

Ökoeffizienz-Analyse zu Entsorgungsoptionen von Schlacken / Aschen aus der Hausmüllverbrennung in Rheinland-Pfalz

— Einbau oder Deponierung? —

— Aufbereitungsverfahren —

Ein Kooperationsprojekt



der Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH, Mainz
(Herausgeber),



des Lehrstuhles für Volkswirtschaftslehre und Wirtschaftspolitik II
an der Technischen Universität Kaiserslautern
(Durchführung)

BASF

und der BASF Aktiengesellschaft, Gruppe Ökoeffizienz-Analyse, Ludwigshafen
(Methodik)

Durchgeführt und verfasst von Dipl.-Wirtsch.-Ing. Rüdiger Schmidt
in Zusammenarbeit mit Dipl.-Wirtsch.-Ing. Alexandro Kleine,
beide TU Kaiserslautern,

unter Mitwirkung von Dr. Peter Saling, BASF AG
und Robert Weicht, SAM

herausgegeben im November 2006 von der SAM mbH, Mainz

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	2
Grundlagen der Studie	4
Zusammenfassung der Studie	5
Danksagungen	6
1. Einleitung	7
1.1 Problemstellung	7
1.2 Ziel	7
1.3 Aufbau der Studie	7
2. Hausmüllverbrennung und Charakterisierung der HMV-Asche	9
2.1 Situation der Hausmüllverbrennung in Deutschland und in Rheinland-Pfalz	9
2.1.1 <i>Die thermische Abfallbehandlung (Hausmüllverbrennung)</i>	9
2.1.2 <i>Das Abfallaufkommen in Deutschland und Rheinland-Pfalz</i>	12
2.2 Definition, Entstehung und Zusammensetzung der HMV-Rohasche	12
2.3 Rechtliche Rahmenbedingungen zur Entsorgung von HMV-Asche	17
2.3.1 <i>Überblick über die wichtigsten Regelungen</i>	17
2.3.2 <i>Einordnung der HMV-Asche nach dem europäischen Abfallverzeichnis</i>	17
2.3.3 <i>Die Technischen Regeln der LAGA</i>	18
2.3.4 <i>Angewandte Optionen bei der Verwertung der HMV-Asche</i>	20
3. Grundlagen zur Durchführung der Ökoeffizienz-Analyse	21
3.1 Anwendungsziele der Ökoeffizienz-Analyse	21
3.2 Allgemeine Vorgehensweise bei der Durchführung einer Ökoeffizienz-Analyse	22
3.3 Allgemeine Annahmen und Einschränkungen dieser Ökoeffizienz-Analyse	25
3.4 Der Kundennutzen zur Entsorgung von HMV-Asche	26
3.5 Die Entsorgungsoptionen von HMV-Asche	27
3.6 Übersicht über die Systemgrenzen	28
4. Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse im Base Case	33
4.1 Ergebnisse im Ökoeffizienz-Portfolio	33
4.2 Rechenfaktoren zur Aggregation von der ersten bis zur dritten Stufe	34
4.3 Ergebnisse im ökologischen Fingerprint	35
4.4 Darstellung der Einzelergebnisse	36
4.4.1 <i>Kosten der Optionen</i>	37
4.4.2 <i>Energieverbrauch der Optionen</i>	37
4.4.3 <i>Ressourcenverbrauch der Optionen</i>	38
4.4.4 <i>Emissionen der Optionen</i>	40
4.4.5 <i>Flächenbedarf der Optionen</i>	46
4.4.6 <i>Toxizitätspotential der Optionen</i>	47
4.4.7 <i>Risikopotential der Optionen</i>	49
4.5 Hinweis zu den Daten	50

5. Szenarien im Ökoeffizienz-Portfolio	53
5.1 Szenario „Mechanische Aufbereitung II“	54
5.2 Szenario „Einbringen auf Baustellen“	55
5.3 Szenario „Transportentfernungen“	56
5.4 Szenarien „Bedeutung der Gutschriften“	58
5.5 Szenario „Kosteneinsparung durch Einbau auf Großbaustellen“	60
5.6 Szenario „Ökobilanz ohne Risiko- und Toxizitätspotential“	61
5.7 Szenario „Zusätzliche Berücksichtigung von Wasseremissionen“	62
5.8 Szenarien „Sonderfälle einer Deponierung“	64
5.9 Szenarien „Einordnung der Bodenemissionen“	67
5.10 Szenario „Punktbewertungsmodell“	70
5.11 Szenario „Teilberechnung der Bodenemissionen“	71
5.12 Szenarien „Einhaltung der Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden“	74
6. Zusammenfassung und Fazit.....	79
Verzeichnisse.....	83
A Abkürzungsverzeichnis	83
B Abbildungsverzeichnis.....	84
C Tabellenverzeichnis.....	86
D Literaturverzeichnis	87
Anhang.....	89
A Wirkungsbilanzen der Entsorgungsoptionen.....	89
B Tabelle der Relevanz- und Rechenfaktoren im Base Case	93
C Adressen der Kooperationspartner	95

Grundlagen der Studie

Die Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH (SAM) kontrolliert in Rheinland-Pfalz unter Fachaufsicht des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz die Sonderabfallströme vom Erzeuger zum Entsorger. Zu den Aufgaben der SAM gehört auch die Beratung im Sonderabfallbereich.

Anhand dieser Studie soll nun die Entsorgung von Schlacken und Aschen aus der Hausmüllverbrennung ökologisch und ökonomisch bewertet werden. Hierzu beauftragte die SAM den Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre und Wirtschaftspolitik II von Prof. Dr. Michael von Hauff an der Technischen Universität Kaiserslautern eine Ökoeffizienz-Analyse durchzuführen.

Rüdiger Schmidt erstellte unter Betreuung und Mitarbeit von Alexandro Kleine die vorliegende Ökoeffizienz-Analyse, die an die erste Studie „Entsorgungsoptionen Mineralölkohlenwasserstoffkontaminierter Böden“ anschließt [13]. Die BASF AG, Ludwigshafen stellte die Methodik zur Verfügung und wirkte beratend an der Studie mit. Die SAM stellte Daten zur Verfügung, unterstützte die Studie fachlich und organisierte den kritischen Austausch mit Experten. Die Auswertung wurde in der zweiten Jahreshälfte 2005 auf Grundlage von Daten bis Mitte 2005 durchgeführt. In der ersten Jahreshälfte 2006 wurde die Auswertung nochmals kritisch überprüft, leicht modifiziert und eine erweiterte Argumentationsstruktur umgesetzt, da die angemessene Modellierung der Entsorgung von HMV-Asche besondere methodische Anforderungen an die Ökoeffizienz-Analyse stellte.

Es wurde das Ziel gestellt, die Entsorgung von Schlacken und Aschen aus der Verbrennung von Hausmüll zu untersuchen und Empfehlungen zu erarbeiten. Damit soll der Politik und den zuständigen Behörden eine Entscheidungshilfe angeboten werden, welche Aufbereitungsverfahren und welche weiteren Entsorgungswege zu empfehlen sind. Die Studie kann darüber hinaus Verwendung finden in:

- Marktkommunikation
- Stärken- / Schwächenanalyse
- fachlicher Strategiefindung
- Identifizierung von Forschungszielen

Angesprochen ist ein weites Fachpublikum, v. a.:

- Behördenvertreter
- Kammern und Verbände
- Abfall-Erzeuger und -Entsorger
- Anlagenhersteller
- weitere Entscheidungsträger
- Wissenschaftler und Berater

Zusammenfassung der Studie

In Rheinland-Pfalz werden drei Hausmüllverbrennungsanlagen betrieben, in denen große Mengen an Schlacken und Aschen (im Weiteren kurz „HMV-Asche“) entstehen. HMV-Asche ist kein ganz unbedenklicher Stoff, den es möglichst umweltschonend und ökonomisch vertretbar zu entsorgen gilt. Nach Reifung und Aufbereitung wird die HMV-Asche auf einer Deponie oder in einer abgesicherten Baumaßnahme entsorgt. Seitdem in einem Fall aber ohne Sicherungsmaßnahmen verbaut wurde und dies für öffentliches Aufsehen sorgte, wird HMV-Asche in Rheinland-Pfalz nur noch in Deponien entsorgt. Der Markt für den Verbau von HMV-Asche in Baustellen ist seitdem zusammengebrochen.

Die Studie bewertet verschiedene Möglichkeiten der Aufbereitung und Entsorgung der HMV-Asche. Hierzu wird zuerst ein Überblick über die Hausmüllverbrennung sowie Entstehung, Eigenschaften und Entsorgung von HMV-Asche gegeben; insbesondere die Situation in Rheinland-Pfalz und die rechtlichen Rahmenbedingungen werden näher betrachtet. Schließlich ermöglicht die vielfach praxiserprobte Ökoeffizienz-Analyse der BASF die ökologisch-ökonomische Bewertung verschiedener Entsorgungsmöglichkeiten der betrachteten HMV-Asche.

Bewertet werden mechanische und hydro-mechanische Aufbereitungsverfahren sowie verschiedene Verbringungsmöglichkeiten (Großbaustelle und Deponie) der HMV-Asche. Durch Kombination der Aufbereitungs- mit den weiteren Verbringungsmöglichkeiten ergeben sich im Ausgangsfall vier Optionen. Im Ausgangsfall ergibt sich ein Vorteil für eine hochwertige hydro-mechanische Aufbereitung. Außerdem befürworten die getroffenen Annahmen den Einbau auf Großbaustellen gegenüber einer Deponierung.

In Szenarien werden abschließend weitere Varianten und Bilanzierungsmöglichkeiten dargestellt sowie die Stabilität der Ergebnisse überprüft. Dabei werden unter verschiedenen Annahmen die Unterschiede zwischen hydro-mechanischer und mechanischer Aufbereitung herausgestellt sowie die anschließenden Entsorgungsmöglichkeiten (Deponierung und Verwendung auf einer Baustelle) bewertet. Die hydro-mechanische Aufbereitung kann darin als ein wesentlicher Beitrag für einen umwelttechnischen Fortschritt identifiziert werden. Der Einbau auf Großbaustellen ist zwar einer kritischen Prüfung zu unterziehen. Jedoch kann der Einbau insgesamt einen wesentlichen Beitrag für eine Ressourceneinsparung darstellen, insofern der potenzielle Schadstoffeintrag (etwa durch Schwermetalle) vertretbar ist.

Danksagungen

Besonderer Dank gilt den Personen und Unternehmen, die durch Gespräche, Informationen und Herstellung von Kontakten zur Fertigstellung dieser Arbeit beigetragen haben. Die namentliche Nennung erfolgt in alphabetischer Reihenfolge:

- von der BASF: Herr Dr. Saling
- den Firmen FES, GML Ludwigshafen, Rauen, Scherer + Kohl, SVI
- vom Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht und Gewerbeaufsicht, Mainz: Herr Dr. Nonte
- vom Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre und Wirtschaftspolitik II: Herrn Bolle, Prof. Dr. von Hauff und Frau Wittek
- vom Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz: Herr Dr. Hanel
- der SAM; insbesondere: Herr Lorig, Herr Märker, Herr Dr. Meffert, Herr Weicht
- von der SGD Süd: Herr Seebohm, Herr Wendel

1. Einleitung

1.1 Problemstellung

In den rheinland-pfälzischen Müllverbrennungsanlagen fällt eine beträchtliche Menge (ca. 150.000 t) an Hausmüllverbrennungsschlacken bzw. -Aschen an (im folgenden HMV-Asche genannt, Begründung siehe S. 12f.). Diese Mengen an HMV-Asche ökologisch wie ökonomisch sinnvoll zu entsorgen, bringt Herausforderungen mit sich. Insbesondere in Rheinland-Pfalz legt man darauf Wert, diese HMV-Asche sowohl ökologisch als auch ökonomisch sinnvoll zu entsorgen, wobei rechtliche und umwelttechnische Fragestellungen berücksichtigt werden müssen.

Seit Juni 2005 darf Müll nicht mehr unbehandelt deponiert werden, und es treten strengere Deponierichtlinien in Kraft. Dies wird langfristig zu einem Anstieg der Deponierungskosten führen und so die Möglichkeit der Verwertung der HMV-Asche in Baumaßnahmen außerhalb der Deponien wieder verstärkt in den Fokus rücken. Hierfür muss für Rheinland-Pfalz der beste Weg gefunden werden, die HMV-Asche unbedenklich zu entsorgen.

1.2 Ziel

Mit Hilfe der Ökoeffizienz-Analyse der BASF soll in dieser Studie die ökoeffizienteste Option als Kombination aus Aufbereitung und Entsorgung identifiziert werden. Hierbei fließen verschiedene ökologische und ökonomische Faktoren über den gesamten „Lebensweg“ der HMV-Asche in die Betrachtung mit ein.

Beispielsweise werden die Transport- und Aufbereitungsaufwendungen wie auch das Toxizitäts- und Risikopotential der HMV-Asche bewertet. Weiterhin wird demonstriert, dass bestimmte Wege der Aufbereitung und Entsorgung auch positive Aspekte haben können. So kann z. B. durch den Einsatz von HMV-Asche im Straßenbau Naturmaterial wie etwa Splitt substituiert werden.

1.3 Aufbau der Studie

Die Studie beginnt mit einem einführenden Kapitel zur Themenstellung. Im Folgenden wird die Situation der Hausmüllverbrennung in Deutschland und Rheinland-Pfalz dargestellt. Anschließend wird die HMV-Asche näher definiert und charakterisiert, und die rechtlichen Rahmenbedingungen zur Entsorgung der HMV-Asche werden aufgezeigt. Bereits im Frühjahr 2003 ließ die SAM eine Ökoeffizienz-Analyse zum Thema „Entsorgung von Mineralölkontaminierten Böden“ durchführen. Diese Studie baut auf der Methodik der vorhergehenden Ökoeffizienz-Analyse auf.

Um diese Ökoeffizienz-Analyse durchführen zu können, wird zuerst der „Kundennutzen“ als Ausgangspunkt für eine Bewertung und Gegenüberstellung von unterschiedlichen Aufbereitungs- und Entsorgungsoptionen definiert. Auch werden verschiedene Szenarien zu dieser Analyse aufgestellt, um mögliche zukünftige Entwicklungen bei der Entsorgung von HMV-Asche schon von vornherein zu analysieren und deren Nützlichkeit zu bewerten. Die Szenarien gelten auch als eine Ergebniskontrolle der Ökoeffizienz-Analyse, um die Stabilität der Ergebnisse sowie die Einflussstärke von bestimmten Faktoren zu überprüfen. Den Abschluss der Arbeit bilden eine Zusammenfassung der Ergebnisse und ein Ausblick. Gemäß §2 KrW- / AbfG gilt als oberster Grundsatz die Vermeidung von Abfällen.

2. Hausmüllverbrennung und Charakterisierung der HMV-Asche

Im Jahr 1999 hat das Bundesumweltministerium das abfallwirtschaftliche „Ziel 2020“ formuliert:

„Bis spätestens 2020 sollen die Behandlungstechniken so weiterentwickelt und ausgebaut werden, dass alle Siedlungsabfälle in Deutschland vollständig und umweltverträglich verwertet werden.“

Damit soll zugleich die oberirdische Deponierung beendet werden [5].

2.1 Situation der Hausmüllverbrennung in Deutschland und in Rheinland-Pfalz

Die thermische Abfallbehandlung spielt in der Müllbehandlung in Deutschland und auch in Rheinland-Pfalz eine große Rolle. Daher wird der prinzipielle Aufbau einer Müllverbrennungsanlage erklärt und der Ablauf der Müllverbrennung erläutert. Auch werden Zahlen zum Abfallaufkommen in Deutschland genannt.

2.1.1 Die thermische Abfallbehandlung (Hausmüllverbrennung)

a. Grundlegendes

Durch den Verbrennungsprozess der thermischen Abfallbehandlung wird der anfallende Müll hauptsächlich in HMV-Rohasche sowie in Filterstäube, Abgase und Abwasser umgewandelt. Dabei erfolgt eine weitgehende Zerstörung der organischen Schadstoffe. Die anorganischen Schadstoffe werden in den Filterstäuben aufkonzentriert. Man erreicht durch diesen Prozess eine Reduzierung der Abfallmenge auf rund 30 %.

Viele Produkte und Abfälle der thermischen Abfallbehandlung können verwertet werden, manche müssen beseitigt werden. Die bei der Verbrennung anfallende HMV-Rohasche kann z. B. als Baumaterial im Straßen- oder Erdbau eingesetzt werden, was in vielen Bundesländern gängige Praxis ist. Die Abwärme der Müllverbrennung wird vielerorts zur Stromerzeugung oder als Fernwärme genutzt. Bei der Aufbereitung der HMV-Rohasche zu HMV-Asche werden die Eisenmetallfraktionen zum größten Teil, die Nichteisenmetallfraktionen je nach Aufbereiter von der HMV-Asche abgetrennt und der Industrie zugeführt. Die Eisenfraktionen betragen bis zu zehn Prozent der anfallenden HMV-Asche, Nichteisenfraktionen, wie z. B. Kupfer, Aluminium und Edelstahl werden im Rahmen von etwa einem Prozent der ursprünglichen Masse der HMV-Rohasche aussortiert.

Filterstäube und schadstoffhaltige Abwässer der thermischen Abfallbehandlung können nicht verwertet werden. Die Filterstäube sind auf Deponien oder Untertage abzulagern, die Abwässer sind vor Einleitung in öffentliche Abwasseranlagen entsprechend zu reinigen.

Vorrangiges Ziel der thermischen Behandlung von Abfällen ist die Reduzierung der Abfallmenge und die Zerstörung des organischen Anteils. Die verschiedenen Ziele und Anforderungen der Hausmüllverbrennung sind in mehreren Gesetzen¹ verankert und aufgeführt.

Einige Anforderungen an die Müllverbrennung sollen hier exemplarisch aufgeführt werden:

- eine möglichst vollständige Mineralisierung der organischen Komponenten
- ein Heizwert $> 11.000 \text{ kJ / kg}$, womit der Abfall zur Verwertung zulässig ist
- getrennte Behandlung besonders umweltgefährdender Bestandteile
- keine übermäßige Belastung der Luft durch die Abgase
- möglichst keine thermische Behandlung der mineralischen Stoffe
- Rückstände sollen möglichst chemisch immobil und gesteinsähnlich sein, um eine gute Endlagerfähigkeit zu erreichen [10: 9]

b. Aufbau einer Anlage am Beispiel der GML in Ludwigshafen

Das Müllheizkraftwerk (MHKW) der GML Abfallwirtschaftsgesellschaft mbH in Ludwigshafen ist eine mittelgroße Müllverbrennungsanlage mit einer Kapazität von rund 180.000 t jährlich. Im Jahr 2002 wurden 156.000 t Restabfall verbrannt und es fielen 44.000 t HMV-Rohasche an. Durch den erzeugten Strom (51.316 MWh) und die Abgabe von Fernwärme (89.963 MWh) konnten 40 Mio. Liter Heizöl eingespart werden. Die Menge der Rauchgasreinigungsrückstände betrug im Jahr 2002 4.500 t. Normalerweise führt man der Verbrennungsanlage in Ludwigshafen hauptsächlich Siedlungsabfall zu, aber auch ein großer Anteil an Gewerbemüll und Krankenhausabfällen werden verbrannt. Der durchschnittliche Heizwert der Inputfraktionen beträgt rund 10.500 kJ.

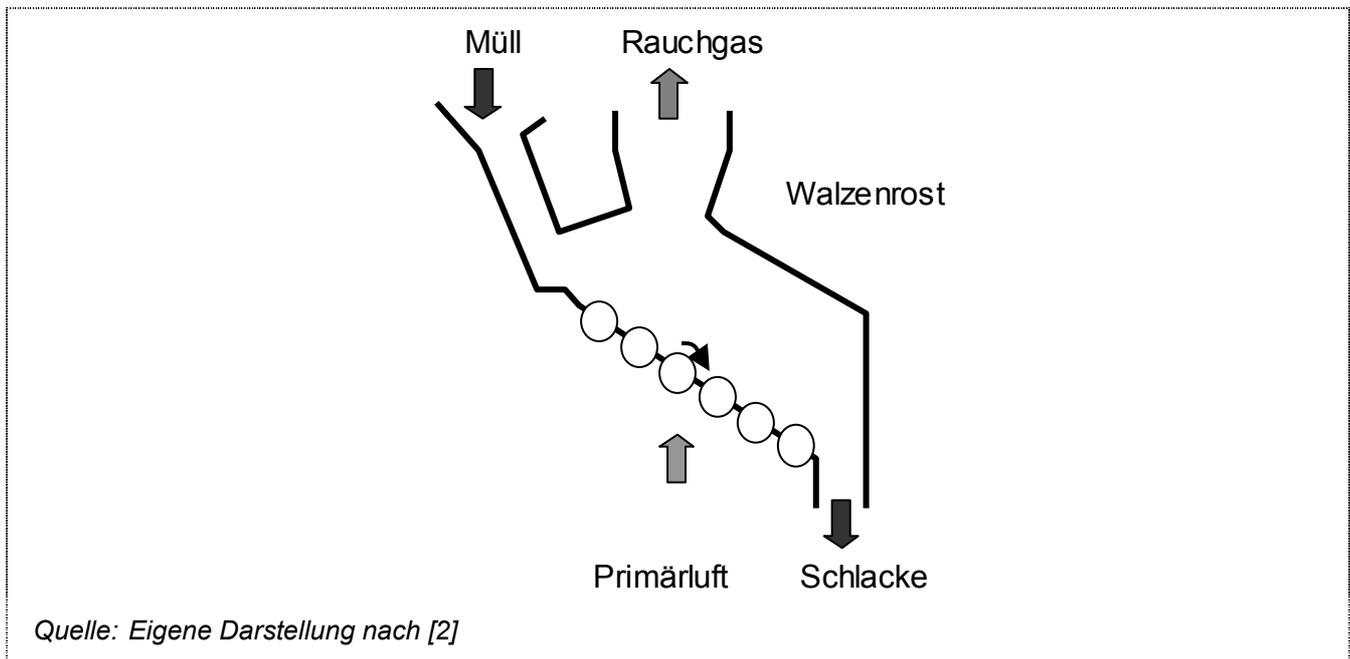


Abbildung 1: Schema einer Rostfeuerung mit Walzenrost

Der Müllverbrennungsprozess verläuft wie folgt: Nach einer Eingangskontrolle und Verwiegung wird der Abfall im Müllbunker abgekippt. Ankommenden übergroßen Sperrmüll zerkleinert man vorher mit einer Schere. Über zwei Müllkräne mit Waagen wird der Abfall der Verbrennung zugeführt. Anhand des Gewichts, verbunden mit Erfahrungswerten, kann grob der Heizwert des zuge-

¹ KrW- / AbfG, 2001; DepV, 2002; RL 2000/76/EG.

fürten Abfalls abgeschätzt werden, was für einen optimierten Verbrennungsprozess wichtig ist. Die Müllverbrennung findet in Öfen mit Rostfeuerung und Walzenrost statt. Die Anlage besteht aus drei Kesseln und zwei Rauchgasreinigungslinien, wobei die Feuerraumgestaltung durch zwei Kessel mit Gleichstrom- und einem Kessel mit Mittelstromfeuerung realisiert ist. Bei der Müllverbrennung ist auf eine Verbrennungsmindsttemperatur von 850°C zu achten. Durch Schwankungen des Heizwertes des Abfalls können jedoch Temperaturschwankungen zwischen 800°C bis über 1100°C entstehen. Bei gutem Brand im Ofen wird die anfallende Wärme als Energie genutzt und ins Netz eingespeist, ansonsten muss zugefeuert werden. Von der Verbrennung bleiben schließlich nur HMV-Rohaschen, Filterstäube und Abgase übrig.

c. Die Notwendigkeit der Abfallvorbehandlung ab Juni 2005

Um die Relevanz einer Behandlung und umweltgerechten Entsorgung der HMV-Rohasche nochmals aufzuzeigen, soll hier die Situation der Deponierung ab Juni 2005 dargestellt werden. Seit Inkrafttreten der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASi) im Jahre 1993 war bekannt, dass ab Mitte 2005 Abfälle zur Deponierung vorbehandelt werden müssen und neue Anforderungen an die Deponien gestellt werden. Grundlage hierfür sind die EU-Deponierichtlinie sowie speziell in Deutschland die Abfallablagerungsverordnung von 2001 (AbfAbIV), die Deponieverordnung von 2002 (DepV) und die Deponieverwertungsverordnung vom September 2005 (DepVerV).

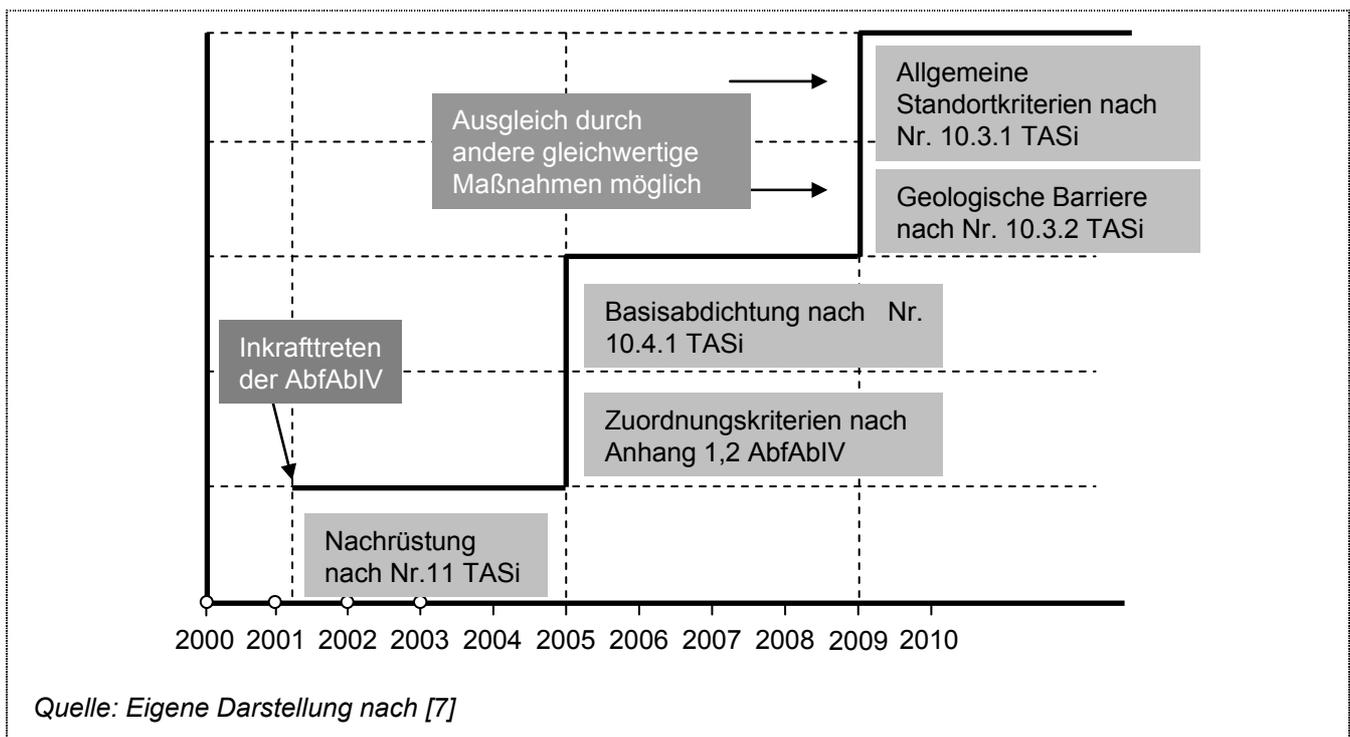


Abbildung 2: Fristenregelung gemäß Abfallablagerungsverordnung

Gemäß AbfAbIV durfte unbehandelte Abfälle nur noch bis 31. Mai 2005 abgelagert werden. Seitdem bestehen neue Anforderungen an die Deponien, die jedoch schätzungsweise nur rund 10–15 % der Deponien einhalten. Damit verkleinern sich die Deponiekapazitäten, und der Preis zur Ablagerung von HMV-Asche auf Deponien wird steigen, wodurch die Entsorgung von HMV-Asche in Baumaßnahmen wieder stärker diskutiert wird². Vom 1.6.2005 bis zum 15.7.2009 besteht jedoch in bestimmten Fällen eine Übergangsfrist, während der Abfälle wie HMV-Aschen in Deponien ohne vollständige Einhaltung der neuen Ablagerungskriterien untergebracht werden können.

² Auskunft SGD-Süd.

2.1.2 Das Abfallaufkommen in Deutschland und Rheinland-Pfalz

Sowohl in Deutschland als auch in Rheinland-Pfalz fallen hohe Mengen für die thermische Abfallbehandlung an, was folgende Zahlen aus dem Jahr 2005 veranschaulichen:

a. Gesamtabfallaufkommen in Deutschland und Rheinland-Pfalz ³

In Deutschland wurden für das Jahr 2005 knapp 24 Mio. t Restabfall prognostiziert. Bundesweit sollen 2005 für rund 24,6 Mio. t Abfall Aufbereitungsanlagen zur Verfügung stehen, gesichert sind davon jedoch erst Kapazitäten im Rahmen von etwas unter 22 Mio. t. In den ca. 75 Müllverbrennungsanlagen in Deutschland können bis zu 18 Mio. t Abfall pro Jahr verbrannt werden. Der restliche Abfall wird dann wahrscheinlich hauptsächlich in mechanisch-biologischen Aufbereitungsanlagen behandelt.

Für 2005 wurden in Rheinland-Pfalz 1.067 Tsd. t Abfall erwartet, dem standen 929 Tsd. t sicher verfügbarer Abfallbehandlungskapazitäten gegenüber. Geplant ist eine Abfallbehandlungskapazität für das Jahr 2005 von 1.102 Tsd. t. Auch hier ist – wie deutschlandweit auch – ein Engpass der Abfallbehandlung möglich.

b. Aufkommen an HMV-Rohasche in Rheinland-Pfalz

In Rheinland-Pfalz gibt es momentan drei Müllverbrennungsanlagen mit einer Gesamtkapazität von rund 600.000 t im Jahr. In diesen Anlagen fallen jährlich rund 150.000 t an HMV-Rohasche an. Je nach Müllverbrennungsanlage und Beschaffenheit des Mülls, der in dieser Anlage verbrannt wird, erreicht man so eine Reduzierung des Mülls auf rund 20 – 30 % der ursprünglichen Müllmasse.

Müllverbrennungsanlage	Kapazität in t / a	Anfallende Rohasche in t / a
GML Ludwigshafen	180.000	50.000 (2002)
MHKW Mainz	237.000	53.000 (2004, geschätzt)
SOTEC GmbH MHKW Pirmasens	189.000	50.000 (2001)

Quelle: Auskunft SAM

Tabelle 1: Kapazitäten und anfallende HMV-Rohasche der Müllverbrennungsanlagen in Rheinland-Pfalz

Die drei rheinland-pfälzischen Müllverbrennungsanlagen beliefern vier Aufbereiter, die in Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg, Hessen und dem Saarland sitzen.

2.2 Definition, Entstehung und Zusammensetzung der HMV-Rohasche

Nach Definition der LAGA 20 entstehen HMV-Rohaschen⁴ bei der Verbrennung von Siedlungsabfällen. Dort fallen feste Rückstände am Ende des Verbrennungsrostes als Rostabwurf bzw. Rostdurchfall an. Diese HMV-Rohasche besteht aus gesinterten Verbrennungsprodukten, verschiedenen Metallen, Glas, Keramik, mineralischen Bestandteilen und unverbrannten Resten. Rückstände aus der Abgasreinigung zählen nicht zu den HMV-Rohaschen. Erst wenn die HMV-

³ Vgl. [5].

⁴ Die LAGA 20 verwendet – abweichend von der Konvention in dieser Ökoeffizienz-Analyse – den Begriff „Schlacke“.

Rohasche aufbereitet und abgelagert worden ist, wird sie im strengen Sinne als „HMV-Asche“ bezeichnet. In dieser Studie wird HMV-Rohasche jedoch vereinfacht als HMV-Asche bezeichnet, sobald sie die Müllverbrennungsanlage zum Aufbereiter verlassen hat. Die Zusammensetzung der HMV-Rohaschen kann je nach Verbrennungsart und -bedingungen sowie durch unterschiedliche Abfallzusammensetzungen stark variieren [14].

a. **Entstehung von HMV-Rohasche**⁵

Die HMV-Rohasche entsteht bei der Verbrennung von Siedlungsabfall in Müllverbrennungsanlagen. Der Siedlungsabfall besteht normalerweise zu rund 35 % aus organischem Material, zu rund 35 % aus mineralischem Material und ca. 30 % aus Wasser. Der Abfall wird bei rund 850–1100°C in der Müllverbrennungsanlage verbrannt. Je nach Brennwert des Abfalls variiert seine Verweilzeit im Ofen: Je höher der Brennwert des Abfalls ist, umso länger dauert der Verbrennungsprozess, und umso niedriger wird der Ofendurchsatz. Ist der Brennwert des Abfalls zu niedrig, wird nachgefeuert. Bei der Verbrennung wird der Müll teilweise gesintert, d. h. die aufgeschmolzenen Bereiche werden mit den Aschepartikeln verbacken. Da die Bestandteile des Abfalls beim Verbrennungsprozess in üblichen Müllverbrennungsanlagen nicht vollständig gesintert werden, wird in dieser Arbeit von Aschen und nicht von Schlacken gesprochen, da Schlacke aus vollständig gesinterten Bestandteilen zu bestehen hat.

Die Qualität und die Zusammensetzung der entstehenden HMV-Rohasche können stark variieren und hängen von vielen verschiedenen Einflussfaktoren ab. Die größten und wichtigsten Einflussgrößen auf die Qualität der HMV-Rohasche sind:

- die Ofentemperatur
- die Verweilzeit im Ofen
- die Zusammensetzung des Abfallinputs
- die Luftzufuhr im Ofen

Die Rückstände der Abgasreinigungsanlage, wie z. B. die Kessel- und Filterstäube, gehören nicht zu der HMV-Rohasche und dürfen aufgrund ihrer hohen Schadstoffbelastung auch nicht mit ihr vermischt werden. Normalerweise fallen rund 25–35 % der ursprünglichen Masse des Abfallinputs der Anlage nach der Verbrennung als HMV-Rohasche an. Insgesamt gesehen entstehen in den verschiedenen Müllverbrennungsanlagen und auch in derselben Anlage aufgrund variierender Verfahrenstechniken und Abfallzusammensetzung viele qualitativ unterschiedliche Typen von HMV-Rohasche.

Nach Beendigung des Verbrennungsprozesses wird die HMV-Rohasche mit Wasser gelöscht. Bei der anschließenden Lagerung der HMV-Rohasche setzen Alterungsprozesse ein. Hierbei bilden sich die Minerale neu oder bilden sich um, die Inhaltsstoffe werden inertisiert und die spezifische Oberfläche nimmt zu. Damit der Alterungsprozess zufrieden stellend ablaufen kann, sollte die HMV-Rohasche mindestens drei Monate lagern. Dieser Vorgang wird auch als Reifung bezeichnet. Nach ausreichender Reifung der HMV-Rohasche wird diese noch von verschiedenen Firmen mit unterschiedlichen Aufbereitungstiefen aufbereitet und kann als HMV-Asche beseitigt oder verwertet werden.

⁵ Vgl. [1; 12; 16; 23] und Auskunft. Dr. Hanel (MUFV).

b. Zusammensetzung der HMV-Rohasche

b.a. Allgemeine Zusammensetzung der HMV-Rohasche

HMV-Rohaschen stellen ein sehr inhomogenes Gemisch dar. Wie bereits aus den vorhergehenden Punkten ersichtlich, gibt es viele Ursachen für die Unterschiede in den verschiedenen HMV-Rohaschen. Diese Unterschiede werden auch in Tabelle 2 deutlich: Hier unterscheiden sich nicht nur die HMV-Rohaschen in ihren Bestandteilen, die erfassten Werte hängen auch von den verschiedenen Messmethoden ab.

Bestandteil	Datenquelle			
	LfU Bayern [1]	Aufbereiter	Ferstl [9], Hirschlag [11]	Franke [10]
Aschen, Schlacken	45	32,5	33,75	
Mineralstoffe				60–90
Schmelzprodukte	40			
Neu gebildete Gläser			30	
Keramik, Bruchglas	10	9,9	6	
Wasser		13,1	25	9–34
Organik	2		1,5	
Metalle	5	0,2	3,75	10
Brennbare Stoffe				> 5
Unverbranntes		0		
Sonstiges		57,4		
Anmerkungen	Summe der amorphen Bestandteile (Gläser und Aschen): 40 %	Summe der kristalli- nen Bestandteile (neu gebildete Materialien): 60 %	Nach dem Nass- entschlacker, incl. Wasser	Bereits ohne 3–5 % Unverbranntes, 12–15 % Schrott

Hinweis: Die Quellen ordnen die Bestandteile unterschiedlich ein

Tabelle 2: Allgemeine Zusammensetzung der HMV-Rohasche in %

Es werden jedoch Tendenzen in der zusammenfassenden Tabelle deutlich. So ist erkennbar, dass der Bestandteil „Aschen, Schlacken“ mit über 30 % einen recht hohen Anteil in der HMV-Rohasche haben. Ein weiterer großer Bestandteil in den HMV-Rohaschen ist mit rund einem Viertel das Wasser, das für eine gute Reifung der HMV-Asche notwendig ist. Bruchglas ist mit bis zu 10 % in der HMV-Rohasche enthalten. Für diese Glasreste ist die Temperatur der Müllverbrennungsanlagen meist zu niedrig, um sie zu verschmelzen. Den letzten großen Anteil in der HMV-Rohasche bilden die Metalle. Ihr Anteil beträgt zwischen 15 % in der HMV-Rohasche und nach Aufbereitung bis knapp 0 % in der HMV-Asche.

b.b. Chemische Zusammensetzung der HMV-Rohasche

Bei der chemischen Zusammensetzung der HMV-Rohasche wird unterschieden zwischen den Feststoff- und den Eluatwerten der HMV-Rohaschen. Die Feststoffwerte geben an, welche Elemente in der HMV-Rohasche direkt enthalten sind, die Eluatwerte (nach dem DIN S4-Verfah-

ren) geben an, wie viel von welchem Schadstoff innerhalb von 24 Stunden in voll entsalztem Wasser ausgewaschen wird.

Element	Einheit	Probe A	Probe B	Mittelwerte nach Literatur	Schwankungsbreite	typische Gehälter in Böden
Al	g / kg	35	61	50	5–95	71
C	g / kg	9,81	12,2	16,6	5–50	20
Ca	g / kg	93,4	94,5	101	30–140	13,7
Fe	g / kg	51	56,3	48	20–110	38
K	g / kg	14	9,4	12	3–21	8,3
Mg	g / kg	14	26,2	14	6–18	23
Na	g / kg	33	28,6	24	5–35	6,3
As	mg / kg	34	61	12	3–22	5
Ba	mg / kg	1.750	3.402	k. A.		430
Cd	mg / kg	< 15	< 15	10	0,1–82	0,06
Cr	mg / kg	331	513	500	100–9.600	100
Cu	mg / kg	1.031	3.662	2.200	200–7.000	30
Mn	mg / kg	606	640	k. A.		600
Mo	mg / kg	10	18	k. A.		2
Ni	mg / kg	93	80	150	40–760	40
Pb	mg / kg	807	851	1.600	600–5.200	10
S	mg / kg	2.671	6.228	2.900	2.000–4.000	700
Sb	mg / kg	44	164	k. A.		
Sn	mg / kg	94	245	570	200–1.700	10
Sr	mg / kg	319	334	k. A.		200
Ti	mg / kg	3.942	5.529	k. A.		4.000
Zn	mg / kg	2.215	3.535	4.800	500–21.000	50

Hinweis: Nicht aufgeführt: ca. 25 Gew.-% Si, ca. 40 Gew.-% O

Quelle: [11]

Tabelle 3: Typische Feststoffwerte von HMV-Rohaschen

Es wird aus Tabelle 3 ersichtlich, dass große Unterschiede in der Qualität der HMV-Rohasche messbar sind. Besonders wird die Schwankungsbreite der Messwerte sichtbar. Oft variieren die Werte um das 20fache, in einem Fall sogar um knapp das 100fache (Cr), bis hin zum 820fachen (Cd). Eine weitere Untersuchung von 17 Müllverbrennungsanlagen in Deutschland macht die Heterogenität der HMV-Rohaschen nochmals deutlich [17; 10: 43]. Genauere Untersuchungen zu den Zusammensetzungen der HMV-Rohasche sind sehr umfangreich und können im Rahmen dieser Arbeit nicht geleistet werden.

Es soll jedoch erwähnt werden, dass die Z 2-Werte nach LAGA-Schlacke (siehe Abschnitt 2.3) von den hier in der Studie untersuchten Aufbereitungsverfahren üblicherweise eingehalten werden. Die Literatur weist aber besonders darauf hin, dass bei den Blei-, Kupfer-, Zink- oder TOC-Werten in manchen Fällen dennoch Überschreitungen zu erwarten sind [4]. Da bei der Reifung der HMV-Asche zahlreiche Prozesse ablaufen (z. B. Korrosion), die mehrere Jahre anhalten können, ändert sich auch die Stoffzusammensetzung der HMV-Aschen im Laufe der Zeit. Besonders dem pH-Wert

ist hier Aufmerksamkeit zu schenken: Aktuelle Messungen der Eluatwerte werden fast ausschließlich bei voll entsalztem Wasser durchgeführt. Im sauren Milieu (durch sauren Regen oder anderen Einfluss) kann je nach Zusammensetzung der HMV-Asche die Eluierbarkeit, insbesondere die der Schwermetalle, deutlich zunehmen [1]. Regenwasser ist in Deutschland normalerweise mit einem pH-Wert von durchschnittlich 5,6 leicht sauer, in Großstädten werden manchmal Werte um 3 erreicht. Beim Einbau der HMV-Asche ist besonders auf eine ordnungsgemäße Abdichtung zu achten.

