



Netzwerk Lebenszyklusdaten

Arbeitskreis END-OF-LIFE

Stand der Darstellung von Abfallverbrennung in Stoffstromanalyse

Projektbericht

im Rahmen des Forschungsvorhabens FKZ 01 RN 0401 im Auftrag
des Bundesministeriums für Bildung und Forschung

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
GreenDeltaTC GmbH
TU Berlin
Universität Kassel

Berlin Kassel Karlsruhe - Oktober 2007



Forschungszentrum Karlsruhe
in der Helmholtz-Gemeinschaft

GREENDELTA^{TC}



U N I K A S S E L
V E R S I T Ä T

Hrsg.: Forschungszentrum Karlsruhe
Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse –
Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme



Forschungszentrum Karlsruhe
in der Helmholtz-Gemeinschaft

Vorwort

Der vorliegende Projektbericht wird herausgegeben vom Netzwerk Lebenszyklusdaten (www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de).

Das Netzwerk Lebenszyklusdaten ist die gemeinsame Informations- und Koordinationsplattform aller in die Bereitstellung und Nutzung von Lebenszyklusdaten in Deutschland involvierten Gruppen – von Wissenschaft und Wirtschaft über Politik und Behörden hin zu Verbraucherberatung und allgemeiner interessierter Öffentlichkeit. Ziel des Netzwerks Lebenszyklusdaten ist es, das umfangreiche Knowhow auf dem Gebiet der Lebenszyklusdaten innerhalb Deutschlands zusammenzuführen und als Basis zukünftiger wissenschaftlicher Weiterentwicklung und praktischer Arbeiten für Nutzer in allen Anwendungsgebieten von Lebenszyklusanalysen bereitzustellen.

Das Netzwerk Lebenszyklusdaten wird getragen vom Forschungszentrum Karlsruhe. Die vorliegende Studie wurde im Rahmen der Projektförderung (2004 – 2008) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) „Förderung der Wissenskooperation zum Aufbau und Umsetzung des deutschen Netzwerks Lebenszyklusdaten“ erstellt. Weitere im Rahmen dieser Projektförderung erstellte Studien sind erhältlich unter <http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/content/Projektberichte>.

Kontakt Netzwerk Lebenszyklusdaten:

E-Mail: info@netzwerk-lebenszyklusdaten.de

Anschrift: Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse,
Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme (ITAS-ZTS)
Postfach 3640
76021 Karlsruhe
www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de



Das Netzwerk Lebenszyklusdaten wird gefördert durch das
Bundesministerium für Bildung und Forschung



Stand der Darstellung von Abfallverbrennung in Stoffstromanalysen

Autoren:

Andreas Ciroth (Projektleitung, Kapitel 5 und 6)
GreenDeltaTC GmbH Berlin

Gregor Dürl (Kapitel 2 und 6)
Universität Kassel

Annekatriin Lehmann (Kapitel 4 und 6)
Technische Universität Berlin

Ruth Morgan (Kapitel 2 und 6)
Universität Kassel

Vera Susanne Rotter (Kapitel 4 und 6)
Technische Universität Berlin

Wolfgang Walk (Kapitel 3 und 6)
Forschungszentrum Karlsruhe

Kontakt:

Dr.-Ing. Andreas Ciroth
GreenDeltaTC GmbH Berlin
Raumerstrasse 7
D-10437 Berlin
Tel. 030 / 48496-030, Fax -991
E-Mail: ciroth@greendeltatc.com

STAND DER DARSTELLUNG VON ABFALLVERBRENNUNG IN STOFFSTROMANALYSEN

Kurzfassung.....	III
Abstract.....	III
1 Einleitung	1
1.1 Veranlassung	1
1.2 Zielsetzung dieser Studie.....	1
1.3 Vorgehen	3
1.4 Begriffsdefinitionen und Systemgrenzen.....	3
2 Bedarfe für MVA-Stoffstrommodelle	4
2.1 Bedarfsträger.....	4
2.1.1 Input-Akteure	5
2.1.2 Output-Akteure	6
2.1.3 System-Akteure	6
2.2 Erkenntnisinteressen.....	7
2.2.1 Verfahrensanalyse	8
2.2.2 Strategieanalyse	8
2.2.3 Potential zur Ressourcenschonung.....	8
2.2.4 Analyse der Umweltrelevanz	9
2.3 Bedarfssituationen.....	9
2.3.1 Erstellung eines Abfallwirtschaftskonzepts	9
2.3.2 Anlagenplanung.....	10
2.3.3 Genehmigung	10
2.3.4 Betriebsführung	11
2.3.5 Betriebsoptimierung	12
2.3.6 Produktverantwortung.....	12
2.3.7 Gesetzgebung.....	13
2.4 Bedarfe.....	14
2.5 Relevanz unterschiedlicher MVA-Modelle in Hinsicht auf Bedarfe.....	15
3 Darstellung von MVA-Techniken.....	16
3.1 Anlagentechnische Differenzierung	16
3.2 Stand der Abfallverbrennungstechnik in Deutschland und Europa	24
3.3 Energienutzung	25
3.4 Entwicklungen.....	25
3.5 Schlussfolgerung aus der Betrachtung von Verbrennungstechniken.....	26
4 Kategorisierung von Datenquellen für Einsatzstoffe in Müllverbrennungsanlagen.....	27
4.1 Parameter zur Charakterisierung von Abfällen / Brennstoffeigenschaften.....	27
4.2 Informationen zu Abfallparametern - Angebot und Nachfrage.....	28
4.3 Klassifizierung von Abfall	30
4.3.1 Definition und Einteilung von Abfallarten unter rechtlichen Aspekten.....	30
4.3.2 Abfall-Spezifikation unter produktbezogenen Aspekten.....	31
4.4 Verfügbare Informationen von Abfalleigenschaften in Datenbankanwendungen.....	33
4.4.1 Betrachtete Datenbankanwendungen mit verfügbaren Informationen zur Beschreibung von Abfallfraktionen.....	33
4.4.2 Vergleich des Datenangebots und der Datenstrukturen zu Abfallparametern aus Datenbankanwendungen.....	35
4.4.3 Bewertung verfügbarer Daten hinsichtlich ihrer Eignung zur Berechnung der abfallspezifischen Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen.....	38
4.5 Schlussfolgerungen der Betrachtung von Abfall-Datenquellen	40
5 Übersicht bestehender MVA Stoffstrommodelle.....	42
5.1 Ziel, Vorarbeiten, Abgrenzung, Vorauswahl von Modellen.....	42
5.2 Beschreibungskriterien.....	43

5.3	Beschreibung ausgewählter Stoffstrommodelle zu Müllverbrennungsanlagen	43
5.3.1	ecoinvent-Modell.....	43
5.3.2	EASEWASTE Modell.....	49
5.3.3	Ifeu Modelle	52
5.3.4	MSWI Modell GreenDeltaTC.....	54
5.3.5	Orware	62
5.3.6	Wisard.....	66
5.3.7	Andere MVA Modelle	72
5.4	Zusammenfassung der Betrachtung bestehender MVA Modelle	74
6	Defizite der modellhaften MVA- und Abfallbeschreibung sowie Maßnahmen zur Behebung.....	76
6.1	Bedarflücken	76
6.2	Validierung und Qualitätssicherung der Modelle.....	76
6.3	Modulare Anlagenmodelle und eine Bibliothek von Anlagenbestandteilen.....	76
6.4	Nutzerfreundliche, aktuelle und verfügbare Modelle	77
6.5	Ausbau der Datenbasis: Repräsentativer MVA-Datensatz, Modelle für andere Regionen.....	77
6.6	Offene methodische Fragen in MVA-Modellen.....	78
6.7	Erweiterung der MVA-Modelle um Kosten und soziale Effekte	78
6.8	Modelle für andere Entsorgungsanlagen.....	79
6.9	Maßnahmen zur Behebung: Empfehlungen.....	79
	Literatur.....	81
	Glossar	88
	Abkürzungsverzeichnis	89
	Übersicht der Abfallverbrennungsanlagen in Deutschland	90

Kurzfassung

Die vorliegende Studie „Stand der Darstellung von Abfallverbrennung in Stoffstromanalysen“ untersucht Bedarfssituationen für Informationen aus Abfallverbrennungsmodellen (wer braucht wann welche Daten) und gleicht damit vorhandene Informationen zu Abfallmengen und -kategorien und vorhandene Müllverbrennungsanlagen-Modelle (MVA-Modelle) ab. Aus der Arbeit lassen sich erfreulich klare Schlussfolgerungen ableiten. Es ist dringend anzuraten, für MVA-Modelle ein Konzept zur Qualitätssicherung und Validierung zu entwickeln und anzuwenden. Nur dann ist gewährleistet, dass die Modelldaten hohen Qualitätsansprüchen genügen. Es fehlt bisher an einem abgestimmten, qualitätsgesicherten, modularen, breit verfügbaren MVA-Modell in einer nutzerfreundlichen Umgebung. Die Abstimmung hat methodische Fragen der Modellierung zu erfassen, etwa den Umgang mit Gutschriften aus der Energieerzeugung der Modelle. Eine Schlüsselstellung hat das Konzept eines modularen MVA-Modells, da es deutlich transparenter, flexibler und damit leistungsfähiger ist als lineare Transferkoeffizientenmodelle. Für die in Stoffstromanalysen eingesetzten Modelle sollte ein Konzept zur Wartung und-aktualisierung erstellt und umgesetzt werden, um langfristig aktuelle Modelle zu gewährleisten. Als Blick über den Tellerrand scheint es ratsam, Müllverbrennung auch für außereuropäische Regionen zu modellieren sowie die MVA-Modelle, die bisher in Stoffstromanalysen primär unter dem Blickwinkel der Stoffflüsse und Umweltauswirkungen erstellt werden, in Richtung Lebenszykluskosten und sozialer Effekte zu erweitern.

Abstract

The present study is a status report on solid waste incineration modeling in material flow and life cycle analyses. It investigates demand and supply of information from municipal solid waste incineration plants (MSWI plants). Matching the demand side for incineration plant information with, on the other side, present waste flow classification systems, technical details of today's incineration plants, and, in addition, current MSWI plant models, several demand gaps come into sight. The matching allows, moreover, for several clear conclusions and recommendations.

First, a system of quality assurance and validation needs to be developed and put in place for MSWI plant models. Validation is at present barely applied, albeit without validation, quality of model data remains questionable.

Second, an ideal model will be a coordinated one; it will be modular, user friendly, and broadly available. Coordination needs to address methodical question of modelling, including energy modelling and the handling of co-products from the plant. Modular models are more flexible, more transparent, and allow adapting to different conditions more easily than linear transfer coefficient models.

Further, a maintenance concept needs to be implemented for MSWI models in order to ensure up-to-date models. Finally, MSWI models for non-European regions are needed, and not the least, MSWI models should be extended to be able to address life cycle costs and social effects.

1 Einleitung

1.1 Veranlassung

Das Deutsche Netzwerk Lebenszyklusanalysen ist eine BMBF geförderte Initiative von über 30 Akteuren aus Wissenschaft, Wirtschaft und Behörden, deren Anliegen die Datenqualität und dauerhafte Bereitstellung von Lebenszyklusdaten ist.

Innerhalb des Netzwerks stellt Entsorgung einen Entwicklungsbereich neben den länger etablierten Arbeitsfeldern wie beispielsweise 'Energie', 'metallische Rohstoffe' oder 'Methodik' dar. Am 07. November 2006 fand ein erstes Treffen des Arbeitskreises 'End-of-Life' im Netzwerk Lebenszyklusdaten mit folgenden Institutionen statt:

- GreenDeltaTC, Berlin
- Technische Universität Berlin, Fachgebiet Abfallwirtschaft
- Universität Kassel, Fachgebiet Abfalltechnik
- Forschungszentrum Karlsruhe, Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme

Bei diesem Treffen wurde das Themengebiet 'Entsorgung' strukturiert, grafisch ist dies in Abbildung 1 wiedergegeben.

Aufgrund der kurzen Bearbeitungsphase von wenigen Monaten und limitierter Mittel war eine Beschränkung auf eine eng umrissene Fragestellung für die erste Aktivität des Arbeitskreises angebracht. Nach einer Abstimmungsphase wurde der *Stand der Darstellung von Abfallverbrennung in Stoffstromanalysen* für eine Studie mit Bearbeitungszeitraum Juli bis Oktober 2007 unter den genannten Partnern mit Zustimmung des Projektträgers vereinbart.

1.2 Zielsetzung dieser Studie

Mit jährlich über 19 Mio. Tonnen Abfallinput gehört die Abfallverbrennung zu den 'großen' Behandlungstechniken in Deutschland [StaBA 2007], deren Bedeutung auch in Zukunft nicht abnehmen wird – nicht zuletzt begründet durch das Konzept einer deponiefreien Siedlungsabfallentsorgung ab 2020 [Verbücheln 2003, S.22]. Im Gegensatz zu vielen chemisch-physikalischen, biologischen und mechanischen Behandlungsverfahren stellt die Abfallverbrennung –insbesondere die Verbrennung auf dem Rost– nur wenige spezifische Anforderungen hinsichtlich der Abfalleigenschaften. Diese Technik verspricht Eingang in viele verschiedene Prozessketten und adressiert eine Vielzahl von Akteuren. Gemäß der Zielsetzung des Netzwerks Lebenszyklusdaten kann die Abfallverbrennung auf dem Rost darum als ein wichtiger Basisprozess für Entsorgungsdienstleistungen und Produkt-Lebenszyklen betrachtet werden und ist der erste Untersuchungsgegenstand des Arbeitskreises End-of-Life.

Die Abfallverbrennung und in dem Zusammenhang die Abfälle zur Verbrennung wurde in der Vergangenheit schon mehrfach modellhaft beschrieben. Die Frage ist, in wie weit diese Modelle derzeitigen technischen Trends gerecht werden. Beispielsweise nimmt die Anlagengröße vermutlich zu, 'nasse' Rauchgasreinigung wird zunehmend von 'halbtrockener' verdrängt, reine EBS-Kraftwerke verbrennen mit MVA-ähnlicher Technik, aber mit anderen Heizwerten und Schadstoffgehalten und die Energienutzung gewinnt zunehmend an Bedeutung.

Angestrebt wird, mit dem Projekt Bedarf für Aktivitäten des AK EoL zu identifizieren, insbesondere sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Welche Akteure mit ihren spezifischen Fragestellungen werden durch derzeit existierende MVA-Modelle bedient?
- Wo gibt es derzeit Defizite, wo sind zukünftige Defizite absehbar?
- Wie ist die Aussagekraft der Modelle im zeitlichen Verlauf zu beurteilen, wird eine dauerhafte Aussagequalität durch periodische Veröffentlichungen und Überarbeitungen gesichert bzw. ist dies überhaupt möglich?

In einem nächsten Schritt sollen die Ergebnisse vom spezifischen Beispiel der Abfallverbrennung auf andere Entsorgungsprozesse extrapoliert werden und überprüft werden, ob sich allgemeine Anforderungen an Lebenszyklusanalysen für End-of-Life Prozesse ableiten lassen.

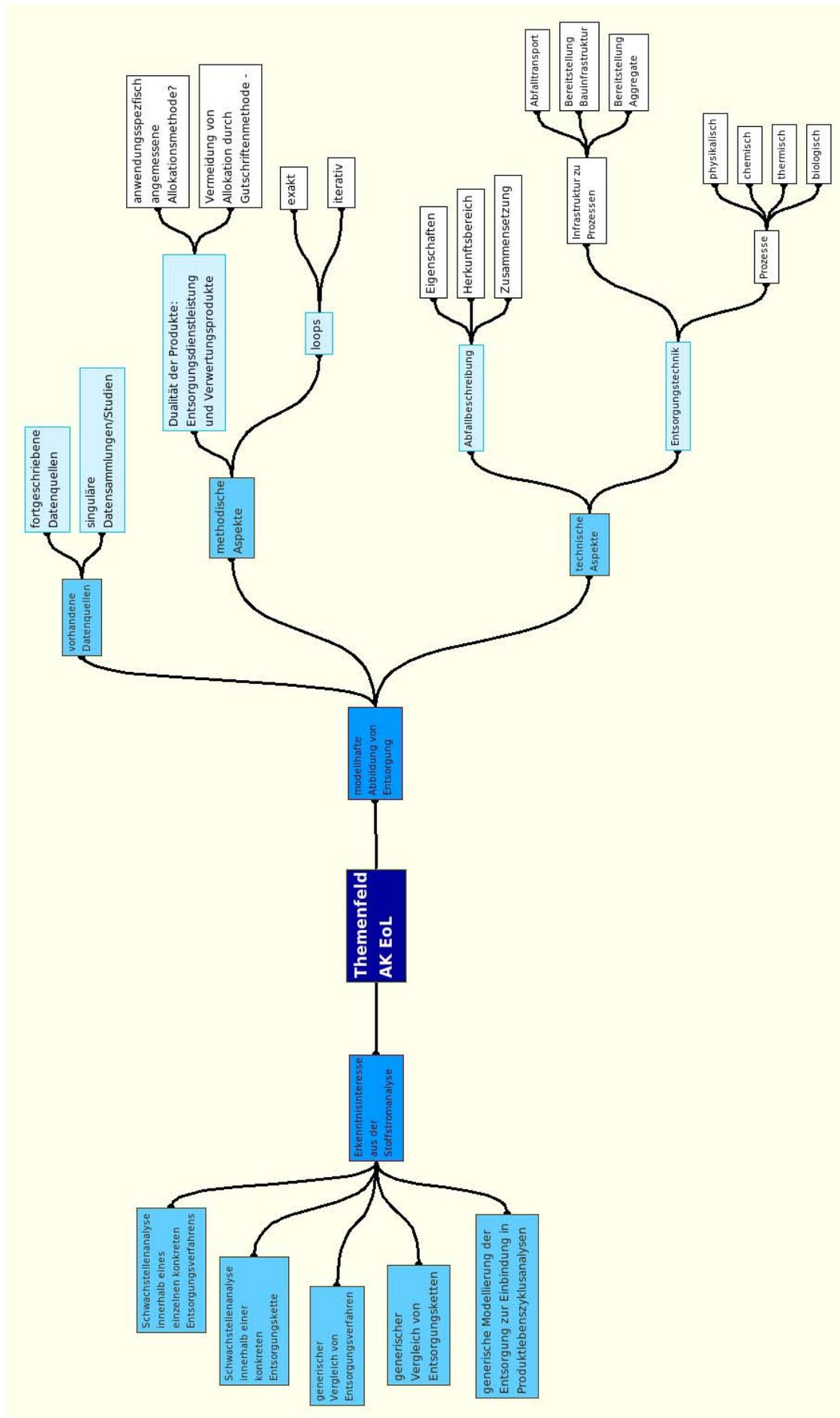


Abbildung 1: Strukturierung Themenfeld des AK End-of-Life

1.3 Vorgehen

Jedes Modell ist stets eine vereinfachte Abbildung der Realität. Ein Modell kann an sich nicht als absolut 'gut' oder 'schlecht' bezeichnet werden, sondern ist für einzelne Fragestellungen besser oder schlechter geeignet. Die Eignung von Modellen mit ihren Ungenauigkeiten und Vereinfachungen hängt vom Anwendungsfall und dem damit verbundenen Erkenntnisinteresse ab. Eine Charakterisierung von Bedarfsfällen in Abschnitt 2 ist also notwendige Voraussetzung zur Bestimmung der Eignung von Modellen.

Modelle und Erkenntnisinteressen über die Abfallverbrennung müssen sich an der technischen Realität messen. Diese ist jedoch nicht statisch, sondern in steter Entwicklung. Abschnitt 3 stellt technische Varianten der Abfallverbrennung vor und benennt 'stereotypische' Konstellationen.

Datenbereitstellung von Lebenszyklusdaten kann sich nicht nur auf die Beschreibung von Technik beschränken; Daten und Informationen, die die Materialflüsse zwischen den Prozessen beschreiben, sind ebenso wichtig. Für Abfälle gibt es verschiedene Klassifizierungssysteme, teilweise nach Herkunft, Zusammensetzung oder Gefährlichkeit. Andere Parameter beschreiben die Eignung der Abfälle als Brennstoff und ihren Einfluss auf Verbrennungsprozesse. Abschnitt 4 werden Abfalleigenschaften sowie Datenquellen hierzu systematisiert und analysiert.

Was können existierende Modelle, wo liegen Stärken und Schwächen der einzelnen Modelle? Abschnitt 5 verschafft einen Überblick dessen, wie zurzeit die Abfallverbrennung in Stoffstromnetzen abgebildet wird.

Die angestrebten Aussagen zur Eignung und zu Defiziten von Abfallverbrennungs-Stoffstrommodellen werden schließlich in Abschnitt 6 durch Abgleich der Bausteine 'Bedarfsbeschreibung', 'Technikbeschreibung', 'Abfallbeschreibung' und 'Modellbeschreibung' gewonnen.

1.4 Begriffsdefinitionen und Systemgrenzen

Anlagentechnischer Gegenstand dieser Studie sind (wie bereits erwähnt) Abfallverbrennungsanlagen, - hier synonym Müllverbrennungsanlagen (MVA). Gemäß Immissionsschutzverordnung sind Verbrennungsanlagen "Anlagen, die dazu bestimmt sind, thermische Verfahren zur Behandlung von Abfällen oder Stoffen nach § 1 Abs. 1 zu verwenden. [...] Diese Begriffsbestimmung erstreckt sich auf die gesamte Verbrennungsanlage einschließlich aller Verbrennungslinien, die Annahme und Lagerung der Abfälle und Stoffe nach § 1 Abs. 1, die auf dem Gelände befindlichen Vorbehandlungsanlagen, das Zufuhrsystem für Abfälle und Stoffe nach § 1 Abs. 1, Brennstoffe und Luft, den Kessel, die Abgasbehandlungsanlagen, die auf dem Gelände befindlichen Anlagen zur Behandlung und Lagerung von bei der Verbrennung entstehenden Abfällen und Abwasser, den Schornstein, die Vorrichtungen und Systeme zur Kontrolle der Verbrennungsvorgänge, zur Aufzeichnung und Überwachung der Verbrennungsbedingungen." [17. BimSchV, §2 Nr.6]

Methodisch werden in dieser Studie Stoffstromanalysen (bzw. englisch 'material flow analyses') betrachtet. Eine Stoffstromanalyse ist recht allgemein "a systematic assessment of the flows and stocks of materials within a system defined in space and time" [Brunner 2004]. Das Center for Sustainable Management spezifiziert: "Die aus der Stoffstromanalyse vorliegenden quantitativen Daten sagen noch nichts über die Wirkung der Stoffströme aus. Daher muss sich die Bewertung der Stoffströme [...] an die Analyse anschließen" [Schaltegger 2002, S. 105]. Der Sachbilanz-Teil (LCI) einer Ökobilanz kann insofern als eine spezielle Stoffstromanalyse aufgefasst werden. Stoffstromanalysen sind aber auch Bestandteile anderer Methoden, wie beispielsweise 'MIPS - Material Input Per Service-unit' (MIPS) oder 'KEA- Kumulierter Energieaufwand' und weitere Methoden (vgl. [Gohlke 2006]).

Da viele dieser Methoden auf die Bewertung von Prozessketten zielen, kann auch bei der verfahrensspezifischen gate-to-gate Betrachtung die Anknüpfung an vor- und nachgelagerte Prozesse nicht vernachlässigt werden. Das spielt insbesondere bei MVAn eine Rolle, da bei nahezu allen Anlagen außer dem Hauptprodukt 'Entsorgungsdienstleistung' auch das Nebenprodukt 'Energie' in seinen unterschiedlichen Formen (Dampf, Elektrizität) erzeugt wird.

2 Bedarfe für MVA-Stoffstrommodelle

Stoffstrommodelle bilden komplexe Stoffstromsysteme ab, um das Verständnis für die Beziehungen der Systemkomponenten untereinander zu fördern. Die Modellbildung erfordert eine Vereinfachung auf die wesentlichen Systembeziehungen. Der Grad der Vereinfachung hängt vom betrachteten Modellrahmen ab. Die umfassendste Darstellung ist ein Stoffstrommodell, das den gesamten Lebenszyklus eines Produkts von der Herstellung bis zur Entsorgung abbildet – in diesem Zusammenhang ist das MVA-Stoffstrommodell nur ein kleiner Baustein, der den Verbrennungsvorgang stark abstrahierend darstellen kann. Für den Vergleich von verschiedenen Entsorgungspfaden, also die Fokussierung auf die End-of-Life-Phase, müssen die Abbildungen von MVA, MBA, Deponie, usw. schon wesentlich konkreter erfolgen, um einen aussagekräftigen Vergleich zu ermöglichen. Die detaillierteste Darstellung ist für die 'gate-to-gate'-Modellierung erforderlich, um betriebliche Abläufe nachzubilden – gleichzeitig werden in dieser Betrachtung aber Auswirkungen auf die Umwelt abgeschnitten, so dass auf dieser Ebene eine umfassende ökologische Bewertung nicht möglich ist.

Je nach Detaillierungsgrad des Stoffstrommodells können verschiedene Anforderungen an die Ergebnisse erfüllt werden. Die Verwendung von Stoffstrommodellen kann dabei ganz unterschiedlichen Zielen dienen. So wird z.B. für das normierte Verfahren der Ökobilanzierung/des Life Cycle Assessments (DIN EN ISO 14044 [NAGUS 2006]) formuliert, dass die Ökobilanz dem besseren Verständnis möglicher Umweltwirkungen von Produkten dient; sie hilft,

- Möglichkeiten zur Verbesserung der Umwelteigenschaften von Produkten aufzuzeigen,
- Entscheidungsträger in Industrie, Regierungs- oder Nichtregierungsorganisationen zu informieren,
- relevante Indikatoren der Umwelteigenschaften auszuwählen und
- das Marketing zu unterstützen.

Aus solchen Zielvorgaben ergeben sich die unterschiedlichen Bedarfe an die Ergebnisaussage einer Stoffstromanalyse – in diesem Fall der Ökobilanz. Die Bedeutung des eigentlichen MVA-Stoffstrommodells als ein Baustein dieser Ökobilanz erhält je nach Zielsetzung unterschiedliches Gewicht.

Im Folgenden sollen die Bedarfe für MVA-Stoffstrommodelle analysiert werden. Ausgangspunkt (Kap. 2.1) sind die Akteure, die mit der Lebenszyklusstation 'Müllverbrennungsanlage' in Beziehung stehen. In Kapitel 2.2 wird untersucht, von welchen Erkenntnisinteressen diese Akteure geleitet werden. Kapitel 2.3 stellt die Bedarfssituationen dar, in denen sich die jeweiligen Erkenntnisinteressen entwickeln. Aus den Bedarfssituationen wird im Kap. 2.4 abgeleitet, an welchen Ergebnissen der Stoffstromanalyse ein Bedarf besteht, während im abschließenden Kap. 2.5 dargestellt werden soll, inwiefern sich unterschiedliche MVA-Stoffstrommodelle eignen, diese Ergebnisse zu liefern.

2.1 Bedarfsträger

Die Akteure, die direkt mit der Lebenszyklusstation „Müllverbrennungsanlage“ in Beziehung stehen, lassen sich in zwei Gruppen gliedern:

- Akteure, die einen Inputstrom an der MVA anliefern (Input-Akteur),
- Akteure, die einen Outputstrom der MVA verwerten oder beseitigen (Output-Akteur).
- Während dies stoffstrombezogene Gruppen sind, kann darüber hinaus eine weitere Gruppe definiert werden:
- Akteure, die ein übergeordnetes Interesse an dem gesamten System haben (System-Akteur).

Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die Zuordnung verschiedener Akteure zu den drei Akteursgruppen. Im Folgenden werden die Akteursgruppen beschrieben und ihre (gemeinsamen) Interessen an ausgewählten Akteuren verdeutlicht.

Anhand der in den folgenden Abschnitten dargestellten Beispiel-Akteure wird verdeutlicht, dass nicht jeder Akteur zugleich auch ein Bedarfsträger für eine Lebenszyklusanalyse im Allgemeinen oder auch den Systembestandteil 'MVA-Modell' im Besonderen ist. Während die Bedarfe der Input- und

Output-Akteure als eher gering einzustufen sind, ist der überwiegende Teil der System-Akteure eindeutig als Bedarfsträger zu bezeichnen.

Tabelle 1: Kategorisierung der Akteure mit Bezug zur Lebenszyklusstation 'Müllverbrennungsanlage'; für die In- und Output-Akteure sind jeweils beispielhaft Stoffströme genannt, für die System-Akteure Bedarfssituationen

Input-Akteure	Output-Akteure	System-Akteure
öffentliche und private Entsorger (Sammlung) Hausmüll Sperrmüll Gewerbeabfall Industrie und Gewerbe Produktionsabfälle Industrieabfälle hmä Gewerbeabfall Baustellenabfall Holzabfall Altpapieraufbereiter Spuckstoffe Deinkingschlamm Rechenschmutz Klärschlamm Automobilrecycler Schredderleichtfraktion DSD-Aufbereiter Sortierreste Elektroschrottreycler Platinenschrott Sortierreste Ersatzbrennstoffhersteller (je nach Qualität und Marktlage) Brennstoffprodukt Reststoffe MBA-Anlagen heizwertreiche Fraktion Kläranlagen Klärschlamm	Straßenbau Schlacke Metallindustrie Schrotte aus Schlacke NE-Metalle aus Schlacke Deponien Schlacke Flugstaub Filterkuchen Kläranlagen Abwasser	Gesetzgeber Umweltgesetze Abfallgesetze und Verordnungen Bürgervertreter, Politik Abfallwirtschaftskonzepte Bürgerinitiativen Argumentation pro-kontra MVA Konsumerberatung Planer Abfallwirtschaftskonzepte Verwaltung und Behörden Genehmigungsverfahren Emissionserklärungen Anlagenbauer Anlagenentwicklung Verfahrensoptimierung MVA-Betreiber Betriebsoptimierung Transporteure In- und Outputmassenströme Abfallbeauftragte Energieversorger Abfall als Energieträger Produzenten Produktverantwortung Forschung und Entwicklung

2.1.1 Input-Akteure

Die Input-Akteure sind einig in dem Interesse, möglichst günstige Entsorgungskosten zu erzielen. Unter der Voraussetzung, dass diese Kosten nicht nur von Betriebskosten, sondern auch durch die Internalisierung von Umweltkosten geprägt sind – z.B. erfordert die Einhaltung von Immissionsgrenzwerten eine entsprechende Rauchgasreinigung, deren Kosten zu berücksichtigen sind – kann die Stoffstrommodellierung einen Hinweis auf Ursachen für die Kosten geben. Eine Ökoeffizienzanalyse ist die logische methodische Verknüpfung, mit der eine Antwort auf die Kostenfrage gegeben werden kann.

Wie im Folgenden dargestellt, ist der Einfluss der Input-Akteure auf die Preisgestaltung äußerst begrenzt. Faktoren wie 'Anlieferungsmenge' oder 'Brennstoffeigenschaften' dürften in der Praxis für die Preisgestaltung eine höhere Bedeutung haben, als der Faktor 'positive Ökobilanz der Abfallfraktion'.

Der bedeutendste Input-Akteur der Müllverbrennungsanlage ist in der Regel der öffentlich-rechtliche Entsorger (ÖrE), der die Sammlung des Hausmülls vornimmt und diesen an die MVA weitergibt. Der ÖrE ist in der Regel langfristig vertraglich an die MVA gebunden, Menge und Zusammensetzung des Hausmülls bleiben im Wesentlichen konstant.

Qualität und Menge bilden die Verhandlungsgrundlage für das Angebot der Dienstleistung Müllverbrennung – die Stoffstromanalyse der MVA bietet für den Input-Akteur keine zusätzliche Unterstützung bei der Preisverhandlung.

Weitere wichtige Input-Akteure sind die privaten Entsorger, die Gewerbeabfälle sammeln und zur MVA transportieren, sowie Direktentsorger aus Industrie und Gewerbe. Die privaten Entsorger haben einen breiteren Handlungsspielraum für Geschäftsvereinbarungen mit der MVA. Beispielsweise können Verbrennungskontingente reserviert werden oder individuelle Vereinbarungen für spezielle Abfallfraktionen getroffen werden. Je nach Vereinbarung kann zwar die Menge eine relativ konstante Größe darstellen, die Zusammensetzung des Gewerbeabfalls schwankt jedoch in Abhängigkeit der Aufträge des privaten Entsorgers.

Eine Abbildung des Verbrennungsverhaltens der wechselnden Abfallfraktionen durch den privaten Entsorger könnte eine Argumentationshilfe für Preisverhandlungen mit der MVA bieten. Faktisch wird aber auf Basis von Analysen und Erfahrungswerten entschieden.

Neben diesen Input-Akteuren, die überwiegend unvorbehandelte Abfälle an der MVA anliefern, gibt es noch die Gruppe der Aufbereiter, die einerseits verschiedenste Reststoffe aus den Aufbereitungsprozessen zur Beseitigung in die MVA einspeisen (z.B. Sortierreste aus der DSD-Aufbereitung) und andererseits Aufbereitungsprodukte in der MVA thermisch verwerten wollen (z.B. Automobilrecycler: Schredderleichtfraktion).

Für Preisverhandlungen für die Verbrennung dieser Fraktionen gilt analog das oben beschriebene Verfahren für Gewerbeabfälle; der Nutzen der Stoffstromanalyse für diesen Aspekt ist als gering einzuschätzen.

In allen Fällen, in denen die MVA zur thermischen Verwertung eingesetzt wird, ist in der Stoffstromanalyse mittels eines spezifischen MVA-Stoffstrommodells eine wirksame Methode für den Nachweis von Verwertungsquoten zu sehen – ein Aspekt, der derzeit aufgrund der Gesetzeslage nur für wenige Input-Akteure (wie z.B. Automobilrecycler, Elektroschrottrecycler) von Interesse ist, bei konsequenter Fortführung der Ressourcenschonungsstrategie jedoch zunehmend an Bedeutung gewinnen sollte.

2.1.2 Output-Akteure

Die Output-Akteure haben an die von Ihnen zu verwertenden Outputströme in der Regel klare Qualitätsansprüche, die durch Analysen nachzuweisen sind. Die Stoffstromanalyse findet in die Geschäftsbeziehung zwischen MVA-Betreiber und Output-Akteur keinen Eingang. Jedoch kann der Output-Akteur die Stoffstromanalyse auf Basis eines spezifischen MVA-Stoffstrommodells für die Vermarktung des Recyclingprodukts nutzen. Die Einsparung von Ressourcen (mineralische, metallische und energetische) ist ein schlagkräftiges Argument für die Entscheidung, Recyclingprodukte statt Primärrohstoffe einzusetzen. Dieses Argument trägt natürlich nur in Ergänzung zum Qualitätsnachweis des Recyclingprodukts.

Für Outputströme zur Beseitigung gibt es keine Vermarktungssituation, daher entfällt hier der Einsatz der Stoffstromanalyse als Verkaufsargument.

2.1.3 System-Akteure

Die System-Akteure haben für die Stoffstromanalyse über die Argumentationshilfe für Preisverhandlungen hinaus wesentlich breitere Einsatzzwecke. Die Lebenszyklusstation 'MVA' wird aus verschiedenen Perspektiven als Systembestandteil im Gesamtlebenszyklus untersucht. Verschiedene Detaillierungsebenen sind dabei:

- MVA als Systembestandteil im Vergleich zu alternativen Entsorgungswegen wie MBA,
- technische Varianten der MVA im gegenseitigen Vergleich.

Als Systemakteure, die an der eher überblickshaften Betrachtung 'MVA versus anderer Entsorgungsweg' interessiert sind, sind vor allem Gesetzgeber und Politik zu nennen, da sie mit grundsätzlichen Richtungsentscheidungen befasst sind, aber auch Produzenten, die mit Hilfe der Lebenszyklusanalyse ihre Bemühungen zum Erbringen der Produktverantwortung unterstützen können.

Die viel detailliertere Betrachtung der technischen Varianten ist dagegen hauptsächlich für die direkt mit der MVA verbundenen Systemakteure interessant. Vor allem Abschätzungen und Planungen profitieren von der Möglichkeit, die Auswirkungen geänderter Rahmenbedingungen mit einem MVA-Modell zu simulieren. Dies ist sowohl für den MVA-Betreiber selbst wichtig, als auch für alle anderen Akteure, die an der möglichen Veränderung beteiligt sind (Planer, Genehmigungsbehörden, Anlagenbauer, ...).

Die Übergänge zwischen den Betrachtungsebenen sind fließend, da die Entscheidung für eine bestimmte technische Variante einer MVA die grundsätzliche Befürwortung der Müllverbrennung durchaus in Frage stellen kann.

In der Forschung und Entwicklung finden – je nach Untersuchungsgegenstand – alle Detaillierungsebenen Verwendung.

2.2 Erkenntnisinteressen

So neutral auch der Standpunkt sein mag, auf den man sich begibt, um objektive Erkenntnisse zu gewinnen – letztlich muss doch jedem bewusst sein, dass eine Erkenntnis immer von dem Interesse, das der Suche nach Erkenntnisgewinn zugrunde liegt, geprägt ist. Das bedeutet, dass das Erkenntnisinteresse maßgeblich über die Zieldefinition und damit die zu untersuchende Fragestellung entscheidet. Wichtige Arten des Erkenntnisinteresses für die hier untersuchte Thematik sind [nach Habermas 1986]:

- das *technische Erkenntnisinteresse*, aus dem heraus Informationen generiert werden, die den technischen Handlungsspielraum erweitern,
- das *praktische Erkenntnisinteresse*, das interpretativ den Zugang zum Verständnis von Sachverhalten bahnt.

In der Praxis sind die verschiedenen Erkenntnisinteressen häufig eng miteinander verwoben. So fließen in das Erkenntnisinteresse an technischen/naturwissenschaftlichen Sachverhalten meist auch Aspekte aus den Umweltwissenschaften und der Betriebswirtschaft ein [Schmidt 2002]. Während die reine Stoffstrommodellierung dabei dem Verständnis des Systems und seiner Zusammenhänge an sich dient, wird in der Praxis oftmals ein Bewertungsprozess angeschlossen, der vergleichende Betrachtungen unterschiedlicher Systemvarianten ermöglicht.

Unterschiedliche Arten des Erkenntnisinteresses führen zu entsprechend unterschiedlichen Zielstellungen für eine Stoffstrommodellierung. Diese wiederum beeinflussen maßgeblich deren zugrundeliegenden Annahmen – für die Übertragung der Ergebnisse ist daher die transparente Darstellung der Annahmen unabdingbar [NAGUS 2006].

Als relevante Erkenntnisinteressen, die die Stoffstrommodellierung leiten, lassen sich – vom spezifischen Interesse an der Anlagentechnik bis hin zur globalen Auswirkung des Technikeinsatzes – identifizieren:

- Verfahrensanalyse,
- Strategieanalyse,
- Potential zur Ressourcenschonung,
- Analyse der Umweltrelevanz.

Im Folgenden werden diese Erkenntnisinteressen, die zur Formulierung der verschiedenen Zielsetzungen und entsprechender Annahmen für die Stoffstrommodellierung führen, näher dargestellt.

2.2.1 Verfahrensanalyse

Das Erkenntnisinteresse „Verfahrensanalyse“ umfasst das Interesse an der Bilanzierung des Betriebszustandes und an der Modellierung verschiedener Planungszustände. Mithilfe der MVA-Modellierung können verschiedenste Fragestellungen untersucht werden; Fehring et. al. [1997] nennen als Beispiele:

- Welche Verfahren respektive Verfahrenskombinationen ermöglichen eine optimale Verwertung brennbarer Abfälle?
- Welche Wirkung entfalten die verschiedenen Verfahren bezüglich der im Abfallwirtschaftsgesetz festgehaltenen Ziele der Abfallwirtschaft?
- Welcher Deponieraum wird benötigt?
- Welches sind die letzten Senken für ausgewählte Stoffe bei jeder Variante?
- Welche Rohstoffe und Energien werden mit welchem Wirkungsgrad in den Szenarien genutzt?
- Welche Gesamtkosten verursachen die verschiedenen Verfahren?
- Welche exemplarischen Güter- und Stoffflüsse verursachen diese Verfahren in die Produkte, die Deponien sowie in die Umwelt?
- Welche Logistik ist notwendig?

Die Frage nach dem Nutzungsgrad von Rohstoffen und Energien könnte durchaus auch unter dem Erkenntnisinteresse 'Potential zur Ressourcenschonung' oder 'Analyse der Umweltrelevanz' gestellt werden. Daran wird deutlich, dass die Grenzen zwischen den Erkenntnisinteressen fließend sind und unterschiedliche Erkenntnisinteressen durchaus in Kombination auftreten können.

2.2.2 Strategieanalyse

Seitens Politik und Gesetzgebung besteht ein hohes Erkenntnisinteresse in der 'Strategieanalyse'. Die Gegenüberstellung von Entsorgungsszenarien unterstützt den Entscheidungsprozess für eine Strategie, deren Umsetzung im Folgenden z.B. durch eine entsprechende Gesetzgebung gefördert wird.

Als Beispiele für konkrete Fragestellungen seien genannt:

- Welche unterschiedlichen Szenarien sind realistisch für die zukünftige Verwertung in thermischen Anlagen [Fehring 1997]?
- Feststellung des Handlungsbedarfs anhand der Diskrepanz zwischen dem Ist-Zustand und der Gesetzgebung (national, EU) [Fehring 1997].
- Prüfung der Anlagenverfügbarkeit, die Voraussetzung für die Umsetzung strategischer Ziele ist.

2.2.3 Potential zur Ressourcenschonung

Mithilfe der Stoffstrommodellierung lässt sich abbilden, in welchem Maße

- fossile Energieträger (z.B. Kohle, Öl),
- mineralische Ressourcen (z.B. Basalt-/Kalkschotter),
- Roh-/Werkstoffe (z.B. Metalle)

verbraucht werden. Die Modellierung verschiedener Szenarien erlaubt den Vergleich des Ressourcenverbrauchs verschiedener Produkte und Verfahren. Das MVA-Modell kann einerseits dazu dienen, die verwertbaren Outputströme aus der Verbrennung eines Produkts abzubilden. Andererseits kann der Entsorgungspfad 'Müllverbrennung' mit anderen Entsorgungspfaden, wie der Mechanisch-biologischen Aufbereitung (MBA) hinsichtlich des Beitrags zur Ressourcenschonung untersucht werden. Offensichtlich ist dabei eine Verschiebung der Gewichtung der Anteile stofflicher und energetischer Ressourcenrückgewinnung zu erwarten.

2.2.4 Analyse der Umweltrelevanz

Das Erkenntnisinteresse 'Analyse der Umweltrelevanz von Produkten und Prozessen' findet in der Stoffstrommodellierung seinen Niederschlag in Hinsicht auf die verschiedenen Medien:

- Treibhauseffekt – Abbildung von zu erwartenden Treibhausgas-Emissionen in Abhängigkeit vom Produktdesign oder in Abhängigkeit von der Anlagentechnik/Betriebsführung,
- Menschliche Gesundheit und Ökotoxizität – gasförmige Emissionen; Abscheideleistung der Rauchgasreinigung; Anreicherung von Schadstoffen in Produkten,
- Überdüngung von Wasser und Boden – stoffliche Emissionen; Vergleich mit anderen Abfallbehandlungsanlagen,
- Versauerung – Abwasser; Vergleich mit anderen Abfallbehandlungsanlagen.

2.3 Bedarfssituationen

Die dargestellten Erkenntnisinteressen entwickeln sich in unterschiedlichen Bedarfssituationen. Von den in 2.1 beschriebenen Bedarfsträgern ist jeweils nur eine Auswahl betroffen. Im Folgenden werden die Bedarfssituationen in Verbindung mit den involvierten Bedarfsträgern (diese sind in den Abbildungen jeweils farblich hervorgehoben) erläutert.

2.3.1 Erstellung eines Abfallwirtschaftskonzepts

Die Bedarfssituation „Abfallwirtschaftskonzept“ betrifft im Wesentlichen die System-Akteure 'Planer' und 'Genehmigungsbehörde' (Abbildung 2). Der Akteur 'Abfallbeauftragter' (beispielsweise der Abfalldezernent einer Stadtverwaltung) ist formal der verantwortliche Ansprechpartner.

