



KOSTEN-NUTZEN-ANALYSE VERPACKUNGSVERWERTUNG

**Studie über die getrennte Sammlung und
Verwertung von Verpackungen in Österreich**

Gabriele ANGST
Wolfgang STARK
Heribert HUTTERER
Harald PILZ
Harald HUTTERER

MONOGRAPHIEN

Band 152

M-152

Wien, 2001

Projektleitung

Hubert Grech

Autoren

Gabriele Angst, Wolfgang Stark, Heribert Hutterer, Harald Pilz, Harald Hutterer
(GUA – Gesellschaft für umfassende Analysen GmbH)

Weitere Projektmitarbeiter

Gertraud Moser

Übersetzung

Brigitte Read

Satz/Layout

Manuela Kaitna

Titelbild

Brutto-Bilanz Subsystem Papierverpackungen, vereinfacht 1998
(Abb. 5, Seite 26).

Die Umweltbundesamt GmbH dankt dem Projektbeirat

Mag. Werner Hochreiter, Arbeiterkammer

Mag. Peter Huger, Wirtschaftskammer

Dr. Christian Keri, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft

Mag. Eva Rosenberger, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft

Dr. Christoph Scharff, ARGEV

O. Univ. Prof. Dr. Gerhard Vogel, Wirtschaftsuniversität Wien,
Institut für Technologie und Warenwirtschaftslehre

Sektionschef Dr. Leopold Zahrer, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft

für die wertvollen Diskussionsbeiträge und Anmerkungen.

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria

Druck: Riegelnik, A-1080 Wien

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2001
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-620-X

INHALT

	Seite
ZUSAMMENFASSUNG	9
Motivation und Ziel	9
Methode der Kosten-Nutzen Analyse	9
Ergebnisse	10
SUMMARY	12
Motivation and Aim	12
Method of cost-benefit analysis	12
Results	13
1 EINLEITUNG	15
2 METHODIK	16
2.1 Die Methode der Kosten-Nutzen-Analyse	16
2.1.1 Identifikation des Systems in sensu stricto	16
2.1.2 Identifikation des Bilanzgebiets	16
2.1.3 Güterbilanz	16
2.1.4 Ökologische Parameter	16
2.1.5 Ökonomische Parameter	17
2.1.6 Kosten-Nutzen-Analyse	17
2.1.6.1 Interne Effekte	18
2.1.6.2 Externe Effekte	19
2.1.7 Externe Kosten der Deponierung	20
2.1.8 Der Kosten-Nutzen-Saldo (KNS)	21
2.1.9 Resultate	21
2.1.10 Sensitivitätsanalysen	21
3 SYSTEMIDENTIFIKATION	22
4 RECHENMODELL	24
4.1 Steuerung	24
4.2 Prozeßblätter	25
4.3 Basisdaten	25
4.4 Bewertung externer Effekte	25
4.5 Sammlung & Transport	25
4.6 Ergebnisse	25

5	GÜTERBILANZEN	26
5.1	Papier (Verpackungen & Nichtverpackungen)	26
5.1.1	Einsatzmengen	27
5.1.2	Abfallmengen	27
5.1.3	Getrennte Sammlung, Sortierung und Verwertung	27
5.2	Glasverpackungen	28
5.2.1	Einsatzmengen	29
5.2.2	Abfallmengen	29
5.2.3	Getrennte Sammlung, Sortierung und Verwertung	29
5.3	Leichtverpackungen	30
5.3.1	Einsatzmengen	30
5.3.2	Abfallmengen	31
5.3.3	Getrennte Sammlung, Sortierung und Verwertung	31
5.4	Getränkeverbundkartons	32
5.4.1	Einsatzmengen	32
5.4.2	Abfallmengen	33
5.4.3	Getrennte Sammlung und Verwertung	33
5.5	Metallverpackungen	33
5.5.1	Einsatzmengen	34
5.5.2	Abfallmengen	34
5.5.3	Getrennte Sammlung, Sortierung und Verwertung	34
6	SZENARIEN	36
6.1	Variation der „Restmüllschiene“	36
6.1.1	„Restmüll 1998“	36
6.1.2	Max MVA	37
6.1.3	Max MBA	38
6.2	Variation für die einzelnen Packstoffe	38
6.2.1	Einstellung der getrennten Sammlung.....	39
6.2.2	Optimierung Papier	39
6.2.3	Optimierung Glas	40
6.2.4	Optimierung Kunststoffe (Leichtverpackungen) aus Haushalten	40
6.2.5	Optimierung Kunststoffe aus dem Gewerbe.....	41
6.2.6	Optimierung Getränkeverbundkartons	41
6.2.7	Optimierung Metalle.....	41
7	BESCHREIBUNG DER PROZESSE	43
7.1	Subsystem Sammlung	43
7.1.1	Haushaltssammlung	43
7.1.2	Gewerbesammlung.....	44
7.2	Subsystem Sortierung	45

7.2.1	Sortierung von Papier	46
7.2.1.1	Anlagentechnik und Input.....	46
7.2.1.2	Güterflüsse	46
7.2.1.3	Energie	46
7.2.2	Sortierung Leichtverpackungen	46
7.2.2.1	Input und Anlagengröße	46
7.2.2.2	Anlagenbeschreibung.....	47
7.2.2.3	Sortierung im optimierten Szenarium „KUNSTSTOFF_HH_1 sowie für Kunststoffe aus dem Gewerbe.....	47
7.2.2.4	Güterbilanz	47
7.2.2.5	Energie	48
7.2.2.6	Emissionen.....	48
7.2.3	Sortierung Kleinmetalle	48
7.2.3.1	Input und Anlagengröße	48
7.2.3.2	Anlagenbeschreibung.....	48
7.2.3.3	Güterbilanz	49
7.2.3.4	Energie	49
7.2.3.5	Emissionen.....	49
7.2.4	Sortierung Glas.....	49
7.2.4.1	Anlagentechnik und Input.....	49
7.2.4.2	Güterflüsse	50
7.2.4.3	Energie	50
7.3	Subsystem Verwertung	51
7.3.1	Stoffliche Verwertung von Papier	51
7.3.1.1	Input und Anlagentechnik.....	51
7.3.1.2	Güter- und Energieflüsse, Emissionen.....	51
7.3.1.3	Kosten	52
7.3.1.4	Substitution.....	52
7.3.2	Stoffliche Verwertung von Getränkeverbundkartons.....	53
7.3.3	Stoffliche Verwertung von Kunststoffen	54
7.3.3.1	Input und Anlagentechnik.....	54
7.3.3.2	Güterflüsse, Energie, Kosten	54
7.3.3.3	Substitution.....	55
7.3.4	Stoffliche Verwertung von Nichteisen-Metallen.....	56
7.3.4.1	Anlagentechnik und Input.....	56
7.3.4.2	Güterbilanz	56
7.3.4.3	Energie und Kosten.....	57
7.3.4.4	Emissionen.....	57
7.3.4.5	Substitution.....	57
7.3.5	Stoffliche Verwertung von Eisenmetallen.....	57
7.3.5.1	Anlagentechnik und Input.....	57
7.3.5.2	Güterflüsse	57
7.3.5.3	Energie und Kosten	58
7.3.5.4	Substitution.....	58
7.3.6	Stoffliche Verwertung von Glas.....	58
7.3.6.1	Anlagentechnik und Input.....	58
7.3.6.2	Güterflüsse	59
7.3.6.3	Energie und Kosten	59
7.3.6.4	Emissionen.....	60
7.3.6.5	Substitution.....	60
7.3.7	Verbrennung in der Wirbelschicht	60
7.3.7.1	Anlagenbeschreibung.....	60
7.3.7.2	Güterbilanz	61
7.3.7.3	Energie	61
7.3.7.4	Kosten	62
7.3.7.5	Emissionen.....	62

7.3.8	Verbrennung in den Drehrohren der Zementindustrie	62
7.3.8.1	Anlagentechnik und Input	62
7.3.8.2	Güterflüsse	62
7.3.8.3	Energie und Kosten	63
7.3.8.4	Emissionen	63
7.3.8.5	Substitution	63
7.3.9	Rohstoffliche Verwertung durch Vergasung (SVZ Schwarze Pumpe)	63
7.3.9.1	Vergasung der Abfälle zu Rohsynthesegas	63
7.3.9.2	Reinigung mittels Rectisolwäsche	64
7.3.9.3	Methanol-Synthese	64
7.3.9.4	Methanol-Destillation	64
7.3.9.5	Energie	64
7.3.9.6	Güterbilanz	65
7.4	Subsystem Vorbehandlung	65
7.4.1	Mechanisch-biologische Vorbehandlung	65
7.4.1.1	Input und Anlagengröße	65
7.4.1.2	Anlagenbeschreibung	66
7.4.1.3	Güterbilanz	66
7.4.1.4	Energie	66
7.4.1.5	Kosten	67
7.4.1.6	Emissionen	67
7.4.2	Rostfeuerung	67
7.4.2.1	Input und Anlagengrößen	67
7.4.2.2	Anlagenbeschreibung	67
7.4.2.3	Güterbilanz	68
7.4.2.4	Energie	69
7.4.2.5	Kosten	69
7.4.2.6	Emissionen	70
7.4.2.7	Nachbehandlung der Sekundärabfälle	70
7.5	Subsystem Deponierung	70
7.5.1	Input und Anlagengröße	71
7.5.2	Anlagenbeschreibung	71
7.5.3	Standort – geologisch-hydrogeologische Eignung	72
7.5.4	Güterflüsse	72
7.5.5	Emissionen	73
7.5.6	Kosten	73
7.6	Substituierte Prozesse	74
7.6.1	Primärproduktion	74
7.6.2	Energiebereitstellung, Gas- und Dampfturbine (GuD)	74
7.7	Transporte	76
8	ERGEBNISSE	78
8.1	Konsequenzen einer Einstellung der getrennten Sammlung und Verwertung von Verpackungen	78
8.2	Übersicht Szenarien	79
8.2.1	Der Einfluß der Restmüllbehandlung	80
8.2.2	Optimierungsschritte der Sammlung und Verwertung von Verpackungen	80
8.2.2.1	Szenarien „Restmüll 1998“	80
8.2.2.2	Szenarien „Max MVA“	81
8.2.2.3	Szenarien „Max MBA“	82

9	SENSITIVITÄTSANALYSEN	84
10	INTERPRETATION DER ERGEBNISSE	85
10.1	Einstellung der getrennten Sammlung	85
10.2	Optimierung Papier	87
10.3	Optimierung Glas	89
10.4	Optimierung Kunststoffe (Leichtverpackungen) aus Haushalten	90
10.5	Optimierung Kunststoffe aus dem Gewerbe	92
10.6	Optimierung Getränkeverbundkartons	94
10.7	Optimierung Metalle	96
10.8	Kombination aller Maßnahmen	98
11	LITERATURVERZEICHNIS	101
	ANHANG	
A.1	Ökologische Parameter	103
A.1.1	Energieverbrauch	103
A.1.2	Emissionen	105
A.2	Kosten-Nutzen-Analyse	109
A.3	Sensitivitätsanalysen	111

ZUSAMMENFASSUNG

Motivation und Ziel

Die getrennte Erfassung von Verpackungen bringt gegenüber der gemeinsamen Sammlung mit dem Restmüll ökologische Vorteile und erspart Kosten – bei einer Berechnung nach der hier angewandten Methode (siehe unten) – österreichweit in der Größenordnung von 3,7 Milliarden öS/a. Somit hat sich die Einführung der Verpackungsverordnung grundsätzlich sehr positiv auf die österreichische Volkswirtschaft ausgewirkt.

Ziel des Projekts war, mit Hilfe eines Rechen- und Bewertungsmodells Schritte einer weiteren Feinoptimierung der getrennten Erfassung und Verwertung der einzelnen Packstoffe im Vergleich zur Situation 1998 in einer Kosten-Nutzen-Analyse zu untersuchen. Jede Variation der Sammlung und Verwertung/Behandlung der verschiedenen Packstoffe wird beschrieben und in seiner Bedeutung ausgewiesen (absolute Kosten und Nutzen). Schließlich wird der Einfluß wichtiger Parameter auf das Ergebnis erhoben (Sensitivitätsanalyse).

Die Möglichkeit der Optimierung des derzeitigen Sammel- und Verwertungs/Behandlungssystems ergibt sich insbesondere durch die Veränderungen in der Vorbehandlung von Restmüll. Es ist zu erwarten, daß der gesamte Restmüll im Laufe dieses Jahrzehnts einer Vorbehandlung zugeführt wird. Die in dieser Studie erarbeiteten Optimierungsschritte der getrennten Erfassung berücksichtigen deshalb unterschiedliche Situationen der Restmüllbehandlung. Damit kann sichergestellt werden, daß diese wesentliche Entwicklung bei der Optimierung in geeigneter Weise Berücksichtigung findet.

Methode der Kosten-Nutzen Analyse

Die Kosten-Nutzen-Analyse ist eine gesamtwirtschaftliche Wohlfahrtsrechnung für ein bestimmtes Vorhaben. Dabei wird versucht, die gesamtwirtschaftlichen Vor- und Nachteile (Nutzen und Kosten) dieses Vorhabens zu bestimmen und zu quantifizieren, um somit die beste Einzelalternative von mehreren bestehenden Varianten auswählen zu können.

Die Methode der Kosten-Nutzen-Analyse ermöglicht die gemeinsame Betrachtung ausgewählter ökologischer Aspekte (wie sie auch in Ökobilanzen untersucht werden) und der Marktwirtschaft. Beide Aspekte werden in einem Ergebnis zusammengefaßt.

Die Bewertung der ökonomischen und ökologischen Kosten und Nutzen erfolgt in Geldeinheiten. Es ist allerdings zu beachten, dass die nicht monetarisierbaren Werte (nicht in Geldeinheiten ausdrückbaren Werte, z. B. Lärm, Geruch, Landschaftsbild, ...) unberücksichtigt bleiben.

Der in dieser Studie verwendete Vermeidungskostenansatz ist eine Möglichkeit zur Monetarisierung externer Kosten. Am häufigsten wird dazu der Ansatz verwendet, Zahlungsbereitschaften (Willingness to pay) abzufragen. Weitere wichtige bzw. häufig verwendete Verfahren sind – neben den bereits erwähnten – der Schadenskostenansatz, der Hedonische Preisanatz (Immobilienwertmethode), und der Reisekostenansatz. Andere Verfahren spielen wegen der geringen Häufigkeit ihrer Anwendung eine untergeordnete Rolle.

Die Ergebnisse einer monetären Bewertung von Umweltauswirkungen können je nach verwendetem Bewertungsansatz unterschiedlich ausfallen.

Entsprechend der Szenarientechnik wird zuerst ein System, das alle relevanten Prozesse und Güterströme enthält, definiert (= Referenz), im gegenständlichen Projekt die österreichische Abfallwirtschaft 1998. In "Szenarien" erfolgen in einzelnen Teilbereichen Variationen. Die

Ergebnisse für das nun veränderte Gesamtsystem werden anschließend mit der Referenz verglichen. Die Differenz zwischen Szenarium und Referenz, der "Kosten-Nutzen-Saldo" (KNS), stellt die Summe ökonomischer und ökologischer Aspekte dar. Positiver KNS bedeutet eine Verbesserung im Vergleich zur Referenz, negativer KNS eine Verschlechterung.

Bei der Definition des Gesamtsystems mußten Annahmen getroffen werden, um Systemgrenzen zu definieren und die tatsächliche Durchführung der Berechnungen zu ermöglichen. Durch geänderte Annahmen können die in dieser Studie erlangten Ergebnisse abweichen.

Ergebnisse

Papier

Haushalt

Der Ist-Zustand der getrennten Sammlung und Verwertung von Papier (-verpackungen und nichtverpackungen) aus Haushalten ist bereits jetzt auf einem hohen Niveau mit großen volkswirtschaftlichen Vorteilen gegenüber der gemeinsamen Sammlung mit Restmüll. In dieser Arbeit wurde eine Steigerung der Sammelmenge um etwa 8 % modelliert. Die getrennte Sammlung und Verwertung dieser Zusatzmenge ergab in allen Szenarien einen positiven Kosten-Nutzen-Saldo. Derzeit werden diejenigen Anteile des Papiers, die nicht getrennt erfasst werden (sondern gemeinsam mit dem Restmüll) zum Großteil deponiert. Vor diesem Hintergrund sind die positiven Effekte deutlich höher als bei weitgehender Vorbehandlung des Restmülls (sowohl in Müllverbrennungsanlagen (MVA) als auch in Mechanisch-Biologischen-Abfallbehandlungsanlagen(MBA)). Auch extreme Annahmen innerhalb der Sensitivitätsanalysen ändern nichts an diesen prinzipiellen Aussagen.

Gewerbe

Nachdem die Erfassungsgrade für Papier im Gewerbe bereits sehr hoch sind, wurde im Rahmen dieser Studie die Sammlung in diesem Bereich nicht variiert.

Glas

Auch die Sammlung und stoffliche Verwertung von Glas ist bereits jetzt auf einem hohen Niveau mit großen volkswirtschaftlichen Vorteilen. Aufgrund der bereits erreichten hohen Erfassungsgrade scheint eine Ausweitung nicht mehr sinnvoll bzw. praktikabel. Hier wurden betriebswirtschaftliche Optimierungen innerhalb des Sammelsystems modelliert, die einen positiven Kosten-Nutzen-Saldo bewirken. Nachdem dieser Optimierungsschritt die Sammelmengen konstant läßt, unterscheiden sich die Ergebnisse nicht für unterschiedliche Restmüllszenarien. Im Zuge der Sensitivitätsanalysen konnte lediglich ein Einfluß der Variation der Sammelkosten beobachtet werden.

Kunststoff

Haushalt

Die getrennte Sammlung von Kunststoffen aus Haushalten erfolgt zur Zeit auf hohem Niveau, allerdings mit deutlich negativem Kosten-Nutzen-Saldo. Es wurde daher eine Reduktion der getrennten Sammlung mit Konzentration auf stofflich verwertbare Materialien modelliert (große Hohlkörper etc.). Die Reduktion der Brutto-Sammelmenge auf etwa 50 % brachte deutliche Vorteile, die vor dem Hintergrund "Restmüllbehandlung" (MVA oder MBA) noch stärker ausgeprägt waren. Im Bereich Kunststoffe aus Haushalten konnten, insbesondere vor dem Hintergrund einer Restmüll-Vorbehandlung die größten Optimierungspotentiale erhoben werden.

Selbst extreme Annahmen für die Sammelkosten in den optimierten Szenarien, die sich in den Sensitivitätsanalysen als am stärksten ergebnisrelevant erwiesen haben, ändern nichts an diesen prinzipiellen Aussagen.

Gewerbe

Die derzeitige Sammlung und Verwertung von Kunststoffen aus dem Gewerbe ergibt einen leicht positiven KNS. Daher wurde in dieser Studie eine Ausweitung der getrennten Sammlung modelliert. Das Ergebnis ist hier nicht eindeutig. Vor dem Hintergrund Deponierung (derzeit werden diejenigen Anteile von Kunststoffen aus dem Gewerbe, die nicht getrennt erfasst werden – sondern gemeinsam mit dem Restmüll – zum Großteil deponiert) bzw. MBA fällt der KNS leicht positiv aus, vor dem Hintergrund MVA leicht negativ. Sensitivitätsanalysen zeigen, daß bereits leichte Änderungen in den Modellannahmen zu einer Vorzeichenänderung des KNS führen. Ergebnisrelevante Parameter sind der Risikozuschlag für Deponiesanierung (im Deponieszenarium), Vermeidungskosten CO₂, Investitionskosten für Deponie, MVAs bzw. MBAs in den jeweiligen Szenarien sowie die Erlössituation.

Getränkeverbundkartons (GVK)

Getränkeverbundkartons werden sowohl von der ARGEV als auch von der Fa. Ökobox getrennt gesammelt. Die mit Kunststoffen gemeinsam gesammelten GVK, die thermisch oder rohstofflich verwertet werden, werden in dieser Arbeit nicht gesondert analysiert. Ihre Sammlung, Sortierung, Verwertung etc. erfolgt entsprechend der Realität gemeinsam mit den dominierenden Kunststoffen. Damit verbleiben jene GVK, die mit Ökobox bzw. Ökobag getrennt gesammelt und einer stofflichen Verwertung innerhalb der Papierindustrie zugeführt werden.

Eine Einstellung dieser Sammel- und Verwertungsschiene, wie sie hier modelliert wurde, ergab positive volkswirtschaftliche Effekte. Vor allem bei weitgehender Restmüllbehandlung ist ein Belassen dieser Fraktion im Restmüll zu empfehlen. In Sensitivitätsanalysen konnte gezeigt werden, daß die Ergebnisse unempfindlich in Bezug auf Änderungen der Rahmenbedingungen sind. Den stärksten Einfluß auf das Ergebnis haben naturgemäß die Sammelkosten.

Metalle

Haushalt

Die getrennte Sammlung und Verwertung von Metallen aus Haushalten weist vor dem Hintergrund weitreichender Deponierung (derzeit werden diejenigen Anteile der Metalle, die nicht getrennt erfasst werden – sondern gemeinsam mit dem Restmüll – zum Großteil deponiert) einen positiven KNS (Kosten-Nutzen-Saldo) auf. Im Zuge der Vorbehandlung von Restmüll, sowohl in MVAs als auch in MBAs, erfolgt eine magnetische Abtrennung von Eisenmetallen. Es wurde daher eine modifizierte Form der Metallsammlung modelliert, die schwerpunktmäßig auf Aluminium abzielt (im wesentlichen Getränkedosen). Die Ergebnisse sind vor allen Restmüll-Hintergründen leicht negativ. Die Metall-Szenarien reagierten auf praktische alle Sensitivitätsanalysen deutlich. Bei Extremannahmen für eine Reduktion der Vermeidungskosten für CO₂, bei Reduktion der Sammelkosten, bei Senkung der Investitionskosten für MVAs bzw. MBAs und bei veränderter Erlössituation für Eisenmetalle wurde der KNS leicht positiv. Aufgrund der Sensitivität der Ergebnisse können keine eindeutigen Aussagen getroffen werden.

Gewerbe

Die Metallsammlung im Gewerbe wurde im Rahmen dieser Studie nicht variiert.

SUMMARY

Motivation and Aim

Collecting packaging materials separately has ecological advantages over their collection together with residual waste. For Austria nation-wide, it also brings cost savings (according to the method of calculation described in the following) of the order of about ATS 3,700 million p.a. From this point of view, the implementation of the packaging materials ordinance has had a positive effect on the Austrian economy.

The aim of the project was to study (with a calculation and assessment model) steps for the further refinement and optimisation of the separate collection and recycling of individual packaging materials as it was done in 1998 in a cost-benefit analysis. Each variation of the collections and recycling/treatment of different packaging materials is described and its significance determined (absolute costs and benefits). Finally, the influence of important parameters on the result is determined (sensitivity analysis).

The possibility for optimising the current collection and recycling/treatment system arises mainly from changes in the pre-treatment of residual waste. It can be expected that in the course of the decade, all residual waste will undergo pre-treatment. The steps for optimising separate collections elaborated in this study take into account the different possibilities of residual waste treatment, thus making sure that these important developments are duly considered.

Method of cost-benefit analysis

Cost-benefit analysis is an overall economic fitness account for a specific project. Attempts are made to identify and quantify the overall economic advantages and disadvantages (benefits and costs) of this project in order to be able to select the best single option from those available.

The method of cost-benefit analysis enables the consideration of selected ecological aspects (as they are considered in eco-balances) in combination with the market economy. Both aspects are then combined to produce one result.

Economic and ecological costs and benefits are assessed in monetary units. It should be pointed out though that non-monetary values (values that cannot be expressed in monetary terms such as noise, smell, landscape, ...) are not considered.

The cost-avoidance approach used in this study is one way of monetarising external costs. The method most often used to achieve this is to ask for the willingness to pay. Other important or frequently used methods include (apart from the ones mentioned already) damages, Hedonic price (real estate valuing method) and travel cost method. Other methods play a minor role as they are not often used.

The results of the monetary assessment of environmental impacts can vary depending on the assessment method used.

According to the scenario technique, a system is defined first that contains all relevant processes and material flows (= reference), in this case Austrian waste management in 1998. In "scenarios" variations of individual sectors occur. The results of the now modified overall system are then compared with the reference. The difference between the scenario and the reference (the cost-benefit balance) is the sum total of economic and ecological aspects. A positive cost-benefit balance means an improvement compared to the reference, negative cost-benefit balance deterioration.

For the definition of the overall system, assumptions had to be made so that it was possible to define system boundaries and to carry out the calculations. Changing these assumptions can mean changes in the results obtained in this study.

Results

Paper

Domestic

The separate collections and recycling of paper (both packaging and non-packaging materials) from households have reached a high level while producing large economic advantages compared to the combined collections with residual waste. In this study, a model was elaborated with an 8 % increase of the volume collected. The separate collection and recycling of this additional volume resulted in a positive cost-benefit balance in all scenarios. Currently paper that is not collected separately (i.e. collected together with residual waste) is mostly landfilled. Considering this, the positive effects are much higher than those achieved with an extensive pre-treatment of residual waste (whether in waste incineration plants or mechanical-biological waste treatment plants). These basic findings remain unchanged even when extreme assumptions are made in the sensitivity analysis.

Commercial

Since a large degree of paper from commercial enterprises is collected already, this study does not include variations of these collections.

Glass

Glass collections and recycling have also reached a high level while producing large economic advantages. Considering that a large degree of glass is collected already, further expansions do not seem sensible or practical. Here models for business-economic optimisations were elaborated within the collection system leading to a positive cost-benefit balance. As the volumes collected remain constant in this step of optimisation, the results do not differ for different residual waste scenarios. In the sensitivity analyses, only variations of the collection costs were found to have produced an effect.

Plastic materials

Domestic

The separate collections of plastic materials from households have reached a high level, however with a clearly negative cost-benefit balance. Therefore a model for reducing separate collections to mainly recyclable materials (large hollow objects, etc.) was elaborated. Reducing the gross volume collected to about 50 % produced clear benefits, which were even more pronounced when considered in the light of residual waste treatment (waste incineration or mechanical-biological waste treatment). For plastic materials from households, the largest potentials for optimisation were identified especially when taking into account residual waste pre-treatment.

These basic findings remain unchanged even when making extreme assumptions regarding collection costs (found to be most relevant for the results in the sensitivity analyses) in the optimised scenarios.

Commercial

The cost-benefit balance of collections and recycling of plastic materials from commercial enterprises is currently slightly positive. Therefore a model for expanding separate collections was elaborated. The result is not clear. When considering the landfill aspect (currently plastic materials from commercial enterprises that are not collected separately, i.e. collected together with residual waste, are mostly landfilled) and mechanical-biological waste treatment, the cost-benefit balance is slightly positive. In the light of waste incineration however, the cost-benefit balance is slightly negative. Sensitivity analyses show that even slight changes in the model assumptions change the cost-benefit balance from positive to negative and vice versa. Parameters relevant for the result are risk charges for the restoration of landfills (in the landfill scenario), CO₂ avoidance costs, investment costs for landfill, for waste incineration and mechanical-biological waste treatment plants in the respective scenarios and the proceeds.

Drink cartons

Drink cartons are collected separately by ARGEV and by a company called Ökobox. Drink cartons collected together with plastic materials and subjected to thermal or material recycling are not analysed specifically in this study. Their collections, sorting, recycling, etc. are carried out according to the prevalent plastic materials. The drink cartons considered here are those collected separately by Ökobox and Ökobag which are then recycled in the paper industry.

Giving up this line of collection and recycling (according to the model elaborated here) produced positive economic effects. With extensive residual waste treatment, it is especially advisable to leave this particular fraction with the residual waste. Sensitivity analyses have shown that the results are not affected by changes in the overall conditions. As a matter of course, the results are mostly affected by the collection costs.

Metals

Domestic

The cost-benefit balance of the separate collections and recycling of metals from households is positive when considered in the light of extensive landfilling (currently metals that are not collected separately, i.e. collected together with residual waste, are mostly landfilled). In the course of the pre-treatment of residual waste (waste incineration or mechanical-biological treatment of waste), a magnetic separation of iron metals takes place. Thus a modified form of metal collection was modelled focusing on aluminium (mainly drink cans). The results are slightly negative against all residual waste backgrounds. The metal scenarios respond clearly to practically all sensitivity analyses. The cost-benefit analysis became slightly positive when making extreme assumptions regarding CO₂ avoidance costs, with reduced collection costs and reduced investment costs for waste incineration plants and mechanical-biological waste treatment plants and where the proceeds for iron metals changed. Due to the sensitivity of the results, clear statements are not possible.

Commercial

Variations of metal collections from commercial enterprises are not included in this study.

1 EINLEITUNG

Sechs Jahre nach Inkrafttreten der Verpackungsverordnung 1993 wird immer lauter nachgefragt, ob die zweifellos durch die Verpackungsbewirtschaftung erzielten ökologischen Nutzeffekte, wie eingesparte Deponiemengen, Emissionen, Primärproduktion usw., die Kosten des Systems rechtfertigen, die schließlich vom Konsumenten getragen werden.

Diese Studie soll eine wissenschaftliche Grundlage für eine volkswirtschaftliche Optimierung der getrennten Sammlung und Verwertung von Verpackungen unter Berücksichtigung ökologischer, externer Effekte ermöglichen. Basierend auf einer Analyse der Situation für die Packstoffe Papier, Glas, Kunststoffe, Materialverbunde und Metalle (unterteilt in Eisen- und Nicht-eisenmetalle) im Jahr 1998¹ sollen jene Bereiche identifiziert werden, in denen aus volkswirtschaftlicher Sicht eine Korrektur (Rück- oder Ausbau) der getrennten Sammlung und Verwertung sinnvoll erscheint, bzw. jene, in denen mit relativ geringen (zusätzlichen) betriebswirtschaftlichen Kosten hohe ökologische Effekte erzielt werden können.

Die bereits vorhandenen Kosten-Nutzen-Analysen, z. B. im Bereich der Kunststoffe [GUA, 1998a], für Haushaltsabfälle [GUA, 1998b] werden aktualisiert und auf Packstoffe bezogen bzw. um den Gewerbebereich erweitert. Fragen der Grenzziehung zwischen Verpackungen und Nichtverpackungen² stellen teilweise "Neuland" dar. Die Analyse berücksichtigt hierfür, wenn sinnvoll, auch stoffgleiche Nichtverpackungen (keine vollständige KNA, jedoch Güterbilanz).

Die volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) erlaubt die Gegenüberstellung unterschiedlichster Effekte, ihre Ergebnisse beruhen auf einem transparenten Bewertungssystem. Kosten und Nutzen werden monetär bewertet, wobei die Methode der Vermeidungskosten zur monetären Bewertung der externen Effekte angewandt wird.

Mögliche Handlungsempfehlungen können gemäß der Fragestellung den gesamten Bereich der Abfallwirtschaft, also von der Sammlung bis zum Sekundärrohstoff und die Deponie betreffen. Ein Vergleich verschiedener Packstoffe untereinander kann naturgemäß nicht erfolgen, da hier eine Ausweitung auf Produktion und besonders "Funktion" im Einsatz erforderlich wäre.

¹ Andere Packstoffe sind nicht nur mengenmäßig sondern auch bezüglich der Substitutionseffekte von äußerst geringer Bedeutung

² z. B. die Beurteilung der gemeinsamen Sammlung von Papierverpackungen und Druckerzeugnissen.

2 METHODIK

Die Methode der Kosten-Nutzen-Analyse ermöglicht die gemeinsame Betrachtung ökologischer Aspekte (wie sie auch in Ökobilanzen untersucht werden) und der Marktwirtschaft.

Die Entscheidung zwischen verschiedenen Alternativen durch Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile der verschiedenen Möglichkeiten ist eine alltägliche für jeden nachvollziehbare Fragestellung. Die Qualität dieser Entscheidung kann durch Einbeziehung zusätzlicher Aspekte und Gewichtung einzelner Argumente entscheidend verbessert werden.

Mit Hilfe der Kosten-Nutzen-Analyse können die positiven und negativen Effekte eines Produkts oder Projekts über die marktwirtschaftliche Betrachtung hinaus abgebildet werden. Die Einbeziehung externer Effekte (wie z. B. Energieverbrauch und Emissionen) ermöglicht eine umfassendere Beurteilung der Auswirkung auf die Volkswirtschaft.

2.1 Die Methode der Kosten-Nutzen-Analyse

Die Kosten-Nutzen-Analyse, in der hier vorgestellten Form, wurde von zwei österreichischen Institutionen entwickelt, von der GUA, einem privaten Consulting- Unternehmen und dem Institut für Finanzwissenschaft und Infrastrukturpolitik (IFIP) an der Technischen Universität Wien. Die Kosten-Nutzen-Analyse nach GUA-IFIP stellt eine kohärente Methodik zur zielorientierten Problemlösung in der Praxis dar.

Am Beginn steht die exakte Definition von Geltungsbereich und Zielsetzung der Analyse. Die weiteren Schritte der KNA können folgendermaßen definiert werden:

2.1.1 Identifikation des Systems in sensu stricto

- Festlegung der regionalen und temporalen Systemgrenzen
- Auswahl der zu betrachtenden Prozesse

2.1.2 Identifikation des Bilanzgebiets

- Auswahl zusätzlicher zu berücksichtigender Prozesse:
- Energiebereitstellung, Erzeugung von Hilfsstoffen
- Substitutionen (Primärproduktion, Erzeugung von Strom und Dampf)

2.1.3 Güterbilanz

- Berechnung der Massenströme

2.1.4 Ökologische Parameter

- Energiebilanz
- Stoffflußanalyse und Emissionen

2.1.5 Ökonomische Parameter

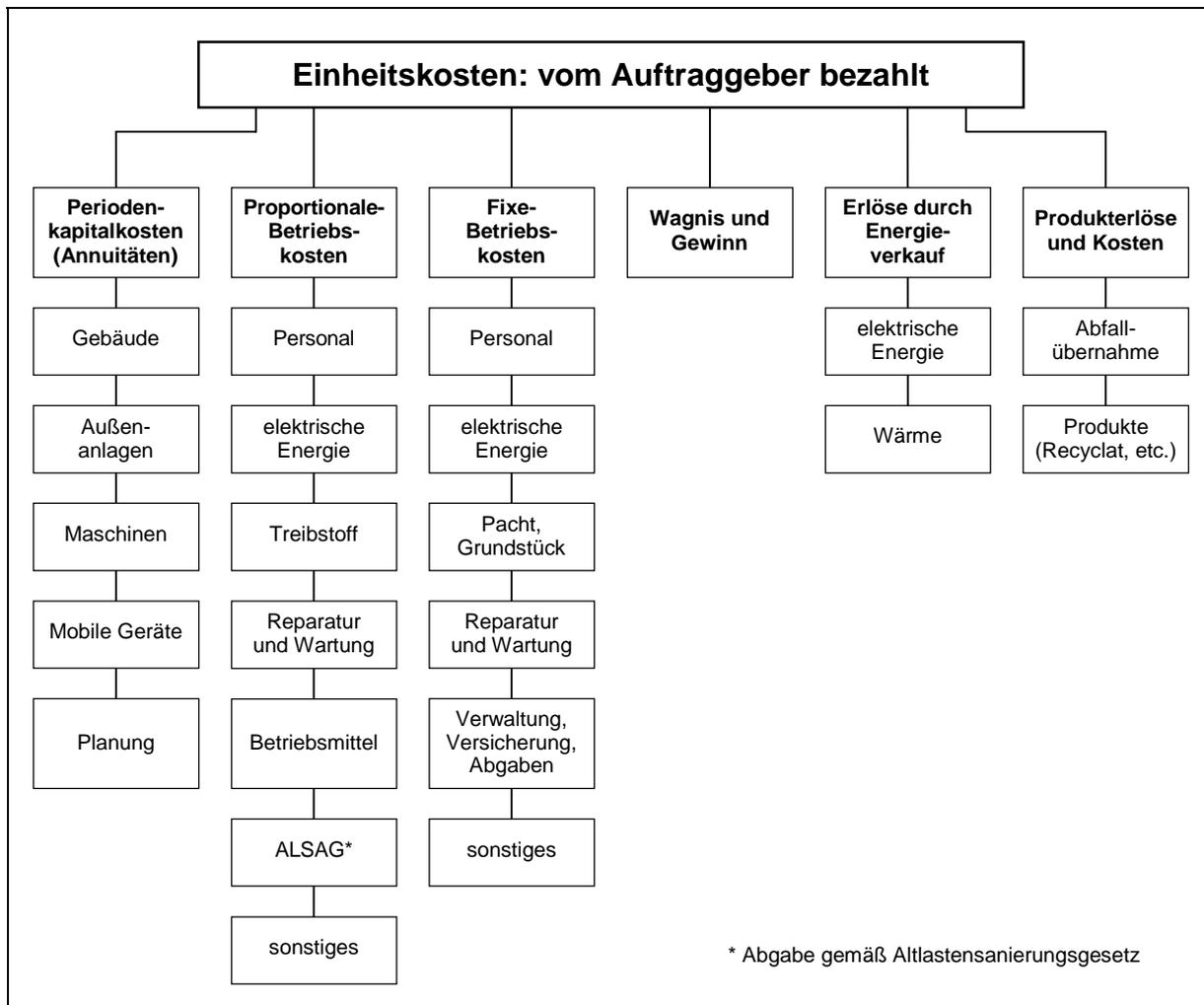


Abb. 1: Struktur der berücksichtigten Kostenarten

2.1.6 Kosten-Nutzen-Analyse

Zusammenführung ökologischer und ökonomischer Parameter eines Szenariums im Vergleich zum Referenzszenarium.

Schrittweise Aggregation der betrachteten monetarisierten Effekte (siehe Abb. 2).

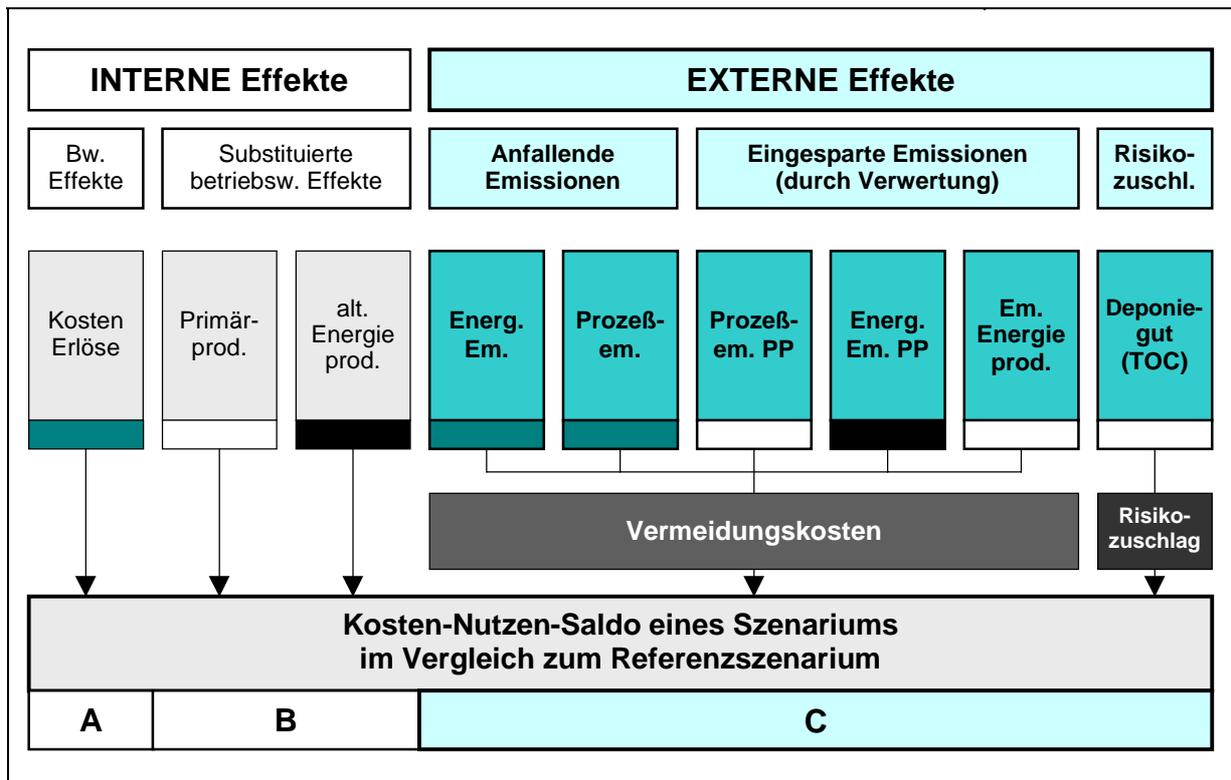


Abb. 2: Bei der Berechnung des Kosten-Nutzen Saldo berücksichtigte Effekte

2.1.6.1 Interne Effekte

Interne Effekte sind solche Effekte, die absichtlich verursacht werden. Sie sind relativ leicht quantifizierbar, da sie in die Kostenrechnung der im Rahmen des betrachteten Systems tätigen Firmen eingehen, z. B. Investitionskosten. Interne Effekte können in **betriebswirtschaftliche Effekte** und **substituierte betriebswirtschaftliche Effekte** unterschieden werden.

Betriebswirtschaftliche Effekte bezeichnen die Kosten und Erlöse innerhalb des Systems, sie umfassen Investitionskosten (als Annuitäten), Betriebskosten und einen Wagnis- und Gewinnzuschlag. Erlöse, die aus dem Verkauf von Recyclaten resultieren, werden ebenso erhoben und in die betriebswirtschaftlichen Effekte mit eingerechnet.

Substituierte betriebswirtschaftliche Effekte werden in Form der Ersparnis der Kosten einer alternativen Primärproduktion sowie konventioneller Energieproduktion realisiert. Hierbei wird vereinfachend davon ausgegangen, daß die Marktpreise der Primärprodukte die momentanen Knappheiten widerspiegeln, so daß eine Berechnung von Schattenpreisen unterbleiben kann.

Tab. 1: Verwendete Produkt-Erlöse [öS/t]

Produkt	Produktelerlöse Sekundärmarkt	Substitut	Preis des Substituts Primärmarkt
Altpapierstoff deinkt	3.600	Holzstoff	3.610
Altpapierstoff normal	1.300	Halbzellstoff Holzstoff	4.100 3.610
Glasbehälter	5.700	Glasbehälter	5.700
LDPE-Regranulat	5.800	LDPE-Primärgranulat	9.700
HDPE-Regranulat	5.200	HDPE-Primärgranulat	8.700
PP-Regranulat	5.200	PP-Primärgranulat	7.400
PS-Regranulat	6.700	PS-Primärgranulat	9.500
EPS-Regranulat	3.600	EPS-Primärgranulat	12.000
PET-Regranulat	6.200	PET-Primärgranulat	10.400
Aluminumgußlegierung	12.000	Aluminumgußlegierung	19.000
Baustahl	3.100	Baustahl	4.200
Methanol	2.100	Methanol	2.100

In einigen Prozessen der Abfallbewirtschaftung (z. B. Rostfeuerung, industrielle Verbrennung) wird Nutzenergie in Form von Strom und Wärme erzeugt. Dieser Nutzeffekt wird mit denjenigen Kosten gemessen, welche anfallen würden, wenn diese Energie in einem konventionell zu betreibenden Kraftwerk erzeugt werden müßte.

