

Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung zu Klimaschutz, Luftreinhaltung und Ressourcenschonung

Im Auftrag der
**Interessengemeinschaft der Betreiber Thermischer
Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland (ITAD)**

Darmstadt, den 04. April 2002



Institut für Angewandte Ökologie • Institute for Applied Ecology • Institut d'écologie appliquée

**Geschäftsstelle
Freiburg**

Postfach 62 26
D-79038 Freiburg
Tel.: 07 61 / 45 29 5-0
Fax: 07 61 / 45 54-37

**Büro
Darmstadt**

Elisabethenstr. 55-57
D-64283 Darmstadt
Tel.: 0 61 51 / 81 91-0
Fax: 0 61 51 / 81 91-33

**Büro
Berlin**

Novalisstr. 10
D-10115 Berlin
Tel.: 0 30 / 28 04 86-80
Fax: 0 30 / 28 04 86-88

**Der Beitrag der thermischen Abfallbehandlung
zu Klimaschutz, Luftreinhaltung und
Ressourcenschonung**

Autoren:

Dipl. Ing. Günter Dehoust

Dipl. Ing. Peter Gebhardt

Dipl. Ing. Stefan Gärtner

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	1
2	Bilanzierungssystematik	3
2.1	Methodik zur Untersuchung abfallwirtschaftlicher Systeme	3
2.1.1	Gutschriftenmethode	3
2.1.2	Systemgrenzen	4
2.2	Einbezogene Sachbilanzgrößen	5
2.3	Einbezogene Wirkungskategorien.....	6
2.4	Normierung.....	9
3	Systeminput	10
3.1	Zusammensetzung des Abfallinputs nach Fraktionen	10
3.2	Glühverlust und Elementargehalte.....	13
3.3	Biomasseanteile	15
4	Sachbilanz.....	17
4.1	Systembeschreibung	17
4.2	Systembilanzierung.....	19
4.2.1	Schadstoffemissionen.....	19
4.2.2	Ermittlung des Rauchgasvolumenstroms.....	20
4.2.3	Energieabgabe.....	20
4.2.4	Potenziale und Grenzen der Energiebereitstellung bei MVA	23
4.2.5	Betriebsmittel Rauchgasreinigung.....	26
4.2.6	Schlacke und Reststoffe aus der Rauchgasreinigung	27
4.2.7	Aschenaufbereitung und -verwertung.....	28
4.2.8	Massenbilanz.....	28
4.3	Transportaufwendungen	29
4.4	Verwertungs- und Komplementärprozesse	31
4.4.1	Grundlastmix für Strom und Prozesse für Fernwärme- und Prozessdampfbereitstellung.....	31
4.4.2	Metallverwertung.....	33
4.4.3	Optimierungs- und Zukunftsszenarien	34

5	Ergebnisse und Bewertung	36
5.1	Derzeitige Situation	36
5.1.1	Ist-Durchschnitt (Grundvariante)	36
5.1.2	Spannbreiten bei bestehenden Anlagen	42
5.1.3	Ist-Durchschnitt ohne Substitution von Kernenergie	47
5.1.4	Sensitivitätsbetrachtung 17. BImSchV	48
5.1.5	Sensitivitätsbetrachtung Kunststoffabfälle	49
5.2	Zukunftsszenarien	52
5.2.1	Optimierung der Energienutzung bei bestehenden Anlagen	52
5.2.2	Einbeziehung von Anlagen, die derzeit in Bau oder Planung sind	53
6	Schlussfolgerungen	56
7	Zusammenfassung	59
8	Literatur	62

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1	Zusammensetzung des Systeminputs	12
Abbildung 3.2	Zusammensetzung des Systeminputs nach Abfall- fraktionen bezogen auf die Feuchtsubstanz	13
Abbildung 3.3	Zusammensetzung des Systeminputs nach Abfallfraktionen bezogen auf die Trockensubstanz	13
Abbildung 3.4	Anteile von nachwachsendem und fossilem Kohlenstoff am Systeminput	16
Abbildung 4.1	In- und Outputströme der MVA.....	18
Abbildung 4.2	Extern verwertete Energie, Strom- und Dampfeigen- bedarf und Verluste bei der Abfallverbrennung	21
Abbildung 4.3	Anzahl der im Jahr 2000 in Betrieb befindlichen Anlagen in Abhängigkeit von der Energieabgabe	22
Abbildung 4.4	Im Jahre 2000 genutzte Energie aus der Abfallver- brennung in Deutschland in Abhängigkeit von der Art der Energieabgabe	22
Abbildung 4.5	Massenbilanz der Müllverbrennung einschließlich der Komplementärprozesse.....	29
Abbildung 5.1	Zeichnerische Darstellung der Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“	38
Abbildung 5.2	Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Treibhaus- effekt“ in Prozent der Gesamtemissionen	39
Abbildung 5.3	Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Versauerung von Ökosystemen“ in Prozent der Gesamtemissionen	40
Abbildung 5.4	Ergebnisse für den Parameter „Staub“ in Prozent der Gesamtemissionen.....	41
Abbildung 5.5	Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Verbrauch von Ressourcen“ in Prozent der Gesamtemissionen.....	42
Abbildung 5.6	Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Treibhaus- effekt“ in Prozent der Gesamtemissionen	45
Abbildung 5.7	Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Säurebildner“ in Prozent der Gesamtemissionen	45

Abbildung 5.8	Ergebnisse für den Schadstoff Staub in Prozent der Gesamtemissionen	46
Abbildung 5.9	Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Verbrauch von Ressourcen“ in Prozent der Gesamtemissionen.....	46
Abbildung 5.10	Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtung „Strommix ohne Atomenergie“ für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ in Prozent der Gesamtemissionen.....	48
Abbildung 5.11	Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Versauerung von Ökosystemen“; Vergleich zur 17. BImSchV in Prozent der Gesamtemissionen	49
Abbildung 5.12	Ergebnisse für den Parameter „Staub“ im Vergleich zur 17. BImSchV in Prozent der Gesamtemissionen	49
Abbildung 5.13	Zusammensetzung des Systeminputs nach Abfallfraktionen unter der Annahme, dass die Kunststoffmenge 760.000 Mg beträgt	51
Abbildung 5.14	Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtung „reduzierte Kunststoffmengen“ für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ in Prozent der Gesamtemissionen.....	51
Abbildung 5.15	Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtung „optimierte Energienutzung“ für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ in Prozent der Gesamtemissionen.....	53
Abbildung 5.16	Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ in Prozent der Gesamtemissionen unter Berücksichtigung von Neuplanungen.....	55
Abbildung 7.1	Zusammenfassung der Ergebnisse für die Bereiche „Treibhauseffekt“ und „Versauerung von Ökosystemen“ sowie für den Parameter „Staub“ in Prozent der Gesamtemissionen	60

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1	Umweltproblemfelder	7
Tabelle 2.2	Schadstoffe in der Wirkungsbilanz	8
Tabelle 2.3	Untersuchte Energieressourcen.....	9
Tabelle 3.1	Über die Abfallbilanzen der Bundesländer erfasste Abfallmengen, die einer Verbrennung zugeführt wurden	10
Tabelle 3.2	Zusammensetzung der Abfallarten nach Fraktionen.....	12
Tabelle 3.3	Glühverlust der einzelnen Abfallfraktionen bezogen auf die Trockensubstanz	14
Tabelle 3.4	Elementargehalte der einzelnen Abfallfraktionen bezogen auf den Glühverlust.....	14
Tabelle 3.5	Biomasseanteile einzelner Abfallfraktionen in Prozent des Kohlenstoffgesamtgehaltes.....	15
Tabelle 4.1	Für die Bilanzierung herangezogene Emissionsdaten als Mittelwerte der Datenrecherche.....	20
Tabelle 4.2	Betriebsmittelmengen für die MVA.....	27
Tabelle 4.3	Transportkapazitäten auf LKW in Abhängigkeit vom Stoffstrom.....	30
Tabelle 4.4	Abgeschätzte Transportentfernungen in Abhängigkeit vom Stoffstrom	30
Tabelle 4.5	Emissionsmassenströme einschließlich der Vorketten für Transportaufwendungen	31
Tabelle 4.6	Zusammensetzung des Grundlastmixes zur Stromerzeu- gung in Deutschland (ohne Abfallverbrennung).....	32
Tabelle 4.7	Zusammensetzung des Mixes zur Fernwärmeerzeugung in Deutschland (ohne Abfallverbrennung).....	32
Tabelle 4.8	Zusammensetzung des Mixes zur Prozessdampferzeu- gung in Deutschland (ohne Abfallverbrennung).....	32
Tabelle 4.9	Emissionsmassenströme einschließlich der Vorketten für die Prozesse Stromerzeugung, Fernwärmebereit- stellung und Prozessdampferzeugung.....	33

Tabelle 4.10	Emissionsmassenströme für Prozesse der Eisenschrott- verwertung und Neuproduktion von Stahl.....	34
Tabelle 4.11	Emissionsmassenströme für Prozesse zur Energiebe- reitstellung auf Gasbasis sowie für den Grundlast- strommix Deutschland ohne MVA und Atomkraft	35
Tabelle 5.1	Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ (ohne Gutschriften für Energie und Wertstoffe).....	37
Tabelle 5.2	Daten zur Energieauskopplung der jeweils fünf besten bzw. schlechtesten Anlagen ohne Eigenenergiebedarf	43
Tabelle 5.3	Emissionsdaten der jeweils fünf besten bzw. schlechtesten Anlagen sowie Mittelwerte aller Anlagen (Grundvariante) und Grenzwerte der 17. BImSchV.....	44
Tabelle 5.4	Prognostizierte Mengen an Kunststoffabfällen im Post- Consumer-Bereich	50
Tabelle 5.5	Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ für eine Kapazitätserweiterung durch Neuanlagen	54

1 Einführung

Seit Jahrzehnten liefert die Abfallverbrennung einen bedeutenden Beitrag zur Behandlung von Abfällen in Deutschland. Die derzeit in Betrieb befindlichen Anlagen verbrannten im Jahr 2000 ca. 13 Mio. Mg Abfälle. Nach wie vor dominiert dabei die Rostfeuerungstechnologie. Alternative Technologien, wie z. B. die Pyrolyse oder das Thermoselectverfahren konnten aufgrund technischer Probleme bislang nicht zum Durchbruch gelangen.

Die Anlagen wurden über Jahre hinweg durch Anforderungen an die Verbrennungstechnologie und die Rauchgasreinigung immer mehr für die Aufgabe optimiert, Abfälle zu verbrennen. Ein wesentlicher Schritt erfolgte dabei durch die Einführung der 17. BImSchV im Jahr 1990. Die 56 in Deutschland betriebenen Anlagen wurden entsprechend nachgerüstet. Zur Rückhaltung der Schadstoffe muss ein hoher apparativer Aufwand betrieben werden. Die hierfür benötigte Energie, der so genannte Eigenbedarf an Strom und Wärme, reduziert den energetischen Wirkungsgrad ebenso wie die in der MVA üblichen Dampfparameter (Temperatur und Druck), die insbesondere aufgrund der Rohgasbelastung nur begrenzt optimiert werden können.

Inzwischen werden zunehmend Abfälle in verschiedenen Anlagen der Industrie (insbesondere Zementöfen und Kohlekraftwerke) thermisch „verwertet“, die nicht über einen vergleichbaren Rauchgasreinigungsstandard verfügen und deshalb z. T. bessere Energiewirkungsgrade erreichen. Diese Anlage treten zunehmend in Konkurrenz zur Müllverbrennung.

Die vorliegende Studie soll aufzeigen, welche Leistungen die Müllverbrennung zur Reinhaltung der Luft derzeit erbringt und welche Aufwendungen damit verbunden sind. Ein Schwerpunkt der Untersuchungen liegt darin, den Beitrag der Müllverbrennung zu den Emissionen klimawirksamer Gase zu ermitteln. Dabei spielt der biogene Kohlenstoffgehalt im Abfall eine wesentliche Rolle, da die daraus resultierenden CO₂-Emissionen nicht als klimawirksam angerechnet werden.

Die Schadstoffbilanzierung erfolgt im Rahmen einer Stoffstromanalyse. Darüber hinaus soll untersucht werden, welche Optimierungen bezüglich des energetischen Nutzungsgrades in deutschen MVA technisch möglich sind, welche Faktoren die Ausweitung der Energieauskopplung aus MVA erschweren und wie sich der Zubau von Neuanlagen auf die Schadstoffemissionen auswirken wird.

In dieser Studie wird auf einen Vergleich der konventionellen Rostfeuerung mit alternativen Verfahren der Abfallbehandlung und –verwertung, wie z. B. der Deponierung, der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung oder dem Thermoselectverfahren bewusst verzichtet. Andere Arbeiten zeigen aber, dass die MVA gegenüber der Deponierung gleich gut oder deutlich besser abschneidet [Öko-Institut 1998]. Die Ergebnisse beim Vergleich mit mechanisch-biologischen Verfahren sind differen-

zierter zu betrachten und hängen stark von den gewählten Randbedingungen ab. Wird beispielsweise eine heizwertreiche Fraktion im Zementwerk verwertet, weist diese Variante deutliche Vorteile gegenüber der Abfallverbrennung beim Treibhauseffekt und der Ressourcenschonung, aber erhebliche Nachteile bei den Quecksilberemissionen auf. Diese wurden, in der vorliegenden Studie aufgrund von Datenlücken bei den Energiebereitstellungsprozessen mit fossilen Brennstoffen nicht betrachtet. [Dehoust et al. 1998; Öko-Institut/ifeu 2001]. Das Thermoselectverfahren zeigt aufgrund der deutlich schlechteren Energiebilanz gegenüber der Müllverbrennung erhebliche Nachteile.

2 Bilanzierungssystematik

2.1 Methodik zur Untersuchung abfallwirtschaftlicher Systeme

Im Unterschied zu ökobilanziellen Untersuchungen des kompletten Lebenslaufes von Produkten wird bei der Stoffstromanalyse abfallwirtschaftlicher Systeme, hier im speziellen der Abfallverbrennung, nur ein Teilausschnitt der Lebenszyklen von Produkten und Stoffen betrachtet. Der Untersuchungsgegenstand ist kein materielles Produkt, sondern eine Dienstleistung. Der Nutzen ist die Entsorgung einer bestimmten Menge Abfall einer spezifischen Zusammensetzung sowie die Erzeugung von Energie durch dessen Verbrennung. Der Abfall ist der wesentliche Systeminput. Die Vorgeschichte der Produkte und Stoffe, aus denen sich der Abfall zusammensetzt, wird grundsätzlich nicht untersucht [IFEU 1999].

Den Ansatz einer Bilanzierung der Umweltauswirkungen des gesamten Produktlebenslaufs auf abfallwirtschaftliche Systeme zu übertragen bedeutet, dass die Bilanzierung

- die eigentlichen abfallwirtschaftlichen Systeme selbst,
- die Herstellung der notwendigen Hilfs- und Betriebsstoffe ab der Rohstoffgewinnung,
- die Verwertungsprozesse bis zu einem Produkt
- und die Abfallbehandlung der während der Behandlung und Verwertung anfallenden Abfälle

einschließt.

2.1.1 Gutschriftenmethode

Das untersuchte abfallwirtschaftliche System weist neben den von ihm verursachten Umweltbelastungen einen zusätzlichen Nutzen auf, der in der Bereitstellung von Energie oder von Sekundärrohstoffen besteht. Bei der Bilanzierung werden die Umweltbelastungen des Systems einschließlich des zusätzlichen Nutzens betrachtet. Dabei wird die Bereitstellung von Energie und Wertstoffen mit alternativen Energiebereitstellungssystemen bzw. mit dem System der Neuproduktion des abgeschiedenen Wertstoffes Stahl verglichen.

Um diese Systeme vergleichbar zu machen, muss Nutzengleichheit durch eine Systemerweiterung hergestellt werden. Dazu gibt es die zwei folgenden Möglichkeiten, die darauf beruhen, dass zu jedem zusätzlichen Nutzen der Systeme (in diesem Fall über die Entsorgung des Abfalls hinaus) ein Komplementär-(oder Äquivalenz)prozess definiert wird, bei dem die Erzeugung des jeweiligen Nutzens (Energie-

oder Materialbereitstellung) aus primären (oder ggf. anderen sekundären) Rohstoffen erfolgt:

1. Die Gutschriften-Methode [GEMIS 1996, ETH 1998]: Die Umweltbelastungen, die zur Erzeugung eines Nutzens (im Komplementärsystem) anfallen würden, werden dem System, welches ihn auf der Basis von Abfall erzeugt, proportional zur Nutzenmenge gutgeschrieben. Sie werden also von seiner Gesamtbelastung abgezogen. Rechnerisch können bei der Gutschriftenmethode negative Umweltbelastungswerte als Bilanzergebnis auftreten. Diese negativen Umweltbelastungswerte sind als Verminderung von Umweltbelastungen zu verstehen.
2. Die Nutzenkorbmethode oder der Lastschriftenansatz [Beckmann 1993, Fleischer 1994, Saykowski 1994]: Alle miteinander verglichenen Systeme werden auf einen gleichen Gesamtnutzen erweitert. Ein Nutzen, den ein System nicht auf der Basis von Abfall erzeugt, muss durch einen Komplementärprozess bereitgestellt werden. Negative Umweltbelastungswerte als Bilanzergebnisse treten daher nicht auf.

In dieser Untersuchung wird die Gutschriftenmethode angewandt. Der Lastschriftenansatz ist nur in besonderen Konstellationen beim Vergleich verschiedener sehr ähnlicher Abfallbehandlungsmethoden sinnvoll anwendbar. Die Bilanzierung der Umweltlasten in den Komplementärprozessen für die Bereitstellung eines bestimmten Nutzens erfolgt ab der Gewinnung der Rohstoffe.

2.1.2 Systemgrenzen

Für die Systemgrenzen bei der Bilanzierung abfallwirtschaftlicher Systeme ergeben sich folgende Regeln:

- Der Abfall wird ab der Anfallstelle (Haushalte) bilanziert, d. h. die Sammlung wird in die Bilanz einbezogen.
- Die Herstellung von Hilfs- und Betriebsstoffen, die Energiebereitstellung für die Abfallverwertung sowie die Erzeugung substituierter Energie wird von der Rohstoffgewinnung bis zum Input ins Abfallwirtschaftssystem bilanziert.
- Umweltlasten durch die Verwertung werden bis zur Erzeugung eines marktfähigen oder potenziell marktfähigen Produktes bilanziert. Dabei kann es sich um stoffliche Produkte oder bereitgestellte und genutzte Energie handeln. Unter Produkt ist dabei meist ein industrielles Vorprodukt und kein Endprodukt für Verbraucher zu verstehen.

- Für diese Verwertungsprodukte wird dann ein Komplementärprozess auf der Basis von Primärrohstoffen definiert¹. Die Bilanzierung erfolgt ab der Gewinnung der Rohstoffe.
- Bei der Gutschriftenvergabe für Sekundärmaterialien wird nicht zwischen open-loop- (andere Produkte) und closed-loop-Recycling (derselbe Nutzen) unterschieden. Vielmehr wird die Qualität der erhaltenen Sekundärmaterialien berücksichtigt.

2.2 Einbezogene Sachbilanzgrößen

Eine wesentliche Rolle bei der Auswahl der Schadstoffe und Problemfelder spielt die Verfügbarkeit und Belastbarkeit der Emissionsdaten. Für die Datenverfügbarkeit ergibt sich die Situation, dass häufig zwar für den Verbrennungsprozess selbst eine breite Palette an Primärdaten zur Verfügung steht, dieser Detaillierungsgrad jedoch nicht über den gesamten Bilanzraum beibehalten werden kann.

Zu den klimawirksamen Gasen tragen insbesondere die CO₂-Emissionen bei. Diese werden in der Stoffstrombilanzierung über den Kohlenstoffgehalt in den Brennstoffen ermittelt. Die Betreiber von MVA sind nach der 17. BImSchV zur kontinuierlichen Messung saurer Schadgase verpflichtet. Daher liegen für nahezu alle derzeit in Deutschland betriebenen Anlagen entsprechende Messwerte vor. Auch für andere Teilprozesse der Stoffstrombilanz, z. B. Energiebereitstellungsprozesse, Transporte, Metallverwertung etc. liegen ausreichend sichere Daten zu den CO₂-Emissionen und sauren Schadgasen vor.

Der Parameter „Staub“ gewinnt durch die Krebs erregende Wirkung des Feinstaubanteils (PM 10) in der umweltwissenschaftlichen Diskussion zunehmend an Bedeutung. Darüber hinaus sind Staubemissionen in nahezu allen für die Stoffstromanalyse relevanten Prozessen relativ gut dokumentiert. Staub wird daher in der vorliegenden Analyse als Einzelparameter dargestellt.

Dagegen kann bei anderen Parametern aufgrund von Datenlücken eine gleichmäßige Bilanzierung der Prozesse einschließlich der Vorketten nicht gewährleistet werden. Um nicht einzelne Teilprozesse durch eine punktuelle Schadstoffbetrachtung zu bevorzugen bzw. zu benachteiligen, wurde daher auf die Bilanzierung bestimmter Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen, z. B. FCKW und anderer halogenerer Spurengase verzichtet.

¹ Die Prozessketten, die die Gewinnung/Veredelung von Verwertungsprodukten und Komplementärprodukten beinhalten, werden jeweils so weit in den Bilanzraum aufgenommen, bis die folgenden Prozessschritte für Verwertungsprodukt und Komplementärprodukt identisch sind (das gleiche gilt auch für sekundäre Energieträger und Nutzenergien und deren Komplementärprodukte aus Primärrohstoff). Eine Erweiterung des Bilanzraumes entlang dieser Prozessketten über den genannten Punkt hinaus ist für das Resultat irrelevant, weil die dadurch hinzukommenden Sachbilanzbeiträge bei der Differenzbildung der Gutschriftenmethode „herausfallen“.

Auch die Datenlage zu den Schwermetallemissionen und den Emissionen organischer Schadstoffe, insbesondere PCDD/F (polychlorierte Dioxine und Furane), ist bei konventionellen Systemen zur Energiebereitstellung relativ unsicher. Zu den Emissionsfaktoren von Kohlekraftwerken liegen verschiedene, z. T. auch umfassende Untersuchungen vor, deren Datengrundlage aus der ersten Hälfte der 90er Jahre stammt [Jockel/Hartje 1997, Renz 1996, BUWAL 1998, UBA ÖST 1995, LAI 1993, Eduljee 1996]. Besonders bei Braunkohlekraftwerken sind die angegebenen Spannen jedoch relativ hoch. Die Werte unterscheiden sich häufig um Faktoren im Bereich von 2 bis 10. In Ausnahmefällen ergeben sich Differenzen bis zum Faktor 50. Bei Steinkohlekraftwerken unterscheiden sich die Angaben bis zu Faktor 5. Eine zuverlässige Beschreibung der Emissionssituation von Kohlekraftwerken ist daher derzeit nur schwer möglich; daher sind weitere Recherchen in diesem Bereich erforderlich.