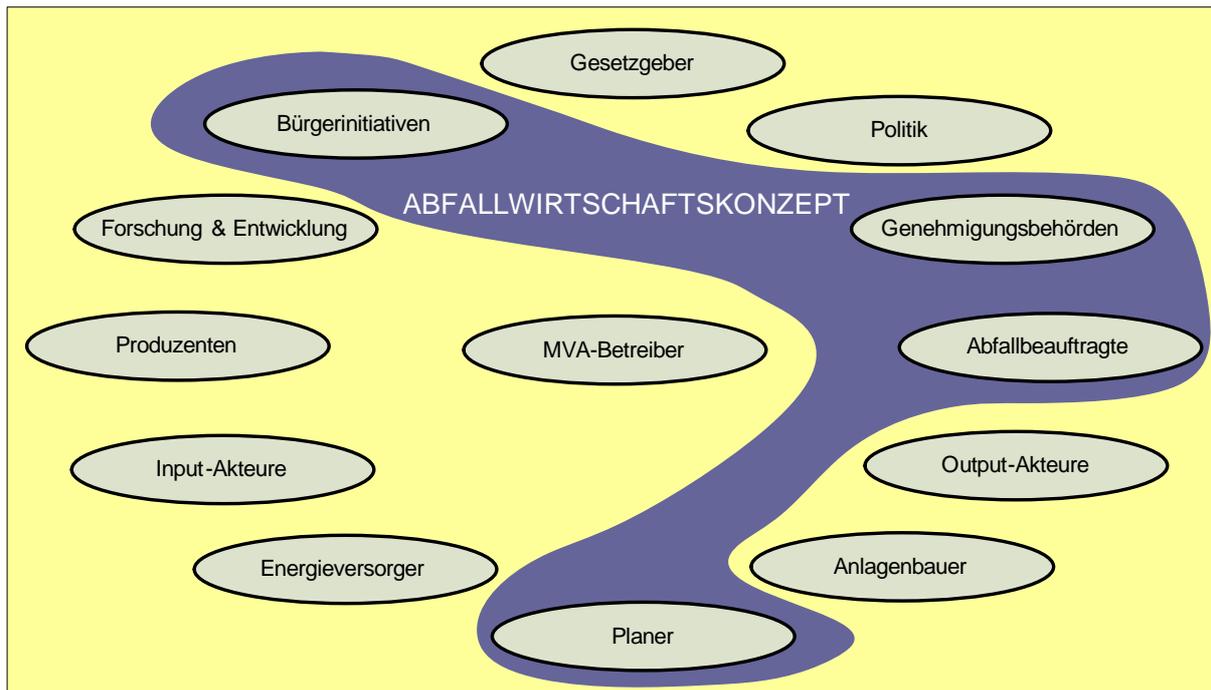


Abbildung 2: Bedarfssituation 'Erstellung eines Abfallwirtschaftskonzepts'

Das regionale Abfallwirtschaftskonzept wird vom Planer erstellt und von der Genehmigungsbehörde geprüft. Für beide Akteure besteht ein Bedarf an einer Analyse des Abfallwirtschaftskonzepts. Der Planer kann mithilfe der Stoffstrommodellierung verschiedene Varianten durchspielen und gewinnt durch deren Analyse konkrete Informationen über die jeweilige Tragfähigkeit der Varianten. Auf dieser Basis ist eine qualifizierte Entscheidung möglich, die gegenüber der Genehmigungsbehörde transparent gemacht werden kann. Die Genehmigungsbehörde erhält die Möglichkeit zu prüfen, ob das Konzept generell geeignet ist, die gesetzlichen Auflagen zu erfüllen.

Weitere beteiligte Akteure sind die Bürgerinitiativen, die mithilfe einer detaillierten Stoffstromanalyse einen objektiven Eindruck davon erhalten können, welche Auswirkungen eine geplante Än-

derung des Abfallwirtschaftssystems auf den Bürger hat. Dieses Wissen ist die Basis für eine qualifizierte Vertretung von Bürgerinteressen.

Auch auf betrieblicher Ebene werden Abfallwirtschaftskonzepte erstellt – in diesem Fall entfällt der Akteur 'Bürgerinitiative' und der Akteur 'Abfallbeauftragter' ist nunmehr das verantwortliche Betriebsmitglied. Das Interesse an einer Planungsunterstützung durch die Analyse von Varianten einerseits und die Überprüfung der Eignung des Konzepts zur Erfüllung gesetzlicher Pflichten besteht analog zum oben beschriebenen regionalen Abfallwirtschaftskonzept.

2.3.2 Anlagenplanung

Veranlassender Akteur in der Bedarfssituation 'Anlagenplanung' ist der MVA-Betreiber, der das Ziel eines Anlagenneubaus verfolgt. Als ausführender Akteur ist der Planer – in der Regel in der Form des externen Planungsbüros – zu nennen. Der Planer wird unterstützt durch den Anlagenbauer, der den Stand der verfügbaren Technik repräsentiert, und Forschung & Entwicklung, durch die gegebenenfalls neue Technologien in den Planungsprozess eingespeist werden können (Abbildung 3).

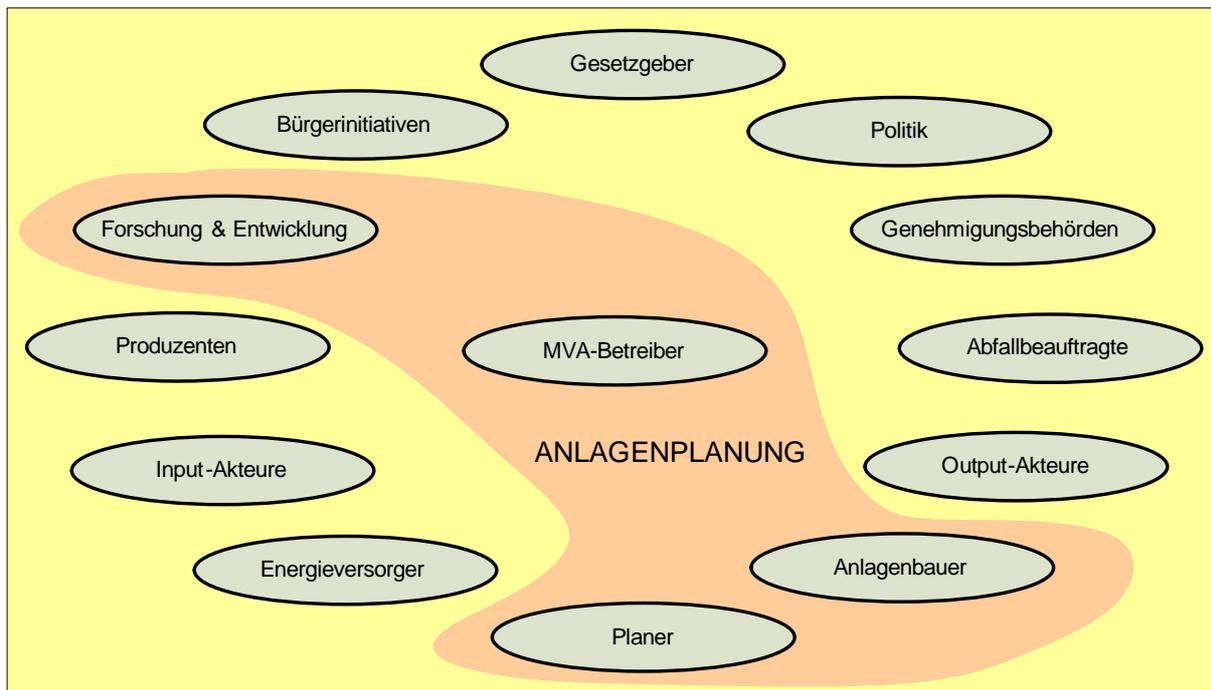


Abbildung 3: Bedarfssituation 'Anlagenplanung'

Die Modellierung der geplanten MVA ermöglicht die szenarische Gegenüberstellung verschiedener Anlagenvarianten und bietet somit Aussagen über Mengen- und Qualitäten der zu erwartenden Stoffströme, die Leistungsfähigkeit der Gesamtanlage sowie einzelner Aggregate als Systembestandteile [Fehrenbach 2006]. Auf diese Weise lassen sich auch Einschätzungen über den Betrieb gewinnen (z.B. Gesetzeskonformität hinsichtlich der Emissionen, Belastungen durch Transportvorgänge).

Untergeordnet finden sich in der Bedarfssituation 'Anlagenplanung' auch alle Vorgänge, die genehmigungspflichtige Veränderungen an der Anlage vorsehen (z.B. die Erweiterung der MVA um eine neue Verbrennungslinie).

2.3.3 Genehmigung

Ist die technische Seite der Anlagenplanung abgeschlossen, ist der nächste Handlungsschritt die Genehmigung. In dieser Bedarfssituation können MVA-Betreiber und Anlagenplaner die Ergebnisse aus der Modellierung in der Anlagenplanungsphase verwenden, um gegenüber der Genehmigungsbehörde die Gesetzeskonformität der Anlage (Umweltverträglichkeitsprüfung) zu belegen (Abbildung 4).

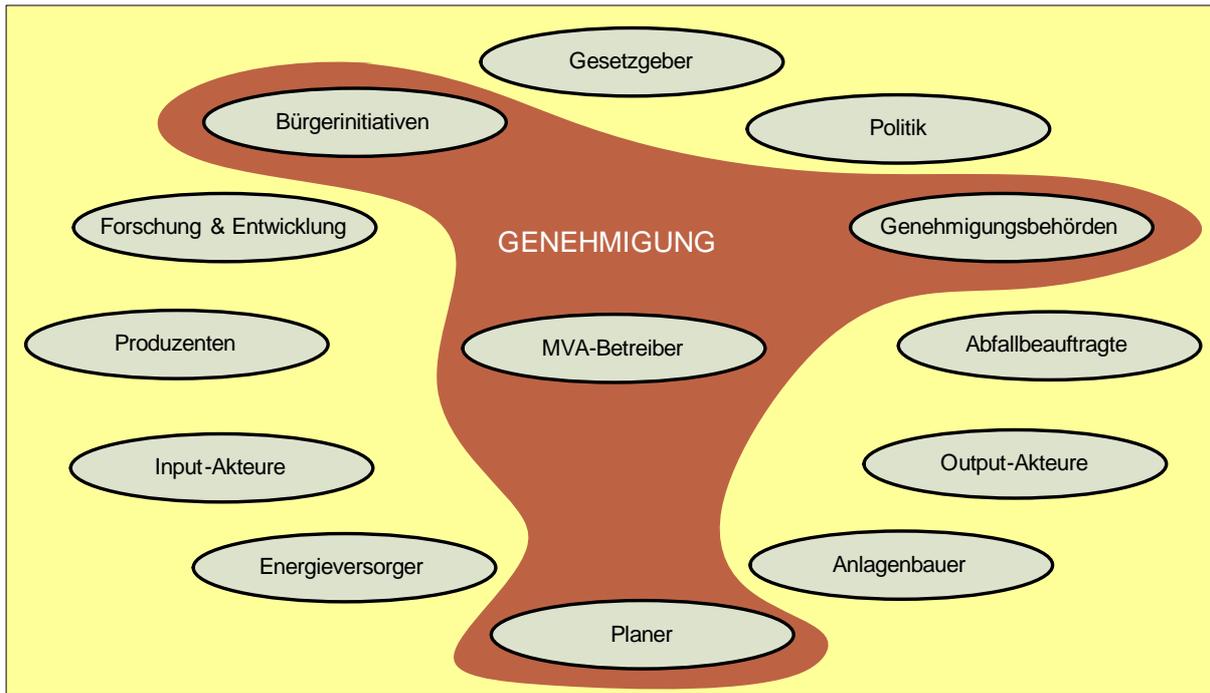


Abbildung 4: Bedarfssituation 'Genehmigung'

Auch am Genehmigungsprozess beteiligt sind Bürgerinitiativen, die durch die Modellierung vom MVA-Betreiber über die geplante Anlage und ihre Auswirkungen informiert werden können. Bestehen seitens der Bürger Zweifel an der korrekten Abbildung der Anlage, können sie ihrerseits eine Modellierung durchführen (lassen). An dieser Konfliktsituation spiegelt sich die Problematik der Erkenntnisinteressen (siehe Kapitel 2.2). Die unterschiedlichen Perspektiven des Bürgers und des Betreibers können zu unterschiedlichen MVA-Modellierungen (z.B. mit unterschiedlichen Systemgrenzen) mit differierenden Ergebnissen führen.

2.3.4 Betriebsführung

Der Hauptakteur der Bedarfssituation 'Betriebsführung' ist unzweifelhaft der MVA-Betreiber. Jedoch sind auch Input- und Output-Akteure sowie die Energieversorger von Bedeutung (Abbildung 5).

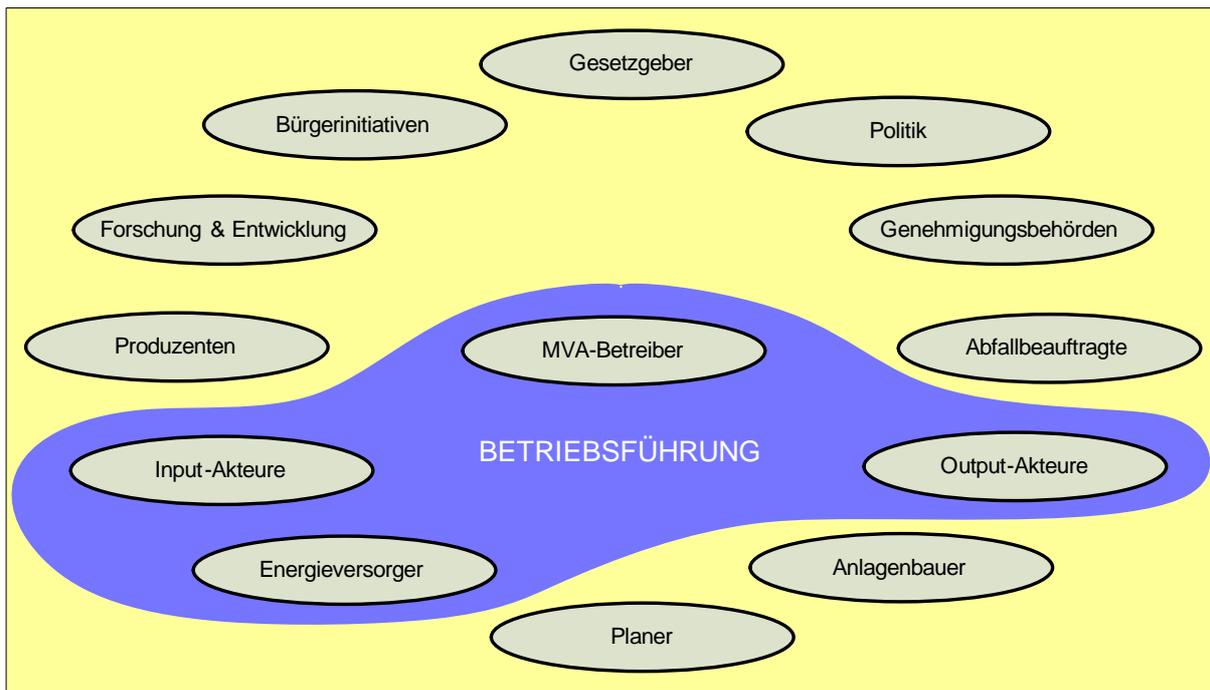


Abbildung 5: Bedarfssituation 'Betriebsführung'

Der MVA-Betreiber kann seine Anlage in einem spezifischen MVA-Modell abbilden und dieses zur Bilanzierung verwenden. Die Stoffstromanalyse der Anlage kann gegenüber Input- und Output-Akteuren z.B. für den Nachweis von Verwertungsquoten genutzt werden. Ein anderes Einsatzgebiet ist die Abschätzung der Auswirkungen einer bestimmten Abfallfraktion als Grundlage für die Festlegung des Annahmepreises.

In der Regel ist die MVA mit dem Energieversorger vergesellschaftet, zumindest aber vertraglich gebunden, da thermische und elektrische Energie in bestehende Netze eingespeist werden – die Bilanzierung der Anlage dient in diesem Fall der Dokumentation.

2.3.5 Betriebsoptimierung

Ähnlich wie in der Bedarfssituation 'Betriebsführung' ist in der 'Betriebsoptimierung' der MVA-Betreiber der zentrale Akteur – er wird unterstützt durch Forschung & Entwicklung, Planer und Anlagenbauer (Abbildung 6).

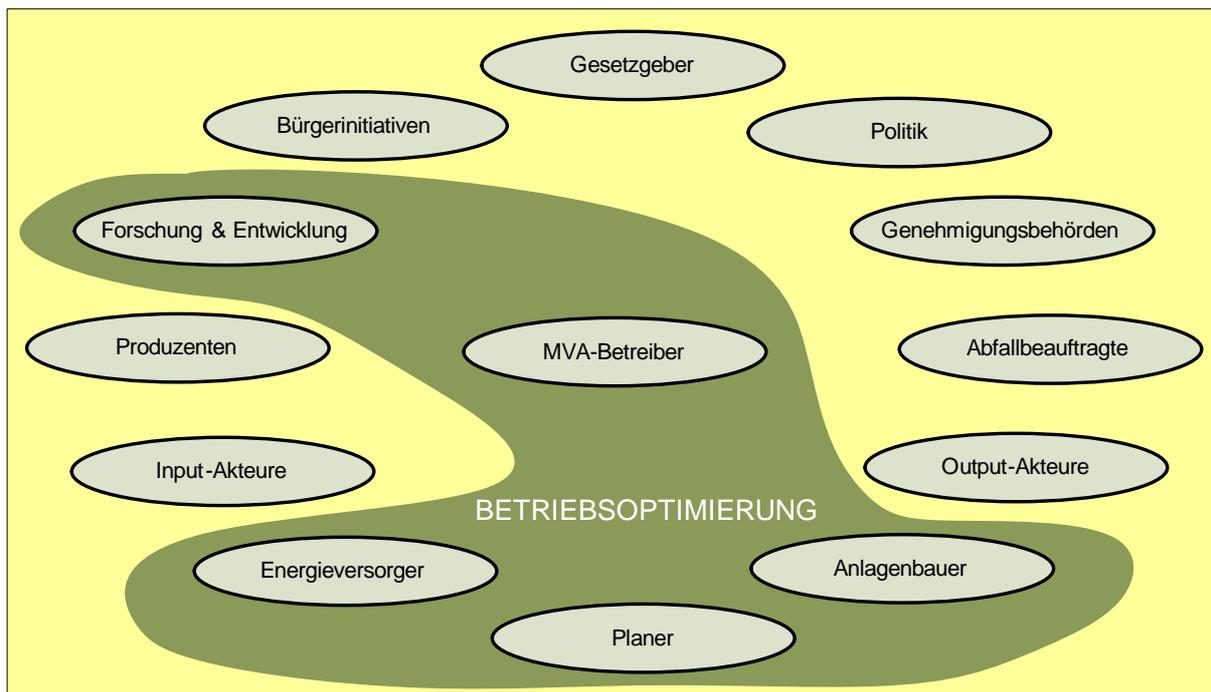


Abbildung 6: Bedarfssituation 'Betriebsoptimierung'

Die Modellierung der MVA ermöglicht die szenarische Gegenüberstellung verschiedener Optimierungsvarianten und bietet somit eine ausgezeichnete Planungsunterstützung. Die Bedarfssituation 'Betriebsoptimierung' umfasst dabei Maßnahmen in verschiedenen Ebenen. Sie beginnt mit der Veränderung von Betriebsparametern (z.B. Verbrennungsluftzufuhr), geht über den Austausch einzelner Bauteile (z.B. Veränderung des Verbrennungsrostes) und reicht bis hin zur Umorientierung bei ganzen Prozessschritten (z.B. Veränderung der Rauchgasreinigung).

Je nach dem, welche Planungsebene unterstützt werden soll, sind unterschiedliche Detaillierungsgrade des MVA-Modells erforderlich. Reicht z.B. für die Veränderung von Prozessschritten der Austausch der entsprechenden Module im MVA-Modell aus, ist für die Veränderung von Betriebsparametern ein sehr spezifisches MVA-Modell erforderlich, das die Verbrennungsvorgänge realitätsnah abbildet.

2.3.6 Produktverantwortung

Die Bedarfssituation 'Produktverantwortung' betrifft vor allem den Akteur 'Produzent', der in seinen Entscheidungen durch Forschung & Entwicklung unterstützt wird (Abbildung 7).

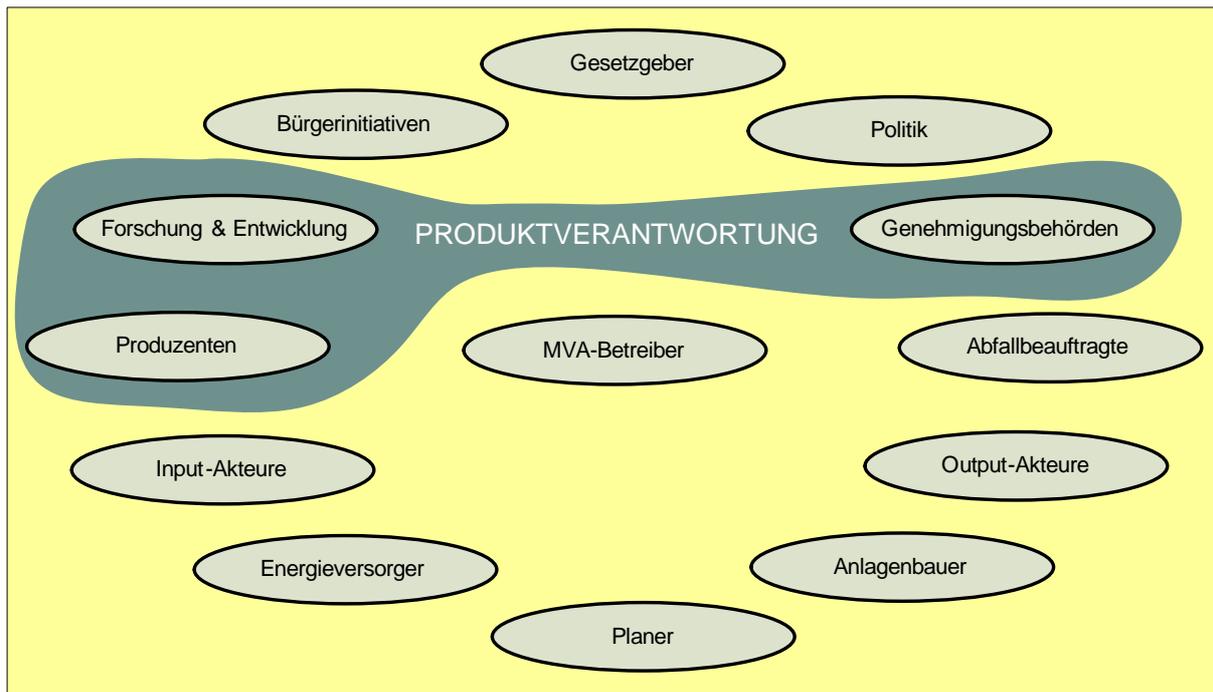


Abbildung 7: Bedarfssituation 'Produktverantwortung'

Die Bedarfssituation 'Produktverantwortung' bewegt sich in einem völlig anderen Rahmen, als die zuvor dargestellten Situationen im direkten MVA-Umfeld. Für die Wahrnehmung der Produktverantwortung (beginnend bei Cleaner Production [Tzenkova 2001], aber weiterführend bis zur Übernahme der Verantwortung für die Entsorgung) benötigt der Produzent einen Überblick über den gesamten Produktlebenszyklus, incl. der Entsorgungsphase.

Von Forschung & Entwicklung vorgeschlagene Veränderungen beeinflussen den Produktlebenszyklus in unterschiedlichem Maß – mit der Modellierung lassen sich die Auswirkungen von Veränderungen transparent darstellen. Durch Einbezug eines generischen MVA-Modells lassen sich auch Auswirkungen auf die Verteilung von Beseitigung und Verwertung darstellen, was als Argumentationshilfe gegenüber der Genehmigungsbehörde dienen kann.

Ein Nebenaspekt der Übernahme der Produktverantwortung ist der Gewinn des Verkaufsarguments 'umweltfreundliches Produkt' für das Produktmarketing. Mittels der Lebenszyklusanalyse (die ein aussagekräftiges MVA-Stoffstrommodell beinhalten muss) ist dieses Verkaufsargument transparent kommunizierbar.

2.3.7 Gesetzgebung

Strategische Entscheidung der Politik (z.B. für das abfallwirtschaftliche Ziel '2020 – deponiefrei') ziehen in der Regel einen gesetzgeberischen Prozess nach sich. In dieser Bedarfssituation 'Gesetzgebung' ist also die Politik der veranlassende Akteur, der Gesetzgeber der ausführende. Inhaltlich werden beide durch Forschung & Entwicklung unterstützt (Abbildung 8).

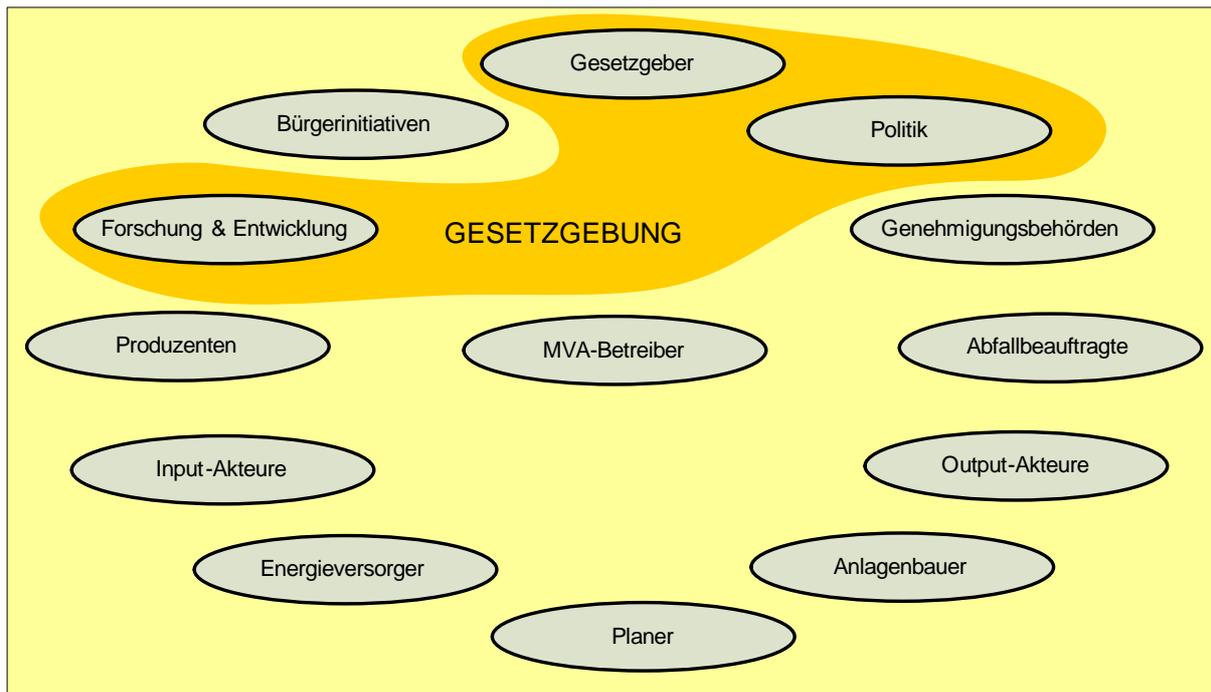


Abbildung 8: Bedarfssituation 'Gesetzgebung'

Für Forschung & Entwicklung ist die Stoffstrommodellierung ein wesentliches Werkzeug zum Vergleich verschiedener Szenarien (z.B. von Entsorgungspfaden), die die Grundlage für die Politikberatung im strategischen Bereich darstellen. Sowohl Politik als auch Gesetzgeber sind insofern nur indirekte Nutzer von Stoffstrommodellen, beziehen sich aber in ihren Entscheidungen konkret auf deren Ergebnisse [Fehrenbach 2006]. Strategische Ziele können mithilfe der Szenariotechnik auf ihre praktische Umsetzbarkeit geprüft werden, bevor sie in den Gesetzgebungsprozess Eingang finden.

Gesetzgeberische Prozesse im Entsorgungsbereich, die durch die Stoffstrommodellierung unterstützt werden können und Gesetze, deren Umsetzung mit Hilfe der Stoffstromanalyse geprüft werden kann, sind z.B.:

- immissionsbezogene Gesetze (wie BImSchG, NEC-Richtlinie)
- lebenszyklus-/effizienzbezogene Gesetze
- EU-Ökodesign-Richtlinie (Umsetzungsprozess in nationales Recht läuft in Form eines Entwurfs zum Energiebetriebene-Produkte-Gesetz (EBPG))

2.4 Bedarfe

Aus den Bedarfssituationen können konkrete Bedarfe (Informationsansprüche) abgeleitet werden, welche Ergebnisse die Lebenszyklusmodellierung im Allgemeinen und das MVA-Stoffstrommodell im Besonderen liefern muss. Im Folgenden werden die verschiedenen Kategorien von Bedarfen kurz dargestellt – je nach Bedarfssituation ist die Wertigkeit der einzelnen Kategorien unterschiedlich zu beurteilen.

Die Stoffstromanalyse muss Aufschluss darüber geben, welche Mengen an welchen Orten und auf welchen Wegen im System anfallen. 'Menge' ist dabei übergeordnet zu verstehen: sowohl Stoffmengen, Stoffäquivalente als auch Energiemengen sind mögliche Informationen, die aus der Bilanzierung hervorgehen. Aus den Einzelmengen lässt sich z.B. die Zusammensetzung des untersuchten Stoffstroms an verschiedenen Orten im System ermitteln. Dafür sind nicht nur die erwünschten Komponenten (Wertstoffe) interessant, anhand derer sich die Qualität des Stoffs bewerten lässt, sondern auch die problematischen Komponenten (Schadstoffe), die negative Effekte auf folgende Prozessschritte haben oder bei Abscheidung entsprechende Umweltauswirkungen nach sich ziehen.

Die Modellierung der Energieinput- und Energieoutputströme zeigt, wo wieviel Energie ein Prozess verbraucht, bzw. – wie bei der Verbrennung – liefert. Während detaillierte, kleinräumige Angaben z.B. die Betriebsoptimierung durch Wechsel eines bestimmten Aggregates unterstützen können,

ist für die Beurteilung des gesamten Entsorgungspfades 'Müllverbrennung' der Bilanzrahmen entsprechend weit zu setzen – neben die anlagenspezifischen Parameter (z.B. Wirkungsgrad) treten umfassendere Aspekte wie Transport- und Aufbereitungsaufwand sowohl für Input- als auch Outputströme der MVA.

Charakteristisch für die Methode der Stoffstrommodellierung ist, dass nicht nur Mengen an bestimmten Orten des Systems punktuell aufgenommen bzw. bestimmt werden, sondern vor allem auch deren Wege nachvollziehbar abgebildet werden. Für die MVA-Modellierung sind wesentliche interessierende Wege:

- Weg der Inputströme: Woher stammen die zu behandelnden Abfallfraktionen? Welche Aufbereitung haben sie erfahren? Welche Zusammensetzung/Eigenschaften (z.B. Schadstoffgehalt, Heizwert, Asche-/ Wassergehalt) sind zu erwarten? Wie ist die Verfügbarkeit einzuschätzen?
- Weg der Outputströme: In welche Verwertungswege können die Outputströme aufgrund ihrer qualitativen Beschaffenheit verbracht werden? Wo verbleiben die Schadstoffe, bzw. in welche Senken werden Sie überführt (Konzentrationseffekt oder Verdünnung von Schadstoffen [Brunner 2002])?

Ein weiterer Bedarf ist die Inbezugsetzung von In- und Outputmengen. So kann die Bilanzierung der MVA darstellen, welche Verwertungsanteile (z.B. Energie oder Metallrückgewinnung in Abhängigkeit der Betriebsweise) erreichbar sind, wodurch eine Reaktion auf die rechtliche Situation der Müllverbrennung möglich ist.

Das Erkenntnisinteresse der Ressourcenschonung erfordert den Vergleich verschiedener Szenarien. Betrachtet werden Modelle unterschiedlicher MVA-Techniken, bei denen z.B. der energetische Gesamtwirkungsgrad das Substitutionspotential an fossilen Energieträgern beeinflusst, ebenso wie z.B. ein unterschiedlicher Ausbrand die Schlackeeigenschaften (Festigkeit, Schadstoffgehalt, ...) verändert und somit das Substitutionspotential an mineralischen Ressourcen beeinflusst.

Eine Verknüpfung des Stoffstrommodells mit zu erwartenden Kosten ist ein wichtiger Bedarf [z.B. Pitschke 2004]. Wenn das Modell in der Lage ist, Kosten auszuweisen, lassen sich MVA-Modelle in Ökoeffizienzanalysen (siehe z.B. [Saling 2002], [E/E 2006]) einsetzen oder auch in Studien die externe Kosten der Entsorgung (Umweltauswirkungen und soziale Effekte) internalisieren. Nicht zuletzt lässt sich so auch erkennen, was denn eine bestimmte Entsorgungsleistung für den Anlagenbetreiber kostet.

2.5 Relevanz unterschiedlicher MVA-Modelle in Hinsicht auf Bedarfe

Inwiefern eignen sich die unterschiedlichen MVA-Stoffstrommodelle um die in Kapitel 2.4 skizzierten Bedarfe zu decken? Bei jedem thermischen Abfallbehandlungsverfahren kommt es zu Emissionen, Reststoffen und Produkten, die je nach Verfahren und Input mehr oder weniger verschmutzt sind [Brunner 2002]. Für eine objektive Darstellung des Verbrennungsprozesses müssen diese Outputströme gemäß der eingesetzten Technik und Betriebsbedingungen ermittelt werden. Nur dann können berechnete Quantitäten Aussagekraft haben. Für jede Bedarfssituation ist eine geeignete Abbildung der MVA-Technik sinnvoll auszuwählen. Während für strategische Analysen ein generisches MVA-Modell ausreichend und sinnvoll ist, muss für die niedrigskalige Betrachtung der Betriebsführung oder -optimierung ein spezifisches MVA-Modell eingesetzt werden, um über Pauschalaussagen hinauszukommen. Die Analyse vorhandener MVA-Modelle in Kapitel 5 führt zu einer detaillierteren Relevanzbewertung.

Wenngleich es wichtig ist, für das jeweilige Ziel ein optimal angepasstes MVA-Modell zu wählen, darf nicht aus den Augen verloren werden, dass in der vorhergehenden Lebensphase des Konsums erhebliche Datenunsicherheiten bestehen. Insbesondere für langlebige Güter ist das Wissen über den Gebrauch von Gütern, ihren Verbleib und die Entstehung von Abfällen noch unvollständig (große Differenzen zwischen konsumierten und entsorgten Mengen) [Brunner 2002]. Die Bedeutung des MVA-Modells muss daher stets vor dem Hintergrund der generell im Lebenszyklus vorhandenen Datenlücken beurteilt werden.

3 Darstellung von MVA-Techniken

Stoffstromanalysen beruhen auf Modellen des Austausches von Materie und Energie, mitunter auch unter Einbeziehung von Flüssen an Dienstleistungen und Geld. Naturgemäß sind Modelle stets unvollständige Abbilder der Realität, da nicht alle Technikvarianten in allen Betriebszuständen mit allen Flüssen quantitativ bekannt sind und/oder abgebildet werden können. Dafür gibt es auch gar keine Notwendigkeit, solange Vereinfachungen und Ungenauigkeiten sich nicht entscheidungsrelevant für die Fragestellung auswirken, die Veranlassung für die einzelne Stoffstromanalyse ist.

Die Eignung von Stoffstrommodellen wird zugleich vom Anwendungsfall und der Abweichung von der Realität bestimmt. Dies gilt auch für Modelle der Abfallverbrennung und dieser Abschnitt 3 beschreibt die MVA-Wirklichkeit als Grundlage für Eignungsprüfungen im Weiteren.

3.1 Anlagentechnische Differenzierung

Zur Strukturierung unterschiedlicher technischer Lösungen der Aufgabe 'Abfallverbrennung auf dem Rost' wird zunächst nach Funktionen innerhalb der Anlage unterschieden. Diese Funktionen werden durch Gruppierungen von technischen Einrichtungen erfüllt (Baugruppen) und bestehen aus einem bis mehreren Aggregaten. Unter den Aggregaten gleichen Typs sind wiederum verschiedene Ausführungen zu unterscheiden, nicht bezüglich des Funktionsprinzips, aber beispielsweise hinsichtlich Abmessungen und Materialwahl. Eine weitere denkbare Stufe der Differenzierung wäre die Betriebsweise. Diese Studie zielt auf die Abbildung der Abfallverbrennung in Stoffstromanalysen, die Techniken pauschal beschreiben will und deren typischer zeitliche Bezug ein Jahr ist. Die Betriebsweise als zeitlich höher aufgelöste Betrachtung ist also außerhalb des Rahmens dieser Studie. Lediglich bei der Energieauskoppelung wird die Betriebsweise mitberücksichtigt. Der Abschnitt 3.3 behandelt dieses Thema.

Die Strukturierung in Tabelle 2 dient nicht nur als Übersicht, sondern gibt ein Raster zur Beschreibung des Detaillierungsgrades vor. Dabei orientiert sich diese Strukturierung am Merkblatt bester verfügbarer Technik [BREF 2006]. Die unterschiedlichen Abmessungen sind für alle Baugruppen/Aggregate wesentlich und werden in der Spalte 'Ausführungen' darum nicht wiederholt genannt. Einige für Stoffstrommodelle wichtige technische Beschränkungen und Eigenschaften sind ebenfalls in der Tabelle angemerkt, für detaillierte verfahrenstechnische Beschreibungen muss jedoch auf die einschlägige Literatur verwiesen werden.

Tabelle 2: Technikvarianten Abfallverbrennung

Funktion	Baugruppe	Aggregat	Ausführungen	Anmerkung
Lager und Handhabung	Lager	Bunker		
		Ballenlager		
	Beschickung	Kran		
		Schleuse (Trichter, Pendelklappen, ggf. Presskolben)		
Rostfeuerung	Rost	Walzenrost	Neigung	Abhängig vom Brennwert muss ohne Wasserkühlung mit einem Luftüberschuss von ca. $\lambda=1,4$ gefahren werden, um die notwendige Kühlung des Rostes sicherzustellen. Mit Wasserkühlung kann eine Rostfeuerung nahe am stöchiometrischen Faktor von $\lambda=1,0$ be-
		Vorschubrost	Neigung mit/ ohne Wasserkühlung	
		Rückschubrost	Neigung mit/ ohne Wasserkühlung	

Funktion	Baugruppe	Aggregat	Ausführungen	Anmerkung
		Wanderrost		<p>trieben werden [Scholz 2001, S. 184]. Wasserkühlung erweitert den Einsatzbereich von Rostfeuerungen von etwa 15MJ/kg auf 28MJ/kg Heizwert [BREF 2006, S. 38] [Scholz 2001, S. 283], dies kann insbesondere beim Einsatz von Ersatzbrennstoffen relevant sein.</p> <p>Rückschubroste weisen bei gleichen Maßen eine höhere Durchmischung und größere Verweilzeit als Vorschubroste auf [Scholz 2001, S. 382]. Dies hat Auswirkungen auf die Flugstaubentwicklung, Ausbrand und Stickoxidentstehung, doch werden diese Größen ebenso von Abfallzusammensetzung, -konditionierung und Luftzufuhr beeinflusst. Wolf beschreibt funktional ansatzweise einige Zusammenhänge [Wolf 2001].</p>
	Feuerraum	Feuerraumwandung	Geometrie (Gleich-/Mittel-/Gegenstrom), Ausmauerung/Stampfmasse	Größere Verbrennungslinien arbeiten i.d.R. effizienter, eine Begrenzung des technisch Machbaren liegt derzeit bei 120MW thermischer Leistung bzw. bei etwa 50Mg/h Durchsatz [Fleck 2007].
	Verbrennungsluft-Zufuhr	Radialverdichter	einflutig/zweiflutig	vgl. Rost und Saugzug
		Steuerung	Rostzonen Rauchgasrückführung	
	Zusatzbrenner	Brennstofflager, Pumpe, Kompressor, Lanze		
Austrag	Austrag Rostdurchfall	Kettenförderer		

Funktion	Baugruppe	Aggregat	Ausführungen	Anmerkung
	Schlackenausstrag	Wasserbad mit Trogkettenförderer		
		Stößelentschlacker		
Energiewandlung/Energieverschiebung	Luftvorwärmer	Wärmetauscher		
		Kühlwasserpumpe (in Kombination mit wassergekühlten Rosten)		
	Kessel		Bauform: Horizontalkessel (Dackelkessel)/Vertikalkessel, Anzahl Züge	Naturumlaufkessel haben sich gegenüber den Zwangsumlaufkesseln durchgesetzt [Thomé-Kozmiensky 1994, S. 364], darum sind Umlaufpumpen an dieser Stelle nicht als Aggregate aufgeführt.
		Vorwärmer (Economiser)		
		Verdampfer		
		Konvektionsüberhitzer		
		Strahlungsüberhitzer		
	Turbine & Generator	Gegendruckturbine+Generator	Dampfparameter, Wirkungsgrad	stets Abgabe von Dampf (v.a. Prozessdampf, Kopplung an industriellen Abnehmer)
		Kondensationsturbine+Generator	Dampfparameter, Wirkungsgrad	keine Abgabe von Dampf
		Anzapfturbine+Generator	Dampfparameter, Wirkungsgrad	Abgabe von Energie variabel zwischen Elektrizität und Dampf
Kondensator	Wärmetauscher, Axialgebläse, Speisewasserpumpe			

Funktion	Baugruppe	Aggregat	Ausführungen	Anmerkung
	Rauchgaskondensation	Wärmetauscher, Wärmepumpe		
	Rauchgaskühlung	Quench		
Entstaubung	Filter	Schlauchfilter	Filtermaterial	Die Bauart Schlauchfilter als filternde Abscheider ist die beherrschende Bauform der Abreinigungfilter in Abfallverbrennungsanlagen [BREF 2006, S. 105. Darum wird hier nicht auf denkbare technische Alternativen (z.B. Speicherfilter) und andere Bauformen (z.B. Taschenfilter) eingegangen. Da die Abreinigung per Druckstoß (pulse jet) zwei- bis dreimal so große Filterflächenbelastung wie mechanische Abreinigung erlaubt [Fritz 1990, S. 56] ist dies die vorherrschende Technik. Die Druckverluste sind in gleichen Größenordnung wie bei Zyklonen [Fritz 1990, S. 58], abhängig vom Volumenstrom und Rohgasbeladung tendenziell aber etwas höher. Die im BVT-Merkblatt verwendete Bezeichnung 'Gewebefilter' bzw. 'fabric filter' ist irreführend, da schon seit längerer Zeit kaum Gewebe sondern Filze (Vliese) zum Einsatz kommen [Schmidt 1998, S. 29] und wird darum hier vermieden.
		Abreinigungseinrichtung (Verdichter, Steuerung, Ventile, Zellenradschleuse)	Druck, Druckstoßdauer, Häufigkeit	
	Massenkraftabscheider	Zyklon inkl. Zellenradschleuse	Geometrie	Zyklone in üblichen Bauformen scheiden nur Partikel $>>5\mu\text{m}$ effektiv ab

Funktion	Baugruppe	Aggregat	Ausführungen	Anmerkung
				[Fritz 1990, S. 27 und S. 31], darum werden diese nur zur Vorabscheidung eingesetzt. Der Grenzkorndurchmesser, d.h. der theoretische Partikeldurchmesser an der Grenze zwischen Abscheiden und Verschleppung ins Reingas hängt nur von der Geometrie der Zyklone ab, nicht von der Größe [Fritz 1990, S. 35]. Die Angabe eines pauschalen Masseabscheidegrades ohne Differenzierung nach Partikelgröße charakterisiert Staubabscheider nur unzureichend. Typische Druckverluste liegen im Bereich von 500Pa bis 3000Pa [Fritz 1990, S. 40].
	elektrostat. Abscheider	Plattenabscheider (incl. mechanische Abreinigung)	Anzahl Felder, Ausführung Sprühelektrode	
		Rohrabscheider (incl. mechanische Abreinigung)	Anzahl Felder, Ausführung Sprühelektrode,	
	Reststofflager	Silo	Größe, Material	
		Förderschnecke	Länge, Förderkapazität	
Abscheidung gasförmiger Schadstoffe	trockene Absorption	Kalkeindüsung incl. Kompressor und Förderschnecke (nur in Verbindung mit Entstaubungseinrichtung)	CaCO ₃ und/oder Ca(OH) ₂	
	halbtrockene Absorption	Sprühtrockner (in Verbindung mit Entstaubungsaggregat - siehe dort)	Neutralisationsmittel Lösungen von CaCO ₃ , Ca(OH) ₂ oder NaOH	

Funktion	Baugruppe	Aggregat	Ausführungen	Anmerkung
nasse Absorption		Wäscher	sauer oder neutral (Neutralisationsmittel Lösungen von CaCO_3 , Ca(OH)_2 oder NaOH)	
		Füllkörperkolonne	sauer oder neutral (Neutralisationsmittel Lösungen von CaCO_3 , Ca(OH)_2 oder NaOH)	
		Venturiwäscher	sauer oder neutral (Neutralisationsmittel Lösungen von CaCO_3 , Ca(OH)_2 oder NaOH)	
		Zirkulation (Vorlagebehälter und Pumpe)		
		Waschwasser-Aufbereitung: Ammoniak-Rückgewinnung durch Dampf-Strippen in Füllkörperkolonne		
		Waschwasser- Aufbereitung (Hilfsmittel-Eindüsung, Absetzbecken, Filterpresse)	Art des Neutralisationsmittels, ggf. Einsatz von Komplexbildnern, ggf. Rückführung zur Konditionierung bei der Staubabscheidung	
trockene Adsorption		Festbettadsorber ("Aktivkohlefilter")	Adsorbens: Aktivkohle/Herdofenkoks (HOK)	
		Flugstromadsorber incl. Kompressor (in Verbindung mit Entstaubungsaggregat - siehe dort)	Aktivkohle/Herdofenkoks (HOK)/ggf. mit Kalkbeimengung	
nichtkatalytische Stickoxid-		Reduktionsmittel-	Reduktionsmittel (Harn-	

Funktion	Baugruppe	Aggregat	Ausführungen	Anmerkung
	reduktion	Eindüsung (Vorlagebehälter, Pumpe, Kompressor, Lanze)	stoff/ Ammoniaklösung/ Ammoniak), Eindüsmedium	
	katalytische Stickoxidreduktion	Katalysator, Verdampfer, Pumpe, Vorlagebehälter)	Reduktionsmittel (Ammoniaklösung/ Ammoniak), Eindüsmedium,	
		Rauchgasaufheizung (Wärmetauscher und/oder Gasbrenner)	Energieeintrag über Dampf oder Erdgas	
	Saugzug	Radialverdichter	Nennvolumenstrom, Druckdifferenz, Drosseleinrichtung bzw. Drehzahlsteuerung	Der Stromeigenbedarf von MVA wird wesentlich von Saugzug- und Verbrennungsluftgebläsen bestimmt und damit auch der energetische Gesamtwirkungsgrad der Anlagen. Der Energieverbrauch von drehzahlgeregelten Gebläsen liegt bis 40% unter dem von gedrosselten Gebläsen. [Egli 2005]
	Gebäude		Massivbau/Stahlbau	
Gemein- und Nebeneinrichtungen	Verkehrsfläche			

3.2 Stand der Abfallverbrennungstechnik in Deutschland und Europa

Im vorigen Abschnitt 3.1 wurden die technischen Möglichkeiten vorgestellt, in diesem Abschnitt geht es um die angewendete Technik. Das Merkblatt Bester Verfügbarer Technik (BVT) nennt 408 grundsätzlich mögliche Prozesskombinationen [BREF 2006, Figure 2.40]. Teilweise unterscheiden sich die Varianten nur geringfügig (z.B. in der Wahl des Stickoxid-Reduktionsmittels) und die Abgrenzung fällt z.T. schwer (z.B. zwischen halbtrockenen Varianten und nass-konditionierten trockenen Varianten).

