

BE-097

BERICHTE



**RESTMÜLLVERBRENNUNG IN
ANLAGEN ZUR
ZEMENTERZEUGEUGUNG**

Restmüllverbrennung in Anlagen zur Zementerzeugung

BE-097

Wien, 1997

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie



Autoren:

Lahl U.
Zeschmar - Lahl B.

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien
Eigenvervielfältigung

© Umweltbundesamt, Wien, 1998

Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-340-5

Zusammenfassung und Empfehlungen des Umweltbundesamtes

1 ALLGEMEINES

In der vorliegenden Studie zur Mitverbrennung von Restmüll bzw. Restmüllfraktionen in Zementwerken wurde in der vergleichenden Bewertung auf die aktuellen Betriebswerte von Müllverbrennungsanlagen und Zementwerken in Österreich zurückgegriffen. Der technische Ausrüstungsstandard der Abluftreinigung dieser beiden Anlagentypen ist sehr unterschiedlich, wie die folgende Schemazeichnung zeigt.

Müllverbrennungsanlagen in Österreich weisen einen hohen Standard bei der Rauchgasreinigung auf. Sie sind im Regelfall mit zweistufiger nasser Rauchgasreinigung, mehrfacher Entstaubung und Katalysatoren zur Stickoxidminderung ausgerüstet. Bei Zementanlagen in Österreich sind zur Emissionsminderung derzeit nur Entstaubungsanlagen in Betrieb, wobei für einzelne Schadstoffe der Zyklonvorwärmer auch eine Reinigungswirkung für Abluftstrom aufweisen kann.

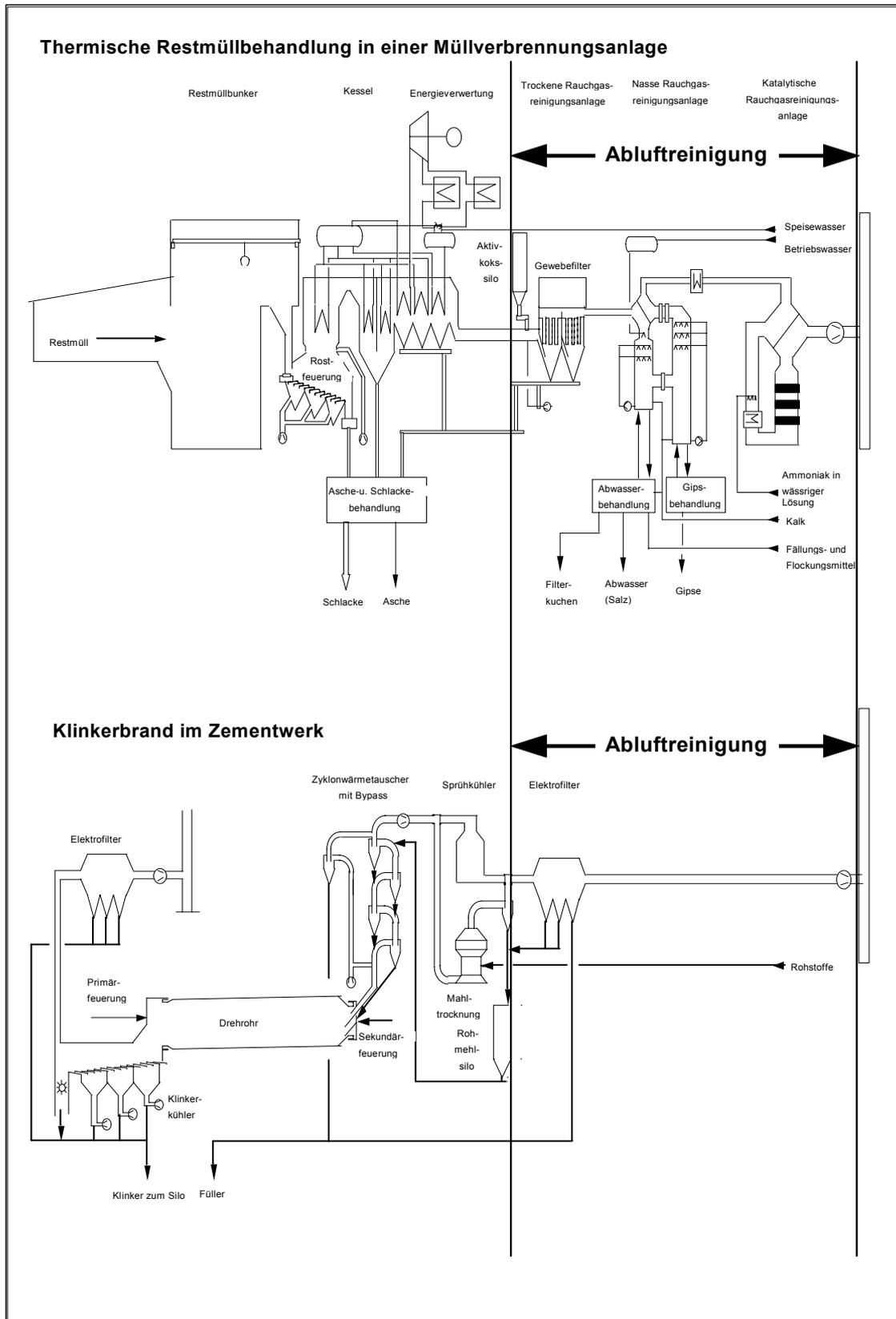
Die vorliegende Studie zeigt, daß die Mitverbrennung von Restmüll im Zementwerk verglichen mit der konventionellen Müllverbrennung in der Regel höhere Emissionen verursachen würde. Dieses Ergebnis gilt sowohl aus lokaler Sicht (an den jeweiligen Standorten) als auch aus überregionaler Sicht, wenn die jeweiligen Ressourcensparungen (z.B. konventionelle Brennstoffe) mit einbezogen werden.

In einem weiteren Bericht des Umweltbundesamtes (UBA-IB-556) wird gezeigt, daß für die Zementwirtschaft technisch verfügbare und finanzierbare Gestaltungsspielräume zur Verbesserung der Abluftreinigung bestehen.

2 ZIEL DER STUDIE

Ziel der Untersuchung war, die Frage zu klären, ob eine stärkere Orientierung der österreichischen Abfallpolitik auf die Mitverbrennung in existierenden Zementwerken ökologisch vorteilhaft oder nachteilig ist.

Abbildung 1: Abluftreinigung von thermischer Restmüllbehandlung und Klinkerbrand (Zementwerk) im Vergleich (schematisch)



3 UNTERSUCHUNGSMETHODE UND DETAILERGEBNIS

Die für die Berechnung zugrunde gelegten Primärdaten entstammen einer umfangreichen Untersuchung der österreichischen Zementwerke (Betriebswerte). Für die Müllverbrennung wurde auf Betriebswerte einer österreichischen Müllverbrennungsanlage zurückgegriffen. Weiter wurden die spezifischen Emissionsdaten für Fernwärmeerzeugung durch Wärmeauskopplung aus Großkraftwerken und die Stromproduktion in Österreich einbezogen, um die überregionalen Entlastungseffekte, die mit einer Bereitstellung von Stoffen und Energie einhergehen, einzurechnen.

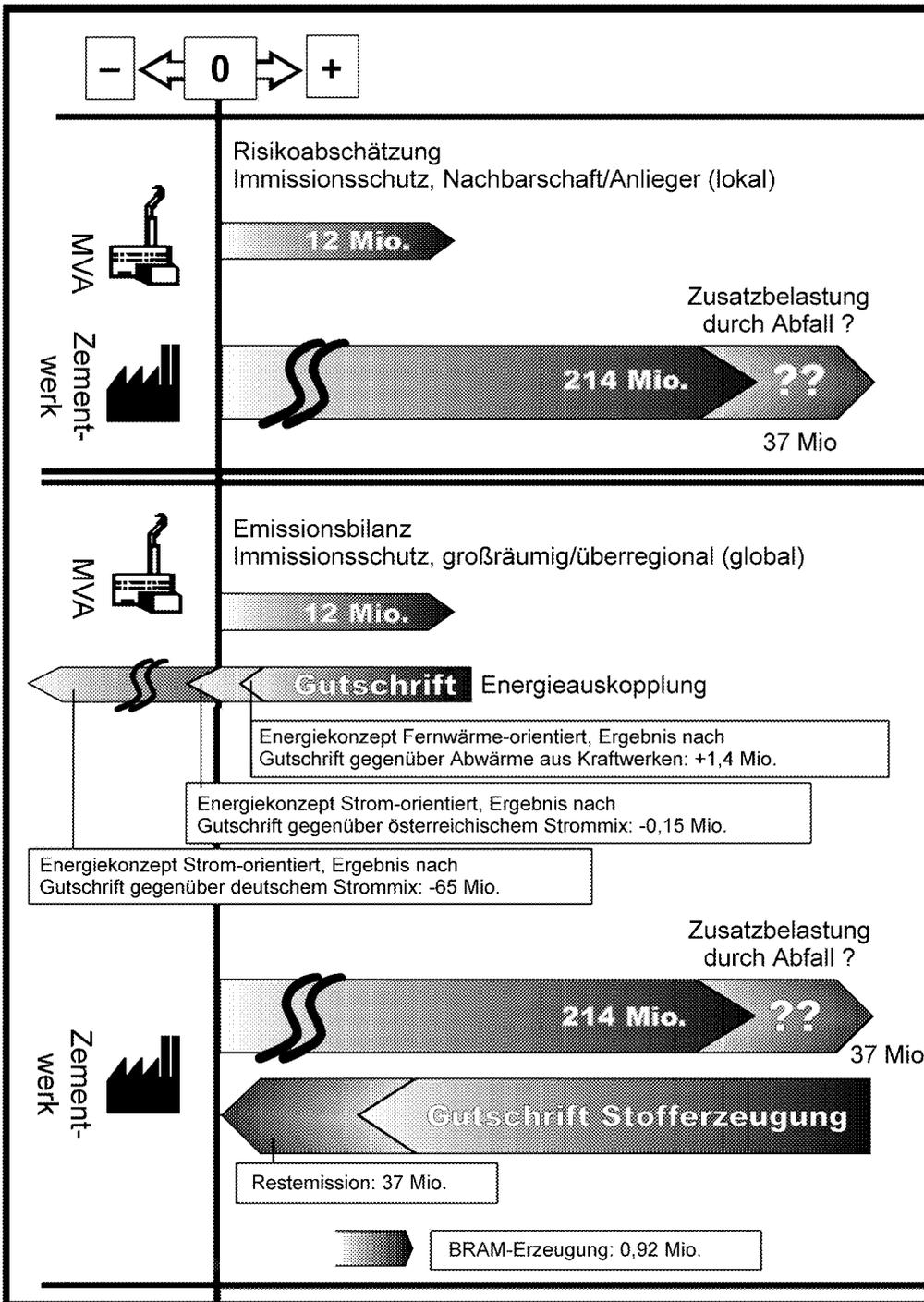
Die Wirkungsanalyse erfolgte mit der vom Schweizer Bundesumweltamt (BUWAL) entwickelten Methode der Errechnung sog. kritischer Abluftvolumina. Mit dieser Methode wird eine über die Schädlichkeit der einzelnen emittierten Stoffe normierte Rechengröße (in Mio. m³ Luft je Mg verbrannten Abfalls) erhalten, die einen Gesamtwert für die negativen Auswirkungen auf das Schutzgut Atemluft/Mensch ergibt. Diese Methode wird in Deutschland seit Jahren für die ökobilanzielle Bewertung unterschiedlicher Techniken erfolgreich eingesetzt, u.a. weil die hierdurch erhaltenen Ergebnisse eine vergleichsweise hohe Transparenz aufweisen.

3.1 Restmüllmitverbrennung

Die folgende Abbildung zeigt die Berechnungsergebnisse, legt man die durchschnittlichen Betriebswerte für die Zementerzeugung und die Müllverbrennung zugrunde.

Abbildung 2: Vergleich der Umweltauswirkungen (Kritisches Luftvolumen in m³/Mg Restmüll) für die konventionelle Müllverbrennung (Abluftreinigung: Stand der Technik) und der Restmüllmitverbrennung im Zementwerk (Abluftreinigung: nur Entstaubung)

Basiswerte für die Berechnung: mittlere Betriebswerte der österreichischen Anlagen



Erläuterungen zur nebenstehenden Abbildung:

Die Verbrennung von einer Tonne (= 1 Mg) Restmüll in einer MVA führt zu einem kritischen Luftvolumen von rund 12 Mio. m³. Für die Restmüllmitverbrennung im Zementwerk liegen, unterstellt, daß keine erhöhten Emissionen auftreten, die Werte für Österreich im Mittel bei 214 Mio m³/Mg. Diese Gegenüberstellung zeigt, daß der Standard der Emissionsminderungen der österreichischen Müllverbrennungsanlagen **deutlich** höher ist als der eines Zementwerkes. Der Immissionsschutz für die Nachbarschaft/Anlieger (Risikobegrenzung) ist im Falle der MVA daher höher, verglichen mit der Restmüllmitverbrennung im Zementwerk.

Werden erhöhte Emissionen durch den Einsatz von Restmüll bei der Stofferzeugung unterstellt (hier 37 Mio. m³/Mg, wobei diese Abschätzung mit Unsicherheiten behaftet ist), ergeben sich für das Mitverbrennen im Zementwerk proportionale Steigerungen des Ergebnisses, wodurch eine weitere Verschlechterung der lokalen Immissionssituation verursacht werden würde.

Für die überregionale Betrachtung ergibt sich folgendes Bild:

- Die Verbrennung von einem Mg Restmüll in einer österreichischen MVA würde rechnerisch zu einem korrigierten kritischen Luftvolumen von 1,4 Mio. m³/Mg führen, wenn ausschließlich Abwärme aus einem anderen Kraftwerk substituiert wird. Für reine Verstromung mit konventionellen Dampfparametern ergibt sich für die Gutschrift (negativer Wert) ein etwas höherer Wert als für die Lastschrift für die Emissionen aus der Abfallverbrennung (- 0,15 Mio. m³/Mg)¹. Zusätzliche Maßnahmen zur Erzielung höherer Wirkungsgrade oder eine standortspezifische Substitution von Energie, die mit höheren Emissionen als in der Studie angenommen erzeugt wird, würden das Ergebnis noch weiter verbessern.
- Die Verbrennung von einem Mg Restmüll in einem Zementwerk führt dementsgegen im ungünstigen Fall zu einem rechnerischen kritischen Luftvolumen von 37 Mio. m³/Mg, wobei erhöhte Emissionen durch Restmüllmitverbrennung unterstellt sind. Diese Belastung wäre (obwohl die Stoffbereitstellung in maximalem Umfang gutgeschrieben ist) um über eine Größenordnung höher als die Müllverbrennung in einer MVA.
- Die Verbrennung von einem Mg Restmüll in einem Zementwerk führt zu einem rechnerischen kritischen Luftvolumen von Null m³/Mg, wenn durch die Restmüllmitverbrennung keine zusätzliche Emission entsteht (Stoffbereitstellung zu 100 % gutgeschrieben). Aber auch in diesem Fall verbleibt in der Regel eine schlechtere Emissionsbilanz für den Zementherzeugungsprozeß, da die Energieverbräuche für die Aufbereitung von Restmüll, um als Brennstoff im Zementwerk eingesetzt zu werden (BRAM, hochkalorische Fraktion aus der MBA), einzubeziehen sind.

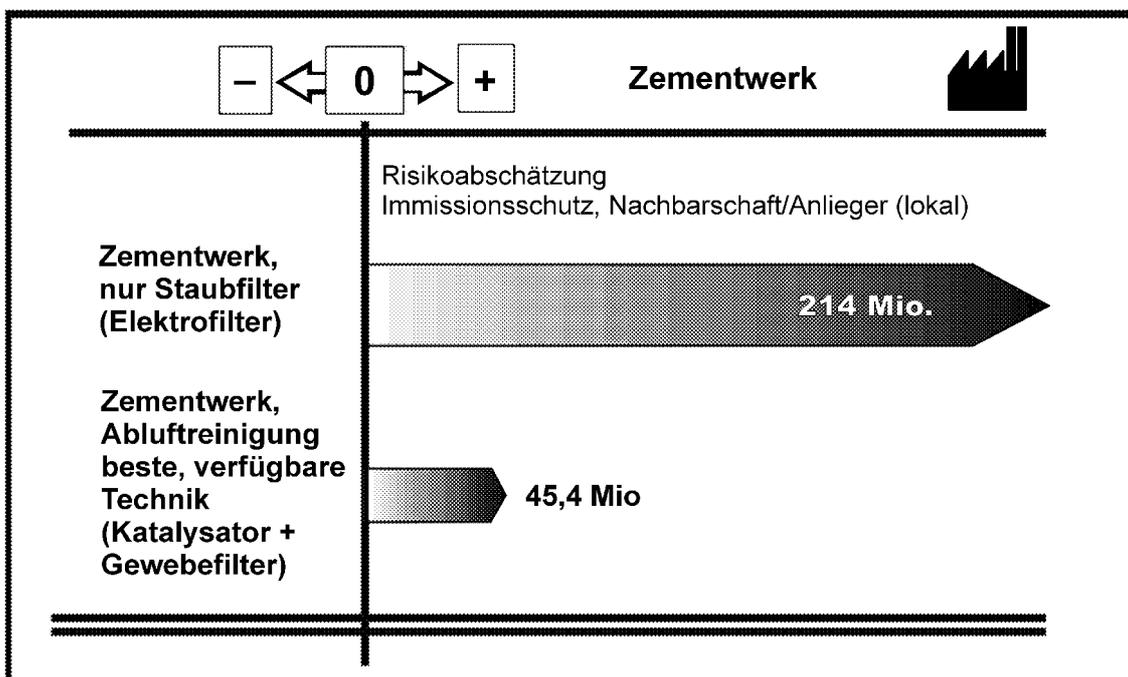
¹ Anmerkung: Negative Ergebnisse bedeuten in der Logik des verwendeten Rechenmodells, daß die Erzeugung der genannten Strommenge im konventionellen Energiemix höhere Umweltbelastungen nach sich zieht als in der Müllverbrennung. Die Müllverbrennung entlastet somit das Schutzgut Atemluft/Mensch (daher negativer Wert).

Die obigen Zahlen stellen klare Tendaussagen dar, um die relevanten Strukturgrößen eines Emissionsvergleichs MVA versus Zementwerk zu erkennen. Die Ergebnisse dürfen aber auch, was die Exaktheit des jeweiligen Zahlenwertes anbelangt, nicht unkritisch gesehen werden. So hängen die Berechnungen von einer Reihe von Randbedingungen und Annahmen ab, die **in konkreten Einzelfällen** zu anderen Zahlenwerten führen werden. Da die Gesamtergebnisse aber mit sehr deutlichen Unterschieden ausfallen, ändert diese differenzierende Hinweis nicht an den obigen klaren grundsätzlichen Ergebnissen.

3.2 Abluftreinigung der österreichischen Zementwerke

Die folgende Abbildung zeigt, wie weit die Umweltauswirkungen durch Filtertechniken, die für Zementwerke heute als prinzipiell verfügbar anzusehen sind, verringert werden könnten.

Abbildung 3: Vergleich der Umweltauswirkungen (kritisches Luftvolumen in m^3/Mg Restmüll) bei unterschiedlichem Abluftreinigungsstandard österreichischer Zementwerke



Die Anpassung der Abgasreinigung bei Zementwerken an den Stand der Technik ist technisch durchführbar. Nach Ansicht des UBA sind bei derartig nachgerüsteten Zementwerken folgende Emissionswerte als mittlere Betriebswerte erzielbar (10 % O_2):

HCl	SO_2	Staub	NO_x
0,5 mg/ Nm^3	50 mg/ Nm^3	5 mg/ Nm^3	100 mg/ Nm^3

Ein derart nachgerüstetes Zementwerk wäre in der Lage die Emissionsgrenzwerte einer Müllverbrennungsanlage zu erfüllen. Im Vergleich wird aber der jeweilige Einzelfall vertieft zu betrachten sein. Bei dieser Betrachtung ist dann auch die Veränderung der Produktqualität durch den Abfalleinsatz genauer einzubeziehen (s.u.).

3.3 Kosten

Für diesen Standard der verbesserten Abluftreinigung bei Zementwerken sind zusätzliche Kosten aufzubringen.

- Entstickung: 30 ATS/Mg Klinker
- Entschwefelung: 25 ATS/Mg Klinker
- Entstaubung: 3 ATS/Mg Klinker

Die Entschwefelung ist nur bei bestimmten Rohstoffen notwendig. Bei der Entstaubung wurde die Differenz zwischen Elektro- und Gewebefilter, der nachzurüsten wäre, berechnet.

Die finanziellen Zusatzaufwendungen könnten im Falle der Restmüllmitverbrennung aus den Einnahmen und Einsparpotentialen (vgl. folgende Tabelle) beglichen werden.

Einsparpotential durch Abfallbrennstoffe; Annahmen:

- Energiekosten: 40 ATS/GJ
- Energiebedarf: 3 MJ/kg Klinker
- Heizwert Restmüll: 10 MJ/kg
- Erlös aus Restmüll: 1 ATS/kg
- Produktionskosten Zement: 600-800 ATS/Mg

Anteil Substitution des Energiebedarfes	Erlös aus Restmüllannahme	substituierte Energie	Einsparpotential
20 %	ohne Erlös	600 MJ/Mg Klinker	24 ATS/Mg Klinker
20 %	mit Erlös	600 MJ/Mg Klinker	84 ATS/Mg Klinker
40 %	ohne Erlös	1.200 MJ/Mg Klinker	48 ATS/Mg Klinker
40 %	mit Erlös	1.200 MJ/Mg Klinker	168 ATS/Mg Klinker

Es wird deutlich, daß die verbesserte Abluftreinigung aus den zusätzlichen Einnahmen der Restmüllmitverbrennung finanzierbar wären. Sie würden genaugenommen nur anteilig

aufgezehrt, so daß ein wirtschaftlicher Vorteil für das Zementwerk bzw. die Zementwirtschaft durch den Einsatz von Restmüll verbleiben würde.

3.4 Produktqualität

Die entscheidende Randbedingung für die Integration des Zementerzeugungsprozesses in die allgemeine Abfallwirtschaft ist die Produktqualität. Das Produkt Zement sollte durch Restmüllmitverbrennung in seinem hohen Standard nicht gefährdet sein. Die skizzierten finanziellen Vorteile wären vergleichsweise gering, müßte man volkswirtschaftliche Risiken durch eine Produktverschlechterung aufgrund von Restmülleinspeisungen in den Erzeugungsprozeß befürchten.

Als Risiko ist einerseits der über den Restmüll eintretende erhöhte Chlorideintrag zu sehen. Um die Produktqualität nicht zu gefährden, wird daher über den Bypass ein mit Chlorid angereicherter Staub abgezogen. Dies bedeutet, daß sich die Energieemissionsbilanz des Zementprozesses verschlechtert und ggf. ein zu entsorgender Rückstand anfällt.

Oberhalb einer definierten Grenze kommt es im Zementwerk zu betrieblichen Problemen, und das Produkt führt zu erhöhten Korrosionen beispielsweise an Stahlbewehrungen, was wiederum die Lebensdauer von Gebäuden bzw. Bauwerken merklich reduzieren würde.

Die Risikogrenze kann, je nach eingesetztem Abfall, durch Restmüllmitverbrennung grundsätzlich erreicht werden. Daher sind klare Vorgaben an den Abfallinput sowie entsprechende Qualitätskontrollen erforderlich. Für den Bereich der Haus- und Gewerbeabfälle ist entscheidend, wie sich die Chloreinträge aus Altprodukten (insbesondere PVC) im Restmüll entwickeln werden.

Im Zementerzeugungsprozeß werden die eingebrachten schwerflüchtigen Schwermetalle beinahe vollständig ins Produkt verlagert. Daher wird es auch hier erforderlich sein, Vorgaben zu entwickeln, um eine Erhöhung der Schwermetallbelastung des Produkts zu verhindern.

Bei dem derzeitigen Anlagenstandard gelangen sämtliche Schadstoffe in die Abluft oder in das Produkt. Leichtflüchtige Schadstoffe (z.B. Quecksilber) gelangen in die Abluft, schwerflüchtige Schadstoffe in das Produkt.

4 RECHTLICHE SITUATION

Der Bundesminister für wirtschaftliche Angelegenheiten hat in den letzten Jahren eine Reihe von Verordnungen erlassen, worin die Emissionen einzelner Anlagengruppen (z.B. Glasindustrie, Gipserzeugung, Eisen- und Stahlerzeugung, Zementerzeugung) verbindlich begrenzt wurden. Diese Emissionsgrenzwerte erfordern aber keinesfalls die nach dem Stand der Technik am Markt bereits verfügbaren Techniken. Die betroffenen Wirtschaftszweige werden durch diese Verordnungen zu jenen Investitionen in sekundäre Reinhaltungstechnologien gezwungen, die im betroffenen Produktionszweig schon immer angewandt wurden, aber nicht zu jenen, die in vergleichbaren Anlagen bereits Stand der Technik sind. Bezüglich der meisten Schadstoffe sind die betroffenen Wirtschaftszweige in der Lage, diese Grenzwerte durch bloße Primärmaßnahmen oder durch für diese Zweige konventionelle Techniken zu erreichen.

Damit erweisen sich diese Verordnungen als Festschreibung des status quo und bedeuten eine Schonung dieser Wirtschaftszweige. Der Entwicklung des Standes der Technik bei Emissionsminderungstechnologien wird damit nicht gefolgt.

Hinzu kommt, daß die verordneten Werte Grenzwerte, nicht jedoch Fixwerte darstellen. Dies bedeutet, daß die Gewerbebehörden - etwa im Interesse des Gesundheitsschutzes - im Einzelfall strengere Werte vorschreiben müßten, was zusätzliche Maßnahmen seitens des Anlagenbetreibers erfordern würde. In der Praxis beschränkt sich hingegen die Nachrüstung bestehender Anlagen lediglich auf die Einhaltung der Grenzwerte.