Die vorliegende Stoffstromanalyse betrachtet die Müllverbrennung insbesondere unter dem energiewirtschaftlichen Aspekt. Systemen der komplementären Energiebereitstellung, z. B. Kohlekraftwerken, kommt eine zentrale Rolle in der Bilanzierung zu, da die Emissionen dieser Prozesse als Gutschriften für die Strom- und Dampfabgabe der Müllverbrennung berechnet werden. Aufgrund der schlechten Datenlage zu Emissionen von Schwermetallen und organischen Schadstoffen werden diese Parameter in der Stoffstromanalyse nicht berücksichtigt. Betrachtet man nur die direkten Prozessemissionen der Müllverbrennung, für die relativ gute Daten vorliegen, ergeben sich PCDD/F-Emissionen von ca. 1,4 % und Quecksilberemissionen von ca. 0,9 % der Gesamtemissionen in Deutschland.

Aus diesem Grund wird bislang auch in GEMIS, einem vom Öko-Institut entwickelten Modell zur Bilanzierung von Emissionen in Systemen der Energiebereitstellung, auf die Ausweisung von Schwermetall- und PCDD/F-Emissionen verzichtet. Mit Hilfe von GEMIS werden in dieser Studie die Umweltbelastungen der Komplementärprozesse bilanziert (siehe auch Kap.4.3).

Bei der Hausmüllverbrennung, die in Deutschland nahezu ausnahmslos abwasserfrei betrieben wird, werden Schadstoffe insbesondere über den Luftpfad freigesetzt. Eine Bilanzierung von Wasserschadstoffen, wie z. B. Ammonium und Phosphat oder der Summenparameter „CSB“, erfolgt daher nicht.

2.3 Einbezogene Wirkungskategorien

Die Bilanzierung der Stoffströme liefert zunächst nur Emissionsfrachten der betrachteten Schadstoffe. Um diese Emissionsdaten vergleich- und bewertbar zu machen, werden die Emissionsparameter, die in ihrer Wirkung auf gleiche Problemfelder zielen, zu Wirkungskategorien aggregiert (Tabelle 2.1, Tabelle 2.2). In Tabelle 2.1 werden diese Wirkungskategorien, auch Umweltproblemfelder genannt, aufgeführt [CML 1992a, CML 1992b, UBA 1995].

Tabelle 2.1 Umweltproblemfelder

Verbrauch von Ressourcen	*Bildung von Photooxidantien
* Treibhauseffekt	Flächenverbrauch
*Ozonabbau in der Stratosphäre	Geruchsbelästigungen, Lärm
* Humantoxische Belastungen	*Belastungen am Arbeitsplatz
*Ökotoxische Belastungen	Abwärme und Abfallaufkommen
* Versauerung von Ökosystemen	Strahlenbelastung
*Eutrophierung von Ökosystemen	Bedrohung von Naturschönheit und –vielfalt

* Schadstoffbedingte Wirkungskategorien

Die Wirkungskategorien sind bewusst in einer wenig eingrenzenden Weise formuliert worden. In jeder Wirkungskategorie kann eine weitere Differenzierung erfolgen.

In Anpassung an die Thematik und die bestehenden Fragestellungen bei der bundesweiten thermischen Behandlung von Restmüll werden die oben aufgelisteten **fettgedruckten** schadstoffbedingten Wirkungskategorien untersucht. Zusätzlich wird der Ressourcenverbrauch als Grundlage der Stoffstromanalyse verwendet.

Wirkungskategorien, wie *Ozonabbau in der Stratosphäre*, *Eutrophierung von Ökosystemen* oder *Bildung von Photooxidantien* sind zur Bewertung der Umweltauswirkungen verschiedener Systeme der Abfallbehandlung sinnvoll. Im vorliegenden Fall wird jedoch nur die Abfallverbrennung betrachtet, deren Beiträge in diesen Wirkungskategorien mit Werten deutlich unter 0,1 % der Gesamtemissionen in Deutschland relativ gering sind [Dehoust et al. 1998]. Hinzu kommt, dass bei einigen Parametern, z. B. bei FCKW, die wesentlich zur Wirkungskategorie „Ozonabbau in der Stratosphäre“ beitragen, die Datenlage sehr lückenhaft ist. Die genannten Wirkungskategorien werden daher nicht bilanziert.

Humantoxische Belastungen durch kanzerogene Schadstoffe und einzelne Schwermetalle werden aufgrund der unzureichenden Datenlage für die Komplementärprozesse (siehe Kap. 2.2) ebenfalls nicht betrachtet. Die bilanzierten Staubdaten bleiben die einzigen Informationen zur Wirkungskategorie Humantoxikologie. Auch die Datenlage bei der Ökotoxizität wird als wenig belastbar eingestuft.

Andere Wirkungskategorien, die aus allgemeiner ökologischer Sichtweise nicht außer Betracht gelassen werden dürfen (*Strahlenbelastung*, *Bedrohung von Naturschönheit und –vielfalt*), werden für die vorliegende Fragestellung die Stoffstrombilanzierung der Müllverbrennung als nicht oder nur wenig relevant beziehungsweise aufgrund ihres lokalen Charakters (z. B. *Geruchsbelästigung*, *Lärm*, *Flächenverbrauch*, *Abwärme*) vor dem Hintergrund eines Gesamtmodells, das auch globale Verflechtung der Vorketten einbezieht, nicht als zielführend erachtet.

Höhere Transportaufwendungen aufgrund von Recycling spielen in der öffentlichen Diskussion eine wichtige Rolle. Im Modell wurden die aktuellen durchschnittlichen spezifischen Transportentfernungen zwischen den Anlagen eingesetzt. Durch Multi-

plikation mit den Stoffströmen werden in den einzelnen Systemen die Transportleistungen in Tonnenkilometern (tkm) errechnet. Die damit verbundenen Schadstoffemissionen fließen in die jeweiligen Bilanzergebnisse ein und spielen, im Gegensatz zu gängigen Meinungen, keine relevante Rolle (siehe Kap.5).

Nicht einbezogen werden Umweltauswirkungen, die mit dem nicht bestimmungsgemäßen Betrieb von Anlagen und Störfällen (z. B. Bunkerbränden) verbunden und nur sehr schwer quantifizierbar sind (unkontrollierte Emissionen).

Die Tabelle 2.2 listet als Ergebnis der obigen Überlegungen die in diese Arbeit einbezogenen Schadstoffparameter im Zusammenhang mit den dazugehörigen Wirkungskategorien (Umweltproblembfeldern) auf. Daneben stellt die Bilanzierung des Ressourcenverbrauchs als Grundlage für die spätere Bewertung der Ressourcenfrage einen wesentlichen Punkt der Stoffstromanalyse dar. Tabelle 2.3 listet die verwendeten Ressourcenparameter auf. Dem Parameter „Ressourcenverbrauch“ kommt neben der ökonomischen und sozialen Bedeutung auch eine ökologische Bedeutung für schwer zu quantifizierende qualitative bzw. in der Bilanz nicht erfasste Umwelteffekte zu (Biodiversität, Flächenverbrauch, Ölunfälle etc.).

Der Summenparameter „kumulierter Energieaufwand (KEA)“, über den die in Tabelle 2.3 genannten Ressourcen zusammengefasst werden, ist ein technischer Effizienzindikator, dessen Eignung als orientierender Umweltindikator hingegen vom Anwendungsbereich abhängig ist [Öko-Institut 1999].

Tabelle 2.2 Schadstoffe in der Wirkungsbilanz

Wirkungskategorie und Einheit bzw. Schadstoff	Umrechnungs-faktor	Quelle
Treibhauseffekt kg CO ₂ -Äquivalente (Bezug 100 a)	kg/kg	
Methan CH ₄	21	IPCC 1996
Kohlendioxid CO ₂	1	IPCC 1996
Distickoxid N ₂ O	310	IPCC 1996
Perfluormethan CF ₄	6500	IPCC 1996
Perfluorethan C ₂ F ₆	9200	IPCC 1996
Versauerung von Ökosystemen kg SO ₂ -Äquivalente	kg/kg	
Chlorwasserstoff HCl	0,88	CML 1992a; CML 1992b
Fluorwasserstoff HF	1,6	CML 1992a; CML 1992b
Ammoniak NH ₃	1,88	CML 1992a; CML 1992b
Stickoxide No _x	0,7	CML 1992a; CML 1992b
Schwefeldioxid SO ₂	1	CML 1992a; CML 1992b
Andere toxische Emissionen kg		
Staub	wird nicht aggregiert	

Tabelle 2.3 Untersuchte Energieressourcen

Energieressourcen	Einheit
Nuklearenergie	GJ
Braunkohle	GJ (H _u)
Erdgas	GJ (H _u)
Erdöl	GJ (H _u)
Steinkohle	GJ (H _u)
Wasserkraft	GJ (H _u)
Biomasse	GJ (H _u)
Wind	GJ
Sekundärprodukte	GJ (H _u)
Stoffressourcen	
Erdöl	Mg
Erdgas	Mg

Die Wirkungsabschätzung stellt ein Instrument im Rahmen der Stoffstromanalyse dar. Die Ergebnisse basieren auf Modellannahmen und heutigen Kenntnissen über Wirkungszusammenhänge im Gesamtzusammenhang. Daraus lassen sich keine Aussagen über konkrete Wirkungen, Gefahren oder Schäden ableiten, zumal die untersuchten Systeme jeweils nur einen bestimmten Beitrag zur Gesamtbelastung leisten, der wiederum lokal sehr unterschiedlich sein kann.

2.4 Normierung

Die Bestimmung der spezifischen Beiträge der untersuchten Systeme zu den einzelnen Wirkungskategorien ist rechnerischer Natur. Die gesamten, emittierten Stoffe des Systems werden so weit wie möglich zu Wirkungskategorien aggregiert. Daraus ergibt sich pro Wirkungskategorie ein Ergebniswert. Analog werden die Gesamtemissionen (in diesem Fall werden die Gesamtemissionen in Deutschland angesetzt) der untersuchten Schadstoffe im gleichen Bilanzierungsraum zu Wirkungskategorien aggregiert.

Die Einzelheiten der Ermittlung der zugrunde gelegten Gesamtemissionen finden sich im entsprechenden Kapitel der Wirkungsabschätzung.

3 Systeminput

3.1 Zusammensetzung des Abfallinputs nach Fraktionen

Zur Ermittlung der Abfallmengen und -arten, die derzeit in Deutschland in der Müllverbrennung behandelt werden, wurden Daten, die im Rahmen einer Recherche der ITAD bei den Anlagenbetreibern erhoben wurden, herangezogen. Demnach wurden im Jahr 2000 in den 56 in Betrieb befindlichen Anlagen 13.006.165 Mg Abfall mit einem durchschnittlichen Heizwert von 10.170 kJ/kg verbrannt. Dies ergibt eine Brennstoffwärme von 36,9 Mio. MWh. Weitere Daten zur Abfallzusammensetzung wurden von der ITAD nicht erhoben.

Des Weiteren wurden die von den Bundesländern vorgelegten Abfallbilanzen des Jahres 2000 ausgewertet. Lagen Bilanzen für dieses Jahr nicht vor, wurde auf Bilanzen von 1999 und in einem Fall auf Bilanzdaten von 1998 zurückgegriffen. Im Jahr 2000 wurden demnach ca. 14 Mio. Mg Abfälle deponiert und ca. 10,4 Mio. Mg verbrannt. Die verbrannte Menge setzt sich aus den in der folgenden Tabelle dargestellten Fraktionen zusammen.

Tabelle 3.1 Über die Abfallbilanzen der Bundesländer für das Basisjahr 2000 erfasste Abfallmengen, die einer Verbrennung zugeführt wurden

Abfallart	Menge [Mg]
Hausmüll	7.288.376
Sperrmüll	871.097
hausmüllähnliche Gewerbeabfälle*	1.456.467
Sonstiges**	776.728
Summe	10.392.667

* einschließlich Geschäftsmüll

** Marktabfälle, Baustellenabfälle, Straßenkehricht, Grünabfälle, Klärschlamm, Tiermehl, Bioabfälle, Infrastrukturabfälle, Rechengut, überwachungsbedürftige Abfälle etc.

Die Differenz zu der gemäß der ITAD-Recherche im Jahr 2000 verbrannten Abfallmenge beträgt ca. 2,6 Mio. Mg Abfall. Da davon auszugehen ist, dass Hausmüll aufgrund der Andienungspflicht über die Abfallbilanzen weitgehend in den Länderstatistiken erfasst wird, wird angenommen, dass es sich bei der Differenzmenge insbesondere um Abfälle aus Industrie und Gewerbe handelt, die nicht der Andienungspflicht und damit der statistischen Erfassung über die Abfallbilanzen der Länder unterliegen.

Hinsichtlich der Zusammensetzung der Abfälle nach einzelnen Fraktionen ist insbesondere bei Hausmüll eine breite Datenbasis vorhanden. Zur Abschätzung wurden verschiedene Quellen ausgewertet [Wollny 2002, Vorndran 1999, Dehoust et al.

1998, Glöckl 1998, Bogon 1998, Nuphaus 1996, Indra 1997]. Insgesamt wurden ca. 100 Sortieranalysen aus dem ländlichen und 70 Analysen aus dem städtischen Bereich ausgewertet. Für Sperrmüll liegen deutlich weniger Analysen vor [BIfA 1998, Öko-Institut 1998].

Problematisch gestaltet sich die Abschätzung der Abfallzusammensetzung bei hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen und Gewerbeabfällen, da deren Zusammensetzung von der wirtschaftlichen Prägung des jeweiligen Untersuchungsgebietes abhängt. Die wenigen hierzu vorliegenden Analysen fallen daher sehr unterschiedlich aus. Hinzu kommt, dass keine einheitliche Festlegung der einzelnen Fraktionen, wie dies mittlerweile bei Hausmüll üblich ist, vorliegt.

Eine möglichst realitätsnahe Abschätzung auch der Gewerbeabfallzusammensetzung für die vorliegende Bilanz ist besonders im Hinblick auf die Anteile an Kunststoff wichtig, da der Kunststoffanteil maßgeblich den Anteil von fossilem Kohlenstoff im Abfall bestimmt. Als Grundlage der Abschätzung wurde eine Hochrechnung für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle für das gesamte Bundesgebiet herangezogen [BIfA 1998]. Die BIfA geht bei ihrer Schätzung von einem Kunststoffanteil im hausmüllähnlichen Gewerbeabfall von durchschnittlich 16 % aus. Hinzu kommen weitere Kunststoffe in anderen Teilfraktionen des von der BIfA angegebenen hausmüllähnlichen Gewerbeabfalls, z. B. in der Haus- und Sperrmüllfraktion sowie in den Fraktionen Renovierungsabfälle, Werkstattabfälle und Büromischmüll. Insgesamt machen diese Fraktionen bei dem von der BIfA angegebenen hausmüllähnlichen Gewerbeabfall einen Anteil von 30 % aus. Unter Berücksichtigung dieser Kunststoffanteile wurde für die Bilanz ein Anteil von 19,5 % abgeschätzt.

Bei Kunststoffen handelt es sich um einen relativ jungen Werkstoff, dessen längerfristige Nutzungsformen erst in den 90er Jahren zu einem schnellen Mengenanstieg führten. Prognosen zeigen auch weiterhin deutliche Steigerungen. Innerhalb der nächsten 25 Jahre ist von einer Zunahme der Kunststoffabfallmengen bis zum Faktor 3 gegenüber dem Stand von 1998 auszugehen [Patel 1999]. Unter Berücksichtigung dieser Entwicklung ist der oben abgeschätzte Anteil an Kunststoffen im hausmüllähnlichen Gewerbeabfall mit Datenbezug aus der Mitte der 90er Jahre als plausibel zu betrachten.

Die für die Bilanz herangezogenen Abfallzusammensetzungen für die Abfallarten Hausmüll, Sperrmüll und hausmüllähnlicher Gewerbeabfall sind der Tabelle 3.2 zu entnehmen. Mangels spezifischer Daten wird dem Hausmüll die Fraktion „Sonstiges“ aus Tabelle 3.1 zugewiesen. Die hausmüllähnlichen Gewerbeabfälle und die Differenzmenge zwischen den über die Abfallbilanzen der Länder erfassten Abfallmengen und den tatsächlich verbrannten Abfallmengen werden zur Gruppe der Gewerbeabfälle zusammengefasst.

Tabelle 3.2 Zusammensetzung der Abfallarten nach Fraktionen

Fraktion	Hausmüll	Sperrmüll	Gewerbeabfälle
Papier	10,2 %	2,0 %	13,4 %
Glas	4,0 %	0,0 %	0,2 %
Fe	4,0 %	8,0 %	1,1 %
Al	0,4 %	0,0 %	0,0 %
Kunststoffe	7,3 %	12,0 %	19,5 %
Organik	26,0 %	2,0 %	22,0 %
Holz	3,3 %	49,0 %	11,5 %
Verpackungsverbunde	0,7 %	0,0 %	0,0 %
Verbundstoffe	5,0 %	0,0 %	1,2 %
Windeln	8,0 %	0,0 %	0,0 %
Inertstoffe	5,1 %	4,0 %	7,1 %
Textilien	3,0 %	5,0 %	1,1 %
Mittelmüll	10,9 %	18,0 %	12,0 %
Feinmüll	11,0 %	0,0 %	11,0 %
Leder	0,5 %	0,0 %	0,0 %
Problemstoffe	0,6 %	0,0 %	0,0 %

Abbildung 3.1 bis Abbildung 3.3 zeigen die Daten zur Veranschaulichung noch einmal in zusammengefasster Form.

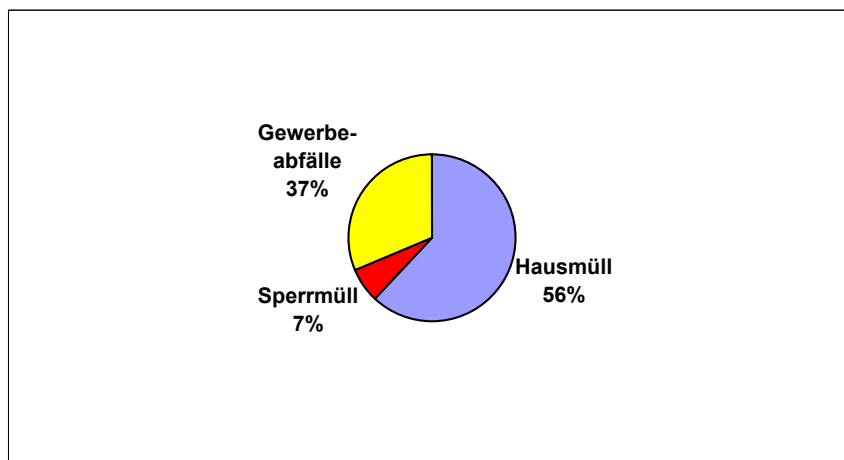


Abbildung 3.1 Zusammensetzung des Systeminputs

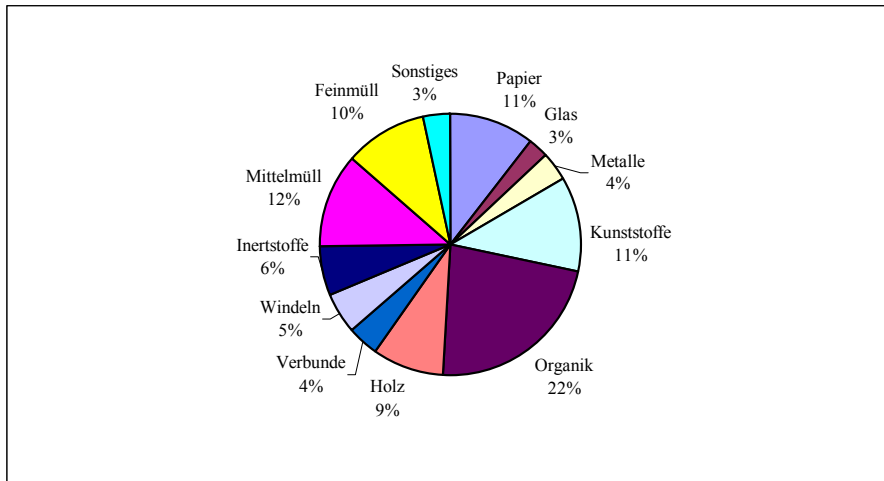


Abbildung 3.2 Zusammensetzung des Systeminputs (Summe aus Hausmüll, Sperrmüll und Gewerbeabfällen) nach Abfallfraktionen bezogen auf die Feuchtsubstanz

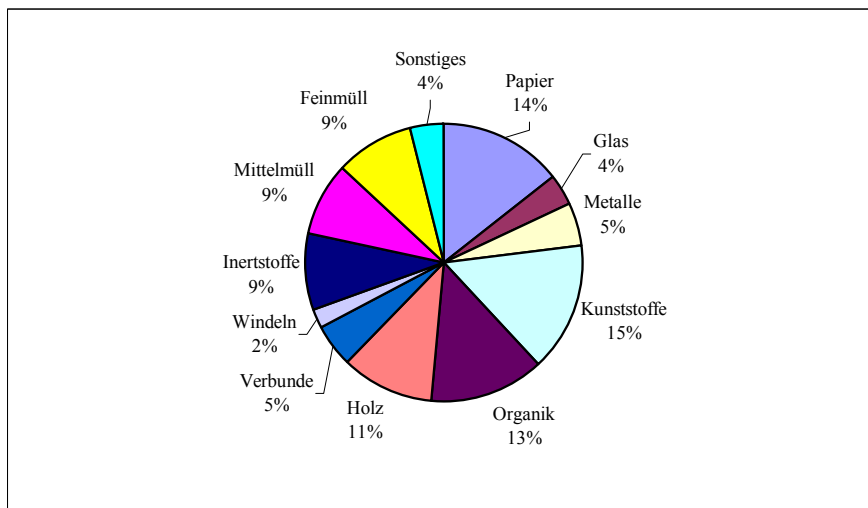


Abbildung 3.3 Zusammensetzung des Systeminputs (Summe aus Hausmüll, Sperrmüll und Gewerbeabfällen) nach Abfallfraktionen bezogen auf die Trockensubstanz

3.2 Glühverlust und Elementargehalte

In den folgenden beiden Tabellen sind der Glühverlust sowie die Elementarzusammensetzungen der einzelnen Abfallfraktionen aufgeführt.

