

Masterarbeit

Auswirkungen des Emissionshandels auf die österreichische Abfallwirtschaft

Abfallmonoverbrennung, Restmüll- und Verpackungssammlung

erstellt für

**Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und
Entsorgungstechnik**

im Auftrag der

Altstoff Recycling Austria AG

Vorgelegt von:

Simon Saltuari
m0535273

Betreuer:

O.Univ.Prof.Dipl.-Ing.Dr.techn. Karl E. Lorber
Dipl.-Ing. Gernot Kreindl
Dipl.-Ing. Dieter Schuch

Leoben, 20. Februar 2011

EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

Ich erkläre an Eides statt, dass ich diese Arbeit selbständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfsmittel bedient habe.

AFFIDAVIT

I declare in lieu of oath, that I wrote this thesis and performed the associated research myself, using only literature cited in this volume.

DANKSAGUNG

Bedanken möchte ich mich bei Herrn Prof. Karl E. Lorber, dem Leiter des Instituts für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik, sowie bei Herrn Prof. Christoph Scharff von der ARA Altstoff Recycling Austria AG, die die Verfassung der vorliegenden Arbeit ermöglicht haben. Für die Betreuung und Unterstützung während des Arbeitsprozesses bedanke ich mich herzlich bei meinem Betreuer Dipl.-Ing. Gernot Kreindl vom Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik. Vielen Dank auch an Herrn Dipl.-Ing. Dieter Schuch von der ARA Altstoff Recycling Austria AG für seine inhaltlichen Anregungen.

Kurzfassung

Auswirkungen des Emissionshandels auf die österreichische Abfallwirtschaft

Abfallmonoverbrennung, Restmüll- und Verpackungssammlung

Die Grundthematik dieser Arbeit ist durch eine mögliche zukünftige Einbeziehung von Teilbereichen der österreichischen Abfallwirtschaft in den europäischen Emissionshandel gegeben. Bei der Diskussion der verschiedenen Aspekte einer solchen Einbeziehung wird verstärkt auf Abfallmonoverbrennungsanlagen, aber auch auf die Restmüll- und Verpackungssammlung eingegangen.

Einleitend werden die rechtlichen Rahmenbedingungen des europäischen Emissionshandels und die österreichische Abfallwirtschaft vorgestellt. Die Entwicklungen der Treibhausgasemissionen in der österreichischen Abfallwirtschaft werden dargestellt und eine mögliche Einbeziehung von Teilbereichen, insbesondere der Abfallmonoverbrennung, in den Emissionshandel wird diskutiert.

Maßnahmen zur Einsparung von Treibhausgasen werden beleuchtet, wobei der technischen Einsetzbarkeit und wirtschaftlichen Sinnhaftigkeit des „Carbon Capture and Storage“ in Verbindung mit der Abfallmonoverbrennung im Rahmen dieser Arbeit besondere Aufmerksamkeit zukommt. Untersucht wird auch, inwiefern sich bei der Restmüll- und Verpackungssammlung durch Systemveränderungen oder durch den Einsatz emissionsarmer Fahrzeuge bzw. Kraftstoffe Einsparungen an CO₂-Emissionen erzielen lassen. Zusätzlich wird die Durchführung von JI/CDM-Projekten als alternative Möglichkeit zur Generierung von Emissionsrechten behandelt.

Abstract

Influence of emission trading on waste management in Austria Municipal solid waste incineration, collection of residual waste and packaging waste

The focus of this Thesis is given by a possible future inclusion of parts of the Austrian waste management into European emission trading. During the discussion of various aspects of such an inclusion, particular attention is paid to municipal solid waste incineration plants, but also to residual waste and packaging waste collection.

At the beginning the statutory framework of European emission trading and the fundamentals of Austrian waste management are introduced. The development of greenhouse gas emissions caused by waste management in Austria are displayed and a possible inclusion of subdomains, like the municipal solid waste incineration, into emission trading are discussed.

Activities of greenhouse gas emission reduction, with a particular regard on the technical feasibility and economical reasonability of carbon capture and storage for municipal solid waste incineration, are highlighted. The CO₂ reduction potential of system alteration and of the application of low-emission vehicles/fuels are investigated for communal waste collection. Additionally the option of generating emission allowances by means of JI/CDM projects is outlined.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 EINLEITUNG	5
1.1 Problemstellung	5
1.2 Zielsetzung	5
2 INTERNATIONALE ANSÄTZE ZUR BEKÄMPFUNG VON TREIBHAUSGASEMISSIONEN	7
2.1 Kyoto-Protokoll.....	7
2.2 Europäisches Emissionshandelssystem und österreichisches Emissionszertifikategesetz.....	8
2.3 Flexible Mechanismen JI und CDM	9
3 ABFALLWIRTSCHAFT IN ÖSTERREICH	11
3.1 Abfallaufkommen	11
3.1.1 Restmüll.....	12
3.1.2 Altstoffe und Verpackungen	12
3.2 Verwertung, Behandlung und Beseitigung von Siedlungsabfällen.....	14
3.3 Anlagen zur Verwertung, Behandlung und Beseitigung von Abfällen	14
3.3.1 Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle.....	15
3.3.2 Anlagen zur thermischen Behandlung von Abfällen (ohne Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle)	16
3.3.3 Abfallmengen bei der Abfallverbrennung mit Energienutzung	17
3.4 Beschreibung der in Österreich eingesetzten Technologien zur Abfallmonoverbrennung	18
3.4.1 Rostfeuerung	18
3.4.2 Wirbelschichtfeuerung	19
3.4.3 Drehrohrofen.....	19
3.5 Beschreibung der österreichischen Restmüll- und Verpackungssammlung .	20
3.5.1 Restmüllsammlung	20
3.5.2 Verpackungssammlung	20
3.5.2.1 Papierverpackungen	20
3.5.2.2 Glasverpackungen	21
3.5.2.3 Metallverpackungen	21
3.5.2.4 Leichtverpackungen	22

4	ENTWICKLUNG DER TREIBHAUSGASEMISSIONEN IN ÖSTERREICH.....	23
4.1	Gesamtreibhausgasemissionen und deren Aufteilung auf Sektoren.....	23
4.2	Sektor Energie	25
4.3	Sektor Abfallwirtschaft	27
4.4	Anderen Sektoren zugerechnete Emissionen der Abfallwirtschaft.....	29
4.4.1	Abfallverbrennung mit Energienutzung	29
4.4.2	Abfallsammlung	30
4.5	Treibhausgasemissionen bei der Abfallverbrennung	30
4.5.1	Gesamtemissionen der Abfallverbrennung	32
4.5.2	Abfallmonoverbrennung.....	34
4.5.3	Industrielle Abfallmitverbrennung.....	34
4.5.4	Verbrennung von Abfällen zu Heizzwecken im Kleinmaßstab.....	35
5	EMISSIONSZERTIFIKATEGESETZ UND ABFALLWIRTSCHAFT	36
5.1	EU-Emissionshandel 2008-2012	36
5.1.1	Gültigkeitsbereich	36
5.1.2	Bedeutung für Abfallwirtschaft und Abfallverbrennungsanlagen.....	37
5.2	EU-Emissionshandel 2013-2020	37
5.2.1	Vergabe von Emissionszertifikaten	38
5.2.2	Erweiterung des Gültigkeitsbereichs	38
5.2.3	Bedeutung für Abfallwirtschaft und Abfallverbrennungsanlagen.....	39
5.3	Möglichkeiten der Einbeziehung von Bereichen der Abfallwirtschaft in den Emissionshandel.....	40
5.3.1	Möglichkeiten der Einbeziehung der Abfallmonoverbrennung in den Emissionshandel.....	41
5.3.1.1	Gesetzliche Möglichkeiten.....	41
5.3.1.2	Probleme	42
5.3.1.3	Zuteilungsszenarien	43
5.3.2	Auswirkungen bei Einbeziehung der Abfallmonoverbrennung in den Emissionshandel.....	45
5.3.2.1	Betroffene Anlagen	45
5.3.2.2	Entstehende Kosten.....	46
5.3.2.3	Fallbeispiele zur Berechnung der entstehenden Kosten.....	47
5.3.3	Möglichkeiten der Einbeziehung sonstiger Bereiche der Abfallwirtschaft in den Emissionshandel.....	51
5.3.3.1	Abfallsammlung	51
5.3.3.2	Mechanisch-biologische Abfallbehandlung.....	52
5.3.3.3	Deponierung	53

5.3.3.4	Stoffliche Verwertung	54
6	VERRINGERUNGSPOTENTIALE FÜR TREIBHAUSGASE IN DER ÖSTERREICHISCHEN ABFALLWIRTSCHAFT	55
6.1	Abfallmonoverbrennung	55
6.1.1	Technologien zur Abtrennung von CO ₂	56
6.1.1.1	Post-Combustion-Verfahren	57
6.1.1.2	Pre-Combustion-Verfahren	62
6.1.1.3	Oxyfuel-Verfahren	64
6.1.2	Transport und Speicherung des abgetrennten CO ₂	65
6.1.2.1	Pipeline-Transport	66
6.1.2.2	LKW- und Bahn-Transport	67
6.1.2.3	Speicherung	68
6.1.3	Kosten für Abtrennung, Transport und Speicherung von CO ₂	69
6.1.3.1	Kosten der CO ₂ -Abscheidung	70
6.1.3.2	Kosten für den Transport von CO ₂	71
6.1.3.3	Kosten für die Speicherung von CO ₂	72
6.1.3.4	Gesamtkosten für Abscheidung, Transport und Speicherung von CO ₂	72
6.1.4	Ökonomische Sinnhaftigkeit der Abtrennung, des Transports und der Speicherung von CO ₂ bei der Abfallverbrennung	73
6.2	Restmüll- und Verpackungssammlung	74
6.2.1	Umstellung des Sammelsystems	74
6.2.1.1	Einzelstoff- und Mischstoffsammlung	75
6.2.1.2	Hol- und Bringsysteme	75
6.2.2	Einsatz emissionsarmer Fahrzeuge	76
6.2.2.1	Fahrzeuge mit Hybridantrieb	76
6.2.2.2	Erdgas- und biogasbetriebene Fahrzeuge	77
6.2.2.3	Biodieselbetriebene Fahrzeuge	78
6.2.2.4	Wasserstoffbetriebene Fahrzeuge	79
6.2.2.5	Förderung emissionsarmer schwerer Nutzfahrzeuge in Österreich	79
6.2.3	Optimierung der Sammellogistik	80
6.2.4	Treibstoffeinsparung durch Fahrertraining	80
7	GENERIERUNG VON EMISSIONSRECHTEN DURCH JI/CDM-PROJEKTE ...	81
7.1	Ablauf von JI/CDM-Projekten	81
7.1.1	Joint Implementation	81
7.1.2	Clean Development Mechanism	82
7.2	Beispiele für mögliche JI/CDM-Projekte	82
7.2.1	Thermische Verwertung von Siedlungsabfällen	82

7.2.2	Industrielle Mitverbrennung von Abfällen	83
7.2.3	Einführung von Systemen zur getrennten Abfallerfassung	83
8	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK.....	84
8.1	Emissionsentwicklungen	84
8.2	Emissionshandel.....	85
8.3	Emissionsverringerng	86
9	VERZEICHNISSE	89
9.1	Literaturverzeichnis	89
9.2	Abkürzungsverzeichnis	94
9.3	Tabellen	96
9.4	Abbildungen	97

1 Einleitung

Das Kernthema dieser Arbeit wird durch die Auswirkungen des europäischen Handels mit Treibhausgasen auf die Abfallwirtschaft in Österreich, insbesondere auf den Bereich der Abfallmonoverbrennung, gebildet. In Kapitel 1.1 wird ein kurzer Überblick über den Trend der Treibhausgasemissionen und über die aktuelle Rolle der österreichischen Abfallwirtschaft im europäischen Emissionshandel gegeben. In Kapitel 1.2 erfolgt die Formulierung der in dieser Arbeit zu behandelnden Themen und Schwerpunkte.

1.1 Problemstellung

Die Ergebnisse der aktuellen Treibhausgasinventur des Umweltbundesamtes weisen Gesamtreibhausgasemissionen für Österreich in der Höhe von 86,6 Mio. Tonnen an Kohlendioxid-Äquivalenten (CO₂e) für das Jahr 2008 aus [1], was einer klaren Überschreitung des Kyoto-Zielwertes von 68,0 Mio. Tonnen entspricht. Im Gegensatz zum allgemeinen Trend sind die Treibhausgasemissionen des Sektors „Abfallwirtschaft“ seit dem Kyoto-Basisjahr 1990 tendenziell rückläufig. In der Periode 1990-2008 konnte hier eine vergleichsweise hohe Einsparung an emittierten Treibhausgasen von 43,6 % erzielt werden [2]. Neben den Bemühungen zur Emissionsverringerung seitens der Abfallwirtschaft (z.B. durch Deponiegasfassung oder verstärkte stoffliche Verwertung) trägt auch die Tatsache, dass Treibhausgasemissionen aus der Abfallverbrennung mit Energienutzung nicht dem Abfallwirtschaftssektor, sondern dem Sektor „Energie“ zugerechnet werden, zu dieser positiven Darstellung des Abfallwirtschaftssektors bei.

Der Großteil der Abfallwirtschaft inklusive der Abfallmonoverbrennung von Siedlungsabfällen und gefährlichen Abfällen ist laut der EU-Richtlinie 2003/87/EG [3], die den Handel mit Treibhausgasen in Europa regelt, in der aktuellen Periode (2008-2012) vom Emissionshandel ausgenommen. Die Tätigkeiten der industriellen Mitverbrennung von Abfällen als Teil von Prozessen in emissionshandelspflichtigen Anlagen und die Verbrennung von anderen Abfällen als Siedlungs- und gefährlichen Abfällen sind hingegen vom Handel mit Emissionszertifikaten betroffen [4].

Eine zukünftige Aufnahme von Bereichen der Abfallwirtschaft, wie beispielsweise der Monoverbrennung von Siedlungsabfällen oder gefährlichen Abfällen, in das europäische Emissionshandelssystem kann nicht ausgeschlossen werden und würde die Anlagenbetreiber mit Mehrkosten und erhöhtem Verwaltungsaufwand belasten.

1.2 Zielsetzung

Die Entwicklung der österreichischen Abfallwirtschaft und ihrer einzelnen Bereiche, insbesondere der Abfallverbrennung, ist in Bezug auf Treibhausgasemissionen seit dem Kyoto-Basisjahr 1990 darzustellen. Dabei sollen erkennbare Trends diskutiert werden, wobei Zusammenhänge mit anderen Sektoren bezüglich der Zurechnung der emittierten Treibhausgase zu berücksichtigen sind. Es ist auch zu recherchieren, inwieweit das bei der Verbrennung emittierte Kohlendioxid (CO₂) fossilen oder biogenen Ursprungs ist.

Mögliche Szenarien der Zuteilung von Emissionsrechten bei einer etwaigen zukünftigen Aufnahme von Teilbereichen der Abfallwirtschaft, wie beispielsweise der Abfallmonoverbrennung, in das europäische Emissionshandelssystem gilt es abzubilden. Die Auswirkungen einer solchen Aufnahme sollen in Bezug auf Mehrkosten und die damit verbundenen Maßnahmen seitens der Abfallwirtschaft abgeschätzt werden.

Es sind Möglichkeiten zur Reduktion von Treibhausgasen in einzelnen Bereichen der Abfallwirtschaft zu diskutieren, wobei der Fokus bei der Abfallmonoverbrennung sowie der Sammlung von Restmüll und Verpackungen liegen soll. Die Eignung des „Carbon Capture and Storage“ für den Einsatz in Abfallmonoverbrennungsanlagen ist zu recherchieren und die technische und wirtschaftliche Umsetzbarkeit möglicher Verfahren zur CO₂-Abscheidung zu beleuchten.

2 Internationale Ansätze zur Bekämpfung von Treibhausgasemissionen

Die Mehrheit der Klimawissenschaftler geht davon aus, dass eine Erhöhung der Konzentration der Treibhausgase in der Atmosphäre zu Veränderungen des weltweiten Klimas führt. Da solche Klimaveränderungen mit großen sozialen, ökonomischen und ökologischen Schäden in Verbindung gebracht werden, gibt es globale Bestrebungen, die Emissionen von Treibhausgasen zu verringern. In diesem Kapitel werden einige auf politischer Ebene ausgehandelte Instrumente zur Emissionsverringern beleuchtet. Es wird darauf eingegangen, inwiefern sich diese aus rechtlicher Sicht auf Österreich auswirken.

2.1 Kyoto-Protokoll

Im Kyoto-Protokoll [5], ausgehandelt beim Weltklimagipfel 1997, wurden erstmals verbindliche Ziele für die Reduktion von Treibhausgasen für Industrieländer festgelegt. Jene Länder, die den Vertrag von Kyoto ratifiziert und sich zu Emissionsreduktionen verpflichtet haben, werden auch Annex-I-Staaten genannt. Die Ziele, die mit Bezug auf das Basisjahr 1990 formuliert wurden, sehen eine Gesamtverringern an Treibhausgasemissionen der Teilnehmerländer von mindestens 5 % bis zur Periode 2008-2012 vor. Der Staat Österreich hat sich zu einer Reduktion seines CO₂-Ausstoßes um 13 % gegenüber jenem des Jahres 1990 verpflichtet. Berücksichtigt werden bei diesen Zielformulierungen die Treibhausgase CO₂, Methan (CH₄), Distickstoffoxid (N₂O), teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe (H-FKW), perfluorierte Kohlenwasserstoffe (P-FKW) und Schwefelhexafluorid (SF₆). Bei den in Tabelle 1 angeführten CO₂-Äquivalenten dieser Gase handelt es sich um deren Potential zur Beeinflussung des Klimas im Vergleich mit CO₂.

Tabelle 1: CO₂-Äquivalente verschiedener Treibhausgase [6]

CO ₂ -Äquivalente verschiedener Treibhausgase		
Treibhausgas	chemische Formel bzw. Abkürzung	CO ₂ -Äquivalent
Kohlendioxid	CO ₂	1
Methan	CH ₄	21
Distickstoffoxid (Lachgas)	N ₂ O	310
Teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe	H-FKW	11.700
Perfluorierte Kohlenwasserstoffe	P-FKW	6.500
Schwefelhexafluorid	SF ₆	23.900

Teilnehmerländer können nach Artikel 3.4 des Kyoto-Protokolls individuell entscheiden, ob sie Änderungen bei der Waldbewirtschaftung und Landnutzung als Senken bzw. Quellen von Kohlenstoff bei der Berechnung der Summe ihrer Treibhausgasemissionen berücksichtigen wollen. Für Staaten, die große, unbewaldete und nicht bewirtschaftete Flächen zur Verfügung haben, kann eine solche Berücksichtigung eine Erleichterung bei der Zielerreichung darstellen. Der Staat Österreich nimmt von dieser Möglichkeit Abstand, da unter anderem befürchtet wird, dass die Erzeugung erneuerbarer Energie aus Biomasse und

die Nutzung des erneuerbaren Baumaterials Holz durch diese Berücksichtigung gefährdet wären [7]. Deshalb sind bei der in Kapitel 4 dargestellten Entwicklung der Treibhausgasemissionen in Österreich Änderungen bei Wald- und Landnutzung (LULUCF) nicht enthalten.

2.2 Europäisches Emissionshandelssystem und österreichisches Emissionszertifikategesetz

Das europäische Emissionshandelssystem ist ein innerhalb der EU (und einiger zusätzlicher Staaten wie Norwegen, Island und Liechtenstein) gültiges Modell, welches die Treibhausgasemissionen besonders energie- und/oder emissionsintensiver Unternehmen begrenzt. Rechtliche Grundlage des europäischen Emissionshandels ist die Emissionshandelsrichtlinie 2003/87/EG [3] (bzw. ab 2013 die Änderungsrichtlinie 2009/29/EG [8]), die von den EU-Mitgliedsstaaten in Form nationaler Gesetze umgesetzt wurde. In Österreich ist dies durch Einführung des Emissionszertifikategesetzes (EZG) [9] erfolgt, welches in der Periode 2008-2012 die unter Kapitel 5.1.1 angeführten Anlagen betrifft. Diese sind in Anhang 1 des Emissionszertifikategesetzes angeführt.

Unternehmen, die solche Anlagen betreiben, bekommen laut Emissionshandelsrichtlinie 2003/87/EG unter Berücksichtigung politischer Emissionsreduktionsziele Rechte für das Emittieren von Treibhausgasen zugewiesen bzw. können sie diese erwerben und frei handeln. Diese Rechte werden in Form von „EU Emission Allowances“ (EUAs) vergeben, wobei eine EUA zur Emission einer Tonne an CO₂ (ab 2013 CO₂-Äquivalente) berechtigt. Die Vergabe von Emissionszertifikaten, welche derzeit (Phase II: 2008-2012) noch in so genannten Nationalen Allokationsplänen (NAPs) geregelt ist, erfolgt in drei Phasen [10]:

- Phase I (2005-2007): Während dieser Periode werden mehr Emissionsrechte vergeben, als schlussendlich konsumiert werden. Mindestens 95 % davon müssen unentgeltlich zugewiesen werden, der Rest wird versteigert. Übriggebliebene CO₂-Zertifikate können nicht in die nächste Periode übertragen werden, was zu einem massiven Preisverfall führt [11]. Neben CO₂ werden keine weiteren Treibhausgase berücksichtigt. Österreich bekommt Zertifikate im Umfang von 33,0 Mio. Tonnen CO₂ zugewiesen.
- Phase II (2008-2012): Die Vergabe von Emissionsrechten wird gegenüber dem Niveau von 2005 um 6,5 % gekürzt. Mindestens 90 % der vergebenen Emissionszertifikate müssen unentgeltlich zugewiesen werden, der Rest wird versteigert. Ab 2012 wird auch der Luftverkehr in das europäische Emissionshandelssystem einbezogen. Für diese Phase werden Österreich 32,3 Mio. Tonnen an CO₂-Zertifikaten zugeteilt.
- Phase III (2013-2020): Ab 2013 werden bis zum Jahr 2020 jährlich um 1,74 % weniger Emissionsrechte vergeben, sodass mit Abschluss der Phase III gegenüber dem Jahr 2005 eine Verringerung an vergebenen Zertifikaten von 21 % erreicht wird. Die Vergabe von Emissionsrechten soll grundsätzlich durch Versteigerung erfolgen,

wobei ab 2013 der Anteil versteigerter Zertifikate stetig angehoben wird. Neben CO₂ werden auch die Gase CH₄, N₂O, H-FKW, P-FKW und SF₆ einbezogen. Auch werden weitere Anlagentypen, wie z.B. Anlagen für die Aluminiumerzeugung oder Anlagen der chemischen Industrie in das Emissionshandelssystem aufgenommen. Kapitel 5.2 geht darauf näher ein.

Brauchen Unternehmen mehr Emissionszertifikate, als ihnen kostenlos oder durch Versteigerung zugewiesen wurden, können sie ihren Mehrbedarf durch Erwerb am freien Markt decken. Transaktionen finden im Rahmen des Spot-Handels und des Terminhandels (Forward-Handel, Future-Handel) statt [12]. Während beim Spot-Handel die Transaktion sofort stattfindet, bietet der Terminhandel die Möglichkeit, einen in der Zukunft zu erfüllenden Vertrag mit festem Preis abzuschließen. Der Terminhandel ist, aufgrund seiner Berechenbarkeit, für die langfristige Planung sicherer als der Spot-Handel. Ein Restrisiko besteht dadurch, dass der Handelspartner eventuell in Zukunft nicht mehr in der Lage sein könnte, den Vertrag zu erfüllen. Der Spot-Handel eignet sich, wegen des Risikos durch teils starke Preisschwankungen der Zertifikate, eher zur kurzfristigen Abdeckung eines unvorhergesehenen Bedarfs. Im Rahmen der beschriebenen Handelsarten können auch überschüssige Emissionsrechte, die ein Unternehmen nicht benötigt, von diesem verkauft werden.

Am 1. April jeden Jahres müssen die betroffenen Anlagenbetreiber Emissionszertifikate in der Höhe der Emissionen des vorangegangenen Jahres abgeben. Dabei ist zu beachten, dass nur jene CO₂-Emissionen, die aus der Verbrennung fossilen Kohlenstoffs entstehen, handelspflichtig sind. Das bedeutet, dass die Verbrennung reiner Biomasse nicht betroffen ist. Das österreichische Emissionszertifikatesgesetz sieht seit 2009 für jede Tonne an handelspflichtigem emittiertem CO₂, für die die betroffenen Anlagenbetreiber kein Zertifikat abgeben, eine Sanktion von 100 € vor. Ab 2013 wird die Höhe dieser Sanktion dem Europäischen Verbraucherpreisindex angepasst. Fehlende Emissionsberechtigungen müssen im nächsten Jahr zusätzlich abgegeben werden. Eingehobene Sanktionszahlungen werden laut Emissionszertifikatesgesetz für die Durchführung österreichischer JI- und CDM-Projekte, die nachfolgend beschrieben sind, verwendet.

2.3 Flexible Mechanismen JI und CDM

Zusätzlich zur Reduktion der Eigenemissionen der in Annex-I des Kyoto-Protokolls aufgelisteten Staaten können diese für das Erreichen ihrer Reduktionsziele die so genannten „flexiblen Mechanismen“ Joint Implementation (JI) und Clean Development Mechanism (CDM) zu Hilfe nehmen. JI und CDM sollen es ermöglichen, Emissionsreduktionsziele möglichst kostengünstig zu erreichen und geben bei der Zielerreichung etwas Spielraum. Diese Mechanismen können auch von Unternehmen genutzt werden, die im Rahmen des EU-Emissionshandels für die Menge ihrer emittierten Treibhausgase nicht genügend Emissionszertifikate besitzen oder die die Generierung von Gutschriften im Rahmen von JI- oder CDM-Projekten der Ersteuerung von Emissionsrechten vorziehen [13].

JI ist ein Programm, das es Annex-I-Staaten bzw. Annex-I-Staaten-Unternehmen ermöglicht, Investitionen in Projekte in anderen Annex-I-Staaten zu tätigen, die eine Verringerung von Treibhausgasemissionen bewirken. Dem Investor werden die beim Projektpartner eingesparten Treibhausgase in Form von ERUs (Emission Reduction Units) gutgeschrieben.

Ein ähnlicher Mechanismus ist CDM, der Investitionen von Annex-I-Staaten bzw. Annex-I-Staaten-Unternehmen in Projekte in nicht-Annex-I-Staaten ohne nationale Emissionsreduktionsziele (meist Schwellenländer und Entwicklungsländer) regelt. Bei erfolgreicher Durchführung von CDM-Projekten werden dem Investor mit Bezug auf die eingesparten Treibhausgasemissionen CERs (Certified Emission Reductions) gutgeschrieben. ERUs bzw. CERs werden im Rahmen von JI- oder CDM-Projekten nur dann gutgeschrieben, wenn ohne das Geld der Investoren diese Projekte nicht realisiert würden (Additionalität). Zusätzlich müssen die durchgeführten Projekte zu einer nachhaltigen Entwicklung im Gastland beitragen und einen Technologietransfer bewirken.

Erworbene ERUs bzw. CERs können laut EU-Richtlinie 2004/101/EG (Linking Directive) [14] in EU-Emissionszertifikate umgewandelt werden. Diese Richtlinie wurde in Österreich durch eine entsprechende Änderung des Emissionszertifikatgesetzes in das nationale Recht eingebunden. Um sicherzustellen, dass Anstrengungen zur Verringerung von Treibhausgasen in den Teilnehmerländern selbst nicht zu kurz kommen, wird seit 2008 diese Umwandlung in Emissionszertifikate begrenzt. Rechtliche Grundlage für das österreichische JI/CDM-Programm ist das Umweltförderungsgesetz (UFG) [15], in welchem die Übertragung der Projektabwicklung an die Kommunalkredit Austria AG erwähnt wird.

3 Abfallwirtschaft in Österreich

Dieses Kapitel befasst sich mit jenen Bereichen der Abfallwirtschaft, die für diese Arbeit von besonderer Bedeutung sind. In Unterkapitel 3.1 werden die Abfälle in Österreich in Bezug auf Aufkommen und Behandlungswege beschrieben, wobei der Fokus bei den Fraktionen Restmüll und Verpackungsmaterial liegt. Während in Kapitel 3.2 die Entwicklung der Aufteilung der Abfallströme auf die verschiedenen Behandlungsmöglichkeiten der letzten Jahre dargestellt wird, befasst sich Kapitel 3.3 mit den österreichischen Abfallbehandlungsanlagen. Die Technologien zur Abfallmonoverbrennung werden in Kapitel 3.4 beleuchtet, während Kapitel 3.5 auf die österreichischen Sammelsysteme für Restmüll und Verpackungsmaterial eingeht.

3.1 Abfallaufkommen

Die nachfolgenden Darstellungen und Zahlen zum Abfallaufkommen des Jahres 2008 in Österreich sind dem Statusbericht 2009 [16], einer Aktualisierung des Bundesabfallwirtschaftsplanes 2006, entnommen. Abbildung 1 stellt die Unterteilung des österreichischen Abfallgesamtaufkommens nach unterschiedlichen Fraktionen in Bezug auf Massenanteile dar.

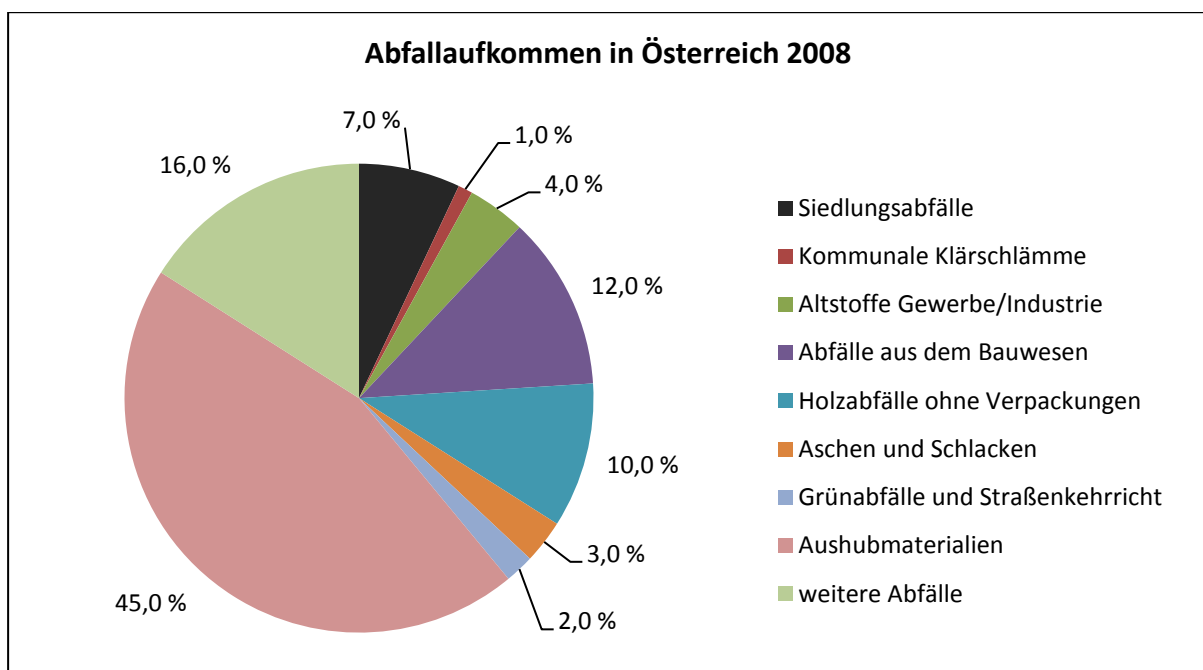


Abbildung 1: Aufteilung des österreichischen Abfallaufkommens nach Fraktionen [16]

Das österreichische Gesamtabfallvolumen von 56,34 Mio. Tonnen enthält sowohl Primär- als auch Sekundärabfälle (wie beispielsweise Aschen aus der Abfallverbrennung oder Rückstände aus der stofflichen Verwertung). Wenn nur die Primärabfälle berücksichtigt werden, ergibt sich ein Abfallvolumen von 54,39 Mio. Tonnen. Siedlungsabfälle, die im Wesentlichen dem Begriff „Abfälle aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen“ entsprechen, machen mit 3,79 Mio. Tonnen rund 7 % des Gesamtaufkommens aus. Davon

sind 1,38 Mio. Tonnen Restmüll und 1,36 Mio. Tonnen getrennt gesammelte Altstoffe, zu denen 0,43 Mio. Tonnen an getrennt gesammelten Verpackungen gehören.

3.1.1 Restmüll

Die 1,38 Mio. Tonnen an Restmüll des Jahres 2008 setzen sich laut der Restmüllanalyse der Steiermark [16] folgendermaßen zusammen, wobei die in Abbildung 2 dargestellten Werte in Massenprozent angegeben sind.

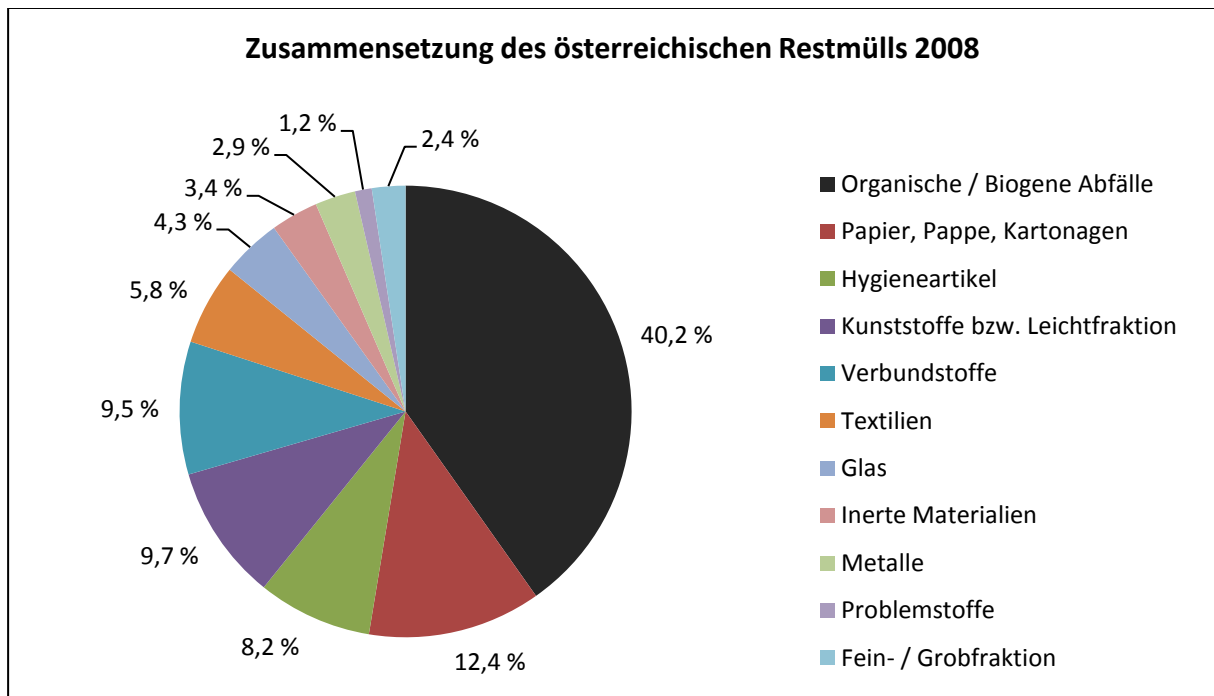


Abbildung 2: Restmüllzusammensetzung in Österreich (Restmüllanalyse Steiermark) [16]

Ca. 20,2 % (278.000 Tonnen) des österreichischen Restmülls werden im Jahr 2008 nach der Sortierung einer biotechnischen Behandlung zugeführt, rund 67,7 % (933.600 Tonnen) werden thermisch behandelt und ca. 4,3 % (58.900 Tonnen) werden stofflich verwertet. Die restlichen 7,8 % (107.400 Tonnen) gelangen unbehandelt auf Deponien. Die einer thermischen Behandlung zugeführte Menge teilt sich in 693.600 Tonnen Restmüll, der unbehandelt in Müllverbrennungsanlagen (MVAs) geht und 240.000 Tonnen heizwertreiche Fraktion aus dem Splitting der Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) auf.

3.1.2 Altstoffe und Verpackungen

Die 1,36 Mio. Tonnen an getrennt gesammelten Altstoffen, denen sortierte Altstoffe aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung und dem Splitting nicht zugerechnet werden, können in die in Abbildung 3 dargestellten Gruppen eingeteilt werden.

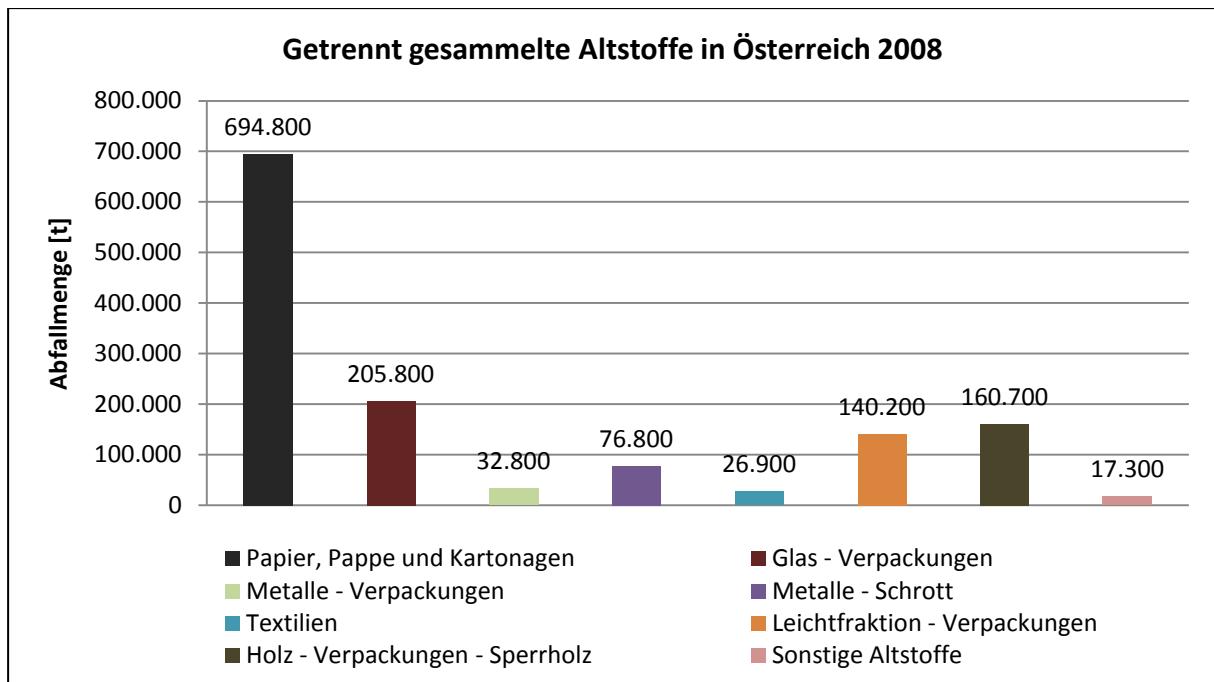


Abbildung 3: Altstoffzusammensetzung in Österreich [16]

Die stoffliche Verwertung spielt mit einem Anteil von rund 85,4 % bei den in Abbildung 3 dargestellten getrennt gesammelten Altstoffen eine wesentliche Rolle. Ca. 13,1 % dieser Abfallgruppe wurden im Jahr 2008 einer thermischen Verwertung zugeführt, während rund 0,6 % biotechnisch verwertet und rund 0,9 % deponiert wurden.

Die Gruppe „Getrennt gesammelte Verpackungen“, welche in den „Getrennt gesammelten Altstoffen“ enthalten ist, beinhaltet die Fraktionen „Altpapier, Pappe und Kartonagen“, „Altglas“, „Altmetalle“ (ohne Haushaltsschrott), „Leichtfraktion“ und „sonstige Altstoffe“, die im Jahr 2008 in Österreich in den in Abbildung 4 ersichtlichen Mengen angefallen sind.