Schließlich regeln diese Verordnungen, wenn überhaupt, nur die Verfeuerung einiger weniger Abfallstoffe. Im Fall der Anlagen zur Zementerzeugung sind dies Altreifen und Gummischnitzel. Die Verfeuerung anderer Abfallarten ist nicht erfaßt, sodaß eine Emissionsbegrenzung im jeweiligen Einzelfall erfolgen muß, woraus sich je nach Anlage unterschiedliche Festlegungen ergeben können.

Zusammenfassend bedeutet dies, daß etwa die für die Zementerzeugung relevante Verordnung, BGBl 63/1993, am Stand der Technik vorbeigeht und überdies nur einen Bruchteil jener Abfälle erfaßt, die schon derzeit in diesen Anlagen verfeuert werden und künftig verfeuert werden sollen.

Dagegen unterliegen jene Anlagen, in denen ausschließlich Abfälle verbrannt werden, als Dampfkesselanlagen den vergleichsweise deutlich strengeren Regelungen des Luftreinhaltegesetzes für Kesselanlagen und der bezughabenden Luftreinhalteverordnung.

Weder aus ökologischer, noch aus wettbewerbsbezogener und auch nicht aus verfassungsrechtlicher Sicht ist einzusehen, weshalb die Verbrennung ein und desselben Abfalls ausschließlich nach Maßgabe der gewählten Technologie unterschiedlichen Emissionsanforderungen unterliegt. Dieses Regelungsgefälle wiegt umso schwerer, als das Wirtschaftsministerium in Umsetzung der Richtlinie über die Verbrennung gefährlicher Abfälle der EU beabsichtigt, die Mitverbrennung gefährlicher Abfälle - definiert als Abfalleinsatz bis zu 40 % der Brennstoffwärmeleistung - durch eine umfassende, die

bestehenden Verordnungen ergänzende Durchführungsverordnung auf der Grundlage der Gewerbeordnung auf bisherigem Niveau (insbesondere für NO_x, CO und Corg) zu regeln. Schließlich sollen die bestehenden Verordnungen unangetastet bleiben.

Aus der Sicht der Betroffenen (z.B. Anrainer einer Anlage) ist es aber völlig unerheblich, ob eine bestimmte Emission und damit letztlich eine Einwirkung auf ihre Gesundheit aus einer Dampfkesselanlage oder aus einer industriellen Eigenfeuerung kommt. Wenn für letztere ein Stand der Technik existiert, der deutlich niedrigere Emissionen gewährleistet, so ist zu prüfen, ob eine Verordnung, die nach ihrer gesetzlichen Grundlage dem Stand der Technik zu entsprechen hat, diesen aber deutlich verfehlt, gesetzwidrig ist. Allenfalls müßte diese Frage in einem Musterverfahren an den Verfassungsgerichtshof herangetragen werden.

Da die EU die Erlassung einer Richtlinie betreffend die Verbrennung nicht gefährlicher Abfälle vorbereitet und auch diese Richtlinie national umzusetzen sein wird, ist anzunehmen, daß der BMwA das skizzierte Regelungssystem auch in diesem wichtigen Bereich fortsetzen wird.

Der BMUJF hat in Umsetzung der Richtlinie über die Verbrennung gefährlicher Abfälle ebenfalls einen Verordnungsentwurf erarbeitet. Dieser umfaßt alle Arten von Anlagen zur Verbrennung gefährlicher Abfälle und sieht demgemäß einheitliche Grenzwertanforderungen vor.

5 EMPFEHLUNG

Aufgrund der Regelungstrias Deponieverordnung - Wasserrechtsgesetznovelle Deponien - Novelle zum Altlastensanierungsgesetz wird sich bereits in den nächsten Jahren ein verstärkter Trend in Richtung Verbrennung von Abfällen einstellen. Daher wird der Mitverbrennung von Abfällen künftig erhebliche Bedeutung zukommen.

Umso wichtiger ist es, für alle Arten von Abfallverbrennungsanlagen - eigentliche Abfallverbrennungsanlagen und Anlagen zur Abfallmitverbrennung - einheitliche, dem Stand der Technik entsprechende Anforderungen, insbesondere Emissionsgrenzwerte zu normieren. Dies kann auf der Basis der derzeitigen Rechtszersplitterung kaum erreicht werden. Die Grenzwerte und sonstigen Anforderungen sollten daher auch in einer einzigen Rechtsquelle zusammengefaßt werden. Zweckmäßigerweise sollte dies eine auf der Grundlage des Abfallwirtschaftsgesetzes des Bundes erlassene Verordnung sein, die für die Verbrennung gefährlicher wie nicht gefährlicher Abfälle in Form der Mitverbrennung oder in eigentlichen Abfallverbrennungsanlagen einheitliche Grenzwerte vorsieht. Diese Grenzwerte sollten auf das gesamte Abluftgeschehen der jeweiligen Anlage anzuwenden sein, was bezüglich der Mitverbrennung von Anlagen bedeutet, daß eine Mischungsregel zu entfallen hat. Zur Verdeutlichung sei festgehalten, daß allein die Mitverbrennungskapazitäten der heimischen Zementindustrie sowie der Papier- und Zellstoffindustrie der Durchsatzleistung von etwa 5 Müllverbrennungsanlagen von der Größe der MVA Spittelau in Wien entsprechen. Gleiche Kapazitäten könnte ein Kraftwerksblock von 1000 MW erreichen.

Sollte dagegen die Mischungsregel zur Anwendung kommen, wie dies bedauerlicherweise sowohl in der EU-Richtlinie über die Verbrennung gefährlicher Abfälle, sowie in dem Arbeitspapier der EU für einen Entwurf einer Richtlinie zur Verbrennung von nicht gefährlichen Abfällen, als auch im bezughabenden Verordnungsentwurf des BMWA vorgesehen ist, wäre diese enorme Kapazität ohne zusätzliche rauchgasseitige Investitionen nutzbar.

Eine einheitliche Regelung für alle Arten von Abfallverbrennungsanlagen ist schon deshalb zweckmäßig, da eine umfassende Regelung schon aufgrund der sich abzeichnenden Richtlinie der EU über die Verbrennung nicht gefährlicher Abfälle erforderlich sein wird.

Derzeit wird in einer Studie des Umweltbundesamt der Stand der Technik bei der Zementerzeugung untersucht. Dabei zeigt sich, daß bei einer Nachrüstung an den Stand der Technik insbesondere katalytische Entstickung und bei Abfalleinsatz auch verstärkte Entstaubungsmaßnahmen notwendig wären und technisch möglich sind.

Bei einer allfälligen Diskussion einer Mitverbrennung von Restabfällen in Zementwerken ist festzustellen, daß Restabfälle, aber auch diverse für die Mitverbrennung im Gespräch befindliche gewerbliche oder industrielle Abfälle häufig eine höhere Schadstoffbelastung als Regelbrennstoffe aufweisen.

Der sogenannten Vorsorgeabstand zwischen Emissionen und Wirkung auf die bekannten Schutzgüter ist für den Fall der konventionellen Müllverbrennung gegenüber der Restmüllmitverbrennung im Zementwerk deutlicher höher (risk assessment).

Daher sollte zunächst die Anpassung der Zementanlagen an den Stand der Technik Vorbedingung sein, bevor die Mitverbrennung mit belasteten Materialien ausgeweitet wird. Die technischen und finanziellen Voraussetzungen dafür sind nach Untersuchungen des Umweltbundesamtes vorhanden.

Für die konventionelle Müllverbrennung birgt die Restmüllmitverbrennung in Industrieanlagen (ohne Nachrüstung) die Gefahr, daß die Bereitschaft, die Kosten (Gebühren) für einen erreichten Umweltschutzstandard zu tragen, gefährdet wird.

Die diffus vorhandenen Schadstoffe werden in der fortschrittlichen Müllverbrennungsanlage gezielt einer letzten Senke zugeführt. Im Fall der Mitverbrennung im Zementwerk werden die Schadstoffe aber in die Produkte verlagert. Neben der Forderung nach zusätzlichen emissionmindernden Maßnahmen bei Anlagen der Zementerzeugung, wie katalytische Entstickung und Entstaubung, sind daher insbesondere auch Qualitätsanforderungen an die eingesetzten Abfälle und an das Produkt Zement zu stellen. Aus der Sicht des Umweltschutzes darf der Restmülleinsatz zu keiner Verschlechterung der Produktqualität führen.

Gliederung und Inhaltsverzeichnis

1 Veranlassung	17
2 Status quo der Mitverbrennung in deutschen Zementwerken	17
2.1 Zementindustrie in Deutschland	17
2.2 Potentiale für den Einsatz von Abfällen im Zementerzeugungsprozeß	18
2.3 Einsatz von Abfällen in der Zementindustrie (Deutschland)	22
2.4 Ausblick	23
3 Defizitanalyse Abfallmitverbrennung in der Zementindustrie	26
3.1 Zementerzeugung ohne Abfallmitverbrennung	26
3.1.1 Staubemissionen	26
3.1.2 Schwermetalle	27
3.1.3 Säurebildner	28
3.1.3.1 NO _x -Emissionen	28
3.1.3.2 SO ₂ -Emissionen	28
3.1.3.3 HCl	29
3.1.4 PIC / CO	29
3.2 Sekundärbrennstoffe aus Restmüll	30
3.2.1 Brennstoffe aus Müll (BRAM)	30
3.2.2 Siebfraktionen aus der MBA	31
3.2.3 Trends	33
3.3 Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen aus Abfällen	34
3.3.1 Emissionen	35
3.3.1.1 Schwermetalle	36
3.3.1.2 Chlor	38
3.3.1.3 Organische Stoffe / PIC (Products of Incomplete Combustion)	39

3.3.2 Produktqualität	40
3.3.2.1 Gesundheitsrisiken	41
3.3.2.2 Materialschäden	43
3.4 Ergebnis der Defizitanalyse	44
4 Umweltauswirkungen für Österreich	45
4.1 Methodisches Vorgehen	45
4.2 Methodenwahl	46
4.3 Untersuchungsverfahren für den Emissionsvergleich	48
4.4 Untersuchungsergebnisse	54
4.4.1 MVA Spittelau	55
4.4.2 Zementwerke	61
4.4.3 Diskussion der Ergebnisse	64
4.5 Gesamtbewertung	67
4.5.1 Risikoabschätzung (Lokale Betrachtung)	67
4.5.2 Emissionsbilanz (Überregionale Betrachtung)	67
4.5.3 Sensitivitätsbetrachtung	68
4.5.4 Fazit	68
5 Zusammenfassung	68
6 Literatur	69

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: <i>Prinzipielle Möglichkeiten des Einsatzes von Sekundärbrennstoffen im Zementwerk</i> (Grafik: BZL) _____	21
Abbildung 2: <i>Zukünftige Entwicklung des PVC-bürtigen Chloreintrags in den Abfall</i> _____	34
Abbildung 3: <i>Gehalte wasserlöslichen Chromats in in Deutschland erhältlichen Portlandzementen</i> (n gesamt 119, 56 verschiedene Werke) (Grafik: BZL, Daten nach (35)) _____	42
Abbildung 4: <i>Teilschritte bei der Analyse und Bewertung der Umweltauswirkungen verschiedener</i> <i>Optionen der Restmüllbehandlung (nach (18), erweitert)</i> _____	47
Abbildung 5: <i>Gesamtbewertung der Restmüllmitverbrennung (Grafik: BZL)</i> _____	65

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: <i>Daten zur Struktur der Zementwirtschaft in Deutschland (Stand 1.1.1996)</i> _____	18
Tabelle 2: <i>Brennstoffenergieverbrauch BRD nach Energieträgern 1994</i> _____	19
Tabelle 3: <i>Potential für den Einsatz von Abfällen in der Sekundärfeuerung deutscher Zementwerke</i> _____	21
Tabelle 4: <i>Brennstoffersatz aus Abfällen in der deutschen Zementindustrie</i> _____	22
Tabelle 5: <i>Stand des Einsatzes von Siedlungsabfällen bzw. BRAM in deutschen Zementwerken</i> (Mai 1997) (Recherche: BZL) _____	23
Tabelle 6: <i>Grad der Verlagerung von Schwermetallen in den Klinker aus Zyklonvorwärmeröfen und</i> <i>Emissionsraten</i> _____	27
Tabelle 7: <i>Schadstoffbelastung von Hausmüll vor 1990 und Österreich aktuell, umgerechnet auf einen</i> <i>Heizwert $H_u = 9.000 \text{ kJ/kg}$</i> _____	30
Tabelle 8: <i>Schwermetallbelastung von BRAM (Brennstoffen aus Müll)</i> _____	31
Tabelle 9: <i>Schwermetallgehalte in heizwertreichen Siebfractionen</i> _____	32
Tabelle 10: <i>Vergleich der Konzentrationsbereiche von Brenn- und Rohstoffen für den Klinkerbrennprozeß</i> <i>in einem Zementwerk; BRAM = Praxiswert nach (26), vgl. auch Tabelle 8</i> _____	35
Tabelle 11: <i>Abschätzung über erhöhte Schwermetallemissionen bei der Mitverbrennung von Restabfällen</i> _____	38

<i>Tabelle 12: Im Abgas (Rohgas) einer Sonderabfallverbrennungsanlage nachgewiesene Verbindungen (Auswahl)</i>	40
<i>Tabelle 13: Grenz- und Richtwerte zur Ermittlung des kritischen Emissionsvolumens für luftseitige Schadstoffe nach US-EPA, RFC und DFG (46)</i>	51
<i>Tabelle 14: Emittierte Luftschadstoffe bei Umwandlung und Abgabe von 1 kWh (netto) aus der öffentlichen Stromversorgung für Deutschland (Bezugsgröße: Energie-Mix)</i>	52
<i>Tabelle 15: Ableitung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren für österreichische Heizkraftwerke (in mg/MJ)(nach 51)</i>	53
<i>Tabelle 16: Emittierte Luftschadstoffe bei Umwandlung und Abgabe von 1 kWh Energie aus der öffentlichen Stromversorgung für Österreich</i>	54
<i>Tabelle 17: Heizwertbezogene spezifische Emissionsfrachten (Betriebswerte) der Müllverbrennung (u.a. nach (56); für MVA Spittelau: Berechnung von BZL)</i>	55
<i>Tabelle 18: Kritische Luftvolumina einer Müllverbrennungsanlage (MVA Spittelau) (I)</i>	56
<i>Tabelle 19: Kritische Luftvolumina einer Müllverbrennungsanlage (MVA Spittelau) (II), hier: Chrom</i>	57
<i>Tabelle 20: Bewertungsfaktoren für Einspeisung in Wärmenetze nach (51)</i>	60
<i>Tabelle 21: MVA Spittelau mit verändertem Energiekonzept (österreichischer und deutscher Strommix)</i>	61
<i>Tabelle 22: Kritische Luftvolumina beim Einsatz von Restmüll in Anlagen der österreichischen Zementindustrie; Betriebswerte nach (57); Annahme: keine Emissionserhöhung durch Einsatz von Restmüll</i>	62
<i>Tabelle 23: Abschätzung über erhöhte Schwermetallemissionen bei der Mitverbrennung von Restmüll (58)</i>	63
<i>Tabelle 24: Erhöhte Schwermetallbelastung im Zementwerk durch Einsatz von Sekundärbrennstoffen (hier: BRAM) und die hieraus resultierenden kritischen Luftvolumina</i>	64

Restmüllmitverbrennung in Anlagen zur Zementerzeugung

1 Veranlassung

Die BZL Kommunikation und Projektsteuerung GmbH wurde vom Umweltbundesamt beauftragt, eine ökologische Bewertung der Abfallmitverbrennung in Anlagen zur Zementerzeugung vorzunehmen.

Als zu betrachtende Abfallart wurden Siedlungsabfälle bzw. Hausmüll (ggf. aufbereitet) festgelegt als "Restmüll".

2 Status quo der Mitverbrennung in deutschen Zementwerken

Die Mitverbrennung von Abfällen in Zementwerken wird in den letzten Jahren verstärkt diskutiert und untersucht.

2.1 Zementindustrie in Deutschland

Aktuell existieren in Deutschland insgesamt 90 Öfen zur Klinkerherstellung. Im Jahr 1995 wurden insgesamt 27,2 Mio Megagramm (**Mg**, früher: Tonne, t) an Klinker² produziert.

In der deutschen Zementindustrie dominiert heute die modernere Technologie der Vorwärmung des Materials über Zyklonstufen. Die eingesetzten Zyklonvorwärmer weisen auch aus ökologischer Sicht Vorteile auf. Allerdings wird rund ein Fünftel der Kapazität in Deutschland nach wie vor über Öfen mit Rostvorwärmern sichergestellt.

Ein Modernisierungsschub mit entsprechender Investitionstätigkeit wurde in den letzten fünf Jahren durch die Schließungen und den Neu- bzw. Umbau der Anlagen in den ostdeutschen Bundesländern erreicht. So wurden die ursprünglichen 29 Ost-Werke auf heute 15 reduziert. In diesem Zusammenhang wurden auch Anlagen neu installiert, die heute zu den auch emissionsseitig modernsten in Europa zählen. Einige dieser Anlagen stehen heute im Blickpunkt, weil sie verstärkt in das „Abfallgeschehen“ eingreifen möchten (z.B. Zementwerk Rüdersdorf in Brandenburg). Bei den folgenden Betrachtungen wird daher neben generellen Aussagen auch immer differenzierend darauf hingewiesen, daß man bei der Zementwirtschaft über eine ganze Bandbreite unterschiedlicher Technologien bzw. technologischer Standards spricht.

Die folgende Tabelle zeigt für 1996 die vorhandene Struktur in Zahlen.

2 Hinweis: Klinker ist, vereinfacht gesprochen, das Ergebnis des Brennprozesses im Ofen.

Zement = Klinker + Zuschlagstoffe; zu letzteren gehören u.a. auch die Filterstäube, Bypass-Materialien etc. (s.u.)

Tabelle 1: Daten zur Struktur der Zementwirtschaft in Deutschland (Stand 1.1.1996)

	Anzahl	Kapazität	
Öfen mit Zyklonvorwärmern	51	116.850 Mg/d	82,8 %
Öfen mit Rostvorwärmern	22	20.920 Mg/d	14,8 %
Naßöfen	-	-	-
Trockenöfen	1	1.050 Mg/d	0,7 %
Schachtöfen	14	2.100 Mg/d	1,5 %
Schwefelsäure-Zement-Verfahren	2	280 Mg/d	0,2 %
Summe	90	141.200 Mg/d	100 %
Mittlere Ofenkapazität (Mg/d):			
Drehrohröfen		1.876 Mg/d	
Schachtöfen		150 Mg/d	
Schwefelsäure-Zement-Verfahren		140 Mg/d	
Klinkerproduktion 1995		27.900.000 Mg	
Auslastung		62 %	

2.2 Potentiale für den Einsatz von Abfällen im Zementerzeugungsprozeß

Bevor im folgenden die Frage untersucht wird, welche Abfallmengen in Deutschland **gegenwärtig** in der Zementindustrie eingesetzt werden, wird an dieser Stelle abgeschätzt, welche **technischen Potentiale** vorhanden sind, Abfälle in den Zementerzeugungsprozeß theoretisch einzubringen. Diese Abschätzung kann in erster Näherung nur sehr grob sein, weil eine exakte Studie über entsprechende Potentiale auch die jeweiligen Spezifika der einzelnen Anlagen einbeziehen müßte. Diese Studie existiert gegenwärtig nicht und kann mit unserer Grobabschätzung auch nicht ersetzt werden.

Für diese Grobabschätzung wird der Prozeß der Zementerzeugung in seiner Technik und seinen chemisch-physikalischen Abläufen als bekannt vorausgesetzt.

Heute werden von der Zementindustrie in Deutschland bereits Abfälle in begrenztem Umfang eingesetzt. Hierbei sind im wesentlichen zwei Einsatzbereiche relevant:

- als **Ersatz von Rohstoffen** (anorganische Materialien),
- als **Ersatz von Brennstoffen** (organische Materialien).

Die Zementindustrie in Deutschland nutzt in diesem Zusammenhang die Begrifflichkeit der **Sekundärrohstoffe** und der **Sekundärbrennstoffe**, letztere nach Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz 1996 auch als „**Ersatzbrennstoffe**“ bezeichnet.

Für den Einsatz von Abfällen im Zementerzeugungsprozeß kommen im Prinzip vier Einsatzorte in Frage:

1. Mit dem Input der mineralischen Ausgangsstoffe (Rohmehl) können auch Abfälle zugeführt werden, die aufgrund ihrer Zusammensetzung in die vorgesehenen Zementrezeptur passen (Sekundärrohstoff).
2. In der Primärfeuerung (Ofen) als Ersatzbrennstoff.
3. In der Sekundärfeuerung im Rahmen der Vorwärmung des Brenngutes (bzw. Vorcalcinator) oder im Ofeneingangsbereich ebenfalls als Ersatzbrennstoff.
4. Als Additiv im Rahmen der Klinkermahlung zur Zementerzeugung, soweit dies mit den gewünschten Produkteigenschaften konform geht (Sekundärrohstoff).

Im folgenden sollen nur die Einsatzbereiche als **Brennstoffsubstitut** näher betrachtet werden.

Insgesamt werden für die Zementerzeugung in Deutschland jährlich rund 100 Mio. GJ an Brennstoffenergie verbraucht. Der spezifische Energiebedarf für die Klinkererzeugung wurde in den letzten Jahren sukzessive gesenkt. Er dürfte aktuell bei 3.300 kJ/kg liegen. Die folgende Tabelle 2 zeigt den Brennstoffenergieverbrauch nach Energieträgern.

Es wird deutlich, daß **Steinkohle** als Brennstoffträger deutlich dominiert und daß der Einsatz von Abfällen als Brennstoffersatz mit rund 10 % zu Buche schlägt.

Die Verbrennungsbedingungen im Drehrohr sind für die Abfallbeseitigung unter dem Gesichtspunkt der Mineralisierung sehr günstig. So wird das Brenngut auf rund 1.450°C erhitzt (Abgastemperatur über 2.000°C), und Mindestverweilzeiten von 15 Minuten für den Feststoff und in der Gasphase von über 2 Sekunden sind sicher einzuhalten.

Tabelle 2: Brennstoffenergieverbrauch BRD nach Energieträgern 1994 (1)

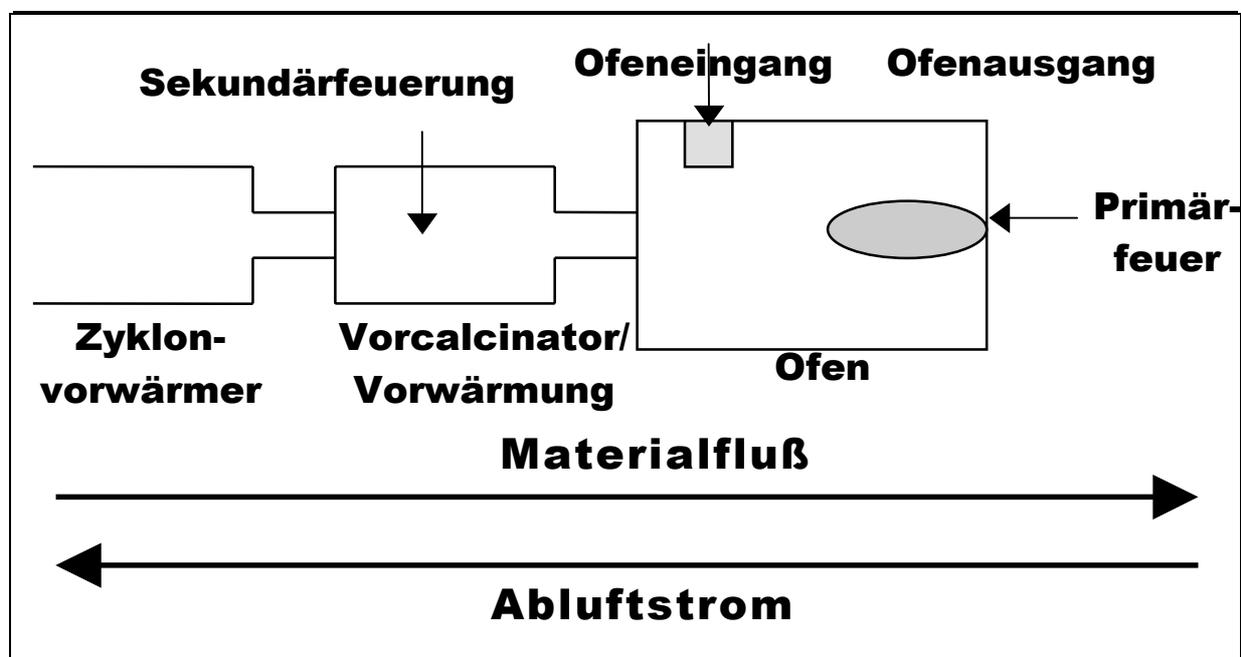
Steinkohle	49,9 Mio. GJ/a
Braunkohle	32,5 Mio. GJ/a
Petrolkoks	1,9 Mio. GJ/a
Heizöl S	5,8 Mio. GJ/a
Heizöl EL	0,2 Mio. GJ/a
Erdgas und andere Gase	0,3 Mio. GJ/a
sonstige fossile Brennstoffe	1,9 Mio. GJ/a
fossile Brennstoffe insgesamt	92,5 Mio. GJ/a
Sekundärbrennstoffe insgesamt	10,4 Mio. GJ/a
thermischer Energieverbrauch insgesamt	102,9 Mio. GJ/a

Die in der Primärfeuerung eingesetzte Brennstoffmenge beträgt, je nach Technologie, zwischen 40 und 80 % des Gesamtwärmebedarfs. Hiervon könnten nach *Kreft* (2) etwa 30 % durch höherkalorische Abfälle ersetzt werden. Diese Zahl erscheint ehrgeizig, da der Einsatz in der Primärfeuerung sehr hohe Anforderungen an die Homogenität und Partikelgröße der Materialien stellt. Der Brennkopf (am Ofenende) für die Primärfeuerung ist ein technisch hochentwickeltes Gerät, und Form und Stabilität der Flammenfront im Ofen sind überaus wichtige Faktoren für die erfolgreichen Betriebsabläufe bei der Klinkerherstellung.