Um Muster erkennen zu können, wurde hier eine weniger differenzierte Klassifizierung gewählt und der Stand deutscher Anlagen zur Siedlungsabfallverbrennung in Tabelle 11 (S. 90) aufgelistet (Bezug: Anfang 2007). Die Auswertung der Anlagenkonzepte nach Kapazitäten zeigen kein klares Muster (Abbildung 9), der Versuch mittels hierarchischer Clusteranalyse Stereotypen reproduzierbar zu identifizieren, führte zu nicht interpretierbaren Ergebnissen. Die weitaus meisten Anlagen (44) können in dem Sinn als 'nass' bezeichnet werden, als dass sie mit Wäschern arbeiten (gleichwohl einzelne ggf. durch Betrieb von Sprühtrocknern abwasserfrei arbeiten können). Nur halb so viele Anlagen arbeiten halbtrocken ('semi'), indem nur Sprühtrockner ohne Wäscher eingesetzt werden. Ein Zusammenhang mit katalytischer/nicht-katalytischer Entstickung ist nicht erkennbar.

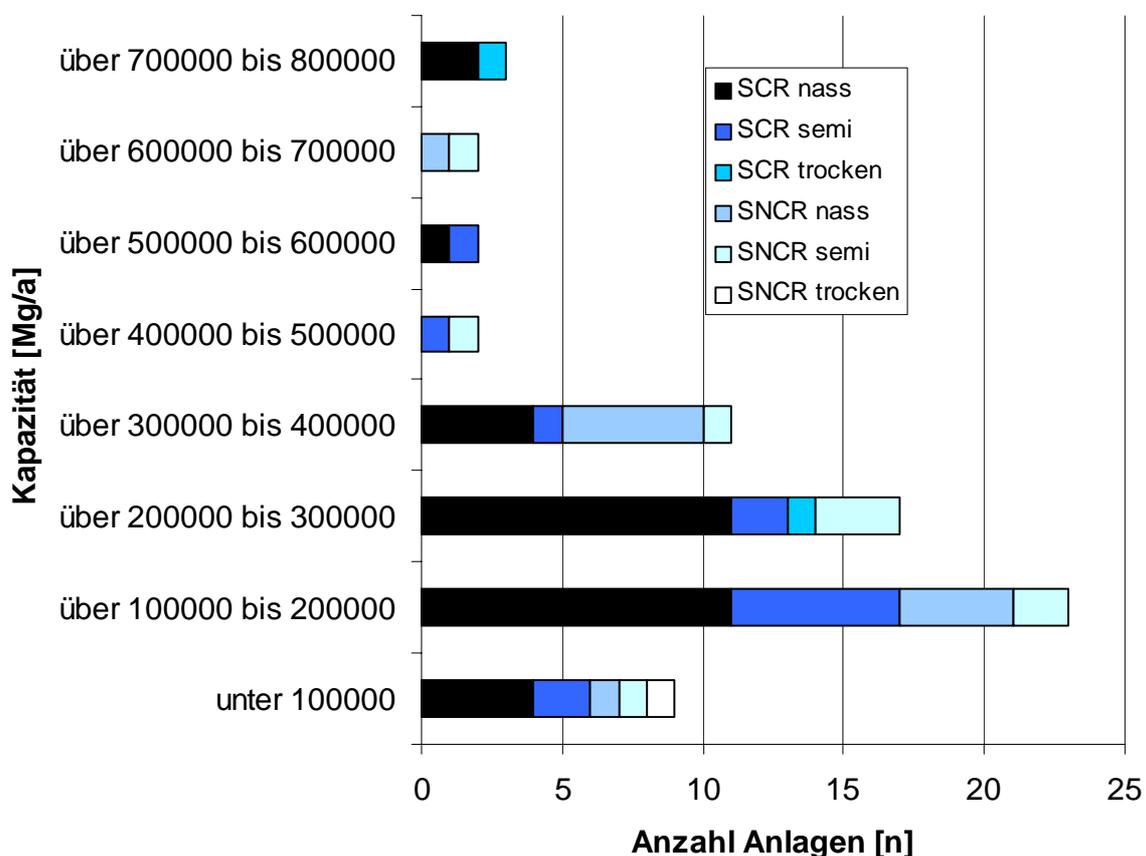


Abbildung 9: Anlagenkonzepte in Deutschland nach Kapazität

Für Abfallverbrennungsanlagen in Europa gelten einheitliche Rahmenbedingungen für Betrieb und Emissionswerte [2000/76/EG]. Tatsächlich unterscheiden sich beispielsweise die Anlagen in Budapest (HU), Cantabria (ES) oder Liberec (CZ) nicht vom Spektrum der deutschen Anlagen [Lurgi 2006] [Lurgi 2006a] [Hyzik 2005]. Hauptunterschiede sind durch Abfalleigenschaften, technische Möglichkeiten der Energienutzung und ggf. für Einzelanlagen verschärfte Emissionsgrenzwerte eher regional als national bedingt. Dagegen unterliegen Vergütungen für Energieeinspeisungen nationalen Regelungen und damit beispielsweise die Wirtschaftlichkeit von Rauchgaskondensation ebenfalls.

Aus einem zweiten Grund ist ein europäischer Betrachtungsrahmen sinnvoll: Das Vorhaben 'Deutsches Netzwerk Lebenszyklusdaten' zielt auf die Bereitstellung von Basisdaten für Deutschland.

Sofern die Verbrennung nicht zur Beseitigung sondern zur Verwertung erfolgt, kann das Produkt 'Entsorgungsdienstleistung' auch grenzüberschreitend erbracht werden. Der relevante Technologiemix wird in diesem Fall eher durch Transport- und Verbrennungspreise denn durch nationale Grenzen bestimmt.

3.3 Energienutzung

Ohne Differenzierung zwischen Wärmeabgabe als Prozessdampf oder Fernwärme unterscheidet Reimann folgende Energienutzungskonzepte [Reimann 2006, S. 11]:

- Anlagen mit vorrangig Elektrizitätsproduktion (Abgabe von mehr als 17,5% als Elektrizität und weniger als 5% als Wärme gemessen am gesamten Energieinput oder weniger als 17,5% Elektrizität und weniger als 2% Wärme).
- Anlagen mit vorrangig Dampfproduktion (mehr als 60% Wärme und weniger als 5% Elektrizität oder weniger als 60% Wärme und weniger als 2% Elektrizität)
- Anlagen zur kombinierten Dampf/Elektrizitätsbereitstellung (CHP) sind solche, die unter keine der vorgenannten Kategorien fallen.

Gemäß der genannten Studie stellen die meisten (45%) der europäischen Abfallverbrennungsanlagen Energie kombiniert (CHP) bereit. Hinsichtlich der Effizienz der Energienutzung zeigen sich überproportionale Vorteile großer Anlagen [Reimann 2006, S. 19ff.]. Die energetischen Wirkungsgrade hängen auch nichtlinear vom Heizwert des eingesetzten Abfallgemisches ab [Scholz 2001, S. 248ff.]

Elektrische und thermische Energie sind unterschiedlich gut zu übertragen und in die bedarfsgerechte Energieform umzuwandeln. Ein Ansatz die unterschiedliche Wertigkeit der Energieformen zu adressieren ist, diese über Primär-Nutzwirkungsgrade zu gewichten [VDI 3460:2007, S. 19]. Die zeitlich und geografisch bedarfsgerechte Bereitstellung passender Energieformen und daraus resultierende Wertigkeit wird freilich dadurch nicht wirklich abgebildet. Abgesehen von der Bedarfslage ist auch die energieeffiziente Abgabe von Dampf an benachbarte Kraftwerke zur Verstromung vom Einzelstandort abhängig.

3.4 Entwicklungen

Im Rahmen von prozessübergreifenden Stoffstromuntersuchungen hat die Anzahl der Standorte und die regionale Verteilung von Verbrennungskapazitäten Bedeutung für die Entsorgungslogistik und die Energienutzung. Generell werden in Deutschland wachsende Verbrennungskapazitäten verzeichnet:

- Regelbetrieb der neuen Thermischen Verwertungsanlage Schwarza (TVS) in Rudolfstadt ist ab Januar 2008 mit einer Kapazität von 60'000Mg/a geplant [EUWID 35/07, S. 11]
- Ebenfalls neu ist die Anlage in Zella-Mehlis mit einer Kapazität von 160'000Mg/a, Regelbetrieb ist ab November 2007 geplant [EUWID 35/07, S. 6].
- Mit einer Aufnahme des Regelbetriebs der Anlage in Staßfurt (300'000Mg/a) ist 2008 zu rechnen [2000/76/EG].
- Zwei der alten Kessel in Stuttgart-Münster werden durch neuere ersetzt, die Kapazität steigert sich um 97'000Mg/a auf 420'000Mg/a [UM-BW 2007, S. 81]
- Durch die Erweiterung der Anlage in Leuna wird 2007 die Kapazität um 195'000Mg/a gesteigert [Günther 2006].
- Durch Vorbehandlungsmaßnahmen und Anlagenerneuerung steigert sich die Kapazität der Anlage in Bremen von 430'000 auf 550'000Mg/a [ITAD 2007]
- In Neustadt (Holstein) ist eine zweite Verbrennungslinie mit einer Kapazität von 80'000Mg/a im Bau. [ZVO 2007]

Durch die genannten Maßnahmen steigert sich die Kapazität von derzeit rund 17,4Mio Mg/a (Tabelle 11) in den kommenden zwei Jahren um mindestens 5% (rund 930'000Mg/a). Darüber hinaus sind weitere Anlagen in Planung [UBA 2006], die wegen fraglicher Realisierung hier nicht aufgelistet werden. Alle genannten Neubauten (Rudolfstadt, Zella-Mehlis, Staßfurt, Neustadt) arbeiten mit nichtkata-

lytischer Entstickung und halbtrockener Abgasreinigung. Der Anteil dieser Verfahrens-Konstellation verschiebt sich durch Inbetriebnahme der Anlagen von 14% auf 18% nach Kapazität.

Hinsichtlich Energieeffizienz hat der Stromeigenbedarf von Abfallverbrennungsanlagen ähnliche Relevanz wie Gesamtwirkungsgrade. Der abfallmengenspezifische Stromeigenbedarf von schweizerischen Kehrrichtverbrennungsanlagen nahm von durchschnittlich 62kWh/Mg 1990 auf 142kWh/Mg im Jahr 2000 zu. Danach scheint eine Trendwende eingesetzt zu haben, denn jüngere Anlagen zeigen wiederum vergleichsweise geringe Stromeigenbedarfe [Egli 2005, S. 7 ff.].

Neben diesen laufenden Verschiebungen des Technologie-Mixes im gesamten Anlagenbestand sind auch innovative Technologien einzelner Anlagen zu nennen. Der Betrieb von Entstickungs-Katalysatoren im high-dust Bereich ist bei Kohlekraftwerken üblich, stellt bei Abfallverbrennungsanlagen aufgrund befürchteter Deaktivierung bisher die Ausnahme dar. Neben dem Konzept, den Katalysator wie bei der TREA Breisgau nach einer Vorentstaubung im Hochtemperaturbereich ohne Wiederaufheizung zu betreiben, wurden in Würzburg Erfahrungen ohne Vorentstaubung gesammelt [Kleppmann 2007].

3.5 Schlussfolgerung aus der Betrachtung von Verbrennungstechniken

Zusammenfassend lassen sich folgende Eigenschaften als wichtig für die Abbildung in Stoffstromanalysen herausstellen:

- Es gibt in Deutschland eine Vielfalt an Verbrennungstechnologie, deren Hauptunterschiede in der Kombination widerkehrender Baugruppen und Aggregate liegt.
- Bei einer modellhaften Abbildung dieser deutschen Technologievielfalt könnte mit vergleichsweise geringem Mehraufwand auch europäische Verbrennungstechnik weitgehend wiedergegeben werden.
- Abgesehen von der eingesetzten Technik sind Anlagengröße und Anbindung an lokale Energienetze wesentlich für die Beschreibung der Anlagen
- Ein nationaler 'Technologiemix' unterliegt durch Änderung der Anlagenkonstellationen und der Anlagengröße einem steten Wandel, der im Zeitraum von wenigen Jahren zumindest eine Überprüfung der Modelle nahe legt. Die Einführung tatsächlich innovativer Technologie geht dagegen vergleichsweise langsam vonstatten.

4 Kategorisierung von Datenquellen für Einsatzstoffe in Müllverbrennungsanlagen

Abfälle sind Einsatzstoffe für Müllverbrennungsanlagen. Sie können durch verschiedene Abfallklassifizierungen, z.B. nach ihrer Herkunft oder nach ihren Materialeigenschaften, beschrieben werden. Für Technikmodelle ist zudem eine Beschreibung der Abfälle als Brennstoffe vonnöten.

Ziel dieses Kapitels ist es, Abfälle hinsichtlich ihrer Herkunft und Eigenschaften zu klassifizieren, die für Lebenszyklusanalysen relevanten Eigenschaften zu identifizieren, die Verfügbarkeit von Informationen über Abfälle und ihre Eigenschaften zu bewerten und die Genauigkeit, mit der sich relevante Eigenschaften bestimmen lassen, abzuschätzen.

4.1 Parameter zur Charakterisierung von Abfällen / Brennstoffeigenschaften

Zur besseren Systematisierung werden im Folgenden Abfälle, Abfallarten, Abfallfraktionen und Parameter zur Charakterisierung von Abfällen differenziert.

Abfälle im Sinne des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) sind alle beweglichen Sachen, die unter die in Anhang I aufgeführten Gruppen fallen und deren sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss.

Abfälle werden zu Abfallarten zusammengefasst, wenn sie an einer definierten Anfallstelle gemeinsam erfasst und weiter transportiert und in definierten Behandlungsprozessen behandelt werden. Es sind somit Materialgemische unterschiedlicher Herkunft. Ihre chemischen und physikalischen Eigenschaften schwanken je nach Heterogenität der Abfälle zum Teil deutlich. Die Abfallarten können nach ihrer Herkunft z.B. in „Abfälle aus Haushalt, Gewerbe und Industrie“ aber auch tiefer nach material- oder produktbezogenen Aspekten in getrennt erfassten Abfällen wie zum Beispiel „Altpapier“, „Altglas“, „getrennt gesammelte Bioabfälle“ und „Verpackungsabfälle“ unterteilt werden.

Abfallfraktionen sind material- oder produktbezogene Unterteilungen von Abfallarten. Im Unterschied zu Abfallarten fallen Abfallfraktionen nach Definition in Gemischen an. Daher müssen ihre Anteile im Abfall separat untersucht werden. Üblicherweise erfolgt dies in direkten Analysen der Abfallzusammensetzung, wie manuelle Sortierungen und Sichtungen [SÄCHS. LfUG 1998]. Indirekte Analysen nutzen Produktions- und Güterstatistiken (vgl. [Dahlén 2005], S.3) zur Abschätzung der Zusammensetzung. Die Einteilung von Abfallfraktionen richtet sich nach der Fragestellung der Untersuchung. Solche Einteilungen sind oftmals nicht standardisiert und erschweren Vergleiche von Systemen mit unterschiedlichem räumlichen oder zeitlichen Bezug. Für Planung kommunaler Abfallwirtschaftskonzepte gab es in Deutschland auf Länderebene die Bestrebung, die Systematisierung von Abfallfraktionen zu vereinheitlichen [LUA BB 1998, SÄCHS. LFUG 1998].

Parameter zur Charakterisierung von Abfällen sind chemische und physikalische Eigenschaften des Abfalls bzw. der Abfallfraktionen, z.B. Korngrößenverteilung, Schüttdichte, Heizwert, die Elementarzusammensetzung oder der Gehalt an Spurenelementen. Diese Eigenschaften, im Folgenden auch Abfallparameter genannt, haben wiederum Einfluss auf die Prozessführung, Prozessbedingungen sowie auf die Stoffstromverteilung in Behandlungsprozessen sowie bei der Ablagerung. Die bessere Vergleichbarkeit von Abfallparametern ist aktuell Gegenstand der Normung der Charakterisierung auf Europäischer Ebene durch das CEN Technical Committee TC 292 „Characterisation of Waste“. Ein inhaltlicher Schwerpunkt liegt auf der Standardisierung des Elutionsverhaltens von Abfällen und ihren ökotoxikologischen Eigenschaften. Neben der Abfallcharakterisierung werden ebenfalls Produkteigenschaften abfallstämmiger Produkte auf Europäischer Ebene genormt. Für thermische Prozesse ist die Arbeit des TC 343 „Solid Recovered Fuels“ besonders relevant, mit der Brennstoffeigenschaften definiert und ihre Bestimmungsmethoden genormt werden.

Detaillierte Informationen über Brennstoffeigenschaften braucht man insbesondere für die Planung und Optimierung von thermischen Anlagen. In solchen thermischen Prozessen beeinflussen einige der Brennstoffeigenschaften auch die prozessspezifischen Emissionen sowie die Quantität und Qualität vermarktbarer Produkte. Daher sind sie auch für verschiedenste Fragestellungen der Lebenszyklusanalysen relevant. Im Folgenden soll in Tabelle 3 ein kurzer Überblick zu den wichtigsten Brennstoffeigenschaften und ihren Einfluss auf den Anlagenbetrieb gegeben werden.

Tabelle 3: Brennstoffeigenschaften und ihr Einfluss auf den Anlagenbetrieb [Rotter 2006]

Brennstoffeigenschaft	Auswirkungen auf den Anlagenbetrieb
Inhomogenität	Einfluss auf Anlagenbetrieb und Durchsatz
Chem. Zusammensetzung: - Zusammensetzung der organischen Substanz - Wasser	Einfluss auf Heizwert, Emissionsverhalten und Luftbedarf bei der Verbrennung
Chem. Zusammensetzung: - Anorganische Substanz	Einfluss auf Emissionsverhalten und Aschezusammensetzung; Einfluss auf das Deponieverhalten
Energetische Eigenschaften: Oberer und unterer Heizwert	Einfluss auf die Auslegung der thermischen Durchsatzleistung und der Energienutzung
Korngröße und Korngrößenverteilung:	Einfluss auf die Luftzufuhr (große Schwankung, d.h. große Bandbreite, erschwert den optimalen Betrieb)
Spezifische Oberfläche:	Beeinflusst thermische Prozesse (je größer die spezifische Oberfläche der Stoffe, umso besser und schneller die thermische Umsetzung)
Schmelzpunkt der Asche:	Anbackungen an den Ofenwänden und Schmelzvorgänge auf dem Rost
Schüttdichte:	Einfluss auf den Strömungswiderstand gegen die Primärluft Abhängigkeit vom Wassergehalt
Zündtemperatur und Reaktionsfähigkeit	Zündtemperatur gibt Hinweis auf Reaktionsfähigkeit des Brennstoffes Reaktionsfähigkeit (Zunahme mit Anteilen an Flüchtigen)

4.2 Informationen zu Abfallparametern - Angebot und Nachfrage

Die Menge der lieferbaren Informationen zu Abfallparametern kann als Angebot verstanden werden. Als Anbieter fungieren bspw. Datenbankanwendungen sowie Literatur oder auch Abfalleigentümer oder -zulieferer, für deren Abfälle z.B. als Rahmen rechtlicher Anforderungen oder Vertragsvereinbarungen die Bestimmung von Abfalleigenschaften notwendig ist. Rechtliche Anforderungen an Genehmigung und Überwachung oder Vertragsvereinbarungen sind in großem Maße Motivation für die Nachfrage von Abfallparametern.

Verfolgt man den Lebensweg von Abfällen als Stoffströme von Produkten in ihrer End-of-Life-Phase vom Abfallerzeuger über verschiedene Behandlungsstufen bis hin zu ihrem letztendlichen Verbleib in der Umwelt oder in Produkten, wechseln Abfälle an verschiedenen Stellen in der Kette ihren Eigentümer und ihre Eigenschaften. In diesem Zusammenhang spricht man auch von sekundären und tertiären Abfällen.

Die Übergabe von Abfällen ist in der Regel vertraglich zwischen neuen und alten Eigentümer der Abfälle geregelt. Angaben über Quantität und Qualität können, müssen aber nicht, Gegenstand des Vertragsverhältnisses sein. Sind Qualitätsvorgaben vertraglich geregelt, werden diese dann entsprechend von den Vertragspartnern überwacht. Die ersten Schritte der Behandlung sind in der Regel für Abfälle großer Heterogenität konzipiert, so dass Abfallparameter wenig dokumentiert werden. Für Abfallverbrennungsanlagen wurde verschiedentlich gezeigt, dass die Dokumentation der Outputströme als Informationsquelle für Inputparameter dienen kann (vgl. [Riber 2007], [Morf 1999]).

Weiterhin werden feste Abfallströme in der End-of-Life-Phase abfallrechtlich, Emissionen über den Abluft und Wasserpfad wasser- bzw. emissionsschutzrechtlich überwacht. Diese werden kontinuierlich oder diskontinuierlich erfasst und liefern oftmals detaillierte Informationen zu Stoffflüssen. Chemische Eigenschaften von festen Abfällen werden erst an der Schnittstelle zur Umwelt bzw. zum Ort ihres langfristigen Verbleibs erfasst. Hier werden z.B. Zuordnungskriterien für Deponien [AbfAbIV], [DepV], Kriterien für die Verwertung mineralischer Abfälle nach dem LAGA Merkblatt M2 [LAGA 2003] oder Anforderungen die Qualität behandelter Bioabfälle und Klärschlämme bei landwirtschaftlicher Verwertung [KlärschlammV], [BioabfallV] dokumentiert.

Abbildung 10 fasst die wichtigsten dabei auftretenden Stoff- und Informationsflüsse bezüglich der Abfallarten sowie der Abfallparameter in einer vereinfachten Entsorgungskette mit thermischer Behandlung zusammen.

In Hinblick auf die Abfallparameter stehen mit der Lebenszyklusstation „MVA“ folglich mehrere Gruppen direkt in Beziehung, die als Anbieter oder Nachfrager ein Interesse an Informationen zu Abfallparametern verfolgen. Neben den Anlieferern eines Inputstroms an die MVA sowie den Verwertern bzw. Beseitigern des Outputstroms der MVA können dies die Betreiber der MVA oder der Gesetzgeber sein. In Kapitel 2 – Bedarfe für Stoffstrommodelle – werden diese Gruppen als Input-Akteure, Output-Akteure sowie System-Akteure differenziert und näher charakterisiert.

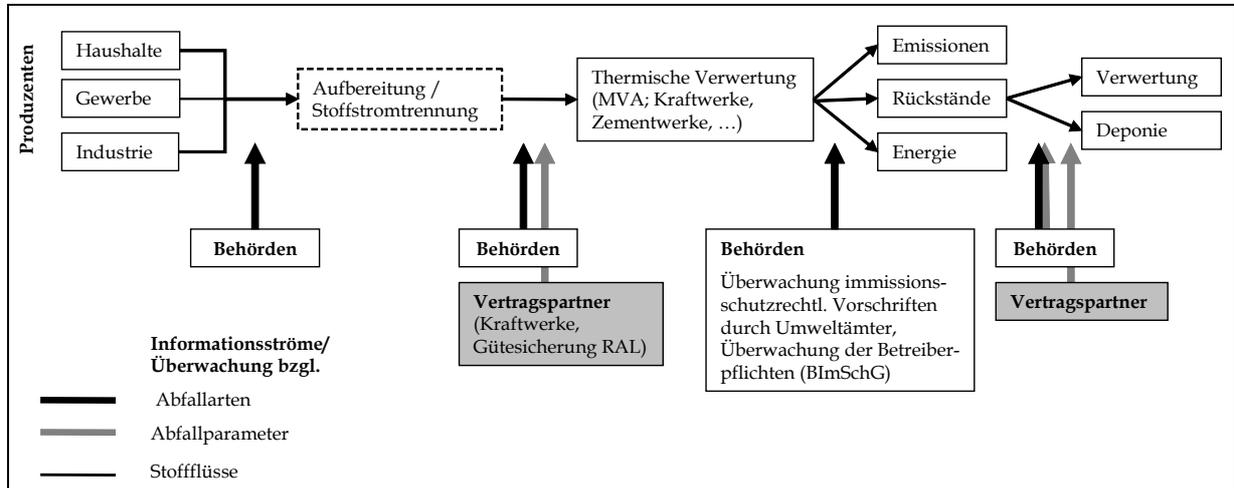


Abbildung 10: Angebot und Nachfrage von Abfallparametern – Stoff- und Informationsflüsse in einer vereinfachten Entsorgungskette mit thermischer Behandlung

Neben dem Monitoring von Behandlungs- und Entsorgungsprozessen werden in Deutschland noch auf verschiedenen Stufen Planungsverantwortungen festgelegt und Bilanzen gefordert. Geregelt sind diese im Zweiten Teil (§19: Grundsätze und Pflichten der Erzeuger und Besitzer von Abfällen sowie der Entsorgungsträger) und im Vierten Teil des KrW-/AbfG (§ 29: Planungsverantwortung) [KrW-/AbfG]. Auf betrieblicher Ebene sind viele Abfallerzeuger von der Pflicht der Bilanz- und Konzepterstellung befreit. Diese Bilanzen geben daher keine vollständigen Angaben zu Abfallströmen in einer Region. Die Abfallbilanzen der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger werden jährlich fortlaufend zu Landesabfallbilanzen zusammengefasst. Dort werden Angaben zu Mengen, Herkunft und Verbleib von Abfällen in kommunaler Verantwortung veröffentlicht. Sortieranaysen werden in unregelmäßigen Abständen von einzelnen Kommunen im Rahmen der Erstellung von Abfallwirtschaftskonzepten durchgeführt. Die angewendeten Methoden unterscheiden sich je nach Fragestellung. Trotz Richtlinien zur Durchführung von Sortieranaysen sind erzeugte Datensätze zwischen Untersuchungen oft nicht vergleichbar. Durch das Instrument der Konzept- und Bilanzerstellung werden sowohl auf betrieblicher, kommunaler als auch Länder-Ebene Prognosen über Qualität und Quantität von Abfällen gemacht, welche für prospektive Planungen eingesetzt werden können.

Tabelle 4: Festgelegte Planungsverantwortungen und Bilanzen im KrW-/AbfG – Abfallbilanzen und Abfallwirtschaftskonzepte

Berichtsart	Verpflichtete	Berichtszeitraum	Inhalt
Betriebliche Abfallbilanzen	Erzeuger von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen (> 2.000 kg/a) und überwachungsbedürftige Abfälle (> 2.000 t/a) nach Abfallschlüssel	jährlich	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Art, Menge und Verbleib der Abfälle zur Verwertung und Beseitigung
Betriebliche Abfallwirtschaftskonzepte		Alle fünf Jahre	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Art, Menge und Verbleib der Abfälle zur Verwertung und Beseitigung ▪ Getroffene/Geplante Maßnahmen zur Vermeidung, Verwertung, Beseitigung von Abfällen ▪ Darlegung vorgesehener Entsorgungswege für die nächsten fünf Jahre ▪ ...
Kommunale Abfallbilanzen	Öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger	jährlich	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Art, Menge und Verbleib der verwerteten oder beseitigten Abfälle
Kommunale Abfallwirtschaftskonzepte		jährlich	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Art, Menge, Herkunftsbereich sowie Verwertung/Beseitigung der in ihrem Entsorgungsgebiet gegenwärtig und voraussichtlich in den nächsten zehn Jahre anfallenden Abfälle; ▪ ...
Abfallwirtschaftspläne	Länder	alle fünf Jahre	<ul style="list-style-type: none"> ▪ erforderliche Abfallbeseitigungsanlagen zur Sicherung der Inlandsbeseitigung ▪ ...

4.3 Klassifizierung von Abfall

Eine Klassifizierung fasst Objekte mit bestimmten charakteristischen Merkmalen zusammen und ordnet diese in übergreifende Klassen ein. Je nach Wahl der Merkmale kann eine Abfallklassifizierung damit unter verschiedenen Aspekten erfolgen. Beispiele gängiger Klassifizierungen unter rechtlichen sowie produktbezogenen Aspekten sollen im Folgenden kurz vorgestellt werden.

4.3.1 Definition und Einteilung von Abfallarten unter rechtlichen Aspekten

Die Definition und Einteilung von Abfallarten ergibt sich aus den abfallrechtlichen Überwachungsverfahren und dient dazu, Abfälle vom Anfallort bis hin zum Verbleib zu verfolgen. Die Klassifizierung von Abfallarten kann somit unter verschiedenen Gesichtspunkten, wie Herkunft (Haushalte, Gewerbe, Industrie), chemischen Eigenschaften, Handhabung, Gefährdungspotenzial erfolgen. Bei dieser Art der Einteilung und Systematisierung sind die Klassen nicht streng voneinander getrennt und Überschneidungen möglich.

4.3.1.1 Europäisches Abfallverzeichnis

Am 01.01.2002 wurde das Europäische Abfallartenverzeichnis eingeführt. Mit Hilfe dieses Verzeichnisses sollte in Europa eine einheitliche Abfallnomenklatur durchgesetzt werden. Es klassifiziert Abfälle bis auf wenige Ausnahmen herkunftsbezogen nach spezifischen Branchen beziehungsweise Wirtschafts- und Industriezweigen (Kapitel 01-12, 17-20). Bezeichnet werden die Abfälle durch Zuordnung zu den, mit einem sechsstelligen Abfallschlüssel gekennzeichneten, Abfallarten. Die Zuordnung erfolgt unter vorgegebenen Kapiteln (zweistellige Kapitelüberschrift) und Gruppen (vierstellige Kapitelüberschrift). Gemischte Siedlungsabfälle haben beispielsweise den Abfallschlüssel 20 03 01, (Kapitel 20: Siedlungsabfälle (Haushaltsabfälle und ähnliche gewerbliche und industrielle Abfälle sowie Abfälle aus Einrichtungen), einschließlich getrennt gesammelter Fraktionen; Gruppe 20 03: andere Siedlungsabfälle). Eine stoffbezogene Einteilung der Abfälle liegt in drei Kapiteln vor (13 „Ölabfälle und Abfälle aus flüssigen Brennstoffen“; 14 „Abfälle aus organischen Lösemitteln, Kühlmitteln und Treibgasen“; 15 „Verpackungsabfall, Aufsaugmassen, Filtermaterialien etc.“).

Insgesamt umfasst das Gesamtverzeichnis im Europäischen Abfallartenverzeichnis 20 Kapitel, 11 Gruppen und 839 Abfallarten, von denen 405 als gefährlich (nach 91/689/EWG) deklariert und entsprechend gekennzeichnet sind (*). Das Europäische Abfallverzeichnis hat somit sowohl für die Bezeichnung als auch für die Einstufung der Überwachungsbedürftigkeit von Abfällen Gültigkeit. Durch den herkunftsbezogenen Aufbau dieses Verzeichnisses können gleichartige Abfälle aus ver-

schiedenen Wirtschaftszweigen mehrfach im Abfallverzeichnis aufgelistet sein. Die zur Umsetzung des novellierten Europäischen Abfallverzeichnisses erforderlichen Maßnahmen wurden durch den Erlass der Abfallverzeichnis-Verordnung (AVV) getroffen. Diese wird regelmäßig auf der Grundlage neuer Erkenntnisse und Forschungsergebnisse überprüft und aktualisiert. Die Zuordnung von Abfällen zu Abfallart und Abfallschlüssel ist grundsätzlich Aufgabe der Erzeuger, Besitzer, Makler, Einsammler und Entsorger. Diese Zuordnung ist von den Behörden im Rahmen ihrer Aufgaben bzw. Zuständigkeit zu überprüfen. Damit ist das AVV bzw. das Europäische Abfallverzeichnis relevant für Entsorgungsnachweise, Anlagengenehmigungen, Transportgenehmigungen, Abfallwirtschaftskonzepte und -bilanzen oder Zertifikate [EWG 1993], [AVV 2002].

4.3.1.2 Europäische Abfallartenkatalog

Das 2002 novellierte europäische Abfallartenverzeichnis löste den seit 01.01.1999 gültigen Europäischen Abfallartenkatalog (EAK, 645 Abfallarten) und das Verzeichnis gefährlicher Abfälle (hazardous waste catalogue = HWC, 237 Abfallarten) ab. Die Liste der bis dato betrachteten Abfallarten wurde im Zuge der Zusammenlegung konkretisiert und erweitert. Wie im Europäischen Abfallverzeichnis erfolgte im EAK ebenso wie im HWC die Klassifizierung der Abfälle herkunftsbezogen und durch Zuordnung zu den mit sechsstelligen Abfallcodes gekennzeichneten Abfallarten. Bestehende Abfallcodes, so auch der für gemischte Siedlungsabfälle (20 03 01), wurden ins novellierte Europäische Abfallverzeichnis übernommen.

4.3.1.3 LAGA-Abfallartenkatalog

Der Europäische Abfallkatalog löste ab dem 01.01.1999, im Rahmen der europäischen Harmonisierung der Abfallbezeichnung durch die EU, den LAGA-Abfallartenkatalog ab. Im Gegensatz zu AVV, EAK und HWC erfolgte hier die Klassifizierung der Abfälle basierend auf den Abfalleigenschaften und berücksichtigte somit sowohl die Herkunft und die Zusammensetzung der Abfälle. Der LAGA-Abfallartenkatalog umfasste insgesamt etwa 680 mit fünfstelligen Abfallschlüsseln gekennzeichnete Abfallarten. So wurde beispielsweise Hausmüll mit dem Abfallschlüssel 91101 gekennzeichnet.

4.3.1.4 OECD-Listen

Eine rein stoffbezogene Abfallklassifizierung erfolgt beispielsweise durch die OECD-Listen. Die Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD) unterteilt Abfälle gemäß Abfallverbringungsverordnung (EWG Nr. 259/93) in grüne, gelbe und rote Listen. Gekennzeichnet sind die Abfälle gemäß OECD-Code/OECD-Bezeichnung und EAK-Bezeichnung. Während die Abfälle der grünen Liste (Anhang III der Abfallverbringungsverordnung) innerhalb der OECD- und EU-Länder frei verbracht werden dürfen und erst dann notifiziert werden müssen, müssen Abfälle der gelben Liste (Anhang IV der Abfallverbringungsverordnung) beziehungsweise der roten Liste sowie nicht gelistete Abfälle jeweils dem einschlägigen Notifizierungsverfahren unterzogen werden. Nicht gelistete Abfälle, die keiner der Kategorien grün, gelb oder rot zugeordnet werden können, dürfen nur wie rot gelistete Abfälle verbracht werden. Am Beispiel für gemischte Siedlungsabfälle bedeutet dies eine Kennzeichnung mit dem Abfallschlüssel 20 03 01 gemäß des EAK. Außerdem werden in Anhang III des EWG kommunale Abfälle oder Hausmüll der Gelben Liste zugeordnet und mit AD 160 gekennzeichnet. Die Bezeichnung AD beschreibt hierbei Abfälle, die sowohl anorganische als auch organische Stoffe enthalten [OECD 1992], [EWG 1993].

Am 12.07.2007 löste die neue EG-Abfallverbringungsverordnung (Nr. 1013/2006 EG) die bisherige Verordnung ab. Eine Einteilung der Abfälle erfolgt hier nur noch in Grüne und Gelbe Listen, allerdings in beiden Fällen mit erhöhten Anforderungen. So ist bei Abfällen der Grünen Liste beispielsweise zwingend ein Entsorgungsvertrag mit bestimmten Inhalten abzuschließen, während bei Abfällen der Gelben Liste vor allem die Behördenrechte zur Erhebung von Einwendungen gegen geplante Abfallexporte gestärkt wurden. Des Weiteren können künftig Exporte von gemischten Siedlungsabfällen aus privaten Haushaltungen (Restmüll) von den Behörden verhindert werden, unabhängig davon, ob die Abfälle beseitigt oder verwertet werden sollen [EWG 2006].

4.3.2 Abfall-Spezifikation unter produktbezogenen Aspekten

Als Spezifikation versteht man hier die Dokumentation definierter Eigenschaften eines Produkts nach definierten Methoden. Dagegen werden bei der Klassifikation Produkte in Klassen eingeteilt, die durch Randwerte für ausgewählte Eigenschaften festgelegt sind. Die klassenbestimmenden Eigen-

schaften orientieren sich an Informationen, die beim Handel sowie zur Information von Genehmigungsbehörden und anderen interessierten Parteien zu verwenden sind [prCEN/TS 15359].

4.3.2.1 Klassifizierung von festen Sekundärbrennstoffen nach CEN

Eine Möglichkeit zur Klassifizierung von brennbaren Abfällen findet sich in der Technischen Spezifikation des CEN (prCEN/TS 15359). Diese strebt die Bereitstellung eindeutiger und klarer Klassifizierungs- und Spezifikationsprinzipien für feste Sekundärbrennstoffe (SBS) an. Ziel ist es, die Verständigung zwischen Anbieter und Abnehmer der Sekundärbrennstoffe ebenso wie Genehmigungsverfahren oder Berichterstattung hinsichtlich der Verwendung der Brennstoffe zu erleichtern. Die Klassifizierung nach CEN beruht auf den Grenzwerten dreier wichtiger Brennstoffeigenschaften, nämlich jeweils den Mittelwerten für den Heizwert (ökonomischer Parameter), den Chlorgehalt (technischer Parameter) sowie den Quecksilbergehalt (Umweltparameter). Jede dieser Eigenschaft wird in 5 Klassen (Nummer 1-5) mit Grenzwerten unterteilt. Den Sekundärbrennstoffen kann so für jede der 3 Eigenschaften eine klassenbezogene Nummer (1-5) zugeordnet werden, deren Kombination den so genannten Kassenschlüssel ergibt. Zusätzlich zu dieser Klassifizierung ist eine ausführliche Beschreibung des Brennstoffes über Brennstoffeigenschaften vonnöten, wobei zwischen verbindlich und freiwillig festzulegenden Eigenschaften unterschieden wird. Zu den verbindlichen Eigenschaften zählen neben der Angabe des Kassenschlüssels und der Herkunft beispielsweise Teilchengröße, Heizwert, Aschegehalt, Wassergehalt sowie chemische Parameter (Chlorgehalt, Schwermetallgehalte). Zu den freiwillig festlegbaren Eigenschaften gehören zum Beispiel der Biomassegehalt, die Abfallzusammensetzung oder physikalische Eigenschaften wie die Schüttdichte [CEN 2006].

4.3.2.2 Deutsche Güte- und Prüfbestimmungen für Sekundärbrennstoffe

Neben den rechtlichen und damit bindenden Anforderungen und Bestimmungen an Sekundärbrennstoffe gibt es weiterhin verschiedene Güte- und Prüfbestimmungen. Diese beabsichtigen nicht, abfallrechtliche oder genehmigungsrechtliche Anforderungen zu regeln oder zu ersetzen, sondern sind als Vereinbarungen zwischen den Marktbeteiligten, d. h. den Herstellern und Abnehmern von Sekundärbrennstoffen, zu verstehen. Das deutsche Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e. V. (RAL) vergibt ein Gütezeichen (RAL-GZ 724: Sekundärbrennstoffe) für Sekundärbrennstoffe, die bestimmten Anforderungen genügen. Mit Hilfe definierter Güte- und Prüfbestimmungen kann so sichergestellt werden, dass für die Herstellung des Ersatzbrennstoffs (EBS) nur geeignete und unbedenkliche Ausgangsstoffe verwendet werden und eine dauerhafte Qualität des EBS gewährleistet bleibt. Zu den Prüfbestimmungen gehören u. a. die Eigen- und die Fremdüberwachung der Anlagen zur Herstellung von Sekundärbrennstoffen. Im Rahmen der Eigenüberwachung sind sowohl Inputs als auch Outputs dieser Anlagen zu überprüfen. Für den angelieferten Abfall sind unter anderem der Abfallschlüssel nach dem EAK, die zugehörigen Abfallmengen sowie spezifische Herkunftsinformationen und chemisch-physikalische Kenngrößen zu dokumentieren. Der erzeugte Sekundärbrennstoff ist weiterhin auf die in Anlage 2 der RAL- Güte- und Prüfbestimmungen aufgeführten Inhaltsstoffe zu untersuchen. Im Rahmen der Eigenüberwachung sind dies die Parameter Feuchte, Heizwert, Chlorgehalt sowie die Bestimmung von mindestens zwei Schwermetallen. Bei der Vollanalyse im Rahmen der Fremdüberwachung kommen weitere Schwermetalluntersuchungen dazu [RAL 2001].

Der Einsatz von Ersatzbrennstoffen in industriellen Feuerungsanlagen ist in Deutschland bisher nur emissionsseitig reglementiert. Die Grenzwerte für eine Reihe von Schwermetallen ebenso wie Dioxin- und Furan-, HCl-, NO_x-, SO_x- und Staubemissionen sind in der 17. BImSchV. Die vom Gesetzgeber erhobene Forderung zur „Emissionsbegrenzung“ nach dem „Stand der Technik“ (Betreiberpflicht) umfasst neben der Einhaltung von Emissionsgrenzwerten auch ein bereits an, bzw. vor, der Inputseite ansetzendes Konzept zur Emissionsminderung und somit zur Immissionsminimierung. Unter anderem in Hinblick darauf werden von den Abnehmern von Ersatzbrennstoffen (z.B. Zementwerke) in der Regel Qualitätsparameter für die einzusetzenden EBS vorgegeben oder mit Blick auf den Abfallmarkt unter Einbeziehung der zukünftigen Ersatzbrennstoffproduzenten gemeinsam bestimmt. Die Qualitätsparameter für die Fremdüberwachung für Sekundärbrennstoffe mit dem RAL-Gütezeichen sind in Tabelle 5 aufgelistet [RAL 2001]. Aus der Auflistung ist erkennbar, dass die gelisteten Schwermetallemissionen äquivalent zu den reglementierten Schwermetallemissionen für Abfallverbrennung und Mitverbrennung nach 17.BImSchV sind und sich nicht an technischen Anforderungen des Ersatzbrennstoffverwerters orientieren.

Tabelle 5: Einzuhaltende Schwermetallkonzentrationen für gütegesicherte Brennstoffe nach RAL-GZ 724: Sekundärbrennstoffe [RAL 2001]

	Medianwert	"80.Perzentil"-Wert
Schwermetalle ⁴	[mg/kgTS]	[mg/kgTS]
Cadmium	4	9
Quecksilber	0,6	1,2
Thallium	1	2
Arsen	5	13
Kobalt	6	12
Nickel	25 ¹ -80 ²	50 ¹ -160 ²
Selen	3	5
Tellur	3	5
Antimon	25	60
Blei	70 ¹ -190 ²	200 ¹ - ³
Chrom	40 ¹ -125 ²	120 ¹ -250 ²
Kupfer	120 ¹ -50 ²	³ - ³
Mangan	50 ¹ -250 ²	100 ¹ -500 ²
Vanadium	10	25
Zinn	30	70
Beryllium	0,5	2
Weitere		
Heizwert	nur Deklaration	
Chlorgehalt	nur Deklaration	
¹⁾ Für Sekundärbrennstoff aus produktionsspezifischen Abfällen.		
²⁾ Für Sekundärbrennstoff aus heizwertreichen Fraktionen von Siedlungsabfällen.		
³⁾ Festlegung erst bei gesicherter Datenlage aus der Sekundärbrennstoffaufbereitung.		
⁴⁾ Die o. g. Schwermetallgehalte sind gültig ab einem Heizwert von H _{U,TS} von ≥ 16 MJ/kg für heizwertreiche Fraktionen aus Siedlungsabfällen und ab einem Heizwert H _{U,TS} von ≥ 20 MJ/kg für produktionsspezifische Abfälle. Bei Unterschreitung dieser Heizwerte sind die o. g. Werte entsprechen linear abzusenken, eine Erhöhung ist nicht zugelassen.		

4.4 Verfügbare Informationen von Abfalleigenschaften in Datenbankanwendungen

Zur modellhaften Beschreibung der Abfallverbrennung können Stoffstrommodelle bzw. Datenbanken mit Datensätzen zu Prozessen der Abfallaufbereitung, Abfallverbrennung oder Abfallablagerung genutzt werden. Da sich diese Datenbanken hinsichtlich ihres Funktionsumfangs, ihrer Komplexität oder der Benutzerzielgruppen unterscheiden, variieren entsprechend auch die betrachteten Abfallströme.

Einige solcher Datenbanken stellen Datensätze über Abfallparameter bereit, die für die Berechnung abfallspezifischer Emissionen der Abfälle relevant sind. Hierbei geht man davon aus, dass die enthaltenen Informationen zeitlich und räumlich eine allgemeine Gültigkeit haben.

Kapitel 5 stellt ausgewählte bestehende Stoffstrommodelle für MVAn vor und untersucht die Strukturen, Stärken und Schwächen dieser Modelle. Einige der im Folgenden in Hinblick auf verfügbare Informationen zu Abfallparametern betrachteten Datenbanken und Datenbankanwendungen werden in diesem Zusammenhang weiterführend charakterisiert.