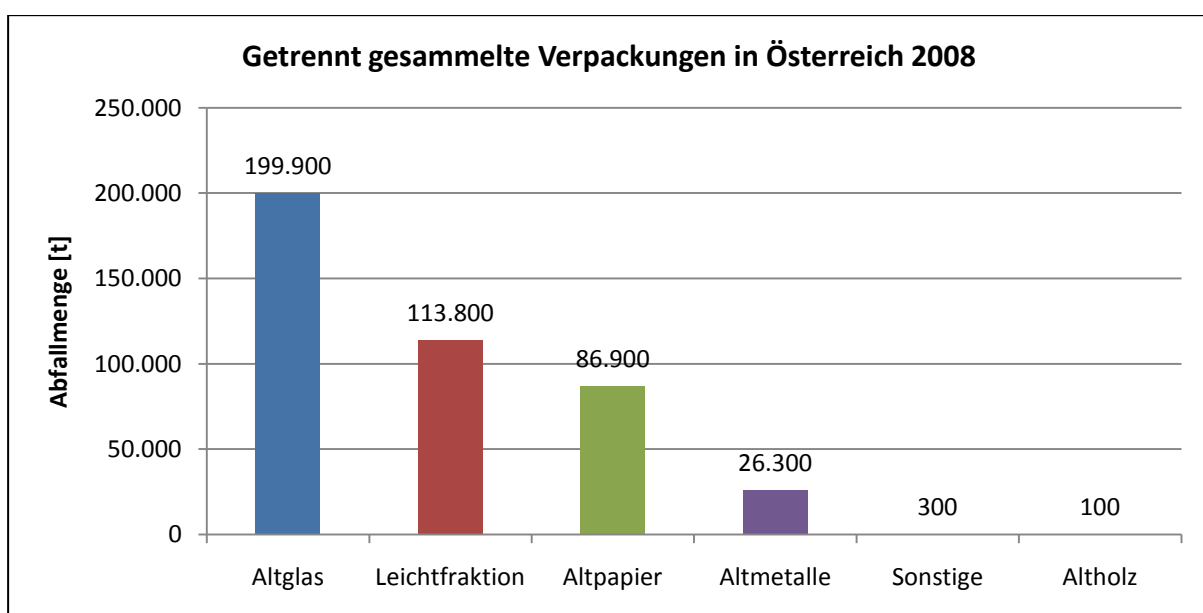


Abbildung 4: Mengen getrennt gesammelter Verpackungen in Österreich [16]

3.2 Verwertung, Behandlung und Beseitigung von Siedlungsabfällen

Betrachtet man den ersten Behandlungsschritt, den Österreichs Siedlungsabfälle nach der Sortierung und Aufbereitung in der Zeit von 1989 bis 2007 durchlaufen haben, ergibt sich die folgende Darstellung.

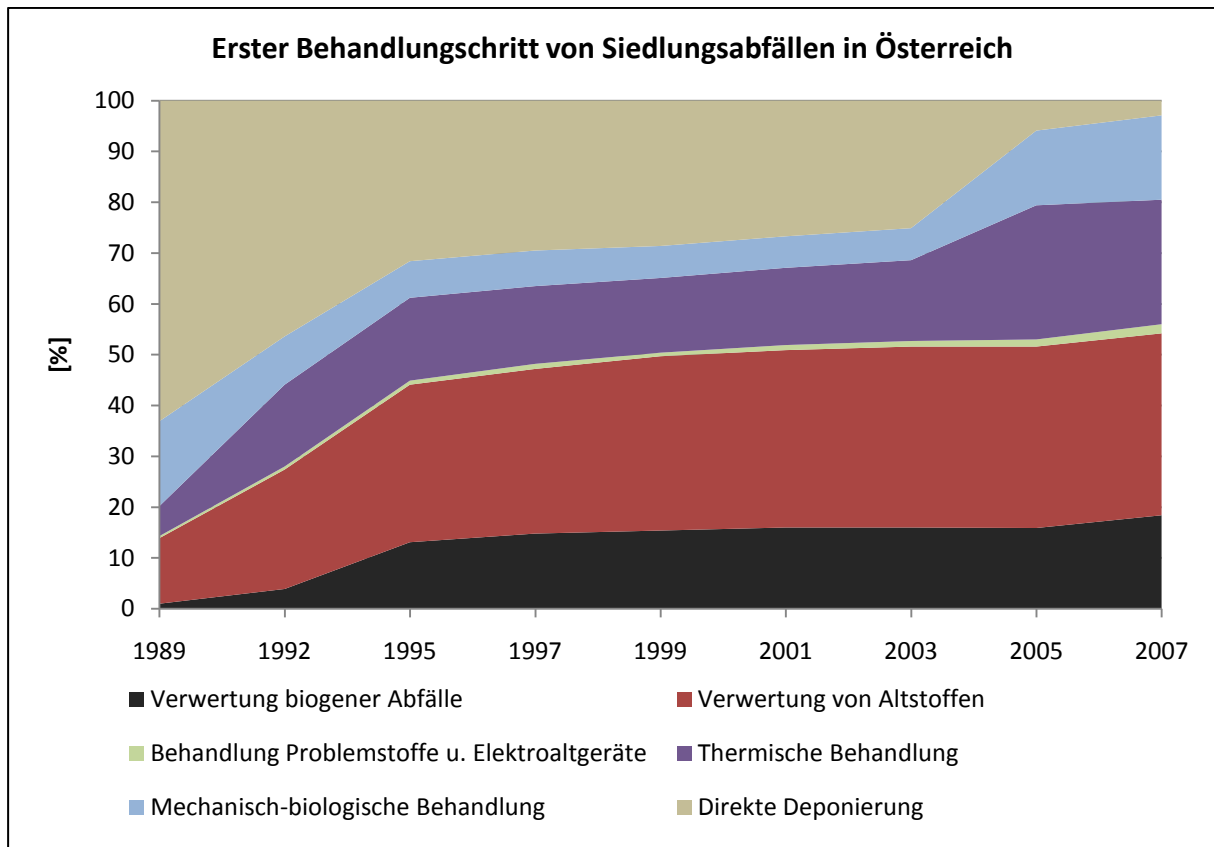


Abbildung 5: Erster Behandlungsschritt von Siedlungsabfällen 1989-2007 [16]

Wie in Abbildung 5 ersichtlich hat vor Allem die Menge an direkt deponierten Siedlungsabfällen seit dem Jahr 1989 stark abgenommen. Es wurde verstärkt auf stoffliche Verwertung von Altstoffen, Verwertung biogener Abfälle und thermische Behandlung gesetzt. Seit dem Jahr 2003 werden zu deponierende Abfälle verstärkt einer mechanisch-biologischen Vorbehandlung unterzogen.

3.3 Anlagen zur Verwertung, Behandlung und Beseitigung von Abfällen

Die nachfolgenden Angaben zu Verwertungs-, Behandlungs- und Beseitigungsanlagen für Abfälle entstammen der Abfallwirtschaftlichen Anlagen- und Stoffdatenbank [17] und dem Statusbericht 2006 [18] des Umweltbundesamtes. Tabelle 2 bezieht sich in der Darstellung auf die im Jahr 2009 in Österreich betriebenen Anlagen und beinhaltet keine Anlagen, die sich zum genannten Zeitpunkt in Bau befunden haben. Alle in weiterer Folge angegebenen Abfalldurchsatzmengen sind in Jahrestonnen angegeben.

Tabelle 2: Anlagen zur Verwertung, Behandlung und Beseitigung in Österreich [17]

Anlagen zur Behandlung von Abfällen inkl. innerbetriebliche Anlagen 2009	Anzahl
Thermische Behandlungsanlagen (ohne Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle)	186
Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle	11
Chemisch-physikalische Behandlungsanlagen	35
Ausgewählte Aufbereitungsanlagen für spezielle Abfälle (Altautos, Kunststoffe, Fette und Frittieröle, Chemikalien, Batterien, u. a.)	71
Anlagen zur Behandlung von Elektronik-Altgeräten	40
Shredder	6
Aufbereitungsanlagen für Baurestmassen	344
Biotechnische Behandlungsanlagen zur Vorbehandlung von Restmüll und sonstigen Abfällen (MBA)	16
Anlagen zur aeroben biotechnischen Behandlung getrennt gesammelter biogener Abfälle, Grünabfälle u. a. (Kompostierungsanlagen)	546
Anlagen zur anaeroben biotechnischen Behandlung (Biogasanlagen)	186
Anlagen zur Sortierung getrennt erfasster Altstoffe und anderer Abfälle	132
Anlagen zur Verwertung getrennt erfasster Altstoffe	49
Deponien (Massenabfall, Reststoff, Baurestmassen, Bodenaushub)	563
Summe	2185

3.3.1 Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle

Im Jahr 2009 werden in Österreich elf Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfällen mit einer Gesamtkapazität von 2,1 Mio. Tonnen betrieben, die in Tabelle 3 aufgelistet sind. Die Erweiterung der MVA Dürnrohr um eine dritte Linie (225.000 Tonnen, 90 MW Brennstoffwärmeleistung) befindet sich 2009 noch in Bau. Weiters befinden sich Anlagen der BEGAS in Heiligenkreuz (Wirbelschicht, 90 MW), der Mayr-Melnhof Karton GmbH in Frohnleiten (Wirbelschicht, 2 x 80 MW) und der Linz AG in Linz (Wirbelschicht, 60 MW) in Planung bzw. Bau.

Tabelle 3: Anlagen zur Monoverbrennung von Siedlungsabfällen in Österreich [18]

Anlagen zur Monoverbrennung von Siedlungsabfällen					
Anlage	Standort	Feuerungsart ¹⁾	Abfallart	Kapazität [t/a]	genehmigte BWL ²⁾ [MW]
MVA Spittelau Linie 1, 2	Wien	Rost	Siedlungsabfall	270.000	82,2
MVA Flötzersteig Linie 1-3	Wien	Rost	Siedlungsabfall	200.000	57,0
MVA Pfaffenu Linie 1, 2	Wien	Rost	Siedlungsabfall	250.000	80,0
MVA WAV I	Wels	Rost	Siedlungsabfall	75.000	28,7
MVA WAV II	Wels	Rost	Siedlungsabfall	230.000	80,0
MVA Dürnrrohr Linie 1, 2	Zwentendorf	Rost	Siedlungsabfall	300.000	120,0
Kärntner Restmüllverwert.	Arnoldstein	Rost	Siedlungsabfall	96.000	29,7
Simmeringer Haide WS 4	Wien	Wirbelschicht	HWRF ³⁾ , Klärschlamm	110.000	45,0
Reststoffverwertung	Lenzing	Wirbelschicht	HWRF, Klärschlamm	300.000	110,0
Therm. Restmüllverwert.	Niklasdorf	Wirbelschicht	HWRF, Klärschlamm	100.000	32,0
MVA Zistersdorf	Zistersdorf	Rost	Restmüll, Klärschlamm	130.000	46,0
Summe				2.061.000	711

1) Beschreibung der Feuerungsarten vgl. Kapitel 3.4

2) Brennstoffwärmeleistung

3) Heizwertreiche Fraktion

3.3.2 Anlagen zur thermischen Behandlung von Abfällen (ohne Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle)

Die insgesamt 186 Anlagen zur thermischen Behandlung von Abfällen, die im Jahr 2009 in Österreich betrieben werden, haben eine Gesamtkapazität von über 2,8 Mio. Tonnen. Es sind dies einerseits Monoverbrennungsanlagen für Abfälle, die keine Siedlungsabfälle sind (z.B. für gefährliche Abfälle) und Anlagen zur industriellen Mitverbrennung von heizwertreichen Abfällen. Von diesen verbrennen 124 Anlagen nur Abfälle, die im eigenen Betrieb anfallen. Tabelle 4 zeigt die in Österreich betriebenen Monoverbrennungsanlagen für Abfälle, die nicht den Siedlungsabfällen angehören.

Tabelle 4: Monoverbrennungsanlagen für Abfälle, die keine Siedlungsabfälle sind [18]

Monoverbrennungsanlagen für Abfälle, die keine Siedlungsabfälle sind					
Anlage	Standort	Feuerungsart	Abfallart	Kapazität [t/a]	genehmigte BWL [MW]
Simmeringer Haide WS 1-3	Wien	Wirbelschicht	Klärschlamm	200.000 ¹⁾	59,5
Simmeringer Haide DR 1, 2	Wien	Drehrohrofen	gefährliche Abfälle	100.000 ¹⁾	61,5
Asamer-Becker GmbH	Arnoldstein	Wirbelschicht	un- u. gefährliche Abf.	30.000	5,0
Asamer-Becker GmbH	Arnoldstein	Drehrohrofen	un- u. gefährliche Abf.	20.000	9,0
Summe (gerundet)				350.000	135

1) auf Basis der bis 2005 jährlich verbrannten Abfallmengen angenommen

3.3.3 Abfallmengen bei der Abfallverbrennung mit Energienutzung

Folgende Tabelle 5, die die Entwicklung der Mengen an jährlich verbrannten Abfällen in Österreich zeigt, entstammt der Veröffentlichung „Austria’s National Inventory Report 2010“ [19]. Sie unterscheidet zwischen der Monoverbrennung und der industriellen Mitverbrennung von Abfällen und berücksichtigt jene Anlagen, die bei der Verbrennung freiwerdende Energie nutzen.

Tabelle 5: Monoverbrennung u. industrielle Mitverbrennung, Abfallmengen seit 1990 [19]

Mengen an verbrannten Abfällen in Österreich						
[Jahr]	Öffentliche Strom- u. Wärmeproduktion			Zementindustrie		Sonst. Industr.
	Siedlungs- abfälle	Gefährliche Abfälle	Klärschlamm	Industrie- abfälle	Ölabfälle	Industrie- abfälle
	[t]	[t]	[t]	[t]	[t]	[t]
1990	299.256	80.000	55.000	59.422	11.716	3.220
1991	341.001	80.000	55.000	66.552	22.069	4.556
1992	403.307	80.000	55.000	78.803	24.141	5.271
1993	421.907	72.500	64.500	78.568	21.273	4.179
1994	442.479	75.000	61.600	82.658	25.047	4.726
1995	441.502	71.337	60.672	86.998	28.675	5.270
1996	438.549	75.812	61.372	100.036	25.719	6.349
1997	446.471	95.334	64.778	101.063	22.781	5.692
1998	608.505	86.098	68.316	121.719	28.279	5.891
1999	526.928	70.513	80.406	135.065	26.607	5.298
2000	528.365	70.513	80.406	169.888	27.794	6.157
2001	698.590	70.513	75.117	218.048	26.437	8.278
2002	561.801	70.513	64.225	238.959	30.017	9.385
2003	652.997	70.513	62.970	253.874	30.057	10.898
2004	923.830	90.771	59.460	257.360	28.370	13.952
2005	870.456	103.024	58.979	203.616	26.701	11.986
2006	1.147.980	113.695	60.216	261.474	21.596	12.270
2007	1.080.466	109.724	62.376	300.664	23.808	11.420
2008	890.767	95.548	60.082	297.133	17.692	12.878
1990-2008	+198 %	+19 %	+9 %	+400 %	+51 %	+300 %

Außer bei der Verbrennung von Klärschlamm sind in allen Bereichen deutliche Steigerungen bei den verbrannten Abfallmengen seit dem Jahr 1990 zu verzeichnen. Besonders stark ausgeprägt ist diese Zunahme bei der industriellen Mitverbrennung von Industrieabfällen in Zementwerken und anderen Industrieunternehmen. Aber auch das Verbrennen von Siedlungsabfällen und gefährlichen Abfällen in Abfallmonoverbrennungsanlagen hat seit 1990 einen starken Aufschwung erlebt.

3.4 Beschreibung der in Österreich eingesetzten Technologien zur Abfallmonoverbrennung

Die drei gebräuchlichsten Technologien zur thermischen Behandlung von Abfällen sind die Rostfeuerung, die Wirbelschichtfeuerung und der Drehrohfen. In den nachfolgenden Kapiteln 3.4.1, 3.4.2 und 3.4.3 werden diese kurz vorgestellt. Abbildung 6 zeigt den schematischen Aufbau der Abfallverbrennungsanlage Spittelau der Fernwärme Wien mit dem Feuerungsrost, der Kesselanlage zur Dampferzeugung, den einzelnen Schritten der Rauchgasreinigung, der Abwasseraufbereitung und der Dampfturbine.

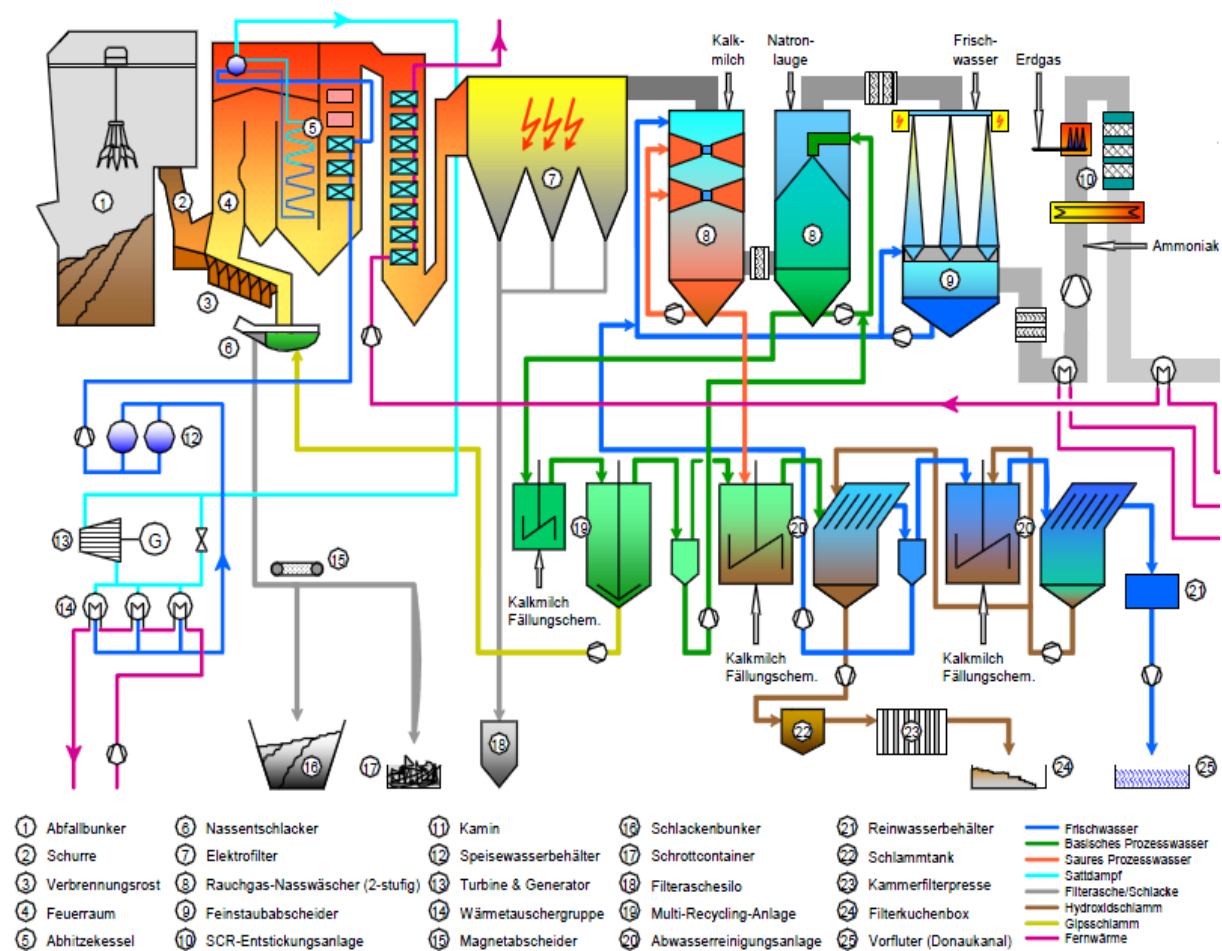


Abbildung 6: Schema der MVA der FWW Spittelau [18]

3.4.1 Rostfeuerung

Die Anlagen FWW Spittelau, FWW Flötzersteig, MVA Pfaffenau, WAV Wels, AVN Dürnrohr, KRV Arnoldstein und A.S.A. Zistersdorf verwenden eine Rostfeuerung zur Verbrennung von Abfällen [18]. Die Rostbauarten, die in diesen Anlagen zur Monoverbrennung von Abfällen zur Anwendung kommen, sind der Vorschubrost, der Rückschubrost und der Gegenschubrost. Es sind dies Stabrost-Systeme, die sich durch unterschiedliche Bewegungsarten voneinander abgrenzen. Beim Vorschubrost führt jedes zweite Rostelement eine schiebende Bewegung durch, die das aufgegeben Material in Richtung Schlacke-Abzug fördert. Der Rückschubrost ist stärker geeignet als der Vorschubrost,

weshalb der obere Bereich des auf dem Rost liegenden Abfalls in Richtung Schlacke-Abzug rutscht, während der untere Bereich von den bewegten Rostelementen in die Gegenrichtung geschoben wird. Dadurch wird eine gute Durchmischung erreicht. Beim Gegenschubrost bewegt sich jedes zweite Rostelement gegengleich. Die Versorgung mit Primärluft erfolgt bei der Rostfeuerung von unten durch Schlitze in den Rostelementen, wobei diese für verschiedene Bereiche des Rostes variabel gestaltet werden kann. Um einen möglichst vollständigen Ausbrand der entstehenden Gase zu erreichen, wird Sekundärluft in den Feuerraum über dem Rost zugeführt. Die Temperaturen liegen bei der Rostfeuerung bei etwa 950°C [20].

3.4.2 Wirbelschichtfeuerung

Die in österreichischen Abfallverbrennungsanlagen überwiegend eingesetzte Art der Wirbelschichtfeuerung ist die stationäre Wirbelschicht. Diese kommt in den Anlagen FWW Simmeringer Haide, ABRG Arnoldstein und TRV Niklasdorf zur Anwendung [18]. Die einzige zirkulierende Wirbelschicht zur Verbrennung von Abfällen wird von der AVE-RVL Lenzing betrieben. Die Zufuhr der Primärluft erfolgt bei der Wirbelschichtfeuerung durch den Luftverteilerboden während die Sekundärluft über der Wirbelschicht eingebracht wird. Bei der stationären Wirbelschicht wird der Luftstrom im Reaktor so hoch gewählt, dass der Lockerungspunkt leicht überschritten wird. Das Bettmaterial (Sand) wird dadurch zwar in Schwebe gebracht, wodurch ein fluidisierter Zustand erreicht wird, aber nicht ausgetragen. Die zirkulierende Wirbelschicht hingegen wird mit höheren Luftgeschwindigkeiten betrieben, sodass Sand und Asche ausgetragen werden. Diese werden von einem Zyklon aus dem Rauchgasstrom abgeschieden und wieder in den Reaktor geführt. Die üblicherweise in zerkleinerter Form aufgegebenen Abfälle verbrennen, nachdem sie in das heiße Bettmaterial eingebracht werden, bei Temperaturen im Bereich von 850 bis 950°C [20].

3.4.3 Drehrohrofen

Der Drehrohrofen kommt bei der FWW Simmeringer Haide und der ABRG Arnoldstein zur Verbrennung gefährlicher Abfälle zum Einsatz [18]. Er besteht aus einem auf Rollen gelagerten leicht geneigten Rohr, welches durch einen Antrieb in eine langsame Drehbewegung versetzt wird. Neigung und Drehbewegung sorgen dafür, dass der in der einen Öffnung eingebrachte Abfall das Rohr unter ständiger Durchmischung bis zum Schlackeaustrag durchwandert, während er von der durch das Rohr ziehenden Primärluft umströmt wird. Die aus dem Drehrohrofen austretenden Rauchgase werden in der Nachbrennkammer unter Zufuhr von Sekundärluft nachverbrannt. Charakteristisch für die Verbrennung im Drehrohrofen sind die hohen Temperaturen von bis zu 1250°C, die bei der Verbrennung gefährlicher Abfälle oft gefordert sind. Um das Rohr vor den hohen thermischen Belastungen zu schützen, ist es innen mit Feuerfestmaterial ausgemauert. Im Gegensatz zu Rost- und Wirbelschichtfeuerung können im Drehrohrofen, weil er nach unten hin dicht ist, auch Flüssigkeiten mit verbrannt werden.

3.5 Beschreibung der österreichischen Restmüll- und Verpackungssammlung

Da im weiteren Verlauf dieser Arbeit auf die Möglichkeit der Einbeziehung von Teilbereichen der Abfallwirtschaft in den europäischen Emissionshandel (Kapitel 5.3.3.1) und die Potentiale zur Reduktion von Treibhausgasen (Kapitel 6.2) der Restmüll- und Verpackungssammlung eingegangen wird, folgt in den Kapiteln 3.5.1 und 3.5.2 eine Beschreibung der österreichischen Sammelsysteme für Restmüll und Verpackungen. Die folgenden Informationen sind der Veröffentlichung „Organisatorische Aspekte der österreichischen Abfallwirtschaft“ [21] entnommen.

3.5.1 Restmüllsammlung

Die organisatorische Gestaltung der Restmüllsammlung liegt in Österreich grundsätzlich bei den Gemeinden, wobei die praktische Umsetzung in einzelnen Fällen von den Gemeinden an die Verbände übertragen wurde. In Wien, Burgenland und Vorarlberg kommt eine einheitliche Organisation der Restmüllsammlung zur Anwendung, während in anderen Bundesländern oft von Gemeinde zu Gemeinde Unterschiede bestehen.

Zum Einsatz kommt in Österreich überwiegend das Holsystem, in welchem Umleerbehälter mit Volumina von 80, 120, 240, 660/770 und 1100 Liter verwendet werden. In Vorarlberg werden überwiegend Restmüllsäcke eingesetzt, die in anderen Bundesländern nur vereinzelt zur Ergänzung der Umleerbehälter dienen. Das Bringsystem wird, neben einigen besonders abgelegenen Gebieten, nur in einzelnen Gemeinden Oberösterreichs angewendet. Dieses System beruht auf der Abgabe des Restmülls in Altstoffsammelzentren, was meist in Säcken geschieht.

Der Abholzyklus beträgt üblicherweise zwei oder vier Wochen, wobei in Städten tendenziell kürzere Periodendauern anzutreffen sind. In Wien beispielsweise wird zumindest einmal pro Woche, in gewissen Gebieten der Stadt sogar mehrmals täglich abgeholt.

Das Abholen des Restmülls erfolgt mittels Sammelfahrzeugen (LKWs), die den Abfall entweder direkt zu den Entsorgungseinrichtungen transportieren oder, wie das immer häufiger geschieht, Umladestationen ansteuern. In diesen wird der Restmüll meist verpresst und nachfolgend per LKW oder Bahn zu den Abfallbehandlungsbetrieben verbracht.

3.5.2 Verpackungssammlung

Dieses Kapitel bezieht sich auf die getrennt gesammelten Verpackungen, wobei auf Papier-, Glas-, Metall- und Leichtverpackungen eingegangen wird.

3.5.2.1 Papierverpackungen

Papierverpackungen werden in Österreich zusammen mit Druckpapieren erfasst und gesammelt, wobei die Organisation bei den Kommunen liegt. Da aber laut Verpackungsverordnung [22] Verpackungen aus Papier und Pappe von jenen Bereichen der

Wirtschaft, die diese in Verkehr bringen, gesammelt werden müssen, wird üblicherweise die im Folgenden beschriebene Regelung angewendet.

Die Kommunen organisieren und gestalten die Sammelsysteme für Altpapier selbst und bekommen, entsprechend dem Anteil an Verpackungen, seitens ARA (Altstoff Recycling Austria AG) einen finanziellen Beitrag je Tonne Sammelgut. Im Gegenzug überlässt die Kommune der ARA einen Anteil der Erlöse aus dem Verkauf der Altpapierfraktion, der wiederum von der Menge der vermarkteten Verpackungen abhängt.

Zur Sammlung von Papieren werden in Österreich sowohl Bring- als auch Holsysteme eingesetzt, wobei Letztere verstärkt im Osten der Republik und in Städten angewendet werden. Eine Sonderstellung nimmt die behälterlose Bündelsammlung in Vorarlberg ein.

Beim Holsystem erfolgt die Erfassung des Altpapiers überwiegend in Behältern mit 240 Litern Volumen, wobei in dicht besiedelten Gebieten auch größere Tonnen (z.B. 1100 Liter) zum Einsatz kommen. Abgeholt wird, je nach örtlichen Gegebenheiten, sechs bis 52 mal im Jahr.

3.5.2.2 Glasverpackungen

Wie bei den Papierverpackungen liegt laut Verpackungsverordnung auch bei den Glasverpackungen die Umsetzung eines Erfassungssystems bei den Inverkehrbringern. In Österreich erfolgt die Sammlung, bis auf kleinere direkt von den Abfüllern einem Recycling zugeführte Mengen, durch die Austria Glas Recycling GmbH.

Grundsätzlich wird bei der Sammlung, die für private Haushalte überwiegend über Sammelsinseln erfolgt, zwischen farblosen und bunten Glasverpackungen unterschieden. Gewerbe- und Industriebetriebe bekommen meist eigene Behälter, die entweder gesondert oder im Rahmen von Sammelfahrten entleert werden.

Die gesammelten Glasverpackungen werden teils über Umladestationen und teils direkt zu den Verwertungsbetrieben transportiert.

3.5.2.3 Metallverpackungen

Die Organisation und Finanzierung der Sammlung von Metallverpackungen wurde in Österreich von der ARGEV Verpackungsverwertungs-GmbH bereits im Jahr 1991 begonnen.

Überwiegend werden Metallverpackungen (Eisen, Aluminium) in einem eigenen Sammelsystem erfasst, in bestimmten Gebieten geschieht dies aber gemeinsam mit den Leichtverpackungen. In einigen Kommunen werden Kleinmetalle (die keine Verpackungen sind) in den Sammelbehältern für Metallverpackungen miterfasst. Die entstehenden Zusatzkosten werden dann von den entsprechenden Kommunen getragen, indem diese anteilmäßige Zahlungen leisten.

Als Sammelsysteme werden sowohl Holsysteme (Säcke) wie auch Bringsysteme eingesetzt, wobei Sammelsinseln die größte Bedeutung zukommt. In einzelnen Fällen erfolgt die Erfassung über Altstoffsammelzentren.

3.5.2.4 Leichtverpackungen

Wie bei Papier-, Glas- und Metallverpackungen wird durch die österreichische Verpackungsverordnung auch bei den Leichtverpackungen die Sammelpflicht auf die Inverkehrbringer übertragen. Überwiegend kommt das ARA-System dieser Aufgabe nach, während dem System zur Erfassung von ausschließlich Getränkeverbundkartons der ÖKO-Box GmbH eine vergleichsweise geringe Bedeutung zukommt.

Der Begriff „Leichtverpackungen“ enthält Kunststoffe, Verbundstoffe, Holz, textile Faserstoffe, Keramik und biogene Packstoffe. Neben der gemeinsamen Erfassung der genannten Fraktionen werden in einigen Regionen ausschließlich stofflich gut verwertbare Kunststoffflaschen gesammelt. Voraussetzung dafür ist, dass die übrigen Anteile der Leichtverpackungsfraction zusammen mit dem Restmüll einer thermischen Verwertung/energetischen Nutzung zugeführt werden.

Bei der Sammlung von Leichtverpackungen kommen sowohl Hol- als auch Bringsysteme zum Einsatz. Die Verwendung von Säcken ist besonders in Burgenland und Vorarlberg stark ausgeprägt, während vor Allem in Wien, aber auch in Tirol und Salzburg feste Behälter von Bedeutung sind.

4 Entwicklung der Treibhausgasemissionen in Österreich

Die laufende Ermittlung der Emissionen an Treibhausgasen in Österreich erfolgt durch die Umweltbundesamt GmbH, die laut Umweltkontrollgesetz [23] mit der Erstellung von Emissionsbilanzen zur Erfüllung der internationalen Berichtspflichten beauftragt ist. Die Datenerhebung der Umweltbundesamt GmbH erfolgt im Rahmen der österreichischen Luftschadstoff-Inventur, deren Ergebnisse in Form des „Austria’s National Inventory Report“ veröffentlicht werden. Dieser Bericht wird z.B. von UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) herangezogen, um die Einhaltung des Kyoto-Zieles zu überprüfen. Ein Vergleich der österreichischen Treibhausgasemissionen mit dem Kyoto-Zielwert erfolgt im nachfolgenden Kapitel.

4.1 Gesamtreibhausgasemissionen und deren Aufteilung auf Sektoren

Durch die Ratifizierung des Kyoto-Protokolls hat sich der Staat Österreich verpflichtet, seine Treibhausgasemissionen bezogen auf den Basiswert von 1990 (78,2 Mio. Tonnen) bis zur Periode 2008-2012 um 13 % auf durchschnittliche 68,0 Mio. Tonnen für jedes Jahr dieser Periode zu reduzieren [1]. Betrachtet man die in Abbildung 7 dargestellte Entwicklung der Treibhausgasemissionen in Österreich seit dem Kyoto-Basisjahr 1990, kann man erkennen, dass die emittierte Menge tendenziell angestiegen ist. Die rund 87 Mio. Tonnen an emittierten CO₂-Äquivalenten des Jahres 2008 liegen deutlich über dem im Kyoto-Protokoll formulierten Zielwert, der als waagrechte Linie dargestellt ist. Statt der geplanten Reduktion von 13 % ist bis 2008 ein Zuwachs von 10,8 % gegenüber dem Jahr 1990 zu verzeichnen. Abbildung 7, die wie alle Abbildungen in Kapitel 4 auf Basis von Daten von UNFCCC [2] erstellt wurde, zeigt diese Entwicklung und den Zielwert für die Periode 2008-2012.

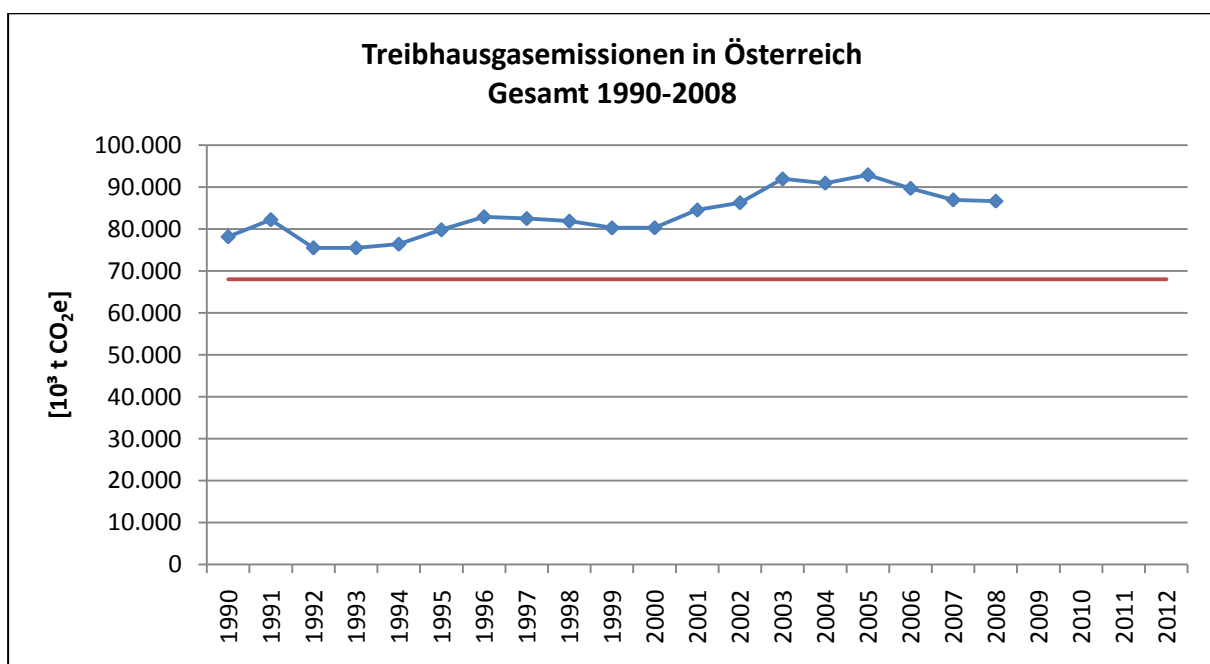


Abbildung 7: Entwicklung der Treibhausgasemissionen in Österreich [2]

Änderungen im Bereich Land- und Waldnutzung (LULUCF) sind bei den in Abbildung 7 dargestellten Emissionen nicht berücksichtigt, weil der Staat Österreich auf die Einberechnung dieser Effekte verzichtet (vgl. Kapitel 2.1).

Nach IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) [24] werden die Gesamtemissionen an Treibhausgasen eines jeden Landes in einer ersten groben Unterteilung auf die folgenden Sektoren aufgeteilt:

- Energie,
- Industrieprozesse,
- Lösungsmittel u. Ä.,
- Landwirtschaft,
- Änderungen bei Land- und Waldnutzung (LULUCF),
- Abfallwirtschaft;

Wenn die in Österreich jährlich emittierte Menge an Treibhausgasen bezogen auf die oben definierten Verursachersektoren dargestellt wird, ergibt sich für die Entwicklung von 1990 bis 2008 der in Abbildung 8 ersichtliche Verlauf.

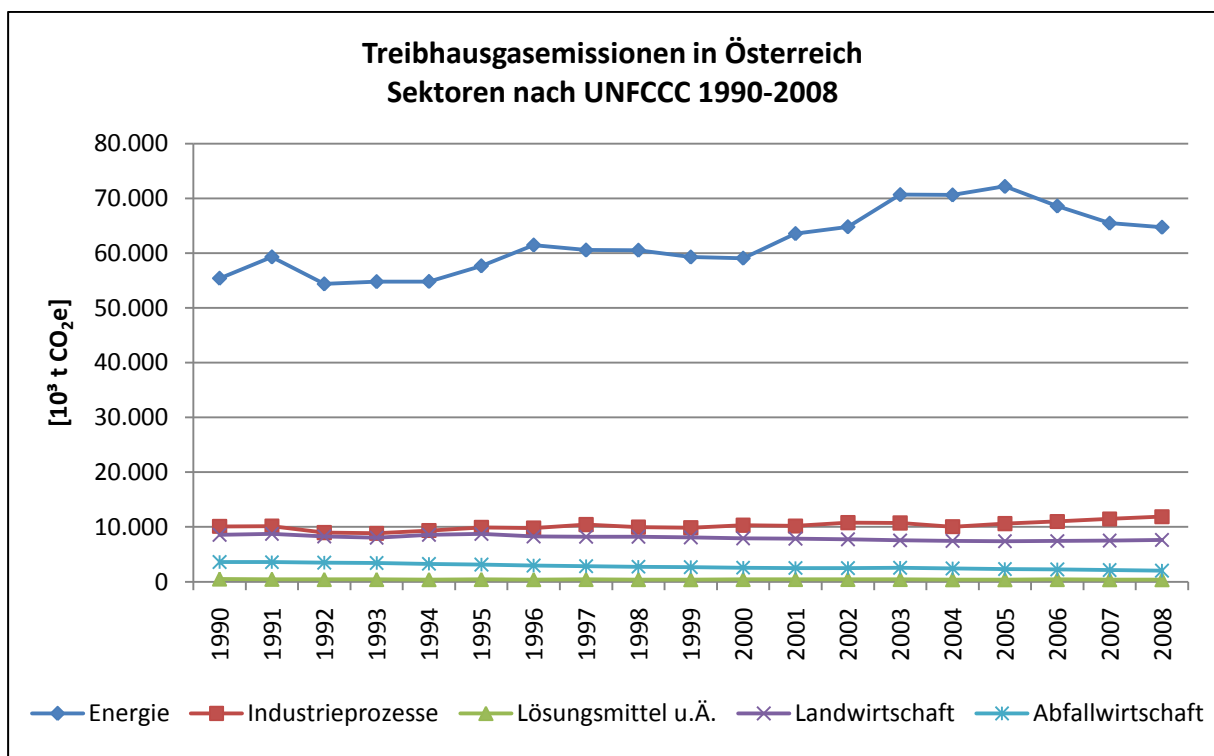


Abbildung 8: Treibhausgasemissionen in Österreich nach Sektoren [2]

Der dominierende Sektor „Energie“ enthält sowohl Emissionen aus Verbrennungsprozessen (Energieerzeuger, Industrie, Transport, Andere) als auch diffuse Emissionen, die bei der Förderung und Verarbeitung von Kohle, Erdöl und Erdgas entstehen. Weil diesem Sektor

auch die Emissionen aus der Verbrennung von Abfällen mit Nutzung der freiwerdenden Energie zugerechnet werden, wird er in Kapitel 4.2 genauer beleuchtet.

Die Werte des Sektors „Industrieprozesse“, vor allem durch Metallindustrie, Mineralindustrie/Bergbau und Chemieindustrie vertreten, liegen tendenziell etwas über dem Wertebereich des Sektors „Landwirtschaft“, der von 1990 bis 2008 bei der Menge an emittierten Treibhausgasen einen Rückgang von ca. 11 % verbuchen kann. Im Sektor „Industrieprozesse“ sind Emissionen aus Verbrennungsprozessen, da diese schon dem Energiesektor zugerechnet werden, nicht enthalten.

Der Sektor „Abfallwirtschaft“ verzeichnet, verglichen mit den übrigen Sektoren, eine relativ geringe Menge an emittierten Treibhausgasen, die seit 1990 (außer im Jahr 2003) stetig sinkt. Auf die Abfallwirtschaft wird unter Kapitel 4.3 genauer eingegangen.

4.2 Sektor Energie

Der Hauptanteil der emittierten Treibhausgase des in Abbildung 8 dominierenden Sektors „Energie“ entfällt auf den Bereich der Verbrennungsprozesse, die sich aus folgenden Teilbereichen zusammensetzen.

