

TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN

Lehrstuhl für Rohstoff- und Energietechnologie

Entwicklung einer kostenoptimierten dezentralen Abfallverbrennungsanlage
für den Einsatz in Schwellen- und Entwicklungsländern

Eva Hamatschek

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktor-Ingenieurs

genehmigte Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. Jan-Willem van de Kuilen

Prüfer der Dissertation

1. Univ.-Prof. Dr. M. Faulstich
2. Univ.-Prof. Dr. P. Quicker
(Rheinisch Westfälische Technische Hochschule Aachen)

Die Dissertation wurde am 17.07.2012 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 15.04.2013 angenommen.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen meiner Tätigkeit als Projektingenieurin am ATZ Entwicklungszentrum und als Doktorandin am Lehrstuhl für Rohstoff- und Energietechnologie der Universität München.

Zuallererst gilt mein besonderer Dank meinem Doktorvater, Prof. Dr.-Ing. Martin Faulstich, Technische Universität München, der mich bei meiner wissenschaftlichen und beruflichen Entwicklung immer unterstützt und das Thema dieser Dissertation entscheidend geprägt hat.

Für die Unterstützung bei der Durchführung der theoretischen und praktischen Teile der Dissertation und das entgegengebrachte Vertrauen möchte ich mich herzlich beim ATZ Entwicklungszentrum bedanken.

Weiterhin gilt mein Dank Prof. Dr.-Ing. Peter Quicker, RWTH Aachen, der mich maßgeblich in meiner fachlichen Ausbildung beeinflusst hat und freundlicherweise das Korreferat übernahm. Die vielen Diskussionen haben mich stets inspiriert.

Mein Dank gilt auch allen Mitarbeitern des ATZ Entwicklungszentrums, die mir immer mit Rat und Tat zur Seite gestanden sind. Hervorheben möchte ich die Unterstützung durch Herrn Steffen Lippmann bei der Durchführung der praktischen Untersuchungen. Durch ihn wurde meine Arbeit sehr erleichtert. Besonderer Dank gilt desweiterem unserem Vorstand Dipl.-Ing. Gerold Dimaczek und meinem Abteilungsleiter Dipl.-Ing. Samir Binder die immer ein offenes Ohr für mich hatten, sowie Herrn Dr. Mario Mocker der mich stets fachlich unterstützt hat.

Bedanken möchte ich mich auch bei den Diplomanden und Masteranden, Shy Shan Tee, Peter Herzog, und Martin Feldmann, die durch Ihre Diplom- und Masterarbeiten zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Prof. Dr. rer. nat. Jan-Dirk Herbell, Universität Duisburg-Essen und Prof. Dr.-Ing. Oktay Tabasaran, Universität Stuttgart die durch Ihr Fachwissen und Ihre Länderkenntnisse meine Länderstudien auf Plausibilität prüften, möchte ich ebenfalls für Ihre Unterstützung danken. Ebenso gilt mein Dank Prof.-Dr.-Ing. Bernd Neukirchen, Technische Universität Dortmund mit dem ich all meine Ideen diskutieren konnte.

Nicht zuletzt möchte ich mich bei meiner Familie, meinem Freund Alex und meinen Freunden bedanken, die mich immer unterstützt und motiviert haben. Eure Geduld und euer Verständnis haben entscheidend zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

Kurzzusammenfassung

Abfallmanagement in Schwellen- und Entwicklungsländern bedeutet häufig ungeordnete Ablagerung in Wäldern, Flüssen, dem Meer oder ausgewiesenen Abkipfstellen. Diese Art der Abfallentsorgung, die die Bezeichnung Management nicht verdient hat, führt zu Umweltproblemen und trägt durch Methanemissionen zum Treibhauseffekt bei. Die thermische Abfallbehandlung ist ein Baustein in einem nachhaltigen Abfallwirtschaftssystem. Diese Technologie wird in Schwellen- und Entwicklungsländern jedoch bisher kaum eingesetzt, da die Kosten auf einem höheren Niveau liegen als bei anderen Entsorgungsoptionen.

Großtechnische thermische Behandlungsanlagen können als Stand der Technik bezeichnet werden. Diese Technologie wird zum Teil bereits in Ballungsgebieten der Schwellen- und Entwicklungsländer eingesetzt. Für kleinere Kommunen sind derzeit jedoch keine thermischen Behandlungsanlagen am Markt verfügbar, die wirtschaftlich zu betreiben sind.

Vor diesem Hintergrund wurde im Rahmen der Dissertation ein Konzept für eine thermische Abfallbehandlungsanlage für kleine und mittlere Kommunen sowie isolierte Gebiete, wie z. B. Inseln entworfen. Unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten wurde die Konkurrenzfähigkeit dieser Technologie zu anderen Entsorgungsoptionen geprüft. Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Implementierung der thermischen Abfallbehandlung ist ein vergleichbares Kostenniveau wie bei einer geordneten Deponierung.

Diese Verbrennungsanlage wurde zunächst für Schwellenländer konzipiert, da für diese Länder aufgrund ihrer kapitalstärkeren Wirtschaft eine erfolgreiche Implementierung eher zu erwarten ist als in Entwicklungsländern. Mit dem Ziel, typische Abfallwirtschaftsstrukturen und Charakteristika von Siedlungsabfällen aus Schwellenländern zu eruieren, wurden in einem ersten Schritt drei Referenzländer, die Türkei, Malaysia und Chile, eingehend analysiert. Die Analyse ergab, dass die Siedlungsabfälle dieser Länder aufgrund ihres hohen Organikanteils und Wassergehaltes nicht ohne Vorbehandlung thermisch behandelt werden können. Dies kann entweder durch Getrenntsammlung von Organikabfällen, die Trocknung der Siedlungsabfälle oder das Mischen dieser Abfälle mit hochkalorischen Industrieabfällen realisiert werden.

Das Konzept wurde aufbauend auf die Ergebnisse der Länderanalysen als dezentrale Kleinanlage entwickelt, die die Abfälle einer Kommune mit rund 50.000 Einwohnern behandeln kann. Dies entspricht einer Siedlungsabfallmenge von etwa 16.600 Mg pro Jahr, beziehungsweise einer installierten Leistung von ca. 6 MW_{th}.

Grundsätzlich stehen unterschiedliche Feuerungstypen zur thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen zur Verfügung. Die am weitesten verbreiteten sind dabei die Rostfeuerung und die Wirbelschichtfeuerung. Zur Spezifikation des am besten geeigneten Anlagentyps im kleinen Maßstab wurde daher mit einer reproduzierbaren Abfallmischung, die die Charakteristika der Abfälle aus den Schwellenländern abbilden, Verbrennungsversuche in unterschiedlichen Feuerungstypen durchgeführt. Es zeigte sich, dass aufgrund der Flexibilität die besonders bei dem inhomogenen Brennstoff Siedlungsabfall gefordert ist, die Rostfeuerung das größte Potenzial aufweist.

Das entwickelte Konzept beinhaltet eine Abfallvorbehandlungsstufe, die thermische Behandlung in einer Rostfeuerung und die Nutzung der freigesetzten Energie. Diese kann in Form von Prozessdampf oder Wärme, optional auch als elektrische Energie, verwendet werden. Die Einhaltung der europäischen Emissionsgrenzwerte wird mit Hilfe der trockenen Abgasreinigung in Kombination mit der selektiven nicht katalytischen Entstickung gewährleistet.

Die Investitionskosten der konzeptionierten Anlage variieren je nach Art der Energienutzung zwischen rund 3 Mio. € und 6 Mio. € und liegen damit weit unter den Preisen vergleichbarer am Markt verfügbarer Kleinverbrennungsanlagen. Durch die niedrigen Investitionskosten, die einen entscheidenden Einfluss auf die spezifischen Abfallentsorgungskosten haben, konnten somit die Behandlungskosten weit gesenkt werden. Dennoch sind die Behandlungskosten in diesem Konzept doppelt so hoch wie die Kosten der geordneten Deponierung. Nur unter besonders günstigen Voraussetzungen (hohe Erlöse für elektrische Energie und Wärme bzw. Prozessdampf) wird das Kostenniveau der Deponierung erreicht.

In der Arbeit konnte gezeigt werden, dass durch geschickte Auswahl der Anlagenkomponenten eine dezentrale Abfallverbrennungsanlage in kleinem Maßstab errichtet und betrieben werden kann, die gleichzeitig strenge Umweltschutzanforderungen erfüllt. Voraussetzung hierfür ist ein funktionierendes Abfallwirtschaftssystem in dem eine Abfallvorbehandlung integriert ist. Um jedoch den Betrieb der thermischen Abfallbehandlung im Vergleich zur Deponierung wirtschaftlich zu gestalten, müssen Standorte mit günstigen Rahmenbedingungen gefunden werden. Ohne Erlöse durch den Verkauf der im Prozess frei werdenden Energie (Prozessdampf, Wärme, ggf. elektrische Energie) ist der Anlagenbetrieb mit hohen Kosten verbunden. Unter der Voraussetzung, dass sich ein Prozessdampf- bzw. Wärmeabnehmer in räumlicher Nähe zur Anlage befindet, ist die Auslegung als reine Wärme-Anlage einer Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlage vorzuziehen.

Abstract

In developing countries, “municipal solid waste management” usually means dumping of waste in forests, rivers, sea or some other kinds of burying sites without any environmental protection systems, such as leachate and gas treatment systems. This kind of waste management leads to environmental degradation in the form of soil and groundwater contamination and contributes to the generation and emission of greenhouse gases. Implementing thermal waste treatment is a sustainable alternative for treating non-recyclable waste, however due to its high management costs, many countries have neglected it until now.

Large-scale waste incineration plants are state-of-the-art. The technology can be used in metropolitan areas of countries in transition as well as in developing countries. However, for smaller communities, no technology is available that can treat the waste under economic and ecologic conditions.

In recognizing this problem, a cost-effective thermal waste treatment concept for medium and small communities and isolated regions such as islands was developed. The concept was compared to other concepts and evaluated in regards to economic criteria. The central premise for a successful implementation of the thermal treatment concept is that treatment costs are comparable to the costs of sanitary landfilling.

Due to more favourable economic conditions in countries in transition as compared to developing countries, the concept of the treatment plant was first designed for the former. In order to evaluate typical waste management systems and characteristics of municipal solid waste, case studies were conducted for Turkey, Malaysia and Chile. This analysis led to the conclusion that municipal solid waste can not be treated by incineration, unless the waste is pre-treated. For pre-treatment, there are three options: separated collection of organic waste, drying of municipal solid waste or mixing with high calorific industrial waste.

Based on the case studies, a small-scale incineration plant with the capacity to treat the waste of a community of about 50,000 inhabitants was developed. This equals about 16,600 tons of municipal solid waste per year or an installed capacity of 6 MW_{th}.

In general, different types of combustion chambers can be used for the thermal treatment of municipal solid waste. Most common are the grate incinerator and the fluidized bed combustion system. In order to determine the most suitable technology for a small-scale plant, incineration experiments were conducted using reproducible artificial waste that simulates basic characteristics of municipal waste from the evaluated countries. The experiments led to the conclusion that due to its high flexibility, the grate incinerator showed great potential.

The developed concept includes a pre-treatment process, the thermal treatment in a grate incinerator and the usage of the released energy as process energy or heat and optional electricity. Compliance with European emission limits is assured through combining a dry flue gas cleaning system with a selective non-catalytic reduction system.

The investment costs for the developed thermal treatment concept vary between 3 and 6 million euro depending on the selected concept of energy usage. These investment costs are much lower than those of small-scale incineration plants currently available on the market.

Due to its low costs, the specific waste treatment costs of the incineration plant could be decreased severely. Nevertheless treatment costs are still twice as high as costs of sanitary landfills (~ 32 €/Mg). Only if favourable local conditions, such as high electricity and heat revenues can be realized, the treatment costs approximate those of sanitary landfills.

In this study, it was possible to demonstrate by skilful combination of the system components, a small-scale waste incineration plant can be build and operated while meeting environmental protection goals. This requires a well-working waste management system. In this system pre-treatment of municipal solid waste is essential to successfully implement the thermal treatment process. Nevertheless, to operate the thermal treatment facility economically compared to sanitary landfills, the presence of certain local characteristics needs to be assured: Unless revenues from selling the energy (process steam, heat, electricity if produced) can be generated, the plant operation results in high costs. Provided that a process steam or heat consumer is located in close vicinity operating the plant as a heat producing plant exclusively is more economic than operating it as a CHP plant.

Inhalt

1	Einleitung und Zielsetzung	1
1.1	Problemstellung	1
1.2	Ziele und Aufbau	3
2	Rahmenbedingungen und Stand der Technik	5
2.1	Rahmenbedingungen	5
2.1.1	Abfall	5
2.1.2	Schwellen- und Entwicklungsländer	7
2.1.3	Dezentrale Technologien	10
2.1.4	Angepasste Technologien	11
2.2	Abfallwirtschaft in Schwellen- und Entwicklungsländern	12
2.3	Stand der Technik der thermischen Abfallbehandlung	15
2.3.1	Marktübersicht	17
2.3.2	Systemkomponenten	18
2.3.2.1	Abfallannahme und -aufbereitung	19
2.3.2.2	Beschickung	20
2.3.2.3	Feuerung	21
2.3.2.4	Energienutzung	23
2.3.2.5	Abgasreinigung	24
2.3.2.6	Reststoffverwertung	29
3	Analyse und Bewertung ausgewählter Referenzländer	30
3.1	Türkei	30
3.1.1	Allgemeine Länderinformationen	30
3.1.2	Abfallrechtliche Rahmenbedingungen	34
3.1.3	Darstellung der Ist-Situation	35
3.1.3.1	Abfallaufkommen	35
3.1.3.2	Charakterisierung des Abfalls	36
3.1.3.3	Entsorgungsstrukturen	40
3.1.3.4	Kosten und Finanzierung	44
3.2	Malaysia	45
3.2.1	Allgemeine Länderinformationen	45
3.2.2	Abfallrechtliche Rahmenbedingungen	48
3.2.3	Darstellung der Ist-Situation	51
3.2.3.1	Abfallaufkommen	51
3.2.3.2	Charakterisierung des Abfalls	52
3.2.3.3	Entsorgungsstrukturen	55
3.2.3.4	Kosten und Finanzierung	56

3.3	Chile	59
3.3.1	Allgemeine Länderinformationen.....	59
3.3.2	Abfallrechtliche Rahmenbedingungen.....	63
3.3.3	Darstellung der Ist-Situation	66
3.3.3.1	Abfallaufkommen.....	66
3.3.3.2	Charakterisierung des Abfalls.....	67
3.3.3.3	Entsorgungsstrukturen	70
3.3.3.4	Kosten und Finanzierung.....	73
3.4	Ergebnisse aus den Länderstudien.....	74
3.4.1	Voraussetzung für die Einführung von dezentralen Abfallverbrennungsanlagen.....	75
3.4.2	Anlagenkapazität.....	78
3.4.3	Referenzkosten für die geplanten Anlage.....	79
3.4.4	Auslegungsgrundlage für die geplante Anlage	79
3.4.5	Weiterer Forschungsbedarf.....	80
4	Vergleichende experimentelle Untersuchungen	81
4.1	Ziel der Untersuchungen.....	81
4.2	Eingesetzte Versuchsanlagen.....	81
4.2.1	Muldenfeuerung	82
4.2.2	Wirbelfeuerung.....	84
4.2.3	100 kW-Rostfeuerung	86
4.2.4	440 kW-Rostfeuerung	88
4.3	Versuchsbrennstoff	90
4.3.1	Entwicklung einer reproduzierbaren Brennstoffmischung	90
4.3.2	Charakterisierung der eingesetzten Brennstoffe.....	92
4.4	Versuchsdurchführung und Messmethodik	95
4.4.1	Durchführung der Verbrennungsversuche.....	95
4.4.2	Messung der Betriebsparameter	95
4.4.3	Emissionsmessung	96
4.4.4	Reststoffanalytik.....	97
4.4.5	Theoretische Berechnung der Verbrennung.....	97
4.5	Ergebnisse und vergleichende Bewertung	99
4.5.1	Verbrennungsverhalten.....	101
4.5.2	Emissionen	106
4.5.3	Reststoffqualitäten	109
4.5.4	Massen- und Energiebilanz.....	110
4.5.5	Schlussfolgerungen für die Auswahl eines geeigneten Verbrennungsverfahrens.....	112

5	Kostenoptimierung von Abfallverbrennungsanlagen.....	114
5.1	Methodik	114
5.2	Analyse der Kostenstrukturen von Abfallverbrennungsanlagen.....	114
5.2.1	Rostfeuerungen	119
5.2.2	Dezentrale Feuerungen.....	124
5.2.3	Abgasreinigungssysteme	127
5.3	Zielkosten einer dezentralen Abfallverbrennungsanlage	129
5.3.1	Zielkostenrechnung.....	129
5.3.2	Standardkosten.....	130
5.3.3	Zielkosten	131
5.4	Kosteneinsparpotenziale.....	132
5.4.1	Kosteneinsparpotenziale aus der Produktstruktur	132
5.4.2	Kosteneinsparpotenziale durch Standortwahl und Modularisierung.....	135
5.4.3	Kosteneinsparung durch Standardisierung beim Übergang von Einzel- zur Serienfertigung – Lerneffekte	136
6	Entwurf der Referenzanlage	144
6.1	Allgemeine Beschreibung und Anforderungsprofil.....	144
6.2	Abfallannahme und -lagerung	145
6.3	Abfallaufbereitung	146
6.3.1	Vorsortierung	146
6.3.2	Zerkleinerung	146
6.3.3	Biologische Trocknung.....	147
6.4	Beschickungssystem.....	147
6.5	Feuerung	148
6.5.1	Dimensionierung	148
6.5.2	Temperaturen und Luftstufung	150
6.6	Energienutzung.....	151
6.7	Abgasreinigung	151
6.7.1	Abgasentstickung (SNCR)	151
6.7.2	Trockene Abgasreinigung	152
6.8	Reststoffbehandlung und -entsorgung	152
6.9	Elektro- und Leittechnik.....	153
6.10	Gesamtkonzept.....	153
6.11	Wirtschaftlichkeit der geplanten Anlage	153
6.11.1	Investitionskosten.....	154
6.11.2	Betriebskosten	155
6.11.3	Wirtschaftlichkeit	156
6.11.4	Sensitivitätsanalyse.....	158
7	Zusammenfassung und Ausblick.....	161

Literatur	165
Tabellenverzeichnis.....	182
Abbildungsverzeichnis.....	183
Abkürzungsverzeichnis.....	186
Anhang.....	188

1 Einleitung und Zielsetzung

1.1 Problemstellung

Die Energieversorgung armer Bevölkerungsschichten in Schwellen- und Entwicklungsländern beschränkt sich meist auf das Sammeln von Feuerholz. 2,5 Milliarden Menschen in Afrika, Asien und Lateinamerika sind auf diese Form der Energieerzeugung angewiesen und verwenden neben Holz Dung und Ernteabfälle zum Kochen und Heizen. Einen Zugang zu modernen Energiequellen besitzen diese Menschen nicht [Bunzenthal 2007]. Gleichzeitig nehmen immer mehr Personen an den so genannten modernen Lebensgewohnheiten teil und haben ihr Konsumverhalten geändert. Durch dieses Verbraucherverhalten wird in stärkerem Maße Abfall erzeugt, so dass die Abfallmenge schnell anwächst und eine Entsorgungslösung fordert, die Mensch und Umwelt möglichst wenig belastet. Vor allem in den rapide wachsenden urbanen Zentren, in den so genannten Megacities, ist die Abfallentsorgung ein offensichtliches und drängendes Problem. Doch auch weniger urbane Zentren benötigen eine nachhaltige Lösung [Zerbock 2003].

Neben der Energieversorgung und der Abfallbeseitigung ist Ressourcenschonung ein Thema das aktuell vermehrt in den Fokus rückt. Die damit zusammenhängenden Herausforderungen wurden von den meisten Industrienationen erkannt. In diesen Ländern wurden daher erste Maßnahmen zum Ressourcenschutz ergriffen. Besonders die Abfallproblematik und deren Auswirkung auf die Schutzgüter wie Boden, Wasser und Luft werden seitdem erforscht und Lösungswege für ein möglichst nachhaltiges Verfahren zur Abfallentsorgung entwickelt. Jedoch gibt es auch in den Ländern Europas, die bereits über ein großes Know-how im Bereich Abfallwirtschaft verfügen, keine absolut gültige und einheitliche Vorgehensweise [Nassour 2005].

In kapitalschwächeren Regionen hingegen wurde die Notwendigkeit der Ressourcenschonung bisher nur zum Teil von den Regierungen als relevant eingestuft. Die Lösung ökonomischer Probleme erscheint dringender als die Bewältigung ökologischer Herausforderungen. Daher kann der Gedanke der Ressourcenschonung letztendlich auch nicht an die Bevölkerung vermittelt werden und führt zu einem leichtfertigen Umgang mit Wasser, Energie und Abfällen. Für einen nachhaltigen Ressourcenschutz und somit auch für den Umgang mit Gütern und den daraus resultierenden Abfällen ist es unumgänglich, dass die Initiative von der Regierung eines Landes ausgeht. Es müssen über Gesetze und Verordnungen Richtlinien vorgegeben werden, die dann durch die lokale Wirtschaft und Wissenschaft umzusetzen sind. Schwellen- und Entwicklungsländer verfügen jedoch in der Regel über keine oder lediglich eine unzureichende Umwelt- und Ressourcenschutzgesetzgebung [Nassour 2005].

Von daher ist ein zügiger Know-how-Transfer zwischen den Industrienationen und den Entwicklungs- und Schwellenländern notwendig. Positive und negative Erfahrungen die in der Vergangenheit in Europa bei der Ausgestaltung des Energie- und Ressourcenmanagements gemacht wurden, sollten bei der Entwicklung von Leitlinien in diesen Ländern berücksichtigt werden. Im Bereich der Abfallwirtschaft muss es oberstes Gebot sein, ein ressourcenschonendes Abfallwirtschaftssystem schnellstmöglich auch in kapitalschwachen Ländern umzusetzen. Nichtsdestotrotz müssen die Gegebenheiten des jeweiligen Landes bei der Übertragung von Konzepten berücksichtigt und bereits entwickelte Technologien entsprechend angepasst werden.

Die Abfallbehandlung ist in Schwellen- und Entwicklungsländern ein großes Problem für das es bisher kaum Lösungsansätze gibt. Zwar wurden durch internationale Hilfsorganisationen eine Vielzahl an Studien angefertigt und Konzepte entwickelt, jedoch konnten diese meist nicht erfolgreich umgesetzt werden, da es in diesen Ländern oft an Fachwissen, ausreichenden Gesetzen und Kapital mangelt.

Die ungeordnete Deponierung ist der bisher wichtigste Bestandteil der Abfallwirtschaft. Deponien in kapitalschwachen Ländern sind in der Regel nicht mit Deponien in Europa vergleichbar. Es handelt sich um Abkipfstellen die über keine Isolierschichten oder Sickerwasser- und Deponiegasbehandlung verfügen. Umweltkatastrophen und gesundheitliche Beeinträchtigung der Bevölkerung sind die Folge. Oft sind vorhandene Kapazitäten bereits ausgeschöpft und, vor allem in Ballungszentren, fällt es schwer neue Flächen für Deponien auszuweisen. Dies führt dazu, dass Abfälle auf den Müllkippen unkontrolliert abgebrannt werden, um neue Kapazitäten zu schaffen, oder die Abfälle wild am Stadtrand, in Wäldern oder im Meer abgekippt werden [Zerbrock 2003].

Die geregelte thermische Verwertung in Abfallverbrennungsanlagen mit adäquater Abgasreinigung und möglichst weitgehender Nutzung der erzeugten Energie ist eine sinnvolle Alternative zur wilden Ablagerung und zur Deponierung unbehandelter Abfälle, da durch diesen Prozess organische Schadstoffe zerstört werden und das Abfallvolumen um 90 % reduziert werden kann. Diese Technologie wurde für kapitalschwache Länder jedoch aufgrund hoher Kosten bisher nicht in Betracht gezogen. Ausnahmen sind einige Großstädte in Schwellenländern, die aufgrund mangelnder Deponieflächen, trotz höherer Kosten, Abfallverbrennungsanlagen betreiben.

Die Technologie der thermischen Abfallverwertung im großtechnischen Stil kann als Stand der Technik bezeichnet werden. Sie wurde in den Industrienationen erprobt und bereits in einige Schwellenländer transferiert. Am Beispiel China lässt sich zeigen wie ein typisches Schwellenland die Abfallverbrennung in ihr Abfallwirtschaftssystem integriert. Der chinesische Abfall weist die typischen Charakteristika eines Abfalls aus einem Schwellen- und Entwicklungsland auf: einen hohen Organikanteil, einen hohen Wassergehalt und daher ein niedrigen Heizwert. Er ist somit schlecht geeignet für die Abfallverbrennung. Um die verbleibende Energie des Abfalls dennoch zu nutzen und gleichzeitig eine Entsorgungslösung zu bieten, werden in China Wirbelschichtverbrennungsanlagen gebaut, die Abfälle mit hohem Wassergehalt gut verwerten können. Zur Erhöhung des Heizwertes und somit zur Gewährleistung einer stabilen Verbrennung wird zusätzlich Kohle mitverbrannt. So können die Abfallverbrennungsanlagen, statt als Entsorgungsanlagen, als Energieerzeugungsanlagen betrieben werden [Xiaodong et al. 2002, Neukirchen 2009].

Im großtechnischen Maßstab existieren technologisch ausgereifte Verfahren zur Abfallverbrennung von Siedlungsabfällen ebenso wie zur thermischen Verwertung von Abfällen mit sehr niedrigen Heizwerten. Diese Technologien können jedoch nicht ohne Anpassung auf kapitalschwache Regionen übertragen werden. Bei Betrachtung der dortigen Rahmenbedingungen wie z. B. schlecht ausgebaute Verkehrsnetze, keine Fernwärmenetze, teilweise sehr isolierten Siedlungen und geringes Investitionsvermögen erscheint es wahrscheinlich, dass sich kleine dezentrale Anlagen zur thermischen Abfallverwertung eher etablieren können als großtechnische Zentralanlagen. Dezentrale Abfallverbrennungstechnologien mit entsprechenden Umweltschutzmaßnahmen, die heizwertarme

Siedlungsabfälle verwerten können, sind jedoch bisher in kleinem Maßstab nicht zu vertretbaren Kosten verfügbar.

1.2 Ziele und Aufbau

Die vorliegende Arbeit greift die beschriebenen Probleme auf und stellt einen Versuch dar, zu deren Lösung beizutragen. Vor diesem Hintergrund wird im Rahmen dieser Arbeit eine Kleinverbrennungsanlage (KVA) konzipiert, die unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten Siedlungsabfälle in Schwellen- oder Entwicklungsländern unter Einhaltung strenger Umweltschutzmaßnahmen verwertet. Neben Verbrennungsanlagen existieren Pyrolyse- und Vergasungsanlagen zur thermischen Abfallverwertung. Da es sich hierbei jedoch um Technologien handelt, die sich bisher am Markt nicht durchsetzen konnten, liegt der Fokus dieser Arbeit auf den reinen Verbrennungsverfahren.

Folgende Teilziele werden mit dieser Arbeit verfolgt:

- Ermittlung der typischen Zusammensetzung und Bestimmung der brennstofftechnischen Eigenschaften von Abfällen aus Schwellen- und Entwicklungsländern.
- Anpassung der Technologie der thermischen Abfallverwertung an die Bedingungen in Schwellen- und Entwicklungsländern.
- Nachweis der thermischen Verwertbarkeit von Siedlungsabfällen aus Schwellen- und Entwicklungsländern.
- Auswahl einer geeigneten dezentralen thermischen Abfallverwertungstechnologie.
- Einhaltung europäischer Emissionsgrenzwerte.
- Reduktion der Kosten der thermischen Verwertung mit dem Ziel diese Technologie zur gesicherten Deponierung konkurrenzfähig zu machen.
- Konzeption einer standardisierten und kostenoptimierten KVA für Siedlungsabfälle in Schwellenländern, die unter Einhaltung strenger Emissionsgrenzwerte als Energieerzeugungsanlage genutzt wird.

In Kapitel 2 werden einleitend allgemeine Rahmenbedingungen und Problemstellungen der Abfallentsorgung in Schwellen- und Entwicklungsländern erläutert. Es folgt eine Darstellung des Standes der Technik der Abfallverbrennung und eine Marktübersicht zu verfügbaren Anlagen und Komponenten für Kleinverbrennungs- oder modulare Anlagen, wobei es sich bei letzterem um standardisierte Anlagen handelt, die aus Einzelmodulen bestehen, die je nach Anwendungsfall miteinander kombiniert werden können.

Um typische Strukturen der Schwellen- und Entwicklungsländer zu identifizieren und die daraus resultierenden Auswirkungen auf die Implementierung von Kleinverbrennungsanlagen für Abfall zu ermitteln, werden in Kapitel 3 die Ergebnisse aus drei Länderanalysen beschrieben und diese hinsichtlich Parallelen und Unterschieden untersucht. Diese Analysen dienen darüber hinaus zur Charakterisierung repräsentativer Abfallzusammensetzungen mit dem Ziel eine Referenzzusammensetzung für typische Siedlungsabfälle aus Schwellenländern zu identifizieren die anschließend für weitere praktische Untersuchungen verwendet wird.

Diese praktischen Untersuchungen werden notwendig, da die Abfallverbrennung bisher stets als kostenintensive Technologie beurteilt wurde und daher für die Anwendung in kapitalschwachen Ländern ausgeschlossen wurde. Somit existieren kaum Erfahrungen mit der thermischen Verwertung dieser meist heizwertarmen und feuchten Abfälle. Um zu

ermitteln, ob die thermische Verwertung technisch realisierbar ist, wird in Kapitel 4 ein Systemvergleich zwischen drei Feuerungstypen (Rost-, Quereinschub- und Wirbelfeuerung) beschrieben. Für diesen Vergleich werden im Rahmen der Dissertation Verbrennungsversuche mit einer reproduzierbaren Abfallmischung durchgeführt. Die Anlagentypen werden aus den folgenden Gründen ausgewählt:

Die Rostfeuerung stellt im großtechnischen Maßstab den Stand der Technik dar und ist die am weitesten verbreitete Technologie. Die Quereinschubfeuerung stellt im Bereich der dezentralen Biomasseverwertung einen gängigen Feuerungstyp dar, so dass die prinzipielle Eignung dieser Technologie für Abfallbrennstoffe geprüft werden sollte. Die Wirbelfeuerung wird gewählt, da es sich im Gegensatz zu den klassischen Wirbelschichtanlagen, die ebenfalls zur Abfallverbrennung im großtechnischen Maßstab verwendet werden, um eine Technologie handelt, die bereits im dezentralen Maßstab mit Biomassebrennstoffen wirtschaftlich betrieben werden kann.

In Kapitel 5 wird die Kostenstruktur von Abfallverbrennungsanlagen untersucht und daraus resultierende Einsparpotenziale ermittelt. Darüber hinaus werden Abschätzungen zur Kosteneinsparung mittels Serienfertigung und Standardisierung vorgenommen.

Aus den Ergebnissen aus Kapitel 3, 4 und 5 wird anschließend in Kapitel 6 der Entwurf einer kostenoptimierten, effizienten Abfallverbrennungsanlage für dezentrale Anwendungen dargestellt und wirtschaftlich bewertet. Als Ausblick werden abschließend in Kapitel 7 Handlungsempfehlungen zur Implementierung dieser Technologie gegeben.

2 Rahmenbedingungen und Stand der Technik

2.1 Rahmenbedingungen

2.1.1 Abfall

Abfall ist ein nicht mehr gebrauchtes oder gewolltes Produkt, dessen sich der Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss [EU 2008]. Je nach Ort der Entstehung kann Abfall als Siedlungsabfall, kommunaler Abfall oder z. B. industrieller Abfall bezeichnet werden. Die Datenlage zu Abfällen, deren Entstehungsorten, Mengen und Entsorgungswegen ist regional sehr unterschiedlich. Vor allem in Ländern, in denen nur unzureichend ausgeprägte Abfallwirtschaftskonzepte existieren, sind meist keine oder nur ungenügende Daten verfügbar. Die Daten, die in Statistiken und der Literatur zu finden sind, sind desweiteren auf Konsistenz zu prüfen, da oft unterschiedliche Definitionen für die Begriffe Hausmüll, Siedlungsabfall, kommunale Abfälle oder städtische Abfälle verwendet werden. Nicht selten werden in den Statistiken lediglich die auf öffentlichen Deponien abgelagerten Abfälle erfasst oder die Daten zur Abfallerzeugung beruhen nur auf Schätzungen [Vehlow 2006].

Industrielle Abfälle stellen eine bedeutende Menge des Abfallaufkommens dar. Da die Entsorgung dieser Abfälle in der Regel den Industrieunternehmen obliegt und es sich um sehr spezifische Abfallströme handelt, wird auf diese Abfallfraktion in dieser Arbeit nicht weiter eingegangen. Der Schwerpunkt der Arbeit liegt auf kommunalen Abfällen und deren Entsorgung mittels Abfallverbrennung. Für Kommunen und Gemeinden mit einer Einwohnerzahl zwischen 20.000 Einwohnern und 100.000 Einwohnern soll eine Möglichkeit zur nachhaltigen Behandlung der Siedlungsabfälle mit gleichzeitiger Energieerzeugung geschaffen werden.

In Abbildung 1 werden Pro-Kopf-Erzeugungsmengen für kommunale Abfälle in 74 Staaten, basierend auf Daten der Organisation für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD), des statistischen Büros der UN, Eurostat und des European Environment Information and Observation Network (EIONET) dargestellt. Die Bandbreite der Abfallerzeugungsmengen reicht von unter 100 Kilogramm pro Einwohner und Jahr ($\text{kg}/(\text{EW} \cdot \text{a})$) in Nigeria und Vietnam bis zu über 1.000 $\text{kg}/(\text{EW} \cdot \text{a})$ in Kanada. Betrachtet man neben der Menge an erzeugten Abfällen auch die Wirtschaftskraft dieser Länder lässt sich eine gute Korrelation darstellen. Dies bedeutet, dass mit steigender Wirtschaftskraft in der Regel der Konsum steigt und hierdurch die Abfallmenge erhöht wird [Vehlow 2006].

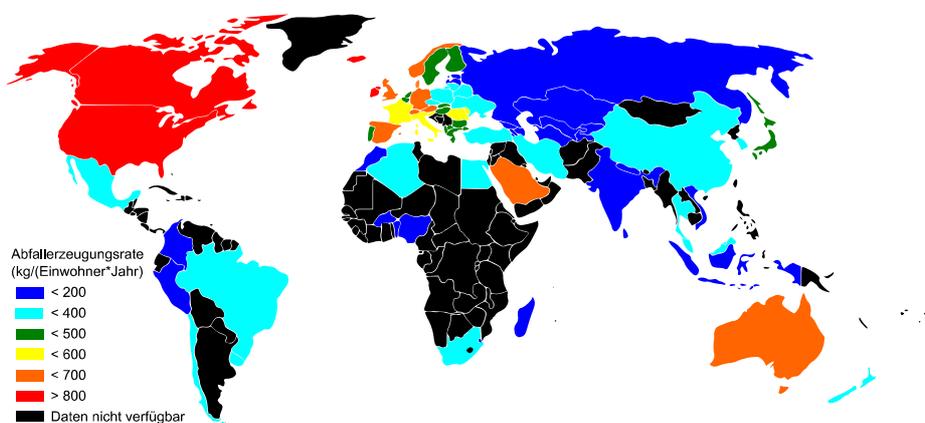


Abbildung 1: Erzeugung kommunaler Abfälle weltweit in $\text{kg}/(\text{EW} \cdot \text{a})$ [Vehlow 2006]

Bei der Abfallbehandlung mittels Verbrennung ist der Heizwert des Abfalls eine relevante Größe. Unter einem Heizwert von 5.000 kJ/kg bis 6.000 kJ/kg gilt Abfall als schwierig zu verbrennen bzw. als nicht selbstgänglich brennbar [Vehlow 2006, Kranert und Cord-Landwehr 2010]. In der Regel korreliert auch der Heizwert mit der wirtschaftlichen Entwicklung eines Landes wie in Abbildung 2 dargestellt wird. Abfall aus Industriestaaten mit einem Bruttoinlandsprodukt (BIP) über 15.000 US Dollar pro Kopf weist einen mittleren unteren Heizwert von 10.000 kJ/kg auf. Abfälle aus Entwicklungs- und Schwellenländern sind meist geprägt von einem hohen Organikanteil. Organik meint sämtliche im Siedlungsabfall enthaltenen biogene und kompostierfähige Stoffe wie z. B. Küchen- oder Gartenabfälle. Diese besitzen geringere Heizwerte, so dass viele Entwicklungsländer nicht nur vor einer großen finanziellen Herausforderung bei der Implementierung von Abfallverbrennungsanlagen stehen, sondern aufgrund der Abfallbeschaffenheit auch mit technischen Schwierigkeiten konfrontiert sind [Vehlow 2006]. Um die technische Umsetzbarkeit der Abfallverbrennung zu evaluieren werden in Kapitel 3 an Hand von Literatursauswertungen die Schwellenländer Türkei, Malaysia und Chile auf ihr Abfallwirtschaftssystem und typische Siedlungsabfallzusammensetzungen untersucht.

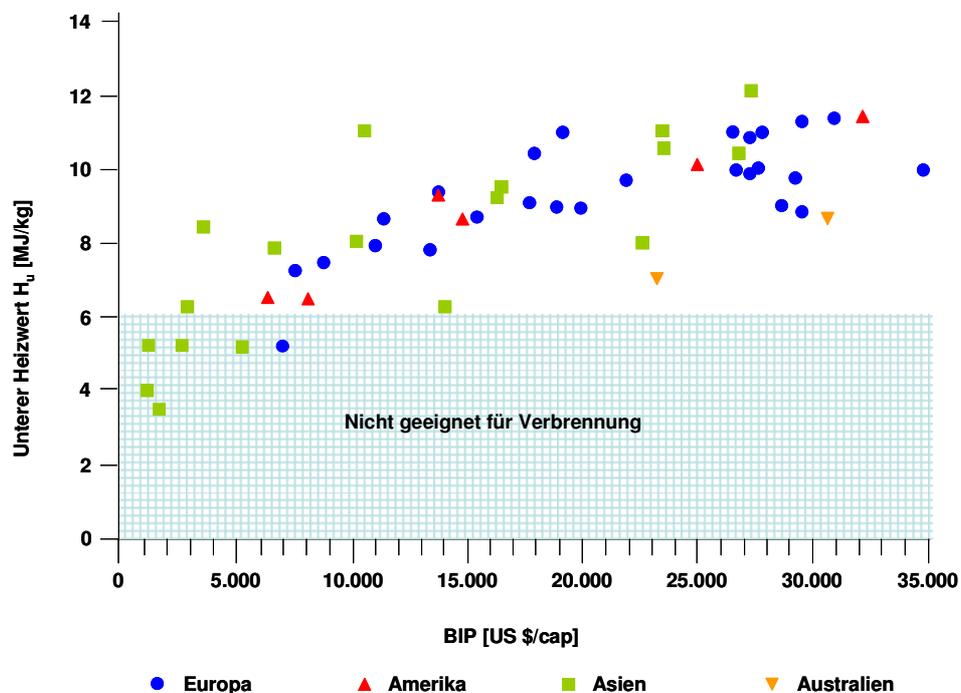


Abbildung 2: Heizwert von kommunalen Abfällen in Abhängigkeit des Bruttoinlandsproduktes eines Landes, ermittelt an Hand von Daten aus 57 Ländern [Vehlow 2006]

Die Analyse von Abfällen ist aufgrund deren Heterogenität ein komplexes Themenfeld. Daher werden je nach Literaturquelle teilweise stark unterschiedliche Angaben in Bezug auf Abfallzusammensetzung, Feuchte, Aschegehalt und Heizwert von Abfällen gemacht. Diese Diskrepanz erklärt sich aus der Schwierigkeit aus einer heterogenen Mischung eine repräsentative Probe zu entnehmen. Die Schwierigkeiten bei der Charakterisierung von Abfällen sind bekannt und werden z. B. in Rotter et al. [2003] ausführlich beschrieben. Für die Entwicklung einer Abfallverbrennungsanlage sind die Zusammensetzungen und Heizwerte jedoch ausschlaggebend. Da keine Primärdaten für Abfälle aus Schwellenländern für diese Arbeit zur Verfügung stehen und Heizwertangaben aus Sekundärdaten nur schwer

zu validieren sind, wird versucht, über die Abfallzusammensetzung und die Heizwerte der Einzelfraktionen, einen durchschnittlichen Heizwert zu errechnen.

In Tabelle 1 werden Werte aus Literaturangaben und eigenen Analysen einzelner Abfallfraktionen für Heizwert, Wassergehalt und Kohlenstoffgehalt angegeben. Die Werte in Klammern werden späteren Betrachtungen und Berechnungen zugrunde gelegt. Bei der Aschefraktion wird, davon ausgegangen, dass diese aus Einzelfeuerstätten stammt und ein Restkohlenstoffgehalt von 5 % enthält. Die Fraktion „Andere“ beinhaltet die Feinfraktion und andere Abfälle wie z. B. Hygieneprodukte. Die Analysewerte dieser Fraktion schwanken naturgemäß am stärksten.

Tabelle 1: Durchschnittliche Heizwerte, typischer Wassergehalt und Gesamt-Kohlenstoff-Gehalt unterschiedlicher Abfallfraktionen [EPA 1995, Liu und Lipták 2000, Estevez 2003, Rotter et al. 2003, IPCC 2006, LfU 2008a, eigene Untersuchungen]

Fraktion	Heizwert [MJ/kg TS]	Wassergehalt [%]	Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) [% TS]
Speiseabfälle	5,2–20,9 (15,8)	65–75 (75)	38–45
Grün-/Gartenabfälle	13,7–19,4 (17,5)	53–70 (60)	40–50
Kunststoff	23,4–38,4 (31,0)	18–36 (20)	45–86
Papier	11,3–19,5 (16,0)	20–38 (28)	35–46
Textilien	13,3–23,2 (17,4)	20–33 (25)	45–50
Glas	0	0	n. v.
Metall	0	0	n. v.
Asche*	(1,6)	(4)	5
Andere	0–20,2 (9,3)	0–60 (45)	21–47 (30)

*Es wird vereinfachend angenommen, dass Asche aus Hausbrandfeuerungen nicht vollständig ausgebrannt ist und einen Restkohlenstoffgehalt von 5 % enthält

2.1.2 Schwellen- und Entwicklungsländer

Um eine für Schwellen- und Entwicklungsländer angepasste Technologie zur Abfallbehandlung zu entwickeln, wird nachfolgend dargestellt, wie sich Entwicklungs- und Schwellenländer, von den „entwickelten“ Nationen, die bereits thermische Abfallverwertungstechnologien eingeführt haben, unterscheiden.

Eine eindeutige Definition der Begriffe Schwellenland und Entwicklungsland existiert nicht. Als einfachstes Bewertungskriterium für die Entwicklung eines Landes wird oft das Pro-Kopf-

Einkommen verwendet, jedoch ist dieses Kriterium wenig aussagekräftig, da Faktoren wie Subsistenzwirtschaft und informelle Arbeit hierbei nicht berücksichtigt werden. Durch diese Einkommensquellen wird aber die Befriedigung der Grundbedürfnisse vieler Menschen in Entwicklungsländern sichergestellt. Da jedoch ökonomische Daten am besten verfügbar sind, wird in Statistiken häufig auf diese zurückgegriffen. So teilt z. B. die Weltbank alle Länder nach dem Bruttonationaleinkommen (BNE) (früher nach dem Bruttosozialprodukt BSP) in Staaten mit niedrigem, mittlerem und hohem Einkommen ein. Auf dieser Einteilung beruht auch die Einordnung des Development Assistance Committees (DAC) der OECD. Das DAC teilt alle Staaten der Erde auf zwei Länderlisten auf. Diese Klassifikation ist für die Zuteilung von Entwicklungshilfegeldern relevant, da lediglich Leistungen an Länder der Länderliste 1 als öffentliche Entwicklungshilfe anerkannt werden. Um eine differenziertere Betrachtung als die rein ökonomische zu ermöglichen, wurde durch eine Arbeitsgruppe der Vereinten Nationen der „Human Development Index“ (HDI) entwickelt [UNDP 2008b]. Dieser bezieht sowohl das Pro-Kopf-Einkommen in realer Kaufkraft als auch das Bildungsniveau und die Lebenserwartung in die Bewertung ein. Bei der Kategorie Bildungsniveau werden die Alphabetisierungsrate von Erwachsenen und die Gesamteinschulungsrate betrachtet. Der so ermittelte Index liegt zwischen 0 und 1 und erlaubt eine Gruppierung der Länder in Staaten mit hoher (größer 0,8), mittlerer (0,5–0,8) und niedriger Entwicklung (kleiner 0,5). Eine Einteilung der Länder nach dem HDI wird in Abbildung 3 dargestellt.

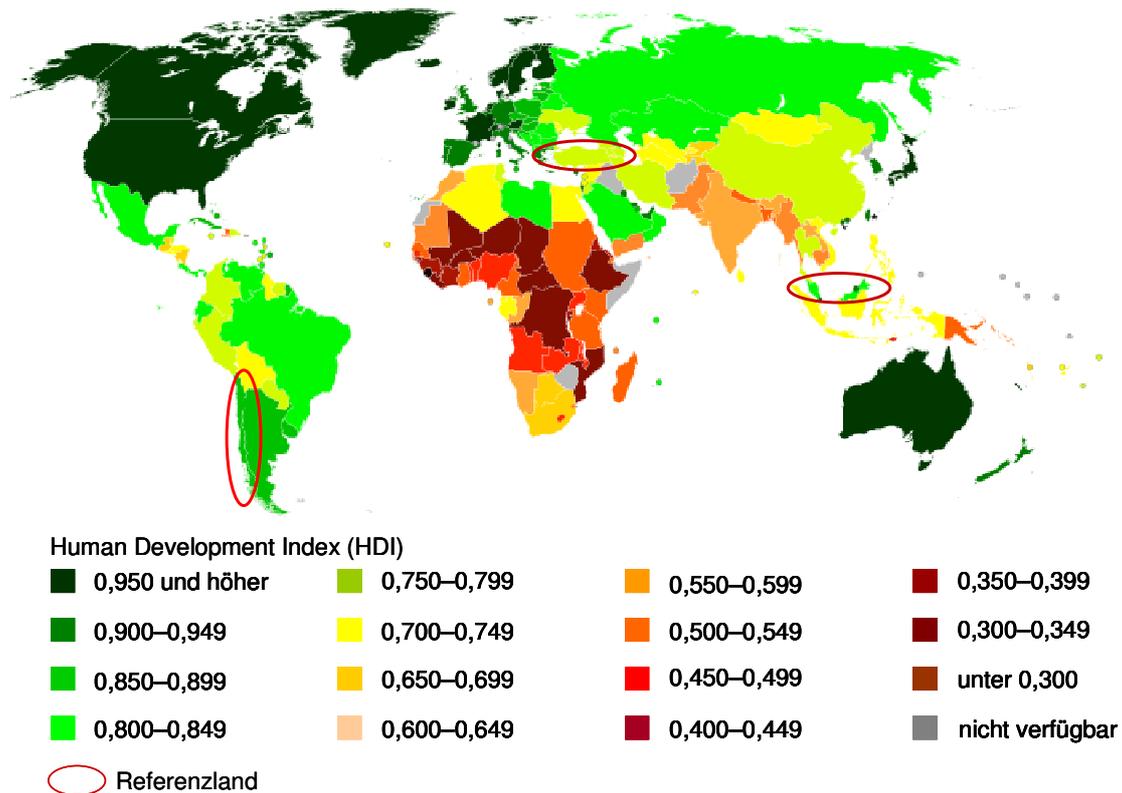


Abbildung 3: Einteilung der Länder nach Human Development Index 2008 [UNDP 2008b] und ausgewählte Referenzländer

Über diese Einordnung hinaus existieren weitere Klassifizierungen von denen die gängigste die Unterscheidung in Industrie-, Schwellen-, Transformations- und Entwicklungsländer sowie die am wenigsten entwickelten Länder (LDC: least developed countries) ist. Je nachdem welche Kriterien zur Einteilung der Länder verwendet werden, kann man also zu

unterschiedlichen Ergebnissen bei der Bewertung eines Landes gelangen [Andresen et al. 2005].

Auch wenn keine allgemein verbindlichen Richtlinien zur Einteilung eines Landes existieren und je nach Autor unterschiedliche Definitionen verwendet werden, bestehen doch einige Merkmale die typisch für Schwellen- und Entwicklungsländer sind.

- Ökonomische Indikatoren wie z. B. ein geringes BNE pro Kopf
- Politische Indikatoren wie z. B. häufige gewaltsame Konflikte
- Soziale Indikatoren wie mangelhaft ausgebildete Infrastruktur
- Ökologische Indikatoren vor allem wachsende Umweltprobleme

Eine ausführliche Darstellung und Bewertung der Indikatoren, die in den einzelnen Ländern sehr unterschiedlich ausgeprägt sein können, gibt Andresen et al [2005]. Problematisch für die Entwicklung dieser Länder ist, dass viele der dargestellten Merkmale sich gegenseitig bedingen. So wird z. B. durch ein schlechtes Bildungssystem keine ausreichende Bildung vermittelt, was wiederum zu geringer Produktivität eines Landes führt, wodurch wiederum die Armut des Landes begründet werden kann. Darüber hinaus werden natürliche Gegebenheiten, wie z. B. Rohstoffmangel, innere Ursachen wie z. B. Kapitalmangel und äußere Ursachen wie z. B. die strukturelle Abhängigkeit von Industrieländern, für die Situation der Entwicklungsländer verantwortlich gemacht. Eine allgemeine Aussage für alle Entwicklungsländer über die Ursachen der Entwicklungshemmnisse kann jedoch nicht getroffen werden. Hier ist jedes Land individuell zu betrachten und die Gründe für mangelnde Entwicklung sind dementsprechend zu eruieren [Andresen et al. 2005].

Schwellenländer sind in ihrer Entwicklung bereits weiter fortgeschritten und stehen an der Schwelle zu Industrienationen. Sie werden traditionell zu den Entwicklungsländern gezählt, weisen jedoch nicht mehr alle eingangs dargestellten Merkmale auf. Betrachtet man die Wirtschaftsstruktur ist diese nicht mehr dominant auf den primären Sektor ausgerichtet und zeigt hohe Wachstumsraten. Sie nähert sich an das Niveau von Industrienationen an. Oft wird neben der wirtschaftlichen Entwicklung die soziale und politische Entwicklung vernachlässigt, so dass im Bereich dieser Indikatoren die Merkmale von Entwicklungsländern weiterhin anzutreffen sind [BPB 2009].

Bei der in Kapitel 3 folgenden Betrachtung von Referenzländern sollten ähnlich entwickelte Länder unterschiedlicher Kontinente verglichen werden. Für die Auswahl dieser Länder wird der HDI herangezogen. Da die Einführung eines Abfallmanagementsystems, das auf der Abfallverbrennung basiert, als kapitalintensiv eingeschätzt wird, werden für eine erste Betrachtung mittel bis hochentwickelte Länder ausgewählt (vgl. Abbildung 3). Die vom internationalen Währungsfond [IMF 2010] als Schwellenländer klassifizierten Länder Türkei, Malaysia und Chile verfügen bisher über kein Abfallwirtschaftssystem das den Anforderungen der Ressourcen- und Klimaschonung gerecht wird. Nur bei theoretisch erfolgreicher Implementierung der thermischen Abfallbehandlung in diesen Ländern scheint ein Übertrag in die kapitalarmen Entwicklungsländer sinnvoll.

2.1.3 Dezentrale Technologien

Dezentrale Technologien sind Techniken, die die Bedürfnisse der Bevölkerung eines räumlich begrenzten Gebietes befriedigen. Häufig trifft man diesen Begriff im Zusammenhang mit Energieerzeugung an. Bei dem Konzept der dezentralen Energieversorgung ist die Leistungsgröße oder Kapazität einer Anlage zweitrangig. Dezentrale Energieversorgung bedeutet vielmehr Energieerzeugung direkt beim Verbraucher. Dennoch steht dieses Konzept oft der Energieerzeugung in Großkraftwerken gegenüber.

Dezentrale Technologien im Bereich der Stromerzeugung verfügen aufgrund ihrer meist geringeren Leistung über schlechtere Wirkungsgrade als Großkraftwerke und sind daher spezifisch teurer. Dem gegenüber stehen jedoch vor allem beim Einsatz in Schwellen- und Entwicklungsländern einige Vorteile. In diesen Regionen sind die Stromnetze teilweise nicht ausreichend ausgebaut, so dass eine Schwankung in der Stromerzeugung von 10 % zum Zusammenbruch des Netzes führen kann. Aufgrund der geographischen Gegebenheiten ist die Versorgung verstreuter Siedlungsgebiete notwendig. Bei Einsatz dezentraler Technologien können Transportwege eingespart und somit Leitungsverluste reduziert werden. Darüber hinaus ergibt sich für dezentrale Anlagen oft die Möglichkeit des Betriebes in Kraft-Wärme-Kopplung, d. h. Nutzung des erzeugten Stroms und der entstehenden Wärme, so dass die Effizienz der Anlage gesteigert und somit die Kosten reduziert bzw. die Erlöse gesteigert werden können. Die in Großkraftwerken erzeugten Wärmemengen können hingegen meist gar nicht oder nur teilweise abgenommen werden. Darüber hinaus lässt sich vor allem in kapitalschwachen Ländern eine Kleinverbrennungsanlage aufgrund der geringeren Investitionskosten leichter finanzieren als ein Großkraftwerk [Karl 2006, Carelli et al. 2010].

In der Abfallwirtschaft bedeutet der Einsatz dezentraler Technologien, dass ein räumlich begrenztes Gebiet entsorgt wird und weite Transportentfernungen der gesammelten Abfälle vermieden werden. Damit ist eine Abfallverbrennungsanlage in einem Ballungsgebiet mit einer Million Einwohnern, die die dort entstehenden Abfälle verwertet ebenso eine dezentrale Anlage wie eine Kleinverbrennungsanlage (KVA), die die Abfälle eines Industriebetriebs verwertet. Die wirtschaftlichen und ökologischen Effekte zentraler und dezentraler Abfallverbrennungsanlagen wurden in Consonni et al. [2005], Wheeler und Jaitner [2006], Longden et al [2007] beschrieben. Je nach betrachteter Region und zugrunde gelegter Rahmenbedingungen variieren die Vor- und Nachteile bei den zentralen oder dezentralen Anlagen. Longden et al. [2007] untersuchen die Region Cornwall mit dem Ergebnis, dass abgesehen von urbanen Gebieten, die von hoher Abfalldichte und kurzen Transportwegen geprägt sind, kleine dezentrale Abfallverbrennungsanlagen unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten zu bevorzugen sind. Da die dargestellten Vorteile von dezentralen Energieerzeugungsanlagen auch für dezentrale Abfallbehandlungstechnologien gelten, wird davon ausgegangen, dass insbesondere für Schwellen- und Entwicklungsländer die Entwicklung einer kleinen dezentralen Abfallverbrennungsanlage einer großtechnischen zentralen Anlage vorzuziehen ist.

Dezentral bedeutet für die Betrachtungen in dieser Arbeit, dass Abfälle aus einem regional beschränkten Raum behandelt werden. Großstädte und Ballungsgebiete, die ebenfalls einen regional beschränkten Raum darstellen, können auf bereits bestehende und etablierte Technologien zur thermischen Abfallverwertung im großtechnischen Stil zurückgreifen. Für

Kleinstädte und ländliche Räume existieren bisher keine Konzepte zur thermischen Behandlung, die unter wirtschaftlichen und ökologischen Maßgaben umgesetzt werden können. Für genau diese Gegenden, in denen einige 10.000 Menschen leben, soll ein Konzept entwickelt werden.

2.1.4 Angepasste Technologien

Bei der Einführung neuer Technologien in die Märkte der Entwicklungs- und Schwellenländer muss darauf geachtet werden, dass diese Technologien an die dortigen Bedürfnisse und Gegebenheiten angepasst sind. Aufgrund der in Kapitel 2.1.2 dargestellten Strukturen in diesen Ländern wird eine 1:1 Übertragung einer in einem Industrieland entwickelten Technologie nicht erfolgreich sein.

Ein an die Bedürfnisse von Entwicklungsländern angepasste Technologie sollte die folgenden vier Merkmale besitzen:

- Geringe Größe (dezentrale Kleinanlagen statt zentrale Großanlagen)
- Niedrige Kapitalkosten
- Einfachheit
- Umweltfreundlichkeit

Die Kernaussage verschiedener Studien über angepasste Technologien besagt, dass Technologien für Entwicklungs- und Schwellenländer im Gegensatz zu den Industriestaaten nicht möglichst automatisiert und hochtechnologisiert sein müssen. Diese Technologien sollten vielmehr die Kernprobleme der Länder, wie Kapitalmangel, hohe Arbeitslosigkeit und geringes technisch-wissenschaftliches Know-how berücksichtigen und dementsprechend abgewandelt werden [Fischedick 2004].

Dennoch müssen Technologien die in Schwellen- und Entwicklungsländern eingeführt werden sollen, moderne Technologien sein, da sie sonst von der Bevölkerung nicht akzeptiert werden. Wird eine Technologie als „Arme-Menschen-Technologie“ wahrgenommen, wird sie im Normalfall abgelehnt werden, da niemand mit Armut in Verbindung gebracht werden möchte.

Betrachtet man das Feld der Abfallwirtschaft ist ein entscheidender Faktor der für den Technologietransfer beachtet werden muss das Klima. In gemäßigten Breiten wie in Europa kann z. B. eine wöchentliche Müllabfuhr ausreichend sein, um hygienische Bedingungen einzuhalten und Geruchsbelästigungen zu minimieren. Dagegen zersetzt sich in tropischen Gegenden der Abfall aufgrund der Temperaturen und der Luftfeuchte wesentlich schneller, so dass dort die Frequenz der Abfallabfuhr erhöht werden sollte und die Verwertung der Abfälle zeitnah zu erfolgen hat. Im Bereich des Recyclings werden in Europa große Anstrengungen zur Rückgewinnung von Rohstoffen aus Abfällen unternommen. In Entwicklungsländern ist das Recycling durch den informellen Sektor zwar in der Regel nicht legal, jedoch sehr weit verbreitet. Diese Strukturen sollten bei der Einführung eines Abfallmanagementsystems beachtet werden.

Abfallverbrennung ist in vielen Schwellen- und Entwicklungsländern bisher nur in Form brennender Abfallhaufen bekannt. Aufgrund der daraus resultierenden Gesundheitsgefährdungen und Umweltprobleme erfolgt oft eine Ablehnung der Abfallverbrennung durch die Bevölkerung. Es ist im Sinne der Technologieanpassung daher zwingend erforderlich

moderne Umweltstandards einzuhalten und nicht zugunsten der Kostenreduktion und Vereinfachung der Technologie auf die Abgasreinigung zu verzichten.

Zusammenfassend sind die entscheidenden Kriterien für die erfolgreiche Einführung der dezentralen Abfallverbrennung, dass die Technologie kostengünstig in Anschaffung und Betrieb ist, das System unabhängig von Ersatzteilen ist, die evtl. vor Ort nicht verfügbar sind, die Anlage betriebssicher ist, eine hohe Verfügbarkeit besitzt und den Anschein des Modernen erweckt.

2.2 Abfallwirtschaft in Schwellen- und Entwicklungsländern

Schnelles Bevölkerungswachstum, steigender Wohlstand und zunehmende Urbanisierung führen vor allem in Schwellen- und Entwicklungsländern zu einem rasant anwachsenden Abfallaufkommen. In diesen Ländern ist die Abfallbeseitigung meist nicht oder nur ungenügend geregelt und führt so zu einem unübersehbaren Umweltproblem. Die Abfallwirtschaft unterscheidet sich erheblich von der in Industrieländern. Die Umweltproblematik ist den Verantwortlichen dieser Länder zwar meist bekannt, jedoch scheitert die Umsetzung eines adäquaten Systems häufig an fehlenden gesetzlichen Vorgaben und finanziellen Mitteln. Innerhalb der Gruppe der Schwellen- und Entwicklungsländer unterscheiden sich die Abfallwirtschaftssysteme zum Teil stark, dennoch können einige Gemeinsamkeiten festgestellt werden. So ist z. B. trotz aller Unterschiede der Anteil der organischen Abfälle in Siedlungsabfällen meist sehr hoch [Mohamad 2002, Nassour 2005].

In Schwellen- und Entwicklungsländern werden Umweltprobleme meist nicht genügend thematisiert, da andere Fragestellungen wie z. B. wirtschaftliche Probleme eine höhere Dringlichkeit besitzen. Daher fehlen in diesen Ländern die notwendigen gesetzlichen Regelungen um Umweltprobleme effizient in Angriff zu nehmen. Teilweise werden aber auch, mangels Fachwissen, Gesetze erlassen, deren Vorgaben nicht auf technisch fundierten Daten basieren und somit nicht umsetzbar sind [Nassour 2005].

Darüber hinaus ist oft die Finanzierung der Abfallentsorgung und -verwertung nicht geregelt. Die finanzielle Ausstattung der für die Abfallbeseitigung verantwortlichen Organisationen (Kommunen und Gemeinden) ist in der Regel nicht ausreichend. Falls Abfallgebühren zur Finanzierung erhoben werden, werden diese oft nicht entrichtet und sind grundsätzlich mangels Kenntnisse der tatsächlichen Kosten für Sammlung, Transport, Verwertung und Beseitigung zu gering angesetzt. So können laut Nassour [2005] mit Gebühren oft nur weniger als 10 % der tatsächlichen Kosten gedeckt werden. Verschärft wird die Situation dadurch, dass Gemeinden und Kommunen lediglich ein Budget für Sammlung und Transport des Abfalls zur Verfügung stellen. Die Vorbehandlung des Abfalls oder eine spätere Verwertung ist nicht üblich und wird somit bei der Kalkulation von Kosten nicht berücksichtigt. Recyclingaktivitäten werden im Gegensatz zu den Industrienationen überwiegend vom informellen Sektor wahrgenommen und stellen somit im Wirtschaftssystem keine Kostenposition dar. Der informelle Sektor finanziert die Aufwendungen für Recycling durch Erlöse beim Verkauf der wiedergewonnenen Materialien [Nassour 2005].

Abfallentsorgung bedeutet in Schwellen- und Entwicklungsländern Abfallablagerung auf ausgewiesenen Abkipfstellen oder wilden Müllhaufen. Geordnete Deponien mit Sickerwasser- oder Deponiegasbehandlung und Abdichtung, wie aus Industrieländern

bekannt, sind kaum existent. Darüber hinaus sind bestehende Sammel- und Transportsysteme oft nicht in der Lage eine regelmäßige, flächendeckende Entsorgung zu gewährleisten, so dass Abfälle an Straßenrändern, in Flüssen oder sonstigen Freiflächen abgelagert werden. Dort schwelen oder verbrennen die Abfälle dann unkontrolliert und führen zu Luftverschmutzung und Kontamination von Gewässern.

Basierend auf der Habilitationsschrift von Nassour [2005] zum Stand der Abfallwirtschaft in Entwicklungsländern werden nachfolgend relevante Einflussgrößen, die bei der Entwicklung eines Abfallwirtschaftssystems beachtet werden müssen, dargestellt und Schlüsselfaktoren erläutert.

Klima: Regional sehr unterschiedlich, oft tropisches bzw. subtropisches Klima mit teilweise sehr hohen Temperaturen und meist sehr hohen Niederschlagsmengen je Regenereignis oder aride Gebiete, die durch Wassermangel gekennzeichnet sind.

Infrastruktur: Häufig gekennzeichnet durch ein schlecht ausgebautes Verkehrsnetz und instabile Energie- und Wasserversorgung. Die Versorgung mit Ersatzteilen etc. gestaltet sich schwierig.

Technologieniveau: Die eingesetzten Techniken zur Abfallverwertung und -beseitigung unterscheiden sich je nach Land bzw. Region sehr stark. Generell ist das vorhandene Know-How über Abfall als gering einzuschätzen und in den meisten Schwellen- und Entwicklungsländern nicht mit dem Niveau der Industrieländer zu vergleichen.

Soziale, kulturelle und religiöse Bedingungen: Meist gekennzeichnet durch extreme Kluft zwischen arm und reich, wobei Armut ein Massenproblem darstellt. Diese Situation erschwert die adäquate Erhebung von Entsorgungsgebühren. Im Umgang mit Abfällen sind teilweise Einschränkungen aufgrund von religiösen Vorschriften zu beachten.

Gesetzgebung: Oft fehlen klare rechtliche Regelungen in Bezug auf Sammlung, Transport, Entsorgung und Finanzierung. Darüber hinaus sind einzelne Aufgabengebiete meist nicht klar abgegrenzt, so dass Unklarheit über Zuständigkeiten herrscht. Es mangelt an fachkompetenten Behörden, die vorhandene Regelungen durchsetzen. Verstöße gegen Gesetze und Vorschriften werden häufig nicht geahndet.

Verantwortung für die Abfallentsorgung: Diese liegt meist bei der Kommune oder Gemeinde und ist nicht auf staatlicher Ebene gesetzlich verankert. In einigen Ländern werden Teilaufgaben, wie z. B. die Abfallsammlung privatisiert.

Finanzierung: Es werden meist allgemeine Steuern und Einnahmen der Kommune für die Abfallentsorgung verwendet. Mit diesen Mitteln können die Kosten nicht gedeckt werden. Eine Erhebung von Abfallgebühren ist meist besonders für arme Bevölkerungsschichten nicht tragbar und führt daher zu illegaler Abfallentsorgung.

Investitionskosten für Behandlungsanlagen: Investitionskosten für nachhaltige Abfallverwertungs- und -entsorgungstechnologien können von den Kommunen nicht ohne Unterstützung vom Staat oder durch internationale Entwicklungshilfegelder getragen werden.

Betriebskosten für Sammlung, Transport und Deponierung: Diese liegen je nach Deponiestandard in Entwicklungsländern zwischen 2,50 und 15 €/Mg Abfall [Nassour 2005] und können in Schwellenländern wie z. B. Malaysia rund 28 € betragen [Goh Ban Lee 2005]

wobei die Kosten für Sammlung und Transport jeweils 70 bis 80 % der Gesamtkosten ausmachen.

Wie bereits erläutert, unterscheiden sich Abfallwirtschaftskonzepte regional stark. Daher ist zur konkreten Beurteilung der Situation stets eine genaue Analyse des Landes bzw. der Region notwendig. Einen Überblick über die Abfallwirtschaft in Afrika, Ostasien und der pazifischen Region, Lateinamerika und Indien gibt Nassour [2005] gegeben.

Einen Überblick über typische Abfallerzeugungsmengen in den einzelnen Regionen der Welt und die gängigen Entsorgungsmethoden wird in Tabelle 2 gegeben. Die Daten stammen, mit Ausnahme der Daten für Europa EU-27 aus dem Jahr 2000. Die Durchschnittswerte für Europa stammen aus dem Jahr 2008. Deutlich wird hier der hohe Anteil der Verbrennung. Dennoch dominiert weltweit die Deponie neben der wilden Ablagerung die Entsorgung [IPCC 2006, Eurostat 2010a].

Tabelle 2: Abfallerzeugungsmengen und Behandlungsmethoden – Regionaler Durchschnitt, Daten 2000 [IPCC 2006, Eurostat 2010a]

Region	Pro-Kopf Abfallaufkommen [t/EW*a]	Anteil Deponie [%]	Anteil Verbrennung [%]	Anteil Kompostierung [%]	Anteil undefinierte Entsorgung [%]
Asien					
Ostasien	0,37	55	26	1	18
Zentralasien	0,21	74	-	5	21
Südostasien	0,27	59	9	5	27
Afrika	0,29	69	-	-	31
Europa (EU-27)*	0,52	40	20	17	23 **
Osteuropa	0,38	90	4	1	2
Nordeuropa	0,64	47	24	8	20
Südeuropa	0,52	85	5	5	5
Westeuropa	0,56	47	22	15	15
Amerika					
Karibik	0,49	83	2	-	15
Zentralamerika	0,21	50	-	-	50
Südamerika	0,26	54	1	0,3	46
Nordamerika	0,65	58	6	6	29
Ozeanien	0,69	85	-	-	15

* Daten für EU-27 aus dem Jahr 2008; ** Anteil Recycling

Eine detailliertere Betrachtung zur Ermittlung der Rahmendaten für die Entwicklung einer thermischen Abfallbehandlungsanlage erfolgt in Kapitel 3 für die Referenzländer Türkei, Malaysia und Chile.

2.3 Stand der Technik der thermischen Abfallbehandlung

Thermische Abfallbehandlung bedeutet Vergasung, Pyrolyse oder Verbrennung von Abfällen mit dem Ziel der größtmöglichen Volumenreduktion und der Hygienisierung der Reststoffe. Darüber hinaus kann durch diesen Verfahrensschritt der Landverbrauch für Deponien eingeschränkt, die im Prozess freiwerdende Energie genutzt und aus den Rückständen Metall rückgewonnen werden. Entstehende Schlacken können beispielsweise als Material im Straßenbau verwendet werden. Hierdurch werden unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten alle im Abfall vorhandenen nutzbaren Stoffe und Energiemengen weitgehend genutzt. Entwickelt wurde die Technologie der Abfallverbrennung zur Hygienisierung von Abfällen bereits im 19. Jahrhundert in England und wurde seitdem kontinuierlich optimiert. Jedoch änderte sich im Laufe der Zeit der Fokus von der reinen Entsorgungsaufgabe hin zur Energieerzeugung.

Die gängigste Variante der thermischen Abfallbehandlung stellt die Abfallverbrennung dar. Hier wird in der Regel die Rostfeuerung eingesetzt, da diese keine Aufbereitung des Abfalls benötigt. Darüber hinaus existieren Wirbelschicht- und Drehrohrverbrennungsanlagen sowie Abfallvergasungs- und Pyrolyseanlagen, wobei letztere nur selten zum Einsatz kommen. Urban [2008] beschreibt, dass Vergasungs- und Pyrolyseverfahren sich aufgrund zahlreicher betriebstechnischer und ökonomischer Probleme nicht auf dem Markt durchsetzen konnten. In Japan hingegen wurden Vergasungsverfahren wie z. B. Thermoselect oder das Schwelbrenn-Verfahren erfolgreich umgesetzt, was hauptsächlich auf die Zusammensetzung und Vorbehandlung der Abfälle sowie die japanischen abfallwirtschaftlichen Zielsetzungen zurückzuführen ist [Krämer et al. 2010]. Drehrohröfen sind besonders geeignet für flüssige und pastöse Abfälle und werden aufgrund geringerer Durchsatzmengen meist für Sonderabfälle eingesetzt. Wirbelschichtfeuerungen werden in Europa nur vereinzelt für Hausmüll verwendet, da hier eine aufwändige Abfallvorbehandlung nötig ist. In Japan hingegen werden bei geringen Durchsätzen Wirbelschichtfeuerungen erfolgreich eingesetzt, da hier das Abfallsammelsystem entsprechend angepasst wurde [Vehlow 2006].

Abfallverbrennung wird in Deutschland und anderen Europäischen Ländern überwiegend in Großanlagen betrieben. Die durchschnittliche Kapazität einer thermischen Behandlungsanlage in Europa beträgt rund 200.000 Mg/Jahr [EC 2005]. In Dänemark, der Schweiz, Italien und Norwegen werden überwiegend Anlagen mit niedrigeren Durchsätzen eingesetzt (vgl. Abbildung 4).

Dezentrale Abfallverbrennung in Kleinanlagen wurde in Deutschland in den 70er-Jahren propagiert, konnte sich jedoch nicht gegen die größeren zentralen Anlagen durchsetzen [Faulstich 2009]. Gründe hierfür waren neben steigenden Anforderungen an die Abgasreinigung und höheren spezifischen Entsorgungskosten auch die Ablehnung durch die überwachende Behörde, da der Überwachungsaufwand einer Vielzahl von dezentralen höher als bei wenigen Großanlagen wäre [Neukirchen 2009].

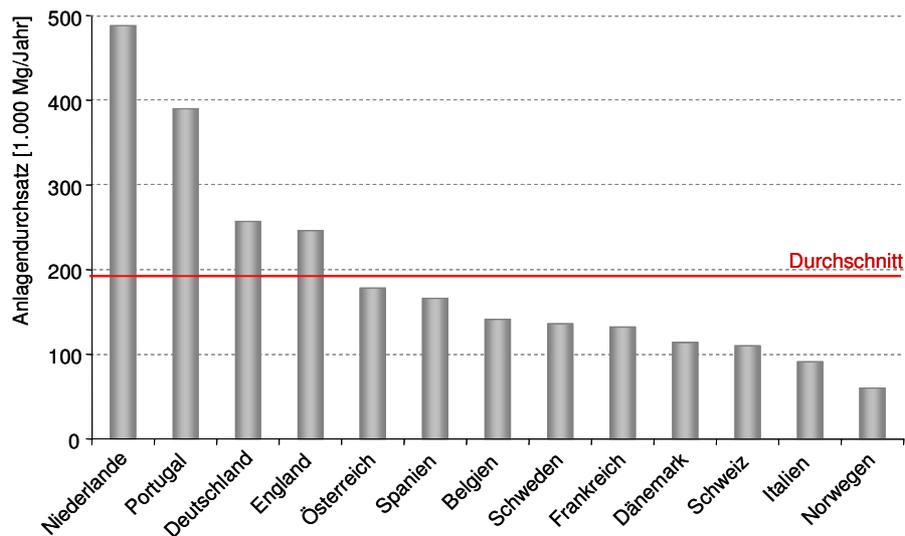


Abbildung 4: Durchschnittlichen Anlagengröße europäischer Abfallverbrennungsanlagen [EU 2005]

Japan setzte die dezentrale Abfallverbrennung hingegen flächendeckend ein. Schulen, Krankenhäuser, öffentliche Einrichtungen und Gebäudekomplexe wurden mit Klein- und Kleinstverbrennungsanlagen ausgerüstet, so dass in den 70er-Jahren des letzten Jahrhunderts ca. 200.000 dezentrale Anlagen zur Abfallverbrennung in Betrieb waren [Vehlow 2006]. Diese Anlagen wurden in der Regel diskontinuierlich betrieben, wodurch erhebliche Emissionen beim An- und Abfahrbetrieb zu verzeichnen waren. Auch in Frankreich und den USA gab es eine Tendenz zu Kleinverbrennungsanlagen, wenn auch nicht in solchem Umfang wie in Japan. Durch gesteigertes Umweltbewusstsein und die Verschärfung der gesetzlichen Anforderungen an die Abgasreinigung (AGR) stiegen die Kosten für die dezentrale Abfallverbrennung überproportional an, so dass auch in diesen Ländern der Trend zu Kleinanlagen rückläufig war. Ältere Anlagen wurden durch größere ersetzt die im 24h-Betrieb arbeiten. Insgesamt waren in Japan im Jahr 2006 noch 1.301 thermische Abfallbehandlungsanlagen in Betrieb von denen 293 Elektroenergie erzeugten, 18 Anlagen davon mit einer Stromerzeugungsleistung kleiner als 1.000 kW [Vehlow 2006, Krämer et al. 2010].

In Dänemark und in der Schweiz werden bis heute kleine Abfallverbrennungsanlagen betrieben, die die regionale Verwertung von Abfällen sicherstellen. So wird z. B. in der Schweiz eine Abfallverbrennungsanlage mit einem Durchsatz von 1,5 Mg/h zur Entsorgung des Ortes Zermatt betrieben. Andere Anlagen wie z. B. die KVA Biel oder die KVA St. Gallen sind für Durchsätze zwischen 5 und 10 Mg/h ausgelegt. Dänische Anlagen entsorgen häufig die Abfälle eines Regionalverbundes, so dass auch hier kleine bis mittelgroße Verbrennungsanlagen betrieben werden. Die Abfallverbrennungsanlage Haderslev verfügt z. B. über zwei Linien mit einem Durchsatz von je 4 Mg/h. In dieser KWK-Anlage beträgt die installierte elektrische Leistung 4,5 MW [Kautz et al. 1999, Dong 2010].

Für den Einsatz als Abfallverbrennungsanlagen auf Schiffen oder für Sonderabfallfraktionen wurden Kleinstverbrennungsanlagen entwickelt. Auch Klinikabfälle werden teilweise in dezentralen Anlagen direkt auf dem Gelände des Krankenhauses entsorgt [EC 2005]. Für die dezentrale thermische Entsorgung von Krankenhausabfällen in Entwicklungsländern wurde z. B. die De Montfort Feuerung mit einem Durchsatz von 6–7 kg/h entwickelt. Von

dieser manuell beschickten Anlage wurden zwischen 2001 und 2004 über 800 Stück gebaut. Eine Abgasreinigung ist nicht vorgesehen. Zur Reduktion der Emissionen ist eine Nachbrennkammer vorhanden. Darüber hinaus wird empfohlen Verbrennungstemperaturen zwischen 600 und 900 °C einzuhalten [WHO 2004]. Diesen KVA ist der Entsorgungsauftrag gemeinsam, eine Energieerzeugung und Abgasreinigung wird aus wirtschaftlichen Gründen nicht angestrebt.

Die thermische Verwertung von Siedlungsabfällen in KVA ist kaum wissenschaftlich erforscht. Es existiert zwar eine Vielzahl von KVA in unterschiedlichen Entwicklungsstadien von denen jedoch keine Daten über Verbrennungsverhalten, Betriebssicherheit etc. verfügbar sind. Untersucht wurde bisher die Entwicklung einer dezentralen KVA für Siedlungsabfälle aus Korea von Kautz et al. [1999] und die Entwicklung einer KVA für Abfallfraktionen mit Heizwerten höher 11 MJ/kg von Seier [1999]. Andere dezentrale Kleinf Feuerungen zur Energieerzeugung wurden bereits für biogene Brennstoffe wie z. B. Holz oder andere landwirtschaftliche Reststoffe wie z. B. Stroh, Altholz oder Klärschlamm entwickelt [Quicker und Hamatschek 2009]. Eine Verwendung dieser Feuerungen für feste Siedlungsabfälle wurde jedoch bisher nicht untersucht.

2.3.1 Marktübersicht

Der Durchsatz der in dieser Arbeit betrachteten dezentralen Abfallverbrennungsanlage liegt zwischen den Großanlagen und Kleinstanlagen, die nur wenige kg Abfall pro Stunde behandeln. Moderne europäische Anlagen sind auf Durchsätze von rund 150.000 Mg/a ausgelegt [Kranert und Cord-Landwehr 2010]. Dies entspricht einer Behandlungsanlage in Nordeuropa für eine Gemeinde mit rund 250.000 Einwohnern. Ziel der hier vorliegenden Analyse war hingegen ein Benchmark für Anlagen, die Abfälle aus Kleinstädten mit mehreren 10.000 Einwohnern entsorgen können. Beispielhaft wird Anlagen für die Entsorgung einer Kommune mit 40.000 Einwohnern betrachtet, dies entspricht einen Anlagendurchsatz von rund 25.000 Mg/a.

Zur besseren Marktübersicht wird eine Marktrecherche nach den folgenden 3 Kriterien durchgeführt:

- Recherchegegenstand: System zur Abfallverbrennung
- Feuerungswärmeleistung 3 bis 6 MW bzw. Durchsatz von 2 bis 3 Mg/h
- Adaption an die Bedürfnisse von Entwicklungsländern

Wie die Marktrecherche zeigte, existieren kaum Anbieter für diese Anlagengröße. Der Großteil der Abfallverbrennungsanlagenhersteller vertreibt lediglich Großanlagen. In der betrachteten Leistungsklasse konnten lediglich fünf Hersteller und eine Pilotanlage eines Forschungsinstitutes ermittelt werden. Eine Liste der Firmen die ein Richtpreisangebot für eine solche Anlage abgegeben haben, findet sich in Anhang B.

2.3.2 Systemkomponenten

Nachfolgend wird der prinzipielle Aufbau einer großtechnischen Abfallverbrennungsanlage beschrieben, da dieses System den Stand der Technik darstellt und die Gestaltung dezentralen Anlagen daran orientiert ist.

Eine Abfallverbrennungsanlage besteht grundsätzlich aus den Systemkomponenten:

- Anlieferung/Bunker
- Beschickung
- Thermische Behandlung (Feuerung)
- Energienutzung
- Abgasreinigung
- Reststoffverwertung / -behandlung

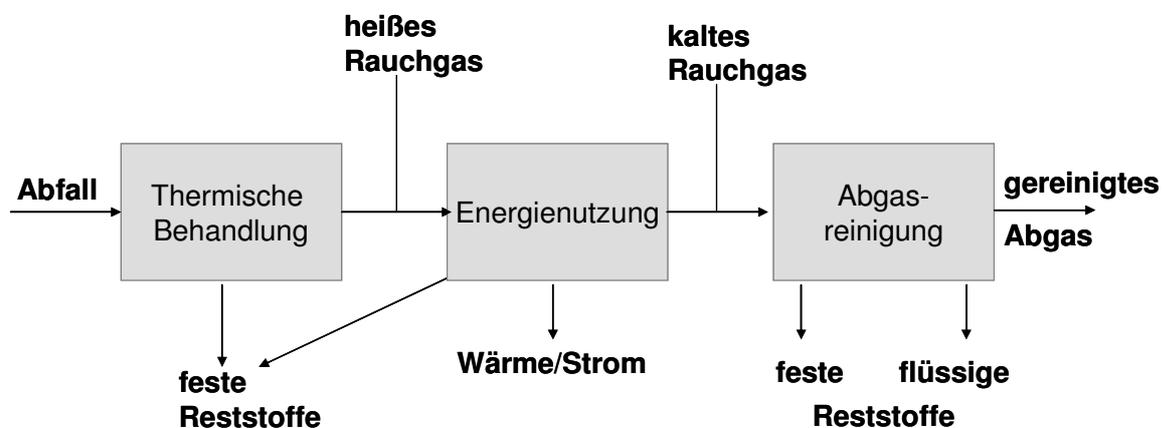


Abbildung 5: Grundfließbild einer thermischen Abfallbehandlungsanlage nach [Kranert und Cord-Landwehr 2010]

Je nach Anlagentyp und gesetzlichen Vorgaben können diese einzelnen Komponenten unterschiedlich ausgestaltet sein. Technische Referenzverfahren für die thermische Siedlungsabfallbehandlung sind in [BREF 2005] beschrieben. Beispielhaft wird nachfolgend der Aufbau einer deutschen Müllverbrennungsanlage (MVA) an Hand der MVA Schwandorf (Abbildung 6) dargestellt.

Diese Anlage ist ausgestattet mit einem Müllbunker in den der Abfall von den Transportfahrzeugen entladen wird. Anschließend wird der Abfall mittels Kran in den Vorlagebehälter gefüllt und auf den Rost der Feuerung aufgegeben. Hierbei handelt es um ein Gegenlauf-Überschubrost-System. Die anfallende Schlacke wird über einen Nassentschlacker entnommen. Die Rauchgase strömen durch einen Tailend-Kessel (vertikale Strahlungszüge und horizontale Rauchgaszüge mit Konvektionsheizflächen) in dem Dampf erzeugt wird. Dieser wird zum Teil als Prozessdampf an einen benachbarten Industriebetrieb abgegeben und zur Stromerzeugung mittels Turbinen verwendet. Die verbleibende Energie wird als Fernwärme in das Fernwärmenetz der Stadt Schwandorf eingespeist. An die Dampf-, Strom und Fernwärmeerzeugung schließt sich eine zweistufige Abgasreinigung an, die die Einhaltung der deutschen Emissionsgrenzwerte garantiert [ZMS 2006].

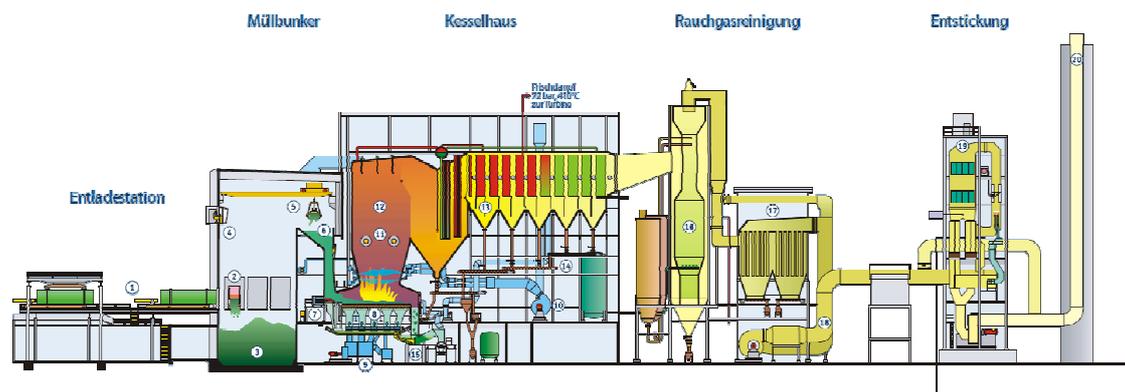


Abbildung 6: Systemkomponenten einer Müllverbrennungsanlage am Beispiel der Abfallverbrennungsanlage Schwandorf [ZMS 2006]

Nachfolgend wird allgemein der Stand der Technik der einzelnen Systemkomponenten beschrieben und deren Eignung für KVA bewertet.

2.3.2.1 Abfallannahme und -aufbereitung

Siedlungsabfälle werden am jeweiligen Anfallort eingesammelt und mit Sammelfahrzeugen an die MVA angeliefert. Die Fahrzeuge werden gewogen bevor der Abfall an der Entladestelle, dem Abfallbunker, abgeladen wird. In einigen Ländern wird das Sammelfahrzeug gleichzeitig auf radioaktive Stoffe gescannt, da diese nicht in der MVA verwertet werden dürfen. Zwischen der gewogenen Abfallmenge und der tatsächlich verbrannten Menge besteht immer eine Differenz, da während der Abfalllagerung 4 bis 10 % der im Abfall enthaltenen Feuchtigkeit verdunsten [Dirks 2000].

Der Bunker dient als Pufferbehälter um eine kontinuierliche Beschickung der Anlage zu gewährleisten und sollte vom Volumen derart dimensioniert werden, dass Wochenenden oder Feiertage an denen keine Abfallanlieferung erfolgt, überbrückt werden können. Zur Vermeidung von negativen Umweltauswirkungen und zur Verringerung von Geruchsemissionen wird der Bunker als geschlossener Raum aus wasserdichtem Beton ausgeführt. Die Bunkerabluft wird abgesaugt und der Feuerung als Verbrennungsluft zugeführt. Zur Bekämpfung evtl. entstehender Bunkerbrände sind Feuerlöschanlagen zu installieren. Die Abfallentnahme erfolgt mit einer Krananlage, die gleichzeitig für die Durchmischung und somit Homogenisierung der Abfälle verwendet wird. Somit werden die Schadstoffanteile im Abfall zu vergleichmäßigen, da vor allem Gewerbeabfälle häufig in Monochargen angeliefert werden und zu Emissionsspitzen führen könnten [Dirks 2000, EC 2005].

Bei großen Rostfeuerungen ist eine Aufbereitung der angelieferten Abfälle in der Regel nicht notwendig. Hier hat lediglich eine Vorzerkleinerung sperriger Abfälle zu erfolgen. Bei Wirbelschichtfeuerungen und speziell im Falle von dezentralen KVA ist jedoch die Partikelgröße des Abfalls begrenzt, so dass eine Zerkleinerung unumgänglich ist. Diese dient gleichzeitig zur Homogenisierung der Abfälle und reduziert somit Emissionsspitzen während der Verbrennung. Zur Zerkleinerung können Mühlen, Scheren oder Schredder verwendet werden [EC 2005]. Sehr häufig werden Rotorscheren, Kammwalzenzerkleinerer,

Hammermühlen oder Einwellenzerkleinerer verwendet [Kranert und Cord-Landwehr 2010]. Die Abfallzerkleinerung wird auch bei der Herstellung von Ersatzbrennstoffen (EBS) eingesetzt. Typischerweise findet hier nach dem Öffnen der Abfallbehältnisse (Säcke etc.), das Abscheiden der Eisen- und Glasfraktion durch Magnetabscheider, Windsichter oder manuelle Sortierung und dann die Zerkleinerung statt [Fitzgerald 2009]. Vor allem letztere Möglichkeit kann für Verbrennungsanlagen in Schwellen- und Entwicklungsländern aufgrund niedriger Lohnkosten zum wirtschaftlichen Anlagenbetrieb beitragen. Alternativ können die Metalle auch aus der Verbrennungsgasche wiedergewonnen werden, was in der Mehrzahl der deutschen MVA der Fall ist (vgl. Kapitel 2.3.2.6).