Tab. 2: Verwendete Energiekosten

Diesel	Bezug	öS/l	8,50
Erdgas		öS/m ³	1,60
Strom		öS/kWh	1,10
Strom	Einspeisung	öS/kWh	0,24
Wärme		öS/kWh	0,12

2.1.6.2 Externe Effekte

Externe Effekte sind von Wirtschaftssubjekten unbeabsichtigte Effekte, welche nicht in deren Kostenrechnung eingehen und zumindest teilweise bei unbeteiligten Dritten anfallen. Diese Effekte, welche sowohl positiver als auch negativer Natur sein können, sind in der KNA zu berücksichtigen, z. B. Emission von Schadstoffen. Nachdem für externe Effekte keine Marktpreise bestehen, ist die Bildung von Schattenpreisen erforderlich, um die von ihnen verursachten Kosten- bzw. Nutzeffekte abzubilden. Hierdurch werden die Einflüsse auf die Umwelt auf der gleichen Basis ausgedrückt wie die internen Kosten- und Nutzenkomponenten. Externe Effekte können in **externe Kosten anfallender Emissionen**, **externe Nutzeffekte in Form eingesparter Emissionen** und in **externe Kosten in Form des Risikos der Deponierung** unterschieden werden.

Volkswirtschaftliche Kosten anfallender bzw. ersparter Emissionen

Externe Kosten anfallender Emissionen betreffen jene Emissionen, die aus den Prozessen des Systems der Abfallwirtschaft entweichen. In jedem Prozeß der Abfallwirtschaft werden Emissionen freigesetzt. Diese Emissionen entstehen einerseits durch die Verbrennung fossiler Energieträger, andererseits sind sie durch die Prozesse selbst bedingt.

Ersparte Emissionen ergeben sich durch die Prozesse des Recyclings und der Energierückgewinnung. In den Prozessen der Verwertung kann ein Nutzeffekt in Form von eingesparten Emissionen identifiziert werden, die anfallen würden wenn die Recyclingprodukte aus Primärrohstoffen erzeugt werden müßten. Entsprechend der zuvor beschriebenen Vorgangsweise ist hierbei ebenfalls zwischen den Prozeßemissionen und Emissionen aus Energieträgern zu unterscheiden.

Die Bewertung der Emissionen erfolgt über den Vermeidungskostenansatz. Vermeidungskosten sind von denjenigen Kosten abgeleitet, die notwendig sind, um bestimmte Umweltstandards zu erreichen. Ausdruck finden die Vermeidungskosten in den Kosten für den Einsatz der zur Erreichung dieser Zielvorgaben erforderlichen Emissionsminderungstechnologien. Die Höhe der Vermeidungskosten ist in der Regel mit relativ geringen Unsicherheiten verbunden, da sie sich oft aus einer Vielzahl von KNA's ableiten, welche anlässlich der Festsetzung von Emissionszielen durchgeführt wurden.

Die in dieser Arbeit verwendeten Vermeidungskosten sind in Tab. 3 dargestellt.

Tab. 3: Vermeidungskosten [AWS, GUA & IFIP, 2000]

Luftemissionen	in S/t	Wasseremissionen	in S/t
CO ₂ biog	0	CSB	9.800
CO ₂ foss	870	NH ₄ ⁺	15.244
CH ₄	18.270	Cd	4.900.000
CO	1.050	Hg	24.500.000
SO ₂	35.000	Pb	980.000
NO _x	28.000	Zn	9.800.000
C _x H _y /NMVOC	28.000	Cl ⁻	k.A.
Staub	7.000		
Dioxine	k.A.		
HCl	k.A.		
FCKW	3.480.000		
Cd im Schwebestaub	24.500.000		
Hg im Schwebestaub	2.450.000.000		
Pb im Schwebestaub	245.000		
Zink im Schwebestaub	2.450		

2.1.7 Externe Kosten der Deponierung

Risikozuschläge für die Deponierung werden ebenfalls in der Bewertung der externen Effekte berücksichtigt.

Zusätzlich zu den betriebswirtschaftlichen Kosten, die der Bau und Betrieb von Deponien verursacht, ist aus volkswirtschaftlicher Sicht zu berücksichtigen, daß die Deponierung von Abfällen ein (zusätzliches) Risiko beinhalten kann, welches in den heutigen Marktpreisen nicht zum Ausdruck kommt.

Die externen Kosten der Deponierung werden in Form eines Kostenzuschlags auf die verwendeten Deponiepreise berücksichtigt. Der Kostenzuschlag entspricht dem Risiko der Notwendigkeit einer späteren Ausräumung und einer teilweisen thermischen Behandlung von Deponiegut, siehe Tab. 4.

Tab. 4: Risikozuschlag für Deponiesanierung [GUA & IFIP, 1998]

Deponietyp	in öS/t
Reaktor-/Restmülldeponie	2.000
Massenabfalldeponie	1.000
Reststoffdeponie	80
Baurestmassendeponie	0

2.1.8 Der Kosten-Nutzen-Saldo (KNS)

Das Hauptergebnis der volkswirtschaftlichen KNA ist der Kosten-Nutzen Saldo (KNS), der deutlich zeigt, ob ein Szenarium besser ist als die Referenzsituation. Jedes Szenarium wird mit dem definierten Referenzszenarium verglichen. Die Berechnung des KNS erfolgt stufenweise.

2.1.9 Resultate

Im hier beschriebenen Rechenmodell sind alle Daten miteinander verknüpft, so daß eine spätere Verbesserung der Daten und der Ergebnisse jederzeit möglich ist.

2.1.10 Sensitivitätsanalysen

Im Zuge der Sensitivitätsanalysen werden jene Parameter identifiziert, die den größten Einfluß auf das Ergebnis haben. Damit kann eine Bewertung der Stabilität und Qualität der Ergebnisse erfolgen.

3 SYSTEMIDENTIFIKATION

Das Setzen von Systemgrenzen ist von besonderer Wichtigkeit. Die Abfallwirtschaft mit den Prozessen der **Sammlung, Sortierung und Verwertung von Verpackungen in Österreich 1998** bildet das System in sensu stricto. Neben den betrachteten Verpackungsabfällen kommen auch Energie und Hilfsstoffe in das System, ihre Erzeugung ist für die Bewertung mit einzubeziehen. Da diese Prozesse nicht innerhalb des Systems liegen, werden alle dafür betrachteten Parameter pro Einheit Input bilanziert³.

Die aus dem System exportierten Produkte substituieren primär produzierte Produkte. Substituierte ökologische Anteile (z. B. Emissionen der Primärproduktion) müssen bilanziert werden, weshalb die relevanten Prozesse in das Bilanzgebiet aufgenommen werden. Im Unterschied zum System in sensu stricto werden die Größen der Primärproduktion pro Einheit Output (Gewicht oder Energie) ermittelt. (siehe Abb. 3). Das System umfaßt folgende Prozeßtypen, die teilweise noch für verschiedene Größen kalkuliert werden:

Prozesse außerhalb der Abfallwirtschaft

- Gas- und Dampfturbine (G & D)
- Primärproduktion Papier
- Primärproduktion Glas
- Primärproduktion Kunststoffe
- Primärproduktion Nicht-Eisenmetalle
- Primärproduktion Eisenmetalle

Abfallwirtschaftliche Prozesse

- Sammlung mit System- oder Gewerbemüll
- Getrennte Sammlung
- Sortierung Papier
- Sortierung Glas
- Sortierung Leichtverpackungen
- Sortierung Metallverpackungen
- Stoffliche Verwertung Papier
- Stoffliche Verwertung Glas
- Stoffliche Verwertung Kunststoffe
- Stoffliche Verwertung Verbunde
- Stoffliche Verwertung NE-Metalle
- Stoffliche Verwertung FE-Metalle
- Rohstoffliche Verwertung (Vergasung)
- Thermische Verwertung Wirbelschicht
- Thermische Verwertung Drehrohfen
- Mechanische Trennung vor Splitting
- Biologie Splitting
- Rostfeuerung
- Hausmülldeponie
- Massenabfalldeponie
- Reststoffdeponie
- Baurestmassendeponie

³ Methode der Ökobilanzierung [Habersatter 1996].

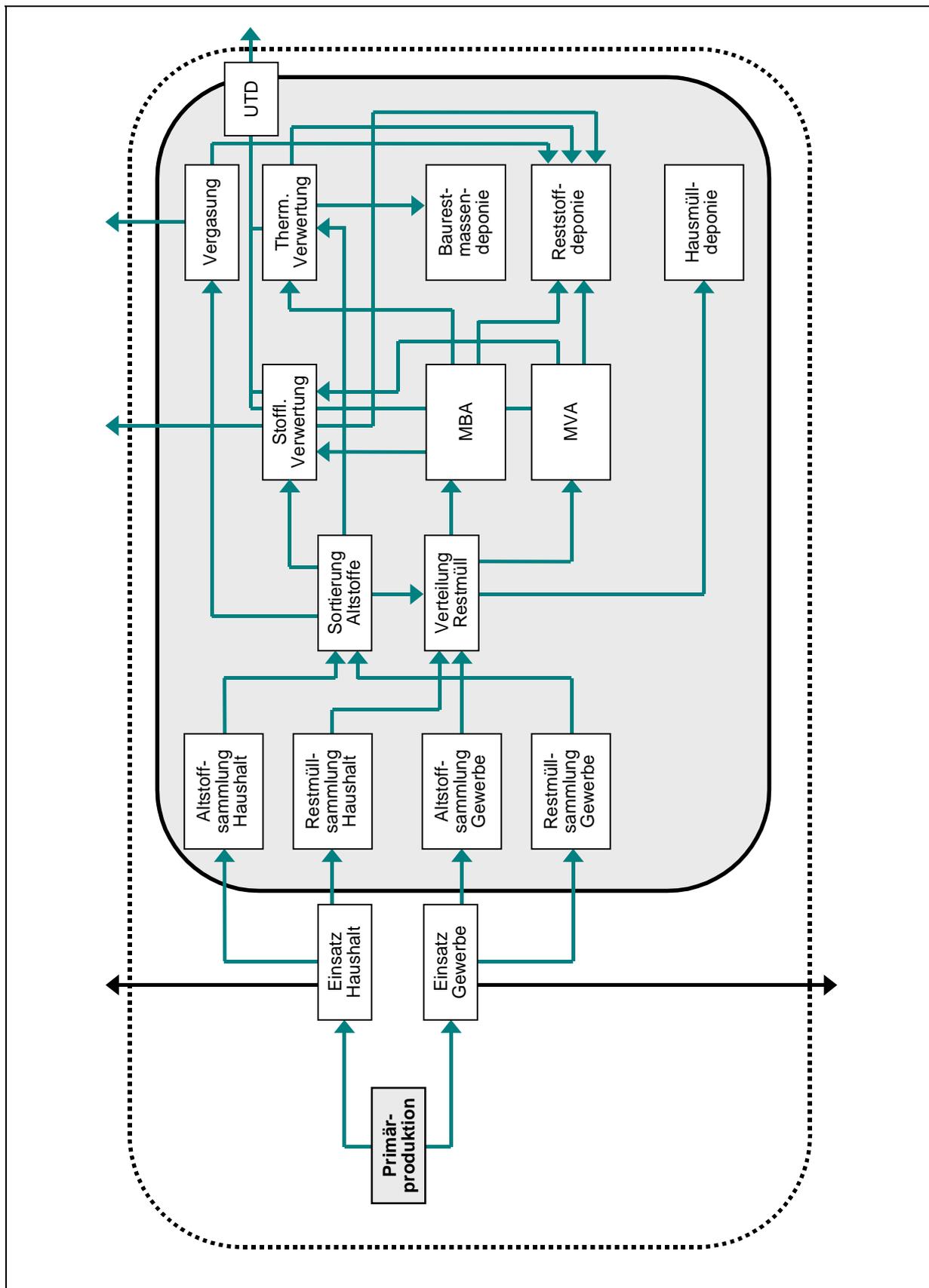


Abb. 3: Systemidentifikation für die Verpackungsbewirtschaftung in Österreich 1998

4 RECHENMODELL

Das von der GUA bereits in früheren Arbeiten erstellte Modell zur Berechnung von Kosten-Nutzen-Analysen im Bereich der Abfallwirtschaft wurde für das gegenständliche Projekt adaptiert. [GUA & IFIP, 1998; AWS, GUA & IFIP, 2000]

Das Rechenmodell besteht aus folgenden miteinander verknüpfter Microsoft® Excel Arbeitsmappen (siehe auch Abb. 4).

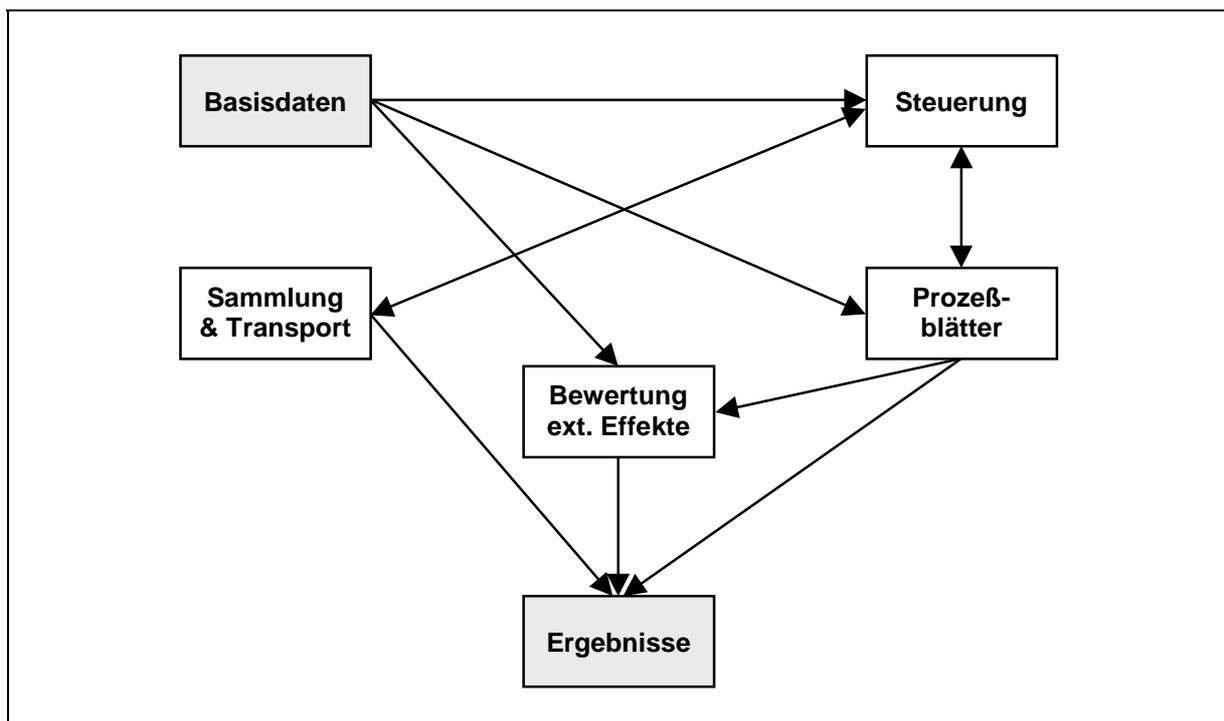


Abb. 4: Struktur des Rechenmodells

4.1 Steuerung

In dieser Datei wird das jeweilige zu berechnende Szenarium ausgewählt und die dementsprechenden Mengen den einzelnen Prozessen zugeteilt.

Zur Vermeidung von Verknüpfungen zwischen den einzelnen Prozeßblättern erfolgt die Verknüpfung hintereinander liegender Prozesse über die Steuerung. Die Übernahmekosten für die einzelnen Sammelkosten werden aus den Kosten der nachfolgenden Prozesse derart kalkuliert, daß die Gesamtkosten inklusive eines angemessenen Anteils für Wagnis & Gewinn auf die Inputs aufgeteilt werden. Diese Kosten stellen dann Outputkosten (oder -erlöse) für den davor liegenden Prozeß dar. So ergeben sich z. B. aus Kenntnis der Übernahmekosten für Deponien und Erlöse für Sekundärprodukte die Inputkosten für Verwertungsprozesse.

4.2 Prozeßblätter

Diese Arbeitsmappe enthält die einzelnen Prozeßblätter. Für jede kalkulierte Anlage sind Daten zu Güterbilanz, Energiebilanz und Emissionen zusammengestellt. Betriebswirtschaftliche Kosten werden entsprechend der Aufstellung in Abschnitt 2.1.5 kalkuliert.

4.3 Basisdaten

Diese Datei sammelt sämtliche im Modell verwendete physikalische Konstanten, Emissionsfaktoren für Energieträger, Heizwerte, Wassergehalte etc. für einzelne Stoffgruppen.

Darüber hinaus werden in dieser Datei die verwendeten Zinssätze zur Abzinsung von Investitionen, verwendete Personalkosten, Kosten bzw. Erlöse für Energie usw. gesammelt.

4.4 Bewertung externer Effekte

Hier werden im wesentlichen Emissionen und ersparte Emissionen aus den Prozeßblättern gesammelt und mittels Vermeidungskosten (aus Basisdaten) bewertet.

4.5 Sammlung & Transport

Entsprechend der Beschreibung in Abschnitt 7 erfolgt die Modellierung der Sammlung aus Haushalten und aus dem Gewerbe.

Eine Abschätzung der Aufwendungen für den Transport der unterschiedlichen Güter zwischen den einzelnen Prozessen ist hier ebenfalls enthalten.

4.6 Ergebnisse

In einer eigenen Arbeitsmappe werden Ergebnisse aus den einzelnen Berechnungen (Sammlung & Transport, Prozeßblätter, Bewertung) zusammengeführt.

5 GÜTERBILANZEN

Die Güterbilanzen umfassen die Mengen an Papier-, Glas-, Kunststoff-, Verbund- und Metallverpackungen vom Einsatz über die Sammlung (getrennt oder über die Restmüllsammlung), Sortierung, Verwertung, Vorbehandlung und Entsorgung.

Daten zu den einzelnen Schritten stammen aus unterschiedlichen Quellen und bedürfen daher sorgsamer Prüfung und Abstimmung. Die Ermittlung von Einsatzmengen kann markt- oder abfallseitig erfolgen. Beide Methoden sind mit vielfältigen Unsicherheiten behaftet. Deshalb verbleibt bei einzelnen Bilanzen die Position "Differenz". Sofern diese im Verhältnis nicht zu groß ist, ist keine weitere Recherche erforderlich.

Abfälle sind generell verschmutzt, wobei der Grad an Verunreinigungen, Feuchtigkeit und mitgesammelten Fremdstoffen (Müll und Nichtverpackungen) sowohl zwischen den einzelnen Packstoffen, abhängig von der Herkunft der Abfälle aus Haushalten oder dem Gewerbe, als auch vom Sammelsystem und der Siedlungsstruktur, stark schwankt.

Die weiteren Analysen erfordern jedenfalls die Erstellung von Brutto- und Nettobilanzen. Unter **Bruttomengen** werden die Sammelmengen inkl. des mitgesammelten Mülls und der Nichtverpackungen verstanden. **Nettomengen** umfassen Verpackungen inkl. Anhaftungen wie Verunreinigungen oder Feuchtigkeit. Zum Vergleich mit Markt- (bzw.) Einsatzmengen ist die Abschätzung der reinen Verpackungsmenge erforderlich, welche sich aus der Nettomenge minus der Anhaftungen errechnet. Im Fall von Papier wird anstelle der reinen Mengen die Menge Trockensubstanz (TS) angegeben.

5.1 Papier (Verpackungen & Nichtverpackungen)

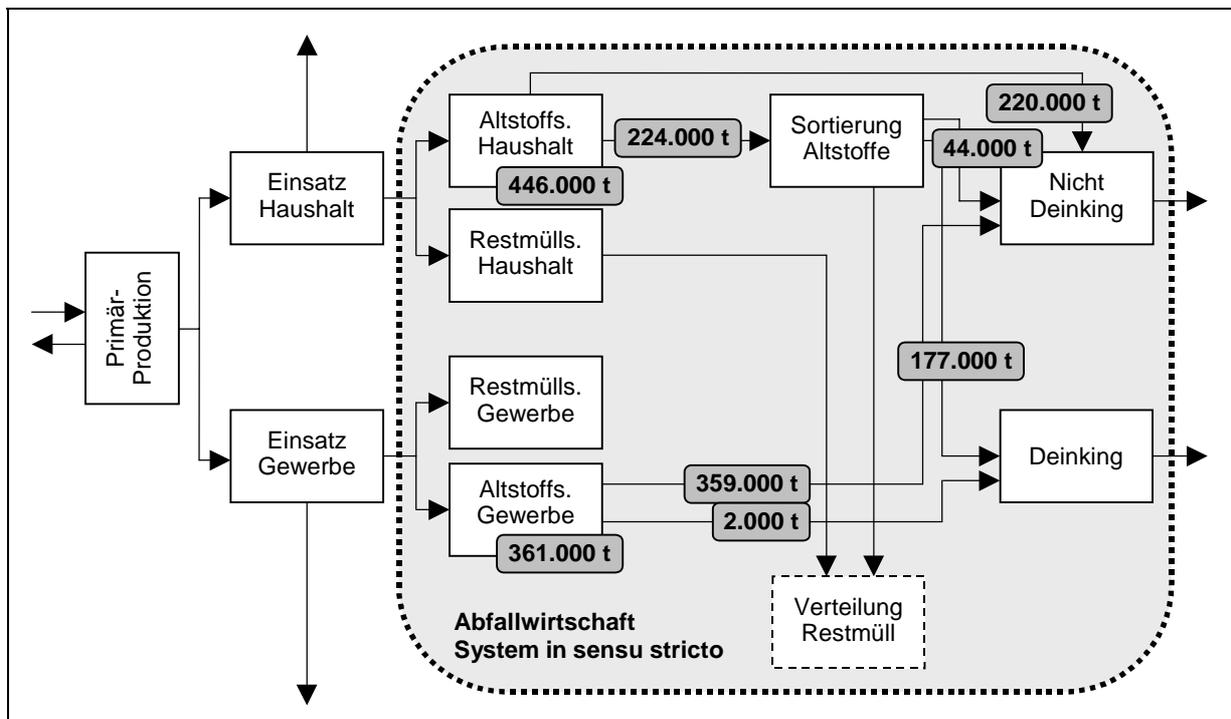


Abb. 5: Brutto-Bilanz Subsystem Papierverpackungen, vereinfacht 1998; Bilanzfehler ergeben sich aufgrund von Rundungsdifferenzen.

5.1.1 Einsatzmengen

Die **Gesamteinsatzmenge** an Papierverpackungen 1998 betrug nach Angaben der ARO **510.000 t**. Für die Nettobilanz wurde ein durchschnittlicher Wassergehalt von 7 % abgezogen, damit ergibt sich eine Gesamteinsatzmenge von rund 474.000 t.

5.1.2 Abfallmengen

Aus Müllanalysen [Hauer, 1999] kann die mit dem **Restmüll** entsorgte Menge an Papierverpackungen mit 83.000 t (= **66.000 t TS**) aus System- und Sperrmüll (= **Haushalten**) sowie 26.000 t (= **20.000 t TS**) aus dem **Gewerbemüll** angegeben werden.

Die Erfassungsmengen in der **Altstoffsammlung** sind 446.000 t (= **376.000 t TS**) aus **Haushalten** (Verpackungen & Nichtverpackungen) und 361.000 t (= netto **313.000 t TS**) aus der **Gewerbesammlung**.

Bei Berücksichtigung der in der Haushaltssammlung enthaltenen 71.000 t Verpackungen (= 59.000 t TS), verbleibt eine Bilanzdifferenz von 17.000 t TS.

Darin sind alle Unsicherheiten der verwendeten Daten und der dahinter liegenden Analysen enthalten. Der Vergleich von abfall- mit marktseitig erhobenen Daten liefert meistens keine stimmigen Ergebnisse.

5.1.3 Getrennte Sammlung, Sortierung und Verwertung

Von den 446.000 t aus der getrennten Papier-Sammlung aus **Haushalten** werden **224.000 t** einer **Sortierung** zugeführt, die restlichen **220.000 t** werden direkt in Anlagen **ohne Deinking** verwertet. Bei der **Sortierung** fallen knapp 3.000 t Sortierabfälle an, ca. 177.000 t werden in Anlagen mit Deinking, 44.000 t ohne Deinking verwertet. Die getrennt gesammelten Papierverpackungen aus dem **Gewerbe (361.000 t)** werden nicht sortiert, in Anlagen **mit Deinking** werden **2.000 t**, in Anlagen **ohne Deinking 359.000 t** verwertet.

Tab. 5: Vereinfachte Güterbilanz Papier⁴ 1998 [1.000 t/a].

Papier 1998 [1.000 t/a]	Gesamt			Haushalt (Verpackungen & NVP)			Gewerbe (Verpackungen)		
	Brutto	Netto	TS	Brutto	Netto	TS	Brutto	Netto	TS
Einsatz – Verp.		510	474						
Abfall – Verp.									
im Restmüll		109	86	83	83	66	26	26	20
getr Sammlung	432	424	371	71	69	59	361	355	313
Differenz			17						
Restmüllsammlung (Verp.)	109	109	86	83	83	66	26	26	20
Getrennte Sammlung	807	790	689	446	435	376	361	355	313
Sortierung	224	219	189	224	219	189			
Nicht Deinking	581	569	498	222	216	187	359	353	311
Deinking	2	2	2				2	2	2

⁴ Der markierte Bereich bilanziert ausschließlich Verpackungen, im Modell werden für die getrennte Sammlung aus Haushalten Verpackungen und Nichtverpackungen gemeinsam behandelt.

Papier 1998 [1.000 t/a]	Gesamt		
	Brutto	Netto	TS
Sortierung	224	219	189
Sortierabfälle	3	3	1
Nicht Deinking	44	43	38
Deinking	177	173	149
Nicht Deinking	625	612	536
aus Sortierung	44	43	38
aus Sammlung	581	569	498
Deinking	179	175	151
aus Sortierung	177	173	149
aus Sammlung	2	2	2

5.2 Glasverpackungen

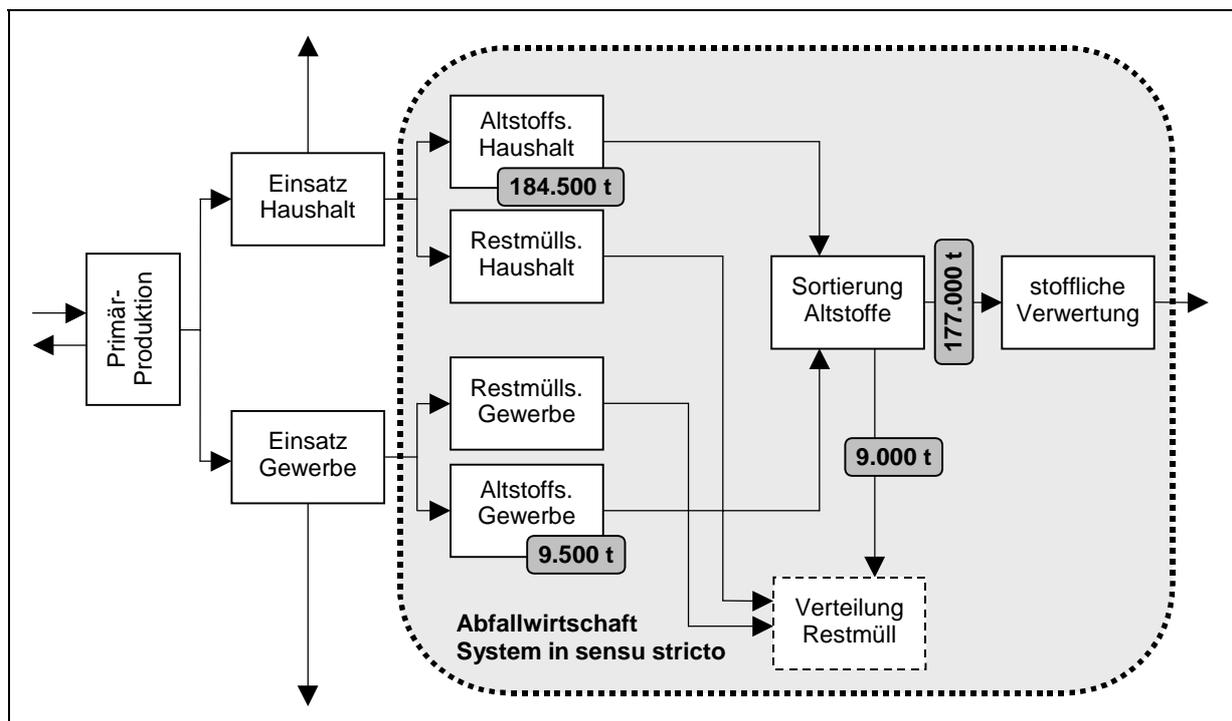


Abb. 6: Brutto- Bilanz Subsystem Glasverpackungen, vereinfacht 1998;
Bilanzfehler ergeben sich aufgrund von Rundungsdifferenzen.

5.2.1 Einsatzmengen

Die **Gesamteinsatzmenge** an Glasverpackungen betrug nach Angaben der AGR 1998 **220.000 t**.

5.2.2 Abfallmengen

Aus Müllanalysen [Hauer, 1999] kann die mit dem **Restmüll** entsorgte Menge an Glasverpackungen mit 37.000 t (= **netto 36.000 t**) aus System- und Sperrmüll (= **Haushalten**) sowie 551 t (= **netto 434 t**) aus dem **Gewerbemüll** angegeben werden.

Die Erfassungsmengen in der **Altstoffsammlung** sind 185.000 t (= **netto 180.000 t**) aus **Haushalten** und 9.500 t (= **netto 9.200 t**) aus der **Gewerbesammlung**, die allerdings nicht lizenzierten Füllbruch umfaßt, der nicht in der Einsatzmenge berücksichtigt ist.

Nach Abzug der Abfallmengen verbleibt eine Differenz von ca. 4.000 t.

5.2.3 Getrennte Sammlung, Sortierung und Verwertung

Die **194.000 t** Glasverpackungen aus der getrennten Sammlung werden einer **Sortierung** zugeführt. Bei der Sortierung fallen ca. 9.000 t Sortierabfälle an, **185.000 t** werden **stofflich verwertet**.

Tab. 6: Vereinfachte Güterbilanz Glasverpackungen 1998 [1.000 t/a].

Glas 1998 [1.000 t/a]	Gesamt		Haushalt		Gewerbe	
	Brutto	Netto	Brutto	Netto	Brutto	Netto
Einsatz		220				
Abfall						
Restmüllsammlung	38	37	37	36	0,6	0,4
Getrennte Sammlung	194	189	185	180	9,5	9,2
Differenz		4				
Sortierung						
Sortierabfälle	8,7	3,9				
Stoffliche Verwertung	185	185				

5.3 Leichtverpackungen

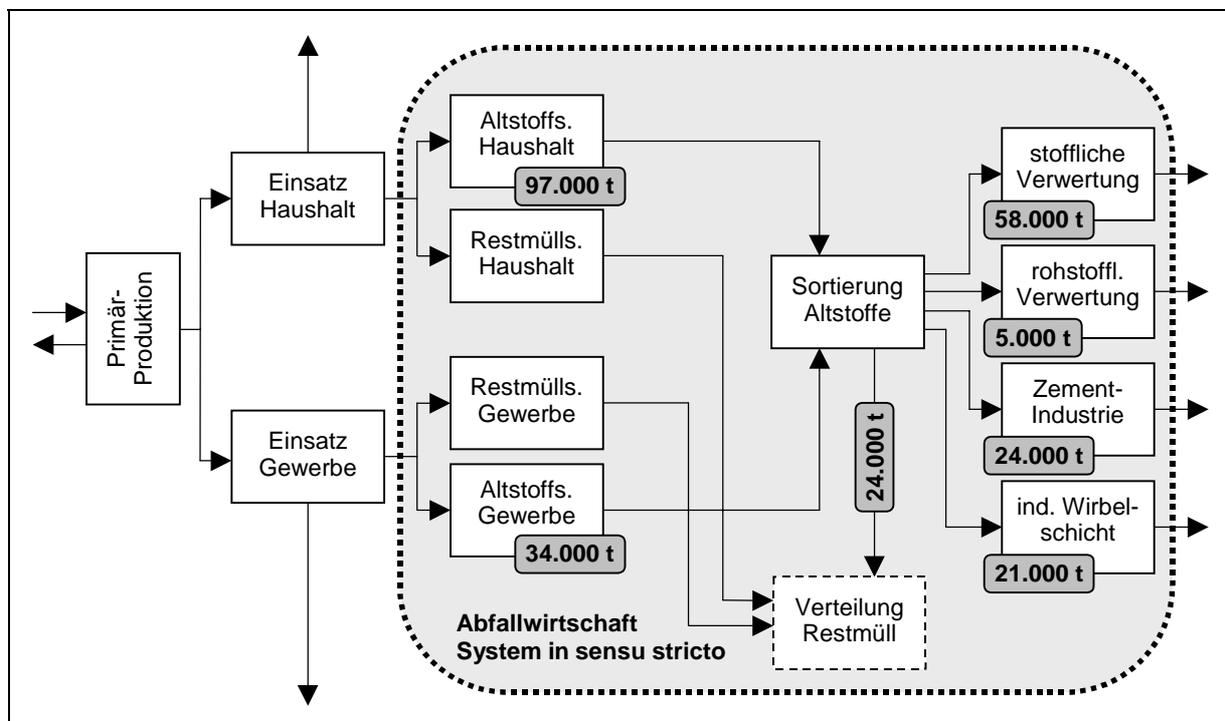


Abb. 7: Brutto- Bilanz Subsystem Leichtverpackungen, vereinfacht 1998;
Bilanzfehler ergeben sich aufgrund von Rundungsdifferenzen.

Um der seit 1998 veränderten Marktsituation im Bereich der Kunststoffverpackungen durch den deutlich gestiegenen Einsatz von PET im Bereich der Getränkeverpackungen Rechnung zu tragen wurde im Bereich Leichtverpackungen eine mit zusätzlichen PET-Mengen ergänzte Situation 1998 zugrunde gelegt.

Tab. 7: Modellierung des PET-Zusatzes

PET-Zusatzmenge	
zusätzliche Marktmenge	8.200
Erfassungsgrad	70 %
Sortiertiefe	75 %
Zusatzmenge in der ARGEV-Sammlung	5.740
Zusatzmenge im Restmüll	2.460
Zusatzmenge in der SKF	4.305

Damit ergibt sich folgende Güterbilanz für Leichtverpackungen:

5.3.1 Einsatzmengen

Die **Gesamteinsatzmenge** an Kunststoffverpackungen betrug 1998 (nach Angaben der ARA für 1997 unter Annahme einer 3 %igen jährlichen Zunahme des Kunststoffeinsatzes) etwa **185.000 t**; unter Addition des PET-Zusatzes (siehe Tab. 7) ergeben sich damit 193.000 t.

Die **Gesamteinsatzmenge** an Verbundverpackungen konnte für 1998 nur grob (auf Basis von Angaben von PROGNOSE für 1994 unter Annahme einer 2 %igen jährlichen Zunahme des Einsatzes an Materialverbunden) auf etwa **70.000 t** geschätzt werden.

5.3.2 Abfallmengen

Aus Müllanalysen [Hauer, 1999] kann die mit dem **Restmüll** entsorgte Menge an Kunststoffverpackungen mit 109.000 t (= **78.000 t rein**) aus System- und Sperrmüll (= **Haushalten**) sowie 23.000 t (= **21.000 t rein**) aus dem **Gewerbemüll** angegeben werden. Entsprechend Tab. 7 werden dem Hausmüll 2.500 t (reines) PET zugerechnet. Die Verbundmenge im Restmüll beläuft sich auf 26.000 t (= **21.000 t rein**).

Die Erfassungsmengen in der **Altstoffsammlung** sind 97.000 t (= **64.000 t rein**) aus **Haushalten** (davon 5.740 PET-Zusatz) und 34.000 t (= **32.000 t rein**) aus der **Gewerbesammlung** (ARGEV und andere!).

5.3.3 Getrennte Sammlung, Sortierung und Verwertung

Fest steht, daß die gesamten ARGEV-Mengen **sortiert** werden (119.000 t, bzw. **85.000 t rein**). Bei anderen Sammelsystemen liegt eine Mischung von Sortierung und **Direktanlieferung** an die Verwerter vor (12.000 t bzw. **1.000 t**). Im Rechenmodell wurde vereinfachend ein Sortierprozeß modelliert, der eine Mischung aus Voll- und Bodensortierung abbildet.

Bei der Sortierung werden **24.000 t Müll und Nichtverpackungen**, und **55.000 t (= 52.000 t rein) Kunststoffe zur stofflichen Verwertung (davon 4.300 t PET-Zusatz)** aussortiert, es verbleiben 52.000 t (= **44.000 t rein**) Mischkunststofffraktion (MKF).

Zur **stofflichen Verwertung** gelangen **58.000 t**, 55.000 t aus der Sortierung plus 3.000 t MKF, die stofflich verwertet werden.

Verwertung der MKF: 3.000 t stofflich, 5.000 t Vergasung, 24.000 t in Drehrohröfen der Zementindustrie sowie 21.000 t in einer industriellen Wirbelschicht.

Tab. 8: Vereinfachte Güterbilanz Leichtverpackungen [1.000 t/a].

LVP 1998 [1.000 t/a]	Gesamt			Haushalt			Gewerbe		
	Brutto	Netto	Rein	Brutto	Netto	Rein	Brutto	Netto	Rein
Einsatz Kunststoffe			193						
Einsatz Verbunde			70						
Abfall									
Kunststoffe im RM	135	135	101	111	111	80	23	23	21
Verbunde im Restmüll	26	26	21	24	24	20	1	1	1
Getrennte Sammlung	131	102	96	97	68	64	34	34	32
Sortierung	131	102	96	97	68	64	34	34	32
Sortierabfälle	24			24			0		
SKF stofflich	55	55	52	28	28	26	27	27	26
MKF	52	47	44	45	40	38	7	7	6

LVP 1998 [1.000 t/a]	Gesamt		
	Brutto	Netto	Rein
SKF stofflich	55	55	52
MKF Verwertung	52	47	44
MKF stofflich	3	3	3
Vergasung	5	4	4
Industrielle Wirbelschicht	21	19	17
Zementindustrie	24	21	20

5.4 Getränkeverbundkartons

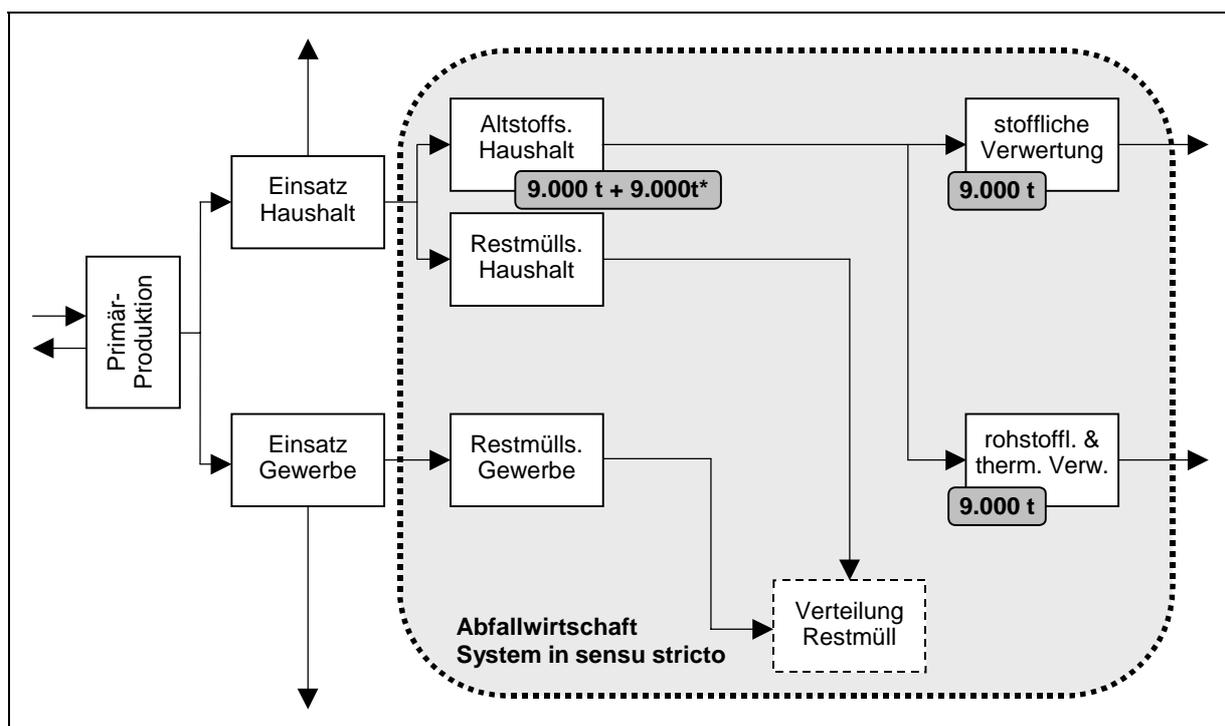


Abb. 8: Subsystem Getränkeverbundkartons, Nettomengen, vereinfacht 1998;
Bilanzfehler ergeben sich aufgrund von Rundungsdifferenzen.

5.4.1 Einsatzmengen

Siehe Abschnitt 5.3.1.

5.4.2 Abfallmengen

Die Erfassungsmengen in der **getrennten Sammlung** sind 21.000 t (= **18.000 t netto**) aus **Haushalten** (ARGEV ca. 12.000 t brutto und Ökobox ca. 9.000 t).

5.4.3 Getrennte Sammlung und Verwertung

Verbunde aus der Sammlung der ARGEV werden (mit Ausnahme von 220 t Blistern und 942 t GVK, die von der Ökobox zur thermischen Verwertung übernommen werden) gemeinsam mit der gemischten Kunststofffraktion verwertet, siehe Abschnitt 5.3.3. Von der Ökobox gesammelte Mengen werden stofflich und thermisch verwertet. Nachdem allerdings der Großteil (etwa 8.000 t, 86 %) stofflich verwertet werden, wurde in diesem Modell vereinfachend die gesamte Ökobox-Menge einer stofflichen Verwertung in der Papierindustrie zugeführt. Die in der Realität von der ARGEV aussortierten 1.162 t Blister und GVK wurden im Modell einer gemeinsamen Verwertung mit der MKF zugeführt.