Tabelle 3.3 Glühverlust der einzelnen Abfallfraktionen bezogen auf die Trockensubstanz [Öko-Institut 2002a]

Fraktion	Glühverlust
Papier	86,0 %
Glas	1,0 %
Fe	9,5 %
Al	50,0 %
Kunststoffe	99,0 %
Organik	70,0 %
Holz	97,2 %
Verpackungsverbunde	80,0 %
Verbundstoffe	82,4 %
Windeln	95,3 %
Inertstoffe	1,0 %
Textilien	94,0 %
Mittelmüll	60,0 %
Feinmüll	60,0 %
Leder	90,0 %
Problemstoffe	84,7 %

Tabelle 3.4 Elementargehalte der einzelnen Abfallfraktionen bezogen auf den Glühverlust [Wollny 2002, Öko-Institut 2002c]

	Kohlenstoff	Wasserstoff	Sauerstoff	Chlor	Schwefel	Stickstoff
Papier	48,6 %	6,4 %	44,3 %	0,3 %	0,2 %	0,2 %
Glas	47,0 %	10,0 %	40,0 %			3,0 %
Fe	48,2 %	6,3 %	44,2 %	0,7 %	0,1 %	0,5 %
Al	48,2 %	6,3 %	44,2 %	0,7 %	0,1 %	0,5 %
Kunststoffe	82,7 %	13,3 %	3,8 %	0,1 %	0,0 %	0,1 %
Organik	50,7 %	6,7 %	38,7 %	0,7 %	0,5 %	2,7 %
Holz	49,4 %	6,2 %	43,7 %	0,1 %	0,1 %	0,5 %
Verp.verbunde	59,3 %	7,9 %	32,1 %	0,7 %		
Verbundstoffe	57,6 %	7,6 %	32,7 %	1,5 %	0,1 %	0,5 %
Windeln	56,6 %	7,7 %	31,1 %	0,8 %	0,3 %	3,6 %
Inertstoffe	48,2 %	6,3 %	44,2 %	0,7 %	0,1 %	0,5 %
Textilien	51,1 %	6,9 %	37,1 %	0,4 %	0,4 %	4,3 %
Mittelmüll	50,4 %	6,4 %	40,2 %	0,7 %	0,3 %	2,0 %
Feinmüll	49,9 %	6,5 %	40,0 %	0,5 %	0,6 %	2,5 %
Leder	47,0 %	7,0 %	33,0 %			13,0 %
Problemstoffe	69,7 %	9,9 %	19,2 %	0,7 %	0,1 %	0,4 %

3.3 Biomasseanteile

Tabelle 3.5 enthält die der Bilanz zu Grunde gelegten Biomasseanteile in den einzelnen Abfallfraktionen. Bei Fraktionen mit einem hohem Inertstoffanteil, wie z. B. Glas, Metalle, Inertstoffe, wird der Biomasseanteil ausschließlich durch die Verunreinigungen verursacht. Dasselbe gilt für Kunststoffe. Bei Papier wird angenommen, dass dieses durch Bindemittel und Farben einen Anteil von ca. 1 % nicht nachwachsendem Kohlenstoff enthält.

Die Menge des in einer bestimmten Fraktion enthaltenen Anteils an nachwachsendem Kohlenstoff ermittelt sich aus dem Produkt von Masse der Fraktion bezogen auf die Trockensubstanz, Glühverlust, Elementargehalt C und Biomasseanteil.

Tabelle 3.5 Biomasseanteile (als biogener Kohlenstoffgehalt) einzelner Abfallfraktionen in Prozent des Gesamt-Kohlenstoffgehaltes (Gesamt-C)

	Anteil biogenes C am Gesamt-C	Quelle
Papier	99 %	Öko-Institut 2002a*
Glas	98 %	Öko-Institut 2002a*
Fe	98 %	Öko-Institut 2002a*
Al	98 %	Öko-Institut 2002a*
Kunststoffe	5 %	Öko-Institut 2002a*
Organik	100 %	Bifa 1998
Holz	100 %	Bifa 1998
Verpackungsverbunde	60 %	Bifa 1998
Verbundstoffe	20 %	Bifa 1998
Windeln	90 %	Bifa 1998
Inertstoffe	98 %	Öko-Institut 2002a*
Textilien	65 %	Bifa 1998
Mittelmüll	65 %	Bifa 1998
Feinmüll	100 %	Bifa 1998
Leder	90 %	Bifa 1998

* wurde vom Öko-Institut abgeschätzt

Insgesamt ergibt sich damit für den Abfallinput in das System ein Biomasseanteil von ca. 62 % bezogen auf den Kohlenstoffgehalt.

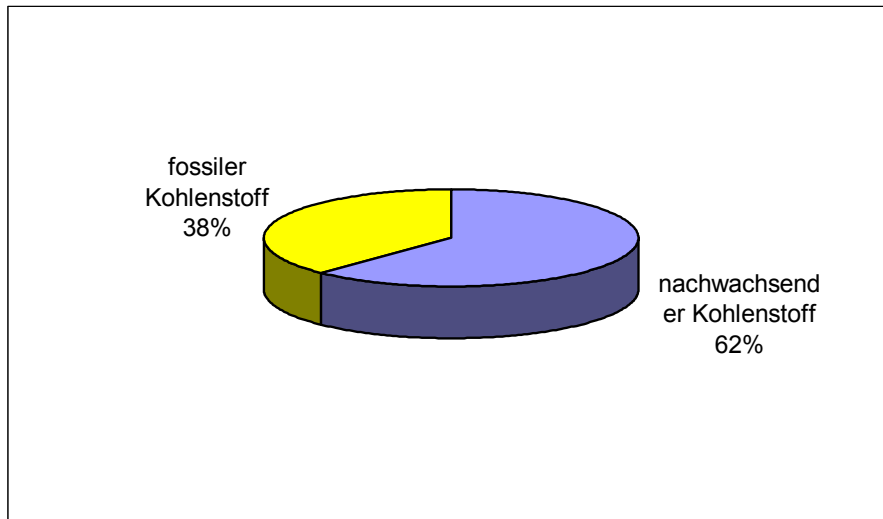


Abbildung 3.4 Anteile von nachwachsendem und fossilem Kohlenstoff am Systeminput

4 Sachbilanz

In der folgenden Sachbilanz wird das in der Stoffstromanalyse betrachtete System der Müllverbrennung dargestellt. Die Herleitung der für die Bilanzierung erforderlichen Daten wird beschrieben. Im Einzelnen handelt es sich dabei insbesondere um

- Emissionen,
- Bedarf an Betriebsmitteln,
- Energiebedarf und zur Verwertung abgegebene Energie,
- Transportaufwendungen,
- Massenbilanz des Systems Müllverbrennung.

Darüber hinaus werden in zusammengefasster Form die Daten zu den einzelnen Komplementärprozessen tabellarisch dargestellt.

Für die Prozesse zur Bereitstellung von Betriebsmitteln und Hilfsstoffen, zur Bereitstellung substituierter Energie, Erzeugung von Primärstahl sowie für Transportprozesse kann auf abgesicherte allgemeine Datensätze zurückgegriffen werden, die eine Vielzahl von vergleichbaren Anlagen oder ganzer Sektoren beschreiben. Hierzu wird das vom Öko-Institut entwickelte Modell GEMIS (Gesamt-Emissionsmodell Integrierter Systeme) herangezogen.

Die für die vorliegende Bilanz herangezogenen Daten aus GEMIS beziehen sich auf Deutschland, Ende der 90er Jahre. Diese Datensätze beschreiben keine spezifischen Lebenswege, sondern die durchschnittliche Situation in Deutschland, wie sie sich durch den realen Mix von Rohstoffen und eingesetzten Verfahren [GEMIS 2001] darstellt.

4.1 Systembeschreibung

Die Müllverbrennung wird als konventionelle Rostfeuerungsanlage modelliert. Die Abfälle werden in einem Bunker zwischengelagert und mit einem Greifer in den Aufgabetrichter befördert. Sie werden auf einem Vorschubrost bei einer Mindesttemperatur von 850 °C und einer Mindestverweilzeit von 2 Sekunden verbrannt. Die heißen Rauchgase werden über einen Abhitzekeessel zur Wärmenutzung geführt. Mit Turbinen und Generatoren wird Strom erzeugt. Der nach Abzug des Eigenbedarfs verbleibende Anteil wird in das Netz eingespeist. Die Abwärme wird als Fern- und Prozesswärme genutzt.

Von den derzeit in Deutschland betriebenen Müllverbrennungsanlagen weisen 78 % eine nasse Rauchgasreinigung und 73 % eine katalytische Entstickung auf. Die übrigen Anlagen arbeiten mit trockenen Stoffabscheidesystemen bzw. nichtkatalytischer Entstickung. Hinsichtlich des Bedarfs an Betriebsstoffen und der Menge an anfallenden Reststoffen wird in der Bilanz vereinfachend eine Anlage mit einem nassen Ver-

fahren und einer katalytischen Entstickung nach dem SCR-Verfahren eingestellt (siehe auch Kap. 4.2.5).

Die Rauchgasreinigung setzt sich aus folgenden Hauptkomponenten zusammen:

- Sprühtrockner,
- E-Filter,
- 2-stufiger Wäscher,
- Herdofenkoksfilter,
- Entstickung nach dem SCR-Verfahren.

In der Abbildung 4.1 sind die Input- und Outputströme der MVA aufgeführt.

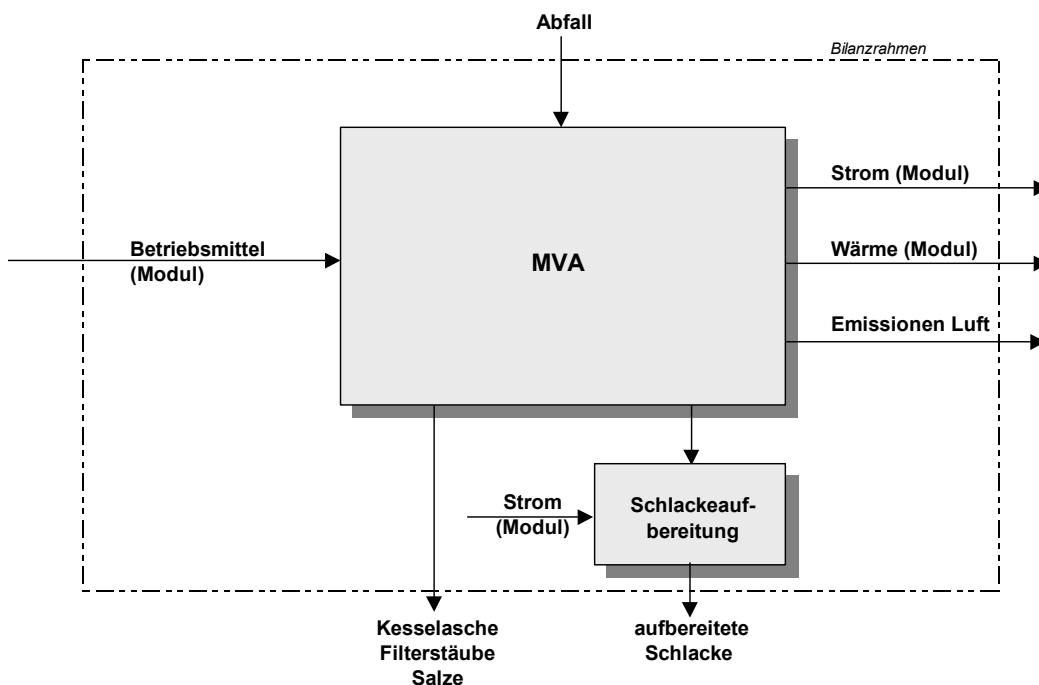


Abbildung 4.1 In- und Outputströme der MVA (für die mit dem Hinweis „Modul“ versehenen Stoffströme werden die Vorketten über GEMIS mitbilanziert)

Der Rauchgasvolumenstrom als luftseitiger Output ist abhängig von der Verbrennungstemperatur und dem Heizwert des Abfallinputs.

Folgende wesentliche Hilfsstoffe werden in der MVA eingesetzt:

- Heizöl,
- NaOH zur HCl- und HF-Abscheidung,
- Ammoniak zur Reduktion der Stickoxide,
- Aktivkoks zur Bindung von PCDD/F und Quecksilber.

Als Outputströme fallen Rückstände aus der Rauchgasreinigung und Asche an.

Die Asche wird einer Aufbereitung unterzogen. Sie beinhaltet im Wesentlichen folgende Verfahrensschritte:

- Klassierung mittels Schwing- und Trommelsieben,
- Metallabscheidung,
- Zerkleinerung durch Brecher oder Mühlen,
- Windsichtung zur Abtrennung von flugfähigen Teilen.

Die Anlagen zur Ascheaufbereitung sollten an eine Entstaubungseinrichtung angeschlossen sein.

4.2 Systembilanzierung

4.2.1 Schadstoffemissionen

Zur Ermittlung der aktuellen Emissionssituation bundesdeutscher MVA wurden im Rahmen einer Recherche verschiedene Quellen ausgewertet [Dehoust et al 1999, Berlin 2001, LfU 2002, Weisweiler 2002, Märkischer Kreis 2002, Mhkw Offenbach 2002, AWG Wuppertal 2000, Zwahr 2001]. Bei Datenlücken oder Daten, die vor 1998 ermittelt wurden, wurden die betreffenden Anlagen direkt angeschrieben und die Daten abgefragt.

Insgesamt liegen Emissionsdaten von 53 der 56 derzeit in Betrieb befindlichen Abfallverbrennungsanlagen vor. Bei zwei Anlagen wurde auf die Anfrage nicht geantwortet. Eine Anlage befindet sich derzeit im Probebetrieb, so dass Jahresmittelwerte noch nicht vorliegen.

Bei Parametern, die nach der 17. BImSchV kontinuierlich oder diskontinuierlich zu messen sind, ist die Datenlage sehr gut. Andere Parameter, wie z. B. klimawirksame Gase, wie Perfluormethan, Perfluorethan werden bei MVA, soweit bekannt, nicht gemessen. Auch das klimawirksame N₂O wird nur selten messtechnisch erfasst. Daher ist auch hier die Datenlage relativ schlecht. Hilfsweise wird für die Bilanzierung der von Johnke angegebene Emissionswert von 2 mg/m³ Abluft für die Bilanz herangezogen [Johnke 2002].

Bei den Schadstoffen, die zur Versauerung von Ökosystemen beitragen, bestehen lediglich bei Ammoniak erhebliche Datenlücken, zumal dieser Parameter wie auch N₂O nicht gemäß 17. BImSchV regelmäßig zu erfassen ist. Hier wurde mit 0,5 mg/m³ ein Messwert aus der Literatur herangezogen [IfU 1997]. Eine weitergehende Recherche der Ammoniakemissionen von Müllverbrennungsanlagen wird nicht für erforderlich gehalten, da Ammoniak zum Gesamtergebnis im Umweltproblemfeld „Versauerung“ nur Beiträge im Bereich von 1 % leistet.

Aus den vorliegenden Daten werden Mittelwerte gebildet (Ausnahme NH₃ und N₂O) (Tabelle 4.1).

Tabelle 4.1 Für die Bilanzierung herangezogene Emissionsdaten als Mittelwerte der Datenrecherche (Ausnahme N₂O)

Parameter	Mittelwert [mg/m ³]
N ₂ O	2,0
Staub	1,11
HCl	1,97
HF	0,11
SO ₂	6,19
NO _x	94,09
NH ₄	0,5

4.2.2 Ermittlung des Rauchgasvolumenstroms

Grundlage der Modellierung der Müllverbrennung ist eine Bilanz der massenrelevanten In- und Outputströme. Von CO₂ abgesehen, werden die Emissionsfrachten der luftseitigen Schadstoffe anhand der Abluftvolumenströme ermittelt, deren Bilanzierung mit Hilfe eines vom Öko-Institut ermittelten Rechenmodells erfolgt [Öko-Institut 1998]. Der Rauchgasvolumenstrom beträgt 5635 Nm³/Mg Abfallinput. Die Berechnung der CO₂-Emissionen erfolgt über die Masse des eingebrachten Kohlenstoffs abzüglich Unverbranntem.

4.2.3 Energieabgabe

Als Datenbasis für die Auskopplung von Strom, Fernwärme und Prozessdampf werden Daten, die im Rahmen einer Recherche der ITAD aus dem Jahr 2001 erhoben wurden, herangezogen. Die Daten mit Bezugsjahr 2000 werden mit den dem Öko-Institut intern vorliegenden Daten und anderen Quellen abgeglichen [Dehoust et al. 1999, Johnke 2002, ITAD 2002]. Um die Angaben zur Wärmeabgabe aus der ITAD-Umfrage besser einordnen zu können, wurden zusätzlich telefonische Gespräche mit ausgewählten Anlagenbetreibern geführt. Im Ergebnis liegen nun für alle 56 derzeit in Deutschland betriebenen Müllverbrennungsanlagen Daten zu Art und Menge der abgegebenen Energie vor.

Im Jahr 2000 wurden insgesamt ca. 13 Mio. Mg Abfall in den deutschen MVA verbrannt. Von der insbesondere durch den Abfall eingebrachten Energie von ca. 36,9 Mio MWh wurden ca. 12 Mio MWh einer externen Nutzung zugeführt. Dabei koppeln alle derzeit betriebenen MVA nutzbare Energie aus. Aus Abbildung 4.2 wird deutlich, dass insbesondere Strom und Fernwärme abgegeben werden. Die Prozessdampfnutzung für industrielle Zwecke spielt nur eine untergeordnete Bedeutung.

Für das Kollektiv der in Deutschland betriebenen Abfallverbrennungsanlagen ergibt sich ein Energienutzungsgrad von ca. 54 %. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass bei Strom aufgrund der Turbinenverluste deutlich geringere Mengen erzeugbar sind als

bei Fernwärme oder Prozessdampf. Die in Abbildung 4.2 dargestellte Aufteilung der genutzten Energie dient als Datengrundlage für die nachfolgende Stoffstrombilanzierung. Der Gesamtnutzungsgrad im Durchschnitt aller thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland liegt demzufolge bei ca. 33 %. Dagegen erreicht der fossile Kraftwerkspark im Durchschnitt für die Stromerzeugung einschließlich der Fernwärme einen Gesamtnutzungsgrad von ca. 43 %. Der Unterschied beruht insbesondere auf dem höheren Eigenbedarf für die Vorbehandlung der Abfälle und die Abscheidung der abfallspezifischen Schadstoffe (vgl. Kapitel 4.2.4). Unter besonders günstigen Randbedingungen können in der thermischen Abfallbehandlung auch deutlich höhere Gesamtnutzungsgrade erreicht werden. Die 5 Anlagen mit der höchsten Energieausbeute erreichen beispielsweise einen durchschnittlichen Gesamtnutzungsgrad von 67 % (vgl. Kapitel 5.1.2).

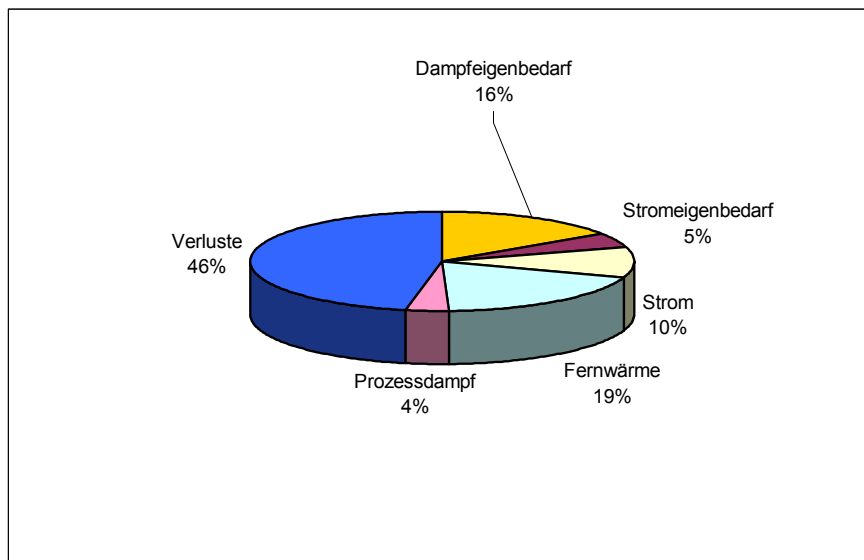


Abbildung 4.2 Extern verwertete Energie, Strom- und Dampf-eigenbedarf und Verluste bei der Abfallverbrennung (Bezugsjahr 2000)

Der in der Bilanz berücksichtigte elektrische Eigenbedarf der Anlagen liegt bei ca. 1,7 Mio. MWh/a bzw. bei durchschnittlich 130 kWh/Mg und entspricht damit 31,4 % der erzeugten Strommenge [Dehoust et al. 1999, Öko-Institut 2002b]. Der Dampf-eigenbedarf liegt bei ca. 16 % [Dehoust et al. 1999].

Zum An- und Abfahrbetrieb sowie zur Stützfeuerung wird Heizöl, in einigen Fällen auch Gas eingesetzt. Die in diesen Zusatzbrennstoffen enthaltene Energie entspricht ca. 1 % der durch den Abfall eingebrachten Energiemenge [Schirmer 2002b].

Nahezu drei Viertel der Anlagen betreiben Kraft-Wärme-Kopplung durch Abgabe von Strom und Fernwärme. Daneben sind mengenmäßig noch die Anlagen bedeutsam, die reine Stromauskopplung betreiben und solche, bei denen durch Kraft-

Wärme-Kopplung Strom, Fernwärme und Prozessdampf ausgekoppelt wird. Lediglich vier Anlagen weisen eine andere Kombination bei der Energieabgabe auf (Abbildung 4.3).

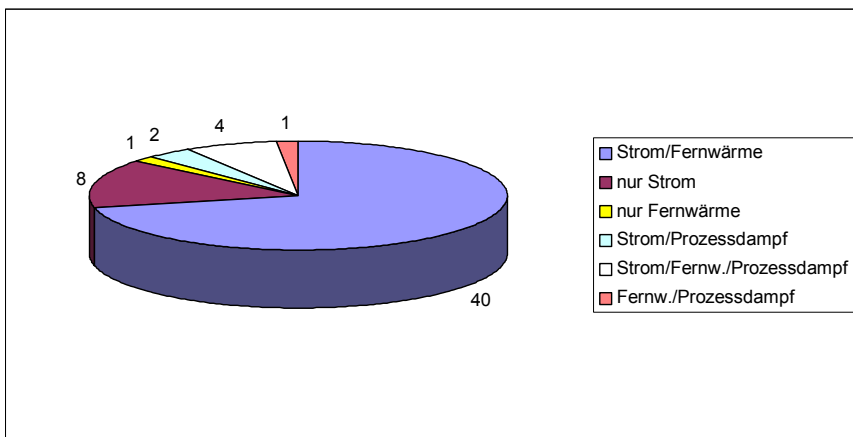


Abbildung 4.3 Anzahl der im Jahr 2000 in Betrieb befindlichen Anlagen in Abhängigkeit von der Energieabgabe

Wird die absolute Menge der zur Nutzung ausgekoppelten Energie in Abhängigkeit von der Anlagenart betrachtet, ergeben sich mit ca. 70 % noch größere Anteile für die Kraft-Wärme-Kopplung in Form von Strom und Fernwärme. Die reine Stromabgabe weist einen Anteil von ca. 7 % auf. Etwas höher sind die Anteile durch Kraft-Wärme-Kopplung in der Kombination Strom/Fernwärme/Prozessdampf bzw. Strom/Prozessdampf. Die eine Anlage, die ausschließlich Fernwärme erzeugt, trägt 5 % zu der durch MVA in Deutschland von Dritten genutzten Energie bei.