Besonders feuchte und heizwertarme Abfälle müssen vor der thermischen Behandlung eventuell getrocknet werden. Hier kann die biologische Trocknung, die als ein Verfahrensschritt in der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) eingesetzt werden kann und kann als Stand der Technik zu bezeichnen ist, verwendet werden. Im Gegensatz zur MBA wird die reine biologische Trocknung als Vorbehandlungsmethode für Siedlungsabfall vor der Verbrennung nicht zum biologischen Abbau von Materie und somit Stabilisierung des Abfalls genutzt, sondern dient der weitgehenden Entfernung des Wassers unter weitgehender Beibehaltung der organischen Substanz. Die biologische Trocknung ohne nachgeschalteter Stabilisierungsstufe wird bisher kaum eingesetzt, da in der Regel sehr feuchte Siedlungsabfälle mit einem hohen Anteil an Bioabfällen nicht thermisch behandelt werden. Da jedoch auch in Ländern mit einer solchen Abfallzusammensetzung die Nachfrage nach Abfallverbrennungsanlagen steigt, wurde die biologische Trocknung in mehreren Versuchsanlagen untersucht [Zhang et al. 2008, Negoï et al. 2009, Velis et al. 2009]. Eine industrielle Anlage zur biologischen Trocknung wurde in Singapur errichtet, aufgrund von wirtschaftlichen Problemen jedoch wieder aufgegeben [Wastetec 2010].

2.3.2.2 Beschickung

Die Beschickung bei den gängigen Großfeuerungen erfolgt mit einer Krananlage. Die Kranführer durchmischen den Abfall, entnehmen kontinuierlich Abfall aus dem Bunker und geben diesen in den Einfüllschacht, welcher im oberen Bereich über eine Abschlussklappe oder einen Abschlussschieber verfügt. Dieser wird beim An- und Abfahren der Anlage geschlossen, um sicherzustellen, dass Abfälle nur bei einer Feuerraumtemperatur größer 850 °C als Brennstoff eingesetzt werden. Darüber hinaus dient diese Klappe als Rückbrandsicherung. Am unteren Ende des Schachtes fällt der Abfall entweder direkt auf einen Dosierrost oder wird mit einem Dosierstößel auf die erste Rostzone geschoben [Dirks 2000].

Für kleine Verbrennungsanlagen wäre alternativ zur Krananlagen auch der Einsatz von Technologien aus der Biomasseverbrennung vorstellbar. Je nach Korngröße des Abfalls ist die Beschickung mittels Wanderschnecke, Kratzkettenförderer, Schubboden oder Austragsfräse möglich. Laut Kaltschmitt et al. [2009] gilt im Biomassebereich der Schubboden als besonders geeignet. Die Verwendung für Siedlungsabfälle ist jedoch nicht erprobt.

2.3.2.3 Feuerung

Die am weitesten verbreitete Technik ist die Abfallverbrennung auf dem Rost. Es gibt unterschiedliche Typen von Rostfeuerungsanlagen, die im Laufe der letzten fast 140 Jahre entwickelt wurden. Die häufigste Art ist der so genannte Vorschubrost. Darüber hinaus existieren Walzen- und Wanderroste sowie der Rückschubrost. Bezogen auf den Heizwertarmen und sehr feuchten Abfall der Schwellen- und Entwicklungsländern eignen sich nur einige Typen, da bei diesen Abfällen die Schürwirkung des Rostes und eine hohe Verbrennungsluftvorwärmung ausschlaggebend für eine gute Verbrennung ist. Für diese Art der Abfälle sind Wander- oder Walzenrostsysteme weniger geeignet. Rückschubroste wie jener der Firma Martin sorgen für eine gute Durchmischung der heißen Schlacke mit dem aufgegebenen Abfall und sind daher vorteilhaft für die Verbrennung von feuchten Abfällen [Reimann 1991].

Bei Rostfeuerungsanlagen unterscheidet man je nachdem ob die Rauchgase mit oder gegen die Abfallförderichtung strömen, zwischen dem Gleich- oder Gegenstromprinzip. Für feuchte Brennstoffe bietet sich das Gegenstromprinzip an, da hier die Abfälle durch das zurückströmende Rauchgas besser getrocknet werden. Die optimale Strömungsführung des Rauchgases wird durch den Einbau von Strömunglenkwänden gewährleistet. Der Rost wird von der Abfallaufnahme bis zum Ascheabwurf in einzelne Zonen unterteilt (Trocknungs-, Vergasungs- Hauptverbrennungs- und Ausbrandzone). Die Bewegung der Rostelemente der einzelnen Zonen kann in der Geschwindigkeit variiert werden, um einen optimalen Ausbrand des Feststoffes zu erzielen. Durch die Öffnungen des Rostes wird Verbrennungsluft, die so genannte Primärluft, zugegeben. Die Luftmenge kann über die einzelnen Rostzonen verteilt gesteuert werden, so dass die Verbrennung in gewissen Bereichen beschleunigt oder verlangsamt werden kann. Als Verbrennungsluft wird abgesaugte Luft aus dem Abfallbunker oder Umgebungsluft verwendet, die je nach Bedarf bis 150 °C vorgewärmt werden kann. Der Abfall verbleibt in der Regel nicht länger als 60 Minuten auf dem Rost. Oberhalb des Rostes wird mit Düsen Sekundärluft in die Brennkammer eingebracht, die für eine gute Durchmischung der Rauchgase sorgt. Die Brennkammer muss dergestalt dimensioniert werden, dass das Rauchgas, ab der Stelle der Sekundärlufteindüsung, nach der EU Verordnung über Industrieemissionen 2010/75/EU [EU 2010] eine Verweilzeit von zwei Sekunden bei über 850 °C einhält. Die Eindüsung dient zur Vergleichmäßigung der Rauchgastemperatur, da die Rauchgase in den einzelnen Zonen stark unterschiedliche Temperaturen aufweisen, und zur vollständigen Oxidation des Rauchgases. Zur Kühlung der Seitenwände im Bereich der ersten Rostzone und zur Vermeidung von Verschlackung an den Wänden kann zusätzlich Luft eingeblasen werden. Hierbei handelt es sich um einen geringen Luftanteil, der keinen Einfluss auf die Verbrennung hat. Bei Einsatz von hochkalorischen Brennstoffen mit einem Heizwert über 12 MJ/kg wird der Rost zur Vermeidung von Verschlackung und Korrosion mit Wasser gekühlt. Diese Maßnahme ist bei den feuchten, heizwertarmen Abfällen aus Schwellen- und Entwicklungsländern nicht notwendig [Dirks 2000, EC 2005].

Drehrohröfen zeichnen sich durch ihre Robustheit aus und können fast alle Arten von Abfall verbrennen. Diese Technologie wird überwiegend zur Entsorgung von Sonderabfällen verwendet, da mit diesem System nicht nur feste sondern auch flüssige und pastöse Abfälle verbrannt werden können. Die Verbrennung findet in der Regel bei Temperaturen zwischen 900 und 1.200 °C statt. Höhere Temperaturen bis 1.450 °C, aber auch niedrigere

Temperaturen bis 500 °C sind je nach Anwendungsfall, wie z. B. bei Betrieb als Pyrolyseanlage, möglich. Das Drehrohr ist ein geschlossener Zylinder, der sich um die eigene Achse dreht und in Förderrichtung leicht geneigt ist. Durch die Neigung des Drehrohrs erfolgt die Förderung des Abfalls mittels Schwerkraft. An das Drehrohr schließt sich eine Nachbrennkammer an, in die Sekundärluft zur vollständigen Oxidation unverbrannter Gase eingedüst wird. Die Nachbrennkammer muss, wie im Fall der Rostfeuerungs-systeme, derart gestaltet sein, dass die Vorgaben der EU Verordnung [EU 2010] bezüglich Verweilzeit und Mindesttemperatur eingehalten werden. Die Rückstände aus dem Ofen, der so genannte Schwelkoks wird in der Regel über einen Nassentschlacker abgezogen [Dirks 2000, EC 2005]. Drehrohröfen werden aufgrund ihrer begrenzten Durchsatzmengen in der Regel nicht für die Verbrennung von Siedlungsabfällen eingesetzt. Nachteilig bei dieser Technologie ist, dass der Verbrennungsprozess schlecht regelbar ist, da über die Rohrlänge keine Luft eingedüst werden kann. So muss die Verbrennung mit hohen Luftzahlen betrieben werden. Dies führt zu schlechten Wirkungsgraden, die durch hohe Abstrahlverluste weiter sinken. Aufgrund der Bewegung des Drehrohres ist eine ausreichende Isolierung nur bedingt möglich. Besonders bei Kleinalagen ist das Verhältnis von Volumen zu Oberfläche nachteilig [Seier 1999]. Aus diesen Gründen wird in dieser Arbeit nicht weiter auf diesen Anlagentyp eingegangen.

Wirbelschichtfeuerungen werden überwiegend für die Verbrennung von homogenen Brennstoffen wie Kohle, Klärschlamm oder Biomasse eingesetzt, können aber auch für die Behandlung von aufbereiteten Siedlungsabfällen verwendet werden. In Deutschland und auch in den meisten Europäischen Ländern konnte sich diese Technologie jedoch nicht für die Abfallehandlung durchsetzen. In Japan stellen sie aber die gängige Verbrennungstechnologie dar, überwiegend bei Anlagen mit niedrigem Durchsatz [Vehlow 2006]. Bei Wirbelschichtfeuerung ist eine gute Dosierung der Abfälle notwendig, die nur durch eine Korngrößenbegrenzung realisiert werden kann. Das japanische Abfallsammelsystem ist auf die Verbrennung in diesen Anlagen abgestimmt, indem die Stückgröße schon bei der Sammlung limitiert wird [Stubenvoll et al. 2002]. In Japan werden 167 Wirbelschichtanlagen mit einem täglichen Abfalldurchsatz zwischen 50 Mg und 150 Mg betrieben werden [UNEP 2009]. Auch in China werden, laut Prof. Neukirchen, Universität Dortmund und Themelis und Zhang [2010] neben Rostfeuerungen Wirbelschichtverbrennungsanlagen verwendet, da es diese Technologie erlaubt die in China oft sehr heizwertarmen Siedlungsabfälle (2 MJ/kg) gemeinsam mit Kohle zu verbrennen.

Bei der Wirbelschichttechnik unterscheidet man zwischen zirkulierenden und stationären Wirbelschichtfeuerungen. Die stationären Wirbelschichtfeuerungen werden in der Regel im kleineren Leistungsbereich bis ca. 100 MW eingesetzt. Hier findet die Verbrennung in einer zylindrischen Brennkammer statt, in deren unteren Teil ein feinkörniges Inertmaterial über einem Düsenboden mit der eingebarchten Primärluft in Schwebe gehalten wird. Nach Vorwärmung des Bettmaterials auf Zündtemperatur und Erreichen der geforderten Mindesttemperatur von 850 °C mit Öl- oder Gasbrennern wird der zu verbrennende Abfall von oben oder von der Seite in die Brennkammer aufgegeben. Der Brennstoff wird zusammen mit dem Bettmaterial so lange verwirbelt, bis er vollständig ausgebrannt ist und die leichten Aschepartikel mit dem Rauchgasstrom ausgetragen werden. Das Wirbelbett verbleibt in der Brennkammer. Die Temperaturen im Wirbelbett betragen etwa 650 °C und in dem über der Schicht liegenden freien Raum zwischen 850 °C und 950 °C. Eine Regelung der Verbrennungsgeschwindigkeit durch die Luftzufuhr ist nicht möglich, da die

eingebrachten Brennstoffe spontan verbrennen. Die zirkulierende Wirbelschicht, die ab einer Brennstoffleistung von 50 MW zum Einsatz kommen kann, unterscheidet sich vom vorherigen System dadurch, dass das Inertbett mit den Rauchgasen ausgetragen wird, mit einem Zyklon vom Rauchgas abgeschieden wird und in die Brennkammer zurückgeführt wird [Stubenvoll et al. 2002]. Voraussetzung für die Verbrennung von Abfällen in Wirbelschichtfeuerungen ist, dass sie ein definiertes Korngrößenspektrum nicht überschreiten, was nur durch Abfallvorbehandlung erzielt werden kann. Neben dem Zerkleinern des Abfalls auf eine bestimmte Korngröße (je nach Anlagengröße oft 50 mm, im Durchschnitt 200 bis 300 mm) ist das Aussortieren von Eisen und Nichteisenmetallen die Voraussetzung für einen stabilen Anlagenbetrieb. Aufgrund des relativ hohen Aufwandes für Abfallvorbehandlung und die Aufbereitung des Bettmaterials (Abtrennung von Asche) können Wirbelschichtfeuerung bisher nur in großem Maßstab wirtschaftlich betrieben werden [Dirks 2000, EC 2005].

2.3.2.4 Energienutzung

Je nach Anwendungsfall können für die Nutzung der im Rauchgas enthaltenen Energie Heißwasser- oder Dampferzeuger verwendet werden. Abfallverbrennungsanlagen sind in der Regel zur Abwärmenutzung mit Wasserrohrkesseln im Naturumlaufsystem ausgestattet. Es besteht jedoch auch die Möglichkeit Zwangsumlauf-, Zwangsdurchlaufsysteme oder Rauchrohrkessel zu verwenden [Dirks 2000]. Die Bauform der Wasserrohrkessel wird unterschieden in Horizontal-, Vertikal- und Tailend-Kessel, wobei bei letzterem die Strahlungszüge horizontal und die Rauchrohrzüge vertikal angeordnet sind (vgl. Abbildung 7).

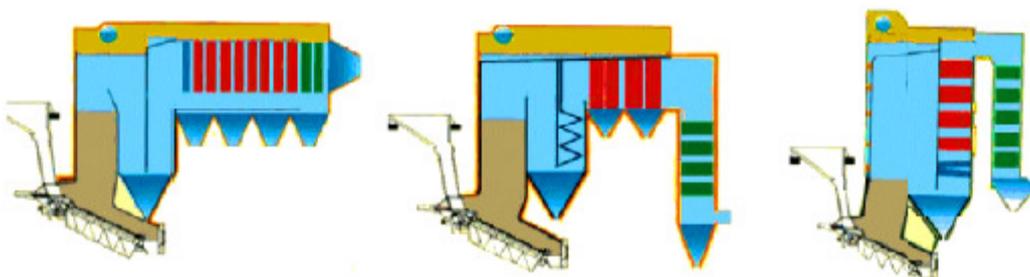


Abbildung 7: Kesselbauformen: Horizontal (links), Tailend (Mitte), Vertikal (rechts) [EC 2005]

Die Rauchrohrkessel, auch Großwasserraumkessel genannt, zeichnen sich durch eine hohe Wärmespeicherfähigkeit aus, werden aber überwiegend nur im kleinen und mittleren Leistungsbereich eingesetzt werden, da sie bezüglich Druck (bis 30 bar) und Dampfmenge (bis ca. 45 Mg/h) begrenzt sind. Nachteilig wirkt sich weiterhin aus, dass sich die Rauchrohre aufgrund der hohen Staubfracht im Abgas schnell zusetzen, so dass häufige Reinigungsintervalle notwendig werden [Bilitewski et al. 2000].

Der erzeugte Dampf wird entweder direkt als Prozessdampf verwendet oder durch eine Dampfturbine in elektrische Energie gewandelt. In der Abfallverbrennung übliche Dampfparameter sind 40 bar und 400 °C, die bei Überschreiten zu verstärkter Korrosion führen [Dirks 2000]. Da jedoch mit höheren Dampfparametern Wirkungsgradsteigerungen in der Stromerzeugung erzielt werden können, wird in den letzten Jahren verstärkt eine Steigerung der Dampfparameter forciert. Im Müllheizkraftwerk (MHKW) Mainz werden die

Dampfparameter 40 bar 400 °C durch externe Überhitzung auf 40 bar und 540 °C erhöht. Die AVI Amsterdam arbeitet bei 130 bar und 440 °C mit interner Zwischenüberhitzung. Bei dieser Anlage wurden korrosionsgefährdete Bauteile als schnell wechselbare Verschleißteile ausgeführt, um Stromerzeugungswirkungsgrade von 30 % zu erzielen [Bendix und Metschke 2006, Wandschneider 2007].

Die optimale Wahl der Energienutzung ist stark von den Standortbedingungen abhängig. Im Falle von dezentralen Kleinverbrennungsanlagen sollte der Standort nahe von vorhandenen Wärmeabnehmern gewählt werden, da hier die Stromerzeugung aufgrund schlechter Wirkungsgrade bei kleiner Leistung nur zweitrangig zu betrachten ist.

2.3.2.5 Abgasreinigung

Zur Abgasreinigung stehen zahlreiche Verfahren zur Verfügung. Für die einzelnen Schadstoffe werden verschiedene Reinigungstechniken angewandt, die in unterschiedlichen Schaltungsvarianten nacheinander zum Einsatz kommen. Den Grad der Abgasreinigung und Emissionsminderung bestimmt dabei immer die nationale Gesetzgebung. In Deutschland werden die einzuhaltenden Grenzwerte aktuell in der 17. Bundesimmissionsschutzverordnung (17. BImSchV) festgelegt. In dieser Verordnung werden z. B. zum vollständigen Ausbrand der Gase Temperaturen über 850 °C und eine Verweilzeit größer zwei Sekunden ab Eindüsung der Sekundärluft gefordert. Zur Einhaltung dieser Vorgaben ist der Feuerraum bzw. die Nachbrennkammer entsprechend groß auszulegen. Die Grenzwerte in Deutschland basieren auf den Vorgaben der EU, die in Tabelle 3 dargestellt sind.

Grundsätzlich lassen sich die Maßnahmen zur Schadstoffminderung in Primär- und Sekundärmaßnahmen einteilen. Die nachgeschalteten Maßnahmen, die Abgasreinigungsverfahren, werden unter anderem in [Scholz et al. 2001, VDI 2002, EC 2005] ausführlich beschrieben. Das Gebiet der Abgasreinigung ist noch relativ jung und immer noch in der Entwicklung. Galt bis vor einigen Jahren noch der Grundsatz, dass KVA aufgrund der überproportional teuren Abgasreinigung nicht wirtschaftlich betrieben werden können, wird diese Aussage aufgrund von Optimierungen in der Abgasreinigung mittlerweile reaktivierte.

Mit Abgasreinigungstechnologien können Emissionen von organischen Schadgasen (PAK, PCDD/F, Benzole, Toluole, etc.), Stickoxiden (NO_x), sauren Schadgasen (SO₂, HCl, HF), Staub und Schwermetallen gemindert werden. Die nachfolgend dargestellten Technologien zur Abgasreinigung basieren auf dem aktuellen Stand der Technik [EC 2005].

Zur Reduktion von organischen Schadstoffen werden Verbrennungstemperaturen über 850 °C und eine Verweilzeit des Rauchgases bei dieser Temperatur von mindestens zwei Sekunden gefordert. Mit dieser Maßnahme werden die organischen Substanzen weitgehend zerstört. Dioxine und Furane können sich bei der Abkühlung der Rauchgase in einem Temperaturfenster von 500 bis 200 °C neu bilden (DeNovo-Synthese). Hier ist durch konstruktive Maßnahmen am Kessel zu gewährleisten, dass dieser Temperaturbereich möglichst schnell durchfahren wird und sich keine Staubpartikel festsetzen können, an denen die Reaktion stattfindet [EC 2005]. Als Sekundärmaßnahmen zur Abscheidung von Dioxinen und Furanen wird Aktivkohle in den Abgasstrom eingebracht. Die Schadstoffe werden an der Kohle adsorbiert und im Gewebe- oder Elektrofilter gemeinsam mit dem Staub abgeschieden. Alternativ kann das Abgas durch ein Festbett aus Aktivkohle, Herdofenkoks, Tonmineralien oder Zeolithe geleitet werden. Die Partikelabscheidung in

einem Filter dient ebenfalls zur PCDD/F-Minderung, da sich diese vorrangig an den staubförmigen Partikeln anlagern [Dirks 2000].

Stickoxide können durch primäre und sekundäre Abgasreinigungstechniken reduziert werden. Als primäre Maßnahme steht die so genannte gestufte Verbrennung zur Verfügung. Hierunter ist eine Verbrennung unter Sauerstoffmangel (unterstöchiometrische Bedingungen in der Reduktionszone mit $\lambda < 1$) in der Hauptverbrennungszone einer Feuerung mit anschließendem Ausbrand des brennbaren Gases in der Nachbrennkammer durch Zudosierung von Sekundärluft bei $\lambda > 1$ zu verstehen. Durch diese Luftstufung können gebildete Stickoxide noch in der Hauptverbrennungszone durch reduzierende Komponenten, insbesondere durch Kohlenmonoxid, in molekularen Stickstoff überführt werden [Quicker und Hamatschek 2009]. Eine Reduktion der Sauerstoffmenge in der Hauptbrennkammer kann durch die Zugabe von rezirkuliertem Abgas erreicht werden, da dieses weniger Sauerstoff beinhaltet als Luft. Alternativ kann statt Umgebungsluft reiner Sauerstoff zugegeben werden. Reiner Sauerstoff enthält im Gegensatz zu Luft keinen Stickstoff, der zusätzlich zum Brennstoffstickstoff zur Bildung von Stickoxiden beitragen könnte [EC 2005].

Da durch Primärmaßnahmen die Grenzwerte für Stickoxide nicht einzuhalten sind, müssen sekundäre Maßnahmen ergriffen werden. Diese sind die selektive nichtkatalytische Reduktion (SNCR) oder die selektive katalytische Reduktion (SCR).

Bei dem SNCR-Verfahren wird ein Reduktionsmittel (Harnstoff oder Ammoniak) direkt in den Feuerraum in einem Temperaturfenster von 850 bis 1.000 °C eingedüst. Um die Stickoxide auf die gewünschte Konzentration zu reduzieren, muss Ammoniak im Überschuss eingedüst werden. Bei Eindüsung im falschen Temperaturbereich oder zu großen Mengen an Ammoniak kann es zum so genannten Ammoniakschlupf führen. Dies bedeutet, dass Ammoniak ohne zu reagieren mit dem Abgasstrom abgeführt wird. Bei Eindüsung bei zu hohen Temperaturen kann ausserdem durch NH_3 -Verbrennung erneut NO_x gebildet werden. Durchschnittlich kann durch die SNCR die NO_x -Konzentration um bis zu 70 % reduziert werden [Bilitewski et al. 2000, Dirks 2000].

Bei dem SCR-Verfahren wird Ammoniak in den Abgasstrom eingedüst, der dann über einen Katalysator geführt wird. Im Katalysator werden die NO_x -Emissionen zu Wasserdampf und elementarem Stickstoff gewandelt. Diese Technik kommt bei Temperaturen zwischen 180 °C und 400 °C zum Einsatz und kann durch den Einsatz der Katalysatoren Entsickungsraten bis zu 85 % erzielen [Bilitewski et al. 2000]. Die katalytischen Entstickungsverfahren werden häufig bei Temperaturen zwischen 230 °C und 300 °C betrieben [EC 2005], wobei laut Quicker [2011] der aktuelle Trend zu einem Temperaturbereich von 180 bis 250 °C geht. Da bei unvollständigen Reaktionen des Ammoniaks mit Schwefeldioxid Ammonhydrogensulfat gebildet werden kann, wird das SCR-Verfahren häufig nach der Entschwefelung geschaltet. Theoretisch könnte die katalytische Entstickung auf der Rohgasseite, vor der Gasreinigung, oder auf der Reingasseite durchgeführt werden. Aufgrund der hohen Staubbelastung erfolgt diese bei Abfallverbrennungsanlagen in der Regel auf der Reingasseite. Hier wird eine Wiederaufheizung der Abgase notwendig, was zu einem zusätzlichen Energiebedarf führt [Thomé-Kozmiensky 1994, EC 2005].

Zur Reduktion der im Abgas enthaltenen Partikel sind Gewebefilter, elektrostatische und nass arbeitende Abscheider sowie Zyklone einsetzbar. Die Wahl der Abscheideeinrichtung

hängt wie Abbildung 8 zeigt von der zu entfernenden Partikelgröße ab. Häufig werden unterschiedliche Verfahren kombiniert, um den gewünschten Abscheidegrad zu erzielen.

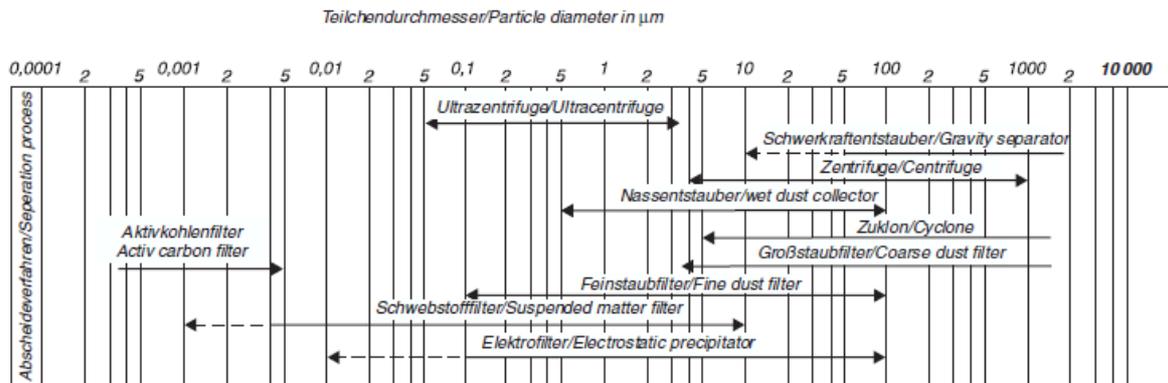


Abbildung 8: Eignung von Verfahren zur Staubabscheidung in Abhängigkeit der Partikelgröße [VDI 2002]

Zyklone und Multizyklone nutzen Zentrifugalkräfte zur Trennung von Staub und Abgas. Dabei wird das Abgas in Rotation versetzt, so dass Partikel nach außen und an der Zyklonwand nach unten in einen Behälter befördert werden. Dieses System eignet sich aufgrund niedriger Abscheidegrade (75 bis 85 %) und der Tatsache dass Feinstaub nicht abgeschieden werden kann, nur zur Vorentstaubung und nicht als alleiniges Entstaubungsaggregat [Bilitewski et al. 2000, Dirks 2000].

In einem Gewebefilter wird das Rohgas durch eine poröse Schicht aus Naturprodukten, Kunststoffen, Glas, Mineralien oder Metallen geleitet, an der die Staubpartikel abgeschieden werden. Gut geeignete Filtermaterialien für den Einsatz in Abfallverbrennungsanlagen sind Nadelfilze aus Materialien wie Polyphenylensulfid, Polyimid oder Polytetrafluorethylen (PTFE). Es bildet sich ein Filterkuchen am Filter, durch den sich der Abscheidegrad bei gleichzeitig steigendem Druckverlust erhöht. Ist der Filter zu stark mit Staub zugesetzt, wird der Filterkuchen abgereinigt. Dies geschieht durch einen Druckluftimpuls entgegen der Strömungsrichtung. Der Gewebefilter weist eine gute Abscheideleistung in einem breiten Partikelgrößenspektrum auf [Bilitewski et al. 2000, EU 2005]. Die durchschnittliche Lebensdauer von Gewebefiltern beträgt 5 Jahre. Die maximale Betriebstemperatur liegt zwischen 90 °C für Polyamid und 260 °C für PTFE [Stubenvoll et al. 2002].

Bei einem elektrostatischen Abscheider wird das Rohgas in ein elektrisches Feld geleitet, in welchem die Staubpartikel elektrisch aufgeladen werden. Die negativ geladenen Staubpartikel werden zur Niederschlagselektrode geleitet und abgereinigt. Der anfallende Staub wird gesammelt und anschließend entsorgt. Der typische Arbeitsbereich eines Elektrofilters liegt zwischen 160 und 260 °C. Höhere Temperaturen sind zu vermeiden, da sich verstärkt Dioxine und Furane bilden. Der elektrostatische Abscheider kann in allen Korngrößenbereichen gute Abscheidegrade erzielen. [Bilitewski et al. 2000, VDI 2002, EC 2005].

Darüber hinaus können nasse Feinstaubabscheider verwendet werden. Hierbei handelt es sich oft um Venturi- und oder Rotationswäscher, denen ein elektrostatischer Abscheider vorgeschaltet sein kann. Hier wird das Abgas mit dispergierter Flüssigkeit in Kontakt gebracht, an der die Staubteilchen abgeschieden werden [VDI 2002].

Bei der Abscheidung saurer Schadgase (HCl, HF, SO_x) wird zwischen trockenen, konditioniert trockenen und nassen Verfahren unterschieden. Diese können wiederum, wie in Abbildung 9 dargestellt, in weitere Verfahrensvarianten untergliedert werden.

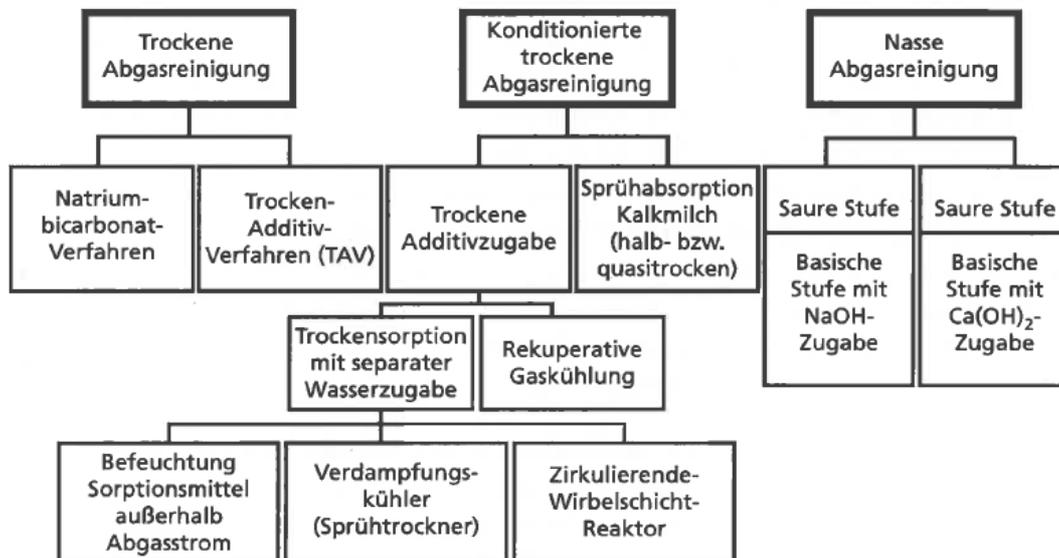


Abbildung 9: Verfahren zur Abscheidung saurer Schadgase [Quicker et al. 2011]

Bei der Trockenen Abgasreinigung wird ein Absorbens (Calciumverbindungen, Natriumhydrogencarbonat) verwendet. Im Falle des Natrium-Bicarbonat-Verfahrens wird dieses zumeist direkt nach dem Wärmeübertrager dem Abgas überstöchiometrisch (das 1,1- bis 1,4-fache der stöchiometrischen Menge) zugegeben. Anschließend wird der Feststoff im Staubabscheider abgetrennt. Im Trocken-Additiv-Verfahren wird Kalkstein direkt in den Feuerraum eingebracht [VDI 2002, Quicker et al. 2011].

Bei dem konditioniert trockenen Verfahren wird entweder ein Sprühabsorber verwendet, der eine Absorptionslösung (Kalkmilch) in den Abgasstrom eindüst. Diese Lösung, die ebenfalls überstöchiometrisch zugegeben werden muss, wandelt die Schadstoffe in feste Salze um. Es entsteht wie beim trockenen Verfahren kein Abwasser. Alternativ kann trockenes Sorptionsmittel zugegeben werden, wobei die für die Reaktion benötigte Feuchte mittels separater Zudosierung von Wasser garantiert wird. Als weitere Variante kann das feste Sorptionsmittel vor der Eindüstung befeuchtet werden [VDI 2002, Quicker et al. 2011].

Die nassen Verfahren nutzen zur Reinigung des Abgases mindestens zwei Wäscherstufen. So werden HF und HCl zunächst in einem Wäscher mit saurem Milieu (pH um 1) abgeschieden. Anschließend werden die Schwefeloxide mit Hilfe von Absorbens-eindüstungen (meist Kalksteinmehl, Kalksteinmilch oder Natronlauge) im neutralen oder leicht alkalischen Milieu (pH um 7) entfernt. Die entstehenden Abwässer müssen in einer Abwasserbehandlungsanlage gereinigt werden oder können nach einer Neutralisation in einem Sprühtrockner eingedampft werden. Die Reinigung kann einstufig oder in mehreren Stufen erfolgen. Bei der mehrstufigen Reinigung besteht die erste Stufe aus Fällung, Flockung, Sedimentation, Neutralisation und Schlammwässerung, die zweite Reinigungsstufe aus einem Kiesfilter, einem Aktivkohlefilter und einem Ionentauscher. Die bei den einzelnen Prozessen anfallenden Schlämme werden gesammelt und anschließend in einer Presse auf ca. 50 % Feuchtegehalt entwässert. Der anfallende Filterkuchen wird als

gefährlicher Abfall deponiert. Aufgrund des höheren Druckverlustes und der evtl. notwendigen Abwasserreinigung ist dieses Verfahren mit höheren Betriebskosten als die trockenen Verfahren verbunden. Diesem Aufwand steht jedoch ein geringerer Absorbensverbrauch als bei den trockenen/quasitrockenen Verfahren gegenüber [Dirks 2000, Stubenvoll et al. 2002, Quicker et al. 2011].

In nachfolgender Tabelle 3 werden die Emissionsgrenzwerte der EU dargestellt, die auch bei der Entwicklung einer dezentralen Abfallverbrennungsanlage für Schwellen- und Entwicklungsländer eingehalten werden sollen. Zum Vergleich werden typische Rohgaswerte (vor Filter) großtechnischer Abfallverbrennungsanlagen und die durchschnittlichen Emissionen im Reingas deutscher MVA dargestellt. Es ist zu sehen, dass durch die dargestellten Abgasreinigungsverfahren alle Grenzwerte unterschritten werden.

Tabelle 3: Emissionsgrenzwerte für Abgase aus der Abfallverbrennung sowie typische Rohgaswerte und durchschnittliche Emissionen deutscher Abfallverbrennungsanlagen [EU 2010, Cord-Landwehr 2002, LfU 2002, VDI 2002, Rechberger 2009, Vehlow 2009, UBA 2010, Quicker et al. 2011]

Emission	Grenzwert 2010/75/EU	Durchschnittliche Rohgaswerte		Durchschnittliche Emissionen MVA	
	[mg/m ³ _N]	[mg/m ³ _N]		[mg/m ³ _N]	
	(Tagesmittel)	von	bis	von	bis
Gesamtstaub	10,00	1.000,0	5.000,0	0,100	2,80
Gesamt-Kohlenstoff, TOC	10,00	1,0	10,0	0,000	3,00
Chlorwasserstoff (HCl)	10,00	800,0	3.000,0	0,020	8,70
Fluorwasserstoff (HF)	1,00	5,0	30,0	0,003	1,50
Schwefeldioxid (SO ₂)	50,00	250,0	1.000,0	0,000	38,60
Stickoxide (NO _x)					
Anlagenkapazität < 6 Mg/h	400,00	150,0	500,0	25,000	191,00
Anlagenkapazität > 6 Mg/h	200,00				
Kohlenmonoxid (CO)	50,00	20,0	600,0	1,000	28,00
Quecksilber (Hg)	0,05	0,1	0,8	0,000	0,15
Cadmium + Thallium	0,05	0,4	1,0		-
Andere Metalle (Sb, AS, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V)	0,05			-	-
Dioxine / Furane	0,1 ng TEQ/m ³ _N	1 ng TEQ/m ³ _N	15 ng TEQ/m ³ _N	0,00 ng TEQ/m ³ _N	0,05 ng TEQ/m ³ _N

2.3.2.6 Reststoffverwertung

Als Reststoffe entstehen bei der thermischen Abfallbehandlung Rohschlacken, Kesselaschen, Filterstäube und Reaktionsprodukte aus der chemischen Abgasreinigung, wobei die größte Menge in Form von Schlacke anfällt. Unter der Voraussetzung, dass keine Abfallvorbehandlung erfolgt, handelt es sich dabei um 250 bis 300 kg pro Tonne verbranntem Abfall, der überwiegend aus einem Gemisch aus Inertanteilen (Glas, Metalle, Steine etc.) und zu einem geringen Anteil Unverbranntem besteht. Die durchschnittliche Schlacke aus deutschen MVA besteht zu 85 bis 90 % aus einer mineralischen Fraktion, zu 7–10 % aus Eisen und Nichteisenmetallen und zu 1 bis 5 % aus Teil- oder Unverbranntem [Alwast und Riemann 2010]. Wird die Schlacke, wie üblich, mittels Nassentschlacker ausgetragen, weist sie einen Wassergehalt von 20 bis 30 % auf. Ziel ist es, die Schlacke möglichst vollständig zu nutzen. Hierzu wird eine mechanische Aufbereitung mittels Siebung, Windichtung, Zerkleinerung und Metallabtrennung (Magnetabschieber und Wirbelstromabscheider) durchgeführt. Der so aussortierte Eisenschrott wird dem Recycling zugeführt. Zur Reduktion der Auslaugbarkeit und Reaktivität muss die Schlacke „Altern“, hierbei wird sie für mindestens drei Monate gelagert. Durch die Lagerung und somit natürliche Nachentwässerung reduziert sich der Wassergehalt der Schlacke. Die dann reaktionsträge Schlacke wird als Sekundärbaustoff, häufig zum Deponie- und Straßenbau, verwendet. Zur weiteren Qualitätsverbesserung können Schmelzverfahren angewandt werden, die aber aufgrund ihres hohen Energiebedarfs aus ökologischen Gesichtspunkten für die Behandlung dieser Fraktion fragwürdig sind [Faulstich und Zachäus 1992, Dirks 2000, Reichenberger et al. 2008a, Alwast und Reimann 2010]. Einen Überblick über unterschiedlichste Verwertungsverfahren von Schlacken und Möglichkeiten zur Wertstoffrückgewinnung wird in Mocker und Stenzel [2010] sowie Alwast und Reimann [2010] gegeben.

Eine weitere Fraktion stellen die Reststoffe aus der Abgasreinigung dar, zu denen die Rückstände aus den einzelnen Reinigungsstufen ebenso zählen wie die Kesselasche. Diese Reststoffe, die nur eine geringe Menge von 30 bis 80 kg pro Tonne ausmachen, werden in der Regel mit den Reaktionsprodukten aus der Abgasreinigung zusammengeführt, gemeinsam behandelt und anschließend deponiert. Die einzige Ausnahme stellt der Altkoks aus Aktivkohlefiltern dar, der gesondert behandelt wird. Die Qualität der Filterstäube und Flugasche kann sehr unterschiedlich sein und hängt von der Zusammensetzung des Verbrennungsproduktes ab. Meist ist der Rückstand geprägt von einer hohen Konzentration von Schwermetallen und leicht wasserlöslichen Chloriden und Sulfaten [Faulstich 1992]. Aufgrund der konzentrierten Schadstoffgehalte handelt es sich hierbei um gefährliche Abfälle die in Sondermülldeponien oder im Bergversatz abgelagert werden [Reichenberger et al. 2008b]. Um die Risiken der Ablagerung zu minimieren, werden unterschiedliche Verfahren angeboten wie z. B. Verglasungsverfahren und physikalisch-chemische Niedertemperaturverfahren. Gerade in Ländern in denen kein Bergbau betrieben wird und keine Salzstöcke vorhanden sind, ist eine untertägige Deponierung nicht möglich, wodurch diese Verfahren aus ökologischen Gesichtspunkten interessant werden, jedoch nicht wirtschaftlich zu betreiben sind. Hier hat die übertägige Ablagerung auf gesicherten Sonderabfalldeponien zu erfolgen.

3 Analyse und Bewertung ausgewählter Referenzländer

3.1 Türkei

3.1.1 Allgemeine Länderinformationen

Die Türkei ist ein Staat der geographisch zu 3 % in Europa und zu 97 % in Asien liegt. Er erstreckt sich über 35 bis 42° nördlicher Breite und 25 bis 44° östliche Länge. Im Nordosten grenzt die Türkei an Griechenland, Bulgarien, Georgien, Armenien und Aserbaidschan und im Osten an den Iran. Im Süden verläuft die Grenze zum Irak und Syrien. Die Gesamtfläche des Landes beträgt 814.578 km² und war im Jahr 2007 mit 70,5 Mio. Menschen bevölkert. [Turkstat 2009b, Auswärtiges Amt 2010].

Die Republik Türkei besitzt als Regierungsform die parlamentarische Demokratie, der als Staatsoberhaupt der Staatspräsident vorsteht. Er wird für 7 Jahre vom Parlament gewählt. Seit 2005 führt die Türkei Verhandlungen zum Beitritt in die Europäische Union [Auswärtiges Amt 2010].

Tabelle 4: Daten und Fakten Türkei [Turkstat 2009b, Weltbank 2009]

Türkei	Daten 2007
Landkarte	
	Landesfläche: 783.600 km ²
	Bevölkerung: 70,5 Millionen
	Bevölkerungsdichte: 94 EW/km ²
	Durchschn. Pro-Kopf Einkommen: 8.030 US-\$
	Bruttoinlandsprodukt (BIP): 655.880 Mio. US-\$
	Jährl. Wachstum BIP: 4,6 %
Flagge	
	

Klima

Die Republik Türkei besitzt sowohl ein kontinentales Klima als auch an der Süd- und Westküste ein mediterranes Klima. Unterteilt wird das Land in die sieben geographischen Gebiete Marmararegion, Ägäisregion, Schwarzmeerregion, Zentralanatolien, Mittelmeerregion sowie Ost- und Südostanatolien die jeweils durch unterschiedliches Klima geprägt sind. Klimatisch kann man das Land in drei Zonen einteilen. Die Schwarzmeerregion zeichnet sich durch ein mildes und regenreiches Klima aus, in dem die Temperaturen weder im Winter sehr niedrig noch im Sommer sehr hoch sind. Die Süd- und Westküste sind von typischem mediterranem Klima geprägt, mit milden Wintern und heißen, trockenen Sommern. Das Landesinnere mit der Bergregion ist durch kalte, schneereiche Winter und heiße, trockene Sommer geprägt [Esiyok 2006, Auswärtiges Amt 2010].

Bevölkerung

Verwaltungsrechtlich ist die Türkei in 81 Provinzen, 957 Landkreise und 3.225 Gemeinden gegliedert. Das Bevölkerungswachstum beträgt jährlich 1,3 % [Weltbank 2009]. Im Durchschnitt leben 75 % der Bevölkerung in urbanen Zentren. Eine Ausnahme hiervon bilden die Provinzen Gümüşhane, Hatay und Kars in denen über 50 % der Bevölkerung im ländlichen Raum leben. 17,8 % der Bevölkerung leben in der Metropolregion Istanbul. Hiervon über 90 % in der Stadt. Die zweitgrößte Stadt ist Ankara mit einem Bevölkerungsanteil von 6,4 %. Die durchschnittliche Bevölkerungsdichte in der Türkei betrug im Jahr 2007 92 EW/km². Hier sind jedoch je nach Provinz große Unterschiede zu sehen, so beträgt die Bevölkerungsdichte in der Metropolregion Istanbul 2.420 EW/km² und die der am wenigsten dicht besiedelte Provinz Tunceli lediglich 11 EW/km² [Turkstat 2009a, Turkstat 2009b]. Eine Übersicht über die Bevölkerungsstruktur wird in Anhang A gegeben.

Die Bevölkerungsdichte der einzelnen Provinzen wird grafisch in Abbildung 10 dargestellt. Hier zeigt sich deutlich, dass im Westen des Landes die Bevölkerungsdichte höher ist als im Osten. Besonders dicht besiedelt sind die westlichen Küstenregionen des Landes.

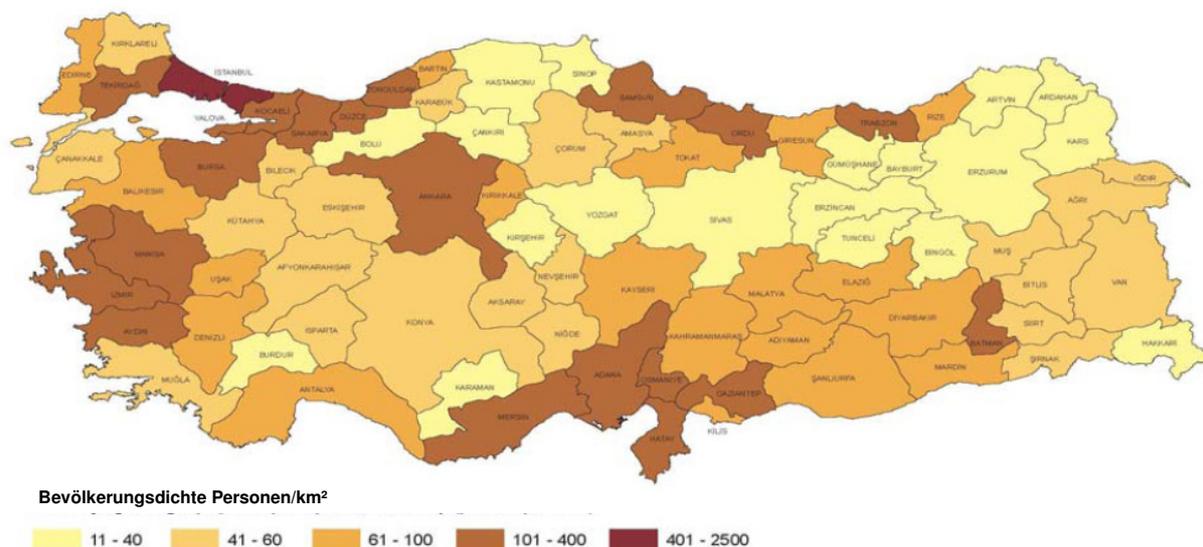


Abbildung 10: Bevölkerungsdichte in den einzelnen türkischen Provinzen [Turkstat 2008]

Istanbul, Ankara, Izmir, Bursa, Adana und Gaziantep sind Großstädte mit über einer Million Einwohnern. Sie liegen in der jeweils gleichnamigen Provinz. Rund 30 % der Bevölkerung lebt in diesen Städten. Betrachtet man die Bevölkerungsstruktur hinsichtlich Einwohnerzahlen, ist Abbildung 11 zu entnehmen, dass 68 % der Landkreise Einwohnerzahlen zwischen 2.000 und 50.000 aufweisen. 16 % der Landkreise haben zwischen 50.000 und 200.000 Einwohnern. Gut ein Viertel der Bevölkerung lebt in Landkreisen mit weniger als 5.000 Einwohnern.

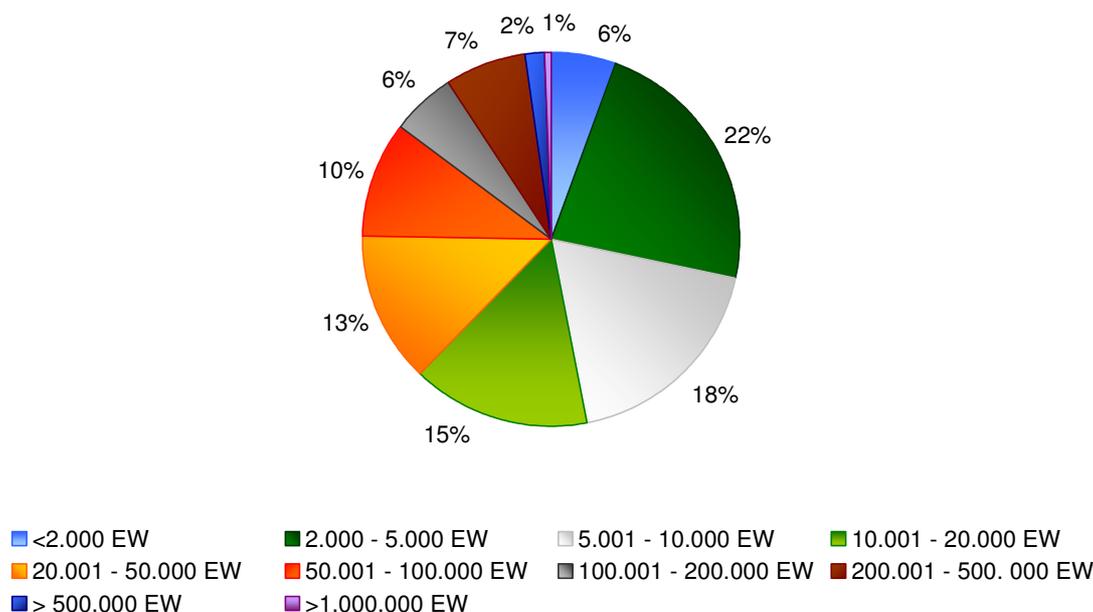


Abbildung 11: Prozentuale Aufteilung der 957 Landkreise der Türkei nach Einwohnerzahl [Turkstat 2009b]

Ökonomische Rahmenbedingungen

Die Türkei wandelte sich seit 1982 von einem Agrarstaat zu einer Industrienation. In den letzten Jahren konnte sich die Türkei von den Folgen der Wirtschaftskrise im Jahr 2001 erholen. Bis 2008 war ein jährliches Wirtschaftswachstum von 7 % zu verzeichnen. Die Inflationsrate konnte in diesem Zeitraum von 68,5 auf 5,3 % gesenkt werden [Balat 2008].

Bestand die Wirtschaft ursprünglich lediglich aus dem Agrarmarkt, haben sich bedeutende Wirtschaftssektoren, wie Textil-, Chemieindustrie und Maschinenbau entwickelt und tragen heute zu über 30 % zum Bruttoinlandsprodukt (BIP) bei. Hier ist ein starkes West-Ost-Gefälle zu beobachten. Vor allem in der Westtürkei wird der Fokus stark auf industrielle Entwicklung gelegt. 60 % des BIP werden über den Dienstleistungssektor erwirtschaftet. Der Osten und Südosten des Landes ist überwiegend landwirtschaftlich geprägt und infrastrukturell schlecht erschlossen [Auswärtiges Amt 2010].

Sozioökonomische Klassifizierung

Laut dem statistischen Bericht der UN zum Human Development Index (HDI) belegt die Türkei nach Daten des Jahres 2006 Platz 76 unter 179 Ländern mit einem HDI von 0,623. Damit steht das Land an erster Stelle der Kategorie der mittel entwickelten Länder [UNDP 2008a].

Energiemarkt

Seit den 80er Jahren stieg der Energiebedarf durch fortschreitende Industrialisierung und starkes Bevölkerungswachstum stetig an. Die Türkei verfügt über eigene fossile Ressourcen an Braunkohle, Steinkohle, Erdgas und Erdöl, jedoch deckte die Primärenergieproduktion im Jahr 2000 nur ca. 35 % des Endenergiebedarfs, so dass eine starke Importabhängigkeit besteht. Darüber hinaus steigt der Energiebedarf jährlich um ca. 8 % [Ogulata 2003, IMAP 2009]. Zur Reduktion der Importabhängigkeit werden der Bau von 540 Wasserkraftwerken

mit einer Gesamtkapazität von 20.000 MW sowie der Neubau von Kohlekraftwerken und Atomkraftwerken geplant.

Der Großteil des Primärenergiebedarfs wird durch Rohöl und Erdgas gedeckt, gefolgt von Kohle. Im Gebiet der Türkei lagern 4,2 Milliarden Tonnen Kohlereserven, die jedoch zum überwiegenden Teil einen sehr geringen Heizwert aufweisen [IMAP 2009]. Der Bedarf an Erdgas ist in den letzten Jahrzehnten stark gestiegen. 1993 betrug dessen Anteil am Primärenergiebedarf noch unter 0,01 % während der Rohölanteil 47 % betrug. In 2007 sank dieser auf 31,7 % und der Erdgasanteil stieg auf knapp 30 % [Balat 2008, EUROSTAT 2010b].

Die elektrische Energie wurde 2006 zu 47 % vom staatlichen Stromerzeuger Turkish Electric Production Inc. und zu 43 % von Privatunternehmen erzeugt. Die verbleibenden 10 % wurden von Selbstversorgern produziert [EP 2010]. Die installierte Kraftwerksleistung ist in den letzten Jahren stark gestiegen. Betrug diese im Jahr 2000 noch 27,3 GW waren 2008 bereits 41,8 GW installiert. Die Stromproduktion betrug im selben Jahr 198.418 GWh [Turkstat 2010b]. Den größten Beitrag zur Stromerzeugung leisten fossile Energien (68 % in 2004), der verbleibende Anteil wird durch Wasserkraft erzeugt. Für die Zukunft ist der verstärkte Ausbau der erneuerbaren Energien geplant, wobei überwiegend auf Wasserkraft und Geothermie gesetzt wird [Koyun 2007].

In der Türkei gelten einheitliche Stromtarife für Industrie, Handel und Behörden. Private Haushalte bilden derzeit eine Ausnahme vom einheitlichen Tarif, bis 2012 sollen diese ebenfalls in das Tarifsystem integriert werden. Der Stromtarif unterscheidet sich nach Tages und Nachttarif und liegt für die Industrie bei 6,9 Euro Cent/kWh und für Haushalte bei 11,3 Euro Cent/kWh [Gtai 2010a].

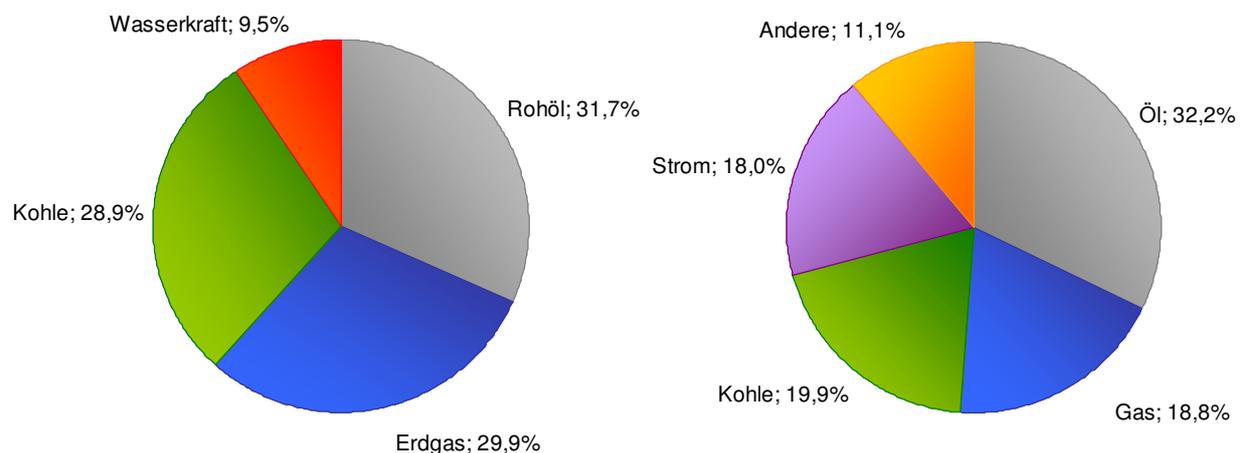


Abbildung 12: Struktur der Energiebereitstellung in der Türkei im Jahr 2007, links: Primärenergiebedarf, rechts: Endenergieverbrauch [EUROSTAT 2010b]

Es wird von einem weiteren Anstieg des Energieverbrauchs ausgegangen, so dass nach [Balat 2008] Investitionen im Energiesektor bis 2010 in Höhe von 45 Milliarden US\$ getätigt werden müssen. Da dieser Betrag nicht von der Regierung geleistet werden kann, wird verstärkt auf Privatisierung gesetzt werden.

3.1.2 Abfallrechtliche Rahmenbedingungen

Abfallwirtschaft ist seit 1930 fester Bestandteil der türkischen Gesetzgebung. Das Kommunalgesetz und das Gesundheitsgesetz aus diesem Jahre beinhalteten erste Regelungen zur Abfallsammlung und Ablagerung. Die Weiterentwicklung des Umwelt- und Abfallrechts in der Türkei erfolgte mit in Krafttreten des Umweltgesetzes No. 2872 im Jahr 1983. Im Jahr 1991 wurde das türkische Umweltministerium gegründet. Auch wenn bereits erste Regelungen zum Abfallmanagement gesetzlich festgeschrieben waren, begann die eigentliche Beschäftigung mit dem Thema Abfall letztendlich erst 1993 nach einer Explosion in der Deponie Umraniye–Hekimbasi die 39 Todesopfer zur Folge hatte. Für den Abfallsektor verantwortlich war ursprünglich das Gesundheitsministerium und ist heute das Umwelt- und Forstwirtschaftsministerium. Darüber hinaus sind weitere Behörden im Bereich der Abfallwirtschaft tätig, was teilweise zu Überlappungen im Kompetenzbereich führt. Abfallsammlung und -transport bis zu Umladestationen liegt nach der türkischen Gesetzgebung in der Verantwortung der Kommunen. Ab der Umladestation bis zur endgültigen Entsorgung ist der übergeordnete Landkreis verantwortlich [Köse et al. 2007, Turan et al. 2009, Kanat 2010].

Wichtigste Grundlage der aktuellen Gesetzgebung im Bereich Abfallwirtschaft bildet das Umweltgesetz von 1983 in seiner Novelle aus dem Jahr 2006. Die Behandlung fester Abfälle wird weitgehend in der Abfallwirtschaftsverordnung (RSWC) No. 20814, (Solid Waste Control Regulation) von 1991 geregelt. Diese Verordnung schreibt die Regelungen für Sammlung, Transport und Entsorgung vor und wurde bereits siebenmal novelliert. Hier werden Kriterien für die geordnete Deponierung sowie für die Abfallverbrennung festgelegt, auch wenn bisher keine MVA für Siedlungsabfälle existiert. Für Deponien werden Maßnahmen zur Sickerwasser- und Gaskontrolle festgeschrieben. Ein weiterer Schwerpunkt dieser Verordnung liegt auf der Minimierung von Plastikabfällen und Recycling. Darauf baut die Verpackungsverordnung No. 25538 von 2004 auf. Die Verordnung zielt auf die Produktion von Verpackungen nach speziellen Kriterien, Rahmenbedingungen und Charakteristika ab, um die Deponierung von Verpackungen direkt und indirekt zu verhindern und die Entsorgungsmengen durch Wiederverwendung, Recycling und Rückgewinnung zu minimieren. Darüber hinaus existieren Verordnungen über gefährliche Abfälle (RHWC, No. 22387, 1995), Krankenhausabfälle (RMWC, No. 21586, 1993), Bodenaushub und Baustellenabfälle (No. 25406, 2004) und Altöl (No. 25353, 2004). [Nas und Bayram 2008, Kanat 2010].

1998 wurde der Nationale Umweltstrategie Plan eingeführt, der hauptsächlich folgende Ziele innehatte:

- Verstärkter Fokus auf Vermeidung und Recycling von Abfällen und die Entwicklung entsprechender Technologien
- Standards der Abfalldeponien verbessern
- Investitionen in geordnete Deponien und Deponien für gefährliche Abfälle
- Schaffung nationaler und regionaler Abfalllager
- Stärkung der lokalen Kompetenzen im Bereich Finanzen, Ausstattung und Personal
- Schaffung einer Abfallmanagementeinheit innerhalb der Landkreise

Dieser Plan wurde bis 2007 noch nicht vollständig umgesetzt [Köse et al. 2007].

Trotz einer Vielzahl von gesetzlichen Regelungen ist das türkische Abfallmanagement durch einen Mangel an institutioneller und technischer Kompetenz geprägt. Dies betrifft sowohl das zuständige Umweltministerium als auch die betroffenen Gemeinden. Da die Kommunen nur für Abfallsammlung und -transport zuständig sind und diese Dienstleistung meist an Privatunternehmen auslagern, existieren keine institutionellen Einrichtungen für den Abfallmanagementsektor. Durch die bisher existierenden Gesetze wurde ein Grundstein gelegt, der jetzt, vor allem vor dem Hintergrund der Anpassung an EU-Richtlinien, auf nationaler, regionaler und lokaler Ebene umgesetzt werden muss [Köse et al. 2007].

Kommunale Abfälle sind in der Türkei laut Definition alle festen Abfälle die durch menschliche Aktivität erzeugt werden. Dies beinhaltet sowohl Haushaltsabfälle wie auch Industrie- und Gewerbeabfälle [Turan et al. 2009].

3.1.3 Darstellung der Ist-Situation

3.1.3.1 Abfallaufkommen

Studien über Abfallaufkommen und -charakteristika werden in der Türkei seit 1978 erstellt. Da aber die Entsorgung der Abfälle überwiegend illegal erfolgte und auch heute noch überwiegend unkontrolliert abgelagert wird, beruhen diese stets auf Schätzungen. Das Statistikamt veröffentlicht Daten zum Abfallaufkommen seit 1994. Auch diese Daten weichen von anderen Untersuchungen zum Teil erheblich ab [Turan et al. 2009]. Das Abfallaufkommen betrug im Jahr 2008 26,8 Mio. Mg was einem täglichen Pro-Kopf-Aufkommen von 0,95 kg entspricht [Retech 2009]. Die entsorgte Abfallmenge in 2008 betrug laut dem Statistischen Amt 24,3 Mio. Mg [Turkstat 2010a]. Andere Studien wie [Köse et al. 2007 oder Gtai 2010b] weisen höhere Abfallproduktionsmengen von 1,11 bis 1,15 (kg/(EW*Tag)) aus. Für die Jahre 2006 und 2004 wurden 1,21 bzw. 1,34 kg/(EW*Tag) angegeben, so dass die Pro-Kopf Abfallerzeugung rückläufig erscheint [Köse et al. 2007, Gtai 2010b]. Die Gesamtabfallmenge wuchs, aufgrund steigender Bevölkerungszahlen, hingegen kontinuierlich an und betrug im Jahr 1994 17,8 Mio. Mg [Turkstat 2010a]. In Istanbul stieg die Abfallmenge von 1996 bis 2005 um 158 % von ursprünglich 1,8 Mio. Mg auf 4,64 Mio. Mg [Kanat 2010].

Unterteilt man die Kommunen nach ihrer Einwohnerzahl und untersucht das Pro-Kopf Abfallaufkommen ergibt sich das in Abbildung 13 dargestellte Bild. Hier zeigt sich, dass mit steigender Stadtgröße das Abfallaufkommen pro Einwohner sinkt [Turan 2009]. Aus der Datenlage ist nicht ersichtlich, ob nur Städte oder auch ländliche Regionen betrachtet wurden, da eine Studie der OECD zu dem Ergebnis kommt, dass das Abfallaufkommen in ländlichen Gebieten geringer ausfällt als in städtischen Räumen [OECD 2009].

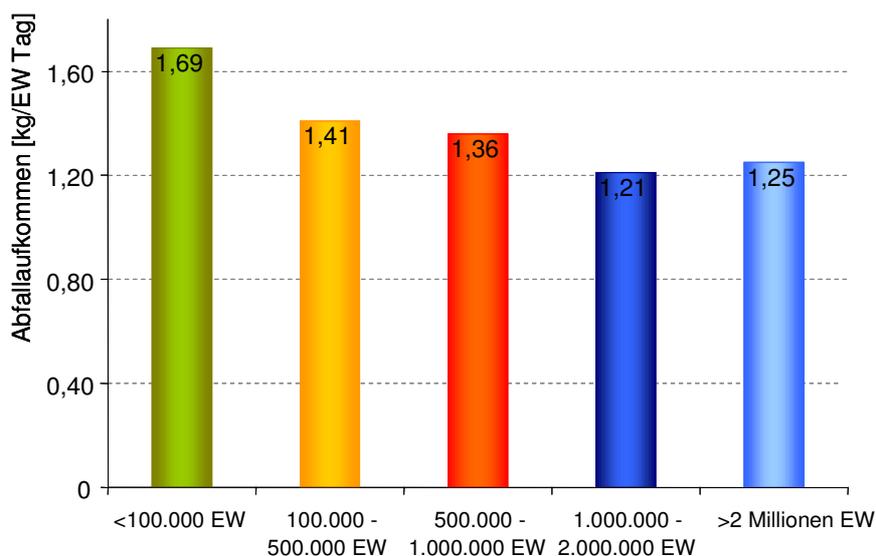


Abbildung 13: Pro-Kopf Abfallaufkommen in Abhängigkeit von der Größe einer Kommune in der Türkei [Turan et al. 2009]

Die Entwicklung des Pro-Kopf Abfallaufkommens wird an Hand ausgewählter Städte in Tabelle 6 dargestellt. Hier zeigt sich, dass in allen Fällen das Aufkommen zwischen 1995 und 2006 gestiegen ist. Gleichzeitig ist zu sehen, dass 1995 das Abfallaufkommen im Winter höher als im Sommer war. 2006 gleichen sich die Abfallmengen in Winter und Sommer an, wobei hier geringfügig höhere Abfallmengen im Sommer zu verzeichnen sind.

Tabelle 5: Tägliches Pro-Kopf Abfallaufkommen ausgewählter Städte in der Türkei für die Jahre 1995 und 2006 [Berkun et al. 2005, Turkstat 2010a]

Region	Tägliches Pro-Kopf-Aufkommen [kg/(EW*Tag)]			
	Winter 1995	Sommer 1995	Winter 2006	Sommer 2006
Istanbul	0,72	0,55	1,01	1,09
Adana	0,87	0,47	1,22	1,16
Bursa	0,61	0,79	0,99	1,01
Gaziantep	0,22	0,17	0,84	0,92
Samsun	0,54	0,45	0,98	1,16
Kayseri	0,75	0,37	1,27	1,32

3.1.3.2 Charakterisierung des Abfalls

Die Abfallzusammensetzung unterscheidet sich stark nach den unterschiedlichen Regionen des Landes sowie auch nach den Jahreszeiten. Daten aus dem Jahr 1993 ergeben einen durchschnittlichen Organikanteil von 69 %. Dieser stieg im Sommer auf über 80 % und sank im Winter auf 46 % [Metin et al. 2003]. Auch die Stadt- bzw. Kommunengröße sowie die wirtschaftliche Entwicklung sind für die Abfallzusammensetzung relevant. So liegt nach neueren Daten der durchschnittliche Organikanteil im Abfall aus Großstädten bei 45–50 %

und in dörflichen Regionen bei 60 % [Metin et al. 2003]. Die durchschnittliche Abfallzusammensetzung in türkischen Städten wie sie sich auf Basis mehrere Studien (Metin et al. 2003, Kanat et al. 2006, Tinmaz und Demir 2006, Tabasaran 2007, Agdag 2009) ergibt, wird in Abbildung 14 dargestellt. Bei dieser Betrachtung wurde die Abfallzusammensetzung von Großstädten (Ankara, Istanbul, Izmir, etc.) nicht mit einbezogen, da für Großstädte die Technologie der thermischen Verwertung bereits als Stand der Technik bezeichnet werden kann und im Rahmen dieser Arbeit eine Abfallverbrennungsanlage für ländliche Regionen entwickelt werden soll.

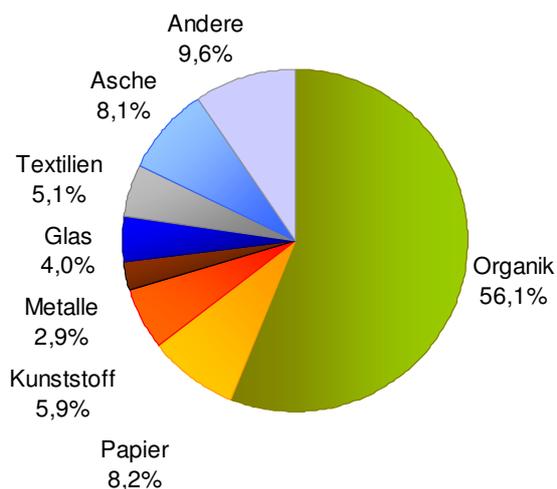


Abbildung 14: Durchschnittliche Zusammensetzung von türkischem Siedlungsabfall ohne Großstädte [Metin et al. 2003, Kanat et al. 2006, Tinmaz und Demir 2006, Tabasaran 2007, Agdag 2009]

In Abbildung 15 wird die Entwicklung der durchschnittlichen Abfallzusammensetzung in der Metropolregion Istanbul dargestellt. Der Organikanteil des Abfalls sank in dieser Zeit von über 60 % auf 48 % während gleichzeitig der Kunststoffanteil von 3 % auf 11 % anstieg. Diese Steigerung ist auf die vermehrte Verwendung von Verpackungsmaterialien zurückzuführen. Der Ascheanteil im Abfall schwank stark. Der leichte Rückgang ist laut Berkung et al. [2005] darauf zurückzuführen, dass vermehrt Gas statt Holz zu Heizzwecken verwendet wurde.

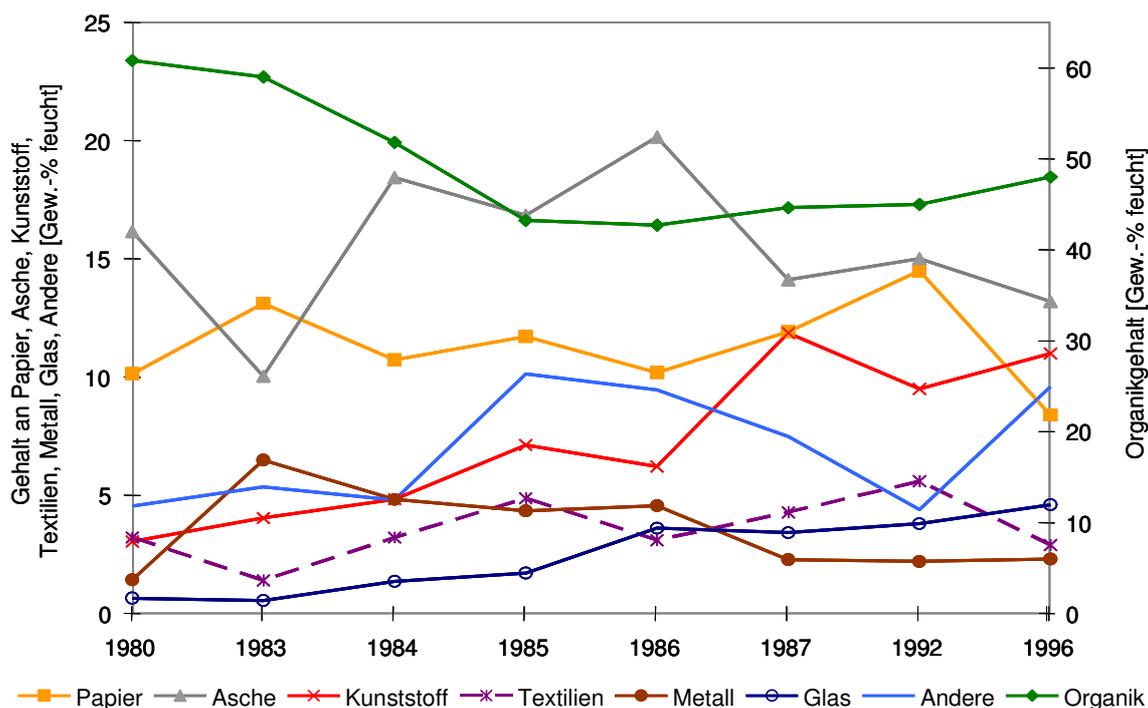


Abbildung 15: Entwicklung der Abfallzusammensetzung in der Metropolregion Istanbul zwischen 1980 und 1996 [Berkun et al. 2005]

Die Schwankungen in der Abfallzusammensetzung je nach Jahreszeit und Einkommen werden beispielhaft an Hand der Stadt Tarsus in Abbildung 16 dargestellt. In der südtürkischen Hafenstadt leben knapp 240.000 Menschen. Auffallend ist, dass in dieser Region der Organikanteil zwischen 83 und 88 % schwankt und damit wesentlich höher liegt als der landesweite Durchschnitt. An diesem Extrembeispiel wird jedoch deutlich, dass unabhängig von der Einkommensschicht, der Papieranteil im Sommer höher liegt als im Winter, gleichzeitig steigt der Ascheanteil im Winter. Hier ist davon auszugehen, dass im Winter neben Holz vermehrt Abfallstoffe (Papier etc.) zu Heizzwecken verwendet werden. Eine Abhängigkeit der Abfallzusammensetzung von Einkommensniveau lässt sich nicht feststellen. Einzig der Anteil an Papierabfällen im Sommer ist bei der höchsten Einkommensklasse größer als bei den anderen beiden Klassen [Bayer et al. 2008]. Turan et al. [2009] stellten fest, dass in niedrigen Einkommensklassen der Organikanteil geringer ist, da er häufig als Tierfutter, Dünger oder Brennstoff verwendet wird.

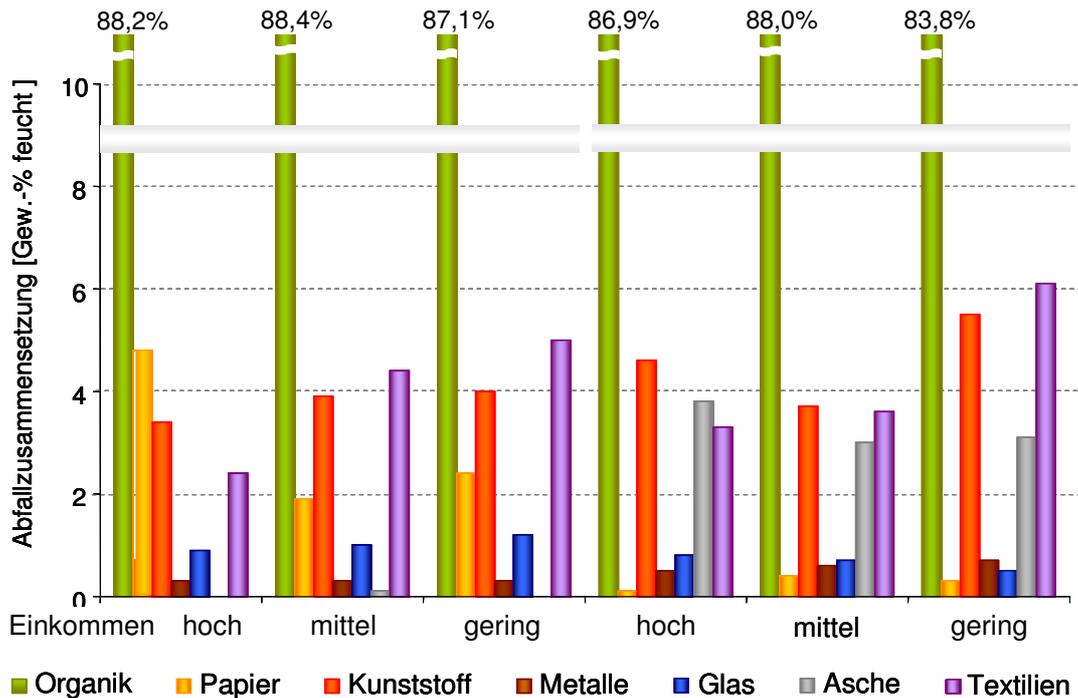


Abbildung 16: Schwankungen in der Zusammensetzung des Siedlungsabfalles in Abhängigkeit von Jahreszeit und Einkommen [Bayer et al. 2008]

Basierend auf unterschiedlichen Studien [Metin et al. 2003, Berkun et al. 2005, Kanat et al. 2006, Tinmaz und Demir 2006, Tabasaran 2007, Agdag 2009, Turan et al. 2009] zur Abfallzusammensetzung wird in dieser Arbeit eine Abschätzung für durchschnittlichen Siedlungsabfall in Großstädten und einer durchschnittlichen Kleinstadt getroffen (vgl. Tabelle 6). Für diese durchschnittliche Zusammensetzung wird dann, mittels Daten zu typischen Wassergehalten und Heizwerten der Trockenfraktion [Thomé-Kozmiensky 1997, Liu und Lipták 2000, Estevez 2003, Rotter et al. 2003, Jeng-Chung 2005, LfU 2008a], ein mittlerer Heizwert berechnet. Im Durchschnitt unterscheidet sich die Abfallzusammensetzung von Großstädten und Kleinstädten kaum. Betrachtet man jedoch einzelne Kommunen können die Abweichungen gravierend sein. So beträgt der Organikanteil in der Kommune Canakkale z. B. 80 % und in Denizli lediglich 42 % [Metin et al. 2003, Agdag 2009]. Für die konkrete Ausgestaltung eines Abfallverwertungssystems muss daher die jeweilige Abfallzusammensetzung untersucht werden. Für die in dieser Arbeit dargestellten grundsätzlichen Überlegungen zum Einsatz der Abfallverbrennung wird die durchschnittliche Zusammensetzung der Siedlungsabfälle in kleineren Kommunen verwendet.

Tabelle 6: Berechnung des Heizwertes von durchschnittlichem türkischen Hausmüll für Großstädte und eine kleinere Kommune

Material	Zusammensetzung Großstadt [%]	Zusammensetzung Kommune [%]	Wassergehalt [%]	Heizwert [kJ/kg _{trocken}]
Organik	53,3	56,1	75	15.850
Papier	14,3	8,3	28	16.000
Kunststoff	10,7	5,9	20	31.000
Textilien	-	5,1	25	17.450
Metall	2,6	2,9	-	--
Glas	4,0	4,0	-	--
Asche	5,0	5,4		
Andere	10,1	12,2	45	14.000
Heizwert [kJ/kg_{feucht}]	6.930	5.934		

3.1.3.3 Entsorgungsstrukturen

Die Dienstleistung für Sammlung und Transport wird häufig von den verantwortlichen Kommunen an Dritte vergeben. 81 % der Kommunen werden von der geregelten Abfallentsorgung erfasst, die verbleibenden 19 % sind überwiegend ländliche Regionen. Auch wenn eine fast flächendeckende Abfallentsorgung gewährleistet wird, verfügt laut Statistischem Amt nur 39 % der Bevölkerung über eine regelmäßige Abfallentsorgung [Bayer et al. 2008; Turkstat 2010a]. Die Sammlung der Abfälle erfolgt nach zwei unterschiedlichen Systemen. In Großstädten und Stadtzentren wird der Abfall im Holsystem gesammelt. Hier fährt ein Sammelfahrzeug täglich oder jeden zweiten Tag jeden Haushalt an und holt die Abfälle ab, die in Plastiktüten oder Abfalleimern gesammelt wurden. In kleineren Kommunen wird das Bringsystem praktiziert. Abfallsammelbehälter sind in den Straßen aufgestellt und werden zwei- bis dreimal pro Woche geleert. Gerade in den Randgebieten von Großstädten sind jedoch oft die Straßen sehr schlecht, so dass in der Regenzeit die Abfallsammlung nicht gewährleistet ist. Für Sammlung und Transport werden in der Regel dieselben Fahrzeuge verwendet. Hier handelt es sich überwiegend um Lastwagen mit 3,5 bis 7,5 Mg oder Traktoren [Turan et al. 2009].

Die Entsorgung der erfassten Siedlungsabfälle erfolgt zu 80 % durch Ablagerung (davon 75 % auf ungeordneten Müllkippen), 15 % werden in Gewässern und im Meer entsorgt, 2 % kompostiert und die restlichen Abfälle offen verbrannt [Tabasaran 2007]. 2004 existierten für die 3.200 Städte nur 18 geordnete Deponien, 31 weitere waren in Planung [Tabasaran 2007, KFW 2010]. Bei den geordneten Deponien konnte seitdem ein starker Zuwachs verzeichnet werden. Laut Angaben des türkischen Statistikamtes verfügte die Türkei im Jahr 2008 bereits über 37 geordnete Deponien [Gtai 2010b]. Darüber hinaus existieren vier Kompostierungsanlagen von denen drei betrieben werden [Nas und Bayram 2008]. Landesweit sind dennoch immer noch über 2.000 offene Müllkippen vorhanden [Turan 2009]. Die Abfälle der Metropole

Istanbul werden auf zwei Deponien abgelagert, wovon sich eine auf der europäischen und eine auf der asiatischen Seite der Stadt befindet [Gtai 2009]. Istanbul's Kemberburgaz Deponie ist die erste türkische Deponie, die Deponiegas zur Verstromung nutzt. Hier ist eine Anlage mit einer Kapazität von 4 MW_{el} installiert [Berkun et al. 2005]. Tabelle 7 zeigt die Art der Abfallbehandlung der erfassten Abfallmenge im Jahr 1995 und 2006. Der starke Anstieg der geordnet deponierten Abfallmenge ist auf eine verbesserte Erfassung der Abfallmengen zurückzuführen [Bayer et al. 2008].

Tabelle 7: Entsorgte Abfallmengen und Entsorgungswege in der Türkei in 1995 und 2006 [Turkstat 2010a]

	1995	2006
	[1.000 Mg]	
Geordnete Deponie	1.444	9.942
Verbrennung	0,3	28
Kompostierung	159	105
Andere	19.306	15.204

In Abbildung 17 wird die Entwicklung der Abfallentsorgung in den Jahren 2002 bis 2008 dargestellt. In diesem Zeitraum stieg die Entsorgung auf geordneten Deponien von 27 % auf 45 % an, während die ungesicherte Ablagerung auf 52 % sank. Die Kategorie „Andere“ beinhaltet unregelmäßige Verbrennung, Verklappung im Meer und Ablagerung in Minen und Wäldern [Turkstat 2010a].

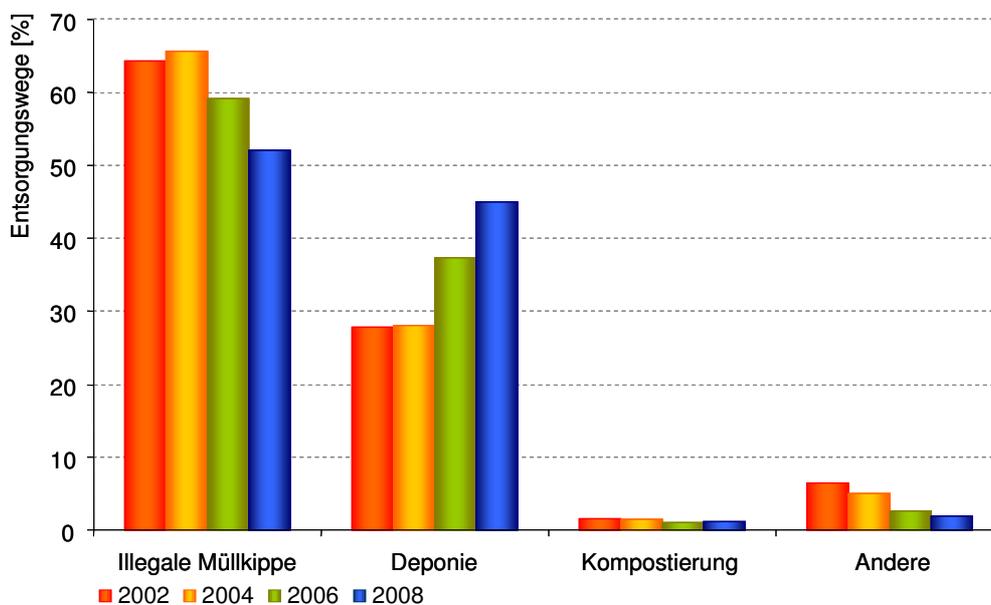


Abbildung 17: Entwicklung der Abfallentsorgungsstruktur in der Türkei zwischen 2002 und 2008 [Turkstat 2010a]

Gefährliche Abfälle wurden in der Vergangenheit mit kommunalen Siedlungsabfällen ohne Vorbehandlung abgelagert oder im Ausland entsorgt. Seit 2008 existieren drei Sondermüllverbrennungsanlagen mit einer Kapazität von 60.000 Mg/Jahr [Gtai 2009]. In diesen Anlagen werden neben Klärschlämmen und anderen Abfällen zu 64 % chemische Abfälle und zu 27 % medizinische Abfälle entsorgt [Gtai 2010b]. Für kommunale Siedlungsabfälle existiert bisher keine Verbrennungsanlage.

Recycling von Glas und Papier wird in der Türkei seit den 50er Jahren kommerziell betrieben. In den letzten Jahren wurde damit begonnen, auch Kunststoff und Metall auf industriellem Niveau zu recyceln. Seit gut einem Jahrzehnt werden in der Türkei erste Programme zur Getrennterfassung von Abfällen durchgeführt. In den meisten dieser Programme werden die Wertstoffe (Kunststoff, Glas, Metall und Papier) gemeinsam in Säcken gesammelt und wöchentlich durch die Recyclingunternehmen abgeholt [Metin et al. 2003]. 2005 wurde die türkische Verpackungsrichtlinie in Kraft gesetzt. Laut dieser Richtlinie sind Produzenten für die Entsorgung von Alt-Verpackungen verantwortlich, die wiederum lizenzierte Firmen mit dieser Aufgabe betrauen können. Nach dem Vorbild des deutschen Dualen-Systems und Eco-Emballage aus Frankreich haben sich zwei zertifizierte Verwertungseinrichtungen am türkischen Markt etabliert. Die türkische Regierung möchte hierdurch die in Tabelle 8 dargestellten Recyclingquoten erzielen [Tabasaran 2007, Bayer et al. 2008]. Im Gegensatz zum Dualen-System existieren jedoch kein organisiertes Pfandsystem oder Rückgabestationen für Verpackungsabfälle. Diese werden dem Hausmüll beigegeben und können nur wiederverwertet werden, wenn die Gemeinde über eine Sortieranlage verfügt. Es wird daher davon ausgegangen, dass lediglich 20–30 % der Verpackungsabfälle recycelt werden. Die über die dargestellte Sammlungsmethode hinausgehende Rückgewinnung der Wertstoffe aus Siedlungsabfällen erfolgt meist durch den informellen Sektor. Die so genannten Scavenger sammeln weitgehend Abfälle bereits am Ort der Entstehung (Einkaufszentren, Supermärkte, Geschäftsgebäude und sonstige Abfallbehälter) ein und bereiten diese so weit auf, dass die Wertstoffe direkt an industrielle Recyclingbetriebe verkauft werden können. Hierdurch werden 30 % der Papier und Glasabfälle und bis zu 70 % der Plastikabfälle einer Wiederverwertung zugeführt. In Bezug auf die jährlich anfallenden Abfallmengen an Kunststoff, Papier, Glas und Metall werden in der Türkei durch sämtliche Recyclingaktivitäten etwa 35 % an Wertstoffen zurück gewonnen. Es wird bis 2014 eine Rückgewinnungsquote von 60 % für alle Verpackungsabfälle angestrebt. [Metin et al. 2003, Berkun et al. 2005, Tabasaran 2007].

Tabelle 8: Gesetzliche Wiederverwertungsquoten von Verpackungen [Tabasaran 2007, Bayer et al. 2008]

	2006	2008	2010	2012	2014
	Gew.-%				
Glas	35	40	45	52	60
Kunststoff	35	40	45	52	60
Metall	33	38	45	52	60
PPK	30	38	45	52	60

Die Planungen für die zukünftige Entsorgung der Abfälle wird in Tabelle 9 dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass nur für die Metropolen Istanbul, Ankara, Izmir und Antalya die Abfallentsorgung mittels thermischer Verfahren in naher Zukunft in Betracht gezogen wird. Andere Großstädte können frühestens ab 2022 mit Abfallverbrennungsanlagen rechnen. Für kleinere und mittlere Kommunen sind die geordnete Deponierung und die Erzeugung von Biogas sowie die Errichtung von Recycling-Zentren geplant. Nur in der Schwarzmeerregion, die überwiegend eine Touristenregion ist, wird ab 2021 die thermische Verwertung ebenfalls erwogen [Tabasaran 2007].