5.5 Metallverpackungen

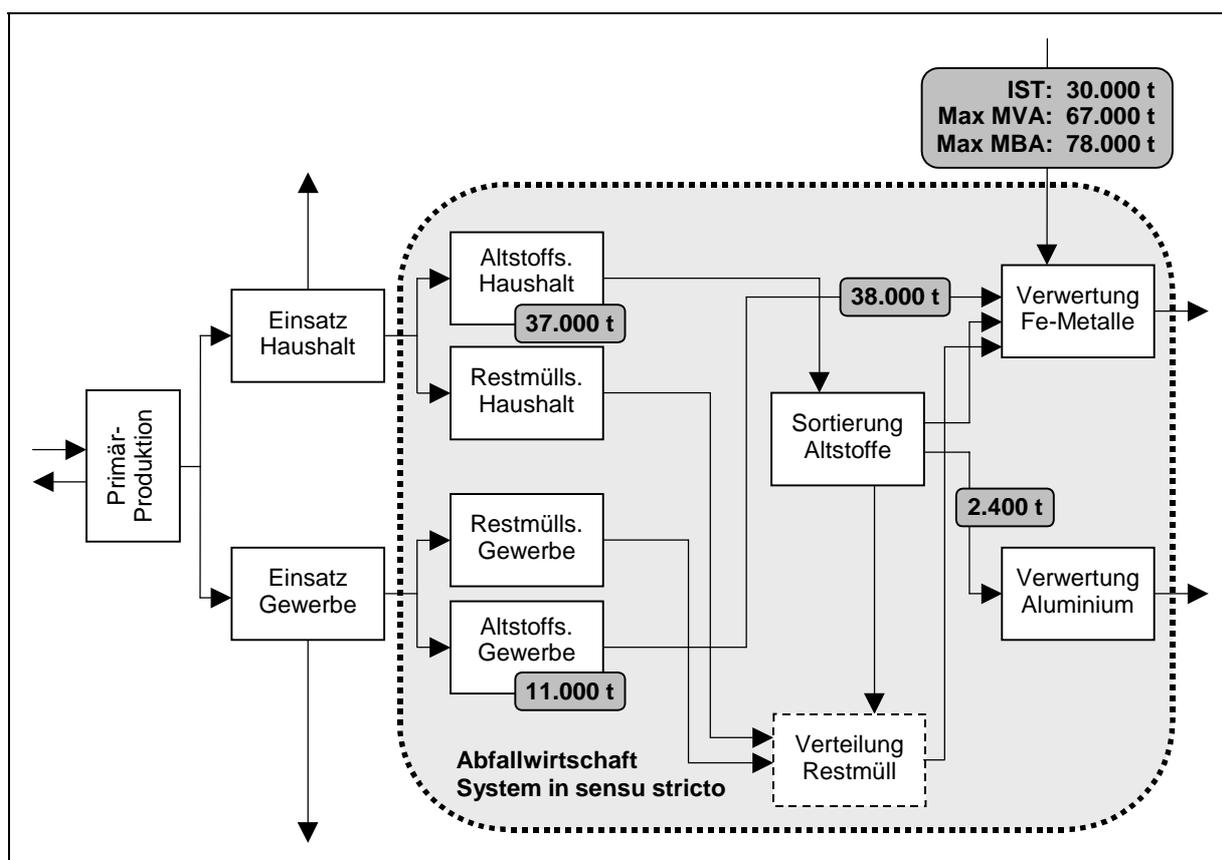


Abb. 9: Brutto- Bilanz Subsystem Metallverpackungen, vereinfacht 1998; Bilanzfehler ergeben sich aufgrund von Rundungsdifferenzen.

5.5.1 Einsatzmengen

Die **Gesamteinsatzmenge** an Metallverpackungen betrug nach einer marktseitigen Erhebung 1998 **60.000 t**.

5.5.2 Abfallmengen

Aus Müllanalysen [Hauer, 1999] kann die mit dem **Restmüll** entsorgte Menge an Metallverpackungen mit 33.000 t (= **rein 25.000 t**) aus System- und Sperrmüll (= **Haushalten**) sowie 1.000 t (= **netto 1.000 t**) aus dem **Gewerbemüll** angegeben werden.

Die Erfassungsmengen in der **getrennten Sammlung** sind 34.000 t (= **rein 25.000 t**) aus **Haushalten** und 9.000 t (= **netto 8.000 t**) aus der **Gewerbesammlung**.

Metalle werden auch aus anderen getrennten und gemischten Sammelsystemen einer Verwertung zugeführt, z. B. aus der Problemstoffsammlung oder aus Straßenkehricht. Damit ergibt sich eine zuordenbare Menge von etwa 35.000 t (= 27.000 t rein) die entsorgt werden und etwa 48.000 t (=38.000 t rein) zur Verwertung. Damit liegt die erfaßte Menge etwa 5.000 t über der angegebenen Einsatzmenge.

5.5.3 Getrennte Sammlung, Sortierung und Verwertung

Die **36.000 t** aus der Haushaltssammlung der ARGEV (plus andere getrennt gesammelte Mengen) werden einer **Sortierung** zugeführt. Die ca. 11.000 t aus der getrennten Gewerbesammlung werden ohne vorherige Sortierung an die Verwerter übergeben. Bei der Sortierung fallen knapp 8.000 t Sortierabfälle an.

Somit werden 38.000 t (= **35.000 t** rein) **Eisen-Metalle** und 2.000 t (= **2.000 t** rein) **Aluminium stofflich verwertet**.

Tab. 9: Vereinfachte Güterbilanz Metallverpackungen 1998 [1.000 t/a].

Metalle 1998 [1.000 t/a]	Gesamt			Haushalt			Gewerbe		
	Brutto	Netto	rein	Brutto	Netto	rein	Brutto	Netto	rein
Einsatz			60						
Im gemischten Abfall									
im Restmüll	34	34	26	33	33	25	1	1	1
In anderen Schienen*	6	6	6	3	3	3	3	3	3
Getrennte Sammlung									
ARGEV	36	28	27	34	27	25	2	2	2
Andere	7	7	6				7	7	6
Differenz			-5						
Restmüllschiene	35	35	27	33	33	25	2	2	2
Zur Verwertung	48	40	38	37	29	28	11	11	10
Direkt zur Verwertung	11	11	10				11	11	10
zur Sortierung	37	29	28	37	29	28			

* Wird zum Großteil einer stofflichen Verwertung zugeführt.

Metalle 1998 [1.000 t/a]	Gesamt		
	Brutto	Netto	rein
Sortierung	37	29	28
Sortierabfälle	8	0	0
zur Verwertung Fe-Metalle	27	27	25
zur Verwertung Aluminium	2	2	2
Verwertung Fe-Metalle	38	38	35
Verwertung Aluminium	2	2	2

6 SZENARIEN

Die Abschätzung inwieweit eine Maßnahme eine Verbesserung darstellt oder nicht, erfolgt durch Vergleich des jeweiligen Szenariums mit der Referenz (= Ist-Zustand 1998).

Ausgehend von dem Ist-Zustand 1998 werden Szenarien entwickelt, die eine bessere Kosten-Nutzen-Bilanz haben als der Referenzzustand und damit wesentliche Schritte in Richtung einer Optimierung der getrennten Sammlung und Verwertung darstellen.

Basierend auf den Abfallmengen 1998, insbesondere den darin enthaltenen Verpackungen erfolgt eine Aufteilung auf getrennte und gemischte Sammlung. Das heißt, eine Erhöhung von Sammelmengen in der getrennten Sammlung führt zu einer Reduktion der gemischten Sammlung und vice versa. Damit kommt auch einer möglichen Vorbehandlung von gemischt gesammelten Abfällen (Restmüll) eine große Bedeutung zu.

6.1 Variation der „Restmüllschiene“

In diesem Bereich sind in den nächsten Jahren deutliche Veränderungen zu erwarten. Die direkte Ablagerung von Restabfällen wird ab 2004 (in Ausnahmefällen ab 2009) nicht mehr möglich sein. Beide in Frage kommenden Behandlungsalternativen, die Müllverbrennung und die mechanisch-biologische Aufbereitung, beinhalten die teilweise (MBA) bzw. komplette (MVA) Verbrennung der gemischt gesammelten Fraktion. Die Unterschiede einer thermischen Verwertung der getrennt gesammelten Fraktion zur Restmüllschiene sind damit jedenfalls geringer als bei direkter Deponierung. Auch beinhalten beide Behandlungsverfahren die Abtrennung von Eisenmetallen, die in Folge stofflich verwertet werden.

Eine Variation der getrennten Sammlung und Verwertung ist damit stark von den Umständen der Restmüllbehandlung abhängig.

Zur Abschätzung des Einflusses der "Restmüllschiene" werden deshalb zusätzlich zum IST-Zustand 1998 noch zwei weitere Szenarien definiert: MaxMVA und MaxMBA.

6.1.1 "Restmüll 1998"

Die tatsächliche Situation der Sammlung, Vorbehandlung und Ablagerung von Restmüll ist Grundlage für das Basisszenarium "Restmüll 1998". Restabfälle werden in Müllverbrennungsanlagen (MVAs) und mechanisch-biologisch behandelt (MBA) sowie deponiert. (siehe Tab. 10).

Vereinfachend wurde hier, entgegen den tatsächlichen Gegebenheiten angenommen, daß sämtliche mechanisch-biologisch aufbereitete Abfälle in großen Anlagen (hoher technischer Ausstattung) vorbehandelt werden. Ebenso wurde bereits für „Restmüll 1998“ eine 100 %ige Verbrennung der Leichtfraktion angenommen. Auch die Annahme einer ausschließlichen Verbrennung in der Wirbelschicht stellt eine Vereinfachung dar.

Tab. 10: Modellierung der "Restmüllschiene" in der Szenariengruppe 1, Restmüll 1998.

Definition der Szenarien		LVP therm.				MVA			MBA	Deponie	
Restmüll 1998		MKF stofflich	Schwarze Pumpe	Wirbelschicht	Drehrohr	Rostfeuerung_60	Rostf._150 mit Verf.	Rostf._300 mit Verf.	Mech-Trenn_80	HausmüllDepo_100	MADepo_100
SA	Sortierabfälle						100 %				
G1	Gewerbemüll					2 %	1 %	1 %	1 %	95 %	
SF1	Restmüll					4 %	13 %	19 %	13 %	52 %	
LF1	Leichtfraktion aus MBA			100 %							
R1	Rottereststoff <24 mm										100 %
R2	Rottereststoff 24-80 mm										100 %

6.1.2 Max MVA

Basierend auf der Situation 1998 wird die Szenariengruppe "Max MVA" definiert, wo sämtliche Restabfälle mit Ausnahme der zur Auslastung bereits bestehender Anlagen der mechanisch-biologischen Vorbehandlung erforderlichen Mengen, in Müllverbrennungsanlagen behandelt werden (siehe Tab. 11). Vereinfachend wurde davon ausgegangen, daß es sich bei den neu zu errichtenden Anlagen um große Anlagen handelt (300.000 t/a).

Tab. 11: Modellierung der "Restmüllschiene" in der Szenariengruppe 2, Max MVA.

Definition der Szenarien		LVP therm.				MVA			MBA	Deponie	
Max MVA		MKF stofflich	Schwarze Pumpe	Wirbelschicht	Drehrohr	Rostfeuerung_60	Rostf._150 mit Verf.	Rostf._300 mit Verf.	Mech-Trenn_80	HausmüllDepo_100	MADepo_100
SA	Sortierabfälle						100 %				
G1	Gewerbemüll					2 %	1 %	96 %	1 %		
SF1	Restmüll					4 %	13 %	70 %	13 %		
LF1	Leichtfraktion aus MBA			100 %							
R1	Rottereststoff <24 mm										100 %
R2	Rottereststoff 24-80 mm							100 %			

6.1.3 Max MBA

In Analogie dazu erfolgt die Definition der Szenariengruppe "Max MBA", wo sämtliche Restabfälle mit Ausnahme der zur Auslastung bereits bestehender Müllverbrennungsanlagen notwendigen Mengen, Anlagen der mechanisch-biologischen Vorbehandlung zugeführt werden (siehe Tab. 12). Vereinfachend wurde davon ausgegangen, daß es sich bei den neu zu errichtenden Anlagen um große Anlagen handelt (80.000 t/a bzw. 300.000 t/a für MVAs).

Tab. 12: Modellierung der "Restmüllschiene" in der Szenariengruppe 3, Max MBA.

Definition der Szenarien		MKF stofflich	LVP therm.			MVA			MBA	Deponie	
			Schwarze Pumpe	Wirbelschicht	Drehrohr	Rostfeuerung_60	Rostf._150 mit Verf.	Rostf._300 mit Verf.	Mech-Trenn_80	HausmüllDepo_100	MADEpo_100
SA	Sortierabfälle					100 %					
G1	Gewerbemüll					2 %	1 %	1 %	96 %		
SF1	Restmüll					4 %	13 %	19 %	64 %		
LF1	Leichtfraktion aus MBA			100 %							
R1	Rottereststoff <24 mm										100 %
R2	Rottereststoff 24-80 mm							100 %			

6.2 Variation für die einzelnen Packstoffe

Tab. 13: Sammelmengen in den einzelnen Szenarien [t/a].

Fraktion		IST 1998	PAPIER_1	GLAS_1	KUNSTSTOFF HH_1	KUNSTSTOFF GEW_1	GVK_1	METALL_1	GESAMT_1
SF1	Restmüll	1.264.000	1.230.497	1.264.000	1.312.465	1.264.000	1.273.264	1.296.275	1.320.502
SF2	Papier	445.880	479.383	445.880	445.880	445.880	445.880	445.880	479.383
SF3	LVP	97.408	97.408	97.408	48.943	97.408	97.408	97.408	48.943
SFÖB	Verbunde	9.264	9.264	9.264	9.264	9.264	0	9.264	0
SF4	Metalle	36.975	36.975	36.975	36.975	36.975	36.975	4.700	4.700
SF5	Glas	184.467	184.467	184.467	184.467	184.467	184.467	184.467	184.467
G1	Gewerbemüll	745.000	745.000	745.000	745.000	730.255	745.000	745.000	730.255
G2	Papier	360.721	360.721	360.721	360.721	360.721	360.721	360.721	360.721
G3	Kunststoff	34.136	34.136	34.136	34.136	48.881	34.136	34.136	48.881
G4	Metalle	10.725	10.725	10.725	10.725	10.725	10.725	10.725	10.725
G5	Glas	9.477	9.477	9.477	9.477	9.477	9.477	9.477	9.477

6.2.1 Einstellung der getrennten Sammlung

Als Hintergrund und zu Vergleichszwecken wurde die totale Einstellung der getrennten Sammlung modelliert. In diesen "ZERO"-Szenarien werden alle Verpackungen gemischt erfaßt und behandelt.

6.2.2 Optimierung Papier

Die getrennte Sammlung und Verwertung von Papier weist sowohl im Bereich der Haushalte als auch im Gewerbe einen hohen Erfassungsgrad aus. Im Bereich des Gewerbes erscheint die aktuelle Situation bereits weitgehend optimiert, hier werden keine Varianten erarbeitet.

Die Haushaltsammlung für Papier, das durch die stoffliche Verwertung und die damit verbundene Substitution der Primärproduktion entsprechender Mengen von Zell- oder Holzstoff einen positiven Kosten-Nutzen-Saldo aufweist, scheint sowohl hinsichtlich der Sammelmengen als auch der Kosten optimierbar. Das Szenarium Variation Papier umfaßt demnach eine leichte Erhöhung der Erfassungsquote bei gleichzeitiger Kostenreduktion im Haushaltsbereich.

Die Betrachtungen erfolgten, da die Verpackungen in einem gemeinsamen System mit Druckpapieren erfaßt werden, für das gesamte Sammelsystem – unabhängig von der Frage Verpackung/Nicht-Verpackung.

Unter der Annahme einer konstanten Proportion für das Verhältnis Verpackung zu Druckpapier wurde hier eine Ausweitung der Sammelmengen modelliert, diese Ausweitung ist allerdings durch einen bereits recht guten Erfassungsgrad bei den Druckpapieren (ca. 80 %) begrenzt. Im Szenarium "PAPIER_1" wurde eine Steigerung der Sammelmenge um rund 8 % modelliert, wobei die spezifischen Erfassungskosten (öS/t) weitgehend konstant gehalten wurden.

Eine Konstanz der spezifischen Erfassungskosten ist dann realistisch, wenn

- die Standplatzverdichtung so erfolgt, daß die für die Sammelkosten wichtigen Kriterien (Behälterbestückung, Abzufrequenz, Behälterstandortwahl) beachtet und geeignet gewählt werden,
- und die Standplatzverdichtung auch von einer entsprechenden Mengensteigerung begleitet wird. Können keine Zusatzmengen angesprochen werden, dann ist es volkswirtschaftlich nicht sinnvoll zu verdichten, weil in gleicher Weise optimierte Sammelsysteme bei geringerer Standplatzdichte kostengünstiger sind.

Im modellierten Szenarium wurde, weil erfahrungsgemäß im ländlichen Raum die Erfassungsgrade auch bei dünneren Bringsystemen relativ gut sind und somit nur geringe Steigerungen möglich sind, vor allem im dichter verbauten Gebiet die Standplatzdichte erhöht. Die aus dieser Maßnahme abgeleitete Mengensteigerung macht rund 70 % der erwähnten Zusatzmenge aus. Die restlichen 30 % stammen aus Maßnahmen, die volkswirtschaftlich besonders günstig sind: es wurde angenommen, daß es gelingt, durch gezielte Öffentlichkeitsarbeit, durch Verlagerung von Standplätzen auf verkehrstechnisch günstige Standorte, durch Abzug aus dem Hausbrand und dergleichen eine (geringe) zusätzliche Mengensteigerung (Größenordnung 2 % der derzeitigen Sammelmenge) zu erzielen. Um dies umzusetzen, wären Untersuchungen sinnvoll, bei denen nach Gründen gesucht wird, weshalb es bei vergleichbaren Sammelsystemen und Regionen merkbare Unterschiede im Erfassungsgrad gibt. Im volkswirtschaftlichen Sinn sind Maßnahmen, die nur geringe und/oder einmalige Kosten verursachen, aber zu bleibenden Mengensteigerungen führen, besonders vorteilhaft.

6.2.3 Optimierung Glas

Die getrennte Sammlung und Verwertung von Glas ist im Gewerbebereich von geringer Bedeutung. Im Haushaltsbereich werden sehr hohe Erfassungsquoten erreicht. Auch die stoffliche Verwertung von Glas liefert einen positiven Beitrag zur Kosten-Nutzen-Bilanz. Nachdem sich eine Erhöhung der Sammelquoten im Bereich Glas als nicht mehr sinnvoll bzw. praktikabel erweist, beschränkt sich das Szenarium Glas auf Optimierung bzw. Kostensenkung im Bereich der Sammlung.

In Österreich gibt es derzeit regional sehr unterschiedliche Standplatzdichten. Große Teile Österreichs werden über das "Hubsystem" entsorgt, bei dem größere Behälter (in der Regel 1,5 m³ Inhalt) mittels Kräne angehoben und über Bodenklappen in LKWs entleert werden. In anderen Gebieten werden über das "Schüttsystem" herkömmliche Müllbehälter (240 und 1100 l Inhalt) mittels herkömmlicher Schüttungen entleert. Das zuerst beschriebene System ist auf geringere Standplatzdichten ausgerichtet und verursacht (unter anderem wegen des geringeren Personalbedarfs) merklich niedriger Gesamtkosten. Neuere Entwicklungen können die spezifische Kosten des "Hubsystems" noch weiter reduzieren: größere Behälter, auch unterteilt in zwei Farbfractionen, reduzieren den Sammelaufwand weiter.

Eine Umstellung auf das billigere System bedingt aber eine geringere Standplatzdichte. Hier besteht im Sinn der KNA die Gefahr einer Abnahme der Erfassungsmenge, andererseits vom Bürger vermehrter Umweltbelastungen durch Anlieferfahrten mittels PKW.

Im Szenarium "Glas opt." wurde daher unterstellt,

- daß das Sammelsystem auf Standplatzdichten, wie sie heute in Bezirken mit geringer Standplatzdichte etabliert sind, zurückgenommen wird (Orientierung an der Praxis in vergleichbaren Regionen),
- daß überall, also auch dort, wo bereits jetzt Hubsysteme eingesetzt werden, auf größere Behälter umgestellt wird,
- daß die Mengen dabei unverändert bleiben.

6.2.4 Optimierung Kunststoffe (Leichtverpackungen) aus Haushalten

Die Kosten-Nutzen-Bilanz der getrennten Sammlung und Verwertung von Verpackungen aus Kunststoffen aus dem Haushaltsbereich ist (unter den Bedingungen 1996) laut [HUTTERER & PILZ, 1998] deutlich negativ. Eine entsprechende Untersuchung [HUTTERER et al., 2000] zeigt, daß selbst unter optimistisch angenommen Verbesserungen (seit 1996), kein positiver Kosten-Nutzen-Saldo zu erreichen ist.

Deshalb werden bei der Modellierung einer verbesserten Haushaltssammlung Optimierungsschritte angenommen, die in Mengenverlusten kein Problem sehen.

In Sammelgebieten, wo eine gezielte Kontrolle eine Konzentration auf leicht sortierbare (großstückige) und vermehrt stofflich zu verwertende Kunststoffe möglich erscheinen lässt, erfolgt eine Ausweitung des Holsystems. Angenommen wird, daß dies im Bereich von Einfamilienhäusern bei Verwendung durchsichtiger Säcke und einer Qualitätskontrolle durch die Abfuhrmannschaft möglich ist. Auch eine deutliche Senkung der Fehlwurfrate soll dabei erreicht werden. In allen anderen Gebieten (Mehrfamilienhäuser, Städte) setzt das modellierte Szenarium auf eine deutliche Ausdünnung des Sammelsystems, teils auf eine Beschränkung auf Recyclinghöfe oder auf eine völlige Einstellung der Sammlung.

Insgesamt schlagen sich diese Maßnahmen in einer Halbierung der Sammelmenge nieder. Dieser Mengenrückgang erfolgt vor allem bei den Fehlwürfen und Verbundverpackungen, in reduzierten Ausmaß auch bei den Kunststoffverpackungen.

Bezüglich der Kosten wurde angenommen, daß es durch geeignete Maßnahmen (z. B. Rücknahme der Abfuhrfrequenzen) gelingt, die Tendenzen zu Kostensteigerungen (durch Fixkostenbelastungen, durch den Entzug überdurchschnittlich schwerer Sammelbestandteile) abzufangen und mit weitgehend unveränderten spezifischen Erfassungskosten weiterzuarbeiten.

Bei der Sortierung wurde, aufgrund des reduzierten Restmüllentnahme und -entsorgungsbedarfs, sowie von Effizienzsteigerungen, Anlagenaufkonzentration etc. von merklichen Kostenreduktionen ausgegangen [HUTTERER et al., 2000].

6.2.5 Optimierung Kunststoffe aus dem Gewerbe

Im Gewerbebereich, der einen leicht positiven Kosten-Nutzen-Saldo aufweist, wird eine Ausweitung der Sammlung untersucht.

Angenommen wird, daß derzeit der Erfassungsgrad vor allem bei den teurer zu entsorgenden kleineren Anfallstellen mangelhaft ist. Für eine kostengünstige Entsorgung derartiger Betriebe wird von einer Forcierung der Erfassung entlang der Lieferkette – etwa durch das Einbinden von Speditionen – ausgegangen. Unterstellt wird, daß es so gelingt, 50 % des derzeitigen Rest-Potentials einer Erfassung zuzuführen, wodurch der Gesamterfassungsgrad von gewerblichen Kunststoffverpackungen auf rund 77 % steigen würde.

6.2.6 Optimierung Getränkeverbundkartons

Verbunde werden ausschließlich im Haushaltsbereich getrennt gesammelt und verwertet. Zwei Sammelschienen kommen zum Einsatz, die Leichtverpackungssammlung der ARGEV und das Sammelsystem für Getränkeverbundkartons der Ökobox. Der große Anteil der von der ARO mit gesammelten Verbunde wird in dieser Studie entsprechend der Realität im Zuge der "Papierschiene" behandelt. Etwa ein Drittel der Sammelmenge wird stofflich (Papierindustrie), der Rest thermisch verwertet. Die stoffliche Verwertung ist aufgrund der neben Papier enthaltenen Materialien deutlich aufwendiger als die stoffliche Verwertung reinen Papiers. Die thermische Verwertung stellt gemäß der in Abschnitt 6.1 angesprochenen Veränderungen in der Restmüllbehandlung keine wirkliche Alternative zur gemischten Sammlung und Vorbehandlung dar. Deshalb wird im Bereich der Verbunde ein Szenarium ohne "Ökobox-Sammlung" untersucht.

6.2.7 Optimierung Metalle

Während die stoffliche Verwertung von Nichteisen-Metallen einen sehr positiven Kosten-Nutzen-Saldo aufweist (große Einsparungen im Vergleich zur Primärproduktion), gleichen sich Kosten und Nutzen im Bereich der Eisenmetalle beinahe aus. Unter veränderten Rahmenbedingungen der Restmüllbehandlung, siehe Abschnitt 6.1, ist es volkswirtschaftlich von Vorteil, in diesen Anlagen Ferro-Metalle mittels Magnetabscheider abzutrennen. Die Kosten für eine derartige Abtrennung sind vermutlich auch dann noch merklich niedriger als jene für die getrennte Erfassung, wenn man heute übliche Abscheidungsprozesse bezüglich Abscheidungsgrad und Reinheit der gewonnenen Produkte optimiert und dabei Zusatzkosten verursacht.

NE-Metallverpackungen stellen mit gut einem Kilogramm je Einwohner und Jahr ein sehr geringes Potential dar, das auch bei Miteinbeziehung der Nicht-Verpackungen keine entscheidende Steigerung erfährt. Nichteisen-Metalle werden aus verschiedenen Gründen schlechter getrennt erfaßt als Fe-Metalle (vermutlich höhere Anteile an Kleinstückigem, vermehrt dezentraler Anfall, Verschmutzung).

Beim derzeit betriebenen System, dessen relativ hohe Standplatzdichte nur durch die mengenmäßig viel bedeutsameren Fe-Metalle begründbar ist, dürften rund ein Viertel vom Potential (= 0,29 kg/Ew.a) getrennt erfaßt werden. Da es bei einer rein auf Alu-Verpackungen ausgerichteten Sammlung mit Rücksicht auf die Kosten nicht vorstellbar ist, vergleichbare Sammelsystemdichten weiterzubetreiben, würde der Erfassungsgrad noch weiter hinter den ohnehin unbefriedigenden derzeitigen Werten zurückbleiben.

Technologien zur automatischen Abtrennung aus Abfallströmen (Wirbelstromabscheider) existieren zwar, werden aber unter anderem wegen mangelnder Effizienz, Problemen mit der Reinheit der gewonnen Produkte etc. nur begrenzt eingesetzt.

Als Variante "METALLE_1" wurde die Konzentration der getrennten Sammlung auf Alu-Verpackungen durchgerechnet. Die bedeutsamste Verpackungskategorie innerhalb der Alu-Verpackungen ist jene der Getränkedosen, diese werden zwar überwiegend aus Aluminium gefertigt, zum Teil aber auch aus Weißblech. Die Abtrennung der Weißblechdosen stellt technologisch kein Problem dar. Da die Unterscheidung vom Konsumenten jedoch nicht erwartet werden kann, sollte das Erfassungssystem im Interesse eines möglichst hohen Erfassungsgrades die Gruppe "Getränkedosen" summarisch ansprechen. Die zweitwichtigste Alu-Verpackungsgruppe – jene der Menüschaalen – ist bezüglich der Restinhalte als überdurchschnittlich problematisch zu bezeichnen. Weder ist das Reinigen wegen der Umweltbelastungen (Warmwasser, Reinigungsmittel), noch die ungereinigte getrennte Erfassung eine befriedigende Lösung, das Sammelsystem müßte jedenfalls die Geruchsproblematik berücksichtigen.

Eine "Alu-Sammlung" sollte jedenfalls die nötige Freiheit bieten, das Material auf möglichst vielfältige Weise zu sammeln. Das System könnte sich z. B. zum Ziel setzen, Getränkedosen in jenen öffentlichen Bereichen, wo diese gehäuft anfallen, bestmöglich zu erfassen (Wüstelbuden, ÖBB, Veranstaltungen). Für die Mengen aus Privathaushalten könnte ein auf wenige, aber wichtige Punkte (Recyclinghöfe, Handels-Outlets, etc.) konzentriertes Behältersystem etabliert werden. Auch eine Miterfassung mit anderen Altstoffen/Abfällen wäre denkbar.

Bei den Kalkulationen wurde unterstellt, daß die Konzentration auf Alu nur begrenzt möglich ist. Es wurde angenommen, daß neben den Alu-Verpackungen eine gleich große Menge an Fe-Verpackungen in das System gelangt und daß weiters eine ebenfalls der Alu-Menge entsprechende Menge an Nichtverpackungen (größtenteils Kleinteileschrott) miterfaßt wird. Die erfasste Alu-Menge wurde mit 0,2 kg/Ew.a wegen eines merklich dünneren Erfassungssystems zwar geringer als bei der bestehenden Sammlung angenommen, der Abschlag ist aber relativ moderat, sodaß man von einem eher optimistisch hohen Mengenaufkommen sprechen kann. Mit den erwähnten Fehlwürfen ergibt sich eine unterstellte Sammelmenge von 0,6 kg/Ew.a.

7 BESCHREIBUNG DER PROZESSE

Die folgende Beschreibung der zugrunde gelegten Prozesse dient insbesondere der Nachvollziehbarkeit der Datenerhebung. Grundsätzlich stammen die Prozeßbeschreibungen aus der Studie „Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie“ [AWS, GUA & IFIP, 2000].

Hier finden sich kurz zusammengefaßt die wesentlichen Parameter vor allem die Güter- und Stofftransferkoeffizienten, sowie spezifischen Kosten. Die den Prozessen zugrundeliegenden Daten sind im Anhang enthalten.

Die Reihenfolge der Abhandlung entspricht der Anordnung in der Prozeßmappe (vgl. die Beschreibung des Rechenmodells in Abschnitt 4.2) und ist entsprechend den Subsystemen gegliedert in Sammlung, Sortierung, Verwertung und Vorbehandlung und Deponierung.

7.1 Subsystem Sammlung

7.1.1 Haushaltssammlung

Daten für die Sammlung aus Haushalten wurden aus früheren Arbeiten übernommen bzw. aktualisiert [GUA & IFIP, 1998] sowie [AWS, GUA & IFIP, [2000].

Die spezifischen Sammelkosten und Dieserverbräuche für alle Szenarien finden sich in Tab. 14 bzw. Tab. 15.

Tab. 14: Sammelkosten für die Haushaltssammlung [öS/t].

Szenarium	Restmüll	Papier*	LVP	Ökobox	Metalle	Glas
ZERO	1.148					
IST 1998	1.069	1.042	4.607	8.000	3.321	693
PAPIER_1	1.060	1.082	4.607	8.000	3.321	693
GLAS_1	1.069	1.042	4.607	8.000	3.321	554
KUNSTSTOFF HH_1	1.151	1.042	4.451	8.000	3.321	693
KUNSTSTOFF GEW_1	1.069	1.042	4.607	8.000	3.321	693
GVK_1	1.071	1.042	4.607		3.321	693
METALL_1	1.100	1.042	4.607	8.000	8.000	693
GESAMT_1	1.176	1.082	4.451		8.000	554

* Verpackungen und Nicht-Verpackungen!

Tab. 15: Spezifische Dieselverbräuche in der Haushaltssammlung [Liter/t].

Szenarium	Restmüll	Papier*	LVP	Ökobox	Metalle	Glas
ZERO	8,87					
IST 1998	7,74	6,62	33,75	23,53	24,11	5,93
PAPIER_1	7,65	6,73	33,75	23,53	24,11	5,93
GLAS_1	7,74	6,62	33,75	23,53	24,11	6,61
KUNSTSTOFF HH_1	8,46	6,62	23,44	23,53	24,11	5,93
KUNSTSTOFF GEW_1	7,74	6,62	33,75	23,53	24,11	5,93
GVK_1	7,76	6,62	33,75		24,11	5,93
METALL_1	8,02	6,62	33,75	23,53	50,00	5,93
GESAMT_1	8,65	6,73	23,44		50,00	6,61

* Verpackungen und Nicht-Verpackungen!

7.1.2 Gewerbesammlung

Da sich die Entsorgung des nicht an die Hausmüllabfuhr (= "Systemabfuhr") angeschlossenen Gewerbes recht unterschiedlich darstellen kann, wurden die Kalkulationen auf Basis mehrerer unterschiedlicher Abfuhrmethoden durchgeführt, die anschließend geeignet gewichtet wurden und so in das Ergebnis eingeflossen sind. Für folgende Abfuhrarten wurde jeweils ein Berechnungsschema entwickelt:

- Abfuhr mittels offenem Wechselcontainer (Abfuhr z. B. durch Hakenliftfahrzeuge),
- Abfuhr mittels Presscontainer (ebenfalls z. B. mittels Hakenliftfahrzeuge gewechselt),
- Erfassung in loser Form mittels Pressmüllfahrzeug (wie zum Beispiel bei der Karton-, „Ges-tra“ praktiziert),
- Erfassung mittels Säcken (Dimensionen abgestimmt auf das Sammelmateriale) und Abfuhr im Kastenwagen,
- Erfassung in Säcken, Abfuhr mittels Pressmüllfahrzeug,
- Erfassung in Säcken, Abfuhr mittels normaler Lieferfahrzeuge (Erfassung entlang der Vertriebskette),
- Verpressen zu Kleinballen mit anschließender Abfuhr durch normale Lieferfahrzeuge.

Für jedes Sammelmateriale, mit Ausnahme der Restmüllsammlung, wurden aus dieser Liste drei geeignete und auf drei unterschiedliche Anfallmengen abgestimmte Abfuhrmethoden ausgewählt und unter Verwendung typischer Stoffdaten durchkalkuliert. Die drei Einzelergebnisse wurden anschließend in einer die realen Verhältnisse bestmöglich abbildenden Form gewichtet. Die in der nachfolgenden Tabelle (Tab. 16 bzw. Tab. 17) dargestellten Ergebnisse stellen somit einen Kalkulations-Mix aus größeren und kleineren Anfallstellen mit auf die jeweiligen Mengen abgestimmten Abfuhrmethoden dar.

Beim Restmüll erfolgte die Kalkulation auf Basis von nur zwei Abfuhrarten und zwar den beiden in obiger Liste erstgenannten (Wechselcontainer ohne und mit Verpressung). Eine Beschränkung auf zwei Abfuhrarten konnte deshalb erfolgen, weil diese zwei beim gewerblichen Restmüll eindeutig dominieren (sieht man von der über die Systemmüllabfuhr laufenden Entsorgung des Gewerbes ab, die bei den kleinen Anfallstellen dominiert und üblicherweise – so auch bei den hier vorliegenden Berechnungen – als Teil des Haushaltssystems betrachtet wird).

Die spezifischen Sammelkosten und Dieserverbräuche für alle Szenarien finden sich in Tab. 16 bzw. Tab. 17.

Tab. 16: Sammelkosten für die Gewerbesammlung [öS/t].

Szenarium	Restmüll	Papier*	LVP	Metalle	Glas
ZERO	731				
IST 1998	772	1.347	2.139	3.636	317
PAPIER_1	772	1.347	2.139	3.636	317
GLAS_1	772	1.347	2.139	3.636	317
KUNSTSTOFF HH_1	772	1.347	2.139	3.636	317
KUNSTSTOFF GEW_1	772	1.347	2.271	3.636	317
GVK_1	772	1.347	2.139	3.636	317
METALL_1	772	1.347	2.139	3.636	317
GESAMT_1	772	1.347	2.271	3.636	317

* Verpackungen!

Tab. 17: Spezifische Dieserverbräuche in der Gewerbesammlung [Liter/t].

Szenarium	Restmüll	Papier*	LVP	Metalle	Glas
ZERO	10,08	0,00	0,00	0,00	0,00
IST 1998	7,12	15,26	20,91	26,50	2,53
PAPIER_1	7,12	15,26	20,91	26,50	2,53
GLAS_1	7,12	15,26	20,91	26,50	2,53
KUNSTSTOFF HH_1	7,12	15,26	20,91	26,50	2,53
KUNSTSTOFF GEW_1	6,89	15,26	20,55	26,50	2,53
GVK_1	7,12	15,26	20,91	26,50	2,53
METALL_1	7,12	15,26	20,91	26,50	2,53
GESAMT_1	6,89	15,26	20,55	26,50	2,53

* Verpackungen!

7.2 Subsystem Sortierung

Tab. 18: Prozesse im Teilsystem Sortierung

Bezeichnung im Modell	Prozeß	Kapazität
Papier_25	Sortierung Papier	25.000 t FS/a
LVP_5	Sortierung LVP	5.000 t/a
LVP_10	Sortierung LVP	10.000 t/a
Met_5	Sortierung Metalle	5.000 t/a
Met_10	Sortierung Metalle	10.000 t/a
Glas_100	Sortierung Glas	100.000 t/a
LVP_5_Gew	Sortierung LVP Gewerbe	5.000 t/a

7.2.1 Sortierung von Papier

Das Altpapier wird zum Teil (etwa 50 %) einer Sortierung unterzogen. Es geht dabei vor allem um die Abtrennung von Verpackungen aus Papier und Karton sowie um das Aussortieren von Störstoffen wie Kunststoffe, Glas, Metalle, Textilien etc. Übrig bleibt das höherwertige Altpapier (Zeitungen, Magazine, Druck- und Schreibpapier), das für die Verwendung im Deinking-Prozeß geeignet ist ("Deinking-Fraktion"). Die aussortierten Verpackungen ("gemischte Fraktion") werden gemeinsam mit dem unsortierten Altpapier verwertet.

7.2.1.1 Anlagentechnik und Input

Die Anlage besteht aus Inputlager, Aufgabereinheit (inkl. Radlader), mechanischer Vorsortierung, Förderband mit manueller Sortierung, Presse und ACTS Containern. Die Gesamtkapazität beträgt 25.000 t/a, die Grundstücksgröße 7.000 m² und die Hallengröße 1.600 m².

In der mechanischen Stufe werden ca. 20 % des Inputstroms abgetrennt (überwiegend Verpackungen). Der dazu verwendete Rollenrost besteht aus 12 Wellen, deren Scheiben teilweise elliptisch und teilweise polygonal ausgeführt sind. Die Handsortierung sorgt für die Abtrennung der Fremdstoffe sowie weiterer Verpackungen, in Summe ca. 10 % des Inputstroms.

7.2.1.2 Güterflüsse

Nach Angaben der ARO werden ziemlich genau 50 % des Altpapiers aus der Haushaltsammlung sortiert, und zwar wiederum gut die Hälfte davon über die PAREC (Papier-Recycling Handelsgesellschaft m.b.H.) und der Rest durch eine Vielzahl von Entsorgern. In der PAREC sind die Sortierkapazitäten der Papierfabriken in Steyermühl und Bruck (Norske Skog) und von Bunzl & Biach (Wien und Linz) zusammengefaßt.

Die PAREC schätzt den aussortierten Restmüll auf etwa 1 % der Inputmenge. Weiters verbleiben etwa 79 % des Inputs für das Deinking, der Rest ist die ebenfalls aussortierte gemischte Fraktion (vor allem Verpackungen).

7.2.1.3 Energie

Neben dem Dieselverbrauch des Radladers ist die elektrische Energie für das Förderband (ca. 4 kW) und die Presse (60 kW; 2 h pro Tag) zu berücksichtigen.

7.2.2 Sortierung Leichtverpackungen

Im Jahr 1998 fielen ca. 97.000 t an Leichtverpackungen aus dem Haushaltsbereich und etwa 34.000 t aus dem Gewerbe an. Aus der Haushaltsware werden die Fraktionen für die stoffliche Verwertung sowie ein Sortierabfall abgetrennt. Gewerbeware wird nur zum Teil einer Vollsartierung unterzogen, oft erfolgt nur Bodensortierung, zudem unterscheidet sich die Input-Zusammensetzung deutlich.

7.2.2.1 Input und Anlagengröße

Die Sortierung erfolgt derzeit in einer Vielzahl vorwiegend kleiner Anlagen, die sich aus ökonomischen Gründen nicht zur Kalkulation der gegenständlichen Modellanlagen eignen.

Der gängigen Praxis entsprechend werden flexible Anlagen konzipiert, die zur Sortierung von Leichtverpackungen, Metallverpackungen und Sperrmüll geeignet sind. Für derartige Anlagen kann von einer vollständigen Auslastung ausgegangen werden. Der limitierende Faktor einer Sortieranlage, die derart verschiedenartige Inputs bearbeitet, ist das Volumen. Es wurden deshalb zwei Anlagengrößen mit 150.000 m³/a bzw. 300.000 m³/a konzipiert.

7.2.2.2 Anlagenbeschreibung

Die anliefernden Fahrzeuge passieren die Eingangskontrolle und Verwiegung und laden in einem Flachbunker ab. Die Haushaltsware wird per Radlader vom Flachbunker aufgenommen und entweder direkt auf das Aufgabeband gegeben oder einem Sacköffner zugeführt. Anschließend werden sie einer Siebung unterzogen. Der Siebdurchgang stellt eine nicht mehr sortierfähige Fraktion dar und muß entweder thermisch behandelt oder deponiert werden. Der Siebüberlauf wird auf einem Sortierband durch manuelles Trennen der einzelnen Fraktionen sortiert. Am Ende des Förderbandes befindet sich ein Überbandmagnet, mit dem Eisenanteile ausgeschieden werden. Die abgetrennten Wertstoffe werden einer Ballenpresse zugeführt. Es wird auch die Möglichkeit vorgesehen, sortenreine Materialien direkt auf das Zuführband der Ballenpresse zu bringen. Die verpreßten Wertstoffe werden in ein Ballenlager verbracht, welches ebenfalls Bestandteil der Anlage ist.

Die Abluft der gesamten Anlage und insbesondere der Sortierbühne wird gezielt erfaßt, über einen Ventilator durch ein Schlauchfilter gesogen und anschließend als gereinigte Abluft ins Freie ausgeblasen. Die Anlage für 150.000 m³/a wird 1-schichtig, die Anlage für 300.000 m³/a wird 2-schichtig betrieben.

7.2.2.3 Sortierung im optimierten Szenarium „KUNSTSTOFF_HH_1 sowie für Kunststoffe aus dem Gewerbe

Zur Abschätzung der Kosten der Sortierung im optimierten Szenarium bzw. für Kunststoffe aus dem Gewerbe erfolgte eine Adaption der oben beschriebene Anlagen, im wesentlichen hinsichtlich Personaleinsatz und Durchsatz. Während im IST-Zustand sämtliche Kunststoffe aus Haushalten in kleinen Anlagen sortiert wurden, erfolgte im optimierten Szenarium eine Kostensenkung auch durch Verteilung der Sammelware auf kleinere UND größere Anlagen.

7.2.2.4 Güterbilanz

Tab. 19: Güterbilanz Sortierung Leichtverpackungen

	IST 1998	KUNSTSTOFF HH_1	Sortierung Gewerbe
Sortierabfälle	24,95 %	7,00 %	0,05 %
Mischkunststoffraktion	46,45 %	42,80 %	21,69 %
Kunststoffe zur stofflichen Verwertung	28,60 %	50,20 %	78,26 %
Sortenstruktur			
LDPE	39,6 %	39,3 %	81,0 %
HDPE	11,7 %	11,6 %	10,0 %
PP	6,2 %	2,6 %	3,0 %
PS	5,0 %	4,1 %	0,0 %
EPS	0,5 %	1,5 %	6,0 %
PET	37,0 %	41,0 %	0,0 %

Wie aus Tab. 19 ersichtlich enthält die Haushaltsware im Szenarium IST 1998 noch etwa 25 % Sortierabfälle, die durch Optimierungsschritte in der Sammlung (siehe Abschnitt 6.2.4) auf 7 % gesenkt werden konnten. Der Anteil der Fraktion zur stofflichen Verwertung (29 % im IST) wird auf 50 % gesteigert, die thermische Fraktion von 46 % auf 43 % leicht gesenkt. Im Gewerbe werden praktisch keine Sortierabfälle abgetrennt, vermutlich höchstens besonders sperrige Gegenstände. Der Anteil an thermischer Fraktion ist deutlich geringer (ca. 22 %).