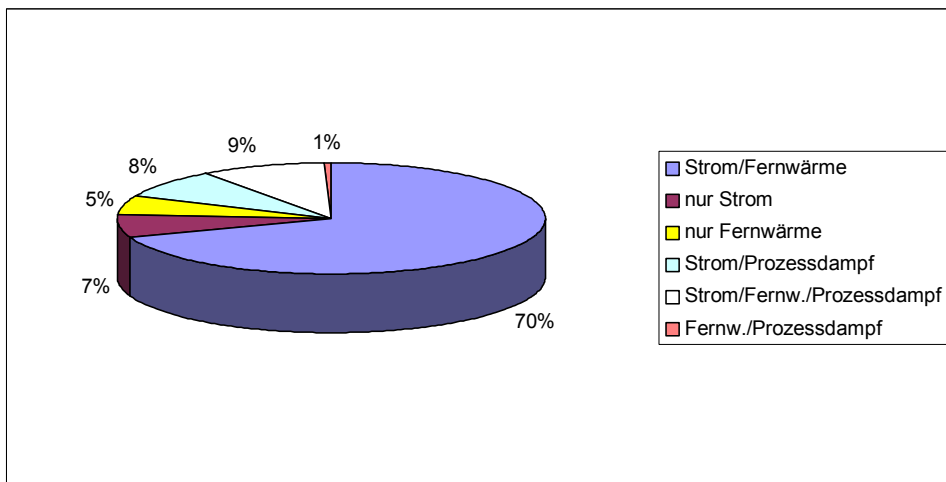


Abbildung 4.4 Im Jahre 2000 genutzte Energie aus der Abfallverbrennung in Deutschland in Abhängigkeit von der Art der Energieabgabe

4.2.4 Potenziale und Grenzen der Energiebereitstellung bei MVA

Neben der Abfallbehandlung als Hauptzweck dient die Müllverbrennung zur Erzeugung von Energie. Durch die inhomogene Zusammensetzung des Brennstoffes Abfall in Verbindung mit gegenüber Regelbrennstoffen z. T. wesentlich höheren Schadstoffgehalten sind jedoch der thermischen Nutzung der bei der Verbrennung entstehenden Energie Grenzen gesetzt.

Aufgrund des hohen Chlorgehaltes im Abfall, der sich im Verbrennungsgas mit zunehmendem Druck äußerst korrosiv verhält, werden MVA in der Regel bei Dampftemperaturen von 400 C° und einem Druck von 40 bar gefahren. Dies ist ein Kompromiss aus energetischem Wirkungsgrad und hoher Kesselverfügbarkeit. Mit diesen Dampfparametern lässt sich ein theoretischer Stromerzeugungswirkungsgrad von 31,8 % errechnen [Schirmer 2002a]. Hiervon ist der gegenüber Kraftwerken deutlich höhere Eigenenergieverbrauch der Anlagen abzuziehen, der durch aufwendigeres Brennstoffhandling und die Abgasreinigung (Saugzug, Wiederaufheizung von Abgas) bedingt ist.

Der derzeit höchste Wirkungsgrad einer deutschen MVA bei einer reinen Verstromung des erzeugten Dampfes liegt bei ca. 21 %. Der Eigenstrombedarf liegt bei ca. 4 % der über den Abfall eingebrachten Brennstoffwärme. Der durchschnittliche elektrische Wirkungsgrad aller 8 MVA, die ausschließlich Strom auskoppeln, liegt derzeit bei 16,1 % bei einem Eigenstrombedarf von 4,7 % der über den Abfall eingebrachten Brennstoffwärme.

Eine Reihe von Anlagen arbeitet jedoch mit Dampftemperaturen bzw. -drücken deutlich unter 400 C und 40 bar. Bei diesen Anlagen ist eine Erhöhung der Frischdampfparameter zumindest mittelfristig im Rahmen einer Erneuerung der Kesselanlagen trotz des nicht unerheblichen Investitionsbedarfs realistischere möglich.

Mit erhöhten Dampfdrücken und -temperaturen lassen sich grundsätzlich auch höhere Wirkungsgrade erreichen. So errechnet sich bei 100 bar und 500 C ein theoretischer Stromerzeugungswirkungsgrad von ca. 34 %. Noch höhere Kesseldrücke bringen aber eine Reihe von Nachteilen mit sich:

- Bei der Entspannung auf das übliche Vakuum (0,05 bar) ergibt sich eine Dampf- feuchte, die die Turbine nicht verkraftet, was dazu führt, dass eine Zwischen- überhitzung zur „Trocknung“ des Dampfes erforderlich ist.
- Ein höherer Dampfdruck bedeutet auch höhere Kesseltemperaturen im Ver- dampferbereich, was die korrosive Wirkung der Salzfracht im Feuerraum ver- stärkt.
- Temperaturen über 500 °C und Drücke über 120 bar erfordern Rohrwerkstoffe, die bei den für MVA typischen mechanischen Beanspruchungen aufgrund ihrer

Sprödigkeit problematisch sind. Darüber hinaus weisen diese Werkstoffe eine wesentlich geringere Chlor-Resistenz auf.

Je weiter die Rauchgastemperaturen am Ende der Wärmenutzung abgesenkt werden, desto höher ist der Wärmenutzungsgrad. Pauschal lässt sich sagen, dass sich bei einer Absenkung um 100 °C der Wirkungsgrad um etwa ein Zwölftel erhöht.

Einer möglichst weiten Temperaturabsenkung stehen aber verschiedene Hindernisse im Weg:

- Die Temperatur am Kesselende wird durch das Verhalten der Abgasreinigung diktiert. Bei Elektrofiltern sind wegen der Korrosionsgefahr 250 bis 290 °C erforderlich, bei Gewebefiltern 170 bis 220 °C.
- Eine Temperaturabsenkung in Taupunktnähe ergibt verfahrenstechnische Probleme.
- Bei sehr niedrigen Abgastemperaturen am Kesselende müssen in der Regel zusätzliche Wärmequellen zur Abgaserwärmung herangezogen werden, weil durch eine Erwärmung durch heiße Abgase über Wärmetauscher die erforderliche Temperaturdifferenz meist nicht erreicht wird.

Eine weitere Maßnahme zur optimierten Wärmenutzung besteht in der Minimierung des Sauerstoffgehaltes im Rauchgas mit einer damit verbundenen Reduzierung der Verbrennungsluftmenge. Je geringer die Verbrennungsluftmengen, desto geringer sind auch die Rauchgasvolumenströme mit den damit verbundenen Verlusten durch Wiederaufheizung etc.

Bestimmte Wärmeverluste bei der Abfallverbrennung sind brennstoffbedingt und verringern die erzielbaren energetischen Wirkungsgrade weiter. Hierzu zählen Verluste durch Ascheaustrag und durch das im Abfall enthaltene Wasser, für dessen Verdampfung Wärme erforderlich ist.

Zur Salzkorrosion soll an dieser Stelle angemerkt werden, dass nicht das im Rauchgas befindliche HCl die Hauptkorrosionsschäden verursacht, sondern das als Salz vorliegende Chlorid in Form von Ablagerungen und z. T. Salzschnmelzen. Die korrosive Wirkung entfaltet sich bei der Umwandlung der Chloride (insbesondere NaCl und KCl) in die entsprechenden Sulfate. HCl wirkt im Rauchgas weitgehend inert, weil das vorhandene Wasser als trocken überhitzter Dampf vorliegt [Schirmer 2002c].

Die Probleme durch Salzkorrosion lassen sich umgehen, wenn die für eine effiziente Energienutzung erforderlichen Dampfparameter durch die kombinierte Nutzung von Abfall und Edeltreibstoffen, z. B. Erdgas erreicht wird. Mit dem Abfall wird der Dampf nur so weit erhitzt, dass Korrosionsprobleme gar nicht auftreten oder in Grenzen gehalten werden können. Mit Hilfe des Edeltreibstoffes werden dann die für optimale Wirkungsgrade erforderlichen -Dampftemperaturen erreicht.

Aus der Praxis lassen sich hierzu die zwei folgenden Beispiele nennen.

In der MVA Mannheim wird ein aufgesetzter, mit Edelbrennstoff beheizter Kessel betrieben, mit dem Dampfdrucke von 120 bar und Temperaturen von 500° C erreicht werden. Der über den Edelbrennstoff zusätzlich erforderliche Energiebedarf liegt bei ca. 15 % der eingesetzten Abfallwärme. Ähnliche Konzepte wurden in Anlagen in Dänemark und Holland realisiert [Schirmer 2002c].

In Mainz ist derzeit eine Anlage geplant, in der eine MVA im Verbund mit einem GuD-Kraftwerk betrieben wird. Dort wird der MVA-Frischdampf (400 °C, 40 bar) mit dem Rauchgas einer 400-MW-GuD-Anlage isobar weiter aufgeheizt und dem MD- und ND-Teil der Dampfturbine der GuD-Anlage zugeführt, so dass der Einsatz von zusätzlichen Edelbrennstoffen nicht erforderlich ist. Der Wirkungsgrad der MVA lässt sich hierdurch gegenüber herkömmlichen MVA deutlich erhöhen.

Zusätzlich zur Stromabgabe weist die MVA ein erhebliches Nutzungspotenzial für Dampf in Form von Fernwärme und Prozessdampf auf. Bei elektrischen Wirkungsgraden von 5 bis 15 % sind Gesamtnutzungsgrade durch Kraft-Wärme-Kopplung von bis zu 70 % möglich. So nutzen beispielsweise die 5 derzeit in Deutschland betriebenen Anlagen mit den jeweils höchsten energetischen Wirkungsgraden neben einer durchschnittlichen Stromabgabe von 7,6 % der eingebrachten Brennstoffenergie zusätzlich ca. 60 % Abfallwärme in Form von Fernwärme oder Prozessdampf. Andere Anlagen wiederum kommen lediglich auf Gesamtwirkungsgrade von ca. 18 %, wovon durchschnittlich 4,6 % auf Stromabgabe entfallen (siehe auch Kap. 5.1.2). Bei solchen Anlagen kann demnach ein erheblicher Anteil des erzeugten Dampfes nicht genutzt werden.

Die Gründe hierfür sind vielfältig:

- Die für die Nutzung von Dampf erforderliche Infrastruktur in Form von Fernwärme- und Prozessdampfnetzen ist nicht vorhanden.
- MVA-Fernwärme dient z. T. zur Abdeckung von Spitzenlasten. Zur Deckung der Grundlasten werden in der Regel fossil befeuerte Heizkraftwerke eingesetzt. Eine Grundlast-Fernwärmeversorgung aus der MVA würde den Wirkungsgrad und die Wirtschaftlichkeit der erdgasgefeuerten Heizkraftwerke senken.
- Potenzielle Abnehmer von Prozessdampf und Fernwärme stehen vor Ort nicht zur Verfügung.
- Verträge gestatten nur die Abgabe bestimmter Mengen.
- Der Bedarf an Fernwärme unterliegt starken jahreszeitlichen Schwankungen. Insbesondere im Sommerhalbjahr verringert sich der Bedarf für Heizzwecke erheblich.

Zur Nutzung der bestehenden Potenziale für Fernwärme- und Prozessdampfabgabe gibt es grundsätzlich die Möglichkeit der Netzerweiterung. Eine solche ist zur ener-

getischen Optimierung der MVA dann sinnvoll, wenn am MVA-Standort keine oder keine ausreichenden Fernwärme- oder Prozessdampfabgabemöglichkeiten bestehen.

Die Erweiterung oder Neuerrichtung von Fernwärmenetzen setzt eine ausreichende Anschlussdichte voraus (mindestens 15 MW/km², günstig bei über 40 MW/km²), da sonst die Wärmeverluste einerseits und die Investitionskosten andererseits (derzeit ca. 500 EURO pro Meter Fernwärmeleitung) eine Netzeinrichtung oder -erweiterung unrealistisch machen [AGFW 1998]. In Ausnahmefällen kann bei günstigen lokalen Verhältnissen eine Verdichtung von bestehenden Wärmenetzen durch moderne Verlegetechniken und KMR-Rohre auch zu Kosten deutlich unter den genannten Werten möglich sein. Dies gilt insbesondere dann, wenn alternativ die Sanierung oder der Neuaufbau eines Erdgasnetzes erfolgen müsste.

Grundsätzlich ist auch eine Nachrüstung der Anlagen mit einer Möglichkeit zur Auskopplung von Prozessdampf möglich. Die Auskopplung von Prozessdampf kann entweder direkt ohne Verstromung des Dampfes zur Eigenbedarfsdeckung in Form einer Entnahme aus der Turbine oder bei Gegendruckturbinen am Austritt der Turbine erfolgen. Der Ausbau der Prozessdampfauskopplung ist jedoch stark an die Standortrahmenbedingungen geknüpft. Aufgrund der hohen Investitionskosten von bis zu 2.000 EURO pro Meter Dampfleitung und zur Vermeidung von Verlusten sollten die Dampfabnehmer in unmittelbarer Nähe der MVA angesiedelt sein.

Dies ist jedoch bei den wenigsten der derzeit ohne Prozessdampfauskopplung betriebenen Anlagen in der BRD der Fall. Eine Studie des Öko-Instituts nennt für Deutschland lediglich vier Anlagen, für die sich eine Prozessdampfauskopplung lohnen würde [Dehoust et al. 1999].

Auch beim Neubau von MVA sollte die Möglichkeit der Dampfabnahme stärker berücksichtigt werden. Die derzeit in Planung befindlichen Anlagen zeigen aber teilweise eher eine gegenläufige Tendenz. Bei mindestens drei von zehn dieser Anlagen ist gar keine oder nur eine geringe Dampfabgabe zur Fernwärme- bzw. Prozessdampfnutzung im Bereich unter 10 % geplant.

Umso wichtiger ist es daher in diesen Fällen, die Stromerzeugung zu optimieren. Hierzu bieten sich die bereits genannten Kombinationsprozesse an (Mannheim, Mainz).

4.2.5 Betriebsmittel Rauchgasreinigung

Der Bedarf der Betriebsmittel Herdofenkoks und Ammoniakwasser in der Rauchgasreinigung von Müllverbrennungsanlagen wurde im Rahmen einer Literaturrecherche sowie über eine Fragebogenaktion bei Anlagebetreibern ermittelt [Dehoust et al. 1999]. In Tabelle 4.2 sind die Ergebnisse für Anlagen mit nasser Rauchgasreinigung und katalytischer Entstickung dargestellt. Sie liegen innerhalb einer großen Spannweite. Für die Bilanz werden Mittelwerte herangezogen.

Der Bedarf an NaOH wurde anhand des Chlorgehaltes im Input stöchiometrisch ermittelt. Bei dieser Vorgehensweise handelt es sich um eine grobe Abschätzung. Unter der Voraussetzung, dass in der nassen Stufe und bei der Neutralisation der Waschwässer ausschließlich NaOH eingesetzt wird, ist dessen Verbrauch in einer Müllverbrennungsanlage in der Praxis ca. doppelt so hoch anzusetzen, da überstöchiometrisch dosiert werden muss und zur Abscheidung von SO₂ ebenfalls Natronlauge verwendet wird. Würde statt der anhand des Cl-Gehaltes im Input stöchiometrisch ermittelten Menge an Natronlauge die doppelte Menge in der Bilanz eingesetzt, würde sich das Gesamtergebnis im Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ um maximal 2 % erhöhen. In anderen Umweltproblemfeldern ist die Ergebnisdifferenz geringer.

In Deutschland werden derzeit 78 % der Müllverbrennungsanlagen mit einer nassen Rauchgasreinigung betrieben. Beim Rest der Anlagen handelt es sich überwiegend um solche mit trockener Rauchgasreinigung, bei denen zur Abscheidung und Neutralisation Kalk eingesetzt wird, dessen Bereitstellung mit deutlich geringeren Umweltbelastungen verbunden ist als die Bereitstellung von Natronlauge. Zudem arbeiten die Anlagen mit nasser Rauchgasreinigung in der Regel sowohl mit NaOH als auch mit Kalk, so dass die Annahme eines ausschließlichen Einsatzes von NaOH in der Rauchgasreinigung einen konservativen Ansatz darstellt.

Zusammenfassend ist daher festzuhalten, dass der Fehler bei der vorgenommenen groben Abschätzung für den NaOH-Bedarf tolerierbar und die Ungenauigkeit nicht ergebnisrelevant ist.

Tabelle 4.2 Betriebsmittelmengen für die MVA

	Herdofenkoks [kg/Mg Abfall]	Ammoniakwasser [kg/Mg Abfall]
Mittelwert	5,01	4,6
Maximalwert	24,0	22,0
Minimalwert	0,12	1,0

4.2.6 Schlacke und Reststoffe aus der Rauchgasreinigung

Die Schlackemengen ergeben sich aus dem Inertstoffanteil des Inputs und einem Anteil an 1,5 % Unverbranntem in der Schlacke. Die anfallenden Salzmengen werden stöchiometrisch anhand des Na(OH)-Verbrauchs in der Rauchgasreinigung ermittelt. Aus einem Na(OH)-Verbrauch von 1 kg ergeben sich demnach ca. 1,5 kg Salze. Für Filterstaubmengen inklusive Salzen aus der Rauchgasreinigung wird ein Mittelwert von 39 kg/Mg Abfallinput zu Grunde gelegt, der für 12 verschiedene Anlagen, die derzeit in Deutschland mit nasser Rauchgasreinigung betrieben werden, ermittelt wurde [Gebhardt 2000].

4.2.7 Aschenaufbereitung und -verwertung

Die Eisenmenge (Fe-Schrott zur Verwertung) aus der Aufbereitung der MVA-Asche wird über einen Abscheidefaktor aus der Literatur für Schlackeaufbereitungsverfahren berechnet. Verschiedene Quellen geben die Anteile an Metallschrott, der in Schlackeaufbereitungsverfahren abgeschieden wird, mit 10 bis 11 Gew.% der Rohschlacke an [Reimann 1990, Schoppmeier 1990, Regler 1990]. Diese Schrottfraktion enthält ca. 50 % Verunreinigungen [Reimann 1990, Schoppmeier 1990]. Die Eisenmenge in der Schrottfraktion beträgt daher ca. 55 kg. Anhand des Eisengehaltes von 3,4 % im Abfallinput lässt sich hiermit eine Ausbeute von 41 % des Eiseninputs in die Müllverbrennung ermitteln. Eine andere Quelle jüngerer Datums, die sich auf Analysen von 28 Müllverbrennungsschlacken stützt, gibt einen durchschnittlichen Metallgehalt von 3,9 % an [Odic, 1999]. Dies entspricht einer Ausbeute von ca. 29 %. Für die Bilanz wurde ein mittlerer Wert von 35 % angenommen.

4.2.8 Massenbilanz

Im Folgenden ist als Zwischenergebnis der Stoffstrombilanzierung eine Massenbilanz der Müllverbrennung einschließlich der Komplementärprozesse für abgegebene Energie und Eisenmetalle dargestellt.

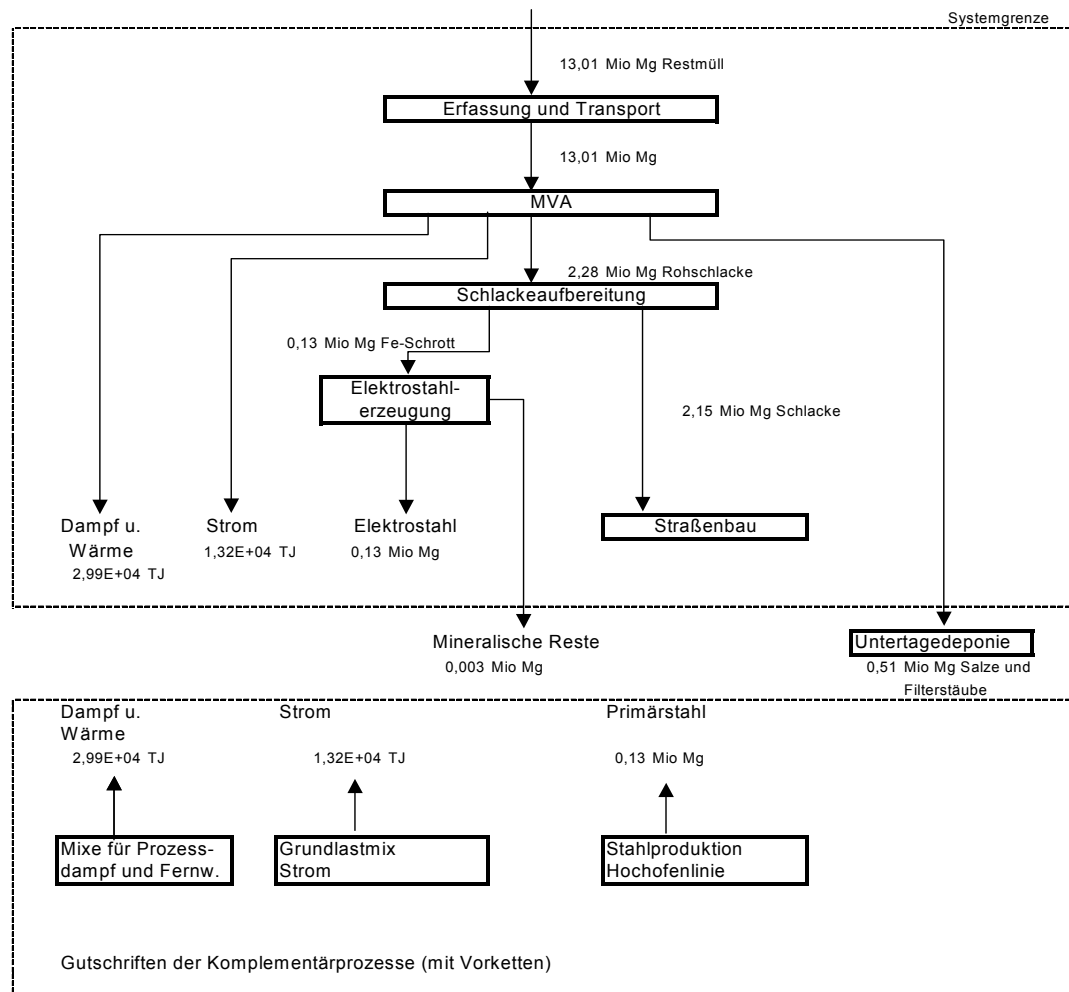


Abbildung 4.5 Massenbilanz der Müllverbrennung einschließlich der Komplementärprozesse

4.3 Transportaufwendungen

Die Abfälle werden von den Sammelfahrzeugen (spezielle LKW) zunächst zu einer Sammelstelle bzw. einem Umschlagplatz verbracht. Dort werden sie auf Transportfahrzeuge zur MVA bzw. zur Sortierung und Aufbereitung umgeladen.