Tabelle 9: Geplantes Abfallentsorgungssystem laut Abfallwirtschaftsplan der Türkei 2006 [Tabasaran 2007]

Ort	Getrennte Erfassung organischer Abfälle, Kompostierung	Recycling-Center		Verbrennung	Geordn. Deponie	Biogas
		Städtische Struktur	Ländliche Struktur			
Großstädte (Istanbul, Izmir)	2010 (20%)	2008/2010	2010/2015	2013/2017	2008/2009	2008/2011
Andere Großstädte	2015 (30%)	2010/2015	2015/2020	2022	2011/2016	2011/2016
Kleine und mittlere Kommunen	2015 (100%)	2015/2020	-	-	2016/2020	2014/2020
Ankara	2012 (20%)	2008/2010	2010/2015	2018	2008/2009	2008/2011
Antalya	2012 (30%)	2008/2010	2010/2015	2019	2011	2009/2011
Andere Großstädte	2015 (20%)	2010/2015	2015/2020	2022/2023	2011/2016	2012/2016
Kleine bis mittlere Kommunen Schwarzmeer	2015 (64%)	2015/2020	-	2021	2016/2020	2016/2020
Andere Kommunen	2015 (50%)	2010/2015	2015/2020	-	2011/2016	2012/2016
Gaziantep	2013 (20%)	2008/2010	2015/2020	2019	2012	2008/2011

3.1.3.4 Kosten und Finanzierung

Die Sammlung und Entsorgung der Siedlungsabfälle liegen im Verantwortungsbereich der Kommunen und übergeordneten Provinzen. Daher ist das Abfallmanagementsystem auch von diesen zu finanzieren. Sammlung und Transport machen rund 85 % der Entsorgungskosten in der Türkei aus.

Die nachfolgend dargestellten Entsorgungskosten in US Dollar und Euro werden aus den Originalquellen mit dem jeweiligen Wechselkurs des Publikationsjahres umgerechnet. Für das Jahr 2003: 1 US \$ = 0,8840 €, für 2007: 1 US \$ = 0,7297 € und für 2010: 1 US \$ = 0,7809 €.

Die Abfallsammlungs- und Transportkosten beispielsweise in Trabzon, eine Kommune in der Abfälle ungeordnet abgelagert werden, betragen im Jahr 2005 zwischen 0,04 und 0,05 US \$/(km*Mg) wovon die Transportkosten 0,02 bis 0,04 US \$/(km*Mg) betragen und rund 0,01 US \$/(km*Mg) für die Sammlung zu entrichten sind [Apaydin und Gonullu 2007]. Eine durchschnittliche Kommune verwendet 40 % ihres Budgets für das Abfallmanagement das Straßenreinigung, Sammlung, Transport und Deponierung beinhaltet. Zur Finanzierung dieser Dienstleistung wurde 1993 eine Reinigungssteuer eingeführt, die von jedem Haushalt, jeder Gewerbeeinheit und anderen Immobilienbesitzern zu entrichten ist. Diese betrug laut dem Umweltministerium 15 US \$/Mg (11 €/Mg) Abfall und liegt weit unter den Durchschnittskosten der Entsorgung von 40 US \$/Mg (29 €/Mg) [Köse et al. 2007].

Die Beschäftigten im Abfallsektor in Istanbul sind zu 83 % von Privatunternehmen und zu 17 % von der Kommune angestellt. Hier betragen die durchschnittlichen Sammlungskosten im Jahr 2003 24,4 US \$/Mg (21,6 €/Mg) [Kanat 2010]. Kosten für die Deponierung oder Kompostierung waren nicht verfügbar. Eine Studie zur Kostenstruktur in 24 Städte ergab durchschnittliche Kosten für Sammlung und Transport von 23,17 US \$/Mg (20,50 €/Mg) Abfall. Die Schwankungsbreite reicht von 10,00 US \$/Mg bis 35,75 US \$/Mg [Metin et al. 2003].

Die Kosten der Wiederverwertung von Verpackungsabfällen werden analog zum deutschen Dualen-System auf den Kaufpreis aufgeschlagen und somit vom Endverbraucher getragen [Knupp 2008].

In einer Studie zur Umgestaltung des Abfallmanagementsystems der Metropole Istanbul werden Verwertungskosten für unterschiedliche Systeme gegenübergestellt. Hier wird davon ausgegangen, dass im Falle der geordneten Deponierung 8,50 US \$/Mg (6,6 €/Mg), für Kompostierung 10,49 US \$/Mg (8,2 €/Mg) und thermischer Verwertung (Verbrennung) 80,97 US \$/Mg (63,2 €/Mg) aufzuwenden sind [Kanat 2010]. Die der Berechnung zugrunde liegenden Annahmen können nicht ermittelt werden. Die Kosten sind jedoch kritisch zu hinterfragen, da Deponierungskosten für eine geordnete Deponie mit Sickerwasser- und Gasbehandlung von 6,60 € als sehr gering einzuschätzen sind.

In einigen Kommunen Istanbul wurden Recyclingaktivitäten in Form von Getrenntsammlung eingeführt, konnten aber bisher aus wirtschaftlichen Gründen nicht erfolgreich umgesetzt werden. Dies liegt überwiegend darin begründet, dass die Kosten für die Sammlung sehr hoch sind und für das recycelte Materials nur geringe Erlöse erzielt werden können [Kanat 2010].

3.2 Malaysia

3.2.1 Allgemeine Länderinformationen

Malaysia ist ein Staat in Südostasien und zählt zu den so genannten Pantherstaaten. Das Land besteht aus zwei, durch das Südchinesische Meer voneinander getrennten Teilen, der Halbinsel Westmalaysia (100°–114° östliche Länge, 1°–7° nördliche Breite) auf der sich auch die Hauptstadt Kuala Lumpur befindet und dem auf der Insel Borneo gelegenen Ostmalaysia (109°–119° östliche Länge und 1°–7° nördliche Breite). Die nördliche Grenze Westmalaysias stellt Thailand dar, im Süden liegt auf einer vorgelagerten Insel Singapur. Ostmalaysia grenzt an Indonesien und Brunei. Die Gesamtfläche des Landes beträgt 329.847 km² und ist mit 27,7 Mio. Menschen (2008) bevölkert [Auswärtiges Amt 2008b].

Bei der Regierungsform Malaysias handelt es sich um eine konstitutionelle Wahlmonarchie und parlamentarische Demokratie der ein König vorsteht. Dieser wird alle fünf Jahre aus den neun Sultanen Westmalaysias gewählt [Auswärtiges Amt 2008b]. Häufig wurde in der Vergangenheit das politische System Malaysias auch als Semidemokratie beschrieben. So konnten im Sinne der Demokratie bei Wahlen stets Oppositionsparteien antreten. Jedoch konnten aufgrund eingeschränkter Presse- Versammlungs- und Organisationsfreiheit, sowie einer willkürlichen Wahlkreiseinteilung und einer monetären Übermacht der Regierungspartei diese Wahlen nie als fair und demokratisch bezeichnet werden. Diese Situation hat sich seit den Wahlen im März 2008 erstmals verändert, da die Opposition enorme Zugewinne verzeichnen konnte und nun in 5 der 13 Provinzen die Regierung stellt [Ufen 2004, Ufen 2008].

Tabelle 10: Daten und Fakten Malaysia [Weltbank 2009]

Malaysia	Daten 2007
Landkarte	
	Landesfläche: 329.847 km ²
	Bevölkerung: 26,55 Millionen
	Bevölkerungsdichte: 80 EW/km ²
	Durchschn. Pro-Kopf Einkommen: 6.420 US-\$
	Bruttoinlandsprodukt (BIP): 186.720 Mio. US-\$
	Jährl. Wachstum BIP: 6,30 %
Flagge	
	

Klima

Malaysia ist durch ein tropisches Klima gekennzeichnet, mit ganzjährig durchschnittlichen Temperaturen um 27 °C. Im Tiefland ist es im Allgemeinen mit Temperaturen zwischen 21 °C und 32 °C wärmer als im Hochland, wo die Temperaturen bis auf 16 °C sinken können. Das Klima wird von April bis Oktober durch den Südwestmonsun und von Oktober bis Februar durch den Nordostmonsun geprägt. Die jährliche Niederschlagsmenge beträgt

2.700 mm und kann in den Gebirgen bis auf 6.000 mm ansteigen. Die Luftfeuchtigkeit beträgt meist über 80 % [Auswärtiges Amt 2008b, Meyers Lexikon 2008].

Bevölkerung

Die Bevölkerung Malaysias betrug im Jahr 2000 laut Volkszählung 23,49 Millionen und wuchs in den letzten Jahren auf 27,73 Millionen (2008) an, wobei im Jahr 2005 63 % der Bevölkerung in städtischen Gebieten gelebt haben. Rund 4 Millionen Menschen leben im Großraum der Hauptstadt Kuala Lumpur. Die Bevölkerung setzt sich zusammen aus 65 % Malaien, 26 % Chinesen, 8 % Indern und anderen Minderheiten.

Der Anteil an städtischer Bevölkerung unterscheidet sich in den einzelnen Provinzen stark. Neben der Metropolregion Kuala Lumpur, in der 94 % der Bevölkerung im urbanen Zentrum leben, ist auch die Provinz Selangor überwiegend städtisch geprägt. Andere Provinzen wie z. B. Kelantan oder Perlis hingegen weisen eher ländliche Strukturen auf.

Die Metropolregion Kuala Lumpur ist die bei weitem an dichtesten besiedelte Provinz des Landes mit einer Siedlungsdichte von 6.700 Einwohnern pro Quadratkilometer. Auch die Provinz Pulau Pinang mit über 1,3 Millionen Einwohner verfügt über eine hohe Siedlungsdichte von knapp 1.500 Einwohnern pro km². Detaillierte Angaben zur Bevölkerungsstruktur sind Anhang A zu entnehmen.

In Abbildung 18 werden die Kommunen prozentual nach den Einwohnerzahlen aufgeteilt dargestellt. Die kleinste Kommune Matu mit 14.300 Einwohnern liegt in der Provinz Sarawak. 18 % der Kommunen haben zwischen 20.000 Einwohnern und 50.000 Einwohnern, 52 % liegen zwischen 50.000 und 200.000 Einwohnern. 8 Kommunen verfügen über mehr als 500.000 Einwohner. Hierzu zählt die Kommune von Kuala Lumpur, sowie 4 Kommunen in Selangor, Timur Laut in der Kommune Pulau Pinang und Kinta in Perak [Department of Statistics 2008].

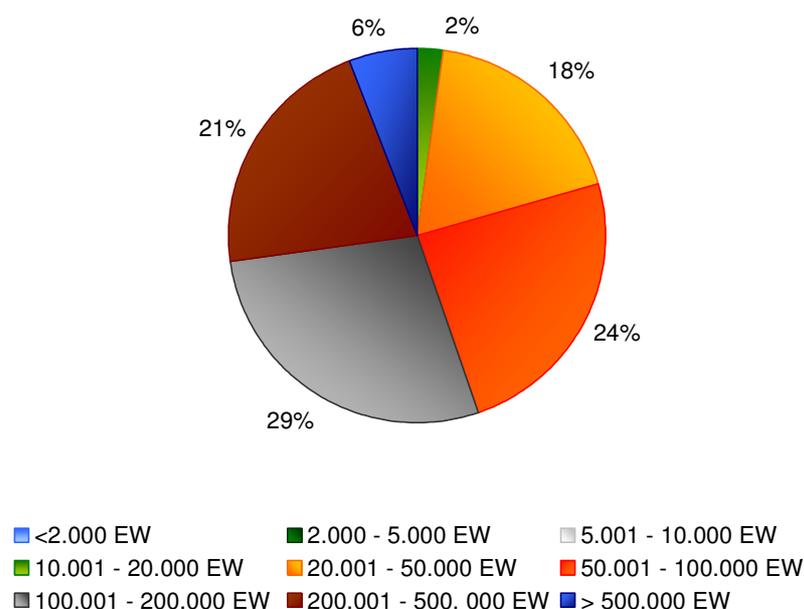


Abbildung 18: Prozentuale Aufteilung der 136 Kommunen Malaysias nach Einwohnerzahl [Department of Statistics 2008]

Ökonomische Rahmenbedingungen

Das Wirtschaftsklima Malaysias war bis zur weltweiten Finanzkrise gut. Das Brutto-Inlands-Produkt Malaysias lag 2007 bei 186,5 Mrd. US-Dollar. Das Pro-Kopf-Einkommen betrug im Jahr 2006 5.914 US-Dollar und stieg in 2007 auf 6.948 US-Dollar. Die Arbeitslosigkeit in 2008 betrug laut aktuellen Angaben des Statistischen Amtes Malaysias 3 % und stieg in 2009 leicht bis auf 3,6 %. Malaysia zählt zu den erfolgreichsten Schwellenländern mit einem sehr guten Wirtschaftswachstum. Die wirtschaftliche Entwicklung war so gut, dass die deutsche Bundesregierung die Entwicklungszusammenarbeit im engeren Sinne mittlerweile eingestellt hat [Auswärtiges Amt 2008b, Department of Statistics 2009].

Malaysia ist mit natürlichen Ressourcen gut ausgestattet. So war die Wirtschaft ursprünglich lediglich auf den Agrarmarkt ausgerichtet und ist auch heute noch ein großer Produzent von Kautschuk, Palmöl, Bauholz und Paprika. Unter der aktuellen Regierung gelang jedoch der Wandel zur verarbeitenden Industrie und zu Dienstleistungen. So liegt der Schwerpunkt der Industrie heute in der Elektrotechnik und Elektronik, jedoch gewinnen auch Biotechnologien sowie Informations- und Kommunikationstechnologien und der Service-Sektor an Bedeutung [Heinrich 2008, Manaf et al. 2009].

Sozioökonomische Klassifizierung

Laut dem statistischen Bericht der UN zum Human Development Index belegt Malaysia nach Daten des Jahres 2006 Platz 63 unter 179 Ländern mit einem HDI von 0,823. Damit zählt das Land zu der Kategorie der hochentwickelten Länder [UNDP 2008a].

Energiemarkt

Malaysia besitzt große Quellen an Rohöl und Erdgas, so dass der Primärenergiebedarf auch überwiegend aus diesen Quellen gedeckt wird. Anfang 2009 wurden gesicherte Reserven in Höhe von 4 Milliarden Barrel verzeichnet, hauptsächlich aus Off-shore Quellen. Die natürlichen Gasvorkommen liegen überwiegend in Ost-Malaysia und werden auf 83 Trillionen m³ geschätzt. Die exklusiven Förderrechte für beide Energiequellen liegen bei der einzigen staatlichen Öl- und Gasgesellschaft Petroleam Nasional Berhad, die ausländischen Unternehmen wie z. B. Exxon oder Shell durch Kontrakte den Marktzugang ermöglichen. Malaysia ist nach Qatar der zweitgrößte Exporteur von Flüssiggas [APEC 2006, EIA 2009].

Die Energiepolitik wird von der Wirtschaftsplanungseinheit (Economic Planning Unit) und der Umsetzungs- und Koordinierungseinheit (Implementation and Coordination Unit), die direkt dem Premierminister unterstellt sind, gestaltet. Das Ministerium für Energie, Wasser und Kommunikation reguliert den Strommarkt, besitzt aber keinen politischen Gestaltungsspielraum [EIA 2009].

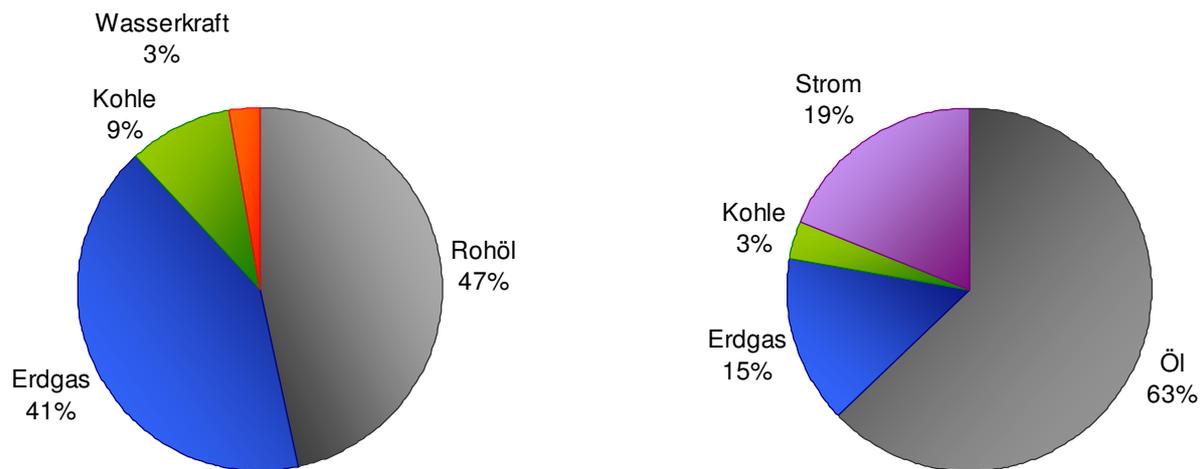


Abbildung 19: Struktur der Energiebereitstellung in Malaysia im Jahr 2005, links: Primärenergiebedarf, rechts: Endenergieverbrauch [EPU 2006]

Der Primärenergiebedarf wird überwiegend aus Erdöl und Erdgas gedeckt. Lediglich 9 % des Energiebedarfs wird von Kohle gedeckt, die zu über 90 % importiert wird. Der Sekundärenergiebedarf stieg im Zeitraum zwischen 2000 und 2005 jährlich um 5,6 %, wobei der überwiegende Anteil der Sekundärenergie durch Öl gedeckt wurde.

19 % der Sekundärenergie ist Strom, der zu 70 % in Gaskraftwerken erzeugt wurde. Erneuerbare Energien spielen bisher eine untergeordnete Rolle. 2001 wurde ein Programm für Erneuerbare Energien von der Regierung aufgelegt mit dem Ziel bis 2010 Anlagen mit einer installierten elektrische Gesamtleistung von 350 MW zu errichten. Unter die Kategorie Erneuerbare Energien fällt auch die Stromerzeugung aus Abfall, die von der Regierung ebenfalls unterstützt wird, bisher aber nicht umgesetzt ist [APEC 2006, EPU 2006].

Der Strompreis betrug in Malaysia für Haushalte je nach Abnahmemenge ab Juli 2008 zwischen 0,05 und 0,11 €/kWh. Den niedrigsten Tarif bezahlen hierbei Haushalte mit einer Abnahmemenge von weniger 200 kWh je Monat [Coalgossip 2008].

3.2.2 Abfallrechtliche Rahmenbedingungen

In Malaysia werden Abfälle in die drei Kategorien Siedlungsabfälle, Gefährliche Abfälle und Krankenhausabfälle unterteilt. Die im Weiteren betrachteten Siedlungsabfälle fallen unter die Zuständigkeit des Ministeriums für Wohnungsbau und Kommunalverwaltung (Ministry of Housing and Local Governance). Gesetzliche Regelungen zum Abfallmanagement existieren in Malaysia sowohl auf nationaler als auch landes- und kommunaler Ebene. Auf allen drei Ebenen ist jedoch ein Mangel an Kompetenz zu verzeichnen, wodurch die Umsetzung der Gesetze nicht gewährleistet ist. Grundsätzlich liegt die Gesetzgebung bei der Regierung und wird auf nationaler Ebene erlassen, für die anschließende Umsetzung der Gesetze sind die Kommunen zuständig. Deren Zuständigkeit beinhaltet Sammlung, Transport, Behandlung und Entsorgung der Abfälle. Darüber hinaus ist das Umweltamt für die Durchsetzung von Standards in Bezug auf die Abfallablagerung und Emissionen verantwortlich. Das Gesundheitsministerium ist zuständig für die Entwicklung eines Abfallentsorgungsplans in ländlichen Gegenden in denen bisher kein Abfallmanagementkonzept vorliegt [Manaf et al. 2009].

Das erste Umweltgesetz das Vorgaben in Bezug auf den Umgang mit Abfall festlegte, stammte aus dem Jahr 1974 und wurde kontinuierlich weiterentwickelt. Darauf aufbauend wurden verschiedene Strategien in Bezug auf Umweltschutz, Energieerzeugung und Ressourcenschonung entwickelt (vgl. PNMB 1974, MHLG 1988, EPU 2001, MHLG 2005, EPU 2006, PM 2007).

Die Verantwortung in der Abfallbeseitigung lag bis 2007 laut Absatz 72 des Local Government Act 1976 bei den einzelnen Lokalverwaltungen. Durch diese Gesetzgebung ist die Kommune dazu verpflichtet direkt oder indirekt durch Privatunternehmen für die öffentliche Sauberkeit in städtischen und semiurbanen Gebieten zu sorgen. Die 144 Lokalverwaltungen stehen vielen Problemen in der Durchführung und der Finanzierung der Abfallbeseitigung gegenüber. Durch die lokale Zuständigkeit ergeben sich je nach Kommune Unterschiede in der Art und Weise der Abfallentsorgung. Selbst innerhalb einer Kommune lassen sich Unterschiede je nach Reichtum einer Gemeinde feststellen. So verfügen reichere Gemeinden in der Regel über ein effektiveres Abfallentsorgungssystem als ärmere Gemeinden. Im Juli 2007 wurde daher das neue Abfallgesetz (Solid Waste and Public Cleansing Management Bill) für die Halbinsel Malaysia von der Regierung verabschiedet, mit dem Ziel, Sammlung, Recycling und Entsorgung von Abfällen zu verbessern. Mit dieser Gesetzgebung wird die Verantwortung von den Lokalverwaltungen an das Nationale Amt für Abfall, das dem Ministerium für Wohnungsbau und Kommunalverwaltung unterstellt ist, übergeben. Die Überwachung der Sauberkeit in deren Zuständigkeitsgebiet wird weiterhin von den Lokalverwaltungen wahrgenommen. Laut Smart [2008] wird davon ausgegangen, dass dieses Gesetz nach erfolgreicher Umsetzung auch von den autonomen Provinzen Sarawak und Sabah übernommen wird [Goh Ban Lee 2005, Star 2007, Smart 2008, Manaf et al. 2009].

Im 9. Plan für Malaysia, der die strategische Ausrichtung der Regierung darstellt, wird für den Bereich Abfallmanagement darauf hingewiesen, dass Kleinanlagen Großanlagen vorzuziehen sind, da diese besser handhabbar sind. Als Recyclingziel für das Jahr 2020 wird eine Recyclingrate von 22 % festgelegt [EPU 2006].

Thermische Abfallbehandlung wird für Sonderabfälle und Klinikabfälle standardmäßig durchgeführt und ist auch für Siedlungsabfälle zulässig. Im dritten Leitfaden des Perspektivenplans (3rd Outline Perspective Plan) wird Siedlungsabfall als Brennstoff zur Energieerzeugung aufgeführt und festgelegt, dass Abfallverbrennung als umweltverträgliche Abfallbehandlungsmethode verstärkt eingesetzt werden soll.

Bei der Planung einer Abfallverbrennungsanlage ist eine Umweltverträglichkeitsprüfung durchzuführen. Die Nationale Umweltbehörde kann die einzuhaltenden Grenzwerte festlegen, um Umweltbelastungen zu vermeiden. In Bezug auf Abfallverbrennung gibt es jedoch bisher in Malaysia keine verbindlichen Grenzwerte für Emissionen. Die Regierung hat eine Richtlinie zur Luftqualität herausgegeben, deren Grenzwerte für Emissionen aller industrieller Anlagen sowie Verbrennungsanlagen eingehalten werden müssen. Die Grenzwerte der Luftqualitätsrichtlinie sind in Tabelle 11 dargestellt.

Tabelle 11: Grenzwerte zur Luftreinhaltung aus unterschiedlichen Emissionsquellen [EQA 1974]

Schadstoff	Grenzwert [g/m ³ _N]		
	Standard A	Standard B	Standard C
Saure Gase in SO ₃ -Equivalent	7,500	6,000	3,500
H ₂ SO ₄ in SO ₃ -Equivalent	0,300	0,250	0,200
Chlorwasserstoff (HCl)	0,300	0,500	0,400
Flurwasserstoff (HF)	0,150	0,125	0,100
Stickoxide	3,000	2,500	2,000
Gesamtstaub	0,600	0,500	0,400
Schwefelsäure	6,25 ppmv	5,0 ppmv	5,0 ppmv

Darüber hinaus gibt Taib [2008] Emissionsrichtwerte für Verbrennung unterschiedlicher Abfällen an (vgl. Tabelle 12), die bei der Anlagengenehmigung in der Regel von der Umweltbehörde festgelegt werden.

Tabelle 12: Richtwerte für Emissionen aus der Abfallverbrennung nach Taib [2008]

Parameter	Richtwert [mg/m ³ _N]		
	Siedlungsabfall	Klinikabfälle	Tierkörperverwertung
Kohlenmonoxid (CO)	63	63	125
Stickoxid (NO _x)	300	100	400
Staub	15	15	30
Chlor (HCl)	100	100	100
Schwefeloxid (SO _x)	100	100	200
Dioxin / Furan in ng TEQ/m ³ _N	0,1	0,1	0,1
Schwermetalle			
Cadmium (Cd)	0,1	0,1	15
Quecksilber (Hg)	0,1	0,1	0,2
Blei (Pb)	5	5	1,4

3.2.3 Darstellung der Ist-Situation

3.2.3.1 Abfallaufkommen

Das Abfallaufkommen in Malaysia steigt exponentiell und stellt für Malaysias Regierung ein zunehmend drängendes Problem dar. Neben der wachsenden Bevölkerung liegt die Ursache hauptsächlich in der stark konsumorientierten Mittelschicht in den Städten. So lag im Jahr 2002 das tägliche Abfallaufkommen bei 17.000 Mg und wird für das Jahr 2020 auf 30.000 Mg abgeschätzt. Das aktuelle Pro-Kopf Abfallaufkommen schwankt bei mittleren und kleinen Kommunen zwischen 0,5 und 0,8 kg/(EW*Tag). Haushalte in der Großstadt Kuala Lumpur verzeichnen mit einem täglichen Abfallaufkommen von 1,9 kg pro Kopf sogar eine mehr als doppelt so hohe Abfallproduktion (vgl. Tabelle 13). Auch in den Kommunen Manjung, Kerian, Teluk Intan, Kuala Kangsar beläuft sich die tägliche Pro-Kopf Abfallmenge auf 1,3 bis 1,56 kg. Somit ergibt sich aktuell ein durchschnittliches nationales Abfallaufkommen von knapp 1 kg pro Kopf und Tag für Malaysias Bevölkerung [UNDP 2008, EA 2009, Manaf et al. 2009].

Tabelle 13: Hausmüllaufkommen in den einzelnen Regionalverwaltungen Malaysias im Jahr 2000 und 2002 nach [Manaf et al. 2009]

Provinz	Einwohner	2000		Einwohner	2002	
		Hausmüll [Mg/Tag]	Hausmüll [kg/EW*Tag]		Hausmüll [Mg/Tag]	Hausmüll [kg/EW*Tag]
Johor	2.252.882	1.915	0,85	2.366.934	2.093	0,88
Kedah	1.557.259	1.324	0,85	1.636.095	1.447	0,88
Kelantan	1.216.769	1.034	0,85	1.278.368	1.131	0,88
Melaka	605.361	515	0,85	636.007	562	0,88
Negeri Sembilan	890.597	757	0,85	935.683	827	0,88
Pahang	1.126.000	957	0,85	1.183.004	1.046	0,88
Perak	1.796.575	1.527	0,85	1.887.527	1.669	0,88
Perlis	230.000	196	0,85	241.644	214	0,88
Pulau Pinang	1.279.470	1.088	0,85	1.344.243	1.189	0,88
Selangor	3.325.261	2.826	0,85	3.493.602	3.090	0,88
Terengganu	1.038.436	883	0,85	1.091.007	965	0,88
Kuala Lumpur	1.400.000	2.520	1,80	1.470.875	2.755	1,90
Gesamt	16.718.610	15.541	0,93	17.564.989	16.987	0,97

30 % des Gesamtabfallaufkommens im Jahr 2007 (26,3 Mio. Mg) waren, wie in Abbildung 20 dargestellt, Siedlungsabfälle. Zur Herkunft der Siedlungsabfälle gibt es eine Abschätzung von Saeed et al. [2009] laut der knapp die Hälfte der Siedlungsabfälle Haushaltsabfälle sind. Weitere 24 % sind Geschäftsmüll und 11 % sind Abfälle aus der Straßenreinigung.

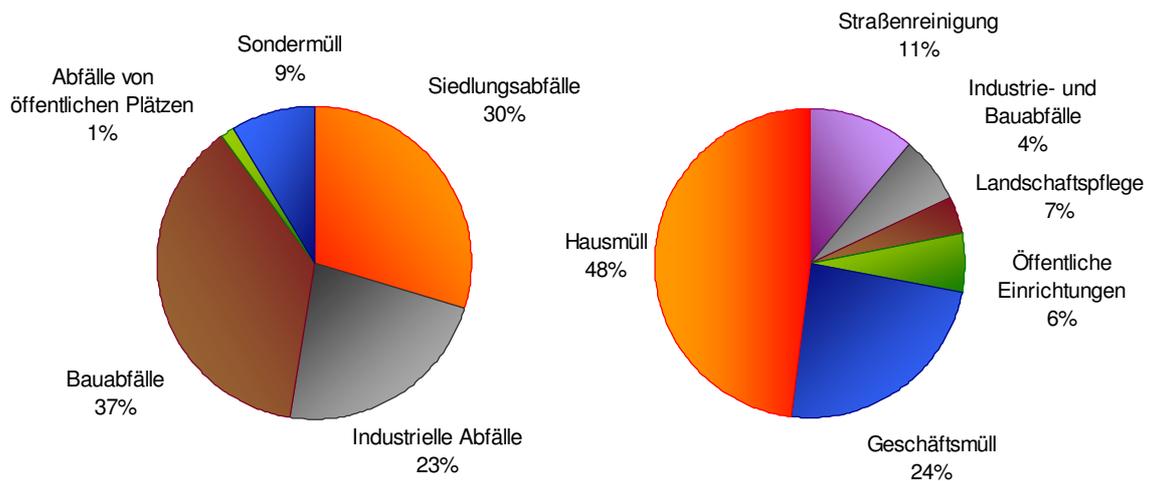


Abbildung 20. Abfallaufkommen in Malaysia nach Herkunft; links: Gesamtabfall [Larsen 2007], rechts: Siedlungsabfälle [Saeed et al. 2009]

3.2.3.2 Charakterisierung des Abfalls

Der malaiische Siedlungsabfall wird von organischem Material dominiert. Je nach Datenquelle schwanken die Angaben zur Abfallzusammensetzung stark. Durchschnittlich 48 % sind Speiseabfälle und andere organische Fraktionen wie z. B. Gartenabfälle. Da in Malaysia kaum Recyclingaktivitäten zu verzeichnen sind, liegt der Anteil an Papier und Kunststoff relativ hoch, bei 19 % respektive 15 %. 5 % der Abfälle sind Metalle und 3 % Glas [Goh Ban Lee 2005, UNDP 2008c, Saeed et al. 2009]. Die landesweite durchschnittliche Abfallzusammensetzung laut Regierungsangaben wird in Abbildung 21 dargestellt. Auffällig ist, dass der Anteil an Papier im Abfall hier nur 7 % beträgt. Je nach Region und Einkommensverhältnissen kann die Abfallzusammensetzung stark variieren. So wird laut einer Studie der Vereinten Nationen für die Provinz Pulau Pinang der Anteil an Papier je nach Kommune zwischen 5 % und 28 % angegeben. Der Anteil an Organik schwankt zwischen 43 % und 63 % [UNDP 2008c]. Kathirvale et al. [2003] untersuchten die Abfallzusammensetzung in der Metropole Kuala Lumpur, mit dem Ergebnis, dass der durchschnittliche Wassergehalt der untersuchten Abfallfraktionen 55 % betrug. Der Aschegehalt betrug 9,3 %, und der durchschnittliche Heizwert des Abfalls aus der Metropolregion verfügte über einen Energieinhalt von 9.100 kJ/kg. Der hohe Wassergehalt erklärt sich zum einen durch den Anteil an Organik, zum anderen durch die Art der Abfallsammlung. Siedlungsabfälle werden in der Regel in offenen Container gesammelt, die nicht gegen die im tropischen Klima häufigen Regenfälle geschützt sind.

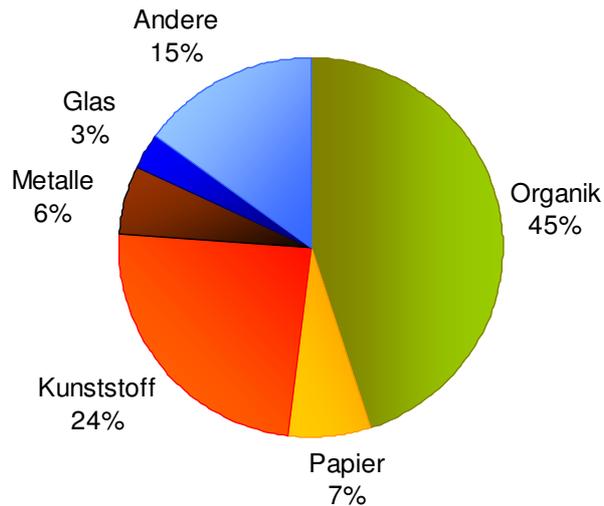


Abbildung 21: Durchschnittliche Abfallzusammensetzung der Siedlungsabfälle in Malaysia nach Regierungsangaben [Tee 2009]

Die Abfallzusammensetzung schwankt mit dem Einkommen eines Haushaltes wie aus Abbildung 22 ersichtlich. Hierfür gibt es laut Kathirvale et al. [2003] keine offensichtliche Begründung, jedoch wird davon ausgegangen, dass mit steigendem Einkommen weniger selbst gekocht wird und sich hierdurch der Anteil an Speiseabfällen verringert. Darüber hinaus steigt der Konsum mit steigendem Einkommen was sich in einem steigenden Anteil an Kunststoffabfällen bemerkbar macht. Ungewöhnlich erscheint, dass der Anteil an Textilien im Hausmüll mit steigendem Einkommen rückläufig ist.

Jahreszeitliche Schwankungen in der Abfallzusammensetzung wurden in keiner der betrachteten Studien erwähnt. Aufgrund des ganzjährigen tropischen Klimas werden auch keine Schwankungen erwartet. Lediglich der Wassergehalt des Abfalls könnte in den Zeiten ohne Monsun geringer ausfallen.

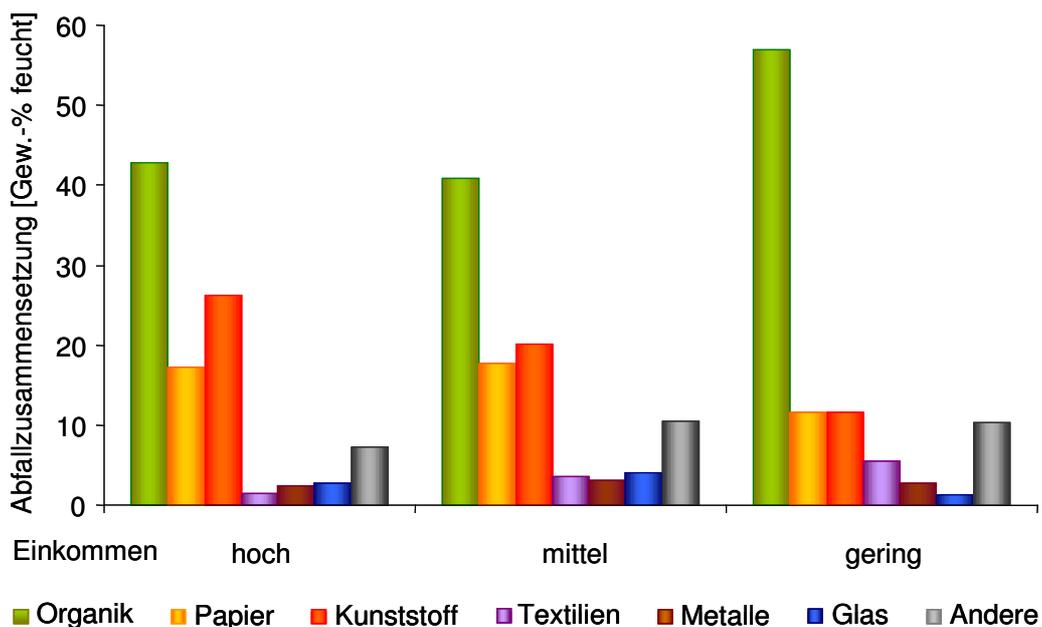


Abbildung 22: Abfallzusammensetzung in Abhängigkeit vom Einkommen in Malaysia [Kathirvale et al. 2003]

Die brennstofftechnischen Eigenschaften des Siedlungsabfalls wurden in zwei Studien für Kuala Lumpur untersucht [Sivapalan et al. 2002, Kathirvale et al. 2003]. Da in beiden Studien keine Aussagen über die Art und Weise der Probennahme getroffen wurden, fällt es schwer die Qualität der Ergebnisse zu bewerten. Jedoch zeigt sich, dass die Dichte annähernd konstant geblieben ist, der Wassergehalt sich stark erhöht hat und trotzdem der Heizwert gestiegen ist. Dies deutet, unter der Voraussetzung einer korrekten Probennahme, auf eine Zunahme der heizwertreichen Fraktion hin.

Tabelle 14: Charakteristik des Siedlungsabfalls der Metropole Kuala Lumpur in 1993 und 2003 [Sivapalan et al. 2002, Kathirvale et al. 2003]

Charakteristika		1993	2003
Dichte	kg/m ³	239	240
Wassergehalt	Gew.-% feucht	42	55
Brennbares	Gew.-% feucht	42	36
Inertanteil	Gew.-% feucht	15	9
Heizwert	kJ/kg	7.960	9.127

Basierend auf unterschiedlichen Studien [MHLG o. J., Kathirvale et al. 2003, Goh Ban Lee 2005, Nasir 2007, Smart 2008, UNDP 2008c, Ngoc und Schnitzer 2009, Saeed et al. 2009] wird eine Abschätzung zur Zusammensetzung der malaisischen Siedlungsabfälle für die Metropole Kuala Lumpur und eine durchschnittliche malaisische Kommune getroffen. Für diese durchschnittlichen Zusammensetzungen wird dann, mittels Daten zu typischen Wassergehalten und Heizwerten der Trockenfraktion [Thomé-Kozmiensky 1997, Liu 2000, Estevez 2003, Rotter 2003, Jeng-Chung 2005, LfU 2008a], ein mittlerer Heizwert berechnet.

Tabelle 15: Berechnung des Heizwertes von durchschnittlichem malaisischen Hausmüll für Kuala Lumpur und eine kleinere Kommune

Material	Zusammensetzung Kuala Lumpur [%]	Zusammensetzung Kommune [%]	Wassergehalt [%]	Heizwert [kJ/kg _{trocken}]
Organik	48,7	49,2	75	15.850
Papier	15,3	14,6	28	16.000
Kunststoff	16,8	17,1	20	31.000
Textilien	3,6	-	25	17.450
Metall	4,3	5,2	-	--
Glas	3,0	3,7	-	--
Andere	8,3	10,2	45	14.000
Heizwert [kJ/kg _{feucht}]	8.700	8.400		

Basierend auf diesen Daten ergibt sich für Kuala Lumpur ein durchschnittlicher Heizwert von 8.330 kJ/kg und für die durchschnittliche Kommune in Höhe von 7.870 kJ/kg. Damit liegt der Heizwert niedriger als der in Tabelle 14 dargestellte Heizwert für Abfälle aus Kuala Lumpur. Insgesamt sind nur geringe Abweichungen in der Abfallzusammensetzung der Hauptstadt und anderer malaiischer Städte zu verzeichnen. Dies beruht auf der Tatsache, dass es sich bei den anderen untersuchten Städten ebenfalls um Großstädte mit über 500.000 Einwohnern handelt. Für mittlere und kleine Städte oder Dörfer existieren keine Daten zu Abfallzusammensetzung oder zu den Abfallmanagementsystemen.

3.2.3.3 Entsorgungsstrukturen

Malaysia verfügt, abgesehen von einigen kleineren Gebieten, flächendeckend über eine geregelte Müllabfuhr, so dass 80 bis 90 % der Abfälle eingesammelt werden [Mahmood 2005]. Die Sammlung erfolgt in der Regel bei jedem Haushalt, lediglich Bewohner von Hochhäusern und informellen Siedlungen müssen ihren Abfall an kommunalen Sammelstellen abliefern. In der Regel besitzen Haushalte einen einzigen Abfallsammelbehälter in den jede Art von Abfall, abgesehen von großen, sperrigen Abfällen, entsorgt wird. Die gesammelten Abfälle werden anschließend in Abfalltüten vor dem Haus gelagert und dort von dem lokalen Abfallentsorgungsunternehmen abgeholt. Nichtigtoxische Abfälle von Universitäten, Hotels und Industrie fallen nicht in die Verantwortung der Lokalverwaltungen und sind daher von diesem Sammelsystem ausgeschlossen. Die Abfallsammlung wurde von der Malaiischen Regierung privatisiert und wird von drei Firmen durchgeführt, die sich die Halbinsel Malaysia nach den Regionen Nord, Zentrum und Süd aufteilen. Für das Jahr 1998 wurde die nationale Abfallsammlungsrate mit 75 % angegeben. Trotzdem sind aktuell 66 % der ländlichen Bevölkerung nicht in ein Abfallentsorgungskonzept eingebunden, so dass eine Vielzahl illegaler Deponien zu verzeichnen ist [UNDP 2008c]. Laut Bfai [2005] existieren für jede legale Deponie fünf weitere illegale Deponien.

Die überwiegende Entsorgungsform ist bisher die Deponierung der Abfälle, die jedoch immer schwieriger wird, da existierende Deponien kaum mehr Kapazitäten aufweisen und neue Deponien aufgrund von Bevölkerungswachstum, steigenden Grundstückspreisen und hoher Nachfrage nach Land schwer zu erschließen sind. Es wurde davon ausgegangen, dass bis Ende 2010 die Kapazitätsgrenzen der Deponien erreicht werden. Aktuelle Angaben über die derzeit real noch verfügbaren Deponiekapazitäten waren nicht zu ermitteln. Offiziell existieren zwischen 261 und 291 Deponien von den 112 nicht betrieben werden. Von den verbleibenden Deponien sind lediglich 10 geordnete Deponien. 2008 wurden nach Regierungsangaben zwischen 95 % und 97 % der gesammelten Abfälle ohne weitere Vorbehandlung deponiert. Die verbleibenden Abfallmengen wurden entweder recycelt, in Kleinverbrennungsanlagen thermisch verwertet oder illegal deponiert [Yahaya 2008, Nasir 2007, Manaf et al. 2009]. Nach Ngoc und Schnitzer [2009] werden in Malaysia 50 % der Abfälle ohne Umweltstandards abgelagert, 30 % geordnet deponiert, 10 % kompostiert und jeweils 5 % recycelt und thermisch behandelt. Siedlungsabfälle machen lediglich 11 % der insgesamt illegal deponierten Abfälle aus. Der überwiegende Teil sind laut Fischer [2008] Bau- und Abbruchabfälle (39 %) und industrielle Abfälle (33 %). Die verbleibenden 17 % setzen sich aus Sperrmüll und Grünabfällen zusammen.

Um den sinkenden Deponiekapazitäten entgegen zu wirken, wird verstärkt auf Abfallminderung und Recycling gesetzt. Hierzu wurden bereits mehrere Initiativen

angestoßen. Recycling wird in Malaysia bereits seit dem ABC Plan (Action Plan for Beautiful and Clean) in 1988 von der Regierung gefordert und 1993 in einem Recyclingprogramm festgeschrieben, das 2000 novelliert wurde. Zwar werden die Aktivitäten im Bereich Wiederverwertung so durch die Regierung unterstützt, konnten jedoch bisher nicht erfolgreich umgesetzt werden. Die Recyclingquote liegt im nationalen Durchschnitt zwischen 3 % und 5 %. Lediglich in einzelnen Regionen wie z. B. Penang wurde 2004 eine Recyclingquote von knapp 16 % erzielt. Es existieren jedoch Recyclingaktivitäten durch den informellen Sektor, die nicht mengenmäßig beziffert werden können. Ziel der Regierung ist, die Recyclingquote bis 2020 auf 22 % zu steigern. Um dieses Ziel zu erreichen, wurde neben dem Recyclingprogramm der 11. November als nationaler Recyclingtag deklariert [Brandt und Lim 2005, EPU 2006, UNDP 2008c, Manaf et al. 2009].

Abfallverbrennung ist eine bekannte und bereits umgesetzte Technologie in Malaysia, ursprünglich implementiert zur Entsorgung gefährlicher Abfälle. Aktuell existieren auf den Inseln Langkawi, Pankor, Tioman und Labuan sieben Kleinverbrennungsanlagen für Abfälle mit einer Kapazität von 5–20 Mg/Tag, die von der Regierung mit Kosten von RM 17 Millionen (3,3 Millionen Euro) errichtet wurden. Aufgrund der hohen Betriebskosten der Abfallverbrennung werden diese Anlagen lediglich einmal pro Woche betrieben und die restlichen Abfälle weiterhin deponiert. Für den Großraum Kuala Lumpur war eine Abfallvergasungsanlage mit Ascheschmelze geplant. Dieses Großprojekt mit einer Kapazität von 1.500 Mg/Tag wurde jedoch nach anhaltenden Bürgerprotesten eingestellt [Idris o.J., CAP 2001, Manaf et al. 2009, Tee 2009].

3.2.3.4 Kosten und Finanzierung

Die Kosten des Abfallwirtschaftssystem lassen sich nur schwer beziffern, da die realen Kosten durch staatliche Subventionen, wie z. B. kostenlose Landnutzung und die Zuständigkeit der Lokalverwaltungen für die Abfallentsorgung nicht ausreichend dokumentiert sind. Grundsätzlich werden jedoch die Kapitalkosten der Abfallbeseitigung vom Staat getragen und die Betriebskosten von der Lokalverwaltung. Von kapitalstärkeren Provinzen wird erwartet, dass die Gesamtkosten durch die Lokalverwaltung finanziert werden. Durchschnittlich muss eine Lokalverwaltung ca. 50 % des Budgets für Abfallmanagement für die Sammlung aufwenden [Manaf et al. 2009].

Die nachfolgend dargestellten Entsorgungskosten in Malaiischen Ringgit wurden aus den Originalquellen mit dem jeweiligen Wechselkurs des Publikationsjahres auf Euro umgerechnet. Für das Jahr 2005 wird ein durchschnittlicher Wechselkurs von 1 RM = 4,7144 € und für 2008: 1 RM = 4,8851 € angenommen.

Der Nationale Abfallwirtschaftsplan gibt zukünftige durchschnittliche Plankosten von 225 RM (45 €) pro Mg Abfall für Sammlung, Transport, Behandlung und Beseitigung an. Diese Kosten sind zur Hälfte Kapitalkosten und zur anderen Hälfte Betriebskosten. Am Beispiel Penang zeigt sich jedoch, dass die voraussichtlichen zukünftigen Kosten wesentlich höher als die tatsächlichen aktuellen Plankosten der Lokalverwaltung liegen. Der Staat Penang verbucht Ausgaben von 98 RM (20 €) pro Mg Abfall, was bedeutet, dass über Steuern der Fehlbedarf von 25 € pro Mg gedeckt werden müsste [UNDP 2008c]. Im nationalen Strategieplan für Abfallmanagement der Halbinsel Malaysia werden durchschnittliche Sammlungskosten von 70 RM (15 €) genannt. Diese Kosten tragen mit 83 % zu den

Gesamtkosten bei, 16 % sind Kosten für Ablagerung und 1 % für Recycling. Goh Ban Lee [2005] gibt auf nationalem Level Kosten zwischen 40 RM (8,50 €) und 80 RM (16,97 €) für Sammlung und Transport einer Tonne Abfall an und beziffert die Gesamtentsorgungskosten je nach Art der Abfallentsorgung auf 12 € bis 28 € [MHLG 2005, Goh Ban Lee 2005].

Je nach lokaler Abfallentsorgungsstruktur verläuft die Entwicklung der Entsorgungskosten unterschiedlich, jedoch ist ein stets steigender Trend zu verzeichnen. Nachfolgend sind beispielhaft die Aufwendungen der Lokalverwaltungen in Penang und Seberang dargestellt. Hier zeigt sich, dass in Penang die Kosten in den Jahren 1999–2006 annähernd stabil gehalten werden konnten, wohingegen in Seberang ein starker Anstieg zu verzeichnen war. Nach Angaben der UNPD [2008] wird davon ausgegangen, dass in letzterem Verwaltungsgebiet die Abfallbeseitigung nicht effizient gestaltet werden konnte. Mit steigender Landknappheit und höheren Abfallmengen ist jedoch in Zukunft von steigenden Kosten auszugehen.

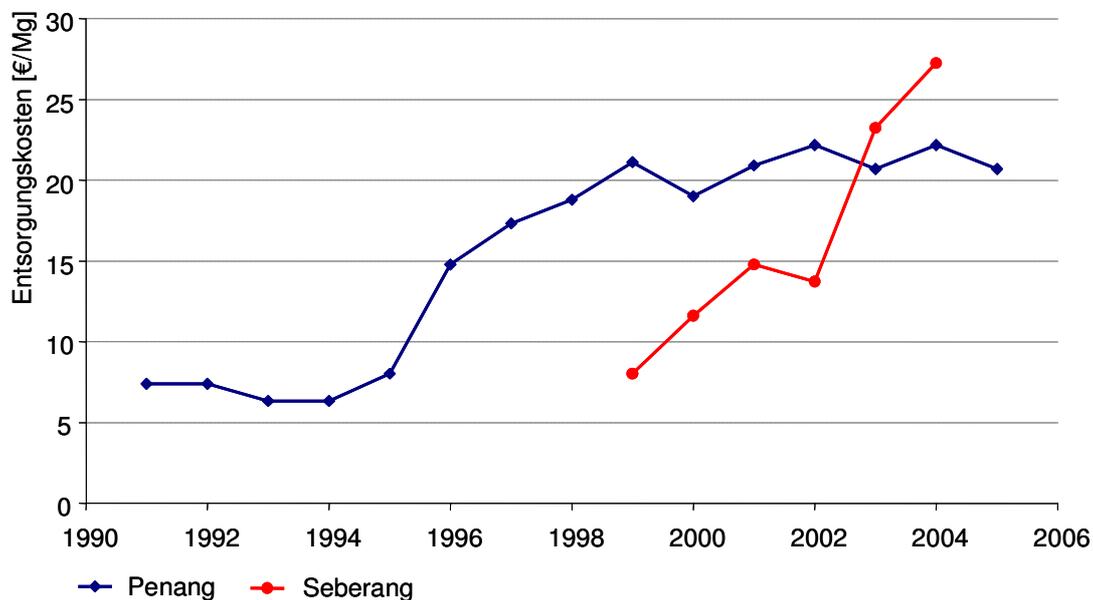


Abbildung 23: Abfallentsorgungskosten pro Mg dargestellt am Beispiel zweier malaiischer Lokalverwaltungen [UNDP 2008c]

Die Kostenstruktur der Abfallentsorgung im Staat Penang wird in Tabelle 16 dargestellt. Rund 70 % der Entsorgungskosten fallen hierbei für Sammlung und Transport an. Im Jahr 2006 betrug die Aufwendungen für Abfallmanagement 20 % des Haushaltsbudgets.

Tabelle 16: Jährliche Abfallentsorgungskosten des Staates Penang [UNDP 2008c]

Kostenstelle	2001		2003		2006	
	[€/a]	[%]	[€/a]	[%]	[€/a]	[%]
Sammlung (Privatunternehmen)	2.258.432	48	2.342.860	38	2.743.890	36
Sammlung (Kommunal)	232.175	5	253.282	4	949.808	12
Pacht für Landnutzung	21.107	0,4	42.214	1	42.214	1
Transport	696.526	15	1.667.441	27	2.026.257	26
Abkipfgebühr	232.175	5	1.393.052	22	1.456.372	19
Deponiekosten	844.274	18	506.564	8	506.564	7
Fuhrpark	422.137	9	-	-	-	-
Gesamtkosten	4.706.826	100	6.205.412	100	7.725.104	100
Prozent des Haushaltes		15,6		18,5		20

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Entsorgung einer Tonne Abfall in Malaysia aktuell Kosten zwischen 12 € und 28 € verursacht, wobei die Regierung mittelfristig mit einer Steigerung auf rund 48 € je Mg rechnet.

3.3 Chile

3.3.1 Allgemeine Länderinformationen

Das Land Chile liegt zwischen 17° und 56° südlicher Breite und besitzt eine Fläche von 756.626 km². Im Norden grenzt Chile an Peru und erstreckt sich über 4.300 km bis nach Feuerland. Darüber hinaus beansprucht Chile das Antarktisgebiet, welches zwischen den Meridianen 53° West und 90° West liegt und sich mit einer ungefähren Fläche von 1.250.000 km² bis zum Südpol erstreckt. Von West nach Ost erstreckt sich das Land über eine Breite von 90–445 km vom Pazifik zu den Anden. Das Land ist von Nord nach Süd in 14 Regionen und eine Hauptstadtregion unterteilt. Jede dieser Regionen ist in Provinzen (insgesamt 51) gegliedert, unter denen wiederum 345 Kommunen angesiedelt sind.

Chile besitzt als Staatsform eine Präsidialdemokratie mit einer in der Verfassung verankerten und verwirklichten Gewaltenteilung. Da Chile als ausgesprochener Zentralstaat gesehen werden muss, verfügen die einzelnen Regional-, Provinzial- und Kommunalverwaltungen nur über vergleichsweise geringe Finanzhoheit und damit geringen Einfluss. Sowohl der Intendant einer Region als auch die Gouverneure der Provinzen werden vom Präsidenten bzw. der Präsidentin ernannt. Außergewöhnlich ist, dass die Hauptstadt Santiago de Chile ebenfalls auf eine Vielzahl von Kommunen aufgeteilt ist und somit für das Stadtgebiet keine zentrale Verwaltung existiert [Auswärtiges Amt 2008a; Embajada 2009, CEPIS 1995].

Tabelle 17: Daten und Fakten Chile [Weltbank 2009]

Chile	Daten 2007
Landkarte:	
	<p>Landesfläche: 756.600 km²</p> <p>Bevölkerung: 16,59 Millionen</p> <p>Bevölkerungsdichte: 21,93 EW/km²</p> <p>Durchschn. Pro-Kopf Einkommen: 8.190 US-\$</p> <p>Bruttoinlandsprodukt (BIP): 163.910 Mio. US-\$</p> <p>Jährl. Wachstum BIP: 5,10 %</p>
	<p>Flagge:</p> 

Klima

Das Klima Chiles variiert je nach Region von Wüsten im Norden über mediterrane Zonen bis hin zu feuchtkühlen Gebieten im Süden des Landes. Chile kann grob in fünf unterschiedliche Naturräume eingeteilt werden. Im so genannten „Großen Norden“ (Norte Grande) herrscht wüstenhaftes Klima. Wirtschaftliche Aktivitäten sind lediglich im Kupferabbau und in der Fischerei an der Küste zu finden. An den Großen Norden schließt sich der „Kleine Norden“ (Norte Chico) an, der durch halbwüstenhaftes Klima geprägt ist. Geringe Niederschläge gepaart mit extensiver Bewässerung ermöglichen intensiven Obstanbau in dieser Region. Die Zentralzone (Zona Central) in der Santiago de Chile liegt und fast drei Viertel aller Chilenen leben, besitzt ein mediterranes Klima mit trockenem, aber nicht zu heißem Sommer und einem ca. drei Monate dauernden kühl-feuchten Winter. Ein Klima wie im atlantischen Westeuropa ist im „Kleinen Süden“ (IX. und X. Region) zu finden. In diesem Naturraum ist das ganze Jahr über mit Regenfällen zu rechnen, vermehrt jedoch im Winterhalbjahr. Wichtigste Wirtschaftszweige in dieser Region sind die Forstwirtschaft, die Zelluloseherstellung und die Fischzucht. Dies gilt auch für die südlichste Region Patagonien in der das ganze Jahr über ein rau-kühles Klima herrscht [INWENT 2008].

Bevölkerung

In Chile lebten 2009 rund 16,9 Millionen Menschen von denen rund 85 % in städtischem Gebiet angesiedelt waren. Rund 6 Millionen Einwohner zählt die Metropolregion Santiago, die sich im Zentrum des Landes befindet. Die Hauptstadt selbst beherbergt ca. 5,5 Millionen Menschen. 100 km weiter westlich befindet sich die Hafenstadt Valparaíso in deren Großraum weitere 1 Million Menschen leben. Chile ist also sehr auf das Zentrum ausgerichtet, nach Norden und Süden nimmt die Bevölkerungsdichte stark ab, was vor allem den ungünstigen klimatischen Bedingungen zuzuschreiben ist.

Rund 40 % der Einwohner Chiles leben in der Metropolregion Santiago und 34 % der Bevölkerung in den Regionen V–VIII. Diese Regionen sind die am dichtesten besiedelten Gebiete. Auffällig ist, dass auch in der Metropolregion Santiago die Siedlungsdichte mit 442 Einwohnern pro km² im Vergleich zu deutschen Großstädten, die über 3.000 Einwohner pro km² zählen, gering ausfällt. Dies liegt zum einen darin begründet, dass zur Metropolregion nicht nur das Stadtgebiet Santiagos zählt, zum anderen sicherlich aber auch, dass in Chile Hochhäuser und Wohnblocks eher die Ausnahme bilden und die Mehrheit der Chilenen in einstöckigen Häusern wohnt. Details zur Bevölkerungsstruktur sind Anhang A zu entnehmen.

In Abbildung 24 sind die Kommunen prozentual nach den Einwohnerzahlen aufgeteilt. 71 % aller Kommunen besitzen eine Größe zwischen 5.000 EW und 50.000 EW, wovon der Großteil (84 Kommunen) zwischen 10.000 EW und 20.000 EW besitzt. Es existiert nur eine Kommune mit über 500.000 EW, die in der Metropolregion Santiago liegt.

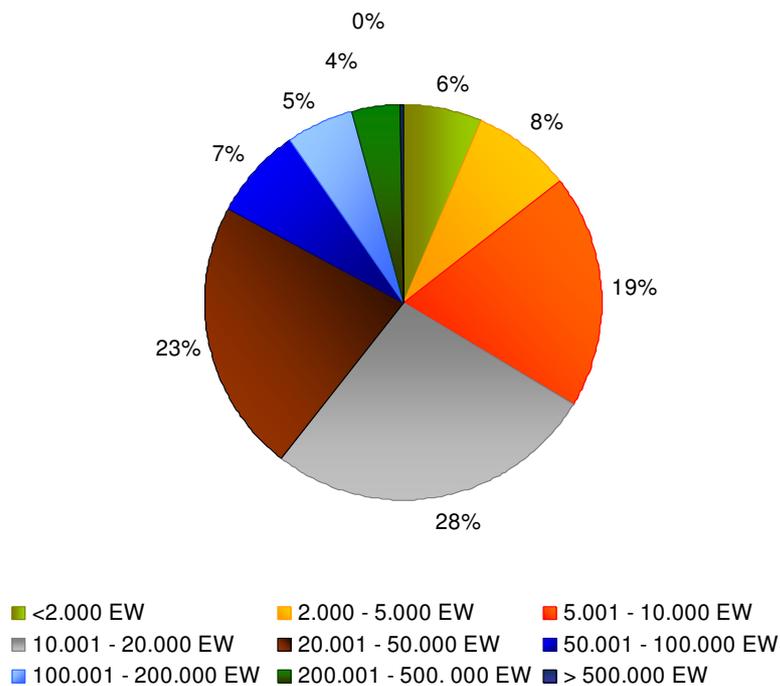


Abbildung 24: Prozentuale Aufteilung der Größen der chilenischen Kommunen nach Volkszählung 2002 [INE 2009]

Ökonomische Rahmenbedingungen

Chile hat sich während der vergangenen Jahre insgesamt sehr positiv entwickelt. Vor allem seit der Rückkehr zur Demokratie (1989) ist eine politische Schwerpunktverlagerung zu verzeichnen, die sich auch auf den Wohlstand des Landes auswirkt. Laut einer Haushaltsbefragung im Jahr 2006 konnte seit 1990 die Armut in Chile von 38,6 % (5 Mio. Menschen) auf 13,7 % (2,2 Mio. Menschen) reduziert werden. Die Arbeitslosigkeit stieg hingegen zwischen 1990 und 2000 von 8,3 % auf 10,4 % an und sank bis 2006 wieder auf 7,3 % [MIDEPLAN 2007]. Chile ist von der weltweiten Finanzkrise des Jahres 2009 weniger betroffen als andere Länder, da die Regierung durch den Verkauf von Kupfer während des letzten Rohstoffbooms erhebliche Rücklagen bilden konnte. Dennoch stieg die Arbeitslosigkeit im Juli 2009 erneut auf 11% an und lag im Herbst 2009 saisonbedingt bei ca. 9 % [Barrionuevo 2009].

Das Bruttoinlandsprodukt Chiles lag 2007 bei 163,9 Mrd. US-Dollar, das Pro-Kopf Einkommen betrug 8.190 US-Dollar [Weltbank 2009]. So gilt Chile im lateinamerikanischen Vergleich als Musterbeispiel für Entwicklung. Betrachtet man dieses Land unter ökonomischen Gesichtspunkten ist hervorzuheben, dass es sich im lateinamerikanischen Raum um das Land mit dem höchsten Wirtschaftswachstum handelt. Trotz der Wirtschaftskrise zwischen 1998 und 2003 gelang Chile ein Wirtschaftswachstum von 3,5 % pro Jahr. 2004/05 konnte, insbesondere aufgrund der hohen Preise für Chiles Hauptexportgut Kupfer, ein Wachstum von durchschnittlich 6,2% erreicht werden [Koblischke 2008].

Sozioökonomische Klassifizierung

Laut dem statistischen Bericht der UN zum Human Development Index belegt Chile nach Daten des Jahres 2006 Platz 40 unter 179 Ländern mit einem HDI von 0,874. Damit zählt das Land zu der Kategorie der hochentwickelten Länder [UNDP 2008a].

Energiemarkt

Der chilenische Energiemarkt ist zu über 90 % privatwirtschaftlich organisiert. Die verbleibenden 10 % sind fast komplett in der Hand des staatlichen Kupferunternehmens Codelco. Der Staat nimmt lediglich eine koordinierende Rolle ein. Als Überwachungsbehörde fungiert die 1978 gegründete Nationale Energieagentur (Comisión Nacional de Energía). Diese Agentur dient sowohl als Beratungsorgan der Regierung in Energiefragen wie auch als Überwachungsorgan der Preisgestaltung im Erzeugungs- und Verteilungssystem. Geleitet wird die Agentur durch den Energieminister. Darüber hinaus wurde die Superintendencia de Electricidad y Combustibles (SEC) gegründet, die die technische und finanzielle Leistung der Marktteilnehmer beaufsichtigt, Informationen zur Festlegung der Tarife aufbereitet und eine statistische Datenbank unterhält [Loy 2007].

Als Hauptakteure im Strommarkt sind mit einem Anteil von knapp 45 % Endesa mit Tochterfirmen, die über eine Holding zum gleichnamigen spanischen Unternehmen gehört und mit rund 30 % AESGener der mehrheitlich von der amerikanischen AES beherrscht wird, zu nennen. Als drittgrößter Erzeuger zählt das Unternehmen Colbún das mehrheitlich in chilenischer Hand ist. Auch die Übertragungsnetze befinden sich in privater Hand. Hier dominiert mit über 80 % das Unternehmen Transelec den Markt [Loy 2007].

Das Stromversorgungssystem ist in vier voneinander autarke Verbundsysteme aufgeteilt. Dies sind:

- Nördliches Verbundsystem SING: installierte Leistung: 3.602 MW
- Zentrales Verbundsystem SIC: installierte Leistung: 9.118 MW
- System von Aisén: installierte Leistung: 48 MW
- System von Magellanes: installierte Leistung 80 MW

Zusätzlich existieren vom Verbundnetz unabhängige Stromerzeuger, die eine installierte Leistung von 1.064 MW besitzen. 2004 waren 31 Stromerzeuger, fünf Unternehmen im Bereich der Übertragung und 36 Verteilerunternehmen am Markt aktiv.

Der Großteil des Primärenergiebedarfs wird, wie in Abbildung 25 dargestellt, durch Rohöl (47 %) gedeckt, gefolgt von Wasserkraft (17,3 %) und Kohle (12,3 %). Auch im Sekundärenergieverbrauch stellt Öl die dominierende Energieform dar. Abgesehen von Wasserkraft spielen Erneuerbare Energien in Chile bisher nur eine untergeordnete Rolle, obwohl im Norden der Einsatz von Solarenergie und im Süden von Energie aus Biomasse durchaus denkbar wäre.

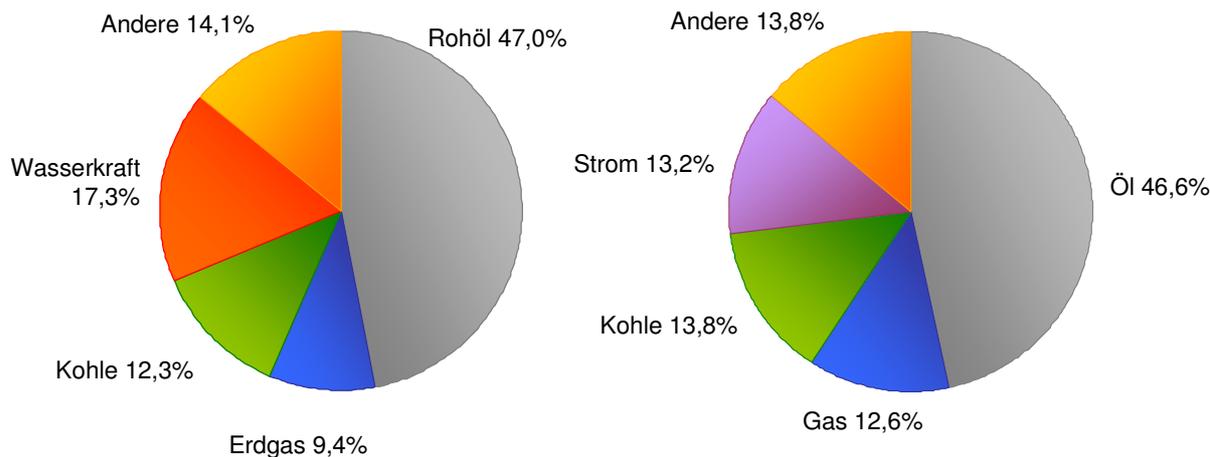


Abbildung 25: Struktur der Energiebereitstellung in Chile im Jahr 2007; links: Primärenergiebedarf, rechts: Endenergieverbrauch, Primärenergieäquivalent für Wasserkraft berechnet mit: $1 \text{ kWh} = 10.484 \text{ kJ}$ [CNE 2007]

Erdgas wurde bisher fast ausschließlich aus Argentinien bezogen. Seit 2004 hat Argentinien jedoch aufgrund von Produktionsengpässen und steigendem Eigenbedarf den Erdgasexport zurückgefahren. Als Reaktion darauf wurde die Einfuhr von Flüssiggas forciert und in der V. Region ein Flüssiggasterminal installiert, das 2010 in Betrieb gehen soll. Mit dieser Maßnahme soll nicht nur der Eigenbedarf gedeckt, sondern auch angrenzende Länder mit Gas versorgt werden [Loy 2007, Chilenische Regierung 2009].

Der durchschnittliche Strompreis im Jahr 2006 betrug in Chile $0,11 \text{ €/kWh}$ [EIA 2008]. Die Kosten zur Wärmeerzeugung variieren je nach eingesetztem Brennstoff zwischen $0,07 \text{ €/kWh}$ und $0,24 \text{ €/kWh}$ [Territorioverde 2009].

3.3.2 Abfallrechtliche Rahmenbedingungen

Abfallwirtschaft ist in Chile ein relativ neues Feld. Daher existieren in Bezug auf die Behandlung von Siedlungsabfall keine aufeinander abgestimmten Gesetze, Verordnungen und technische Normen (vgl. [MS 1968, MS 1990, MSP 2002, MA 2007, MSP 2007a, MS 2008, MSP 2010]). Die Umsetzung der Aufgaben Sammlung, Transport und Ablagerung basieren auf Regularien, die unvollständig und lückenhaft sind. Es beschäftigen sich eine Vielzahl unterschiedlicher Ministerien mit verschiedenen Gesichtspunkten des Themas Abfall. Die Verantwortung für die Umsetzung von Sammlung, Transport und Ablagerung von Siedlungsabfällen liegt bei den Kommunen. Überwacht werden sie, wie im Gesetz Nr. 19.300 (Umweltgesetz) festgelegt, von den jeweiligen Gesundheitsämtern [MSP 2007a]. Die Planung einer neuen Deponie fällt in die Zuständigkeit des jeweiligen Bauamtes, das zur Umweltverträglichkeitsprüfung die nationale Umweltbehörde einbeziehen muss. Für den Betrieb sind die Auflagen des Gesetzes Nr. 02444/980 mit der Zuständigkeit des Gesundheitsministeriums zu beachten [Dussel 2003, PAHO 2003].

Bei der Planung eines abfallwirtschaftlichen Projektes sind folgende Ministerien und Ämter involviert:

- Das Ministerium für Wohnungsbau und seine regionalen Sekretariate, die die Auswirkungen eines Projektes in Bezug auf Bodennutzung und Landordnung im Zusammenspiel mit existierenden interkommunalen und kommunalen Plänen beurteilt.
- Das Landwirtschaftsministerium durch seine Regionalsekretariate und den Agrarservice, bewertet die Einflüsse eines Projektes auf Boden, Flora und Fauna.
- Das Bauministerium, durch das Wasserwirtschaftsamt, beurteilt die Machbarkeit eines Projektes in Bezug auf die Handhabung von Regenwasser, den Abstand zur Grundwasserschicht und den Verlauf von Oberflächengewässern.
- Die Aufsichtsbehörde des Gesundheitsministeriums, die die Handhabung der Sickerwässer überwacht [Concha 2003].

Eine eindeutige Definition des Begriffs Abfall ist in der chilenischen Gesetzgebung nicht gegeben. In Bezug auf Siedlungsabfall findet sich folgende Definition in Artikel 6 des Gesetzes über kommunale Einnahmen: „...es wird all das als Siedlungsabfall betrachtet was in Haushalten an Abfall generiert wurde oder aus anderen Quellen stammt und in der Zusammensetzung den Abfällen aus Haushalten gleicht“ [Congreso Nacional 2008]. Diese Definition kann jedoch lediglich als grober Rahmen gesehen werden, da sich das Gesetz darauf beschränkt den Begriff Abfall so zu definieren, dass es berechtigt erscheint nach dem „Kommunalen Recht über Sauberkeit“ Gebühren zu erheben. Ein Großteil der Kommunen nutzt die vage Definition des Begriffes Abfall derart, dass sie sich nur um den traditionell als Hausmüll angesehenen Teil des Abfalls (gefüllte Abfalltüten) kümmert. Großvolumige Abfälle wie Kühlschränke oder Möbel, so wie Elektroschrott oder auch Grüngut werden meist nicht, oder nicht fachgerecht, durch die Kommunen entsorgt. Für diese Abfallarten existiert daher keine geregelte Entsorgung [CONAMA 2005].

Die Gesetzeslage erlaubt den Kommunen die Sammlung und Transport der Abfälle selbst durchzuführen oder an Dritte zu vergeben. In über 80 % der Kommunen mit mehr als 50.000 Einwohnern wurde diese Dienstleistung Privatfirmen übertragen [PAHO 2003].

Die Abfallentsorgung beschränkt sich bisher lediglich auf die Deponierung. Auch wenn keine Anlage zur Abfallverbrennung existiert, wurde diese Art der Entsorgung bereits im Jahr 1961 gesetzlich geregelt. So heißt es im Erlass Nr. 144/61: „Diese Norm regelt, dass Abfallverbrennungsanlagen der Genehmigung durch die Gesundheitsbehörde bedürfen. Die Genehmigung wird erteilt, wenn nachgewiesen wird, dass die Verbrennungsanlage keinen Rauch, unverbrannte gasförmige Bestandteile, giftige Gase oder schlechte Gerüche emittiert und der Ausstoß von Aschen und festen Abfällen verhindert wird“ [MS 19961, Concha 2003].

Im Oktober 2007 wurde von der chilenischen Regierung die Norm über Emissionen der Verbrennung und Mitverbrennung von Abfällen verabschiedet [MSP 2010]. Damit werden für die thermische Abfallverwertung, die Mitverbrennung von Abfällen in Zementwerken, in Drehrohröfen von Kalkwerken und die Verwertung von forstwirtschaftlichen Abfällen Emissionsgrenzwerte festgelegt. Diese werden in Tabelle 18 dargestellt.

Tabelle 18: Emissionsgrenzwerte der Abfallverbrennung in Chile [MSP 2007b, MSP 2010]

Schadstoff	Emissions-Grenzwert [mg/m ³ _N]		
	Verbrennung	Mitverbrennung in Zement- und Kalkwerken	Verbrennung forstwirtschaft- licher Abfälle
Staub	30,0	50,0	50,0
Schwefeldioxid (SO ₂)	50,0		
Stickoxide (NO _x)	300,0		
Gesamter Organischer Kohlenstoff (TOC)	20,0	20,0	20,0
Kohlenmonoxide (CO)	50,0		50,0
Kadmium und dessen Verbindungen (Cd)	0,1	0,1	0,1
Quecksilber und dessen Verbindungen (Hg)	0,1	0,1	0,1
Beryllium und dessen Verbindungen (Be)	0,1	0,1	0,1
Blei (Pb) + Zink (Zn) und dessen Verbindungen, Gesamtsumme	1,0	1,0	1,0
Arsen (As) + Kobalt (Co) + Nickel (Ni) + Selen (Se) + Tellur (Te) und dessen Verbindungen, Gesamtsumme	1,0	1,0	1,0
Antimon (Sb) + Chrom (Cr) + Magnesium (Mg) + Vanadium (V)	5,0	5,0	5,0
Salzsäure (HCl)	20,0	20,0	30,0
Fluorwasserstoff (HF)	2,0	2,0	5,0
Benzol (C ₆ H ₆)	5,0	5,0	5,0
Dioxine und Furane TEQ in ng/m ³ _N	0,2	0,2	0,2

3.3.3 Darstellung der Ist-Situation

3.3.3.1 Abfallaufkommen

In den letzten 15 bis 20 Jahren war in Chile ein starkes Wirtschaftswachstum zu verzeichnen. Zwischen 1986 und 2005 stieg das Bruttoinlandsprodukt (BIP) pro Kopf um 203 % an. Diese Entwicklung war gekoppelt an verstärkte industrielle Tätigkeiten und einen bedeutenden Anstieg der generierten Abfallmengen. Seit den 1990er-Jahren ist ein jährlicher Anstieg der Abfallmenge um 4 % zu verzeichnen. Studien und Statistiken zu Abfallaufkommen in Chile sind erst ab Ende des 20. Jahrhunderts vorhanden, da vorher Abfallwirtschaft aufgrund großer verfügbarer Flächen, geringer Bevölkerungsdichte und geringer Abfallmengen für die Regierung kein drängendes Problem darstellte. Für Gesamtchile existiert eine Studie aus dem Jahre 1998 [CEPIS 1998]. und eine Bestandsaufnahme aus dem Jahre 2003 der Weltgesundheitsorganisation [PAHO 2003]. Die Metropolregion Santiago hingegen ist, vor allem wegen der hohen Siedlungsdichte und der damit drängenden Frage nach Abfallentsorgung, besser untersucht als der Rest des Landes.

Das Gesamtabfallaufkommen Chiles lag 2000 bei 3.337.200 Mg, wovon rund 55 % in der Metropolregion Santiago generiert wurden. Im Jahr 2006 wurden bereits 5.332.422 Mg Abfall verzeichnet. Von der nationalen Umweltbehörde wird geschätzt, dass sich in den kommenden 20 Jahren das Abfallaufkommen verdreifachen wird. Dies würde ein tägliches Abfallaufkommen von rund 18.000 Mg bedeuten [Orccosupa 2002, INE 2009c].

Das durchschnittliche Pro-Kopf-Hausmüllaufkommen in Chile lag im Jahr 1995 bei 0,76 kg / Tag. Es sind jedoch große Unterschiede je nach Größe und Reichtum einer Stadt bzw. Region zu verzeichnen (siehe Tabelle 19).

Tabelle 19: Pro-Kopf-Hausmüllaufkommen in chilenischen Großstädten im Jahr 1995 und 2003 [CEPIS 1998, Cerda 2003]

Stadt	Tägliches Pro-Kopf-Aufkommen	Tägliches Pro-Kopf-Aufkommen
	1995	2003
	[kg/(EW*Tag)]	[kg/(EW*Tag)]
Metropolregion Santiago	0,91	1,63
Antofagasta	0,66	0,77
Valparaíso	0,70	1,00
Viña del Mar	0,95	0,96
Concepción	0,60	0,80
Talcahuano	0,55	0,94
Puerto Montt	0,71	-

Der Einfluss der Stadtgröße war bereits 1995 zwischen der Hauptstadt Santiago de Chile und der Hafenstadt Talcahuano (250.000 Einwohner) mit einem Unterschied im Abfallaufkommen von 0,36 kg/(EW*Tag) festzustellen. Auch Cerda [2003] untersuchte

diesen Einfluss mit dem Ergebnis, dass in großen Kommunen um 60 % mehr Abfall erzeugt wird als in kleinen Kommunen (vgl. Abbildung 26).

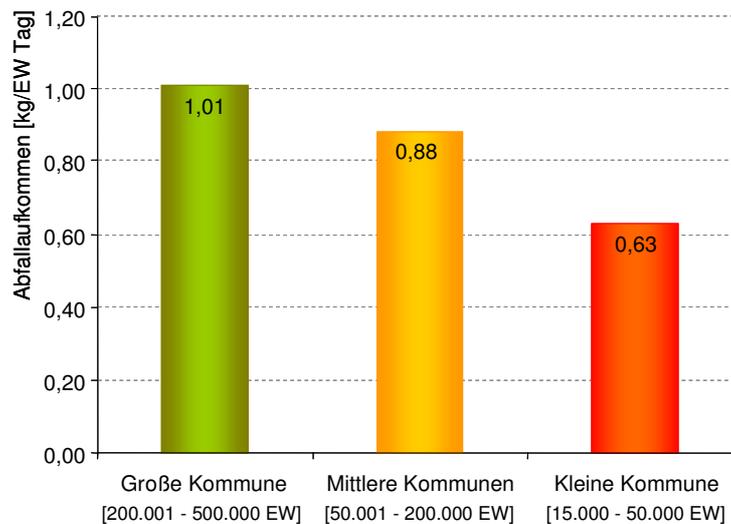


Abbildung 26: Pro-Kopf Abfallaufkommen in Abhängigkeit der Größe einer Kommune in Chile im Jahr 2003 [Cerde 2003]

Durch den wirtschaftlichen Aufschwung Chiles stieg das tägliche Pro-Kopf Abfallaufkommen. Ein besonders starker Anstieg der Abfallmenge von fast 80 % war in der Hauptstadt Santiago zu verzeichnen. Andere Städte wie Viña del Mar, die ein typischer Urlaubsort der Bevölkerung mit höherem Einkommen ist, hatte bereits 1995 ein hohes spezifisches Abfallaufkommen [CEPIS 1998, Cerda 2003].

Den Einfluss der Kaufkraft stellte das chilenische Gesundheitsministerium (MINSAL) bereits 1994 fest. In dieser Untersuchung lag das tägliche Pro-Kopf Aufkommen der Kommunen mit dem höchsten Einkommen bei 1,07 kg Abfall und das der Kommunen mit dem geringsten Einkommen bei 0,55 kg Abfall. Dieses Ergebnis wurde von Orccosupa [2002] bestätigt.

3.3.3.2 Charakterisierung des Abfalls

In Chile dominiert der organische Anteil im Abfall. Die Abfallzusammensetzung unterscheidet sich jedoch in ländlichen und städtischen Gebieten, abhängig vom Einkommen, dem Grad der Kommerzialisierung und den Gewohnheiten der Einwohner. Die Zusammensetzung des Abfalls wird für unterschiedliche Regionen und Städte Chiles untersucht. Die Ergebnisse dieser Studien die 1994/1995 vom Planungsministerium und der Universität von Chile durchgeführt wurden, sind in Tabelle 20 dargestellt [CEPIS 1998].

Abgesehen von der Metropolregion Santiago und Antofagasta, einer Stadt in der Wüste des Nordens, liegt der durchschnittliche Organikgehalt bei über 55 %. In diesen beiden Städten ist hingegen der Kunststoff und Papieranteil am Abfall wesentlich höher.

Tabelle 20: Abfallzusammensetzung einiger Städte Chiles in Gewichts-% feucht [CEPIS 1998]

	Metropol-region	Antofagasta	Valparaíso	Viña del Mar	Concepción	Talcahuano	Puerto Montt
	[Gew.-% feucht]						
Organik	49,5	33,0	58–67	54–69	60,0	61,0	57,8
Papier	18,8	20,2	9–13	12–23	12,3	13,4	6,0
Kunststoff	10,2	12,0	5-6	5-8	6,3	5,5	4,4
Textilien	4,3	-	2-5	1–2	-	-	1,3
Metall	2,2	8,7	1-2	1–2	1,9	4,5	2,3
Glas	1,6	9,2	1-2	1–4	2,6	1,9	3,1
Andere	13,4	16,97	0-1	0–1	16,9	13,7	25,1

In Abbildung 27 wird die Entwicklung der durchschnittlichen Abfallzusammensetzung in der Metropolregion Santiago dargestellt. Bei dieser Grafik handelt es sich um die Zusammenstellung unterschiedlicher Studien [CEPIS 1998, Orccosupa 20029]. Daher ist zu beachten, dass es Unterschiede in der Probenahme gegeben haben kann, die die Ergebnisse beeinflusst haben können. Aus der Grafik geht jedoch klar ein Rückgang der Organikfraktion von über 70 auf rund 50 % hervor. Im Gegenzug hierzu stieg der Kunststoffanteil im gleichen Zeitraum von rund 2 auf 12 %. Auch Vásquez (2005) gibt für den Zeitraum 1977 bis 2000 einen Rückgang organischer Materialien um 31 % an. Der Anteil an Textilien verdreifachte sich in der dargestellten Zeit, während sich Inertmaterialien wie Metalle oder Glas kaum veränderte.

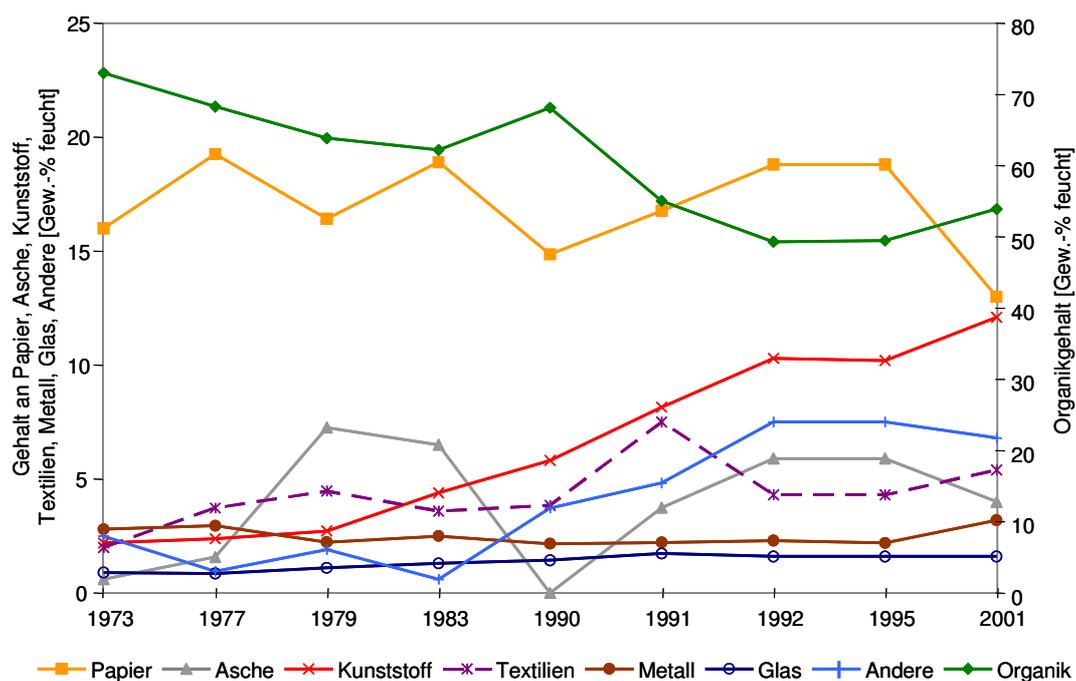


Abbildung 27: Entwicklung der Abfallzusammensetzung in der Metropolregion Santiago zwischen 1973 und 2001 [CEPIS 1998, Orccosupa 2002]

Die dargestellten Erhebungen wurden, jeweils basierend auf Probenahmen vor Ablagerung auf der Deponie, ermittelt, so dass formelle und informelle Recyclingaktivitäten in dieser Auswertung nicht beachtet sind. Daher erscheint es wahrscheinlich, dass bei der Abfallerzeugung nicht nur der Anteil an Kunststoff sondern auch an Papier und Metall gestiegen ist, diese Fraktionen jedoch vermehrt in den Recyclingkreislauf eingebunden wurden. Gleichzeitig wird ein Rückgang des Wassergehaltes und der Dichte angegeben. Betrag der Wassergehalt 1976 noch 63 % und die Abfalldichte 0,36 Mg/m³ sank diese auf einen Wert von 0,22 Mg/m³ bei einem durchschnittlichen Wassergehalt von 50,3 % [CEPIS 1998, Orccosupa 2002].

Weitere Studien geben ebenfalls starke Änderungen der Abfallzusammensetzung an. Laut Brown-Gonzales hat sich die Zusammensetzung innerhalb eines Zeitraums von 5 Jahren in der Metropolregion Santiagos derart verändert, dass der Anteil an Papier, Glas und Metall um 50 %, der Anteil an Kunststoff sogar um 500 % gestiegen ist. Gleichzeitig sank der Anteil an organischen Abfällen um 25 % [Brown-González 2005; CONAMA 2001].

Orccosupa [2002] untersucht den Einfluss sozioökonomischer Faktoren auf die Abfallzusammensetzung in der Metropolregion Santiago. Charakterisiert wurden 510 Abfallproben von 55 Haushalten unterschiedlicher Einkommensgruppen. Die Untersuchung kommt zu dem Ergebnis, dass sich keine großen Unterschiede in der Zusammensetzung feststellen lassen (vgl. Abbildung 28). Bei genauerer Analyse der Fraktion „Andere“ werden in den unteren Einkommenschichten häufig die Stoffe Schutt und Asche analysiert, wohingegen diese Fraktion in den oberen Einkommenschichten nicht vorkommt. Die Hauptbestandteile dieser Fraktion in der gehoberen Einkommenschicht stellen Windeln und Batterien dar [Orccosupa 2002].