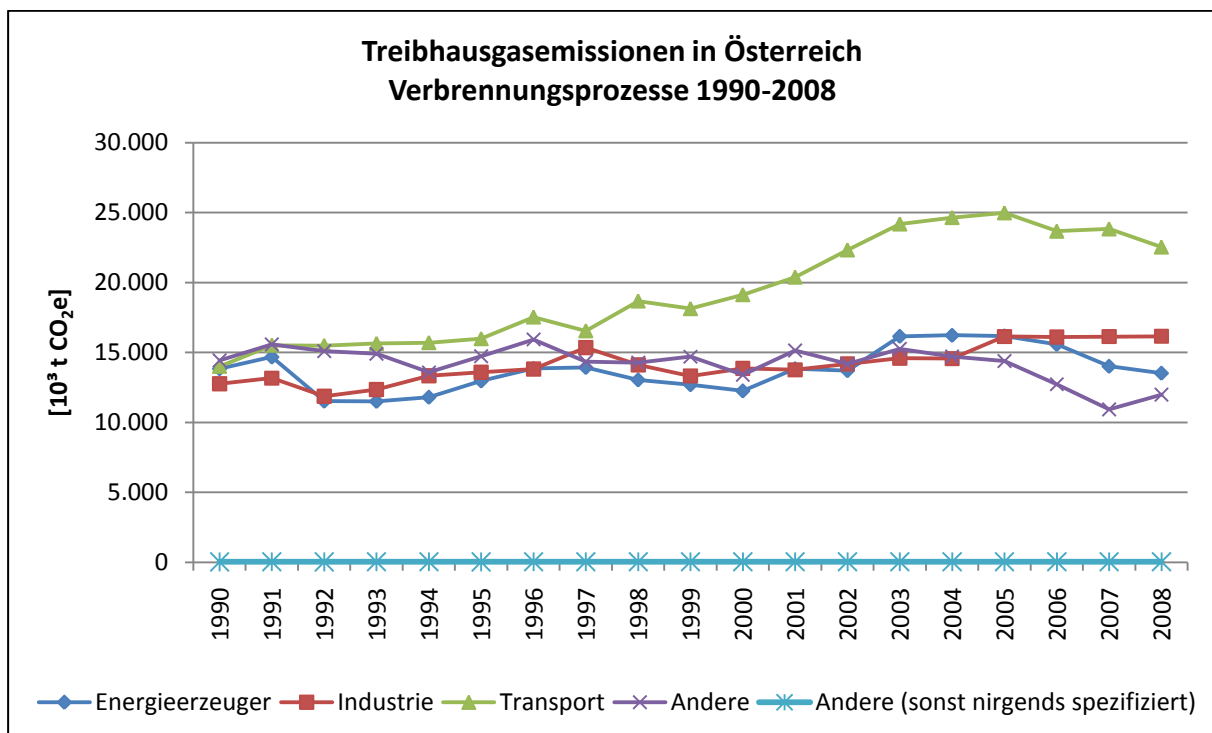


Abbildung 9: Treibhausgasemissionen in Österreich, Bereich Verbrennungsprozesse [2]

Auffallend ist, dass der Bereich „Transport“ einen starken Anstieg bei den emittierten Treibhausgasen verzeichnet. Dieser beträgt für das Jahr 2008, verglichen mit dem Kyoto-Basisjahr 1990, ca. 8,5 Mio. Tonnen an CO₂-Äquivalenten (+61 %). Auch die Industrie emittiert 2008 im Vergleich zum Kyoto-Basisjahr 1990, mit einer Zunahme von 27 % deutlich mehr Treibhausgase. Der Bereich „Andere“ betrifft hauptsächlich den Hausbrand, der

aufgrund einer langsamen Wandlung beim Brennstoffeinsatz und milder Winter in den letzten Jahren einen tendenziellen Rückgang der CO₂-Emissionen aufweist.

Die Energieerzeuger können in den frühen 1990er Jahren eine deutliche Emissionsverringerung verbuchen, die aber später wieder zunichte gemacht wird. Erst im Jahr 2008 erreichen sie wieder einen Wert, der unter jenem des Kyoto-Basisjahres 1990 liegt. Sie enthalten neben dem Bereich der öffentlichen Strom- und Wärmeproduktion Treibhausgasemissionen aus Raffinerien und aus Anlagen zur Herstellung fester Brennstoffe. Die Emissionen der Raffinerien, welche wesentlich höher als jene der Festbrennstoffhersteller sind, weisen für die Periode 1990 bis 2008 mit einem Plus von 17 % eine leicht steigende Tendenz auf.

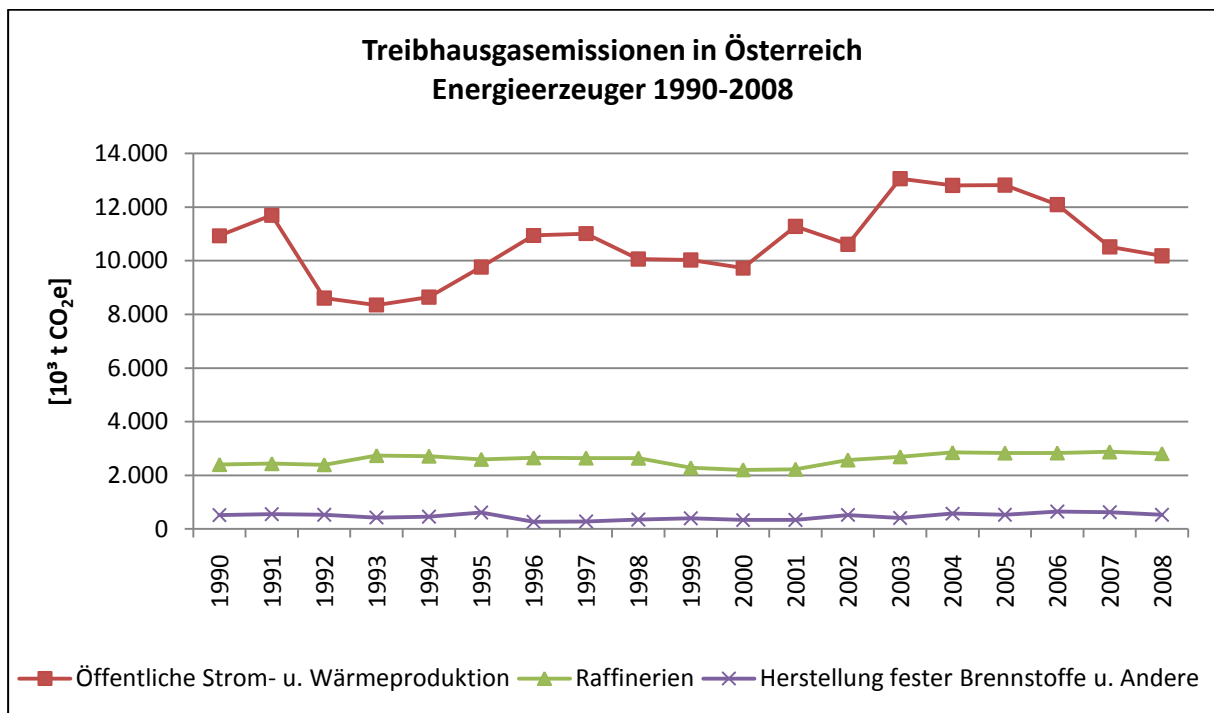


Abbildung 10: Treibhausgasemissionen in Österreich, Bereich Energieerzeuger [2]

Eine klare Dominanz nimmt bei den Treibhausgasemissionen der Energieerzeuger, wie in Abbildung 10 ersichtlich, der Bereich „Öffentliche Strom- und Wärmeproduktion“ ein, dessen Emissionsmengen relativ starken Schwankungen unterworfen sind. Bei der öffentlichen Strom- und Wärmeproduktion sind laut Umweltbundesamt [19] auch Abfallmonoverbrennungsanlagen angesiedelt. Dies gilt nicht für Anlagen zur industriellen Mitverbrennung von Abfällen, die dem Bereich „Industrie“ bei den Verbrennungsprozessen im Sektor „Energie“ zugehörig sind. Abfallverbrennung kann nur dann dem Energiesektor zugeordnet werden, wenn die beim Verbrennungsprozess entstehende Energie genutzt wird (Waste-to-Energy).

4.3 Sektor Abfallwirtschaft

Die folgende Abbildung 11 zeigt die Emissionsentwicklungen in den einzelnen Bereichen des Sektors „Abfallwirtschaft“. Dominiert wird der Abfallwirtschaftssektor von Emissionen, die auf die Bildung von Deponiegas, welches reich an CH_4 und CO_2 ist, zurückzuführen sind. Der hohe Anteil von CH_4 im Deponiegas und dessen CO_2 -Äquivalent von 21 bewirkt dieses vergleichsweise hohe Treibhauspotential. Berücksichtigung findet bei den Deponien nur das Treibhausgas CH_4 , da das bei der Ablagerung von Abfällen gebildete CO_2 biogenen Ursprungs und somit klimaneutral ist. Weil auch das freiwerdende CH_4 aus biogenem Kohlenstoff gebildet wird, müsste genaugenommen das berücksichtigte Treibhauspotential des CH_4 um die Menge des von der Biomasse ursprünglich gebundenen CO_2 verringert werden. Das in die Berechnung einfließende CO_2 -Äquivalent für CH_4 dürfte also statt 21 nur 20 betragen.

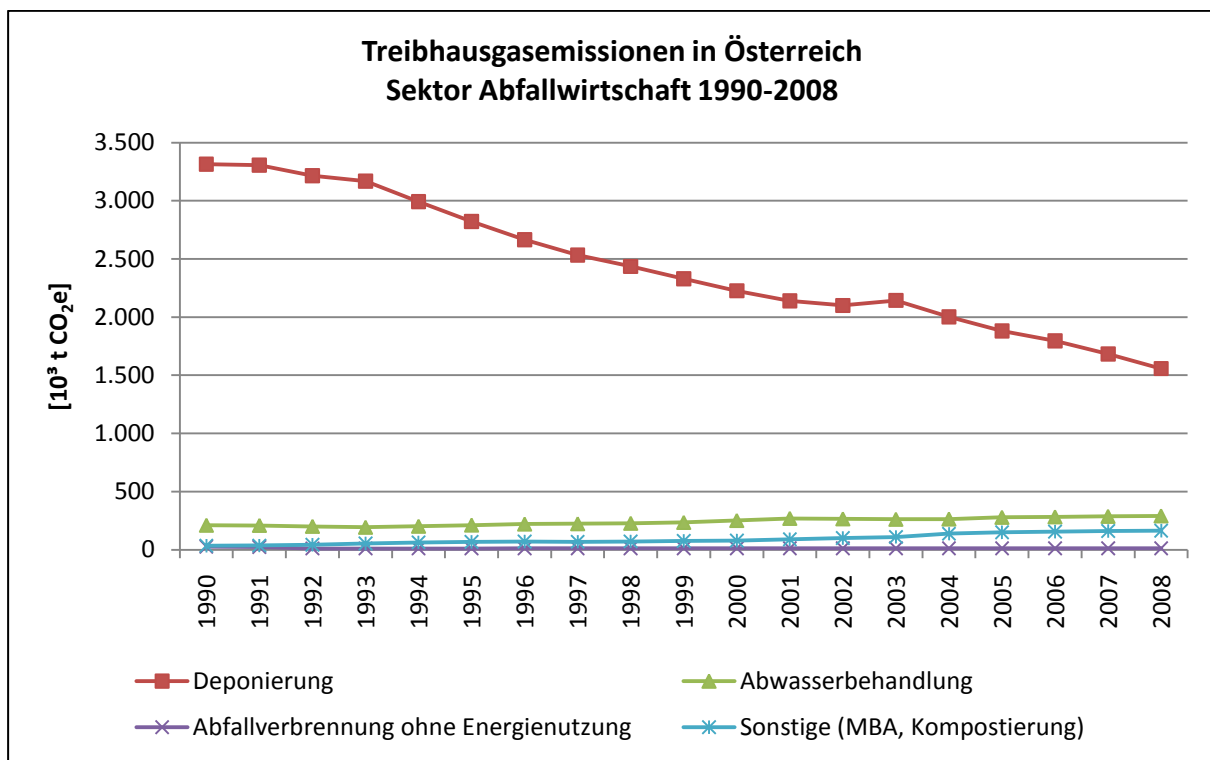


Abbildung 11: Treibhausgasemissionen in Österreich, Sektor Abfallwirtschaft [2]

In Abbildung 11 ist auffallend, dass Deponien bei der Emission von Treibhausgasen seit 1990 (außer im Jahr 2003) einen stetigen und deutlichen Rückgang verzeichnen. Dieser Trend lässt sich unter anderem auf die Auswirkungen der Deponieverordnung 2004 [25], die ein Ablagern von Abfällen mit einem Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) von über 5 % oder einem Heizwert (H_u) größer als $6600 \text{ kJ/kg}_{\text{TS}}$ (bei einem TOC von über 8 %) verbietet, zurückführen. Diese gesetzliche Vorgabe hat zur Verringerung der deponierten Abfallmengen und der mit der Deponierung verbundenen Deponiegasemissionen beigetragen. Stoffliche und energetische Verwertung als Alternative zur Deponierung wurden forciert und auch verstärkte Bemühungen bei der Fassung von Deponiegasen haben einen

wesentlichen Anteil an der Verringerung der Emissionen. Das Treibhauspotential gefasster Deponiegase wurde im betrachteten Zeitabschnitt durch zwei Maßnahmen gesenkt:

- a) Abfackelung (Flaring) des gesammelten Deponiegases, wobei CH_4 zu CO_2 oxidiert wird, welches ein um den Faktor 21 geringeres Treibhauspotential aufweist als CH_4 .
- b) Energetische Verwertung des gesammelten Deponiegases, wobei wieder das Treibhauspotential durch Umsetzung des CH_4 zu CO_2 verringert wird. Die mit der Energieerzeugung verbundene Substitution primärer Energieträger ist ein positiver Nebeneffekt. Energetisch verwertet werden kann das Deponiegas beispielsweise durch:
 - Warmwassererzeugung und Dampferzeugung mit Nutzung zu Heizzwecken, als Prozesswärme oder zur Stromerzeugung mittels Dampfturbinen,
 - Stromerzeugung mittels Gasmotoren oder Gasturbinen evtl. mit Abwärmenutzung (Kraft-Wärme-Kopplung),
 - Einspeisung in öffentliche Erdgasnetze,
 - Erzeugung von Methanol;

In den in Abbildung 11 dargestellten Treibhausgasemissionen des Bereichs „Abwasserbehandlung“ sind sowohl Emissionen aus industriellen Abwässern als auch aus Abwässern aus Haushalten beinhaltet. Letztere verursachen im Jahr 2008 mit ihren N_2O -Emissionen, die seit 1990 um den Faktor 2 angestiegen sind, die größte Treibhausgasbelastung im Bereich „Abwasserbehandlung“. Eine sehr starke Zunahme findet seit 1994 auch bei den N_2O -Emissionen aus Industrieabwässern statt, was aufgrund des CO_2 -Äquivalenten von 310 des N_2O bedeutend ist.

Unter dem Titel „Abfallverbrennung ohne Energienutzung“ werden Anlagen zur Verbrennung von Krankenhausabfällen oder Altöl zusammengefasst. Die einzige Verbrennungsanlage für Siedlungsabfälle ohne Energienutzung in Österreich wurde 1991 geschlossen [19]. Berücksichtigt werden in diesem Bereich neben CO_2 auch CH_4 und N_2O , wobei die letzten Beiden wegen ihrer geringen Mengen kaum Bedeutung haben.

Dass die Emissionen des Bereichs „Sonstige“, der durch Anlagen zur mechanisch-biologischen Aufbereitung von Siedlungsabfällen und Anlagen zur Kompostierung von Bioabfällen sowie Kompostierung im privaten Bereich gebildet wird, zwischen 1990 und 2008 um den Faktor 4,7 gestiegen sind, ist in Abbildung 11 aufgrund der vergleichsweise geringen Treibhausgasmengen dieses Bereichs kaum ersichtlich. Berücksichtigt werden hier N_2O - und CH_4 -Emissionen.

4.4 Anderen Sektoren zugerechnete Emissionen der Abfallwirtschaft

Indirekte Treibhausgasemissionen der Abfallwirtschaft, die durch den Verbrauch von elektrischer Energie entstehen, werden den Energieerzeugern im Sektor „Energie“ angelastet. Die Emissionen der Abfallverbrennung und der Abfallsammlung werden in Bezug auf ihre Zurechnung in den folgenden Kapiteln 4.4.1 und 4.4.2 diskutiert.

4.4.1 Abfallverbrennung mit Energienutzung

Da Treibhausgasemissionen aus Abfallverbrennungsanlagen mit Energienutzung (Erzeugung elektrischer Energie und/oder Abwärmenutzung), wie in Kapitel 4.2 erwähnt, den Verbrennungsprozessen im Sektor „Energie“ angelastet werden, sind sie im Abfallwirtschaftssektor nicht enthalten. Dies gilt sowohl für die Abfallmonoverbrennung, die im Bereich „Öffentliche Strom- und Wärmeproduktion“ bei den Energieerzeugern enthalten ist, als auch für die industrielle Mitverbrennung von Abfällen, welche laut UNFCCC [2] zu den Verbrennungsprozessen der Industrie (ebenfalls im Energiesektor) gehört. Eine detaillierte Darstellung der Entwicklung der CO₂-Emissionen bei der Abfallverbrennung zeigt Kapitel 4.5.

Die folgende Abbildung 12 nimmt die Ergebnisse der CO₂-Emissionen des Bereichs „Abfallverbrennung mit Energienutzung“ (vgl. Kapitel 4.5) vorweg und addiert diese zu den Gesamtemissionen des in Kapitel 4.3 dargestellten Sektors Abfallwirtschaft. Der dargestellte Emissionsverlauf wird also durch die Emissionen aus der Verbrennung, der mechanisch-biologischen Behandlung sowie der Deponierung von Abfällen gebildet und enthält weiters die Emissionen aus Kläranlagen und aus der Kompostierung.

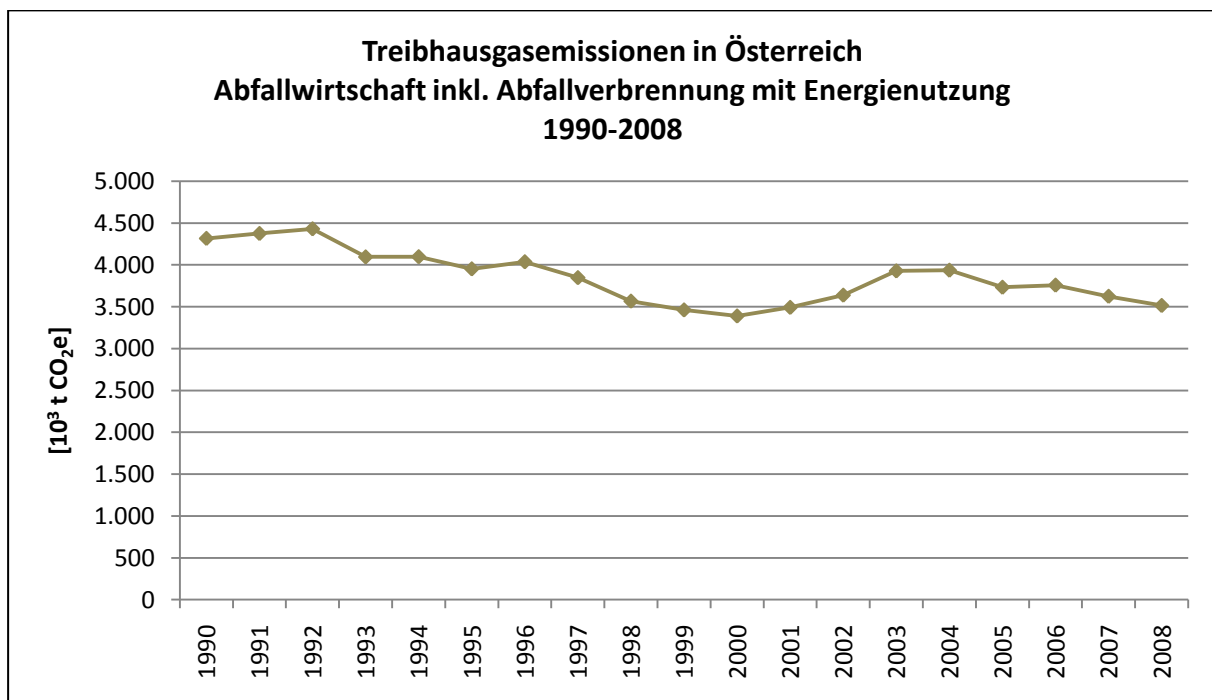


Abbildung 12: Treibhausgasemissionen Abfallwirtschaft inkl. Abfallverbrennung [2], [19]

Trotz des zwischenzeitlichen Anstiegs der Treibhausgasemissionen von 2000 bis 2003 ist der in Abbildung 12 gezeigte Gesamttrend insgesamt leicht fallend. Es ergibt sich für die Periode 1990-2008 zwar immer noch eine Einsparung an Treibhausgasemissionen von 18,6 %, diese fällt aber im Vergleich zur Einsparung des reinen Abfallwirtschaftssektors (43,6 %) wesentlich geringer aus.

4.4.2 Abfallsammlung

Sämtliche CO₂-Emissionen, die durch die Verbrennung fossiler Kraftstoffe beim Transport von Abfällen entstehen, werden nicht dem Sektor „Abfallwirtschaft“ zugerechnet, sondern dem Bereich „Transport“ im Energiesektor. Emissionen, die durch LKW-Transporte bei der Sammlung von Abfällen verursacht werden, gehören also nach UNFCCC [2] nicht dem Abfallwirtschaftssektor an, sondern sind im Bereich „Transport“ versteckt. Dasselbe gilt für Bahntransporte mittels Dieselloks, während indirekte Emissionen aus dem Verbrauch elektrischer Energie durch Elektroloks den Energieerzeugern angelastet werden.

Verglichen mit den gesamten Treibhausgasemissionen der Abfallwirtschaft sind die CO₂-Emissionen aus der Sammlung und dem Transport von Abfällen vergleichsweise gering. Im Jahr 2004 hatten diese laut der integrativen Treibhausgasbilanz von Rolland et al. [26] in Wien einen Anteil an den Gesamtemissionen der Wiener Abfallwirtschaft von 2,14 %. Berücksichtigt werden bei dieser Bilanz die thermische und stoffliche Verwertung und die Deponierung von Abfällen sowie sämtliche Transportvorgänge.

Pomberger et al. [27] nennt für die Sammlung und den Transport von Ersatzbrennstoffen mit 2,19 % einen ähnlichen Wert für den Anteil an den CO₂-Emissionen der gesamten Entsorgungskette.

4.5 Treibhausgasemissionen bei der Abfallverbrennung

Alle Daten dieses Kapitels, das die Entwicklung der Treibhausgasemissionen bei der Abfallverbrennung in Österreich zeigt, entstammen dem „Austria’s National Inventory Report 2010“ des Umweltbundesamtes [19]. Die angegebenen Werte zu den Treibhausgasemissionen beziehen sich auf Emissionen aus der Verbrennung des fossilen Kohlenstoffanteils im Abfall [28] und kommen durch eine Berechnung auf Basis der Energiebilanzen der STATISTIK AUSTRIA zustande. Aus den in diesen Energiebilanzen angegebenen Mengen an erzeugter Energie wird mit Hilfe von Emissionsfaktoren auf CO₂-Emissionen geschlossen. Diese Emissionsfaktoren werden nach Gleichung (1) gebildet (Beispiel Siedlungsabfälle):

$$f_e = \frac{C_{ges} \cdot X_{fossil} \cdot Y_{CO_2}}{H_u} \quad (1)$$

f_eEmissionsfaktor [kg CO₂/GJ]

C_{ges}Gesamtkohlenstoffgehalt [kg C_{ges}/t Siedlungsabfall feucht]

X_{fossil}Anteil fossilen Kohlenstoffs [kg C_{fossil}/kg C_{ges}]

Y_{CO_2} CO₂-Faktor, Berechnung siehe Gleichung (3) [kg CO₂/kg C]

H_u unterer Heizwert [GJ/t Siedlungsabfall feucht]

Der in den Berechnungen des Umweltbundesamts verwendete Gesamtkohlenstoffgehalt von 261 kg C/t feuchtem Siedlungsabfall stammt aus einer Analyse der MA 48, die 1997/1998 durchgeführt wurde. Der Anteil fossilen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoffgehalt (45 %) wurde dem Umweltbundesamt vom Öko Institut e.V. 2002 zur Verfügung gestellt. Der Heizwert von Siedlungsabfällen (9,8 GJ/t) entstammt einer Information der STATISTIK AUSTRIA an das Umweltbundesamt. Setzt man die entsprechenden Werte in Gleichung (1) ein, ergibt sich ein Emissionsfaktor für Siedlungsabfälle von 429,9 kg CO₂/t Abfall bzw. 43,86 kg CO₂/GJ.

Bei den Industrieabfällen gibt es nicht, wie bei den Siedlungsabfällen, einen einzigen Emissionsfaktor, sondern je nach Industriezweig und Abfallfraktion unterschiedliche Werte. Die vom Umweltbundesamt verwendeten Emissionsfaktoren für in der Zementindustrie verbrannte Industrieabfälle basieren auf Daten aus verschiedenen Studien von Hackl & Mausitz [29]. Emissionsfaktoren für die in der Chemieindustrie, der Papierindustrie und der Holzindustrie verbrannten Industrieabfälle wurden vom Umweltbundesamt auf Basis folgender Annahmen errechnet, welche laut Umweltbundesamt jenen der gefährlichen Abfälle entsprechen:

- Gesamtkohlenstoffgehalt: 500 kg C/t Industrieabfall
- Anteil fossilen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoffgehalt: 90 %
- Verbrennungseffizienz 99,5 %
- unterer Heizwert: 15,76 GJ/t Industrieabfall

Daraus ergibt sich nach Gleichung (1), die aber hier noch mit der Verbrennungseffizienz multipliziert wird, ein Emissionsfaktor für Industrieabfälle von 1638,8 kg CO₂/t Abfall bzw. von 103,98 kg CO₂/GJ. Tabelle 6 fasst die vom Umweltbundesamt berechneten und in ANNEX-2 (Table A41 bis Table A58) des „Austria’s National Inventory Report 2010“ [19] angeführten Werte zu den CO₂-Emissionen der Abfallverbrennung von 1990 bis 2008 zusammen. Unterschieden wird in ANNEX-2 zwischen der Monoverbrennung und industriellen Mitverbrennung von Abfällen sowie der Verbrennung von Industrieabfällen zu Heizzwecken im Kleinmaßstab. Letztere Tätigkeit fällt nach UNFCCC [2] in den Bereich „Verbrennungsprozesse“ im Energiesektor, und zwar unter „Commercial/Institutional“ in der Gruppe „Andere Sektoren“.

Beachtet werden muss, dass in Tabelle 6 und den nachfolgenden Abbildungen des Kapitels 4.5 nur CO₂-Emissionen, die durch die Verbrennung des fossilen Kohlenstoffanteils im Abfall gebildet werden, dargestellt sind. Es sind dies die Emissionen, welche für die Berechnung der Gesamttreibhausgasemissionen Österreichs im Rahmen der Überprüfung zur Erfüllung des Kyoto-Ziels relevant sind. Auch wären bei einer etwaigen Einbeziehung der

Abfallverbrennungsanlagen in den EU-Emissionshandel nur diese Emissionen aus der Verbrennung fossilen Kohlenstoffs von Bedeutung.

Tabelle 6: Treibhausgasemissionen durch Abfallverbrennung in Österreich 1990-2008 [19]

Treibhausgasemissionen der Abfallverbrennung in Österreich						
[Jahr]	Abfallmonoverbrennung			Industrielle Mitverbrennung	Verbrennung im Kleinmaßstab	Abfallverbrennung gesamt
	Siedlungsabfälle	Industrieabfälle	Gesamt	Industrieabfälle	Industrieabfälle	
	[10 ³ t CO ₂ e]					
1990	120	0	120	260	350	730
1991	140	0	140	390	270	800
1992	170	0	170	450	340	960
1993	180	0	180	300	190	670
1994	190	0	190	430	210	830
1995	190	0	190	470	180	840
1996	230	0	230	540	300	1.070
1997	240	0	240	510	260	1.010
1998	230	0	230	420	170	820
1999	230	0	230	430	150	810
2000	220	10	230	450	140	820
2001	210	130	340	570	70	980
2002	250	180	430	670	60	1.160
2003	290	210	500	830	70	1.400
2004	410	180	590	860	70	1.520
2005	400	190	590	750	70	1.410
2006	540	150	690	740	80	1.510
2007	510	150	660	700	120	1.480
2008	420	130	550	690	250	1.490
1990-2008	+250 %		+358 %	+165 %	-29 %	+104 %

4.5.1 Gesamtemissionen der Abfallverbrennung

In Abbildung 13, in der die Entwicklung der in Tabelle 6 angeführten Gesamtemissionen an CO₂ aus Abfallverbrennungsprozessen und deren anteilmäßige Zusammensetzung dargestellt sind, lässt sich vor Allem ab dem Jahr 2000 eine starke Steigerung erkennen. Für die Periode 1990-2008 ergibt sich ein Anstieg um den Faktor 2 bei der Summe der Emissionen aus den einzelnen Bereichen. Den größten Anteil hat dabei die industrielle Mitverbrennung, die aber im Jahr 2006 beinahe von der Abfallmonoverbrennung eingeholt wurde. Das Verbrennen von Abfällen zu Heizzwecken im Kleinmaßstab geht seit 1990 tendenziell zurück. Dieser Trend wird aber in den letzten beiden Jahren des Betrachtungszeitraums, in denen ein erneuter Anstieg zu verzeichnen ist, unterbrochen.

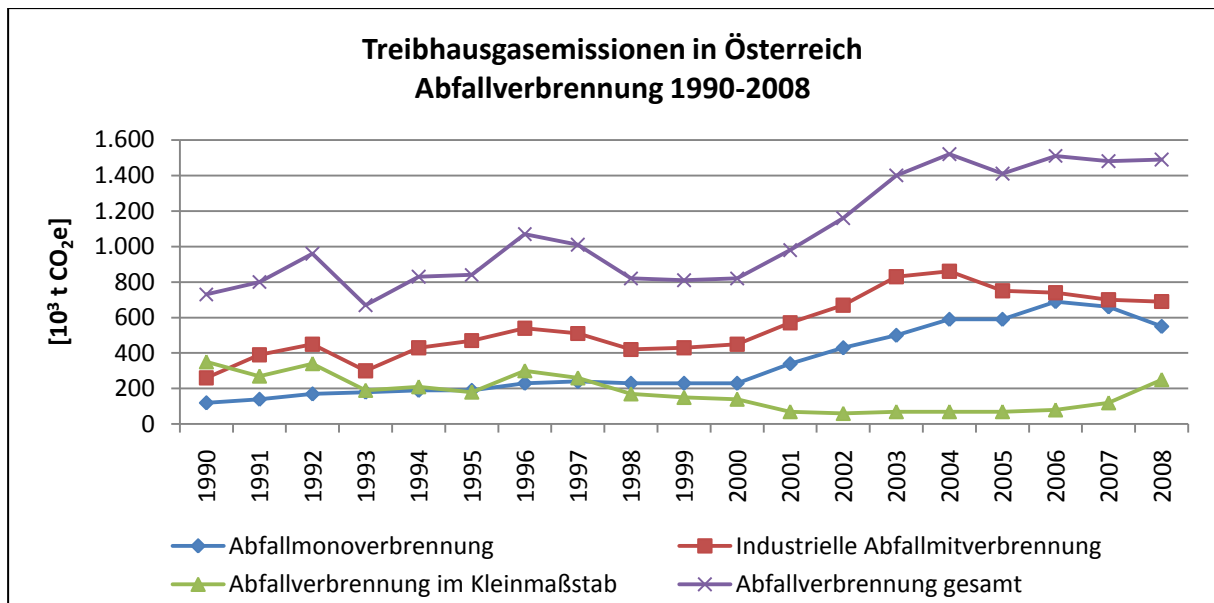


Abbildung 13: Treibhausgasemissionen in Österreich, Abfallverbrennung gesamt [19]

Zur Veranschaulichung werden in der nachfolgenden Abbildung 14 die Gesamtreibhausgasemissionen der Abfallverbrennung mit Energienutzung in die Darstellung der Emissionen des Sektors Abfallwirtschaft hineingenommen. Dies ist zwar in Bezug auf die Unterteilung nach UNFCCC nicht korrekt, aber interessant. Dadurch wird ersichtlich, dass die Bedeutung der Abfallverbrennung seit 1990 deutlich und stetig zugenommen hat, während die Deponierung tendenziell an Wichtigkeit verliert. Die Treibhausgasemissionen von Abfallverbrennungsanlagen mit Energienutzung haben im Jahr 2008 in etwa jene aus Deponien erreicht.

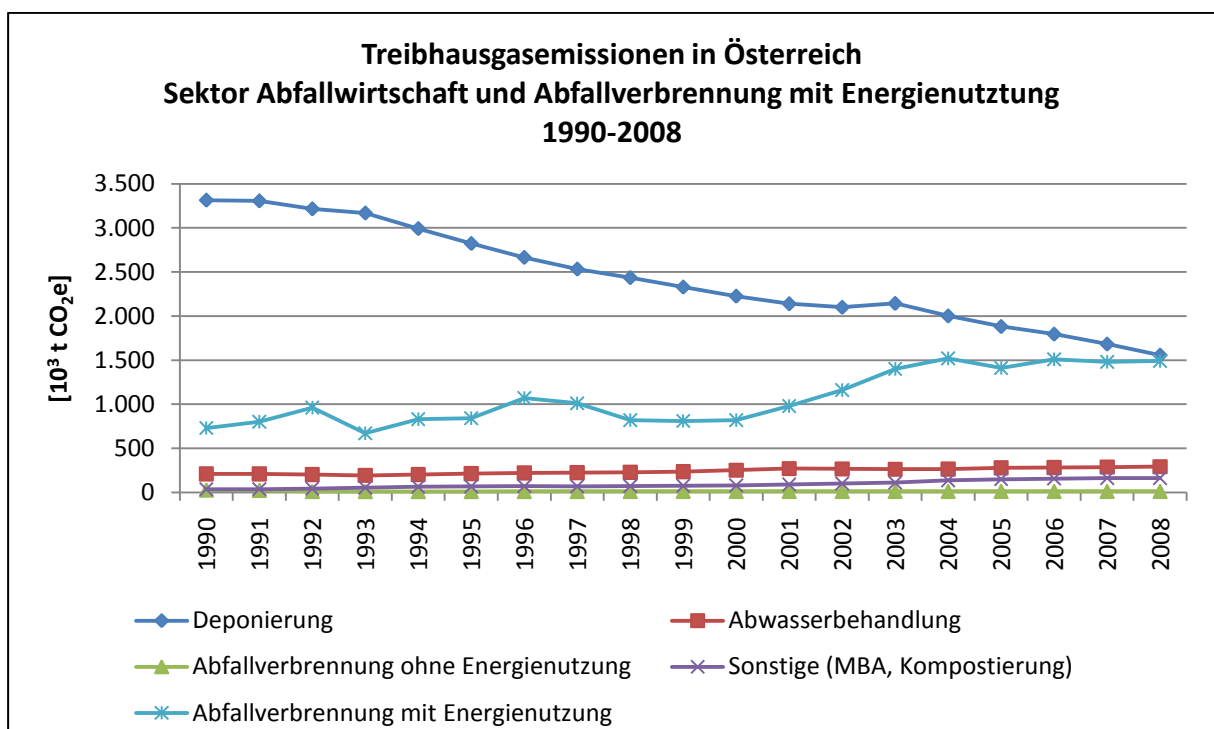


Abbildung 14: Emissionen der Abfallwirtschaft und Abfallverbrennung [19]

Die in Tabelle 6 aufgelisteten Werte werden in den nachfolgenden Kapiteln 4.5.2, 4.5.3 und 4.5.4 für die Bereiche Abfallmonoverbrennung, industriellen Mitverbrennung von Abfällen und für die Verbrennung von Abfällen zu Heizzwecken im Kleinmaßstab noch einmal gesondert grafisch dargestellt. Bei den Emissionen der Abfallmonoverbrennungsanlagen findet dabei eine Aufschlüsselung zwischen der Verbrennung von Siedlungs- und Industrieabfällen statt.

4.5.2 Abfallmonoverbrennung

Abbildung 15 zeigt die Entwicklung der Treibhausgasemissionen der österreichischen Abfallmonoverbrennungsanlagen im Zeitraum von 1990 bis 2008. CO₂-Emissionen aus Abfallmonoverbrennungsanlagen sind seit 1990 in Österreich stark angestiegen, wobei sämtliche Emissionen bis inkl. 1999 durch die Verbrennung von Siedlungsabfällen verursacht wurden. Erst im Jahr 2000 wurde mit dem zusätzlichen Einsatz von Industrieabfällen in Abfallmonoverbrennungsanlagen begonnen, was zu einem plötzlichen kräftigen Anstieg bei den CO₂-Emissionen dieser Anlagen führte. Insgesamt haben sich die Treibhausgasemissionen der Abfallmonoverbrenner im Zeitraum von 1990 bis 2008 um den Faktor 4,6 erhöht.

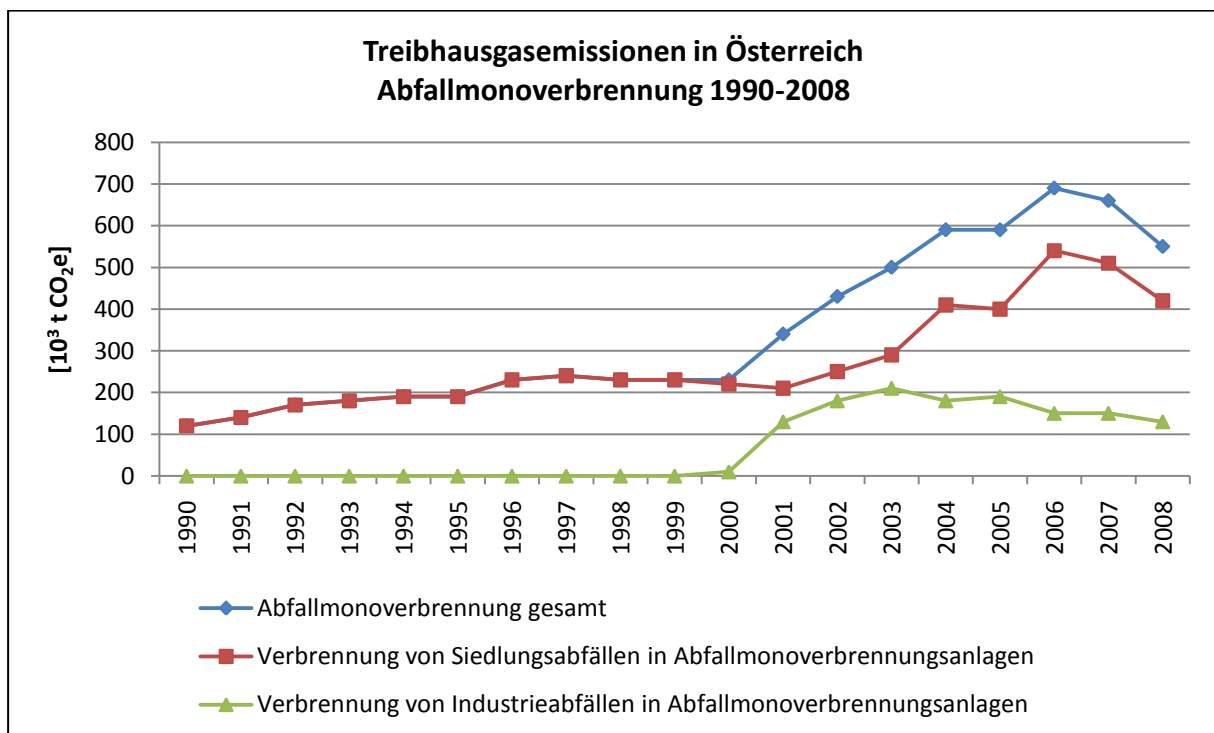


Abbildung 15: Treibhausgasemissionen in Österreich, Abfallmonoverbrennung [19]

4.5.3 Industrielle Abfallmitverbrennung

Die Entwicklung jener CO₂-Emissionen, die durch das zusätzliche Verbrennen von Industrieabfällen in Anlagen der österreichischen Industrie entstehen, ist in Abbildung 16 für die Periode 1990-2008 ersichtlich. Generell ist für den dargestellten Zeitraum eine starke Steigerung zu verzeichnen. Im Jahr 2004 wurden 0,86 Millionen Tonnen an CO₂-

Äquivalenten durch Mitverbrennung von Abfällen in Feuerungsanlagen der Industrie emittiert, was einer Steigerung gegenüber 1990 um den Faktor 3,3 entspricht.