Bei der Bilanzierung der Transporte wird zunächst ermittelt, wie viele Kilometer Transportaufwendungen pro Tonne Restmüll erforderlich sind. Es wird keine Unterscheidung zwischen Transporten außerorts und innerorts gemacht. Konservativ wird angenommen, dass alle Rückfahrten Leerfahrten sind. Die systemspezifischen Transportentfernungen wurden nach folgendem mathematischen Ansatz berechnet:

$$T = \sum X_i / 1000 / Y_i * Z_i * 2$$

- T Systemspezifische Transportaufwendungen [km/Mg Systeminput]
 X_i zu transportierende Teilmenge pro Mg Systeminput (z. B. kg Schlacke/Mg Input) [kg/Mg]
 Y_i Transportmenge pro Fahrt [Mg]
 Z_i Transportentfernung einfach [km]

In Tabelle 4.3 und Tabelle 4.4 sind die pro Abfall bzw. Wertstofffraktion in der Bilanz eingesetzten Transportmengen und Transportentfernungen angegeben. Die Transportentfernungen wurden abgeschätzt.

Tabelle 4.3 Transportkapazitäten auf LKW in Abhängigkeit vom Stoffstrom

Transportart	Mg/Fahrt	Quelle
Sammelfahrzeuge für Restmüll	10	Abschätzung
Schlacke	25	Dehoust et al. 1998
Eisenmetalle	25	Dehoust et al. 1998
Filterstäube und Salze	25	Dehoust et al. 1998

Tabelle 4.4 Abgeschätzte Transportentfernungen in Abhängigkeit vom Stoffstrom

Transportentfernungen	[km]
MVA	
Restmüll Haushalte-Umschlagplatz	45
Filterstäube und Salze zur Untertagedeponie/Versatz	200
Schlacke zur Aufbereitung	200
Metalle von Schlackeaufbereitung zur Verwertung	50
Aufbereitete MVA-Schlacke zur Verwertung	50

Aus den Daten ermittelt sich eine spezifische Transportentfernung von 9,6 km/Mg Abfall. Die absoluten Transportaufwendungen für 13 Mio. Mg Abfall betragen demnach ca. 125 Mio. km. In der Tabelle 4.5 sind die über GEMIS bilanzierten Emissionsfrachten für die Transportaufwendungen enthalten.

Tabelle 4.5 Emissionsmassenströme einschließlich der Vorketten für Transportaufwendungen

Treibhauseffekt	[g/t*km]
N ₂ O	0,01
CO ₂	186
CH ₄	0,2
Versauerung	
Ammoniak NH ₃	9,1E-04
HCl	0,00
HF	0,00
SO ₂	0,3
NO _x	1,7
Staub	0,11
Energieressourcen	[GJ/t*km]
Atomkraft	9,06E-06
Biomasse	2,88E-07
Braunkohle	4,70E-06
Erdgas	4,57E-05
Erdöl	2,34E-03
Müll	1,46E-06
Steinkohle	8,35E-05
Wasserkraft	2,21E-06
Wind	6,06E-08
Sekundärprodukte	1,45E-05
Stoffressourcen	[g/t*km]
Erdgas	1,4E-03
Erdöl	0,79

4.4 Verwertungs- und Komplementärprozesse

Die im Folgenden angeführten Prozesse wurden über GEMIS bilanziert [GEMIS 2001]. Sie dienen zur Bilanzierung von Gutschriften für abgegebene Energie und Wertstoffe (Eisenschrott).

4.4.1 Grundlastmix für Strom und Prozesse für Fernwärme- und Prozessdampfbereitstellung

Zur Darstellung der Ist-Situation wird für Energie, die durch die Abfallverbrennung bereitgestellt wird, in der Bilanz angenommen, dass damit Energie aus Prozessen zur Bereitstellung der derzeitigen Energiemixe substituiert wird (Tabelle 4.6 bis Tabelle 4.8). In Tabelle 4.9 sind die Emissionsmassenströme einschließlich der Vorketten für diese Prozesse aufgeführt.

Tabelle 4.6 Zusammensetzung des Grundlastmixes zur Stromerzeugung in Deutschland (ohne Abfallverbrennung)

Prozess	Anteil
Kernkraft	39,4 %
Braunkohle rheinisch	31,3 %
Braunkohle Lausitz	1,1 %
Braunkohle Lausitz saniert	2,6 %
Braunkohle Leipzig	1,8 %
Steinkohle Ballast	13,2 %
Wasser	5,3 %
Gas GuD	5,3 %

Tabelle 4.7 Zusammensetzung des Mixes zur Fernwärmeerzeugung in Deutschland (ohne Abfallverbrennung)

Prozess	Anteil
Steinkohleheizkraftwerk	85 %
Heizkraftwerk Öl leicht	15 %

Tabelle 4.8 Zusammensetzung des Mixes zur Prozessdampferzeugung in Deutschland (ohne Abfallverbrennung)

Prozess	Anteil
Braunkohlekessel	4,2 %
Steinkohlekessel	21,3 %
Leichtölkessel	7,5 %
Schwerölkessel	9,2 %
Gaskessel	57,8 %

Tabelle 4.9 Emissionsmassenströme einschließlich der Vorketten für die Prozesse Stromerzeugung (Grundlastmix ohne MVA), Fernwärmebereitstellung (Mix) und Prozessdampferzeugung (Mix)

	Strom	Fernwärme	Prozessdampf
Treibhauseffekt	g/GJ	g/GJ	g/GJ
N ₂ O	-4,22	-2,35	-16,03
CO ₂	-156.681	-77.036	-89.077
CH ₄	-206,0	-327,1	-257,1
Versauerung			
Ammoniak NH ₃	-5,1E-05	-5,9E-04	-6,4E-04
HCl	-5,11	-1,76	-18,24
HF	-0,31	-0,23	-0,92
SO ₂	-172,6	-71,6	-100,9
NO _x	-130,0	-94,7	-129,0
Staub	-14,69	-7,45	-10,31
Energieressourcen	GJ/GJ	GJ/GJ	GJ/GJ
Atomkraft	-1,20E+00	-1,69E-02	-2,82E-03
Biomasse	-7,43E-05	-6,40E-04	-7,98E-05
Braunkohle	-1,01E+00	-6,17E-02	-5,92E-02
Erdgas	-1,15E-01	-8,70E-01	-7,67E-01
Erdöl	-1,34E-02	-1,10E-01	-2,19E-01
Müll	-2,98E-03	-4,16E-03	-6,05E-04
Steinkohle	-3,59E-01	-1,67E-01	-2,67E-01
Wasserkraft	-5,39E-02	-1,15E-03	-6,50E-04
Wind	-2,47E-05	-2,12E-04	-2,79E-05
Sekundärprodukte	-6,02E-04	-6,87E-04	-5,95E-04
Stoffressourcen	g/GJ	g/GJ	g/GJ
Erdgas	-26,50	-1,76	-1,12
Erdöl	-0,01	-1,57	-0,38

4.4.2 Metallverwertung

In der Tabelle 4.10 sind die Emissionsmassenströme für die Prozesse der Eisenschrottverwertung und der Neuproduktion von Stahl angegeben. Die Daten für die Schrottverwertung, die im Elektrolichtbogenofen vorgenommen wird, werden als Lastschriften, die Daten für die Neuproduktion von Stahl als Gutschriften in der Bilanz verrechnet.

Tabelle 4.10 Emissionsmassenströme für Prozesse der Eisenschrottverwertung und Neuproduktion von Stahl (Stahl Oxygen)

	Stahl Oxygen	Eisenschrott- verwertung
Treibhauseffekt	[g/Mg]	[g/Mg]
N ₂ O	-11,63	13,71
CO ₂	-1.604.442	555.856
CH ₄	-10102,7	1963,8
Versauerung		
Ammoniak NH ₃	-7,8E-02	8,7E-03
HCl	0,01	9,72
HF	0,07	0,58
SO ₂	-3193,9	686,1
NO _x	-3904,6	809,5
Staub	-2175,70	262,44
Energieressourcen	[GJ/Mg]	[GJ/Mg]
Atomkraft	9,27E-01	1,47E+00
Biomasse	1,31E-02	5,65E-02
Braunkohle	8,26E-01	1,21E+00
Erdgas	9,54E-01	5,25E-01
Erdöl	-3,49E+00	5,41E-01
Müll	2,26E-01	3,60E-01
Steinkohle	-1,86E+01	3,50E+00
Wasserkraft	-1,31E-01	7,97E-02
Wind	1,36E-02	1,87E-02
Sekundärprodukte	-3,69E+00	3,97E-01
Stoffressourcen	[g/Mg]	[g/Mg]
Erdgas	-179,30	138,38
Erdöl	1,97	2,78

4.4.3 Optimierungs- und Zukunftsszenarien

In Zukunftsszenarien, die Wirkungsgradsteigerungen oder den Zubau weiterer Kapazitäten vorsehen, wird bilanztechnisch so vorgegangen, dass die zusätzlich abgegebenen Strom-, Fernwärme- und Dampfmengen den Zubau anderer zukunftsfähiger Energiebereitstellungsprozesse verhindern werden. Für neue Anlagen, die zur Grundlaststromversorgung eingesetzt werden, ist davon auszugehen, dass diese in Konkurrenz zu Strom aus neuen Erdgas-GuD-Anlagen stehen werden. Auch zusätzliche Prozessdampf- und Fernwärmemengen werden zukünftig insbesondere mit Wärme auf der Basis von Erdgas konkurrieren. Entsprechend werden für die Substitution von zusätzlichem Strom ein GuD-Kraftwerk, für Fernwärme ein Gas-Heizkraftwerk und für Prozessdampf ein Gaskessel herangezogen (Tabelle 4.11).

Tabelle 4.11 Emissionsmassenströme für Prozesse zur Energiebereitstellung auf Gasbasis sowie für den Grundlaststrommix Deutschland ohne MVA und Atomkraft

	Strom GuD	Fernwärme auf Gasbasis	Prozessdampf auf Gasbasis
Treibhauseffekt	[g/GJ]	[g/GJ]	[g/GJ]
N ₂ O	-5,03	-1,12	-1,48
CO ₂	-111.543	-24.715	-71.963
CH ₄	-301,7	-66,8	-192,6
Versauerung			
Ammoniak NH ₃	-4,6E-05	-7,9E-06	-2,3E-05
HCl	-0,15	-0,03	-0,10
HF	-0,01	-0,003	-0,01
SO ₂	-4,4	-0,9	-2,7
NO _x	-208,9	-46,3	-101,8
Staub	-3,77	-0,79	-1,97
Energieressourcen	[GJ/GJ]	[GJ/GJ]	[GJ/GJ]
Atomkraft	-2,59E-03	-5,62E-04	-1,64E-03
Biomasse	-7,76E-05	-1,64E-05	-4,78E-05
Braunkohle	-2,12E-03	-4,02E-04	-1,17E-03
Erdgas	-2,03E+00	-4,52E-01	-1,32E+00
Erdöl	-2,78E-03	-5,28E-04	-1,54E-03
Müll	-7,45E-04	-1,62E-04	-4,73E-04
Steinkohle	-1,19E-02	-2,28E-03	-6,64E-03
Wasserkraft	-1,01E-03	-2,22E-04	-6,45E-04
Wind	-2,98E-05	-6,47E-06	-1,89E-05
Sekundärprodukte	-1,46E-03	-2,73E-04	-7,94E-04
Stoffressourcen	[g/GJ]	[g/GJ]	[g/GJ]
Erdgas	-0,33	-0,07	-0,19
Erdöl	-4,8E-03	-1,0E-03	-3,0E-03

5 Ergebnisse und Bewertung

In den folgenden Abbildungen werden die Ergebnisse jedes Umweltproblemfeldes bzw. Einzelparameters tabellarisch sowie als Balkendiagramm dargestellt. Negative Werte stehen für Gutschriften, positive für Lastschriften. Die farbigen Balken stehen für folgende Größen:

- Der rote Balken (Prozess) gibt die prozessbedingten Emissionen wieder. Darin enthalten sind die direkten Emissionen, die vor Ort durch die Behandlung entstehen, sowie die Emissionen, die aus der Bereitstellung der Betriebs- und Hilfsmittel, z. B. NaOH, NH₃ etc. resultieren. Auch die Transportaufwendungen sind in diesem Balken enthalten. Da sie zum Gesamtergebnis deutlich unter 1 % beitragen, werden sie nicht separat aufgeführt.
- Die drei grünen Balken (Strom, Wärme, Dampf) zeigen die Gutschriften, die durch die Auskopplung von Strom, Wärme und Dampf entstehen.
- Der gelbe Balken (Wertstoff) zeigt die Summe der Lastschriften durch die Verwertung von aus der Schlacke abgeschiedenen Eisenmetallen und der Gutschriften, die sich durch die Substitution von Primärstahl ergeben.
- Der blaue Balken (Summe) ist das Gesamtergebnis aus der Addition der Einzelergebnisse. Ergibt sich als Gesamtergebnis ein positiver Wert, so übersteigen die Lastschriften die Summe der Gutschriften. Vereinfachend lässt sich dann sagen, dass im Vergleich zum derzeitigen Mix zur Energiebereitstellung bzw. Wertstoffherzeugung höhere Emissionen durch die Abfallverbrennung resultieren. Liegt das Gesamtergebnis dagegen im negativen Bereich, werden durch die Summe der Komplementärprozesse mehr Umweltbelastungen in der entsprechenden Wirkungskategorie bzw. beim Einzelparameter verursacht als durch die Abfallverbrennung. Daraus ergibt sich für das betrachtete Gesamtsystem dann eine Entlastung.

Die Ergebnisdarstellung in den Balkendiagrammen erfolgt in Prozent der Gesamtemissionen in Deutschland, d. h. die aus den einzelnen Prozessen ermittelten Emissionslast- bzw. -gutschriften für die in Deutschland im Jahr 2000 verbrannten Abfallmengen werden in Relation zu den Gesamtemissionen bzw. Gesamtaufwendungen (bei energetisch bewertbaren Ressourcen) in Deutschland gesetzt.

5.1 Derzeitige Situation

5.1.1 Ist-Durchschnitt (Grundvariante)

Die Ergebnisse der Bilanzierung beziehen sich auf eine verbrannte Abfallmenge von 13 Mio. Mg.

5.1.1.1 Ergebnisse für das Umweltproblemfeld "Treibhauseffekt"

Die folgende Tabelle zeigt die Ergebnisse der Berechnungen für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ ohne Gutschriften durch stoffliche und energetische Verwertung. Die erste Ergebniszeile gibt die Menge an CO₂-Äquivalenten bezogen auf die insgesamt in Deutschland im Jahr 2000 verbrannte Abfallmenge wieder. Die Angaben in der zweiten Zeile beziehen sich auf eine Tonne Abfallinput in die Müllverbrennung. In der letzten Zeile ist das Gesamtergebnis bezogen auf die Gesamtemissionen in Deutschland dargestellt. Diese Einheit wurde auch in den folgenden Balkendiagrammen gewählt.

Tabelle 5.1 Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ (ohne Gutschriften für Energie und Wertstoffe)

Bezugsgröße	Einheit	Prozess-emissionen biogen	Prozess-emissionen fossil	Betriebs-mittel	Transport	Summe
Bei Verbrennung von 13.006.165 Mg Abfall	Mg CO ₂ -Äquivalente	7.776.530	4.635.104	391.272	36.816	12.839.721,6
bezogen auf 1 Mg Abfall	kg CO ₂ -Äquivalente	597,9	356,4	30,1	2,8	987,2
bezogen auf Gesamtemission BRD	%	0,745 %	0,444 %	0,037 %	0,004 %	1,2 %

Insgesamt werden demnach durch die Müllverbrennung pro Jahr ca. 12,8 Mio. Mg CO₂-Äquivalente freigesetzt. Hiervon sind ca. 7,8 Mio. Mg auf nachwachsende Rohstoffe zurückzuführen. Dies entspricht einem Anteil von 61 % der Gesamtemissionen (Abbildung 5.1). Der Anteil der nachwachsenden Rohstoffe ist nicht klimarelevant und wird bei Stoffstromanalysen vereinbarungsgemäß vom Gesamtergebnis abgezogen. Damit verbleiben als klimawirksame Anteile die Prozessemissionen fossiler Herkunft, die indirekten Emissionen durch die Bereitstellung der Betriebsmittel sowie die Transportemissionen. Letztere sind mit einem Anteil von ca. 0,3 % nahezu unbedeutend. Die Emissionen durch die Bereitstellung von Betriebsmitteln werden in erster Linie durch den Ammoniakverbrauch bestimmt.

Pro Tonne verbrannten Abfall ergeben sich klimarelevante CO₂-Emissionen von 389 kg CO₂-Äquivalenten. Dieser Wert liegt etwas unter dem Ergebnis von Johnke, der bei seinen Berechnungen einen Wert von 415 kg CO₂-Äquivalenten ermittelte. Die IPCC-Richtlinie geht dagegen von einem deutlich höheren Wert von 557 kg CO₂-Äquivalenten pro Mg Abfall aus [Johnke 2002].

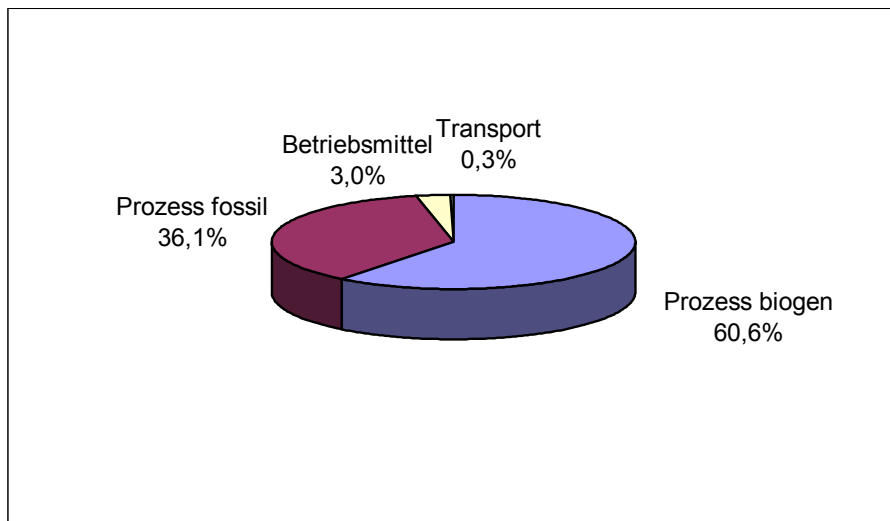
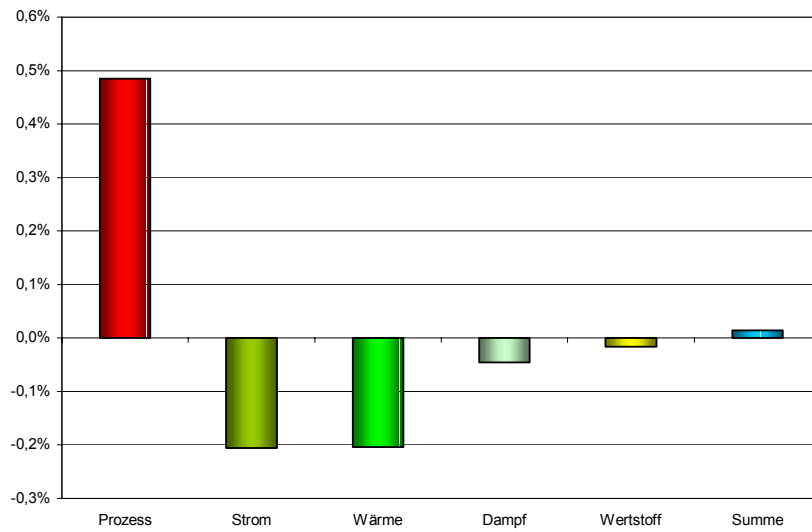


Abbildung 5.1 Zeichnerische Darstellung der Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Treibhaus-effekt“ (ohne Gutschriften für Energie und Wertstoffe)

Im folgenden Diagramm werden die Ergebnisse in Prozent der Gesamtemissionen in Deutschland ohne den Anteil von biogenem CO₂ einschließlich der Gutschriften für abgegebene Energie und Eisenschrott dargestellt. Die Prozessemissionen werden dabei durch die Gutschriften für Energiebereitstellung und Wertstoffe weitgehend ausgeglichen. Aufgrund der unsicheren Datenlage beim Anteil des biogenen Kohlenstoffs im Abfallinput ist das Gesamtergebnis lediglich als Richtwert zu betrachten (siehe hierzu auch die Sensitivitätsbetrachtung in Kap. 5.1.5).

Die höchsten Gutschriften ergeben sich für Strom und Fernwärme. Der dem Recycling zugeführte Metallschrott aus der Schlackeaufbereitung spielt bei der CO₂-Bilanz eine untergeordnete Rolle.

Das Ergebnis verdeutlicht, dass trotz der relativ geringen energetischen Wirkungsgrade, die die Abfallverbrennung z. B. im Vergleich zur Energieerzeugung aus konventionellen Rohstoffen aufweist, die Verbrennung von Abfällen zu keinen zusätzlichen Emissionen führt. Die Ursache liegt am hohen Anteil von biogenem CO₂, das bei den Prozessemissionen nicht angerechnet wird.