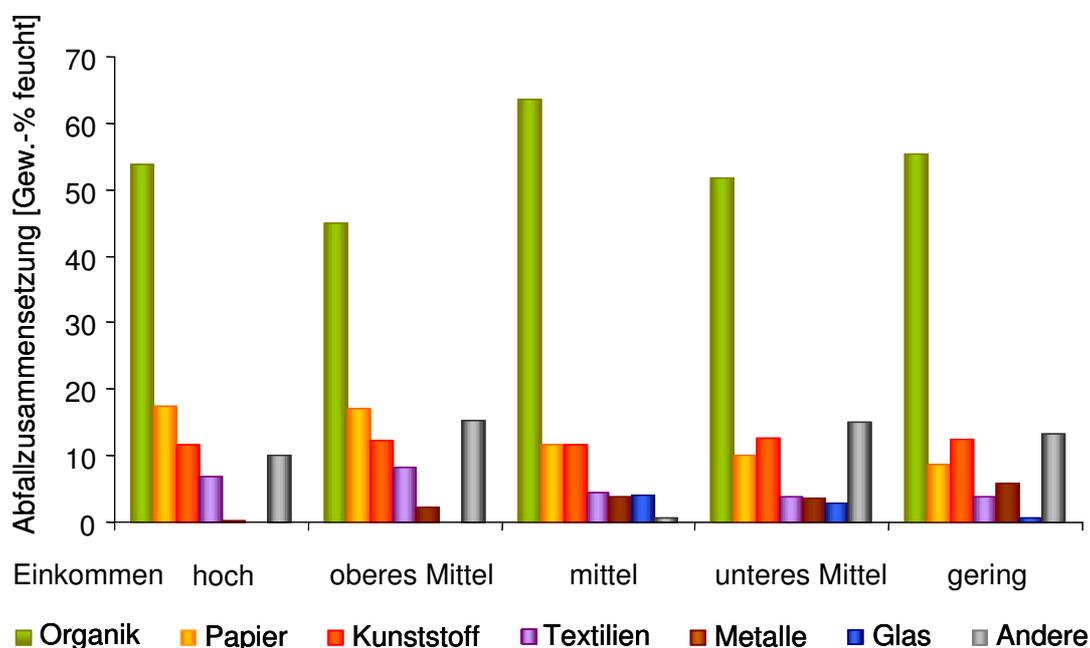


Abbildung 28: Abfallzusammensetzung unterschiedlicher Einkommensgruppen der Metropolregion Santiago [Orccosupa 2002]

Basierend auf den hier dargestellten Studien werden eigene Abschätzungen zur Zusammensetzung des chilenischen Siedlungsabfalls getroffen. Hierbei werde zwischen der Großstadt Santiago de Chile und einer mittelgroßen durchschnittlichen chilenischen Stadt

unterschieden. Für diese Zusammensetzung wird der durchschnittliche Heizwert des Abfalls mittels Daten zu typischen Wassergehalten und Heizwerten der Trockenfraktion berechnet (Thomé-Kozmiensky 1997, Liu 2000, Estevez 2003, Rotter 2003, Jeng-Chung 2005, LfU 2008a). Somit ergibt sich für den feuchten Siedlungsabfall der Metropolregion ein Heizwert von 8.300 kJ/kg und für eine durchschnittliche chilenische Stadt von rund 6.740 kJ/kg.

Tabelle 21: Berechnung des Heizwertes von durchschnittlichem chilenischen Hausmüll für die Metropolregion Santiago und eine kleinere Kommune

Material	Zusammensetzung Metropolregion[%]	Zusammensetzung Kommune [%]	Wassergehalt [%]	Heizwert [kJ/kg_{trocken}]
Organik	49,0	55,9	75	15.850
Papier	18,8	13,7	28	16.000
Kunststoff	12,2	7,1	20	31.000
Textilien	5,4	3,0	25	17.450
Metall	4,0	3,2	-	--
Glas	2,0	1,6	-	--
Andere	8,6	15,5	45	14.000
Heizwert [kJ/kg_{feucht}]	8.300	6.740		

3.3.3.3 Entsorgungsstrukturen

Die chilenische Regierung hat sich seit über einem Jahrzehnt mit dem Thema Abfall beschäftigt. Dennoch erscheinen gerade auf diesem Sektor noch große Herausforderungen zu liegen. Wie in Kapitel 3.3.2 beschrieben, besitzt Chile keine übergeordnete Institution in deren originären Aufgabenbereich Abfallwirtschaft fällt. Vielmehr existiert eine Vielzahl von öffentlichen Einrichtungen die sich mit dem Thema Abfall beschäftigen. Da auf nationaler Ebene keine einheitliche Politik in Bezug auf den Umgang mit Abfall existiert, unterscheiden sich auch die regionalen Abfallwirtschaftskonzepte stark [CONAMA 2005].

Chile verfügt über eine flächendeckend geregelte Müllabfuhr. Von Brown-González [2005] wird die Entsorgungsquote mit 100 % angegeben. Betrachtet man jedoch die Armenviertel die in jeder Großstadt zu finden sind und in denen in der Regel keine Müllabfuhr vorhanden ist, relativiert sich diese Zahl. Die Sammlung in den von der Müllabfuhr frequentierten Gebieten erfolgt in der Regel von Tür zu Tür. In den Großstädten wird Abfall durchschnittlich alle drei Tage abgeholt. Ausnahmen sind hier Valparaíso, Temuco und Santiago in denen die Abfallsammlung täglich erfolgt. In mittleren und kleinen Kommunen wird in einer Frequenz von zwei bis drei mal pro Woche der Abfall abgeholt. In städtischen Gebieten werden hierzu überwiegend Fahrzeuge mit Verdichtungsvorrichtung eingesetzt, in ländlichen Gebieten hingegen einfache Sammelfahrzeuge. Eine Abfalltrennung, insbesondere für gefährliche Abfälle wie z. B. Batterien oder Lösungsmittel, ist in Chile nicht gesetzlich vorgeschrieben und wird nicht praktiziert [CONAMA 2005, Vásquez 2005].

Siedlungsabfälle sowie alle anderen Arten von Abfall wurden in Chile bis 1990 wild abgelagert. Seitdem wird eine geordnete Deponierung der Abfälle angestrebt. Noch 1995 existierte in ganz Chile keine einzige geordnete Deponie für Siedlungsabfälle. Seitdem stieg deren Anteil bis 2003 auf 60 %. Die Entwicklung der Abfalldeponierung zwischen 2000 und 2003 wird in Abbildung 29 dargestellt. Es wird daraus deutlich, dass sich die Zahl illegaler, wilder Deponien kaum verändert hat, die legalen Deponien sich jedoch von reiner Abfallablagerung hin zu geordneten Deponien entwickelten. Abgesehen von der Verdichtung der Abfälle in zwei Verdichtungsstationen in Santiago bzw. teilweise auf der Deponie existiert keine weitere Vorbehandlung vor der Deponierung.

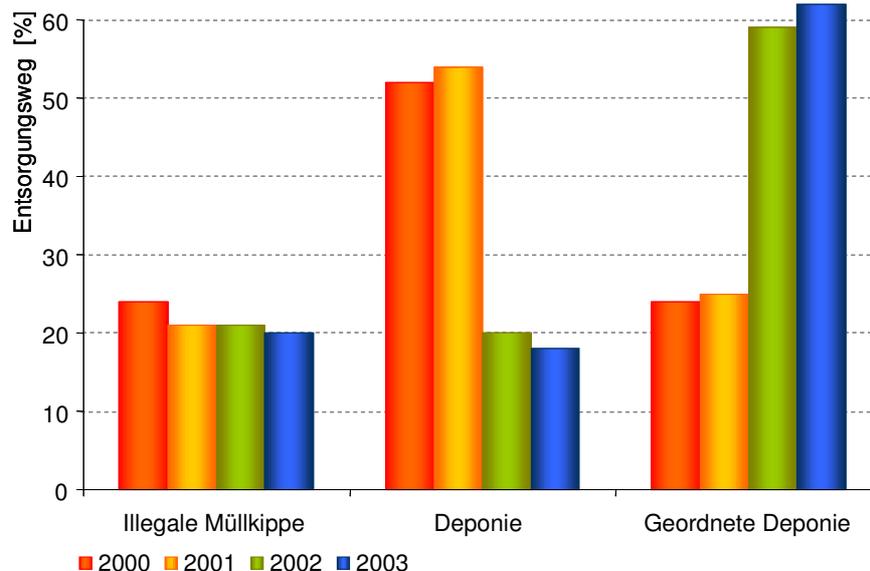


Abbildung 29: Entwicklung der Ablagerungsstruktur von Siedlungsabfällen in Chile zwischen 2000 und 2003 [Toro 2005]

In der Metropolregion Santiago werden heute 100 % der gesammelten Abfälle in drei geordneten Deponien abgelagert (Lomas Los Colorados, Santiago Poniente, Santa Marta). Noch im Jahr 2003 ermittelte die Weltgesundheitsorganisation [PAHO 2003] dort 101 illegale Deponien. Diese Zahl reduzierte sich bis 2006 auf 49 illegale Müllkippen und elf weitere illegale Müllhalden von denen ein hohes Gesundheitsrisiko ausgeht. Insgesamt ist jedoch in der Hauptstadt eine positive Entwicklung zu verzeichnen.

Die abgelagerten Abfallmengen aufgeteilt nach Regionen werden als Gesamtmenge und Pro-Kopf-Menge in Tabelle 22 dargestellt.

Tabelle 22: Abfallablagerung in Chile im Jahr 2007 nach Region [INE 2009a, INE 2009c]

	Region	Einwohner [EW]	Abfallablagerung [Mg/Jahr]	Abfallablagerung [kg/(EW*Tag)]
I	Tarapacá	238.950	75.750	0,88
II	Antofagasta	493.984	188.240	1,04
III	Atacama	254.336	87.936	0,96
IV	Coquimbo	603.210	240.803	1,10
V	Valparaíso	1.539.852	603.427	1,10
VI	O'Higgins	780.627	251.891	0,89
VII	Maule	908.097	209.750	0,63
VIII	Bio-Bio	1.861.562	589.825	0,89
IX	La Auracanía	869.535	189.104	0,60
X	Los Lagos	716.739	201.479	0,77
XI	Aysén	91.492	31.607	0,96
XII	Magallanes y Antártica	150.826	56.583	1,04
RM	Metropolregion	6.061.185	2.565.038	1,15
XIV	Los Rios	356.396	109.110	0,85
XV	Arica y Parinacota	189.644	76.062	1,10

Recycling wird nur durch den informellen Sektor durchgeführt. In diesem Bereich arbeiten rund 10.000 Personen, die so genannten "Recolectores Independientes", „Cartoneros“ oder „Cachureros“. Diese Personen fahren mit dem Fahrrad durch die Straßen und separieren die wieder verwertbaren Materialien (Papier und Karton, Glas, Kunststoff, Dosen) von dem nicht mehr verwertbaren Abfall und verkaufen diese anschließend an Recycling-Unternehmen. Täglich werden so 60–80 kg Papier/Pappe, 10 kg Glas und 1 kg Blechdosen je Arbeiter gesammelt [Borner und Klöpping 2003]. Darüber hinaus sammeln zwischen 3.500 und 6.000 Personen illegal wiederverwertbare Abfälle direkt auf den Deponien. In der Metropolregion Santiago wurde jedoch der Zugang zu Deponien verboten, so dass die Zahl der illegalen Abfallsammler rückläufig ist [PAHO 2003].

Die Recyclingrate für die Metropolregion wird von CONAMA für das Jahr 2002 mit 9 % angegeben und hat sich bis 2005 auf 12,6 % gesteigert [CONAMA 2006a, Estevez 2003]. 50 % der Papier- und Pappe-Abfälle werden auf nationalem Niveau recycelt. Damit liegt Chile auf einem ähnlichen Niveau wie Europa. Jedoch betrug in 2004 in Europa der Pro-Kopf Papierverbrauch 130 kg und in Chile lediglich 64,5 kg [Earthrends 2009]. Glasabfälle werden zu 30 % wiederverwertet und hauptsächlich von einer Glashütte verwendet, die über 80 % des in Chile produzierten Glases herstellt. Kunststoff wird kaum recycelt. Die

Verwertungsquote liegt zwischen 1 % und 3 %. Im Bereich der Metalle wird hauptsächlich Aluminium wieder verwendet. So können durch recycelte Materialien 2,28 % der produzierten Metalle ersetzt werden [Estevez 2003, Brown-González 2005, Vásquez 2005, Randon 2006].

Im Gegensatz zum Abfallaufkommen erfolgt die Abfallentsorgung in den überwiegend armen Regionen. Eine Landkarte Chiles die sämtliche legalen und illegalen Deponien aufweist, würde gleichzeitig einen guten Indikator für die Verteilung des Reichtums des Landes abgeben [CONAMA 2005].

3.3.3.4 Kosten und Finanzierung

In Chile sind die Kommunen und Städte für das Abfallmanagement zuständig. Dies betrifft Haushaltsabfälle ebenso wie Sperrmüll, Industrieabfälle und Gewerbemüll. Für diesen Service hat die Gemeinde laut Gesetz eine Gebühren zu erheben [MI 2005]. Da diese Gebühr nur von dem Bevölkerungsteil entrichtet werden muss der Steuern zahlt, kommen lediglich 30 % der tatsächlichen Nutzer dieses kommunalen Services finanziell für die Abfallbeseitigung auf. Insgesamt können über diese Gebühr daher nur ca. 50 % der tatsächlichen Kosten der Abfallentsorgung gedeckt werden. Die verbleibenden 50 % werden über Steuern gedeckt [CONAMA 2005].

Die nachfolgenden Angaben zu Entsorgungskosten beruhen auf Chilenischen Pesos und werden mit dem Wechselkurs des jeweiligen Publikationsjahres auf Euro umgerechnet. Der Kurs in 2001 betrug 1 CLP = 0,00127 €, in 2002 1 CLP = 0,00138 € und in 2003 1 CLP = 0,00125 €.

Die Kosten für die Entsorgung einer Tonne Abfall von der Sammlung bis zur Deponierung betragen in der Metropolregion zwischen 23 Euro und 28 Euro. Den größten Kostenblock stellen dabei Sammlung und Transport mit 70–80 % der Gesamtkosten dar [CONAMA 2001, Nilo 2002].

Die von der Kommune erhobene Gebühr wird nach einer gesetzlich festgeschriebenen Formel berechnet [MI 2005]. Als Berechnungsgrundlage dienen die tatsächlichen Kosten des Vorjahres. Bis zu einem Limit von 200 Litern Abfall pro Tag wird bei der Entsorgungsgebühr nicht zwischen privaten Haushalten oder gewerblichen Liegenschaften unterschieden. Übersteigt die Abfallmenge dieses Limit wird eine zusätzliche Gebühr festgelegt.

Da jede Kommune eigenständig das Entsorgungssystem gestalten kann, unterscheiden sich die Kosten der Kommunen und damit die Entsorgungsgebühr teilweise stark. Abbildung 30 stellt beispielhaft Entsorgungsgebühren einzelner chilenischer Städte dar. Die Unterschiede in der Höhe der Gebühren ergeben sich durch die Art der Straßenreinigung (händisch, automatisch), die Frequenz der Müllabfuhr und die Art der Abfallentsorgung (geordnete Deponie, Müllhalde, Abgabe an Umladestation). Es fällt auf, dass die Gebühr nicht alleine von der Größe einer Kommune abhängt. Jedoch erheben Kleinstädte tendenziell geringere Gebühren als mittlere Städte oder Großstädte. Dies liegt wahrscheinlich an geringeren Transportstrecken und damit geringeren Transportkosten.

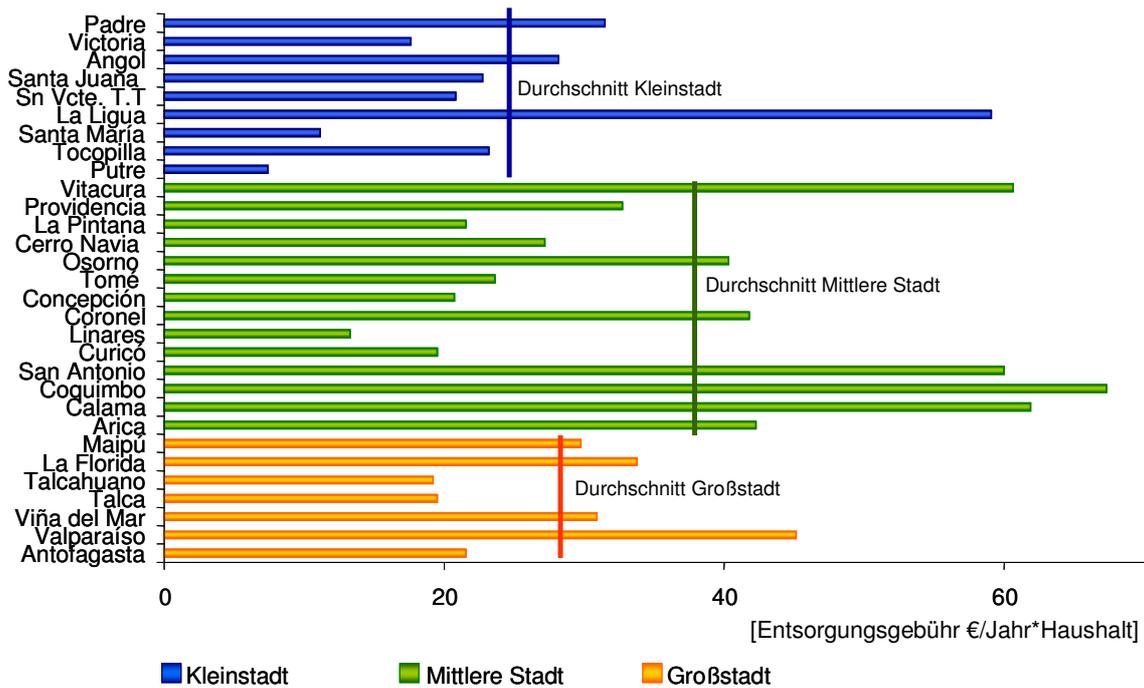


Abbildung 30: Entsorgungsgebühren einzelner Kommunen in Chile im Jahr 2003 [Cerdea 2003]

3.4 Ergebnisse aus den Länderstudien

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass für die drei betrachteten Länder mit wachsender wirtschaftlicher Entwicklung und steigenden Bevölkerungszahlen auch ein starker Anstieg im Abfallaufkommen erwartet wird. Darüber hinaus wird angenommen, dass sich zukünftig mit steigendem Einkommen der Bevölkerung die Zusammensetzung des Abfalls verändern wird. Aktuell ist die größte Fraktion im Siedlungsabfall, wie in Abbildung 31 dargestellt, die Organikfraktion, was zu einem hohen Wassergehalt und damit zu einem niedrigen Heizwert führt.

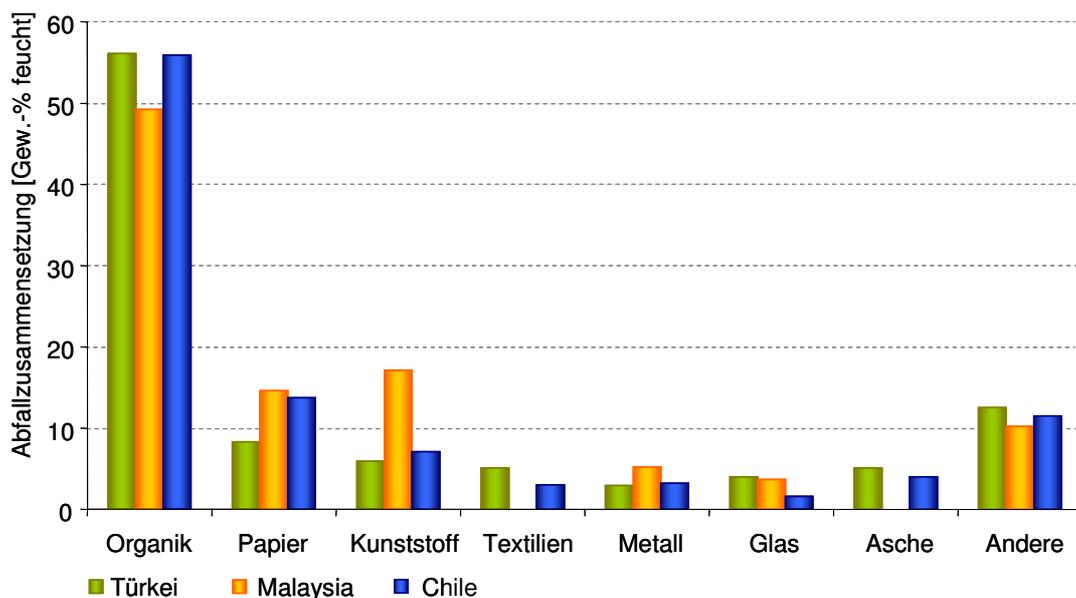


Abbildung 31: Vergleich der Abfallzusammensetzung in den betrachteten Ländern

Nachfolgend werden die aus den Länderanalysen eruierten Rahmendaten der Abfallwirtschaft dargestellt. Hierbei handelt es sich um derzeitige Durchschnittswerte, die bei der erwarteten Entwicklung der Länder jedoch zukünftig eher den unteren Grenzwert darstellen werden. Da in dieser Arbeit zunächst auf Basis des Status-quo die ökonomische und technische Umsetzbarkeit von kostenoptimierten dezentralen Verbrennungsanlagen eruiert werden soll, können für die überschlägige Auslegung dennoch diese Werte zugrunde gelegt werden. Zu beachten ist für die nachfolgende Anlagenauslegung, dass sowohl in der Abfallmenge als auch im Heizwert Steigerungen möglich sein müssen. Die konkreten Planungen zur Bevölkerungsentwicklung und zum Abfallaufkommen müssen vor Errichtung einer Anlage dann auf die tatsächlich betrachtete Region bezogen werden und sind nicht Bestandteil dieser Arbeit.

In den folgenden Kapiteln werden auf Basis der aus den Länderanalysen ermittelten Rahmendaten (vgl. Tabelle 23) Schlussfolgerungen für eine angepasste Verbrennungstechnologie gezogen.

Tabelle 23: Rahmendaten aus den Länderstudien und Annahmen für die Referenzanlage

Parameter	Türkei	Malaysia	Chile
Mittlere Kommunengröße [EW]	2.000 – 50.000	20.000 – 200.000	5.000 – 50.000
Mittleres Abfallaufkommen [kg/(EW*Tag)]	1,15	0,97	0,88
Mittlerer Heizwert (H_u) feucht Abfall [kJ/kg]	5.930	8.400	6.740
Durchschnittlicher Wassergehalt Abfall [%]	52	49	55
Derzeitiger Entsorgungspreis [€/Mg]	30	12–28	23–28
Strompreis [€/MWh]	96-112	50–110	80–110
Wärmepreis [€/MWh]	25 - 40.	~ 10*	70 - 240
Geplante Betriebsstundenzahl MVA [h/a]	7.800	7.800	7.800
Ermittelte Anlagenleistung [MW]	180 – 4,4	2,0 – 19,7	340 - 3,4
Ermittelter Durchsatz [Mg/h]	0,069 – 2,4	0,8 – 8,1	0,18 – 1,8

* Regierung Malaysia subventioniert Gas stark

3.4.1 Voraussetzung für die Einführung von dezentralen Abfallverbrennungsanlagen

Die Länderanalysen haben ergeben, dass eine Verbrennung der Abfälle aus kleineren Kommunen oder ländlichen Gebieten der Türkei oder Chiles aus technischer Sicht voraussichtlich schwer zu realisieren ist. Hauptgrund ist der hohe Anteil an Organik (Küchenabfälle etc.) im Abfall, der zu einem hohen Wassergehalt und damit niedrigem Heizwert des Abfalls führt. Mit einem Heizwert zwischen 6.000 kJ/kg und 7.000 kJ/kg und einem durchschnittlichen Wassergehalt von 50 % ist es fraglich, ob diese Siedlungsabfälle selbstgänglich brennbar sind. In Malaysia unterscheidet sich die Abfallzusammensetzung von Großstädten und ländlichen Gebieten kaum und weist aufgrund des hohen Kunststoffanteils einen höheren Heizwert von rund 8.400 kJ/kg auf. Hier erscheint die thermische Verwertung ohne technische Schwierigkeiten umsetzbar.

Da in den Ländern Türkei und Chile die Verbrennung der Siedlungsabfälle nur bedingt umsetzbar ist, müssen Maßnahmen ergriffen werden um den Heizwert zu steigern. Hierzu stehen theoretisch folgende Möglichkeiten zur Verfügung:

- Getrenntsammlung der Organikabfälle
- Trocknung der Abfälle
- Mischung der Siedlungsabfälle mit hochkalorischen Industrieabfällen
- Sortierung

Bei der Getrenntsammlung von Organikabfällen müsste ein separates Entsorgungskonzept für diese Fraktion entwickelt werden. Hier bieten sich die Vergärung und Kompostierung an, auf die in dieser Arbeit nicht weiter eingegangen wird. Die Auswirkungen der Getrenntsammlung auf den Heizwert des Restabfalls werden nachfolgend theoretisch dargestellt, um zu eruieren, ob durch diese Maßnahme der Heizwert signifikant gesteigert werden kann. Eine 100 %-ige Abtrennung der Organikfraktion aus dem Siedlungsabfall ist nicht umsetzbar. Eine Studie aus Bayern über die Restmüllzusammensetzung ergibt, dass trotz Getrenntsammlung der Bioabfälle, der Restmüll zu 25 % aus Organik besteht [LfU 2008a]. In Bayern fallen jährlich rund 500 kg/(EW*a) Siedlungsabfall an, davon sind 190 kg/(EW*a) Restabfall und 140 kg/(EW*a) Bioabfall. Die verbleibenden 170 kg/(EW*a) sind Wertstoffe wie Glas, Papier, Metalle und Leichtverpackungen [LfU 2008b]. Nimmt man den Bioabfall und den Anteil der Organik im Restabfall zusammen, so sind insgesamt 187 kg/(EW*a) Organik im Siedlungsabfall. Somit konnten rund 75 % der Organikabfälle vom Siedlungsabfall getrennt werden. Daher wird davon ausgegangen, dass auch in Schwellenländern der Organikanteil maximal um 75 % abgetrennt werden könnte. Die getrennt gesammelten Bioabfälle müssten dann mittels Vergärungsverfahren behandelt werden.

Die Auswirkungen der Getrenntsammlung auf Heizwert und Wassergehalt des Restabfalls werden in Tabelle 24 dargestellt. Mit den so erzielten Heizwerterhöhungen scheint die thermische Verwertung der Siedlungsabfälle umsetzbar.

Tabelle 24: Auswirkungen der Getrenntsammlung von Bioabfällen auf Heizwert und Wassergehalt des Restabfalls

Parameter	Türkei	Malaysia	Chile
Heizwert Original [kJ/kg]	5.930	8.400	6.740
Heizwert bei Getrenntsammlung [kJ/kg]	7.380	10.990	8.740
Heizwertsteigerung (ΔH_u) [%]	+ 24	+ 31	+ 30
Wassergehalt Original [%]	52	49	55
Wassergehalt bei Getrenntsammlung [%]	35	34	40

Eine Trocknung der Abfälle kann ebenfalls zur Heizwertsteigerung dienen. Hier könnte z. B. die Bodentrocknung angewandt werden, die bei der Trocknung von Restholz im Wald häufig verwendet wird. Bei dieser Methode wird das am Boden ausgebreitete Trocknungsgut automatisch mit Luft überstrichen. Nachteilig ist, dass eine große Fläche benötigt wird.

Darüber hinaus entstehen bei dieser Trocknungsmethode im Fall von Abfällen Methanemissionen die ungehindert in die Atmosphäre abgegeben werden. Daher sollte bei der Abfalltrocknung nur eine Technologie verwendet werden, bei der das Trockengut eingehaust ist und die entstehende Abluft behandelt wird. Hier kann die biologische Trocknung, die als eine Stufe in der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung verwendet werden kann, zum Einsatz kommen. Durch den organischen Abbau der Materie wird Wärme erzeugt, die zur Wasserverdunstung und damit zur Trocknung führt. Um die Trocknung zu beschleunigen, können Belüftungssysteme verwendet werden, bei denen Kalt- oder Warmluft verwendet werden kann. Das Ziel der biologischen Trocknung ist die Entfernung von Wasser aus dem Abfall und dabei den organischen Anteil so wenig wie möglich zu zersetzen. Als weitere Möglichkeit kann der Abfall in einem Trommeltrockner mit Heißluft getrocknet werden. Dem Heizwertgewinn durch diese technische Trocknungsmethode steht der Energiebedarf für Gebläse und Brenner gegenüber [Kaltschmitt et al. 2009].

In mehreren Studien wurde die biologische Trocknung als Vorbehandlungsmethode für Siedlungsabfall untersucht [Zhang et al. 2008, Negoï et al. 2009, Velis et al. 2009]. Bei diesem aeroben Verfahren werden zerkleinerte Abfälle über einen Zeitraum von 7–14 Tage in einen Behälter gelagert und kontinuierlich belüftet. Negoï et al. [2009] untersuchte die biologische Trocknung von rumänischen Siedlungsabfällen als Vorstufe zur Ersatzbrennstoff-Herstellung mit dem Ergebnis, dass nach einer zweiwöchigen Trocknungszeit der Heizwert um 30 % gesteigert werden konnte, während das Gewicht des Abfalls in derselben Zeit um 25 % reduziert wurde.

Die Trocknungsrate des Siedlungsabfalls ist abhängig von dessen Zusammensetzung und Dichte. Für eine überschlägige Berechnung der Auswirkungen einer Trocknungsstufe auf die Heizwerte der Abfälle aus der Türkei, Malaysia und Chile wurden die von Negoï et al. [2009] dargestellten Daten für rumänischen Abfall verwendet, da diese Abfälle ebenfalls einen Wassergehalt von 48–67 % aufweisen. Es ergibt sich eine Heizwerterhöhung die mit der Erhöhung durch die Einführung der Getrenntsammlung vergleichbar ist (vgl. Tabelle 24 und Tabelle 25).

Der erzielten Heizwerterhöhung steht ein erhöhter Energiebedarf für die Trocknung gegenüber. Je nach Abfallzusammensetzung wird ein Luftdurchsatz von 10–12 m_N³/kg Abfall benötigt, der durch Gebläse zur Verfügung gestellt werden muss [Negoï et al. 2009, Velis et al. 2009]. Der Energiebedarf wird von Negoï et al. [2009] mit 50 kWh/t Abfall angegeben.

Tabelle 25: Auswirkungen einer 14-tägigen biologischen Trocknung auf Heizwert und Wassergehalt des Siedlungsabfalls

Parameter	Türkei	Malaysia	Chile
Heizwert Original [kJ/kg]	5.930	8.400	6.740
Heizwert nach biologischer Trocknung [kJ/kg]	7.700	10.920	8.760
Heizwertsteigerung (ΔH_u) [%]	+ 30	+ 30	+ 30

Als dritte Möglichkeit zur Heizwerterhöhung können die Siedlungsabfälle mit hochkalorischen Industrieabfällen oder Holzbrennstoffen gemischt werden. Ob diese Möglichkeit besteht, ist abhängig von den regionalen Bedingungen und ist im Einzelfall zu prüfen. In dieser Arbeit wird nicht weiter auf diese Option eingegangen.

Als weitere Alternative könnte die Abfallsortierung an der Annahmestelle durchgeführt werden. Diese Möglichkeit scheint jedoch wenig praktikabel und wird ebenfalls nicht weiter untersucht.

3.4.2 Anlagenkapazität

Um das Potenzial für die thermische Abfallverwertung in Schwellenländern abzuschätzen, werden die einzelnen Kommunen und Gemeinden der Referenzländer hinsichtlich ihrer Einwohnerzahlen untersucht. Rund ein Drittel der türkischen Einwohner leben in Landkreisen mit 10.000 bis 50.000 Einwohnern, weitere 18 % in Gemeinden mit 5.000 bis 10.000 Einwohnern. Auch in Chile leben die Menschen häufig in kleineren Kommunen. 28 % der Bevölkerung sind in Kommunen mit 10.000 bis 20.000 Einwohnern gemeldet und weitere 23 % leben in Gebieten mit 20.000 bis 50.000 Einwohnern. Malaysia ist hingegen in größere Verwaltungseinheiten gegliedert. Hier leben nur 18 % in Kommunen mit 20.000 bis 50.000 Einwohnern und 6 % in kleineren Gemeinden.

Die Errichtung einer Großanlage zur Abfallverbrennung, die zur Entsorgung der Abfälle aus mehreren Kommunen dient, ist mit hohen Investitionskosten verbunden. Gerade in kapitalschwachen Ländern stellt diese Tatsache die Kommunen und Länder vor eine große Herausforderung. Aufgrund der langwierigen politischen Prozesse, die mit einer solchen Investition verbunden sind, erscheint es wahrscheinlicher, dass Kleinanlagen, die nur die Abfälle einer Kommune verwerten und geringere Investitionskosten verursachen, schneller und einfacher umgesetzt werden können. Darüber hinaus hat die Erfahrung aus Deutschland gezeigt, dass auch die Bevölkerung oft nicht geneigt ist Abfälle aus anderen Kommunen in der eigenen Gemeinde zu entsorgen [Horch 1995]. Für dezentrale Anlagen spricht zusätzlich, dass die erzeugte Energie bei geschickter Standortwahl vollständig als Prozessdampf an Industrieunternehmen oder in kalten Klimazonen als Heizenergie in Form von Warmwasser, abgegeben werden kann. Die in Großanlagen erzeugten Energiemengen kann hingegen in ländlichen Gebieten oft nur Teilmengen verwertet werden, was sich, wie in Kapitel 5.2 diskutiert wird, entscheidend auf die Wirtschaftlichkeit einer Abfallverbrennungsanlage auswirkt. Von daher wird in dieser Arbeit, in der der Fokus auf Kleinstädtische und ländliche Gebiete liegt, einer dezentralen Abfallverbrennungsanlage der Vorzug vor einer zentralen Großanlage gegeben.

Zur Ermittlung der idealen Anlagenkapazität und des Marktpotenzials einer solchen dezentralen Abfallverbrennungsanlage wird die Bevölkerungsstruktur betrachtet. Hierzu werden die Kommunen anhand ihrer Einwohnerzahl in Klassen eingeteilt. Über alle Länder ist die Klasse bis 10.000 Einwohnern am häufigsten (293 mal) vertreten. In der darauf folgenden Klasse von 10.001 bis 20.000 Einwohnern existieren 233, in der Klasse 20.001 bis 50.000 Einwohner 222 Kommunen. In der Klasse bis 100.000 Einwohner sind weitere 151 Kommunen verzeichnet. Unter Berücksichtigung der technischen Umsetzbarkeit wird daher für die Auslegung der Referenzanlage eine Kommune mit 50.000 Einwohnern gewählt. Mit einer mittleren Abfallerzeugungsrate von 1 kg pro Tag und Kopf und einem Heizwert des

Abfalls von 6.500 kJ/kg liegt der Anlagendurchsatz bei angenommenen 7.000 Betriebsstunden bei 2,6 Mg/h. Hierbei handelt es sich um eine Anlage mit einer thermischen Leistung von 4,7 MW. Die Abfälle aus Gemeinden bis 100.000 Einwohner könnten dann durch zwei Module der Verbrennungseinheit verwertet werden. Geht man davon aus, dass in den Ländern Türkei und Chile eine Abfallvorbehandlungsmethode gewählt wird und der Heizwert hierdurch auf rund 8.500 kJ/kg gesteigert werden kann (vergleichbar mit dem Heizwert des malaiischen Abfalls ohne Vorbehandlung), ergibt sich die selbe Anlagenleistung von 4,7 MW bei einem verringertem Durchsatz von knapp 2 Mg/h.

3.4.3 Referenzkosten für die geplanten Anlage

Die derzeitigen Entsorgungskosten von Siedlungsabfall variieren je nach Entsorgungsart und betrachtetem Land und liegen bei maximal 30 €/Mg Abfall (siehe Tabelle 23). 80 % der Kosten entfallen auf Sammlung und Transport, so dass die Entsorgung, in der Regel Deponierung, etwa 6 €/Mg kostet. Diese Kosten werden für die zu entwickelnde dezentrale Abfallverbrennungsanlage als Referenzkosten angesetzt. Verglichen mit Kosten für die thermische Verwertung in Deutschland (80–120 €/Mg) ist hier eine große Finanzierungslücke zu schließen. Mögliche Kostenoptimierungspotenziale der Abfallverbrennung werden daher in Kapitel 5 diskutiert.

3.4.4 Auslegungsgrundlage für die geplante Anlage

Die dargestellten Ergebnisse aus den Länderstudien, die in Kapitel 6 als Grundlage für die Auslegung einer standardisierten Abfallverbrennungsanlage dienen, sind in Tabelle 26 zusammengefasst.

Tabelle 26: Auslegungsparameter für die Referenzanlage

Parameter	Referenzanlage
Entsorgungsgebiet [EW]	50.000
Pro-Kopf Abfallmengen [kg/d]	1,0
Heizwert des Siedlungsabfalls H_u [kJ/kg]	8.500
Anlagenkapazität [MW_{th}] (7.000 Betriebsstunden)	4,7
Durchsatz [Mg/h]	2,0
Zielkosten Entsorgung [€/Mg]	6,0

3.4.5 Weiterer Forschungsbedarf

Siedlungsabfälle aus Schwellenländern werden bisher nur in einigen Metropolen und auf Inseln im technischen Maßstab thermisch verwertet. Über die technische Machbarkeit der Verbrennung sind keine Daten verfügbar. Daher muss in einem nächsten Schritt mittels Verbrennungsversuchen ermittelt werden, ob und unter welchen Voraussetzungen diese Abfälle thermisch verwertbar sind. Unklar ist auch, welche Art von Verbrennungstechnologien für die Verwertung von heizwertarmen und feuchten Abfällen am besten geeignet ist.

Der Stand des Wissens zur Abfallverbrennung wurde in Kapitel 2.3 beschrieben. Aus diesem Kapitel geht hervor, dass nur großtechnische Abfallverbrennungsanlagen als Stand der Technik zu bezeichnen sind. Aufgrund der häufig nur mangelhaft ausgebildeten Infrastruktur in Schwellen- und Entwicklungsländern und der politischen und ökonomischen Rahmenbedingungen in diesen Ländern erscheint jedoch die Umsetzung einer dezentralen Verbrennungsanlage eher machbar als die Implementierung kapitalintensiver Großanlagen (vgl. Kapitel 3.4.2). Voraussetzung für die erfolgreiche Umsetzung der thermischen Abfallbehandlung in diesen Ländern ist jedoch zuerst ein nachhaltiges Abfallwirtschaftskonzept. Erst mit klar definierten Strukturen, ausreichenden finanziellen Mitteln und genügend Know-How kann die thermische Abfallbehandlung integriert werden und einen Beitrag zur Umweltentlastung leisten.

Wie aus der Analyse des Stands der Technik hervorgeht, existieren bisher keine Anlagen zur dezentralen thermischen Abfallverwertung die technisch ausgereift sind und unter Einhaltung strenger Umweltstandards wirtschaftlich in Schwellenländern betrieben werden können. Auch vor diesem Hintergrund sind Verbrennungsversuche durchzuführen. Ziel der Versuche ist es, unter technischen Gesichtspunkten ein Konzept für eine Verbrennungstechnologie zu entwickeln das für den Einsatz in Schwellen- und Entwicklungsländer angepasst ist.

4 Vergleichende experimentelle Untersuchungen

4.1 Ziel der Untersuchungen

Wie beschrieben, ist die Abfallverbrennung in Deutschland und in einigen andern Ländern das Mittel zur Reduktion der angefallenen Abfallmengen und Zerstörung der im Abfall vorhandenen organischen Schadstoffe. Der Stand der Technik ist dabei die Abfallverbrennung auf dem Rost in Großanlagen mit Durchsätzen größer 200.000 Mg/Jahr und nachgeschalteter Abgasreinigung, die das Abgas von schädlichen Emissionen befreit. Die Grenzwerte der Schadstoffemissionen des emittierten Abgases (vgl. Kapitel 2.3.2.5) liegen in Europa so niedrig, dass von Abfallverbrennungsanlagen kein maßgebliches gesundheitliches Risiko für Mensch und Natur ausgeht. Die festen Reststoffe aus der Abfallverbrennung müssen gesichert abgelagert werden, um potenzielle Risiken auszuschließen.

Untersuchungen und Erfahrungen zur Abfallverbrennung liegen jedoch fast nur für Großanlagen vor. In einigen Studien wurde die Abfallverbrennung in Versuchsanlagen eingehender untersucht. Um die Abfallzusammensetzung zu simulieren, wurden hierfür unterschiedliche Holzbrennstoffe [Anderson und Marklund 1998], sonstige Reststoffe wie z. B. getrockneter Hühnerkot [Patumsawad und Cliff 2002] oder Brennstoffmischungen [Seier 1999, Ligang Liang et al. 2008, Thipse 2001] verwendet. Die thermische Verwertung von Siedlungsabfällen aus Schwellen- und Entwicklungsländern wurde, wenn überhaupt, lediglich in theoretischen Abhandlungen untersucht [Estevez 2003, Manaf et al. 2009]. Daher existieren bisher kaum Kenntnisse über die Verbrennung dieser Siedlungsabfälle, weder in Groß- noch in Kleinverbrennungsanlagen. Ziel der experimentellen Untersuchungen ist daher ein Systemvergleich zwischen drei unterschiedlichen Feuerungstypen für die thermische Verwertung von Siedlungsabfällen aus den betrachteten Schwellenländern und die Auswahl eines Systems um daraus eine kostenoptimierte Abfallverbrennungsanlage zu entwickeln.

Die Untersuchung der Feuerungen soll nach folgenden Kriterien erfolgen:

- Verbrennungsverhalten
- Emissionen (Rohgas)
- Reststoffqualitäten (Ausbrand)
- Hilfsenergiebedarf

4.2 Eingesetzte Versuchsanlagen

Das Verbrennungsverhalten der Siedlungsabfälle wird in drei unterschiedlichen Feuerungstypen untersucht. Ziel war es, den optimalen Anlagentyp für die Verbrennung dieser Art Siedlungsabfälle zu ermitteln. Hierzu wird eine Muldenfeuerung verwendet, da diese sich im Bereich der Biomasseverbrennung bewährt hat. Die Wirbelfeuerung als weiterer Anlagentyp ist ähnlich einer Wirbelschichtfeuerung und geeignet für kleine Leistungsklassen. Als letzter Anlagentyp wird die im großen Leistungsbereich klassische Variante für die Abfallverbrennung, die Rostfeuerung, in zwei unterschiedlichen Leistungsklassen, eingesetzt. Eine Beschreibung der vier eingesetzten Versuchsanlagen (Aufbau, Messtellen etc.) wird in Folgendem gegeben.

4.2.1 Muldenfeuerung

Die verwendete Muldenfeuerung ist eine Schubbodenfeuerung mit einer thermischen Leistung von 30 kW. Der Brennstoff wird gewogen und über einen Brennstoffvorlagebehälter auf eine Schnecke aufgegeben. Diese fördert den Brennstoff in die Brennkammer. Die horizontal angebrachte Förderschnecke ist zur Leistungsregelung über Pausenzeiten taktbar. Zunächst wird die Feuerung mit einem Hilfsbrennstoff auf Betriebstemperatur gebracht. Hierzu können Holzhackschnitzel oder Holzpellets verwendet werden. Der Brennstoff fällt auf eine wassergekühlte Brennmulde und wird durch ein Heißluftgebläse gezündet. Nach Erreichen der Betriebstemperatur wird auf den Versuchs-brennstoff umgeschaltet indem in den Brennstoffvorlagebehälter der Versuchs-brennstoff gefüllt wird. Die Brennstoffumwälzung und -förderung Richtung Ascheabwurf erfolgt durch das Nachfördern von Brennstoff und einen Ascheschieber, der ebenfalls taktbar ist. Der Aschekasten ist manuell zu entleeren. Die Primärluft wird über 4 Luftlanzen rechts und links des Brennstoffbettes zugegeben. Zwei weitere Luftlanzen, die an der oberen Brennkammerseitenwand angebracht sind, dienen zur Eindüsung der Sekundärluft. Das im Gleichstrom geführte Rauchgas wird mittels Saugzug über einen Leerzug gelenkt und dann über einen Wärmeübertrager zur Abgasreinigung geleitet. Das gereinigte Abgas wird anschließend über einen Kamin in die Umgebung abgelassen.

Abbildung 32 zeigt das Anlagenschema der Feuerung sowie die Messstellen für Temperatur, Druck und Volumenstrom. Zur Überwachung der Verbrennung werden in der Brennkammer über dem Brennstoffeintrag die Temperatur $T_{\text{Brennmulde}}$ und an der gegenüberliegenden Wand, an der das Rauchgas umgelenkt wird, die Temperaturen T_{Vorofen} und $T_{\text{Nachbrennkammer}}$ gemessen. Darüber hinaus wird, in der Abbildung nicht dargestellt, im Kühlwasserkreislauf Vor- und Rücklauf-temperatur (T_{709} und T_{710}) gemessen. In der Brennkammer ist stets ein Unterdruck zu gewährleisten. Dieser wird in der Brennkammer an der Messstelle P_{802} gemessen und kann über ein regelbares Saugzuggebläse variiert werden. Darüber hinaus wird der Umgebungsdruck (P_{800}) gemessen.

Der Volumenstrom des Abgases (V_{Rauchgas}) wird nach dem Wärmeübertrager mittels Blendenmessung erfasst. Daran anschließend wird ein Teilstrom des Abgases entnommen und dem Gasanalysegerät zugeführt. Die Online-Emissionsmessung erfolgt mit dem Gasanalysegerät MCA 04 der Födisch AG. Das Messprinzip wird in Kapitel 4.4.3 beschrieben.

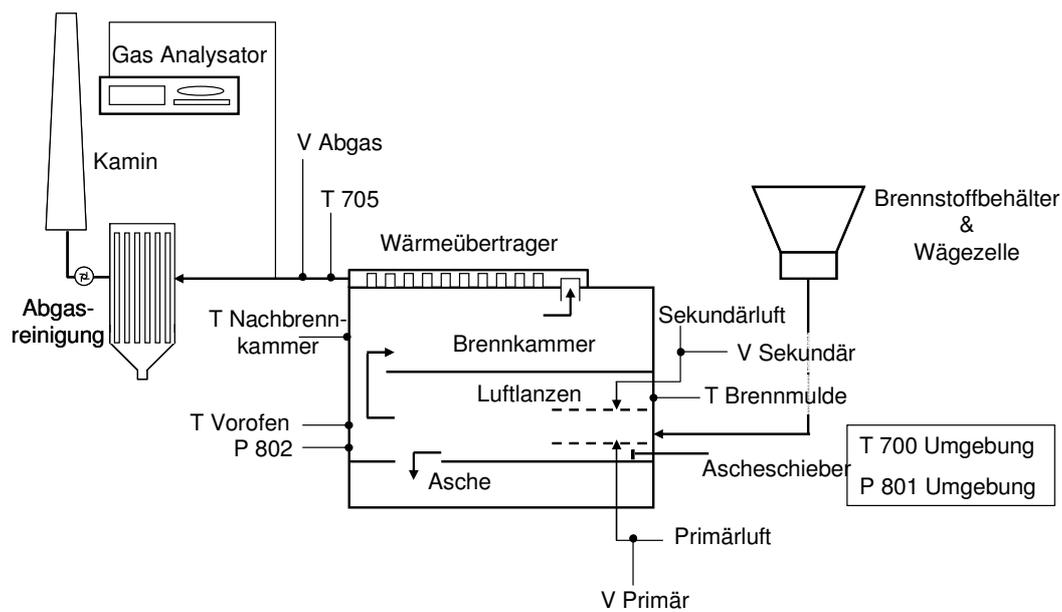


Abbildung 32: Anlagenschema der Muldenfeuerung mit Messstellen



Abbildung 33: 30 kW-Muldenfeuerung

4.2.2 Wirbelfeuerung

Die Wirbelfeuerung mit einer thermischen Leistung von 100 kW greift die Verbrennungstechnik der Wirbelschichtfeuerung auf. Da Wirbelschichtfeuerungen jedoch bisher im kleinen Leistungsbereich nicht wirtschaftlich betrieben werden konnten, wurde am ATZ Entwicklungszentrum als Variante die Wirbelfeuerung entwickelt, mit dem Ziel, diese Technik auch für Kleinanlagen unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten nutzbar zu machen. Im Gegensatz zur klassischen Wirbelschichtfeuerung wird bei diesem Feuerungstyp auf den Zusatz von Bettmaterial verzichtet.

Die Feuerung wird mit einem Gasbrenner aufgeheizt bis die gewünschte Betriebstemperatur erreicht ist. Dann wird auf den Versuchsbrennstoff umgestellt. Dieser wird gewogen und über einen Vorlagebehälter und eine Förderschnecke von oben mittig in den Feuerraum gegeben. Der Brennraum ist durch Strömungsleitplatten in einen inneren und einen äußeren Bereich getrennt. Im Außenbereich wird zur Fluidisierung des Brennstoffes von unten Luft über zwei Düsenböden zugegeben (vgl. Abbildung 34). Diese Luft ist zugleich die Primärluft zur Verbrennung. Durch den Impuls strömt diese bis zum oberen Ende der Strömungsleitplatten und wird hier nach unten umgelenkt, so dass eine Zirkulation entsteht und sich eine rotierende Schlaufenströmung bildet. Sehr kleine Partikel des Brennstoffes folgen der Rotationsströmung und brennen in der Regel durch die hohe Turbulenz und den resultierenden guten Wärmeübergang sehr schnell aus. Größere Partikel werden durch die Fluidisierungsluft im Außenbereich nach oben gefördert und fallen im Innenbereich wieder nach unten. Sehr große oder besonders schwere Partikel gelangen nicht bis an das obere Ende der Strömungsleitplatten sondern bilden im Außenbereich ein pulsierendes Brennstoffbett, bis sie teilweise ausgebrannt sind und durch die Gewichtsreduktion ebenfalls mit der Strömung in Umlauf gebracht werden. Die Rauchgase werden im oberen Bereich der Feuerung abgezogen und in eine Nachbrennkammer geleitet, in der Sekundärluft zudosiert wird. Nach Durchlaufen des Wärmeübertragers wird das Abgas der Abgasreinigung zugeführt und über einen Kamin in die Umgebung abgelassen [Quicker und Hamatschek 2009].

Zur Überwachung der Verbrennungsbedingungen werden, wie in Abbildung 34 dargestellt, die Rauchgastemperaturen gemessen. In der Brennkammer sind sieben Messstellen (T 710, T 711, T 712, T 714, T 715, T 718, T 719) die zur Beurteilung der Temperaturverteilung dienen installiert. Einer Störung der Strömungsführung wäre somit durch eine ungleiche Temperaturverteilung ersichtlich. An der Messstelle T 705 wird die Temperatur des Abgases nach Wärmeübertrager gemessen. Nicht dargestellt sind die Temperaturmessungen im Kühlkreislauf. Hier werden Vor- und Rücklauftemperatur gemessen.

Zur Gewährleistung des Unterdrucks in der Brennkammer (P 806) muss dieser überwacht werden. Der Unterdruck kann über das regelbare Saugzuggebläse variiert werden und wird mittels Differenzdruckmessung bestimmt. Darüber hinaus wird der Umgebungsdruck (P 800) gemessen.

Die für die Umsetzung des Brennstoffs benötigte Verbrennungsluft (Primär- und Sekundärluft) wird in den entsprechenden Zonen (siehe Abbildung 34) mit Hilfe von Hochdruck-Radialventilatoren und einem Seitenkanalverdichter eingebracht. Die jeweiligen Volumenströme können dabei über eine frequenzgesteuerte Leistungsregelung stufenlos variiert werden. Eine Erfassung dieser Volumenströme (V 502, V 501, V 503) wird über

Differenzdruckmessungen, mittels saugseitig an den Ventilatoren angebrachter Einlaufdüsen, realisiert. Der Volumenstrom des Abgases wird nach dem Wärmeübertrager an einer Blende erfasst (V 504). Daran anschließend wird ein Teilstrom des Abgases entnommen und dem Gasanalysegerät zugeführt. Wie bei der Muldenfeuerung wird die Abgaszusammensetzung durch das online Analysegerät MCA 04 der Födisch AG gemessen.

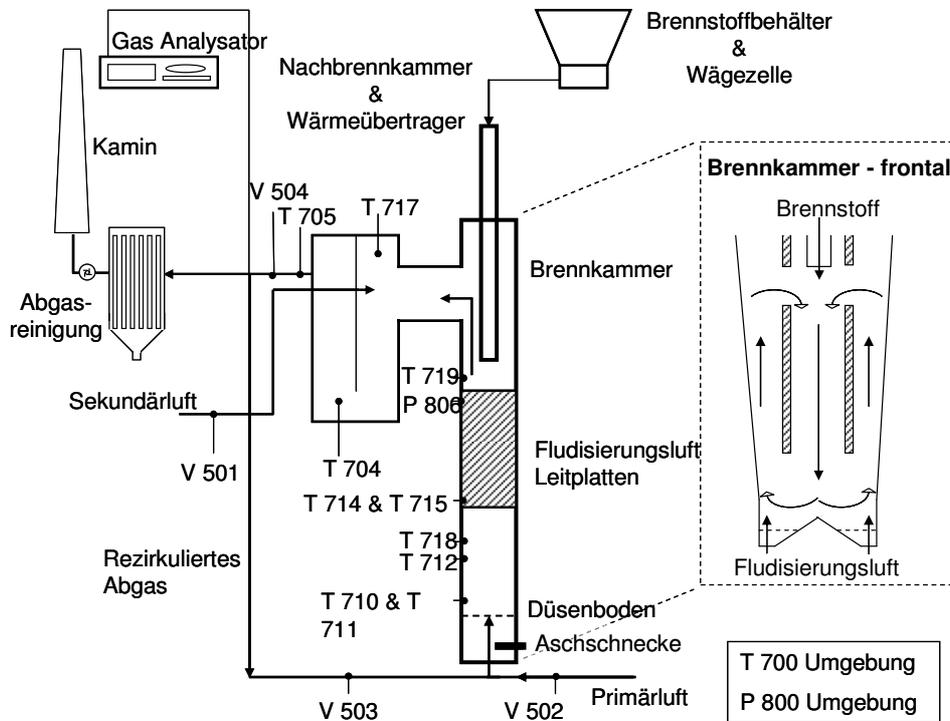


Abbildung 34: Anlagenschema der Wirbelfeuerung mit Messstellen



Abbildung 35: 100 kW-Wirbelfeuerung

4.2.3 100 kW-Rostfeuerung

Die für die Verbrennungsversuche verwendete Rostfeuerung verfügt über eine Nennwärmeleistung von 100 kW. Der Brennstoff wird gewogen und automatisch vom Brennstoffvorlagebehälter mittels Förderschnecke in die Brennkammer befördert. Beim Anfahren der Anlage wird zunächst eine geringe Menge Hilfsbrennstoff (Holz) auf den Rost aufgegeben und automatisch mittels Heißluftgebläse gezündet. Nach Erreichen der Betriebstemperatur wird auf den Versuchsbrennstoff umgeschaltet indem in den Brennstoffvorlagebehälter der Versuchsbrennstoff gefüllt wird. Während des Betriebs kann die Zuführung der Brennstoffmenge je nach Bedarf geregelt werden. Die benötigte Verbrennungsluft wird in Form von Primärluft zugegeben. Die Primärluft wird unter dem Rost eingedüst, wobei der Ort der Zugabe (vorderer oder hinterer Rostbereich) über zwei Klappen ebenfalls bedarfsgerecht geregelt werden kann. Die Sekundärluftzugabe erfolgt mit demselben Gebläse und wird oberhalb der Ausbrandzone eingedüst. Die Rauchgase werden im oberen Bereich der Feuerung abgezogen und in einen Wärmeübertrager geleitet. Nach Durchlaufen des Wärmeübertragers wird das gekühlte Abgas der Abgasreinigung zugeführt und über einen Kamin in die Umgebung abgelassen.

Zur Brennstoffförderung und -umwälzung auf dem Rost ist jedes zweite Rostsegment beweglich. Die Rostgeschwindigkeit kann geregelt und somit an unterschiedliche Brennstoffe angepasst werden. Die Schlacke fällt am Ende des Rostes in eine Ascheschnecke und wird von dort in einen Aschebehälter gefördert. Die Wärmeübertragerflächen werden durch ein automatisches Abreinigungssystem zyklisch gereinigt. Die hier anfallende Flugasche wird ebenfalls mittels Austragungsschnecke in einen außen liegenden Aschebehälter transportiert.

Die kontinuierliche Messung der Rauch- und Abgastemperaturen (vgl. Abbildung 36) sichert die Überwachung und Steuerung der Verbrennungsbedingungen. In der Brennkammer existieren vier Messstellen (T 1, T 2, T 3, T 4), die zur Beurteilung der Temperaturverteilung dienen. In der verwendeten Konfiguration der Versuchsanlagen waren in Bezug auf die Temperaturmessungen Defizite vorhanden, die nicht behoben werden konnten. Bauartbedingt waren die Thermolemente nahe der Ausmauerung angebracht, so dass die gemessenen Temperaturen zu niedrige Werte ergaben. Laut Angabe des Anlagenherstellers liegen die Gastemperaturen um 100 bis 200 °C höher als die gemessenen. Des weitern wird die Abgastemperatur nach dem Wärmeübertrager (T Abgas) gemessen. Diese Temperaturmessstelle ist derart gestaltet, dass die Messbedingungen idealen sind und somit reale Temperaturen gemessen werden konnten.

Zur Unterdruckregelung ist eine Differenzdruckmessstelle (P10) in der Brennkammer angebracht. Die Primärluft wird mittels Ventilator in den Brennraum eingebracht. Der Volumenstrom wird durch eine saugseitig an den Ventilator angebrachte Einlaufdüse ermittelt. Der Volumenstrom des Abgases wird nach dem Wärmeübertrager über eine Blendenmessung erfasst. Vor Ableitung des Abgases in die Agasreinigung wird ein Teilstrom des Abgases entnommen und dem Gasanalysegerät zugeführt. Wie bei der Muldenfeuerung und der Wirbelfeuerung wird die Abgaszusammensetzung durch das online Analysegerät MCA 04 der Födisch AG gemessen.

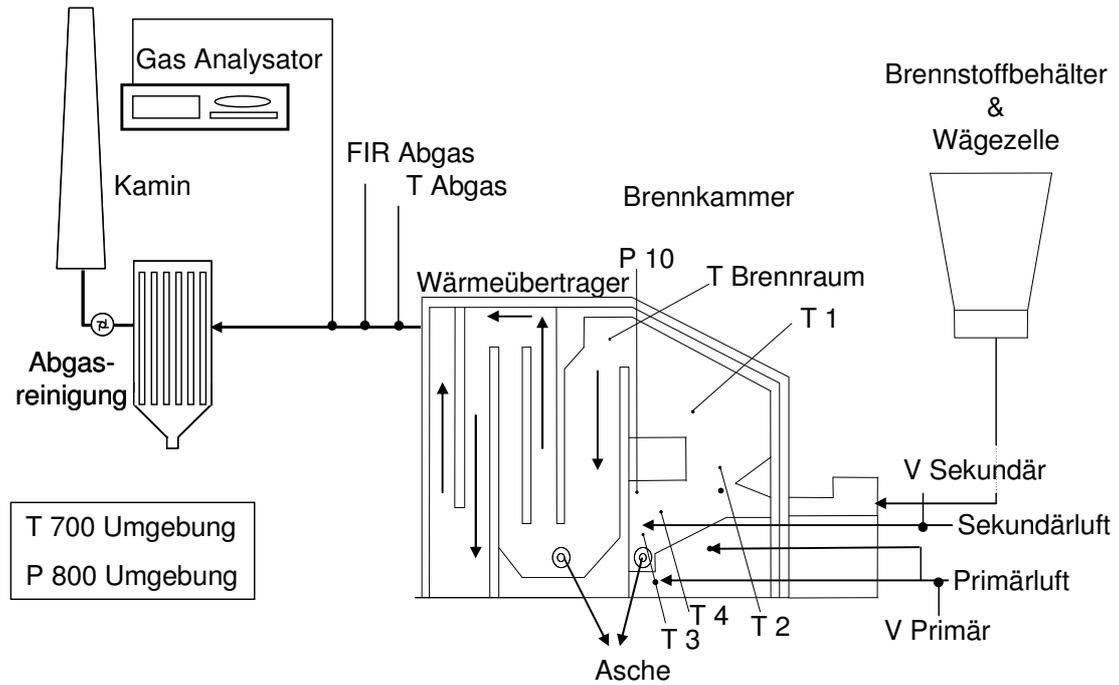


Abbildung 36: Anlagenschema der 100 kW-Rostfeuerung mit Messstellen



Abbildung 37: 100 kW-Rostfeuerung

4.2.4 440 kW-Rostfeuerung

Für einen orientierenden Versuch kam eine Rostfeuerung mit einer Feuerungswärmeleistung von 440 kW zum Einsatz. Diese Feuerung wird aufgrund der Anlagengröße und der damit verbundenen benötigten Brennstoffmengen (112 kg/h) lediglich für einen orientierenden Versuch mit einer Versuchszeit von zweieinhalb Stunden verwendet. Die Herstellung der Abfallmischung in dieser Größenordnung gestaltete sich zu aufwändig, um für eine komplette Versuchsreihe praktikabel zu sein.

Die Feuerung wird, wie die anderen Versuchsanlagen, mit einem Hilfsbrennstoff (Holzhackschnitzel) angefeuert und betrieben bis Betriebstemperatur erreicht werden. Das Zünden des Brennstoffes erfolgt mittels eines Gasbrenners. Dieser Brenner kann bei Bedarf gleichzeitig als Stützfeuerung während des Anlagenbetriebes dienen, wird jedoch in dem nachfolgend dargestellten Versuch nicht benötigt. Nach Erreichen der gewünschten Betriebstemperatur wird auf den Versuchsbrennstoff umgestellt indem in den Brennstoffvorlagebehälter der zu verbrennende Brennstoff gefüllt wird. Dieser wird gewogen und automatisch vom Brennstoffvorlagebehälter mittels Förderschnecke in die Brennkammer befördert. Der Brennstoff fällt auf einen Horizontal-Vorschubrost. Die benötigte Verbrennungsluft wird als Primärluft über drei separat regelbare Unterwindzonen unter dem Rost bedarfsgerecht zugegeben. Die Sekundärluft wird im ersten Leerzug zudosiert. Es besteht die Möglichkeit zur Rezirkulierung des Rauchgases. Diese kann sowohl unter dem Rost als auch im zweiten Leerzug zugegeben werden.

Der Rost besteht aus zwei separat steuerbaren Zonen, die in ihrer Geschwindigkeit angepasst werden können um einen optimalen Feststoffausbrand zu erzielen. Zur Brennstoffförderung ist jedes zweite Rostelement beweglich. Am Ende des Rostes fällt die Schlacke in einen Austragsbehälter der unterhalb der Feuerung angebracht ist.

Die Wärmeabfuhr erfolgt über einen Rauchrohrkessel. Das gekühlte Rauchgas wird der Rauchgasreinigung zugeführt und anschließend über einen Kamin in die Umgebung abgelassen.

Die zur Überwachung und Steuerung vorhandenen Temperatur-, Volumenstrom- und Druckmesstellen, sind in Abbildung 38 abgebildet. In der Brennkammer existieren drei Temperaturmessstellen (T Unten, T Mitte, T Oben) die die Überwachung der Temperaturverteilung über die einzelnen Züge der Feuerung ermöglichen. In der Brennkammer ist eine Differenzdruckmessung angebracht mit deren Hilfe der Unterdruck geregelt wird. Die Abgaszusammensetzung wird wiederum mit dem online Analysegerät MCA 04 der Födisch AG gemessen. Die Entnahmestelle für das Abgas befindet sich zwischen Rauchrohrkessel und Filter.

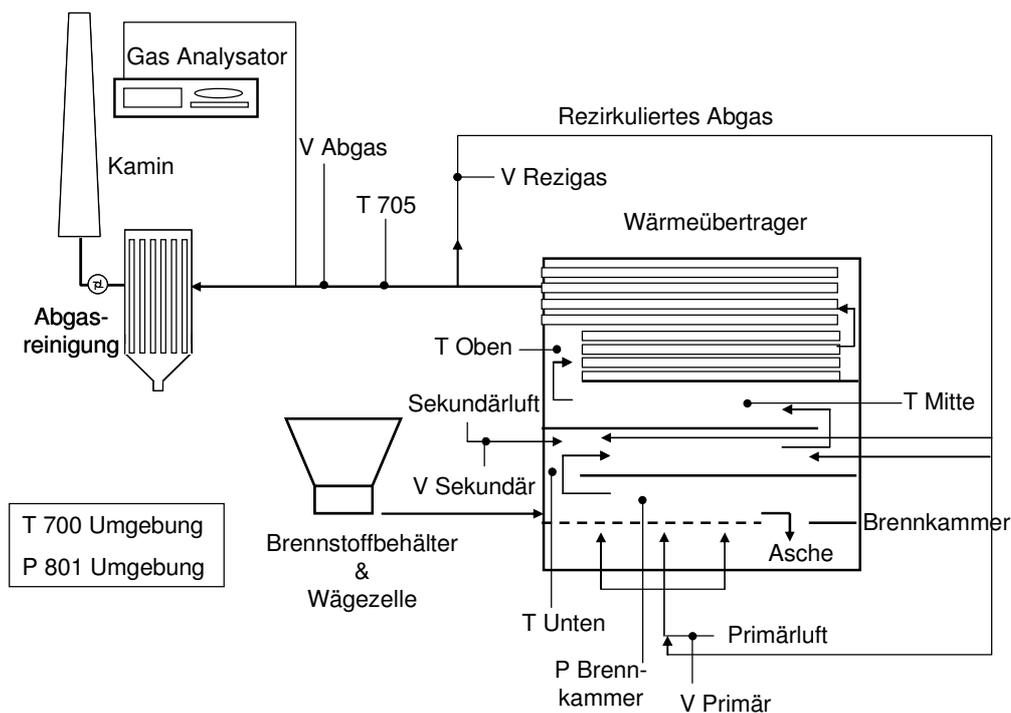


Abbildung 38: Anlagenschema der 440 kW-Rostfeuerung mit Messstellen



Abbildung 39: 440 kW-Rostfeuerung

4.3 Versuchsbrennstoff

4.3.1 Entwicklung einer reproduzierbaren Brennstoffmischung

Die Charakterisierung von Brennstoffen aus Abfall ist ein komplexes Thema. Zunächst ist es schwierig aus dem heterogenen Abfall eine repräsentative Probe zu nehmen. Darüber hinaus ist für die Beurteilung des Verbrennungsverhaltens neben der Zusammensetzung des Abfalls die Reaktivität von entscheidender Bedeutung. Meist wird zur Bewertung der Brennbarkeit der Brenn- bzw. Heizwert verwendet, der ein Maß für die im Verbrennungsprozess freiwerdende Energie darstellt. Mit dieser Größe kann jedoch keine Aussage getroffen werden unter welchen Bedingungen und mit welcher Geschwindigkeit dieser Prozess abläuft. Hierfür sind neben Informationen über Wassergehalt, Ascheanteil und Heizwert auch Informationen über die Bindungsform der chemischen Elemente notwendig. Das Verbrennungsverhalten lässt sich daher nur mittels Verbrennungsversuchen genauer bestimmen, wie dies z. B. in Seeger [2005] dargestellt ist.

Um das Verbrennungsverhalten der Abfälle aus den betrachteten Schwellenländern zu beurteilen, müssten theoretisch genau diese Abfälle verbrannt werden. Da die Zusammensetzung dieser Abfälle jedoch auch innerhalb der Länder je nach Region und Jahreszeit Schwankungen unterliegt, können auch durch die Verbrennung einer durchschnittlichen Abfallmischung nur orientierende Aussagen getroffen werden. Um unterschiedliche Verbrennungsversuche vergleichbar zu machen, muss jeweils genau die gleiche Abfallzusammensetzung verbrannt werden. Daher wird, um dies zu gewährleisten, im Rahmen dieser Arbeit auf eine künstlich zusammengestellte Abfallmischung zurückgegriffen, welche die grundlegenden Eigenschaften der Abfälle aus Schwellenländern simuliert. Durch diese reproduzierbar erstellte Abfallmischung kann in allen drei Feuerungen genau die gleiche Abfallzusammensetzung verbrannt werden, wodurch die Ergebnisse der Verbrennungsversuche untereinander vergleichbar sind.

Basierend auf den Ergebnissen aus den Länderanalysen in Kapitel 3.4 wird die grundsätzliche Abfallmischung für die Verbrennungsversuche definiert. Die Länderstudien haben gezeigt, dass die direkte Abfallverbrennung ohne Vorbehandlung (Abtrennung der Organikfraktion oder biologische Trocknung) aufgrund des hohen Wassergehalts und des niedrigen Heizwertes mit Ausnahme des Abfalls in Malaysia nicht realisierbar ist. Von daher wird für die durchschnittliche Abfallmischung (vgl. Tabelle 27), die einen Mittelwert aus der Abfallzusammensetzung der drei betrachteten Länder darstellt, angenommen, dass eine biologische Trocknung der Verbrennung vorgeschaltet oder alternativ die getrennte Bioabfallsammlung eingeführt wird. Da aufgrund soziökonomischer Faktoren, die in mehreren Studien untersucht wurden (vgl. Körner et al. [2006]) der Anteil an Kunststoff und PPK im Abfall zukünftig steigen wird, wurde des Weiteren ein höherer Anteil der Fraktionen Kunststoff und PPK in der Abfallmischung unterstellt. Die in den Länderstudien durchschnittlichen Anteile liegen bei 12,8 % Kunststoff und 15,6 % PPK. Im Vergleich dazu betrug der Kunststoffabfall im deutschen Siedlungsabfall (Hausmüll und DSD-Sammlung) im Jahr 2007 rund 19 % und der PPK-Anteil in Hausmüll und getrennter PPK-Sammlung rund 24,5 % [LfU 2008a, Destatis 2009]. Vor diesem Hintergrund wurde ein Anteil von 20 % PPK und 15 % Kunststoff im zukünftigen Siedlungsabfall von Schwellenländern abgeschätzt.

Diese Abfallzusammensetzung solle durch eine reproduzierbare Mischung der einzelnen Abfallfraktionen nachgestellt werden. In Voruntersuchungen werden daher zunächst

unterschiedliche Stoffe zur Abbildung der einzelnen Fraktionen verwendet, um Erfahrungen in der Herstellung einer reproduzierbaren Abfallmischung der Förderbarkeit der Abfälle zu sammeln. Grundsätzlich mussten die Abfallstoffe zerkleinert werden, um die kontinuierliche Beschickung der Versuchsanlagen zu gewährleisten.

In einer ersten Mischung wird der Organikanteil durch Obst- und Gemüseabfälle nachgestellt. Es zeigt sich jedoch, dass mit dieser inhomogenen Fraktion die Abfallmischung nicht reproduzierbar ist und kein definierter Wassergehalt der Gesamtmischung eingestellt werden konnte. Die Schwankungen in der Organikfraktion schlugen sich auch in den Verbrennungsversuchen nieder, so dass in den weiteren Verbrennungsversuchen ein homogener Stoff für die Organikfraktion verwendet werden musste. Aus diesem Grund wird für die weiteren Versuche zerkleinerter Weißkohl eingesetzt.

Die Textilfraktion wird im ersten Versuch durch eine fluffige Mischung aus Baumwoll-, Woll- und Synthetikfäden nachgestellt. Diese Textilienmischung lässt sich zunächst nur schlecht mit den anderen Fraktionen mischen und entmischte sich vollständig im Brennstoffvorlagebehälter bzw. in der Brennstoffschnecke. Als weiterer Ersatzstoff wird für die nächste Mischung auf Baumwoll- und Polyesterfäden zurückgegriffen, die sich jedoch ebenfalls nicht mit der Brennstoffschnecke fördern lassen. In einem dritten Versuch wird Wollfilz eingesetzt, der zu dem gewünschten Ergebnis bezüglich Förderbarkeit führt und aus diesem Grund für alle weiteren Versuche verwendet wird. Dieser Filz besitzt einen Heizwert von knapp 22 MJ/kg und liegt damit zwischen dem Heizwert von Baumwolle (17 MJ/kg) und Polyamiden (29 bis 32 MJ/kg) [TVS o. J.].

In den Verbrennungsversuchen 1 bis 4 werden die Inertfraktionen Glas, Metall und Asche durch Basalt ersetzt. Da diese Fraktionen nicht direkt an der Verbrennung beteiligt sind, geschieht dies mit dem Ziel die Feuerungsanlagen vor Schäden zu schützen, da sich vor allem das scharfkantige Metall in den Brennstoffschnecken oder im Rost verkanten könnte. Darüber hinaus liegt der Schmelzpunkt von Basalt nach eigenen Untersuchungen über 1.250 °C wohingegen Glas bereits bei 600 °C klebrig werden kann. Um die Abfallmischungen und damit die Verbrennungsversuche an die realen Bedingungen anzupassen, wird in den Versuchen 5 bis 15 jedoch auf die realen Inertstoffe zurückgegriffen.

Die Papierfraktion wird durch eine Mischung aus Zeitungen, Zeitschriften und Kartonagen nachgestellt, die Kunststofffraktion durch unterschiedliche Kunststoffmischungen. Die genaue Zusammensetzung dieser Fraktionen wird nachfolgend in Kapitel 4.3.2 beschrieben.

Auf Basis dieser Vorüberlegungen und Vorversuche wird die in Tabelle 27 charakterisierte Abfallmischung A entwickelt. Da diese Mischung, wie noch gezeigt wird, in den Versuchsanlagen nicht stabil zu verbrennen ist, wurde der Organikanteil reduziert, um zu ermitteln, ab welchem Wassergehalt bzw. Heizwert die Abfallmischung verwertbar ist. Zunächst wird hierdurch der Wassergehalt von 45 % auf 40 % reduziert (Abfallmischung B). Da diese Mischung lediglich in der Rostfeuerung bedingt zu verbrennen war, wurde der Wassergehalt der Mischung auf 38 % verringert, indem eine trockenere Aschefraktion verwendet wurde. Die Zusammensetzung der Abfallmischung wurde nicht verändert. Da mit Abfallmischung C die thermische Verwertung möglich war, bezieht sich der nachfolgende Anlagenvergleich auf diese Abfallzusammensetzung.

Tabelle 27: Zusammensetzung der reproduzierbaren Abfallmischungen in Gew.-% feucht

Fraktion	Mittelwert aus Länderstudie n	Bioabfalltrennung eingeführt	Abfallmischung		
			A	B	C
Organik [%]	60,7	51,7	50,0	40,0	40,0
Papier [%]	13,7	15,6	20,0	24,0	24,0
Kunststoff [%]	11,3	12,8	15,0	18,0	18,0
Textilien [%]	4,6	5,2	4,0	4,8	4,8
Metall [%]	4,2	4,8	4,0	4,8	4,8
Glas [%]	3,5	4,0	4,0	4,8	4,8
Asche [%]	5,2	5,9	3,0	3,6	3,6*
Wassergehalt errechnet [%]			47	41	39*
Wassergehalt analysiert [%]			45	40	38
Heizwert $H_{u \text{ Orig.}}$ errechnet [MJ/kg]			8,53	9,44	9,70
Heizwert $H_{u \text{ Orig.}}$ Analysiert [MJ/kg]			8,57	9,23	9,46

* Aschefraktion getrocknet (4 % H₂O statt 20 % H₂O)

4.3.2 Charakterisierung der eingesetzten Brennstoffe

Die für den Verbrennungsanlagenvergleich eingesetzten Abfallmischungen bestehen aus den in Tabelle 27 dargestellten Zusammensetzungen und wurde durch die in nachfolgender Tabelle 28 aufgelisteten Ersatzstoffe simuliert. Die jeweiligen Ersatzstoffe wurden zerkleinert und anschließend im gewünschten Mischungsverhältnis zur Abfallmischung zusammengestellt. Die Zerkleinerung wurde wie beschrieben aufgrund der geringen Anlagengröße der Versuchsanlagen notwendig. Gleichzeitig findet hierdurch eine Homogenisierung des Brennstoffes statt. Da davon auszugehen ist, dass auch bei Anlagen mit einer thermischen Leistung von wenigen MW eine Vorzerkleinerung stattfinden muss, wird hierdurch die Repräsentanz der Versuche nicht wesentlich beeinträchtigt.

Zur Bilanzierung der Verbrennung wird der Wassergehalt und der Glühverlust der Abfallmischung vor jedem Versuch im Labor des ATZ Entwicklungszentrums analysiert. Der Heizwert der einzelnen Fraktionen und der Mischungen wird durch ein akkreditiertes Labor bestimmt.

Zur Nachbildung der Organik-Fraktion wird wie beschrieben Weißkohl verwendet. Bei diesem Ersatzstoff handelt es sich um eine homogene Substanz die einfach zu charakterisieren ist. Auch wenn die Verwendung dieses Ersatzstoffes sicherlich zu einer Veränderung der verbrennungstechnischen Eigenschaften führt, da in der Realität die

Organikfraktion immer aus einer Mischung von Obst-, Gemüse- und anderen Lebensmittelabfälle sowie Grüngut besteht, wird diese Vereinfachung zugunsten der Bilanzierbarkeit der Mischung und der Reproduzierbarkeit der Versuche in Kauf genommen.

Die Papier-Fraktion besteht aus Akten, Zeitungen und Zeitschriften und Kartonagen. Die Zusammensetzung der PPK-Fraktion ist in der Literatur nur für Chile zu ermitteln. Von daher wird diese Zusammensetzung für alle betrachteten Länder unterstellt. Laut der chilenischen Abfallanalyse besteht die PPK-Fraktion zu 65 % aus Akten, zu 20 % aus Zeitungen und Zeitschriften und zu 15 % aus Kartonagen [CONAMA 2006b].

Ebenfalls auf Basis der Zusammensetzung des chilenischen Kunststoffabfalls [CONAMA 2006b] wird die Kunststoff-Fraktion aus einem Kunststoffagglomerat, PVC-Granulat und PET-Flakes zusammengestellt. Das Kunststoffagglomerat stammt aus der getrennten Kunststoff-Sammlung (Gelber Sack / Grüner Punkt), wobei durch den Hersteller eine weitgehende Abtrennung der PVC-Fraktion vorgenommen wurde. Um den HCl-Gehalt im Abfall an das Niveau im chilenischen Abfall anzugleichen, werden 5 % PVC zugemischt. Die für die Verbrennungsversuche verwendete Kunststoffmischung besteht zu 32 % aus HDPE, 28 % aus PP, 24 % PET, 5 % PVC und 11 % sonstigen Kunststoffen.

Die Textil-Fraktion, die in der Realität ein Gemisch aus Baumwoll-, Woll- und Synthetikfasern, Leder und Störstoffen wie Reißverschlüsse und Knöpfen ist, wird durch Wollfilz mit einer relativ hohen Dichte von $0,44 \text{ g/cm}^3$ ersetzt. Dieser wird verwendet, da er sich gut mit den übrigen Fraktionen vermischt und mit den vorhandenen Brennstoffzuführsystemen im Gegensatz zu anderen Textilien wie Stoffreste und Fäden ohne Entmischung gefördert werden kann. Da der Heizwert des Wollfilzes zwischen dem von Baumwolle und dem von Synthetikfasern liegt (vgl. [TVS o. J.]), konnte dieser die Textilfraktion gut abbilden.

Eisenspäne werden für die Simulation der Metall-Fraktion verwendet. In der Regel handelt es sich bei dieser Fraktion um eine Mischung aus Eisen- und Nichteisenmetallen. Da Kathirvale [2003] jedoch für Malaysia feststellte, dass die Nichteisenmetalle lediglich 15 % der Metallfraktion ausmachen und die Metalle nicht am Verbrennungsprozess beteiligt sind, wurde dieser Anteil für die Verbrennungsversuche vernachlässigt und die gesamte Metallfraktion durch Eisenspäne ersetzt.

Zur Abbildung der Glas-Fraktion wird zerkleinertes Weißglas eingesetzt.

Asche entsteht in Haushalten in Kleinf Feuerungen, die zum Heizen oder Kochen verwendet werden. Für die Abfallmischung wird daher Asche verwendet, die in den Versuchsfeuerungen am ATZ Entwicklungszentrum bei der Holzverbrennung anfiel. Diese Asche hat im Mittel einen Restkohlenstoffgehalt von 5 %. Unter der vereinfachenden Annahme, dass es sich hierbei um reinen Kohlenstoff handelt und gemäß der Reaktionsgleichung



ergibt sich für die Aschefraktion mit einem Wassergehalt von 4 % ein rechnerischer Heizwert von $1,6 \text{ MJ/kg}$.

Einen optischen Eindruck der Ersatzstoffe und der Abfallmischungen vermitteln Abbildung 40 und Abbildung 41. Hier wird deutlich, dass durch die Zerkleinerung und Mischung der Einzelfraktionen eine ausreichend homogene Mischung entstanden ist.



Weißkohl



Glas



PVC-Granulat



Kunststoff-Agglomerat



PET Flakes



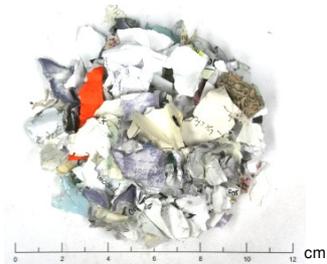
Eisenspäne



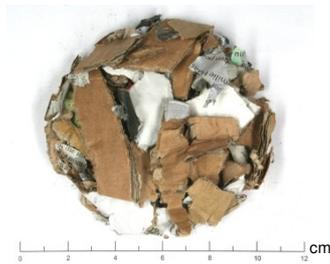
Schafwollfilz



Holzasche



Akten



Kartonagen



Zeitungen und Zeitschriften

Abbildung 40: Für die Abfallmischungen verwendete Ersatzstoffe



Abbildung 41: Abfallmischungen A (links), B (Mitte) und C (rechts)

Tabelle 28: Charakteristika der verwendeten Einsatzstoffe für die Abfallmischung A, B und C

Fraktion	Ersatzstoff Zusammensetzung	Wasser- gehalt	Glühverlust	Heizwert feucht
Organik	100 % Weißkohl	90 %	99,3 %	-1,28 MJ/kg
Papier	65 % Akten 20 % Zeitungen/Zeitschriften 15 % Kartonagen/Pappe	7,3 %	86,1 %	17,05 MJ/kg
Kunststoff	71 % aus DSD-Sammlung 24 % PET-Flakes 5 % PVC	1,0 %	86,5 %	30,7 MJ/kg
Textilien	100 % Schafswollfilz	8,2 %	99,9 %	21,9 MJ/kg
Metall	100 % Eisenspäne	0 %	0 %	0 MJ/Kg
Glas	100 % Weißglas	0 %	0 %	0 MJ/kg
Asche	100 % Asche aus Holzhackschnitzelverbrennung	4,0 bzw. 20,0%	5,0 %	1,3 MJ/kg bzw. 1,6 MJ/kg

4.4 Versuchsdurchführung und Messmethodik

4.4.1 Durchführung der Verbrennungsversuche

Bei der Durchführung eines Verbrennungsversuchs wird dieser in vier Phasen eingeteilt. Der Versuch beginnt mit der Aufheizphase, die stets mit einem Hilfsbrennstoff (Holz oder Erdgas) durchgeführt wird. Nachdem die Feuerung die gewünschte Betriebstemperatur von 850 °C erreicht hat, wird auf den Versuchsbrennstoff „Abfallmischung“ umgestellt und die Anfahrphase mit diesem Brennstoff beginnt. Daran schließt sich die Phase des stabilen Betriebs an, während dessen die Emissionsmessungen durchgeführt werden. Nach Beendigung der Emissionsmessungen beginnt die Abfahrphase, in der die Brennstoffzufuhr gestoppt und die Anlage geregelt abgefahren wird.

Um eine stabile und vollständige Verbrennung zu realisieren, werden während des Versuchs die Parameter der Brennstoff- und Luftzufuhr sowie bei der Muldenfeuerung die Taktzeiten des Ascheaustrags variiert. Nach Beendigung des jeweiligen Versuchs erfolgt die Entnahme einer Ascheprobe aus der Brennkammer zur Bestimmung des Glühverlusts.

4.4.2 Messung der Betriebsparameter

Zur Überwachung und Beurteilung des Verbrennungsverhaltens sind an unterschiedlichen Stellen in den Feuerungen Temperaturmessungen angebracht. Die Einbauorte der Temperaturmessungen sind Abbildung 32, Abbildung 34 und Abbildung 36 zu entnehmen. Die Temperaturmessung erfolgt mittels Thermoelemente des Typ K, die auf einen Messbereich von 0 bis 1.200 °C eingestellt waren.

Zur Überwachung und Regelung des gewünschten Brennkammerdrucks wird dieser als Differenzdruck zum Umgebungsdruck gemessen.

Zur Bilanzierung der Anlagen werden darüber hinaus die Volumenströme der Primär- und Sekundärluft sowie des Abgases mittels Differenzdruckmessung bestimmt. Die Temperaturen im Vor- und Rücklauf des Kühlwasserkreislaufes werden mittels Widerstandsthermoelement PT 100 mit einem Messbereich von 0 bis 200 °C gemessen.

Vor den Versuchen wird der Heizwert des eingesetzten Brennstoffs durch ein akkreditiertes Analytiklabor analysiert. Die Brennstoffmenge wird gewogen, so dass der Energieeintrag bilanziert werden kann. Über die Vor- und Rücklauftemperatur des Kühlwasserkreislaufes wird die Menge der entnommenen Energie errechnet.

Die erfassten Temperaturen, Drücke, Volumenströme und Emissionswerte werden aus dem Datenlogger ausgelesen und ausgewertet. Die Emissionswerte von HCl, CO, NO, SO₂, NO₂ und NH₃ sind auf feuchtes Gas und aktuellen Sauerstoffgehalt im Abgas bezogen. Um die Messergebnisse der einzelnen Versuche miteinander vergleichen zu können, werden die Emissionswerte auf trockenes Abgas mit 11 % Sauerstoff umgerechnet.

4.4.3 Emissionsmessung

Die Emissionsmessung erfolgte bei allen drei Feuerungen im Rohgas mit dem online Analysegerät MCA 04 Firma Födisch AG. Ein Teilstrom des Abgases wird jeweils nach dem Wärmeübertrager mittels Sonde entnommen und über einen beheizten Schlauch zum Analysegerät geführt. Die Temperatur des Schlauchs und der Sonde wird auf 180 °C gehalten, um ein Auskondensieren der Abgaskomponenten zu vermeiden. Mit diesem Messgerät können gleichzeitig bis zu neun Komponenten gemessen werden. Erfasst werden die Bestandteile Wasser (H₂O), Sauerstoff (O₂), Kohlendioxid (CO₂), Kohlenmonoxid (CO), Stickstoffdioxid (NO₂), Stickstoffmonoxid (NO), Chlorwasserstoff (HCl), Schwefeldioxid (SO₂) und Ammoniak (NH₃). Die Komponenten NO und NO₂ werden bei der Auswertung der Messdaten zusammengefasst und als Stickoxide (NO_x) angegeben.

Die infrarotaktiven Abgasbestandteile NO₂, H₂O, CO₂, SO₂ werden mittels Bifrequenzverfahren, CO, NO, NH₃ und HCl mittels Gasfilterkorrelation gemessen. Die Gaskomponente O₂ wird mit einem elektrochemischen Messverfahren, einer Zirkonoxid-Messzelle, erfasst.

Die ermittelten Gaskonzentrationen werden geräteintern über eine integrierte speicherprogrammierbare Steuerung (SPS) in das in der Prozessleittechnik gebräuchliche Einheitssignal (4 bis 20 mA) umgewandelt. Diese Signale werden anschließend durch einen externen Datenlogger digital aufbereitet, um sie für eine spätere Auswertung verfügbar zu machen. Die hierfür eingesetzte Software setzt dabei die Signale in Messdaten um und hinterlegt diese in 10-Sekunden-Messintervallen in einer Datenbank. Die gemessenen Daten werden anschließend nach auf 11 % Bezugssauerstoff im trockenen Rauchgas umgerechnet. Da die Messdaten alle 10 Sekunden erfasst werden, zeigen sich teilweise starke Schwankungen. Zur besseren Beurteilung des Emissionsverhaltens werden die Messwerte daher als Durchschnittswerte von je 50 Messpunkten dargestellt.

4.4.4 Reststoffanalytik

Um die Verbrennungsqualität hinsichtlich des Feststoffausbrandes zu beurteilen, werden entstehende Schlacken analysiert. Als ein entscheidendes Kriterium zur Beurteilung der Güte wird der Grad des Ausbrandes herangezogen. Hierzu werden im Analytiklabor des ATZ Entwicklungszentrums Analysen zur Bestimmung des Glühverlustes (GV) in Anlehnung an DIN EN 15169 durchgeführt. Darüber hinaus wird die Asche durch ein externes Labor nach den Kriterien der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (früher Abfallablagerungsverordnung) analysiert.