Heute werden die Abfälle in deutschen Zementwerken hauptsächlich in der Sekundärfeuerung bzw. am Ofeneingang eingesetzt (Abbildung 4). Hierbei sind die verbrennungstechnischen Bedingungen nicht so günstig wie in der Primärfeuerung. So liegt der Temperaturverlauf im Material im Vorcalcinator zwischen 600 und 800°C und in der Verbrennungsluft zwischen 700 und 1000°C. Allerdings kann man an dieser Stelle keine pauschale Beurteilung abgeben, da die jeweiligen Anlagen einen durchaus unterschiedlichen technischen Detailaufbau aufweisen. Während am Ofeneingang die Verbrennungsbedingungen für die Abluft nicht optimal sind, muß in Vorcalcinatoren, sofern der Abfalleinsatz ins Auge gefaßt wird, sogar die Frage der (Un)Vollständigkeit der Verbrennung (Strahlenbildung etc.) genauer untersucht werden.

Während der Wärmebedarf in modernen Zementwerken für die Sekundärverbrennung um 50 % (bis zu 60 %) des Gesamtenergiebedarfs betragen kann, ist die Brennstoffzufuhr für die ältere Technik der Rostvorwärmung auf rund 25% begrenzt. Die Sekundärfeuerung könnte vom Potential her, rein technisch betrachtet, zukünftig ohne große Umrüstungsanstrengungen weitgehend mit Abfällen betrieben werden.

Abbildung 4: Prinzipielle Möglichkeiten des Einsatzes von Sekundärbrennstoffen im Zementwerk (Grafik: BZL)



Die folgende Tabelle stellt eine sehr grobe Abschätzung dar, um das Potential für den Einsatz von Abfällen in der Sekundärfeuerung deutscher Zementwerke zu beschreiben.

Tabelle 3: Potential für den Einsatz von Abfällen in der Sekundärfeuerung deutscher Zementwerke

Zementwerk	Zyklon	Rost	Summe
Jahresenergiebedarf	78 Mio. GJ/a	22 Mio. GJ/a	100 Mio. GJ/a
Potential für Abfall-Mitverbrennung (Sekundärfeuerung), kurzfristig	40 %	20 %	-
in GJ/a	31 Mio. GJ/a	4,4 Mio. GJ/a	35 Mio. GJ/a
Restabfall, hochkalorisch (11.000 - 15.000 kJ/kg)*	2,1 - 2,8 Mio. Mg/a	0,3 - 0,4 Mio. Mg/a	2,4 - 3,2 Mio. Mg/a
* Bei den angenommenen Heizwerten (Hu) von 11.000 - 15.000 kJ/kg für die hochkalorische Fraktion muß zusätzlich einbezogen werden, daß eine niederkalorische Fraktion in etwa der gleichen Größenordnung anfällt, die zu entsorgen wäre.			

Unterstellt man zusätzlich die oben angegebenen technisch möglichen Mitverbrennungspotentiale in der Primärfeuerung, so ergeben sich **über 5 Mio. Mg/a**, je nach Abfallart resp. Heizwert und Vorbehandlungstechnik. Man erkennt an diesen Zahlen die Bedeutung, die die Zementwirtschaft als Entsorgungsvariante einnehmen könnte.

2.3 Einsatz von Abfällen in der Zementindustrie (Deutschland)

Bereits heute werden rund 10% des Brennstoffbedarfs in den deutschen Zementwerken aus Abfällen gedeckt. Die mengenmäßig dominierende Abfallart stellen Altreifen dar (200.000 Mg/a). An zweiter Stelle rangieren Altöle mit rund 180.000 Mg/a. Weiters werden Abfall-Lösemittel und rund 90.000 Mg aufbereitete Siedlungsabfälle/Industriereststoffe (3) aus einzelnen Pilotvorhaben sowie Bleicherden, Altholz und Reststoffe aus der Altpapieraufbereitung eingesetzt.

Tabelle 4: Brennstoffersatz aus Abfällen in der deutschen Zementindustrie

Brennstoffersatz	Einsatzmenge
Altreifen	ca. 250.000 Mg/a
Altöle	ca. 170.000 Mg/a
Altholz	nicht bekannt
aufbereitete Siedlungsabfälle/Industriereststoffe/Gewerbeabfälle	100.000 Mg/a
Bleicherde	nicht bekannt
Lösemittel	nicht bekannt
Reststoffe aus Altpapieraufbereitung	nicht bekannt
andere	nicht bekannt

Detaillierte Statistiken über den Einsatz von Abfällen in der Zementindustrie werden in Deutschland nicht geführt. Eine Überschlagsrechnung zeigt, daß die von der Zementindustrie genannten rund 10 Mio. GJ/a an bereitgestellter Energie aus Abfällen zu 90 % aus den Gruppen Altreifen, Altöl und Siedlungsabfällen gebildet werden. Besonders überwachungsbedürftige Abfälle („Sonderabfälle“) spielen als Ersatzbrennstoff in Deutschland gegenwärtig noch eine untergeordnete Rolle (20.000 - 40.000 Mg/a (4)).

Bisher ist der Einsatz von Siedlungsabfällen in Zementwerken in Deutschland auf wenige Standorte begrenzt. Die längsten Erfahrungen hierzu gibt es sicherlich im Kreis Soest (Erwitte), wo im dortigen Zementwerk bis zu 70 % des Energiebedarfs aus dem Einsatz von BRAM (= **B**rennstoffe **a**us **M**üll) aus Siedlungsabfällen und anderen Ersatzbrennstoffen gedeckt wird (5). Gegenwärtig wird allerdings an weiteren Standorten verstärkt über den Abfalleinsatz nachgedacht. Die folgende Tabelle zeigt die aktuelle Situation.

Tabelle 5: Stand des Einsatzes von Siedlungsabfällen bzw. BRAM in deutschen Zementwerken (Mai 1997) (Recherche: BZL)

1.	Zementwerk Wittekind, Erwitte	genehmigt seit 1985; aktuell Einsatz von Fluff aus Aufbereitungsanlage
2.	Zementwerk Phönix, Beckum	genehmigt; aktuell: Einsatz von Pellets aus DSD-Sortierung
3.	Zementwerk Readymix, Rüdersdorf	genehmigt: 10.600 kg/h Preßfluff in Wirbelschichtvergasung; derzeit Probetrieb mit Hölzern
4.	Lafarge Zement, Karsdorf	Einsatz von Kunststoffen wird zukünftig erwogen (6)
5.	Zementwerk Bernburg, Nienburg bei Magdeburg	versuchsweiser Einsatz von rund 30.000 Mg/a an aufbereiteten Monochargen aus dem Gewerbebereich (Brennstoff aus produktionsspezifischen Abfällen - BPG) *
* Beispiel für den Bereich gewerblicher Abfälle		

2.4 Ausblick

Die deutsche Zementindustrie als ganzes vertritt offensiv die Strategie, die vorhandenen wirtschaftlichen Probleme in Konkurrenz zu kostengünstiger produziertem Zement insbesondere aus Osteuropa durch verstärkten Einsatz von Abfällen als Brennstoffersatz lösen zu wollen (7). Es wird darauf verwiesen, daß der Energiekostenanteil bis zu 40 % der Bruttowertschöpfung des Zementerzeugungsprozesses in Deutschland ausmacht.

Da der Abfalleinsatz in der Zementwirtschaft gegenwärtig, sieht man einmal von Altauotoreifen und Altölen ab, eher von untergeordneter Bedeutung ist, würde die Umsetzung dieser Vorhaben eine neue Qualität bedeuten, die sorgfältig zu untersuchen bzw. abzuwägen wäre.

Aus ökonomischer Sicht gibt es grundsätzlich zwei Vorgehensweisen, um durch Abfalleinsatz Kostenvorteile zu erwirtschaften: die Verbrennung besonders überwachungsbedürftiger Abfälle („Sonderabfälle“) und von Massenabfällen. Die Sonderabfallmitverbrennung verspricht aufgrund des hohen Preisniveaus der regulären Sonderabfallbeseitigung schon für relativ geringe Abfallmengen hohe Einnahmen. Bei den Massenabfällen sind geringere Einnahmen erzielbar. Hier sind die Siedlungsabfälle aufgrund des für Massenabfälle vergleichsweise hohen Preisniveaus und der Bonität der Entsorgungspflichtigen interessant.

Die deutsche Zementindustrie ist bisher in den Markt der Sonderabfallverbrennung nicht intensiv eingestiegen. Hier sind mittlerweile in großem Umfang ausländische Marktteilnehmer tätig. Belgien und Frankreich haben für Deutschland diesbezüglich eine herausragende Bedeutung erreicht (8). Eine neue Studie nennt rund 1 Mio. Mg/a an Sonderabfällen, die gegenwärtig nicht mehr in die reguläre Beseitigung gelangen, hiervon gut 300.000 Mg/a in europäische Zementwerke als Ersatzbrennstoff (4).

Die deutschen Zementwerke sind sicherlich kein „einheitlicher Block“ mit einer weitgehend geschlossenen Vorgehensweise. Es wird dennoch nach unserer Beobachtung nicht der Einstieg in die Verbrennung von Sonderabfällen, sondern bevorzugt der Weg in die Nutzung von aufbereiteten Siedlungsabfällen als Ersatzbrennstoff vorbereitet. Diese Strategie hat den Vorteil, daß die spezifischen ökologischen Fragestellungen (z.B. Schadstoffbelastung des eingesetzten Abfalls) fachlich weniger strittig diskutiert werden. So gibt es in der Fachliteratur Stimmen, die den BRAM-Einsatz im Zementwerk ökologisch positiv bewerten (5, 9). Hinzu kommt, daß, bei strikter Orientierung auf Vermeidung und Verwertung, selbst nach Realisierung aller im Bau befindlichen Restabfallverbrennungsanlagen in Deutschland noch gut 10 Mio. Mg/a an Restabfällen zu „verteilen“ wären (vgl. hierzu das oben abgeschätzte Potential).

Somit wäre für die Zementindustrie ein ausreichendes Potential an Restabfällen vorhanden.

Natürlich relativiert sich der ökologische Vorteil gegenüber der Sonderabfallmitverbrennung, wenn in großem Umfang Restabfälle mitverbrannt würden (Frachtbetrachtung). Weiter muß beim Einsatz von Restabfällen ein höherer Vorbehandlungsaufwand getrieben werden, der nach heutigen Kostenberechnungen bei rund 100 DM/Mg liegen dürfte (BRAM). Berücksichtigt man die aktuelle Kostenentwicklung beim Neubau von Verbrennungsanlagen in Deutschland, so verringert sich der Spielraum für die Zementwirtschaft für die dortigen Einnahmen auf 50 bis 150 DM/Mg, will man den Gebührendzahler - unabhängig von ökologischen Fragestellungen (s. u.) - nicht durch die Restabfallverbrennung in Zementwerken gegenüber konventioneller Müllverbrennung benachteiligen. Wobei die genannten Zahlen nur als sog. Daumengröße verstanden werden dürfen, die die im Einzelfall durchzuführenden Wirtschaftlichkeitsberechnungen nicht ersetzen können.

Zum Komplex „Ausblick“ gehört letztlich auch die neue gesetzliche Rahmenlage in Deutschland. Am 7.10.1996 ist das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) in Kraft getreten. In den §§ 4 und 6 wird eine neue rechtliche Möglichkeit der Entsorgung von Abfällen eingeführt: die **energetische Verwertung**. Diese ist nach § 4 Abs. 1 KrW-/AbfG der stofflichen Verwertung gleichgestellt. Sie ist nur zulässig, wenn vier Voraussetzungen (z.B. Heizwert des Abfalls ≥ 11.000 kJ/kg; Feuerungswirkungsgrad mindestens 75 %) erfüllt werden. Weiter bestimmt § 4 Abs. 4, daß es bei der Abgrenzung, ob es sich im Einzelfall um eine energetische Verwertung von Abfällen als Ersatzbrennstoff oder aber um eine thermische Behandlung von Abfällen zur Beseitigung handelt, der Hauptzweck der Maßnahme hinterfragt werden muß: *„Ausgehend vom einzelnen Abfall, ohne Vermischung mit anderen Stoffen, bestimmen Art und Ausmaß seiner Verunreinigungen sowie die durch seine Behandlung anfallenden weiteren Abfällen und entstehenden Emissionen, ob der Hauptzweck auf die Verwertung oder die Behandlung gerichtet ist.“*

Im Kommentar zum § 4 Abs. 4 KrW-/AbfG wird hierzu weiter ausgeführt: *„Der in der Entsorgungswirtschaft „EBS“ genannte Ersatzbrennstoff, der in der Regel aus in Abfallentsorgungsanlagen gemischten Abfällen besteht, die dann in Zementwerken und anderen Verbrennungsanlagen eingesetzt werden, ist in der Regel kein Ersatzbrennstoff zur energetischen Verwertung, weil sein Hauptzweck in der Beseitigung der Abfälle liegt (Fußnote: So Bd-W-Erl. V. 31.3.1995 - 45-8980.08.) (10).“*

Nach § 5 Abs. 5 KrW-/AbfG entfällt schließlich der festgelegte Vorrang der (stofflichen oder energetischen) Verwertung, wenn die Beseitigung die umweltverträglichere Lösung darstellt. Dabei sind insbesondere die zu erwartenden Emissionen, das Ziel der Schonung der natürlichen Ressourcen, die einzusetzende oder zu gewinnende Energie und die Anreicherung von Schadstoffen im Erzeugnis zu berücksichtigen.

Gegenwärtig ist die Auslegungsdiskussion in Deutschland voll entbrannt. So entzündet sich in diesem Zusammenhang die Diskussion an der Frage, ob Hausmüll, der durch mechanische Aufbereitung (Absieben der hochkalorischen Fraktion) oder Trocknung (z.B. über eine MBA, sog. Trockenstabilatverfahren) die in § 6 Abs. 2 KrW-/AbfG genannte Heizwert-Schwelle von 11.000 kJ/kg überschreitet, dadurch für die energetische Verwertung in Frage käme. Rechtlich wird hierbei auf die Homogenität bzw. Vermischung der Abfälle Bezug genommen. Während diese Möglichkeit auf der einen Seite für zulässig erklärt wird (*Entmischen von vermischten Abfällen zum Zweck der Verwertung* (11)), führt nach einer anderen Rechtsmeinung (LAGA = Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) und inzwischen geltenden landesrechtlichen Vorgaben (in den Bundesländern Bayern, Thüringen und Hamburg) **jede** Vermengung und Vermischung von Abfällen dazu, daß die Option der Verwertung zunächst entfallen würde. Hierbei ist noch beachtlich, daß die genannten Vorstöße der Bundesländer nicht auf eine Verhinderung der Verwertung zumindestens von Teilmengen dieser Abfälle abzielt, sondern zunächst „nur“ die Andienungspflicht an den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger wieder herstellen möchte.

Insgesamt bedeutsam ist, daß durch die neue Möglichkeit der energetischen Verwertung, folgt man der einen Rechtsmeinung, die Siedlungsabfallströme für private Dritte besser verfügbar werden. Genauer bedeutet dieser Aspekt, daß Gewerbeabfälle zukünftig ohne Interventionsmöglichkeiten der jeweiligen Kommunen (= öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger) im Falle einer angedachten energetischen Verwertung abgezogen werden können. Beim hausmüllähnlichem Gewerbeabfall ist diese Frage strittig, beim Hausmüll im engeren Sinne sind die Interventionsmöglichkeiten der Kommunen (Andienungspflicht) gegeben. Aber auch hier werden andere Rechtsmeinungen vertreten.

Zwischenzeitlich hat eine LAGA-Arbeitsgruppe unter Federführung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg ein erstes Diskussionspapier zur energetischen Verwertung in Zementwerken vorgelegt (12). Hiernach wäre die Abfallmitverbrennung von vermischten Haus- oder Gewerbeabfällen nicht zulässig. Für das Verwerten speziell abgetrennter Fraktionen aus diesen Abfallarten müßten behördliche Einzelfallentscheidungen getroffen werden. Kriterien wären noch zu entwickeln.

Somit sind in Deutschland für den verstärkten Einsatz von Restabfällen in Zementwerken nicht nur die wirtschaftlichen Interessenslagen und die technischen Voraussetzungen gegeben, es existiert seit kurzem auch der rechtliche Rahmen hierfür. Allerdings hat der Gesetzgeber vorher ein ökologisches Prüfungserfordernis gesetzt, das zu klären hat, ob eine angedachte energetische Verwertung auch tatsächlich die „umweltverträglichere Lösung“ darstellt (s.o.).

3 Defizitanalyse Abfallmitverbrennung in Anlagen zur Zementherzeugung

Die folgende Defizitanalyse berücksichtigt definitionsgemäß nicht folgende vermeintliche oder tatsächliche Vorteile, die eine Abfallmitverbrennung hat bzw. haben kann:

- Flexibilität
- Kapitalbindung
- geringe Kosten.

Der vorhandene Kenntnisstand zur Abfallmitverbrennung wurde im wesentlichen durch Arbeiten der Zementindustrie selbst (bzw. deren Forschungseinrichtungen) zusammengetragen. So hat in Deutschland das Forschungsinstitut der Zementindustrie (VDZ) in Düsseldorf in den letzten Jahren auf diesem Gebiet Verdienstvolles geleistet. Untersuchungen von externen Forschungseinrichtungen etc. sind nur sehr verstreut vorhanden.

Von Seiten der Zementwirtschaft wird der Erkenntnisstand als ausreichend angesehen, um die Abfallmitverbrennung auszudehnen. In der Tat wurden aufgrund der Anstrengungen der Zementindustrie für viele offene Fragen Antworten gegeben (13), so daß sich der Umfang der Defizitanalyse heute merklich reduzieren läßt.

3.1 Zementherzeugung ohne Abfallmitverbrennung in Deutschland

Abstrahiert man einmal von den bereits im Rahmen der Zementherzeugung eingesetzten Abfällen, so findet auch ohne Abfalleinsatz im sog. Normalbetrieb mit Regelbrennstoffen eine Umweltbeeinträchtigung statt. Im folgenden werden die wichtigsten Probleme des Normalbetriebs dargestellt.

3.1.1 Staubemissionen

Die Staubemission war vor Jahren das Hauptproblem der Zementherzeugung. So lag im Jahre 1950 die je Mg produziertem Zements abgegebene Staubmenge bei 35 kg. Aktuell liegt der Wert zwischen 0,3 bis 0,4 kg/Mg. Diese Reduzierung wurde hauptsächlich durch den Einsatz von Elektrofiltern erreicht, die heute das sprichwörtliche Rückgrat der Abluftreinigung eines Zementwerkes darstellen. Die vom Elektrofilter zurückgehaltenen Staubmengen werden nicht entsorgt, sondern dem thermischen Prozeß oder direkt dem erzeugten Klinker zugefügt.

Die für den Genehmigungsbescheid heranzuziehende Verwaltungsvorschrift des deutschen Bundesimmissionsschutzgesetzes (TA Luft) begrenzt die emittierte Staubkonzentration im Abgas auf 50 mg/m³. Zwar sind hierdurch die Immissionsschutzprobleme deutlich gemindert (Staubniederschläge in der Nachbarschaft), doch müssen die an Staub partikulär gebundenen Schadstoffe genauer betrachtet werden.

3.1.2 Schwermetalle

Bereits mit den natürlichen Rohstoffen (Rohmehl, Regelbrennstoff) werden Schwermetalle in den Prozeß eingebracht. Schwermetalle werden in Abhängigkeit ihrer Flüchtigkeit im Zementerzeugungsprozeß entweder partikelgebunden oder gasförmig transportiert.

Die besonders flüchtigen Schwermetalle Quecksilber und Thallium werden, je nach konkreter Prozeßgestaltung (Temperaturniveaus im Vorwärmer/Abgas) weitgehend emittiert oder anteilig zurückgehalten. Im Falle der Abscheidung aus dem Abgas werden diese Frachten in den Klinker eingebracht. Die schwerer flüchtigen Schwermetalle sind hauptsächlich partikelgebunden, so daß diese Emissionen eher gering sind und letztlich mit der Reststaubmenge im Reingas korrespondieren. Tabelle 6 zeigt, daß die Hauptmenge der schwerer flüchtigen Schwermetalle in den Klinker verlagert wird.

Tabelle 6: Grad der Verlagerung von Schwermetallen in den Klinker aus Zyklonvorwärmeröfen und Emissionsraten (14)

Element	Grad der Verlagerung in den Klinker	Emission (mg/kg Klinker)
As	83 - 91 %	0,000 - 0,005
Cd	74 - 88 %	0,000 - 0,001
Cr	91 - 97 %	0,010 - 0,011
Ni	87 - 97 %	0,003 - 0,020
Pb	72 - 96 %	0,000 - 0,033
Tl	0 %	0,000 - 0,228
V	90 - 95 %	0,001 - 0,020
Zn	80 - 99 %	0,003 - 0,047

Die Emissionen in Tabelle 6 sind auf der Basis von 100 mg/m³ Reingasstaubwerten ermittelt. Bei den heute in Deutschland vorgeschriebenen Tagesmittelwerten von 30 mg/m³ und den darunter liegenden Betriebswerten würde sich die emittierte Menge proportional verringern. Tabelle 6 dient dazu, die Verlagerung ins Produkt zahlenmäßig zu verdeutlichen. Bei niedrigeren Staubwerten würde sich die prozentuale Verlagerung weiter erhöhen.

Ein Teilaspekt der Zementerzeugung, die Ausbildung von sog. Kreisläufen innerhalb des Prozesses, ist auch für die Schwermetallproblematik von Bedeutung. Einige im mittleren Flüchtigkeitsbereich liegende Elemente bzw. Verbindungen (insbesondere Chloride) können den sehr heißen Drehrohrofen mit dem Abluftstrom verlassen (im Gegenstrom) und zum Ofenende oder in die Vorwärmstrecke transportiert werden. Dort kondensieren sie im entsprechenden Temperaturfenster auf dem Feststoff, werden mit diesem in die heißeren Zonen transportiert, werden dort erneut verflüchtigt usw.. Der Kreislauf baut sich im Verlauf des Prozesses soweit auf, bis es an der Kondensationsstelle zu betrieblichen Problemen kommt (Verbackungen z.B.).

Der Aufbau solcher Kreisläufe ist ein längerer Prozeß, der sich über Tage, Wochen oder gar Monate hinziehen kann.

Um das skizzierte Problem zu lösen, werden an der genannten Stelle durch Bypässe hochangereicherte Teilmengen abgezogen. Diese Bypässe werden über einen Elektrofilter entstaubt und die Filterrückstände werden dem Klinker zugeführt.

Eine Alternative wäre es, angereicherte Stäube nicht ins Produkt zu geben, sondern separat zu verwerten oder zu beseitigen. Diese Alternative wird gegenwärtig unserer Kenntnis nach in Deutschland nicht betrieben.

3.1.3 Säurebildner

Zu den für den Zementprozeß relevanten Säurebildner gehören NO_x, SO₂ und HCl. Diese Emission sind allerdings von recht unterschiedlicher Bedeutung.

3.1.3.1 NO_x-Emissionen

Aufgrund der hohen Verbrennungstemperatur im Drehrohrofen entstehen aus dem Luftstickstoff hohe Konzentrationen an NO_x. Die deutsche TA Luft enthält unter Ziffer 3.3.2.3.1 spezielle Anforderungen an die Begrenzung von NO_x. Danach dürfen die NO_x-Emissionen (angegeben als NO₂) in Abgasen aus Zementöfen mit

- Zyklonvorwärmern und Abgaswärmenutzung 1.300 mg/m³
- Zyklonvorwärmern ohne Abgaswärmenutzung 1.800 mg/m³
- Rostvorwärmern 1.500 mg/m³

nicht überschreiten.

Die Dynamisierungsklausel der TA Luft verlangt zudem für

- Neuanlagen 500 mg/m³
- Altanlagen 800 mg/m³.

Die Zementindustrie hat seit Jahren verschiedenste Versuche unternommen, die erheblichen Abluftbelastungen zu reduzieren. So werden gegenwärtig in Deutschland eine Reihe von Versuchsvorhaben ausgewertet. In Österreich werden gegenwärtig die Ausrüstung von Zementwerken mit einem SCR-Katalysator getestet. Die mittleren Betriebswerte für Zementanlagen dürften heute bei 700 bis 800 mg NO₂/m³ liegen.

3.1.3.2 SO₂-Emissionen

Im Unterschied zum NO_x wird Schwefel bzw. dessen Emissionen hauptsächlich aufgrund der Rohstoffbelastungen (Rohmehl) hervorgerufen.

Ein hoher Gehalt an Schwefel im Brennstoff ist in der Regel nicht relevant, weil dieser über die Zyklonvorwärmer am kalkhaltigen Rohmehl abgeschieden wird. In der Sinterzone bleiben die Sulfate relativ stabil und werden weitgehend mit dem Klinker aus dem Drehrohr ausgetragen.

Hohe Emissionen treten dann auf, wenn Schwefel in leicht oxidierbarer Form (z.B. als Sulfid) mit dem Rohmaterial eingebracht wird und in den oberen Zyklonstufen des Vorwärmers oder sogar schon bei der Rohmehltrocknung durch heiße Ofenabgase oxidiert und ausgetrieben wird.

3.1.3.3 HCl

Die Emission von Salzsäure ist für Brennstoffe mit hohen Chlorgehalten (insbesondere organisch gebundenes Chlor) von Bedeutung.

Im Normalbetrieb bei Einsatz von Regelbrennstoffen sind die HCl-Beladungen des Rohabgases eher gering. Weiter wird HCl sehr gut durch die im Gegenstrom eingebrachten kalkhaltigen Rohmaterialien abgeschieden. Emissionsseitig spielt HCl in der Regel keine relevante Rolle.

Allerdings neigen Chloride zum Aufbau der genannten Kreisläufe, so daß aus betrieblichen Gründen eine möglichst geringe Belastung des Prozesses mit Chlor/Chlorid angestrebt wird. Weiter können die durch erhöhten Chloreintrag gebildeten flüchtigen Schwermetallchloride die Roh- und ggf. Reingasbeladung mit Schwermetallen erhöhen.

3.1.4 PIC / CO

PIC (*products of incomplete combustion*) in der Abluft sind das Ergebnis einer unvollständigen Verbrennung der organischen Stoffe. Erhöhte Rohgasbeladungen mit diesen Stoffen gehen in der Regel auch einher mit einer erhöhten Belastung mit Kohlenmonoxid (CO). Die Verbrennungsbedingungen im Drehrohr sind so eingestellt, daß das Entstehen von PIC und CO unwahrscheinlich ist. Man spricht in diesem Fall von einer vollständigen Verbrennung.