Parameter	Einheit	Eluatwerte typischer HMV-Aschen	Merkblatt LAGA-Schlacke
TOC	%	k. A.	1
EOX	mg / kg	k. A.	3
pH-Wert		11,2	7–13
Leitfähigkeit μ	S / cm	1.690	6.000
Arsen	mg / l	< 0,006	k. A.
Blei	mg / l	< 0,006	0,05
Cadmium	mg / l	< 0,001	0,005
Chrom (ges.)	mg / l	< 0,06	0,2
Nickel	mg / l	< 0,01	0,04
Quecksilber	mg / l	< 0,0005	0,001
Kupfer	mg / l	0,02	0,3
Zink	mg / l	0,05	0,3
Chlorid	mg / l	100	250
Sulfat	mg / l	99	600

Hinweis: Messung des DEV S'4-Eluats

Quelle: [8]

Tabelle 4: Eluatwerte typischer HMV-Aschen und Z 2-Werte nach LAGA-Schlacke für HMV-Asche

c. Eignung der HMV-Asche als Baumaterial

Um in verschiedenen Bauvorhaben als Baumaterial zum Einsatz kommen zu können, muss die HMV-Asche die Regelungen und Vorschriften der jeweilig gültigen Gesetze, beispielsweise für den Straßenbau, (siehe Kap. 2.3) einhalten. In mehreren Tests und Gutachten, wie z. B. Prüfung des Widerstands der HMV-Asche gegen Frost-Tau-Wechsel-Beanspruchung, ist die Eignung der HMV-Asche als Baumaterial bestätigt worden. Sie erfüllt somit alle nötigen physikalischen Bedingungen. Auch eventuell auftretende volumenvergrößernde Reaktionen, die durch Feuchtigkeitseintritt hervorgerufen werden, können durch eine mindestens dreimonatige Zwischenlagerung minimiert werden.

Vorteilhaft beim Einsatz in Bauvorhaben ist u. a. die Wirtschaftlichkeit der HMV-Asche, die Schonung von Ressourcen, die Einsparung von Baustoffen oder die Vermeidung einer kostspieligen Deponierung. Bei der Verwertung der HMV-Asche in Bauvorhaben ist aber unbedingt auf einen fachgerechten Einbau und eine entsprechende Abdeckung zu achten. Die Auslaugung von Schadstoffen kann selbst nach einer langen Reifung nicht ausgeschlossen werden. Hier sind wasserwirtschaftliche Einwände zu bedenken.

2.3 Rechtliche Rahmenbedingungen zur Entsorgung von HMV-Asche

Die Entsorgung von HMV-Asche ist in vielen gesetzlichen Regelungen und Verordnungen geregelt. Die wichtigsten Regeln hierbei sind die Technischen Regeln nach der LAGA (LAGA-TR). Sie legen genau fest, wie der Einbau kontrolliert und dokumentiert werden muss, und welche Vorschriften und Sicherungsmaßnahmen beim Einbau von HMV-Asche eingehalten werden müssen.

2.3.1 Überblick über die wichtigsten Regelungen

Die zur Entsorgung der HMV-Asche wichtigsten rechtlichen Rahmenbedingungen sind:

- den Abfall betreffend:
 - Abfallverzeichnisverordnung (AVV)
 - Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW- / AbfG)
- die Aufbereitungsanlagen betreffend:
 - Bundesimmissionsschutzverordnung
 - Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG)
 - Merkblatt der LAGA
- die Verwertung der HMV-Asche betreffend:
 - Wasserrecht (Wasserhaushaltsgesetz WHG)
 - Bodenschutzrecht (BBodSchG, BBodSchV)
 - Bergrecht (BBergG)
 - LAGA-TR
 - TASI
 - Ablagerungsverordnung, Deponieverordnung, Deponieverwertungsverordnung

Durch die LAGA-TR sind die Richtlinien zum Verbau von HMV-Asche vorgegeben. Da in dieser Studie nur die Verwertung der HMV-Asche in Bauvorhaben und deren Deponierung relevant ist, wird hier nur die LAGA-TR näher vorgestellt. Die Einhaltung und rechtmäßige Anwendung anderer Gesetze wird vorausgesetzt.

2.3.2 Einordnung der HMV-Asche nach dem europäischen Abfallverzeichnis

Nach den Beschlüssen 2000 / 532 / EG und 2001 / 118 / EG sind ab dem 1.1.2002 Abfälle nach der AVV zu benennen. Erst seit diesem Datum wird zwischen zwei verschiedenen Arten HMV-Aschen unterschieden. Davor wurden sie unter 190101 „Rost- und Kesselaschen und Schlacken“ erfasst. Die HMV-Asche wird nun den folgenden zwei Schlüsseln zugeordnet:

- 190111*: Rost- und Kesselaschen sowie Schlacken, die gefährliche Stoffe enthalten
- 190112: Rost- und Kesselaschen sowie Schlacken mit Ausnahme derjenigen, die unter 190111* fallen

Die mit Stern gekennzeichnete Nummer bedeutet, dass dieser Abfall als gefährlich gilt und im Normalfall besonders überwachungsbedürftig ist. In Rheinland-Pfalz wird HMV-Asche aus Müllverbrennungsanlagen üblicherweise dem AVV-Schlüssel 190112 zugeordnet.

2.3.3 Die Technischen Regeln der LAGA

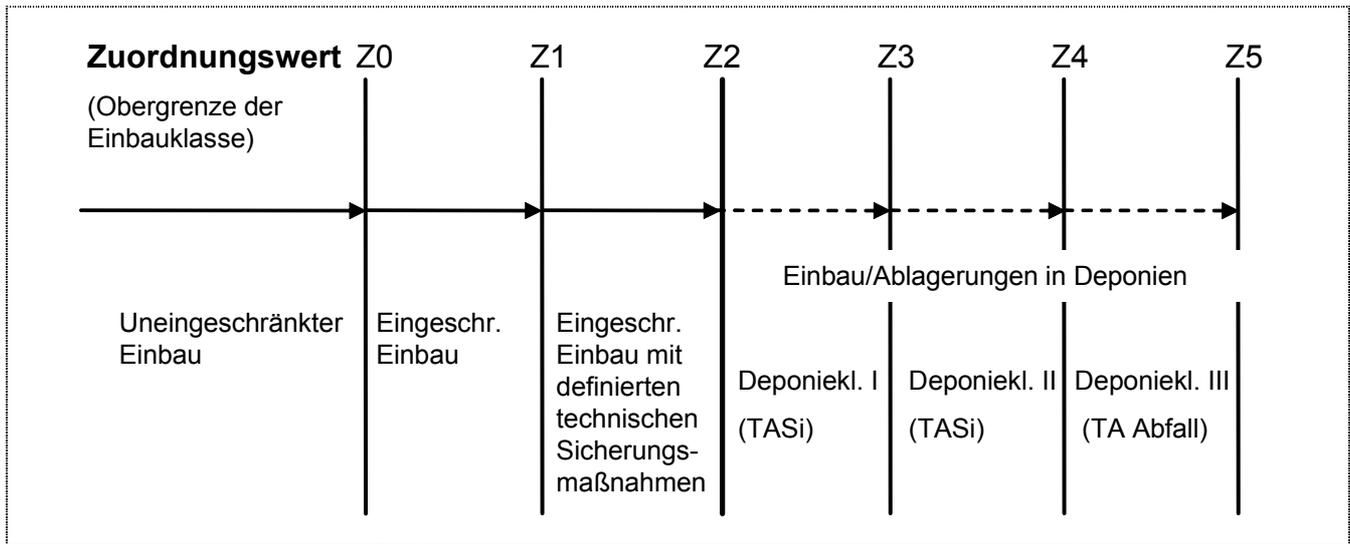
a. Allgemeines

In den LAGA-TR sind die Einbaubedingungen für HMV-Asche näher geregelt. [14, Kap. 2.1.1]. Um die Eignung der HMV-Asche zur Verwertung zu bestimmen, muss die HMV-Asche beprobt und untersucht werden. Es werden Feststoff- und Eluatwerte untersucht. Die Eluatwerte wurden bereits im vorhergehenden Kapitel 2.2 aufgelistet, die Feststoffwerte können aus der unten folgenden Tabelle entnommen werden.

Parameter	Einheit	Z 2-Werte nach LAGA-Boden (LAGA M 20)	Z 2-Werte nach LAGA-Schlacke (LAGA M 19)
Arsen	mg / kg	150	
Blei	mg / kg	1.000	6.000
Cadmium	mg / kg	10	20
Chrom	mg / kg	600	2.000
Kupfer	mg / kg	600	7.000
Nickel	mg / kg	600	500
Quecksilber	mg / kg	10	
Thalium	mg / kg	10	
Zink	mg / kg	1.500	10.000
Cyanide (gesamt)	mg / kg	100	
Kohlenwasserstoff (MKW)	mg / kg	1.000	
BTEX	mg / kg	5	
LHKW	mg / kg	5	
PAK nach EPA	mg / kg	20	
EOX	mg / kg	15	3
PCB (nach DIN 51527)	mg / kg	1	
PCDD / PCDF	mg / kg		0,0006–0,03

Tabelle 5: Feststoffgrenzwerte der HMV-Asche

Die HMV-Aschen halten normalerweise nicht die strengeren Z 2-Werte nach LAGA-Boden ein. Da aber ihre Verwertung in Baumaßnahmen angestrebt wird, ist die Einhaltung der großzügigeren Werte nach LAGA-Schlacke ausreichend, um die Einbauklasse Z 2 zu bekommen. Für den Fall einer Unterschreitung der Z 2-Werte gilt, dass die HMV-Asche nur noch überwachungsbedürftiger Abfall statt besonders überwachungsbedürftiger Abfall ist. Weiterhin ist eine Verwertung für Konzentrationen unter den Z 2-Werten erlaubt; eine Verwertung für besonders überwachungsbedürftigen Abfall ist hingegen ausgeschlossen. Die Grenzwerte der Einbauklassen Z 0 und Z 1 sind hier nicht aufgelistet, da die HMV-Aschen diese normalerweise nicht unterschreiten. Eine Unterschreitung dieser Werte ist aber dauerhaft anzustreben, um die weiterhin nicht unbedenkliche Belastung der HMV-Aschen weiter zu senken.



Quelle: [14]

Abbildung 3: Darstellung der einzelnen Einbauklassen mit den dazugehörigen Zuordnungswerten

b. Kontrolle und Dokumentation

Die Schadstoffwerte in den HMV-Aschen sind von den Aufbereitern in regelmäßigen Abständen durch Eigen- und Fremdkontrollen zu überprüfen. Treten systematische Überschreitungen der zugelassenen Grenzwerte auf, sind diese den zuständigen Behörden zu melden.

Beim Verbau der HMV-Asche wird ein Entsorgungsnachweis benötigt. Des Weiteren ist die Verwertung von HMV-Asche in Baumaßnahmen durch den Aufbereiter, die Einbaufirma und den Träger der Baumaßnahme in unterschiedlichem Umfang zu dokumentieren. Diese Kontrollen sind aber nicht ausreichend, wie im Jahr 2002 der Fall um den Fußballplatz Lamsheim (Rheinland-Pfalz) gezeigt hat. Durch unsachgemäßen Verbau von HMV-Aschen entstand hier ein ökologischer Schaden: Die Abdeckung der HMV-Asche war nicht sachgemäß, und die HMV-Asche kam in Kontakt mit Wasser. Durch eine Dokumentation ergäbe sich weiterhin der Vorteil, dass bei späteren Rückbaumaßnahmen Informationen zum Verbau der HMV-Asche vorliegen und dass somit eine Kontamination von anderem Baumaterial verhindert werden kann [14].

c. Verwertungsmöglichkeiten der HMV-Asche nach LAGA-TR

Bei Unterschreitung der Z 2-Werte ist ein eingeschränkter Einbau der HMV-Asche möglich. Hier ist auf definierte technische Sicherungsmaßnahmen zu achten, um den Transport von Schadstoffen in den Untergrund, insbesondere in das Grundwasser, zu verhindern.

Folgende Verwertung der HMV-Asche ist möglich:

- im Straßen- und Wegebau, bei der Anlage von befestigten Flächen in Industrie- und Gewerbegebieten (Parkplätze, Lagerflächen) sowie sonstigen Verkehrsflächen (z. B. Flugplätze, Hafenbereiche, Güterverkehrszentren) als
 - Tragschicht unter wasserundurchlässiger Deckschicht sowie
 - gebundene Tragschicht unter wenig durchlässiger Deckschicht,
- bei Erdbaumaßnahmen in hydrogeologisch günstigen Gebieten als
 - Lärmschutzwahl mit mineralischer Oberflächenabdichtung und darüber liegender Rekultivierungsschicht sowie
 - Straßendamm (Unterbau) mit wasserundurchlässiger Fahrbahndecke und mineralischer Oberflächenabdichtung im Böschungsbereich mit darüber liegender Rekultivierungsschicht.

Als Voraussetzungen gelten:

- Der Abstand zum höchsten zu erwartenden Grundwasserstand soll mindestens 1 m betragen
- Der Einsatz bei Großbaumaßnahmen ist zu bevorzugen
- Eine bautechnische Verwendung im Deponiekörper ist möglich
- Ausgeschlossen sind Baumaßnahmen
 - in Trinkwasserschutzgebieten (I–III B),
 - in Heilquellenschutzgebieten (I–IV),
 - in Wasservorranggebieten,
 - in Gebieten mit häufigen Überschwemmungen,
 - in Karstgebieten ohne ausreichende Deckschichten und Randgebieten, die im Karst entwässern, und in Gebieten mit stark klüftigem, besonders wasserwegsamem Untergrund sowie
 - auf Flächen mit sensibler Nutzung, wie Kinderspielplätzen, Sportanlagen, Bolzplätzen und Schulhöfen.
- Die Verwertung innerhalb wasserwirtschaftlich bedeutender und empfindlicher sowie hydrogeologisch sensibler Gebiete unterliegt der Einzelfallprüfung durch die zuständigen Behörden, sofern keine spezifischen landeseinheitlichen Regelungen vorliegen.
- Darüber hinaus sollten solche Flächen ausgewählt werden, bei denen nicht mit häufigen Aufbrüchen zu rechnen ist.
- HMV-Aschen dieser Einbauklasse dürfen nicht in Dränschichten verwendet werden.
- Beim Einbau von HMV-Aschen ist zu beachten, dass Sulfatkorrosionen an Leitungen auftreten können.

2.3.4 Angewandte Optionen bei der Verwertung der HMV-Asche

Aus Tabelle 6 sind die häufigsten Verwertungsmaßnahmen von HMV-Asche ersichtlich. Deutschlandweit wurde 1997 HMV-Asche hauptsächlich als Verfüllmaterial zum Einbau in Frostschuttschichten und Schottertragschichten verwendet. Die Optionen Lärmschutzwall und Dammbau bilden eher einen geringen Anteil. In Rheinland-Pfalz ist nach dem Fall um den Fußballplatz Lamsheim der Verwertungsmarkt für HMV-Asche vollständig zusammengebrochen; seitdem wird die HMV-Asche nur noch deponiert.

Art der Verwendung	Prozentsatz
Zwischenlager	22
Frostschuttschicht	21
Verfüllmaterial	17
Schottertragschicht	9
Bodenverbesserung	7
Bodenverfestigung	4
Unterbau / Dammbau	4
Lärmschutzwall	2
Ungebunden Verkehrsflächen	1
Landschaftsbau	< 1
Sonstiges	13

Quelle: [1: 13], eigene Sortierung

Tabelle 6: Verwertung der HMV-Asche in Deutschland 1997

3. Grundlagen zur Durchführung der Ökoeffizienz-Analyse⁶

Basierend auf dem Instrument „Ökoeffizienz-Analyse“ der BASF wird der ökoeffizienteste Weg zur Entsorgung der HMV-Asche gesucht. Einerseits soll durch die Umsetzung der Ökoeffizienz der geschaffene Wert aus Produktion und Dienstleistung erhöht werden. Andererseits sollen die dafür eingesetzten natürlichen Ressourcen in energetischer und stofflicher Form sowie die Umwelt im Weiteren weniger belastet werden. Eine Entlastung im Ökologischen drückt sich in idealer Weise im ökonomischen Vorteil aus, welches ein zentrales und traditionelles Unternehmensziel ist.

Das Instrument der Ökoeffizienz-Analyse wurde 1996 von der BASF und der Unternehmensberatung Roland Berger & Partner entwickelt. Die Ökoeffizienz geht auf den Ansatz von Schaltegger und Sturm zurück [20: 282f.], was zur Basis für die Aktivitäten des „World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) wurde [21; 24]. Mit der Ökoeffizienz wird eine Verknüpfung von Ökologie und Ökonomie angestrebt, um bei steigenden Produkt-, bzw. Dienstleistungswert gleichzeitig die natürlichen Ressourcen zu schonen und die sonstigen Umweltbelastungen zu verringern. Es sind ambitionierte Zielsetzungen, wie z. B. die Erhöhung der Ressourcenproduktivität um den Faktor 4 [25] oder Faktor 10 [22] zu nennen.

Die Ökoeffizienz-Analyse liefert einen wichtigen Beitrag zur Nachhaltigen Entwicklung, deckt jedoch erst zwei der drei Säulen ab. Die sozialen Aspekte finden noch keinen vollständigen Eingang in die Ökoeffizienz-Analyse. Mittlerweile bietet die BASF mit der SEEbalance[®] aber erweiterte Analysen mit sozialen Aspekten an. Das Konzept der Ökoeffizienz umfasst also in erster Linie die ökologisch-ökonomische Effizienz, d. h. die Umweltbelastungen sollen minimiert und die Produkte ökonomisch erfolgreich und konkurrenzfähig werden. Die gängige Formel der Ökoeffizienz ist daher das Verhältnis der ökonomischen Wertschöpfung zur ökologischen Schadschöpfung, das es zu steigern gilt. Durch ökoeffiziente Produkte bzw. Verfahren sparen Unternehmen Energie und Ressourcen und minimieren Umweltbelastungen, was sich positiv auf die Kosten und damit auf deren Marktsituation auswirkt. Durch eine ökologischere Unternehmensführung ist es auch möglich, das Image des Unternehmens zu verbessern (siehe u. a. [19: 9]).

3.1 Anwendungsziele der Ökoeffizienz-Analyse⁷

In einer Ökoeffizienz-Analyse wird die jeweils aggregierte Umwelt- und Kostenbelastung verschiedener Optionen in anschaulicher Weise relativ zueinander aufgezeigt. Die Umweltbelastung über den gesamten Lebensweg der HMV-Asche setzt sich vergleichbar einer Ökobilanz aus Energie- und Stoffströmen zusammen, erweitert um Flächenbedarf sowie Toxizitäts- und Risikopotentiale. Die Analyse findet Anwendung bei:

- **Strategischen Entscheidungsprozessen** über Produkte, Verfahren und Standorte. Ökoeffiziente Lösungen durchdringen allmählich Produktsortiment, Produktionsweisen und geografische Struktur

⁶ Die nachfolgenden Auswertungen und Darstellungen orientieren sich an der Ökoeffizienz-Analyse zu Entsorgungsoptionen MKW-kontaminierter Böden [13]. Darin sind weitere Methodenbeschreibungen enthalten.

⁷ Siehe u. a. [3].

- **Forschung und Produktentwicklung** zur frühzeitigen Selektion viel versprechender Produkte
- Schaffung von einfachen, transparenten und anschaulichen **Diskussionsgrundlagen** für verschiedenste Fragestellungen wie z. B. politischen Diskussionen
- Einem **verbesserten Marketing**, da die Interessen der Kunden über eine Ökoeffizienz-Analyse mitberücksichtigt werden

Nach Bilanzierung der ökonomischen Gesamtkosten und der ökologischen Umwelteinwirkungen, zeigt das so genannte Ökoeffizienz-Portfolio das Ergebnis der Analyse. Der Vorteil dieser Ergebnispräsentation liegt in ihrer einfachen und leicht verständlichen Darstellungsweise und in ihren aussagekräftigen Resultaten. Darüber hinaus beinhaltet die Ökoeffizienz-Analyse noch mehrere Vorteile, so z. B. die angemessene Bewertung von Ökologie und Ökonomie sowie die Bewertung von Toxizitäts- und Risikopotentialen. Anwendung findet die Ökoeffizienz-Analyse vor allem als Hilfe bei Entscheidungsprozessen über Verfahren, Produkte, Standorte etc. und bei der Forschung und Entwicklung, um schon frühzeitig viel versprechende Produkte von weniger aussichtsreichen zu selektieren. In vielen multinationalen Unternehmen wird die Ökoeffizienz-Analyse bereits genutzt, um Produktportfolios unter ökologischen und ökonomischen Aspekten zu optimieren.

3.2 Allgemeine Vorgehensweise bei der Durchführung einer Ökoeffizienz-Analyse

In den folgenden Unterpunkten wird die allgemeine Vorgehensweise bei der Durchführung einer Ökoeffizienz-Analyse vorgestellt. Die Ökoeffizienz-Analyse baut auf der Ökobilanz und der Normenreihe DIN EN ISO 14040ff. auf, geht aber in vielen Punkten noch darüber hinaus: Sie misst die ökologischen Belastungen, wie z. B. Belastungen durch Emissionen, Ressourcen- und Energieverbrauch sowie den monetären Aufwand zur Herstellung einer bestimmten Menge eines Produktes. Sowohl Produkte – wie z. B. Rußpartikelfilter, Farbstoffe, Maschinen etc. oder auch neue Verfahren, beispielsweise neue Produktionsverfahren oder hier die Entsorgung von HMV-Asche – können durch das Instrument Ökoeffizienz-Analyse bewertet werden.

a. Definition des Kundennutzens

Anhand des „Kundennutzens“ wird eine Nutzeinheit (NE) definiert, welche mit Hilfe der Ökoeffizienz-Analyse bewertet werden soll. Hier hält man die qualitativen und quantitativen Anforderungen fest, auf deren Grundlage später die Berechnungen durchgeführt werden. Jede untersuchte Option muss den Kundennutzen erfüllen. Der Kundennutzen ermöglicht es, eine umfassende Bilanzierung ganzer Entsorgungswege vorzunehmen, da nicht nur einzelne Prozesse abgebildet werden. Die Annahmen des definierten Kundennutzens liegen dem so genannten „Base Case“, dem zuerst betrachteten Ausgangsfall in der Ökoeffizienz-Analyse, zugrunde.

b. Vorstellung der verschiedenen Alternativen und Festlegung ihrer Systemgrenzen

Die verschiedenen Entsorgungsoptionen in der Ökoeffizienz-Analyse werden mit den „Systemgrenzen“ festgelegt, um einen abgegrenzten Bewertungsbereich zu erhalten. Hier ist darauf zu achten, dass die Betrachtung den gesamten Lebensweg des Produktes, bzw. des Verfahrens, mit einschließt. Geringe Änderungen können zu einer Verfälschung des Ergebnisses führen, wenn wesentliche Bilanzierungsschritte ausgelassen werden.

c. Ermittlung der Kosten

Um die ökonomische Dimension der Ökoeffizienz-Analyse bewerten zu können, werden die Kosten der verschiedenen Optionen ermittelt. In der vorliegenden Studie ist der Preis, den eine Hausmüllverbrennungsanlage als Erzeuger der HMV-Asche an einen der drei Aufbereiter zahlen muss, gleich hoch. Der Preis schließt alle Aufbereitungs-, Transport- und Ablagerungsaufwendungen mit ein.

Der Pauschalpreis gilt im engeren Sinne nur für die gegenwärtig praktizierten Deponierungs-Optionen, wurde aber auch für die Baustellen-Optionen angenommen. Ein Szenario (S. 60) stellt die abweichenden Ergebnisse dar, falls geringere Aufwendungen für die weitere Entsorgung in voller Höhe an die Kunden (Müllverbrennungsanlagen) weitergegeben werden. Die weiteren Kosten und -erlöse der Aufbereiter, deren Prozesse unterschiedlich aufwändig sind, sind für die ökonomische Bewertung im Base Case jedoch weder relevant noch zu beziffern.

Eine methodische Weiterentwicklung der Ökoeffizienz-Analyse um weitere ökonomischen Aspekte ist für die Zukunft zu empfehlen [6].

d. Die Umweltbelastung

Die Umweltbelastung wird in der Ökoeffizienz-Analyse über mehrere Ebenen differenziert dargestellt (siehe Abbildung 4): Das Ökoeffizienz-Portfolio stellt die gesamte Umweltbelastung dar, die sich aus den sechs folgenden Hauptbewertungskategorien des ökologischen Fingerprints zusammensetzt:

- Energieverbrauch
- Stoffverbrauch
- Emissionen
- Flächenbedarf
- Toxizitätspotential
- Risikopotential

In jeder Kategorie sind alle relevanten In- und Outputströme erfasst, die als normiertes und als einzelnes Ergebnis vorliegen. Zum Input zählen beispielsweise Ressourcen wie Energie und Rohstoffverbrauch. Zum Output zählen z. B. die Luft-, Boden- und Wasseremissionen. Anfallende Abfälle zum Recycling wie z. B. Eisenschrott werden den Optionen gutgeschrieben und somit „positiv“ bewertet.

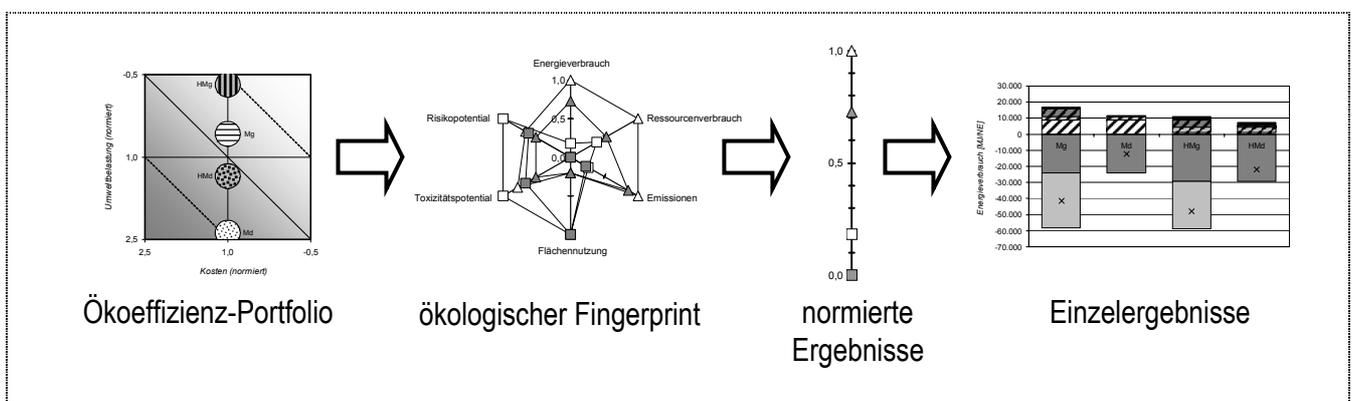


Abbildung 4: Ablauf der Darstellungen im Base Case

Die Aggregation der ökologischen Ergebnisse (Schritte gemäß Abbildung 4 von rechts nach links) verläuft wie folgt:

- 1. Stufe: Aggregation der Einzelergebnisse der Luftemissionen zu den gesamten Luftemissionen
- 2. Stufe: Aggregation der drei Emissionsmedien (Luft, Wasser, Boden) zu den gesamten Emissionen
- 3. Stufe: Aggregation der sechs Umweltkategorien wie im ökologischen Fingerprint (Energie, Stoffverbrauch etc.) zur gesamten Umweltbelastung

Die Zusammenfassung der Ergebnisse aller einzelnen Wirkungskategorien einer Stufe auf die nächst höhere Stufe führt stets zu normierten Werten. Dadurch verlieren die Werte ihre Maßeinheit und stehen nur noch relativ zueinander; die ungünstigste Option erhält den Wert 1, alle anderen werden relativ dazu abgebildet (siehe z. B. das normierte Ergebnis in Abbildung 4). Die anschließende Gewichtung der normierten Ergebnisse mit Faktoren legt fest, welche Wirkungskategorien stärker berücksichtigt werden. Die Gewichtungsfaktoren bestimmen sich hierbei sowohl aus der Relevanz (relativer Beitrag zur Umweltbelastung gegenüber dem statistischen Referenzwert) als auch aus der gesellschaftlichen Einschätzung der Umweltprobleme (gemäß Abbildung 5).

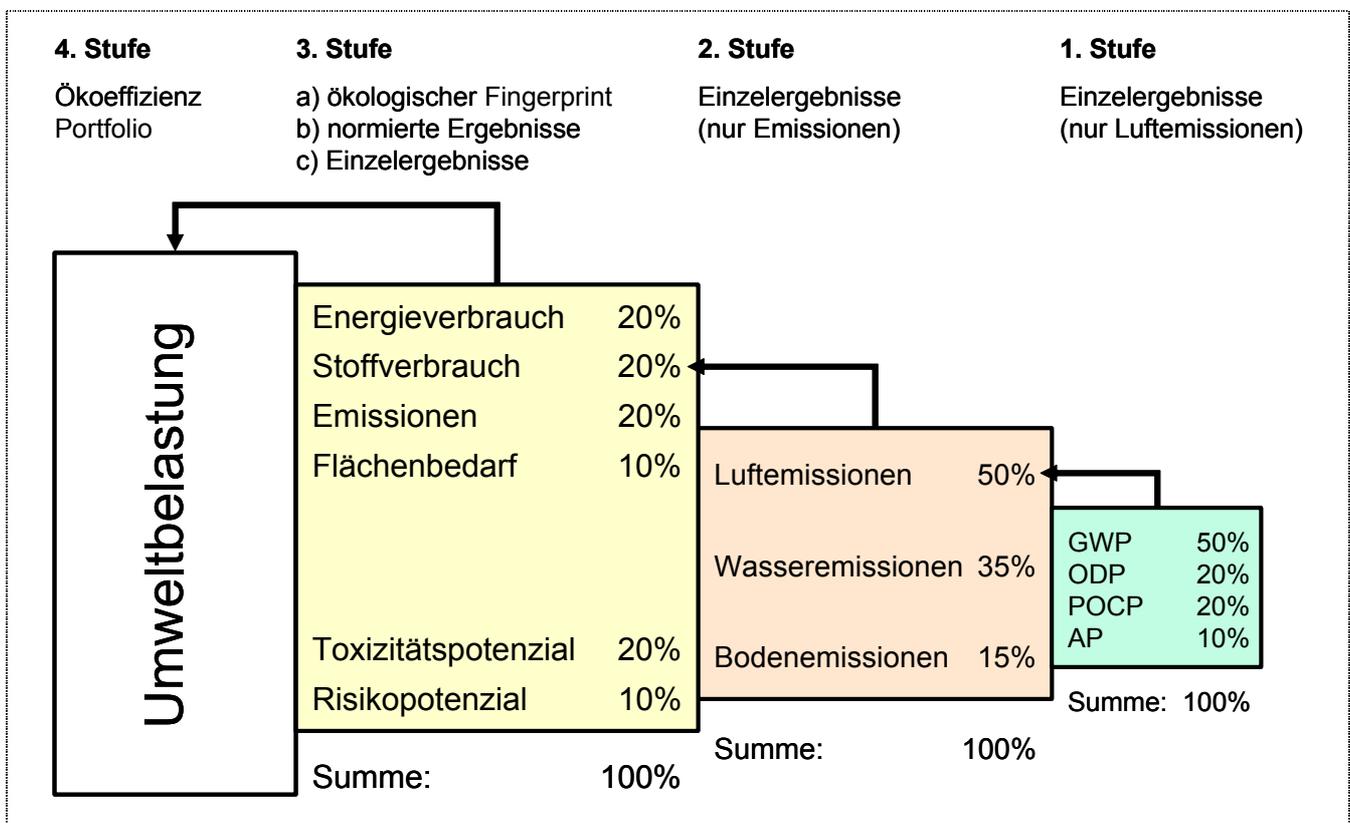


Abbildung 5: Die gesellschaftlichen Gewichtungsfaktoren für die ökologischen Resultate

e. Abschließende Erstellung des Ökoeffizienzportfolios

Als Endergebnis einer Ökoeffizienz-Analyse erhält man das Ökoeffizienz-Portfolio, in dem die ökologischen und ökonomischen Werte relativ zueinander dargestellt sind. So wird sichtbar, welche der untersuchten Optionen die beste, die gleiche oder die geringste Ökoeffizienz aufweisen. Die ökonomische Vorteilhaftigkeit nimmt nach rechts zu, die ökologische nach oben; die Umweltbelastung nimmt dementsprechend nach unten zu, die Kostenbelastung nach links. Die einzelnen Optionen sind im Ökoeffizienz-Portfolio wie folgt zu interpretieren:

- Die Option mit der **höchsten Ökoeffizienz** befindet sich in diesem Portfolio rechts oben (hier Option A). In dem betreffenden Quadranten ist sowohl die Kosten- als auch die Umweltbelastung geringer als der Durchschnitt aller betrachteten Optionen

- Optionen auf einer Diagonalen (von links oben nach rechts unten) haben die **gleiche Ökoeffizienz**, hier die Optionen B und C. Die Entscheidung für oder gegen eine dieser beiden gleich ökoeffizienten Optionen auf der Diagonalen benötigt weitere Kriterien oder eine Priorisierung zugunsten der Ökologie oder der Ökonomie [13: 90]
Die Option B liegt im Quadranten mit einer höheren Umwelt-, aber niedrigeren Kostenbelastung als der Durchschnitt. Option C hat hingegen eine höhere Kosten-, aber geringeren Umweltbelastung
- Die im Vergleich **niedrigste Ökoeffizienz** hat hier Option D; sowohl die Kosten als auch die Umweltbelastung ist am höchsten. Optionen im Quadranten unten links haben eine überdurchschnittlich hohe Kosten- und Umweltbelastung

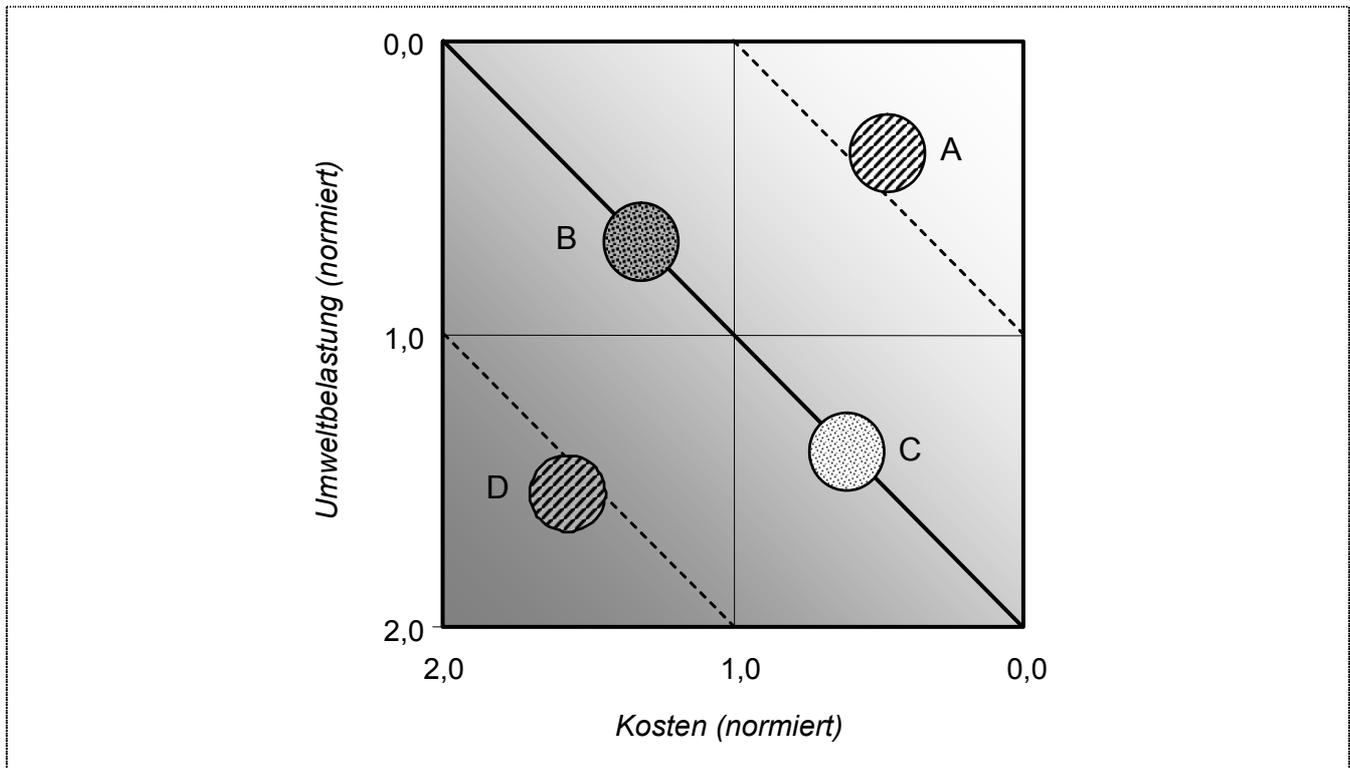


Abbildung 6: Beispielhafte Darstellung eines Ökoeffizienz-Portfolios

f. Sensitivitätsanalysen und Szenarien

Nach der Darstellung der Ergebnisse im Base Case werden diese mit Sensitivitätsanalysen überprüft. Hierbei werden verschiedene Inputwerte – etwa auf Minimal- und Maximalwerte – variiert, um so die Stabilität und die Auswirkungen auf die Bewertung im Ökoeffizienz-Portfolio zu testen. Mit Hilfe weiterer Szenarien können auch abweichende Annahmen oder spezielle Fälle gerechnet und diskutiert werden. Damit wird die Untersuchung über den Base Case, der auf dem zuerst definierten Kundennutzen basiert, hinaus erweitert.

3.3 Allgemeine Annahmen und Einschränkungen dieser Ökoeffizienz-Analyse

Das Ziel der hier durchgeführten Ökoeffizienz-Analyse ist die möglichst ökoeffiziente Entsorgung der HMV-Asche; eine Diskussion über Abfallvermeidung soll nicht geführt werden. Die Systemgrenzen der Studie beginnen nach der Entstehung der HMV-Rohasche⁸ durch die thermische

⁸ Ab dem Zeitpunkt des Transports zum Aufbereiter wird die HMV-Rohasche stets als HMV-Asche bezeichnet (siehe auch S. 12f.).

Abfallbehandlung und enden mit der Verwertung in Baumaßnahmen bzw. ihrer Beseitigung in einer Deponie. Die Ergebnisse dieser Ökoeffizienz-Analyse beziehen sich auf die Aufbereitung und Entsorgung von HMV-Asche in für Rheinland-Pfalz relevanten Gebieten und Firmen. Sie sind nicht unmittelbar auf die Situation in anderen Bundesländern oder auf andere Abfallarten übertragbar. Bei der Bewertung der Aufbereitung der HMV-Asche werden nur bereits bestehende Aufbereitungsanlagen untersucht, mögliche Erweiterungs- und Neuinvestitionen werden nicht berücksichtigt. Bei der Verwertung der HMV-Asche in Baumaßnahmen wird auf der ökonomischen Seite nur der Kauf- / Verkaufspreis der HMV-Asche der Aufbereiter berücksichtigt. Die Mitaufnahme sekundärer Baukosten (z. B. für eine Straße oder einen Lärmschutzwall) ist nicht Gegenstand der vorliegenden Studie; sie endet mit der Bereitstellung von HMV-Asche als Baumaterial bzw. als zu deponierendes Material. Für die Durchführung dieser Ökoeffizienz-Analyse werden aktuelle Einschätzungen und Daten verwendet. Die Relevanz- und Gesellschaftsfaktoren beziehen sich auf Deutschland, sind aber auf Rheinland-Pfalz übertragbar. Mögliche Neuerungen oder Abänderungen der untersuchten Optionen werden in Szenarien betrachtet.

Diese Daten zur Ökoeffizienz-Analyse stammen von Mitte 2005, die Auswertungen fanden in der zweiten Hälfte 2005 statt.

3.4 Der Kundennutzen zur Entsorgung von HMV-Asche

Um die verschiedenen Aufbereitungs- und Entsorgungsoptionen vergleichen zu können, wird folgender Kundennutzen definiert, den alle Optionen erfüllen müssen:

- 100 t HMV-Asche aus rheinland-pfälzischen Müllverbrennungsanlagen werden in für Rheinland-Pfalz relevanten Aufbereitungsanlagen aufbereitet und anschließend entsorgt.
- Die aufbereitete HMV-Asche hält mindestens Z 2-Werte nach LAGA-Schlacke ein und beinhaltet alle für HMV-Asche typischen Inhaltsstoffe. Sie ist kein besonders überwachungsbedürftiger Abfall.
- Die Verwertung der HMV-Asche erfolgt in einem Umkreis von 40 km von den Aufbereitungsanlagen.
- Bis zu einer Einbaumenge von rund 2.000 t gilt die Einbaustelle der HMV-Asche als Baustelle (b), ab dieser Einbaumenge als Großbaustelle (g).
- Die HMV-Asche erfüllt die bau-physikalischen Voraussetzungen zur Verwertung in Bau- / Großbaumaßnahmen und wird ordnungsgemäß eingebaut.

Die Erfüllung des Kundennutzens beträgt genau eine Nutzeinheit (NE).

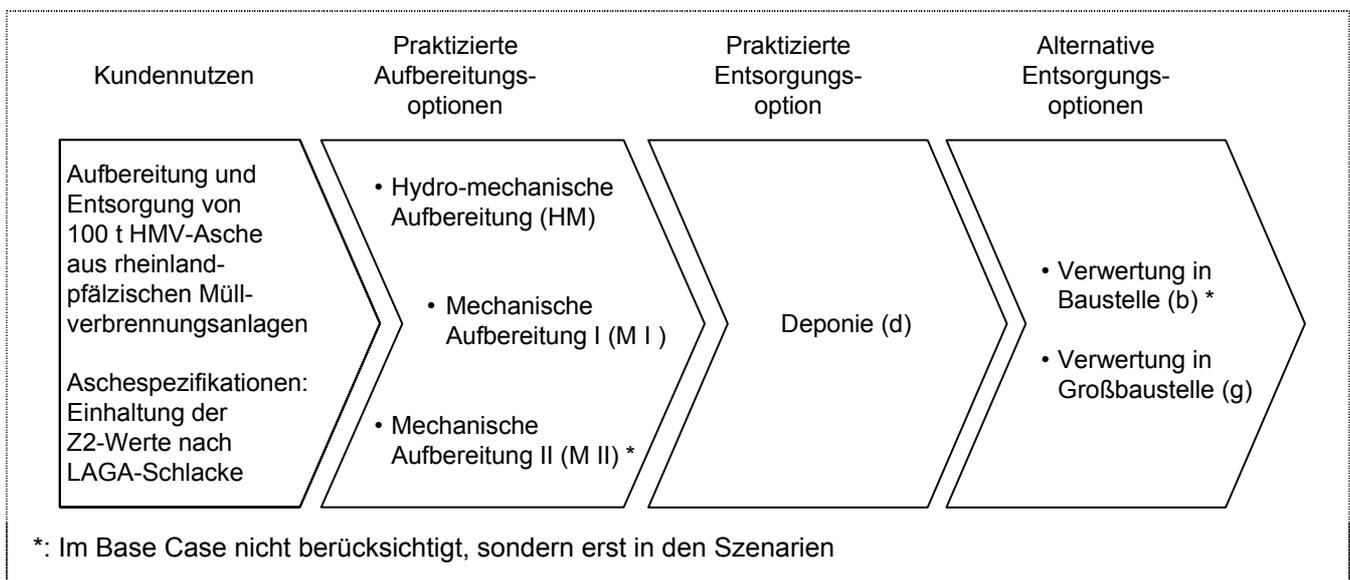


Abbildung 7: Kundennutzen und Aufbereitungs- und Entsorgungsoptionen

3.5 Die Entsorgungsoptionen von HMV-Asche

Die HMV-Asche kann auf verschiedenen Wegen entsorgt werden. Nach der Aufbereitung in einer Anlage (HM, M oder M II) folgt die Entsorgung in eine Deponie, Baustelle oder Großbaustelle (d, b oder g). Die Namen der einzelnen Firmen werden auf deren Wunsch nicht genannt, sie liegen aber der SAM GmbH vor.