4.4.5 Theoretische Berechnung der Verbrennung

Zur Berechnung der Verbrennung wird eine Elementaranalyse des Brennstoffes durch ein akkreditiertes Labor durchgeführt. Des Weiteren werden der Aschegehalt, der Wassergehalt und der Heizwert analysiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 29 dargestellt.

Tabelle 29: Chemische Zusammensetzung der Abfallmischung C

Parameter	Analyse-Norm	Einheit	Originalsubstanz	Wasserfrei
Wassergehalt	DIN 51718	Ma.-%	37,7	-
Aschegehalt	DIN 51719	Ma.-%	11,4	18,3
Kohlenstoff	DIN 51732	Ma.-%	28,3	45,4
Wasserstoff	DIN 51732	Ma.-%	3,8	6,1
Stickstoff	DIN 51732	Ma.-%	0,41	0,66
Sauerstoff	DIN 51732	Ma.-%	18,0	28,9
Schwefel	DIN 51732	Ma.-%	0,15	0,25
Heizwert H_u	DIN 51900	kJ/kg	9.466	16.669

Mit den Ergebnissen der Brennstoffanalyse werden dann über die Verbrennungsrechnung der erforderliche Luftbedarf sowie die Abgaszusammensetzung und -menge berechnet und, bei vorgegebener Verbrennungstemperatur, das benötigte Luftverhältnis (λ) iterativ bestimmt. Des Weiteren wird die theoretische Verbrennungstemperatur bei $\lambda = 1$ ermittelt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 30 dargestellt. Eine ausführliche Darstellung des Berechnungsweges findet sich in Anhang C.

Tabelle 30: Ergebnis der Verbrennungsrechnung der Abfallmischung C

			Abgaszusammensetzung		
Parameter	Einheit	Ergebnis	Parameter	Einheit	Ergebnis
O_{2min}	$m^3_{O_2}/kg_{BS}$	0,7016	N_2	%	68,04
L_{min}	m^3_{Luft}/kg_{BS}	2,9312	O_2	%	9,57
L_f	m^3_{Luft}/kg_{BS}	6,5054	CO	%	0,00
$V_{ag,min} (\lambda=1)$	m^3_{Abgas}/kg_{BS}	4,038	CO_2	%	7,16
T bei $\lambda=1$	°C	1.475	H_2O	%	14,41
λ (bei 850 °C)	-	2,15	SO_2	%	0,01
$V_{ag,f}$	m^3_{Abgas}/kg_{BS}	7,3141			

Die Abhängigkeit der Verbrennungstemperatur vom Luftverhältnis und Primärluftvorwärmung wird auf Basis der Ergebnisse der Verbrennungsrechnung in Abbildung 42 dargestellt. Die Grafik zeigt, dass bei gleich bleibender Luftzahl (Lambda konstant 2,15) durch die Primärluftvorwärmung auf 300 °C die Verbrennungstemperatur um 200 °C gesteigert werden kann. Eine Verbrennungsluftvorwärmung ist daher besonders bei heizwertwarmen Brennstoffen sinnvoll.

Bei gleich bleibender Primärlufttemperatur von 25 °C und varrierender Luftzahl, zeigt sich, dass bei Annäherung an Lambda = 1 ist ein starker Anstieg der Verbrennungstemperatur erfolgt. Im typischen Regelungsbereich von Abfallverbrennungsanlagen von Lambda 1,4 bis 2,0 [Kautz et al. 1999] ist eine Verbrennungstemperaturschwankung von über 200 °C zu verzeichnen. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit einer Lambdaeegelung der Feuerung.

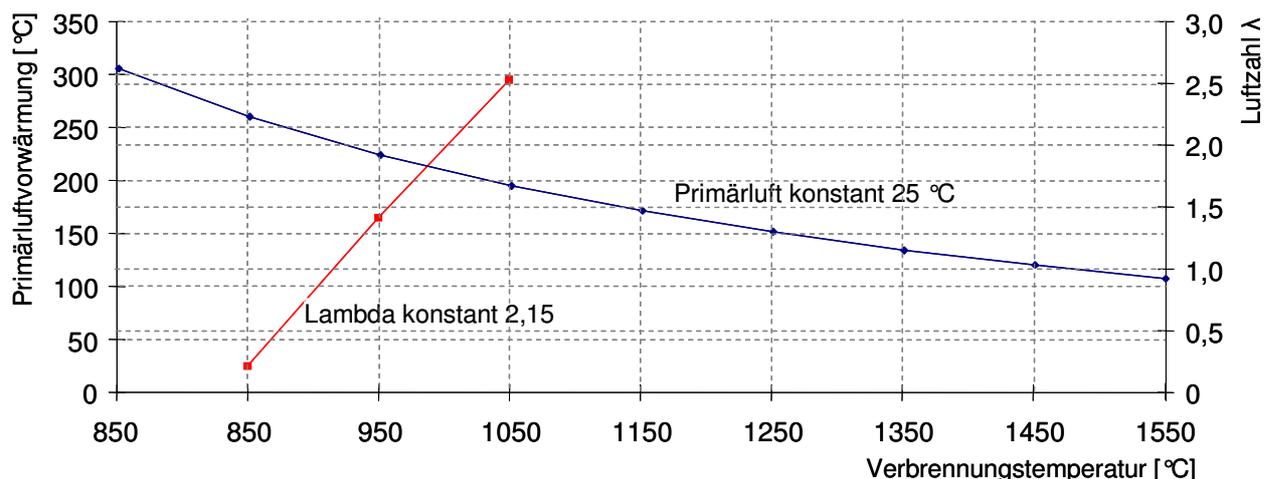


Abbildung 42: Abhängigkeit der Verbrennungstemperatur von der Luftzahl und der Primärluftvorwärmung

4.5 Ergebnisse und vergleichende Bewertung

Bei den Verbrennungsversuchen war zunächst die Machbarkeit der thermischen Behandlung der Abfallmischungen von Interesse. Neben dem Ziel eines stabilen Verbrennungsverhaltens und der Einhaltung der europäischen Emissionsgrenzwerte sollten die entstehenden Emissionen miteinander verglichen und bewertet werden.

Es konnte gezeigt werden, dass nur in der Rostfeuerung ein vollständiger Ausbrand der Gasphase und des Feststoffes bei hohen Temperaturen gewährleistet werden konnte. Um zu diesem Ergebnis zu gelangen, werden insgesamt 15 Verbrennungsversuche in den drei Feuerungstypen mit unterschiedlichen Abfallmischungen durchgeführt. Eine Übersicht über die einzelnen Versuche wird in Tabelle 31 gegeben.

Tabelle 31: Auflistung der durchgeführten Verbrennungsversuche

Versuch	Abfallmischung	Wassergehalt	Feuerung	Ergebnis
1*	1	45 %	Muldenfeuerung	Mischung nicht reproduzierbar
2*	1	45 %	Muldenfeuerung	Mischung nicht reproduzierbar
3*	2	45 %	Muldenfeuerung	Mischung nicht förderbar
4*	3	45 %	Muldenfeuerung	Mischung gut förderbar, keine stabile Verbrennung
5	A	45 %	Muldenfeuerung	Keine stabile Verbrennung
6	A	45 %	Wirbelfeuerung	Keine stabile Verbrennung
7	A	45 %	Rostfeuerung	Keine stabile Verbrennung
8	B	40 %	Muldenfeuerung	Keine stabile Verbrennung
9	B	40 %	Rostfeuerung	Keine stabile Verbrennung
10	B	40 %	Rostfeuerung 440 kW	Verbrennung stabil
11	B	40 %	Wirbelfeuerung	Keine stabile Verbrennung
12	C	38 %	Muldenfeuerung	Verbrennung stabil
13	C	38 %	Wirbelfeuerung	Keine stabile Verbrennung
14	C	38 %	Rostfeuerung	Verbrennung stabil
15	C	38 %	Rostfeuerung	Verbrennung stabil

* Versuche 1–4 waren Vorversuche zur Entwicklung einer reproduzierbaren Abfallmischung

Für die ersten vier Verbrennungsversuche wird die Muldenfeuerung verwendet. Diese Versuche sind orientierender Art und dienen zur Entwicklung einer reproduzierbaren Abfallmischung. Mit der aus den Vorversuchen entwickelten Abfallmischung A werden die nächsten drei Versuche in den drei unterschiedlichen Feuerungstypen durchgeführt.

Es zeigte sich, dass mit Abfallmischung A in allen drei Feuerungen kein stabiler Betrieb realisiert werden kann. Beispielhaft ist in Abbildung 43 der Temperaturverlauf bei der

Verbrennung der Abfallmischung A in der Muldenfeuerung dargestellt. Die Feuerung wird zunächst mit Holzpellets aufgeheizt. Nach der Umstellung auf die Abfallmischung A sinkt das Temperaturniveau in der Brennmulde (orange Linie) rasch ab, da sich die Trocknungszone vergrößerte. Die Rauchgastemperaturen an den Messstellen im Vorofen und in der Nachbrennkammer sinken ebenfalls, können dann jedoch über rund eine Stunde auf niedrigerem Niveau stabil gehalten werden. Die CO-Emissionsspitzen erfolgen zunächst regelmäßig jede halbe Stunde und werden durch die Bewegung des Ascheschiebers hervorgerufen. Nach rund zwei Stunden Versuchszeit nehmen die Rauchgastemperaturen weiter ab, während gleichzeitig ein starker Anstieg in den CO-Emissionen gemessen wird. Aufgrund des niedrigen Temperaturniveaus kann der Gasausbrand nicht mehr gewährleistet werden. Da eine Erhöhung der Temperaturen nicht möglich war, wurde der Verbrennungsversuch nach vier Stunden abgebrochen.

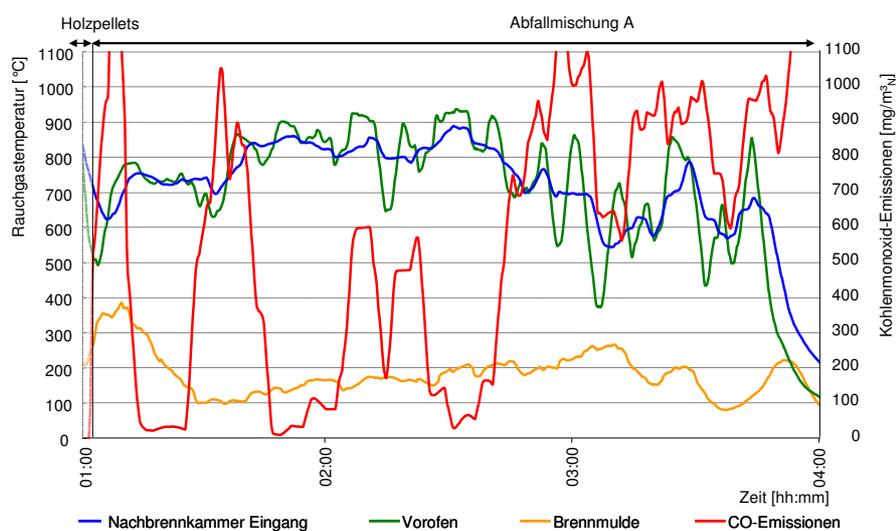


Abbildung 43: Temperaturverlauf in der Muldenfeuerung während der Verbrennung von Abfallmischung A (45 % H_2O) und gemessene Kohlenmonoxidemissionen im Rohgas; Gleitender Durchschnitt: 50 (Versuch Nr. 5)

Ein ähnliches Bild wie bei den Verbrennungsversuchen in der Muldenfeuerung zeigte sich auch bei den Versuchen in der Wirbelfeuerung und der Rostfeuerung. In allen Versuchsreihen sinken die Temperaturen derart stark ab, dass kein stabiler Betrieb erreicht werden konnte. Aus diesem Grund wird die Abfallmischung B mit einem um 10 % niedrigeren Organikanteil erstellt, mit der die Versuche 8–11 durchgeführt wurden. Der Wassergehalt dieser Abfallmischung beträgt rund 40 %.

In der Wirbelfeuerung und in der Muldenfeuerung kann, wie in den vorhergehenden Versuchen, auch mit Abfallmischung B kein stabiler Anlagenbetrieb gewährleistet werden. In der Rostfeuerung ist der kontinuierliche Betrieb hingegen bei niedrigen Temperaturen möglich. Der Temperaturbereich liegt jedoch weit unter den avisierten 850 °C. Hierdurch wird zwar ein guter Ausbrand des Feststoffes erzielt, der Gasausbrand ist dagegen ungenügend.

Als orientierender Versuch zur Beurteilung eines späteren Up-Scalings wird die Abfallmischung B zusätzlich in einer Rostfeuerung mit 440 kW verbrannt. Dieser erste orientierende Versuch, der aufgrund der benötigten Abfallmenge lediglich über zweieinhalb Stunden betrieben werden konnte, zeigte einen positiven Verlauf, so dass davon

auszugehen ist, dass sich ein Up-Scaling zugunsten des Verbrennungsergebnisses auswirken wird. Die Abfallmischung wird in diesem Versuch bei konstant hohen Rauchgastemperaturen verbrannt. Sowohl der Ausbrand der Gasphase als auch des Feststoffes zeigen sehr gute Ergebnisse (vgl. Abbildung 53, S. 111 und Abbildung 56, S.114).

Die weiteren Versuche 12–15 werden mit der Abfallmischung C durchgeführt. Diese entspricht in der Zusammensetzung der Abfallmischung B. In diesem Fall wird die Aschefraktion auf 4 % Wassergehalt getrocknet. Hierdurch verringerte sich der Wassergehalt der Gesamtmischung um 2 % und belief sich auf 38 %.

Mit dieser Mischung ist in der Wirbelfeuerung wiederum kein stabiler Betrieb umsetzbar. In der Rost- und Muldenfeuerung wurde die Mischung jedoch mit guten Ergebnissen verbrannt.

Primäres Ziel der Versuche ist der Nachweis einer stabilen Verbrennung der Abfallmischung in den drei Feuerungstypen. Da dieses Ziel mit Abfallmischung A nicht und mit Abfallmischung B nur in der Rostfeuerung, und hier auch nur bedingt, erreicht wurde, basiert die nachfolgende Auswertung auf den Verbrennungsversuchen mit Abfallmischung B und C für die Rost- und Muldenfeuerung (Versuch Nr. 8 / 9/ 10 / 12 / 15) und auf den Versuch mit der Abfallmischung C für die Wirbelfeuerung (Versuch Nr. 13).

Abbildung 44 zeigt den Blick in alle drei Brennkammern während der Versuche.



Abbildung 44: *Flammenbild bei der Verbrennung der Abfallmischung C, links: Muldenfeuerung, Mitte: Rostfeuerung 100 kW, rechts: Wirbelfeuerung*

4.5.1 Verbrennungsverhalten

Bei den Versuchen in der Wirbelfeuerung (Nr. 6, 11 und 13) kann, wie bereits beschrieben, mit keiner der Abfallmischungen ein stabiler Betrieb erzielt werden. Es zeigt sich, dass die für die Fluidisierung benötigte Luftmenge zu hoch ist, um die Temperaturen im Brennraum aufrecht zu erhalten (vgl. Abbildung 45). Gleichzeitig werden durch den Impuls der Luft Teile mit geringer Partikelgröße aus dem Brennraum ausgetragen bevor sie vollständig ausgebrannt sind. Eine teilweise Substitution der Fluidisierungsluft durch rezirkuliertes Rauchgas führt ebenfalls nicht zum gewünschten Ergebnis. In allen drei Versuchen sinken die Temperaturen kontinuierlich. Als Reaktion auf die sinkenden Temperaturen wird in Versuch Nr. 13 die Fluidisierungsluft reduziert. Durch den verringerten Impuls sammelt sich Asche im Bereich des Düsenbodens an, so dass das fluidisierte Brennstoffbett zusammenbricht und der Versuch nach dreieinhalb Stunden abgebrochen werden musste.

Da keine stabile und kontinuierliche Verbrennung in der Wirbelfeuerung erzielt werden kann, wird diese Feuerung bei der folgenden Auswertung nicht weiter betrachtet. Der Anlagenvergleich hinsichtlich Emissionen und Energie- und Massenbilanzen bezieht sich im Weiteren lediglich auf die Mulden- und Rostfeuerung.

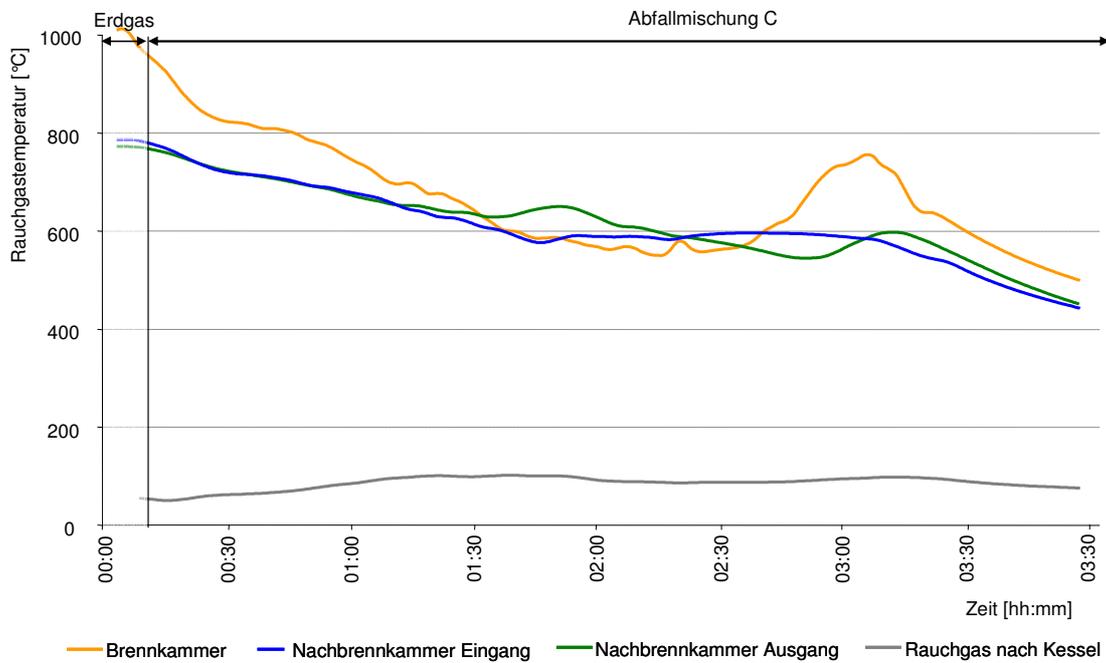


Abbildung 45: Temperaturverlauf in der Wirbelfeuerung während der Verbrennung der Abfallmischung C (38 % H₂O); Gleitender Durchschnitt: 20 (Versuch Nr. 13)

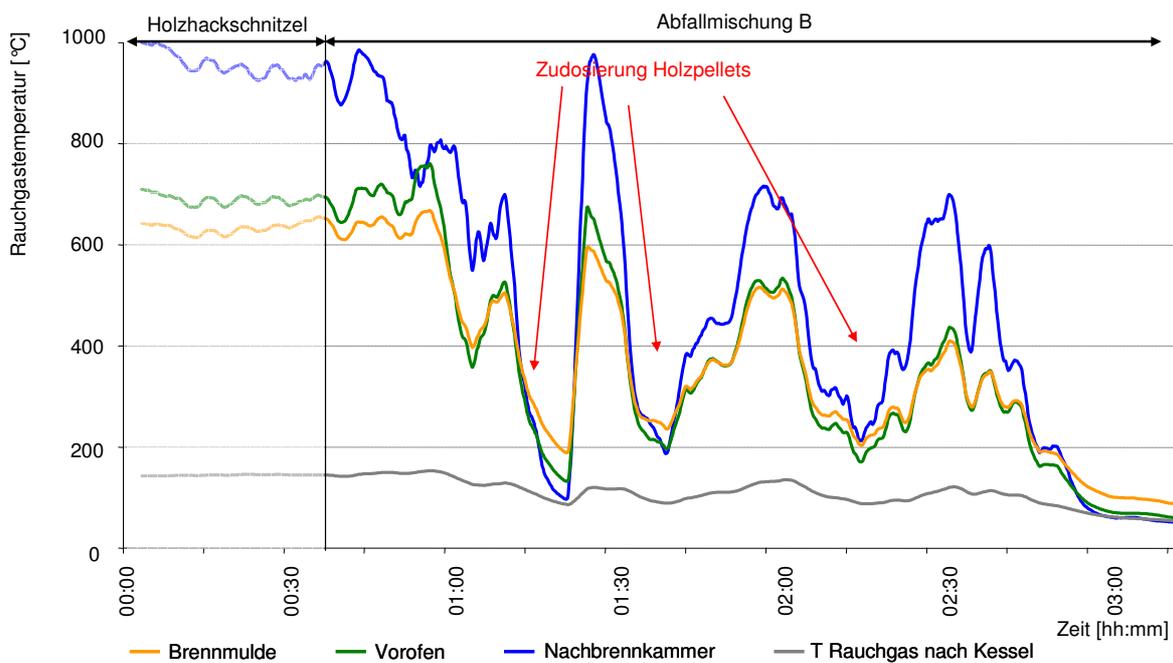


Abbildung 46: Temperaturverlauf in der Muldenfeuerung während der Verbrennung der Abfallmischung B (40 % H₂O); Gleitender Durchschnitt: 20 (Versuch Nr. 8)

Abbildung 46 zeigt den Temperaturverlauf während des Verbrennungsversuches von Abfallmischung B in der Muldenfeuerung. Wie deutlich zu erkennen ist, sinken die Rauchgastemperaturen nach Umstellung des Brennstoffes von Holz zu Abfall stark ab. Um die Verbrennung aufrechtzuerhalten wird daher phasenweise (30 min Rhythmus) Holz zur Abfallmischung zugegeben, so dass die Temperaturen wieder anstiegen. Bei jeder Umstellung auf die Abfallmischung sinken die Temperaturen erneut, bis der Versuch letztendlich nach drei Stunden abgebrochen wird. Es zeigt sich, dass der Wassergehalt der Abfallmischung B zu hoch ist, um in der Muldenfeuerung eine stabile Verbrennung aufrechterhalten zu können.

Die Verbrennung von Abfallmischung B in der Rostfeuerung kann hingegen bei niedrigem Temperaturniveau über einen längeren Zeitraum gewährleistet werden. Hier zeigt sich ebenfalls nach der Umstellung von Holz auf Abfall ein starker Rückgang der Gastemperaturen. Über den Versuchszeitraum von rund sechs Stunden sinken die Temperaturen dennoch kontinuierlich. Wie beschrieben, liegen die Thermolemente nahe an der Ausmauerung, so dass die realen Temperaturen um 100 bis 200 °C höher liegen als die dargestellten. Dennoch betrug die Verbrennungstemperatur je nach Messstelle lediglich 400 bis 600 °C. Aufgrund des niedrigen Temperaturniveaus ist der Ausbrand der Gasphase nicht ausreichend, wie im nachfolgenden Kapitel noch gezeigt wird.

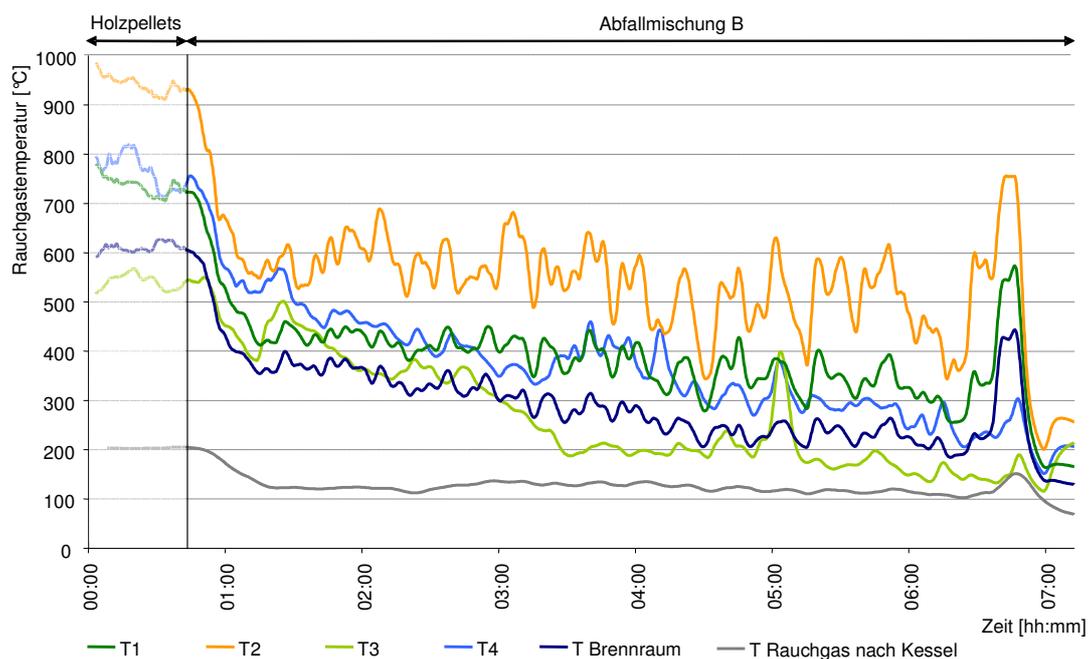


Abbildung 47: Temperaturverlauf in der 100 kW-Rostfeuerung während der Verbrennung der Abfallmischung B (40 % H_2O); Gleitender Durchschnitt: 20 (Versuch Nr. 9)

Da davon auszugehen ist, dass der Brennraum der Rostfeuerung für die feuchte Abfallmischung B zu klein dimensioniert ist, wird versuchsweise die Abfallmischung in einer Rostfeuerung mit einer thermischen Leistung von 440 kW verbrannt. Die Temperaturverläufe dieses Versuches (Versuch Nr. 10) sind in Abbildung 48 dargestellt.

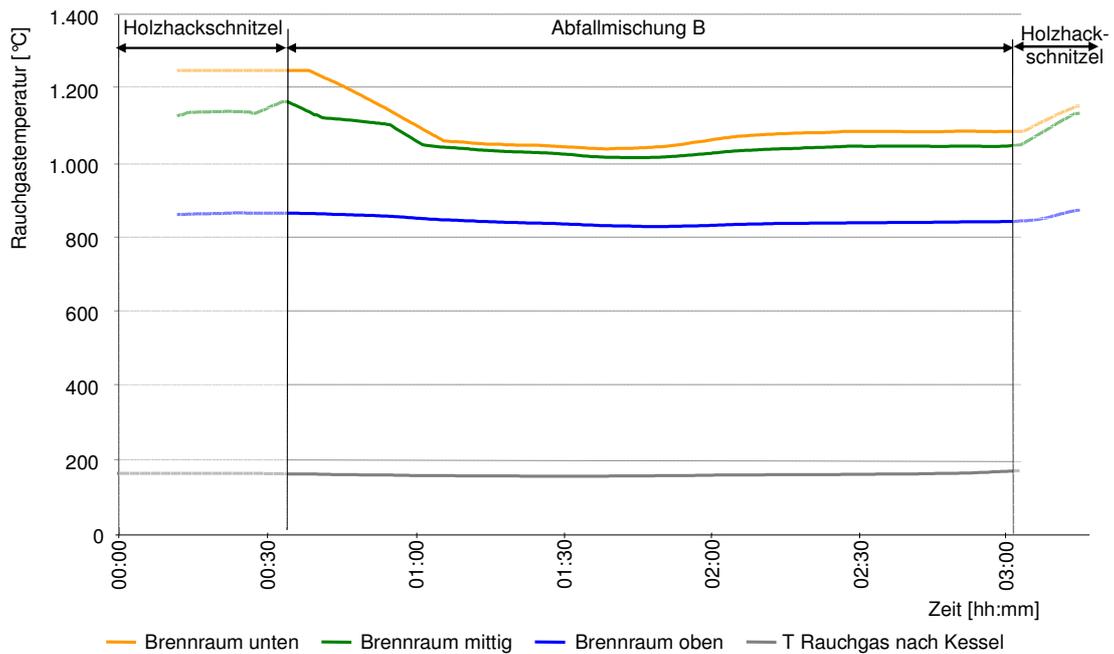


Abbildung 48: Temperaturverlauf in der 440 kW-Rostfeuerung während der Verbrennung der Abfallmischung B (40 % H₂O); Gleitender Durchschnitt: 20 (Versuch Nr. 10)

Aufgrund der für die höhere Leistung benötigten Abfallmengen wurde der Versuch lediglich über zweieinhalb Stunden durchgeführt. Dennoch zeigte sich in diesem Versuch, dass trotz zunächst sinkender Temperaturen nach der Umstellung von Holzhackschnittel auf Abfallmischung B die Verbrennung stabil bei einem hohen Temperaturniveau realisiert werden kann. Die gesetzlich vorgeschriebenen 850 °C wurden ohne Probleme eingehalten. Der Gasausbrand war, wie im nachfolgenden Kapitel noch gezeigt wird, vollständig, so dass keine Kohlenmonoxidemissionen gemessen wurden. Vorteilhaft bei diesem Feuerungstyp ist neben dem größeren Feuerraumvolumen und der angepassten Rostlänge die Gegenstromführung der Rauchgase, die zur schnelleren Trocknung des Brennstoffes beiträgt.

Da die Abfallmischung B in der Wirbelfeuerung und der Muldenfeuerung nicht und in der 100 kW Rostfeuerung nur bei niedrigen Temperaturen zu verbrennen ist, wird der Wassergehalt der Mischung weiter reduziert. Die für die weiteren Versuche verwendete Mischung C gleicht in der Zusammensetzung der Mischung B. Durch Verwendung einer Aschefraktion mit geringerem Wassergehalt (ebenfalls Holzrasche) wird der Wassergehalt der Abfallmischung C auf 37 % reduziert.

Bei der Verbrennung in der Muldenfeuerung (Versuch Nr. 12) ist ab dem Zeitpunkt der Zugabe der Abfallmischung C ein starker Abfall der Brennmuldentemperatur zu beobachten (vgl. Abbildung 49). Die Rauchgastemperaturen im Vorofen und in der Nachbrennkammer bleiben auf dem Niveau der vorangehenden Holzverbrennung. Der Temperaturabfall der Brennmuldentemperatur ist auf den Wasser- und Aschegehalt und den niedrigen Heizwert des Abfalls zurückzuführen. Darüber hinaus befindet sich die Messstelle direkt über der Brennstoffaufgabe, so dass das Thermoelement teilweise durch die Abfallmischung bedeckt sind und nicht die Gastemperatur gemessen wird. Die Gastemperaturen im Vorofen und der Nachbrennkammer liegen durchschnittlich bei 820 °C und damit geringfügig niedriger als die gesetzlich vorgeschriebene Temperatur von 850 °C.

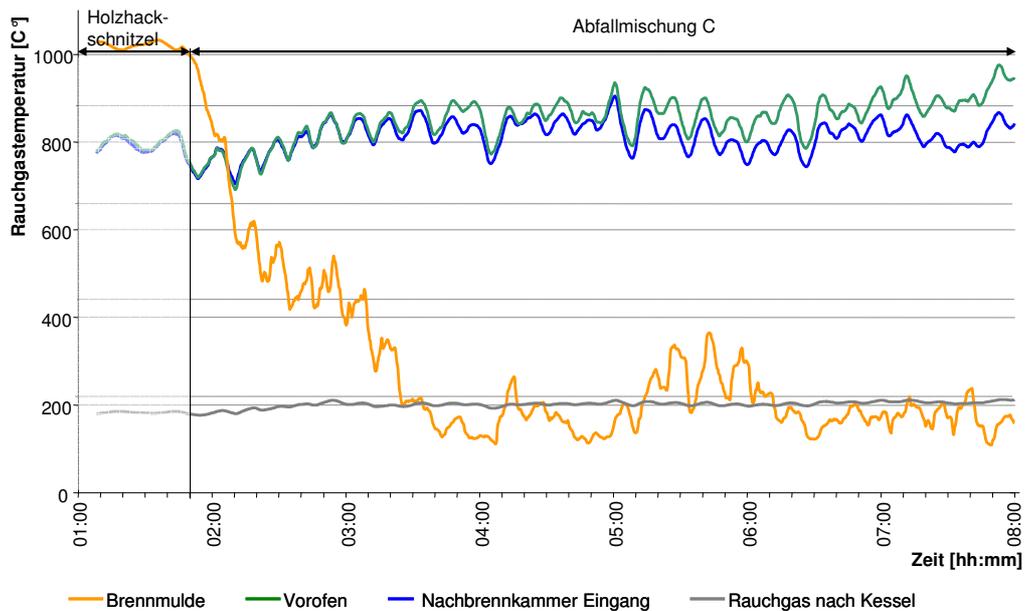


Abbildung 49: Temperaturverlauf in der Muldenfeuerung während der Verbrennung der Abfallmischung C (38 % H_2O); Gleitender Durchschnitt: 20 (Versuch Nr. 12)

Bei der Verbrennung der Abfallmischung C in der 100 kW-Rostfeuerung wird ebenfalls ein stabiler Anlagenbetrieb erzielt (vgl. Abbildung 50). Trotz des geringeren Wassergehaltes und dem somit höheren Heizwert der Abfallmischung liegen die Rauchgastemperaturen aufgrund des kleinen Brennraums und des kurzen Rostes niedriger als bei der Verbrennung der Abfallmischung B in der Rostfeuerung mit 440 kW. Die dargestellten Temperaturen sind wiederum aufgrund der Anordnung der Messstellen circa 100 bis 200 °C niedriger anzunehmen als die realen Gastemperaturen und liegen somit nur knapp unterhalb der Rauchgastemperaturen bei der Verbrennung in der Muldenfeuerung (vgl. Abbildung 49).

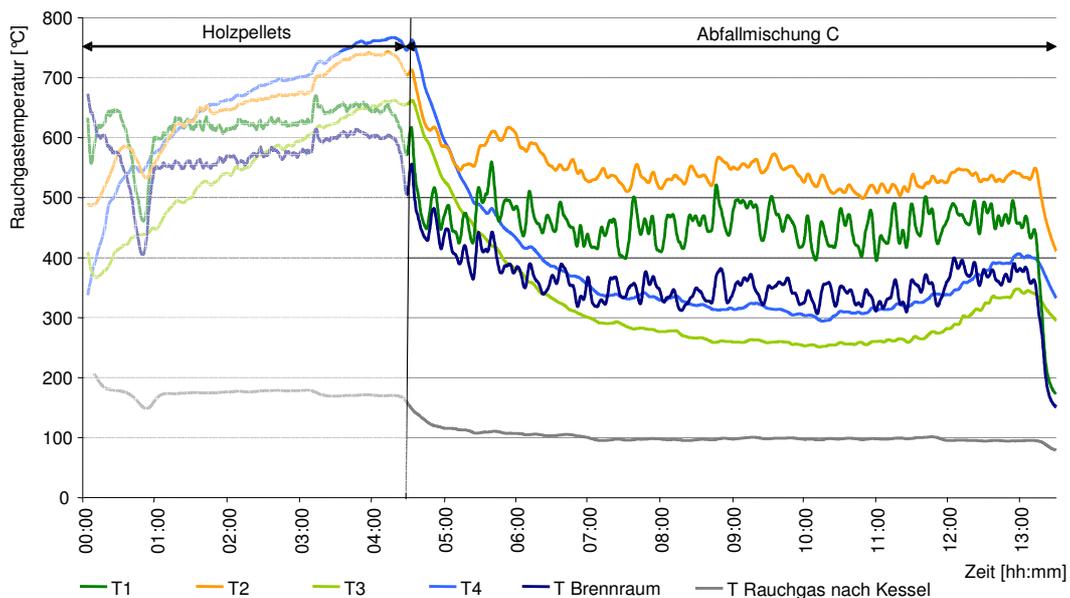


Abbildung 50: Temperaturverlauf in der 100 kW-Rostfeuerung während der Verbrennung der Abfallmischung C (38 % H_2O); Gleitender Durchschnitt: 20 (Versuch Nr. 15)

4.5.2 Emissionen

Ausschlaggebend für die Bewertung der Verbrennung und die Beurteilung der benötigten Abgasreinigung sind die Emissionen im Abgas. Wichtigstes Kriterium für die Güte der Feuerung ist die Höhe der Kohlenmonoxidemissionen (CO). Da es sich bei der Reaktion von CO zu CO₂ um eine träge Reaktion handelt, ist davon auszugehen, dass die vollständige Oxidation der weiteren organischen Schadstoffe ebenfalls abgeschlossen ist, wenn kein CO im Abgas vorhanden ist. Die CO-Emissionen können nur durch gezielte Verbrennungsführung und nicht durch die Abgasreinigung beeinflusst werden. Nach [EU 2010] darf im Abgas ein CO-Gehalt von 50 mg/m³_N im Tagesmittel nicht überschritten werden. Alle weiteren Emissionen können ggf. durch Sekundärmaßnahmen minimiert werden, so dass es das primäre Ziel der Versuche war, die CO-Emissionen zu minimieren. Die nachfolgend dargestellten Emissionen sind zur besseren Vergleichbarkeit und in Anlehnung an die Vorgaben der europäischen Richtlinie über Industrieemissionen [EU 2010] auf 11 % Restsauerstoff im trockenen Abgas bezogen.

Abbildung 51 zeigt die Emissionen während der Verbrennung der Abfallmischung B in der Muldenfeuerung. Sehr hohe CO-Emissionen und kaum CO₂ im Abgas zeigen deutlich, dass die Verbrennung nur mangelhaft abläuft. Die beiden CO₂-Spitzen nach 1:15 h und 1:45 h Versuchszeit sind auf die Zufeuerung von Holz und damit die Erhöhung der Rauchgas-temperaturen zurückzuführen.

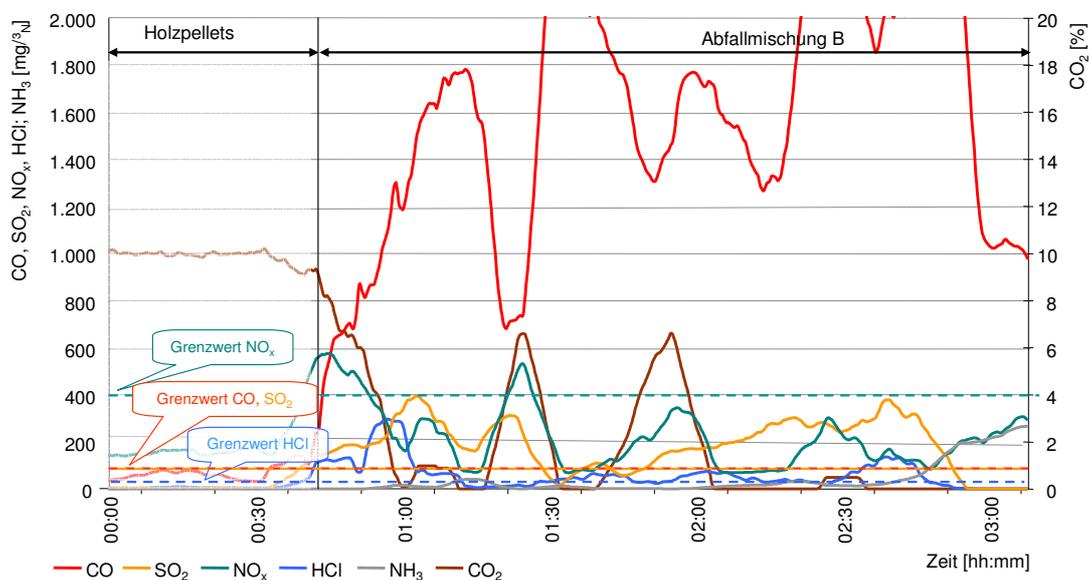


Abbildung 51: Emissionen bei der Verbrennung von Abfallmischung B (40 % H₂O) in der Muldenfeuerung bezogen auf 11 % Restsauerstoff im trockenen Abgas; Gleitender Durchschnitt: 50 (Versuch Nr. 8)

Bei der Verbrennung der Abfallmischung B in der Rostfeuerung zeigt sich zunächst ein ähnliches Bild (vgl. Abbildung 52). Nach Umstellung des Brennstoffes von Holzpellets auf Abfall steigen die CO-Emissionen schlagartig an, sinken über die Versuchszeit jedoch kontinuierlich und pendeln sich auf einem Niveau von 1.400 mg/m³_N ein. Dieses hohe Emissionsniveau steht in direktem Zusammenhang mit den niedrigen Verbrennungstemperaturen.

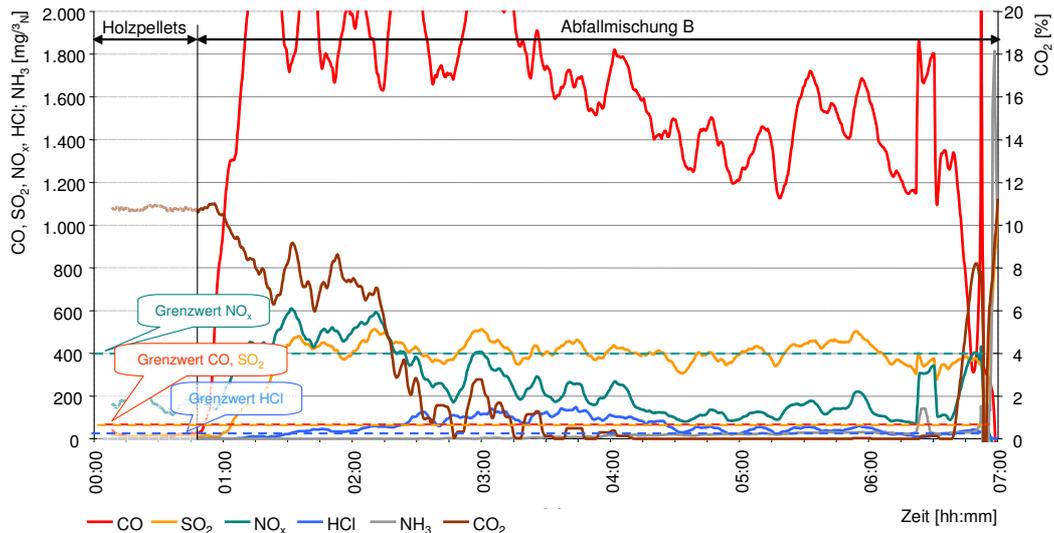


Abbildung 52: Emissionen bei der Verbrennung von Abfallmischung B (40 % H₂O) in der 100 kW-Rostfeuerung bezogen auf 11 % Restsauerstoff im trockenen Abgas; Gleitender Durchschnitt: 50 (Versuch Nr. 9)

Da der Verbrennungsversuch Nr. 9 darauf hindeutete, dass der Brennraum der 100 kW-Rostfeuerung für feuchte und aschereiche Brennstoffe zu klein dimensioniert ist, wurde, wie beschrieben, ein weiterer Versuch mit der Abfallmischung B in einer größeren Rostfeuerung durchgeführt. Wie Abbildung 53 zeigt, kann die Verbrennung in dieser Feuerung mit sehr gutem Erfolg durchgeführt werden. Nach der Umstellung von Holzhackschnitzel auf Abfall steigen die Emissionen HCl, SO₂ und NO_x an. Der Ausbrand der Gasphase erfolgte weiterhin vollständig. Es werden keine CO-Emissionen gemessen.

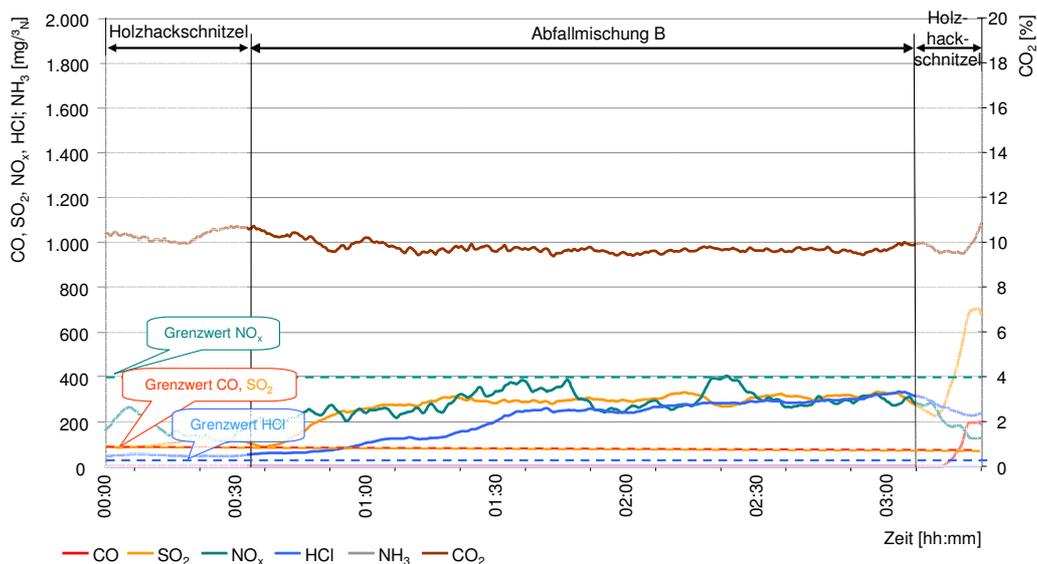


Abbildung 53: Emissionen bei der Verbrennung von Abfallmischung B (40 % H₂O) in der 440 kW-Rostfeuerung bezogen auf 11 % Restsauerstoff im trockenen Abgas; Gleitender Durchschnitt: 50 (Versuch Nr. 10)

In Versuch Nr. 12 wird die Abfallmischung C in der Muldenfeuerung verbrannt. Im Gegensatz zu Versuch Nr. 8 kann in diesem Versuch die Rauchgastemperaturen über 800 °C gehalten werden, so dass ein guter Ausbrand der Gasphase gewährleistet wird. Hier zeigte sich ein sehr niedriges Niveau der CO-Emissionen. Die regelmäßig auftretenden CO-Spitzen werden durch die Bewegung des Ascheschiebers hervorgerufen, durch den nur oberflächlich ausgebrannte Bereiche des Brennstoffbettes aufgebrochen werden. Mit diesem Verbrennungsversuch zeigt sich, dass in der Muldenfeuerung für diesen spezifischen Brennstoff die Grenze der Umsetzbarkeit bei einem Wassergehalt von 38 % lag.

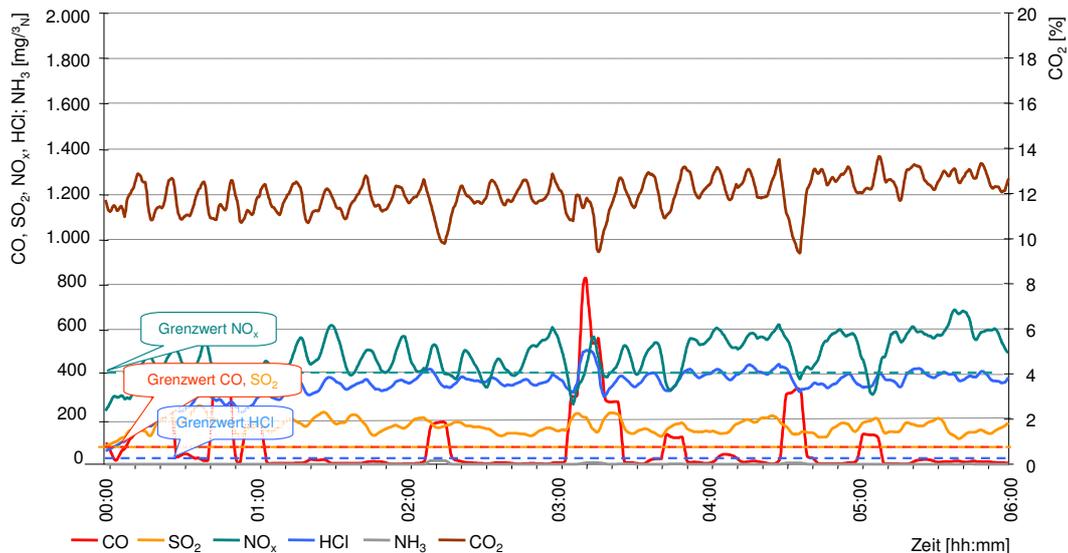


Abbildung 54: Emissionen bei der Verbrennung von Abfallmischung C (38 % H₂O) in der Muldenfeuerung bezogen auf 11 % Restsauerstoff im trockenen Abgas; Gleitender Durchschnitt: 50 (Versuch Nr. 12)

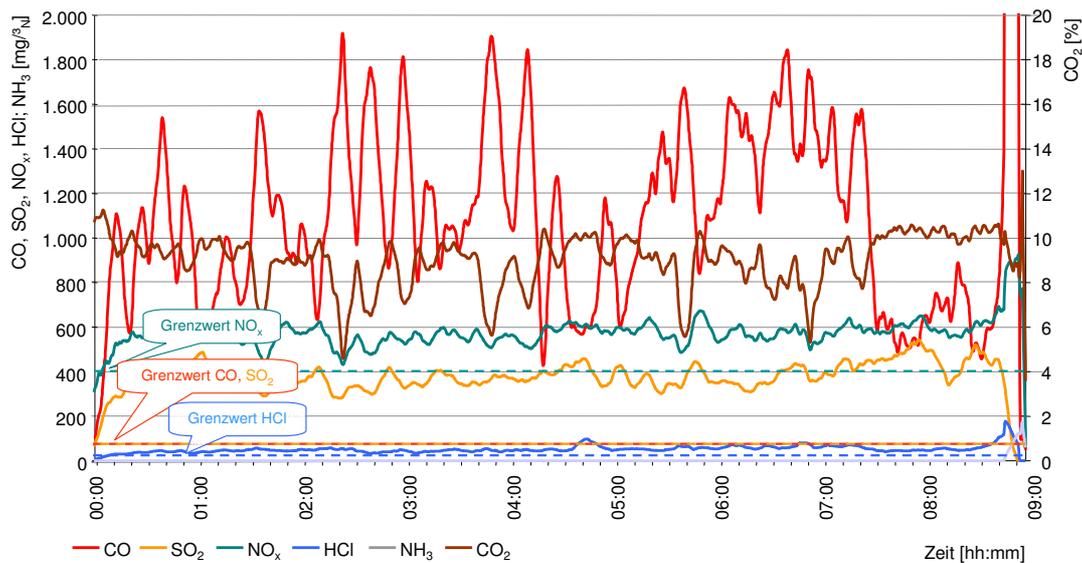


Abbildung 55: Emissionen bei der Verbrennung von Abfallmischung C (38 % H₂O) in der 100 kW-Rostfeuerung bezogen auf 11 % Restsauerstoff im trockenen Abgas; Gleitender Durchschnitt: 50 (Versuch Nr. 15)

Die Verbrennung Abfallmischung C in der 100 kW-Rostfeuerung führt hingegen nur bedingt zur stabilen Verbrennung. Nach einer langen Versuchsphase in der die optimalen Feuerungseinstellungen ermittelt werden, kann während der letzten eineinhalb Stunden eine stabile Verbrennung mit Kohlenmonoxidemissionen von rund $600 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$ realisiert werden. Im Vergleich mit dem Verbrennungsversuch der Abfallmischung B in der selben Feuerung können die CO-Emissionen reduziert werden (vgl. Abbildung 52).

4.5.3 Reststoffqualitäten

Ein weiteres wichtiges Kriterium für die Güte des Verbrennungsprozesses ist der Ausbrand des Feststoffes, da dieser entscheidend die Brennstoffausnutzung und somit die Energieeffizienz charakterisiert. Darüber hinaus ist der Glühverlust neben anderen Merkmalen ein ausschlaggebendes Kriterium für die Möglichkeit der Ascheablagerung auf Deponien. Nach dem Glühverlustkriterium hat, in Einklang mit den deutschen Rechtsvorgaben, die Ablagerung der Stoffe auf unterschiedlichen Deponieklassen zu erfolgen. Bis zu einem Glühverlust von 3 % kann die Ablagerung auf Deponien der Klasse 1 und bis zu 5 % auf Deponien der Klasse 2 durchgeführt werden [DepV 2009].

Vor diesem Hintergrund wird der Ausbrand der Feuerraumaschen hinsichtlich des Glühverlustes analysiert. Die Glühverlustanalyse erfolgt stets als Mehrfachbestimmung. Aus dem Feuerraum und Aschekasten werden an unterschiedlichen Stellen jeweils vier Ascheproben gezogen, die anschließend analysiert werden. Es zeigen sich in allen Fällen sehr gute Ergebnisse. In Abbildung 56 werden die Mittelwerte der einzelnen Ergebnisse dargestellt. Der Glühverlust der Asche ist in allen Fällen unter 1,5 %. Sowohl in der Muldenfeuerung als auch in der Rostfeuerung können daher sehr gute Ausbrandwerte erzielt werden. Der Glühverlust der Aschen aus der Verbrennung von Abfallmischung B in der 440 kW-Rostfeuerung beträgt 1 %. Es zeigt sich also, dass trotz des teilweise unzureichenden Gasausbrandes und der niedrigen Verbrennungstemperaturen der Feststoffausbrand stets gewährleistet werden konnte.

Wie in Abbildung 56 zu sehen, können nach dem Glühverlustkriterium alle Aschen auf Deponien der Klasse I abgelagert werden. Die weiteren in der Deponievereinfachungsverordnung [DepV 2009] festgelegten Grenzwerte für die Aschenablagerung sowie die Schadstoffgehalte in der Asche können Anhang D entnommen werden. Bei der Asche aus der 100 kW-Rostfeuerung wird eine deutliche Überschreitung des Chlorid-Grenzwertes festgestellt. Es wird vermutet, dass die Anreicherung der Asche mit Chlor aufgrund der niedrigen Verbrennungstemperaturen geschah, da hierdurch der Chlorgehalt des Brennstoffes nicht in die Gasphase übergang (niedrige HCl-Emissionen).

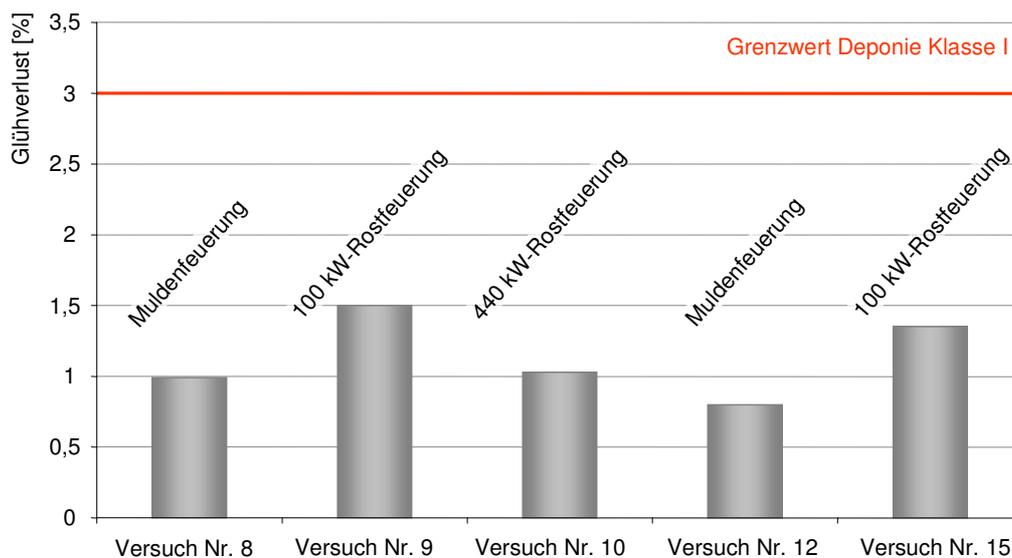


Abbildung 56: Glühverlust der Aschen

4.5.4 Massen- und Energiebilanz

Zum Vergleich der beiden Feuerungstypen wurden Massen- und Energiebilanzen für die Feuerungen erstellt. Für Abfallmischung B wurde ein Vergleich zwischen den beiden Rostfeuerungen durchgeführt. Wie aus Abbildung 57 ersichtlich wird, wird in beiden Fällen die Auslegungsleistung der Feuerung nicht erreicht. Dies ist darin begründet, dass die Feuerungen ursprünglich für trockene und aschearme Holzbrennstoffe konzipiert wurden und der feuchte und aschereiche Brennstoff Abfall ein größeres Feuerraumvolumen zum Ausbrand benötigt. Im Fall der 100 kW-Feuerung werden lediglich 46 % der für Holz berechneten Auslegungsleistung erzielt, bei der 440 kW-Feuerung rund 67 %.

Bei Vergleich der Emissionen der beiden Rostfeuerungen fällt zunächst der bessere Ausbrand der Gasphase in der größeren Feuerung auf, der bereits eingehend erläutert wurde. Darüber hinaus ist im Bereich der HCl-Emissionen eine große Differenz festzustellen. Wie im Kapitel 4.5.3 für den Chlorgehalt in den Aschen bereits vermutet, könnte der niedrige Wert der HCl-Emissionen durch die niedrigen Rauchgastemperaturen in der 100 kW-Rostfeuerung erklären.

Für die Berechnung der Energieverluste über die Asche wird eine Aschetemperatur von 300 °C angenommen. Da es sich bei diesem Energiestrom jedoch lediglich um 0,3–0,6 % der Inputenergie handelt, ist dieser Verlust vernachlässigbar.

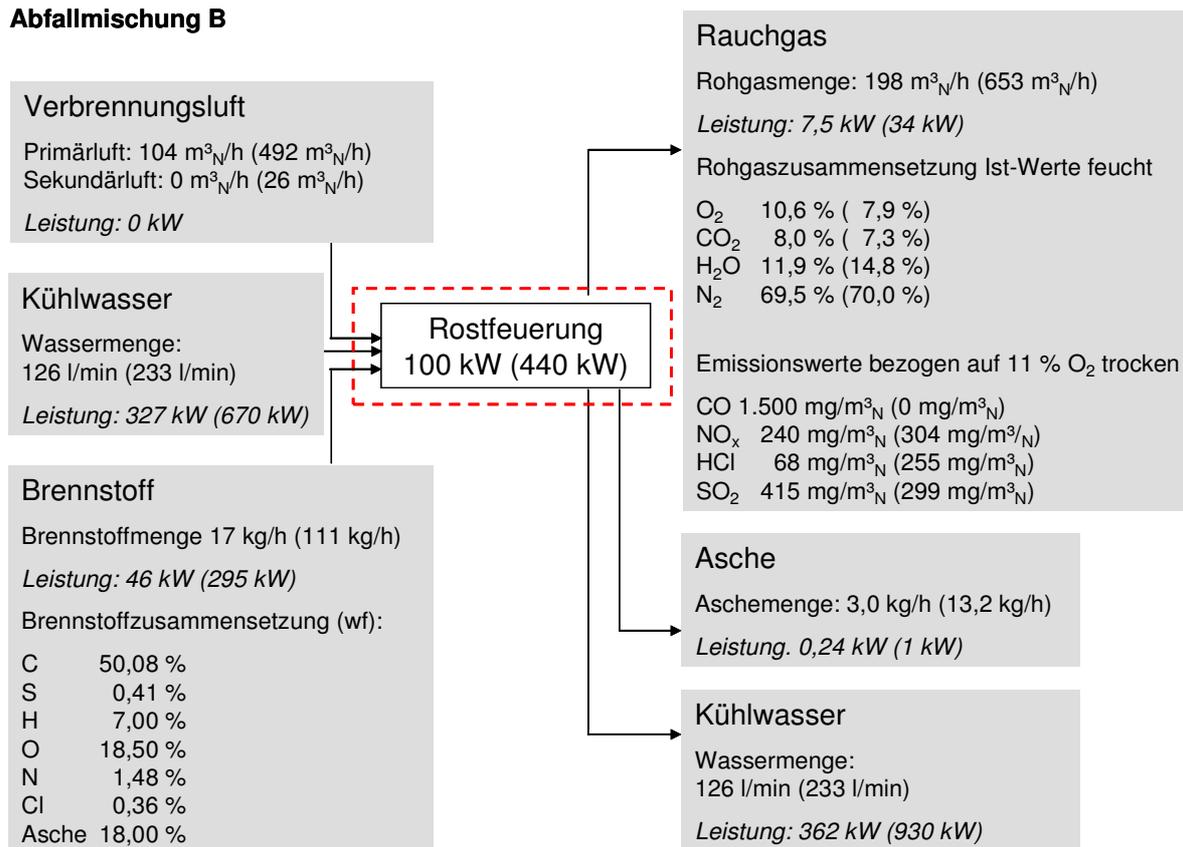
Abfallmischung B

Abbildung 57: Bilanz der Verbrennung der Abfallmischung B, Bilanzgrenze Feuerraum und Kessel der Rostfeuerungen 100 kW / 440 kW

Die Verbrennung der Abfallmischung C wird für die Mulden- und Rostfeuerung bilanziert und verglichen.

Die Feuerungen unterscheiden sich dahingehend, dass die Rostfeuerung nicht über die Möglichkeit der Sekundärlufteindüsung verfügt und sämtliche Verbrennungsluft daher unterhalb des Rostes zugegeben wird. Beide Anlagen werden jedoch in einem ähnlichen Leistungsbereich betrieben.

Aufgrund der niedrigen Verbrennungstemperaturen war bei der Verbrennung in der 100 kW-Rostfeuerung der Energieverlust über das Abgas geringer als bei der Muldenfeuerung. Wie auch bei dem vorhergehenden Vergleich der beiden Rostfeuerungen und der Verbrennung der Abfallmischung B beobachtet, sind die HCl-Emissionen im Abgas sehr niedrig. Die Kohlenmonoxidemissionen liegen bei der 100 kW-Rostfeuerung weit über dem gesetzlichen Grenzwert von 50 mg/m³_N als Tagesmittelwert [EU 2010]. Die CO-Emissionen in der Muldenfeuerung liegen nur geringfügig über dem Grenzwert.

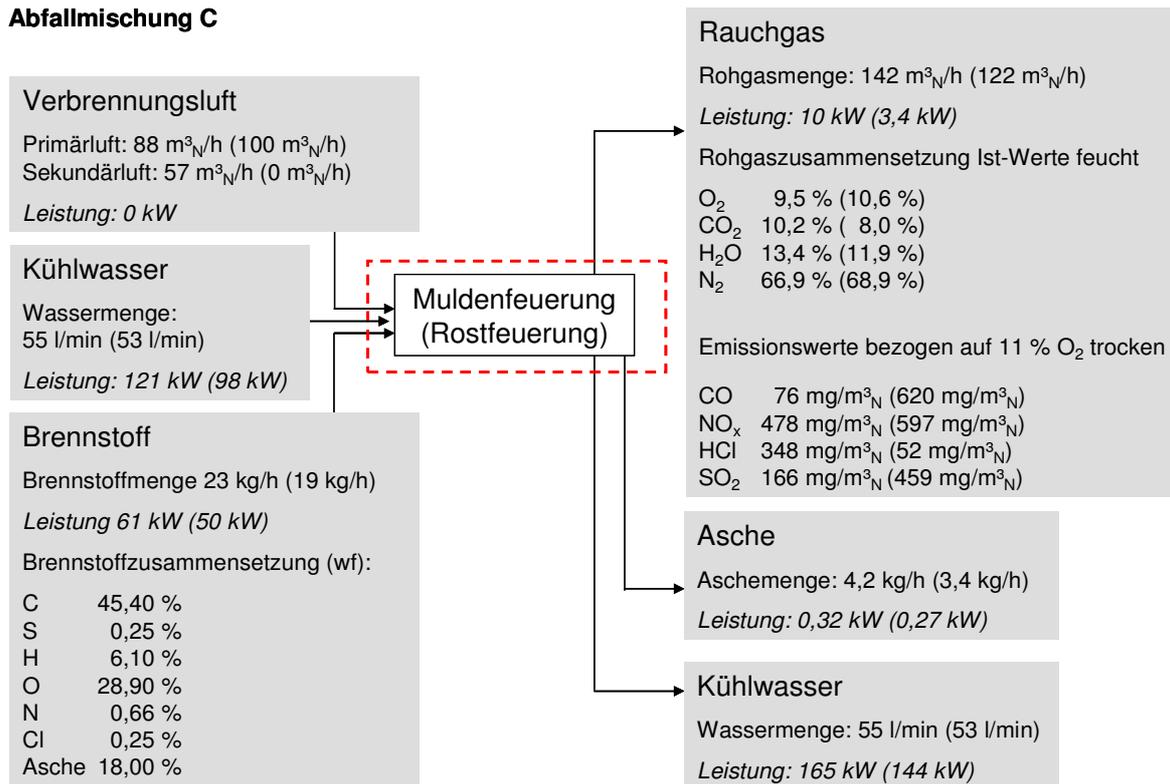
Abfallmischung C

Abbildung 58: Bilanz der Verbrennung der Abfallmischung C, Bilanzgrenze Feuerraum und Kessel von Muldenfeuerung und Rostfeuerung

4.5.5 Schlussfolgerungen für die Auswahl eines geeigneten Verbrennungsverfahrens

Wie die Verbrennungsversuche gezeigt haben, lassen sich vorbehandelte Abfälle auch in Kleinverbrennungsanlagen relativ stabil verbrennen. Wie der Vergleich der Versuche Nr. 9 und 10 (Abfallmischung B mit 40 % H₂O in den beiden Rostfeuerungen) zeigte, ist bei der Auslegung solcher Anlagen jedoch darauf zu achten, dass das Brennraumvolumen an den Brennstoff angepasst ist. Der für trockene Biomasse ausgelegte Brennraum der 100 kW-Rostfeuerung war zu klein dimensioniert. Hier war vor allem die Ausbrandzone zu kurz, da aufgrund des hohen Wassergehaltes die Trockenzone relativ lang ist. Eine Biomassefeuerung lässt sich daher nicht ohne Anpassung für die Siedlungsabfallbehandlung verwenden. Die Versuche zeigten, dass bei Beachtung der Brennstoffspezifika und Anpassung des Brennraums auch in Kleinanlagen ein guter Gas- und Feststoffausbrand gewährleistet werden.

Mit der vom ATZ Entwicklungszentrum konzipierten Wirbelfeuerung, die hervorragende Verbrennungsergebnisse bei homogenen und trockenen Abfallstoffen wie z. B. getrocknetem Klärschlamm aufweist, konnten die relativ nassen Abfallmischungen nicht verbrannt werden. Dieser Feuerungstyp, der als kostengünstige Variante zur klassischen Wirbelschichtfeuerung entwickelt wurde, kommt daher für eine Verbrennung derartiger Abfälle ohne Vortrocknung nicht in Frage.

Die Muldenfeuerung erzielte sehr gute Verbrennungsergebnisse bis zu einem Wassergehalt von 38 % in der Abfallmischung. Für eine stabile Verbrennung von Abfällen mit höheren Wassergehalten war der Brennraum zu klein dimensioniert.

Inwieweit die Brennraum-geometrie derart angepasst werden kann, dass die Flexibilität der Feuerung hinsichtlich Wassergehalte vergrößert wird, konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht werden. Nachteilig bei diesem Anlagentyp ist weiterhin, dass die Bewegung des Brennstoffbettes nur durch den Ascheschieber vorgenommen werden kann. Dieser bewegt sich durch das Brennstoffbett und türmt den Brennstoff vor sich auf. Wenn die derart verdichtete Brennstoffmenge aufbricht kommt es, wie in den Auswertungen der Versuche Nr. 5, 8 und Nr. 12 dargestellten zyklischen CO-Emissionsspitzen. Für ein Up-scaling der Anlage auf mehrere MW_{th} wird davon ausgegangen, dass im Falle eines höheren Brennstoffbettes die benötigte Verbrennungsluft nur schwer mit dem Brennstoff zu vermischen ist, da diese bei diesem Anlagentyp von seitlich oben auf das Bett aufgegeben wird. Um zu gewährleisten, dass die Verbrennungsluft mit dem Brennstoff vermischt wird, muss das Brennstoffbett sehr flach gehalten werden, wodurch die Mulde sehr breit gestaltet und die Luftzufuhr über die gesamte Länge gewährleistet werden müsste. Der Anlagenhersteller vertreibt diesen Anlagentyp für trockene biogene Brennstoffe derzeit bis zu einer Anlagenkapazität von 3,6 MW. Für die geplante Anlagengröße ist daher davon auszugehen, dass tendenziell schlechtere Verbrennungsergebnisse als bei den in dieser Arbeit vorgestellten Versuchen erzielt werden würden.

Das größte Potenzial weist aufgrund der hohen Flexibilität die Rostfeuerung auf, die auch im großtechnischen Maßstab die am häufigsten verwendete Technologie darstellt. Bei den durchgeführten Versuchen, konnte sowohl mit 38 % als auch mit 40 % Wassergehalt ein weitgehend stabiler Betrieb bei niedrigen Temperaturen erzielt werden. Im Gegensatz zur Muldenfeuerung konnte in der 100 kW-Rostfeuerung das Brennstoffbett kontinuierlich bewegt werden, wodurch CO-Spitzen in den Emissionswerten vermieden werden konnten. Da der Gasausbrand dennoch nicht vollständig vonstatten ging, lag zum einen an der Dimensionierung des Feuerraums für trockene Holzbrennstoffe und zum anderen an der fehlenden Sekundärlufteindüsung. Der Versuch in der größeren Rostfeuerung mit 440 kW zeigte, dass bei einem Up-Scaling sehr gute Verbrennungsergebnisse erzielt werden können. Vorteilhaft bei der 440 kW-Feuerung war der größer dimensionierte Feuerraum, die Gegenstromführung der Rauchgase, die Möglichkeit die einzelnen Rostzonen in der Geschwindigkeit zu variieren und die Sekundärlufteindüsung. Somit konnte die Abfallmischungen auch mit einem Wassergehalt von 40 % bei hohen Temperaturen mit sehr guten Emissionsergebnissen verbrannt werden. Vor allem vor dem Hintergrund, dass bei Abfallstoffen häufig Schwankungen in Zusammensetzung und im Wassergehalt der Mischung auftreten können, zeigt dieser Feuerungstyp aufgrund der vielen Regelparameter die größte Flexibilität.

Wie in Kapitel 3 beschrieben soll die in dieser Arbeit konzipierte Abfallverbrennungsanlage über eine Anlagenleistung von rund 6 MW verfügen. Die nachfolgende Auslegung dieser Anlage erfolgt aufgrund der Ergebnisse der Verbrennungsversuche und vor dem Hintergrund der Flexibilität als Rostfeuerung. Um diese Auslegung auch unter ökonomischen Gesichtspunkten zu optimieren, werden im nachfolgenden Kapitel Kostenstrukturen von Abfallverbrennungsanlagen analysiert bevor in Kapitel 6 die technisch-wirtschaftlich optimierte Konzeption erfolgt.

5 Kostenoptimierung von Abfallverbrennungsanlagen

5.1 Methodik

Abfallverbrennungsanlagen gelten bisher als kostenintensive Abfallentsorgungslösung und wurden daher für den Einsatz in Schwellen- und Entwicklungsländern nur in seltenen Fällen in Betracht gezogen. In Deutschland und anderen europäischen Ländern haben sich die Kosten für die Abfallbehandlung, im Laufe der Entwicklungszeit, durch steigende Anforderungen an Effizienz, Sicherheit und Umweltauswirkungen erhöht. Wolf [1995] hat gezeigt, dass sich die spezifischen Investitionskosten zwischen 1986 und 1993 im Bereich des Bauteils verdoppelt haben. Für den Maschinen- und Elektroteil ist im selben Zeitraum sogar eine Kostensteigerung um über 400 % zu verzeichnen gewesen. Vor allem im Bereich der Abgasreinigung wurden immer aufwendigere Techniken eingesetzt die zur Kostensteigerung beitrugen. In den letzten Jahren kehrte sich dieser Trend um, so dass derzeit vermehrt einfachere Systemen mit geringeren Investitionskosten eingesetzt werden.

Zur Ermittlung der Kosteneinsparpotenziale werden zunächst die Kostenstrukturen bestehender Abfallverbrennungsanlagen mit dem Ziel analysiert, die Hauptkostengruppen zu identifizieren. Auf Basis dieser Analyse können dann Kostenreduktionsziele definiert werden, die mit der Methode der Zielkostenrechnung bestimmt werden. Über die Analyse der Gesamtanlage hinaus, werden zusätzlich die Kosten von Abgasreinigungssystemen betrachtet. Da zur Abgasreinigung wie in Kapitel 2.3.2.5 beschrieben unterschiedliche Verfahren zur Verfügung stehen und diesen entsprechend unterschiedliche Kosten zugrunde liegen, wird für die spätere Auswahl eines Systems eine gesonderte Betrachtung dieser Komponente notwendig. Des Weiteren wird davon ausgegangen, dass durch Standardisierung und Serienfertigung ein großes Kosteneinsparpotenzial für zukünftige Anlagen besteht. Aus diesem Grund werden nach der Analyse der Ist-Kosten die Kostenreduktionspotenziale durch Lerneffekte bei Standardisierung und Serienfertigung abgeschätzt und Schlussfolgerungen für eine dezentrale Referenzanlage getroffen.

5.2 Analyse der Kostenstrukturen von Abfallverbrennungsanlagen

Nachfolgend werden die Kostenstrukturen von Abfallverbrennungsanlagen mit dem Ziel dargestellt die Ist-Kosten zu ermitteln. Als Datengrundlage dienen sowohl Literaturangaben als auch Richtpreisangebote von Herstellern.

Wie die Verbrennungsversuche zeigten, liegt das größte Potenzial bei der Rostfeuerung. Aus diesem Grund werden zunächst die Kostenstrukturen großtechnischer Rostfeuerungen eingehend untersucht.

Da es sich bei dem zu entwickelnden Konzept um ein dezentrales Anlagenkonzept kleiner Leistung handelt, werden anschließend die Kostenstrukturen unterschiedlicher Kleinverbrennungsanlagen mit einer thermischen Leistung von rund 6 MW analysiert. Da für dieses Konzept kaum Kosteninformationen in der Literatur kaum verfügbar sind, wurden zusätzlich Richtpreisangebote von Herstellern in die Auswertung einbezogen. Bei diesen Systemen handelt es sich ebenfalls um Rostfeuerungen. Die Abgasreinigung wird als trockenes System mit SNCR ausgeführt.

Neben der Art der Feuerung ist auch die Art der Energienutzung für die Gesamtkosten ausschlaggebend. Hier erfolgt die Analyse nach den Systemen: keine Energienutzung, reine Wärmenutzung, reine Stromerzeugung und Kraft-Wärme-Kopplung (KWK).

Eine weitere Unterscheidung der Abfallverbrennungsanlagen erfolgt nach der verwendeten Abgasreinigung. Die hierfür anfallenden Kosten sind in der Literatur nur für Komplettsysteme angegeben. Von daher wurde die Unterteilung in die Systeme trocken, konditioniert trocken und nass vorgenommen. Die Entstickung kann entweder als SNCR oder als SCR ausgeführt werden.

Die betrachteten Verfahrensvarianten werden in Abbildung 59 dargestellt. Für die großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen kommen sämtlich dargestellte Varianten in Frage. Im Fall der dezentralen Kleinverbrennungsanlagen wurden Kostendaten lediglich für trockene Rauchgasreinigungssysteme mit SNCR ermittelt. In Bezug auf die Energienutzung sind theoretisch alle vier Varianten denkbar, jedoch wird eine reine Verstromung der Energie aufgrund der niedrigen Wirkungsgrade der Stromerzeugung die Wirtschaftlichkeit einer solchen Anlage gefährden.

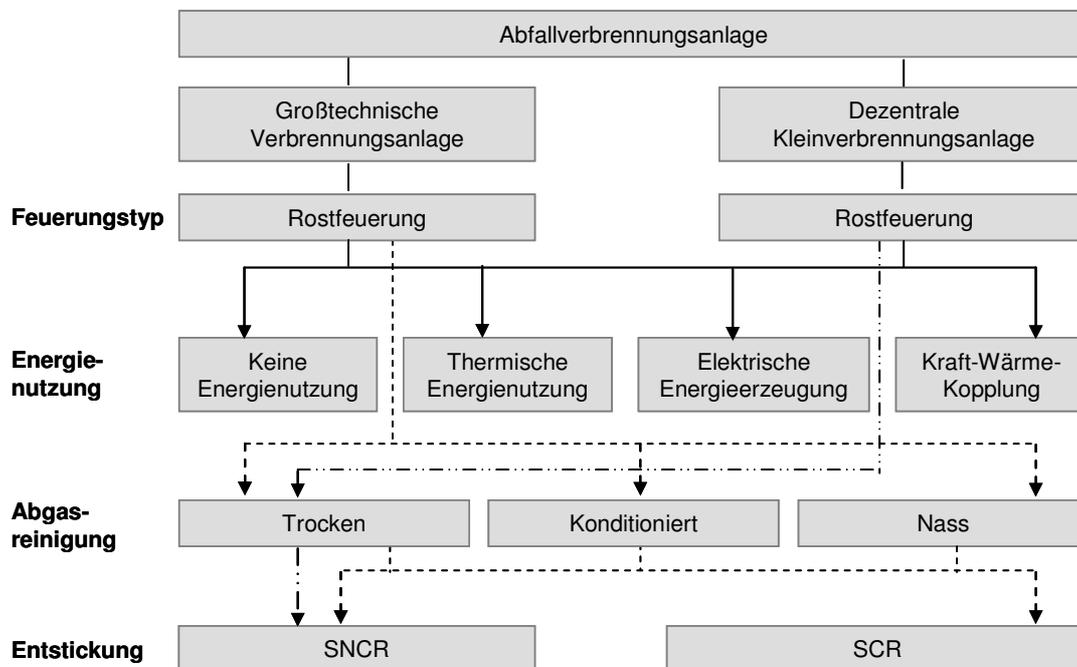


Abbildung 59: Verfahrensvarianten der Abfallverbrennung

Ausschlaggebend für die letztendlich resultierenden Abfallentsorgungskosten sind neben den einzelnen Kostenpositionen (Investitionskosten, Betriebskosten etc.) auch die erzielbaren Erlöse. Diese variieren je nach Standort und Rahmenbedingungen stark. In Abbildung 60 werden beispielhaft spezifische Abfallentsorgungskosten für Rostfeuerungen mit trockener Abgasreinigung dargestellt. In dieser Auswertung wurden die Verbrennungssysteme nach der Art der Energienutzung (thermisch, elektrisch, KWK) unterteilt. Es ist zu beachten, dass sich die Kostenangaben auf das jeweilige Jahr der Veröffentlichung beziehen, so dass die Vergleichbarkeit nur bedingt gegeben ist. Wesentlich ausschlaggebender für die resultierenden Kosten ist bei dieser Betrachtung jedoch, dass bei der Kostenkalkulation Strom- und Wärmeerlöse einbezogen wurden. Die sich dann ergebenden spezifischen Abfallentsorgungskosten stellen somit die zu erzielende

Abfallannahmegebühren dar. Wie der Abbildung zu entnehmen ist, schwanken die spezifischen Abfallentsorgungskosten stark. Im Gegensatz zur Annahme von Jamasb und Nepal [2010], die analysierten, dass mit steigender Anlagenkapazität die spezifischen Abfallentsorgungskosten sinken, sind keine vom Durchsatz abhängige Kostendegressionen erkennbar. Entscheidend sind letztendlich die unterschiedlichen Erlössituationen. So kann z. B. bei einer Anlage in Schweden, mit rein thermischer Energienutzung, durch eine fast ganzjährig gesicherte Wärmeabgabe und hohe Wärmeerlöse insgesamt einen Gewinn erzielt werden [Hogg 2001]. Aufgrund des großen Einflusses der Erlöse auf die Abfallentsorgungskosten werden in dieser Arbeit für die weitere Analyse der Kostenstruktur nur die Kostenpositionen betrachtet. Mögliche Erlöse werden erst bei der Wirtschaftlichkeitsbetrachtung in Kapitel 6.11 in die Kalkulation einbezogen.

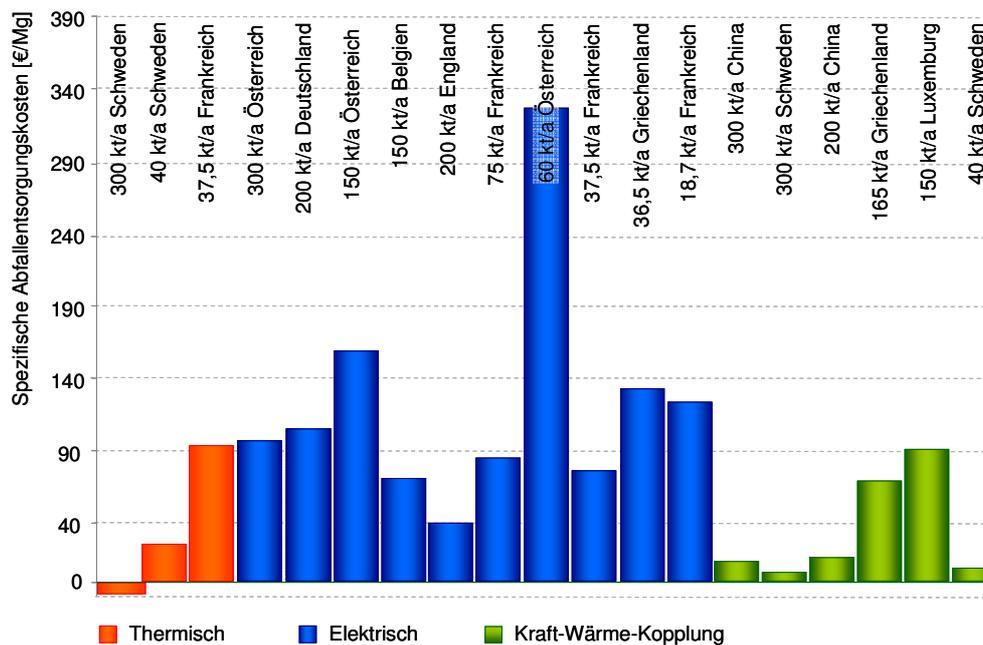


Abbildung 60: Spezifische Abfallentsorgungskosten von Rostfeuerungen [Hogg 2001, Tian et al. 2007, Fehrenbach et al. 2007, Perkoulidis et al. 2010]

Aus Abbildung 60 ist aufgrund der unterschiedlichen Rahmenbedingungen keine eindeutige Beziehung zwischen Abfallentsorgungskosten und Anlagenkapazität erkennbar. Dennoch stehen die Investitionskosten der Abfallverbrennungsanlagen in direktem Zusammenhang mit der Anlagenkapazität. Mit steigender Kapazität erhöhen sich die absoluten Investitionskosten, wohingegen sich bei gleichen Rahmenbedingungen die spezifischen Abfallentsorgungskosten verringern würden.

Die Investitionskosten steigen jedoch nicht proportional zur Kapazität. Von Chilton [1950] wurde daher ein Faktor entwickelt, um die Kosten von Chemiefabriken unterschiedlicher Kapazität abzuschätzen. Er ermittelte einen Faktor von 0,6. Ellsworth [1998] untersuchte Abfallverbrennungsanlagen mit Stromerzeugung in den USA. Er errechnete abweichend einen Faktor von 0,9. Patel et al. [2010] verwendeten bei der Analyse kleiner und mittlerer Abfallverbrennungsanlagen einen Faktor von 0,65. Consonni et al [2005] wenden in einer Lebenszyklusanalyse von Abfallverbrennungsanlagen einen Faktor von 0,75 an. Da Abfallverbrennungsanlagen zugunsten der Verfügbarkeit häufig bei hohen Kapazitäten in mehreren Linien ausgeführt werden, reduzieren sich die Skaleneffekte, so dass der Faktor

bei Abfallverbrennungsanlagen größer ist als bei den beschriebenen Chemieanlagen. Für die nachfolgende Kostenabschätzung einer dezentralen Anlage wird daher der von Stubenvoll et al. [2002] verwendete Faktor von 0,8 verwendet. Der Zusammenhang von Kosten (K) und Kapazität (C) lässt sich dann mit nachfolgender Gleichung (2) beschreiben.

$$K_{Gro\beta} = K_{Klein} \left(\frac{C_{Gro\beta t}}{C_{Klein}} \right)^{0,8} \quad (2)$$

Stubenvoll et al. [2002] weisen darauf hin, dass der entscheidende kostenbestimmende Faktor nicht der Durchsatz der Feuerung sondern die Feuerungswärmeleistung ist. Durch sie wird die Größe des Kessels und der Abgasvolumenstrom und somit letztendlich die Kosten bestimmt. Zu einer eindeutigen Bestimmung der Kosten in Abhängigkeit der Kapazität (Durchsatz) ist daher stets der gleiche Heizwert des Abfalls anzusetzen, was jedoch in der Realität nicht gegeben ist.

Grundsätzlich zeigt die Analyse der Kostenstrukturen, dass aufgrund verschiedener Rahmenbedingungen die spezifischen Kosten der Abfallverwertung stark variieren. Ohne Nennung der Rahmendaten lassen sich von daher Kostenangaben nicht vergleichen. Die Unterschiede in den Kosten sind auf den Zeitpunkt der Inbetriebnahme, Abweichungen in der Auslastung, unterschiedliche Reststoffentsorgungskosten, stark abweichende architektonische Bauweisen, Verfügbarkeiten, Personaleinsatz und unterschiedliche Abschreibungsdauern zurückzuführen. Da sich Literaturangaben aufgrund der Variationsbreite der Rahmenbedingungen und fehlender Angaben daher oft nur bedingt miteinander vergleichen lassen, hat Wolf [1995] für die deutschen Abfallverbrennungsanlagen mittels Umfrage eine Datenbasis geschaffen die einen objektiven Vergleich zulässt. Diese Daten wurden für die vorliegende Arbeit um aktuelle Literaturangaben zu Abfallverbrennungsanlagen aus dem In- und Ausland und Kostenangaben von Herstellern ergänzt.

Die Kosten von Abfallverbrennungsanlagen werden hauptsächlich durch die in Abbildung 61 dargestellten Faktoren bestimmt. Darüber hinaus haben die örtliche Infrastruktur und die Möglichkeit der Energienutzung einen entscheidenden Einfluss auf die Kosten.

Investitionskosten	Betriebskosten
Planung	Betriebsgebunden (Inputunabhängig)
Grundstück	Personal
Standorterschließung	Steuern und Versicherung
Baumaßnahmen Gebäude und Einrichtung	Instandhaltung und Wartung
Anlagentechnik	Verbrauchsgebunden (Inputabhängig)
Abfallvorbehandlung und Lagerung	Hilfsenergie
Feuerung und Kessel	Hilfschemikalien
Energienutzung	Prozesswasser
Abgastechnik	Reststoffentsorgung
EMSR-Technik	
Peripherie	
Finanzierungskosten	

Abbildung 61: Kostenfaktoren der thermischen Abfallbehandlung

Im Folgenden werden die Kostenstrukturen der Verfahrensvarianten großtechnische Rostfeuerung und dezentrale Rostfeuerung analysiert. Hier werden jeweils zunächst die Kostenstrukturen der Investitionskosten und anschließend die Strukturen der Betriebskosten dargestellt. Einen Überblick über die Investitions- und Betriebskosten der recherchierten Anlagen wird in Anhang E gegeben. Es ist zu beachten, dass in vielen Fällen in der Literatur keine Angaben gemacht wurden welche Kosten beinhaltet sind. So wurde z. B. häufig keine Angabe zur Art der Abgasreinigung getätigt. Diese wirkt sich jedoch, wie später noch gezeigt wird, sowohl auf die Investitionskosten als auch auf die Betriebskosten aus. Darüber hinaus handelt es sich bei einigen Anlagen um bestehende Anlagen, andere sind in der Planung oder beruhen auf Kostenschätzungen. Die Daten aus der Tabelle im Anhang E können aus diesem Grund nur als grober Anhaltswert für einen Kostenvergleich herangezogen werden.

Grundsätzlich werden in der Analyse der Kostenstrukturen europäische Anlagen betrachtet. Dies bedeutet, dass hier vor allem aufgrund des Lohnniveaus sowohl bei der Produktion der einzelnen Bauteile als auch beim Betrieb der Anlagen die Kosten höher liegen als in Schwellen- oder Entwicklungsländern. Länder wie Malaysia, Chile und die Türkei liegen laut der Weltbank [2010] in der Einkommensgruppe „upper middle income“ mit einem Jahreseinkommen von umgerechnet 2.775 € bis 8.570 €. Bei der in Kapitel 6 folgenden Anlagenauslegung wird aus diesem Grund für die Berechnung der Betriebskosten ein mittleres Jahreseinkommen für Personal das zur Abfallsortierung benötigt wird von 4.000 € und für das Betriebspersonal der Anlage von 6.000 € angesetzt.