Anders sieht dies für die Sekundärfeuerung aus. Hier herrschen ähnliche Bedingungen wie in klassischen Verbrennungsanlagen einfacher Bauart. Dadurch sind die dort beobachteten Phänomene der unvollständigen Verbrennung auch für die Sekundärfeuerung im Zementwerk von Bedeutung - je nach detaillierten Bedingungen, Technologie, Strömungs- und Temperaturprofil uvm..

Neben diesen Teilmengen ist, ähnlich wie bei der Emission des SO₂, die Vorwärmstrecke des Rohmehls bedeutsam. Je nach eingesetztem Rohstoff sind in diesen Materialien organische Verunreinigungen enthalten, in der Regel natürlichen Ursprungs.

Schon bei den für den Zementprozeß vergleichsweise niedrigen Temperaturen in den oberen Zyklonstufen (400 - 600°C) laufen pyrolytische Reaktionen ab, die zum Entstehen von CO und flüchtigen Zersetzungsprodukten führen. Selbige werden in die Abluft verlagert und können mit der vorhandenen Abluftreinigungstechnik kaum herausgefiltert werden.

Im **Normalbetrieb** liegen die **CO**-Werte im Reinabgas bei **1.500 mg/m³** (15).

Die PIC bzw. die organischen Stoffe können sehr vielfältig sein. Bei den skizzierten pyrolytischen Prozessen geht die Anzahl der Verbindungen in die Tausende und darüber. Daher ist es wenig sinnvoll, diese Emissionen über Einzelstoffe beschreiben zu wollen.

Es hat sich für derartige Fälle bewährt, mit Summenparametern zu arbeiten. Der TOC (Total Organic Carbon) ist ein solcher Parameter, der die Gesamtheit der organischen Einzelstoffe umfaßt, angegeben bzw. analytisch erfaßt als organischer Kohlenstoff. Der TOC-Gehalt im Abgas von Zementwerken im Normalbetrieb schwankt natürlich in Abhängigkeit von der Güte der Sekundärfeuerung und insbesondere der eingesetzten Rohmaterialien. Er liegt im Bereich von **einigen mg/m³ bis zu rund 100 mg/m³** (15).

3.2 Sekundärbrennstoffe aus Abfällen

Die Gewinnung von Sekundärbrennstoffen aus Siedlungsabfällen ist ein technischer Prozeß, der in Einzelfällen auch mit einem beachtlichen Aufwand verbunden sein kann. In der Vergangenheit wurde in verschiedenen europäischen Ländern mit z.T. hohem Forschungsaufwand an diesem Thema gearbeitet (16). Auf die Einzelheiten dieser Projekte, die eingesetzten Techniken und die unterschiedlichen Ergebnisse wird an dieser Stelle nicht eingegangen.

Für die Erzeugung eines Sekundärbrennstoffes für die Sekundär- und Primärfeuerung im Zementwerk sind drei Anforderungen von Bedeutung:

- Homogenität,
- Stückigkeit bzw. Korngrößenverteilung
- Schadstoffbelastung.

Während sich die ersten beiden Anforderungen hauptsächlich aus prozeßtechnischen Gründen stellen, um den aufbereiteten Abfall optimal „applizieren“ zu können, ist das dritte Kriterium aus Emissionsgründen und nach deutschem Recht auch aus juristischen Gründen (Hauptzweck der Maßnahme, vgl. Seite 24) bedeutsam.

3.2.1 Brennstoffe aus Müll (BRAM)

Die folgende Tabelle zeigt Daten über die Belastung von Hausmüll. Gerade die Schwermetalle sind für den Zementprozeß von Bedeutung. Weiter ist der Chloreintrag eine begrenzte Größe.

Tabelle 7: Schadstoffbelastung von Hausmüll vor 1990 (17) und Österreich aktuell (18), umgerechnet auf einen Heizwert Hu = 9.000 kJ/kg (19)

	BRD, vor 1990	Ö, aktuell	BRD, vor 1990	Ö, aktuell
Chlor	7 - 8	7,5 g/kg	778 - 889	833 mg/MJ
Stickstoff	3 - 5	k.A. g/kg	333 - 556	k.A. mg/MJ
Schwefel	2 - 5	3,5 g/kg	222 - 556	389 mg/MJ
Cadmium + Thallium*	2,2 - 15,2	9 mg/kg	0,2 - 1,7	1,0 mg/MJ
Quecksilber	3 - 5	2,5 mg/kg	0,3 - 0,6	0,3 mg/MJ
↑ SM**	2.200 - 6.000	k.A. mg/kg	244 - 667	k.A. mg/MJ

* 17. BImSchV § 5 Nr. 3a ** Schwermetalle, 17. BImSchV § 5 Nr. 3c

Aufgrund der erforderlichen Aufbereitung zur Erzeugung eines Sekundärbrennstoffes ist es zunächst nicht berechtigt, die Werte in Tabelle 7 mit den Inputwerten bzw. Werten eines Sekundärbrennstoffes gleichzusetzen. Die Frage ist vielmehr, ob durch die Aufbereitung eine relevante Schadstoffanreicherung erreicht werden kann.

Die erwähnten älteren Forschungen in Deutschland und Europa haben eigentlich durchgängig gezeigt, daß eine Schadstoffentfrachtung für einen Brennstoff aus Müll nur in unbefriedigendem Umfang möglich ist. Daher wurde damals das Konzept „BRAM“ aufgegeben. Aber auch neuere Untersuchungen zeigen tendenziell zwar eine leichte Abnahme, aber keinen qualitativen Sprung der Schwermetallentfrachtung (vergl. Tabelle 8).

Tabelle 8: Schwermetallbelastung von BRAM (Brennstoffen aus Müll)

	ECO-Briq (Herne, 1983)	ECO-Briq (Herten, 1987)	ECO-Briq (Herten, 1993)	Calurb Sorain Cecchini*	BRAM, aktuell (5)	
	Mittelwerte in mg/kg				mg/kg FS	mg/MJ**
As	k.A.	< 0,5	< 2	k.A.	4,69	0,4
Cd	4,45	< 0,2 - 4	1,6	3,19	4,69	0,4
Cr	67,1	38	52	51,1	33,5	2,9
Cu	135	445	655	313	234,5	20,0
Hg	k.A.	1,15	0,92	0,21	0,67	0,1
Ni	29,4	28	23	10,3	10,05	0,9
Pb	138	170	66	163	167,5	14,3
Zn	738	440	405	309	442,2	37,8
Hu (kJ/kg)	13.139	15.384	16.715	21.240	11.700	
* flockiger BRAM, FLUFF ** bezogen auf Hu = 15.000 kJ/kg						

Aufgrund der oben beschriebenen Interessenslage der Abfallmitverbrennung in Zementwerken ist zu beobachten, daß das Thema „Erzeugung von Sekundärbrennstoffen“ eine Renaissance erfährt. Man muß daher abwarten, ob es einzelnen Marktteilnehmern zukünftig gelingen wird, mit neuen Entwicklungen schadstoffreduzierte Brennstoffe zu erzeugen.

3.2.2 Siebfraktionen aus der MBA

Gegenwärtig ist in Deutschland zu beobachten, daß im Rahmen von betriebenen oder auch geplanten mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (Aßlar, Bad Tölz, Bassum, Düren, Kirchberg, Lüneburg, geplante Anlagen im Land Brandenburg) versucht wird,

eine hochkalorische Siebfraktion abzutrennen. Für diese Fraktion wird wiederum häufig die energetische Verwertung ins Auge gefaßt.

Tabelle 9 zeigt nun, daß eine derartige hochkalorische Fraktion ähnlich hoch wie der Ausgangsabfall mit Schwermetallen und Chlor belastet ist. Eine **Abreicherung** konnte nicht festgestellt werden.

Tabelle 9: Schwermetallgehalte in heizwertreichen Siebfraktionen

	Trockenstabilat (Einzelproben) (20)			Branden- burg 1994 Siebüber- lauf > 60 mm	Trockenstabilat (Einzelproben)			Branden- burg 1994 Siebüber- lauf > 60 mm
	Gesamt- müll	hochkal. Frakt. > 100 mm	hochkal. Frakt. 10 - 100 mm		Gesamt- müll	hochkal. Frakt. > 100 mm	hoch- kal. Fr. 10 - 100 mm	
	(mg/kg)				mg/MJ			
As	< 0,25	0,78	< 0,25	0,8 - 1,3	0,0	0,1	0,0	0,05 - 0,1
Cd	1,6	4,48	2,45	0,3 - 4,5	0,2	0,4	0,2	0,02 - 0,3
Cr	50,8	77,8	112	15 - 78	4,8	6,4	9,3	1,0 - 5,0
Co	4	6	11,3	k.A.	0,4	0,5	0,9	k.A.
Cu	197	204	690	k.A.	18,8	16,8	57,3	k.A.
Hg	1	1,15	1,2	0,6 - 1,2	0,1	0,1	0,1	0,04 - 0,1
Mn	583	645	993	k.A.	55,5	53,3	82,4	k.A.
Ni	26,3	38,3	80,3	k.A.	2,5	3,2	6,7	k.A.
Pb	139	638	333	2 - 683	13,2	52,7	27,6	0,1 - 44
Sb	5,06	27,5	2,75	k.A.	0,5	2,3	0,2	k.A.
Sn	7,75	< 3,5	12	k.A.	0,7	< 0,3	1,0	k.A.
V	8,75	16	21	k.A.	0,8	1,3	1,7	k.A.
Zn	388	868	870	k.A.	37,0	71,7	72,2	k.A.
Hu (kJ/kg)	10.500	12.110	12.050	15.500				

Auch hier ist eine intensive Entwicklungstätigkeit zu beobachten. Man wird daher auch für dieses Konzept abwarten müssen, ob demnächst einzelnen Marktteilnehmern ein qualitativer Sprung gelingen wird.

Allerdings werden diese Bemühungen zur Schadstoffabreicherung des BRAM bzw. der hochkalorischen Fraktion Grenzen gesetzt sein, die im Zusammenhang mit den Schadstoffbelastungen der Produkte zu sehen sind. So weist die reine Kunststofffraktion (DSD) einen Cadmiumgehalt von immerhin 1 - 2 mg/MJ auf (21). (Zur Bedeutung des Elements Cadmium für die Risikoanalyse und Emissionsbilanz siehe unten).

3.2.3 Trends

Die aktuell verfügbaren Daten zur Schadstoffbelastung des Restmülls sind unvollständig bis unzureichend. Daher sind an dieser Stelle Einschränkungen zu formulieren.

Die Analyse des Belastungstrends ist vielleicht noch wichtiger als die vertiefte aktuelle Betrachtung. Diese Analyse erlaubt eine Abschätzung, mit welchen Schadstoffproblemen sich die Mitverbrennung in einem Zementwerk zukünftig auseinandersetzen muß.

In den letzten 10 Jahren war zu beobachten, daß die Belastung des Restabfalls mit toxischen Schwermetallen leicht zurückging. Dies hatte seine Gründe in den bekannten Substitutionsmaßnahmen (Cadmium, Quecksilber), die zwischenzeitlich auch im Abfall „angekommen“ sind. Eine Fortsetzung dieses Trends ist zu erwarten. Unklar ist, **in welchem Umfang** eine weitere Reduzierung des Schwermetallinputs in den Abfall eintreten wird.

Neben den Schwermetallen ist insbesondere das Chlor ein sensibles Element für den Zementprozeß. Auch hier ist in den vergangenen 10 Jahren in Deutschland für den Bereich Hausmüll eine leichte Verringerung zu beobachten. Während bei der bundesweiten Hausmüllanalyse aus dem Jahr 1983 der Gehalt an organisch gebundenem Chlor der Siedlungsabfälle bei 0,34 bis 0,36 Gew.-% lag, rechnet man heute mit 0,3 Gew.-% Chlor und darunter (22). Wesentliche Gründe für diesen Rückgang dürfte das Abschöpfen von Chlorträgern (PVC-Verpackungen) durch die DSD-Sammlung sowie die Substitution von PVC selbst (im Verpackungssektor) sein.

Dieser Trend wird gegenwärtig überlagert durch einen verstärkten Eintrag von längerlebigen PVC-Altprodukten (Möbel, Profile, Lamellen, PVC-beschichtete Platten, Fußbodenbeläge) in den Abfall. So werden die in den 70er und 80er Jahren für die Möbelherstellung eingesetzten erhöhten PVC-Mengen gegenwärtig zu einem Abfallthema. Der Organochlorgehalt im Sperrmüll wird aktuell mit 0,45 bis 0,8 Gew.-% angegeben und liegt damit über dem des reinen Hausmülls. Hochkalorische Einzelchargen aus dem Gewerbeabfall (Verpackungsmaterialien und Kartonagen) können sogar die 2 %-Marke übersteigen. Ähnliche Werte sind für Einzelchargen aus Sortieranlagen (sog. Sortierreste) zu erwarten.

Die mengenmäßig bedeutenden Chloreinträge aus dem Bausektor (in Bauabfällen: Fenster und andere Profile, Rohre, Fußbodenbeläge) werden aber erst in den nächsten 20 Jahren erwartet, wie die folgende Abbildung zeigt.

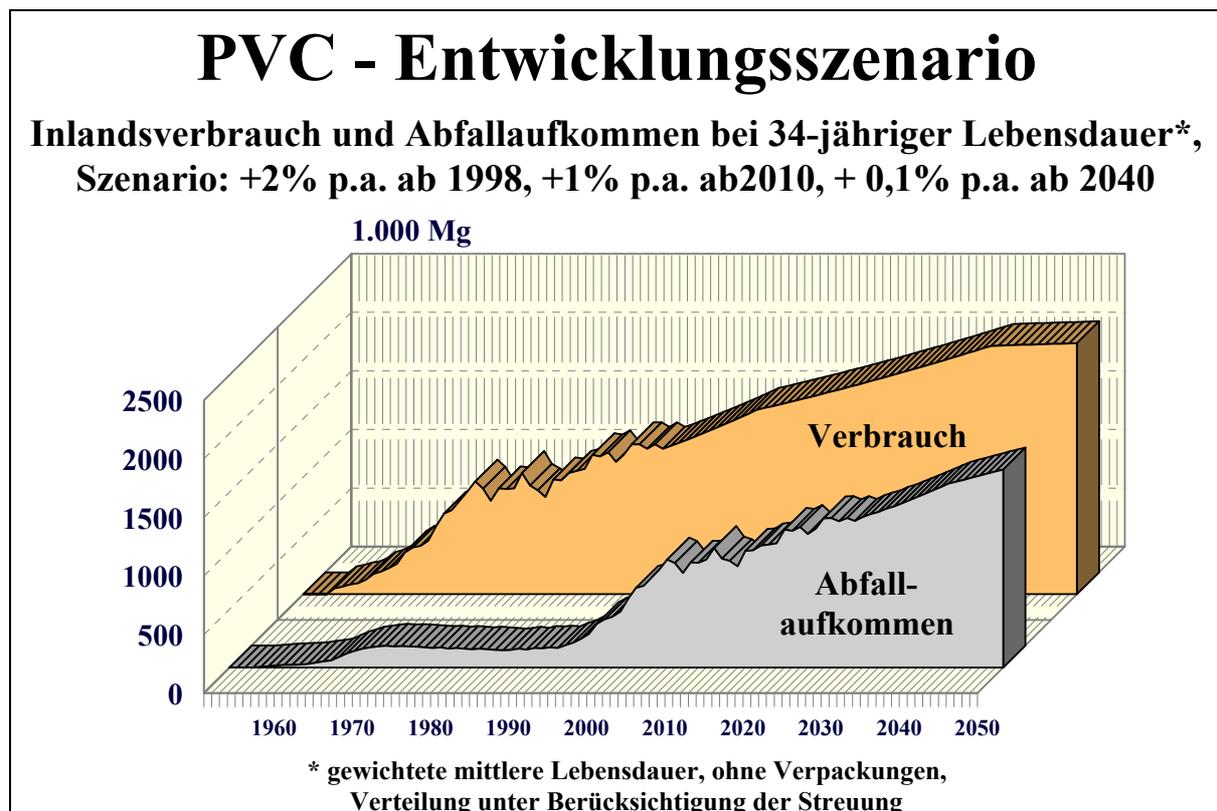
Zwar wird von Seiten der PVC-Industrie gegenwärtig eine Auffanglösung in Form des PVC-Recyclings ausgebaut (23, 24). Unabhängig von vielen ungeklärten technischen und insbesondere finanziellen Fragen, wird selbst nach optimistischen Prognosen auch der PVC-Industrie bzw. ihren Fachorganisationen nur eine Teilmenge des zu erwartenden „PVC-Bergs“ durch ein separates Recycling (werk- und rohstofflich) abgetragen werden können.

Allein aus logistischen Gründen wird nicht zu erwarten sein, daß die Kosten aufgebracht werden können, um die diversifizierte Warenvelfalt des PVCs vollständig getrennt vom Siedlungsabfall zu entsorgen. Ganz im Gegenteil ist mit einer mittelfristigen Erhöhung der Chlor-

einträge in den Restmüll zu rechnen. Offen ist, ob die Steigerung in der Form der Abbildung 5 oder aufgrund der beschriebenen Initiativen der PVC-Industrie abgemindert erfolgt.

Mit dem verstärkten Alt-PVC-Eintrag wird auch ein erneuter Anstieg kritischer Schwermetalle (insbesondere Cadmium und Blei) in der Kunststofffraktion des Restmülls einhergehen.

Abbildung 5: Zukünftige Entwicklung des PVC-bürtigen Chloreintrags in den Abfall



3.3 Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen aus Abfällen

Die Ansprüche der Zementindustrie an die Substitution natürlicher Einsatzstoffe durch Sekundärstoffe lauten (25):

- keine signifikante Erhöhung der Emission,
- keine Beeinträchtigung der Zementqualität,
- keine negative Beeinflussung der Prozeßführung.

Im folgenden soll untersucht werden, inwieweit diese Anforderungen durch die Mitverbrennung von Abfällen bzw. bestimmten Abfallfraktionen tangiert werden.

3.3.1 Emissionen

Für die Frage einer ökologischen Bewertung der Restmüllmitverbrennung bzw. eines Einsatzes von Sekundärbrennstoffen ist die Belastung des Sekundärbrennstoffes in Beziehung zur Belastung anderer Einsatzstoffe zu setzen.

Tabelle 10: Vergleich der Konzentrationsbereiche von Brenn- und Rohstoffen für den Klinkerbrennprozeß in einem Zementwerk; BRAM = Praxiswert nach (26), vgl. auch Tabelle 8

Schwermetall	Kalkstein (7) mg/kg	Kalkmergel (7) mg/kg	Ton/Tonstein (7) mg/kg	Gips (7) mg/kg	Kohle (Mittelwert) (27) mg/kg mg/MJ		BRAM (Tabelle 8) mg/MJ
	As	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	29,9	1,15
Cd	0,002 - 0,5	0,04 - 0,35	0,05 - 0,21	<0,2 - 3	0,23	0,009	0,4
Cr	0,7 - 12,3	4,6 - 35	20 - 90	2,8 - 33	42,9	1,65	2,9
Hg	0,005 - 0,1	0,009 - 0,13	0,02 - 0,15	<0,01 - 1,3	0,42	0,016	0,1
Ni	1,4 - 12,9	5,9 - 21	11 - 70	k.A.	49,9	1,92	0,9
Pb	0,27 - 21	1,3 - 8,5	9,7 - 40	0,3 - 20	140	5,38	14,3
Zn	1,0 - 57	24 - 55	55-110	1,0-61	118	4,54	37,8

Tabelle 10 zeigt, daß der Konzentrationsbereich von Schadstoffen in eingesetzten Rohstoffen hohen Schwankungen unterliegt und für einzelne Zuschlagstoffe durchaus nicht unbeachtlich ist. Aus diesen Materialien (und den eingesetzten Regelbrennstoffen) stammen die Normalbelastungen des Klinkers bzw. des Zements. Die Werte für Kohle sind einer Ausarbeitung des Schweizer Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) entnommen (27). Sie wurden unsererseits mit Untersuchungen aus Deutschland³ gegenüberprüft (28) und für repräsentativ befunden.

Daher ist die Frage zu untersuchen, ob durch die Mitverbrennung von Sekundärbrennstoffen einerseits die Schadstoffemissionen zunehmen und andererseits die Schadstoffbelastung des Klinkers/Zements gesteigert wird.

Die Abschätzungen in der obigen Tabelle zeigen, daß der Einsatz von aktuellen Sekundär gegenüber Regelbrennstoffen **im Mittel** eine Inputerhöhung der relevanten Schadstoffe bedeutet. Hierbei ist ein Vergleich des Schadstoffinputs je erzeugter Energieeinheit zugrundegelegt worden.

3 In der deutschen Literatur werden in diesem Zusammenhang häufig die Werte von Winkler vom LUA NRW herangezogen (z.B. VDZ, siehe (7)). Da es sich hierbei aber um Maximal- und nicht um Mittelwerte handelt, haben wir hierauf nicht zurückgegriffen.

Diese Betrachtung berücksichtigt nicht, daß es Regelbrennstoffe bzw. andere Brennstoffsubstitute gibt, die von der Schadstoffseite ungünstiger ausfallen als Steinkohle. Ebenso kann über die verwendeten mineralischen Roh- und Hilfsstoffe eine höhere als in Tabelle 10 angegebene Inputbelastung erfolgen. Da es nach deutschem Recht keine allgemeingültigen Regelungen bzw. Schadstoffbegrenzungen für die im Zementprozeß eingesetzten Roh- und Brennstoffe gibt, sind auch Konstellationen vorhanden, für die der Regelbrennstoff vergleichbare oder sogar höhere Inputwerte aufweist, wie z.B. die oben dargestellten Sekundärbrennstoffe aus Abfällen. Dies erschwert die durchzuführende Bewertung einer Mitverbrennung von Abfällen in Form der Sekundärbrennstoffe.

Pauschale Aussagen für alle Zementwerke sind daher nicht möglich. Vielmehr muß auch hier die Einzelfallprüfung zeigen, welche konkreten Konstellationen bei der Restmüllmitverbrennung jeweils vorhanden sind. Die obigen Zahlen machen aber auch deutlich, daß **in der Regel** bei der Restmüllmitverbrennung von einer Inputerhöhung bei den betrachteten Schadstoffen (Schwermetalle) auszugehen ist. Diese Aussage wird erhalten, wenn man die jeweiligen Mittelwerte in Beziehung setzt.

Im folgenden wird der Fall unterstellt, daß durch die Restmüllmitverbrennung bzw. durch den Einsatz eines Sekundärbrennstoffs eine Inputerhöhung entsprechend der Tabelle 10 eintritt. Es wird also der Durchschnittsfall berechnet und untersucht, welche Konsequenzen hiermit verbunden sind.

Da weiter der Einsatz des Sekundärbrennstoffes in der Primär- **und** der Sekundärfeuerung unterstellt wird, sind bei den prozeßspezifischen Verhältnissen eines Zementwerkes die im Abfall enthaltenen Stickstoff- und Schwefelkonzentrationen von untergeordneter Bedeutung. Die Stickstoffmengen im Sekundärbrennstoff werden die NO_x-Bildung nur unwesentlich beeinflussen, weil die dominierenden Reaktionen bei den hohen Temperaturen im Drehrohr-Ofen mit dem Luftstickstoff erfolgen.

Eingetragener Schwefel wird oxidiert, aufgrund der intensiven Kontaktmöglichkeiten mit feinpulvrigem kalkhaltigem Material im Vorwärmer (mehrere Zyklonstufen) wird SO₂ bzw. SO₃ gebunden und über den Klinker/Zement ausgetragen.

Verbleiben Emissionsfragen bzgl. erhöhter Schwermetalleinträge, Chlorfrachten und der unvollständigen Verbrennung.

3.3.1.1 Schwermetalle

Die erhöhten Schwermetalleinträge führen zu den beschriebenen Transportwegen im Prozeß entsprechend der Flüchtigkeit der Elemente bzw. ihrer Verbindungen und den jeweiligen konkreten Prozeßbedingungen. Hier sind gegenüber dem Schwermetalleintrag aus Regelbrennstoffen und natürlichen mineralischen Rohstoffen (Rohmehl) keine Unterschiede auszumachen (bis auf die jeweilige Erhöhung der Emission in Abhängigkeit vom erhöhten Input).

Auch hier muß daher die generelle Betrachtung nicht mit jedem Einzelfall übereinstimmen. So sind einzelne Anlagentypen noch im Dienst, die eingetragenes Quecksilber so gut wie vollständig über die Abluft in die Umwelt abgeben⁴.

Es sind aber auch Anlagentypen in Betrieb, die das eingebrachte Quecksilber weitgehend zurückhalten und über Bypässe bzw. die Reststoffverwertung in den Zement einbringen (Zyklonvorwärmer mit entsprechend niedriger Gastemperatur⁵ (29)). Für den Immissionschutz ist diese Technik positiv zu sehen, da sie eine bessere Adsorption von Schwermetallen am Feinstaub garantiert und bezüglich der Dioxinbildung einen ausgeprägten Quencheffekt hat (Produktqualität s.u.).

Bewirkt nun ein erhöhter Schwermetalleintrag in den Zementerzeugungsprozeß auch eine erhöhte Emission an Schwermetallen? Hierzu wurden verschiedene Messungen an existierenden Zementwerken durchgeführt (u.a. (25, 30)). Diese Untersuchungen zeigen durchgängig, daß der Abfallersatz keine meßbare Erhöhung der Emission bewirkte.

Diese Untersuchungen sind aber wenig aussagekräftig, weil die Messung der Abluft z.B. 40 bis 90 Stunden (30) nach Applikation einer Abfallcharge methodisch nicht die wirklichen Verhältnisse erfaßt. Diese stichprobenhaften Einzelmessungen spiegeln einen viel zu kleinen Zeitabschnitt wieder. Zudem muß eine Bilanz rechnerisch aufgehen; was im konkreten Fall bedeutet, daß die Summen aller Massenströme annähernd 100 % ergeben müssen.