7.2.2.5 Energie

Der Verbrauch an elektrischer Energie beträgt je nach Anlagengröße 85 bzw. 77 kWh je Tonne Leichtverpackungsinput.

7.2.2.6 Emissionen

Die gesamte Aufbereitungshalle sowie exponierte Stellen werden abgesaugt. Die abgesaugte Luft wird durch einen Ventilator über einen Staubfilter geführt. Die genannte Art der Abluft-erfassung und Reinigung ist in der Regel ausreichend, um die Emissionswerte für Staub einhalten zu können. Mit relevanten Emissionen an anderen Schadstoffen ist nicht zu rechnen.

7.2.3 Sortierung Kleinmetalle

Durch die ARGEV – Arbeitsgemeinschaft Verpackungsverwertung werden die Getränkeverpackungen aus Metallen getrennt gesammelt. Aus diesem Input werden die Fe-Metalle von den NE-Metallen getrennt und jeweils einer stofflichen Verwertung zugeführt. Beim Sortierprozeß fällt auch Sortierabfall an. Metalle aus der getrennten Gewerbesammlung werden nicht sortiert.

7.2.3.1 Input und Anlagengröße

Als Input für die Sortieranlage werden die Verpackungen aus Metallen aus der ARGEV-Sammlung angenommen. Der gängigen Praxis entsprechend werden flexible Anlagen konzipiert, die auch zur Sortierung von Leichtverpackungen, Sperrmüll und Gewerbemüll geeignet sind. Für derartige Anlagen kann von einer vollständigen Auslastung ausgegangen werden. Der limitierende Faktor einer Sortieranlage, die derart verschiedenartige Inputs bearbeitet, ist das Volumen. Es wurden deshalb zwei Anlagengrößen mit 150.000 m³/a bzw. 300.000 m³/a konzipiert.

7.2.3.2 Anlagenbeschreibung

Die anliefernden Fahrzeuge passieren die Eingangskontrolle und Verwiegung und laden in einem Flachbunker ab. Die Metallverpackungen werden per Radlader vom Flachbunker aufgenommen, direkt auf das Aufgabeband gegeben und einer Siebtrommel zugeführt.

Der Siebdurchgang stellt eine nicht mehr sortierfähige Fraktion dar und muß entweder thermisch behandelt oder deponiert werden. Aus dem Siebüberlauf werden auf einem Sortierband nichtmetallische Anteile entfernt (Sortierabfall). Am Ende des Förderbandes befindet sich ein Überbandmagnet, mit dem die Eisenanteile abgetrennt werden. Der Sortierrest besteht überwiegend aus NE-Metallen.

Die Metalle werden einer Ballenpresse zugeführt und anschließend in ein Ballenlager verbracht, welches ebenfalls Bestandteil der Anlage ist.

Die Abluft der gesamten Anlage und insbesondere der Sortierbühne wird gezielt erfaßt, über einen Ventilator durch ein Schlauchfilter gesogen und anschließend als gereinigte Abluft ins Freie ausgeblasen.

Die Anlage für 150.000 m³/a wird 1-schichtig, die Anlage für 300.000 m³/a wird 2-schichtig betrieben.

7.2.3.3 Güterbilanz

Der Input wird in die Fe-Fraktion (73 %), in die NE-Fraktion (6 %) und den Sortierabfall (21 %) geteilt. Im Szenarium, das die Sammlung auf Aluminiumverpackungen ausrichtet, wird 32 % des Inputs als NE-Fraktion und 48 % als Fe-Fraktion abgetrennt. Es verbleiben ca. 20 % Sortierabfälle.

7.2.3.4 Energie

Der Verbrauch an elektrischer Energie beträgt je nach Anlagengröße 51,0 bzw. 46,2 kWh je Tonne Input an Metallabfällen.

7.2.3.5 Emissionen

Die gesamte Aufbereitungshalle sowie exponierte Stellen werden abgesaugt. Die abgesaugte Luft wird durch einen Ventilator über einen Staubfilter geführt.

Die genannte Art der Ablufferfassung und Reinigung ist in der Regel ausreichend, um die Emissionswerte für Staub einhalten zu können. Mit relevanten Emissionen an organischen und anorganischen Schadstoffen ist nicht zu rechnen.

7.2.4 Sortierung Glas

Das Sammelgut Glas enthält rund 2–3 % Störstoffe, die nahezu vollständig entfernt werden müssen. Die gesamte Sammelfraktion Glas (ca. 185.000 t/a aus Haushalten plus 9.500 aus dem Gewerbe) wird einer Sortierung zugeführt. Obwohl die Sortierung derzeit im wesentlichen bei den Glasverwertern direkt realisiert ist, erfolgt eine getrennte Betrachtung dieses Prozesses. Die Sortierung von Glas erfolgt in Österreich zu mehr als 80 % bei der Firma Vetropack.

7.2.4.1 Anlagentechnik und Input

Die Aufgabe des Altglases erfolgt über zwei elektromagnetische Aufgaberinnen. Mittels Handauslese werden grobe Verunreinigungen (Keramik, Steine, Plastik, Papier, Holz) entfernt. Es kann an dieser Stelle auch Weißglas abgetrennt werden. Anschließend wird das Eisen mittels Überbandmagneten abgeschieden. Der Glasstrom wird nun in die Fraktionen 0–10 mm; 10–30 mm; 30–60 mm und Überlauf getrennt. Die Feinfraktion gelangt als Mischglas in eine Betonbox.

Die Fraktionen 10–30 mm und 30–60 mm werden mit Hilfe einer Absaugung von leichten Reststoffen (Papier, Plastik) befreit und anschließend werden andere Reststoffe (Keramik, Steingut, Porzellan) photooptisch abgetrennt. Erst nach einer weiteren photooptischen Abtrennung wird der Reststoff entfernt. Der Scherbenanteil wird dem zerkleinerten Überlauf zugeführt. In einer zweiten photooptischen Abtrennung erfolgt die Absonderung anderer Farben. Das so gewonnene Endprodukt wird nochmals durch einen Überbandmagneten gereinigt. Ein „Bypaß“ ist zur Probenahme vorgesehen.

Aus dem Überlauf werden händisch Reststoffe, Flaschen mit Verschlüssen und Fehlfarben aussortiert. Nach einer Zerkleinerung, Absaugung und Aluminiumabscheidung gelangt diese Fraktion wieder zum Hauptstrom vor der Siebung. Die in einem Hochleistungszyklon abgeschiedenen Schwerstoffe gelangen zu den übrigen Reststoffen.

Für die folgende Verwertung wird nicht detailliert nach den verschiedenen Glasprodukten unterschieden. Der Output reduziert sich so auf Sortierabfall und eine Sortierfraktion.

Bei einer Leistung von 25 t/h kann die Anlage im Zweischichtbetrieb 100.000 t/a und im Dreischichtbetrieb 150.000 t/a verarbeiten. Die Grundstücksgröße beträgt 7.700 m² und die Halle hat eine Größe von ca. 210 m² bei einer Höhe von 17 m. Die Lagerung erfolgt in Betonboxen außerhalb der Halle.

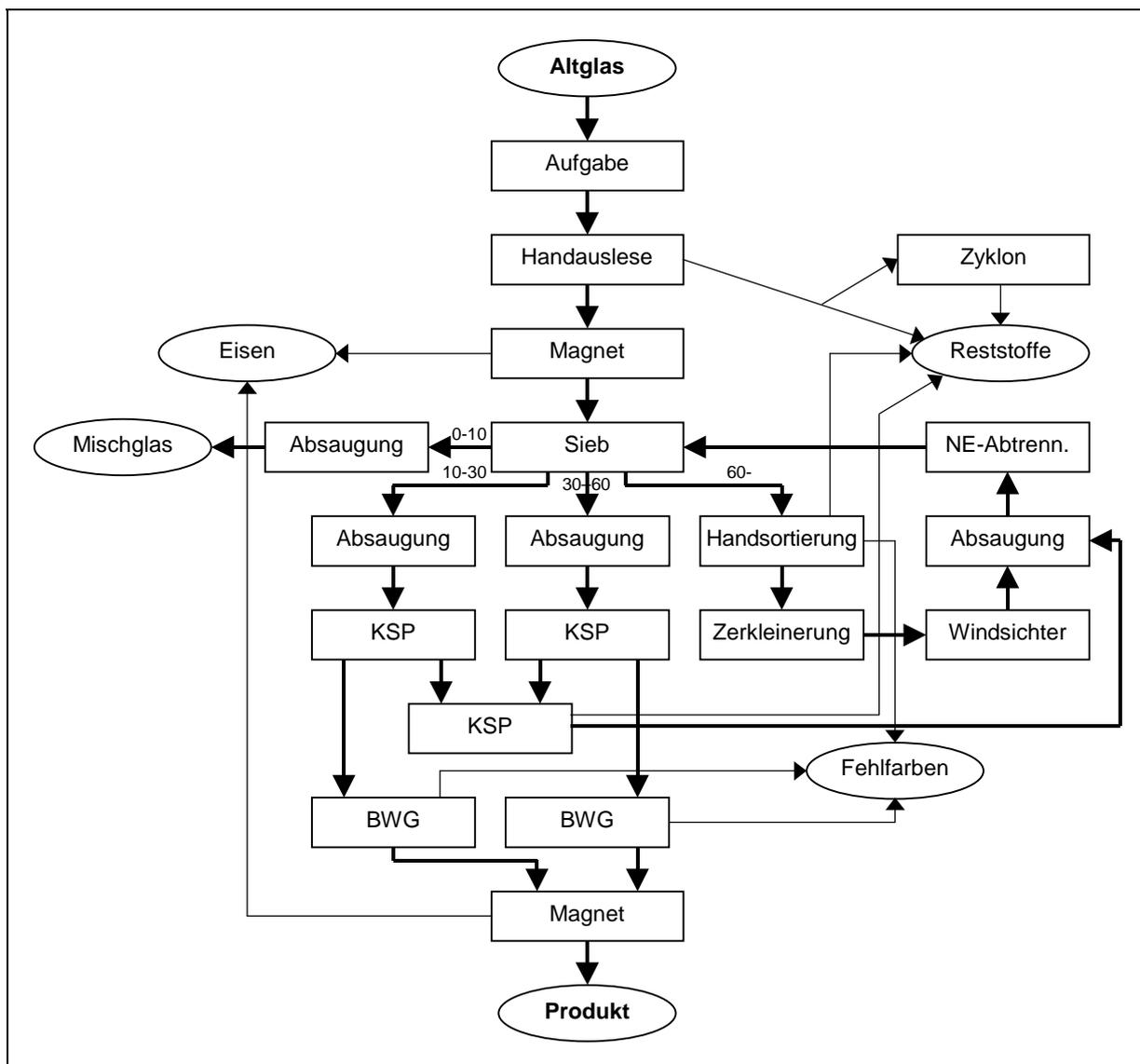


Abb. 10: Vereinfachtes Fließschema der Glassortierung

7.2.4.2 Güterflüsse

Die Sammelfraktion enthält, abgesehen von „Nichtverpackungsglas“, ca. 2,5 % Verunreinigungen, die zu ca. 97 % aussortiert werden. Der Glasverlust kann mit ca. 2 % angegeben werden. Somit gelangen ca. 4,5 % des Inputs als Sortierabfall in das Subsystem Vorbehandlung.

7.2.4.3 Energie

Der Bedarf an elektrischer Energie liegt bei knapp 200 kW, der Dieselverbrauch eines Radladers ist zu berücksichtigen.

7.3 Subsystem Verwertung

Tab. 20: Prozesse im Teilsystem Verwertung

Bezeichnung im Modell	Aufgabe	Kapazität
Papier	stoffliche Verwertung Papier	370.000 t/a
Verbunde	Stoffliche Verwertung Verbunde	370.000 t/a*
Kunststoff	stoffliche Verwertung Kunststoff	5.400 t/a
NE_Met	Stoffliche Verwertung Nichteisen Metalle	34.000 t/a
FE_Met	Stoffliche Verwertung Eisen Metalle	337.500 t/a
Glas	Stoffliche Verwertung Glas	56.700 t/a
Schwarze Pumpe	Schwarze Pumpe	500.000 t/a
Wirbelschicht	Industrielle Wirbelschicht	60 MW
Drehrohr	Zementdrehrohrofen	24.000 t/a

* Die Verwertung von Getränkeverbundkartons erfolgt in Prozessen der Papierindustrie (ohne Deinking), aufgrund verfahrenstechnischer Unterschiede wurde der Prozeß separat kalkuliert. Eine Auslastung der Anlage erfolgt durch die Verwertung von Altpapier.

7.3.1 Stoffliche Verwertung von Papier

7.3.1.1 Input und Anlagentechnik

Der Input des Prozesses „Stoffliche Verwertung Papier“ ist einerseits das unsortierte Altpapier (inkl. Karton und Pappe) aus der Haushaltssammlung und dem Gewerbebereich und andererseits die Deinking-Fraktion und die gemischte Fraktion aus der Sortierung von Altpapier aus Haushalten.

Die gemischte Fraktion aus der Sortierung wird gemeinsam mit der unsortierten Altpapiermenge einer Altpapieraufbereitung ohne Deinking unterzogen. Der aufbereitete Altpapierstoff wird einer angeschlossenen Papierproduktion übergeben. Gemischtes Altpapier wird hier vor allem für die Herstellung von Karton und Pappe sowie für die Produktion der gewellten Mittellage von Wellpappe (Wellenstoff) verwendet. Bei der Deinking-Fraktion werden bei der Altpapieraufbereitung neben den papierfremden Stoffen auch ein Großteil der Druckfarben entfernt (Deinking-Prozeß).

In der vorliegenden Arbeit werden moderne Prozesse nach dem Stand der Technik modelliert. Daher werden für die Behandlung der Reststoffe folgende Annahmen getroffen: Das Abwasser aus beiden Formen der Altpapieraufbereitung wird einer innerbetrieblichen mechanischen und biologischen Abwasserreinigungsanlage zugeführt. Der gewonnene Abwasserschlamm und die Reststoffe aus der Altpapieraufbereitung (Reject bzw. Deinkingschlamm) werden einer innerbetrieblichen thermischen Verwertung (Wirbelschichtkessel) zugeführt. Mit der gewonnenen Nutzenergie kann ein Teil des Energiebedarfs der Altpapieraufbereitung abgedeckt werden. Die resultierenden Outputgüter sind Abgas, Asche und Schlacke und der Ablauf der Abwasserreinigungsanlage.

7.3.1.2 Güter- und Energieflüsse, Emissionen

Das anfallende Reject (Trockensubstanz) beträgt bei der Altpapieraufbereitung ohne Deinking 4 % und bei der Altpapieraufbereitung mit Deinking 11 % der Input-Trockensubstanz.

Für den Endenergiebedarf der Altpapieraufbereitung werden 350 kWh/t Altpapierstoff (Trockensubstanz) bei der Altpapieraufbereitung ohne Deinking und 600 kWh/t Altpapierstoff bei

der Altpapieraufbereitung mit Deinking verwendet. Ein Teil dieser Energie kann durch die thermische Verwertung der Reststoffe abgedeckt werden (angenommener Wirkungsgrad der Kraft-Wärme-Kopplung: 65 %; Stromkennzahl 0,6).

Weitere Details zur Prozeßbilanzierung finden sich in [AWS, GUA & IFIP, 2000].

7.3.1.3 Kosten

Die gesamten betriebswirtschaftlichen Kosten (inkl. Wagnis und Gewinn) inklusive Annuitäten belaufen sich auf ca. 863 öS/t Input. Diese Kosten ergeben sich aus folgenden Detaildaten:

- Investitionen für eine Anlage mit einem Durchsatz von 200.000 t/a und einem Anteil von knapp 50 % Haushaltware: 280 Mio öS Gesamtinvestitionen zuzüglich 150 Mio öS anteilige Kosten für eine Wirbelschichtanlage und für die Abwasserreinigung
- Personalkosten: 11,8 Mio öS/a
- Energiekosten: 200 öS/t und fixe Anschlußkosten von ca. 5,8 Mio öS
- Chemikalien: 150 öS/t
- Reparatur und Wartung: 80 öS/t.

7.3.1.4 Substitution

Für die Berechnung von Gutschriften für Energieverbrauch, Emissionen und Abfallmengen einerseits und für die volkswirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse andererseits sind jene Prozesse der Primärproduktion zu betrachten, die durch die stoffliche Verwertung substituiert werden. Im Fall der stofflichen Verwertung von Altpapier sollte hier grundsätzlich zwischen zwei verschiedenen Substitutionsvorgängen unterschieden werden:

- Der Altpapierstoff aus der Aufbereitung mit Deinking wird anschließend bei der Produktion von Zeitungsdruckpapier und graphischem Papier eingesetzt, wo er vor allem Holzstoff (Holzschliff) ersetzt. Aber auch bei der Kartonproduktion, für die ein Teil des Altpapierstoffs aus der Aufbereitung ohne Deinking verwendet wird, käme nach Auskunft von Mayr-Melnhof alternativ am ehesten Holzstoff zum Einsatz.
- Der Rest des unsortierten Altpapiers und der gemischten Fraktion aus der Sortierung wird vor allem bei der Produktion von Wellpappe-Rohpapieren eingesetzt, und zwar für die gewellte Mittellage der Wellpappe (Wellenstoff). Es stellt sich also die Frage, aus welcher Art von Frischfaser diese Zwischenschicht hergestellt würde, wenn kein Altpapier zur Verfügung stünde. Nach Auskunft der Nettingsdorfer Papierfabrik, die für Wellpappe-Rohpapiere auch Frischfasern einsetzt, kommt aufgrund der Steifigkeitsanforderungen der Zwischenschicht als Frischfaser nur Halbzellstoff in Frage.

Als substituierte Primärproduktion durch die stoffliche Verwertung von Altpapier wird also im folgenden die Produktion von Holzstoff und Halbzellstoff näher untersucht.

Bei der Substitution von Halbzellstoff muß noch darauf hingewiesen werden, daß der Einsatz von Frischfaser für Wellenstoff zu einer wesentlich höheren Produktqualität führt. Wellpappe aus Frischfaser wird für die Verpackung von schweren Gütern verwendet, während Wellpappe aus Altpapier zur Verpackung von leichten Waren dient. Die Substitution der Fasermenge im Altpapierstoff durch die gleiche Menge an Halbzellstoff würde also zu einer Wellpappenqualität führen, die für die Verpackung von leichten Waren einerseits nicht notwendig und andererseits zu teuer ist. Um dennoch eine annähernd korrekte Gegenüberstellung von stofflicher Verwertung und alternativer Primärproduktion zu erhalten, wird folgender Weg beschritten:

Verschiedene Werte zur Qualität des Wellenstoffs (wie z. B. die Steifigkeit) liegen bei Altpapier um den Faktor 0,55 bis 0,65 unter den entsprechenden Werten für Wellenstoff aus Halbzellstoff. Daher wird für die Berechnung der substituierten Halbzellstoffmenge aus der Fasermenge im Altpapierstoff ein Substitutionsfaktor von 0,6 verwendet.

Bei der Substitution von Holzstoff wird dagegen angenommen, daß der Qualitätsvorsprung gegenüber Altpapierstoff bei den gegebenen Produkten und der derzeitigen Altpapiereinsatzquote nur von geringer Bedeutung ist. Es wird daher mit einem Substitutionsfaktor von 0,95 gerechnet.

Um den Rohstoffbedarf, die Energieflüsse, die Emissionen und die Abfälle zu ermitteln, die sich mit der Produktion dieser Mengen an Holzstoff und Halbzellstoff verbinden, wurden folgende Kennwerte verwendet:

- Rinden- und Holzabfall: 15 % des Rohholzes
- Faserstoff-Ausbeute der Holzstoffproduktion: 97 %
- Faserstoff-Ausbeute der Halbzellstoffproduktion: 78 %
- Chemikalienbedarf der Halbzellstoffproduktion: 16 kg Soda und 12 kg elementarer Schwefel pro Tonne Halbzellstoff (Trockensubstanz)
- Fremdstrombedarf der Holzstoffproduktion: 1460 kWh je Tonne Holzstoff lutro
- Erdgasverbrauch bei der Halbzellstoffproduktion: 11,1 GJ je Tonne Halbzellstoff lutro oder 3.450 kWh Wärme pro Tonne Halbzellstoff lutro
- Prozeßbedingte SO₂-Emissionen der Halbzellstoffproduktion: 117 g je Tonne Halbzellstoff lutro
- CSB-Emissionen aus der Holzstoffproduktion (nach biologischer Abwasserreinigung): 0,7 kg je Tonne Holzstoff lutro
- CSB-Emissionen aus der Halbzellstoffproduktion (nach biologischer Abwasserreinigung): 14 kg je Tonne Halbzellstoff lutro.

Die Angaben zu Halbzellstoff stammen von der Nettingsdorfer Papierfabrik und der CSB-Wert für Holzstoff von der Papierfabrik Steyrmühl; die übrigen Angaben sind [PILZ, 1996] entnommen. Anzumerken ist noch, daß ein Teil des Energiebedarfs der Holzstoff- und Halbzellstoffproduktion durch die thermische Verwertung der Rinden- und Holzabfälle sowie der Ablauge im Rahmen der Chemikalienrückgewinnung abgedeckt werden kann. Die oben angegebenen Energiemengen sind nur der darüber hinaus notwendige Input an Fremdstrom bzw. fossilen Energieträgern⁵.

Die Luftemissionen der genannten Produktionsbereiche setzen sich aus den Emissionen der Holzabfallverbrennung, der Erdgasverbrennung und den prozeßbedingten SO₂-Emissionen (Verbrennung von elementarem Schwefel im Rahmen der Zufuhr von Frischchemikalien) zusammen. Die Emissionen der Holzverbrennung wurden [FRISCHKNECHT, 1996] entnommen.

7.3.2 Stoffliche Verwertung von Getränkeverbundkartons

Für die Verwertung von Getränkeverbundkartons wurde der gleiche Prozeß für Nicht-Deinking-Ware wie bei der Papierverwertung angesetzt. Der Unterschied liegt neben geringfügigen Adaptierungen an der Anlage selbst darin, daß durch den Einsatz von Verbundkarton im Prozeß der Papierverwertung der Pulper diskontinuierlich gefahren werden muß, um die abgetrennten Kunststoffanteile auszuschleusen. Diesen Umständen und der dadurch verminderten Verwertungskapazität wurde im Modell durch einen „Kapazitätsabminderungsfaktor“ von 1,2 Rechnung getragen, der zur Berechnung der spezifischen Verwertungskosten auf Basis der Prozeßdaten des Papierverwertungsprozesses ohne Deinking angewendet wurde.

⁵ Der Verbrauch an biogenen Energieträgern ist in der benötigten Holzmenge inkludiert. Die entsprechende Energiemenge auch in die Energiebilanz mit aufzunehmen hat deshalb wenig Sinn, da einerseits derzeit in Österreich ein Überangebot an biogenen Energieträgern vorhanden ist und andererseits oft nur die Papierindustrie in der Lage ist, einen Preis für Holz zu bezahlen, mit dem die an vielen Stellen überfällige Durchforstung finanziert werden kann. Die in der Papierindustrie verbrannten biogenen Reststoffe sind also nicht nur erneuerbar, sondern derzeit auch nicht knapp und meistens für alternative Verbrennungsprozesse aus finanziellen Gründen nicht verfügbar.

7.3.3 Stoffliche Verwertung von Kunststoffen

7.3.3.1 Input und Anlagentechnik

Der Input des Prozesses „Stoffliche Verwertung Kunststoffe“ wird aus dem Prozeß „Sortierung Leichtverpackungen“ übernommen und besteht aus sortenreinen Kunststofffraktionen. Je nach untersuchtem Szenarium sind die Anteile an LDPE, HDPE, PP, PS, EPS und PET innerhalb der Inputmenge unterschiedlich hoch. Tab. 19 zeigt, wie sich diese Zusammensetzung nach Kunststoffsorten innerhalb der kunststoffrelevanten Szenarien ändert.

Im Rahmen dieser Arbeit wird der Prozeß der stofflichen Verwertung von Kunststoffen als Verarbeitung der Kunststoffabfälle zu Regranulat⁶ (LDPE, HDPE, PP, PS) oder zu Mahlgut bzw. Flakes (EPS, PET) modelliert.

7.3.3.2 Güterflüsse, Energie, Kosten

Im Rahmen der Prozeßbilanzierung für die Kunststoffverwertung wurden bei wichtigen Inputdaten die Unterschiede zwischen den einzelnen Kunststoffsorten berücksichtigt. Die folgende Tabelle gibt eine Übersicht über die verwendeten Werte.

Tab. 21: Verwendete Inputdaten bei der stofflichen Verwertung von Kunststoffen

	LDPE	HDPE	PP	PS	EPS	PET
Güterbilanz						
Reststoffe (TS/Input-Feuchtsubstanz)	5 %	2 %	2 %	5 %	0 %	10 %
Energiebedarf Prozeß						
kWh _e /t Input	800	800	800	800	50	145
kWh Heizöl/t Input	200	200	200	200		
kWh Erdgas/t Input						173
Kosten						
Gesamtkosten öS/t Input	6.600	6.800	6.400	7.500	2.200	5.000
Erlöse öS/t Rezyclat	5.800	5.200	5.200	6.700	3.600	6.200
Substitution						
Primärpreise öS/t Input	9.700	8.700	7.400	9.500	12.000	10.400

Die angegebenen Reststoffanteile basieren auf Angaben verschiedener Verwerter. Die Recyclatausbeute liegt, in Abhängigkeit vom Reststoffanteil, zwischen 77 % und 87 %.

Der Energiebedarf für die Verwertung von PE, PP und PS wurde aus [HUTTERER & PILZ, 1998] übernommen. Die entsprechenden Daten für PET stammen aus [HABERSATTER, 1999]. Der Stromverbrauch für das Mahlen von EPS-Abfällen ist eine grobe Abschätzung für den Maximalwert.

Die angegebenen Erlöse für Recyclate orientieren sich an dem gewählten durchschnittlichen Preisniveau für Primärkunststoffe (siehe Abb. 11). Die Gesamtkosten für die Verwertung enthalten neben den Investitions- und Betriebskosten auch jene Gewinne, die dieser Preissituation entsprechen.

⁶ In dieser Verarbeitung sind das Zerkleinern, Waschen, Trennen, Trocknen, Extrudieren und Granulieren der Kunststoffabfälle eingeschlossen.

7.3.3.3 Substitution

Das im Rahmen der *sortenreinen* stofflichen Kunststoffverwertung hergestellte Regranulat wird in vielen Bereichen der Kunststoffverarbeitung wieder eingesetzt. In allen Fällen substituiert der verwendete Sekundärrohstoff Frischgranulat aus der Primärproduktion. Um zu berücksichtigen, daß in einigen wenigen Fällen die Wandstärke des Produktes aus Regranulat etwas höher ist als beim gleichen Produkt aus Primärgranulat wird mit einem durchschnittlichen Substitutionsfaktor von 95 % gerechnet.

Über den Verbrauch von Energieträgern, der mit der Produktion dieser Menge an Primärgranulat verbunden ist, liefern die Ökobilanzen von [Habersatter, 1999] detaillierte Angaben. Tab. 22 gibt den Energiebedarf bei der Produktion verschiedener Kunststoffsorten an, ohne jedoch den Aufwand für Gewinnung, Aufbereitung und Transport dieser Energieträger zu berücksichtigen, da diese zusätzlichen Beiträge im vorliegenden Modell an anderer Stelle einbezogen werden. Für die Bildung des gewichteten Mittelwerts wird die dargestellte Sortenstruktur des Outputs der stofflichen Verwertung von Altkunststoffen verwendet.

Tab. 22: Energetisch verwendete Energieträger der Primärproduktion, ohne Precombustion [Habersatter, 1999].

Anteil	%	Mittelwert	LDPE 60 %	HDPE 11 %	PP 5 %	PS 3 %	EPS 3 %	PET 18 %
el. Energie	kWh	750	853	506	642	325	292	736
Heizöl S	l	270	267	221	318	508	370	249
Erdgas	m ³	407	446	405	256	292	318	352

Die mit der Primärproduktion verbundenen Emissionen ergeben sich aus den jeweiligen, ebenfalls für das gesamte Modell einheitlich festgelegten Emissionsfaktoren der einzelnen Energieträger. Die Abfallmengen aus der Primärproduktion liegen in der Größenordnung von nur 1 % der Produktionsmenge [FEHRINGER & BRUNNER, 1997] und werden daher in dieser Arbeit nicht betrachtet. Die CSB-Emissionen aufgrund der Primärproduktion wurden [HABERSATTER, 1999] entnommen und betragen für die gegebene Sortenstruktur etwa 1,3 kg pro Tonne Kunststoff.

Die **ersparten Kosten der Primärproduktion von Kunststoffen** (siehe auch Abschnitt 2.1.6.1) werden in der vorliegenden Arbeit pauschal anhand ihrer Marktpreise als Knappheitsindikator beurteilt. Dies ist insbesondere deshalb gerechtfertigt, weil der Markt für Kunststoffe kompetitiv ist. Die Marktpreise für die betrachteten Kunststoffsorten wurden verschiedenen Ausgaben der Zeitschrift EUWID Recycling und Entsorgung [1992–1999] entnommen. Da Kunststoffrecyclate in den entsprechenden Anwendungsbereichen vorwiegend Primärware mit eher niedriger Qualität substituieren, wurde für die Bewertung der ersparten Primärproduktion jeweils der untere Wert der angegebenen Bandbreiten für die Primärpreise verwendet.

Der Primärpreis von Kunststoffen war in den vergangenen Jahren von relativ großen Schwankungen gekennzeichnet und befindet sich derzeit auf einem außerordentlichen Tiefpunkt. Um die Kosten-Nutzen-Bilanz nicht durch diesen vorübergehenden und untypischen Zustand zu verfälschen, wurde mit den Werten vom Juni 1998 ein Preisniveau für Primärkunststoff verwendet, das dem Mittelwert der letzten 7 Jahre relativ gut entspricht (siehe Abb. 11).

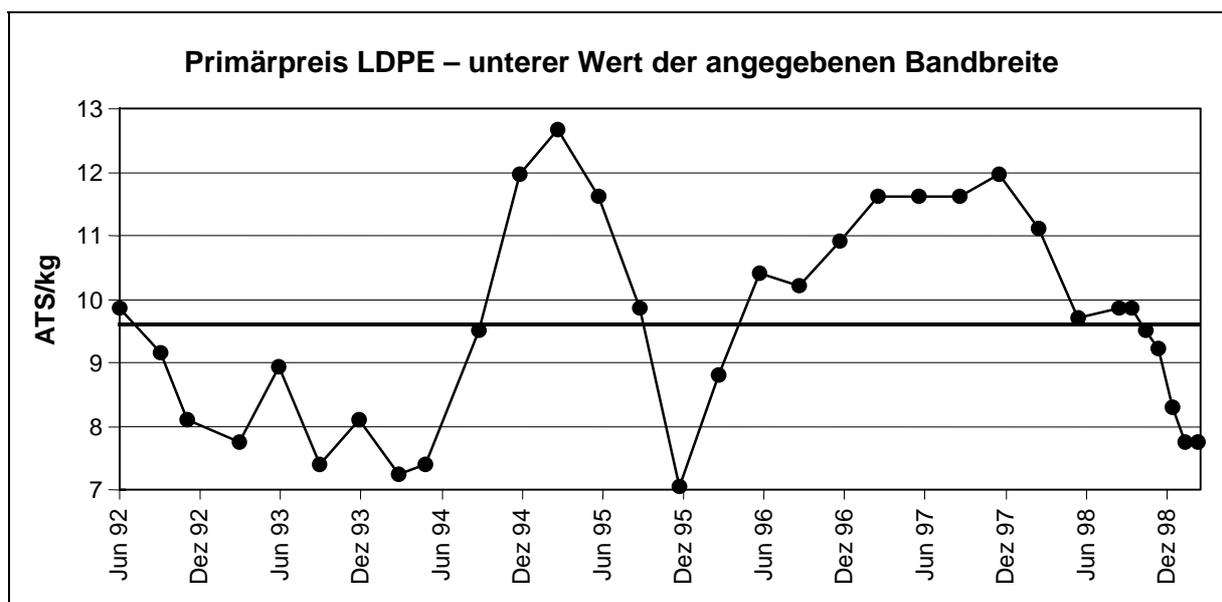


Abb. 11: Veränderung des Primärpreises für LDPE im Laufe der letzten sieben Jahre; aus EUWID Recycling und Entsorgung [1992–1999].

7.3.4 Stoffliche Verwertung von Nichteisen-Metallen

Es werden an dieser Stelle nur Aluminium⁷-Verpackungen betrachtet, wobei die Verwertungsmenge im Jahr 1998 etwa 2.400 t/a betragen hat.

7.3.4.1 Anlagentechnik und Input

Prinzipiell kann das Umschmelzen von sekundärem Aluminium entweder unter einer Salzdecke oder im 2-Kammerverfahren mit Nachverbrennung erfolgen. Der Umschmelzvorgang erfolgt in Herd- oder Drehtrommelöfen. Der Vorteil des Umschmelzvorganges unter einer Salzdecke ist der geringe Schmelzverlust sowie die gute Entfernung der eingebrachten Verunreinigungen. Pro Tonne umgeschmolzenem Aluminium fällt jedoch ca. ½ Tonne Salzschlacke an, die einer weiteren Behandlung zugeführt werden muß. Als Alternative bieten sich deshalb 2-Kammerverfahren mit Nachverbrennung an. Das gewählte 2-Kammerverfahren mit Nachverbrennung wurde für eine Größe von 40.000 t/a Input kalkuliert.

7.3.4.2 Güterbilanz

Der Input setzt sich dabei wie folgt zusammen:

- Rohaluminium 12.400 t/a
- Alu Schrott⁸ 22.000 t/a
- Legierungsmetalle 2.700 t/a
- Kreislaufmetall⁹ 3.300 t/a

Die Produktion ergibt ca. 34.600 t/a Gußlegierungen.

⁷ Die Nicht-Eisen-Metalle der Verpackungssammlung bestehen zum überwiegenden Teil aus Aluminium, weshalb eine Reduzierung auf diese Gruppe jedenfalls gerechtfertigt werden kann.

⁸ In dieser Menge sind die knapp 2.400 t/a Verpackungsabfälle enthalten.

⁹ Bearbeitungsabfälle wie Späne, Gießreste und Ausschuß.

7.3.4.3 Energie und Kosten

Der Energiebedarf für 1 t Recycling-Aluminium liegt bei ca. 1.750 kWh¹⁰, der sich im vorliegenden Fall aus elektrischer Energie, Heizöl schwer und Erdgas zusammensetzt. Der Energiebedarf des Recyclings liegt damit bei unter 5 % des Bedarfs zur Herstellung von Aluminiumbarren aus Primärrohstoff.

Die Erarbeitung der betriebswirtschaftlichen Grundlagen dieses Prozesses, die auf Basis einer existierenden österreichischen Anlage erstellt wurden, kann aufgrund der unzureichenden Unterlagen nur in unzufriedenstellender Genauigkeit erfolgen.

Die Gesamtinvestition wird mit ca. 300 Mio öS angenommen.

Es ergeben sich Kosten von ca. 5.000 öS/t. Aufgrund der derzeitigen Marktlage ist davon auszugehen, daß auch bei Berücksichtigung eines Qualitätsverlustes des Endproduktes im Bereich des Recyclings enorme Gewinne lukriert werden.

7.3.4.4 Emissionen

Es liegen sehr detaillierte Daten zu den Emissionen des Recyclings vor [HABERSATTER K. ET AL, 1999]. Es kann dabei jedoch nicht speziell auf die hier gewählte Technologie des 2-Kammerverfahrens mit Nachverbrennung eingegangen werden.

7.3.4.5 Substitution

Die Substitution von Rohstoffen, Emissionen und Energie kann ebenfalls auf Basis sehr breiter Literaturangaben [HABERSATTER K. ET AL, 1999] durchgeführt werden. Besonders aufgrund der enormen Energieersparnis des Recyclings ergeben sich bekannterweise sehr große spezifische Substitutionseffekte.

7.3.5 Stoffliche Verwertung von Eisenmetallen

Die hier betrachteten Eisenabfälle umfassen im wesentlichen Verpackungen (und teilweise mitgesammelte Nichtverpackungen) sowie, aufgrund der guten Abtrennbarkeit, Eisenmetalle aus MBAs sowie auch aus den Schlacken diverser Verbrennungsanlagen.

7.3.5.1 Anlagentechnik und Input

Für das vorliegende Modell wurde eine Anlage zur Herstellung von Baustahl zugrunde gelegt. Eine derartige Anlage setzt sich im wesentlichen aus den Stufen Lichtbogenofen, Pfannenofen, Gießerei und Walzwerk zusammen. Der Input von 337.500 t/a liefert ca. 300.000 t/a Baustahl. Der Input besteht neben dem Haushaltsschrott aus diversen anderen Eisenschrotten.

7.3.5.2 Güterflüsse

Im Referenzszenarium setzt sich der Input wie folgt zusammen:

- Fe-Verpackungen 38.000 t/a
- Eisen aus Verbrennungsschlacken¹¹ 22.000 t/a
- Eisen aus mechanisch-biologischen Anlagen¹¹ 6.500 t/a

¹⁰ Diese Angabe beinhaltet noch nicht die Bereitstellungenergie.

¹¹ Diese Angaben entsprechen nicht den tatsächlichen Gegebenheiten 1998, damals lagen die Werte für Metallabscheidung aus Vorbehandlungsanlagen bei etwa der Hälfte der hier angegebenen Werte. Im Modell wurden die Abscheidegrade auf Basis der technischen Möglichkeiten höher angesetzt, sie liegen für MBAs und MVAs bei 50% bezogen auf den Metall-Input.

Daraus können rund 58.000 t/a Baustahl erzeugt werden.

Ca. 7 % des Inputs verlassen den Prozeß gasförmig und etwa 5 % des Inputs muß als Schlacke entsorgt werden.

7.3.5.3 Energie und Kosten

Der Energiebedarf für 1 t Recycling-Baustahl liegt bei ca. 1.300 kWh¹², der sich in diesem Fall aus elektrischer Energie, Heizöl schwer und Erdgas zusammensetzt. Der Energiebedarf des Recyclings liegt damit bei unter 25 % des Bedarfs zur Herstellung von Baustahl aus Eisenerz.

Die Gesamtinvestition wird mit ca. 1,4 Milliarden öS angenommen, die anteiligen Investitionen für den Haushaltsschrott errechnen sich zu ca. 550 Mio. Neben den Kosten für Energieträger und RWU bilden die Personalkosten von ca. 65 Mio. öS nur eine relativ kleine Position der Gesamtanlage.

Es ergeben sich spezifische Kosten (ohne Wagnis und Gewinn) von ca. 2.800,- öS pro Tonne Altstoff. Unter der Voraussetzung einer Qualitätsminderung des Endprodukts ergibt sich ein Preis von ziemlich genau 100 öS für den Haushaltsschrott.

7.3.5.4 Substitution

Die Substitution von Rohstoffen, Emissionen und Energie kann ebenfalls auf Basis sehr breiter Literaturangaben [HABERSATTER et al. 1999] durchgeführt werden. Besonders aufgrund der hohen Energieersparnis des Recyclings (vor allem Steinkohle, elektrische Energie) ergeben sich bekannterweise sehr große spezifische Substitutionseffekte.

7.3.6 Stoffliche Verwertung von Glas

In Österreich erfolgt die Verwertung von Glas an den drei Standorten Kremsmünster, Köflach und Pöchlarn in sehr verschiedenen Größenordnungen. Da über die Firma Vetropack keine Daten erhoben werden konnten, diente eine Anlage in Deutschland als Grundlage für die Datenerhebung. Wenngleich die gewählte Größe deutlich unter jener der Firma Vetropack in Pöchlarn liegt, so sind alle erhobenen Werte vermutlich dennoch durchaus vergleichbar.

7.3.6.1 Anlagentechnik und Input

Die Lagerung der Rohstoffe sowie Fremdscherben und Eigenscherben erfolgt in Silos. Mittels Fördertechnik und Waagen erfolgt die Dosierung der Rohstoffe im Gemengehaus. Anschließend wird das Gemenge in einen Wannensilo geleitet und zwischengelagert.

Über einen Einleger erfolgt das Einbringen des Gemenges in die Schmelzwanne. Nach dem Schmelzen des Gemenges zu einer Glasschmelze erfolgt die Läuterung und Homogenisierung derselben. Je ein Durchfluß verbindet die Schmelzwanne mit den Arbeitswannen. Nach Transport und Abkühlung der Glasschmelze erfolgt die Konditionierung der Glasschmelze in drei Vorherden. Federmechanismen sind für die Dosierung der Schmelze und Formung des Tropfens verantwortlich, der in IS-Maschinen (3 Stück) zu Glasbehältern geformt wird. Die Entspannung der Behältnisse erfolgt auf Kühlbahnen mittels eines Kühllofens.

In drei Kalt-End-Linien erfolgt die Aussortierung fehlerhafter Glasbehälter. Palettierer sorgen schließlich für die Verpackung der Behälter auf Paletten, die noch einen Schrumpfofen passieren.

¹² Diese Angabe beinhaltet noch nicht die Bereitstellungenergie.

Der Input an Altstoff besteht ausschließlich aus Scherben der Glassortierung, derzeit unter 200.000 t/a. Der Anteil an Altscherben (Fremdscherben) beträgt rund 60 % des Gesamtinputs. Die massenmäßig wichtigsten Rohstoffe der Primärproduktion (restliche 40 %) sind diverse Sande, Soda, Kalk & Dolomit sowie Feldspat.

7.3.6.2 Güterflüsse

Der Input (sortierte Altscherben) geht zu ca. 97 % in das Produkt über. Die restlichen 3 % fallen als Abgas an. Aufgrund der internen Wiederaufbereitung fallen keine Abwässer an.

7.3.6.3 Energie und Kosten

Der Bedarf an elektrischer Energie für Schmelzen, Konditionieren und Transport liegt bei rund 190 kWh pro Tonne Altscherben. Der Verbrauch an Erdgas für die Prozeßschritte Schmelzen, Homogenisieren, Läutern, Abkühlen und Entspannen liegt bei rund 120 m³ pro Tonne Input. Bezogen auf das Endprodukt kann von einer Ersparnis von mehr als 20 % gegenüber der Primärproduktion ausgegangen werden.

Die Gesamtinvestition für den Bedarf von sechs Anlagen wird mit ca. 2,4 Milliarden öS angenommen, die anteiligen Investitionen für den Haushaltsbereich errechnen sich zu knapp 1,5 Milliarden öS.

