Zuordnung zum „Technology Readiness Level – TRL“ (Quelle: IVET - BOKU)	65
Abbildung 6-3: Schema des Absorptionsverfahrens mit Aminen oder Kaliumcarbonat.	67
Abbildung 6-4: Schema des Kombinationsverfahrens PSA mit kryogener Aufreinigung.	68
Abbildung 8-5: Typanlage Cluster 3 (Zistersdorf) mit Aminwäscher	70
Abbildung 8-6: Umwandlungsausstoß der brennbaren Abfälle in Petajoule aus dem Jahr 2022.	71
Abbildung 8-7: spezifischer Energieverbrauch pro kg abgeschiedenem CO ₂ gegenübergestellt der spezifischen Energieerzeugung pro kg CO ₂ für alle vier Beispiel-Anlagen.	72
Abbildung 6-8: Energieeinsatz für die Abscheidetechnologien der drei Cluster in Petajoule.	73
Abbildung 8-9: Umwandlungseinsatz und -ausstoß aus dem Jahr 2022 in Petajoule (Austria Daten Publikation).	74
Abbildung 6-10: Gesamtbetrachtung der Energieflüsse aller Anlagen bei Implementierung von MEA, HPC oder PSA in Petajoule.....	74
Abbildung 8-11: Gesamtenergiebilanz Österreich aus dem Jahr 2022 in Petajoule (Austria Daten Publikation).	75
Abbildung 11-1: spezifischer Energieverbrauch pro kg abgeschiedenem CO ₂ gegenübergestellt der spezifischen Energieerzeugung pro kg CO ₂ für alle vier Beispiel-Anlagen.	86

16 Kontaktdaten

Christa Dißauer
BEST GmbH
Gewerbepark Haag 3
3250 Wieselburg - Land
Niederösterreich
Telefon: 43 5 023788 9455
E-Mail: christa.dissauer@best-research.eu
<https://best-research.eu>

Marion Huber-Humer
BOKU University
Abfall- und Kreislaufwirtschaft
Muthgasse 107/III
1190 Wien

David Wöss
BOKU University
Institut für Verfahrens- und Energietechnik
Muthgasse 107/II
1190 Wien