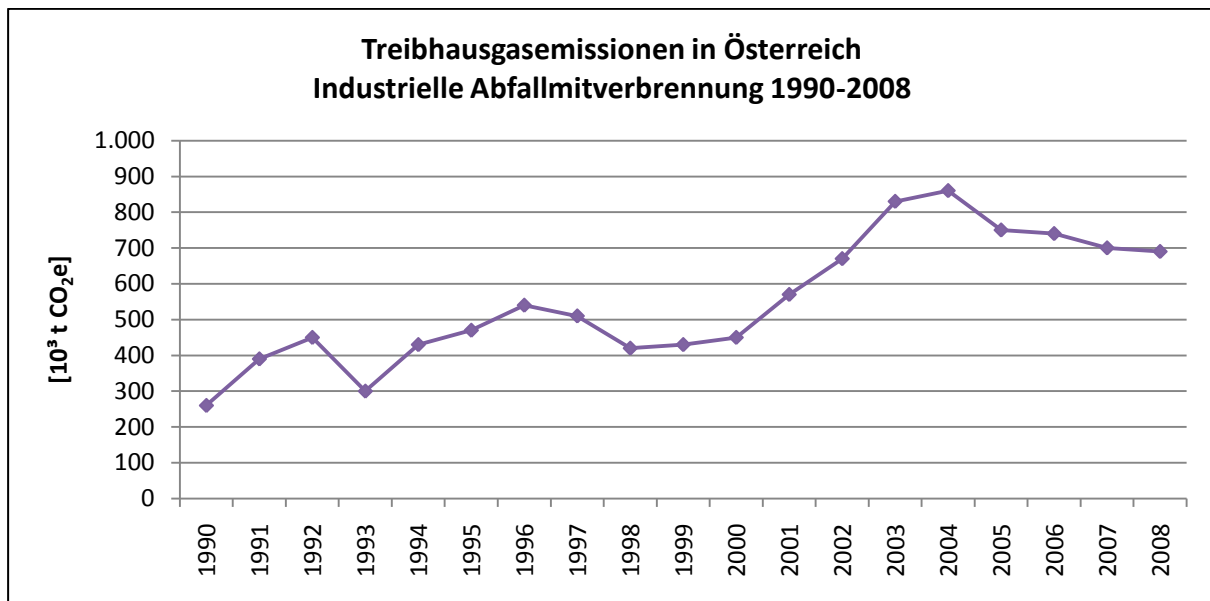


Abbildung 16: Treibhausgasemissionen in Österreich, Industr. Abfallmitverbrennung [19]

4.5.4 Verbrennung von Abfällen zu Heizzwecken im Kleinmaßstab

Unter dem Verbrennen von Abfällen zu Heizzwecken im Kleinmaßstab versteht man das Verheizen von Industrieabfällen in kleinen Feuerungsanlagen für Raumheizung und Heißwassererzeugung. Die Treibhausgasemissionen aus diesem Bereich sind saisongebunden und wegen ihrer Klimaabhängigkeit teilweise starken jährlichen Schwankungen unterworfen. Diese Eigenschaft zeigt sich in Abbildung 17, die zwar ab dem Jahr 1996 eine zurückgehende Tendenz bei den CO₂-Emissionen zeigt, welche aber in den Jahren 2007 und 2008 wieder umgekehrt wird.

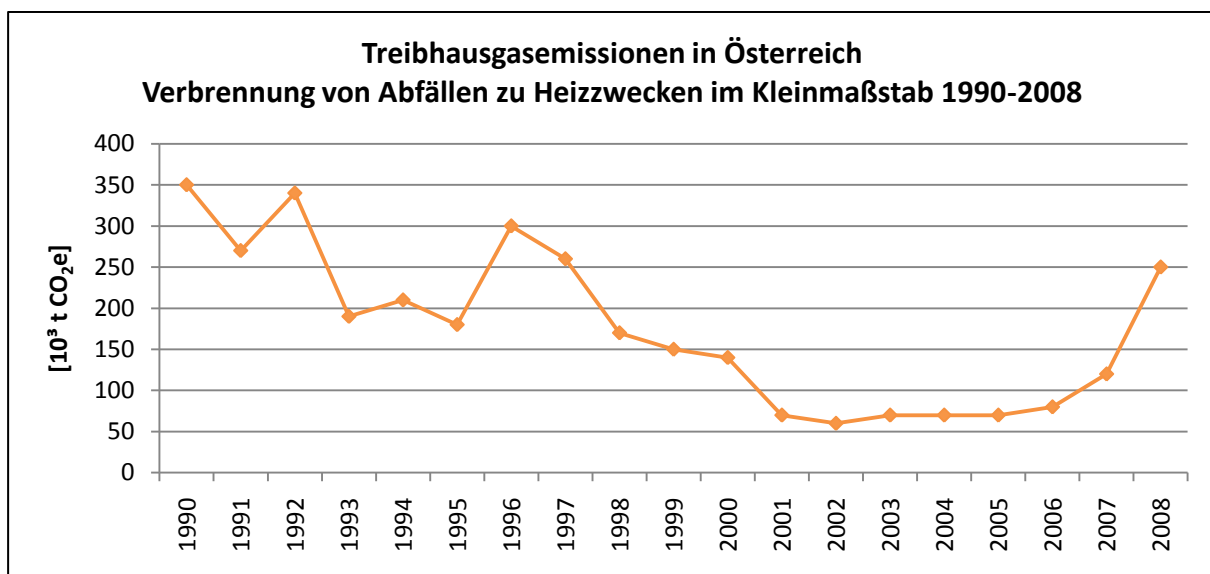


Abbildung 17: Emissionen in Österreich, Abfallverbrennung im Kleinmaßstab [15]

5 Emissionszertifikategesetz und Abfallwirtschaft

Der Handel mit Treibhausgaszertifikaten wird von der Europäischen Union als ein zentrales Element im Kampf gegen den Klimawandel angesehen. Während die erste Handelsperiode (2005-2007) noch als Lernphase verstanden wurde, soll der Emissionshandel in der zweiten (2008-2012) und vor Allem in der dritten Handelsperiode (2013-2020) klare Fortschritte bei der Verringerung der Emissionen verbuchen. In den folgenden Kapiteln 5.1 und 5.2 erfolgt eine detaillierte Beschreibung des Gültigkeitsbereiches der zweiten Handelsperiode und der Änderungen für die dritte Handelsperiode. Dabei wird die Rolle der Abfallwirtschaft und im Speziellen der Abfallverbrennungsanlagen hervorgehoben. Inwiefern eine Einbeziehung von Teilbereichen der Abfallwirtschaft in den Emissionshandel möglich wäre, welche Probleme diese mit sich bringen würde und welche Auswirkungen für Anlagenbetreiber zu erwarten wären wird in Kapitel 5.3 diskutiert.

5.1 EU-Emissionshandel 2008-2012

Nach der grundsätzlichen Beschreibung des europäischen Emissionshandelssystems und des österreichischen Emissionszertifikategesetzes in Kapitel 2.2 wird hier auf die betroffenen Industriebereiche genauer eingegangen.

5.1.1 Gültigkeitsbereich

In der derzeitigen Periode 2008-2012 sind laut österreichischem Emissionszertifikategesetz folgende Anlagen in den EU-Emissionshandel einbezogen:

- Feuerungsanlagen mit einer genehmigten Brennstoffwärmeleistung von mehr als 20 MW (ausgenommen Anlagen für die Verbrennung von gefährlichen oder Siedlungsabfällen)
- Mineralölraffinerien
- Anlagen zur Trockendestillation von Kohle (Kokereien)
- Anlagen zum Rösten oder Sintern von Erzen einschließlich sulfidischer Erze
- Anlagen zur Herstellung von Roheisen oder Stahl (Primär- oder Sekundärschmelzung) einschließlich Stranggießen mit einer Schmelzkapazität von mehr als 2,5 t/h
- Anlagen zur Herstellung von Zementklinker (>500 t/d) oder Kalk (>50 t/d) in Drehrohröfen oder in anderen Öfen (>50 t/d)
- Anlagen zur Herstellung von Glas, auch soweit es aus Altglas hergestellt wird, einschließlich Anlagen zur Herstellung von Glasfasern (Schmelzkapazität >20 t/d)
- Anlagen zum Brennen keramischer Erzeugnisse, insbesondere von Dachziegeln, Ziegelsteinen, feuerfesten Steinen, Fliesen, Steinzeug oder Porzellan (>75 t/d)

- Industrieanlagen zur Herstellung von Zellstoff aus Holz oder anderen Faserreststoffen
- Industrieanlagen zur Herstellung von Papier, Pappe oder Karton (>20 t/d)

In Anhang 1 des Emissionszertifikategesetzes ist vermerkt, dass Produktionskapazitäten und Brennstoffwärmeleistungen von Anlagen die unter dieselbe Bezeichnung fallen dann addiert werden, wenn diese Anlagen am selben Standort betrieben werden.

5.1.2 Bedeutung für Abfallwirtschaft und Abfallverbrennungsanlagen

Stahlrecycling ist, als „Sekundärschmelzung“, in Anhang 1 des Emissionszertifikategesetzes vertreten. Selbiges gilt auch für das Glasrecycling, welches als „Herstellung von Glas, auch soweit es aus Altglas hergestellt wird“ ausdrücklich genannt wird. Trotz der Tatsache, dass diese explizite Nennung beim Papierrecycling nicht gegeben ist, fällt dieses durch die Verarbeitung des Altpapiers in „Industrieanlagen zur Herstellung von Papier, Pappe oder Karton“ in den Gültigkeitsbereich des Emissionshandels. Dies gilt für die übrigen Bereiche der stofflichen Verwertung von Altstoffen, wie z.B. für Aluminiumrecycling (ab 2013, vgl. Kapitel 5.2) oder Kunststoffrecycling noch nicht.

Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfällen und gefährlichen Abfällen sind derzeit (Phase II: 2008-2012), auch wenn sie eine Feuerungswärmeleistung von über 20 MW haben, nicht in das europäische Emissionshandelssystem einbezogen. Auf diesen Umstand wird in Anhang 1 des Emissionszertifikategesetzes ausdrücklich hingewiesen. Es soll vermieden werden, dass Betreiber von Monoverbrennungsanlagen unter dem Gesichtspunkt der Verringerung von CO₂-Emissionen fossilen Ursprungs ihre Inputströme verändern, sodass die Abfallentsorgung nicht mehr das vorrangige Ziel ist [30].

Das Verbrennen von Abfällen fällt dann in den Gültigkeitsbereich des Emissionszertifikategesetzes, wenn dies durch Mitverbrennen in emissionshandelspflichtigen Anlagen erfolgt oder wenn Abfälle, die weder Siedlungsabfälle noch gefährliche Abfälle sind verbrannt werden und die Feuerungswärmeleistung der Anlage 20 MW überschreitet [31]. Hierbei ist zu beachten, dass beim Einsatz von Ersatzbrennstoffen jenes emittierte CO₂, das einen biogenen Ursprung hat, nicht handelspflichtig ist [30].

Weitere Bereiche der Abfallwirtschaft wie die Sammlung und der Transport, die mechanisch-biologische Aufbereitung und die Deponierung von Abfällen sind in der Periode 2008-2012 vom EU-Emissionshandel nicht betroffen.

5.2 EU-Emissionshandel 2013-2020

In der dritten Handelsperiode soll das europäische Emissionshandelssystem einigen Neuerungen unterworfen werden. Die nachfolgenden Angaben zu den Änderungen des EU-Emissionshandels sind der Richtlinie 2009/29/EG entnommen. Diese wurde zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG für die dritte Handelsperiode entworfen und muss von den am EU-Emissionshandel teilnehmenden Ländern bis zum 31. Dezember 2012 in nationales Recht umgewandelt werden.

5.2.1 Vergabe von Emissionszertifikaten

Die Nationalen Allokationspläne machen einer einheitlichen, EU-weit gültigen Obergrenze für die Vergabe von Emissionsrechten Platz. Für das Jahr 2013 wird diese Obergrenze durch den Mittelwert der zweiten Handelsperiode (2008-2012) gebildet werden. Bis 2020 ist eine jährliche Senkung der vergebenen Zertifikate um 1,74 % vorgesehen, sodass 2020 gegenüber den Emissionen von 2005 eine Verringerung von 21 % erreicht wird.

Der bisher geringe Anteil der Versteigerung bei der Vergabe von Emissionsrechten soll massiv ausgeweitet werden. Energieerzeuger werden ihre Emissionszertifikate grundsätzlich zu 100 % ersteigern müssen, wobei bei Fernwärme-, Fernkälteerzeugung und hocheffizienten Kraft-Wärme-Kopplungen Ausnahmen geplant sind. Die 100 % Ersteigerungspflicht gilt auch für Anlagen zur Abscheidung, zum Transport (Pipelines) und zur Speicherung von CO₂. Andere Industriebereiche werden einen geringeren Anteil an Zertifikaten ersteigern müssen, der von 20 % im Jahr 2013 bis auf 70 % im Jahr 2020 ansteigen wird und 2027 schlussendlich 100 % betragen soll. Wird die Wettbewerbsfähigkeit durch die Kosten des Erwerbes von Emissionsrechten zu stark eingeschränkt, sind Ausnahmen möglich. Dadurch soll das Abwandern solcher Industriebetriebe in Länder mit geringeren Umweltauflagen, und somit das „Carbon Leakage“ (Verlagerung von Emissionen ins Ausland) vermieden werden. Voraussetzung für solche Ausnahmen ist der Einsatz neuester Technologien zur Emissionsbegrenzung.

Die Sanktionen für emittierte Treibhausgase, für die keine Emissionszertifikate abgegeben werden können, bleiben laut österreichischem Emissionszertifikatengesetz im Jahr 2013 bei 100 €/t CO₂e, werden aber in den darauffolgenden Jahren dem europäischen Verbraucherpreisindex angepasst.

5.2.2 Erweiterung des Gültigkeitsbereichs

Emissionszertifikate müssen ab 2013 nicht mehr nur für das Emittieren von CO₂, sondern je nach Tätigkeit auch für die Treibhausgase CH₄, N₂O, H-FKW, P-FKW und SF₆ abgegeben werden. Der Anhang I der Richtlinie 2009/29/EG (gültig ab 2013), der die vom Emissionshandel betroffenen Tätigkeiten beschreibt, ist wesentlich umfangreicher als jener der Richtlinie 2003/87/EG (gültig bis 2012). Er umfasst zusätzlich zu den in Kapitel 5.1 aufgelisteten Anlagen (Periode 2008-2012) folgende Bereiche:

- Pelletierung von Metallerz (einschließlich Sulfiderz)
- Herstellung und Verarbeitung von Eisenmetallen (einschließlich Eisenlegierungen) bei Betrieb von Verbrennungseinheiten mit einer Gesamtfeuerungswärmeleistung von über 20 MW. Die Verarbeitung umfasst unter anderem Walzwerke, Öfen zum Wiederaufheizen, Glühöfen, Schmiedewerke, Gießereien, Beschichtungs- und Beizanlagen.
- Herstellung von Primäraluminium

- Herstellung von Sekundäraluminium bei Betrieb von Verbrennungseinheiten mit einer Gesamtfeuerungswärmeleistung von über 20 MW
- Herstellung und Verarbeitung von Nichteisenmetallen einschließlich der Herstellung von Legierungen, Raffinationsprodukten, Gussprodukten usw. bei Betrieb von Verbrennungseinheiten mit einer Gesamtfeuerungswärmeleistung (einschließlich der als Reduktionsmittel verwendeten Brennstoffe) von über 20 MW
- Brennen von Dolomit und Magnesit in Drehrohröfen mit einer Produktionskapazität über 50 Tonnen pro Tag oder in anderen Öfen mit einer Produktionskapazität über 50 Tonnen pro Tag
- Herstellung von Dämmmaterial aus Mineralwolle unter Verwendung von Glas, Stein oder Schlacke mit einer Schmelzkapazität von über 20 Tonnen pro Tag
- Trocknen oder Brennen von Gips oder Herstellung von Gipskartonplatten und sonstigen Gipserzeugnissen bei Betrieb von Verbrennungseinheiten mit einer Gesamtfeuerungswärmeleistung von über 20 MW
- Herstellung von Industrieruß durch Karbonisierung organischer Stoffe wie Öle, Teere, Crack- und Destillationsrückstände bei Betrieb von Verbrennungseinheiten mit einer Gesamtfeuerungswärmeleistung von über 20 MW
- Herstellung von Salpetersäure, Adipinsäure, Glyoxal- und Glyoxylsäure sowie Ammoniak
- Herstellung von organischen Grundchemikalien durch Cracken, Reformieren, partielle oder vollständige Oxidation oder ähnliche Verfahren, mit einer Produktionskapazität von über 100 Tonnen pro Tag
- Herstellung von Wasserstoff (H₂) und Synthesegas durch Reformieren oder partielle Oxidation mit einer Produktionskapazität von über 25 Tonnen pro Tag
- Herstellung von Sodaasche (Na₂CO₃) und Natriumbicarbonat (NaHCO₃)
- Abscheidung von Treibhausgasen aus von unter diese Richtlinie fallenden Anlagen zwecks Beförderung und geologischer Speicherung in einer gemäß der Richtlinie 2009/31/EG zugelassenen Speicherstätte
- Beförderung von Treibhausgasen in Pipelines zwecks geologischer Speicherung in einer gemäß der Richtlinie 2009/31/EG zugelassenen Speicherstätte
- Geologische Speicherung von Treibhausgasen in einer gemäß der Richtlinie 2009/31/EG zugelassenen Speicherstätte

5.2.3 Bedeutung für Abfallwirtschaft und Abfallverbrennungsanlagen

Anlagen, die ausschließlich Biomasse verbrennen sowie Anlagen, die der Verbrennung von Siedlungsabfällen oder gefährlichen Abfällen dienen, sind laut Richtlinie 2009/29/EG, die den EU-Emissionshandel für die Periode 2013-2020 und darüber hinaus regelt, vom

Emissionshandel ausgenommen. Das ist bei Abfallverbrennungsanlagen dann der Fall, wenn die verbrannten Abfälle überwiegend in die Kategorien „Siedlungsabfälle“ und „gefährliche Abfälle“ fallen. Ob die entstehende Energie genutzt wird (z.B. zur Erzeugung elektrischer Energie oder Fernwärme) oder nicht spielt dabei keine Rolle. Auch der Einsatz von Stützfeuerungen, wie beispielsweise Gasbrennern, bringt solche Anlagen nicht in den Gültigkeitsbereich der Richtlinie 2009/29/EG [31].

Das Verbrennen von Abfällen, die weder Siedlungsabfälle noch gefährliche Abfälle sind, verpflichtet die Anlagenbetreiber zum Handel mit Emissionszertifikaten. Die industrielle Mitverbrennung von Abfällen fällt, wenn sie als Teil des Prozesses in emissionshandelspflichtigen Anlagen betrachtet werden kann bzw. wenn die bei der Verbrennung entstehende Energie zur Herstellung von Gütern in solchen Anlagen eingesetzt wird, in den Bereich des Emissionshandels [31]. Zu beachten ist, dass der Handel mit Treibhausgaszertifikaten immer nur für Anlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von über 20 MW verpflichtend ist.

Auch die Aufnahme des Aluminiumrecyclings in den Emissionshandel erfolgt ab 2013 nur in Verbindung mit dem Betrieb von Verbrennungseinheiten mit insgesamt über 20 MW Feuerungswärmeleistung.

Die Sammlung und der Transport von Abfällen, die mechanisch-biologische Abfallbehandlung und die Deponierung sowie das Kunststoffrecycling werden auch ab 2013 nicht vom EU-Emissionshandel betroffen sein. Dass zusätzlich zu den angeführten Punkten auf nationaler Ebene weitere Tätigkeiten, Anlagen oder Treibhausgase in den Emissionshandel aufgenommen werden, ist seit 2008 laut Artikel 24 der Richtlinie 2003/87/EG dann möglich, wenn dies von der Kommission gebilligt wird.

5.3 Möglichkeiten der Einbeziehung von Bereichen der Abfallwirtschaft in den Emissionshandel

Eine Einbeziehung von weiteren Teilbereichen der österreichischen Abfallwirtschaft, wie beispielsweise der Abfallmonoverbrennung, in das europäische Emissionshandelssystem ist aus rechtlicher Sicht auf folgende Arten möglich:

- a) Im Zuge einer Umgestaltung des EU-Emissionshandels durch eine Erneuerung der Emissionshandelsrichtlinie und deren Umsetzung in nationales Recht. Zu erwarten wäre eine solche Umgestaltung frühestens nach 2020 mit Beendigung der dritten Handelsperiode.
- b) Laut Artikel 24 der Richtlinie 2003/87/EG auf nationaler Ebene jederzeit, sofern eine solche Einbeziehung von der Kommission unter Berücksichtigung von Kriterien, wie Auswirkungen auf den Binnenmarkt, mögliche Wettbewerbsverzerrungen, der Umweltwirksamkeit der Regelung und der Zuverlässigkeit des vorgesehenen Überwachungs- und Berichterstattungsverfahrens, gebilligt wird.

Theoretisch besteht also die Möglichkeit, dass Teilbereiche der österreichischen Abfallwirtschaft, wie beispielsweise Anlagen zur Monoverbrennung von Siedlungsabfällen oder gefährlichen Abfällen, in das europäische Emissionshandelssystem einbezogen werden. In den nachfolgenden Unterkapiteln 5.3.1 und 5.3.3 wird darauf eingegangen, wie solche Aufnahmen in den Handel mit Treibhausgasen theoretisch aussehen könnten. Von der Abschätzung der Wahrscheinlichkeit solcher Einbeziehungen wird in dieser Arbeit bewusst Abstand genommen.

5.3.1 Möglichkeiten der Einbeziehung der Abfallmonoverbrennung in den Emissionshandel

Inwiefern eine Einbeziehung der Abfallmonoverbrennung in den europäischen Emissionshandel aus rechtlicher Sicht aussehen könnte, beschreibt das nachfolgende Kapitel. Welche Probleme damit verbunden wären und wie eine solche Einbeziehung konkret aussehen könnte, wird in den Kapiteln 5.3.1.2 und 5.3.1.3 diskutiert.

5.3.1.1 Gesetzliche Möglichkeiten

Die bereits unter Kapitel 5.3 angedeuteten Möglichkeiten a) und b) zur Aufnahme von Industriebereichen in den EU-Emissionshandel haben für Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfällen und gefährlichen Abfällen folgende Bedeutungen:

- a) Einbeziehung im Zuge einer Änderung der europäischen Emissionshandelsrichtlinie

Die Richtlinie 2009/29/EG, die den europäischen Handel mit Treibhausgasen für die Periode 2013-2020 und darüber hinaus regelt, schließt mit der Formulierung „ausgenommen Anlagen für die Verbrennung von gefährlichen oder Siedlungsabfällen“ solche Anlagen ausdrücklich vom EU-Emissionshandel aus. Somit wird über eine europaweite Aufnahme der genannten Anlagen vermutlich frühestens ab dem Jahr 2021 im Zuge einer etwaigen Neugestaltung bzw. Änderung der Emissionshandelsrichtlinie erneut nachgedacht werden.

- b) Einbeziehung auf nationaler Ebene im Zuge einer Änderung des österreichischen Emissionszertifikategesetzes

Wie bereits im Kapitel 5.3 beschrieben besteht seit 2008 theoretisch die Möglichkeit, die Ausnahmeregelung für Verbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle oder gefährliche Abfälle in Anhang 1 des österreichischen Emissionszertifikategesetzes zu streichen. Voraussetzung dafür ist aber die Zustimmung der Kommission, die vor ihrer Entscheidung verschiedene Kriterien wie beispielsweise mögliche Wettbewerbsverzerrungen oder die Umweltwirksamkeit zu prüfen hat. Gegen eine Zustimmung der Kommission sprechen die im nachfolgenden Kapitel 5.3.1.2 beschriebenen Probleme, die eine Einbeziehung von Monoverbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle oder gefährliche Abfälle mit sich bringen würde. Dabei handelt es sich nämlich um Wettbewerbsverzerrungen und nachteilige Umweltauswirkungen.

5.3.1.2 Probleme

Eine Einbeziehung von Monoverbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle und gefährliche Abfälle in den europäischen Emissionshandel würde einige Probleme mit sich bringen:

- Falls Anlagenbetreiber Einfluss bei der Annahme von zu behandelnden Abfällen hätten, wäre die Funktion der Abfallbeseitigung von Abfallmonoverbrennungsanlagen gefährdet. Weil nur jene CO₂-Emissionen, die bei der Verbrennung des fossilen Kohlenstoffs im Abfall entstehen emissionshandelspflichtig sind, wären die Anlagenbetreiber wenig interessiert Abfälle mit hohem Gehalt an fossilem Kohlenstoff anzunehmen, da deren Verbrennung ihre Kosten für Emissionszertifikate erhöhen würde. Wäre der Einfluss der Anlagenbetreiber bei der Abfallannahme nicht gegeben, könnten diese auch keinen Einfluss auf die von ihnen emittierten Mengen an CO₂ fossilen Ursprungs nehmen.
- Eine schrittweise Reduzierung von vergebenen Emissionsrechten wäre, wie sie für andere vom Emissionshandel betroffene Industriebereiche durchgeführt wird, bei Abfallmonoverbrennungsanlagen nicht zweckmäßig. Diese haben nämlich keine Möglichkeiten, durch Effizienzsteigerungen und Technologieverbesserungen Treibhausgasemissionen zu senken, da das von ihnen emittierte CO₂ nur von der verbrannten Abfallmenge (und deren Gehalt an fossilem Kohlenstoff) abhängt. Je weniger CO₂-Zertifikate an Abfallmonoverbrennungsanlagen vergeben würden, desto weniger Abfall könnten diese verbrennen und damit ihrer Funktion als Abfallbeseitiger nicht mehr ausreichend nachkommen.
- Würden sich aus den genannten Gründen die Mengen an thermisch behandelten Siedlungsabfällen verringern, bliebe für diese die Alternative der mechanisch-biologischen Aufbereitung mit nachfolgender Deponierung. Damit verbunden wäre aber eine Steigerung der CH₄-Emissionen (mit einem CO₂-Äquivalenten von 21), weshalb diese Alternative gegen Artikel 1 der Richtlinie 2003/87/EG verstoßen würde. In Artikel 1 wird nämlich das Ziel der Emissionshandelsrichtlinie durch die Formulierung „... um auf kosteneffiziente und wirtschaftlich effiziente Weise auf eine Verringerung von Treibhausgasemissionen hinzuwirken“ ausgedrückt.
- Würden die vorher genannten Gründe zu einem Rückgang der thermischen Behandlung gefährlicher Abfälle führen, wären Ersatzmaßnahmen notwendig. Da die Deponieverordnung 2008 [32] vorschreibt, dass gefährliche Abfälle nur in Untertagedeponien abgelagert werden dürfen, müssten diese Abfälle zu entsprechenden Deponien im Ausland verbracht werden. Dies wäre mit erhöhten CO₂-Emissionen durch Transporte verbunden. Eine zusätzliche Variante wäre die Behandlung durch ein geeignetes Verfahren zur Verminderung des Gefährdungspotentials und eine damit verbundene Ausstufung der gefährlichen Abfälle, die ein Ablagern in österreichischen Deponien ermöglichen würde. Aus klimatechnischer Sicht wäre aber die dadurch verursachte Bildung an Deponiegas, welches reich an CH₄ ist, problematisch.

5.3.1.3 Zuteilungsszenarien

Da eine Einbeziehung in den EU-Emissionshandel nicht vollkommen auszuschließen ist, werden in den folgenden Tabellen 7 bis 12 mögliche Varianten für die Zuteilung von Emissionsrechten für Abfallmonoverbrennungsanlagen dargestellt. Dabei wird davon ausgegangen, dass eine Einbeziehung dieser Anlagen in den EU-Emissionshandel in der Form erfolgen würde, dass in Anhang 1 des Emissionszertifikatgesetzes der Zusatz „ausgenommen Anlagen für die Verbrennung von gefährlichen Abfällen und Siedlungsabfällen“ weggelassen würde.

Die einzige Variable in den nachfolgenden Szenarien ist der Anteil der von den Anlagenbetreibern zu ersteigernden CO₂-Zertifikate an den insgesamt vergebenen. Die verschiedenen Szenarien sind nach diesem Anteil benannt. Szenario 100 bedeutet beispielsweise: 100 % der vergebenen EUAs müssen von den Anlagenbetreibern durch Ersteigerung erworben werden während für 0 % des emittierten CO₂ keine Kosten entstehen.

Die in Tabelle 7 mit Hochzahlen gekennzeichneten Bereiche sind von den in Kapitel 5.3.1.2 beschriebenen Problemen, die eine Aufnahme von Abfallmonoverbrennungsanlagen mit sich bringt, betroffen. Diese Probleme und die nach Tabelle 7 angeführten Kommentare ¹⁾ und ²⁾ gelten auch für die gleichen Bereiche der weiteren tabellarisch dargestellten Szenarien.

Die in Szenario 100 (vgl. Tabelle 7) dargestellte Möglichkeit der Einbeziehung von Anlagen zur Monoverbrennung von Siedlungsabfällen und gefährlichen Abfällen würde diesen Anlagen keine Grenzen bei den Emissionen an CO₂ setzen. Allerdings wäre ein Kauf von Emissionsrechten durch Ersteigerung im Umfang der gesamten CO₂-Emissionen durch die Anlagenbetreiber vorgeschrieben. Ein solcher Anteil von 100 % durch Ersteigerung zu erwerbender EUAs gilt laut Richtlinie 2009/29/EG, mit einigen Ausnahmen, für Energieerzeuger ab dem Jahr 2013 (vgl. Kapitel 5.2).

Tabelle 7: Szenario 100 für die Vergabe von EUAs an Abfallmonoverbrennungsanlagen

Monoverbrennung von Siedlungsabfällen oder gefährlichen Abfällen: Szenario 100		
Gültig für Anlagen mit einer Gesamtbrennstoffwärmeleistung von über 20 MW		
Berücksichtigte Treibhausgase	[-]	CO ₂ (fossilen Ursprungs)
Menge an zugeteilten EUAs	[t CO ₂ -Äq.]	keine Begrenzung ¹⁾
Kostenlose Zuteilung von EUAs	[%]	0
Ersteigerung von EUAs	[%]	100
Kürzung zugeteilter EUAs im Vergleich zum Vorjahr	[%]	- ¹⁾
Sanktionen bei Überschreitungen	[€/t CO ₂ -Äq.]	- ²⁾

¹⁾ Um die Funktion der Abfallbeseitigung (bei minimierten Treibhausgasemissionen) nicht zu gefährden wird weder eine Begrenzung noch eine Kürzung bei der Vergabe von Emissionsrechten vorgenommen.

²⁾ Da mit Bezug auf ¹⁾ keine Begrenzung an vergebenen CO₂-Zertifikaten besteht, sind auch Sanktionen nicht möglich.

Szenario 80 (vgl. Tabelle 8) würde, wie alle anderen Szenarien, keine Begrenzung der CO₂-Emissionen vorschreiben. Der Anteil an zu ersteigernden Emissionszertifikaten wäre hier mit 80 % geringer als bei Szenario 100. Für 20 % des von den Anlagen emittierten CO₂ würden

im Rahmen des europäischen Handels mit Treibhausgasen keine Kosten anfallen. Im Vergleich dazu bekommen produzierende Industriebereiche (nicht Energieerzeuger, nicht CO₂-Abscheidung, -Transport und -Speicherung) ab 2020 noch 30 % ihrer Emissionsrechte kostenlos zugeteilt.

Tabelle 8: Szenario 80 für die Vergabe von EUAs an Abfallmonoverbrennungsanlagen

Monoverbrennung von Siedlungsabfällen oder gefährlichen Abfällen: Szenario 80		
Gültig für Anlagen mit einer Gesamtbrennstoffwärmeleistung von über 20 MW		
Berücksichtigte Treibhausgase	[-]	CO ₂ (fossilen Ursprungs)
Menge an zugeteilten EUAs	[t CO ₂ -Äq.]	keine Begrenzung ¹⁾
Kostenlose Zuteilung von EUAs	[%]	20
Ersteigerung von EUAs	[%]	80
Kürzung zugeteilter EUAs im Vergleich zum Vorjahr	[%]	-
Sanktionen bei Überschreitungen	[€/t CO ₂ -Äq.]	-

In Szenario 60 (vgl. Tabelle 9) würde die Menge an zu ersteigernden CO₂-Zertifikaten 60 % der Gesamtemissionen betragen, wonach für 40 % dieser Emissionen keine Kosten anfallen würden.

Tabelle 9: Szenario 60 für die Vergabe von EUAs an Abfallmonoverbrennungsanlagen

Monoverbrennung von Siedlungsabfällen oder gefährlichen Abfällen: Szenario 60		
Gültig für Anlagen mit einer Gesamtbrennstoffwärmeleistung von über 20 MW		
Berücksichtigte Treibhausgase	[-]	CO ₂ (fossilen Ursprungs)
Menge an zugeteilten EUAs	[t CO ₂ -Äq.]	keine Begrenzung ¹⁾
Kostenlose Zuteilung von EUAs	[%]	40
Ersteigerung von EUAs	[%]	60
Kürzung zugeteilter EUAs im Vergleich zum Vorjahr	[%]	-
Sanktionen bei Überschreitungen	[€/t CO ₂ -Äq.]	-

Tabelle 10: Szenario 40 für die Vergabe von EUAs an Abfallmonoverbrennungsanlagen

Monoverbrennung von Siedlungsabfällen oder gefährlichen Abfällen: Szenario 40		
Gültig für Anlagen mit einer Gesamtbrennstoffwärmeleistung von über 20 MW		
Berücksichtigte Treibhausgase	[-]	CO ₂ (fossilen Ursprungs)
Menge an zugeteilten EUAs	[t CO ₂ -Äq.]	keine Begrenzung ¹⁾
Kostenlose Zuteilung von EUAs	[%]	60
Ersteigerung von EUAs	[%]	40
Kürzung zugeteilter EUAs im Vergleich zum Vorjahr	[%]	-
Sanktionen bei Überschreitungen	[€/t CO ₂ -Äq.]	-

Eine abgeschwächte Variante der Einbeziehung von Monoverbrennungsanlagen für Siedlungsabfälle und gefährliche Abfälle in den EU-Emissionshandel wäre Szenario 20. Hier wären 80 % des von den Anlagen emittierten CO₂ kostenlos (vgl. Tabelle 11).

Tabelle 11: Szenario 20 für die Vergabe von EUAs an Abfallmonoverbrennungsanlagen

Monoverbrennung von Siedlungsabfällen oder gefährlichen Abfällen: Szenario 20		
Gültig für Anlagen mit einer Gesamtbrennstoffwärmeleistung von über 20 MW		
Berücksichtigte Treibhausgase	[-]	CO ₂ (fossilen Ursprungs)
Menge an zugeteilten EUAs	[t CO ₂ -Äq.]	keine Begrenzung ¹⁾
Kostenlose Zuteilung von EUAs	[%]	80
Ersteigerung von EUAs	[%]	20
Kürzung zugeteilter EUAs im Vergleich zum Vorjahr	[%]	-
Sanktionen bei Überschreitungen	[€/t CO ₂ -Äq.]	-

Die letzte Möglichkeit (vgl. Tabelle 12) stellt eine Form der Überwachung der CO₂-Emissionen von Abfallmonoverbrennungsanlagen dar. Da es keine Begrenzung gibt und Zertifikate nicht durch Ersteigerung erworben werden müssen, kann von einer aktiven Teilnahme am Emissionshandel nicht gesprochen werden. Bisher sind Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfällen und gefährlichen Abfällen in Österreich laut Anhang 1b des Emissionszertifikatgesetzes von der Pflicht der Meldung ihrer CO₂-Emissionen ausgenommen.

Tabelle 12: Szenario 0 für die Vergabe von EUAs an Abfallmonoverbrennungsanlagen

Monoverbrennung von Siedlungsabfällen oder gefährlichen Abfällen: Szenario 0		
Gültig für Anlagen mit einer Gesamtbrennstoffwärmeleistung von über 20 MW		
Berücksichtigte Treibhausgase	[-]	CO ₂ (fossilen Ursprungs)
Menge an zugeteilten EUAs	[t CO ₂ -Äq.]	keine Begrenzung ¹⁾
Kostenlose Zuteilung von EUAs	[%]	100
Ersteigerung von EUAs	[%]	0
Kürzung zugeteilter EUAs im Vergleich zum Vorjahr	[%]	-
Sanktionen bei Überschreitungen	[€/t CO ₂ -Äq.]	-

5.3.2 Auswirkungen bei Einbeziehung der Abfallmonoverbrennung in den Emissionshandel

Dieses Kapitel hat die konkreten Auswirkungen auf Abfallmonoverbrennungsanlagen bei einer Einbeziehung in den Emissionshandel zum Thema. Welche Anlagen davon betroffen wären, wird in Unterkapitel 5.3.2.1 kurz beschrieben. In den Unterkapiteln 5.3.2.2 und 5.3.2.3 wird verstärkt auf die entstehenden Mehrkosten eingegangen.

5.3.2.1 Betroffene Anlagen

Betroffen wären bei der gültigen Grenze für eine Brennstoffwärmeleistung von 20 MW alle in Tabelle 3 und Tabelle 4 aufgelisteten Abfallmonoverbrennungsanlagen, mit Ausnahme der Wirbelschichtanlage und des Drehrohrofens, die in Arnoldstein von der Asamer-Becker Recycling GmbH betrieben werden. Die Summe von deren genehmigten Brennstoffwärmeleistungen liegt mit 14 MW unterhalb des Schwellenwertes, was bei den

drei Linien der MVA Flötzersteig nicht der Fall ist (Gesamtbrennstoffwärmeleistung 57 MW) [18].

5.3.2.2 Entstehende Kosten

Die Kosten für jede Tonne an emittiertem CO₂ hängen vom Zuteilungsszenario, welches den Anteil der durch Ersteigerung zu erwerbender Zertifikate bestimmt, ab. Die verschiedenen Szenarien, die in Tabelle 13 dargestellt werden, sind in Kapitel 5.3.1.3 beschrieben. Der zweite Kosteneinflussfaktor ist der Preis der erworbenen EUAs, der teilweise starken Schwankungen unterworfen ist. Dies kann beispielsweise der Preis bei einer Versteigerung oder beim Handel mit Zertifikaten sein.

Tabelle 13: Kosten von EUAs in Abhängigkeit von Szenario und Preis

Kosten des Emissionshandels nach EUA-Preis und Zuteilungsszenario						
Preis einer EUA ¹⁾	Kosten für die Emission einer Tonne an CO ₂ -Äquivalenten ²⁾					
	Szenario 100	Szenario 80	Szenario 60	Szenario 40	Szenario 20	Szenario 0
[€/EUA]	[€/t CO ₂ -Äq.]					
0	0	0	0	0	0	0
5	5	4	3	2	1	0
10	10	8	6	4	2	0
15	15	12	9	6	3	0
20	20	16	12	8	4	0
25	25	20	15	10	5	0
30	30	24	18	12	6	0
35	35	28	21	14	7	0
40	40	32	24	16	8	0
45	45	36	27	18	9	0
50	50	40	30	20	10	0
55	55	44	33	22	11	0
60	60	48	36	24	12	0

¹⁾ Zu beachten ist, dass das Ersteigern und Handeln von Emissionszertifikaten in Österreich umsatzsteuerpflichtig ist [33].

²⁾ Die Gesamtkosten für den jährlichen Erwerb von Emissionsrechten werden auf eine Tonne an emittiertem CO₂ herunter gebrochen. Die Darstellung in Tabelle 13 zeigt also, was jede einzelne emittierte Tonne an CO₂ schlussendlich kosten würde.

Eine Einbeziehung von Abfallmonoverbrennungsanlagen in den europäischen Emissionshandel würde sich in erster Linie in Form von Kosten im Zusammenhang mit dem Erwerb von Emissionsrechten auswirken. Diese Kosten wären stark von den schwankenden EUA-Preisen abhängig. Die Preise für Emissionszertifikate haben während der ersten Handelsperiode (2005-2007) ein Maximum von etwa 30 € erreicht, und sind gegen Ende der Periode wegen des Überschusses an Zertifikaten, die nicht in die zweite Handelsperiode mitgenommen werden konnten, auf wenige € Cents gefallen [11]. Auch die Preise für Emissionszertifikate der zweiten Handelsperiode (2008-2012) sind unter 30 € geblieben und haben im Februar 2009 ihren Tiefpunkt bei etwa 8 € erreicht. Dieser Preisverfall stand im Zusammenhang mit der Wirtschaftskrise und den damit verbundenen Verkäufen von Zertifikaten zur Erhaltung der Liquidität vieler Unternehmen. Für die dritte Handelsperiode

sind aufgrund von Kürzungen bei der Vergabe von Emissionsrechten und der damit verbundenen Knappheit Preisanstiege zu erwarten. Laut dem Emissionsbrief 02-2009 [34] der Gesellschaft für Emissionsmanagement und Beratung mbH bewegen sich die Prognosen für EUA-Preise der dritten Handelsperiode (2013-2020) zwischen 25 und 50 €. Wegen der Unterschiedlichkeit der Preisprognosen ist in Tabelle 13 ein relativ breiter Bereich von 0 € bis 60 € dargestellt.