Die Zuordnung der Investitionskosten auf Altscherben und Produktion aus Rohstoffen stellt ein schwieriges Problem dar. Während für die Produktion einer Tonne Glas rund 1,04 t Altscherben benötigt werden, muß aufgrund der gasförmigen Verluste der Primärrohstoffe (Chemische Reaktion von Soda; Trocknungsverluste, etc.) mit rund 1,28 t Rohstoffe pro Tonne Produkt gerechnet werden. Der Masseverlust erfolgt dabei im wesentlichen im Schmelzofen. Um die Investitionskosten verursachergerecht zuteilen zu können, wurden die Kosten der einzelnen Aggregate erhoben und gemäß der passierenden Tonnage zugeordnet. Dabei wurden auch jene Einrichtungen getrennt zugeordnet, die nur für Primärproduktion bzw. nur für Altscherbenverarbeitung benötigt werden. In der Zuordnung wurde nicht berücksichtigt, daß eventuell eine unterschiedliche Abnutzung, etc. von Anlagenteilen aufgrund der unterschiedlichen Materialien erfolgen kann (Zuteilung rein nach Gewicht). Aufgrund des mittleren "Glasfaktors" (Anteil des Inputs, der massenmäßig ins Endprodukt übergeht) der Rohstoffe der Primärproduktion von 0,816 sind die spezifischen Investitionen der Primärproduktion höher als im Fall der Verarbeitung von Altscherben.

Der entscheidende Kostenfaktor der Anlage sind die Personalkosten, die mehr als 50 % der betriebswirtschaftlichen Kosten betragen. Folgender Personalbedarf wird zugrundegelegt:

Tab. 23: Personalbedarf bei der stofflichen Verwertung von Glas

Qualifikation	Anzahl
Geschäftsführer	2
Leitende Funktion	4
Schichtführer	15
Facharbeiter	30
Hilfskräfte	120
Angestellte	79
Summe	250

Aufgrund der Kalkulation der Anlage ergibt sich ein Inputpreis der sortierten Altscherben von ca. 1.900 öS pro Tonne.

Der Gesamterlös des Produkts "Behälterglas aus Altscherben" wird mit über 1 Mrd. öS ab Werk abgeschätzt.

7.3.6.4 Emissionen

Die CO₂-Emissionen betragen als mengenmäßig bedeutendste Emission rund 300 kg/t Altscherben (Input). Sämtliche anderen im Modell verwendeten Emissionen sind im Anhang ersichtlich.

7.3.6.5 Substitution

Die Substitution von Energie und Emissionen ist in erster Linie durch die Massenverluste der Rohstoffe im Prozeß selber gegeben.

Aufgrund der großen Mengen an Altscherben wird eine sehr beträchtliche Menge an Rohstoffen eingespart.

7.3.7 Verbrennung in der Wirbelschicht

Wirbelschichtfeuerungen sind für die Verbrennung von kleinstückigen Abfällen geeignet. Bezüglich des Heizwertes der eingesetzten Brennstoffe erweisen sie sich relativ flexibel. Sie sind daher für die Verwertung hochkalorischer Brennstoffe mit einem Heizwert von bis zu rund 30.000 kJ/kg, gegebenenfalls zusammen mit besonders heizwertarmen Abfällen wie Klärschlamm, geeignet. Als Inputmaterialien sind der Wirbelschichtverbrennung deshalb die Leichtfraktion aus einer stoffspezifischen Restmüllbehandlung, sowie ein Teil der thermische Kunststofffraktion (MKF) zuzuordnen.

Die thermische Leistung einer Wirbelschichtanlage ergibt sich aus dem Produkt aus dem Heizwert und der zugeführten Inputmenge der Abfallfraktionen. Aus diesem Grund wird bei der Wirbelschichtfeuerung die Anlagengröße als thermische Leistung in MW und nicht in Form der Anlagenkapazität in Tonnen definiert. Die modellierten Anlagen wurden für eine thermische Leistung von 60 MW ausgelegt.

7.3.7.1 Anlagenbeschreibung

Die ankommenden Abfälle werden in einer Aufgabehalle entladen, über einen Magnetabscheider geführt und in einem Tagesbunker zwischengelagert. Zu verarbeitendes Holz muß gesichtet und einer Zerkleinerung zugeführt werden. Anschließend erfolgt die Aufgabe des Inputs in den Bunker.

Die zirkulierende Wirbelschicht besteht aus einem Schacht mit einem Rost, auf dem sich Sand mit einer sehr feinen Körnung befindet. Der Sand wird von unten durch den Rost mittels Primärluft beblasen. Ab einer von der Körnung des Sandes abhängigen Luftgeschwindigkeit beginnt sich das Sandmaterial zu regen und erreicht einen schwebenden Zustand – die sogenannte Wirbelschicht.

Durch diesen Zustand erreichen die Sandkörper nicht nur vertikale Bewegungen, sondern auch horizontale Bewegungsabläufe, durch die sich auch ein intensiver Stoff- und Wärmeaustausch innerhalb der Wirbelschicht erklären läßt. Resultat daraus ist eine gleichmäßige Temperaturverteilung in der Wirbelschicht und ein inniger Kontakt mit den in die Wirbelschicht eingegebenen Brennstoffteilchen.

Durch Vorwärmung der Primärluft wird das System auf Betriebstemperatur aufgeheizt. In dieses nun heiße Sandbett (max. 900 °C) wird Brennstoff eingebracht, von den Sandkörnern sofort allseitig umschlossen und schichtweise von außen zum Kern verbrannt.

Dadurch kommt es zu einem ausgewogenen Verbrennungsverhalten, da der Brennprozeß nicht nur „einseitig“ wie beim Rost oder umwälzend wie beim Drehrohr erfolgt. Verbrennungsrückstände mit großem Korn werden nicht mit der Flugasche ausgetragen und fallen durch den Luftrost bzw. werden am Boden der Wirbelschichtanlage durch den darin befindlichen Überdruck pneumatisch ausgetragen.

Die Verbrennungstemperatur in der Wirbelschicht muß auf max. 900 °C begrenzt bleiben, um den Ascheerweichungs- bzw. Schmelzpunkt stets mit Sicherheit zu unterschreiten, da andernfalls keine Wirbelfähigkeit mehr gegeben wäre.

Durch Zugabe eines basischen Reaktionsmittels, z. B. Kalziumcarbonat, Magnesiumcarbonat oder Kalziumoxid, in die Wirbelschicht kommt es zu Einbindungsreaktionen, die die Freisetzung von Schwefeloxiden vermindern.

Überzähliges Reaktionsmaterial gelangt mit dem Rauchgasstrom durch den Abhitzekessel in den nachgeschalteten Gewebefilter und lagert sich an der Außenseite der Filterschläuche ab. Das Rauchgas muß durch diese Filterschicht durchströmen. Die Halogene Chlor und Fluor im Rauchgas treten in Kontakt mit dem aktiven Kalziumoxid. Die Halogene werden in Reaktionsprodukte eingebunden und mit der Flugasche abgeschieden.

Das so zwischengereinigte Rauchgas gelangt in einen alkalischen Wäscher, der noch enthaltene Schadstoffe durch Quenchung und einen mehrstufigen Reinigungsprozeß absorbiert.

In einer dritten Stufe wird als „Polizeifilterfunktion“ ein Gemisch von Calciumoxid und Herdofenkoks in den Rauchgasstrom eingeblasen. Im nachgeschalteten Gewebefilter absorbiert dieses Gemisch noch enthaltene organische Schadstoffe.

Die beschriebene Rauchgasreinigungsanlage stellt eine Variante der technischen Möglichkeiten dar. Andere Kombinationen aus trockenen und nassen Reinigungsverfahren können ebenfalls die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte garantieren.

7.3.7.2 Güterbilanz

An Reststoffen bei der Wirbelschichtfeuerung fallen bei den angegebenen Inputfraktionen rund 16,6 Gew.-% Asche und Schlacke, 0,1 Gew.-% Abwasser sowie 0,2 Gew.-% Filtrerrückstände aus der Abgasreinigung sowie 3,4 Gew.-% Gips an. 0,7 Gew.-% sind Eisenschrott und werden der Eisenverwertung zugeführt.

Die Asche und Schlacke wird einer Reststoffdeponie zugeführt, die Filtrerrückstände müssen auf einer Untertagedeponie abgelagert werden. Gips wird auf einer Baurestmassendeponie abgelagert.

7.3.7.3 Energie

Das heiße Rauchgas und das heiße Bettmaterial werden unter Abgabe von Energie abgekühlt und zur Erzeugung von Heißdampf verwendet. Durch die Variation eines Hochdruck- und Niederdruckteils der Dampfturbine kann eine Kraft-Wärme-Kopplung mit unterschiedlichen Wärmeabnehmern realisiert werden. Die Dampfturbine ist an einen Generator zur Stromerzeugung gekoppelt.

Da Wirbelschichtanlagen oft in Verbindung mit industriellen Prozessen eingesetzt werden, bei denen ganzjährig Heißdampf benötigt wird, wird für die durchgeführten Berechnungen ebenfalls die vollständige Nutzung der erzeugten elektrischen Energie und der Wärmeenergie angesetzt. Als Bruttowerte für den elektrischen Nettowirkungsgrad werden 9,5 % und für den thermischen Bruttowirkungsgrad 71,4 % angenommen.

In den Szenarien, in denen der derzeit deponierte Restmüll in Splitting-Anlagen vorbehandelt wird, steigt die Anlagenzahl und damit die diesen Annahmen entsprechende Auskopplung von Wärme sehr stark. Es wurde angenommen, daß maximal 2 Anlagen (der Kapazität von 60 MW) Abnehmer für die produzierte Energie finden. Weitere Anlagen produzieren daher Strom mit einem Wirkungsgrad von 35 %.

7.3.7.4 Kosten

Die Investitionskosten für die Wirbelschichtanlage betragen ca. 780 Mio. öS. Die jährlichen Personalkosten betragen knapp. 14 Mio. öS, die sonstigen Kosten liegen bei ca. 43 Mio. öS. Erlöse werden aus der Strom- und Wärmeproduktion lukriert. Es ergeben sich unter der Annahme von 5 % Zuschlag für Wagnis und Gewinn in Abhängigkeit von der Anlagenauslastung und Wärmeauskopplung Übernahmepreise zwischen 1.200 öS und 1.800 öS pro Tonne Input.

7.3.7.5 Emissionen

Die luftseitigen Emissionen der Wirbelschichtverbrennung sind von der Qualität der Rauchgasreinigung abhängig. Die für die jeweilige Anlagen vorgeschriebenen Grenzwerte können aus technischer Sicht eingehalten werden.

Die Wirbelschichtfeuerung kann abwasserfrei betrieben werden. Sämtliche emissionsrelevanten Parameter und Werte sind in der Datensammlung enthalten.

7.3.8 Verbrennung in den Drehrohröfen der Zementindustrie

Als zweite Alternative der thermischen Behandlung der aus der Kunststoffsortierung und aus der MBA stammenden Leichtfraktion ist die Verwendung als Ersatzbrennstoff in der Zementindustrie anzuführen. Hinsichtlich der derzeitigen Situation in Österreich sowie der in den Zementwerken zur Anwendung kommenden technologischen Prozesse sei auf die PRIZMA-Studie [FEHRINGER et al, 1999] verwiesen.

7.3.8.1 Anlagentechnik und Input

In einem mechanischen Teil erfolgt die Aufbereitung des Inputmaterials mit einer Durchsatzleistung von ca. 24.000 t/a. Die Aufbereitungsanlage besteht aus Abladebunker/Halle, Vorkleinerung, Sichter (ballistischer Sichter) und Nachzerkleinerung. Neben der Konditionierung und Homogenisierung werden unerwünschte Materialien als Reststoffe entfernt.

Von der Aufbereitung gelangt das Material zur Verbrennung ins Zementwerk. Dort befindet sich der Abladebunker. Der Abzug aus dem Bunker und die Förderung in einen Zwischensilo sowie die Förderung und Aufgabe in den Zementprozeß sind ebenfalls eingeplant. Mitkalkuliert ist auch die notwendige Adaptierung des Brenners.

Wenngleich hier von einer Modellanlage die Rede ist, so wurde von einer mechanischen Aufbereitung und der Verbrennung in mehreren Zementwerken ausgegangen.

7.3.8.2 Güterflüsse

Ein Teil des Inputs verbleibt im Zement (ca. 29,4 %), ebenso werden fast alle enthaltenen Schwermetalle im Klinker gebunden. Der größte Massenanteil verläßt den Prozeß gasförmig.

7.3.8.3 Energie und Kosten

Den bescheidenen Aufwänden an elektrischer Energie (ca. 250 kWh/t) und Diesel (1 l/t) steht der große Gewinn von Wärmeenergie gegenüber. Im Falle der thermischen Fraktion als Input kann mit einem Gewinn von rund 6.300 kWh/t gerechnet werden.

Die Investitionen für Aufbereitung und Verbrennung einer Anlage mit einer Kapazität von 24.000 t/a betragen rund 37 Mio öS. Für den Input ergibt sich ein Preis von rund 500 öS/t ("Zahlung an den Verwerter"). Wesentliche Einflußgrößen (und damit auch Unsicherheiten) sind die Einschätzung des Erlöses der Wärme und die Beurteilung des Risikos für den Betreiber.

7.3.8.4 Emissionen

Die Berechnung der Emissionen basiert auf [GUA & IFIP, 1998] (unveröffentlicht) sowie auf [FEHRINGER et al., 1999]. Die emissionsrelevanten Daten und Parameter sind in der Datensammlung enthalten.

7.3.8.5 Substitution

Der Gewinn von Wärme wurde bereits bei der Energiebetrachtung aufgezeigt und führt zu einer entsprechenden Substitution anderer Energieträger. Da in industriellen Prozessen zur Erzeugung benötigter Wärme und Prozeßdampf oft Heizöl eingesetzt wird, wurde dieser Energieträger für die Berechnung der Substitutionseffekte verwendet.

7.3.9 Rohstoffliche Verwertung durch Vergasung (SVZ Schwarze Pumpe)

Mit dem SVZ-Verfahren werden Altkunststoffe zur Methanol-Gewinnung verarbeitet. Der Prozeß kann in 4 Hauptschritte unterteilt werden, Vergasung der Abfälle zu Rohsynthesegas, Reinigung mittels Rectisolwäsche, Methanol-Synthese, Methanol-Destillation.

7.3.9.1 Vergasung der Abfälle zu Rohsynthesegas

In sieben Festbettdruckvergasern und einem Schlackebadvergaser, die als Gegenstrom-Schachtreaktoren ausgeführt sind, werden Altkunststoffe und Kohle mit Hilfe der Vergasungsmittel Sauerstoff und Wasserdampf vergast. Der autotherme Prozess läuft bei Temperaturen von 800–1300 °C und bei einem Druck von 25 bar ab.

Eine Reinigung der Kunststoffe ist nicht notwendig, da die Verunreinigungen mitvergast werden. Auch eine aufwendige Trennung von gemischten Kunststoffen entfällt, wodurch sich das Verfahren besonders für den Einsatz von Mischkunststoff-Fraktionen eignet.

Die bei der Festbettdruckvergasung anfallenden Teere und Öle können gemeinsam mit anderen flüssigen Abfällen der ebenfalls beim SVZ installierten und betriebenen Flugstromvergasung zur autothermen-nichtkatalytischen Spaltung von Kohlenwasserstoffen bei einem Betriebsdruck von 25 bar und Temperaturen von 1350–1600 °C zugeführt werden. Durch die Kopplung der beiden Vergasungsanlagen fallen neben dem Rohgas lediglich Schlacken als Abfall zur Verwertung an. Die entstehenden Schlacken, die die nicht brennbaren mineralischen Bestandteile der Ausgangsstoffe enthalten, erfüllen die Anforderungen an die Deponieklasse I der TA Siedlungsabfall. Das entstehende Rohgas wird schockartig abgekühlt, um Denovo-Synthesen (Neubildung von Dioxinen und Furanen) zu vermeiden. Bei dieser Abkühlung wird die Wärmeenergie des Rohgases bis 160 °C für die Erzeugung von Abhitzedampf zwecks Deckung von Prozess- und Heizwärme genutzt. Die Abkühlung auf Raumtemperatur erfolgt mittels Kühlwasser.

7.3.9.2 Reinigung mittels Rectisolwäsche

Ein Teil des Rohgases wird zur Erreichung eines für die Methanol-Synthese günstigen Wasserstoff/Kohlenmonoxid-Verhältnisses katalytisch konvertiert. Das Rohgas wird nach der Abkühlung durch das Rectisolverfahren gereinigt. In der Rectisolanlage werden nach dem Prinzip der Tieftemperaturwäsche mit Methanol bei Temperaturen von bis zu $-60\text{ }^{\circ}\text{C}$ unerwünschte Begleitstoffe ausgewaschen, um Synthesegasqualität zu erreichen.

Die erforderliche Kälte zur Aufrechterhaltung einer tiefen Waschtemperatur wird mittels einer zweistufigen Absorptionskälteanlage erzeugt. Die dabei anfallenden schwefelhaltigen Entspannungsgase werden mit anderen prozesseigenen niederkalorischen Anfallgasen in einem Dampfkessel mit Rauchgasentschwefelung verbrannt und somit energetisch verwertet.

7.3.9.3 Methanol-Synthese

Das gereinigte Synthesegas, mit einem Wasserstoffanteil von ca. 60 %, wird in einer Methanol-Syntheseanlage vollständig zu Methanol umgewandelt. Es handelt sich um ein Niederdruckverfahren, für das sich die Firma Krupp-Uhde GmbH als Verfahrensgeber verantwortlich zeichnet.

Der eigentlichen Synthese ist eine Gasfeinreinigung vorgeschaltet, die dem Einsatz von Synthesegas aus der Abfallverwertung Rechnung trägt, da mit einer breiten Palette von katalysatorschädigenden Verunreinigungen gerechnet werden muß. Als erstes wirkt ein Aktivkohlebett zur Aushaltung von Schwermetallcarbonylen. Danach folgt ein natriumdotiertes Aluminiumoxidbett zur Aushaltung von Halogeniden. Als nächstes ist ein Paladiumkatalysator eingesetzt, der zur Restsauerstoff-Elimination und Hydrierung von ungesättigten Kohlenwasserstoffen dient. Die letzte Vorschaltstufe ist ein Zink-Kupfer-Katalysatorbett, das als Polizeifilter zur Aushaltung von Restspuren H_2S , COS , HCN , NH_3 , Halogeniden, Arsen und ähnlichem arbeitet. Die Methanol-Synthese erfolgt ebenfalls katalytisch. Die dabei entstehende Reaktionswärme wird zur Erzeugung von Prozessdampf genutzt, der in anderen technologischen Stufen des SVZ, z. B. als Denox-Dampf im Kombikraftwerk, zum Einsatz kommt.

7.3.9.4 Methanol-Destillation

Die abschließende Methanol-Destillation zur Wasserabtrennung besteht aus drei Destillationskolonnen, wobei die beiden letzten thermisch so gekoppelt sind, dass der Prozesswärmebedarf stark reduziert wird.

Man erhält ein hochreines Methanol, das Reinheitskriterien aufweist, die über die Qualitätsanforderungen "Grade AA" hinausgehen.

Die anfallenden Restgase (Purge-Gas) aus der Methanol-Synthese werden zur Prozesswärme- und Stromerzeugung in einem Gas- und Dampfturbinenkraftwerk eingesetzt. Das Purge-Gas bildet den Einsatzbrennstoff für die Gasturbine.

Das Rauchgas der Gasturbine wird im nachfolgenden Abhitzeessel energetisch zur Dampferzeugung genutzt. Der Dampf wird anschließend über eine Dampfturbine geleitet. Mittels dieser Dampfturbine wird auch der aus den Anfallgasen im oben genannten Kessel mit REA erzeugte Dampf zur Stromerzeugung genutzt.

7.3.9.5 Energie

Mit dem Gas- und Dampfturbinenkraftwerk wird der Eigenbedarf an Strom, Wärme und Dampf in der Regel mehr als gedeckt, so dass ein Teil des produzierten Stromes zum Verkauf zur Verfügung steht. Gegebenenfalls wird Heizöl und/oder Erdgas zum Bilanzausgleich eingesetzt.

7.3.9.6 Güterbilanz

Das produzierte Methanol entspricht 31,2 % des Inputs, 4,7 % Schlacke werden ALSAG-befreit und 14,0 % Restmüll mit ALSAG in Reststoffdeponien abgelagert. Gips aus der Rauchgasentschwefelungsanlage (0,1 %) wird, wie der Gips aus der Wirbelschicht in einer Baurestmassendeponie abgelagert.

7.4 Subsystem Vorbehandlung

Tab. 24: Prozesse im Teilsystem Vorbehandlung

Bezeichnung im Modell	Aufgabe	Kapazität
Mech-Trenn_80	Mechanische Trennung	80.000 t/a
Splitt-Biol_48	Biologie Splitting	48.000 t/a
Rostfeuerung_60	Restmüllverbrennung	60.000 t/a
Rost_Nachb_150	Restmüllverbrennung mit Nachbehandlung	150.000 t/a
Rost_Nachb_300	Restmüllverbrennung mit Nachbehandlung	300.000 t/a

7.4.1 Mechanisch-biologische Vorbehandlung

Die mechanisch-biologische Vorbehandlung zielt u. a. darauf ab, den im Restmüll enthaltenen Fraktionen eine stoffspezifische Vorbehandlung zukommen zu lassen. Durch eine mechanische Aufbereitung wird eine heizwertreiche Leichtfraktion (Kunststoffe, Verbundstoffe, Papier, Pappe etc.) von einer nativorganikreichen Schwerfraktion (biogene Abfälle, mineralische Anteile, etc.) abgetrennt. Die Leichtfraktion wird einer thermischen Verwertung zugeführt und die Schwerfraktion biologisch behandelt. Nach erfolgter biologischer Vorbehandlung kann die verbleibende Fraktion (Rottereststoff) entweder zur Gänze deponiert oder noch einmal mittels Siebung aufgeteilt werden. Hierbei wird dann die entstehende heizwertreichere Fraktion einer thermischen Verwertung zugeführt und die verbleibende heizwertarme Fraktion deponiert.

Durch die in der DeponieVO festgelegte Ausnahmebestimmung, daß mechanisch-biologisch behandelte Abfälle, die einen oberen Heizwert von weniger als 6.000 kJ/kg TS aufweisen, deponiert werden dürfen, wird die Verfahrenspalette zur Vorbehandlung der Restabfälle nicht ausschließlich auf thermische Verfahren eingeschränkt.

Im gegenständlichen Modell wurde für die Modellierung der mechanisch-biologischen Anlage auf die aktuellsten verfügbaren Untersuchungen zurückgegriffen, z. B. [HARANT, 1999], [NELLES, 1999]. Basierend auf den Analyseergebnissen dieser Studien wurden sowohl die Transferkoeffizienten der mechanischen Stufe der MBA als auch des biologischen Teiles modelliert, sodaß die Modellrechnung bestmöglich mit den vorliegenden Meßergebnissen korreliert.

7.4.1.1 Input und Anlagengröße

Für die mechanisch-biologischen Verfahren sind alle Abfälle geeignet, die relevante Anteile an biologisch abbaubaren Bestandteilen aufweisen. Um den bestmöglichen Bezug zur Praxis zu erreichen, wurde die Anlagenkonzeption stark an die mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage Allerheiligen-Mürzhofen angelehnt. Das Anlagenkonzept der MBA Allerheiligen wurde weitgehend übernommen, weil diese Anlage von [HARANT, 1999] und [NELLES, 1999] ausführlich untersucht wurde. Die Abluftreinigungstechnik wurde für diese Studie entsprechend dem Stand der Technik adaptiert.

Für die Berechnung der betriebswirtschaftlichen Kosten wurde für das vorliegende Modell von einer Anlage mit einer jährlichen Kapazität von 80.000 t ausgegangen.

7.4.1.2 Anlagenbeschreibung

Die Beschreibung der Anlage ist im wesentlichen [HARANT, 1999] in gekürzter Form entnommen und wurde an die modellierte Anlage angepaßt.

Das Inputmaterial (Restmüll) wird auf einer Brückenwaage verwogen und in der Anlieferungshalle in den Tiefbunker abgekippt. Von dort wird der Restmüll mit einem Greifer in eine Hammermühle gegeben und dort zerkleinert. Vom daran anschließenden Transportband werden mittels Magnetabscheider ferrometallische Güter (hauptsächlich Eisenschrott) entnommen und einer Verwertung zugeführt.

Das restliche Material gelangt in eine Siebtrommel mit Siebschnitt 80 mm. Der Siebüberlauf besteht großteils aus heizwertreichen Anteilen (Leichtfraktion), die einer thermischen Verwertung zugeführt werden. Der Siebdurchgang (Schwerfraktion) wird biologisch behandelt.

Die biologische Vorbehandlung beginnt mit einer zweiwöchigen Intensivrotte in einem geschlossenen Rottetunnel. Nach der Vermischung von Schwerfraktion und Klärschlamm in einem Mischzerkleinerer wird das Material mit Transportbändern in den Rottetunnel eingebracht. Der Rotteverlauf wird computerunterstützt überwacht und geregelt. Nach zwei Wochen wird der Tunnel mit Hilfe eines Schleppnetzes entleert.

Die anschließende Extensivrotte wird auf einer saugbelüfteten Rotteplatte durchgeführt, wobei das Rottegut in Form von Tafelmieten angeordnet ist. Während dieser Rottephase wird das Material weder umgesetzt noch durchmischt oder befeuchtet.

Um die in der Deponie-VO geforderten Eigenschaften zu erhalten, muß das Rottegut anschließend noch einer 16-wöchigen Nachrotte unterzogen werden, wo die Miete alle zwei Wochen umgesetzt und ggf. bewässert wird. Nach der Gesamttrottedauer von 22 Wochen wird der Rottereststoff mit Siebschnitt 24 mm abgesiebt. Die Grobfraktion (24–80 mm) ist relativ heizwertreich und wird in den Szenarien MaxMVA und MaxMBA thermisch behandelt. In diesen Maßnahmenfällen wird nur der verbleibende heizwertarme Rottereststoff (< 24 mm) deponiert.

Die Aufbereitungsanlage ist gekapselt ausgeführt, d. h. die Abluft wird erfaßt und einer sauren Naßwäsche sowie einem geschlossenen Biofilter zugeführt.

Die kalkulierte Anlage mit einer Inputmenge von 80.000 t/a muß 2-linig ausgeführt sein und einen 2-schichtigen Betrieb aufweisen.

7.4.1.3 Güterbilanz

Aufgrund des vorhandenen Inputmaterials ist davon auszugehen, daß die Auftrennung des Restmülls rund 73 % biologisch zu behandelnde Schwerfraktion und rund 23 % thermisch zu behandelnde Leichtfraktion ergibt. Ca. 4 % des Inputs der mechanischen Stufe der MBA werden als Eisenmetalle abgetrennt, die einer stofflichen Verwertung zugeführt werden.

Der Rotteverlust beträgt 42 % gemessen am Input in die biologische Stufe (Feuchtsubstanz).

7.4.1.4 Energie

Der Verbrauch an elektrischer Energie beträgt für die mechanische Stufe 23 kWh/t Restmüll und für die biologische Stufe knapp 32 kWh/t Input. Der Dieselverbrauch beträgt ca. 1,5 l pro Tonne Inputmaterial [GUA&IFIP, 1998].

7.4.1.5 Kosten

Die Gesamtinvestitionen für die mechanisch-biologische Behandlungsanlage betragen knapp 300 Mio öS, die Personalkosten ca. 12 Mio öS/a. Der Input-Übernahmepreis liegt bei Vollauslastung der Anlage inklusive 5 % Zuschlag für Wagnis und Gewinn bei rund 1.700 öS/t (angelehnt an [GUA&IFIP, 1998]).

7.4.1.6 Emissionen

Die Abluft einer mechanischen Aufbereitungsanlage für Restmüll ist hauptsächlich mit Staub und organischen Schadstoffen belastet, die vom organischen Anteil im Restmüll abhängig sind. Die Abluft der gekapselten Anlage wird erfaßt und einer Vorbehandlung über saure Naßwäsche und Biofiltration zugeführt.

Die anfallenden Sickerwässer werden in die Miete zurückgeführt. Die emissionsrelevanten Werte und Parameter sind in der Datensammlung enthalten.

7.4.2 Rostfeuerung

Die Rostfeuerung ist das klassische Verfahren zur thermischen Vorbehandlung von Abfällen. In Österreich sind derzeit drei Rostfeuerungsanlagen für Restmüll im Einsatz (Wels, Spittelau, Flötzersteig). Die Gesamtkapazität dieser 3 Anlagen beläuft sich auf rund 520.000 t/a. Die Rostfeuerungstechnik ist ausgereift, technisch sicher und für ein breites Band von Abfällen einsetzbar.

7.4.2.1 Input und Anlagengrößen

In den Rostfeuerungsanlagen in Österreich werden Restmüll aus Haushalten, Abfälle von Sortierprozessen sowie Industrie- und Gewerbemüll einer thermischen Vorbehandlung unterzogen. Aufgrund der im Vergleich zu den variablen Betriebskosten relativ hohen Investitionskosten wird vielfach eine untere wirtschaftliche Anlagengröße von ca. 60.000 t/a angegeben. Diese Kapazität entspricht auch der Anlagenkapazität von Wels. Die beiden Anlagen in Wien verarbeiten zusammen ca. 460.000 t/a. Somit können im Rechenmodell Anlagen mit Kapazitäten von 60.000 t/a, 150.000 t/a und 300.000 t/a angenommen werden, die auch den vergleichbaren Anlagen in Österreich entsprechen.

7.4.2.2 Anlagenbeschreibung

Nach der Anlieferung werden die Abfälle in einem Tiefbunker zwischengelagert. Sperrige Abfälle werden zerkleinert und ebenfalls in den Bunker eingebracht. Mit einem Krangreifer erfolgt eine teilweise mechanische Homogenisierung durch Umlagerung der verschiedenen Abfälle. Aus dem Bunker wird die Luft abgesaugt, um unkontrollierte Emissionen zu vermeiden. Der Krangreifer transportiert den Abfall in die Dosiervorrichtung des Feuerraumes. Der Abfall wird mit Hilfe von Stößel- oder Banddosiervorrichtungen der Feuerung so zugeführt, daß die Schütthöhe möglichst konstant bleibt.

Die durch die Abfallschüttung strömende Luft reagiert mit der organischen Substanz und führt sie in die Oxidationsprodukte wie z. B. Kohlendioxid, Wasser und Schwefeloxide über. Organisch gebundene Schadstoffe werden in die Gasphase übergeführt oder durch die Verbrennung zerstört (z. B. Dioxine und chlorierte Kohlenwasserstoffe). Durch die Anordnung einer Nachbrennkammer wird ein guter Ausbrand der Gase erzielt. Bei einer genügend hohen Temperatur (850 °C) und einer ausreichenden Verweilzeit wird die organische Substanz bis auf geringe Spuren vollständig transformiert.

Nach dem Austritt der Rauchgase aus dem Dampferzeuger enthalten diese noch Reststaub, dampfförmige Schwermetalle (Cadmium, Quecksilber), gasförmige Schadstoffe sowie nicht vollständig ausgebrannte Kohlenwasserstoffe. Für die Abscheidung der mit Schwermetallen belasteten Flugstäube werden hochwirksame elektrostatische Abscheider oder auch Gewebefilter mit Abscheidegraden von über 99 % eingesetzt. Beide Filtersysteme gewährleisten die Einhaltung der in den Emissionsvorschriften festgelegten Grenzwerte für den Staubgehalt.

Der Staubabscheidung folgt die Entfernung gasförmiger Schadstoffe, die sich im Rauchgas befinden. Die besten Reinigungseffekte werden durch eine Gaswäsche (Naßverfahren) erreicht. Das Rauchgas wird dabei in Wäschern intensiv mit Wasser in Kontakt gebracht, in welchem sich die Schadstoffe gemäß ihrem Absorptionsvermögen lösen und mit dem zugegebenen Reagenz, z. B. Kalkhydrat, reagieren.

Die Naßverfahren sind in der Lage, eine ausreichende Entfernung von Chlorwasserstoff, Fluorwasserstoff und Schwefeloxiden zu erreichen. Stickoxide können durch dieses Verfahren nicht aus dem Rauchgasstrom entfernt werden. Durch intensive Kreislaufführung werden die Waschwässer gut genützt. Die selektive Entfernung der Rauchgasschadstoffe erlaubt es, aus dem Waschwasser durch Aufarbeitung in zusätzlichen Prozeßstufen verwertbare Produkte, wie Salzsäure, Natriumchlorid oder Gips zu gewinnen. Zur Erreichung der Abwasserfreiheit werden die Waschwässer mit Hilfe der im Verbrennungsprozeß erzeugten Energie eingedampft.

Stickoxide werden im Gegensatz zu anderen gasförmigen Schadstoffen, deren Konzentration im Rauchgas vor allem von ihrem Gehalt im Einsatzmaterial abhängt, sowohl aus dem „Brennstoff“-Stickstoff als auch aus dem Stickstoff der Verbrennungsluft gebildet. Die Notwendigkeit der Entfernung der Stickoxide aus dem Verbrennungsgas wird daher wesentlich von der Prozeßführung der Anlage bestimmt. Durch geeignete Gestaltung der Prozeßführung können die Bedingungen für die Bildung der Stickoxide stark beeinflusst werden (= primäre Maßnahmen).

Zur Reduzierung bereits entstandener Stickoxide gibt es eine Reihe von Möglichkeiten, die auf der Umwandlung der Stickoxide in Stickstoff und Wasserdampf durch Reaktion mit Ammoniak basieren (= sekundäre Maßnahmen).

Die bisher betrachteten Stufen zur Reinigung der Verbrennungsgase genügen den Anforderungen an die Emissionsgrenzwerte für Dioxine und Furane noch nicht in jedem Fall. Bei Anlagen mit weniger gut optimierten Gasreinigungsprozessen konnte nach der Zerstörung von Dioxinen/Furanen im Feuerraum deren Neubildung im Rauchgas (De-novo Synthese) nachgewiesen werden. Durch den Einsatz von Aktivkohlefiltern können aber auch die vorgeschriebenen Grenzwerte für die Dioxine und Furane unterschritten werden. Für die Abscheidung von Dioxinen/Furanen und anderen organischen Kohlenwasserstoffen können aber auch Oxidationskatalysatoren eingesetzt werden. Neben dem Ausbrand der Gase müssen auch die Mineralstoffe von restlichen organischen Anteilen befreit werden, damit die verbleibenden Schlacken ohne Nachbehandlung, also bei Ablagerung auf Deponien, nur mehr ein geringes biochemisches Reaktionspotential aufweisen.

Bei der Anlagengröße von 60.000 t/a wird von einem einlinigen, bei 150.000 t/a und bei 300.000 t/a von einem mehrlinigen Betrieb ausgegangen.

7.4.2.3 Güterbilanz

An Reststoffen bei der Rostverbrennung werden für die drei gewählten Anlagengrößen jeweils 25,5 Gew.-% Asche und Schlacke, 0,2 Gew.-% Filterrückstände aus der Rauchgasreinigung sowie etwa 3 Gew.-% Eisenschrott angesetzt. Der Abwasseranfall beträgt 0,2 Gew.-%.

Beim Verfahren der Rostfeuerung ohne Nachbehandlung der Sekundärabfälle werden Asche und Schlacke auf eine Reststoffdeponie und die Filterrückstände auf eine Untertagedeponie verbracht. Der Eisenschrott wird einer stofflichen Verwertung zugeführt.

7.4.2.4 Energie

Die im Verbrennungsgas enthaltene Wärmeenergie wird in einem Dampferzeuger verwertet. Der entstehende Wasserdampf kann für die Fernwärmeversorgung genutzt werden. Da Fernwärme aber nicht überall und nicht kontinuierlich absetzbar ist, kann der Dampf in Kondensationsturbinen zur alleinigen Erzeugung von elektrischer Energie verwendet werden.

Bei den vorliegenden Prozessen wird von einer gemischten Erzeugung von Wärme und elektrischer Energie ausgegangen.

Tab. 25: Erzeugung von Strom und Wärme in den Anlagen mit Rostfeuerung

	Anlagenkapazität in t/a			
	60.000	150.000	300.000	
			1. Anlage	Anlagen 2+
WG el	24,3 %		10 %	28 %
WG Wärme		62,4 %	70 %	
Wärmenutzung HH		30,0 %	30 %	
Wärmenutzung Ind.		70,0 %	70 %	

Die Wirkungsgrade (Tab. 25) wurden Erfahrungswerten von bereits bestehenden, nach dem Stand der Technik ausgestatteten Rostfeuerungsanlagen entnommen. Aus dem Energieinhalt der eingesetzten Abfälle und dem Wirkungsgrad ergibt sich die Bruttoenergieproduktion der Anlage. Abzüglich des Eigenverbrauchs an elektrischer Energie ergibt sich der Nettoenergiegewinn.

In den Szenarien, in denen der derzeit deponierte Restmüll in MVAs vorbehandelt wird (es werden in diesen Szenarien, neben den bestehenden, ausschließlich Anlagen mit einer Kapazität von 300.000 t/a beschickt), steigt die Anlagenzahl und damit die diesen Annahmen entsprechende Auskopplung von Wärme sehr stark. Es wurde angenommen, daß ausschließlich die derzeit bestehende Anlage in Wien Spittelau Abnehmer für die produzierte Wärme findet. Weitere Anlagen („Anlagen 2+“) produzieren daher Strom mit einem Wirkungsgrad von 28 %.

7.4.2.5 Kosten

Die Investitionskosten für die Rostfeuerung wurden für die 60.000 t-Anlage mit ca. 1 Mrd. öS, für die 150.000 t-Anlage mit 1,7 Mrd. öS und für die 300.000 t-Anlage mit 2,2 Mrd. öS angesetzt. Der Personalbedarf sowie die Personalkosten gliedern sich für die gewählten Anlagen Größen folgendermaßen: (siehe Tab. 26).

Für die Kosten von Reparatur, Wartung und Unterhalt (RWU) wurden als Fixkostenbestandteil 1 % der Investitionskosten für Bauteil und Außenanlagen angesetzt. Der proportionale Kostenanteil RWU beträgt 5 % der Investitionskosten für die Maschinentechnik. Für die Versicherungskosten wurde 1,2 % der Gesamtinvestition (exklusive Planungskosten) angesetzt. Abgaben werden mit 0,5 % der Gesamtinvestition ohne Planungskosten berechnet.

Als Input-Übernahmepreise ergeben sich für die drei gewählten Anlagengrößen mit den Kapazitäten 60.000 t/a, 150.000 t/a und 300.000 t/a ca. 3.200 öS/t, 2.100 öS/t und 1.300 öS/t.

Tab. 26: Personalkosten der Rostfeuerung (GUA, eigene Berechnungen).

	Anlagenkapazität in t/a		
	60.000	150.000	300.000
Geschäftsführer	1	1	1
Betriebsleiter	1	1	1
Warte	4	4	4
Schichtmeister	4	4	4
Facharbeiter	19	24	30
Hilfskräfte	7	9	11
Verwaltung	1	2	2
Personalkosten [Mio. öS/a]	17,1	20,3	23,4

7.4.2.6 Emissionen

An Emissionen über den Luftpfad sind die gasförmigen Verbindungen zu nennen und jener Staub, der über die Rauchgase ausgetragen wird. Durch die sensibilisierte Öffentlichkeit und die damit verbundenen strengen gesetzlichen Emissionsbestimmungen wurde der technische Standard der Abgasreinigung in den letzten Jahren stark erhöht, sodaß bei der Rostverbrennung im Vergleich zu anderen industriellen Prozessen sehr geringe Emissionswerte eingehalten werden müssen und können.

Die für diesen Prozeß emissionsrelevanten Werte sind in der Datensammlung enthalten. Moderne Rostfeuerungsanlagen können weitgehendst abwasserfrei arbeiten, sodaß eine Behandlung und Reinigung von Abwasser lediglich in geringem Maße erforderlich ist.

7.4.2.7 Nachbehandlung der Sekundärabfälle

Der konventionellen Rostfeuerung kann eine Zementverfestigung der Sekundärabfälle, d. h. die Vermischung von Asche, Schlacke und Zusatzstoffen mit Zement als hydraulischem Bindemittel nachgeschaltet sein. Diese Zementverfestigung wird beispielsweise in Wien/Rautenweg seit vielen Jahren durchgeführt, da mit verhältnismäßig geringem Aufwand eine wesentliche Verbesserung des Auslaugverhaltens der Sekundärprodukte (Schlackenbeton) erzielt werden kann.

Für die Verfestigung von 1 t Asche und Schlacke werden 119 kg Zement, 40 kg Splitt und 57 l Frischwasser benötigt. Die Kosten für die Zementverfestigung von Asche und Schlacke werden mit 280 öS/t angegeben.

7.5 Subsystem Deponierung

Tab. 27: Prozesse im Teilsystem Deponierung

Bezeichnung im Modell	Aufgabe	Kapazität
HausmüllDepo_100	Hausmülldeponie	100.000 t/a
MADepo_100	Massenabfalldeponie	100.000 t/a
RestDepo_100	Reststoffdeponie	100.000 t/a
BaurestDepo_100	Deponie für Baurestmassen	100.000 t/a

Es werden Hausmüll-, Massenabfall-, Reststoff- und Baurestmassendeponie unterschieden¹³. Die letztgenannten Typen entsprechen dabei der Definition der österreichischen Deponieverordnung. Die Hausmülldeponie wird gemäß heutiger Praxis definiert und so für Vergleichsszenarien herangezogen. Der wesentliche Unterschied der Deponietypen liegt in der Definition des zulässigen Inputs. Es ist deshalb sinnvoll, alle Deponietypen zusammen zu behandeln.

Mit der „Verordnung über die Ablagerung von Abfällen“ (Deponieverordnung) BGBl 1996/164, die auf Grund der §§ 11, 14, 29 und 17 des AWG erlassen wurde, sind heute folgende Bereiche genau beschrieben:

- Anforderungen an den Standort der Deponie,
- Vorbereitung des „Baugrunds“, also des Untergrunds,
- konkrete Vorgaben für die Errichtung,
- den Betrieb, sowie die
- Kontrolle des Betriebs und die
- Nachsorge.

Die definierten Anforderungen haben zu einem deutlich erhöhten technischen und personellen Aufwand geführt. Die Einführung des Altlastenbeitrags hat zu einer weiteren Kostensteigerung geführt. Die Preissituation am Markt, d. h. jene Preise die für das Ablagern einer Tonne Müll zu zahlen sind, spiegeln dies allerdings nur zum Teil wieder. Ein Überangebot an Deponievolumina – insbesondere in Deponien, die nicht der DeponieVO entsprechen oder deren technische Nachrüstung an den Stand der Technik nicht wirtschaftlich ist – drücken die Preise, da ein rasches Verfüllen ohne Investitionen in teure Adaptierungsmaßnahmen angestrebt wird. Es wurden folgende Beträge für den ALSAG-Beitrag berücksichtigt:

Hausmülldeponie	600,- öS/t
Massenabfalldeponie	300,- öS/t
Reststoffdeponie	200,- öS/t
Baurestmassendeponie	100,- öS/t

7.5.1 Input und Anlagengröße

Der Input, d. h. jene Abfälle, die von der Deponie übernommen werden dürfen, wird in Zukunft durch die Qualitätsnormen der DeponieVO vorgegeben, wobei sich die Qualität der zugelassenen Abfälle aus der Verordnung ergibt. Dies bedeutet eine grundsätzliche Änderung des Systems, da bisher zumeist der Umfang der Genehmigung über eine taxative Aufzählung der zur Ablagerung genehmigten Abfälle im jeweiligen Bescheid festgeschrieben wurde.