		Entsorgungsoption		
		Verwertung in Baustelle	Verwertung in Großbaustelle	Deponierung
Aufbereitungs- option	Hydro-mechanische Aufbereitung	HM-b	HM-g (HMg)	HM-d (HMd)
	Mechanische Aufbereitung I	M I-b	M I-g (Mg)	M I-d (Md)
	Mechanische Aufbereitung II	M II-b	M II-g	M II-d

fett gesetzt: im Base Case berücksichtigt, die anderen Kombinationen werden in Szenarien bewertet

Tabelle 7: Aufbereitungs- / Entsorgungsmatrix

In Tabelle 7 sind alle für die Studie relevanten Kombinationen an Aufbereitungs- und Entsorgungsoptionen aufgeführt, von denen aus Gründen der Übersichtlichkeit und Argumentationsführung zunächst nur vier im Base Case berücksichtigt werden: die Großbaustelle und die Deponierung kombiniert mit mechanischer und hydro-mechanischer Aufbereitung. Jede der vier Kombinationen ist in der Lage, den definierten Kundennutzen in vollem Umfang zu erfüllen.

- Die Entsorgungsoption **Baustelle** wird in Rheinland-Pfalz zurzeit nicht genutzt und erst in einem Szenario betrachtet (siehe S. 55ff.). Hier werden Naturbaustoffe durch HMV-Asche substituiert. Jedoch ist die Dokumentation und Überwachung des Einbaus bezogen auf die geringe Menge der eingebauten HMV-Asche sehr aufwändig und schlecht zu überwachen. Es besteht die Gefahr, dass bei späteren Rückbaumaßnahmen unbelastetes Naturbaumaterial mit HMV-Asche kontaminiert wird.
- Eine **Großbaustelle** kann in Anlehnung an den Entwurf des „Merkblattes für die Verwertung von teerhaltigem Straßenaufbruch“ in Verbindung mit der niedrigeren Dichte von HMV-Asche bei mehr als 1.500 t angenommen werden. Auch dort werden Naturbaustoffe substituiert, wodurch dieser Entsorgungsweg in gewissen Grenzen eine Verwertung darstellt. Im Gegensatz zur Option Baustelle ist die Gefahr einer Kontamination von Naturbaustoffen mit HMV-Asche deutlich geringer, da z. B. nach dem Verfüllen von Obertagebauten sehr viel weniger nachgebaut wird und der Einsatz von HMV-Asche in späteren Jahren eher bekannt ist. Die Option Großbaustelle wird nach dem oben dargelegten Fall in Lamsheim in Rheinland-Pfalz nicht mehr praktiziert.
- Die einzig momentan angewendete Option ist in Rheinland-Pfalz die **Deponierung**. Sie zeichnet sich durch Sicherheitsmaßnahmen aus, die ein Eindringen von Emissionen in die Umwelt verhindern. Die Anzahl der Einbauorte ist gering; eine Vermischung mit unbelastetem Material ist äußerst unwahrscheinlich, da deponiertes Material bereits schadstoffhaltig ist. Die Deponierung ist im Regelfall als verwendungslose Beseitigung anzusehen, da keine Materialien substituiert werden; eine deponietechnische Verwendung könnte hier eine Alternative darstellen.

Unterscheidungsmerkmal	Kleinbaustellen (b)	Großbaustellen (g)	Deponie (d)
Anzahl an Einbauorten	hoch	gering	gering
Zeit bis zur erneuten Bearbeitung des Einbauortes	20–30 Jahre	selten bis gar nicht	gar nicht, nie
Sicherungsmaßnahmen	nach LAGA-TR	nach LAGA-TR	zusätzliche deponietechnische Sicherungsmaßnahmen
Dokumentation	nach LAGA-TR	nach LAGA-TR	zusätzliche Deponiedokumentation
Gefahr der Vermischung mit unbelasteten Material	hoch, da keine behördliche Dokumentation	mittel, da keine behördliche Dokumentation, aber eher bekannt	gering, da auf Deponie nur belastetes Material lagert
Wahrscheinlichkeit einer Schadstoffemission	relativ hoch	mittel	relativ gering
Ersetzt Baumaterial der Natur	ja	ja	nein
Risikopotential	relativ groß	mittel	relativ gering
Flächenbedarf	relativ groß	mittel	relativ gering
Spätere Überwachung	selten bis nie	manchmal bis selten	regelmäßig (Monitoring)

Tabelle 8: Merkmale der Entsorgungsoptionen

3.6 Übersicht über die Systemgrenzen

Die Systemgrenzen zeigen auf, welche „Module“ (Energieträger, Rohstoffe, Produkte etc.) für die unterschiedlichen Optionen der Ökoeffizienz-Analyse wichtig sind und bilanziert werden. Die Stoffströme betreffen sowohl die Input- als auch die Outputseite. Die Inputseite beginnt mit dem Transport ab der Müllverbrennungsanlage zum Aufbereiter. Die anschließende Reifung und Aufbereitung geht mit verschiedenen Modulen in die Bewertung ein, wobei die Reifephase für die Berechnung aber nur eine nachrangige Bedeutung hat. Die Outputseite schließt den Einbau in Baustellen bzw. die Deponierung der HMV-Asche ein, da durch diesen Entsorgungsschritt nach der Behandlung erhebliche Umwelteinwirkungen in die Bewertung mit einfließen können. Hierbei sind frühere Bauaufwendungen, der Verbrauch für Verwaltung, Aufenthaltsräume o. ä. nicht berücksichtigt. Der Anteil der aussortierten NE-Fraktion ist klein und heterogen, so dass die NE-Metalle im Weiteren zur Vereinfachung der Stahl-Gutschrift zugerechnet werden. Der aussortierte und aufbereitete Schrott vermindert also die Aufwendungen für die Herstellung von Primär-Stahl. Die Einsparungen aus der Stahl-Gutschrift werden gemäß Berechnungs-Konvention der BASF und der heute allgemein üblichen Vorgehensweise bei der Erstellung von Ökobilanzen zur Hälfte dem Aufbereiter der HMV-Schlacke und zur anderen Hälfte dem Stahl-Recycler zugerechnet.

a. Systemgrenze für die Hydro-mechanische Aufbereitung (HM)

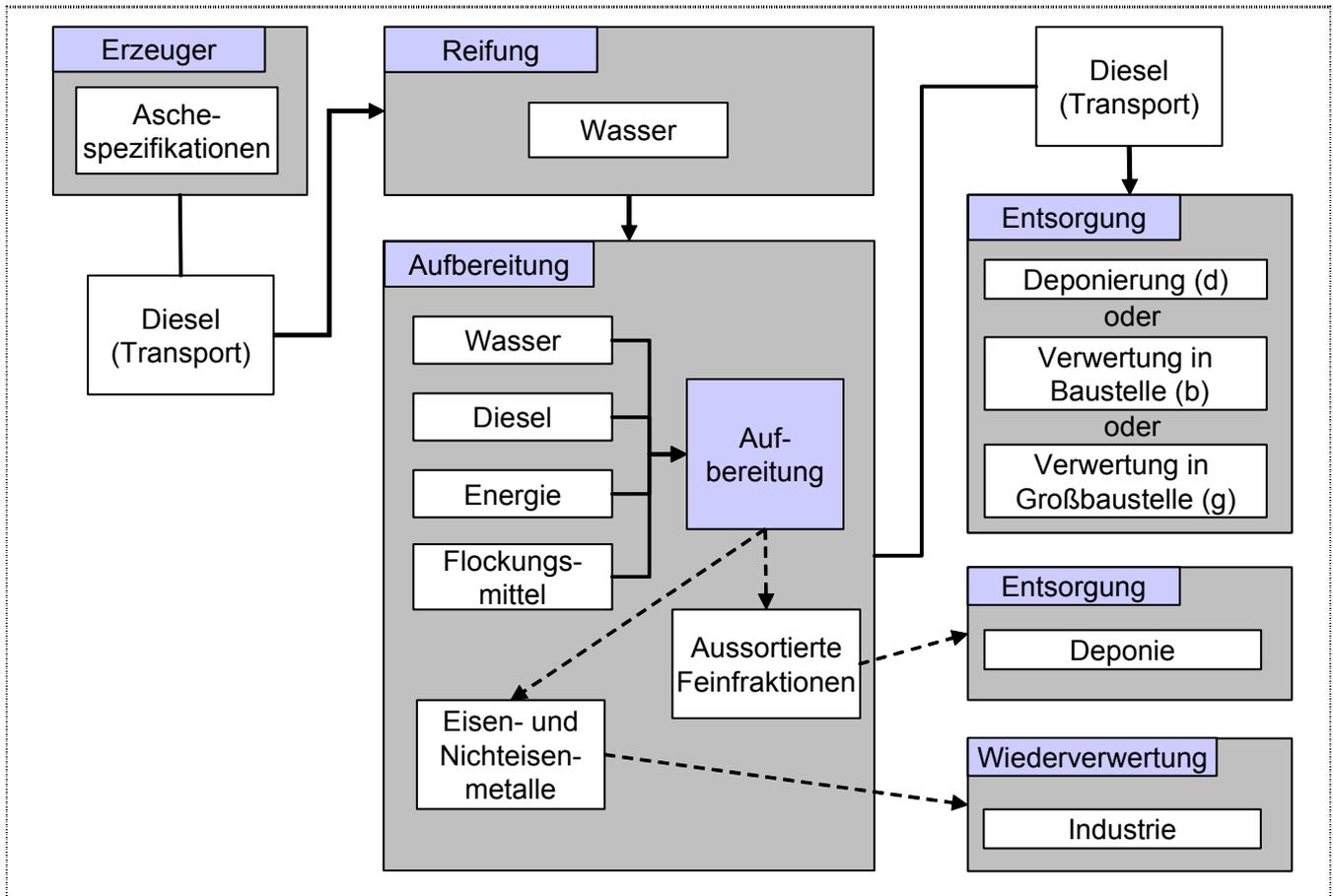


Abbildung 8: Systemgrenzen der Aufbereitungsoption „hydro-mechanische Aufbereitung“

Nach Entstehung der HMV-Asche in einer Müllverbrennungsanlage und ihrem Transport zur Aufbereitungsanlage reift die HMV-Asche drei Monate unter Zugabe von Wasser. Danach beginnt die Aufbereitung unter Verwendung von Wasser, Diesel und anderen Energieträgern (Strom). Outputfraktionen sind die aufbereitete HMV-Asche, aussortierte Eisen- und Nichteisenmetalle sowie Organik und Unverbranntes. Die HMV-Asche kann nun verwertet oder beseitigt werden, dazu benötigt man wiederum Diesel für den Transport zum Bestimmungsort. Eisen- und Nichteisenmetalle werden der Industrie zur Verwertung zugeführt.

In einem Szenario ab S. 74 wird die Einhaltung der Z 1.1-Werte nach der strengeren LAGA-Boden untersucht. Dies ist zwar noch nicht realisiert, jedoch gibt es hierzu schon erste Versuche.

b. Systemgrenze für die mechanische Aufbereitung (M I)

M läuft prinzipiell ähnlich wie die hydro-mechanische Aufbereitung ab, ist jedoch nicht ganz so umfangreich. Durch das abweichende Verfahren ist grundsätzlich kein Flockungsmittel notwendig. Eisen- und Nichteisenmetalle werden aussortiert und anschließend einer Wiederverwertung in der Industrie zugeführt. Nach der Aufbereitung stehen bei der Entsorgung dieselben Möglichkeiten offen wie nach der hydro-mechanischen Aufbereitung.

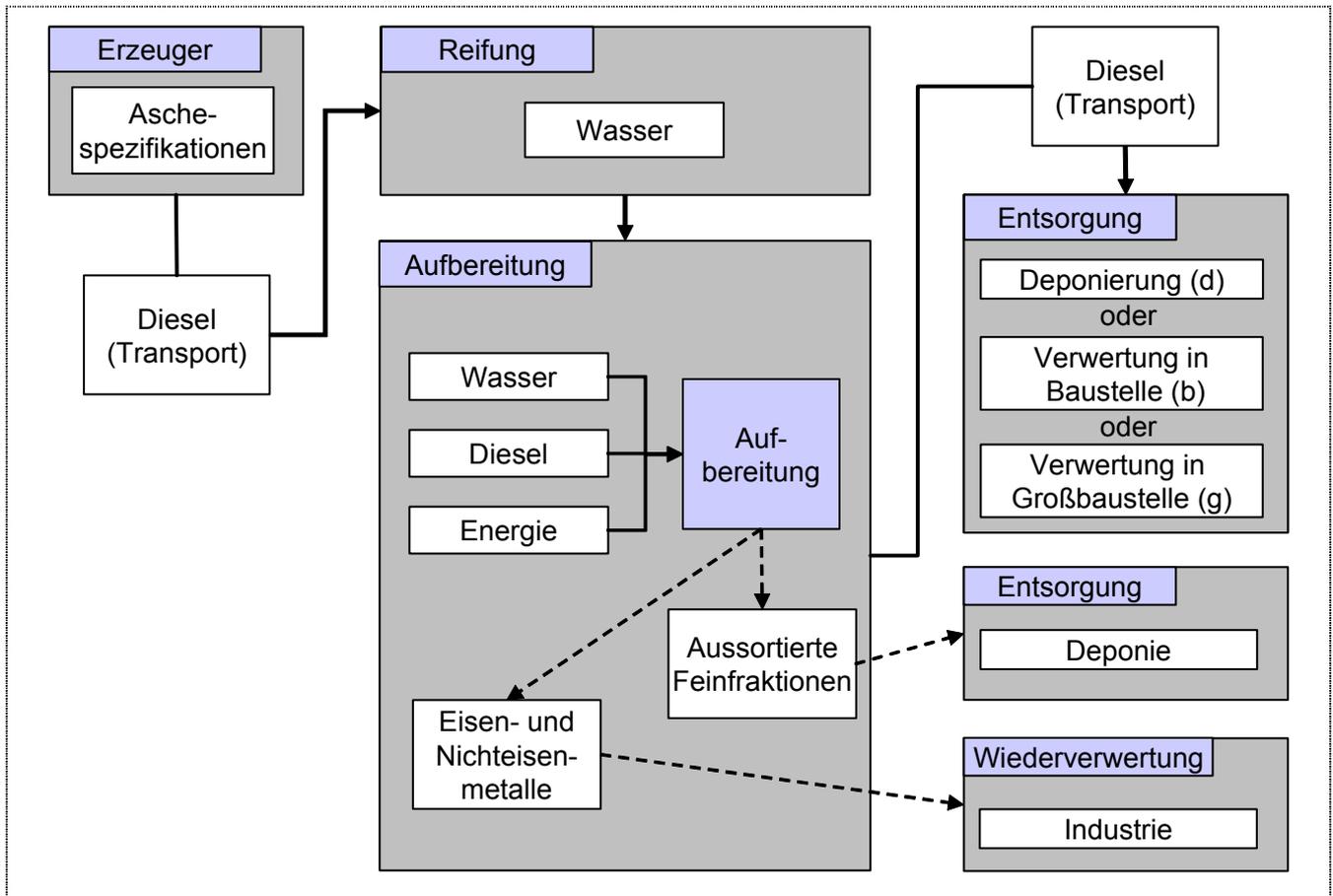


Abbildung 9: Systemgrenzen der Aufbereitungsoption „mechanische Aufbereitung I“

c. Systemgrenze für die mechanische Aufbereitung II (M II)

Etwas weniger aufwendig ist das zweite Verfahren mit mechanischer Aufbereitung. Es läuft ohne den Einsatz von Wasser ab, auch bei der Reifung wird es nicht eingesetzt. Die Aussortierung der Nichtmetall- und Metallfraktionen erfolgt in geringerem Maße als bei den beiden vorher beschriebenen Aufbereitungsmethoden. Die Metallfraktionen gehen über den Weg der Wiederverwertung zurück in die Industrie. Die Entsorgung dieser HMV-Asche erfolgt überwiegend in Baustellen außerhalb von Rheinland-Pfalz.

Das Verfahren M II wird nur in einem Szenario (siehe S. 54 ff.) berechnet und dargestellt, da die Ergebnisse von M I und M II sich nur geringfügig voneinander unterscheiden.

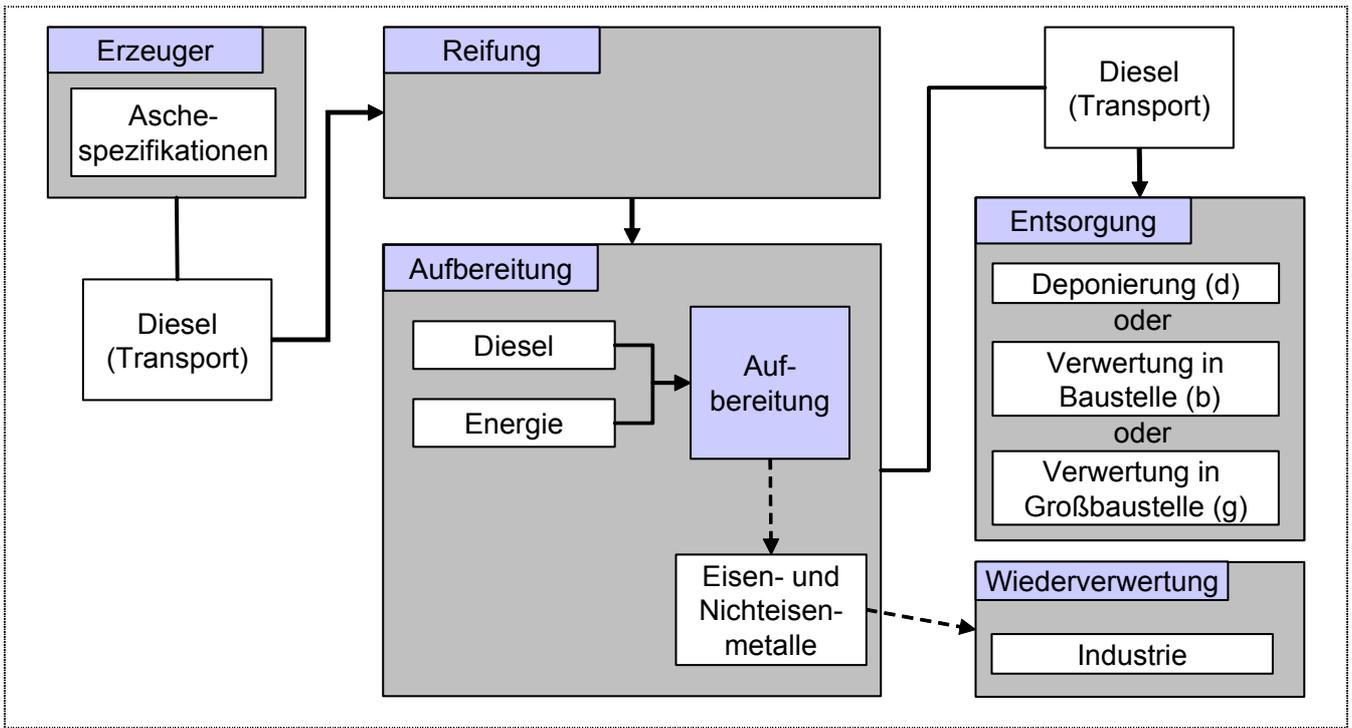


Abbildung 10: Systemgrenzen der Aufbereitungsoption „mechanische Aufbereitung II“

4. Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse im Base Case

Nach Festlegung des Kundennutzens und der Systemgrenzen erfolgen die Datenauswertung und die Bilanzierung mit Hilfe des Instrumentes Ökoeffizienz-Analyse.

Das Ökoeffizienz-Portfolio stellt die ökologischen und ökonomischen Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse dar. Anschließend folgt der ökologische Fingerprint, der die einzelnen ökologischen Belastungen enthält. Diese unterscheiden sich in sechs Kategorien. Die Ergebnisse dieser Kategorien können dann weiter in Einzelergebnisse unterteilt werden.

Die Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse resultieren aus so genannten „Modulen“ (z. B. für Dieserverbrauch, Gutschriften für die Eisen-Herstellung etc.). Aus dem Einsetzen der recherchierten Daten in die Module und die gewichtete Zusammenfassung resultieren die nachfolgend dargestellten Ergebnisse. Anschließend werden zusätzliche Varianten in Form von Szenarien mit dem Ökoeffizienz-Portfolio dargestellt und diskutiert.

4.1 Ergebnisse im Ökoeffizienz-Portfolio

Im Base Case der Ökoeffizienz-Analyse werden die vier ausgewählten Kombinationen als Entsorgungsoptionen betrachtet. Dazu zählen die zwei Aufbereitungsverfahren (eine mechanische und eine hydro-mechanische) kombiniert mit zwei anschließenden Entsorgungsoptionen (Großbaustelle und Deponie). Die Betrachtung der zweiten mechanischen Aufbereitung und der Verwendung in (kleineren) Baustellen erfolgt anschließend in Szenarien.

Im folgenden Ökoeffizienz-Portfolio (siehe Abbildung 11) sind die aggregierten Umwelt- und Kostenbelastungen der vier betrachteten Optionen im Base Case dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass der zentrale Punkt (Achsenwerte 1 / 1) den Mittelwert der normierten Kosten und Umweltbelastung darstellt. Die Optionen sind um diesen Mittelwert angeordnet. Für die Interpretation ist u. a. der Abstand einer Option zu den anderen Optionen entscheidend; die Achsenwerte alleine sind im Kontext dieser Studie nicht relevant. Insgesamt weist die Alternative mit dem größten Abstand zur Hauptdiagonalen (verläuft von links oben nach rechts unten) die höchste Ökoeffizienz auf. Der Abstand wird dabei als kürzeste Strecke von der Diagonalen zum Positionspunkt der betreffenden Alternative im Portfolio gemessen.

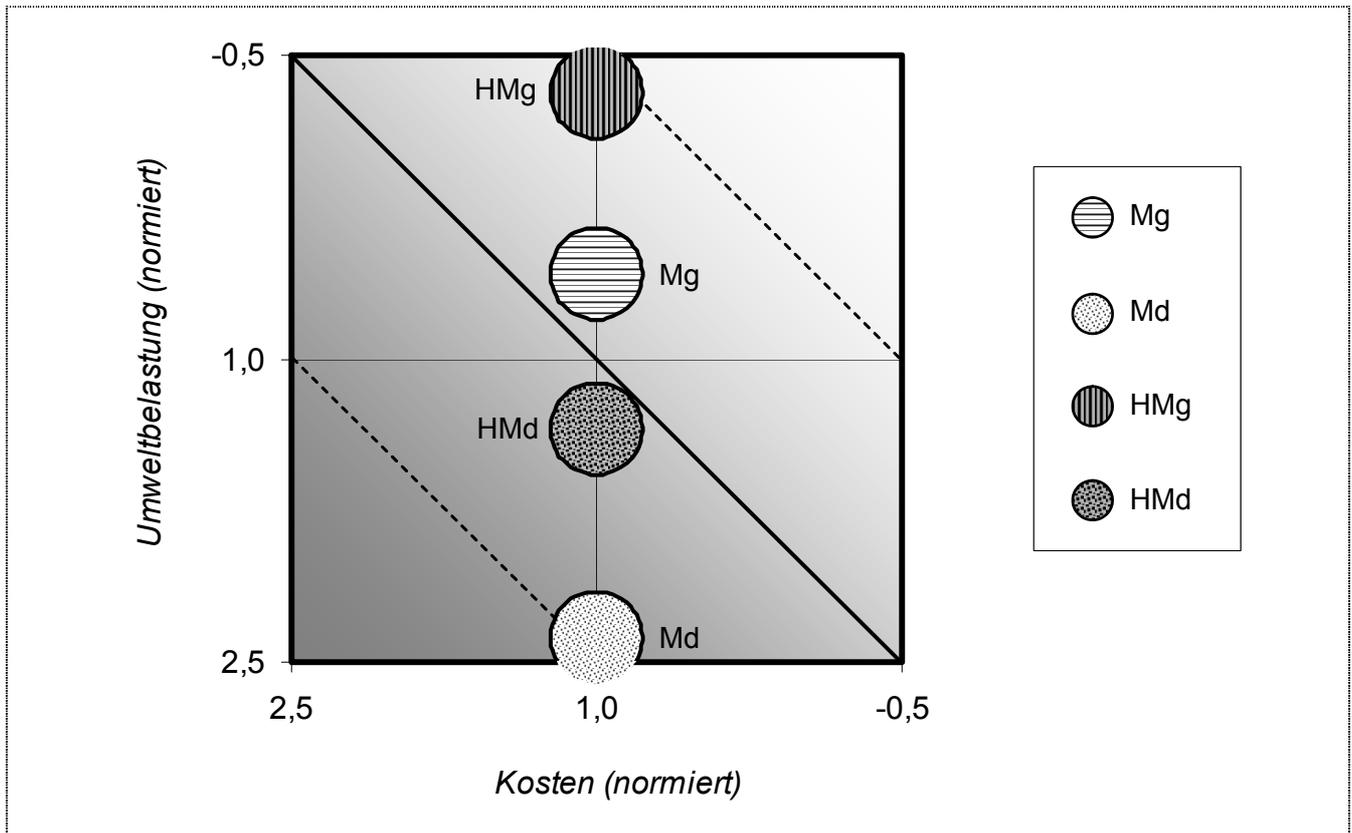


Abbildung 11: Ökoeffizienz-Portfolio der Optionen im Base Case

Die Bewertung der Umweltbelastung allein ist für die Erfüllung des Kundennutzens im Base Case entscheidend; ein negativer Achsenwert (wie bei HMg) hat keine besondere Bedeutung, sondern kommt lediglich rechnerisch durch den großen Abstand vom Mittelwert 1 zustande. Bei den Kosten bestehen keine Unterschiede, da alle Optionen den Kundennutzen zum gleichen Preis erfüllen können (siehe S. 23). Dies schließt auch die Verrechnung der Gutschriften für die im Prozess gewonnen und verwertbaren Materialien mit ein.

Die hydro-mechanische Aufbereitung mit anschließender Entsorgung der aufbereiteten HMV-Asche auf einer Großbaustelle ist im Base Case die ökoeffizienteste Entsorgungsoption. Diese Option (HMg) belastet die Umwelt wesentlich weniger als die anderen Optionen. Der Vorteil gegenüber einer rein mechanischen Aufbereitung liegt v. a. am größeren Anteil aussortierter Metallfraktionen.

Bei der anschließenden Entsorgung der aufbereiteten HMV-Asche ist der Einbau auf Großbaustellen (HMg und Mg) aus ökologischer Sicht vorteilhafter als eine Deponierung (HMd und Md): Die HMV-Asche ersetzt auf Baustellen Naturmaterial, und die Abfalleigenschaft ist für den Verwendungszweck Einbau nach dem Standardbewertungsverfahren weniger umweltbelastend als die Deponierung. Diese Abfalleinstufung stößt in der vorliegenden Studie aber durchaus auf Kritik, so dass die „Bodenemissionen“ im Weiteren eingehend diskutiert werden (ab S. 67).

4.2 Rechenfaktoren zur Aggregation von der ersten bis zur dritten Stufe

Die Rechenfaktoren stellen dar, welche Faktoren den größten Einfluss auf die Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse haben. Die Faktoren sind über drei Stufen analog zu den gesellschaftlichen Gewichtungsfaktoren (siehe S. 24) aggregiert:

- Auf der **3. Aggregationsstufe** ist eine klare Dominanz der Emissionen zu erkennen: Die Bewertung der Emissionen bestimmt das ökologische Gesamtergebnis vergleichsweise stark. Die anderen Faktoren folgen mit etwas Abstand; der Flächenbedarf weist den geringsten Einfluss auf. Das Toxizitäts- und das Risikopotential betragen aus methodischen Gründen stets 20 % bzw. 10 %.
- Auf der **2. Aggregationsstufe** hat der Abfall (so genannte „Bodenemissionen“) die größte Bedeutung. So kommen auch die extrem negativen Werte der Deponieoptionen im Ökoeffizienz-Portfolio zustande, da diese die höchsten Bodenemissionen aufweisen.
- Die Luftemissionen sind auf der **1. Aggregationsstufe** aufgeschlüsselt; das Treibhauspotential (GWP) und das Versauerungspotential (AP) haben die höchsten Rechenfaktoren, gefolgt vom fotochemischen Ozonbildungspotential (POCP). Das Ozonerstörungspotential (ODP) ist in diesem Fall bedeutungslos.

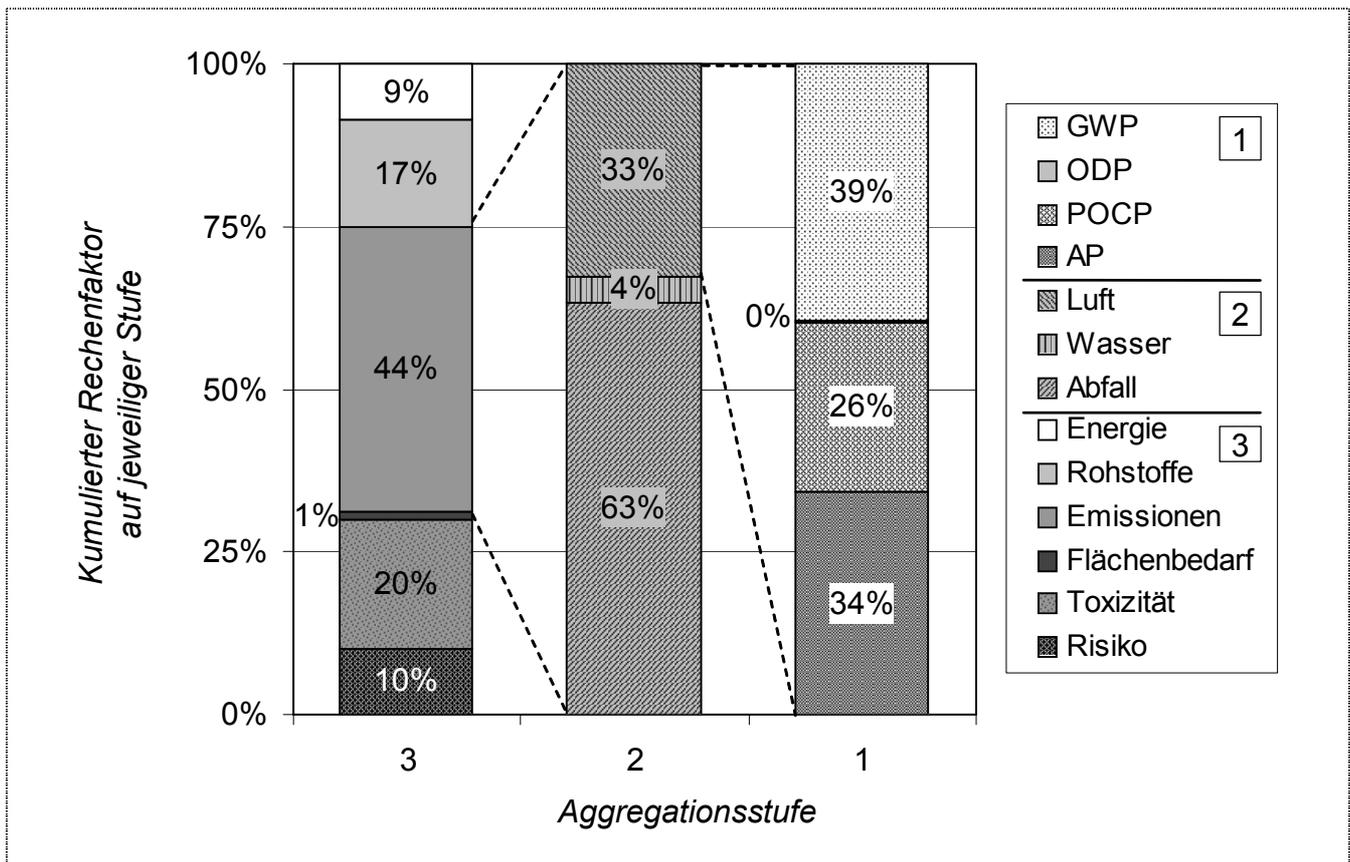


Abbildung 12: Rechenfaktoren des Base Case von der ersten bis zur dritten Stufe

Die Berechnungstabelle der Rechenfaktoren ist auf S. 93 detailliert angegeben.

4.3 Ergebnisse im ökologischen Fingerprint

Im ökologischen Fingerprint werden die ökologischen Belastungen detaillierter dargestellt. Beginnend vom Energieverbrauch werden die Belastungen im Uhrzeigersinn näher erläutert:

- Bei der Bewertung des **Energieverbrauchs** ist in der vorliegenden Ökoeffizienz-Analyse nicht der direkte Energieverbrauch ausschlaggebend. Stattdessen bestimmen die Gutschriften für eingesparte Energie durch aussortiertes Metall die energetischen Umwelteinwirkungen. Auch ersetzt die HMV-Asche in Baustellen und Großbaustellen Naturmaterial (hier wurde Splitt angenommen), so dass weitere Energieaufwendungen (v. a. durch Bearbeitung des Splitts, Transport etc.) eingespart werden. Hierbei wird davon ausgegangen, dass der Einbau der aufbereiteten HMV-Asche gegenüber Splitt keinen zusätzlichen Aufwand bedeutet. Infolgedessen ist die Deponierung aufgrund der fehlenden Gutschriften für Metalle und Naturmaterialien das Verfahren mit dem höchsten Energieaufwand.

- Die Bewertung des **Ressourcenverbrauchs** erfolgt ähnlich der Bewertung des Energieverbrauchs. Auch hier spielen Gutschriften die größte Rolle. Vor allem durch die Gutschriften für aussortiertes Metall sparen die Optionen der hydro-mechanischen Aufbereitung viele Ressourcen.
- Auch bei den **Emissionen** weist die Deponie die höchsten Werte auf. Dies kommt vor allem durch die so genannten Bodenemissionen (siehe für eine Begriffsbestimmung S. 45) zustande. Die Deponierung der HMV-Asche wird als eine vergleichsweise hohe Umweltbelastung gewertet.
- Den geringsten **Flächenbedarf** weisen die Deponieoptionen auf. Hier ist die mögliche Einbauhöhe der HMV-Asche am größten, wodurch weniger Fläche nötig ist. Bei Baustellen und Großbaustellen wird eine geringere Einbauhöhe angenommen. Da es sich sowohl bei einer Deponie als auch bei einer Großbaustelle (z. B. Straße) um eine versiegelte Fläche handelt, ist die Einbauhöhe hier auch der wichtigste Faktor. Insgesamt gesehen ist der Einfluss des Flächenbedarfs jedoch vernachlässigbar klein (siehe Rechenfaktoren auf S. 35).
- Das **Toxizitätspotential** bewertet die Gefährdung für den Menschen. Arbeiter kommen hier v. a. mit Dieselkraftstoff in Berührung.
- Das **Risikopotential** bewertet weitergehende Belastungen für Mensch und Natur. So besteht ein zusätzliches Risiko durch Straßenverkehr, durch eine Änderung des Status Quo, durch Abnahmeunsicherheiten bei der Entsorgung der HMV-Asche oder durch eine langfristige Gefährdung der Umwelt.

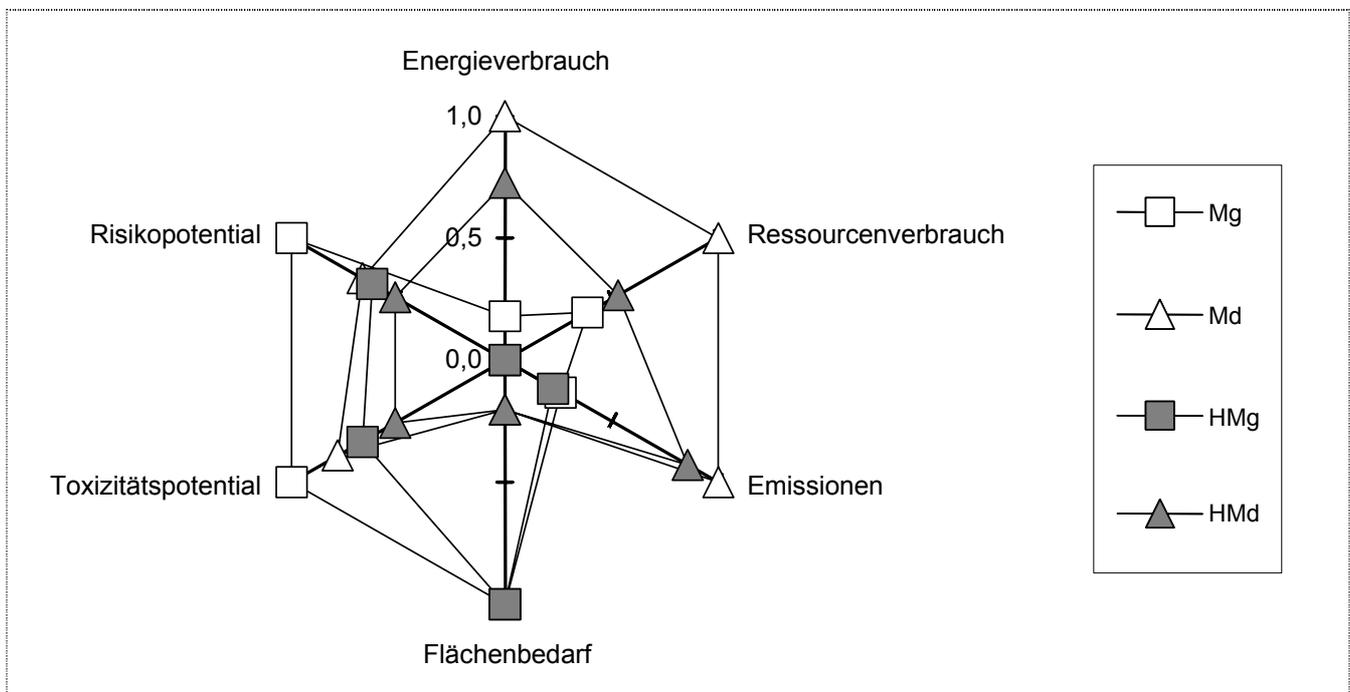


Abbildung 13: Ökologischer Fingerprint der Optionen im Base Case

4.4 Darstellung der Einzelergebnisse

Dieser Abschnitt stellt die Einzelergebnisse durch detaillierte Balkendiagramme und die daraus folgenden normierten Ergebnisse dar. Die einzelnen Rubriken sind gemäß der Reihenfolge der gesellschaftlichen Gewichtungsfaktoren (siehe S. 24) bzw. der Rechenfaktoren (siehe S. 35) aufgeführt. Die zusammengefassten Wirkungsbilanzen der vier Optionen Mg, Md, HMg und HMd sind ab S. 89 abgebildet.

Es ist zu beachten, dass die nachfolgenden Ergebnisse saldiert, also nach Verrechnung von Gutschriften angegeben sind. Dies gilt sowohl innerhalb der einzelnen Berechnungsmodule als auch für die Zusammenfassung von Modulen. Beispielsweise ist beim Ressourcenverbrauch (ab S. 38) der Dieselverbrauch (Transporte und Prozessaufwendungen abzgl. Einsparungen aus der Substitution von Naturmaterial) angegeben. Die Summe aller einzelnen Ressourcenverbräuche ist

kleiner Null, es werden insgesamt also Ressourcen eingespart. Daher ist bei unerwartet geringen Werten meist eine erhebliche Verminderung der ursprünglichen Werte durch Gutschriften anzunehmen. Das heißt, einzelne Balkenabschnitte eines Diagramms weisen geringere Werte als ohne Gutschriften aus.

Wenn die normierten Ergebnisse die ganze Spanne von 0 bis 1 umfassen, so ist dies ebenfalls auf die hohen Einsparungen (alle Optionen mit negativen Werten) zurückzuführen: Diejenige Option mit der höchsten Einsparung erhält den normierten Wert 0, diejenige Option mit den niedrigsten Einsparungen den Wert 1; entsprechend wird der „Mehraufwand“ aller anderen Optionen als Abstand zur sparsamsten Option ermittelt.

Die Relevanz- und Rechenfaktoren ergeben sich aus den absoluten Differenzen der Umweltbelastung, so dass die normierten Werte entsprechend stark in der Aggregation berücksichtigt werden. Das heißt beispielsweise bei geringen Unterschieden zwischen Minimal- und Maximaleinsparung, dass die normierten Ergebnisse zwar weit streuen, aber entsprechend weniger stark durch die Faktoren gewichtet werden.

4.4.1 *Kosten der Optionen*

In der Ökoeffizienz-Analyse wird der Kundennutzen aus erweiterter Perspektive der Müllverbrennungsanlagen als zahlender Kunde angenommen. Deren Vergütung an die Aufbereiter sind demgemäß als Netto-Kosten für die Erfüllung des Kundennutzens zu verstehen: Die Kosten für Transport, Aufbereitung und die anschließende Entsorgung (Einbau auf Baustellen oder Deponie) zusammen sind bei allen Aufbereitern gleich hoch. Dies ist sicherlich aus mehreren Gesichtspunkten zu hinterfragen:

- Die **vertraglich vereinbarten Entsorgungspreise** spiegeln den Aufwand zur Erfüllung des Kundennutzens nur teilweise wieder. Dies betrifft
 - die Vergütung der **Müllverbrennungsanlage an die Entsorger** für die Abnahme der HMV-Asche sowie
 - die Kosten der **Aufbereiter für die Weitergabe** der HMV-Asche an eine Deponie oder einen Baulträger bei der Entsorgung der HMV-Asche – bei der Lieferung an eine Baustelle ist ggf. sogar eine Vergütung möglich.
- Die Vergütung für das **aussortierte Metall** unterliegt hohen Marktschwankungen.
- Auch sind die Entsorgungskosten in den **einzelnen Bundesländern** unterschiedlich, da HMV nicht einheitlich entsorgt wird. Selbst in Rheinland-Pfalz können die Entsorgungspreise, v. a. auf der Deponie, stark variieren⁹.