Neben den Preisen für Emissionszertifikate wären bei einer Aufnahme der Abfallmonoverbrennung in den EU-Emissionshandel die Mengen an behandelten Abfällen und deren Gehalte an fossilem Kohlenstoff kostenbestimmend, da sie die entstehenden Mengen an kostenpflichtigem CO₂ bestimmen. Sieht man sich die Vorgangsweise des Umweltbundesamtes bei der Berechnung der CO₂-Emissionen unter Kapitel 4.5 an, lässt sich erkennen, dass in der Chemieindustrie, Papierindustrie und Holzindustrie verbrannte Industrieabfälle wesentlich kostenintensiver sind (auf eine Tonne Abfall bezogen) als es Siedlungsabfälle wären. Die in den genannten Industriebereichen verbrannten Industrieabfälle enthalten, laut Annahmen des Umweltbundesamtes, mit 500 kg Kohlenstoff pro Tonne Abfall und einem fossilen Anteil von 90 % einen deutlich größeren Mengen an fossilem Kohlenstoff als Siedlungsabfälle (261 kg C/t Abfall, 45 % fossiler Kohlenstoff). Die bei der Verbrennung entstehende Menge an CO₂ fossilen Ursprungs ist folglich pro Tonne in der Chemieindustrie, der Papierindustrie und der Holzindustrie verbranntem Industrieabfall größer als bei Siedlungsabfall.

Eine Einbeziehung von Abfallmonoverbrennungsanlagen in den europäischen Handel mit Treibhausgasen würde zusätzlich zu den Kosten für den Erwerb von Emissionszertifikaten weitere Ausgaben mit sich bringen [35]. Dies wären beispielsweise Registrierungs- und Mitgliedsgebühren bei Börsen, Transaktionskosten für die Übertragung von Zertifikaten sowie Kosten für das Monitoring der CO₂-Emissionen. Weiters wären mit einer solchen Einbeziehung die Schaffung von unternehmensinternen Strukturen, ein Schulungsaufwand bzw. Kosten für Beratungsleistungen verbunden.

5.3.2.3 Fallbeispiele zur Berechnung der entstehenden Kosten

Tabellen 14 bis 17 zeigen für den Fall, dass Abfallmonoverbrennungsanlagen in den EU-Emissionshandel einbezogen wären, überschlägig berechnete Kosten für den Kauf von Emissionsrechten. Dabei wird mit sechs verschiedenen EUA-Preisen ein Wertebereich angenommen, wie er sich bis zum Jahr 2020 und darüber hinaus gestalten könnte. Die Berechnungen gelten für die Verbrennung von Siedlungsabfällen und sind für die Brennstoffwärmeleistungen 21 MW, 50 MW, 100 MW und 150 MW dargestellt. In diesem Bereich ist der Großteil der in Österreich betriebenen Abfallmonoverbrennungsanlagen angesiedelt (vgl. Tabelle 3 und Tabelle 4).

Zu beachten ist, dass die in den folgenden Tabellen dargestellten Ergebnisse keine Kosten für Registrierung an Börsen, CO₂-Monitoring, Schulungen, Beratungsleistungen usw. enthalten. Im Anschluss an Tabelle 14 sind die in der Berechnung vorkommenden Faktoren

und die einzelnen Berechnungsschritte erklärt. Erklärungen für die mit hochgestellten Zahlen versehenen Tabellenbereiche gelten auch für die Tabellen 15 bis 17.

Die Berechnungen der Tabelle 14 gelten für eine Anlage mit einer Brennstoffwärmeleistung von knapp über 20 MW, die laut den in Kapitel 5.3.1.3 beschriebenen Szenarien gerade zum Handel mit Treibhausgasen verpflichtet wäre.

Tabelle 14: Abschätzung der EUA-Kosten einer 21 MW-Abfallmonoverbrennungsanlage

Jährliche Kosten für EUAs einer 21 MW-Abfallmonoverbrennungsanlage							
EUA-Preis ¹⁾	[€]	10	20	30	40	50	60
BWL ²⁾	[MW]	21					
Betriebsstunden ³⁾	[h/a]	7750					
Jahresdurchsatz ⁴⁾	[t Abfall/a]	59.786					
Abfallart	[-]	Siedlungsabfall					
Heizwert H _u ⁵⁾	[MJ/kg Abfall]	9,8					
C-Gehalt ⁵⁾	[kg C/t Abfall]	261					
Anteil fossiler C ⁵⁾	[%]	45					
CO ₂ -Faktor ⁶⁾	[kg CO ₂ /kg C]	3,66					
Emittiertes CO ₂ ⁷⁾	[t CO ₂ /a]	25.729					
Gesamtkosten ⁸⁾	[€/a]	257.293	514.587	771.880	1.029.173	1.286.467	1.543.760
Spezifische Kosten ⁹⁾	[€/t Abfall]	4,30	8,61	12,91	17,21	21,52	25,82

¹⁾ Der Preisbereich wird aufgrund der in Kapitel 5.3.2.2 angeführten Prognosen bis zum Jahr 2020 gewählt.

²⁾ Brennstoffwärmeleistung

³⁾ Dieser Wert wird auf Basis der Angaben zu den Betriebsstunden der österreichischen Abfallmonoverbrennungsanlagen im Statusbericht 2006 [18] angenommen. Er kommt durch die Bildung des arithmetischen Mittelwertes und die anschließende Aufrundung zu Stunde.

⁴⁾ Die Menge an jährlich behandelten Siedlungsabfällen wird nach Gleichung (2) berechnet.

$$D = \frac{P_{BS} \cdot t}{H_u} \quad (2)$$

D..... Jahresdurchsatz [t Abfall feucht/a]

P_{BS}..... Brennstoffwärmeleistung [MW]

t..... jährliche Betriebsstunden [h/a] bzw. eingesetzt in [s/a]

H_u..... unterer Heizwert [MJ/kg Abfall feucht] bzw. eingesetzt in [MJ/t Abfall feucht]

⁵⁾ Diese Größen entsprechen den in Kapitel 4.5 beschriebenen Werten für Siedlungsabfälle.

⁶⁾ Der CO₂-Faktor beschreibt, welche Masse an CO₂ bei der Verbrennung eines Kilogramm Kohlenstoffs gebildet wird. Vereinfachend wird angenommen, dass der gesamte im Abfall enthaltene fossile Kohlenstoff zu CO₂ oxidiert wird. Der CO₂-Faktor berechnet sich nach Gleichung (3).

$$Y_{CO_2} = \frac{M(CO_2)}{M(C)} = 3,66 \quad (3)$$

Y_{CO2}..... CO₂-Faktor [g CO₂/g C]

$M(\text{CO}_2)$molare Masse CO_2 , $M(\text{CO}_2) = 44,01$ [g CO_2 /mol CO_2]

$M(\text{C})$molare Masse Kohlenstoff, $M(\text{C}) = 12,01$ [g C/mol C]

Da bei der vollständigen Oxidation für jedes Mol C ein Mol CO_2 gebildet wird, kürzen sich die Stoffmengen heraus.

- 7) Die Berechnung der Menge des jährlich emittierten CO_2 erfolgt nach Gleichung (4).

$$\dot{m}_{\text{CO}_2} = D \cdot C_{\text{ges}} \cdot X_{\text{fossil}} \cdot Y_{\text{CO}_2} \tag{4}$$

\dot{m}_{CO_2}Massenstrom an emittiertem CO_2 [t CO_2 /a]

C_{ges}Gesamtkohlenstoffgehalt [t C_{ges} /t Abfall feucht]

X_{fossil}Anteil fossilen Kohlenstoffs [%] bzw. eingesetzt in [t C_{fossil} /t C_{ges}]

- 8) Es handelt sich um die jährlich durch den Erwerb von Emissionsrechten entstehenden variablen Kosten bei entsprechenden EUA-Preisen. Diese berechnen sich nach Gleichung (5).

$$K = \dot{m}_{\text{CO}_2} \cdot p_{\text{EUA}} \tag{5}$$

KKosten durch den Erwerb von Emissionsrechten [€/a]

p_{EUA}Preis einer EUA [€/t CO_2e]

- 9) Im nächsten Schritt werden die Kosten für Emissionszertifikate auf eine Tonne Abfall herunter gebrochen.

$$K_{\text{spez}} = \frac{K}{D} \tag{6}$$

K_{spez}spezifische Kosten [€/t Abfall feucht]

Die nachfolgenden Tabellen 15 bis 17 sind gleich aufgebaut wie Tabelle 14, stellen aber die Kosten für Anlagen mit größeren Brennstoffwärmeleistungen dar. Die auf eine Tonne Abfall bezogenen spezifischen Kosten hängen vom EUA-Preis ab und sind unabhängig von der Anlagengröße, weshalb sie für die dargestellten Fallbeispiele jeweils gleich groß sind.

Tabelle 15: Abschätzung der EUA-Kosten einer 50 MW-Abfallmonoverbrennungsanlage

Jährliche Kosten für EUAs einer 50 MW-Abfallmonoverbrennungsanlage							
EUA-Preis	[€]	10	20	30	40	50	60
BWL	[MW]	50					
Betriebsstunden	[h/a]	7750					
Jahresdurchsatz	[t Abfall/a]	142.347					
Abfallart	[-]	Siedlungsabfall					
Heizwert H_u	[MJ/kg Abfall]	9,8					
C-Gehalt	[kg C/t Abfall]	261					
Anteil fossiler C	[%]	45					
CO_2 -Faktor	[kg CO_2 /kg C]	3,66					
Emittiertes CO_2	[t CO_2 /a]	61.260					
Gesamtkosten	[€/a]	612.603	1.225.206	1.837.810	2.450.413	3.063.016	3.675.619
Spezifische Kosten	[€/t Abfall]	4,30	8,61	12,91	17,21	21,52	25,82

Tabelle 16: Abschätzung der EUA-Kosten einer 100 MW-Abfallmonoverbrennungsanlage

Jährliche Kosten für EUAs einer 100 MW-Abfallmonoverbrennungsanlage							
EUA-Preis	[€]	10	20	30	40	50	60
BWL	[MW]	100					
Betriebsstunden	[h/a]	7750					
Jahresdurchsatz	[t Abfall/a]	284.694					
Abfallart	[-]	Siedlungsabfall					
Heizwert H _u	[MJ/kg Abfall]	9,8					
C-Gehalt	[kg C/t Abfall]	261					
Anteil fossiler C	[%]	45					
CO ₂ -Faktor	[kg CO ₂ /kg C]	3,66					
Emittiertes CO ₂	[t CO ₂ /a]	122.521					
Gesamtkosten	[€/a]	1.225.206	2.450.413	3.675.619	4.900.826	6.126.032	7.351.239
Spezifische Kosten	[€/t Abfall]	4,30	8,61	12,91	17,21	21,52	25,82

Je nach EUA-Preis und Anlagengröße, die sich durch die jährliche Abfalldurchsatzmenge bzw. Brennstoffwärmeleistung definiert, ergeben sich im Rahmen des Handels mit Treibhausgaszertifikaten Kosten für den Erwerb von Emissionsrechten von mehreren Hunderttausend Euro bis hinauf in den Millionenbereich. Im letzten Fallbeispiel, welches von einer Brennstoffwärmeleistung von 150 MW ausgeht und in Tabelle 17 dargestellt ist, bewegen sich die Kosten für CO₂-Emissionen beim maximal angenommenen Preis von 60 € sogar im achtstelligen Bereich. Für diesen EUA-Preis betragen die auf eine Tonne behandelten Abfall bezogenen spezifischen Kosten knapp 26 €. Es darf nicht vergessen werden, dass der bei den Fallbeispielen verwendete Maximalpreis für EUAs von 60 € relativ hoch angesetzt ist. Die in Kapitel 5.3.2.2 angeführten Prognosen gehen von einem Höchstpreis von 50 € bis 2020 aus.

Tabelle 17: Abschätzung der EUA-Kosten einer 150 MW-Abfallmonoverbrennungsanlage

Jährliche Kosten für EUAs einer 150 MW-Abfallmonoverbrennungsanlage							
EUA-Preis	[€]	10	20	30	40	50	60
BWL	[MW]	150					
Betriebsstunden	[h/a]	7750					
Jahresdurchsatz	[t Abfall/a]	427.041					
Abfallart	[-]	Siedlungsabfall					
Heizwert H _u	[MJ/kg Abfall]	9,8					
C-Gehalt	[kg C/t Abfall]	261					
Anteil fossiler C	[%]	45					
CO ₂ -Faktor	[kg CO ₂ /kg C]	3,66					
Emittiertes CO ₂	[t CO ₂ /a]	183.781					
Gesamtkosten	[€/a]	1.837.810	3.675.619	5.513.429	7.351.239	9.189.048	11.026.858
Spezifische Kosten	[€/t Abfall]	4,30	8,61	12,91	17,21	21,52	25,82

Die vorangegangenen Berechnungen liefern für die Kosten des Emissionshandels einen Wertebereich von 4,30 bis 25,82 €/t Abfall. Im Vergleich dazu bewegen sich die Annahmepreise für Abfälle bei Müllverbrennungsanlagen laut Hutterer et al. [21] zwischen 130 und 155 €/t Abfall. Zu beachten ist aber, dass die angegebene Preisspanne auf das Jahr 2008 bezogen ist und dass Hutterer et al. [21] aufgrund der Kapazitätserweiterungen durch den Neubau und Ausbau österreichischer Abfallmonoverbrennungsanlagen von sinkenden Annahmepreisen ausgeht.

5.3.3 Möglichkeiten der Einbeziehung sonstiger Bereiche der Abfallwirtschaft in den Emissionshandel

Aus rechtlicher Sicht besteht, wie bereits am Anfang des Kapitels 5.3 beschrieben, die Möglichkeit einer Einbeziehung weiterer Wirtschaftsbereiche in den europäischen Handel mit Treibhausgasen. Diese Möglichkeit wird in den folgenden Kapiteln 5.3.3.1 bis 5.3.3.4 für die Sammlung, die mechanisch-biologische Aufbereitung, die Deponierung und die stoffliche Verwertung von Abfällen diskutiert.

5.3.3.1 Abfallsammlung

Die Möglichkeit, dass Abfallsammler mit dem europäischen Emissionshandel in Berührung kommen könnten, besteht beispielsweise durch eine etwaige Einbeziehung des gesamten Verkehrs- bzw. Transportsektors. Während das Verbrennen von Fahrzeugkraftstoffen selbst noch nicht vom Emissionshandel betroffen ist, sind die indirekten Emissionen bei der Kraftstoffherstellung durch die Einbeziehung von Raffinerien (vgl. Kapitel 5.1.1) bereits vom Handelssystem erfasst. Inwiefern eine zusätzliche Berücksichtigung der direkten Emissionen aus der Kraftstoffverbrennung im europäischen Emissionshandel erreicht werden könnte, wird von Ewringmann et al. [36] diskutiert. Diese Studie, die vom deutschen Umweltbundesamt herausgegeben wurde, unterscheidet grundsätzlich zwischen Down-Stream- und Up-Stream-Ansatz. Während der Down-Stream-Ansatz direkt beim Verursacher der Emissionen der Kraftstoffverbrennung ansetzt, konzentriert sich der Up-Stream-Ansatz auf die Kraftstoffbereitsteller (Raffinerien, Importeure).

Als Messgröße könnte im Rahmen des Emissionshandels, da die CO₂-Emissionen von Kraftfahrzeugen proportional zum Kraftstoffverbrauch anfallen, die verbrauchte bzw. gehandelte Kraftstoffmenge dienen. Relevant wäre für den EU-Emissionshandel das beim Transport durch Kraftstoffverbrennung emittierte CO₂ fossilen Ursprungs (ohne Biokraftstoff-Anteil). Möglichkeiten zur Verringerung dieser Emissionen bei Transportfahrten im Rahmen der Sammlung von Abfällen werden in Kapitel 6.2 diskutiert.

Die Einführung der vorher angesprochenen Möglichkeiten Up-Stream- und Down-Stream-Ansatz würde, im Hinblick auf den Bereich der Sammlung von Abfällen, Sammelfahrten mittels LKWs u.Ä. betreffen. Die indirekten Emissionen, die durch den Verbrauch an elektrischer Energie bei Bahntransporten entstehen, sind durch die Verpflichtung von Kraftwerken, die fossile Energieträger verbrennen, bereits (indirekt) vom Emissionshandelssystem erfasst.

5.3.3.2 Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

In aeroben und anaeroben Anlagen zur mechanisch-biologischen Aufbereitung von Abfällen entsteht CO₂ im Rahmen des Abbaus von organischem Kohlenstoff. Dieses CO₂ biogenen Ursprungs wäre bei einer etwaigen Einbeziehung in den europäischen Emissionshandel nicht handelspflichtig. Dies gilt aber nicht für die gebildeten Gase CH₄ und N₂O, da diese ein höheres Treibhauspotential haben als jenes CO₂, das ursprünglich im Rahmen der Photosynthese aus der Atmosphäre entnommen wurde.

Um die finanziellen Auswirkungen einer möglichen Verpflichtung von Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung zum Handel mit Treibhausgasen abschätzen zu können, ist die Kenntnis eines Emissionsfaktors notwendig. Laut Anderl et al. [19] werden von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen rund 0,6 kg CH₄ und 0,1 kg N₂O pro Tonne behandeltem Abfall emittiert, woraus sich ein Emissionsfaktor von 43,6 kg CO₂e/t Abfall ergibt. Die angegebenen Werte für CH₄- und N₂O-Emissionen dürften sich auf aerobe Anlagen beziehen. Laut Neubauer & Öhlinger [37] werden in Österreich keine Anlagen zur anaeroben Behandlung von Restmüll betrieben.

In weiterer Folge lassen sich, mit dem in Kapitel 5.3.2.3 angenommenen EUA-Preisbereich von 10 bis 60 €/t CO₂, die spezifischen Kosten des Emissionshandels durch Gleichung (7) berechnen.

$$K_{spez} = f_E \cdot p_{EUA} \quad (7)$$

K_{spez}spezifische Kosten [€/t Abfall]

f_EEmissionsfaktor [t CO₂e/t Abfall]

p_{EUA}Preis eines Emissionszertifikates [€/t CO₂e]

Es ergibt sich bei Anlagen zur mechanisch-biologischen Aufbereitung der in Tabelle 18 dargestellte und auf eine Tonne Abfall bezogene Kostenbereich.

Tabelle 18: Abschätzung der EUA-Kosten für MBAs

Jährliche Kosten für EUAs bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung							
EUA-Preis	[€/EUA]	10	20	30	40	50	60
Spezifische Kosten	[€/t Abfall]	0,44	0,87	1,31	1,74	2,18	2,62

Im Vergleich dazu sind die Kosten bei Abfallmonoverbrennungsanlagen für den gleichen angenommenen EUA-Preisbereich mit 4,30 bis 25,82 €/t Abfall (Berechnung siehe Kapitel 5.3.2.3) beinahe zehn Mal so hoch, während die Annahmepreise laut Hutterer et al. [21] bei MVAs und MBAs in der gleichen Größenordnung liegen (130 bis 155 €/t Abfall).

Für den Fall, dass die bei der mechanisch-biologischen Behandlung anfallende heizwertreiche Fraktion an zum Emissionshandel verpflichtete Abfallmonoverbrennungsanlagen weitergegeben würde, wären zusätzliche Mehrkosten zu

erwarten. Sie ließen sich auf die wegen der Kosten des CO₂-Handels gestiegenen Annahmepreise der MVAs zurückführen. Diese gegebenenfalls zusätzlich entstehenden indirekten EU-Emissionshandelskosten sind in den in Tabelle 18 angeführten Werten nicht enthalten.

Würden Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallaufbereitung in den europäischen Emissionshandel einbezogen, wäre eine unbegrenzte Vergabe von Emissionsrechten notwendig, um die Abfallbeseitigungsfunktion dieser Anlagen nicht zu gefährden.

5.3.3.3 Deponierung

Da deponierte Abfälle kaum mit Sauerstoff versorgt sind, ist der anaerobe Abbau von organischem Kohlenstoff bedeutend. Dieser führt zu einer erhöhten Bildung von CH₄, welches im Gegensatz zum CO₂ (vgl. Kapitel 5.3.3.2) bei einer etwaigen Einbeziehung in den Emissionshandel relevant wäre.

Wie auch in Kapitel 5.3.3.2 wird zur Abschätzung der wirtschaftlichen Auswirkungen einer möglichen Verpflichtung zum Handel mit Treibhausgasen ein Emissionsfaktor herangezogen. Dieser hat sich laut Anderl et al. [19] für die Tonne deponierten Abfalls von 59,7 kg CH₄ (bzw. 1253,7 kg CO₂e) im Jahr 1990 auf 165,1 kg CH₄ (bzw. 3467,1 kg CO₂e) im Jahr 2008 entwickelt. Problematisch an den genannten Werten ist, dass sich diese nicht auf die absolute Menge an pro Tonne Abfall emittiertem Deponiegas beziehen. Sie wurden vielmehr durch den Quotienten aus den jährlichen Gesamtmethanemissionen aller Deponien und der Jahresgesamtmenge an deponierten (methanbildenden) Abfällen gebildet. Da sich die Freisetzung von Deponiegas bei der Ablagerung eines Abfalls über Jahrzehnte zieht, ist eine Vergleichbarkeit mit den Emissionsfaktoren für thermisch verwertete oder mechanisch-biologisch behandelte Abfälle nicht gegeben. Bemerkenswert muss auch, dass die von Anderl et al. [19] genannten Emissionsfaktoren nur das nicht gefasste in die Atmosphäre entweichende CH₄ widerspiegeln, welches laut Schachtermayer & Lampert [38] bei Deponien mit aktiven Gaserfassungssystemen 40 bis 60 % und bei solchen mit passiven Systemen 80 bis 90 % des gesamten entstehenden CH₄ ausmacht.

Aus den genannten Emissionsfaktoren und dem in Kapitel 5.3.2.3 angenommenen EUA-Preisbereich ergeben sich durch Berechnung mittels Gleichung (7) folgende Werte für die spezifischen Kosten des Emissionshandels, verursacht durch den Anteil nicht erfasster Deponiegase.

Tabelle 19: Abschätzung der EUA-Kosten für Deponien

Jährliche Kosten für EUAs bei der Deponierung								
EUA-Preis	[€/EUA]		10	20	30	40	50	60
Spezifische Kosten	[€/t Abfall]	1990	12,54	25,07	37,61	50,15	62,69	75,22
		2008	34,67	69,34	104,01	138,68	173,36	208,03

Die in einer Deponie in einem Jahr freigesetzten CH₄-Emissionen stehen in keinem Verhältnis mit der in diesem Jahr deponierten Abfallmenge, da auch die in früheren Jahren

deponierten Abfälle noch Methanbildungspotential aufweisen. Dies sieht man am Unterschied der in Tabelle 19 angeführten spezifischen Kosten für die Jahre 1990 und 2008. Es wäre bei einer etwaigen Einbeziehung von Deponien in den EU-Emissionshandel zu überlegen, fällige Zahlungen auf die jährlich deponierten Abfallmengen zu beziehen.

Im Vergleich mit den EUA-Kosten der thermischen und mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen sind die in Tabelle 19 dargestellten Werte für Deponien ungleich höher. Hutterer et al. [21] gibt für die letzten Jahre Annahmepreise für die Deponierung von etwas über 100 €/t Abfall an. Eine Einbeziehung von Abfalldeponien in den EU-Emissionshandel mit voller Ersteigerungsverpflichtung für den Erwerb von Emissionsrechten scheint unter diesen Umständen nicht zielführend. Auch eine Limitierung oder stufenweise Reduktion bei der Vergabe von Emissionsrechten wäre aufgrund der Gefährdung der Abfallbeseitigungsfunktion von Deponien problematisch.

Das Ziel, durch die Verpflichtung zum Emissionshandel einen Anreiz zur Reduktion von Treibhausgasemissionen zu geben, könnte kaum erfüllt werden. In Österreich ist nämlich eine Fassung und Verwertung bzw. Abfackelung von Deponiegasen laut Deponieverordnung [32] verpflichtend, wenn eine mehr als geringfügige Gasbildung zu erwarten ist. Laut Schachtermayer & Lampert [38] verfügen 40 von 41 österreichischen Deponien im Jahr 2008 über aktive Gaserfassungssysteme (Absaugung) und eine über ein passives.

5.3.3.4 Stoffliche Verwertung

Wie bereits in Kapitel 5.1.2 ausgeführt, sind das Stahl-, Glas- und Papierrecycling bereits vom Handel mit Treibhausgasen betroffen, während das Aluminiumrecycling ab 2013 in das EU-Emissionshandelssystem einbezogen werden wird. Anlagen für die (werk)stoffliche Verwertung von Kunststoffen und die dazu benötigte Sortierung sind in Anhang I der Richtlinie 2009/29/EG nicht genannt.

Von diesen werden aber ohnehin hauptsächlich indirekt über den Verbrauch von Energie CO₂-Emissionen verursacht. Sofern es sich dabei um elektrische Energie aus dem öffentlichen Stromnetz handelt, werden die Emissionshandelskosten für die damit verbundenen Treibhausgasemissionen von den Energieerzeugern getragen und über den Energiepreis an die Verbraucher weitergegeben.

6 Verringerungspotentiale für Treibhausgase in der österreichischen Abfallwirtschaft

Nicht nur aus ökologischer Sicht ist die Minimierung der Treibhausgasemissionen der österreichischen Abfallwirtschaft von Bedeutung. Bei einer etwaigen Einbeziehung von Teilbereichen der Abfallwirtschaft in den EU-Emissionshandel bekäme dieses Thema für die betroffenen Anlagenbetreiber auch eine ökonomische Komponente. Um die durch den Emissionshandel entstehenden Kosten so gering wie möglich zu halten, würden Maßnahmen zur Verringerung der CO₂-Emissionen auch aus wirtschaftlicher Sicht interessant werden. Mögliche Maßnahmen zur Emissionsreduktion im Bereich der Abfallmonoverbrennung und bei der Sammlung von Restmüll und Verpackungen werden im Folgenden diskutiert. Dabei wird auch auf die technische Machbarkeit und ökonomische Sinnhaftigkeit eingegangen.

6.1 Abfallmonoverbrennung

Eine Einsparung an Treibhausgasemissionen im Bereich der Abfallmonoverbrennung ist deshalb schwierig, weil die gebildete Menge an CO₂ in erster Linie von der Menge und der Zusammensetzung des verbrannten Abfalls abhängt. Die Steigerung der Effizienz einer Abfallverbrennungsanlage beeinflusst die CO₂-Emissionen nicht direkt. Dass die Nutzung der bei der Abfallverbrennung freiwerdenden Energie durch Wärme- und/oder Stromerzeugung einen positiven Umwelteffekt durch die Substitution fossiler Energieträger hat, ist unbestritten. Sie ändert aber auch nichts an den Mengen an emittiertem CO₂, die bei einer Einbeziehung der Anlagen für die Verbrennung von Siedlungsabfällen und gefährlichen Abfällen in den EU-Emissionshandel, wie in Kapitel 5.3.1.3 dargestellt, relevant wären.

Würden weniger Abfälle mit hohem Anteil fossilen Kohlenstoffs verbrannt werden, könnten zwar Einsparungen an im Rahmen des Emissionshandels relevanten CO₂-Emissionen mit fossilem Ursprung erzielt werden, es wäre aber die Abfallbeseitigungsfunktion der Anlagen gefährdet.

Eine Möglichkeit weniger CO₂ zu emittieren die nicht bei der Veränderung der Inputströme ansetzt, ist die Abtrennung und Speicherung des bei der Verbrennung entstehenden CO₂. Diese Variante wird im Englischen „Carbon Capture and Storage“, oder in abgekürzter Form „CCS“ genannt. Von einem Einsatz im großtechnischen Maßstab kann zurzeit noch nicht gesprochen werden. Pilotanlagen wie jene der Vattenfall Europe AG (30 MW thermische Leistung) [39] bestehen aber bereits. Vor Allem in Bezug auf den Einsatz bei Großemittenten von CO₂, wie es z.B. Kohlekraftwerke sind, wird dieser Ansatz viel diskutiert.

Grundsätzlich besteht CCS aus den in Abbildung 18 schematisch dargestellten Bereichen Abtrennung des CO₂, Transport zur Speicherstätte und Speicherung, auf die in den folgenden Kapiteln eingegangen wird.

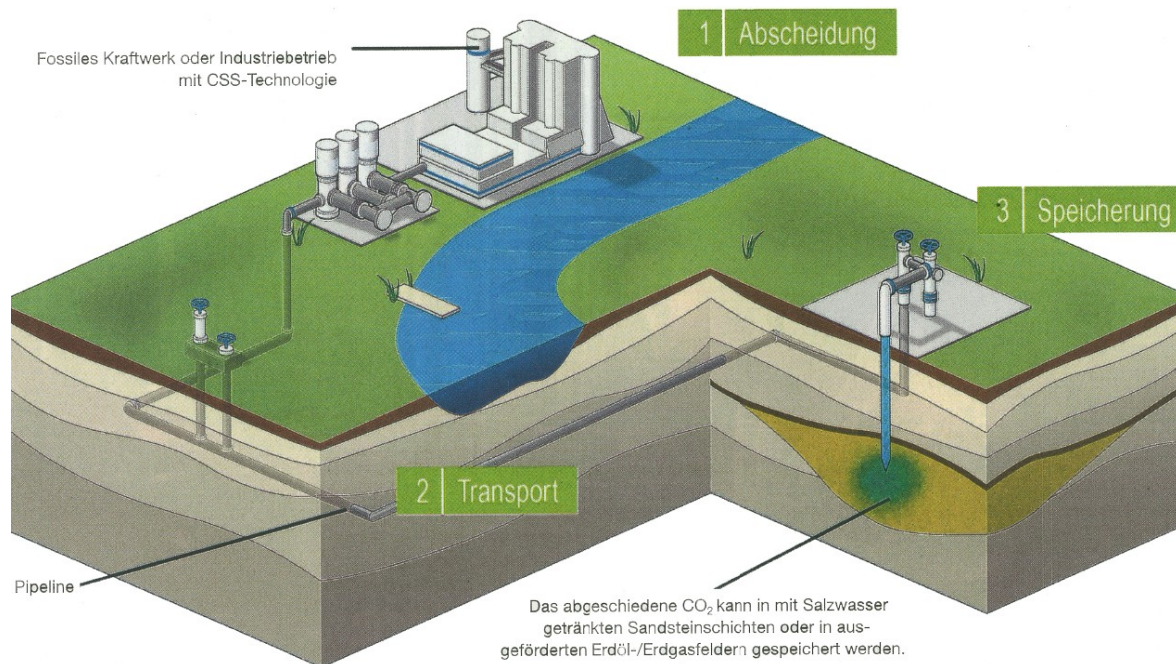


Abbildung 18: Abscheidung, Transport und Speicherung von CO₂ [40]

Die verschiedenen Verfahren der CO₂-Abtrennung und deren Eignung zum Einsatz in Abfallverbrennungsanlagen werden in Kapitel 6.1.1 beschrieben. Einen Überblick über die Möglichkeiten des Transports und der Speicherung des abgetrennten CO₂ gibt Kapitel 6.1.2.

6.1.1 Technologien zur Abtrennung von CO₂

In diesem Kapitel werden die gängigsten Möglichkeiten zur Abtrennung von CO₂ aus dem Rauchgasstrom betrachtet. Jede dieser Technologien wird zuerst allgemein beschrieben und anschließend mit Bezug auf die technische Einsetzbarkeit in Abfallverbrennungsanlagen diskutiert. Der Kostenaspekt und die ökonomische Sinnhaftigkeit werden hier außer Acht gelassen und unter Kapitel 6.1.3 genauer betrachtet.

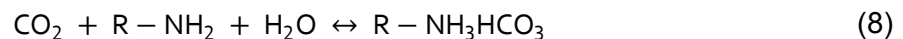
Im Wesentlichen handelt es sich bei Post-Combustion-, Pre-Combustion- und Oxyfuel-Verfahren um die drei in der Literatur am häufigsten behandelten Verfahren zur Abtrennung von CO₂ bei Verbrennungsprozessen. Sie unterscheiden sich dadurch, dass sie an unterschiedlichen Stellen des Verbrennungsprozesses auf unterschiedliche Art und Weise eingreifen. Die Informationen zu diesen Verfahrensvarianten entstammen großteils dem Forschungsbericht „Verfahren zur CO₂-Abscheidung und -Speicherung“ [41], den das deutsche Umweltbundesamt in Auftrag gegeben hat sowie dem Forschungsbericht „Strukturell-ökonomisch-ökologischer Vergleich regenerativer Energie-Technologien (RE) mit Carbon Capture and Storage (CCS)“ [42], der im Auftrag des deutschen Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit erstellt wurde.

6.1.1.1 Post-Combustion-Verfahren

Allgemeine Beschreibung

Beim Post-Combustion-Verfahren, welches als End-of-Pipe-Technologie bezeichnet werden kann, erfolgt die Abtrennung des CO₂ aus dem Rauchgas und somit nach dem Verbrennungsprozess. Dieses Verfahren ist bereits kommerziell verfügbar und wird beispielsweise bei der Aufbereitung von Erdgas und bei der Ammoniak-Herstellung angewendet.

Wie in Abbildung 19 dargestellt, erfolgt die Abscheidung durch chemische Absorption des CO₂ in einem flüssigen Lösungsmittel wie z.B. Monoethanolamin (MEA), welches in wässriger Lösung eingesetzt wird und für geringe CO₂-Gehalte im Abgas geeignet ist. Die nachfolgende Verfahrensbeschreibung geht vom Einsatz des gängigen MEA aus, wobei es eine Vielzahl weiterer einsetzbarer Lösungsmittel gibt. Das mit Wasser verdünnte Lösungsmittel wird, je nach Anlagengröße, in einer oder mehreren Absorptionskolonnen in den Rauchgasstrom gesprüht, wobei ein Stoffübergang des CO₂ von der Gasphase in die Flüssigphase stattfindet. Rauchgasstrom und Lösungsmittel werden dabei bei einer Temperatur von ca. 40 bis 50°C und atmosphärischem Druck im Gegenstrom geführt. Die chemische Reaktion, die bei der Absorption abläuft, sieht wie in Gleichung (8) dargestellt aus.



Nachdem das Lösungsmittel das CO₂ aufgenommen hat, muss es vor einem erneuten Einsatz in der Absorptionskolonne regeneriert werden. Dies geschieht bei einer Temperatur von ca. 100°C und einem Druck von 1 bis 1,2 bar in der Desorptionskolonne, wobei das CO₂ aus der Lösung entweicht. Bevor das Lösungsmittel wieder im Absorber eingesetzt werden kann, muss es für eine optimale Aufnahmefähigkeit abgekühlt werden. Das aus dem Desorber austretende separierte CO₂ kann verdichtet und zur Speicherstätte transportiert werden. Es gibt auch Verfahren, die bei anderen als den genannten Prozessbedingungen arbeiten. So ist beispielsweise die Absorption des CO₂ bei hohem Druck durchführbar.

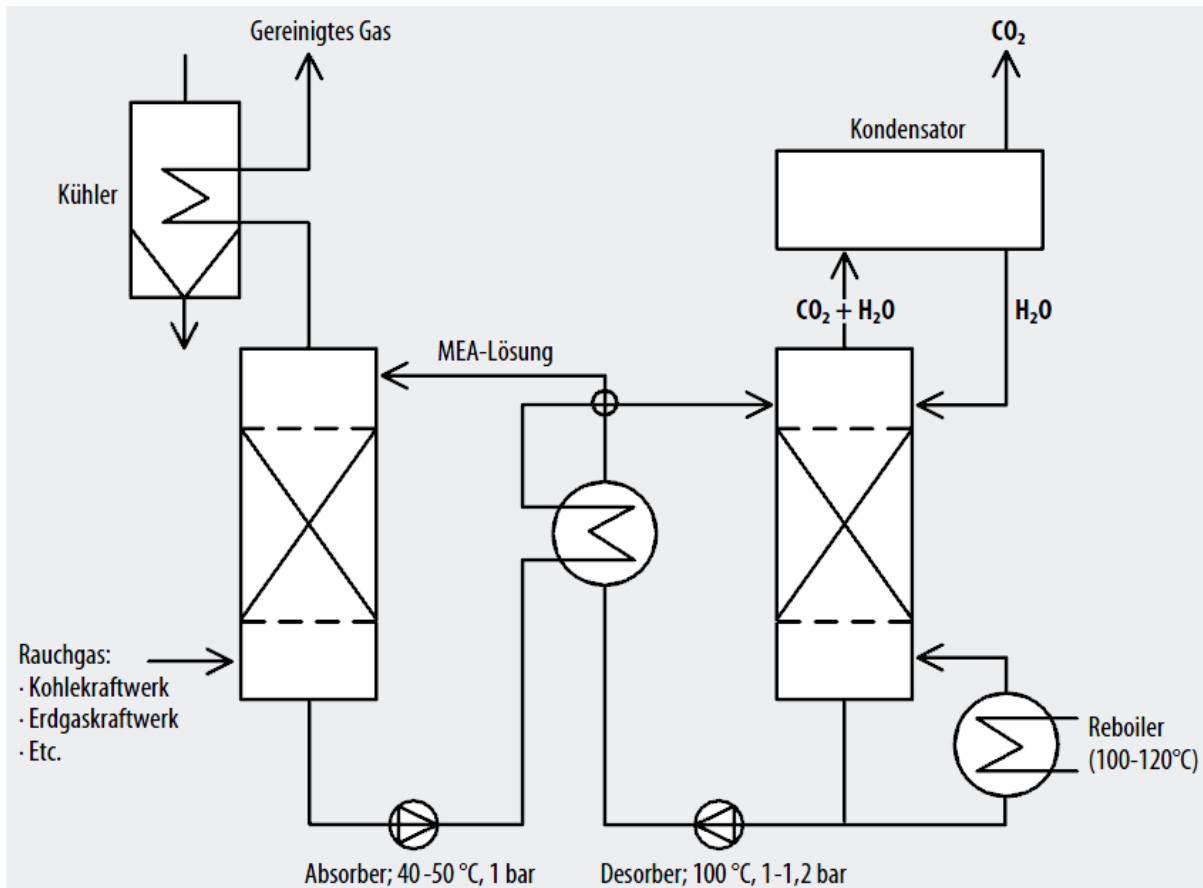


Abbildung 19: Schema des Post-Combustion-Verfahrens [42]

Die Abscheidung von CO₂ aus dem Rauchgas mittels Aminen ist laut Radgen et al. [41] bei CO₂-Konzentrationen im Abgas von ca. 10 bis 14 % effizient. Da Staub, Schwefeldioxid (SO₂), Schwefelwasserstoff (H₂S) und Stickoxide (NO_x) das Lösungsmittel schon bei geringen Konzentrationen schädigen können, findet die CO₂-Abscheidung nach den Entstaubungs-, Entschwefelungs- und Entstickungseinheiten statt, an die besonders hohe Anforderungen bezüglich des Abscheidegrades gestellt werden. Auch Sauerstoff (O₂) wirkt sich störend aus, da er eine Oxidation der Amine und somit deren langsamen Abbau hervorruft, weshalb eine Kompensation der Lösungsmittelverluste erforderlich ist.

Problematisch an der CO₂-Abtrennung mittels Post-Combustion-Verfahren ist der hohe Energiebedarf für die Regeneration des Lösungsmittels in der Desorptionskolonne. Damit verbunden sind, beim Einsatz dieses Verfahrens in Energieerzeugungsanlagen, hohe Wirkungsgradverluste. Wird diese Technologie beispielsweise in einem Kohlekraftwerk nachgerüstet, ist laut Fishedick et al. [42] mit Wirkungsgradeinbußen von 8 bis 14 % und einer Erhöhung des Kohlebedarfs von 10 bis 35 % zu rechnen. Beim Abscheidegrad des Post-Combustion-Verfahrens geht Fishedick et al. [42] von 88 % aus, was aber wegen dem erhöhten Kohlebedarf nicht den realen CO₂-Einsparungen entspricht, welche im Bereich von 72 bis 78 % liegen.

Einsetzbarkeit in Abfallverbrennungsanlagen

Das Post-Combustion-Verfahren ist grundsätzlich kommerziell verfügbar und technisch ausgereift. Für die Betreiber bestehender Abfallverbrennungsanlagen macht es seine Eignung zur Nachrüstung interessant, die aber nur bei Verfügbarkeit des benötigten Platzes gegeben ist. Im Zuge einer Nachrüstung sind nach den Apparaten für die Rauchgasreinigung ein oder mehrere Absorber und Desorber mit dem notwendigen Zubehör (Pumpen, Wärmeübertrager usw.) für die chemische CO₂-Wäsche zu installieren. Für die Kompression des abgetrennten CO₂ (für eine ideale Transportfähigkeit) ist ein Verdichter notwendig, der Drücke > 74 bar (überkritischer Druck) erzeugen können muss. Bei Einsatz von Pipelines als Transportmittel kommt noch der zu überwindende Druckverlust hinzu. Laut Radgen et al. [41] dürfte der Druck, welcher bei der Einspeisung von CO₂ in ein Pipeline-System durchschnittlich notwendig ist, in etwa 110 bar betragen.