Ein Zementwerk ist, vereinfacht gesprochen, als „träge“ zu bezeichnen. Wenn im Verbrennungsteil ein erhöhter Input an Schwermetallen appliziert wird, dauert es - je nach Schwermetall, Chloridfrachten, Temperaturprofilen etc. - u.U. Wochen und Monate, bis der erhöhte Input als erhöhte Staubbelastung im Elektrofilter angenommen ist. Grund hierfür sind die schon erläuterten Kreisläufe, die sich aufbauen.

Daher sind nur wissenschaftlich fundierte Schwermetallbilanzen, die über die genannten Zeiträume durchgeführt werden, geeignet, die Frage nach dem Schicksal der Inputerhöhungen zu beantworten. Derartige Untersuchungen liegen bisher nicht vor. Der VDZ weist auf derartige Untersuchungen hin, die durchgeführt wurden. Diese Untersuchungen sind aber nicht öffentlich zugänglich.

Daher in der vorliegenden Studie mit einer Abschätzung gearbeitet werden. Dieser Abschätzung liegen folgende Annahmen zugrunde:

1. Der erhöhte Schwermetallinput durch Restmüllmitverbrennung führt nach Ablauf eines Zeitraumes „x“ zur Einstellung eines Gleichgewichtszustandes (Input/Output).
2. Der erhöhte Schwermetallinput schlägt anteilig bis zum Staubfilter durch.
3. Der in den Staubfilter gelangende Staub ist in dem Umfang höher mit Schwermetallen belastet, in dem der Einsatz von Sekundärbrennstoffen gegenüber Steinkohle zu einer Erhöhung der Rohmehlfracht führt.
4. Der Reingasstaub weist im gleichen Verhältnis eine erhöhte Belastung mit Schwermetallen auf.

4 z.B. Zementwerke mit Rostvorwärmern mit Gastemperaturen oberhalb von 120°C

5 unterhalb von 140°C

Dieser Ansatz ist in sich plausibel. Er entspricht dem Grundsatz der Erhaltung der Masse, da Schwermetalle nicht „aufgelöst“ werden können. Für flüchtige Schwermetalle wie Quecksilber unterschätzt er eher den Durchbruch in die Abluft, als daß er ihn überschätzt, für schwerflüchtige Schwermetalle (wie Chrom) kann das Gegenteil der Fall sein, insbesondere wenn gezielt entsprechende Bypaßströme ins Produkt gefahren werden.

Dieser Berechnungsansatz ist in Ermangelung belastbarer Untersuchungen als bestverfügbarer wissenschaftlicher Ansatz, um darzulegen, welche zusätzlichen Emissionen möglich sind.

Tabelle 11 zeigt die in der skizzierten Weise durchgeführten Berechnungsergebnisse.

Tabelle 11: Abschätzung über erhöhte Schwermetallemissionen bei der Mitverbrennung von Restmüll

Element	Emissionen (1) 1993 g/Mg _{Zement}	Rohmehlfracht (2) g/Mg _{Zement}	Erhöhter Input		Rechnerisch erhöhte Emission	
			durch BRAM-Einsatz gegenüber Kohle (3) g/Mg _{Zement}	als Fracht (4) %	je Mg Zement g/Mg _{Zement}	je Mg verbranntem BRAM (5) g/Mg _{BRAM}
As	0,0050	11,0	- 2,48	- 23 %	- 0,0011	- 0,0034
Cd	0,0110	0,2	1,29	645 %	0,0710	0,2129
Cr _{gesamt}	0,0060	27,0	4,13	15 %	0,0009	0,0028
Hg	0,0130	0,1	0,28	277 %	0,0360	0,1081
Pb	0,0150	12,0	29,44	245 %	0,0368	0,1104

(1) Mittelwerte: Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie
 (2) Mittelwerte: nach BUWAL, diverse Quellen
 (3) Vollständiger Ersatz durch Sekundärbrennstoff, Mittelwerte: vgl. Tabelle 10
 (4) BRAM gegenüber Rohmehlfracht
 (5) abhängig vom jeweiligen Heizwert, hier Faktor 3 (gerundet)

3.3.1.2 Chlor

Der erhöhte Chloreintrag durch Sekundärbrennstoffe stellt, da wir im Falle des Eintrags über die Sekundärfeuerung von einer unvollständigen Verbrennung ausgehen müssen (s.u.: organische Stoffe), einerseits ein Emissionsproblem dar.

Andererseits stellt Chlor (als Chlorid) aber auch ein betriebstechnisches Problem dar (Förderung des Aufbaus von Kreisläufen). Eine erhöhte Emission in Form der Salzsäure ist wegen der Einbindung in die kalkhaltigen Rohmaterialien nicht zu erwarten. Letztlich wird

das eingebrachte Chlor (sowie das anorganische Chlorid) weitgehend ins Produkt verlagert (über Bypässe), so daß sich diesbezüglich Fragen der Produktqualität stellen (s.u.).

3.3.1.3 Organische Stoffe / PIC (Products of Incomplete Combustion)

Die in Restmüll bzw. Sekundärbrennstoffen enthaltenen organischen Stoffe werden weitgehend mineralisiert. Dies gilt insbesondere für den Einsatz in der Primärfeuerung. Moderne Zementwerke verfügen über ein Splitting des Brennstoffeinsatzes. So kann über die Hälfte der eingesetzten Brennstoffmenge energetisch sinnvoll zur Vorwärmung und Calcinierung (Sekundärfeuerung) verwendet werden, was prozeßtechnisch energetische Vorteile hat. An dieser Stelle stellt sich aber der Zielkonflikt mit dem Einsatz von Sekundärbrennstoffen, weil die spezifischen Verbrennungsbedingungen in der Sekundärfeuerung nicht immer optimal sind (s.o.). Hierbei ist auf den jeweiligen Anlagentyp abzustellen.

Folglich muß geprüft werden, ob sich innerhalb der Sekundärfeuerung toxische Stoffe bilden, wie dies für den Fall der konventionellen Müllverbrennung umfangreich untersucht wurde. Da gleichzeitig der gegenüber Regelbrennstoffen deutlich erhöhte Eintrag von organisch gebundenem Chlor einzubeziehen ist (s.o.), ist die Bildung von chlororganischen Verbindungen eine zusätzliche relevante Fragestellung.

Die Verbrennungsbedingungen in der Sekundärfeuerung sind verglichen mit konventionellen Müllverbrennungsanlagen in erster Näherung nicht unterschiedlich. Unterschiede gibt es jedoch bei der Abkühlung der Rohgase. So sind die bei der Müllverbrennung bekanntermaßen zur Dioxinbildung führenden ausgeprägten Temperaturfenster und katalytischen Bedingungen in der Abkühlstrecke des Zementprozesses nicht gegeben. Dies könnte auch erklären, warum die bisher gemessenen Dioxin-Werte in der Abluft von Zementwerken sehr niedrig sind. So liegen die gemessenen Reingaskonzentrationen deutlich unter 0,1 und häufig sogar unter 0,01 ng I-TE/m³ (31).

Dennoch ist aus der Sicht der „Verbrennungsschemie“ beim Restmülleinsatz in der Sekundärfeuerung mit sehr komplexen Prozessen der unvollständigen Verbrennung bzw. Rekombination zu rechnen. Konzentrationsmäßig finden diese Prozesse auf niedrigem Niveau statt und liegen für die relevanten Einzelverbindungen im Mikrogramm- und Nanogramm-Bereich. Von der Wirkungsseite her betrachtet kann aber nicht mit der wünschenswerten Sicherheit ausgeschlossen werden, daß auch Einzelstoffe entstehen, die hochtoxisch sind. Die folgende Übersicht zeigt als exemplarische Auswahl einige Verbindungen, die in konventionellen Müllverbrennungsanlagen gemessen worden sind. Für diese Technik mußten daher Filtersysteme entwickelt werden, die eine sog. „Breitbandwirkung“ gegen die Produkte der unvollständigen Verbrennung aufweisen.

Es stellt sich daher die Frage, ob im Zementwerk ebenfalls derartige oder vergleichbare Filtersysteme im Fall der Restmüllmitverbrennung erforderlich sind. Diese Frage läßt sich gegenwärtig nicht beantworten, weil in Deutschland bisher nur orientierende Untersuchungen vorliegen, die zudem nicht vollständig zugänglich sind.

Hinzu kommt ein methodisches Problem, das darin besteht, daß $C_{org.}$ und CO bei der Restmüllmitverbrennung im Zementwerk ihre ursprüngliche Funktion als Kontrollparameter für einen weitgehend vollständigen Ausbrand der Abgase verlieren. In den bei Zementwerken üblichen Schwankungen auf hohem Niveau können Unregelmäßigkeiten bei der thermischen Zerstörung der Abfälle viel schwerer erkannt werden als bei einer MVA. Dabei können sich in dem Summenparameter $C_{org.}$, der sehr viele Einzelsubstanzen umfassen kann, infolge der Restmüllmitverbrennung andere und unter Umständen gefährlichere Schadstoffe verbergen als beim regulären Betrieb eines Zementwerkes (32).

Tabelle 12: Im Abgas (Rohgas) einer Sonderabfallverbrennungsanlage nachgewiesene Verbindungen (Auswahl) (33)

Gruppe	Einzelstoffe
Aliphaten	<i>nicht identifiziert</i>
Chlorbenzole	Di-, Tri-, Tetra-, Penta-, Hexachlorbenzol
Chlorbiphenyle	Penta, Hexa-, Heptachlorbiphenyl, Dichlordiphenylethan
Chlornaphthaline	Mono-, Di-, Trichlornaphthalin
Chlorphenol	Di-, Tri-, Tetra-, Pentachlorphenol, 2-Chlor-4-Bromphenol
Anderer Organohalogene	Chlormethylphenol, Chloranthracen, Chlorthiophenol, Bromthiophenol, Chlortoluol, Dichlorbenzoylchlorid, Dichlorbenzylalkohol, Dichlorchinolin, Brom-, Chlorthiophen, Tetrachloranilin, Tetrachlorthiophen
Ester	<i>nicht identifiziert</i>
Ketone	<i>nicht identifiziert</i>
Nitroaromaten	Nitronaphthalin, Nitroacenaphthen, Nitrosopyrrolidon, 4-Nitrobiphenyl, Dinitrobenzol
PAK	Naphthalin, Biphenyl, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Chrysen
Phosphorsäure- ester	Tributylphosphat, Acrylnitril (dimeres)
Phthalsäureester	Dibutylphthalat, Butylbenzylphthalat, Diisooctylphthalat, Diisononylphthalat

3.3.2 Produktqualität

Das Thema Produktqualität ist für die Restmüllmitverbrennung heikel, weil bei einer unverständigen Interpretation der Daten und Zusammenhänge schnell einzelwirtschaftlich ein hoher Image-Schaden und gar wirtschaftliche Nachteile eintreten können.

Heikel ist dieses Thema auch deshalb, weil Zement in den letzten Jahrzehnten zum dominierenden Baustoff geworden ist, der den Menschen in seiner Wohn- und Arbeitsumwelt allgegenwärtig umgibt. Eine Minderung der Produktqualität durch Restmüllmitverbrennung hätte daher auch gravierende volkswirtschaftliche Konsequenzen.

Zwei Fragestellungen stehen u.E. für die Betrachtung möglicher Minderungen der Produktqualität im Vordergrund:

- Gesundheitsrisiken,
- Materialschäden (Korrosionsrisiken).

3.3.2.1 Gesundheitsrisiken

Gesundheitsrisiken können prinzipiell beim Umgang mit Zement (Arbeitsschutz) und beim Gebrauch eines Gebäudes (Indoor Pollution) auftreten. Ein weiteres Spezialproblem ist die sog. post-consumer-Betrachtung, also die Frage der Entsorgung von gebrauchten Baustoffen bzw. Gebäuden.

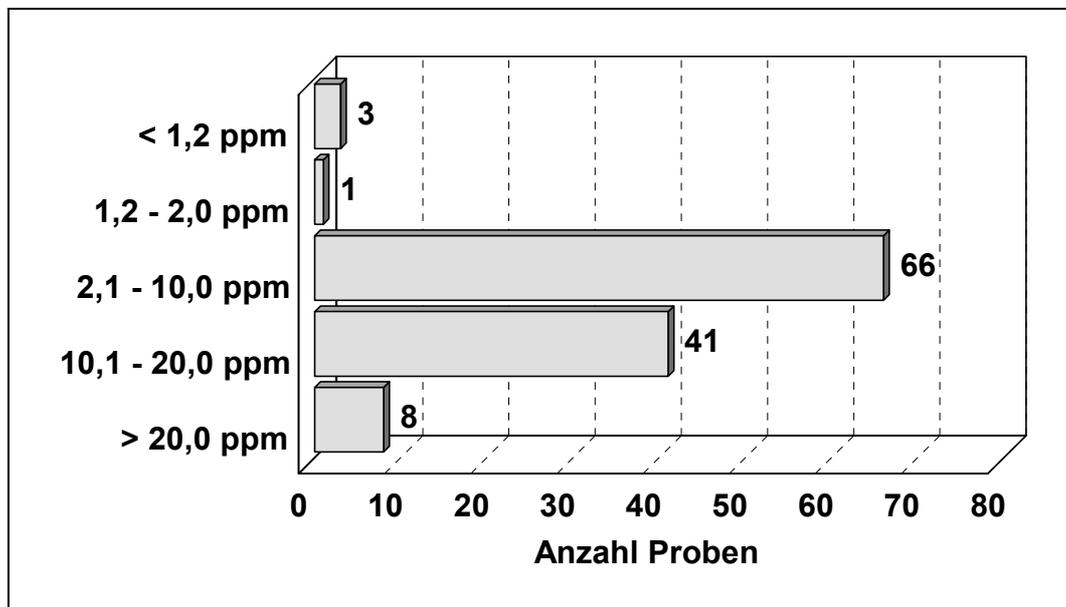
Für alle genannten Bereiche stehen die toxischen Schwermetalle im Vordergrund der Betrachtung. Der Einsatz von Sekundärbrennstoffen erhöht, wie oben dargelegt, im allgemeinen die Schwermetalleinträge gegenüber Regelbrennstoffen. Allerdings ist hierbei auch die eingesetzte Menge an Sekundärbrennstoffen einzubeziehen. So führen geringe Einsatzmengen an Sekundärbrennstoffen beim gleichzeitigem Einsatz von höher belasteten Rohmaterialien zu einer kaum feststellbaren (oder zu keiner) Erhöhung der Werte im Produkt.

Für den Arbeitsschutz ist neben dem hohen pH-Wert (> 13 ; kann zu schweren Verätzungen führen) insbesondere das Schwermetall Chrom (Chrom-VI = Chromat) von Bedeutung. Beide Faktoren verursachen Allergien bzw. wirken sensibilisierend. Alle durch Zement verursachten Ekzeme werden als „Maurerkrätze“ bezeichnet, wobei nicht zwischen irritativen (*durch die Alkalität des Zements sowie seiner Bestandteile verursacht*) und allergischen (*durch Chrom-VI verursacht*) unterschieden wird. Die Sensibilisierung ist abhängig von der Höhe und der Dauer der Exposition gegenüber Chromat.

Der Chromatgehalt des Zements ist sehr unterschiedlich und für die technischen Eigenschaften des Zements ohne Bedeutung. Bei den in Deutschland erhältlichen Portlandzementen liegt der Gehalt an wasserlöslichem Chromat zwischen 3 und 27 ppm. Nach Angaben der Berufsgenossenschaften der Bauwirtschaft (34) führen Konzentration von **unter 1,2 ppm** Chromat nicht mehr zu allergischen Reaktionen.

Aus Arbeitsschutzgründen ist daher eher eine Senkung des Chromgehaltes (insbesondere des wasserlöslichen Anteils⁶) im Zement angezeigt als eine Steigerung. Die Chromwerte (Cr_{gesamt}) im Klinker liegen im Bereich von 10 bis 90 mg/kg und im Sekundärbrennstoff bei 30 - 100 mg/kg (hochkalorische Fraktion) bis zu maximal 1.000 mg/kg (BRAM aus Gesamtmüll). Je nach Aufbereitungsmethode für den Sekundärbrennstoff und angenommenen Heizwert ergibt sich bei einem 50 %igen Ersatz von Primär- durch Sekundärbrennstoff entweder eine kaum feststellbare bzw. relativ geringe Verschlechterung der Produktqualität oder eine Verschlechterung bis hin zu einer Verzehnfachung der Chrombelastung des Zements.

Abbildung 6: Gehalte wasserlöslichen Chromats in in Deutschland erhältlichen Portlandzementen (n gesamt 119, 56 verschiedene Werke) (Grafik: BZL, Daten nach (35))



Im Mittel würde sich bei vollständiger Substitution von Steinkohle durch BRAM die Chrombelastung des Produkts um 50 % erhöhen. Von Seiten der Zementindustrie wird eine Problemlösung in der Verhinderung der Bildung von sechswertigem Chrom bzw. in der Reduktion von Cr-VI zu Cr-III im Produkt gesehen - eine sicherlich sinnvolle Strategie. Allerdings ist an dieser Stelle einzuwenden, daß zwischenzeitlich auch Erkenntnisse vorliegen, daß andere Schwermetalle, deren Eintrag mit dem Abfalleinsatz ebenfalls erhöht wird, in die arbeitsmedizinische Betrachtung einzubeziehen sind (z.B. Nickel).

Wenig ist bisher unter dem Stichwort Indoor Pollution bekannt. Es wird nicht zu erwarten sein, daß Bestandteile aus dem verbauten Zement in hohen Konzentrationen austreten und die Luft von Innenräumen belasten. Dies gilt insbesondere für viele schwerflüchtige Komponenten des Zements. Relevant könnten allenfalls flüchtige toxische Schwermetalle wie Quecksilber sein. Aber auch hier dürfte es eher unwahrscheinlich sein, daß bei erhöhten Quecksilberwerten im Zement (genauer Mörtel, Beton etc.) ein Übergang in die Innenraumluft stattfindet.

Als weiterer zu betrachtender Wirkungspfad ist der Innenraum-Staub einzubeziehen. Hier deuten sich in den USA neue Bewertungen für Feinstäube in der Atemluft an (36). Es dürfte

6 Der Chrom-VI-Gehalt ist eine Teilmenge des Gesamt-Chrom-Gehaltes des Zements. Um das wasserlösliche Chromat zum weniger problematischen Chrom-III zu reduzieren, wird in Skandinavien schon seit mehreren Jahren aufgrund gesetzlicher Vorgaben lagerfähiger Zement mit Eisen-II-Sulfat versetzt.

sicherlich nicht ohne Relevanz sein, wenn der mineralische Anteil der Feinstäube nicht mehr als inert angesehen werden könnte. Aber auf diesem Feld fehlen ebenfalls entsprechende grundlegende Untersuchungen.

Schließlich ist die Verarbeitungs- und Entsorgungsphase für Baumaterialien anzusprechen. Die Angaben für die bei der Verarbeitung der Baumaterialien anfallenden Baustellenabfälle schwanken zwischen rund 15 Mio. Mg/a (37) und 7,4 Mio. Mg (38), davon der weitaus größte Teil aus mineralische Materialien. Bei Renovierungen, Ausbau oder Abbruch fallen weiterhin größere Mengen an **Bauschutt** an. In der Bundesrepublik Deutschland liegen die jährlich anfallenden Mengen bei rund 30 Mio. Mg Bauschutt; hiervon entfallen 3 bis 10 % auf nicht-mineralische Bestandteile. Bauschutt wird i.d.R. aufbereitet und der mineralische Anteil wird nach entsprechender Zerkleinerung und Siebung als Sekundärbaustoff eingesetzt. Die Hauptmenge des aufbereiteten Bauschutts wird als Untergrundbefestigung im Straßen- und Wegebau und sonstigen Befestigungen bzw. Schüttungen verwendet.

Hierbei kommt der Sekundärbaustoff in der Regel innig mit Niederschlagswasser und ggf. auch Grundwasser in Berührung. Die bisherigen Untersuchungen zum Auslaugverhalten von Schwermetallen etc. aus Beton sind zumeist an kompakten Prüfkörpern vorgenommen worden (39, 40) und erfassen nicht die beschriebenen hydrologischen und chemischen Bedingungen des Einsatzes aufbereiteter Baurestmassen im Freiland. Wird Beton recycelt, wird seine spezifische Oberfläche durch das Zerkleinern sehr groß. Gegenwärtig ist daher als ungeklärt anzusehen, ob und in welchem Umfang ein erhöhter Input an Schwermetallen über den Einsatz von Ersatzbrennstoffen in der Zement- und Klinkerindustrie in der post-consumer-Phase zu erhöhten Grundwasserbelastungen führen wird. Hierbei ist zu beachten, daß bereits heute die Eluate aus aufbereitetem Bauschutt unerfreulich hohe Werte aufweisen.

3.3.2.2 Materialschäden

Chloride werden praktisch nicht in den Klinker eingebunden; deren Chlorid-Gehalt beträgt 0,01 bis 0,03 % (41). Daher ist die bereits mehrfach genannte Ausbildung interner Kreisläufe bei erhöhten Chloreinträgen im Zementerzeugungsprozeß zu erwarten. Betriebstechnisch wird dieses Problem über das Umfahren des Ofens durch Bypässe gelöst, was eine Verlagerung der Chloride ins Produkt bewirkt.

Ein erhöhter Chloridanteil im Zement führt zu erhöhten Korrosion an der Stahl-Bewehrung. Daher ist der Chlorid-Gehalt im Zement nach DIN 1164 auf maximal 0,1 % begrenzt. Eine 50 %ige Substitution mit Sekundärbrennstoffen (Heizwert 9.000 kJ/kg) würde allein für Hausmüll zum Erreichen dieser Grenze führen, andere Chloreinträge aus Regelbrennstoffen etc. nicht einbezogen. So beträgt der aktuelle Chlorgehalt des Hausmülls 0,6 Gew.-% (anorganisch und organisch gebunden), andere Abfallströme liegen z.T. deutlich darüber (vgl. Seite 33).

Die obigen Zahlen zeigen, daß bereits heute der Einstieg in die Restmüllmitverbrennung in relevantem Umfang Fragen der Produktgüte aufwirft. Die Hauptursache für die hohen

Chlorgehalte im Abfall ist das PVC. Aus den oben analysierten Gründen wird eine deutliche Steigerung des PVC-Eintrags in die Abfallströme nicht zu vermeiden sein.

Der Zielkonflikt Produktqualität und Sekundärbrennstoffeinsatz scheint gegenwärtig zu wenig beachtet bzw. in der Diskussion nicht mit dem nötigen Gewicht versehen. Man muß angesichts des anstehenden „PVC-Bergs“ die wenig komfortable Situation erkennen, in die die Beteiligten hineingeraten werden. Will die Zementwirtschaft zur relevanten Stütze für die Abfallentsorgung werden, so muß sie Entsorgungssicherheit gewährleisten. Entsorgungsgarantien bedeuten für die Beteiligten aber einen Balanceakt zwischen Abfallverbrennung und Produktqualität, der mit jedem Jahr schwieriger durchzuhalten sein wird.

Als technische Lösung kann das Ausschleusen und Beseitigen (Deponieren) der Reststoffe aus den Bypässen gesehen werden, was natürlich nicht unbeachtliche Emissions- und Kostenkonsequenzen nach sich ziehen wird.

3.4 Ergebnis der Defizitanalyse

Die Restmüllmitverbrennung bzw. der Einsatz von Sekundärbrennstoffen aus Abfällen führt ökologisch gesehen in der Regel zu einem erhöhten Schadstoffinput (Schwermetalle) in den Zementerzeugungsprozeß. Je nach eingesetzter Technologie (Einzelfall) und Substitutionsgrad ergeben sich hieraus rechnerische Erhöhungen der Emissionen. Adäquate Messungen der Güter- und Massenbilanzen fehlen bisher.

Unklar ist gegenwärtig die Frage, ob aufgrund der hohen Konzentrationen an chlororganischen Verbindungen in Sekundärbrennstoffen und als Folge von deren unvollständiger Verbrennung/Rekombination in der Sekundärfeuerung toxische Stoffe in unvertretbaren Mengen emittiert werden. Für die Primärfeuerung sind die skizzierten Risiken geringer.

Im Rahmen der konventionellen Abfallverbrennung hat die Neubildung toxischer Einzelstoffe dazu geführt, daß (in Deutschland und Österreich) in erheblichem Umfang in Filtertechnik investiert werden mußte, um derartige Problemstoffe nach dem Stand der Technik zurückzuhalten bzw. zu zerstören. Hierbei hat die kritische Diskussion zur Müllverbrennung gezeigt bzw. zeigt dies auch noch aktuell, daß es bei dieser Abluftreinigung nicht nur um die in der Öffentlichkeit bekannten „Dioxine“ geht. Vielmehr muß, wenn auf den Einsatz von Abfällen in der Sekundärfeuerung nicht verzichtet werden soll, ein repräsentatives, unabhängiges Untersuchungsprogramm durchgeführt werden. Aufgabe dieses Programms müßte es sein zu klären, ob sich die „toxische Gesamtsituation“ der Abluft nach Verbrennen der Abfälle im Zementofen so grundlegend positiv von der Situation in einer konventionellen Müllverbrennung unterscheidet, daß auf die Filtertechniken der MVA wie A-Kohle oder Ox-Kat verzichtet werden kann. Derartige Untersuchungen sind bisher nicht veröffentlicht.

Die mit der Abfallverbrennung verbundenen erhöhten Chloreinträge und die zu erwartenden Steigerungen der Chlorbelastungen der relevanten Abfallströme führt zu bisher unterschätzten Zielkonflikten zwischen Entsorgungssicherheit und der Qualität des Produktes Zement.

4 Umweltauswirkungen für Österreich

Die bisherigen Ausführungen haben sich im wesentlichen auf die Verhältnisse und Daten in Deutschland bezogen. Im folgenden soll versucht werden, die bekannten Daten aus Österreich zu verwenden, um für die österreichische Situation genauere Aussagen ableiten zu können.

Diese Betrachtung soll in Form einer vereinfachten Bilanz erfolgen. Gegenwärtig stehen augenscheinlich die Regelentsorgung über die konventionelle Müllverbrennung und die Mitverbrennung in Zementwerken⁷ auch in Österreich in einer Art Systemkonkurrenz. Daher interessiert die Frage, was die jeweils **umweltgerechtere** Lösung ist.