Die reinen Prozesskosten, die sich aus einer vollständigen Kostenrechnung der Aufbereitung ohne weitere Entsorgungskosten und Vergütungen für Metalle ergäben, sind für die ökonomische Bewertung jedoch nicht relevant. Dies liegt zum einen am Kundennutzen, der aus Sicht der Müllverbrennungsanlagen definiert wurde, zum anderen an den fehlenden Detailskizzen zu Kostenstrukturen).

4.4.2 *Energieverbrauch der Optionen*

Der Energieverbrauch wird anhand des Brennwertes, also in MJ / NE, gemessen. Hier sind nicht die direkten Aufwendungen für Diesel oder Strom ausschlaggebend, sondern die Gutschriften

⁹ Siehe hierzu auch die Diskussion in [13: 37].

durch Energieeinsparungen für die Herstellung von Naturmaterial wie Splitt und Stahl (aus dem aussortierten Schrott) bestimmen das Ergebnis zum großen Teil¹⁰.

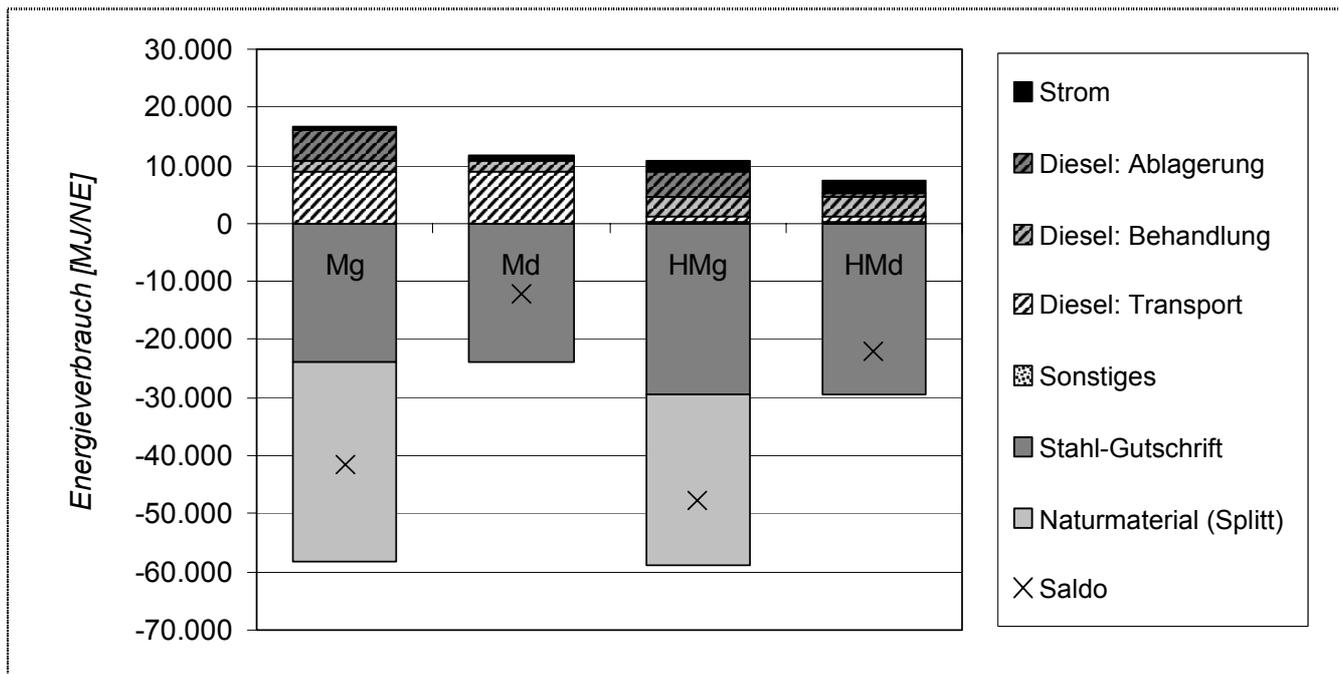


Abbildung 14: Energieverbrauch der Optionen im Base Case

Der niedrigste normierte Wert liegt bei Null und repräsentiert hier im Saldo eine Energieeinsparung. Dies weicht von anderen Ökoeffizienz-Analysen ab, wo üblicherweise insgesamt Energie verbraucht wird und wo alle Werte meist deutlich über dem normierten Wert Null liegen.

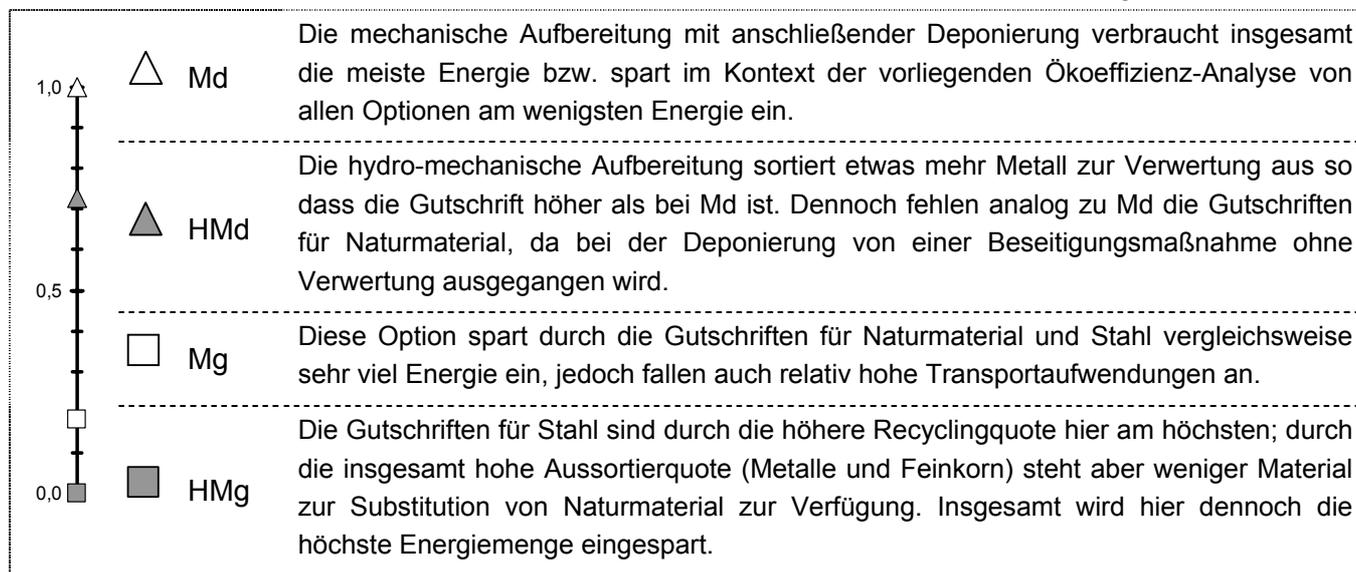


Abbildung 15: Energieverbrauch in normierter Form

4.4.3 Ressourcenverbrauch der Optionen

Natürliche Ressourcen sind nicht unbegrenzt vorhanden. Bei der Bewertung des Ressourcenverbrauchs werden die Reichweite der jeweiligen Ressource bei konstantem heutigem Verbrauch

¹⁰ Gemäß Übereinkunft zur Bilanzierung von Gutschriften teilen Aufbereiter und Abnehmer sich die Einsparungen. Daher kann die Gutschrift im Weiteren effektiv nur zur Hälfte angesetzt werden.

sowie die Vorräte der Ressourcen berücksichtigt. Je knapper die zeitliche Ressource noch verfügbar ist und je niedriger der Ressourcenvorrat, desto höher ist deren Gewichtung und umso negativer wird deren Verbrauch gewertet.

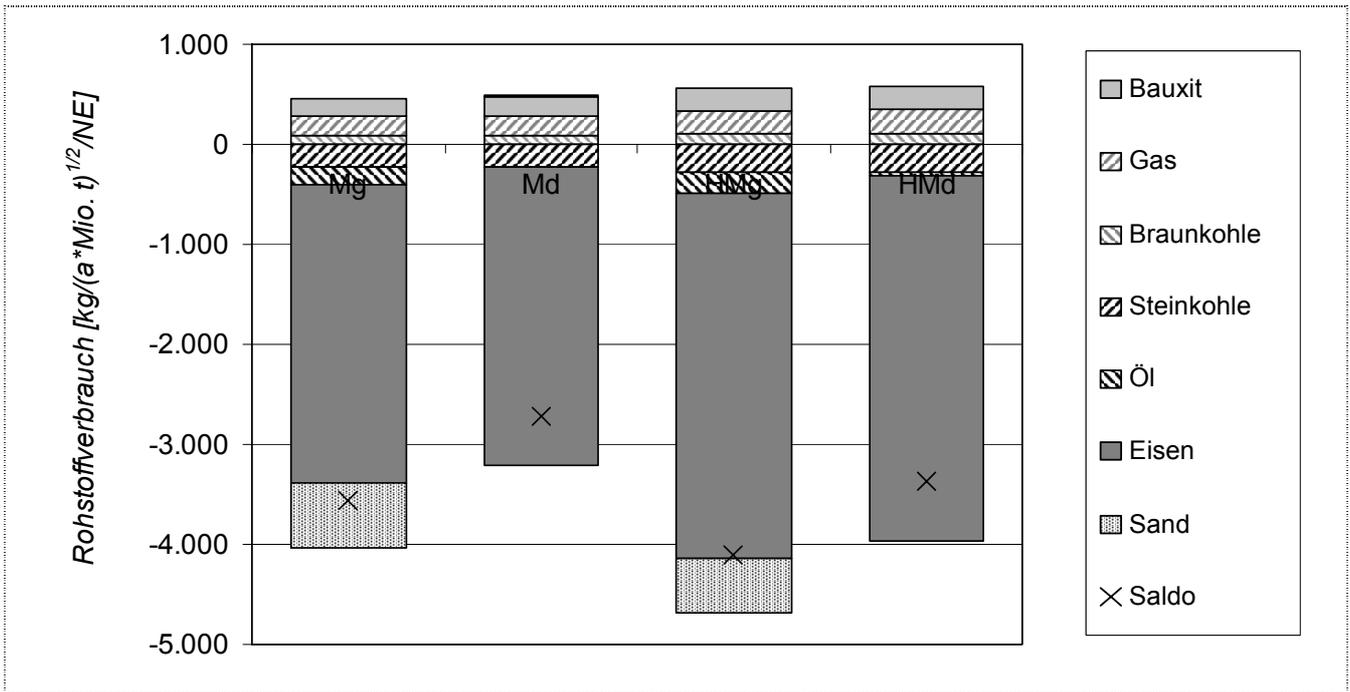


Abbildung 16: Ressourcenverbrauch der Optionen im Base Case

Durch die Gutschriften für das aussortierte Metall und teilweise für das Naturmaterial (hier ist der Splitt wie Sand gerechnet) wird so viel Material eingespart, dass die Einsparungen höher als der Ressourcenverbrauch sind. Beispielsweise wird der durch die Transporte bedingte Mineralölverbrauch zu einem großen Teil kompensiert, so dass der Ressourcenverbrauch an Öl recht gering erscheint.

Daher wird – wie schon beim Energieverbrauch – die Option mit den kleinsten Einsparungen im Saldo auf 1 und die Option mit den größten Einsparungen auf 0 normiert.



Abbildung 17: Ressourcenverbrauch in normierter Form

4.4.4 Emissionen der Optionen

Unter Emissionen werden die drei Emissionsarten Luft-, Wasser-, und Bodenemissionen (Abfälle) zusammengefasst. Emissionen sind ungewollte, umweltbelastende Stoffausträge. Die Emissionen werden im Folgenden nach den drei Umweltmedien differenziert ausgewertet:

- **Luftemissionen** umfassen Stoffe, die über die Luft auf die Bereiche Klimaerwärmung, Versauerung, Bildung bodennahen Ozons sowie Zerstörung der bodenfernen Ozonsicht einwirken.
- **Wasseremissionen** fassen verschiedene Stoffeinträge durch Abwässer oder direkte Emissionen zusammen, wodurch natürliche Systeme beeinflusst werden.
- **Bodenemissionen** stellen schließlich stoffliche Umwelteinwirkungen dar, die als deponierte oder eingebaute Abfälle auf oder in den Boden eingebracht werden. Hiermit sind verschiedene Umwelteffekte verbunden (siehe S. 45f.).

Die Emissionen haben einen großen Einfluss auf die gesamte Bewertung (siehe S. 24): Sie machen knapp die Hälfte der Umweltbelastung aus: Hier haben die Bodenemissionen (also der Abfall) den größten Einfluss, gefolgt von den Emissionen in die Luft; die Wasseremissionen tragen nur wenig zur gesamten Emissionsbewertung bei.

Abbildung 18 stellt die normierten Ergebnisse der gesamten Emissionsbelastung dar. Die Einzelergebnisse dieser drei Unterkategorien, auf deren wesentlichen Beiträge hier bereits hingewiesen wird, sind auf den nachfolgenden Seiten differenziert aufgeführt.

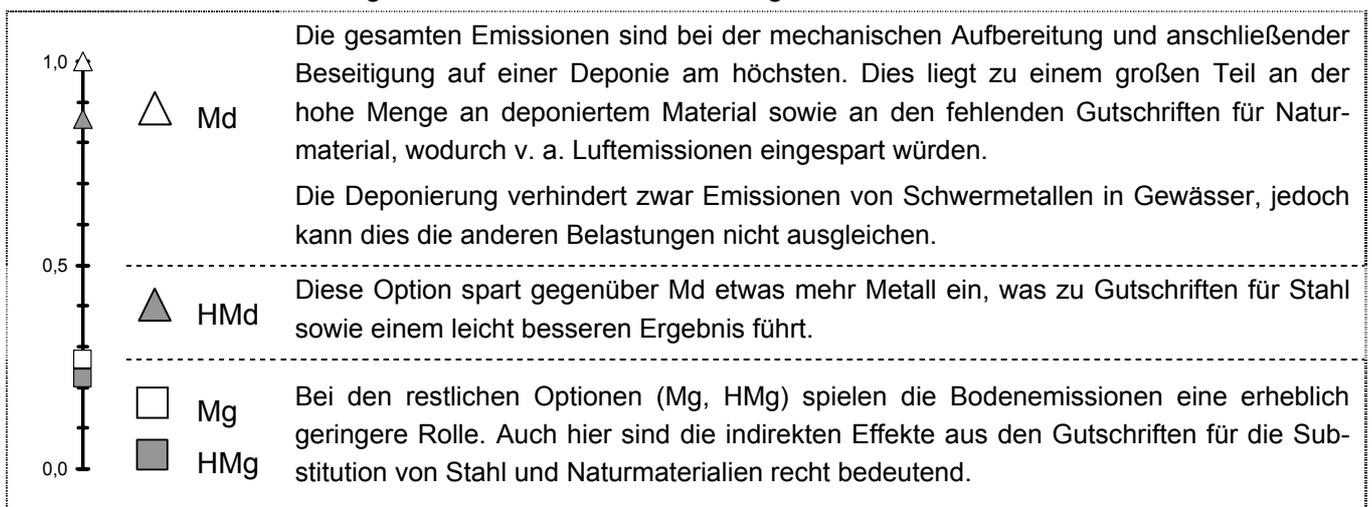


Abbildung 18: Emissionen in normierter Form

a. Die Luftemissionen

Bei den Luftemissionen wird die Bewertung wieder von den Gutschriften dominiert, weshalb die Spannweite hier recht weit von 0 bis 1 geht. Die Gutschriften für aussortierte Metalle überwiegen bei weitem die entstehenden Umweltbelastungen (z. B. für verbrauchten Diesel). Die normierten Ergebnisse können als Einsparungsgrad interpretiert werden, wobei 0 der höchsten und 1 der niedrigsten Einsparung entspricht.

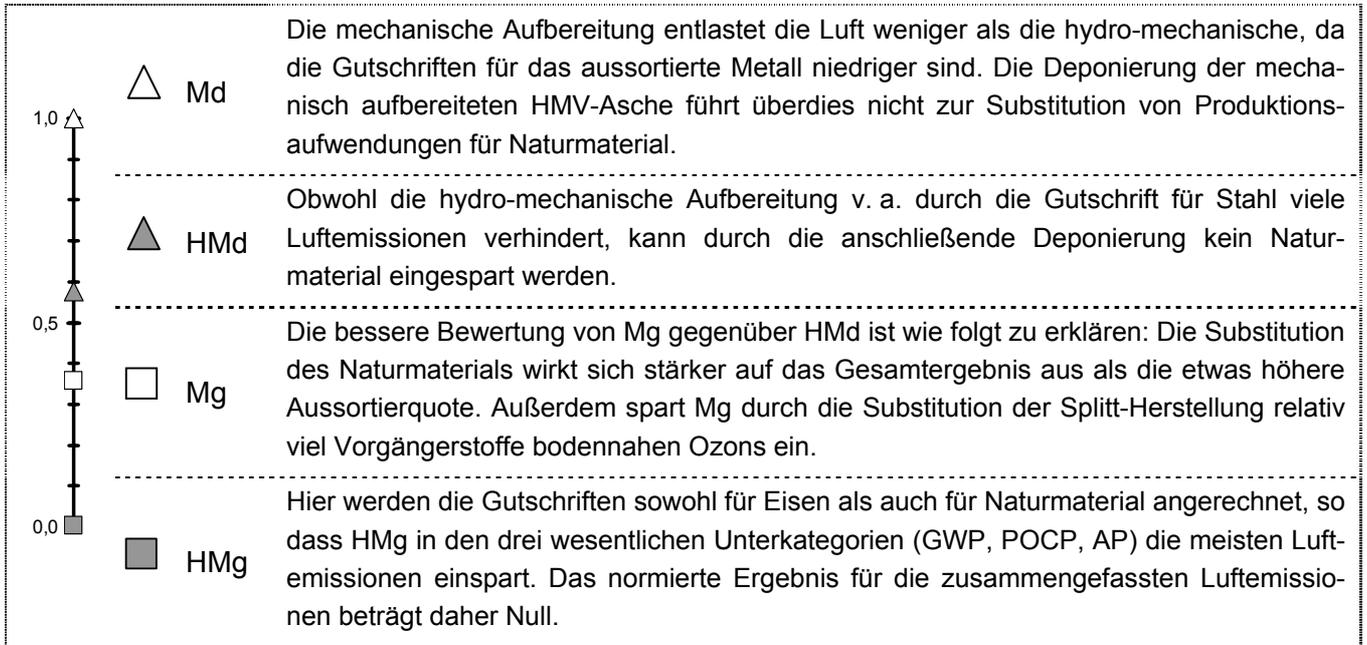


Abbildung 19: Luftemissionen in normierter Form

Die Luftemissionen werden nochmals nach den vier nachfolgend aufgeführten Unterkategorien mit Treibhaus-, Ozonerstörungs-, fotochemischen Ozonbildungs- und Versauerungspotential differenziert.

a.a. Treibhauspotential (GWP)

Treibhausgase sind wesentlich für die Erderwärmung verantwortlich und werden in CO₂-Äquivalenten (hier: Kohlendioxid, Methan, NM-VOC und Lachgas) angegeben. Das Treibhauspotential wird mit GWP abgekürzt, was Global-Warming-Potential bedeutet.

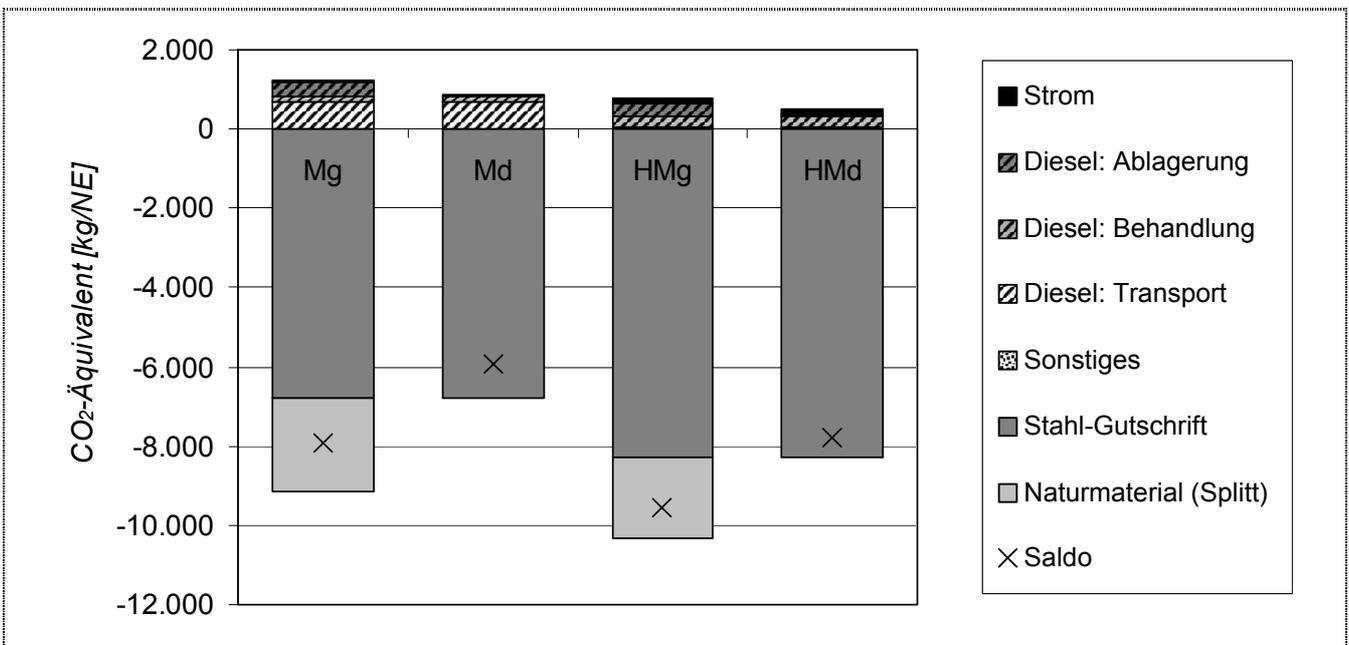


Abbildung 20: Treibhauspotential der Optionen im Base Case

Hier ist der große Einfluss der Gutschriften für aussortierte Metallfraktionen deutlich sichtbar. Das Stahlrecycling spart erhebliche Mengen treibhauswirksamer Gase ein. Durch den Einbau auf

Großbaustellen können nochmals Emissionen aus der Bereitstellung von Naturmaterialien eingespart werden.

a.b. Ozonerstörungspotential (ODP)

Gegen Ende des letzten Jahrhunderts wurde der schädliche Einfluss mancher Stoffe auf die Ozonschicht festgestellt. Hierbei wurde vor allem das FCKW als Schadstoff diskutiert und weltweit sanktioniert. Eine beschädigte Ozonschicht, wie z. B. über Australien, hat negative Auswirkungen auf die Gesundheit des Menschen. In der Ökoeffizienz-Analyse wird das ODP (Ozone-Depletion-Potential) in FCKW-Äquivalenten angegeben.

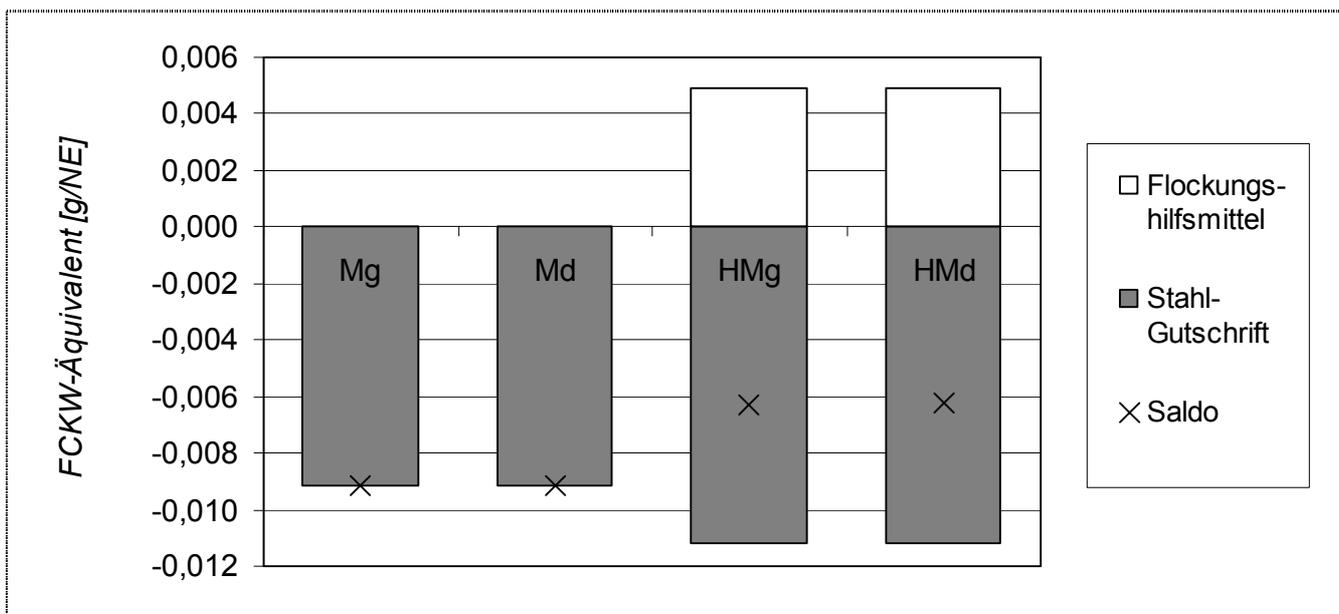


Abbildung 21: Ozonerstörungspotential der Optionen im Base Case

Die Höhe der ozonzerstörenden Emissionen sind hier aber so gering (siehe S. 35), dass eine Interpretation nicht sinnvoll ist. Es ist lediglich davon auszugehen, dass im Rahmen dieser Arbeit kein erhebliches ODP besteht.

a.c. Fotochemisches Ozonbildungspotential POCP

Das bodennahe Ozonbildungspotential wird in Ethen-Äquivalenten angegeben. Die Abkürzung POCP steht für Photochemical-Ozone-Creation-Potential. Vor allem im Sommer besteht in Großstädten eine hohe Konzentration des bodennahen gesundheitsgefährdenden Stoffes, das vorrangig durch Sonneneinstrahlung in Verbindung mit Kohlenwasserstoffen in Form von Methan und Emissionen der Gruppe NM-VOC entsteht.

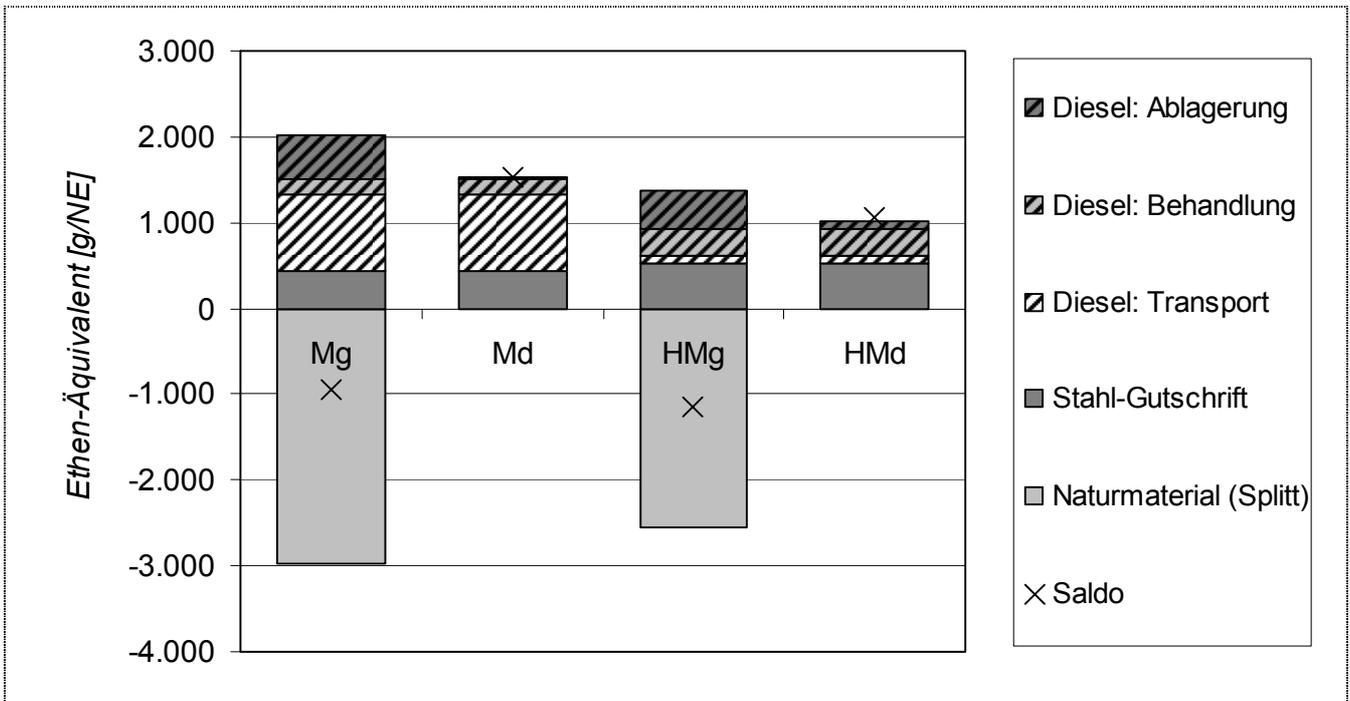


Abbildung 22: Fotochemisches Ozonbildungspotential der Optionen im Base Case

Die motorische Nutzung des Diesels ist zu einem großen Teil für die Entstehung von bodennahen Ozon verantwortlich, v. a. bei den weiten Transportstrecken zwischen Müllverbrennungsanlage und mechanischem Aufbereiter. Der Ersatz von Naturmaterial auf Großbaustellen senkt das POCP vergleichsweise stark, so dass die negativen Auswirkungen vollständig kompensiert werden. Das Recycling des Stahls führt hier – im Gegensatz zu den anderen Luftemissionskategorien – prozessbedingt nicht zu einer Verminderung des Potentials.

a.d. Versauerungspotential (AP)

Das Versauerungspotential wird mit AP abgekürzt und bedeutet Acidification-Potential. Durch eine Versauerung wird die Umwelt, v. a. Gewässer und Wälder übersäuert und damit geschädigt. Das SO₂-Äquivalent fasst Schwefeloxide, Stickoxide, Ammoniak und Chlorwasserstoff zusammen.

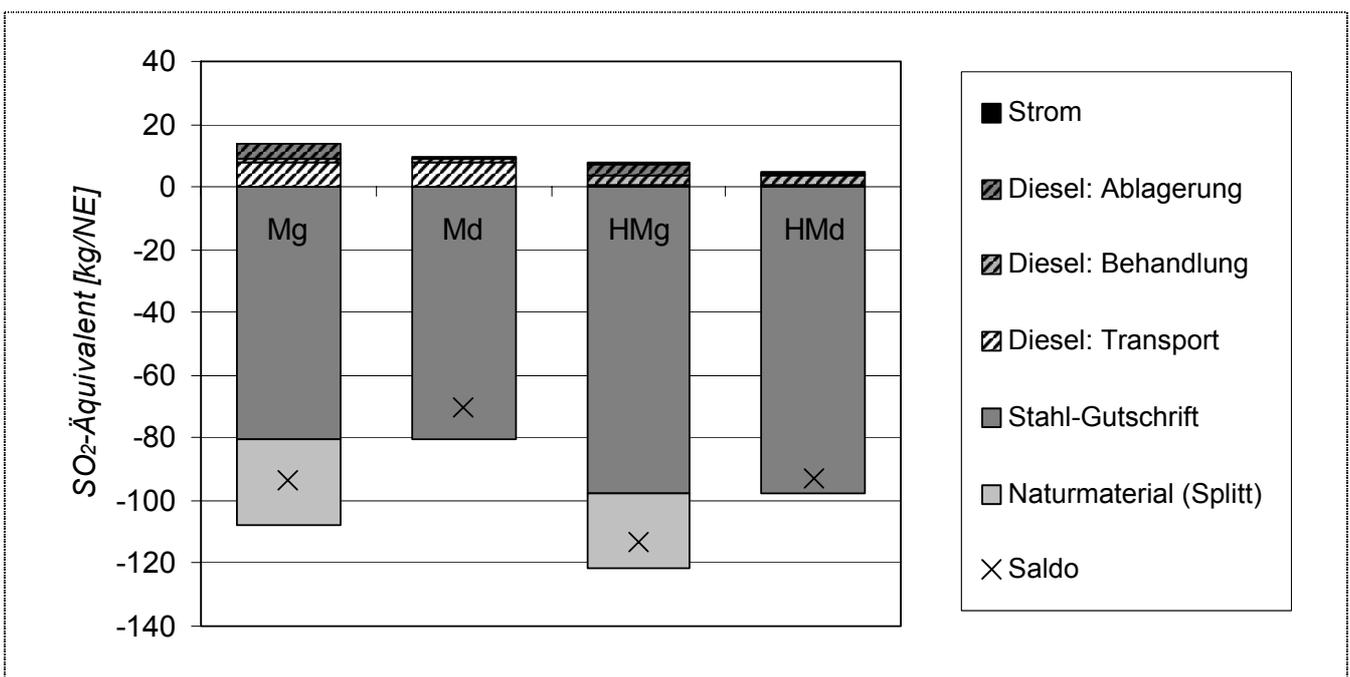


Abbildung 23: Versauerungspotential der Optionen im Base Case

Die Verteilung des Versauerungspotentials auf die verschiedenen Bilanzierungsmodule entspricht etwa dem GWP: Die Gutschriften für Stahl und ferner für Naturmaterial führen insgesamt zu einer Verminderung des Versauerungspotentials.

b. Wasseremissionen

Die Wasserbelastung wird anhand der kritischen Abwassermenge angegeben. Hierbei wird für die eingeleiteten Schadstoffe die jeweilige „kritische Menge Wasser“ ermittelt, die für die Einhaltung der schadstoffbezogenen Grenzwerte (Vorschriften der Abwasserverordnung für Deutschland) nötig ist.

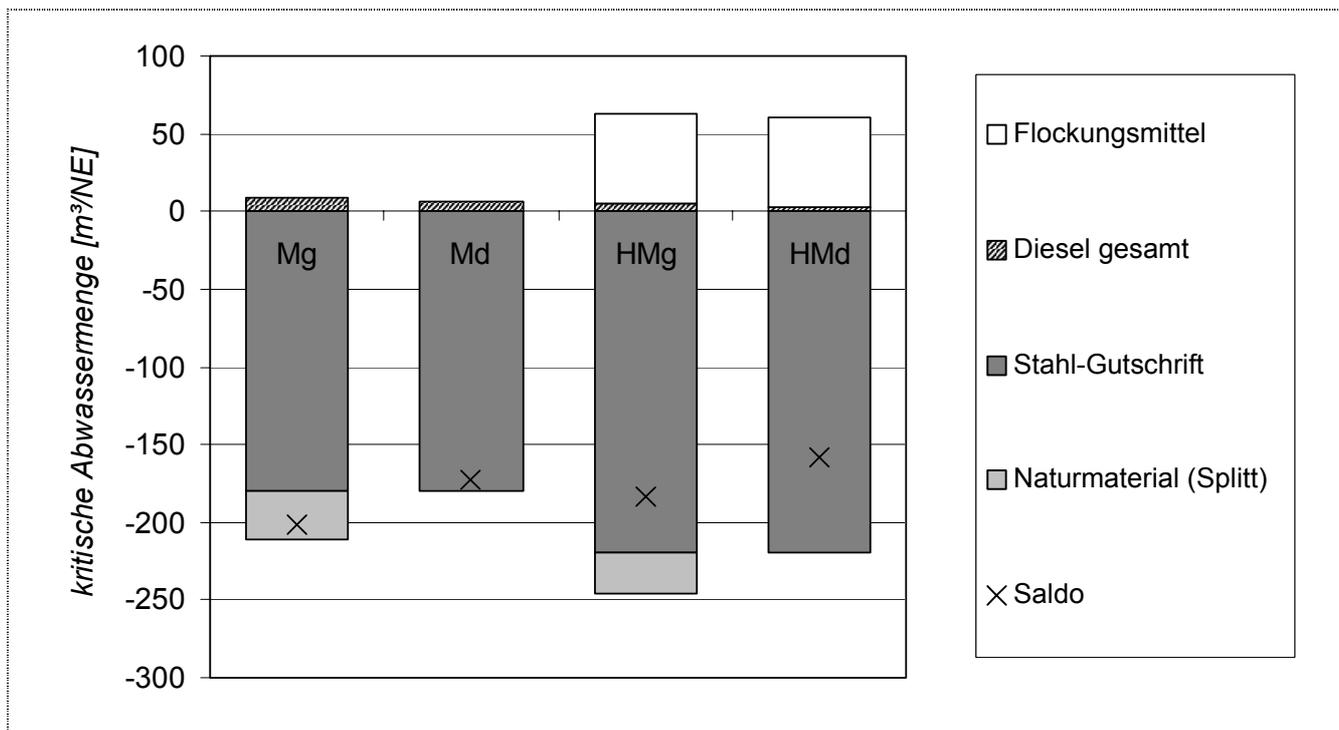


Abbildung 24: Wasseremissionen der Optionen im Base Case

Alle Optionen sparen Wasseremissionen ein, wodurch die normierten Emissionen die maximale Einsparung mit dem Wert 1,0 und die minimale Einsparung mit 0,0 belegen. Die resultierenden normierten Werte sind kritisch zu sehen, da sie bereits bei kleinen relativen Differenzen in Abbildung 24 stark spreizen. Aufgrund des recht niedrigen Rechenfaktors für Wasseremissionen (siehe S. 35) ist dies aber vertretbar.

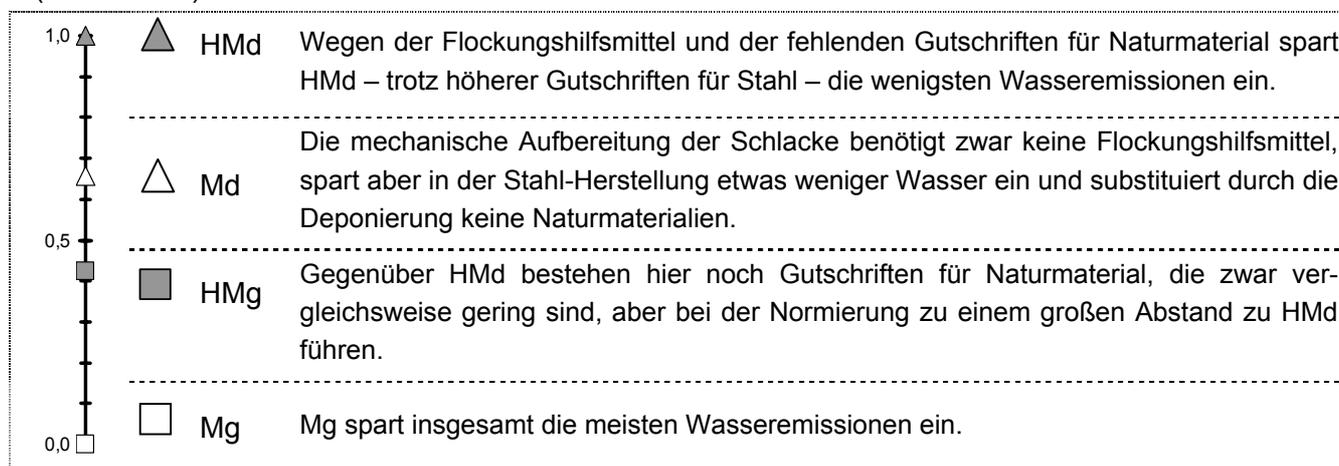


Abbildung 25: Wasseremissionen in normierter Form

c. Bodenemissionen (Abfall)

Bodenemissionen bedeuten im Kontext der Ökoeffizienz-Analyse Abfälle, die deponiert werden. Diese haben v. a. negative Auswirkungen auf die Ablagerstätten:

- Schadstoffeintrag in Boden, Wasser und Luft
- langfristige Belastungen und Gefahren, besonders für zukünftige Generationen
- Notwendigkeit von technischen Sicherungsmaßnahmen
- knapper Deponierungsraum
- dauerhafter Verbrauch von Material durch eine Herausnahme aus dem Ressourcenkreislauf

In Szenarien ab S. 71 ist dargestellt, wie sich die Ergebnisse im Ökoeffizienz-Portfolio verändern, wenn diese Aspekte in besonderen Fällen nicht mehr vollständig zutreffen.