4.4.1 Betrachtete Datenbankanwendungen mit verfügbaren Informationen zur Beschreibung von Abfallfraktionen

4.4.1.1 *SimaPro*

Die weit verbreitete Ökobilanzsoftware SimaPro, entwickelt von PRé Consultants in den Niederlanden, verwaltet verschiedene Datenbanken wie Ecoinvent, BUWAL, IDEMAT, US Input Output Database 98, Franklin Database 98 etc. und verfügt somit über umfangreiche Prozess- und Materialdatenbanken. Zur Modellierung von Sachbilanzen liefert SimaPro für Siedlungsabfälle vordefinierte Abfall-

typen, die Abfallarten entsprechen. Für einige dieser Abfalltypen sind weitere Informationen aus verschiedenen Datenbanken hinterlegt. So wird der definierte Abfalltyp Papier z.B. weiter differenziert in holzfreies oder ungebleichtes Papier. Des Weiteren enthält SimaPro verschiedene vordefinierte Prozesse und Prozessgruppen, aus denen sich zwei für die Gewinnung weiterer Informationen für den Abfallprozess eignen. Der erste Prozess, das so genannte Abfallszenario, untergliedert sich beispielsweise weiter in die Bereiche Haushalt, Verbrennung, Deponie, Siedlung, Sonstiges und Recycling. Diese bereits vordefinierten Szenarien sind teilweise weiter spezifiziert. Die zweite Prozessgruppe, die Abfallbehandlung, ist ebenfalls weiter untergliedert. Hier finden sich die Bereiche Bauabfälle, Verbrennung, landwirtschaftliche Verwertung oder Deponie. Bei der Verbrennung wird weiterhin zwischen der Verbrennung von gefährlichen Abfällen und Siedlungsabfällen unterschieden. Bei der Spezifizierung der Verbrennung von Siedlungsabfällen wird u. a. auch auf die vordefinierten Abfalltypen zurückgegriffen. Die diesen Prozessen zugrunde liegenden Daten stammen ausschließlich aus den Datenbanken Ecoinvent system processes und BUWAL250. Aus der Datenbank Ecoinvent sind zusätzliche Informationen zu Parametern zur Charakterisierung von Abfallfraktionen, wie Heizwert oder Elementarzusammensetzung zu erlangen.

4.4.1.2 Ecoinvent

Der ecoinvent v1.3 Datenbestand enthält internationale, industriebasierte Sachbilanzdaten aus den verschiedensten Bereichen, u.a. aus der Abfallentsorgung. Der in der Dokumentation enthaltene Report No. 13 part I (Waste Treatment General) liefert mit Tabelle A.1 umfangreiche spezifische Daten zur Zusammensetzung, d. h. zu Abfallparametern, von über 100 Abfallfraktionen, in die feste Abfälle hier unterteilt werden. Eine Übersicht dieser Parameter liefert Tabelle 9 in Kapitel 5. Die Abfallparameter stammen aus Literaturdaten, Annahmen und theoretischen Überlegungen und sind z.T. älter als 15 Jahre. Die spezifischen Daten sind darauf ausgerichtet, die Abfalleigenschaften nach der Nutzungsphase abzubilden. Spuren aus der Nutzungsphase können daher enthalten sein. Im Report No. 13 part II (Waste Incineration) wird in Kapitel 2.4 eine Liste mit Abfalleigenschaften vorgestellt, welche für die Erstellung einer Ökobilanz notwendig sind. Zu diesen Daten werden neben der elementaren Abfallzusammensetzung auch die Heizwerte, der Anteil magnetischen Eisens, sowie der biogene bzw. fossile Kohlenstoffanteil gezählt. Dies wird in Kapitel 5 bei der Diskussion des ecoinvent-eigenen Müllverbrennungsanlagenmodells weiter ausgeführt.

Zur Beschreibung der durchschnittlichen Zusammensetzung von Siedlungsabfällen, werden in part I außerdem 15 Abfallfraktionen klassifiziert, die jeweils mit 41 Parametern zur chemischen und physikalischen Zusammensetzung beschrieben werden.

4.4.1.3 GaBi 4

GaBi 4 ist eine weitere bekannte Ökobilanzsoftware, entwickelt von der Firma Product Engineering International (PE International); GaBi bietet Lösungen für verschiedenste ökologische, wirtschaftliche, soziale und technische Fragestellungen. Ergänzend zur verwendeten Standard-Datenbank in Gabi 4 gibt es zusätzliche Datenbanken, die auch Datensätze für den End-of-Life Bereich enthalten. Die Zusatzdatenbank IX (Kreislaufwirtschaft) enthält beispielsweise Datensätze zu insgesamt neun Prozessen. Unter diesen finden sich auch verschiedene Müll-, Kunststoff- und Hausmüllverbrennungsprozesse. Die Zusatzdatenbank XIII (ecoinvent integrated) stellt unter anderem Prozesse aus dem Bereich der Entsorgungsdienstleistung zur Verfügung [GaBi 2007].

4.4.1.4 ProBas

ProBas ist eine kostenlose online-Datenbank des Umweltbundesamts (UBA) und liefert derzeit Daten für sechs Prozesse der direkten Abfallentsorgung, so auch zu Müllverbrennungsanlagen. Die entsprechenden Daten stammen aus verschiedenen, vom UBA in Auftrag gegebenen, Projekten des Instituts für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ifeu) sowie aus der Gemis-Datenbank des Öko-Instituts. Als Abfallinput werden hausmüllartige Reststoffe angegeben. Eine weitere Spezifizierung wird nicht vorgenommen. Informationen zu den Abfalleigenschaften sind nicht verfügbar [ProBas 2007].

4.4.1.5 ELCD

Die Datenbank ELCD (European Reference Life Cycle Data System) der European Platform on Life Cycle Assessment beinhaltet 22 Datensätze zu End-of-Life Prozessen. Dabei werden vier Datensätze

zum Thema Deponien und 18 Datensätze zum Energierecycling bereitgestellt. Die unter Energierecycling betrachteten Prozesse beinhalten neben der Verbrennung von Siedlungsabfällen auch die Verbrennung einzelner Abfallfraktionen, beispielsweise PET oder PVC [ELCD 2007].

4.4.1.6 *Umberto*

Umberto ist ein flexibles, modular aufgebaut Softwaretool zur Modellierung, Berechnung, Visualisierung und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen. Es gehört zusammen mit GaBi und SimaPro zu den am häufigsten angewandten Ökobilanzprogrammen in Deutschland und Europa. Entwickelt wurde es vom ifeu in Zusammenarbeit mit dem Institut für Umweltinformatik in Hamburg (ifu). Die Standardversion von Umberto enthält Module aus verschiedenen Anwendungsbereichen, u.a. zur Abfallentsorgung, welche ihrerseits in fünf weitere Bereiche wie beispielsweise Abfallaufbereitung und Abfallverbrennung untergliedert ist. Bei den Abfallinputs in die MVAn wird zwischen acht Abfallfraktionen unterschieden, z.B. PE, PP, Zeitungspapier. Des Weiteren ist eine Implementierung der ecoinvent LCI-Datenbank und somit die Nutzung weiterer umfangreicher Datensätze möglich. [ifu 2007].

4.4.1.7 *Easewaste*

Das dänische Modell Easewaste (Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies) wendet die LCA-Methode speziell auf Entsorgungssysteme für feste Abfälle an [Kirkeby 2006] und ermöglicht Vergleiche zwischen Abfallmanagementstrategien, unterschiedlichen Abfallbehandlungsmethoden und unterschiedlichen Technologien für eine vorgegebene Abfallbehandlungsmethode. Für eine in Aarhus durchgeführte Fallstudie wurde die Abfallzusammensetzung teilweise aus, in der Kommune gesammelten, Abfallproben durch manuelles Sortieren in einzelne Fraktionen und teilweise aus der nationalen Erhebung zur Abfallzusammensetzung bestimmt [Kirkeby 2006]. Beschrieben wird die Abfallzusammensetzung mit 48 Materialfraktionen, die jeweils mit 40 physikalischen und chemischen Eigenschaften, den Abfallparametern, charakterisiert werden können. Eine Übersicht dieser Abfallparameter ist in Tabelle 10 in Kapitel 5 gegeben.

Als Beispiel für eine Datenbank, aus der sich Informationen zu Abfallparametern gewinnen lassen, die aber nicht mit einer LCA in Verbindung steht, soll die AbfallanalySENDATENBANK ABANDA nachfolgend kurz vorgestellt werden.

4.4.1.8 *ABANDA*

Die AbfallanalySENDATENBANK (ABANDA) des Landes Nordrhein-Westfalen wurde als Instrument zur Abfallbewertung für die Abfallbehörden des Landes entwickelt und wird seit 1993 beim Landesumweltamt aufgebaut. Sie liefert Daten zur Abfallanalytik, Informationen zu Herkunft, Entstehung und Verbleib von Abfällen und enthält Regelwerke aus den Bereichen Wasser, Boden und Abfall sowie Zulassungswerte zu Entsorgungsanlagen. Eine Klassifizierung der Abfälle erfolgt nach der Abfallverzeichnisverordnung. Insgesamt liegen (Stand Mai 2005) Daten zu 40.000 Proben mit ca. 650.000 Messwerten aus Nachweisverfahren in NRW vor. Die Daten beschreiben 509 der insgesamt 839 in der AVV gelisteten Abfallarten, wobei der Schwerpunkt auf den besonders überwachungsbedürftigen Abfällen liegt [LANUV NRW 2007]. Daten zu Abfallsortieranalysen sind nicht enthalten. Im Rahmen eines BMBF-Forschungsvorhabens wurde die Datenbank so weit ausgebaut, dass inzwischen auch Behörden anderer Bundesländer wie Niedersachsen, Hessen, Rheinland-Pfalz, Sachsen und Thüringen online auf die Datenbank-Anwendung zugreifen können. Durch die Zusammenarbeit mit den anderen Bundesländern werden die Aktualisierung und der Ausbau des vorhandenen Datenbestands sowie die Verstärkung der fachbezogenen Kommunikation zwischen den Ländern angestrebt.

4.4.2 Vergleich des Datenangebots und der Datenstrukturen zu Abfallparametern aus Datenbank-anwendungen

4.4.2.1 *Dateninput und -output in verschiedenen Datenbanken*

Der Abfallinput kann in Stoffstrommodellen sowohl durch die Angabe der betrachteten Abfallarten, z.B. gemischte oder getrennt gesammelte Siedlungsabfälle oder Industrieabfälle, charakterisiert werden. Alternativ kann auch die Zusammensetzung nach Abfallfraktionen angegeben werden. Dies ist bei sehr heterogenen Abfällen von Vorteil. Beispielhaft sollen dazu nachfolgend die Ökobilanzsoftware SimaPro und das Stoffstrommodell Easewaste näher betrachtet werden. Dateninput bei SimaPro sind

Abfallarten, von denen 36 als so genannte „Abfalltypen“ vordefiniert sind und zu denen beispielsweise Aluminium, Compost, Glass, Paper, PVC, Steel oder Wood zählen. Für einige von ihnen sind Abfalleigenschaften in zugrunde liegenden Datenbanken wie z.B. ecoinvent hinterlegt. Im Gegensatz dazu besteht der Abfallinput bei Easewaste aus 48 einzelnen vordefinierten Abfallfraktionen, z.B. vegetable food waste, plastic bottles, wood, clear glass or batteries. Zur Berechnung der abfallspezifischen Emissionen gibt man die prozentuale Zusammensetzung dieser Fraktionen an. Für jede dieser Fraktionen sind jeweils 40 Parameter zur Charakterisierung aus einer Untersuchung in Dänemark hinterlegt. Damit kann Easewaste für die Berechnung von Abfallparametern heterogener Abfälle - bei bekannter Zusammensetzung - als geeignet angesehen werden. Die Nutzung von SimaPro dagegen erscheint sinnvoll bei der Betrachtung von homogenem Abfall, entsprechend der vordefinierten Abfalltypen. Die dargestellten Beziehungen sind in Abbildung 11 veranschaulicht.

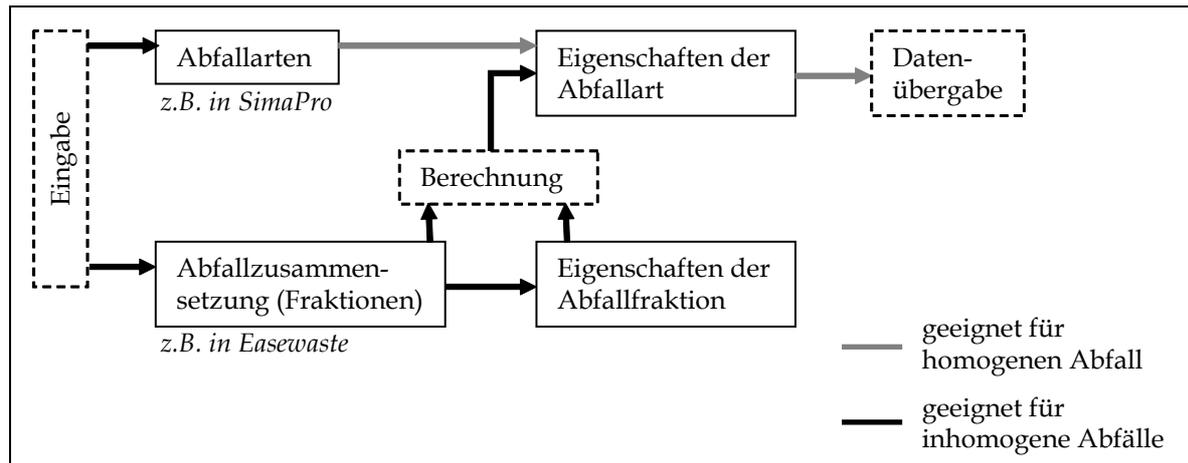


Abbildung 11: Berechnung der Abfallparameter bei unterschiedlichem Abfallinput in SimaPro und Easewaste

4.4.2.2 Betrachtete Abfallfraktionen

Bei der Berechnung der Abfallparameter aus der Zusammensetzung der Abfallfraktionen ist die Zuordnung der Abfallfraktionen von entscheidender Bedeutung. Einerseits sind die Fraktionen so zu wählen, dass die stofflichen Eigenschaften der betrachteten Fraktionen örtlich und zeitlich in einem definierten Schwankungsbereich konstant sind. Weiterhin müssen Informationen über die prozentuale Verteilung der Abfallfraktionen in der notwendigen Detaillierung verfügbar sein.

Easewaste definiert 48 Abfallfraktionen, die mit je 40 Abfallparametern beschrieben sind. Im Ecoinvent Report No. 13 werden in part I, Tab 4.1 Siedlungsabfälle in 15 Abfallfraktionen unterteilt, die je mit 4 Abfalleigenschaften beschrieben werden. Für weitere Abfalleigenschaften wird auf den Anhang des part II verwiesen. Hier sind in Tab. A.1 ebenfalls für 15 Abfallfraktionen jeweils 37 zusätzliche Abfalleigenschaften aufgeführt. Betrachtet werden damit insgesamt 41 Abfallparameter. Tabelle 6 fasst die Abfallfraktionen beider Datenbankanwendungen, unter Verwendung einiger Oberbegriffe (z.B. Kunststoffe, Inertes etc) zusammen. Es wird deutlich, dass die Einteilung unterschiedlich tief ist und dass nicht eine eindeutige 1:1 Zuordnung der Abfallfraktionen zwischen beiden Einteilungen möglich ist.

Tabelle 6: Abfallfraktionen in Siedlungsabfällen in Ecoinvent [Ecoinvent report No 13 Tab.4.1 part I and Tab. A.1 part II] und Easewaste [Kirkeby 2005]

	Ecoinvent		Easewaste*
	Ecoinvent report No 13 Tab.4.1 part I	Ecoinvent report No 13 Tab.A.1 part II	
Kunststoffe	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Plastics 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Plastics 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Plastics</i> (soft; other hard) ▪ Plastic bottles ▪ Non-recycable plastics
Inertes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Minerals ▪ Glass ▪ Inert Metals 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Minerals ▪ Glass ▪ Metals 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Minerals*</i> (rock, stones, gravel; Ash) ▪ <i>Glass*</i> (green; clear; brown; other) ▪ <i>Metals</i> (aluminium containers; alu-trails, alu-foils; metal-foil (-Al); metal containers (-Al); other) ▪ Ceramics ▪ Cat soil
Biogenes Material	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Compostable material ▪ Natural products 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Food stuff ▪ Other biomass products ▪ Bones 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vegetable food waste ▪ Animal food waste ▪ Yard waste, flowersetc. ▪ Animals and excrements ▪ Soil
Papier/Pappe	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Paper ▪ Mixed cardboard 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Paper ▪ Cardboard and cartons 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ <i>Paper</i> (newsprints; magazines; advertisements; books and phonebooks; office paper; Other clean paper; other dirty paper) ▪ <i>Cardboard</i> (other; other dirty) ▪ Paper and cardboard containers ▪ Kitchen tissues
Verbundmaterialien	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Laminated materials ▪ Laminated packaging ▪ Combined goods (diapers) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Plastic coated paper ▪ Tetrapack packaging ▪ Diapers and hygienic pads 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Milk cartons and alike ▪ Juice cartons with alu-foil ▪ Diapers and tampons
Textilien	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Textiles 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Textiles 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Textiles ▪ Cotton stick etc. ▪ Other cotton etc.
Sonstiges	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Volatile metals ▪ Electronic goods ▪ Batteries 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Wood ▪ Hazardous waste 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Wood ▪ Shoes/Leather ▪ Rubber etc. ▪ Office articles, plastic products ▪ Cigarette butts ▪ Other combustibles ▪ Vacuum cleaner bags ▪ Other non-combustibles ▪ Batteries
<p>* Zur besseren Vergleichbarkeit sind einzelne in Easewaste definierte Fraktionen zu einer, ecoinvent entsprechenden und kursiv gekennzeichneten, Fraktion zusammengefasst.</p>			

4.4.2.3 Vergleich und Verwendung der betrachteten Parameter zur Charakterisierung von Abfällen

Tabelle 7 stellt die Abfallparameter exemplarisch für Ecoinvent und Easewaste gegenüber. 29 der jeweils in diesen Datenbankanwendungen betrachteten Parameter decken sich. Ergänzend hierzu werden in Abbildung 40, Kapitel 5, die in weiteren Stoffstrommodellen betrachteten Abfallparameter gegenübergestellt.

Inwieweit sich die Angaben zu den Abfallparametern für bestimmte, in Ecoinvent bzw. Easewaste definierte, Abfallfraktionen gleichen, ist in Tabelle 8 exemplarisch für die Fraktionen Zeitungen, Holz und Textilien dargestellt. Erschwert wird ein Vergleich hierbei durch die Uneinheitlichkeit in der Bezeichnung bzw. der Abfallfraktionen selbst. Im Gegensatz zu Easewaste, das seine Daten aus einer umfangreichen Studie zur Abfallzusammensetzung einer Kommune im Jahr 2005 gewinnt, greift Ecoinvent auf Daten aus unterschiedlicher, zum Teil mehr als 15 Jahre alter, Literatur zurück. Abweichende Angaben der Abfallparameter sind damit unumgänglich.

Tabelle 7: Betrachtete Parameter zur Charakterisierung von Abfallfraktionen in den Datenbanken Ecoinvent [Ecoinvent report No 13 Tab.4.1 part I and Tab. A.1 part II] und Easewaste [Kirkeby 2005]

	Ecoinvent	Easewaste
Heizwert (Hu) [MJ/kg TS]	[MJ/kg]	[MJ/kg TS]
H ₂ O	x	x
Elementarzusammensetzung:	35 Elemente	27 Elemente
Al, As, Br, C, Ca, Cd, Cl, Cr, Cu, F, Fe, H, Hg, K, Mg, Mn, Mo, N, Na, Ni, O, P, Pb, S, Sb, Se, Zn	x	x
Ag, B, Ba, Co, I, Si, Sn, V	x	
Anteil des biogenen Kohlenstoffs	x	
Information, ob brennbar / inert	x	
Anteil des metallischen / recyclebaren Eisens	x	
Abbaubarkeit des Abfalls in einer Deponie innerhalb von 100 Jahren	x	
Ballaststoffe, Fette, Proteine, CSB		x
Methan-Potential [Nm ³ CH ₄ /ton VS]		x
Trockensubstanz		x
Volatile Substanz		x
DEHP, NPE, PAK, PCB		x

Tabelle 8: Vergleich von Abfallparametern der Abfallfraktionen Zeitungen, Holz, Textilien in Ecoinvent* [Ecoinvent report No 13 Tab. A.1 part II] und Easewaste [Kirkeby 2005]**

	Zeitungen ¹		Holz		Textiles	
	Ecoinvent ²	Easewaste*	Ecoinvent	Easewaste	Ecoinvent	Easewaste
Heizwert [MJ/kg] ³	14,11	17,07	13,3	19,0	14,5	19,8
H ₂ O [%]	10,94	13,0	16	15,9	25	6,0
Elementarzusammensetzung [%]						
O	38,66	44,2	34,40	30,5	27,11	34,8
H	5,39	5,7	5,03	6,4	5,02	6,0
C	40,83	44,8	44,13	52,1	39,21	52,1
S	0,16	0,032	0,07	0,08	0,28	0,397
N	0,068	0,1	0,24	0,8	3,11	3,2
Cl	0,13	0,03	0,09	0,14	0,27	
As	-	0,00005	-	0,00003	-	0,00002
Cd	0,000014	0,000007	-	0,000031	-	0,00005
Hg	0,000008	0,000003	-	0,00002	-	0,000008

¹ Ecoinvent: Newspaper, Easewaste: Newsprint
² Daten aus Ecoinvent report No 13 Tab. A.1 part I
³ Ecoinvent: Hu

* Alle Werte in Ecoinvent sind bezogen auf die feuchten Abfälle.

**Alle Werte in Easewaste sind bezogen auf TS

4.4.3 Bewertung verfügbarer Daten hinsichtlich ihrer Eignung zur Berechnung der abfallspezifischen Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen

4.4.3.1 Repräsentativität der Parameter zur Charakterisierung von Abfallarten und Abfallfraktionen

Um die Abfallparameter aus der Sortieranalyse prognostizieren zu können, muss vorausgesetzt werden, dass

- alle Abfallfraktionen einen definierten Schwermetallgehalt haben
- signifikante Konzentrationsunterschiede in einzelnen Abfallfraktionen zu finden sind
- sich der Massenanteil der Fraktionen, die einen bedeutenden Frachtbeitrag leisten, hinreichend genau bestimmen lässt.

Im Rahmen der Diskussion um Schwermetallemissionen wurde über die Herkunft von Schwermetallen im Abfall diskutiert. Es folgten eine Reihe größerer internationaler Forschungsarbeiten im Zeitraum 1982-1995, die sich mit der Schwermetallbelastung einzelner Abfallfraktionen beschäftigten.

Einige dieser Datensätze fanden Eingang in die Datenbank ecoinvent. In [Rotter 2001] sind diese Untersuchungen im Überblick dargestellt. Zu beachten ist, dass die Zuordnung der Fraktionen sowie die analytischen Analysemethoden bei den betrachteten Fraktionen stark unterschiedlich sind.

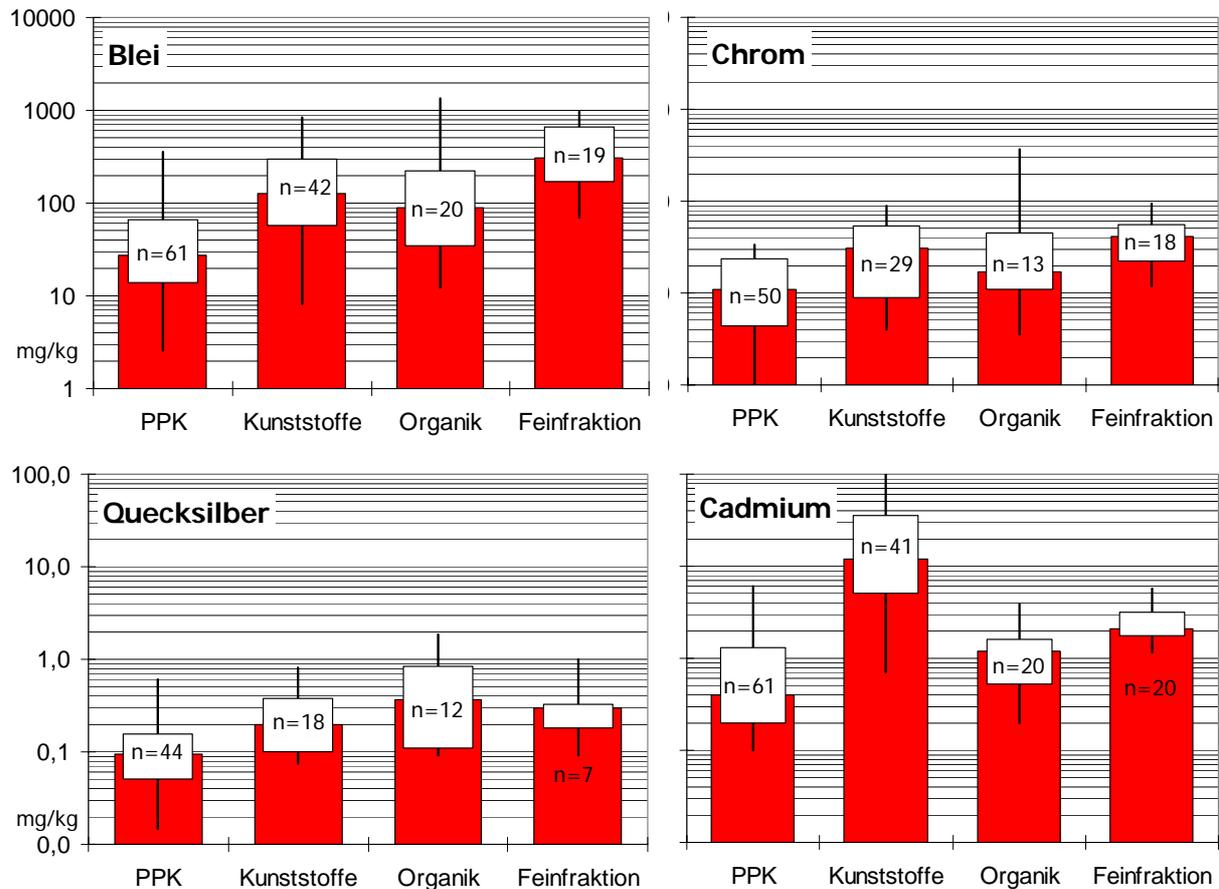


Abbildung 12: Literatursauswertung der Schwermetallbelastung für die Hauptabfallfraktionen (angegeben ist der Median - roter Balken - und als Box-Plot das obere und untere 95%Quantil bzw. das obere und untere Quartil, n=Stichprobenanzahl, Datensätze aus den Jahren 1984-1999) [Rotter 2002]

Um die Prognosefähigkeit von Abfallparametern unabhängig von methodischen Einflüssen zu bestimmen, wurden im Rahmen zweier Dissertationen an der TU Dresden Elementgehalte von ca. 50 Abfallfraktionen in vier örtlich und zeitlich unabhängigen Sortierungen bestimmt [Kost 2001], [Rotter 2002]. Diese Untersuchungen fanden im Zeitraum 1999 bis 2001 statt. Zusammenfassend wurde festgestellt, dass für brennstofftechnische Parameter (Heizwert, Wassergehalt, Aschegehalt) die relative Unsicherheit wegen des großen Messbereiches nur gering ist. Nur die nicht mehr sortierbaren Fraktionen < 10 mm und 10-40 mm verfügen über begrenzt prognostizierbare Brennstoffeigenschaften. Die Unsicherheit des Hochrechnungsergebnisses wird im Wesentlichen durch die Feinfraktion beeinflusst. Dagegen zeigt die Schadstoffverteilung ausgeprägte Konzentrationsunterschiede in den Abfallfraktionen, so dass eine Aufteilung nach schadstoffarmen und schadstoffreichen Fraktionen vorgenommen werden kann. Zu den schadstoffreichen Fraktionen zählen langlebige Produkte wie Kunststoffe aus dem Nichtverpackungsbereich, Elektronikschrott, Schuhe, sonstiger Verbundgegenstände, Leder und Gummi. Papiere und für wichtige Schwermetalle auch die nativ-organische Fraktion haben in der Regel sehr geringe Schwermetallkonzentrationen. Im Unterschied zu den brennstofftechnischen Parametern fallen die großen Streubereiche auf. Besonders Fraktionen, die im Abfall nur einen sehr geringen Massenanteil haben (z.B. Batterien, Elektronikschrott), weisen sehr hohe Konzentrationen mit einem entsprechend großen Streubereich auf.

4.4.3.2 Eignung der betrachteten Parameter zur Berechnung abfallspezifischer Emissionen

Um die Eignung der Spezifikation von Abfallparametern als Dateninput in Stoffstrommodelle zu bewerten, muss die Zielstellung der Modellierung als Bewertungsmaßstab herangezogen werden. Für die vorliegende Untersuchung ist daher zu bewerten in welchem Umfang Abfalleigenschaften Einfluss auf die Emissionen haben. Dies können sowohl direkte Emissionen sein als auch Gutschriften für die Energieauskopplung.

Riber [Riber 2007] hat auf Basis umfangreicher Abfalluntersuchungen, großtechnischer Verbrennungsversuche, sowie ökobilanzieller Modellierung den Einfluss von abfallspezifischen Umweltwirkungen der Abfallverbrennung untersucht. Als Schlussfolgerung dieser Untersuchungen hat er für die Bedeutung von Abfalleigenschaften auf ein Life-Cycle-Impact-Assessment folgendes Ranking aufgestellt

1. Energieinhalt (Heizwert)
2. Quecksilbergehalt (hauptsächlich aus Batterien)
3. Fossiler Kohlenstoffgehalt (hauptsächlich aus Kunststoffen)
4. Arsen- und Kupfergehalt (keine Hauptquelle identifizierbar)
5. Chrom und Bleigehalt ((hauptsächlich aus inerten Fraktionen und Leder)

Daher ist insbesondere beim Einsatz von Stoffstrommodellen auf die Datenqualität für oben genannte Parameter zu achten.

4.5 Schlussfolgerungen der Betrachtung von Abfall-Datenquellen

Abfall ist äußerst heterogen. Die Abbildung dieser Heterogenität stellt eine Herausforderung an allgemeingültige MVA Stoffstrommodelle dar. Zusammengefasst können im Detail folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Eine Standardisierung/Normung der Abfallklassifizierung sowie der Produkteigenschaften, und den dazugehörigen Analysemethoden abfallstämmiger Produkte ist notwendig.
- In diesem Zusammenhang ist eine Unterteilung von Abfallarten in Abfallfraktionen so zu wählen, dass stoffliche Eigenschaften der betrachteten Fraktionen örtlich und zeitlich in einem definierten Schwankungsbereich konstant sind. Des Weiteren sind ausreichend detaillierte Informationen über die prozentuale Verteilung der Abfallfraktionen vonnöten.
- Die Zuordnung der Abfallfraktionen ist auch bei der Berechnung der Parameter zur Abfallcharakterisierung von entscheidender Bedeutung, da einige dieser Parameter für verschiedenste Fragestellungen der Lebenszyklusanalysen relevant sein können (z.B. abfallspezifische Emissionen bei der thermischen Behandlung, Elutionsverhalten bei Ablagerung...).

In Hinblick auf verfügbare Informationen in Datenbankanwendungen lassen sich folgende Schlussfolgerungen treffen.

- Das Angebot an Informationen zu Abfallparametern variiert naturgemäß stark in verschiedenen Datenbankanwendungen. Die Anwendbarkeit der einzelnen Datenbanken mit ihren verfügbaren Abfallparametern richtet sich nach dem Einsatz der Abfälle (MVA, Deponie).
- Der Abfallinput in Stoffstrommodelle kann durch die Angabe der betrachteten Abfallarten (z.B. Siedlungsabfälle) charakterisiert werden, was bei homogenen Abfällen als Vorteil gesehen werden kann. Bei heterogenen Abfällen dagegen scheint als Dateninput die Zusammensetzung des Abfalls nach Abfallfraktionen besser geeignet.
- Insgesamt ist die derzeitige Datenqualität hinsichtlich der Parameter zur Charakterisierung von Haushaltsabfällen als eher schlecht zu bewerten. Daten aus der mechanischen Aufbereitung von Abfällen, wie z.B. Korngröße oder Schüttdichte, werden zu wenig oder gar nicht berücksichtigt.
- Als besonders relevante Abfallparameter hinsichtlich ihres Einflusses auf die Emissionen werden nach [Riber 2007] Heizwert, Quecksilbergehalt, fossiler Kohlenstoffgehalt, Arsen-

und Kupfergehalt sowie Chrom und Bleigehalt identifiziert. Eine ausreichende Datenqualität dieser Parameter ist damit für den Einsatz in Stoffstrommodellen erforderlich.

- Zusammenfassend bleibt festzustellen, dass die Datenunsicherheit von Abfallparametern bzw. die abfallinhärente Heterogenität sehr groß ist. Das trifft insbesondere auf Spurenparameter zu, die manchmal signifikanten Einfluss auf die Wirkungsabschätzung haben. Vor diesem Hintergrund sollte Anwendbarkeit und Gültigkeitsbereich von Stoffstromanalysen für die Verbrennung von Abfällen kritisch geprüft werden.

5 Übersicht bestehender MVA Stoffstrommodelle

Sehr unterschiedliche Modelle zu den Stoffströmen in Müllverbrennungsanlagen (MVAn) wurden in den letzten Jahren erstellt. Die Modelle unterscheiden sich naturgemäß hinsichtlich Anwendungszweck, Detaillierungsgrad, Alter und Verfügbarkeit. Von besonderem Interesse ist außerdem die Frage, wie gut sie sich für die Modellierung von MVAn im Kontext von Life Cycle Assessments eignen.

5.1 Ziel, Vorarbeiten, Abgrenzung, Vorauswahl von Modellen

Im Kontext des 'Netzwerks Lebenszyklusdaten' sind in erster Linie solche Modelle von Bedeutung, die als Bausteine übergreifender Prozessketten (Stoffstromanalysen) erstellt wurden. Für eine spätere Defizit-Analyse ist ein Screening vorhandener Modelle notwendig: welche Techniken sind inbegriffen, welche Brennstoff-Parameter können spezifiziert werden, woher stammen die Koeffizienten, wie sieht es mit Aktualisierung/Modellpflege aus?

Ziel ist es nicht, eine „Gesamtübersicht“ aller jemals erstellten MVA Modelle zu liefern. Ziel ist vielmehr, ausgewählte Modelle ausführlich vorzustellen und aus dieser Vorstellung Strukturen, Stärken und Schwächen vorhandener Modelle zu erkennen und Schlussfolgerungen für den Einsatz von MVA Modellen in Life Cycle Assessments abzugeben.

Folgende Modelle werden im Text eingehend vorgestellt:

- das inecoinvent verwendete und verfügbare Modell (Doka)
- EASEWASTE (Dänische Technische Universität Lyngby)
- die ifeu Modelle;
- MSWI Model (GreenDeltaTC)
- ORWARE (KTH Göteborg)
- Wisard (PwC / EcoBilan)

Die Vorstellung erfolgt dabei anhand eines Kriteriensatzes, der im nächsten Abschnitt eingeführt wird. Weitere Modelle werden im Anschluss zusammenfassend diskutiert.

Es ist zu verweisen auf andere Texte, die sich ebenfalls mit einem Vergleich von MVA-Modellen beschäftigt haben (z.B. [Beigl et al. 2007], [Fröhlich 2005], [Bilitewski 2007]).

Diese Texte zeigen oft eindrucksvoll, wie unterschiedlich die Ergebnisse bei Verwendung unterschiedlicher Modelle sind. Als Beispiel sei Beigl zitiert [Beigl et al. 2007]:

“The results show a difference from up to eleven orders of magnitude. However, most values are in the range of two to three orders of magnitude [...]. The main elements or compounds in the group greater than three orders of magnitude are:

- GaBi4 (n=55): AOX, Sulfid, CHCs, Ba, and tin in water emissions
- Ökobilanz für Getränkeverpackungen II (n=25): As, Cr, Hg, HN3, PCDD and PCDF in air emissions
- Ecoinvent 2000 (n=45): As, Co, Hg, Mn, Ni, Cr in air - and Ba in water emissions

Also analyses in detail do not reveal any connection of the differences in the orders of magnitude of the data values, neither because of the age of the data bases, the difference in the limit values, the input-sided waste composition nor the technology differences in the flue gas cleaning or sewage treatment of the three states. Mistakes during the creation process of databases could have significant effect. A summation of the single effects is probable”.

5.2 Beschreibungskriterien

Nachfolgend werden die oben vorgestellten Stoffstrommodelle von Müllverbrennungsanlagen kurz beschrieben und anhand folgender Kriterien charakterisiert:

A Zweck des Modells, allgemeine Informationen: Vorgesehener Einsatzzweck (verfahrenstechnische Prozessmodellierung, Einsatz als Modul in Abfallwirtschaftskonzepten, ...); wer entwickelt das Modell, wie viele Versionen gibt es bisher, von wann stammt die aktuelle Version?

B Zeitlicher, geografischer, technischer Bezug: Für welchen Zeitraum, für welche Gegend ist das Modell repräsentativ oder will es repräsentativ sein? Wie gut ist der Bezug im vorliegenden Modell tatsächlich? Welche Technik ist im Modell abgebildet, z.B. in der Rauchgasreinigung, in der Feuerung?

C Charakterisierung des Abfallinputs: Welche Angaben setzt das Modell für den Abfallinput voraus (Mindestangaben – Maximalangaben die sinnvoll verarbeitet werden)

D Modellierungsprinzip - Modellierung der realen Verbrennungssituation? Der tatsächliche Ablauf der Verbrennung ist ein hochkomplexer Vorgang, der bisher nur näherungsweise abgebildet werden kann. Wie geht das Modell hier jeweils vor?

E Modellvalidierung und -qualität: Beschreibung der von den Modellanbietern oder Dritten durchgeführten Schritte zur Modellvalidierung und der sonstigen Qualitätssicherung, soweit bekannt. Wenn das Modell dazu gedacht ist, reale Anlagen abzubilden, meint Modellvalidierung den Abgleich mit entsprechenden realen Anlagendaten. Grobe Einschätzung der Modellqualität.

F Möglichkeit der Anpassung des Modells an andere Randbedingungen (abgebildete Technik; Abfallinput; Stoffflussrechnungen);

H Responseverhalten auf geänderten Input: Wie ändern sich Stoffflüsse im Modell bei Änderungen im Input? Lässt sich so etwas wie eine Antwort des MVA-Modells allgemeiner beschreiben und eventuell sogar testen?

I Verfügbarkeit: Ist das Modell frei oder gegen Lizenzgebühren verfügbar? In welcher Software und/oder welchem Datenformat liegt das Modell vor? Wie lässt sich das Modell beziehen?

Der Punkt E, Modellqualität, ist für Müllverbrennungsanlagen besonders anspruchsvoll.

Both und Fehrenbach [Both 2005] führen hierzu aus:

„Reale Messwerte liegen in der Regel nur für Abgasendkonzentrationen und z.B. für absolute Reststoffmengen vor. Die Kenngrößen, die für die Modellberechnung notwendig sind und die die Technik modellhaft beschreiben sollen, sind eher im Ausnahmefall durch belastbare empirische Daten an der Einzelanlage hinterlegt (z.B. die spezifische Abscheideleistung einer bestimmten Filterstufe für eine bestimmte Abgaskomponente). Da bei einer MVA im Einzelfall die genaue stoffliche Zusammensetzung des eingesetzten Abfalls eine vom Grundsatz her unbekannte Größe ist, können „exakte“ Rechenfaktoren nicht erhoben werden. **Es müssen daher zum großen Teil Werte aus Literatur und plausiblen Technikeinschätzungen herangezogen und die sich daraus ergebenden Modellrechnergebnisse mit den „realen“ Messwerten verglichen werden. Abweichungen von Modell- und Realwerten sind daher unausweichlich. Es wird angestrebt, sie im Rahmen plausibler Toleranzen auszugleichen.** Das bedeutet, dass die Kenngrößen der Modellrechnung fallweise in Richtung der Realwerte zu „kalibrieren“ sind. Die dabei auftretenden Unsicherheiten sind im Rahmen der Bewertung zu diskutieren.“

5.3 Beschreibung ausgewählter Stoffstrommodelle zu Müllverbrennungsanlagen

5.3.1 ecoinvent-Modell

5.3.1.1 Zweck des Modells, allgemeine Informationen

Das ecoinvent Modell einer Hausmüll-Verbrennungsanlage ist Bestandteil der ecoinvent Datenbank [ecoinvent 2007] (s.a. Abschnitt 4.4.1.2). Es wurde ursprünglich, zusammen mit anderen Abfallentsorgungsmodellen, für ecoinvent 2000 in MS Excel erstellt (Version 1.0 der Datenbank, 2000). Eine umfangreiche Dokumentation ist ebenfalls verfügbar [Doka 2003]. Käufer einer ecoinvent Lizenz erhalten das Modell zur Nutzung, und zwar einmal auf einer ecoinvent-CD als eine separate Excel-Datei „13_MS WI.xls“, und zum anderen auf der ecoinvent-Website in einem geschützten Bereich. Das Mo-

dell ist nicht anderweitig verfügbar. Die neueren Updates der Datenbank, einschließlich der für Ende 2007 geplanten Version 2.0, enthalten keine grundsätzlichen Änderungen des Modells¹.

Das Modell wird in der ecoinvent Datenbank für die Erzeugung von abfallinputspezifischen Hausmüllverbrennungsprozessen eingesetzt, die dann in die Datenbank als Black-Box Prozesse Eingang finden. Für den gleichen Zweck (Erzeugung von abfallspezifischen Verbrennungsprozessen) kann es auch von Nutzern eingesetzt werden.

Das Modell ist auf einen kg Abfallinput als funktionelle Einheit bezogen.

5.3.1.2 Zeitlicher, geografischer, technischer Bezug

Die im Modell abgebildete Technik entspricht dem Stand Schweizer Müllverbrennungsanlagen im Jahr 2000.

5.3.1.3 Abfallinput

Das Modell hält verschiedene Abfallfraktionen vor; Nutzer können zusätzlich eigene Inputfraktionen definieren. Der Input der MVA lässt sich auch als Mischung verschiedener Abfallfraktionen darstellen.

Jede Fraktion wird jeweils durch die folgenden Parameter charakterisiert (Tabelle 9):

- Heizwert,
- Wassergehalt,
- Gehalt an den für die Verbrennungsrechnung relevanten Elementen,
- Gehalt an verschiedenen Schwermetallen
- Gehalt an verschiedenen aschebildenden Elementen.

Diese Elemente (Tabelle 9) sind vorgegeben und können vom Nutzer nicht erweitert werden. C (Kohlenstoff) ist allerdings unterteilt in biogenen und fossilen C, um CO₂ aus fossilen und aus anderen Quellen getrennt im Ergebnis ausweisen zu können. Der Anteil am Gesamt-C ist vom Nutzer im Modell einzutragen. Ein Defaultwert ist vorhanden. Genauso kann der im Modell angesetzte Anteil an magnetischem Eisen, das als Schrott über Magnetscheider aus der Schlacke gewonnen werden kann, vom Nutzer geändert werden.

¹ Auskunft Gabor Doka, 27.8.07

Tabelle 9: Parameter zur Charakterisierung der Abfallfraktionen im ecoinvent Modell

<i>Formula</i>	<i>german synonyms</i>	<i>unit</i>
Ho	Oberer Heizwert	MJ/kg
Hu	Unterer Heizwert	MJ/kg
H2O	Wassergehalt	kg/kg waste
O	Sauerstoff	kg/kg waste
H	Wasserstoff	kg/kg waste
C	Kohlenstoff	kg/kg waste
S	Schwefel	kg/kg waste
N	Stickstoff	kg/kg waste
P	Phosphor	kg/kg waste
B	Bor	kg/kg waste
Cl	Chlor	kg/kg waste
Br	Brom	kg/kg waste
F	Fluor	kg/kg waste
I	Iod	kg/kg waste
Ag	Silber	kg/kg waste
As	Arsen	kg/kg waste
Ba	Barium	kg/kg waste
Cd	Cadmium	kg/kg waste
Co	Kobalt	kg/kg waste
Cr	Chrom	kg/kg waste
Cu	Kupfer	kg/kg waste
Hg	Quecksilber	kg/kg waste
Mn	Mangan	kg/kg waste
Mo	Molybdän	kg/kg waste
Ni	Nickel	kg/kg waste
Pb	Blei	kg/kg waste
Sb	Antimon (Stiban)	kg/kg waste
Se	Selen	kg/kg waste
Sn	Zinn	kg/kg waste
V	Vanadium	kg/kg waste
Zn	Zink	kg/kg waste
Be	Beryllium	kg/kg waste
Sc	Scandium	kg/kg waste
Sr	Strontium	kg/kg waste
Ti	Titan	kg/kg waste
Tl	Thallium	kg/kg waste
W	Wolfram	kg/kg waste
Si	Silizium	kg/kg waste
Fe	Eisen	kg/kg waste
Ca	Calcium	kg/kg waste
Al	Aluminium	kg/kg waste
K	Kalium	kg/kg waste
Mg	Magnesium	kg/kg waste
Na	Natrium	kg/kg waste

Abbildung 13 zeigt, als Ausschnitt aus dem Modell, den Bereich, in dem verschiedene Abfallfraktionen mit ihrer Zusammensetzung definiert werden.