Es wurde generell eine Größe von 100.000 t/a durchgerechnet. Deponien, die einige Hunderttausend Tonnen pro Jahr einbauen, wie international durchaus häufig, sind für Österreich nicht realistisch.

7.5.2 Anlagenbeschreibung

Die Anforderungen an die Technik sind durch die DeponieVO sehr klar und zwingend vorgegeben. Den Berechnungen wurde daher der in der DeponieVO festgelegte Stand der Technik unterstellt, d. h. es wurden keine Varianten mit minderer Qualität der bautechnischen Ausstattung durchgerechnet. Im gegenständlichen Modell wird ausschließlich der Neubau einer Deponie betrachtet.

¹³ Es wird unterstellt, daß es auch zukünftig keine Untertagedeponie für Sonderabfälle in Österreich geben wird und diese Abfälle deshalb ins Ausland verbracht werden müssen. Dieser Deponietyp wird somit nicht betrachtet.

Die Deponie ist mit einer Deponiebasisdichtung, bestehend aus einer Kombinationsdichtung, einer mindestens dreilagigen mineralischen Dichtungsschichte mit einer Dicke von mind. 20 cm je Lage, insgesamt 75 cm und einer direkt aufliegenden HDPE-Kunststoffdichtungsbahn mit einer Mindestdicke von 2,5 mm herzustellen. Zur Ableitung anfallender Sickerwässer ist ein Drainsystem einzurichten. Zum Schutz dieser technischen Einrichtungen sind weitere Vorkehrungen zu treffen.

Alle Einrichtungen, deren Funktion über einen längeren Zeitraum zu erhalten ist, wie z. B. die Sickerwassererfassung, sind so einzurichten, daß eine regelmäßige Wartung möglich ist.

Zur unbedingt erforderlichen Infrastruktur gehört neben der selbstverständlichen Umzäunung des Geländes eine Waage sowie die Räumlichkeiten für das Betriebspersonal und für die Einrichtungen, die für die Kontrolle und Dokumentation der angelieferten Abfälle erforderlich sind. Dazu kommen entsprechende Einrichtungen für die Instandhaltung, wie Werkstätte, Garage usw.

Nach Beendigung der Schüttungen ist die Deponie entsprechend der DeponieVO abzuschließen. Dies bedeutet, daß sowohl eine Oberflächenabdichtung, als auch eine Bodenschichte zur Rekultivierung der Deponie aufzubringen ist.

Die Errichtung einer Anlage zur aktiven Entgasung wird nur für den Typ der Hausmülldeponie zugrundegelegt. Dabei sind auch die Aggregate zur Verwertung des Deponiegases inkludiert.

Hinsichtlich der Qualität der abzulagernden Abfälle gelten folgende Rahmenbedingungen:

1. In der Massenabfall- und Reststoffdeponie werden Abfälle abgelagert, die den Anforderungen der DeponieVO entsprechen.
2. In der Hausmülldeponie werden unbehandelte Abfällen abgelagert, die nicht der Qualitätsanforderungen der DeponieVO für das Jahr 2004 entsprechen.

7.5.3 Standort – geologisch-hydrogeologische Eignung

Die Voraussetzung für die Errichtung einer Deponie ist die geologische, hydrogeologische und bodenmechanische Eignung, d. h. daß sowohl der Deponiekörper, als auch der Untergrund langfristig stabil sein müssen.

7.5.4 Güterflüsse

Die Kalkulation aller Massenflüsse berücksichtigt nur die ersten 20 Jahre. Während der Großteil des Materials in der Deponie verbleibt, beschränkt sich der Output auf Sickerwasser und Deponiegas. Folgende Outputs wurden den verschiedenen Deponietypen zugeordnet:

Deponietyp	Deponiegas
Hausmülldeponie	19,5 %
Massenabfalldeponie	0,22 %
Reststoffdeponie	0 %
Baurestmassendeponie	0 %

7.5.5 Emissionen

Für die gasförmigen, besonders aber die flüssigen Emissionen sind die im Rahmen des gegenständlichen Modells ausgewählten chemischen Komponenten nicht ausreichend. Die kalkulierten Emissionen beschränken sich deshalb auf CO₂, CH₄ und den CSB.

Die wesentlichen, langfristigen Auswirkungen¹⁴ werden in Form der externen Kosten berücksichtigt, wie sie in Kapitel 2.1.7 dargestellt sind.

Die Zusammensetzung des Deponiegases wird mit 60 % CH₄ und 40 % CO₂ angenommen. Ein Anteil von 50 % des Methangases wird in der Deckschicht oxidiert.

7.5.6 Kosten

Es wurde die Auswahl eines „geeigneten“ Standortes unterstellt. Das bedeutet, daß keine Maßnahmen zur Herstellung einer künstlichen Ersatzbarriere – wie für minder geeignete Standorte in der DeponieVO gefordert – berücksichtigt wurden.

Es wurde angenommen, das freie Vorflut gegeben ist.

Es wird ein geometrischer Deponiekörper angenommen, der in Hanglage angelegt ist und eine Schütthöhe von 20 m erlaubt. Die Ausdehnung der Basisfläche richtet sich nach der sich aus 20-jähriger Verfülldauer ergebenden Fläche.

Die Außenanlagen, wie Waage, Bürogebäude, Werkstatt, Garage, Tankstelle, Verkehrswege, Parkraum und Sichtschutz mit Bepflanzung wurden berücksichtigt. Weiters wird davon ausgegangen, daß für Wartungs- und Kontrollzwecke der Deponiekörper allseitig mit einem 10 m freibleibenden breiten Streifen umgeben ist.

Für Büro, Waage, Werkstätte und Sozialräume werden Standardwerte, wie sie auch bei den anderen Verfahren angesetzt wurden, gewählt (ca. 8.000 m²). Als Umzäunung dient ein Standard – Gitterzaun (Maschendraht, 2,0 m Höhe) und ein Tor (10 m breit).

Für die Maßnahmen zur Aufschließung des Grundstückes wurden mittlere Kosten in der Rechnung berücksichtigt. Bei der Kalkulation der Hausmülldeponie werden Erlöse für die Verwertung des Deponiegases berücksichtigt.

Tab. 28: Kostenstruktur der betrachteten Deponien

	Übernahmepreise [öS/t]	Kosten [öS/t]	Anteil Annuitäten [%]
Hausmülldeponie	1.500	600	54,9 %
Massenabfalldeponie	800	440	51,5 %
Reststoffdeponie	600	370	52,0 %
Baurestmassendeponie	700	370	52,0 %

Tab. 28 zeigt die Übernahmepreise, also die gesamten betriebswirtschaftlichen Kosten zuzüglich Wagnis und Gewinn und inklusive ALSAG, die tatsächlichen Kosten und den prozentuellen Anteil der Annuitäten an den Betriebskosten.

[BGBL, 1959 und 1997]; [BMLFW, 1977], [BMLFW, 1992], [BMU, 1996], [IUT – RUK, 1997], [RETTENBERGER, G. ET AL, 1994], [STEGMANN, R. ET AL, 1998], [LAIMER, W., 1989].

¹⁴ Siehe zu diesem Thema die Studie „Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie“. [AWS, GUA & IFIP, 2000].

7.6 Substituierte Prozesse

Prozesse außerhalb der Abfallwirtschaft, im wesentlichen die substituierte Primärproduktion und die Energiebereitstellung, müssen nicht exakt kalkuliert werden. Hier werden ökologische Daten in Anlehnung an die Methode der Ökobilanzierung pro Einheit Output bilanziert.

7.6.1 Primärproduktion

Die durch stoffliche Verwertung und damit verbundene Produktion von Sekundärrohstoffen substituierte Primärproduktion wird im Rechenmodell gemeinsam mit den stofflichen Verwertungsprozessen gehandhabt und auch mit diesen gemeinsam beschrieben (siehe Abschnitt 7.3).

7.6.2 Energiebereitstellung, Gas- und Dampfturbine (GuD)

In den Prozessen „Industrielle Wirbelschicht“, sowie in den großen Müllverbrennungsanlagen werden aus Abfällen Wärme¹⁵ und Strom erzeugt. Dieser Nutzeffekt aus Abfällen wird jenen Kosten und Emissionen gegenübergestellt, welche anfielen, wenn diese Energie stattdessen in einem modernen, konventionell zu betreibenden Kombikraftwerk vom Typ „Gas- und Dampfturbine“ (GuD-Anlage) aus Gas erzeugt werden müßte.

Ein Vorteil dieser gemischten Energieproduktion liegt darin, dass die Anteile an erzeugter elektrischer Energie und an nutzbarer Wärme den jeweiligen Bedürfnissen am Standort ohne besonderen Aufwand angepasst werden können. Allerdings ändert sich mit dem Verhältnis von erzeugter elektrischer Energie und an erzeugter nutzbarer Wärme der Wirkungsgrad der GuD-Anlage (siehe Abb. 12).

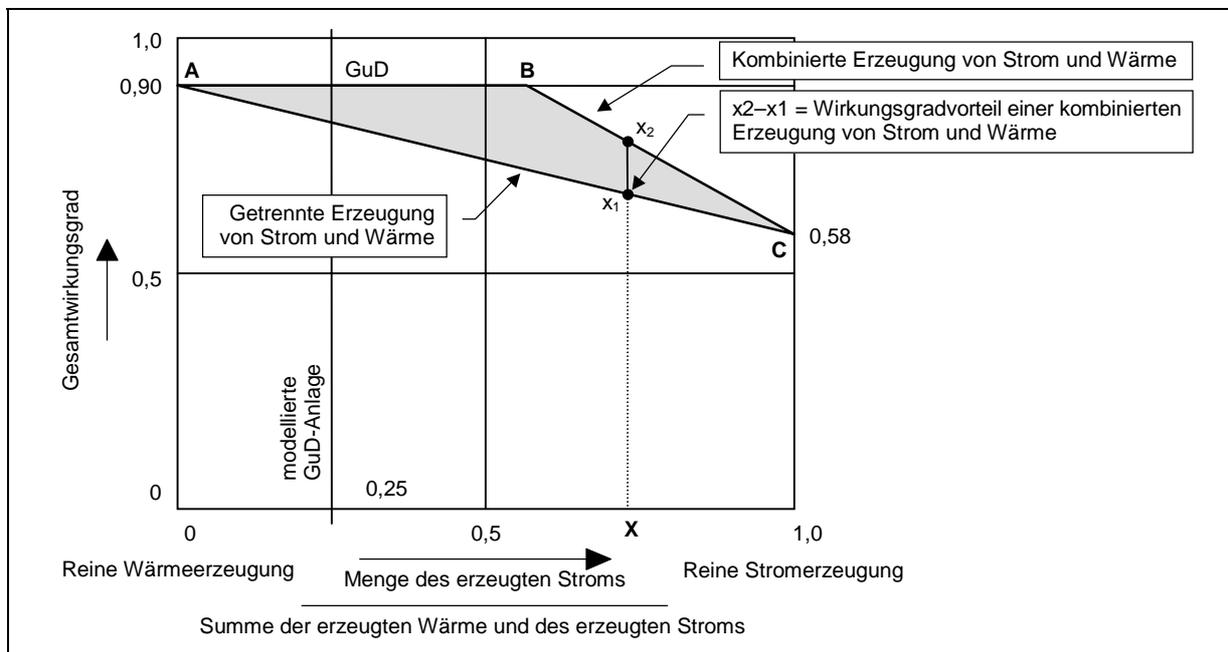


Abb. 12: Linearisierte Abhängigkeit des Gesamtwirkungsgrades eines Gas- und Dampfturbinenkraftwerks mit Kraft-Wärme-Kopplungsanlage vom Verhältnis erzeugter elektrischer Energie und Wärme [GUA & IFIP, 1998]

¹⁵ Nachdem vor allem der Absatz von Wärme nicht unbegrenzt realistisch ist, wurde für Szenarien, die mit großen Mengen in den Prozessen MVA bzw. Industrielle Wirbelschicht verbunden sind, veränderte Annahmen getroffen (siehe Abschnitt 7.3.7.3 bzw. 7.4.2.4).

Die spezifischen Kosten und Emissionen der GuD-Anlage sind vom Gesamtwirkungsgrad abhängig: je höher der Gesamtwirkungsgrad (Energieausnutzungsgrad) ist, umso geringer fallen spezifische Kosten und Emissionen aus. Im Modell wird für die GuD-Anlage gemäß obiger Kurve ein Gesamtwirkungsgrad in Abhängigkeit von erzeugtem Strom und Wärme gewählt¹⁶ (siehe Abb. 12).

Jede Kilowattstunde Energie substituiert daher die festgelegten spezifischen Emissionen (Tab. 29) und Kosten (Tab. 30) der GuD-Anlage – unabhängig davon, ob es sich um Wärme oder Strom handelt, da in diesem Fall nur der Gesamtaufwand zur Erzeugung relevant ist und nicht die Qualität (Exergiegehalt) der erzeugten Energie.

Die Nutzeffekte aus der Ersparnis der GuD-Energieproduktion setzen sich zusammen aus:

- den ersparten Gaskosten (Brennstoff),
- ersparten sonstigen Betriebskosten der GuD-Anlage, wie Personalkosten, Wartung, Instandhaltung, Versicherungen etc.,
- den Investitionskosten für die GuD-Anlage, diese beinhalten Abschreibungen und kalkulatorische Zinsen, dargestellt als Annuitäten und
- den eingesparten Emissionen.

Tab. 29: Energiespezifische Kosten der modellierten GuD-Anlage

Energiespezifische Kosten GUD	Betrag	Einheit
Investitionskosten	9.100	öS/kW
Abschreibungsdauer	15	Jahre
Zinssatz	6,0 %	
Annuitätenfaktor	0,1030	
Periodenkapitalkosten	936,96	öS/kW
Periodenkapitalkosten	0,13	öS/kWh
Betriebskosten (Brennstoffeinsatz)	0,17	öS/kWh
Sonstige Betriebskosten	0,10	öS/kWh
Angenommener Gaspreis	1,60	öS/m ³
Unterer Heizwert von Erdgas	10,17	kWh/m ³
Stromanteil	4,4 %	
Annahme über die Einsatzbereitschaft	0,9	
Volllaststunden	7.889	Std.
Wirkungsgrad der Anlage	0,9	
Leistungsfähigkeit	7.100	kWh/kW, a
Summe Annuitäten und Betrieb	0,41	öS/kWh

¹⁶ Mit Ausnahme des Szenariums „ZERO Max MVA“ (WG =0,86); ist der WG der hier modellierten GuD-Anlagen immer 0,9.

Tab. 30 *Energiespezifische Emissionen einer GuD-Anlage mit einem Wirkungsgrad von 90 %.*
 Quellen: [HABERSATTER K. ET AL, 1999] sowie [FRITSCHKE, U.R. et al. , 2000].

Luft-Emissionen	g/kWh	Quelle	Wasser-Emissionen	g/kWh	Quelle
CO _{2foss}	221,50	GEMIS D	CSB	1,64E-04	Habersatter
CH ₄	0,02	GEMIS A	NH ₄	8,86E-05	Habersatter
CO	0,33	GEMIS A	Cd	2,51E-07	Habersatter
SO ₂	0,00	GEMIS A	Hg	4,01E-07	Habersatter
NO _x	0,33	GEMIS A	Pb	2,23E-05	Habersatter
NMVOG	0,02	GEMIS A	Zn	3,81E-05	Habersatter
Staub	0,00	GEMIS A	Cl ⁻	4,78E-02	Habersatter
Dioxine	k.A.				
HCl	1,56E-03	Habersatter			
FCKW	5,51E-09	Habersatter			
Cd	1,88E-07	Habersatter			
Hg	7,92E-06	Habersatter			
Pb	1,81E-06	Habersatter			
Zn	3,75E-06	Habersatter			

7.7 Transporte

Nach Übernahme des Sammelguts in Umladestationen (abhängig vom Sammelgut) erfolgt der Transport zu den Anlagen der Verwertung, Vorbehandlung oder Deponierung bzw. zwischen diesen Prozessen. Das Rechenmodell schätzt die Kosten und Umweltauswirkungen dieser Transporte für jedes Szenarium ab. Basis für diese Abschätzung stellen Annahmen für Transportwege und -mittel dar, die in Tab. 31 zusammengefaßt sind.

Tab. 31: Annahmen für Transporte innerhalb des Modells

Gut	Anteil LKW_1	Anteil LKW_2	% BAHN	km LKW	km BAHN	Dichte
unsort. Altpapier	0 %	50 %	50 %	200	250	0,3
sort. Altpapier	0 %	50 %	50 %	200	250	0,4
Kunststoff stofflich	100 %	0 %	0 %	200	200	0,4
Verbunde stoffl. Verw.	0 %	0 %	100 %		200	0,4
unsort. Metalle, Gewerbe	0 %	50 %	50 %	300	300	1,1
NE Metalle	50 %	50 %	0 %	300	300	0,7
FE Metalle	0 %	50 %	50 %	300	300	1,1
Altglas	0 %	50 %	50 %	200	200	0,6
Schwarze Pumpe	50 %	50 %		820		0,4
Wirbelschicht	50 %	50 %	0 %	100	100	0,4
Drehrohr	50 %	50 %	0 %	100	100	0,4
Sortierabfälle	0 %	70 %	30 %	100	100	0,3
Schwerfraktion aus MBA	0 %	70 %	30 %	100	100	0,4
Metalle aus MBA	0 %	50 %	50 %	300	300	0,5
Metalle aus Verbrennungsprozessen	0 %	50 %	50 %	300	300	0,5
Rottereststoff <24 mm	0 %	70 %	30 %	100	100	1,0
Rottereststoff 24–80 mm	50 %	0 %	50 %	100	100	1,0
unbeh. Deponiegut HH	0 %	50 %	50 %	250	250	0,6
unbeh. Deponiegut Gewerbe	0 %	50 %	50 %	300	300	0,6
Deponiegut Reststoffdeponie	0 %	50 %	50 %	250	250	1,0
Deponiegut BRM	0 %	100 %	0 %	150	150	0,6
Deponiegut UTD	0 %	0 %	100 %	400	400	0,4

8 ERGEBNISSE

Aufgrund verschiedener Vereinfachungen und Annahmen, die notwendigerweise bei der Systembeschreibung erfolgen, ist eine Präsentation der Gesamtergebnisse nur als Differenz zum Ist-Zustand 1998 sinnvoll.

Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse findet sich im Anhang (siehe Kapitel A.1 und A.2).

8.1 Konsequenzen einer Einstellung der getrennten Sammlung und Verwertung von Verpackungen

Als Hintergrund und zu Vergleichszwecken wurde die totale Einstellung der getrennten Sammlung modelliert. In diesen Szenarien, „ZERO“, werden alle Verpackungen gemischt erfaßt und behandelt. Tab. 32 und Abb. 13 zeigen die Kosten-Nutzen-Salden im Vergleich zum IST-Zustand 1998¹⁷.

Tab. 32: Ergebnisse der Szenarien „ZERO“, Einstellung der getrennten Sammlung

ZERO	Restmüll 1998	Max MVA	Max MBA
KNA Saldo [Mio. öS/a]	-3.732	-1.305	-2.069
Direkte wirtschaftliche Effekte	-567	-218	-627
Subst. Wirtschaftliche Effekte	-787	-583	-673
Umwelteffekte	-2.378	-505	-769

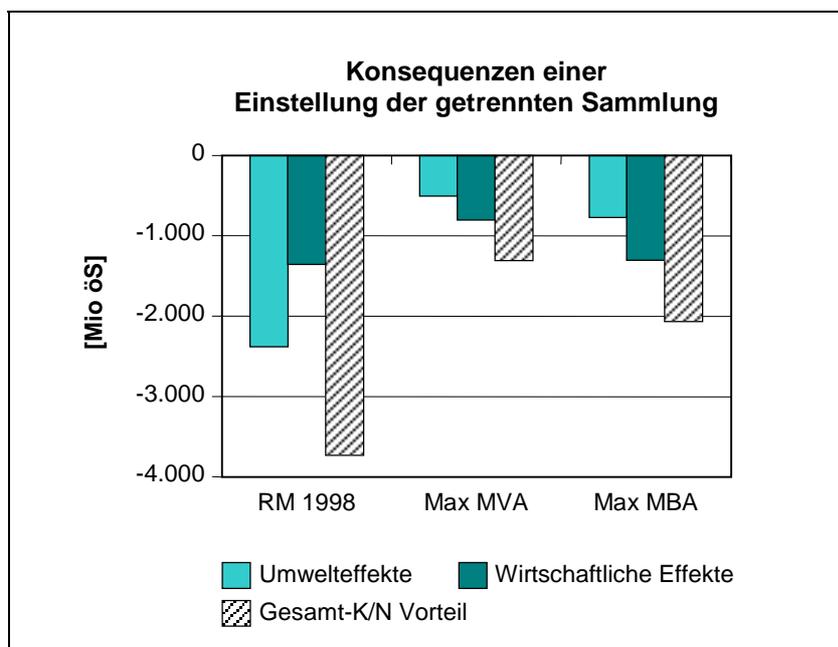


Abb. 13: Kosten-Nutzen-Saldo einer Einstellung der getrennten Sammlung

¹⁷ Es werden jeweils die Ergebnisse vor dem gleichen Restmüllhintergrund verglichen.

8.2 Übersicht Szenarien

Im folgenden sind die Gesamtergebnisse der 24 Szenarien dargestellt. Der "IST-Zustand 1998" dient als Referenzszenarium. Die sich ergebenden 23 Salden stellen für alle anderen Szenarien die Differenz zum Referenzszenarium dar.

Folgende Optimierungsschritte wurden untersucht:

- Die *Papiersammlung* wurde im Haushaltsbereich ausgeweitet.
- Die *Glassammlung* wurde bei konstanten Mengen optimiert (siehe Abschnitt 6.2.3).
- Die *Kunststoffsammlung* wurde im Haushaltsbereich stark reduziert.
- Die *Kunststoff-Gewerbesammlung* wurde leicht ausgeweitet.
- Einstellung der *Sammlung von Getränkeverbundkartons* durch die Fa. Ökobox.
- Im Bereich der *Haushaltssammlung Metalle* erfolgte ein Konzentration auf Aluminium-Verpackungen.

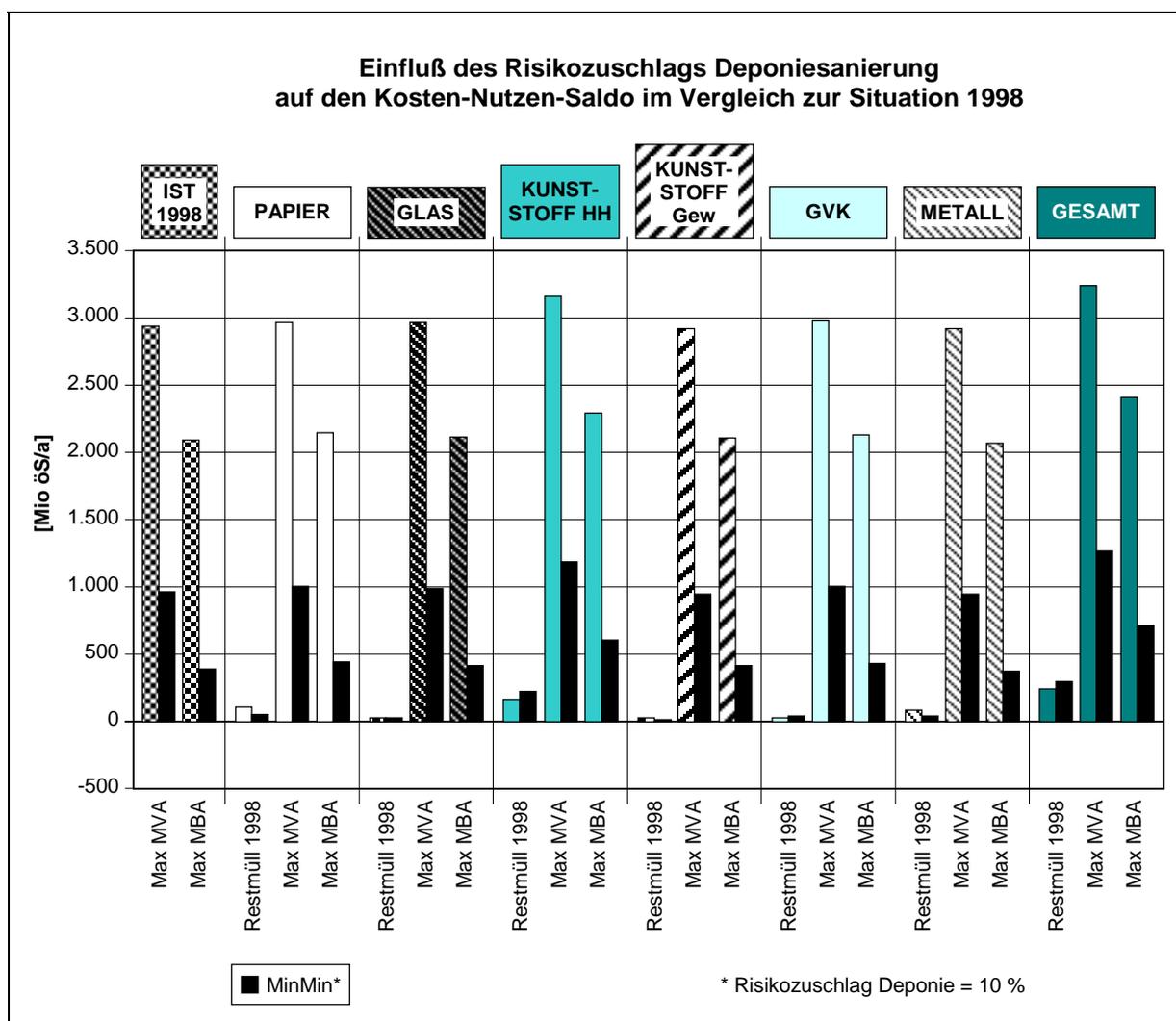


Abb. 14: Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Analysen einzelner Szenarien im Vergleich zur Referenz (IST-Zustand 1998). Die dunklen Balken („MinMin“) zeigen die Ergebnisse unter Annahme eines extrem niedrigen Risikozuschlags für die Deponiesanierung. Es fällt auf, daß sich zwar die Höhe der Balken extrem ändert, die prinzipiellen Aussagen aber aufrecht bleiben!

8.2.1 Der Einfluß der Restmüllbehandlung

Abb. 14 veranschaulicht, daß die Einführung einer Vorbehandlung des Restmülls die weitaus größten Auswirkungen auf die Kosten-Nutzen-Salden hat, selbst unter Annahme eines deutlich niedrigeren Risikozuschlags für die Deponiesanierung (öS 200,- anstelle von öS 2.000,-).

Die Art der Vorbehandlung (Splitting, MVA) ist zunächst von sekundärer Bedeutung.

Ein Vergleich zwischen den Behandlungsalternativen Müllverbrennung (MVA) und Mechanisch-biologische Vorbehandlung (MBA) ist nicht Gegenstand dieser Studie.

Wesentliche Einflußgrößen in diesem Bereich wie:

- Anlagengrößen und -kosten
- Wirkungsgrade, Anteil an ausgekoppelter Fernwärme
- Die Bewertung von Deponiegut (in detaillierterer Form als der hier gewählte Risikozuschlag) müßten für einen Vergleich der Behandlungsverfahren detaillierter untersucht werden bzw. wurden in einer kürzlich fertiggestellten Studie [AWS, GUA & IFIP, 2000] analysiert. In der gegenständlichen Arbeit werden daher die Packstoffoptimierungen innerhalb der Szenariengruppen "Restmüll 1998", "Max MVA" und "Max MBA" verglichen (Abb. 15 bis Abb. 17).

8.2.2 Optimierungsschritte der Sammlung und Verwertung von Verpackungen

8.2.2.1 Szenarien „Restmüll 1998“

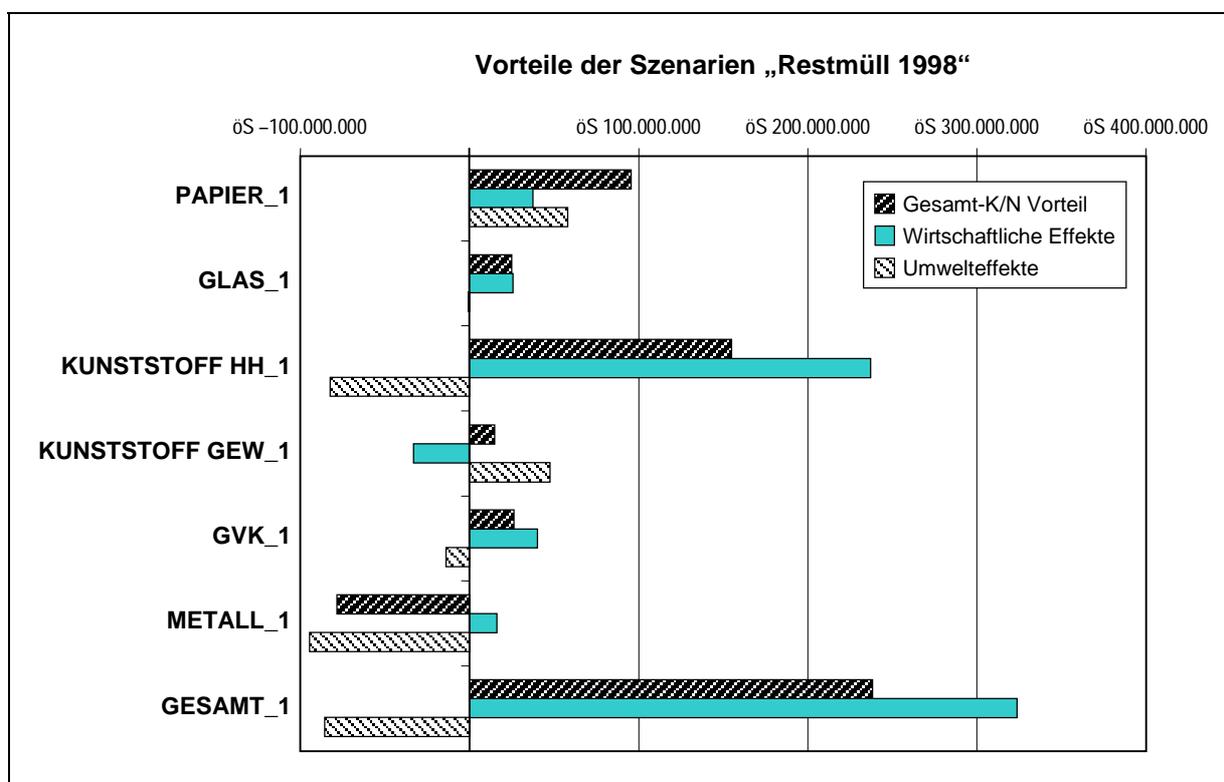


Abb. 15: Vorteile der Packstoffoptimierungen vor dem Hintergrund unveränderter Restmüllbehandlung

Vor dem Hintergrund unveränderter Restmüllbehandlung konnten nur in einigen Szenarien deutliche Verbesserungen erreicht werden.

Eine Ausweitung der Haushaltssammlung von Papier bringt vor dem Hintergrund unveränderter Restmüllbehandlung (hoher Deponie-Anteil) Verbesserungen. Im Unterschied zu den beiden anderen Szenarien liegen ökologische Effekte über den ökonomischen. Wesentliche Gründe liegen in der Reduktion der Deponiegutmenge sowie in der Steigerung der stofflichen Verwertung.

Im Bereich der Sammlung und Verwertung von Glas, wo bei konstanter Menge Optimierungen im Bereich der Sammlung gesetzt wurden, sind die Effekte definitionsgemäß von den betriebswirtschaftlichen Kosten dominiert.

Die Reduktion der Kunststoffsammlung aus Haushalten bringt deutliche ökonomische Vorteile, die die negativen ökologischen Effekte jedenfalls kompensieren können.

Die Ausweitung der Gewerbesammlung für Kunststoffe konnte vor dem Hintergrund weitgehender Deponierung leichte Vorteile erzielen. Die deutlich höheren Kosten werden durch positive Umwelteffekte, eingesparte Primärproduktion und Deponierung, kompensiert.

Die Einstellung der Ökobox/Ökobag-Sammlung resultiert in einem positiven Kosten-Nutzen-Saldo. Die ökologischen Effekte sind allerdings leicht negativ.

Die drastische Reduktion der Metallsammlung bringt vor dem Hintergrund unveränderter Restmüllbehandlung deutliche ökologische Nachteile, die auch durch die Kosteneinsparungen bei weitem nicht aufgewogen werden können.

8.2.2.2 Szenarien „Max MVA“

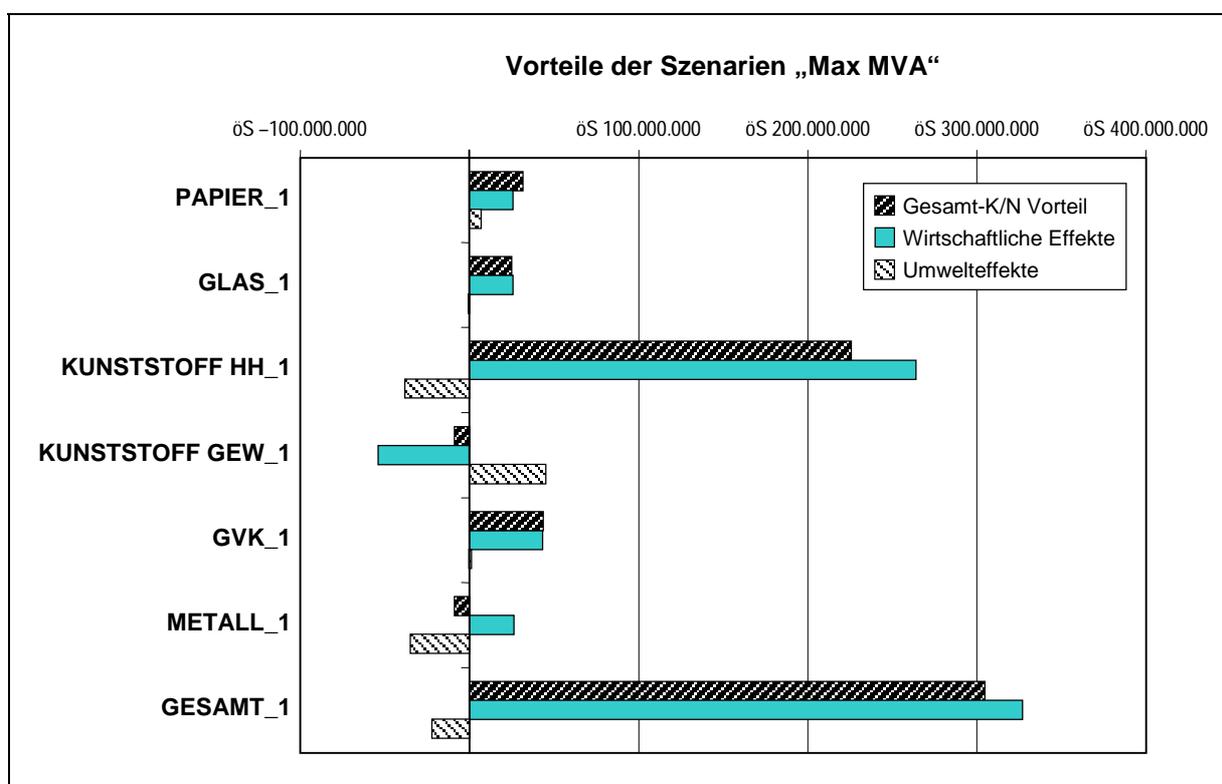


Abb. 16: Vorteile der Packstoffoptimierungen vor dem Hintergrund weitgehender Vorbehandlung von Restmüll in Müllverbrennungsanlagen.

Für die Fraktion "Papier" zeigt sich der Vorteil einer Ausweitung der Haushaltssammlung weniger deutlich als vor dem Hintergrund der Deponierung.

Im Bereich der getrennten Sammlung und Verwertung von Glas gibt es aufgrund unveränderter Sortierung und Verwertung keine Unterschiede im Vergleich zu den verschiedenen Varianten der Restmüllbehandlung.

Die Reduktion der getrennten Sammlung von Kunststoffen aus Haushalten erzielt noch höhere Nutzeffekte als vor dem Hintergrund der direkten Deponierung, da die nicht getrennt erfaßten Kunststoffe in einer MVA effizient behandelt werden. Generell ist klar zu sehen, daß das Optimierungspotential bei der Fraktion Kunststoffe am größten ist.

Die Ausweitung der Kunststoff-Gewerbe-Sammlung, die vor dem Hintergrund der Deponierung noch leicht positiv war, ist vor dem Hintergrund Max MVA leicht negativ.

Die Einstellung der Ökobox/Ökobag-Sammlung ist vor dem Hintergrund der Müllverbrennung eindeutig positiv zu bewerten.

Eine Reduktion der getrennten Sammlung von Metallen ist vor dem Hintergrund der Müllverbrennung im Vergleich zur Deponierung weniger negativ. Allerdings können auch hier die positiven wirtschaftlichen Effekte die ökologischen Nachteile, die im wesentlichen aus der geringeren stofflichen Verwertung von Eisen-Metallen resultieren, nicht aufwiegen.

Somit wird das Gesamtpotential von den nicht optimalen Szenarien im Bereich Kunststoff_Gew und Metalle reduziert.

8.2.2.3 Szenarien „Max MBA“

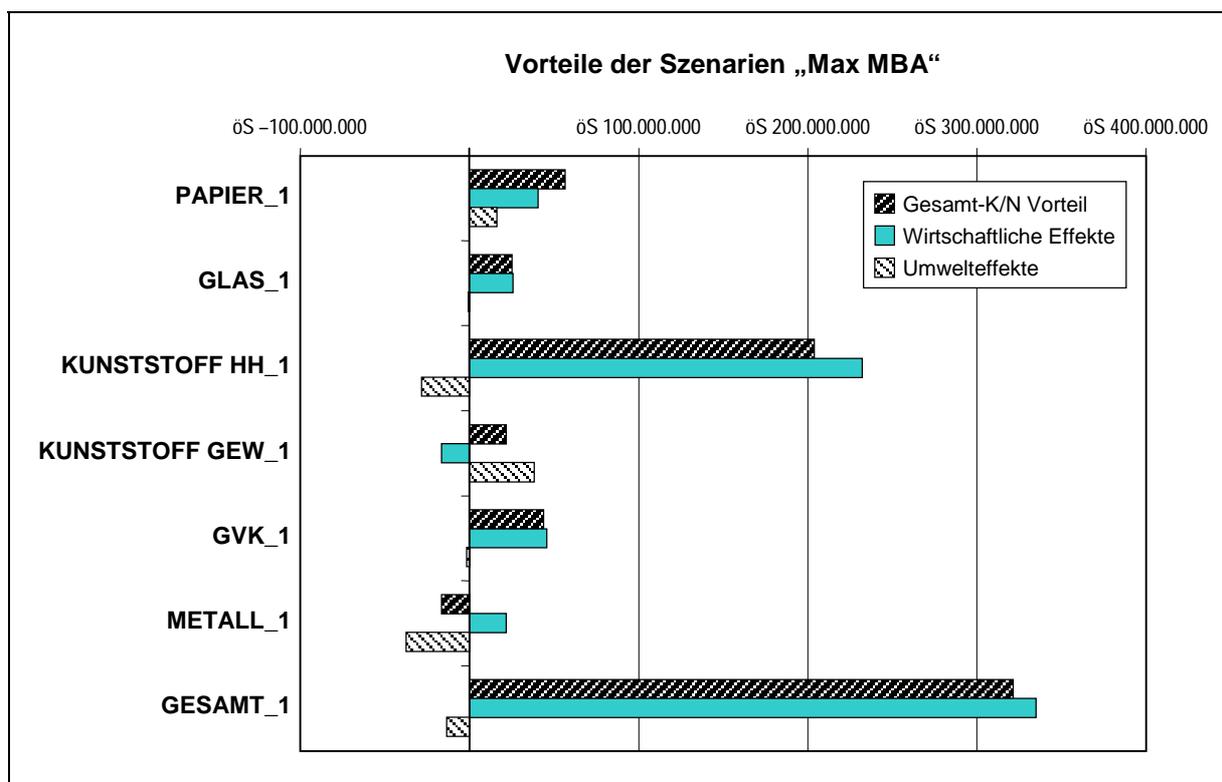


Abb. 17: Vorteile der Packstoffoptimierungen vor dem Hintergrund weitgehender Vorbehandlung von Restmüll in mechanisch-biologischen Anlagen.

Die Ergebnisse für weitgehende Vorbehandlung von Restmüll in mechanisch-biologischen Anlagen ähneln stark den Resultaten der "Max MVA" Szenariengruppe. Stoffliche Verwertung wird vor dem Hintergrund zunehmender Restmüllbehandlung weniger attraktiv.

Die Art der Vorbehandlung hat keinen wesentlichen Einfluß auf die Optimierung der Packstoffe. Eine Ausnahme stellt das Szenarium „Kunststoff_Gew_1“ dar, dessen KNS nahe Null liegt, hier kommt es zu Änderungen des Vorzeichens. Das Szenarium ist vor dem Hintergrund MBA leicht positiv, vor dem Hintergrund MVA leicht negativ. Es wurden Kunststoffmengen im Gewerbe ausgebaut und damit dem Restmüll entzogen. Die effektivere Behandlung für Kunststoffe stellt die Müllverbrennung dar.

Wie Sensitivitätsanalysen (siehe Abschnitt 9) zeigen, sind die Ergebnisse in diesen Szenarien hoch sensibel, es können daher keine eindeutigen Aussagen getroffen werden.

9 SENSITIVITÄTSANALYSEN

Zur Veranschaulichung des Einflusses sensibler Parameter auf das Endergebnis wurden folgende Parameter im angegebenen Bereich variiert (siehe Tab. 33):

Tab. 33: Parameter der Sensitivitätsanalysen

Parameter	MinMin	SensiMin	SensiMax	MaxMax
Risikozuschlag für Deponiesanierung	10 %	70 %	130 %	
Vermeidungskosten CO ₂	50 %	70 %	130 %	200 %
Sammelkosten Papier		70 %	130 %	
Sammelkosten Glas		70 %	130 %	
Sammelkosten Kunststoffe		70 %	130 %	
Sammelkosten Ökobox		70 %	130 %	
Sammelkosten Metalle		70 %	130 %	
Investitionskosten Deponie	50 %	80 %	120 %	200 %
Investitionskosten MVA	50 %	90 %	110 %	200 %
Investitionskosten MBA	50 %	80 %	120 %	200 %
Qualität Metalle MVA	70 %	85 %		
Qualität Metalle MBA	70 %	85 %		
Erlöse Papier		97 %	154 %	
Erlöse Glas		76 %	130 %	
Erlöse Kunststoffe		70 %	130 %	
Erlöse Aluminium			158 %	
Erlöse Fe-Metalle		70 %	130 %	

Die einzelnen Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen finden sich im Anhang (siehe Kapitel A.3).

Bei der Interpretation der Ergebnisse im folgenden Kapitel 10 sind die deutlichsten Auswirkungen der Sensitivitätsanalysen noch einmal zusammenfassend für jedes Szenarium dargestellt.