Bei dieser Betrachtung kann auch der Bilanzraum erweitert werden. In der obigen Schwachstellenanalyse zur Restmüllmitverbrennung im Zementwerk spielten verschiedene Emissionen (wie NO_x) keine Rolle, weil die Emissionswerte nicht oder kaum vom Abfalleinsatz abhängen. Auch beim Einsatz von hochwertigen Regelbrennstoffen werden NO_x-Emissionen in gleicher Höhe erzeugt.

Anders sieht dies im Rahmen eines bilanzierenden Vergleichs aus. Hier hat der Entscheidungsträger für die Abfallentsorgung die Wahl, seine Abfälle in die jeweiligen unterschiedlichen Anlagen bzw. Systeme zu geben. In dem einen Fall ist dies mit der Emission „X“ und in dem anderen Fall mit der Emission „Y“ verbunden. Beide Emissionen sind miteinander zu vergleichen.

Verbleibt die schwierige Bilanzfrage, warum man im Falle der Möglichkeit der Mitverbrennung in einem Zementwerk überhaupt noch eine Müllverbrennungsanlage konventioneller Art zum Vergleich heranzieht: *„Schließlich würde selbst bei einer unterstellten vergleichsweise niedrigeren Emission aus der konventionellen Müllverbrennungsanlage eben diese Emission **zusätzlich** sein, weil der Zementerzeugungsprozeß ja in jedem Fall stattfinden würde. Im Falle der konventionellen Entsorgung würde der Zementerzeugungsprozeß dann mit Regelbrennstoffen durchgeführt werden müssen. Im Falle der Restmüllmitverbrennung im Zementwerk würde die konventionelle Müllverbrennung eingespart und eben dieser Emissionsanteil entfallen. Dies führt rein logisch zu einer Umweltentlastung, selbst wenn die MVA sehr niedrige Umweltbeeinträchtigungen aufweisen sollte.“* - so in etwa die Argumentation, deren Triftigkeit zu untersuchen ist.

4.1 Methodisches Vorgehen

In den letzten Jahren hat die Bewertungsfrage des „ökologischen Aspekts“ Fortschritte gemacht. Heute stehen für die Bewertung unterschiedliche Methoden zur Verfügung.

⁷ Auch in Form sog. Kombi-Konzepte für die Entsorgung resp. energetische Verwertung hochkalorischer Siebfractionen aus der MBA

4.2 Methodenwahl

Im Unterschied zur Bilanzierung im Wirtschaftsbereich existiert für die Ökobilanz, die Bilanzierung von Stoff- und Energieströmen, noch kein standardisiertes Verfahren.

Die meisten Erfahrungen liegen bei Produkt-Ökobilanzen vor, deren Erarbeitung bis in die 70er Jahre zurückreicht (42, 43).

Neben der Ökobilanz wurde die Produktlinienanalyse als Bewertungsmethode entwickelt (44). Die Produktlinienanalyse führt im Vorfeld eine Bedarfs- und Nutzenanalyse durch und bezieht neben den ökonomischen Betrachtungen auch soziale Aspekte mit ein. Für komplexe Verbundstrukturen werden Produkt- bzw. Projektstammbäume für eine gesamt-ökologische Betrachtung empfohlen (45); durch Einbeziehung von relevanten Neben- und Kuppelprozessen ergeben sich methodische Vorzüge für die genannten Strukturen. Die Meinungen über die Vor- und Nachteile der genannten Methoden gehen auseinander, und es bestehen zum Teil auch noch Abgrenzungs- und Definitionsprobleme.

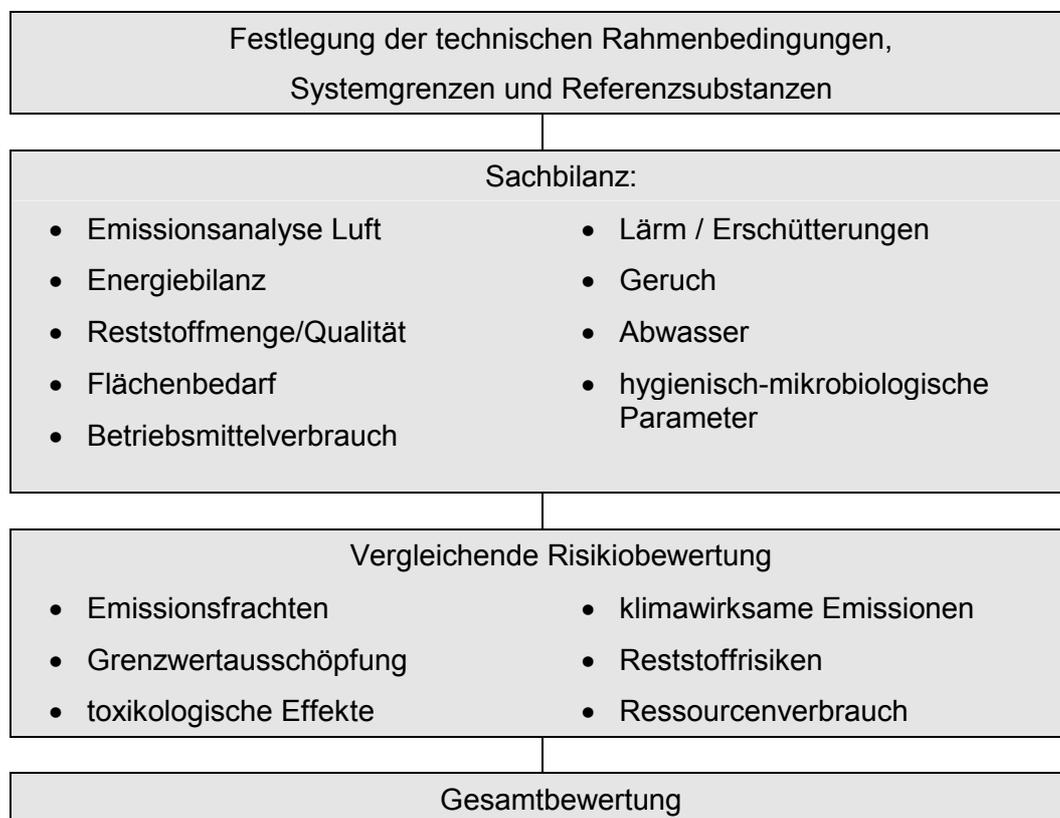
In der vorliegenden Studie soll auf die Erfahrungen von Ökobilanz-Studien zurückgegriffen werden. Daher ist es erforderlich, die aktuelle Diskussion über Möglichkeiten und Grenzen dieser Methode einzubeziehen. Von Kritikern wird insbesondere bemängelt, daß ein einheitliches, verbindliches Konzept für die Ökobilanz fehlt. Diese Kritik ist nicht mehr aktuell. So sind in der letzten Zeit neue Arbeiten und Vorschläge veröffentlicht worden, die auf eine höhere Standardisierung des Bilanzierens abzielen (46, 47). Weiter sind die Anstrengungen auf nationaler und internationaler Ebene zur Standardisierung und Entwicklung von konsensfähigen Arbeitsanleitungen (DIN/NAGUS/AA3; ISO/DIS 14040; ISO/TC 207 und SETAC) zu nennen.

Die ökobilanzielle Betrachtung gliedert sich in der Regel in die folgenden Arbeitsschritte:

- Festlegung des Ziels der Untersuchung und des Untersuchungsrahmens,
- Sachbilanz,
- Wirkungsbilanz,
- Bilanzbewertung,
- Sensitivitätsbetrachtung.

Die Ökobilanzierung zielt auf eine umfassende Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Produkten, Prozessen oder auch Dienstleistungen. Die methodischen Schritte der Bilanzierung sind in der folgenden Abbildung graphisch dargestellt.

Abbildung 7: Teilschritte bei der Analyse und Bewertung der Umweltauswirkungen verschiedener Optionen der Restmüllbehandlung (nach (48), erweitert)



Als erster Schritt ist die **Festlegung** der technischen Rahmenbedingungen, der **Systemgrenzen** und der Referenzsubstanzen erforderlich. Im Anschluß wird in der Sachbilanz die Datenlage zu den umweltrelevanten Input- und Outputströmen der Behandlungsvarianten aufbereitet.

Die Festlegung der Systemgrenzen stellt methodisch besondere Anforderungen. Für die bisher durchgeführten Projekte hat sich eine Rückkopplung mit der Sensitivitätsanalyse am Ende der Bilanz bewährt. Als Konsequenz daraus wird im ersten Schritt eine vorläufige Systemgrenze der Betrachtung erarbeitet; im Anschluß an die Bilanzierung erfolgt die erforderliche Sensitivitätsanalyse, die auch die Auswirkungen bei veränderter Bilanzgrenze einbezieht. Die Ergebnisse können es erforderlich machen, die Bilanzierung zu erweitern bzw. zu modifizieren.

Der Begriff „Sachbilanz“ entstammt ursprünglich den Empfehlungen des deutschen Umweltbundesamtes zur Durchführung von Ökobilanzen für Produkte. In der Sachbilanz werden alle stofflichen und energetischen Umsätze zusammengestellt. Eine vergleichende Ökobilanz für verschiedene Verfahren der Abfallwirtschaft kann dieses methodische Vorgehen sinnvoll übernehmen; es ist aber darauf hinzuweisen, daß zwischen beiden Bilanzierungsweisen methodische Unterschiede bestehen.

Auf der Basis der zur Verfügung stehenden Angaben wird im allgemeinen eine Inventaranalyse durchgeführt, wobei vorausgeschickt sei, daß eine vollständige Stoff- und Massenbilanz (für Schadstoffströme) für die zu betrachtenden Verfahren nicht durchführbar sein wird.

Im Vordergrund der Sachbilanz steht für die zu untersuchende Frage die **Emissionsbilanz** - der Austrag des Schadstoffpotentials insbesondere in das Umweltmedium Luft. Bei den Emissionen ist zwischen direkten Emissionen (z.B. Abluft aus der Verbrennung) und indirekten Emissionen (z.B. Energiebereitstellung) zu unterscheiden. Natürlich sind auch vermiedene Emissionen zu berücksichtigen (z.B. bei der Bereitstellung elektrischer Energie).

Die Wirkungsbilanz wird zumeist als vergleichende Risikobetrachtung durchgeführt. Es wird ermittelt, auf welchem Weg und in welchen Konzentrationen die ermittelten Schadstoffe zum Menschen oder zu anderen relevanten Wirkorten gelangen können, und welche Belastungen bzw. Risiken zu erwarten sind (vergl. Tabelle 13).

Für die **Bilanzbewertung** ist eine sachgerechte Aggregation der Einzelergebnisse erforderlich.

Insgesamt ist festzuhalten:

Eine derartige Ausarbeitung für eine Ökobilanz ist recht umfangreich kann mit dieser Studie nicht abgedeckt werden. Mit den obigen Ausführungen sollte aber aufgezeigt werden, in welchen Rahmen die folgende Betrachtung einzupassen ist. Der Emissionsvergleich stellt einen **Ausschnitt aus einer Ökobilanz** dar.

4.3 Untersuchungsverfahren für den Emissionsvergleich

Eine Gewichtung der Untersuchungsbereiche nach Ergebnisrelevanz ist sinnvoll, um für anstehende Entscheidungen konturierte Grundlagen zur Verfügung zu haben. Neben den Kosten sind insbesondere die **Emissionen** (auch die indirekten Emissionen (Energiebilanz)) von großer Bedeutung. Sie werden daher vertieft betrachtet.

Ein Emissionsvergleich muß methodisch über eine eindeutige und wissenschaftlich akzeptierte Verfahrensgrundlage verfügen. Hierbei stellt sich insbesondere die Frage, wie auf der Ebene der Wirkungsbilanz die recht unterschiedlichen Einzelstoffe, die die „toxische Gesamtsituation“ einer Emission ausmachen, aggregiert und gegeneinander gewichtet werden. Methodisch kommen verschiedene Modelle aus dem Bereich der Produkt-Ökobilanzen in Frage, von denen im folgenden eine Auswahl vorgestellt wird. Die heute relevanten Bewertungsverfahren sind (49)

1. das Modell der kritischen Belastungsmengen
2. das Ökopunkte-Modell aus der Schweiz
3. das VNCI-Modell aus den Niederlanden
4. das EPS-Modell aus Schweden
5. das Tellus-Modell aus den USA
6. MIPS und KEA
7. Interpretation von Sach-Ökobilanzen.

Alle Modelle liefern auf der Basis einer gegebenen Sachbilanz tendenziell vergleichbare Ergebnisse, aber mit unterschiedlicher Tiefe und unterschiedlicher Transparenz.

Für die folgenden Berechnungen wurde das Modell der kritischen Belastungsmengen gewählt. Grund hierfür ist einerseits die - verglichen mit allen anderen genannten Modellen - hohe Transparenz und Nachvollziehbarkeit (49), die sich für ein derart kontroverses Thema wie die Restmüllmitverbrennung in Zementwerken als Entscheidungshilfe besonders anbietet. Weitere Vorteile des Modells sind seine Plausibilität und Flexibilität.

Jedes Modell hat natürlich auch Schwächen. Häufig ist zu beobachten, daß Ökobilanzen an diesen Schwächen angegriffen werden und damit die Auswahl des Bewertungsmodells problematisiert wird. Man muß an dieser Stelle konstruktiv diskutieren. Ohne die Verwendung eines Modells kann **kein** ökobilanzieller Vergleich vorgenommen werden. Es geht daher im Kern um die Frage, ob das angegriffene Modell durch ein besseres (und wenn ja, welches) ersetzt werden soll oder kann.

Das Modell der kritischen Belastungsmengen wurde erstmals 1984 in seiner Anwendung auf „Packstoffe“ vom Schweizer „Umweltbundesamt“ (BUWAL) vorgestellt. In der Folgezeit wurde dieses Modell weiter entwickelt und auf andere Fragestellungen angewandt. 1995 wurde in Deutschland von einer Arbeitsgemeinschaft aus Öko-Institut Freiburg/Darmstadt, dem Ingenieurbüro ITU und der Technischen Hochschule Darmstadt dieses Modell für einen Systemvergleich zur Restabfallbehandlung im Auftrag des Bundeslands Hessen herangezogen, um die Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung zu untersuchen und vergleichbar zu machen (50). In den Folgejahren wurde diese Studie für regionale Systemvergleiche weiterentwickelt, wobei die gleiche Bewertungsmethodik zum Einsatz kam (51, 52).

Für die Bilanzierung unterschiedlicher abfallwirtschaftlicher Behandlungsverfahren hat sich daher die Methode der **kritischen Belastungsmengen** bzw. der **kritischen Volumina** bewährt. Allerdings sind die in dieser Berechnungsmethode nicht abgedeckten Wirkungen wie beispielsweise „Bioakkumulation“ in den als relevant erkannten Einzelfällen zu ergänzen.

Die Belastbarkeit eines Emissionsvergleichs steht und fällt mit der Auswahl der Parameter. Eine rein verbalargumentative Gegenüberstellung von einzelnen Parametern hilft hier wenig. Vielmehr sind die Bewertungsparameter danach auszuwählen, daß sie einerseits einen signifikanten Anteil an der Gesamtemission abbilden („Vollständigkeit“), ihre Anzahl andererseits aber auch übersichtlich und bearbeitbar bleibt („Überschaubarkeit“). Erforderlich ist weiterhin, daß für die ausgewählten Parameter toxikologische Richt- oder Grenzwerte verfügbar sind, die eine ausreichende wissenschaftliche Absicherung und Akzeptanz erfahren haben.

Bei der Methode der „kritischen Volumina“ wird die Menge an Luft (*oder Wasser*) ermittelt, die notwendig ist, um die emittierten Schadstoffe auf eine Konzentration zu verdünnen, damit die toxikologischen Grenz- oder Richtwerte unterschritten oder die anhand dieser errechneten Umweltqualitätsziele erreicht werden.

Die kritischen Volumina werden nach folgender Formel berechnet (*analog für Wasser*):

$$\text{Krit. Luftvolumen [m}^3\text{/Mg]} = \sum n_i \frac{\text{Schadstofffracht [mg/Mg]}}{\text{Grenz-/Richtwert [mg/m}^3\text{ Luft]}}$$

Der Rechengang wird für jeden relevanten Schadstoff separat durchgeführt. Zunächst wird die Emission den vorhandenen Daten entnommen (beispielsweise in mg/Mg des Stoffes X und des Stoffes Y). Anschließend werden die für diese Schadstoffe geltenden bzw. toxikologisch ermittelten Umweltqualitätsziele bzw. die entsprechenden Grenz-/Richtwerte, die die skizzierte wissenschaftliche Absicherung haben, zusammengetragen. Die folgende Tabelle 13 zeigt Grenz-/Richtwerte für Parameter, die für die genannten Prüfungen relevant sind. Sie entstammen einschlägigen etablierten Regelwerken und staatlichen Empfehlungen und decken damit sowohl den Part der wissenschaftlichen Findung eines Standards als auch seiner gesellschaftlichen Akzeptanz ab. Aus diesen Werten wird, vereinfacht gesprochen, durch Division berechnet, mit wieviel m³ unbelasteter Luft die Emission zu verdünnen ist, bis das jeweilige Umweltqualitätsziel erreicht ist. Anschließend werden die Ergebnisse für die einzelnen Schadstoffe zu einem Gesamtwert aggregiert.

Tabelle 13: Grenz- und Richtwerte zur Ermittlung des kritischen Emissionsvolumens für luftseitige Schadstoffe nach US-EPA⁸, RFC⁹ und DFG¹⁰ (50)

Substanz	Verwendeter Wert	Einheit
Anorganische Parameter (Nichtmetalle)		
Chlor (als HCl)	0,07	mg/m ³
Fluor (als HF)	0,02	mg/m ³
Schwefeldioxid	0,05	mg/m ³
Schwefelwasserstoff	0,9	µg/m ³
Stickoxide	0,02	mg/m ³
Metalle/Schwermetalle		
Arsen	2,33	ng/m ³
Beryllium	4,35	ng/m ³
Blei	1	µg/m ³
Cadmium	5,56	ng/m ³
Chrom-VI	2	ng/m ³
Nickel	41,7	ng/m ³
Quecksilber	0,3	µg/m ³
Organische Einzelstoffe		
1,2-Dichlorethan	0,385	µg/m ³
Benzo(a)pyren	5,88	ng/m ³
Benzol	1,2	µg/m ³
Chloroform	0,435	µg/m ³
Dichlormethan	21,3	µg/m ³
Hexachlorbenzol	0,0217	µg/m ³
PCB	5	µg/m ³
PCDD/F (ITE)	0,00022	ng/m ³
Pentachlorphenol (PCP)	0,294	µg/m ³
Phenol	190	µg/m ³
Tetrachlorethen	19,2	µg/m ³
Tetrachlorkohlenstoff	0,667	µg/m ³
Vinylchlorid	0,25	µg/m ³

Ein Verfahren, das große Mengen an Schadstoffen emittiert, benötigt nach diesem Ansatz ein entsprechend großes kritisches Luftvolumen, um diese Fracht auf den herangezogenen Grenz- oder Richtwert zu verdünnen. Gleiches gilt, wenn die emittierten Schadstoffe hochtoxisch und die diesbezüglichen Grenz- oder Richtwerte entsprechend niedrig sind (vgl. z.B. Chlororganik in obiger Tabelle).

8 US-EPA: Health Effects Assessment Summary Tables. FY- 1991 Annual, Washington 1991

9 RFC = Referenzkonzentrationen der US-EPA für nicht cancerogene Stoffe

10 Deutsche Forschungsgemeinschaft: Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, auch „MAK-Werte-Kommission“

Die Beurteilungsproblematik zum Komplex Energiebereitstellung/**Energiebilanz** (indirekte Emissionen) kann mit der genannten Methode ebenfalls gelöst werden. Die Bereitstellung von Strom (und ggf. Fernwärme) führt zur Möglichkeit, die Energieumwandlung aus Primärenergieträgern herunterfahren zu können. Folglich können konventionelle Energieerzeuger in geringerem Umfang eingesetzt werden, da die Energie aus der Abfallverbrennung zur Verfügung steht. Dies würde einer Umweltentlastung gleichkommen (Schadstoffgutschrift), die dem jeweiligen Abfallbehandlungsverfahren anzurechnen wäre. Bei der energetischen Verwertung geschieht dies in ein und derselben Anlage, für die Beseitigung unterstellt die Berechnung die Einsparung an anderer Stelle. Da diese Substitution „an anderer Stelle“ aus methodischen Gründen nicht exakt zu bestimmen ist, hat es sich als bestmögliche Annäherung etabliert, den jeweiligen nationalen Energiemix zugrunde zu legen und die hierbei freiwerdenden Schadstoffe einzurechnen. Die Daten für den **deutschen** Energiemix zeigt die folgende Tabelle:

Tabelle 14: Emittierte Luftschadstoffe bei Umwandlung und Abgabe von 1 kWh (netto) aus der öffentlichen Stromversorgung für Deutschland (Bezugsgröße: Energie-Mix) (53, 54)

Parameter	Emissionen mg/kWh _{mix}	Parameter	Emissionen mg/kWh _{mix}
HCl	130	As	0,13
HF	17	Cd	0,13
NOx	450	Cr-VI	0,012
SO ₂	350	Hg	0,097
PCDD/F	0,0000000049	Ni	0,13
		Pb	0,46

Für **Österreich** ergeben sich andere Werte (55): Hier ist zunächst die hohe Bedeutung des Einsatzes der Wasserkraft zu nennen. Fossil gefeuerte Kraftwerke sind in Österreich nur ca. 5.000 Stunden pro Jahr in Betrieb. In dieser Zeit kann durch Einspeisung aus der Mitverbrennung die Leistung dieser Kraftwerke zurückgenommen werden. In der restlichen Zeit (ca. 3.760 Stunden) wird Wasserkraft ersetzt.

Laut Betriebsstatistik des Bundeslastverteilers für das Jahr 1995 wurden in Österreich mit

○ Steinkohle	3.359,1 GWh
○ Braunkohle	1.613,7 GWh
○ Heizöl	1.714,8 GWh
○ Naturgas	8.600,8 GWh
○ sonstigen Brennstoffen (Koks- und Gichtgas)	2.821,3 GWh

an elektrischer Energie erzeugt.

Die sonstigen Brennstoffe sind zumeist nicht von der E-Wirtschaft beeinflussbar und sollen daher im folgenden vernachlässigt werden. Unter dieser Vorbedingung ergeben sich die in folgender Tabelle aufgelisteten Anteile für die einzelnen Brennstoffe zur Erzeugung elektrischer Energie (55). Die Tabelle gibt weiterhin an, welche durchschnittlichen Emissionsfaktoren [in kg/TJ (= mg/MJ)] der Verband der E-Werke für das Jahr 1995 veröffentlicht hat. Daraus lassen sich die durchschnittlichen Emissionsfaktoren für österreichische kalorische Kraftwerke berechnen (vorletzte Zeile). Unter der Annahme, daß elektrische Energie 5.000 Jahresstunden aus Heiz- und 3.760 Jahresstunden aus Wasserkraftwerken substituiert werden kann, errechnen sich die in der letzten Zeile angegebenen Bewertungsfaktoren für die eingespeiste elektrische Energie in mg/MJ.

Tabelle 15: Ableitung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren für österreichische kalorische Kraftwerke (in mg/MJ)(nach 55)

Brennstoff	Anteil an der Erzeugung von elektrischer Energie	Ø Emissionsfaktor (mg/MJ)	
		SO ₂	NO _x
Steinkohle	22,0 %	48	52
Braunkohle	10,5 %	73	82
Heizöl	11,2 %	42	28
Naturgas	56,3 %	0	35
Durchschnittliche Emissionsfaktoren für österreichische Heizkraftwerke (mg/MJ)		22,9	42,9
Bewertungsfaktoren für die eingespeiste elektrische Energie (mg/MJ)		13,1	24,5

Umgerechnet auf kWh und unter der Annahme, daß die Bewertungsfaktoren für SO₂ quantitativ den anderen Parametern (außer NO_x) entsprechen, ergibt sich die folgende Tabelle für die österreichische Situation.

Tabelle 16: Emittierte Luftschadstoffe bei Umwandlung und Abgabe von 1 kWh Energie aus der öffentlichen Stromversorgung für Österreich

* = berechnet nach (53, 54) für die österreichische Situation

Parameter	mg/kWh mix (A)	Parameter	mg/kWh mix (A)
HCl*	17,6	As*	0,02
HF*	2,3	Cd*	0,02
NOx	88,2	Cr-VI*	0,002
SO ₂	47,2	Hg*	0,014
PCDD/F (I-TE)	0,0000000007	Ni*	0,02
		Pb*	0,06
* Rechengang: (53, 54) dividiert durch 7,4 (Basis SO ₂ in Österreich)			

Es wird deutlich, daß für Österreich je erzeugter kWh deutlich niedrigere Mengen an Luftschadstoffen emittiert werden als in Deutschland. Hierfür sind im wesentlichen drei Gründe zu nennen:

- der hohe Anteil an Wasserkraft,
- der hohe Anteil an Erdgas,
- der hohe Luftreinhaltestandard.

Zur konkreten Ermittlung der **insgesamten** Schadstoffgutschrift wird nun analog der Berechnung der kritischen Luftvolumina vorgegangen. Zunächst wird dargestellt, wie hoch der Netto-Energieüberschuß bei der Verbrennung des Abfalls in den genannten Anlagen ist. Anschließend wird für jeden relevanten Parameter die sich für die Erzeugung dieser Energiemenge ergebende Emission errechnet. Schließlich werden die erforderlichen Luftmengen, die die Emissionen auf das oben dargestellte Umweltqualitätsziel verdünnen, ermittelt und die Einzelergebnisse zu einer Gesamtzahl addiert, die wiederum von der Gesamtzahl der Emissionen der Abfallverbrennung abzuziehen ist.

4.4 Untersuchungsergebnisse

Der Emissionsvergleich für Österreich wird anhand realer Anlagen und Betriebsdaten durchgeführt. Dieser Ansatz stellt sicher, daß der Emissionsvergleich sehr nahe an die wirklichen Verhältnisse angelehnt ist.