The screenshot shows a detailed table titled 'Waste composition database'. The columns include German names for waste types, their chemical composition (PC, PP, PS, PVC, PET, PU, etc.), and various waste characteristics such as calorific value, biogenic content, and other parameters. The table is organized into sections for different waste categories and their respective chemical and physical properties.

Abbildung 13: Definition der Abfallinput-Fraktionen im ecoinvent Modell (screenshot aus dem Modell)

5.3.1.4 Modellierungsprinzipien

Aus der Elementarzusammensetzung des Abfallinputs, zzgl. des Wasser- und Heizwertgehalts, wird das Rauchgasvolumen mit seiner Elementarzusammensetzung, die entstehende Asche mit ihrer Elementarzusammensetzung, sowie die erzeugte Energie berechnet. Energie wird als ein Co-Produkt der Verbrennung angesehen.

Jedes Element im Abfall enthält dafür einen Anteil „brennbare Substanz“ zugewiesen.

Für Kupfer beispielsweise beträgt der Gesamtanteil im verbrannten Abfall in der Defaulteinstellung 0,001265769, der brennbare Anteil 0,000661658, der inerte Anteil 0,000604111, und ein kleiner Anteil von 5,94497E-05 wird als „in 100 Jahren auf der Deponie abbaubar“ bewertet.

Über lineare Transferkoeffizienten wird dann die Aufteilung auf die Stoffsenken

- slag (Schlacke),
- boiler ash (Kesselasche),
- ESP ash (E-Filterstaub),
- scrubber sludge (Schlamm aus Wäscher),
- water emissions (Emissionen über den Wasserpfad), und
- air emissions (Emissionen über den Luftpfad)

berechnet. Abbildung 14 zeigt eine allgemeine Übersicht über die Transferkoeffizienten für die Elemente im Input (hier: bottom ash = Schlacke; other ash = Kesselasche und Filterstaub).

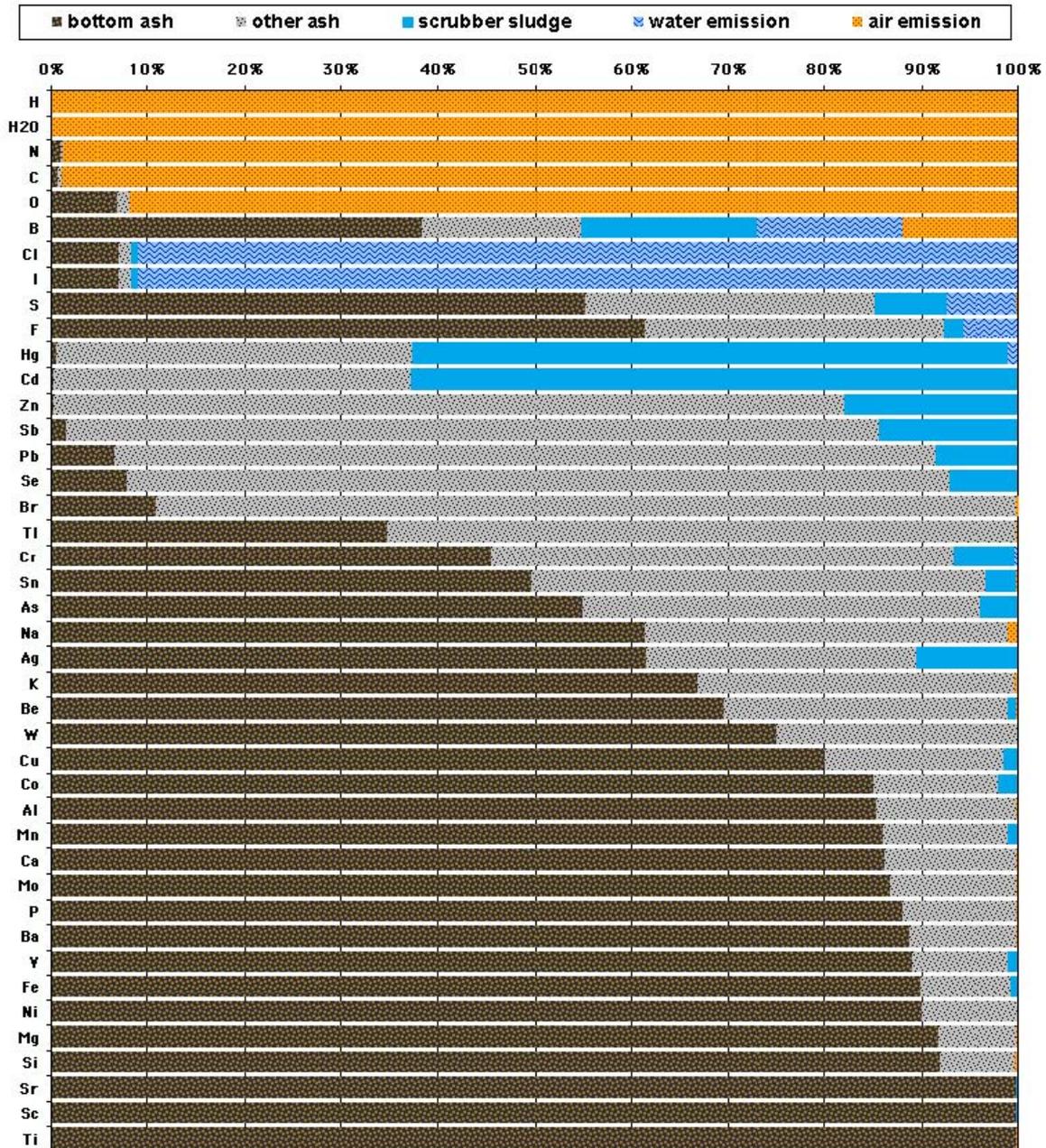


Abbildung 14: Übersicht über die verwendeten Transferkoeffizienten [Doka 2003, S. 70]

Beispiel Kupfer:

Transfer coefficients for burnable waste						
	slag	boiler ash	ESP ash	scrubber sludge	water emissions	air emissions
	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg
Cu	800,6915	0	184,5375	14,76359	0	0,007382

Dabei werden Gewichtsänderungen, etwa durch Oxidation, berücksichtigt.

Für Dioxine und Furane, CO, NMVOC und Staub (PM) werden Emissionen pro kg Abfall unabhängig von der Elementarzusammensetzung verwendet [Doka 2003, S. 56 ff.].

5.3.1.5 Modellvalidierung und -qualität

Ziel der Modelle ist es, den Schweizer Stand der Technik zu MVAn abzubilden. Die Transferkoeffizienten stehen daher für eine „repräsentative“ Anlage („The average MSWI in Switzerland“, [Doka 2003, S. 25]). Da diese Anlage nicht als Einzelanlage existiert, ist eine Validierung an einer Anlage nicht möglich. Im Projektbericht werden Modellergebnisse jedoch ebenfalls nicht den durchschnittlichen Schweizer Anlagenemissionen gegenübergestellt.

Allerdings wird die Unsicherheit der Modellergebnisse anhand der Unterschiede in Anlagenemissionsdaten angegeben, z.B. für die Luftemissionen (Abbildung 15).

Exchange	GSD ² value	Pedigree codes	Comment
Dioxins, Benzo(a)pyrene	305%	(2,3,4,2,1,2)	Basic uncertainty of 300%; confidential data from 5 plants in Switzerland and Germany
Benzene, Toluene, Pentachlorobenzene, Hexachlorobenzene, Pentachlorophenol	157%	(2,3,4,2,1,2)	Basic uncertainty of 150%; confidential data from 5 plants in Switzerland and Germany
other NMVOC species	151%	(1,3,2,2,1,2)	Basic uncertainty of 150%; studies from Switzerland and Germany
NOx	152%	(1,3,3,2,1,2)	Basic uncertainty of 150%; literature data from Switzerland and Germany adapted to plant DeNOx technology mix
Ammonia	152%	(1,3,3,2,1,2)	Basic uncertainty of 150%; literature data from Switzerland and Germany adapted to plant DeNOx technology mix
Particulates <2.5	302%	(1,3,3,2,1,2)	Basic uncertainty of 300%; from total PM value from Swiss and German plants + PM fractions from measurements on Swiss plants
Particulates 2.5-10 and particulates >10	202%	(1,3,3,2,1,2)	Basic uncertainty of 200%; from total PM value from Swiss and German plants + PM fractions from measurements on Swiss plants

Abbildung 15: Unsicherheitsabschätzungen für prozessspezifische Emissionen der MVA in die Luft [Doka 2003, S. 54]

GSD: Geometrische Standardabweichung

5.3.1.6 Anpassung des Modells an andere Randbedingungen

Folgende Dinge im Modell können vom Nutzer geändert werden:

- Abfallfraktionen
- Anteil biogenes und fossiles C im Abfall
- Anteil magnetisches Eisen im Abfall
- Verwendete DeNOx-Technik (SCR, SNCR usw.) (Abbildung 16)

Do not alter these values, as the process-specific figures will change

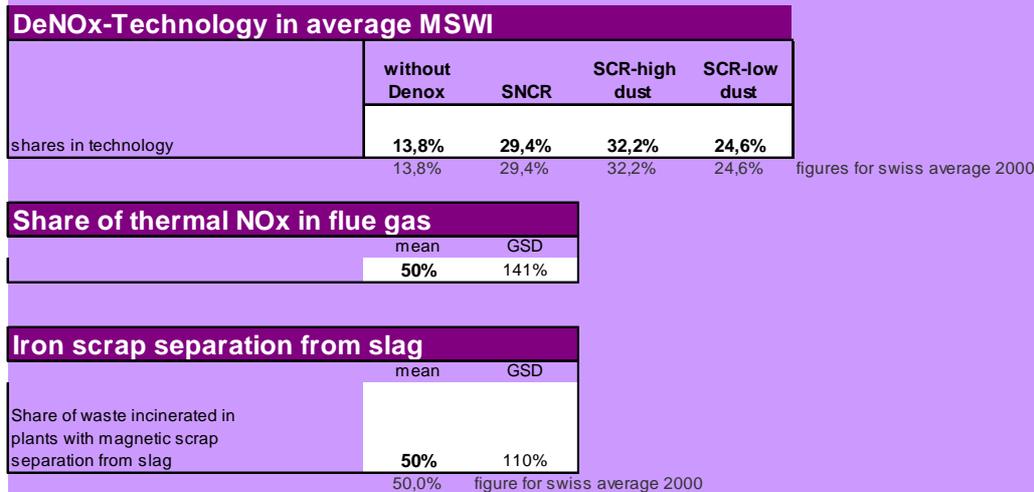


Abbildung 16: Möglichkeit der Änderung von Modellparametern im ecoinvent-Modell (screenshot) GSD: geometrische Standardabweichung

5.3.1.7 Responseverhalten

Da das Modell aus linearen Transferkoeffizienten besteht, ist der Response im Allgemeinen ebenfalls linear: Änderungen im Abfallinput wirken sich linear auf die Emissionen aus. Ausnahmen bilden die Elemente für die Verbrennungsrechnung (C, H, N, O und auch S), die die Menge entstehenden Rauchgases bestimmen und damit Einfluss auf viele andere spezifische Emissionsdaten haben, sowie, beispielsweise, der Heizwert, der ebenfalls auf andere Parameter wirkt.

5.3.1.8 Verfügbarkeit

Das Modell steht für Lizenzkunden von ecoinvent auf der ecoinvent Website [Ecoinvent 2007] zum Download zur Verfügung; es wird außerdem an Lizenzkunden mit der ecoinvent CD ausgeliefert. Lizenzpreise von ecoinvent liegen aktuell zwischen 1200 und 1800 Euro [Ecoinvent 2007a].

5.3.2 EASEWASTE Modell

5.3.2.1 Zweck des Modells, allgemeine Informationen

EASEWASTE steht als Akronym für "Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies". Es wurde an der DTU (Dänische Technische Universität, Lyngby) in mehreren Dissertationen entwickelt [Kirkeby 2005, S. iii], [Kirkeby et al. 2006]. Ähnlich wie bei ORWARE (5.3.5) ist das Ziel, ein Modell für das Management der kompletten Abfallwirtschaft einer Region aufzustellen. Müllverbrennung ist dabei nur ein Modul unter verschiedenen anderen Entsorgungsoptionen. Durch die Verknüpfung mit Hintergrunddatenbanken wird versucht, durchgängig den gesamten Lebensweg der modellierten Stoffströme und Produkte abzubilden. Die Allokation (Aufteilung) der ermittelten Umweltlasten auf verschiedene Entsorgungswege stellt für das Modell ein wichtiges methodisches Problem dar. Dieses Problem verringert sich, wenn, wie in diesem Text, ausschließlich die MVA betrachtet wird.

Die Diskussion in diesem Abschnitt erfolgt allein auf Grundlage der Veröffentlichungen; das Modell ist entgegen früherer Ankündigungen bisher nicht allgemein verfügbar².

² „The tool was to be completed by the end of 2004, when it was to be made publically available on the internet.“, <http://www.petus.eu.com/left.php?sct=2&sbsct=2&pageid=90&pagesect=3&pagelang=en>

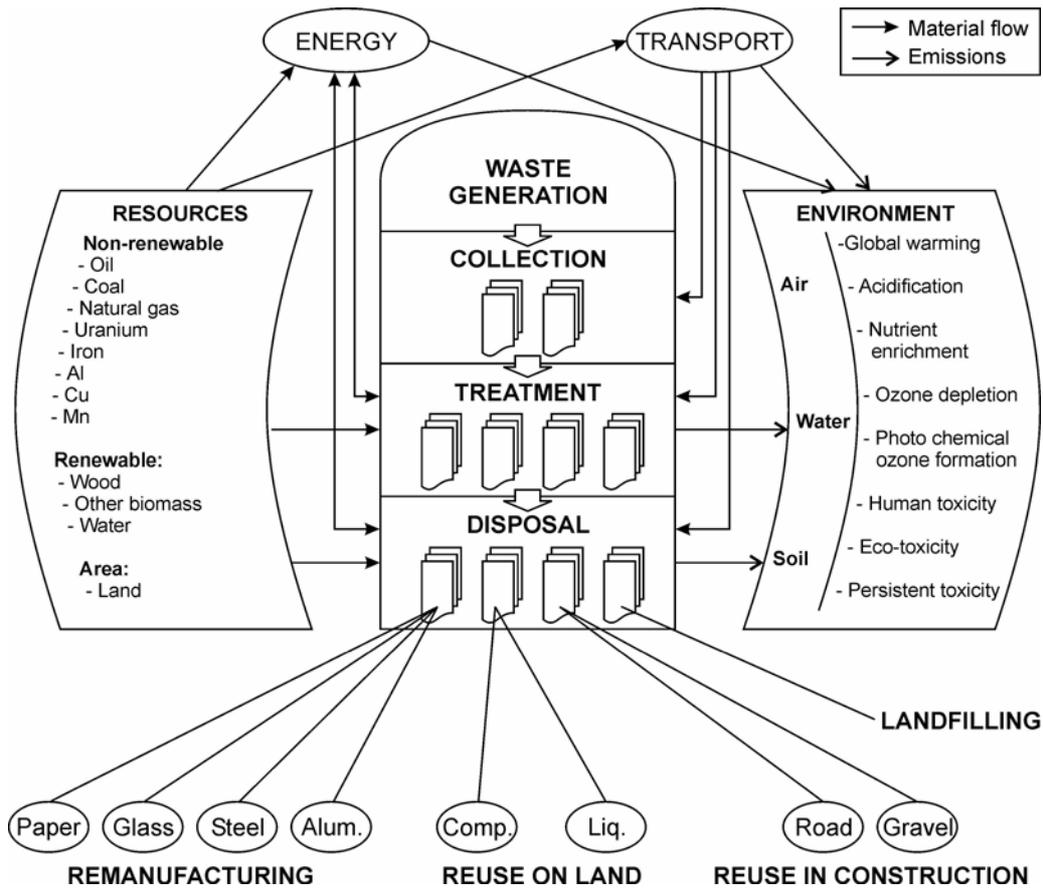


Abbildung 17: Allgemeine Struktur des EASEWASTE models [Kirkeby 2005, S. 11]

5.3.2.2 Zeitlicher, geografischer, technischer Bezug

Der Bezug ist aus der Literatur nicht ganz klar; da das Modell nicht vorliegt, konnte eine direkte Überprüfung nicht stattfinden.

5.3.2.3 Abfallinput

Folgende Inputfraktionen können für das Modell spezifiziert werden [Kirkeby 2005, S. 14]:

No.	Material fraction	No.	Material fraction
1	Vegetable food waste	25	Wood
2	Animal food waste	26	Textiles
3	Newsprints	27	Shoes, leather
4	Magazines	28	Rubber etc.
5	Advertisements	29	Office articles, plastic products
6	Books and phonebooks	30	Cigarette butts
7	Office paper	31	Other combustibles
8	Other clean paper	32	Vacuum cleaner bags
9	Paper and cardboard containers	33	Clear glass
10	Other cardboard	34	Green glass
11	Milk cartons and alike	35	Brown glass
12	Juice cartons with alu-foil	36	Other glass
13	Other dirty paper	37	Aluminium containers
14	Other dirty cardboard	38	Alu-trays, alu-foil
15	Kitchen tissues	39	Metal foil (-Al)
16	Soft plastic	40	Metal containers (-Al)
17	Plastic bottles	41	Other of metal
18	Other hard plastic	42	Soil
19	Non-recyclable plastic	43	Rocks, stones and gravel
20	Yard waste, flowers etc.	44	Ash
21	Animals and excrements	45	Ceramics
22	Diapers and tampons	46	Cat soil
23	Cotton stick etc.	47	Other non-combustibles
24	Other cotton etc.	48	Batteries

Für *jede* dieser Inputfraktionen können die folgenden Elementarzusammensetzungen und sonstigen Eigenschaften angegeben werden [Kirkeby 2005, S. 15]:

No.	Parameter	No.	Parameter
	Heating value [MJ/kg TS]	19	Al
	Methane potential [Nm ³ CH ₄ /ton VS]	20	As
1	H ₂ O	21	Br
2	TS	22	Cd
3	VS	23	Cr
4	COD	24	Cu
		25	Fe
5	fat	26	Hg
6	protein	27	Mg
7	fibers	28	Mn
		29	Mo
8	C-tot	30	Ni
9	Ca	31	Pb
10	Cl	32	Sb
11	F	33	Se
12	H	34	Zn
13	K	35	DEHP
14	N	36	NPE
15	Na	37	PAH
16	O	38	PCB
17	P		
18	S		

5.3.2.4 Modellierungsprinzipien

EASEWASTE wendet lineare Transferkoeffizienten an, die den Anteil für jedes Element der 48 möglichen Inputfraktionen (s.o.) festlegen, der in „air, residues, and water“ verbleibt, also in Luft, Wasser und Rückständen der Verbrennung. Die sonstigen Rückstände werden weiter unterteilt in Schlacke, Flugasche, E-Filterstaub, und Gips [Kirkeby 2005, S. 20]. Prozessspezifische Emissionen werden laut Kirkeby ebenfalls berücksichtigt; wobei etwas unklar bleibt, welche Emissionen hierunter fallen. Angeblich werden diese prozessspezifischen Emissionen „either on the basis of the waste quantity inci-

nerated or on the basis of the total sulphur content in the combusted waste“ , also entweder durch die verbrannte Abfallmenge oder den Schwefelgehalt berücksichtigt [Kirkeby 2005, S. 20]. Das erstaunt etwas, da so thermisches NOx und andere mögliche prozessspezifische Emissionen kaum zu erfassen sein werden.

5.3.2.5 Modellvalidierung und -qualität

In den ausgewerteten Quellen waren keine Angaben zur Modellvalidierung enthalten.

5.3.2.6 Anpassung des Modells an andere Randbedingungen

Die Liste der Inputfraktionen lässt sich derzeit nicht ändern, genauso wenig wie die möglichen Elemente und sonstigen Charakterisierungen einzelner Fraktionen. Die Modellannahmen selbst sind ebenfalls fest vorgegeben.

5.3.2.7 Responseverhalten

Das Modell bildet lineare Transferkoeffizienten ab und fällt damit in die gleiche Kategorie wie das ecoinvent Modell. Das dort (5.3.1.7) zum Responseverhalten gesagte gilt hier analog.

5.3.2.8 Verfügbarkeit

Das Modell ist nur verfügbar, wenn ein dreitägiger, gebührenpflichtiger Einführungskurs an der Universität Lyngby besucht wird³. Es lag für diese Studie nicht vor.

5.3.3 Ifeu Modelle

5.3.3.1 Zweck des Modells, allgemeine Informationen

Die Modelle wurden in den letzten Jahren in verschiedenen Forschungs- und Auftragsprojekten des UBA und des BMU und anderer Auftraggeber von ifeu GmbH entwickelt. Ziele waren zum einen, repräsentative Durchschnittsanlagen zu modellieren, z.B. für Nordrhein-Westfalen; zum anderen war es Ziel, verschiedene technische Lösungen für MVAn zu implementieren und so auch in den Auswirkungen vergleichen zu können. Die einzelne MVA wurde jeweils in Umberto modelliert.

5.3.3.2 Zeitlicher, geografischer, technischer Bezug

Der geografische Bezug ist in der Regel Deutschland. Teilweise beziehen sich die Modelle auch auf konkrete Anlagen und/oder sind repräsentativ für einzelne Bundesländer.

Technischer und zeitlicher Bezug variieren ebenfalls.

5.3.3.3 Abfallinput

Der Abfallinput variiert wie die konkret modellierte technische Lösung von Projekt zu Projekt. Als ein Beispiel wurden im „NRW-Projekt“ folgende Abfallzusammensetzungen als Input angesetzt [Both Fehrenbach 2005, S. 3, screenshot]:

³ Auskunft Thomas S. Christensen, Technical University Denmark, 9.10.2007.

Gehalte in Originalsubstanz des Restabfalls	Mittlerer Fall	Schadstoff- armer Fall ^{a)}	Schadstoff- reicher Fall ^{a)}	Einheit
Wasser	32,6	32,7	29,3	%
Asche	25,3	23,2	27,1	%
Kohlenstoff fossil	9,0	7,6	12,7	%
Kohlenstoff regen.	13,3	14,6	11,3	%
Wasserstoff	4,1	4,0	4,4	%
Sauerstoff	14,1	14,8	12,8	%
Stickstoff	0,9	0,9	1,0	%
Chlor	0,45	0,35	1,04	%
Schwefel	0,19	0,16	0,22	%
Cadmium	7,6	4,9	18,4	mg/kg
Thallium	0,37	0,32	0,61	mg/kg
Quecksilber	0,14	0,1	0,27	mg/kg
Antimon	9,8	9,0	11,5	mg/kg
Arsen	3,0	2,7	3,5	mg/kg
Blei	197	169	295	mg/kg
Chrom	225,9	160,5	533,5	mg/kg
Kobalt	3,5	2,8	6,3	mg/kg
Kupfer	1019	905	1445	mg/kg
Mangan	326	277	361	mg/kg
Nickel	91,4	82,2	125	mg/kg
Vanadium	15,0	14,2	17,6	mg/kg
Zinn	33,2	28,0	51,0	mg/kg
Heizwert Hu	9,40	9,10	9,65	MJ/kg

a) Die Frage der „Schadstoffhaltigkeit“ orientiert sich hier an den Parametern Chlor- und Schwermetallgehalte; die Fraktionen, die hauptsächlich dazu beitragen, sind Feinfraktion, diverse Kunststoffarten, Elektronikschrott und diverse Verbunde.

5.3.3.4 Modellierungsprinzipien

Die Autoren sprechen offen das Problem der schlechten Datenlage zu Inputdaten und zu den in der Verbrennung ablaufenden Prozessen an, s. das Zitat am Beginn des Kapitels.

Als eigenes Vorgehen, und als Reaktion auf die problematische Datenlage, verwenden die Autoren eine Kombination aus Literaturdaten, Messwerten, und plausiblen Annahmen.

Fehrenbach beschreibt die Modellierungsrechnung sehr anschaulich [Fehrenbach 2005]:

„Konkret erfolgt die Modellierung der thermischen Anlagen zunächst mit einer Verbrennungsrechnung auf der Basis der Elementarzusammensetzung des eingesetzten Abfalls [...], den mittleren Freisetzungsgraden der als Schadstoffe bilanzierten Elemente sowie in Abhängigkeit von der Feuerungsart vom Abgasvolumen begründbare Abgasinhalte (z.B. NO_x). Diesem Rohabgas werden dann die anlagenspezifischen Abminderungen über die entsprechende Kaskade der Abgasreinigung in Rechnung gebracht. Der Gesamtminderungsgrad wird dabei anhand von Originaldaten zu den Anlagen plausibilisiert. Berechnet werden außerdem die festen Materialnebenströme (z.T. als Abfälle zur Beseitigung, z.T. zur Verwertung) sowie Abwässer mit ihren Inhaltstoffen.“

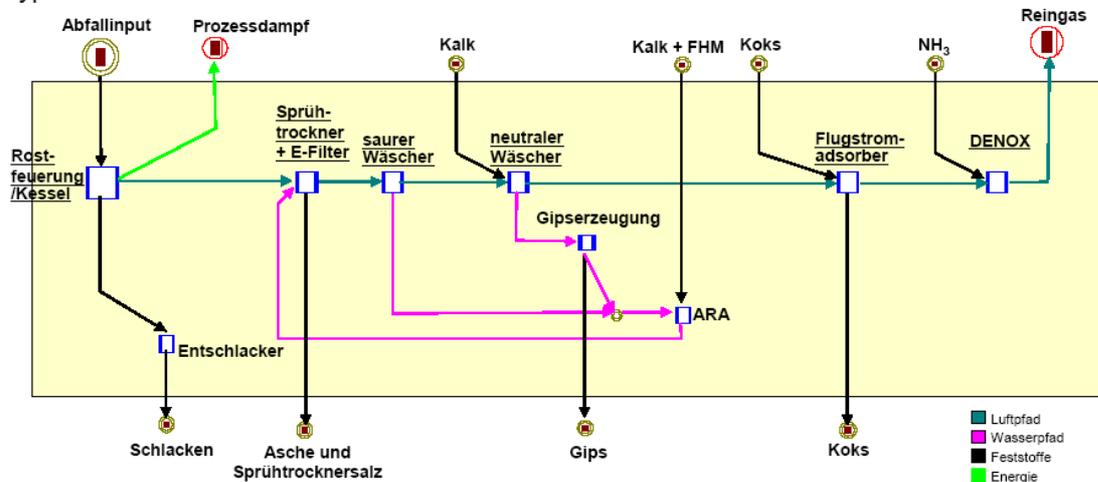
5.3.3.5 Modellvalidierung und -qualität

Die aus den Modellen ermittelten Modellergebnisse wurden jeweils den Anlagenbetreibern mit der Bitte um Prüfung übergeben; in allen Fällen wurden diese Modellergebnisse von den Anlagenbetreibern bestätigt. Eine direkte Prüfung der Modellergebnisse mit Emissionsdaten durch die Modellierer ist nicht erfolgt.

5.3.3.6 Anpassung des Modells an andere Randbedingungen

Die verschiedenen Modelle entstanden durch Anpassung an andere Randbedingungen. Abbildung 18 zeigt beispielhaft zwei verschiedene Typen (C mit Turbine und damit Stromerzeugung, B nur Dampferzeugung; B mit Sprühtrockner, C mit trockenem E-Filter, etc.).

Typ B:



Typ C:

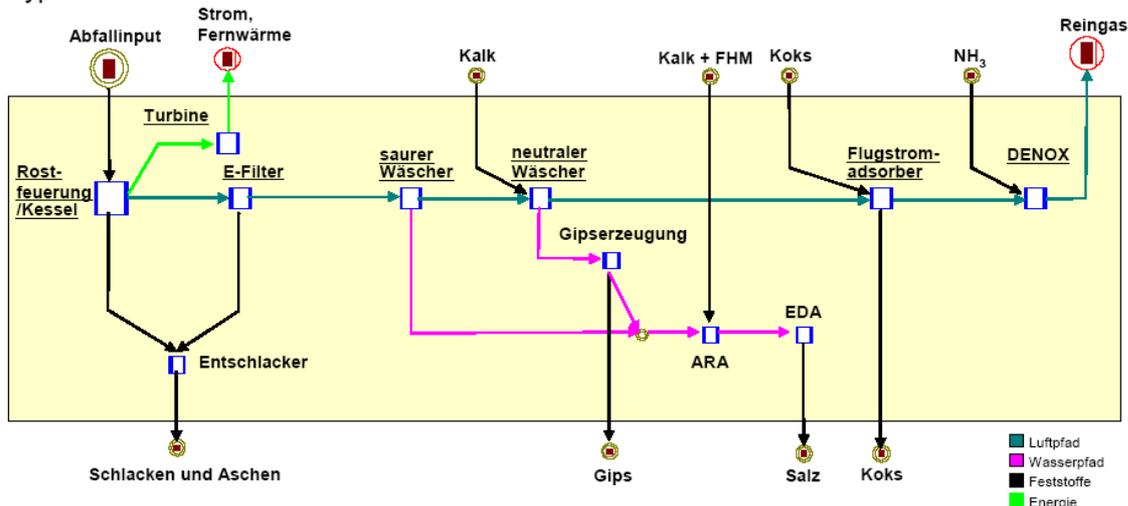


Abbildung 18: Zwei beispielhafte Typen von Müllverbrennungsanlagen in den ifeu Modellen [Both 2005, S. 9, screenshot]

5.3.3.7 Responseverhalten

Das Modell besteht nicht nur aus linearen Transferkoeffizienten, sondern aus einzelnen abgebildeten Modulen die zu einer Gesamtanlage vereinigt werden⁴. Daher ist der Response vermutlich nicht linear. Das Modell stand allerdings nicht zur Verfügung um diese Aussage zu prüfen.

5.3.3.8 Verfügbarkeit

Die Modelle sind Eigentum von ifeu und nicht für die Allgemeinheit zugänglich.

5.3.4 MSWI Modell GreenDeltaTC

5.3.4.1 Zweck des Modells, allgemeine Informationen

Das Modell bildet ausschließlich eine Müllverbrennungsanlage ab. Es wurde zuerst 1998 anhand zweier MVAn (Würzburg und Tarragona) entwickelt und anschließend anhand der umgebauten

⁴ Auskunft H. Fehrenbach, ifeu GmbH, Oktober 2007

MVA Tarragona überprüft. Das Modell wird unter der GNU General Public Licence seit 2002 auf einer Website [GreenDeltaTC 2007] frei zur Verfügung gestellt.

5.3.4.2 Zeitlicher, geografischer, technischer Bezug

Das über die Website [GreenDeltaTC 2007] erhältliche Modell bildet eine MVA mit Brennkammer, Quench, E-Filter, zweistufiger Rauchgaswäsche, DeNOx (SCR) und A-Kohlefilter ab (Abbildung 19).

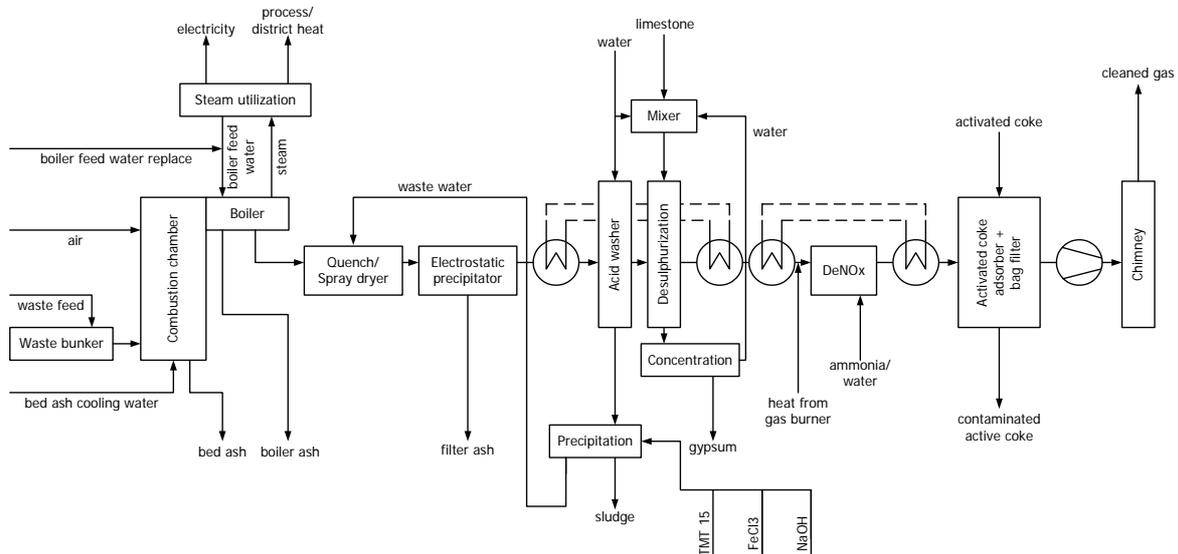


Abbildung 19: Prozessbild der modellierten MVA [Hagelüken Cirotth 2002]

Eine entsprechende Anlagentechnik wurde Ende der 90er Jahre als „the technical state of the art for modern municipal waste incineration plants in Germany“ beschrieben [Kremer et al. 1998, S.48].

5.3.4.3 Abfallinput

Im Modell lassen sich einzelne Abfallfraktionen definieren, die jeweils durch vorgegebene Elemente und Heizwert, Wassergehalt und anderes spezifiziert werden. Tabelle 10 listet die Angaben auf. Der Input der Anlage ist eine Mischung verschiedener Abfallfraktionen. In Abbildung 20 erkennt man einen Ausschnitt aus dem Modell, in dem in einzelnen Zeilen einzelne Fraktionen eingetragen sind.

ARBEITSKREIS END-OF-LIFE IM DEUTSCHEN NETZWERK LEBENSZYKLUSDATEN

Group	Fraction	Waste input [Mass %]	Lower heating value [J/kg waste]	Minerals/Ash [kg/kg waste]	Humidity [kg/kg waste]	Volatile C [kg/kg C]	Al [kg/kg waste]	As [kg/kg waste]	B [kg/kg waste]	Br [kg/kg waste]	C fossile [kg/kg waste]	C biomass [kg/kg waste]	C bio [kg/kg waste]
4	WURZBURG AVG WASTE	95,32%	11023000	0,2317	0,2621	0,15							0,2779
5	DSD Bottles	0,35%	36683000	0,0162	0,1	0,15			4,60E-07				0,7392
6	DSD Fells	0,42%	32683000	0,0563	0,15	0,15			8,10E-07				0,6584
7	DSD Mixed plastics	2,74%	31013000	0,0638	0,13	0,15			1,32E-06				0,9499
8	DSD Sorting rests	1,17%	16423000	0,2233	0,1599	0,15			3,89E-06				0,9872
9	PLASTIC PE		38000000	0,01	0,0036	0,15	0	0	0	0	0,00001		0,8497
10	PLASTIC PP		30600000	0,01	0,1593	0,15	0	0	0	0	0,00001		0,717
11	PLASTIC PS		37000000	0	0,002	0,15	0	0	0	0	0,0009		0,8681
12	PLASTIC PET		22000000	0,01	0,002	0,15	0	0	0	0	0,00001		0,5997
13	PLASTIC PVC		19500000	0,022	0,0005	0,15	0	0	0	0	0		0,431
14	PAPER		14200000	0,115	0,112	0,15	0,0112	0,000002	0,000017	0	0		0
15	paper (magazines)		16500000	0,09	0,1468	0,15	0,0123	0	0	0	0		0
16	paper (package)		17000000	0,09	0,1375	0,15	0,0128	0	0	0	0		0
17	paper - cardboard (package)		16600000	0,09	0,1965	0,15	0,0128	0	0	0	0		0
18	GLASS		0	1	0	0,15	0,0079	0	0	0	0		0
19	TINPLATE (package)		0	1	0	0,15	0	0	0	0	0		0
20	ALUMINIUM (package)		0	1	0	0,15	0,9972	0	0	0	0		0
21	WASTE CH		12000000	0,24	0,24	0,15	0,01	0,000004	0	0,000006	0		0,34
22	COMPOST				0,511	0,15			5,90E-06				
23	PAPER				0,236	0,15			3,90E-07				
24	PLASTIC				0,1	0,15			4,00E-07				0,692
25	PVC				0,1	0,15			5,00E-07				0,338
26	GLASS				0,03	0,15			3,00E-05				
27	FERROUS				0,078	0,15			6,60E-05				
28	NON-FERRO					0,15			2,93E-06				
29	TEXTILE				0,206	0,15			2,00E-07				0,391
30	CERAMICS					0,15			5,00E-08				
31	MSWFLOW FOOD WASTE			0,0657	0,7	0,15							
32	MSWFLOW PAPER			0,0564	0,06	0,15							
33	MSWFLOW CARDBOARD			0,05035	0,05	0,15							
34	MSWFLOW PLASTICS			0,0996	0,02	0,15							0,588
35	MSWFLOW TEXTILES			0,0288	0,1	0,15							0,4158
36	MSWFLOW RUBBER			0,098	0,02	0,15							0,76145
37	MSWFLOW LEATHER			0,0889	0,1	0,15							
38	MSWFLOW YARD WASTE			0,02	0,6	0,15							
39	MSWFLOW WOOD			0,0232	0,2	0,15							
40	MSWFLOW GLASS			0,9702	0,02	0,15							0,0049
41	MSWFLOW FERROUS PKGS			0,97785	0,03	0,15							0,04365
42	MSWFLOW OTHER FERROUS			0,97785	0,03	0,15							0,04365
43	MSWFLOW ALUMINUM PKGS			0,9869	0,02	0,15							0,0441
44	MSWFLOW OTHER ALUMINUM			0,9869	0,02	0,15							0,0441
45	MSWFLOW OTHER METAL			0,97785	0,03	0,15							0,04365
46	MSWFLOW MISC			0,644	0,08	0,15							0,1196
47	APMCE DOMESTIC WASTE		11023000	0,232	0,262	0,15			3,40E-06				0,278
48	APMCE TECHNICAL ARTICLES		33440000	0,018	0,005	0,15			4,00E-07				0,685
50	Resulting waste composition	Total_Amount	100,00%	h_uCombined	m_Ash_waste	m_H2O_waste	m_VM_CWaste	m_Al_waste	m_As_waste	m_B_waste	m_Br_waste	m_C_fossile	m_C_biomass
51			100,00%	11614333,8	0,23551038	0,27529085	0,15	0	3,32751E-06	0	0	0,29223416	0,278
52				kg waste	kg/kg waste	kg/kg waste	kg/kg C	kg/kg waste	kg/kg waste	kg/kg waste	kg/kg waste	kg/kg waste	kg/kg
53													Used for calculations:
54													m_C_waste

Abbildung 20: Prozessbild der modellierten MVA [Hagelüken 2002]

Tabelle 10: Parameter zur Charakterisierung der Abfallfraktionen im MSWI Modell GreenDeltaTC

Lower heating value [J/kg waste]
Minerals/Ash [kg/kg waste]
Humidity [kg/kg waste]
Volatile C [kg/kg C]
Al [kg/kg waste]
As [kg/kg waste]
B [kg/kg waste]
Br [kg/kg waste]
C fossile [kg/kg waste]
C biomass [kg/kg waste]
Cd [kg/kg waste]
Cl [kg/kg waste]
Co [kg/kg waste]
Cr [kg/kg waste]
Cu [kg/kg waste]
F [kg/kg waste]
Fe [kg/kg waste]
H [kg/kg waste]
Hg [kg/kg waste]
Mn [kg/kg waste]
Mo [kg/kg waste]
N [kg/kg waste]
Ni [kg/kg waste]
O [kg/kg waste]
Pb [kg/kg waste]
S [kg/kg waste]

Sb [kg/kg waste]
Se [kg/kg waste]
Sn [kg/kg waste]
Te [kg/kg waste]
Tl [kg/kg waste]
V [kg/kg waste]
Zn [kg/kg waste]

5.3.4.4 Modellierungsprinzipien

Das Modell besteht aus einem Hauptmodul und verschiedenen Submodulen für einzelne Komponenten der MVA. Ursprünglich geplant war es, über eine Art Modulbibliothek spezifische MVAn zusammenstellen zu können.

Jedes einzelne Modul (Verbrennung, DeNOx usw.) ist in einer separaten Excel Datei untergebracht (Abbildung 21). Für das Modul wird eine verfahrenstechnische Stoff- und Energiebilanz erstellt. Inputströme in ein Modul sind im Blatt Input grün dargestellt, im Modul ablaufende Umwandlungsprozesse und ähnliches in schwarz in einem Blatt mit dem Namen des Moduls, und Outputs in rot im Blatt Output. In einem Modul sich ändernde Werte sind dabei in jedem Blatt schwarz dargestellt, und nur die „durchgereichten“, unveränderten Werte in grün auf dem Inputblatt und in rot auf dem Output Blatt. Die Berechnungen verwenden Namen statt einfacher Zellbezüge, um die Übersicht zu verbessern.

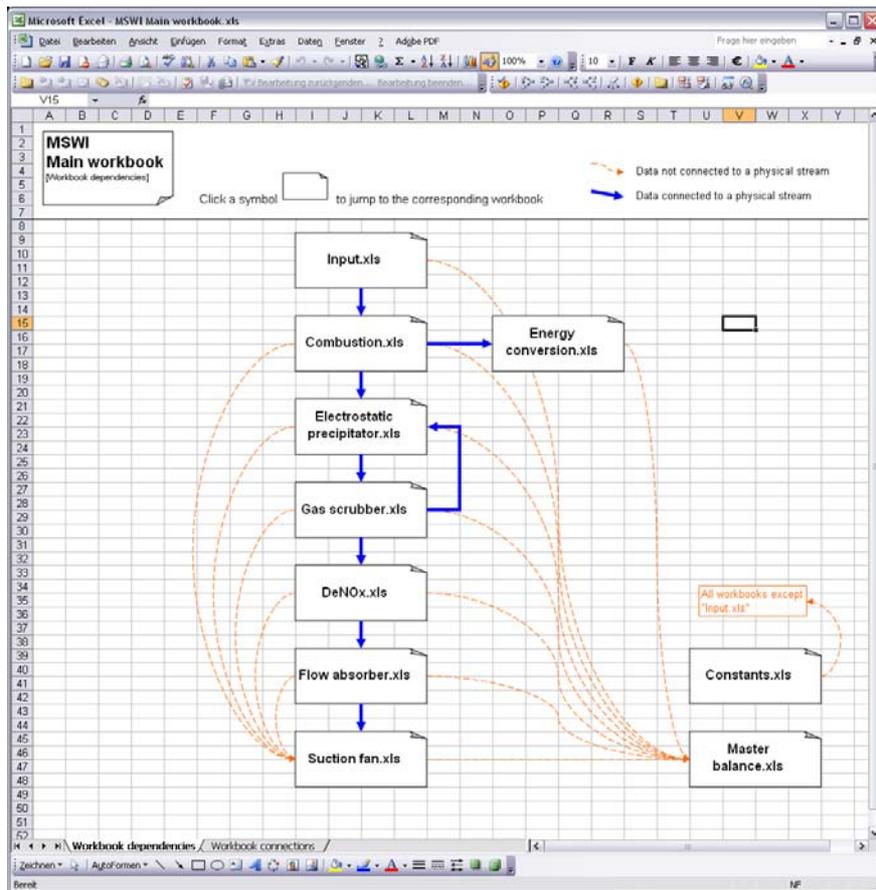


Abbildung 21: Main workbook mit schematischer Darstellung der Prozessstruktur (screenshot)

Jedes einzelne Modul wird durch thermodynamische und verfahrenstechnische Gesetzmäßigkeiten, empirische Messergebnisse aus den MVAn, Grenzwerten und Annahmen modelliert. Eine häufig erforderliche Annahme ist, Gruppen von Metallen mit in einem Modul gleichartigem Verhalten anzunehmen. Abbildung 22 zeigt das am Beispiel des Brennraums [Hagelücken 2000].

Aus allen Modulen wird über ein Makro eine Gesamtbilanz berechnet (Abbildung 26).