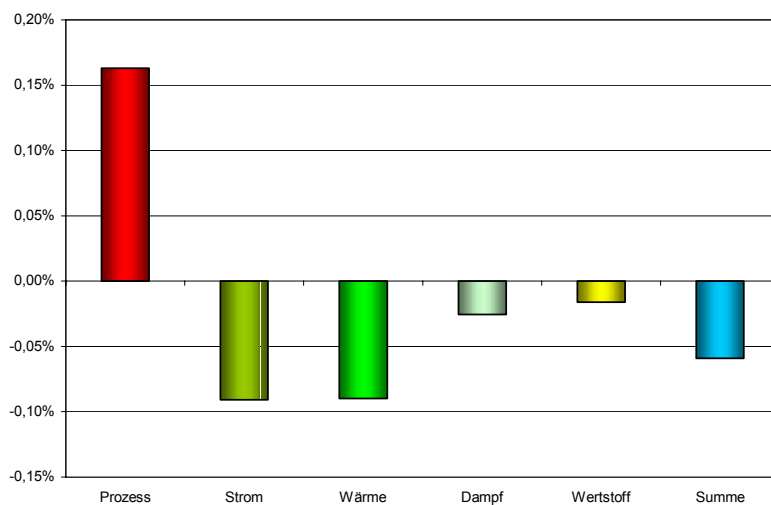


	Prozess	Strom	Wärme	Dampf	Wertstoff	Summe
Treibhaus	0,485%	-0,206%	-0,204%	-0,045%	-0,016%	0,014%

Abbildung 5.2 Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland

5.1.1.2 Ergebnisse für Einzel- und Summenparameter weiterer Schadstoffe und Ressourcenschonung

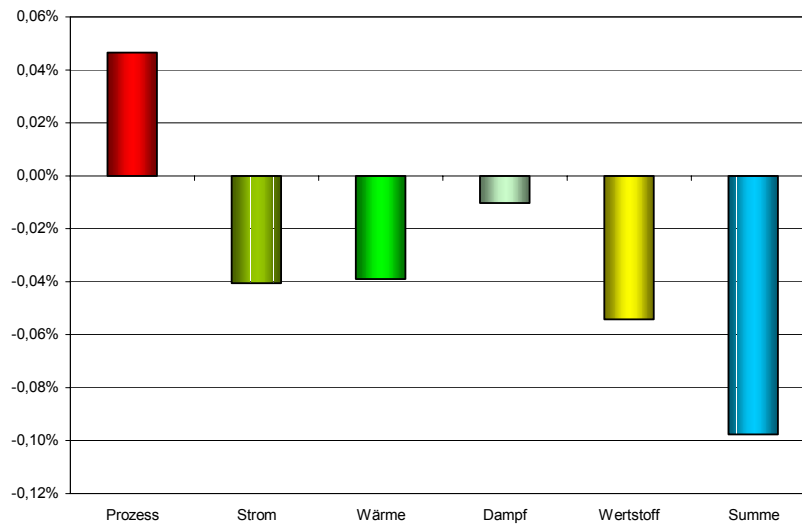
Im Umweltproblemfeld „Versauerung von Ökosystemen“ überwiegen die Gutschriften die Prozessemissionen. Dadurch ergibt sich in der Gesamtsumme eine Gutschrift.



	Prozess	Strom	Wärme	Dampf	Wertstoff	Summe
Säurebildung	0,163%	-0,091%	-0,090%	-0,025%	-0,016%	-0,059%

Abbildung 5.3 Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Versauerung von Ökosystemen“ in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland

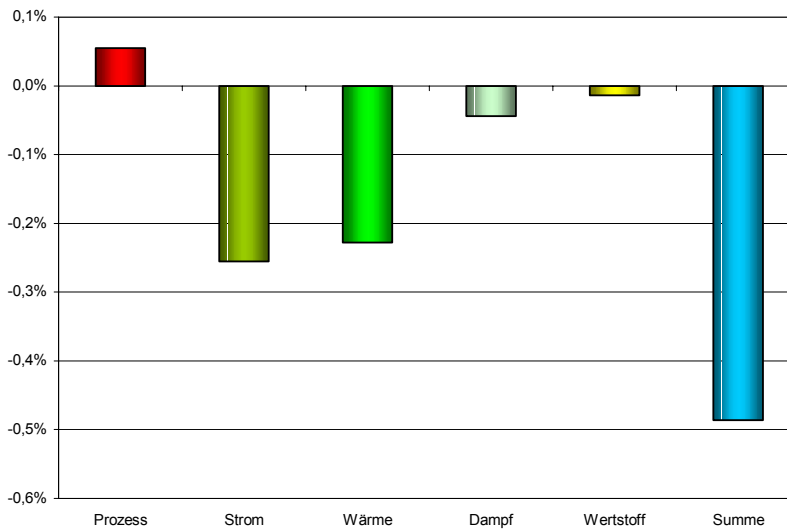
Bei den Staubemissionen überwiegen die Gutschriften aus den Komplementärprozessen die Prozessemissionen ebenfalls deutlich. Insbesondere die hohen Gutschriften der Eisenmetallverwertung führen dazu, dass das Ergebnis deutlich in den negativen Bereich ausschlägt.



	Prozess	Strom	Wärme	Dampf	Wertstoff	Summe
Staub	0,046%	-0,040%	-0,039%	-0,010%	-0,054%	-0,098%

Abbildung 5.4 Ergebnisse für den Parameter „Staub“ in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland

Beim Ressourcenverbrauch kommt der Müllverbrennung zugute, dass der Brennstoff Müll als Abfallprodukt der Gesellschaft nicht als Primär- oder Sekundärenergieeinsatz angerechnet wird. Die Prozesslastschriften ergeben sich insbesondere aus den Aufwendungen für die Hilfsstoffe, z. B. NH_3 , NaOH , in der Rauchgasreinigung und aus dem Transport. Dem stehen hohe Gutschriften durch die Strom- und Wärmebereitstellung gegenüber, so dass sich insgesamt eine deutliche Gesamtgutschrift von ca. -0,5 % der Gesamtemissionen in Deutschland ergibt.



	Prozess	Strom	Wärme	Dampf	Wertstoff	Summe
Ressource	0,055%	-0,255%	-0,228%	-0,044%	-0,014%	-0,486%

Abbildung 5.5 Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Verbrauch von Ressourcen“ in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland

5.1.2 Spannbreiten bei bestehenden Anlagen

Um Spannbreiten bei Anlagen, die derzeit in Betrieb sind, abbilden zu können, wird im Folgenden eine Auswahl der Anlagen getroffen, die bei bestimmten Parametern jeweils die fünf höchsten bzw. geringsten Werte aufweisen. Ein daraus gebildeter Mittelwert wird zur Bilanzierung des Systems der Abfallverbrennung herangezogen.

Zur Ermittlung der Anlagen mit den 5 jeweils geringsten bzw. höchsten Energienutzungsgraden wurde folgendermaßen vorgegangen. Der Wirkungsgrad der Verstromung wurde mit dem Faktor drei multipliziert, um den hohen Verlusten bei der Erzeugung dieser Energieform Rechnung zu tragen. Dieser Wert wurde mit den Wirkungsgraden durch Fernwärme- und Prozessdampfauskopplung aufaddiert. Der Summenwert diente als Auswahlkriterium für die insgesamt 10 in Frage kommenden Anlagen. Die Mittelwerte der Verstromungswirkungsgrade bzw. der Wirkungsgrade für Fernwärme und Prozessdampf wurden dann in die Bilanz eingestellt (Der Faktor drei bei Strom diente nur als Hilfe bei der Anlagenauswahl und wurde nicht mitbilanziert.). Außerdem wurden die jeweils durchschnittlichen Emissionswerte der ausgewählten Anlagen bilanziert.

Zur Ermittlung der Anlagen, die emissionsseitig im oberen bzw. unteren Bereich liegen, wurden mit Staub und NO_x zwei Leitparameter herangezogen. Der Parameter „Staub“ gewinnt durch die Krebs erregende Wirkung des Feinstaubanteils (PM 10) in der umweltwissenschaftlichen Diskussion zunehmend an Bedeutung. Stickoxide bestimmen wesentlich die Ergebnisse bei verschiedenen Summenparametern, z. B.

„Versauerung von Öko-Systemen“, die in Stoffstromanalysen betrachtet werden. Die Anlagen mit den jeweils 5 höchsten bzw. niedrigsten Emissionskonzentrationen bei den zwei genannten Leitparametern wurden ausgewählt. Somit ergaben sich insgesamt 4 Anlagengruppierungen, für die dann jeweils wieder Mittelwerte der Einzelparameter gebildet wurden. Für N₂O liegen keine Messdaten der ausgewählten Anlagen vor, so dass hier jeweils der Wert der Grundvariante von 2 mg/m³ eingesetzt wurde. Die Ergebnisse der Auswahl sind in den beiden folgenden Tabellen dargestellt.

Tabelle 5.2 Daten zur Energieauskopplung der jeweils fünf besten bzw. schlechtesten Anlagen ohne Eigenenergiebedarf

	Energienutzungsgrad		
	Strom	Fernwärme	Prozessdampf
Grundvariante*	9,9 %	19,1 %	3,6 %
Energieverwertung oberer Bereich	7,6 %	57,3 %	2,2 %
unterer Bereich	4,6 %	12,7 %	0,6 %
Leitparameter „Staub“ oberer Bereich	4,9 %	50,5 %	1,9 %
unterer Bereich	8,8 %	12,1 %	**
Leitparameter „NO_x“ oberer Bereich	13,3 %	14,1 %	**
unterer Bereich	7,0 %	22,9 %	1,4 %

* Mittelwerte aller Anlagen

** Unter den ausgewählten Anlagen befand sich keine mit Prozessdampfauskopplung

Tabelle 5.3 Emissionsdaten der jeweils fünf besten bzw. schlechtesten Anlagen sowie Mittelwerte aller Anlagen (Grundvariante) und Grenzwerte der 17. BImSchV

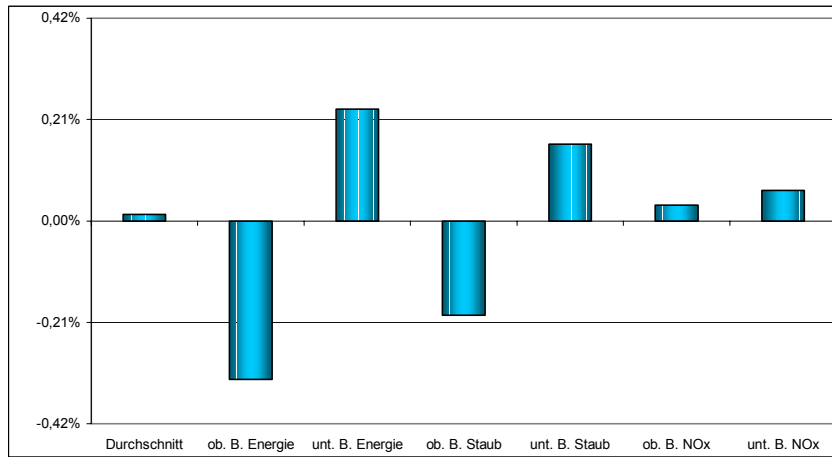
		Staub mittel [mg/Nm³]	HCl mittel [mg/Nm³]	HF mittel [mg/Nm³]	SO₂ mittel [mg/Nm³]	NO_x mittel [mg/Nm³]
Grundvariante*		1,11	1,97	0,112	6,19	94,1
Grenzwert 17. BImSchV		10	10	1	50	200
Energie verwertung	oberer Bereich	0,76	2,50	0,071	6,74	126,7
	unterer Bereich	1,74	3,75	0,085	9,40	122,6
Leitparameter „Staub“	oberer Bereich	0,20	0,52	0,210	4,38	66,8
	unterer Bereich	3,35	4,87	0,073	14,30	106,3
Leitparameter „NO_x“	oberer Bereich	0,69	0,60	0,300	2,83	35,7
	unterer Bereich	1,14	4,99	0,093	11,07	182,3

* Mittelwerte aller Anlagen

Die Gesamtergebnisse der Bilanzierungen wurden für alle 6 Anlagengruppen jeweils zusammengefasst und der Grundvariante gegenübergestellt. Abbildung 5.6 zeigt die Ergebnisse im Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“. Die Anlagen mit den jeweils höchsten bzw. geringsten energetischen Wirkungsgraden bilden die Spanne am besten ab. Bei den 5 Anlagen mit den höchsten abgegebenen Strom- und Wärmemengen überwiegen die Gutschriften deutlich.

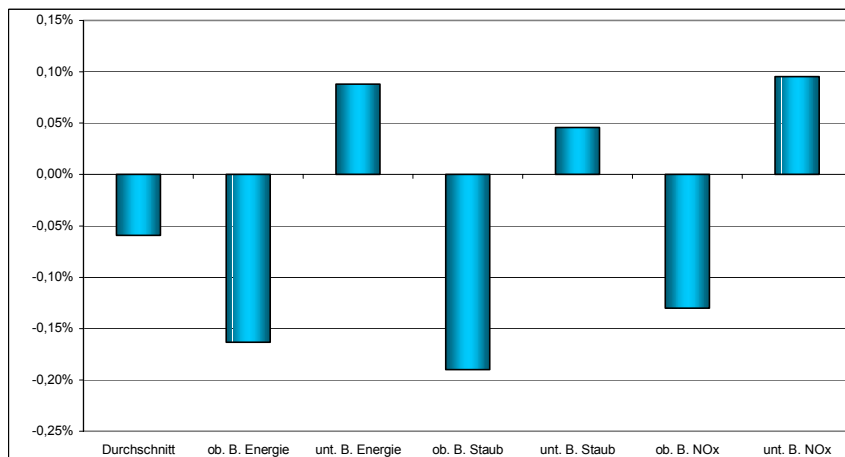
Bei den Säurebildnern (Abbildung 5.7) wird die Spanne entgegen den Erwartungen nicht durch die Anlagen bestimmt, die nach dem Leitparameter „NO_x“ ausgewählt wurden. Vielmehr wird das beste Ergebnis von den Anlagen mit den geringsten Staubemissionen erreicht. Dies liegt daran, dass diese Anlagen eine relativ gute Energiebilanz bei gleichzeitig geringen Stickoxidemissionen aufweisen.

Bei Staub ergibt sich das beste Ergebnis durch die Anlagen mit den höchsten energetischen Wirkungsgraden, da sich bei diesen Anlagen die Emissionsgutschriften sehr stark erhöht haben. Die Spanne bei den energetisch bewertbaren Ressourcen wird durch die Anlagen mit den jeweils höchsten bzw. geringsten Strom- und Wärmeabgaben bestimmt.



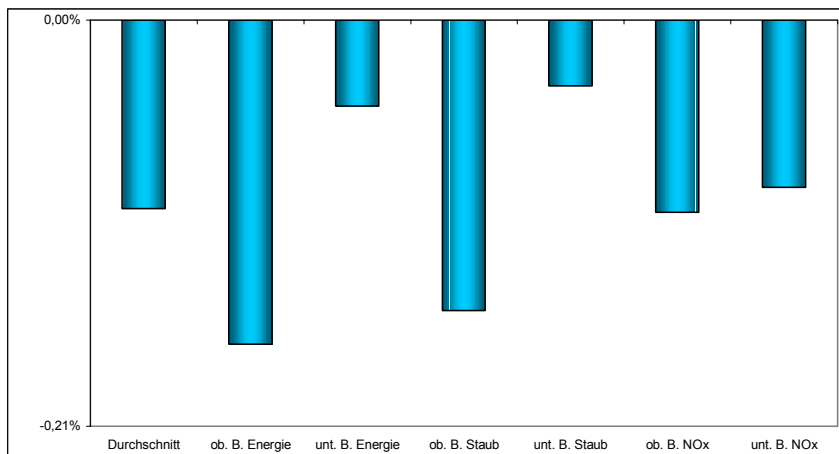
	Durchschnitt	ob. B. Energie	unt. B. Energie	ob. B. Staub	unt. B. Staub	ob. B. NOx	unt. B. NOx
Treibhaus	0,014%	-0,329%	0,232%	-0,195%	0,159%	0,032%	0,063%

Abbildung 5.6 Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland



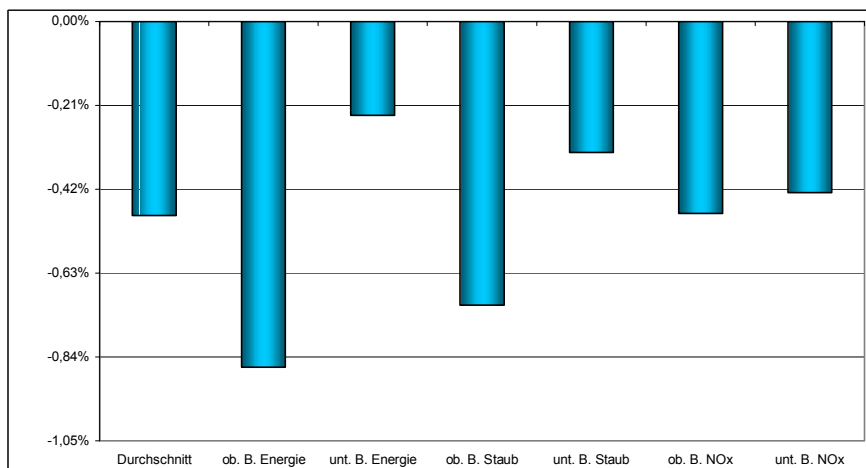
	Durchschnitt	ob. B. Energie	unt. B. Energie	ob. B. Staub	unt. B. Staub	ob. B. NOx	unt. B. NOx
Säurebildung	-0,059%	-0,163%	0,088%	-0,190%	0,046%	-0,130%	0,095%

Abbildung 5.7 Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Säurebildner“ in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland



	Durchschnitt	ob. B. Energie	unt. B. Energie	ob. B. Staub	unt. B. Staub	ob. B. NOx	unt. B. NOx
Staub	-0,098%	-0,168%	-0,044%	-0,150%	-0,034%	-0,099%	-0,086%

Abbildung 5.8 Ergebnisse für den Schadstoff Staub in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland



	Durchschnitt	ob. B. Energie	unt. B. Energie	ob. B. Staub	unt. B. Staub	ob. B. NOx	unt. B. NOx
Ressource	-0,486%	-0,865%	-0,234%	-0,710%	-0,327%	-0,480%	-0,428%

Abbildung 5.9 Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Verbrauch von Ressourcen“ in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland

Obwohl direkt kein Zusammenhang besteht, fällt bei Betrachtung der in Tabelle 5.2 und Tabelle 5.3 enthaltenen Werte auf, dass die Anlagen, die hinsichtlich der Energieauskopplung hohe Wirkungsgrade erzielen, auch auf der Emissionsseite überdurchschnittlich gute Ergebnisse aufweisen. Ebenso zeigen Anlagen, die geringe Schadstofffrachten im Abgas aufweisen, tendenziell auch gute Werte bei der Energieauskopplung. Eine Korrelation zwischen geringen Emissionswerten und geringeren energetischen Wirkungsgraden besteht daher bei den betrachteten Schadstoffen nicht.

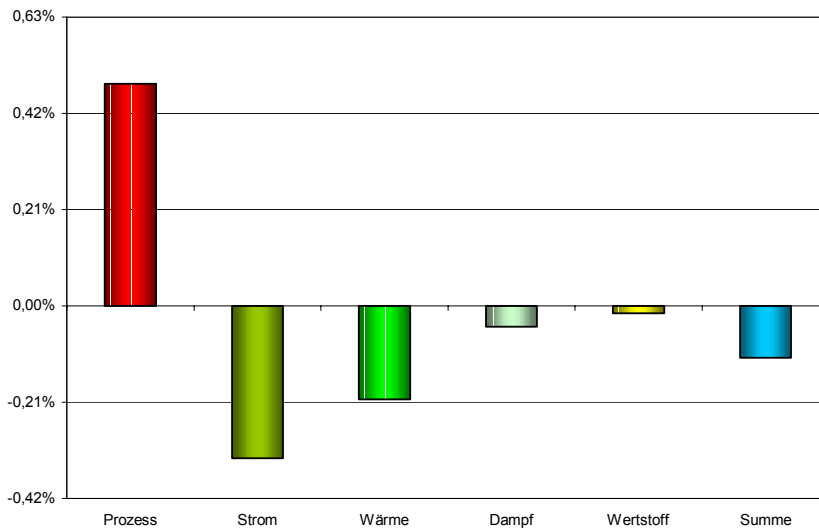
Die Anlagen mit den höchsten energetischen Wirkungsgraden koppeln nahezu doppelt so viel Energie aus wie der bundesdeutsche Durchschnitt und mehr als dreimal so viel wie die Anlagen mit den geringsten Wirkungsgraden. Bei der reinen Wärmenutzung sind die Unterschiede noch gravierender. Dies verdeutlicht die erheblichen Potenziale zusätzlich nutzbarer Energie der Müllverbrennung insbesondere im Fernwärmebereich.

Die große Bandbreite bei den Schadstoffemissionen zeigt, dass auch hier noch erhebliche Verminderungspotenziale vorhanden sind.

5.1.3 Ist-Durchschnitt ohne Substitution von Kernenergie

Als Gutschrift für die Strombereitstellung von bestehenden MVA wird in Stoffstromanalysen in der Regel der Grundlastmix herangezogen. In diesem stellt Strom aus Kernenergie einen wesentlichen Anteil dar. Da Kernkraftwerke nahezu keine direkten Emissionen klassischer Luftschadstoffe aufweisen, ist deren Beitrag zu den Gesamtemissionen des Mixes relativ gering. Entsprechend fällt auch die Gutschrift geringer aus, was sich für den substituierenden Energieerzeuger, in diesem Fall die MVA, nachteilig auswirkt. Von einigen Fachleuten wird kritisiert, dass bei dieser Bilanzierungsmethodik zwar die Vorteile der Atomkraft berücksichtigt werden, nicht aber deren Nachteile durch Emissionen bzw. die Produktion von radioaktiven Stoffen oder Reststoffen.

Um dieser Kritik Rechnung zu tragen, wurde der Grundlastmix in einem Szenario ohne den Anteil der Kernenergie gerechnet. Hierdurch steigen die Emissionen bzw. die kumulierten Energieaufwendungen des Grundlastmixes an, was sich in den Ergebnissen günstig für die Abfallverbrennung auswirkt. Die Ergebnisse der Bilanzierung sind in der folgenden Abbildung am Beispiel der CO₂-Äquivalente dargestellt.



	Prozess	Strom	Wärme	Dampf	Wertstoff	Summe
Treibhaus	0,485%	-0,332%	-0,204%	-0,045%	-0,016%	-0,113%

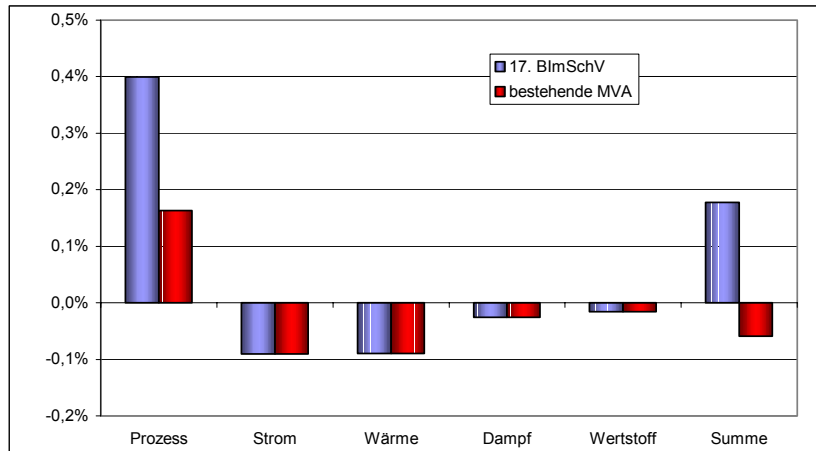
Abbildung 5.10 Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtung „Strommix ohne Atomenergie“ für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland

Gegenüber der Grundvariante erhöht sich erwartungsgemäß die Stromgutschrift. Dies führt zu einem negativen Gesamtergebnis. Demnach lässt sich feststellen, dass die Müllverbrennung gegenüber dem Mix zur Bereitstellung von Grundlaststrom ohne Kernenergie deutlich besser abschneidet. Auch das Gesamtergebnis im Umweltproblemfeld „Säurebildner“ liegt deutlich im negativen Bereich.