5.2.1 Rostfeuerungen

Investitionskosten

Die Investitionskosten von Rostfeuerungen unterscheiden sich nach vielen Faktoren, die wichtigsten hierbei sind die Anlagengröße, die Art der Abgasreinigung und die Art der Energienutzung. Darüber hinaus haben, wie bereits beschrieben, auch die vorhandene Infrastruktur und die architektonische Bauweise einen Einfluss auf die Investitionskosten. Da aber hierzu in der Literatur keine Angaben verfügbar sind, kann dieser Einfluss nicht weiter beziffert werden. Die nachfolgenden Kostenangaben sind aus diesem Grund nur bedingt miteinander zu vergleichen. Soweit möglich wurden die Literaturangaben zu Investitionskosten europäischer Abfallverbrennungsanlagen in Bezug auf Anlagengröße und Art der Energienutzung ausgewertet. Weitere Faktoren wie die Art der Abgasreinigung konnten nicht in die Auswertung einbezogen werden.

Die ausgewerteten Daten zu den Investitionskosten stammen überwiegend aus den Jahren 1990–2000. Da Wolf [1995] beschreibt, dass sich in der Vergangenheit keine Änderung an der Kostenstruktur ergab, ist davon auszugehen, dass die dargestellte Kostenstruktur auch auf heutige Anlagen übertragen werden kann. Mit verstärktem Einsatz der trockenen Abgasreinigung ist jedoch für zukünftige Anlagen davon auszugehen, dass sich der Anteil der Investitionskosten für die AGR verringert.

Wie Abbildung 62 zeigt, steigen die Investitionskosten (vgl. Anhang E) wie zu erwarten, mit der Anlagenkapazität. Die Investitionskosten für Anlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung liegen in der Regel höher als die der Anlagen mit reiner Verstromung. Die kostengünstigste Variante in Bezug auf die Investitionskosten stellen Anlagen mit reiner Wärmenutzung dar. Die Bandbreite der Kosten zwischen den drei Kategorien ist groß, aber auch innerhalb einer Kategorie können die Investitionskosten stark schwanken. Hier wird der Einfluss unterschiedlicher Verfahrenstechnik (AGR nass/trocken) und äußerer Einflussfaktoren (Architektur, Infrastruktur etc.) sichtbar.

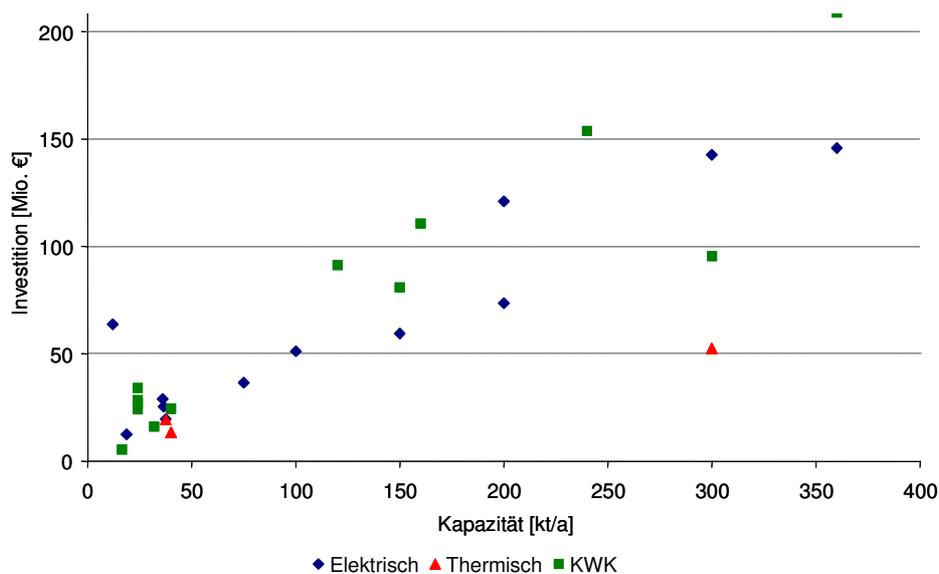


Abbildung 62: Investitionskosten von Müllverbrennungsanlagen mit Rostfeuerung in Abhängigkeit von der Kapazität [Seier 1999, Hogg 2001, Zabaniotus und Giannoulidis 2002, Tabasaran und Huber 2003, Tsilemou, und Panagiotakopoulos 2006, EC 2005, Herzner 2010, Jamasb und Nepal 2010]

Publizierte Daten zu Investitionskostenstrukturen deutscher Rostfeuerungen werden in Tabelle 32 dargestellt. Die Kategorie Bauteil bezieht sich auf das Bauwerk, der Maschinenteil umfasst die ganze Verfahrenstechnik (Förderung, Feuerung, Kessel, ggf. Turbine, Abgasreinigung) und die Kategorie Elektrotechnik bezieht sich auf die gesamte EMSR-Technik. In der Kategorie Sonstiges sind Planungskosten, Gebühren und Finanzierungskosten enthalten. Bei den in der Tabelle aufgelisteten Rostfeuerungen zur Abfallverbrennung handelt es sich um in Deutschland gebaute bzw. für Deutschland geplante Anlagen. Diese wurden nach Kapazität aufsteigend geordnet. Die dargestellten Daten für die Anlagen Nr. 1, 2, 9 und Nr. 10 stellen Durchschnittswerte für deutsche Abfallverbrennungsanlagen laut einer Erhebung aus dem Jahr 1998 dar [Auksutat 2000]. Die Anlagen Nr. 1 und Nr. 2 unterscheiden sich durch die Art der Abgasreinigung, wobei Anlage Nr. 1 mit trockener AGR und Anlage Nr. 2 mit nasser AGR ausgestattet ist. Gleiches gilt für die Anlagen Nr. 9 (trockene AGR) und Nr. 10 (nasse AGR). Bei den Daten der anderen Anlagen wurden keine Angaben zur Art der AGR gemacht. Die Art der AGR wirkt sich direkt auf die Höhe der Investitionskosten aus. Eine nasse AGR führt bei gleicher Kapazität zu höheren Investitionskosten als die trockene AGR. Prozentual betrachtet, sind für die dargestellten Anlagen jedoch keine Auswirkungen auf den Anteil des Maschinenteils an den Gesamtkosten erkennbar.

*Tabelle 32: Aufteilung der Investitionskosten deutscher Rostfeuerungen nach Baugruppen
[Horch 1995, Wolf 1995, Auksutat 2000, Hogg 2001, VDI 2002, Tabasaran und Huber 2003]*

Nr.	Kapazität [1.000 Mg/a]	Gesamt- investition [Mio. €]	Bauteil [%]	Maschinenteil [%]	Elektroteil [%]	Sonstiges [%]
1	100	69	15,7	67,7	-	16,6
2	100	76	15,7	67,7	-	16,6
3	150	128	16,0	68,0	16,0	k.a.
4	150	340	23,0	38,0	10,0	29,0
5	160	111	23,5	65,9	-	10,6
6	166	315	23,0	56,0	14,0	7,0
7	200	122	18,0	57,2	10,9	13,9
8	250	313	18,0	49,0	9,0	24,0
9	300	131	16,9	70,4	-	12,7
10	300	154	16,4	68,0	-	15,6
11	370	256	16,0	50,0	12,0	22,0
12	438	256	22,0	50,0	12,0	16,0
13	Spanne nach [VDI 2002]		20,0–26,0	31,0–50,0	12,5-19,0	17,5–24,0

Auch Daten von internationalen Abfallverbrennungsanlagen ergeben eine ähnliche Kostenstruktur. Im Durchschnitt aller betrachteten Anlagen beträgt der Anteil der Verfahrenstechnik (Maschinenteil) an den Gesamtinvestitionen der Abfallverbrennungsanlagen mit Rostfeuerung rund 60 % und liegt höher als die in VDI [2002] angegebene Spanne von 31–50 % (vgl. Abbildung 63).

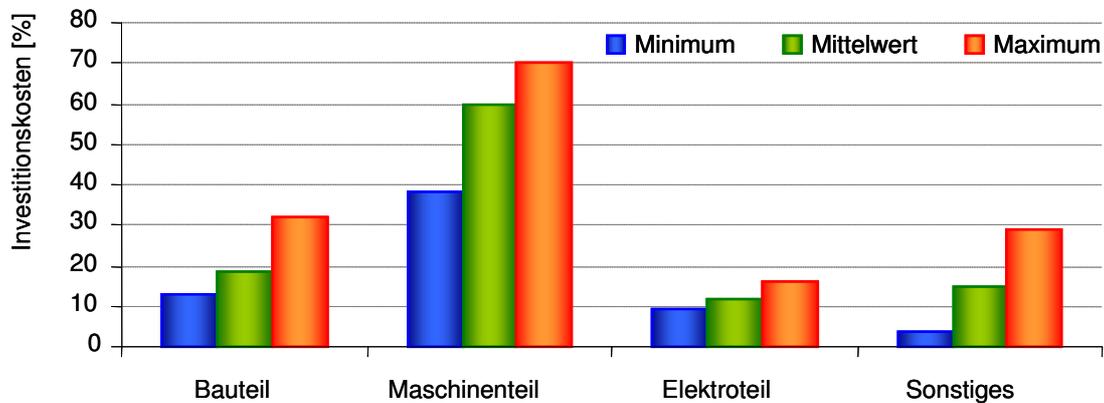


Abbildung 63: Investitionskostenstruktur internationaler Abfallverbrennungsanlagen [Horch 1995, Wolf 1995, Auksutat 2000, Hogg 2001, Stubenvoll et al. 2002, Tabasaran und Huber 2003]

Zur weiteren Beurteilung wurde die Position Maschinenteil in die Systemkomponenten Brennstofflagerung und Förderung, Feuerung und Kessel, Turbine und Abgasreinigung aufgeschlüsselt. Wie in Abbildung 64 und Tabelle 33 dargestellt, liegt der größte Kostenblock der Maschinentechnik mit rund 34 % bei der Abgasreinigung, gefolgt von den Kosten für Feuerung und Kessel mit 31%. Je nach Auslegung und Ausgestaltung der Anlage schwanken die Anteile an den Kosten der Maschinentechnik stark.

Tabelle 33: Anteil einzelner Systemkomponenten an den Investitionskosten

Systemkomponente	Anteil (Mittelwert) [%]	Minimum [%]	Maximum [%]
Lagerung / Förderung	21	20	22
Feuerung / Kessel	21	14	28
Turbine	13	11	15
Abgasreinigung	22	20	26
E-Technik	14	12	16
Bauwerk	16	9	23
Planung	7	5	9
Sonstiges	4	1	11

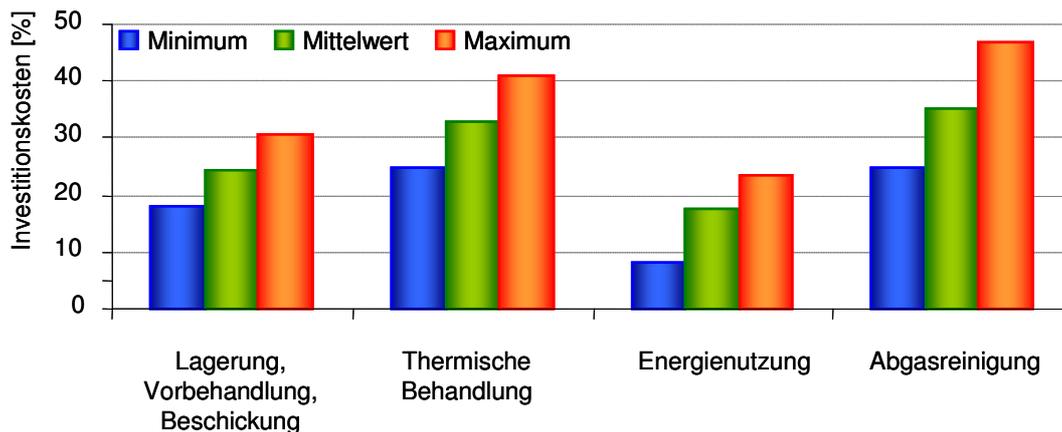


Abbildung 64: Anteil einzelner Systemkomponenten an den Kosten der Maschinentchnik
[Horch 1995, Wolf 1995, Fitzgerald 2009, Koppe und Juchelková 2009]

In Bezug auf die Gesamtinvestition ergibt sich die in Tabelle 33 dargestellte Aufteilung der Investitionskosten. Die größte Schwankung ergibt sich für das Bauwerk. Hier zeigt sich deutlich der Einfluss architektonisch aufwändiger Bauweisen. Horch [1995] weist darauf hin, dass zur Kostenoptimierung der Anlagen diese nicht vollständig umhüllt, sondern weitgehend mit Freiluftaufstellung geplant werden sollen. Auch im Bereich von Feuerung und Kessel schwankt der Anteil an den Investitionskosten zwischen 14 % und 28 %. Je nach Art des Abfalls und geforderten Dampfparametern wird eine unterschiedlich aufwändige Technik notwendig, die sich in den Investitionen niederschlägt. In Bezug auf die Abgasreinigung ist davon auszugehen, dass es sich bei den dargestellten Anlagen überwiegend um Abfallverbrennungsanlagen mit nasser Abgasreinigung bzw. um mehrstufige Abgasreinigungsanlagen handelt. Laut Schug [2010] wird aktuell die Abgasreinigung überwiegend trocken ausgeführt und beträgt nur noch rund 10 % der Investitionskosten.

Betriebskosten

Die Betriebskosten von Rostfeuerungen bestehen aus dem Kapitaleinsatz, weiteren durchsatzunabhängigen Kosten wie z. B. Personal und durchsatzabhängigen Kosten wie z. B. Kosten für Hilfsenergie. Ähnlich wie die Investitionskosten hängen die Betriebskosten von Abfallverbrennungsanlagen stark von den Rahmenbedingungen ab. Tsilemou und Panagiotakopoulos [2006] haben spezifische Betriebskosten unterschiedlicher europäischer Anlagen ermittelt. Wie die in Abbildung 65 dargestellte Analyse zeigt, ist kein Zusammenhang mit der Art der Energienutzung oder der Anlagengröße zu erkennen. Die Betriebskosten schwanken zwischen 17,50 €/Mg und 76 €/Mg und liegen im Mittel bei 41,50 €/Mg.

Aus den angeführten Gründen kann nachfolgend keine Aussage zur absoluten Höhe der Betriebskosten getroffen werden. Es wurde jedoch auf Basis der zugänglichen Literatur ermittelt, welchen prozentualen Anteil einzelne Kostenpositionen an den Gesamtkosten besitzen, um auf diese Weise die größten Kostentreiber und somit die Einsparpotenziale zu ermitteln.

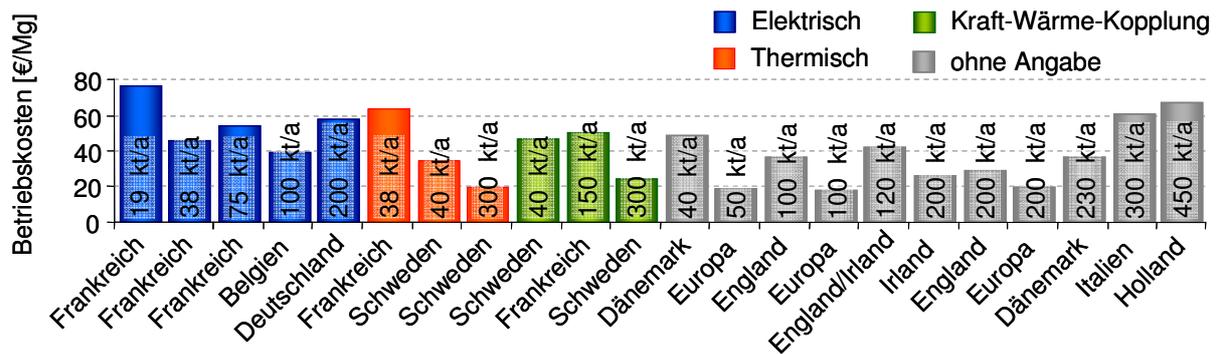


Abbildung 65: Betriebskosten unterschiedlicher europäischer Abfallverbrennungsanlagen [Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006]

Die Auswertung der in der Literatur verfügbaren Daten zeigt, dass der Kapitaldienst, also die Kosten die direkt durch die Höhe der Investitionskosten bestimmt werden, die Betriebskosten dominiert. Dieser trägt im Durchschnitt mit etwa 50 % zu den Betriebskosten bei. Weitere 30 % der Betriebskosten werden für Personal, Wartung, Lizenzen, Steuern und Versicherungen aufgewendet. Somit sind rund 80 % der Betriebskosten so genannte Fixkosten und lediglich 20 % variable Kosten (vgl. Abbildung 66). Diese variablen Kosten, also Aufwendungen für Betriebsmittel und Reststoffentsorgung, fallen bei einem Anlagenstillstand nicht an. 80 % der Kosten müssen jedoch auch bei Anlagenausfall getragen werden. Daraus wird die Notwendigkeit einer möglichst hohen Anlagenverfügbarkeit für den wirtschaftlichen Betrieb der Verbrennungsanlage deutlich.

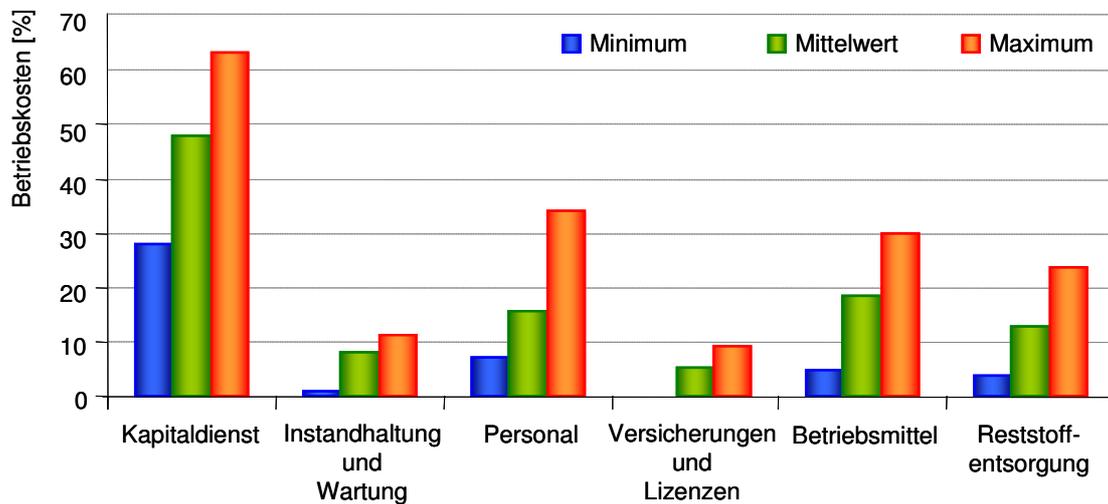


Abbildung 66: Aufteilung der Betriebskosten auf verschiedene Kostenpositionen [Wolf 1995, VDI 2002, Tabasaran und Huber 2003, Fitzgerald 2009, Feldmann 2010]

Die größte Kostenposition stellt wie beschrieben der Kapitaldienst dar. Daraus ergibt sich, dass als primäres Ziel zur Kostenoptimierung die Reduktion der Investitionskosten verfolgt werden muss. Bei Betrieb der Anlage in einem Schwellen- oder Entwicklungsland können darüber hinaus große Einsparungen bei den Personalkosten erzielt werden. Einsparungen,

die z. B. durch effizientere Ausnutzung der Additive in der Abgasreinigung erzielt werden können, haben hingegen kaum Auswirkungen auf die Gesamtkosten.

5.2.2 Dezentrale Feuerungen

Kostendaten zu dezentralen Abfallverbrennungsanlagen sind in der Literatur kaum verfügbar, da diese Anlagen bisher nur vereinzelt umgesetzt wurden. Aus diesem Grund basiert die nachfolgende Kostenbetrachtung auf Richtpreisangeboten unterschiedlicher Hersteller (Anlagen A–E). In Anlehnung an die Ergebnisse der Länderstudien in Kapitel 3 waren die Eckdaten der Angebotseinholung eine Rostfeuerung mit einem Durchsatz von 3 kg/h bei einem Heizwert des Abfalls von 6 MJ/kg. Dies entspricht einer Feuerungs-wärmeleistung von 5 MW. Die Abgasreinigung sollte als trockene Abgasreinigung mit SNCR ausgeführt werden. Die Art der Energienutzung wurde von den Herstellerfirmen vorgegeben. Von drei Herstellern (A, B, C) wurde die Anlage in Kraft-Wärme-Kopplung konzipiert. Ein Anbieter (D) bot die Anlage zur reinen Verstromung und ein weiterer Anbieter (E) ohne Energienutzung an. Da es sich um Richtpreisangebote handelte, wurde die Technik durch die Hersteller nicht weiter spezifiziert. Die Anbieter C und E gaben nur eine Preisspanne an. Hier wurde in Abbildung 67 der Mittelwert mit der Spreizung der Minimal- und Maximalwert dargestellt.

Darüber hinaus existieren in der Literatur eine Studien über eine kleine Abfallverwertungsanlage des Forschungszentrums Karlsruhe [Seier 1999]. Diese Pilotanlage wurde für einen Durchsatz von 16.500 Mg/a ausgelegt [Seier 1999]. Um diese Kosten mit den Richtpreisangeboten vergleichbar zu machen, wurden die Kostenangaben mit Hilfe von Gleichung 2 für eine Kapazität von 24.000 Mg/a berechnet. Die Kostenangaben aus dem Jahr 1999 wurden in Euro umgerechnet und mit einem Preissteigerungsfaktor von 108,8/91,8 multipliziert. Dieser Faktor erklärt sich aus dem Index der Erzeugerpreise für Maschinen aus dem Jahr 1998 von 91,8 und von 108,8 im Jahr 2009 [Destatis 2010]. Daraus ergeben sich die in Abbildung 67 Investitionskosten der Anlage F.

Ein Vergleich der veranschlagten Investitionskosten dieser Hersteller wird in Abbildung 67 dargestellt. Die Investitionskosten umfassen bei allen Anlagen die Gebäude und den kompletten Kraftwerksprozess von der Beschickung bis zur Abgasreinigung. Je nach energetischer Nutzung sind außerdem die entsprechenden Investitionskosten für den Kessel und/oder die Turbine enthalten. Es zeigt sich, dass die Investitionskosten der Pilotanlage des Forschungszentrums Karlsruhe (F) weit unter den Investitionskosten der kommerziell anbietenden Hersteller liegen. In Gesprächen mit den Herstellerfirmen zeigte sich, dass für dezentrale Kleinverbrennungsanlagen derzeit kein Markt gesehen wird und daher bisher keine Erfahrungen vorliegen. Aus diesem Grund stellen die Richtpreise eine obere Kostenangabe dar, in die ein Unsicherheitsaufschlag eingeflossen ist. Darüber hinaus zeigt die Erfahrung, dass bei Umsetzung einer Pilotanlage als industrielle Anlage mit Kostensteigerungen zu rechnen ist. Darüber hinaus beinhaltet die Anlage des Forschungszentrums Karlsruhe keine Gewinne.

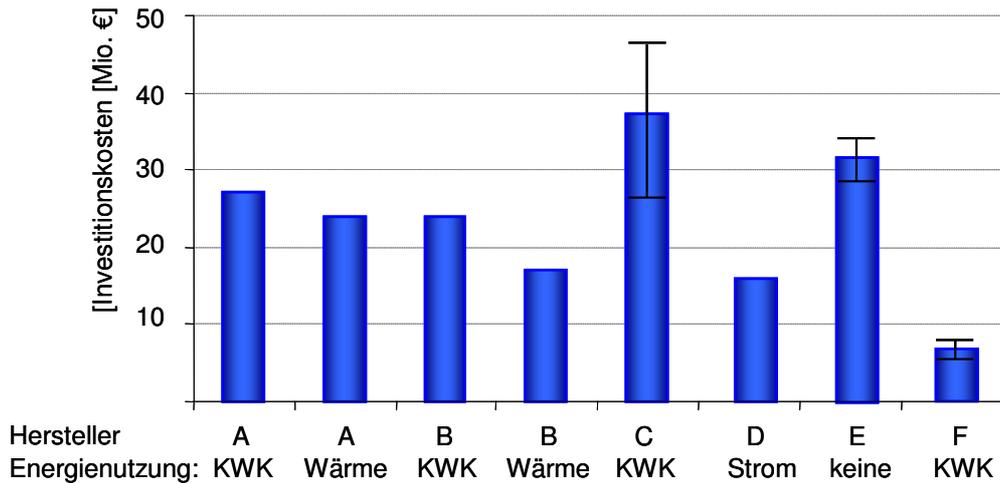


Abbildung 67: Investitionskosten dezentraler Abfallverbrennungsanlagen nach Art der Energienutzung laut Richtpreisangeboten

Eine weitere Unterteilung der Investitionskosten auf einzelne Anlagenteile konnte nur für die Anlagen der Firma A und die Pilotanlage des Forschungszentrums Karlsruhe (F) ermittelt werden. Zur besseren Vergleichbarkeit der beiden Anlagen wurden die berechneten Kosten der Anlage F mit einem Jahresdurchsatz von 24.000 Mg abgebildet. Es erfolgte die Aufteilung auf die Komponenten Feuerung, Abgasreinigung, Gebäude, Turbine und Sonstiges. Unter letztere Kategorie fallen die Kostenpositionen, EMSR-Technik, Engineering und Infrastruktur, die bei der Anlage A nicht gesondert ausgewiesen waren.

Abgesehen von der großen Differenz der Gesamtkosten fällt durch den Vergleich der Kostenstrukturen auf, dass die Turbine in beiden Fällen ähnlich hohe Kosten verursacht. Aufgrund des hohen Anteils der Turbinenkosten an den Gesamtkosten ist für die Auslegung der Referenzanlage zu prüfen, ob der Einsatz einer rein wärmenutzenden Anlage wirtschaftlicher ist als die Auslegung als KWK-Anlage. Die Kosten für Feuerung, Abgasreinigung und Gebäude sind bei der Pilotanlage wesentlich geringer. Aufgrund der geringen Detailtiefe des Richtpreisangebotes des Anlagenherstellers A konnten jedoch keine Rückschlüsse auf die Art der Kosteneinsparungen gemacht werden.

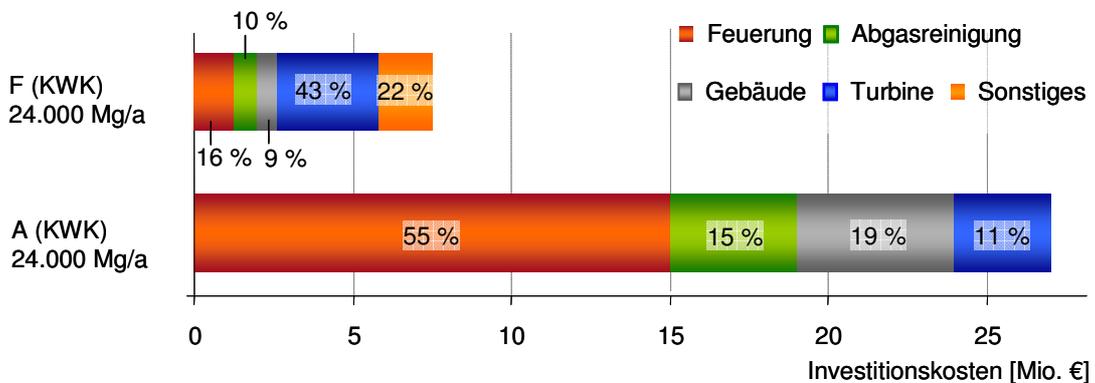


Abbildung 68: Investitionskostenstruktur am Beispiel der Anlagen A und F

Nachfolgend wurden die kapitalgebundenen Kosten und die Betriebskostenstruktur der Anlagen untersucht. Auf Basis der Herstellerangaben wurden spezifische Abfallentsorgungskosten für die einzelnen Anlagen berechnet. Die Berechnung basiert auf einer

Abschreibungsdauer von 15 Jahren und einem Zinssatz von 7 %. Die Betriebskosten der Anlage A wurden wiederum mit dem Erzeugerpreisindex auf das Jahr 2009 umgerechnet. Für die Kostenblock Hilfsenergie wurde der Index für „Elektrischer Strom und Dienstleistungen der Elektrizitätsversorgung, Gas, Fernwärme, Wasser“ in Höhe von 121,8/79,2 verwendet. Die veranschlagten Personalkosten wurden mit dem Index für Verdienste in der Rubrik „Sammlung, Behandlung und Beseitigung von Abfällen; Rückgewinnung“ beträgt 103,8/88,1 umgerechnet [Destatis 2010].

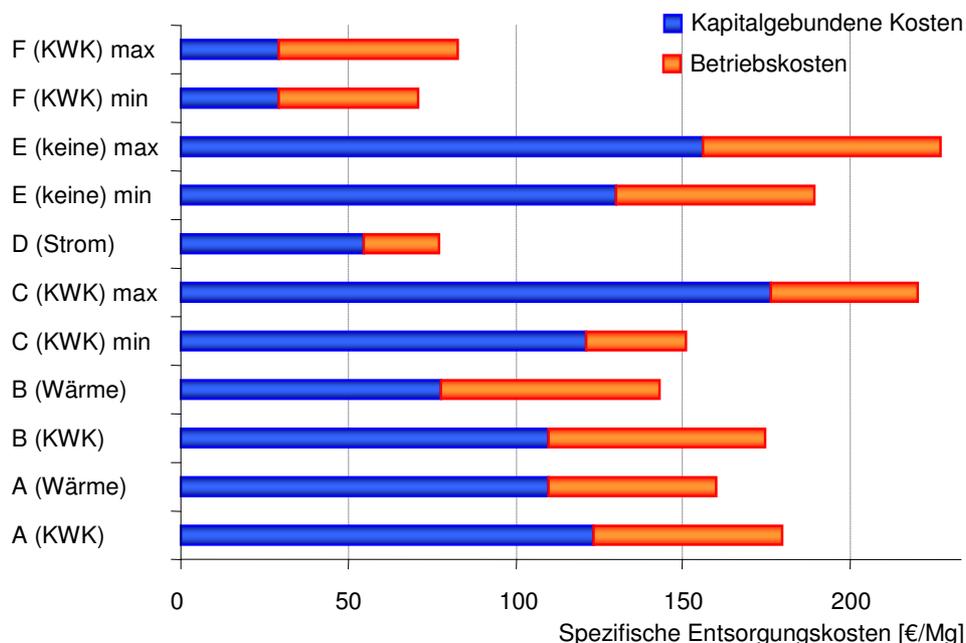


Abbildung 69: Spezifische Abfallentsorgungskosten dezentraler Abfallverbrennungsanlagen

Abbildung 69 zeigt die spezifischen Entsorgungskosten je Tonne Abfall. Je nach Anlagenhersteller ergeben sich stark unterschiedliche Kosten. Im günstigsten Fall entstehen Kosten in Höhe von 71 €/Mg (Anlage F), die teuerste Anlage entsorgt zu Kosten von 227 €/Mg (Anlage E). Die Anlagen des Herstellers E verfügen über einen Schmelzofen zur Ascheschmelze wodurch die Kosten um rund 20 % erhöht werden. Wie auch im Falle der Großanlagen (vgl. Kapitel 5.2.1) werden die Abfallbehandlungskosten maßgeblich von den kapitalgebundenen Kosten bestimmt. Diese belaufen sich auf 54 % bis 80 % der Gesamtkosten. Ausnahme ist hier wiederum die Anlage F. Aufgrund der niedrigen Investitionskosten übersteigen hier die spezifischen Betriebskosten den Anteil der kapitalgebundenen Kosten.

Alle Anlagenhersteller wiesen darauf hin, dass zusätzlich zu den beschriebenen Kosten Aufwendungen für die Zerkleinerung der Abfälle notwendig werden. Diese belaufen sich laut verschiedener Richtpreisangebote je nach verwendeter Technik auf 4–9 €/Mg. Als Richtwert für den Zerkleinerungsgrad gab Hersteller A eine Partikelgröße von 40 mm vor.

Der Vergleich zwischen den kommerziell angebotenen dezentralen Abfallverbrennungsanlagen und der Berechnung des Forschungszentrums Karlsruhe zeigt, dass im Bereich der Investitionskosten ein großes Potenzial zur Kostenoptimierung vorhanden ist. Inwieweit die Investitionskosten der Pilotanlage bei industrieller Umsetzung steigen würden, lässt sich nicht abschätzen. Die berechneten Betriebskosten liegen für alle Anlagen in einer ähnlichen

Größenordnung. Bei Einsatz dieser Anlagen in Schwellenländern ist davon auszugehen, dass sich die Personalkosten stark verringern, so dass Einsparungen von bis zu 30 % der Betriebskosten erzielt werden könnten.

5.2.3 Abgasreinigungssysteme

Der Abgasreinigung wird unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten ein besonderes Gewicht beigemessen, da sie in der Vergangenheit häufig als Grund dafür genannt wurde, dass Kleinanlagen nicht wirtschaftlich betrieben werden können. Es wurde davon ausgegangen, dass die aufwändigen mehrstufigen oder nassen Verfahren bei Einsatz in Kleinanlagen überproportional hoch sind. Seit einigen Jahren ist jedoch ein Preisrückgang bei den Investitionskosten der Abgasreinigung zu beobachten. So zeigt sich, dass die trockene Rauchgasreinigung zu den Investitionskosten der Beispielanlagen aus Kapitel 5.2.2 nur mit 10–15 % beiträgt.

Die Abgasreinigung kann, wie in Kapitel 2.3.2.5 beschrieben in trockene, konditioniert trockene oder nasse Verfahren unterschieden werden. Zusätzlich steht für die Minderung der Stickoxide die selektive katalytische (SCR) bzw. die selektive nicht katalytische Reinigung (SNCR) zur Verfügung. Diese Systeme werden nachfolgend in Bezug auf Ihre Kosten analysiert.

Das SNCR-Verfahren gilt als kostengünstiger, jedoch weniger effektiv als das SCR-Verfahren, da mit letzterem die höheren Abscheidegrade erreicht werden können. Da mit beiden Systemen die europäischen Grenzwerte sicher einzuhalten sind, sind beide Verfahren zunächst als gleichwertig zu betrachten. Von der Heide [2008] bezifferte die Investitionskosten für das SCR-Verfahren auf das fünffache des SNCR-Verfahrens. Des Weiteren fallen erhöhte Betriebskosten für zusätzliche Gebläseleistung, die zur Überwindung des Druckverlustes der Wärmetauscher und des Katalysators benötigt wird, sowie weitere Kosten für Hilfsenergie (Heizöl, Erdgas) zur Wiederaufheizung des Abgases an. Die verfahrensbedingte geringere Umsetzung der Reduktionsmittel im SNCR-Verfahren führen hingegen zu höheren Betriebskosten für Hilfsstoff. Insgesamt liegen jedoch die Betriebskosten des SNCR-Verfahrens unter denen des SCR-Verfahrens. In der Studie von von der Heide [2008] betragen die Kosten für die Entstickung bei Einsatz einer SNCR je nach gewünschten Abscheidungsgrad zwischen 0,94–1,32 €/Mg Abfall und bei Verwendung des SCR-Verfahrens bei 3,38 €/Mg. Hogg [2001] kommt sogar zu dem Schluss, dass für die SCR-Technik 4,43 €/Mg Abfall mehr aufzuwenden sind, als bei Einsatz des SNCR-Verfahrens. Unter rein wirtschaftlichen Gesichtspunkten ist somit das SNCR-Verfahren dem SCR-Verfahren vorzuziehen.

Für die anderen sekundären Abgasreinigungssysteme gilt überschlüssig, dass einfache Systeme mit niedrigen Investitionskosten (trockene AGR) durch einen hohen Betriebsmittelbedarf und größere Rückstandsmengen gekennzeichnet sind. Die aufwändigeren Verfahren (nasse AGR), die Rückstandsmengen minimieren und die Erzeugung von Wertstoffen erlauben, weisen in der Regel höhere Investitionskosten auf. In der Vergangenheit nahm die Abgasreinigung einen Anteil von 15–35 % an den Gesamtinvestitionskosten von Abfallverbrennungsanlagen ein [Achterbosch und Richers 1999]. Bezogen auf die Maschinenteknik waren dies 25–41 % (vgl. Kapitel 5.2.1). Seit Mitte der 90er Jahre ist ein starker Rückgang in den Investitionskosten für die AGR zu sehen.

Dieser von Achternbosch und Richers [1999] attestierte Trend setzte sich fort. Kalkulierten diese für eine SNCR-Anlage einer Abfallverbrennungsanlage mit einem Durchsatz von 200.000 Mg/a Investitionskosten in Höhe von rund 1 Million Euro, gibt BREF [2005] Investitionskosten in Abhängigkeit vom Durchsatz zwischen 700.000 € und 1 Million € an. Von der Heide [2008] nennt Investitionskosten zwischen 200.000 € und 500.000 € für eine Anlage mit 117.000 Mg Jahresdurchsatz.

Vergleichbare Kostenangaben für einzelne Abgasreinigungssysteme sind in der Literatur kaum verfügbar. Angaben von Thomé [1994], Thomé et al. [1995] und Schaub [1996] wurden von Achternbosch und Richers [1999] zusammengestellt und bewertet. Wie im Fall der SNCR-Anlage beschrieben, ist jedoch auch hier davon auszugehen, dass für die nachfolgenden Komponenten ein weiterer Preisrückgang stattgefunden hat.

Achternbosch und Richers kommen für eine Anlage mit einem Jahresdurchsatz von 200.000 Mg zu dem Ergebnis, dass die Investitionskosten nasser Abgasreinigungsverfahren mit SCR je nach den beinhalteten Komponenten zwischen 12,3–14,8 Millionen € betragen. Die nasse AGR mit SNCR wird mit 9,7 Millionen € angegeben. Die konditioniert trockenen Verfahren bewegen sich in einer Spanne von 8,2–11,2 Millionen €. Die günstigste Variante stellen die trockenen Verfahren dar. Rund 7 Millionen € werden für ein trockenes Verfahren mit SNCR, Verdampfungskühler, Additiveindüsung und Gewebefilter veranschlagt. Stubenvoll et al. [2002] setzten für ein vergleichbares System mit einem Durchsatz von 150.000 Mg/a Investitionskosten in Höhe von 6 Millionen an.

Betriebskosten entstehen bei der trockenen Abgasreinigung für den Bezug von elektrischer Energie, die Verbrauchsmengen an Additiven (CaO und Aktivkohle), die Entsorgung der Abgasreinigungsrückstände und für Wartung. Bei der nassen Abgasreinigung fallen zusätzliche Kosten für die Wiederaufheizung des Abgases und für die Abwasserbehandlung an. Dem steht ein geringerer Verbrauch an Sorbentien gegenüber.

Die Kosten für Ad- bzw. Absorbentien sind abhängig von den Rohstoffpreisen, den Mischungen und dem Herstellungsverfahren und können stark schwanken. Tabelle 34 zeigt typische Kosten einzelner Sorbentien, wobei hier teilweise erhebliche Schwankungen auftreten können.

Tabelle 34: Kosten von Sorbentien [Nethe 2002]

Produkt	Kosten [€/Mg]
Kalkhydrat	75 – 100
Herdofenkoks	350 – 500
Aktivkohle	500 – 2.500
Aktivkohle (schwefeldotiert)	3.500 – 6.000
Zeolithe	350 – 1.000
Inertmaterialien	50 – 400
Mischadsorbentien	150 – 1.500

Die Betriebskosten der Abgasreinigung schwanken je nach Rahmenbedingungen (z. B. lokale Preise für die Entsorgung der Abgasreinigungsrückstände) stark, so dass an dieser Stelle aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten keine Bewertung der Systeme vorgenommen werden kann. Aufgrund der niedrigeren Investitionskosten der trockenen Abgasreinigungsanlage ist jedoch davon auszugehen, dass die trockenen Systeme kostengünstiger zu betreiben sind.

5.3 Zielkosten einer dezentralen Abfallverbrennungsanlage

5.3.1 Zielkostenrechnung

Wie die Ist-Analyse der Investitions- und Betriebskosten existierender Abfallverbrennungsanlagen im Vergleich mit den derzeitigen Abfallentsorgungskosten der in Kapitel 3 betrachteten Länder zeigt, existiert ein großer Kostenreduktionsbedarf um die thermische Abfallbehandlung wirtschaftlich konkurrenzfähig betreiben zu können. Um Möglichkeiten zur Kostenreduktion zu eruieren wird in Folgendem die Zielkostenrechnung verwendet.

Die Zielkostenrechnung (Target Costing) ist eine markt- und kundenorientierte Methodik zur Zielkostenplanung und einer frühzeitigen Kostenbeeinflussung. Diese Methodik wird häufig in der Entwicklung komplexer Produkte angewendet, da bereits während der Entwicklungsphase bis zu 80 % der Lebenszykluskosten festgelegt werden. Sie bietet sich besonders für Produkte an die in Kleinserien hergestellt werden [Sakurai 1989, Coenenberg et al. 2007]. Aus diesem Grund wird dieses Instrument für die Kostenoptimierung der geplanten Referenzanlage gewählt.

Das Vorgehen bei der Zielkostenrechnung wird in Abbildung 70 verdeutlicht. Bei dieser Kostenrechnung wird zunächst analysiert welche Funktion der Kunde vom Produkt erwartet und welchen Preis er dafür zu zahlen bereit ist. Dieser Zielpreis abzüglich einer Gewinnmarge stellt die Zielkosten bzw. zulässigen Kosten (allowable costs) des Produktes dar. Diese Kosten werden den Standardkosten (drifting costs) gegenüber gestellt. Die Standardkosten beschreiben dabei die unter Beibehaltung des aktuellen Technologie- und Verfahrensstandards des Unternehmens erwarteten Kosten für dieses Produkt. Die Zielkosten liegen in der Regel deutlich unter den Standardkosten des Produktes. Diese Kostendifferenz muss durch Kostenreduktionsmaßnahmen geschlossen werden, wobei meist zunächst ein Teil der Kosten sofort reduziert wird und ein weiterer Kostenblock häufig erst nach Markteinführung des Produktes reduziert werden kann [Wöhe und Döring 2005].

Da die ermittelten Zielkosten zu pauschal sind, um konkrete Einsparpotenziale aufzudecken, müssen zur Operationalisierung diese auf die entsprechenden Komponenten oder vorher definierte Produktfunktionen aufgeteilt werden (Kostenspaltung). Aus den Kostenprognosen für die einzelnen Komponenten lassen sich dann wiederum die geschätzten Standardkosten für das Gesamtprodukt ermitteln. Sind diese noch höher als die Zielkosten sind weitere Einsparpotenziale zu ermitteln bis letztendlich die gewünschten Zielkosten erreicht werden. Letztendlich entsteht so ein Produkt mit den gewünschten Leistungsmerkmalen das zu geringeren Kosten als den marktüblichen produziert werden kann [Döring und Wöhe 2005, Coenenberg et al. 2007].

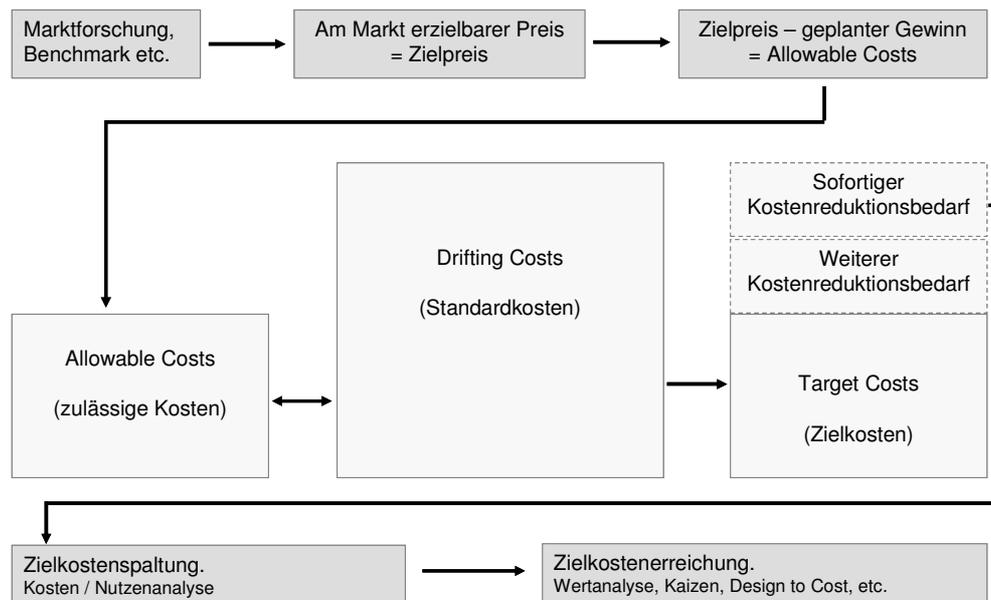


Abbildung 70: Vorgehensweise bei der Zielkostenrechnung nach [Finanzchef 2011, Wöhe und Döring 2005]

5.3.2 Standardkosten

Die Standardkosten bzw. drifting costs ergeben sich für die dezentrale Abfallverbrennungsanlage aus der Analyse von Marktpreisen für Gesamtsysteme bzw. der Kosten oder Preise der Einzelkomponenten. Die Betrachtung von Preisen kann zu Verzerrungen in der Abbildung der Gewichtung der einzelnen Komponenten führen, da dort die Gewinnmargen der einzelnen Unternehmen eingeflossen sind. Mangels besserer Datenbasis wurden in dieser Arbeit jedoch Preise und Kosten gleichgesetzt.

Die derzeitigen marktüblichen Preise und Kosten von großtechnischen und dezentralen Abfallverbrennungsanlagen und deren Komponenten wurden im Kapitel 5.2 beschrieben. Weitere Untersuchungen zur Struktur von spezifischen Abfallentsorgungskosten wurden von Feldmann [2010] durchgeführt. Aus dieser Analyse wurde die nachfolgend dargestellte durchschnittliche Kostenaufteilung ermittelt. Die kapitalgebundenen Kosten wurden aus den Investitionskosten bei einer Verzinsung von 7 % und einer für die Berechnung der Wirtschaftlichkeit von Abfallverbrennungsanlagen typischen kalkulatorischen Nutzungsdauer von 15 Jahren [Koppe und Juchelková 2009] berechnet. Es zeigt sich, dass die kapitalgebundenen Kosten 62,9 % der Gesamtkosten betragen. Hiervon sind wiederum 55 % reine Maschinenbaukosten, die restlichen 45 % müssen für Engineering, Konstruktion, allgemeine Bauarbeiten und Infrastrukturmaßnahmen aufgebracht werden. 17,8 % der spezifischen Entsorgungskosten fallen als betriebsgebundene Kosten und weitere 19,3 % als verbrauchsgebundene Kosten an.

Die Angaben stellen lediglich Richtwerte dar. Im Einzelfall sind die Verhältnisse von vielen Faktoren abhängig (z. B. Technologie, Zins, Lebensdauer). Trotzdem kann die angegebene Kostenstruktur als typisch gelten. Analog zur dargestellten Struktur können nun die Kosten der Einzelkomponenten und der Gesamtanlage, die Standardkosten bestimmt werden.

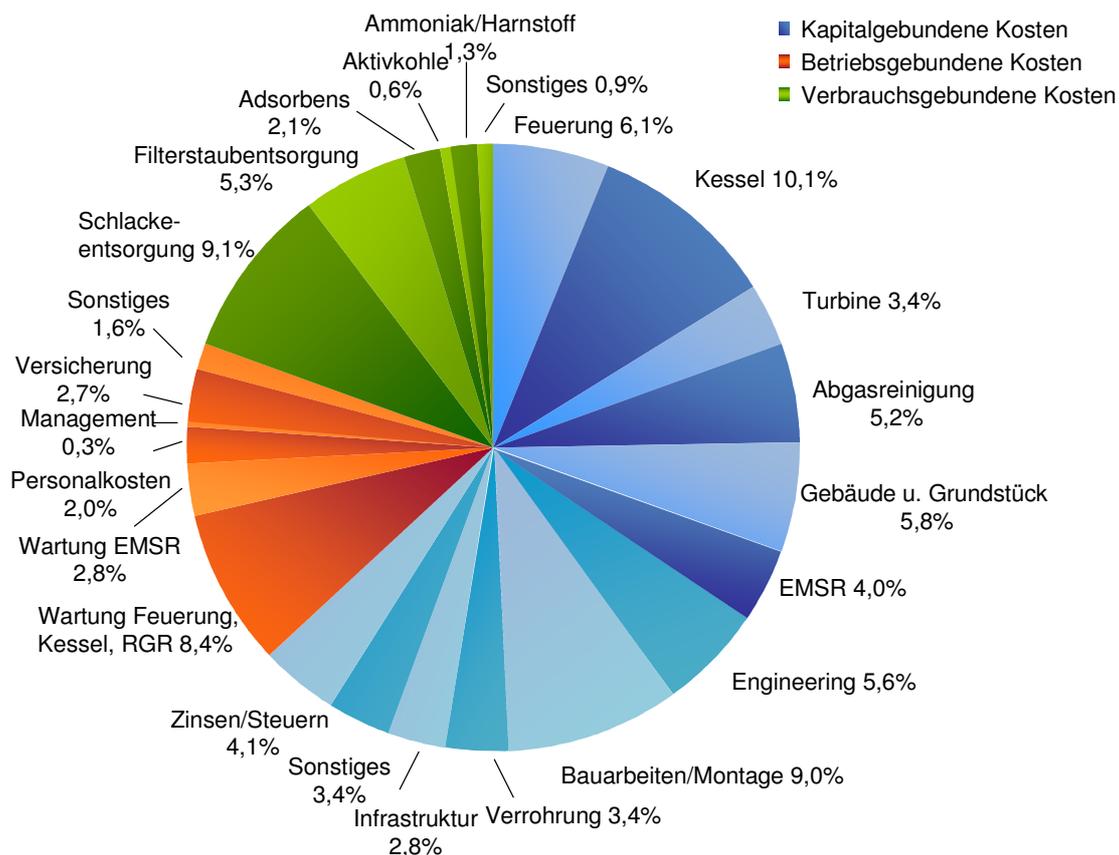


Abbildung 71: Kostenstruktur einer typischen Abfallverbrennungsanlage unter Einbezug der Lohnkosten in Schwellenländern [Feldmann 2010]

Auf Basis der Richtpreisangebote aus Kapitel 5.2.2 ergeben sich durchschnittliche spezifische Abfallbehandlungskosten von 160 €/Mg. Aus den Länderanalysen in Kapitel 3 geht hervor, dass die aktuellen Entsorgungskosten einer Tonne Abfall zwischen 12 € und 30 € betragen. Rund 80 % hiervon sind Aufwendungen für Sammlung und Transport, so dass für die Ablagerung derzeit zwischen 2,40 € und 6 € erhoben werden. Diese Abfallannahmegebühr kann als Erlös der Abfallverbrennung zugerechnet werden. Somit würden sich die derzeitigen Entsorgungskosten mit einer Abfallverbrennungsanlage (Standardkosten) auf 157,60–152,00 €/Mg Abfall belaufen.

5.3.3 Zielkosten

Die Zielkosten können auf unterschiedliche Arten ermittelt werden. In der Regel unterscheidet man zwischen fünf Verfahren.

„Market to Company“ ist die klassische Form der Zielkostenfestlegung. In diesem Fall wird wie beschrieben, ein Produktpreis am Markt ermittelt und der geplante Gewinn subtrahiert um die Zielkosten zu erhalten.

Beim „Out of Competitor“ Verfahren werden die Zielkosten aus den Standardkosten der Konkurrenten abgeleitet. Hier fließen in die Zielkostenfestlegung strategische Entscheidungen ein, indem festgelegt wird, ob zu niedrigeren vergleichbaren Kosten wie der Wettbewerber angeboten wird.

Als weitere Verfahren wird teilweise die Zielkostendefinition mit den Verfahren „Out of Company“ oder „Out of Standard Costs“ durchgeführt. Hier tritt die Marktorientierung in den Hintergrund und unternehmensinterne Standards und Methoden werden zur Kostenfindung verwendet. Zugrunde gelegt werden häufig abgeschlossene Projekte und aktuell bereits bekannte Kosteneinsparpotenziale.

Als fünftes Verfahren steht die Kombination aus „Market into Company“ und „Out of Company“, das „Into and Out of Company“ zur Verfügung. Hierbei wird ein Abstimmungsprozess zwischen den vom Markt erlaubten Kosten und den vom Unternehmen erzielbaren Kosten durchgeführt. Eine detaillierte Beschreibung der Verfahren zur Zielkostenermittlung wird in Freidank [2008] gegeben.

Im hier behandelten Fall der thermischen Abfallbehandlung werden die Zielkosten nach dem Modell „Market into Company“ ermittelt. Hierzu werden die derzeitigen Abfallentsorgungskosten und die Kosten alternativer Behandlungsverfahren herangezogen.

Die derzeitigen Abfallentsorgungskosten liegen in den betrachteten Schwellenländern bei 2,4–6 €/Mg. Hier wirkt sich die große Zahl an illegalen Müllkippen und einfacher Deponien kostensenkend aus. Da jedoch jede andere Art der Abfallbehandlung zu höheren Kosten führen würde, werden als Zielkosten diejenigen einer geordneten Deponierung verwendet. Die geplante thermische Anlage soll also mit einer geordneten Abfalldeponierung konkurrenzfähig sein. Die Deponierungskosten in Schwellenländern liegen, ebenfalls ohne Betrachtung von Erlösen, durchschnittlich bei 32 €/Mg [IA 2006]. Das heißt, es sind ohne Einbezug von Erlösen (Abfallannahmegebühren und Energieverkauf) die Kosten der thermischen Behandlung um 80 % zu senken um die Zielkosten zu erreichen.

5.4 Kosteneinsparpotenziale

5.4.1 Kosteneinsparpotenziale aus der Produktstruktur

Zur Kosteneinsparung können zunächst Änderungen an der Produktstruktur vorgenommen werden, wobei die grundlegenden Leistungsmerkmale nicht verändert werden dürfen. Weitere Kosteneinsparpotenziale können nach Abschluss der Anlagenplanung mittels Standardisierung und Serienfertigung erzielt werden.

Wie bereits beschrieben, wird zur Operationalisierung der Zielkosten die Zielkostenspaltung durchgeführt. In diesem Fall erfolgt die Spaltung in die Komponenten „Vorbehandlung, Feuerung, Energienutzung, Abgasreinigung, Gebäude und EMSR-Technik.

Als Hilfsmittel für den Vergleich der zulässigen Kosten mit den Standardkosten dient das Zielkostenkontrolldiagramm. Mit diesem können Kostensenkungspotenziale aufgedeckt und Maßnahmen abgeleitet werden. Das Diagramm wird aus dem Kosten-Nutzen-Verhältnis einzelner Funktionen bzw. Komponenten gebildet. Dazu sind diese zunächst nach ihrem Nutzen zu gewichten. Mit dem Diagramm kann dann gezeigt werden welche Komponenten, gemessen an ihrem Nutzen, in der Standardkosten-Ausführung zu teuer oder auch zu günstig realisiert sind.

In der Praxis soll die Gewichtung der Komponenten hinsichtlich ihres Nutzens durch ein Expertenteam aus unterschiedlichen Funktionsbereichen (Controlling, F&E, Produktion) oder durch die Conjoint-Analyse (Befragung von Kunden) vorgenommen werden [Coenenberg et al. 2007].

In dieser Arbeit wurde die Gewichtung in Zusammenarbeit mit Wissenschaftlern aus dem Bereich Energietechnik und Abfallwirtschaft durchgeführt. In gemeinsamen Workshops wurden hierzu die Hauptfunktionen einer dezentralen Abfallverbrennungsanlage in Schwellenländern definiert. Diese wurden als die Volumen- und Gewichtsreduktion, die Minimierung von Schadstoffen und die Energieerzeugung definiert. Die Hauptaufgabe wird in der Volumenreduktion gesehen, gefolgt von der Schadstoffminimierung. Die Energieerzeugung und -nutzung wird nachrangig bewertet, da zunächst das Entsorgungsproblem gelöst werden muss. Unterschiedliche Möglichkeiten zur effizienten Energienutzung sollen dennoch beachtet werden, da die nachhaltige Energieerzeugung einen entscheidenden Aspekt der Entwicklung darstellt.

Die Komponenten der thermischen Abfallbehandlungsanlage wurden anschließend den Hauptfunktionen zugeordnet. So wurde z. B. die Komponente „Vorbehandlung“ deren Gesamtnutzen im System mit 5 % bewertet wurde, zu 100 % der Aufgabe „Volumen reduzieren“ zugeteilt. Die Feuerung hat mit 45 % den höchsten Nutzen im System und trägt mit 30 % dem Nutzen „Volumen reduzieren“, zu 19 % dem Nutzen „Schadstoffe minimieren“ und zu 5 % dem Nutzen „Energie erzeugen“ bei. Diese Zuteilung wurde im Expertenworkshop für alle Komponenten durchgeführt. Daraus ergab sich die in Tabelle 35 dargestellte Gewichtung der Nutzen der einzelnen Komponenten.

Tabelle 35: Komponenten-/Funktionen-Matrix

Komponente \ Funktion	Volumen reduzieren	Schadstoffe mindern	Energie erzeugen	Nutzenanteil Komponente
Vorbehandlung	5 %			5 %
Feuerung	30 %	10 %	5 %	45 %
Energienutzung			15 %	15 %
AGR		20 %		20 %
Gebäude		3 %		3 %
EMSR	4 %	4 %	4 %	12 %
Nutzenanteil der Funktion	39 %	37 %	24 %	100 %

Aus der dargestellten Komponenten-/Funktions-Matrix können die Nutzenanteile der einzelnen Komponenten abgelesen werden. Trägt man die Kostenanteile der Komponenten über den Nutzenanteilen auf, erhält man das Zielkostenkontroll-Diagramm. Aus diesem wird deutlich welche Komponenten im Verhältnis zum Nutzen zu aufwändig, d. h. zu teuer produziert werden.

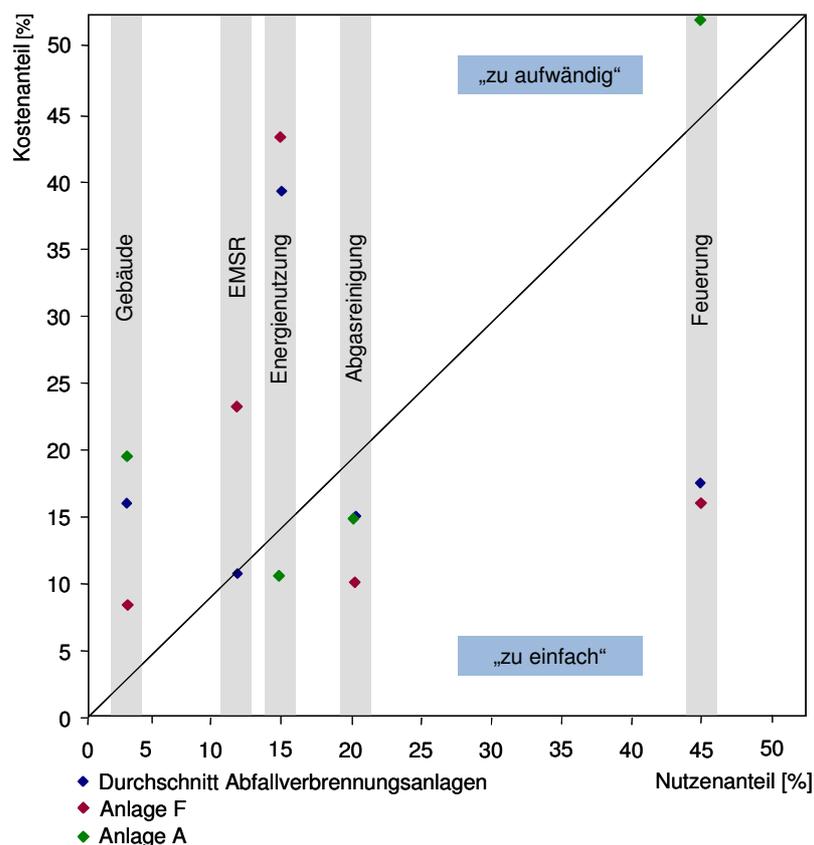


Abbildung 72: Zielkostenkontroll-Diagramm

Im Zielkostenkontroll-Diagramm (Abbildung 72) wurden die Werte für eine durchschnittliche MVA sowie die der Pilotanlage des Forschungszentrums Karlsruhe (Anlage F) und der kommerziell verfügbaren Anlage A aufgetragen. Daraus wird deutlich, dass bei einer Durchschnitts-MVA die Kosten für Feuerung, Abgasreinigung und EMSR-Technik im Verhältnis zu ihrem Nutzen angemessen bzw. eher zu gering sind. Die Kosten für das Gebäude und die Energienutzung sind hingegen zu hoch. Im Fall der Anlage A sind die Kosten der Feuerung überproportional hoch und übersteigen bei weitem den Nutzen. Unklar ist, ob bei der Kostenzuweisung zu dieser Komponente etwaige andere Komponenten wie z. B. die EMSR-Technik oder die Verrohrung etc. zugerechnet wurden, die bei den anderen Anlagen gesondert ausgewiesen waren. Die Kosten für Energienutzung (Kessel und Turbine) und EMSR-Technik der Pilotanlage des Forschungszentrums Karlsruhe übersteigen trotz bereits weitgehend reduzierter Investitionskosten den Nutzen. Vorallem im Bereich der Energienutzung fällt die kostenintensive Turbine ins Gewicht, so dass deren Kosten weiter reduziert werden sollten, bzw. über eine alternative Energienutzung nachgedacht werden müsste.

Aus dieser Analyse wird deutlich, dass die größten Kostenreduktionspotenziale im Bereich der Energienutzung, des Gebäudes und der EMSR-Technik zu suchen sind.

Mögliche Kosteneinsparungen im Bereich Gebäude ergeben sich bei weitgehender Freiluftaufstellung. Aus Gründen des Klimaschutzes sollte jedoch der Bereich der Anlieferung und Lagerung der Abfälle als geschlossenes Gebäude ausgeführt werden. Die Hallenluft kann abgesaugt und als Verbrennungsluft verwendet werden. Hier bietet sich die Ausführung als Leichtbauhalle an.

Die Kosten der EMSR-Technik werden überwiegend durch die gesetzlich vorgeschriebenen Überwachungseinrichtungen der Reingasqualität bestimmt und fallen unabhängig von der Anlagengröße in der gleichen Höhe an. Dies bedeutet, dass die Kosten bei Kleinanlagen überproportional hoch sind. Aufgrund der gesetzlich vorgeschriebenen Messgrößen sind hier nur geringfügige Einsparpotenziale ersichtlich indem die E- und Leittechnik dezentral gestaltet wird.

Die Energienutzung stellt ebenfalls einen zu optimierenden Bereich dar. Der Großteil der Kosten fällt auf die Turbine zurück. Die Richtpreisangebote aus Kapitel 5.2.2 zeigen, dass durch Auslegung der Anlage zur reinen Wärmeerzeugung die Gesamtinvestitionskosten um bis zu 30 % reduziert werden können. Dem stehen allerdings entgangene Erlöse für den Verkauf von Strom gegenüber. Eine Bewertung der wirtschaftlichen Vor- und Nachteile einer KWK-Anlage im Gegensatz zu einer Wärmeerzeugenden-Anlage werden in Kapitel 6.11.3 diskutiert. Kostensenkend auf die Energieerzeugung wirkt sich laut Seier [1999] die Verwendung eines Rauchrohrkessel statt eines Wasserrohrkessel aus.

Diese und weitere Kostenoptimierungsmaßnahmen werden bei der in Kapitel 6 beschriebenen Auslegung der Referenzanlage mit dem Ziel der Zielkostenerreichung vorgenommen. Abschließend erfolgt eine Bewertung der erzielbaren Kosteneinsparungen.

5.4.2 Kosteneinsparpotenziale durch Standortwahl und Modularisierung

Standortwahl

Dem Betreiben einer thermischen Abfallverwertungsanlage geht ein langer Planungsprozess voraus. Er beginnt in der Regel mit der Wahl des Standortes. Dieser wird, anders als im Fall von Produktionsstätten, nicht vorrangig an wirtschaftlichen Kriterien ausgerichtet, da bei Abfallverbrennungsanlagen der Entsorgungsauftrag im Mittelpunkt steht. Die Standortwahl hat aber erheblichen Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit. Wird eine Anlage weit außerhalb einer Kommune errichtet, um möglichst wenig Widerspruch durch die Bevölkerung zu provozieren, findet sich in der Regel kein Wärmeabnehmer. Neben den ökologischen Auswirkungen durch die schlechte Energieeffizienz der Anlage, entgehen dem Betreiber Einnahmen für den Wärmeverkauf. Ziel sollte es daher sein, den Standort derart zu wählen, dass sich möglichst ein Abnehmer für Prozessdampf oder Fernwärme in räumlicher Nähe befindet. Alternativ kann die Anlage auch in der Nähe von bestehenden Kraftwerken errichtet werden, die in Bezug auf die Stromerzeugung über freie Kapazitäten verfügen. Dort könnte der erzeugte Dampf in die bestehende Infrastruktur zur Stromerzeugung eingespeist werden. In diesem Fall wären keine Investitionen für die Stromerzeugungseinheit aufzuwenden. Lediglich die Einbindung der Dampf- bzw. Wärmeversorgung müsste vorgenommen werden. Neben verringerten Investitionskosten können die Abfallentsorgungskosten entscheidend durch die Erlössituation (zusätzliche Einnahmen durch Wärmeverkauf) beeinflusst werden. Laut Feldmann [2010] können je nach Rahmenbedingungen die Einnahmen durch den Verkauf von Prozessdampf bis zu 14 % höher liegen als bei einer KWK-Anlage mit Strom- und Wärmeverkauf. Dieser Einfluss wird in Kapitel 6.11.3 am Beispiel der Referenzanlage eingehender erläutert.

Modularisierung:

Modularisierung ist die Idee von der Zerlegung der Anlage in eine größere Anzahl standardisierter Einheiten, der Module. So ergibt sich ein technisches Konzept aus Modulen, die in Containern transportiert und erst auf der Baustelle montiert werden. Durch die Beschränkung auf einen oder einige wenige Anlagentypen wird zudem der Aufwand für das Engineering reduziert, während die Erfahrung bezüglich Anlagen- und Ausführungsplanung sowie Errichtung zunimmt. Das Projekt kann hierdurch zeitlich verkürzt werden. Mit größerer Sicherheit kann die Genehmigung ohne größere Komplikationen erteilt werden, da bereits identische Anlagen existieren. Ziel der Modularisierung ist also sowohl die Senkung der Investitions- und Betriebskosten als auch der Planungs-, Transport- und Installationskosten.

Mögliche Module sind dabei begrenzt durch die Maße eines 40 ft ISO-Standardcontainers (Länge: 12 m, Breite: 2,3 m, Höhe: 2,4 m). Das Gewicht der Module dürfte 26,48 Tonnen (in Spezialcontainern 28 Tonnen) nicht überschreiten. Von Kadak und Berte [2006] wurde eine Stahlkonstruktion entwickelt, die einzelne Module schützt und die Montage auf der Baustelle erleichtert. Der Aufbau der Anlage mit dieser Konstruktion funktioniert nach dem Plug-and-Play-Prinzip. Bei Defekt eines Moduls sind entsprechende Schienen und Vorrichtungen für einen schnellen Austausch vorgesehen. Anstatt vor Ort werden die Module in der Herkunftsfabrik repariert bzw. aufbereitet. Die Fertigung der Module kann dabei durch einen Verbund von Zulieferern erfolgen, die ihrerseits die genannten Maße einhalten. Diese Stahlkonstruktion wurde ursprünglich für die Errichtung dezentraler Atomreaktoren entwickelt und führt bei dem Bau dieser Anlagen zu Einsparungen der Lohnkosten von bis zu 23 %.

5.4.3 Kosteneinsparung durch Standardisierung beim Übergang von Einzel- zur Serienfertigung – Lerneffekte

Bei der Produktion von Gütern wurde festgestellt, dass mit wachsender Erfahrung, d. h. mit steigender Ausbringungsmenge eines Gutes, Kosten reduziert werden können. Diese Entwicklung wird auch bei der Produktion von Komponenten für dezentrale Abfallverbrennungsanlagen erwartet. Um zu ermitteln wie die Kosten durch diesen Effekt reduziert werden können, wird in diesem Abschnitt zunächst die Theorie der so genannten Lerneffekte beschrieben. Da für Abfallverbrennungsanlagen keine Daten über Lerneffekte existieren, wird anschließend ermittelt in welcher Höhe Lerneffekte bei vergleichbaren Technologien zu verzeichnen sind. Hierzu werden Literaturangaben zu Lerneffekten von Energieerzeugungstechnologien, insbesondere von fossilen Kraftwerken, ausgewertet. Die hierdurch gewonnenen Erkenntnisse werden dann auf die neue Technologie der dezentralen Abfallverbrennung angewandt und Lerneffekte hierfür abgeschätzt.

Den Lerneffekten liegt das Konzept der Erfahrungskurven zugrunde. Es beschreibt, dass sich die spezifischen inflationsbereinigten realen Kosten eines Produktes mit wachsender Erfahrung in der Produktion verringern. Diese Tatsache stellte Wright in den 30er Jahren erstmals beim Bau von Flugzeugen fest. Er konnte nachweisen, dass bei Verdoppelung der Produktion die benötigten Arbeitsstunden je Flugzeug um 20 % reduziert wurden. Die Einsparung der Arbeitszeit und somit die Kostenreduktion ist darauf zurückzuführen, dass zu Beginn der Produktion eines neuen Gutes oft Fehler unterlaufen, die mit steigendem Wissen vermieden werden können. Diese Auswirkung des Lernens und der wachsenden Erfahrung betrifft alle Bereiche des Unternehmens und kann durch die Erfahrungskurven abgebildet

werden. Auch externe Effekte wie z. B. sich ändernde ordnungspolitische Rahmenbedingungen oder die Einführung von Subventionen kann auf ein Produkt Auswirkungen haben [Jamasp und Köhler 2007].

Häufig wird in der Literatur der Begriff Erfahrungskurve mit dem Begriff Lernkurve gleichgesetzt. Von der Lernkurve wird jedoch gesprochen, wenn sich die Effekte nur auf Einsparungen im Produktionsbereich beziehen und andere Unternehmensbereiche nicht betrachtet werden. Da die Zuordnung der Lerneffekte auf einzelne Bereiche des Unternehmens schwer durchzuführen ist und beide Begriffe in der Literatur oft fälschlicherweise synonym verwendet werden, wird im Folgenden das übergeordnete Konzept der Erfahrungskurven angewandt.

In der gängigsten Beschreibung der Erfahrungskurve sinken die Kosten einer Einheit bei Verdoppelung der produzierten Menge um einen festen Prozentsatz, der so genannten Lernrate (vgl. [Pieper 2003]). Diese wird stets empirisch auf Basis der in der Vergangenheit angefallenen Kosten bestimmt. Wenn Angaben zu Kosten schwer zu ermitteln sind, werden Preise eines Produktes zugrunde gelegt. Somit entspricht beispielsweise ein Kostenrückgang um 20 % bei Verdopplung der Ausbringungsmenge einer Lernrate von 20 %. Im Verlauf des Lebenszyklus eines Produktes nehmen die Fehler und somit auch das Lernen ab, so dass letztendlich ein Lernplateau entsteht und keine weitere Kosteneinsparungen erzielt werden können [Zangwill 1999, McDonald und Schratzenholzer 2001, Baum 2007].

Diese quantitative Beziehung von Produktion und Kosten kann mit folgender Gleichung beschrieben werden.

$$C(x_t) = C(x_0) \left(\frac{x_t}{x_0} \right)^{-b} \quad (3)$$

x_t gibt die kumulierte Produktion bzw. im Falle von Energieerzeugungsanlagen die installierte Kapazität zum Zeitpunkt t an und b stellt einen positiven Lernparameter dar, während $C(x_t)$ die Kosten bzw. den Preis zum Zeitpunkt t wiedergibt. Die Variablen $C(x_0)$ und x_0 sind die Kosten/Preise respektive die kumulierte Produktionsmenge zu einem beliebigen Startzeitpunkt 0. Der Lerneffekt wird dann als Lernrate für jede Verdopplung der Produktionsmenge als prozentuale Kostenreduzierung dargestellt [Ferioli et al. 2009].

$$LR = 1 - 2^{-b} \quad (4)$$

Neuere Untersuchungen zeigen, dass neben der Kostenreduktion durch Lerneffekte bei gesteigerter Ausbringungsmenge auch Forschungs- und Entwicklungsaktivitäten (F&E) einen Einfluss auf die Lernrate haben. Hierzu wurden die Zwei-Faktor Lernkurven entwickelt und erstmals von Kouvariatakis [2000] auf Energietechnologien angewandt. Jamasp und Köhler [2007] kommen zu dem Schluss, dass die Ein-Faktor Lernkurven, die F&E-Aktivitäten nicht berücksichtigen, in der Regel den Lerneffekt überschätzen. Da bisher keine Studien zu Zwei-Faktor Lernkurven für die Abfallwirtschaft existieren, wird in dieser Arbeit auf die Ein-Faktor Lernkurven zurückgegriffen. Bei der Übertragung der Lernraten auf die neue Technologie der dezentralen Abfallverwertung werden, um die von Jamasp und Köhler [2007] ermittelte Überschätzung der Lerneffekte durch F&E-Aktivitäten zu berücksichtigen, die Lerneffekte konservativ abgeschätzt.

Rubin et al. [2007] zeigen dass in der frühen Phasen einer Kommerzialisierung von neuen Technologien häufig zunächst ein Kostenanstieg zu verzeichnen ist, da erst bei der Umsetzung eines neuen Produktes Defizite in Leistung und Betriebssicherheit bekannt werden und die Auslegung angepasst werden muss. Dieser Effekt der anfänglichen Kostensteigerung wird in der Literatur über Langzeit-Lerneffekte nicht reflektiert. Bei derzeitigem Planungsstand der dezentralen Abfallverbrennungsanlage ist die Einkalkulation einer anfänglichen Kostensteigerung nicht notwendig, da die ermittelten Kosten zunächst noch Schätzwerte darstellen und somit mit erheblicher Unsicherheit belastet sind. Nach Abschluss der Detailauslegung der Anlage kann ein Unsicherheitsfaktor bei den Investitionskosten einbezogen werden, der dem Effekt der anfänglichen Kostensteigerung Rechnung trägt.

Feroli et al. [2009] hat Daten von Dutton und Thomas [1984] ausgewertet, die 108 Studien über Lernraten aus 22 unterschiedlichen Industriesektoren beschrieben haben. Die untersuchten Lernraten ergeben über alle Sektoren hinweg eine Normalverteilung mit einer durchschnittlichen Lernrate von $\mu \approx 19\%$ und eine Standardabweichung von $\sigma \approx 8\%$.

McDonald und Schratzenholzer [2001], NEEDS 2006 und Jamasb und Köhler [2007] analysierten in der Literatur angeführte Lerneffekte für Energietechnologien. In Abbildung 73 werden die analysierten Lernraten verschiedener Stromerzeugungstechnologien für unterschiedliche Regionen und Zeiträume dargestellt. Die Werte „Schätzung Entwicklung“ basieren auf der Untersuchung von NEEDS [2006] und stellen eine Prognose für zukünftige Lerneffekte dar. Je nach Technologie sind die Lernraten unterschiedlich hoch. Betrachtet man die fossilen Kraftwerkstechnologien sind für Kohlekraftwerke unabhängig von der verwendeten Technologien Lernraten von durchschnittlich 6 % zu sehen, mit Ausnahme der frühen Entwicklungen in den USA bei denen eine Lernrate von 25 % zu verzeichnen war. Gasturbinen und GuD-Kraftwerke haben in der Vergangenheit höhere Lerneffekte erzielt und liegen im Durchschnitt bei Lernraten von 16 %. Für Kernkraftwerke reichen die Literaturangaben von negativen Lernraten (also steigenden Kosten aufgrund von steigenden Sicherheitsansprüchen etc.) bis zu den in Abbildung 73 dargestellten Lernraten von 5,8 %. Bei den fossilen Kraftwerken zeigt sich, dass in der Regel zu Beginn der Entwicklung die Lernrate höher liegt als bei Anlagen die bereits eine gewisse Technologiereife erreicht haben.

Da es sich bei den Erneuerbaren Energien überwiegend um relativ junge Entwicklungen handelt, deren Wachstum erst in den letzten Jahren stark anstieg und die dezentrale thermische Abfallverwertung ebenfalls eine neue Technologie darstellt, werden nachfolgend die Lerneffekte bei erneuerbaren Energien betrachtet, auch wenn diese Technik teilweise stark von der Technik einer Abfallverbrennungsanlage abweicht. Die Photovoltaik weist im Gegensatz zur Windenergie durchgehend hohe Lernraten auf. Bei der Windenergie schwanken die Lernraten da hier Faktoren wie die geographische Region stark ins Gewicht fallen.

Biomasse-KWK-Anlagen unterscheiden sich von den meisten anderen erneuerbaren Energien, da sie Brennstoffe benötigen und Zusatzkosten für weitere Aggregate wie z. B. die Abgasreinigung entstehen. Darüber hinaus haben diese Anlagen eine höhere installierte Leistung pro Anlage als die modularen Technologien der Photovoltaik und Windenergie wodurch eine geringere Zahl an Anlagen produziert wird. Die Investitionskosten von

Biomassekraftwerken hängen des Weiteren häufig von den örtlichen Rahmenbedingungen wie z. B. Emissionsgrenzwerten und den verwendeten Brennstoffen ab. Eine weitere Unterscheidung zu den anderen Erneuerbaren Energien ist der Output mehrerer Produkte. Neben Strom wird hier häufig Wärme produziert. All diese Merkmale sind auch bei Abfallverbrennungsanlagen zu finden, so dass hier eine ähnliche Erfahrungskurve zu erwarten ist. Junginger et al [2006] analysierten die Entwicklungen der Investitionskosten von schwedischen Biomasse-KWK-Anlagen. In dieser Untersuchung konnte jedoch in Bezug auf die Investitionskosten kein Lerneffekt ermittelt werden, da unterschiedlichen Anlagengrößen und -ausstattungen zugrunde gelegt wurden und somit eine zu große Streubreite der Werte vorlag. Bei der Erweiterung des Betrachtungsrahmens auf die Stromgestehungskosten dieser Anlagen ergab sich eine Lernrate von 9 %. Diese Rate ist niedriger als die von McDonald und Schrattenholzer [2001] in Abbildung 73 dargestellte Lernrate für Strom aus Biomasse in Europa von 15 %, bei der jedoch keine Angaben zur verwendeten Technologie (Verbrennung , Biogas etc.) gemacht wurde. Beier und Dötsch [2003] geben für Biomasseheizwerke eine Lernrate von 5 % an, mit der Begründung, dass diese Technologie ausgereift ist. Auf welche Anlagengröße, welche Biomassebrennstoffe und auf welchen Zeitraum sich diese Untersuchung bezieht wird nicht angegeben. Aufgrund der mangelhaften Datenlage im Bereich der Energieerzeugung aus Biomasse nimmt NEEDS [2006] für weitere Betrachtungen eine konservative Lernrate von 5 % an.

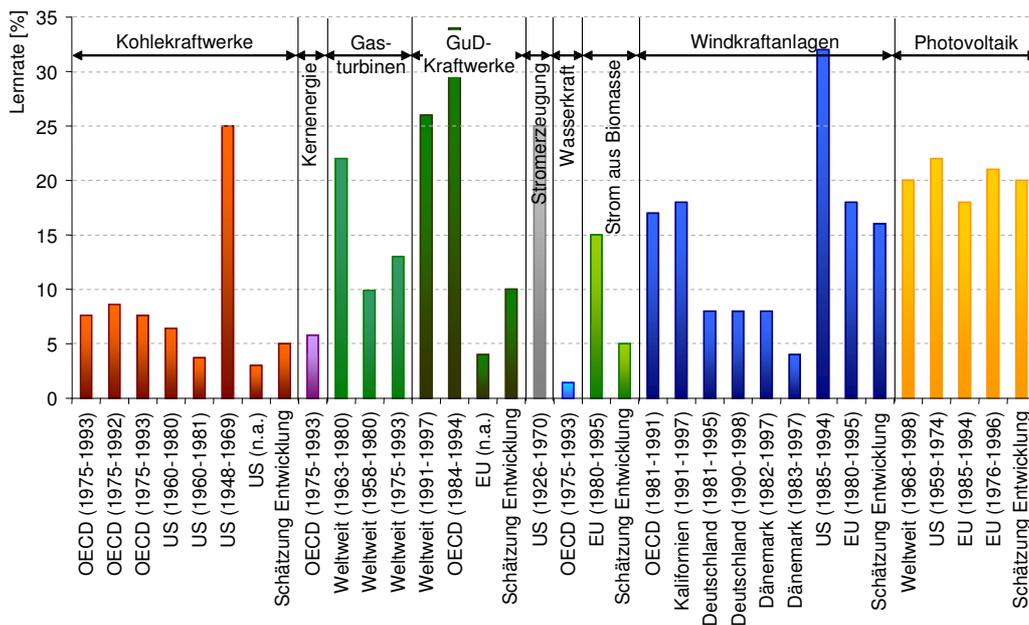


Abbildung 73: Lernraten für Stromerzeugungstechnologien [McDonald und Schrattenholzer 2001, NEEDS 2006, Jamasb und Köhler 2007]

Kouvariatakis et al. [2000] stellen die Auswirkungen der Lern- und Forschungseffekte (Zwei-Faktor Lernkurve) auf die Investitionskosten von Energietechnologien dar. Abbildung 74 zeigt die Entwicklung der spezifischen Investitionskosten unterschiedlichster Technologien in Anhängigkeit von der kumulierten installierten Leistung. Bei allen Technologien ist ein starker Rückgang der spezifischen Investitionskosten zu verzeichnen.

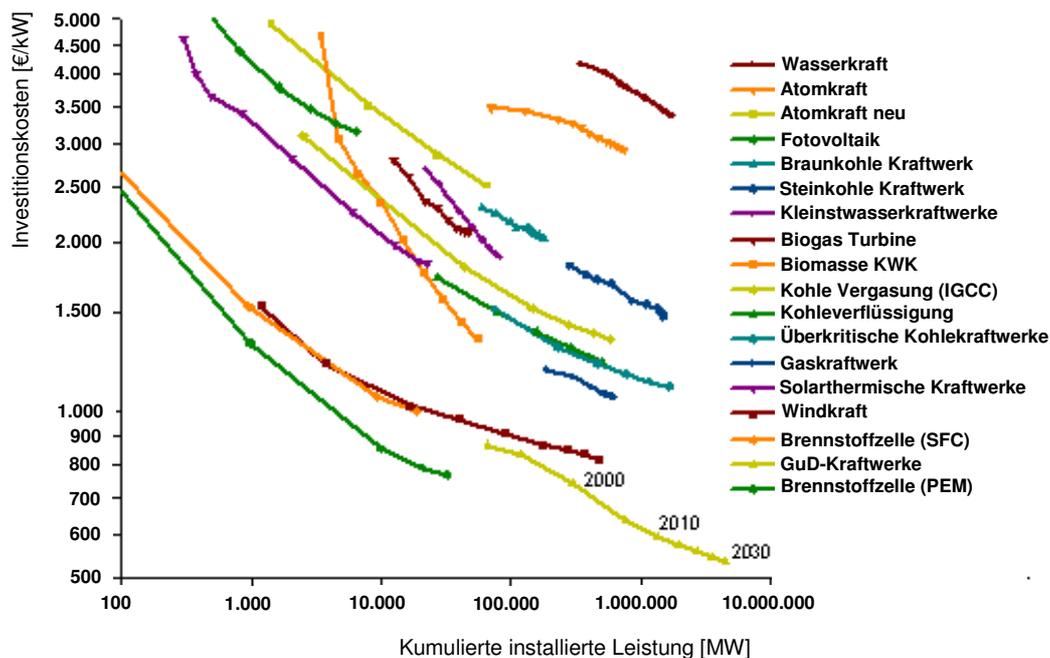


Abbildung 74: Reduktion der spezifischen Investitionskosten von Energietechnologien durch Lerneffekte [Kouvariatakis et al. 2000]

Abfallverbrennungsanlagen wurden bisher stets individuell geplant, da standortspezifische und ordnungspolitische Rahmenbedingungen ausschlaggebend für die Ausgestaltung sind. Durch die Unterschiede in Kapazität, Feuerungstechnologie, verwendeter Abgasreinigung, Grad der Automatisierung, Abfallzusammensetzung etc. können, ähnlich wie bei Biomasse-KWK Anlagen, kaum Aussagen zu Lerneffekten getroffen werden, da kaum eine Anlage der anderen gleicht. Jamasb [2006] und Jamasb und Köhler [2007] analysieren die Lerneffekte bei Abfallverbrennungsanlagen zur Stromerzeugung für den Betrachtungszeitraum von 1990–1998. In diesen Untersuchungen stellen sie eine sehr hohe Lernrate von 57,9 % dar, die durch Anwendung der Zwei-Faktor Lernkurve auf 41,5 % korrigiert wurde. Diese Lernrate ist kritisch zu hinterfragen, da vom Autor anderen Verbrennungstechnologien wesentlich geringere Lernraten zwischen 2 % und 15 % zugewiesen werden und eine Lernrate von 40–60 % weit von den durchschnittlichen Lernraten um 20 % abweicht. Die hohe Lernrate wurde von den Autoren mit der Neuheit der Technologie begründet. Da jedoch aus der Studie nicht nachvollziehbar ist welche Kriterien zu einer derart hohen Lernrate führen, wird die dargestellte Lernrate für weitere Betrachtungen nicht verwendet. Ebenfalls eine sehr hohe Lernrate von 39 % wurde in einer Studie über kleine Gas oder Diesel betriebene KWK-Anlagen im Zeitraum von 1990–2001 in der Schweiz ermittelt. Hier wurde als Begründung für die starken Lerneffekte die staatliche Subventionierung dieser Anlagen genannt [NEEDS 2006].

Insgesamt lässt sich an Hand der Literatur feststellen, dass bei modularen Technologien wie Windkraftanlagen oder Photovoltaik-Module, bei denen Massenproduktion und Skaleneffekte oft mit zur Kostenreduktion beitragen, die Lernraten zwischen 5 % und 30 % liegen, während bei Technologien die nicht als Serienprodukt hergestellt werden wie z. B. Atomkraftwerke die Lerneffekt zwischen 0 % und 17 % schwanken bzw. sogar negativ sein können. Die Lernrate für Energietechnologien liegt im Mittel bei 16–20 %. Da diese nahe an der durchschnittlichen Lernrate der verarbeitenden Industrie in Höhe von rund 20 % liegt, scheint dieser Wert ein

guter Ausgangspunkt für Überlegungen zu Lerneffekten bei der Herstellung von Abfallverbrennungsanlagen zu sein. Da es sich bei einer dezentralen Abfallverbrennungsanlage nicht um ein Massenprodukt handelt, erscheint eine Lernrate von knapp 20 % sehr optimistisch abgeschätzt, vor allem da es sich um eine neue Technologie handelt, die jedoch auf viele Komponenten aus der Kraftwerkstechnik zurückgreift, welche bereits einen hohen Entwicklungsstand aufweisen.

Als Grundlage für weitere Abschätzungen wird die Abfallverbrennung in Hauptaggregate gegliedert und diese auf ihre Lernraten untersucht. Dies geschieht, da z. B. davon ausgegangen werden kann, dass für ein Standardprodukt wie ein Silo zur Lagerung der Additive kaum weitere Lerneffekte zu erzielen sind, bei dem Feuerraum der Anlage hingegen, der zwar für Großanlagen Stand der Technik ist, aber bisher nicht abschließend für dezentrale Kleinanlagen entwickelt wurde, werden sich verstärkt Lerneffekte einstellen. Zur Beurteilung der Lerneffekte wurde die Abfallverbrennungsanlage daher in die Komponenten Peripherie, Feuerung, Kessel, Turbine und Abgasreinigung unterteilt.