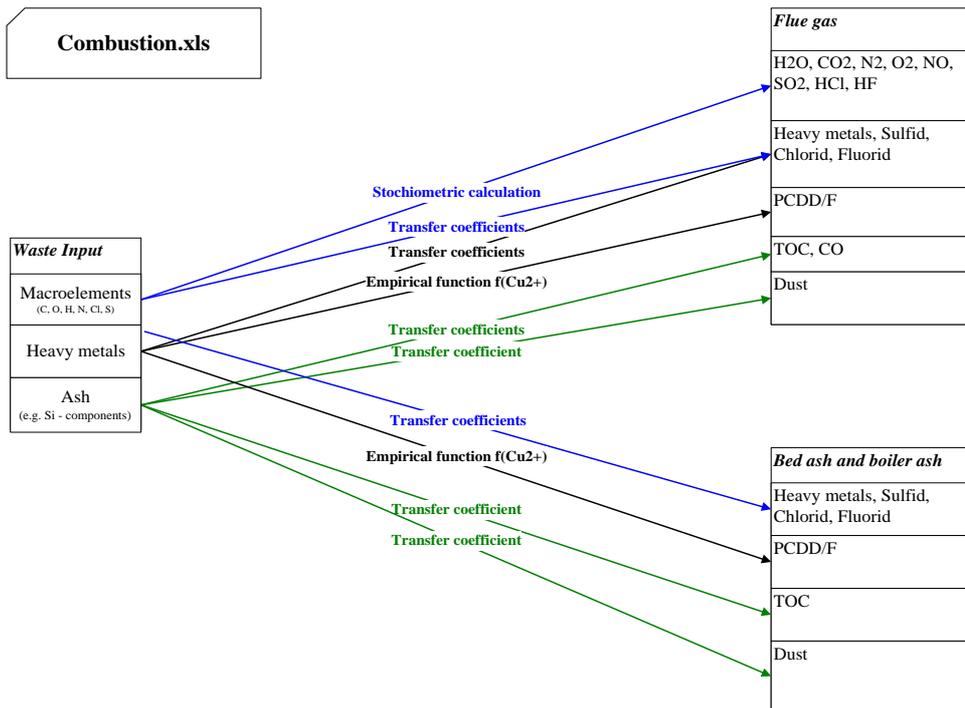


Abbildung 22: Stöchiometrische Berechnung, Transferkoeffizienten und empirische Formeln kombiniert im Modell, am Beispiel des Brennraums [Hagelüken 2000]

Name	Symbol	Value	Unit	Source	Remarks
(Physical inputs)					
Electrical energy consumption	W_el.in	0	kWh/kg waste		
Water consumption	m_Water.in	0	kg/kg waste		
Mass fraction of active coal	m_HOK.in	0,000904528	kg/kg waste		
(Flue gas)					
Temperature of flue gas	t_RG.in	380,35	K		
Pressure of flue gas	p_RG.in	93995	Pa		
Mass fraction of flue gas	m_RG.in	9,71657078	kg/kg waste		
Volume of flue gas	v_RG.in	7,937607847	m ³ /kg waste		
Mass fraction of water in flue gas	m_WRG.in	1,341794758	kg/kg waste		
Volume of water in flue gas	v_WRG.in	1,670795370	m ³ /kg waste		
Mass fraction of CO ₂	m_CO2.in	1,070110776	kg/kg waste		
Volume fraction of CO ₂	v_CO2.in	0,541403055	m ³ /kg waste		
Mass fraction of N ₂	m_N2.in	6,347599051	kg/kg waste		
Volume fraction of N ₂	v_N2.in	5,056517038	m ³ /kg waste		
Mass fraction of O ₂	m_O2.in	0,966586802	kg/kg waste		
Volume fraction of O ₂	v_O2.in	0,670021349	m ³ /kg waste		
Mass fraction of NO	m_NO.in	0,000644898	kg/kg waste		
Volume fraction of NO	v_NO.in	0,000481814	m ³ /kg waste		
Mass fraction of SO ₂	m_SO2.in	0,000323015	kg SO ₂ /kg waste		
Mass fraction of HCl	m_HCl.in	7,73236E-05	kg HCl/kg waste		
Mass fraction of HF	m_HF.in	0,000009262	kg HF/kg waste		
Mass fraction of S ₂	m_RG_Sulfid.in	1,88326E-07	kg S/kg waste		
Mass fraction of Cl	m_RG_Chlorid.in	4,73013E-06	kg Cl/kg waste		
Mass fraction of F	m_RG_Fluorid.in	4,10172E-08	kg F/kg waste		
Mass fraction of dust	m_RG_Dust.in	1,16137E-05	kg dust/kg waste		
Mass fraction of NH ₃	m_NH3.in	4,31591E-05	kg NH ₃ /kg waste		
Mass fraction of Al	m_RG_Al.in	0	kg/kg waste		
Mass fraction of As	m_RG_As.in	4,16947E-10	kg/kg waste		
Mass fraction of Cd	m_RG_Cd.in	6,44265E-08	kg/kg waste		
Mass fraction of Co	m_RG_Co.in	1,77244E-09	kg/kg waste		
Mass fraction of Cr	m_RG_Cr.in	4,25697E-07	kg/kg waste		
Mass fraction of Cu	m_RG_Cu.in	4,18834E-08	kg/kg waste		
Mass fraction of Fe	m_RG_Fe.in	0	kg/kg waste		
Mass fraction of Hg	m_RG_Hg.in	4,72575E-08	kg/kg waste		
Mass fraction of Mn	m_RG_Mn.in	1,83728E-08	kg/kg waste		
Mass fraction of Mo	m_RG_Mo.in	0	kg/kg waste		
Mass fraction of Ni	m_RG_Ni.in	6,2843E-08	kg/kg waste		
Mass fraction of Pb	m_RG_Pb.in	4,48957E-06	kg/kg waste		
Mass fraction of Sb	m_RG_Sb.in	9,64677E-09	kg/kg waste		
Mass fraction of Se	m_RG_Se.in	2,4694E-09	kg/kg waste		
Mass fraction of Sn	m_RG_Sn.in	4,32674E-09	kg/kg waste		
Mass fraction of Te	m_RG_Te.in	6,34797E-10	kg/kg waste		

Abbildung 23: Modul Flow absorber: Inputseite (screenshot)

Name	Symbol	Value	Unit	Source	Remarks
Entrained flow absorber (active coal injection, bag filter)					
(Process Specific constants)					
Pressure loss	Delta_P	1800	Pa		
Mass fraction of coke/fluor gas	c_HOK	0,00014	kg/m ³ N flue gas		
Max. mass fraction of SO2 in coke	x_HOK_SO2	3,80%			
Max. mass fraction of HCl in coke	x_HOK_HCl	5,00%			# Assumption
Max. mass fraction of HF in coke	x_HOK_HF	5,00%			# Assumption
(Active coal & Bag filter precipitation constants)					
Reduction of SO2	Vk_FSA_SO2	60,00%			
Reduction of HCl	Vk_FSA_HCl	50,00%			
Reduction of HF	Vk_FSA_HF	50,00%			# Assumption
Reduction of SO2	Vk_FSA_Sulfid	50,00%			# Assumption
Reduction of Cl	Vk_FSA_Chlorid	50,00%			# Assumption
Reduction of F	Vk_FSA_Fluorid	50,00%			# Assumption
Reduction of dust	Vk_FSA_Dust	50,00%			# Assumption
Reduction of NH3	Vk_FSA_NH3	60,00%			
Reduction of Al	Vk_FSA_Al	90,00%			# Assumption: Al like Cu
Reduction of As	Vk_FSA_As	90,00%			
Reduction of Cd	Vk_FSA_Cd	80,00%			
Reduction of Co	Vk_FSA_Co	90,00%			
Reduction of Cr	Vk_FSA_Cr	90,00%			
Reduction of Cu	Vk_FSA_Cu	90,00%			
Reduction of Fe	Vk_FSA_Fe	90,00%			# Assumption: Fe like Co
Reduction of Hg	Vk_FSA_Hg	65,00%			
Reduction of Mn	Vk_FSA_Mn	90,00%			
Reduction of Mo	Vk_FSA_Mo	90,00%			# Assumption: Mo like Cr
Reduction of Ni	Vk_FSA_Ni	90,00%			
Reduction of Pb	Vk_FSA_Pb	90,00%			
Reduction of Sb	Vk_FSA_Sb	90,00%			
Reduction of Se	Vk_FSA_Se	80,00%			# Assumption: Se like Cd
Reduction of Sn	Vk_FSA_Sn	90,00%			
Reduction of Te	Vk_FSA_Te	80,00%			# Assumption: Te like Se
Reduction of Ti	Vk_FSA_Ti	90,00%			
Reduction of V	Vk_FSA_V	90,00%			
Reduction of Zn	Vk_FSA_Zn	90,00%			
Reduction of PCDD/F	Vk_FSA_PCDDF	99,50%			
(Calculation of precipitated substances)					
O2 concentration in dry flue gas	y_RGR_O2	10,69%			
Correction factor	Korr	1,228633000	m ³ N/m ³ N flue gas		
Mass fraction of active coal	m_HOK	0,000004528	kg/kg waste		
Max. of precipitated SO2	Delta_m_SO2max	3,43721E-05	kg/kg waste		

Abbildung 24: Modul Flow absorber: Modulseite (screenshot)

Name	Symbol	Value	Unit	Source	Remarks
Entrained flow absorber (active coal injection, bag filter)					
(Physical outputs)					
Mass fraction of loaded active coal	m_HOKbel.out	0,001025092	kg/kg waste		
(Flue gas)					
Temperature of flue gas	t_RG.out	380,35	K		
Pressure of flue gas	p_RG.out	92165	Pa		
Mass fraction of flue gas	m_RG.out	9,716450144	kg/kg waste		
Volume of flue gas	v_RG.out	7,937666792	m ³ N/kg waste		
Mass fraction of water in flue gas	m_WRG.out	1,341794758	kg/kg waste		
Volume of water in flue gas	v_WRG.out	1,070795378	m ³ N/kg waste		
Mass fraction of CO2	m_CO2.out	1,070110705	kg/kg waste		
Volume fraction of CO2	v_CO2.out	0,641403095	m ³ N/kg waste		
Mass fraction of N2	m_N2.out	6,347599051	kg/kg waste		
Volume fraction of N2	v_N2.out	5,055517008	m ³ N/kg waste		
Mass fraction of O2	m_O2.out	0,956986992	kg/kg waste		
Volume fraction of O2	v_O2.out	0,670021249	m ³ N/kg waste		
Mass fraction of NO	m_NO.out	0,000644898	kg/kg waste		
Volume fraction of NO	v_NO.out	0,000401814	m ³ N/kg waste		
Mass fraction of SO2	m_SO2.out	0,000288643	kg SO2/kg waste		
Mass fraction of HCl	m_HCl.out	3,87618E-05	kg HCl/kg waste		
Mass fraction of HF	m_HF.out	0,000004626	kg HF/kg waste		
Mass fraction of SO2	m_RG_Sulfid.out	8,41628E-09	kg S/kg waste		
Mass fraction of Cl	m_RG_Chlorid.out	2,36507E-08	kg Cl/kg waste		
Mass fraction of F	m_RG_Fluorid.out	2,05686E-08	kg F/kg waste		
Mass fraction of dust	m_RG_Dust.out	5,80688E-06	kg dust/kg waste		
Mass fraction of NH3	m_NH3.out	8,63182E-06	kg NH3/kg waste		
Mass fraction of Al	m_RG_Al.out	0	kg/kg waste		
Mass fraction of As	m_RG_As.out	4,15947E-11	kg/kg waste		
Mass fraction of Cd	m_RG_Cd.out	1,28867E-08	kg/kg waste		
Mass fraction of Co	m_RG_Co.out	1,77244E-10	kg/kg waste		
Mass fraction of Cu	m_RG_Cu.out	4,25837E-08	kg/kg waste		
Mass fraction of Fe	m_RG_Fe.out	4,18834E-09	kg/kg waste		
Mass fraction of Hg	m_RG_Hg.out	7,08862E-09	kg/kg waste		
Mass fraction of Mn	m_RG_Mn.out	1,83729E-08	kg/kg waste		
Mass fraction of Mo	m_RG_Mo.out	0	kg/kg waste		
Mass fraction of Ni	m_RG_Ni.out	6,2843E-09	kg/kg waste		
Mass fraction of Pb	m_RG_Pb.out	4,46857E-07	kg/kg waste		
Mass fraction of Sb	m_RG_Sb.out	9,84677E-10	kg/kg waste		
Mass fraction of Se	m_RG_Se.out	6,1386E-10	kg/kg waste		
Mass fraction of Sn	m_RG_Sn.out	4,32874E-10	kg/kg waste		
Mass fraction of Te	m_RG_Te.out	1,26959E-10	kg/kg waste		
Mass fraction of Ti	m_RG_Ti.out	0	kg/kg waste		
Mass fraction of V	m_RG_V.out	1,01702E-10	kg/kg waste		

Abbildung 25: Modul Flow absorber: Outputseite (screenshot)

	A	B	C	D	E	F	G	H
1	Master balance							
2		Name	Symbol	Value	Unit	Source	Remarks	
3		(Aggregated Inputs)						
6		Combustion air		6,520526519	m ³ _N/kg waste		At 298,15 K, 101325 Pa, Phi 0	
7		Process water		0,574049471	kg/kg waste			
8		Bed ash cooling water		0,03467549	kg/kg waste			
9		Cooling water		302,6361766	kg/kg waste			
10		Boiler feed water		0,033793484	kg/kg waste			
11		Limestone	m_Limestone	0,00142016	kg/kg waste			
12		NH3	m_NH3	0,004623061	kg NH3/kg waste			
13		NaOH	m_NaOH	0,009020199	kg/kg waste			
14		Fe(OH)3	m_Fe(OH)3	9,14766E-06	kg Fe(OH)3/kg waste			
15		TMI15	m_TMI15	7,36952E-08	m ³ _TMI15/kg waste			
16		Active coal	m_Coke	0,00804526	kg/kg waste			
17		Natural gas	m_Gas	0,009139499	m ³ _N Gas/kg waste			
19		Electric power	W_ElPowerCons	221608,303	J/kg waste			
21		(Aggregated Outputs)						
22		Flue gas mass (dry, 11% O2)		8,402291027	kg/kg waste			
23		Flue gas volume (dry, 11% O2)	v_RG_dry	6,460831242	m ³ _N BlmSchV/kg waste			
24		CO2	c_RG_CO2	0,165630499	kg/m ³ _N BlmSchV			
25		H2O	c_RG_H2O	0,207601443	kg/m ³ _N BlmSchV			
26		N2	c_RG_N2	0,982474052	kg/m ³ _N BlmSchV			
27		SO2	c_RG_SO2	4,46756E-05	kg/m ³ _N BlmSchV			
28		NOx	c_RG_NOx	9,98165E-05	kg/m ³ _N BlmSchV			
29		HCl	c_RG_HCl	5,9996E-06	kg/m ³ _N BlmSchV			
30		HF	c_RG_HF	7,16007E-07	kg/m ³ _N BlmSchV			
31		CO	c_RG_CO	1,7140E-05	kg/m ³ _N BlmSchV			
32		TOC	c_RG_TOC	1,96009E-06	kg/m ³ _N BlmSchV			
33		NH3	c_RG_NH3	1,33602E-06	kg/m ³ _N BlmSchV			
34		PCDD/F	c_RG_PCDDF	2,1625E-14	kg/m ³ _N BlmSchV			
35		As	c_RG_As	6,43797E-12	kg/m ³ _N BlmSchV			
36		Cd	c_RG_Cd	1,98444E-09	kg/m ³ _N BlmSchV			
37		Hg	c_RG_Hg	1,69717E-09	kg/m ³ _N BlmSchV			
38		Ni	c_RG_Ni	9,72676E-10	kg/m ³ _N BlmSchV			
39		Dust	c_RG_Dust	1,20104E-06	kg/m ³ _N BlmSchV			
40		Metals (without As, Cd, Ni, Hg)	c_RG_Metals	1,37373E-07	kg/m ³ _N BlmSchV			
42		Filter ash	m_FA	0,05284154	kg/kg waste			
43		Boiler ash	m_KA	0,004547716	kg/kg waste			
44		Bed ash (dry)	m_BA	0,204526403	kg/kg waste			
45		Loaded active coal		0,001025092	kg/kg waste			
46		metal sludge (dry mass)		0,000230655	kg/kg waste			
47		Gypsum (dry mass)		0,001957828	kg/kg waste			
48		Boiler feed water loss		0,033793484	kg/kg waste			
49		Heated cooling water		302,6361766	kg/kg waste			
51		District heat	W_Heat	150366,302	J/kg waste			

Abbildung 26: Gesamte Prozessbilanz als Ergebnis (screenshot)

5.3.4.5 Modellvalidierung und -qualität

Das Modell wurde anhand der realen Emissionsdaten der Anlagen Würzburg und Taragona/Sirusa validiert. Für die Anlage Würzburg lagen für das Jahr 1999 monatsfeine Daten zu Emissionen und dem Einsatz von einigen Hilfs- und Betriebsstoffen vor [Zvaws 2000]. Diese wurden mit den Modell-ergebnissen für eine gleichwertige Anlage verglichen; als Abfallinput wurde dabei ein vermuteter wahrscheinlicher Input, gewonnen aus deutschen Durchschnittsdaten und Nachfragen in der Anlage in Würzburg, angesetzt.

Zunächst ist zu erkennen, dass sich die Emissionen der Anlage in Würzburg mit dem Jahr stark ändern. So lag beispielsweise das Minimum der HCl Emissionen 1999 bei 0,2 mg/m³, das Maximum dagegen bei 6,51 mg/m³ (Abbildung 27). Für die Validierung wurden daher Konfidenzintervalle der realen Anlagendaten herangezogen.

Im Vergleich mit den Konfidenzintervallen zeigt sich, dass der Ammoniak Einsatz vom Modell deutlich überschätzt wird (real 0,7kg NH3/t Abfall, Modell knapp 4 kg/t). Zum Wassereinsatz liefert das Modell keine Informationen, damit ist ein Abgleich nicht möglich. Der Strombedarf im Input wird deutlich unterschätzt, die Strom- und die Wärmeerzeugung dagegen gut abgebildet. Auch die anderen verglichenen Werte stimmen recht gut überein.

Die Validierung zeigt, dass ein Abgleich mit realen Anlagendaten durchaus möglich ist, jedoch nicht auf Basis eines einzelnen Emissionswertes erfolgen sollte. Konfidenzintervalle haben sich in diesem Beispiel als praktikabel erwiesen; möglicherweise können über genauere Informationen zum Abfallinput und zur Anlagenfahrweise auch die Emissionswerte der realen Anlage besser eingegrenzt werden. Als konkrete Schlussfolgerung dieser Validierung liegt nahe, dass das Modell die Emissionen der vom Modell abgebildeten Anlage in Würzburg für das Jahr 2000 recht gut wiedergibt. Der Ammoniak Einsatz ist allerdings im Modell zu prüfen, genau wie der Einsatz an Fremdstrom. Eine Aktualisierung der im Modell abgebildeten Anlagentechnik ist ebenfalls anzuraten, wenn das Modell neuere Anlagen abbilden soll.

Validation MV A Würzburg arrival emissions vs. New model		174484	
Parameter (Outputs)	Unit	1998 Zyklus 400	New Model
Amount of waste burned	ts	27.0	26.057 807.3
Limestone	kg/t	536.3786002	-1.44281927
NH3	kg/t	0.7	3.29059992
Natural gas	m ³ /k	2.3	0.024921703
Active carbon (HOK)	kg/t	2.2	-0.136984776
Drinking water	m ³ /k	0.085074146	0.015396536
Water level-raising	m ³ /k	1.267130328	-1.267130328
Electricity	kWh/t	184.0000048	-100.6469382

Parameter (Outputs)	Unit	1998 Zyklus 400	New Model
Electricity	kWh/t	536.3786002	-10.28132022
Diesel fuel	kWh/t	374.4128539	18.04789038
Sea ash	lt	0.225236552	-0.0710006102
Filter ash	lt	0.055006627	-0.0041866534

Parameter (Emissions)	Unit	Threshold value	Würzburg (average)	Confidence intervals			Value in Range?	
				88% confidence interval (lower width)	Relative error to average	88% confidence interval (upper width)		Percentage of confidence interval used
HCl	mg/m ³	10	2.500	0.2716101	-10%	1.8338	-31%	WAHR
SO2	mg/m ³	50	7.350	0.3773015	-6%	2.3328	-20%	WAHR
CO	mg/m ³	50	14.716	5.5672513	24%	4.1171	84%	WAHR
TOC	mg/m ³	10	0.100	0.01102	0%	0.000	0%	WAHR
NOx	mg/m ³	200	57.950	30.87787	0%	8.324	-1%	WAHR
Dust	mg/m ³	10	0.480	0.17139	-5%	0.322	-13%	WAHR
Cl ₂ , Ti	mg/m ³	0.05	0.000	0.00010008	1%	0.000	0%	WAHR
SO ₂ , H ₂ S, CO, O ₂ , H ₂ N	mg/m ³	0.5	0.03	0.0110008	-7%	0.000	0%	WAHR
Hg	mg/m ³	0.05	0.000	0.00010008	9%	0.000	6%	WAHR
HF	mg/m ³	1	0.026	0.01101	-7%	0.000	0%	WAHR
PCDD/F	ng/m ³	0.1	0.005	0.00010011	-2%	0.000	0%	WAHR

Abbildung 27: Beispielhafte Validierung des Modells anhand der realen Emissionsdaten der MV A Würzburg [Hagelütken 2000, screenshott]

Average: Für HCl, SO₂, CO, TOC, NO_x, Dust: Mittelwert der monatlichen Mittelwerte Januar 1998 - April 2000

„Value in Range“ prüft ob der Wert im 68%-Konfidenzintervall liegt

„New Model“: (verbessertes) MSWI Modell

5.3.4.6 *Anpassung des Modells an andere Randbedingungen*

Ein Ziel bei der Modellentwicklung war es, durch die Modularität eine gute und einfache Anpassbarkeit an andere Randbedingungen zu schaffen. Wie gut diese Anpassung tatsächlich gelingt, wurde in einem Vergleich einer spanischen und einer deutschen MVA, die jeweils mit dem Modell abgebildet wurden, untersucht [Ciroth et al. 2002]. Die MVA in Spanien (Tarragona) wurde dabei vor und nach einer Modernisierung der Rauchgasreinigung modelliert.

Als konkrete Änderungen sind dabei berücksichtigt worden:

- anderer Abfallinput;
- andere Grenzwerte;
- DeNOx Anlage (ja/nein)

Die Anpassung war gut möglich, die Rechenergebnisse jedoch nicht immer befriedigend (s. Abschnitt Validierung, oben). Für die Anpassung war es außerdem nicht notwendig, zusätzliche Module zu erstellen oder vorhandenen Module komplett anders auszulegen.

5.3.4.7 *Verfügbarkeit*

Das Modell ist unter die GNU General Public Licence gestellt und auf der Website [GreenDeltaTC 2007] bei Anerkennung der Lizenzbedingungen frei erhältlich.

5.3.5 Orware

5.3.5.1 *Zweck des Modells, allgemeine Informationen*

ORWARE (die Abkürzung steht für ORganic WAstE REsearch) ist ein Modell zur Abbildung der gesamten abfallwirtschaftlichen Stoff-, Energie- und Geldströme in einer Region. Die Anfänge gehen bis in das Jahr 1993 zurück, ein letztes Projekt wird auf der Website [ORWARE 2007] für das Jahr 2001 erwähnt. Müllverbrennung ist ein Modul innerhalb des gesamten Modells (Abbildung 28).

Das Modell ist in Matlab erstellt und hat eine Simulink Oberfläche, die anschaulich die verschiedenen verschalteten Systemelemente darstellt. Die Blöcke können, wie üblich bei Matlab/Simulink, mit weiteren Subsystemen und/oder Parametern und Funktionen belegt sein.

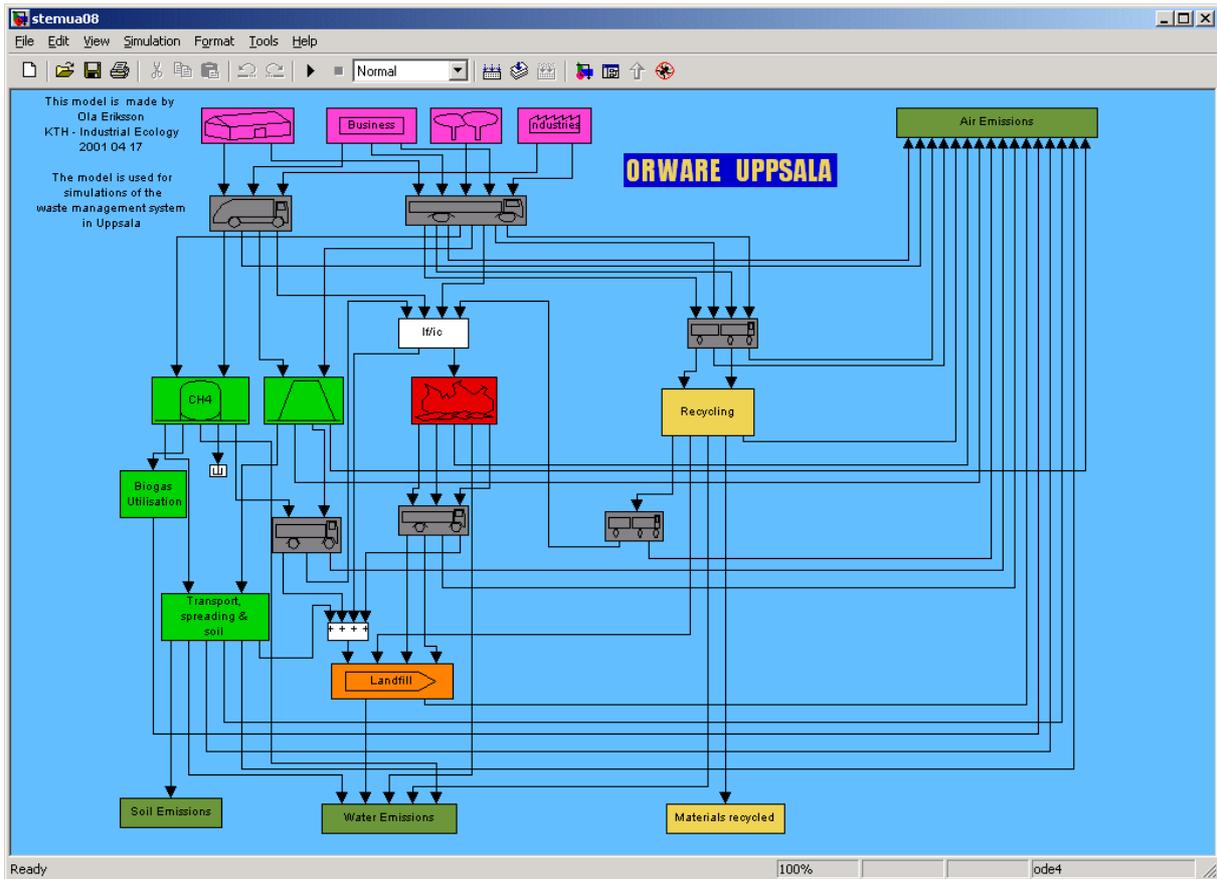


Abbildung 28: Elemente des ORWARE Modells (screenshot, die Müllverbrennung ist der rote Block mit dem stilisierten Feuer)

5.3.5.2 Zeitlicher, geografischer, technischer Bezug

Die Beschreibung hier im Text bezieht sich auf die soweit bekannt letzte Modellversion. Sie bildet das Abfallmanagementsystem für die Stadt Uppsala in Schweden, mit Stand 2000/2001, ab. Das Abfallverbrennungsmodell in diesem ORWARE Modell geht auf eine Arbeit von Björklund [Björklund 1998] zurück [Erikssona et al. 2002].

5.3.5.3 Abfallinput

Folgende Stoffe, Stoffgruppen und Elemente werden im ORWARE Modell abgebildet [Björklund 2000, S. 21]:

Dry matter	BOD ₇	Dioxins	NO ₃ ⁻	Pb
Volatile substance	COD	PCB	NO _x	Cu
Total biogenic C	Biogenic CO ₂	PAH	N ₂ O	Cr
Total fossil C	Fossil CO ₂	Phenols	S total	Ni
Slowly degradable carbohydrates	CO	O total	SO _x	Zn
Moderately degradable carbohydrates	CH ₄	H total	Cl total	Hg
Rapidly degradable carbohydrates	VOC	H ₂ O	P	Cd
Fat	AOX	N total	K	Particles
Protein	CHX	NH ₃ /NH ₄ ⁺	Ca	

Der Abfallinput ist entsprechend zu spezifizieren. Im ORWARE Modell geschieht das eigentlich für verschiedene „Abfallerzeugungs-Subsysteme“ (Industrien, Landwirtschaft, usw., s. Abbildung 28). Durch eine geringe Änderung des Matlabmodells ließe sich aber auch direkt für die MVA ein entsprechender Inputstrom angeben.

5.3.5.4 Modellierungsprinzipien

Das MVA-Modul in ORWARE ist unterteilt in die Subsysteme Vorbehandlung („wrapping“), Verbrennung („incinerator“), und Abgasbehandlung („air pollution control“) (Abbildung 29). Diese Subsysteme sind jeweils weiter untergliedert. Subsysteme der eigentlichen MVA (Incineration plant) sind beispielsweise Schlacke (slag) und Abgas (raw gas).

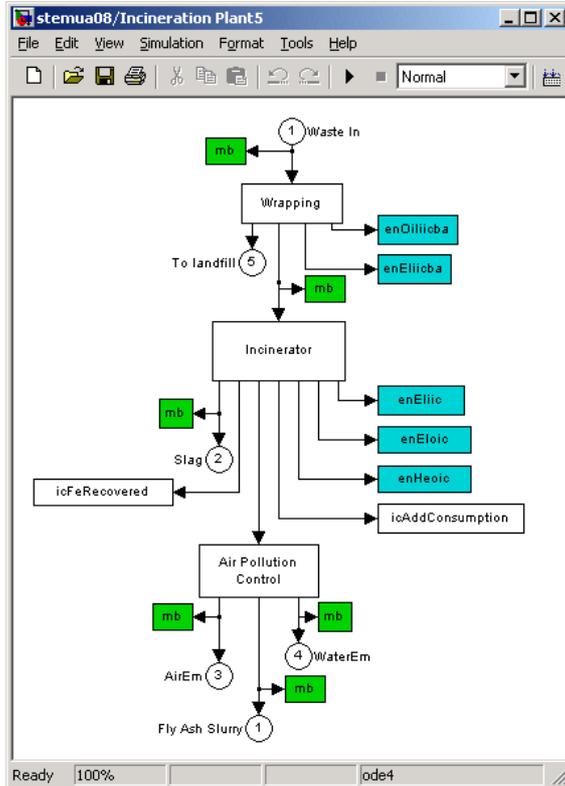


Abbildung 29: Subsystem Incineration Plant im ORWARE Modell (screenshot)

Abbildung 30 zeigt das Subsystem Abgas aus der MVA, vor der Abgasreinigung. Die aufgelisteten Stoffströme (TS; CO₂-f und CO₂-b, particles, VOC usw.) umfassen tatsächlich alle im Abgas modellierten Substanzen.

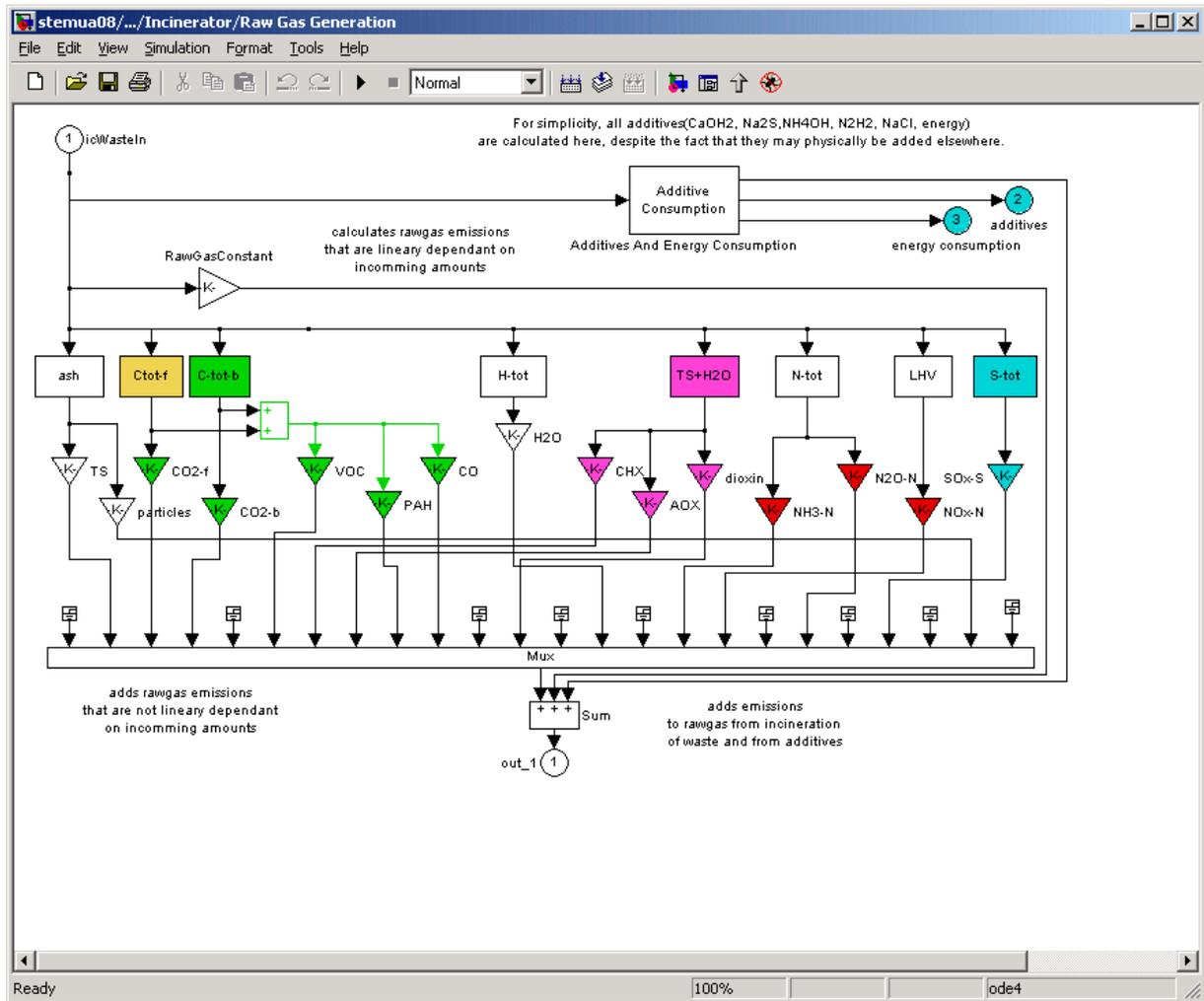


Abbildung 30: Subsystem Raw Gas Generation in der MVA im ORWARE Modell (screenshot)

Dem frühen Entwicklungszeitpunkt entsprechend ist die Rauchgasreinigung in der Anlage recht einfach modelliert (Abbildung 31). Für einige Substanzen werden lineare „Abreinigungskoeffizienten“ angesetzt; Wäsche oder DeNOx existieren noch nicht.

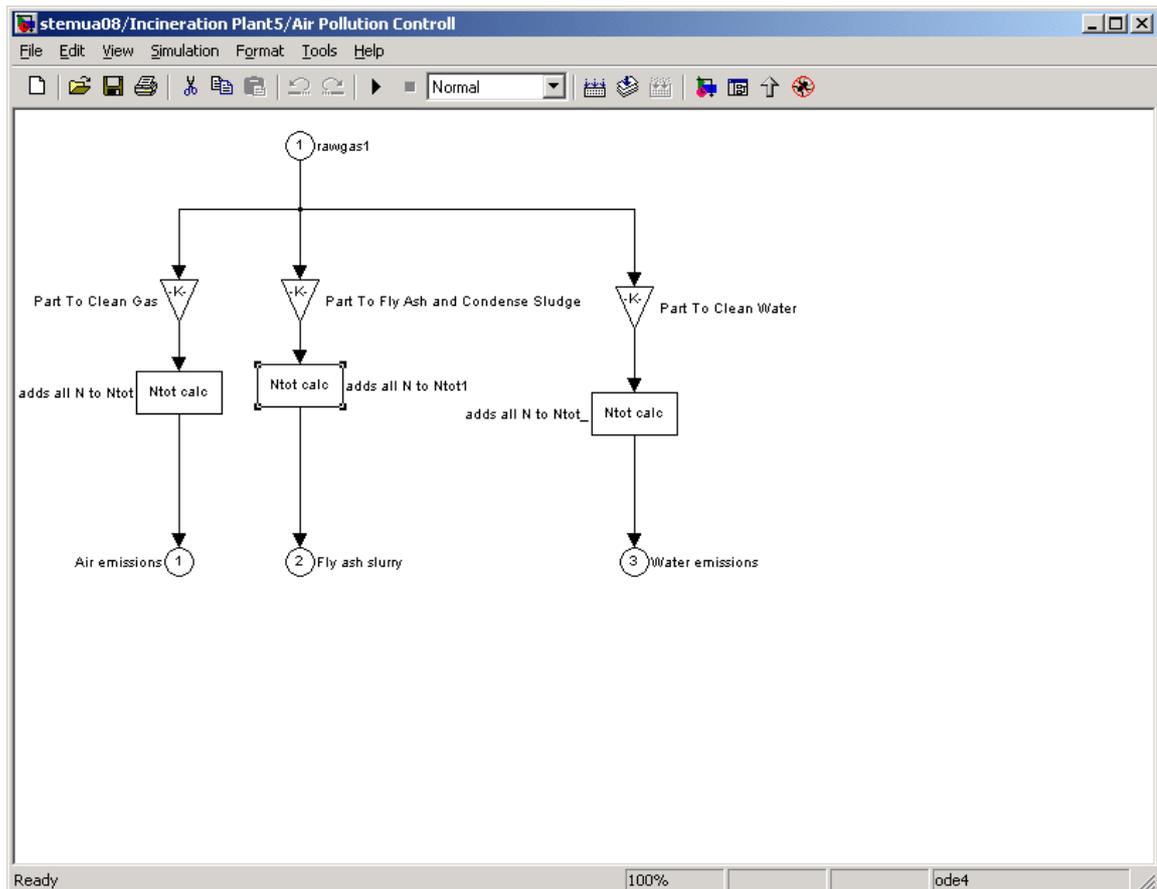


Abbildung 31: Subsystem Air Pollution Control in der MVA im ORWARE Modell (screenshot). Die Elemente im Rauchgasstrom sind nicht erkennbar, da alle über elementweise Matrixmultiplikation verrechnet werden.

5.3.5.5 Modellvalidierung und -qualität

In den ausgewerteten Quellen waren keine Angaben zur Modellvalidierung enthalten.

5.3.5.6 Anpassung des Modells an andere Randbedingungen

Das Matlab Modell lässt sich im Prinzip beliebig ausbauen und an andere Randbedingungen anpassen. Da die dargestellten Stoffflüsse jedoch als Vektorelemente modelliert werden (u_1 , u_2 usw.) und die Funktionen nicht offiziell dokumentiert sind, ist eine Anpassung erschwert. Eine Aktualisierung und Weiterentwicklung des Modells von den ursprünglichen Entwicklern ist derzeit unklar.

5.3.5.7 Responseverhalten

Das Modell bildet weitgehend lineare Transferkoeffizienten ab und fällt damit in die gleiche Kategorie wie das ecoinvent Modell, wenngleich die Abgasreinigung ein separates Modul neben der Verbrennung darstellt. Das dort (5.3.1.7) zum Responseverhalten gesagte gilt hier analog.

5.3.5.8 Verfügbarkeit

Das Modell ist nicht offiziell verfügbar, wurde dem Autor jedoch auf Anfrage zur Verfügung gestellt.

5.3.6 Wisard

5.3.6.1 Zweck des Modells, allgemeine Informationen

Wisard ist eine Abkürzung für „Waste Integrated Systems for Assessment of Recovery and Disposal“; es wird derzeit in der Version 4.0 von Price Waterhouse Coopers vertrieben und wurde ursprünglich von Ecobilan entwickelt. Eine Demoversion ist über die Website [Ecobilan 2007] erhältlich. Ziel ist, ähnlich wie bei ORWARE (s. Abschnitt 5.3.5), die Modellierung und Bewertung der Stoffflüsse des

Abfallwirtschaftssystem in einer bestimmten Region, mit verschiedenen abfallwirtschaftlichen Anlagen, darunter auch Müllverbrennungsanlagen.

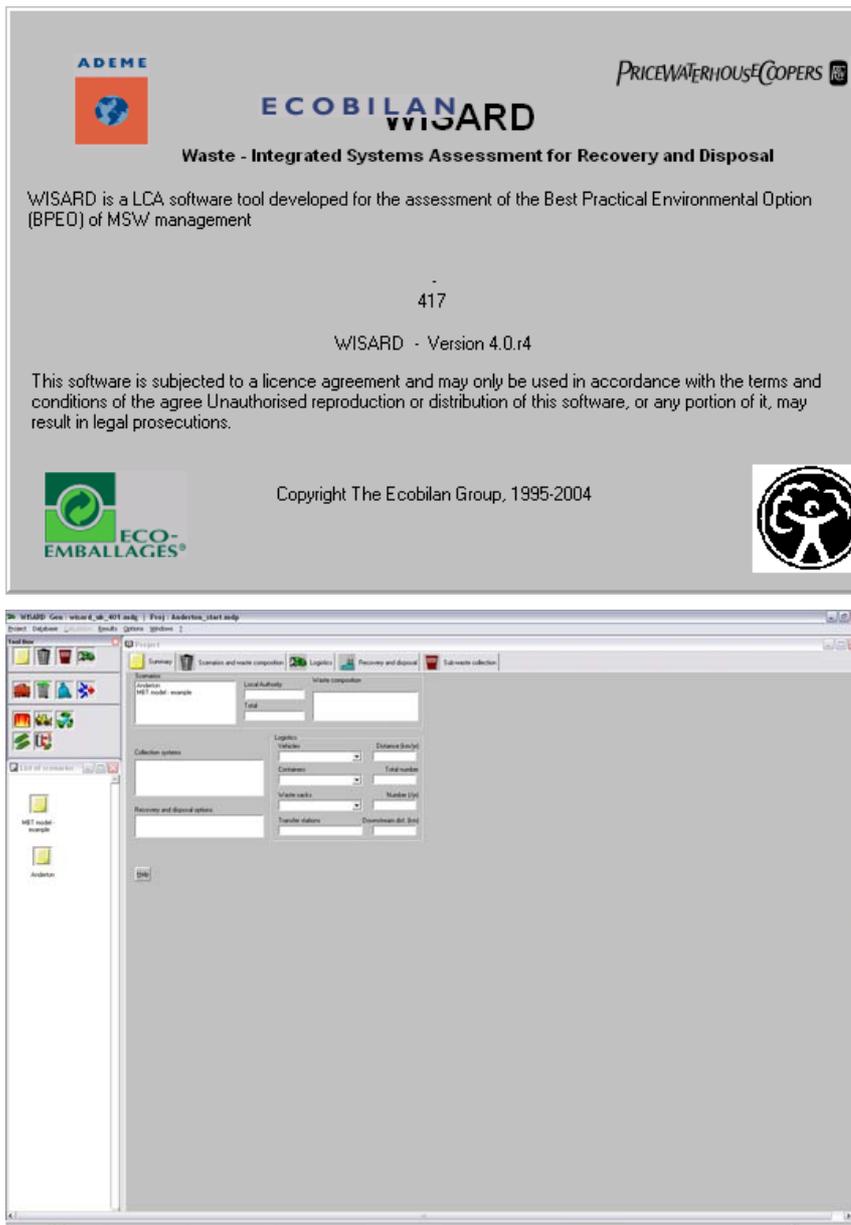


Abbildung 32: Wisard 4.0, Splash-Screen und Eingangsbildschirm (screenshot)

5.3.6.2 Zeitlicher, geografischer, technischer Bezug

Die vorliegende Version enthält überwiegend Anlagen aus Frankreich und Großbritannien, „neue“ Anlagen werden mit einem Bezugsjahr von 1999 angegeben. Während die Zusammenstellung der Entsorgungsanlagen in einem „Szenario“ gut an spezielle regionale Gegebenheiten angepasst werden kann, sind die Anlagen selbst nur in Grenzen innerhalb von Wisard zu ändern. Für MVAn ist eine Änderung der Rauchgasreinigung innerhalb von Wisard so zum Beispiel kaum möglich.

5.3.6.3 Abfallinput

Der Abfallinput in die Anlage lässt sich wie bei anderen Modellen auch in Abfallfraktionen angeben (Abbildung 33), entweder in absoluten Mengenangaben oder in Prozentzahlen. Für jede Abfallfraktion sind die in Abbildung 34 gezeigten Angaben möglich.

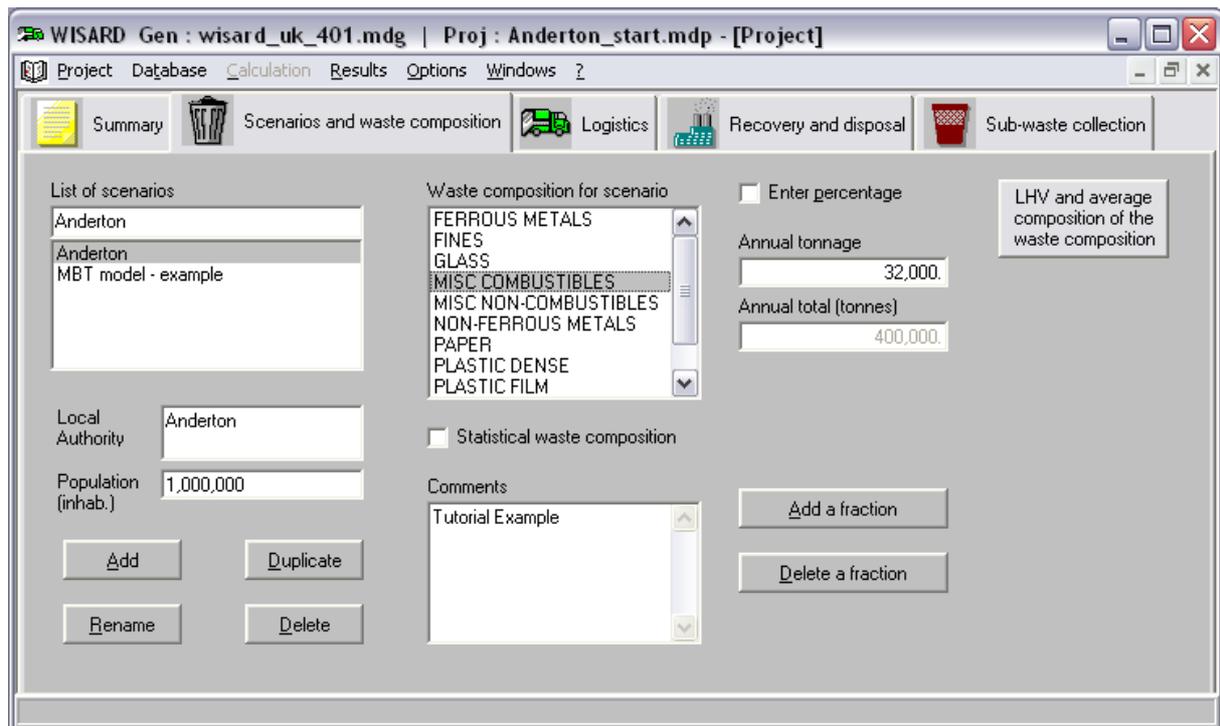


Abbildung 33: Wisard 4.0, Abfallzusammensetzung nach Fraktionen

5.3.6.4 Modellierungsprinzipien

Die Modellierungsprinzipien sind aus der vorliegenden Version nicht vollkommen klar. Wisard bietet zahlreiche verschiedene Müllverbrennungsanlagenmodelle zum „Einbau“ in regionale Abfallwirtschaftssystemmodelle (Abbildung 35); wie die einzelnen Anlagen modelliert worden sind, wird jedoch nicht an einer zentralen Stelle angegeben. Literaturangaben sind ebenfalls nicht so angegeben, dass sie einfach nachverfolgt werden können, sondern eher ein laufendes Projekt für untereinander bekannte Personen dokumentieren. In der Dokumentation finden sich oft Hinweise auf einen vorläufigen Charakter der Werte und Annahmen.