10 INTERPRETATION DER ERGEBNISSE

10.1 Einstellung der getrennten Sammlung

Tab. 34 und Abb. 18 zeigen die Kosten-Nutzen-Salden für die Einstellung der getrennten Sammlung im Vergleich zur Situation 1998. Die Salden sind unabhängig von der Restmüllbehandlung extrem negativ, d. h. die Situation 1998 ist einer Einstellung der getrennten Sammlung jedenfalls vorzuziehen. Trotzdem fällt auf, daß die Vorteile der getrennten Sammlung vor dem Hintergrund weitreichender Vorbehandlung von Restmüll (Szenarien MaxMVA und MaxMBA) deutlich niedriger sind.

Tab. 34: Ergebnisse der Szenarien „ZERO“, Einstellung der getrennten Sammlung

ZERO	Restmüll 1998	Max MVA	Max MBA
KNA Saldo [Mio. öS/a]	-3.732	-1.305	-2.069
Direkte wirtschaftliche Effekte	-567	-218	-627
Subst. Wirtschaftliche Effekte	-787	-583	-673
Umwelteffekte	-2.378	-505	-769

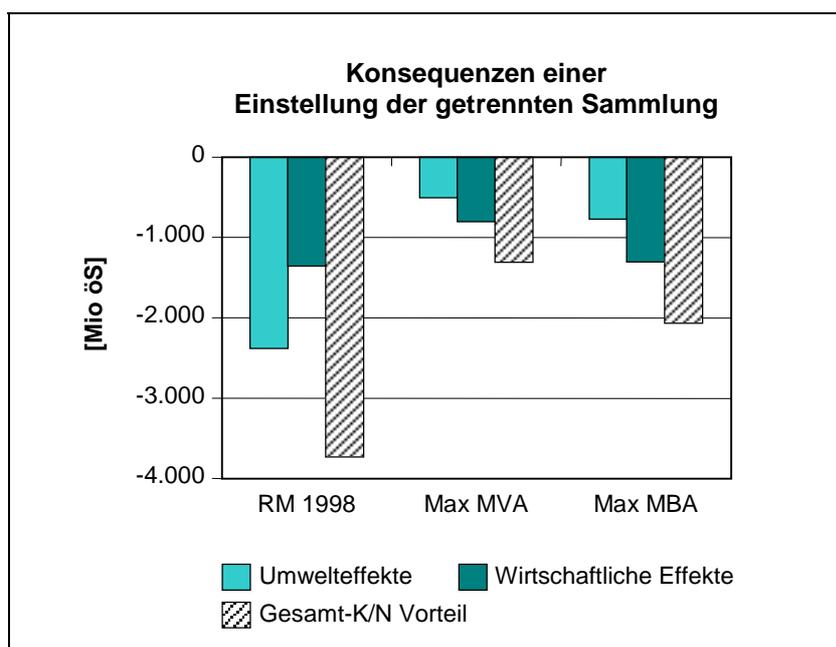


Abb. 18:
Kosten-Nutzen-Saldo einer
Einstellung der getrennten
Sammlung

Nachdem hier extrem hohe Mengen verschoben werden, reagieren die Szenarien Zero auf die Variation praktisch aller Parameter leicht. Auch extreme Annahmen können allerdings das Ergebnis nicht kippen. Die ergebnisrelevantesten Parameter in den Sensitivitätsanalysen zeigt Tab. 35:

Tab. 35: Wesentliche Parameter der Sensitivitätsanalysen für die Szenariengruppe "ZERO".

RM 1998	KNS [Mio. öS/a]	Sensitive Parameter	
MIN	-4.456	Erlöse Papier	SensiMax
Original	-3.732		
MAX	-2.123	Deponiesanierungskosten	MinMin
MaxMVA			
MIN	-2.554	Investitionskosten MVA	MaxMax
Original	-1.305		
MAX	-681	Investitionskosten MVA	MinMin
MaxMBA			
MIN	-2.794	Erlöse Papier	SensiMax
Original	-2.069		
MAX	-1.729	Investitionskosten MBA	MinMin

Abb. 19 zeigt ausgewählte Umweltparameter in physikalischen Einheiten. Alle Emissionen sind bei Einstellung der getrennten Sammlung höher als im IST 1998.

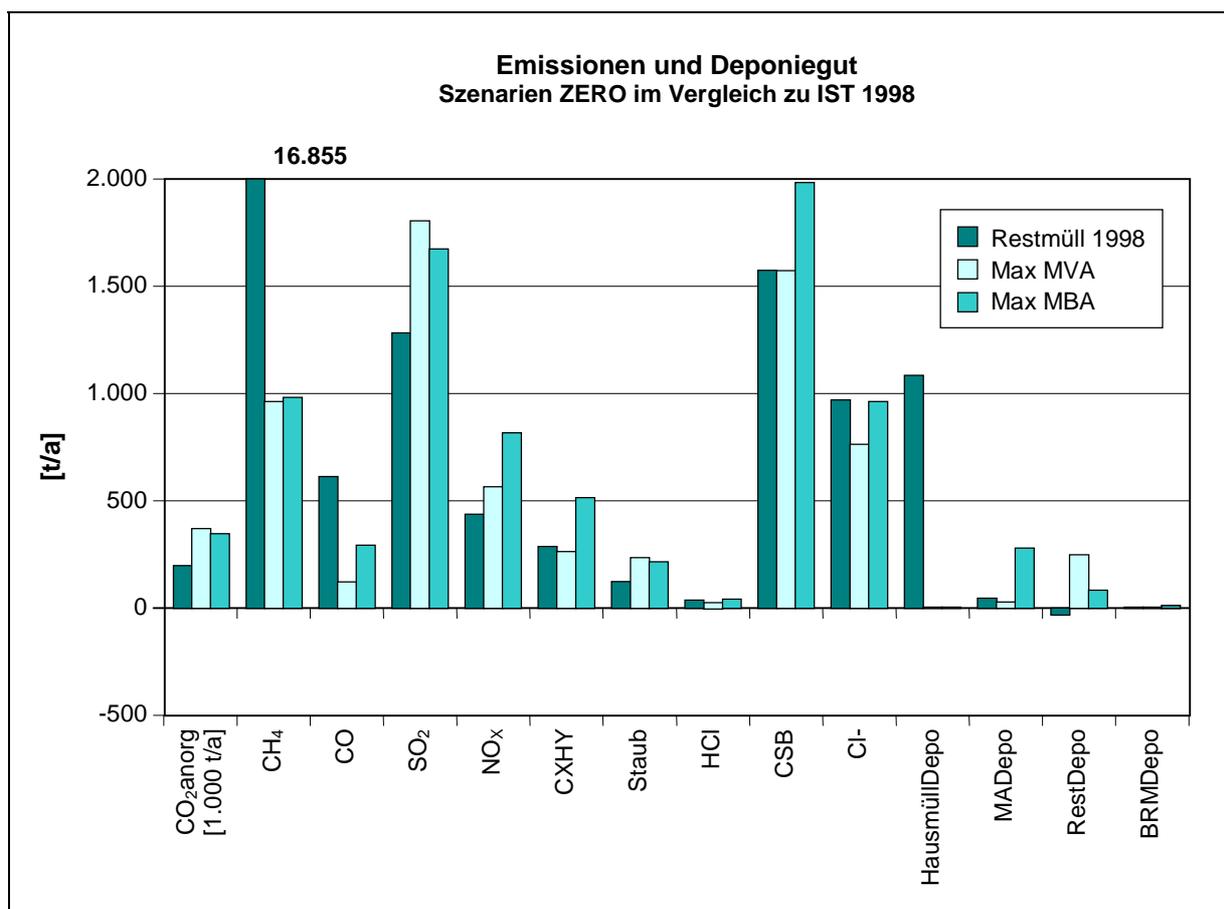


Abb. 19: Umweltauswirkungen einer Einstellung der getrennten Sammlung

10.2 Optimierung Papier

Tab. 36 und Abb. 20 zeigen die Kosten-Nutzen-Salden einer Ausweitung der getrennten Sammlung von Papier aus Haushalten. Die Effekte sind deutlich positiv, allerdings sind die Vorteile vor dem Hintergrund Deponierung wesentlich eindeutiger.

Tab. 36: Ergebnisse der Szenarien „PAPIER_1“, leichte Ausweitung der Haushaltssammlung

PAPIER_1	Restmüll 1998	Max MVA	Max MBA
KNA Saldo [Mio. öS/a]	95	32	56
Direkte wirtschaftliche Effekte	31	23	35
Subst. Wirtschaftliche Effekte	6	2	5
Umwelteffekte	58	7	16

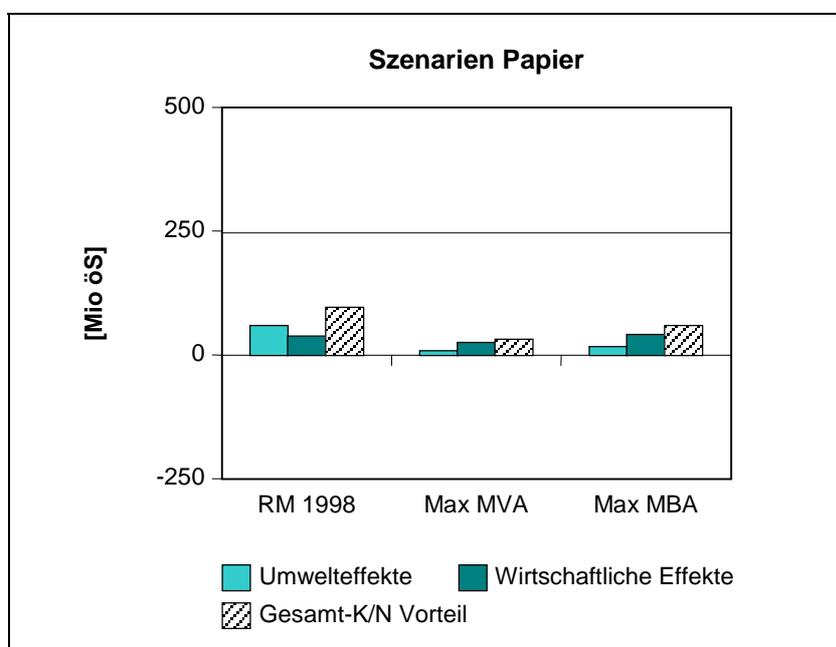


Abb. 20:
Kosten-Nutzen-Saldo einer Ausweitung der Haushaltssammlung Papier

Das Ergebnis für alle Restmüllbehandlungsalternativen bleibt auch unter extremen Annahmen stabil. Die stärksten Abweichungen zeigen sich bei Variationen, die die Restmüll(vor)behandlung betreffen. Papiertypische Parameter wie Sammelkosten und Erlössituation sind vor allem bei weitgehender Vorbehandlung des Restmülls ergebnisrelevant. Die höchsten und niedrigsten K/N Salden aus den Sensitivitätsanalysen zeigt Tab. 37.

Tab. 37: Wesentliche Parameter der Sensitivitätsanalysen für die Szenariengruppe "PAPIER_1".

RM 1998	KNS [Mio. öS/a]	Sensitive Parameter	
MIN	51	Deponiesanierungskosten	MinMin
Original	95		
MAX	118	Erlöse Papier	SensiMax
MaxMVA			
MIN	13	Investitionskosten MVA	MinMin
Original	32		
MAX	68	Investitionskosten MVA	MaxMax
MaxMBA			
MIN	40	Sammelkosten Papier	SensiMax
Original	56		
MAX	79	Erlöse Papier	SensiMax

Abb. 21 zeigt ausgewählte Umweltparameter in physikalischen Einheiten. Die Effekte sind generell nicht besonders groß, praktisch alle Emissionen sind bei Ausweitung der getrennten Sammlung niedriger als im IST 1998.

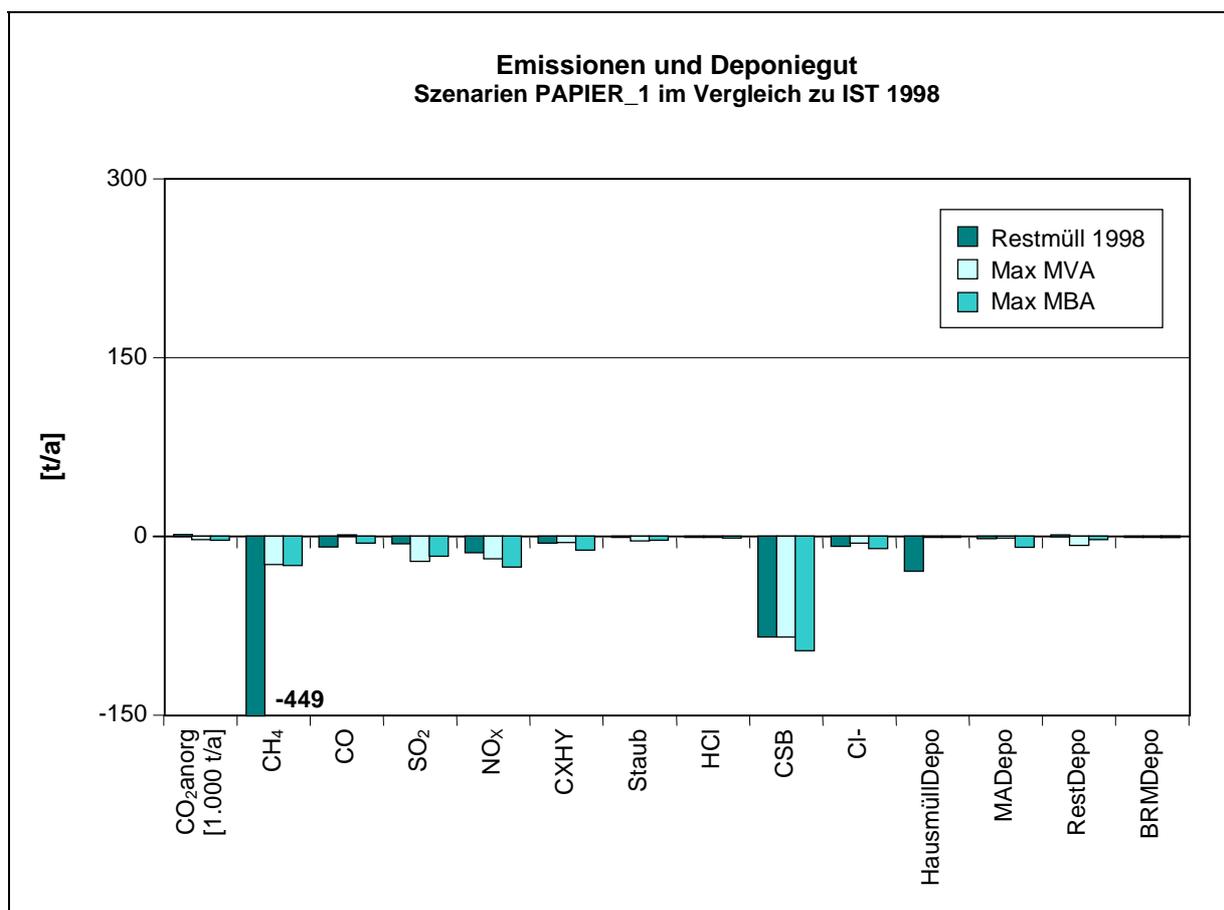


Abb. 21: Umweltauswirkungen einer Ausweitung der Haushaltssammlung Papier

10.3 Optimierung Glas

Tab. 38 und Abb. 22 zeigen die Kosten-Nutzen-Salden einer Optimierung der getrennten Sammlung von Glas aus Haushalten. Die Effekte sind deutlich positiv. Nachdem die Verwertungsmengen konstant blieben, unterscheiden sich die Ergebnisse nicht für die unterschiedlichen Restmüllhintergründe.

Tab. 38: Ergebnisse der Szenarien „GLAS_1“, Optimierung der getrennten Sammlung

GLAS_1	Restmüll 1998	Max MVA	Max MBA
KNA Saldo [Mio. öS/a]	25	25	25
Direkte wirtschaftliche Effekte	25	25	25
Subst. Wirtschaftliche Effekte	0	0	0
Umwelteffekte	-1	-1	-1

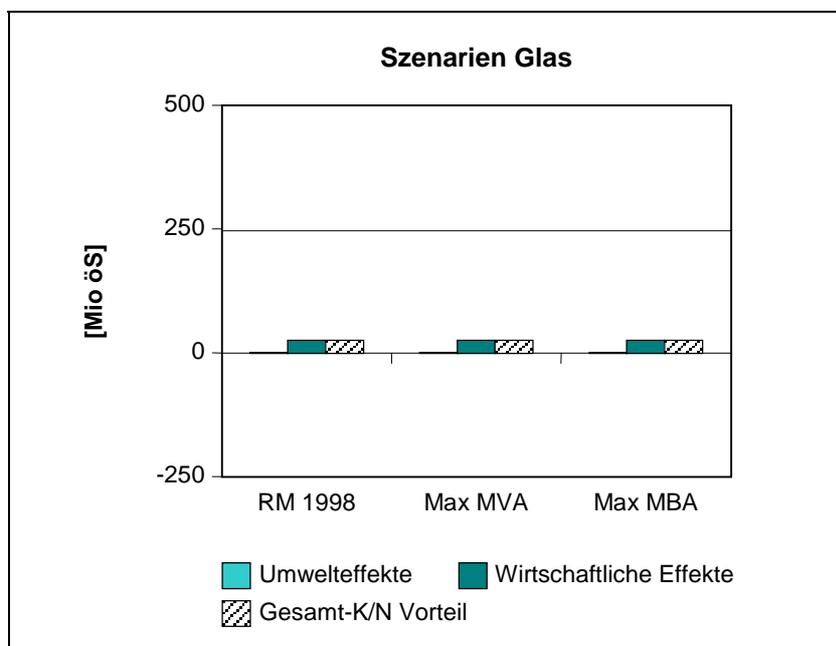


Abb. 22:
Kosten-Nutzen-Saldo einer Optimierung der getrennten Glas-Haushalts-Sammlung

Die einflußreichsten Parameter der Sensitivitätsanalysen sind die Sammelkosten für Glas, der Einfluß auf den KNS ist praktisch linear, eine Erhöhung auf 130 % (SensiMax) für beide Szenarien (ist und optimiert) verbessert den K/N-Vorteil um etwa 32 % eine Reduktion auf 70 % verschlechtert die Ergebnisse in gleichem Ausmaß.

Abb. 23 zeigt ausgewählte Umweltparameter in physikalischen Einheiten. Es sind praktisch keine Unterschiede zum IST 1998 auszunehmen, die leichte Zunahme der NO_x-Emissionen liegt im etwas höheren Dieserverbrauch der Sammlung und beim Transport begründet.

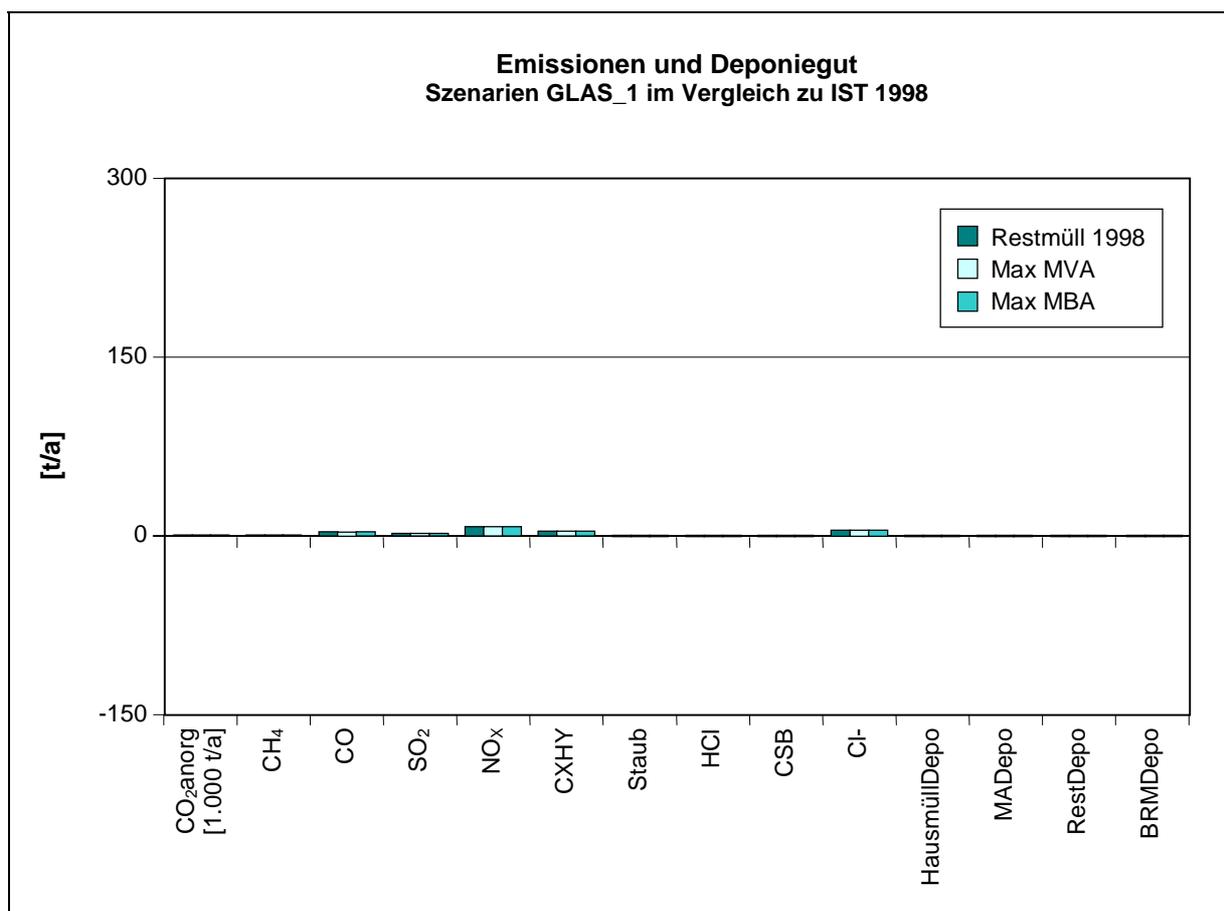


Abb. 23: Umweltauswirkungen einer Optimierung der getrennten Glas-Haushalts-Sammlung

10.4 Optimierung Kunststoffe (Leichtverpackungen) aus Haushalten

Tab. 39 und Abb. 24 zeigen die K/N Salden einer Reduktion der getrennten Sammlung von Kunststoffen aus Haushalten. Bei negativen Umweltauswirkungen sind die Ergebnisse im Vergleich zur IST-Situation 1998 immer positiv, der positive Effekt tritt vor dem Hintergrund weitgehender Vorbehandlung von Restmüll noch stärker hervor, vor allem aufgrund geringerer negativer Umweltauswirkungen (der Deponierung).

Tab. 39: Ergebnisse der Szenarien „KUNSTSTOFF_HH_1“, Reduktion der getrennten Sammlung

KUNSTSTOFF_HH_1	Restmüll 1998	Max MVA	Max MBA
KNA Saldo [Mio. öS/a]	155	226	204
Direkte wirtschaftliche Effekte	274	292	257
Subst. Wirtschaftliche Effekte	-37	-29	-25
Umwelteffekte	-82	-38	-28

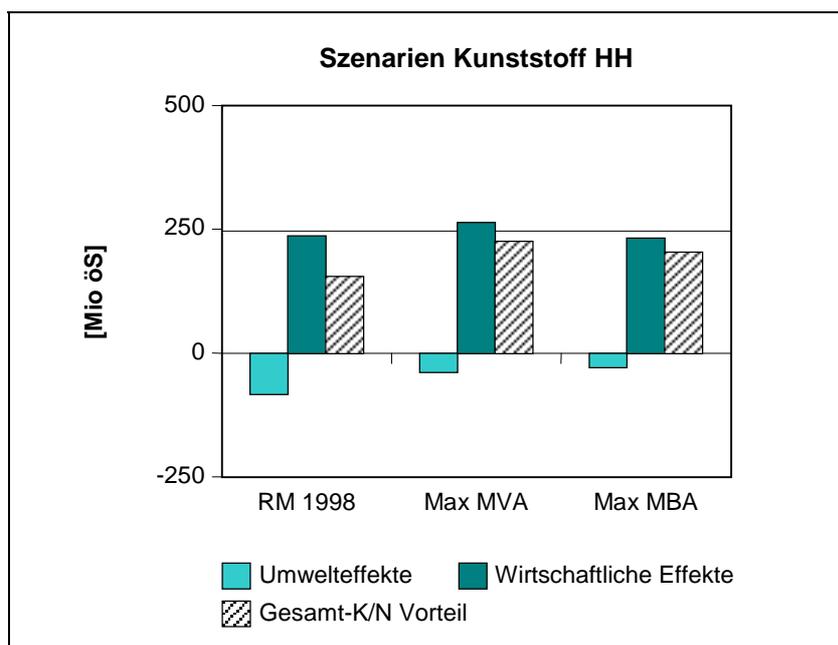


Abb. 24:
Kosten-Nutzen-Saldo einer Reduktion der getrennten Sammlung von Kunststoffen aus Haushalten

Die Auswirkungen der Sensitivitätsanalysen werden in Tab. 40 zusammengefaßt. Den stärksten Einfluß zeigt hier die Variation der Sammelkosten im optimierten Szenarium. Die Effekte sind deutlicher als im Fall von Papier und Glas, da im Fall der Kunststoffe ausschließlich die Kosten im optimierten Szenarium (die Qualität dieser Daten ist naturgemäß weniger gut abgesichert als der IST-Zustand) verändert wurden. Trotzdem ist das Ergebnis eindeutig positiv. Zum Erreichen des „Kippunkts“ hätten die Kosten auf 171 % des verwendeten Wertes erhöht werden müssen.

Tab. 40: Wesentliche Parameter der Sensitivitätsanalysen für die Szenariengruppe „KUNSTSTOFF_HH_1“.

RM 1998	KNS [Mio. öS/a]	Sensitive Parameter	
MIN	89	Sammelkosten Kunststoffe	SensiMax
Original	155		
MAX	220	Sammelkosten Kunststoffe	SensiMin
MaxMVA			
MIN	160	Sammelkosten Kunststoffe	SensiMax
Original	226		
MAX	291	Sammelkosten Kunststoffe	SensiMin
MaxMBA			
MIN	138	Sammelkosten Kunststoffe	SensiMax
Original	204		
MAX	269	Sammelkosten Kunststoffe	SensiMin

Abb. 25 zeigt ausgewählte Umweltparameter in physikalischen Einheiten. Im Vergleich zu IST 1998 sind alle Parameter mit Ausnahme der NO_x-Emissionen höher.

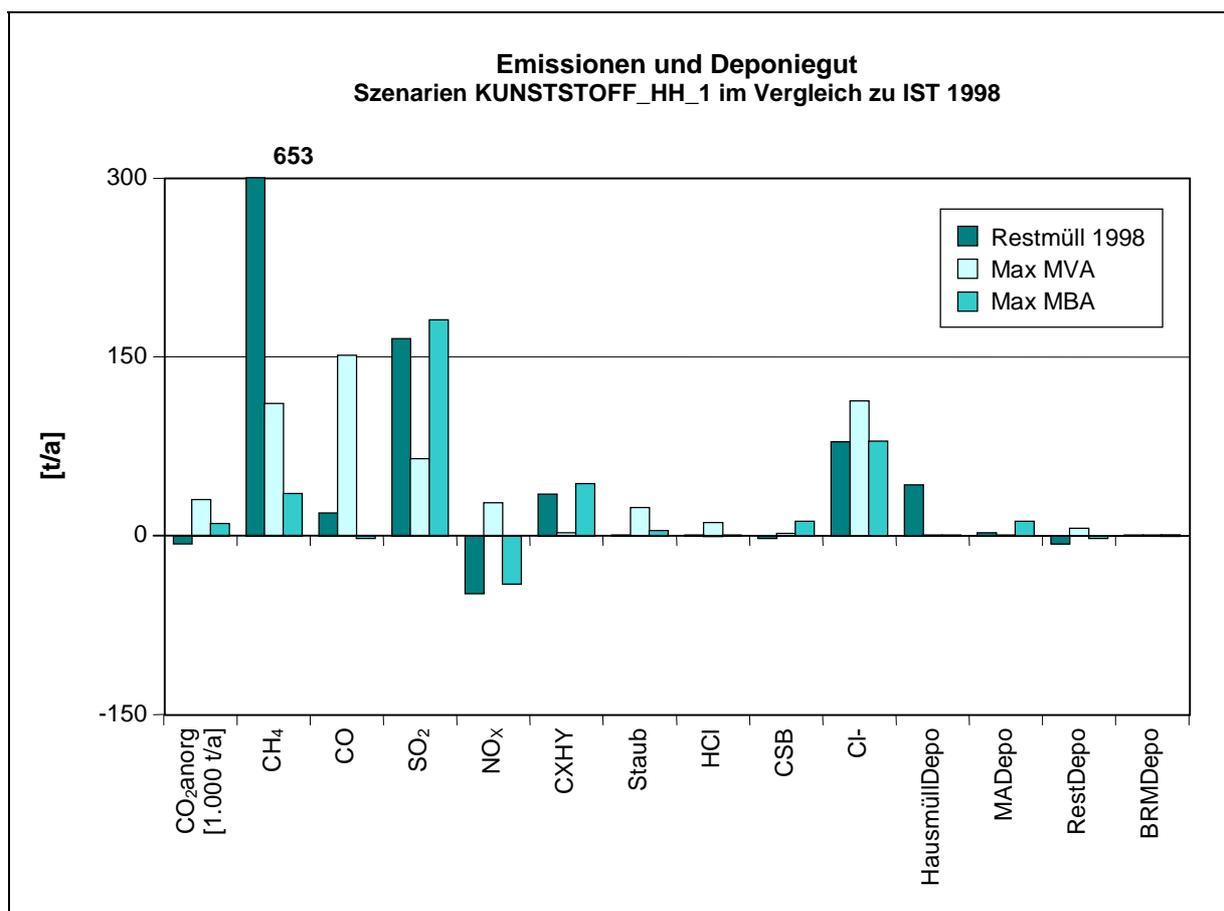


Abb. 25: Umweltauswirkungen einer Reduktion der getrennten Sammlung von Kunststoffen aus Haushalten

10.5 Optimierung Kunststoffe aus dem Gewerbe

Tab. 41 und Abb. 26 zeigen die Ergebnisse der Analyse für eine Ausweitung der getrennten Sammlung von Kunststoffen aus dem Gewerbe. Während sich vor dem Hintergrund weitreichender Deponierung und MBA leicht positive Salden ergeben, ist die Ausweitung bei weitreichender Vorbehandlung von Restmüll in MVAs negativ zu bewerten. Positiven Umwelteffekten stehen höhere betriebswirtschaftliche Kosten gegenüber.

Tab. 41: Ergebnisse der Szenarien „KUNSTSTOFF_GEW_1“, Ausweitung der getrennten Sammlung

KUNSTSTOFF_GEW_1	Restmüll 1998	Max MVA	Max MBA
KNA Saldo [Mio. öS/a]	15	-9	21
Direkte wirtschaftliche Effekte	-72	-84	-50
Subst. Wirtschaftliche Effekte	39	30	33
Umwelteffekte	48	45	38

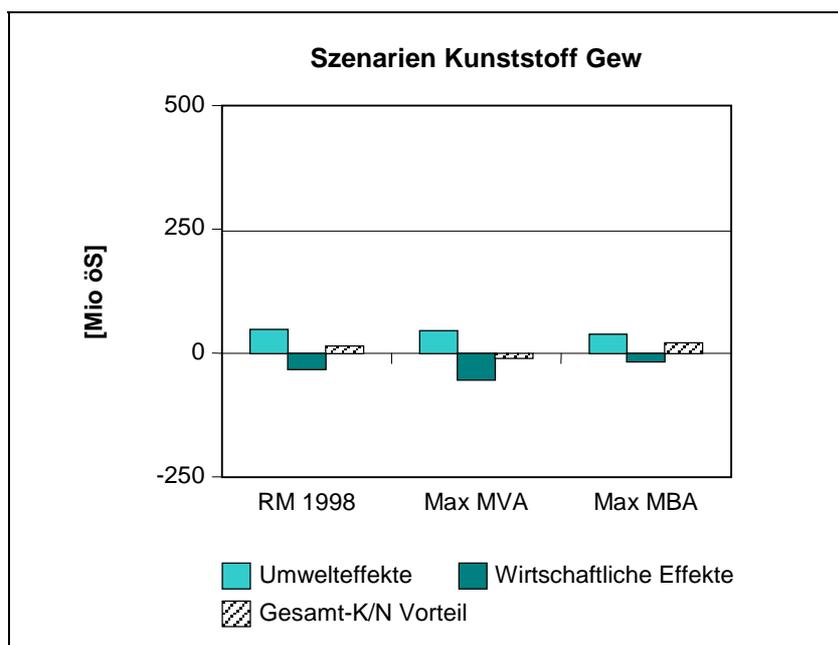


Abb. 26:
Kosten-Nutzen-Saldo einer Ausweitung der getrennten Kunststoff-Sammlung aus dem Gewerbe

Das Ergebnis ist stark sensitiv, bei Variation diverser Parameter kann der KNS sein Vorzeichen ändern. Am stabilsten sind die Ergebnisse vor dem Hintergrund MBA. Tab. 42 zeigt die extremsten Ergebnisse aus den Sensitivitätsanalysen. Der stärkste Einfluß zeigt sich im Zusammenhang mit einer Variation der Vermeidungskosten für CO₂.

In Anbetracht der Sensitivität und Knappheit des Ergebnisses ist keine Veränderung des Status quo zu empfehlen.

Tab. 42: Wesentliche Parameter der Sensitivitätsanalysen für die Szenariengruppe "KUNSTSTOFF_GEW_1"

RM 1998	KNS [Mio. öS/a]	Sensitive Parameter	
MIN	-6	Deponiesanierungskosten	MinMin
Original	15		
MAX	27	Vermeidungskosten CO ₂	MaxMax
MaxMVA			
MIN	-28	Vermeidungskosten CO ₂	MinMin
Original	-9		
MAX	29	Vermeidungskosten CO ₂	MaxMax
MaxMBA			
MIN	8	Vermeidungskosten CO ₂	MinMin
Original	21		
MAX	49	Vermeidungskosten CO ₂	MaxMax

Abb. 27 zeigt ausgewählte Umweltparameter in physikalischen Einheiten. Praktisch alle Emissionen sind bei Ausweitung der getrennten Sammlung niedriger als im IST 1998.

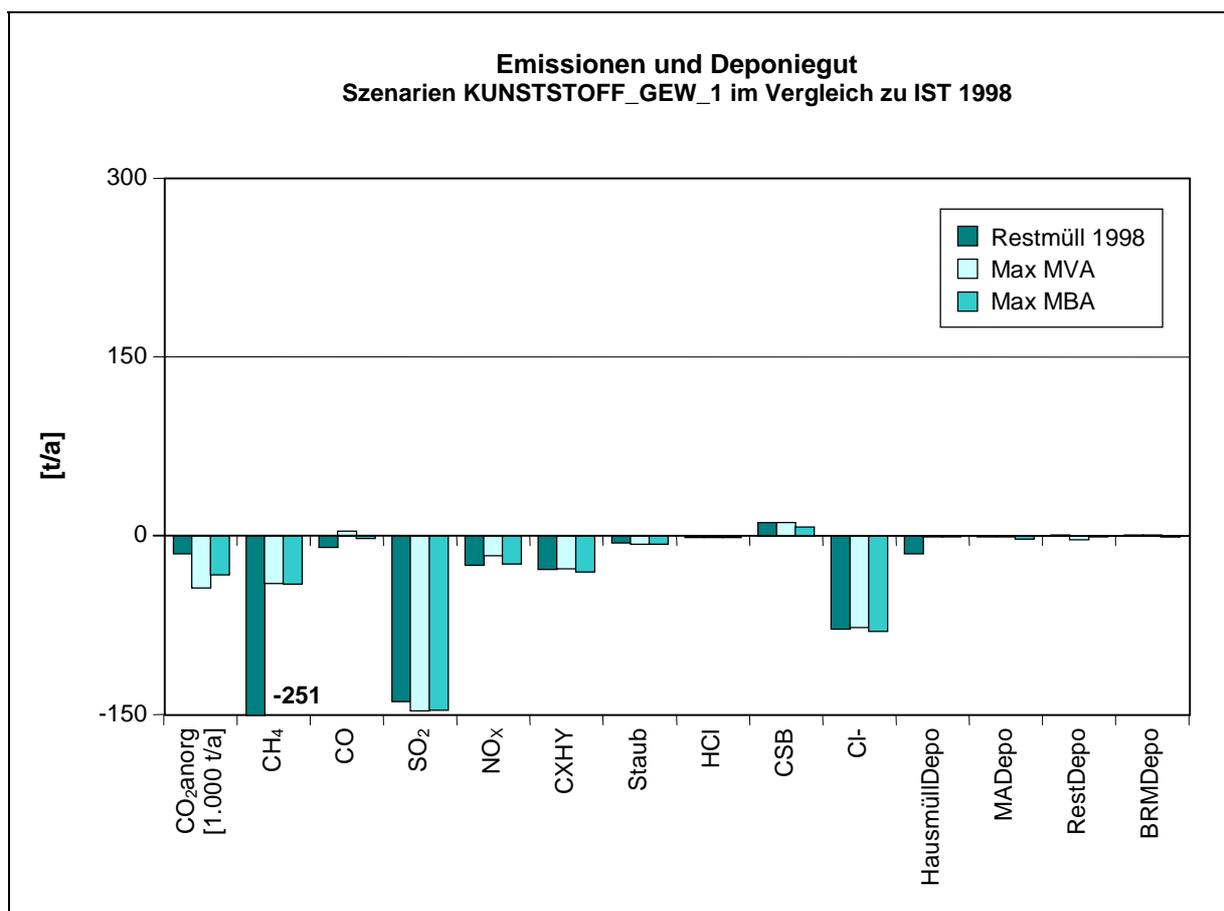


Abb. 27: Umweltauswirkungen einer Ausweitung der getrennten Kunststoff-Sammlung aus dem Gewerbe

10.6 Optimierung Getränkeverbundkartons

Tab. 43 und Abb. 28 zeigen die Ergebnisse für eine Einstellung der Ökobox/Ökobag-Sammlung. Der Kosten-Nutzen-Saldo ist bereits vor dem Hintergrund weitgehender Deponierung positiv. Durch die geringeren negativen Umwelteffekte bei weitgehender Vorbehandlung von Restmüll ergibt sich in diesen Szenarien ein leicht positiver Saldo.

Tab. 43: Ergebnisse der Szenarien „GVK_1“, Einstellung der getrennten Sammlung

GVK_1	Restmüll 1998	Max MVA	Max MBA
KNA Saldo [Mio. öS/a]	26	44	44
Direkte wirtschaftliche Effekte	49	51	54
Subst. Wirtschaftliche Effekte	-9	-8	-8
Umwelteffekte	-14	0	-2

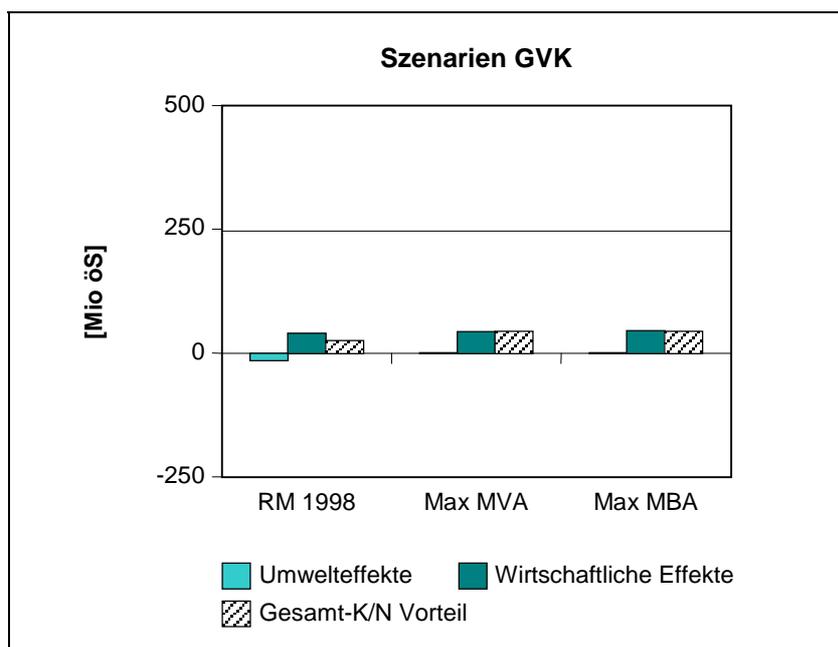


Abb. 28:
Kosten-Nutzen-Saldo einer
Einstellung der ÖKOBOX-
Sammlung

Wieder stellen die Sammelkosten den wesentlichen Parameter der Sensitivitätsanalysen dar. Tab. 44 zeigt die stärksten Abweichungen vom Originalwert. Auch unter extremer Veränderung der Sammelkosten „kippt“ der KNS nicht.

Tab. 44: Wesentliche Parameter der Sensitivitätsanalysen für die Szenariengruppe „GVK_1“.

RM 1998	KNS [Mio. öS/a]	Sensitive Parameter	
MIN	4	Sammelkosten Ökobox	SensiMin
Original	26		
MAX	48	Sammelkosten Ökobox	SensiMax
MaxMVA			
MIN	21	Sammelkosten Ökobox	SensiMin
Original	44		
MAX	66	Sammelkosten Ökobox	SensiMax
MaxMBA			
MIN	21	Sammelkosten Ökobox	SensiMin
Original	44		
MAX	66	Sammelkosten Ökobox	SensiMax

Abb. 29 zeigt ausgewählte Umweltparameter in physikalischen Einheiten. Bei einer Einstellung der getrennten Sammlung sind alle Emissionen etwas höher als im IST 1998, der deutlichste Unterschied zeigt sich in den erhöhten Methanemissionen durch zunehmende Deponierung.