Der übliche Preis für die Entsorgung gemäß BASF-Ansatz spiegelt die Umweltbelastung der Abfälle wieder [15: 6]. Die Abfälle werden hier in der Ökoeffizienz-Analyse nach einer von vier Gefährdungsstufen gewichtet zusammengefasst:

- sehr niedrige Gefährdungsstufe, z. B. Abraum (Faktor 1 / 25)
- niedrige Gefährdungsstufe, z. B. Bauschutt (Faktor 1 / 5)
- mittlere Gefährdungsstufe, z. B. Siedlungsabfall (Faktor 1)
- hohe Gefährdungsstufe, z. B. Sonderabfall (Faktor 5)

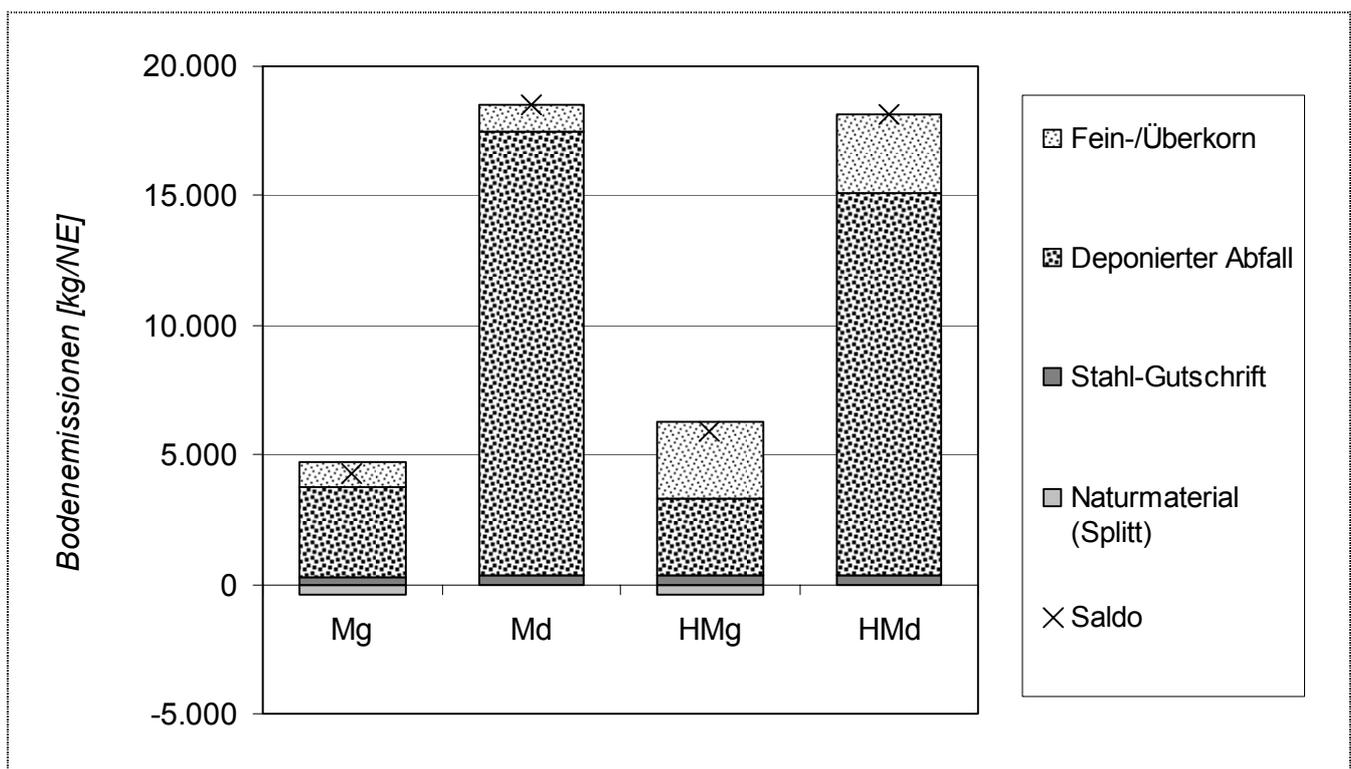


Abbildung 26: Bodenemissionen der Optionen im Base Case

Die Deponierung des Abfalls wird im Base Case analog Bauschutt bewertet und mit einer niedrigen Gefährdungsstufe (Faktor 0,2) angenommen; der Einbau auf Großbaustellen ist gemäß des üblichen Preises analog Abraum mit einer sehr niedrigen Gefährdungsstufe (Faktor 1 / 25) anzunehmen. Die Menge deponierten Bodens wird also fünf Mal stärker als die Verwendung auf Großbaustellen gewertet. Zwischen Fein- und Überkorn, der während der Aufbereitung anfällt und auf Deponien oder Untertage verbracht werden muss, wird aufgrund fehlender Information nicht weiter

unterschieden: Diese werden analog Bauschutt (Faktor 0,2) gewertet, eine andere Einordnung ist in einem Szenario (siehe ab S. 67) abgebildet.

Diese Variante kommt der Bilanzierung der Entsorgungsoptionen MKW-kontaminierter Böden (Behandlung versus Deponierung) recht nahe: Der Einbau behandelten Bodens in Baustellen wird demgemäß mit einem sehr niedrigen und die direkte Beseitigung auf Deponien mit einem niedrigen Gefährdungspotential bewertet [13: 32f., 56].

Der Rechenfaktor der Bodenemissionen ist bereits im Base Case relativ hoch (siehe S. 35), weswegen die nachfolgenden normierten Bewertungen stark in das Gesamtergebnis eingehen.

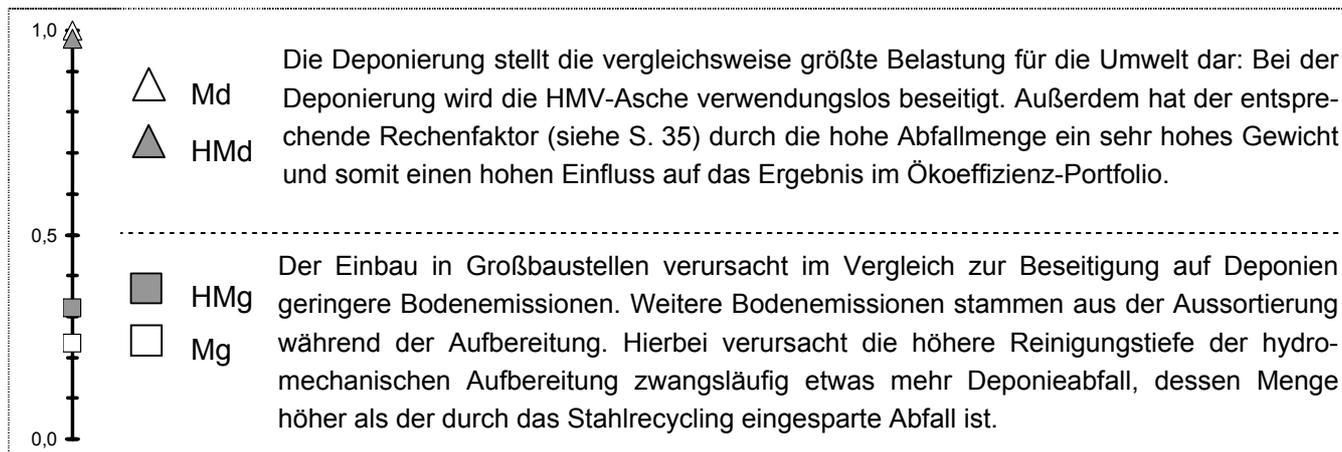


Abbildung 27: Bodenemissionen in normierter Form

4.4.5 Flächenbedarf der Optionen

In Deutschland ist der Raum vergleichsweise dicht besiedelt, es wird ständig mehr Fläche für Siedlung, Verkehr und Gewerbe in Anspruch genommen. Der hier gemessene Flächenbedarf setzt sich aus verbrauchter Fläche und dem jeweiligen Grad der Flächenversiegelung zusammen. Der gewichtete Flächenbedarf entspricht der Inanspruchnahme einer naturnahen Fläche, die als hochwertige Fläche die Referenz für die Berechnung bildet.

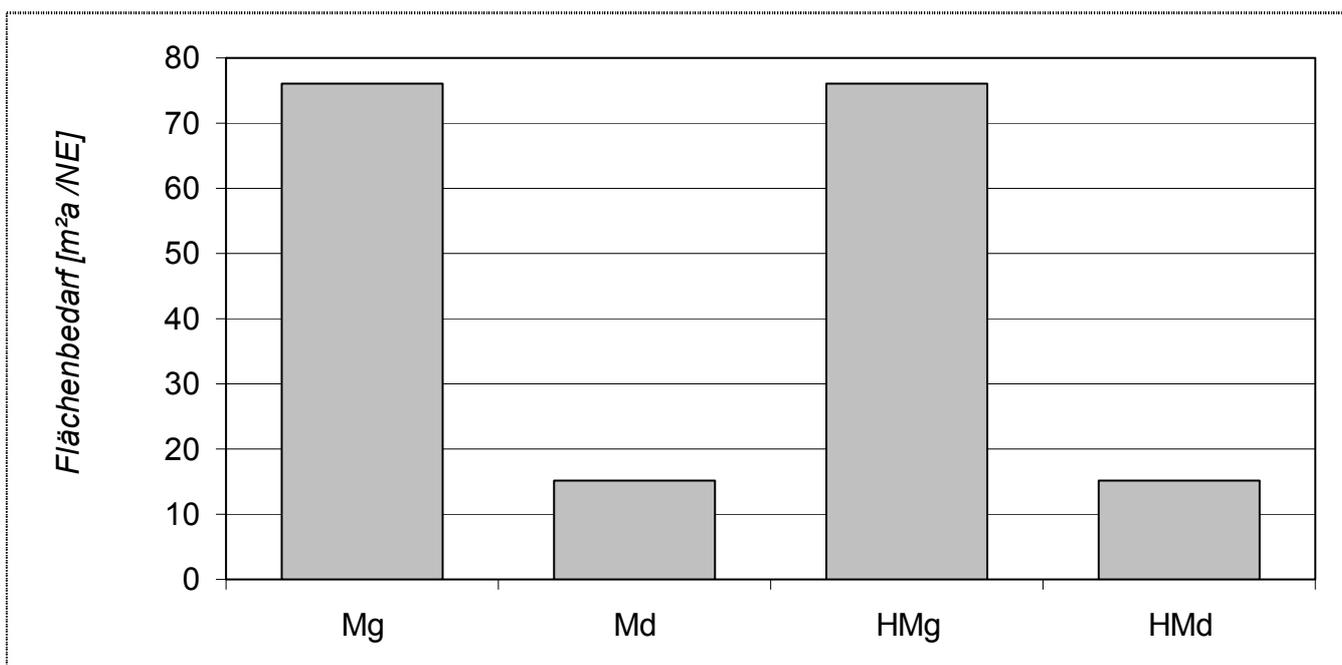


Abbildung 28: Flächenbedarf der Optionen im Base Case

Bei dieser Ökoeffizienz-Analyse wird nur die Flächeninanspruchnahme für die Ablagerung der HMV-Asche betrachtet. Der Flächenbedarf errechnet sich aus der Einbauhöhe bei einer angenommenen Dichte von 1,67 t / m². Die Fläche wird in allen Optionen als versiegelt angenommen, wodurch die Umwelt mit dem Faktor 5,1 gegenüber einer naturnahen Fläche belastet wird, d. h. es wird ein Äquivalent von 5,1 m² für jeden mit HMV-Asche belegten Quadratmeter Fläche benötigt.

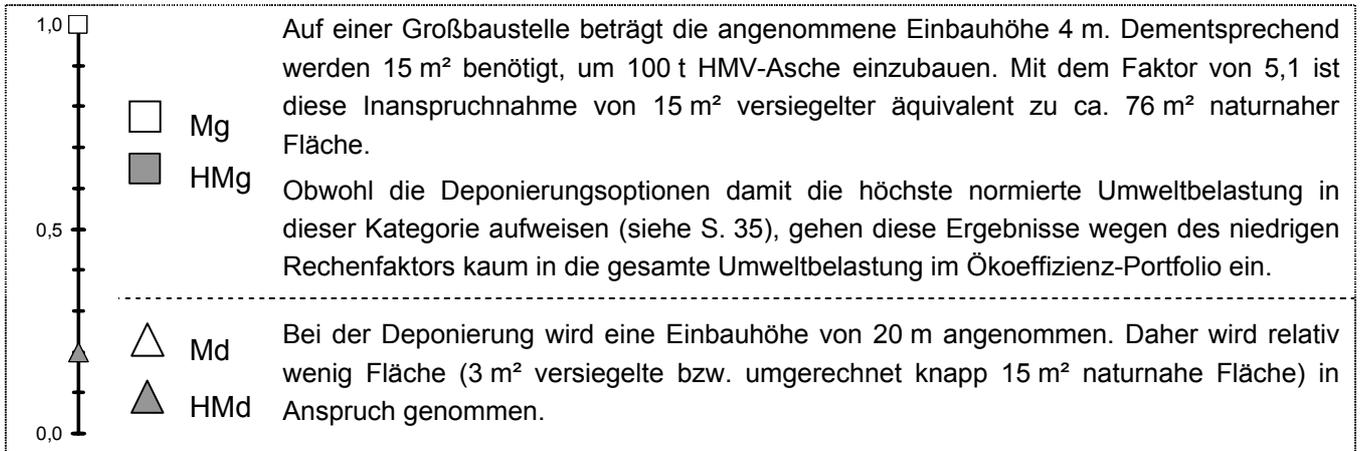


Abbildung 29: Flächenbedarf in normierter Form

4.4.6 Toxizitätspotential der Optionen

Das Toxizitätspotential bewertet eine mögliche gesundheitliche Gefährdung des Menschen durch die verwendeten Stoffe. Die Gesundheitsgefahr für den Menschen wird aus den R-Sätzen, dem Dampfdruck und der Offenheit des Systems berechnet. Es wird das Toxizitätspotential der drei folgenden Lebenswegphasen errechnet und anschließend gewichtet zusammengefasst:

- **Herstellung** der benötigten oder eingesparten Stoffe und Energieträger in Vorstufen außerhalb der engen Systemgrenzen
- **Anwendung** der Stoffe und Energieträger, die für die Aufbereitung und den Transport der HMV-Asche nötig sind, sowie Gefährdung durch Stoffe aus der HMV-Asche
- **Entsorgung** der HMV-Asche und damit verbundene Gefährdungen

Die relevanten Stoff werden auf Basis der Einschätzungen nach Tabelle 9 berechnet [15].

Stoff	Relevante R-Sätze	System			Dampfdruck		
		Geschlossen	Halboffen	Offen	Niedrig	Mittel	Hoch
Diesel: Transporte (gesamt)	23 / 25 (giftig beim Einatmen / Verschlucken)	H	A, E			H, A, E	
Diesel: Aufbereitung		H	A			H, A	
Schwermetalle	45* (kann Krebs erzeugen)		A, E		A, E		

H: Herstellungsphase (Gewichtungsfaktor: 20 %)

A: Anwendungsphase (Gewichtungsfaktor: 50 %)

E: Entsorgungsphase (Gewichtungsfaktor: 30 %)

* alternativ: 48 / 23 / 25 (Gefahr ernster Gesundheitsschäden bei längerer Exposition, s. o.)

Tabelle 9: Ausprägungen des Toxizitätspotentials

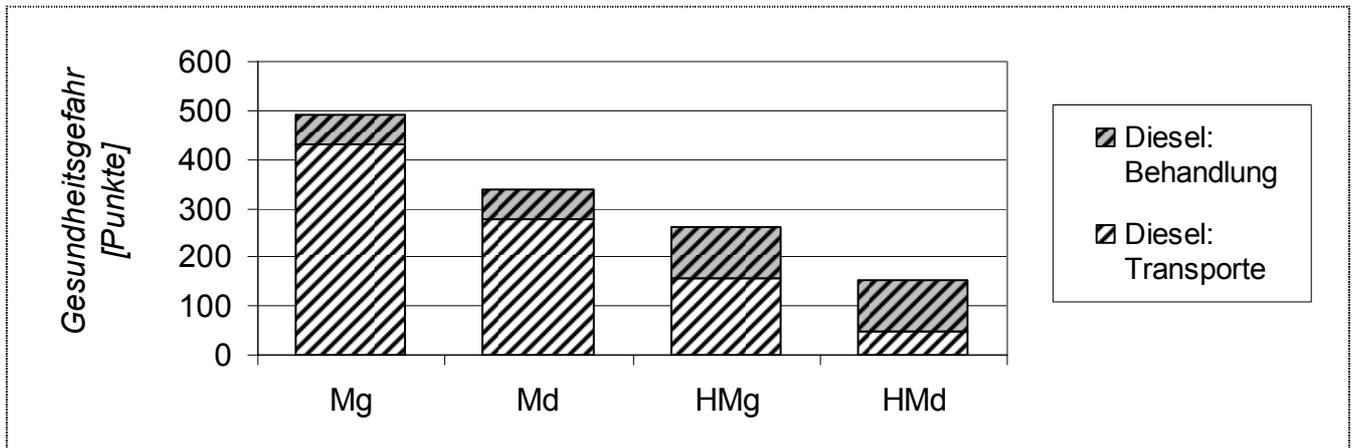


Abbildung 30: Toxizitätspotential der Optionen im Base Case während der Lebenswegphase „Herstellung“

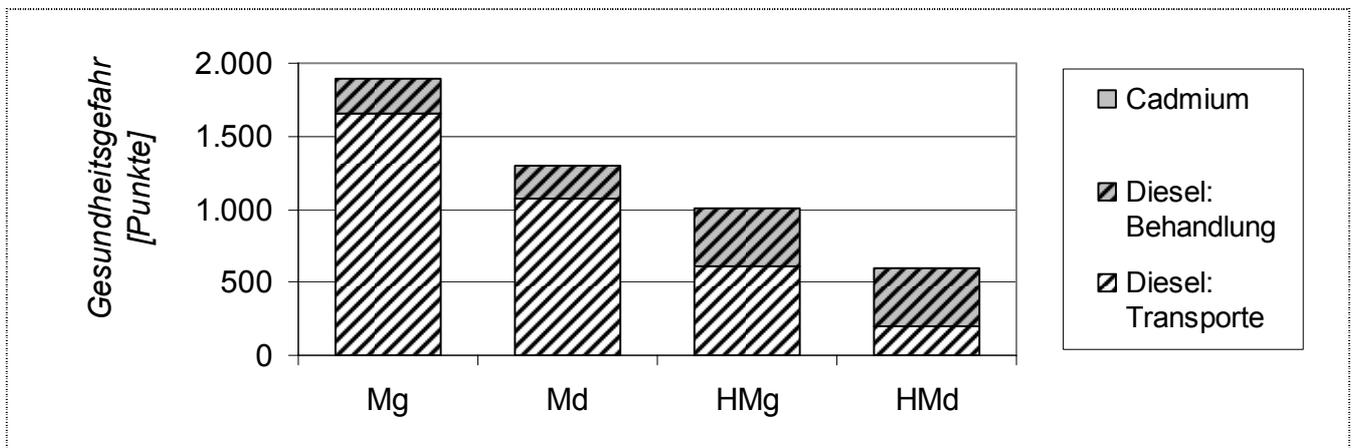


Abbildung 31: Toxizitätspotential der Optionen im Base Case während der Lebenswegphase „Anwendung“

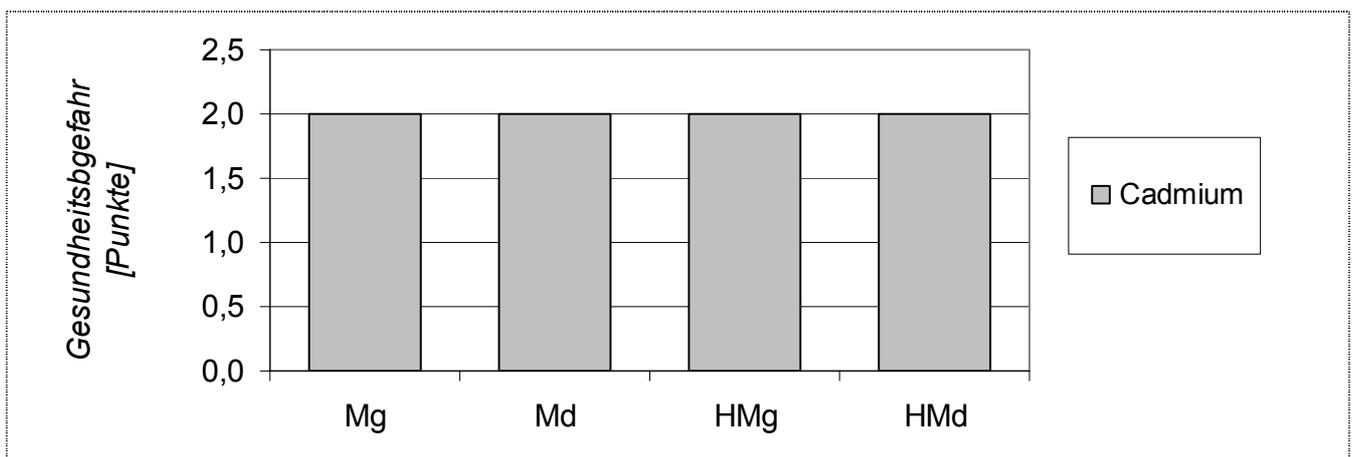


Abbildung 32: Toxizitätspotential der Optionen im Base Case während der Lebenswegphase „Entsorgung“

Von der Nutzung des Diesel geht unter allen betrachteten Größen die größte Gefahr für die menschliche Gesundheit aus. Cadmium trägt aufgrund des geringen Dampfdrucks nur kaum zum Toxizitätspotential bei, während der Anwendungsphase ist der Anteil vernachlässigbar gering. Ferner ist die Bewertung des Cadmiums bei allen Optionen gleich hoch, so dass v. a. die Entsorgungsphase das gesamte Risikopotential eher nivelliert und dass alle Optionen an den normierten Wert 1,0 heranrücken.

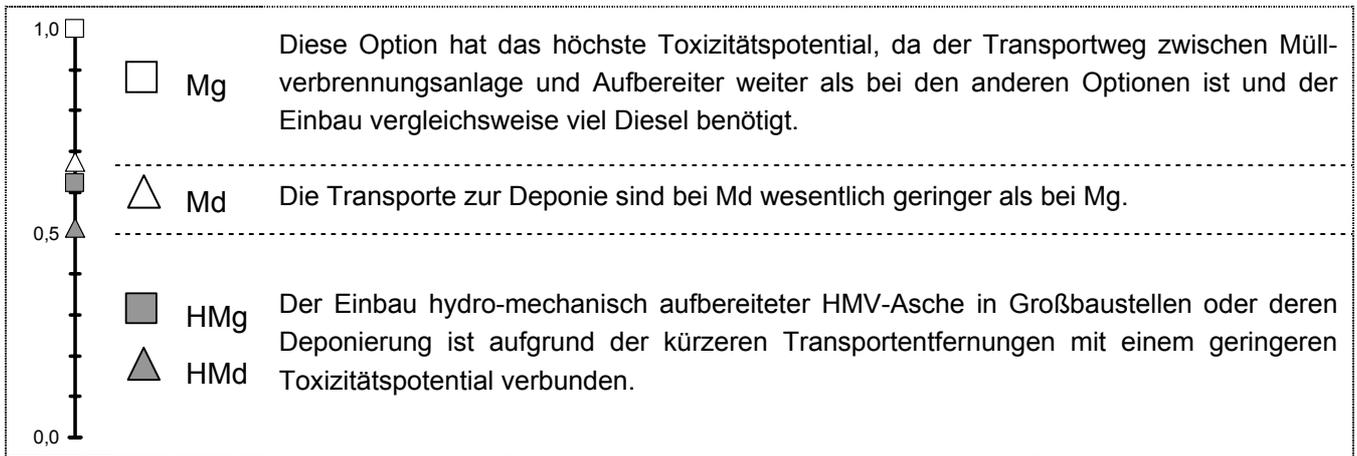


Abbildung 29: Toxizitätspotential in normierter Form

4.4.7 Risikopotential der Optionen

Anhand des Risikopotentials werden weitere Umweltbelastungen, die nicht durch andere Kategorien der Ökoeffizienz-Analyse bilanziert sind, berücksichtigt. Die möglichen Belastungen können die menschliche Gesundheit, bestimmte Ökosysteme oder die Umwelt im Allgemeinen betreffen. Das Risikopotential wird über gewichtete Bewertungspunkte ermittelt.

Im Rahmen der vorliegenden Studie werden folgende Punkte berücksichtigt:

- **Belastung durch Änderung des Status Quo (Gewichtung 15%):** Durch eventuelle Umgestaltungen (z. B. TASI) werden Investitionen und damit einhergehende Umweltbelastungen ausgelöst.
- **Abnahmeunsicherheit (30%):** Hier wird die zukünftige Abnahmesicherheit für HMV-Asche bewertet, da durch eine instabile Abnahmesituation und etwaige Investitionen etc. die Umwelt belastet werden könnte.
- **Langfristiges Gefahrenpotential (40%):** Durch die Entsorgung von HMV-Asche und deren Ablagerung entstehen langfristige Gefahren für die Umwelt, die in der Ökoeffizienz-Analyse anderweitig nicht erfasst werden.
- **Belastung durch Straßenverkehr (15%):** Der Straßenverkehr stellt eine Gesundheitsgefahr für den Menschen dar (Abgase, Unfälle, etc.). Hier spielen vor allem die Transportentfernungen eine Rolle.

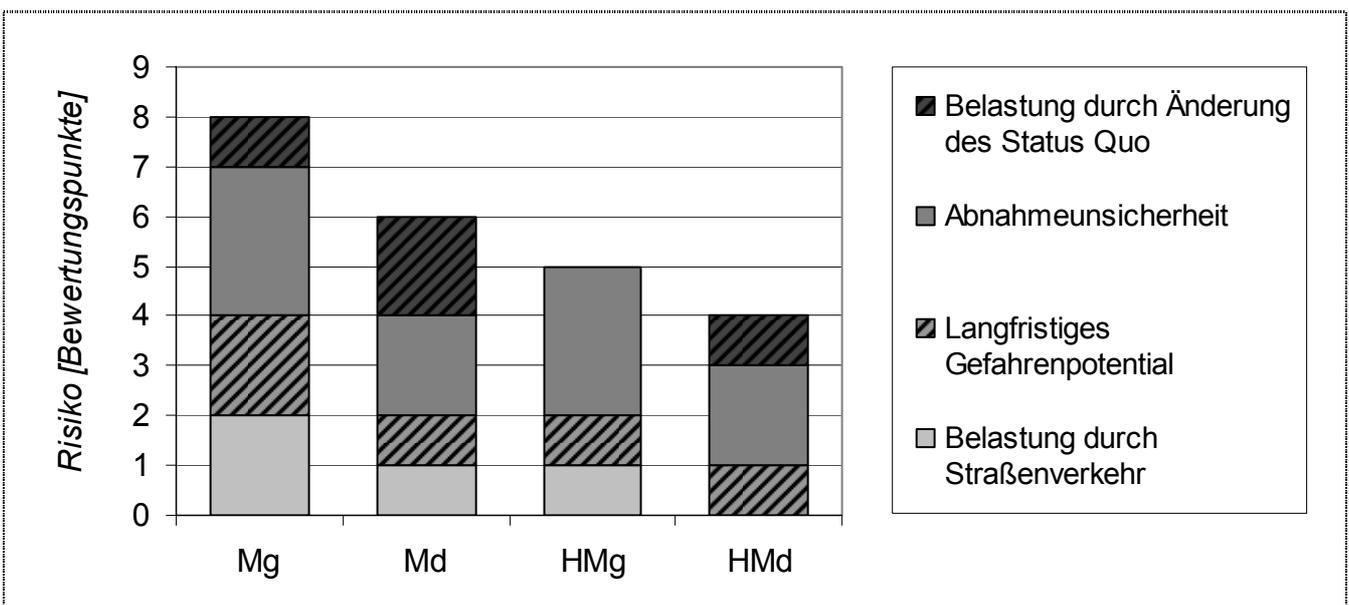


Abbildung 33: Risikopotential der Optionen im Base Case

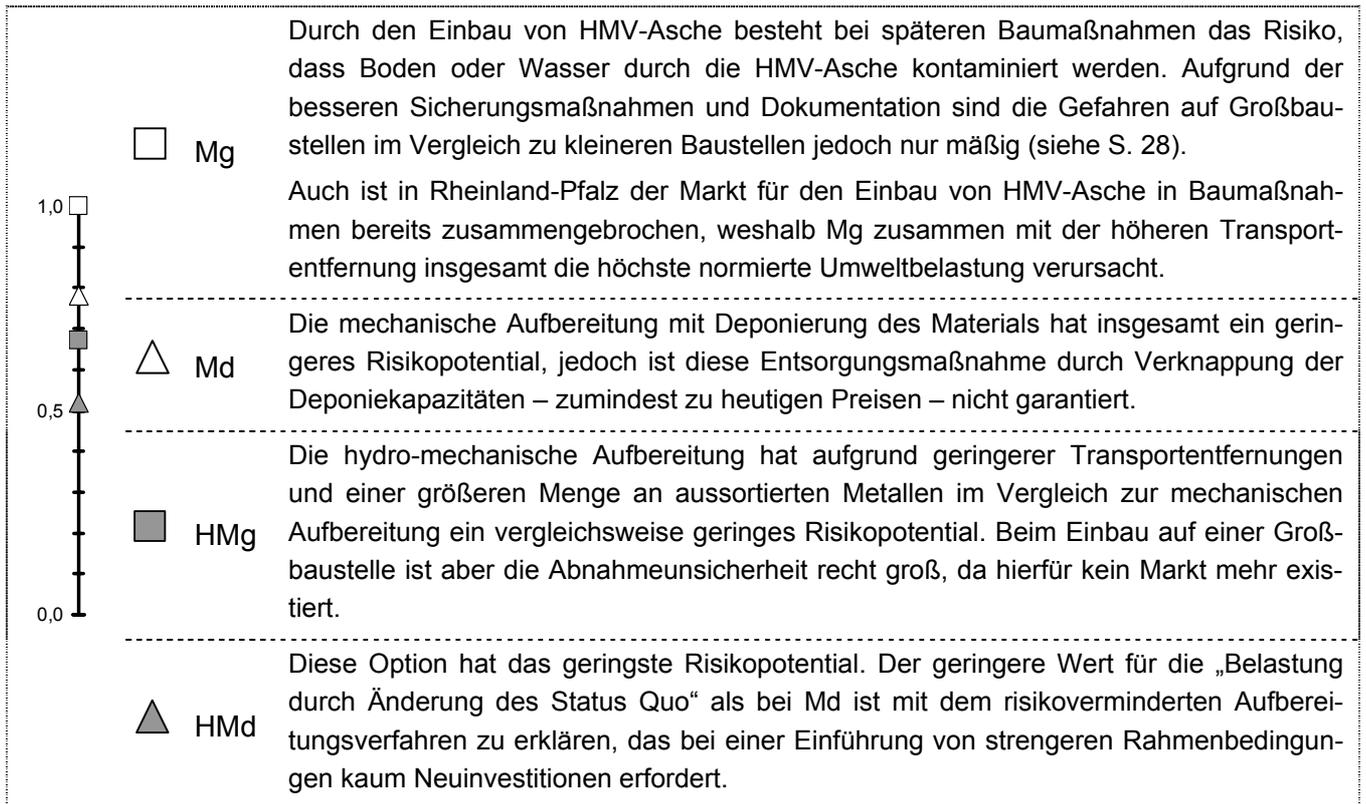


Abbildung 34: Risikopotential in normierter Form

4.5 Hinweis zu den Daten

Die in der Ökoeffizienz-Analyse verwendeten Daten stammen aus der Fachliteratur, von den beteiligten Unternehmen, aus einer Ökobilanz-Datenbank bei der BASF und aus Gesprächen mit Fachleuten der jeweiligen Fachgebiete. Fehlende Daten wurden durch Befragungen, Abschätzungen, Plausibilitätsannahmen und Analogieschlüssen überbrückt. In Tabelle 10 ist die Datengüte detailliert aufgeführt. Durch die Aufstellung der Szenarien im nächsten Kapitel kann der Einfluss einzelner Daten auf das Endergebnis überprüft und abgesichert werden.

Bezug	Dimension	Herkunft	Jahr	Qualität	Gültigkeit
Müllverbrennungsanlagen	Ökologie	Betreiberangaben	2004	Sehr hoch	Anlage
		Literaturangaben	1996–2005	Sehr hoch	Deutschland
	Ökonomie	Betreiberangaben	2004	Hoch	Anlage
Aufbereitung	Ökologie	Betreiberangaben	2005	Sehr hoch	Anlage
		Literaturangaben	1996–2005	Sehr hoch	Deutschland
	Ökonomie	Betreiberangaben	2005	Mittel	Anlage
		Qualifizierte Schätzung	2005	Mittel	Anlage
Entsorgung	Ökologie	Betreiberangaben	2005	Hoch	Anlage
		Literaturangaben	1996–2005	Sehr hoch	Deutschland
	Ökonomie	Betreiberangaben	2005	Mittel	Anlage
Toxizitätspotential	Ökologie	Methode	2005	Hoch	Global
		Abschätzung	2005	Hoch	Entsorgungsoptionen
Risikopotential	Ökologie	Methode	2005	Hoch	Global
		Abschätzung	2005	Mittel	Entsorgungsoptionen

Sehr hoch: aus erster Hand, z. B. Betriebsangaben (Messwerte)

Hoch: Studien und qualifizierte Literaturangaben

Mittel: qualifizierte Schätzwerte, z. B. Betriebsangaben (Schätzwerte), Expertenschätzungen

Tabelle 10: Datengüte zu ökobilanziellen Strömen und Kosten

5. Szenarien im Ökoeffizienz-Portfolio

Der Base Case bildet den Ausgangspunkt für die Modellierung; Auswirkungen von Änderungen bei der Aufbereitung und Entsorgung der HMV-Asche werden mit Szenarien untersucht:

- Die ersten Szenarien stellen die **Variationen auf Grundlage des Base Case** dar. Darin wird vorwiegend der Beitrag einzelner Bewertungspunkte (Entfernung, Gutschriften, Toxizitäts- / Risikopotential) dargestellt.
- In einem weiteren Schritt soll mit der Frage „**Einbau oder Deponierung**“ geklärt werden, wie ein möglicher Schadstoffeintrag methodisch zu erfassen ist. Außerdem wird geprüft, wie sich die Wertung des Abfalls in speziellen Fällen der Deponierung oder des Einbaus auswirken würde.
- Der dritte Schritt stellt eine **alternative Berechnung der Bodenemissionen** vor, um methodische Ansätze für eine Weiterentwicklung darzustellen. Dies ist notwendig, da die Höhe der Bodenemissionen und v. a. die Zuordnung der Großbaustellen- und Deponierungsoption das Ergebnis im Ökoeffizienz-Portfolio sehr wesentlich bestimmt. Schließlich wird eine interessante Alternative – die starke Abreinerung der HMV-Asche bis auf Z1.1-Werte nach LAGA-Boden – vorgestellt.

Die Szenarien untersuchen und diskutieren bevorzugt Grenzfälle, wann die Bewertung zwischen den Optionen „umspringt“. Allerdings sind Abstände zwischen den Punkten tolerant zu interpretieren, da die Ökoeffizienz-Analyse und die erstellten Szenarien Ergebnisse auf Grundlage von Abschätzungen, Annahmen und ausgewählten Rechenparametern darstellen.

Im Ablauf der Szenarien werden die Fragen behandelt, wie valide die Ergebnisse. Außerdem wird untersucht, unter welchen Bedingungen und Annahmen sichere Aussagen zu treffen sind. Auf dieser Grundlage fasst das nachfolgende Kapitel 6 die Ergebnisse zusammen und leitet Handlungsempfehlungen ab.

Variation der Bilanzierungsparameter des Base Case:

- Szenario „Mechanische Aufbereitung II“ (ab S. 54)
- Szenario „Einbringen auf Baustellen“ (ab S. 55)
- Szenario „Transportentfernungen“ (ab S. 56)
- Szenarien „Bedeutung der Gutschriften“ (ab S. 58)
 - Varianten „Aussortierte Menge Metall“ (ab S. 58)
 - Varianten „Substituierung von Naturmaterial“ (ab S. 59)
- Szenario „Kosteneinsparung durch Einbau auf Großbaustellen“ (ab S. 60)
- Szenario „Ökobilanz ohne Risiko- und Toxizitätspotential“ (ab S. 61)

Überprüfung „Einbau oder Deponierung“:

- Szenario „Zusätzliche Berücksichtigung von Wasseremissionen“ (ab S. 62)
- Szenarien „Sonderfälle einer Deponierung“ (ab S. 64)
 - Varianten „Verwendung auf einer Deponie“ (ab S. 65)
 - Varianten „Direkte Beseitigung der HMV-Asche auf einer Deponie“ (ab S. 66)

Alternative Berechnung der Bodenemissionen:

- Szenarien „Einordnung der Bodenemissionen“ (ab S. 67)
 - Varianten „Abweichende Bewertung der Bodenemissionen“ (ab S. 67)
 - Varianten „Alternative Berechnung der Abfallrelevanz“ (ab S. 68)
- Szenario „Punktbewertungsmodell“ (ab S. 70)

- Szenario „Teilberechnung der Bodenemissionen“ (ab S. 71)
- Szenarien „Einhaltung der Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden“ (ab S. 73)
 - Varianten auf Grundlage des Base Case (ab S. 75)
 - Varianten auf Grundlage des Punktbewertungsmodells (ab S. 76)
 - Schlussfolgerungen für die Abreinigung auf Z 1.1 (ab S. 78)

5.1 Szenario „Mechanische Aufbereitung II“

Im Base Case wird von den beiden mechanischen Aufbereitungsverfahren aus Gründen der Übersichtlichkeit bisher nur die Option mit der höheren Ökoeffizienz berücksichtigt. In diesem Szenario werden die im Base Case betrachteten mechanischen Optionen (Mb und Mg) durch die Optionen M IIg und M II d ergänzt, um den Abstand zwischen den beiden mechanischen Verfahren aufzuzeigen.

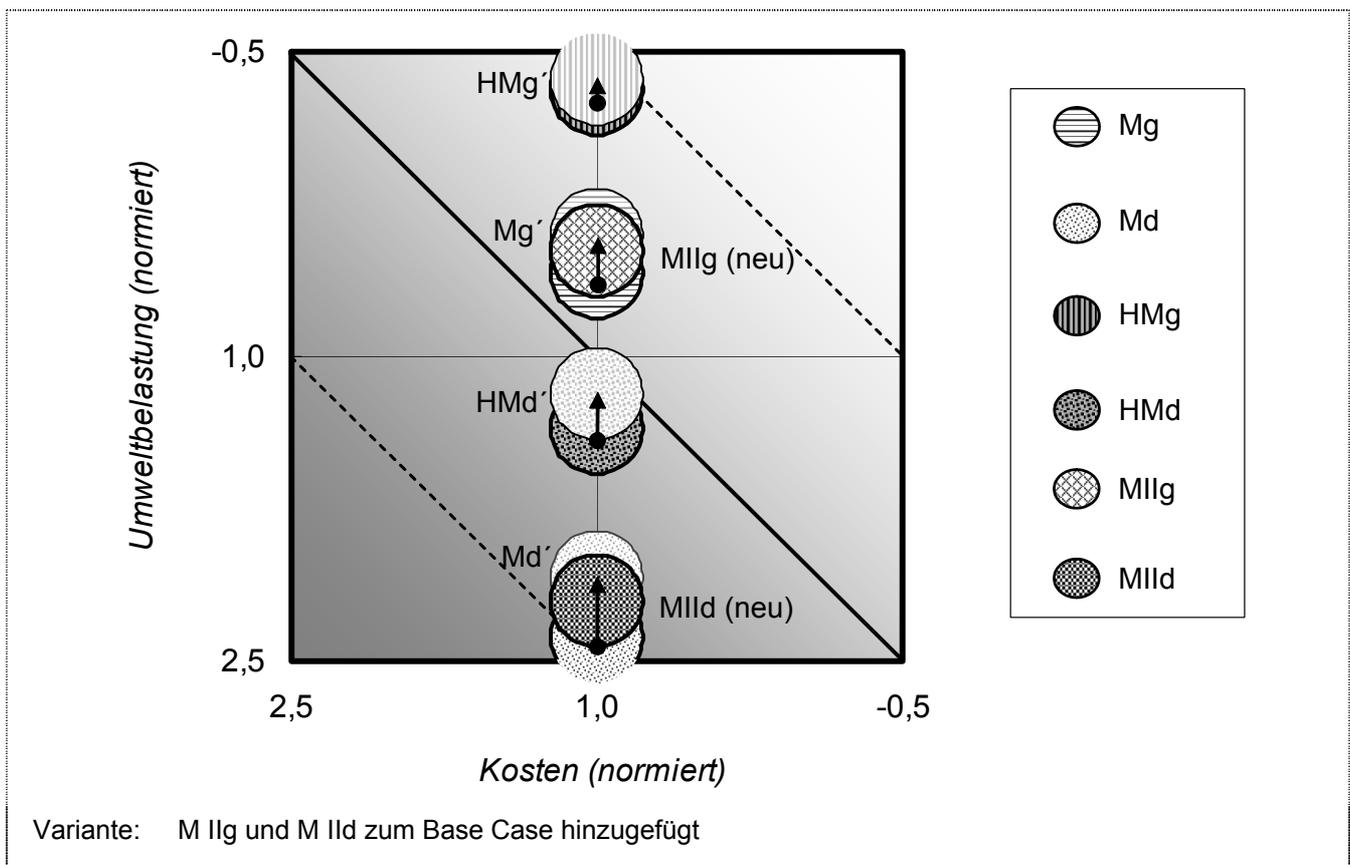


Abbildung 35: Ökoeffizienz-Portfolio mit Varianten zur Mechanischen Aufbereitung II

Die Aufbereitung mit dem mechanischen Verfahren M II ist – v. a. wegen der geringeren Aussortierquote – etwas weniger ökoeffizient als die ansonsten betrachteten Aufbereitungsoptionen: Mg verschiebt sich leicht nach oben, M IIg knapp unter M Ig. Die Kosten sind bei den M II-Varianten zwar geringfügig niedriger, jedoch belastet das Aufbereitungsverfahren die Umwelt auch etwas stärker.

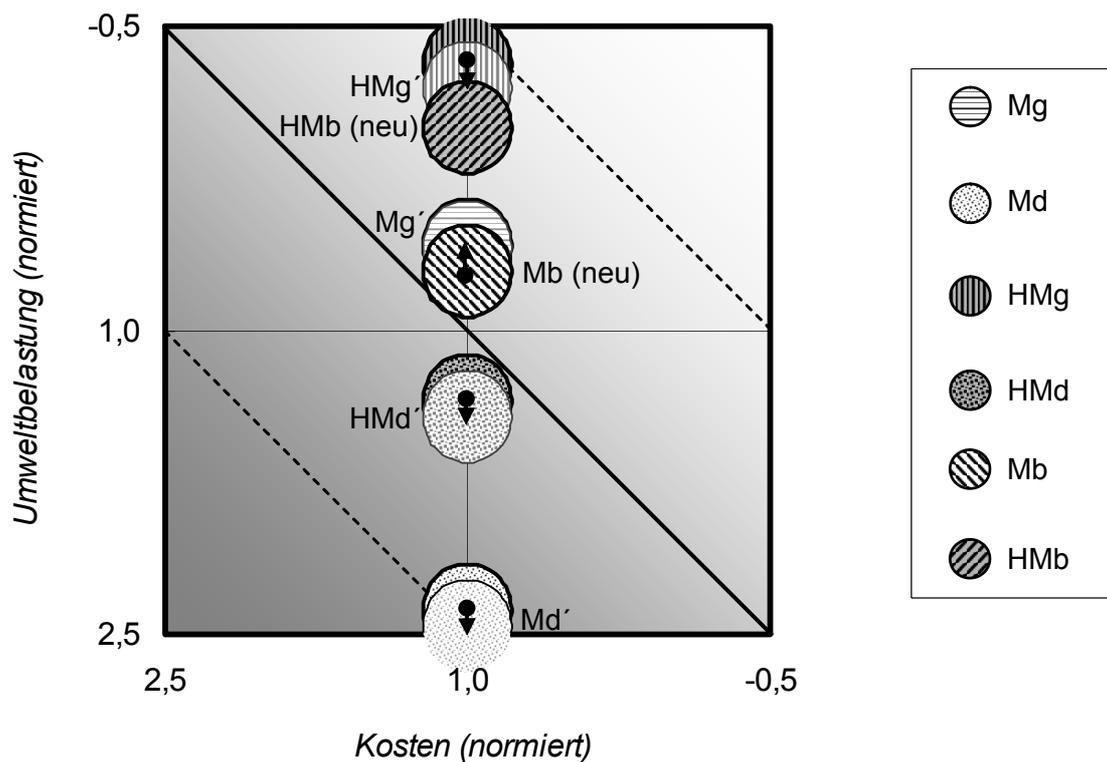
Die Gründe für die Unterschiede des Szenarios zum Base Case liegen v. a. in der geringeren Menge an aussortierten Metallen bei M II; die Differenzen ändern das Ergebnis aber nur geringfügig. Ansonsten sind sich die beiden Aufbereitungsoptionen M I und M II echt ähnlich, so dass keine klare Empfehlung für oder gegen eine dieser Verfahren ausgesprochen werden kann. Weiterhin gilt, dass die hydro-mechanische Aufbereitung eine höhere Ökoeffizienz als die mechanische hat und daher als Alternative zu empfehlen ist.