Die Dokumentation beschreibt schwerpunktmäßig die Anlage selbst; wie die Anlage im Modell abgebildet ist, wird nur teilweise erwähnt, etwa wenn von einer Anlagengröße auf eine andere Größe linear extrapoliert wird. Relativ oft scheinen reale Messwerte in die Modellierung eingeflossen sein, entweder als Grundlage für empirische Gleichungen oder zur Validierung. Der Autor ist nicht auf weiterführende, anlagenübergreifende Angaben hierzu gestoßen.

LHV and average composition of the waste composition

The LHV and the compositions are calculated on dry matters. The production of biogas is calculated on wet.

LHV (MJ/kg)	13.36	Sn (mg/kg)	0
Landfill gas generation (kg/kg)	0.187	Sb (mg/kg)	8.03
Fossil C (%)	13.33	Cr (mg/kg)	240.97
Biomass C (%)	19.67	Mn (mg/kg)	675.9
H (%)	4.67	Ni (mg/kg)	58.98
O (%)	37.43	Cu (mg/kg)	992.28
N (%)	0.82	Zn (mg/kg)	1007.19
S (%)	0.16	Mo (mg/kg)	6.15
Cl (%)	0.96	Se (mg/kg)	0
Al (%)	1.6	Co (mg/kg)	0
Fe (%)	6.56	Fluorine (mg/kg)	250.82
Hg (mg/kg)	0.07	Bore (mg/kg)	0
Pb (mg/kg)	394.33	Brome (mg/kg)	313.85
As (mg/kg)	5.45	Mineral Matters (%)	28.69
Cd (mg/kg)	4.94	Humidity (%)	30

Abbildung 34: Wisard 4.0, Angaben zur Zusammensetzung einer Abfallfraktion

WISARD Gen : wisard_uk_401.mdg | Proj : Anderton_start.mdp - [Project]

Project Database Calculation Results Options Windows ?

Summary Scenarios and waste composition Logistics Recovery and disposal Sub-waste collection

Scenario: Anderton Type of collection: Collection of glass (bring systems)

Recovery and disposal	Option specification	Proportion (%)
Anaerobic Digestion	Fr- Garden Incineration	100.
Composting	Fr- Incinerator - wet - CHP (2)	
Incineration	Fr- Incinerator - wet - CHP (3)	
Landfill	Fr- Incinerator 157kt/yr - dry	
Sorting-Recycling	Fr- Incinerator 157kt/yr - dry	
	Fr- Incinerator 157kt/yr - dry	
	Fr- Incinerator 1931 - semi dr	

Recovery and disposal	Option specification	Proportion (%)
Incineration	Fr- Garden Incineration	0.
Landfill	Fr- Incinerator - wet - CHP (2)	
	Fr- Incinerator - wet - CHP (3)	
	Fr- Incinerator 157kt/yr - dry	
	Fr- Incinerator 157kt/yr - dry	
	Fr- Incinerator 157kt/yr - dry	
	Fr- Incinerator 1931 - semi dr	

Help

Abbildung 35: Wisard 4.0, vorhandene Modelle für MVAn

Beispiel für eine ausführliche Anlagendokumentation („Incinerator Retrofit 400 kt/yr“, Ausschnitt aus der Dokumentation):

Author: A.Tolliday (Ecobalance UK) 16 September 1999

Source: Information for the Typical waste input and Gas cleaning (outputs) for the Incinerator New - 400 kt/y and Incinerator Retrofit - 400kt/y was provided by Patrick Dyke and Roberto Vogel, August 1999. The remaining tabs of the two databases were completed in an 'Incinerator Round-table' meeting held on 6 September 1999. Present were Terry Coleman, Patrick Dyke, Roberto Vogel, Judith Bates, Olivier Muller and Ashley Tolliday.

The remaining databases ie 250 and 550 tk/y for both New and Retrofit incinerators have been calculated by linear regression based on the 400kt/y values.

Representativity:
The information contained within this database is suitable for new incinerators with a capacity up to 400 kt/y

OPERATIONS

This scenario covers all plants which were commissioned well before October 1996 (> 20 years) and only had particulate abatement and no further gas cleaning. Further gas cleaning and other minor changes (e.g. boiler and auxiliary burners retrofit) were carried out before the end of 1996 in order to achieve compliance with the EU Directive 89/429/EEC (for existing plants). This example plant consists of a reception operation, a combustion section, heat recovery, electricity generation and gas cleaning. Throughput capacities range from 140,000 - 450,000 t/a on 2 to 3 production lines.

Vehicles tip MSW and commercial waste (similar to MSW) into a bunker, where oversized and non-conforming waste is removed.

An overhead crane mixes and feeds the waste into 2 to 3 feed hoppers.

The combustion system (which is over 20 years old) is either reciprocating or of the roller grate mass burn type.

The combustion section incorporates main and secondary combustion chambers with (retrofit) auxiliary burners followed by a water wall and convection boiler. Bottom ash from combustion drops into the quench bath from where it is extracted and constitutes an output of the system. Some installations have on-site ferrous metal extraction from the bottom ash.

Heat recovery is in the form of steam (mostly superheated) which is used for district heating and electricity generation. Fly ash from the boiler is either conveyed to the quench bath and/or to the residuals from gas cleaning. In one plant heat is recovered for district heat and in one other a dedicated industrial heat load is supplied combined with electricity generation - all other plants have electricity generation alone. For the purposes of this project the example plant is considered to have electricity only. Inputs to the system are water and water treatment chemicals, outputs wastewater and waste heat. Heat rejection is by air-cooled condenser, cooling tower or heat exchanger to water.

None of the retrofit plants incorporate DeNOx. One plant has experimented with a system of flue gas recirculation in order to reduce NOx levels.

In some plants existing (old) elements of particulate abatement systems (Electrostatic Precipitator, ESP) have been retained in combination with the retrofit dry gas cleaning system.

Hydrated lime and activated carbon are injected into the gas stream and filtered out in a combination of (existing) ESP and baghouse or baghouse only. Inputs are hydrated lime and activated carbon and possibly water for gas conditioning and the outputs gas cleaning residuals (incorporating fly ash). Discharge to atmosphere is via a 70 - 100 m high stack.

General aspects of the operations are water consumption for general activities, wastewater discharge to sewer and rainwater discharge to sewer or surface water, vehicle movements and electricity consumption.

[...]

Abbildung 36: Wisard 4.0, Ausschnitt aus der Beschreibung der MVA „Incinerator Retrofit 400 kt/yr“

5.3.6.5 Modellvalidierung und -qualität

Relativ oft scheinen, wie oben erwähnt, reale Messwerte in die Modellierung eingeflossen sein, entweder als Grundlage für empirische Gleichungen oder zur Validierung. Es gibt allerdings keine zentrale Dokumentation der Modellvalidierung in Wisard.

5.3.6.6 Anpassung des Modells an andere Randbedingungen

Für jede MVA sind die in Abbildung 37 bis Abbildung 39 zu erkennenden Angaben möglich. Die Abbildungen zeigen nur eine Auswahl. Weitere Angaben sind also möglich. Es sind einerseits Parameter

der Anlagenführung und andererseits alle einzelnen Input- und Outputströme der MVA. In der vorliegenden Demoversion können Parameterwerte für bestehende Anlagen gar nicht, und für neue Anlagen relativ beliebig und unabhängig voneinander verändert werden. Die Anlagentechnik „hinter“ den Stoffströmen ist dagegen nicht sichtbar und lässt sich auch über die Nutzeroberfläche nicht anlegen oder ändern.

Für den Nutzer sieht daher die MVA in Wisard daher wie ein Black-box Prozess aus, bei dem die einzelnen Input- und Outputströme einzeln geändert werden können.

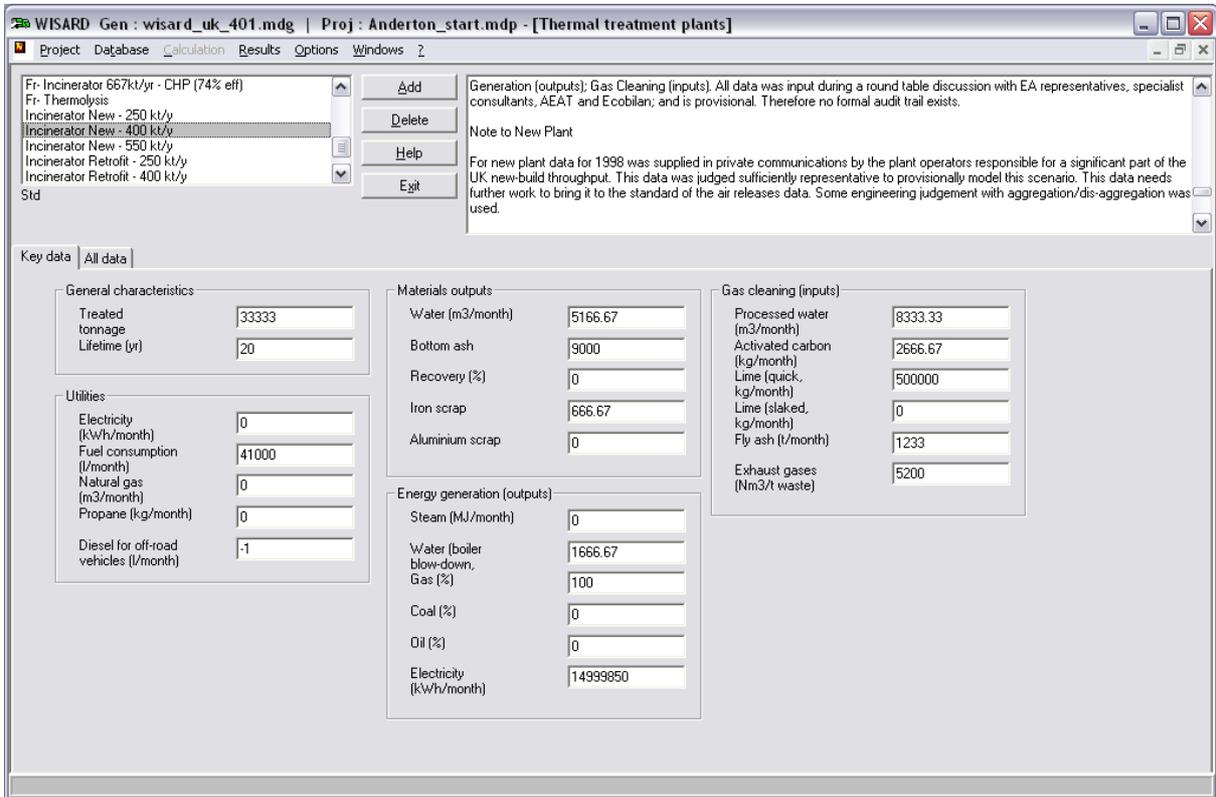


Abbildung 37: Wisard 4.0, Zusammenfassung der Angaben zu einer MVA

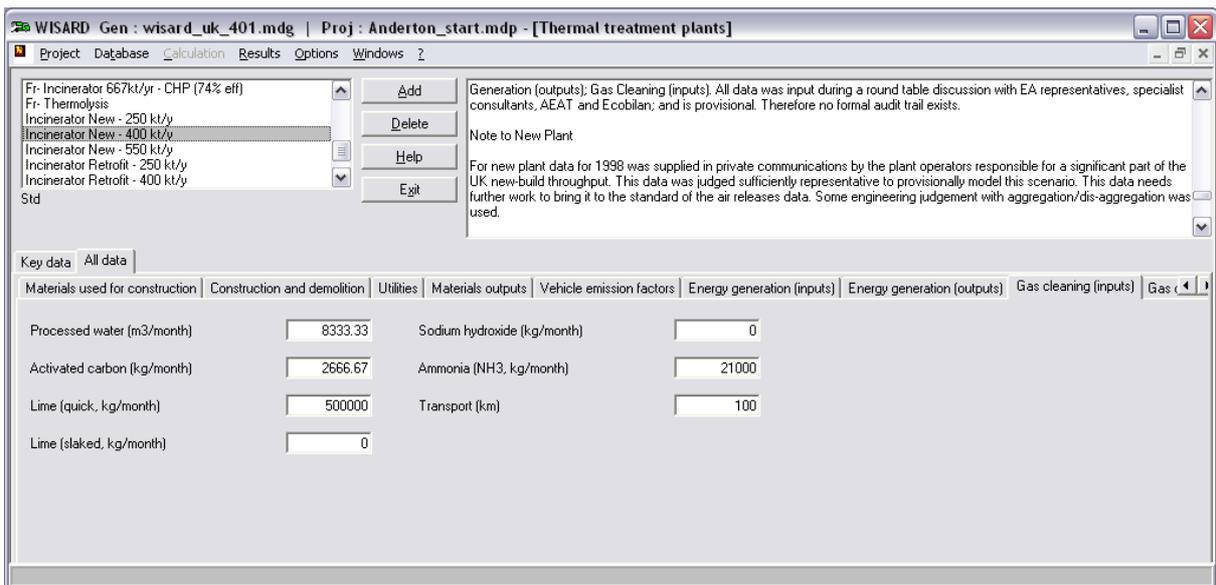


Abbildung 38: Wisard 4.0, Angaben zu den eingesetzten Hilfs- und Betriebsstoffen in der Rauchgasreinigung einer MVA

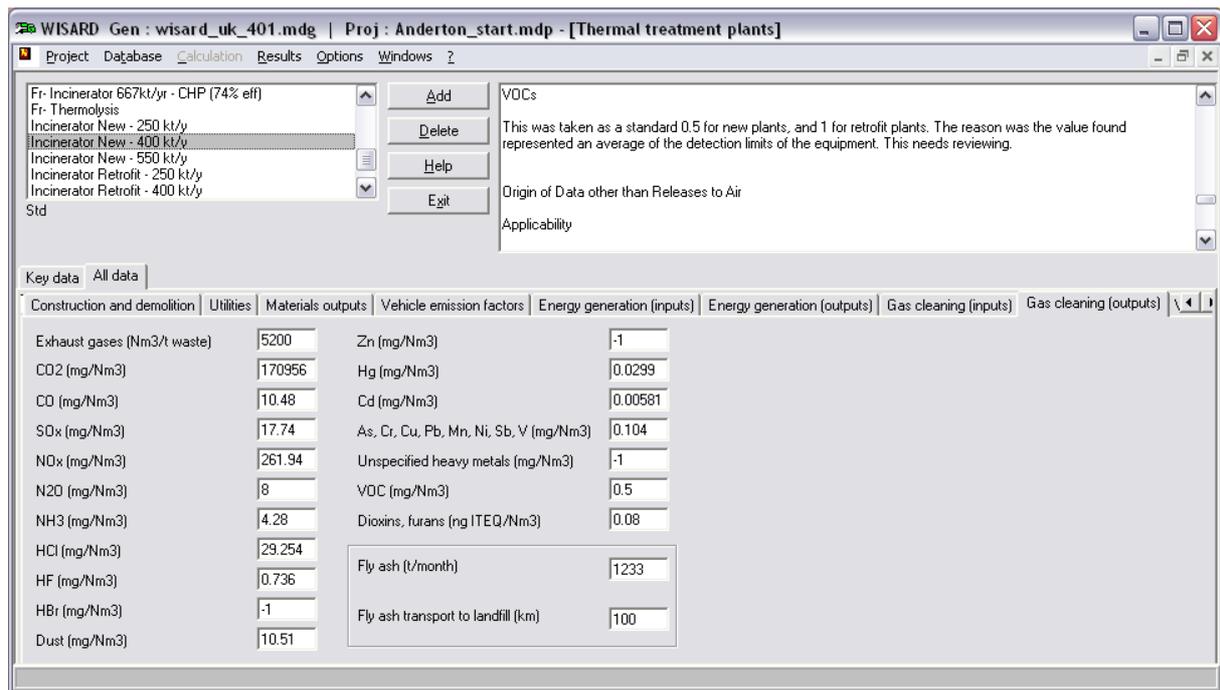


Abbildung 39: Wisard 4.0, Angaben zu den Luftemissionen einer MVA

5.3.6.7 Responseverhalten

Da alle Stoffströme geändert werden können, ist ein Responseverhalten im eigentlichen Sinn vom Modell nicht zu erwarten; es liegt in der Verantwortung des Nutzers, einen Zusammenhang zwischen Input- und Outputströmen herzustellen und bei der Änderung von Input- oder Outputströmen zu beachten.

Die Hilfe bietet einige Formeln zum Plausibilitätscheck an, z.B. die Überprüfung des Heizwertes der aufgegebenen Abfallmischung.

5.3.6.8 Verfügbarkeit

Eine Demoversion der Version 4.0 ist auf der Website [Ecobilan 2007] verfügbar. Angaben zu Lizenzpreisen finden sich auf der Website nicht.

5.3.7 Andere MVA Modelle

Zusätzlich zu den bisher diskutierten Modellen existieren natürlich noch zahlreiche andere. Björklund [Björklund 2000] nennt erste Modelle zu Müllverbrennungsanlagen von Anfang der 1970er Jahre, Schwerpunkt war damals in der Regel die Darstellung der Kosten.

Zu erwähnen sind hier außerdem verfahrenstechnisch orientierte Modelle, deren primäres Ziel es ist, Vorgänge in einer Verbrennungsanlage abzubilden um die Anlagenfahrweise oder das Anlagendesign zu verbessern. Ein Beispiel ist die Arbeit von Wolf, der die Verbrennungsvorgänge auf einem Vorschubrost modelliert [Wolf 2005]. Im Allgemeinen sind diese Modelle wesentlich detaillierter als die bisher hier vorgestellten. Oft werden sie in spezieller Prozessmodellierungs- und simulationssoftware realisiert, wie Aspen oder Aspen HYSYS [AspenTech 2007], teilweise aber auch in einer Tabellenkalkulation. Für Lebenszyklusanalysen sind diese Modelle sehr detailliert und kaum einsetzbar.

5.3.7.1 Übersicht über den Abfallinput

Die folgende Abbildung 40 stellt den von den hier untersuchten Modellen jeweils verarbeiteten Abfallinput zusammen. Es ist deutlich zu sehen, dass es bestimmte „Kernelemente“ gibt, die alle Modelle vorsehen (in der Abbildung grün unterlegt). Dazu zählen der Heizwert, Feuchte oder Wassergehalt, Elemente für die Verbrennungsrechnung (H, N, O, S) sowie einige Schwermetalle (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb,

Hg) und Chlor. Andererseits gibt es einige Elemente oder Fraktionen, die nur von einem Modell vorgesehen sind (z.B. Fett, Tellur, Wolfram).

ORWARE und teilweise auch EASEWASTE bilden auch Komponenten im Input ab, die eigentlich nur im Output der Anlage zu erwarten oder von Interesse sind (z.B. SO_x, PAH). Grund ist hier eine Festlegung in der Modellierung; es wird immer ein kompletter Vektor aller im Gesamtmodell vorkommender Substanzen und Stoffe als Abfallstrom geführt; sind Einträge nicht relevant, wie etwa die Menge PAK als Input *in* eine Müllverbrennungsanlage, so wird die Menge auf Null gesetzt.

Abfallinput	Modell	MSWI Modell GreenDeltaTC	ecoinvent Modell	EASEWASTE	ifeu	ORWARE	Wisard
Heizwert Hu	Lower heating value [J/kg waste]	Hu		Heating value [MJ/kg TS]	Heizwert Hu	LHV	LHV
Brennwert Ho		Ho					
Methanbildung				Methane potential*			Landfill gas generation
Asche	Minerals/Ash [kg/kg waste]				Asche		Mineral matters
Wassergehalt	Humidity [kg/kg waste]	H2O		H2O	Wasser	H2O	Humidity
Trockensubstanz				TS		Dry matter	
Flüchtiges C	Volatile C [kg/kg C]						
Flüchtige Substanz				VS		Volatile Substance	
Aluminium	Al [kg/kg waste]	Al		Al			Al
Arsen	As [kg/kg waste]	As		As	Arsen		As
Bor	B [kg/kg waste]	B					Bore
Brom	Br [kg/kg waste]	Br		Br			Brome
Kohlenstoff fossil	C fossile [kg/kg waste]				Kohlenstoff fossil	Total fossil C	Fossil C
Kohlenstoff biogen	C biomass [kg/kg waste]				Kohlenstoff regenerativ	Total biogenic C	Biomass C
Kohlenstoff gesamt		C		C-tot			
Cadmium	Cd [kg/kg waste]	Cd		Cd	Cadmium	Cd	Cd
Chlor	Cl [kg/kg waste]	Cl		Cl	Chlor	Cl	Cl
Kobalt	Co [kg/kg waste]	Co			Kobalt		Co
Chrom	Cr [kg/kg waste]	Cr		Cr	Chrom	Cr	Cr
Kupfer	Cu [kg/kg waste]	Cu		Cu	Kupfer	Cu	Cu
Fluor	F [kg/kg waste]	F		F			Fluorine
Eisen	Fe [kg/kg waste]	Fe		Fe			Fe
Wasserstoff	H [kg/kg waste]	H		H	Wasserstoff	H	H
Quecksilber	Hg [kg/kg waste]	Hg		Hg	Quecksilber	Hg	Hg
Mangan	Mn [kg/kg waste]	Mn		Mn			Mn
Molybdän	Mo [kg/kg waste]	Mo		Mo			Mo
Stickstoff	N [kg/kg waste]	N		N	Stickstoff	N total	N
Nickel	Ni [kg/kg waste]	Ni		Ni	Nickel	Ni	Ni
Sauerstoff	O [kg/kg waste]	O		O	Sauerstoff	O	O
Blei	Pb [kg/kg waste]	Pb		Pb	Blei	Pb	Pb
Schwefel	S [kg/kg waste]	S		S	Schwefel	S total	S
Antimon	Sb [kg/kg waste]	Sb		Sb	Antimon		Sb
Selen	Se [kg/kg waste]	Se		Se			Se
Zinn	Sn [kg/kg waste]	Sn			Zinn		Sn
Tellur	Te [kg/kg waste]						
Titan	Ti [kg/kg waste]	Ti			Thallium		
Vanadium	V [kg/kg waste]	V			Vanadium		
Zink	Zn [kg/kg waste]	Zn		Zn		Zn	Zn
Phosphor		P		P		P	
Iod		I					
Silber		Ag					
Barium		Ba					
Beryllium		Be					
Scandium		Sc					
Strontium		Sr					
Titan		Ti					
Wolfram		W					
Silizium		Si					
Calcium		Ca		Ca		Ca	
Kalium		K		K		K	
Magnesium		Mg		Mg			
Natrium		Na		Na			
Fett				fat		Fat	
Protein				protein		Protein	
Faserstoffe				fibres			
Diethylhexylphthalat				DEHP			
Nonyl Phenol Ethoxylat				NPE			
Polyzyklische Aromaten				PAH		PAH	
Polychlorierte Biphenyle				PCB		PCB	
CSB				COD		COD	
BSB7						BOD7	
Dioxine						Dioxins	
Biogenes CO2						Biogenic CO2	
Fossiles CO2						Fossil CO2	
N2O						N2O	
SOx						SOx	
NOx						NOx	
CO						CO	
Kohlenwasserstoffe						CHx	
Phenole						Phenols	
NH3/NH4+						NH3/NH4+	

* [Nm³ CH₄/t VS]

Farblegende	vollständige Übereinstimmung
	verwendet in mindestens drei Modellen
	verwendet in weniger als drei Modellen

Abbildung 40: Vergleich des Abfallinputs der Modelle

5.4 Zusammenfassung der Betrachtung bestehender MVA Modelle

Die Untersuchung der Hausmüllverbrennungsanlagen nach ecoinvent, ifeu, EASEWASTE, MSWI model GreenDeltaTC, ORWARE, und Wisard legt es nahe, vier Arten von Modellen zu unterscheiden:

Typ 1: **Blackbox Modelle**, mit einfach und voneinander unabhängig änderbaren Inputs- und Outputs: Wisard

Typ 2: **Lineare Transferkoeffizientenmodelle**: Ecoinvent, EASEWASTE, mit Einschränkung auch ORWARE

Typ 3: **Modulare Modelle**, die ansatzweise Messwerte und verfahrenstechnische / thermodynamische Modellierung verwenden: GreenDeltaTC Modell, ifeu Modelle (?)

Typ 4: **Komplett verfahrenstechnische Modellierung und Prozesssimulation**: HYSYS

Als übergreifende Frage steht zunächst im Raum welche Modelle denn (wann) verwendet werden sollten. Erfreulicherweise lässt sich mit den Ergebnissen dieses Kapitels hier eine Antwort geben.

Modelle vom Typ 1 sind eigentlich nur einsetzbar, wenn auf eine konkrete Anlage mit den entsprechenden Messwerten abgestellt wird. Ansonsten ist die Gefahr gross, unrealistische Input- oder Outputströme im Modell einzutragen.

Typ 4 scheidet für den Einsatz für Lebenszyklusanalysen derzeit aus. Der Aufwand für die Modellierung einer kompletten Anlage ist erheblich, die Fragestellungen oft zu detailliert. Wenn allerdings für eine konkrete Anlage eine komplette Prozesssimulation vorliegt, scheint sie durchaus in Produktsystemen einsetzbar, wenn auch bisher keine Erfahrungen hier vorliegen.

Die Wahl zwischen Modellen des Typs 2 und 3 hängt von der Fragestellung ab. Die häufig gestellte Frage welche Technik in MVAn zum Einsatz kommen sollte, um nachhaltige Abfallentsorgung zu erreichen (etwa [Kirkby Azapagic 2004 S. 156 ff.]), erfordert es, die Technik der MVA zu ändern, was mit modularen Modellen wesentlich eleganter möglich ist; jede einzelne diskutierte Technikvariante bräuchte ein eigenes Transferkoeffizientenmodell. Durch Modelländerungen ist das prinzipiell möglich (ein Beispiel sind [Damgaard et al. 2007] die verschiedene Technikvarianten in EASEWASTE durchspielen); für die praktische Nutzung des Modells ist es jedoch nicht praktikabel, jeweils ein neues Modell mit neuen Koeffizienten zu erstellen.

Modulare Modelle sind wesentlich flexibler, aber auch anspruchsvoller in der Nutzung; es sind modellseitig und anwenderseitig mehr Fehler möglich, z.B. durch falsches „Ankoppeln“ unterschiedlicher Module. Idealerweise stellt das Modell eine Bibliothek unterschiedlicher Module mit einer passenden Schnittstelle und einer Anleitung zur Verfügung. Zudem sind Prüfroutinen erforderlich, die sicherstellen, dass keine unsinnigen Anlagenkombinationen gebildet werden und das Modell eine realistische Anlage abbildet. Derartige leistet bisher keines der untersuchten Modelle.

Von der Frage nach dem angemessenen Modelltyp abgesehen sind folgende Punkte erwähnenswert:

- Es ist zwingend notwendig, **Verfahren der Modellvalidierung und Qualitätssicherung** für MVA-Modelle einzusetzen. Bisher geschieht das nur in Ausnahmefällen. Inzwischen sind aus der Anlagen-Emissionsberichterstattung und aus öffentlich zugänglichen Umweltdatenbanken (EPER und Nachfolger) Möglichkeiten für eine Validierung gegeben. Modulare Modelle sollten so auch ihre einzelnen Module und ihre Integration in das Gesamtmodell prüfen. Erste Anwendungen (MSWI Modell GreenDeltaTC) zeigen, dass die Validierung Unsicherheiten in den Emissionsdaten der realen Anlagen berücksichtigen sollte.
- Beim **Abfallinput** unterscheiden die Modelle kaum zwischen Maximal- und Minimalangaben. Es gibt einen festen Kern an Input, den jedes der untersuchten Modelle vorsieht (Heizwert, Wassergehalt, C, H, N, O, S, einige Schwermetalle), eine relativ große Gruppe, die von der Mehrzahl der Modelle erfasst wird, sowie einige Exoten, die nur in einem Modell vorkommen.
- Das **Responseverhalten** der Modelle ist eine für Lebenszyklusanalysen wichtige Fragestellung: Wie ändern sich eigentlich die Emissionen der Anlage, wenn sich der Abfallinput ändert? Im vorliegenden Kapitel konnte dies nur beschrieben werden. Die Verfahren der Qualitätssicherung sollten auch diesen Aspekt erfassen und prüfen, inwieweit die Modelle hier je-

weils richtig abbilden. Sinnvoll wäre es, eine Art Testabfall anzusetzen, der dann definiert abgeändert wird.

6 Defizite der modellhaften MVA- und Abfallbeschreibung sowie Maßnahmen zur Behebung

6.1 Bedarfslücken

Dieses Kapitel gleicht zum Abschluss der Analyse die vorhandene MVA-Technik und die realen Abfallströme und ihre Klassifikation mit den MVA-Modellen und den verfügbaren Daten zu Abfallarten und ihrem Aufkommen ab. In Verbindung mit dem im Eingangskapitel analysierten Bedarf werden so Lücken, ungedeckter Bedarf oder „Bedarfslücken“ erkennbar.

6.2 Validierung und Qualitätssicherung der Modelle

Die Validierung und die Qualitätssicherung der Modelle werden bisher kaum behandelt. Regelmäßig fehlen bei den Modellen entsprechende Angaben.

Vorliegende Angaben zeigen, dass eine Validierung, also eine Überprüfung der Modellergebnisse an realen Anlagendaten, nicht einfach ist. Zumindest emissionsseitig scheint ein Abgleich mit den Daten von Emissionsinventaren jedoch leistbar und zwar nicht nur exemplarisch. Eine Qualitätssicherung sollte auch die Inputdaten der Modelle umfassen, vor allem die Abfallzusammensetzung, und ein stimmiges Konzept für den Umgang mit Unsicherheiten und Schwankungen gerade im Input vorweisen.

Die Qualitätssicherung muss und sollte nicht auf der Stufe: „Prüfen ob verschiedene Modelle das gleiche Ergebnis errechnen“ stehen bleiben. Diese Art der Modellüberprüfung wird in der Literatur fast immer angewendet, wenn verschiedene MVA-Modelle diskutiert werden (z.B. [Winkler 2007]). Unklar bleibt dabei, warum eigentlich sehr unterschiedlich strukturierte Modelle, die mit unterschiedlichen Verbrennungstechniken arbeiten, überhaupt gleiche Ergebnisse erzielen sollten. Wenn z.B. ein MVA-Modell, das in der Rauchgasreinigung nur einen Elektrofilter vorsieht, gleiche Ergebnisse für Hausmüllverbrennung in der Umweltauswirkung ausweist wie eine MVA mit einer Rauchgasreinigung nach dem Stand der Technik, scheint das eher bedenklich als wenn sich die Ergebnisse stark unterscheiden.

Die Untersuchung des Responseverhaltens von Modellen, also die Überprüfung, wie sich Elemente des Inputs im Output der Modelle wieder finden, und wie sich der Output im Sinne einer Sensitivitätsanalyse bei Änderung des Inputs verändert, ist eine wichtige Ergänzung der Überprüfung des Outputs anhand realer Anlagendaten. Aus der Untersuchung des Responseverhaltens ergibt sich, welche Bestandteile eines Modells ergebnisrelevant sind und welche nicht.

Auf Basis eines konsistenten Konzepts zur Qualitätssicherung und Validierung sollten bestehende Modelle und Modellkomponenten evaluiert werden und die Modellentwicklung weiter vorangetrieben werden. Die Qualitätssicherung sollte außerdem zu Nutzungsempfehlungen für die Modelle führen, einschließlich Anwendungsbeschränkungen.

Die einzelnen Elemente eines stimmigen QS-Konzepts für Müllverbrennungsanlagenmodelle können hier nur grob, und wahrscheinlich unvollständig, aufgelistet werden. Insgesamt ist ein deutlicher Bedarf für ein praktikables und effektives Konzept zur Qualitätssicherung von MVA-Modellen im Kontext von Lebenszyklusanalysen zu erkennen. Auch andere Entsorgungsanlagen werden von einem solchen Konzept zur Qualitätssicherung profitieren.

6.3 Modulare Anlagenmodelle und eine Bibliothek von Anlagenbestandteilen

Fast alle untersuchten Anlagenmodelle verwenden lineare Transferkoeffizienten. Für viele Fragestellungen reichen lineare Transferkoeffizientenmodelle jedoch nicht aus, nämlich immer dann wenn (i) MVAn zu untersuchen sind, für die es kein repräsentatives, passendes Transferkoeffizientenmodell gibt, und (ii) die MVA ergebnisrelevant ist und (iii) die Abweichung von der nicht-repräsentativen Anlage relevant ist.

Wie im Kapitel 3 gezeigt, unterscheidet sich die Technik von Müllverbrennungsanlagen bereits in Deutschland stark. Lebenszyklusanalysen haben regelmäßig auch die Verbrennung von Abfällen in anderen Ländern zu untersuchen und abzubilden, auch bei Untersuchungen, die sich primär auf deutsche Produkte beziehen. Weltweit sind die technischen Unterschiede von Anlagen noch deutlich größer als die der deutschen Anlagen untereinander. Hinzu kommen starke Unterschiede in der Ab-

fallzusammensetzung in unterschiedlichen Regionen, sowie nicht zuletzt unterschiedliche Emissionsgrenzwerte, die sich auf die tatsächlichen Anlagenemissionen auswirken.

Das in einer Studie eingesetzte MVA-Modell sollte in der Lage sein, die ergebnisrelevanten Auswirkungen der Abfallverbrennung abzubilden. Ein lineares Transferkoeffizientenmodell kann das nur dann, wenn es für die in einer Studie modellierte Abfallverbrennung repräsentativ ist. In Anbetracht der erheblichen Unterschiede der Abfallverbrennung (technisch, rechtlich, abfallseitig) wird das häufig eben nicht der Fall sein. Das lineare Modell greift daher häufig zu kurz und ist für viele Fragestellungen zu wenig flexibel.

Es wird daher empfohlen, modulare Modelle zu verwenden, die durch den Zusammenbau aus einzelnen Modulen an die zu untersuchende MVA und den Anwendungsfall angepasst werden können. Dafür wiederum ist eine Bibliothek verschiedener, aufeinander abgestimmter und "qualitätsgesicherter" Module erforderlich. Ein modulares Modell würde bei freier Verfügbarkeit (open source) eine fortlaufende Entwicklung initiieren und durch Transparenz für alle Akteure die Modellqualität fördern.

Qualitätssicherung ist bei modularen Modellen noch wichtiger als bei linearen Modellen; es muss sichergestellt sein, dass sich die einzelnen Module zu stimmigen Anlagen zusammensetzen lassen und dass erstellte Modelle auf Konsistenz und Stimmigkeit geprüft werden.

Wie oben bereits angesprochen ist die Qualitätssicherung gerade für ein leistungsfähigeres modulares MVA-Modell relevant, weil Nutzer und Modellierer dort „mehr anrichten können“, im Guten wie im Schlechten.

6.4 Nutzerfreundliche, aktuelle und verfügbare Modelle

Die meisten Modelle sind nicht einfach verfügbar; sie sind teilweise direkt oder indirekt (mehrtägiger Pflicht-Schulungstermin) kostenpflichtig, bei den hier untersuchten Modellen aber noch häufiger gar nicht verfügbar.

Die Modellierung einer Müllverbrennungsanlage ist letztlich immer komplex; es ist in jedem Fall eine Herausforderung, diese Modellierung für Nutzer transparent und nutzerfreundlich anzubieten. Die meisten der hier untersuchten Modelle haben, soweit verfügbar, hier noch Defizite. Beide Aspekte hängen zusammen, einige Modelle scheinen auch deshalb nicht verfügbar zu sein, weil es bisher an der Nutzerfreundlichkeit hapert.

Da sich die Müllverbrennungsanlagentechnik und auch die Abfallzusammensetzung mit der Zeit verändern (Abfallzusammensetzung durch die Einführung der Getrenntsammlung beispielsweise) müssen sich auch die Anlagenmodelle mit der Zeit ändern. Die Modelle sollten also nicht einmal erstellt werden und dann unverändert für Jahre vertrieben werden; vielmehr ist anzuraten, mit den Modellen ein Konzept für den Unterhalt der Modelle aufzustellen und umzusetzen, um zu gewährleisten, dass die Modelle langfristig aktuell bleiben.

6.5 Ausbau der Datenbasis: Repräsentativer MVA-Datensatz, Modelle für andere Regionen

In vielen Lebenszyklusuntersuchungen ist das Ziel nicht, eine bestimmte Anlage abzubilden oder einen bestimmten Abfall zu verbrennen, sondern es soll im Gegenteil nur die Verbrennung eines „durchschnittlichen“ Abfalls in einer „durchschnittlichen“ Anlage in Deutschland abgebildet werden. Die Fragestellung entspricht stark der Zielstellung des Schweizerecoinvent Modells, das eine „typische“ Schweizer Anlage abbildet, oder auch der Fragestellung im Deutschen Netzwerk, einen repräsentativen Strommixdatensatz für Deutschland zu erstellen. Für Deutschland gibt es analoge Daten zu Müllverbrennungsanlagen bisher nicht.

Der erstellte Verbrennungsdatensatz sollte den Anspruch erheben, für einen Zeitraum (Bezugsjahr o.ä.) repräsentativ für Deutschland oder auch eine andere Region zu sein. Dies kann ebenfalls über ein modulares Modell geschehen. Das Ergebnis, also der erstellte Datensatz, kann dagegen auch als lineares Koeffizientenmodell dargestellt sein.

Die Modelle sind bisher stark auf den europäischen Raum fokussiert. Es fehlen stimmige Modelle für die Abfallverbrennung in z.B. Russland und Südamerika. Unterschiede bestehen in der eingesetzten Technik, in den geltenden Grenzwerten und auch in der Zusammensetzung des aufgegebenen Abfalls.

6.6 Offene methodische Fragen in MVA-Modellen

Einige modellseitige Festlegungen sind besonders ergebnisrelevant. In verschiedenen Modellen werden diese Festlegungen durchaus unterschiedlich getroffen; außerdem ist oft nicht transparent, wie Modelle hier jeweils vorgegangen sind.

Relevante offene methodische Fragen sind in diesem Sinn:

- Umgang mit Gutschriften in den Modellen (Gutschriften für Koppelprodukte oder auch für eingesetzte Hilfs- und Betriebsstoffe),
- Als besonders relevanter Sonderfall: Umgang mit Energieerzeugung in der Anlage (Dampf-, Strom, Wärmeerzeugung). Im Extremfall kann erzeugter Strom einfach ausgeblendet oder, andererseits, mit einem Netzstrom-Datensatz gutgeschrieben werden.
- Einfluss der Elementarzusammensetzung des Abfalls auf die Ergebnisse. Verbrennung von Abfällen ist ein hochkomplexer Vorgang, der in allen Modellen nur vereinfacht dargestellt werden kann. Im Detail unterscheiden sich die Modelle dabei sehr stark; in einigen Modellen hat die Abfallzusammensetzung gar keinen Einfluss auf die Ergebnisse, in anderen wird die Elementarzusammensetzung direkt linear im Ergebnis widerspiegelt, auch wenn im realen Fall Abfälle dieser Zusammensetzung nie alleine in die Rostfeuerung gegeben werden könnten.
- Skaleneffekte (die Änderung der Modelle mit der Größe / Kapazität der Anlage) sind bei Müllverbrennungsanlagen relevant (vgl. Abschnitt 3), wurden aber bisher nach den Recherchen nicht untersucht. Obere und untere Massen-, Volumen-, Heizwertgrenzen fehlen i.d.R. bei Modellspezifikationen ebenso wie Toleranzgrenzen der Schad- und Störstofffrachten. Im einfachsten Fall sollte zumindest ein Gültigkeitsbereich des Modells angegeben werden.
- Der klassische Ökobilanz-Ansatz geht von quasi-statischen Randbedingungen aus (attributional LCA), während neuere Ansätze versuchen, vielfach variable Systembedingungen zu adressieren (consequential LCA) [Frischknecht 2006], [Ciroth 2007]. Sowohl unter der Annahme gesteigerten/reduzierten Anlagendurchsatzes als auch unter der Annahme von Substitution anderer Abfälle hat die stoffstromanalytische Untersuchung einer Fraktion zur thermischen Entsorgung z.B. Auswirkungen auf energetische Wirkungsgrade im Vergleich zu einem Referenzszenario. Sie muß daher eigentlich variable Systembedingungen adressieren. Idealerweise sollte für ein Modell also nicht nur der nur ein Gültigkeitsbereich bekannt sein, sondern einunddasselbe Modell durch entsprechend einstellbare „Schalter“ für unterschiedliche Gültigkeitsbereiche angepasst bzw. erweitert werden können.

6.7 Erweiterung der MVA-Modelle um Kosten und soziale Effekte

Die untersuchten Modelle stellen bisher Stoffflüsse dar, mit dem Ziel die Umweltauswirkungen der Verbrennung abzubilden. Dabei besteht erheblicher Bedarf an konsistenten Aussagen zu Kostenauswirkungen von Entsorgungsentscheidungen; außerdem hat die Wahl eines Entsorgungsweges oft starke soziale Auswirkungen, die daher im Sinn einer umfassenden, ganzheitlichen Entscheidung ebenfalls zu berücksichtigen sind. Damit beides geht, müssen die Modelle konsistente Aussagen zu den Kosten und sozialen Auswirkungen treffen. Nur dann adressieren sie alle Aspekte der Nachhaltigkeit.

Kosten: Kosten sollten als zusätzliche Dimension zu den Umweltauswirkungen dargestellt werden; Modelle sollten daher nicht versuchen, Umweltauswirkungen zu monetarisieren, sondern die Kosten möglichst unabhängig von den Umweltauswirkungen darstellen, als direkte Kosten, wie sie für den Anlagenbetreiber anfallen. Dies entspricht der Grundidee des Environmental Life Cycle Costing [Hunkeler et al. 2007]. Für MVAn scheint es allerdings nicht notwendig, in jedem Fall die Lebenszykluskosten abzubilden, sondern, im Sinne eines gate-to-gate Modells, zunächst nur die Kosten der Anlage, die dann in einem Stofffluss- / Kostenmodell mit anderen Anlagenmodellen integriert werden. In den vorliegenden Modellen wurden Kosten trotz ihrer Relevanz kaum dargestellt; letztlich sind hier sehr verschieden komplexe Kostenmodelle denkbar, die z.B. auch Skaleneffekte berücksichtigen.

Soziale Auswirkungen: Gerade Entsorgungstechniken haben starke soziale Auswirkungen; sie bieten in Deutschland auch Arbeitsplätze im Niedriglohnsektor; sie verpflichten Bürger zur Mithilfe, z.B.

in der Abfalltrennung, und nicht zuletzt können Entscheidungen über Entsorgungswege in Deutschland Entsorgungswege und -verfahren in anderen Staaten beeinflussen oder auch erst hervorrufen. Zudem wirken sich Produktentscheidungen in Deutschland auf Entsorgungsverfahren in anderen Staaten aus. Ein Beispiel ist die oft händische Verwertung von Elektronikschrotten in Staaten wie China. Im Unterschied zu den Kosten existiert für die sozialen Auswirkungen zurzeit keine allgemein anerkannte Methodik. Bestehende Vorschläge reichen von der Verwendung der Arbeitszeit als einzigem Schlüsselparameter [Hunkeler 2007, b] bis hin zu einem breiten Spektrum sehr unterschiedlicher, oft qualitativer „issues“ (z.B. [Dreyer 2006]⁵). Im Unterschied zu Kosten erscheint es auch viel schwieriger, soziale Indikatoren an die Stoffflussmodelle zu koppeln.

6.8 Modelle für andere Entsorgungsanlagen

Müllverbrennungsanlagen haben für Lebenszyklusanalysen eine erhebliche Relevanz, siehe Kapitel 3, und sind bisher ausgiebig in Modellen behandelt worden. Das war für dieses Vorhaben auch Motivation, sich zunächst auf Abfallverbrennungsanlagen zu konzentrieren.

Allerdings ist klar, dass Stoffflüsse in Lebenszyklusanalysen auch andere Entsorgungswege gehen und daher auch andere Entsorgungsanlagen in Lebenszyklusanalysen abzubilden sind. Besonders relevant scheinen:

- Deponien
 - TASI-konforme Deponie
 - Sonderabfalldéponie
- Sortierungsanlagen
- Anlagen zur mechanischen-biologischen Restabfallbehandlung (MBA)
- EBS (Ersatzbrennstoff)-Aufbereitungsanlagen
- Sonderabfallverbrennungsanlagen
- Anlagen der Co-Verbrennung von Abfällen mit anderen Brennstoffen
- Weitere thermische Behandlungsanlagen wie Wirbelschicht, Pyrolyse, Vergasung

In Lebenszyklus- und Stoffflussanalysen lassen sich diese Anlagen über den reinen Entsorgungsaspekt hinaus, sozusagen im Kontext der Kreislaufführung, zu betrachten.