5.1.4 Sensitivitätsbetrachtung 17. BImSchV

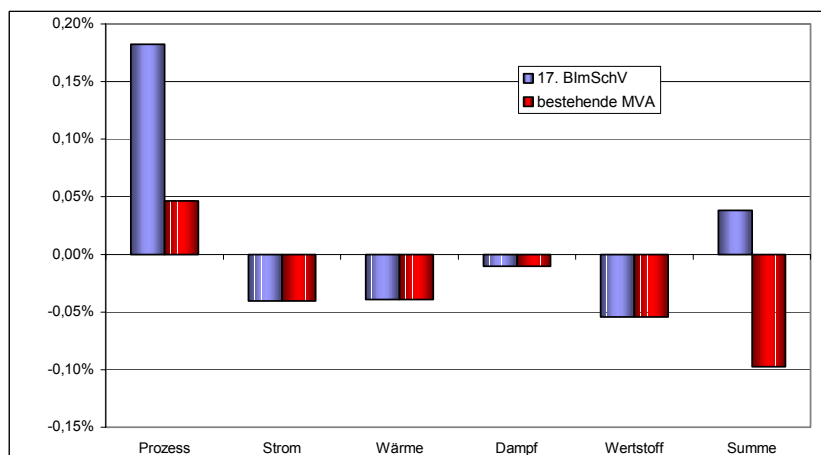
Die in Deutschland betriebenen MVA wurden alle nach der 17. BImSchV oder speziellen weitergehenden Grenzwerten genehmigt. Die folgenden Diagramme zeigen am Beispiel des Umweltproblemfeldes „Säurebildner“ und des Parameters „Staub“ auf, welche Unterschiede sich ergeben, wenn alle Anlagen in Deutschland statt der derzeitig bedeutend niedriger liegenden emittierten Schadstofffrachten die nach der 17. BImSchV zulässigen Frachten emittieren würden.

Bei den Säurebildnern würden sich die Prozessemissionen um mehr als das Doppelte erhöhen. Da die Gutschriften gegenüber der Grundvariante gleich bleiben, würde sich das Ergebnis erheblich verschlechtern. Noch deutlicher zeigt sich diese Veränderung beim Parameter „Staub“. Die Prozessemissionen würden sich etwa um den Faktor 4 erhöhen. Das Gesamtergebnis läge ebenfalls deutlich im positiven Bereich.



Säurebildung	Prozess	Strom	Wärme	Dampf	Wertstoff	Summe
17. BImSchV	0,400%	-0,091%	-0,090%	-0,025%	-0,016%	0,177%
bestehende M	0,163%	-0,091%	-0,090%	-0,025%	-0,016%	-0,059%

Abbildung 5.11 Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Versauerung von Ökosystemen“; Vergleich zur 17. BImSchV in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland



Staub	Prozess	Strom	Wärme	Dampf	Wertstoff	Summe
17. BImSchV	0,182%	-0,040%	-0,039%	-0,010%	-0,054%	0,038%
bestehende M	0,046%	-0,040%	-0,039%	-0,010%	-0,054%	-0,098%

Abbildung 5.12 Ergebnisse für den Parameter „Staub“ im Vergleich zur 17. BImSchV in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland

5.1.5 Sensitivitätsbetrachtung Kunststoffabfälle

Zur Plausibilitätskontrolle der in Kap.3.1 ermittelten Abfallzusammensetzung, insbesondere der im Abfall enthaltenen Kunststoffmengen, wurde ein Abgleich mit den Ergebnissen verschiedener Untersuchungen zu Kunststoffmengenströmen durchgeführt [Patel 1999, Sofres 1999, Consultic 1999].

Tabelle 5.4 Prognostizierte Mengen an Kunststoffabfällen im Post-Consumer-Bereich

Kunststoffmengen zur Verbrennung [Mg/a]	Basisjahr	Quelle
560.000	1995	Patel 1999
572.000	1997	Sofres 1999
300.000*	1999	Consultic 1999

* Consultic nennt eine Menge von 910.000 Mg/a Post-Consumer-Abfällen, die der Beseitigung zugeführt werden. Daraus wurde nach Patel ein Anteil zur Verbrennung von ca. 300.000 Mg abgeleitet.

Analog einer von Patel entwickelten Mengenprognose lassen sich für das Jahr 2002 zur Verbrennung eingesetzte Post-Consumer-Kunststoffmengen von 730.000 Mg abschätzen (Basis 1995: 560.000 Mg). Hinzu kommt ein von Patel nicht quantifizierter Pre-Consumer-Anteil.

In der vorliegenden Studie wurde mit einer deutlich höheren Kunststoffabfallmenge von 1,2 Mio. Mg nach Abzug von Wasseranhaftungen und Verschmutzungen gerechnet. Damit ergibt sich zu Patel eine Differenz von 470.000 Mg/a.

Unter der Annahme einer verbrannten Menge von 730.000 Mg/a und der Voraussetzung, dass der Heizwert des Abfallinputs gleich bleibt,² würden sich zwangsläufig die Kunststoffanteile im Abfall erheblich reduzieren und gleichzeitig die Anteile anderer heizwertreicher Fraktionen erhöhen. Da die Daten zur Zusammensetzung des Hausmülls relativ gut abgesichert sind, sind Reduzierungen der Kunststofffraktion vor allem im Sperrmüll oder hausmüllähnlichen Gewerbeabfall möglich. Eine Modellrechnung mit einem angenommenen Kunststoffanteil von 730.000 Mg/a ergab die in Abbildung 5.13 dargestellte Abfallzusammensetzung mit einem Biomasseanteil von ca. 75 % des Gesamtkohlenstoffes. Im Vergleich zur Zusammensetzung aus Abbildung 3.2 sind die Anteile an Papier und Holz extrem erhöht. Rein auf den hausmüllähnlichen Gewerbeabfall bezogen, liegen die Erhöhungen mit 31 % (ursprünglicher Wert 13,4 %) bzw. 25 % (11,5 %) jeweils deutlich über 100 %. Solche hohen Anteile konnten in keiner der zur Verfügung stehenden Sortieranalysen für hausmüllähnliche Gewerbeabfälle ermittelt werden und erscheinen daher nicht plausibel.

Im Rahmen einer Grenzbetrachtung, die insbesondere hinsichtlich des Biomasseanteils mit den entsprechenden Auswirkungen auf das Gesamtergebnis beim Umweltproblemfeld „Treibhauspotenzial“ von Bedeutung ist, wird in der Bilanz die Zusammensetzung aus Abbildung 5.13 eingestellt.

² Der Heizwert des Systeminputs wurde aus den Angaben der Anlagenbetreiber aller 56 in Deutschland derzeit betriebenen MVA ermittelt und stellt damit eine relativ gut abgesicherte Größe dar.

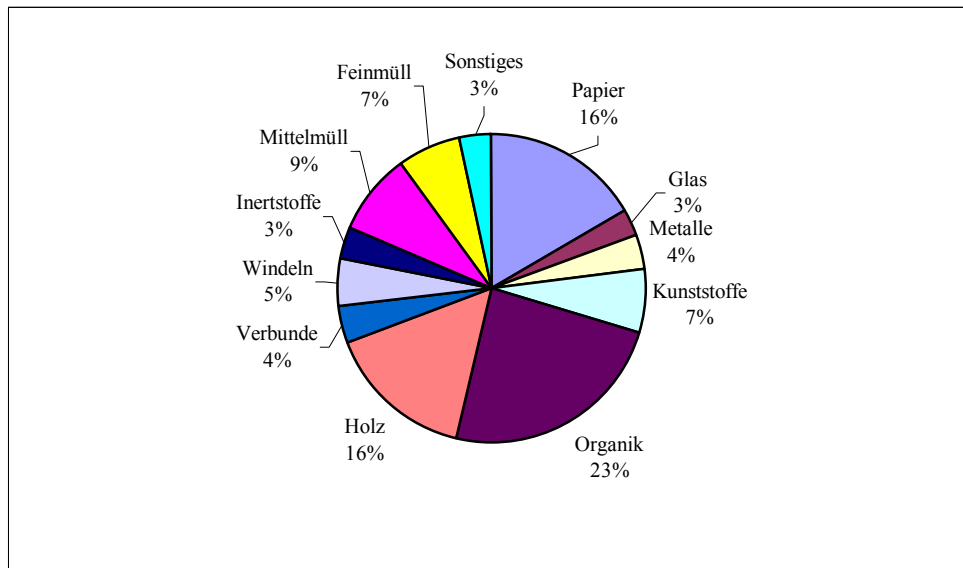
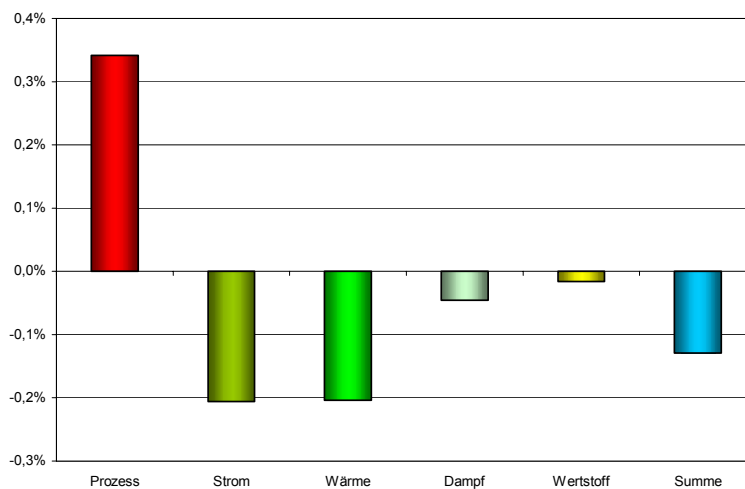


Abbildung 5.13 Zusammensetzung des Systeminputs (Summe aus Hausmüll, Sperrmüll und Gewerbeabfällen) nach Abfallfraktionen, bezogen auf die Feuchtsubstanz unter der Annahme, dass die Kunststoffmenge 760.000 Mg beträgt

Die Ergebnisse der Berechnungen sind der folgenden Abbildung zu entnehmen. Durch die Verminderung der Prozessemissionen um ca. 30 % verringert sich auch das Gesamtergebnis erheblich. Die Gutschriften aus der Energiebereitstellung überwiegen nun die Lastschriften durch die Prozessemissionen deutlich.



	Prozess	Strom	Wärme	Dampf	Wertstoff	Summe
Treibhaus	0,342%	-0,206%	-0,204%	-0,045%	-0,016%	-0,129%

Abbildung 5.14 Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtung „reduzierte Kunststoffmengen“ für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland

5.2 Zukunftsszenarien

5.2.1 Optimierung der Energienutzung bei bestehenden Anlagen

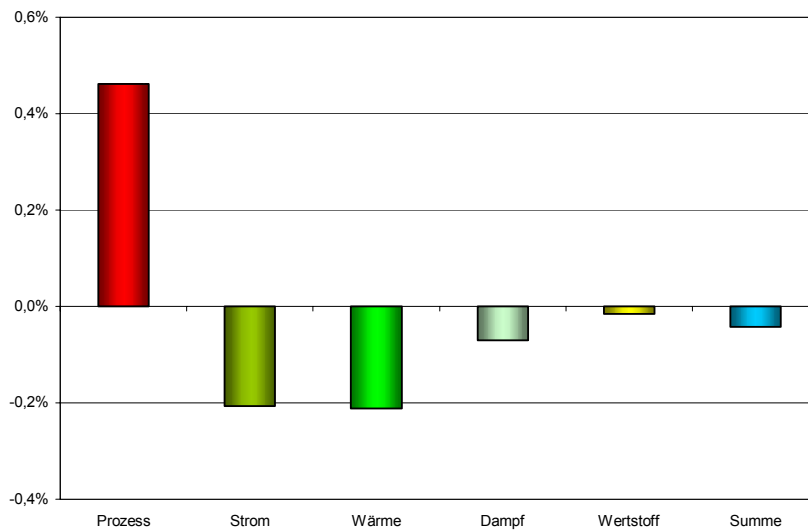
Optimierungen bei bestehenden Anlagen sind durch verschiedene Maßnahmen möglich (siehe auch Kap.4.2.4). Inwieweit sich diese Potenziale, insbesondere die Abnahme von Fernwärme und Dampf, in Zukunft tatsächlich umsetzen lassen, hängt von verschiedenen, hauptsächlich politischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen ab und lässt sich derzeit nur schwer abschätzen.

Im Folgenden wird daher pauschal angenommen, dass die Energieabgabe bei den Anlagen, die derzeit unter dem Durchschnitt liegen, auf den Mittelwert derjenigen Anlagen, die über dem Durchschnitt liegen, angehoben werden. In der Bilanz wurden folgende Wirkungsgrade für die Energieabgabe eingestellt.

Stromabgabe:	10,8 %
Fernwärmeabgabe	24,6 %
Prozessdampfabgabe	6,5 %

Für die über die höheren Wirkungsgrade zusätzlich abgegebene Energie aus der Abfallverbrennung wird davon ausgegangen, dass diese in Konkurrenz zu Energieerzeugungsprozessen auf Erdgasbasis stehen wird. Entsprechend werden in der Bilanz als Komplementärprozess für die Stromerzeugung ein GuD-Kraftwerk und für Fernwärme- und Prozessdampferzeugung entsprechende Prozesse auf Gasbasis gerechnet (siehe Kap. 4.4.3.)

An den Ergebnissen für das Umweltproblemfeld „Treibhausgas“ wird deutlich, dass sich durch eine Optimierung der Energieabgabe das Gesamtergebnis etwas verbessert (Abbildung 5.15). Auch bei den Säurebildnern, bei Staub und bei Energieressourcen ergeben sich geringere Werte.



	Prozess	Strom	Wärme	Dampf	Wertstoff	Summe
Treibhaus	0,485%	-0,217%	-0,223%	-0,073%	-0,016%	-0,044%

Abbildung 5.15 Ergebnisse der Sensitivitätsbetrachtung „optimierte Energienutzung“ für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland

5.2.2 Einbeziehung von Anlagen, die derzeit in Bau oder Planung sind

Zur Abschätzung der in den kommenden Jahren neu hinzukommenden Verbrennungskapazitäten wurde eine Recherche bei Anlagenbauern, Neumitgliedern der ITAD u. a. durchgeführt. Demnach sind derzeit ca. 10 Anlagen in Bau oder Planung. Bei drei dieser Anlagen liegt der Standort in den alten Bundesländern. Die übrigen sollen in den neuen Bundesländern errichtet werden. Ersten Abschätzungen zufolge ergeben sich bei einer Gesamtkapazität von ca. 2,4 Mio. Mg Abfallinput, was einem Zuwachs von ca. 18 % entspricht, folgende energetische Wirkungsgrade:

Stromabgabe:	16,2 %
Fernwärmeabgabe	21,1 %
Prozessdampfabgabe	6,2 %

Auch in diesem Szenario wird durch zusätzlich bereitgestellte Energie aus der Abfallverbrennung solche Energie substituiert, die auf der Basis von Erdgas bereitgestellt wird. Für die bereits bestehenden Anlagen wird der Grundlastmix in der Bilanz gerechnet.

Wie schon bei der Grundvariante wird im Folgenden zunächst das Ergebnis für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ ohne Gutschriften durch stoffliche und energetische Verwertung dargestellt. Die Angaben in Tabelle 5.5 beziehen sich nur auf die zugebaute Kapazität von 2,4 Mio. Mg/a. Die erste Ergebniszeile gibt die Menge

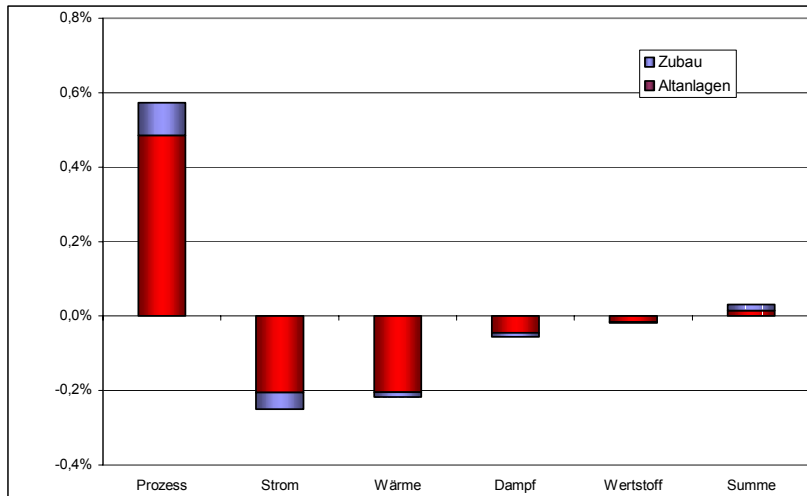
an CO₂-Äquivalenten, bezogen auf die insgesamt in Deutschland im Jahr 2000 verbrannte Abfallmenge, wieder. Die Angaben in der zweiten Zeile beziehen sich auf eine Tonne Abfallinput in die Müllverbrennung. In der letzten Zeile ist das Gesamtergebnis, bezogen auf die Gesamtemissionen in Deutschland, dargestellt.

Insgesamt werden demnach durch die Müllverbrennung pro Jahr ca. 2,3 Mio. Mg CO₂-Äquivalente zusätzlich freigesetzt. Hiervon sind ca. 1,4 Mio. Mg auf nachwachsende Rohstoffe zurückzuführen, die in der Stoffstrombilanz nicht angerechnet werden.

Tabelle 5.5 Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ für eine Kapazitätserweiterung durch Neuanlagen

	biogen	Prozess	Betriebsmittel	Transport	Summe	Einheit
bei Verbrennung von 2.361.000 Mg	1.411.668	841.407	71.027	6.683	2.330.786	Mg CO ₂ -Äquivalente
bezogen auf 1 Mg Abfall	597,9	356,4	30,1	2,8	987,2	kg CO ₂ -Äquivalente
bezogen auf Gesamtemission BRD	0,135 %	0,081 %	0,007 %	0,001 %	0,2 %	

Das Ergebnis ohne den biogenen CO₂-Anteil ist am Beispiel des Umweltproblemfeldes „Treibhauseffekt“ in Abbildung 5.16 wiedergegeben. Die aufgesetzten blauen Balken stellen die zusätzlichen Emissionen durch die neuen Anlagen dar. Zwar liegt die Energieauskopplung bei den neuen Anlagen über dem derzeitigen Durchschnitt, doch gehen gleichzeitig die spezifischen Gutschriften pro kWh ausgekoppelter Energie zurück, da der Brennstoff Gas relativ geringe Emissionen hervorruft. Das Gesamtergebnis verschlechtert sich damit sogar überproportional zum Zuwachs.



Treibhaus	Prozess	Strom	Wärme	Dampf	Wertstoff	Summe
Zubau	0,088%	-0,044%	-0,013%	-0,011%	-0,003%	0,017%
Altanlagen	0,485%	-0,206%	-0,204%	-0,045%	-0,016%	0,014%

Abbildung 5.16 Ergebnisse für das Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland unter Berücksichtigung von Neuplanungen

6 Schlussfolgerungen

Die vorliegende Stoffstrombilanzierung beschreibt die Abfallverbrennung im energiewirtschaftlichen Kontext. Ihr Hauptzweck, die Behandlung und Beseitigung von Abfall, wird nicht gesondert bewertet, da es sich hier nicht um einen Vergleich unterschiedlicher abfallwirtschaftlicher Verfahren handelt, sondern die Abfallverbrennung als einziges System bilanziert wird. Insbesondere durch die Vergabe von Emissionsgutschriften für abgegebene Energie, die in der Bilanz von den direkten Emissionen des Verbrennungsprozesses und der damit verbundenen Nebenprozesse (Transport, Bereitstellung von Betriebsmitteln und Hilfsstoffen etc.) abgezogen werden, wird die Abfallverbrennung aber am Mix zur Energiebereitstellung (Grundlastmix) gemessen. Hierdurch wird eine Bewertung des Beitrages der Abfallverbrennung zur Energieversorgung in Deutschland, insbesondere im Hinblick auf die Belastung durch klimawirksame Schadstoffe, ermöglicht.

Ungefähr 40 % des im Abfall enthaltenen Kohlenstoffs sind fossilen Ursprungs. Hierzu tragen vorwiegend die Kunststoffe bei. Der übrige Anteil ermittelt sich aus der im Abfall enthaltenen Biomasse. Das daraus bei der Verbrennung freigesetzte CO₂ wird von den tatsächlich freigesetzten Emissionen in der Bilanz als Gutschrift abgezogen. Im Gesamtergebnis liegt die Summe der Gutschriften für biogenes CO₂, abgegebene Energie und Wertstoffe in derselben Größenordnung wie die prozessbedingten Lastschriften der Müllverbrennung. Insgesamt ergibt sich hierdurch im Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ für die Abfallverbrennung keine Zusatzbelastung gegenüber dem herkömmlichen Kraftwerksmix.

Der hohe Anteil an CO₂-Emissionen aus nachwachsendem Kohlenstoff beeinflusst das Ergebnis der Stoffstrombilanzierung maßgeblich. Insbesondere bei Gewerbeabfällen, die in die Bilanz mit einem Anteil von ca. 37 % eingehen, bestehen erhebliche Unsicherheiten hinsichtlich deren Zusammensetzung. Abfallanalysen liegen hierzu nur vereinzelt vor. Hinzu kommt, dass die Gewerbeabfallzusammensetzung regional aufgrund unterschiedlicher Wirtschaftsstrukturen stark schwankt und Daten darüber, welche Mengen an Gewerbeabfällen in welcher Anlage verbrannt werden, in der Regel nicht veröffentlicht werden. Dem ist bei der Bewertung des Gesamtergebnisses im Umweltproblemfeld „Treibhauseffekt“ Rechnung zu tragen. Liegt der Biomasseanteil im derzeit in Deutschland verbrannten Abfall höher als angenommen, ergeben sich für die Müllverbrennung klare Vorteile gegenüber dem Kraftwerksmix. Liegt er darunter oder verringert er sich beispielsweise durch die flächendeckende Einführung der getrennten Bioabfallerrfassung, überwiegen die Lastschriften.