Das Nachrüsten einer CO₂-Wäsche bei bestehenden Abfallmonoverbrennungsanlagen wäre mit einem erhöhten Energiebedarf, großteils durch die Regeneration des Lösungsmittels im Desorber verursacht, verbunden. Für die Beheizung der Lösung, welche in den Desorber eintritt, könnte Dampf aus der Eigenerzeugung verwendet werden. Dadurch würde sich aber die Menge an für die Stromerzeugung, für Industrieprozesse oder für Fernwärmenetze nutzbarem Dampf verringern. Beim Post-Combustion-Verfahren ergibt sich auch ein Mehrbedarf an elektrischer Energie (z.B. Verdichterarbeit), die teilweise ebenfalls durch die Eigenerzeugung der Abfallmonoverbrennungsanlagen gedeckt werden könnte. Anlagen die keine elektrische Energie produzieren, wie die thermische Abfallbehandlungsanlage Flötzersteig oder die Anlage der Asamer-Becker Recycling GmbH in Arnoldstein, müssten zu diesem Zweck Strom zukaufen.

Die Aminwäsche als Verfahren zur Abscheidung von CO₂ aus dem Rauchgas wird, wie bereits oben erwähnt, für Konzentrationen von 10 bis 14 Vol.-% als effizient beschrieben. Bei geringeren Konzentrationen steigen der spezifische Exergieaufwand und damit die Kosten pro Tonne abgeschiedenes CO₂. Laut Löschau & Thomé-Kozmiensky [43] liegen die CO₂-Gehalte des Rohgases der Abfallverbrennung sowohl für die Rost- als auch für die Wirbelschichtfeuerung bei 11 Vol.-% mit einer Schwankungsbreite von 6 bis 13 Vol.-%. Für die CO₂-Konzentration im Abgas eines Drehrohrofens zur Sonderabfallverbrennung gibt der Forschungsbericht Reinhardt et al. [44] Schwankungen in einem Bereich von 4 bis 14 Vol.-% mit einem Mittelwert von 9,2 Vol.-% an. In Bezug auf die CO₂-Konzentrationen im Rauchgas erscheint das Post-Combustion-Verfahren mittels Aminwäsche bei Anlagen zur Monoverbrennung von Abfällen als geeignet.

Der maximal zulässige Grad der Verunreinigung des Rauchgases beim Post-Combustion-Verfahren mittels Aminwäsche wird von Clarke et al. [45] für SO₂ mit 10 ppm_v und für NO_x mit 20 ppm_v angegeben. Die Einhaltung dieses Wertes soll die Schädigung der Amine und somit deren Verbrauch in Grenzen halten. Je höher die Konzentrationen an Störstoffen im Rauchgas sind, desto größer werden die laufend zu ersetzenden Mengen an Lösungsmittel und die damit verbundenen Kosten. Zur Überprüfung, ob die Rauchgase der österreichischen Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfällen und gefährlichen Abfällen

für die Nachrüstung von Aminwäschern ausreichend sauber sind, werden die in ppm_v angegebene Maximalverunreinigungen durch SO₂ bzw. NO_x in mg/Nm³ (Massenkonzentration) umgerechnet. Anschließend können diese mit den in Böhmer et al. [18] angegebenen Emissionswerten der österreichischen Abfallverbrennungsanlagen verglichen werden. Die Umrechnung erfolgt nach Gleichung (9).

$$\beta = \frac{\varphi_{S,max} \cdot M}{V_m} \quad (9)$$

β.....Massenkonzentration [mg/Nm³ Abgas_{feucht}]

φ_{S,max}....empfohlener maximaler Volumenanteil des Schadstoffs [ppm_v]

M..... Molare Masse [g/mol] bzw. eingesetzt in [mg/mol]

V_m..... Molvolumen des idealen Gases bei Standardbedingungen [Nm³/mol]

In folgender Gleichung (10) wird die Molare Masse von SO₂, in Gleichung (11) die Molare Masse von NO₂ (stellvertretend für NO_x) eingesetzt. Die Molvolumina der realen Gase entstammen der Internet-Seite www.schweizer-fn.de [46], bei der es sich um eine Projektierungshilfe für Stromaggregate handelt. Die in den Gleichungen (10) und (11) berechneten Werte gelten für das in Bezug auf die Zusammensetzung tatsächlich vor der Aminwäsche vorliegende feuchte Abgas.

$$\beta(SO_2)_{feucht} = \frac{10 \cdot 10^{-6} \frac{Nm^3 SO_2}{Nm^3 Abgas} \cdot 64,06 \frac{g SO_2}{mol SO_2} \cdot 1000 \frac{mg SO_2}{g SO_2}}{0,021890 \frac{Nm^3 SO_2}{mol SO_2}} \quad (10)$$

$$\beta(SO_2)_{feucht} = 29,26 \frac{mg SO_2}{Nm^3 Abgas_{feucht}}$$

$$\beta(NO_2)_{feucht} = \frac{20 \cdot 10^{-6} \frac{Nm^3 NO_2}{Nm^3 Abgas} \cdot 46,01 \frac{g NO_2}{mol NO_2} \cdot 1000 \frac{mg NO_2}{g NO_2}}{0,022410 \frac{Nm^3 NO_2}{mol NO_2}} \quad (11)$$

$$\beta(NO_2)_{feucht} = 41,06 \frac{mg NO_2}{Nm^3 Abgas_{feucht}}$$

Betrachtet man die von Böhmer et al. [18] aufgelisteten Emissionswerte der österreichischen Abfallmonoverbrennungsanlagen, ergibt sich für SO₂ ein Wertebereich von 0,1 bis 20 mg SO₂/Nm³ und für NO₂ (stellvertretend für NO_x) von 12 bis 130 mg NO₂/Nm³ bezogen auf trockenes Abgas mit 11 % Bezugssauerstoffgehalt. Die Ergebnisse der Gleichungen (10) und (11) sind aber auf das tatsächlich vor der Aminwäsche vorliegende Abgas bezogen, welches bei Rost- und Wirbelschichtfeuerung laut Löschau & Thomé-Kozmiensky [43] einen Wassergehalt von 10 bis 25 Vol.-% aufweisen kann. Um vergleichen zu können erfolgt im nächsten Schritt die Umrechnung der Ergebnisse aus (10) und (11), um sie auf trockenes

Rauchgas zu beziehen. Der Rechenweg wird in Gleichung (12) beispielhaft für den Schadstoff SO₂ und einen Wassergehalt von 10 Vol.-% gezeigt. In Tabelle 20 sind die Ergebnisse für SO₂ und NO₂ mit Bezug auf die Wassergehalte 10 und 25 Vol.-% dargestellt.

$$\beta(SO_2)_{trock.} = \frac{\beta(SO_2)_{feucht}}{100\% - \varphi_{H_2O}} \cdot 100\% = \frac{29,26}{100\% - 10\%} \cdot 100\% = 32,52 \frac{mg SO_2}{Nm^3 Abgas_{trock.}} \quad (12)$$

φ_{H_2O} Volumenanteil Wasser [Vol.-%]

Tabelle 20: Empfohlene Grenzwerte für SO₂ und NO₂ bei der Aminwäsche

Empfohlene Schadstoffgrenzwerte bei der Aminwäsche			
φ_{H_2O}	[Vol.-%]	10	25
$\beta(SO_2)_{trocken}$	[mg SO ₂ /Nm ³ Abgas _{trocken}]	32,52	39,02
$\beta(NO_2)_{trocken}$	[mg NO ₂ /Nm ³ Abgas _{trocken}]	45,62	54,75

Bei größerem Wassergehalt im Rauchgas werden auch die empfohlenen Grenzwerte bezogen auf trockenes Rauchgas größer, weil der Wasserdampf verdünnend wirkt. Es darf also bei feuchterem Rauchgas absolut gesehen mehr an SO₂ bzw. NO_x enthalten sein. Der Sauerstoffgehalt der Abgase wird von Böhmer et al. [18] für die Anlagen der Asamer-Becker GmbH Arnoldstein mit 10 bis 11,5 Vol.-% O₂ für die Wirbelschichtfeuerung und mit 10 bis 12,5 Vol.-% O₂ für den Drehrohrofen angegeben. Diese minimalen Unterschiede von Bezugssauerstoffgehalt (11 %) und tatsächlichem Sauerstoffgehalt des Rauchgases beeinträchtigen die Vergleichbarkeit zwischen den in Tabelle 20 aufgelisteten SO₂- und NO₂-Grenzwerten und den von Böhmer et al. [18] angegebenen Werten der österreichischen Anlagen kaum.

Die SO₂-Gehalte in den Rauchgasen der österreichischen Abfallmonoverbrennungsanlagen, die laut Böhmer et al. [18] maximal 20 mg SO₂/Nm³ trockenes Abgas betragen (Linie 2 der WAV Wels), liegen großteils deutlich unterhalb der in Tabelle 20 aufgelisteten empfohlenen Grenzwerte. Würden diese Anlagen mit einer Aminwäsche nachgerüstet werden, wären keine zusätzlichen Anstrengungen bei der SO₂-Abscheidung notwendig.

Problematischer stellt sich die Situation in Bezug auf die NO_x-Gehalte der Abgase von Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfällen und gefährlichen Abfällen dar. Die empfohlenen Grenzwerte können von einigen der in Böhmer et al. [18] dargestellten österreichischen Anlagen auf Dauer nicht unterschritten werden. Zusätzliche Anstrengungen im Bereich der NO_x-Abscheidung wären also bei mehreren Anlagen notwendig.

Da mit zunehmendem Sauerstoffgehalt im Rauchgas die Oxidation des Lösungsmittels verstärkt wird, sollte dieser idealerweise möglichst gering sein, um den Bedarf an in den Prozess einzuschleusendem frischem Lösungsmittel zu minimieren. Fishedick et al. [42] gibt an, dass die Empfindlichkeit der Lösungsmittel bei etwa 1,5 % O₂ im Abgas beginnt. Dieser Wert wird im Rauchgas von Abfallverbrennungsanlagen deutlich überschritten,

weshalb mit einer Degeneration der Lösungsmittel zu rechnen ist. Die Kompensation der Lösungsmittelverluste verursacht zusätzliche Kosten.

6.1.1.2 Pre-Combustion-Verfahren

Allgemeine Beschreibung

Beim Pre-Combustion-Verfahren, welches derzeit noch nicht kommerziell eingesetzt wird, findet die Abtrennung des CO₂ vor dem Verbrennungsprozess statt. Diese Technologie basiert auf der Erzeugung eines Synthesegases durch Vergasung des festen Brennstoffes. Als Vergasungsmittel wird Sauerstoff verwendet, für dessen Gewinnung eine Lufterlegungsanlage betrieben werden muss. Das Synthesegas besteht im Wesentlichen aus den Komponenten H₂, Kohlenmonoxid (CO) und CO₂. In einem Shift-Reaktor wird nach der Vergasung das CO mittels Wasserdampf zu CO₂ umgesetzt, wobei weiterer Wasserstoff entsteht. Die dabei ablaufende sogenannte Wassergas-Shift-Reaktion gestaltet sich nach Gleichung (13).



Das bei diesem Prozess entstehende Gasgemisch aus CO₂ und H₂ liegt unter hohem Druck vor (25 bis 40 bar laut Radgen et al. [41] bzw. 30 bis 60 bar laut Fishedick et al. [42]), was das zu behandelnde Gasvolumen verringert und die Abtrennung des CO₂ vereinfacht. Der hohe Partialdruck des CO₂ im Gasgemisch ermöglicht dessen Abtrennung durch eine physikalische Wäsche, was sich durch das Gesetz von Henry erklären lässt.

$$p_i = k_H \cdot x_i \quad \text{bzw.} \quad x_i = \frac{p_i}{k_H} \quad \rightarrow \quad x_{\text{CO}_2} = \frac{p_{\text{CO}_2}}{k_H} \quad (14)$$

p_iPartialdruck des Gases über der Lösung [Pa]

k_HHenry-Konstante [Pa*l/mol]

x_iKonzentration des Gases in der Lösung [mol/l]

Als Lösungsmittel kann beispielsweise Methanol verwendet werden. Die physikalische Wäsche ist im Vergleich zur chemischen Wäsche (z.B. mittels MEA) aufgrund der leichteren Regenerierbarkeit des Lösungsmittels wesentlich energiesparender. Noch weniger Energie würde bei Einsatz von Membrantechnologie zur H₂-Abtrennung verbraucht werden (CO₂-reiches Gas bleibt übrig), die sich aber noch im Entwicklungsstadium befindet. Abbildung 20 zeigt die Möglichkeiten der CO₂-Abtrennung beim Pre-Combustion-Verfahren.

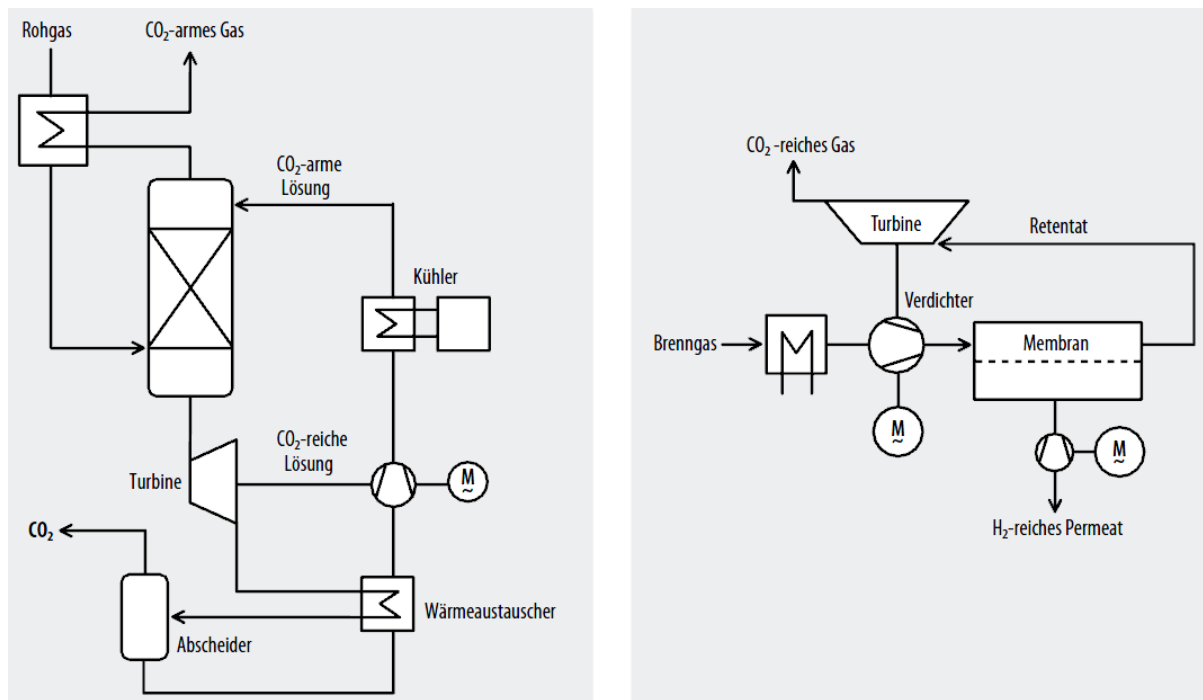


Abbildung 20: Physikalische CO₂-Wäsche vs. Membran [42]

Die Energieerzeugung erfolgt beim Pre-Combustion-Verfahren durch Verbrennung des H₂ in einer Wasserstoffturbine, die aber derzeit technisch noch nicht ausgereift ist. Da die Wasserstoffturbine sehr empfindlich gegenüber Gasverunreinigungen (SO₂, Staub usw.) ist, werden hohe Anforderungen an die Synthesegasreinigung gestellt, was niedrige Emissionswerte garantiert. Bei Einsatz einer physikalischen CO₂-Wäsche kann das Lösungsmittel, welches in einem geschlossenen Kreislauf geführt wird, durch Entspannung regeneriert werden. Der Wirkungsgrad bei Einsatz des Pre-Combustion-Verfahrens in Kohlekraftwerken sinkt laut Fishedick et al. [42] von 50 % auf 42 %. Im Vergleich dazu hat ein Kohlekraftwerk mit nachgerüsteter Melaminwäsche einen geringen Wirkungsgrad, dafür entfällt beim Pre-Combustion-Verfahren die Möglichkeit der Nachrüstung bestehender Kraftwerke. Für den Abscheidegrad des Pre-Combustion-Verfahrens gibt Fishedick et al. [42] gleich wie für das Post-Combustion-Verfahren 88 % an.

Einsetzbarkeit in Abfallverbrennungsanlagen

Die Verbrennungstechnologien der österreichischen Anlagen zur Monoverbrennung von Siedlungsabfällen und gefährlichen Abfällen (Rostfeuerung, Wirbelschichtfeuerung und Drehrohfen) erlauben den Einsatz des Pre-Combustion-Verfahrens zur CO₂-Abtrennung nicht, da dieses auf einem anderen Prinzip, der Vergasung von Brennstoffen, basiert. Anders als beim Post-Combustion-Verfahren besteht hier keine sinnvolle Möglichkeit einer Nachrüstung bestehender Anlagen.

Hingegen ist die Anwendung des Pre-Combustion-Verfahrens bei neu errichteten Abfallbehandlungsanlagen für die Zukunft grundsätzlich denkbar, sofern bis dahin die Wasserstoff-Turbine technisch ausgereift ist. Ein Vorteil dieses Verfahrens ist die vergleichsweise energiesparende Separation des CO₂ aus dem Synthesegas durch

physikalische Wäsche oder mittels Wasserstoffmembranen. Vor Allem letztere Möglichkeit ist aus energetischer Sicht vielversprechend, wobei es für einen kommerziellen Einsatz noch weiterer Verbesserungen im Bereich der Membrantechnologie bedarf. Weil das in der Gasturbine eingesetzte Gas für einen störungsfreien Betrieb besonders sauber sein muss, sind entsprechend geringe Schadstoffemissionen gewährleistet.

Die Synthesegaserzeugung aus verschiedensten Abfällen ist technisch grundsätzlich möglich und wurde beispielsweise von der Sustec Schwarze Pumpe GmbH zur Methanolerzeugung bis zum Jahr 2007 betrieben [47]. Es sind dort die British-Gas-Lurgi-Vergasung, die Festbettdruckvergasung und die Flugstromvergasung verschiedener speziell aufbereiteter Abfallarten unter Erzeugung eines an CO und H₂ reichen Synthesegases zum Einsatz gekommen. Das Unternehmen Thermostelect bietet eine Technologie zur Abfallvergasung an, die in Deutschland (Karlsruhe) und Japan (sieben Anlagen) verwirklicht wurde [48] und die für Hausmüll, Gewerbemüll, Industriemüll und Sondermüll geeignet ist. Aufgrund technischer Probleme wurde die Anlage in Karlsruhe im Jahr 2004 stillgelegt.

6.1.1.3 Oxyfuel-Verfahren

Allgemeine Beschreibung

Beim Oxyfuel-Verfahren erfolgt die Verbrennung mit nahezu reinem Sauerstoff, wodurch ein stickstoffarmes Abgas mit vergleichsweise geringem Volumen entsteht. Dieses enthält, je nach Zusammensetzung und Feuchte des Brennstoffes, hauptsächlich CO₂ und H₂O. Nach der Entfernung des enthaltenen Wassers durch Kondensation kann das übrigbleibende CO₂-reiche Gas für die Speicherung aufbereitet werden. Da das Oxyfuel-Verfahren einen hohen Bedarf an reinem Sauerstoff hat, ist eine Luftzerlegungsanlage unerlässlich. Um zu verhindern, dass bei der Verbrennung mit reinem Sauerstoff (durch das Fehlen von Luftstickstoff) die Temperaturen zu hoch werden, ist eine kühlend wirkende Rauchgas-Rezirkulation notwendig. Abbildung 21 zeigt das Grundschemata der CO₂-Abtrennung mittels Oxyfuel-Verfahrens eines Kohlekraftwerkes.

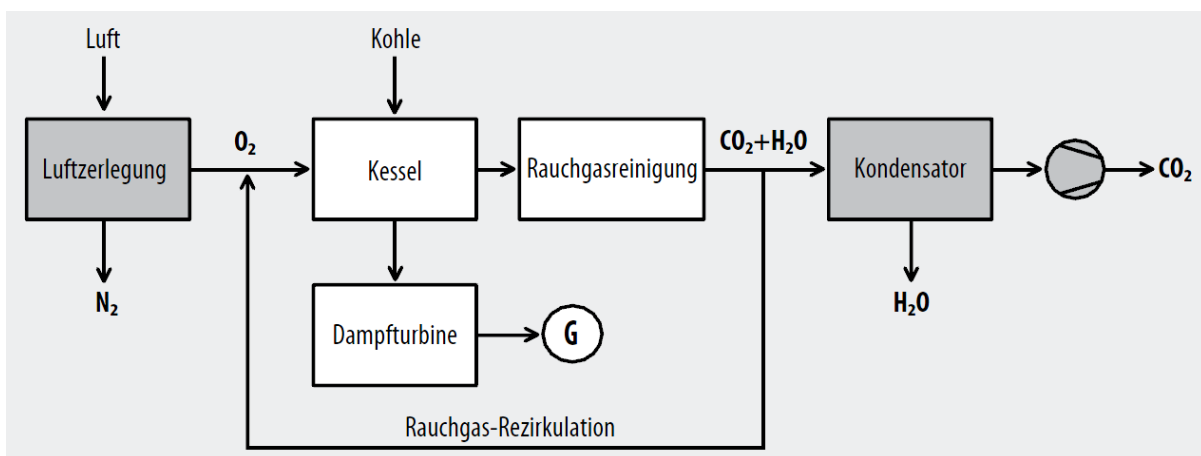


Abbildung 21: Prinzip des Oxyfuel-Verfahrens [42]

Obwohl die Separation des CO₂ aus dem Rauchgas durch Auskondensieren des Wassers einfach und energiesparend ist, wird der Wirkungsgrad eines Dampfkraftwerks bei Nachrüstung des Oxyfuel-Verfahrens laut Radgen et al. [41] um 7 bis 15 % gemindert. Diese Tatsache ist überwiegend auf den hohen Energiebedarf der Sauerstofferzeugung durch die Luftzerlegung zurückzuführen. Der erzielbare Abscheidegrad liegt bei der CO₂-Abtrennung mittels Oxyfuel-Verfahren laut Fishedick et al. [42] mit 99,5 % wesentlich höher als bei Post-Combustion- und Pre-Combustion-Verfahren. Auch in Bezug auf den erreichbaren Gesamtwirkungsgrad soll das Oxyfuel-Verfahren, trotz der energieintensiven Luftzerlegungsanlage, etwas besser dastehen.

Einsetzbarkeit in Abfallverbrennungsanlagen

Das Oxyfuel-Verfahren ist derzeit noch nicht kommerziell verfügbar und wird ausschließlich in Pilotanlagen, wie z.B. jener der Vattenfall Europe AG in Schwarze Pumpe (Brandenburg), betrieben [39]. Prinzipiell wäre laut Fishedick et al. [42] eine Nachrüstung bestehender Anlagen aller Kraftwerkstypen mit dieser Technologie möglich, aber aufwändig. Neben einer Luftzerlegungsanlage müsste eine Rauchgasrezirkulation installiert werden, um die Verbrennungstemperaturen begrenzen zu können. In der Abfallmonoverbrennungsanlage der Kärntner Restmüllverwertungs GmbH Arnoldstein kommt ein ähnliches System zum Einsatz, welches aber nicht zur CO₂-Abtrennung, sondern zur Qualitätssteigerung der Schlacke eingesetzt wird [18]. Es ist dort eine Luftzerlegungsanlage zur Anreicherung der Verbrennungsluft mit Sauerstoff und eine Rauchgasrezirkulation installiert. Zusätzlich müssten bei Nachrüstung einer bestehenden Anlage und Einsatz von Pipelines noch ein Kondensatabscheider zur Entwässerung und ein Verdichter (ca. 110 bar, vgl. Kapitel 6.1.1.1) zur Aufbereitung des CO₂ für den Transport und die Speicherung installiert werden. Da das bei der Verbrennung mit reinem Sauerstoff entstehende CO₂-reiche Rauchgas keinen Luftstickstoff enthält, kann es nach der Schadstoffentfernung und Entwässerung direkt verdichtet und an den Speicherort transportiert werden.

Mit der Umstellung einer Anlage zur Verbrennung von Siedlungsabfällen oder gefährlichen Abfällen auf das Oxyfuel-Verfahren mit CO₂-Abtrennung wäre ein erhöhter Bedarf an elektrischer Energie, vor Allem durch die Luftzerlegungsanlage und den Verdichter verursacht, verbunden. Dieser könnte, je nach produzierter Energieform und -menge, durch Eigenerzeugung oder durch Zukauf von Strom gedeckt werden.

6.1.2 Transport und Speicherung des abgetrennten CO₂

Im Folgenden wird auf die Möglichkeiten des CO₂-Transportes eingegangen, die für das in österreichischen Abfallmonoverbrennungsanlagen entstehende CO₂ von Relevanz wären. Um die Kosten und Energieverbrauchswerte in möglichst geringem Rahmen zu halten wird vom Transport zu nicht allzu weit entfernten Lagerstätten ausgegangen, auf die in Kapitel 6.1.2.3 eingegangen wird. Deshalb wird der Transport per Schiff oder Offshore-Pipelines außer Acht gelassen. Der Transport von CO₂ in fester Form (Trockeneis) wird wegen des hohen spezifischen Energiebedarfes [42] ebenfalls ausgeklammert.

Neben der allgemeinen Beschreibung der verschiedenen Transportmöglichkeiten wird auch deren technische Eignung zur Beförderung von CO₂ aus der Abfallverbrennung diskutiert. Auf den Kostenaspekt wird in Kapitel 6.1.3.2 genauer eingegangen. Die nachfolgend angeführten Informationen zu den Möglichkeiten des Transports von CO₂ entstammen größtenteils den Veröffentlichungen von Fishedick et al. [42] und Radgen et al. [41].

6.1.2.1 Pipeline-Transport

Allgemeine Beschreibung

Der Transport von CO₂ in Pipelines wird, vor Allem in den USA, bereits über größere Distanzen durchgeführt. Dies geschieht überwiegend für den Transport des zur Steigerung der Ausbeute bei der Erdölförderung (Enhanced Oil Recovery) benötigten CO₂. Insgesamt gibt es in den USA ca. 2400 km an Hauptleitungen für den CO₂-Transport, an die noch kleinere Nebenleitungen angeschlossen sind. Die Rohrdurchmesser dieser Pipelines, die unter anderem maßgeblich für die beim Bau entstehenden Kosten sind, schwanken in einem Bereich von ca. 200 bis 800 mm. Wegen der größeren Drücke sind zwar die Wandstärken größer als bei Erdgas-Pipelines, ansonsten besteht eine starke Ähnlichkeit.

Für den Transport in Pipelines muss das CO₂ auf einen Druck von > 74 bar (überkritischer Druck) gebracht werden. Üblicherweise wird, um etwas Reserve zu haben, je nach Länge (und damit Druckverlust) mit 80 bis 120 bar transportiert. Bei großen Leitungslängen können auch Nachverdichterstationen eingesetzt werden, deren Notwendigkeit fallweise durch Erhöhung des Einspeisedrucks vermieden werden kann. Der Vorteil des im überkritischen Zustand vorliegenden CO₂ ist dessen große Dichte von 1100 kg/m³ und der damit verbundene hohe erzielbare Durchsatz. Weil der überkritische Zustand sehr stabil ist, kann Kavitation und die damit verbundene Materialbeanspruchung ausgeschlossen werden. Für den Transport in Pipelines muss das CO₂ laut Metz et al. [49] frei von flüssigem Wasser sein und darf einen Anteil an gasförmigem Wasser von 0,48 g/Nm³ nicht überschreiten, damit das Problem der Korrosion bei Einsatz konventioneller Kohlenstoffstähle beherrschbar bleibt.

Sicherheitstechnisch betrachtet stellen mögliche Leckagen ein Problem beim Pipeline-Transport dar. CO₂ kann bei größeren Konzentrationen in der Luft zum Tod durch Ersticken führen. Dieser tritt laut Fishedick et al. [42] bei 7 bis 8 % CO₂ in der Atemluft nach 30 bis 60 Minuten ein. Weil CO₂ eine größere Dichte als Luft hat und deshalb zur Ansammlung in Bodensenken tendiert, müsste bei der Verlegung der Trassen eventuell dicht besiedelte Gebiete bei entsprechenden Geländeformen vermieden werden.

Eignung zum Einsatz bei Abfallverbrennungsanlagen

Pipelines gewährleisten einen kontinuierlichen Transport des abgeschiedenen und aufbereiteten CO₂, der es ermöglicht ohne Zwischenspeicher im Bereich der Abfallverbrennungsanlage auszukommen. Allerdings sind mit der Installation der Pipeline Investitionskosten verbunden, die mit zunehmender Leitungslänge steigen. Um diese möglichst gering zu halten, wäre ein Anschluss an in Zukunft eventuell für Großemittenten wie Kohlekraftwerke, Raffinerien, Stahlwerke oder Zementwerke gebaute Hauptpipelines

anzustreben. Inwieweit aus sicherheitstechnischen Gründen Einschränkungen bei der Trassenführung eine Rolle spielen würden, hängt von den örtlichen Gegebenheiten und den für die Genehmigung zuständigen Behörden ab.

Um kostensparende konventionelle Kohlenstoffstähle für den Pipelinebau einsetzen zu können, muss das zu transportierende CO₂ frei von flüssigem Wasser sein, damit Korrosion nicht zum Problem wird.

6.1.2.2 LKW- und Bahn-Transport

Allgemeine Beschreibung

Der Transport von CO₂ mittels LKW findet laut Radgen et al. [41] in gekühlten Drucktanks bei 10 bis 60 bar und -80°C statt. Bei diesen Bedingungen befindet sich das CO₂ in flüssigem Zustand. Die Kapazität eines LKWs ist mit 20 Tonnen stark begrenzt während ein Zug ca. 1000 Tonnen CO₂ transportieren kann. Da der Straßen- und Bahntransport diskontinuierlich abläuft, wären CO₂-Zwischenspeicher bei der Anlage anzudenken.

Aus ökologischer Sicht wirken sich beim Transport mittels LKW die CO₂- und Schadstoffemissionen durch die Verbrennung von Diesel aus. Auch der Bahntransport ist, je nach Herkunft der verbrauchten elektrischen Energie, mit mehr oder weniger CO₂-Emissionen behaftet. Für diese Emissionen müssten zwar die Betreiber von Abfallmonoverbrennungsanlagen bei einer Einbeziehung in den EU-Emissionshandel nicht aufkommen, es würde aber dem mit der CO₂-Abtrennung verbundenen Prinzip der Minimierung der Emissionen zuwider gehandelt werden. Als weitere Nachteile des Transportes von CO₂ mittels LKW oder Zug sind das erhöhte Verkehrsaufkommen und der damit verbundene Lärm zu nennen. Auf die vergleichsweise sehr hohen Kosten dieser beiden Transportarten wird in Kapitel 6.1.3.2 genauer eingegangen.

Eignung zum Einsatz bei Abfallverbrennungsanlagen

Bei Einsatz von Tanklastwagen ist maximale Flexibilität gegeben, während der Transport mittels Zug von einem Bahnanschluss abhängig ist. In beiden Fällen ist eine Übergabestation notwendig, die bei fehlendem Bahnanschluss an einer geeigneten entfernten Stelle errichtet und über Rohrleitungen angeschlossen werden könnte. Da ein gewisses Risiko mit der Verfügbarkeit dieser Transportmittel gegeben ist und weil es sich um einen diskontinuierlichen Abtransport handelt, müsste entweder ein Zwischenspeicher installiert oder das entstehende CO₂ kurzzeitig in die Atmosphäre emittiert werden. Da das mittels LKW oder Bahn transportierte CO₂ nur verflüssigt und nicht in überkritischen Zustand gebracht werden muss, kann der Verdichter kleiner dimensioniert werden.

Wie viele LKWs oder Züge täglich fahren müssten, wird in der folgenden Rechnung für die unter Kapitel 5.3.2.3 angeführten Fallbeispiele (Anlagen zur Verbrennung von Siedlungsabfällen mit Brennstoffwärmeleistungen von 21, 50, 100 und 150 MW) grob abgeschätzt. Dabei wird von den in Radgen et al. [41] angegebenen Transportkapazitäten von 20 Tonnen pro LKW und 1000 Tonnen pro Zug ausgegangen. In Tabelle 21 sind die für die Berechnung benötigten Eckdaten aufgelistet und die Ergebnisse dargestellt.

Tabelle 21: Anzahl täglich benötigter LKWs bzw. Züge zum CO₂-Transport

Anzahl benötigter LKWs bzw. Züge zum CO ₂ -Transport für verschiedene Anlagengrößen					
Brennstoffwärmeleistung	[MW]	21	50	100	150
Betriebsstunden	[h/a]	7750			
Jahresdurchsatz	[t Abfall/a]	59.786	142.347	284.694	427.041
Abfallart	[-]	Siedlungsabfall			
Heizwert H _u	[MJ/kg Abfall]	9,8			
C-Gehalt	[kg C/t Abfall]	261			
Anteil fossiler C	[%]	45			
CO ₂ -Faktor	[kg CO ₂ /kg C]	3,66			
Emittiertes CO ₂	[t/a]	25.729	61.260	122.521	183.781
Anzahl LKWs	[LKWs/d]	3,5	8,4	16,8	25,2
Anzahl Züge	[Züge/d]	0,1	0,2	0,3	0,5

Wie die Menge an jährlich in den verschiedenen Abfallmonoverbrennungsanlagen entstehendem CO₂ berechnet wird, ist unter Kapitel 5.3.2.3 ersichtlich. Um von dieser Menge auf die Anzahl der benötigten LKWs bzw. Züge zu kommen, dient Gleichung (15).

$$n = \frac{\dot{m}_{CO_2}}{LK \cdot 365 \frac{d}{a}} \quad (15)$$

n.....Anzahl LKWs bzw. Züge pro Tag [1/d]

\dot{m}_{CO_2}Massenstrom an emittiertem CO₂ [t CO₂/a]

LK.....Ladepazität eines LKWs bzw. Zuges [t CO₂]

Rein technisch gesehen wäre der Transport mittels LKW bei Anlagen mit geringen Brennstoffwärmeleistungen noch machbar, während man bei größeren Anlagen an die logistischen Grenzen stößt. Durch seine vergleichsweise große Ladepazität bietet sich der Zug für den CO₂-Transport eher an, sofern ein Bahnanschluss besteht.

6.1.2.3 Speicherung

Allgemeine Beschreibung

Um zu verhindern, dass gebildetes CO₂ durch Eintritt in die Atmosphäre klimawirksam wird, kann es auf verschiedene Arten unter der Erdoberfläche gelagert werden. Zu diesem Zweck kann das CO₂ z.B. in teilweise geleerte Erdöl- oder Erdgasfelder, salzwasserführende Aquifere, unzugängliche kohleführende Schichten oder die Tiefsee injiziert werden.

CO₂ kann sowohl in aufgelassenen als auch in noch genutzten Öl und Erdgaslagerstätten gespeichert werden. Letztere Möglichkeit ist unter den Begriffen „Enhanced Oil Recovery“ bzw. „Enhanced Gas Recovery“ bekannt. Die Ergiebigkeit von Öl- oder Gasfeldern wird durch CO₂-Injektion und der damit verbundenen Druckerhöhung gesteigert. Vor Allem die USA bedienen sich dieser Technologie, um die Ausbeute von Ölfeldern zu verbessern [50]. Auch in Österreich besteht ein Potential für die Speicherung von CO₂ in Erdgas- und

Erdöllagerstätten. Zu unterscheiden ist hier zwischen theoretisch und praktisch nutzbarem Potential.

Saline Aquifere sind salzwasserführende Sedimentgesteine (Sandstein, Kalkstein und Andere) unter der Erdoberfläche, deren Poren CO_2 aufnehmen können. Um als Lagerstätte von CO_2 in Frage zu kommen, müssen sie sich unter dichten Gesteinsschichten in Tiefen von ca. 800 m und mehr befinden [41]. Wegen ihres vergleichsweise großen Speicherpotentials und der weltweit starken Verbreitung gelten sie als vielversprechend. Der norwegische Erdölkonzern Statoil betreibt seit 1996 die Einlagerung von bei der Erdgasförderung freiwerdendem CO_2 in einen salinen Aquifer [51]. Dieser befindet sich 250 km westlich der norwegischen Küste in einer Tiefe von ca. 1000 m.

Eine weitere Möglichkeit der CO_2 -Speicherung ist die Injektion in unzugängliche Kohle führende Schichten. CO_2 , das in diese Kohleschichten gepresst wird, adsorbiert an der Kohleoberfläche, wodurch das dort vorher adsorbierte CH_4 frei wird. Dieses kann gesammelt und kommerziell genutzt werden. Aus ökologischer Sicht ist sein Eintritt in die Atmosphäre zu verhindern.

Theoretisch könnte CO_2 auch in Ozeane in Tiefen von > 3000 m verbracht werden, wo es durch den dort herrschenden hydrostatischen Druck eine Dichte erreichen würde, die größer wäre als jene des Meerwassers, weshalb ein Aufsteigen nicht zu befürchten wäre. Diese Möglichkeit der CO_2 -Lagerung ist wegen der damit verbundenen Versauerung der Tiefsee-Ökosysteme sehr umstritten, weshalb sie von vielen Ländern abgelehnt wird.

Speicherpotential in Österreich

Laut „Chemiereport.at“ [52] ist in Österreich ein Speicherpotential für die Ablagerung von rund 400 Mio. Tonnen CO_2 bekannt, das sich hauptsächlich im Wiener Becken und entlang der Molassezone in Oberösterreich und Salzburg befindet. Die in Kapitel 4.2 dargestellte Emissionsmenge der öffentlichen Strom- und Wärmeproduktion des Jahres 2008 würde etwas mehr als ein 1/40 dieses Speicherpotentials aufbrauchen.

6.1.3 Kosten für Abtrennung, Transport und Speicherung von CO_2

Die Studie „Carbon Capture & Storage: Assessing the Economics“ der Firma McKinsey&Company, die von Nauc ler et al. [53] verfasst wurde, betrachtet die Kosten, die durch den Einsatz von CCS bei Bau eines neuen Steinkohle- oder Braunkohlekraftwerkes entstehen würden. Beinhaltet sind Investitionskosten, Betriebskosten, Transportkosten und Speicherkosten. Bei der Ermittlung der Kosten wird nicht zwischen Post-Combustion-, Pre-Combustion- und Oxyfuel-Verfahren unterschieden, da laut Nauc ler et al. [53] die Unterschiede hier nur gering sind. Die Kosten werden für die frühe Demonstrationsphase (Inbetriebnahme 2015), den frühen kommerziellen Einsatz (Inbetriebnahme 2020) und den ausgereiften kommerziellen Einsatz (Inbetriebnahme 2030) der drei erwähnten CCS-Technologien ermittelt. Die wichtigsten Eckdaten zur Ermittlung der Gesamtkosten für die Abscheidung von CO_2 sind für diese Szenarien in Tabelle 22 aufgelistet. Wie die Abscheidung, der Transport und die Speicherung des CO_2 anteilsmäßig vertreten sind, wird

in Kapitel 6.1.3.1, in Kapitel 6.1.3.2 und in Kapitel 6.1.3.3 behandelt. Die Ergebnisse für die Gesamtkosten werden in Kapitel 6.1.3.4 aufgelistet und der Bezug zu Anlagen für die Monoverbrennung von Abfällen hergestellt.

Tabelle 22: Eckdaten zur Ermittlung der Kosten für CCS [53]

Verschiedene Szenarien bei der Ermittlung der Kosten für CCS bei neu errichteten Kohlekraftwerken				
Art des Einsatzes	[-]	frühe Demonstrationsphase	früher kommerzieller Einsatz	ausgereifter kommerzieller Einsatz
Brennstoffwärmeleistung	[MW]	300	900	900
Wirkungsgradverlust	[%]	ca. 10	ca. 10	ca. 9
Auslastung	[%]	80	86	86
Lebensdauer	[a]	25	40	40
WACC ¹⁾	[%]	8	8	8
Transportstrecke	[km]	100 km Onshore 200 km Offshore	200 km Onshore 300 km Offshore	300 km Onshore 400 km Offshore
Onshore/Offshore	[%]	80/20	50/50	20/80
Inbetriebnahme	[-]	2015	2020	2030

¹⁾ Weighted Average Cost Of Capital: Anteil an den Investitionskosten, der für Kreditzinsen aufgewendet werden muss.