5.2 Szenario „Einbringen auf Baustellen“

Im Base Case wird davon ausgegangen, das aufbereitete Material entweder auf Großbaustellen oder auf Deponien zu verbringen. Statt einer Großbaustelle, deren relativ hohe Ökoeffizienz bereits aufgezeigt wurde, sollen in diesem Szenario auch kleinere Baustellen berücksichtigt werden.

Für dieses Szenario wird ein verändertes Risikopotential (höchste Wertung des langfristigen Risikopotentials – 5 Punkte) bei Mb und HMb zugrunde gelegt, da durch einen dezentralen Einbau geringer Mengen von HMV-Asche ein größeres Risiko bei späteren Baumaßnahmen besteht, dass Boden oder Wasser dort mit HMV-Asche kontaminiert werden. Bei Großbaustellen dürfte diese Gefahr aufgrund der besseren Sicherungsmaßnahmen und Dokumentation geringer sein, weshalb hier wie im Base Case nur 2 Punkte (Mg) bzw. 1 Punkt (HMg) vergeben werden (siehe S. 49f.).

Auch besteht in diesem Szenario bei kleineren Baustellen ein doppelt so hoher Flächenbedarf wie bei Großbaustellen, da die anzunehmende Einbauhöhe nur halb so hoch ist. Außerdem ist der zu erzielende Marktwert des aufbereiteten Materials für kleinere Baustellen niedriger als bei Großbaustellen, da der Aufwand bei kleinteiligen, dezentralen Entsorgungsfällen vergleichsweise höher ist als bei großen Baumaßnahmen.



Variante: Mb und HMb zum Base Case hinzugefügt

Abbildung 36: Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zum Einbringen der aufbereiteten HMV-Asche auf Baustellen

Der Einbau des aufbereiteten Materials auf kleineren Baustellen hat gegenüber Großbaustellen etwas schlechtere ökologische Werte als im Base Case. Der Einbau von hydro-mechanisch aufbereiteten HMV-Aschen in Großbaustellen weist auch hier eine höhere Ökoeffizienz, v. a. eine geringere Umweltbelastung auf als andere Optionen. Das „Absinken“ von HMg resultiert rechnerisch aus der neuen Zusammenstellung der Optionen um den Durchschnittswert 1,0.

Obwohl die Baustelle in diesem Szenario als eine interessante Alternative erscheint, sind die Ergebnisse dennoch kritisch zu hinterfragen: Weitere Aspekte wie gesetzliche und bauliche Auflagen oder die Auswirkungen von Kontaminationen (siehe ab S. 62) sind zu berücksichtigen, bevor kleinere Baustellen eine ernsthafte Alternative sein können. Daher wird empfohlen, den möglichen Einbau des Materials zunächst auf Großbaustellen zu beschränken.

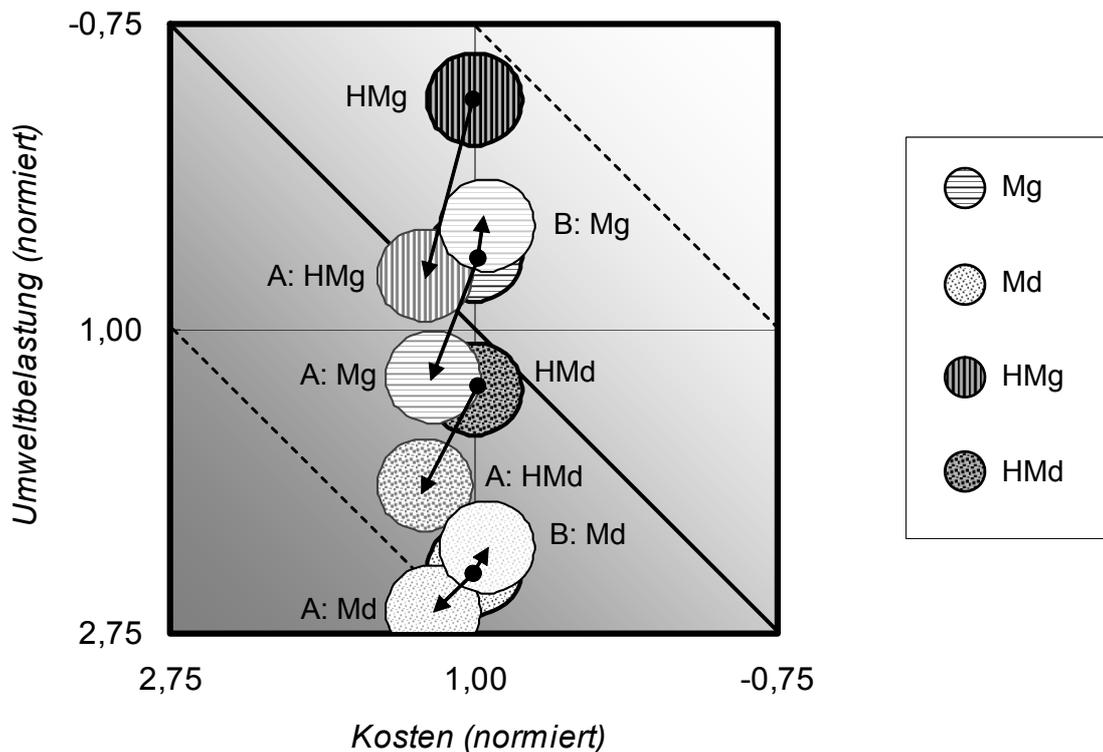
5.3 Szenario „Transportentfernungen“

Die Transportentfernungen haben einen in der vorliegenden Studie großen Einfluss auf das Ergebnis im Ökoeffizienz-Portfolio. Daher betrachtet dieses Szenario sowohl die ökologischen Auswirkungen höherer Transportentfernungen als auch die ökonomischen Effekte. Es wird der EU-Durchschnittspreis von 0,84 Euro für jeden zusätzlichen oder eingesparten km angenommen [18: 3]. Das Risikopotential wird hier aus Gründen der Vereinfachung nicht variiert, sondern nur der Dieserverbrauch und die Transportkosten¹¹.

Die Optionen wurden in diesem Szenario einzeln variiert¹²: Es verändern sich nur die Transportentfernung der jeweiligen Option in einem einzigen Transportvorgang, während die Werte der anderen Optionen und die Rechenfaktoren konstant beim Base Case gehalten werden. Damit wird untersucht, wie ökoeffizient einzelne Optionen bei einer im Einzelfall abweichenden Transportentfernung zwischen Müllverbrennungsanlage und Aufbereiter in Höhe von 300 km bzw. 0 km ist (die Rückfahrt ist jeweils leer).

¹¹ Das Risikopotential würde die Variante A ohnehin nur noch gering verschlechtern, da die Teilbewertung mit lediglich 15 % in die Berechnung des gesamten Risikopotentials eingeht, das wiederum nur mit 10 % in die gesamte Umweltbelastung eingerechnet wird (effektiv 1,5 %, siehe S. 35). Das Toxizitätspotential trägt hingegen indirekt über den Dieserverbrauch stärker zum Ergebnis des Szenarios bei.

¹² Die Optionen wurden nicht alle gleichzeitig variiert, da dies als recht fiktiver Fall (alle Transportwege grundsätzlich sehr weit) nur die hypothetische Veränderung des Rechenfaktors darstellen würde; das neue Ökoeffizienz-Portfolio würde sich hierbei kaum vom Base Case unterscheiden, da bereits im Base Case die Transportentfernung aller Optionen etwa gleich hoch sind und sich hier keine zusätzliche Differenzierung der Optionen ergibt.



Variante A: 300 km von der Müllverbrennungsanlage zum Aufbereiter
 (Mg und Md 240 km zusätzlich, HMg und HMd 295 km zusätzlich)
 Variante B: 0 km von der Müllverbrennungsanlage zum Aufbereiter (statt 60 km)

Abbildung 37: Ökoeffizienz-Portfolio mit Varianten zu höheren und niedrigeren Transportentfernungen

Die Option HMg wird bei der höheren Transportentfernung weniger ökoeffizient als Mg im Base Case und rückt fast an die gleiche Ökoeffizienz von HMd im Base Case heran (liegt auf einer gedachten Diagonale). Die höhere Umweltbelastung ist hierbei bedeutender als die zusätzliche Kostenbelastung. Eine höhere Transportentfernung verschlechtert auch die Ökoeffizienz der anderen Optionen. Allerdings sinkt der Abstand vom Base Case bei zunehmender Umweltbelastung, da die zusätzliche Umweltbelastung durch eine höhere Transportentfernung bezogen auf die gesamte Umweltbelastung der Option abnimmt.

Für die Darstellung der Auswirkungen einer verringerten Transportentfernung auf 0 km zwischen Müllverbrennungsanlage und Aufbereiter werden nur Mg und Md dargestellt, da die Entfernungen bei den hydro-mechanischen Optionen (ca. 8 km) bereits recht gering sind. Die mechanischen Optionen werden bei sehr kurzen Transportwegen etwas ökoeffizienter, ohne aber das Ergebnis gegenüber dem Base Case wesentlich zu verändern.

Der große Einfluss der Transportentfernungen auf das Ergebnis im Ökoeffizienz-Portfolio wird in diesem Szenario deutlich, so dass von weiten Transportwegen der HMV-Asche abzuraten ist. Dabei spielt es keine Rolle, wo die Transportentfernungen vergrößert werden, ob von der Müllverbrennungsanlage zum Aufbereiter oder vom Aufbereiter zur Entsorgungsstelle: Die Verbrennung, Aufbereitung und Beseitigung sollte stets in der näheren Umgebung erfolgen. Außerdem können die Deponierungsoptionen – selbst bei sehr kurzen Wegen zur Deponie oder bei ungleich längeren Wegen der Baustellen-Optionen – die ansonsten relativ hohe Umweltbelastung nicht ausgleichen.

Massentransporte mit dem Schiff können eine Alternative sein, da die Umweltbelastung beim Schiffstransport deutlich geringer ist. So beträgt der Energieverbrauch nur ca. 1 / 10 des Primärenergieverbrauchs eines LKW-Transportes. Demnach würde ein Schiffstransport zu weiter gelegenen Aufbereitern die Ökoeffizienz kaum verschlechtern. Diese Möglichkeit ist wegen der vielfachen Umladevorgänge, der Schiffsanbindung von Müllverbrennungsanlage und Aufbereiter sowie wegen der grenzüberschreitenden Abfallverbringung jedoch nur begrenzt verfügbar.

5.4 Szenarien „Bedeutung der Gutschriften“

Die beiden nachfolgenden Varianten stellen die Bedeutung der Gutschriften heraus:

- Die aussortierten Metalle bestimmen wesentlich die Distanz zwischen hydromechanischer und mechanischer Aufbereitung.
- Die auf Großbaustellen ersetzten Naturmaterialien tragen zur relativ hohen Ökoeffizienz von HMg und Mg bei.

a. Varianten „Aussortierte Menge Metall“

In Abbildung 38 wird die aussortierte Menge Metall bei HMg und HMd auf den Wert von Mg bzw. Md herunter gesetzt; die hydromechanische Aufbereitung hat hier die gleiche Aussortierquote wie das mechanische Verfahren¹³. Die Aufwendungen für die Aufbereitung der HMV-Asche sowie die Bodenemissionen und die Menge substituierten Naturmaterials bleiben im Szenario konstant. Der Aufbereiter schlägt die dann fehlende Vergütung (40,- Euro / t für FE- und 550,- Euro / t für NE-Metalle¹⁴) voll auf den Preis für die Müllverbrennungsanlage auf; hier wird der Preis für NE-Metalle zugrundegelegt. Eine mögliche Einschränkung der Einbaufähigkeit aufgrund der noch enthaltenen Metalle bleibt unberücksichtigt.

¹³ Für NE-Metalle existiert kein Berechnungsmodul, weshalb für die Umweltbelastung das Modul für Stahlschrott herangezogen wird.

¹⁴ Der Marktpreis für NE- und FE-Schrott kann stark schwanken. Es werden die Preise mit Stand Juni 2005 zugrunde gelegt.

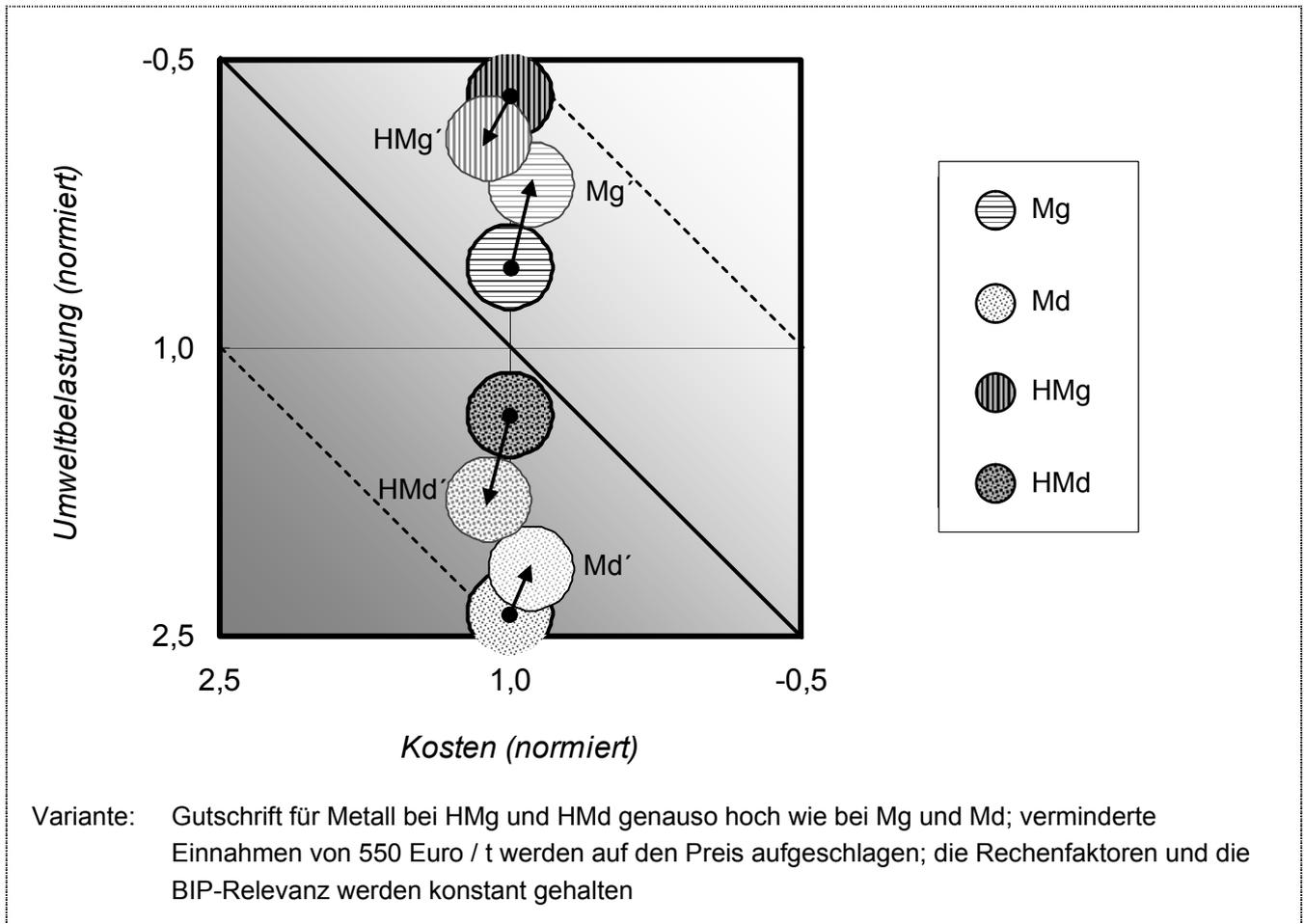


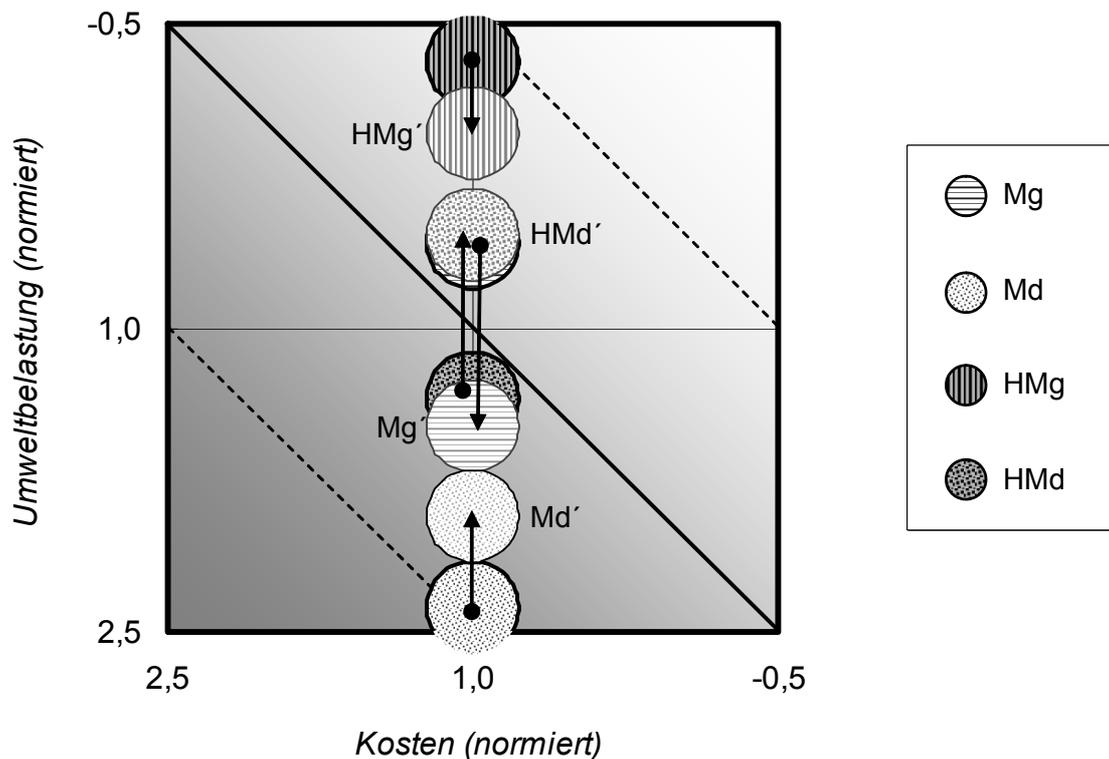
Abbildung 38: Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zum aussortierten Metall

Die Ökoeffizienz der rein mechanischen Optionen Mg und Md entspricht dem Wert der hydro-mechanischen Optionen HMg bzw. HMd, wenn beide Aufbereitungsverfahren die gleiche Aussortierquote für Metall aufweisen. Dabei spielt keine Rolle, wie niedrig die Quote ist; bei einer Quote von 0 % für alle Optionen (keine Gutschriften gerechnet) ist das Ergebnis wie in der abgebildeten Variante. Damit ist der hohe Einfluss der Metallaussortierung für die unterschiedliche Bewertung der Aufbereitungsverfahren deutlich zu erkennen.

Aus Sicht der Ökoeffizienz-Analyse ist der Kostenaspekt weniger bedeutend als der Umweltaspekt. Mit den niedrigeren Schrottpreisen von FE-Metallen wären die Kosteneffekte kaum spürbar; hiernach stellt die Berechnung mit der Vergütung für NE-Metalle den bestmöglichen Fall dar. Unabhängig von dieser Betrachtung würde die fehlende Vergütung von FE- oder NE-Metallen vermutlich einen sehr wesentlichen betriebswirtschaftlichen Nachteil bedeuten.

b. Varianten „Substituierung von Naturmaterial“

Die Naturmaterialien bestimmen teilweise die Distanz zwischen den Großbaustellen- und den Deponierungs-Optionen im Ökoeffizienz-Portfolio. Abbildung 39 zeigt für die Umweltdimension auf, wie stark sich die Ergebnisse bei fehlender Berücksichtigung des Naturmaterials – als Splitt gerechnet – gegenüber dem Base Case ändern würden. Die ökonomischen Nachteile würden – umgekehrt zum nachfolgenden Szenario „Kosteneinsparung durch Einbau auf Großbaustellen“ – die Ökoeffizienz von HMg und Mg verschlechtern.



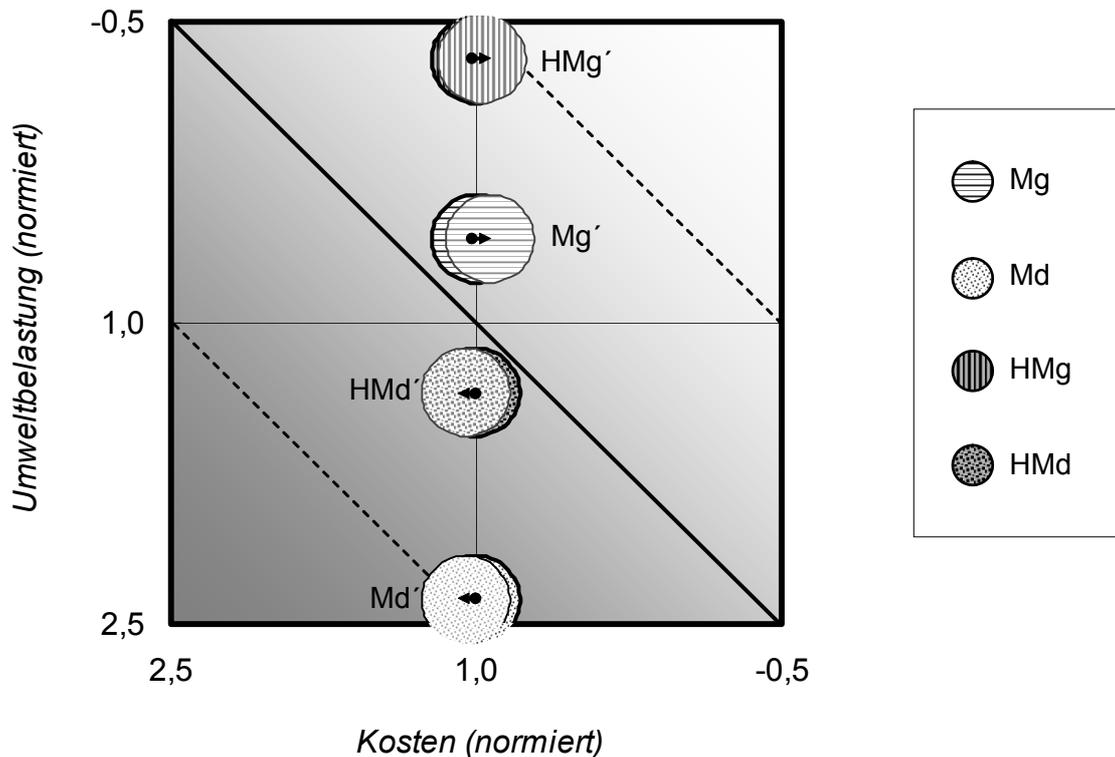
Variante: Bei Mg und HMg kein Naturmaterial ersetzt

Abbildung 39: Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zum Naturmaterial

Ohne Anrechnung der substituierten Naturmaterialien sinkt der Unterschied zwischen den Großbaustellen- und den Deponierungs-Optionen recht stark, da mit der fehlenden Gutschrift sowohl Ressourcen- und Energieverbrauch als auch die Emissionen steigen: Die Deponierung hydro-mechanisch aufbereiteter HMV-Asche rückt an HMg heran und ist wesentlich ökoeffizienter als Mg. Der Vorteil der hydro-mechanischen gegenüber der mechanischen Aufbereitung ist hier sehr stark ausgeprägt.

5.5 Szenario „Kosteneinsparung durch Einbau auf Großbaustellen“

Bisher wird davon ausgegangen, dass die Vergütung der Müllverbrennungsanlagen an die Aufbereiter bei allen Optionen gleich hoch ist. Dies gilt primär für die Aufbereitung mit anschließender Deponierung. Beim Einbau der aufbereiteten HMV-Asche in Großbaustellen müsste der Aufbereiter aber wesentlich weniger Geld zahlen als bei einer Deponierung. Es könnte in manchen Fällen sogar eine Vergütung geben, da Naturmaterial eingespart wird. Unter der Annahme, dass die Einsparung voll weitergegeben und damit die Vergütung für die Erfüllung des Kundennutzens gesenkt würde, ergibt sich das nachfolgende Ökoeffizienz-Portfolio.



Variante: Niedrigere Entsorgungskosten für den Einbau auf Großbaustellen in voller Höhe an die Müllverbrennungsanlage weitergegeben

Abbildung 40: Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zu Entsorgungskosten

Da die ökonomischen Auswirkungen – im Vergleich mit den bewerteten Umwelteinwirkungen – auf das Gesamtergebnis gering sind, spiegelt sich die Spanne der normierten Kosten nur unterproportional im Ökoeffizienz-Portfolio wider: Alle Optionen liegen weiterhin nahe an der mittleren Kostenachse¹⁵. Für die Großbaustellen-Optionen (HMg, Mg) ist hier nur eine leichte Verbesserung zu beobachten, die bei geringeren Preissenkungen noch kleiner ausfallen dürften.

Bei kleineren Baustellen wären die ökonomischen Effekte noch geringer, da die Kosteneinsparung dort nicht so hoch ist wie bei Großbaustellen.

5.6 Szenario „Ökobilanz ohne Risiko- und Toxizitätspotential“

Die normierten Ergebnisse des Toxizitäts- und des Risikopotentials gehen bisher mit einem konstanten Rechenfaktor von 20 % bzw. 10 % in die gesamte Umweltbelastung ein. Die vier Kategorien Emissionen, Energie-, Rohstoff- und Flächenbedarf werden hingegen mit variablen Relevanz- und Rechenfaktoren in die Berechnung einbezogen; überdies entsprechen diese vier Kategorien eher einer klassischen Ökobilanzierung, die üblicherweise kein Risiko- und Toxizitätspotential ausweist.

Die Verminderung des Rechenfaktors des Toxizitätspotentials bildet außerdem die Vermutung ab, die Gefährdung der Menschen in der vorliegenden Studie sei nicht so hoch wie in anderen

¹⁵ Es ist anzunehmen, dass dies charakteristisch für die meisten mineralischen Sonderabfälle ist. Sie bedeuten eine gewisse Umweltbelastung, aber nur eine relativ geringe Kostenbelastung.

Kundennutzen – besonders der Chemischen Industrie. Ebenso ist die Relevanz der vier betrachteten Risikokategorien, die große Spielräume zur Bewertung zulassen, pauschal angenommen.

Abbildung 41 bildet den Base Case ohne Toxizitäts- (Variante A) und zusätzlich ohne Risikopotential (Variante B) ab.

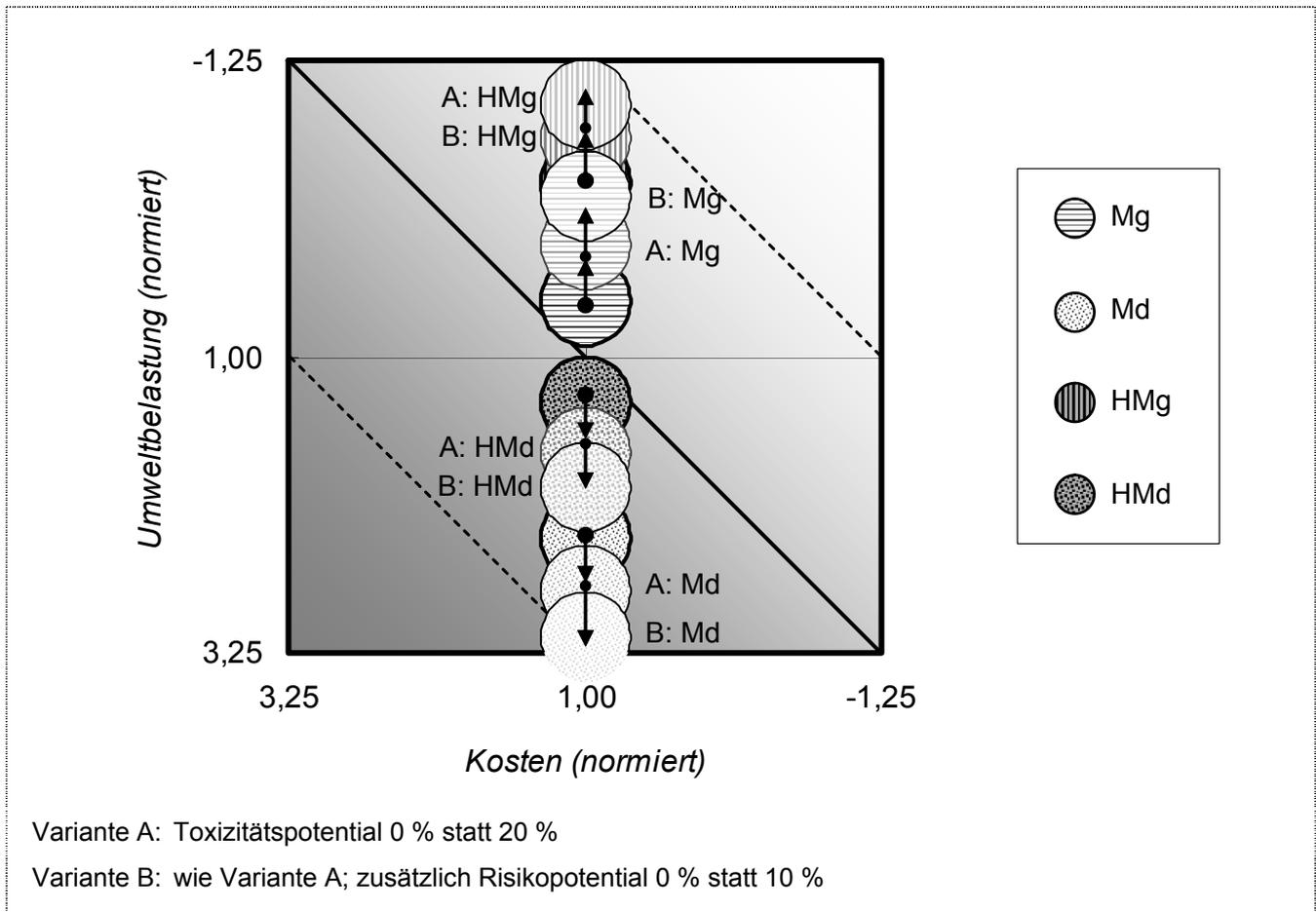


Abbildung 41: Ökoeffizienz-Portfolio mit Varianten ohne Toxizitäts- und Risikopotential

Durch die enger gefasste Berechnung der gesamten Umweltbelastung hängen die Ergebnisse im Ökoeffizienz-Portfolio stärker von den übrigen Kategorien einer klassischen Ökobilanz, v. a. den Bodenemissionen und den gutgeschriebenen Emissionen, ab. Da die Differenzen zwischen den normierten Ergebnissen der vier klassischen Kategorien erheblich größer sind als beim Toxizitäts- und Risikopotential (siehe den ökologischen Fingerprint auf S. 36), ändert sich das Gesamtergebnis: Wird das Toxizitätspotential wie in Variante A ausgelassen, so bewegen sich die Großbaustellen-Optionen weiter nach oben und die Deponierungs-Optionen weiter nach unten. Die Umweltbelastung des Einbaus auf Großbaustellen ist ohne Berücksichtigung des Toxizitätspotentials also nochmals geringer als eine Deponierung.

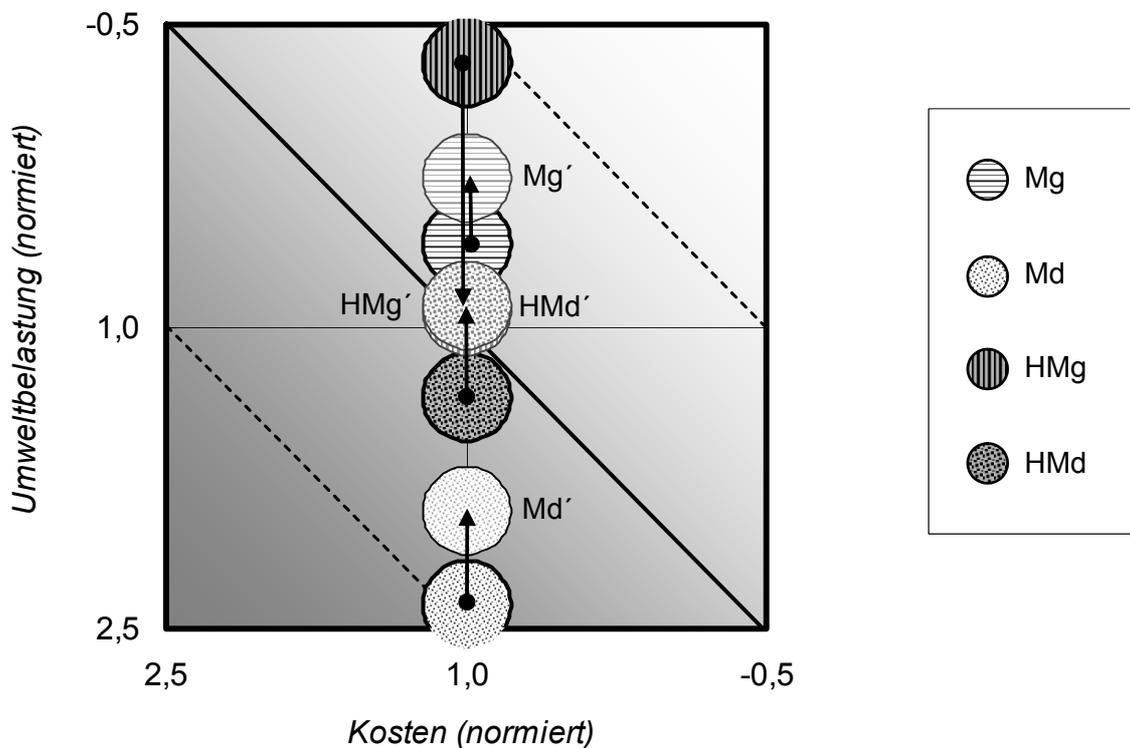
Wird zusätzlich das Risikopotential weggelassen (Variante B), so verstärkt sich das Ergebnis nochmals; die Optionen HMg und Mg sind dann noch ökoeffizienter als die Deponierungsoptionen.

5.7 Szenario „Zusätzliche Berücksichtigung von Wasseremissionen“

Die bisherigen Szenarien haben Situationen abgebildet, bei denen die HMV-Asche sachgemäß, ohne Komplikationen und ohne übermäßige Kontamination der Umwelt eingebaut wird. Daher behandelt dieses Szenario, wie sich erhöhte Umweltbelastungen durch HMV-Asche – etwa

aufgrund von unsachgemäßem Einbau – auswirken. So können auf Großbaustellen v. a. durch eine unsachgemäße Abdichtung der HMV-Asche gegenüber Wasser (z. B. Regen oder Grundwasser) vermehrt Schwermetalle in das Grundwasser gelangen; eine Deponie ist aufgrund der Basisabdichtung hingegen besonders gesichert.

Da hier von vereinzelt und nicht von systematischen Umweltbelastungen auszugehen ist, werden die Optionen HMg und Mg jeweils für einen Vorfall individuell variiert. Das heißt, dass gegenüber dem Base Case jeweils nur eine dieser beiden Optionen modifiziert wird; aus Gründen der Darstellbarkeit ist in Abbildung 42 nur die Veränderung von HMg im Break-Even-Fall dargestellt: Es wird nicht betrachtet, wie viele Schwermetallemissionen tatsächlich auftreten können, sondern ab welcher regelmäßigen Emissionsmenge die Großbaustellen-Optionen lediglich der Ökoeffizienz der jeweiligen Deponierungsvarianten entsprechen. Bei Emissionen über dem Schwellenwert sind Mg und HMg dementsprechend weniger ökoeffizient als Md bzw. HMd.



Variante: Schwermetallemissionen 200.000 mg pro t HMV-Asche bei HMg

Abbildung 42: Ökoeffizienz-Portfolio mit Varianten zur Umweltbelastung durch erhöhte Schwermetallemissionen¹⁶

Die Lage der Punkte zueinander im Ökoeffizienz-Portfolio ändert sich stark, da der Rechenfaktor für die Wasseremissionen von 4 % im Base Case auf 48% im Szenario steigt. Der Schwellenwert liegt bei einer Menge von etwa 200.000 mg / t (HMg) bzw. 250.000 mg / t (Mg, nicht dargestellt): Die Umweltbelastung nimmt bei den Baustellenoptionen zu und sinkt daher im Ökoeffizienz-Portfolio ab, während die Deponierungsoptionen im Portfolio steigen.

¹⁶ Die abweichende Skalierung des Ökoeffizienz-Portfolios folgt lediglich aus der Berechnung zur Gegenüberstellung der Option; negative Werte haben keine besondere Bedeutung.

Für den Base Case ist bei sachgemäßem Einbau aber eine wesentlich geringere Menge Schwermetallemissionen (2.000 mg / t) zu erwarten; selbst bei einem unsachgemäßem, offenen Einbau ist nur von einem 10-fach höheren Eintrag ins Wasser (20.000 mg / t) auszugehen¹⁷. Der mögliche Schadstoffeintrag bei sachgemäßem Einbau ist pauschal in den Bodenemissionen mit berücksichtigt, das Szenario „Teilberechnung der Bodenemissionen“ nimmt die Wasseremissionen – vorbehaltlich der unten aufgeführten Kritik – in einer methodischen Weiterentwicklung mit auf und stellt Auswirkungen auf das Ökoeffizienz-Portfolio dar.

Über die mögliche Belastung des Wassers hinaus ist auch die Kontamination des umgebenden (Natur-)materials zu bedenken: Durch die Auskofferung und mögliche Deponierung der HMV-Asche mitsamt zusätzlichem Material würde die Ökoeffizienz voraussichtlich niedriger liegen als die entsprechende Deponierungs-Option HMd oder Md, dann fallen erhöhte Bodenemissionen, Bedarf an Naturmaterial als Ersatz sowie Transporte und Kosten an.

Methodische Kritik:

Die Ökoeffizienz-Analyse legt die Einträge in Fließgewässer der Relevanzberechnung der Wasseremissionen zugrunde, wodurch eine gewisse methodische Schwäche in der Abschätzung der Umwelteinwirkung auf Grundwasser herrscht; Einträge in das Grundwasser sind viel kritischer zu betrachten als bei Fließgewässern. Daher sind die möglichen Schwermetall-Emissionen aus Großbaustellen mit der notwendigen Aufmerksamkeit zu berücksichtigen.

Gegen eine größere Gefährdung des Grundwassers spricht zum einen der 100fach höhere Schwellenwert als aus Expertensicht angenommen (insgesamt 2.000 mg / t über 30 Jahre, und zum anderen die Verteilung der hypothetischen Emissionen über 30 Jahre; es ist auch fraglich, welche Menge tatsächlich in das Grundwasser gerät.

Unabhängig von der methodischen Kritik ist aus dem Szenario zu schließen, dass bei den Baustellenoptionen ein nicht zu unterschätzendes Gefahrenpotential besteht. Ein sorgsamer, sachgemäßer Einbau ist unbedingt zu gewährleisten. Auch beim Rückbau der HMV-Asche ist auf die mögliche Problematik zu achten.

5.8 Szenarien „Sonderfälle einer Deponierung“

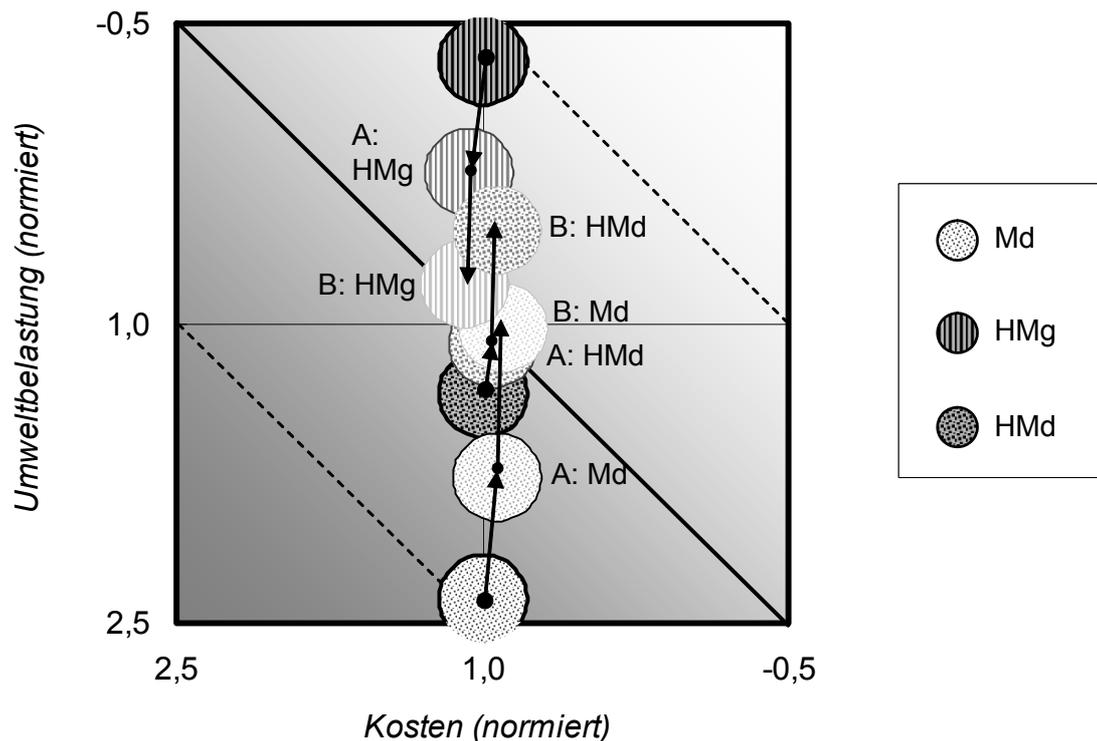
Der Verwendungszweck der aufbereiteten HMV-Asche auf einer Deponie oder in Baustellen entscheidet ganz wesentlich darüber, wie die Optionen in der Ökoeffizienz-Analyse bewertet werden. Bisher wurde davon ausgegangen, dass die aufbereitete HMV-Asche auf einer Deponie lediglich verwendungslos beseitigt wird, aber nicht die Möglichkeit, die HMV-Asche nutzbringend wie auf einer Baustelle zu verwenden.