Verglichen wird die Restmüllmitverbrennung im Zementwerk mit der Abfallbeseitigung in der MVA.

4.4.1 MVA Spittelau

Die MVA Spittelau ist in den letzten Jahren mit hohem Kostenaufwand auf den heutigen Standard gebracht worden und verfügt über eine moderne Rauchgasreinigungsanlage. Dieser Standard ist aber nicht untypisch für die Situation der heutigen Müllverbrennung. So sind zwischenzeitlich eine Reihe von Müllverbrennungsanlagen in Europa in Betrieb, die die gleichen und z.T. auch niedrigere Emissionswerte aufweisen. Die folgende Tabelle zeigt zur Illustration entsprechende Werte.

Tabelle 17: Heizwertbezogene spezifische Emissionsfrachten (Betriebswerte) der Müllverbrennung (u.a. nach (56); für MVA Spittelau: Berechnung von BZL)

Parameter	MVAs in Deutschland				MVA Österreich
	Ø 1994/95	Nachrüstung abgeschlossen	Neuanlage (Ø 4.000 m³/Mg)	Betriebswerte MVA Bielefeld (aktuell: 5.300 m³/Mg)	Betriebswerte MVA Spittelau (5.000 m³/Mg)
	mg/MJ	mg/MJ	mg/MJ	mg/MJ	mg/MJ
HCl	11	2,6	< 0,5	0,006	0,4
SO ₂	53	16	< 2	0,38	2,0
NO _x	95	53	< 20	28	15,1
Cd+Tl	0,02	0,016	< 0,001	< 0,00005	≤ 0,0001
Hg	0,02	0,016	0,002	< 0,0003	0,0006
SM*	0,08	0,06	< 0,02	0,003	≤ 0,0045
PCDD/F (µg/MJ)	0,26	0,03	< 0,004	0,03	0,02

* SM = andere toxische Schwermetalle nach 17. BImSchV § 5 Nr. 3c

Die MVA Spittelau kann damit nicht als „Ausreißer“ einer Verbrennungsanlage mit besonders hohem Standard der Abluftreinigung angesehen werden. Übliche Neuanlagen, insofern die bisherigen Genehmigungsvorschriften beibehalten werden, dürften vergleichbare Standards aufweisen.

Von der Immissionsschutzseite betrachtet, erscheint daher insgesamt das Heranziehen der MVA Spittelau als typische Referenzanlage für die Müllverbrennung in konventionellen Anlagen Österreichs gerechtfertigt.

Die folgende Tabelle zeigt die Berechnungen der kritischen Luftvolumina für die MVA Spittelau sowie die Energiegutschriften für Strom und Fernwärme (getrennt).

Tabelle 18: Kritische Luftvolumina einer Müllverbrennungsanlage (MVA Spittelau) (I)

Parameter	Ø Betriebswert	Emission**	Kritisches Luftvolumen				Gesamt- ergebnis m³/Mg
			MVA m³/Mg	Gutschrift Strom- bereitstellung*** m³/Mg	MVA abzgl. Gutschrift Strom m³/Mg	Gutschrift Fernwärme**** m³/Mg	
HCl	0,7 mg/m³	3,5 g/Mg	50.000	-36.000	14.000	-110.000	-96.000
HF	0,01* mg/m³	0,05 g/Mg	2.500	-16.000	-13.500	-50.000	-64.000
SO ₂	3,6 mg/m³	18 g/Mg	360.000	-130.000	230.000	-300.000	-70.000
NO _x	27,1 mg/m³	136 g/Mg	6.800.000	-630.000	6.170.000	-1.900.000	4.270.000
Metalle und Schwermetalle							
As	nn (0,003 mg/m³)	7,5 mg/Mg	3.200.000	-1.200.000	2.000.000	-3.700.000	-1.700.000
Cd	nn (0,001 mg/m³)	2,5 mg/Mg	450.000	-510.000	-60.000	-1.500.000	-1.560.000
Hg	(0,005 mg/m³)	25 mg/Mg	83.000	-7.000	76.000	-20.000	56.000
Ni	nn (0,006 mg/m³)	15,0 mg/Mg	360.000	-70.000	290.000	-210.000	80.000
Pb	nn (0,014 mg/m³)	35,0 mg/Mg	35.000	-9.000	26.000	30.000	56.000
PCDD/F (ITE)	0,028 ng/m³	0,14 µg/Mg	636.400	-430	635.970	-48.000	588.000
Summe			11.976.900	-2.608.430	9.368.470	-7.808.000	1.560.000
* kein Wert von Spittelau bekannt, daher ersatzweise Wert einer vergleichbaren MVA verwendet							
** bei 5.000 m³/Mg; Bezug: Mg Abfall							
*** MVA Spittelau: 142 kWh; spezifische Werte vgl. Tabelle 16							
**** Spittelau: 1.720 kWh/Mg Fernwärme, ¼ von Tabelle 16 entsprechend 8,6 mg SO ₂ /kWh und 21,6 mg NO _x /kWh, vgl. Tabelle 20							
nn (xx mg/m³) = nicht nachweisbar (Nachweisgrenze); hier wurde mit halber NWG gerechnet							

Tabelle 19: Kritische Luftvolumina einer Müllverbrennungsanlage (MVA Spittelau) (II), hier: Chrom (im folgenden nicht berücksichtigt)

Parameter	Ø Betriebswert	Emission**	Kritisches Luftvolumen				Gesamt- ergebnis m ³ /Mg
			MVA m ³ /Mg	Gutschrift Strom- bereitstellung*** m ³ /Mg	MVA abzgl. Gutschrift Strom m ³ /Mg	Gutschrift Fernwärme**** m ³ /Mg	
Summe (ohne Cr _{gesamt})			11.976.900	-2.608.430	9.368.470	-7.808.000	1.560.000
Cr _{gesamt}	nn (0,006 mg/m ³)	15,0 mg/Mg	7.500.000*	-140.000*	7.360.000*	-460.000*	6.900.000*
Summe (mit Cr _{gesamt})							8.460.000*
<p>* Berechnungen unter folgender Annahme: Cr_{gesamt} = Cr-VI</p> <p>** bei 5.000 m³/Mg; Bezug: Mg Abfall</p> <p>*** MVA Spittelau: 142 kWh; spezifische Werte vgl. Tabelle 16</p> <p>**** Spittelau: 1.720 kWh/Mg Fernwärme, ¼ von Tabelle 16 entsprechend 8,6 mg SO₂/kWh und 21,6 mg NO_x/kWh, vgl. Tabelle 20</p> <p>nn (xx mg/m³) = nicht nachweisbar (Nachweisgrenze); hier wurde mit halber NWG gerechnet</p>							

Dominierenden Einfluß auf das Ergebnis haben hiernach die Emissionen an NO_x. Die kritischen Luftvolumina für Schwermetalle (für Spittelau) sind vor dem Hintergrund zu bewerten, daß bis auf Quecksilber die Nachweisgrenze unterschritten war¹¹. Daher sind die Berechnungen mit **halber Nachweisgrenze** durchgeführt worden, was einer der für diese Problemlage möglichen Konvention entspricht. Eine andere Herangehensweise wäre die Unterstellung von „0“ gewesen, was sicherlich zu einer **Unterschätzung** der realen Emissionen geführt hätte.

Tabelle 18 wurde ohne Chrom gerechnet. Zum einen lagen die Betriebswerte wie bei den anderen Metallen (außer Hg) unterhalb der Nachweisgrenze, so daß auch hier nur mit halber Nachweisgrenze hätte gerechnet werden können. In diesem Falle würde dieser Rechenansatz aber zu einer Verzerrung der Bewertung führen, da der RFC-Wert zur Ermittlung des kritischen Emissionsvolumens (luftseitig) und der Bezugswert für die Berechnung der Gutschriften für Chrom sich **nur** auf das cancerogene Chrom-VI beziehen, die Messung des Betriebswertes jedoch nicht zwischen Cr-VI und anderen Chrom-Formen unterscheidet, sondern Chrom_{gesamt} abbildet. Die Berechnungsergebnisse für Chrom werden daher für die Gesamtbewertung nicht herangezogen. Da die in Tabelle 19 aufgeführten Ergebnisse bei Differenzierung zwischen Cr_{gesamt} und Cr-VI deutlich geringer ausfallen würden, hat die Nicht-Berücksichtigung von Chrom keinen relevanten Einfluß auf das Gesamtergebnis der Berechnungen.

Da die Müllverbrennung im Fall der betrachteten MVA auch zur Abgabe von **Fernwärme** führt, muß dieser ökologisch positive Beitrag ebenfalls mit einbezogen werden. Die ans Fernwärmenetz real gelieferte Energie muß nicht konventionell in Heizkraftwerken oder durch Privatfeuerung erzeugt werden. Dadurch ergeben sich Einsparungen an Emissionen. Diese lassen sich nach der obigen Methode ebenfalls in Gutschriften an kritischen Luftvolumina umrechnen. Dieser Umstand ist für die MVA Spittelau von besonderer Bedeutung, weil sie vom Energiekonzept stark auf die Fernwärmeezeugung ausgerichtet ist.

Es wurden über das Jahr betrachtet 1.720 kWh/Mg an Fernwärme bereitgestellt. Die Berechnung der Gutschriften für die Fernwärme hat allerdings eine Reihe von methodischen Schwierigkeiten bereitet. Es gibt für die Berechnung eine Bandbreite von Annahmen bzw. Bezugsvarianten, die gewählt werden können. Die Extreme dieser Bandbreiten reichen von der Bezugsvariante Energieerzeugung durch Privatfeuerung (Hausbrand) bis hin zur Annahme, daß Fernwärme keine ökologische Gutschrift verdiene, weil sie bei der Stromerzeugung „übrig“ ist. In dem einen Fall ergäben sich sehr hohe Gutschriften, die die gesamte Bilanz dominieren und das Endergebnis ins Negative schieben würden. In dem anderen Fall wäre die Gutschrift mit Null anzusetzen.

Es wurde daher ein Ansatz gewählt, der die Wiener Situation realistisch erfaßt (55):

11 Messungen TÜV Österreich vom 20.12.1995

Für Raumheizung, Warmwasserbereitung und Prozeßwärme wurden 1994 (laut Energiebericht für Österreich 1996) insgesamt ca. 520 PJ, das sind ca. 144.000 GWh an Energie verbraucht. Durch Fernwärme wurden davon lediglich 29,6 PJ - das sind 8.200 GWh oder lediglich 5,7 % - abgedeckt. Während die Einspeisung elektrischer Energie nahezu überall in Österreich möglich ist, gibt es nur sehr begrenzte Möglichkeiten zur Einspeisung großer Wärmemengen in bestehende Netze. So ist beispielsweise die Substitution von Einzelheizungen in ländlichen Gebieten durch Fernwärme mit einer Leistung von ca. 50 - 100 MW derzeit praktisch nicht möglich.

Die Abwärme aus Kraft-Wärme-Kopplungen deckt den Großteil der Fernwärme in Wien und Graz ab. Durch die Auskopplung von Wärme wird anteilig auf die Produktion von Strom verzichtet. Das Verhältnis von ausgekoppelter Wärme zu aus dieser Wärme erzeugbarem Strom kann einfach unter Annahme der Dampfparameter errechnet werden (55). Obwohl für verschiedene Anlagen die Dampfparameter für Entnahmedampf aus der Turbine nicht einheitlich sind, ergeben sich nur geringfügige Abweichungen zwischen verschiedenen Anlagen, so daß die folgende Vereinfachung zulässig erscheint:

- Entnahmedampf: 5 bar, 200°C, $h = 2.855$ kJ/kg
- Kondensation: 50°C, $h = 2.590$ kJ/kg.

Unter diesen Annahmen errechnet sich für eine auskoppelbare Restwärme von 2.855 kJ/kg Dampf eine theoretisch erzeugbare elektrische Energie von 265 kJ/kg Dampf. **Der Verzicht auf die Bereitstellung einer MWh elektrischer Energie bietet die Möglichkeit der Auskopplung von ca. 10 MWh thermischer Energie.**

Bei der Einspeisung in Wärmenetze, in denen Wärme aus Kraft-Wärme-Kopplungen ganzjährig substituiert wird, sind unter diesen Betrachtungen die Bewertungsfaktoren ca. 10 % der Bewertungsfaktoren für elektrische Energie ohne Berücksichtigung der Wasserkraftwerke. Die Bewertungsfaktoren für Wärme aus Kraft-Wärme-Kopplung zeigt Tabelle 20.

Bei der Einspeisung in Wärmenetze, in denen Wärme direkt aus fossil gefeuerten Anlagen substituiert wird, kann angenommen werden, daß der thermische Wirkungsgrad ca. doppelt so hoch ist wie der durchschnittliche elektrische Wirkungsgrad aus fossil befeuerten Kraftwerken. Die Bewertungsfaktoren betragen in diesem Fall ca. 50 % der Bewertungsfaktoren für elektrische Energie ohne Berücksichtigung der Wasserkraftwerke unter der Annahme vergleichbarer Anlagenqualität. Sie sind ebenfalls in Tabelle 20 aufgeführt.

Um auf eine einheitliche Größe für Wärme zu kommen, ist noch das Verhältnis der Substitutionspotentiale zwischen Wärme aus Kraft-Wärme-Kopplung und Wärme aus Anlagen ohne Kraft-Wärme-Kopplungen mit Umweltstandard wie Kraftwerke abzuschätzen. In Anlehnung an den Energiebedarf von Fernwärmenetzen (Wien, Graz) kann angenommen werden, daß der Energiebedarf in der Stillstandszeit der Kraftwerke nur ca. 10 % des Jahresbedarfs beträgt. Mit dieser Gewichtung errechnen sich die in der letzten Zeile der Tabelle 20 wiedergegebenen durchschnittlichen Bewertungsfaktoren für substituierbare Wärme.

Mit diesen Annahmen wurden die Gutschriften für Fernwärme in Tabelle 18 berechnet.

Tabelle 20: Bewertungsfaktoren für Einspeisung in Wärmenetze (nach 55)

Bewertungsfaktoren für Einspeisung in Wärmenetze, in denen folgende Wärme substituiert wird:	SO ₂ (mg/MJ)	NO _x (mg/MJ)
• ganzjährig aus Kraft-Wärme-Kopplung	2,29	4,29
• direkt aus fossil gefeuerten Anlagen	11,5	21,5
durchschnittliche Bewertungsfaktoren für substituierbare Wärme	2,4	6,0

Insgesamt ist das Ergebnis der Tabelle 18 überraschend. Zunächst wird durch die Gutschrift von Strom und Fernwärme die Emissionsbelastung durch die Müllverbrennung deutlich reduziert. Es verbleibt aber eine Restbelastung von rund 1,56 Mio m³/Mg, ausgedrückt als kritisches Luftvolumen. In diesem Ergebnis dominiert NO_x, in gewissem Abstand gefolgt von PCDD/F. Auf die Bewertungsproblematik von Chrom (Cr_{gesamt} und Cr-VI) wurde bereits auf Seite 58 hingewiesen.

Dieses Ergebnis ist insoweit überraschend, da für die bisher vorliegenden Berechnungen für MVAs in Deutschland die Gutschriften zahlenmäßig die Belastungen deutlich überwogen haben und dadurch im Gesamtergebnis negative Werte aufgetreten sind. Was in der Interpretation zu der Vermittlungsschwierigkeit geführt hat, die Müllverbrennung aufgrund der Energiegutschriften in der Gesamtbilanz als „Luftqualitätsentlastung“ erklären zu müssen.

Für den für Wien berechneten Fall verbleibt in der Gesamtbilanz der Müllverbrennung eine **Luftbelastung**, was aber nicht bedeutet, daß die Müllverbrennung in Deutschland besser bzw. in Österreich emissionsmäßig schlechter ist. Vielmehr fällt die Gutschrift für Fernwärme unter den speziellen Randbedingungen in Wien relativ gering aus. Zudem ist die Energiegewinnung in Österreich ökologisch günstiger als in Deutschland, was zu einer weiteren Reduzierung der Gutschriften für die Müllverbrennung führt. So würde ein Berechnung der Gutschriften bei der MVA Spittelau (Tabelle 18, reine Stromauskopplung) mit den Daten des deutschen Energiemixes zu einem zahlenmäßig hohen negativen Gesamtergebnis führen (also Entlastung), wie dies in den genannten Studien der Fall war (vgl. Tabelle 21). Die Ausrichtung der MVA auf reine Stromauskopplung (österreichischer Energiemix) ergibt eine zahlenmäßig negatives Ergebnis. **Die obige Berechnung zeigt daher auch den Einfluß der jeweiligen lokalen und nationalen Verhältnisse auf das Gesamtergebnis.**

Tabelle 21: MVA Spittelau mit verändertem Energiekonzept (österreichischer und deutscher Strommix)

Parameter	Krit. Luftvol. (m ³ /Mg) (vgl. Tabelle 18)	Gutschrift für Strombereitstellung reine Stromauskopplung, 660 kWh/Mg*		Gesamtergebnis	
		A	D	A	D
HCl	50.000	- 167.324	- 1.267.200	- 117.324	- 1.217.200
HF	2.500	- 74.366	- 559.680	- 71.866	- 557.180
SO ₂	360.000	- 604.225	- 4.646.400	- 244.225	- 4.286.400
NO _x	6.800.000	- 2.928.169	- 14.784.000	3.871.831	- 7.984.000
Metalle und Schwermetalle					
As	3.200.000	- 5.577.465	- 36.960.000	- 2.377.465	- 33.760.000
Cd	450.000	- 2.370.423	- 15.840.000	- 1.920.423	- 15.390.000
Hg	83.000	- 32.535	- 211.200	50.465	- 128.200
Ni	360.000	- 325.352	- 2.006.400	34.648	- 1.646.400
Pb	35.000	- 41.831	- 316.800	- 6.831	- 281.800
PCDD/F (I-TE)	636.400	- 1.999	- 14.784	634.401	621.616
Summe	11.976.900	- 12.123.689	- 76.606.464	- 146.789	- 64.629.564
* MVR Hamburg: 660 kWh/Mg Strombereitstellung					

4.4.2 Zementwerke

Die Betriebswerte verschiedener Zementwerke schwanken nicht unerheblich, da gerade abluftseitig sehr unterschiedliche Standards bereits bei der Staubabscheidung realisiert sind.

Für die folgende Berechnung wurden die **durchschnittlichen** Betriebswerte österreichischer Zementwerke (nach (57)) der Berechnung zugrunde gelegt.

Für die Mitverbrennung wird z.B. vom deutschen Forschungsinstitut der Zementindustrie unterstellt, daß der Einsatz von Sekundärbrennstoffen zu keiner Erhöhung der Emissionen führt. Wie oben gezeigt, ist diese Einschätzung kritisch zu hinterfragen.

Tabelle 22 zeigt die kritischen Luftvolumina, würde die Restmüllverbrennung zukünftig über Zementwerke abgewickelt werden und die Einschätzung der Zementindustrie zutreffen (keine Emissionserhöhung durch Einsatz von Sekundärbrennstoffen aus Abfällen).

Tabelle 22: Kritische Luftvolumina beim Einsatz von Restmüll in Anlagen der österreichischen Zementindustrie; Betriebswerte nach (57); Annahme: keine Emissionserhöhung durch Einsatz von Restmüll

Parameter	Ø Emission g/Mg Zement	Ø Emission g/Mg Restmüll	Krit. Luftvol. m ³ /Mg Restmüll
HCl	4,1 g/Mg	11,9 g/Mg	170.000
HF	0,4 g/Mg	1,2 g/Mg	60.000
SO ₂	191 g/Mg	554 g/Mg	11.000.000
NO _x	1.300 g/Mg	3.800 g/Mg	190.000.000
Metalle und Schwermetalle			
As	0,005 g/Mg	0,015 g/Mg	6.400.000
Cd	0,011 g/Mg	0,032 g/Mg	5.800.000
Cr*	0,006 g/Mg	0,017 g/Mg	8.500.000
Hg	0,013 g/Mg	0,038 g/Mg	130.000
Ni	0,003 g/Mg	0,009 g/Mg	220.000
Pb	0,015 g/Mg	0,044 g/Mg	44.000
PCDD/F (I-TE)	4 ng/Mg	11,6 ng/Mg	53.000
Summe (ohne Cr)			214.000.000
* keine Differenzierung zwischen Cr _{gesamt} und Cr-V möglich, daher nicht in Gesamtrechnung einbezogen			

Es zeigt sich (letzte Spalte), daß die unkorrigierten kritischen Luftvolumina (ohne Gutschriften) für Zementwerke (214 Mio. m³) die unkorrigierten Werte der Abfallverbrennung in MVAs (rund 12 Mio m³, vgl. Tabelle 18, Spalte 4) um gut eine Größenordnung **übersteigen**. Auch im Fall der Restmüllmitverbrennung im Zementwerk dominiert der Beitrag von NO_x, aber auch SO₂ wird relevant. Einige Schwermetalle weisen ebenfalls hohe Werte auf.

Die folgende Abschätzung versucht, die im Mittel durch Restmüllmitverbrennung zu erwartenden Zusatzbelastungen zu erfassen. Den Berechnungen liegen folgende Annahmen zugrunde:

1. Der erhöhte Schwermetallinput durch Restmüllmitverbrennung führt nach Ablauf eines Zeitraumes „x“ zur Einstellung eines Gleichgewichtszustandes (Input/Output).
2. Der erhöhte Schwermetallinput schlägt anteilig bis zum Staubfilter durch.
3. Der in den Staubfilter gelangende Staub ist in dem Umfang höher mit Schwermetallen belastet, in dem der Einsatz von Restmüll gegenüber Steinkohle zu einer Erhöhung der Rohmehlfracht führt.
4. Der Reingasstaub weist im gleichen Verhältnis eine erhöhte Belastung mit Schwermetallen auf.

Dieser Ansatz entspricht dem Grundsatz der Erhaltung der Masse, da Schwermetalle nicht „aufgelöst“ werden können. Für flüchtige Schwermetalle wie Quecksilber unterschätzt er eher den Durchbruch in die Abluft, als daß er ihn überschätzt, für schwerflüchtige Schwermetalle (wie Chrom) dürfte das Gegenteil der Fall sein, insbesondere wenn gezielt entsprechende Bypassströme ins Produkt gefahren werden. Dieser Berechnungsansatz ist in Ermangelung belastbarer Schwermetallbilanzen als bestverfügbarer wissenschaftlicher Ansatz, um darzulegen, welche zusätzlichen Emissionen möglich sind.

Tabelle 23: Abschätzung über erhöhte Schwermetallemissionen bei der Mitverbrennung von Restmüll (58)

Element	Emissionen (1) 1993	Rohmehl- fracht (2)	Erhöhter Input		Rechnerisch erhöhte Emission	
	g/Mg _{Zement}		durch BRAM- Einsatz gegen- über Kohle (3)	als Fracht (4)	je Mg Zement	je Mg verbranntem BRAM (5)
	g/Mg _{Zement}	g/Mg _{Zement}	g/Mg _{Zement}	%	g/Mg _{Zement}	g/Mg _{BRAM}
As	0,0050	11,0	- 2,48	- 23 %	- 0,0011	- 0,0034
Cd	0,0110	0,2	1,29	645 %	0,0710	0,2129
Cr _{gesamt}	0,0060	27,0	4,13	15 %	0,0009	0,0028
Hg	0,0130	0,1	0,28	277 %	0,0360	0,1081
Pb	0,0150	12,0	29,44	245 %	0,0368	0,1104

(1) Mittelwerte: Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie
(2) Mittelwerte: nach BUWAL, diverse Quellen (59)
(3) Vollständiger Ersatz durch Sekundärbrennstoff, Mittelwerte: berechnet nach Tietz et al. (5)
(4) BRAM gegenüber Rohmehlfracht
(5) abhängig vom jeweiligen Heizwert, hier Faktor 3 (gerundet)

Unter Rückgriff auf diese Abschätzung ergeben sich die Ergebnisse von Tabelle 24.

Es wird deutlich, daß für die Gruppe der Schwermetalle Cadmium den dominierenden Einfluß hat. Die Abschätzungen der Tabelle 11 und Tabelle 24 zeigen auch, daß eine anteilige Ausschleusung von Cadmium über Bypässe eine Reduzierung der Zusatzbelastung auf Werte gegen „Null“ unwahrscheinlich erscheinen läßt, da die Gehalte an staubförmigen Schwermetallverbindungen im Abgas vom Eintrag in die Ofenanlage mit bestimmt wird (60).