Peripherie und Planung: Wie die Kostenstrukturanalyse aus Kapitel 5.2 zeigt, ist die Peripherie unterschiedlich stark an den Gesamtkosten einer Abfallverbrennungsanlage beteiligt. Hier fließen viele externe Faktoren, wie z. B. rechtliche Vorgaben oder Sonderwünsche der Anwohner etc. ein, die mit dafür verantwortlich sind, dass, vor allem in Deutschland, jede Abfallverbrennungsanlage anders ausgestattet ist. Für die Peripherie werden daher geringe Lerneffekte erwartet, da auch in Zukunft in gewissen Bereichen zwar eine Standardisierung durchsetzbar sein wird, aber die Anlagen immer an die standortspezifischen Bedingungen angepasst werden müssen. Demzufolge wird für die Peripherie eine Lernrate von 3 % abgeschätzt.

Feuerung und Kessel: Feuerungen für heizwertarme und feuchte Abfälle aus Schwellenländern die wirtschaftlich betrieben werden können, sind derzeit nicht am Markt verfügbar. Erfahrungen von großtechnischen Abfallverbrennungsanlagen können nur teilweise übertragen werden, so dass man von einer Neuentwicklung ausgehen kann. Für die Komponenten Feuerung und Kessel existiert keine Literatur über Erfahrungskurven. Weiss et al. [2009] analysierten Lerneffekte für unterschiedliche gasgefeuerter Brennwertkessel in den Niederlanden mit dem Ergebnis dass je nach zugrunde gelegter Technik die Lernrate zwischen 14 % und 6 % beträgt. Da sich diese Technik stark von Abfallverbrennungskesseln unterscheidet, können diese Werte nur bedingt auf die Kessel der dezentralen Abfallverbrennung übertragen werden. Junginger et al [2006] ermittelten für mit Biomasse betriebene Wirbelschichtfeuerungen (Gesamtanlage) eine Lernrate von 7–10 %. Bei alleiniger Betrachtung des Kessels ergibt sich eine wesentlich höhere Lernrate von 58 %. Diese Lernrate liegt laut Junginger et al [2006] höher als vergleichbare Literaturangaben, bei denen Lernraten für Kessel durchschnittlich bei 20 % liegen. Diese Differenz wird durch geringere Anlagengrößen der Biomassekraftwerke begründet. Zusammenfassend wird für beide Komponenten (Feuerung und Kessel) eine Lernrate von 15 % abgeschätzt, da durch die Neuheit der Technologie erhebliche Lerneffekte erwartet werden. Da beide Komponenten jedoch auf Erfahrungen aus dem Kraftwerksbau, der Abfallverbrennung und der thermischen Biomassenutzung zurückgreifen können, erscheint eine höhere Lernrate als unrealistisch.

Turbine: Lerneffekte für die Komponente Turbine konnten in der Literatur nicht ermittelt werden. Es wird davon ausgegangen, dass bei einer Anlagenkapazität von rund 5 MW_{th} Dampfturbinen eingesetzt werden. Hierbei handelt es sich um eine ausgereifte Technologie, so dass eine Lernrate von 5 % angenommen wird.

Abgasreinigung: Rubin et al. [2007] untersuchten verschiedene Abgasreinigungssysteme und deren Lernraten bei Einsatz in Kohlekraftwerken in den USA. Sie kommen zu dem Schluss, dass die durchschnittliche Lernrate bezogen auf die Investitionskosten für die nasse Abgasentschwefelung mittels Kalkstein 11 % beträgt und für die Abgasentstickung mittels SCR 12 %. Für beide Systeme wurde ein Entwicklungszeitraum von rund 25 Jahren betrachtet. In einer vorhergehenden Arbeit derselben Autoren wurde die Lernrate für SCR Systeme mit 13 % beziffert [Yeh et al. 2005]. Von Rihai et al. [2004] wird für Abgasentschwefelungstechnologien eine Lernrate von 13 % über einen Zeitraum von Mitte der 70er Jahre bis Mitte der 90er Jahre ermittelt. All diese Untersuchungen beziehen sich auf Kohlekraftwerke. Da jedoch davon auszugehen ist, dass Lerneffekte aus dieser Technologie auch auf die Abgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen übertragen werden können, wird angenommen, dass sich die Lernraten in einer ähnlichen Höhe bewegen. Zu Lerneffekten von trockenen Abgasreinigungstechnologien sind in der Literatur keine Daten zu finden. Da diese Technologie sich erst in den letzten Jahren verstärkt am Markt etabliert haben, kann hier zukünftig von einer weiteren Entwicklung ausgegangen werden. Aus der dargestellten Datenlage wird daher überschlägig für die gesamte Abgasreinigung eine Lernrate von 12 % abgeschätzt.

Aus der Summe der dargestellten Lernraten für die einzelnen Komponenten kann die Lernrate für die Gesamtanlage mit folgender Gleichung beschrieben werden:

$$C(x_t) = \sum_{i=1}^n C_{0i} \left(\frac{x_{ti}}{x_{0i}} \right)^{-b_i} = C_{01} \left(\frac{x_{t1}}{x_{01}} \right)^{-b_1} + C_{02} \left(\frac{x_{t2}}{x_{02}} \right)^{-b_2} + \dots + C_{0n} \left(\frac{x_{tn}}{x_{0n}} \right)^{-b_n} \quad (5)$$

Der Faktor i stellt dabei eine gegebene Kostenkomponente dar. Jede Komponente besitzt eine andere Lernparameter b_i und basiert auf einer anderen kumulierten Anfangsmenge x_{0i} [Ferioli et al. 2009].

Zur Berechnung des Lerneffekts der Gesamtanlage mittels der Einzelkomponenten ist deren Anteil an den Gesamtkosten zu ermitteln. Aus der Kostenstrukturanalyse in Kapitel 5.2 ergibt sich folgende Aufteilung der Gesamtkosten:

Tabelle 36: Prozentuale Kostenaufteilung nach Komponenten

Komponente	mit Turbine [%]	ohne Turbine [%]
Peripherie (a)	18	21
Feuerung und Kessel (b)	55	62
Turbine (c)	12,5	0
Abgasreinigung (d)	14,5	17

$$LR_{ges} = a \cdot LR_{Peripherie} + b \cdot LR_{Kessel / Feuerung} + c \cdot LR_{Turbine} + d \cdot LR_{Rauchgasreinigung} \quad (6)$$

Die Gesamte Lernrate ergibt sich nach Gleichung 6 zu 11 % für die Variante mit Turbine und zu 12 % für die Variante ohne Turbine. Somit könnten die ermittelten Investitionskosten aus Kapitel 5.2 bei jeder Verdopplung der Produktion um rund 11 % gesenkt werden.

6 Entwurf der Referenzanlage

6.1 Allgemeine Beschreibung und Anforderungsprofil

Die zu entwickelnde dezentrale Abfallverbrennungsanlage soll eine ökologische und ökonomische Alternative zur derzeitigen Abfallentsorgung in Schwellen- und Entwicklungsländern darstellen. Daher wurde auf Basis der Länderstudien aus Kapitel 3, der in Kapitel 4 dargestellten Ergebnisse der Verbrennungsversuche und der Kostenstrukturanalyse und der Kosteneinsparpotenziale aus Kapitel 5 ein Anforderungsprofil für eine Referenzanlage entwickelt.

Die Randbedingungen für die Anlage sind:

- Die Anlage soll für die Abfallverwertung einer Beispiel-Kommune mit 50.000 Einwohnern ausgelegt werden.
- Das tägliche Pro-Kopf-Abfallaufkommen beträgt in dieser Kommune aktuell: 1,0 kg; aufgrund des Wirtschaftswachstums wird für die Auslegung eine Steigerung auf 1,3 kg angenommen.
- Die Getrenntsammlung von Bioabfällen wird eingeführt; dies führt zu einer Verringerung der Abfallmenge für die Verbrennung von rund 30 %, somit ergibt sich ein Anlageninput von 0,91 kg/EW*Tag bzw. 16.600 Mg/a.
- Falls keine Getrenntsammlung der Bioabfälle eingeführt wird, werden die Abfälle biologisch getrocknet. Dies führt zu einer Heizwertsteigerung, die vergleichbar ist mit der Heizwertsteigerung durch die Getrenntsammlung.
- Der Heizwert des Abfalls beträgt aktuell 5,9–8,4 MJ/kg. Aufgrund von steigendem Wohlstand wird ein Anstieg der Papier- und Kunststoffabfälle angenommen; in Kombination mit der Getrenntsammlung von Bioabfällen ergibt sich somit ein durchschnittlicher Heizwert von 9.450 kJ/kg.
- Bei 7.000 Betriebsstunden beträgt die thermische Anlagenleistung 6,2 MW.
- Die Anlage dient vorrangig zur Wärme- bzw. Prozessdampferzeugung, die Stromerzeugung ist als Zusatzmodul möglich.
- Die Emissionsgrenzwerte der europäischen Union für die Abfallverbrennung [EU 2010] sind einzuhalten.
- Die Verbrennungsanlage muss wirtschaftlich zu betreiben sein. Dies bedeutet möglichst geringe Investitions- und Betriebskosten.
- Aufgrund der niedrigen Lohnkosten in Schwellen- und Entwicklungsländern kann die Automatisierung auf ein Minimum reduziert werden.

Das Abfallwirtschaftssystem in das sich das Konzept der dezentralen Abfallverbrennungsanlage integriert, müsste daher derart gestaltet werden, dass bei Getrenntsammlung der Bioabfälle diese in einer Vergärungsanlage behandelt werden. Die Auslegung dieser Anlage ist nicht Bestandteil dieser Arbeit.

Im Folgenden wird ein Konzept für eine Referenzanlage zur thermischen Abfallbehandlung vorgestellt das die oben genannten Anforderungen erfüllt. Die Auslegungsdaten für die Referenzanlage werden in Anhang F zusammengefasst. Der Standort wird so gewählt, dass ein Prozessdampfablehmer vorhanden ist. Die Grundstückerschließung und die externe Peripherie wie z. B. eine Dampfleitung zum Verbraucher werden nicht betrachtet, da diese regional sehr unterschiedlich sind. Bei einer Detailauslegung sind diese Kosten dann in die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung einzubeziehen. Die für die Auslegung betrachteten Hauptsys-

temkomponenten und die Systemgrenze der Referenzanlage werden in Abbildung 75 dargestellt. Die Möglichkeiten der Mitverbrennung von Zusatzbrennstoffen und der Stromerzeugung sind optional möglich, werden jedoch im Folgenden nicht eingehender untersucht.

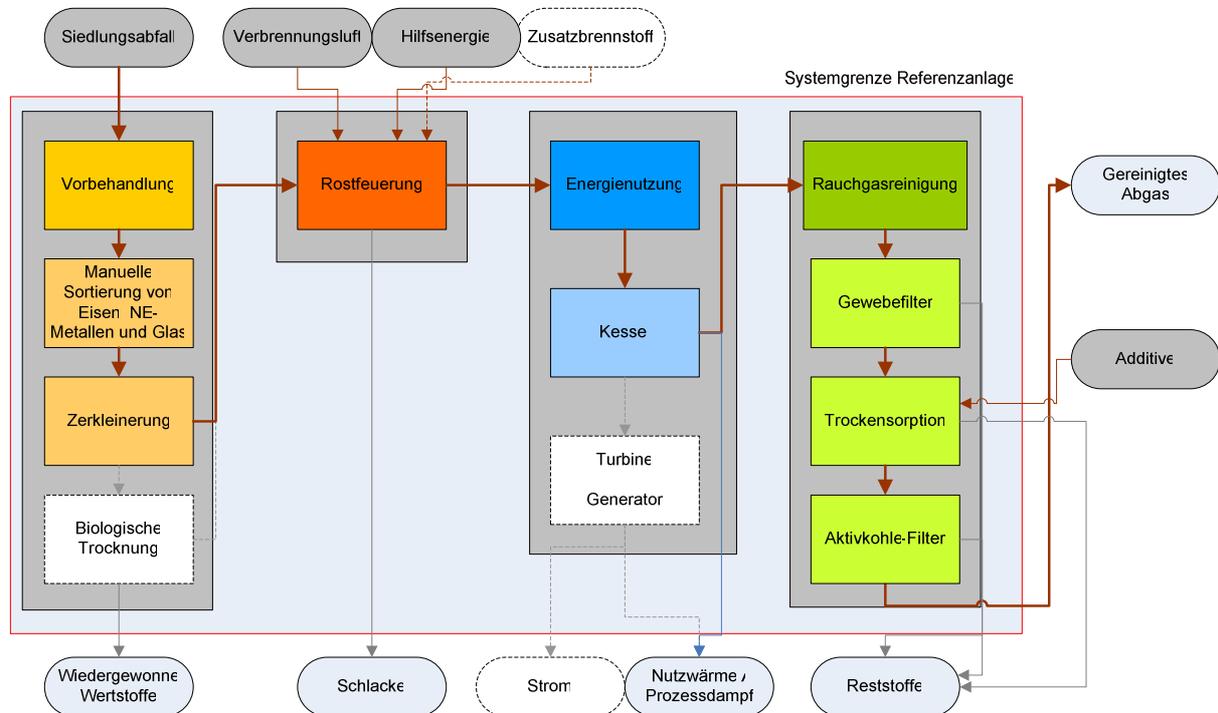


Abbildung 75: Systemkomponenten und Systemgrenzen der Referenzanlage

Das Konzept wurde in Einzelmodule unterteilt. Für diese wurden jeweils Richtpreisangebote eingeholt die anschließend hinsichtlich technischer Umsetzbarkeit und Wirtschaftlichkeit bewertet wurden. Mit Hilfe der Annuitätenmethode wurde der Kostenbeitrag der Einzelkomponenten zu den Gesamtkosten berechnet und nachfolgend als spezifische Entsorgungskosten dargestellt. Die Berechnung basiert auf einer Nutzungsdauer von 15 Jahren und einem kalkulatorischen Zinssatz von 7 %.

6.2 Abfallannahme und -lagerung

Die Abfälle werden mit dem Abfallsammelfahrzeug direkt zur Lagerstelle gefahren. Hier erfolgt die manuelle Sortierung von Eisen- und Nichteisenmetallen sowie von Glasabfällen. Anschließend kann mittels Radlader das Zerkleinerungsaggregat beschickt werden.

Die Lagerung kann in Form einer Miete erfolgen. Nimmt man an, dass diese zwei Seitenwände besitzt und eine mittlere Schütthöhe von 3,5 m erzielt werden kann, der Schüttwinkel 60° beträgt und die Abfalldichte 330 kg/m^3 ist, ergibt sich für die in drei Tagen anfallende Abfallmenge eine benötigte Lagerfläche von 118 m^2 . Dies entspricht einer Miete mit einer Breite von 8 m und einer Länge von 13 m.

Zusätzlich wird Fläche benötigt für den Ablade- und Rangierbereich, die Aufstellfläche des Zerkleinerungsaggregates, den Sortierbereich und die Beschickungseinrichtung der Feuerung. Insgesamt wird für den Lagerbereich eine Grundfläche von rund 1.000 m^2 benötigt.

Wird die Abfalllagerung offen ausgeführt, entstehen klimaschädliche Methanemissionen durch Zersetzung der gelagerten Abfälle. Die Ausführung des Lagerplatzes als Halle bietet daher den Vorteil, dass gasförmige Emissionen und Geruchsbelastungen, durch Absaugung der benötigten Verbrennungsluft, aus der Halle minimiert werden. Für eine Leichtbauhalle mit einer Länge von 47,6 m, einer Breite von 21,0 m und einer Traufhöhe von 5,0 m fallen Investitionskosten in Höhe von ca. 75.000 € an. Die spezifischen Abfallbehandlungskosten die dem Modul „Abfalllagerung“ zugerechnet werden können, betragen 0,50 €/Mg.

6.3 Abfallaufbereitung

Die Abfallaufbereitung besteht aus dem Modul „Abfallzerkleinerung“ und dem Modul „Abfallvorsortierung“. Hier werden inerte Bestandteile wie Metalle und Glas aussortiert. Zusätzlich kann bei Bedarf das Modul „Abfalltrocknung“ hinzugefügt werden. Die einzelnen Module werden nachfolgend beschrieben. Die spezifischen Kosten für die Abfallaufbereitung betragen für die ersten beiden Module 10,45 €/Mg Abfall. Wird eine Trocknung nötig, entstehen zusätzlich Kosten in Höhe von 10,96 €/Mg, so dass sich die spezifischen Gesamtkosten auf 21,41 €/Mg belaufen würden. Die biologische Trocknung wird jedoch nur für den Fall erforderlich, dass keine Getrenntsammlung der Bioabfälle durchgeführt wird.

6.3.1 Vorsortierung

Die Vorsortierung kann zunächst manuell erfolgen. Hierbei werden Glas, Eisen- und Nichteisenmetalle aussortiert. Für niedrig qualifizierte Arbeitskräfte, wie sie zur Sortierung benötigt werden, wurden Lohnkosten von 4.000 € pro Jahr angenommen (vgl. [Weltbank 2010]). Bei einem Vierschichtbetrieb und einer Anzahl von zwei Personen pro Schicht entstehen Lohnkosten von 32.000 €/a. Daraus resultieren bei einem Abfalldurchsatz von 16.600 Mg/a Sortierkosten von 1,93 €/Mg.

Zusätzlich kann ein Magnetabscheider verwendet werden. Für einen Permanentmagneten mit einer magnetischen Angriffsfläche von 70 mm x 160 mm fallen Investitionskosten in Höhe von 5.000 € an [Kohaupt 2010]. Mit angenommen jährlichen Instandhaltungskosten von 2 % der Investitionskosten, resultieren die spezifische Kosten zur Eisenabscheidung durch einen Permanentmagneten bei einem Durchsatz von 16.600 Mg/a in 0,04 €/Mg.

Für die Vorsortierung fallen bei der geplanten Anlagengröße Gesamtkosten von 1,97 €/Mg Abfall an.

6.3.2 Zerkleinerung

Grundsätzlich ist ab einer bestimmten Anlagengröße die Verbrennung von Abfällen auf dem Rost ohne Vorzerkleinerung möglich. Bei einer Durchsatzgröße von 16.600 Mg/a ist jedoch eine Zerkleinerung notwendig um eine gleichmäßige Aufgabe auf den Rost und einen gleichmäßigen Ausbrand zu gewährleisten. Die maximale Stückgröße wird von der Öffnungsbreite der Aufgabevorrichtung begrenzt. Laut Anlagenhersteller sollte die Zerkleinerung der Abfälle für eine Anlage der Leistung 6 MW_{th} auf 40 mm erfolgen [Boisen 2009].

Die gängigen Zerkleinerungsmethoden sind Hammermühlen und Rotorscheren. Fitzgerald [2009] zeigt in einer technischen und wirtschaftlichen Analyse von Zerkleinerungsverfahren,

dass Hammermühlen für feuchte Abfälle ungeeignet sind. Daher wird für die Zerkleinerung des Abfalls in der Referenzanlage auf eine Rotorschere zurückgegriffen. Diese weist neben den technischen Vorteilen gegenüber den Hammermühlen auch durchgängig geringere Betriebskosten auf.

Die Investitionskosten eines Einwellen-Schneidsystems für einen Durchsatz von 3 Mg/h und eine Zerkleinerung auf 40 mm liegen bei 250.000 €. Die jährlichen Verschleiß- und Wartungskosten werden mit 2,40 €/Mg Abfall angesetzt. Die benötigte installierte Leistung beträgt 150 kW [Valentin 2009]. Bei Strombezugskosten von 10 Ct/kWh ergeben sich für die Zerkleinerung spezifische Kosten von 8,48 €/Mg.

6.3.3 Biologische Trocknung

Die biologische Trocknung kann als Zusatzmodul in das Gesamtkonzept integriert werden, wenn der Heizwert des Abfalls nicht ausreichend ist. Da in dieser Arbeit jedoch von einer Getrenntsammlung der Bioabfälle und somit eine Erhöhung des Heizwertes auf ein selbstgängig brennbares Niveau ausgegangen wird, wird auf die Auslegung einer biologischen Trocknungsanlage nicht weiter eingegangen. Die aus betriebswirtschaftlicher Sicht anfallenden Zusatzkosten werden überwiegend durch die Investitionskosten bestimmt.

Die Investitionskosten einer biologischen Trocknungsanlage schwanken je nach verwendetem System. Für eine Kapazität von 20.000 Jahrestonnen werden von Negoï et al. [2009] Investitionskosten von 1,7 Mio. € (ohne Gelände) angegeben. Herstelleranfragen für die Anlage mit 16.600 Mg/a ergaben Investitionskosten von 1,0–1,2 Mio. €. Für die Kostenberechnung wurden 1,2 Mio. € angesetzt.

Die Betriebskosten setzen sich zusammen aus den Kosten der Abwasserentsorgung, Hilfsenergie, Wartung, Endstandhaltung, den Personalkosten sowie den Versicherungskosten. Der elektrische Energiebedarf für die biologische Trocknung wird von Negoï et al [2009] mit 5 kWh/Mg Abfall angegeben. Bei einem Strompreis von 10 Ct/kWh und einem Durchsatz von 16.600 Mg pro Jahr belaufen sich die Kosten für die Hilfsenergie auf 0,5 €/Mg bzw. 8.300 €/a. Der personelle Betriebsaufwand der Anlage ist gering und kann durch das Betriebspersonal der Verbrennungsanlage abgedeckt werden, so dass hier keine zusätzlichen Personalkosten anfallen. Die Abwasserbehandlung wird mit jährlichen Kosten von 27.000 € veranschlagt, die sonstigen Kosten betragen 15.000 €/a [Negoï et al 2009].

Bei der angenommenen Abschreibungsdauer von 15 Jahren und einem Zinssatz von 7 % ergeben sich somit spezifische Behandlungskosten von 10,96 €/Mg.

6.4 Beschickungssystem

Der vorbehandelte Abfall wird mit dem Radlader zur Abfallbeschickung, einem Kratzkettenförderer transportiert. Dieser ist in eine Mulde eingelassen und befördert den Abfall direkt in die Aufgabereinrichtung der Feuerung. Durch Füllstandsüberwachung des Aufgabetrichters kann eine kontinuierliche Abfallaufgabe garantiert werden, wenn der Förderer stündlich befüllt wird. Die Investitionskosten für diesen Prozessschritt belaufen sich auf rund 20.000 €.

Der Personalbedarf wird mit rund fünf Minuten pro Stunde veranschlagt und wird vom Schichtpersonal der Verbrennungsanlage abgedeckt, so dass für diese Position keine weiteren Kosten entstehen.

6.5 Feuerung

Die Ergebnisse aus den Verbrennungsversuchen zeigen, dass die auch für Großanlagen bewährte Technik der Rostfeuerung bei Kleinanlagen das größte Potenzial aufweist. Daher wird für die weitere Anlagenauslegung auf diese Technik zurückgegriffen. Die Feuerung sollte wegen des hohen Wassergehalts des Abfalls als Gegenstromfeuerung ausgeführt werden. Auf eine Kühlung der Rostelemente kann aufgrund des niedrigen Heizwertes verzichtet werden.

6.5.1 Dimensionierung

Für die Auslegung der Feuerung muss die thermische Belastung des Rostes und des Feuerraums berechnet und aufeinander abgestimmt werden. Als Auslegungsbrennstoff wird die in Kapitel 4.3 beschriebene Abfallmischung B verwendet, da diese gute Verbrennungsergebnisse in der 440 kW Rostfeuerung gezeigt hat. Der Anlagendurchsatz beträgt 16.600 Mg/a bei 7.000 Volllaststunden. Dies ergibt einen Durchsatz von 2,4 Mg/h.

Zur Auslegung des Rostsystems sind der Heizwert (H_u) des Abfalls und der Durchsatz ausschlaggebend. Bei der Dimensionierung des Rostes muss sowohl die thermische als auch die mechanische Belastung beachtet werden. Die Berechnungen zur Dimensionierung erfolgen nach Reimann [1991] und Kautz et al. [1999].

Zunächst werden auf Basis der Verbrennungsversuche und von Erfahrungswerten die Brennstoffbetthöhe und die Verweilzeit auf dem Rost definiert.

In zentralen Abfallverbrennungsanlagen beträgt die Betthöhe 1–1,5 m. Da es sich bei dem betrachteten Brennstoff um feuchten Abfall handelt, bei dem der Ausbrand schwerer zu realisieren ist, der Brennstoff durch Vorzerkleinerung und Störstoffabscheidung aber homogener ist als unbehandelter Siedlungsabfall, wird die Betthöhe auf 60 cm festgelegt. Die angesetzte Verweilzeit auf dem Rost basiert auf Verbrennungsversuchen mit sehr feuchten Abfällen von Kautz et al. [1999]. Diese wiesen nach, dass der überwiegende Anteil des Ausbrandes nach 3.200 Sekunden abgeschlossen ist. Um den vollständigen Ausbrand des festen Rückstandes zu gewährleisten, wird von daher eine Verweilzeit von 60 Minuten festgelegt.

Mit dem Abfalldurchsatz (\dot{m}_{Abfall}), der Brennstoffbetthöhe (h_{Bett}) und der Verweilzeit ($t_{Verweil}$) lässt sich die benötigte Rostfläche (F_R) berechnen [Reimann 1991, Kautz et al. 1999].

$$F_R = \frac{\dot{m}_{Abfall}}{t_{Verweil} \cdot h_{Bett}} \quad [m^2] \quad (7)$$

Nach Formel (7) errechnet sich eine Rostfläche von 12 m². Die Rostlänge und die Rostbreite lassen sich dem Nomogramm zur Rostauslegung (Anhang F) entnehmen und sind abhängig von der mechanischen Rostbelastung (R) und der Rostwärmebelastung (Q_{Rb}). Bedingt durch unterschiedliche Erweichungspunkte verschiedener Brennstoffe ist es schwierig die maximal zulässige thermische Feuerraum- und Rostbelastung zu bestimmen. Als Richtwert für die

Rostbelastung wird von Kautz et al. [1999] 150–400 kg/m²h angegeben. Im vorliegenden Fall beträgt die Rostbelastung nach Gleichung (8) 198 kg/m²h. Je nach Brennstoff beträgt die Rostwärmebelastung in der Regel zwischen 3–8 GJ/m²h, bei einigen Brennstoffen jedoch lediglich 1 GJ/m²h. Bei Abfällen ist aufgrund des hohen Anteils an flüchtigen Bestandteilen die Rostwärmebelastung eher niedrig anzusetzen und beträgt für die Referenzanlage nach Gleichung (9) 1,87 GJ/m²h. Darüber hinaus wird der Rost durch eine Primärluftvorwärmung weiter belastet.

$$R = \frac{\dot{m}_{\text{Abfall}}}{F_R} \quad \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \right] \quad (8)$$

$$\dot{Q} = \frac{\dot{m}_{\text{Abfall}} \cdot H_u}{F_{R,pL}} \quad \left[\frac{\text{kJ}}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \right] \quad (9)$$

Die Rostbreite ist abhängig von der benötigten Rostfläche und der Rostlänge. Die Rostlänge sollte laut Kautz et al. [1999] für Siedlungsabfall mindestens vier Meter betragen, da sonst der Ausbrand nicht gewährleistet ist. Um dem hohen Wassergehalt des Brennstoffes und damit der benötigten Rostlänge zur Trocknung Rechnung zu tragen, wird die Rostlänge auf sechs Meter festgelegt. Daraus ergibt sich die Rostbreite von zwei Metern. Die Rostbreitenbelastung errechnet sich aus der Brennstoffmenge und der Rostbreite (R_b).

$$\dot{Q}_{Rb} = \frac{\dot{m}_{\text{Abfall}}}{R_b} \quad \left[\frac{\text{kg}}{\text{m} \cdot \text{h}} \right] \quad (10)$$

Als Richtwerte für die Auslegung einer Feuerung haben sich in der Praxis die in Tabelle 37 dargestellten Werte durchgesetzt. Zum Vergleich werden die ermittelten Auslegungsdaten dargestellt. Die Feuerraumbelastung wurde mit 0,3 GJ/m³h festgelegt, da durch diesen niedrigen Wert zukünftige Heizwertsteigerungen im Abfall kompensiert werden können.

Tabelle 37: Erfahrungswerte für die Auslegung von Feuerräumen [Reimann 1991, Kautz et al. 1999] und Auslegungsdaten der Referenzanlage

	Einheit	Erfahrungswerte		Auslegungsdaten
		max	min	
Aufteilung Feuerraumvolumen				
Hauptbrennkammer	%	60	50	60
Nachbrennkammer	%	40	50	40
Temperaturen				
Hauptbrennkammer	°C	1.000	850	900
Austritt NBK	°C	950	850	850
Außenwand	°C	40	40	40
Wärmebelastung				
Feuerraum inkl. NBK	GJ/(m ³ ·h)	0,42	0,33	0,30
Rost	GJ/(m ² ·h)	2,50	1,80	1,88

Mit der thermischen Feuerraumbelastung (q_v) kann das Feuerraumvolumen berechnet werden, das zu 60 % auf die Hauptbrennkammer und zu 40 % auf die Nachbrennkammer aufgeteilt wird.

$$V_{FR} = \frac{m_{Abfall} \cdot H_u}{q_v} \quad [m^3] \quad (11)$$

Es ergibt sich nach Gleichung (11) ein Gesamtvolumen von 75 m³. Somit ergibt sich für die Hauptbrennkammer ein Volumen von 45 m³ und für die Nachbrennkammer von 30 m³.

Durch die gewählten Auslegungsparameter kann eine Heizwertsteigerung, die durch ein geändertes Konsumverhalten zurückzuführen ist, bis auf 13,3 MJ/kg erfolgen, ohne dass die Funktionsfähigkeit der Anlage gefährdet ist. Eventuell wäre dann eine Rostkühlung zu berücksichtigen. Wie dem Feuerungsleistungsdiagramm in Anhang F zu entnehmen ist, könnte in Bezug auf die mechanische Rostbelastung der Durchsatz der Anlage von 1,8 Mg/h bis 4,8 Mg/h variiert werden.

6.5.2 Temperaturen und Luftstufung

Die Verbrennungstemperatur muss nach der europäischen Richtlinie zur Abfallverbrennung [EU 2010] mindestens 850 °C betragen. Über die kalorimetrische Verbrennungstemperatur soll nachfolgend abgeschätzt werden, ob das gewünschte Temperaturniveau mit dem eingesetzten Brennstoff ohne zusätzliche Hilfsenergie erreicht werden kann. Da in der Realität immer Wärmeverluste auftreten, muss die erzielbare Temperatur höher als 850 °C liegen. Wie im Kapitel 4.4.5 dargestellt, beträgt die theoretische Verbrennungstemperatur bei $\lambda = 1$ 1.350 °C. Somit kann theoretisch die Temperatur von 850 °C ohne eine zusätzliche Stützfeuerung erreicht werden. In der technischen Umsetzung wird die Feuerung jedoch mit $\lambda > 1$ betrieben werden, wodurch die Verbrennungstemperatur verringert wird. Unabhängig davon, muss für den An- und Abfahrbetrieb der Anlage ein Zusatzbrenner vorgesehen werden, da erst ab der Temperatur von 850 °C der Betrieb mit dem Brennstoff Abfall aufgenommen werden darf.

Die Verbrennungsluftzufuhr erfolgt in zwei Stufen. Unterhalb des Rostes wird Primärluft entweder als Umgebungsluft oder als abgesaugte Luft aus der Lagerhalle eingedüst. Die Sekundärluft wird anschließend oberhalb des Rostes zudosiert. Die Versorgung mit Luft erfolgt dabei jeweils über ein frequenzgesteuertes Gebläse, so dass die benötigte Luftmenge geregelt werden kann.

Aus der Verbrennungsrechnung ergibt sich für eine gewünschte Verbrennungstemperatur von 850 °C und $\lambda = 1,96$ die benötigte Verbrennungsluftmenge in Höhe von 6,44 m³_{Luft}/kg_{Brennstoff} (siehe Anhang C). Daraus ergibt sich ein Verbrennungsluftvolumenstrom von 15.280 m³/h. Dieser wird zu 70 % als Primär- und zu 30 % als Sekundärluft zudosiert.

Die Zugabe der Sekundärluft erfolgt in der Nachbrennkammer, die derart gestaltet wird, dass die Verweilzeit des Rauchgases ab der Sekundärlufteindüsung 2 Sekunden mindestens 850 °C beträgt. Diese Anforderung ist in der europäischen Richtlinie über Industrieemissionen [EU 2010] festgelegt mit dem Ziel organische Schadstoffe vollständig

zu zerstören. Zur Reduktion der Bauhöhe kann die Nachbrennkammer mit zwei Zügen und einer 180° Umlenkung aufgebaut werden.

6.6 Energienutzung

Die Wärmenutzung erfolgt in einem Abhitzeessel. Vorgesehen ist ein Wasserrohrkessel, der Dampf mit 28 bar und 380 °C erzeugt. Aufgrund von Verschmutzungsproblemen kann laut Herstellerangaben kein Rauchrohrkessel verwendet werden [LaMont Kessel 2010].

Der Dampf kann zur Stromerzeugung in einer Turbine genutzt werden. Die relativ niedrigen Dampfparameter wurden gewählt um den Wirkungsgrad bei KWK-Betrieb zu maximieren und die Investitionskosten zu minimieren. Ähnliche Dampfparameter wählten auch Kautz et al. [1999] wobei diese jedoch einen Rauchrohrkessel verwendeten. Rauchgasseitig wird der Wärmeübertrager derart ausgelegt, dass das Rauchgas von 850 °C auf 150 °C abgekühlt wird. Niedrigere Abgastemperaturen sind aufgrund potenzieller Taupunktunterschreitungen zu vermeiden.

Laut Herstellerangaben betragen die Kosten für den Abhitzeessel rund 500.000 €. Zusätzlich werden Kosten für die Dampfturbine von 3 Mio. € veranschlagt. Bei Prozessdampferzeugung können die Dampfparameter an die jeweilig geforderten Anforderungen angepasst werden. Hier können z. B. bei Verwendung des Dampfes in einer Papierfabrik Dampfparameter von 6 bar und 200 °C zum Einsatz kommen.

6.7 Abgasreinigung

Nach der Analyse der technischen Eigenschaften und der Kostendaten wurde als Verfahren zur Abgasreinigung die Trockensorption in Kombination mit der selektiven nichtkatalytischen Entstickung (SNCR) gewählt. Diese Auswahl erfolgte nicht nur aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten, da nasse Abgasreinigungsanlagen neben höheren Investitionskosten vor allem bei Betrieb in ariden Gebieten aufgrund des benötigten Wassers und des entstehenden Abwassers keine Alternative darstellen. Die Investitionskosten für eine trockene Abgasreinigung betragen laut Herstellerangaben 350.000 € zuzüglich der Investitionskosten für die Entstickung. Daraus ergeben sich Gesamtinvestitionskosten von 550.000 €. Der Betrieb der Abgasreinigungsanlage erfordert kontinuierlich einen Mitarbeiter je Schicht, so dass für die Kalkulation analog zur Verbrennungseinheit acht Mitarbeiter kalkuliert wurden. Die spezifischen Kosten der Abgasreinigung pro Tonne verwerteten Abfall belaufen sich auf 15,98 €.

6.7.1 Abgasentstickung (SNCR)

Zur Stickoxidminimierung stehen, wie bereits eingehend erläutert, als Sekundärmaßnahmen das SNCR und das SCR-Verfahren zur Verfügung. Aufgrund der ökonomischen Vorteile wird für die geplante Anlage das SNCR-Verfahren verwendet (vgl. Kapitel 5.2.3).

Die Rohgaskonzentration in deutschen MVA liegt zwischen 150 mg/m³_N und 500 mg/m³_N. Die in den Verbrennungsversuchen ermittelte Konzentration lag bei 500–600 mg/m³_N. Für die Auslegung der SNCR-Anlage wird eine Konzentration von 500 mg/m³_N angenommen. Damit müssen die Stickoxidemissionen um den Grenzwert von 200 mg/m³_N einzuhalten um 60 % reduziert werden. Für Anlagen mit einem Durchsatz kleiner 6 Mg/h, wie die hier

beschriebene Anlage, gilt der Grenzwert von $400 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$ [EU 2010]. Hier ist eine Reduktion der Stickoxide um 20 % notwendig.

Bei der aus der Verbrennungsrechnung ermittelten Abgasmenge von $17.467 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{h}$ und einem Stöchiometriekfaktor von 1,5 ergibt sich ein Bedarf an 25-%ige Ammoniak-Lsg. in Höhe von $10,3 \text{ kg/h}$.

Die Investitionskosten für eine SNCR-Anlage mit einem Abgasvolumenstrom von $80.000 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{h}$ liegen laut Von der Heide [2008] zwischen 200.000 € und 500.000 € . Da die geplante Anlage nur ein Viertel der Kapazität aufweist, wurde für die Berechnung der niedrigere Wert von 200.000 € angenommen.

6.7.2 Trockene Abgasreinigung

Investitions- und Betriebskosten für das trockene Abgasreinigungssystem wurden mittels Richtpreisangebote ermittelt. Folgende Auslegungsdaten wurden den Herstelleranfragen als Maximalwerte zu Grunde gelegt:

- Jährliche Betriebsstunden: 7.000 h
- Gesamtstaub: $5.000\text{--}6.000 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$
- Abgasvolumenstrom: $16.500 \text{ m}^3_{\text{N}}/\text{h}$
- Abgastemperatur: $180\text{--}200 \text{ °C}$
- SO_2 -Gehalt: $300 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$
- HCl-Gehalt: $1.000 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$
- NO_x -Gehalt: $500 \text{ mg/m}^3_{\text{N}}$
- O_2 -Gehalt: $9,4 \text{ Vol.-%}$
- Abgasfeuchte: $11,5 \text{ Vol.-%}$

Je nach Hersteller schwanken die Investitionskosten zwischen 350.000 € und 867.000 € . Da sämtliche Hersteller die Einhaltung der Grenzwerte garantieren, wurde das System mit den niedrigsten Investitionskosten gewählt. Die Instandhaltungskosten belaufen sich laut Herstellerangaben auf 3 % der Investitionskosten. Hinzu kommen alle 3 bis 4 Jahre 26.000 € für die Erneuerung des Filtermaterials. Der Bedarf an Additiven beträgt bei der vorgegebenen Abgaszusammensetzung 50 kg/h Ca(OH)_2 und $15 \text{ kg/h Herdofenkoks}$.

6.8 Reststoffbehandlung und -entsorgung

Im Konzept der Referenzanlage ist keine Rückstandsbehandlung vorgesehen. Die Entschlackung erfolgt trocken.

Der größte Teil an Reststoffen wird durch die Rostasche bestimmt. Bei einem angenommenen Aschegehalt des Abfalls von 11 % fallen rund 260 kg/h an. Diese kann verwertet oder deponiert werden. Als Verwertungsweg kann z. B. die Verwendung im Straßenbau in Betracht gezogen werden. Die Kosten für die Entsorgung schwanken je nach Region stark. Als maximale Entsorgungskosten werden die Deponierungskosten der Schwellenländer in Höhe von 32 €/Mg angenommen. Hieraus ergeben sich spezifische Entsorgungskosten von $3,50 \text{ €/Mg}$ Abfall.

In der Abgasreinigung fallen ca. 65 kg/h an Reststoffen an. Diese müssten in Deutschland auf Sondermülldeponien zu wesentlich höheren Kosten entsorgt werden. Hier entstehen

Kosten von über 80 €/Mg. Da in den Schwellenländern keine anderen Deponien als die betrachteten existieren, werden für die Kostenkalkulation in diesem Fall ebenfalls 32 €/Mg veranschlagt. Die Entsorgung der Reststoffe aus der AGR führt zu spezifischen Kosten in Höhe von 0,90 €/Mg

6.9 Elektro- und Leittechnik

Die Abfallverbrennungsanlage muss mit umfangreicher Elektro- und Leittechnik ausgerüstet werden. Den größten Kostenanteil hat hier die Emissionsmessung nach den Richtlinien der europäischen Richtlinie über Industrieemissionen [EU 2010] dar. Nach dieser Vorschrift sind die Emissionen, NO_x, CO, Gesamtstaub, Organisch gebundener Gesamtkohlenstoff (TOC), HCl, SO₂, O₂, H₂O sowie Temperatur und Druck des Abgases kontinuierlich zu messen. Die Investitionskosten für die Emissionsmessung betragen laut Herstellerangaben 150.000 €.

Zusätzlich werden zur Steuerung und Überwachungen der Anlage weitere elektrotechnische Komponenten notwendig, die nach Herstellerangaben mit einem Aufwand von 200.000 € abgeschätzt wurden. Unter Berücksichtigung von Wartungskosten in Höhe von 5 % der Investitionskosten ergeben sich für diesen Teilbereich der Abfallverbrennungsanlage spezifische Entsorgungskosten in Höhe von 3,37 €/Mg.

6.10 Gesamtkonzept

Das Konzept der dezentralen thermischen Abfallbehandlungsanlage besteht zusammenfassend aus einer Anlieferungszone, einem Abfalllager, dem Sortier- und Zerkleinerungsbereich, einer Rostfeuerung mit nachgeschaltetem Wasserrohrkessel, der trockenen Rauchgasreinigung und dem Energienutzungsbereich (Prozessdampf- bzw. Fernwärmeauskopplung und ggf. Turbine). Die Abbildung 76 illustriert das Anlagenkonzept.

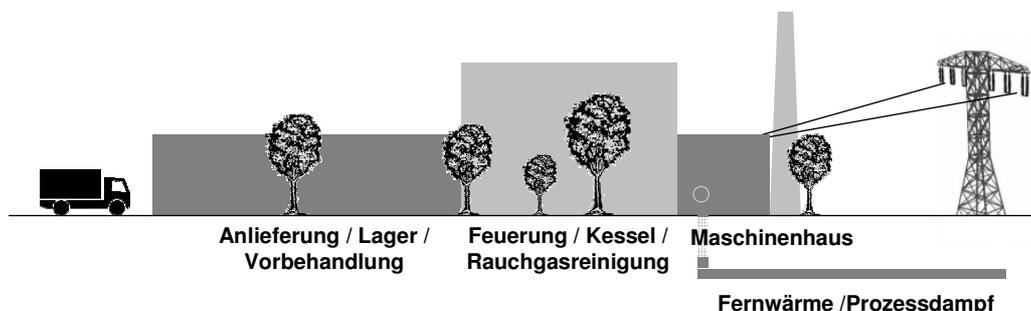


Abbildung 76: Skizze des Anlagenkonzeptes

6.11 Wirtschaftlichkeit der geplanten Anlage

Für die Kostenbetrachtung der Referenzanlage wurden die Investitionskosten einzelner Anlagenteile unter Berücksichtigung der Auslegungsdaten auf Basis der Literatur und von Richtpreisangeboten kalkuliert bzw. abgeschätzt (vgl. Kapitel 6.2–6.9). Die Kosten der Einzelaggregate wurden anschließend aufaddiert. Die Kosten für Rohrleitung und Peripherie stellen einen Schätzwert dar, der aus der Literatur und von Erfahrungswerten abgeleitet wurde. Dieser beinhaltet auch einen Unsicherheitszuschlag, da in der Regel mit der Detailplanung die Investitionskosten steigen. Kosten für das Grundstück und Einbindung in

die vorhandene Infrastruktur wurden nicht kalkuliert, da regional sehr unterschiedliche Preise das Gesamtergebnis verfälschen würden

Zur Berechnung der Wirtschaftlichkeit wird die Annuitätenmethode verwendet. Für die Berechnung der Annuität der einzelnen Perioden ist die Nutzungsdauer ausschlaggebend. Die rechnerische Nutzungsdauer kann dabei nach oben oder unten von der tatsächlichen Nutzungsdauer abweichen. Für die Kalkulation können als Orientierungswerte Nutzungsdauern aus den AfA-Tabellen für Abfallentsorgungs- und Recyclingwirtschaft verwendet werden. Diese liegen zwischen 25 Jahren für die Rohrleitung und 12 Jahren für die Messtechnik [Koppe und Juchelková 2009]. Zur Vereinfachung der Berechnung wurde eine einheitliche Nutzungsdauer in Höhe von 15 Jahren für die Gesamtanlage verwendet. Als kalkulatorischer Zinssatz wurden 7 % angesetzt.

6.11.1 Investitionskosten

Für eine Abfallverbrennungsanlage mit Wärmenutzung in Form von Prozessdampf belaufen sich die Investitionskosten auf 3,35 Mio. €. Dieselbe Anlage, jedoch für KWK-Betrieb ausgelegt, führt zu Investitionskosten in Höhe von 6,35 Mio. €.

Tabelle 38: Investitionskosten der Referenzanlage

Komponente	Investitionskosten [T €]
Bauteil	100
Vorbehandlung	255
Feuerungsanlage, Energienutzung	
Ohne Turbine	1.370
Mit Turbine	4.370
Abgasreinigung inkl. SNCR	550
EMSR inkl. Emissionsmessung	350
Rohrleitung / Peripherie	550
Engineering	180
Summe Investition	3.355–6.355

Die für die Referenzanlage ermittelten Investitionskosten wurden erneut ins Zielkostenkontroll-Diagramm eingetragen. Ziel war es für alle Komponenten Kosten zu entwickeln, die mit ihrem Nutzen harmonisieren, d. h. die im Diagramm nahe der 45° Linie liegen. Wie anhand der Abbildung 77 deutlich wird, wurde dieses Ziel bei der Referenzanlage ohne Stromerzeugung für alle Komponenten bis auf das Gebäude inkl. der Peripherie erreicht. Im Bereich der Peripherie sind jedoch weitere Einsparpotenziale wahrscheinlich, da die für die Kostenermittlung benötigte Rohrleitungsplanung etc. nur überschlägig durchgeführt wurde. Eine genaue Kostenangabe kann für diesen Anlagenteil erst nach der Detailplanung erfolgen. Bei der Anlage mit Stromerzeugung liegen darüber hinaus die Kosten der Energienutzung weit über dem zulässigen Niveau. Da für die Turbinen kein Einsparpotenzial zu ermitteln war, erscheint die Stromerzeugung bei diesen Kleinanlagen fraglich. Eine

genauere Analyse unter welchen Rahmenbedingungen der Betrieb einer KWK-Anlage dennoch sinnvoll ist, wird im Kapitel 6.11.3 gegeben.

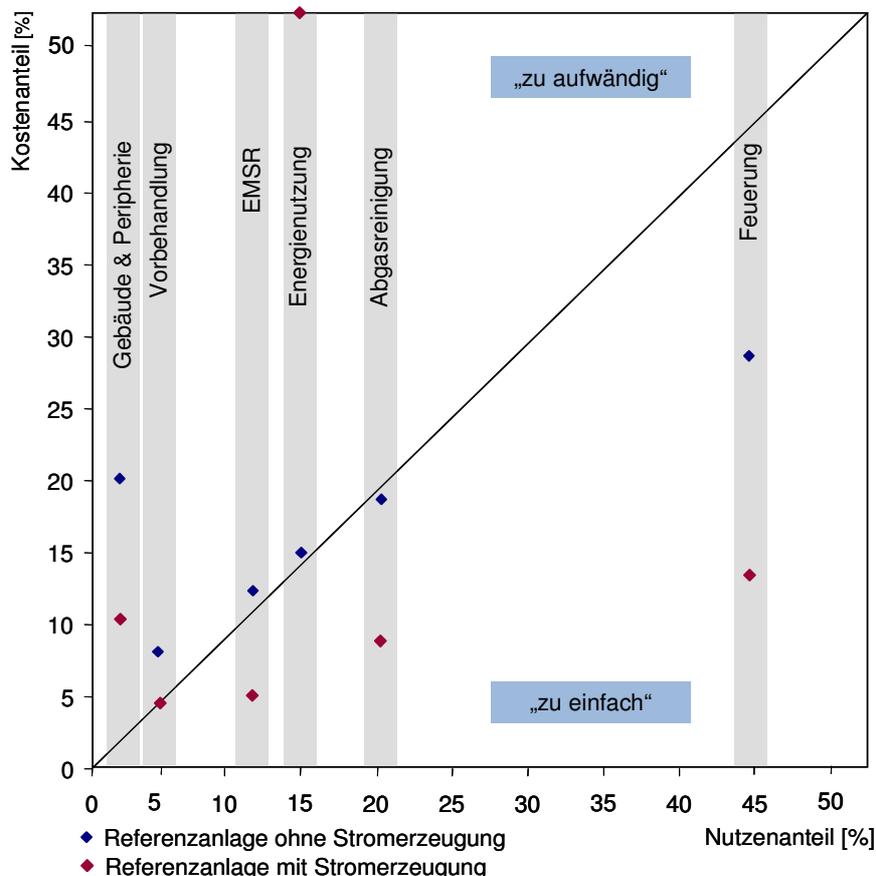


Abbildung 77: Zielkostenkontroll-Diagramm der Referenzanlage

6.11.2 Betriebskosten

Während des Betriebs der Anlage werden die in Tabelle 39 dargestellten Mengen an Hilfsstoffen und Hilfsenergie verbraucht. Diese Mengen werden zur Berechnung der Betriebskosten mit den marktüblichen Preisen multipliziert.

Tabelle 39: Verbrauch an Hilfsstoffen während des Betriebs

Stoff	Verbrauch	Marktpreise
Erdgas	49.900 m ³ /a	0,045 €/m ³
Harnstoff	10 kg/h	0,70 €/kg
Herdofenkoks	15 kg/h	150 €/Mg
Ca(OH) ₂	50 kg/h	100 €/Mg
Elektrische Energie	325 kWh/h	0,10 €/kWh

Als weitere verbrauchsgebundene Kosten fallen die Entsorgungskosten für Rostasche (260 kg/h) und Abgasreinigungsrückstände (65 kg/h) an. Diese Rückstände müssen zu den für Schwellenländer kalkulierten Deponierungskosten von 32 €/Mg abgelagert werden.

Unabhängig vom Betrieb und der Auslastung der Verbrennungsanlage entstehen Kosten für Personal, Wartung und Versicherungen und etwaige Lizenzen. Der Personalbedarf wird mit 24 Personen abgeschätzt. Acht Personen sind zuständig für den Bereich der Vorbehandlung des Abfalls und weitere 16 Personen für den Betrieb der Verbrennungsanlage. Hier wurde ein für Schwellenländer typisches Jahresgehalt von 4.000 € für die Mitarbeiter im Bereich Vorbehandlung und von 6.000 € für die Mitarbeit im Bereich Anlagenbetrieb angesetzt. Für Wartung und Instandhaltung wird ein üblicher Wert von 5 % der Investitionskosten veranschlagt. Durch Versicherungen und Lizenzen erhöhen sich die Kosten um weitere 2 % der Investitionskosten.

6.11.3 Wirtschaftlichkeit

Die Wirtschaftlichkeit einer dezentralen Abfallverbrennungsanlage wird anhand eines Referenzszenarios dargestellt. In diesem Szenario existieren eine Anlage zur Prozessdampferzeugung sowie eine Anlage mit Kraft-Wärme-Kopplung. Laut Stubenvoll et al. [2002] können in Abfallverbrennungsanlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung theoretisch Gesamtwirkungsgrade von bis zu 80 % erreicht werden. Für das Referenzszenario wird konservativ ein Gesamtwirkungsgrad von 70 % angenommen.

Die erzielbaren Erlöse sind an gängige Industriepreise angepasst und werden konservativ mit 5 €/MWh für Prozessdampferlöse bzw. 10 €/MWh für Stromerlöse abgeschätzt. Der Berechnung wird zugrunde gelegt, dass im Falle der wärmeerzeugenden Anlage 85% der Energie in Form von Prozessdampf veräußert werden kann. Bei den KWK-Anlagen wird ein elektrischer Wirkungsgrad von 13 % angesetzt. 57 % der Energie werden in Form von Prozessdampf verkauft, so dass ein Gesamtwirkungsgrad von 70 % erzielt wird. Abfallannahmegebühren werden nicht in die Berechnung einbezogen, da diese den veranschlagten Zielkosten entsprechen.

Unter diesen Voraussetzungen belaufen sich die jährlichen Abfallentsorgungskosten, wie Tabelle 40 zu entnehmen ist, auf rund 1,2 Mio. € für die wärmeerzeugende Anlage bzw. 1,7 Mio. € im Falle der KWK-Anlage. Der Anteil der Kapitalkosten an den Gesamtkosten beträgt 31 % bzw. 42 % und liegt somit weit unterhalb des sonst üblichen Anteils von durchschnittlich 50 %.

Die verbrauchs- und betriebsgebundenen Kosten belaufen sich jeweils auf rund ein Drittel der Gesamtkosten. Vor allem die Strombezugskosten fallen hier ins Gewicht.

Die Erlöse aus dem Prozessdampfverkauf können etwa 16 % der Kosten decken. Im Falle der KWK Anlage können durch den Verkauf von Wärme und Elektroenergie 42 % der Kosten gedeckt werden.

Insgesamt ergeben sich für die Wärme-Anlage spezifische Abfallbehandlungskosten von 59,40 €/Mg und für die KWK-Anlage von 57,80 €/Mg. Mit beiden Anlagen können also Abfälle deutlich unterhalb der in Europa durchschnittlich anfallenden Abfallentsorgungskosten von ca. 90 €/Mg entsorgt werden. Die Zielkosten von 32,00 €/Mg können jedoch in beiden Fällen nicht erreicht werden.

Tabelle 40: Wirtschaftlichkeitsberechnung der Referenzanlage Wärme / KWK

Rahmendaten		Wärme	KWK
Feuerungswärmeleistung	kW	6.237	6.237
Brennstoffmassenstrom	kg/h	2.373	2.373
Betriebsstunden	h/a	7.000	7.000
Anlagenwirkungsgrad gesamt	%	85	70
Wärmeleistung	kW	5.301	3.555
Abgasvolumen	m ³ /h	17.248	17.248
Elektrische Leistung	kW	0	1.123
Erzeugte Wärmemenge	MWh/a	37.110	24.885
Erzeugte Strommenge	MWh/a	0	5.675
Zinssatz	%	7	7
Abschreibungsdauer	a	15	15
Kapitalgebundene Kosten			
Investitionskosten	€	3.355.000	6.355.000
<i>Kapitaldienst</i>	€/a	<i>368.361</i>	<i>697.745</i>
Verbrauchsgebundene Kosten			
Hilfsenergiekosten (Erdgas)	€/a	2.245	2.245
Summe Kosten Hilfsstoffe (AGR)	€/a	50.750	50.750
Summe Kosten Elektroenergie (AGR)	€/a	281.194	281.194
Kosten Ascheentsorgung	€/a	58.458	58.458
Kosten Entsorgung AGR-Rückstände	€/a	14.560	14.560
<i>Summe verbrauchsgebundene Kosten</i>	€/a	<i>407.207</i>	<i>407.207</i>
Betriebsgebundene Kosten			
Personalbedarf	Pers.	24	24
Personalkosten	€/a	128.000	128.000
Wartung/Instandhaltung (5% v. Invest)	€/a	167.750	317.750
Sonstige Kosten	€/a	100.650	100.650
<i>Summe betriebsgebundene Kosten</i>	€/a	<i>396.400</i>	<i>546.400</i>
Summe Kosten	€/a	1.171.968	1.651.352

Fortsetzung Tabelle 43: Wirtschaftlichkeitsberechnung

Erlöse			
Abfallannahmegebühr	€/Mg	0	0
Erlös Abfallannahme	€/a	0	0
Spezifischer Wärmeerlös	€/MWh	5	5
Erlös aus Wärmeverkauf	€/a	185.552	124.429
Spez. Erlös Stromverkauf mit KWK	€/kWh	0	0,1
Erlös aus Stromverkauf	€/a	0	567.571
Summe Erlöse	€/a	185.552	692.000
Jährl. Abfallbehandlungskosten	€/a	931.849	959.353
Spezifische Abfallbehandlungskosten	€/Mg	59,40	57,77
Zielkosten	€/Mg	32,00	32,00
Differenz	€/Mg	27,40	25,77

6.11.4 Sensitivitätsanalyse

Die Wirtschaftlichkeit der Anlagen wird im Folgenden detailliert in Abhängigkeit unterschiedlicher Faktoren berechnet. Als Grundlage dienen die im vorhergehenden Kapitel dargestellten Referenzszenarien. Diese sind in den folgenden Abbildungen durch eine Raute gekennzeichnet.

Im ersten Fall wird die Abhängigkeit der Wirtschaftlichkeit vom erzielbaren Wärmeerlös untersucht. Hier wird neben den beiden Fällen aus dem Referenzszenario ein weiterer Fall betrachtet, um die Abhängigkeit von den Stromerlösen ebenfalls abzubilden. Aus diesem Grund wird zusätzlich die Wirtschaftlichkeit einer KWK-Anlage für den Fall berechnet, dass statt der 10 Ct./kWh lediglich 5 Ct./kWh für die elektrische Energie erzielt werden können.

Wie aus Abbildung 78 deutlich wird, hängt die Wirtschaftlichkeit der Anlagen stark von den Rahmenbedingungen ab. Sind z. B. für den Verkauf der elektrischen Energie Erlöse von 10 Ct./kWh zu erzielen, stellt sich der Betrieb einer KWK-Anlage, unter der Bedingung, dass keine Wärmeerlöse erzielt werden, am wirtschaftlichsten dar. Betragen hingegen die Erlöse für elektrische Energie lediglich 5 Ct./kWh ist der Betrieb einer reinen Wärme- bzw. Prozessdampf-Anlage auch dann wirtschaftlicher wenn kein Wärmeerlös erzielt werden kann. Ab Wärmeerlösen in Höhe von 6,50 €/MWh ist der Betrieb der Wärme-Anlage stets wirtschaftlicher als der Betrieb der KWK-Anlage.

Bei einem Wärmepreis von 22,40 €/MWh und Stromerlösen von 0,10 €/kWh erreicht die Referenzanlage im KWK-Betrieb die Zielkosten. Bei einem Stromerlös von 0,05 €/kWh müssen hingegen 34 €/MWh durch den Wärmeverkauf erzielt werden, um auf das Niveau der Zielkosten zu gelangen. Die rein wärmeerzeugende Anlage ist ab einen Wärmeerlös von 17,10 €/MWh mit einer geordneten Deponie vergleichbar.

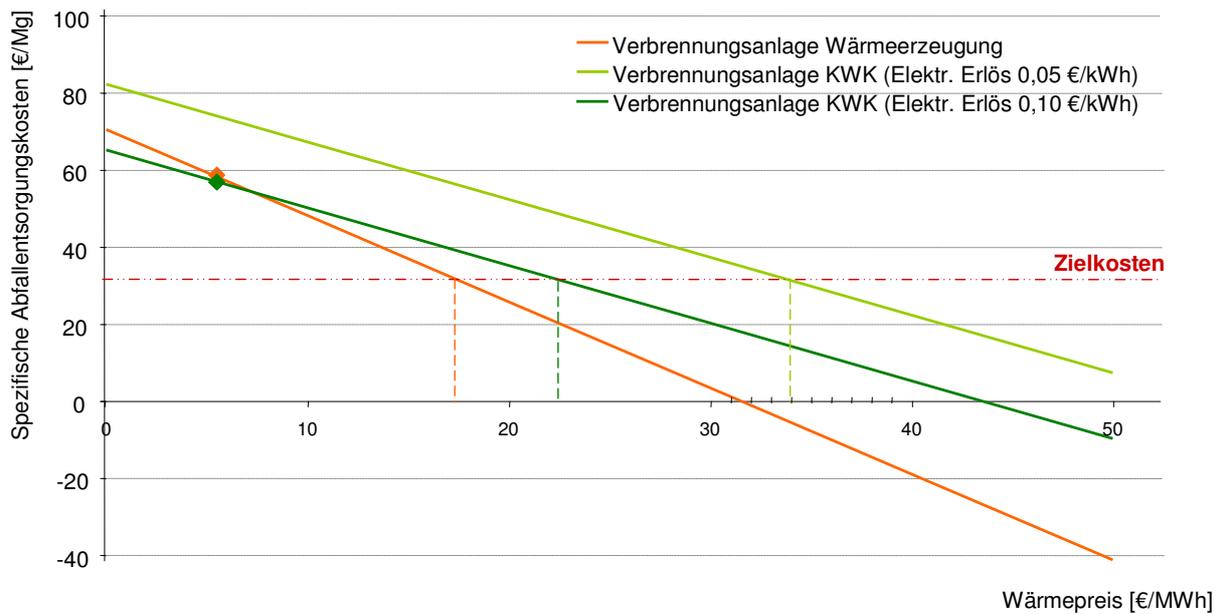


Abbildung 78: Sensitivitätsbetrachtung der spezifischen Abfallentsorgungskosten in Abhängigkeit der erzielbaren Wärmeerlöse

Nachfolgend wird der Einfluss der Anlagenauslastung auf die Wirtschaftlichkeit untersucht. Hierzu werden die jährlichen Betriebsstunden zwischen 6.000 h/a und 8.000 h/a variiert. Die Sensitivitätsanalyse beruht wiederum auf den beiden Referenzfällen. Wie Abbildung 79 zeigt, werden durch eine Steigerung der Jahresbetriebsstunden zwar die spezifischen Abfallentsorgungskosten gesenkt, die Zielkosten können aber allein durch diese Maßnahme nicht erreicht werden. Eine Steigerung der Betriebsstunden auf über 7.500 h/a erscheint nach erfolgreicher Implementierung der Anlagen durchaus realistisch, wurde jedoch für die Erstanlagen aufgrund mangelnder Erfahrung noch nicht kalkuliert.

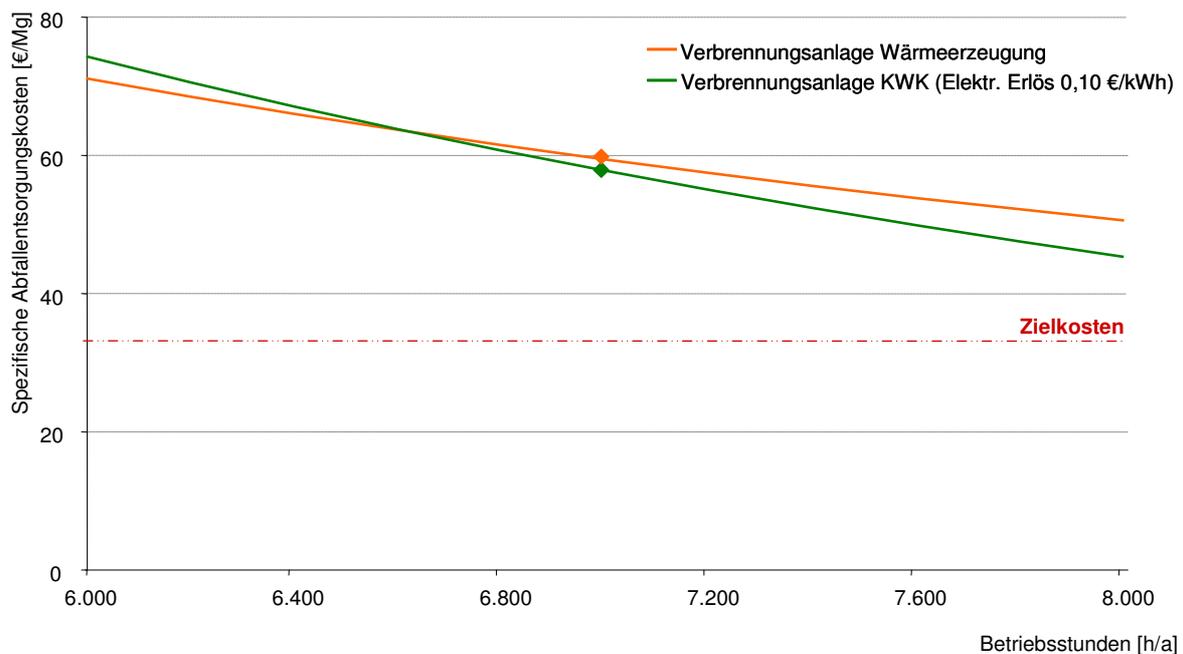


Abbildung 79: Sensitivitätsbetrachtung der spezifischen Abfallentsorgungskosten in Abhängigkeit der jährlichen Betriebsstunden

Abschließend werden die Auswirkungen der in Kapitel 5.4.3 dargestellten Erfahrungseffekte auf die spezifischen Abfallentsorgungskosten dargestellt. Für die Kalkulation wird angenommen, dass die ermittelten 11 % Kostenreduktion für die Anlage mit Turbine und 12 % ohne Turbine in Bezug auf die Investitionskosten bei Verdoppelung der produzierten Menge erreicht werden können. Ausgangspunkt für die Berechnung waren erneut die beiden Referenzanlagen aus Kapitel 6.11.3.

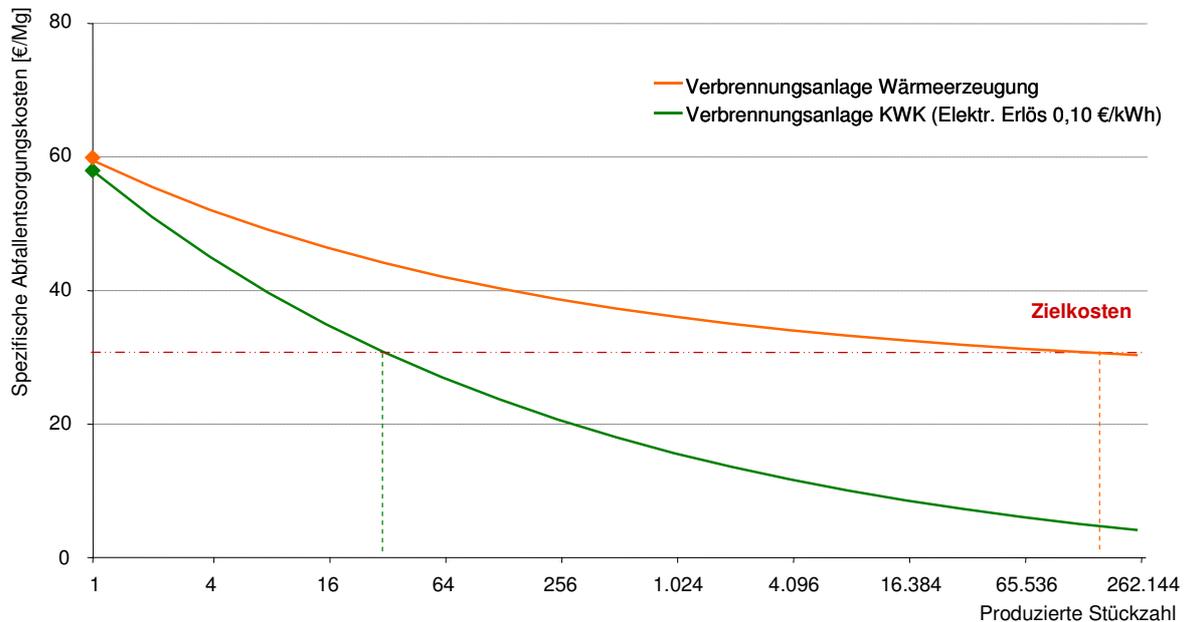


Abbildung 80: Auswirkung der Erfahrungseffekte auf die Entsorgungskosten

Wie Abbildung 80 zeigt reduzieren sich die spezifischen Abfallentsorgungskosten mit steigender Erfahrung bzw. steigender produzierter Stückzahl für die KWK-Anlage schneller als im Fall der Wärme-Anlage. Dies ist auf den höheren Anteil der Investitionskosten an den Gesamtkosten zurückzuführen. Bereits nach 32 produzierten Anlagen werden für die KWK-Anlage die Zielkosten unterschritten. Die Wärme-Anlage müsste theoretisch weit über 200.000 mal produziert werden, um durch die Erfahrungseffekte die Investitionskosten so weit zu reduzieren, dass die Zielkosten erreicht werden.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die thermische Abfallbehandlung in Schwellenländern durchaus kostengünstiger betrieben werden kann, als dies derzeit z. B. in Deutschland gängig ist. Hier spielen jedoch viele Faktoren, wie unter anderem das niedrigere Lohnniveau eine Rolle. Im Rahmen der Analyse wurde deutlich, dass sehr günstige Rahmenbedingungen vorhanden sein müssen, um dieses Konzept wirtschaftlich konkurrenzfähig zur geordneten Deponierung darzustellen. Aufgrund der geringeren Investitionskosten zeigte sich, dass eine Wärme-Anlage einer KWK-Anlage vorzuziehen ist wenn ein Wärme bzw. Prozessdampfnehmer vorhanden ist. Nur bei relativ hohen Stromerlösen von rund 100 €/MWh und geringen Wärmeerlösen von unter 50 €/MWh stellt sich die Investition in eine KWK-Anlage als wirtschaftlicher dar.

7 Zusammenfassung und Ausblick

In Europa erfolgt die thermische Abfallbehandlung in Großanlagen. Durch den Bau möglichst großer Anlagen wurde versucht, Kostendegressionen zu erreichen. Diese Anlagen sind stets Einzelplanungen, die verfahrenstechnisch sehr unterschiedlich ausgestaltet sind. Abhängig von den Rahmenbedingungen und der verfahrenstechnischen Auslegung schwanken die Abfallentsorgungsgebühren stark.

Diese Großanlagen bringen auch Nachteile mit sich. Durch die benötigten Abfallmengen werden weite Transporte nötig, was zu sehr aufwändiger Logistik führt. Häufig findet sich darüber hinaus kein Abnehmer für Prozessdampf oder Fernwärme, so dass die Energie nur teilweise genutzt wird.

Die häufigste Art der Abfallentsorgung in Schwellen- und Entwicklungsländern ist die ungeordnete Ablagerung aller Abfälle. In einigen Ländern wurden bereits geordnete Deponien errichtet und in einigen Fällen Mechanisch-Biologische Abfallbehandlungsanlagen oder Kompostwerke implementiert. Die thermische Abfallbehandlung kam in diesen Ländern aufgrund hoher Kosten bisher kaum zum Einsatz.

Oft existieren dort so genannte Megacities, auf die sich ein Großteil der Bevölkerung konzentriert. Für diese Ballungsräume bietet sich der Bau und Betrieb von Großanlagen zur Abfallverbrennung an. Im restlichen Land sind häufig isolierte Städte zu finden, die nur über eine mangelhaft ausgeprägte Infrastruktur verfügen. Ein Verbund dieser Städte zum Betrieb einer Großanlage kann an eben dieser mangelhaften Infrastruktur scheitern. Alternativ besteht die Möglichkeit der energetischen Abfallverwertung in dezentralen Verbrennungsanlagen, die die Entsorgung eines kleineren Gebietes sicherstellen und gleichzeitig einen Beitrag zur Energieversorgung leisten können.

Da bisher dezentrale Abfallverbrennungsanlagen, die die Entsorgung sicher gewährleisten und europäische Emissionsgrenzwerte einhalten, kaum marktverfügbar und vor allem wesentlich kostenintensiver als die geordnete Deponierung sind, sollte mit dieser Arbeit ein erstes Konzept für eine konkurrenzfähige Anlage geschaffen werden.

Aus diesem Grund wurden folgende Ziele mit dieser Arbeit verfolgt:

- Ermittlung der typischen Zusammensetzung und Bestimmung der brennstofftechnischen Eigenschaften von Abfällen aus Schwellen- und Entwicklungsländern.
- Nachweis der thermischen Verwertbarkeit von Siedlungsabfällen aus Schwellen- und Entwicklungsländern.
- Anpassung der Technologie der thermischen Abfallverwertung an die Rahmenbedingungen in Schwellen- und Entwicklungsländern.
- Auswahl einer geeigneten dezentralen thermischen Abfallverwertungstechnologie.
- Reduktion der Kosten der thermischen Verwertung mit dem Ziel diese Technologie zu anderen Behandlungsmethoden konkurrenzfähig zu machen.
- Konzeption einer standardisierten und kostenoptimierten KVA für Siedlungsabfälle aus Schwellenländern, die unter Einhaltung strenger Emissionsgrenzwerte als Energieerzeugungsanlage genutzt wird.

Um Abfallwirtschaftsstrukturen und typischen Abfälle von Schwellenländern charakterisieren zu können, wurden die Länder Türkei, Malaysia und Chile eingehend analysiert. Die Zusammensetzung von Abfällen aus diesen Ländern schwankt je nach geographischen, klimatischen, demographischen und ökonomischen Rahmenbedingungen. Eine typische Zusammensetzung konnte vor diesem Hintergrund nicht ermittelt werden. Dennoch waren einige Merkmale in allen Regionen zu finden. In der Regel wird keine getrennte Abfallsammlung durchgeführt, so dass die Abfälle überwiegend aus Organik bestehen und somit einen hohen Wassergehalt und einen niedrigen Heizwert aufweisen. Je nach Grad der Recyclingaktivitäten schwankt der Anteil an Wertstoffen im Siedlungsabfall. Grundsätzlich scheidet jedoch eine thermische Verwertung der Abfälle ohne Vorbehandlung aufgrund des niedrigen Heizwertes aus. Es wird daher vorgeschlagen, Bioabfälle getrennt zu sammeln und diese mittels Vergärungsverfahren zu behandeln. Alternativ zur Getrenntsammlung könnte die biologische Trocknung der Siedlungsabfälle der thermischen Abfallbehandlung vorgeschaltet werden. Der verbleibende Siedlungsabfall kann dann thermisch verwertet werden. Im Durchschnitt beträgt die Abfallerzeugungsrate in den Referenzländern 1,0 kg/EW*Tag. Durch steigendes Wirtschaftswachstum wird davon ausgegangen, dass die Abfallerzeugung zukünftig auf 1,3 kg/EW*Tag steigen wird. Werden Bioabfälle getrennt gesammelt, verbleibt für die Verbrennung eine Abfallmenge von 0,9 kg/EW*Tag. Dieser Abfall besitzt einen durchschnittlichen Heizwert von 9.450 kJ/kg.

Die Analyse der Bevölkerungsstruktur in den betrachteten Schwellenländern ergab, dass ein Großteil der kleineren Kommunen rund 50.000 Einwohner zählt. Bei einem täglichen Pro-Kopf Abfallaufkommen von 0,9 kg und dem Heizwert von 9.450 kJ/kg können die Abfälle einer solchen Kommune in einer Abfallverbrennungsanlage der thermischen Leistung von 6 MW entsorgt werden.

Um zu ermitteln, welches Verbrennungsverfahren am besten für die Verwertung dieser Abfälle geeignet ist, wird eine reproduzierbare Abfallmischung hergestellt und die Verbrennung dieser Mischung in drei unterschiedlichen Feuerungstypen mit einer thermischen Leistung zwischen 30 kW und 440 kW erprobt. Die Abfallmischung bildete dabei die wichtigsten Parameter der Abfälle aus Schwellenländern, wie Wassergehalt und Heizwert, ab. Der Vergleich der Verbrennungsergebnisse zeigt, dass die, auch im Großmaßstab bewährte Technologie der Rostfeuerung, bei den Verbrennungsversuchen das größte Potenzial aufweist.

Auf Basis dieser Technologie wurde anschließend ein Konzept für eine dezentrale Abfallverbrennungsanlage entworfen. Die dezentrale Kleinanlage soll die Abfälle einer Kommune mit 50.000 Einwohnern entsorgen, dies entspricht einer Abfallmenge von 16.600 Mg an Siedlungsabfällen pro Jahr. Unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten soll die erzeugte Energie in Form von Prozessdampf, Wärme und / oder elektrischer Energie genutzt werden. Ziel ist es weiterhin, die europäischen Emissionsgrenzwerte einzuhalten. Damit die Abfallverbrennungsanlage konkurrenzfähig zu anderen Entsorgungslösungen ist, muss die Verwertung zu den gleichen Kosten wie eine geordnete Deponie betrieben werden können.

Das Konzept sieht eine Vorbehandlung der Abfälle (Aussortierung von Metallen und Glas sowie Zerkleinerung), die Verbrennung in einer Rostfeuerung, die Emissionsminderung mittels trockener Abgasreinigung und die Energienutzung als Prozessdampf bzw. Wärme

und in der Ausführung als Kraft-Wärme-Kopplungsanlage von zusätzlich elektrischer Energie vor. Die Aufstellung der Anlage erfolgt überwiegend freistehend, lediglich die Lagerhalle, der Bereich der Sortierung und Zerkleinerung sowie der Beschickung werden mit einer Leichtbauhalle überdacht, um Methanemissionen und Gerüche zu vermeiden.

Für die Einzelkomponenten des Konzeptes wurden Richtpreisangebote eingeholt, die wirtschaftlichsten Angebote ausgewählt und zum Gesamtkonzept zusammengestellt. Hieraus ergab sich, dass eine Kleinanlage mit Prozessdampfnutzung zu Investitionskosten von rund 3 Mio. € errichtet werden kann. Die Investitionskosten derselben Anlage, ausgeführt als KWK-Anlage, betragen ca. 6 Mio. €. Mit dem dargestellten Konzept konnten die Kosten im Vergleich zu am Markt verfügbaren Anlagen gesenkt werden.

Die Wirtschaftlichkeitsberechnung dieser beiden Anlagen zeigt, dass die Rahmendingungen starken Einfluss auf das Ergebnis haben. Je nach Höhe der Vergütung von Prozessdampf, Wärme und elektrischer Energie kann der Betrieb einer KWK- oder Wärme-Anlage sinnvoller sein. Jedoch ist in den meisten Fällen die Wärme-Anlage aufgrund ihrer wesentlich geringeren Investitionskosten wirtschaftlicher.

Das Ziel des Konzeptes war es, die spezifischen Entsorgungskosten für diese dezentralen Anlagen auf das Kostenniveau der Deponierung zu reduzieren. Dieses Ziel wurde mit den Referenzanlagen nicht erreicht. Die Behandlungskosten betragen rund das Doppelte der Deponie. Die Sensitivitätsanalyse zeigte jedoch, dass unter bestimmten Rahmenbedingungen auch dieses Ziel zu erreichen ist. Ausschlaggebend hierfür sind die zu erzielende Erlöse durch den Verkauf von Prozessdampf, Wärme und elektrischer Energie.

Nicht nur unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten müssen für die erfolgreiche Implementierung von dezentralen Abfallverbrennungsanlagen genaue Standortanalysen durchgeführt werden, da sich auch die Abfallzusammensetzung regional stark unterscheidet. Für die Detailplanung müssen darüber hinaus die Bevölkerungsentwicklung, politisch vorgegebene Recyclingziele etc. beachtet werden. Die hier vorgenommene Betrachtung kann daher nur als Abschätzung dienen, die auf vielen Annahmen, wie z. B. einer spezifischen Abfallzusammensetzung, einer durchschnittlichen Abfallmenge und bestimmten Strom- und Wärmepreisen beruht. Im Einzelfall können durchaus abweichende Ergebnisse erzielt werden. Um die Wirtschaftlichkeit zu gewähren, ist in allen Fällen ein hoher Grad an Energienutzung nötig, der durch sorgfältige Planung bei der Standortwahl realisiert werden kann.

Der Vorteil der thermischen Abfallbehandlung gegenüber der Deponie unter ökologischen Gesichtspunkten wurde bereits umfassend nachgewiesen. Es wäre jedoch in einer ökobilanziellen Betrachtung zu untersuchen, ob der Einsatz dezentraler Verbrennungsanlagen tatsächlich ökologisch der Verwendung zentraler Großanlagen vorzuziehen ist.

Auch wenn im Rahmen dieser Arbeit nachgewiesen wurde, dass unter wirtschaftlichen Aspekten der Einsatz dezentraler Abfallverbrennungsanlagen durchaus sinnvoll sein kann, ist für die Implementierung in Schwellen- und Entwicklungsländern noch mit einer Reihe von Hindernissen zu rechnen. Zunächst muss von politischer Seite die Abfallverbrennung forciert und im Zuge dessen die Getrenntsammlung der Bioabfälle eingeführt werden. Die erfolgreiche Umsetzung der Getrenntsammlung ist ein langwieriger Prozess, der das Verständnis und die Unterstützung in der Bevölkerung benötigt. Auch in punkto thermische

Verwertung muss die Bevölkerung aufgeklärt werden, da häufig, aufgrund von Unwissen, diese Art der Abfallentsorgung abgelehnt wird. Die Akzeptanz in der Bevölkerung muss jedoch vorhanden sein, um den Standort unter ökologischen und ökonomischen Aspekten optimal auszuwählen.

Ausblickend soll darauf hingewiesen werden, dass zur Finanzierung einer thermischen Abfallbehandlungsanlage die Instrumente des Emissionshandels genutzt werden können. Durch ein so genanntes CDM-Projekt (clean development mechanism) kann am internationalen Markt ein Erlös erwirtschaftet werden, der einen Beitrag zur Finanzierung dieser nachhaltigen und ökologischen Abfallverwertungstechnologie leistet. Hierdurch können die im Vergleich zur Deponierung spezifisch höheren Kosten teilweise gedeckt werden.

Literatur

- Achternbosch, M., Richers, U. (1999): Stoffströme und Investitionskosten bei der Rauchgasreinigung von Abfallverbrennungsanlagen, Wissenschaftliche Berichte FZKA 6306, Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse, Institut für Technische Chemie, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe
- Agdag, O. (2009): Comparison of old and new municipal solid waste management system in Denizli, Turkey, Waste Management, Volume 29, Issue 1, Elsevier, S. 456–464
- Alwast, H., Riemann, A. (2010): Verbesserung der umweltrelevanten Qualität von Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen, Umweltbundesamt [Hrsg.], Förderkennzeichen 363 01256, UBA-FB 001409, Dessau-Roßlau
- Andersson, P., Marklund, S. (1998): Emissions of organic compounds from biofuel combustion and influence of different control parameters using a laboratory scale incinerator, Chemosphere, Volume 36, Issue 6, Elsevier, S. 1429–1443
- Andresen, U., Jansen, J., Jura, G., Tajnsek, M. (2005): Entwicklung und Entwicklungspolitik, Bundeszentrale für politische Bildung [Hrsg.], Informationen zur politischen Bildung, Nr. 259, Franzis' print & media, München
- Anthony, E. J. (1995): Fluidized Bed Combustion of alternative solid fuels; Status, Successes and Problems of the Technology, Progress in Energy Combustion Science, Volume 21, Pergamon, S. 239–268
- Apaydin, O., Gonullu, M.T., (2007): Route Optimization for Solid Waste Collection: Trabzon (Turkey) Case Study, Global NEST Journal, Volume 9, No 1, S. 6–11
- APEC (2006): Energy Demand and Supply Outlook 2006 – Malaysia, Projections to 2030 – Economy Review, Asia Pacific Energy Research Centre, Institute of Energy Economics, Tokyo, p.49–53
- Auksutat, M. (2000): Investitions- und Betriebskosten thermischer Abfallbehandlungsanlagen, Müllhandbuch, Lfg. 5/2000, Erich Schmidt Verlag, S.1–33
- Auswärtiges Amt (2008a): Länderinformation Chile; www.auswaertiges-amt.de/diplo/de/Laenderinformationen/01-Laender/Chile.html (Abgerufen: 13.12.2008)
- Auswärtiges Amt (2008b): Länderinformation Malaysia; www.auswaertiges-amt.de/diplo/de/Laenderinformationen/01-Laender/Malaysia.html; (Abgerufen: 24.02.2009)
- Auswärtiges Amt (2010): Länderinformation Türkei, www.auswaertiges-amt.de/diplo/de/Laenderinformationen/01-Laender/Tuerkei.html (Abgerufen: 22.04.2010)
- Balat, M. (2008): Energy consumption and economic growth in Turkey during the past two decades, Energy Policy, Volume 36, Elsevier, S. 118–127
- Barrionuevo, A. (2009) Chilean President Rides High as Term Ends. New York Times, 28. Oktober 2009, www.nytimes.com/2009/10/29/world/americas/29bachelet.html (Abgerufen: 17.12.2009)
- Baum, H.-G., Coenenberg, A.G., Günther, T. (2007): Strategisches Controlling, Bd. 4., überarbeitete Auflage, Schäffer-Poeschel Verlag, Stuttgart, 2007. S. 91 ff

- Bayer, G., Schreiber, J., Erdogan, I. (2008): Umwelttechnikmärkte in der Türkei – Umweltpolitiken, -strategien und –programme, Bericht 2008, Wirtschaftskammer Österreich, Abteilung für Umwelt und Energie, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wirtschaftskammer Österreich [Hrsg.]
- Beier, C., Dötsch, C. (2003): Einsatz, Potenziale, Perspektiven umweltfreundlicher Energien in Deutschland, Fraunhofer Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT, Stiftung Nagelschneider [Hrsg.], Juni 2003
- Bendix, D., Metschke, J. (2006): Neue Korrosionsschutzkonzepte für Abfallverbrennungsanlagen, in: 11. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung, Urban, I.A., Faulstich, M., Billitewski, B. [Hrsg.], Schriftenreihe des Fachgebiet Abfallwirtschaft, Universität Kassel, Kassel University Press, Kassel, S. 89–112
- Berkun, M., Aras, E., Nemlioglu, S. (2005): Disposal of solid waste in Istanbul and along the Black Sea coast of Turkey, Waste Management, Volume 25, Elsevier, S.847–855
- Bfai (2005): Abfallwirtschaft in Asien - Status quo und Marktpotenziale in China, Thailand, Malaysia, Indonesien und auf den Philippinen, Bundesagentur für Außenwirtschaft, Müll und Abfall, Nr. 4, Erich Schmidt Verlag, Berlin, April 2005, S.217–220
- Billitewski, B., Härdtle, G., Marek, K. (2000): Abfallwirtschaft - Handbuch für Praxis und Lehre. 3. Aufl., Springer Verlag, Berlin
- Borner, J., Klöpping, T. (2003): El desarrollo de la gestión de residuos sólidos en Alemania y posibles enseñanzas para una gestión participativa de residuos sólidos en Santiago de Chile; Kolleg für Management und Gestaltung nachhaltiger Entwicklung gGmbH; www.medioambienteonline.com/site/root/resources/case_study/2077.html (Abgerufen: 09.02.2009)
- Boisen, B. (2009). Schriftliche Mitteilung per E-Mail, Babcock & Wilcox Vølund A/S, Esbjerg
- BPB (2009): Schwellenländer, Duden Wirtschaft von A bis Z: Grundlagenwissen für Schule und Studium, Beruf und Alltag, 4. Auflage, Mannheim, Bibliographisches Institut, Bundeszentrale für politische Bildung, Bonn
- Brandt, T., Lim, M. (2005): Market Watch Malaysia 2006 – Die Umweltbranche in Malaysia, Deutsch-Malaysische Industrie- und Handelskammer, Oktober 2005
- Brown-González (2005): Gestión local de residuos sólidos: El sistema nacional de certificación ambiental de establecimientos educacionales una estrategia de integración escuela comunidad, Universidad de la Serena, Chile
- Brundtland Report (1987): Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future, Transmitted to the General Assembly as an Annex to document A/42/427 - Development and International Co-operation: Environment, United Nations, Oxford University Press, Oxford
- Bunzenthal, R. (2007): Im Kampf gegen die Armut, Zukunftsfähige Energie, E+Z / Finanzielle Zusammenarbeit, KfW Entwicklungsbank, Frankfurt
- CAP (2001): Malaysia Country Report, Consumers' Association of Penang, Waste Not Asia 2001, Taipei, Taiwan
- Carelli, M.D., Garrone, P., Locatelli, G., Mancini, M., Mycoff, C., Trucco, P., Ricotti, M.E. (2010): Economic features of integral, modular, small-to-medium size reactors, Progress in Nuclear Energy, Vol. 52, Elsevier, S. 403–414.