- Die ersten Varianten „Verwendung auf einer Deponie“ untersuchen abweichend eine Option, die auch in der ersten Ökoeffizienz-Analyse zu wichtigen Erkenntnissen führte [13: 79ff.].
- Die Varianten „Direkte Beseitigung der HMV-Asche auf einer Deponie“ zeigen auf, ob eine Beseitigung ohne vorherige Aufbereitung aus Sicht der Ökoeffizienz-Analyse zu empfehlen ist.

¹⁷ Abschätzung und Auskunft des LUWG, Dr. Nonte auf Grundlage der entsprechenden LAGA-Werte (siehe auch ab S. 71).

a. Varianten „Verwendung auf einer Deponie“

Neben einer Entsorgung der HMV-Asche auf einer Deponie ist auch eine Verwertung der HMV-Asche, z. B. eine deponietechnische Verwendung im Deponiewegebau, möglich. Hierzu werden für die Optionen HMd und Md die Werte angepasst: Die Kosten einer deponietechnischen Verwendung sind geringer als die Kosten einer Beseitigung. Es werden nun dieselben Kosten wie bei der Ausgangsvariante Großbaustelle angenommen. Weiterhin wird die HMV-Asche nicht nur weniger stark gewichtet (erster Schritt), sondern auch als substituierender Baustoff (zweiter Schritt) angesetzt. Der Flächenbedarf ist wegen der geringeren Einbautiefe hier zwar größer, dieser geht jedoch kaum in das Gesamtergebnis ein (siehe S. 35). Durch eventuell niedrigere Entsorgungskosten (hier wie bei Großbaustellen angenommen); könnte der ökonomische Vorteil auch steigen.



Die Option Mg wird aus Gründen der Übersichtlichkeit hier nicht dargestellt

Variante A: Bei HMd und Md deponierte HMV-Asche mit Bodenemissionen wie bei Abraum, höherer Flächenbedarf, höhere Vergütung an Aufbereiter

Variante B: Wie Variante A, aber zusätzlich Substitution von Naturmaterialien bei HMd und Md

Abbildung 43: Ökoeffizienz-Portfolio mit Varianten zur Verwertung auf einer Deponie

Wie in Abbildung 43 ersichtlich, steigert die Verwertung der aufbereiteten HMV-Asche auf einer Deponie die Ökoeffizienz gegenüber den Baustellenoptionen erheblich. In der Variante B, die auch die Substitution von Deponiebaustoffen mit berücksichtigt, übersteigt HMd die ansonsten vorteilhafteste Option HMg. Die Vorteile der Deponierung sind nun auf den niedrigeren Energieverbrauch, Toxizitäts- und Risikopotential zurückzuführen.

Auch dürften Risiken auf Großbaustellen, z. B. die mögliche Kontamination von Naturbaumaterial mit HMV-Asche und die Emission von Schwermetallen, auf einer Deponie weniger bedeutend sein. Die deponietechnische Verwendung kann hiernach unter gewissen Umständen gleichwertig zu HMg empfohlen werden. Jedoch ist zu beachten, dass eine Verwertung auf Deponien nicht für die

gesamte anfallende Menge der HMV-Asche zur Verfügung steht. So genannte „Scheinverwertungen“ sind zu unterbinden¹⁸. Außerdem gelten die in diesem Szenario dargestellten Ergebnisse nur, wenn die HMV-Asche stets deponietechnisch verwendet wird; ansonsten wäre eine individuelle Variation (z. B. wie im ersten Szenario ab S. 54) nötig.

b. Varianten „Direkte Beseitigung der HMV-Asche auf einer Deponie“

Die HMV-Asche wird in Rheinland-Pfalz grundsätzlich aufbereitet und anschließend deponiert. Es ist daher zu überprüfen, ob eine sofortige Deponierung ohne den Aufbereitungsaufwand aus Sicht der Ökoeffizienz-Analyse zu empfehlen ist.

Infolgedessen würde die gesamte HMV-Rohasche als zu beseitigender Abfall anfallen, wodurch keine Metalle und auch keine weiteren Bestandteile mehr aussortiert würden. Es wird der bestmögliche Fall für die direkte Beseitigung (Option „d“) angenommen: Bodenemissionen fallen nur mit niedrigem Gefährdungspotential analog Md und HMg an.

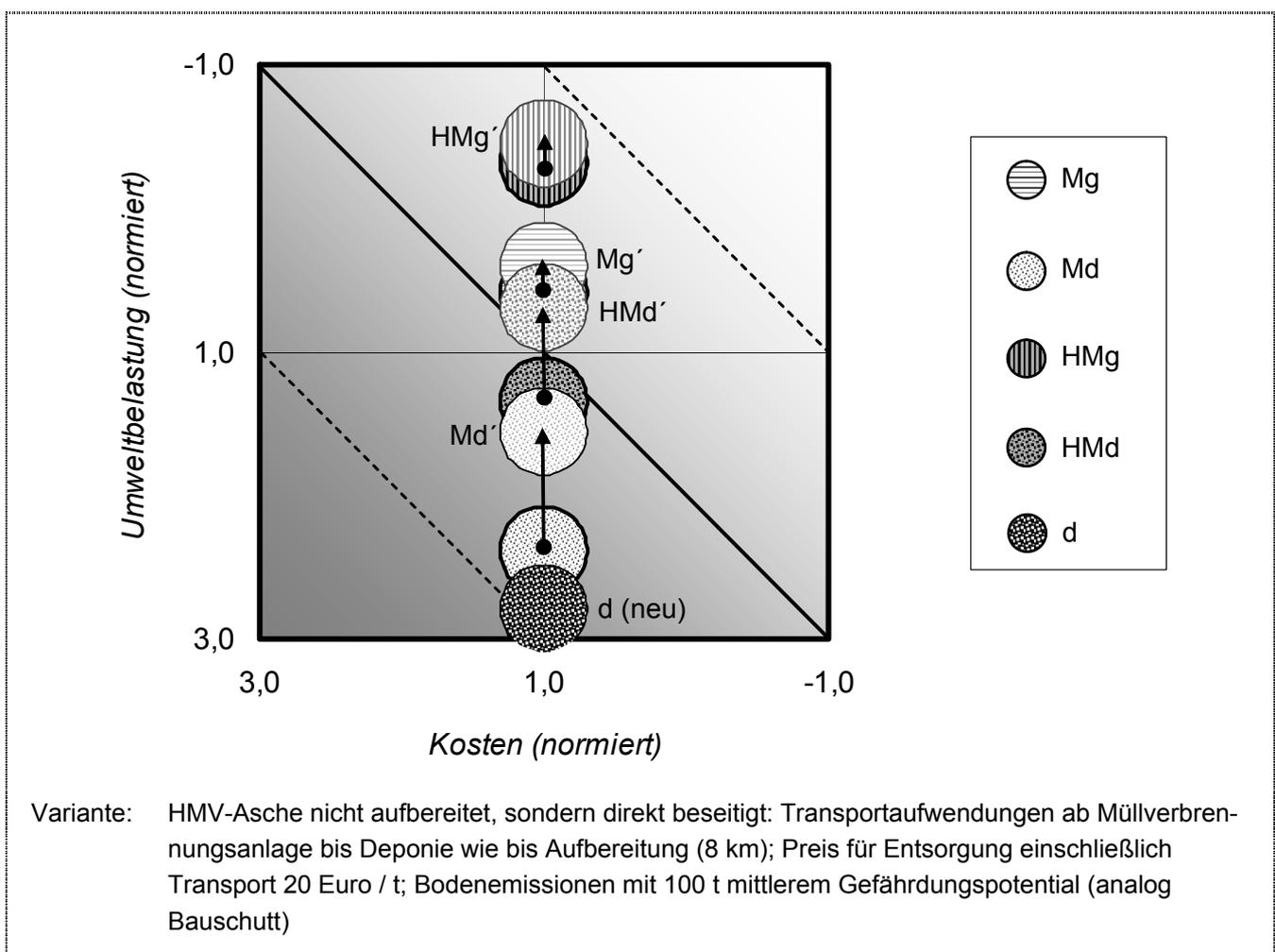


Abbildung 44: Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zur direkten Deponierung

Die direkte Deponierung der HMV-Asche belastet die Umwelt wesentlich stärker als die anderen Optionen, was zum großen Teil auf die fehlenden Gutschriften für Metalle zurückzuführen ist. Der Abstand zu den Deponierungsoptionen für aufbereitete HMV-Asche (Md' und HMd') ist bereits so groß, dass selbst ein wesentlich niedrigerer Preis für Option „d“ dessen relativ hohe Umweltbelas-

¹⁸ Siehe hierzu auch die Diskussion in: [13: 36ff.].

tung nicht kompensieren könnte. Selbst im besten Fall einer recht niedrigen Wertung der Bodenemissionen (etwa analog Abraum wie bei HMg und Mg), sind die negativen Effekte der fehlenden Gutschriften recht bedeutend (siehe hierzu die Varianten „Aussortierte Menge Metall“ ab S. 58). Im schlechtesten Fall einer Einstufung des direkt deponierten Materials analog Siedlungsabfall (etwa aufgrund von Schadstoffen, noch enthaltenen Metallen etc.) wäre der Abstand von HMd und Md zu den Baustellen-Optionen nochmals vergrößert.

Insgesamt ist daher von der direkten Beseitigung abzuraten, da es im Rahmen der Ökoeffizienz-Analyse zu einer sehr erheblichen Verschlechterung der Ökoeffizienz kommt.

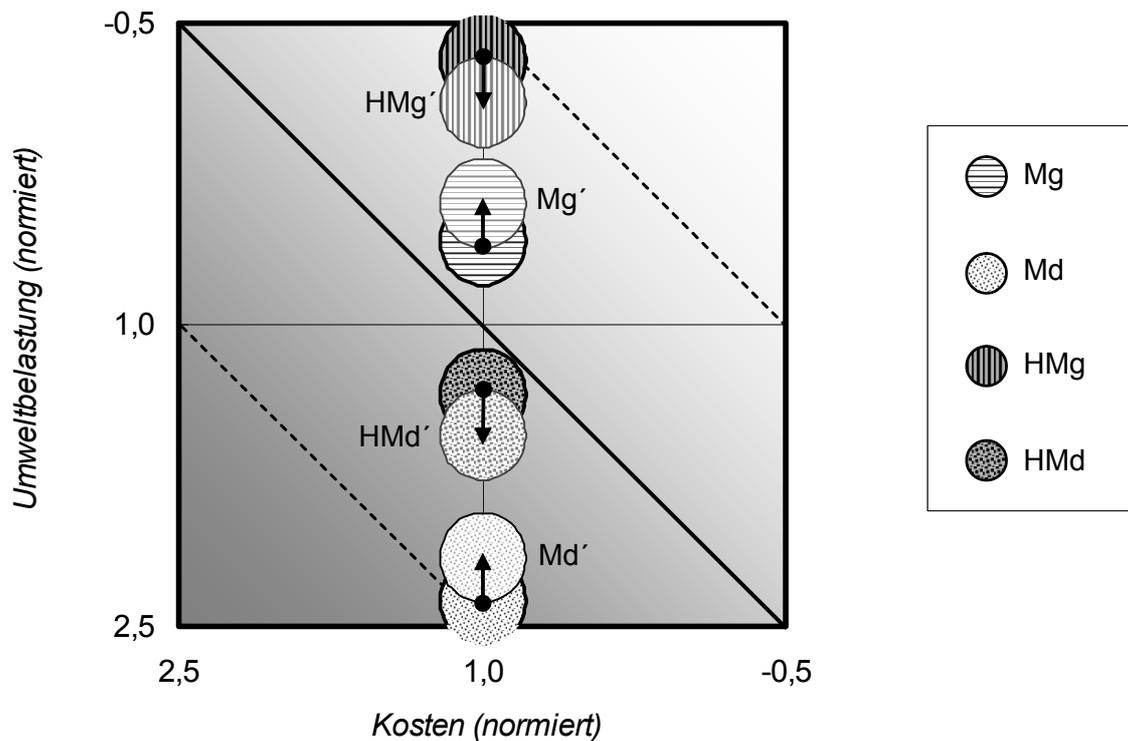
5.9 Szenarien „Einordnung der Bodenemissionen“

Die Bodenemissionen haben in der vorliegenden Studie – wie auch schon in der vorangegangenen Ökoeffizienz-Analyse – eine zentrale Bedeutung. Daher soll in diesen Varianten mit alternativen Berechnungen untersucht werden, wie stabil die bisherigen Ergebnisse unter anderen Parametern sind.

- Zunächst wird der Einfluss des beim Aufbereiten anfallenden und anschließend deponierten Über- / Feinkorns auf die unterschiedliche Bewertung von HMg und Mg untersucht.
- Anschließend soll geklärt werden, wie sich die Optionen im Ökoeffizienz-Portfolio darstellen, wenn die in der ersten Studie zu „Entsorgungsoptionen MKW-kontaminierter Böden“ vorgestellte Relevanzberechnung zugrunde gelegt wird.

a. Varianten „Abweichende Bewertung der Bodenemissionen“

Bisher wurde davon ausgegangen, dass die auf Großbaustellen eingebaute HMV-Asche vollständig verwertet wird und daher kaum Bodenemissionen anfallen. Abbildung 45 stellt eine Variante für das von den Aufbereitern aussortierte und deponierte Material mit mittlerem statt niedrigem Gefährdungspotential vor.



Variante: Das von den Aufbereitern aussortierte, zu deponierende Material wird als Bodenemission mit mittlerem statt geringem Gefährdungspotential bewertet

Abbildung 45: Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zur abweichenden Einordnung der aufbereiteten HMV-Asche bzw. des aussortierten Materials als Bodenemissionen

Die Bewertung der hydro-mechanischen Optionen HMg und HMd gegenüber den rein mechanischen Verfahren (Mg und Md) verschlechtert sich etwas, da HMg wesentlich mehr zu deponierendes Material aussortiert. Die hydro-mechanische Aufbereitung bleibt aber dennoch das ökoeffizienteste Aufbereitungsverfahren.

Methodische Kritik:

Feinkorn (aus der hydro-mechanischen Aufbereitung) hat meist einen höheren Schadstoffanteil als Überkorn (aus der mechanischen Aufbereitung), da mehr Schadstoffe aufgrund der höheren spezifischen Oberfläche anhaften können. Allerdings kann der Unterschied hier nicht befriedigend und ohne größeren Aufwand bewertet werden, da die genaue Zusammensetzung des Fein- und des Überkorns nicht bekannt ist.

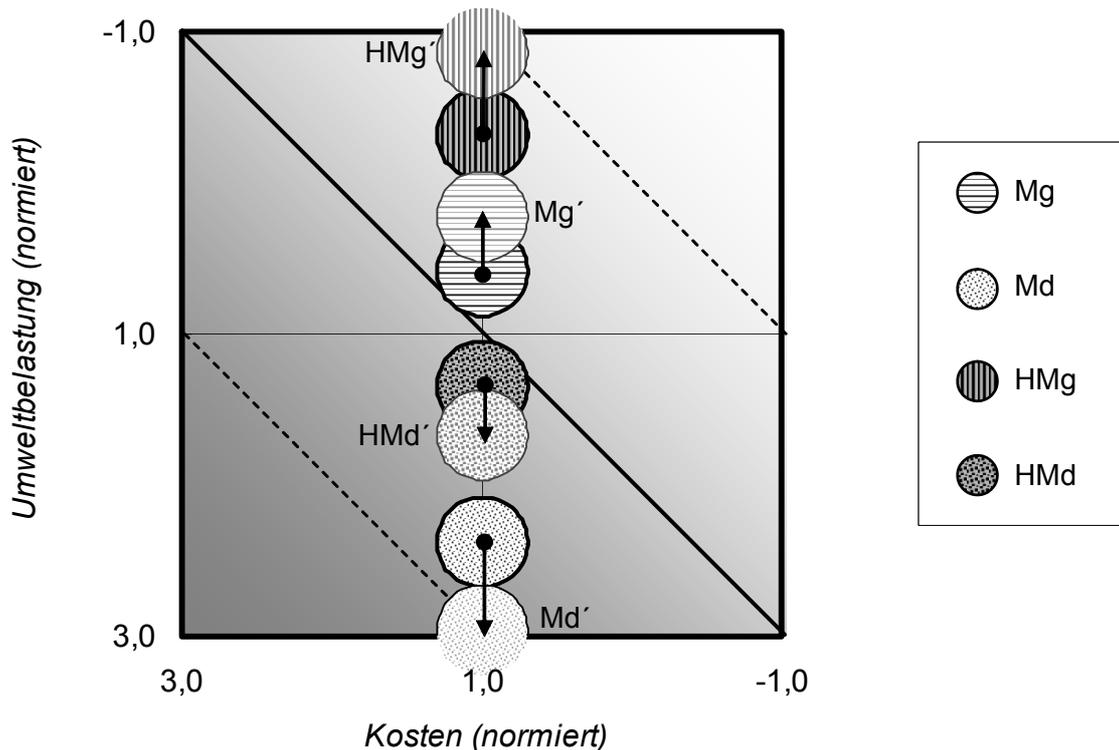
Die Unterschiede würden ohnehin durch eine entgegen gesetzte Bewertung – zumindest teilweise – kompensiert: Durch die hohe Reinigungstiefe der hydro-mechanischen Aufbereitung ist das Feinkorn vermutlich höher belastet, demgegenüber ist die resultierende HMV-Asche wahrscheinlich weniger belastet als nach einer rein mechanischen Aufbereitung. Da die Gefährlichkeit der HMV-Asche – gleich ob aus hydro-mechanischer oder mechanischer Aufbereitung – ebenso nicht unterschieden werden konnte, ist die gleich hohe Gewichtung des Fein- und des Überkorns vertretbar.

b. Varianten „Alternative Berechnung der Abfallrelevanz“

Die Berechnung der Bodenemissionen basiert auf dem Verfahren gemäß S. 45ff. In der ersten Ökoeffizienz-Analyse wurde ein alternatives Verfahren für die Abfalleinordnung MKW-konta-

minierter Böden – ebenfalls mineralische Sonderabfälle – vorgeschlagen [13: 57ff]. Die Auswirkungen auf den Kundennutzen der vorliegenden Studie bzw. auf die Ergebnisse im Base Case werden erfasst, indem die vier betrachteten Entsorgungsoptionen mit den alternativen Referenzwerten und Faktoren gemessen werden.

Die Einordnung der HMV-Asche in die niedrige Gefährdungsstufe (bei HMd, Md) in die sehr niedrige Gefährdungsstufe (bei HMg und Mg) bleibt hier unberührt. Die HMV-Aschen werden aufgrund der Aufbereitungsprozesse auch nicht – wie früher die „Aschen, Schlacken und Stäube aus der Verbrennung“ – in die mittlere Gefährdungsstufe eingeordnet [13: 57ff]. Es werden lediglich die statistischen Werte für die Relevanzberechnung und der Faktor zwischen sehr hohem und mittlerem Gefährdungspotential verringert.



Variante: Faktor 2,5 für Bodenemission mit hohem Gefährdungspotential (statt 5,0); Referenzwerte für Deutschland:
 1,4 Mio. t (hohes Gefährdungspotential); 42,2 Mio. t (mittleres); 85,2 Mio. t (niedriges);
 71,2 Mio. t (sehr niedriges)

Abbildung 46: Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zur geänderten Berechnung der Abfallrelevanz

Das alternative Berechnungsverfahren für die Bodenemissionen würde die Baustellen- und die Deponierungs-Optionen im Ökoeffizienz-Portfolio noch weiter auseinander rücken. Das heißt, der Abstand in der ökologischen Bewertung der Optionen Mg und HMg zu den Optionen Md und HMd würde noch vergrößert. In diesem Falle wäre die Deponierung des aufbereiteten Materials noch weniger gerechtfertigt als im Base Case.

Diese geänderte Relevanzberechnung bringt in der vorliegenden Studie aber keinen Erkenntnisfortschritt, da die Problematik hier vielmehr in der Einordnung der Abfälle in eine von vier Gefährdungsstufen liegt. Dies behandelt das nächste Szenario.

5.10 Szenario „Punktbewertungsmodell“

Die Einordnung der Abfälle gleichwertig zu Abraum (HMg und Mg) bzw. zu Bauschutt (HMd und Md) erfolgt im Base Case nach der BASF-Standard-Methode (siehe S. 45f.) Experten, u. a. bei der SAM, sehen diese Methode im Rahmen der vorliegenden Studie jedoch kritisch. Insbesondere die Zuordnung der Abfälle nach ihren Preisen und damit nach ihrem Verbleib – auf der Deponie bzw. auf einer (Groß-)Baustellen – wird anders eingeschätzt. So könne die Deponierung, die teurer aber nach Expertenmeinung sicherer als ein Baustelleneinbau ist, durchaus eine geringere Umweltbelastung haben. Das Szenario exploriert daher eine methodisch vom bisherigen abweichende Einstufung der Bodenemissionen. Damit soll ermittelt werden, ob eine gegenteilige Auffassung über die Abfalleigenschaften zu grundsätzlich anderen Ergebnissen im Ökoeffizienz-Portfolio führen könnte.

Mit Hilfe eines Punktbewertungsmodells (Scoring) wurden die vier relevanten Aspekte der Bodenemissionen separat bewertet und die Bodenemissionen entsprechend als Verhältnis dargestellt (siehe Abbildung 49): Die Schadstoffeinträge und die langfristigen Gefahren sind nach Ansicht der SAM am höchsten zu gewichten. Der dauerhafte Verbrauch von Ressourcen wurde nicht mit in die Bewertung aufgenommen, da das Berechnungsmodul „Substitution von Naturmaterial“ bereits eine eigene Bewertung darstellt. Die Deponierung ist als Ausgangsfall analog Abraum eingeordnet und der Einbau auf Großbaustellen – hier ist der Einbau unter einer Straße angenommen – als das ca. 3,67-fache dessen. Die Berechnung des Relevanzfaktors bleibt vom Punktbewertungsmodell unberührt, da die statistische Plausibilisierung des Modells methodisch bisher nicht möglich ist.

	Gewicht	d	g
• potenzielle Schadstoffeinträge:	45%	o	++
• langfristige Gefahren:	30%	o	++
• technische Maßnahmen:	15%	+	+
• begrenzter Deponieraum:	10%	+++	o
• dauerhafter Verbrauch:		/	/
		<hr/>	
		0,32 1,16  x 3,7	

Abbildung 47: Punktbewertungsmodell für die Bodenemissionen ohne Anteil des dauerhaften Verbrauchs

Doppelbewertung (als dauerhafter Verbrauch bei einer Deponierung und gleichzeitig als Substitution von Naturmaterial bei einer Großbaustelle) ist somit ausgeschlossen.

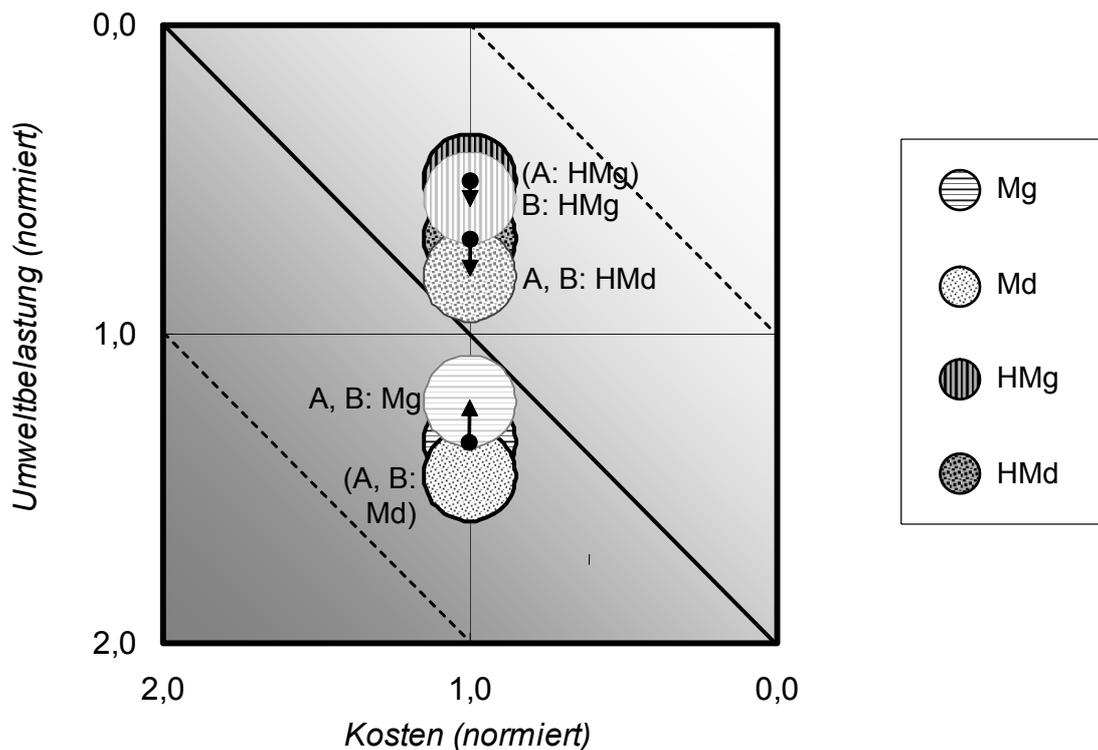
	Gewicht	d	g
<ul style="list-style-type: none"> • potenzielle Schadstoffeinträge: • langfristige Gefahren: • technische Maßnahmen: • begrenzter Deponieraum: 	70%	45%	o ++
		30%	o ++
		15%	+ +
		10%	+++ o
• dauerhafter Verbrauch:	30%	/	/
			0,32 1,16
			↘ ↗ x 3,7

Abbildung 49: Erweitertes Punktbewertungsmodell für die Bodenemissionen ohne Anteil des dauerhaften Verbrauchs

Variante B untersucht, ob auch die potenziellen Schadstoffeinträge alternativ mit Wasseremissionen gerechnet werden können. Damit ist ggf. die kritische Rolle der Bodenemissionen zu vermindern. Abbildung 50 umfasst die Bewertung der verbleibenden drei Aspekte, die Menge der Bodenemissionen wird dementsprechend um weitere 32%-Punkte ($45\% \cdot 70\%$) auf 38% vermindert und der Faktor beträgt nur noch 1,7. Stattdessen werden nun zusätzlich die Wasseremissionen bei den beiden Großbaustellen-Optionen eingebracht, es sind Schwermetallemissionen in Höhe von 2.000 mg pro t HMV-Asche anzunehmen (siehe auch Einführung und Kritik ab S. 62).

	Gewicht	d	g (Straße)
<ul style="list-style-type: none"> • potenzielle Schadstoffeinträge: • langfristige Gefahren: • technische Maßnahmen: • begrenzter Deponieraum: 	70% * 55% = 38%	45%	/ /
		30%	o ++
		15%	+ +
		10%	+++ o
• dauerhafter Verbrauch:	30%	/	/
			0,32 0,53
			↘ ↗ x 1,7

Abbildung 50: Erweitertes Punktbewertungsmodell für die Bodenemissionen ohne Anteile der potenziellen Schadstoffeinträge und des dauerhaften Verbrauchs



Variante A: Menge der Bodenemissionen auf 70% vermindert

Variante B: Menge der Bodenemissionen auf 38% vermindert; 2.000 mg Schwermetallemissionen, 1.320 g Sulfat, 550 g Chlorid ins Wasser pro t entsorgte HMV-Asche bei Mg und HMg

(...): Option weitgehend von anderer Option verdeckt

Abbildung 51: Ökoeffizienz-Portfolio auf Grundlage des Punktbewertungsmodells mit Varianten zur Teilberechnung der Bodenemissionen

In Variante A verändert sich die Konstellation der Optionen im Ökoeffizienz-Portfolio nur wenig: Der Abstand von HMg zu HMd vergrößert sich zunächst in Variante A, sinkt dann aber wieder durch Variante B. Der Abstand zwischen Mg und Md ist in beiden Varianten etwas größer als im Ausgangsfall.

Insgesamt sinkt also die Umweltbelastung der Großbaustellen- gegenüber den Deponierungsoptionen. In Variante A erklärt sich dies aus dem geringeren Rechenfaktor für Bodenemissionen (nur noch mit 70 % gerechnet), wodurch Ergebnisse der anderen Rubriken wie Ressourcen- und Energieverbrauch mit einem höheren Rechenfaktor in das Ergebnis eingehen. In Variante B steigern die Wasseremissionen die gesamte Umweltbelastung der beiden Großbaustellen-Optionen nur leicht (HMg) bzw. gar nicht (Mg), da hier die Rechenfaktoren des Ressourcen- und Energieverbrauchs ebenfalls zugunsten der beiden Optionen gehen.

Diese beiden Varianten können also ein grundsätzlich anderes Ergebnis (etwa „Deponierung ökoeffizienter als Großbaustelle“) auf Grundlage des Punktbewertungsmodells nicht erhärten. Die Wasseremissionen geben aufgrund der methodischen Kritik (siehe ab S. 62) nur einen groben Anhaltspunkt für eine alternative Berechnung.

Das Punktbewertungsmodell könnte analog zum Base Case als Ausgangspunkt für weitere Variationen und Spezialfälle verwendet werden. Die Optionen verändern sich dann vermutlich tendenziell ähnlich; dies ist exemplarisch in Abbildung 52 auf Grundlage des erweiterten Punkt-

bewertungsmodells mit 70 % Bodenemissionen dargestellt. Es wird angenommen, dass die Menge substituierten Naturmaterials bei einer Deponierung genauso hoch ist wie beim Einbau auf einer Großbaustelle ist und dass der entsprechend niedrigere Entsorgungspreis in voller Höhe an die Kunden weitergeben wird.

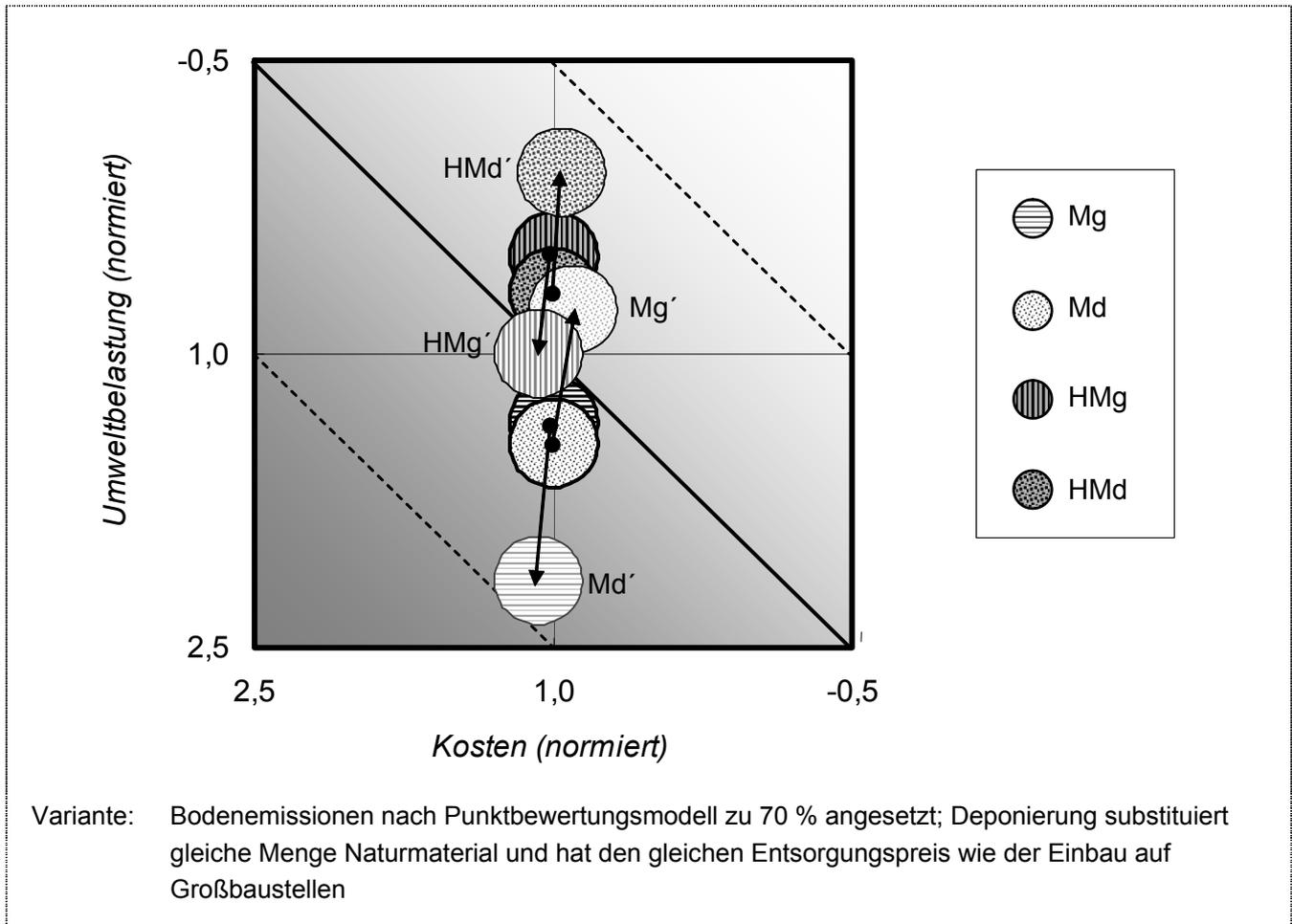


Abbildung 52: Ökoeffizienz-Portfolio auf Grundlage des Punktbewertungsmodells mit exemplarischer Variante „deponietechnische Verwendung“

Wie schon auf Grundlage des Base Case würde die Umweltbelastung der Deponierungs-Optionen bei einer deponietechnischen Verwendung erheblich sinken. Durch den neuen Ausgangspunkt, das Punktbewertungsmodell, würde eine deponietechnische Verwendung nun aber zu einer höheren Ökoeffizienz als der Einbau auf einer Großbaustelle führen.

5.12 Szenarien „Einhaltung der Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden“

Derzeit halten die HMV-Aschen die Z 2-Grenzwerte nach LAGA-Schlacke ein. Für die Zukunft ist durch Verbesserung der hydro-mechanischen Aufbereitung die Einhaltung der Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden eventuell möglich. Dadurch würden sich neue Nutzungsperspektiven für die HMV-Asche eröffnen. Vorteile einer nach Z 1.1 bewerteten HMV-Asche wären:

- Es wird keine Abnahmeunsicherheit mehr geben, da die HMV-Asche nun fast überall und mit geringem Risiko einzusetzen ist. Die HMV-Asche wird zu einem marktfähigen Gut.
- Die möglichen Emissionen sind um ein Vielfaches geringer.
- Naturmaterialien werden durch HMV-Asche geringer oder überhaupt nicht mehr kontaminiert.
- Es sind keine aufwändigen Einbaumaßnahmen mehr notwendig.

- Die methodischen Fragen nach „Bodenemissionen“, der Einordnung in Abfallarten und der Wasseremissionen stellen sich kaum noch: Sowohl gemäß Base Case als auch nach Punktbewertungsmodell hat aufbereitete HMV-Asche mit Z1.1-Werten nach LAGA-Boden diesbezüglich kaum Umweltbelastungen
- Der Aufbereiter kann höhere Preise für die HMV-Asche erzielen.

a. Varianten auf Grundlage des Base Case

Im Ökoeffizienz-Portfolio (siehe Abbildung 56) sind die besseren Bewertungen für HMd in drei Schritten dargestellt:

- Variante A stellt zunächst die möglichen Auswirkungen durch ein wesentlich niedrigeres Risikopotentials (siehe Abbildung 54) für die hydro-mechanischen Optionen dar: Es existiert kein langfristiges Gefahrenpotential durch die auf Z 1.1 abgereinigte HMV-Asche mehr, die Abnahme des Bodens ist aus ökologischer Perspektive gesichert und Belastungen sind eher aus dem Rückbau anderer Verfahren zu erwarten.
- In Variante B ist der beste Fall bezüglich Bodenemissionen dargestellt: HMg hat durch die Abreinigung und die Marktfähigkeit keine Bodenemissionen mehr.
- Schließlich bildet Variante C den Effekt einer möglichen Vergütung in Höhe von 9 Euro / t ab.

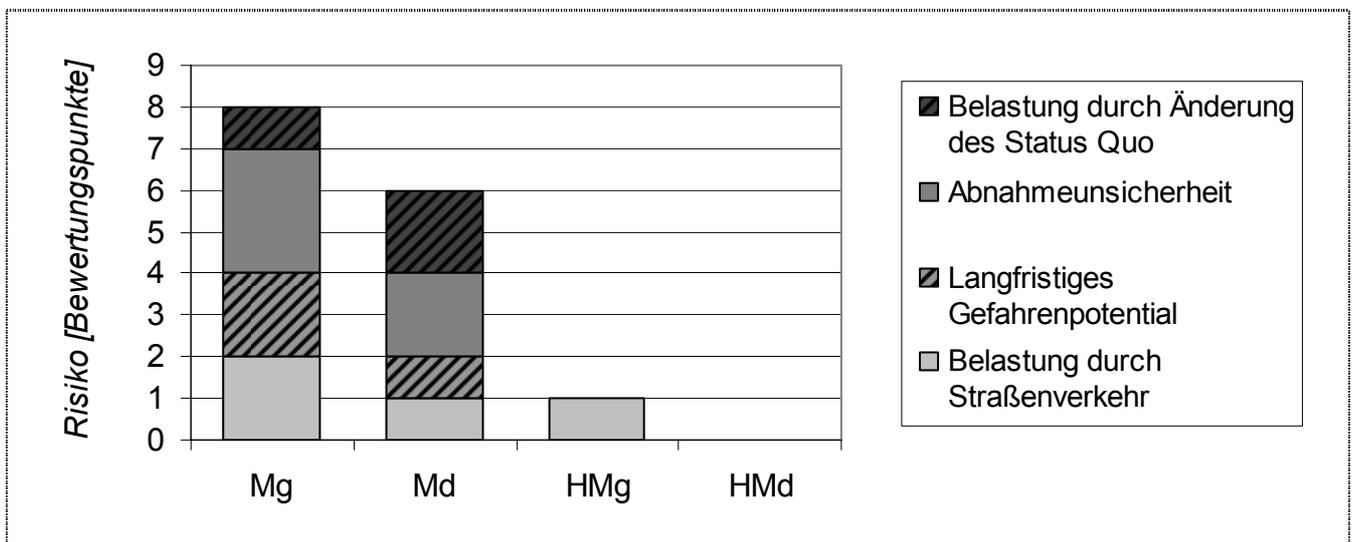
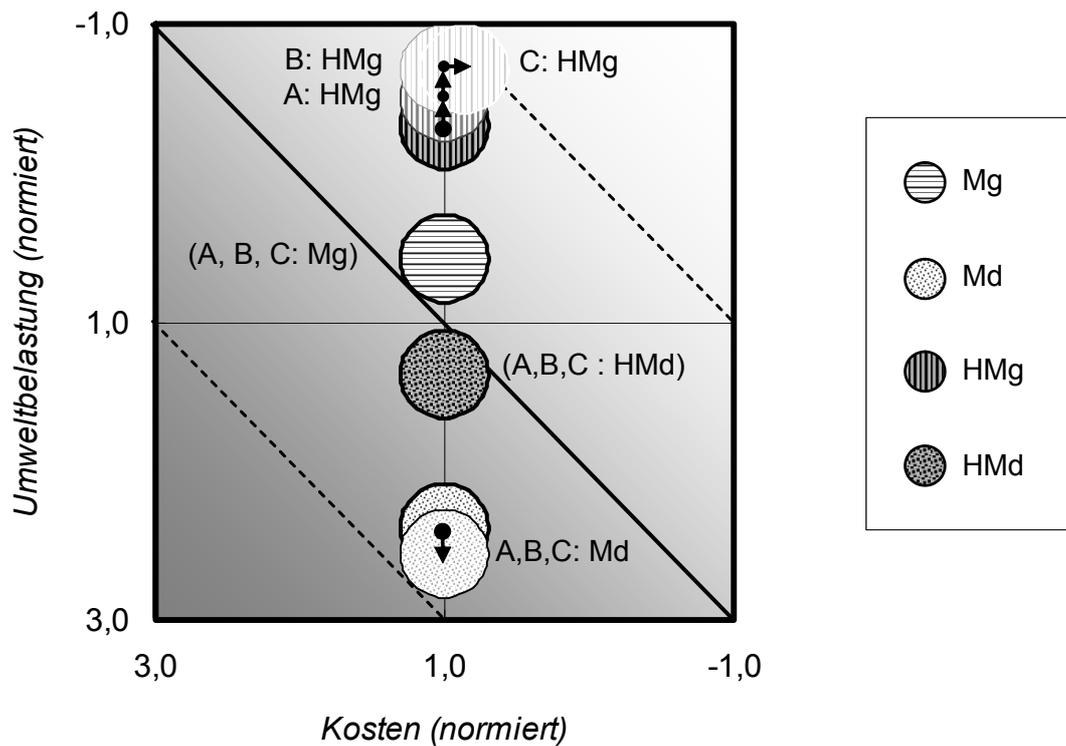


Abbildung 53: Risikopotential des Szenarios zur Einhaltung der Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden



Variante A: HMg mit stark verringertem Risikopotential

(langfristiges Gefahrenpotential sowie Abnahmeunsicherheit und Belastung durch Änderung des Status Quo gleich null)

Variante B: wie A, keine Bodenemissionen für HMg

Variante C: wie B zuzüglich Vergütung in Höhe von 9 Euro / t für HMg

(...): Option durch andere verdeckt

Abbildung 54: Ökoeffizienz-Portfolio mit Varianten zur Einhaltung der Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden

Wie in Abbildung 53 ersichtlich, vergrößert sich der Vorteil der hydro-mechanischen Option bei Einhaltung der Z 1.1-Werte nochmals gegenüber den anderen Optionen: zunächst ökologisch durch ein geringeres Risikopotential (Variante A) und schließlich ökonomisch durch eine mögliche Vergütung (Variante B). Falls die auf Z 1.1 abgereinigte HMV-Asche als marktfähiges Gut den Abfallcharakter ganz verliert, so würde die Umwelt nochmals entlastet (Variante C).

b. Varianten auf Grundlage des Punktbewertungsmodells

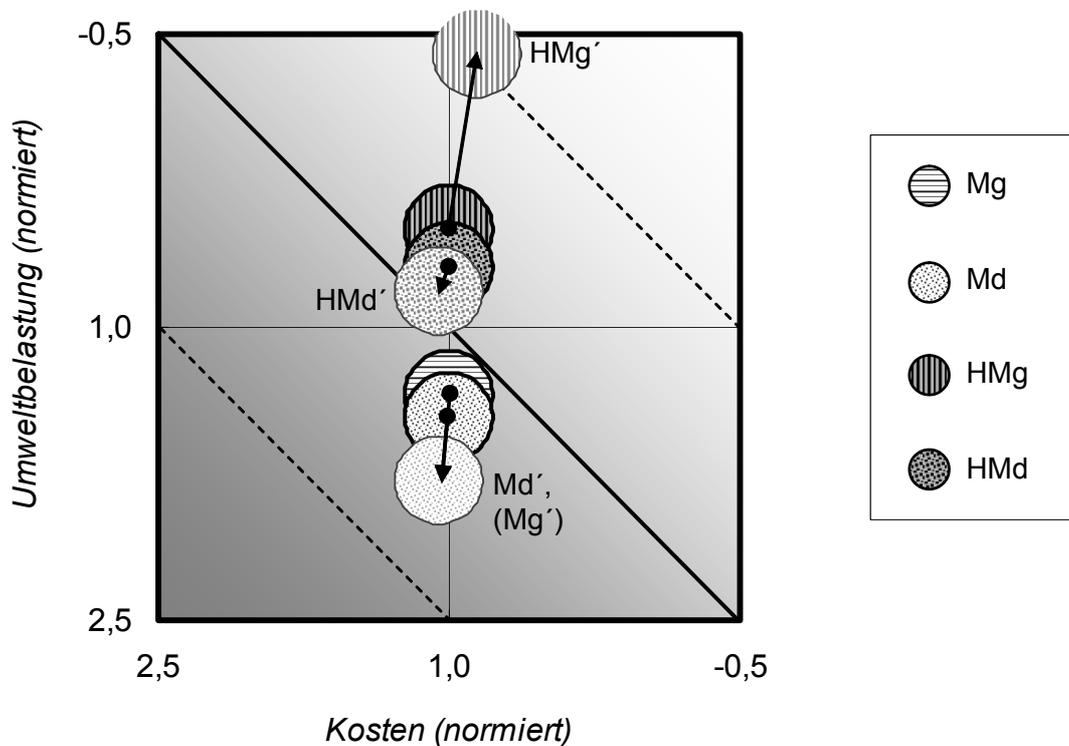
Die obigen Ergebnisse sollen nun aus kritischer Perspektive überprüft werden. So wird das erweiterte Punktbewertungsmodell (Abbildung 55) zugrunde gelegt, das die relevanten Aspekte der Bodenemissionen für HMg analog S. 70 neu bewertet: Die Bodenemissionen von HMg sind gegenüber den Deponierungs-Optionen nur noch mit dem Faktor 0,33 statt 3,7 (wie bei Mg) zu bewerten.