Tabelle 24: Erhöhte Schwermetallbelastung im Zementwerk durch Einsatz von Sekundärbrennstoffen (hier: BRAM) und die hieraus resultierenden kritischen Luftvolumina

Element	Rechnerisch erhöhte Emission durch Verbrennung von BRAM* in g/Mg _{BRAM}	kritische Luftvolumina für BRAM in m ³ /Mg _{BRAM}
As	- 0,0034	-1.448.498
Cd	0,2129	38.291.277
Cr**	0,0028	1.375.000
Hg	0,1081	360.360
Pb	0,1104	110.385
Summe**		37.313.524
* vgl. Tabelle 11		
** keine Differenzierung zwischen Cr _{gesamt} und Cr-VI möglich, daher nicht in die Gesamtrechnung einbezogen		

4.4.3 Diskussion der Ergebnisse

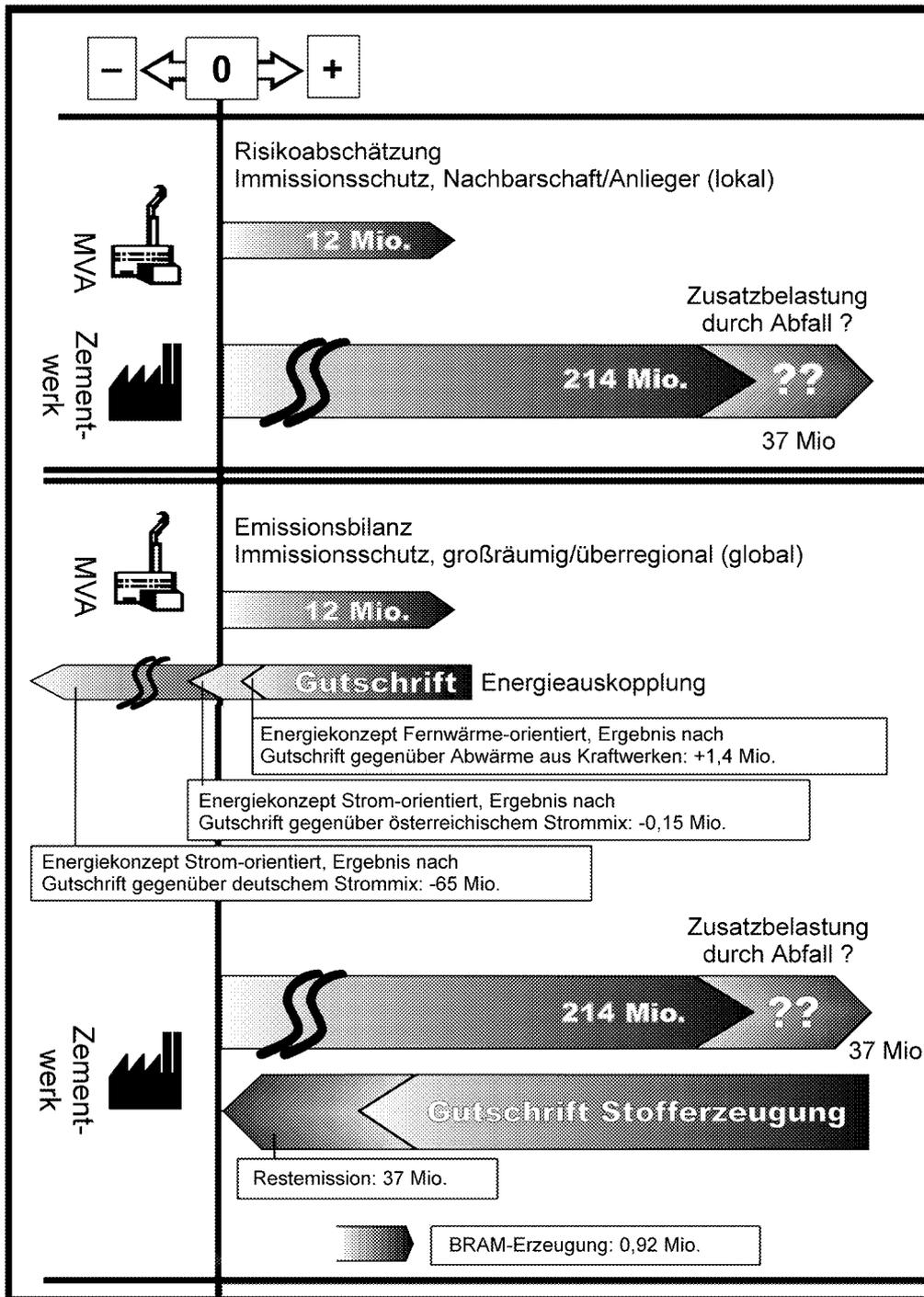
Im folgenden ist zu diskutieren, wie die Bereitstellung von Stoffen der Bereitstellung von Energie gegenüberzustellen ist.

In Tabelle 22 wurde der technisch unrealistische Fall einer vollständigen Substitution des Regelbrennstoffs durch Restmüll berechnet. Dieser Berechnungsansatz ist aber durchzuführen, um einen Vergleich mit der konventionellen Müllverbrennung vornehmen zu können. Für konkrete Vergleichsbetrachtungen an einzelnen Anlagen können dann die jeweiligen prozentualen Anteile der Substitution als anteilige Emissionserhöhung umgerechnet werden. Daher ist der gewählte Berechnungsansatz sinnvoll für die Durchführung des allgemeinen Emissionsvergleichs.

Die Restmüllmitverbrennung in einem Zementwerk bewirkt einerseits eine Emission (ggf. erhöht) am Standort und andererseits eine Ressourcenschonung durch Einsparung von Primärbrennstoffen. Nun ist diese Einsparung nur dann gegeben, wenn als Referenzszenario die Abfalldeponierung oder die mechanisch - biologische Abfallbehandlung vor Deponie steht. Stünde demgegenüber als Referenzszenario die Müllverbrennung, so wäre die Ressourcenschonung durch Mitverbrennung in einem Stoffherstellungsprozess untrennbar verbunden mit einem äquivalent erhöhten Ressourcenverbrauch für Energieerzeugungsprozesse. Dieser erhöhte Ressourcenverbrauch erklärt sich dadurch, daß der Abfallanteil, der zukünftig ins Zementwerk gegeben würde, nicht mehr für die Energieerzeugung zur Verfügung stünde (energetische Verwertung im Kraftwerk oder in der MVA). Man erkennt daher, daß die Gesamtbewertung der Restmüllmitverbrennung in

Österreich (und auch in Deutschland) aus zwei Blickwinkeln zu betrachten ist. Die folgende Abbildung verdeutlicht dies graphisch.

Abbildung 8: Gesamtbewertung der Restmüllmitverbrennung (Grafik: BZL)



Der **Blickwinkel 1 (Risikoabschätzung)** ist fokussiert auf die unmittelbar an einem Standort lebende Bevölkerung. Hier stellen sich vor allem folgende Fragen:

- Welchen Standard der Luftreinhaltung hat die jeweilige Anlage?
- Wie hoch sind die Frachten?
- Existiert ggf. eine Zusatzbelastung gegenüber dem Regelbetrieb eines Zementwerkes, wenn Abfälle mitverbrannt werden?

Man erkennt an dieser Perspektive, daß nur die realen Emissionen zählen und daß der Zementprozeß deutlich höhere Belastungen für die unmittelbare Umwelt nach sich zieht.

Der **Blickwinkel 2 (Emissionsbilanz)** richtet sich auf die überregionale, vielleicht sogar globale Gesamtsituation. Die zentrale Frage hier lautet:

- Wie verändert sich die Luftqualität, wenn Abfälle, die bisher z.B. deponiert wurden, zukünftig in einem Zementwerk oder alternativ in einer MVA verbrannt werden?

Hierbei ist sowohl der Neubau von Anlagen als auch die schlichte Kapazitätssteigerung vorhandener Anlagen als Ausgangsfrage zu stellen.

Die Verbrennung in einer MVA bringt je nach Standard eine entsprechende zusätzliche Luftbelastung, die allerdings reduziert wird durch die Energieauskopplung, die dann an anderer Stelle in konventionellen Kraftwerken etc. zu einer reduzierten Energieerzeugung führt (was auch reduzierte Luftbelastung bedeutet). Diese Gutschrift kann je nach Situation die Primärbelastung der MVA nur anteilig oder aber vollständig kompensieren, ja sogar überkompensieren. Im ersteren Fall verbliebe eine Restbelastung durch Müllverbrennung, im dritten Fall wäre eine überregionale Entlastung der Immissionssituation zu verzeichnen.

Unter den Blickwinkel 2 würde die Restmüllmitverbrennung im Zementwerk nur dann zu einer Veränderung der überregionalen Situation führen, wenn die Restmüllmitverbrennung an den Regelemissionen des Stofferzeugungsprozesses etwas ändern würde. Dem wird in obiger Abbildung dadurch Rechnung getragen, daß für die Stofferzeugung die Regelemissionen zu 100 % abgezogen wird (Stoffgutschrift).

Offen ist, in welchem Umfang die Restmüllmitverbrennung zu erhöhten Emissionen des Zementwerkes führt.

Für die Erzeugung des BRAM aus dem Roh-Restmüll muß Energie eingesetzt werden. In der MVA wird der Abfall so verbrannt, wie er anfällt. Für die BRAM-Erzeugung wird als Erfahrungswert rund 50 kWh je Mg als Stromverbrauch angesetzt. Dies führt für Österreich zu einer Zusatzbelastung in der Emissionsbilanz von rund 0,92 Mio m³/Mg_{BRAM}, der für die Abfallmitverbrennung im Zementwerk mit berücksichtigt werden muß (vgl. Abbildung 8).

Insgesamt wird deutlich, daß in der Regel die Restmüllmitverbrennung im Zementwerk im Emissionsvergleich nachteilig ist.

Beide Betrachtungsweisen (Risikoabschätzung, Emissionsbilanz) sind erforderlich, um die Frage nach den ökologischen Folgen einer stärkeren Einbindung der Zementindustrie in die Abfallwirtschaft entscheiden zu können.

4.5 Gesamtbewertung

4.5.1 Risikoabschätzung (Lokale Betrachtung)

Die Verbrennung von einem Mg Restmüll in einer MVA (unkorrigiert, ohne Gutschrift) führt zu einem kritischen Luftvolumen von rund 12 Mio. m³. Für die Restmüllmitverbrennung im Zementwerk liegen, unterstellt, daß keine erhöhten Emissionen auftreten, die Werte für Österreich im Mittel bei 214 Mio m³/Mg (vgl. Tabelle 22). Diese Gegenüberstellung zeigt, daß der Luftreinhaltestandard der österreichischen Müllverbrennungsanlagen **deutlich** höher ist als der eines Zementwerkes. Der Immissionsschutz für die Nachbarschaft/Anlieger (Risikobegrenzung) ist im Falle der MVA daher höher, verglichen mit der Restmüllmitverbrennung im Zementwerk.

Werden erhöhte Emissionen durch den Einsatz von Restmüll bei der Stofferzeugung unterstellt, ergeben sich für das Mitverbrennen im Zementwerk proportionale Steigerungen des Ergebnisses, was eine weitere Verschlechterung des lokalen Immissionsschutzes zur Folge hätte.

4.5.2 Emissionsbilanz (Überregionale Betrachtung)

- Die Verbrennung von einem Mg Restmüll in einer österreichischen Müllverbrennungsanlage (Standard Spittelau) würde *rechnerisch* zu einem korrigierten kritischen Luftvolumen von 1,6 Mio. m³/Mg führen (Energiekonzept wie Wien). Hierdurch tritt trotz Energiegutschrift eine Restbelastung der Umwelt ein. Für reine Stromauskopplung ergibt sich über die Gutschriften eine leichte Überkompensation der Emissionen aus der Abfallverbrennung.
- Die Verbrennung von einem Mg Restmüll in einem Zementwerk führt dem entgegen im ungünstigen Fall zu einem rechnerischen kritischen Luftvolumen von 37 Mio. m³/Mg, wobei erhöhte Emissionen durch Restmüllmitverbrennung unterstellt sind. Diese Belastung wäre (obwohl die Stoffbereitstellung in maximalem Umfang gutgeschrieben ist) um über eine Größenordnung höher als die Müllverbrennung in einer MVA.
- Die Verbrennung von einem Mg Restmüll in einem Zementwerk führt zu einem rechnerischen kritischen Luftvolumen von Null m³/Mg, wenn durch die Restmüllmitverbrennung keine zusätzliche Emission entsteht (Stoffbereitstellung zu 100 % gutgeschrieben). Aber auch in diesem Fall verbleibt in der Regel eine schlechtere Emissionsbilanz für den Zementerzeugungsprozeß, da die Energieverbräuche für die BRAM-Erzeugung einzubeziehen sind.

4.5.3 Sensitivitätsbetrachtung

Die obigen Zahlen stellen klare Trendaussagen dar, um die relevanten Strukturgrößen eines Emissionsvergleichs MVA versus Zementwerk zu erkennen. Die Ergebnisse dürfen aber auch, was die Exaktheit des jeweiligen Zahlenwertes anbetrifft, nicht unkritisch gesehen werden. So hängen die Berechnungen von einer Reihe von Randbedingungen und Annahmen ab, die **in konkreten Einzelfällen** zu anderen Zahlenwerten führen werden. Da die Gesamtergebnisse aber mit sehr deutlichen Unterschieden ausfallen, ändert diese differenzierende Hinweis nicht an den obigen klaren Ergebnissen.

4.5.4 Fazit

Eine Restmüllmitverbrennung in Zementwerken hätte gegenüber der Abfallverbrennung in österreichischen MVAs emissionsseitig lokal deutliche Nachteile. Ob dies auch überregional der Fall ist, hängt im Einzelfall insbesondere vom jeweiligen Energiekonzept (hohe Ausbeute) und vom Emissionsschutzstandard der Müllverbrennung ab. Unter den heute in Österreich gegebenen Randbedingungen schneidet der Zementerzeugungsprozeß auch im überregionalen Vergleich ungünstiger ab.

5 Zusammenfassung

Die eingesetzte Bewertungsmethode zur Beurteilung von Emissionen unterschiedlicher Verfahren der Abfallbehandlung ermöglicht ein besseres Verständnis der relevanten Einflußgrößen.

Ein Emissionsvergleich für Österreich zeigt, daß eine insgesamt stärkere Orientierung der Restmüllverbrennung auf Zementwerke gegenüber konventioneller Müllverbrennung Nachteile bringen würde, wobei zwischen lokaler und überregionaler Situation zu unterscheiden ist.

Die Verbrennung von aus dem Hausmüll oder Gewerbeabfall abgetrennten Teilfraktionen (hochkalorische Fraktion) im Zementwerk stellt ebenfalls nicht die umweltverträglichere Lösung (Emissionen) gegenüber der Verbrennung in regulären MVAs dar. Hinzu kommt, daß in den nächsten Jahren gerade die längerlebigen Kunststoffprodukte mit hohem Schadstoffgehalt in den Restabfall „drücken“ werden, was eine generelle Einbindung der Zementwerke als Regelentsorgungsanlagen noch kritischer erscheinen läßt.

6 Literatur

- (1) Verein Deutscher Zementwerke e.V., Düsseldorf: Aktualisierte Erklärung der deutschen Zementindustrie zur Klimavorsorge. 27.3.1996
- (2) Kreft W.: Thermische Abfallbehandlung - Vergleich von Müllverbrennung und Verbrennung von BRAM in Industrieprozessen. EntsorgungsPraxis 5, 318 - 326, 1993
- (3) Kirsch J.: Maßnahmen zum Schutz der Umwelt. Zement - Kalk - Gips 1, S. 1, 1994
- (4) DPU Essen: Öko-Dumping auf dem Vormarsch ? Verwertungs- und Beseitigungswege von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen und überwachungsbedürftigen Reststoffen aus Deutschland - Heute und Morgen. Studie im Auftrag der AVG Hamburg, November 1996
- (5) Tietz H.-P., Felsen H.-J., Thierry A.: BRAM-Einsatz in der Zementindustrie. Entsorgungspraxis 11, 22 - 25, 1996
- (6) MZ, 6.9.1996
- (7) Verein Deutscher Zementwerke e.V. Düsseldorf (VDZ): Energieeinsatz in der Zementindustrie rationell. Reduzierung um 20 % von 1987 bis 2005 durch gebündelte Maßnahmen zur Klimavorsorge. Düsseldorf, 9.3.1995
- (8) Degré J.P., Ciments d'Obourg SA: Waste Co-processing in Industry. Code of good practice for waste valorization in the Cement industry. September 1996
- (9) Sprung S.: Umweltentlastung durch Verwertung von Sekundärrohstoffen. Zement - Kalk - Gips 5, 213 - 221, 1992
- (10) Kommentar zum KrW-/AbfG § 4 Abs. 4, hier Randnote 30
- (11) vgl. Kommentar zum KrW-/AbfG § 5 Abs. 2, hier Randnote 10, zur „Entmischung vermischter Abfälle“: „Zweck einer solchen Behandlung ... kann auch das der hochwertigen Verwertung sein.“
- (12) Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg: Schreiben vom 11.3.1997 an das Niedersächsische Umweltministerium, den Verein der Deutschen Zementindustrie und die obersten Abfallrechtsbehörden der Länder (lt. LAGA-Verteiler): Energetische Abfallverwertung in Zementwerken. Az.: 25-8980.08 Abfallbegriff
- (13) siehe Jahresberichte des VDZ
- (14) Sprung S.: Spurenelemente - Anreicherung und Minderungsmaßnahmen. Zement - Kalk - Gips 5, 251-256 ff., 1988
- (15) Hackl A., Mauschwitz G.: Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie. Hrsg.: Zement + Beton Handels- und Werbeges. mbH, Wien, im Auftrag der österreichischen Zementindustrie, 2. Fassung, Wien, August 1995

-
- (16) Lit.-Nachweise in: Bilitewski B., Kümmler G., Lorber K.E.: Bilanz eines Aufbereitungsprozesses. Müll und Abfall 11. 369 - 376, 1985
 - (17) Heil J., Azahari H.L.: Technische Möglichkeiten der Restabfallbehandlung im Meinungsstreit - ein status-quo-Bericht. Abfalltagung Mühlhausen, 25.10.1995
 - (18) Schachermeyer E., Bauer G., Ritter E., Brunner P.H.: Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage. Bundesministerium für Umwelt, Monographien Bd. 56, Wien, März 1995
 - (19) Lahl U., Zeschmar-Lahl B., Dehoust G., Lohse J., Sander K.: Energetische Verwertung auf dem Prüfstand. Müllmagazin 1, 78 - 84, 1997
 - (20) Wiemer K., Kern M.: Mechanisch-Biologische Restabfallbehandlung nach dem Trockenstabilisierverfahren. Abfall-Wirtschaft. Neues aus Forschung und Praxis. Witzhausen 1995
 - (21) Verein Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ), Forschungsinstitut der Zementindustrie: Beton. Hart im Nehmen. Stark in der Leistung. Fair zur Umwelt. Umweltverträglichkeit von Zement und Beton. Herstellung, Anwendung und Sekundärstoffeinsatz. O.J.
 - (22) Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.): Die Industriegesellschaft gestalten. Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Economica-Verlag Bonn, 1994
 - (23) Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt (AgPU), Bonn: PVC-Recycling in der Praxis, Stand 21. Mai 1990
 - (24) AgPU: PVC-Recycling. Die aktuelle Information. Mai 1995
 - (25) Scur P.: Erweiterte Verwertungsmöglichkeiten für Sekundärstoffe in der Zementindustrie durch Integration einer Zirkulierenden Wirbelschicht. 4. Weimarer Tagung, 1996
 - (26) umgerechnet nach Angaben für „Praxiswert BRAM“ von Tietz et al.: EP 11/96; diese Werte wurden herangezogen, da sie aktuell ermittelt wurden und nicht aus Einzelmessungen stammen, sondern unterschiedliche Untersuchungsprogramme (LASU) repräsentativ entnommen wurden.
 - (27) BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), Bern (Schweiz): Entwurf einer Richtlinie über die Abfallentsorgung in Zementwerken. März 1996
 - (28) Schröder R.: Geochemische und statistische Untersuchung zur Bindung und Verteilung der kohlenrelevanten Spurenelemente Arsen, Beryllium, Cadmium, Kobalt, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Mangan, Molybdän, Nickel, Blei, Uran, Vanadium und Zink in Flözkohlen des Westfals des Ruhrgebietes. Dissertation, RWTH Aachen, Fakultät für Bergbau, Hüttenwesen und Geowissenschaften, 1992

-
- (29) Kuhlmann K.: Sekundärstoffeinsatz in der deutschen Zementindustrie. In: Raffel G., Sedlak R. et al. (Hrsg.): Zement und Umwelt. Beiträge zur Enquete der österreichischen Zementindustrie, S. 88 - 97, Wien, August 1995
- (30) Glinz H.-J.: Brennstoff aus Kunststoffen für die Zementindustrie. In: Liebl P., Braun H., Gerger W., Jung F., Ernstbrunner L., Glinz H.-J.: Situation der Sekundärstoffverwertung in der österreichischen Zementindustrie. Wien, 1995
- (31) *Länderausschuß Immissionsschutz (LAI): Status quo-Bericht Dioxin-Emissionen*
- (32) Lohse J.: Abfallbeseitigung in Zement-Drehrohröfen. Erfahrungen in der BRD. Vortrag in Opole/Polen. Ökopol gmbH, Hamburg, unveröffentlichtes Manuskript, 8 pp., 1996
- (33) Wienecke J., Kruse H., Huckfeldt U., Eickhoff W., Wassermann O.: Organic compounds in the flue gas of a hazardous waste incinerator. Chemosphere 30 (5), 907 - 913, 1995
- (34) Berufsgenossenschaften der Bauwirtschaft: Gefahrstoffe beim Bauen, Renovieren und Reinigen, 1995, hier S. 283
- (35) BG Bau, s.o., hier S. 289
- (36) B. Franke, IFEU: pers. Mitt. und: Übersicht über die Ergebnisse der Risikobewertung von Deponien für Siedlungsabfälle durch die USEPA und Diskussion der Übertragbarkeit auf deutsche Verhältnisse; Bezugnahme: USEPA: 40 CFR Parts 257 and 258, Solid Waste Disposal Facility Criteria; Final Rule; Washington DC; Fed. Reg. Vol. 56, No. 196, pp. 50978 - 51119, October 9, 1991
- (37) Mund A.: Abfallwirtschaftskonzept Baustelle. 4. Weimarer Fachtagung über Abfall- und Sekundärrohstoffwirtschaft „Kreislaufwirtschaft im Baugewerbe, SchrR der Professuren Abfallwirtschaft und Aufbereitung von Baustoffen, Heft 04, Weimar 1996
- (38) Lit.-Zitate in: Walker I., Roos H.-J.: Im Aufbruch. Bei der Bauabfallverwertung und der Vermarktung der Recyclingprodukte besteht Handlungsbedarf. Müllmagazin 3, 40 - 44, 1996
- (39) Sprung S.: Einbindung von Schwermetallen in Sekundärstoffen durch Verfestigung. Betontechnische Berichte 5, 193 - 198, 1988 Deutscher Ausschuß für Stahlbeton, Heft 458: Umweltverträglichkeit zementgebundener Baustoffe. Sachstandsbericht, Berlin 1996
- (40) Hohberg I., Müller C., Schießl P., Volland G.: Umweltverträglichkeit zementgebundener Baustoffe. Sachstandsbericht. Deutscher Ausschuß für Stahlbeton, Heft 458, Berlin 1996
- (41) Umweltbundesamt: Behandlung von Abfällen in der Zementindustrie

-
- (42) Klöpffer W., Renner I.: Methodik der Wirkungsbilanz im Rahmen der Produkt-Ökobilanzen unter Berücksichtigung nicht oder nur schwer quantifizierbarer Umwelt-Kategorien. UBA-Texte 23/95, 1995
- (43) Führ M.: Ansätze für proaktive Strategien zur Vermeidung von Umweltbelastungen im internationalen Vergleich. In Enquete-Kommission des deutschen Bundestages, „Schutz des Menschen und der Umwelt“, Bd. 2, Economica-Verlag, 1995
- (44) Projektgruppe Ökologische Wirtschaft, Öko-Institut Freiburg: Produktlinienanalyse. Kölner Volksblatt Verlag, 1987
- (45) Gensch C.-O. et al.: Gesamtökologische Betrachtung der Herstellung und Anwendung chemischer Produkte - Bausteine für ein strategisches Stoffstrommanagement. UBA-Texte 7/95, 1995
- (46) Giegrich J. et al.: Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen. Evaluation von Bewertungsmethoden, Perspektiven. UBA-Texte 23/95, 1995
- (47) Rubik F., Ankele K., Hellenbrandt S.: Entwicklung und Umsetzung eines Konzeptes zur vergleichenden Dokumentation der Ergebnisse produktbezogener Ökobilanzen. UBA-Texte 24/95, 1995
- (48) IFEU-Institut Heidelberg GmbH: Ökologischer Verfahrensvergleich für vier Optionen zur thermischen Restmüllbehandlung im Zweckverband Abfallwirtschaft Donau-Wald, Heidelberg, November 1994
- (49) IFEU-Institut Heidelberg GmbH: Existierende Bewertungsverfahren für Produkt-Ökobilanzen. Kap. 3 des UBA-Forschungsberichts „Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen“, veröffentlicht als UBA-Text 23/95
- (50) Arbeitsgemeinschaft Systemvergleich Restabfallbehandlung Hessen (ITU GmbH, Öko-Institut, TH Darmstadt): Systemvergleich Restabfallbehandlung. Vergleichende Untersuchung zu den Umweltauswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Restabfallbehandlung. Dieburg/Darmstadt, 1994. Bezug der Kurzfassung: Hessische Landesanstalt für Umwelt, Rheingastr. 186, 65203 Wiesbaden
- (51) IGW/WAR/Drees & Sommer: Vergleich Restabfallbehandlung, im Auftrag der APG Lippe mbH, 1996
- (52) SHC Sabrowski-Hertrich-Consult GmbH: Abfallwirtschaftskonzept ARGE Abfallwirtschaft Mittelthüringen, August 1996
- (53) Gebler, W.: Ökobilanzen in der Abfallwirtschaft, Methodische Ansätze zur Durchführung einer Programm-Umweltverträglichkeitsprüfung. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft Bd. 41, 2. Aufl., Erich Schmidt Verlag, Bielefeld, 1992.
- (54) Depmeier, I.; Weigand, P.; Vetter, G.: Ökologische Bewertung des Schwel-Brenn-Verfahrens, Müll und Abfall 7, Seite 480-489, 1995

-
- (55) TB Umwelttechnik, Dipl.-Ing. Josef Stubenvoll, Hinterstoder (A): Schreiben vom 2.4.1997 an die Autoren
 - (56) Lahl U., Zeschmar-Lahl B., Dehoust G., Lohse J., Sander K.: Energetische Verwertung auf dem Prüfstand. Müllmagazin 1, 78 - 84, 1997
 - (57) Hackl A., Mauschwitz G.: Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie. Hrsg.: Zement + Beton Handels- und Werbeges. mbH, Wien, im Auftrag der österreichischen Zementindustrie, 2. Fassung, Wien, August 1995
 - (58) Lahl U., Zeschmar-Lahl B.: Restmüllmitverbrennung in Zementwerken. Gutachterliche Stellungnahme in Auftrag der Republik Österreich, Umweltbundesamt, Wien. Endbericht, 16.6.1997
 - (59) BUWAL, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft: Entwurf einer Richtlinie über die Abfallentsorgung in Zementwerken: Einladung zur Stellungnahme. Schreiben vom 28. März 1996
 - (60) Verein Deutscher Zementwerke e.V. (VDZ), Forschungsinstitut der Zementindustrie: Beton. Hart im Nehmen. Stark in der Leistung. Fair zur Umwelt. Umweltverträglichkeit von Zement und Beton. Herstellung, Anwendung und Sekundärstoffeinsatz. O.J.