6.9 Maßnahmen zur Behebung: Empfehlungen

Zusammengefaßt ergeben sich aus der Analyse des Stands der Müllverbrennungsanlagenmodelle in Stoffstromanalysen überraschend klare Schlussfolgerungen.

Es ist dringend anzuraten, für MVA-Modelle ein Konzept zur Qualitätssicherung und Validierung zu entwickeln und anzuwenden. Nur dann ist gewährleistet, dass die Modelldaten hohen Qualitätsansprüchen genügen.

Es fehlt bisher an einem abgestimmten, qualitätsgesicherten, modularen, breit verfügbaren MVA-Modell in einer nutzerfreundlichen Umgebung. Die Abstimmung hat methodische Fragen der Modellierung zu erfassen, etwa den Umgang mit Gutschriften aus der Energieerzeugung der Modelle.

Eine Schlüsselstellung hat das Konzept eines modularen MVA-Modells, da es deutlich transparenter, flexibler und damit leistungsfähiger ist als lineare Transferkoeffizientenmodelle.

Für die in Stoffstromanalysen eingesetzten Modelle sollte ein Maintenance Konzept erstellt und umgesetzt werden, um langfristig aktuelle Modelle zu gewährleisten.

Die untersuchten Modelle bilden bisher ausschließlich Anlagen für den europäischen Raum ab; es fehlt an Modellen, die Abfallverbrennung an anderen Standorten weltweit abbilden.

⁵ Die Autoren nennen als ein Beispiel die Indikatoren und “issues” der International Labour Organisation in der “Tripartite Declaration of Principles Concerning Multinational Enterprises and Social Policy”: Job creation; Local/national recruitment in developing countries; Generation of employment and technology development, Stimulation of economic growth in developing countries; Stability of employment; Skill formation and development; Wages, benefits and conditions of work.

Als Blick über den Tellerrand scheint es ratsam, die MVA-Modelle, die bisher in Stoffstromanalysen allein unter dem Blickwinkel der Stoffflüsse und Wirkungen auf die Umwelt abgebildet werden, in Richtung Lebenszykluskosten und die Erfassung sozialer Effekte zu erweitern. Die Einbindung in Lebenszykluskostenstudien ist dabei recht einfach möglich.

Abschließend ist darauf hinzuweisen, dass in dieser Studie nur Müllverbrennungsanlagen untersucht wurden. Es ist angeraten, analoge Untersuchungen für andere Entsorgungsanlagen anzuschließen, die bisher weniger in Modellen erfasst wurden, aber für Stoffstromanalysen nicht weniger ergebnisrelevant sind.

Literatur

- [17. BimSchV] N.N.: Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes - Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen vom 14. August 2003. Veröffentlicht im Bundesgesetzblatt I Nr. 41, S. 1633ff (19.8.2003).
- [2000/76/EG] Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 4. Dezember 2000 über die Verbrennung von Abfällen (2000/76/EG). Veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Union Nr. L 332, S. 91ff. (28.12.2000).
- [AbfAbIV] Abfallablagerungsverordnung vom 20. Februar 2001 (BGBl. I S. 305), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 13. Dezember 2006 (BGBl. I S. 2860).
- [AbfKlärV], Klärschlammverordnung vom 15. April 1992 (BGBl. I S. 912), zuletzt geändert durch Artikel 4 der Verordnung vom 20. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2298).
- [AspenTech 2007] webpage Aspen Technology Inc., Burlington (Massachusetts, USA) <http://support.aspentech.com>, (Oktober 2007).
- [AVA 2003] N. N.: Vereinfachte Umwelterklärung 2003. AVA Abfallverwertung Augsburg GmbH.
- [AVA 2006] N. N.: Konzernbericht 2005. AVA Abfallverwertung Augsburg GmbH.
- [AVBKG 2005] N.N.: Umweltbericht 2005. Abfallverbrennungs- und Biokompost-Gesellschaft mbH, Tornesch-Ahrenlohe (2005).
- [AVG 2006] N. N.: Die Abfallverbrennungsanlage. Informationsschrift Abfallentsorgungs- und Wertungsgesellschaft Köln mbH, 2006.
- [AVV] Abfallverzeichnis-Verordnung vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379), zuletzt geändert durch Artikel 7 des Gesetzes vom 15. Juli 2006 (BGBl. I S. 1619).
- [Backhaus 2003] Backhaus, K. et al.: Multivariate Analysemethoden. Springer Verlag, Berlin (2003). ISBN 3-540-00491-2.
- [Beigl 2007] Beigl, P.; Fröhlich, M.; Obersteiner, G.; Salhofer, St.: Key Factors of Differences in European Municipal Solid Waste Incineration Plants, Poster, LCM 2007 Konferenz, Zürich, August 2007.
- [Berhahn 2006] Berghahn, C.: Müllverbrennung in Düsseldorf - für eine saubere Stadt. Stadtwerke Düsseldorf (2006).
- [BioabfV] Bioabfallverordnung vom 21. September 1998 (BGBl. I S. 2955), zuletzt geändert durch Artikel 5 der Verordnung vom 20. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2298).
- [Björklund 1998] Björklund, A., (1998), Environmental systems analysis of waste management with emphasis on substance flows and environmental impact, Licentiate Thesis, Division of Industrial Ecology, Dep. of Chemical Engineering and Technology, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden (ISSN 1402-7615, TRITA-KET-IM 1998:16, AFR-Report 211).
- [Björklund 2000] Björklund, A. (2000): Environmental System Analysis of Waste Management. Experiences from Applications of the ORWARE Model, Doctoral thesis, KTH, Chemical and Engineering and Technology, URI: urn:nbn:se:kth:diva-3055.
- [BKB 2004] N.N.: Neue Energie aus Abfall. Informationsschrift BKB Helmstedt (2004).
- [BKB 2004a] N.N.: Neue Energie aus Abfall. Informationsschrift BKB Hannover (2004).
- [BKB 2005] N.N.: Neue Energie aus Abfall. Informationsschrift BKB Göppingen (2005).
- [Both 2005] Both, G.; Fehrenbach, H.: Stoff- und Energiebilanzen von Abfallverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen, Berliner Abfallwirtschaftskonferenz, März 2005.
- [BREF 2006] N.N.: Integrated Pollution Prevention and Control - Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration. European Commission (2006).

- [Brunner 2002] Brunner, P. H.: Die Müllverbrennung – unverzichtbarer Bestandteil einer nachhaltigen Abfallwirtschaft. In: Proceedings DAKA-Dialog 'Abfallverbrennung in Tirol?' Alpbach (2002) 13 S.
- [Brunner 2004] Brunner, P.H.; Rechberger, H.: Practical Handbook of Material Flow Analysis. Lewis Publishers, Boca Raton (2004).
- [BSR 2005] N.N.: Entsorgung mit Zukunft. Informationsbroschüre der Berliner Stadtreinigung BSR (2005).
- [Ciroth et al. 2002] Ciroth, A., Hagelüken, M., Sonnemann, G.W., Castells, F., Fleischer, G.: Geographical and Technological Differences in Life Cycle Inventories Shown by the Use of Process Models for Waste Incinerators. Part I: Int J LCA 7 (5) 2002 295- 300; Part II: Int J LCA (6) 363-368 (2002).
- [Ciroth 2007] Ciroth, A.: Prospective and descriptive analysis. Modelling changes in LCA, in: Lundie, S., Ciroth, A., Huppes, G.: UNEP-SETAC Life Cycle Initiative, Life Cycle Inventory (LCI), Task Force 3, Methodological Consistency: Inventory methods in LCA: towards consistency and improvement. Final Report, June 2007, S. 3-14.
- [Dahlén 2005] Dahlén, Lisa: To Evaluate Source Sorting Programs in Household Waste Collection Systems. Licentiate Thesis 2005:71. Luleå University of Technology, Department of Civil and Environmental Engineering, Division of Waste Science & Technology. Luleå, Sweden, 2005, download: <http://epubl.ltu.se/1402-1757/2005/71/LTU-LIC-0571-SE.pdf>.
- [Damgaard et al. 2007] Damgaard, A.; Riber, C.; Hulgaard, T.; Christensen, T.H.: Life-Cycle-Assessment of waste incinerators – the significance of increasing air pollution control on the environmental impact, Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, Proceedings.
- [DepV] Deponieverordnung vom 24. Juli 2002 (BGBl. I S. 2807), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 13. Dezember 2006 (BGBl. I S. 2860)".
- [DIN CEN/TS 15359] Feste Sekundärbrennstoffe - Spezifikationen und Klassen; Deutsche Fassung CEN/TS 15359:2006.
- [Doka 2003] Doka, G. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. ecoinvent report No. 13, Part II: Waste Incineration, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Dezember 2003.
- [Dreyer 2006] Dreyer, L.C.; Hauschild, M.Z.; Schierbeck, J.: A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment, Int J LCA 11 (2) 2006, S. 88-97.
- [E/E 2006] 2nd International Conference on Quantified Eco-Efficiency Analysis for Sustainability, Egmond aan Zee, 28 - 30 June, 2006, <http://www.eco-efficiency-conf.org/>.
- [Ecobilan 2007] Wisard webpage, Ecobilan SA, Neuilly-sur-Seine (F), www.ecobalance.com/uk_wisard.php (Oktober 2007).
- [Ecoinvent 2007] Ecoinvent. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Internetseite: <http://www.ecoinvent.org/de/> Online: 06.09.2007.
- [Ecoinvent 2007a] ecoinvent Preisliste Mai 2007, www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/ecoinvent_price_list_May_2007.pdf.
- [Egli 2005] Egli, S.: Anleitung mit Checkliste zur Energieoptimierung von Kehrriechverbrennungsanlagen. Schlussbericht der S&A Engineering, Schaffhausen, an das Bundesamt für Energie, Bern (2005).
- [ELCD 2007] European Platform of Life Cycle Assessment. ELCD –European Reference Life Cycle Data System. Internetseite: <http://lca.jrc.ec.europa.eu>. Online: 06.09.2007.
- [Erikssona 2002] Erikssona, O.; Frostella, B.; Björklund, A.; Assefaa, G.; Sundqvist, J. -O.; Granath, J.; Carlsson, M.; Bakyd, A.; Thyselius, L.: ORWARE - A simulation tool for waste management. Resources, Conservation, And Recycling 2002, 36(4), S. 287-307.

- [EUWID 12/06] N.N.: Grundstein für MVA in Staßfurt gelegt. Europäischer Wirtschaftsdienst EUWID Recycling Nr. 12 (2006).
- [EUWID 35/07] N.N.: MVA Zella-Mehlis geht in den Probetrieb. Europäischer Wirtschaftsdienst EUWID Recycling Nr. 35 (2007).
- [EWG 1993] Verordnung (EWG) Nr. 259/93 des Rates vom 01.02.1993 zur Überwachung und Kontrolle der Verbringung von Abfällen in der, in die und aus der Europäischen Gemeinschaft (Abl. EG Nr. L 30 S. 1 vom 06.02.1993).
- [EWG 2006] Verordnung (EG) Nr. 1013/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom (14. Juni 2006) über die Verbringung von Abfällen. 2006.
- [Fehrenbach 2005] Fehrenbach, H.: Ökobilanzielle Überprüfung von Anlagenkonzepten zur thermischen Entsorgung von Abfällen – Müllverbrennung, Kraftwerk, Zementwerk, Tagung Nr. E - H097 - 02 - 030 - 5, Haus der Technik, Essen, 15. Februar 2005.
- [Fehrenbach 2006] Fehrenbach, H.; Both, G.: Ökobilanzierung thermischer Entsorgungsverfahren in Nordrhein-Westfalen. In: Lorber, K. E.; Staber, W.; et al (Ed.): Depotech 2006; Leoben (2006) S. 375-390.
- [Fehring 1997] Fehring, R.; Rechberger, H.; Pesonen, Hanna-Leena; Brunner, Paul H.: Auswirkung unterschiedlicher Szenarien der thermischen Verwertung von Abfällen in Österreich (ASTRA) Endbericht. Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, Wien (1997) 146 S.
- [Fleck 2007] Fleck, E.: Darfs ein bisschen mehr MVA sein? – Kriterien für die maximale Baugröße. UmweltMagazin 4-5/2007. Springer-VDI-Verlag, Düsseldorf.
- [Frischknecht 2006] Frischknecht, R.: Modelling of product systems in life cycle inventory analysis: Synopsis of Attributional and Consequential LCI Models – Properties and Differences. Bericht des Arbeitspakets 5 der Studie 'Methodische Grundlagen' im Deutschen Netzwerk Lebenszyklusdaten. (2006).
- [Fritz 1990] Fritz, W.; Kern, H.: Reinigung von Abgasen. Vogel Buchverlag, Würzburg (1990). ISBN 3-8023-0244-3.
- [Fröhlich 2005] Fröhlich, M.: Ökoinventar abfallwirtschaftlicher Prozesse in Österreich, Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien, Wien 2005
- [GaBi 2007] PE International: Internetseite der GaBi-software. www.gabi-software.com. Online: 06.09.2007.
- [GfA 2007] N.N.: Eckdaten 2006. Gemeinsames Kommunalunternehmen für Abfallwirtschaft (GfA), Olching (2007).
- [Gohlke 2006] Gohlke, O.; Neukirchen, B.; Wiesner, J. (Hrsg.): Werkzeuge zur Bewertung von Abfallbehandlungsverfahren – Methoden und Ergebnisse. VDI-Gesellschaft Verfahrenstechnik und Chemieingenieurwesen (VDI-GVC), Düsseldorf (2006). ISBN 3-931384-54-3.
- [GreenDeltaTC 2007] Website MSWI Modell GreenDeltaTC: www.greendeltatc.com/index.php?id=39.
- [Günther 2006] Günther, J.: Erste Betriebserfahrungen TREA Leuna mit integriertem Ballenzwischenlager. in: 11. Fachtagung thermische Abfallbehandlung. Schriftenreihe des Fachgebiets Abfalltechnik, Universität Kassel (2006).
- [Habermas 1986] Habermas, J.: Technik und Wissenschaft als „Ideologie“. Suhrkamp. Frankfurt a.M. (1986) 169 S.
- [Hagelüken 2000] Hagelüken, M.: Effects of different models of Municipal Solid Waste Incinerators on the results of Life Cycle Assessments, Intermediate Report, August, 1st 2000, Student research project by Cand. Ing. Marcel Hagelüken, TU Berlin, Germany, Coordinators/Supervisors Dipl. Ing. Guido Sonnemann, ETSEQ Tarragona, Spain, Dipl. Ing. Andreas Ciroth, TU Berlin, Germany.

- [Hagelüken 2002] Hagelüken, M., Ciroth, A.: A modular model of Municipal Solid Waste Incinerators for Life-Cycle Inventories, user manual. October 2002.
- [HEB 2007] webpage <http://www.heb-hagen.de/> Hagener Entsorgungsbetrieb GmbH HEB (letzter Abruf 02.10.2007).
- [Hunkeler 2006] Hunkeler, D: Societal LCA Methodology and Case Study, *Int J LCA* 11 (6) 371 – 382 (2006).
- [Hunkeler 2007] Hunkeler, D; Lichtenvort, K.; Rebitzer, G. (Hrsg.); Ciroth, A.; Hunkeler, D.; Huppel, G.; Lichtenvort, K.; Rebitzer, G.; Rüdener, I.; Steen, B. (Hauptautoren): Environmental Life Cycle Costing, Submitted 2007 to SETAC Publications as the Result of the Life Cycle Costing Working Group of SETAC Europe.
- [Hyzik 2005] Stand und Entwicklung der energetischen Abfallverwertung in den EU-Beitrittsländern am Beispiel der Tschechischen Republik. in: Proceedings 'BAT- und preisorientierte Dioxin-/Rauchgasreinigungstechniken für Verbrennungs- und Feuerungsanlagen'. VDI Wissensforum, München (2005).
- [ifu 2007] Institut für Umweltinformatik Hamburg GmbH (ifu). Internet: http://www.ifu.com/export/download/umberto_de/Umberto_Modulliste_3spaltig.pdf. Online: 06.09.07.
- [ITAD 2007] webpage <http://www.itad.de>. ITAD - Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V., Würzburg (letzter Abruf 02.10.2007).
- [Karpf 2005] Karpf, R.; Margraf, R.: Erste Betriebserfahrungen nach der Umrüstung der Rauchgasreinigung der Linie II MHKW Ludwigshafen von nass auf konditioniert trocken. UWS news 2/2005. Bundesverband der Deutschen Kalkindustrie, Köln.
- [Kirkby 2004] Kirkby, N; Azapagic, A: Municipal Solid Waste Management: Can Thermodynamics Influence People's Opinions about Incineration, in: Azapagic, A; Clift, R.; Perdan, S. Hrsg.: Sustainable Development in Practice - Case Studies for Engineers and Scientists John Wiley & Sons 2004, S. 115-199.
- [Kirkeby 2005] Kirkeby, J.: Modelling of life cycle assessment of solid waste management systems and technologies. PhD thesis, DTU, 2005.
- [Kirkeby 2006] Kirkeby, J.T.; Birgisdottir, H.; Lund Hansen T.; Christensen, Th. H.; Bhandar, G. S.; Hauschild, M.: Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASE-WASTE, *Waste Manage Res* 2006: 24: 3–15.
- [Kirkeby 2006b] Kirkeby, J. T. et al.: Evaluation of environmental impacts from municipal solid waste management in the municipality of Aarhus, Denmark (EASEWASTE). In: *Waste Management Res*: 2006 24: 16-26.
- [Kleppmann 2007] Kleppmann, F.; Grüttner, W.; Dima, B.: "Heiße DeNo_x" (katalytische Entstickung) im Müllheizkraftwerk Würzburg. *Müll und Abfall* 6/2007, S. 269-273.
- [Kost 2001] Kost, T.: Brennstofftechnische Charakterisierung von Abfällen. Dissertation an der Technischen Universität Dresden; Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten Band 16.
- [Kremer et al. 1998] Kremer M., Goldhan G., and Heyde M.: Waste treatment in product specific life cycle inventories (Part I: Incineration). *International Journal of Life Cycle Assessment*, 3 (1): S.47–55, 1998.
- [KrW-/AbfG 1994] Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz vom 27. September 1994 (BGBl. I S. 2705). Zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 19. Juli 2007 (BGBl. I S. 1462).
- [LAGA, 2003] Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 20: Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/ Abfällen - Technische Regeln -; Stand: 11/2003.

- [LANUV NRW 2007] Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV). Abfallanalytischen Datenbank ABANDA. <http://www.lanuv.nrw.de/abfall/bewertung/abanda.htm>. Online: 06.09.2007.
- [LANUV-NRW 2007a] N.N.: Entsorgungsatlas 2007. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen (2007).
- [LfUG, 1998] Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie: Richtlinie zur einheitlichen Abfallanalytik in Sachsen. Eigenverlag, Dresden, 1998.
- [LUA BB 1998] Landesumweltamt Brandenburg (LUA): Richtlinie für die Durchführung von Untersuchungen zur Bestimmung der Menge und Zusammensetzung fester Siedlungsabfälle im Land Brandenburg Teil I, Fachbeiträge des Landesumweltamtes Heft Nr.34, Potsdam, 1998 (auch im Müllhandbuch, Ziffer 1705, MuA Lfg. 7/99).
- [Lück 2004] Lück, Thomas: Die weitgehende Aufbereitung von Müllverbrennungsschlacke nach dem Verfahren der Scherer + Kohl GmbH. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky: Optimierung der Abfallverbrennung. TK Verlag, Neuruppin (2004) ISBN 3-935317-16-6.
- [Lurgi 2004] N.N.: Plant Portrait Offenbach, Germany. Informationsschrift der Lurgi Lentjes AG, Düsseldorf (2004).
- [Lurgi 2006] Plant Portrait Budapest, Hungary. Informationsschrift der Lurgi Lentjes AG, Düsseldorf (2006).
- [Lurgi 2006a] Plant Portrait Cantabria, Spain. Informationsschrift der Lurgi Lentjes AG, Düsseldorf (2006).
- [MHKW Bamberg 2007] webpage <http://www.mhkw.bamberg.de/>. Zweckverband Müllheizkraftwerk Stadt und Landkreis Bamberg (letzter Abruf 06.08.2007).
- [MVK 2002] Thermische Abfallbehandlung in Kiel. Informationsschrift der Müllverwertung Kiel GmbH & Co. KG.
- [MVV 2005] N.N.: Was aus Müll alles werden kann – das Müllheizkraftwerk Mannheim. Informationsschrift der MVV Energie, Mannheim (2005).
- [NAGUS 2006] Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) im DIN: DIN EN ISO 14044. Beuth Verlag, Berlin (2006) 84 S.
- [OECD 1992] OECD-Ratsbeschluss (C 92) 39 vom 30.03.1992 über die Kontrolle der grenzüberschreitenden Verbringung von Abfällen zur Verwertung.
- [ORWARE 2007] Website ORWARE, www.ima.kth.se/im/orware/English/index.htm (Oktober 2007).
- [Pitschke 2004] Pitschke, T.; Rommel, W.; Roth, U.; Hottenroth, S.; Frede, M.: Ökoeffizienz von öffentlichen Entsorgungsstrukturen. Müll und Abfall (2004) 9, S. 420-429.
- [ProBas 2007] Umweltbundesamt: Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente (ProBas). Verfügbar auf der Internetseite: www.probas.umweltbundesamt.de. Online: 06.09.2007.
- [RAL 2001] RAL- Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e.V. Sekundärbrennstoffe. Gütesicherung RAL-GZ 724, Juni 2001.
- [RBB 2007] webpage <http://www.rbb.info>. Zweckverband Restmüllheizkraftwerk Böblingen RBB, Böblingen (letzter Abruf 02.10.2007).
- [Reimann 2006] Reimann, D.O.: Results of Specific Data for Energy, Efficiency Rates and Coefficients, Plant Efficiency factors and NCV of 97 European W-t-E Plants and Determination of the Main Energy Results. CEWEP Energy Report, Confederation of European Waste-to-Energy plants, Brüssel (2006).
- [REMONDIS 2005] N.N.: Startschuss für den Bau der thermischen Abfallbehandlungsanlage. Pressemitteilung REMONDIS AG & Co. KG, Lünen (23.11.2006).

- [Riber 2007] Riber, C.: Evaluation of waste specific environmental impacts from incineration. PhD-thesis, Institute of Environment & Resources, Technical University Denmark. Lungby, 2007.
- [Ritter 2004] Ritter, S.: Abfallwirtschaft 2005 im Bundesland Sachsen-Anhalt und Auswirkungen auf die MHKW Rothensee GmbH. Diplomarbeit HS Magdeburg-Stendal (2005).
- [Rotter 2002] Rotter, S.: Schwermetalle in Haushaltsabfällen - Potenzial, Verteilung und Steuerungsmöglichkeiten durch Aufbereitung. Dissertation an der Technischen Universität Dresden TU Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten Band 27; Dresden, 2002.
- [Rotter 2006] Rotter, V. S.; Bolland, T.; Schill, W. P. Skript zur Übung Energienutzung aus Abfall. TU-Berlin. WS 2006/2007.
- [SÄCHS. LFUG 1998] Sächsisches Landesamt für Umwelt u. Geologie (LfUG) (Hrsg.): Richtlinie zur einheitlichen Abfallanalytik in Sachsen. Dresden, Oktober 1998; online: <http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/veroeffentlichungen/verzeichnis/Abfall-Altlasten/RLAbfallanalytik.pdf>.
- [Saling 2002] Saling, S. et al: Eco-efficiency Analysis by BASF – the Method. International Journal of LCA 7(4) 2002, pp. 203-218.
- [Schaltegger 2002] Schaltegger, S. et al.: Nachhaltigkeitsmanagement in Unternehmen: Konzepte und Instrumente zur nachhaltigen Unternehmensentwicklung. Center for Sustainable Management (CSM), Lüneburg i.A. des BMU Bonn, 2002. ISBN 3-935630-18-2.
- [Schmidt 1998] Schmidt, Eberhard: Abscheidung von Partikeln aus Gasen mit Oberflächenfiltern. VDI Fortschritt-Bericht, Reihe 3 nr. 546. VDI-Verlag, Düsseldorf (1998). ISBN 3-18-354603-5.
- [Schmidt 2002] Schmidt, M.: Methodische Ansätze zur Analyse und Auswertung betrieblicher und produktbezogener Stoffstromsysteme, Technikfolgenabschätzung – Theorie und Praxis, 11. Jg. (2002) 1, S. 9-15.
- [Scholz 2001] Scholz, R.; Beckmann, M.; Schulenburg, F.: Abfallbehandlung in thermischen Verfahren. Teubner Reihe Umwelt, Stuttgart (2001). ISBN 3-519-00402-1.
- [Schwing 1999] Schwing, E.: Bewertung der Emissionen der Kombination mechanisch-biologischer und thermischer Abfallbehandlungsverfahren in Südhessen. Schriftenreihe WAR Nr. 111. Förderverein des Instituts WAR, TU Darmstadt (1999).
- [SOTEC 2002] N.N.: MHKW Pirmasens – Informationen rund um die Technik. Informationsschrift der SOTEC GmbH, Saarbrücken (2002).
- [SRHH 2005] N.N.: Verbund Hamburger Abfallverwertungsanlagen. Informationsschrift der Stadtreinigung Hamburg (2005).
- [StaBA 2007] N.N.: Abfallentsorgung – Vorläufiger Ergebnisbericht 2005. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden (2007).
- [StUA Münster 2000] Staatliches Umweltamt Münster] Staatliches Umweltamt Münster. Sekundärbrennstoffe in der Zementindustrie-Neue Wege in der Abfallverwertung. Bericht und Informationen, Band 5. (Jan. 2000).
- [SUSA 2003] N.N.: Müllheizkraftwerk Mainz. Baudokumentation Nr. 123. SUSA-Verlag (zugl. Hrsg.), Hameln (2003).
- [Thomé-Kozmiensky 1994] Thomé-Kozmiensky, K. J.: Thermische Abfallbehandlung. EF-Verlag, Berlin (1994). ISBN 3-924511-77-2.
- [TREA Breisgau 2001] N.N.: Thermische Restabfallbehandlungs- und Energieverwertungsanlage (TREA) Breisgau – Kurzfassung Genehmigungsantrag. SOTEC GmbH, Saarbrücken (2001).
- [Tzenkova 2001] Tzenkova, S.; Huber, P.; Gfeller, J.-C.; Buser, C.; Jutz, M.; Heim, T.: Ökoeffizienz der KVA Basel im Fokus eines Cleaner Production Assessment. In: Zürcher UmweltPraxis 11 (2001) S. 24-27.
- [TWG 2003] TWG Comments. "TWG Comments on Draft 1 of Waste Incineration BREF", 2003.

- [UBA 2001] Umweltbundesamt: "Draft of a German Report for the creation of a BREF-document "waste incineration", Umweltbundesamt 2001.
- [UBA 2006] N.N.: Kapazitäten thermischer Behandlungsanlagen für Rest-Siedlungsabfälle in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt, Dessau (Stand Februar 2006)
- [UM-BW 2007] N.N.: Abfallbilanz 2006. Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart (2007).
- [Winkler 2007] Winkler, J.; Bilitewski, B.: Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. Waste Management 27 (2007), S. 1021-1031.
- [VDI 3460:2007] N.N.: Emissionsminderung - Energieumwandlung bei der thermischen Abfallbehandlung. VDI-Richtlinie Nr. 3460. Beuth-Verlag, Berlin (2007).
- [Verbücheln 2003] Verbücheln, M. et al.: Strategie für die Zukunft der Siedlungsabfallentsorgung (Ziel 2020), Kurzfassung. Bericht des Ecologic - Institut für Internationale und Europäische Umweltpolitik and das Umweltbundesamt, Dessau, FKZ 201 32 324 (2003).
- [vonRoll 2002] N.N.: Thermische Abfallbehandlung Nürnberg. Informationsschrift der Fa. von Roll Inova GmbH, Bad Homburg (2002).
- [vonRoll 2002a] N.N.: AVA Velsen. Informationsschrift der Fa. von Roll Inova GmbH, Bad Homburg (2002).
- [vonRoll 2006] N.N.: Thermische Abfallverwertungsanlagen. Referenzliste Fa. von Roll Inova GmbH, Bad Homburg (Stand: 24.04.2006).
- [vonRoll 2006a] N.N.: AVS Zorbau. Informationsschrift der Fa. von Roll Inova GmbH, Bad Homburg (2006) .
- [Wolf 2001] Wolf, C.: Erstellung eines Modells der Verbrennung von Abfall auf Rostsystemen unter besonderer Berücksichtigung der Vermischung - ein Beitrag zur Simulation von Abfallverbrennungsanlagen. Dissertation Universität Duisburg-Essen (2001).
- [ZAS 2005] N.N.: Das Müllheizkraftwerk Burghausen. Informationsschrift des Zweckverband Abfallverwertung Südostbayern (ZAS), Burgkirchen (2005).
- [ZAW 2007] N.N.: Das Müllheizkraftwerk in Neuses b. Coburg, webpage <http://www.zaw-coburg.de/navindex/mhkw1.html>. Zweckverband für Abfallwirtschaft in Nordwest-Oberfranken (ZAW), Dörfles-Esbach. (letzter Abruf 02.10.2007).
- [ZMS 2004] N.N.: Rundgang durch das Müllkraftwerk Schwandorf. Informationsschrift des Zweckverband Müllverwertung Schwandorf (2004).
- [ZVAWS] Zweckverband Abfallwirtschaft im Raum Würzburg, Emissionsgrenzwerte und Schadstoffausstoß, Website Juni 2000, <http://www.wuerzburg.de/zvaws> (im Oktober 2007: <http://www.zvaws.de/berichte/index02.html/>).
- [ZV MVA Ingolstadt 2004] Informationsschrift Zweckverband MVA Ingolstadt (2004).
- [ZVO 2007] N.N.: MHKW Neustadt - Entsorgungsdienstleistung, Technik, Umweltdaten. Informationsschrift der ZVO Entsorgung GmbH, Neustadt/Holstein (2007).

Glossar

Abfallarten: Materialbezogene Unterteilung der Abfälle nach ihrer Herkunft, z.B. in Abfälle aus Haushalt oder Gewerbe

Abfalleigenschaften: Eigenschaften, die die physikalische und chemische Zusammensetzung von Abfällen beschreiben, z.B. Elementarzusammensetzung, Heizwert

Abfallfraktionen: Material- oder produktbezogene Beschreibung der Zusammensetzung der Abfallarten, z.B. Papier, Kunststoffe

Brennstoffeigenschaften: Abfalleigenschaften mit Einfluss auf das thermische Verhalten der Abfälle

Erkenntnisinteresse: Interesse bzw. Motivation, die dem Wunsch nach der Gewinnung von Erkenntnissen zu Grunde liegt. Das Erkenntnisinteresse beeinflusst maßgeblich das Modelldesign, so dass die Modellierung desselben Sachverhaltes auf Basis verschiedener Erkenntnisinteressen zu differierenden Ergebnissen führt.

Ersatzbrennstoff /Sekundärbrennstoff: Heizwertreiche ungefährliche Abfälle aus der mechanischen oder mechanisch-biologischen Aufbereitung von Siedlungsabfällen und ähnlichen Gewerbeabfällen.

Stoffstromanalyse: Untersuchung von Materialflüssen und -beständen eines räumlich und zeitlich abgegrenzten Systems, häufig als Grundlage der Bewertung von Prozessen oder Prozessketten (vgl. Seite 3)

Abkürzungsverzeichnis

AAV	Abfallartenverzeichnis
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung, Berlin
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
CEN	Comité Européen de Normalisation
DEHP	Diethylhexylphthalat
EAK	Europäischer Abfallartenkatalog
EBS	Ersatzbrennstoff
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
HWC	Hazardous waste catalogue (Verzeichnis gefährlicher Abfälle)
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
MBA	Mechanisch-biologische Abfallbehandlung
MSWI	Municipal Solid Waste Incinerator
MVA	Müllverbrennungsanlage
NPE	Nonyl Phenol Ethoxylate
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
ÖrE	öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PE	Polyethylen
PP	Polypropylen
PVC	Polyvinylchlorid
RAL	Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e. V. (ursprünglich Reichs-Ausschuss für Lieferbedingungen)
SBS	Sekundärbrennstoff
SCR	selective catalytic reduction: selektive katalytische Stickoxidreduktion
SNCR	selective non-catalytic reduction: selektive nichtkatalytische Stickoxidreduktion
TASI	Technische Anleitung Siedlungsabfall
TS	Trockensubstanz
UBA	Umweltbundesamt
VS	Volatile Substanz

Übersicht der Abfallverbrennungsanlagen in Deutschland

Die Auflistung der Abfallverbrennungsanlagen mit Rosten in Tabelle 11 bezieht sich auf die Anlagen, die Anfang 2007 in Deutschland in Betrieb waren. Um den Einfluss unterschiedlicher Anlagenauslastung auszuschließen beziehen sich Angaben zu Durchsatz und Heizwerten auf Auslegungs- bzw. Genehmigungsdaten. Wird aus Gründen der Datenverfügbarkeit auf tatsächliche Durchsatz- und Heizwerte zurückgegriffen, sind diese in der Tabelle kursiv geschrieben.

In Tabelle 11 verwendete Kürzel:

- VR= Vorschubrost
- RR= Rückschubrost
- WR=Walzenrost
- Wä=Wäscher (auch mehrstufig)
- SprTr=Sprühtrockner
- SF=Schlauchfilter
- Zykl=Zyklone
- EAS=Elektroabscheider
- SNCR=nichtkatalytische Entstickung
- SCR=katalytische Entstickung
- FBA=Festbettadsorber
- FSA=Flugstromadsorber (trocken)

Tabelle 11: Rost-Abfallverbrennungsanlagen in Deutschland

A Nr.	B Standort	C Kürzel	D Linien	E Kapazitäten [Mg/a]	F bei Heizwert [MJ/kg]	G Anlagenschema	I Quellen
1	Augsburg	AVA	3	200000	10,0	VR-EAS-Wä-SCR-FBA	E,F:[AVA 2006] D,G:[AVA 2003]
2	Bamberg	MHKW	3	110000	10,5	VR-EAS-Wä-FSA-SF- SCR	D,E,F,G: [MHKW Bamberg 2007]

STAND DER DARSTELLUNG VON ABFALLVERBRENNUNG IN STOFFSTROMANALYSEN.

3	Berlin-Ruhleben	Abfallbehandlungswerk Nord	8	500000	8,5	WR-SprTr-SF-SCR	D,E,G: [BSR 2005] F: [ITAD 2007]
4	Bielefeld-Herford	MVA	3	360000	12,5	VR-EAS-SprTr-EAS-Wä-SCR-FSA-SF	D, G: [ITAD 2007] E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2] F: [Thomé-Kozmiensky 1994, S. 704]
5	Böblingen	RBB	2	140000	11,1	VR-SF-Wä-FBA-SCR	D, E: [UM-BW 2007, S. 81] F: [RBB 2007] G: [ITAD 2007]
6	Bonn	MVA	3	315000	10,0	VR-SNCR-EAS-Wä-FSA-SF	D, F, G: [ITAD 2007] E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2]
7	Breisgau (Eschbach bei Freiburg)	TREA	1	165000	11,0	VR-EAS-SCR-SprTr-SF-Wä	D,E: [UM-BW 2007, S. 81] F,G: [TREA Breisgau 2001, S. 13ff]
8	Bremen	ANO	4	430000	11,0	VR-SNCR-EAS-SprTr-SF	D,E, F,G: [ITAD 2007]
9	Bremerhaven	BEG	3	300000	10,4	VR-SNCR-EAS-SprTr-Wä-FSA-SF	D,E, F,G: [ITAD 2007]
10	Burgkirchen	MHKW	2	210000	10,6	VR-EAS-Wä3-SCR-FSA-SF	D,G: [ITAD 2007] E,F: [ZAS 2005]
11	Coburg	MHKW	2	115000	10,5	RR-SNCR-SprTr-SF-Wä-EAS	D,G: [ITAD 2007] E, F: [ZAW 2007]

ARBEITSKREIS END-OF-LIFE IM DEUTSCHEN NETZWERK LEBENSZYKLUSDATEN

12	Darmstadt	MHKW	3	169000	10,5	VR-Zyk-SprTr-EASWä-SCR	D,F,G: [ITAD 2007] E: [Schwing 1999, S. 14]
13	Düsseldorf	MVA	6	450000	10,0	WR-SprTr-FBA-SCR	D, E: [Berhahn 2006] F,G: [ITAD 2007]
14	Eschweiler (Weisweiler)	MVA	3	390000	9,9	WR-SprTr-SF-Wä-SCR	D,F,G: F,G: [ITAD 2007] E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2]
15	Essen	MHKW	4	740000	9,7	WR-EAS-FBA-SCR	D, F,G: [ITAD 2007] E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2]
16	Frankfurt a.M.	AVA	2	252000	10,1	VR-SNCR-SprTr-SF	D,E, F,G: [ITAD 2007]
17	Geiselbullach	MVA	2	96000	10,5	VR-SprTr-SF-SCR	E: [Thomé-Kozmiensky 1994, S. 761 ff.] F: [GfA 2007] D, G: [ITAD 2007]
18	Göppingen	MHKW	1	158000	10,5	WR-SprTr-SF-Wä-SCR-FSA-SF	D,E,F,G: [BKB 2005]
19	Hagen	MVA	3	125000	8,4	WR-Zyk-SprTr-EAS-SCR-FSA-SF	E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2] D,G: [ITAD 2007] F: [HEB 2007]
20	Hamburg-Borsigstraße	MVB	2	320000	9,6	VR-SNCR-FBA-SF-Wä	D,E:[SRHH 2005] F,G: [ITAD 2007]
21	Hamburg-Rugenberger Damm	MVR	2	320000	9,4	VR-SNCR-FSA-SF-Wä-FSA-SF	D,E:[SRHH 2005] F,G: [ITAD 2007]

STAND DER DARSTELLUNG VON ABFALLVERBRENNUNG IN STOFFSTROMANALYSEN.

22	Hamburg-Stellinger Moor	MVA	2	180000	9,5	VR-SprTr-EAS-Wä-FBA-SCR	D,E:[SRHH 2005]
23	Hamel	Enertec	3	240000	12,5	VR-SNCR-FSA-EAS-SF-FBA-SCR	D,E,F,G: [ITAD 2007]
24	Hamm	MVA	4	260000	8,9	VR-SNCR-Zyk-SprTr-FSA-SF	E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2] D,F,G: [ITAD 2007]
25	Helmstedt	MVA	2	350000	9,2	VR-SNCR-SprTr-FSA-SF-Wä	D,E,F,G: [BKB 2004]
26	Herten	RZR	2	260000	10,0	VR-Zyk-SprTr-EAS-Wä-FBA-SCR	D,F,G: [ITAD 2007] E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2]
27	Ingolstadt	MVA	2	245300	10,5	RR-FSA-SF-Wä-SCR	D,F,G: [ZV MVA Ingolstadt 2004] E: [ITAD 2007]
28	Iserlohn	MHKW	3	295000	11,0	VR-EAS-Wä-SCR-FSA-SF	D,F,G: [ITAD 2007] E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2]
29	Kamp-Lintfort	AEZ Asdonkshof	2	266000	10,5	WR-EAS-SprTr-EAS-SCR-FBA	D,F,G: [ITAD 2007] E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2]
30	Kassel	MHKW	2	150000	11,1	VR-EAS-SprTr-SF-FBA-SCR	D,E,F,G: [ITAD 2007]
31	Kempen	MHKW	1	289700	11,6	RR-EAS-Wä-SCR-FSA-SF	D,E,F,G: [ITAD 2007]
32	Kiel	MVK	1	135000	9,1	WR-EAS-Wä-SCR-FSA-SF	D,E,F,G: [ITAD 2007] G: [MVK 2002]

ARBEITSKREIS END-OF-LIFE IM DEUTSCHEN NETZWERK LEBENSZYKLUSDATEN

33	Köln	RMVA	4	780000	8,2	WR-SprTr-SF-Wä-SCR-FBA	D,G: [ITAD 2007] F: [AVG 2006] E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2]
34	Krefeld	MKVA	4	350000	9,4	WR-SprTr-SF-Wä-SCR-FSA-SF	D,F,G: [ITAD 2007] E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2]
35	Lahe (Hannover)	MVA	2	230000	11,3	VR-SNCR-SprTr-FSA-SF	D,E,F,G [BKB 2004a]
36	Landshut	MVA	3	96000	12,1	VR-EAS-SprTr-Wä-SCR	D,E,F,G [Thomé-Kozmiensky 1994, S. 850ff.]
37	Lauta	TA	2	225000	9,0	VR-SprTr-SF-FBA-SCR	D,E,F,G: [ITAD 2007]
38	Leuna	TREA	1	195000	11,0	VR-SNCR-SprTr-FSA-SF	D,E,F,G: [Günther 2006]
39	Leverkusen	MHKW	3	230000	9,5	WR-EAS-Wä-FBA-SCR	D,F,G: [ITAD 2007] E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2]
40	Ludwigshafen	MHKW	3	180000	10,5	WR-SprTr-EAS-Wä-SCR WR-SprTr-FSA-SF-SCR	D,E,G: [Karpf 2005] F: [ITAD 2007]
41	Ludwigslust	TAV	1	50000	9,6	VR-SNCR-FSA-SF	D,E,F,G: [ITAD 2007]
42	Magdeburg-Rothensee	MHKW	4	630000	11,0	VR-SNCR-SprTr-FSA-SF	E: [ITAD 2007] D,F,G: [Ritter 2004, S. 42ff.]
43	Mainz	MHKW	2	210000	9,8	RR-SNCR-SCR-SprTr-FSA-SF-Wä	D,F,G: [SUSA 2003, S. 15f.] E: [ITAD 2007]

STAND DER DARSTELLUNG VON ABFALLVERBRENNUNG IN STOFFSTROMANALYSEN.

44	Mannheim	MHKW	4	552000	10,0	VR-EAS-Wä-SCR-FBA	D, E: [UM-BW 2007, S. 81] F,G: [MVV 2005]
45	München Nord	HKW Nord	4	750000	9,7	RR-SprTr-Wä-SCR-FSA-SF	D,E,F,G: [ITAD 2007]
46	Neunkirchen	AHKW	2	140000	11,0	RR-EAS-Wä-EAS-SCR-FSA-SF	D,E,F,G: [ITAD 2007]
47	Neustadt (Holstein)	MHKW	1	60000	9,6	VR-SprTr-Zyk-SF-Wä-SCR	D,E,G. [ZVO 2007] F: [ITAD 2007]
48	Nürnberg	MVA	3	204000	12,0	VR-EAS-Wä-FSA-SF-SCR	D,E,F,G [vonRoll 2002]
49	Oberhausen	GMVA	3	680000	10,5	WR-SNCR-EAS-Wä-SF	D,F,G: [ITAD 2007] E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2]
50	Offenbach	MHKW	3	225000	10,0	WR-SprTr-EAS-Wä-SCR	D,F,G: [Lurgi 2004] E: [ITAD 2007]
51	Pirmasens	MHKW	2	170000	10,5	VR-SNCR-EAS-Wä-FSA-SF	D,E,F,G. [SOTEC 2002]
52	Rosenheim	MHKW	1	58000	11,4	VR-SNCR-SprTr-FSA-SF	D,E,F,G: [ITAD 2007]
53	Salzbergen	SRS EcoTherm	1	120000	10,5	VR-SNCR-SprTr-FSA-SF	D,E,F,G: [ITAD 2007]
54	Schwandorf	MKW	4	390000	10,5	VR-SprTr-SF-SCR	D,E,G [ZMS 2004] F: [ITAD 2007]
55	Schweinfurt	GKS	3	155000	9,9	VR-SNCR-Zyk-FSA-SprTr-SF-Wä	D,E,F,G: [ITAD 2007]

ARBEITSKREIS END-OF-LIFE IM DEUTSCHEN NETZWERK LEBENSZYKLUSDATEN

56	Solingen	MVA	1	105000	11,0	VR-SprTr-EAS-FSA-SF-SCR	D,F,G: [ITAD 2007] E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2]
57	Stapelfeld	MVA	2	350000	9,1	VR-EAS-Wä-FBA-SCR	D,E,F,G: [SRHH 2005]
58	Stuttgart-Münster	RMHKW	3	323000	10,2	WR-SprTr-EAS-Wä-SCR VR-SprTr-EAS-Wä-SCR	D, E: [UM-BW 2007, S. 81] F,G: [ITAD 2007]
59	Tornesch-Ahrenlohe	MHKW	2	80000	9,6	VR-SNCR-SprTr-EAS-Wä-FSA-SF	D,E,G: [17. BimSchV] F: [ITAD 2007]
60	Ulm-Donautal	MHKW	2	135000	9,2	VR-SNCR-EAS-Wä-FSA-SF	D, E: [UM-BW 2007, S. 81] F,G: [ITAD 2007]
61	Velsen	AVA	2	210000	10,0	VR-EAS-Wä-SCR-FSA-SF	D,E,F,G: [vonRoll 2002a]
62	Weißenhorn	MKW	2	99800	10,2	VR-SprTr-SF-Wä-FBA-SCR	D,E,F,G: [ITAD 2007]
63	Würzburg	MHKW	3	239000	11,0	VR-SprTr-FSA-SF-SCR VR-SNCR-SCR-SprTr-FSA-SF	D,E,F,G: [ITAD 2007] G: [Kleppmann 2007]
64	Wuppertal	MHKW	4	390000	11,0	WR-EAS-SprTr-EAS-FBA-SCR WR – EAS-Wä-FSA-SF-FBA-SCR	E: [LANUV-NRW 2007a, Tab. 7.1.2] D,F,G: [ITAD 2007]
65	Zorbau	AVS	2	300000	10,0	VR-SNCR-SprTr-FSA-SF	D,E,F,G: [vonRoll 2006a]