- potenzielle Schadstoffeinträge:
- langfristige Gefahren:
- technische Maßnahmen:
- begrenzter Deponieraum:
- dauerhafter Verbrauch:

	Gewicht	d	Mg	HMg
70%	45%	o	++	o
	30%	o	++	o
	15%	+	+	+
	10%	+++	o	o
30%	/	/	/	

0,32	1,16	0,11
x 3,7		
		x 0,33

Abbildung 55: Erweitertes Punktbewertungsmodell für die Bodenemissionen ohne Anteil des dauerhaften Verbrauchs, inklusive HMV-Asche Z 1.1-Werten nach LAGA-Boden



Variante: Bodenemissionen nach Punktbewertungsmodell mit auf 70 % verringerten Bodenemissionen (Variante A in Abbildung 51);
 HMg mit stark verringertem Risikopotential, Vergütung und Bodenemissionen mit Faktor 0,33 gegenüber Md bzw. HMd;
 Mg haben Bodenemissionen mit Faktor 3,7 gegenüber Md bzw. HMd
 (Mg'): Option weitgehend durch Option Md' verdeckt

Abbildung 56: Ökoeffizienz-Portfolio auf Grundlage des erweiterten Punktbewertungsmodells mit Varianten zur Einhaltung der Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden

Bei Zugrundelegung des modifizierten Punktbewertungsmodells wäre der Vorteil der auf Z 1.1 abgereinigten HMV-Asche gegenüber den anderen Optionen noch stärker ausgeprägt als auf

Grundlage des Base Case: HMd liegt etwa auf der Mittelachse, also weit unterhalb von HMg; weiter unten fallen die beiden mechanischen Optionen mit der niedrigsten Ökoeffizienz zusammen.

c. *Schlussfolgerungen für die Abreinigung auf Z 1.1*

Eine Einhaltung der Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden ist für die Zukunft sicher erstrebenswert, wie es die Varianten auf Grundlage des Base Case und noch deutlicher auf Grundlage des Punktbewertungsmodells zeigen. Daher ist das hydro-mechanische Verfahren und der Einsatz der aufbereiteten HMV-Asche nachdrücklich zu empfehlen, wenn

- die Einhaltung der Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden dauerhaft gewährleistet werden kann,
- der Verfahrensaufwand nicht wesentlich höher wird (Input) sowie
- keine zusätzlichen erheblichen Umweltbelastungen wie etwa große Mengen Abfall aus Fein- oder Überkorn entstehen (Output).

6. Zusammenfassung und Fazit

a. Zusammenfassung der Ergebnisse der konventionellen Betrachtung

Die Ökoeffizienz-Analyse bilanziert unter Berücksichtigung des definierten Kundennutzens und den anderen getroffenen Annahmen die ökologischen und die ökonomischen Belastungen von Optionen. Anschließend stellt das Instrument die Optionen einander gegenüber, sodass eine **relative Bewertung** möglich ist. Es kann also ermittelt werden, inwiefern eine Option ökologisch und / oder ökonomisch vorteilhafter als die anderen betrachteten Optionen ist. Durch den Base Case und die darauf aufbauenden Szenarien lassen sich folgende Ergebnisse festhalten, die auf Grundlage der standardmäßigen Methode nach BASF zu treffen sind:

- Die großen vertikalen Abstände deuten auf eine relativ hohe Bedeutung der **Umweltdimension** in Deutschland hin, während kein Unterschied bei den Kosten festzustellen ist (horizontale Abstände zwischen den Optionen).
- Prozessbedingte **Energie- und Ressourcenaufwendungen** während der Aufbereitung fallen nicht sehr stark ins Gewicht, da diese durch Gutschriften für Stahl und Naturmaterial überkompensiert werden.
- Der **Flächenbedarf** trägt kaum zur gesamten Umweltbelastung bei, da die Versiegelung im Vergleich zu den anderen Umwelteinwirkungen recht gering ist.
- Die **klassischen Bewertungskategorien** (v. a. Emissionen, Energie- und Rohstoffverbrauch) bestimmen wesentlich die gesamte Umweltbelastung. Hiernach ist der Einbau auf Großbaustellen den Deponierungsoptionen noch stärker als im angenommenen Ausgangsfall überlegen; das Toxizitäts- und das Risikopotential verringern jedoch diesen Abstand zugunsten der Deponierung.
- Bei den **Aufbereitungsverfahren** ist die hydro-mechanische Aufbereitung stets ökologischer als die rein mechanische. Das hydro-mechanische Verfahren ist zwar etwas aufwändiger, jedoch kann der Aufbereiter den Müllverbrennungsanlagen das Verfahren zum gleichen Preis anbieten.
- Die **Gutschriften** für substituierte Naturmaterialien sind ein bestimmender Vorteil des Einbaus auf Großbaustellen gegenüber einer verwendungslosen Deponierung.

b. Grundlegende Schlussfolgerungen aus der konventionellen Bewertung

Die oben zusammengestellten Ergebnisse lassen Schlussfolgerungen zu, die auf dem Base Case beruhen und generellen Charakter haben. Die Diskussion weiterführender Bewertungsverfahren, insbesondere zu den Bodenemissionen, folgt weiter unten. Aus Sicht der konventionellen Bewertung können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Bei der Aufbereitung und Entsorgung ist auf **geringe Transportentfernungen** zu achten. Wesentlich längere Transportstrecken mit LKW als bisher üblich sind kaum zu empfehlen: Ein höherer Transportaufwand über die Straße könnte die mögliche Umweltentlastung einer höherwertigen Aufbereitung kompensieren. Die hydro-mechanische Aufbereitung würde beispielsweise ab etwa 150 km zusätzlicher Transportentfernung keine ökologischen Vorteile gegenüber der konkurrierenden mechanischen Aufbereitung mehr haben. Ein Schiff würde eine solche Entfernung jedoch mit vertretbarem Aufwand zurücklegen können.
- Bei der Aufbereitung ist auf eine möglichst **hohe Aussortierquote** der in der HMV-Asche vorhandenen Metalle zu achten. Dies wirkt sich sehr positiv auf das Ergebnis aus. Selbst ein höherer Verfahrensaufwand ist aller Voraussicht nach empfehlenswert, da die Gutschriften relativ hoch ausfallen (wirken sich positiv v. a. auf Ressourcen- und Energieverbrauch und Emissionen aus). Die höhere Ökoeffizienz der hydro-mechanischen Aufbereitung hängt wesentlich von der relativ hohen Aussortierquote ab.
- Nach Möglichkeit ist daher die **hydro-mechanische** der rein mechanischen Aufbereitung vorzuziehen, allerdings sind erhöhte Transportentfernungen – etwa weite Straßentransporte von der MVA zum hydro-

mechanischen Aufbereiter – auf jeden Fall zu vermeiden.

Durch eine stärkere Aussortierung von Metallen ist auch eine geringere Belastung des verbleibenden Materials zu erwarten, was ebenfalls die spätere Verwendbarkeit der aufbereiteten HMV-Asche erhöht.

- Bei der **Entsorgung** ist darauf zu achten, dass der Verbau von HMV-Asche in Baustellen – v. a. in kleineren Baustellen – ein Risiko darstellen kann (siehe S. 60 ff). Diese Risiken entfallen bei einer Deponierung der HMV-Asche, so dass die Deponie-Optionen langfristig die sicherste Lösung darstellen. Hierbei gilt es auch zu bedenken, dass die auf (Groß-)Baustellen verbaute HMV-Asche in womöglich 30 – 50 Jahren oder früher erneut beachtet werden muss, oder es finden bereits zuvor Rückbaumaßnahmen statt. Durch die Vermischung mit unbelastetem Material entstehen dann ggf. höhere Mengen an Abfall. Daher hat die Dokumentation der Einbauorte eine bedeutende Rolle. Diese Problematik kann mit der Ökoeffizienz-Analyse nur ansatzweise über das Risikopotential, die Bodenemissionen und die Wasseremissionen berücksichtigt werden. Daher empfehlen die Autoren eine tendenzielle Abwertung der Ökoeffizienz-Ergebnisse besonders für den Einbau auf kleineren Baustellen; Großbaustellen sind gegenüber kleineren Baustellen zu bevorzugen.
- Die **deponietechnische Verwendung** der HMV-Asche stellt eine sinnvolle Möglichkeit dar. Jedoch steht dieser Fall nur einem geringen Teil der anfallenden HMV-Asche als Entsorgungsmöglichkeit offen: Aufgrund des Bedarfs bzw. der Kapazität auf den Deponien und anderer verwendbarer Materialien kann nicht davon ausgegangen werden, dass HMV-Asche generell deponietechnisch verwendet wird oder werden kann. Infolgedessen ist diese Option nur als Empfehlung, aber nicht als primärer Entsorgungsweg zu betrachten. Scheinverwertungen sind unbedingt zu vermeiden, da dies einer verwendungslosen Beseitigung wie im Base Case gleichkommt, was aus Sicht der Energie- und Rohstoffeinsparung substituierbarer Naturmaterialien problematisch ist. Gleiches gilt für den Einbau auf Großbaustellen: Wird kein Naturmaterial substituiert, so sinkt der Abstand zu den Deponierungs-Optionen recht stark.
- Eine **direkte Beseitigung** der nicht aufbereiteten HMV-Rohasche ist generell nicht zu empfehlen, da keine Metalle aussortiert werden können; die eingesparten Aufwendungen für den Aufbereitungsprozess sind demgegenüber vernachlässigbar.
- Wegen der vergleichsweise geringen Auswirkung von **Entsorgungspreisen** könnten weitere Umweltentlastungen bzw. ein hoher ökologischer Standard sinnvoll und ökonomisch vertretbar forciert werden (siehe auch [13: 90]): die ökologischen Effekte übertreffen den ökonomischen Zusatzaufwand bei weitem. Gleichermaßen würde eine Kostensenkung keinen merklichen Beitrag für eine höhere Ökoeffizienz leisten.

c. Weiterführende Diskussion und methodische Weiterentwicklung

Die Bodenemissionen sind ein kritischer Faktor für die Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse. Allerdings haben die Bodenemissionen vielschichtige Aspekte, die weiter zu ergründen sind und die differenziert in die Bewertung der Umweltbelastung eingehen sollten. Dies hat die vorliegende Studie kritisch erarbeitet und zugleich Ansatzpunkte geliefert:

- Alternative **Bewertungen der Bodenemissionen** können keine höhere Ökoeffizienz der Deponierung gegenüber dem Einbau auf Großbaustelle belegen. Auch wenn die im Base Case angewandte Bestimmung der Bodenemissionen zu kritisieren ist, so kann das Punktbewertungsmodell die Empfehlung nicht zugunsten einer Deponierung umkehren. Die fehlende Substitution von Naturmaterial auf der Deponie bleibt ein kritischer Faktor für die Umweltbelastung der Deponierung. Eine deponietechnische Verwendung unter Zugrundelegung des Punktbewertungsmodells erscheint sinnvoll, allerdings ist dieser Fall generell kritisch zu sehen (siehe oben).
- Weiterhin ist anzustreben, bei der Aufbereitung die **Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden** (oder zumindest Z 1.2) zu erreichen. Hierdurch können die langfristigen Risiken der Großbaustellen-Optionen so stark minimiert werden, dass diese Varianten als die ökoeffizientesten zu empfehlen sind; die methodisch aufgezeigte Problematik der Bodenemissionen und anderer Gefährdungen (Schwermetalle) sind hier wahrscheinlich kaum gegeben. Nach Angaben eines hydro-mechanischen Aufbereiteters sind die Z 1.1-Werte in Zukunft einhaltbar. Selbst ein wesentlich höherer Preis wäre hier vertretbar (s. o.).

Die vorliegende Ökoeffizienz-Analyse kann nicht abschließend darüber befinden, ob und inwieweit sich die **möglichen Schadstoffeinträge** auf Mensch oder Umwelt auswirken. Insbesondere die Methode und Interpretation zu möglichen Auswaschungen von **Schwermetallen** – v. a. in das Grundwasser – führen zu einer vorsichtigen Betrachtung. Auch wird von einigen Experten noch diskutiert, ob die **LAGA-Grenzwerte**, die zur Beurteilung der Schlacke herangezogen wurden, sinnvoll sind.

Infolge der Szenarien sind zwei Schlüsse zur Problematik möglicher Schadstoffeinträge zu ziehen:

- Der **Einbau auf Großbaustellen**, der mit langfristigen Risiken und möglichen Einwirkungen auf Boden und Grundwasser verbunden ist, kann im Rahmen der Methode tendenziell befürwortet werden. Es empfiehlt sich aber eine weitere Expertendiskussion, wie die möglichen Emissionen innerhalb und außerhalb der Ökoeffizienz-Analyse zu bewerten sind. Es ist nochmals darauf hinzuweisen, dass bei Einbaumaßnahmen auf Großbaustellen dieser möglichen Umwelteinwirkung unbedingt entgegenzuwirken ist.
- Nach einer Abreinigung auf **Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden** ist der Einbau auf Baustellen aber durchaus eine Alternative, da hierbei Naturmaterial eingespart und Schadstoffeinträge wesentlich vermindert werden. Diese hochwertige Abreinigung ist unabhängig von der oben angeratenen Expertendiskussion als vorteilhaft anzusehen.

Verzeichnisse

A Abkürzungsverzeichnis

AbfAbIV:	Abfallablagerungsverordnung
AP:	Acidification Potential (Versauerungspotential)
AVV:	Abfallverzeichnisverordnung
BASF:	BASF Aktiengesellschaft
BIP:	Bruttoinlandsprodukt
CSB:	Chemischer Sauerstoff-Bedarf
DepV:	Deponieverordnung
FE-Metall:	Eisen-Metall
GWP:	Global Warming Potential (Treibhauspotential)
HMV:	Hausmüllverbrennung
KrW- / AbfG:	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
LAGA:	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
NE:	Nutzeneinheit (des definierten Kundennutzens)
NE-Metall:	Nicht Eisen-Metall
NM-VOC:	Non-Methane volatile organic compound (Nicht-Methan flüchtige, organische Kohlenwasserstoffverbindungen)
ODP:	Ozone-Depletion-Potential (Ozonzerstörungspotential)
POCP:	Photochemical Ozone-Creation Potential (fotochemisches Ozonbildungspotential)
SAM:	Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH
SGD:	Struktur- und Genehmigungsdirektion
TASi:	Technische Anleitung Siedlungsabfall
TR:	Technische Regeln
WBCSD:	World Business Council for Sustainable Development

B Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schema einer Rostfeuerung mit Walzenrost	10
Abbildung 2:	Fristenregelung gemäß Abfallablagerversordnung	11
Abbildung 3:	Darstellung der einzelnen Einbauklassen mit den dazugehörigen Zuordnungswerten	19
Abbildung 4:	Ablauf der Darstellungen im Base Case	23
Abbildung 5:	Die gesellschaftlichen Gewichtungsfaktoren für die ökologischen Resultate	24
Abbildung 6:	Beispielhafte Darstellung eines Ökoeffizienz-Portfolios	25
Abbildung 7:	Kundennutzen und Aufbereitungs- und Entsorgungsoptionen	26
Abbildung 8:	Systemgrenzen der Aufbereitungsoption „hydro-mechanische Aufbereitung“	29
Abbildung 9:	Systemgrenzen der Aufbereitungsoption „mechanische Aufbereitung I“	30
Abbildung 10:	Systemgrenzen der Aufbereitungsoption „mechanische Aufbereitung II“	31
Abbildung 11:	Ökoeffizienz-Portfolio der Optionen im Base Case	34
Abbildung 12:	Rechenfaktoren des Base Case von der ersten bis zur dritten Stufe	35
Abbildung 13:	Ökologischer Fingerprint der Optionen im Base Case	36
Abbildung 14:	Energieverbrauch der Optionen im Base Case	38
Abbildung 15:	Energieverbrauch in normierter Form	38
Abbildung 16:	Ressourcenverbrauch der Optionen im Base Case	39
Abbildung 17:	Ressourcenverbrauch in normierter Form	39
Abbildung 18:	Emissionen in normierter Form	40
Abbildung 19:	Luftemissionen in normierter Form	41
Abbildung 20:	Treibhauspotential der Optionen im Base Case	41
Abbildung 21:	Ozonerstörungspotential der Optionen im Base Case	42
Abbildung 22:	Fotochemisches Ozonbildungspotential der Optionen im Base Case	43
Abbildung 23:	Versauerungspotential der Optionen im Base Case	43
Abbildung 24:	Wasseremissionen der Optionen im Base Case	44
Abbildung 25:	Wasseremissionen in normierter Form	44
Abbildung 26:	Bodenemissionen der Optionen im Base Case	45
Abbildung 27:	Bodenemissionen in normierter Form	46

Abbildung 28:	Flächenbedarf der Optionen im Base Case	46
Abbildung 29:	Flächenbedarf in normierter Form	47
Abbildung 30:	Toxizitätspotential der Optionen im Base Case während der Lebenswegphase „Herstellung“	48
Abbildung 31:	Toxizitätspotential der Optionen im Base Case während der Lebenswegphase „Anwendung“	48
Abbildung 32:	Toxizitätspotential der Optionen im Base Case während der Lebenswegphase „Entsorgung“	48
Abbildung 33:	Risikopotential der Optionen im Base Case	49
Abbildung 34:	Risikopotential in normierter Form	50
Abbildung 35:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Varianten zur Mechanischen Aufbereitung II	54
Abbildung 36:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zum Einbringen der aufbereiteten HMV-Asche auf Baustellen	55
Abbildung 37:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Varianten zu höheren und niedrigeren Transportentfernungen	57
Abbildung 38:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zum aussortierten Metall	59
Abbildung 39:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zum Naturmaterial	60
Abbildung 40:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zu Entsorgungskosten	61
Abbildung 41:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Varianten ohne Toxizitäts- und Risikopotential	62
Abbildung 42:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Varianten zur Umweltbelastung durch erhöhte Schwermetallemissionen	63
Abbildung 43:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Varianten zur Verwertung auf einer Deponie	65
Abbildung 44:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zur direkten Deponierung	66
Abbildung 45:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zur abweichenden Einordnung der aufbereiteten HMV-Asche bzw. des aussortierten Materials als Bodenemissionen	68
Abbildung 46:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zur geänderten Berechnung der Abfallrelevanz	69
Abbildung 47:	Punktbewertungsmodell für die Bodenemissionen ohne Anteil des dauerhaften Verbrauchs	70
Abbildung 48:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Variante zum Punktbewertungsmodell	71
Abbildung 49:	Erweitertes Punktbewertungsmodell für die Bodenemissionen ohne Anteil des dauerhaften Verbrauchs	72
Abbildung 50:	Erweitertes Punktbewertungsmodell für die Bodenemissionen ohne Anteile der potenziellen Schadstoffeinträge und des dauerhaften Verbrauchs	72

Abbildung 51:	Ökoeffizienz-Portfolio auf Grundlage des Punktbewertungsmodells mit Varianten zur Teilberechnung der Bodenemissionen	73
Abbildung 52:	Ökoeffizienz-Portfolio auf Grundlage des Punktbewertungsmodells mit exemplarischer Variante „deponietechnische Verwendung“	74
Abbildung 53:	Risikopotential des Szenarios zur Einhaltung der Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden	75
Abbildung 54:	Ökoeffizienz-Portfolio mit Varianten zur Einhaltung der Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden	76
Abbildung 55:	Erweitertes Punktbewertungsmodell für die Bodenemissionen ohne Anteil des dauerhaften Verbrauchs, inklusive HMV-Asche Z 1.1-Werten nach LAGA-Boden	77
Abbildung 56:	Ökoeffizienz-Portfolio auf Grundlage des erweiterten Punktbewertungsmodells mit Varianten zur Einhaltung der Z 1.1-Werte nach LAGA-Boden	77
Abbildung 57:	Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption Mg	89
Abbildung 58:	Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption Md	90
Abbildung 59:	Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption HMg	91
Abbildung 60:	Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption HMd	92
Abbildung 61:	Berechnung aller Relevanz- und Rechenfaktoren im Base Case	94

C Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Kapazitäten und anfallende HMV-Rohasche der Müllverbrennungsanlagen in Rheinland-Pfalz	12
Tabelle 2:	Allgemeine Zusammensetzung der HMV-Rohasche in %	14
Tabelle 3:	Typische Feststoffwerte von HMV-Rohaschen	15
Tabelle 4:	Eluatwerte typischer HMV-Aschen und Z 2-Werte nach LAGA-Schlacke für HMV-Asche	16
Tabelle 5:	Feststoffgrenzwerte der HMV-Asche	18
Tabelle 6:	Verwertung der HMV-Asche in Deutschland 1997	20
Tabelle 7:	Aufbereitungs- / Entsorgungsmatrix	27
Tabelle 8:	Merkmale der Entsorgungsoptionen	28
Tabelle 9:	Ausprägungen des Toxizitätspotentials	47
Tabelle 10:	Datengüte zu ökobilanziellen Strömen und Kosten	51

D Literaturverzeichnis

- [1] Bayerisches Landesamt für Umweltschutz: Verwertung von MV-Rostschlacke aus in Bauvorhaben; Augsburg 2002; <www.lfu.bayern.de>.
- [2] Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen: Müllverbrennung – Die thermische Behandlung von Abfällen (Fachinformation „Umwelt & Entwicklung Bayern“; Nr. 1); München 2002.
- [3] Becks, H.; Gelbke, H.-P.; Kicherer, A.: Ökoeffizienz-Analyse „made by BASF“ verspricht mehrfache Rendite; in: von Weizsäcker, E.-U.; Stigson, B.; Seiler-Hausmann, J.-D. (Hrsg.): Von Ökoeffizienz zu nachhaltiger Entwicklung in Unternehmen (Wuppertal Spezial, Nr. 18; 2. Aufl.); Wuppertal 2001; S. 121-135.
- [4] Bergner, D.: Verwertung von Schlacken aus Hausmüllverbrennungsanlagen; Diplomarbeit an der TU Kaiserslautern 2003.
- [5] BMU: Siedlungsabfallentsorgung 2005, Stand – Handlungsbedarf – Perspektiven; Berlin 2002.
- [6] Czymmek, F.: Ökoeffizienz und unternehmerische Stakeholder (Planung, Organisation und Unternehmensführung, Bd. 94); Köln 2003.
- [7] Defregger, F.: Deponiesituation in Bayern und Umsetzung der TA Siedlungsabfall bzw. der Ablagerungsverordnung des Bundes; München 2005; <<http://www.bauv.unibw-muenchen.de>>.
- [8] Demml, G.: Müllverbrennung – Die thermische Behandlung von Abfällen; Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen; München 2002; <www.stmugv.bayern.de>.
- [9] Ferstl, W.: Physikalisch-chemische Charakterisierung von Kolloiden in Wasser / Reststoff-Systemen – Kolloidgetragene Schwermetallmobilisierung in Schlacken; Karlsruhe 2002.
- [10] Franke, R.: Rückstände aus der thermischen Behandlung bzw. Verwertung von Abfällen – sind die beschrittenen Wege bei der Verwertung von MVA-Rückständen nachhaltig umweltverträglich?; Koblenz und Landau 2003.
- [11] Hirschlag, H.: Zum geochemischen Langzeitverhalten von Müllverbrennungsschlacken; Karlsruhe 1999.
- [12] Johnke, B.: Art und Menge der Rückstände aus thermischen Prozessen; Berlin 2000.
- [13] Kleine, A.; Saling, P.; von Hauff, M. (herausgegeben von der SAM GmbH): Ökoeffizienz-Analyse zu Entsorgungsoptionen Mineralölkohlenwasserstoff-kontaminierter Böden – Bodenbehandlung oder Deponierung?; Mainz 2004; <www.sam-rlp.de>.
- [14] LAGA: Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall; Nr. 20; Berlin 2004.
- [15] Landsiedel, R.; Saling, P.: Assessment of Toxicological Risks for Life Cycle Assessment and Eco-efficiency Analysis; in: International Journal of Life Cycle Assessment; Jg. 7 (2002), H. 4; S. 261-268.

- [16] Magel, G. S.; Heuss-Aßbichler, K. T.; Fehr: H₂-produzierende abiotische Reaktionen in MVA-Schlackedeponien; Projekt F 188 des Bayerischen Forschungsverbundes Abfallforschung und Reststoffverwertung; o. O. 2002.
- [17] Reichelt, J.: Mineralogische Aspekte bautechnischer und umweltrelevanter Eigenschaften von Müllverbrennungsschlacken; Karlsruhe 1996.
- [18] Ross, R.; Reichelt J.: Einsatz von MVA-Schlacken als Baustoff für ungebundene Tragschichten im Straßenbau unter ökonomischen, umweltrelevanten und bautechnischen Gesichtspunkten; Abschlußbericht zum PWAB-Projekt PD 96, 183 Qualitätsverbesserung von Müllverbrennungsschlacken, Teilprojekt 1; Universität Karlsruhe 1996.
- [19] Sarreschtehdari-Leodolter, S.; Herry, M.: Preiskampf im LKW-Verkehr: Fairer Wettbewerb, Kostenwahrheit und Lenker bleiben auf der Strecke; in: Pressekonferenz am 07. Mai 2002; <www.ak-wien.at> (Abruf: 09.01.2003).
- [20] Schaltegger, Stefan; Kleiber, Oliver; Müller, Jan; Centrum für Nachhaltigkeitsmanagement Uni Lüneburgw: Nachhaltigkeitsmanagement in Unternehmen – Konzepte und Instrumente zur nachhaltigen Unternehmensentwicklung; Bonn und Berlin 2002.
- [21] Schaltegger, Stefan; Sturm, Andreas: Ökologische Rationalität – Ansatzpunkte zur Ausgestaltung von ökologieorientierten Managementinstrumenten; in: Die Unternehmung; Nr. 4 (1990); 273-290.
- [22] Schmidheiny, Stephan; BCSD: Kurswechsel – Globale unternehmerische Perspektiven für Entwicklung und Umwelt; München 1992.
- [23] Schmidt-Bleek, Friedrich: Das MIPS-Konzept – weniger Naturverbrauch - mehr Lebensqualität durch Faktor 10; München 1998.
- [24] Vehlow, J.; Pfrang-Stotz, G.: Kostengünstige Verfahren zur Qualitätsverbesserung von Müllverbrennungsschlacken hinsichtlich Mineralogie, Umweltverträglichkeit und Bautechnik unter besonderer Berücksichtigung des zeitlichen Auslaugverhaltens; Karlsruhe 1996.
- [25] von Weizsäcker, Ernst-Ulrich; Lovins, Amory B.; Lovins, L. Hunter: Faktor Vier – Doppelter Wohlstand - halbiertes Naturverbrauch – Der neue Bericht an den Club of Rome; Taschenbuchausgabe; München 1997.
- [26] WBCSD: Eco-efficient Leadership for Improved Economic and Environmental Performance; o. O. 1996; <www.wbcd.org> (Abruf: 18.11.2002).

Anhang

A Wirkungsbilanzen der Entsorgungsoptionen

Die Wirkungsbilanzen fassen die saldierten Umweltbelastungen für jede der vier ausgewählten Optionen zusammen. Die Kosten wurden hier auf Wunsch der Aufbereiter nicht abgebildet. Negative Werte bedeuten insgesamt eine Gutschrift, die entsprechende Umweltbelastung würde also eingespart. Alle Werte beziehen sich auf die Erfüllung einer Nutzeneinheit, wie auf S. 26 definiert.

Stoffverbrauch		
Stoff	Menge [kg/NE]	gewichtete Menge [kg/NE]
0. Wasser	6.819	0
1. Steinkohle	-2.056	-232
2. Öl	-485	-172
3. Gas	534	188
4. Braunkohle	494	84
5. NaCl	4	0
6. Schwefel	3	13
7. Phosphor	0	0
8. Eisen	-6.654	-2.985
9. Kalk	-706	-7
10. Bauxit	413	186
11. Sand	-86.000	-641
Summe		-3.565

Energieverbrauch	
Energieträger	Menge [MJ/NE]
1. Kohle	-59.636
2. Öl	-21.845
3. Gas	26.701
4. Wasser	4.622
5. Nuklear	217
6. Steinkohle	9.378
7. Sonstiges	-574
8. Biomasse	-238
Summe	-41.375

Flächenbedarf		
Fläche	Fläche [m²/NE]	gew. Fläche [m²/NE]
1. Wald	0	0
2. Grünfläche, Brache, ökologischer Landbau	0	0
3. konventioneller Landbau	0	0
4. versiegelt	15	76
5. Straßen, Schienen, Kanäle	0	0
Summe		76

Emissionen		
Luft	Menge [g/NE]	Potenzial [g/NE]
1. CO ₂	-8.244.263	GWP -7.923.927
2. SO _x	-80.620	
3. NO _x	-18.346	ODP 0
4. CH ₄	13.863	
5. NM-VOC	-2.506	POCP -945
6. halogenierte KWs	0	
7. NH ₃	-3	AP -93.696
8. N ₂ O	94	
9. HCl	-258	
Wasser	Menge [g/NE]	kritisches Volumen [m³]
1. CSB	-199,1	-2,7
2. BSB	-45,7	-3,0
3. N-Gesamt	-64,3	-4,9
4. NH ₄ -N	-245,4	-24,5
5. P-Gesamt (g P)	-0,5	-0,5
6. AOX	0,0	0,0
7. SM	-65,6	-65,6
8. KW	-195,7	-97,9
9. SO ₄ ²⁻	-2.048,4	-2,0
10. Cl ⁻	-558,4	-0,6
Summe		-201,7
Boden	Menge [kg/NE]	gewichtete Menge [kg/NE]
Gefährdungspotenzial:		
1. hoch	54	272
2. mittel	-9	-9
3. niedrig	5.004	1.001
4. sehr niedrig	75.876	3.035
Summe		4.299

Abbildung 57: Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption Mg

Stoffverbrauch		
Stoff	Menge [kg/NE]	gewichtete Menge [kg/NE]
0. Wasser	20.841	0
1. Steinkohle	-1.994	-225
2. Öl	52	18
3. Gas	569	200
4. Braunkohle	494	84
5. NaCl	4	0
6. Schwefel	3	13
7. Phosphor	0	0
8. Eisen	-6.654	-2.985
9. Kalk	-706	-7
10. Bauxit	414	187
11. Sand	0	0
Summe		-2.714

Energieverbrauch	
Energieträger	Menge [MJ/NE]
1. Kohle	-57.838
2. Öl	2.330
3. Gas	28.430
4. Wasser	4.674
5. Nuklear	1.615
6. Steinkohle	9.379
7. Sonstiges	-571
8. Biomasse	-236
Summe	-12.217

Flächenbedarf		
Fläche	Fläche [m ² /NE]	gew. Fläche [m ² /NE]
1. Wald	0	0
2. Grünfläche, Brache, ökologischer Landbau	0	0
3. konventioneller Landbau	0	0
4. versiegelt	3	15
5. Straßen, Schienen, Kanäle	0	0
Summe		15

Emissionen		
Luft	Menge [g/NE]	Potenzial [g/NE]
1. CO ₂	-6.265.439	GWP
2. SO _x	-72.826	-5.913.785
3. NO _x	3.595	ODP
4. CH ₄	15.355	0
5. NM-VOC	3.414	POCP
6. halogenierte KWs	0	1.528
7. NH ₃	-3	AP
8. N ₂ O	94	-70.511
9. HCl	-222	
Wasser	Menge [g/NE]	kritisches Volumen [m ³]
1. CSB	-172,2	-2,3
2. BSB	-21,5	-1,4
3. N-Gesamt	-64,3	-4,9
4. NH ₄ -N	-245,4	-24,5
5. P-Gesamt (g P)	-0,5	-0,5
6. AOX	0,0	0,0
7. SM	-65,5	-65,5
8. KW	-142,6	-71,3
9. SO ₄ ²⁻	-2.048,3	-2,0
10. Cl ⁻	-557,3	-0,6
Summe		-173,2
Boden	Menge [kg/NE]	gewichtete Menge [kg/NE]
Gefährdungspotenzial:		
1. hoch	57	284
2. mittel	-5	-5
3. niedrig	91.004	18.201
4. sehr niedrig	211	42
Summe		18.522

Abbildung 58: Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption Md

Stoffverbrauch		
Stoff	Menge [kg/NE]	gewichtete Menge [kg/NE]
0. Wasser	12.246	0
1. Steinkohle	-2.478	-279
2. Öl	-597	-211
3. Gas	665	234
4. Braunkohle	620	106
5. NaCl	5	0
6. Schwefel	5	20
7. Phosphor	0	0
8. Eisen	-8.133	-3.648
9. Kalk	-862	-9
10. Bauxit	505	228
11. Sand	-74.000	-552
Summe		-4.111

Energieverbrauch	
Energieträger	Menge [MJ/NE]
1. Kohle	-71.875
2. Öl	-26.869
3. Gas	33.234
4. Wasser	5.697
5. Nuklear	1.167
6. Steinkohle	11.783
7. Sonstiges	-671
8. Biomasse	-287
Summe	-47.821

Flächenbedarf		
Fläche	Fläche [m ² /NE]	gew. Fläche [m ² /NE]
1. Wald	0	0
2. Grünfläche, Brache, ökologischer Landbau	0	0
3. konventioneller Landbau	0	0
4. versiegelt	3	15
5. Straßen, Schienen, Kanäle	0	0
Summe		15

Emissionen		
Luft	Menge [g/NE]	Potenzial [g/NE]
1. CO ₂	-9.961.635	GWP
2. SO _x	-97.871	-9.563.302
3. NO _x	-21.776	ODP
4. CH ₄	17.267	0
5. NM-VOC	-3.065	POCP
6. halogenierte KWs	0	-1.154
7. NH ₃	-4	AP
8. N ₂ O	115	-113.381
9. HCl	-295	
Wasser	Menge [g/NE]	kritisches Volumen [m ³]
1. CSB	542,1	7,2
2. BSB	476,3	31,8
3. N-Gesamt	35,8	2,8
4. NH ₄ -N	-299,9	-30,0
5. P-Gesamt (g P)	-0,6	-0,6
6. AOX	0,0	0,0
7. SM	-79,6	-79,6
8. KW	-228,6	-114,3
9. SO ₄ ²⁻	61,9	0,1
10. Cl ⁻	-616,7	-0,6
Summe		-183,2
Boden	Menge [kg/NE]	gewichtete Menge [kg/NE]
Gefährdungspotenzial:		
1. hoch	67	333
2. mittel	-8	-8
3. niedrig	15.010	3.002
4. sehr niedrig	65.108	2.604
Summe		5.931

Abbildung 59: Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption HMg

Stoffverbrauch		
Stoff	Menge [kg/NE]	gewichtete Menge [kg/NE]
0. Wasser	24.340	0
1. Steinkohle	-2.425	-273
2. Öl	-118	-42
3. Gas	695	245
4. Braunkohle	620	106
5. NaCl	5	0
6. Schwefel	5	20
7. Phosphor	0	0
8. Eisen	-8.133	-3.648
9. Kalk	-862	-9
10. Bauxit	506	228
11. Sand	0	0
Summe		-3.373

Energieverbrauch	
Energieträger	Menge [MJ/NE]
1. Kohle	-70.327
2. Öl	-5.314
3. Gas	34.744
4. Wasser	5.741
5. Nuklear	2.371
6. Steinkohle	11.785
7. Sonstiges	-669
8. Biomasse	-285
Summe	-21.956

Flächenbedarf		
Fläche	Fläche [m ² /NE]	gew. Fläche [m ² /NE]
1. Wald	0	0
2. Grünfläche, Brache, ökologischer Landbau	0	0
3. konventioneller Landbau	0	0
4. versiegelt	3	15
5. Straßen, Schienen, Kanäle	0	0
Summe		15

Emissionen		
Luft	Menge [g/NE]	Potenzial [g/NE]
1. CO ₂	-8.201.903	GWP
2. SO _x	-90.949	-7.776.045
3. NO _x	-2.271	ODP
4. CH ₄	18.578	0
5. NM-VOC	2.212	POCP
6. halogenierte KWs	0	1.050
7. NH ₃	-4	AP
8. N ₂ O	115	-92.777
9. HCl	-264	
Wasser	Menge [g/NE]	kritisches Volumen [m ³]
1. CSB	566,1	7,5
2. BSB	497,9	33,2
3. N-Gesamt	35,8	2,8
4. NH ₄ -N	-299,8	-30,0
5. P-Gesamt (g P)	-0,6	-0,6
6. AOX	0,0	0,0
7. SM	-79,6	-79,6
8. KW	-182,1	-91,1
9. SO ₄ ²⁻	62,0	0,1
10. Cl ⁻	-615,7	-0,6
Summe		-158,2
Boden	Menge [kg/NE]	gewichtete Menge [kg/NE]
Gefährdungspotenzial:		
1. hoch	69	344
2. mittel	-5	-5
3. niedrig	89.010	17.802
4. sehr niedrig	1	0
Summe		18.141

Abbildung 60: Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption HMD

B Tabelle der Relevanz- und Rechenfaktoren im Base Case

Abbildung 61 enthält das Tabellenblatt zur Berechnung aller Rechenfaktoren für eine Nutzeinheit im Base Case (siehe S. 35). Die Relevanz errechnet sich aus der jeweiligen Umweltbelastung im Verhältnis zu den gesamtdeutschen Referenzwerten. Für die vorliegende Ökoeffizienz-Analyse ist abweichend von anderen Analysen zu beachten, dass durch die erheblichen Gutschriften teilweise (so in Feldern mit der Relevanz 0) nur die Differenzbelastung zur sparsamsten Option zugrunde gelegt wurde. Die Relevanz ist grundsätzlich mit dem Faktor 1:1000³ angegeben, d. h. eine Option mit einer Relevanz von 1,63 trägt den 1,63-milliardensten Teil zur Belastung eines Jahres in Deutschland bei. Schließlich wird jeder Relevanzfaktor durch Normierung der einzelnen Relevanzen berechnet, so dass die Summe der Relevanzfaktoren auf der jeweiligen Aggregationsstufe 100 % beträgt.

Der Rechenfaktor ist wieder das normierte Produkt aus Relevanzfaktor und gesellschaftlichem Gewichtungsfaktor. Das heißt, die Summe aller Rechenfaktoren beträgt auf jeder Aggregationsstufe 100 %. Auf der 3. Aggregationsstufe ist der feste Rechenfaktor des Toxizitätspotentials (20 %) und des Risikopotentials (10 %) zu beachten.

Die BIP-Relevanz ist der Quotient aus der durchschnittlichen Relevanz der Umweltbelastungen aller Optionen der dritten Aggregationsstufe zur ökonomischen Relevanz der teuersten Option. Dieses Verhältnis ist zur Skalierung der ökonomischen gegenüber der ökologischen Dimension notwendig.

C Adressen der Kooperationspartner

- **Auftrag- und Herausgeber:**

Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH

- Wilhelm-Theodor-Römheld-Straße 34
55130 Mainz

- <http://www.sam-rlp.de>
info@sam-rlp.de

- Ansprechpartner: Robert Weicht
robert.weicht@sam-rlp.de
Tel. +49 6131 98298-16

- **Ausführung:**

Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre und Wirtschaftspolitik II, Prof. Dr. M. von Hauff

- Technische Universität Kaiserslautern
Postfach 3049
67653 Kaiserslautern

- <http://www.uni-kl.de>
<http://www-vwl2.wiwi.uni-kl.de>

- Ansprechpartner: Alexandro Kleine
akleine@wiwi.uni-kl.de
Tel. +49 631 205-4058

- **Methodik (Ökoeffizienz-Analyse):**

BASF AG

Gruppe Ökoeffizienz-Analyse

- GUP/CE – Z 570
67056 Ludwigshafen

- <http://www.basf.de>
<http://www.oekoeffizienzanalyse.de>

- Ansprechpartner: Dr. Peter Saling
peter.saling@basf.com
Tel. + 49 621 60-58146