6.1.3.1 Kosten der CO₂-Abscheidung

Wie bereits in Kapitel 6.1.3 erwähnt, beziehen sich die von Nauc er et al. [53] angegebenen Kosten auf neu errichtete Kohlekraftwerke. Für die Nachrüstung der CCS-Technologie bei bestehenden Anlagen sind tendenziell höhere Abscheidekosten zu erwarten. In den nachfolgend angefuhrten Kosten für die Abscheidung des CO₂ aus dem Rauchgas sind auch jene der Verdichtung auf einen Druck, der 300 km Pipelinetransport ohne Zwischenverdichtung ermöglicht, beruicksichtigt.

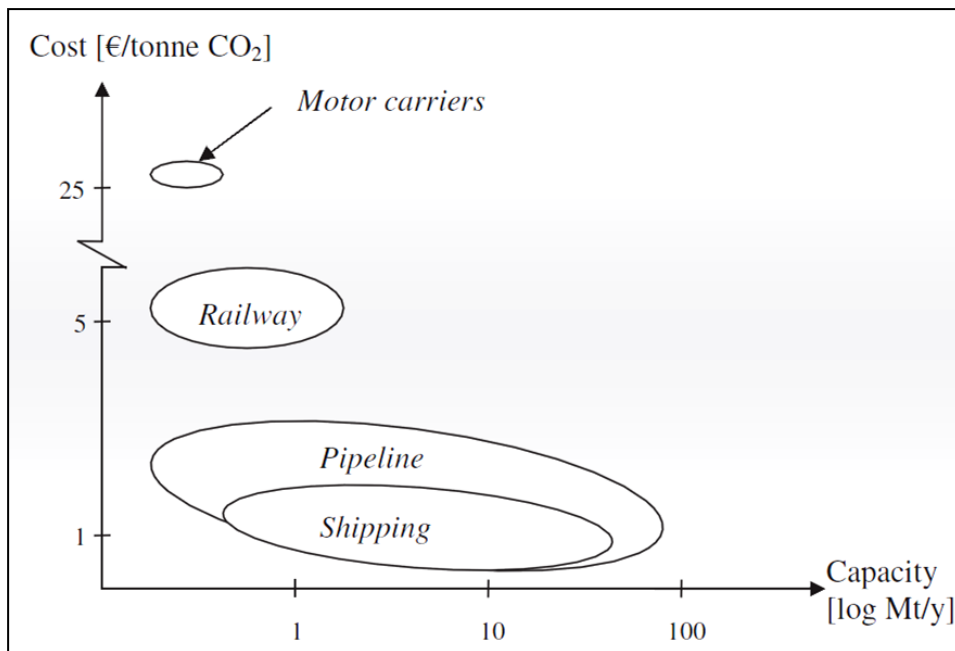
Für die frühe Demonstrationsphase (2015), wie sie in Tabelle 22 beschrieben ist, gibt Nauc er et al. [53] Abscheidekosten von 50 bis 65 €/t CO₂ an. Dieser vergleichsweise hohe Wertebereich kommt hauptsächlich aufgrund der geringen Brennstoffw armerleistung (300 MW), aber auch durch die geringe Auslastung (80 %) und kurze Lebensdauer (25 Jahre) zustande. Für den frühen kommerziellen Einsatz (2020) sind laut Nauc er et al. [53] Abscheidekosten zwischen 25 und 32 €/t CO₂ zu erwarten. Erfahrungen und Technologieverbesserungen sollen bis 2030 weitere Einsparungen bringen, sodass für den ausgereiften kommerziellen Einsatz die Abscheidekosten mit 18 bis 25 €/t CO₂ geschätzt werden. Dies geschieht in Anlehnung an Kostenentwicklungen für ähnliche Technologien, wie z.B. SO₂-Wäschern oder Entstickungsanlagen, in der Vergangenheit.

Die Kosten für die Abscheidung von CO₂ bei neu errichteten Anlagen zur Monoverbrennung von Abfällen dürfte sich, vor Allem wegen der geringen Brennstoffw armerleistungen und dem Mangel an Erfahrung, eher im oberen Bereich der von Nauc er et al. [53] angegebenen Werte befinden. Noch höhere Kosten wären für den Fall der Nachrüstung von bestehenden Abfallmonoverbrennungsanlagen mit CCS-Technologie zu erwarten.

6.1.3.2 Kosten für den Transport von CO₂

Nauc er et al. [53] geht vom Transport via Pipelines aus, die aus relativ kostengünstigem Kohlenstoffstahl bestehen und einen Durchmesser von 24“ oder rund 61 cm aufweisen. Für die in Tabelle 22 aufgelisteten Pipeline-Längen ergeben sich laut Nauc er et al. [53] sowohl für die frühe Demonstrationsphase (2015) als auch für den späteren kommerziellen Einsatz (2020 und 2030) 4 €/t CO₂ bei Onshore- und 6 €/t CO₂ bei Offshore-Transport. Ausgleichend wirkt sich hier einerseits die Möglichkeit aus, in der frühen Demonstrationsphase Anlagen mit begünstigter Lage (Nähe zu Speicherstätten) auszusuchen, andererseits das erst spätere Vorhandensein von Pipeline-Netzwerken auszunutzen. Es ist zu beachten, dass für die beiden genannten Fälle wegen der angenommenen geringen Transportstrecken (maximal 300 km, vgl. Tabelle 22) keine Zwischenverdichtung notwendig ist. Bei längeren Pipelines würden sich deshalb die Transportkosten laut Nauc er et al. [53] mit 10 bis 15 €/t CO₂ pro 200 bis 300 km verhältnismässig stark erhöhen.

Der Verein VGB PowerTech, der von über 466 Unternehmen aus dem Bereich der Kraftwerkstechnik aus 33 Ländern gebildet wird (Stand Mai 2010), stellt in dem Bericht „CO₂ Capture and Storage, VGB Report on the State of the Art“ [45] die Kosten des Transports von CO₂ für verschiedene Möglichkeiten dar. Dabei wird eine Transportstrecke von 250 km angenommen sowie von einer Abschreibung über 25 Jahre und einem Zinssatz von 5 % ausgegangen. Die Kosten des Pipeline-Transports sind im Vergleich mit Nauc er et al. [53] hier etwas niedriger angegeben. Neben dem Transport von CO₂ mittels Pipelines ist auch der Schiffstransport in Abbildung 22 in Bezug auf die Kosten als vergleichsweise günstig dargestellt. Allerdings müssen zu den Kosten für den Schiffstransport noch jene für benötigte Zwischenspeicher hinzugerechnet werden. Clarke et al. [45] gibt diese, für den Fall dass Stahl tanks verwendet werden, mit 0,46 €/t CO₂ an. LKWs (Motor carriers) stellen mit über 25 €/t CO₂ die mit Abstand teuerste Form des CO₂-Transports dar, weshalb sie für einen kommerziellen Einsatz nicht in Frage kommen. Der Transport mit der Bahn ist zwar um Einiges kostengünstiger als der LKW-Transport, aber trotzdem wesentlich teurer als der Transport via Pipeline.

Abbildung 22: Kosten des CO₂-Transports [45]

6.1.3.3 Kosten für die Speicherung von CO₂

In Nauc er et al. [53] werden vier Möglichkeiten der CO₂-Speicherung im Bezug auf ihre Kosten untersucht. Es sind dies die Lagerung von CO₂ in erschöpften Erdöl- oder Erdgasfeldern und in tiefen salinen Aquiferen, jeweils als Onshore- und als Offshore-Variante. Bei der Berechnung der Gesamtkosten der CO₂-Speicherung werden die Erkundung und Bewertung der Lagerstätten sowie die Vorbereitung zur Speicherung, der Betrieb über eine Zeit von 40 Jahren, die Schließung und die Überwachung für weitere 40 Jahre berücksichtigt. Es wird hier nicht zwischen früher Demonstrationsphase sowie frühem und ausgereiftem kommerziellem Einsatz unterschieden.

Als kostengünstigste Variante wird von Nauc er et al. [53] mit 4  /t CO₂ die Speicherung in aufgelassenen Erdgas- und Erd lfeldern, die über das Festland zugänglich sind, angegeben. Die Onshore-Speicherung in salinen Aquiferen wird, wegen des erhöhten Aufwandes bei der Erkundung und Eignungsprüfung, mit 5  /t CO₂ als geringfügig teurer betrachtet. Wesentlich kostenintensiver sch tzt Nauc er et al. [53] die Offshore-Speicherung ein. Vor Allem die teurere Ausrüstung ist hier für Kosten von 11  /t CO₂ bei leeren Erdöl- und Erdgaslagerstätten und von 12  /t CO₂ bei tiefen salinen Aquiferen verantwortlich.

6.1.3.4 Gesamtkosten für Abscheidung, Transport und Speicherung von CO₂

Die Gesamtkosten für die Vermeidung des Eintritts von einer Tonne an CO₂ in die Atmosphäre werden von Nauc er et al. [53], wie in Tabelle 23 gezeigt, angegeben. Diese Kostenbereiche sind den in Tabelle 22 genauer beschriebenen Szenarien zugeordnet.

Tabelle 23: Gesamtkosten für CCS bei Kohlekraftwerken [53]

Gesamtkosten für CCS bei neu errichteten Kohlekraftwerken				
Art des Einsatzes	[-]	frühe Demonstrationsphase	früher kommerzieller Einsatz	ausgereifter kommerzieller Einsatz
Inbetriebnahme	[-]	2015	2020	2030
Brennstoffwärmeleistung	[MW]	300	900	900
Kosten	[€/t CO ₂]	60 bis 90	35 bis 50	30 bis 45

Der Bereich der Gesamtkosten für CCS ist für die frühe Demonstrationsphase (2015) mit Abstand am größten, während sich die Kosten des frühen (2020) und ausgereiften (2030) kommerziellen Einsatzes nicht so stark unterscheiden. Einen starken Einfluss auf die erhöhten Kosten der frühen Demonstrationsphase hat die geringer angenommene Brennstoffwärmeleistung. Weiters bewirkt laut Nauc er et al. [53] die Tatsache, dass das Szenario „frühe Demonstrationsphase“ im Vergleich zu den Szenarien „früher kommerzieller Einsatz“ und „ausgereifter kommerzieller Einsatz“ eine um 15 Jahre geringe angenommene Lebensdauer hat, ca. 5 €/t CO₂ an Mehrkosten. Die um 6 % geringere Auslastung im Vergleich zum kommerziellen Einsatz verursacht eine Kostenerhöhung von ca. 6 €/t CO₂. Der Mangel an Erfahrung beim Einsatz von CCS im Zuge von Pionierprojekten wirkt sich ebenfalls kostenerhöhend aus. Für den ausgereiften kommerziellen Einsatz im Jahr 2030 würden laut Nauc er et al. [53] ein verstärkter globaler Einsatz (500 bis 550 Projekte) oder ein unerwarteter Durchbruch neuer Technologien die Kosten pro Tonne vermiedenes CO₂ jeweils um etwa 5 € verringern.

Auf Basis der in Tabelle 23 dargestellten Wertebereiche lässt sich keine genaue Aussage zu den Gesamtkosten der CO₂-Abscheidung bei Abfallmonoverbrennungsanlagen machen. Dass diese bei Nachrüstung bestehender Abfallmonoverbrennungsanlagen mit der CCS-Technologie eher im oberen Bereich anzusiedeln wären, kann aber festgehalten werden. Nachteilig wirken sich hier neben der verhältnismäßig teuren Nachrüstung die geringen Brennstoffwärmeleistungen von Anlagen zur Monoverbrennung von Abfällen, die oft unter 100 MW liegen, aus. Um die Kosten so gering wie möglich zu halten, müssten eine möglichst lange Lebensdauer der nachgerüsteten Anlage, ein hoher Grad der Auslastung und geringe Transportstrecken angestrebt werden. Der Transport des abgeschiedenen CO₂ müsste optimaler Weise in Pipelines und die Speicherung in aufgelassenen Erdgas- oder Erdölfeldern oder gegebenenfalls in nahe gelegenen tiefen salinen Aquiferen erfolgen. Für die Zukunft könnten der Durchbruch neuer Technologien, eine größere Nachfrage am Markt und eine entwickelte Transport-Infrastruktur kostensenkend wirken.

6.1.4 Ökonomische Sinnhaftigkeit der Abtrennung, des Transports und der Speicherung von CO₂ bei der Abfallverbrennung

Bei einer etwaigen Einbeziehung von Anlagen zur Monoverbrennung von Siedlungsabfällen oder gefährlichen Abfällen in den EU-Emissionshandel hätte der Anteil an CO₂ fossilen Ursprungs aus wirtschaftlicher Sicht einen bedeutenden Einfluss. Da nur das Emittieren von fossilem CO₂ emissionshandelspflichtig ist, müssten auch nur für diesen Emissionsanteil

(oder je nach Zuteilungsszenario für Teile dieses Emissionsanteils, vgl. Kapitel 5.3.1.3) Emissionszertifikate erworben werden. Zur Vermeidung von Kosten im Rahmen des Emissionshandels wäre es also für Betreiber von Abfallmonoverbrennungsanlagen interessant, zumindest eine Menge an CO₂ abzuscheiden, die der gebildeten Menge an CO₂ fossilen Ursprungs entspricht. Da Siedlungsabfälle laut Anderl et al. [19] einen Anteil von 45 % fossilen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoffgehalt haben, könnte bei Einsatz von Technologien zur CO₂-Abscheidung problemlos das gesamte CO₂ fossilen Ursprungs am Eintritt in die Atmosphäre gehindert werden. Bei den von der Studie Fishedick et al. [42] angegebenen Abscheidegraden von 88 % für Post-Combustion- und Pre-Combustion-Verfahren bzw. von 99,5 % für das Oxyfuel-Verfahren würde darüber hinaus auch CO₂ biogenen Ursprungs abgeschieden werden. Da sich der Anteil fossilen Kohlenstoffs am Gesamtkohlenstoffgehalt bei gefährlichen Abfällen laut Reinhardt et al. [44] in einem Bereich von 87,5 bis 91,8 % bewegt, wäre dies bei der CO₂-Abscheidung in Anlagen zur Verbrennung von gefährlichen Abfällen weniger bis gar nicht der Fall.

Die in Kapitel 5.3.2.2 erwähnte Prognose für die dritte Handelsperiode (2013-2020) geht von einem zu erwartenden Preisbereich für Emissionszertifikate von 25 bis 50 € aus. Die durch die Nachrüstung von CCS-Technologie bei bestehenden Anlagen zur Monoverbrennung von Abfällen entstehenden Kosten pro Tonne abgeschiedenem CO₂ (vgl. Kapitel 6.1.3.4) wären bis zum Jahr 2020 eher über den prognostizierten EUA-Preisen zu erwarten. Die CO₂-Abtrennung und Speicherung als Maßnahme zur Vermeidung von durch den Emissionshandel entstehenden Kosten ist deshalb für die nahe Zukunft kaum sinnvoll. Hervorgerufen durch die Entwicklung neuer Technologien, durch eine größere Nachfrage am Markt und eine verbesserte Infrastruktur für den CO₂-Transport dürften sich die Kosten der CO₂-Abscheidung in Zukunft aber signifikant verringern. In Verbindung mit steigenden Preisen für Emissionszertifikate könnte dadurch ein aus wirtschaftlicher Sicht sinnvoller Einsatz von CCS-Technologie möglich werden.

6.2 Restmüll- und Verpackungssammlung

Wie bereits in Kapitel 4.4.2 erwähnt, haben die CO₂-Emissionen aus der Sammlung und dem Transport von Abfällen einen relativ geringen Anteil an den Gesamtemissionen der Abfallwirtschaft. Trotzdem ist es aus ökologischer (und teilweise auch ökonomischer) Sicht sinnvoll, Anstrengungen bei der Verringerung von Treibhausgasemissionen zu unternehmen und vorhandene Potentiale auszuschöpfen. Inwiefern solche Potentiale bei der österreichischen Restmüll- und Verpackungssammlung bestehen, wird in den Kapiteln 6.2.1, 6.2.2 und 6.2.3 diskutiert.

6.2.1 Umstellung des Sammelsystems

In den nachfolgenden Kapiteln 6.2.1.1 und 6.2.1.2 wird diskutiert, inwiefern im Bereich der österreichischen Abfallsammlung durch Veränderungen der Systeme Einsparungen an Treibhausgasemissionen erzielt werden könnten. Es wird dabei auf die Vor- und Nachteile der Einzelstoff- und Mischstoffsammlung sowie von Hol- und Bringsystemen eingegangen.

Die Tatsache, dass die in Österreich angewendeten Einzelstoffsammelsysteme nicht ganz einheitlich sind, wird in den Betrachtungen in Kapitel 6.2.1.1 vernachlässigt. Es wird davon ausgegangen, dass geringe Unterschiede im Sammelsystem keine Wesentlichen Veränderungen bei den CO₂-Emissionen der Abfallsammlung verursachen.

6.2.1.1 Einzelstoff- und Mischstoffsammlung

Aus gesetzlicher Sicht ist die Einführung eines Eintonnensystems zur Sammlung von Abfällen derzeit in Österreich nicht möglich, da die Verpackungsverordnung eine separate Erfassung von Verpackungsabfällen vorschreibt. Trotzdem ist es legitim, das bestehende Abfallsammelsystem zu hinterfragen und Alternativen zu diskutieren.

Durch die Einführung einer Mischstoffsammlung (Eintonnensystem) lässt sich der logistische Aufwand verringern, was aufgrund des reduzierten Kraftstoffverbrauchs bei der Abfallsammlung zu einer Senkung an transportbedingten CO₂-Emissionen führt. Gleichzeitig werden aber positive Effekte der Mischstoffsammlung durch nachteilige Auswirkungen auf andere Bereiche kompensiert [54]. Durch das Wegfallen der Vorsortierung durch den Abfallerzeuger wird eine aufwändigere Trennung der Abfallfraktionen in Sortieranlagen erforderlich, womit ein erhöhter Energieaufwand und steigende Treibhausgasemissionen verknüpft sind. Auch kommt es durch den direkten Kontakt der unterschiedlichen Abfallfraktionen in der gemeinsamen Tonne zu gegenseitiger Verunreinigung (z.B. beim Papier), weshalb einerseits die Reinheit der Produktströme der Sortieranlagen und andererseits die Qualität der Recyclingprodukte beeinträchtigt werden.

Bei einer ganzheitlichen ökologischen Betrachtung erscheinen wegen der genannten Gründe die in Österreich eingesetzten Einzelstoffsammelsysteme sinnvoller, als eine Mischstoffsammlung. Sie gewährleisten einen hohen Qualitätsstandard der Abfallfraktionen nach den Sortieranlagen, was für die nachfolgenden Verwertungsschritte von großer Bedeutung ist.

6.2.1.2 Hol- und Bringsysteme

Das österreichische Abfallsammelsystem, das sich nicht ganz einheitlich gestaltet und regionale Unterschiede aufweist, besteht aus einer Kombination aus Hol- und Bringsystemen. Welche dieser Beiden eingesetzt werden, ist stark von den zu sammelnden Abfallfraktionen abhängig.

Durch das Ersetzen von Holsystemen durch Bringsysteme lassen sich zwar Sammelfahrten und die damit verbundenen CO₂-Emissionen einsparen, dafür kommt es aber zu vermehrten Emissionen durch die Anlieferungsfahrten der Abfallerzeuger zu den Altstoffsammelzentren und Sammelinseln.

Bei einer Umstellung auf Bringsysteme sind außerdem Rückgänge bei den Abfallerfassungsraten zu erwarten. Ein Beispiel dafür ist laut Salhofer et al. [55] die Substitution der burgenländischen Bringsammlung für Leichtverpackungen durch ein Holsystem, welche im Jahr 1999 durchgeführt wurde. Mit dieser Umstellung war ein Anstieg

bei der Menge an gesammelten Leichtverpackungen von 28 % verbunden. Außerdem waren die Fehlwürfe beim früheren Bringsystem mit 40 % doppelt so hoch als jene des eingeführten Holsystems. Zu dieser Verbesserung bei der Fehlwurfquote trug vermutlich auch die Kontrolle der abgeholt Müllsäcke bei, die bei Feststellung von Fehlwürfen nicht angenommen wurden.

Erhöhte Fehlwurfquoten machen Mehranstrengungen bei der Sortierung der Abfallfraktionen für die nachfolgenden Verwertungsschritte notwendig, was zu einem steigenden Energiebedarf und vermehrten Treibhausgasemissionen führt. Es muss aber angemerkt werden, dass sich auch bei Bringsystemen durch Kontrollen bei der Abfallannahme im Altstoffsammelzentrum die Fehlwurfquoten in Grenzen halten dürften.

6.2.2 Einsatz emissionsarmer Fahrzeuge

Die Umrüstung bestehender Abfallsammelfahrzeuge ist, genauso wie die Wahl von emissionsarmen Fahrzeugen bei der Neuanschaffung, eine Möglichkeit zur Einsparung des bei Sammelfahrten emittierten CO₂. Inwiefern Hybridantriebe oder der Einsatz von Erdgas, Biogas und Biodiesel eine Verringerung bei den Treibhausgasemissionen bringen würden, wird in den folgenden Kapiteln 6.2.2.1 bis 6.2.2.3 behandelt. In Kapitel 6.2.2.4 wird kurz auf die Sinnhaftigkeit der Zukunftstechnologie Wasserstoff eingegangen.

6.2.2.1 Fahrzeuge mit Hybridantrieb

Das Konzept des Hybridantriebs, welches eine Kombination aus Dieselmotor und Elektromotor ist, zielt darauf ab, Abfallsammelfahrzeuge möglichst effizient zu betreiben. Die Anforderungen an den Antriebsstrang sind während der An- und Abfahrt zum Sammelrevier andere, als während der Sammelfahrt im Revier. Laut Börger [56] benötigt ein Fahrzeug mit einem Gesamtgewicht von 26 Tonnen und einem Ladevolumen von 21 m³ auf der Autobahn mehr als 200 kW an Leistung während für den Stop-and-Go Betrieb eine Dauerleistung von 30 kW ausreicht. Der Dieselmotor ist also für die Sammelfahrten im Revier überdimensioniert und wird deshalb bei ungünstigen Betriebszuständen mit verringertem Wirkungsgrad betrieben.

Die Firma FAUN Umwelttechnik hat ein Abfallsammelfahrzeug, um dessen Betrieb möglichst effizient zu gestalten, zusätzlich zum vorhandenen Dieselmotor mit einem Elektromotor (80 kW Dauerleistung) ausgestattet [56]. Dieser wird von einem Generator (38 kW Dauerleistung) mit der erforderlichen Grundleistung versorgt und ist in der Lage, bei Verzögerungen im Generatorbetrieb die installierten Doppelschicht-Kondensatoren (Super-Caps) aufzuladen und die hydraulische Bremsanlage vollständig zu ersetzen.

In Tabelle 24 sind die Ergebnisse des Testbetriebes dieses Hybridfahrzeuges, der seit 2009 in verschiedenen europäischen Entsorgungsunternehmen unter realen Einsatzbedingungen stattfindet, dargestellt. Da die CO₂-Emissionen proportional zum Kraftstoffverbrauch sind, entsprechen die in Tabelle 24 genannten Prozentsätze der Verbrauchsreduktion auch den Einsparungen an Treibhausgasen.

Tabelle 24: Vergleich des Kraftstoffverbrauchs zwischen Diesel- und Hybridfahrzeug [56]

Kraftstoffeinsparung eines Hybridfahrzeugs im Vergleich mit einem Dieselfahrzeug			
	Dieselfahrzeug	Hybridfahrzeug	Verbrauchsreduktion
	Kraftstoffverbrauch		
	[l/h]		
Minimum	5,02	3,64	-27,5
Mittel	7,39	4,13	-44,1
Maximum	9,50	4,71	-50,4

Börger [56] bezeichnet einen Wert von 33 % gegenüber dem konventionellen Dieselantrieb als realistische Kraftstoffeinsparung beim Einsatz des Hybridantriebes. Zu beachten ist allerdings, dass die Verbrauchsverringerung stark von den Abständen zwischen den Abfallcontainern abhängt, weshalb das Konzept des Hybridantriebes lediglich in Stadtgebieten mit geringen Mülltonnenabständen Vorteile bringt.

Wenn nur der Vorgang der Abfallsammlung Gegenstand der CO₂-Bilanz ist, schneidet der Hybridantrieb beim Einsatz unter optimalen Bedingungen positiv ab. Aus der Sicht einer ganzheitlichen Treibhausgasbilanzierung wären allerdings auch die Emissionen bei der Herstellung (Rohstoffförderung, Verarbeitung, Transport usw.) von Elektromotor, Generator und der anderen benötigten Komponenten zu berücksichtigen. Ob bei einer solchen umfassenden Betrachtung der Einsatz von Hybridantrieben noch als ökologisch sinnvoll zu bewerten ist, wäre zu untersuchen.

6.2.2.2 Erdgas- und biogasbetriebene Fahrzeuge

Um die tatsächlichen Einsparungen an Treibhausgasen durch die Substitution von Kraftstoffen ermitteln zu können, sind bei der Ermittlung der Emissionsfaktoren neben der Betrachtung des Verbrennungsprozesses auch die Rohstoffgewinnung und die Herstellung der Kraftstoffe zu berücksichtigen. Ramesohl et al. [57] fasst die Ergebnisse der von General Motors in Auftrag gegebenen Studie „Well-to-Wheel Analysis of Energy Use and Greenhouse Gas Emissions of Advanced Fuel/Vehicle Systems“ [58], welche den gesamten Lebenszyklus der untersuchten Kraftstoffe abbildet, zusammen. Die Emissionsfaktoren für Erdgas und Biogas sind in der folgenden Tabelle 25 im Vergleich mit herkömmlichem Diesel fossiler Herkunft dargestellt.

Tabelle 25: Vergleich der Emissionsfaktoren von Erdgas und Biogas mit Diesel [57]

Emissionsfaktoren verschiedener Kraftstoffe			
Kraftstoffart		Emissionsfaktor	CO ₂ -Einsparungen
		[g CO ₂ e/MJ]	[%]
Diesel	fossile Herkunft	84,9	0,0
Erdgas	fossile Herkunft, 250 bar	72,8	-14,3
Biogas	aus Bioabfallvergärung	0,2	-99,8

Für den Einsatz von mit Erdgas betriebenen Fahrzeugen ergeben sich, verglichen mit herkömmlichen Dieselfahrzeugen, rund 14 % an Einsparungen bei den Treibhausgasemissionen. Wesentlich beeindruckender schneidet Biogas aus der Vergärung organischer Abfälle ab, welches laut Choudhury et al. [58] nahezu CO₂-neutral ist. Seine kurzfristige Verfügbarkeit ist mit jener von Erdgas zwar nicht vergleichbar, dafür wird es aus nachwachsenden Rohstoffen gewonnen und unterliegt nicht einer zeitlich begrenzten Verfügbarkeit wie das fossile Erdgas.

Die technische Umsetzbarkeit ist für beide alternativen Kraftstoffarten gleichermaßen gegeben, wobei eine Umrüstung bestehender Sammelfahrzeuge von Dieselmotoren auf Gasmotoren aufgrund des damit verbundenen Aufwands als nicht sinnvoll erscheint. Hingegen ist bei Bedarf von neuen LKWs eine Anschaffung von gasbetriebenen Fahrzeugen dann überlegenswert, wenn die zur Kraftstoffversorgung benötigte Infrastruktur vorhanden ist.

Der tendenziell höhere Preis von gasbetriebenen Fahrzeugen wird üblicherweise durch die geringeren Kraftstoffkosten kompensiert. Laut Pomberger et al. [27] hat die Saubermacher Diestleistungs AG bei der Wiener Abfallsammlung Ende 2007 das erste Fahrzeug mit Erdgasantrieb in Betrieb genommen.

6.2.2.3 Biodieselbetriebene Fahrzeuge

Grundsätzlich ist zwischen dem herkömmlichen, durch die Veresterung von Pflanzenölen hergestellten und dem mittels Fischer-Tropsch-Synthese erzeugten Biodiesel zu unterscheiden. Letzterer wird als Biokraftstoff der zweiten Generation bezeichnet und kann aus jeglicher Form von Biomasse gewonnen werden, was derzeit aber noch weitgehend in Versuchsanlagen geschieht.

Die Emissionsfaktoren der beiden genannten Biokraftstoffe, die Ramesohl et al. [57] der Studie Choudhury et al. [58] entnommen hat, werden in Tabelle 26 im Vergleich mit herkömmlichem Diesel dargestellt. Der für Biodiesel aus der Rapsölveresterung angegebene Wertebereich für den Emissionsfaktor kommt aufgrund der Berücksichtigung verschiedener Anbaumethoden und Bewertungsansätze für Zwischenprodukte (Emissionsgutschriften) zustande.

Tabelle 26: Vergleich der Emissionsfaktoren von Biodiesel mit Diesel [57]

Emissionsfaktoren verschiedener Kraftstoffe			
Kraftstoffart		Emissionsfaktor	CO ₂ -Einsparungen
		[g CO ₂ e/MJ]	[%]
Diesel	fossile Herkunft	84,9	0,0
Biodiesel	aus Rapsölveresterung	11,5 bis 77,9	-8,2 bis -86,5
Biodiesel	aus Fischer-Tropsch-Synthese	9,0	-89,4

Das Einsparungspotential für Treibhausgasemissionen bei der Substitution von Diesel durch Biodiesel aus der Pflanzenölveresterung liegt in einem Wertebereich von 8,2 bis 86,5 %.

Inwiefern bei der Ermittlung der Emissionsfaktoren Lachgasemissionen durch Aufbringung von Düngemitteln auf Felder berücksichtigt wurden, lässt sich nicht schlüssig nachvollziehen. Diese können sich laut Crutzen et al. [59] aufgrund ihres hohen CO₂-Äquivalenten von 310 unter Umständen so stark auswirken, dass die Substitution von Diesel durch Biodiesel aus der Pflanzenölveresterung keine Einsparung von Treibhausgasen bewirkt.

Die CO₂-Reduktion, die sich durch die Substitution von Diesel durch Biodiesel der zweiten Generation ergibt, ist mit 89,4 % sehr hoch. Weil bei der Fischer-Tropsch-Synthese Biomasse jeglicher Art, wie beispielsweise Holzabfall, eingesetzt werden kann, ist der Einsatz von Düngemitteln nicht notwendig. Deshalb sind hier auch keine N₂O-Emissionen und die damit verbundenen nachteiligen Effekte auf die CO₂-Bilanz zu erwarten. Ein weiterer positiver Aspekt der Verwendung von Biomasseabfällen zur Biodieselerzeugung ist die Tatsache, dass Lebensmittelverfügbarkeit und -preise nicht beeinflusst werden.

Biodiesel der zweiten Generation ist in Bezug auf mögliche Treibhausgasreduktionen für die Zukunft sehr vielversprechend. Bis zu seiner großindustriellen Herstellung dürften aber noch einige Jahre vergehen.

6.2.2.4 Wasserstoffbetriebene Fahrzeuge

Die Treibhausgase, die durch die Verwendung von Wasserstoff als Fahrzeugkraftstoff freigesetzt werden, entstehen nicht bei dessen Einsatz im Fahrzeug, sondern bei der Erzeugung. Diese geschieht beispielsweise durch Elektrolyse unter Einsatz von elektrischer Energie. Weil sich der Emissionsfaktor für Wasserstoff je nach Herkunft der eingesetzten elektrischen Energie gestaltet, ist die Anwendung von H₂ als Fahrzeugkraftstoff nur bei Verfügbarkeit eines Energiemix mit hohem regenerativem Anteil sinnvoll. Laut Ramesohl et al. [57] ist bei ganzheitlicher Betrachtung der Einsatz von gasförmigem komprimiertem Wasserstoff erst dann sinnvoll, wenn der Anteil an Energie aus regenerativen Quellen über 50 % der erzeugten Gesamtenergiemenge hinausgeht. Diese Situation muss, unter Berücksichtigung des internationalen Stromverbundnetzes, über Staatsgrenzen hinaus bestehen. Da dies in Europa aber erst in einigen Jahrzehnten der Fall sein dürfte, ist eine Verwendung von Wasserstoff als Fahrzeugkraftstoff in naher Zukunft aus klimatechnischer Sicht nicht sinnvoll.

6.2.2.5 Förderung emissionsarmer schwerer Nutzfahrzeuge in Österreich

Das österreichische Lebensministerium fördert im Rahmen der Initiative „klima:aktiv mobil“ Maßnahmen von Betrieben und Kommunen zur Verringerung von transportverursachten CO₂-Emissionen. Gefördert wird einerseits die Umstellung von Fuhrparks durch Anschaffung emissionsärmerer Fahrzeuge und andererseits die Nachrüstung alternativer Antriebstechnologien. Abhängig davon, ob sie einem privaten oder öffentlichen Entsorgungsunternehmen angehören, fallen Abfallsammelfahrzeuge bei einem zulässigen Gesamtgewicht von mehr als 3,5 Tonnen unter die Förderungsschwerpunkte „Mobilitätsmanagement in Betrieben“ bzw. „Mobilitätsmanagement für Städte, Gemeinden und Regionen“ [60].

Voraussetzung für eine Förderung ist, dass der Förderantrag schriftlich gestellt und vor der Umsetzung der Maßnahme bei der Kommunalkredit Public Consulting GmbH eingereicht wird. Die Förderhöhe wird grundsätzlich nach dem erzielten Umwelteffekt bemessen, ist aber bei privaten Unternehmen mit 30 % und bei Kommunen mit 50 % der förderungsfähigen Investitionskosten begrenzt [61].

6.2.3 Optimierung der Sammellogistik

Ziel einer Optimierung der Logistik bei der Abfallsammlung ist es, die Anzahl von Transportkilometern pro Tonne Abfall zu verringern und dadurch CO₂-Emissionen durch die Verbrennung von Kraftstoff einzusparen. Die folgenden Grundsätze, die im Wesentlichen der Veröffentlichung „Klimarelevanz der Abfallwirtschaft aus Sicht eines Sammlers“ [27] entstammen, sind auf dem Weg zu minimalen Treibhausgasemissionen von essenzieller Bedeutung:

- Nutzung regionaler, möglichst nahegelegener Behandlungsanlagen, um die Transportwege zu verkürzen.
- Nutzung von Transportsystemen mit hoher Nutzlast zur Verringerung der Anzahl an Sammelfahrten.
- Weitestgehende Ausnutzung der verfügbaren Nutzlast durch Anpassung der Sammelintervalle. Dies zieht eine Anpassung des bereitgestellten Containervolumens nach sich.
- Nutzung von Bahntransporten bei hohen Transportdistanzen.
- Optimale Routenauswahl zur Verkürzung der Transportstrecken.

Eine Quantifizierung des Potentials zur Einsparung an CO₂-Emissionen durch die Optimierung der Abfallsammellogistik ist nur unter einer genauen Betrachtung regionaler Verhältnisse möglich.

6.2.4 Treibstoffeinsparung durch Fahrertraining

Eine weitere Möglichkeit den Kraftstoffverbrauch und damit die CO₂-Emissionen bei Abfallsammelfahrten einzusparen, ist die Entwicklung einer energieeffizienten Fahrweise. Die nachhaltige Umstellung auf eine Solche erfordert die Vermittlung von Kenntnissen über physikalisch/technische Vorgänge beim Beschleunigen, Verzögern, bei der Konstantfahrt und beim Stehen genauso wie über vorhandene Zusatzaggregate. Außerdem ist ein praktisches Training sinnvoll. Die durch ein Fahrertraining erzielbaren Einsparungen an Kraftstoff bzw. CO₂-Emissionen bei Abfallsammelfahrten liegen laut Sackmann [62] zwischen 5 und 10 %.

Spritsparkurse für PKWs, LKWs und Busflotten werden im Rahmen des Programms „Mobilitätsmanagement für Betriebe und öffentliche Verwaltungen“ vom österreichischen Lebensministerium finanziell gefördert. Die vom Kursteilnehmer zu tragenden Kosten betragen für LKW-Trainingseinheiten pro Tag ca. 200 €, der Kostenzuschuss in Abhängigkeit der zur Verfügung stehenden Mittel 25 € [63].

7 Generierung von Emissionsrechten durch JI/CDM-Projekte

Wie bereits in Kapitel 2.3 beschrieben, können bei erfolgreicher Durchführung von Projekten zur Einsparung von Treibhausgasen im Ausland Emissionsgutschriften in Form von ERUs bzw. CERs generiert werden, die sich dann auf Basis der Richtlinie 2004/101/EG (Linking Directive) bzw. des österreichischen Emissionszertifikatgesetzes in EUAs umwandeln lassen. Auf diese Weise könnten Unternehmen der Abfallwirtschaft, bei einer etwaigen Einbeziehung in den EU-Emissionshandel, Emissionsgutschriften generieren.

Die Durchführung von JI- oder CDM-Projekten ist für Unternehmen aus wirtschaftlicher Sicht dann interessant, wenn die Kosten pro vermiedener Tonne CO₂-Äquivalent unter den Kosten für den Erwerb einer EUA liegen. Da diese Kosten stark variieren können, ist eine Aussage über die Wirtschaftlichkeit von JI/CDM-Projekten im Bereich der Abfallwirtschaft erst nach einer individuellen Prüfung möglich.

7.1 Ablauf von JI/CDM-Projekten

Quelle für die nachfolgenden Angaben zum Ablauf von JI- und CDM-Projekten ist die Internetseite www.ji-cdm-austria.at [64] der Kommunalkredit Public Consulting GmbH, welche in Österreich für die Abwicklung von JI/CDM-Projekten zuständig ist.

7.1.1 Joint Implementation

Grundsätzlich besteht die Abwicklung von JI-Projekten aus der Vorbereitungsphase und der Umsetzungsphase. In der Vorbereitungsphase ist im Rahmen der Projektplanung eine PIN (Project Idea Note) zu erstellen, welche eine kurze Beschreibung des Projektes darstellt. Diese ist an die Kommunalkredit Public Consulting GmbH zu übermitteln, die eine Überprüfung auf Konformität mit nationalen und internationalen Regeln durchführt. Anschließend ist ein PDD (Project Design Document), bei dem es sich um eine detaillierte Beschreibung des Projektes handelt, zu verfassen. Nach Übermittlung an die Kommunalkredit Public Consulting GmbH führt diese eine Überprüfung von Baseline (entspricht jenen Emissionen, die in Abwesenheit des Projektes in die Atmosphäre freigesetzt würden) und Monitoring-Plan durch und untersucht ökonomische, technische, ökologische und sozialökonomische Aspekte. Im nächsten Schritt wird das Projekt von einer AIE (Accredited Independent Entity) validiert. Außerdem ist eine schriftliche Unterstützungserklärung des Gastlandes erforderlich (Letter of Approval). In weiterer Folge kommt es zum Vertragsabschluss und zur Genehmigung durch den Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Während der Umsetzungsphase hat der Projektanbieter im Rahmen des Monitoring jährlich einen Bericht zu verfassen, der alle für die Berechnung der Emissionseinsparungen notwendigen Angaben enthalten muss. Dieser ist an die Independent Entity zu übermitteln, die dann einen Verifizierungsbericht erstellt. Nach Abschluss der Verifizierung erfolgt die Übermittlung der ERUs.

7.1.2 Clean Development Mechanism

Der Abwicklung von CDM-Projekten ist jener der JI-Projekte sehr ähnlich. Ein Unterschied besteht in der Validierung durch eine DOE (Designated Operational Entity) sowie in der Registrierung des Projektes durch das Executive Board. Der jährliche Monitoring-Bericht ist ebenfalls an die DOE zu übermitteln, die die Verifizierung durchführt. Nach Erstellung des Verifizierungsberichtes erfolgt die Zertifizierung und Vergabe der CERs durch das Executive Board.

7.2 Beispiele für mögliche JI/CDM-Projekte

Grundsätzlich ist eine Vielzahl von Möglichkeiten zur Generierung von Emissionsrechten im Rahmen von JI- und CDM-Projekten gegeben. Es sind dies z.B. die Errichtung von Windkraftanlagen, die Fassung von Deponiegas, der Einsatz von Kraft-Wärme-Kopplungen oder sonstige Energieeffizienzsteigerungsmaßnahmen. Nachfolgend werden einige Beispiele, die der Veröffentlichung Diernhofer et al. [13] der Kommunalkredit Public Consulting GmbH entstammen, angeführt. Es sind dies Beispiele, die aufgrund ihrer Thematik für Unternehmen der Abfallwirtschaft von besonderem Interesse sein könnten.

7.2.1 Thermische Verwertung von Siedlungsabfällen

Bei dieser Möglichkeit zur Generierung von Emissionsgutschriften handelt es sich um die energetische Verwertung von Siedlungsabfällen, die in der Regel einen hohen organischen Anteil aufweisen, unter Erzeugung von elektrischem Strom. Um solche Projekte durchführen zu können, muss im Gastgeberland ein System zur Sammlung der erwähnten Abfallströme vorhanden sein. Eine weitere Voraussetzung ist die Möglichkeit der Einspeisung der erzeugten elektrischen Energie in ein öffentliches Netz.