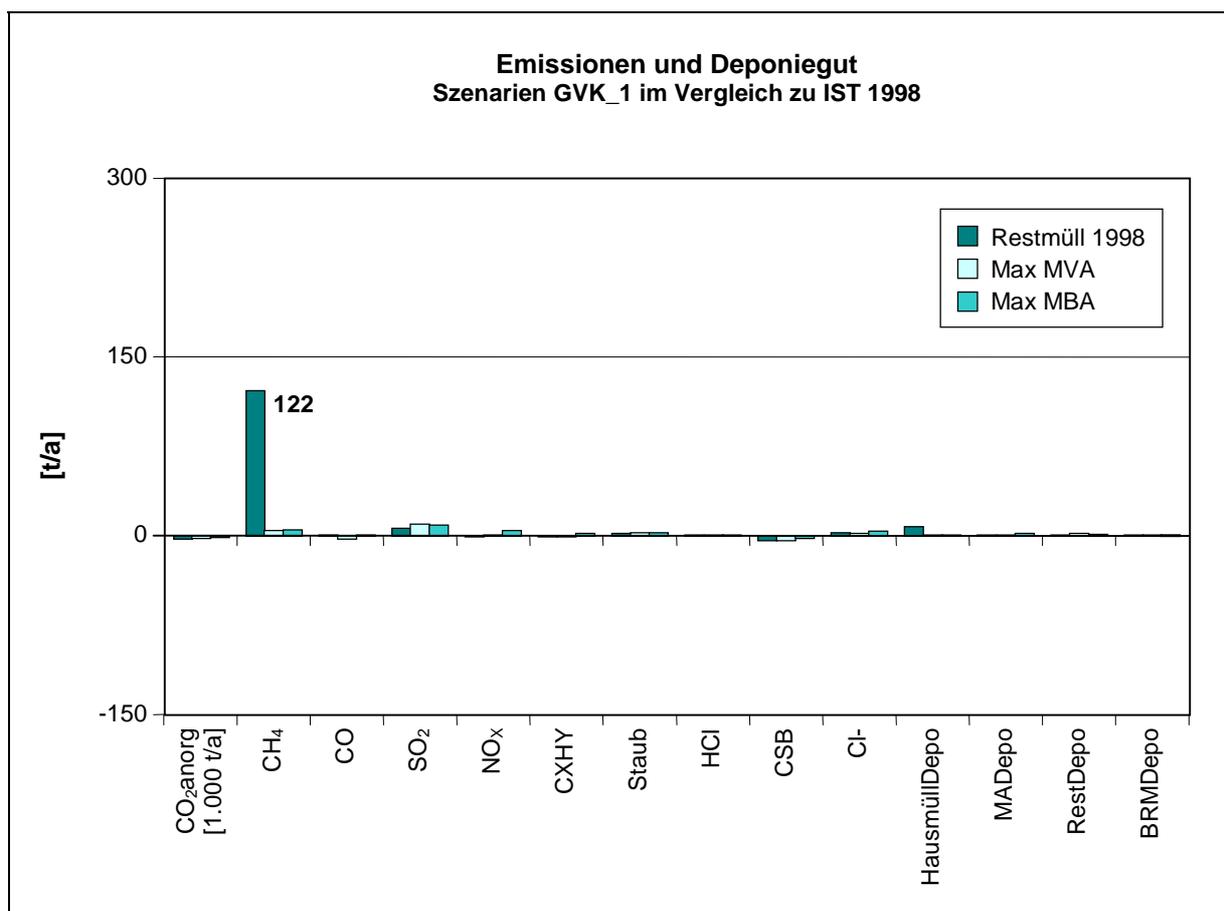


Abb. 29: Umweltauswirkungen einer Einstellung der ÖKOBOX-Sammlung

10.7 Optimierung Metalle

Tab. 45 und Abb. 30 zeigen die Ergebnisse für eine Umstellung der getrennten Sammlung von Metallen aus Haushalten auf eine Aluminiumsammlung. Die Ergebnisse sind bei weitgehender Restmüllvorbehandlung, die mit der Abtrennung von Eisenmetallen aus dem Restmüll verbunden ist, zwar besser, es konnte allerdings kein positiver KNS erzielt werden. Damit kann jedenfalls nicht von „optimierten“ Szenarien gesprochen werden.

Tab. 45: Ergebnisse der Szenarien „METALL_1“, Aluminiumsammlung

METALLE_1	Restmüll 1998	Max MVA	Max MBA
KNA Saldo [Mio. öS/a]	-78	-9	-16
Direkte wirtschaftliche Effekte	49	49	44
Subst. Wirtschaftliche Effekte	-33	-23	-23
Umwelteffekte	-95	-35	-38

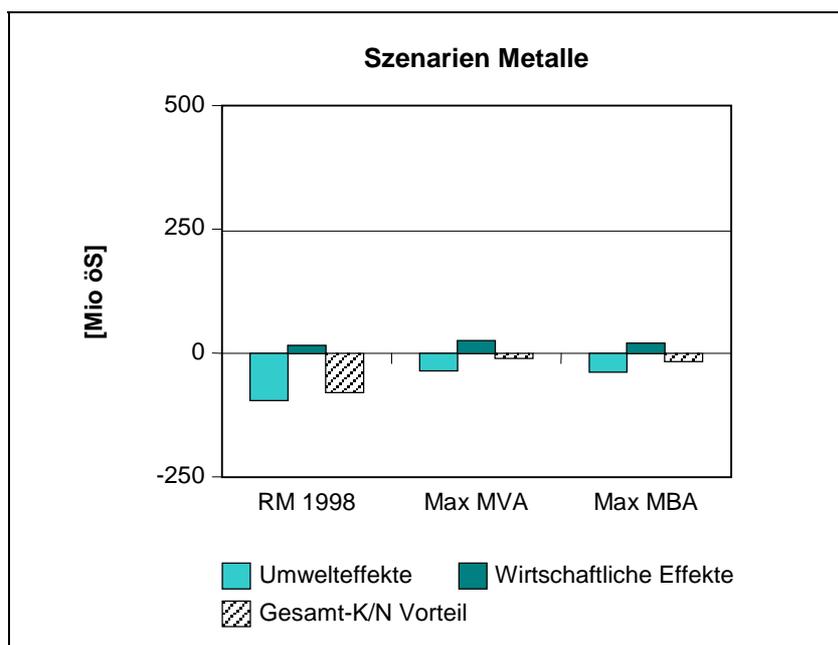


Abb. 30:
Kosten-Nutzen-Saldo einer
Umstellung der Metall-
Haushaltssammlung auf
Aluminium

Das Ergebnis ist stark sensitiv. Die größten Änderungen des KNS können Tab. 46 entnommen werden. Bei sehr niedrigen Erlösen für Fe-Metalle fällt die Verschlechterung gegenüber dem IST nicht so deutlich aus, daher wird der KNS in dieser Sensitivitätsanalyse sogar leicht positiv.

Das Ergebnis stellt keine Verbesserung im Vergleich zum IST-Zustand dar, es ist zwar nicht absolut abgesichert, jedenfalls aber nicht eindeutig positiv.

Tab. 46: Wesentliche Parameter der Sensitivitätsanalysen für die Szenariengruppe "METALL_1".

RM 1998	KNS [Mio. öS/a]	Sensitive Parameter	
MIN	-109	Vermeidungskosten CO ₂	MaxMax
Original	-78		
MAX	-37	Deponiesanierungskosten	MinMin
MaxMVA			
MIN	-35	Vermeidungskosten CO ₂	MaxMax
Original	-9		
MAX	5	Erlöse Fe-Metalle	SensiMin
MaxMBA			
MIN	-41	Investitionskosten MBA	MaxMax
Original	-16		
MAX	-2	Erlöse Fe-Metalle	SensiMin

Abb. 31 zeigt ausgewählte Umweltparameter in physikalischen Einheiten. Alle Emissionen sind bei Reduktion der getrennten Sammlung höher als im IST 1998.

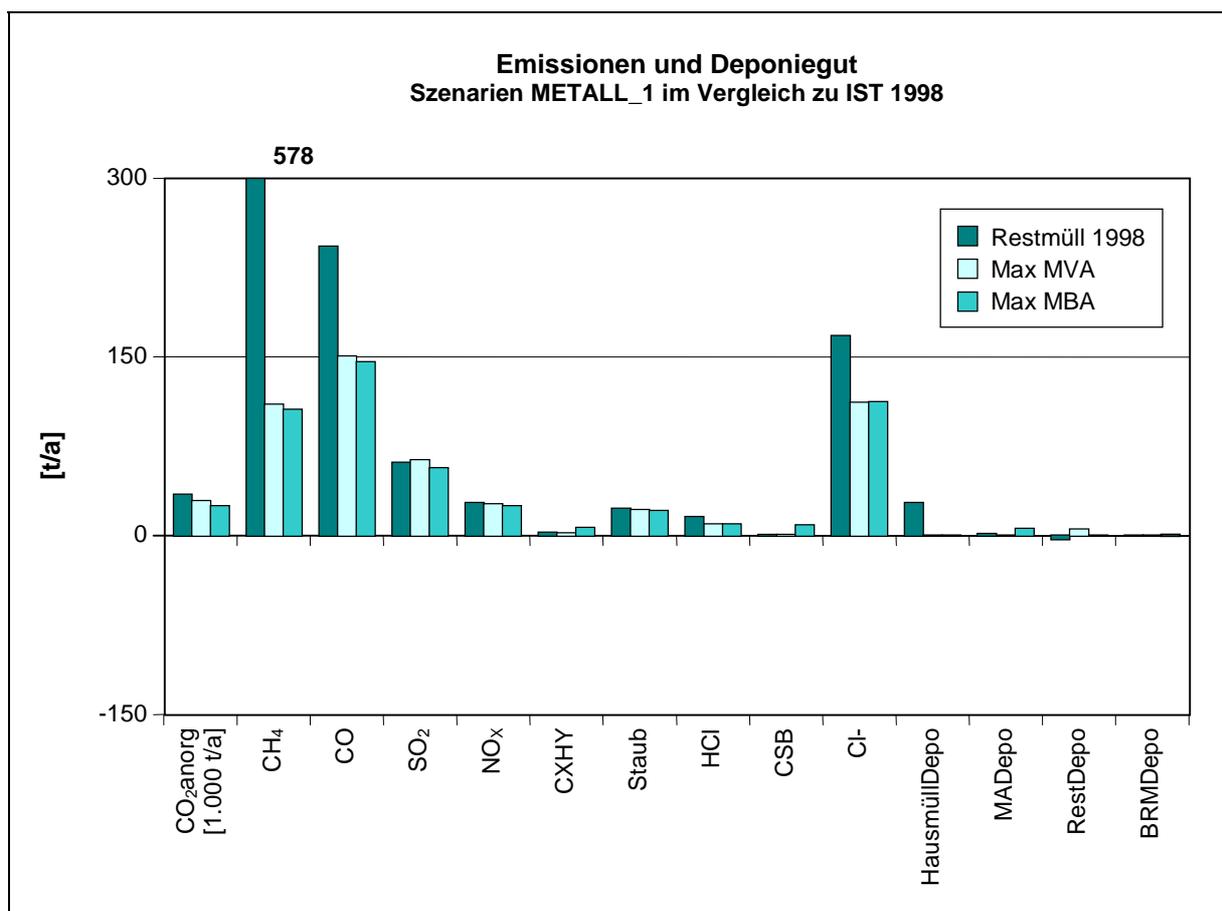


Abb. 31: Umweltauswirkungen einer Umstellung der Metall-Haushaltssammlung auf Aluminium

10.8 Kombination aller Maßnahmen

Tab. 47 und Abb. 32 zeigen die Ergebnisse für die Kombination aller Maßnahmen. Bei Umsetzung der hier vorgeschlagenen Maßnahmen kann ein volkswirtschaftlicher Nutzeffekt in der Größenordnung von 300 Mio. öS/a erreicht werden. Unter Ausklammerung der hier modellierten Aluminiumsammlung, die sich als volkswirtschaftlich nicht sinnvoll erwies, ist ein Ausgleich der hier ausgewiesenen negativen Umwelteffekte anzunehmen.

Tab. 47: Ergebnisse der Szenarien „GESAMT_1“, Kombination aller Maßnahmen

GESAMT_1	Restmüll 1998	Max MVA	Max MBA
KNA Saldo [Mio. öS/a]	238	305	321
Direkte wirtschaftliche Effekte	357	354	353
Subst. Wirtschaftliche Effekte	-34	-27	-18
Umwelteffekte	-86	-22	-13

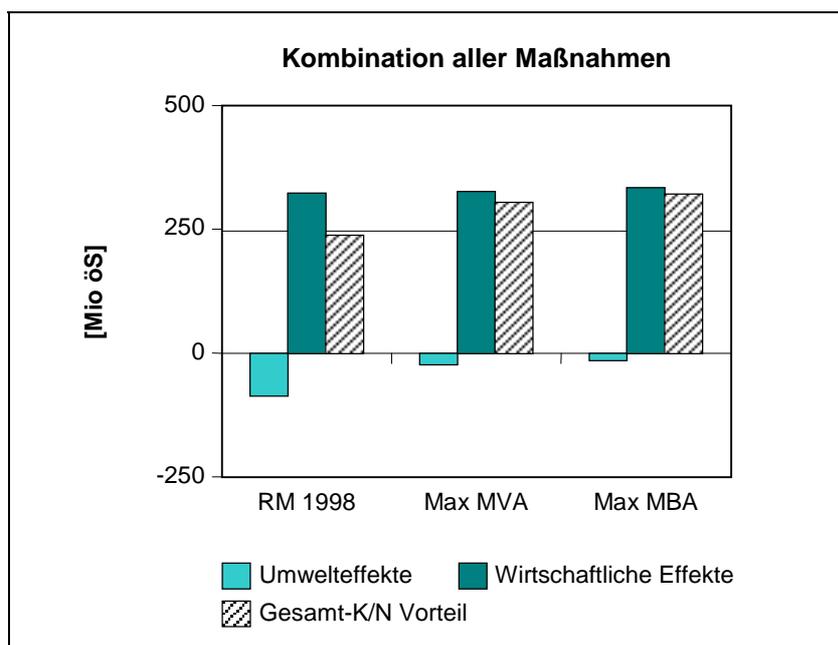


Abb. 32:
Kosten-Nutzen-Saldo
einer Kombination aller
Maßnahmen

Aufgrund sich überlagernder Effekte ist das Gesamtergebnis stabiler als die Einzelszenarien. Tab. 48 zeigt die im Zuge der Sensitivitätsanalysen festgestellten größten Abweichungen vom Originalwert.

Tab. 48: Wesentliche Parameter der Sensitivitätsanalysen für die Szenariengruppe "GESAMT_1".

RM 1998	KNS [Mio. öS/a]	Sensitive Parameter	
MIN	173	Sammelkosten Kunststoffe HH	SensiMax
Original	238		
MAX	303	Sammelkosten Kunststoffe HH	SensiMin
MaxMVA			
MIN	239	Sammelkosten Kunststoffe HH	SensiMax
Original	305		
MAX	370	Sammelkosten Kunststoffe HH	SensiMin
MaxMBA			
MIN	256	Sammelkosten Kunststoffe HH	SensiMax
Original	321		
MAX	387	Sammelkosten Kunststoffe HH	SensiMin

Abb. 33 zeigt ausgewählte Umweltparameter in physikalischen Einheiten.

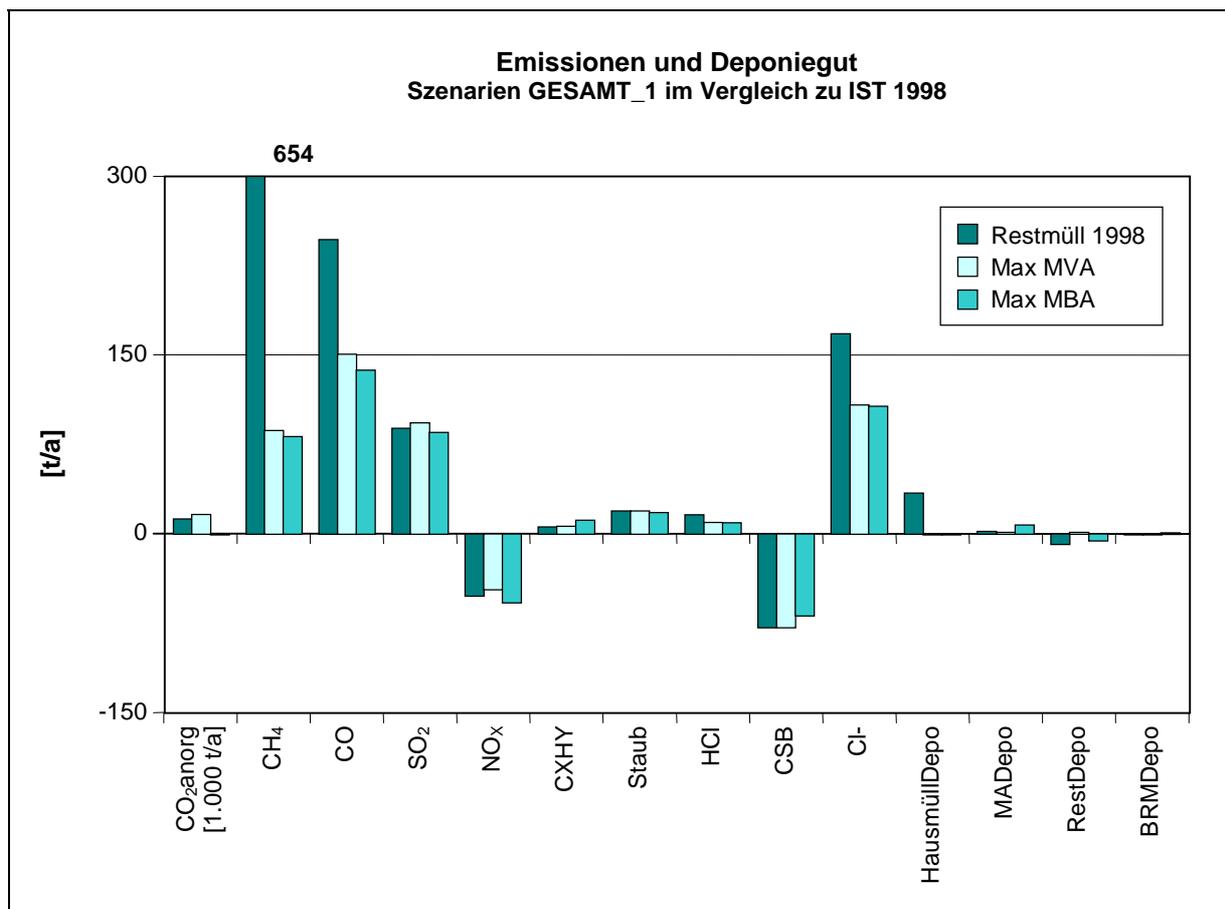


Abb. 33: Umweltauswirkungen einer Kombination aller Maßnahmen

11 LITERATURVERZEICHNIS

- ARA (1999): ARA System – Der Report ´98. Altstoff Recycling Austria AG, Wien.
- ARGEV (1999): Leistungsbericht 1998. ARGEV Verpackungsverwertungsges.m.b.H, Wien.
- AWS, GUA & IFIP (2000): Bewertung abfallwirtschaftlicher Maßnahmen mit dem Ziel der nachsorgefreien Deponie. Amt der oberösterreichischen Landesregierung, Amt der steiermärkischen Landesregierung, Stadt Wien, MA22, Umweltbundesamt, Wien. (nicht veröffentlicht).
- BACCINI, P.& BRUNNER P.H. (1991): Metabolism of the anthroposphere. Springer Verlag, Berlin.
- BGBL (1959 und 1997): Wasserrechtsgesetz, BGBl 1959/215 idgF, insb. § 31b (Deponien) und § 31d (bestehende Deponien) sowie BGBl 1997/59 (Inkrafttreten).
- BMLFW (1977): Richtlinien für geordnete Mülldeponien im Interesse des Gewässerschutzes, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien 1977.
- BMLFW (1992): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldeponien (Abwasser/Deponie), BGBl 1992/613.
- BMU (1996): Verordnung des Bundesministers für Umwelt über die Ablagerung von Abfällen (Deponieverordnung), BGBl 1996/164.
- FEHRINGER, R. BRUNNER, P. H. (1997): Kunststoffflüsse und Möglichkeiten der Kunststoffverwertung in Österreich. Monographien, Band 80, Umweltbundesamt, Wien.
- FEHRINGER, R., RECHBERGER, H. & BRUNNER, P.H. (1999): Positivlisten für Reststoffe in der Zementindustrie: Methoden und Ansätze (Projekt: PRIZMA). Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft – Abteilung Abfallwirtschaft, TU Wien.
- FERROPACK (1999): Verwertungsmengenstatistik. <http://www.ferropack.at/stat.html>, Wien.
- FLÖTZERSTEIG (1997): Werksbeschreibung Müllheizwerk Flötzersteig. MBG, Wien.
- FRISCHKNECHT, R. (1996): Ökoinventare von Energiesystemen. 3. Auflage. ENet, Zürich.
- FRITSCH, U.R. et al. (2000): Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS 4.0).
- GUA & IFIP (1998): Gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen der Bewirtschaftung von Abfällen aus Haushalten und haushaltsähnlichen Einrichtungen in Österreich. Gesellschaft für umweltfreundliche Abfallbehandlung GesmbH, Wien. (nicht veröffentlicht).
- GUA (1997): Kosten-Nutzen-Analysen zu verschiedenen Aspekten der Quotenerfüllung bei der Metall- und Kunststoffsammlung der ArgeV. Gesellschaft für umweltfreundliche Abfallbehandlung GesmbH, Wien. (nicht veröffentlicht).
- GUA (1997): Szenarien zur Verwertung und Entsorgung von Kunststoffverpackungen in Österreich: Energie- und CO₂-Bilanz, betriebswirtschaftliche und volkswirtschaftliche Analyse. Gesellschaft für umweltfreundliche Abfallbehandlung GesmbH, Wien. (nicht veröffentlicht).
- HABERSATTER K. et al (1999): Ökoinventare für Verpackungen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schriftenreihe Umwelt Nr. 250/I, Nr. 250/II, 2. Auflage, Bern.
- HARANT, M. (1999): Stoffflußanalyse bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. Dissertation Montanuniversität Leoben.
- HAUER (1999): Zusammensetzung des Hausmülls in Österreich nach Bundesländern – Verpackungsanteile im Sperr- und Gewerbemüll 1998. Technisches Büro Hauer, Korneuburg.
- HUTTERER et al., (2000): Kosten der Sammlung und Sortierung von Leichtverpackungen aus Haushalten in Österreich, BMLFUW. (Hrsg.); MA 48 (1999): Müllbeseitigung – Leistungsbericht 1998, Gemeinde Wien.
- HUTTERER, H. & PILZ, H. (1998): Kosten-Nutzen-Analyse der Kunststoffverwertung – Volkswirtschaftliche Bewertung der stofflichen Verwertung von Kunststoffabfällen in Österreich unter Ein-schluß ökologischer Effekte. Monographien, Band 98, Umweltbundesamt, Wien.

- IUT – RUK (1997): Alternatives Entgasungsverfahren an der Deponie Falkenau, Planungsgrundlagen, erstellt von der Planungsgesellschaft Innovative Umwelttechnik Sachsen mbH und der Ingenieurgruppe RUK – Prof. Rettenberger. Freiberg 1997 – nicht veröffentlicht.
- MORF, L.S. (1998): Entwicklung einer effizienten Methode zur kontinuierlichen Bestimmung von Stoffflüssen durch eine Müllverbrennungsanlage. Dissertation TU Wien.
- NELLES, M. (1999): Stellenwert mechanisch-biologischer Verfahren in der Abfallwirtschaft Österreichs. Unterlagen zum Vortrag im „Seminar Abfallwirtschaft“ an der Abteilung Abfallwirtschaft der TU Wien 11. Oktober 1999.
- NEUMAYER, S. (1999): Einfluß der mechanisch-biologischen Behandlung auf die Nachsorgephase einer Deponie. Diplomarbeit TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, Wien.
- ÖKK (1999): Geschäftsbericht 1998. Österreichischer Kunststoffkreislauf GmbH, Wien.
- PILZ, H. (1996): Die Bedeutung von Papierflüssen und -kreisläufen für die CO₂- und CH₄-Emissionen in Österreich. Diplomarbeit, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, Abteilung Abfallwirtschaft, TU Wien.
- PROGNOS (1995): Aufkommen, Sammlung und Verwertung von Verpackungen sowie Restmengen in Abfallbehandlungsanlagen 1994. Prognos AG, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.), Wien.
- RETTENBERGER, G. ET AL, (1994): Demonstrationsprojekt Deponie Horrheim – wissenschaftliche Begleitung, Ludwigsburg – nicht veröffentlicht.
- SPITTELAU (1998): Technik schafft Lebensqualität – die thermische Abfallbehandlungsanlage Spittelau. Thermische Abfallbehandlungsanlage Spittelau, Wien.
- STEGMANN, R. ET AL (1998): Auswirkungen der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen auf die Deponietechnik. Müll und Abfall, 30. Jg., Heft 3, S 159–165.
- W. LAIMER, (1989): Sachprogramm Abfall, Deponiegasnutzung aus der Deponie Köglerweg. Stadtentwicklungskonzept, Magistrat der Stadt Graz, Wirtschaftshof, Graz.

ANHANG

A.1 Ökologische Parameter

A.1.1 Energieverbrauch

Tab. 49 Netto-Energieverbrauch in den Szenarien "Restmüll 1998" im Vergleich zu IST 1998

Restmüll 1998	ZERO	PAPIER_1	GLAS_1	KUNSTSTOFF HH_1	KUNSTSTOFF GEW_1	GVK_1	METALL_1	GESAMT_1
el. Energie	MWh/a	70.163	1.241	0	-14.203	4.691	1.538	-1.849
Wärme HH	kWh prim/a	45.095	727	0	12.879	-1.503	6.798	18.720
Wärme Ind.	kWh prim/a	300.489	4.245	0	133.745	-21.160	15.466	130.565
Diesel	Liter/a	-819	-149	125	-1.330	143	-66	-1.556
Heizöl S	Liter/a	26.670	-1	0	6.797	-3.196	0	4.265
Steinkohle	t/a	19.172	-210	0	470	-10	58	9.708
Erdgas	m³/a	70.576	-2.543	0	909	-3.901	1	-5.617

Tab. 50 Netto-Energieverbrauch in den Szenarien "Max MVA" im Vergleich zu IST 1998

Max MVA	ZERO	PAPIER_1	GLAS_1	KUNSTSTOFF HH_1	KUNSTSTOFF GEW_1	GVK_1	METALL_1	GESAMT_1
el. Energie	MWh/a	-659.575	21.351	0	-68.680	37.000	-318	-10.771
Wärme HH	kWh prim/a	66.404	-454	0	16.355	1.632	6.723	24.294
Wärme Ind.	kWh prim/a	350.210	1.491	0	141.857	-13.845	15.290	143.572
Diesel	Liter/a	-6.361	-6	125	-1.557	199	-111	-1.671
Heizöl S	Liter/a	26.634	0	0	6.795	-3.196	0	4.251
Steinkohle	t/a	8.087	18	0	-7	1	0	5.657
Erdgas	m³/a	90.395	-3.081	0	1.683	-4.163	148	-4.983

Tab. 51 Netto-Energieverbrauch in den Szenarien "Max MBA" im Vergleich zu IST 1998

Max MBA	ZERO	PAPIER_1	GLAS_1	KUNSTSTOFF HH_1	KUNSTSTOFF GEW_1	GVK_1	METALL_1	GESAMT_1	
el. Energie	MWh/a	-163.525	6.275	0	-27.651	26.270	2.495	5.095	12.299
Wärme HH	kWh prim/a	73.010	-650	0	16.926	-1.825	180	6.412	20.970
Wärme Ind.	kWh prim/a	325.179	-1.518	0	105.669	-14.606	421	14.961	104.757
Diesel	Liter/a	-218	-162	125	-1.244	135	-31	-255	-1.518
Heizöl S	Liter/a	26.632	0	0	6.795	-3.196	0	652	4.251
Steinkohle	t/a	7.421	32	0	-36	2	-3	5.423	5.414
Erdgas	m³/a	74.116	-2.651	0	1.048	-3.935	26	-14	-5.521

A.1.2 Emissionen

Tab. 52 Luftemissionen; Nettoemissionen [t/a] in den Szenarien "Restmüll 1998" im Vergleich zu IST 1998

Restmüll 1998	ZERO	PAPIER_1	GLAS_1	KUNSTSTOFF HH_1	KUNSTSTOFF GEW_1	GVK_1	METALL_1	GESAMT_1
CO _{2anorg}	198	1	0	-7	-14	-2	35	13
CH ₄	16.855	-449	0	653	-251	122	578	654
CO	613	-9	2	18	-9	0	243	247
SO ₂	1.283	-6	1	165	-139	6	62	89
NO _x	436	-14	7	-49	-24	-1	28	-51
C _x H _y	287	-5	2	34	-27	-1	3	6
Staub	123	-1	0	0	-5	2	23	20
Dioxine	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
HCl	37,08	-0,42	0,00	0,06	-0,02	0,34	16,38	16,43
FCKW	0,703	-0,028	0,000	0,033	-0,001	0,005	0,017	0,026
Cd	0,026	0,000	0,000	0,005	-0,004	0,000	0,001	0,002
Hg	0,007	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb	-0,045	0,002	0,000	0,003	-0,006	0,000	-0,087	-0,089
Zn	0,057	0,000	0,000	0,008	-0,007	0,000	0,001	0,002

Tab. 53: Luftemissionen; Nettoemissionen [t/a] in den Szenarien "Max MVA" im Vergleich zu IST 1998

Max MVA	ZERO	PAPIER_1	GLAS_1	KUNSTSTOFF HH_1	KUNSTSTOFF GEW_1	GVK_1	METALL_1	GESAMT_1
CO _{2anorg}	369	-2	0	33	-43	-1	30	17
CH ₄	962	-23	0	34	-39	4	111	87
CO	120	1	2	-6	5	-2	151	151
SO ₂	1.805	-21	1	185	-146	10	64	94
NO _x	565	-19	7	-50	-16	0	27	-46
C _x H _y	264	-4	2	33	-27	-1	2	7
Staub	235	-4	0	4	-6	3	23	20
Dioxine	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
HCl	28,27	-0,40	0,00	-0,26	-0,12	0,34	10,59	10,15
FCKW	0,703	-0,028	0,000	0,033	-0,001	0,005	0,017	0,026
Cd	0,026	0,000	0,000	0,005	-0,004	0,000	0,000	0,002
Hg	0,003	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb	0,079	0,000	0,000	0,007	-0,006	0,000	-0,053	-0,052
Zn	0,102	-0,001	0,000	0,009	-0,007	0,001	0,002	0,004

Tab. 54: Luftemissionen; Nettoemissionen [t/a] in den Szenarien "Max MBA" im Vergleich zu IST 1998

Max MBA	ZERO	PAPIER_1	GLAS_1	KUNSTSTOFF HH_1	KUNSTSTOFF GEW_1	GVK_1	METALL_1	GESAMT_1
CO _{2anorg}	346	-3	0	10	-32	-1	26	0
CH ₄	982	-24	0	35	-40	5	106	82
CO	293	-5	2	-2	-1	0	146	138
SO ₂	1.674	-17	1	181	-146	9	58	86
NO _x	816	-26	7	-41	-23	5	26	-57
C _x H _y	515	-11	2	43	-29	1	7	12
Staub	216	-3	0	4	-6	2	22	18
Dioxine	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
HCl	42,16	-0,65	0,00	0,30	-0,57	0,47	10,33	9,87
FCKW	6,771	-0,201	0,000	0,251	-0,057	0,042	0,144	0,178
Cd	0,026	0,000	0,000	0,005	-0,004	0,000	0,000	0,002
Hg	0,007	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb	0,090	-0,001	0,000	0,008	-0,006	0,000	-0,051	-0,050
Zn	0,080	-0,001	0,000	0,008	-0,007	0,000	0,002	0,003

Tab. 55: Wasseremissionen; Nettoemissionen [t/a] in den Szenarien "Restmüll 1998" im Vergleich zu IST 1998

Restmüll 1998	ZERO	PAPIER_1	GLAS_1	KUNSTSTOFF HH_1	KUNSTSTOFF GEW_1	GVK_1	METALL_1	GESAMT_1
CSB	1.574	-84	0	-3	12	-4	1	-78
NH ₄	0,942	-0,020	0,015	-0,071	-0,123	-0,004	0,033	-0,168
Cd	0,005	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,002
Hg	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb	0,362	-0,004	0,000	0,004	0,000	0,003	0,159	0,163
Zn	0,722	-0,007	0,000	0,008	0,000	0,006	0,319	0,327
Cl-	970	-8	4	78	-78	3	168	168

Tab. 56: Wasseremissionen; Nettoemissionen [t/a] in den Szenarien "Max MVA" im Vergleich zu IST 1998

Max MVA	ZERO	PAPIER_1	GLAS_1	KUNSTSTOFF HH_1	KUNSTSTOFF GEW_1	GVK_1	METALL_1	GESAMT_1
CSB	1.574	-84	0	-3	12	-4	1	-78
NH ₄	0,481	-0,009	0,015	-0,092	-0,117	-0,007	0,018	-0,182
Cd	0,003	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001
Hg	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb	0,226	-0,002	0,000	-0,002	0,000	0,003	0,102	0,101
Zn	0,438	-0,004	0,000	-0,003	-0,001	0,005	0,204	0,202
Cl-	763	-5	4	70	-76	2	113	109

Tab. 57: Wasseremissionen; Nettoemissionen [t/a] in den Szenarien "Max MBA" im Vergleich zu IST 1998

Max MBA	ZERO	PAPIER_1	GLAS_1	KUNSTSTOFF HH_1	KUNSTSTOFF GEW_1	GVK_1	METALL_1	GESAMT_1
CSB	1.984	-96	0	12	8	-1	10	-68
NH ₄	1,196	-0,027	0,015	-0,056	-0,125	0,002	0,032	-0,170
Cd	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001
Hg	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Pb	0,248	-0,003	0,000	-0,001	-0,001	0,003	0,099	0,097
Zn	0,479	-0,005	0,000	-0,002	-0,002	0,006	0,197	0,194
Cl-	962	-10	4	79	-79	4	113	108

A.2 Kosten-Nutzen-Analyse

Tab. 58: Direkte wirtschaftliche Effekte der einzelnen Szenarien im Vergleich zu IST 1998 [Mio. öS/a]

Direkte wirtschaftliche Effekte	Restmüll 1998	Max MVA	Max MBA
ZERO	-567	-218	-627
PAPIER_1	31	23	35
GLAS_1	25	25	25
KUNSTSTOFF HH_1	274	292	257
KUNSTSTOFF GEW_1	-72	-84	-50
GVK_1	49	51	54
METALL_1	49	49	44
GESAMT_1	357	354	353

Tab. 59: Substituierte wirtschaftliche Effekte der einzelnen Szenarien im Vergleich zu IST 1998 [Mio. öS/a]

Subst. wirtschaftliche Effekte	Restmüll 1998	Max MVA	Max MBA
ZERO	-787	-583	-673
PAPIER_1	6	2	5
GLAS_1	0	0	0
KUNSTSTOFF HH_1	-37	-29	-25
KUNSTSTOFF GEW_1	39	30	33
GVK_1	-9	-8	-8
METALL_1	-33	-23	-23
GESAMT_1	-34	-27	-18

Tab. 60: Umwelteffekte der einzelnen Szenarien im Vergleich zu IST 1998 [Mio. öS/a]

Umwelteffekte	Restmüll 1998	Max MVA	Max MBA
ZERO	-2.378	-505	-769
PAPIER_1	58	7	16
GLAS_1	-1	-1	-1
KUNSTSTOFF HH_1	-82	-38	-28
KUNSTSTOFF GEW_1	48	45	38
GVK_1	-14	0	-2
METALL_1	-95	-35	-38
GESAMT_1	-86	-22	-13

Tab. 61: Kosten-Nutzen-Salden der einzelnen Szenarien im Vergleich zu IST 1998 [Mio. öS/a]

Kosten-Nutzen-Salden	Restmüll 1998	Max MVA	Max MBA
ZERO	-3.732	-1.305	-2.069
PAPIER_1	95	32	56
GLAS_1	25	25	25
KUNSTSTOFF HH_1	155	226	204
KUNSTSTOFF GEW_1	15	-9	21
GVK_1	26	44	44
METALL_1	-78	-9	-16
GESAMT_1	238	305	321

A.3 Sensitivitätsanalysen

Tab. 62: Überblick über die Sensitivitätsanalysen; Werte in [Mio. öS/a] als Vergleich zur jeweiligen Referenz

	ZERO			PAPIER_1			GLAS_1			KST_HH			KST_GEW			GVK_1			METALL_1			GESAMT_1			
	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA	
	Original	-3.732	-1.305	-2.069	95	32	56	25	25	25	155	226	204	15	-9	21	26	44	44	-78	-9	-16	238	305	321
Deponie- sanierungs- kosten	MinMin	-2.123	-1.263	-1.812	51	30	48	25	25	25	217	227	213	-6	-9	19	38	44	45	-37	-8	-11	289	306	328
	SensiMin	-3.195	-1.291	-1.983	81	31	54	25	25	25	176	226	207	8	-9	21	30	44	44	-65	-9	-15	255	305	324
	SensiMax	-4.268	-1.320	-2.155	110	32	59	25	25	25	134	225	201	22	-9	22	22	43	43	-92	-9	-18	221	304	319
Vermeidungs- kosten CO ₂	MinMin	-3.645	-1.145	-1.918	96	31	55	25	25	25	152	240	208	9	-28	8	25	43	43	-63	4	-5	244	312	321
	SensiMin	-3.680	-1.209	-1.979	96	31	56	25	25	25	153	234	206	11	-20	13	26	43	43	-69	-1	-10	242	309	321
	SensiMax	-3.783	-1.402	-2.159	95	32	57	25	25	25	157	217	201	18	2	30	27	44	44	-88	-17	-23	235	300	321
Sammelkosten Papier	MaxMax	-3.904	-1.627	-2.370	94	33	59	25	25	25	161	197	195	27	29	49	28	45	45	-109	-35	-39	227	290	321
	SensiMin	-4.017	-1.591	-2.354	112	48	73	25	25	25	155	226	204	15	-9	21	26	44	44	-78	-9	-16	254	321	338
	SensiMax	-3.446	-1.020	-1.784	79	15	40	25	25	25	155	226	204	15	-9	21	26	44	44	-78	-9	-16	222	288	305
Sammelkosten Glas	SensiMin	-3.771	-1.345	-2.108	95	32	56	17	17	17	155	226	204	15	-9	21	26	44	44	-78	-9	-16	230	297	314
	SensiMax	-3.692	-1.266	-2.030	95	32	56	33	33	33	155	226	204	15	-9	21	26	44	44	-78	-9	-16	246	312	329
	SensiMin	-3.732	-1.305	-2.069	95	32	56	25	25	25	220	291	269	15	-9	21	26	44	44	-78	-9	-16	303	370	387
Sammelkosten Kunststoffe	SensiMax	-3.732	-1.305	-2.069	95	32	56	25	25	25	89	160	138	15	-9	21	26	44	44	-78	-9	-16	173	239	256
	SensiMin	-3.754	-1.328	-2.091	95	32	56	25	25	25	155	226	204	15	-9	21	4	21	21	-78	-9	-16	216	282	299
	SensiMax	-3.709	-1.283	-2.047	95	32	56	25	25	25	155	226	204	15	-9	21	48	66	66	-78	-9	-16	260	327	344
Sammelkosten Metalle	SensiMin	-3.732	-1.305	-2.069	95	32	56	25	25	25	155	226	204	15	-9	21	26	44	44	-67	2	-5	249	316	333
	SensiMax	-3.732	-1.305	-2.069	95	32	56	25	25	25	155	226	204	15	-9	21	26	44	44	-90	-20	-28	227	293	310
	MinMin	-3.447	-1.257	-2.011	88	30	55	25	25	25	165	226	205	11	-10	21	28	44	44	-71	-8	-16	246	305	322
Investitions- kosten Deponie	SensiMin	-3.618	-1.286	-2.046	92	31	56	25	25	25	159	226	204	13	-9	21	27	44	44	-76	-9	-16	241	305	321
	SensiMax	-3.845	-1.325	-2.092	98	32	57	25	25	25	151	225	203	16	-9	22	25	43	43	-81	-9	-17	235	304	321
	MaxMax	-4.301	-1.403	-2.186	111	34	60	25	25	25	135	224	202	22	-8	23	22	43	43	-92	-11	-18	223	304	321

	ZERO			PAPIER_1			GLAS_1			KST_HH			KST_GEW			GVK_1			METALL_1			GESAMT_1		
	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA	RM 1998	Max MVA	Max MBA
	-3.732	-1.305	-2.069	95	32	56	25	25	25	155	226	204	15	-9	21	26	44	44	-78	-9	-16	238	305	321
Investitions- kosten MVA	MinMin	-681	-2.006	95	13	53	25	25	25	133	230	186	15	-17	21	26	48	44	-85	2	-20	210	298	296
	SensiMin	-3.740	-1.181	-2.056	95	28	56	25	25	150	226	200	15	-11	21	26	45	44	-80	-7	-17	232	303	316
	SensiMax	-3.723	-1.430	-2.082	95	35	57	25	25	159	225	207	15	-7	22	26	43	43	-77	-11	-16	244	306	326
	MaxMax	-3.645	-2.554	-2.195	95	68	63	25	25	199	218	240	14	8	22	26	34	42	-66	-31	-8	294	318	372
Investitions- kosten MBA	MinMin	-3.698	-1.272	-1.729	95	31	48	25	25	155	226	217	15	-9	14	26	44	44	-78	-9	-4	238	305	334
	SensiMin	-3.718	-1.292	-1.933	95	31	53	25	25	155	226	209	15	-9	19	26	44	44	-78	-9	-12	238	305	326
	SensiMax	-3.745	-1.319	-2.205	95	32	60	25	25	155	226	199	15	-9	24	26	43	43	-78	-9	-21	238	304	316
	MaxMax	-3.799	-1.373	-2.749	96	32	73	25	25	154	225	178	15	-9	36	26	43	43	-79	-9	-41	238	304	296
Qualität Metalle MVA	MinMin	-3.719	-1.348	-2.064	94	32	54	25	25	159	234	207	15	-9	20	26	44	42	-83	-31	-24	233	286	316
	SensiMin	-3.725	-1.325	-2.065	95	32	57	25	25	158	232	207	15	-9	20	26	46	44	-79	-18	-19	239	298	322
Qualität Metalle MBA	MinMin	-3.737	-1.310	-2.130	95	34	56	25	25	156	229	206	15	-7	20	26	46	43	-82	-12	-35	235	303	300
	SensiMin	-3.734	-1.308	-2.099	95	34	55	25	25	155	228	204	15	-7	20	26	46	43	-80	-8	-28	236	305	310
Erlöse Papier	SensiMin	-3.692	-1.265	-2.029	94	30	55	25	25	155	226	204	15	-9	21	27	44	44	-78	-9	-16	237	304	321
	SensiMax	-4.456	-2.030	-2.794	118	54	79	25	25	155	226	204	15	-9	21	18	35	35	-78	-9	-16	252	318	335
Erlöse Glas	SensiMin	-3.485	-1.059	-1.823	95	32	56	25	25	155	226	204	15	-9	21	26	44	44	-78	-9	-16	238	305	321
	SensiMax	-4.039	-1.613	-2.376	95	32	56	25	25	155	226	204	15	-9	21	26	44	44	-78	-9	-16	238	305	321
Erlöse Kunststoffe	SensiMin	-3.683	-1.257	-2.020	95	32	56	25	25	158	229	207	4	-19	11	26	44	44	-78	-9	-16	231	297	314
	SensiMax	-3.780	-1.354	-2.118	95	32	56	25	25	152	223	201	25	1	32	26	44	44	-78	-9	-16	245	312	329
Erlöse Aluminium	SensiMax	-3.756	-1.330	-2.094	95	32	56	25	25	147	218	196	15	-9	21	26	44	44	-87	-18	-26	224	291	307
	SensiMin	-3.687	-1.290	-2.055	95	32	57	25	25	167	237	215	15	-9	21	26	44	44	-56	5	-3	262	319	336
Erlöse Fe- Metalle	SensiMax	-3.776	-1.321	-2.083	96	31	56	25	25	143	215	193	15	-9	21	26	44	44	-101	-23	-30	214	290	307