Eine Erhöhung des energetischen Wirkungsgrades der Abfallverbrennung lässt sich einerseits durch die Optimierung der Anlagentechnologie im Hinblick auf eine erhöhte Stromabgabe und andererseits durch eine Erhöhung des Wärmeabsatzes erreichen. Ersteres kommt vor allem bei solchen Anlagen in Betracht, die aufgrund

ihres Alters in den kommenden Jahren einer durchgreifenden Sanierung unterzogen werden müssen und bei Anlagen, die derzeit noch in Bau oder Planung sind. Ein gutes Beispiel hierfür bietet die geplante Anlage in Mainz, bei der durch Kombination mit einer GuD-Anlage erhebliche Wirkungsgradsteigerungen erreicht werden können.

Eine Erhöhung des Wärmeabsatzes scheitert häufig an fehlenden Fernwärmenetzen bzw. den erheblichen Kosten zu deren Neubau. Eine Sensitivitätsbetrachtung, bei der von höheren energetischen Wirkungsgraden gegenüber dem derzeitigen Ist-Zustand ausgegangen wurde, hat gezeigt, dass sich hierdurch im Gesamtergebnis Vorteile für die Abfallverbrennung ergäben. Der Zubau von Neuanlagen führt dagegen nicht zu solchen Vorteilen, da hierbei der höheren Energienutzung auch höhere Prozessemissionen gegenüberstehen.

Für den von MVA bereitgestellten Strom werden im Rahmen von Stoffstrombilanzen in der Regel Schadstoffemissionen durch die Erzeugung von Strom über den Grundlastmix als Gutschrift angerechnet. Wird aus diesem Mix der Anteil der Kernenergie herausgerechnet, weil sich die aus der Atomstromproduktion ergebenden Nachteile in der Stoffstrombilanz ebenfalls nicht darstellen lassen, ergeben sich deutliche Vorteile für die Abfallverbrennung gegenüber dem verbleibenden Grundlastmix, da sich dieser dann in erster Linie aus Kraftwerken zusammensetzt, die mit fossiler Energie betrieben werden.

Die Ergebnisse bei der Bilanzierung des Umweltproblemfeldes „Versauerung von Öko-Systemen“ sowie beim Parameter „Staub“ zeigen deutliche Vorteile für die Müllverbrennung im Vergleich zum herkömmlichen Kraftwerksmix für Grundlast. Dies ist insbesondere auf die erheblichen Anstrengungen in den 90er Jahren zur Schadstoffminderung bei MVA zurückzuführen, die in der Praxis zu Emissionskonzentrationen geführt haben, die nicht nur deutlich unter denen von herkömmlichen Kraftwerken, sondern auch weit unterhalb der Grenzwerte der 17. BImSchV liegen. Würden jedoch Abfallverbrennungsanlagen so betrieben, dass die vom Gesetzgeber vorgegebenen Grenzwerte gerade so eingehalten werden könnten, würde dies zu erheblichen Verschlechterungen für die Abfallverbrennung bei der Versauerung von Öko-Systemen und Staub führen.

Einen interessanten Zusammenhang zeigt die Betrachtung der Schadstoffemissionen von Anlagen mit sehr hohen bzw. geringen energetischen Wirkungsgraden. Anlagen, die hinsichtlich der Energieauskopplung hohe Wirkungsgrade erzielen, zeigen auch auf der Emissionsseite überdurchschnittlich gute Ergebnisse. Umgekehrt weisen Anlagen mit geringen Staubfrachten im Abgas überdurchschnittliche Werte bei der Energieauskopplung auf. Niedrige Staubfrachten stehen demnach nicht in Zusammenhang mit geringen energetischen Wirkungsgraden.

Da für die Bereitstellung des Brennstoffes Abfall fast keine zusätzlichen Ressourcen genutzt werden, schneidet die Abfallverbrennung beim Ressourcenverbrauch gegenüber dem herkömmlichen Kraftwerksmix erheblich besser ab.

Die Stoffströme der Schadstoffe PCDD/F (Dioxine und Furane) und Quecksilber wurden aufgrund der unsicheren Datenlage dieser Stoffe bei den Prozessen zur Energiebereitstellung nicht untersucht. Betrachtet man nur die direkten Prozessemissionen der Müllverbrennung, für die relativ gute Daten vorliegen, ergeben sich PCDD/F-Emissionen von ca. 0,7 bis 1,4 % und Quecksilberemissionen von ca. 0,9 % der Gesamtemissionen in Deutschland. Die Datenlage zu den Emissionen dieser Schadstoffe ist aber nur im Bereich der Abfallbehandlungstechniken zufriedenstellend. In den sonstigen Bereichen fehlen nachvollziehbare Angaben weitgehend.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Müllverbrennung beim Treibhaus-effekt dem Vergleich mit konventionellen Anlagen zur Energiebereitstellung standhalten kann, obwohl ihr durch den Brennstoff Abfall im Hinblick auf eine optimale Energieausbeute Grenzen gesetzt sind. Dies ist insbesondere auf den hohen Biomasseanteil im Abfall zurückzuführen. In anderen Bereichen (Versauerung von Öko-Systemen, Staub, Ressourcenschonung) weist sie sogar erhebliche Vorteile gegenüber dem konventionellen Kraftwerksmix auf.

7 Zusammenfassung

Die Hauptaufgabe der thermischen Abfallbehandlung liegt in der „Beseitigung“ von Abfall. Beim Verbrennungsprozess werden Schadstoffe über die Abluft an die Atmosphäre abgegeben. Gleichzeitig trägt die Abfallverbrennung aber durch die Abgabe von Strom, Fernwärme und Prozessdampf auch einen Anteil zur Energieversorgung in Deutschland bei. Dieser Nebenzweck führt wiederum zu Entlastungen, denn die erzeugte Energie muss nun nicht durch konventionelle Kraftwerke und andere Energieerzeugungsprozesse bereitgestellt werden.

In der vorliegenden Studie wird im Rahmen einer Stoffstrombilanz aufgezeigt, welche Luftbelastungen durch die Verbrennung der Abfälle verursacht werden und inwieweit sie zu Entlastungen gegenüber dem herkömmlichen Mix aus Kraftwerken und anderen Verbrennungsprozessen beiträgt.

Ein Schwerpunkt der Studie liegt in der Untersuchung von Schadstoffen, die zum Treibhauseffekt beitragen, wobei hier insbesondere CO₂ dominiert. Darüber hinaus wird aber auch die Gruppe von Schadstoffen betrachtet, die zur Versauerung von Ökosystemen führt. Hierzu zählen z. B. NO_x und SO₂. Der Schadstoff Staub spielt in der Diskussion um die Auswirkungen von Schadstoffen auf den Menschen eine immer bedeutendere Rolle und wird daher als Einzelparameter betrachtet. Außerdem wird der Beitrag der Abfallverbrennung zur Ressourcenschonung ermittelt.

Für die Stoffstrombilanz wird die Gutschriftenmethodik angewendet, bei der die mit dem Verbrennungsprozess verbundenen Emissionen als Lastschriften und die Emissionen, die durch die Energieerzeugung in der MVA an anderer Stelle vermieden werden können, als Gutschriften verrechnet werden. Auch die Verwertung des bei der Abfallverbrennung anfallenden Metallschrotts wird berücksichtigt. Ist die Summe der Gutschriften höher als die Summe der Lastschriften, führt die Abfallverbrennung im Endergebnis zu Entlastungen gegenüber dem herkömmlichen Energieerzeugungsmix. Im umgekehrten Fall ergeben sich durch die Müllverbrennung Mehrbelastungen.

In Abbildung 7.1 sind Endergebnisse der Bilanzierungen dargestellt. Der jeweils linke Balken (Grundvariante) zeigt, den derzeitigen Stand der Abfallverbrennung, der sich aus den Modellannahmen ergibt. Die beiden rechten Balken zeigen auf, in welcher Bandbreite sich die Ergebnisse bewegen, wenn die Modellannahmen variiert werden. Der zweite Balken von links zeigt Optimierungspotenziale durch eine Erhöhung der Energieauskopplung. Um aufzuzeigen, wie hoch jeweils der Beitrag der Abfallverbrennung zu den Gesamtemissionen in Deutschland ist, werden die Ergebnisse als prozentuale Anteile der Gesamtemissionen dargestellt.

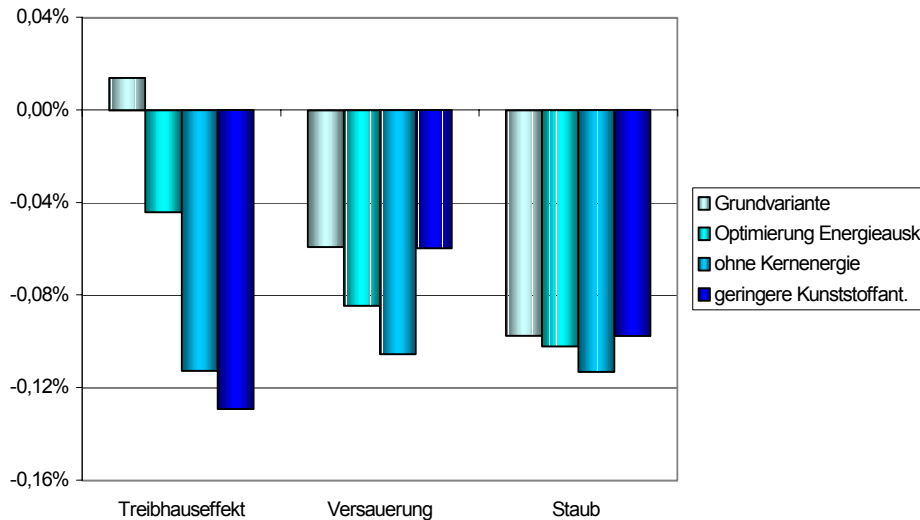


Abbildung 7.1 Zusammenfassung der Ergebnisse für die Bereiche „Treibhauseffekt“ und „Versauerung von Ökosystemen“ sowie für den Parameter „Staub“ in Prozent der Gesamtemissionen von Deutschland (negatives Vorzeichen bedeutet Umweltentlastung)

Der Anteil an nachwachsendem Kohlenstoff im Abfall beträgt ca. 62 % des Gesamtkohlenstoffgehaltes. Die Ergebnisse beim Treibhauseffekt werden maßgeblich durch diesen Anteil bestimmt, da die CO₂-Emissionen aus nachwachsenden Rohstoffen bei der Bilanzierung des Treibhauseffektes nicht als Lastschriften angerechnet werden. Nur der CO₂-Anteil aus der Verbrennung fossiler Stoffe, insbesondere von Kunststoffen, geht als Lastschrift in die Bilanz ein. Dem stehen Gutschriften durch die Abgabe von Energie (Strom, Fernwärme, Prozessdampf) gegenüber, die in derselben Größenordnung wie die Lastschriften liegen, so dass sich gegenüber dem herkömmlichen Mix zur Energiebereitstellung durch die Abfallverbrennung keine Mehrbelastungen ergeben.

Bei einer Optimierung der Energieabgabe, beispielsweise durch die Erzeugung eines höherwertigen Dampfes, der besser genutzt werden kann, zeichnen sich beim Treibhauseffekt deutliche Vorteile der Abfallverbrennung gegenüber dem Anlagenmix zur Energiebereitstellung ab. Noch größere Vorteile bei der Abfallverbrennung sind erkennbar, wenn aus dem Mix zur Strombereitstellung der Anteil an Kernenergie herausgerechnet wird. In derselben Größenordnung liegen die Ergebnisse, wenn der Anteil nachwachsender Brennstoffe im Abfall deutlich erhöht wird. Dagegen bringt der Bau weiterer Verbrennungsanlagen keine zusätzlichen Vorteile im Vergleich Energiegewinnung auf Gasbasis.

Im Bereich der Versauerung von Ökosystemen sowie bei Staub weist die Abfallverbrennung schon jetzt gegenüber dem Kraftwerksmix deutliche Vorteile auf, die sich durch Optimierungsmaßnahmen bei der Energieabgabe weiter ausbauen lassen. Die Ergebnisse bei der Ressourcenschonung liegen im Bereich von -0,5 % der Gesamtemissionen in Deutschland. Durch eine Optimierung der Energieabgabe ließe sich auch hier der Wert nochmals deutlich verbessern.

8 Literatur

- AGFW 1998 Arbeitsgemeinschaft Fernwärme: AGFW-Hauptbericht zur Fernwärmerversorgung 1997, Frankfurt a. M. 1998
- AWG Wuppertal 2000 Umwelterklärung 2000 für das Müllheizkraftwerk mbh Wuppertal. Abfallwirtschaftsgesellschaft Wuppertal, Wuppertal 2000
- Beckmann 1993 Beckmann, R.; Rohleder, T.; Guderian, J.: Bewertung der Hydrierung, Pyrolyse und Verbrennung von Kunststoffen. In: Sutter, H.;; Erfassen und Verwerten von Kunststoffen. Berlin 1993
- Berlin 2001 Amtsblatt für Berlin. 51. Jahrgang, Nr. 20, Berlin, 20.4.2001
- BifA 1998 Würdinger, E. et al: Studie über die energetische Nutzung der Biomasseanteile in Abfällen. BifA GmbH (Bayerisches Institut für Abfallforschung), BifA-Texte Nr. 5, Augsburg, April 1998
- Bogon 1998 Bogon, H.: Hausmüllsortieranalysen als Datenbasis für abfallwirtschaftliche Planungen am Beispiel des Landkreises Ludwigshafen, Abfallwirtschaftsjournal 9, 1998, S. 15-21
- BUWAL 1998 Öko-Inventare für Verpackungen. Schriftenreihe Umwelt, Nr. 250/I, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 1998, Bern, Schweiz
- CML 1992a Centrum voor Milieukunde: Environmental Life Cycle Assessment of Products. Vol. 1: Guide. Final Editor: Heijungs, R.; Leiden 1992
- CML 1992b Centrum voor Milieukunde: Environmental Life Cycle Assessment of Products. Vol. 2: Backgrounds. Final Editor: Heijungs, R.; Leiden 1992
- Consultic 2000 Produktions- und Verbrauchsdaten für Kunststoffe in Deutschland unter Einbeziehung der Verwertung 1999. Consultic Marketing und Industrieberatung GmbH, September 2000
- Dehoust et al. 1998 Dehoust, G. et al.: Systemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung für die Stadt Münster. Öko-Institut, Darmstadt, August 1998
- Dehoust et al. 1999 Dehoust, G. et al.: Vergleich der rohstofflichen und energetischen Verwertung von Verpackungstoffen. Öko-Institut, Darmstadt; Deutsche Projekt Union, Essen; November 1999
- Eduljee 1996 Eduljee, G.H., Dyke, P.: An Updated Inventory of Potential PCDD and PCDF Emissions Sources in the UK. The Science of the Total Environment, 177 (1996), S. 303-321
- ETH 1998 Frischknecht, R. et. al.: Ökobilanz-Allokationsmethoden. ETH Zürich 1998
- Fleischer 1994 Fleischer, G.: Methodik des Vergleichs von Verwertungs/Entsorgungswegen im Rahmen der Ökobilanz. Abfallwirtschaftsjournal, 6 (1994), 10, S. 697–701

- Gebhardt 2000 Gebhardt, P.: Stand der Technik bei der Rauchgasreinigung von Müllverbrennungsanlagen. KGV-Rundbrief 1/2000, Öko-Institut, Darmstadt
- GEMIS 1996 Fritsche, U.; Matthes, F.; Rausch, L.; Witt, J.; Stahl, H.; Jenseit, W.; Hochfeld, C.: GEMIS 4.01 - Gesamt-Emissions-Modell integrierter Systeme. Umwelt- und Kostenanalyse von Energie-, Transport- und Stoffsystemen. Darmstadt 1996
- GEMIS 2001 Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS), Version 4.11. Öko-Institut, Darmstadt 2001
- Glöckl 1998 Glöckl, S.: Abschätzung der Zusammensetzung von Hausmüll in Bayern, Müll und Abfall, 1998, 10, S. 650-655
- IFEU 1999 Giegrich, J.; Fehrenbach, H.; Orlik, W.; Schwarz, M.: Ökologische Bilanzen in der Abfallwirtschaft. UBA Texte 10/1999; Berlin 1999
- IfU 1997 Ingenieurbüro für Umweltschutz: Datenrecherche zum Emissionsverhalten verschiedener Restabfallbehandlungsoptionen für den Landkreis Neuwied. Bad Kreuznach, Juni 1997
- Indra 1997 Indra, S.: Abfallanalyse für den Landkreis Mainz-Bingen. Bornath, Dernbach, Indra, die Umweltingenieure, Bingen, Juli, 1997
- IPCC 1996 Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): Climate Change 1995 - The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. J. T. Houghton et al. (eds.), Cambridge 1996
- ITAD 2002 Fragebogenerhebung der ITAD aus dem Jahre 2001. Unveröffentlicht, Würzburg, Januar 2002
- Jockel/Hartje 1997 Jockel, W., Hartje, J.: Die Entwicklung der Schwermetallemissionen in der Bundesrepublik Deutschland von 1985 bis 1995. TÜV Rheinland, Sicherheit und Umweltschutz GmbH, Institut für Umweltschutz und Energietechnik, Köln
- Johnke 2002 Johnke, B.: Klimarelevanter CO₂-Bonus aus biogenem Anteil im Abfall. Umweltbundesamt Berlin, Januar 2002, unveröffentlicht
- LAI 1993 Erarbeitung von Anforderungen zur Emissionsbegrenzung von Dioxinen und Furanen. Bericht der Arbeitsgruppe des Unterausschusses Luft/Technik des Länderausschusses für Immissionsschutz, April, 1993, o. O.
- LfU 2002 <http://www.bayern.de/lfu/abfall/einwirk/index.htm>, Stand Januar 2002
- Märkischer Kreis 2002 <http://www.amk-mhkw.de>
- Mhkw Offenbach 2002 <http://www.uvf.de/mhkw-dat.html>
- Nuphaus 1996 Nuphaus, L.: Alternatives Restabfallbehandlungskonzept für Stadt Mainz, Landkreis Mainz, Bingen, Landkreis Alzey-Worms; Ingenieurbüro für Umweltschutz, Ludger Nuphaus, Bad Kreuznach, April 1996

- Odic 1999 Odic, M. A.: Stand der Technik der Aufbereitung und Verwertung von Müllschlacken aus Rostfeuerungen. Waste Reports, No. 09, Dezember 1999
- Öko-Institut 1998 Dehoust et al.: Systemvergleich unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung im Kreis Neuwied, Öko-Institut Darmstadt, Februar 1998
- Öko-Institut 1999 Fritsche, U.; Rausch, L.; Jenseit, W.: Erarbeitung von Basisdaten zum Energieaufwand und der Umweltbelastung von energieintensiven Produkten und Dienstleistungen für Ökobilanzen und Öko-Audits. In Zusammenarbeit mit dem Institut für Industrielle Bauproduktion (ifib) und HAB, Weimar; Darmstadt 1999
- Öko-Institut 2002a Abschätzung des Gehaltes an nachwachsendem Kohlenstoff in einzelnen Abfallfraktionen bezogen auf den Glühverlust, Öko-Institut, Darmstadt, März 2002
- Öko-Institut 2002b Telefonische Recherche des Eigenstromverbrauchs bundesdeutscher MVA. Öko-Institut, Januar 2002
- Öko-Institut/ifeu 2001 Dehoust et al.: Systemvergleich der Abfallentsorgung für den Landkreis Delitzsch unter besonderer Berücksichtigung von ökologischer Vertretbarkeit und Auswirkungen auf die Schutzgüter nach UVPG. Im Auftrag des Landkreises Delitzsch, ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Öko-Institut Darmstadt, Juli 2001
- Patel 1999 Patel, M. et al.: C-Ströme, Material- und Energieströme des nicht-energetischen Verbrauchs über den Lebenszyklus und CO₂-Minderung durch Produkte der Chemischen Industrie, Fraunhofer Institut Systemtechnik und Innovationsforschung, Karlsruhe/Freising, Juli 1998
- Regler 1990 Schoppmeier, Hagen: Gezielte Aufbereitung fester Verbrennungsrückstände aus der Sicht eines privaten, überregionalen Schlackeaufbereiters und- verwerter. In: Reimann, D. O.: Beihefte zu Müll und Abfall, Nr. 31, 1990
- Reimann 1990 Reimann, D. O.: Menge, Beschaffenheit und Verwertungsmöglichkeiten von MVA-Schlacke. In: Reimann: Beihefte zu Müll und Abfall, Nr. 31, 1990
- Rentz 1996 Rentz, O. et al.: Ermittlung der Schwermetallemissionen aus stationären Anlagen in Baden- Württemberg und im Elsaß, hier: Feuerungsanlagen; Forschungszentrum Karlsruhe, Karlsruhe, Juli 1996
- Saykowski 1994 Saykowski, F.; Martin, R.: A Comparison of Alternative Forms of Plastics Recycling from the Point of View of Energy – Hydrogenation and Incineration in a Waste Incineration Plant with Heat Recovery. Kunststoffe/German Plastics 9, (1994)
- Schirmer 2002a Schreiben von Dr. U. Schirmer, MVA Essen-Karnap, vom 6.2.2002
- Schirmer 2002b Telefonische Auskunft von Herr Schirmer, VGB Power Tech, Essen, März 2002

- Schirmer 2002c Nachricht von Herr Schirmer, VGB Power Tech, Essen, Februar 2002
- Schoppmeier 1990 Regler, Olching: Eigenschlackeaufbereitung und –verwertung der GfA im MKW Geiselbullach. In: Reimann: Beihefte zu Müll und Abfall, Nr. 31, 1990
- Sofres 1999 Determination of the Recycling Potentials for Plastic waste in Europe. Confidential Final Report; , Sofres S. A., Montrouge Cedex, France, January 1999
- UBA 1995 Umweltbundesamt: Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen - Wirkungsbilanz und Bewertung. Umweltbundesamt Texte 23/95, 1995
- UBA ÖST 1995 Winiwarter, W.; Schneider, M.: Abschätzung der Schwermetall-emissionen in Österreich. Bundesministerium für Umwelt, Wien, Januar 1995
- Vorndran 1999 Vorndran, I.: Erste Ergebnisse der Restmüllsortierungen des LfU. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Tätigkeitsbericht 1999/12, Augsburg 1999
- Weisweiler 2002 <http://www.weisweiler.de/script/intern/frportrait.html>
- Wollny 2002 Wollny et al.: Stoffstromanalyse DSD, Abfallmanagement Leichtverpackungen, Öko-Institut, Darmstadt, März 2002
- Zwahr 2001 Zwahr, H.; Schröder, W.: Planung, Bau und Betrieb der Müllverwertungsanlage Rugenberger Damm in Hamburg. Müll und Abfall, 2001, 3, S. 128 ff