Die für die Generierung von Emissionsgutschriften bedeutendste Komponente ist die Vermeidung der Deponierung der Abfälle mit hohem organischem Anteil. Durch die thermische Verwertung dieser Abfälle entfallen die bei einer allfälligen Deponierung entstehenden CH₄-Emissionen aus dem anaeroben Abbau des enthaltenen organischen Kohlenstoffes. Der methanbildende organische Anteil im Abfall wird bei der Verbrennung in CO₂ umgesetzt, welches im Vergleich mit CH₄ eine um den Faktor 21 verringerte Klimawirksamkeit aufweist.

Einen weiteren Beitrag zur Erzeugung von Emissionsreduktionseinheiten liefert die Verstromung der bei der Verbrennung anfallenden thermischen Energie mittels Dampfturbinen. Durch die Einspeisung des erzeugten Stromes in ein öffentliches Netz wird Netzstrom substituiert. Die für diese Substitution gutgeschriebenen Emissionsreduktionen richten sich nach dem im Gastgeberland vorhandenen Strommix. Wird beispielsweise elektrische Energie hauptsächlich in Kohlekraftwerken erzeugt, ist das Potential für die Erzeugung von ERUs bzw. CERs entsprechend hoch.

Laut Diernhofer et al. [13] wird die Nutzung der entstehenden Abwärme zur Steigerung des Gesamtwirkungsgrades, welche ein zusätzliches Emissionsminderungspotential aufweist,

üblicherweise nicht umgesetzt. Die bei Projekten zur thermischen Verwertung von Siedlungsabfällen generierten Emissionsreduktionseinheiten werden für die Vermeidung von CH₄-Emissionen in etwa doppelt so hoch angegeben als jene für die Substitution von Netzstrom. Deshalb wirkt sich ein hoher biogener Anteil im Abfall besonders begünstigend auf die Wirtschaftlichkeit solcher Projekte aus.

7.2.2 Industrielle Mitverbrennung von Abfällen

Ziel von Projekten zur Mitverbrennung von Abfällen in Anlagen der Industrie ist es, fossile Brennstoffe durch Abfälle mit biogenem Anteil zu substituieren. Dies ist in der Vergangenheit laut Diernhofer et al. [13] besonders im Bereich der Zementindustrie geschehen. Voraussetzung für die Durchführung solcher Projekte ist die technische Eignung der Industrieanlage zur Mitverbrennung von Ersatzbrennstoffen. Auch dürfen durch die Substitution des Primärenergieträgers die verfahrenstechnischen Rahmenbedingungen (z.B. erzeugte Temperaturen) nicht beeinträchtigt werden.

Emissionsgutschriften können bei Projekten zur industriellen Mitverbrennung von Abfällen durch die Substitution fossiler Energieträger durch Abfälle mit einem Gehalt an organischem Kohlenstoff erzeugt werden. Die Verbrennung des organischen Anteils im Ersatzbrennstoff wird bei der Berechnung der ERUs bzw. CERs als CO₂-neutral betrachtet.

Würden die verwendeten Abfälle bei Nichtdurchführung des Projektes (Abwesenheit der Projektaktivität) deponiert werden, können weitere Emissionsreduktionseinheiten gutgeschrieben werden. Dies ist, wie bereits in Kapitel 7.2.1 beschrieben, auf die Vermeidung von Deponiegasbildung (CH₄-Emissionen) zurückzuführen.

Wie bei Projekten der thermischen Verwertung von Siedlungsabfällen steigt die Wirtschaftlichkeit auch bei Projekten zur industriellen Mitverbrennung von Abfällen mit dem biogenen Anteil im eingesetzten Abfall.

7.2.3 Einführung von Systemen zur getrennten Abfallerfassung

Systeme zur getrennten Sammlung von Abfällen bzw. zur gemeinsamen Sammlung mit nachfolgender Trennung sind in Schwellen- und Entwicklungsländern noch kaum vorhanden [65], würden aber eine Vielzahl von Projektmöglichkeiten im Bereich der flexiblen Mechanismen JI und CDM ermöglichen. Mit der Einführung solcher Sammel- oder Trennsysteme selbst lassen sich wohl kaum Emissionsgutschriften generieren, da im Vergleich mit der Baseline (Treibhausgasemissionen in Abwesenheit der Projektaktivität) keine wesentlichen Emissionsreduktionen zu erreichen sind. Erst die Kombination mit Verfahren zur thermischen oder stofflichen Verwertung von Abfällen eröffnet ein Potential zur Erzeugung von ERUs bzw. CERs.

8 Zusammenfassung und Ausblick

Dieses abschließende Kapitel gibt nochmals einen Überblick über die in dieser Arbeit behandelten Themen und stellt die wesentlichen Aussagen in komprimierter Form zusammenfassend dar. Dabei wird auf die in Kapitel 1.2 formulierten Zielsetzungen der Arbeit eingegangen und der Versuch unternommen, einen Ausblick auf zukünftige Entwicklungen zu geben.

8.1 Emissionsentwicklungen

In Bezug auf die Treibhausgasemissionen der Abfallwirtschaft ergeben sich, je nach den gewählten Betrachtungsgrenzen, unterschiedliche Entwicklungen für die Periode 1990-2008. Wird der nach UNFCCC [2] definierte Abfallwirtschaftssektor (ohne Abfallverbrennung mit Energienutzung) betrachtet, ergibt sich mit -43,6 % eine stark fallende Tendenz für die Menge an emittierten Treibhausgasen (vgl. Abbildung 11). Da diese neben der Deponiegasfassung und verstärkten stofflichen Verwertung auch aus der Verlagerung von der Deponierung hin zur thermischen Verwertung von Abfällen resultiert, scheint eine Berücksichtigung des Bereichs „Abfallverbrennung mit Energienutzung“ bei der Darstellung der Emissionsentwicklung sinnvoll. Wird die Bezeichnung „Abfallwirtschaft“ durch eine Einbeziehung der CO₂-Emissionen aus der thermischen Verwertung von Abfällen (Abfallmonoverbrennung, industrielle Mitverbrennung und Verbrennung von Abfällen zu Heizzwecken im Kleinmaßstab) umfassender betrachtet, ergibt sich mit -18,6 % nur noch ein leicht fallender Trend für die Treibhausgasemissionen der Periode 1990-2008 (vgl. Abbildung 12).

Die Sammlung und der Transport von Abfällen finden bei den vorhergehenden Betrachtungen keine Berücksichtigung, was sich aber aufgrund ihrer relativ geringen Bedeutung in Bezug auf die CO₂-Emissionen nicht wesentlich auf die Ergebnisse auswirkt. Die Treibhausgasemissionen der Sammlung und des Transports von Abfällen machen nur etwas mehr als 2 % der Emissionen der gesamten Entsorgungskette aus (vgl. Kapitel 4.4.2).

Bei der Betrachtung der Entwicklung der CO₂-Emissionen aus Anlagen zur Monoverbrennung und industriellen Mitverbrennung von Abfällen muss beachtet werden, dass nur das CO₂ fossilen Ursprungs Berücksichtigung findet. Generell sind für die letzten Jahre starke Anstiege der genannten Emissionen zu erkennen. Die Abfallmonoverbrennung verzeichnet mit +358 % noch einen wesentlich stärker ausgeprägte Emissionssteigerung als die industrielle Mitverbrennung von Abfällen (+165 %). Diese Mehremissionen resultieren nicht nur aus der Umsetzung der Deponieverordnung 2004, die durch die Festlegung von Kriterien für das Ablagern von Abfällen (vgl. Kapitel 4.3) Alternativen wie die Verbrennung begünstigt. Schon seit Beginn des Betrachtungszeitraums 1990-2008 steigen die Mengen an thermisch verwerteten Abfällen (vgl. Tabelle 5) und mit ihnen die daraus resultierenden CO₂-Emissionen.

Die Emissionen der Abfallverbrennung ohne Energienutzung sind in Österreich, verglichen mit jenen der zuvor betrachteten energetischen Verwertung von Abfällen, von

untergeordneter Bedeutung. Die einzige österreichische Abfallverbrennungsanlage ohne Energienutzung wurde im Jahr 1991 geschlossen (vgl. Kapitel 4.3). Die restlichen CO₂-Emissionen dieses Bereichs werden durch jene aus der Verbrennung von Krankenhausabfällen und Ölabfällen gebildet.

8.2 Emissionshandel

Nachfolgend wird das Verhältnis der einzelnen Abfallwirtschaftsbereiche zum Handel mit Treibhausgasen zusammenfassend dargestellt. Zuvor soll noch einmal festgehalten werden, dass im Rahmen des EU-Emissionshandels die CO₂-Emissionen biogenen Ursprungs nicht relevant sind, da diese als klimaneutral angesehen werden.

Im Bereich der Abfallwirtschaft ist derzeit (zweite Handelsperiode: 2008-2012) das Stahl-, Glas- und Papierrecycling bei entsprechenden Produktionskapazitäten, die in Anhang 1 des Emissionszertifikatesgesetzes festgelegt sind, vom europäischen Emissionshandel betroffen (vgl. Kapitel 5.1). Ab 2013 gilt dies auch für das Aluminiumrecycling, insofern es mit dem Einsatz von Verbrennungseinheiten mit einer Gesamtfeuerungswärmeleistung von über 20 MW verbunden ist (vgl. Kapitel 5.2). Die stoffliche Verwertung von Kunststoffen hingegen findet in Anhang I der aktuellen Emissionshandelsrichtlinie 2009/29/EG keine Erwähnung. Selbiges gilt auch für die mechanisch-biologische Behandlung und die Deponierung von Abfällen.

Während das Verbrennen von Abfällen als Ersatzbrennstoff in Anlagen der Industrie (ab einer Gesamtfeuerungswärmeleistung von über 20 MW) vom europäischen Emissionshandel mit Treibhausgasen betroffen ist, wird die Monoverbrennung von Siedlungsabfällen und gefährlichen Abfällen in der Richtlinie 2009/29/EG explizit davon ausgenommen (vgl. Kapitel 5.2). Da diese Richtlinie gesetzliche Grundlage für den EU-Emissionshandel in der dritten Handelsperiode (2013-2020) und darüber hinaus ist, kann eine Einbeziehung von Abfallmonoverbrennungsanlagen in naher Zukunft als unwahrscheinlich betrachtet werden. Gänzlich ausgeschlossen werden kann sie aber nicht.

Auch für die Sammlung und den Transport von Abfällen ist eine Verpflichtung zum Handel mit Treibhausgasen in naher Zukunft nicht zu erwarten. Überlegungen, wie der gesamte Verkehrs- bzw. Transportsektor in den europäischen Emissionshandel einbezogen werden könnte, gibt es aber (vgl. Kapitel 5.3.3.1).

Eine Einbeziehung in den EU-Emissionshandel von Bereichen der Abfallwirtschaft (z.B. Abfallmonoverbrennung, mechanisch-biologische Behandlung und/oder Deponierung) würde einige grundsätzliche Probleme mit sich bringen. Es wäre zu befürchten, dass Anlagenbetreiber unter dem Aspekt der Kostenminimierung ihre Abfall-Inputströme verändern würden (vgl. Kapitel 5.1.2 und 5.3.1.2). Damit verbunden wäre eine Gefährdung der primären Funktion dieser Anlagen, der Beseitigungsfunktion. Außerdem könnte es, vor Allem bei einer Verpflichtung von Abfallmonoverbrennungsanlagen zum Emissionshandel, durch die Verlagerung von Abfallströmen zur Bildung zusätzlicher Treibhausgasemissionen kommen (vgl. Kapitel 5.3.1.2).

8.3 Emissionsverringeringung

Es ist aus ökologischen Gründen bzw. bei einer etwaigen Einbeziehung in den europäischen Emissionshandel eventuell auch aus Kostengründen sinnvoll, vorhandene CO₂-Einsparungspotentiale auszuschöpfen. Ein Ziel dieser Arbeit liegt darin, solche Potentiale für die Abfallmonoverbrennung sowie für die Restmüll- und Verpackungssammlung aufzuzeigen. Im Folgenden werden die in Kapitel 6 diskutierten Möglichkeiten zur Verringerung von CO₂-Emissionen zusammengefasst.

Eine Veränderung der Inputströme von Abfallmonoverbrennungsanlagen zur Senkung des Anteils an fossilem Kohlenstoff würde zwar Emissionen an klimarelevantem CO₂ einsparen, wäre aber ganzheitlich betrachtet problematisch. Die Anlagen würden die Aufgabe der Abfallbeseitigung nicht mehr ausreichend erfüllen (vgl. Kapitel 5.3.1.2). Außerdem würde es bei einer Verlagerung hin zur mechanisch-biologischen Behandlung mit nachfolgender Deponierung zur vermehrten Bildung von CH₄ kommen.

Eine Möglichkeit, die Abgabe von CO₂ an die Atmosphäre ohne Beeinflussung der Abfallinputströme zu verringern, ist durch die Abtrennung des entstehenden CO₂ aus dem Rauchgasstrom mit anschließender Speicherung gegeben. Als Abtrennverfahren scheint der Post-Combustion-Prozess, bei Vorhandensein des benötigten Platzes für Absorptions- und Desorptionskolonnen, vor allem wegen seiner Nachrüstbarkeit und technischen Reife interessant. Aus verfahrenstechnischer Sicht könnten eventuell zu hohe NO_x- und Sauerstoffgehalte im Rauchgas zu einem erhöhten Verbrauch an Lösungsmittel führen (vgl. Kapitel 6.1.1.1). Die Grundlage für das Pre-Combustion-Verfahren ist die Technologie der Brennstoffvergasung, weshalb es für bestehende Abfallmonoverbrennungsanlagen (Rostfeuerung, Wirbelschichtfeuerung, Drehrohrofen) nicht in Frage kommt. Im Zuge des Neubaus von Anlagen zur thermischen Verwertung von Abfällen ist die Anwendung dieses Verfahrens wegen noch mangelnder technischer Reife (z.B. Wasserstoffturbine) erst für die Zukunft denkbar (vgl. Kapitel 6.1.1.2). Grundsätzlich möglich scheint der Einsatz des Oxyfuel-Verfahrens bei bestehenden Anlagen zur Abfallmonoverbrennung. Im Zuge einer Nachrüstung wären unter anderem eine Luftzerlegungsanlage und eine Rauchgasrezirkulation zu installieren. Die Oxyfuel-Technologie befindet sich derzeit aber noch in der Pilotphase (vgl. Kapitel 6.1.1.3).

Aus wirtschaftlicher Sicht dürfte sich, falls Abfallmonoverbrennungsanlagen vom CO₂-Handel betroffen wären, der Einsatz von CCS zur Vermeidung von Kosten für Emissionsberechtigungen kurz- bis mittelfristig noch nicht rentieren. Schon für den Einsatz von CCS in neu errichteten Kohlekraftwerken sind die Kostenprognosen bis zum Jahr 2030 mit 30 bis 45 €/t CO₂ relativ hoch (vgl. Kapitel 6.1.3.4). Signifikant höher dürften die Kosten für Abfallmonoverbrennungsanlagen, die im Vergleich zu Kohlekraftwerken geradezu klein sind, liegen. Erst sehr hohe Preise für Emissionsrechte könnten, in Verbindung mit der kommerziellen Verfügbarkeit und bei Vorhandensein von Infrastrukturen zum Transport und zur Speicherung von CO₂, die Anwendung der CCS-Technologie im Rahmen der Abfallverbrennung überlegenswert machen.

Eine Umstellung der Abfallsammlung auf das Eintonnensystem scheint, wegen dem damit verbundenen Mehraufwand bei der Sortierung und der Verschlechterung der Qualität der Stoffströme für die nachfolgende stoffliche Verwertung, nicht sinnvoll (vgl. Kapitel 6.2.1.1). Die Substitution von Holsystemen durch Bringsysteme bringt zwar auf den ersten Blick Einsparungen an CO₂-Emissionen für die Abfallsammler selbst, dafür wirkt sich aber die Anlieferung der Abfälle zu den Altstoffsammelzentren durch die Abfallerzeuger negativ auf die Gesamtreibhausgasbilanz aus. Die geringeren Abfallerfassungsraten von Bringsystemen sind ein zusätzlicher Nachteil.

Beim Transport von Abfällen mittels LKWs im Zuge der Sammlung und Anlieferung zu den Behandlungsanlagen besteht beispielsweise durch den Einsatz emissionsparender Fahrzeuge bzw. Kraftstoffe ein Potential zur Emissionsverringerung. Fahrzeuge mit Hybridantrieb, wie sie vereinzelt bereits eingesetzt werden, sind nur in Städten mit stark ausgeprägtem Stop-and-Go Betrieb sinnvoll. Die Einsparungen an CO₂-Emissionen sind hier mit ca. 33 % gegenüber herkömmlichem Diesel relativ deutlich, wobei aber die Emissionen aus der Herstellung der zusätzlich benötigten Komponenten (Elektromotor, Generator usw.) nicht mit eingerechnet sind (vgl. Kapitel 6.2.2.1). Erdgas ist ein Kraftstoff, der eine gute Verfügbarkeit, aber nur ein relativ geringes Potential zur Treibhausgaseinsparung von ca. 14 % im Vergleich mit herkömmlichem Diesel aufweist. Anders gestaltet sich die Situation beim Biogas, welches in Bezug auf die Emissionsverringerung sehr vielversprechend ist, aber das Problem der unzureichenden Verfügbarkeit hat (vgl. Kapitel 6.2.2.2). Biodiesel aus der Pflanzenölveresterung ist bereits sehr weit verbreitet und überall erhältlich. Inwiefern N₂O-Emissionen durch den Einsatz von Düngemitteln beim Pflanzenanbau seine Treibhausgasbilanz verschlechtern, ist schwierig abzuschätzen. Die Tatsache, dass diese Problematik durch die mögliche Verwendung von Holzabfällen u. Ä. für die Herstellung von Biodiesel der zweiten Generation (Fischer-Tropsch-Synthese) wegfällt, macht diesen besonders interessant. Mit ca. 89 % an CO₂-Einsparungen gegenüber herkömmlichem Diesel ist dieser Weg aus ökologischer Sicht vielversprechend. Bis zu seiner kommerziellen Verfügbarkeit dürften aber noch einige Jahre vergehen (vgl. Kapitel 6.2.2.3). Die Verwendung von Wasserstoff als Fahrzeugkraftstoff wird erst bei einem sehr hohen Anteil an regenerativer Energie am Gesamtenergiemix ökologisch sinnvoll. Mit dem Argument der CO₂-Einsparung ist sein Einsatz deshalb kurz- bis mittelfristig noch nicht zu rechtfertigen (vgl. Kapitel 6.2.2.4).

Eine weitere Maßnahme zur Einsparung von transportbedingten CO₂-Emissionen der Abfallsammlung ist, neben der Optimierung der Sammellogistik zur Verkürzung der Transportwege, ein gezieltes Fahrertraining, mit dem ein energieeffizientes Fahrverhalten erreicht werden soll (vgl. Kapitel 6.2.3 und 6.2.4).

Im Rahmen des europäischen Emissionshandels bietet die Möglichkeit der Durchführung von emissionsverringenden Projekten im Ausland eine echte Alternative zum Ankauf von Emissionszertifikaten. Inwiefern sich damit Kosten einsparen lassen, ist für jedes Projekt individuell zu überprüfen.

Für Betreiber von Abfallmonoverbrennungsanlagen könnten aufgrund ihrer Erfahrungen Projekte im Bereich der thermischen Abfallverwertung interessant sein. Dazu müssten aber im Gastland geeignete Abfallströme und eine gewisse Infrastruktur (Abfallanlieferung, öffentliche Netze für die Einspeisung von elektrischer Energie) verfügbar sein. Für Projekte zur industriellen Mitverbrennung von Abfällen ist die Eignung der Anlagen und Prozesse zur Substitution herkömmlicher Brennstoffe durch Ersatzbrennstoffe Voraussetzung (vgl. Kapitel 7.2.1 und 7.2.2).

Die Abwicklung von Auslandsprojekten zur Einführung von Abfallsammelsystemen dürfte im Hinblick auf die Generierung von Emissionsrechten erst dann sinnvoll sein, wenn sie als Voraussetzung für emissionsparende Abfallverwertungsprojekte gedacht ist (vgl. Kapitel 7.2.3).

9 Verzeichnisse

9.1 Literaturverzeichnis

- [1] M. Anderl, A. Freudenschuß, T. Köther, B. Muik, K. Pazdernik, S. Poupa, B. Schodl, G. Stranner, E. Schwaiger, P. Weiss, M. Wieser, G. Zethner: Austria's Annual Greenhouse Gas Inventory 1990-2008, Submission under Decision 280/2004/EC, Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2010.
- [2] United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC): GHG Data, URL: <http://unfccc.int/2860.php>, zugegriffen am 06.09.2010.
- [3] Europäische Union: Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates, in: Amtsblatt der Europäischen Union L 275/32 vom 25.10.2003.
- [4] Environment Agency: EU Emission Trading System, Guidance Note 3, Government Guidance for Operators on Inclusion Criteria for Phase III (2013-2020), 2010.
- [5] United Nations: Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1998.
- [6] CO₂-Handel.de, das InfoPortal zum Emissionshandel und Klimaschutz: Archiv, URL: www.emission-trading.org/lexikon-43.html, zugegriffen am 21.06.2010.
- [7] N. Berlakovich (Bundesminister): Anfragebeantwortung vom 23.12.2009 betreffend Österreichische Position zu „Land Use and Land Use Change and Forestry“, URL: www.parlament.gv.at/PG/DE/XXIV/AB/AB_03543/fnameorig_176958.html, zugegriffen am 16.09.2010.
- [8] Europäische Union: Richtlinie 2009/29/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG zwecks Verbesserung und Ausweitung des Gemeinschaftssystems für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten, in: Amtsblatt der Europäischen Union L 140/63 vom 05.06.2009.
- [9] Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich: 46. Bundesgesetz über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten (Emissionszertifikatengesetz – EZG), ausgegeben am 30.04.2004.
- [10] Europäische Kommission: EU-Maßnahmen gegen den Klimawandel, das Emissionshandelssystem der EU, Luxemburg, 2009.
- [11] CO₂-Handel.de, das InfoPortal zum Emissionshandel und Klimaschutz: Archiv, URL: www.co2-handel.de/archive_102.html, zugegriffen am 17.03.2010.

- [12] Emissionshändler.com: Kauf und Verkauf von CO₂-Zertifikaten als Forward, URL: www.emissionshaendler.com/forward_und_future_beratung.php, zugegriffen am 16.09.2010.
- [13] W. Diernhofer, N. Müllebner, G. Senk: Potentiale für JI/CDM-Projekte im Bereich der Abfallwirtschaft unter Berücksichtigung möglicher Beiträge aus dem ARA System, Optionenpapier der Kommunalkredit Public Consulting GmbH, 2006.
- [14] Europäische Union: Richtlinie 2004/101/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. Oktober 2004 zur Änderung der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft im Sinne der projektbezogenen Mechanismen des Kyoto-Protokolls, in: Amtsblatt der Europäischen Union L 338/18 vom 13.11.2004.
- [15] Bundesgesetzblatt Nr. 185/1993 vom 16.03.1993 in der Fassung des Bundesgesetzblattes I Nr. 78/2008: Umweltförderungsgesetz, ausgegeben am 04.06.2004.
- [16] Umweltbundesamt GmbH: Die Bestandsaufnahmen der Abfallwirtschaft in Österreich, Statusbericht 2009, Abteilung Abfallwirtschaft, Klagenfurt, 2009, verfasst für Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- [17] Umweltbundesamt GmbH: Abfallwirtschaftliche Anlagen- und Stoffdatenbank, URL: www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/abfall/abfall_datenbanken/abfrage03, zugegriffen am 04.04.2010.
- [18] S. Böhmer, I. Kügler, H. Stoiber, B. Walter: Abfallverbrennung in Österreich, Statusbericht 2006, Umweltbundesamt GmbH (Hrsg.), Wien, 2007, verfasst für Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- [19] M. Anderl, A. Freudenschuß, A. Friedrich, T. Köther, M. Kriech, V. Kuschel, B. Muik, K. Pazdernik, S. Poupá, B. Schodl, G. Stranner, E. Schwaiger, K. Seuss, P. Weiss, M. Wieser, G. Zethner: Austria's National Inventory Report 2010, Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change, Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2010.
- [20] H. Feistel: Feuerungstechnik für Ersatzbrennstoffe, VDI-Wissensforum, Clausthal-Zellerfeld, 2001.
- [21] H. Hutterer, W. Frühwirt, W. Stark: Organisatorische Aspekte der österreichischen Abfallwirtschaft, denkstatt GmbH, verfasst für Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 2009.
- [22] Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich: 648. Verordnung des Bundesministers für Umwelt, Jugend und Familie über die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfällen und bestimmten Warenresten und die Einrichtung von Sammel- und Verwertungssystemen (VerpackVO 1996), ausgegeben am 29.11.1996.

- [23] Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich: 152. Bundesgesetz über die Umweltkontrolle und die Errichtung einer Umweltbundesamt Gesellschaft mit beschränkter Haftung (Umweltkontrollgesetz), ausgegeben am 20.08.1998.
- [24] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Reference Manual Volume 3, 1996.
- [25] Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich: 49. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, mit der die Deponieverordnung geändert wird, ausgegeben am 23.01.2004.
- [26] C. Rolland, M. Seidi, A. Hackl: Integrative Treibhausgasbilanz der kommunalen Wiener Abfallwirtschaft, Wien, 2006.
- [27] R. Pomberger, A. Curtis, T. Scherübl: Klimarelevanz der Abfallwirtschaft aus Sicht eines Sammlers. In Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, Heft 07-08/2008, S. 113, 2008.
- [28] Stephan Poupa, Umweltbundesamt GmbH, Emissionen und Klimaschutz, Wien, Telefongespräch am 19.04.2010.
- [29] A. Hackl, G. Mauschitz: Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie, 1995, 1997, 2001, 2003, 2007.
- [30] J. Landgrebe: Entwicklungen im Zertifikatehandel und dessen Auswirkungen, Berlin, 2009. In B. Bilitewski, A. Urban, M. Faulstich (Hrsg.): 14. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung, S. 110, Kassel, 2009.
- [31] European Commission: Guidance on Interpretation of Annex 1 of the EU ETS Directive (excl. aviation activities), 2010.
- [32] BGBl. II Nr. 39/2008: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008).
- [33] Umweltbundesamt GmbH, ECRA GmbH: Emissionshandelsregister, URL: www.emissionshandelsregister.at/emission_trading/auction, zugegriffen am 27.04.2010.
- [34] Gesellschaft für Emissionsmanagement und Beratung mbH, Emissionshändler.com: Emissionsbrief 02-2009, Infos aus der Praxis des Emissionshandels, Berlin, 2009.
- [35] M. Kapfer: Ökologische und ökonomische Bewertung der geologischen CO₂-Speicherung als Klimaschutzmaßnahme in Österreich, Universität Wien und Karl-Franzens Universität Graz, 2005.
- [36] D. Ewringmann, H. Bergmann, R. Bertenrath, R. Betz, F. Dünnebeil, U. Lambrecht, L. Liebig, K. Rogge, W. Schade: Emissionshandel im Verkehr, Ansätze für einen möglichen Up-Stream-Handel im Verkehr, verfasst für das Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau, 2005.

- [37] C. Neubauer, A. Öhlinger: Ist-Stand der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) in Österreich, Zustandsbericht 2006, verfasst für Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 2006.
- [38] E. Schachtermayer, C. Lampert: Deponiegaserfassung auf österreichischen Deponien, Zeitreihe 2002 bis 2007, verfasst für Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 2008.
- [39] Vattenfall Europe AG: CCS – eine Technologie für den Klimaschutz, URL: www.vattenfall.de/www/vf/vf_de/225583xberx/228407klima/228587co2-f/index.jsp, zugegriffen am 03.05.2010.
- [40] M. Rieck: Chance für Klima und Wirtschaft, Energie&Effizienz, Wirtschaftskurier, S. 23, November 2010.
- [41] P. Radgen, C. Cremer, S. Warkentin, P. Gerling, F. May, S. Knopf: Bewertung von Verfahren zur CO₂-Abscheidung und –Deponierung, Fraunhofer Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung Karlsruhe und Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover, verfasst für Umweltbundesamt (Hrsg.), 2005.
- [42] M. Fishedick, A. Esken, A. Pastowski, D. Schüwer, N. Supersberger, J. Nitsch, P. Viehbahn, A. Bandi, U. Zuberbühler, O. Edenhofer: Strukturell-ökonomisch-ökologischer Vergleich regenerativer Energietechnologien (RE) mit Carbon Capture and Storage (CCS), Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt, Zentrum für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, verfasst für Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), 2007.
- [43] M. Löschau, K. Thomé-Kozmiensky: Reinigung von Abgasen aus der Abfallverbrennung. In K. Thomé-Kozmiensky, M. Beckmann (Hrsg.): Energie aus Abfall Band 7, S.489, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, ISBN 978-3-935317-46-7, Neuruppin, 2010.
- [44] T. Reinhardt, U. Richers, H. Suchomel: Kohlendioxidemissionen einer Sonderabfallverbrennungsanlage, Institut für Technische Chemie, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe, 2007.
- [45] D. Clarke, B. Debeljak, V. de Janeiro, G. Göttlicher, D. Graham, N. Kirkegaard, M. Madsen, S. Pasini, B. Stortelder, L. Strömberg, W. vom Berg, V. Hamacher, M. Anheden, O. Biede, C. Ekström: CO₂ Capture and Storage, VGB Report on the State of the Art, VGB PowerTech Service GmbH, Essen, 2004.
- [46] A. Schweizer: Projektierungshilfe für Stromaggregate, URL: www.schweizer-fn.de/abgas/umrech_ppm/v2_umrech_ppm.htm, zugegriffen am 06.05.2010.

- [47] R. Giering: Statusbericht zum Stand der Abfallvergasung in der Sustec Schwarze Pumpe GmbH, URL: www.fire-ev.de/Dokumente/Tagungsband/22_Thoma_SVZ.pdf, zugegriffen am 12.05.2010.
- [48] Thermoselect, URL: www.thermoselect.com, zugegriffen am 12.05.2010.
- [49] B. Metz, O. Davidson, H. de Coninck, M. Loos, L. Meyer: IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge und New York, 2005.
- [50] C. Ploetz: Sequestrierung von CO₂: Technologien, Potentiale, Kosten und Umweltauswirkungen, VDI Technologiezentrum, Düsseldorf, 2002.
- [51] Sleipner Vest, URL: www.statoil.com/en/TechnologyInnovation/ProtectingTheEnvironment/CarboncaptureAndStorage/Pages/CarbonDioxideInjectionSleipnerVest.aspx, zugegriffen am 17.05.2010.
- [52] M. Zwettler: CO₂-Abscheidung und –Speicherung: Der Stand der Dinge, in Chemiereport.at: Das Magazin für Chemie, Labor und Biotechnologie 02 2008, Wien, 2008.
- [53] T. Naucmér, W. Campbell, J. Ruijs: Carbon Capture & Storage: Assessing the Economics, McKinsey&Company, 2008.
- [54] C. Lapp, W. Gössler, W. Herbst, S. Vorbach: Abfalltrennsysteme, Stand und Ausblick, Umweltsystemwissenschaften, Karl-Franzens-Universität Graz, Graz, 2007.
- [55] S. Salhofer, F. Schneider, G. Wassermann: Ökologische Relevanz der Transportlogistik in der Abfallwirtschaft, Waste Reports Nr. 10/Dezember 2002, ISSN 1027-4006, Wien, 2002.
- [56] L. Börger: Abfallsammelfahrzeug mit dieselektrischem Antriebssystem – Ein Beitrag zum Klimaschutz, FAUN Umwelttechnik, Oberholz. In A. Urban, G. Halm (Hrsg.): Praktikable Klimaschutz-Potentiale in der Abfallwirtschaft, S. 119, kassel university press GmbH, ISBN 978-3-89958-910-8, Kassel, 2010.
- [57] S. Ramesohl, F. Merten, M. Fishedick, T. vor der Brüggen: Bedeutung von Erdgas als neuer Kraftstoff im Kontext einer nachhaltigen Energieversorgung, Wuppertal Institut, Wuppertal, 2003.
- [58] R. Choudhury, R. Wurster, T. Weber, J. Schindler, M. Miller, N. Brinkman, A. Armstrong, D. Rickeard, G. Jersey, M. Kerby, H. Kheshgi, J. Robbins, J. Cadu, D. Le Breton, O. Dautrebande: GM Well-to-Wheel Analysis of Energy Use and Greenhouse Gas Emissions of Advanced Fuel/Vehicle Systems – A European Study, Ottobrunn, 2002.
- [59] P. Crutzen, A. Mosier, K. Smith, M. Winiwarter: N₂O-release from agro biofuel production negates global warming production by replacing fossil fuels, Atmospheric Chemistry and Physics Discussions, 7, 11191-11205, 2007.

- [60] Mag. Sabine Bartik, Kommunalkredit Public Consulting, Klima und Energie, Wien, E-Mail vom 09.12.2010.
- [61] Kommunalkredit Public Consulting: Umweltförderung, Verkehr & Mobilität, URL: www.publicconsulting.at/kpc/de/home/frdermappe/verkehr__mobilitaet, zugegriffen am 17.12.2010.
- [62] B. Sackmann: Potentiale der Treibstoffeinsparung durch Fahrertraining, Berliner Stadtreinigung, Berlin. In A. Urban, G. Halm (Hrsg.): Praktikable Klimaschutz-Potentiale in der Abfallwirtschaft, S. 119, kassel university press GmbH, ISBN 978-3-89958-910-8, Kassel, 2010.
- [63] Mobilitätsmanagement für Betriebe, Bauträger und öffentliche Verwaltungen, klima:aktiv mobil Beratungsprogramm, URL: www.mobilitaetsmanagement.at, zugegriffen am 17.12.2010.
- [64] Kommunalkredit Public Consulting: Österreichisches JI/CDM Programm, URL: www.ji-cdm-austria.at/de/portal/theaustrianjicdmprogramme/projectcycle, zugegriffen am 26.05.2010.
- [65] A. Ballon, B. Gerstmayr, M. Hertel, H. Krist, M. Müller, W. Rommel, S. Butzengeiger, M. Niemann, H. Santen, D. Borst, T. Koch: Nutzung des CDM in der Abfallwirtschaft, Leitfaden für Investitionsprojekte im Ausland, bifa Umweltinstitut GmbH Augsburg in Kooperation mit Perspectives GmbH Hamburg, Global Environmental Technologies GmbH Berlin und Tobias Koch GbR Augsburg, verfasst für Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.).

9.2 Abkürzungsverzeichnis

€	Euro
%	Prozent
a	Jahr
AIE	Accredited Independent Entity
ARA	Altstoff Recycling Austria AG
BWL	Brennstoffwärmeleistung
bzw.	beziehungsweise
ca.	circa
CCS	Carbon Capture and Storage
CDM	Clean Development Mechanism
CER	Certified Emission Reduction
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
CO ₂ e	Kohlendioxid-Äquivalente
d	Tag

DOE	Designated Operational Entity
ERU	Emission Reduction Unit
et al.	et alii bzw. et aliae (und andere)
EU	Europäische Union
EUA	EU Emission Allowance
EZG	Emissionszertifikatengesetz
h	Stunde
H-FKWs	teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe
H _u	unterer Heizwert
inkl.	inklusive
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
JI	Joint Implementation
kg	Kilogramm
kg _{TS}	Kilogramm Trockensubstanz
kJ	Kilojoule
LULUCF	Land Use, Land Use Change and Forestry
MA 48	Magistratsabteilung 48 der Stadt Wien
MBA	mechanisch-biologische Abfallbehandlung
MEA	Monoethanolamin
Mio.	Millionen
MVA	Müllverbrennungsanlage
N ₂ O	Distickstoffoxid (Lachgas)
NAPs	Nationale Allokationspläne
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO _x	Stickoxid
O ₂	Sauerstoff
PDD	Project Design Document
P-FKWs	perfluorierte Kohlenwasserstoffe
PIN	Project Idea Note
ppm	parts per million
SF ₆	Schwefelhexafluorid
SNCR	Selektive nicht-katalytische Reduktion
SO ₂	Schwefeldioxid
TOC	Total Organic Carbon
u. Ä.	und Ähnliches
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
V	Volumen

vgl.	vergleiche
Vol.-%	Volumenprozent
z.B.	zum Beispiel

9.3 Tabellen

Tabelle 1: CO ₂ -Äquivalente verschiedener Treibhausgase.....	7
Tabelle 2: Anlagen zur Verwertung, Behandlung und Beseitigung in Österreich	15
Tabelle 3: Anlagen zur Monoverbrennung von Siedlungsabfällen in Österreich	16
Tabelle 4: Monoverbrennungsanlagen für Abfälle, die keine Siedlungsabfälle sind	16
Tabelle 5: Monoverbrennung u. industrielle Mitverbrennung, Abfallmengen seit 1990.....	17
Tabelle 6: Treibhausgasemissionen durch Abfallverbrennung in Österreich 1990-2008.....	32
Tabelle 7: Szenario 100 für die Vergabe von EUAs an Abfallmonoverbrennungsanlagen	43
Tabelle 8: Szenario 80 für die Vergabe von EUAs an Abfallmonoverbrennungsanlagen	44
Tabelle 9: Szenario 60 für die Vergabe von EUAs an Abfallmonoverbrennungsanlagen	44
Tabelle 10: Szenario 40 für die Vergabe von EUAs an Abfallmonoverbrennungsanlagen	44
Tabelle 11: Szenario 20 für die Vergabe von EUAs an Abfallmonoverbrennungsanlagen	45
Tabelle 12: Szenario 0 für die Vergabe von EUAs an Abfallmonoverbrennungsanlagen	45
Tabelle 13: Kosten von EUAs in Abhängigkeit von Szenario und Preis	46
Tabelle 14: Abschätzung der EUA-Kosten einer 21 MW-Abfallmonoverbrennungsanlage....	48
Tabelle 15: Abschätzung der EUA-Kosten einer 50 MW-Abfallmonoverbrennungsanlage....	49
Tabelle 16: Abschätzung der EUA-Kosten einer 100 MW-Abfallmonoverbrennungsanlage..	50
Tabelle 17: Abschätzung der EUA-Kosten einer 150 MW-Abfallmonoverbrennungsanlage..	50
Tabelle 18: Abschätzung der EUA-Kosten für MBAs	52
Tabelle 19: Abschätzung der EUA-Kosten für Deponien	53
Tabelle 20: Empfohlene Grenzwerte für SO ₂ und NO ₂ bei der Aminwäsche.....	61
Tabelle 21: Anzahl täglich benötigter LKWs bzw. Züge zum CO ₂ -Transport.....	68
Tabelle 22: Eckdaten zur Ermittlung der Kosten für CCS	70
Tabelle 23: Gesamtkosten für CCS bei Kohlekraftwerken	73
Tabelle 24: Vergleich des Kraftstoffverbrauchs zwischen Diesel- und Hybridfahrzeug	77
Tabelle 25: Vergleich der Emissionsfaktoren von Erdgas und Biogas mit Diesel	77
Tabelle 26: Vergleich der Emissionsfaktoren von Biodiesel mit Diesel	78

9.4 Abbildungen

Abbildung 1: Aufteilung des österreichischen Abfallaufkommens nach Fraktionen.....	11
Abbildung 2: Restmüllzusammensetzung in Österreich (Restmüllanalyse Steiermark).....	12
Abbildung 3: Altstoffzusammensetzung in Österreich.....	13
Abbildung 4: Mengen getrennt gesammelter Verpackungen in Österreich.....	13
Abbildung 5: Erster Behandlungsschritt von Siedlungsabfällen 1989-2007.....	14
Abbildung 6: Schema der MVA der FWW Spittelau	18
Abbildung 7: Entwicklung der Treibhausgasemissionen in Österreich	23
Abbildung 8: Treibhausgasemissionen in Österreich nach Sektoren	24
Abbildung 9: Treibhausgasemissionen in Österreich, Bereich Verbrennungsprozesse.....	25
Abbildung 10: Treibhausgasemissionen in Österreich, Bereich Energieerzeuger	26
Abbildung 11: Treibhausgasemissionen in Österreich, Sektor Abfallwirtschaft	27
Abbildung 12: Treibhausgasemissionen Abfallwirtschaft inkl. Abfallverbrennung	29
Abbildung 13: Treibhausgasemissionen in Österreich, Abfallverbrennung gesamt.....	33
Abbildung 14: Emissionen der Abfallwirtschaft und Abfallverbrennung.....	33
Abbildung 15: Treibhausgasemissionen in Österreich, Abfallmonoverbrennung.....	34
Abbildung 16: Treibhausgasemissionen in Österreich, Industr. Abfallmitverbrennung	35
Abbildung 17: Emissionen in Österreich, Abfallverbrennung im Kleinmaßstab	35
Abbildung 18: Abscheidung, Transport und Speicherung von CO ₂	56
Abbildung 19: Schema des Post-Combustion-Verfahrens	58
Abbildung 20: Physikalische CO ₂ -Wäsche vs. Membran	63
Abbildung 21: Prinzip des Oxyfuel-Verfahrens	64
Abbildung 22: Kosten des CO ₂ -Transports	72