- CEPIS (1989): Análisis Sectorial de Residuos Sólidos en Chile, Plan Regional de Inversiones en Ambiente y Salud, Organización Panamericana de la Salud, www.cepis.ops-oms.org/eswww/fulltext/analisis/chile/chile.html (Abgerufen: 11.08.2008)
- Cerda Candia, R. (2003): Evaluación regional de los servicios de manejo de residuos sólidos domiciliarios – Resultados preliminares, Präsentation, Weltgesundheitsorganisation http://icc.ucv.cl/geotecnia/18_ciclo_conferencias/expo_agua2003/clases/oms_2.pdf (Abgerufen: 01.06.2009)
- Chilenische Regierung (2009): La Planta GNL Quintero es la señal más potente del fin del ciclo de dependencia energética, www.gobiernodechile.cl/view/Noticia.aspx?idArticulo=29008 (Abgerufen: 14.12.2009)
- Coalgossip (2008): <http://coalgossip.wordpress.com/2008/06/26/malaysia-new-electricity-tariff-rates-may-increase/> (Abgerufen: 02.11.2009)
- Coenenberg, A. G., M., Fischer T. und Günther, T. (2007) Kostenrechnung und Kostenanalyse, 6. überarbeitete und erweiterte Auflage, Schäffer-Poeschel Verlag, Stuttgart
- CONAMA (2001): La basura que nadie quiere; Comisión Nacional del Medio Ambiente, Gobierno de Chile, www.conama.cl/rm/568/article-907.html#h2_2 (Abgerufen: 25.11.2008)
- CONAMA (2005): Política de Gestión Integral de Residuos Sólidos, Comisión Nacional del Medio Ambiente, Grupo Interministerial de Trabajo para la Elaboración de la Política de Gestión Integral de Residuos Sólidos, Gobierno de Chile, Chile
- CONAMA (2006a): Elaborarán Plan Integral para el manejo de los residuos sólidos en la Región Metropolitana, Comisión Nacional del Medio Ambiente, Gobierno de Chile, www.conama.cl/rm/568/article-36515.html (Abgerufen: 30.05.2009)
- CONAMA (2006b): Estudio Caracterización de Residuos Sólidos Domiciliarios en la Región Metropolitana, Informe final – Versión revisada, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Comisión Nacional del Medio Ambiente, Valparaíso, Chile
- Concha Góngora, J. (2003): Beneficios y costos de políticas públicas ambientales en la gestión de residuos sólidos: Chile y países seleccionados, División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos, United Nations, Santiago de Chile, Chile
- Congreso Nacional de Chile (2008): Ley 20.280: Ley de las Rentas Municipales II, zuletzt geändert am 04.07.2008, Ministerio del Interior, Chile
- Consonni, S., Glugliano, M., Grosso, M. (2005): Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste, Part B: emission and cost estimates, Waste Management, Volume 25, S. 137–148
- Cord-Landwehr, K. (2002): Einführung in die Abfallwirtschaft, 3. Auflage, Teubner, Stuttgart
- CNE (2007): Balance Nacional de Energía 2007, Comisión Nacional de Energía; Gobierno de Chile, Santiago, www.cne.cl (Abgerufen: 18.04.2009)
- Department of Statistics (2008): Ciri-ciri asas penduduk mengikut daerah pentadbiran – Basic population characteristics by administrative districts, Department of Statistics Malaysia, Juni 2008
- Department of Statistics (2009): Labour Force – Employment, www.statistics.gov.my (Abgerufen: 05.01.2010)

- Destatis (2009): Umwelt - Abfallbilanz, Statistisches Bundesamt Deutschland, Juni 2009, www.destatis.de (Abgerufen 22.09.2010)
- Destatis (2010): Erzeugerpreisindex gewerblicher Produkte: Deutschland, Jahre, Güterverzeichnis, Statistisches Bundesamt Deutschland, GENESIS-Online Datenbank, www.-genesis.destatis.de (Abgerufen 07.10.2010)
- Dirks, E. (2000): Praxishandbuch Abfallverbrennung – Technik und Betrieb thermischer Behandlungsverfahren, Herrentor, Emden
- DSM (2009): Department of Statistics Malaysia, Official Website, www.statistics.gov.my (Abgerufen: 24.02.2009)
- Dong (2010): Haderslev CHP Plant, Dong Energy, www.dongenergy.com (Abgerufen 22.09.2010)
- Dussuel, E. (2003): Planificación de la Gestión de los Residuos Sólidos Domiciliarios en Chile, Maestro en Urbanismo en la Universidad Nacional Autónoma de México, www.medioambienteonline.com/site/root/resources/analysis/2074.html (Abgerufen: 09.02.2009)
- Dutton, J.M., Thomas, A. (1984): Treating progress function as a managerial opportunity, *Academy of management Review*, Volume 9, No. 2, p.235–247
- Earthtrends (2009): Paper Consumption Data, Earth Trends Environmental Information, World Resource Institute, <http://earthtrends.wri.org> (Abgerufen: 04.01.2010)
- EA (2009): Perak – Solid Waste Management Plan (P-SWMP), EA-SWMC, EU-Asia Sustainable Waste Management Cycle, European Commission
- EC (2005): Integrated Pollution Prevention and Control – Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration – European Commission, Institute for Prospective Technological Studies, Sustainability in Industry, Energy and Transport, European IPPC Bureau, Seville
- EIA (2008): Electricity Prices for Households, Energy Information Administration, US Government, <http://www.eia.doe.gov/emeu/international/elecprh.html> (Abgerufen: 02.11.09)
- EIA (2009): Country Analysis Briefs – Malaysia, Energy Information Administration, US Government, www.eia.doe.gov, September 2009 (Abgerufen: 06.01.2010)
- Embajada de Chile (2009): Chilenische Botschaft in Deutschland; www.embajadachile.de (Abgerufen: 27.02.2009)
- EP (2010): www.energieportal24.de/pn_40531.html (Abgerufen 12.05.2010)
- EPA (1995): Decision-Makers Guide to Solid Waste Management, Volume II, Office of Solid Waste (5306), United States Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- Esiyok, U. (2006): Energy Consumption and Thermal Performance of Typical Residential Buildings in Turkey, Dissertation, Universität Dortmund, Fakultät für Architektur und Bauingenieurwesen, Dortmund
- Estevez, P. (2003): Management of Municipal Solid Waste in Santiago, Chile: Assessing Waste-to-Energy Possibilities, Industrial Ecology Study, Columbia University

- EUROSTAT (2010a): Umwelt in der EU27 – 40% der kommunalen Abfälle im Jahr 2008 wurden recycelt oder kompostiert – Eine halbe Tonne erzeugte Abfälle pro Person, Pressemitteilung 43/2010 vom 19. März 2010, Eurostat-Pressestelle, Europäische Kommission
- EUROSTAT (2010b): Eurostat Datenbank Energie, Europäische Kommission, online abrufbar unter <http://epp.eurostat.ec.europa.eu> (Abgerufen: 11.05.2010)
- Faulstich, M., Zachäus, D. (1992): Verfahren zur Behandlung von Rückständen aus der Müllverbrennung, Faulstich, M [Hrsg.], Rückstände aus der Müllverbrennung, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, S. 1–160
- Faulstich, M. (1992): Feste Rückstände aus Abfallverbrennung und Rauchgasreinigung – Stoffströme und Behandlungsmöglichkeiten, Thomé-Kozmiensky, K. [Hrsg.], Müllverbrennung und Umwelt 5, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, S. 297–315
- Faulstich, M. (2009): 40 Jahre Abfallwirtschaft – 40 Jahre „Müll und Abfall“, Müll und Abfall, Nr.4 , Erich Schmidt Verlag, Berlin, April 2009, S.156–161
- Fehrenbach, H., Gierich, J., Mahmood, S. (2007): Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz, Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU), Umweltbundesamt [Hrsg.], Dessau-Roßlau
- Feroli, F. Schoots, K., van der Zwaan B.C.C. (2009): Use and limitations of learning curves for energy technology policy: A component-learning hypothesis, Energy Policy, Volume 37, Elsevier, p.2525–2535
- Finanzchef (2011): Grundlagen Zielkostenrechnung; www.finanzchef.de/files/zielkostenrechnung_1.png (Abgerufen: 23.08.2011)
- Fischedick, M. (2004): Kurzstudie – Innovative Technologien für Entwicklungsländer: Aktuelle Ansätze zur Energie-, Trinkwasser- Und Nahrungsbereitstellung – Abschlussbericht, Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, im Auftrag des Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung, Wuppertal
- Fischer, C. (2008): Preparing a Waste Management Plan – Status Part, European Topic Centre on Ressource and Waste Management, EU-Asia Sustainable Waste Management Cycle, CBPV 1.–2. July 2008
- Fitzgerald, G. (2009): Technical and Economic Analysis of Pre-Shredding Municipal Solid Waste Prior Disposal, Department of Earth and Environmental Engineering, Columbia University, September 2009
- Freidank, C.C. (2008): Kostenrechnung – Grundlagen des innerbetrieblichen Rechnungswesens und Konzepte des Kostenmanagements, 8. Auflage, Oldenbourg Verlag, München
- Goh Ban Lee (2005): Die Bürger sind der Verschmutzung überdrüssig – Ein kurzer Überblick über das Müllmanagement, Malaysia: Abfall, Seifert, S. [Übers.], Südostasien, Nr. 2, Asienstiftung, Essen, S. 40–42
- Gtai (2009): Der Ausbau der Abfallwirtschaft in der Türkei schreitet weiter fort, German Trade and Invest, Datenbank, www.gtai.de/MK200909168019 (Abgerufen 10.11.2009)
- Gtai (2010a): Strompreise in der Türkei haben sich deutlich erhöht, German Trade and Invest, Datenbank, www.gtai.de/fdb-SE,MKT201006248013,Google.html (Abgerufen: 13.08.2010)
- Gtai (2010b): Abfallmenge in der Türkei sinkt leicht, German Trade and Invest, Datenbank, www.gtai.de/fdb-SE,MKT201004238005,Google.html (Abgerufen 19.05.2010)

- Heinrich, M. (2008): Länderanalyse Malaysia, Bayerische Landesbank, Volkswirtschaftliche Länder und Branchenanalyse, www.bayernlb.de/ar/Internet/de/Downloads/0100_CorporateCenter/5700Laender/LaenderanalysenL-Z/Malaysia/Malaysia1208_.pdf (Abgerufen: 20.09.2008)
- Herzner, P. (2010): Marktanalyse und Bewertung von Kleinverbrennungsanlagen für feste Siedlungsabfälle, Diplomarbeit, Hochschule Ansbach, Fakultät Ingenieurwissenschaften, unveröffentlicht
- Hogg, D. (2001): Cost for Municipal Waste Management in the EU, Final Report, Eunomina Research and Consulting, o. O.
- Horch, K. (1995): Wege zur Minimierung der Kosten, in: Thermische Abfallentsorgung: Konzepte, Kosten, Verfahren, VDI [Hrsg.], Tagung Veitshöchheim, 27–28. Juni 1995, S.99–113
- IA (2006): Total costs of ownership: Comparison Incineration Plant – Landfill, Cooperation Bavaria Sao Paulo, I a GmbH – Wissensmanagement und Ingenieurdienstleistungen
- Idris, M. S.M. (o.J.): Letter: Stop dirty waste disposal technologies in Malaysia, Consumer Association of Penang, www.no-burn.org/article.php?id=838 (Abgerufen: 13.01.2010)
- IMAP (2009): Herkömmliche Energiegewinnung und alternative Energien in der Türkei, Kurzanalyse des imap-Institutes, Mai 2009, Leverkusen
- IMF (2010): World Economic Outlook, Database – WEO Groups and Aggregates Information, International Monetary Fund, www.imf.org/external/pubs/ft/weo/2010/02/weodata/groups.htm#oem (Abgerufen 04.02.2010)
- INE (2003): Censo 2002 – Síntesis de Resultados, Comisión Nacional del XVII Censo de Población, Instituto Nacional de Estadísticas de Chile, Santiago de Chile
- INE (2009a): Censo 2002, Instituto Nacional de Estadísticas de Chile, Erhebungen online abrufbar unter www.ine.cl (Abgerufen: 18.02.2009)
- INE (2009b): Compendio Estadístico – 1.2 – Estadísticas Demográficas 2009, Instituto Nacional de Estadísticas de Chile
- INE (2009c): Compendio Estadístico – 3.1 – Estadísticas del Medio Ambiente 2009; Instituto Nacional de Estadísticas de Chile
- INWENT (2008): Landesüberblick Chile; Internationale Weiterbildung und Entwicklung gGmbH, www.inwent.org/v-ez/lis/chile/seite1.htm (Abgerufen: 20.10.2008)
- IPCC (2006): Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 5: Waste, Chapter 2, p. 2.14, Intergovernmental Panel on Climate Change, online abrufbar unter: www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html (Abgerufen: 01.07.2009)
- Jamasb, T. (2006): Technical Change Theory and Learning Curves: Patterns of Progress in Energy Technologies, University of Cambridge, Faculty of Economics, März 2006
- Jamasb, T., Köhler, J. (2007): Learning curve for Energy Technology and Policy Analysis: A Critical Assessment, CWPE 0752 6 EPRG 0723, University of Cambridge, Oktober 2007
- Jamasb, T, Nepal, R. (2010): Issues and Options in Waste Management: A social Cost-Benefit Analysis of Waste-to-Energy in the UK, Resources, Conservation and Recycling, Elsevier, Article in Press

- Jeng-Chung, C. (2005): Interactive Analysis of Waste Recycling and Energy Recovery Program in a Small-Scale Incinerator, Technical paper, Journal of the Air and Waste Management Association, Vol. 55, Issue 9, S. 1356–1366
- Junginger, M., de Visser, E., Hjort-Gregersen, K., Koorneef, J., Raven, R., Faaij, A., Turkenburg, W. (2006): Technological learning in bioenergy systems, Energy Policy, Volume 34, Elsevier, S. 4024–4041
- Kaltschmitt, M., Hartmann, H., Hofbauer, H. (2009): Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren, 2. neu bearbeitete und erweiterte Auflage, korrigierter Nachdruck, Springer, Heidelberg
- Kanat, G., Demir, A., Ozkaya, B., Bilgili, M.S. (2006): Addressing the operational problems in a composting and recycling plant. Waste Management, Volume 26, Issue 12, Elsevier S. 1384–1391
- Kanat, G. (2010): Municipal solid-waste management in Istanbul, Waste Management, Elsevier, Article in Press
- Karavezyris et al. (2009): Karavezyris, V., Forth, T., Radde, C.A., Gerstmayer, B., Krist, H., Hertel, M., Rommel, W.: Nutzung des CDM in der Abfallwirtschaft; Leitfaden für Investitionsprojekte im Ausland, Müll und Abfall, Nr. 10, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Oktober 2009, S.512–518
- Karl, J. (2006): Dezentrale Energiesysteme: Neue Technologien im liberalisierten Energiemarkt, 2., verbesserte Auflage, Oldenbourg Wissenschaftsverlag, München
- Kathirvale, S., Mhd Yunus, M., Sopian, K., Samsuddin, A. (2003): Energy potential from municipal solid waste in Malaysia, Renewable Energy, Volume 29, Issue 4, Elsevier, S. 559–567
- Kautz, O., Seier, J., & Jock, O. (1999): Entwicklung einer kleinen bis mittelgroßen Hausmüllverbrennungsanlage, KIST Europe Forschungsgesellschaft mbH, Saarbrücken
- KFW (2010): Türkei – Programm Kommunale Infrastruktur, KFW Entwicklungsbank, www.kfw-entwicklungsbank.de/DE_Home/Sektoren/Wasser/Tuerkei_-_Programm_Kommunale_Infrastruktur.jsp (Abgerufen 19.04.2010)
- Knupp, M. (2008): Türkei entdeckt das Abfallrecycling, Bundesagentur für Außenwirtschaft (bfai), <http://iqra-solutions.de/aktuell/tuerkei-entdeckt-abfallrecycling.html> (Abgerufen 04.01.2010)
- Koblischke (2008): Soziale Infrastruktur und wirtschaftliche Entwicklung: ein paradigmatischer Beitrag zur Diskussion über soziales Kapital und die Reduktion von Armut in Chile; Dissertation, Wirtschaftsuniversität Wien
- Kohaupt, U. (2010). Mündliche und Schriftliche Auskunft per Telefon und Mail, Steinert Elektromagnetbau GmbH, Köln
- Koppe, K., Juchelková, D. (2009): Feuer und Flamme für Abfälle: Thermische Verfahren in der Abfallwirtschaft, Repronis, Ostrava
- Kouvariatakis, N., Soria, A, Isoard, S. (2000): Modelling Energy Technology Dynamics: Methodology for Adaptive Expectations Models with Learning by Doing and Learning by Searching, International Journal of Global Energy Issues, Volume 14, Nos.1–4, p. 104–115
- Koyun, A. (2007): Energy Efficiency and Renewable Energy – Turkey – National Study’s Summary, Mediterranean and National Strategies for Sustainable Development, Priority Field of Action 2: Energy and Climate Change, Yildiz Teknik Universitesi Besiktas Kampusu Yildiz, Plan Bleu, Regional Activity Centre [Hrsg.]

- Krämer, P., Walter, G., Mamiya, T., Flamme, S. (2010): Abfallwirtschaft in Japan – Intensive Recyclingaktivitäten trotz hoher Verbrennungskapazitäten, Müll und Abfall, Nr. 4, Erich Schmidt Verlag, Berlin, April 2010, S. 175–180
- Kranert, M., Cord-Landwehr, K. (2010): Einführung in die Abfallwirtschaft, 4. Auflage, Viehweg+Teubner, Wiesbaden
- Körner, I., Stegmann, R., Visvanathan, C., Norbu, T., Cossu, R., Gadia, R. et al. (2006): Solid Waste Management in Asia, TETRAWAMA-Teaching and Training Modules in the Waste Management Sector, e-book, TUHH Hamburg (Hrsg.), Hamburg
- Köse, H., Ayaz, S., Köroğlu, B. (2007): Waste Management in Turkey - National Regulations and Evaluation of Implementation Results, Turkish Court of Accounts - Performance Audit Report, Ankara
- La Mont Kessel (2011): Informationen zu Wasserrohr- und Rauchrohrkessel; Auskunft per Mail, Herr Schildt, Wildau
- Larsen, I. (2007): Malaysian and International Trends in SWM, Seminar on Structuring and Institutionalizing SWM in Penang, Malaysian Government (MHLG)/Danida, December 2007
- LfU (2002): Müllverbrennung: Die thermische Behandlung von Abfällen, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Fachinformation Umwelt & Entwicklung Bayern, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen [Hrsg.], FM Verlag, Stockdorf
- LfU (2008a): Restmüllzusammensetzung, Einflussfaktoren, Abhängigkeit von lokalen abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen (EFRE-Ziel-2-Gebiete in Bayern), Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht zum Forschungsvorhaben UmweltSpezial, November 2008, Augsburg
- LfU (2008b): Informationen aus der Abfallwirtschaft, Hausmüll in Bayern – Bilanzen 2007, Bayerisches Landesamt für Umwelt, August 2008, Augsburg
- Ligang Liang, Rui Sun, Jun Fei, et. al (2008): Experimental study on effects of moisture content on combustion characteristics of simulated municipal solid waste in a fixed bed, Bioresource Technology, Volume 99, Issue 15, Elsevier, S. 2738–2746
- Liu, D., Lipták, B. (2000): Hazardous Waste and Solid Waste, Lewis Publishers, CRC Press LCC, Boca Raton
- Longden, D, Brammer, J., Bastin, L., Cooper, N. (2007): Distributed or centralised energy-from-waste policy? Implications of technology and scale at municipal level, Energy Policy, Volume 35, Elsevier, S. 2622–2634
- Loy, D. (2007): Energiepolitische Rahmenbedingungen für Strommärkte und erneuerbare Energien – 23 Länderanalysen – Chile, Gesellschaft für technische Zusammenarbeit GmbH [Hrsg.], Eschborn
- LPPKN (2009): Census 2000, National Population and Family Development Board, Ministry of Women and Family Development, Statistische Daten zur Bevölkerungsentwicklung, online abrufbar unter: <http://www.lppkn.gov.my/popmal/main.html> (Abgerufen: 16.05.2009)
- Mahmood, N. Z. (2005): The Scenario of a Solid Waste Management in Malaysia – A Case Study, Professional Training Program on Integrated Solid Waste Management in Southeast Asian Cities, July 4–5, 2005, Siem Reap, Cambodia

- Manaf, L.A., Samah, M.A.A., Zukki, N.I.M, (2009): Municipal solid waste management in Malaysia: Practices and challenges, *Waste Management*, Volume 29, Issue 11, Elsevier, S. 2902–2906
- McDonald, A., Schrattenholzer, L. (2001): Learning rates for energy technologies, *Energy Policy*, Volume 29, Elsevier, S.255–261
- Meyers Lexikon (2008): Meyers Lexikon Online; <http://lexikon.meyers.de/wissen/Malaysia+%28Staat%29> (Abgerufen 26.02.2009)
- Metin, E., Eröztürk, A., Neyim, C. (2003): Solid waste management practices and review of recovery and recycling operation in Turkey, *Waste Management*, Volume 23, S. 425–432
- MHLG (o. J.): Overview of solid waste management in Malaysia, Local Government Department, Ministry of Housing and Local Government, Malaysia
- MHLG (2005): National Strategic Plan for Solid Waste Management – Executive Summary, Local Government Department, Ministry of Housing and Local Government, Malaysia, August 2005
- MIDEPLAN (2007): Encuesta de Caracterización Socioeconómica Nacional Casen 2006, Ministerio de Planificación, Santiago de Chile, Chile
- Mocker, M., Stenzel, F. (2010): Wertstoffrückgewinnung aus Schlacken und Aschen, Wasser und Abfall 12, Nr.4, Viehweg und Teubner, Wiesbaden, S. 15–19
- Mohamad, A. (2002): Angepasste Abfallentsorgung für Schwellen- und Entwicklungsländer, Dissertation, Universität Kassel
- Nas, S., Bayram, A. (2008): Municipal solid waste characteristics and management in Guümüşhane, Turkey, *Waste Management*, Vol. 28, Issue 12, Elsevier, S. 2435–2442
- Nasir, AA. (2007): Institutionalizing Solid Waste Management in Malaysia, Department of National Solid Waste Management, Ministry of Housing and Local Government Malaysia, Power Point Presentation, December 6
- Nassour, A. (2005): Ansätze zur Reform der Abfallwirtschaft in Entwicklungsländern, Habilitationsschrift, Universität Rostock
- NEEDS (2006): Cost development – an analysis based on experience curves, NEEDS – New Energy Externalities Developments for Sustainability, Project No 502687, Sixth Framework Programme, Lund University
- Negoi, R., Ragazzi, M., Apostol, T., Rada, C., Mărculescu, C. (2009): Bio-drying of Romanian Municipal Solid Waste: An Analysis of its viability, *U.P.B. Scientific Bulletin, Series C*, Volume 71, Issue 4, University Politehnica of Bucharest
- Nethe, L.-P. (2002): Die Bedeutung von Additiven in der Rauchgasreinigung, VDI-Seminar, BAT- und preisorientierte Dioxin-/Rauchgasreinigungstechniken 2002 für Verbrennungs- und Feuerungsanlagen, 19.–20.9.2002, München
- Neukirchen, B. (2009): Persönliche Mitteilung, Prof. Bernd Neukirchen, Essen, Juni 2009
- Ngoc, U.N., Schnitzer, H. (2009): Sustainable solutions for solid waste management in Southeast Asian countries, *Waste Management*, Volume 29, Issue 6, Elsevier, p. 1982–1995
- Nilo, C. (2002): Residuos Sólidos Domiciliarios - Región Metropolitana, Nilo, C., Velásquez, G., Vergara, A., Rojas, X., Área de Ordenamiento Territorial y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Medio Ambiente - Región Metropolitana, Impresiones Nórdicas, Santiago de Chile

- Núñez Ayala, F. (2004): Estudio técnico, económico y ambiental para una planta de recuperación de residuos sólidos urbanos, Diplomarbeit, Universidad Católica de Valparaíso, Chile
- OECD (2009): OECD Regions at a glance 2009, Organisation für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung, S. 154f.
- Oğulata, R.T. (2003): Energy sector and wind energy potential in Turkey, Renewable and Sustainable Energy Reviews, Volume 7, Elsevier, S. 469–484
- Orcosupa Rivera, J. (2002): Relación entre la producción per cápita de residuos sólidos domésticos y factores socioeconómicos, Magisterarbeit, Universidad de Chile
- Patel, C., Letteri, p., Simons, S. (2010): Techno-economic performance analysis of small to medium scale biomass combustion plants for energy production, Journal of Solid Waste Technology and Management, Widener, Article in Press
- Patumsawad S. Cliffe KR. (2002): Experimental study on fluidised bed combustion of high moisture municipal solid waste, Energy Conversion and Management, Volume 43, Issue 17, Elsevier, S. 2329–2340
- PAHO (2003): Evaluación regional de los servicios de manejo de residuos sólidos municipales, Informe analítico de Chile - Evaluación 2002, Organización Panamericana de la Salud, Regionalbüro der Weltgesundheitsorganisation, Washington D.C., USA
- Perkoulidis, G., Papageorgiou, A., Karagiannidis, A., Kalogirou, S. (2010): Integrated assessment of a new Waste-to-Energy facility in Central Greece in the context of regional perspectives, Waste Management, Elsevier, Article in Press
- Pieper, F. (2003): Das Konzept der Lernkurven im Energiesektor – Beschreibung, Modellierung, Aggregation, Diplomarbeit, TU Berlin, Institut für Energietechnik, Berlin
- Quicker, P., Hamatschek, E. (2009): Zukunftsweisende Technologie – Thermische Reststoffbehandlung in der Wirbelfeuerung, Müll und Abfall, Nr. 9, Erich Schmidt Verlag, Berlin, September 2009, S. 343–347
- Quicker, P. (2011): Persönliche Mitteilung vom 11.02.2011, Lehrstuhl Technologie der Energierohstoffe, RWTH Aachen,
- Quicker, P., Noël, Y., Daschner, R., Faulstich, M., Raesfeld, U., Gleis, M. (2011): Leistungsfähigkeit von Abgasreinigungsanlagen, Energie aus Abfall, Band 8, Thomé-Kozmiensky, Beckmann, M. [Hrsg.], TK Verlag, Neuruppin, S. 485–498
- Randon, F. (2006): Recycling von Kunststoffabfällen in Chile, Artikel vom 27.03.2006, Platicker-Homepage, www.plasticer.de (Abgerufen: 10.12.2009)
- Rechberger, H. (2009): Rauchgasreinigung, 4. Vorlesung vom 12.11.2009, ppt-Folien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft, Technische Universität Wien, Österreich
- Reichenberger, H.-P., Gleis, M., Quicker, P., Mocker, M., Faulstich, M. (2008a): Feste Rückstände aus Verbrennungsanlagen – Teil 1, Müll und Abfall, Nr. 8, Erich Schmidt Verlag, Berlin, August 2008, S.386–393
- Reichenberger, H.-P., Gleis, M., Quicker, P., Mocker, M., Faulstich, M. (2008b): Feste Rückstände aus Verbrennungsanlagen – Teil 2, Müll und Abfall, Nr. 9, Erich Schmidt Verlag, Berlin, September 2008, S.468–473

- Reimann, O. (1991): Rostfeuerungen zur Abfallverbrennung, Reimann, O. [Hrsg.], EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin
- Retech (2009): Länderprofil Abfallwirtschaft Türkei, RETech - Waste Management Made in Germany, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit [Hrsg.], Bonn, www.retech-germany.net (Abgerufen: 09.02.2010)
- Riahi K., Rubin, E.S., Taylor, M.R., Schratzenholzer, L., Hounshell, D.A. (2004): Technological Learning for Carbon Capture and Sequestration Technologies, Energy Economics, Volume 26, Elsevier, S. 539–564
- Rotter, S., Kost, T., Bilitewski, B., Seeger, H., Kock, O., Urban, A. (2003): Abfallanalysen – Anwendung, Probleme und neue Wege für die Praxis, Müll und Abfall, Nr. 9, Erich Schmidt Verlag, Berlin, September 2003, S.438 – 454
- Rubin, E.S., Yeh, S. Antes, M., Berkenpas, M., Davison, J. (2007): Use of experience curves to estimate the future cost of power plants with CO₂ capture, International Journal of Greenhouse Gas Control, Volume 1, Elsevier, S. 188–197
- Saeed, M.O., Hassan M.N., Mujeebu, M.A. (2009): Assessment of municipal solid waste generation and recyclable materials potential in Kuala Lumpur, Malaysia, Waste Management Volume 29, Issue 7, Elsevier, S. 2209–2213
- Sakurai, M. (1989): Target Costing and how to use it, Journal of Cost Management, Summer 1989, Thomson Reuters, p.39–50
- Schaub, G. (1996): Rauchgasreinigung mit Reststoffbehandlung und Wertstoffgewinnung in der Abfallverbrennung – Stand und Tendenzen, Chemie Ingenieur Technik, Nr. 68, Heft 11, S. 1424–1431
- Scholz, R., Beckmann, M., Schulenburg, F. (2001): Abfallbehandlung in thermischen Verfahren – Verbrennung, Vergasung, Pyrolyse, Verfahrens- und Anlagenkonzepte, Bahadir, N., Collins, H.-J., Hock, B. [Hrsg.], B.G. Teubner, Stuttgart
- Schug, H (2010): Persönliche Mitteilung vom 16.09.2010, Pöyry Energy GmbH, Hamburg
- Seeger, H. (2005): Untersuchung zur Bestimmung des Verbrennungsverhaltens von festen Abfallstoffen, Dissertation, Universität Kassel, Kassel University Press, 2005
- Seier, J. (1999): Kleinanlage zur energetischen Verwertung von Abfällen, Forschungszentrum Karlsruhe, Wissenschaftliche Berichte FZKA 6336, Karlsruhe
- Sivapalan, K., Muhd. Noor M.Y., Abd Halim S., Kamaruzzaman S. and Rakmi A.R. (2002): Comprehensive Characteristics of the Municipal Solid Waste Generated in Kuala Lumpur, Proceedings of the Regional Symposium on Environment and Natural Resources, Vol 1, Omar, R., Ali Rahman, Z., Latif, M.T., Lihan, T. and Adam J.H. [Hrsg.], 10–11th April 2002, Kuala Lumpur, S. 359–368
- Smart Sdn Bhd. (2008): Environmental Impact Assesment – Kota Kinabalu Sorting and Composting plant, Telipok, State of Sabah, The World Bank [Hrsg.], Report No. E1784, Washington D.C.
- Star (2007): Solid Wast Bill passes; Pressemitteilung vom 5.Juli 2007, The Star, <http://thestar.com.my/news/story.asp?file=/2007/7/5/parliament/18217765&sec=parliament> (Abgerufen: 05.05.2009)
- Stubenvoll, J., Böhmer, S., Szednyj, I. (2002): Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft [Hrsg.], Wien

- Tabasaran, O., Huber, H.-D. (2003): Ökologische und ökonomische Aspekte bei der Planung neuer Müllverbrennungsanlagen, in: Optimierungspotential der Abfallverbrennung, Thomé-Kozmiensky, K. [Hrsg.], TK Verlag, Neuruppin, S. 479–488
- Tabasaran, O. (2007): Investitionsbedarf in der Türkei, in: Energie aus Abfall, Band 3, Thomé-Kozmiensky, K., Beckmann, M. [Hrsg.], TK-Verlag, Neuruppin, 2007, S. 61–67
- Taib, Mohd Rozainee bin (2008): Study on the Emission Performance of Incinerator Plants in Malaysia, EU-Asia Waste Management Conference, 29th October 2008, Skudai, Johor
- Tee, S.S. (2009): Small-scale Waste Incineration Technologies for Developing Countries - A Case Study, Master Thesis, Technische Universität München
- Territorioverde 2009 Informationen zum Energieverbrauch, www.territorioverde.cl/energia/calefaccion (Abgerufen 03.06.2009)
- Themelis, N., Zhang, Z. (2010): WTE in China, Waste Management World, Volume 11, Issue 4, online abrufbar unter: www.waste-management-world.com/index/display/article-display/0459492231/articles/wastemanagement-world/volume-11/Issue-4/Features/WTE-in-China.html (Abgerufen: 16.02.2011)
- Thipse, S.S. (2001): Parametric study of heavy metal partitioning in a pilot-scale incinerator burning simulated municipal solid waste, Dissertation, New Jersey Institute of Technology, Department of Mechanical Engineering
- Thomé, E., Kürzinger, K., Müller, L. (1994): Begriffe Perspektiven der Rauchgasreinigung, Thomé-Kozmiensky, K.J. [Hrsg.], Kreislaufwirtschaft, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin, S. I/617–I/630
- Thomé, E. (1995): Rauchgasreinigungssysteme und ihre Kosten, Symposium Thermische Abfallbehandlung Rostfeuererung – weiterhin ein Verfahren für die Zukunft, Mannheimer Versorgungs- und Verkehrsgesellschaft, 19. September 1995
- Thomé-Kozmiensky, K. (1994): Thermische Abfallbehandlung, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin
- Thomé-Kozmiensky, K. (1997): Abfallwirtschaft am Wendepunkt, TK-Verlag, Neuruppin
- Tian, B.-G., Si, J.-T., Zhao, Y., Wang, H.-T., Hao, J.-M. (2007): Approach of technical decision-making by element flow analysis and Monte-Carlo simulation of municipal solid waste stream, Journal of Environmental Science, Volume 19, Elsevier, S. 633–640
- Tinmaz, E., Demir, I. (2006): Research on solid waste management system: To improve existing situation in Çorlu Town of Turkey. Waste Management, Volume 26, Issue 3, Elsevier, S. 307–314.
- Toro R., R. (2005): Manejo de Residuos Sólidos en Chile, Präsentation <http://www.slideshare.net/enriquebio2/manejo-de-residuos-slidos-en-chile> (Abgerufen: 04.06.09)
- Tsilemou, K., Panagiotakopoulos, D. (2006): Approximate cost functions for solid waste treatment facilities, Waste Management & Research, Volume 24, Sage, S.310–320
- Turan, N.G., Coruh, S, Akdemir, A., Ergun, O.N. (2009): Municipal Solid Waste Management Strategies, Waste Management, Volume 29, Elsevier, S. 465–469

- Turkstat (2008): Address based Population Registration System – 2007 Population Census in Turkey, Turkish Statistical Institute, <http://unstats.un.org/unsd/censuskb20/Attachments/2008TUR-GUID298d687699f84630a33fa1c5f.pdf> (Abgerufen 09.02.2010)
- Turkstat (2009a): Address Based Population Registration System 2008 – Population Census Results, Press Release Nr 14, Turkish Statistical Institute, Prime Ministry, Republic of Turkey, Januar 2009
- Turkstat (2009b): Census 2008, Turkish Statistical Institute. Daten online abrufbar unter: www.turkstat.gov.tr (Abgerufen: 05.05.2010)
- Turkstat (2010a): Municipal Waste Statistics, Statistical Institute. Daten online abrufbar unter: www.turkstat.gov.tr (Abgerufen: 05.05.2010)
- Turkstat (2010b): Energy Statistics, Turkish Statistical Institute. Daten online abrufbar unter: www.turkstat.gov.tr (Abgerufen: 11.05.2010)
- TVS (o.J.): Umweltbroschüre – Wir tragen Sorge zur Umwelt, Kapitel 7: Entsorgung / Recycling, Textilverband Schweiz (TVS), Zürich, Schweiz
- UBA (2010): Überprüfung der Emissionsfaktoren für die Abfallverbrennung, Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben, Förderkennzeichen 3708 49 107 5, Bibliothek des Umweltbundesamtes (UBA), UBA-FB 001389, Dessau
- Ufen, A. (2004): Islam und Politik in Südostasien - Neuere Entwicklungen in Malaysia und Indonesien, Aus Politik und Zeitgeschichte, Beilage zur Wochenzeitung das Parlament, Bundeszentrale für politische Bildung [Hrsg.], B 21–22, S. 15–21
- Ufen, A. (2008): Politischer Neubeginn in Malaysia: Die Parlamentswahlen vom März 2008, GIGA Focus, German Institute of Global Area Studies, Institut für Asien-Studien, Nr. 4, Hamburg
- UNDP (2008a): Human development indices, Human Development Report, United Nations Development Programme, <http://hdr.undp.org/en> (Abgerufen 30.06.2008)
- UNDP (2008b): Statistics of Human Development, Composite indices – HDI and beyond, United Nations Development Programme, <http://hdr.undp.org/en/statistics/indices> (Abgerufen 30.06.2008)
- UNDP (2008c): Malaysia Developing a Solid Waste Management Model for Penang, United Nations Development Programme, Malaysia
- UNEP (2009): Sound Practices – Incineration, United Nations Development Programme, Newsletter and Technical Publications, www.unep.or.jp/ietc/estdir/pub/msw/sp/sp5/SP5_2.asp (Abgerufen: 29.08.2009)
- Urban, A. (2008): Energiebereitstellung durch thermische Abfallbehandlungsanlagen, in: Müll und Abfall, Nr. 11, Erich Schmidt Verlag, Berlin, November 2008, S.564–567
- Valentin, T. (2009): Schriftliche Mitteilung per E-Mail, Untha Recyclingtechnik GmbH, Karlstadt
- Vásquez, O. (2005): Modelo de simulación de gestión de residuos sólidos domiciliarios en la Región Metropolitana de Chile, Revista de Dinamica de Sistemas, Vol. 1, Nr. 1, Universidad de Talca [Hrsg.], Chile, S. 27–52
- Vehlow, J. (2006): Internationale Entwicklung der thermischen Abfallbehandlung, 6. Fresenius Fachtagung Waste-to-Energy, 30.–31.Mai 2006, Köln, Beitrag online verfügbar auf www.itad.de (Abgerufen: 07.06.2009)

- Vehlow, J. (2009): Abfallverbrennung in Deutschland, Müllhandbuch, 7002 Band 3, Kapitel 19.1, Lfg. 2/09, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 1–41
- Velis, C.A., Longhurst, P.J., Drew, G.H., Smith, R., Pollard S.J.T. (2009): Biodrying for mechanical–biological treatment of wastes: A review of process science and engineering, *Bioresource Technology*, Volume 100, Elsevier, S. 2747–2761
- Von der Heide, B. (2008): Ist das SNCR-Verfahren noch Stand der Technik?, *Energie aus Abfall*, Band 4, TK-Verlag, Neuruppin, S. 275 – 293
- Wandschneider J. (2007): Optimierungsmaßnahmen zur Steigerung des Wirkungsgrades (Beispiel AVI-Amsterdam und HR-AVI), *Thermische Abfallbehandlung*, Band 12, Faulstich, M., Urban, A., Billitewski, B. [Hrsg.], 12. Fachtagung Thermische Abfallbehandlung, 6.-7.3.2007, München
- WasteTec GmbH . (2010). Telefonische Auskunft vom 28.01.2010, WasteTec GmbH, Wetzlar
- Weiss, M., Dittmar, L., Junginger, M., Patel, M., Blok, K. (2009): Market diffusion, technological learning, and cost-benefit dynamics of condensing gasboilers in the Netherlands, *Energy Policy*, Volume 37, Elsevier, S. 2962–2976
- Weltbank (2009): Länderprofile der Weltbank, online abrufbar unter www.worldbank.org (Abgerufen: 24.06.09)
- Weltbank (2010): How we Classify Countries, online abrufbar unter: <http://data.worldbank.org/about/country-classifications> (Abgerufen: 04.02.2010)
- Wheeler, P., Jaitner, N. (2006): An Assessment of Options for the Management of Residual Municipal Solid Waste in Cornwall. AEA Technology, Harwell
- WHO (2004): Managing Health Care Waste Disposal – Best practice in construction, use and maintenance of small-scale incinerators, World Health Organisation, African Region, September 2004, revised October 2006
- Wolf, C. (1995): Ökonomische Analyse thermischer Abfallbehandlungsanlagen, Diplomarbeit, Universität Dortmund, Fachbereich Chemietechnik, Lehrstuhl für Thermische Verfahrenstechnik, Dortmund
- Wöhe, G., Döring, U. (2005): Einführung in die Allgemeine Betriebswirtschaftslehre, 22. Auflage, Verlag Vahlen, München
- Yahaya, N. (2008): Overview of solid waste management in Malaysia, presentation at Workshop on Carbon Finance and Municipal Solid Waste in Malaysia, Kuala Lumpur, Malaysia
- Yeh, S., Rubin, E.S., Taylor, M.R., Hounshell (2005): Technology Innovations and Experience Curves for Nitrogen Oxides Control Technologies, *Journal of the Air & Waste Management Association, Entrepreneur*, Volume 55, December 2005
- Zerbock, O. (2003): Urban Solid Waste Management: Waste Reduction in Developing Nations, School of Forest Resources and Environmental Science, Michigan Technological University, USA
- Xiaodong, L. (2002): Development of Municipal Solid Waste Incineration Technologies, Xiaodong, L., Jianhua, Y., Yong, C., Mingjiang, N., Kefa, C., Better Air Quality Workshop, Better Air Quality in Asia and Pacific Rim Cities, 16 Dec – 18 Dec 2002, Hong Kong SAR
- Zabanioutou, A., Giannoulidis, N. (2002): Incineration of Municipal Solid Waste with Electricity Production and Environmental Safety: The Case of a Small Capacity Unit in Greece, *Energy Sources*, Volume 24, Taylor & Francis, S. 115–126

Zangwill, W., Kantor, P. (2000): The learning curve: a new perspective, International Transactions in Operational Research, Volume 7, Pergamon, S.595–607

Zhang, D.-Q., He, P.-J., Jin, T.-F., Shao, L.-M. (2008): Bio-drying of municipal solid waste with high water content by aeration procedures regulation and inoculation, Bioresource Technology, Volume 99, Elsevier, S. 8796–8802

ZMS (2006): Dem Müll auf der Spur. Rundgang durch das Müllkraftwerk Schwandorf – Der Weg von der Entsorgung zur Versorgung, Broschüre des Zweckverband Müllverwertung Schwandorf, 2006

Gesetze und Normen

- Bundesregierung (1990): Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen 17. BImSchV), Verordnung vom 23.11.1990, letzte Änderung vom 27.01.2009
- DepV (2009): Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts, Verordnung vom 27.04.2009, Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 22, G 5702 vom 29.04.2009, Bonn
- DIN EN 15169: Charakterisierung von Abfall - Bestimmung des Glühverlustes in Abfall, Schlamm und Sedimenten; Deutsche Fassung, Deutsches Institut für Normung e. V.
- DIN 51718: Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Wassergehaltes und der Analysenfeuchtigkeit, Deutsche Fassung, 06/2002, Beuth-Verlag
- DIN 51719: Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Aschegehaltes, Deutsche Fassung, 07/1997, Beuth-Verlag
- DIN 51732: Prüfung fester Brennstoffe - Bestimmung des Gesamtgehaltes an Kohlenstoff, Wasserstoff und Stickstoff - Instrumentelle Methoden, Deutsche Fassung, 01/2005, Beuth-Verlag
- DIN 51900: Prüfung fester und flüssiger Brennstoffe - Bestimmung des Brennwertes mit dem Bomben-Kalorimeter und Berechnung des Heizwertes, Deutsche Fassung, 08/2007, Beuth-Verlag
- EPU (2001): Third Outline Perspective Plan (OPP3) 2001–2010, Economic Planning Unit, Prime Minister's Department, Putra Jaya
- EPU (2006): Ninth Malaysian Plan 2006–2010, Chapter 19: Energy, Chapter 21: Urban Services, The Economic Planning Unit, Prime Minister's Department, Putra Jaya
- EQA (1974): Environment Quality Act 1974, published as Environment Quality (Clean Air) Regulation 1978, Letzte Änderung 2000, LAWNET Percetakan Nasional Malaysia Berhad
- EU (2008): Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien, Amtsblatt der Europäischen Union, 22.11.2008
- EU (2010): Richtlinie 2010/75/EU der Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung), Amtsblatt der Europäischen Union, 17.12.2010
- MA (2007): D.L. No. 3.557/80, Establece disposición sobre protección agrícola, Decreto Ley, Ministerio de Agricultura, veröffentlicht am 09.02.1981, zuletzt geändert durch Ley 20.161 vom 09.03.2007, Chile
- MHLG (1988): Action Plan for Beautiful and Clean (ABC), Ministry of Housing and Local Government, Kuala Lumpur, Malaysia
- MHLG (2005): National Strategic Plan for Solid Waste, Ministry of Housing and Local Government, Local Government Department, August 2005
- MI (2005): Ley No. 20.033/05 Ley de Rentas Municipales II, Ministerio del Interior, Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo, veröffentlicht am 01.06.2005, Chile
- MS (1961): Establece Normas para evitar emanaciones o contaminantes atmosféricos de cualquiera naturaleza, Ministerio de la Salud, veröffentlicht am 18.05.1961, Chile
- MS (1968): D.F.L. 725/67 Código Sanitario, Ministerio de la Salud, veröffentlicht am 31.01.1968, Chile

- MS (1990): D.F.L. No. 1/89 Determina materias que requieren autorización sanitaria expresa, Decreto Fuerza 1, Ministerio de Salud, veröfentlicht am 21.02.1990, Chile
- MS (2008):D.S. 189/08 Aprueba Reglamento sobre Condiciones Sanitarias y de Seguridad Básica en los Rellenos Sanitarios, Decreto, Ministerio de la Salud, veröfentlicht am 18.08.2008, Chile
- MSP (2002): D.S. 30/97 Reglamento de Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental vom 27.03.1997, zuletzt geändert durch das Gesetz D.S. 95/20001, Ministerio Secretaría de la Presidencia, veröfentlicht am 07.12.2002, Chile
- MSP (2007a): Ley No. 19.300/94 Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente, vom 09.03.1994 – zuletzt geändert durch Ley 20.173/07, Ministerio Secretaría de la Presidencia, veröfentlicht am 27.03.2007, Chile
- MSP (2007b): Establece Norma de Emisión para la incineración y coincineración vom 5. März 2007, Ministerio Secretaría General de la Presidencia, Veröfentlicht im Diario Oficial am 5. Oktober 2007, Santiago de Chile, Chile
- MSP (2010): D.S. 45/07, Norma de emisión para la incineración y coincineración de residuos, Decreto Suprema 45, Ministerio Secretaría General de la Presidencia, veröfentlicht am 05.10.2010, Chile
- PM (2007): Solid Waste and Public Cleansing Management Corporation Act 2007, Act 673, veröfentlicht am 30. August 2007, P.U.(B) 240/2008, Parliament of Malaysia, Kuala Lumpur
- PM (2007): Solid Waste and Public Cleansing Management Corporation Act 2007, Act 673, veröfentlicht am 30. August 2007, P.U.(B) 240/2008, Parliament of Malaysia, Kuala Lumpur
- PNMB (1974): Environmental Quality Act, Act 127, Federal Subsidiary Legislation, P.U.(A) 280/78, latest amendments P.U.(A.) 309/2000, Lawnet Percetakan Nasional Malaysia Berhad (PNMB), Kuala Lumpur
- VDI (2002): Emissionsminderung Thermische Abfallbehandlung, Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN - Normausschuss, Verein deutscher Ingenieure Hrsg.], VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 3, VDI-Handbuch Energietechnik, Beuth Verlag, Düsseldorf, März 2002

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Durchschnittliche Heizwerte, typischer Wassergehalt und Gesamt-Kohlenstoff-Gehalt unterschiedlicher Abfallfraktionen	7
Tabelle 2:	Abfallerzeugungsmengen und Behandlungsmethoden	14
Tabelle 3:	Emissionsgrenzwerte für Abgase aus der Abfallverbrennung sowie typische Rohgaswerte und durchschnittliche Emissionen deutscher Abfallverbrennung-sanlagen	28
Tabelle 4:	Daten und Fakten Türkei	30
Tabelle 6:	Tägliches Pro-Kopf Abfallaufkommen ausgewählter Städte in der Türkei für die Jahre 1995 und 2006	36
Tabelle 7:	Berechnung des Heizwertes von durchschnittlichem türkischen Hausmüll für Großstädte und eine kleinere Kommune	40
Tabelle 8:	Entsorgte Abfallmengen und Entsorgungswege in der Türkei in 1995 und 2006	41
Tabelle 9:	Gesetzliche Wiederverwertungsquoten von Verpackungen	42
Tabelle 10:	Geplantes Abfallentsorgungssystem laut Abfallwirtschaftsplan der Türkei 2006	43
Tabelle 11:	Daten und Fakten Malaysia	45
Tabelle 13:	Grenzwerte zur Luftreinhaltung aus unterschiedlichen Emissionsquellen	50
Tabelle 14:	Richtwerte für Emissionen aus der Abfallverbrennung nach Taib	50
Tabelle 15:	Hausmüllaufkommen in den einzelnen Regionalverwaltungen Malaysias	51
Tabelle 16:	Charakteristik des Siedlungsabfalls der Metropole Kuala Lumpur in 1993 und 2003	54
Tabelle 17:	Berechnung des Heizwertes von durchschnittlichem malaisischen Hausmüll für Kuala Lumpur und eine kleinere Kommune	54
Tabelle 18:	Jährliche Abfallentsorgungskosten des Staates Penang	58
Tabelle 19:	Daten und Fakten Chile	59
Tabelle 21:	Emissionsgrenzwerte der Abfallverbrennung in Chile	65
Tabelle 22:	Pro-Kopf-Hausmüllaufkommen in chilenischen Großstädten im Jahr 1995 und 2003	66
Tabelle 23:	Abfallzusammensetzung einiger Städte Chiles in Gewichts-% feucht	68
Tabelle 24:	Berechnung des Heizwertes von durchschnittlichem chilenischen Hausmüll für die Metropolregion Santiago und eine kleinere Kommune	70
Tabelle 25:	Abfallablagerung in Chile im Jahr 2007 nach Region	72
Tabelle 26:	Rahmendaten aus den Länderstudien und Annahmen für die Referenzanlage	75
Tabelle 27:	Auswirkungen der Getrenntsammlung von Bioabfällen auf Heizwert und Wassergehalt des Restabfalls	76
Tabelle 28:	Auswirkungen einer 14-tägigen biologischen Trocknung auf Heizwert und Wassergehalt des Siedlungsabfalls	77
Tabelle 29:	Auslegungsparameter für die Referenzanlage	79
Tabelle 30:	Zusammensetzung der reproduzierbaren Abfallmischungen in Gew.-% feucht	92
Tabelle 31:	Charakteristika der verwendeten Einsatzstoffe für die Abfallmischung A, B und C	95
Tabelle 32:	Chemische Zusammensetzung der Abfallmischung C	97
Tabelle 33:	Ergebnis der Verbrennungsrechnung der Abfallmischung C	98
Tabelle 34:	Auflistung der durchgeführten Verbrennungsversuche	99
Tabelle 35:	Aufteilung der Investitionskosten deutscher Rostfeuerungen nach Baugruppen	120
Tabelle 36:	Anteil einzelner Systemkomponenten an den Investitionskosten	121
Tabelle 37:	Kosten von Sorbentien	128
Tabelle 38:	Komponenten-/Funktionen-Matrix	133
Tabelle 39:	Prozentuale Kostenaufteilung nach Komponenten	142
Tabelle 40:	Erfahrungswerte für die Auslegung von Feuerräumen und Auslegungsdaten der Referenzanlage	149
Tabelle 41:	Investitionskosten der Referenzanlage	154
Tabelle 42:	Verbrauch an Hilfsstoffen während des Betriebs	155
Tabelle 43:	Wirtschaftlichkeitsberechnung der Referenzanlage Wärme / KWK	157

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Erzeugung kommunaler Abfälle weltweit in kg/(EW*a)	5
Abbildung 2:	Heizwert von kommunalen Abfällen in Abhängigkeit des Bruttoinlandsproduktes eines Landes, ermittelt an Hand von Daten aus 57 Ländern	6
Abbildung 3:	Einteilung der Länder nach Human Development Index 2008 und ausgewählte Referenzländer	8
Abbildung 4:	Durchschnittlichen Anlagengröße europäischer Abfallverbrennungsanlagen.....	16
Abbildung 5:	Grundfließbild einer thermischen Abfallbehandlungsanlage nach	18
Abbildung 6:	Systemkomponenten einer Müllverbrennungsanlage am Beispiel der Abfallverbrennungsanlage Schwandorf	19
Abbildung 7:	Kesselbauformen: Horizontal (links), Tailend (Mitte), Vertikal (rechts)	23
Abbildung 8:	Eignung von Verfahren zur Staubabscheidung in Abhängigkeit der Partikelgröße	26
Abbildung 9:	Verfahren zur Abscheidung saurer Schadgase	27
Abbildung 10:	Bevölkerungsdichte in den einzelnen türkischen Provinzen.....	31
Abbildung 11:	Prozentuale Aufteilung der 957 Landkreise der Türkei nach Einwohnerzahl.....	32
Abbildung 12:	Struktur der Energiebereitstellung in der Türkei im Jahr 2007, links: Primärenergiebedarf, rechts: Endenergieverbrauch.....	33
Abbildung 13:	Pro-Kopf Abfallaufkommen in Abhängigkeit von der Größe einer Kommune in der Türkei	36
Abbildung 14:	Durchschn. Zusammensetzung von türkischem Siedlungsabfall ohne Großstädte	37
Abbildung 15:	Entwicklung der Abfallzusammensetzung in der Metropolregion Istanbul zwischen 1980 und 1996	38
Abbildung 16:	Schwankungen in der Zusammensetzung des Siedlungsabfalles in Abhängigkeit von Jahreszeit und Einkommen	39
Abbildung 17:	Entwicklung der Abfallentsorgungsstruktur in der Türkei zwischen 2002 und 2008 ...	41
Abbildung 18:	Prozentuale Aufteilung der 136 Kommunen Malaysias nach Einwohnerzahl	46
Abbildung 19:	Struktur der Energiebereitstellung in Malaysia im Jahr 2005, links: Primärenergiebedarf, rechts: Endenergieverbrauch.....	48
Abbildung 20:	Abfallaufkommen in Malaysia nach Herkunft; links: Gesamtabfall, rechts: Siedlungsabfälle.....	52
Abbildung 21:	Durchschnittliche Abfallzusammensetzung der Siedlungsabfälle in Malaysia	53
Abbildung 22:	Abfallzusammensetzung in Abhängigkeit vom Einkommen in Malaysia.....	53
Abbildung 23:	Abfallentsorgungskosten pro Mg dargestellt am Beispiel zweier malaiischer Lokalverwaltungen	57
Abbildung 24:	Prozentuale Aufteilung der Größen der chilenischen Kommunen 2002	61
Abbildung 25:	Struktur der Energiebereitstellung in Chile im Jahr 2007; links: Primärenergiebedarf, rechts: Endenergieverbrauch, Primärenergieäquivalent für Wasserkraft berechnet mit: 1 kWh = 10.484 kJ	63
Abbildung 26:	Pro-Kopf Abfallaufkommen in Abhängigkeit der Größe einer Kommune in Chile im Jahr 2003	67
Abbildung 27:	Entwicklung der Abfallzusammensetzung in der Metropolregion Santiago zwischen 1973 und 2001	68
Abbildung 28:	Abfallzusammensetzung unterschiedlicher Einkommensgruppen der Metropolregion Santiago	69
Abbildung 29:	Entwicklung der Ablagerungsstruktur von Siedlungsabfällen in Chile zwischen 2000 und 2003	71
Abbildung 30:	Entsorgungsgebühren einzelner Kommunen in Chile im Jahr 2003	74
Abbildung 31:	Vergleich der Abfallzusammensetzung in den betrachteten Ländern	74
Abbildung 32:	Anlagenschema der Muldenfeuerung mit Messstellen.....	83
Abbildung 33:	30 kW-Muldenfeuerung.....	83
Abbildung 34:	Anlagenschema der Wirbelfeuerung mit Messstellen	85

Abbildung 35:	100 kW-Wirbelfeuerung	85
Abbildung 36:	Anlagenschema der 100 kW-Rostfeuerung mit Messstellen.....	87
Abbildung 37:	100 kW-Rostfeuerung	87
Abbildung 38:	Anlagenschema der 440 kW-Rostfeuerung mit Messstellen.....	89
Abbildung 39:	440 kW-Rostfeuerung	89
Abbildung 40:	Für die Abfallmischungen verwendete Ersatzstoffe	94
Abbildung 41:	Abfallmischungen A (links), B (Mitte) und C (rechts).....	94
Abbildung 42:	Abhängigkeit der Verbrennungstemperatur von der Luftzahl und der Primärluftvorwärmung.....	98
Abbildung 43:	Temperaturverlauf in der Muldenfeuerung während der Verbrennung von Abfallmischung A (45 % H ₂ O) und gemessene Kohlenmonoxidemissionen im Rohgas (Versuch Nr. 5).....	100
Abbildung 44:	Flammenbild bei der Verbrennung der Abfallmischung C, links: Muldenfeuerung, Mitte: Rostfeuerung 100 kW, rechts: Wirbelfeuerung.....	101
Abbildung 45:	Temperaturverlauf in der Wirbelfeuerung während der Verbrennung der Abfallmischung C (38 % H ₂ O) (Versuch Nr. 13)	102
Abbildung 46:	Temperaturverlauf in der Muldenfeuerung während der Verbrennung der Abfallmischung B (40 % H ₂ O) (Versuch Nr. 8)	102
Abbildung 47:	Temperaturverlauf in der 100 kW-Rostfeuerung während der Verbrennung der Abfallmischung B(40 % H ₂ O) (Versuch Nr. 9)	103
Abbildung 48:	Temperaturverlauf in der 440 kW-Rostfeuerung während der Verbrennung der Abfallmischung B (40 % H ₂ O) (Versuch Nr. 10)	104
Abbildung 49:	Temperaturverlauf in der Muldenfeuerung während der Verbrennung der Abfallmischung C (38 % H ₂ O) (Versuch Nr. 12)	105
Abbildung 50:	Temperaturverlauf in der 100 kW-Rostfeuerung während der Verbrennung der Abfallmischung C (38 % H ₂ O) (Versuch Nr. 15)	105
Abbildung 51:	Emissionen bei der Verbrennung von Abfallmischung B (40 % H ₂ O) in der Muldenfeuerung; 11 % Restsauerstoff im trockenen Abgas (Versuch Nr. 8).....	106
Abbildung 52:	Emissionen bei der Verbrennung von Abfallmischung B (40 % H ₂ O) in der 100 kW- Rostfeuerung; 11 % Restsauerstoff im trockenen Abgas (Versuch Nr. 9)	107
Abbildung 53:	Emissionen bei der Verbrennung von Abfallmischung B (40 % H ₂ O) in der 440 kW- Rostfeuerung; 11 % Restsauerstoff im trockenen Abgas (Versuch Nr. 10)	107
Abbildung 54:	Emissionen bei der Verbrennung von Abfallmischung C (38 % H ₂ O) in der Muldenfeuerung; 11 % Restsauerstoff im trockenen Abgas (Versuch Nr. 12).....	108
Abbildung 55:	Emissionen bei der Verbrennung von Abfallmischung C (38 % H ₂ O) in der 100 kW- Rostfeuerung; 11 % Restsauerstoff im trockenen Abgas (Versuch Nr. 15)	108
Abbildung 56:	Glühverlust der Aschen.....	110
Abbildung 57:	Bilanz der Verbrennung der Abfallmischung B, Bilanzgrenze Feuerraum und Kessel der Rostfeuerungen 100 kW / 440 kW.....	111
Abbildung 58:	Bilanz der Verbrennung der Abfallmischung C, Bilanzgrenze Feuerraum und Kessel von Muldenfeuerung und Rostfeuerung	112
Abbildung 59:	Verfahrensvarianten der Abfallverbrennung.....	115
Abbildung 60:	Spezifische Abfallentsorgungskosten von Rostfeuerungen	116
Abbildung 61:	Kostenfaktoren der thermischen Abfallbehandlung.....	117
Abbildung 62:	Investitionskosten von Rostfeuerungen in Abhängigkeit von der Kapazität.....	119
Abbildung 63:	Investitionskostenstruktur internationaler Abfallverbrennungsanlagen	121
Abbildung 64:	Anteil einzelner Systemkomponenten an den Kosten der Maschinentchnik.....	122
Abbildung 65:	Betriebskosten unterschiedlicher europäischer Abfallverbrennungsanlagen.....	123
Abbildung 66:	Aufteilung der Betriebskosten auf verschiedene Kostenpositionen	123
Abbildung 67:	Investitionskosten dezentraler Abfallverbrennungsanlagen nach Art der Energienutzung laut Richtpreisangeboten.....	125

Abbildung 68:	Investitionskostenstruktur am Beispiel der Anlagen A und F	125
Abbildung 69:	Spezifische Abfallentsorgungskosten dezentraler Abfallverbrennungsanlagen.....	126
Abbildung 70:	Vorgehensweise bei der Zielkostenrechnung.....	130
Abbildung 71:	Kostenstruktur einer typischen Abfallverbrennungsanlage unter Einbezug der Lohnkosten in Schwellenländern	131
Abbildung 72:	Zielkostenkontroll-Diagramm	134
Abbildung 73:	Lernraten für Stromerzeugungstechnologien	139
Abbildung 74:	Reduktion der spezifischen Investitionskosten von Energietechnologien durch Lerneffekte	140
Abbildung 75:	Systemkomponenten und Systemgrenzen der Referenzanlage	145
Abbildung 76:	Skizze des Anlagenkonzeptes.....	153
Abbildung 77:	Zielkostenkontroll-Diagramm der Referenzanlage	155
Abbildung 78:	Sensitivitätsbetrachtung der spezifischen Abfallentsorgungskosten in Abhängigkeit der erzielbaren Wärmeerlöse.....	159
Abbildung 79:	Sensitivitätsbetrachtung der spezifischen Abfallentsorgungskosten in Abhängigkeit der jährlichen Betriebsstunden	159
Abbildung 80:	Auswirkung der Erfahrungseffekte auf die Entsorgungskosten.....	160

Abkürzungsverzeichnis

AGR	Abgasreinigung
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BNE	Bruttonationaleinkommen
BNP	Bruttonationalprodukt
BSP	Bruttosozialprodukt
CDM	Clean Development Mechanism
DAC	Development Assistance Committee
DSD	Duales System Deutschland
EBS	Ersatzbrennstoff
EIONET	European Environment Information and Observation Network
EMSR-Technik	Elektro-, Mess-, Steuer-, und Regeltechnik
EU	Europäische Union
GV	Glühverlust
HDI	Human Development Index
HF	Fluorwasserstoff
HCl	Chlorwasserstoff
k. a.	Keine Angaben
KVA	Kleinverbrennungsanlage
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
LDC	Least Developed Countries
MHKW	Müllheizkraftwerk
MVA	Müllverbrennungsanlage
OECD	Organisation für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
PPK	Papier. Pappe. Karton
PTFE	Polytetrafluorethylen
PVC	Polyvinylchlorid
SCR	Selektive katalytische Reduktion
SNCR	Selektive nicht katalytische Reduktion
SPS	Speicherprogrammierbare Steuerung
TOT	Terms of Trade
UN	Vereinte Nationen

ANHÄNGE

Anhang A: Bevölkerungsstruktur der Referenzländer

Anhang B: Herstellerverzeichnis

Anhang C: Verbrennungsrechnung

Anhang D: Reststoffanalyse

Anhang E: Investitions- und Betriebskosten europäischer Abfallverbrennungsanlagen

Anhang F: Auslegungsdaten der Referenzanlage

Anhang G: Wirtschaftlichkeitsberechnung der Einzelmodule

Anhang A: Bevölkerungsstruktur der Referenzländer

Türkei: Aufteilung der Bevölkerung der Türkei auf die einzelnen Provinzen und Bevölkerungsdichte im Jahr 2007 nach [Turkstat 2009b]

Provinzen	Einwohner	Bevölkerungs- dichte [EW/km ²]	Provinz	Einwohner	Bevölkerungs- dichte [EW/km ²]
Adana	2.006.650	144	Adiyaman	582.762	83
Afyonkarahisar	701.572	49	Ağrı	530.879	46
Amasya	328.674	58	Ankara	4.466.756	182
Antalya	1.789.295	86	Artvin	168.092	23
Aydın	946.971	121	Balıkesir	1.118.313	78
Bilecik	203.777	47	Bingöl	251.552	30
Bitlis	327.886	47	Bolu	270.417	33
Burdur	251.181	37	Bursa	2.439.876	234
Çanakkale	476.128	48	Çankırı	174.012	23
Çorum	549.828	43	Denizli	907.325	78
Diyarbakır	1.460.714	97	Edirne	396.462	65
Elazığ	541.258	64	Erzincan	213.538	18
Erzurum	784.941	31	Eskişehir	724.849	52
Gaziantep	1.560.023	229	Giresun	417.505	61
Gümüşhane	130.825	20	Hakkari	246.469	34
Hatay	1.386.224	238	Isparta	419.845	51
Mersin	1.595.938	103	İstanbul	12.573.836	2.420
İzmir	3.739.353	311	Kars	312.205	31
Kastamonu	360.366	27	Kayseri	1.165.088	68

Fortsetzung Tabelle 5

Provinzen	Einwohner	Bevölkerungs- dichte [EW/km ²]	Provinz	Einwohner	Bevölkerungs- dichte [EW/km ²]
Kırklareli	333.256	53	Kırşehir	223.170	35
Kocaeli	1.437.962	398	Konya	1.959.082	50
Kütahya	583.910	46	Malatya	722.065	61
Manisa	1.319.920	101	Kahraman- maraş	1.004.414	70
Mardin	745.778	85	Muğla	766.156	60
Muş	405.509	50	Nevşehir	280.058	52
Niğde	331.677	45	Ordu	715.409	120
Rize	316.252	81	Sakarya	835.222	173
Samsun	1.228.959	135	Siirt	291.528	53
Sinop	198.412	34	Sivas	638.464	22
Tekirdağ	728.396	115	Tokat	620.722	62
Trabzon	740.569	159	Tunceli	84.022	11
Şanlıurfa	1.523.099	81	Uşak	334.115	63
Van	979.671	51	Yozgat	492.127	35
Zonguldak	615.890	186	Aksaray	366.109	48
Bayburt	76.609	20	Karaman	226.049	26
Kırıkkale	280.234	62	Batman	472.487	101
Şırnak	416.001	58	Bartın	182.131	88
Ardahan	112.721	23	Iğdır	181.866	51
Yalova	181.758	215	Karabük	218.463	53
Kilis	118.457	83	Osmaniye	452.880	145
Düzce	323.328	126			
Gesamt				70.586.256	92

Malaysia: Aufteilung der Bevölkerung Malaysias auf Provinzen und Anteil städtischer Bevölkerung im Jahr 2000 und Bevölkerungsdichte in 2008 nach [Department of Statistics 2008, LPPKN 2009]

Provinzen	Kommunen	Haushalte	Einwohner	Städtische Bevölkerung [%]	Bevölkerungs- dichte [EW/km ²]
Johor	8	622.869	2.740.625	59,8	172
Kedah	11	358.643	1.649.756	36,9	206
Kelantan	10	262.603	1.313.014	32,9	106
Melaka	3	141.287	635.791	63,8	453
Negeri Sembilan	7	195.437	859.924	53,1	149
Pahang	11	286.306	1.288.376	40,2	42
Perak	9	477.032	2.051.236	58,9	112
Perlis	1	46.466	204.450	32,8	288
Pulau Pinang	5	305.453	1.313.449	74,2	1.476
Sabah	24	510.487	2.603.485	45,4	43
Sarawak	29	431.564	2.071.506	46,5	20
Selangor	9	974.157	4.188.876	83,2	622
Terengganu	7	179.765	898.825	48,3	84
W.P. K. Lumpur	1	328.407	1.379.310	94,1	6.705
W.P. Labuan	1	15.213	76.067	71,2	963
Gesamt	136	5.135.689	23.274.690		

Chile: Aufteilung der Bevölkerung Chiles auf Regionen, Provinzen und Kommunen nach [CEPIS 1998, INE 2003, INE 2009a, INE 2009b]

Region	Provinzen	Kommunen	Haushalte	Einwohner 2002	Städtischer Bevölkerung* [%]	Siedlungsdichte [EW/km ²]
I Tarapacá	3	7	71.326	238.950	95	7,3
II Antofagasta	3	9	126.882	493.984	98	4,5
III Atacama	3	9	79.012	254.336	91	3,7
IV Coquimbo	3	15	192.587	603.210	79	17,5
V Valparaíso	7	38	532.641	1.539.852	92	106,1
VI O'Higgins	3	33	232.930	780.627	70	53,4
VII Maule	4	30	278.192	908.097	67	33,0
VIII Bio-Bio	4	52	531.385	1.861.562	82	54,6
IX La Auracanía	2	31	259.939	869.535	69	30,2
X Los Lagos	4	30	212.550	716.739	70	17,0
XI Aysén*	4	10	30.012	91.492	80	1,0
XII Magallanes y Antártica	4	11	48.335	150.826	90	0,1
RM Metropolregion	7	50	1.643.892	6.061.185	98	442,4
XIV Los Rios*	2	12	107.873	356.396	-	20,5
XV Arica y Parinacota	2	4	52.396	189.644	-	11,0

*Statistische Erhebung aus 2007, da die Region XIV und XI erst ab Oktober 2007 eigenständig

Anhang B: Herstellerliste

Hersteller	Adresse	Land	Homepage
Babcock & Wilcox Vølund A/S	Falkvej 2, 6705 Esbjerg	Dänemark	www.volund.dk
Envikraft A/S	Bregnerødvej 14, 3460 Birkerød	Dänemark	www.envikraft.dk
DESA Umwelttechnik GmbH	Hallerstraße 180, 6020 Innsbruck	Österreich	www.desa.at
Von Roll Environmental Technology Ltd.	Hardturmstraße 133, 8037 Zürich	Schweiz	www.aee-vonrollnova.ch
Hitachi Zosen Corporation	7-89, Nanko-kita 1-chome, Suminoe-ku, Osaka, 559-8559	Japan	www.hitachizosen.co.jp
Forschungszentrum Karlsruhe (kein Hersteller - Pilotanlage)	Reinhold-Frank-Str. 48C 76133 Karlsruhe	Deutschland	www.fzk.de

Anhang C: Verbrennungsrechnung

Mit den Ergebnissen der Brennstoffanalyse wurden mit Hilfe der Verbrennungsrechnung der erforderliche Luftbedarf, die Rauchgaszusammensetzung und -menge und die adiabate Verbrennungstemperatur berechnet.

Den Berechnungen liegt die Annahme zugrunde, dass ein Kilomol (1 kmol) eines Gases ein Volumen von 22,4 m_N³ einnimmt. Gemäß DIN 1343 ist der Normzustand eines Gases definiert mit 273,15 K und 101,3 kPa.

Zunächst wird der Mindestsauerstoffbedarf O_{2min} des Brennstoffes berechnet.

$$O_{2min} = \left(\frac{1}{M_C} \cdot \xi_C + \frac{1}{2} \cdot \frac{1}{M_{H_2}} \cdot \xi_H + \frac{1}{M_S} \cdot \xi_S - \frac{1}{M_{O_2}} \cdot \xi_O \right) \cdot 22,4 \quad \left[\frac{m^3}{kg_{BS}} \right]$$

mit:

M_i = Molmasse des jeweiligen Elements

ξ_i = Massenanteil des jeweiligen Elements

Brennstoffzusammensetzung		Molmasse	
[kg/kg _{BS}]		[kg/kmol]	
ξ_C	0,307	M_C	12,01
ξ_O	0,195	M_O	16
ξ_H	0,041	M_H	1,01
ξ_N	0,004	M_N	14,01
ξ_S	0,002	M_S	32,07

Der minimale Luftbedarf für die Verbrennung (L_{min}) ergibt sich aus dem Mindestsauerstoffbedarf (O_{2min}) und der Zusammensetzung der Luft. Diese besteht aus ca. 21 % Sauerstoff ($X_{O_2}=0,21$) und 79 % Stickstoff.

$$L_{min} = \frac{O_{2min}}{X_{O_2, Luft}} \quad \left[\frac{m^3}{kg_{BS}} \right]$$

Das Verhältnis von tatsächlich benötigter Luftmenge zum Mindestluftbedarf stellt die Luftzahl λ dar.

$$\lambda = \frac{L}{L_{min}}$$

Das Luftverhältnis wird bei vorgegebener Verbrennungstemperatur iterativ berechnet.

Das Abgasvolumen und die Abgaszusammensetzung bei vollkommener Verbrennung ergibt sich aus:

$$V_{AG,f} = V_{CO_2} + V_{H_2O} + V_{SO_2} + V_{N_2} + V_{O_2}$$

$$V_{CO_2} = 1,867 \cdot \xi_C$$

$$V_{H_2O} = 11,11 \cdot \xi_H + 1,24 \cdot \omega + X \cdot \lambda \cdot L_{\min}$$

mit Luftfeuchte
($X \sim 0,01 \text{ kg}_D/\text{kg}_{fl}$)

$$V_{SO_2} = 0,68 \cdot \xi_S$$

und w :
Wassergehalt
des Brennstoffes

$$V_{N_2} = 0,8 \cdot \xi_N + X_N \cdot \lambda \cdot L_{\min}$$

$$V_{O_2} = X_{O_2} \cdot (\lambda - 1) \cdot L_{\min}$$

Zur Berechnung der adiabaten Flammentemperatur wird die Energiebilanz berechnet mit

$h_{\text{Brennstoff}}$ aus Brennstoffanalyse

$$h_{\text{Luft}} = m_L \cdot c_p \cdot \Delta T$$

$$h_{\text{Abgas}} = m_{AG} \cdot c_{pAG} \cdot \Delta T$$

$$h_{\text{Asche}} = m_{\text{Asche}} \cdot c_{p\text{Asche}} \cdot \Delta T$$

$$\left[\frac{\text{kJ}}{\text{kg}_{BS}} \right]$$

Anhang D: Reststoffanalyse

Parameter	Deponieverordnung Dep Klasse I [DepV 2009]	Asche aus Muldenfeuerung	Asche aus Rostfeuerung
Trockenrückstand der Originalsubstanz			
als Glühverlust	3 %	0,54 %	0 %
als TOC	1 %	-	-
Eluatkriterium			
pH-Wert	5,5–13	12,6	12,9
DOC	50 mg/l	-	2,7 mg/l
Phenole	0,2 mg/l	-	<0,01 mg/l
Arsen	0,2 mg/l	<0,01 mg/l	<0,01 mg/l
Blei	0,2 mg/l	0,13 mg/l	0,091 mg/l
Cadmium	0,05 mg/l	<0,005 mg/l	<0,01 mg/l
Kupfer	1 mg/l	0,03 mg/l	<0,01 mg/l
Nickel	0,2 mg/l	<0,01 mg/l	<0,01 mg/l
Quecksilber	0,005 mg/l	<0,005 mg/l	0,005 mg/l
Zink	2 mg/l	0,02 mg/l	0,013 mg/l
Chlorid	500 mg/l	-	1.289 mg/l
Sulfat	2.000 mg/l	-	2,6 mg/l
Cyanid	0,1 mg/l	<0,01 mg/l	<0,1 mg/l
Fluorid	5 mg/l	1 mg/l	<1 mg/l
Barium	5 mg/l	-	6,23 mg/l
Chrom gesamt	0,3 mg/l	<0,01 mg/l	<0,01 mg/l
Molybdän	0,3 mg/l	-	0,054 mg/l
Antimon	0,03 mg/l	-	<0,01 mg/l
Selen	0,03 mg/l	-	-
Wasserlöslicher Anteil	3 MA-%	5,21 MA-%	8,27 MA-%
Elektrische Leitfähigkeit	-	876 mS/m	11,2 mS/m

Anhang E: Investitions- und Betriebskosten europäischer Abfallverbrennungsanlagen

Land/Region	Kapazität [1.000 t/a]	Art der Feuerung	Art der Energie- nutzung	Anfangs- investition [Mio. €]	Betriebs- kosten [€/t]	Quelle
Frankreich	18,7		elektrisch	11,8 - 13,3	74,00 - 79,00	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Deutschland	24	Rost	KWK	27		Herzner 2010
Deutschland	24	Rost	KWK	24		Herzner 2010
Deutschland	24	Rost	KWK	28,4		Herzner 2010
Deutschland	24	Rost	KWK	34,1		Herzner 2010
Deutschland	24	Rost	KWK	26,4		Herzner 2010
Deutschland	32	Rost	KWK	16		Herzner 2010
Griechenland	36		elektrisch	29		Zabaniotus 2002
Griechenland	36,5		elektrisch	23,57 - 27,03	188,08	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Frankreich	37,5		elektrisch	18,07 - 21,06	44,00 - 48,00	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Frankreich	37,5		Wärme	17,20 - 21,51	59,00-66,00	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Schweden	40		Wärme	13,34	34,8	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Schweden	40		KWK	24,25	46,65	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Dänemark	40			26	48,8	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
England	50			21,7 - 28,9		CIWM 2003
Europa	50			25	19,00	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Frankreich	75		elektrisch	33,55 - 39,57	52,00-56,00	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
England	100			36,1 - 50,6		CIWM 2003
Griechenland	100			35		Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
England	100	Rost	elektrisch	51		EC 2005
England	100			56,62	36,25	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Europa	100			45	17,50	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
England	100			45,5		Ares 2003
England/Irland	120			67,2	42,00	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Frankreich	150		KWK	72,26 - 89,47	48,00 - 52,00	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Belgien	150		elektrisch	59,49 - 63,80	38,79 - 40,00	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Deutschland	150			128		Wolf 1995
Deutschland	150			330		Wolf 1995
Deutschland	160	Rost	KWK	110,6		Tabasaran und Huber 2003
Deutschland	166			315		Wolf 1995
England	200			57,8 - 86,7		CIWM 2003
Deutschland	200		elektrisch	121,93	57,66	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Irland	200			84,24	25,93	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
England	200			81,62	29,01	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Europa	200			90	20,00	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Irland	200			84,23		Hogg 2001
England	200	Rost	elektrisch	74		EC 2005
Dänemark	230			128	36,50	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Deutschland	250			314		Wolf 1995
Italien	300			146,81	60,73	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Schweden	300		Wärme	52,49	19,29	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Schweden	300		KWK	95,49	24,17	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Italien	300		elektrisch	142,67		Hogg 2002
Deutschland	370			256		Wolf 1995
England	400			108 - 140		CIWM 2003
England	400			136,6		Ares 2002
England/Irland	420			180,6		Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Deutschland	438			255		Horch 1995
Holland	450			469,5	67,00	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Europa	500			160	13,60	Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006
Italien	584			200		Tsilemou und Panagiotakopoulos 2006

Anhang F: Auslegungsdaten der Referenzanlage

Komponente	Unterkomponente	Größe
Rahmendaten		
		Durchsatz 2,4 Mg/h
		Heizwert 9.450 kJ/kg
		Betriebsstunden 7.000 h
		Therm. Leistung 6,26 MW
Feuerung	Rost	Länge 6,0 m
		Breite 2,0 m
		Brennstoffbetthöhe 60 cm
		Verweilzeit auf dem Rost 1 h
		Rostbelastung 198 kg/m ² h
		Rostwärmebelastung 1,87 kJ/m ² h
	Feuerraum	Feuerraumbelastung 0,3 GJ/m ³ h
		Hauptbrennkammer 45 m ³
		Nachbrennkammer 30 m ³
		Verweilzeit Rauchgas 2 s
	Temperatur Rauchgas 850 °C	
Energienutzung	Rauchrohrkessel	Überhitzter Dampf 380 °C; 28 bar
	Turbine	Elektrischer Wirkungsgrad 18 %

Feuerungsleistungsdiagramm

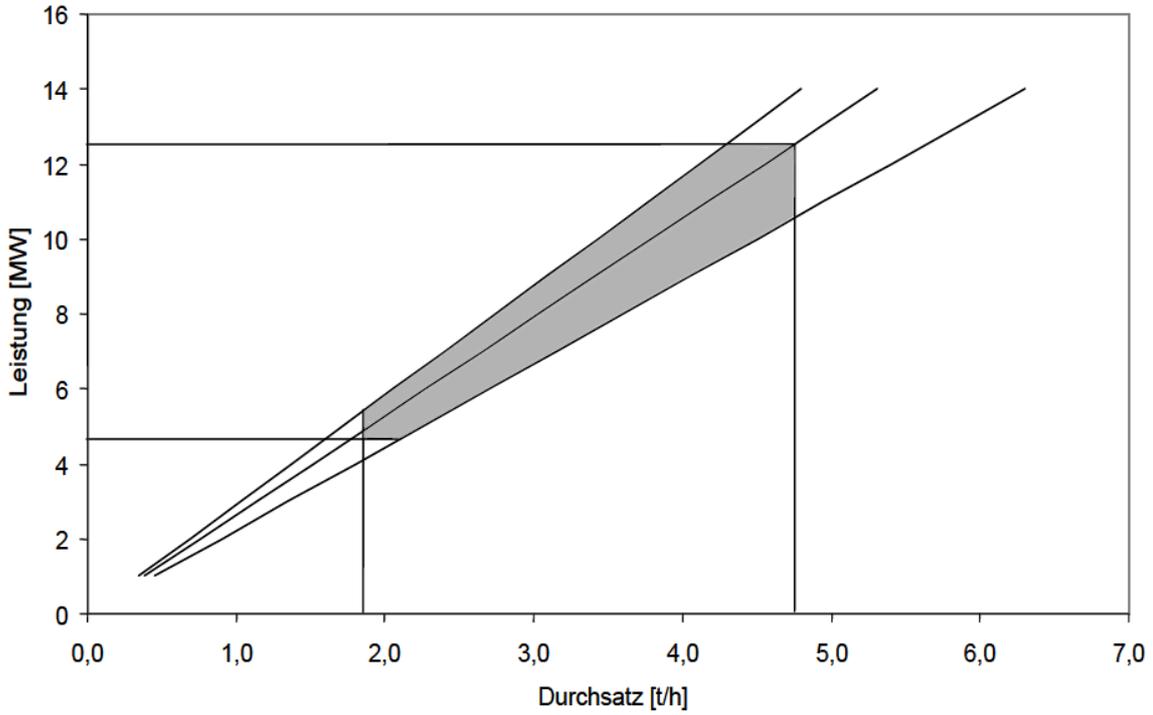


Abbildung CCCC: Feuerungsleistungsdiagramm

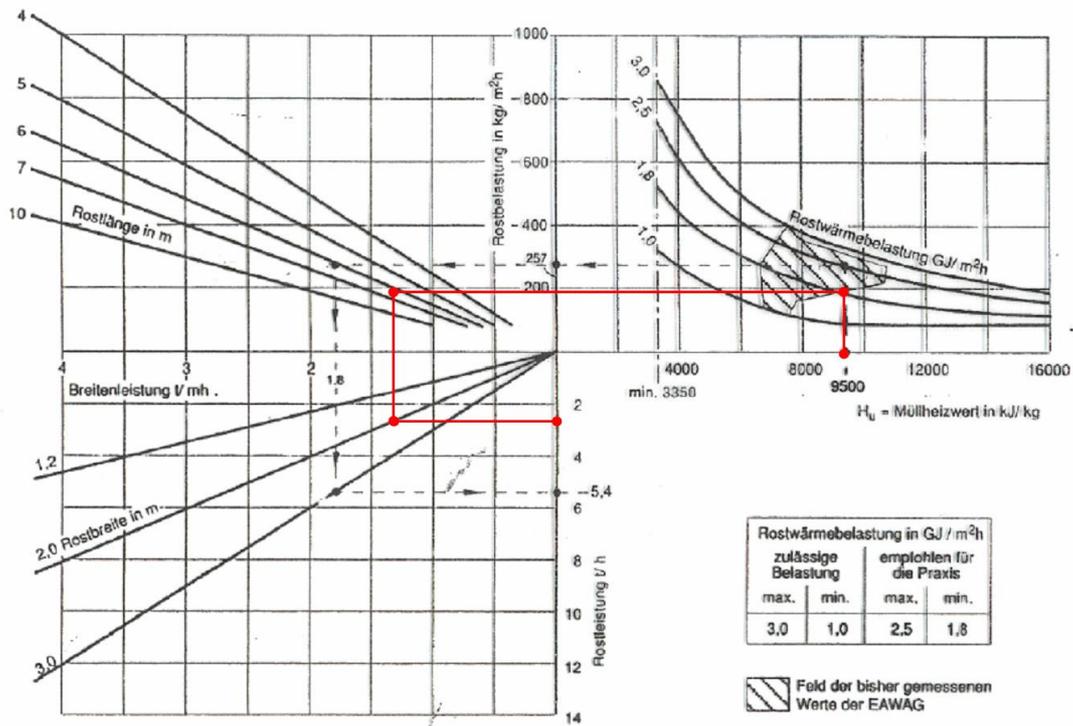


Abbildung DDDD: Rostleistungsnomogramm nach [Reimann 1991]

Anhang G: Wirtschaftlichkeitsberechnung der Einzelmodule

Biologische Trocknung	
Investition	1.200.000 €
Abwasser	27.000 €/a
Strom	8.304 €/a
Wartung/Instandhaltung	10.000 €/a
Personal	0 €/a
Versicherung	5.000 €/a
Summe Betriebskosten	50.304
Zins	1,07
Betriebsdauer	15 a
Kapitaldienst	131.754 €/a
Gesamtkosten	182.057 €/a
Spez. Behandlungskosten	10,96 €/Mg

Vorsortierung	
Investition	5.000 €
Personal	8 Personen
Personalkosten	4.000 €/Pers
Instandhaltung	2 % von Invest
Personalkosten	32.000 €/a
Wartung/Instandhaltung	250 €/a
Summe Betriebskosten	32.100 €/a
Zins	1,07 -
Abschreibungsdauer	15 a
Kapitaldienst	549 €/a
Gesamtkosten	32.799 €/a
Spez. Behandlungskosten	1,97 €/Mg

Zerkleinerung

Investition	250.000 €
Personal	0 Personen
Personalkosten	0 €/a
Instandhaltung	2,40 €/Mg Abfall
Instandhaltung	39.858 €/a
Strom	150 kW
Stromkosten	73.500 €/a
Summe Betriebskosten	113.358 €/a
Zins	1,07 -
Abschreibungsdauer	15 a
Kapitaldienst	27.449 €/a
Gesamtkosten	140.807 €/a
Spez. Behandlungskosten	8,48 €/Mg

Feuerung

	Wärme	KWK
Investition	1.370.000	4.370.000 €
Personal	8	8 Personen
Personalkosten	6.000	6.000 €/Pers
Personalkosten	48.000	48.000 €/a
Instandhaltung 5% v. Inv.	68.500	218.500 €/a
Hilfsenergiebedarf	150	150 kWh/h
Gas	2.245	2.245 €/a
Strom	105.000	105.000 €/a
Summe Betriebskosten	223.745	373.745 €/a
Zins	1,07	1,07 -
Abschreibungsdauer	15	15 a
Kapitaldienst	150.419	479.803 €/a
Gesamtkosten	366.174	853.548 €/a
Spez. Behandlungskosten	22,53	51,40 €/Mg

Abgasreinigung + SNCR

Investition	550.000 €
Personal	8 Personen
Personalkosten	6.000 €/Pers
Personalkosten	48.000 €/a
Instandhaltung 5% von Invest + Austausch Filter	34.000 €/a
Additive	50.750 €/a
Strom (70 kW)	48.822 €/a
Harnstoff	50.372 €/a
Summe Betriebskosten	231.944 €/a
Zins	1,07 -
Abschreibungsdauer	15 a
Kapitaldienst	60.387 €/a
Gesamtkosten	292.331 €/a
<hr/>	
Spez. Behandlungskosten	17,6 €/t

E-Technik

Investition	350.000 €
Personal	0 Personen
Personalkosten	0 €/a
Instandhaltung 5% von Invest	17.500 €/a
Summe Betriebskosten	17.500 €/a
Zins	1,07 -
Abschreibungsdauer	15 a
Kapitaldienst	38.428 €/a
Gesamtkosten	55.928 €/a
<hr/>	
Spez. Behandlungskosten	3,37 €/t

Peripherie

Investition	550.000 €
Instandhaltung 5% von Invest	27.500 €/a
Summe Betriebskosten	27.500 €/a
Zins	1,07 -
Abschreibungsdauer	15 a
Kapitaldienst	60.387 €/a
Gesamtkosten	87.887 €/a
Spez. Behandlungskosten	5,29 €/t

Bauteil

Investition	100.000 €
Instandhaltung 5% von Invest	5.000 €/a
Summe Betriebskosten	5.000 €/a
Zins	1,07 -
Abschreibungsdauer	15 a
Kapitaldienst	10.979 €/a
Gesamtkosten	15.979 €/a
Spez. Behandlungskosten	0,96 €/t

Sonstiges

Versicherung	2 % von Invest
Versicherung	62.500 €/a
Lizenzen	1 % von Invest
Lizenzen	31.250 €/a
Summe	93.750 €/a
Spez. Behandlungskosten	5,65 €/Mg
